



Titre: Techniques de contrôle du drainage minier acide basées sur les
Title: effets capillaires

Auteur: Anne-Marie Dagenais
Author:

Date: 2005

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Dagenais, A.-M. (2005). Techniques de contrôle du drainage minier acide basées
Citation: sur les effets capillaires [Thèse de doctorat, École Polytechnique de Montréal].
PolyPublie. <https://publications.polymtl.ca/7758/>

 **Document en libre accès dans PolyPublie**
Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/7758/>
PolyPublie URL:

**Directeurs de
recherche:** Michel Aubertin, & Bruno Bussière
Advisors:

Programme: Non spécifié
Program:

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

TECHNIQUES DE CONTRÔLE DU DRAINAGE MINIER ACIDE BASÉES SUR
LES EFFETS CAPILLAIRES

ANNE-MARIE DAGENAI
DÉPARTEMENT DES GÉNIES CIVIL, GÉOLOGIQUE ET DES MINES
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

THÈSE PRÉSENTÉE EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE PHILOSOPHIAE DOCTOR
(GÉNIE MINÉRAL)
JUN 2005

© Anne-Marie Dagenais, 2005.



Library and
Archives Canada

Bibliothèque et
Archives Canada

Published Heritage
Branch

Direction du
Patrimoine de l'édition

395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

395, rue Wellington
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Your file Votre référence

ISBN: 978-0-494-22126-6

Our file Notre référence

ISBN: 978-0-494-22126-6

NOTICE:

The author has granted a non-exclusive license allowing Library and Archives Canada to reproduce, publish, archive, preserve, conserve, communicate to the public by telecommunication or on the Internet, loan, distribute and sell theses worldwide, for commercial or non-commercial purposes, in microform, paper, electronic and/or any other formats.

The author retains copyright ownership and moral rights in this thesis. Neither the thesis nor substantial extracts from it may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

AVIS:

L'auteur a accordé une licence non exclusive permettant à la Bibliothèque et Archives Canada de reproduire, publier, archiver, sauvegarder, conserver, transmettre au public par télécommunication ou par l'Internet, prêter, distribuer et vendre des thèses partout dans le monde, à des fins commerciales ou autres, sur support microforme, papier, électronique et/ou autres formats.

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

In compliance with the Canadian Privacy Act some supporting forms may have been removed from this thesis.

Conformément à la loi canadienne sur la protection de la vie privée, quelques formulaires secondaires ont été enlevés de cette thèse.

While these forms may be included in the document page count, their removal does not represent any loss of content from the thesis.

Bien que ces formulaires aient inclus dans la pagination, il n'y aura aucun contenu manquant.


Canada

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Cette thèse intitulée :

TECHNIQUES DE CONTRÔLE DU DRAINAGE MINIER ACIDE BASÉES SUR
LES EFFETS CAPILLAIRES

présentée par : DAGENAIS Anne-Marie

en vue de l'obtention du diplôme de : Philosophiae Doctor

a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de :

M. MARCOTTE Denis, Ph.D., président

M. AUBERTIN Michel, Ph.D., membre et directeur de recherche

M. BUSSIÈRE Bruno, Ph.D., membre et co directeur de recherche

M. ZAGURY Gérald, Ph.D., membre

M. CATALAN Lionel J.J., Ph.D., membre

Réussir dans la vie et sa vie c'est savoir :

Se comprendre et comprendre

Apprendre et recommencer

S'adapter et se réadapter

S'exprimer et se réaliser

Réfléchir et agir

S'épanouir et bâtir

Diriger et servir

- « Yves Dagenais »

À mes deux rayons de soleil et mon amour qui sont les saisons de ma vie

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier les personnes que j'ai côtoyées durant ces années d'études qui ont apporté une richesse au projet par leurs conseils et leur support. Merci d'abord à mon directeur de thèse, Michel Aubertin, pour ses conseils, ses commentaires et son inspiration à trouver des solutions. Merci aussi à mon co-directeur Bruno Bussière pour ses conseils, son écoute et ses encouragements qui viennent toujours à point nommé.

Je tiens à remercier l'équipe de l'URSTM pour son accueil lors de mon arrivée à Rouyn-Noranda. Plus particulièrement Denis Bois et Mostafa Benzaazoua pour son apport dans l'interprétation de la géochimie, ainsi que toute l'équipe au laboratoire pour leur aide lors des différents essais faits à l'URSTM. Les essais à l'École Polytechnique ont été réalisés grâce au support d'Antonio Gatien et d'Étienne Bélanger. Merci à vous deux pour votre aide.

J'aimerais aussi remercier la Chaire Industrielle CRSNG Polytechnique-UQAT en Environnement et Gestion des Rejets Miniers pour sa contribution financière, le ministère des Ressources naturelles du Québec pour le support financier par le biais du projet d'auscultation au site Lorraine, plus particulièrement Mme Johanne Cyr, M. Claude Dufour et M. Louis Bienvenu.

Un grand merci au groupe d'entraide du D-207, Jovette, Sandra et Caroline pour avoir partagé les hauts et les bas de ces dernières années.

Finalement, un grand merci à Yves-Alexandre et Annie Laurie, mes deux soleils, pour le plus beau cadeau de ma vie, ainsi qu'à Jared pour son amour de tout les instants. Merci Maman pour ta générosité, merci Papa pour ta confiance. Marc, tu m'as montré la persévérance et la fierté. Yves, ce que je retiens de toi est le goût du bonheur et la joie de vivre qui me suivent où que je sois.

RÉSUMÉ

Le phénomène du drainage minier acide (DMA), lié à l'oxydation des minéraux sulfureux dans les aires d'accumulation de rejet, constitue l'un des problèmes environnementaux majeurs auquel l'industrie minière doit faire face. La prévention du DMA s'effectue par l'exclusion d'éléments nécessaires à la réaction, soit l'eau, l'oxygène ou les sulfures. La réduction de l'apport en oxygène vers les rejets sulfureux peut s'avérer la méthode la plus efficace pour contrer la génération d'acide en climat humide (comme au Québec). Pour limiter l'apport en oxygène, on peut mettre en place un recouvrement ayant une perméabilité au gaz extrêmement faible ou utiliser une technique qui limite son transport jusqu'aux résidus miniers réactifs. L'utilisation des effets capillaires dans les sols permet de maintenir un milieu poreux près de la saturation réduisant ainsi significativement la présence de l'oxygène dans ce milieu. Ce projet de recherche vise à évaluer deux techniques de contrôle du DMA basées sur la présence d'effets capillaires dans les matériaux poreux (sols et rejets miniers). Il comprend deux volets qui portent chacun sur des méthodes spécifiques qui inhibent les réactions d'oxydation.

Le premier volet étudie le concept de la nappe phréatique surélevée comme méthode de gestion (et de fermeture) d'un parc à résidus générateur de DMA. Ce concept vise à maintenir un degré de saturation élevé dans les résidus miniers en utilisant leur rétention capillaire. Le principal objectif ici est d'évaluer les facteurs d'influence liés au contrôle du niveau phréatique sur la génération de DMA. Dans ce sens, des essais cinétiques en colonne ont été réalisés sur trois types de résidus, selon différentes positions de la nappe phréatique, pour évaluer les taux d'oxydation générés dans chacun des cas.

Une étude numérique paramétrique basée sur les essais en laboratoire a été réalisée afin d'évaluer l'effet de certains facteurs sur les profils hydriques, dont le taux d'évaporation, l'épaisseur et les propriétés d'une couche de protection, la position du niveau phréatique et les propriétés hydriques des résidus miniers. Les flux d'oxygène correspondant à ces conditions ont été évalués. Cette étude a permis de définir des relations entre les paramètres importants qui influencent le profil hydrique et le flux d'oxygène. On propose aussi des critères pouvant être utilisés lors d'une étape préliminaire de conception.

Le deuxième volet du projet porte sur l'étude du comportement et de l'efficacité à long terme des couvertures à effets de barrière capillaire (CEBC), en se basant sur le cas d'un recouvrement à grande échelle. L'auscultation et le suivi de la CEBC au site Lorraine, Québec, Canada, comportent deux objectifs majeurs consistant à évaluer : 1) son comportement hydrique 2) sa capacité à contrôler la diffusion d'oxygène. Après sa construction en 1999, la CEBC a été instrumentée et auscultée par des sondes RDT pour la teneur en eau volumique, des blocs à résistance électrique pour les mesures de succion et des puits d'observation pour l'échantillonnage de l'eau. Des essais de consommation d'oxygène ont également été réalisés pour évaluer le flux d'oxygène passant à travers la couverture.

Les mesures de teneurs en eau volumiques et de succion, prises de 1999 à 2003, montrent que les effets de barrière capillaire sont présents là où le besoin existe (i.e. là où la nappe phréatique est sous la surface des résidus miniers réactifs). Les flux d'oxygène estimés à partir des mesures mensuelles de teneurs en eau volumiques et des essais de consommation d'oxygène rencontrent l'objectif fixé lors de la conception du recouvrement. Un modèle numérique bidimensionnel représentant une section nord sud du site Lorraine a été construit à partir des informations recueillies sur le site lors de l'auscultation et durant la construction, et des propriétés déterminées en laboratoire. Ce modèle reproduit une situation à grande échelle en régime transitoire. On peut alors

évaluer la capacité du modèle mathématique à représenter une situation réaliste en comparant les résultats du calcul aux mesures *in situ*. Les résultats du calcul numérique pour trois années de données climatiques montrent une bonne concordance entre les valeurs calculées et les valeurs mesurées. Les résultats obtenus pour les différentes méthodes appliquées lors de l'auscultation du recouvrement du site Lorraine convergent vers la même tendance quant à son efficacité à limiter le flux d'oxygène vers les résidus miniers.

L'auscultation de la CEBC au site Lorraine a permis de démontrer sa capacité à contrôler le flux d'oxygène lié à la production de drainage minier acide. Néanmoins, l'efficacité à long terme d'une CEBC peut être influencée par certains facteurs dont les cycles de gel-dégel. Afin d'approfondir cet aspect, des essais en laboratoire ont été réalisés sur un matériau gélif pour évaluer l'impact des cycles de gel-dégel sur la conductivité hydraulique, la courbe de rétention d'eau et la distribution des pores. Les résultats des essais montrent une variation des propriétés hydriques des échantillons causée par la présence de fissures dans ces échantillons.

La présence de fissures engendre une variation dans la structure interne des échantillons, confirmée par les essais de porosimétrie au mercure. Ces fissures induites peuvent servir à l'écoulement de l'eau et la diffusion d'oxygène, affectant possiblement la capacité de la CEBC à inhiber le flux d'oxygène lorsqu'elles sont bien développées. Des essais *in situ* ont été réalisés sur une CEBC ayant subi plusieurs cycles de gel-dégel. Le matériau composant la couche de rétention d'eau présente localement une détérioration de sa structure. Dans le cas étudié, les changements survenus dans la structure du matériau ne semblent pas être assez importants pour influencer significativement l'efficacité de la CEBC à contrôler la diffusion d'oxygène.

ABSTRACT

Acid mine drainage (AMD) ensuing from the oxidation of sulphide minerals contained in mining wastes remains one of the critical challenge for the mining industry. This oxidation reaction can cause acidification and heavy metal release in surface and ground water. To inhibit the acid formation, one must exert control on the constitutive elements (sulphide, water or oxygen) of oxidation reactions. In a humid environment, such as the one found in Québec, studies have shown that preventing oxygen from reaching the reactive material constitutes a practical approach for controlling the production of AMD. A cover with low gas permeability or a technique that limits its transport can be use to this effect. Capillary effects that occur in porous media can be applied toward gas migration control by keeping a soil close to saturation, thus reducing oxygen diffusion through it. This research project evaluates two practical means using capillary effects in porous materials (soils and tailings) to control the production of AMD. It is divided in two main parts, each focusing on a control method.

The first part of the project involves the concept known as "elevated water table" as a management and reclamation method for acid generating tailings. This concept is based on the fact that tailings in the capillary zone are maintained in a state close to full saturation, which inhibits oxygen diffusion and controls AMD generation. The study addresses the practical aspects of the elevated water table concept: the oxidation rates that can be expected (efficiency) and the water table level's influence on these. Results from column tests performed on three different types of tailings at different water table levels show how the oxidation depends on the degree of saturation associated to capillary rise.

A complementary numerical parametric study, based in part on the tests performed in the lab, was conducted to evaluate the impact of various factors on the water content

profiles in the tailings, including the evaporation rate, thickness and properties of the protection layer, water level, and hydraulic properties of the sulphide tailings. The oxygen fluxes associated with the different conditions are also evaluated and analysed. Results show how these factors may influence the water content profiles in the tailings and the oxygen fluxes causing acidification of the leachate. They were related to the efficiency of the concept for preventing the generation of AMD. Criteria to be used in a preliminary approach are also proposed here.

The second main component of the research project deals with the hydrogeological behaviour and the efficiency of covers with capillary barrier effects (CCBE), based on an actual large-scale cover system and on a series of *in situ* tests and numerical calculations. The CCBE at the core of this investigation has been constructed in 1999 at the Lorraine mine site, Quebec, Canada. It has been instrumented and monitored using TDR probes (for water content measurements), Watermarks (for suction measures) and observation wells to help assess its hydrogeological behavior and its performance in limiting oxygen diffusion. Modified oxygen consumption tests were also done to evaluate the oxygen flux through the cover.

Water content and suction data, measured from 1999 to 2003, show that the capillary barrier effects are effective where needed on the site (*i.e.*, where the water table is below the tailings surface). Oxygen fluxes estimated from monthly water content measurements and those inferred from the modified oxygen consumption tests fully meet the design objectives. A two dimensional numerical model of the Lorraine mine site was also built to evaluate the capacity of a mathematical model to represent realistically the *in situ* conditions on a large scale site. The unsaturated flow calculation results are compared with observations made *in situ*. The model is based on laboratory data and conditions gathered on site. It represents a north – south transect across the old tailings pond and the cover. Numerical results obtained for three years show a good agreement between measured and calculated values. The results obtained from the

different methods used in this research to evaluate the CCBE performance concur and confirm the efficiency of this cover in limiting oxygen flux to the acid generating tailings.

The study has demonstrated further the CCBE's ability to control the oxygen flux related to acid mine drainage (AMD). Nonetheless, it has also been shown that detrimental factors such as freeze-thaw cycles can affect their long term performance. In this regard, laboratory tests were performed to assess the effects of freeze-thaw on the hydraulic conductivity, water retention curve, and pore size distribution. Results for the tested soil samples show variations in their hydraulic properties due to the presence of induced fissures.

The presence of fissures induces variations in the internal structure of the samples, which are confirmed by results from mercury intrusion porosimetry tests. This variation in internal structure can influence the soil's ability to perform as expected. After freeze-thaw cycles, the flow of water and diffusion of oxygen could be concentrated in these new cracks. Depending on the connectivity of the fissures, the additional flux may be significant and can affect the long term performance of the covers. *In situ* testing was also done on a CCBE, showing evidence of fissuring after several winters. For this case however, the changes induced in the water retention layer (micro) structure were not sufficient to influence significantly the CCBE performance.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE.....	IV
REMERCIEMENTS	V
RÉSUMÉ.....	VI
ABSTRACT.....	IX
TABLE DES MATIÈRES	XII
LISTE DES TABLEAUX.....	XVI
LISTE DES FIGURES	XIX
LISTE DES SIGLES ET DES ABRÉVIATIONS.....	XXXIII
LISTE DES ANNEXES	XLII
CHAPITRE I - INTRODUCTION.....	1
1.1 Problématique du drainage minier acide (DMA).....	2
1.2 Prévention et contrôle du drainage minier acide (DMA).....	6
1.3 Description du projet et contenu de la thèse	10
CHAPITRE II – PRÉVENTION ET CONTRÔLE DU DMA	14
2.1 Transport de l’oxygène vers les résidus miniers	15
2.1.1 Diffusion de l’oxygène.....	15
2.1.2 Estimation des paramètres D_e et k_r	18
2.1.3 Évaluation du flux d’oxygène vers les résidus miniers.....	28
2.2 Recouvrements en eau.....	36
2.2.1 Généralités.....	36
2.2.2 Facteurs influençant l’efficacité des recouvrements en eau.....	39
2.2.3 Nappe phréatique surélevée – cas particulier de la barrière humide.....	46
2.3 Recouvrements de type CEBC.....	58
2.3.1 Effets capillaires.....	59
2.3.2 Conception d’une CEBC.....	62
2.3.3 Évaluation de la performance d’une CEBC	68

2.3.4	Effets des cycles de gel-dégel sur la performance d'une CEBC.....	78
CHAPITRE III - INFLUENCE DU NIVEAU PHRÉATIQUE SUR LA		
GÉNÉRATION D'ACIDE PAR LES REJETS DE		
CONCENTRATEUR..... 90		
3.1	Caractérisation des résidus étudiés.....	91
3.1.1	Méthodes utilisées pour la caractérisation	92
3.1.2	Caractérisation physique	94
3.1.3	Caractérisation chimique et minéralogique.....	102
3.2	Essais cinétiques en colonnes.....	107
3.2.1	Méthodologie	107
3.2.2	Chimie des eaux de lixiviation.....	116
3.2.3	Flux d'oxygène	129
3.3	Analyse post-démantèlement	135
3.3.1	Profils de teneurs en eau dans les résidus	137
3.3.2	Profils des compositions chimiques et observations minéralogiques	139
3.4	Interprétation.....	144
3.4.1	Modélisation géochimique à l'équilibre et diagrammes Eh-pH	144
3.4.2	Analyse du comportement géochimique.....	151
3.4.3	Épuisement des éléments	155
3.4.4	Efficacité des scénarios étudiés.....	157
CHAPITRE IV - PERFORMANCE D'UNE COUVERTURE À EFFET DE		
BARRIÈRE CAPILLAIRE À GRANDE ÉCHELLE 161		
4.1	Historique du site Lorraine.....	162
4.2	Description de la CEBC	167
4.2.1	Caractérisation des matériaux en laboratoire	168
4.2.2	Conception et construction du recouvrement multicouche.....	172
4.2.3	Instrumentation du site.....	177
4.3	Auscultation de la CEBC	184
4.3.1	Comportement hydrique de la CEBC	185

4.3.2	Qualité de l'eau sous la CEBC et niveau piézométrique	197
4.3.3	Débits à la sortie des drains.....	202
4.3.4	Essais de consommation d'oxygène modifiés.....	206
4.3.5	Essais d'infiltration	219
4.4	Modélisation du comportement hydrique de la couverture.....	224
4.4.1	Fonctions hydriques et description du modèle numérique.....	225
4.4.2	Conditions frontières du régime transitoire.....	231
4.4.3	Résultats de la modélisation bidimensionnelle	238
CHAPITRE V - RÉSULTATS COMPLÉMENTAIRES ET ANALYSE DE		
L'EFFICACITÉ DES MÉTHODES DE CONTRÔLE DU		
DMA		248
5.1	Étude paramétrique sur l'influence du niveau phréatique sur la génération de DMA.....	249
5.1.1	Propriétés des matériaux	250
5.1.2	Description du modèle numérique et validation	255
5.1.3	Modélisation des profils hydriques	257
5.1.4	Modélisation du flux d'oxygène	271
5.1.5	Réduction du flux d'oxygène vers les résidus miniers.....	277
5.2	Efficacité de la CEBC à contrôler le DMA.....	282
5.2.1	Cartes contours des résultats de terrain et des analyses numériques	283
5.2.2	Calculs des coefficients de diffusion effectifs	288
5.2.3	Estimation des flux d'oxygène et efficacité de la CEBC.....	291
5.3	Effets des cycles de gel-dégel sur les propriétés du sol et la performance de la CEBC.....	297
5.3.1	Caractérisation physique des matériaux.....	298
5.3.2	Essais en laboratoire.....	305
5.3.3	Essais de terrain au site LTA	317
CHAPITRE VI - CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS		338
6.1	Conclusions.....	338

6.2	Recommandations.....	344
RÉFÉRENCES.....		347
ANNEXES.....		394

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1 : Réactions d'oxydation des sulfures (d'après Plumlee, 1999)	4
Tableau 1.2 : Principales mesures de contrôle du DMA (d'après Aubertin <i>et al.</i> , 2002).....	7
Tableau 2.1 : Modélisation de l'écoulement de l'eau dans un parc à résidus selon différents scénarios (inspiré de Nicholson et Tibble, 1995)	50
Tableau 3.1 : Caractérisation physique des résidus étudiés et du sable.....	95
Tableau 3.2 : Conductivité hydraulique saturée mesurée et estimée	97
Tableau 3.3 : Pression d'entrée d'air estimée et paramètres du modèle MK ajusté	98
Tableau 3.4 : Composition chimique des résidus étudiés	102
Tableau 3.5 : Résultats des essais statiques	103
Tableau 3.6 : Minéralogie des résidus échantillonnés	106
Tableau 3.7 : Caractéristiques des matériaux après leur mise en place dans les colonnes.....	114
Tableau 3.8 : Valeur des paramètres initiaux utilisés pour la modélisation avec POLLUTE et résultats par ajustement du modèle.....	130
Tableau 3.9 : Efficacité des scénarios étudiés.....	158
Tableau 4.1 : Propriétés de base des matériaux (tiré de Aubertin <i>et al.</i> , 1999b)	169
Tableau 4.2 : Conductivité hydraulique des matériaux échantillonnés (tiré de Aubertin <i>et al.</i> , 1999b)	170
Tableau 4.3 : Pression d'entrée d'air des matériaux échantillonnés (tiré de Aubertin <i>et al.</i> , 1999b)	171
Tableau 4.4 : Compacité in situ des couches de sable du bas et de silt (tiré de Aubertin <i>et al.</i> , 1999b; Fontaine, 1999b)	175
Tableau 4.5 : Porosité de la couche de silt selon les essais de densité en place	186
Tableau 4.6 : Principales caractéristiques hydriques <i>in situ</i> du silt et du sable de la CEBC	187

Tableau 4.7 : Moyennes annuelles des degrés de saturation des secteurs nord-est, centre et sud-ouest.....	197
Tableau 4.8 : Niveaux piézométriques moyens et distance par rapport à la CEBC pour les années 1999 à 2002	198
Tableau 4.9 : Paramètres a et b servant à évaluer le débit (réceptacle avec ouverture de 10°).....	204
Tableau 4.10 : Comparaison entre les débits moyens journaliers mesurés et les débits ponctuels.....	206
Tableau 4.11 : Résultats des essais de densité en place	212
Tableau 4.12 : Paramètres requis pour l'interprétation de l'essai de consommation d'oxygène et résultats D^* et D_e obtenus	214
Tableau 4.13 : D_e calculés à partir des teneur en eau volumiques in situ	215
Tableau 4.14 : Comparaison entre les flux d'oxygène calculés à partir des D_e mesurés et des D_e calculés	218
Tableau 4.15 : Paramètres géotechniques aux stations B-6 et B-8	220
Tableau 4.16 : Conductivité hydraulique de la couche de rétention d'eau	224
Tableau 4.17 : Principales caractéristiques hydriques des matériaux utilisés dans les simulations numériques	227
Tableau 4.18 : Propriétés des matériaux utilisées par SoilCover.....	234
Tableau 5.1 : Principales caractéristiques des résidus utilisées dans les simulations	251
Tableau 5.2 : Caractéristiques hydriques des sables utilisés dans les simulations.....	253
Tableau 5.3 : Description sommaire des modélisations numériques réalisées avec SoilCover	258
Tableau 5.4 : coefficient du modèle de régression pour les 3 temps de drainage.....	281
Tableau 5.5 : Caractérisation physique des matériaux étudiés	299
Tableau 5.6 : Paramètres des courbes de rétention d'eau des matériaux étudiés.....	303
Tableau 5.7 : Paramètres des CRE des échantillons après 20 cycles de gel-dégel pour les modèles unimodal et bimodal.....	313

Tableau 5.8 : Paramètres géotechniques mesurés lors de l'essai d'infiltration.....	325
Tableau 5.9 : Conductivité hydraulique saturée de la couche de rétention d'eau.....	326
Tableau 5.10 : Paramètres géotechniques mesurés lors des essais de consommation d'oxygène	328
Tableau 5.11 : Paramètres requis pour l'interprétation de l'essai de consommation d'oxygène et résultats obtenus	330
Tableau 5.12 : D_e calculés en tenant compte d'un pourcentage de fissure	332

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 :	Processus global d'oxydation de la pyrite (d'après Stumm et Morgan, 1981).....	5
Figure 2.1 :	Comparaison entre mesures en laboratoire, la relation semi-empirique de Collin (trait plein) et l'équation 2.12 (trait pointillé) (tiré de Mbonimpa <i>et al.</i> , 2003)	22
Figure 2.2 :	Cellule de diffusion (tiré de Aubertin <i>et al.</i> , 1995, 1999a)	25
Figure 2.3 :	Efficacité d'un recouvrement en fonction de son épaisseur pour différentes valeurs de D_e et K_r (tiré de Nicholson <i>et al.</i> , 1989)	31
Figure 2.4 :	Exemple de mesure du flux d'oxygène par la méthode du gradient pour différents temps, ■ 0 h; + 17 h; □ 48 h, ▲ 161 h (tiré de Elberling <i>et al.</i> , 1994).....	33
Figure 2.5 :	Essai de consommation d'oxygène sur des résidus miniers.....	35
Figure 2.6 :	schéma d'un recouvrement en eau sur des résidus miniers (tiré de Atkins <i>et al.</i> , 1997).....	37
Figure 2.7 :	Mouvements de l'eau dans un recouvrement agité par le vent (adapté de Li <i>et al.</i> , 1997, tiré de Aubertin <i>et al.</i> , 2002).....	40
Figure 2.8 :	résultats des différents scénarios envisagés dans le recouvrement en eau (adapté de Li <i>et al.</i> , 1997; tiré de Aubertin <i>et al.</i> , 2002).....	43
Figure 2.9 :	production de sulfates en fonction de l'énergie du fluide agité (Yanful <i>et al.</i> , 2000).....	43
Figure 2.10 :	Bloc diagramme montrant les étapes menant à la conception d'un recouvrement en eau (adapté de Li <i>et al.</i> , 1997, tiré de Aubertin <i>et al.</i> , 2002)	45
Figure 2.11 :	Profil d'un parc à résidus miniers montrant la position de la nappe phréatique (tiré de Aubertin <i>et al.</i> , 1999a).....	47

Figure 2.12 : Exemples de courbe de retention d'eau pour différents sols a) sable, b) silt, c) argile (tire de Freeze et Cherry, 1979).....	48
Figure 2.13 : Mesures de consommation d'oxygène sur un parc à résidus près de l'étang a) isocontours de la profondeur de la nappe phréatique b) isocontours des flux d'oxygène (tiré de Elberling <i>et al.</i> , 1993).....	54
Figure 2.14 : Taux d'oxydation versus profondeur de la nappe (tiré de Elberling et Nicholson, 1996)	55
Figure 2.15 : Exemple de fonctions hydriques d'un sable et d'un silt (tiré de Aubertin <i>et al.</i> , 1995, 2002)	61
Figure 2.16 : Schema d'une couverture à effets de barrière capillaire (tiré de Aubertin <i>et al.</i> , 1995, 2002)	64
Figure 2.17 : Bloc diagramme des étapes de la conception d'une CEBC (tiré de Aubertin <i>et al.</i> , 1996d, 2002)	68
Figure 2.18 : Instrumentation d'une CEBC (tiré de Aubertin <i>et al.</i> , 1997c, 2002)	70
Figure 2.19 : Coupe schématique d'un sol gelé (inspiré de Benson et Othman, 1993)	80
Figure 2.20 : Résultats d'essais de perméabilité sur des échantillons d'argile soumis aux cycles de gel-dégel (tiré de Benson <i>et al.</i> , 1995)	81
Figure 2.21 : Relation entre la susceptibilité au gel des sols et leurs caractéristiques physiques (tiré de Konrad, 1999)	83
Figure 2.22 : Effet de l'application d'une contrainte verticale lors de l'essai de perméabilité sur le rapport entre la conductivité hydraulique après le gel et la conductivité hydraulique initiale (tiré de Othman <i>et al.</i> , 1994)	84
Figure 2.23 : Comparaison entre l'effet des contraintes appliquées durant le gel et après le gel sur le rapport des conductivités hydrauliques (tiré de Othman <i>et al.</i> , 1994).....	85

Figure 2.24 : Effet du taux de pénétration de gel sur la conductivité hydraulique d'échantillons soumis aux cycles de gel-dégel (tiré de Othman et Benson, 1991)	86
Figure 2.25 : Évolution de la courbe de rétention d'eau (Sr-pF) d'un échantillon soumis aux cycles de gel-dégel (tiré de Yong et Mohamed, 1992)	87
Figure 2.26 : Exemple de courbe de rétention d'eau bimodale correspondant à une porosité bimodale (tiré de Durner, 1994)	88
Figure 3.1 : Distribution granulométrique des échantillons étudiés pour les essais en colonnes	95
Figure 3.2 : Courbes de rétention d'eau mesurée, prédite et ajustée des matériaux étudiés pour les essais en colonne.....	99
Figure 3.3 : Grain de pyrrhotite montrant sur le pourtour une couronne d'altération formé d'hydroxydes de fer. Échantillon Lorraine	105
Figure 3.4 : Grain de sulfure de fer craquelé présentant des signes d'oxydation dans les fissures. Échantillon Solbec-Manitou.....	105
Figure 3.5 : Montage des colonnes de résidus Lorraine simulant différents niveaux de nappe phréatique.....	108
Figure 3.6a: Schéma des montages des trois colonnes avec résidus Lorraine.	116
Figure 3.6b: Schéma des montages des trois colonnes avec résidus S-M.....	117
Figure 3.6a: Schéma des montages des deux colonnes avec résidus Aldermac.....	118
Figure 3.7 : Cinétique des mesures ponctuelles de pH, Eh, conductivité et alcalinité des lixiviats des colonnes 1, 2 et 3 - résidus Lorraine	118
Figure 3.8 : Cinétique des mesures ponctuelles des principaux éléments provenant des réactions d'oxydation et de neutralisation des lixiviats des colonnes 1, 2 et 3 – résidus Lorraine	119
Figure 3.9 : Cinétique des mesures cumulées des principaux éléments provenant des réactions d'oxydation et de neutralisation des lixiviats des colonnes 1, 2 et 3 – résidus Lorraine	120

Figure 3.10 : Cinétique des mesures ponctuelles de pH, Eh, et conductivité des lixiviats des colonnes 4, 5 et 6 – mélange S.-M.....	122
Figure 3.11 : Cinétique des mesures ponctuelles des principaux éléments provenant des réactions d'oxydation et de neutralisation des lixiviats des colonnes 4, 5 et 6 – mélange S.-M.....	123
Figure 3.12 : Cinétique des mesures cumulées des principaux éléments provenant des réactions d'oxydation et de neutralisation des lixiviats des colonnes 4, 5 et 6 – mélange S.-M.....	124
Figure 3.13 : Cinétique des mesures ponctuelles de pH, Eh, et conductivité des lixiviats des colonnes 7 et 8 – résidus Aldermac	126
Figure 3.14 : Cinétique des mesures ponctuelles des principaux éléments provenant des réactions d'oxydation et de neutralisation des lixiviats des colonnes 7 et 8 – résidus Aldermac	127
Figure 3.15 : Cinétique des mesures cumulées des principaux éléments provenant des réactions d'oxydation et de neutralisation des lixiviats des colonnes 7 et 8 – résidus Aldermac	128
Figure 3.16 : Résultats et modélisation des essais en cellule de diffusion sur les échantillons de résidus	131
Figure 3.17 : Valeurs de flux calculés à partir des mesures de variation de concentration d'oxygène faites sur les huit colonnes.....	134
Figure 3.18 : Fissures oxydées dans les résidus Aldermac de la colonne 7	136
Figure 3.19 : Profils des teneurs en eau volumiques (déduites des teneurs en eau massiques) et des porosités dans les résidus lors du démantèlement des colonnes	137
Figure 3.20 : Profils des compositions chimiques des résidus solides au démantèlement des colonnes Lorraine.....	140
Figure 3.21 : Profils des compositions chimiques des résidus solides au démantèlement des colonnes Solbec-Manitou.....	141

- Figure 3.22 : Profils des compositions chimiques des résidus solides au démantèlement des colonnes Aldermac..... 142
- Figure 3.23 : Précipités secondaires à la sortie des colonnes 1 à 6 a) embout recouvert de gypse et de sulfates de fer – colonne 4 b) gypse échantillonné à l’embout analysé au MEB - colonne 2..... 143
- Figure 3.24 : Indices de saturation de la ferrihydrite, de la jarosite et du gypse en fonction du temps calculés pour l’ensemble des colonnes..... 146
- Figure 3.25 : Projections des valeurs mesurées dans les lixiviats des colonnes 1, 2 et 3 (résidus Lorraine) dans le diagramme Eh-pH des espèces du fer avec $\text{Fe}^{2+}=\text{Fe}^{3+}=10^{-6}$ M (adapté de Benzaazoua, 1996). La flèche hachurée montre l’évolution des mesures 148
- Figure 3.26 : Projections des valeurs mesurées dans les lixiviats des colonnes 4, 5 et 6 (résidus S.-M.) dans le diagramme Eh-pH des espèces du fer avec $\text{Fe}^{2+}=\text{Fe}^{3+}=10^{-6}$ M (adapté de Benzaazoua, 1996). La flèche hachurée montre l’évolution des mesures 149
- Figure 3.27 : Projections des valeurs mesurées dans les lixiviats des colonnes 7 et 8 (résidus Aldermac) dans le diagramme Eh-pH des espèces du fer avec $\text{Fe}^{2+}=\text{Fe}^{3+}=10^{-6}$ M (adapté de Benzaazoua, 1996)..... 150
- Figure 3.28 : Comparaison de l’épuisements du Cu, Zn et Ni entre les colonnes 1, 2, 3 partie couverte d’eau et 3 partie drainée (le trait hachuré représente l’extrapolation linéaire supposée de la colonne de résidus drainés)..... 156
- Figure 3.29 : Comparaison de l’épuisements du Cu, Zn et Ni entre les colonnes 4, 5, 6 partie couverte d’eau et 6 partie drainée (le trait hachuré représente l’extrapolation linéaire supposée de la colonne de résidus drainés)..... 157
- Figure 3.30 : Comparaison de l’épuisement du Cu et Zn entre les colonnes 7 et 8 .. 157

Figure 3.31 : Flux d'oxygène mesurés aux deniers cycles de rinçage et en cellule de diffusion selon les degrés de saturation mesurés au démantèlement des essais.....	159
Figure 4.1 : Localisation de l'ancien site minier Lorraine (tiré de Fontaine, 1999a).....	163
Figure 4.2 : Vue en plan du site Lorraine avant la restauration (tiré de Nastev et Aubertin, 2000)	164
Figure 4.3 : Vue du parc à résidus miniers a) avant l'installation de la couverture et b) après l'installation de la couverture.....	167
Figure 4.4 : Conductivité hydraulique saturée du silt en fonction des cycles de gel-dégel.....	171
Figure 4.5 : Coefficients de diffusion effectifs du silt en fonction du degré de saturation et modèle de Collin et Rasmuson (1988) pour des porosités de 0,38 et 0,43.....	172
Figure 4.6 : Section du recouvrement multicouche dans le secteur de la digue sud (tirée de Fontaine, 1999a).....	174
Figure 4.7: Localisation des stations de mesure, des puits d'observation et des essais de densité en place sur la CEBC.....	186
Figure 4.8 : Débitmètre installé à la sortie du drain dolomitique 2	183
Figure 4.9 : CRE du silt et du sable de la CEBC du site Lorraine à partir des données in situ.....	188
Figure 4.10 : Valeurs de degré de saturation et de succion selon la profondeur des couches dans la CEBC pour les années de suivi, transect A	189
Figure 4.11 : Valeurs de degré de saturation et de succion selon la profondeur des couches dans la CEBC pour les années de suivi, transect B.....	191
Figure 4.12 : Valeurs de degré de saturation et de succion selon la profondeur des couches dans la CEBC pour les années de suivi, transect C.....	193

Figure 4.13 : Évolution des degrés de saturation moyens dans la couche de bris capillaire et la couche de rétention d'eau de la CEBC selon les secteurs nord-est, centre et sud-ouest.....	195
Figure 4.14 : Évolution ponctuelle des paramètres chimiques, reliés au DMA du site Lorraine, mesurés au piézomètre PO-6	199
Figure 4.15 : Évolution des débits aux drains 2 et 3, été 2001	203
Figure 4.16 : Évolution des débits aux drains 2 et 3, été 2002	204
Figure 4.17 : Schémas des essais de consommation d'oxygène a) courte durée b) longue durée.....	208
Figure 4.18 : Schéma de l'emplacement des essais de consommation d'oxygène de type longue durée	210
Figure 4.19 : Enlèvement des cylindres et excavation des tranchées pour les essais de densité in situ	210
Figure 4.20 : Mesures de concentration d'oxygène et modélisation des essais de consommation d'oxygène longue durée	213
Figure 4.21 : Comparaison entre les D_e mesurés et ceux calculés	215
Figure 4.22 : Comparaison entre la modélisation de l'essai avec D_e mesurés et D_e calculés à partir des teneurs en eau volumiques	217
Figure 4.23 : Schéma de l'installation pour l'essai d'infiltration dans la CEBC	221
Figure 4.24 : Disposition des instruments dans la tranchée	221
Figure 4.25 : Infiltration cumulée mesurée et calculée par les modèles de Swartzendruber (1987) et de Wu et al. (1999) selon le temps.....	222
Figure 4.26 : Courbes de rétention d'eau des matériaux servant à la modélisation numérique du site	228
Figure 4.27 : Fonctions de perméabilité des matériaux servant à la modélisation numérique du site	228
Figure 4.28 : Modèle numérique de la CEBC du site Lorraine a) secteur de la digue b) limite nord-est du recouvrement	231

Figure 4.29 : Profils de succion et de teneur en eau volumique mesurés à la station B-8 (points) et modélisés (lignes) a) année 1999 b) année 2000 c) année 2001	235
Figure 4.30 : Flux d'eau à la surface de la CEBC donnés par SoilCover (points) et lissés par SEEP (lignes) servant de conditions frontières a) année 1999 b) année 2000 c) année 2001.....	237
Figure 4.31 : Vitesses d'écoulement et position de la nappe phréatique, jour 93 de l'année 2001 a) secteur de la digue b) limite nord-est du recouvrement.....	239
Figure 4.32 : Teneurs en eau volumique, jour 93 de l'année 2001 a) secteur de la digue b) limite nord-est du recouvrement	240
Figure 4.33 : Succions, jour 93 de l'année 2001 a) secteur de la digue b) limite nord-est du recouvrement.....	241
Figure 4.34 : Profils de succion et de teneur en eau volumique mesurés (points) et modélisés (lignes) à la station B-2 a) année 1999 b) année 2000 c) année 2001	243
Figure 4.35 : Profils de succion et de teneur en eau volumique mesurés (points) et modélisés (lignes) à la station B-5 a) année 1999 b) année 2000 c) année 2001	244
Figure 4.36 : Profils de succion et de teneur en eau volumique mesurés (points) et modélisés (lignes) à la station B-7 a) année 1999 b) année 2000 c) année 2001	245
Figure 4.37 : Comparaison entre les niveaux piézométriques mesurés et prédits au piézomètre PO-6.....	246
Figure 4.38 : Comparaison entre les débits moyens mesurés et prédits aux drains de la digue sud.....	247
Figure 5.1 : Courbes de rétention d'eau des résidus utilisés pour les simulations (ligne pleine : lissage par van Genuchten; symboles : CRE par Kovacs modifié).....	252

Figure 5.2 :	Fonctions de perméabilité des résidus utilisées pour les simulations (modèle de Mualem)	252
Figure 5.3 :	Courbes de rétention d'eau des sables utilisées pour les simulations (ligne pleine : lissage par van Genuchten; symboles : CRE par essai de succion).....	254
Figure 5.4 :	Fonctions de perméabilité des sables utilisées pour les simulations (modèle de Mualem)	254
Figure 5.5 :	Comparaison entre les flux cumulatifs de sortie mesurés sur la colonne 5 et ceux obtenus de l'analyse numérique pour les cycles de rinçage 1, 4 et 5.	257
Figure 5.6 :	Évaluation en fonction du temps des profils de succion et de teneur en eau volumique prédits (symboles reliés) et mesurés (symboles non reliés) de l'essai en colonne 5	257
Figure 5.7 :	Résultats de la simulation SMEVAP2 présentés sous formes de profils de succions et de teneurs en eau volumiques pour différents temps de drainage.....	259
Figure 5.8 :	Résultats après 60 jours de drainage de la série de simulations SMEVAP présentés sous forme de profils de succion et de teneur en eau volumique pour différents taux d'évaporation potentielle.....	260
Figure 5.9 :	Évolution des teneurs en eau volumiques et des succions à 2 cm sous la surface des résidus pour différents taux d'évaporation potentielle.....	261
Figure 5.10 :	Évolution du taux d'évaporation actuelle et du drainage pour différent taux d'évaporation potentielle	262
Figure 5.11 :	Évolution des succions et des teneurs en eau volumiques à 2 cm sous la surface des résidus pour différentes épaisseurs de la couche de sable.....	263

Figure 5.12 : Profils de succions et de teneurs en eau volumiques à 60 jours de drainage pour 0 cm, 10 cm, 20 cm, 30 cm et 1 m d'épaisseur de sable.....	264
Figure 5.13 : Évolution des succions et des teneurs en eau volumiques à 2 cm sous la surface des résidus selon différentes profondeurs de nappe phréatique pour différents temps.....	265
Figure 5.14 : Succions et des teneurs en eau volumiques à 2 cm sous la surface des résidus selon différentes profondeurs de nappe phréatique pour différentes couches de protection après 60 jours de drainage (la ligne représente l'équilibre hydrostatique).....	266
Figure 5.15 : Profils de succions et de teneurs en eau volumiques après 60 jours de drainage pour différentes couches de protection (la ligne noire représente l'équilibre hydrostatique dans les résidus)	267
Figure 5.16 : Profils de conductivité hydraulique après 60 jours de drainage pour différentes couches de protection (basés sur les profils de succion et le modèle de van Genuchten).....	268
Figure 5.17 : Succions et des teneurs en eau volumiques à 2 cm sous la surface des résidus selon différentes profondeurs de nappe phréatique pour différentes couches de protection (la ligne représente l'équilibre hydrostatique).....	269
Figure 5.18 : Succions et des teneurs en eau volumiques à 2 cm sous la surface des résidus selon différentes profondeurs de nappe phréatique pour différents résidus (la ligne représente l'équilibre hydrostatique).....	270
Figure 5.19 : Succions normalisées et des teneurs en eau volumiques à 2 cm sous la surface des résidus selon différentes profondeurs de nappe phréatique normalisées par ψ_{90} pour différents résidus (la ligne représente une relation 1:1).....	271

Figure 5.20 : Profils des valeurs de D_e calculés pour différents temps et moyenne harmonique des D_e à 15 et 60 jours pour une profondeur normalisée de 0,6	273
Figure 5.21 : Flux d'oxygène en fonction de la profondeur normalisée de la nappe après 15 jours de drainage pour un k_r de 37 an^{-1} – résidus S.-M.	275
Figure 5.22 : Flux d'oxygène en fonction de la profondeur normalisée pour un k_r de 37 an^{-1} à différents temps de drainage – résidus S.-M.	276
Figure 5.23 : Flux d'oxygène en fonction de la profondeur normalisée pour différents taux de réaction à 30 jours de drainage – résidus S.-M.	277
Figure 5.24 : Flux d'oxygène en fonction de la profondeur normalisée pour des temps de drainage de 15, 30 et 60 j – la ligne pointillée représente la valeur du flux typique associé au recouvrement en eau.....	278
Figure 5.25 : Efficacité de la réduction du flux d'oxygène en fonction de la profondeur normalisée pour des temps de drainage de 15, 30 et 60 j..	280
Figure 5.26 : Flux normalisé en fonction de la profondeur normalisée pour différents temps de drainage – les lignes pleines représentent le modèle, la ligne pointillée la valeur typique associée au recouvrement en eau	281
Figure 5.27 : Carte d'isocontours des valeurs moyennes du degré de saturation mesuré dans la couche de rétention d'eau pour les années 1999 à 2001. Entre parenthèses : degré de saturation minimum mesuré, maximum mesuré, et calculé.....	284
Figure 5.28 : Carte d'isocontours des valeurs moyennes du degré de saturation dans la couche de bris capillaire pour l'année 1999. Entre parenthèses : degré de saturation calculé	286
Figure 5.29 : Carte d'isocontours des valeurs moyennes du degré de saturation dans la couche de bris capillaire pour l'année 2000. Entre parenthèses : degré de saturation calculé	287

Figure 5.30 : Carte d'isocontours des valeurs moyennes du degré de saturation dans la couche de bris capillaire pour l'année 2001. Entre parenthèses : degré de saturation calculé	288
Figure 5.31 : Évolution du coefficient de diffusion effectif moyen des différentes stations	290
Figure 5.32 : Modélisation du flux stationnaire et du flux transitoire aux stations a) B-6 et b) B-7	293
Figure 5.33 : Flux stationnaires théoriques annuels pour les années 1999 à 2003	294
Figure 5.34 : Distribution granulométrique des échantillons Inm-1 et Inm-3 étudiés	300
Figure 5.35 : Conductivité hydraulique saturée des matériaux étudiés en fonction de l'indice des vides	301
Figure 5.36 : Courbes de rétention d'eau des matériaux.	302
Figure 5.37 : Distribution des pores pour les échantillons Inm-1 et LTA avant les essais de gel-dégel.....	304
Figure 5.38 : Perméamètres modifiés pour les essais de perméabilité avec cycles de gel-dégel	306
Figure 5.39 : Mesure de conductivité hydraulique saturée et de l'indice des vides en fonction des cycles de gel-dégel pour l'échantillon Inm-1	307
Figure 5.40 : Mesure de conductivité hydraulique saturée et de l'indice des vides en fonction des cycles de gel-dégel pour l'échantillon Inm-3	308
Figure 5.41 : Échantillon dégradé provenant du perméamètre G-1 après 20 cycles de gel-dégel	309
Figure 5.42 : Rapport k_g/k_0 en fonction de la masse volumique sèche des échantillons	310
Figure 5.43 : CRE de l'échantillon Inm-1 pour les moules G-1 à G-4 après 20 cycles de gel-dégel et CRE initiale lissée par le modèle Van Genuchten	311

Figure 5.44 : CRE de l'échantillon Inm-3 pour les moules G-5 à G-7 après 20 cycles de gel-dégel et CRE initiale lissée par le modèle Van Genuchten	311
Figure 5.45 : Exemples de CRE modélisées (unimodal et bimodal) pour les essais G-1, G-3 et G-7 et CRE modélisée initiale.....	314
Figure 5.46 : Distribution de la porosité selon les cycles de gel-dégel pour l'échantillon Inm-1	315
Figure 5.47 : Teneur en eau volumique en fonction de la succion équivalente pour 0, 5 et 20 cycles de gel-dégel.....	316
Figure 5.48 : Plan du site LTA (Golder, 1997).....	318
Figure 5.49 : Photo du site lors de la construction de la CEBC (Golder Associés, 1997)	319
Figure 5.50 : Échantillon de silt d'environ 20 cm de long provenant d'une tranchée présentant des fissures induites par le gel.....	320
Figure 5.51 : Photo d'un échantillon non remanié d'argile dans un cylindre de 80 cm de long.....	321
Figure 5.52 : Évolution de la conductivité hydraulique du silt argileux suite aux cycles de gel-dégel (Golder, 1997)	321
Figure 5.53 : Localisation des essais au site LTA.....	323
Figure 5.54 : Schéma de l'installation de l'essai de consommation d'oxygène.....	324
Figure 5.55 : Essai de consommation d'oxygène au site LTA	324
Figure 5.56 : Infiltration cumulée mesurée et calculée par les modèles de Swartzendruber (1987) et de Wu et al. (1999) selon le temps.....	326
Figure 5.57 : Modélisation des essais de consommation d'oxygène, cylindre A à la surface, cylindre B à 5 cm de profondeur, cylindre C à 10 cm de profondeur	329
Figure 5.58 : Detot calculé selon l'équation 2.42 en fonction du S_r du matériau fissuré, pour différents rapports n_f/n_m	332

Figure 5.59 : Courbe de rétention d'eau de l'échantillon non remanié provenant de la couche de rétention d'eau.....	334
Figure 5.60 : Résultats des essais de porosimétrie sur deux cubes d'argile silteuse.....	335
Figure 5.61 : Modélisation du flux d'oxygène pour les conditions déduites des échantillons A, B et C des essais A, B et C.....	337

LISTE DES SIGLES ET DES ABRÉVIATIONS

a :	constante adimensionnelle de l'équation de Wu <i>et al.</i> , (1999) représentant l'infiltration d'eau dans un sol
a_c :	paramètre d'ajustement du modèle Kovacs modifié (Aubertin <i>et al.</i> , 2003)
a_d :	constante de la loi de puissance décrivant le débit
a_{np} :	paramètre d'ajustement du modèle reliant la profondeur normalisée de la nappe phréatique au flux diffusif
A :	inverse de l'humidité relative à la surface du sol
A_1 :	paramètre de l'équation de Wu <i>et al.</i> (1999) représentant l'infiltration d'eau dans un sol
A_c :	aire du réservoir source d'oxygène dans l'essai de consommation d'oxygène
A_0 :	paramètre d'ajustement de l'équation de Clausnitzer <i>et al.</i> (1998) représentant l'infiltration d'eau dans un sol
AMD :	Acid mine drainage
b :	constante adimensionnelle de l'équation de Wu <i>et al.</i> , (1999) représentant l'infiltration d'eau dans un sol
b_1 :	constante du modèle Kovacs modifié (Aubertin <i>et al.</i> , 2003)
b_d :	constante de la loi de puissance décrivant le débit
b_{np} :	paramètre d'ajustement du modèle reliant la profondeur normalisée de la nappe phréatique au flux diffusif
B :	inverse de l'humidité relative de l'air
B_1 :	paramètre de l'équation de Wu <i>et al.</i> (1999) représentant l'infiltration d'eau dans un sol
c_{np} :	paramètre d'ajustement du modèle reliant la profondeur normalisée de la nappe phréatique au flux diffusif
C :	concentration de l'élément qui diffuse [M/L ³]

C^1 :	module de changement volumique par rapport à la phase liquide
C^2 :	module de changement volumique par rapport à la phase gazeuse
$C_c(t)$:	concentration d'oxygène dans le réservoir collecte au temps t [M/L^3]
C_c :	coefficient de courbure
C_G :	constante adimensionnelle du modèle Kozeny-Carman modifié (Aubertin <i>et al.</i> , 1996a; Mbonimpa <i>et al.</i> , 2002a)
C_h :	capacité calorifique spécifique ($J/m^3/^\circ C$)
$C_s(t)$:	concentration d'oxygène dans le réservoir source au temps t [M/L^3]
C_L :	concentration d'oxygène à la base du recouvrement [M/L^3]
C_o :	concentration initiale en oxygène [M/L^3]
$C_{o,c}$:	concentration initiale dans le réservoir de collecte [M/L^3]
$C_{o,s}$:	concentration initiale dans le réservoir source [M/L^3]
C_{py} :	concentration massique en pyrite (kg/kg résidus)
C_P :	constante du modèle Kozeny-Carman modifié (Aubertin <i>et al.</i> , 1996a; Mbonimpa <i>et al.</i> , 2002a) [M^2/L^4]
C_u :	coefficient d'uniformité
C_w :	concentration en oxygène dissous dans l'eau d'infiltration [M/L^3]
CCBE :	Cover with capillary barrier effects
CEBC :	Couverture à effets de barrière capillaire
CRE:	Courbe de rétention d'eau
d :	diamètre des particules de sédiment [L]
d_i :	profondeur d'insertion de l'infiltromètre dans le sol [L]
d_H :	diamètre représentatif des grains [L]
d_{min} :	épaisseur critique de la couverture en eau [L]
d_{np} :	paramètre d'ajustement du modèle reliant la profondeur normalisée de la nappe phréatique au flux diffusif
d_p :	diamètre des pores [L]
D_{10} :	diamètre des grains correspondant à 10 % de passant [L]
D_{30} :	diamètre des grains correspondant à 30 % de passant [L]

D_{50} :	grosseur moyenne des particules des résidus [L]
D_{60} :	diamètre des grains correspondant à 60 % de passant [L]
D_{90} :	diamètre des grains correspondant à 90 % de passant [L]
D^* :	coefficient de diffusion global [L^2/T]
D_a :	coefficient apparent de diffusion dans l'air [L^2/T]
D_a° :	coefficient de diffusion dans l'air [L^2/T]
D_e :	coefficient de diffusion effectif [L^2/T]
$\overline{D_e}$:	valeur équivalente du coefficient de diffusion effectif du système [L^2/T]
D_{ef} :	coefficient de diffusion effectif inter-agrégat [L^2/T]
D_{ei} :	coefficient de diffusion effectif de la couche i [L^2/T]
D_{em} :	coefficient de diffusion effectif intra-agrégat [L^2/T]
D_{etot} :	coefficient de diffusion effectif d'un sol composé d'agréats [L^2/T]
D_r :	densité relative
D_v :	coefficient de diffusion (kg m/kn s)
D_w :	coefficient apparent de diffusion dans l'eau [L^2/T]
D_w° :	coefficient de diffusion dans l'eau [L^2/T]
DMA :	Drainage minier acide
DRX :	Diffraction des rayons X
e :	indice des vides
E :	taux d'évaporation [L/T]
E_c :	efficacité du recouvrement
E_{np} :	Efficacité du contrôle de la nappe phréatique par rapport aux résidus drainés, essais en colonne
EDS :	microanalyse en spectroscopie de dispersion des énergies
EM :	ondes électromagnétiques
F :	longueur du fetch [L]
$F_{(z)}$:	flux d'oxygène à l'état stationnaire [$M/L^2/T$]
$F_{(z,t)}$:	flux d'oxygène en régime transitoire [$M/L^2/T$]

$F_c(t)$:	flux à travers la base de l'échantillon dans l'essai de diffusion [$M/L^2/T$]
F_L :	flux d'oxygène sous le recouvrement [$M/L^2/T$]
F_0 :	flux d'oxygène initial sans recouvrement [$M/L^2/T$]
$F_o^{C,i}$:	flux d'oxygène résultant de l'infiltration de l'eau uniquement [$M/L^2/T$]
$F_s(t)$:	flux à travers la surface matériau dans l'essai de diffusion [$M/L^2/T$]
$F_{s,L}$:	flux d'oxygène à la base du recouvrement en régime permanent [$M/L^2/T$]
F_w^i :	débit spécifique d'infiltration d'eau [L/T]
g :	accélération gravitationnelle [L/T^2]
h :	charge hydraulique [L]
h_{co} :	remontée capillaire [L]
h_d :	hauteur d'eau au-dessus de l'encoche du débitmètre [L]
h_i :	épaisseur de la couche i [L]
h_{tot} :	épaisseur totale du système de m couches [L]
H :	constante d'équilibre d'Henry
H_c :	hauteur du réservoir de collecte au-dessous de l'échantillon dans l'essai de diffusion [L]
H_i :	niveau d'eau dans l'infiltromètre [L]
H_s :	hauteur de la colonne de gaz au-dessus de l'échantillon dans l'essai de diffusion [L]
I :	infiltration cumulée [L]
I_p :	Indice de plasticité
IS :	indice de saturation
k :	constante de l'équation décrivant la résistance des résidus à la remise en suspension (N/m)
k_g :	conductivité hydraulique après les cycles de gel-dégel [L/T]
k_G :	conductivité hydraulique saturée du modèle Kozeny-Carman modifié (Aubertin <i>et al.</i> , 1996a; Mbonimpa <i>et al.</i> , 2002a) [L/T]
k_0 :	conductivité hydraulique initiale [L/T]

k_p :	conductivité hydraulique saturée du modèle Kozeny-Carman modifié (Aubertin <i>et al.</i> , 1996a; Mbonimpa <i>et al.</i> , 2002a) [L/T]
k_{rel} :	conductivité hydraulique relative
k_{sat} :	conductivité hydraulique saturée [L/T]
k_u :	conductivité hydraulique non saturée [L/T]
k_x :	conductivité hydraulique en x [L/T]
k_z :	conductivité hydraulique en z [L/T]
k^* :	coefficient du taux de réaction global [T^{-1}]
k' :	coefficient du taux de réaction de la pyrite avec l'oxygène (mol O ₂ /m ² pyrite/an)
k_r :	coefficient du taux de réaction [T^{-1}]
K :	constante thermodynamique d'équilibre pour un minéral donné
l :	paramètre représentant l'interconnectivité des pores
L :	épaisseur du recouvrement [L]
L_v :	chaleur latente de vaporisation (J/kg)
m :	paramètre d'ajustement du modèle Kovacs modifié (Aubertin <i>et al.</i> , 2003)
m_v :	paramètre d'ajustement modèle de van Genuchten (1980)
m_{ij} :	masse cumulée de l'élément j au dernier cycle de l'essai en colonne i [M]
MEB :	microscope électronique à balayage
MK :	modèle Kovács modifié (Aubertin <i>et al.</i> , 2003)
MRN :	ministère des Ressources naturelles
n :	porosité
n_{fp} :	porosité inter-agrégat
n_m :	porosité intra-agrégat
n_v :	paramètre d'ajustement modèle van Genuchten (1980)
n.p. :	nappe phréatique
O ₂ :	oxygène
P :	pression totale interstitielle du gaz (kPa)
P_a :	pression de la vapeur de l'air

P_p :	pression appliquée dans l'essai de porosimétrie au mercure
P_{sv} :	pression de la vapeur à saturation
P_v :	pression de la vapeur interstitielle
PA :	potentiel de génération acide
PN :	potentiel de neutralisation
PNN :	potentiel de neutralisation net
PrN :	profondeur normalisée
PVC :	Polychlorure de vinyle
Q :	produit d'activités d'ions composant un minéral donné
Q_d :	débit [M^3/T]
Q_r :	radiation nette [L/T]
r :	coefficient de régression
r_i :	rayon de l'infiltromètre [L]
r_p :	rayon du pore [L]
R :	constante universelle des gaz parfaits (8,314 J/mole/°K)
R_v :	coefficient représentant la hauteur des vagues
RDT :	réflectométrie dans le domaine du temps
S :	paramètre d'ajustement de l'équation de Clausnitzer <i>et al.</i> (1998) représentant l'infiltration d'eau dans un sol
S_a :	la composante du degré de saturation attribuable à l'adhésion, modèle Kovacs modifié (Aubertin <i>et al.</i> , 2003)
S_c :	composante du degré de saturation attribuable aux forces capillaires, modèle Kovacs modifié (Aubertin <i>et al.</i> , 2003)
S_e :	coefficient d'emmagasinement
S_r :	degré de saturation
S.-M. :	mélange des résidus Solbec et des résidus Manitou
S.S. :	surface spécifique
SO_4 :	sulfates
t :	temps [T]

$t_{1/2}^*$	temps de demi-vie [T]
t_{ss}	temps nécessaire pour atteindre le régime permanent [T]
T	température
T_a	coefficients de tortuosité de la phase gazeuse
T_c	paramètre de l'équation de Wu <i>et al.</i> , (1999) représentant l'infiltration d'eau dans un sol
T_s	tension de surface (mN/m)
T_{sig}	période significative des vagues [T]
T_w	coefficients de tortuosité de la phase aqueuse
TDR	time domain reflectometry
U	vitesse des vents au site [L/T]
URSTM	unité de recherche et de services en technologie minérale
USCS	Unified Soil Classification System
v	vitesse d'infiltration d'eau [L/T]
v_b	vitesse critique à l'interface eau-résidus [L/T]
V_c	volume du réservoir source d'oxygène dans l'essai de consommation d'oxygène
x	paramètre du modèle semi-empirique définissant le coefficient de diffusion effectif
x_1	constante du modèle Kovacs modifié (Aubertin <i>et al.</i> , 2003)
x_2	constante du modèle Kozeny-Carman modifié (Aubertin <i>et al.</i> , 1996a; Mbonimpa <i>et al.</i> , 2002a)
y	paramètre du modèle semi-empirique définissant le coefficient de diffusion effectif
w	teneur en eau massique
w_l	limite de liquidité
w_{opt}	teneur en eau massique optimale
w_p	limite de plasticité
W_v	masse moléculaire de l'eau (kg/kmole)

z :	position ou profondeur [L]
α :	constante d'ajustement du modèle van Genuchten (1980)
Δ :	pente du graphique de pression de vapeur à saturation versus la température
$\Delta\theta$:	différence entre la teneur en eau volumique à saturation et la teneur en eau volumique initiale
λ :	conductivité thermique (W/m/°C)
λ_s :	paramètre de l'équation de Wu <i>et al.</i> , (1999) représentant l'infiltration d'eau dans un sol
ρ_d :	masse volumique sèche [M/L ³]
$\rho_{d \text{ max}}$:	masse volumique sèche maximale [M/L ³]
ρ_s :	densité relative des sédiments
ρ_w :	masse volumique de l'eau [M/L ³]
θ :	teneur en eau volumique
θ_a :	teneur volumique en air du milieu
θ_c :	angle de contact entre le mercure et le sol (°)
θ_e :	teneur en eau réduite
θ_{eq} :	porosité équivalente du milieu
θ_r :	teneur en eau volumique résiduelle
θ_s :	teneur en eau volumique à saturation
θ_w :	teneur volumique en eau du milieu
τ_{cr} :	résistance critique pour remettre en suspension des particules
ψ :	succion [M/L/T ²]
ψ_{90} :	succion matricielle correspondant à un degré de saturation de 90 % [M/L/T ²]
ψ_a :	pression d'entrée d'air [M/L/T ²]

$\psi_{a,MK}$:	pression d'entrée d'air estimée par le modèle Kovács modifié (Aubertin <i>et al.</i> , 2003) $[M/L/T^2]$
ψ_n :	paramètre de normalisation afin d'être constant dans les unités ($\psi_n=1$ cm lorsque ψ est en cm) modèle de Kovacs modifié (Aubertin <i>et al.</i> , 2003)
ψ_o :	succion pour un état complètement sec ($\psi_o=1E10^{-7}$ cm d'eau d'après Fredlund et Xing, 1994)
ψ_r :	succion à la teneur en eau résiduelle $[M/L/T^2]$
ψ_x :	succion au point x $[M/L/T^2]$
γ :	constante psychrométrique
γ_b :	poids volumique des sédiments à l'interface $[M/T^2/L^2]$
γ_{bo} :	poids volumique des sédiments consolidés $[M/T^2/L^2]$
γ_d :	poids unitaire sec $[M/T^2/L^2]$
γ_s :	poids volumique des sédiments $[M/T^2/L^2]$
γ_w :	poids volumique de l'eau $[M/T^2/L^2]$
μ :	pression interstitielle $[M/L/T^2]$
μ_w :	viscosité de l'eau (Pa.s)
χ :	constante du modèle Kozeny-Carman modifié (Aubertin <i>et al.</i> , 1996a; Mbonimpa <i>et al.</i> , 2002a)

LISTE DES ANNEXES

A.1.1	Caractérisation des matériaux utilisés dans les essais en colonne	394
A.1.2	Essais en colonnes	394
A.1.3	Auscultation du site Lorraine	394
A.1.4	Modélisations SEEP/W	394
A.1.5	Modélisation SoilCover et POLLUTE.....	394
A.1.6	Caractérisation des matériaux utilisés dans les essais avec cycles de gel-dégel.....	394
A.1.7	Essais avec cycles de gel-dégel	394

CHAPITRE I

INTRODUCTION

Par son contexte géologique, le Canada s'avère un pays propice à l'exploitation de divers minéraux et matériaux industriels. L'apport du secteur minier à l'économie canadienne en 2001 représentait 36,7 milliards de dollars (comprenant l'extraction de pétrole et de gaz) , soit 3,9 % du produit intérieur brut et 12 % des exportations (Ressources naturelles Canada, 2005). Le nombre d'emploi généré au Québec en 1999 dans les mines de surface, les mines souterraines et les usines de traitement était de 13 700 (Ressources naturelles Canada, 2005). L'activité minière vise principalement l'exploitation de métaux de base (cuivre, zinc, nickel, plomb), de métaux précieux (or, argent), de fer, de diamants, d'uranium et de divers minéraux industriels (sel, potasse, amiante); à cela s'ajoutent d'importantes exploitations de charbon, de gaz naturel et de pétrole.

Malgré les retombées positives de l'industrie minière, cette dernière peut avoir des impacts significatifs sur l'environnement suite à des modifications physiques, chimiques et biologiques du milieu. Ces impacts se manifestent sous différentes formes : perturbations de l'esthétique des lieux, contamination de l'eau, des sols et de l'air, extraction et consommation de ressources non renouvelables, menaces pour la flore et la faune (incluant les espèces en voie d'extinction), et perte de territoires récréatifs (Aubertin *et al.*, 2002). Les impacts environnementaux peuvent provenir de différentes sources dont les principales sont : les aires d'accumulation de rejets miniers (rejets de concentrateur/usine de traitement et haldes à stériles), les excavations souterraines et de surface, l'usine de concentration/traitement du minerai, la raffinerie et la machinerie (Ritcey, 1989; Ripley *et al.*, 1996; EIPPCB, 2003). Six cent cinquante-trois aires d'accumulation sont répertoriées au Québec, ce qui représente une superficie

de 14 815 hectares. Un peu plus de la moitié d'entre elles seraient encore en activité (Marcotte, 2002).

Au Canada, et au Québec plus spécifiquement, le phénomène du drainage minier acide (DMA) lié à l'oxydation des minéraux sulfureux dans les aires d'accumulation, constitue le problème environnemental majeur auquel l'industrie minière doit faire face (SRK, 1991; Ripley *et al.*, 1996; Morin et Hutt, 1997; Tremblay et Hargreaves, 1999). Le fardeau financier pour la restauration des sites miniers générateurs de DMA se situe au Québec entre 150 et 250 M \$. Les coûts des travaux de restauration des aires d'accumulation, effectués au cours de la dernière décennie, représentent environ 67 M \$; de ce montant, 54 M \$ (soit 80 % du total) ont été alloués pour les aires d'accumulation acides (Marcotte, 2002). Afin de faire face à ce problème et de réduire les coûts de restauration, diverses techniques ont été étudiées et mises de l'avant depuis la fin des années 1980. Ces techniques s'attaquent, pour la plupart, à la source du DMA dans le but de prévenir et contrôler sa production.

Ce chapitre introductif aborde dans un premier temps la problématique du DMA, pour ensuite présenter brièvement les principales techniques de prévention et de contrôle élaborées à cet égard. On termine le chapitre en décrivant le projet de la thèse.

1.1 Problématique du drainage minier acide (DMA)

Le DMA est issu de l'oxydation de minéraux sulfureux contenus dans les rejets miniers exposés en surface dans les aires d'accumulation, y compris les mines de métaux précieux (or, argent), de métaux de base (cuivre, nickel, zinc, plomb), de charbon et d'uranium. L'oxydation de minéraux sulfureux est une réaction naturelle se produisant lorsque les sulfures réactifs sont exposés à l'eau et à l'air. Ce processus d'altération géochimique est le même dans le milieu environnant que dans les aires d'accumulation de rejets miniers. Par contre, le régime hydrologique et les taux de réaction diffèrent

dans ces dernières. Les réactions géochimiques dans les résidus miniers sont plus rapides à cause de l'accessibilité des agents oxydants. L'altération des dépôts naturels se fait sur une échelle de temps plus longue et tend à former des phases minérales plus stables et moins solubles que celles rencontrées dans les parcs à résidus (Nordstrom et Alpers, 1999). L'oxydation des minéraux sulfureux libère des ions H^+ qui acidifient l'eau, phénomène qui favorise la mise en solution de métaux lourds, plus solubles lorsque le pH est peu élevé. Cette acidité, combinée à la présence d'éléments potentiellement toxiques, peut affecter sérieusement les écosystèmes qui reçoivent les effluents contaminés.

Les réactions conduisant à l'acidification des effluents miniers sont bien connues et amplement décrites dans la littérature (e.g. Kleinmann *et al.*, 1981; Lowson, 1982; Ritcey, 1989; SRK, 1991; Evangelou, 1995; Perkins *et al.*, 1995; Morin et Hutt, 1997; Bernier, 2002a). Le tableau 1.1 résume les réactions d'oxydation des principaux sulfures retrouvés dans les exploitations minières. On constate que les sulfures peuvent s'oxyder de façon directe par une réaction chimique entre le minéral solide, l'oxygène et l'eau, ou de façon indirecte par le fer ferrique. Certaines de ces réactions d'oxydation produisent un effluent qualifié de drainage minier acide (DMA), *i.e.* un effluent à teneur élevée en ions H^+ et en métaux. Dans la littérature, le processus de formation de DMA est généralement représenté par l'oxydation de la pyrite comme l'indique l'exemple de la figure 1.1 où la pyrite subit initialement une oxydation lente (oxydation directe) en présence d'oxygène et d'eau, donnant de l'acide sulfurique et des ions ferreux en solution. Par la suite, le fer ferreux se transforme en fer ferrique. Selon les conditions de pH et de Eh du milieu, cet élément peut précipiter sous forme d'hydroxyde de fer ou encore demeurer en solution; dans ce dernier cas, le fer ferrique devient un agent oxydant de la pyrite (oxydation indirecte). Il faut noter que divers facteurs influencent la réactivité des sulfures : la température, la formation de minéraux secondaires sur les surfaces (passivation des surfaces), la disponibilité de l'oxygène, la taille des particules, les surfaces exposées, la structure cristalline, ainsi que le pH de

l'eau de percolation (Nicholson, 1994; Nordstrom et Alpers, 1999; Plumlee, 1999; Bernier, 2002a). La présence de bactéries peut également agir comme catalyseur de la réaction d'oxydation des sulfures. Il existe plus d'une douzaine d'espèces de bactéries, évoluant dans tout le spectre de pH observé dans le DMA, qui pourraient jouer un rôle dans les interactions eau-minéraux (Morin et Hutt, 1997; Aubertin *et al.*, 2002; Zagury, 2002).

Tableau 1.1 : Réactions d'oxydation des sulfures (d'après Plumlee, 1999)

Minéral	Formule	Réaction	Moles d'acide
Pyrite	FeS ₂	$\text{FeS}_2 + 3,5\text{O}_2 + \text{H}_2\text{O} = \text{Fe}^{2+} + 2\text{SO}_4^{2-} + 2\text{H}^+$	2
		$\text{FeS}_2 + 3,75\text{O}_2 + 0,5\text{H}_2\text{O} = \text{Fe}^{3+} + 2\text{SO}_4^{2-} + \text{H}^+$	1
		$\text{FeS}_2 + 3,75\text{O}_2 + 3,5\text{H}_2\text{O} = \text{Fe}(\text{OH})_{3(s)} + 2\text{SO}_4^{2-} + 4\text{H}^+$	4
		$\text{FeS}_2 + 14\text{Fe}^{3+} + 8\text{H}_2\text{O} = 15\text{Fe}^{2+} + 2\text{SO}_4^{2-} + 16\text{H}^+$	16
Pyrrhotite	Fe _{1-x} S	$x=0,1 : \text{Fe}_{0,9}\text{S} + 1,95\text{O}_2 + 0,1\text{H}_2\text{O} = 0,9\text{Fe}^{2+} + \text{SO}_4^{2-} + 0,2\text{H}^+$	0,2
		$x=0,1 : \text{Fe}_{0,9}\text{S} + 2,175\text{O}_2 + 0,7\text{H}^+ = 0,9\text{Fe}^{3+} + \text{SO}_4^{2-} + 0,35\text{H}_2\text{O}$	-0,7
		$x=0,1 : \text{Fe}_{0,9}\text{S} + 2,175\text{O}_2 + 2,35\text{H}_2\text{O} = 0,9\text{Fe}(\text{OH})_{3(s)} + \text{SO}_4^{2-} + 2\text{H}^+$	2
		$x=0,1 : \text{Fe}_{0,9}\text{S} + 7,8\text{Fe}^{3+} + 4\text{H}_2\text{O} = 8,7\text{Fe}^{2+} + \text{SO}_4^{2-} + 8\text{H}^+$	8
Sphalérite	ZnS	$\text{ZnS} + 2\text{O}_2 \xrightarrow{\text{H}_2\text{O}} \text{Zn}^{2+} + \text{SO}_4^{2-}$	0
Covellite	CuS	$\text{MS} + 8\text{Fe}^{3+} + 4\text{H}_2\text{O} = \text{M}^{2+} + 8\text{Fe}^{2+} + \text{SO}_4^{2-} + 8\text{H}^+$	8
Galène	PbS	$\text{PbS} + 2\text{O}_2 \xrightarrow{\text{H}_2\text{O}} \text{PbSO}_4 \text{ (anglésite)}$	0
		$\text{PbS} + 0,5\text{O}_2 + 2\text{H}^+ = \text{Pb}^{2+} + \text{H}_2\text{O} + \text{S}^0 \text{ (soufre natif)}$	-2
Chalcopyrite	CuFeS ₂	$\text{CuFeS}_2 + 4\text{O}_2 \xrightarrow{\text{H}_2\text{O}} \text{Cu}^{2+} + \text{Fe}^{2+} + 2\text{SO}_4^{2-}$	0
		$\text{CuFeS}_2 + 16\text{Fe}^{3+} + 8\text{H}_2\text{O} = \text{Cu}^{2+} + 17\text{Fe}^{2+} + 2\text{SO}_4^{2-} + 16\text{H}^+$	16
Arsénopyrite	FeAsS	$\text{FeAsS} + 3,25\text{O}_2 + 1,5\text{H}_2\text{O} = \text{Fe}^{2+} + \text{HAsO}_4^{2-} + \text{SO}_4^{2-} + 2\text{H}^+$	2
		$\text{FeAsS} + 3,5\text{O}_2 + \text{H}_2\text{O} = \text{Fe}^{3+} + \text{HAsO}_4^{2-} + \text{SO}_4^{2-} + \text{H}^+$	1
		$\text{FeAsS} + 13\text{Fe}^{3+} + 8\text{H}_2\text{O} = 14\text{Fe}^{2+} + \text{HAsO}_4^{2-} + \text{SO}_4^{2-} + 15\text{H}^+$	15
		$\text{FeAsS} + 3,5\text{O}_2 + 3\text{H}_2\text{O} = \text{FeAsO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O} + \text{SO}_4^{2-} + 2\text{H}^+$	2

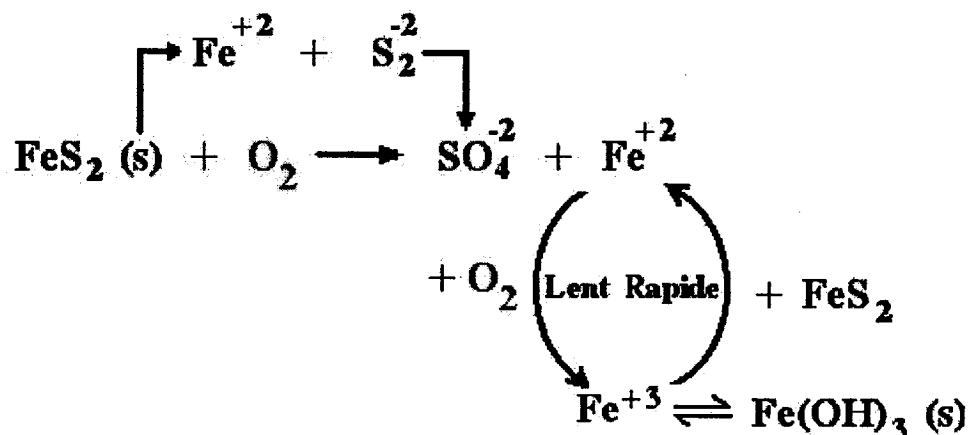


Figure 1.1 : Processus global d'oxydation de la pyrite (d'après Stumm et Morgan, 1981)

La génération de DMA est également tributaire de la neutralisation de l'acidité par les minéraux acidivores présents dans les rejets miniers. Les familles de minéraux possédant un pouvoir neutralisant et fréquemment rencontrés dans les résidus miniers sont les carbonates, les silicates et les hydroxydes. Les minéraux carbonatés sont les principaux neutralisants de l'acide et l'on considère habituellement qu'ils réagissent rapidement pour tamponner l'acide à court terme. Les silicates, dont la réactivité est moindre, contribuent à neutraliser l'acide à long terme (surtout à pH acide). De plus amples détails à ce sujet se trouvent dans Sverdrup (1990), Blowes et Ptacek (1994), Sherlock et *al.* (1995), Lawrence et Scheske (1997), Paktunc (1999) et Jurjovec et *al.* (2002; 2004). Ainsi la formation de DMA dépend d'une variété de processus géochimiques qu'on peut regrouper en trois catégories : les processus de transfert de masse (dissolution, précipitation, absorption et décomposition), les processus qui contrôlent la vitesse des réactions (diffusion, nucléation, réactions de surface et sorption), les processus qui modifient les taux de réactions (catalyse, température, pression et aire surfacique) (Perkins et *al.*, 1995; Bernier, 2002a).

Des processus de transfert de masse énumérés ci-haut, la dissolution et la précipitation ont une influence majeure sur la formation de DMA en affectant la minéralogie et la

géochimie des rejets miniers. La dissolution de minéraux primaires, comme les carbonates et les silicates, contribue à neutraliser l'acidité, tandis que la précipitation de minéraux secondaires, comme la ferrihydrite, la sidérite, la gibbsite et la kaolinite (entre autres), peut engendrer de l'acidité. La vitesse à laquelle se produisent ces réactions est principalement affectée par la diffusion, mécanisme qui contrôle souvent les réactions de surface et joue également un rôle dans la capacité d'adsorption et de désorption d'un minéral (Aubertin *et al.*, 2002). Dans les rejets de concentrateur, on considère en général que l'oxydation des sulfures à la surface est contrôlée par la diffusion moléculaire de l'oxygène (Davies et Ritchie, 1986; Nicholson *et al.*, 1989; Scharer *et al.*, 1994; EIPPCB, 2003). Les processus biologiques et galvaniques peuvent agir comme agents catalyseurs des réactions chimiques en cours (Zagury, 2002). Par exemple, le processus galvanique peut, dans certain cas, contrôler l'oxydation d'un sulfure par rapport à un autre (Evangelou, 1995; Kwong, 2001). Il est donc fort probable que plusieurs des mécanismes géochimiques, mentionnés ci-haut, agissent simultanément dans une aire d'accumulation de rejets miniers. Par conséquent, afin de contrôler la production de DMA, on cherche à exclure un ou plusieurs des éléments constitutifs des réactions d'oxydation.

1.2 Prévention et contrôle du drainage minier acide (DMA)

Tel que mentionné ci-dessus, la production de DMA par les aires d'accumulation de rejets s'avère le problème environnemental majeur de l'industrie minière québécoise et canadienne et des moyens ont été développés au cours des dernières décennies pour prévenir et réduire le DMA. Alors que les mesures de prévention visent à inhiber les réactions d'oxydation des sulfures, les mesures de réduction visent les facteurs qui influencent le taux de production d'acide. La prévention du DMA s'effectue par l'exclusion d'éléments nécessaires à la réaction, soit l'eau, l'oxygène ou les sulfures alors que la réduction du DMA se fait via le contrôle du milieu ambiant à la source afin de réduire le taux d'oxydation des sulfures. Parmi les facteurs influençant le taux

d'oxydation, on retrouve l'activité bactérienne, la température, le pH et la passivation des surfaces. Le tableau 1.2 résume les mesures de contrôle du DMA par catégorie.

Tableau 1.2 : Principales mesures de contrôle du DMA (d'après Aubertin *et al.*, 2002)

Conditionnement des rejets	Exclusion de l'eau	Exclusion de l'oxygène	Neutralisation	Élimination des bactéries
Désulfuration	Couvertures étanches (géomembranes, GCL, etc.)	Recouvrements aqueux	Agents chimiques (chaux, carbonates, etc.)	Bactéricides
Récupération biologique	Scellants et enduits (polymères, bitume, cires, gels, etc.)	Recouvrements multicouches	Agrégats alcalins (épandage, mélange ou tranchée)	Phosphate minéral
Passivation des surfaces	Sols imperméables (argile compactée)	Recouvrements à consommation d'oxygène	Boues alcalines	Autres
Autres	Mélanges (bentonite, ciment, pouzzolanes, etc.)	Couvertures étanches	Cendres	
	Rejets divers	Nappe phréatique surélevée	Autres	
	Autres	Autres		

En climat humide, la réduction de l'apport en oxygène vers les rejets sulfureux est considérée comme la méthode la plus efficace pour contrer la génération d'acide (SRK, 1991, EIPPCB, 2003). Pour limiter l'apport en oxygène, on peut mettre en place un

recouvrement ayant une perméabilité au gaz extrêmement faible ou utiliser une technique qui limite son transport jusqu'aux résidus miniers réactifs. L'eau, les sols, les matériaux géosynthétiques et des combinaisons de ces différents matériaux peuvent former une ou plusieurs composantes des recouvrements peu perméables au gaz. Des recouvrements à consommation d'oxygène peuvent être constitués de résidus forestiers (Tremblay, 1993; Tassé *et al.*, 1996), de résidus provenant d'usines de pâte et papiers (Zagury *et al.*, 1997; Cabral *et al.*, 2000), de tourbe et de compost (Pierce *et al.*, 1994), ou de résidus miniers désulfurés non générateur d'acide (Li et Catalan, 1997; Li *et al.*, 1998; Sjoberg Dobchuk, 2002, Bussière *et al.*, 2004). L'utilisation de résidus miniers presque saturés dans un recouvrement permet aussi de diminuer la diffusion de l'oxygène.

La technique des recouvrements aqueux est basée sur le fait que le coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'eau est environ 10 000 fois plus faible que dans l'air ($D_w^0 = 2,5 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ versus $D_a^0 = 1,8 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$ pour l'oxygène à 20°C dans un milieu sans obstacle) et que la solubilité de l'oxygène dans l'eau est faible. Le flux d'oxygène disponible pour l'oxydation des minéraux sulfureux est proportionnel à ce coefficient. De façon générale, la couverture d'eau sur les résidus est maintenue à l'aide d'infrastructures étanches, créant ainsi un réservoir artificiel. Les ouvertures souterraines (chantiers et galeries de mines souterraines) ou en surface (mines à ciel ouvert) peuvent aussi être utilisées comme réservoir pour l'ennoiement (Aubertin *et al.*, 2002; MEND, 2004). Pour leur part, les recouvrements multicouches et le concept de la nappe phréatique surélevée reposent sur le fait que le flux d'oxygène est proportionnel à son coefficient de diffusion dans un matériau donné. En milieu poreux près de la saturation, ce coefficient de diffusion se compare à celui dans l'eau (Nicholson *et al.*, 1989; Collin et Rasmuson, 1990; SENES, 1996). Ces techniques mettent à contribution les propriétés capillaires des sols pour conserver le milieu près de la saturation.

Le concept de la nappe phréatique surélevée, considérée comme une alternative au recouvrement en eau, vise à maintenir un degré de saturation élevé dans les résidus miniers en utilisant leur propriété capillaire. Il présente un grand intérêt et certaines données publiées sur le sujet font état d'un taux d'oxydation des sulfures semblable à celui observé pour les résidus ennoyés (Elberling *et al.*, 1993; Nicholson et Tibble, 1995; Elberling et Nicholson, 1996). De manière générale, la nappe phréatique surélevée est une composante intrinsèque du plan de gestion de parc à résidus miniers. Toutefois, on envisage depuis peu son utilisation comme partie intégrante ou élément principal d'un scénario de fermeture (SENEs, 1996). Malgré un engouement pour cette méthode innovatrice, les données concernant son application sont peu nombreuses. Ajoutons qu'à la connaissance de l'auteure, il n'existe aucune étude systématique concernant ses conditions d'application et sa performance. Cette approche sera présentée en détail au chapitre 2.

Une autre technique consiste en la mise en place d'une couverture à effets de barrière capillaire (CEBC) constituée d'un ou de plusieurs types de sols, ou de couvertures comprenant des matériaux géosynthétiques (Aubertin *et al.*, 1995; 2002; EIPPCB, 2003). Les CEBC peuvent réduire l'apport d'oxygène aux résidus sous-jacents par le maintien d'un degré de saturation élevé dans une des couches de matériaux le constituant. Il est possible de conserver un haut niveau de saturation dans une couche en se servant des effets de barrière capillaire, créés lors de la superposition de matériaux de propriétés différentes en condition non saturée (Nicholson *et al.*, 1989; MEND, 2001; Aubertin *et al.*, 2002; MEND, 2004). Les matériaux doivent conserver leur intégrité physique dans le temps afin de maintenir les effets de barrière capillaire à long terme. En effet, ce type de recouvrement doit être en mesure de jouer son rôle sur une période de temps prolongée, et son comportement doit faire l'objet d'un suivi. Différentes techniques d'auscultation peuvent être mises en place pour comprendre et évaluer le comportement du recouvrement, détecter les éventuelles anomalies, ainsi qu'apprécier sa performance à contrôler le DMA (MEND, 2001; Aubertin *et al.*, 2002;

MEND, 2004). Parmi les facteurs qui peuvent influencer la performance à long terme des recouvrements, mentionnons les conditions climatiques, les intrusions biologiques, les tassements totaux et différentiels, le glissement de couches inclinées ou leur déplacement différé, les déformations induites par des sollicitations dynamiques et le changement de propriétés dans le temps. Un des aspects de ce projet est l'étude des effets des cycles de gel-dégel sur la performance d'une couverture à effet de barrière capillaire (CEBC). Cet aspect sera revu plus en détails au chapitre 2.

1.3 Description du projet et contenu de la thèse

Le projet de recherche porte sur l'étude de techniques de restauration de sites miniers utilisant les effets capillaires dans les sols. Il comprend deux volets. Le premier a pour but d'étudier le concept de la nappe phréatique surélevée comme méthode de gestion et de fermeture d'un parc à résidus générateur de DMA. Le principal objectif ici est d'évaluer l'influence du maintien du niveau phréatique élevé sur la génération de DMA. Divers travaux ont été réalisés. Des essais cinétiques en colonnes, sur trois types de résidus, selon différentes positions de la nappe phréatique, ont été utilisés pour évaluer les taux d'oxydation générés dans chacun des cas. Des essais en cellule de diffusion, effectués dans le cadre des essais en colonne, ont permis d'évaluer le flux d'oxygène engendré par chaque type de résidus pour un degré de saturation donné et de définir le coefficient du taux de réaction. Une étude numérique paramétrique basée sur les essais en laboratoire a servi à définir l'efficacité de ce concept pour diverses conditions.

Le deuxième volet du projet porte sur l'efficacité à long terme des CEBC en se basant sur un recouvrement à grande échelle. L'auscultation et le suivi de la CEBC au site Lorraine comportent deux objectifs majeurs consistant à évaluer : 1) son comportement hydrique 2) sa capacité à contrôler la diffusion d'oxygène. Les résultats provenant de relevés mensuels d'instruments, mesurant la teneur en eau volumique et la succion, ont

permis de statuer sur le comportement hydrique du recouvrement et d'estimer son efficacité à limiter la diffusion d'oxygène vers les résidus miniers réactifs. D'autres essais de nature ponctuelle, comme les essais modifiés de consommation d'oxygène, ont complété l'étude. Des analyses numériques, simulant le comportement hydrique réel du site, ont aussi été réalisées afin de comparer les résultats obtenus aux prédictions faites lors de la conception.

L'efficacité à long terme d'une CEBC peut être influencée par certains facteurs dont les cycles de gel-dégel. Cet aspect est approfondi dans le deuxième volet du projet en testant un matériau gélif candidat pour la couche de rétention d'une CEBC. Des essais en laboratoire ont été réalisés afin de quantifier l'ampleur des effets des cycles de gel-dégel sur certaines propriétés hydrogéotechniques d'une argile de plasticité relativement élevée (conductivité hydraulique, courbe de rétention d'eau et distribution de la grosseur des pores). Des essais sur une CEBC construite en 1996, ayant subi des cycles de gel-dégel, visent à évaluer l'impact du gel-dégel sur la performance de la CEBC à limiter la diffusion d'oxygène vers les résidus miniers réactifs. Des essais de consommation d'oxygène et d'infiltration ont permis l'évaluation de la conductivité hydraulique et le coefficient de diffusion effectif *in situ* du matériau. Des essais de perméabilité, de succion et d'intrusion au mercure ont également été réalisés sur des échantillons non remaniés pris dans la couverture.

Le présent document se divise en six chapitres. La brève introduction à la problématique du DMA ainsi qu'aux techniques de prévention et de contrôle est suivie par la description des recouvrements en eau et des recouvrements de type CEBC, au chapitre 2. Le principe de fonctionnement de ces méthodes, ainsi que les paramètres d'influence, sont abordés dans ce chapitre, qui traite aussi du principe de la nappe phréatique surélevée et des effets des cycles de gel-dégel dans les matériaux gélifs. Le chapitre 3 traite de l'influence du niveau phréatique sur la prévention et le contrôle du DMA; on y présente les essais de laboratoire réalisés pour évaluer ce concept qui est

basé sur l'hypothèse suivant laquelle le degré de saturation des résidus miniers sulfureux influence leur taux de réactivité. Le chapitre 4 porte sur l'évaluation de la performance d'une CEBC construite sur un site minier. Différentes techniques sont mises en oeuvre pour évaluer l'efficacité du recouvrement à contrôler le DMA. Le chapitre 5 présente une analyse et une discussion sur les principaux résultats obtenus au cours du projet. On retrouve d'abord une étude paramétrique sur l'influence du niveau phréatique sur l'oxydation des résidus miniers. La performance de la CEBC au site Lorraine est ensuite évaluée dans ce chapitre. On termine le chapitre par la présentation d'une étude sur les effets des cycles de gel-dégel sur la performance d'une CEBC à long terme. Cette étude en laboratoire et *in situ* vérifie l'hypothèse que les cycles de gel-dégel peuvent affecter le comportement hydrique du recouvrement en changeant les propriétés hydrogéotechniques du matériau constituant la couche de rétention d'eau. Les conclusions et recommandations terminent ce document au chapitre 6.

Les principales contributions scientifiques originales issues de ces travaux sont liées à l'évaluation de l'impact du maintien du niveau phréatique sur l'oxydation de résidus miniers, à l'évaluation de la performance à grande échelle d'une CEBC, et aux impacts des cycles de gel-dégel sur la performance de la couverture. Jusqu'à présent, peu de données sur les taux d'oxydation obtenus en maintenant la nappe phréatique élevée sont disponibles. Les mesures de taux d'oxydation rapportés dans les travaux antérieurs proviennent d'essais faits sur des parcs à résidus où la nappe phréatique surélevée est une composante plus ou moins intrinsèque du plan de gestion et de fermeture de parc à résidus miniers. Pour une des première fois (à la connaissance de l'auteure), on démontre et quantifie à l'aide d'essai en colonne la réduction des taux d'oxydation par le contrôle de la position de la nappe phréatique. Une étude paramétrique permet de déterminer les facteurs influençant les taux d'oxydation auxquels on peut s'attendre par l'application de ce concept. Une autre contribution originale de ce travail est l'élaboration de relations empiriques qui permettent, à partir du coefficient du taux de réaction des résidus et de la position de la nappe phréatique par rapport à la pression

d'entrée d'air des résidus, d'évaluer le flux d'oxygène engendré par des résidus miniers qui demeurent saturés par le maintien de la nappe phréatique.

Ce travail a également permis de valider les différentes méthodes d'auscultation d'une CEBC, dont les essais de consommation d'oxygène à long terme, pour l'évaluation de la performance d'une CEBC à grande échelle. Cette dernière méthode, développée spécifiquement pour évaluer le flux d'oxygène à travers une CEBC, combinée aux autres méthodes usuelles, confirme les résultats obtenus lors d'essais en colonne, d'essais en cellules expérimentales et de modélisations. Les mesures recueillies sur le site durant la construction et l'auscultation de la CEBC ont servi à élaborer un modèle numérique bidimensionnel de l'écoulement de l'eau au site Lorraine. Ce modèle reproduit une situation à grande échelle en régime transitoire, ce qui est peu commun.

Les travaux présentés dans cette thèse ont également apportés d'autres contributions, notamment en évaluant l'effet des cycles de gel-dégel sur les propriétés hydriques d'un matériau pouvant servir de couche de rétention dans une CEBC. L'évolution des propriétés hydriques peut influencer la performance à long terme de la CEBC à inhiber la diffusion de l'oxygène vers les résidus miniers. Des essais *in situ* visant à évaluer la performance d'une CEBC affectée par les cycles de gel-dégel montrent que malgré l'effet sur la structure du matériau, la fissuration n'est pas assez développée (en ce moment) pour contrôler la conductivité hydraulique du matériau ou la diffusion de l'oxygène dans la couche de rétention d'eau dans le cas étudié.

CHAPITRE II

PRÉVENTION ET CONTRÔLE DU DMA

Tel que mentionné au chapitre précédent, la prévention du DMA devrait être le moyen préconisé pour limiter ses impacts environnementaux. Les méthodes de contrôle visant à prévenir le DMA sont basées sur l'exclusion d'au moins un élément constitutif des réactions d'oxydation. L'option usuellement favorisée pour les climats humides (où les précipitations excèdent l'évaporation) est la réduction de l'apport en oxygène aux résidus générateurs d'acide, soit par la mise en place d'un recouvrement en eau ou d'un recouvrement multicouche. Ces types de recouvrement inhibent le transport de l'oxygène vers les résidus miniers réactifs, ce qui est considéré comme le facteur limitant des réactions d'oxydation (Moses *et al.*, 1987; Scharer *et al.*, 1994; Perkins *et al.*, 1995).

Ce chapitre est une revue de littérature qui touche les aspects les plus importants de ce projet. Afin de comprendre et d'évaluer l'efficacité des techniques de prévention présentées dans ce projet, la première section aborde les principales équations qui régissent le transport des gaz en milieu poreux. La deuxième section présente les recouvrements en eau et la technique de la nappe phréatique surélevée, considérée comme un cas particulier des recouvrements en eau. La dernière section porte sur les recouvrements multicouches avec effets de barrière capillaire et leur performance à long terme.

2.1 Transport de l'oxygène vers les résidus miniers

Le transport des gaz peut impliquer les processus de convection, d'advection, de dissolution dans la phase liquide, de réaction chimique et d'adsorption, ainsi que de diffusion moléculaire (Ritchie, 1994; Aubertin *et al.*, 2000a; Mbonimpa et Aubertin, 2002a). La perméabilité d'un matériau contrôle le flux gazeux qui s'y propage par convection et advection. Elle varie selon la distribution et la grosseur des pores du milieu et ne dépend pas des caractéristiques du fluide (Bear, 1972; Hillel, 1998). La faible perméabilité des matériaux considérés dans ce projet limite les processus de convection et d'advection pour le transport de l'oxygène dissous dans l'eau. Il a été démontré qu'en milieu peu poreux, fortement saturé, la diffusion moléculaire contrôle principalement la migration des gaz (Collin, 1987; Collin et Rasmuson, 1988; Kim et Benson, 2004).

2.1.1 Diffusion de l'oxygène

La diffusion est un processus relié aux gradients de concentration (ou de pression partielle) existant dans les fluides (liquides, gaz). Le mouvement aléatoire ionique ou moléculaire s'accomplit d'une région de haute concentration vers une région de faible concentration, tendant à uniformiser la distribution spatiale des espèces jusqu'à ce que l'équilibre soit atteint (Hillel, 1998). La diffusion des gaz dans les sols se fait en partie dans la phase gazeuse et en partie dans la phase aqueuse. L'arrangement des pores et la teneur en eau du milieu détermine la trajectoire et l'aire de la section disponible à la migration du gaz. La première loi de Fick définit le flux unidimensionnel de diffusion gazeux (Bear, 1972; Crank, 1975):

$$F_{(z,t)} = -D_e \frac{\partial C(z,t)}{\partial z} \quad (2.1)$$

où $F_{(z,t)}$ représente la quantité du gaz qui diffuse par unité de surface ($\text{g/m}^2\text{s}$), D_e est le coefficient de diffusion effectif (m^2/s), C est la concentration de l'élément qui diffuse (g/m^3) dans la phase gazeuse et z est la position (m). Pour un coefficient de diffusion donné, on observe une relation linéaire entre le gradient de concentration et le flux gazeux entre deux points. En réécrivant l'équation 2.1 en terme de pression partielle, il est possible d'établir un parallèle entre la loi de Fick et la loi de Darcy qui régit l'écoulement de l'eau souterraine. La conductivité hydraulique k_{sat} de la loi de Darcy et le coefficient de diffusion D_e de la loi de Fick, sont des paramètres qui contrôlent la vitesse (ou le flux) de transport du fluide (Fredlund et Rahardjo, 1993). Ils varient avec les caractéristiques du fluide et du milieu comme le poids moléculaire, la température, la porosité, le degré de saturation, la viscosité du fluide, la taille des pores ainsi que la connectivité du milieu poreux.

En condition transitoire, la concentration peut varier dans le temps et l'espace. Le principe de continuité dicte que la variation de la concentration dans le temps est équivalente à la variation du flux dans l'espace. Pour un milieu isotrope, non réactif, la deuxième loi de Fick s'écrit (Crank, 1975; Mbonimpa *et al.*, 2003):

$$\frac{\partial}{\partial t}(\theta_{\text{eq}} C) = \frac{\partial}{\partial z} \left(D_e \frac{\partial C}{\partial z} \right) \quad (2.2)$$

$$\theta_{\text{eq}} = \theta_a + H\theta_w \quad (2.3)$$

où θ_{eq} représente la porosité équivalente du milieu (Aubertin *et al.*, 1999a, 2000a; Aachib *et al.*, 2002). Celle-ci comprend la teneur en air θ_a et la portion d'oxygène dissous dans l'eau $H\theta_w$; θ_w et θ_a sont les teneurs volumiques en eau et en air du milieu, et H est la constante d'équilibre d'Henry définie par le rapport des concentrations

d'oxygène dans l'eau et dans l'air à l'équilibre (environ 0,03 L_{H_2O}/L_{air} pour l'oxygène à 20°C). À noter que l'équation 2.2 n'est valide que pour la diffusion à travers un matériau inerte.

La deuxième loi de Fick peut être modifiée pour tenir compte de variations de concentration de l'élément diffusant causées par sa réaction avec le milieu (Crank, 1975; Shackelford, 1991). Dans le cas de la consommation de l'oxygène par l'oxydation de la pyrite des résidus miniers, la réaction cinétique est généralement considérée comme étant de premier ordre (ou dégradation exponentielle) et un deuxième membre est ajouté au terme de droite de l'équation 2.2 (Nicholson *et al.*, 1988; Elberling et Nicholson, 1996). Il faut toutefois noter que la réaction d'oxydation de la pyrite pourrait suivre une autre relation, d'un ordre différent de un (*e.g.* Li *et al.*, 2000). L'équation 2.4 exprime la diffusion de l'oxygène en régime transitoire et sa consommation par les résidus sulfureux. Elle peut être réécrite de façon à généraliser la solution en utilisant le coefficient de diffusion global D^* (m^2/s) et le coefficient du taux de réaction globale K^* (s^{-1}) (équation 2.5).

$$\frac{\partial}{\partial t}(\theta_{eq}C) = \frac{\partial}{\partial z} \left(D_e \frac{\partial C}{\partial z} \right) - k_r C \quad (2.4)$$

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D^* \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - k^* C \quad (2.5)$$

où k_r est le coefficient du taux de réaction; k^* et D^* sont reliés à k_r et D_e par les relations suivantes : $D_e = \theta_{eq}D^*$ et $k_r = \theta_{eq}k^*$ (Mbonimpa *et al.*, 2003). Ces équations ne s'appliquent qu'en l'absence de mouvement de l'eau souterraine. Afin de résoudre l'équation 2.5, le coefficient de diffusion D^* et le coefficient du taux de réaction k^* (pour un milieu réactif) doivent être déterminés. Pour ce faire, des modèles semi-

empiriques et des procédures expérimentales ont été développés au cours des dernières décennies.

2.1.2 Estimation des paramètres D_e et k_r

Divers essais en laboratoire, comme les essais à l'état stationnaire avec une source constante d'oxygène, les essais à l'état transitoire avec une source décroissante d'oxygène ou les essais à l'état transitoire avec concentration en oxygène variable dans le réservoir de collecte, ont été développés afin de déterminer le coefficient de diffusion effectif D_e de matériaux inertes (Yanful, 1993; Aubertin *et al.*, 1995; Aachib *et al.*, 2004). La mesure de ce paramètre est requise afin d'évaluer adéquatement le flux gazeux traversant un recouvrement (lors de la phase de conception ou celle d'auscultation). Il est toutefois utile de connaître la valeur approximative de ce paramètre lors d'étapes préliminaires de conception ou pour valider des résultats expérimentaux. Divers modèles ont été proposés à cette fin, et certains sont présentés brièvement dans le texte qui suit.

Modèles semi-empiriques

Les principaux modèles empiriques proposés dans la littérature mettent en relation le D_e du matériau et la teneur en air du milieu (Hillel, 1998). Ces relations linéaires incluent en général un facteur de tortuosité et ne sont valables que pour des plages limitées de teneur en air. Des modèles semi-empiriques, dont ceux proposés par Marshall (1959), Millington et Quirk (1961) et Millington et Shearer (1971), ont été développés en tenant compte de la distribution des pores ainsi que de leur géométrie. Ces modèles curvilinéaires présentent une plus grande sensibilité du D_e à degré de saturation élevé. Le modèle de Millington et Shearer (1971) a été modifié par Collin (1987) pour inclure la diffusion de l'oxygène dans la phase aqueuse. D'autres modèles, dont ceux de Nicholson et David (1991) et Elberling *et al.* (1994), incluent la contribution de la phase aqueuse dans la diffusion en milieu poreux. Collin et

Rasmuson (1988), Aachib (1997) et Aachib *et al.* (2004) présentent une revue des différents modèles existants.

Les modèles considérés dans cette étude combinent la diffusion dans la phase gazeuse et la phase aqueuse. À l'état presque sec, la diffusion se fait entièrement dans la phase gazeuse. Lorsque le contenu en eau augmente dans le milieu, la section directement disponible pour la diffusion libre du gaz est diminuée. La structure des pores et la distribution du fluide déterminent alors le chemin et l'aire en section disponible pour le transport (Collin et Rasmuson 1990; Fredlund et Rahardjo, 1993). Les pores remplis d'eau agissent comme un obstacle, et le flux de diffusion s'en trouve réduit. À l'état saturé, le flux de diffusion est ralenti puisqu'il se passe entièrement dans la phase aqueuse. On observe ainsi une différence d'environ quatre ordres de grandeur entre le coefficient de diffusion associé à la phase gazeuse et celui associé à la phase aqueuse. En pratique, le flux de diffusion d'un gaz dans un liquide ne devient important que lorsque le degré de saturation est élevé, *i.e.* 85 % et plus (Aubertin *et al.*, 1995; 1999; 2000a).

Le coefficient de diffusion effectif peut s'écrire de la façon suivante (Aubertin *et al.*, 2000a; Aachib *et al.*, 2002, 2004) :

$$D_e = D_a + HD_w \quad (2.6)$$

où

$$D_a = \theta_a D_a^0 T_a \quad (2.7)$$

$$D_w = \theta_w D_w^0 T_w \quad (2.8)$$

où D_a et D_w représentent les coefficients apparents de diffusion dans l'air et dans l'eau respectivement. D_a^0 et D_w^0 sont les coefficients de diffusion dans l'air et dans l'eau respectivement, milieux homogènes sans obstacle. Pour l'oxygène à 20C°, D_a^0 vaut environ $1,8 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$ et D_w^0 vaut environ $2,5 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ (Scharer *et al.*, 1993). Rappelons que la porosité n et le degré de saturation S_r sont reliés à θ_a et θ_w par $\theta_a = n(1-S_r)$ et $\theta_w = nS_r = n - \theta_a$. Les paramètres T_a et T_w représentent les coefficients de tortuosité de la phase gazeuse et de la phase aqueuse respectivement. Avec le modèle de Collin (1987), ces coefficients peuvent être exprimés de la façon suivante (Collin et Rasmuson, 1988; Aachib *et al.*, 2004) :

$$T_a = \frac{\theta_a^{2x+1}}{n^2} \quad (2.9)$$

$$T_w = \frac{\theta_w^{2y+1}}{n^2} \quad (2.10)$$

Les valeurs des paramètres x et y sont obtenues en posant les conditions suivantes :

$$\theta_a^{2x} + (1 - \theta_a)^x = 1 \quad (2.11)$$

$$\theta_w^{2y} + (1 - \theta_w)^y = 1 \quad (2.12)$$

Pour les sols, les valeurs de x et y varient typiquement entre 0,54 et 0,68 (Aachib *et al.*, 2004; Aubertin *et al.*, 2000a). Le modèle de Collin et Rasmuson (1988) a été utilisé avec succès pour prédire la valeur de D_e sur des sols et des rejets miniers partiellement saturés (Aachib *et al.*, 1993; Aubertin *et al.*, 1995; 1999a; 2000a). En adoptant une

valeur égale fixe de x et y (de 0,75 déduit de résultats expérimentaux), le coefficient de tortuosité en condition sèche ($S_r = 0$) équivaut au coefficient de tortuosité en condition saturée ($S_r = 1$), ce qui est plus réaliste. La relation suivante est donc proposée par Aachib *et al.* (2002) et Mbonimpa *et al.* (2003) qui suggèrent un exposant de 3.3 ou 3.4 pour τ_a et τ_w :

$$D_e = \frac{1}{n^2} [D_a^0 \theta_a^{3.5} + H D_w^0 \theta_w^{3.5}] \quad (2.13)$$

La figure 2.1 présente des résultats d'essais en laboratoire produits par Aubertin *et al.* (1999, 2000a) et Aachib *et al.* (2004). On retrouve également les courbes de D_e versus S_r tracées pour le modèle de Collin et l'équation 2.13. Les deux courbes donnent une bonne estimation des D_e mesurés en laboratoire sur une couche de matériau. On observe une plus grande sensibilité du coefficient de diffusion par rapport au degré de saturation lorsque le milieu est presque saturé. Dans ces conditions, une augmentation de 10 % du degré de saturation peut amener une baisse du coefficient de diffusion de presque trois ordres de grandeur (Collin et Rasmuson, 1990; Elberling *et al.*, 1994).

Lorsqu'un système contient plusieurs horizons à l'intérieur desquels le coefficient de diffusion effectif varie, il est possible d'exprimer celui-ci selon une valeur représentative équivalente obtenue par une moyenne harmonique, tel que présenté à l'équation 2.14 (Scharer *et al.*, 1993; Aubertin *et al.*, 1999a; 2000a). Ce coefficient de diffusion effectif moyen n'est valable que pour un calcul du flux à l'état stationnaire.

$$\overline{D_e} = \frac{h_{\text{tot}}}{\sum_{i=1}^m \frac{h_i}{D_{ei}}} \quad (2.14)$$

où $\overline{D_e}$ représente la valeur équivalente du coefficient de diffusion effectif du système, D_{ei} est le coefficient de diffusion effectif pour la couche i , h_i est l'épaisseur de la couche i et h_{tot} est l'épaisseur totale du système de m couches.

Connaissant le D_e du matériau, il est possible d'évaluer le flux d'oxygène qui le traverse en solutionnant les équations 2.1 ou 2.2 selon que le régime est permanent ou transitoire. Dans le cas d'un régime transitoire, on ne peut toutefois pas utiliser le D_e moyen. Dans le cas d'un milieu réactif, les équations 2.4 ou 2.5 doivent être employées et le coefficient du taux de réaction du matériau doit être connu.

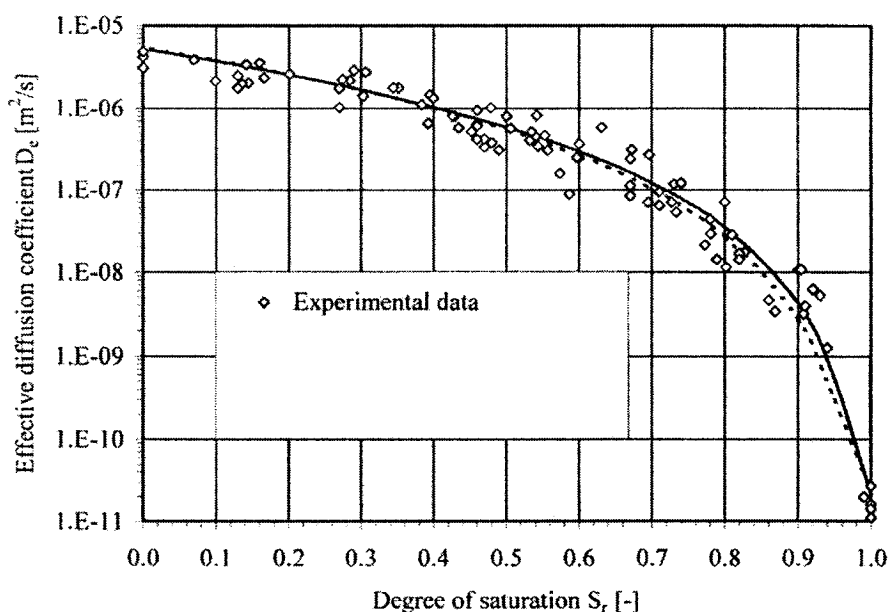


Figure 2.1 : Comparaison entre mesures en laboratoire, la relation semi-empirique de Collin (trait plein) et l'équation 2.12 (trait pointillé) (tiré de Mbonimpa *et al.*, 2003)

Il est aussi possible d'estimer le coefficient du taux de réaction à l'aide d'un modèle proposé par Collin (1987) qui s'appuie sur le fait que la réaction d'oxydation des

sulfures est une réaction de surface. La surface susceptible de réagir est proportionnelle à la teneur en sulfure dans les résidus miniers, ce qui est soutenu par les travaux de Nicholson *et al.* (1988) et de Rimstidt *et al.* (1994) entre autres. Cette affirmation a été utilisée dans de nombreux travaux de modélisation des taux de réaction des sulfures dont ceux de Ritchie (1994), Scharer *et al.* (1994) et Paktunc (1999). Le modèle prend en compte la porosité totale ainsi que la distribution granulométrique en utilisant un diamètre représentatif des grains d_H et s'écrit comme suit (Collin 1987; Mbonimpa *et al.*, 2003) :

$$k_r = k' \frac{6}{d_H} (1 - n) C_{py} \quad (2.15)$$

où k' est le coefficient du taux de réaction de la pyrite avec l'oxygène (environ $15,8 \times 10^{-3} \text{ m}^3 \text{O}_2 / \text{m}^2 \text{pyrite/an}$ ou $4,3 \times 10^{-5} \text{ m}^3 \text{O}_2 / \text{m}^2 \text{pyrite/j}$ selon Collin 1987), C_{py} est la concentration massique en pyrite (kg/kg résidus). Ce modèle suppose que tous les sulfures se présentent sous la même forme. Le diamètre représentatif d_H (en m) est estimé d'après une relation utilisant les paramètres de la courbe granulométrique développée pour les fonctions hydriques (Aubertin *et al.*, 1998; Mbonimpa *et al.*, 2002a) comme suit :

$$d_H = [1 + 1.17 \log(C_u)] D_{10} \quad (2.16)$$

où D_{10} est le diamètre des grains correspondant à 10 % de passant et C_u est le coefficient d'uniformité obtenu en prenant D_{60}/D_{10} . Pour un résidu minier typique avec $D_{10} = 5 \times 10^{-6} \text{ m}$, $C_u = 9$ et $n = 0,44$, on obtient des valeurs de k_r approximatives de 5/an (ou 0,0137/j) pour $C_p = 0,1 \%$, 125/an (ou 0,343/j) pour $C_p = 2,5 \%$ et 500/an (ou 1,37/j) pour $C_p = 10 \%$ (Aubertin *et al.*, 2000b; Mbonimpa *et al.*, 2003). Ces valeurs peuvent cependant varier selon les conditions rencontrées puisque k_r dépend de nombreux

facteurs dont la minéralogie, la température, l'état d'oxydation et l'activité bactérienne. L'activité bactérienne aura généralement pour effet d'augmenter la valeur de k_r lors des premiers temps de l'oxydation des sulfures, puis l'activité ralentira avec l'enrobage des sulfures ce qui aurait pour effet de diminuer le k_r avec le temps. Les relations empiriques et semi-empiriques présentées ci-haut peuvent être utilisées dans le cas de premières estimations. Cependant, lors de la conception d'un recouvrement ou de son suivi, les valeurs des paramètres D_e et k_r devraient être déterminées par des mesures directes en laboratoire.

Essais en cellule de diffusion

Les principales procédures d'essai pour évaluer la valeur du coefficient de diffusion effectif D_e d'un matériau poreux inerte ont été revues par Rolston (1986), Shackelford (1991) et Tremblay (1995). Elles comprennent : la méthode de l'état stationnaire avec une source d'oxygène constante, la méthode de l'état transitoire où la concentration d'oxygène du réservoir source décroît avec le temps et celle où la concentration de l'oxygène dans le réservoir récepteur augmente avec le temps. La procédure expérimentale présentée ici se base sur un état transitoire en système fermé avec une variation de la concentration de l'oxygène dans un réservoir source et dans un réservoir récepteur (Aubertin *et al.* 1995; Tremblay 1995; Aachib 1997; Mbonimpa *et al.*, 2003). Cette méthode s'inspire de celle utilisée par Yanful (1993). Dans le cas d'essais de diffusion sur un matériau réactif, on mesure la variation de la concentration en oxygène dans les deux réservoirs de façon à obtenir un bilan de masse de l'oxygène, permettant de déterminer les paramètres D_e et k_r simultanément. La figure 2.2 présente un schéma de la cellule de diffusion utilisée au cours des essais sur des résidus miniers sulfureux.

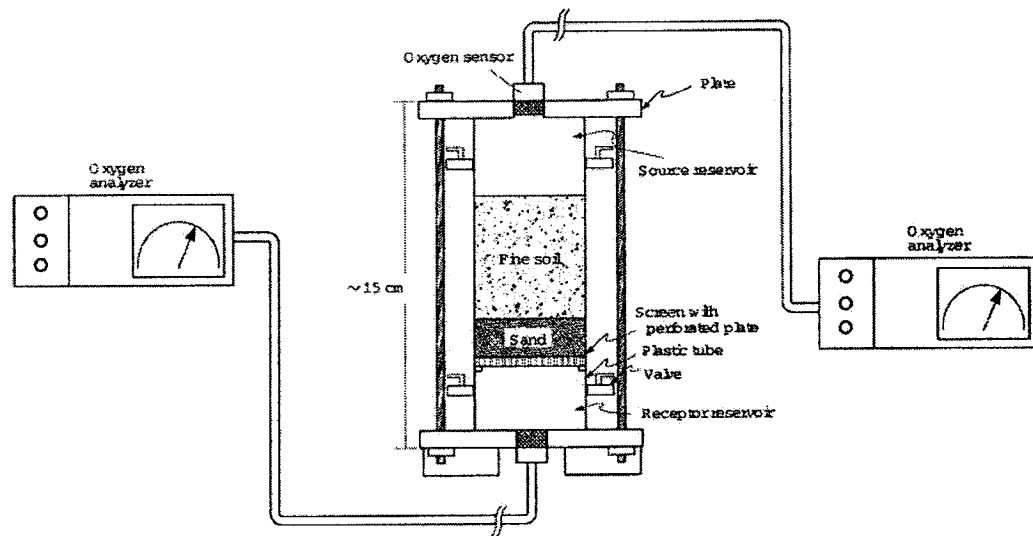


Figure 2.2 : Cellule de diffusion (tiré de Aubertin *et al.*, 1995, 1999a)

Le montage consiste en un réservoir source, le milieu poreux testé et un réservoir récepteur. La concentration d'oxygène dans les réservoirs source et récepteur est mesurée en fonction du temps durant l'essai par deux senseurs d'oxygène. Un cylindre hermétique en PVC de 8.5 cm de diamètre et de 20 à 30 cm de haut constitue le corps de la cellule. On y place l'échantillon testé (sol, résidu, géocomposite bentonique, etc.). On peut conserver un degré de saturation élevé dans l'échantillon en le plaçant sur une couche de sable, grâce aux effets de barrière capillaire créés lors de la superposition de deux matériaux aux propriétés hydrauliques distinctes. Les parois de la cellule sont enduites de graisse de façon à établir un contact hermétique entre le matériau et la cellule. Deux plaques referment la cellule. Un senseur Teledyne (320P ou 340 PBS) est fixé aux plaques du dessus et du dessous. Des valves de part et d'autre des réservoirs permettent de purger le système à l'azote avant l'essai. Elles sont maintenues fermées durant l'essai.

Après la mise en place de l'échantillon à la teneur en eau et à la porosité voulue, on purge avec de l'azote les deux réservoirs pendant 24 heures pour éliminer l'oxygène de

la cellule. Puis on ouvre brièvement le réservoir source à l'atmosphère pour atteindre une concentration en oxygène de 20,9 %. On mesure ensuite l'évolution de la concentration d'oxygène dans les deux réservoirs fermés. La durée de l'essai dépend du coefficient de diffusion effectif et de la réactivité du matériau. La valeur des paramètres D_e et de k_r est obtenue de façon itérative, en comparant la variation de la concentration d'oxygène mesurée dans le temps dans les deux réservoirs avec celle calculée par une méthode numérique qui solutionne les équations de Fick (Aubertin *et al.*, 1995, 1999a; MacKay *et al.*, 1998; Mbonimpa *et al.*, 2003).

Pour l'interprétation des essais réalisés au cours du projet, on a utilisé le logiciel POLLUTE développé par Rowe *et al.* (1998). Ce logiciel, initialement destiné à la modélisation du transport de contaminant en milieu saturé, a été adapté au cas de la diffusion gazeuse en milieu non saturé. Il résout la 2^e loi de Fick en tenant compte de la réaction chimique du matériau (équation 2.5) à partir d'une solution semi-analytique. Tel que mentionné plus haut, le coefficient du taux de réaction k^* de l'équation 2.5 est associée, dans le cas de l'oxydation de la pyrite par l'oxygène, à une réaction de premier ordre. La consommation d'oxygène en milieu fermé s'exprime donc par une loi exponentielle de la forme suivante :

$$C = C_0 \exp(-k^* t) \quad (2.17)$$

où C_0 est la concentration initiale en oxygène. Le logiciel POLLUTE peut prendre en compte la dégradation radioactive via l'introduction du temps de demi-vie dans le modèle numérique pour un matériau donné. La dégradation radioactive est une réaction de premier ordre et on peut faire le parallèle entre la constante de dégradation et le coefficient du taux de réaction d'oxydation des sulfures. Le temps de demi-vie représente le temps nécessaire pour que la concentration (en oxygène) du milieu soit

réduite de moitié. Pour la réaction cinétique de premier ordre décrite à l'équation 2.16, le temps de demi-vie $t_{1/2}^*$ et le coefficient du taux de réaction sont reliés par la relation :

$$t_{1/2}^* = \frac{\ln 2}{k^*} = \theta_{eq} \frac{\ln 2}{k_r} \quad (2.18)$$

Au fur et à mesure que l'oxygène diffuse du réservoir source vers le réservoir de collecte et qu'il réagit avec les sulfures contenus dans les résidus miniers, sa concentration varie dans le temps. Les variations de concentration en oxygène calculées par le logiciel POLLUTE pour les réservoirs source et de collecte sont fournies respectivement par les équations suivantes :

$$C_s(t) = C_{0,s} - \frac{1}{H_s} \int_0^t F_s(t) dt \quad (2.19)$$

$$C_c(t) = C_{0,c} + \frac{1}{H_c} \int_0^t F_c(t) dt \quad (2.20)$$

où $C_s(t)$ et $C_c(t)$ sont les variations des concentrations d'oxygène dans les réservoirs source et collecte avec le temps, H_s est la hauteur de la colonne de gaz au-dessus de l'échantillon, $C_{0,s}$ la concentration initiale dans le réservoir source, $F_s(t)$ le flux à travers la surface matériau, H_c représente la hauteur du réservoir de collecte au-dessous de l'échantillon, $C_{0,c}$ correspond à la concentration initiale dans le réservoir de collecte et $F_c(t)$ est le flux à travers la base de l'échantillon. Les concentrations C_s et C_c calculées par le logiciel POLLUTE sont comparées aux concentrations mesurées dans les réservoirs source et de collecte du dispositif expérimental. Les paramètres D_e et k_r sont ajustés de façon itérative jusqu'à ce que les variations de concentration calculées dans

les réservoirs soient calées sur celles mesurées. Lorsque les paramètres D_e et k_r sont déterminés, il est possible de calculer le flux d'oxygène vers les résidus miniers avec les lois de Fick.

2.1.3 Évaluation du flux d'oxygène vers les résidus miniers

L'évaluation du flux d'oxygène à travers un recouvrement permet de juger de son efficacité. Il est possible d'utiliser des solutions analytiques, présentées dans ce qui suit, ou de le mesurer selon des méthodes développées pour les sols et les résidus miniers.

Solutions analytiques

Des solutions analytiques à l'équation 2.5 ont été proposées dans la littérature, tant en régime permanent que transitoire (Carslaw et Jaeger, 1959; Crank, 1975), pour des conditions frontières précises. Par exemple pour un matériau non réactif ($k^* = 0$), la concentration est obtenue à partir de l'équation 2.5 selon la méthode de séparation des variables (Crank, 1975). Mbonimpa *et al.* (2003) donnent la solution sous la forme d'une série trigonométrique s'exprimant comme suit :

$$C(z, t) = C_0 \left[1 - \frac{z}{L} - \frac{2}{\pi} \sum_{i=1}^{\infty} \frac{1}{i} \sin \frac{i\pi z}{L} \exp \left(-\frac{i^2 \pi^2}{L^2} D^* t \right) \right] \quad (2.21)$$

où i est un nombre entier. En utilisant cette solution avec l'équation 2.1, il est possible d'obtenir le flux $F(z = L, t > 0)$ à la base d'une couverture d'épaisseur L recouvrant des résidus miniers. L'équation s'exprime alors comme suit :

$$F(z = L, t > 0) = F_{s,L} + 2F_{s,L} \sum_{i=1}^{\infty} (-1)^i \exp\left(-\frac{i^2 \pi^2}{L^2} D^* t\right) \quad (2.22)$$

où $F_{s,L}$ est le flux d'oxygène à la base du recouvrement en régime permanent. Lorsqu'il y a une consommation complète et rapide de l'oxygène sous le recouvrement ($C_L = 0$), le flux stationnaire s'exprime par la formule suivante :

$$F_{s,L} = \frac{C_0 D_e}{L} \quad (2.23)$$

Il est donc possible d'estimer le flux d'oxygène traversant un recouvrement en connaissant le D_e du matériau le composant. Des mesures prises dans des résidus miniers recouverts montrent toutefois qu'il y a présence d'oxygène dans les premiers centimètres près de la surface (Yanful, 1993; Li *et al.*, 2000; Simms *et al.*, 2000; Werner *et al.*, 2001). L'hypothèse voulant que l'oxygène soit consommé rapidement sous le recouvrement procure une estimation conservatrice du flux d'oxygène vers les résidus miniers.

Afin d'évaluer l'efficacité du recouvrement, on compare le flux estimé avant son installation F_0 au flux estimé après son installation F_L (Nicholson *et al.*, 1989, Mbonimpa *et al.*, 2003). Le flux d'oxygène sans couverture en régime permanent est trouvé en solutionnant l'équation 2.5 en régime permanent ($\partial C / \partial t = 0$) pour les conditions aux limites $C(0) = C_0$ et $C(\infty) = 0$. La solution est donnée par Crank (1975) :

$$C(z) = C_0 \exp\left(-z \sqrt{\frac{k^*}{D^*}}\right) = C_0 \exp\left(-z \sqrt{\frac{k_r}{D_e}}\right) \quad (2.24)$$

Le flux correspondant, calculé sur la base des équations 2.1 et 2.24, est donné par :

$$F(z) = \theta_{eq} C_0 \sqrt{D^* k^*} \exp\left(-z \sqrt{\frac{k^*}{D^*}}\right) = C_0 \sqrt{D_e k_r} \exp\left(-z \sqrt{\frac{k_r}{D_e}}\right) \quad (2.25)$$

$F(z)$ peut aussi être exprimé en fonction de la concentration $C(z)$ définie à l'équation 2.24 :

$$F(z) = \theta_{eq} C_z \sqrt{D^* k^*} = C_z \sqrt{D_e k_r} \quad (2.26)$$

Le flux à la surface ($z = 0$) s'exprime alors de la façon suivante :

$$F(z) = \theta_{eq} C_0 \sqrt{D^* k^*} = C_0 \sqrt{D_e k_r} \quad (2.27)$$

Connaissant les flux d'oxygène à la surface des résidus miniers avant (F_0) et après (F_L) la mise en place d'un recouvrement, l'efficacité E_c de ce dernier est calculée par :

$$E_c = \left(1 - \frac{F_L}{F_0}\right) * 100 \quad (2.28)$$

La figure 2.3 tirée de Nicholson *et al.* (1989) présente l'efficacité de recouvrements en fonction de leur épaisseur pour des valeurs D_e et K_r choisies. Dans cette figure l'efficacité est calculée en prenant $E_c = F_0/F_L$. On remarque que l'effet le plus marqué sur la réduction du flux a lieu dans le premier mètre. Au-delà de cette valeur, l'épaisseur améliore peu l'efficacité de la barrière (Nicholson *et al.*, 1989, Aachib *et al.*, 1993,

Aubertin *et al.*, 1995). À la figure 2.3, le cas II représente une augmentation du k_r des résidus par rapport au cas I, le cas III représente une diminution du D_e de la couverture par rapport au cas II, et le cas IV représente une augmentation du D_e des résidus réactifs par rapport au cas III (voir les détails dans Nicholson *et al.*, 1989).

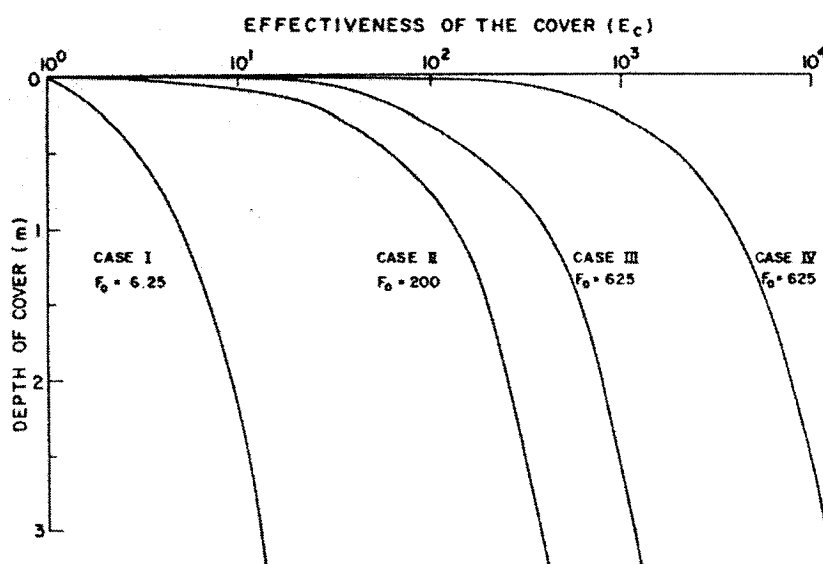


Figure 2.3 : Efficacité d'un recouvrement en fonction de son épaisseur pour différentes valeurs de D_e et K_r (tiré de Nicholson *et al.*, 1989)

L'efficacité des recouvrements basés sur le contrôle de la migration de l'oxygène vers les résidus miniers dépend en grande partie du coefficient de diffusion du recouvrement, du coefficient de diffusion des résidus miniers et de leur réactivité. Les méthodes de mesures de flux présentées dans ce qui suit permettent d'évaluer directement ou indirectement le taux d'oxydation des sulfures relié au flux d'oxygène.

Méthodes de mesure du flux

Elberling *et al.* (1994) présentent trois méthodes d'évaluation des taux d'oxydation des sulfures dans les résidus miniers avec ou sans recouvrement : la méthode des sulfates, celle du gradient d'oxygène et celle de consommation d'oxygène. Les deux premières

méthodes sont expliquées brièvement alors que la dernière est présentée plus en détails puisqu'elle est utilisée aux chapitres suivants lors d'essais en colonne et d'essais sur le terrain.

La méthode des sulfates est basée sur la quantité de sulfates produits dans le temps lors d'essais cinétiques. L'équation de l'oxydation de la pyrite présentée au tableau 1.1 montre que les sulfates constituent un des produits de la réaction. L'évaluation de la quantité de sulfates permet d'estimer le taux d'oxydation. Il est alors possible de transformer les moles de sulfates produites en moles d'oxygène consommées. Cette transformation se fait en posant l'hypothèse que 1,75 moles d'oxygène consommées produisent une mole de sulfates. Cette hypothèse considère que le seul agent d'oxydation de la pyrite est l'oxygène, que seule la pyrite consomme l'oxygène et qu'il n'y a pas de précipités de sulfates de formés. Cette méthode a été employée dans plusieurs études dont Elberling *et al.* (1994), Bussière *et al.* (1998a), Eriksson *et al.* (2001).

La méthode du gradient d'oxygène implique la mesure de la concentration en oxygène à différentes profondeurs dans un recouvrement ou dans les résidus miniers, et s'appuie sur l'hypothèse que le profil mesuré de la concentration en oxygène correspond au régime permanent. Le flux d'oxygène est relié au taux d'oxydation par conservation de masse. En connaissant le coefficient de diffusion effectif du milieu (qui peut être estimé à l'aide de l'équation 2.13), il est possible de modéliser le profil mesuré à l'aide de logiciels solutionnant les équations de transport de contaminant tel que le logiciel POLLUTE. La figure 2.4 tirée de Elberling *et al.* (1994) présente le résultat d'un essai cinétique en colonne où la méthode du gradient d'oxygène a été utilisée afin de déterminer le taux d'oxydation des résidus miniers. D'autres auteurs ont aussi employé cette méthode dont Yanful *et al.* (1994), Li *et al.* (2000), Elberling et Damgaard (2001) et Vigneault *et al.* (2001).

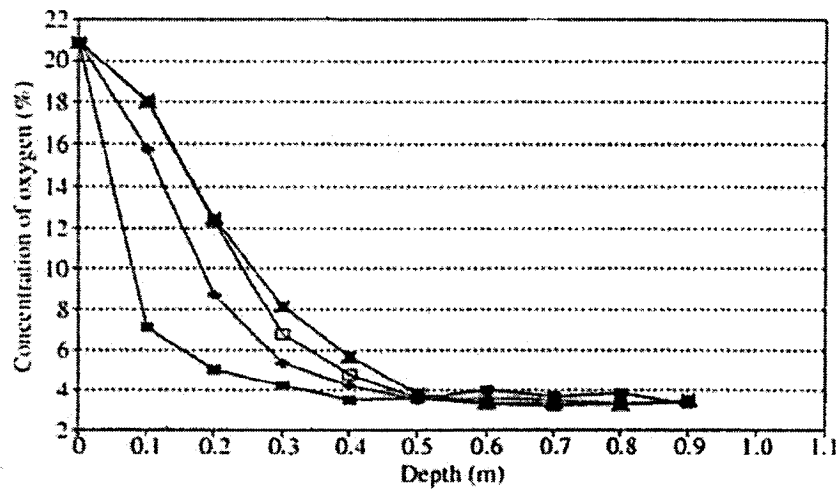


Figure 2.4 : Exemple de mesure du flux d'oxygène par la méthode du gradient pour différents temps, ■ 0 h; ● 17 h; □ 48 h, ▲ 161 h (tiré de Elberling *et al.*, 1994)

La méthode de consommation d'oxygène consiste à mesurer la décroissance de la concentration en oxygène dans un espace clos au-dessus de résidus miniers ou d'un recouvrement sur une courte période de temps (habituellement entre 1 et 3 heures). L'interprétation usuelle de ces mesures, décrite par Elberling *et al.* (1994, 1996), implique l'hypothèse d'un régime permanent avant de prendre les mesures et implique aussi une réaction cinétique de premier ordre dans le cas de l'oxydation de la pyrite, tel que présenté dans Nicholson *et al.* (1988). À partir de la deuxième loi de Fick, on peut alors écrire (Nicholson *et al.*, 1989) :

$$D_e \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - k_r C = 0 \quad (2.29)$$

Pour les conditions frontières qui représentent les conditions de laboratoire ou de terrain, soit $C(z) = C_0$ à $z = 0$ et $C(z) = 0$ lorsque $z \rightarrow \infty$, le flux à travers la surface

s'écrit selon l'équation 2.27. Le taux d'oxygène consommé dans la chambre est donné par l'équation de continuité (Elberling *et al.*, 1994) :

$$V_c \frac{\partial C}{\partial t} = A_c C (k_r D_e)^{0.5} \quad (2.30)$$

où A_c est l'aire et V_c le volume de la chambre vide. Pour la condition initiale $C = C_0$ à $t = 0$, la solution de l'équation précédente peut s'écrire :

$$\ln\left(\frac{C}{C_0}\right) = -t(k_r D_e)^{0.5} \frac{A_c}{V_c} \quad (2.31)$$

La pente du graphique $\ln C/C_0$ versus le temps donne la valeur du terme $(k_r D_e)^{0.5}$ pour des valeurs de A_c et V_c connues. En substituant le terme $(k_r D_e)^{0.5}$ dans l'équation 2.27, on peut calculer le flux d'oxygène à la surface (à l'état stationnaire).

Pour des essais cinétiques réalisés en laboratoire, l'espace clos est créé en ajustant un couvercle étanche au-dessus de la colonne. Ce réservoir hermétique contient un volume d'oxygène initial. Un capteur à oxygène est ensuite installé sur une valve qu'on ouvre en début d'essai. Le capteur utilisé lors des essais présentés aux chapitres suivants est de type électro-chimique (G-Cell 33-200 de la compagnie G.C. Industries). Le capteur produit un voltage proportionnel à la concentration en oxygène, avec une précision de 0,1 % O_2 . La figure 2.5 présente une colonne instrumentée prête pour un essai de consommation d'oxygène réalisé dans le cadre de ce projet.

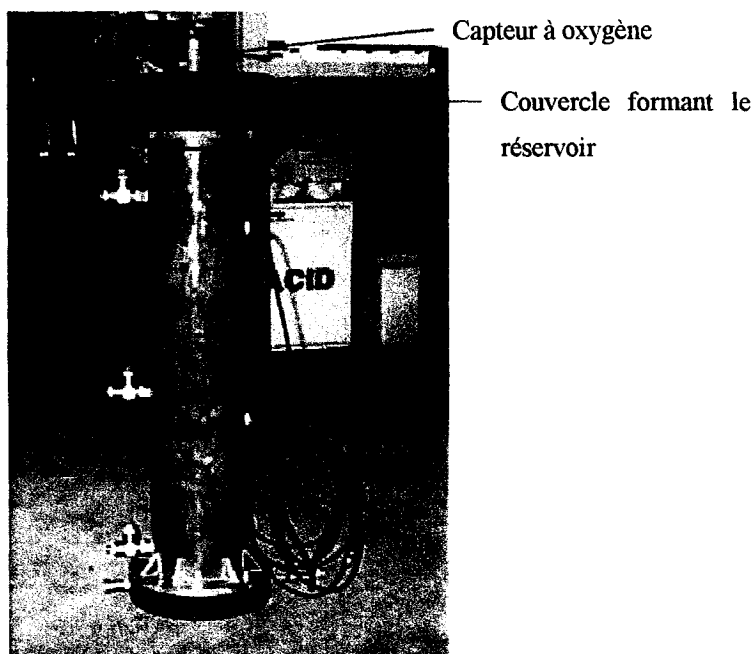


Figure 2.5 : Essai de consommation d'oxygène sur des résidus miniers

Pour des essais de terrain, on enfonce un cylindre d'aluminium dans le sol d'une longueur de 50 à 70 cm et d'environ 14 cm de diamètre, en laissant une chambre vide d'une hauteur de 1 à 10 cm à la surface (e.g. Bussière *et al.*, 2002; Mbonimpa *et al.*, 2002b). On pose par la suite un couvercle étanche muni d'un capteur à oxygène. Les mesures doivent être prises dans un intervalle de temps relativement court. Elberling et Nicholson (1996) suggèrent une durée d'essai de 6 000 s avec des mesures aux 300 s. On peut utiliser le même cylindre pour divers essais au même endroit. Cette méthode de détermination du taux d'oxydation (ou du flux d'oxygène) a servi entre autres dans les études de Elberling *et al.* (1994, 1996), Tibble (1997) et Bussière *et al.* (1998, 2004). Tel que mentionné ci-haut, il est possible d'évaluer l'efficacité d'une technique de recouvrement en connaissant le flux d'oxygène qui le traverse.

La conception de recouvrement implique l'évaluation du coefficient de diffusion des matériaux le constituant ainsi que d'autres paramètres relatifs à sa mise en place et à son fonctionnement. Ce sujet est abordé plus amplement aux sections suivantes.

2.2 Recouvrements en eau

La littérature sur les techniques de recouvrement servant à limiter l'apport en oxygène montre que les recouvrements en eau peuvent réduire la production d'acide à des niveaux négligeables (SRK, 1991; MEND, 2001; Aubertin *et al.*, 2002). Un sommaire des pratiques actuelles concernant cette technique se trouve dans Gallinger et Nicholson (1999). La mise en oeuvre dépend de facteurs spécifiques au site : géochimie, hydrologie, hydrogéologie et géotechnique. Certains de ces facteurs sont vus brièvement aux paragraphes suivants.

2.2.1 Généralités

La technique est basée sur le fait que le coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'eau D_w^0 (environ $2,5 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$) est approximativement 10 000 fois plus faible que le coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'air D_a^0 (environ $1,8 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$). Tel que vu à la section précédente, le flux d'oxygène disponible pour les réactions d'oxydation est proportionnel à la racine carré du coefficient D_e , ce qui suggère qu'il serait réduit de 100 fois lorsque les résidus sont recouverts d'eau comparativement aux résidus laissés à l'air libre. Cependant il existe pour les recouvrements en eau d'autres processus de transport d'oxygène dont il faut tenir compte lors de leur conception et qui peuvent affecter leur efficacité. Certains phénomènes nuisant à l'efficacité découlent de l'ennoiement de résidus déjà oxydés, d'autres sont communs à toute déposition sous l'eau.

La déposition subaquatique correspond au dépôt des résidus miniers frais directement dans l'eau. Elle peut se faire à l'intérieur d'infrastructures étanches qui créent un réservoir artificiel, dans des ouvertures souterraines (chantiers et galeries de mines souterraines), dans des ouvertures en surface (mines à ciel ouvert), ou dans des plans d'eau naturels (MEND, 2001; Cayouette, 2004). L'utilisation de plans d'eau naturels est controversée et la réglementation en vigueur prévoit pourtant que cette technique ne serait approuvée que dans certains cas où les autres alternatives sont épuisées (Ritcey, 1989; Aubertin *et al.*, 2002). Les problèmes liés à la turbidité et à la mobilisation des métaux et leur impact sur l'écosystème du lieu de déposition sont peu connus et doivent être mieux définis afin d'utiliser cette méthode en toute confiance (Rankin *et al.*, 1997; Ellis et Robertson, 1999).

La construction de réservoirs artificiels peut avoir lieu avant la mise en exploitation de la mine pour déposer les résidus directement dans l'eau (déposition subaquatique) ou après la vie de la mine (couverture aqueuse). La figure 2.6 représente schématiquement une section d'un recouvrement en eau sur des résidus miniers.

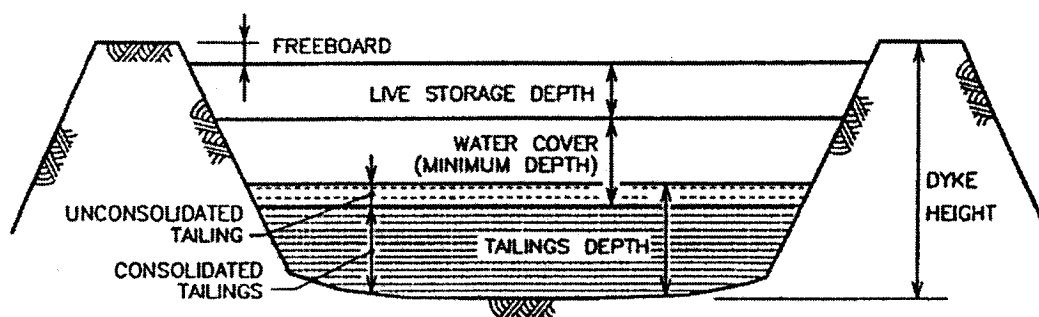


Figure 2.6 : schéma d'un recouvrement en eau sur des résidus miniers (tiré de Atkins *et al.*, 1997)

La création de tels réservoirs artificiels nécessite la conception et la construction d'infrastructures étanches dont la nature et le coût dépendent de conditions spécifiques au site comme la topographie, la présence de matériaux d'emprunt et l'accessibilité

(Vick, 1990; Aubertin *et al.*, 1997a). Ces ouvrages doivent être capables de maintenir leur intégrité à long terme (plusieurs centaines d'années). Étant donné leur durée de vie, il est important de considérer les modifications graduelles des propriétés des matériaux et les changements dans les conditions hydrologiques et hydrogéologiques. L'incertitude reliée à l'effet du temps sur la détermination des paramètres peut nécessiter un choix conservateur de critères de stabilité lors de la conception des ouvrages, afin de respecter les objectifs établis pour la fermeture du site (Aubertin, 1995). Les calculs de stabilité doivent tenir compte des sollicitations permanentes, des événements extrêmes épisodiques et des phénomènes se manifestant à long terme. Les critères de conception des ouvrages de retenue sont revus entre autres dans Vick (1990), Aubertin (1995), Aubertin *et al.*, (1997a), McCarthy (1998) et ne seront pas abordés plus en détails ici.

La création de réservoirs artificiels entraîne des difficultés supplémentaires au niveau de la stabilité physique des ouvrages de retenue. Le maintien d'une couverture en eau implique que les pressions interstitielles demeurent élevées dans les résidus miniers et dans les matériaux composants les digues, ce qui nuit à la stabilité des ouvrages, tant pour des conditions statiques que dynamiques (Vick, 1990; Aubertin, 1995). Le bilan d'eau revêt donc une importance capitale au niveau de la stabilité et de l'environnement puisqu'on doit maintenir une épaisseur d'eau minimale tout en s'assurant que la période de crue n'amène pas une hausse trop importante du niveau d'eau qui pourrait produire un débordement en crête. Les entrées du bilan d'eau sont les précipitations, le ruissellement du bassin versant et/ou la recharge souterraine. Les sorties comprennent l'évaporation, la décharge par l'évacuateur de crue, la percolation de l'eau à travers la digue, l'écoulement souterrain et/ou l'emmagasinement (Ritcey, 1989; Vick, 1990). Les sorties du bilan hydrique doivent être compensées par les entrées afin de maintenir la hauteur d'eau déterminée lors de la conception de la couverture requise pour inhiber efficacement la migration de l'oxygène vers les résidus

miniers, et ce même en période d'évaporation intense (SRK, 1991; Aubertin *et al.*, 2002).

L'efficacité des recouvrements en eau a été évaluée lors de divers essais en laboratoire (St-Arnaud et Yanful, 1993; Davé et Vivyrka, 1994; Aubé *et al.*, 1995; Catalan, 2000; Yanful *et al.*, 2000; Simms *et al.*, 2000), d'essais en parcelles expérimentales (Payant *et al.*, 1995; Catalan, 2000; Catalan *et al.*, 2000a; Vigneault *et al.*, 2001) et sur des sites à grande échelle (Catalan *et al.*, 2000b; Li *et al.*, 2000; Adu-Wusu *et al.*, 2001; Eriksson *et al.*, 2001). Une revue de ces différentes études est présentée dans MEND (2001). Les essais cinétiques en colonnes effectués en laboratoire par Aubé *et al.* (1995) démontrent des taux de production de sulfates faibles d'environ 3×10^{-8} mol/m²/s (ou 1,6 mol O₂/m²/an) pour une épaisseur d'eau de 1 m. L'efficacité donnée par l'équation 2.27 serait alors de 98,8 % pour ces essais. Des valeurs semblables sont obtenues lors d'essais en cellules expérimentales ou de mesures prises sur des recouvrements en eau à grande échelle. Le flux d'oxygène mesuré par la méthode du gradient d'oxygène pour différents sites se situe entre 0,5 mol O₂/m²/an et 2 mol O₂/m²/an. L'efficacité est supérieure à 99 %. La simulation d'un scénario de recouvrement en eau (Romano *et al.*, 2003) à l'aide du logiciel PYROX (Wunderly *et al.*, 1996) donne un taux de consommation d'oxygène de 0,9 mol/m²/an après 100 ans et une efficacité de 99,1 %, ce qui se compare bien aux résultats obtenus lors d'essais en laboratoire et sur le terrain. La performance de recouvrements en eau peut toutefois être affectée par certains facteurs dont il faut tenir compte lors de leur conception. Le point suivant présente plus de détails sur ces facteurs.

2.2.2 Facteurs influençant l'efficacité des recouvrements en eau

La diffusion moléculaire de l'oxygène à travers un recouvrement en eau ne compte que pour une partie de son transport vers les résidus miniers, principalement attribuable au mouvement de l'eau dans le recouvrement (Li *et al.*, 1997). Ces mouvements

engendrés par les entrées et sorties d'eau, les gradients verticaux et le vent sont représentés à la figure 2.7. Le vent cause deux types de mouvement : des mouvements locaux se manifestant sous forme de vagues et de tourbillons et des mouvements globaux qui se traduisent par un courant circulant sur l'ensemble du réservoir. L'importance de ces mouvements réside dans le fait qu'ils favorisent le transport de l'oxygène dissout et peuvent remettre en suspension les résidus miniers. Ces deux phénomènes peuvent entraîner une augmentation du taux de production d'acide et, par conséquent, une dégradation de la qualité de l'eau du recouvrement (Li *et al.*, 1997; Aubertin *et al.*, 2002).

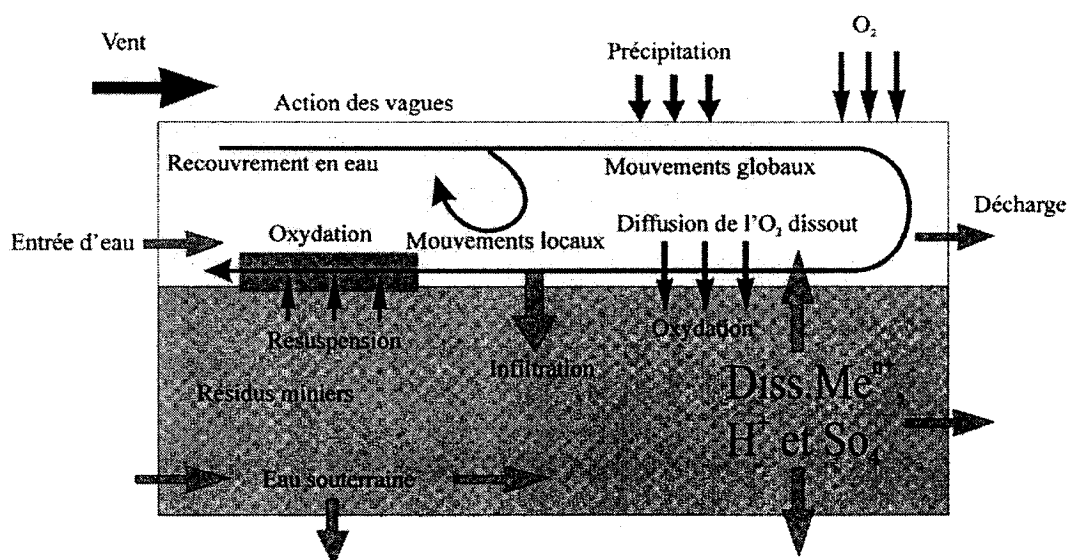


Figure 2.7 : Mouvements de l'eau dans un recouvrement agité par le vent (adapté de Li *et al.*, 1997, tiré de Aubertin *et al.*, 2002)

D'autres processus de transport d'oxygène considérés comme importants dans le cas de recouvrement en eau se font par infiltration, par transport à travers la couche d'eau et par l'interface air-eau. Ce dernier dépend de deux facteurs, soit la concentration en oxygène dissout dans l'eau de la zone supérieure du recouvrement et le coefficient de transfert air-eau de l'oxygène qui dépend, à son tour, de la température, de la vitesse,

de la durée, et de la fréquence des vents. Le transport à travers la couche d'eau résulte quand à lui du gradient de concentration entre le dessus et le bas du recouvrement en eau et du mouvement de l'eau causé par les vagues et les variations thermiques. Tel que mentionné plus haut, la diffusion moléculaire ne compte que pour une faible partie du transport de l'oxygène vers les résidus miniers. Celui attribuable au mouvement de l'eau est plus important (Li *et al.*, 1997, 2000; Aubertin *et al.*, 2002).

En considérant les processus mentionnés ici, l'équation 2.2 peut être modifiée selon les modèles mathématiques proposés dans Li *et al.* (1997) pour étudier leur impact sur l'oxydation des résidus. Pour une couverture aérée, on utilise l'équation 2.5 et la solution 2.27 pour évaluer le flux d'oxygène à la surface des résidus miniers recouverts d'eau en régime permanent. La concentration initiale est celle de l'oxygène dissout dans l'eau, à saturation. Le cas d'une couverture aérée où l'on trouve aussi une infiltration d'oxygène par l'eau de percolation s'exprime mathématiquement par (Hillel, 1998; Domenico et Schwartz, 1998) :

$$D_e \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - v \frac{\partial C}{\partial z} - \frac{\partial C}{\partial t} - k_r C = 0 \quad (2.32)$$

Pour les conditions frontières $C(z,0) = 0$, $C(0,t) = C_0$, le flux à la surface des résidus pour un régime permanent est donné par (Li *et al.*, 1997) :

$$F = C_0 v \left[1 - \frac{1}{2} \left(1 - \sqrt{1 + \frac{4k_r D_e}{v^2}} \right) \right] \quad (2.33)$$

où v est la vitesse d'infiltration de l'eau dans les résidus miniers (m/s). La figure 2.8 présente les résultats des différents scénarios envisagés : 1) couverture stagnante, 2) couverture aérée, 3) cas 2 et infiltration ainsi que 4) cas 3 et remise en suspension. Pour

ces calculs, la couverture en eau est de 0,3 m, la concentration en oxygène dans l'eau est de 11,3 mg/L, le coefficient du taux de réaction est de $4,7 \times 10^{-3} \text{ an}^{-1}$ et l'infiltration, dans le cas 3 et 4, est de 1 m/an. On y remarque clairement que le transport de l'oxygène par les courants (couverture aérée) et la remise en suspension des particules ont une grande incidence sur l'efficacité de la couverture (plus la demande en oxygène est grande, moins le recouvrement est efficace). L'étude de l'effet du vent et des vagues sur le transport de l'oxygène dans ce même article montre que la concentration en oxygène dissout devrait être proche de la saturation sur pratiquement toute la hauteur du recouvrement. Les profils en oxygène dissous mesurés par Vigneault *et al.* (2001) dans des cellules expérimentales confirment la saturation en oxygène d'un recouvrement en eau. Le flux d'oxygène calculé par Li *et al.* (1997) en régime permanent avec des vents de 2 m/s et une hauteur d'eau de 0,3 m est de $2,7 \text{ mol/m}^2/\text{an}$.

En plus d'aérer la couverture en eau, les vagues ont pour effet de remettre en suspension des particules. Ce phénomène, modélisé dans Li *et al.* (1997), a été étudié en laboratoire par Yanful et Verma (1999) ainsi que Yanful *et al.* (2000), et à grande échelle par Catalan *et al.* (2000), Adu-Wusu *et al.* (2001), Catalan et Yanful (2002), Yanful et Catalan (2002) ainsi que Mian et Yanful (2003). Ces travaux démontrent clairement l'impact de ce processus sur l'oxydation des résidus miniers et le relargage de métaux dans l'eau du recouvrement. Selon l'étude de Yanful et Verma (1999), la production de sulfates a augmenté d'environ 26 à 64 fois tandis que le relargage des métaux comme le zinc, le cuivre et le nickel était respectivement de 1020, 318 et 138 fois plus important. La figure 2.9 présente la production de sulfates en fonction de l'énergie du fluide agité. La corrélation montre que l'accroissement de l'énergie (par accélération de la vitesse de malaxage durant l'essai) augmente le taux de production de sulfates puisque la remise en suspension de particules est plus importante. Elle dépend principalement de la force de cisaillement frictionnelle exercée par le mouvement de l'eau à l'interface couverture-résidus. Les facteurs qui contrôlent cette dernière sont principalement la vitesse, la durée et la fréquence des vents.

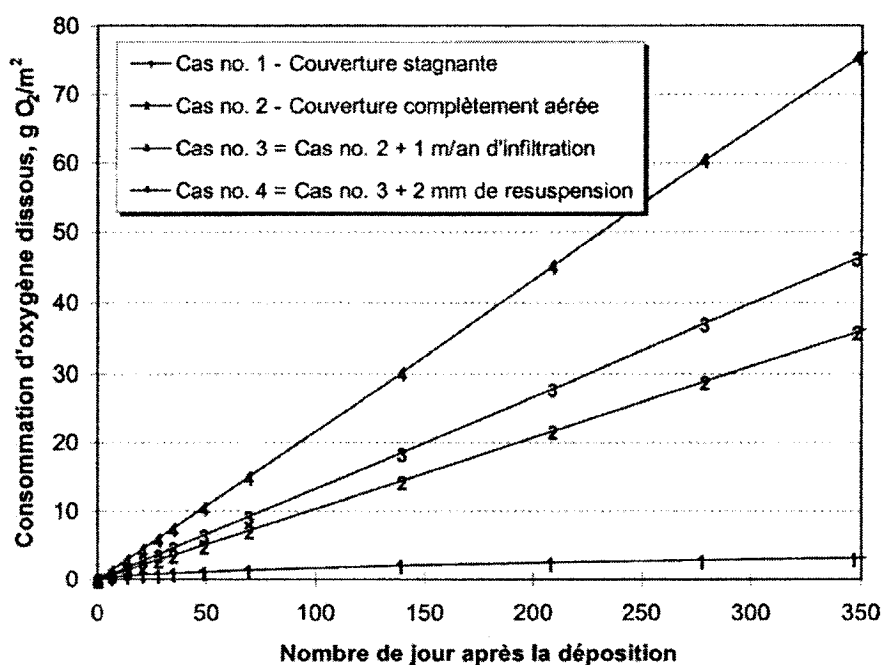


Figure 2.8 : résultats des différents scénarios envisagés dans le recouvrement en eau (adapté de Li *et al.*, 1997; tiré de Aubertin *et al.*, 2002)

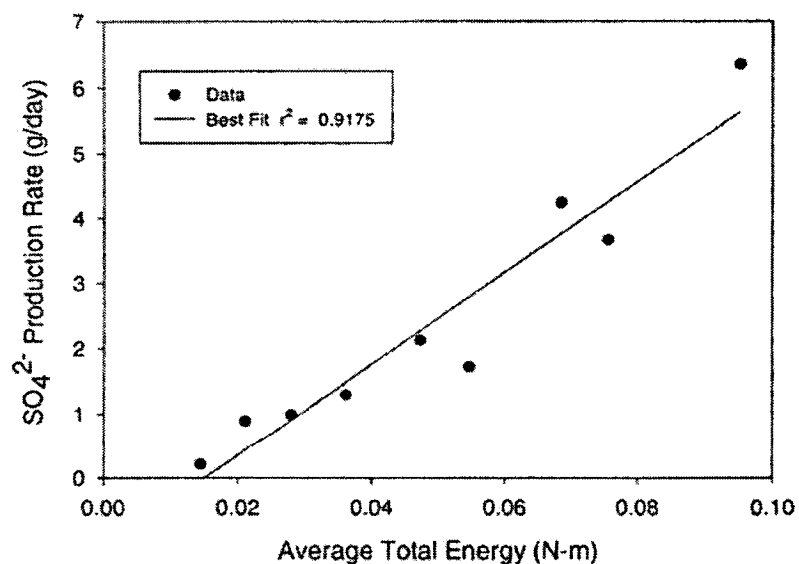


Figure 2.9 : production de sulfates en fonction de l'énergie du fluide agité (Yanful *et al.*, 2000)

Les considérations exprimées dans les paragraphes précédents s'appliquent aux dépôts subaquatiques (résidus frais) et aux couvertures aqueuses (résidus oxydés). Dans ce dernier cas, il faut aussi tenir compte de la mobilisation de métaux présents dans les sous-produits d'oxydation. Des essais en colonnes et en cellules expérimentales montrent que la qualité de l'eau du recouvrement peut se dégrader par les phénomènes de précipitation et de dissolution de minéraux secondaires, comme les hydroxydes de fer, qui maintiennent un pH faible (St-Arnaud et Yanful, 1993; Catalan *et al.*, 2000a; Simms *et al.*, 2000). Les concentrations en métaux et en sulfates libérés peuvent être assez importantes pour nécessiter un traitement de l'eau après la mise en place du recouvrement. Toutefois, les venues d'eau fraîche dans le temps diluent les concentrations en métaux. Les coûts associés au traitement de l'eau du recouvrement devraient diminuer une fois les minéraux secondaires lessivés (Catalan *et al.*, 2000a). Pour pallier à ce problème, St-Arnaud (1994) a proposé l'ajout d'une couche de matériaux granulaires limitant le transfert des métaux. L'ajout de matériaux alcalins à la surface des résidus est également considéré comme une possibilité pour réduire l'acidité des eaux interstitielles (Catalan *et al.*, 2001, 2002; Catalan et Yin, 2003), comme ce fut le cas au site Solbec Cupra (MEND, 1994; Amyot et Vézina, 1997).

La conception du recouvrement doit intégrer plusieurs notions dont les conditions climatiques, hydrologiques et topographiques du site, les aspects géotechniques des digues ainsi que les aspects relatifs au transport de l'oxygène et à l'oxydation des résidus miniers (remise en suspension, relargage de métaux et d'acidité des minéraux secondaires).

Une méthodologie détaillée a été proposée par Atkins *et al.* (1997) et reprise dans Aubertin *et al.*, (2002) pour le design d'un recouvrement en eau avant le début de l'exploitation minière (déposition subaquatique). La figure 2.10 présente un bloc diagramme décrivant la suite logique des étapes à suivre. Les étapes 6 et 7 sont les plus cruciales puisque c'est à ce point de la conception que le niveau de performance

attendue de la couverture en eau est déterminé. Elle sera fonction du type de rejet et des conditions environnantes du recouvrement. Malgré l'efficacité indéniable des recouvrements en eau, certains facteurs rendent l'application de cette technique plutôt difficile. Le concept de la nappe phréatique surélevée, considéré ici comme un cas particulier des recouvrements en eau, vise à maintenir la nappe phréatique à la surface ou près de la surface des résidus, ce qui permet d'augmenter la stabilité des ouvrages de retenue en réduisant la pression interstitielle dans les résidus et les matériaux constituant les digues. Le point suivant développe certaines notions qui lui sont reliées.

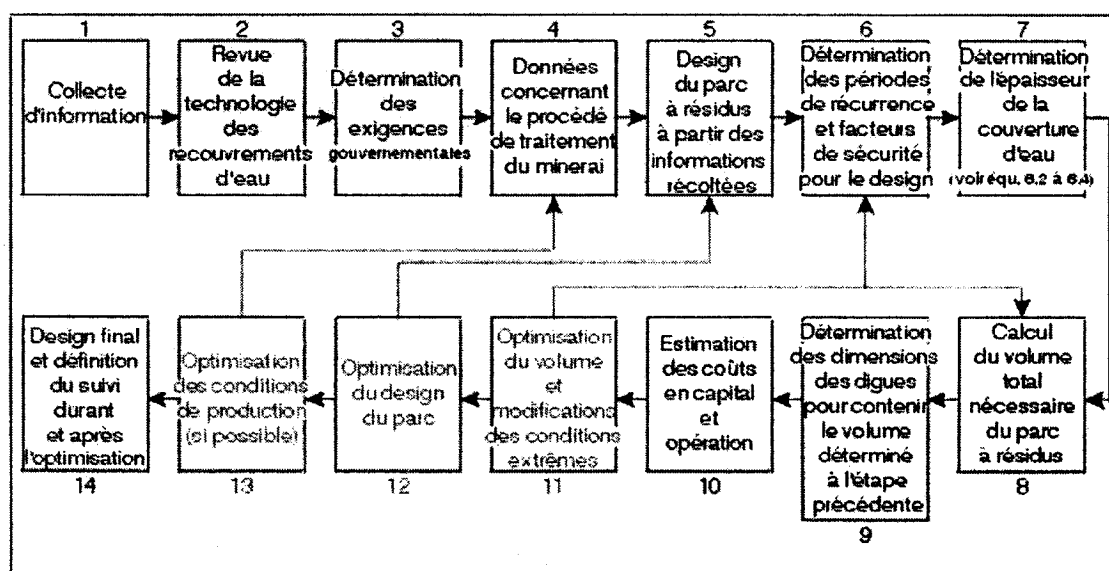


Figure 2.10 : Bloc diagramme montrant les étapes menant à la conception d'un recouvrement en eau (adapté de Li *et al.*, 1997, tiré de Aubertin *et al.*, 2002)

2.2.3 Nappe phréatique surélevée – cas particulier de la barrière humide

Le concept de la nappe phréatique surélevée tire parti du faible taux de diffusion de l'oxygène dans les pores saturés d'eau et de sa faible solubilité pour contrôler le DMA. Comme il a été montré à la section 2.1, le flux d'oxygène dépend du coefficient de diffusion effectif du milieu poreux. Dans un sol près de la saturation, ce dernier équivaut environ au coefficient de diffusion dans l'eau. La disponibilité limitée de l'oxygène dans ce milieu inhibe l'oxydation des rejets sulfureux. L'application de ce concept permet de réduire la quantité d'oxygène disponible pour l'oxydation en maintenant un degré de saturation élevé à la surface du parc à résidus (SENEs, 1996, Orava *et al.*, 1997). Il peut faire partie du plan de restauration et du mode de gestion pendant l'exploitation de la mine.

La figure 2.11 illustre l'application du concept de la nappe phréatique surélevée. On y présente le profil d'un parc à résidus miniers où la position de la nappe phréatique est contrôlée. La nappe phréatique sépare la zone phréatique (zone saturée où la pression interstitielle μ est positive) de la zone vadoze (où μ est négative). La zone vadoze comprend une zone capillaire, située immédiatement au-dessus de la zone phréatique, où les pores sont proche de la saturation (Freeze et Cherry, 1979; Domenico et Schwartz, 1998). Le taux d'oxydation des résidus situés dans la zone capillaire devrait être inférieur au taux d'oxydation observé dans la zone non saturée, phénomène attribuable au faible taux de diffusion de l'oxygène dans un milieu saturé.

La hauteur de la zone capillaire dépend entre autre de la taille des pores et de leur distribution dans le sol, paramètres qui peuvent être reliées à la distribution granulométrique du sol (Hillel, 1998). La remontée capillaire qui découle de la tension superficielle se développant à l'interface de matériaux différents est proportionnelle aux diamètres des pores. Un sol à grains fins dont les diamètres des pores sont petits présentera une remontée capillaire au-dessus de la nappe phréatique plus importante

qu'un sol à grains grossiers. La zone capillaire doit son existence à la pression d'entrée d'air du sol (ψ_a) représentée sur les courbes de rétention d'eau (CRE) à la figure 2.12 (Freeze et Cherry, 1979; Nicholson *et al.*, 1991). ψ_a indique la pression à laquelle les pores les plus gros se désaturent. Selon la valeur de ce paramètre, la saturation au-dessus de la nappe phréatique peut aller de quelques cm à quelques mètres. La pression d'entrée d'air peut être estimée à l'aide de modèles prédictifs de courbe de rétention d'eau. Ces modèles prédictifs visent à relier les caractéristiques de rétention d'eau des sols avec leurs propriétés physiques et chimiques comme la granulométrie, l'état en place du matériau, la minéralogie et la quantité de matière organique (e.g. Kovács, 1981; Haverkamp et Parlange, 1986; Aubertin *et al.*, 1998, 2003; Simms et Yanful, 2002). Le modèle de Kovács modifié, entre autres, permet d'estimer la pression d'entrée d'air $\psi_{a,MK}$ des matériaux à partir de leurs propriétés géotechniques de base. Il sera présenté en détail plus loin dans le document.

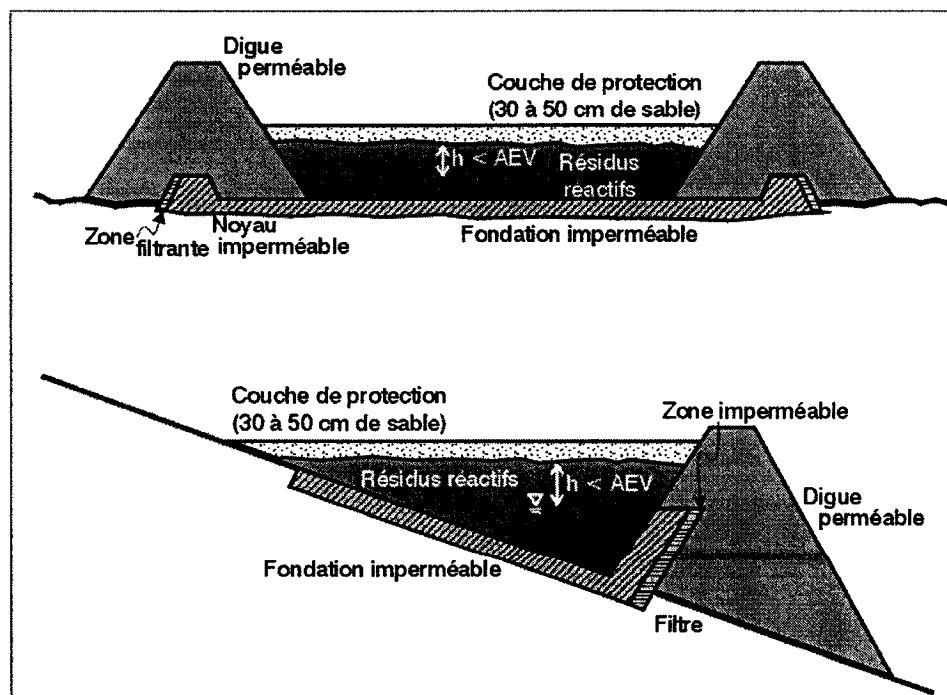


Figure 2.11 : Profil d'un parc à résidus miniers montrant la position de la nappe phréatique (tiré de Aubertin *et al.*, 1999a)

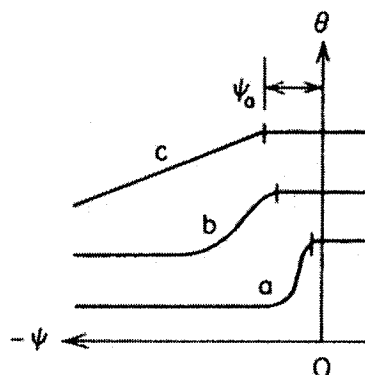


Figure 2.12 : Exemples de courbe de rétention d'eau pour différents sols a) sable, b) silt, c) argile (tire de Freeze et Cherry, 1979)

Les caractéristiques hydriques favorables des résidus miniers peuvent être utilisées pour la mise en application de ce concept. Celles-ci ont été décrites par différents auteurs dont Pettibone et Kealy (1971), Mittal et Morgensten (1976), Keshian et Rager (1988), Vick (1990), Bussière (1993), Aubertin *et al.* (1996a, 1998) ainsi que Qiu et Sego (1998). En général, les courbes granulométriques des rejets miniers correspondent à celles d'un silt, comprenant typiquement 60 % à 90 % de particules passant au tamis 80 μm . Les valeurs de conductivité hydraulique saturée k_{sat} observées pour la fraction fine des rejets de concentrateurs se maintiennent entre 1×10^{-4} cm/s et 1×10^{-7} cm/s. Des valeurs de 1×10^{-2} cm/s et 1×10^{-4} cm/s sont obtenues pour la fraction grossière (Keshian et Rager, 1988; Vick, 1990; Qiu et Sego, 1998). Des essais de succion faits sur des résidus de granulométrie fine, classés comme des silts, donnent des pressions d'entrée d'air variant entre 1,7 m d'eau et 5 m d'eau (Aubertin *et al.*, 1995, 1998). Ces résultats sont conséquents avec les valeurs typiques obtenues sur des silts qui varient de façon similaire. Pour la fraction grossière qui peut s'apparenter à un sable silteux, la pression d'entrée d'air est plus faible, de l'ordre de 30 cm d'eau à 80 cm d'eau (Fredlund et Rahardjo, 1993). La fraction fine des rejets miniers possède donc des caractéristiques hydriques favorables à la rétention d'eau par capillarité.

La ségrégation qui survient lors de la déposition des résidus miniers sous forme de pulpe (dont le pourcentage solide varie généralement entre 30 % et 50 %) engendre une variation de la taille des grains selon l'emplacement. Ceci crée une hétérogénéité dans leurs propriétés. La ségrégation des particules dépend de la densité de la pulpe déversée, de l'uniformité de la distribution granulométrique et de la masse volumique des grains (Abadjiev, 1985; Vick, 1990; Blight, 1994). Près du point de déversement de la pulpe, on observe une granulométrie plus grossière alors que les résidus plus fins se retrouvent près de l'étang. Les caractéristiques physiques et mécaniques des rejets, dont la granulométrie, la masse volumique des grains, les paramètres de consolidation, la perméabilité et la résistance au cisaillement, varient selon la position par rapport au point de déversement (Vick, 1990; Blight, 1994). Cette hétérogénéité se reflète entre autres dans les rapports entre les conductivités hydrauliques horizontales et verticales qui peuvent varier de 2 à 10 (Vick, 1990; L'Écuyer *et al.*, 1993). La pression d'entrée d'air des résidus varie aussi selon la position par rapport au point de déversement. Les résidus grossiers de la plage sont caractérisés par une pression d'entrée d'air plus faible que les résidus fins près de l'étang.

Afin de maintenir les résidus près de la saturation, la surface piézométrique doit être positionnée de telle sorte que la zone capillaire s'étende jusqu'à la surface du parc (voir la figure 2.11). Comme guide, on se sert de la pression d'entrée d'air du matériau. La profondeur de la nappe phréatique ne devrait pas être supérieure à la pression d'entrée d'air des résidus (Orava *et al.*, 1997; MEND, 2001). Pour les résidus fins situés près de l'étang, cette consigne est moins problématique que pour les résidus grossiers localisés près des digues. Le point suivant présente des méthodes visant à maintenir la nappe phréatique élevée à l'intérieur du parc à résidus.

Conception

Avant d'implanter ce concept, une étude de caractérisation doit être menée pour définir les variations spatiales des propriétés des rejets en-dessous et au-dessus de la nappe

phréatique ainsi qu'à différents endroits à travers le site. Les propriétés à définir sont la minéralogie, le potentiel de génération d'acide, la distribution granulométrique, la perméabilité, la densité en place, la porosité, la pression d'entrée d'air et la qualité de l'eau interstitielle des résidus. Les autres facteurs à considérer incluent l'hydrogéologie du site, le bilan hydrique, l'hydrologie et le mode de gestion des rejets miniers (SENES, 1996).

Trois approches ont été définies pour créer des conditions favorables au maintien de la nappe phréatique élevée : la modification du bilan hydrique, l'amélioration des capacités de rétention d'eau des résidus et la construction de barrières hydrauliques (Nicholson et Tibble, 1995; SENES, 1996; Orava, *et al.*, 1997). Le choix de la méthode dépend des conditions spécifiques au site minier. Des modélisations numériques ont été réalisées à partir d'un cas de base afin d'examiner les différentes options proposées pour élever la nappe phréatique (Nicholson et Tibble, 1995). Les résultats de ces modélisations spécifiques sont présentés brièvement dans ce qui suit et résumés au tableau 2.1. La modélisation numérique qui simule l'écoulement de l'eau à travers une section d'un parc à résidus miniers a été faite avec le logiciel FLOPATH (Frind et Matanga, 1985).

Tableau 2.1 : Modélisation de l'écoulement de l'eau dans un parc à résidus selon différents scénarios (inspiré de Nicholson et Tibble, 1995)

Simulations	Infiltr. (mm/an)	n.p.* à la digue (m)	Prof. Barrière (m)	k_{sa} barrière (cm/s)	n.p. à la plage (m)	Hauteur de n.p. (m)
Cas de base	365	3	0	-	12,5	0
Digue 1	365	6	0	-	17,3	4,8
Digue 2	365	8	0	-	18,3	5,8
Infiltration + 50 %	548	3	0	-	16,0	3,5
Barrière partielle	365	3	6	$4,6 \times 10^{-7}$	14,15	1,65
Barrière totale	365	3	8	$3,5 \times 10^{-8}$	25,9	13,4

* n.p. : hauteur de la nappe phréatique définie par rapport à la base des résidus miniers.

La modification du bilan hydrique dans le but de rehausser la nappe phréatique doit présenter soit une hausse dans les entrées (précipitations, ruissellement du bassin versant et/ou recharge souterraine) ou une baisse dans les sorties (évaporation, décharge par l'évacuateur de crue, percolation de l'eau à travers la digue et/ou écoulement souterrain) ou les deux. La mise en place d'une barrière limitant l'évaporation et/ou d'ouvrages de retenue peu perméables ont un impact positif sur le rehaussement de la nappe. Le cas de base comprend des résidus miniers dont le k_{sat} varie de $1,2 \times 10^{-3}$ à $4,7 \times 10^{-3}$ cm/s (en allant de l'étang vers la plage du parc à résidus), le k_{sat} du matériau constituant la digue est de $4,7 \times 10^{-3}$ cm/s. L'infiltration est de 365 mm/an. Les cas Digue 1 et Digue 2 simulent des modifications apportées aux digues (mise en place d'un noyau étanche), rehaussant la position de la nappe phréatique de 3 m à la digue, puis de 5 m, pour que les résidus au-dessus de la nappe soient dans la zone capillaire (*e.g.* figure 2.11). Les résultats donnent un accroissement du niveau de la nappe de 5 m à 6 m selon la hauteur de la nappe à la digue. Le cas Infiltration + 50 % simule une baisse du taux d'évaporation en augmentant le taux d'infiltration. Le fait d'augmenter l'infiltration de 50 % permet un rehaussement de la nappe de 3,5 m près de la plage.

L'amélioration des capacités de rétention d'eau des résidus peut se faire via le choix de leur méthode de gestion. La déposition épaissie produit une pulpe dense de plus de 50 % solide déversée en un point au centre du parc à résidus pour former un cône dont les pentes varient entre 2 % et 6 % (Robinsky, 1975, 1978). L'avantage de l'utilisation de cette méthode vient du fait qu'elle produit un rejet homogène de faible conductivité hydraulique saturée (entre 1×10^{-5} cm/s et 1×10^{-7} cm/s) dont la capacité de rétention d'eau est élevée (ψ_a entre 5 m d'eau et 6 m d'eau) selon Robinsky *et al.* (1991) et NTC (1993). Ces caractéristiques favorisent le développement d'une nappe phréatique peu profonde et des teneurs en eau élevées à la surface des résidus. Par ailleurs, la déposition de remblai en pâte en surface constitue une autre alternative au déversement de la pulpe. Cette pâte formée de résidus densifiés autour de 75 % à 80 % solides donne

un rejet homogène de conductivité hydraulique saturée k_{sat} faible (Landriault, 1995; Cincilla *et al.*, 1997). Des k_{sat} autour de $5,5 \times 10^{-5}$ cm/s et $8,6 \times 10^{-5}$ cm/s ont été mesurés sur des échantillons de remblai en pâte non cimenté en laboratoire, de même que des ψ_a d'environ 1,4 m pour un indice des vides d'environ 1 (Godbout, 2005). L'intérêt de l'industrie pour l'utilisation de cette méthode de déposition en surface est croissant puisqu'elle présente plusieurs avantages environnementaux.

Une autre alternative visant à maintenir la nappe phréatique élevée à l'intérieur du parc à résidus consiste à utiliser une barrière hydraulique. Cette barrière a pour objectif de réduire la conductivité hydraulique horizontale des résidus près des digues et dans les secteurs où la nappe phréatique est basse. Une tranchée de boues lourdes a été utilisée dans cette optique à Sturgeon Lake (Nicholson et Tibble, 1995). Une autre approche proposée dans Nicholson et Tibble (1995) consiste à procéder au malaxage sur place des strates des fractions fines et grossières des résidus pour former une barrière de rejets homogène. Pour les fins de la modélisation, le k_{sat} d'une barrière partielle est de $4,6 \times 10^{-7}$ cm/s et le k_{sat} d'une barrière totale est de $3,5 \times 10^{-8}$ cm/s. Les résultats de la modélisation d'une barrière hydraulique faite de résidus homogènes sont rapportés au tableau 2.1. Une barrière partielle s'étendant sur 6 m de profondeur à partir de la surface rehausse la nappe de près de 2 m près de la plage tandis qu'une barrière construite sur toute la hauteur des résidus augmente le niveau de la nappe de 13,4 m (dépassant ainsi la surface des résidus). Ces résultats montrent qu'il est possible de rehausser et de maintenir un niveau d'eau élevé à l'intérieur d'un parc à résidus. La section suivante présente des cas où la position de la nappe phréatique semble avoir un effet sur les mesures des (faibles) taux d'oxydation.

Études de cas

Il existe peu de cas documentés de réduction du taux d'oxydation des résidus sulfureux par le maintien d'un niveau phréatique élevé. Les rapports NEDEM (SENEs, 1996; MEND, 2001) font état de sites où ce concept est appliqué indirectement dans le choix

du mode de gestion des résidus, ou directement comme faisant partie du plan de fermeture. Les publications traitant des effets réels et des mesures de taux d'oxydation à ces sites sont encore plus rares. Le site Kidd Creek, utilisant la déposition épaissie comme mode de gestion des résidus, est documenté dans la littérature. Les études qui y ont été menées indiquent que la zone capillaire s'étend jusqu'à la surface des résidus sur une grande partie du dépôt. La zone susceptible de se désaturer durant les périodes sèches se situe au pourtour du cône de déversement. A cet endroit, la profondeur de la zone active d'oxydation est inférieure à 0,7 m. Elle suit les fentes de dessiccation. Des concentrations élevées en sulfates et en métaux ont été mesurées dans l'eau interstitielle sur le premier mètre de profondeur (NTC, 1993). Des essais de consommation d'oxygène effectués par Tibble (1997) donnent des taux de consommation d'oxygène variant entre 207 mol O₂/m²/an et 274 mol O₂/m²/an au pourtour du cône de déversement, et entre 36 mol O₂/m²/an et 89 mol O₂/m²/an au périmètre du dépôt. La teneur en soufre de ces résidus est de 13 % et les teneurs en eau massique de la zone capillaire oscillent entre 22 % et 27 %. Le k_{sat} des résidus épaissis varie entre 7×10^{-6} et 2×10^{-5} cm/s pour des indices des vides allant de 0,67 à 1,13; la pression d'entrée d'air serait de l'ordre de 7 m d'eau (Barbour *et al.*, 1993).

Les sites East Mine et Dona Lake ont également fait l'objet d'essais de consommation d'oxygène. Les études de Elberling *et al.* (1993) ainsi qu'Elberling et Nicholson (1996) rapportent des flux d'oxygène variant entre 0,1 mol O₂/m²/an et 250 mol O₂/m²/an au parc à résidus du site East Mine de Falconbridge. La teneur en pyrrhotite y varie de 25 % à 35 %. La figure 2.13 montre que la consommation d'oxygène décroît à l'approche de l'étang, ce qui laisse supposer que cette baisse est attribuable à l'augmentation de la teneur en eau dans les résidus près de l'étang. La figure 2.14 montre que les taux d'oxydation, dans des résidus grossiers dont la pression d'entrée d'air n'est que de quelques centimètres deviennent indépendants de la profondeur de la nappe lorsqu'elle est supérieure à 0,5 m (Elberling et Nicholson, 1996). Dans ces résidus, la zone active d'oxydation est localisée dans les premiers 40 cm près de la

surface. Les résultats d'essais rapportés dans Tibble (1997) et dans Tibble et Nicholson (1997) au site Dona Lake mettent aussi en évidence l'effet de la profondeur de la nappe sur les taux d'oxydation de résidus contenant 18 % de pyrrhotite et 6 % de pyrite. Le long d'un transect partant de la digue vers l'étang, les taux de consommation d'oxygène varient en moyenne de 204 mol O₂/m²/an à 71 mol O₂/m²/an (Tibble et Nicholson, 1997).

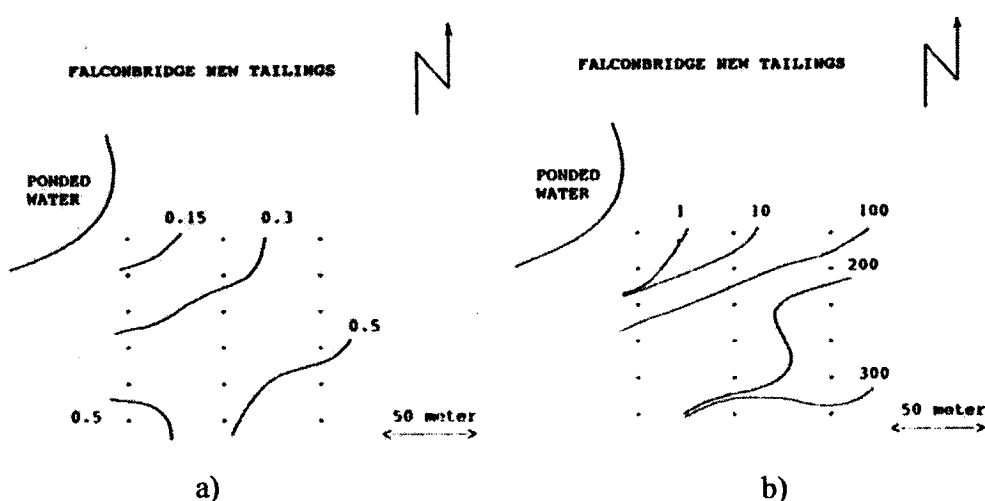


Figure 2.13 : Mesures de consommation d'oxygène sur un parc à résidus près de l'étang a) isocontours de la profondeur de la nappe phréatique b) isocontours des flux d'oxygène (tiré de Elberling *et al.*, 1993)

Des mesures de concentration en oxygène prises au site minier Nanisivik dans des résidus recouverts de seulement 10 cm d'eau donnent des flux d'oxygène de l'ordre de 12,7 mol O₂/m²/an pour un contenu en pyrite variant entre 40 % et 75 % (Elberling et Damgaard, 2001).

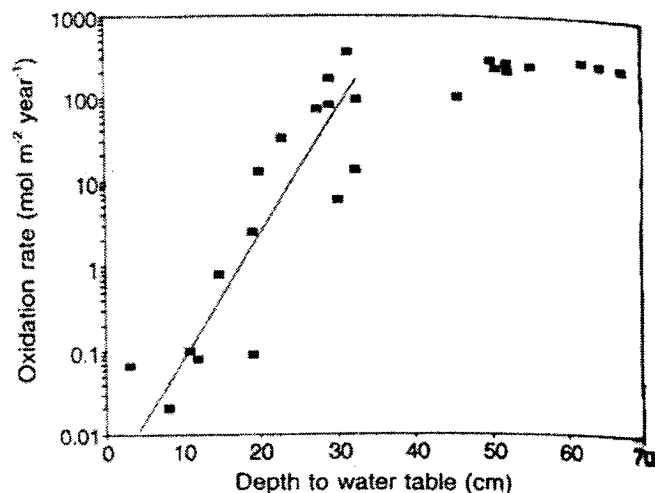


Figure 2.14 : Taux d'oxydation versus profondeur de la nappe (tiré de Elberling et Nicholson, 1996)

Des modélisations numériques unidimensionnelles simulant des scénarios où des résidus sulfureux sont recouverts par des résidus désulfurés de granulométrie plus grossière complètent l'information disponible sur les taux d'oxydation atteignables par la technique de la nappe phréatique surélevée. Les simulations représentent des cas où la couche de matériau désulfurée du dessus est désaturée et peut servir de barrière contre l'évaporation de l'eau dans la couche inférieure faite de matériaux sulfureux. Cette couche demeure près de la saturation pour la durée de la simulation. Ces simulations s'apparentent à un scénario de restauration où les résidus potentiellement acides demeurent près de la saturation par capillarité et sont protégés contre l'évaporation par des résidus désulfurés non générateurs d'acide. Les taux d'oxydation obtenus par Romano *et al.* (2003) avec le logiciel PYROX varient entre 18 mol O₂/m²/an et 27 mol O₂/m²/an après 25 ans. Dans cette modélisation, le degré de saturation passe de 60 % à 80 % dans les 10 premiers centimètres de la couche de résidus sulfureux contenant 28 % de pyrrhotite. La couche de matériau désulfuré contient de 0,5 % à 1,5 % de pyrrhotite.

Les travaux de Li et Catalan (1997) basé sur un scénario similaire où différentes épaisseurs de résidus désulfurés recouvrent des résidus réactifs sont modélisées. Les profils de degrés de saturation ont été obtenus par SoilCover. À partir de ces profils, le flux d'oxygène a été calculé en solutionnant l'équation 2.1. Il ressort de ces travaux que pour une épaisseur de 2,5 m de résidus désulfurés, le flux d'oxygène à la surface est de $20 \text{ mol O}_2/\text{m}^2/\text{an}$.

Les travaux de Sjoberg Dobchuk (2002) simulent aussi des scénarios où des résidus sulfureux sont recouverts par des résidus désulfurés à l'aide du logiciel SoilCover et d'un logiciel crée dans MATLAB. Le logiciel SoilCover sert au calcul des profils de degrés de saturation dans les deux couches de matériaux. Les résultats sont ensuite importés dans le logiciel MATLAB où le coefficient de diffusion effectif et le flux d'oxygène sont calculés pour chaque nœud du modèle. Le matériau désulfuré contient moins de 2 % de pyrite, tandis que le matériau générateur d'acide, qui comprend entre 2 % et 10 % de pyrite, est saturé sur toute sa hauteur. Les résultats présentés donnent des flux à la surface de $152 \text{ mol O}_2/\text{m}^2/\text{an}$. La majeure partie de l'oxygène est consommée par les résidus désulfurés et le flux à l'interface entre les deux matériaux est d'environ $2 \times 10^{-4} \text{ mol O}_2/\text{m}^2/\text{an}$.

Les taux d'oxydation mesurés en milieu poreux saturé devraient être semblables à ceux mesurés sous un recouvrement en eau aéré. Lorsque le coefficient de diffusion du milieu est faible, l'apport en oxygène par l'infiltration de l'eau dans les résidus doit être considéré lors de l'évaluation du flux d'oxygène. Pour un taux d'infiltration de 0,3 m/an et une concentration en oxygène dissout de 10 mg/L, le taux d'oxydation minimum atteignable en maintenant la nappe phréatique peu profonde serait de $0,09 \text{ mol O}_2/\text{m}^2/\text{an}$ pour des résidus saturés peu réactifs selon Nicholson et Tibble (1995). Il est possible d'utiliser l'équation 2.33 servant au calcul du flux d'oxygène pour une couverture en eau aérée avec infiltration présentée dans Li *et al.* (1997), pour estimer le flux d'oxygène dans des résidus près de la saturation en tenant compte de

l'infiltration. Pour une couverture en eau aérée sur des résidus dont la porosité est de 0,4, le coefficient du taux de réaction est de 10 an^{-1} et l'infiltration de 0,3 m/an, on obtient un flux de $1 \text{ mol O}_2/\text{m}^2/\text{an}$. Pour des résidus saturés par contrôle de la nappe phréatique ($D_e = 1,9 \times 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$ selon l'équation 2.13), le flux serait de $3,3 \text{ mol O}_2/\text{m}^2/\text{an}$, tandis que pour des résidus dont le degré de saturation est de 95 % ($D_e = 1,4 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$), le flux serait de $6,5 \text{ mol O}_2/\text{m}^2/\text{an}$. Selon ces calculs, le flux d'oxygène vers des résidus saturés serait moins d'un ordre de grandeur supérieur à celui vers des résidus placés sous une couverture en eau aérée. Les facteurs qui semblent affecter le plus l'efficacité de cette technique, selon l'équation 2.32, sont le degré de saturation des résidus qui influence D_e , leur réactivité et le taux d'infiltration.

Les essais faits sur le terrain montrent l'influence du degré de saturation des résidus sur leur taux d'oxydation. Par contre, il reste plusieurs points à éclaircir avant de mettre en oeuvre efficacement ce concept. On doit définir entre autres l'élévation de la nappe requise pour maintenir de faibles taux d'oxydation, la pression d'entrée d'air des résidus servant de guide, ainsi que le niveau acceptable de fluctuation de la nappe. En maintenant la surface piézométrique haute, les pressions interstitielles demeurent élevées dans les résidus augmentant les risques d'instabilité (les risques seraient cependant moins élevés qu'avec un recouvrement en eau). Il y a donc un compromis à établir entre les critères géotechniques et environnementaux.

Un autre effet non négligeable des conditions hydriques préconisées à la surface des résidus vient de la possibilité d'avoir un relargage rapide des métaux dans l'eau interstitielle lors des précipitations, phénomène expliqué dans Gillham (1984) et observé sur le terrain par Blowes et Gillham (1988) ainsi que Al et Blowes (1995). Les sels solubles formés des produits d'oxydation et de neutralisation précipités en surface ainsi que les ions en solution peuvent être mobilisés et transportés dans l'environnement. Ce phénomène doit être considéré lors de la conception du scénario de restauration. L'ampleur de ce phénomène serait moindre si la hauteur de la zone

vadoze est grande ou si la remontée capillaire est importante puisque la nappe phréatique n'atteindrait pas la surface des résidus lors de précipitations importantes. Afin de limiter l'effet de la remise en solution des sels solubles, il serait possible d'amender la couche de surface des résidus oxydés avec un agent alcalin comme c'est le cas lors de l'ennoiement de parc à résidus déjà oxydés (Amyot et Vézina, 1997; Davis *et al.*, 1999; Catalan *et al.*, 2001, 2002; Catalan et Yin, 2003). Des modèles numériques simulant l'écoulement de l'eau et/ou la diffusion d'oxygène peuvent servir à évaluer les paramètres affectant la performance de cette technique de restauration pour un site donné (MEND, 2001). Elles font déjà partie intégrante de l'évaluation des scénarios de restauration comme les recouvrements en eau et les systèmes multicouches.

2.3 Recouvrements de type CEBC

Les techniques de restauration des sites miniers générateurs d'acide présentées à la section précédente visent à limiter la production de DMA en contrôlant l'infiltration de l'oxygène. L'ennoiement des résidus était jusqu'à tout récemment considéré par certains comme la méthode de contrôle la plus efficace, étant donné le faible coefficient de diffusion dans l'eau (SRK, 1991). Par contre, elle comporte certains désavantages au niveau du maintien de la stabilité des digues et de la disponibilité de l'eau pour maintenir une couverture aquatique permanente. Il existe d'autres avenues pour contrôler efficacement la production d'eaux acides, dont les systèmes de recouvrement multicouche constitués d'un ou plusieurs types de sols ou de matériaux géosynthétiques (Aubertin *et al.*, 1995, 2002). Ces systèmes limitent l'infiltration d'eau et/ou d'oxygène, deux éléments essentiels à l'oxydation des résidus miniers sulfureux.

Les couvertures à effets de barrière capillaire (CEBC) s'avèrent une solution de remplacement aux recouvrements multicouches à faible conductivité hydraulique saturée. Les CEBC ont surtout servi dans les climats arides pour limiter l'infiltration

d'eau (Ross, 1990; Stormont, 1996; Harries *et al.*, 1997). En climat humide, l'emploi de CEBC vise plutôt à limiter l'infiltration des gaz vers les résidus miniers réactifs (Nicholson *et al.*, 1989; Collin et Rasmuson, 1990; Aachib *et al.*, 1993; Yanful, 1993; Aubertin *et al.*, 1995, 1999a; Khire *et al.* 1999; Lundgren 2001; Kim et Benson, 2004). Ces recouvrements utilisent les effets capillaires créés lorsqu'on superpose des matériaux de caractéristiques hydriques différentes en milieu non saturé. Le point suivant aborde plus en détails leur fonctionnement.

2.3.1 Effets capillaires

Tel que mentionné ci-haut, l'objectif de la mise en place d'une CEBC sur un parc à résidus miniers en climat humide, consiste à contrôler la formation de DMA en inhibant la diffusion de l'oxygène à l'aide d'une couche de matériau maintenue près de la saturation (e.g. Nicholson *et al.*, 1989; Collin et Rasmuson, 1990). Comme il a été démontré à la section 2.1, la diffusion de l'oxygène en milieu poreux près de la saturation est très faible puisqu'elle s'avère nulle à travers les grains solides et grandement réduite à travers l'eau. Elle est proportionnelle au coefficient de diffusion effectif D_e qui varie selon le degré de saturation du milieu. Rappelons qu'il existe une différence d'environ quatre ordres de grandeur entre le flux de diffusion dans la phase gazeuse et celui dans la phase aqueuse. En pratique, le flux de diffusion se passe majoritairement dans la phase aqueuse lorsque le degré de saturation dépasse 85 % à 90 % (Aubertin *et al.*, 1995, 1999a, 2000a; MEND, 2004).

Selon le graphique de la figure 2.1, tracé à l'aide de l'équation 2.13, un matériau doit être saturé à environ 90 % afin d'avoir un coefficient de diffusion effectif comparable à celui de l'eau stagnante (rappelons que le coefficient de diffusion dans l'eau stagnante à 25°C est d'environ $2,5 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$). On doit noter toutefois que l'hypothèse selon laquelle l'eau du recouvrement est stagnante n'est pas vérifiée, ce qui porte à surestimer son efficacité. C'est pourquoi on considère habituellement qu'un degré de

saturation de 85 % dans un sol équivalent à peu près à la performance d'un recouvrement en eau (Aubertin *et al.*, 2002).

Afin de maintenir un degré de saturation élevé dans le recouvrement, on utilise les effets de barrière capillaire qui apparaissent en milieu non saturé lorsqu'il y a superposition de matériaux de granulométrie différente. En raison du contraste entre les caractéristiques hydriques, seulement une partie du débit d'infiltration qui atteint l'interface entre les deux couches est transmise au matériau grossier situé sous le matériau à granulométrie plus fine. L'eau est ainsi retenue à l'interface et demeure dans la couche de matériau fin gardant celui-ci près de la saturation en permanence. Les principes sous-jacents à ce concept ont été décrits dans de nombreuses publications, dont Nicholson *et al.* (1989, 1991), Morel-Seytoux (1992), Aubertin *et al.* (1995, 1996b), Aachib (1997), Bussière (1999).

Les phénomènes d'effets de barrière capillaire, qui contrôlent l'écoulement d'un matériau à l'autre, peuvent s'expliquer à l'aide des fonctions hydriques des matériaux. Les relations teneur en eau volumique (θ) – succion (ψ) et conductivité hydraulique non saturée (k_u) – succion (ψ) permettent d'estimer les conditions d'écoulement en milieu non saturé. Des modèles descriptifs sont utilisés pour décrire les courbes de rétention à partir d'essais en laboratoire. Les modèles couramment utilisés dans la littérature sont ceux de Gardner (1958), de Brooks et Corey (1964), de van Genuchten (1980) et de Fredlund et Xing (1994).

Pour les deux matériaux dont les fonctions hydriques sont présentées à la figure 2.15, on remarque que le ψ_a du silt est plus élevé que celui du sable. Le sable se draine plus rapidement que le silt. Pour une succion ψ_x donnée, la teneur en eau du silt est plus élevée que celle du sable. Étant donné que k_u est fonction de θ et que θ varie en fonction de ψ , pour un ψ_x donné la conductivité hydraulique du sable k_u est plus faible que celle du silt. Les courbes de rétention présentées à la figure 2.15 peuvent être vue

comme la remontée capillaire de l'eau dans ces deux matériaux. En visualisant la succion comme la position au-dessus de la nappe phréatique, on obtient la distribution de la teneur en eau dans les deux matériaux. On remarque que la zone capillaire du sable est inférieure à celle du silt (matériau s'apparentant aux résidus miniers).

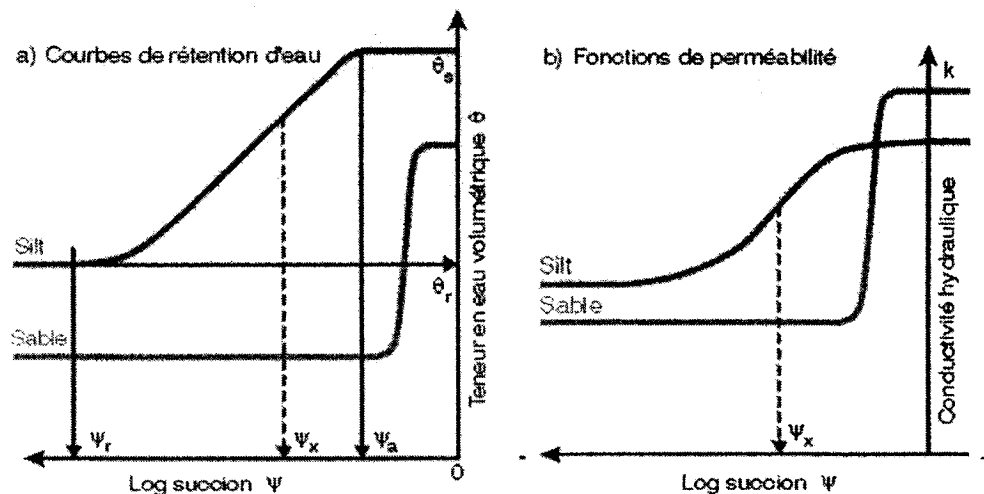


Figure 2.15 : Exemple de fonctions hydriques d'un sable et d'un silt (tiré de Aubertin *et al.*, 1995, 2002)

En superposant une couche de silt près de la saturation sur une couche de sable initialement non saturée, l'eau de surface s'infiltrera difficilement. Le sable non saturé ne peut accepter qu'une faible partie du débit d'eau qui migre vers l'interface silt-sable. L'écoulement de l'eau étant ralenti à l'interface, la rétention d'eau dans le silt est favorisée. On observe un réajustement constant des pressions et des teneurs en eau à l'interface entre les deux couches afin de satisfaire les conditions de continuité de pression et de débit. Lorsque la pression augmente et atteint la pression limite d'entrée d'eau (pression à laquelle les pores d'un matériau commencent à se remplir d'eau), l'écoulement peut se faire dans le sable. Des essais de laboratoire et de terrain ont démontré le fonctionnement de tels systèmes (Yanful *et al.*, 1994; Aubertin *et al.*, 1995, 1999a; Aachib, 1997; Harries *et al.* 1999; Bussière 1999, Yanful *et al.*, 1999a, 1999b; Khire *et al.*, 1999, 2000; Lundgren, 2001; Bussière *et al.*, 2003a; Kämpf *et al.*, 2003).

Les caractéristiques hydriques des matériaux qui les composent doivent être évaluées lors de leur conception, sujet abordé au point suivant.

2.3.2 Conception d'une CEBC

La CEBC utilise les effets de barrière capillaire décrits précédemment pour limiter l'infiltration d'eau et d'oxygène. La configuration typique d'un système multicouche peut impliquer jusqu'à cinq couches ou plus, qui ont chacune leur fonction spécifique. Les rapports de SRK (1991) et d'Aubertin *et al.* (1995) décrivent les fonctions de chaque couche et renseignent sur les détails de la conception. On doit noter que certaines couches du recouvrement peuvent remplir plusieurs fonctions, ce qui permet de réduire leur nombre (e.g. Ricard *et al.*, 1997; Nastev et Aubertin, 2000). Leur épaisseur dépend de la nature des matériaux et de leurs propriétés hydriques. La figure 2.16 présente la configuration idéalisée de ce type de recouvrement. On retrouve les couches suivantes (Aubertin *et al.*, 1995, 2002) :

- La couche superficielle A mesure de 15 à 20 cm d'épaisseur. Elle protège les couches du dessous contre les fluctuations de température et d'humidité, elle offre une résistance contre l'érosion et elle permet la réintégration paysagère du site. Cette couche est souvent composée d'un sol organique favorable à la revégétation. Ce sol peut être combiné à un géosynthétique perforé pour assurer sa stabilité sur les pentes durant les premières années. Si la revégétation est impraticable, il est également possible d'installer un lit de cailloux ou un revêtement bitumineux.
- La couche de protection B, d'épaisseur variable (jusqu'à 1 m), possède plusieurs fonctions dont la protection des couches sous-jacentes contre les intrusions biologiques (racines et animaux), la diminution des risques d'intrusions humaines à travers la couverture, le stockage provisoire d'une partie des eaux d'infiltration jusqu'à leur évaporation, la protection contre les

effets des cycles climatiques (gel-dégel et/ou mouillage-séchage). Cette couche se compose en général d'un matériau granulaire. En prévision d'intrusions biologiques, le matériau doit contenir un fort pourcentage de cailloux.

- La couche drainante C se compose d'un sol granulaire (sable et gravier) ou d'un matériau géosynthétique conçu pour des fins de drainage. L'objectif de sa mise en place est de réduire le gradient hydraulique sur la couche sous-jacente, ce qui réduit le débit d'infiltration dans la couche D. Elle a aussi pour fonction de diminuer les pressions interstitielles dans la couverture, ce qui augmente sa stabilité. L'inclinaison de cette couche drainante favorise les écoulements latéraux plutôt que verticaux. De plus la création d'un bris capillaire à l'interface C-D permet de réduire la remontée capillaire de l'eau vers la surface et d'empêcher l'assèchement de la couche D. Pour assurer son bon fonctionnement, la conductivité hydraulique saturée (typiquement $k_{\text{sat}} > 1 \times 10^{-3}$ cm/s) doit être suffisamment élevée pour produire un contraste important entre la couche C et la couche D. La couche C doit avoir une épaisseur supérieure à 30 cm.
- La couche de matériau fin D constitue la véritable barrière aux échanges entre l'atmosphère et les rejets miniers sulfureux. Elle est constituée d'un sol fin (argileux ou silteux) ayant une pression d'entrée d'air élevée (2 m ou plus) et d'une conductivité hydraulique saturée faible qui contribue à limiter l'infiltration d'eau, une autre composante essentielle à la formation du DMA. Sa grande capacité de rétention et le contraste entre ces propriétés hydriques et celles des couches C et E lui permettent de maintenir un degré de saturation élevé. Ceci limite la diffusion de l'oxygène vers les résidus réactifs. L'épaisseur de la couche D est de l'ordre de 50 cm à 100 cm.
- La couche de support E est formée d'un sol granulaire (sable et/ou gravier) caractérisé par une pression d'entrée d'air faible et une conductivité hydraulique saturée élevée (entre 1×10^{-3} cm/s et 1×10^{-1} cm/s). Le but premier de cette couche est d'établir une barrière capillaire pour permettre à la couche D de

conserver un degré de saturation élevé durant de longues périodes sans recharge d'eau. De plus, elle forme une barrière qui freine la remontée capillaire du lixiviat contaminé provenant des résidus vers la couche D. Finalement, cette couche sert d'assise pour le recouvrement et favorise la répartition des charges liées aux couches sus-jacentes. C'est pourquoi les matériaux de cette couche doivent posséder des caractéristiques adéquates, en ce qui a trait à la déformabilité et à la capacité portante, car ils doivent permettre la circulation d'équipements lourds utilisés pour la mise en place du recouvrement. L'épaisseur de la couche E mesure plus de 30 cm.

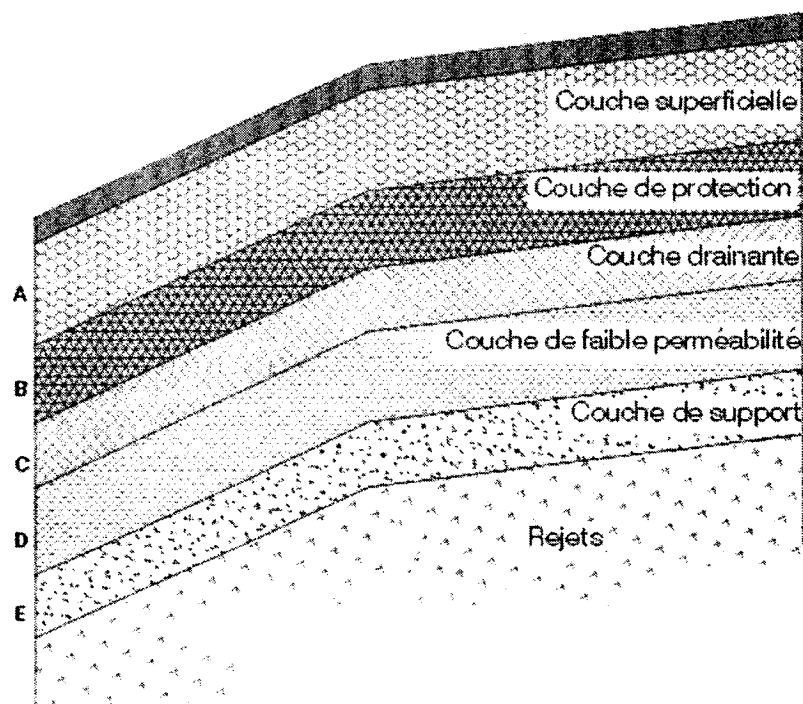


Figure 2.16 : Schéma d'une couverture à effets de barrière capillaire (tiré de Aubertin *et al.*, 1995, 2002)

Les éléments pouvant compliquer la conception du système de recouvrement sont d'ordres mécaniques (solicitations dynamiques, glissement des couches inclinées, tassements différentiels), climatiques (cycles de gel-dégel et de mouillage-séchage),

temporels (changement des propriétés des matériaux dans le temps) ou biologiques (intrusions par les animaux fouisseurs et par les racines) (SRK, 1991; Aubertin *et al.*, 1995). L'étude de la stabilité des pentes constitue un aspect important de la conception. Les ouvrages de Vick (1990), Aubertin et Chapuis (1991a), Aubertin (1995) et de McCarthy (1998), entre autres, discutent de ce sujet plus en profondeur. Parmi les articles traitant plus spécifiquement de la stabilité des recouvrements, on retrouve ceux d'Aubertin et Chapuis (1991b), de Mitchell et Mitchell (1992), ainsi que de Jessberger (1994). Les matériaux qui constituent les différentes couches du recouvrement doivent aussi être compatibles entre eux afin d'éviter tout risque d'érosion interne ou de migration des particules fines. Les critères de filtres basés sur les caractéristiques granulométriques des sols adjacents sont souvent utilisés comme guide dans le choix des matériaux et dans l'évaluation de la nécessité d'inclure ou non une couche filtrante (Cedergren, 1977; Holtz et Kovacs, 1981; Chapuis, 1992, 1995).

Un autre élément à prendre en compte lors de la conception est la géométrie du recouvrement. En effet, afin de favoriser le ruissellement et le drainage, les CEBC ont habituellement une pente minimale de 1° à 3° . De plus, lorsque les ouvrages de retenue sont constitués de résidus miniers générateurs d'acide, les couvertures doivent s'étendre sur les pentes des digues, dont l'angle peut atteindre entre 15° et 20° . En plus d'être une source possible d'instabilité mécanique, l'inclinaison de la CEBC mise en place sur la pente d'une digue influence son comportement hydrique (Ross, 1990; Stormont, 1996; Warrick *et al.*, 1997; Bussière, 1999; Bussière *et al.*, 1998b, 2000a, 2003a; Kämpf *et al.*, 2003). L'effet de la pente sur le comportement de la CEBC se manifeste par des suctions plus élevées dans la couche de rétention d'eau au haut de la pente, ce qui diminue sa teneur en eau volumique par rapport au bas de la pente où les suctions sont plus faibles. Les principaux paramètres qui affectent le comportement hydrique d'une CEBC inclinée sont les propriétés capillaires, la géométrie du système, ainsi que le régime hydraulique et les composantes du bilan hydrique (Bussière, 1999; Bussière *et al.*, 2003a, 2003c; Kämpf *et al.*, 2003).

Afin de minimiser le risque de désaturation dans la couche de rétention d'eau au haut des pentes, des solutions ont été avancées, notamment la mise en place de bris de succion et la construction de la CEBC en palier. Les bris de succion ont pour objectif de favoriser l'accumulation d'eau à certains endroits critiques de la pente pour réduire localement la succion à une valeur près de zéro. Cet abaissement local de la succion permet de maintenir un degré de saturation moyen de la couche de rétention d'eau sur la pente plus élevée et ainsi d'améliorer son efficacité à limiter le flux d'oxygène vers les résidus miniers (Aubertin *et al.*, 1996e). Des résultats de modélisations numériques d'une CEBC inclinée présentés dans Bussière (1999) et Bussière *et al.* (2000b) montrent l'effet de la présence de bris hydrauliques sur son comportement hydrique par la réduction du coefficient de diffusion effectif moyen de la pente par un facteur allant de 1,3 à 3. L'auscultation d'un tel bris dans une CEBC donne comme résultat une augmentation du degré de saturation variant entre 7 % et 20 % par rapport à une CEBC sans bris hydraulique (Bussière, 1999; Bussière *et al.*, 2000b). Quant au principe de la construction en palier, on vise ici à diviser la pente de la CEBC en segments plus ou moins indépendants permettant ainsi de réduire les effets de la longueur de la pente sur le haut du recouvrement et d'améliorer son comportement hydrique. Les résultats préliminaires d'un essai sur le terrain semblent montrer l'effet bénéfique de la présence d'un palier sur le degré de saturation dans la couche de rétention au haut de la CEBC inclinée par rapport à une CEBC construite sans palier (Bussière, 1999). Ces deux techniques sont encore à l'étude.

La nécessité d'introduire ou non des mesures de prévention de la désaturation de la couche de rétention d'eau dans le haut des pentes sera dictée par une analyse de l'efficacité, des coûts de construction et des bénéfices qui y sont associés. Cette analyse est réalisée au moment de la conception de la CEBC, qui comprend plusieurs étapes comme le montre la procédure schématisée à la figure 2.17. En examinant le bloc-diagramme, on remarque que la conception d'une CEBC est un processus itératif entre l'ébauche de diverses configurations et de leur évaluation. Ce processus repose sur la

collecte de données climatiques, l'évaluation des propriétés des matériaux utilisés et l'établissement d'une géométrie de départ (Yanful et Lin, 1998; Aubertin *et al.*, 2002). Les modélisations numériques et physiques permettent d'évaluer les configurations de CEBC proposées. Les propriétés nécessaires au processus d'évaluation sont les caractéristiques de rétention des différents matériaux étudiés, leur fonction de perméabilité et la relation entre le coefficient de diffusion effectif et le degré de saturation. Il est également essentiel de définir la minéralogie, la chimie et les propriétés géotechniques (tel que la granulométrie, les limites d'Atterberg, les caractéristiques de compactage, les paramètres de consolidation et la résistance mécanique) des matériaux sélectionnés. Ces propriétés sont déterminées lors d'essais en laboratoire et *in situ*.

Les résultats des essais en laboratoire et *in situ* servent à l'application des méthodes d'analyse numérique pour évaluer les conditions hydriques qui prévalent, le flux d'oxygène à travers le recouvrement et les réactions chimiques prenant place dans les résidus. En général, l'utilisation de codes numériques permet de résoudre les problèmes associés aux transports de masse dans les CEBC et les résidus miniers dont les équations mathématiques sont complexes et les fonctions décrivant les matériaux non linéaires (Akindunni *et al.*, 1991; Nicholson *et al.*, 1991; Ritchie, 1994; Scharer *et al.*, 1994; Aubertin *et al.*, 1996b; Gerke *et al.*, 1998; Mayer *et al.*, 2000). Les modèles numériques sont calibrés à partir des propriétés de chacun des matériaux constituant la CEBC. Ils peuvent être validés au moyen d'essais sur des modèles physiques instrumentés en laboratoire ou *in situ* (Wilson *et al.*, 1995; Woyshner et Yanful, 1995; Aubertin *et al.*, 1995, 1996c; Aachib, 1997; Aubertin *et al.*, 1999a; Bussière, 1999; Molson *et al.*, 2004). Ils peuvent alors servir à la prédiction du comportement à grande échelle et à long terme du recouvrement conçu (Bussière, 1999; Lefebvre *et al.*, 2001; Wels *et al.*, 2001; Swanson *et al.*, 2003; MEND, 2004).

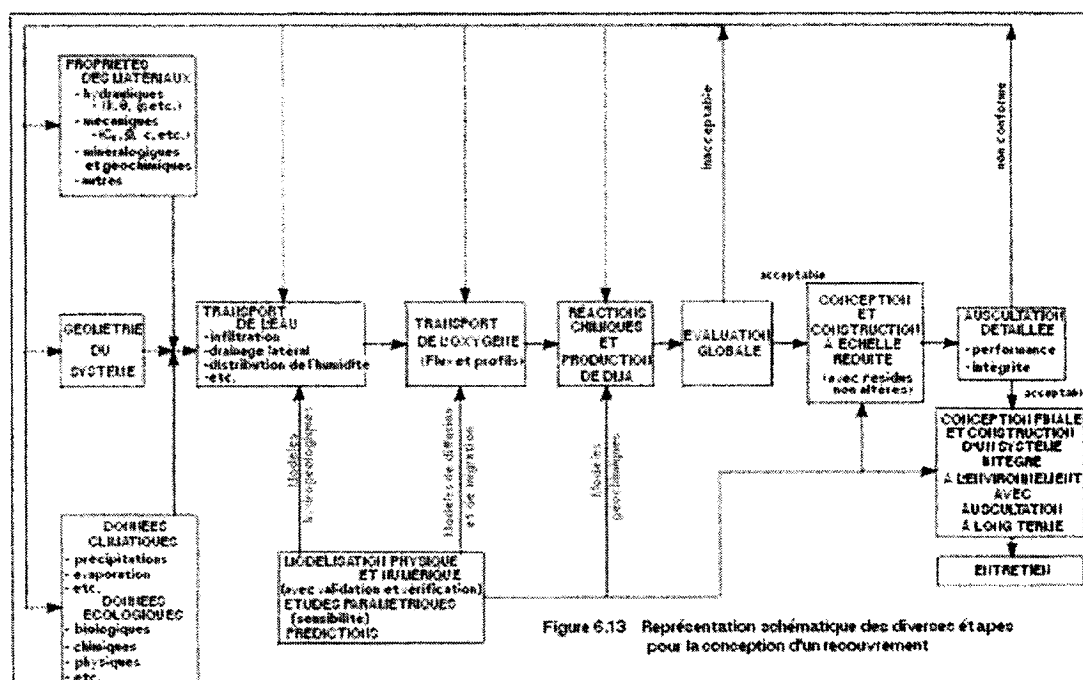


Figure 6.13 Représentation schématique des diverses étapes pour la conception d'un recouvrement

Figure 2.17 : Bloc diagramme des étapes de la conception d'une CEBC (tiré de Aubertin *et al.*, 1996d, 2002)

2.3.3 Évaluation de la performance d'une CEBC

Lors de l'installation d'un recouvrement, il est nécessaire d'ausculter son comportement afin de vérifier si le niveau de performance *in situ* prévu initialement lors de la conception est atteint et de déceler toute anomalie. Le contrôle de la qualité de la restauration d'un site minier comprend un suivi physique de l'ensemble du site d'entreposage et un suivi environnemental. Le suivi physique comporte la vérification du bon fonctionnement de l'ensemble des installations, de la stabilité des digues et du bon fonctionnement des couvertures. Le suivi environnemental comporte le contrôle de la qualité et la quantité des effluents, et de la percolation sous les résidus et dans l'ouvrage de retenue. L'implantation d'un programme de suivi doit d'abord cibler les paramètres à mesurer qui comprennent en général la qualité de l'eau souterraine et des

exfiltrations, le débit des exfiltrations, les tassements différentiels et l'érosion de surface (Ritcey, 1989; MEND, 2001; Aubertin *et al.*, 2002; MEND, 2004).

Le contrôle de l'efficacité porte aussi sur l'évaluation de la qualité de l'eau qui comprend typiquement l'analyse des éléments suivants: les solides dissous (métaux lourds et sulfates), les matières en suspension, l'oxygène dissous, le pH, l'acidité, l'alcalinité et la conductivité. Le type de roche (minéraux) et les procédés qui sont employés lors du traitement dicteront les données spécifiques à analyser. Les puits d'observation et les piézomètres servent à l'échantillonnage de l'eau en milieu saturé. En milieu non saturé, on utilise plutôt des lysimètres à succion ou l'eau extraite d'échantillons de sol. La fréquence d'échantillonnage peut varier entre une fois par mois et une fois aux quatre mois selon les risques environnementaux. Idéalement, le programme d'échantillonnage comprend une station située en amont de l'effluent ou du site contaminé (Ritcey, 1989).

La mesure du débit des exfiltrations permet de calculer les charges en métaux émises dans l'environnement. Elle contribue aussi à témoigner de l'efficacité du système de recouvrement. En effet, une diminution du débit d'exfiltration peut indiquer une diminution de l'infiltration due à la présence de la couverture ou un colmatage des drains de collecte. Une augmentation subite du débit d'exfiltration peut quant à elle signaler une défaillance du recouvrement. Celle-ci peut être causée par la fissuration des matériaux du recouvrement induite par des tassements différentiels entre autres. Le suivi de ce dernier paramètre peut se faire par inspections visuelles, mesures de déplacement de plaques de tassement et étude inclinométrique dans le cas des pentes (Aubertin *et al.*, 2002).

Évaluation du comportement hydrique

Dans le cas d'une CEBC recouvrant des résidus miniers générateurs d'acide, on doit également évaluer son comportement hydrique. L'auscultation devrait donc inclure la mesure des pressions interstitielles et des teneurs en eau volumique dans les différentes couches de la couverture ainsi que la caractérisation in situ des matériaux constituant la couverture (Yanful *et al.*, 1993; Wilson *et al.*, 1995; O'Kane *et al.*, 1998; Aubertin *et al.*, 1997c, 1999a, 2002; Khire *et al.*, 1999; Lundgren, 2001; MEND, 2001; Bussière *et al.*, 2003). La figure 2.18 présente le schéma d'une coupe à travers une CEBC instrumentée. Les teneurs en eau volumiques et les suctions dans les différentes couches de la CEBC peuvent être déterminées à l'aide d'instruments comme les sondes RDT ou à neutron (teneur en eau volumique) et les tensiomètres ou blocs à résistance électrique (suction). Plus de détails concernant l'instrumentation et le suivi du comportement de la CEBC se trouvent entre autres dans Yanful *et al.* (1993), Barbera (1996), O'Kane *et al.* (1998), Aubertin *et al.* (1997c, 1999a), Yanful *et al.* (1999), Bussière *et al.* (2003b) et MEND (2004). La fréquence des relevés des différentes mesures doit permettre de mettre à jour tout problème pouvant survenir au site. Suite à une période de rodage, une fréquence de mesure d'une fois par mois semble réaliste dans cette optique (Aubertin *et al.*, 2002).

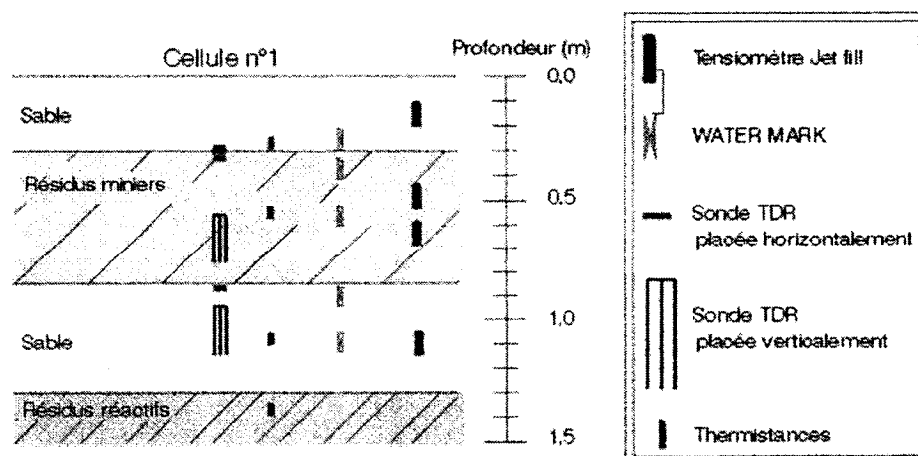


Figure 2.18 : Instrumentation d'une CEBC (tiré de Aubertin *et al.*, 1997c, 2002)

La mesure d'autres paramètres comme les conditions climatiques, les caractéristiques *in situ* des matériaux composant le recouvrement et le flux d'oxygène à travers celui-ci est également importante. La mesure des conditions climatiques et des débits d'exfiltration permet d'établir le bilan hydrique du site. Ce bilan, combiné aux mesures de teneur en eau volumique et de succion dans le recouvrement, sert de validation au modèle numérique du site. En effet, la prédiction de la performance d'un système de recouvrement est considérée comme un processus à deux étapes incluant l'auscultation du site et sa modélisation numérique. Avant de pouvoir prédire ses performances futures, on doit pouvoir démontrer les capacités du modèle à bien représenter le comportement hydrique présent du recouvrement (Wilson *et al.*, 1995; Swanson *et al.*, 1995, 2003; Bussière, 1999; Molson *et al.*, 2004). Une fois le modèle validé, il est possible de prédire le comportement à long terme de la CEBC à partir de différents scénarios qui pourraient inclure la variation des caractéristiques hydriques des matériaux. Comme mentionné auparavant, les données climatiques jumelées aux mesures de teneurs en eau volumiques et de succions matricielles servent d'outils à la validation du modèle. L'utilisation de lysimètres dans le recouvrement et/ou de débitmètres à la sortie de drains permet de comparer les flux d'eau mesurés à ceux modélisés. La mesure des caractéristiques *in situ* des matériaux composant le recouvrement tel la teneur en eau massique, la masse volumique sèche, la granulométrie ainsi que la conductivité hydraulique saturée, fournit, avec les résultats d'essais en laboratoire, les entrées du modèle (Wilson *et al.*, 1995; Ricard *et al.*, 1997; Simms et Yanful, 1999; Christensen *et al.*, 2002; Swanson *et al.*, 2003).

La conductivité hydraulique saturée *in situ* peut être déterminée par des essais d'infiltration. Il en existe plusieurs types décrits entre autres par Bouwer (1986), White *et al.* (1992), Trautwein et Boutwell (1994). Dans le cas de CEBC, l'objectif de ces essais est de déterminer le taux d'infiltration dans la couche de rétention d'eau et d'en déduire sa conductivité hydraulique à satiété et, s'il y a lieu, son évolution suite à l'impact de processus affectant son intégrité (Christensen *et al.*, 2002).

Les solutions analytiques existantes, pour analyser l'infiltration de l'eau dans le sol, sont basées sur l'hypothèse que le sol a un profil uniforme. Dans le cas d'une CEBC, le profil du sol est stratifié. Selon les travaux de Wang *et al.* (1999), l'infiltration dans un sol stratifié peut être divisée en deux étapes : dans un premier temps, le front de mouillage se situe dans la couche superficielle (ici la couche de rétention d'eau) ; par la suite, le front de mouillage pénètre la couche sous-jacente (la couche de bris capillaire). Selon cette hypothèse, il est possible d'utiliser les solutions analytiques existantes pour interpréter les essais. Dans cette étude, les essais d'infiltration réalisés sont de courte durée. Les solutions employées doivent donc être valables pour de courtes périodes d'infiltration. Les deux modèles semi-analytiques utilisés ont la même forme que la solution tronquée de Philip (1957) pour une infiltration verticale décrite mathématiquement par (Bear, 1972; Hillel, 1998) :

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(k_u \frac{d(\psi - z)}{dz} \right) = - \frac{\partial}{\partial z} \left(k_u \frac{\partial \psi}{\partial z} \right) - \frac{\partial k_u}{\partial z} \quad (2.34a)$$

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(\frac{k_u}{S_e} \frac{\partial \theta}{\partial z} \right) - \frac{\partial k_u}{\partial z} \quad (2.34b)$$

où θ est la teneur en eau volumique, t le temps, z la profondeur, k_u la conductivité hydraulique non saturée, ψ la succion et S_e l'emmagasinement. Le premier terme de droite de l'équation 2.34a réfère au gradient de pression. Le deuxième terme de droite de l'équation 2.34b réfère au gradient gravitationnel selon l'élévation. La prédominance d'un des deux termes dépend des conditions initiales du sol et de la durée du phénomène. Lors d'infiltration en milieu sec, le gradient de pression prime au départ sur le gradient gravitationnel et l'eau s'infiltré aussi bien horizontalement que verticalement. Lorsque l'infiltration a lieu dans un sol humide (cas des essais au site Lorraine), le gradient de succion est souvent plus faible et devient négligeable plus

rapidement. Les solutions semi-analytiques développées mettent en évidence la dépendance de l'infiltration cumulée vis-à-vis du temps et permettent d'estimer la conductivité hydraulique *in situ*. La solution sous forme de série de Swartzendruber (1987) est applicable à tous les temps d'infiltration. Sa forme simplifiée s'exprime par (Clausnitzer *et al.*, 1998):

$$I = k_{sat} t + \frac{S}{A_0} \left[1 - \exp(-A_0 t^{0.5}) \right] \quad (2.35)$$

où I est l'infiltration cumulée, S et A_0 sont des paramètres d'ajustement. En appliquant une régression selon la relation 2.35 sur les données des essais d'infiltration (infiltration cumulée, temps), il est possible de définir les paramètres k_{sat} , S , A_0 . La solution proposée par Wu *et al.* (1999) est également valable pour des temps d'infiltration courts. Elle s'exprime par :

$$k_{sat} = \frac{\Delta\theta\lambda_s}{T_c} \quad (2.36)$$

où

$$\lambda_s = \frac{1}{2} \left[\sqrt{(H_i + G^*)^2 + 4G^*C} - (H_i + G^*) \right] \quad (2.37)$$

$$T_c = \frac{1}{4} \left(\frac{B_1 a}{b A_1} \right)^2 \quad (2.38)$$

$$C = \frac{1}{4\Delta\theta} \left(\frac{B_1}{b} \right)^2 \frac{a}{A_1} \quad (2.39)$$

$$G^* = d_i + r_i/2 \quad (2.40)$$

$$I = A_1 t + B_1 t^{0.5} \quad (2.41)$$

où H_i est le niveau d'eau dans l'infiltromètre, d la profondeur d'insertion de l'infiltromètre dans le sol, r_i le rayon de l'infiltromètre, a et b des constantes adimensionnelles ($a = 0,9084$, $b = 0,1682$), $\Delta\theta$ la différence entre la teneur en eau volumique à saturation et la teneur en eau volumique initiale. Une régression sur les données d'infiltration cumulée et de temps permet de trouver les paramètres A_1 et B_1 de l'équation 2.41. À partir de ces derniers, on calcule les paramètres T_c et λ_s qui servent à trouver k_{sat} dans l'équation 2.36.

Évaluation du flux d'oxygène

L'analyse des résultats de l'ensemble des paramètres mesurés mentionnés ci-haut permet d'évaluer si les objectifs de la mise en place de la CEBC ont été atteints, dans le cas qui nous préoccupe, la réduction du DMA. Rappelons qu'une CEBC contrôle la formation de DMA en inhibant la diffusion de l'oxygène à l'aide d'une couche de matériau maintenue près de la saturation. En mesurant l'évolution des produits de l'oxydation des sulfures ou celle des réactifs disponibles à la réaction, il devient possible de juger de la performance de la CEBC. Pour arriver à cette fin, on peut utiliser les méthodes présentées à la section 2.1.3 : méthodes des sulfates, méthodes du gradient d'oxygène ou méthode de consommation d'oxygène. Les deux dernières méthodes permettent d'évaluer directement le flux d'oxygène à travers la couverture et

sa capacité à inhiber la diffusion d'oxygène. De façon indirecte, il est possible d'utiliser les lectures des sondes RDT à cette fin.

En se servant de la relation semi-empirique 2.13, il est possible de calculer le coefficient de diffusion effectif D_e de la couche de rétention d'eau à partir des données de teneurs en eau volumiques recueillies lors du suivi. La détermination du D_e permet le calcul du flux d'oxygène traversant la couche de rétention d'eau. On considère ici que le flux d'oxygène vers les résidus miniers se propage de façon unidirectionnelle, et que le coefficient D_e calculé pour une mesure ponctuelle du RDT est isotrope. On assume que la période transitoire est courte (environ dix jours, *e.g.* Aubertin *et al.*, 2000b; Mbonimpa *et al.*, 2003), ce qui permet d'utiliser la solution en régime permanent de la première loi de Fick pour calculer le flux d'oxygène vers les rejets miniers. Cette approche est conservatrice puisque le flux calculé correspond alors au maximum atteint pour une valeur de D_e donnée. Toutefois, les mesures de teneur en eau volumique prises par les instruments doivent être regardées avec prudence. En effet, lorsque le contact entre le sol et la sonde est imparfait suite à son installation ou à des phénomènes climatiques naturels comme les cycles de gel – dégel, la teneur en eau du sol est sous estimée, ce qui entraîne une mauvaise estimation de la performance de la CEBC (*e.g.* Bussière, 1999; Bussière *et al.*, 2003b).

La collecte et l'analyse d'échantillons d'eau de percolation provenant des résidus va également renseigner sur l'efficacité de la couverture à prévenir les réactions d'oxydation des minéraux sulfureux (*e.g.* Aubertin *et al.*, 1997b, 1999a, 1999b; Bussière, 1999). Une baisse des sulfates et des métaux en solution dans les eaux d'exfiltration indique une diminution des réactions d'oxydation. Il est possible de relier la production de sulfates en solution au flux d'oxygène dans les résidus recouverts en transformant les moles de sulfates produites en moles d'oxygène consommées selon certaines hypothèses mentionnées à la section 2.1.3. Toutefois, en se basant sur les analyses d'échantillons d'exfiltration, on doit considérer le délai ou temps de réponse

entre les réactions actuelles sous le recouvrement et les produits analysés qui dépend de plusieurs facteurs dont le taux de percolation de l'eau. La performance ne peut s'évaluer que sur plusieurs années de suivi. Il devient alors important d'avoir d'autres moyens pour évaluer l'efficacité du recouvrement à court terme comme la méthode du gradient d'oxygène et celle de la consommation d'oxygène.

Tel que mentionné à la section 2.1.3, la méthode du gradient d'oxygène implique la mesure de la concentration en oxygène à différentes profondeurs dans un recouvrement, en supposant que le profil mesuré reproduit celui du régime permanent. En général, l'échantillonnage de l'oxygène contenu dans les pores se fait *via* un tube inséré dans le sol à la hauteur désirée. Il est scellé au haut par un *septum*. L'échantillon y est retiré par une seringue insérée dans le *septum* et analysé par un capteur à oxygène. On doit s'assurer que le contact entre le tube et le sol est étanche afin de prévenir tout échange d'air préférentiel le long des parois. Cette méthode demande un grand nombre d'échantillon pour bien définir le gradient de concentration. De plus, sa variation spatiale et temporelle ainsi que celle du D_e amènent des incertitudes au niveau de l'interprétation des mesures (Rolston, 1986; Ullom, 1995).

La méthode de consommation d'oxygène, proposée par Elberling et Nicholson, consiste à mesurer la décroissance de la concentration en oxygène dans un espace clos au-dessus de résidus miniers (Eberling *et al.*, 1994; Eberling et Nicholson, 1996). Comme on l'a vu à la section 2.1.3, l'interprétation implique l'hypothèse d'un régime permanent et une réaction cinétique de premier ordre dans le cas de l'oxydation de la pyrite. Cette méthode a été conçue initialement pour déterminer la réactivité de matériaux sulfureux consommateurs d'oxygène. Elle a aussi été utilisée pour déterminer le flux passant à travers des couvertures (*e.g.* Tibble, 1997; Bussière *et al.*, 1997, 1998a; Maqsoud et Bussière, 2003). Cette méthode directe permet de mesurer le niveau de performance *in situ* instantané d'une CEBC. Toutefois, elle n'est pas bien adaptée pour les faibles flux tels que ceux observés à travers les recouvrements de type CEBC

(Bussière *et al.*, 1997, 1998a). En effet, les variations de concentration en oxygène dans l'espace clos durant l'essai sont faibles, souvent à la limite de détection des senseurs, ce qui rend leur interprétation difficile. La modification de l'essai pour l'adapter à la mesure de flux d'oxygène à travers une CEBC a été proposée par Aubertin *et al.*, (2000b) et Mbonimpa *et al.* (2002b). Elle a été utilisée dans le cadre de ce projet entre autres afin de la valider et elle est présentée au chapitre IV (Bussière et Dagenais, 2001; Bussière *et al.*, 2002).

En comparant les flux d'oxygène mesurés avant et après la mise en place d'une CEBC sur des résidus miniers (équation 2.28), il est possible de déterminer son efficacité à inhiber la diffusion de l'oxygène. Le manuel MEND (2001) fait état de différents projets utilisant les CEBC en climat humide pour contrôler la formation de DMA dans les rejets sulfureux. Des essais cinétiques en colonnes effectués en laboratoire donnent des taux de consommation d'oxygène à la surface variant entre 10 mol/m²/an et 35 mol/m²/an (Aubertin *et al.*, 1997b; Bussière *et al.*, 2004). Il faut toutefois prendre en compte que le recouvrement est fait de résidus miniers peu sulfureux non générateur d'acide. Les sulfures contenus dans la couverture consomment une partie de l'oxygène et diminuent le flux atteignant les résidus réactifs. Les travaux de Bussière *et al.* (2004) montrent que le flux à l'interface des résidus réactifs estimé par une solution analytique varie de $8,1 \times 10^{-3}$ à $6,4 \times 10^{-1}$ mol/m²/an pour un S_r de 85% et une concentration en pyrite variant entre 1,1 et 0,22 %. Les flux d'oxygène calculés à partir de mesures de teneur en eau volumique sur d'autres essais en colonnes varient entre 0,03 mol O₂/m²/an et 3 mol O₂/m²/an pour une efficacité allant de 96,9 % à 99,9 % (Aubertin *et al.*, 1999a). Les essais de Yanful *et al.* (1994) produisent une valeur assez similaire de 95,4 % pour la réduction de production d'acide. Des essais en cellules expérimentales ou des mesures prises sur des recouvrements à grande échelle donnent des taux de consommation d'oxygène en surface similaires à ceux obtenus en laboratoire : 0,16 mol/m²/an (Yanful *et al.*, 1993), 0,005 mol/m²/an (Yanful *et al.*, 1994); entre 0,2 et 28 mol/m²/an (recouvrement avec des résidus miniers non

générateur d'acide) (Aubertin *et al.*, 1999a); entre 0,09 et 0,8 mol/m²/an (Werner *et al.*, 2001); entre 0,14 et 4,2 mol/m²/an (Maqsoud et Bussière, 2003). Le flux théorique stationnaire, calculé à l'aide de l'équation 2.23, pour un degré de saturation de 85 % dans une couche de rétention d'eau de 0,5 m d'épaisseur et de 0,38 de porosité (avec une concentration en oxygène de 0,285 kg/m³ en surface) sera de 3,1 mol/m²/an. Selon Nicholson *et al.* (1989) le flux d'oxygène minimal est dicté par le taux d'infiltration de l'eau dans la CEBC. Dans ses travaux, ils estiment que le flux minimal sera de 0,018 mol O₂/m²/an à 0,18 mol O₂/m²/an, pour un taux d'infiltration allant de 0,01 m/an à 0,1 m/an (avec une concentration en oxygène dissout de 10 mg/L).

Ces résultats ont été obtenus pour des recouvrements ayant subi peu ou pas de changement à leur structure interne. Des facteurs physiques ou biologiques peuvent diminuer la performance à long terme des CEBC en altérant leurs propriétés hydriques. La durée de vie des CEBC est donc fonction de plusieurs facteurs dont l'érosion, les cycles de mouillage-séchage, les cycles de gel-dégel, le tassement et les intrusions biologiques (MEND, 2001; Aubertin *et al.*, 2002). Leurs impacts doivent être étudiés plus en profondeur pour être en mesure d'en tenir compte correctement lors de la conception de CEBC. La section suivante présente les effets des cycles de gel-dégel dans un matériau constituant la couche de rétention d'eau de la CEBC.

2.3.4 Effets des cycles de gel-dégel sur la performance d'une CEBC

Les travaux présentés à la section précédente démontrent l'efficacité des CEBC à contrôler le DMA. Toutefois, celle-ci peut être compromise par des facteurs comme les cycles de gel-dégel qui affecteront le comportement de la couverture à long terme. Il existe, à la connaissance de l'auteur, peu d'études sur ce sujet. Toutefois, on peut tirer profit de travaux concernant l'évolution des propriétés hydriques de matériaux gélifs soumis à des cycles de gel-dégel. Selon ces derniers, les matériaux gélifs, qui constituent en général la couche de rétention d'eau, peuvent subir des modifications de

leur structure interne lorsque exposés aux effets du gel. Si ces changements sont importants et permanents, l'intégrité de la couverture peut être compromise. La déstructuration des matériaux gélifs survient lors de la pénétration du gel dans le sol.

Description du phénomène

À l'arrivée de la saison froide, la température de l'air diminue par rapport à celle du sol, créant un gradient de température qui induit une perte de chaleur vers la surface. Lorsque la température du sol descend sous le point de congélation, une partie de l'eau interstitielle gèle. Un front de gel (zone de transition entre le milieu gelé et le milieu non gelé) pénètre alors dans le sol et l'eau contenue dans les couches de surface se transforme en glace (Phukan, 1985; Benson et Othman, 1993; Konrad 1999). Ce changement de phase de l'eau en glace implique une augmentation de volume d'environ 9 % causée par un changement de structure du réseau moléculaire. La nucléation des cristaux de glace prend place au centre des plus gros pores. Leur croissance amène les cristaux à interagir les uns avec les autres et à exercer une pression sur les grains composant le sol, ce qui peut engendrer un réarrangement des particules ainsi qu'une consolidation du sol et créer ainsi des microfissures (Miller, 1972; Anderson *et al.*, 1978; Benson et Othman, 1993; McCarthy, 1998).

La figure 2.19 présente une coupe schématique d'un sol gelé constitué de matériaux à granulométrie fine (silt ou argile). On y observe le gradient de température qui pénètre dans le sol. Dans la zone de congélation, située derrière le front de gel, les processus thermodynamiques impliquées lors du changement de l'eau en glace génèrent une succion qui résulte en la formation d'un gradient hydraulique favorisant l'écoulement de l'eau vers le front de gel. Cet écoulement alimente la formation de lentilles de glace dans la zone de congélation créant le phénomène de gonflement du sol (Miller, 1972; Anderson *et al.*, 1978; Phukan, 1985; Newman et Wilson, 1997; Konrad, 1999). Les lentilles de glace sont en général parallèles au front de gel, quoique la glace se forme dans toute fissure déjà présente. La distance entre chaque lentille dépend du gradient

thermique et des propriétés du sol (Anderson *et al.*, 1978; Konrad et Morgenstern, 1980; Phukan, 1985; Nixon, 1991). La formation de ces lentilles le long de surfaces planaires crée des fissures horizontales dans le sol. De plus, les suctions créées par le gel de l'eau dans les pores (alors que la teneur en eau dans les pores diminue) engendrent la consolidation du sol et son retrait volumétrique sous le front de gel donnant lieu à la formation de fissures verticales (SRK, 1991; Othman et Benson, 1991; Roy *et al.*, 1995; Côté *et al.*, 2000).

Lors du dégel, les fissures créées peuvent se cicatriser dépendant des conditions *in situ* du sol et de ses propriétés physiques et minéralogiques. En général, on considère que les sols peu cohésifs (indice de plasticité faible ou nul) ou les sols composés en majeure partie d'argile gonflante tel la montmorillonite peuvent s'autocicatriser. Les matériaux cohésifs (indice de plasticité élevé) ont plutôt tendance à conserver la structure créée par la consolidation et la formation de lentilles de glace lors de l'avancée du front de gel (Chamberlain et Gow, 1979; Othman et Benson, 1991; Roy *et al.*, 1995; Eigenbrod, 2003). La déstructuration des sols gélifs dépend de leurs propriétés physico-chimiques et hydriques ainsi que de la vitesse de propagation du gel dans le sol (Konrad, 1999; Eigenbrod, 2003). Ce phénomène influence les propriétés hydriques à long terme des matériaux.

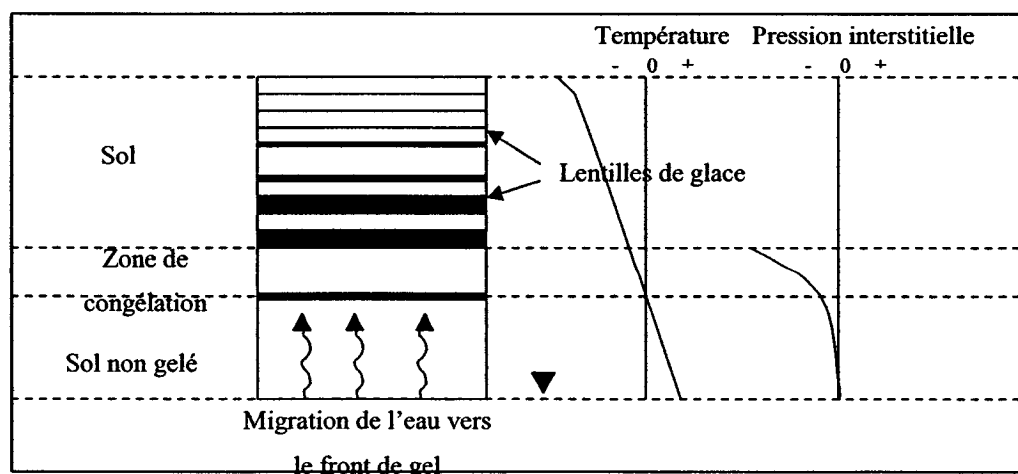


Figure 2.19 : Coupe schématique d'un sol gelé (inspiré de Benson et Othman, 1993)

Effets sur les propriétés des matériaux et facteurs d'influence

Plusieurs études ont été menées sur l'évolution de la conductivité hydraulique saturée dans des matériaux argileux soumis aux cycles de gel-dégel. Ceux-ci démontrent que la conductivité peut augmenter jusqu'à trois ordres de grandeur (Zimmie *et al.*, 1992; Benson et Othman, 1993; Waite *et al.*, 1994; Viklander, 1998; Carlsson et Elander, 2001; Eigenbrod, 2003). La figure 2.20 montre des résultats typiques d'essais sur des argiles réalisés en laboratoire et sur le terrain. On remarque que la variation de conductivité hydraulique s'atténue avec le nombre de cycle de gel-dégel. L'accroissement rapide de la conductivité hydraulique lors des premiers cycles coïncide avec le développement maximal du réseau de fissures. Cette fissuration facilite l'écoulement de l'eau de la zone non gelée vers la zone de congélation lors de gel subséquent et les suctions qui s'y développent sont moins importantes. La glace se forme dans le réseau de fissures déjà en place et l'impact des mécanismes de fissuration du sol s'atténue avec le temps, ce qui permet de développer un réseau de conduits secondaires stable menant à une conductivité hydraulique saturée qui demeure constante (Waite *et al.*, 1994; Roy *et al.*, 1995; Eigenbrod, 1996).

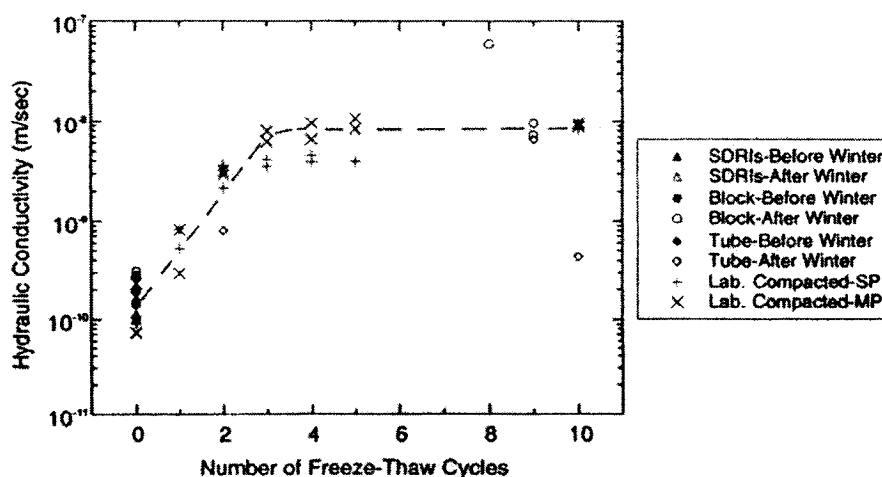


Figure 2.20 : Résultats d'essais de perméabilité sur des échantillons d'argile soumis aux cycles de gel-dégel (tiré de Benson *et al.*, 1995)

Les facteurs qui influencent l'ampleur des effets du gel-dégel sont : les caractéristiques du sol, la teneur en eau au montage, le degré de compactage, l'état des contraintes en place et le taux de pénétration du gel (Vanapalli et Barbour, 1999). Ces différents facteurs ont été étudiés par entre autres Chamberlain et Gow (1979), Othman et Benson (1991), Garand et Ladanyi (1982), Kim et Daniel (1992), Zimmie *et al.* (1992), Bowders et McClelland (1994), Othman *et al.* (1994) et Waite *et al.* (1994). Les propriétés physiques du matériau contrôlent l'écoulement de l'eau vers le front de gel et les suctions générées dans les pores, ce qui influence la formation des lentilles de glace et la consolidation du sol. Les travaux de Eigenbrod (1996) mettent en évidence une relation entre les changements de volume survenus dans les échantillons testés et leur indice de liquidité avant les cycles de gel-dégel. Cette relation dépend de la teneur en eau initiale du matériau et du taux de pénétration de gel dans l'échantillon. Konrad (1999) démontre que la susceptibilité au gel des sols saturés est étroitement reliée à la dimension moyenne de la fraction fine, à sa surface spécifique (influence de la minéralogie) et au rapport entre la teneur en eau du matériau et sa limite de liquidité (influence de la masse volumique), relation montrée à la figure 2.21. L'évolution de la structure du sol et de ses propriétés hydriques semble liée à ces paramètres.

La mise en place des matériaux dans les moules lors des essais semble aussi influencer l'ampleur des effets du gel-dégel sur leurs propriétés hydriques. Selon les travaux de Kim et Daniel (1992) et Waite *et al.* (1994), il semble qu'un échantillon compacté avec une teneur en eau massique inférieure à la teneur en eau massique optimale obtenue par l'essai Proctor présente une variation de conductivité hydraulique plus faible qu'un échantillon compacté avec une teneur en eau massique supérieure à la teneur en eau massique optimale. Toutefois, on doit noter que la perméabilité initiale d'une argile compactée du côté sec de l'optimum Proctor est plus élevée à cause de la mauvaise imbrication des mottes ou des couches lors du compactage (Mitchell *et al.*, 1965; Aubertin et Chapuis, 1991b; Benson *et al.*, 1999; Chapuis, 2000). La présence d'agréats lors des essais avec cycles de gel-dégel influencera la déstructuration du

matériau testé. Lors d'essais sur des échantillons compactés du côté humide de l'optimum Proctor, Othman et Benson (1991) n'ont pas relevé d'effet de la teneur en eau au montage sur l'évolution de la conductivité hydraulique. Le niveau de compactage lors de la mise en place ne semble pas jouer un rôle majeur sur l'ampleur des effets du gel-dégel selon les résultats de Kim et Daniel (1992) et Bowders et McClelland (1994).

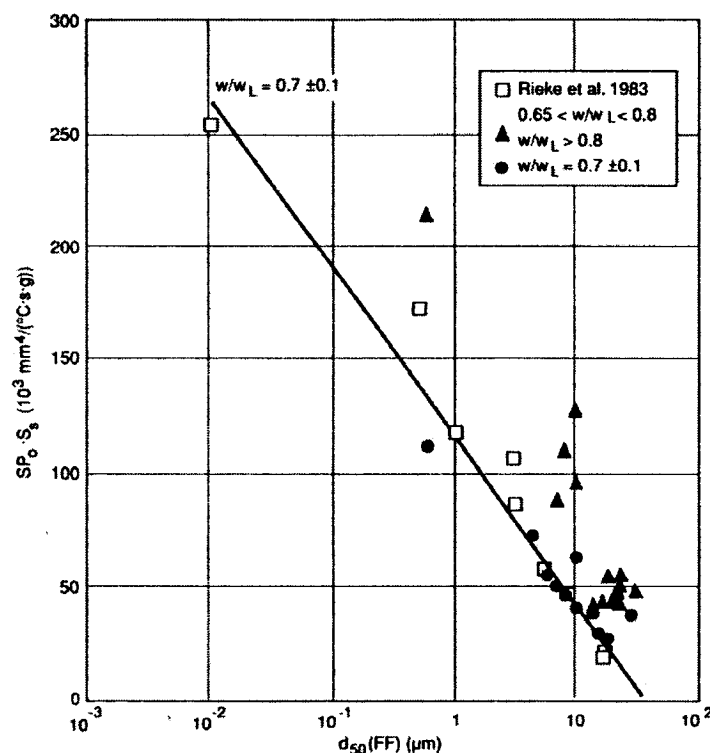


Figure 2.21 : Relation entre la susceptibilité au gel des sols et leurs caractéristiques physiques (tiré de Konrad, 1999)

L'état des contraintes en place influence la susceptibilité au gel d'un sol. Les résultats entre autres des travaux de Othman et Benson (1991), Zimmie *et al.* (1992) et Bowders et McClelland (1994) démontrent que l'ajout d'une contrainte verticale sur l'échantillon lors de l'essai de perméabilité diminue la variation de conductivité hydraulique suite aux cycles de gel-dégel. La figure 2.22 tirée de Othman *et al.* (1994)

présente les résultats de différentes études en terme de rapport entre la conductivité hydraulique après le gel et celle avant le gel *versus* la contrainte appliquée. Selon leurs travaux, le changement de conductivité hydraulique atteint un peu plus de deux ordres de grandeur pour une contrainte appliquée de 15 kPa (représentatif des contraintes dans un recouvrement), tandis qu'il se maintient à un ordre de grandeur lorsque la contrainte appliquée est de 70 kPa ou plus (représentatif des contraintes dans une barrière d'étanchéité). Selon Eigenbrod (2003), le niveau de contrainte auquel il y a cicatrisation des fissures est lié à la résistance en compression non confinée du sol intact. Lorsque la contrainte est appliquée durant les cycles de gel-dégel, elle inhibe la formation de lentilles de glace à cause de la réduction de la succion au front de gel et de la diminution de la conductivité hydraulique de la zone de congélation (Konrad et Morgenstern, 1980; Konrad, 1999). Les variations mesurées de conductivité hydraulique sont moindres lorsque la contrainte verticale est appliquée durant les cycles de gel-dégel qu'après les cycles comme le montre la figure 2.23 tirée de Othman *et al.* (1994).

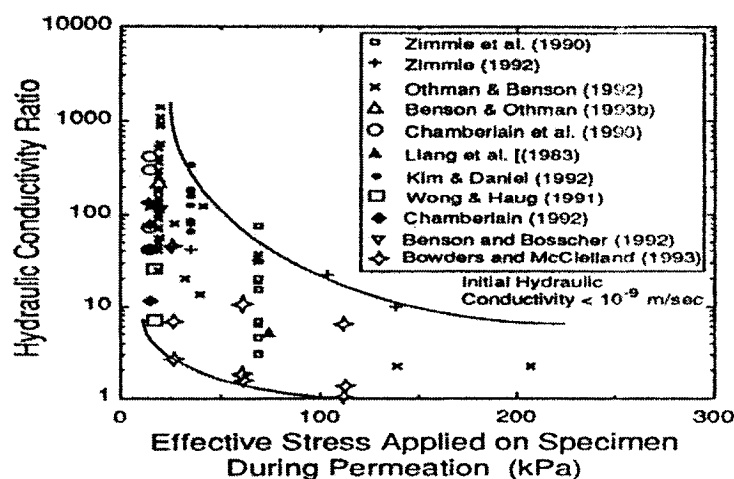


Figure 2.22 : Effet de l'application d'une contrainte verticale lors de l'essai de perméabilité sur le rapport entre la conductivité hydraulique après le gel et la conductivité hydraulique initiale (tiré de Othman *et al.*, 1994)

Dans l'article de Konrad et Morgenstern (1980), on remarque que le potentiel de ségrégation SP (paramètre qui exprime la relation entre la vitesse de migration d'eau vers le front de gel et le gradient thermique dans le sol), qui reflète la susceptibilité d'un sol au gel, dépend non seulement de la conductivité hydraulique dans la zone de congélation mais également du gradient thermique (ou taux de pénétration du gel). Cette dépendance est également démontrée dans Garand et Ladanyi (1982). On peut donc penser que le gradient thermique influencera les variations de conductivité hydraulique. Les travaux de d'Othman et Benson (1991) démontrent cette relation (voir la figure 2.24). Pour un taux de pénétration de gel élevé (7,2 mm/h dans l'étude considérée ici), les lentilles de glace sont minces et plus nombreuses que pour un taux moyen plus lent (ici de 0,9 mm/h), ce qui cause une variation plus importante de la conductivité hydraulique. Selon Eigenbrod (1996), les taux de pénétration de gel sur le terrain varient entre 0,2 mm/h et 3 mm/h.

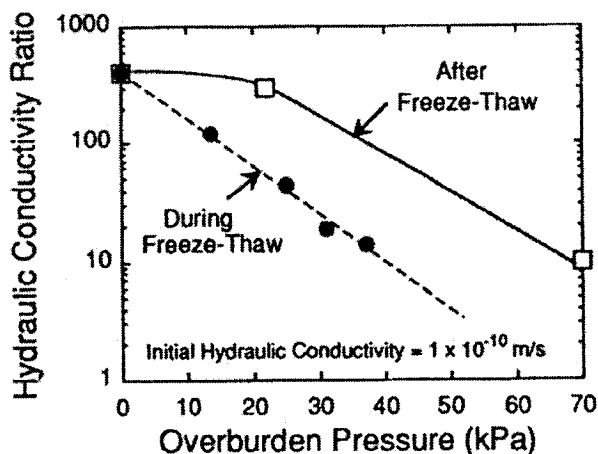


Figure 2.23 : Comparaison entre l'effet des contraintes appliquées durant le gel et après le gel sur le rapport des conductivités hydrauliques (tiré de Othman *et al.*, 1994)

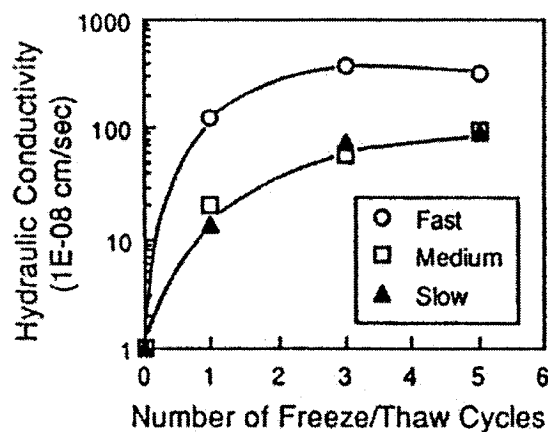


Figure 2.24 : Effet du taux de pénétration de gel sur la conductivité hydraulique d'échantillons soumis aux cycles de gel-dégel (tiré de Othman et Benson, 1991)

L'ensemble de ces facteurs a une influence sur la susceptibilité du sol au gel et sa structure à long terme. La consolidation du sol causée par le développement de succion élevée dans les pores lors du gel amène un resserrement des agrégats définissant ainsi une nouvelle macroporosité (Roy *et al.*, 1995). Suite au gel, la structure du sol présente une double porosité (porosité primaire et porosité secondaire composée de fissure) qui lui confère une perméabilité élevée tel que vu dans les paragraphes précédents. Cette nouvelle structure influence également la courbe de rétention d'eau, la fonction de conductivité hydraulique non saturée et le coefficient de diffusion effectif, qui dépendent de la porosité du milieu.

Les travaux de Yong et Mohamed (1992) portent sur l'évolution de la courbe de rétention d'eau d'un matériau soumis à des cycles de gel-dégel. La figure 2.25 présente les résultats obtenus suite aux essais de succion. On remarque que la courbe de rétention d'eau évolue avec les premiers cycles pour se stabiliser vers le huitième cycle de façon similaire à ce qui a été observé précédemment pour la conductivité hydraulique. La pression d'entrée d'air de l'échantillon intact est à un pF de 3,16 ou à 14,5 m d'eau (le pF correspond au logarithme de la succion exprimée en cm d'eau).

Elle diminue à un pF de 0,3 (2 m d'eau) au premier cycle puis à un pF de 0,1 (1,3 m d'eau) au seizième cycle. Le lissage des courbes correspond à celui fait pour une porosité unimodale. Toutefois, on peut voir que les données mesurées reflètent une porosité bimodale où il existe une première pression d'entrée d'air correspondant à la porosité secondaire et une deuxième qui elle correspond à la porosité primaire.

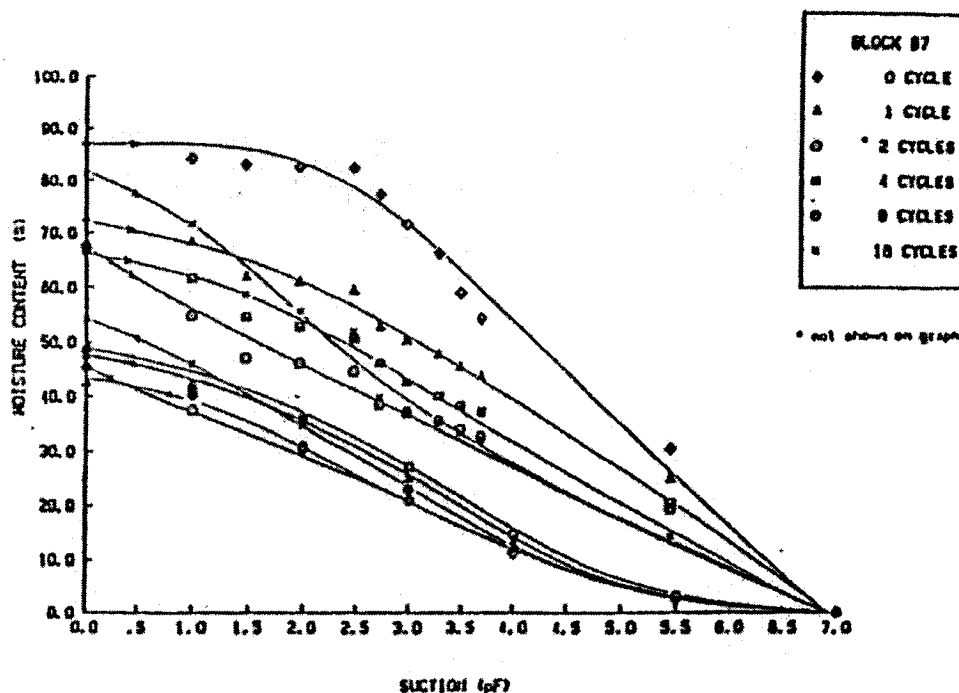


Figure 2.25 : Évolution de la courbe de rétention d'eau (S_r - pF) d'un échantillon soumis aux cycles de gel-dégel (tiré de Yong et Mohamed, 1992)

Des fonctions bimodales de courbes de rétention d'eau ont été utilisées pour décrire des milieux à double porosité tel de la terre granulée diatomée et des argiles fissurées (*e.g.* Durner, 1994; Burger et Shackelford, 2001; Chertkov et Ravina, 2001). Ces fonctions s'obtiennent soit en séparant en deux régions la courbe de rétention d'eau, décrites chacune par un jeu distinct de paramètres et reliées entre elles par une valeur commune de succion ; soit en sommant deux fonctions unimodales chacune associée à une fraction de la porosité totale. Ces fonctions bimodales servent ensuite à l'estimation de

la conductivité hydraulique non saturée (Wilson *et al.*, 1992; Ross et Smettem, 1993; Durner, 1994; Burger et Shackelford, 2001; Chertkov et Ravina, 2001). La figure 2.26 donne un exemple de fonction bimodale obtenue à partir de la somme de deux fonctions utilisant le modèle van Genuchten (1980) présenté au chapitre 4 (équation 4.2).

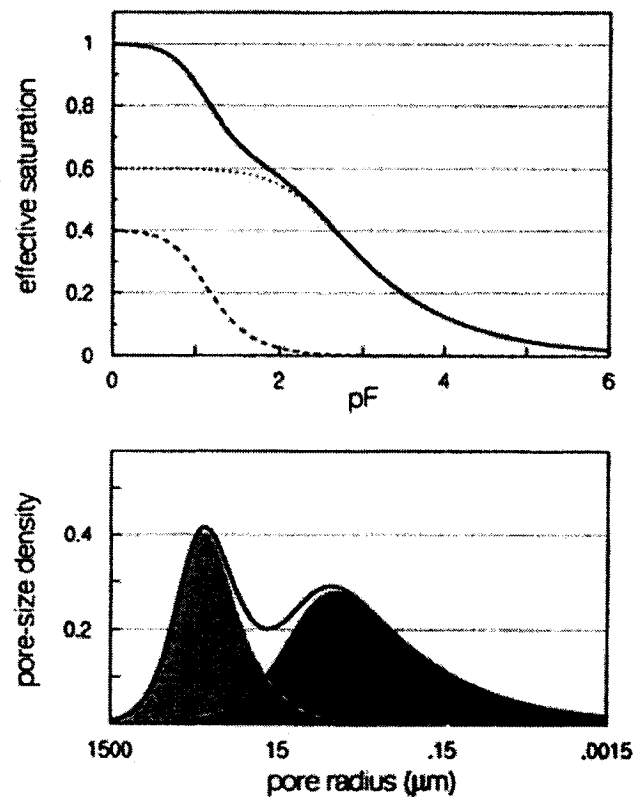


Figure 2.26 : Exemple de courbe de rétention d'eau bimodale correspondant à une porosité bimodale (tiré de Durner, 1994)

En sachant que la répartition bimodale de la porosité apparaissant dans un matériau soumis aux cycles de gel-dégel affecte ses propriétés hydriques dont la répartition de la teneur en eau pour une succion donnée, on peut supposer que le coefficient de diffusion effectif qui dépend de la porosité et du degré de saturation sera également affecté. Millington et Shearer (1971) et Collin et Rasmuson (1990) ont proposé des modèles

empiriques permettant d'estimer le coefficient de diffusion effectif d'un sol composé d'agrégats. Ces modèles pourraient être utilisés dans le cas de matériaux soumis au gel. La porosité totale y est séparée en porosité intra-agrégat n_m et en porosité inter-agrégat n_f où la diffusion prend place dans la phase gazeuse et dans la phase aqueuse pour donner l'expression suivante d'après Collin et Rasmuson (1990) :

$$D_{\text{etot}} = \frac{D_{\text{em}} n_m + D_{\text{ef}} n_f}{n_m + n_f} \quad (2.42)$$

où D_{em} représente le coefficient de diffusion effectif intra-agrégat, D_{ef} est le coefficient de diffusion effectif inter-agrégat et D_{etot} représente le coefficient de diffusion effectif du système. Cette équation sera utilisée au chapitre 5, à la section portant sur les effets du gel-dégel sur les matériaux.

CHAPITRE III

INFLUENCE DU NIVEAU PHRÉATIQUE SUR LA GÉNÉRATION D'ACIDE PAR LES REJETS DE CONCENTRATEUR

Le chapitre précédent a permis de présenter les deux principales techniques utilisées pour la prévention et le contrôle du DMA dans les parcs à résidus générateurs d'acide : les recouvrements en eau et les couvertures à effets de barrière capillaire (CEBC). Le concept de la nappe phréatique surélevée a été abordé à la section 2.2. Rappelons qu'il peut être considéré comme un cas particulier des recouvrements en eau. Le principe qui le sous-tend consiste à maintenir à un certain niveau la position de la nappe phréatique dans le parc à résidus. Par capillarité, les résidus situés dans la zone saturée de la frange capillaire demeurent près de la saturation réduisant ainsi le coefficient de diffusion effectif, et par conséquent le coefficient de réaction des résidus et le flux d'oxygène dans les rejets miniers.

Ce chapitre porte sur l'utilisation du concept de la nappe phréatique surélevée comme méthode de gestion et de fermeture d'un parc à résidus dont les rejets sont générateurs de drainage minier acide (DMA). Les travaux présentés dans les prochaines sections ont pour but d'évaluer de façon préliminaire l'efficacité de ce concept, i.e. sa capacité à prévenir (ou réduire) la production de DMA. On s'attardera aussi aux facteurs qui influencent sa mise en application.

La première section du chapitre décrit les caractéristiques physiques, chimiques et minéralogiques des résidus étudiés. La deuxième section présente les essais cinétiques en colonnes réalisés sur ces résidus. La troisième section rapporte l'analyse post-démantèlement des colonnes. Finalement, la quatrième section présente l'interprétation des essais cinétiques.

3.1 Caractérisation des résidus étudiés

Les différents essais de caractérisation ont été réalisés sur les trois types de matériau étudiés représentant trois niveaux de contenu en sulfures. Pour obtenir ces trois niveaux, on a prélevé un échantillon de résidus au site minier Lorraine, un échantillon de résidus au site minier Aldermac, et on a mélangé deux vieux échantillons provenant des anciens sites miniers Solbec-Cupra et Norebec-Manitou pour créer un échantillon composite. Le sable utilisé lors des essais en colonnes pour diminuer l'évaporation de l'eau dans les résidus durant les cycles de drainage est également caractérisé.

Les résidus provenant des sites Solbec-Cupra et Norebec-Manitou ont été mélangés pour obtenir assez de matériaux pour remplir trois colonnes. Les résidus composites sont nommés Solbec-Manitou au cours du projet. Ces résidus avaient été sélectionnés et utilisés pour une étude en laboratoire portant sur les CEBC construites à partir de rejets miniers (Aubertin *et al.*, 1995; Aachib, 1997). Les surplus de matériau non utilisé lors de l'étude ont été conservés dans des chaudières fermées pour une période de 6 ans (1993 à 1999). Ces résidus sulfureux se sont oxydés durant l'entreposage en présence d'eau et d'oxygène et possiblement de bactéries. La présence de bactéries n'a pas été vérifiée. Toutefois, en ouvrant les chaudières on a pu constater la présence de pyrite encore fraîche. Le mélange dans un rapport massique 60/40 Solbec-Cupra/Norebec-Manitou a fourni assez de matériau pour remplir trois colonnes de 50 cm de haut.

D'autres colonnes ont été montées avec les résidus provenant des anciens sites miniers Lorraine et Aldermac. L'échantillonnage des résidus au site Lorraine s'est fait au printemps 1999 dans le secteur sud-est du parc. Une pelle mécanique a été nécessaire pour creuser une tranchée à travers la couverture mise en place en 1998-1999. Les échantillons ont été pris à environ 50 cm sous la surface des résidus. Les résidus échantillonnés sont oxydés et peuvent contenir des bactéries. Les échantillons provenant du site Aldermac, localisé près de la municipalité d'Arntfield en Abitibi, ont

été prélevés à l'automne 1999. L'exploitation du site s'est faite de 1932 à 1943. Les résidus engendrés par la production de 1,87 Mt de minerai ont été déposés dans une cuvette hydrographique de la rivière Arnoux pour former le parc à résidus miniers (Bussière, 2000). La couche supérieure des résidus, étant exposée à l'air et à l'eau depuis une soixantaine d'années, est oxydée sur environ 30 cm d'épaisseur. Les échantillons servant aux essais en colonnes ont été prélevés sous la partie oxydée des résidus, mais peuvent contenir des bactéries pouvant catalyser les réactions d'oxydation.

Le sable utilisé pour contrôler l'évaporation de l'eau dans les résidus des colonnes est un produit King, nommé Sakrete, et emballé à Blainville.

3.1.1 Méthodes utilisées pour la caractérisation

La granulométrie des résidus miniers a été déterminée sur les échantillons secs à l'aide d'un granulomètre au laser de type Mastersizer, de la compagnie Malvern donnant des résultats en pourcentage volumique. Pour le sable, un tamisage selon la norme BNQ 2560-040 a été fait. Le résultat obtenu est en pourcentage massique et il ne se compare pas directement avec les résultats obtenus au granulomètre laser. Le poids spécifique des grains a été mesuré en utilisant un pycnomètre à gaz selon la norme ASTM D854-91. La surface spécifique est déterminée par la méthode B.E.T. (Brunauer, Emmet et Teller) d'adsorption d'hélium à l'aide de l'analyseur de surface Gemini de Micromeritics. La mesure de la conductivité hydraulique se fait au perméamètre à charge variable selon la norme ASTM D 5084-90 pour les résidus. La norme ASTM D2434-68 pour l'essai à charge constante avec le perméamètre à paroi rigide est utilisée pour le sable.

La norme ASTM D3152-72 décrit l'essentiel de la démarche suivie lors de l'essai de rétention capillaire fait sur les résidus. Une cellule « Tempe » a été utilisée lors de cet

essai. Un échantillon de résidus saturé est placé sur une plaque poreuse dans une chambre pressurisée. Ensuite, il est soumis à une pression d'air. Une ouverture à la base permet de maintenir l'eau de sortie à la pression atmosphérique. La plage de valeur de succion couverte va de 20 à 400 kPa. Cet essai donne une teneur en eau massique qui indique la quantité d'eau retenue dans le sol pour une certaine succion. La détermination de la courbe de rétention d'eau pour le sable s'est fait par essai en colonne, méthode qui implique la mise en place du matériau saturé dans une colonne où le niveau piézométrique est placé au bas. Le matériau est saturé puis drainé, et échantillonné à différentes hauteurs pour déterminer sa teneur en eau. Des répliques ont été utilisées pour la caractérisation des matériaux de s'assurer de la qualité des résultats obtenus. On utilise la moyenne des résultats obtenus.

Les analyses chimiques des lixiviats, filtrés sur un filtre de 0,47 μm en cellulose à l'aide d'un appareil à filtration sous vide, ont été faites par spectrométrie par émission atomique avec plasma couplé inductivement (ICP-AES) aux laboratoires de l'URSTM pour les essais en colonnes sur le résidu Aldermac et au laboratoire de l'École Polytechnique pour les essais sur le résidu Lorraine et le mélange Solbec-Manitou. Ces laboratoires ont en place des mesures de contrôle de qualité dont la vérification externe d'échantillons et l'analyse d'échantillons de composition connue. L'erreur relative sur les résultats de la chimie des lixiviats est de 6 %. Elle est déterminée à partir de mesures faites sur un standard certifié. La valeur moyenne de l'écart-type des mesures est divisée par la valeur connue de l'échantillon certifié. Les mesures de pH (précision de 0,002 unités), Eh (précision de 0,2 mV) et de conductivité électrique (précision de 10 μMhos) sont prises à l'aide d'électrodes. Le Eh est mesuré par une électrode de platine et les mesures sont corrigées par rapport à l'électrode de référence à l'hydrogène. Les mesures d'alcalinité des eaux de rinçage sont réalisées par titrage acide-base avec une précision type de $\pm 1 \text{ mg CaCO}_3/\text{L}$. Les analyses chimiques solides ont été faites par ICP-AES aux laboratoires de l'URSTM suite à une digestion partielle au brome, qui était la méthode disponible à cette période. L'erreur relative sur les

analyses chimiques solides est de 5 %. Elle est déterminée de la même façon que pour les analyses chimiques liquides. Elles incluent les éléments majeurs, les métaux et le soufre total. Le silicium et le potassium non pas été analysé. Le soufre sous forme de sulfates a été déterminé au Laboratoire environnemental de Noranda inc. L'erreur relative sur cette mesure est de 7 %. Le potentiel de génération d'acide (erreur relative de 7 %) et le potentiel de neutralisation (erreur relative de 6 %) ont été déterminés aux laboratoires de l'URSTM selon la méthode Sobek modifiée (Lawrence, 1990).

La minéralogie des échantillons a été déterminée sur des sections polies au microscope optique et au microscope électronique à balayage (MEB). L'étude au MEB est couplée à une microanalyse en spectroscopie de dispersion des énergies (EDS) permettant d'identifier la composition élémentaire des différents minéraux composant les échantillons; la précision est de l'ordre du pourcent. Une étude par diffraction des rayons X (DRX) a été réalisée aux laboratoires de l'URSTM sur un appareil Bruker A.X.S Advance D8. L'identification des phases minérales est obtenue à l'aide du logiciel Eva (Klein et Hurlburt, 1985; Guinebretière, 2002) et la quantification de celles-ci est obtenue par le logiciel TOPAS (Taylor et Hinczak, 2001). La précision de la méthode de quantification est de l'ordre de $\pm 0,5$ % massique.

3.1.2 Caractérisation physique

Les principaux résultats de la caractérisation physique faite sur les matériaux utilisés dans les colonnes sont résumés au tableau 3.1. L'annexe 1 présente les détails des analyses. La distribution granulométrique des résidus étudiés est présentée à la figure 3.1. Elle est typique des rejets de mine de roche dure (Vick, 1990; Aubertin *et al.*, 1996a). Les résidus provenant du site Lorraine sont les plus grossiers avec seulement 40 % des particules qui passent le tamis no 200 (80 μm). Ceux échantillonnés au site Aldermac sont les plus fins avec 91 % des particules passant le tamis no 200. Le résidu composite Solbec-Manitou a une courbe granulométrique bimodale créée par le

mélange de deux résidus différents. La courbe granulométrique du sable Sakrete présentée à la figure 3.1 classe ce matériau comme un sable uniforme (SP) selon la classification USCS (Holtz et Kovacs, 1981) avec une dimension moyenne des grains de 800 μm dont 1 % passent le tamis no 200. Cette granulométrie grossière et assez uniforme devrait permettre un drainage rapide de ce matériau, réduisant ainsi sa conductivité hydraulique ce qui limiterait la remontée de l'eau et l'évaporation à travers cette couche.

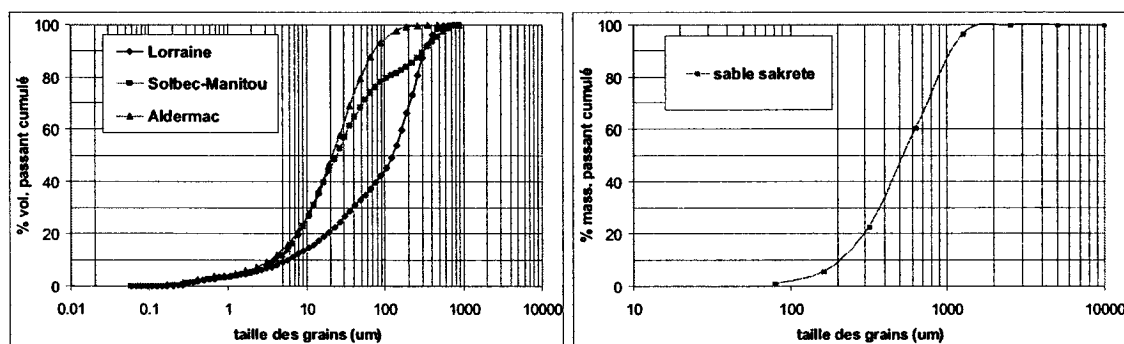


Figure 3.1 : Distribution granulométrique des échantillons étudiés pour les essais en colonnes

Tableau 3.1 : Caractérisation physique des résidus étudiés et du sable

Paramètre	Lorraine	S. - M.	Aldermac	Sable
D_r	3,08	2,99	3,40	2,72
S.S. (m^2/g)	7,86	9,57	4,71	-
% passant 80 μm	40	76	91	1
D_{10} (μm)	5,7	4	3,3	200
C_u	24	8	8,5	3
Moyenne (μm)	240	20	35	800

La densité relative (D_r) moyenne des résidus échantillonnés reflète leur contenu en sulfures. La valeur de 3,4 obtenue pour l'échantillon provenant du site Aldermac

indique qu'il possède un contenu en sulfures élevé par rapport aux deux autres échantillons. La densité relative obtenue pour le sable Sakrete, de 2,72, est typique du contenu minéralogique de ce matériau.

La surface spécifique (S.S.) obtenue à l'aide d'un analyseur Micromeritics Gimini III 2375 par la méthode B.E.T. est le rapport entre la surface d'un solide et sa masse ou son volume Allan (1997). Dans le cas de minéraux sulfureux, il est proportionnel à leur constante de réaction d'oxydation (Collin, 1987, 1998). La surface spécifique mesurée pour le résidu Aldermac, de $4,7 \text{ m}^2/\text{g}$, indique un contenu faible en minéraux argileux. Pour les résidus Lorraine et Solbec-Manitou, ce paramètre varie entre 7,9 et $9,6 \text{ m}^2/\text{g}$ et est possiblement influencé par la présence de minéraux argileux.

Le tableau 3.2 résume les résultats obtenus lors des essais de perméabilité faits sur les résidus et le sable utilisés pour les essais en colonnes. L'annexe 1 présente les détails des essais. La mesure de la conductivité hydraulique saturée dépend de l'état du matériau en place. Pour les conditions d'essai données, la conductivité hydraulique saturée des résidus composites Solbec-Manitou et celle des résidus échantillonnés au site Aldermac sont de l'ordre de 10^{-6} à 10^{-5} cm/s , valeurs typiques de matériaux silteux (Freeze et Cherry, 1979; Holtz et Kovacs, 1981). La valeur de conductivité hydraulique plus faible pour les résidus Solbec-Manitou, par rapport aux résidus Aldermac, peut être causée par sa granulométrie plus étalée et par les conditions de l'essai. En effet, l'indice des vides lors de l'essai de perméabilité sur les résidus Aldermac était de 1, par rapport à 0,85 pour l'essai sur les résidus Solbec-Manitou. L'indice des vides est calculé à partir du volume total de l'échantillon testé, de sa masse totale et de sa teneur en eau massique. La valeur mesurée pour les résidus provenant du site Lorraine est de $6 \times 10^{-4} \text{ cm/s}$ et reflète la granulométrie plus grossière de cet échantillon. Quant au sable, il possède une conductivité hydraulique élevée typique de ce type de matériau qui contraste avec celle mesurée sur les résidus.

Tableau 3.2 : Conductivité hydraulique saturée mesurée et estimée

Matériaux	k_{sa} (cm/s) mesurée	e	k_{sa} (cm/s) estimée
Lorraine	$6,4 \times 10^{-4}$	0,94	$3,7 \times 10^{-4}$
Solbec-Manitou	$5,0 \times 10^{-6}$	0,85	$7,5 \times 10^{-5}$
Aldermac	$1,6 \times 10^{-5}$	1,0	$1,6 \times 10^{-4}$
Sable	$5,2 \times 10^{-2}$	0,6	$2,7 \times 10^{-2}$

Pour fins de comparaison, le tableau 3.2 présente aussi les conductivités hydrauliques estimées selon une relation semi-analytique inspirée de l'équation de Kozeny-Carman et modifié par Aubertin *et al.* (1996a) et Mbonimpa *et al.* (2002a). On utilise pour ce calcul la granulométrie et la densité en place des matériaux lors des essais de perméabilité. La relation est donnée par :

$$k_G = C_G \frac{\gamma_w}{\mu_w} \frac{e^{3+x_2}}{1+e} C_u^{1/3} D_{10}^2 \quad (3.1)$$

où k_G représente la conductivité hydraulique saturée du sol (cm/s), C_G est une constante adimensionnelle de valeur 0,1, γ_w représente la densité de l'eau (kN/m^3), μ_w est la viscosité de l'eau (Pa.s), e représente l'indice des vides, x_2 est une constante (Aubertin *et al.*, 1996a suggèrent 2 comme valeur) et D_{10} représente le diamètre de 10 % passant (cm). Les valeurs prédites par l'équation 3.1 sont données au tableau 3.2. Dans le cas des résidus Lorraine et du sable, elles sont du même ordre de grandeur que celles mesurées. Pour les résidus Solbec-Manitou et Aldermac, les valeurs calculées ont environ un ordre de grandeur de plus que celles mesurées. Cette différence peut être causée par le fait que les particules fines de ces résidus sont angulaires introduisant un effet marqué dans la tortuosité et la quantité de particules fines dans les résidus. De plus des réactions chimiques peuvent se produire lors des essais de perméabilité sur ces résidus très réactifs, ce qui pourrait réduire leur conductivité hydraulique saturée

(Bussière, 1993; Chapuis et Aubertin, 2003). On doit aussi noter que le modèle est basé sur des résultats granulométriques en pourcentage massique alors que les résultats obtenus au granulomètre laser sont en pourcentage volumique.

Les courbes de rétention d'eau (CRE) obtenues sur les matériaux utilisés pour les essais en colonne sont présentées à la figure 3.2. Les CRE représentent la relation entre la teneur en eau volumique et la succion matricielle. De même que pour la mesure de la conductivité hydraulique saturée, la mesure de la courbe de rétention dépend de l'état du matériau en place. La pression d'entrée d'air, associée à la première inflexion sur la courbe, correspond au début de la désaturation des pores les plus gros (Fredlund et Rahardjo, 1993; Hillel, 1998). Les travaux d'Aubertin *et al.* (1998) montrent que la succion matricielle ψ_{90} , correspondant à un degré de saturation de 90 %, est représentative d'un matériau partiellement saturé comprenant un réseau d'espaces vides interreliés formé par les plus gros pores, et peut correspondre à la pression d'entrée d'air (ψ_a) du matériau. Le tableau 3.3 présente les valeurs de ψ_{90} obtenues à partir des CRE mesurées en laboratoire.

Tableau 3.3 : Pression d'entrée d'air estimée et paramètres du modèle MK ajusté

Matériaux	ψ_{90} (kPa)	ψ_{LMK} (kPa)	n ajusté	m ajusté
Lorraine	14	11,6	0,021	0,14
Solbec-Manitou	19	18,2	0,017	non ajusté
Aldermac	68	27	0,02	non ajusté
Sable	1,8	1,5	0,02	0,5

Pour les indices des vides donnés, le ψ_{90} des résidus testés varie entre 14 et 68 kPa. Le résidu provenant du site Lorraine étant de granulométrie plus grossière, sa capacité de rétention est la plus faible. Ces valeurs permettent d'établir la position de la nappe phréatique lors des essais en colonnes présentés à la section suivante. Quant au sable, le ψ_{90} est de 1,8 kPa. Ce matériau se draine à plus basse succion que les résidus miniers

Lorraine, Solbec-Manitou et Aldermac. Une fois drainé, il créera une barrière contre l'évaporation.

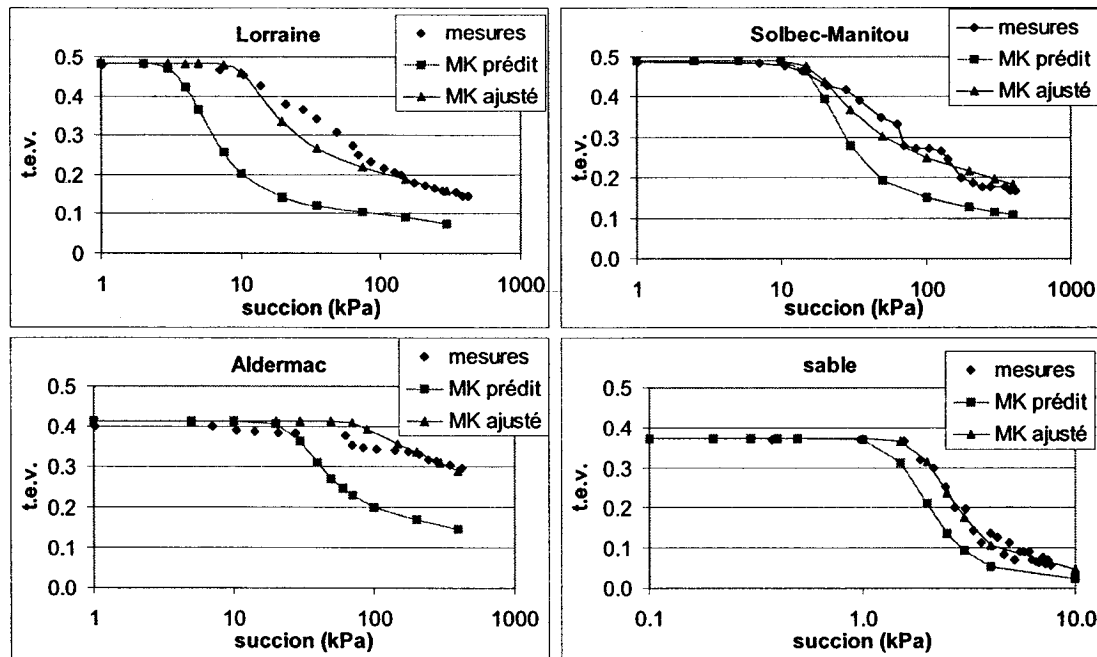


Figure 3.2 : Courbes de rétention d'eau mesurée, prédite et ajustée des matériaux étudiés pour les essais en colonne

Le modèle prédictif Kovács modifié (MK) a été utilisé pour estimer les CRE des résidus et du sable à partir des données des courbes granulométriques (C_u et D_{10}) et de l'indice des vides (Aubertin *et al.*, 2003). La figure 3.2 présente la comparaison entre la CRE prédite par le modèle MK et les mesures en laboratoire. On y retrouve également la CRE prédite par le modèle MK ajustée aux mesures en laboratoire, en variant les paramètres a_c et m du modèle. Ces paramètres, suite à l'ajustement du modèle aux mesures en laboratoire, et les ψ_a estimés à partir des propriétés géotechniques de base sont présentés au tableau 3.3. Le modèle MK est présenté aux équations 3.2 à 3.9.

$$S_r = \frac{\theta}{n} = S_c + S_a^*(1 - S_c) \quad (3.2)$$

$$S_c = 1 - \left[\left(\frac{h_{co}}{\psi} \right)^2 + 1 \right]^m \exp \left[-m \left(\frac{h_{co}}{\psi} \right)^2 \right] \quad (3.3)$$

$$S_a^* = 1 - \langle 1 - S_a \rangle \quad (3.4)$$

$$S_a = a_c C_\psi \frac{\left(\frac{h_{co}}{\psi_n} \right)^{2/3}}{e^{1/3} \left(\frac{\psi}{\psi_n} \right)^{1/6}} \quad (3.5)$$

$$C_\psi = 1 - \frac{\ln \left(1 + \frac{\psi}{\psi_r} \right)}{\ln \left(1 + \frac{\psi_o}{\psi_r} \right)} \quad (3.6)$$

$$h_{co} = \frac{0,75}{(1,17 \log(C_u) + 1) e D_{10}} \quad (3.7)$$

$$\psi_r = 0.86 h_{co}^{1.2} \quad (3.8)$$

$$\psi_{a,MK} = \frac{b_i}{(e[1 + 1.17 \log(C_u)] D_{10})^{x_1}} \quad (3.9)$$

où S_c représente la composante du degré de saturation due aux forces capillaires et S_a représente la composante due à l'adhésion. ψ est la succion (cm), θ est la teneur en eau volumique, n est la porosité, h_{co} exprime la remontée capillaire (cm), m et a_c sont des paramètres d'ajustement du modèle (Aubertin *et al.*, 2003 suggèrent $m=1/C_u$ et $a_c=0,01$). ψ_n est un paramètre de normalisation afin d'être constant dans les unités ($\psi_n=1$ cm lorsque ψ est en cm). ψ_r représente la succion à la teneur en eau résiduelle (cm) et ψ_o la succion pour un état complètement sec ($\psi_o=1E10^{-7}$ cm d'eau d'après Fredlund et Xing, 1994). $\psi_{a,MK}$ est la pression d'entrée d'air (cm) prédite par le modèle MK en utilisant les valeurs de $b_1=0,6$ et $x_1=0,8$ (Aubertin *et al.*, 2003).

Les $\psi_{a,MK}$ estimés à l'aide de l'équation 3.9 sont semblables aux ψ_{90} mesurés en laboratoire pour les résidus étudiés, à l'exception des résidus Aldermac dont le ψ_{90} est de 2,5 fois supérieur au $\psi_{a,MK}$. On remarque aussi à la figure 3.2 que les premières inflexions des CRE prédites par le modèle MK avec les valeurs de a_c et m suggérées par Aubertin *et al.* (2003) sont associées à des succions plus faibles que celles des CRE obtenues en laboratoire. Ces différences peuvent être causées entre autre par les conditions de compactage, le changement de volume de l'échantillon au cours de l'essai et la distribution de la porosité, facteurs qui ne sont pas pris en compte par le modèle. De plus, l'utilisation de l'air pour appliquer les pressions lors des essais peut influencer les CRE des résidus réactifs (Aubertin *et al.*, 2003). On doit aussi ajouter que le modèle est basé sur des résultats granulométriques en pourcentage massique alors que les résultats obtenus au granulomètre laser sont en pourcentage volumique.

3.1.3 Caractérisation chimique et minéralogique

La caractérisation chimique regroupe les analyses élémentaires à l'ICP-AES, la détermination du potentiel de génération acide (PA) et le potentiel de neutralisation (PN) sur les échantillons pris aux différents sites miniers ainsi que sur les résidus composites Solbec-Manitou. Le tableau 3.4 présente les résultats des analyses chimiques par digestion partielle et le tableau 3.5 ceux des essais statiques.

Tableau 3.4 : Composition chimique des résidus étudiés

Élément (%)	Lorraine	S.-M.	Aldermac
Ca	4,54	0,23	1,93
Mg	3,78	1,84	0,96
Mn	0,11	0,039	0,077
Al	6,83	4,78	2,56
Na	1,3	0,51	0,86
S _{tot}	0,212	9,06	25,2
SO ₄ ²⁻	0,012	0,087	3,66
S _{sulf}	0,208	9,03	23,98
Cu	0,016	0,087	0,72
Fe	15,5	13,0	27,0
Ni	0,068	0,0017	-
Zn	0,011	0,052	1,53

Les résultats des analyses chimiques des résidus étudiés donnent des teneurs en soufre total couvrant une plage allant de 0,2 à 25 % dont une partie est sous forme de sulfates (0,004 à 1,22 %). Les résidus échantillonnés au site Aldermac contiennent le plus de soufre (25,2 %) suivi des résidus composites Solbec-Manitou (9 %) et des résidus Lorraine (0,2 %) qui sont rappelons-le déjà oxydés. La teneur en calcium des échantillons est comprise entre 0,2 % et 4,5 %, celle en magnésium varie entre 1 et 3,8 %. Les concentrations les plus élevées de ces éléments se trouvent dans les résidus

Lorraine. Les teneurs en aluminium et sodium montrent la présence possible de minéraux silicatés (vérifiée par les analyses au MEB). Les métaux (cuivre, zinc et nickel) sont présents en faibles quantités ($< 0,1\%$) dans les résidus Lorraine et Solbec-Manitou. Les résidus Aldermac montrent une teneur en zinc de $1,5\%$ et une teneur en cuivre de $0,7\%$. Le fer analysé dans les échantillons est présent sous forme de sulfures et probablement sous forme de silicates et autres oxydes.

Selon les résultats des essais statiques de type Sobek modifiés (Lawrence, 1990), donnés au tableau 3.5, les résidus Lorraine ont un potentiel de neutralisation (PN) de $0\text{ kg CaCO}_3/\text{t}$ et un potentiel d'acidification (PA) de $6,5\text{ kg CaCO}_3/\text{t}$. Le potentiel de neutralisation net (PNN = PN-PA) est de $-6,5\text{ kg CaCO}_3/\text{t}$, ce qui classe cet échantillon dans la zone d'incertitude du PNN (-20 à $+20\text{ kg CaCO}_3/\text{t}$) (*e.g.* Ferguson et Morin, 1991; Miller *et al.*, 1991). Les résidus Solbec-Manitou et Aldermac sont clairement générateurs d'acide avec un PNN de -282 et de $-749\text{ kg CaCO}_3/\text{t}$ respectivement.

Tableau 3.5 : Résultats des essais statiques

	Lorraine	S.-M.	Aldermac
$S_{\text{tot}} (\%)$	0,212	9,06	25,2
$S_{\text{sulfates}} (\%)$	0,012	0,087	3,66
$S_{\text{sulfures}} (\%)$	0,208	9,03	23,98
PA ($\text{kg CaCO}_3/\text{t}$)	6,5	282,2	749,4
PN ($\text{kg CaCO}_3/\text{t}$)	0	0	0
PNN ($\text{kg CaCO}_3/\text{t}$)	-6,5	-282,2	-749,4

L'étude de la minéralogie des échantillons a été réalisée à l'aide du microscope optique, du MEB et du diffractomètre. L'étude au microscope optique est une première étape de la caractérisation minéralogique. Son utilisation sur des sections polies permet une identification rapide des minéraux sulfureux composant les échantillons. L'étude au MEB a été réalisée dans des conditions de basse pression de 25 Pa , un voltage de 20

kV, un courant de 115 μ A et une distance de travail de 15 mm. L'analyse par DRX a été effectuée en mode $\theta/2\theta$ pour les angles de diffraction de 5° à 70°. En couplant les observations faites au MEB et au microscope optique avec les résultats de l'analyse par DRX, on obtient de bonnes indications sur les minéraux pouvant participer aux réactions d'acidification ou de neutralisation.

L'analyse qualitative au microscope optique et au MEB présente un assemblage en minéraux sulfureux différent selon les échantillons étudiés. La plupart des minéraux sulfureux de tous les échantillons sont libres dans la matrice et présentent des surfaces peu altérées mais craquelées favorisant les réactions d'oxydation. La pyrite et la pyrrhotite contenues dans les résidus Lorraine font toutefois exceptions en montrant des surfaces très altérées où l'on distingue parfois une couronne réactionnelle autour des sulfures formé d'oxyhydroxydes de fer. La figure 3.3 présente un grain de pyrrhotite provenant de l'échantillon Lorraine entouré d'une couronne d'altération.

Les sulfures sont présents en faible quantité dans les résidus Lorraine à cause de leur oxydation préalable à l'échantillonnage. La microscopie optique montre que la pyrrhotite et la pyrite sont les principaux sulfures avec des traces de sphalérite et de chalcopryrite. Les sulfures abondent dans les résidus Solbec-Manitou, comparativement au précédent, et la pyrite y est prédominante. On note également la présence de pyrrhotite, de sphalérite et de chalcopryrite en trace. Les surfaces des minéraux sulfureux observés au MEB sont peu altérées mais elles présentent des microcraquelures augmentant la surface de réactivité comme le montre la figure 3.4. Le résidu Aldermac présente un contenu important et varié en minéraux sulfureux. La pyrite domine encore la partie des sulfures qui est aussi constitué de pyrrhotite, de sphalérite et de chalcopryrite. Les analyses EDS faites MEB permettent de confirmer la présence de quartz, d'aluminosilicates, de silicates ferromagnésiens et d'oxyhydroxydes de fer dans les trois types de résidus. La présence de carbonates n'a pas été notée sur les sections polies étudiées.

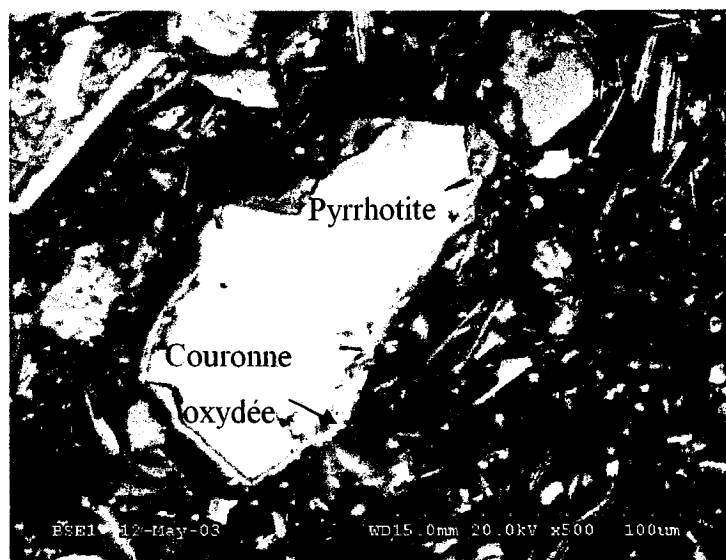


Figure 3.3 : Grain de pyrrhotite montrant sur le pourtour une couronne d'altération formé d'hydroxydes de fer. Échantillon Lorraine



Figure 3.4 : Grain de sulfure de fer craquelé présentant des signes d'oxydation dans les fissures. Échantillon Solbec-Manitou

Le tableau 3.6 résume les résultats quantitatifs du traitement par le logiciel TOPAS des diffractogrammes obtenus. Les résidus Lorraine, dont le pouvoir de neutralisation est pratiquement inexistant selon l'essai statique, ne semble pas contenir de carbonates. Le

calcium relevé à l'analyse chimique se trouve surtout réparti dans les minéraux silicatés comme l'albite, l'hornblende et l'épidote. La chlorite peut également contribuer au faible pouvoir neutralisant de l'échantillon. La quantité de sulfures analysée dans les résidus Lorraine est d'environ 0,05 %. Les sulfates se trouvent sous forme d'epsomite et de jarosite.

Tableau 3.6 : Minéralogie des résidus échantillonnés

	Lorraine	S-M	Aldermac
Quartz (%)	12,22	52,87	19,69
Albite (%)	18,28	4,77	13,37
Hornblende (%)	35,91	-	11,2
Diopside (%)	-	2,41	-
Muscovite (%)	-	13,24	4,55
Chlorite (%)	7,12	10,55	2,43
Épidote (%)	13,38	-	-
Calcite (%)	-	-	3,1
Dolomite (%)	-	-	1,79
Magnétite (%)	1,0	-	-
Goethite (%)	11,27	-	-
Gypse (%)	-	-	4,06
Jarosite (%)	0,74	2,25	-
Epsomite (%)	0,01	-	-
Pyrite (%)	0,05	13,9	32,6
Pyrrhotite (%)	-	-	5,29
Sphalérite (%)	-	-	1,94

Les résidus Solbec-Manitou sont composés majoritairement de quartz et d'alumino-silicates, ce qui explique leur potentiel de neutralisation nul. Un certain pourcentage de ces minéraux, la muscovite, la chlorite, et l'albite, pourraient donner un faible pouvoir neutralisant à l'échantillon. La modélisation du diffractogramme par TOPAS donne un

contenu en pyrite d'environ 14 % correspondant bien au pourcentage de soufre obtenu par l'analyse chimique. On retrouve environ 2 %; de jarosite, cette quantité est plus élevée que ce que la chimie du solide donne en tant que pourcentage de sulfates analysés.

Les résultats de l'analyse sur les résidus Aldermac présentent un contenu minéralogique dominé par les minéraux silicatés. Il y a peu de carbonates (9 %) pour contrer l'acidification de l'eau interstitielle, laissant seul l'albite (13 %) et l'hornblende (12,5 %) combler le pouvoir neutralisant de l'échantillon. Les sulfures comptent pour 39 % de l'assemblage minéralogique. La pyrite domine les minéraux sulfureux (32 %) avec environ 5 % de pyrrhothite et 2 % de sphalérite. Les sulfates sont présents sous forme de gypse et de fibroferrite (non quantifiée). Cette caractérisation minéralogique ainsi que l'ensemble des caractéristiques des résidus exposées dans cette section servent à la mise en place et à l'interprétation des essais cinétiques en colonnes, sujet abordé aux sections suivantes.

3.2 Essais cinétiques en colonnes

Cette partie du projet consiste à évaluer le comportement hydrogéochimique de résidus miniers sulfureux maintenus à un degré de saturation élevé par capillarité. Des mesures de consommation d'oxygène au haut des colonnes ainsi que le suivi de la qualité du lixiviat à la sortie des colonnes vont permettre d'estimer l'effet du maintien du niveau phréatique sur le contrôle de la production de DMA pour les scénarios étudiés.

3.2.1 Méthodologie

Au total, huit essais ont été réalisés dans deux types de colonne dans le cadre de cette étude. La figure 3.5 est une photo des montages des colonnes pour l'essai cinétique au

laboratoire de l'École Polytechnique de Montréal. Les figures 3.6a, 3.6b et 3.6c présentent un schéma des différents montages. Le premier type de colonne comprend trois colonnes construites avec des résidus de l'ancien site minier Lorraine et trois autres colonnes avec le mélange Solbec-Manitou (S.-M.). Ces essais sont menés au laboratoire de l'École Polytechnique de Montréal. Les colonnes sont constituées de deux sections cylindriques en Plexiglas® d'environ 15 cm de diamètre par 50 cm de haut. Un géotextile qui filtre l'eau lors de l'écoulement est placé à la base des colonnes. Sous le géotextile, on retrouve un disque poreux de 0,5 bar placé sous un disque perforé en PVC. Les disques perforés facilitent le drainage et la pierre poreuse empêche l'air de remonter dans les colonnes, en plus de permettre d'appliquer une succion à la base de la colonne. L'étanchéité à la base et entre les sections des colonnes est assurée par des joints d'étanchéité.

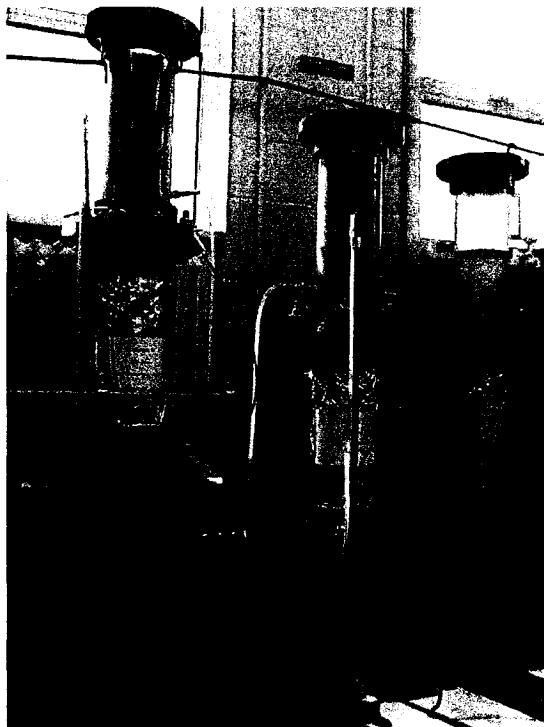


Figure 3.5 : Montage des colonnes de résidus Lorraine simulant différents niveaux de nappe phréatique

La couche de résidus dans les colonnes Lorraine et S.-M. mesure environ 40 cm d'épaisseur. Le niveau de l'eau est placé de façon à ce que la hauteur de résidus au-dessus du niveau phréatique soit équivalente au ψ_{90} mesuré pour une colonne de résidus Lorraine (140 cm) et une colonne de résidus S.-M. (190 cm), et 0,5 fois ψ_{90} pour une deuxième colonne de ces deux résidus. Pour les colonnes où le niveau phréatique est maintenu constant, une couche de sable de 50 cm d'épaisseur est mise en place afin de contrer l'évaporation. Une troisième colonne de ces deux résidus sert de colonne de référence. On compare le comportement au cas d'un recouvrement en eau en conservant les résidus des colonnes de référence sous 40 cm d'eau durant les six premiers cycles de rinçage. Au sixième cycle, on laisse l'eau des colonnes de référence se drainer ce qui permet d'évaluer la réponse dans le cas où les résidus drainés peuvent s'oxyder librement pour les six derniers cycles de rinçage. Le passage du recouvrement en eau au cas du drainage libre a été décidé suite à l'obtention de résultats similaires, après 6 cycles de rinçage, entre les trois colonnes de résidus Lorraine et entre les trois colonnes de résidus S.-M. Malgré le fait que les colonnes 3 et 6 ont été recouvertes d'eau durant les 6 premiers cycles de rinçage, on considère ces colonnes comme des colonnes de références avec drainage libre par rapport aux colonnes 1, 2, 4 et 5 puisque les réactions d'oxydation sous un recouvrement en eau sont très lentes et qu'il ne devrait pas y avoir beaucoup de changement mis à part la lixiviation de certains éléments chimiques.

Le deuxième type de colonne mis en place comprend deux colonnes construites avec des résidus échantillonnés au site Aldermac. Ces essais sont menés aux laboratoires de l'URSTM à Rouyn-Noranda. Les colonnes utilisées sont constituées d'un cylindre en Plexiglas® d'environ 14 cm de diamètre par 70 cm de haut. La couche de résidus des colonnes Aldermac mesure 60 cm de haut. Les résidus reposent sur un géotextile qui filtre l'eau lors de l'écoulement. Sous le géotextile, on retrouve un disque poreux de 0,5 bar placé sous un disque perforé en PVC. L'étanchéité à la base des colonnes est assurée par des joints d'étanchéité.

Pour une des colonnes constituée de résidus Aldermac, on maintient le niveau de l'eau à 25 cm sous la surface des résidus (ou la hauteur de résidus au-dessus de la nappe équivalent à $\frac{1}{8}$ de fois le ψ_{90} mesuré de 680 cm). Pour cette colonne, une couche de sable de 7,5 cm de haut est mise en place afin de contrer l'évaporation. La différence d'épaisseur entre les couches de sable des colonnes Lorraine et S.-M. et celle d'Aldermac permet d'évaluer l'effet de ce paramètre sur l'évaporation. La deuxième colonne sert de référence pour la durée de l'essai. Elle permet de comparer la colonne où la position de la nappe phréatique est maintenue constante à une colonne de référence où les résidus drainés peuvent s'oxyder librement.

Lors du montage des huit colonnes, on a enduit leur parois de graisse afin d'éviter la formation de chemins préférentiels au pourtour pour l'écoulement de l'eau ou la migration de l'oxygène. Les résidus sont placés dans les colonnes par couches successives d'environ 5 cm d'épaisseur puis légèrement compactés avec le marteau Proctor. La porosité obtenue pour les résidus Lorraine est d'environ 0,43 et celle des résidus S.-M. et Aldermac est autour de 0,48. La porosité est calculée à partir de la masse des résidus ajoutés, de l'épaisseur dans la couche et de leur teneur en eau massique. Il est à noter que les résidus provenant du site Aldermac et ceux du mélange S.-M. ont été conservés dans des chaudières remplies d'eau pour éviter l'oxydation des sulfures avant leur mise en colonnes, ce qui explique leur état plus lâche lors de leur mise en place et leur degré de saturation élevé. Le sable est mis en place par tranches d'environ 8 cm, puis compacté pour atteindre une porosité moyenne de 0,41. Le tableau 3.7 présente plus en détail les caractéristiques des matériaux au montage.

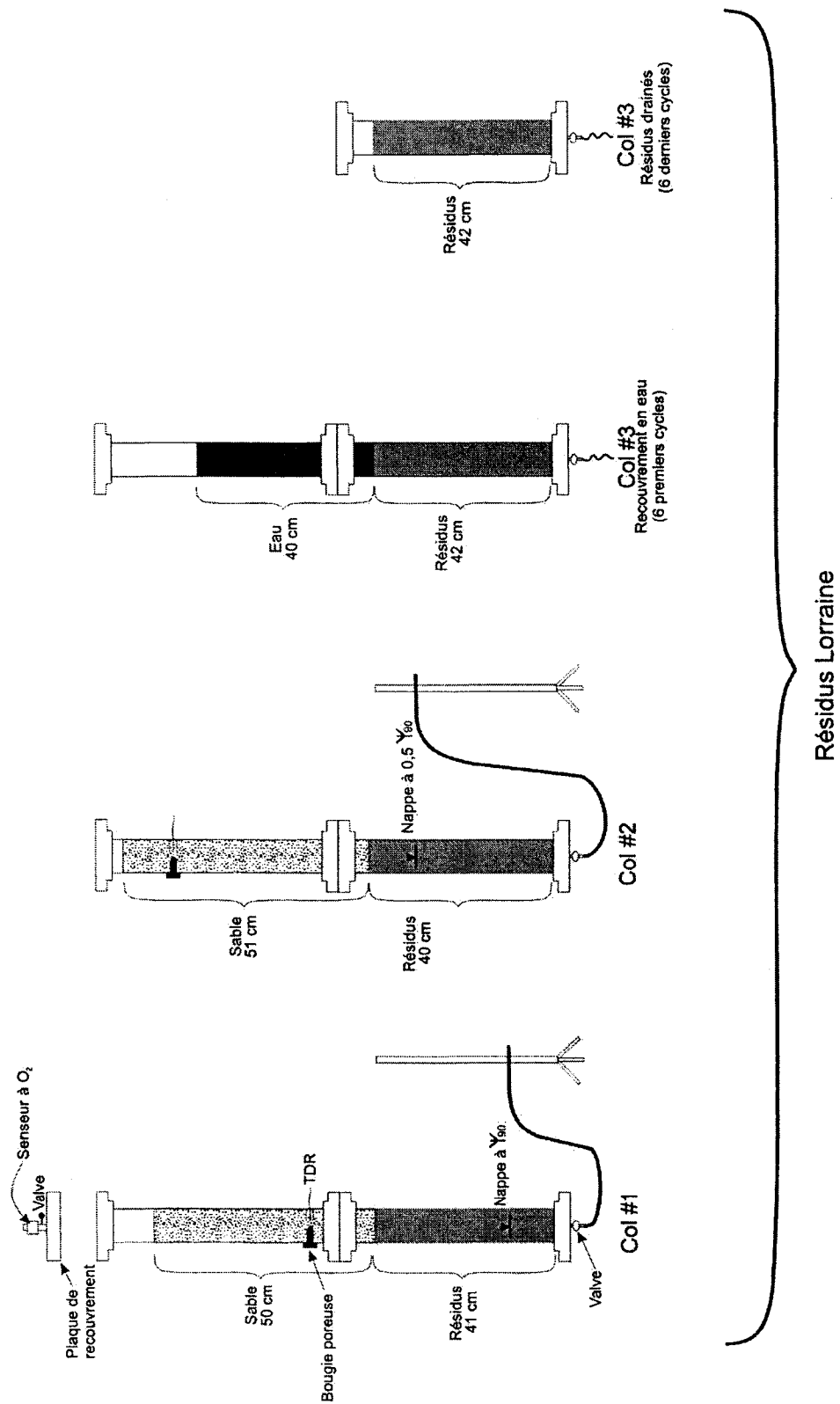


Figure 3.6a : Schéma des montages des trois colonnes avec résidus Lorraine

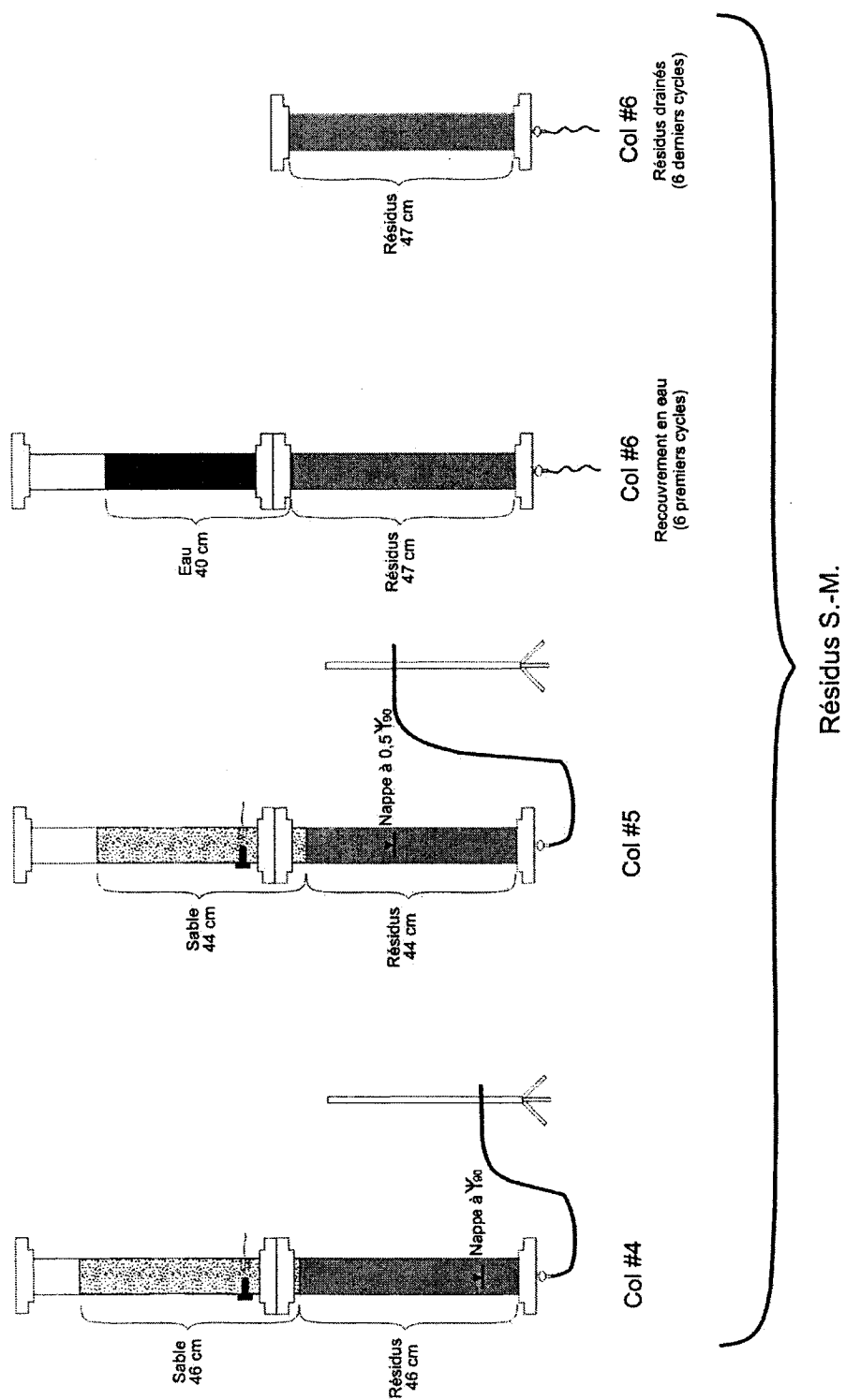


Figure 3.6b : Schéma des montages des trois colonnes avec résidus S.-M.

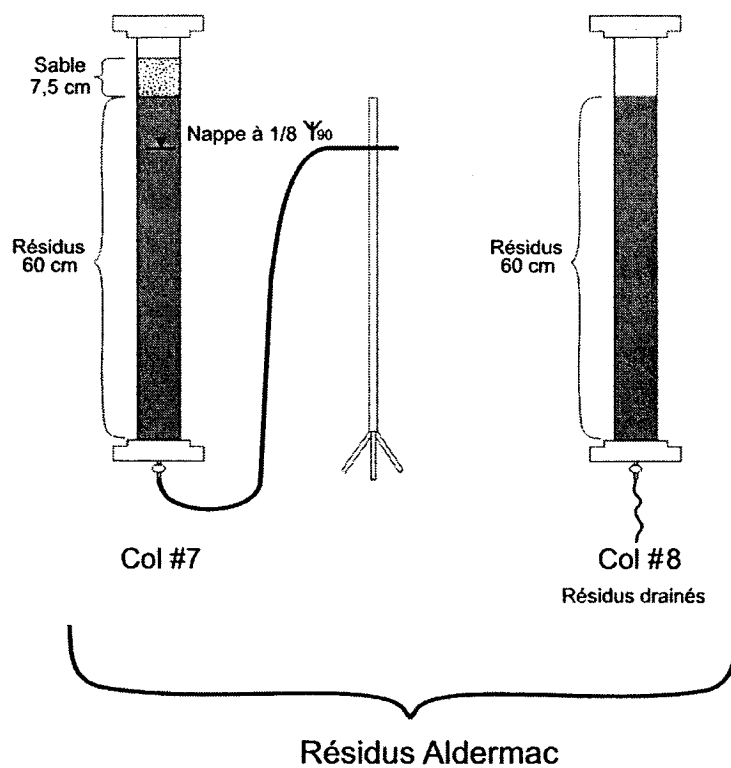


Figure 3.6c : Schéma des montages des deux colonnes avec résidus Aldermac

Tableau 3.7 : Caractéristiques des matériaux après leur mise en place dans les colonnes

Caractéristiques	Lorraine			S.-M.			Aldermac	
	Col. 1	Col. 2	Col. 3	Col. 4	Col. 5	Col. 6	Col. 7	Col. 8
Résidus								
Masse tot. (kg)	15,6	15,2	15,7	16,4	15,7	16,3	23,2	27,6
Vol. tot. (cm ³)	7258	6977	7434	8267	7758	8409	10006	10006
w montage (%)	21,3	23,8	18,9	28,6	29,9	40,6	29,6	54
Vol. pores (cm ³)	3121	3000	3122	3968	3724	4524	4740	4740
ρ_d (g/cm ³)	1,75	1,74	1,79	1,45	1,5	1,38	1,79	1,79
N	0,43	0,43	0,43	0,48	0,48	0,54	0,47	0,47
S _r init. (%)	88	97	81	94	100	100	100	100
H résidus au-dessus de la nappe (cm)	140	70	-	190	95	-	85	-
Sable								
Masse tot. (kg)	14,8	15	-	13,4	12,4	-	1,04	-
Vol. tot. (cm ³)	9037	9146	-	8047	7904	-	589	-
w montage (%)	0,1	0,1	-	0,2	0,2	-	0,1	-
Vol. pores (cm ³)	3588	3530	-	3452	3414	-	242	-
ρ_d (g/cm ³)	1,64	1,67	-	1,56	1,55	-	1,6	-
N	0,40	0,39	-	0,43	0,44	-	0,41	-

Dans le but d'évaluer la production de DMA dans chaque colonne mise en place, on recueille le lixiviat produit à chaque cycle de rinçage, par le tube qui contrôle le niveau de l'eau au bas de chaque colonne, pour l'analyser chimiquement. Le délai entre la collecte du lixiviat et l'ajout d'eau déionisée au haut des colonnes est d'environ deux jours. Les cycles sont répétés à chaque trente jours environ et douze cycles ont été réalisés. Le volume d'eau déionisée ajouté au début de chaque cycle est de 1824 cm³ (ce qui correspond à une précipitation de 10 cm). Le volume de lixiviat recueilli varie typiquement entre 1000 et 1700 cm³. La différence entre le volume d'eau ajouté et celui recueilli peut être causée par l'évaporation, ainsi que par la recharge des résidus

(variation de la teneur en eau). Le débit de sortie en fonction du temps a été évalué pour les colonnes 1 à 6.

Les paramètres analysés sont le pH, qui renseigne sur l'acidification et le pouvoir tampon des minéraux neutralisants, le potentiel d'oxydoréduction, qui indique si le milieu est oxydant ou non, la conductivité électrique, qui renseigne sur la quantité d'ions en solution, l'alcalinité qui indique la capacité du milieu à neutraliser les acides, ainsi que la teneur en calcium, en magnésium, en fer total, en sulfates, en cuivre, en zinc et en nickel, qui renseignent sur l'oxydation des sulfures et la dissolution de minéraux potentiellement neutralisants. Le pH de l'eau ajoutée est d'environ 6,1, sa conductivité varie entre 10 et 25 μmohs , les teneurs en calcium et en magnésium ne dépassent pas 1 ppm et celles en métaux sont de moins de 0,005 ppm.

Des essais de consommation d'oxygène ont été effectués sur chaque colonne entre les cycles de rinçage selon la méthode présentée à la section 2.1.3. La figure 3.6a présente le dispositif lors des essais. Les essais débutent après le drainage des colonnes, soit environ une semaine après l'ajout d'eau au cycle de rinçage. Rappelons que l'interprétation des essais se base sur la diminution dans le temps de la concentration d'oxygène contenu dans un réservoir clos. Ce réservoir est créé en installant une plaque de façon hermétique sur le dessus de la colonne. Un joint d'étanchéité enduit de graisse à vide entre la plaque et le dessus de la colonne, ainsi qu'entre la valve et le capteur à oxygène, évite toute fuite d'oxygène vers l'extérieur. La mesure de la concentration en oxygène se fait par un capteur galvanique à cellule électrochimique de la compagnie GC Industry. Selon Tibble et Nicholson (1997), la consommation d'oxygène par le capteur est négligeable pour des essais de courte durée. Le capteur d'oxygène installé sur une valve ouverte en début d'essai produit un voltage proportionnel à la concentration en oxygène avec une précision de 0,1% O_2 . L'essai dure jusqu'à l'obtention d'une variation de concentration en oxygène de 5% dans le réservoir source, ce qui peut prendre quelques jours dans le cas des colonnes 1, 2, 4 et 5 qui

possèdent un grand réservoir source à cause de l'épaisseur de la couche de sable. Les résultats des essais sont présentés aux points suivants.

3.2.2 Chimie des eaux de lixiviation

Les principaux résultats ayant trait à la qualité géochimique de l'eau sont présentés sous forme de graphiques ponctuels et cumulés dans cette section où on présente les principales constatations tirées des analyses chimiques des lixiviats.

Résidus Lorraine

La figure 3.7 présente les valeurs de pH, Eh, conductivité et alcalinité mesurées sur les lixiviats des colonnes 1, 2 et 3. Pour les colonnes 1 et 2, les mesures de pH, faites lors de la collecte des lixiviats, oscillent autour de 5 durant les douze cycles de rinçage avec une baisse à 3 et à 4 pour les colonnes 1 et 2 respectivement après environ 340 jours de drainage. Cette même figure montre que le lixiviat de la colonne de référence 3 conserve un pH autour de 5 durant les six premiers cycles (recouvrement en eau), qui par la suite chute entre 3,5 et 4 pour le reste de la durée des essais. Cette baisse marquée correspond à la désaturation des résidus de la colonne de référence 3 après le sixième cycle de rinçage (environ 300 jours). Dans les graphiques, on inscrit « eau » à côté de la colonne 3 pour les données qui représentent le cas du recouvrement en eau et « air » à côté de la colonne 3 dont les données représentent le cas où les résidus sont exposés à l'air. Le potentiel d'oxydoréduction passe de 200 mV à un peu plus de 400 mV au cours des essais pour les trois colonnes de résidus Lorraine, indiquant un milieu oxydant (figures 3.7). Les valeurs de conductivité électrique oscillent entre 1000 et 2000 μ mohs pour les trois colonnes. Les mesures d'alcalinité sont faibles ou nulles, en accord avec la minéralogie établie à la section précédente qui démontre la faible proportion de minéraux à pouvoir neutralisant.

L'oxydation des sulfures dans les résidus, de même que la dissolution de produits d'oxydation préexistant dans les résidus, entraîne la lixiviation de divers métaux lourds. Les courbes ponctuelles et cumulatives présentées aux figures 3.8 et 3.9 varient de façon similaire pour les éléments sélectionnés des lixiviats des colonnes 1, 2 et 3. Pour les colonnes 1 et 2, les concentrations de calcium et de magnésium, pouvant provenir de la neutralisation de l'acidité ou de la simple dissolution de minéraux contenant ces éléments, déclinent progressivement pour se situer après le sixième cycle, entre 50 et 120 mg/l et entre 10 et 40 mg/l respectivement. L'augmentation de ces mêmes concentrations entre le premier et le troisième cycle peut être causé par la lixiviation de minéraux secondaires solubles. Les concentrations en éléments mesurées ne proviennent pas nécessairement d'une réaction d'altération. Il est largement documenté (e.g. SRK, 1991; Morin et Hutt, 1997; Aubertin *et al.*, 1995; Bussière *et al.*, 2004; Villeneuve *et al.*, 2003; Villeneuve, 2004) que les premiers rinçages ne sont pas toujours représentatifs du comportement géochimique à moyen et long terme des matériaux étudiés. La concentration de sulfates est plus élevée pour la colonne 2, se chiffrant autour de 1000 mg/l, que pour la colonne 1 où on observe une baisse de 1000 à 500 mg/l après le sixième cycle. Le fer suit sensiblement le même comportement que les sulfates pour la colonne 1 et se stabilise autour de 100 mg/l. Pour la colonne 2, les concentrations en fer augmentent jusqu'au sixième cycle pour ensuite varier entre 250 mg/l et 300 mg/l. La quantité de nickel mesurée par cycle varie entre 0,2 et 0,4 mg/l. Mis à part quelques valeurs ponctuelles élevées, la production de cuivre et de zinc des colonnes 1 et 2 demeure faible pour toute la durée de l'essai.

Les courbes ponctuelles et cumulatives du calcium, du magnésium et des sulfates de la colonne 3, présentées aux figures 3.8 et 3.9, ressemblent à celles des colonnes 1 et 2. Le passage du recouvrement en eau à l'exposition à l'air des résidus ne semble pas affecter l'évolution de ces éléments dans le lixiviat. Par contre, le cuivre, le zinc et le nickel démontrent une hausse vers le septième cycle rinçage, après le drainage de la couverture en eau. La courbe cumulative du fer diffère de celle du calcium, du

magnésium et des sulfates à partir des quatre derniers cycles, où on dénote une baisse (figure 3.9). Notons que les volumes de lixiviat recueillis pour les colonnes 1 et 2 varient entre 1400 et 1700 cm³ tandis qu'ils sont plus faibles pour la colonne 3, variant entre 900 et 1400 cm³, ce qui peut expliquer, à la figure 3.9, que certaines valeurs cumulées associées à la colonne 3 sont plus faibles que celles associées aux colonnes 1 et 2. La différence entre les volumes recueillis à la colonne 3 et aux colonnes 1 et 2 est fort possiblement attribuable à l'évaporation qui serait plus importante pour la colonne 3.

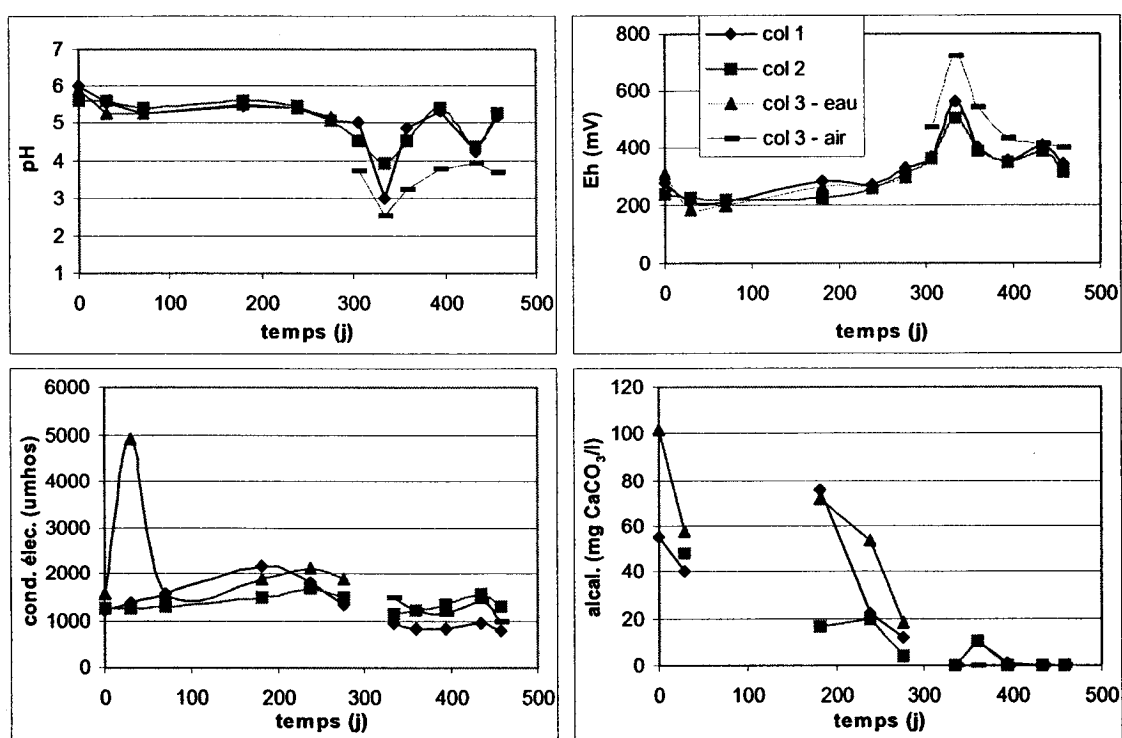


Figure 3.7 : Cinétique des mesures ponctuelles de pH, Eh, conductivité et alcalinité des lixiviats des colonnes 1, 2 et 3 - résidus Lorraine

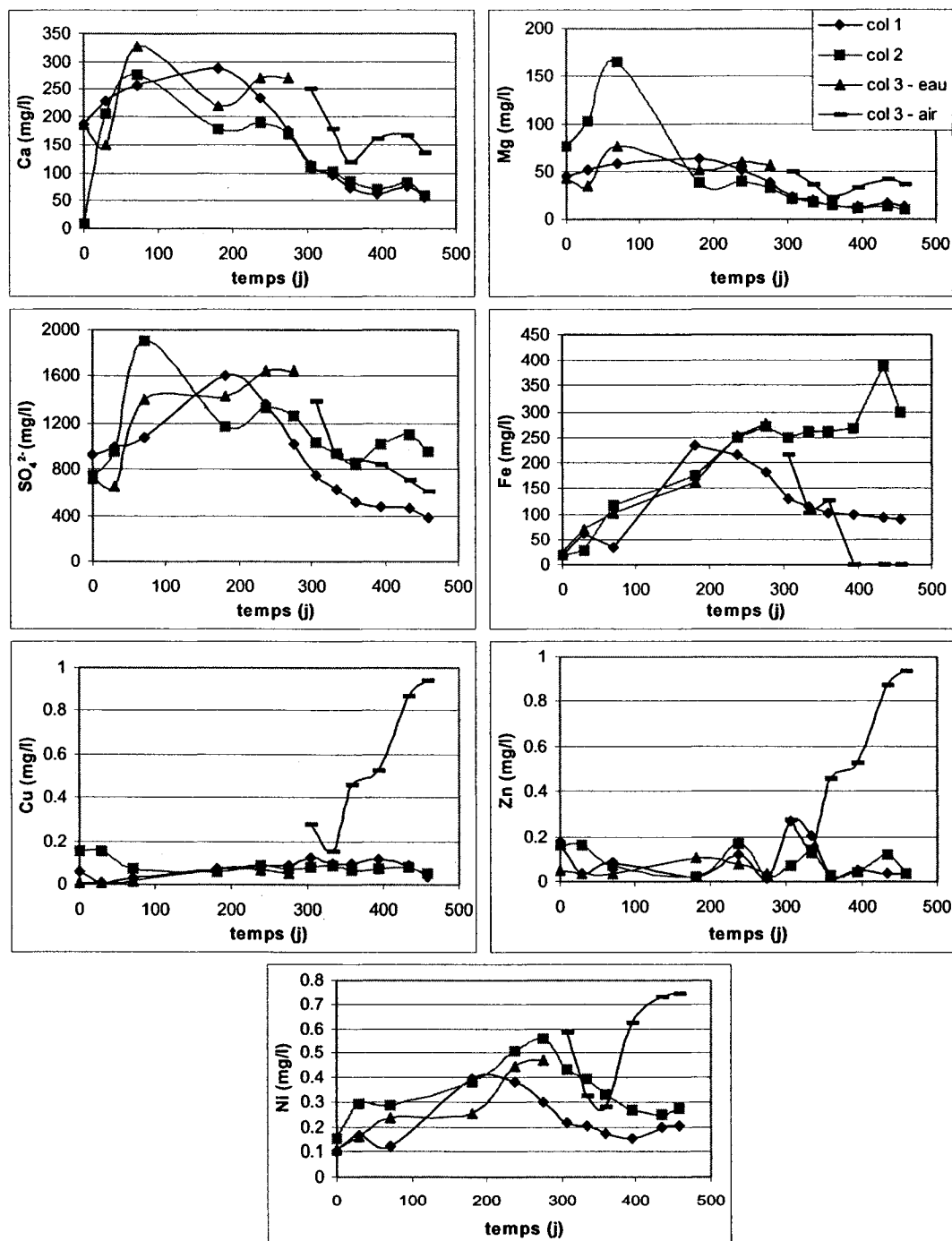


Figure 3.8 : Cinétique des mesures ponctuelles des principaux éléments provenant des réactions d'oxydation et de neutralisation des lixiviats des colonnes 1, 2 et 3 – résidus Lorraine

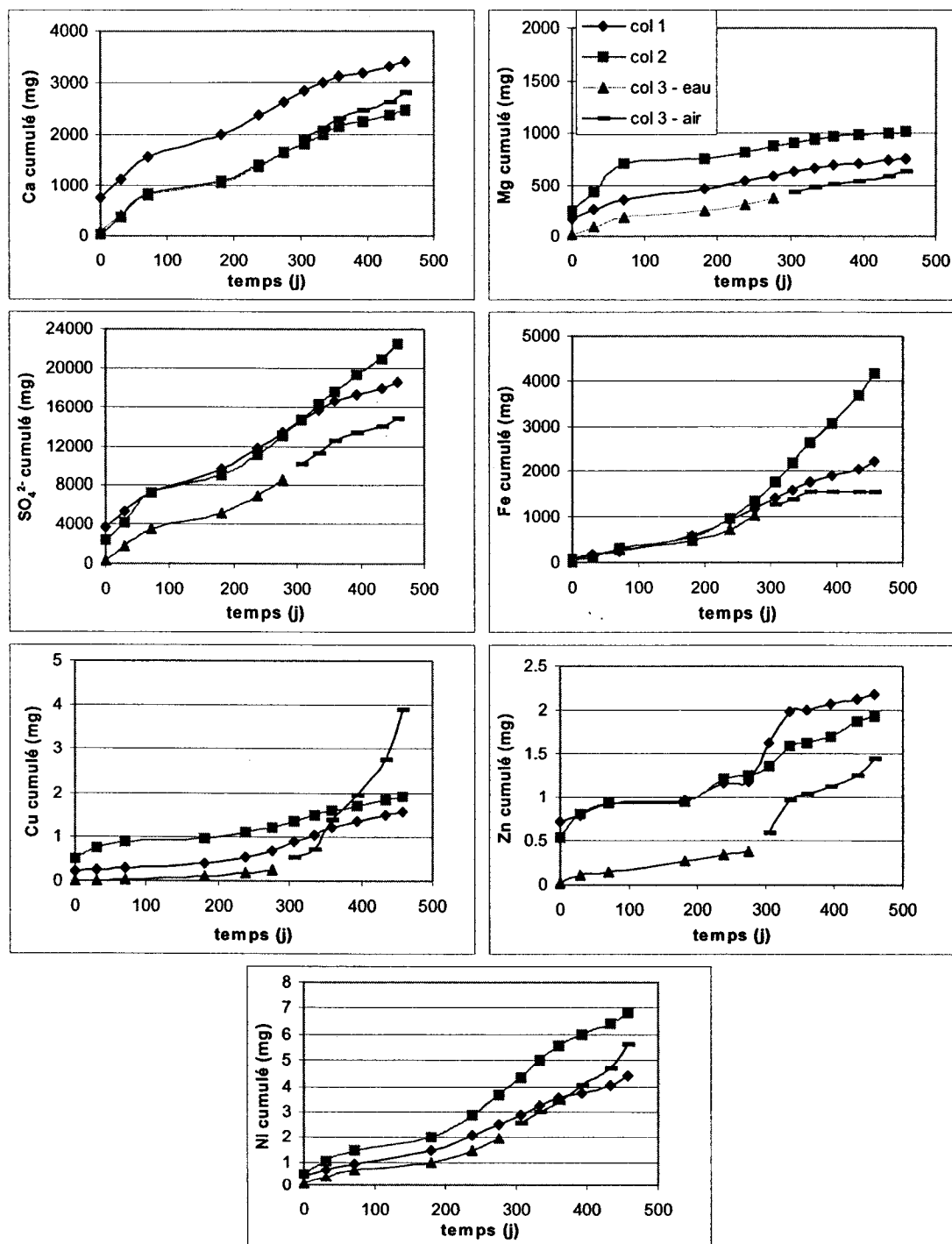


Figure 3.9 : Cinétique des mesures cumulées des principaux éléments provenant des réactions d'oxydation et de neutralisation des lixiviats des colonnes 1, 2 et 3 – résidus Lorraine

Résidus S.-M.

Les colonnes 4 et 5, contenant le mélange S.-M., présentent des comportements géochimiques pratiquement similaires entre elles. La figure 3.10 montre que le pH mesuré baisse de une unité pour se stabiliser autour de 3 au quatrième cycle, alors que les mesures de potentiel d'oxydoréduction passent d'environ 300 à 600 mV. Sur cette même figure, les valeurs de conductivité électrique oscillent entre 2000 et 3000 μ mohs durant l'essai. Le pH mesuré sur les lixiviats recueillis de la colonne 6 se maintient près de 4 pour les six premiers cycles de rinçage (recouvrement en eau), puis baisse autour de 2,5 pour le restant de la durée de l'essai (résidus drainés). La dernière mesure indique un pH de 2. Cette variation correspond à la désaturation des résidus après le sixième cycle de rinçage (environ 300 jours). Les valeurs d'oxydoréduction passent d'environ 400 à 700 mV et les mesures de conductivité électrique démontrent également une hausse après le sixième cycle de la colonne 6 pour passer de 2000 à près de 4000 μ mohs (figure 3.10).

Les figures 3.11 et 3.12 présentent les valeurs ponctuelles et cumulées des principaux éléments provenant des réactions d'oxydation et de neutralisation et de la dissolution de produits d'oxydation préexistant des lixiviats des colonnes 4, 5 et 6 respectivement. Les valeurs de calcium et de magnésium mesurées dans les eaux de lixiviation de la colonne 4 varient entre 140 et 350 mg/l et entre 110 et 300 mg/l respectivement. Celles mesurées pour la colonne 5 sont légèrement plus faibles et varient entre 70 et 400 mg/l pour le calcium et entre 30 et 215 mg/l pour le magnésium. Les concentrations de sulfates en solution démontrent une hausse en passant de 1300 à environ 3500 mg/l pour la colonne 4 et de 750 à environ 2500 mg/l pour la colonne 5 au quatrième cycle de rinçage. Le fer a un comportement similaire aux sulfates et sa concentration augmente de 175 à environ 1200 mg/l pour la colonne 4 et de 90 à environ 1000 mg/l pour la colonne 5. Parmi les métaux représentés aux figures 3.11 et 3.12, le nickel démontre une certaine constance dans les mesures avec des concentrations variant en

général entre 0,2 et 0,7 mg/l pour les colonnes 4 et 5. Les concentrations en zinc recueillies dans les eaux de la colonne 4 oscillent entre 15 et 30 mg/l après le quatrième cycle. Les concentrations en zinc de la colonne 5 et celles en cuivre des deux colonnes sont en général faibles, mis à part quelques valeurs ponctuelles élevées entre le quatrième et le huitième cycle de rinçage. Le passage du recouvrement en eau à l'exposition à l'air des résidus de la colonne 6 a une grande influence sur les concentrations de tous les éléments des figures 3.11 et 3.12. On remarque une inflexion dans les courbes cumulatives des éléments après le sixième cycle de rinçage et une augmentation des concentrations en sulfates et en métaux. Il semble même y avoir accélération de la production d'éléments en solution à partir des trois derniers cycles de rinçage. Notons toutefois qu'à la figure 3.12, les valeurs cumulatives des masses de métaux et sulfates produits par la colonne 6 sont plus faibles que celles obtenues pour les colonnes 4 et 5. Ceci est causé par le fait que le volume de lixiviat recueilli varie entre 300 et 700 cm³ pour la colonne 6 alors qu'il varie typiquement entre 1000 et 1700 cm³ pour les colonnes 4 et 5.

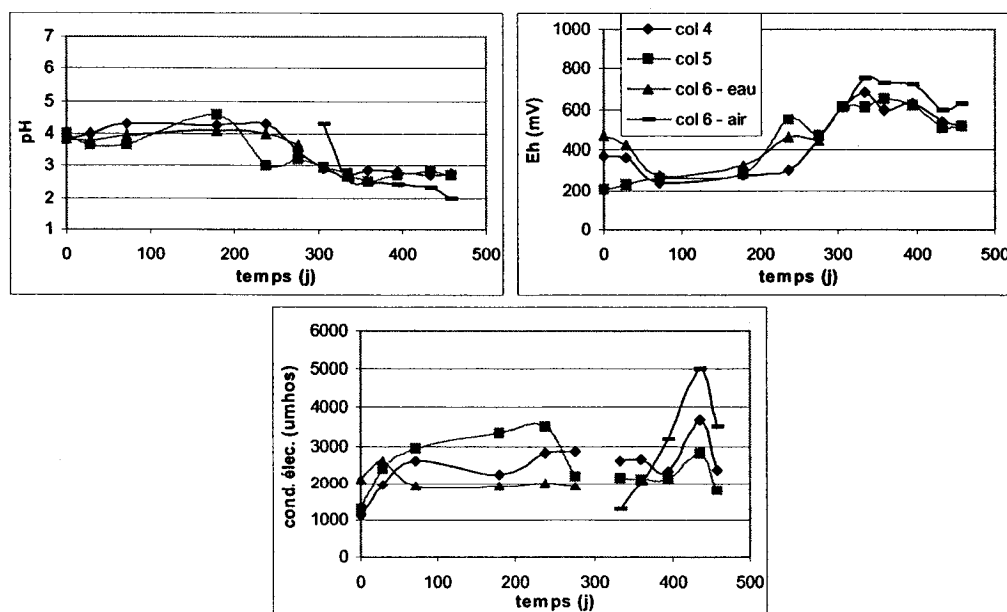


Figure 3.10 : Cinétique des mesures ponctuelles de pH, Eh, et conductivité des lixiviats des colonnes 4, 5 et 6 – mélange S.-M.

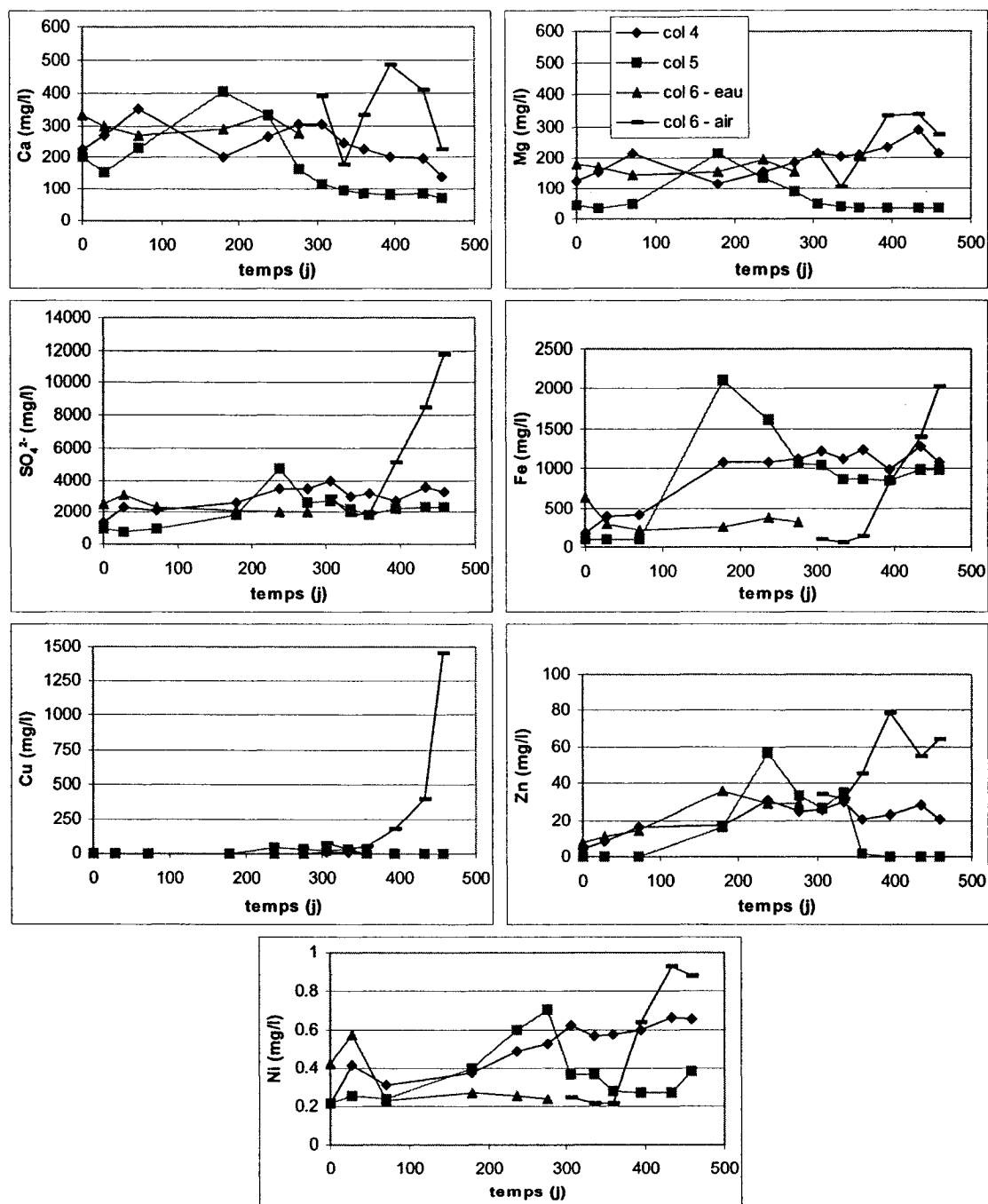


Figure 3.11 : Cinétique des mesures ponctuelles des principaux éléments provenant des réactions d'oxydation et de neutralisation des lixiviats des colonnes 4, 5 et 6 – mélange S.-M.

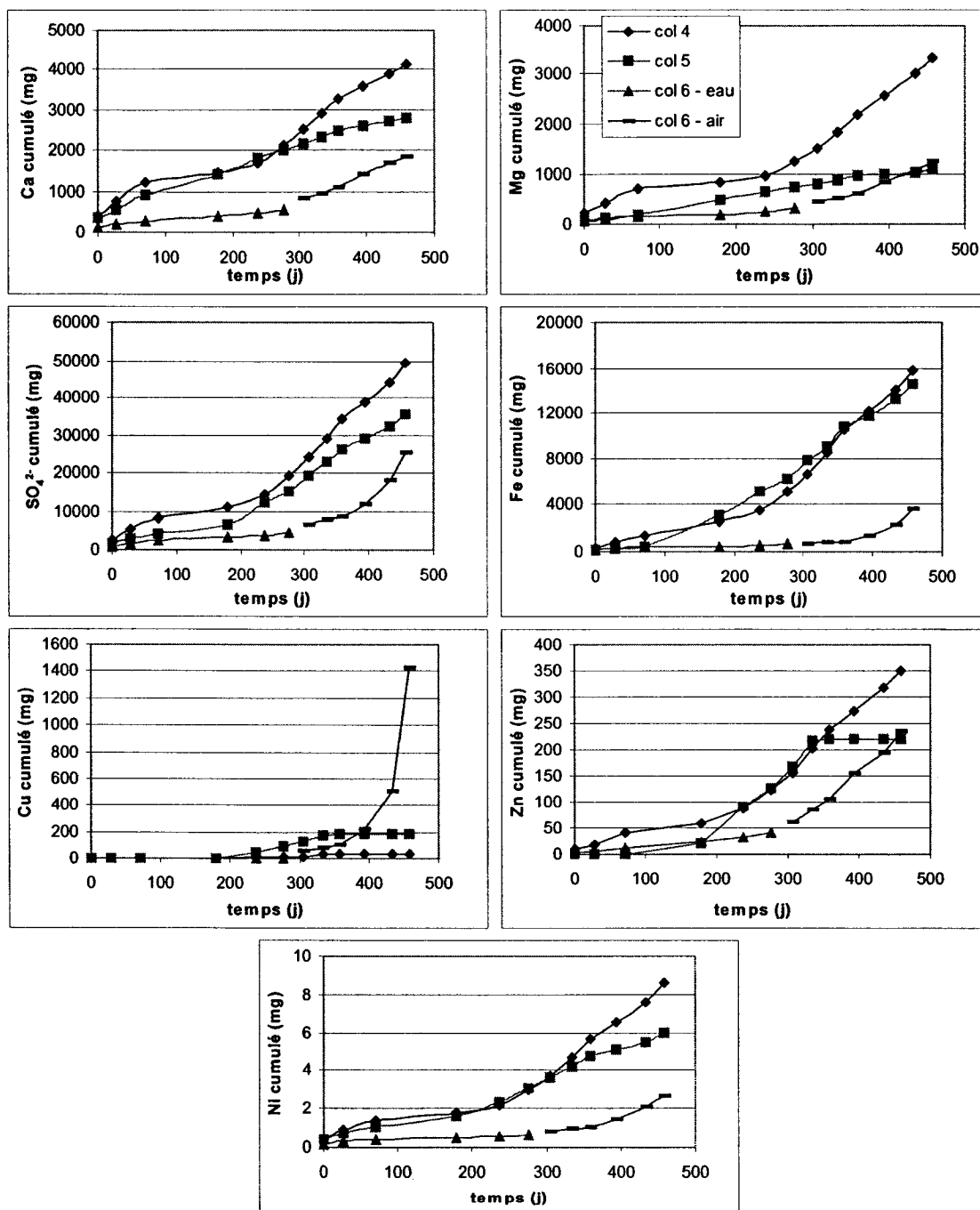


Figure 3.12 : Cinétique des mesures cumulées des principaux éléments provenant des réactions d'oxydation et de neutralisation des lixiviats des colonnes 4, 5 et 6 – mélange S.-M.

Résidus Aldermac

Les mesures de pH, Eh et conductivité effectuées sur les eaux de lixiviation recueillies des colonnes 7 et 8 sont présentées à la figure 3.13 respectivement. Le pH des lixiviats des colonnes 7 et 8 varie autour de 3 pour la durée de l'essai et le potentiel d'oxydoréduction oscille entre 500 et 600 mV. Les mesures de conductivité électrique sont d'environ 10000 μ mohs pour la colonne 7 et elles sont autour de 15000 μ mohs pour la colonne 8 durant tout l'essai. Rappelons que la colonne 8, faites de résidus drainés, sert de colonne de référence.

Les courbes ponctuelles et cumulatives du calcium et du magnésium sortant des colonnes 7 et 8, présentées aux figures 3.14 et 3.15, démontrent une production constante de ces éléments avec une concentration qui se chiffre entre 300 et 500 mg/l et entre 100 et 430 mg/l respectivement. Pour la colonne 7, les concentrations mesurées en sulfates et en fer sont relativement stables durant l'essai, variant entre 7000 et 17000 mg/l et entre 2000 et 4400 mg/l respectivement (figure 3.14). Les mesures de cuivre, de zinc et de nickel démontrent une tendance à la hausse, passant de 3 à 700 mg/l, de 170 à 2600 mg/l et de 0,5 à 5,5 mg/l respectivement. Les concentrations de cuivre et de zinc mesurées sont relativement élevées. Elles peuvent être attribuables à l'oxydation des sulfures de zinc et de cuivre présents dans ces résidus (tel que démontré lors de l'analyse minéralogique), ou à la lixiviation de ces éléments absorbés sur les produits d'oxydation (oxyhydroxydes de fer), ou encore à leur présence en substitution dans les produits d'oxydation comme les sulfates de fer (*e.g.* Alpers *et al.*, 1994; Webster *et al.*, 1998; Bigham et Nordstrom, 2000). Les mesures ponctuelles de sulfates, de fer et de zinc faites sur les eaux de lixiviation de la colonne 8 montrent une tendance à la hausse, passant de 17000 à 52000 mg/l, de 3300 à 18000 mg/l, et de 1600 à 7400 mg/l respectivement (figure 3.14). La concentration en nickel varie entre 8 et 11 mg/l et celle du cuivre varie entre 830 et 2700 mg/l durant l'essai. En général, la colonne 8 produit une charge d'éléments en solution plus élevée que la colonne 7,

indiquant un taux d'oxydation plus élevé pour cette colonne. Cette constatation se reflète aussi dans les essais de consommation d'oxygène présentés au point suivant. Notons que les volumes de lixiviat récupérés au bas des colonnes varient entre 1750 et 1950 cm³ pour la colonne 7 et entre 900 et 1500 cm³ pour la colonne 8.

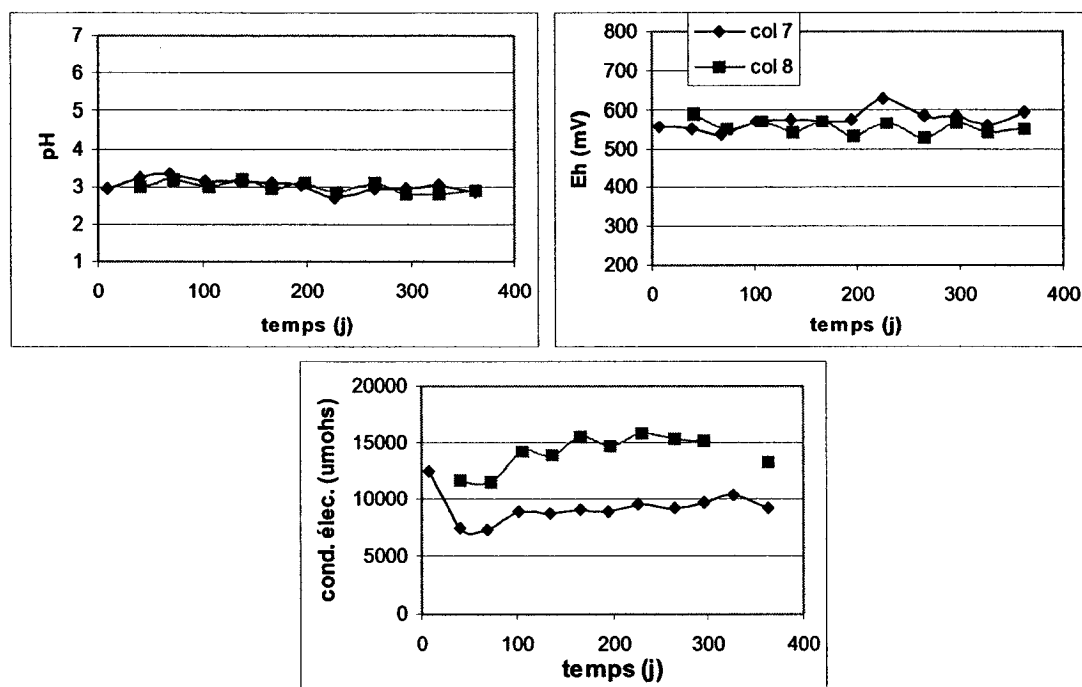


Figure 3.13 : Cinétique des mesures ponctuelles de pH, Eh, et conductivité des lixiviats des colonnes 7 et 8 – résidus Aldermac

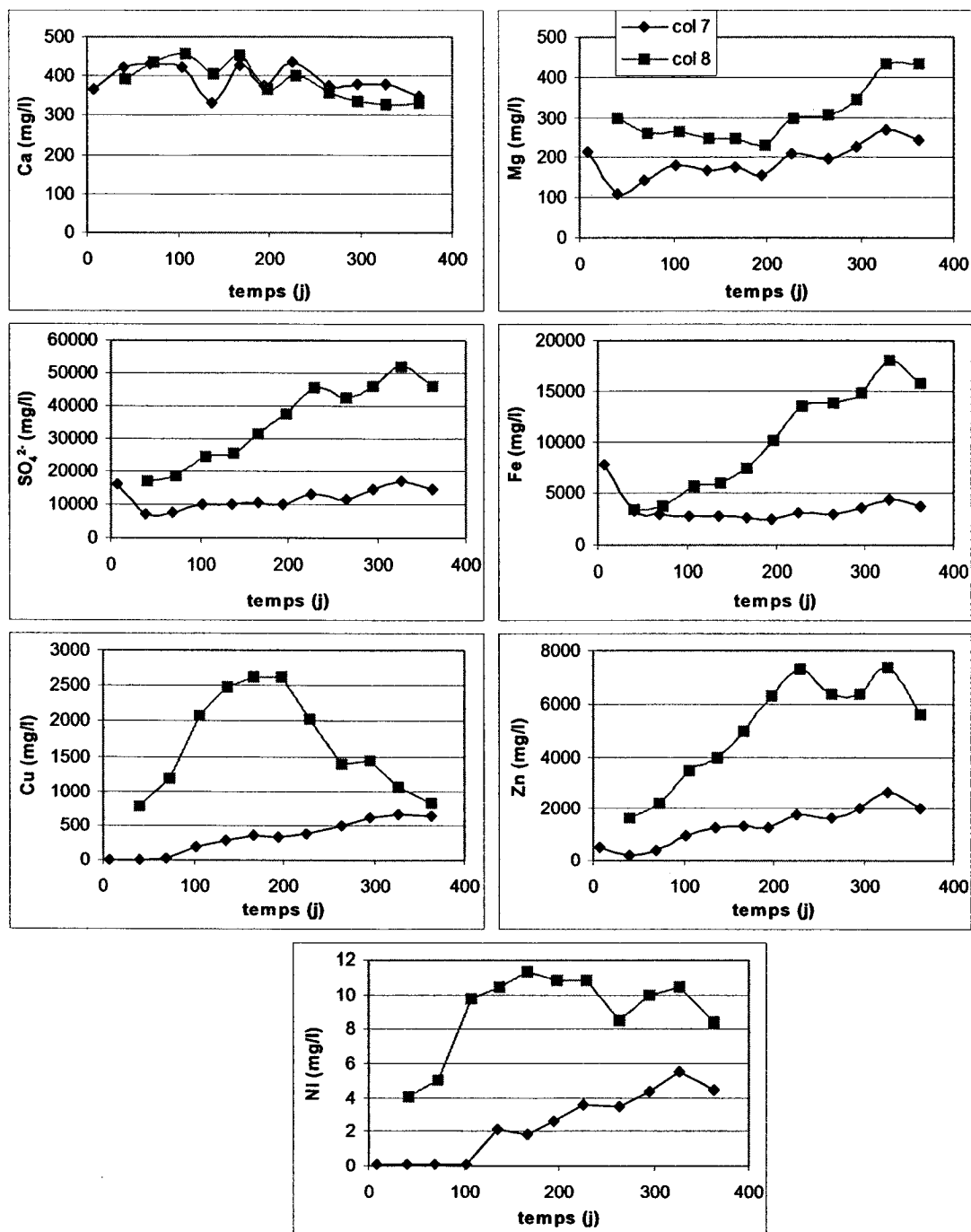


Figure 3.14 : Cinétique des mesures ponctuelles des principaux éléments provenant des réactions d'oxydation et de neutralisation des lixiviats des colonnes 7 et 8 – résidus Aldermac

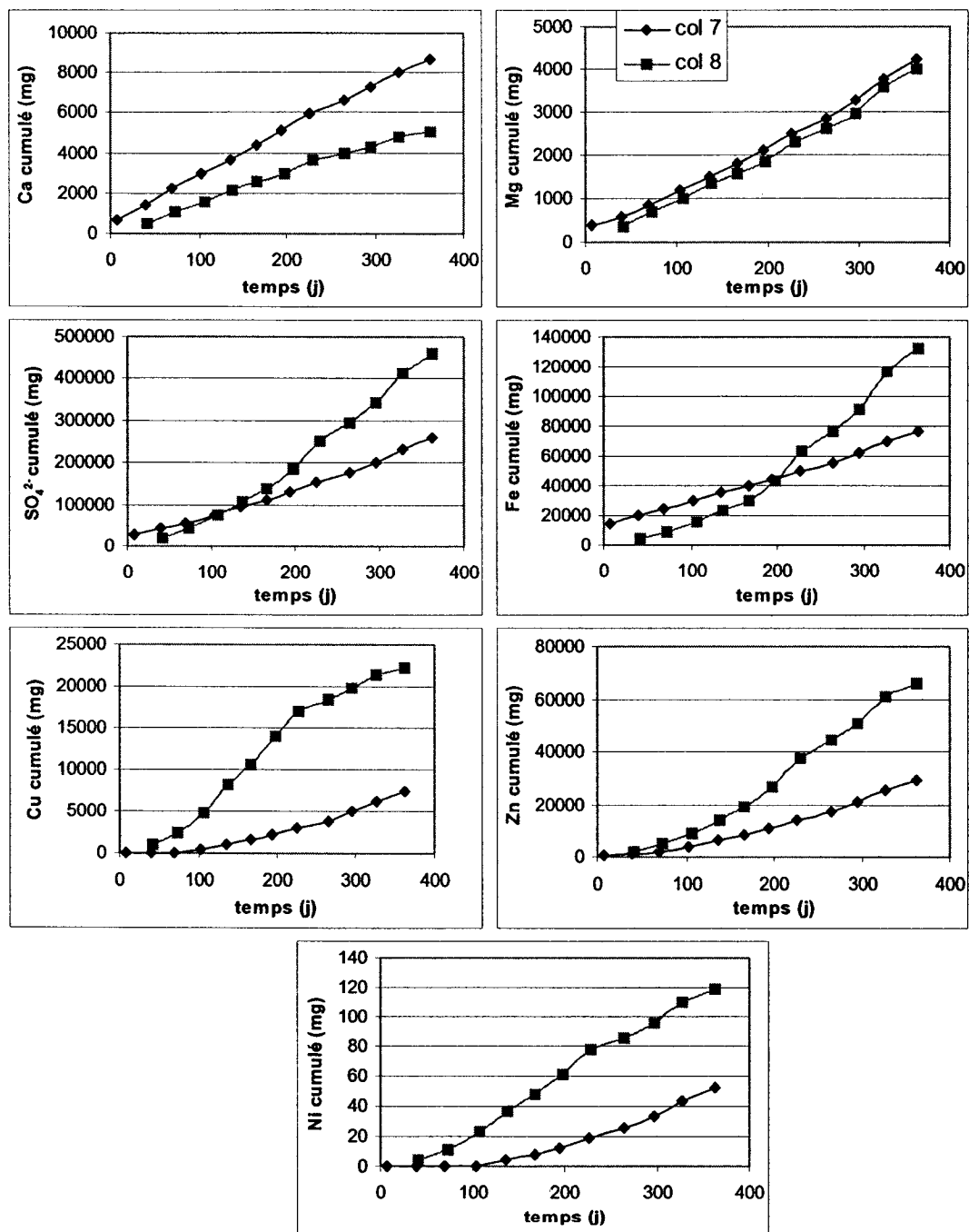


Figure 3.15 : Cinétique des mesures cumulées des principaux éléments provenant des réactions d'oxydation et de neutralisation des lixiviats des colonnes 7 et 8 – résidus Aldermac

3.2.3 Flux d'oxygène

Les essais cinétiques décrits précédemment comprennent des essais de consommation d'oxygène sur chaque colonne. Ce type d'essai donne une mesure ponctuelle du flux d'oxygène dans les résidus qui peut être relié à leur taux d'oxydation. En parallèle, des essais en cellule de diffusion ont été réalisés sur chaque type de résidus étudié. Ces essais permettent de déterminer leur coefficient du taux de réaction k_r et le coefficient de diffusion effectif D_e pour une porosité et un degré de saturation donnés. À partir de ces valeurs, on peut estimer le flux d'oxygène vers les résidus durant les essais. Les résultats sont présentés dans les paragraphes suivants.

Essais en cellule de diffusion

Le coefficient du taux de réaction des résidus étudiés a été évalué par la méthode décrite au chapitre précédent (à la section 2.1.2) en utilisant les essais en cellules de diffusion. Tel que mentionné auparavant, la procédure expérimentale suivie se base sur un état transitoire en système fermé avec une variation de la concentration de l'oxygène dans un réservoir source et dans un réservoir récepteur (Aubertin *et al.*, 1995; Tremblay, 1995; Aachib, 1997; Mbonimpa *et al.*, 2003). Les deux réservoirs sont purgés avant le début de l'essai avec de l'azote, puis on ouvre brièvement le réservoir source à l'atmosphère pour atteindre une concentration en oxygène de 20,9 %. Le couvercle du réservoir source est ensuite refermé pour la durée de l'essai. On mesure la variation de la concentration en oxygène dans les deux réservoirs de façon à obtenir un bilan de masse permettant de déterminer les paramètres D_e et k_r de façon itérative en comparant les mesures avec des valeurs obtenues par calcul (Aubertin *et al.*, 1995, 1999a; MacKay *et al.*, 1998; Mbonimpa *et al.*, 2003). La précision du capteur est de 0,1 % O_2 . L'interprétation des résultats de l'essai se fait à l'aide du logiciel POLLUTE V6.3.5 développé par Rowe *et al.* (1998).

Les paramètres requis pour la modélisation des essais sont l'épaisseur de la couche de résidu H , sa masse volumique sèche ρ_d , la porosité équivalente θ_{eq} , le coefficient de diffusion global D^* et le coefficient du taux de réaction global k^* . Ces deux derniers paramètres sont ceux cherchés, mais on doit d'abord fournir des valeurs approximatives de départ pour les calculs avec POLLUTE. Le tableau 3.8 résume les données initiales entrées dans le modèle. On établit la condition frontière supérieure initiale comme étant une masse fixée par la hauteur du réservoir source et par la concentration d'oxygène dans l'atmosphère ($0,28 \text{ kg/m}^3$). La condition frontière inférieure est établie comme masse variable qui s'accumule dans le réservoir récepteur. L'évolution des concentrations en oxygène dans les réservoirs source et de collecte est calculée par le logiciel en utilisant les équations 2.19 et 2.20.

Tableau 3.8 : Valeur des paramètres initiaux utilisés pour la modélisation avec POLLUTE et résultats par ajustement du modèle

	Lorraine	S.-M.	Aldermac
H résidus (cm)	4,3	3,8	4,1
H réservoir source (cm)	4,1	4,1	4,3
H réservoir récepteur (cm)	5,4	5,6	4,9
ρ_d résidus (kg/m^3)	1595	1564	2239
S_r résidus (%)	76,5	84,9	96,5
n	0,48	0,45	0,30
θ_{eq}	0,12	0,079	0,019
% Soufre total	0,212	9,06	25,2
D_e (m^2/s) initial (équation 2.13)	$3,6 \times 10^{-8}$	$7,3 \times 10^{-9}$	$3,2 \times 10^{-11}$
k_r (an^{-1}) initial (équation 2.15)	81	1034	3420
D_e (m^2/s) déduit (par ajustement)	$4,18 \times 10^{-9}$	$8,75 \times 10^{-9}$	$8,93 \times 10^{-10}$
k_r (an^{-1}) déduit (par ajustement)	11	37	132

Après vérification des résultats d'une modélisation faite avec et sans la couche de sable (qui sert à conserver un degré de saturation élevé dans l'échantillon testé en formant un bris capillaire), celle-ci n'a pas été incluse directement dans les modélisations des essais puisqu'elle n'interfère pratiquement pas avec la diffusion de l'oxygène dans le milieu. Toutefois, le volume des pores de la couche de sable doit être inclus dans la modélisation. En le divisant par la surface de la couche de sable, il est transformé en hauteur pour ensuite être ajouté à la hauteur du réservoir récepteur. La figure 3.16 présente la comparaison entre les résultats des essais de laboratoire et leur modélisation qui a permis la détermination des paramètres D_e et K_r pour chaque essai. La décroissance rapide observée en début d'essai pourrait être causée par un mélange entre l'oxygène de l'air et un restant d'azote provenant de la purge du réservoir source.

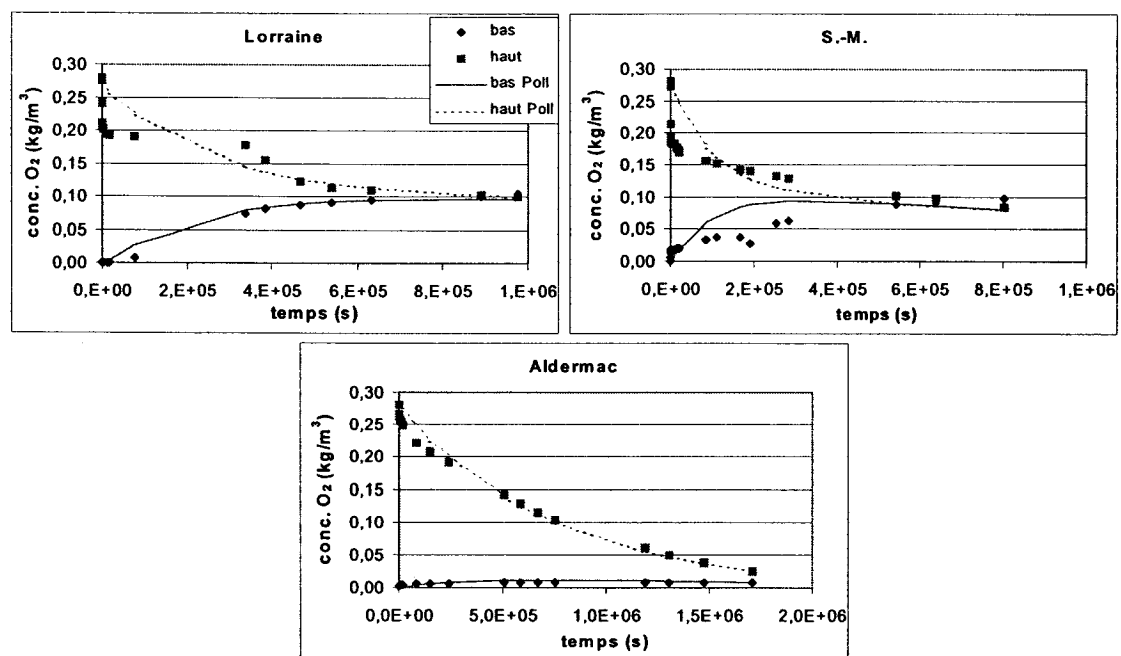


Figure 3.16 : Résultats et modélisation des essais en cellule de diffusion sur les échantillons de résidus

Les paramètres D_e et K_r obtenus de façon itérative par comparaison entre les mesures prises lors des essais et leur modélisation sont présentés au tableau 3.8. La méthode des

moindres carrées a été utilisée pour déterminer les valeurs de D_e et de k_r qui minimisent les écarts entre les mesures et les prédictions de concentrations d'oxygène. L'écart entre les valeurs prédites et celles déduites est variable, mais peut atteindre un ordre de grandeur pour les paramètres D_e et K_r , ce qui est considéré normal étant donné la limite de précision de l'essai et les hypothèses qui soutiennent les relations semi-empiriques (voir les équations 2.13 et 2.15) utilisées dans la prédiction de ces paramètres.

Essais de consommation d'oxygène en colonne

Des essais de consommation d'oxygène ont été effectués sur chaque colonne entre les cycles de rinçage. Pour les colonnes 1 à 6, un essai par cycle a été réalisé après le drainage des colonnes, soit environ une semaine après l'ajout d'eau au cycle de rinçage. Deux essais de consommation d'oxygène par cycle ont été faits pour les colonnes 7 et 8 : un premier après le drainage des colonnes (environ 15 jours après l'ajout d'eau au cycle de rinçage), un deuxième environ une semaine avant le cycle de rinçage suivant. Rappelons que les essais se basent sur la diminution dans le temps de la concentration d'oxygène contenu dans un réservoir clos (section 2.1.3). Ce réservoir est créé en installant une plaque de façon hermétique sur le dessus de la colonne. Il est à noter que la présence de matière organique n'a pas été relevée (visuellement) lors de l'échantillonnage des résidus et que la consommation d'oxygène par la matière organique est considérée comme négligeable pour ces essais.

Pour les six premiers cycles des colonnes de référence 3 et 6 qui simulent une couverture en eau, la variation d'oxygène dans le réservoir source est trop faible pour être mesurable. Le flux d'oxygène est alors estimé par l'équation 2.23 en sachant que la hauteur de l'eau recouvrant les résidus est de 0,4 m et en assumant une concentration en oxygène dans l'eau de $8,4 \times 10^{-3} \text{ kg/m}^3$ et un coefficient de diffusion dans l'eau de $2,5 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$. On pose comme hypothèse que la couverture en eau est stagnante et que tout l'oxygène est consommé à la surface des résidus ennoyés. On obtient ainsi un flux

de $5,2 \times 10^{-2} \text{ mol/m}^2/\text{an}$ (ou $1,4 \times 10^{-4} \text{ mol/m}^2/\text{j}$) pour les six premiers cycles des colonnes 3 et 6.

Au sixième cycle, les résidus des colonnes 3 et 6 sont drainés et libres de s'oxyder. Les essais de consommation d'oxygène effectués après ce cycle donnent des variations de concentration de 5 % ou moins dans un laps de temps de 3 à 5 heures. La méthode décrite par Elberling *et al.* (1994, 1996) et présentée au point 2.1.3 est alors utilisée pour interpréter ces essais, ainsi que ceux réalisés sur les colonnes 7 et 8. Rappelons que par cette méthode on obtient la valeur du terme $(k_r D_e)^{0.5}$ (en connaissant la hauteur du réservoir source) qui est la pente du graphique de $\ln C/C_0$ en fonction du temps. En substituant le terme $(k_r D_e)^{0.5}$ dans l'équation 2.27, on peut calculer le flux d'oxygène à la surface de résidus réactifs.

Les colonnes 1, 2, 4 et 5 possèdent un grand réservoir source à cause de l'épaisseur de la couche de sable; il faut entre 5 à 10 jours pour obtenir une variation de 5 % dans la concentration d'oxygène de ce réservoir durant l'essai. Étant donné que la variation d'oxygène dans le réservoir source est faible et qu'au moment des essais les conditions hydriques dans les colonnes sont stables, on suppose que les hypothèses impliquées dans la méthode d'interprétation d'Elberling *et al.* (1994, 1996) demeurent valables. Le D_e du sable drainé étant plus élevé que celui des résidus, on ne tient pas compte de ce paramètre dans l'évaluation du flux. Il faut toutefois ajouter au volume d'air du réservoir source le volume des pores du sable placé au-dessus des résidus.

Les résultats des essais de consommation d'oxygène réalisés sur l'ensemble des colonnes sont présentés à la figure 3.17. Les valeurs de flux mesurées sur les colonnes Lorraine 1 et 2 varient entre 0,003 et 0,07 $\text{mol/m}^2/\text{j}$. Ces valeurs diminuent en fonction du temps pendant les premiers 250 jours. Ce phénomène pourrait être attribuable à la recharge en eau de ces résidus grossiers avec les cycles de rinçage. Les valeurs de flux mesurées sont plus élevées que le calcul théorique du flux pour le recouvrement en eau

de la colonne 3 lors des six premiers cycles de rinçage. De façon générale, on remarque que les flux mesurés sur la colonne 1 (nappe positionnée à 140 cm sous la surface des résidus) sont un peu plus élevées que celles mesurées sur la colonne 2 (nappe positionnée à 70 cm sous la surface des résidus). Rappelons que le ψ_{90} mesuré des résidus Lorraine est de 140 cm. Après le drainage de la colonne 3, le flux d'oxygène vers les résidus augmente entre 0,05 et 0,07 mol/m²/j pour descendre entre 0,008 et 0,02 mol/m²/j lors des derniers cycles. Cette baisse pourrait être attribuable du moins en partie à la formation d'une croûte oxydée et indurée en surface, observée lors du démantèlement de la colonne 3 pouvant limiter la diffusion de l'oxygène.

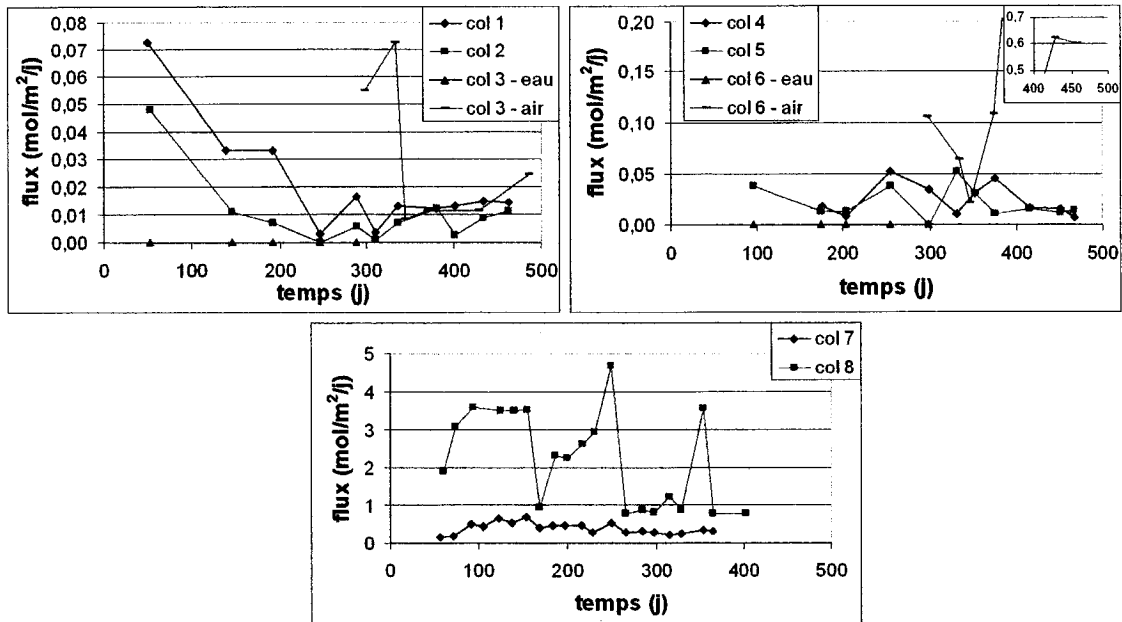


Figure 3.17 : Valeurs de flux calculés à partir des mesures de variation de concentration d'oxygène faites sur les huit colonnes

Les calculs de flux d'oxygène faits à partir des mesures variation de concentration sur les colonnes S.-M. 4 et 5 varient entre 0,008 et 0,05 mol/m²/j. Elles sont plus élevées que le calcul théorique du flux pour le recouvrement en eau de la colonne 6 lors des six premiers cycles de rinçage. Les valeurs de flux calculées pour la colonne 4 (nappe

positionnée à 190 cm sous la surface des résidus dont le ψ_{90} mesuré est de 190 cm) semblent être un peu plus élevés que ceux mesurés sur la colonne 5 (nappe positionnée à 95 cm sous la surface des résidus), toutefois cette différence est moins évidente que pour les colonnes 1 et 2. Après le drainage de la colonne 6, le flux d'oxygène vers les résidus augmente entre 0,05 et 0,011 mol/m²/j et dépasse 0,5 mol/m²/j lors des deux derniers cycles.

Les flux d'oxygène calculés à partir des essais de consommation d'oxygène faits sur les colonnes Aldermac 7 et 8 varient entre 0,14 et 0,7 mol/m²/j et entre 0,8 et 4,60 mol/m²/j respectivement. Les valeurs calculées pour la colonne 7 apparaissent beaucoup plus faibles et plus stables que pour la colonne 8.

3.3 Analyse post-démantèlement

Le démantèlement des colonnes s'est fait environ quatre semaines après le dernier cycle de rinçage, marquant la fin des essais cinétiques en novembre 2000 pour les colonnes Aldermac et en novembre 2001 pour les colonnes Lorraine et Solbec-Manitou. Lors de cette étape, des échantillons de résidus et de sable ont été prélevés à différentes profondeurs dans les colonnes afin de déterminer leur teneur en eau, leur densité et leur composition chimique, ce qui permet de connaître la répartition de l'eau dans les colonnes et de mettre en évidence toutes variations géochimiques significatives. Les changements majeurs devraient se retrouver dans le haut des résidus près de l'interface avec le sable, ce qui justifie un échantillonnage plus serré à cet endroit.

Lors du démantèlement, les échantillons de sable pris à différentes profondeurs montrent que ce matériau est bien drainé avec une teneur en eau volumique variant de 0,5 % dans le premier centimètre en haut jusqu'à 6 à 10 % à la base de la couche de sable. Le sable échantillonné à l'interface avec les résidus dans les colonnes 2, 4, 5 et 7

présente une couleur rouille, sur moins de 5 mm, indiquant la présence de précipités secondaires à la surface des grains. Ces sels sont possiblement formés lors de la migration de l'eau des résidus vers le sable causée par l'évaporation.

Les résidus Lorraine des colonnes 1 et 2 présentent une apparence homogène tout le long de la colonne où l'oxydation semble être uniforme. Leur aspect a peu changé entre leur mise en place dans les colonnes et le démantèlement. À la surface de la colonne 3 se trouve une croûte composée de précipités d'oxyhydroxydes de fer d'environ 1 mm d'épaisseur. Sous cette croûte, les résidus ont la même apparence que ceux contenus dans les colonnes 1 et 2. Les colonnes 4, 5 et 6 présentent des traces de précipités en surface. Des fissures de 3 à 4 cm de longueur et d'environ 1 mm d'ouverture sont présentes à la surface des résidus de la colonne 6. Les résidus des colonnes 7 et 8 montrent également la présence de fissures de haut en bas. Dans ces colonnes, les précipités sont concentrés le long des fissures, comme l'illustre la figure 3.18. La présence de fissures est surtout évidente pour les colonnes qui ont peu ou pas de protection contre l'évaporation (ici $H_{\text{sable}} \leq 7,5$ cm). Les précipités trouvés à la surface des résidus ou le long des fissures proviennent de la migration du fer ferrique vers ces surfaces par l'évaporation. Le fer ferrique peut provenir de la dissolution de minéraux secondaires contenant du fer ou de l'oxydation des sulfures dans les résidus.

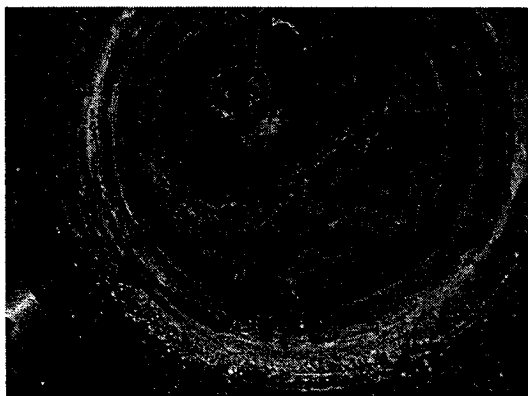


Figure 3.18 : Fissures oxydées dans les résidus Aldermac de la colonne 7

3.3.1 Profils de teneurs en eau dans les résidus

La figure 3.19 présente les profils de teneurs en eau volumiques et de porosité dans les résidus pour les différentes colonnes. Lors du démantèlement, les mesures de hauteur de résidus dans les colonnes 4 à 8 indiquent qu'il y a eu des tassements variant entre 1 et 3 cm. Toutefois, les faibles tassements et l'incertitude lors des mesures de densité font que les graphiques à la figure 3.19 ne montrent pas de variation significative. L'erreur relative sur les mesures est de 5 %. L'ampleur des changements de porosité dans l'ensemble des colonnes varie entre 0,02 et 0,07 (ou entre 4 et 15 %).

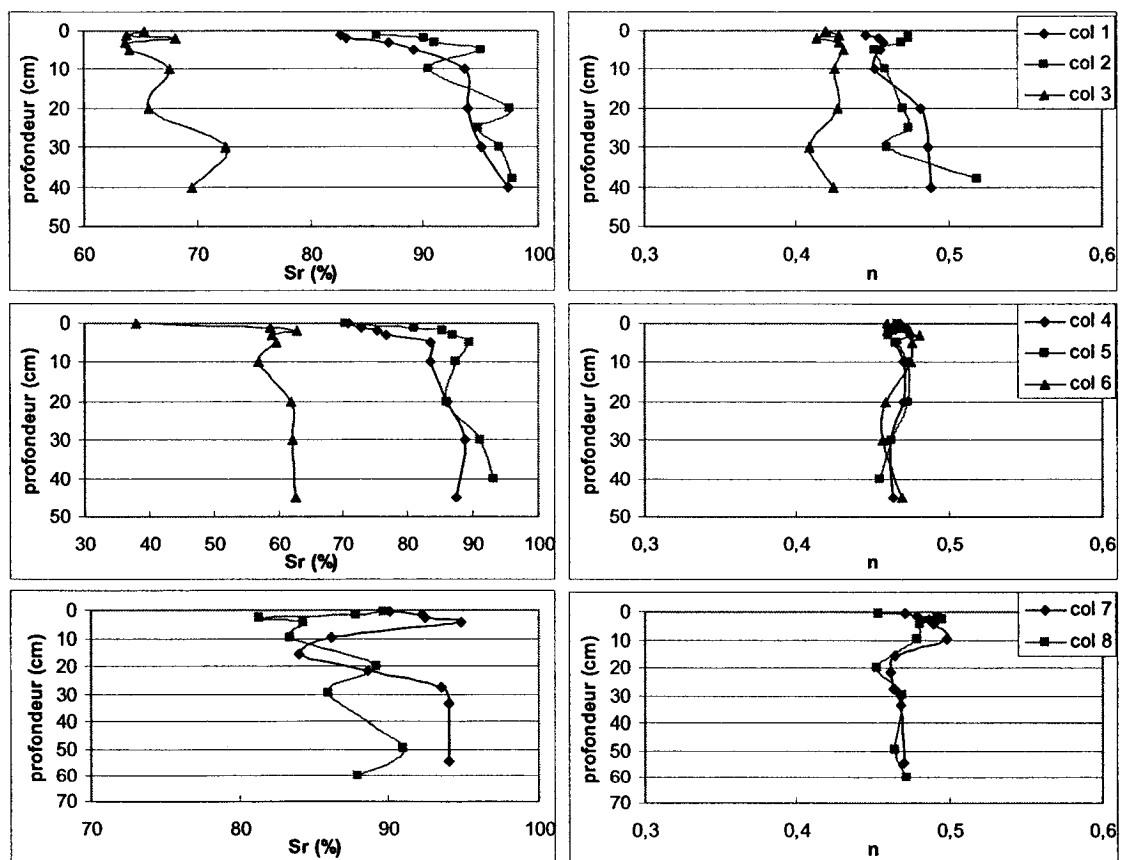


Figure 3.19 : Profils des teneurs en eau volumiques (déduites des teneurs en eau massiques) et des porosités dans les résidus lors du démantèlement des colonnes

Les degrés de saturation des colonnes 1 et 2 varient entre 82 et 98 %, ceux des 4 et 5 varient entre 70 et 93 %. Leur répartition démontre un assèchement dans le haut de ces quatre colonnes par rapport à la base indiquant que l'évaporation affecte les cinq premiers centimètres à la surface des résidus (figure 3.19). Comparativement, les colonnes 3 et 6 présentent un profil de teneurs en eau relativement uniforme de haut en bas variant entre 56 et 73 %. Ces valeurs sont de 10 à 20 % plus faibles que celles obtenues dans le haut des colonnes 1, 2, 4 et 5. Elles sont de 20 à 30 % plus faible que celles obtenues dans le bas de ces mêmes colonnes où la nappe est positionnée à une profondeur équivalente au ψ_{90} mesuré ou 0,5 fois ψ_{90} (ψ_{90} de 140 cm pour les résidus Lorraine et ψ_{90} de 190 cm pour les résidus S.-M.). Ces résultats montrent que le maintien de la nappe et la protection contre l'évaporation (H_{sable} de 50 cm) permettent de conserver des teneurs en eau élevées dans les résidus. Il semble toutefois que le haut des résidus protégés par une couche de sable soit sujet à une faible désaturation.

Les degrés de saturation mesurés dans les colonnes 7 et 8 varient entre 80 et 95 % (ψ_{90} de 680 cm). Malgré la différence entre la position de la nappe phréatique de ces deux colonnes, les profils de saturation des colonnes 7 et 8 se ressemblent. Ceci peut être causé par les résidus utilisés dans ces colonnes, de granulométrie très fine, qui ont une capacité de rétention d'eau plus élevée que les autres résidus testés. Le fait d'avoir une couche de sable de 7,5 cm sur les résidus de la colonne 7 ne semble pas avoir d'impact sur le profil de saturation de cette colonne. L'épaisseur de cette couche peut être trop faible pour avoir la même efficacité à limiter l'effet de l'évaporation que les couches de 50 cm dans les colonnes 1, 2, 4 et 5. Les deux profils de saturation des colonnes 7 et 8 sont irréguliers ce qui peut être causé par la présence erratique des fissures le long des colonnes.

3.3.2 Profils des compositions chimiques et observations minéralogiques

Les profils des compositions chimiques des huit colonnes sont présentés aux figures 3.20 à 3.22. L'analyse initiale des échantillons y est incluse pour fin de comparaison. Rappelons que l'erreur relative sur ces mesures est de 5 %. Pour les colonnes 1, 2 et 3 (résidus Lorraine), le graphique 3.20 montre peu de variation dans les profils des compositions chimiques autres que celles dues à la mise en place et à la variabilité naturelle des paramètres analysés (à noter que les échelles sur les graphiques varient selon l'élément représenté). Le fer présente toutefois des variations allant jusqu'à 1 % dans le haut des trois colonnes Lorraine et le soufre jusqu'à 0,05 %, indiquant possiblement de la précipitation de sulfates ou d'oxyhydroxydes de fer.

Les compositions chimiques des colonnes 4, 5 et 6 (résidus Solbec-Manitou), présentées à la figure 3.21, démontrent un enrichissement relatif en calcium d'environ 0,5 % à la surface des résidus possiblement causé par la précipitation de minéraux secondaires. Le soufre total et le fer diminuent de façon générale entre 2 et 5 %, dans le haut des colonnes 4, 5 et 6, phénomène vraisemblablement attribuable à l'oxydation des sulfures. Toutefois, le premier centimètre présente une hausse du soufre sous forme de sulfates qui pourrait être causée par la précipitation de sels de sulfates à la surface des résidus lors de la remontée, du drainage et de l'évaporation de l'eau interstitielle.

Les compositions chimiques des colonnes 7 et 8, présentées à la figure 3.22, démontrent une variation importante des teneurs en métaux comme le cuivre, le zinc et le fer et en soufre total. La variation de ces deux derniers éléments se situe autour de 5 %, tandis qu'elle est environ de 0,7 à 1,5 % pour le cuivre et le zinc. L'oxydation des sulfures et l'acidification de l'eau causent la lixiviation de ces éléments assez solubles lors des cycles de rinçage.

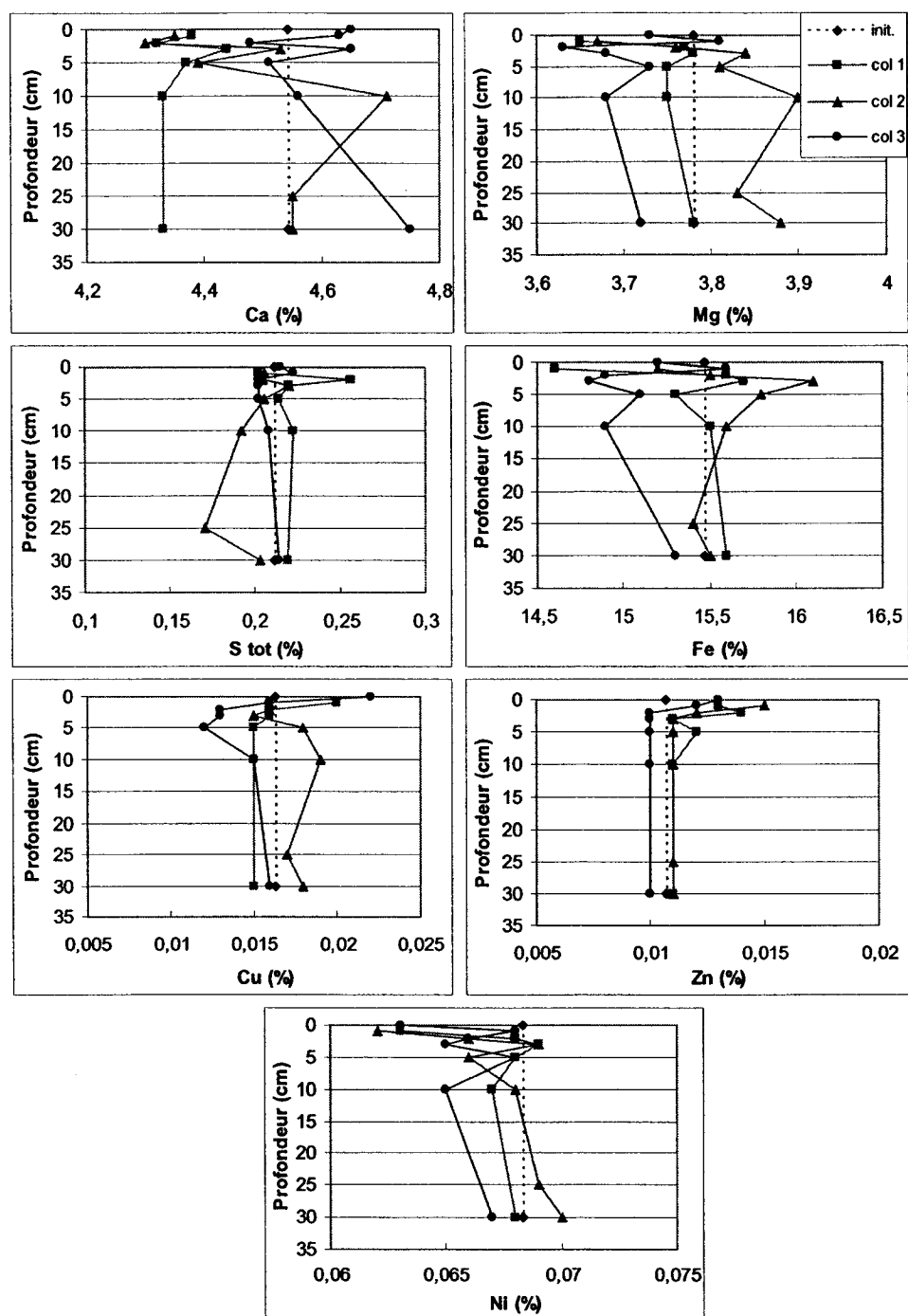


Figure 3.20 : Profils des compositions chimiques des résidus solides au démantèlement des colonnes Lorraine

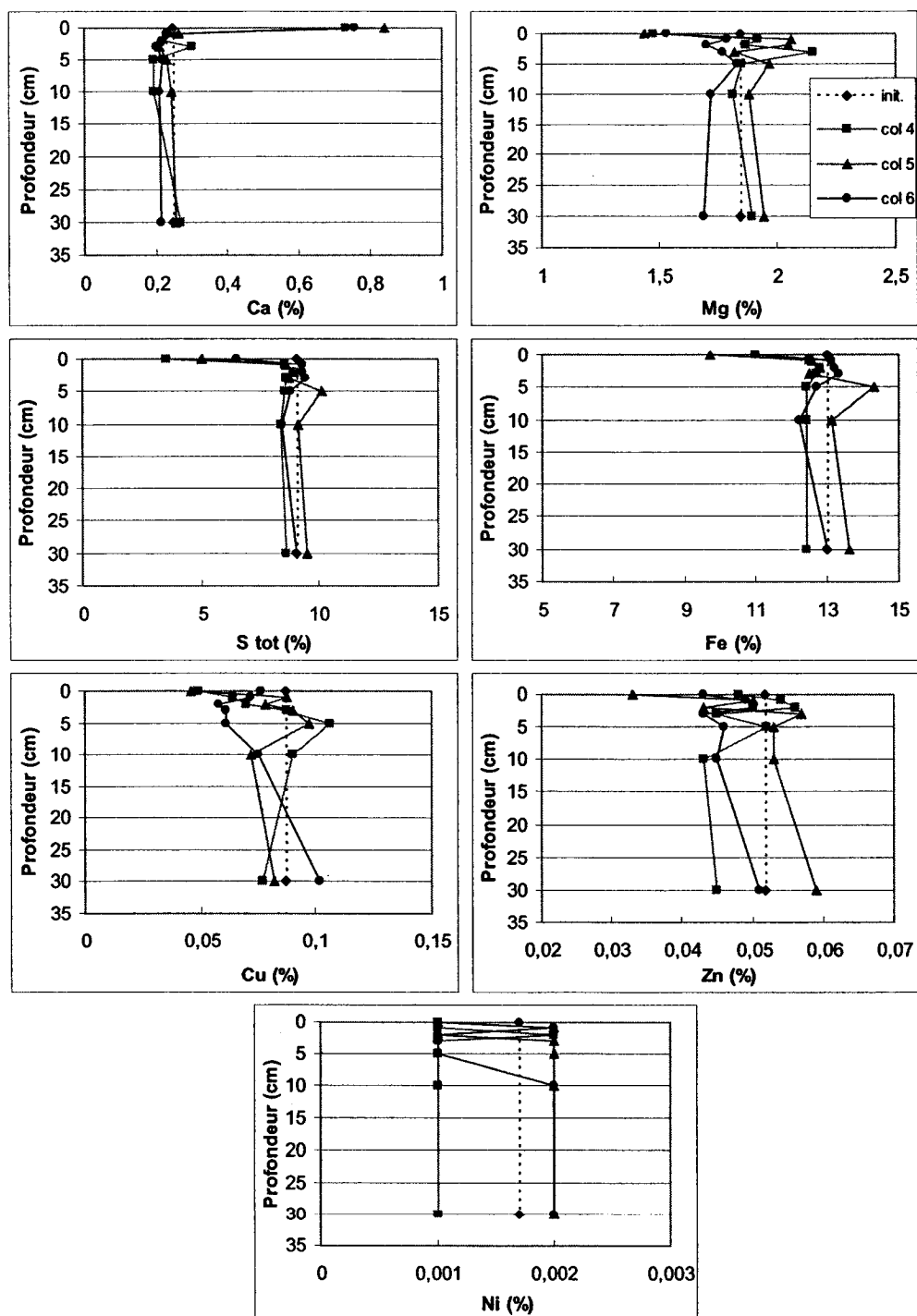


Figure 3.21 : Profils des compositions chimiques des résidus solides au démantèlement des colonnes Solbec-Manitou

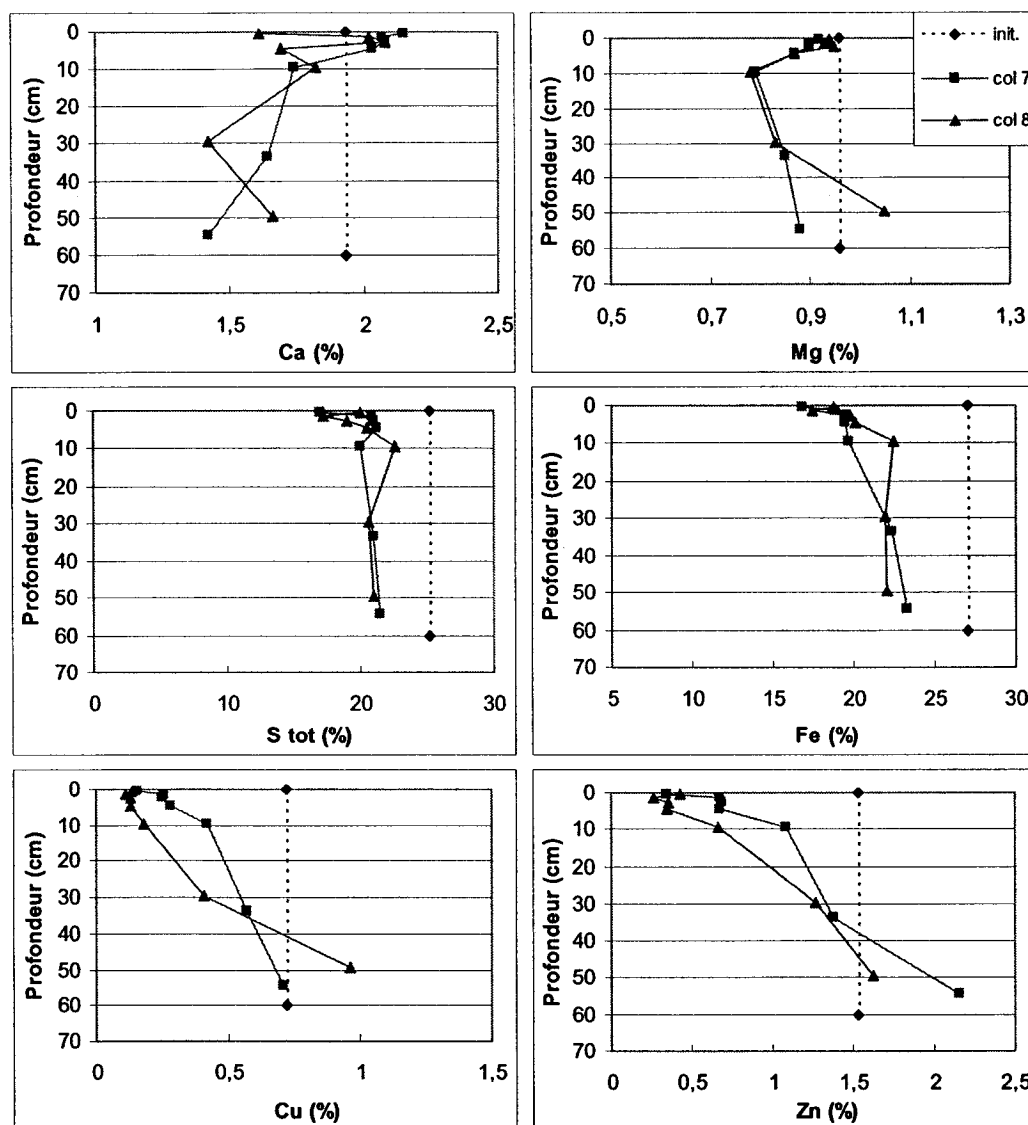


Figure 3.22 : Profils des compositions chimiques des résidus solides au démantèlement des colonnes Aldermac

Les observations au microscope à balayage électronique faites sur l'échantillon pris en surface (premier mm) de la colonne 3 (résidus Lorraine) indiquent peu de changement au niveau du contenu minéralogique par rapport à l'échantillon initial analysé au MEB (voir la section 3.1.3). Rappelons que les surfaces des sulfures contenus dans ces résidus étaient déjà très altérées lors de leur mise en place dans les colonnes. Des halos

formés d'hydroxydes de fer sont visibles autour des grains de pyrrhotite et de pyrite. L'échantillon pris à la surface de la colonne 4 (résidus Solbec-Manitou) présente des signes d'oxydation sur le pourtour de certains grains de pyrite et dans leurs fractures. Des précipités de sulfates et d'hydroxydes de fer cimentent les grains de sulfure oxydés. On doit également noter que durant l'essai, des précipités de gypse et de sulfates de fer se sont formés à l'embout des colonnes 1 à 6 comme le démontre la figure 3.23. Des précipités de sulfates de fer et d'hydroxydes de fer sont également retrouvés dans la croûte oxydée échantillonnée le long de fissures présentes dans les colonnes 7 et 8. La modélisation géochimique à l'équilibre des lixiviats échantillonnés lors des cycles de rinçage, présentée au point suivant, vient corroborer les observations faites lors du démantèlement des colonnes.

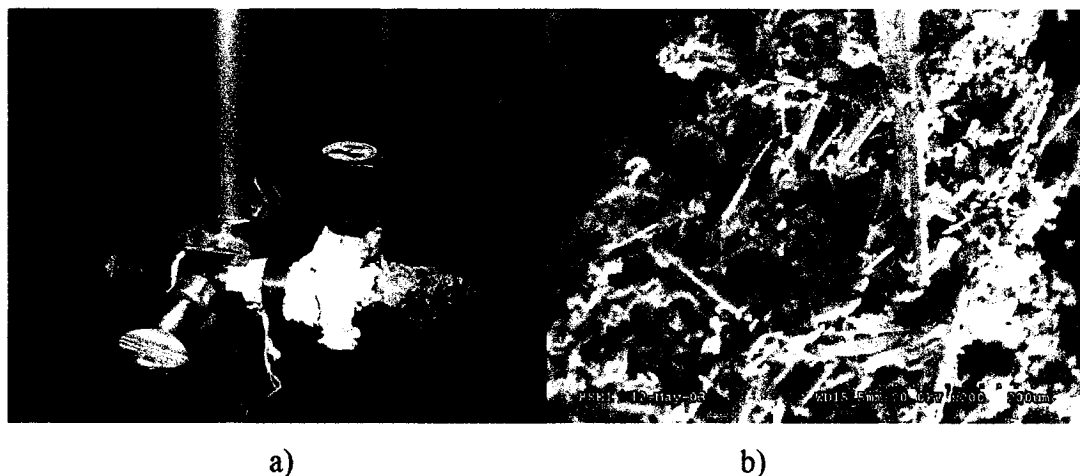


Figure 3.23 : Précipités secondaires à la sortie des colonnes 1 à 6 a) embout recouvert de gypse et de sulfates de fer – colonne 4 b) gypse échantillonné à l'embout analysé au MEB - colonne 2

3.4 Interprétation

Le comportement géochimique de trois types de résidus sous différentes conditions a été étudié à l'aide d'essais en colonnes. Les résultats des essais en colonnes démontrent que le niveau de la nappe phréatique a une influence sur l'oxydation des résidus et la production de DMA. Les résultats d'une modélisation géochimique à l'équilibre de ces essais en colonnes, présentés aux paragraphes suivants, donnent des indications sur les précipités et les éléments mobiles, ce qui aide à la compréhension et à l'interprétation du comportement géochimique.

3.4.1 Modélisation géochimique à l'équilibre et diagrammes Eh-pH

Les analyses chimiques des lixiviats obtenus lors des cycles de rinçage ont été utilisées pour la modélisation géochimique de l'eau qui transite dans les colonnes et des équilibres chimique qui tendent à s'y établir. On considère, en première analyse, que ce type de modélisation est applicable aux essais en colonnes pour un lixiviat en équilibre avec le milieu (Joanes, 1999). La modélisation géochimique est un outil fréquemment utilisé lors de travaux portant sur le drainage minier acide (Perkins *et al.*, 1995; Alpers et Nordstrom, 1999; Nordstrom, 2000). Dans cette étude, on se sert du logiciel Visual MINTEQ basé sur MINTEQA2 (Allison *et al.*, 1991), qui modélise l'équilibre géochimique d'une solution aqueuse et calcule la spéciation des espèces en solution pour des échantillons de laboratoire ou de terrain (*e.g.* Joanes, 1999). Les données nécessaires à la modélisation sont la composition chimique de l'échantillon et certaines mesures du système géochimique comme le pH, le potentiel d'oxydoréduction ou la pression partielle d'un ou plusieurs gaz.

La modélisation géochimique permet d'établir les indices de saturation des différentes phases minérales susceptibles d'être formées dans les colonnes et de connaître ainsi les précipités possibles. L'indice de saturation IS est défini comme le logarithme du

rapport entre le produit d'activités d'ions composant un minéral donné Q et la constante thermodynamique d'équilibre K pour ce minéral (Appelo et Postma, 1996) :

$$IS = \log \frac{Q}{K} \quad (3.10)$$

Lorsque l'indice de saturation d'un minéral est négatif, la solution est sous-saturée par rapport à ce minéral et les conditions sont favorables à sa dissolution. Un indice de saturation positif indique que la solution est sursaturée par rapport à ce minéral et sa précipitation est favorisée. À zéro, le minéral est en condition d'équilibre.

La figure 3.24 présente les indices de saturation de la jarosite, de la ferrihydrite et du gypse pour les différents essais cinétiques. Les résultats des modélisations indiquent que ces minéraux sont susceptibles de précipiter dans les colonnes. Les espèces comprenant le zinc, le cuivre et le nickel devraient demeurer en solution pour l'ensemble des essais en colonnes avec généralement des IS inférieurs à -5. La jarosite et le gypse représentent les précipités de sulfates possibles. La ferrihydrite représente les oxyhydroxides de fer. L'indice de saturation du gypse, un sulfate de calcium, oscille autour de 0 (équilibre chimique), indiquant une précipitation possible de ce minéral dans les colonnes ou à la sortie de celles-ci, corroborant les observations faites à la section 3.2.4.

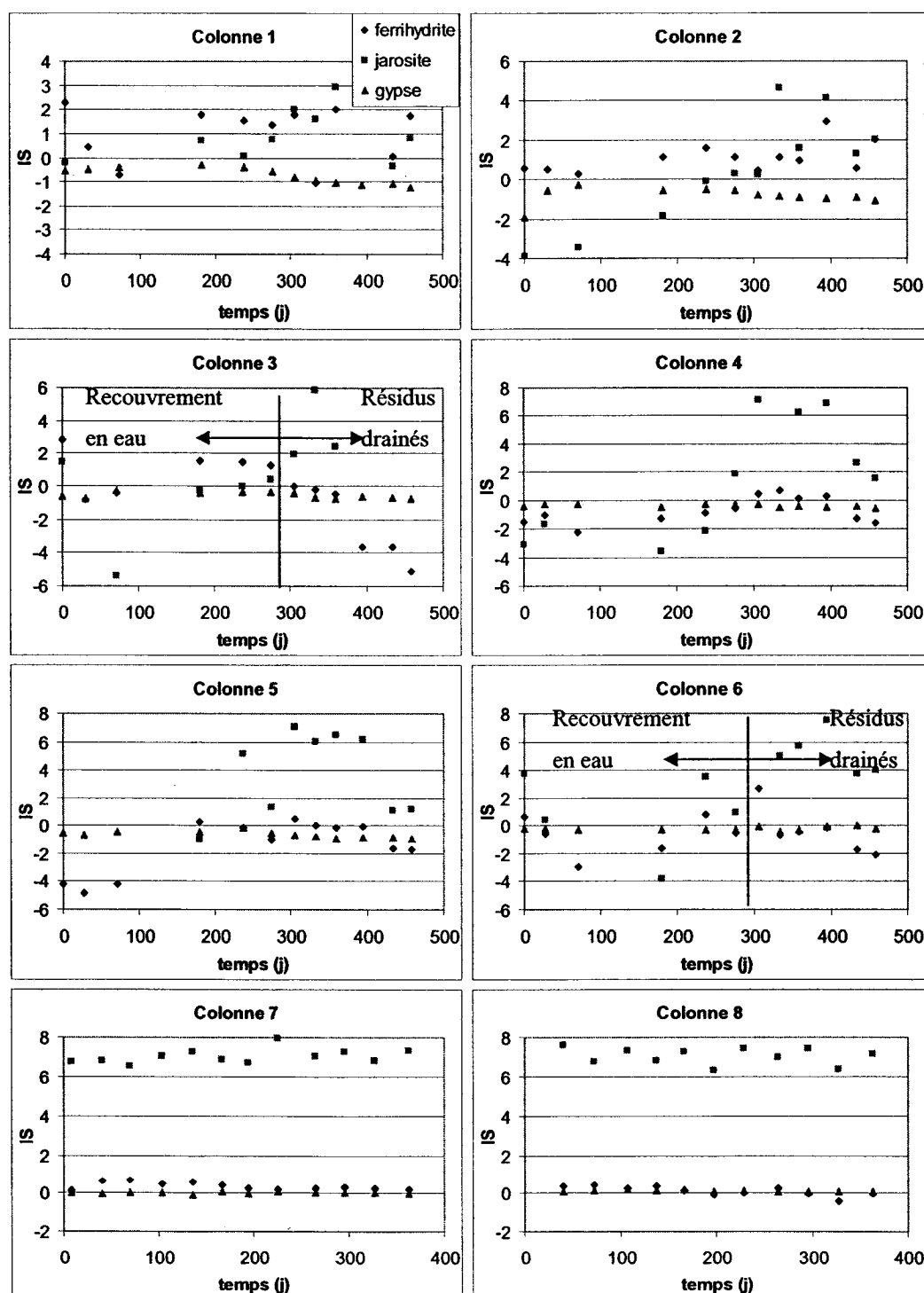


Figure 3.24 : Indices de saturation de la ferrihydrite, de la jarosite et du gypse en fonction du temps calculés pour l'ensemble des colonnes

Les indices de saturation de la ferrihydrite et de la jarosite des colonnes 1 à 6 démontrent d'importantes variations, passant souvent d'un état sous-saturé à sursaturé pour ces deux minéraux. Ces variations sont marquées par les changements survenant dans les conditions Eh-pH des milieux échantillonnés. Les colonnes 1, 2 et 3 (résidus Lorraine) présentent une augmentation du Eh vers le sixième cycle (environ 300 jours), accompagnée d'une baisse du pH dans le cas de la colonne 3 (voir la figure 3.7), marquant la sursaturation en jarosite pour les colonnes 1 et 2, et la sous-saturation en ferrihydrite ainsi que la déstabilisation des précipités secondaires pour la colonne 3. Ce comportement est à peu près similaire pour les colonnes 4, 5 et 6. Les colonnes 7 et 8 présentent des conditions Eh-pH stables et les indices de saturation ne varient presque pas. La jarosite est sursaturée en solution et peut précipiter dans les colonnes (possiblement observée le long des fissures lors du démantèlement), tandis que la ferrihydrite est à l'équilibre avec le lixiviat.

Les conditions de pH et de Eh mesurées dans les lixiviats provenant des huit colonnes sont projetées dans un diagramme Eh-pH des espèces du fer aux figures 3.25 à 3.27 (conditions de pression et de température standards). La représentation graphique des conditions de Eh et de pH a été choisie pour faciliter la visualisation de la spéciation du fer en solution dans les résidus étudiés. On se rappelle que les sulfures peuvent être oxydés par le fer ferrique et que cette réaction est plus rapide que l'oxydation par l'oxygène (Moses *et al.*, 1987; Perkins *et al.*, 1995; Aubertin *et al.*, 2002). La présence du fer ferrique en solution indique possiblement une augmentation du taux d'oxydation des sulfures. Il est à noter que des analyses de la spéciation du fer dissous n'ont pas été effectuées sur les lixiviats recueillis.

La figure 3.25 présente les conditions de pH et de Eh mesurées dans les lixiviats provenant des colonnes 1, 2 et 3 (résidus Lorraine). Elle montre que les conditions du milieu des colonnes 1 et 2 se situent près de la limite de stabilité entre le fer sous forme de précipité $\text{Fe}(\text{OH})_3$ et le fer soluble sous forme d'ion ferreux Fe^{2+} . Les données

venant des lixiviats de la colonne 3 montrent un changement marqué des conditions Eh-pH lors du passage du recouvrement en eau à l'exposition à l'air des résidus. Les conditions du milieu se déplacent de la limite de stabilité entre $\text{Fe}(\text{OH})_3$ et Fe^{2+} , vers le haut du champ de stabilité des ions ferreux.

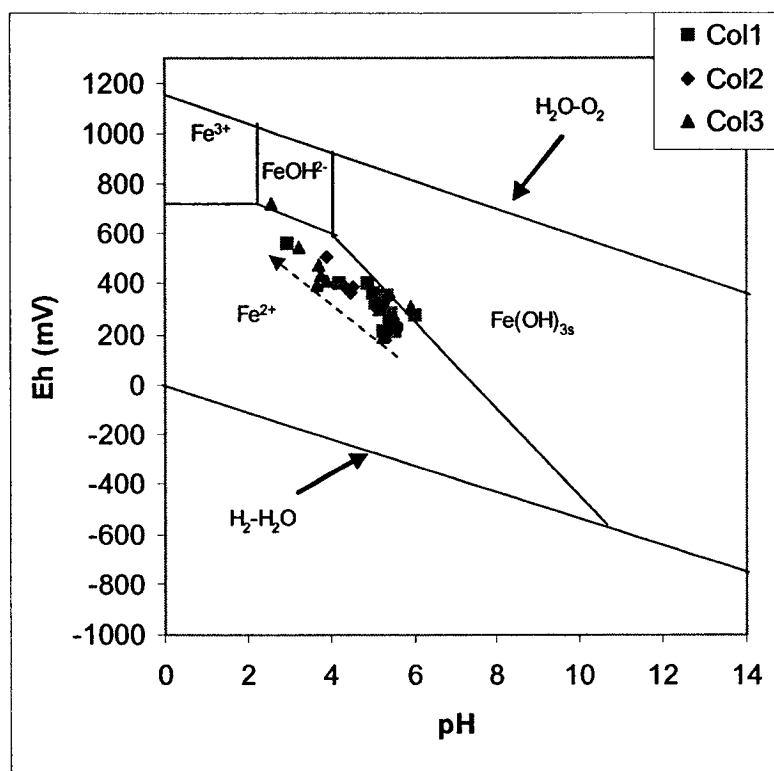


Figure 3.25 : Projections des valeurs mesurées dans les lixiviats des colonnes 1, 2 et 3 (résidus Lorraine) dans le diagramme Eh-pH des espèces du fer avec $\text{Fe}^{2+}=\text{Fe}^{3+}=10^{-6}$ M (adapté de Benzaazoua, 1996). La flèche hachurée montre l'évolution des mesures

La figure 3.26 représente la projection des valeurs de pH et de Eh des lixiviats des colonnes 4, 5 et 6 (résidus S.-M.) dans le diagramme Eh-pH des espèces du fer. On remarque que les valeurs de pH et Eh mesurées sont dans le champ de stabilité de l'ion ferreux. Les valeurs mesurées pour les trois colonnes se déplacent vers le haut de ce

champ de stabilité avec les cycles. Les variations de conditions Eh-pH peuvent influencer l'activité de l'ion ferrique, ce qui se répercute sur les taux d'oxydation des sulfures et la production de sulfates et de métaux en solution. Ces variations peuvent être reliées en partie aux variations observées dans les graphiques des mesures ponctuelles et cumulatives des colonnes 1 à 6 des éléments reliés à l'oxydation des sulfures présentées aux figures 3.8, 3.9, 3.11 et 3.12.

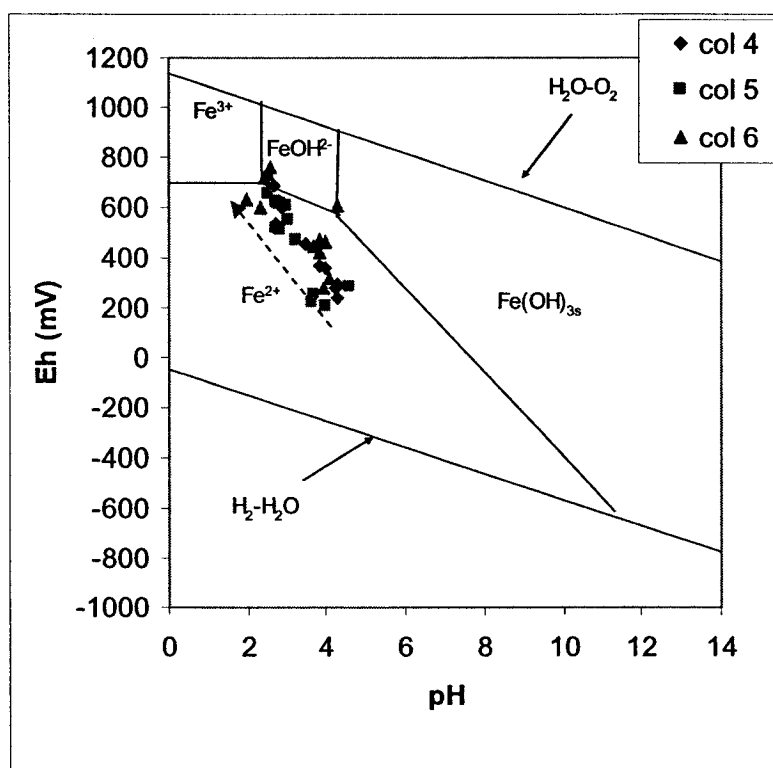


Figure 3.26 : Projections des valeurs mesurées dans les lixiviats des colonnes 4, 5 et 6 (résidus S.-M.) dans le diagramme Eh-pH des espèces du fer avec $\text{Fe}^{2+}=\text{Fe}^{3+}=10^{-6}$ M (adapté de Benzaazoua, 1996). La flèche hachurée montre l'évolution des mesures

La figure 3.27 représente la projections des valeurs de pH et de Eh des lixiviats des colonnes 7 et 8 (résidus Aldermac) dans le diagramme Eh-pH des espèces du fer. On remarque que les valeurs de pH et Eh mesurées sont dans le champ de stabilité de l'ion

ferreux. Selon les valeurs mesurées, les conditions des colonnes 7 et 8 sont similaires entre elles et elles sont stables dans le temps.

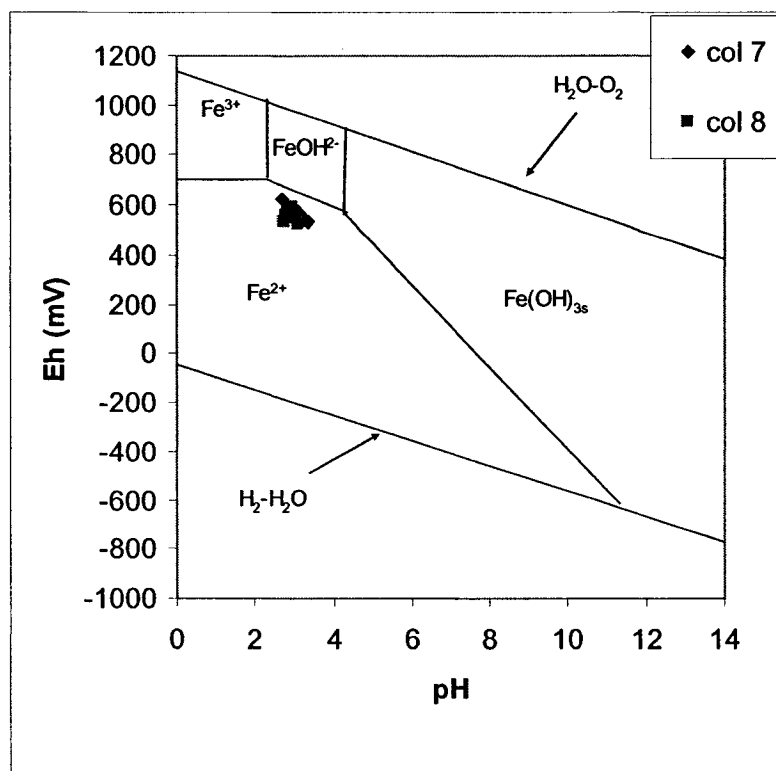


Figure 3.27 : Projections des valeurs mesurées dans les lixiviats des colonnes 7 et 8 (résidus Aldermac) dans le diagramme Eh-pH des espèces du fer avec $\text{Fe}^{2+}=\text{Fe}^{3+}=10^{-6}$ M (adapté de Benzaazoua, 1996).

L'interprétation du comportement géochimique de l'ensemble des colonnes, présentée au point suivant, devra tenir compte de l'influence des conditions de Eh-pH sur l'oxydation des résidus.

3.4.2 Analyse du comportement géochimique

Les figures 3.7 et 3.25, représentant le comportement géochimique des colonnes 1 et 2 composées de résidus Lorraine, montrent que les conditions du milieu varient progressivement en cours d'essai. Les résultats des modélisations géochimiques à l'équilibre indiquent la ferrihydrite et la jarosite peuvent précipiter à l'intérieur des colonnes. Les observations faites au MEB avant et après les essais cinétiques indiquent que les surfaces des sulfures contenus dans ces résidus sont très altérées et des couronnes d'altération formées d'hydroxydes de fer se sont formés autour des grains de pyrrhotite et de pyrite. Toutefois, les valeurs des compositions chimiques établies à partir des résultats d'analyse des échantillons lors du démantèlement (figure 3.20) ne représentent pas de phénomène de précipitation majeur, ce qui concorde avec les graphiques des mesures ponctuelles et cumulatives des essais cinétiques (figures 3.8 et 3.9). La présence de l'ion ferrique (par la déstabilisation de la ferrihydrite) et celle de bactéries peuvent influencer le mécanisme d'oxydation indirecte dans les colonnes. Le faible contenu en sulfures de ces résidus et le fait que leur surface soient altérées et entourées d'hydroxydes de fer pourraient diminuer leur réactivité, comme semblent le montrer les résultats des analyses chimiques des lixiviats de la colonne 1 à la figure 3.8 et les mesures de consommation d'oxygène à la figure 3.17. Les résultats des analyses chimiques ponctuelles des colonnes 1 et 2 sont similaires à ceux de la colonne 3 pour les 6 premiers cycles de rinçage (recouvrement en eau). Étant donné que l'oxydation est à peu près nulle dans des résidus maintenus sous une couverture en eau non aérée, la présence de sulfates et de métaux dans les lixiviats peut être attribuable en grande partie à la dissolution de produits d'altération préexistant dans les résidus.

La colonne 3, initialement avec un recouvrement en eau (cycles 1 à 6) et qui est ensuite drainée pour que les résidus soient plus libres de s'oxyder (cycles 7 à 12), démontre un changement marqué dans les conditions du milieu suite à la désaturation des résidus (cycle 7 à 12). Les graphiques de la cinétique du calcium, du magnésium et des sulfates

(figures 3.8 et 3.9) montrent toutefois peu de changement durant l'essai, contrairement à ceux du fer, du zinc, du cuivre et du nickel qui présentent une accélération de la production de ces trois derniers éléments et un ralentissement marqué dans la production du fer. Les résultats des modélisations géochimiques à l'équilibre indiquent la possibilité de remise en solution de la ferrihydrite conjointement à la possibilité de précipitation de la jarosite à partir du sixième cycle (figure 3.24). Rappelons que selon l'étude minéralogique faite sur ces résidus avant et après l'essai cinétique, la majorité des sulfures sont recouverts d'une couche d'hydroxydes de fer. Les conditions existant dans la colonne permettent la déstabilisation de ces couches et la libération de l'ion ferrique en solution, ce qui permettrait l'oxydation indirecte plus rapide des sulfures et correspondrait à l'augmentation du cuivre, du zinc et du nickel en solution aux figures 3.8 et 3.9. La déstabilisation des hydroxydes de fer permettrait aussi la remise en solution de métaux adsorbés sur les précipités et serait un autre mécanisme de contribution des métaux aux lixiviats. Le ralentissement soudain de la production de fer en solution au dixième cycle (figure 3.8) pourrait être causé par la précipitation d'hydroxydes de fer et sulfates de fer en haut de la colonne lors de l'évaporation de l'eau comme le démontre la présence d'une croûte en surface et le profil chimique du fer au démantèlement. Cette croûte peut ralentir la diffusion d'oxygène et expliquerait la baisse des mesures du flux d'oxygène vers les résidus (figure 3.17) qui concorde avec le ralentissement de la production de fer dans les lixiviats.

Les conditions Eh-pH observées avec les colonnes 4 et 5 présentent une évolution progressive qui se reflète dans le comportement géochimique des résidus (figures 3.11 et 3.12). La baisse du pH et l'augmentation du potentiel d'oxydoréduction entre le cinquième et sixième cycle entraînent en général une augmentation de la production des sulfates, du fer, du cuivre, du zinc et du nickel dans les lixiviats recueillis qui correspond à l'entrée en jeu possible de l'oxydation indirecte par l'ion ferrique. Les résultats des modélisations géochimiques à l'équilibre (figure 3.24), les valeurs des compositions chimiques des résidus solides échantillonnés (figure 3.21) et les

observations faites au MEB sur les échantillons pris au démantèlement des colonnes 4 et 5 suggèrent la présence de précipités de sulfates de fer et de calcium ainsi que d'hydroxydes de fer en haut et en bas des colonnes. La précipitation serait un phénomène moins important que l'oxydation et la dissolution de minéraux dans ces cas-ci puisque les graphiques des mesures ponctuelles (figure 3.11 et 3.12) présentent peu ou pas de ralentissement dans la production d'éléments. Les ralentissements dans la production de cuivre (colonnes 4 et 5) et de zinc (colonne 5 seulement) pourrait être attribuable à l'adsorption de ces éléments sur les précipités d'hydroxydes de fer. Les résultats des analyses chimiques ponctuelles des colonnes 4 et 5 sont similaires à ceux de la colonne 6 pour les 6 premiers cycles de rinçage (recouvrement en eau). Étant donné que l'oxydation est à peu près nulle dans des résidus maintenus sous une couverture en eau non aérée, la présence de sulfates et de métaux dans les lixiviats de ces 3 colonnes peut être attribuable en grande partie à la dissolution de produits d'altération préexistant dans les résidus. De fait, les mesures de consommation d'oxygène présentées à la figure 3.17 pour les colonnes 4 et 5 sont faibles.

La colonne 6 qui, comme la colonne 3, inclut un recouvrement en eau (cycles 1 à 6) puis des résidus désaturés (cycles 7 à 12), montre un changement marqué dans les conditions du milieu suite au drainage du recouvrement en eau (figure 3.10 et 3.26). Les graphiques de la cinétique des éléments provenant des réactions d'oxydation démontrent une accélération de la production des sulfates, du fer, du cuivre, du zinc et du nickel au dixième cycle (figures 3.11 et 3.12). Les résultats des modélisations chimiques montrent des variations dans l'indice de saturation de la ferrihydrite et de la jarosite qui passent d'un état sous-saturé à sursaturé (figure 3.24). Il y a possibilité de libération d'ions ferrique. L'oxydation indirecte accélère la production d'éléments en solution comme le démontre les figures 3.11 et 3.12. Cette augmentation pourrait également être causée par la dissolution de minéraux secondaires à pH plus faible et à la désorption de métaux sur ces mêmes minéraux. Elle pourrait aussi être attribuable à l'apparition de fissures en surface qui augmentent ainsi la disponibilité de l'oxygène

aux résidus en profondeur. Les valeurs de flux d'oxygène calculées à partir des essais de consommation (figure 3.17) reflètent cette hausse de production des produits d'oxydation.

Les colonnes 7 et 8 composées de résidus Aldermac montrent un comportement géochimique relativement stable où les conditions du milieu demeurent constantes au cours de l'essai (figures 3.13 et 3.27). En général, la production des éléments provenant en partie des réactions d'oxydation et en partie de la dissolution de minéraux secondaires (sulfates, fer, cuivre, zinc et nickel) augmente progressivement durant tout l'essai (figure 3.14). La présence de fissures peut contribuer à cette hausse de production en augmentant la surface de résidus disponible à l'oxydation et la disponibilité de l'oxygène puisque les fissures ne retiennent pas l'eau et permettent la migration de l'oxygène en profondeur. Les résultats des modélisations géochimiques à l'équilibre indiquent que les lixiviats sont sursaturés en jarosite et en ferrihydrite (figure 3.24). Les observations visuelles faites lors du démantèlement confirment la présence de précipités de sulfates de fer et d'hydroxydes de fer à la surface des fissures. L'oxydation et la dissolution de minéraux semblent toutefois prédominer la précipitation puisque les graphiques de la cinétique des mesures ponctuelles ne présentent pas de ralentissement dans la production d'éléments (figures 3.143 et 3.15). Les valeurs de compositions chimiques des résidus solides échantillonnés au démantèlement montrent que la lixiviation du cuivre et du zinc est présente sur plusieurs dizaines de centimètres (figure 3.22). La présence probable de l'ion ferrique et de bactéries, conjuguée aux fissures, peuvent expliquer les taux d'oxydation élevés.

D'après les observations faites lors du démantèlement des colonnes et les modélisations géochimiques statiques réalisées sur les lixiviats, une partie du fer et du soufre précipite vraisemblablement à l'intérieur des colonnes. De plus, les métaux peuvent être adsorbés sur les précipités. La présence de minéraux secondaires dans les résidus en début d'essai influence également les concentrations en sulfates et en métaux obtenus

dans les lixiviats par les processus de dissolution et de désorption. C'est pourquoi l'utilisation des résultats géochimiques sont utilisés de façon comparative plutôt que quantitative, en posant comme hypothèse que les résidus des colonnes subissent les mêmes processus. Les résultats des essais de consommation d'oxygène sont utilisés de façon quantitative pour définir l'efficacité des différents scénarios testés.

3.4.3 Épuisement des éléments

Les figures 3.28 à 3.30 présentent la fraction restante des éléments cuivre, zinc et nickel après chaque cycle de rinçage pour tous les essais. Rappelons que les colonnes 3 et 6 simulent un recouvrement en eau pour les six premiers cycles de rinçage, soit 276 jours. Au sixième cycle, on laisse l'eau des colonnes se drainer et les résidus demeurent en contact avec l'air, libres de s'oxyder, pour les cycles de rinçage 7 à 12 (152 jours). On représente alors l'épuisement du cuivre, du zinc et du nickel pour les résidus drainés séparément du recouvrement en eau. Pour ce faire, la masse restante de métaux après 276 jours d'essai, soit la période où les colonnes 3 et 6 simulent le recouvrement en eau, est prise comme la masse initiale de métaux pour 152 derniers jours d'essai, soit la période où les résidus sont drainés.

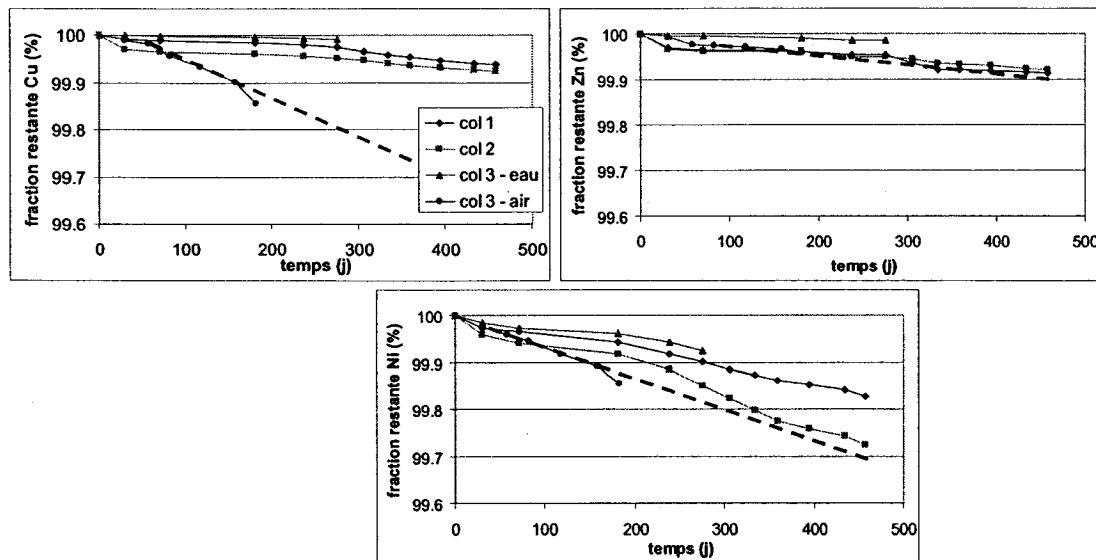


Figure 3.28 : Comparaison de l'épuisements du Cu, Zn et Ni entre les colonnes 1, 2, 3 partie couverte d'eau et 3 partie drainée (le trait hachuré représente l'extrapolation linéaire supposée de la colonne de résidus drainés)

On remarque sur les graphiques 3.28 et 3.29 que la lixiviation des métaux est plus faible pour les colonnes 3 et 6 simulant le recouvrement en eau. Les colonnes 1 et 4 dont la profondeur de la nappe phréatique est environ d'une fois le ψ_{90} des matériaux ne s'épuisent pas nécessairement plus rapidement que celles dont la nappe est maintenue à $\frac{1}{2}$ fois ψ_a (colonnes 2 et 5). Par contre en extrapolant le taux d'épuisement des métaux des colonnes de résidus drainés 3 et 6 par une droite tracé sur les figures 3.28 et 3.29, la tendance indique que la lixiviation des métaux est plus élevée dans ces colonnes. On observe le même comportement avec les colonnes 7 et 8, où l'épuisement en cuivre et en zinc dans la colonne 8 est respectivement de 5 et de 10 % plus élevé après 325 jours comparativement à la colonne 7 (figure 3.30). D'après ces figures, le fait de positionner la nappe phréatique à une distance équivalente à la pression d'entrée d'air du matériau (ici ψ_{90}) ou moins semble réduire la production de métaux lourds en solution.

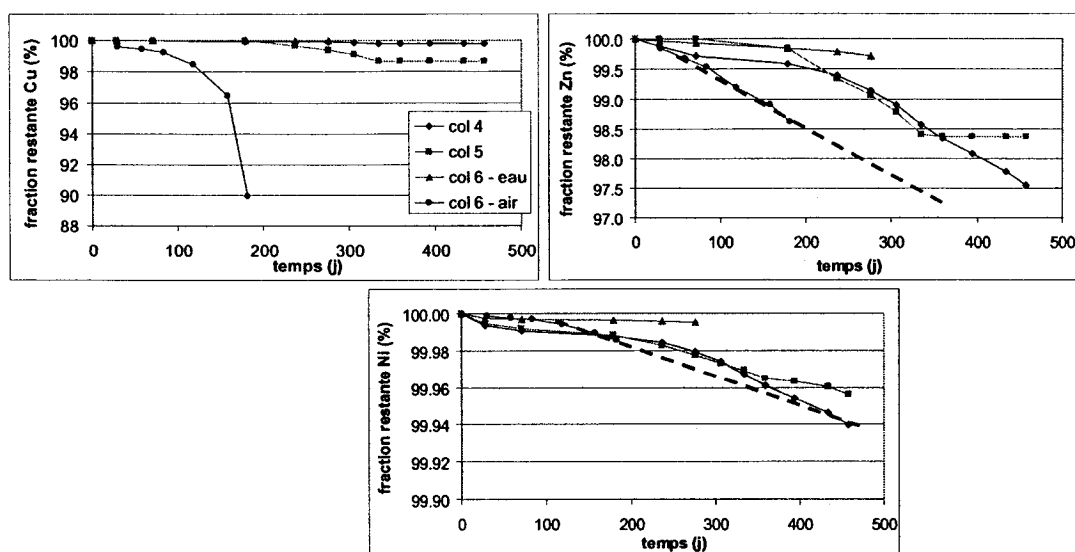


Figure 3.29 : Comparaison de l'épuisements du Cu, Zn et Ni entre les colonnes 4, 5, 6 partie couverte d'eau et 6 partie drainée (le trait hachuré représente l'extrapolation linéaire supposée de la colonne de résidus drainés)

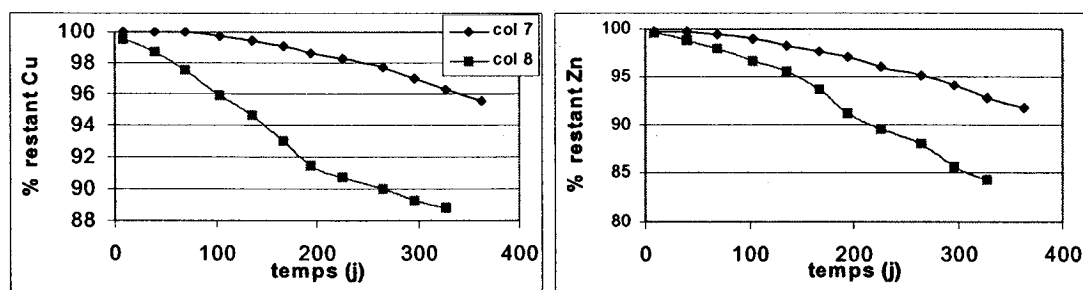


Figure 3.30 : Comparaison de l'épuisement du Cu et Zn entre les colonnes 7 et 8

3.4.4 Efficacité des scénarios étudiés

D'après l'interprétation du comportement géochimique et les flux d'oxygène mesurés lors des essais de consommation d'oxygène, les taux d'oxydation mesurés sur les colonnes de référence drainés sont supérieurs à ceux mesurés sur les colonnes où la nappe phréatique est maintenue élevée en permanence, selon le type de résidus. Des

valeurs d'efficacité des scénarios étudiés, calculée à partir des essais de consommation d'oxygène (équation 2.28), sont présentées au tableau 3.9. Rappelons que l'efficacité est obtenue ici selon la différence entre le flux d'oxygène dans les résidus drainés (colonnes 3 et 6, 6 derniers cycles) et le flux d'oxygène dans les résidus maintenus près de la saturation (colonnes 1, 2, 4 et 5) sur le flux d'oxygène dans les résidus drainés. De même, les flux d'oxygène entre le recouvrement en eau des colonnes 3 et 6 (6 premiers cycles) et les résidus maintenus près de la saturation des colonnes 1, 2, 4 et 5 ont été comparés pour calculer l'efficacité des recouvrements en eau par rapport au contrôle de la nappe phréatique (tableau 3.9). Les résultats obtenus démontrent que la conservation d'un degré de saturation élevé dans les résidus en maintenant la nappe phréatique à un niveau déterminé a une influence sur leur taux d'oxydation et sur la production de DMA par rapport aux résidus drainés. D'après le calcul de l'efficacité, les recouvrements en eau seraient usuellement plus efficaces que le contrôle de la nappe phréatique. Toutefois la réduction du flux d'oxygène par le contrôle de la nappe phréatique, sans être du même ordre de grandeur de ce qui est obtenue par un recouvrement en eau, peut être suffisante pour contrôler l'oxydation des résidus, surtout si ces derniers possèdent un bon pouvoir neutralisant.

Tableau 3.9 : Efficacité des scénarios étudiés

Essais	Efficacité (%)
Col 1 (Lorraine)	47 à 94
Col 2 (Lorraine)	32 à 99
Col 3 (recouvrement eau)	95 à 99
Col 4 (Solbec-Manitou)	25 à 99
Col 5 (Solbec-Manitou)	53 à 98
Col 6 (recouvrement eau)	98 à 99
Col 7 (Aldermac)	27 à 94

Une autre façon de démontrer l'influence du niveau phréatique sur le taux d'oxydation des résidus étudiés est présentée à la figure 3.31, où les derniers flux d'oxygène mesurés par essais de consommation et ceux mesurés en cellule de diffusion sont mis en fonction des degrés de saturation mesurés au démantèlement des essais. Le flux d'oxygène diminue avec l'augmentation du degré de saturation. On remarque aussi que le type de résidu influence le taux d'oxydation. En effet, pour un même degré de saturation, le flux d'oxygène engendré par les résidus Aldermac est supérieur à celui engendré par les résidus Solbec-Manitou, qui lui est plus important que celui engendré par les résidus Lorraine. Cette observation concorde avec la mesure en cellule de diffusion des coefficients de réactivité des résidus (K_r Aldermac $>$ K_r S-M $>$ K_r Lorraine). On doit toutefois noter ici que les fissures dans les résidus Aldermac, observées au démantèlement des colonnes, peuvent influencer positivement le flux d'oxygène.

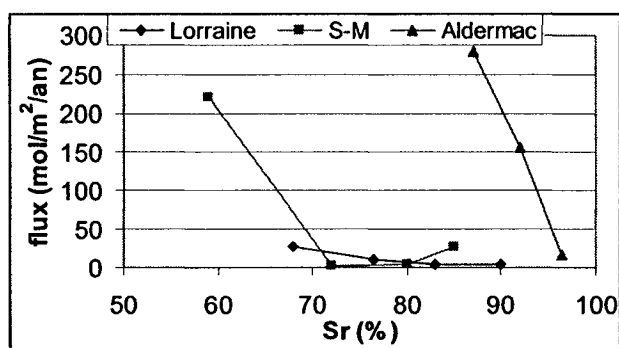


Figure 3.31 : Flux d'oxygène mesurés aux derniers cycles de rinçage et en cellule de diffusion selon les degrés de saturation mesurés au démantèlement des essais

Selon la figure 3.31, pour des résidus moins réactifs, comme ceux du site Lorraine, le degré de saturation n'a pas un impact aussi significatif sur la consommation d'oxygène que pour des résidus réactifs comme ceux du site Aldermac. Pour un changement de degré de saturation de 22 % (allant de 68 à 90 %), le flux d'oxygène passe de 26 à

4 mol/m²/an pour les résidus Lorraine. Pour les résidus S.-M., une variation de 25 % (allant de 59 à 85 %) résulte à une diminution du flux d'oxygène de 220 à 28 mol/m²/an.

Les résultats des essais en colonnes démontrent que le niveau de la nappe phréatique a une influence sur l'oxydation des résidus et la production de DMA. Toutefois, cette influence dépend du coefficient du taux de réaction des résidus.

CHAPITRE IV

PERFORMANCE D'UNE COUVERTURE À EFFET DE BARRIÈRE CAPILLAIRE À GRANDE ÉCHELLE

Les résultats du chapitre précédent ont démontré l'influence du niveau phréatique et du degré de saturation sur la génération d'acide par les rejets de concentrateur. Les essais réalisés sur les résidus miniers de l'ancien site Lorraine montrent qu'il est possible de diminuer leur consommation d'oxygène en les conservant dans un état près de la saturation. Avant d'appliquer ce principe à grande échelle sur un site, on doit s'assurer que les conditions y sont favorables et faire les études nécessaires. Les conditions rencontrées au site Lorraine rendent ce scénario de restauration difficile à implanter. Afin de contrôler la génération d'acide à l'ancien site minier Lorraine, la technique de restauration utilisant une CEBC a été choisie.

Une étude comparant des scénarios de restauration avec couverture monocouche et couverture multicouche favorise cette dernière option. Ce type de recouvrement vise à réduire l'apport d'oxygène aux résidus sous-jacents par le maintien d'un degré de saturation élevé dans une des couches de matériaux le constituant. Des essais en laboratoire (Aubertin *et al.*, 1995, 1997b; Yanful *et al.*, 1999a) et sur des parcelles expérimentales (Yanful *et al.*, 1993, 1999b; Aubertin *et al.*, 1999a ; Bussière, 1999) ont démontré le fonctionnement de cette technique de restauration. Quelques sites miniers ont d'ailleurs fait l'objet d'études spécifiques, notamment le site LTA (Ricard *et al.*, 1997 ; Golder et associés, 1999; Bussière *et al.*, 2003b), le site Equity Silver Mines (Wilson *et al.*, 1995 ; O'Kane *et al.*, 1998 ; Swanson *et al.*, 2003), le site Bersbo (Gustafsson *et al.*, 1999 ; Lundgren, 2001) et le site Kristineberg (Gustafsson *et al.*, 1999; Werner *et al.*, 2001). Toutefois, il existe peu de données pour évaluer leur performance à grandeur réelle et à long terme.

Ce chapitre concerne l'évaluation de la performance d'une CEBC à grande échelle. Les deux premières sections décrivent le site Lorraine, la mise en place du recouvrement multicouche et l'organisation du programme d'auscultation. La troisième section présente les résultats provenant de relevés mensuels des instruments placés dans la couverture, ainsi que les résultats provenant d'essais ponctuels. La modélisation du recouvrement à partir des données de terrain, faite à l'aide des logiciels SoilCover (pour le bilan hydrique) et SEEP/W (pour le comportement hydrique), est rapportée à la dernière section.

4.1 Historique du site Lorraine

Le site minier Lorraine se situe à environ 30 km de Lorrainville dans le canton de Gaboury (figure 4.1), au Témiscamingue. Il fut mis en exploitation en 1964 suivant la découverte, par exploration de surface, d'un gisement polymétallique en 1961 (Lulin, 1990). L'accès au site se fait via la route 382 en direction de Belleterre. Un chemin forestier d'environ 5 km relie la route principale au site.

Le gisement polymétallique, exploité de 1964 à 1968, est encaissé dans une séquence de roches volcaniques mafiques, au contact d'un massif dioritique. La chalcopryrite, la pentlandite, la pyrrhotite et la pyrite sont les principales composantes de la zone minéralisée (Grenier, 1967). La production d'environ 600 000 tonnes de minerai a engendré un tonnage similaire de résidus miniers accumulés dans un bassin d'une superficie de 15,5 hectares, situé près des anciennes infrastructures de la mine. Deux digues ceinturent le parc à résidus miniers au sud et à l'ouest (Aubertin, 1996). La figure 4.2 présente un schéma du site avant sa restauration.

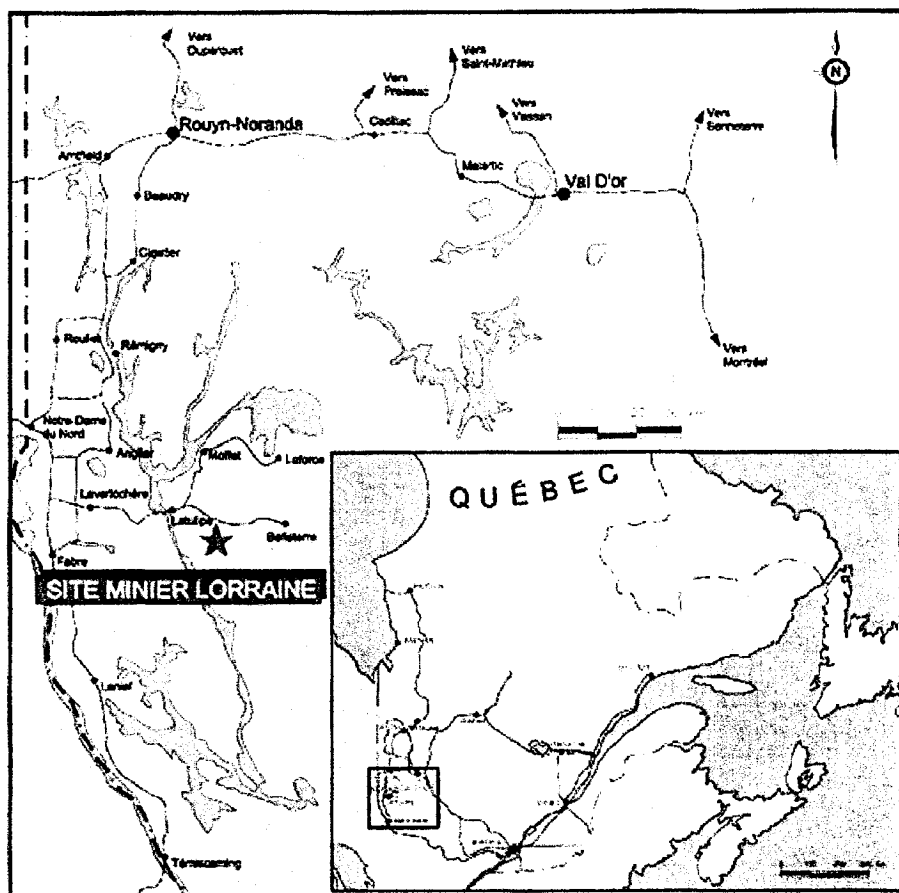


Figure 4.1 : Localisation de l'ancien site minier Lorraine (tiré de Fontaine, 1999a)

Les résidus miniers ont été déposés dans une vallée se drainant vers le sud dans le ruisseau Lett. La topographie originale s'incline légèrement vers le sud et présente un relief montagneux au nord et à l'est du parc à résidus. Le sol, d'environ 2 m d'épaisseur, est composé principalement de dépôts fluvio-glaciaires reposant sur le roc. L'accumulation des résidus miniers sur ce sol varie de quelques centimètres jusqu'à 6 m d'épaisseur. Des essais de perméabilité *in situ* réalisés dans les puits d'observation installés sur le site, et à l'extérieur du site, ont donné des conductivités hydrauliques saturées variant entre $4,3 \times 10^{-7}$ cm/s à 2×10^{-6} cm/s pour le till fluvio-glaciaire, et de 10^{-6} à 10^{-4} cm/s pour les résidus miniers (Entraco, 1996; Jolette, 2001). Le dépôt de résidus

miniers et la construction de digues a modifié le réseau d'écoulement de l'eau de sorte que la surface libre émerge au nord, submergeant les résidus dans cette région. La nappe phréatique plonge vers le sud, laissant une zone non saturée à la surface des résidus dans ce secteur (voir la figure 4.2).

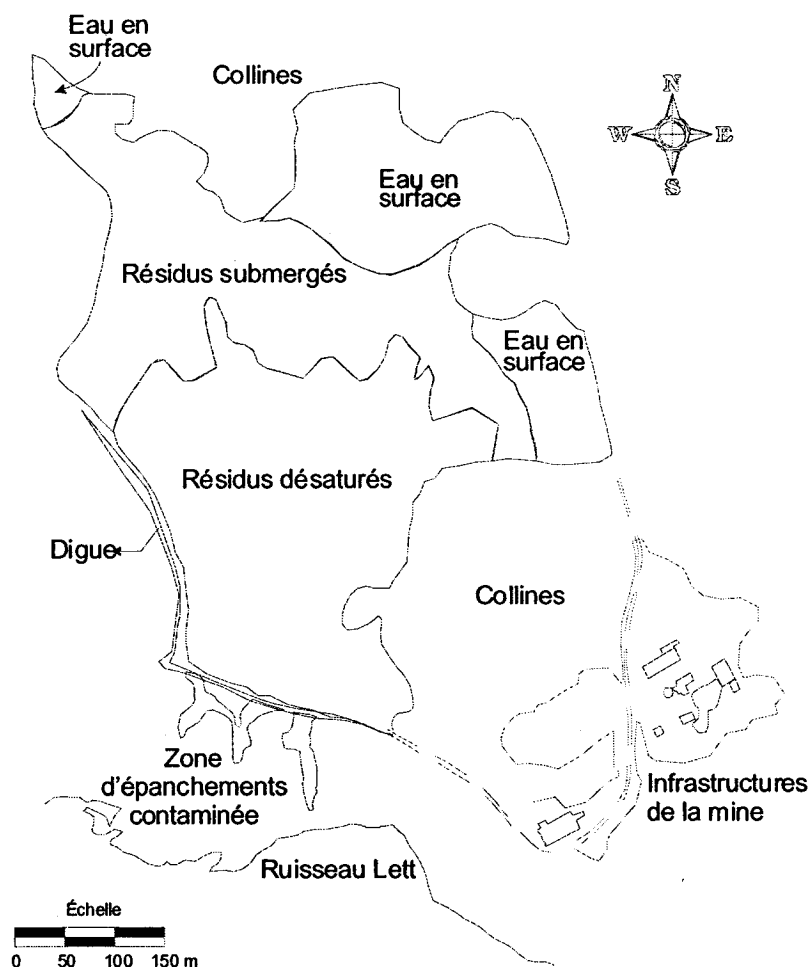


Figure 4.2 : Vue en plan du site Lorraine avant la restauration (tiré de Nastev et Aubertin, 2000)

Le parc à résidus a été laissé à l'abandon pendant environ 30 ans. Durant cette période, les mécanismes d'oxydation des sulfures contenus dans les rejets miniers se sont

enclenchés, conduisant à la formation d'un front d'oxydation variant entre 15 et 120 cm d'épaisseur. Sous ce front, on observe une couche de précipités (*hard pan*) composée entre autres de jarosite et de gypse (Aubertin, 1996). En 1994, le ministère des Ressources naturelles (MRN) entreprit une étude de caractérisation sur l'ancien site minier Lorraine.

Cette étude démontre qu'à cette date l'impact sur le milieu environnant demeure faible. En 1995, une campagne de terrain menée par la firme Entraco a identifié des épanchements contaminés par la formation de drainage minier acide (DMA) au pied de la digue sud (Entraco, 1996). La source du DMA provient des résidus situés dans la zone vadoze du secteur sud du parc. Le pH d'échantillons provenant des épanchements varie entre 2,2 et 2,6. Leur analyse chimique révèle des concentrations élevées en sulfates (3730 à 9190 mg/l) et en métaux (Cu de 0,135 à 0,804 mg/l; Fe de 838 à 3200 mg/l; Ni de 0,21 à 9,5 mg/l; Zn de 0,19 à 1 mg/l).

Les études minéralogiques des échantillons de résidus frais et oxydés, réalisées par diffraction des rayons-X, au microscope optique et à la microsonde électronique, indiquent la présence de hornblende (10-20 %), de chlorite(> 20 %), de feldspaths (5-10 %), d'épidote (5-10 %), de quartz (10-20 %), de magnétite (5-10 %) et de pyrrhotite (5-10 %) (Bernier, 1996). Les minéraux présents en petites quantités dans les résidus frais sont la biotite, l'ilménite, la pyrite, la chalcopryrite et la pentlandite. La fraction oxydée des résidus se caractérise par une altération des minéraux sulfureux et par l'apparition de minéraux secondaires comme le gypse, les hydroxydes de fer et la jarosite. Des essais de prédiction du DMA de type statique (Sobek *et al.*, 1978) ont également été réalisés sur des échantillons de résidus frais. Le potentiel d'acidité se chiffre à 223 kg CaCO₃eq/t, tandis que le potentiel de neutralisation est de 23 kg CaCO₃eq/t. Les résidus possèdent un potentiel de neutralisation net de -200 kg CaCO₃eq/t et s'avèrent être générateurs d'acide (Bernier, 1996). On attribue le faible potentiel de neutralisation à l'absence, dans les résidus échantillonnés, de minéraux

carbonatés à fort potentiel de neutralisation et à l'abondance de minéraux silicatés moins réactifs.

Après la caractérisation de l'ancien site minier, le MRN a entrepris sa restauration en 1997. L'étude préliminaire d'Aubertin (1996) qui porte sur des scénarios de recouvrement démontre la faisabilité de la construction d'une couverture à effets de barrière capillaire (CEBC). Des analyses numériques sur le bilan hydrique, l'hydrogéologie du site et le comportement hydrique de la couverture ont été réalisées par la firme Soprin-ADS (devenue Dessau-Soprin) pour répondre à des questions spécifiques concernant la conception finale de l'ouvrage. Les détails de ces analyses se trouvent dans Nastev (1998) et un résumé a été présenté par Nastev et Aubertin (2000). Mentionnons que le programme de restauration du site minier Lorraine comprenait également le nivellement de la surface du parc à résidus, la gestion des sols contaminés à l'extérieur du parc à résidus et l'aménagement d'un système de traitement passif au pied des digues sud et ouest. Ce système fait l'objet d'un suivi dont les résultats se trouvent dans le rapport final de Bernier (2002b) et dans Bernier *et al.* (2001, 2002).

La construction de la CEBC a débuté au cours de l'été 1998 pour être complétée au printemps 1999 sous la supervision de la firme Dessau-Soprin (Fontaine, 1999a, 1999b). Les travaux dans les zones où les résidus sont saturés ont été effectués en hiver pour faciliter la circulation des équipements lourds, les sols gelés offrant une meilleure portance. La figure 4.3 présente une vue du parc à résidus miniers avant et après la mise en place de la couverture. Après sa construction, la CEBC a fait l'objet d'un programme de suivi pour évaluer sa performance réelle. Ce programme d'auscultation est inspiré des travaux réalisés sur les cellules expérimentales construites en 1995 au site Manitou (Aubertin *et al.*, 1999a). Les détails concernant la CEBC et son suivi sont présentés dans les sections suivantes.

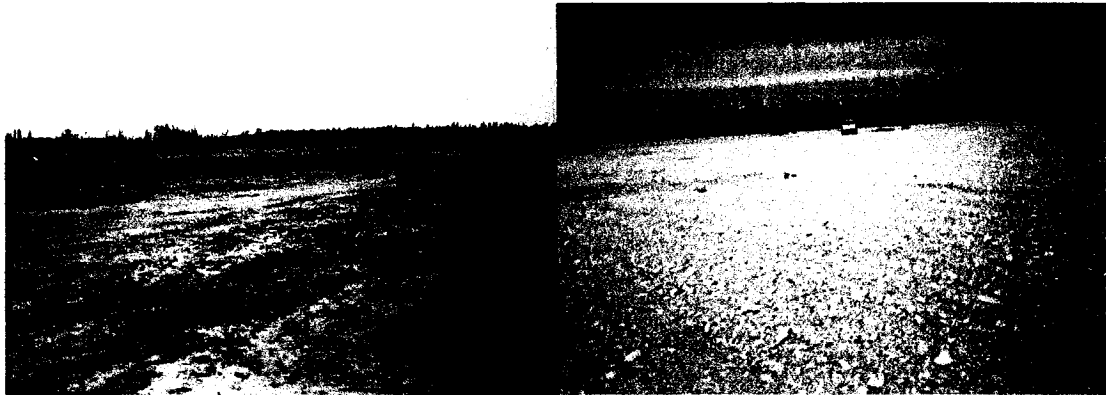


Figure 4.3 : Vue du parc à résidus miniers a) avant l'installation de la couverture et b) après l'installation de la couverture

4.2 Description de la CEBC

La CEBC mise en place au site Lorraine est formée de trois couches de matériaux meubles. L'assemblage de ces couches, composées de matériaux aux caractéristiques hydrogéotechniques différentes, permet la création d'effets de barrière capillaire aux interfaces. Ces effets de barrière capillaire (décrits à la section 2.3) aident à maintenir un degré de saturation élevé en permanence dans la couche du milieu. Ces effets dépendent des propriétés hydrogéotechniques des matériaux choisis et de leur agencement. La détermination des caractéristiques physiques joue un rôle prépondérant dans la conception du recouvrement multicouche. Les points suivants résument les propriétés des matériaux ciblés pour la construction de la CEBC, les aspects reliés à la conception et à la construction pertinents à cette étude, ainsi que l'instrumentation du site en vue de l'auscultation de la CEBC.

4.2.1 Caractérisation des matériaux en laboratoire

Les matériaux utilisés pour la construction de la CEBC proviennent de bancs d'emprunt situés dans un rayon de 10 km autour du site Lorraine (le plus près étant à 150 m et le plus éloigné à 10 km). Les résultats des essais en laboratoire sur les échantillons de matériaux provenant des bancs d'emprunt sont détaillés dans l'Addenda n° 1 et les annexes 7, 8 et 9 du devis de construction (MRN, 1998), ainsi que dans les rapports d'Aubertin (1998) et Aubertin *et al.* (1999b). La caractérisation des matériaux a porté sur les propriétés suivantes : la granulométrie (BNQ 2560-040, ASTM D422-63), la densité relative des grains (ASTM D854-91), les limites de consistance (ASTM D4318-84), la courbe de compactage (ASTM 1557-91), la conductivité hydraulique saturée (ASTM D5084-90, D5856-95), la courbe de rétention d'eau (en Tempe Cell) et le coefficient de diffusion de l'oxygène. Des répliques ont été utilisés pour la caractérisation des matériaux de s'assurer de la qualité des résultats obtenus. On utilise la moyenne des résultats obtenus. Le tableau 4.1 résume les caractéristiques de base des sols testés en laboratoire. Selon la classification USCS (Holtz et Kovacs, 1981), le matériau fin constituant la couche de rétention d'eau est un silt inorganique non plastique (ML), identifié comme silt dans cette étude. Le matériau granulaire utilisé dans les couches de bris capillaire et de protection se classe comme un sable uniforme (SP-SM), identifié comme sable dans cette étude. Les essais de compactage sur le silt donnent, en moyenne, une masse volumique sèche maximale de $1,826 \text{ g/cm}^3$ et une teneur en eau massique optimale de 14,6 %. Ces valeurs sont de $1,778 \text{ g/cm}^3$ et de 16 % pour le sable.

Tableau 4.1 : Propriétés de base des matériaux (tiré de Aubertin *et al.*, 1999b)

Propriété	Silt	Sable
Granulométrie		
D ₁₀ (mm)	0,001 à 0,0021	0,06 à 0,15
D ₃₀ (mm)	0,002 à 0,0038	0,085 à 0,22
D ₆₀ (mm)	0,0051 à 0,015	0,15 à 0,5
C _u	5,1 à 7,1	2,5 à 3,33
C _c	0,5 à 0,8	0,64 à 0,8
D _r	2,76	2,70
Limites de consistance		
w _l (%)	23,6 à 28,4	-
w _p (%)	nul à 24,9	-
I _p (%)	nul à 3,5	-
Compactage		
ρ _d max (g/cm ³)	1,724 à 1,928	1,778
w _{opt} (%)	10,6 à 18,5	16

Les tableaux 4.2 et 4.3 résument, respectivement, les résultats obtenus lors des essais de perméabilité et des essais de rétention d'eau. La mesure de ces propriétés dépend de l'état du matériau en place. Pour des indices des vides e variant de 0,48 à 0,92, la conductivité hydraulique saturée du silt varie de 2×10^{-6} cm/s à 1×10^{-5} cm/s, et elle est de 7×10^{-3} cm/s pour le sable. Des essais de perméabilité avec cycles de gel-dégel ont également été réalisés sur le silt. La figure 4.4 présente l'évolution de la conductivité hydraulique saturée du silt en fonction de l'indice des vides selon les cycles de gel-dégel. L'indice des vides augmente d'environ 0,1 avec les cycles de gel-dégel, toutefois les valeurs mesurées de k_{sat} demeurent dans le même ordre de grandeur. On note toutefois des valeurs de perméabilité élevées (2 ordres de grandeur de plus) au cinquième cycle pour 2 des 3 essais. Ces résultats sont probablement erronés puisqu'au

dixième et au quinzième cycle, la perméabilité est de nouveau de l'ordre 10^{-5} à 10^{-6} cm/s. Les détails de ce type d'essai sont donnés au chapitre 5.

Tableau 4.2 : Conductivité hydraulique des matériaux échantillonnés (tiré de Aubertin *et al.*, 1999b)

Indice des vides	Silt (cm/s)	Sable (cm/s)
0,485	$2,74 \times 10^{-6}$	
0,619	$5,85 \times 10^{-6}$	
0,625		$7,28 \times 10^{-3}$
0,731	$2,58 \times 10^{-6}$	
0,75	$1,06 \times 10^{-5}$	
0,75	$4,59 \times 10^{-6}$	
0,837	$3,97 \times 10^{-6}$	
0,859	$1,04 \times 10^{-5}$	
0,923	$2,15 \times 10^{-6}$	

La capacité de rétention d'eau du silt échantillonné lui permet de conserver un degré de saturation élevé pour des succions allant jusqu'à 2 m d'eau et plus. Tel que mentionné au chapitre 2, la teneur en eau élevée de la couche de rétention d'eau d'une CEBC réduit la diffusion de l'oxygène vers les résidus miniers réactifs. En effet, on se rappelle que le flux d'oxygène est proportionnel au coefficient de diffusion effectif du matériau, lequel dépend de son degré de saturation (Collin et Rasmuson, 1988; Aubertin *et al.*, 1995, 1999a, 2000a; Aachib *et al.*, 2004). La figure 4.5 présente les coefficients de diffusion effectifs (D_e) mesurés en laboratoire selon les degrés de saturation des matériaux testés. La courbe correspondant au modèle de Collin et Rasmuson (1988), permettant l'estimation de D_e en fonction du degré de saturation, est également tracée sur la figure 4.5, pour des porosités de 0,38 et 0,43. On remarque que pour un degré de saturation de 92 %, le D_e est de 1×10^{-9} m²/s. La caractérisation des matériaux en

laboratoire a servi à la conception du recouvrement multicouche. Ce sujet est abordé au point suivant.

Tableau 4.3 : Pression d'entrée d'air des matériaux échantillonnés (tiré de Aubertin et al., 1999b)

Indice des vides	Silt (m d'eau)	Sable (m d'eau)
0,62	2,9	
0,62		0,25
0,62	4	
0,72	5	
0,74	3,5	
0,75	6,3	
0,76	2	
0,85	2	

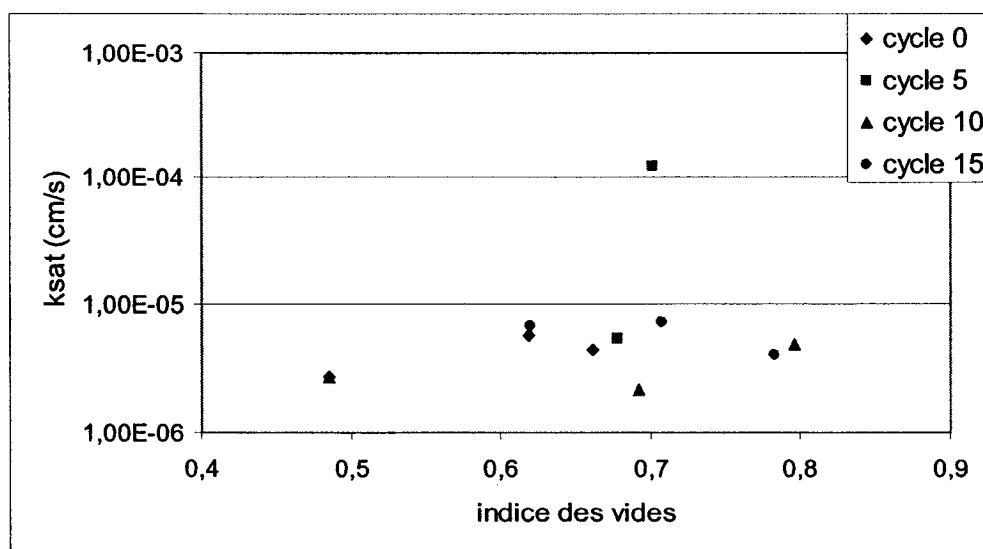


Figure 4.4 : Conductivité hydraulique saturée du silt en fonction des cycles de gel-dégel

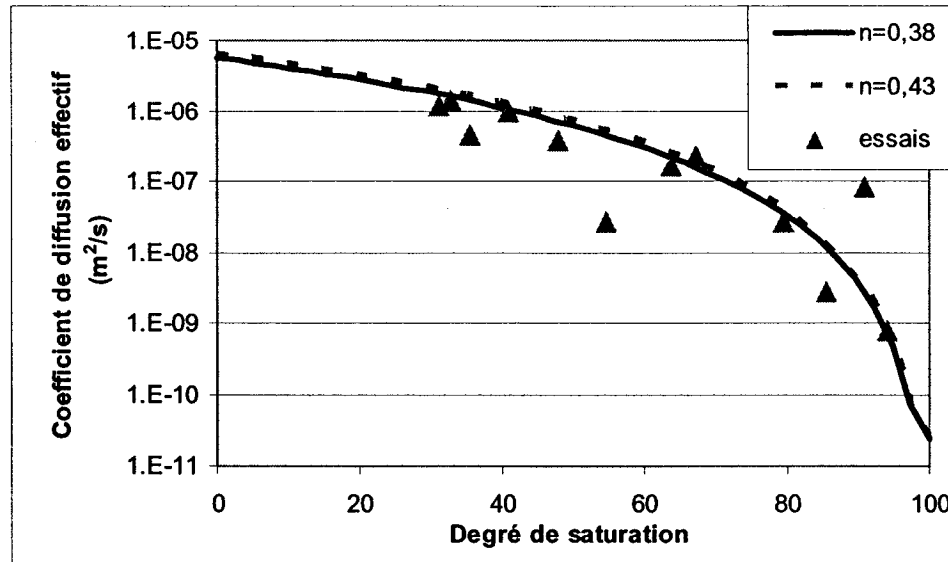


Figure 4.5 : Coefficients de diffusion effectifs du silt en fonction du degré de saturation et modèle de Collin et Rasmuson (1988) pour des porosités de 0,38 et 0,43

4.2.2 Conception et construction du recouvrement multicouche

Une modélisation hydrogéologique a été réalisée à partir des propriétés des matériaux caractérisés en laboratoire, afin d'obtenir un design optimal du recouvrement multicouche. Les détails de la modélisation numérique, utilisée pour répondre à diverses questions concernant la conception de la CEBC, se trouvent dans le rapport technique de conception (Nastev, 1998) et dans Nastev et Aubertin (2000). Le logiciel HELP (Schroeder *et al.*, 1994) a d'abord servi à estimer le taux d'infiltration dans la couverture et les conditions de drainage suivant la mise en place du recouvrement. Puis, le réseau d'écoulement de l'eau souterraine suivant l'installation du recouvrement a été déterminé à l'aide du logiciel MODFLOW® (McDonald et Harbaugh, 1988). Les résultats obtenus, plus particulièrement l'élévation de la nappe phréatique, ont été utilisés pour la modélisation de l'écoulement de l'eau en condition non saturée, dans le

recouvrement multicouche. L'analyse numérique du comportement hydrogéologique de la couverture selon différents scénarios et conditions d'infiltration a été réalisée à l'aide du logiciel SEEP/W (Geoslope Intl, 1996). Le logiciel WATAIL (Scharer *et al.*, 1993) a été utilisé pour modéliser l'évolution des processus d'oxydation avec et sans couverture.

La configuration finale du recouvrement a été établie suivant l'étude paramétrique de l'hydrogéologie du site et l'évaluation du flux d'oxygène à travers la couverture pour chacun des scénarios (Nastev et Aubertin, 2000). La configuration finale du recouvrement a été établie comme suit (du bas vers le haut) : 1) une couche d'assise constituée de 30 cm de sable créant le bris capillaire entre les résidus miniers sulfureux et la couche à granulométrie fine, 2) une couche de rétention d'eau de 50 cm d'épaisseur, faite de silt limitant l'infiltration d'eau et la diffusion des gaz, 3) une couche de surface composée de sable et gravier, de 30 cm d'épaisseur, protégeant la couche de silt contre l'évaporation et les intrusions biologiques. Cette dernière couche servira plus tard de base pour la revégétation du site. La figure 4.6 représente la CEBC, construite sur les résidus miniers, dans le secteur de la digue sud. Il est à noter que la couche de sable du bas et la couche de silt s'arrêtent au-dessus de la digue. La digue est constituée de rejets miniers grossiers dont les propriétés hydrogéotechniques leur permettent de remplacer le sable du bas comme bris capillaire. Une couche de till, placée directement sur les résidus miniers grossiers de la digue, agit comme couche de rétention d'eau. Étant donné que ce matériau provient en partie du même banc d'emprunt que le silt, on lui attribuera les caractéristiques de ce dernier pour la suite de l'étude. La couche de protection composée de sable et de gravier repose sur le till.

Il faut aussi rappeler l'installation d'un système de traitement passif au pied des digues sud et ouest qui traite les exfiltrations acides provenant du site. En effet, l'eau acide produite générée avant la restauration du site doit être traitée pour améliorer sa qualité avant d'être retournée dans l'environnement. Les drains, aménagés *via* des tranchés,

sont constitués de pierres calcaires (à l'ouest) et de pierres dolomitiques (au sud). Des membranes géotextile – bentonite recouvrent la pierre dolomitique de calibre 20-56 mm installée dans les trois tranchées d'une longueur variant entre 20 et 40 m. À l'ouest, une géomembrane en polyéthylène installée dans la tranchée enrobe la pierre calcaire de calibre 20 mm. Le drain calcaire mesure environ 50 m de longueur. Un recouvrement de till est mis en place par couches de 20 cm sur les drains dolomitiques et calcaire. Plus de détails sur la conception, la construction de ces drains se trouvent dans Fontaine (1999a, 1999b), Bernier *et al.* (2001, 2002) et Bernier (2002b).

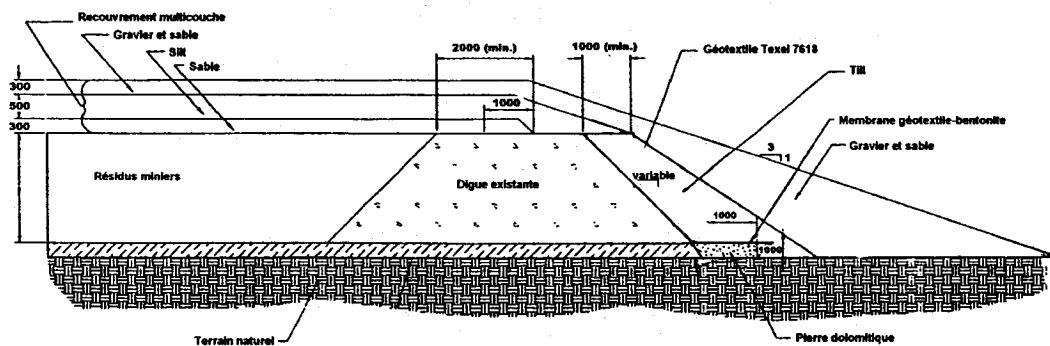


Figure 4.6 : Section du recouvrement multicouche dans le secteur de la digue sud (tirée de Fontaine, 1999a)

La construction du recouvrement multicouche a été effectuée durant l'automne 1998 et l'hiver 1999. Les travaux ont été poursuivis l'hiver pour assurer une meilleure portance de la fondation (résidus miniers) lors du passage d'équipements lourds. Durant la construction de la couverture, un contrôle de l'indice des vides (*via* la compacité relative à l'optimum Proctor) a été effectué sur les couches de bris capillaire et de rétention d'eau, car la mise en place de ces matériaux influence leurs propriétés hydrogéotechniques. Le devis (MRN, 1998) spécifiait l'obtention de 90 % de l'optimum pour le poids unitaire sec (γ_d) des couches de sable et de silt. Le tableau 4.4 résume les résultats obtenus des essais *in situ* réalisés pendant et après la construction

de la CEBC. La masse volumique sèche moyenne du silt est de 1709 kg/m^3 (en moyenne 91 % de l'*optimum* Proctor), ce qui correspond à un indice des vides moyen de 0,61 ($n = 0,38$). La valeur obtenue pour la couche inférieure de sable se chiffre à 1734 kg/m^3 (en moyenne 91 % de l'*optimum* Proctor) avec un indice des vides moyen de 0,57 ($n = 0,36$). Aucun essai n'a été fait sur la densité de la couche de sable de surface. Pour les besoins d'interprétation à la section suivante, on suppose que son indice des vides est de 0,57 ($n = 0,36$). On pose comme hypothèse qu'il est semblable à celui de la couche inférieure de sable puisque les matériaux utilisés sont similaires et que la méthode de mise en place est la même dans les deux cas. Les résultats des essais sur les caractéristiques des matériaux *in situ* se trouvent dans le rapport de Fontaine (1999b).

Tableau 4.4 : Compacité in situ des couches de sable du bas et de silt (tiré de Aubertin *et al.*, 1999b; Fontaine, 1999b)

Secteur	Compacité (%)	Masse vol. sèche (kg/cm^3)	Indice des vides
Secteur A – silt (au sud-est)	93	1672	0,64
Secteur B – silt (à l'ouest)	89	1623	0,69
Secteur C – silt (au nord)	87	1549	0,77
Station B-5 – silt	92	1762	0,55
Station A-4 – silt	95	1821	0,5
Station B-7 – silt	92	1771	0,54
Entre les piézomètres 3 et 4	92	1767	0,55
Secteur A – sable du bas	96	1824	0,49
Secteur B – sable du bas	90	1688	0,61
Secteur C – sable du bas	88	1690	0,61

Des analyses granulométriques ont également été réalisées pendant et après la construction de la CEBC pour s'assurer que les matériaux en place respectent les

critères établis lors de la conception. Les exigences granulométriques, spécifiées dans le devis de construction, pour les sols composant les différentes couches de la CEBC sont (MRN, 1998):

Couverture multicouche sur le parc à résidus

Couche d'assise :	100 % passant le tamis 100 mm
	35 % à 100 % passant le tamis 5 mm
	0 à 15 % passant le tamis 80 μ m
Couche de rétention d'eau :	100 % passant le tamis 5mm
	70 % à 100 % passant le tamis 80 μ m
Couche de protection :	100 % passant le tamis 200 mm
	70 % à 90 % passant le tamis 80 mm
	0 à 40 % passant le tamis 5 mm

Couverture multicouche sur les digues

Couche de rétention d'eau :	100 % passant le tamis 100 mm
	40 % à 100 % passant le tamis 80 μ m
Couche de protection :	100 % passant le tamis 100 mm
	0 à 65 % passant le tamis 5 mm
	0 à 10 % passant le tamis 80 μ m

Les essais granulométriques sur les matériaux en place montrent un D_{10} moyen de 0,0027 mm pour le silt, de 0,09 mm pour le sable de la couche inférieure et de 0,27 mm pour le sable de la couche supérieure, avec un coefficient d'uniformité C_u de 15 pour le

silt, de 15 pour le sable du bas et de 35 pour le sable du haut. Il est possible d'estimer la conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) des matériaux en place à partir de ces propriétés géotechniques de base par la relation présentée au chapitre 3 (équation 3.1). Les valeurs estimées à l'aide de l'équation 3.1 pour le silt, le sable du bas et le sable du haut sont, respectivement, $9,2 \times 10^{-6}$ cm/s, $7,5 \times 10^{-3}$ cm/s et 9×10^{-2} cm/s.

A partir des propriétés géotechniques de base, il est également possible d'évaluer le $\psi_{a,MK}$ des matériaux en place (équation 3.9). On obtient des valeurs de 3,2 m d'eau pour le silt, 0,2 m pour le sable de la couche inférieure et 0,07 m pour le sable de la couche supérieure. Les estimés de la conductivité hydraulique saturée et du ψ_a sont dans le fuseau des résultats d'essais en laboratoire. Les caractérisations, en laboratoire et *in situ*, des matériaux utilisés dans la couverture servent à l'interprétation des résultats de l'auscultation et à la modélisation du comportement hydrique de la CEBC, présentées aux sections suivantes.

4.2.3 Instrumentation du site

L'instrumentation et le suivi du comportement hydrique de la CEBC ont débuté en mai 1999. Ce suivi vise à évaluer la capacité de la couverture à inhiber la migration d'oxygène vers les résidus miniers réactifs pour limiter la génération de DMA. Dans ce but, divers essais ont été réalisés au cours des étés 2000 et 2001. La description des essais d'infiltration et de consommation d'oxygène à long terme se trouve à la section 4.3 de ce chapitre, avec les résultats de l'auscultation du site.

Des instruments ont été installés dans la couverture durant la première semaine du mois de mai 1999. La sélection et la position des instruments reposent sur des études réalisées en laboratoire et en cellules expérimentales au cours des années précédentes (Aubertin *et al.*, 1995, 1997b, 1999a; Aachib, 1997; Bussière, 1999). Les paramètres

mesurés dans les différentes couches de la CEBC sont la teneur en eau volumique et la succion matricielle. La mesure de ces deux paramètres permet d'observer les effets de barrière capillaire, anticipés par la modélisation numérique, et d'évaluer l'efficacité du recouvrement.

La teneur en eau volumique est mesurée par la méthode de réflectométrie dans le domaine du temps (RDT) qui utilise la propagation d'ondes électromagnétiques (EM) pour mesurer la teneur en eau volumique du milieu. L'appareil servant à la prise de mesure (système TRASE de la compagnie *Soil Moisture*) envoie une onde EM pulsée le long d'une ligne de transmission enfouie dans le sol, puis il mesure la vitesse de déplacement et l'atténuation de l'amplitude de l'onde. Ces paramètres dépendent de la constante diélectrique du milieu qui est reliée à sa teneur en eau volumique. La relation utilisée dans cette étude est celle proposée par le manufacturier et introduite dans l'appareil de mesure TDR Trase System I (Soilmoisture, CA). Les articles de Topp *et al.* (1980), Zegelin *et al.* (1992) de même que White et Zegelin (1995), donnent plus de détails concernant la technique RDT. La précision des mesures de teneur en eau volumique est de l'ordre de $\pm 0,01$.

La succion est mesurée par des blocs de matrice granulaire Watermark de la compagnie *Irrrometer*. Le principe est basé sur la mesure de la résistance électrique du milieu en fonction de sa teneur en eau. Ainsi, le bloc inséré dans le sol s'équilibre avec les conditions environnantes et donne une résistance électrique qui est transformée par l'appareil de mesure en succion. La relation entre la résistance électrique, mesurée par l'appareil, et la succion matricielle est linéaire. Ce type de capteur est simple d'utilisation. Il ne requière pas d'entretien, n'est pas sujet au froid et ne se dissout pas (contrairement aux blocs de gypse). Le capteur donne des résultats fiables pour des succions entre 2 et 80 kPa. La précision du capteur est de ± 1 kPa. Plus d'informations sur cette technique se trouvent dans la littérature (e.g. Campbell et Gee, 1986; White et Zegelin, 1995, Shock *et al.*, 1999).

Au total, vingt stations instrumentées ont été installées selon 3 axes où chaque station est espacée de 50 m. Leur emplacement est présenté sur un schéma du site à la figure 4.7. Le transect A, comprenant sept stations, traverse l'ancien parc à résidus d'est en ouest, et se termine vis à vis du drain calcaire. Le transect B traverse le site du nord au sud, et s'arrête devant le drain dolomitique 3. Sur les dix stations que comprend ce transect, huit d'entre elles se trouvent sur le dessus du parc. Les deux autres stations se situent au pied et au milieu de la pente de la digue sud. Le transect C est localisée dans la «zone humide» de l'ancien parc à résidus. À cet endroit, la nappe phréatique affleure à la surface des résidus miniers dont l'état s'approche de la saturation. Ce transect comprend trois stations, partant de la station A-6 en direction nord. Chaque station des trois lignes comporte quatre sondes RDT et quatre sondes Watermark. Une paire de chaque instrument est posée horizontalement au milieu de chaque couche de sable. Deux paires sont également installées horizontalement dans la couche de silt à 10 cm et à 25 cm de l'interface supérieure sable-silt. Les stations faisant exception sont les stations B-9, B-10 et C-3.

À la station B-9, 1 m de till recouvre les résidus miniers constituant la digue. Deux paires d'instruments ont été posées dans le till, à 30 cm et 60 cm sous la surface. La stratigraphie de la couverture à la station B-10 comprend une couche de 1 m de till reposant sur une épaisseur indéterminée de silt qui recouvre, vraisemblablement, les rejets miniers composant la digue. Des paires d'instruments sont installées à 10 cm et à 60 cm de la surface dans le till, ainsi qu'à 15 cm et à 30 cm de l'interface till-silt. Lors de l'installation des instruments à la station C-3, les couches de silt et de sable du bas étaient encore gelées à cet endroit. Une paire d'instrument se trouve au milieu de la couche supérieure de sable et l'autre paire, dans le haut de la couche de silt. Il est à noter qu'aux stations B-9 et B-10, la stratigraphie observée diffère de celle mise en plan dans le rapport de Fontaine (1999a).

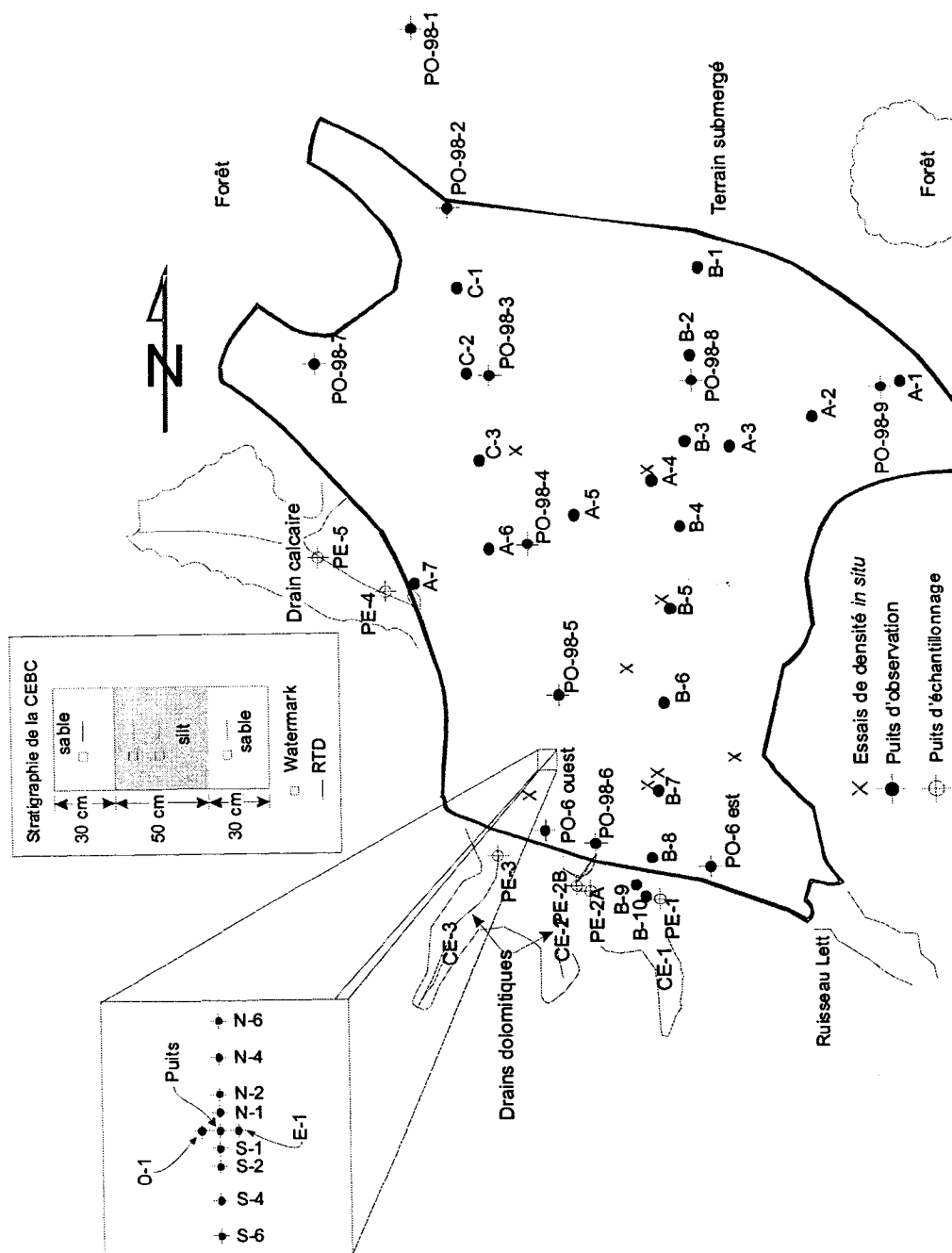


Figure 4.7 : Localisation des stations de mesure, des puits d'observation et des essais de densité en place sur la CEBC

Selon les plans, la couche de protection, composée de sable et gravier, repose sur un géotextile placé sur la couche de rétention d'eau faite de till. Des travaux supplémentaires de caractérisation sur les digues ont été réalisés pendant l'été 2001. L'objectif de ces travaux consistait à déterminer les teneurs en eau volumiques dans les différentes couches de matériaux, ainsi que de vérifier la stratigraphie de la couverture sur les pentes des digues par rapport aux observations faites à la station B-9. Deux tranchées ont été creusées à l'aide d'une pelle mécanique au milieu des digues sud et ouest. Il était prévu que l'atteinte du géotextile ou des résidus miniers entraînait l'arrêt des travaux d'excavation. Des échantillons de sol ont ensuite été prélevés à différentes profondeurs. Le remblayage de la tranchée suivait l'échantillonnage et complétait les travaux.

L'échantillonnage des matériaux dans les tranchées donne des degrés de saturation variant entre 16 % et 34 % pour la digue sud et entre 25 % à 48 % pour la digue ouest. Ces valeurs confirment les données obtenues à la station B-9 (située au milieu de la pente de la digue sud) dont les degrés de saturation oscillent entre 40 % et 60 % pour la sonde RDT placée à 30 cm sous la surface, et entre 60 % et 80 % pour celle placée à 60 cm sous la surface. Ces degrés de saturation sont insuffisants pour contrer efficacement la diffusion de l'oxygène. Il était important de vérifier que les observations faites à la station B-9 ne s'appliquent que localement. La tranchée creusée sur la digue ouest montre que la station B-9 a été installée à un endroit particulier et les observations en ce lieu ne seraient pas représentatives de l'ensemble de ce secteur. C'est pourquoi les données recueillies à cette station ne seront pas présentées dans cette étude. La stratigraphie à la station B-10 comprend 0,9 m de till sur plus de 0,7 m de silt. Les instruments de cette station, située au pied de la digue, ne sont pas installés dans la CEBC mais probablement dans le till et le terrain naturel. Les observations faites à cette station ne sont pas représentatives de la CEBC. Les données recueillies à cette station ne sont pas représentées dans cette étude.

L'auscultation du site comprend également l'installation de puits d'observation dans les résidus, ainsi qu'à l'entrée et à la sortie des drains dolomitiques et calcaires qui traitent les eaux d'exfiltration du parc à résidus. Les puits d'observation sont localisés sur une vue en plan, à la figure 4.7. Ils fournissent de l'information sur l'évolution de la position de la surface piézométrique, et ils permettent l'échantillonnage de l'eau interstitielle dans les résidus, ainsi qu'à l'entrée et à la sortie des systèmes de traitement passif. Les puits d'observation, en PVC, traversent le recouvrement pour aboutir dans les résidus miniers sulfureux, de 4,25 m à 4,8 m de profondeur. La partie crépinée du puits s'étend sur 1,5 m de haut. Étant donné la position des crépines, l'eau interstitielle échantillonnée par des pompes Wattera installées dans chaque puits, provient de la partie inférieure du parc à résidus. Cette eau est peu contaminée par le DMA formé près de la surface dans la zone vadose des résidus miniers. Toutefois, l'eau échantillonnée au puits PO-6, situé à proximité de la digue sud où la surface piézométrique est basse, présente les conditions d'oxydation qui prévalent dans ce secteur. L'évolution de la qualité de l'eau dans ce puits reflèterait donc (du moins en partie) les changements apportés après l'installation du recouvrement.

La qualité de l'effluent à l'entrée et à la sortie des drains dolomitiques et du drain calcaire est également évaluée lors de l'échantillonnage mensuel. L'installation de débitmètres à la sortie des systèmes de traitement à l'été 2001 permet de calculer les charges en métaux émises dans l'environnement de même que le temps de résidence dans les drains. La mesure du débit permet également de calibrer le modèle numérique du site, présenté à la section 4.4. La performance des drains comme système de traitement passif du DMA n'est pas abordée dans cette étude et plus d'informations sur cet aspect se trouvent dans Bernier *et al.* (2001, 2002) et Bernier (2002b).

Les débitmètres sont formés d'un réceptacle, dont une des extrémités est entaillée en forme de V, et d'un capteur de pression submersible. Le réceptacle collecte l'eau sortant du drain par un tuyau en PVC et s'emplit jusqu'à une certaine hauteur au-dessus

de l'encoche en V (voir figure 4.8). Le débit d'eau est directement proportionnel à la distance entre la base du triangle d'écoulement (encoche en V) et la surface de l'eau. Cette distance est déduite des mesures de pression enregistrées par le capteur à l'arrière du réceptacle. La relation entre le débit et la hauteur d'eau suit une loi de puissance de la forme suivante (Hossain, 1983) :

$$Q_d = a_d h_d^{b_d} \quad (4.1)$$



Figure 4.8 : Débitmètre installé à la sortie du drain dolomitique 2

L'installation des débitmètres, à la sortie des drains dolomitiques 1, 2 et 3, a été faite au cours du mois de juin 2001. L'installation du débitmètre à la sortie du drain calcaire pourrait être réalisée lors d'une étape subséquente puisqu'il ne comporte pas de sortie semblable à celles des drains dolomitiques, et qu'il nécessite un réaménagement du fossé collectant l'eau traitée. L'équipement placé aux drains dolomitiques a été retiré au mois d'octobre 2001, lors de la dernière visite annuelle au site Lorraine, pour éviter

tout bris attribuable au froid hivernal. Il a été remis en place au cours de l'été 2002. Les lectures de débits, obtenues pour les périodes estivales 2001 et 2002, sont présentées à la section suivante.

4.3 Auscultation de la CEBC

Tel que mentionné auparavant, les lectures provenant des instruments installés dans la CEBC permettent d'évaluer son comportement hydrique, ainsi que sa capacité à contrôler la diffusion d'oxygène. Les mesures mensuelles de succion, de teneur en eau volumique et de qualité de l'eau prises durant les saisons estivales 1999 à 2003 sont présentées dans cette étude. Les mesures faites à l'année 2004 ne sont pas incluses ici. Des travaux de terrain complémentaires ont été effectués au cours des étés 2000 et 2001. Ces travaux ont été réalisés à travers la Chaire Industrielle CRSNG Polytechnique-UQAT en environnement et gestion de rejets miniers, avec une aide financière complémentaire de la part du Fonds québécois de la recherche sur la nature et les technologies (anciennement Fonds pour la formation des chercheurs et l'aide à la recherche), et de la Fondation de l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (FUQAT).

Le premier point de cette section 4.3 fait part des résultats des mesures des sondes RDT et Watermark, suivi de l'évolution de la qualité de l'eau et au troisième point par les résultats des mesures de débit pour les étés 2001 et 2002. Les essais de consommation d'oxygène modifiés, réalisés à l'été 2000, se trouvent au quatrième point et fournissent des indications sur le flux d'oxygène à travers la couverture vers les résidus miniers réactifs. Le cinquième point présente les essais d'infiltration réalisés lors de la campagne de terrain 2001, lesquels mesurent le taux d'infiltration dans la couche de rétention d'eau et permettent d'évaluer ponctuellement sa conductivité hydraulique saturée.

4.3.1 Comportement hydrique de la CEBC

Rappelons que la fonction principale du recouvrement multicouche au site Lorraine consiste à limiter la diffusion de l'oxygène vers les résidus réactifs, ce qui est possible en conservant un degré de saturation élevé dans la couche de rétention d'eau. Les effets de barrière capillaire créés à l'interface sable-silt assurent le maintien d'une teneur en eau élevée dans la couche de rétention d'eau (Nicholson *et al.*, 1989; Aubertin *et al.*, 1995, 1999a); ces effets apparaissent lorsque le sable sous-jacent au silt se draine, diminuant sa conductivité hydraulique et restreignant l'écoulement de l'eau du silt vers le sable. Ce comportement est confirmé par des mesures de teneurs en eau volumiques faibles dans les deux couches de sable et élevées dans la couche de rétention d'eau. Pour le silt, la succion mesurée devrait demeurer en-deçà de sa pression d'entrée d'air (pression négative à laquelle les pores les plus gros d'un matériau donné se désaturent).

Les teneurs en eau volumiques mesurées par les sondes RDT sont transformées en degrés de saturation lors de l'interprétation des mesures. Le degré de saturation s'obtient en divisant la teneur en eau volumique θ par la porosité n . Rappelons qu'une porosité moyenne a été calculée pour chaque couche de la couverture sur l'ensemble du site à partir des essais de densité en place effectués par la firme Dessau-Soprin (voir le rapport d'avancement, Aubertin *et al.*, 1999b). Tel que mentionné à la section précédente, les valeurs suivantes sont utilisées au départ :

sable bas : $n = 0,36$

silt : $n = 0,38$

sable haut : $n = 0,36$

En utilisant la porosité moyenne, les degrés de saturation calculés pour certaines stations peuvent excéder 1, ce qui est peu plausible. Lorsque possible, on considère la porosité calculée à partir du degré de compactage du secteur où sont situées les stations

en question (A-1 à A-3, B-2, B-3, C-1 et C-2). La porosité dans ce secteur varie entre 0,39 et 0,408. Des essais de densité en place, effectués lors des campagnes d'essais dans le secteur sud de la CEBC, donnent plus d'information sur la porosité de la couche de silt, dans ce secteur (voir la figure 4.7). L'erreur relative correspondante à ces essais est de 5 %. L'utilisation de valeurs plus appropriées (en remplacement de la porosité moyenne) améliore la qualité de l'estimation du degré de saturation de la couche de rétention d'eau. Le tableau 4.5 résume les résultats des essais de densité en place. On observe en général un état plus dense des matériaux compactés dans le secteur sud. Le secteur nord correspond au secteur identifié C, lors de la construction de la couverture (Fontaine, 1999b). Le niveau de compactage de la couche de silt, dans cette zone plus humide, est inférieur à celui du secteur sud.

Tableau 4.5 : Porosité de la couche de silt selon les essais de densité en place

Station	Porosité	Station	Porosité	Station	Porosité
A-4	0,355	B-4	0,34	B-7	bas 0,343 haut 0,362
A-6	Bas 0,35 Haut 0,37	B-5	0,356	B-8	bas 0,38 haut 0,35
A-7	Bas 0,35 Haut 0,37	B-6	0,39	C-3	0,36

La figure 4.9 présente une partie des valeurs de teneurs en eau volumiques mesurées en fonction des suctions mesurées aux différentes stations pour le silt et le sable de la couche du bas. Les résultats obtenus en laboratoire lors des essais de succion sont également présentés pour le silt. La mise en graphique de ces valeurs représente la courbe de rétention (CRE) *in situ* de ces deux matériaux. Les valeurs utilisées sont celles relevées aux stations situées dans le secteur sud-ouest du site où les suctions montrent plus de variation permettant de mieux définir les CRE. Le lissage des données de terrain a été fait à l'aide du modèle van Genuchten (1980) en prenant $m_v=1/n_v$:

$$\theta_e = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} = \left[\frac{1}{1 + (\alpha \psi)^{n_v}} \right]^{m_v} \quad (4.2)$$

où θ_e est la teneur en eau réduite, θ_r est la teneur en eau volumique résiduelle, θ_s est la teneur en eau volumique à saturation, α , n_v et m_v sont les constantes d'ajustement du modèle. Les principaux paramètres hydriques du silt et du sable de la couche du bas de la CEBC sont présentés au tableau 4.6. La succion matricielle ψ_{90} , correspondant à un degré de saturation de 90 %, est de 375 cm pour le silt et de 21 cm pour le sable. Ces valeurs correspondent aux $\psi_{a,MK}$ du modèle Kovacs modifié (section 4.2.2) et aux valeurs obtenues par les essais en laboratoire. L'écart entre les différents points mesurés peut être causé du moins en partie par les effets d'hystérésis dans les sols et la précision des instruments de mesure.

Tableau 4.6 : Principales caractéristiques hydriques *in situ* du silt et du sable de la CEBC

Matériaux	ψ_{90} (cm)	θ_s	θ_r	α (cm ⁻¹)	n_v
Silt	375	0,34	0,05	0,0014	1,7
Sable - bas	21	0,33	0,03	0,03	4

Les figures 4.10, 4.11 et 4.12 présentent l'évolution des degrés de saturation et des succions mesurés dans les différentes couches de la CEBC pour les stations des transects A, B et C respectivement. On suppose ici que la porosité pour l'ensemble du site et celle définie pour les stations A-4, A-6, A-7, B-4, B-5, B-6, B-7, B-8 et C-3 demeure constante dans le temps.

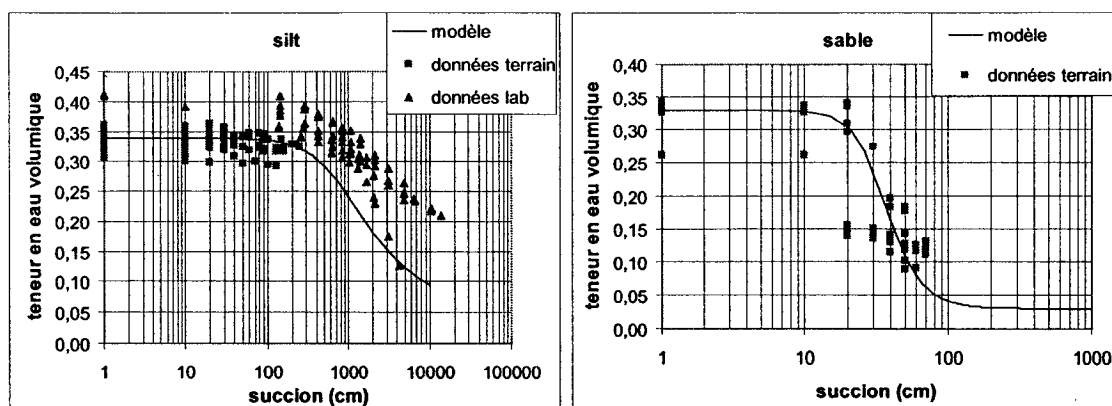


Figure 4.9 : CRE du silt et du sable de la CEBC du site Lorraine à partir des données in situ

Aux stations A-1, A-3 à A-5, B-1, B-2 et C-1 à C-3 (secteur nord-est de la couverture), les succions mesurées sont faibles (valeurs maximales entre 3 et 4 kPa) pour toutes les couches de la CEBC. Certaines valeurs mesurées dans la couche supérieure de sable font exception; elles peuvent dépasser 10 kPa et sont associées à l'évaporation de l'eau dans cette couche. Pour les stations de ce secteur, les valeurs maximales de succions, mesurées dans la couche inférieure de sable, s'approchent de la pression d'entrée d'air (ψ_a) de ce matériau. Elles varient principalement entre 0 kPa et 2 kPa. Les degrés de saturation associés à ces succions varient entre 75 % et 90 % (parfois allant jusqu'à 100 %). Les degrés de saturation dans la couche de silt sont en général supérieurs à 90 %, et les succions inférieures à 3 kPa. Durant le suivi, la nappe phréatique est demeurée élevée dans la partie nord-est de la CEBC, rejoignant à certains endroits la base de la couche de rétention d'eau. Le niveau piézométrique élevé dans ce secteur influence fortement les mesures de teneur en eau volumique et de suction dans la couche inférieure de sable. Les effets de barrière capillaire y sont plus ou moins présents puisque la couche inférieure ne se draine pas. Cela n'affecte toutefois pas la performance de la CEBC puisque la couche de silt demeure près de la saturation en retenant l'eau de la zone phréatique par capillarité.

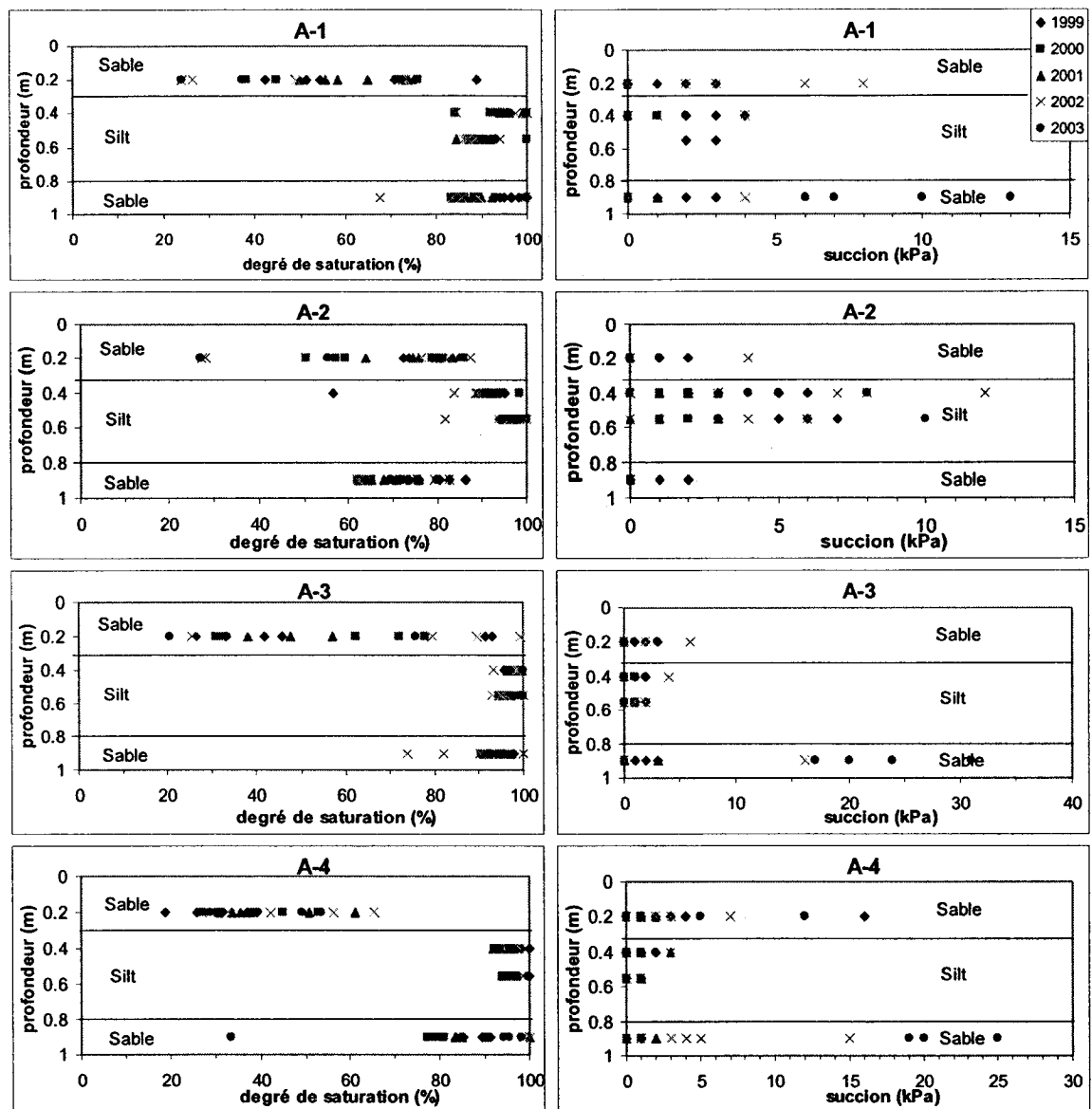


Figure 4.10 : Valeurs de degré de saturation et de suction selon la profondeur des couches dans la CEBC pour les années de suivi, transect A

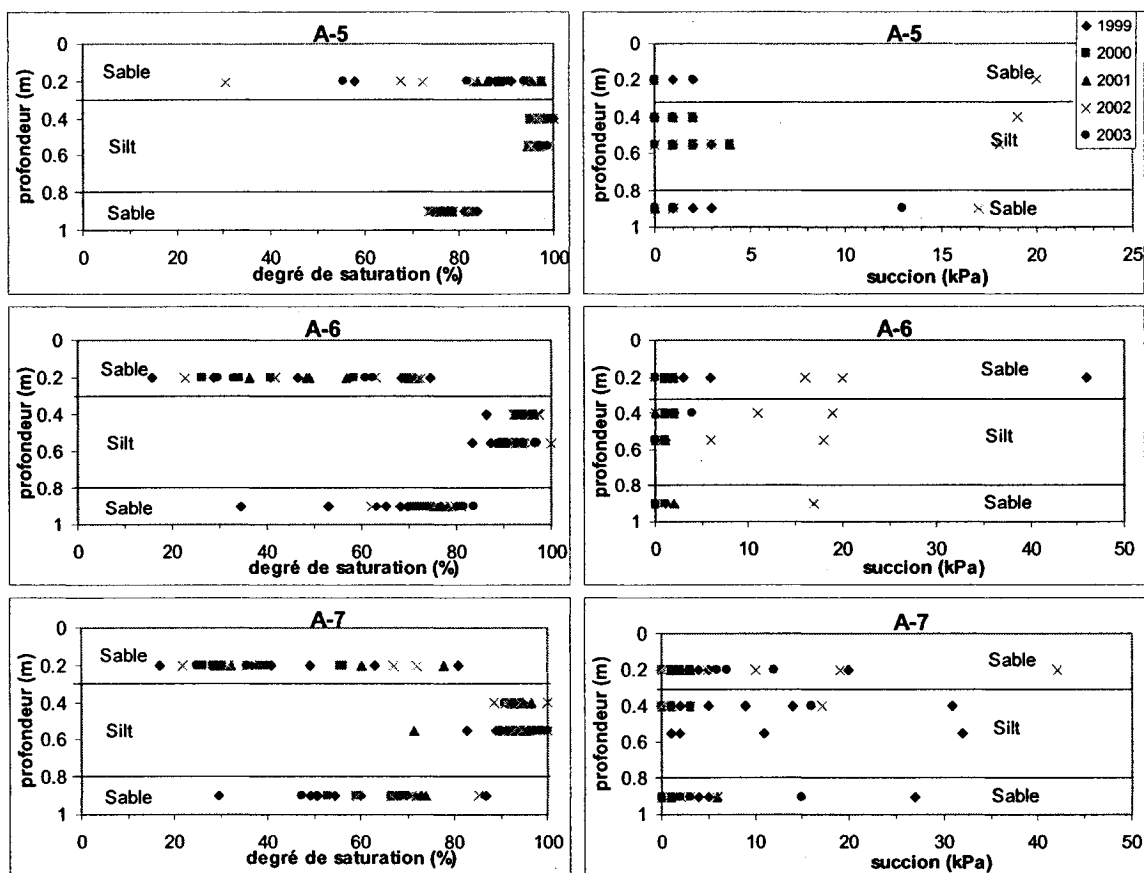


Figure 4.10 (suite) : Valeurs de degré de saturation et de succion selon la profondeur des couches dans la CEBC pour les années de suivi, transect A

Les stations A-2, A-6, A-7, B-3 à B-8 (secteur sud-ouest) présentent en général des succions plus élevées que celles prises au nord-est. Pour les stations B-5 à B-7, et A-7, les succions mesurées dans la couche inférieure de sable varient en général entre 3 kPa et 9 kPa et dépassent donc le ψ_a du matériau. Les degrés de saturation de cette couche se situent entre 20 % et 40 %. Le sable de la couche inférieure des stations A-2, A-6, B-3, B-4 et B-8 présentent des degrés de saturation variant entre 60 % et 80 %. Ils sont associés à des succions entre 0 kPa et 3 kPa. En général, ces dernières valeurs sont relevées aux stations situées dans la partie centrale du recouvrement.

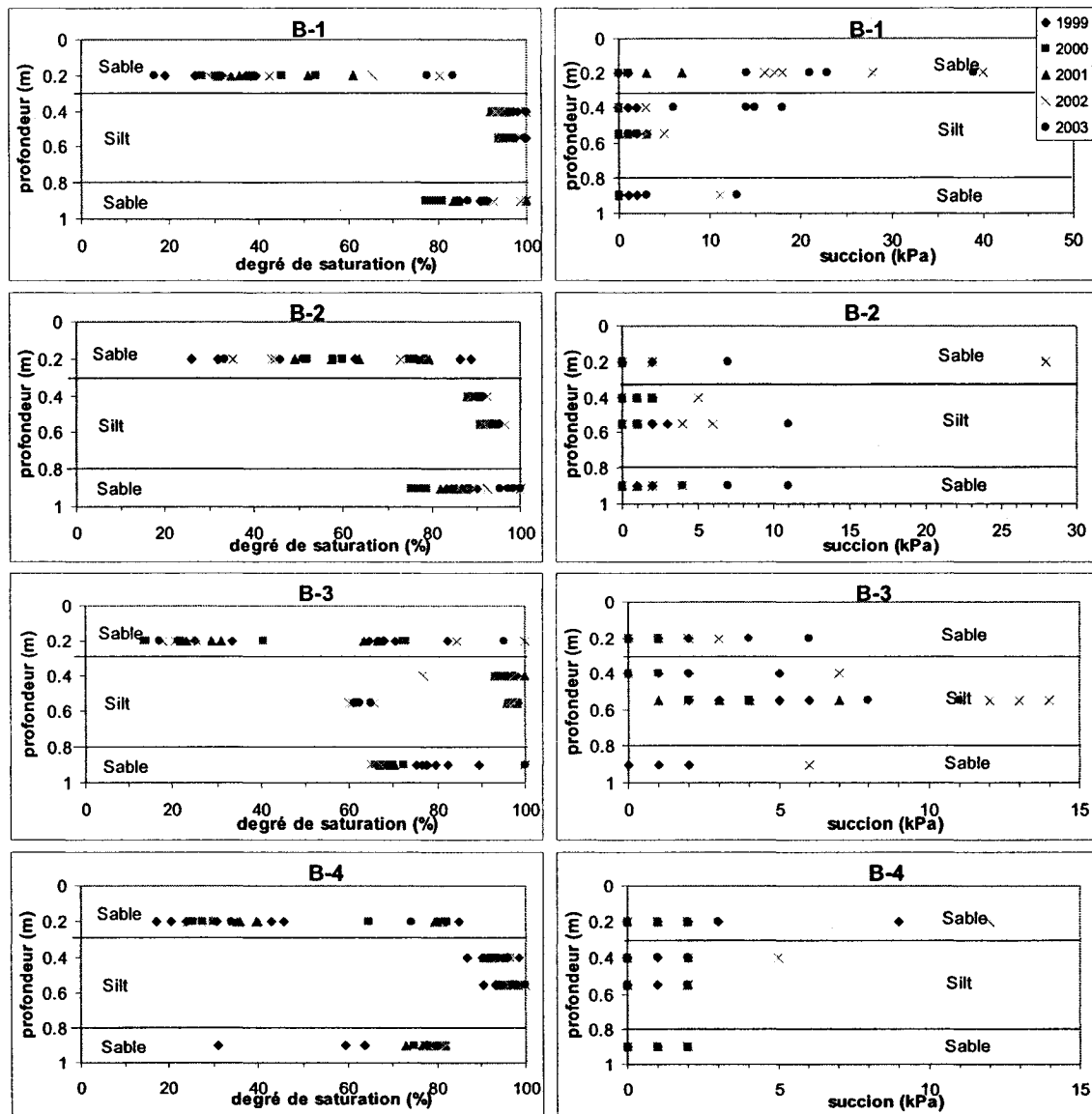


Figure 4.11 : Valeurs de degré de saturation et de succion selon la profondeur des couches dans la CEBC pour les années de suivi, transect B

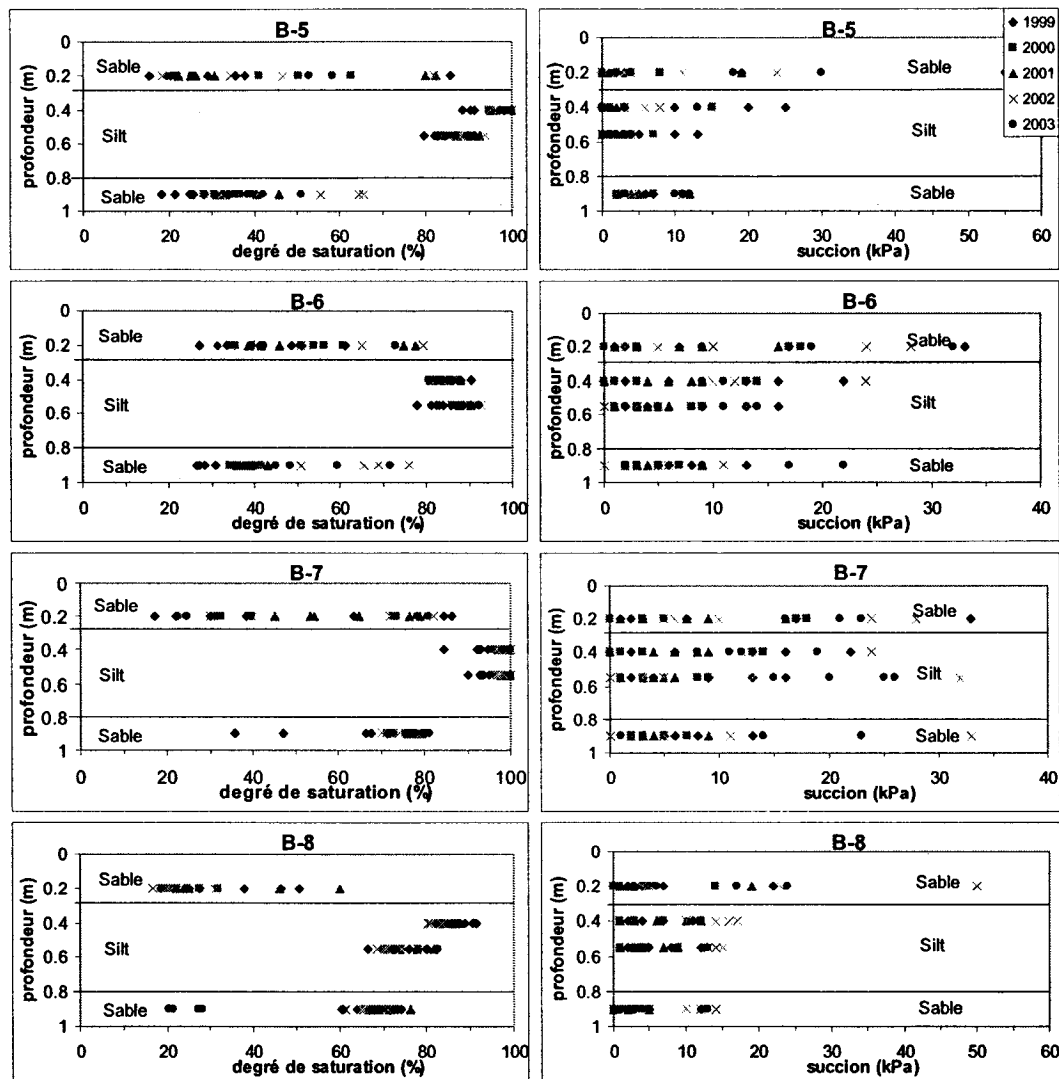


Figure 4.11 (suite) : Valeurs de degré de saturation et de succion selon la profondeur des couches dans la CEBC pour les années de suivi, transect B

Les graphiques aux figures 4.10, 4.11 et 4.12 montrent qu'en ce qui concerne les stations du secteur sud-ouest, les degrés de saturation du silt sont en général supérieurs à 90 %. Les succions mesurées dans ce matériau varient de 0 kPa à 10 kPa. Certaines valeurs mesurées sont supérieures à 10 kPa, mais elles n'excèdent pas 30 kPa (valeur s'approchant du ψ_a du silt). Les mesures de succion et de teneur en eau volumique dans ce secteur montrent la présence d'effets de barrière capillaire dans le recouvrement. La

surface piézométrique s'abaisse en direction des digues pour se retrouver dans les résidus miniers. Cet abaissement est graduel et c'est pourquoi on observe une zone de transition entre le secteur nord-est où la surface piézométrique se trouve proche de la CEBC, et la zone sud-ouest où les effets de barrière capillaire sont présents. Dans ce secteur, les suctions mesurées dans la couche de sable dépassent le ψ_a de ce matériau, ce qui amène sa désaturation tel que prévu. Les teneurs en eau volumiques mesurées montrent bien que cette couche se draine et qu'elle joue son rôle de barrière capillaire. Cela explique que les mesures de degrés de saturation dans la couche de silt sont en général supérieures à 90 %.

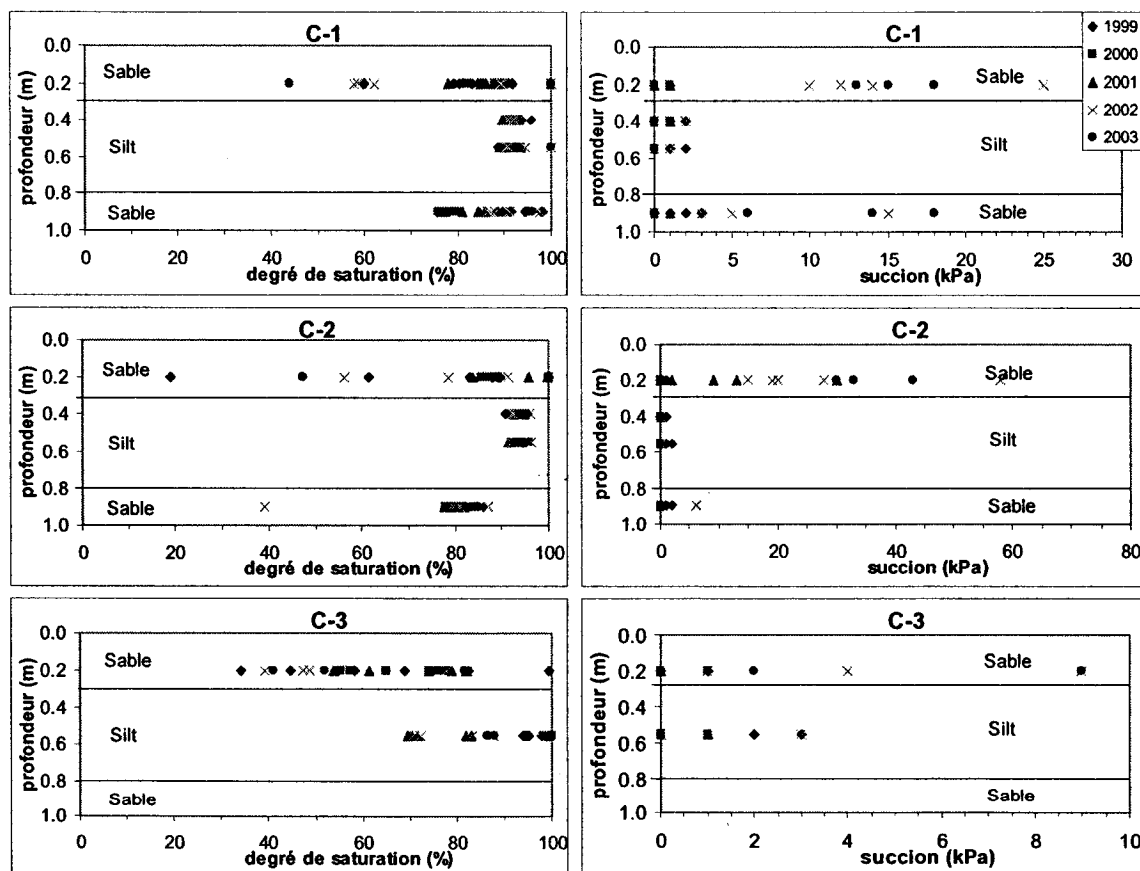


Figure 4.12 : Valeurs de degré de saturation et de suction selon la profondeur des couches dans la CEBC pour les années de suivi, transect C

Quelques stations (B-3, B-5, B-6, B-8 et C-3) présentent régulièrement des valeurs de degré de saturation plus faibles que 90 % (qui représente ici un objectif général à atteindre). Pour la station B-5, les faibles valeurs sont associées aux lectures faites durant l'été 1999, avant la recharge de la couverture suivant la fonte des neiges au printemps 2000. On remarque une tendance à la hausse au cours des années suivantes. La station C-3 présente inversement des valeurs plus faibles lors des campagnes de terrain 2001, 2002 et 2003 qui peuvent résulter, entre autres, des vides créés autour de la sonde RDT à cause des effets du gel dans la couverture lors des hivers précédents. Il en est de même pour la station B-3, qui présentent des valeurs de plus en plus faibles au cours de l'année 2003. Les stations B-6 et B-8 présentent systématiquement des valeurs plus faibles. Lors d'essais d'infiltration, des mesures directes de densité en place ont été réalisées à ces deux stations. Les résultats de teneurs en eau volumiques, obtenus à partir des teneurs en eau massiques, correspondent bien aux mesures des sondes RDT. Des échantillons de silt, pris à la station B-8, présentent une granulométrie plus grossière que pour l'ensemble de la couche de rétention d'eau (tout en respectant les critères granulométriques spécifiés dans le devis). Ceci peut modifier sa capacité de rétention d'eau (Aubertin *et al.*, 2003), et affecter le comportement hydrique local de la couverture. De plus, la position de la station B-8, en haut de la pente de la digue sud, l'assujettit à des suctions plus élevées. Des études récentes confirment que la pente affecte le comportement hydrique d'une CEBC inclinée (Bussière, 1999; Bussière *et al.*, 2003a). D'autres échantillons et mesures directes de densité en place sont nécessaire près de ces stations pour vérifier localement le comportement hydrique de la CEBC.

Les valeurs de teneur en eau volumique semblent quelque peu affectées par les variations saisonnières. Pour l'ensemble des stations, on observe une désaturation plus ou moins marquée de la couche de sable du haut, qui peut varier selon la localisation (le secteur sud-ouest semble se drainer plus aisément que le secteur nord) ainsi que les périodes de précipitation et de sécheresse. Les couches de silt et de sable du bas

présentent en général des degrés de saturation plus importants au mois de mai (pouvant correspondre à la fonte des neiges) et à l'automne, comme le montre la figure 4.13 qui illustre la variation de la moyenne du degré de saturation en fonction du temps pour la couche inférieure de sable et pour la couche de silt. Les stations sont regroupées par secteur, le secteur nord-est comprenant les stations A-1, A-3 à A-5, B-1, B-2 et C-1 à C-3, le secteur centre les stations A-2, A-6, B-3, B-4 et B-8, et le secteur sud-ouest les stations B-5 à B-7, et A-7. La variation de la moyenne des suctions en fonction du temps pour la couche de sable et pour la couche de silt y est également représentée.

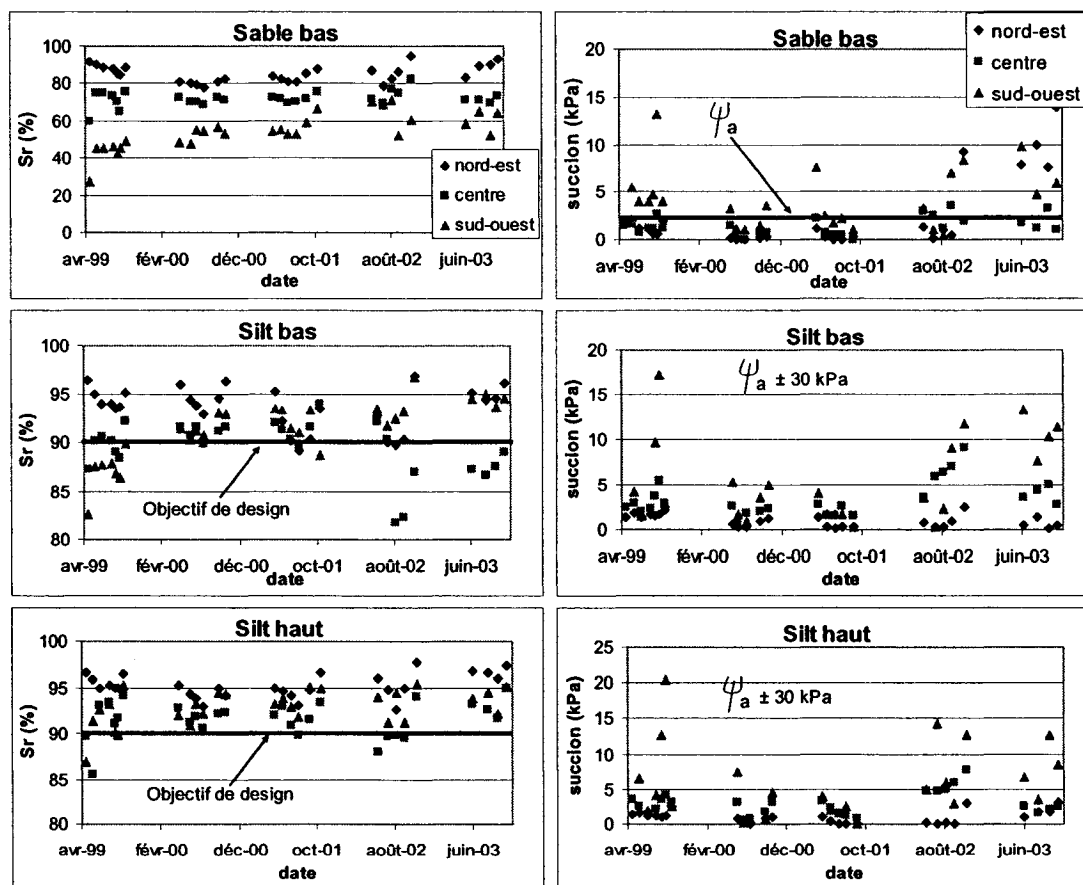


Figure 4.13 : Évolution des degrés de saturation moyens dans la couche de bris capillaire et la couche de rétention d'eau de la CEBC selon les secteurs nord-est, centre et sud-ouest

En général, les variations observées dans la couche de rétention d'eau ne dépassent pas 5 % et s'avèrent plus importantes dans la couche inférieure de sable. Ces variations saisonnières pourraient être induites par l'écoulement gravitaire. En effet, il est possible d'avoir un écoulement du silt vers le sable à faibles succions (3 kPa et moins). De telles succions sont observées dans le secteur nord-est du site. Les relevés faits dans le secteur sud-ouest présentent des succions plus élevées (correspondant aux degrés de saturation plus faibles) et les variations saisonnières y semblent moins prononcées comme le démontre la figure 4.13. Les degrés de saturation plus faibles observés pour le secteur centre vers la fin de 2002 et en 2003 sont attribuables aux lectures faites aux stations B-3 et B-8.

De manière générale, la moyenne des degrés de saturation a tendance à augmenter lors de l'année suivant le premier hiver (année 2000). Tel que mentionné plus haut, la couche de silt a pu se recharger en eau après la première fonte des neiges, expliquant les lectures RDT plus élevées de la deuxième année. Cette observation, faite au tableau 4.7 et aux figures 4.10 à 4.12, est plus marquée aux stations dont les mesures reflètent la présence d'effets de barrière capillaire. Ces effets, lorsque le sable se draine, permettent à la couche de rétention d'eau de conserver une partie de l'eau provenant de la fonte des neiges. Dans le secteur où la surface piézométrique est élevée, l'eau de la fonte migre vraisemblablement du silt vers le sable pour aller rejoindre la nappe phréatique (*e.g.* Aubertin *et al.*, 1995, 1996b). Néanmoins, les degrés de saturation élevés obtenus dans la couche de rétention d'eau sur l'ensemble de la CEBC correspondent bien aux attentes. En ce sens, ils devraient permettre de réduire efficacement le flux d'oxygène vers les résidus miniers et de contrôler les réactions d'oxydation des sulfures (comme on le verra plus loin).

Tableau 4.7 : Moyennes annuelles des degrés de saturation des secteurs nord-est, centre et sud-ouest

Année	Secteur nord-est (%)	Secteur centre (%)	Secteur sud-ouest (%)
1999	95,0	90,4	90,8
2000	94,7	91,5	94,7
2001	94,0	91,6	94,9
2002	94,5	88,5	95,6
2003	96,6	90,3	97,3

4.3.2 Qualité de l'eau sous la CEBC et niveau piézométrique

L'analyse des échantillons recueillis dans les différents puits d'observation installés sur le site fournit des informations sur l'évolution de la qualité de l'eau. Le niveau de la surface piézométrique est également relevé lors de l'échantillonnage. La précision sur cette mesure est $\pm 0,01$ m. Le niveau de la surface piézométrique montre un écart maximal entre les valeurs mensuelles de 60 cm pour les cinq années de suivi. Toutefois, aucune tendance saisonnière n'est apparente. Les moyennes annuelles, résumées au tableau 4.8, ne reflètent pas d'évolution continue de la position de la nappe phréatique. Un abaissement graduel de la nappe phréatique, dû à la réduction du taux d'infiltration de l'eau météoritique, serait possiblement observable sur une période plus longue d'échantillonnage. D'après les modélisations de l'écoulement de l'eau souterraine à l'aide du logiciel MODFLOW, la mise en place de la CEBC sur le parc à résidus miniers devrait abaisser graduellement la position de la surface piézométrique (Nastev, 1998; Nastev et Aubertin, 2000). Par ailleurs, les données du tableau 4.8 révèlent que le niveau piézométrique se situe souvent à la base de la couche de silt, dans le secteur nord-est et la partie centrale de la CEBC. La position élevée de la surface piézométrique explique les hauts degrés de saturation et les faibles succions mesurés à plusieurs stations dans la couche inférieure de sable.

Tableau 4.8 : Niveaux piézométriques moyens et distance par rapport à la CEBC pour les années 1999 à 2002

Puits d'observation	PO-2	PO-4	PO-6	PO-7	PO-9
n.p. (m) 1999	95,7	96,7	95,6	96,8	97,6
Distance base CEBC	-0,52	-0,35	2,15	-0,62	-0,56
n.p. (m) 2000	95,2	96,7	95,6	95,6	97,4
Distance base CEBC	-0,36	-0,34	2,80	-0,67	-0,42
n.p. (m) 2001	95,5	97,1	95,9	96,9	97,7
Distance base CEBC	-0,65	-0,73	1,81	-0,78	-0,74
n.p. (m) 2002	95,5	97,0	96,1	96,9	97,8
Distance base CEBC	-0,63	-0,71	1,60	-0,77	-0,82
n.p. (m) 2003	95,8	97,0	96,2	96,8	97,9
Distance base CEBC	-1,01	-0,66	1,50	-0,62	-0,87

* Les valeurs négatives indiquent une position du n.p. dans la couverture, alors qu'une valeur positive indique une position du n.p. sous la couverture.

Tel que mentionné au point 4.2.3 traitant de l'instrumentation du site, l'eau qui est échantillonnée au piézomètre PO-6, situé à proximité de la digue sud, représente les conditions d'oxydation qui prévalent dans ce secteur. L'évolution de la qualité de l'eau dans ce piézomètre reflète, en partie, les changements apportés après l'installation du recouvrement. La figure 4.14 indique l'évolution ponctuelle des principaux paramètres impliqués dans les processus d'oxydation des résidus sulfureux, dont le pH (précision de $\pm 0,002$ unités de pH), le Eh (précision de $\pm 0,2$ mV), la conductivité (précision de ± 10 μ Mhos) et les éléments suivants (erreur relative de 6 %) : SO_4^{2-} , Ca, Mg, Mn, Fe, Ni et Zn.

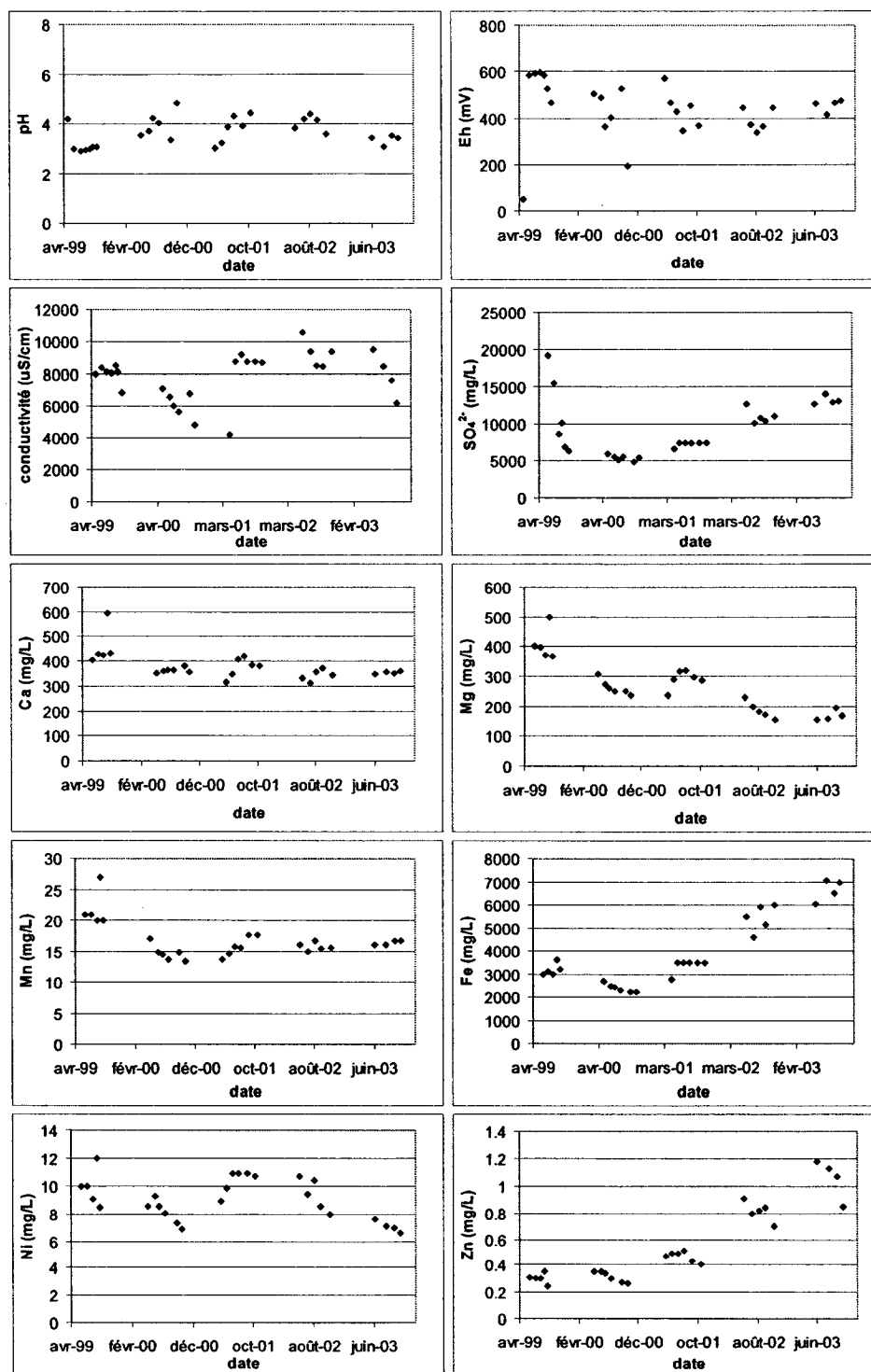


Figure 4.14 : Évolution ponctuelle des paramètres chimiques, reliés au DMA du site Lorraine, mesurés au piézomètre PO-6

Le pH de l'eau échantillonné en mai 1999 était de 4,2. Puis, le pH passait graduellement de 3 à 4 au cours des saisons 1999 et 2000. La tendance à la hausse est plus marquée pour les mesures prises au cours de l'année 2000. Le potentiel d'oxydoréduction varie autour d'une valeur moyenne de 400 mV pendant toute la durée de l'échantillonnage. Les valeurs de conductivité, pour cette même période, passaient de 8000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à environ 5000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. La tendance à la baisse s'observait surtout lors de la saison 2000 et indique une diminution de la présence d'éléments dissous dans l'eau. De fait, l'on observe une diminution de 1999 à 2000 des concentrations en sulfates, calcium, magnésium, manganèse, fer et nickel. Seules les concentrations en zinc semblent demeurer constantes durant ces deux années.

Les résultats des analyses d'eau de la saison 2001 n'affichent pas la même tendance. Au début de la campagne 2001, le pH se situait autour de 3, évoluant au cours de l'été pour plafonner autour de 4,2. Les valeurs mesurées à la saison 2002 donnent aussi un pH d'environ 4,2. Ceux de la saison 2003 oscillent autour de 3,5. Les valeurs de conductivité électrique mesurées en 2001 (environ 8700 $\mu\text{S}/\text{cm}$ pour la saison) ont dépassé celles de la saison 2000 et, en début d'été 2002, la conductivité électrique montait jusqu'à 10500 $\mu\text{S}/\text{cm}$, pour redescendre vers 8500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à la fin de la campagne d'échantillonnage. Ces valeurs plus élevées qu'en 2000 indiquent une concentration accrue d'éléments dans l'eau (comme les sulfates, le fer, le nickel et le zinc) et se reflètent à la figure 4.14 par une augmentation des concentrations des différents éléments. Les valeurs obtenues pour l'année 2003 indiquent une tendance à la baisse, passant de 9500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à 6000. Les concentrations en sulfates passaient de 5000 mg/L (2000) à environ 13000 mg/L à la fin de la campagne de terrain 2003. Les valeurs mesurées en fer et en zinc ont aussi augmenté durant les trois dernières années. Celles en nickel présentent une tendance à la baisse pour l'année 2003, après une hausse à la fin de l'année 2001 et début de l'année 2002. Les concentrations en calcium oscillent entre 300 et 400 mg /L, et elles semblent demeurer stables dans le temps.

Pour les années 1999 et 2000, il semble que les réactions d'oxydation des sulfures par l'oxygène aient été freinées par un apport insuffisant en agent oxydant. Cette inhibition des réactions serait attribuable à l'installation du recouvrement multicouche. Les résultats des analyses de l'eau des saisons 2001, 2002 et 2003 ne reflètent pas la tendance observée lors des années précédentes, les concentrations ayant augmenté pour le fer, le zinc et les sulfates. Cette augmentation ne semble pas provenir de l'oxydation des sulfures par l'oxygène, puisque le comportement hydrique de la couverture durant les années 2001, 2002 et 2003 est comparable à celui observé au cours de l'année 2000. Par conséquent, l'on peut croire que la réduction de la percolation de l'eau à travers la couverture affecte l'écoulement dans les rejets et la dilution dans la zone vadose. Le résultat serait une augmentation de la concentration des éléments en solution due à l'absence d'approvisionnement en eau de surface.

Une autre explication plausible pour l'augmentation des concentrations serait la dissolution et la précipitation de minéraux secondaires. L'analyse minéralogique des résidus oxydés échantillonnés dans la zone vadose (Bernier, 1996) indique qu'il y a présence de jarosite, de goethite, de ferrihydrite et de gypse. Les concentrations plus élevées en sulfates et en fer, observées les étés 2001, 2002 et 2003, pourraient être dues à une oxydation indirecte des minéraux sulfureux par l'ion ferrique provenant de la dissolution de la ferrihydrite et de la jarosite. Le zinc, possiblement adsorbé sur ces minéraux, serait lui aussi remis en solution. L'oscillation du pH entre 3,5 et 4,2 porte à croire que les solutions échantillonnées proviennent d'un milieu tamponné par les réactions de dissolution et de précipitation d'hydroxydes de fer et d'aluminium (Holmström *et al.*, 1999; Mayer *et al.*, 2000; Jurjovec *et al.*, 2002).

Une autre hypothèse plausible serait un apport en oxygène dissout aux résidus par le mouvement advectif de l'eau. Des degrés de saturation moins élevés à certains endroits de la couche de rétention d'eau de la CEBC (*e.g.* les stations B-6 et B-8) pourraient également servir localement de point d'entrée de l'oxygène par diffusion. Les

remarques précédentes doivent cependant être prises avec circonspection. La géochimie et l'hydrogéologie des résidus oxydés dans la zone vadose du site Lorraine doivent être étudiées de façon plus approfondie avant de statuer sur les causes exactes de l'évolution observée de la qualité de l'eau.

4.3.3 Débits à la sortie des drains

Au cours des saisons 2001 et 2002, trois débitmètres ont été installés à la sortie des drains dolomitiques. Rappelons que les drains dolomitiques et calcaires traitent l'eau acide qui percole sous les digues; cet aspect est abordé en détail dans la partie II du rapport final « Suivi du comportement de la couverture multicouche et des drains de calcaire au site minier Lorraine » (Bernier, 2002b). Les débitmètres mesurent le débit d'eau sortant des drains qui peut être utilisé pour analyser les charges en éléments chimiques relâchées dans le milieu environnant, et pour la calibration du modèle hydrogéologique du site. Les données recueillies au cours de l'été 2001 pour les drains dolomitiques 2 et 3 sont présentées sous forme de graphique du débit en fonction du temps à la figure 4.15. La figure 4.16 présente les données des mêmes drains pour l'été 2002. Le capteur de pression du débitmètre installé au drain dolomitique 1 ne semble pas avoir fonctionné correctement lors des deux campagnes de terrain. Les débitmètres n'ont pas été réinstallés à l'année 2003. Les fréquences enregistrées sont inférieures à 169 hz (valeur limite à laquelle on ne mesure plus de débit selon la calibration). Notons qu'une précipitation de minéraux secondaires importante sur la grille de protection du piézomètre était observable lors du démantèlement des débitmètres. Ce phénomène peut altérer la mesure de pression d'eau.

La figure 4.15 montre de fortes variations dans les valeurs mesurées. En conditions «sèches» pour l'été 2001, les débits sortant des drains dolomitiques 2 et 3 varient de façon générale entre 3 l/min et 5 l/min; en conditions «humides», ils varient entre 20 l/min et 30 l/min pour le drain 3, et entre 35 l/min et 100 l/min pour le drain 2 (avec

un maximum enregistré près de 155 l/min). Les valeurs supérieures à 20 l/min semblent trop élevées par rapport aux mesures ponctuelles des années 1999 à 2003 pour être considérées valables. Au cours de ces années d'auscultation, les débits ponctuels ont varié de 1,45 à 6,88 pour le drain 1, de 2,17 à 4,74 pour le drain 2 et de 0,55 à 5,87 pour le drain 3.

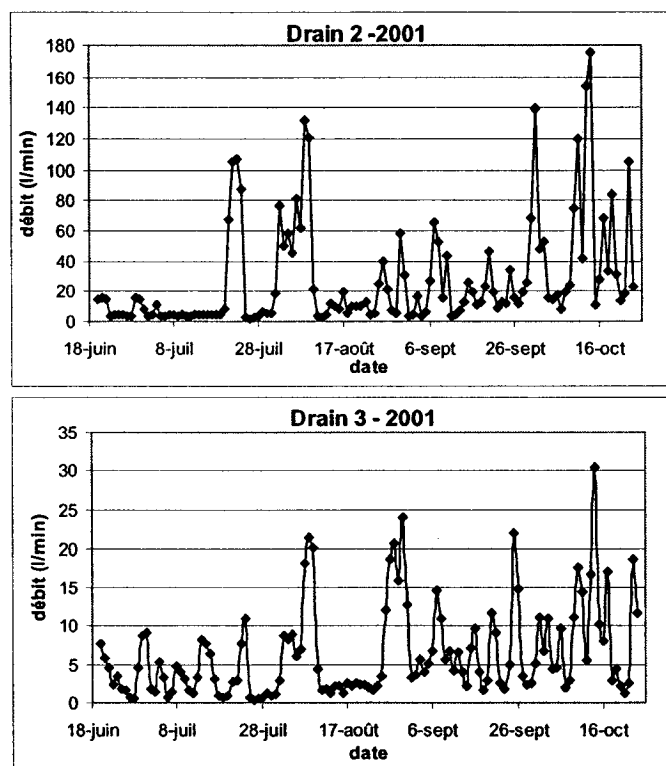


Figure 4.15 : Évolution des débits aux drains 2 et 3, été 2001

La variation des débits mesurés semble influencée par des facteurs externes. Des essais en laboratoire effectués au cours de l'hiver 2002 montrent que le capteur de pression est peu sensible au changement de pression atmosphérique (de l'ordre de 0,009 psi pour 1kPa de variation de pression atmosphérique). Toutefois, cette sensibilité est suffisante pour occasionner une erreur dans la mesure puisque, selon la courbe de calibrage des appareils, une variation de pression atmosphérique de 1 kPa peut entraîner une

variation de 4 l/min dans la mesure du débit. Afin d'augmenter la précision des débitmètres, l'encoche des réceptacles a été réduite à un angle de 10° . Une nouvelle courbe de calibrage a été faite pour chaque débitmètre afin d'obtenir les paramètres a et b de la relation 4.1 qui sont résumés au tableau 4.9. Après la calibration, l'erreur relative sur la mesure du débit est de 5 %.

Tableau 4.9 : Paramètres a et b servant à évaluer le débit (réceptacle avec ouverture de 10°)

Débitmètre	a	b
1	0,56	1,99
2 (drain dolomitique 1)	0,71	2,1
3 (drain dolomitique 2)	1062	1,64
4 (drain dolomitique 3)	2530	1,99

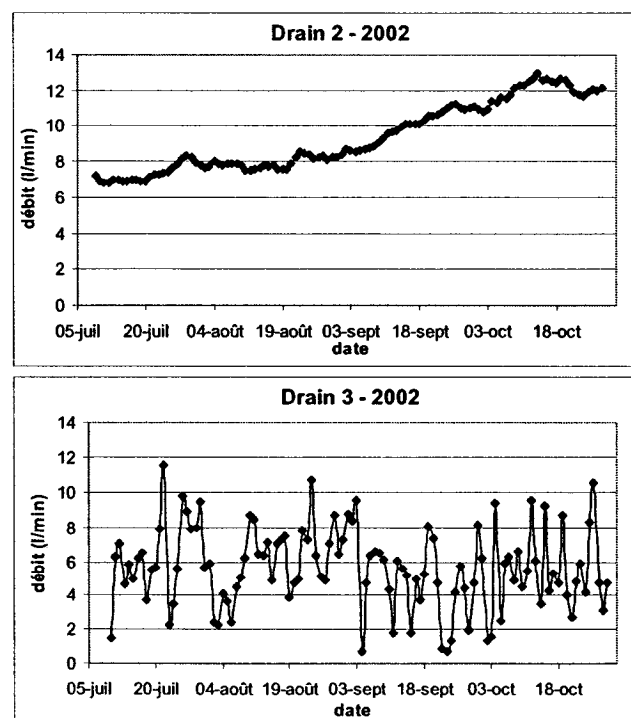


Figure 4.16 : Évolution des débits aux drains 2 et 3, été 2002

Les débits mesurés à la sortie du drain 3 pour l'été 2002 (figure 4.16) varient entre 3 l/min et 7 l/min. Au drain 2, les débits ont varié entre 6,5 l/min et 7,5 l/min durant le premier mois suivant l'installation du débitmètre pour ensuite afficher une tendance à la hausse et se retrouver autour de 12 l/min à la fin de la campagne de terrain. Cette tendance est probablement liée à la précipitation d'hydroxydes de fer dans l'encoche du réceptacle qui causait une augmentation du niveau d'eau sans pour autant entraîner un changement de débit. Les variations de débit étaient moins fortes pour l'année 2002. L'écart type entre les mesures était de 2 l/min pour les drains 2 et 3 lors de l'été 2002, tandis qu'à l'été 2001 il était de 35 l/min pour le drain 2 et de 6 l/min pour le drain 3. Cette diminution dans l'écart type peut être attribuable à la réduction de l'angle d'ouverture de l'encoche des débitmètres qui ajoute de la précision aux mesures.

Le tableau 4.10 compare les valeurs ponctuelles prises lors des visites mensuelles au site Lorraine aux valeurs moyennes journalières mesurées par les débitmètres. Le débit ponctuel est évalué en mesurant le temps requis pour remplir un contenant de volume connu. On constate que les débits moyens journaliers sont de manière générale supérieurs aux débits ponctuels. L'écart est toutefois moindre pour les mesures prises à l'été 2002. Lors de la modélisation, plus amplement discutée à la section suivante, des débits entre 1 l/min et 8 l/min (valeur maximale ponctuelle mesurée au site) par drain seront considérés comme valables pour la calibration du modèle. La mesure du débit s'avère importante pour comprendre le fonctionnement des drains et quantifier les charges émises dans l'environnement. Le système installé semble toutefois trop sensible à la variation de pression atmosphérique et à la précipitation de minéraux secondaires pour donner des résultats précis. Ils donnent cependant une idée de l'ordre de grandeur et des variations relatives observables durant une année.

Tableau 4.10 : Comparaison entre les débits moyens journaliers mesurés et les débits ponctuels

Date	Débit drain dolomitique 2		Débit drain dolomitique 3	
	Ponctuel (l/min)	Moyenne mesurée (l/min)	Ponctuel (l/min)	Moyenne mesurée (l/min)
01/08/01	2,1	18,3	1,2	3
13/09/01	3,2	7,8	3,5	4
24/10/01	4,7	22,9	4,2	11,8
10/07/02	3,1	7,2	0,8	1,4
12/08/02	2,4	7,5	0,6	6,5
13/09/02	2,2	9,3	0,6	1,8
24/10/02	3,8	12,1	0,8	4,7

4.3.4 Essais de consommation d'oxygène modifiés

Les résultats de la section 4.3.1 montrent que de façon générale le degré de saturation dans la couche de rétention d'eau est supérieur à l'objectif de design ($S_r > 90 \%$), ce qui devrait amener une bonne performance du recouvrement à limiter la diffusion d'oxygène. Pour valider ces résultats, une campagne d'essais de consommation d'oxygène visant à évaluer directement la performance de la couverture avec effets de barrière capillaire a été réalisée en septembre 2000 au site Lorraine.

Méthodologie

La méthode de consommation d'oxygène modifiée, proposée (et décrite) par Aubertin *et al.* (2000b) et Mbonimpa *et al.* (2002b; 2003), a été utilisée. Elle s'inspire en grande partie, dans sa réalisation, de la méthode proposée par Elberling *et al.* (1994) et Elberling et Nicholson (1996), présentée au chapitre 2. Tel que vu précédemment, cette méthode dite « de courte durée » a été initialement conçue pour déterminer le taux de réaction de rejets miniers sulfureux. Elle n'est toutefois pas bien adaptée à la mesure

des faibles flux d'oxygène observés à travers les recouvrements de type CEBC (Bussière *et al.*, 1997, 1998a, 2002). Dans ce cas, les variations de concentration en oxygène observées dans le réservoir (espace clos au-dessus du recouvrement) sont faibles durant la période de l'essai (environ 3 heures) et se situent à la limite de détection des capteurs, rendant problématique l'interprétation des essais. Des tests de type longue durée (plusieurs jours) engendrent une baisse plus significative de la teneur en oxygène dans le réservoir, facilitant leur analyse (Bussière *et al.*, 2002; Mbonimpa *et al.*, 2002b). La méthode d'interprétation, basée sur des conditions en régime permanent pour la méthode à court terme, doit être modifiée pour tenir compte du caractère transitoire de ces nouveaux essais à plus long terme.

La méthode d'essai longue durée, tout comme celle de courte durée, est basée sur la mesure directe du flux d'oxygène à travers la couche de rétention d'eau et se fait avec un remaniement minimal du sol en place. La figure 4.17 représente schématiquement les deux types d'essai. Le cylindre enfoncé lors d'essai de longue durée est d'une longueur d'environ 1,5 m et d'un diamètre intérieur d'environ 14 cm. Il traverse la CEBC pour se rendre jusqu'aux résidus miniers générateurs d'acide. L'objectif recherché est de limiter les flux transversaux dans la couche de sable du bas. Le cylindre est fermé hermétiquement par un couvercle muni d'un capteur à oxygène. Le réservoir d'oxygène est formé par un espace libre au-dessus du sol d'une hauteur variant entre 1 et 10 cm. Ce réservoir source contient une quantité limitée d'oxygène. Sous l'effet du gradient de concentration entre le haut et le bas de la couverture, l'oxygène diffuse dans les couches de la CEBC pour être éventuellement consommé par les résidus sulfureux réactifs. Les essais durent de deux à cinq jours afin d'obtenir une variation significative (environ 5 %), donc plus facilement mesurable, de la quantité d'oxygène dans le réservoir. La précision du capteur utilisé est de 0,1 % O₂.

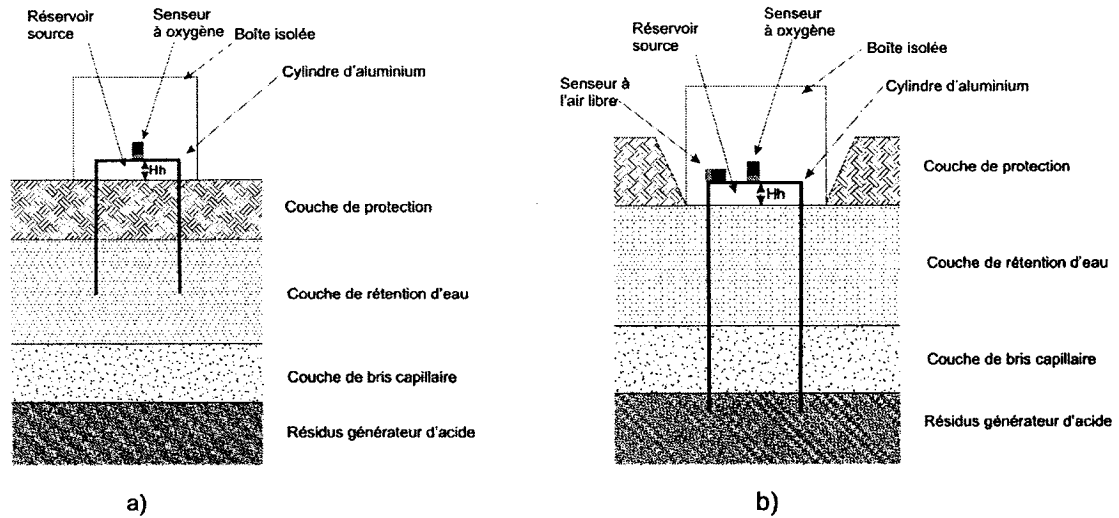


Figure 4.17 : Schémas des essais de consommation d'oxygène a) courte durée b) longue durée

La méthode d'interprétation de l'essai de consommation d'oxygène longue durée est basée sur l'utilisation de solutions numériques répondant aux lois de Fick avec le logiciel POLLUTE (présenté au chapitre 2). La courbe de concentration, mesurée dans le réservoir source lors des essais, permet de déduire la valeur du coefficient de diffusion global D^* par comparaison itérative avec les résultats de la modélisation découlant du logiciel. La comparaison entre les concentrations d'oxygène mesurées et celles calculées permet d'obtenir un coefficient de diffusion ponctuel associé à l'épaisseur de la couche de rétention d'eau à l'emplacement de l'essai. Plus de détails sur la méthode d'interprétation de l'essai de consommation d'oxygène longue durée sont fournis dans Aubertin *et al.* (2000b) et Mbonimpa *et al.* (2002b). Le coefficient de diffusion effectif est ensuite calculé par $D_e = \theta_{eq} D^*$, où θ_{eq} est la porosité équivalente du milieu.

Réalisation des essais

L'emplacement des essais effectués au site Lorraine est montré à la figure 4.18. En tout, sept cylindres ont été installés. Une étape de préparation des emplacements choisis est nécessaire avant l'exécution des tests, laquelle comprend l'enlèvement de la première couche de la CEBC (couche de sable et gravier) sur une surface d'environ 1 m par 2 m et l'enfoncement du cylindre jusqu'aux résidus miniers générateurs de DMA. L'enfoncement s'est d'abord fait à la masse jusqu'à la couche de sable du bas. Par la suite, une pelle hydraulique fut nécessaire pour transpercer cette couche et se rendre jusqu'aux résidus du site Lorraine. L'étape de préparation se termine avec la mise en place des couvercles étanches. Un capteur à oxygène est laissé à l'air libre afin de mesurer la concentration atmosphérique en oxygène. Ces mesures témoins permettent la correction des lectures de concentration d'oxygène dans le réservoir source, lesquelles fluctuent selon les conditions environnantes (pression atmosphérique, température) (Tibble, 1997).

L'essai consiste à mesurer la variation de la teneur en oxygène dans le temps à l'intérieur de l'espace libre du haut du cylindre. Un capteur galvanique à cellule électrochimique de la compagnie GC Industry est utilisé pour mesurer les concentrations en oxygène. Un appareil de lecture de cette même compagnie sert à la prise de données ponctuelles. Une fois les données recueillies, les cylindres sont enlevés à l'aide d'une pelle mécanique de petite dimension (figure 4.19), puis les couches de matériaux sont remises en place. Ils sont enlevés afin de ne pas modifier les écoulements latéraux dans la couche de rétention d'eau qui autrement pourraient être influencés par leur présence. Une tranchée est creusée près de l'emplacement de l'essai de consommation d'oxygène longue durée afin de réaliser des essais en place visant à caractériser la couche de rétention d'eau. Ces informations nous permettent de déduire les paramètres nécessaires à l'interprétation des essais par modélisation. Une fois les

essais *in situ* terminés, les couches de silt et de sable et gravier sont remises en place, dans un état près de celui initial.

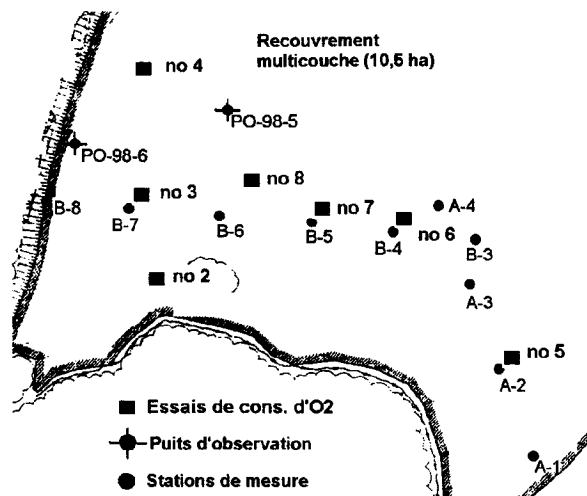


Figure 4.18 : Schéma de l'emplacement des essais de consommation d'oxygène de type longue durée

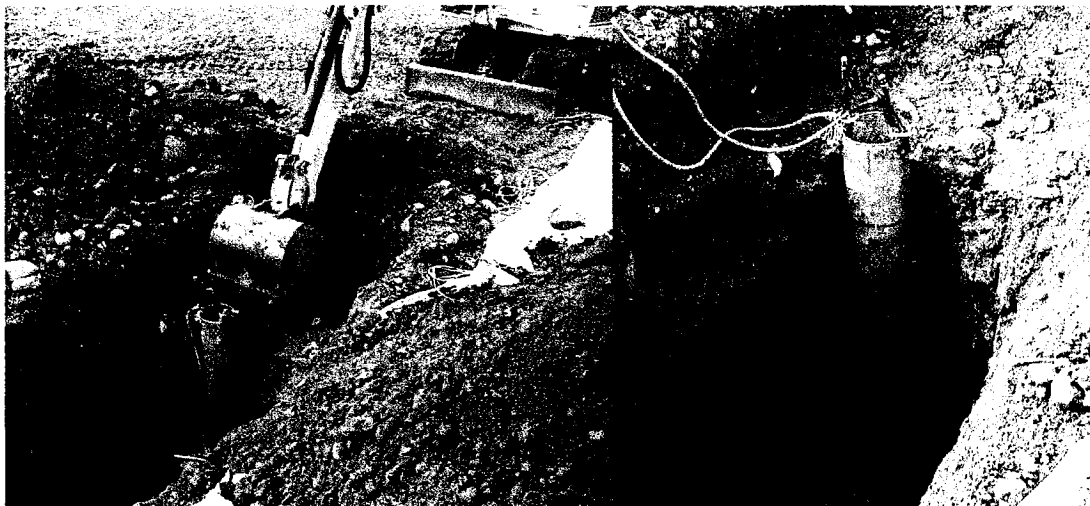


Figure 4.19 : Enlèvement des cylindres et excavation des tranchées pour les essais de densité in situ

Résultats et interprétation

La figure 4.20 présente les mesures corrigées de concentration en oxygène dans le temps pour tous les essais. La correction est d'abord faite sur la valeur initiale de concentration en oxygène de chaque essai, celle-ci est ramenée à 21,3 % ou $0,285 \text{ kg/m}^3$ (mesure de départ du capteur à l'air libre). Ensuite, une correction est appliquée sur chaque mesure, selon les variations de concentration mesurées par le capteur demeuré à l'air libre. Finalement, les données sont transformées en kg/m^3 pour l'interprétation. Les valeurs de teneur en eau et de densité en place prises sur la couche de rétention d'eau sont présentées au tableau 4.11. À partir de ces données, il est possible de calculer la porosité, la teneur en eau volumique et la teneur en air volumique du silt composant la couche de rétention d'eau et le degré de saturation. Notons que des tranchées ont été creusées pour les emplacements 2, 3, 4 et 8 seulement. Les emplacements 5, 6 et 7 sont situés à proximité de sondes RDT, lesquelles fournissent les valeurs de teneur en eau volumique requises à l'interprétation. Les teneurs en eau volumiques, calculées à partir des mesures *in situ*, sont en général élevées et ressemblent aux valeurs mesurées par les sondes RDT dans ce secteur, comme le montre les valeurs prises à la station B-7 située près de l'emplacement 3.

Les teneurs en eau volumiques, prises aux stations de mesure durant la période d'essai, servent au calcul de la porosité équivalente requise pour l'interprétation et permettent également de calculer un coefficient de diffusion en première approximation pour débiter la modélisation de l'essai. Les paramètres requis pour la modélisation de chaque essai sont l'épaisseur de la couche de rétention d'eau, la masse volumique sèche, la porosité équivalente et le coefficient de diffusion (paramètre recherché). La condition frontière au haut de la couche de silt est spécifiée comme étant une masse initiale fixée par la hauteur du réservoir d'oxygène dont la concentration initiale en oxygène est de $0,285 \text{ kg/m}^3$. La condition frontière au bas de la couche est établie comme étant une concentration constante nulle en oxygène (*e.g.* Nicholson *et al.*,

1989 ; Collin et Rasmuson, 1990 ; Aubertin *et al.*, 1999a; Mbonimpa *et al.*, 2003). La couche de sable du bas est exclue de la modélisation en posant comme hypothèse qu'elle n'interfère pas avec la diffusion de l'oxygène dans le milieu (Aachib *et al.*, 1993). Le tableau 4.12 présente les paramètres requis pour la modélisation des essais et les coefficients de diffusion globaux D^* et les coefficients de diffusion effectifs D_e obtenus après l'analyse itérative des résultats. La figure 4.20 montre la comparaison entre les mesures de terrain et les essais modélisés avec les paramètres ajustés.

Tableau 4.11 : Résultats des essais de densité en place

Échantillon	w (%)	ρ_d (kg/m ³)	S_r (%)	n	θ	θ mesurée par RD1
Tr 2: 5 cm	17,3	1821	90	0,350	0,315	-
Tr 2: 45cm	16,3	1766	81,3	0,353	0,287	-
Tr 3: 5 cm	19,8	1745	95,3	0,362	0,345	0,36
Tr 3: 45 cm	18,3	1797	95,6	0,343	0,328	0,34
Tr 4: 5 cm	18,6	1772	94	0,351	0,330	-
Tr 4: 45 cm	20,0	1714	91,7	0,373	0,342	-
Tr 8: 5 cm	22,6	1708	93,4	0,38	0,355	-
Tr 8: 45 cm	17,3	1789	80,9	0,345	0,279	-

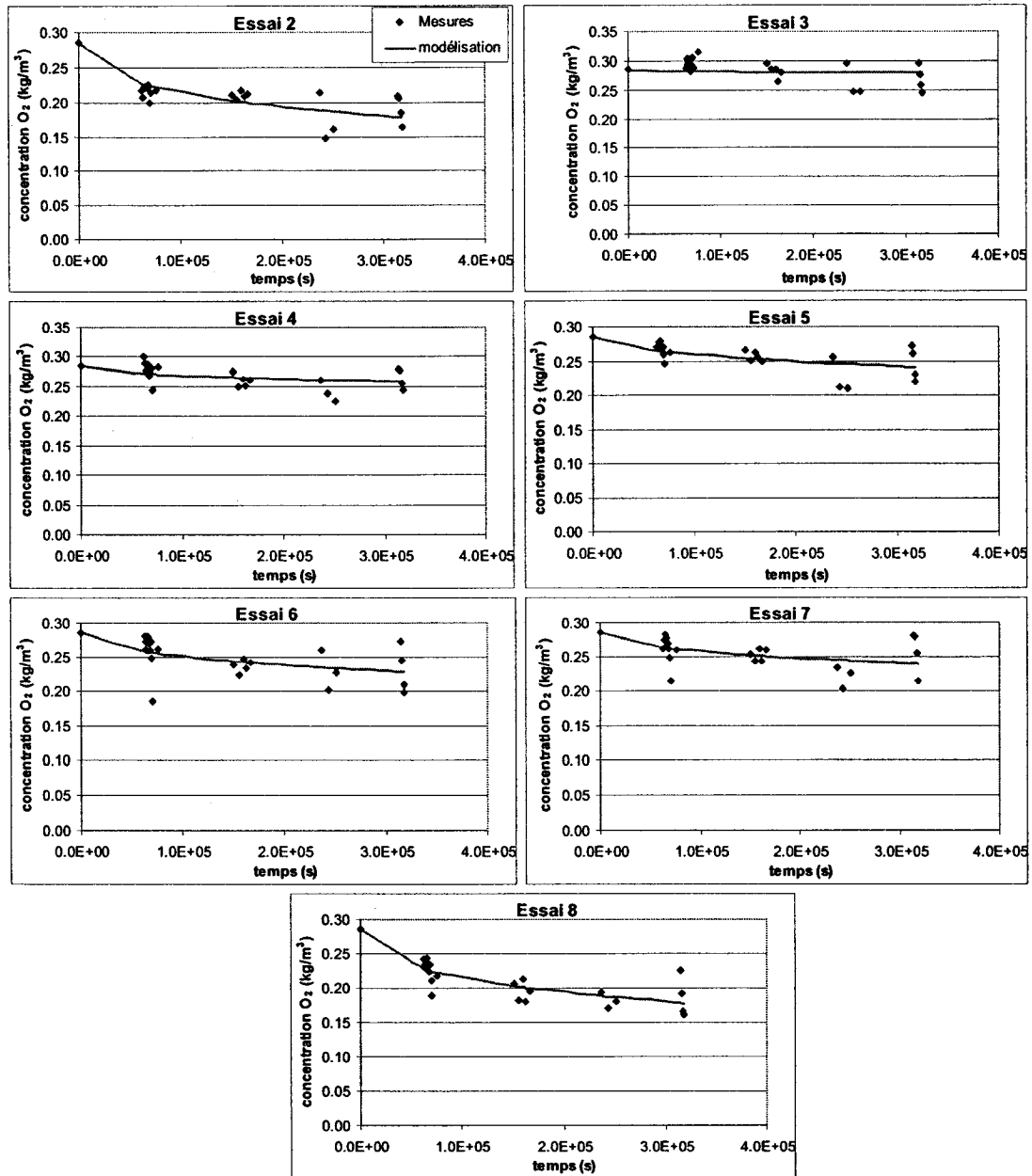


Figure 4.20 : Mesures de concentration d'oxygène et modélisation des essais de consommation d'oxygène longue durée

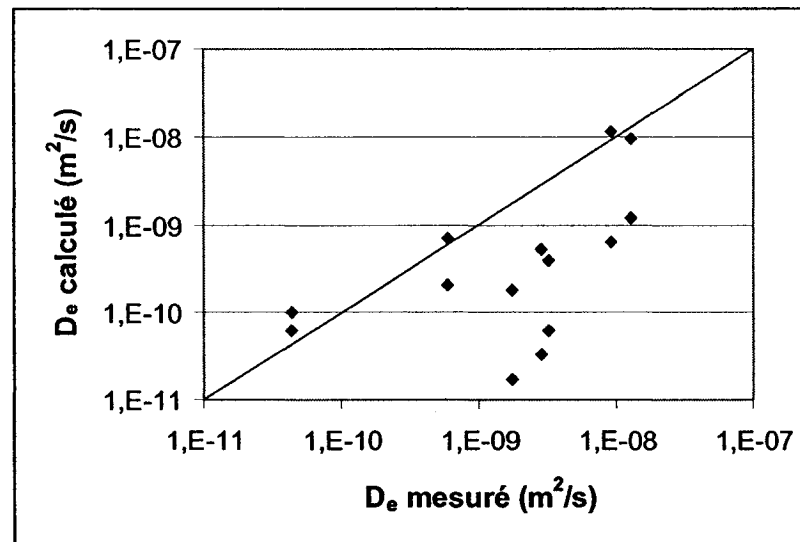
Tableau 4.12 : Paramètres requis pour l'interprétation de l'essai de consommation d'oxygène et résultats D^* et D_e obtenus

Essais	Paramètres de la modélisation				Résultats mesurés	
	H réservoir (m)	H silt (m)	ρ_a (kg/m ³)	θ_{Lq}	D^* (m ² /s)	D_e (m ² /s)
2	0,0306	0,735	1821	0,055	$2,30 \times 10^{-07}$	$1,26 \times 10^{-08}$
3	0,0356	0,653	1797	0,025	$1,70 \times 10^{-09}$	$4,33 \times 10^{-11}$
4	0,0285	0,742	1772	0,035	$1,70 \times 10^{-08}$	$6,01 \times 10^{-10}$
5	0,0333	0,71	1672	0,030	$9,70 \times 10^{-08}$	$2,87 \times 10^{-09}$
6	0,0255	0,705	1821	0,028	$1,15 \times 10^{-07}$	$3,24 \times 10^{-09}$
7	0,0207	0,705	1762	0,021	$8,20 \times 10^{-08}$	$1,72 \times 10^{-09}$
8	0,0255	0,71	1789	0,053	$1,70 \times 10^{-07}$	$9,08 \times 10^{-09}$

Il est également possible d'estimer le coefficient de diffusion effectif du milieu en connaissant au préalable la teneur en eau volumique et la porosité du sol (évaluées par les sondes RDT installées dans la couverture et/ou par les essais de densité en place). Le coefficient de diffusion effectif pour chaque essai peut être estimé à l'aide de la relation présentée au chapitre 2 (équation 2.13). Le tableau 4.13 résume les coefficients de diffusion effectifs calculés à partir des teneurs en eau volumique mesurées par les sondes RDT ou par l'essai de densité en place pour le haut et le bas de la couche de silt. Notons que les valeurs de D_e calculées sont généralement proche de 10^{-9} m²/s. La figure 4.21 présente la comparaison entre les valeurs mesurées de D_e et celles calculées. Les D_e mesurés ont en général un ordre de grandeur de plus que les D_e calculés. Cette différence peut être causée par l'uniformité et la distribution de la teneur en eau volumique, ainsi que la taille de l'échantillon, la mesure de D_e par essai de consommation d'oxygène se fait sur toute l'épaisseur de la couche de rétention d'eau (50 cm) alors que le calcul du D_e est fait à partir d'un échantillon de 5 cm de haut.

Tableau 4.13 : D_e calculés à partir des teneur en eau volumiques in situ

Essais	ρ_d (kg/m ³)		n		θ_{eq}		D_e (m ² /s)	
	haut	Bas	haut	bas	haut	bas	haut	bas
2	1821	1766	0,35	0,353	0,044	0,072	$1,19 \times 10^{-09}$	$9,23 \times 10^{-09}$
3	1745	1797	0,362	0,343	0,027	0,025	$1,02 \times 10^{-10}$	$6,29 \times 10^{-11}$
4	1772	1714	0,351	0,373	0,031	0,041	$2,09 \times 10^{-10}$	$6,91 \times 10^{-10}$
5	1672	1672	0,41	0,41	0,041	0,023	$5,16 \times 10^{-10}$	$3,28 \times 10^{-11}$
6	1821	1821	0,34	0,34	0,034	0,024	$3,96 \times 10^{-10}$	$6,34 \times 10^{-11}$
7	1762	1762	0,38	0,36	0,032	0,016	$1,82 \times 10^{-10}$	$1,66 \times 10^{-11}$
8	1708	1789	0,38	0,345	0,041	0,074	$6,47 \times 10^{-10}$	$1,12 \times 10^{-08}$

Figure 4.21 : Comparaison entre les D_e mesurés et ceux calculés

Les valeurs calculées de D_e , pour chaque essai, peuvent aussi servir à modéliser l'essai de consommation d'oxygène. Dans ce cas, la valeur de D_e , calculée pour l'essai de densité en place à 5 cm de profondeur, est répartie sur la partie supérieure de la couche, tandis que celle à 45 cm de profondeur est répartie sur la partie inférieure de la couche. Les conditions frontières demeurent les mêmes. La figure 4.22 présente les deux modélisations, celle réalisée à partir des résultats de l'essai de consommation (avec

ajustement de D_e) et celle faite à partir des teneurs en eau volumiques mesurées. Il existe une bonne concordance entre les deux modélisations. Néanmoins des écarts sont observés pour les essais 2 et 8. Ceux-ci peuvent être attribuables, du moins en partie, à l'hétérogénéité de la porosité du sol dans le cylindre et l'hétérogénéité de la distribution de la teneur en eau. Rappelons aussi que la méthode d'interprétation de l'essai à long terme donne un D^* constant sur toute l'épaisseur de la couche de rétention d'eau. Les sondes RDT et les essais de densité en place donnent une teneur en eau volumique locale représentant environ 5 cm d'épaisseur de cette couche. Dans le cas des essais 2 et 8, les teneurs en eau mesurées sur les échantillons pris à la surface sont très élevées et freinent la diffusion de l'oxygène dans la modélisation. On a repris la modélisation de l'essai 2 en attribuant le D_e calculé à 45 cm de profondeur à toute l'épaisseur de la couche de silt et la simulation de la diminution de la concentration en oxygène dans le temps reproduit bien les données mesurées sur le terrain. La différence observée, pour les essais 3 à 7, entre le logarithme du D^* calculé et celui du D^* estimé par modélisation est de 20 %. Cette variation est acceptable compte tenu du paramètre mesuré et des moyens employés pour le faire. Ces résultats indiquent que les teneurs en eau volumiques mesurées par les sondes RDT et les essais de densité en place peuvent être utilisés pour estimer le flux d'oxygène vers les résidus miniers (calculs présentés à la section 5).

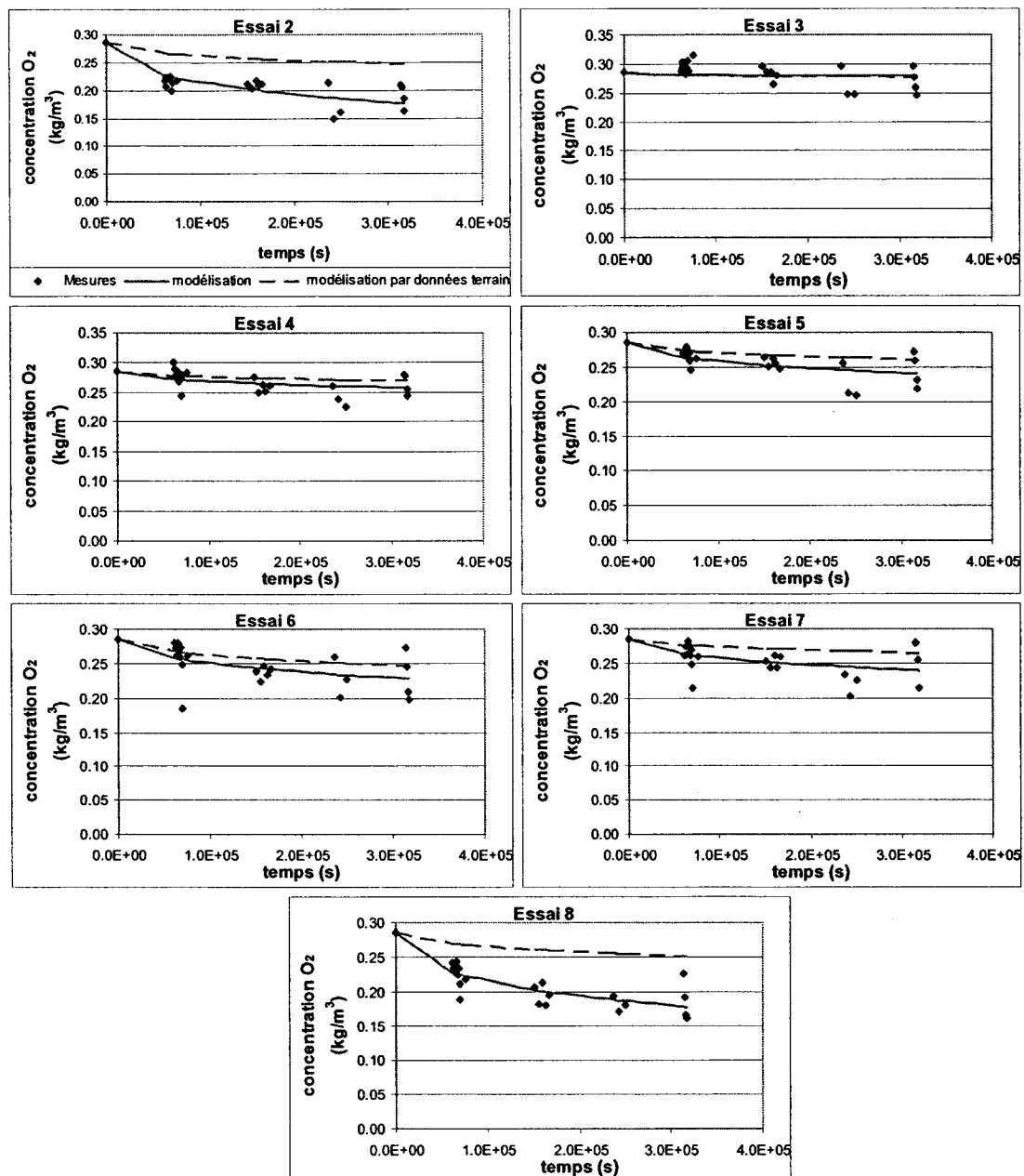


Figure 4.22 : Comparaison entre la modélisation de l'essai avec D_e mesurés et D_e calculés à partir des teneurs en eau volumiques

Les coefficients de diffusion effectifs estimés par les essais de consommation d'oxygène de longue durée permettent le calcul du flux d'oxygène traversant la CEBC.

On considère ici que le flux d'oxygène se propage de façon unidirectionnelle et que le coefficient D_e calculé pour chaque essai est isotrope et homogène sur toute l'épaisseur de la couche de silt. On assume aussi (de façon conservatrice) que la période transitoire est courte (Mbonimpa *et al.*, 2003), permettant l'utilisation de la solution en régime permanent de la première loi de Fick pour calculer le flux d'oxygène vers les rejets miniers (équation 2.23). La concentration en oxygène dans l'air en haut de la couverture est de 285 g/m^3 , alors qu'elle est considérée (de façon conservatrice) nulle sous la couverture. Le flux calculé correspond alors à une valeur maximale atteinte pour une valeur de D_e donnée. Les valeurs obtenues sont résumées au tableau 4.14. Le calcul des flux d'oxygène donne des valeurs généralement inférieures à $1,6 \times 10^{-3} \text{ mol/m}^2/\text{j}$, c'est à dire en deçà du flux visé lors de la conception du recouvrement qui variait entre $1,6 \times 10^{-3} \text{ mol/m}^2/\text{j}$ et $3,6 \times 10^{-3} \text{ mol/m}^2/\text{j}$ (Nastev et Aubertin, 2000).

Tableau 4.14 : Comparaison entre les flux d'oxygène calculés à partir des D_e mesurés et des D_e calculés

Essai	2	3	4	5	6	7	8
Flux (D_e mesuré) ($\text{mol/m}^2/\text{j}$)	$6,6 \times 10^{-3}$	$2,6 \times 10^{-5}$	$3,3 \times 10^{-4}$	$1,6 \times 10^{-3}$	$1,8 \times 10^{-3}$	$9,6 \times 10^{-4}$	$5,0 \times 10^{-3}$
Flux (D_e calculé) ($\text{mol/m}^2/\text{j}$)	$1,1 \times 10^{-3}$	$5,5 \times 10^{-5}$	$1,6 \times 10^{-4}$	$2,7 \times 10^{-5}$	$5,5 \times 10^{-5}$	$1,6 \times 10^{-5}$	$5,5 \times 10^{-4}$
Flux de design ($\text{mol/m}^2/\text{j}$)	$1,6 \times 10^{-3}$ à $3,6 \times 10^{-3}$						

Les flux calculés à partir des valeurs de teneurs en eau volumique mesurées par les essais in situ dans les tranchées et les sondes RDT sont également présentés au tableau 4.14. Les flux pour chaque essai sont calculés à partir de la moyenne harmonique des D_e respectifs présentés au tableau 4.13. La première loi de Fick est utilisée (équation 2.1) en posant les mêmes hypothèses que pour le calcul précédent du flux. La plupart des flux calculés à partir des teneurs en eau volumiques mesurées ont un ordre de

grandeur ou moins de différence avec les flux calculés à partir des D_e mesurés. La mesure directe du gradient d'oxygène pourrait être utilisée pour valider la méthode de consommation d'oxygène modifiée. Des mesures de concentration en oxygène au bas de la couverture pourraient aussi aider à confirmer la faible diffusion à travers la CEBC et la méthode de calcul du flux.

4.3.5 Essais d'infiltration

Les travaux présentés aux sections précédentes démontrent l'efficacité des CEBC à inhiber la diffusion d'oxygène et à contrôler le DMA. Toutefois, celle-ci peut être compromise par divers facteurs comme les cycles de gel-dégel qui affecteront le comportement hydrique de la couverture à long terme. Des essais d'infiltration, dont l'objectif est de déterminer le taux d'infiltration dans la couche de rétention d'eau et d'en déduire sa conductivité hydraulique saturée, peuvent être utilisés pour vérifier les effets du temps sur ses propriétés hydriques.

Méthodologie

Deux essais d'infiltration ont été réalisés pendant l'été 2001 sur une période de quatre jours. Le premier essai est localisé près de la station B-8, et le second près de la station B-6. Ces essais ont été effectués près de stations où les succions sont assez élevées dans la couche inférieure de sable pour permettre une certaine désaturation et une diminution de sa conductivité hydraulique. Celle-ci devrait être inférieure à celle du silt qui contrôle le taux d'infiltration lors des essais.

L'essai d'infiltration avec cylindre à paroi simple se fait sur la couche de rétention d'eau. Une pelle mécanique sert à l'excavation de la couche de protection. Afin de faciliter l'interprétation des résultats, les variations de teneur en eau volumique sont mesurées à l'aide de sondes RDT qui sont installées dans la couche de rétention d'eau

et la couche de bris capillaire. Leur mise en place nécessite l'excavation d'une tranchée d'environ 60 cm de largeur par 1,5 m de longueur dans la CEBC. Les sondes, enfoncées horizontalement dans le mur de la tranchée (de façon à se trouver dans le cône d'infiltration), donnent l'évolution du profil de teneur en eau volumique, ainsi que la position du front d'infiltration dans le sol. L'espacement entre les instruments est d'environ 10 cm.

L'infiltromètre est enfoncé dans le sol intact à côté de la tranchée remblayée. Le cylindre utilisé pour l'essai d'infiltration mesure 30 cm de diamètre et 30 cm de haut. Les parois effilées du cylindre pénètrent d'environ 5 cm dans le silt. Un bidon gradué, rempli d'eau, alimente l'infiltromètre par un tuyau relié au cylindre 10 cm au-dessus de sa base. Un tube Mariotte inséré dans le bidon permet de maintenir un niveau d'eau constant dans l'infiltromètre durant l'essai. Les figures 4.23 et 4.24 montrent schématiquement l'installation pour l'essai d'infiltration et la disposition des instruments dans la tranchée. Lors de l'excavation, avant l'essai d'infiltration, des mesures de densité en place ont été réalisées dans la tranchée dont les résultats sont résumés au tableau 4.15. L'erreur relative correspondante à ces mesures est de 5 %. Les teneurs en eau volumiques, obtenues à partir des teneurs en eau massiques (w %), se comparent bien à celles mesurées par les sondes RDT aux stations B-6 et B-8.

Tableau 4.15 : Paramètres géotechniques aux stations B-6 et B-8

Échantillon	w (%)	ρ_d (kg/m ³)	D_r	n	θ	θ mesurée par RDT
B6 - 17 cm	24,8	1525	2,75	0,45	0,38	0,32
B6 - 47 cm	17,8	1691	2,75	0,39	0,3	0,34
B8 - 25 cm	16,4	1756	2,7	0,35	0,29	0,29
B8 - 35 cm	15,6	1692	2,74	0,38	0,26	0,27

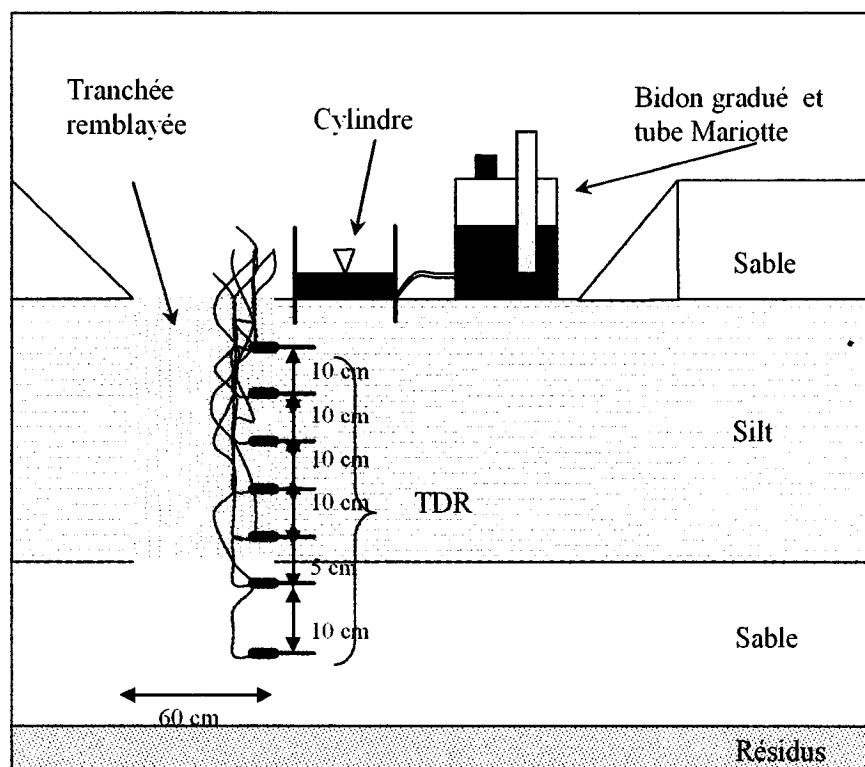


Figure 4.23 : Schéma de l'installation pour l'essai d'infiltration dans la CEBC



Figure 4.24 : Disposition des instruments dans la tranchée

Résultats et interprétation

Les résultats des essais d'infiltration sont présentés à la figure 4.25. L'essai 1 (près de la station B-8) a duré 80 minutes. Il a été arrêté après la résurgence d'eau en surface à côté du cylindre. Selon les lectures obtenues par les sondes RDT, la propagation du front d'infiltration s'étendait jusqu'à 20 cm de profondeur lors de cet essai. Quant au deuxième essai, les sondes RDT ne montrent aucun changement dans les valeurs lues. Lors du démantèlement de l'essai, on a pu constater que l'épaisseur de sol mouillé ne mesurait que 5 cm. La première sonde RDT étant située à 10 cm sous la surface, aucune variation de teneur en eau volumique ne pouvait être mesurée.

L'infiltration dans les sols dépend de leur teneur initiale en eau, de leur succion matricielle (pression négative), de leur texture, de leur structure et de l'uniformité du profil étudié (Hillel, 1998). En général, un sol sec en début d'essai aura un taux d'infiltration plus élevé qu'un sol humide en raison de son potentiel de succion matricielle plus élevé qui crée un gradient plus élevé. Les différences entre les taux d'infiltration des essais 1 (près de la station B-8) et 2 (près de la station B-6) peuvent être attribuables à ce phénomène puisque la teneur en eau du silt à la station B-6 était supérieure à celle de la station B-8.

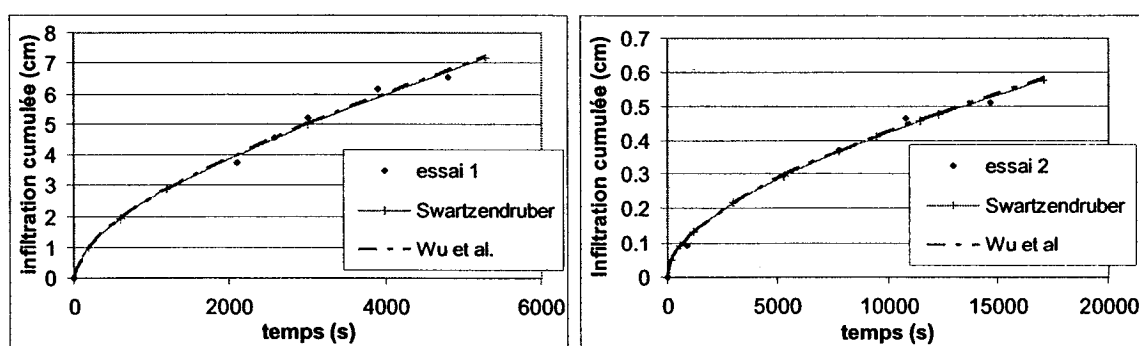


Figure 4.25 : Infiltration cumulée mesurée et calculée par les modèles de Swartzendruber (1987) et de Wu et al. (1999) selon le temps

Le logiciel CurveExpert (Hyams, 1995) permet de calculer des régressions selon des modèles spécifiés par l'utilisateur. Il a été utilisé pour estimer la conductivité hydraulique par la solution de Swartzendruber (1987) et celle de Wu *et al.* (1999), présentées au chapitre 2. Le tableau 4.16 présente les résultats des régressions selon les deux modèles. Les coefficients de régression r pour les deux essais selon les deux modèles employés sont proches de 1. Les conductivités hydrauliques estimées sont de l'ordre de 10^{-6} cm/s pour l'essai à la station B-6. Elles varient entre 4×10^{-4} cm/s et 4×10^{-5} cm/s pour l'essai à la station B-8.

Pour fins de comparaison, le tableau 4.16 présente les conductivités hydrauliques calculées selon la relation semi-analytique développée par Mbonimpa *et al.* (2002a) présentée à la section 3.1. On utilise pour ce calcul, la granulométrie et les essais de densité en place faits sur les échantillons prélevés dans les tranchées. On remarque que les conductivités hydrauliques, estimées à partir de l'essai d'infiltration pour la station B-6, se trouvent près de la valeur calculée par la relation venant de Mbonimpa *et al.* (2002a) et de celles mesurées en laboratoire (section 4.2). Les valeurs estimées pour la station B-8 sont supérieures de un à deux ordres de grandeur par rapport aux valeurs mesurées en laboratoire et calculées par la relation 3.1. Rappelons que cet essai a été arrêté après la résurgence d'eau en surface causée probablement par la formation d'un chemin préférentiel dans le silt. L'érosion interne peut avoir influencé les taux d'infiltration mesurés au cours des essais et causé la surestimation de la conductivité hydraulique *in situ*. Les résultats de l'essai à la station B-6 montrent que les mesures en laboratoire et celles sur le terrain concordent. Le matériau de la couche de rétention d'eau ne semble pas avoir subi de changement significatif dans ses propriétés hydriques au cours des quatre dernières années.

Tableau 4.16 : Conductivité hydraulique de la couche de rétention d'eau

Paramètre	B-6	B-8
Modèle de Swartzendruber		
A_0 ($1/s^{0,5}$)	-4×10^{-4}	$4,3 \times 10^{-5}$
S ($cm/s^{0,5}$)	$3,6 \times 10^{-3}$	$6,7 \times 10^{-2}$
k_{sat} (cm/s)	$5,4 \times 10^{-6}$	$4,3 \times 10^{-4}$
r	0,99	0,99
Modèle de Wu <i>et al.</i>		
A (cm/s)	$6,5 \times 10^{-6}$	$4,3 \times 10^{-4}$
B ($cm/s^{0,5}$)	$3,6 \times 10^{-3}$	$6,7 \times 10^{-2}$
k_{sat} (cm/s)	$1,8 \times 10^{-6}$	$3,7 \times 10^{-5}$
r	0,99	0,99
Relation Mbonimpa <i>et al.</i>		
e	0,8	0,54
C_u	7,3	32
D_{10} (cm)	$7,5 \times 10^{-5}$	$1,5 \times 10^{-4}$
k_g (cm/s)	$2,0 \times 10^{-6}$	$2,1 \times 10^{-6}$

4.4 Modélisation du comportement hydrique de la couverture

L'auscultation du site au cours des années 1999 à 2003 a permis d'évaluer le comportement hydrique de la CEBC et sa performance à contrôler la migration de l'oxygène vers les résidus miniers. Les mesures recueillies sur le site lors de cette phase et durant la phase de construction ont servi à élaborer un modèle numérique bidimensionnel du site Lorraine. Ce modèle tente de reproduire une situation à grande échelle en régime transitoire, ce qui est peu commun. Les situations modélisées représentent en général un comportement unidimensionnel ou, lorsque bidimensionnel, les conditions en régime permanent sont utilisées (Wilson *et al.*, 1995; Woyshner et Yanful, 1995; Simms et Yanful, 1999; Swanson *et al.*, 2003).

Le premier point présente les fonctions hydriques utilisées et le modèle numérique. Le deuxième point concerne le calcul de l'infiltration d'eau à la surface, pour les années 1999 à 2001, servant de condition frontière à l'analyse numérique en régime transitoire. Les résultats obtenus de l'analyse numérique sont présentés au troisième point et au quatrième point.

4.4.1 Fonctions hydriques et description du modèle numérique

Le logiciel SEEP/W (GEO-SLOPE International, 1996) est utilisé afin d'obtenir le profil hydrique du site Lorraine. Les travaux de Crespo (1994), Chenaf (1997) et de Chapuis et al. (2001) ont permis de valider ce logiciel pour l'écoulement de l'eau en milieu saturé et non saturé, et ce, autant en régime permanent que transitoire. D'autres travaux ont par ailleurs démontré une bonne corrélation entre les valeurs calculées par ce logiciel et celles mesurées lors d'essais de laboratoire ou d'essais sur des parcelles expérimentales (*e.g.* Barbour et Yanful, 1994; Woysner et Yanful, 1995; Aubertin *et al.*, 1999a; Bussière, 1999; Simms et Yanful, 1999).

Le logiciel SEEP/W modélise l'écoulement de l'eau en milieu saturé et non saturé, selon l'hypothèse que la loi de Darcy s'applique. L'équation différentielle fondamentale utilisée dans SEEP/W est l'équation de continuité en deux dimensions communément appelée équation de Richards (équation 4.3). La variable dépendante pour laquelle le logiciel résout l'équation est la charge hydraulique h .

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(k_x \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(k_z \frac{\partial h}{\partial z} \right) = S_e(h) \frac{\partial h}{\partial t} \quad (4.3)$$

La méthode numérique utilisée est celle des éléments finis FEM. Lors de modélisation en régime transitoire, le logiciel utilise la méthode d'approximation des différences

arrières pour résoudre les dérivées par rapport au temps (Fredlund et Rahardjo, 1993). Plus de détails sur SEEP/W sont disponibles dans le manuel de l'utilisateur (GEO-SLOPE International, 1996).

Afin de simuler le plus fidèlement possible le comportement hydrique de la CEBC au site Lorraine, les données de terrain ont été utilisées, lorsque ce fût possible, au lieu des propriétés déterminées en laboratoire, pour définir les caractéristiques nécessaires à la modélisation. Les essais de densité *in situ* permettent de déterminer la porosité et la teneur en eau volumique à saturation pour la couche de rétention d'eau et la couche de bris capillaire. Les caractéristiques hydriques des matériaux composant la CEBC ont été évaluées à partir des mesures de teneurs en eau volumique et de succion prises au cours des années de suivi. Les CRE obtenues à partir des données de terrain pour le sable de la couche du bas et pour le silt de la couche de rétention d'eau ont été présentées à la figure 4.9, avec le lissage des données de terrain par le modèle van Genuchten (1980) (équation 4.2). Les fonctions de perméabilité sont déterminées à l'aide du modèle Mualem (1976) :

$$k_{rel} = \frac{k_u(\psi)}{k_{sat}} = \theta_e^l \left[1 - \left(1 - \theta_e^{1/m_v} \right)^{m_v} \right] \quad (4.4)$$

où l est un paramètre représentant l'interconnectivité des pores ($l = 0,5$ selon Mualem, 1976). Pour les résidus miniers et les stériles, les CRE sont estimées par le modèle Kovacs modifié (Aubertin *et al.*, 2003) (équations 3.2 à 3.8), à partir de données recueillies (e , C_u , D_{10}) lors de l'installation de piézomètres dans ces matériaux (Jolette, 2001). Les fonctions entrées dans le logiciel SEEP/W, sont obtenues par lissages des CRE estimées, à l'aide des modèles van Genuchten (1980) et Mualem (1976).

La fondation sur laquelle repose le parc à résidus est composée de till dont les propriétés ont été déterminées lors d'essais de perméabilité exécutés par Entraco (1996). Cette couche de matériau est considérée comme imperméable et forme la condition frontière à la base des résidus dans le modèle numérique décrit plus loin. Les fonctions hydriques du matériau constituant le géocomposite bentonitique recouvrant le drain sont issues du répertoire de fonctions du logiciel SEEP/W. Elles sont caractéristiques d'une argile de granulométrie fine peu perméable. La courbe de rétention d'eau associée au matériau composant le drain provient également du logiciel SEEP/W et correspond à celle d'un sable uniforme. La fonction de conductivité hydraulique est toutefois fixée à 1×10^{-4} cm/s, ce qui permet au drain d'être perméable même en condition non saturée. Les principaux paramètres hydriques des différents matériaux sont présentés au tableau 4.17. Les CRE et les fonctions de perméabilité sont représentées aux figures 4.26 et 4.27. On remarque des différences notables entre les courbes, ce qui permet d'établir, dans la CEBC, les effets de barrière capillaire recherchés.

Tableau 4.17 : Principales caractéristiques hydriques des matériaux utilisés dans les simulations numériques

Matériaux	ψ_s (m d'eau)	θ_s	θ_r	k_{sat} (cm/s)	α (cm ⁻¹)	n
Silt	3,9	0,34	0,05	$3,1 \times 10^{-6}$	0,0014	1,7
Sable bas	0,2	0,33	0,03	$7,5 \times 10^{-3}$	0,03	4
Sable haut	0,07	0,33	0,07	$9,0 \times 10^{-2}$	0,08	2,5
Résidu fin	1,6	0,41	0,13	$1,1 \times 10^{-4}$	0,0039	2,1
Résidu grossier (digue)	0,6	0,42	0,10	$6,9 \times 10^{-4}$	0,011	2,9
Géocomposite bentonitique	11	0,34	0,1	$7,0 \times 10^{-8}$	-	-
Drain	0,44	0,34	0,07	$1,0 \times 10^{-2}$	-	-

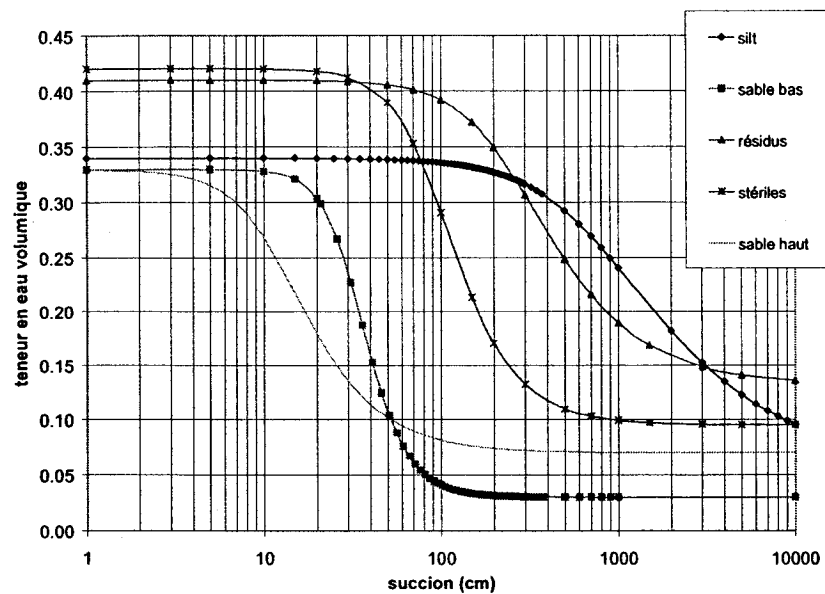


Figure 4.26 : Courbes de rétention d'eau des matériaux servant à la modélisation numérique du site

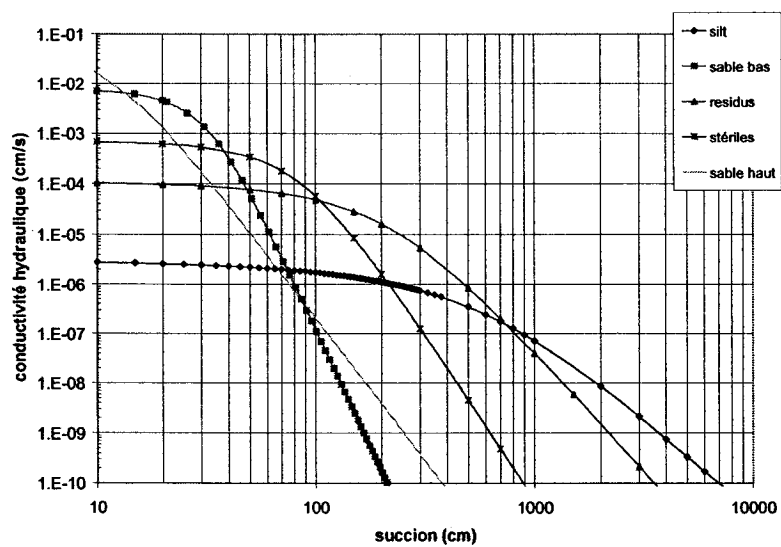


Figure 4.27 : Fonctions de perméabilité des matériaux servant à la modélisation numérique du site

Le modèle numérique construit dans SEEP/W simule une coupe alignée selon le transect B à travers la CEBC et le parc à résidus (voir la figure 4.7). La section part du bas de la pente de la digue sud et s'arrête à la limite nord ouest du recouvrement, où le terrain est inondé. La digue mesure environ 19 m et son inclinaison est de 16°. Du sommet de la digue jusqu'à son extrémité, la longueur de la CEBC fait 352 m. On y retrouve une pente de 0,6 % du sud vers le nord selon les relevés d'arpentage. La figure 4.28 illustre les détails du modèle dans le secteur de la digue et dans celui de la zone inondée. On remarque que le drain récoltant le lixiviat provenant des résidus est placé au bas de la digue. Il est isolé de la CEBC par un géocomposite bentonitique modélisé ici par une argile peu perméable. La densité du maillage est plus importante dans la couverture que dans les résidus miniers, surtout pour les deux couches de sable dont les fonctions hydriques sont plus abruptes. Une couche artificielle de matériau drainant (possédant les mêmes fonctions hydriques que le matériau du drain) a été ajoutée sur la CEBC afin de permettre le ruissellement de l'eau au cours de la simulation des précipitations. Des éléments rectangulaires d'ordre 4 et triangulaires d'ordre 3 ont été utilisés pour un total de 47 314.

Les résidus miniers reposent sur un till fluvio-glaciaire peu perméable, associé ici à une condition frontière de débit nul ceinturant les résidus. L'extrémité nord ouest de la couverture est bordée par une petite étendue d'eau. À cet endroit, on assume une charge nulle à la surface ($h=0$) comme condition frontière. Pour le drain, la condition frontière imposée est celle d'un flux unitaire pouvant être réévalué et ajusté de façon itérative lors du processus de résolution du problème. Le flux unitaire spécifié au départ est basé sur le débit moyen annuel mesuré aux trois drains dolomitiques au site, soit $5,5 \times 10^{-5} \text{ m}^3/\text{s}$ (3,3 L/min).

Les conditions initiales du modèle en terme de charge h (nécessaire à l'analyse en régime transitoire) ont été obtenues par une analyse en régime permanent. Un taux d'infiltration de 30 mm/mois est imposé à la surface de la couverture (conditions

réalistes au Québec). Le résultat de cette analyse positionne la nappe phréatique à 3,7 m sous la surface pour le piézomètre PO-6 et à 0,02 m sous la surface pour le piézomètre PO-8, ce qui concorde avec les valeurs observées au mois de mai 1999 (3,4 m et 0,3 m respectivement). Le flux unitaire calculé par le logiciel au drain est de 5×10^{-7} m/s pour 270 m linéaire de digue sur une hauteur de 0,5 m donc $6,7 \times 10^{-5}$ m³/s (ou 4 l/min). Les suctions obtenues ne dépassent pas 10 kPa. Les teneurs en eau volumique calculées indiquent que la couche de rétention d'eau est saturée, tandis que la couche de sable du bas est désaturée dans le secteur de la digue. Cette couche revient près de la saturation à moins de 100 m de la digue. Quant à la couche du haut, elle est désaturée sur presque toute sa longueur. Ces résultats correspondent bien aux données prises au printemps après la fonte des neiges.

Les conditions frontières spécifiées pour le régime transitoire représentent les infiltrations et les exfiltrations à travers la CEBC au cours des saisons estivales 1999, 2000 et 2001. Les années 1999 à 2001 sont les trois années pour lesquelles nous avons obtenus les données météorologiques. Elles varient dans le temps et elles sont fonction des conditions atmosphériques et de l'écoulement en milieu non saturé dans le sol. Le flux d'eau à la surface de la CEBC est calculé à l'aide du logiciel SoilCover (Unsaturated Soils Group, 1997) puis il est entré comme une fonction dans SEEP/W. Le point suivant résume la méthode utilisée pour établir des conditions frontières.

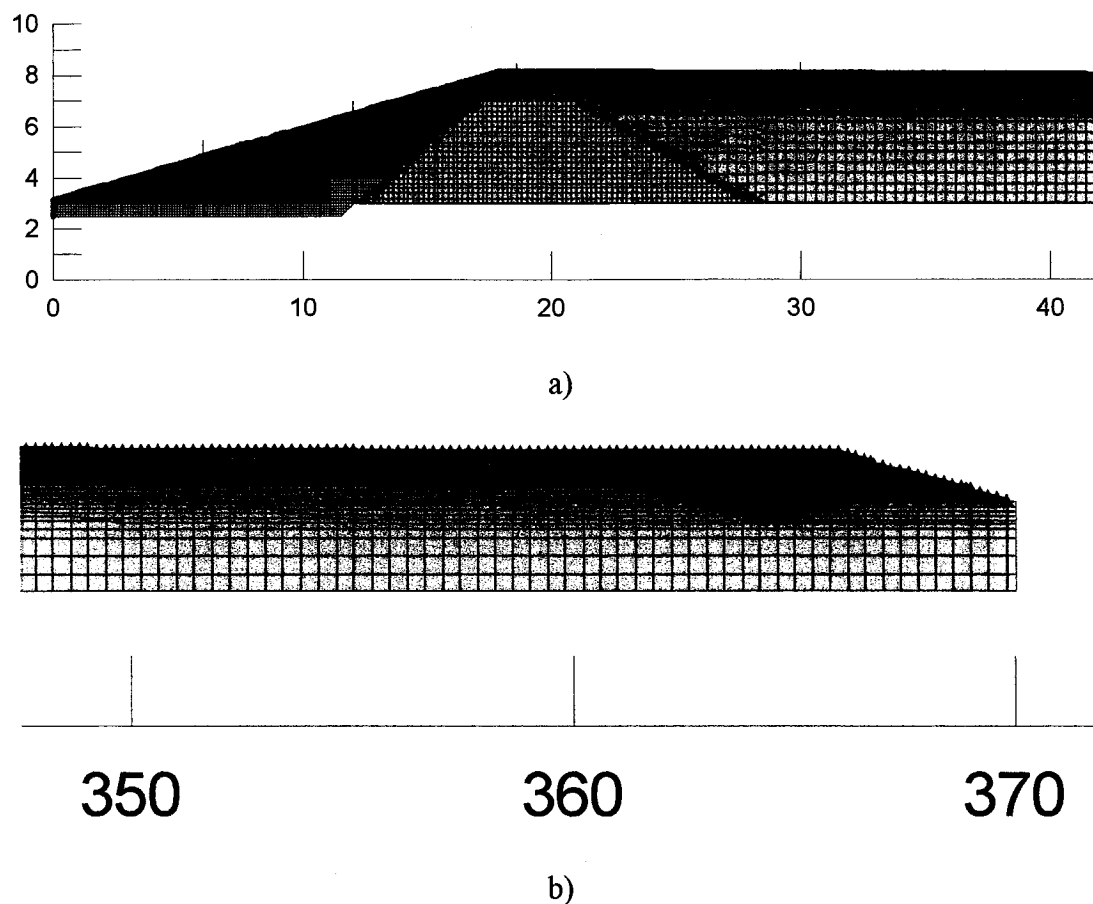


Figure 4.28 : Modèle numérique de la CEBC du site Lorraine a) secteur de la digue b) limite nord-est du recouvrement

4.4.2 Conditions frontières du régime transitoire

Les conditions frontières imposées à la surface de la CEBC en régime transitoire simulent les transferts d'eau entre le sol et l'atmosphère pour les années 1999, 2000 et 2001. Le logiciel utilisé pour effectuer le calcul du flux d'eau se nomme SoilCover (Unsaturated Soils Group, 1997). Il résout les transports de masse et d'énergie dans le sol de façon couplée en modèle unidimensionnel, ce qui permet d'obtenir des profils de succions et de saturation ainsi qu'un taux d'infiltration réaliste (Swanson *et al.*, 2003). Les équations de transport sont basées sur la loi de Darcy qui décrit l'écoulement de

l'eau, et sur la loi de Fourier qui régit la conduction de chaleur dans le sol. Elles sont exprimées selon les relations suivantes (Wilson *et al.*, 1994; Unsaturated Soils Group, 1997):

$$\frac{\partial h}{\partial t} = C^1 \frac{\partial}{\partial z} \left[k \frac{\partial h}{\partial z} \right] + C^2 \frac{\partial}{\partial z} \left[D_v \frac{\partial P_v}{\partial z} \right] \quad (4.5)$$

$$C_h \frac{\partial T}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(\lambda \frac{\partial T}{\partial z} \right) - L_v \left(\frac{P + P_v}{P} \right) \frac{\partial}{\partial z} \left(D_v \frac{\partial P_v}{\partial z} \right) \quad (4.6)$$

où la pression de vapeur P_v est donné par :

$$P_v = P_{sv} e^{\frac{\psi W_v}{RT}} \quad (4.7)$$

où h représente la charge totale, t est le temps, C^1 est le module de changement volumique par rapport à la phase liquide et C^2 est le module de changement volumique par rapport à la phase gazeuse, y est la position, k est la conductivité hydraulique, D_v est le coefficient de diffusion et P_v est la pression de vapeur interstitielle. C_h représente la capacité calorifique spécifique, T est la température, λ est la conductivité thermique, L_v est la chaleur latente de vaporisation et P est la pression totale interstitielle du gaz. P_{sv} représente la pression de vapeur à saturation, W_v est la masse moléculaire de l'eau et R est la constante universelle des gaz parfaits.

En utilisant un calcul par éléments finis, ce logiciel prédit le flux d'eau à la surface du sol (saturé ou non) en régime transitoire selon les conditions climatiques spécifiées

dans le modèle à l'interface sol- atmosphère. Le taux d'évaporation actuel est déterminé en utilisant la formulation Penman modifiée proposée par Wilson (1990) :

$$E = \frac{\Delta Q_r + \gamma E_a}{\Delta + A} \quad (4.8)$$

où E est le taux d'évaporation, Δ est la pente du graphique de pression de vapeur à saturation versus la température, Q_r est la radiation nette et γ est la constante psychrométrique. E_a est donné par $f(u)P_a(B-A)$ où $f(u)$ s'exprime par $0,35(1+0,15U)$, U est la vitesse du vent, P_a est la pression de vapeur de l'air, B est l'inverse de l'humidité relative de l'air et A est l'inverse de l'humidité relative à la surface du sol.

Les conditions climatiques spécifiées pour les années 1999 à 2001 proviennent des données météorologiques de la station Latulippe (vent, température et précipitations). Les valeurs d'humidité relative sont fournies par la station de Val d'Or. Les données concernant la radiation sont générées par le logiciel HELP (Schroeder *et al.*, 1994), en utilisant les données météorologiques pertinentes au site. La modélisation se fait sur une période de 184 jours, du mois de mai au mois d'octobre inclusivement. Les fonctions hydriques entrées ont été présentées à la section 4.4.1. Les propriétés des matériaux dont SoilCover (Unsaturated Soils Group, 1997) a besoin pour le calcul sont présentées au tableau 4.18. Le logiciel génère les fonctions de conductivité thermique et de capacité calorifique à partir des CRE de chaque matériau, selon les valeurs de pourcentage de quartz et les valeurs de capacité calorifique données au tableau 4.18.

Le modèle 1D simule une coupe verticale à travers la CEBC et les résidus à la station B-8. Le maillage automatique qui recrée cette section est plus serré dans les couches de la CEBC que dans les résidus. Les conditions initiales spécifient que la position de la

nappe phréatique se situe à 3,4 m sous la surface. La température du sol à cette profondeur est de 11°C.

Tableau 4.18 : Propriétés des matériaux utilisées par SoilCover

Matériaux	n	Dr	k_{sat} (cm/s)	M_v	% quartz	C_s (J/kg°C)
Sable haut	0,33	2,7	$9,0 \times 10^{-2}$	2×10^{-4}	90	850
Silt	0,34	2,76	$3,5 \times 10^{-6}$	$5,5 \times 10^{-5}$	75	775
Sable bas	0,33	2,7	$7,5 \times 10^{-3}$	5×10^{-5}	90	850
Résidus	0,41	3,095	$1,1 \times 10^{-4}$	7×10^{-5}	90	850

La figure 4.29 présente les succions ainsi que les degrés de saturation mesurés et calculés pour les trois années simulées. On remarque sur cette figure que les variations de succion et de saturation dans le temps sont relativement bien reproduites par la modélisation. Les valeurs de succions calculées pour la couche de rétention d'eau ne dépassent pas 20 kPa. Ces valeurs sont inférieures à la pression d'entrée d'air (ψ_a) du silt, ce qui lui permet de demeurer saturé. Les succions calculées dans les deux couches de sable excèdent de beaucoup le ψ_a de ces matériaux, comparativement à celles mesurées sur le terrain, ce qui explique le drainage plus important donné par la modélisation. Le fait que les succions calculées soient supérieures à celles mesurées peut être attribuable à la répartition des précipitations et de l'évaporation lors de la modélisation, et le fait que le modèle ne tient pas compte de la deuxième et de la troisième dimension (Swanson *et al.*, 2003), la rapidité de la réponse de la sonde Watermark aux changements de succion dans le sol et la fluctuation de la nappe qui n'est pas prise en compte par le modèle.

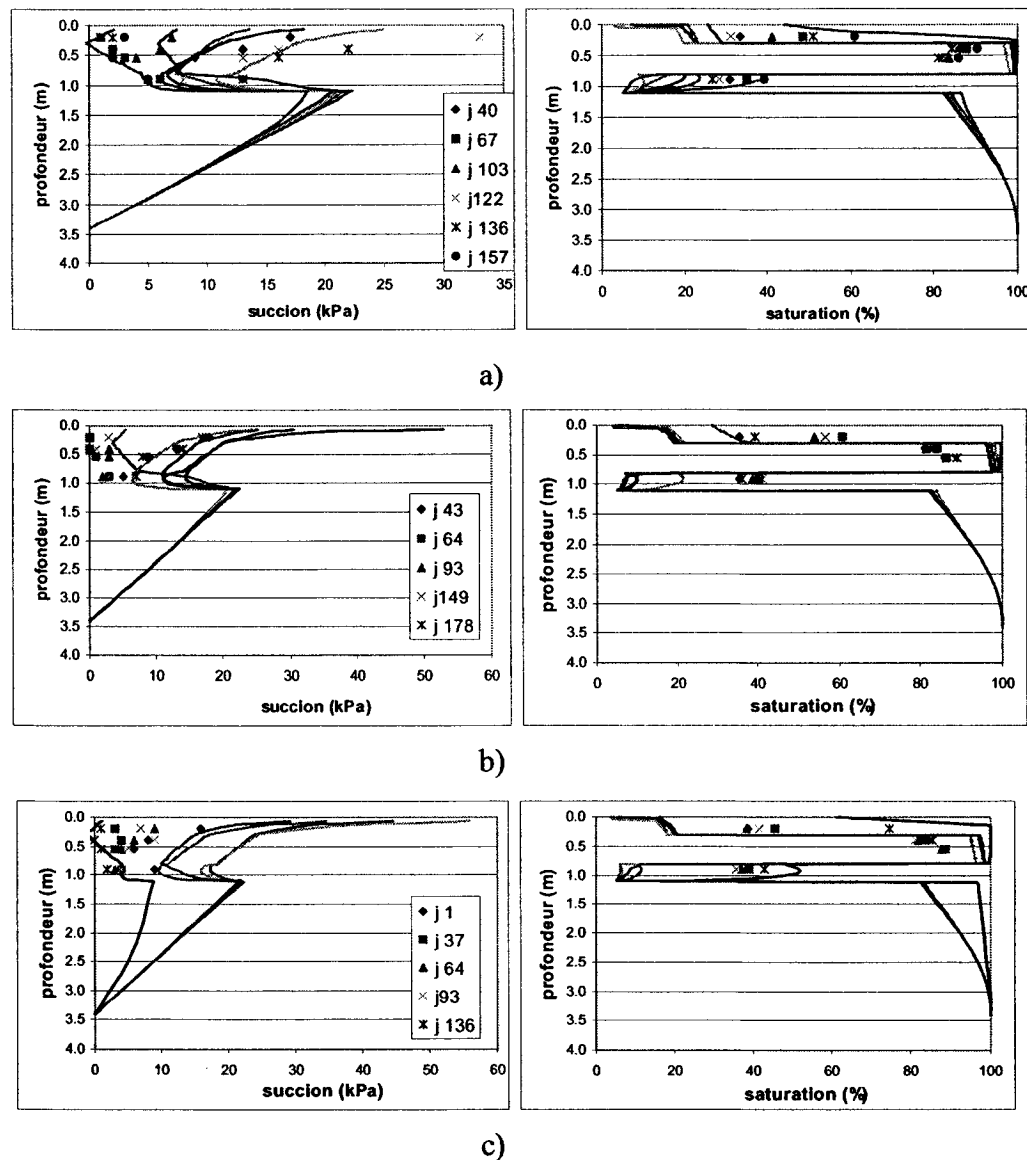


Figure 4.29 : Profils de succion et de teneur en eau volumique mesurés à la station B-8 (points) et modélisés (lignes) a) année 1999 b) année 2000 c) année 2001

L'infiltration cumulative calculée pour les trois années varie entre 6 % et 32 % des précipitations totales. Elle totalise 236 mm, 32 mm et 72 mm pour les années 1999, 2000 et 2001 respectivement. La valeur d'infiltration obtenue pour l'année 1999 est

plus importante que pour les deux autres années. On peut attribuer ceci au fait que pour l'année 1999, on note plus de précipitation que pour les deux autres années. Les précipitations sont souvent plus importantes en 1999, atteignant parfois 26 mm/j comparativement à 9 mm/j pour les années 2000 et 2001. La figure 4.30 présente la variation du flux à la surface de la CEBC en fonction du temps pour les trois années simulées. Les données de flux calculées par SoilCover sont lissées par le logiciel SEEP/W à l'aide de la technique d'interpolation « weighted spline ». Afin de faciliter les calculs et d'améliorer la convergence lors de la modélisation, la fonction du flux, interpolée par le logiciel, est calée à 80 % sur les données obtenues par SoilCover, éliminant les variations brusques et les événements de précipitation trop importants. Les fonctions obtenues servent de conditions frontières en régime transitoire dans le logiciel SEEP/W. Cette façon de procéder a été proposée par Anderson et Woessner (1992) et appliquée par Woyshner et Yanful (1995) ainsi que Simms et Yanful (1999) qui ont utilisé un taux d'infiltration constant calculé par HELP pour modéliser en régime permanent dans SEEP/W. Dans Wels *et al.* (2001), l'infiltration journalière donnée par le logiciel SoilCover est entrée en tant que condition frontière du régime transitoire à la surface d'une section de CEBC conçue pour limiter l'infiltration d'eau.

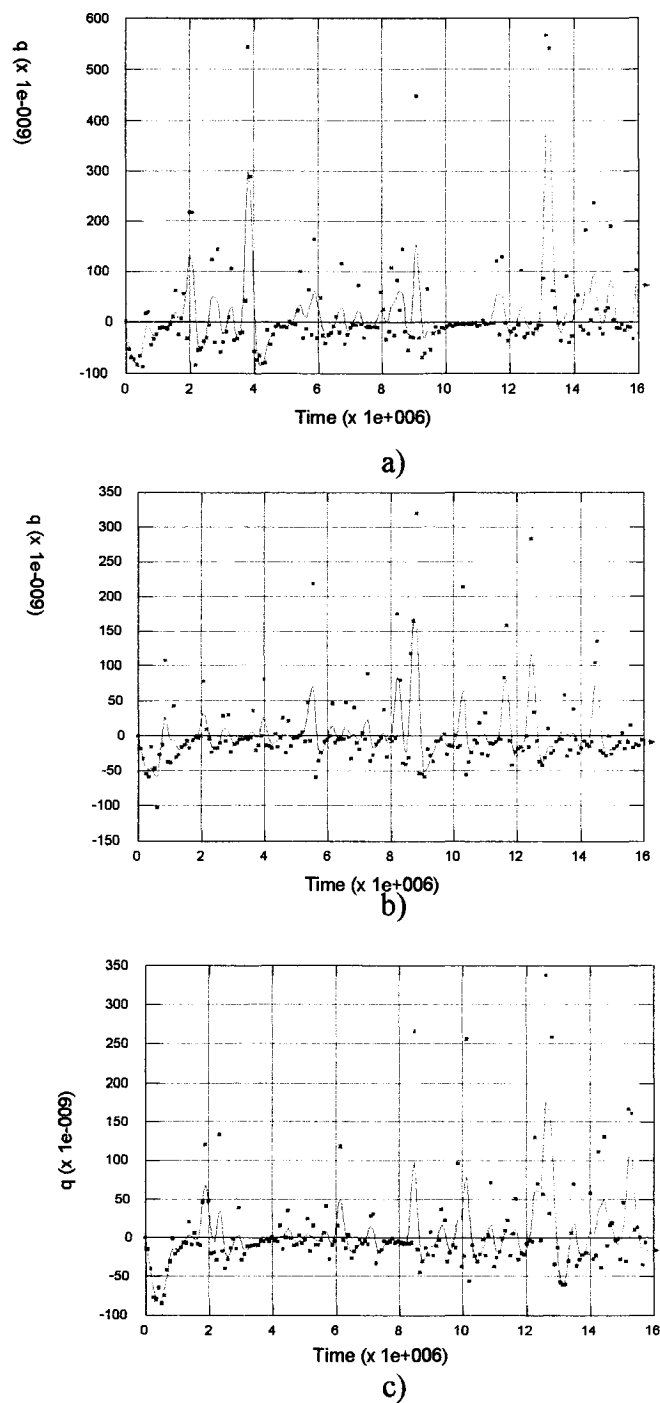


Figure 4.30 : Flux d'eau à la surface de la CEBC donnés par SoilCover (points) et lissés par SEEP (lignes) servant de conditions frontières a) année 1999 b) année 2000 c) année 2001

4.4.3 Résultats de la modélisation bidimensionnelle

Les modélisations numériques réalisées dans cette partie du projet permettent, en outre, de vérifier que les modèles mathématiques peuvent prédire de façon réaliste les conditions *in situ* observées sur un site à grande échelle. Les figures 4.31 à 4.33 présentent les isocontours de teneurs en eau volumiques et de succion ainsi que les vecteurs vitesses pour les secteurs de la digue et de la limite nord-est du recouvrement. La journée montrée est le 1 août 2001 correspondant au jour 93 dans la modélisation. Cette représentation donne une vue d'ensemble des teneurs en eau volumiques et des suctions dans les secteurs choisis mais n'est pas assez précise pour révéler l'évolution de ces paramètres.

Dans le secteur de la digue, la position de la nappe s'abaisse graduellement dans les résidus miniers vers la digue faites de stériles. L'écoulement de l'eau est concentré dans le drain de pied et dans la couche de surface de la CEBC. Les teneurs en eau volumiques de la couche de rétention d'eau sont supérieures à 0,3, alors que les deux couches de sable sont drainées. Les suctions sont d'environ -20 kPa dans les couches de sable du bas et la couche de silt (suctions inférieures au ψ_a du silt). Dans la couche de sable du haut, les suctions sont supérieures à 20 kPa à cause de l'évaporation. Dans le secteur nord-est du recouvrement, la nappe phréatique se situe à la base de la couche de rétention d'eau, dans la couche de sable du bas. L'écoulement se fait principalement dans la couche de sable du haut de la CEBC. Les teneurs en eau volumiques dans la couche de sable du bas et dans la couche de silt sont élevées, supérieures à 0,3, à cause de la position élevée de la nappe dans ce secteur. Le sable de la couche du haut est drainé avec des teneurs en eau volumiques de 0,1. Les suctions dans la couche de rétention d'eau sont faibles (inférieures à 20 kPa). Elles sont plus élevées dans la couche de sable du haut qui est sujette à l'évaporation. La couche de sable du bas, sous la nappe phréatique, montre des pressions positives faibles (inférieures à 10 kPa).

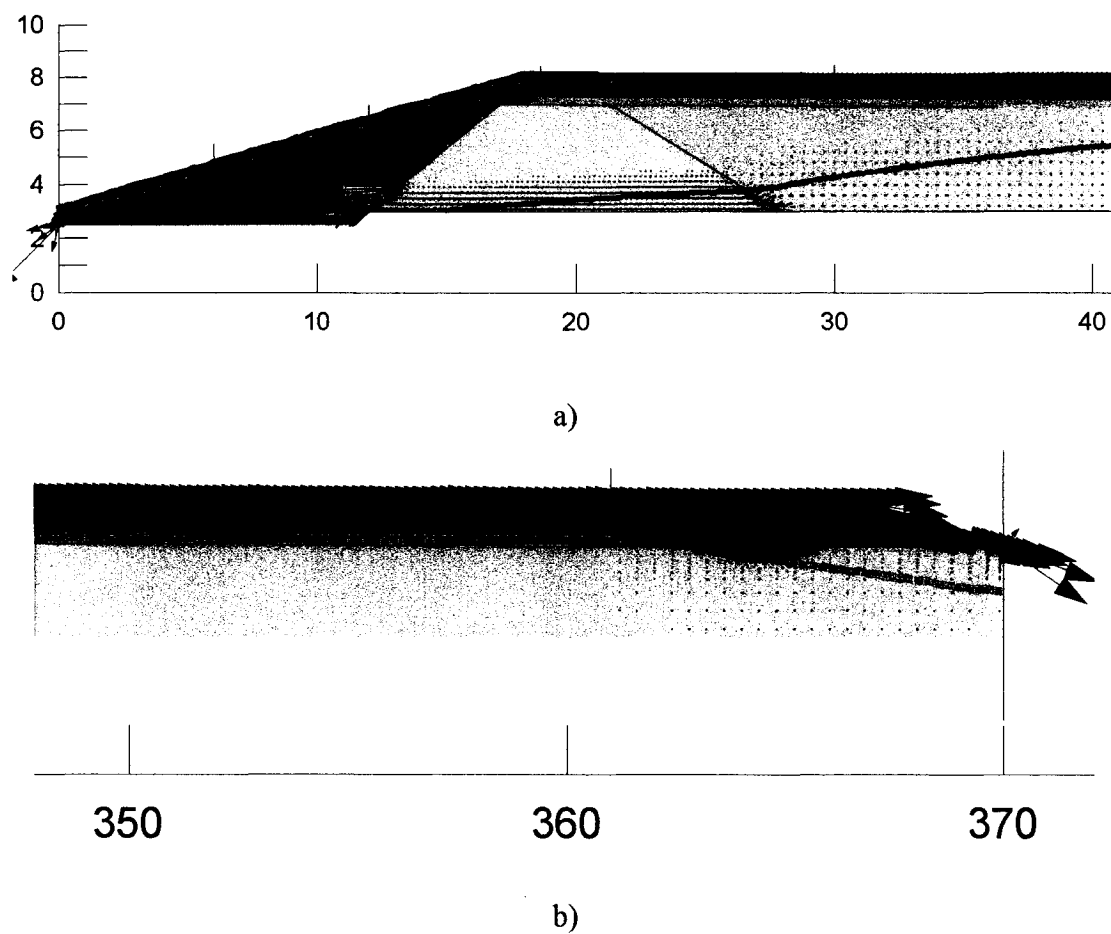


Figure 4.31 : Vitesses d'écoulement et position de la nappe phréatique, jour 93 de l'année 2001 a) secteur de la digue b) limite nord-est du recouvrement

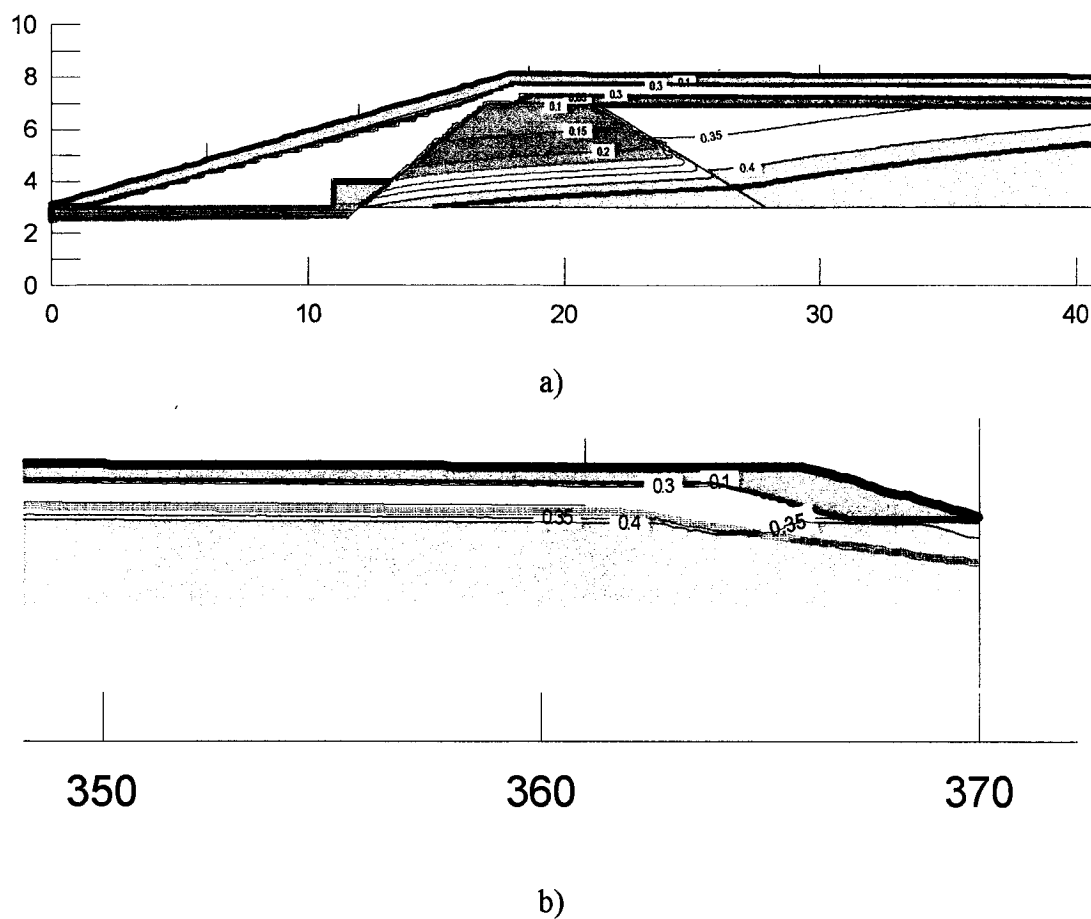


Figure 4.32 : Teneurs en eau volumique, jour 93 de l'année 2001 a) secteur de la digue b) limite nord-est du recouvrement

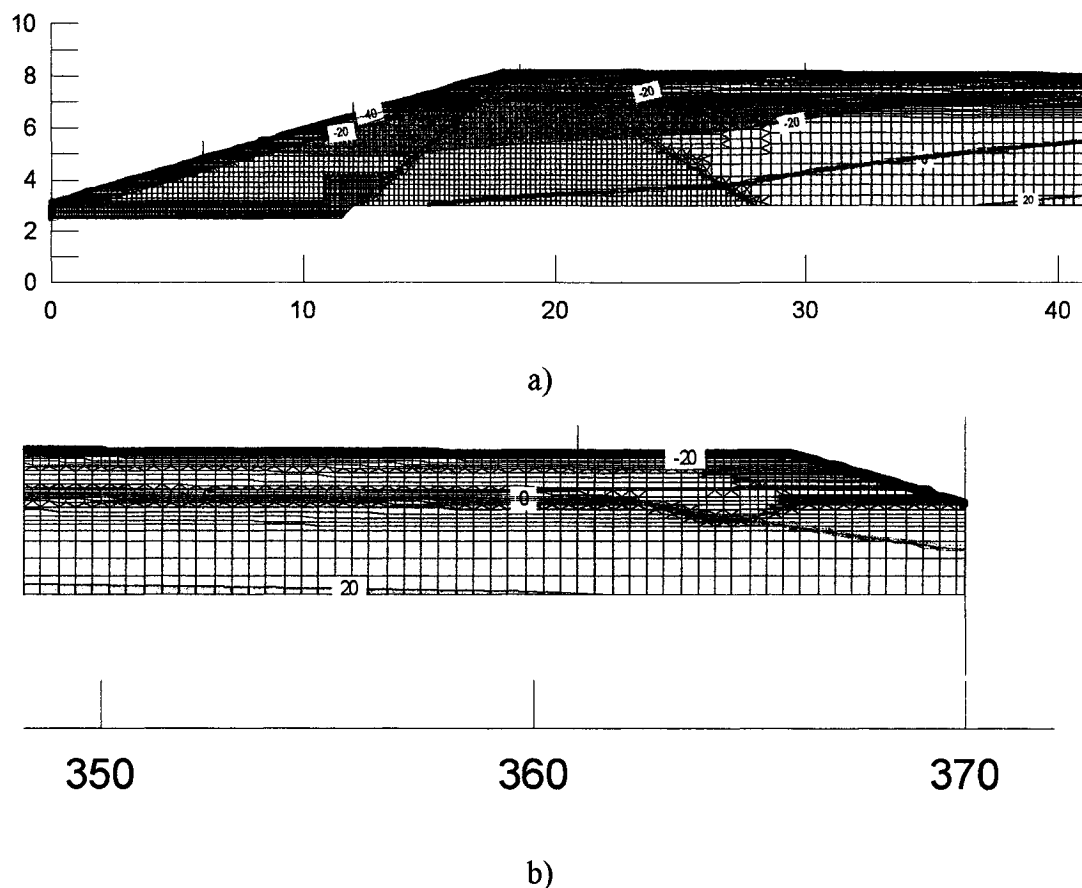


Figure 4.33 : Succions, jour 93 de l'année 2001 a) secteur de la digue b) limite nord-est du recouvrement

Les résultats prédits en terme de profils de teneur en eau et de succion pour les stations B-2, B-5 et B-7 sont montrés aux figures 4.34 à 4.36. Ces stations représentent les différents secteurs observés sur le terrain. Les résultats des simulations numériques démontrent en général une bonne concordance entre les valeurs prédites et celles mesurées. Il serait donc possible de reproduire numériquement le comportement hydrique de la CEBC auscultée en utilisant les données climatiques du site et celles du terrain.

Pour les trois années simulées, les profils prédits à la station B-2 varient peu, semblable à ce qui est observé avec les mesures recueillies. Selon les relevés aux piézomètres PO-8 (en 1999), PO-7 et PO-9 (en 2000 et 2001), la surface piézométrique se situe dans le haut de la couche de rétention d'eau résultant en des valeurs faibles de succion dans la CEBC. Les résultats numériques positionnent la nappe phréatique dans ce secteur près de l'interface entre la couche de rétention d'eau et la couche de sable du haut. Les faibles suctions prédites sont associées à des teneurs en eau volumique près de la saturation dans les couches de rétention d'eau et de bris capillaire. La couche supérieure de sable présente une évolution des profils simulés de teneur en eau volumique selon le flux journalier imposé à la surface de la couverture. Cette évolution représente bien variations observées dans les valeurs mesurées dans cette couche.

Les profils prédits à la station B-5 montrent une disparité avec les mesures de succion prises dans la couche de bris capillaire. La simulation positionne la surface piézométrique dans la couche de rétention d'eau à cet endroit, ce qui résulte en des suctions faibles et des teneurs en eau volumique élevées dans les deux couches inférieures de matériau. Les mesures prises à cette station montrent des valeurs de succion oscillant entre 3 et 7 kPa dans la couche de bris capillaire, correspondant à des teneurs en eau faibles (0,08 à 0,15). L'écoulement de l'eau à la station B-5 est vraisemblablement influencé par la proximité de la digue ouest (drain calcaire à la figure 4.7) et la topographie du site. Le modèle numérique ne tient pas compte de la troisième dimension. L'écoulement simulé se fait strictement le long du transect B, ce qui crée une différence notable entre les mesures et les valeurs prédites dans la couche de bris capillaire. Ces différences sont atténuées dans la couche de rétention d'eau où les suctions mesurées diminuent (entre 0 et 5 kPa) et les teneurs en eau sont près de la saturation. Les profils de suctions et de teneurs en eau, obtenus de l'analyse numérique, dans la couche supérieure de sable sont semblables à ceux mesurés au site Lorraine.

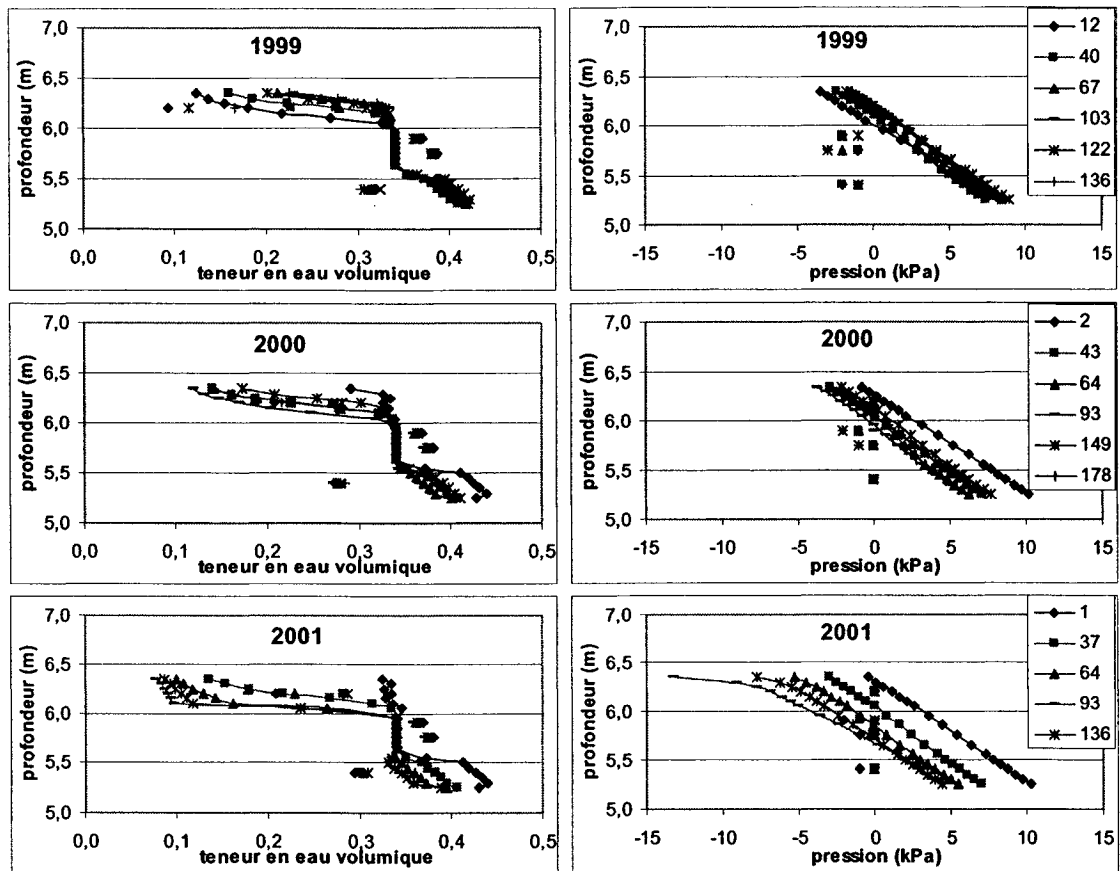


Figure 4.34 : Profils de succion et de teneur en eau volumique mesurés (points) et modélisés (lignes) à la station B-2 a) année 1999 b) année 2000 c) année 2001

Pour la station B-7, l'analyse numérique situe la surface piézométrique à la base de la CEBC, ce qui résulte en une désaturation partielle de la couche de bris capillaire associée à des succions allant de 0 à 2 kPa. Les profils simulés dans la couche de rétention d'eau varient peu alors que dans la couche supérieure de sable, ils montrent une évolution selon le flux journalier imposé à la surface de la couverture. Le comportement hydrique observé par les mesures à la station B-7, où les effets capillaires semblent présents, est bien reproduit par la simulation numérique. Les différences entre les valeurs mesurées et celles prédites peuvent être causées par l'hétérogénéité des propriétés hydriques des matériaux qui n'est pas pris en compte lors

de la modélisation, les conditions initiales du modèle qui imposent la saturation des matériaux, ce qui est près de la réalité mais pas nécessairement exact (surtout pendant l'année 1999 alors que les matériaux n'étaient pas saturés après la construction de la CEBC), et le fait que le logiciel ne gère pas bien les flux négatifs à la surface (évaporation) et le ruissellement.

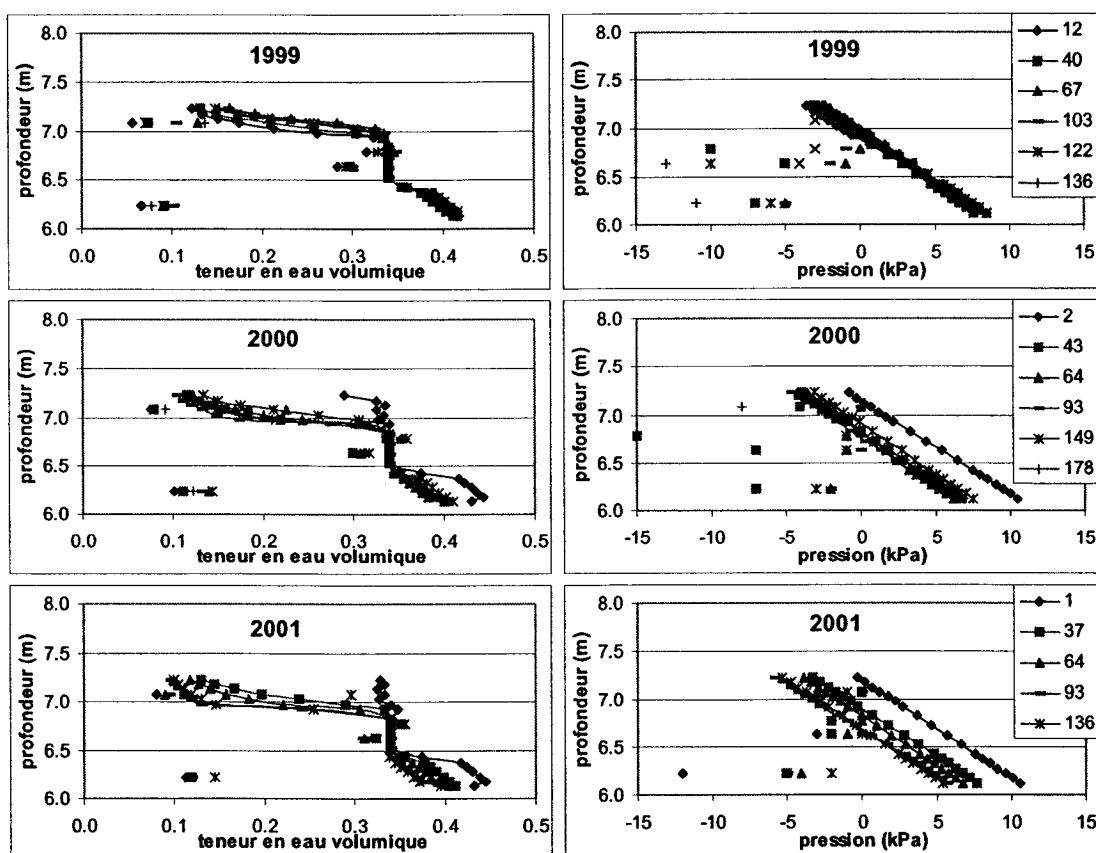


Figure 4.35 : Profils de succion et de teneur en eau volumique mesurés (points) et modélisés (lignes) à la station B-5 a) année 1999 b) année 2000 c) année 2001

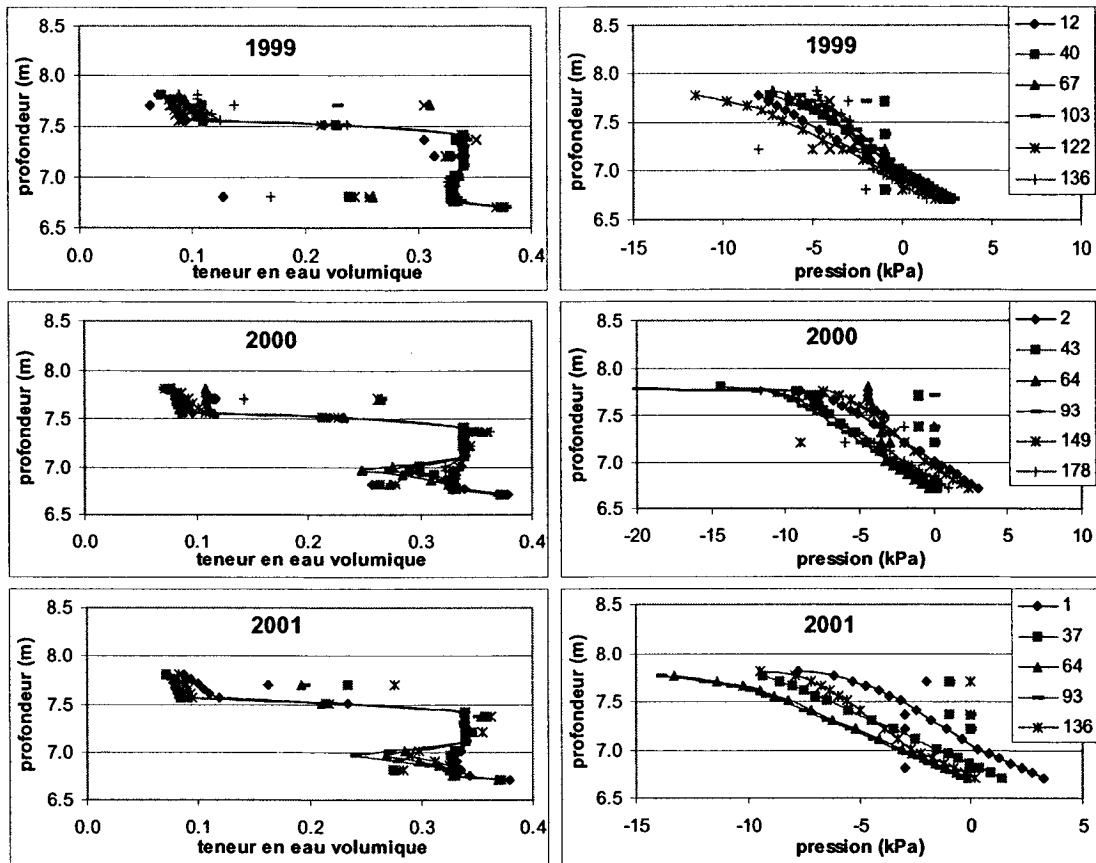


Figure 4.36 : Profils de succion et de teneur en eau volumique mesurés (points) et modélisés (lignes) à la station B-7 a) année 1999 b) année 2000 c) année 2001

La figure 4.37 compare les niveaux piézométriques obtenus par analyse numérique et ceux mesurés au piézomètre PO-6. La simulation numérique a tendance à surestimer la position de la surface piézométrique. Toutefois, cet écart est de moins d'un mètre entre les valeurs simulées et celles mesurées. Rappelons que la position de la nappe phréatique n'est pas forcée dans les simulations par l'imposition de conditions de pression à l'intérieur des résidus. La figure 4.38 compare les débits simulés aux débits mesurés de façon ponctuelle et par débitmètre (année 2001) à la sortie des drains dolomitiques situés au pied de la digue sud. Le coefficient de corrélation r entre les débits simulés et ceux mesurés est de 0,74. Les résultats numériques sous-estiment en

général les mesures de débits prises durant l'été d'au plus 4 L/min, à l'exception des valeurs prises au début de la simulation qui présentent un écart de 6 à 9 L/min de plus avec les valeurs mesurées. Cet écart est vraisemblablement causé par les conditions initiales du modèle qui imposent la saturation de tous les matériaux et résultent en l'évacuation d'un surplus d'eau en début de régime transitoire. Cependant, compte tenu de la nature de l'étude (régime transitoire sur une période d'environ 6 mois), on peut considérer comme bonne la concordance entre le modèle numérique et les mesures réelles de débits, de niveaux piézométriques, de teneurs en eau volumiques et de succions. Il serait donc possible de reproduire numériquement le comportement hydrique d'un site recouvert par une CEBC, en deux dimensions et en régime transitoire, en autant que la troisième dimension n'influence pas outre mesure l'écoulement dans le site.

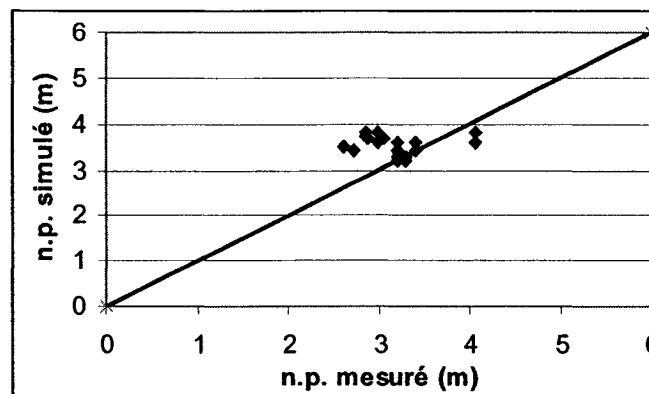


Figure 4.37 : Comparaison entre les niveaux piézométriques mesurés et prédits au piézomètre PO-6

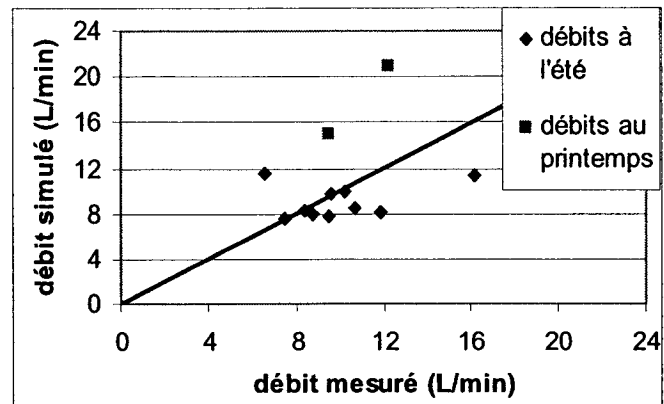


Figure 4.38 : Comparaison entre les débits moyens mesurés et prédits aux drains de la digue sud

CHAPITRE V

RÉSULTATS COMPLÉMENTAIRES ET ANALYSE DE L'EFFICACITÉ DES MÉTHODES DE CONTRÔLE DU DMA

Les deux chapitres précédents ont porté sur l'influence de la teneur en eau et du niveau phréatique sur la génération de DMA et sur l'évaluation du comportement hydrique d'une CEBC à grande échelle. Le présent chapitre vise à revenir sur certains points qui n'ont pas été abordés en détails lors des essais en laboratoire ou des campagnes de terrain. On discutera en particulier de l'effet des paramètres qui influencent les taux d'oxydation lors du maintien du niveau phréatique dans les résidus miniers, de la performance de la CEBC au site Lorraine et de l'effet de cycles de gel-dégel sur l'intégrité de la couche de rétention d'une CEBC.

Les résultats des essais en colonne présentés au chapitre 3 ont démontré que la position de la nappe phréatique a une influence sur les taux d'oxydation des résidus miniers. Il est possible de diminuer la consommation d'oxygène des résidus miniers en les conservant près de la saturation. Toutefois, dans cette présentation, plusieurs paramètres (la minéralogie, l'épaisseur de la couche de protection, les propriétés hydriques de la couche de protection et des résidus) affectant la génération de DMA n'ont pas été analysés spécifiquement. Dans ce qui suit, on présente une étude paramétrique qui permet de définir l'influence des paramètres importants qui affectent les taux d'oxydation pour un niveau piézométrique donné.

D'autre part, les résultats du programme d'auscultation au site Lorraine, présentés au chapitre 4, ont montré que les effets de barrière capillaire sont présents là où requis (secteur sud de la CEBC). Le fait de maintenir un degré de saturation élevé dans la couche de rétention d'eau de la CEBC diminue la diffusion de l'oxygène vers les

résidus miniers réactifs. Les diverses méthodes employées lors de l'auscultation convergent toutes vers cette conclusion. Pour compléter les résultats des campagnes de terrain qui donnent des résultats ponctuels et locaux, le présent chapitre présente une vue plus générale du comportement hydrique de la CEBC au site Lorraine. Ceci permet de définir sa performance à inhiber le flux d'oxygène vers les résidus réactifs. On présente également une approche visant à évaluer l'effet des cycles de gel-dégel sur l'intégrité de la couche de rétention d'eau et sur son efficacité à limiter la diffusion d'oxygène suite à des changements physiques. On verra à ce sujet que les résultats des essais en laboratoire réalisés sur un matériau argileux montrent un changement dans les propriétés hydriques, causé par la déstructuration de ce matériau suite aux cycles de gel-dégel. Des essais réalisés sur une CEBC existante ayant subi plusieurs cycles de gel-dégel montrent par ailleurs que la présence de fissures se fait sentir principalement sur les 30 premiers cm de sorte que cela affecte peu le comportement hydrique de la CEBC et sa performance à inhiber le flux d'oxygène.

5.1 Étude paramétrique sur l'influence du niveau phréatique sur la génération de DMA

On a vu au chapitre 3 que le niveau phréatique influence la génération d'acide des résidus étudiés. Les profils hydriques observés dans les parcs à résidus dépendent des propriétés hydriques des matériaux, du bilan hydrique et de l'évaporation. Le flux d'oxygène dépend aussi du coefficient du taux de réaction k_r des résidus tel que vu aux sections 2.1 et à la section 3.4.

Les essais réalisés en laboratoire dans le cadre de ce projet ont permis d'évaluer les taux d'oxydation générés pour divers scénarios. Toutefois, ils n'offrent pas d'outils ou de critères pour l'ingénieur responsable d'évaluer la possibilité d'utiliser ce concept dans un programme de gestion ou de fermeture de parc à résidus. Une étude paramétrique basée sur les résultats des essais en laboratoire sert ici à définir des

relations entre les paramètres importants qui influencent le flux d'oxygène. Cette étude permet d'établir des critères pouvant être utilisés lors d'une étape préliminaire de conception.

5.1.1 Propriétés des matériaux

Pour la modélisation des profils hydriques, quatre résidus ayant des distributions granulométriques différentes ont été utilisés. Deux des résidus choisis (résidu « fin » et résidu « grossier ») sont basés sur des fuseaux granulométriques définis dans Vick (1990). Les résidus grossiers ont un % passant 80 μm de 44 %, et de 97 % pour les résidus fins. Le troisième (résidu S.-M.) a une distribution granulométrique semblable au matériau Solbec-Manitou utilisé lors des essais en colonnes. Il possède une granulométrie intermédiaire par rapport aux résidus « fin » et « grossier » avec 77 % des particules passant le tamis 80 μm . Les propriétés du quatrième (T-T) sont tirées des travaux de Barbour *et al.* (1993) sur des résidus épaissis. Le % passant 80 μm de ce matériau est de 64. Les paramètres D_{10} , C_u et le % passant 80 μm de ces résidus sont résumés au tableau 5.1.

La conductivité hydraulique saturée k_{sat} des matériaux utilisés pour les simulations est estimée à partir des propriétés géotechniques de base en utilisant la relation semi-analytique inspirée de l'équation de Kozeny-Carman modifiée par Aubertin *et al.* (1996a) et Mbonimpa *et al.* (2002a) (équation 3.1). L'indice des vides utilisé pour l'estimation est 0,85 qui correspond à la moyenne des indices des vides obtenus lors des essais en colonne. Cette valeur est réaliste par rapport à celles observées dans des parcs à résidus (Mittal et Morgenstern, 1976; Keshian et Rager, 1988; Vick, 1990; Barbour *et al.*, 1993; Aubertin *et al.*, 2002). Les valeurs de k_{sat} calculées sont présentées au tableau 5.1. Pour cet indice des vides et les paramètres granulométriques données au tableau 5.1, la conductivité hydraulique saturée du résidu S.-M., du résidu

fin et du résidu T-T sont de l'ordre de 10^{-6} à 10^{-5} cm/s, valeurs typiques de matériaux silteux (Freeze et Cherry, 1979; Holtz et Kovacs, 1981). La valeur de k_{sat} des résidus S.-M. est celle obtenue lors d'essais en laboratoire (section 3.1). C'est pourquoi elle est plus faible que les autres valeurs de k_{sat} calculés. La valeur calculée pour le résidu grossier est de $2,3 \times 10^{-4}$ cm/s et reflète la granulométrie plus sableuse de ce matériau.

Tableau 5.1 : Principales caractéristiques des résidus utilisées dans les simulations

Paramètre	Fin	S.-M.	Grossier	T-T
D_{10} (mm)	0,0019	0,004	0,006	0,0038
C_u	8,5	8	20	19
< 80 μm (%)	97	77	44	64
ψ_{90} (m d'eau)	4,5	1,25	0,55	9,3
θ_s	0,459	0,459	0,459	0,459
θ_r	0,07	0,07	0,05	0,07
k_{sat} (cm/s)	$1,8 \times 10^{-5}$	$5,0 \times 10^{-6}$	$2,3 \times 10^{-4}$	$1,3 \times 10^{-5}$
α (cm $^{-1}$)	0,0012	0,004	0,011	0,0006
n_v	1,9	2	3,1	2,5

Le modèle prédictif Kovacs modifié (équations 3.2 à 3.8) a été utilisé pour estimer les CRE des résidus à partir des données des courbes granulométriques (C_u et D_{10}) et de l'indice des vides (Aubertin *et al.*, 2003). Ces CRE estimées sont par la suite approximées à l'aide du modèle van Genuchten (1980) (équation 4.2) afin d'obtenir les fonctions de conductivité hydraulique $k(\psi)$ par le modèle de Mualem (1976) (équation 4.4) servant à la modélisation de l'écoulement de l'eau par le logiciel SoilCover (Unsaturated Soils Group, 1997). Le tableau 5.1 présente les principaux paramètres hydriques des différents matériaux. Les figures 5.1 et 5.2 présentent les CRE et les fonctions de perméabilités utilisées lors de la modélisation, dont les détails et les résultats sont exposés à la section suivante. Les valeurs de ψ_{90} obtenues à partir des CRE tracées avec le modèle van Genuchten varient entre 0,55 et 9,3 m d'eau. Le résidu

grossier a une capacité de rétention d'eau plus faible. Celle du résidu T-T est la plus élevée. Il faut mentionner que les valeurs de ψ_{90} , quoique similaires aux valeurs de ψ_a , surestiment la pression d'entrée d'air des matériaux.

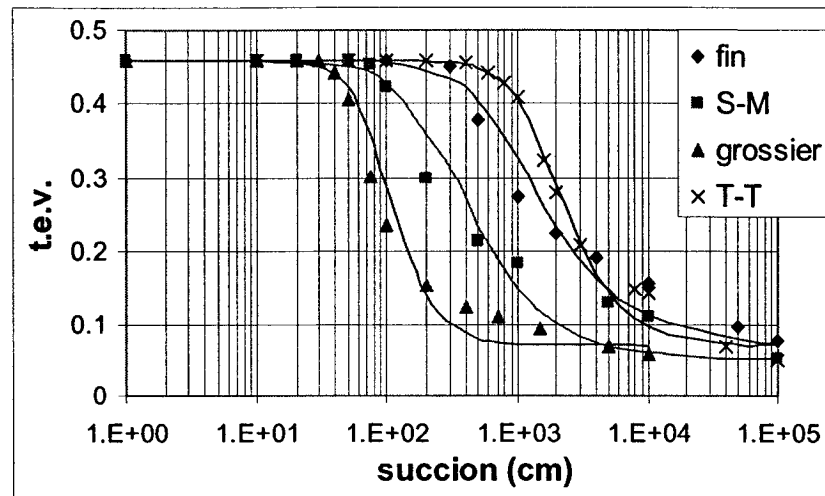


Figure 5.1 : Courbes de rétention d'eau des résidus utilisés pour les simulations (ligne pleine : lissage par van Genuchten; symboles : CRE par Kovacs modifié)

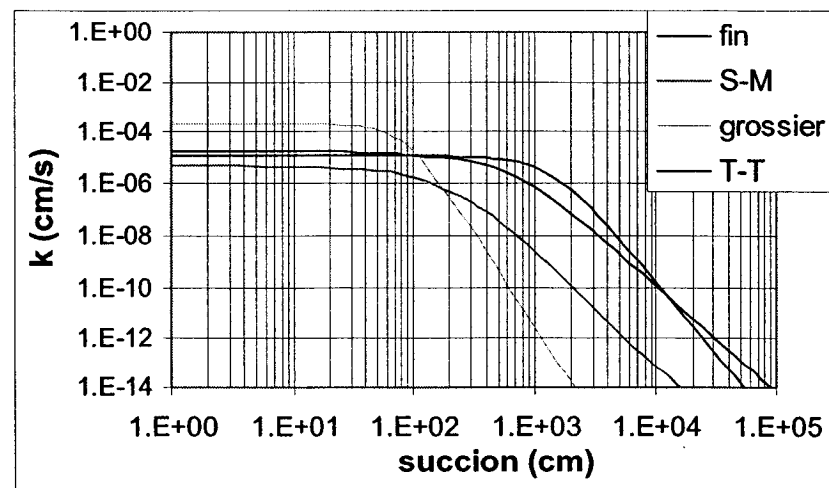


Figure 5.2 : Fonctions de perméabilité des résidus utilisées pour les simulations (modèle de Mualem)

Pour évaluer l'épaisseur requise d'une couche de protection contre l'évaporation, on inclut dans le modèle le sable utilisé lors des essais cinétiques en colonne. Les principaux paramètres hydriques du sable sont résumés au tableau 5.2. De plus, afin de vérifier l'influence des propriétés hydriques du matériau utilisé comme couche de protection, deux autres matériaux seront considérés dans les simulations. Un sable qui serait de granulométrie plus grossière que celui utilisé dans les colonnes et un sable qui serait de granulométrie plus fine. Les fonctions hydriques de ces matériaux ont été créées en en changeant d'environ un demi-ordre de grandeur (en plus et en moins) les paramètres α et de un ordre de grandeur k_{sat} . Les principaux paramètres hydriques de ces matériaux sont résumés au tableau 5.2. Les figures 5.3 et 5.4 présentent les CRE et les fonctions de perméabilité de ces trois matériaux. Les valeurs de k_{sat} varient entre 5×10^{-1} cm/s pour le sable grossier et 5×10^{-3} cm/s pour le sable fin. Les valeurs de ψ_{90} obtenues à partir des CRE tracées avec le modèle van Genuchten varient entre 0,01 m d'eau pour le sable grossier et 0,4 m d'eau pour le sable fin.

Tableau 5.2 : Caractéristiques hydriques des sables utilisés dans les simulations

Paramètre	Sable colonne	Sable grossier	Sable fin
D_{10} (mm)	0,2	-	-
C_u	3	-	-
% 80 μm	1	-	-
ψ_{90} (m d'eau)	0,19	0,01	0,4
θ_s	0,37	0,37	0,37
θ_r	0,03	0,03	0,03
k_{sat} (cm/s)	$5,2 \times 10^{-2}$	$5,0 \times 10^{-1}$	$5,0 \times 10^{-3}$
α (cm^{-1})	0,033	0,15	0,015
n_v	4	4	3.5

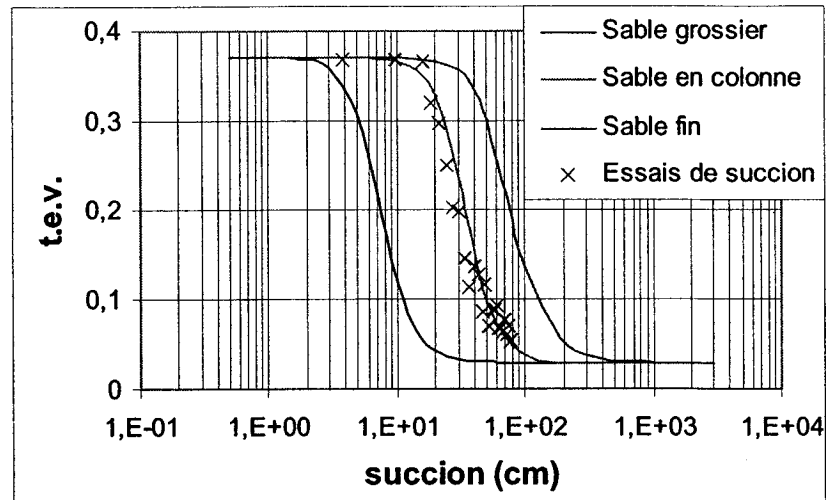


Figure 5.3 : Courbes de rétention d'eau des sables utilisées pour les simulations (ligne pleine : lissage par van Genuchten; symboles : CRE par essai de succion)

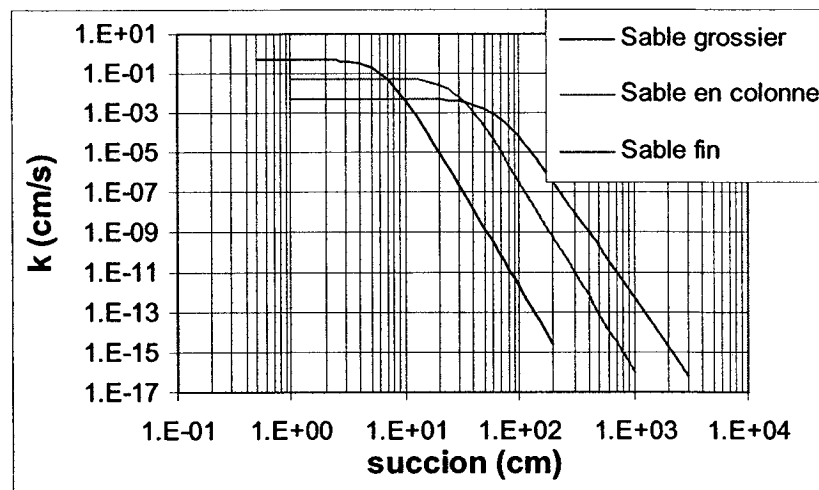


Figure 5.4 : Fonctions de perméabilité des sables utilisées pour les simulations (modèle de Mualem)

5.1.2 Description du modèle numérique et validation

Le logiciel SoilCover (Unsaturated Soils Group, 1997), présenté au chapitre 4, est utilisé afin d'obtenir le profil hydrique des colonnes simulées selon diverses conditions. Dans cette étude, on utilise un modèle unidimensionnel d'un essai en colonne en faisant varier les paramètres influençant le profil hydrique (fonctions hydriques des résidus, profondeur de la nappe phréatique, épaisseur de la couche de protection, taux d'évaporation, temps de drainage). Un modèle bidimensionnel représente mieux les profils hydriques dans les matériaux lorsqu'il faut tenir compte d'une géométrie particulière (Bussière, 1999; Bussière *et al.*, 2003a, 2003b; voir aussi chapitre 4 de la thèse). Toutefois, l'effet de la géométrie sur le profil hydrique n'est pas abordé dans cette étude qui est basée sur des essais en colonne. Ce modèle simple permet néanmoins d'évaluer l'impact des différents paramètres sur les profils hydriques. Les essais en colonne réalisés sur les résidus Solbec-Manitou (S.-M.) servent à la validation du modèle.

Les fonctions hydriques entrées dans le logiciel sont celles présentées aux figures 5.1 à 5.4, et les principaux paramètres hydriques sont résumés aux tableaux 5.1 et 5.2. Les fonctions de conductivité thermique et de capacité calorifique sont générées à partir des CRE des matériaux entrés, et selon des valeurs de pourcentage de quartz et de capacité calorifique. Ces valeurs sont 90 % de quartz et $850 \text{ J/kg}^3/\text{°C}$ pour tous les matériaux entrés, selon les valeurs suggérées dans le manuel d'utilisation du logiciel (Unsaturated Soils Group, 1997).

Le maillage automatique du modèle qui simule la colonne 5 est plus serré dans la couche de sable que dans les résidus. On tolère une variation maximale de 1 % des suctions à chaque nœud comme critère de convergence. Les conditions initiales du modèle spécifient une charge nulle à la base, correspondant à la position de la nappe

phréatique, et une succion de 1 kPa au haut de la colonne. Cette faible succion permet de commencer le calcul numérique avec des matériaux près de la saturation.

Lors de l'analyse en régime transitoire, la condition frontière imposée à la surface des colonnes simule les transferts d'eau entre le sable et l'atmosphère qui ont lieu après le cycle de rinçage lors de l'essai en colonne. Le taux d'évaporation potentiel entré dans le modèle a été évalué à partir de mesures de perte en eau faites sur un bac empli d'eau posé près des colonnes. Le taux d'évaporation potentiel moyen mesuré est de 5,2 mm/j.

Les résultats du calcul numériques donnent des débits au bas de la colonne variant de $1,2 \times 10^{-3}$ à $7,9 \times 10^{-5}$ cm³/s, ce qui correspond assez bien aux débits mesurés lors des différents cycles de rinçage ($1,7 \times 10^{-3}$ à $4,3 \times 10^{-4}$ cm³/s). La figure 5.5 présente la comparaison entre les flux cumulatifs mesurés durant l'essai sur la colonne 5 et les flux cumulatifs calculés. Les valeurs moyennes de succion et de teneur en eau volumique mesurées entre les différents cycles de rinçage à la base de la couche de sable sont aussi comparées aux résultats du calcul numérique à la figure 5.6. Les résultats obtenus concordent relativement bien avec les mesures à la base de la couche de sable. Les écarts observés peuvent être causés par les conditions initiales imposés au modèle alors que les matériaux ne sont pas complètement saturés lors de l'essai en colonne et aux différences entre les propriétés hydriques des matériaux en place et celles des matériaux du modèle numérique. Les résultats obtenus sont considérés comme représentatifs du comportement hydrique du système étudié, compte tenu des imprécisions associées à ce genre de comparaison.

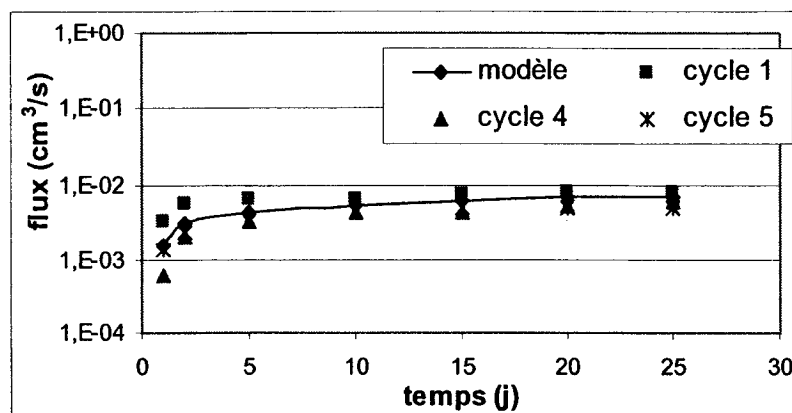


Figure 5.5 : Comparaison entre les flux cumulatifs de sortie mesurés sur la colonne 5 et ceux obtenus de l'analyse numérique pour les cycles de rinçage 1, 4 et 5.

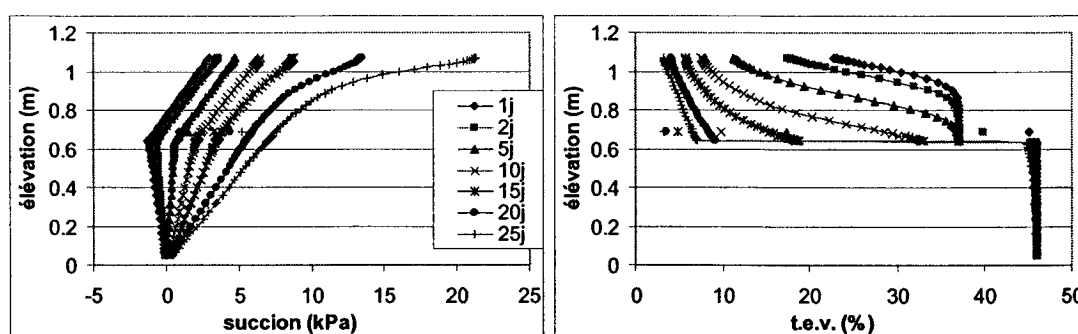


Figure 5.6 : Évaluation en fonction du temps des profils de succion et de teneur en eau volumique prédits (symboles reliés) et mesurés (symboles non reliés) de l'essai en colonne 5

5.1.3 Modélisation des profils hydriques

Lors de l'étude paramétrique, le modèle est repris avec les propriétés hydriques des matériaux présentées au point précédent, en faisant varier différents paramètres. Au total, 14 séries (environ 6 modélisations chacune) ont été réalisées; seules les plus pertinentes sont présentées ici. Les résultats des autres modélisations sont présentés à l'annexe A.1.5. Le tableau 5.3 donne une description sommaire de chaque série de

modélisations. Les résultats des modélisations sont présentés sous forme de profils de teneur en eau volumique et/ou de succion. On présente aussi les résultats en utilisant la teneur en eau ou la succion à 2 cm sous la surface des résidus (premier nœud sous l'interface sable-résidu) en fonction des différentes profondeurs de nappe phréatique.

Tableau 5.3 : Description sommaire des modélisations numériques réalisées avec SoilCover

Série	Type de résidus	Type de sable	H sable	Taux d'évaporation	Profondeur de la nappe
SMEvap	S-M	Sable colonne	30 cm	variable	0,5 ψ_{90}
SMSable	S-M	Sable colonne	variable	7,8 mm/j	0,5 ψ_{90}
SMnappe	S-M	Sable colonne	30 cm	7,8 mm/j	variable
Grosnap	Grossier	Sable colonne	30 cm	7,8 mm/j	variable
Finnapp	Fin	Sable colonne	30 cm	7,8 mm/j	variable
TTnappe	T-T	Sable colonne	30 cm	7,8 mm/j	variable
SngSM	S-M	Sable grossier	30 cm	7,8 mm/j	variable
Snggros	Grossier	Sable grossier	30 cm	7,8 mm/j	variable
Sngfin	Fin	Sable grossier	30 cm	7,8 mm/j	variable
SngTT	T-T	Sable grossier	30 cm	7,8 mm/j	variable
SnfSM	S-M	Sable fin	30 cm	7,8 mm/j	variable
Snfgros	Grossier	Sable fin	30 cm	7,8 mm/j	variable
Snffin	Fin	Sable fin	30 cm	7,8 mm/j	variable
SnfTT	T-T	Sable fin	30 cm	7,8 mm/j	variable

a) Cas de référence

Le cas SMEVAP2, nommé cas de référence, représente l'essai en colonne 5, mais avec une couche de sable de 30 cm comme protection contre l'évaporation. Les conditions frontières initiales sont celles présentées à la section 5.1.2. La position de la nappe sous la surface des résidus est à 0,625 m de profondeur (ou 0,5 ψ_{90}). Le cas est soumis à 60 jours de drainage et un taux d'évaporation potentielle de 5,2 mm/j. Cette période de

drainage prolongé est considérée comme le pire cas pouvant arriver dans le contexte québécois (Bussière, 1999; Golder et associés, 1999).

Les profils de succion et de teneur en eau volumique à 7 j, 15 j, 30 j et 60 j sont présentés à la figure 5.7. Les profils de teneur en eau volumique montrent que le sable servant de couche de protection se désature après 7 jours de drainage. La couche de résidus demeure près de la saturation avec des teneurs en eau volumiques de 44,7 % après 60 jours de drainage ($S_r = 97 \%$), 2 cm sous la surface des résidus. À long terme, les succions dans le résidu suivent assez bien le profil à l'équilibre hydrostatique; par exemple à une élévation de 60,5 cm la succion est de 7,8 kPa. Les succions dans le sable sont beaucoup plus élevées et dépassent du double celles associées à l'équilibre hydrostatique dans le haut de la couche de sable. Ces succions élevées sont causées par l'évaporation. L'évaporation affecte aussi le résidu puisque les succions calculées dans ce matériau sont un peu plus élevées que celles associées à l'équilibre hydrostatique.

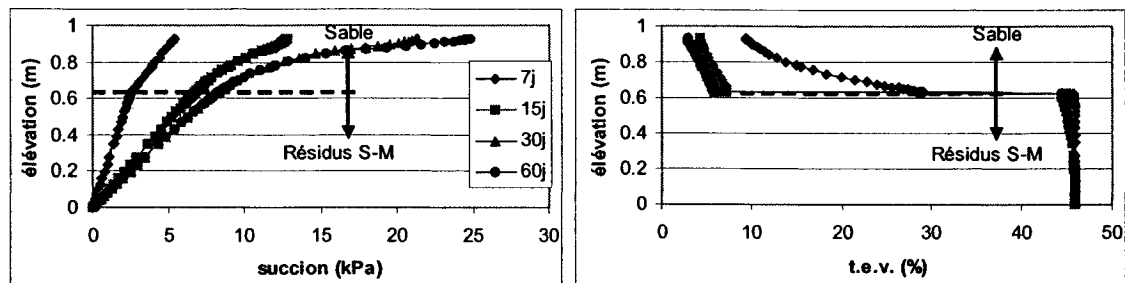
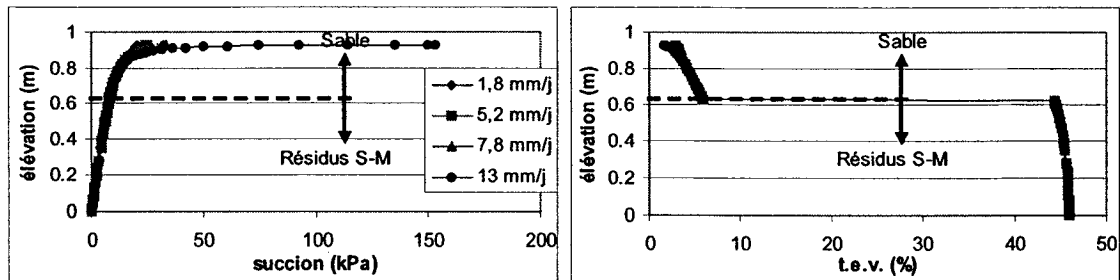


Figure 5.7 : Résultats de la simulation SMEVAP2 présentés sous formes de profils de succions et de teneurs en eau volumiques pour différents temps de drainage

b) Influence du taux d'évaporation potentielle

La série de modélisation SMEVAP a pour but d'évaluer l'influence du taux d'évaporation potentielle sur les profils de teneur en eau volumique et de succion dans les résidus. Les mêmes paramètres de départ que ceux de la modélisation SMEVAP2 ont été utilisés. Seul le taux d'évaporation varie.

Les profils de succion et de teneur en eau volumique après 60 jours de drainage pour des taux d'évaporation de 1,8 mm/j, 5,2 mm/j, 7,8 mm/j et de 13 mm/j sont présentés à la figure 5.8. Le changement de taux d'évaporation potentiel est ressenti sur une profondeur d'environ 10 cm dans la couche de sable. On observe une hausse des succions dans le haut de ce matériau avec l'augmentation du taux d'évaporation potentiel. Toutefois, le fait d'imposer différents taux d'évaporation potentiel comme condition frontière a peu d'influence sur les profils de succion et de teneur en eau volumique dans le résidu. Le profil de succion dans le résidu S.-M. se rapproche du profil à l'équilibre hydrostatique (où l'élévation égale la pression dans le sol). À une élévation de 61,2 cm (2 cm sous l'interface sable-résidu), les succions varient de 7,8 à 8,0 kPa pour des taux d'évaporation potentielle allant de 1,8 à 13 mm/j.



La figure 5.9 présente l'évolution durant le drainage des succions et des teneurs en eau volumiques prises à 2 cm sous la surface des résidus. On observe que les succions varient entre 7,83 kPa (taux de 1,8 mm/j) et 8,02 kPa (taux de 13 mm/j) à 60 jours de drainage. Ces succions sont inférieures au ψ_{90} des résidus S.-M. (de 1,25 m d'eau), ce qui donne des valeurs de teneurs en eau volumiques élevées (environ 44,5 %) et des degrés de saturation supérieurs à 96 %. L'évaporation affecte la couche de résidu puisque les succions calculées sont supérieures à celles associées à l'équilibre

hydrostatique (de 6,12 kPa pour l'exemple donné). Plus le taux d'évaporation est élevé, plus les suctions dans le résidu augmentent et les teneurs en eau volumiques diminuent. Toutefois la différence entre les suctions pour des taux de 1,8 et de 13 mm/j est de 0,2 kPa, ce qui n'est pas significatif sur la teneur en eau dans le cas qui nous préoccupe.

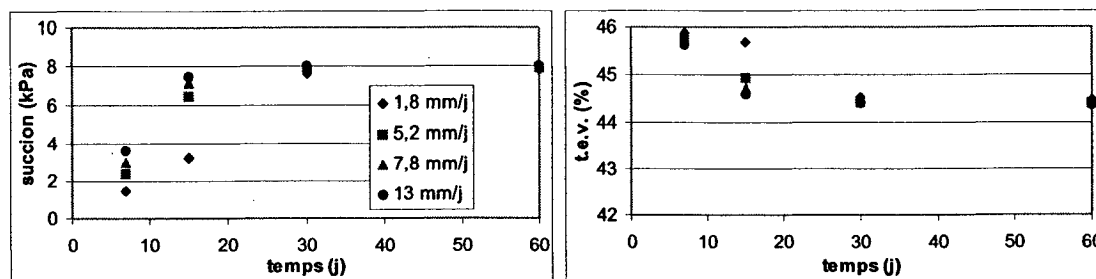


Figure 5.9 : Évolution des teneurs en eau volumiques et des suctions à 2 cm sous la surface des résidus pour différents taux d'évaporation potentielle

La figure 5.10 présente le taux d'évaporation actuelle et le flux à la sortie de la colonne calculés par SoilCover pour les différents taux d'évaporation potentielle. La figure montre que le taux d'évaporation actuelle baisse de la valeur initiale du taux d'évaporation potentielle correspondant à chaque cas (1,8, 5,2, 7,8 et 13 mm/j) à environ 1,1 mm/j entre 20 à 30 jours après le début du calcul numérique, et ce pour toute la série de modélisation SMEVAP. Cette période correspond à l'approche du régime permanent dans les matériaux. Ce stade est atteint plus rapidement pour des taux d'évaporation potentielle plus élevés. Le taux d'évaporation actuelle calculé pour les différents cas est principalement contrôlé par la suction à la surface du matériau, par les propriétés hydriques du matériau et par le taux d'évaporation potentielle (*e.g.* Wilson *et al.*, 1997). On peut en déduire dans ce cas-ci que 30 cm de sable constitue une barrière efficace.

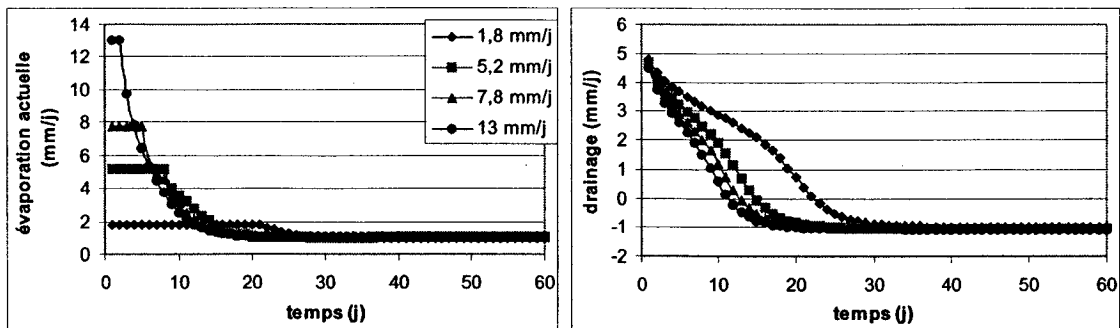


Figure 5.10 : Évolution du taux d'évaporation actuelle et du drainage pour différent taux d'évaporation potentielle

La figure 5.10 montre aussi qu'après une période de drainage libre au bas du modèle variant entre 11 et 22 jours, le flux à la base s'inverse et la nappe phréatique fournit l'eau qui alimente l'évaporation actuelle. Des essais réalisés sur des couvertures simples et multicouches dans une cellule de 25 cm de haut avec la nappe phréatique positionnée à la base montrent que pour des matériaux à granulométrie fine (silt, sable fin et till), l'évaporation est alimenté par l'eau provenant de la nappe phréatique (Yang et Yanful, 2002; Yanful *et al.*, 2003).

Pour la suite des modélisations, on prend un taux d'évaporation potentielle de 7,8 mm/j comme condition frontière. Ceci correspond aux taux d'évaporation potentielle obtenus en laboratoire Wilson *et al.* (1994) et aux taux d'évaporation actuelle mesurés sur des sables par Wilson *et al.* (1994) au laboratoire et Wythers *et al.* (1999) sur le terrain.

c) Influence de l'épaisseur de la couche de sable

La deuxième série de modélisations (SMSable) a pour objectif d'évaluer l'influence de l'épaisseur de la couche de protection sur les profils de teneur en eau volumique et de succion dans les résidus. Des épaisseurs de 0, 10, 20, 30, 40, 50, 75 et 100 cm ont été modélisées. À part l'épaisseur de la couche de protection, tous les autres paramètres (propriétés hydriques des résidus et du sable, taux d'évaporation et profondeur de la

nappe) sont identiques à ceux de la modélisation SMEVAP2. Les principaux résultats obtenus sont présentés aux figures 5.11 et 5.12. On remarque à la figure 5.11 que les suctions à 2 cm sous la surface des résidus diminuent avec l'épaisseur de la couche de sable qui agit comme protection contre l'évaporation. Sans couche de sable, les suctions dans les résidus (entre 25 et 28 kPa) sont plus que le double de celles lorsque la couche de protection est présente (< 10 kPa). Les suctions calculées avec les modèles comprenant une couche de protection sont inférieures au ψ_{90} des résidus S-M, donnant des valeurs de teneurs en eau volumiques élevées (variant entre 43,5 et 45,9 %) et des degrés de saturation supérieurs à 95 %. Les teneurs en eau volumiques associées aux suctions élevées (cas du modèle sans couche de protection) varient entre 32 et 34 % et donnent des degrés de saturation allant de 70 à 74 %.

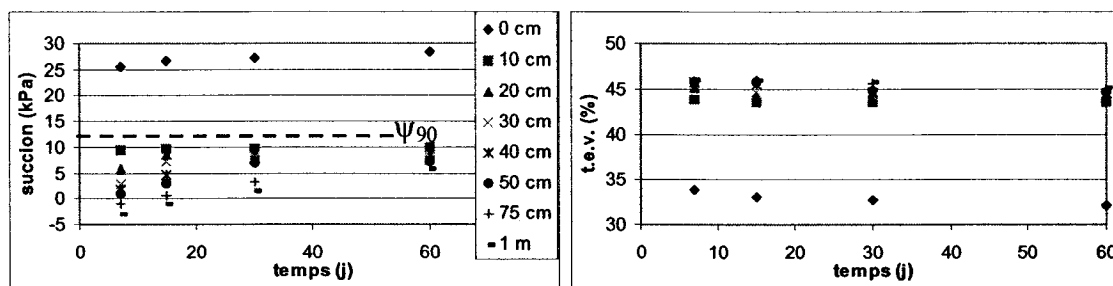


Figure 5.11 : Évolution des suctions et des teneurs en eau volumiques à 2 cm sous la surface des résidus pour différentes épaisseurs de la couche de sable

À la figure 5.12, on remarque que les profils de suction dans le résidu après 60 jours, pour des épaisseurs de sable de 10 cm, 20 cm et 30 cm, se rapprochent du profil à l'équilibre hydrostatique. Les suctions calculées à 61,2 cm d'élévation sont de 1,9 à 3,8 kPa supérieures aux suctions associées à l'équilibre hydrostatique ce qui fait que l'évaporation vient chercher un peu d'eau dans les résidus. Pour une épaisseur de sable de 1 m, la suction à 61,2 cm est de 0,5 kPa inférieure à celle associée à l'équilibre hydrostatique. Le profil de suction du modèle sans couche de protection s'éloigne considérablement du profil à l'équilibre hydrostatique à cause de l'évaporation. La couche de protection limite l'effet de l'évaporation dans les résidus S.-M. comme le

montre la figure 5.12, même pour une épaisseur d'aussi peu que 10 cm selon les modélisations. Toutefois, l'épaisseur de la couche de protection a une influence sur les succions et les degrés de saturation à court terme dans les résidus. Cet effet diminue à long terme. Pour la suite des modélisations, on utilise une épaisseur de 30 cm puisqu'une épaisseur inférieure peut être difficile à mettre en place (Aubertin *et al.*, 1995; Nastev et Aubertin, 2000) et qu'une épaisseur supérieure peut être non viable économiquement. L'épaisseur des couches de protection des CEBC aux sites LTA et Lorraine fait 30 cm (Rivard *et al.*, 1997; Nastev et Aubertin 2000; Aubertin *et al.*, 2002).

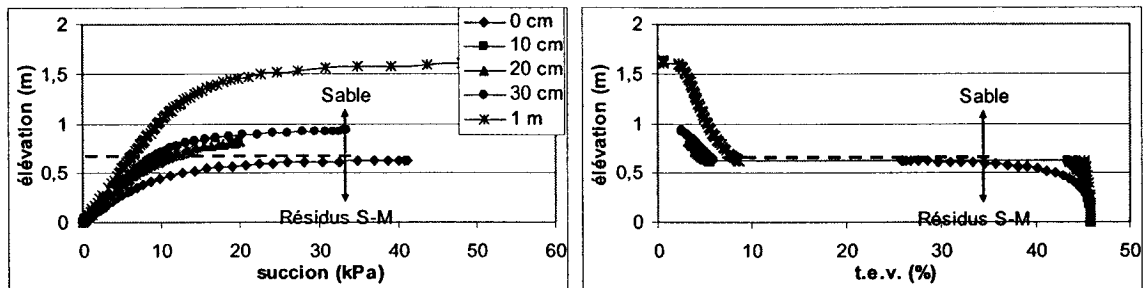


Figure 5.12 : Profils de succions et de teneurs en eau volumiques à 60 jours de drainage pour 0 cm, 10 cm, 20 cm, 30 cm et 1 m d'épaisseur de sable

d) Influence du niveau phréatique

La série de modélisations SMnappe a pour objectif d'évaluer l'effet de la position de la nappe phréatique sur les profils de teneur en eau volumique et de succion dans le résidu S.-M. À part la position de la nappe phréatique, tous les autres paramètres sont identiques à ceux de la modélisation SMEVAP2. La figure 5.13 représente les succions et les teneurs en eau volumiques calculées à 2 cm sous la surface des résidus selon différentes profondeurs de la nappe phréatique pour des temps de 7 jours, 15 jours, 30 jours et 60 jours de drainage. On remarque sur cette figure que les succions augmentent avec la profondeur de la nappe phréatique et avec le temps. On remarque également que plus la position de la nappe est profonde et qu'elle approche ou dépasse le ψ_{90} du résidu S.-M., plus l'atteinte de l'équilibre hydrostatique prend du temps. Pour des

positions de la nappe inférieures à 1 m, les succions obtenues sont inférieures au ψ_{90} (de 125 cm d'eau) des résidus, peu importe le temps. De 12,5 à 75 cm de profondeur, on obtient des valeurs quasi-stationnaires de succion en 15 jours, alors que de 100 à 150 cm, la période transitoire est d'environ 30 jours. Elle augmente lorsque la position de la nappe dépasse 150 cm de profondeur.

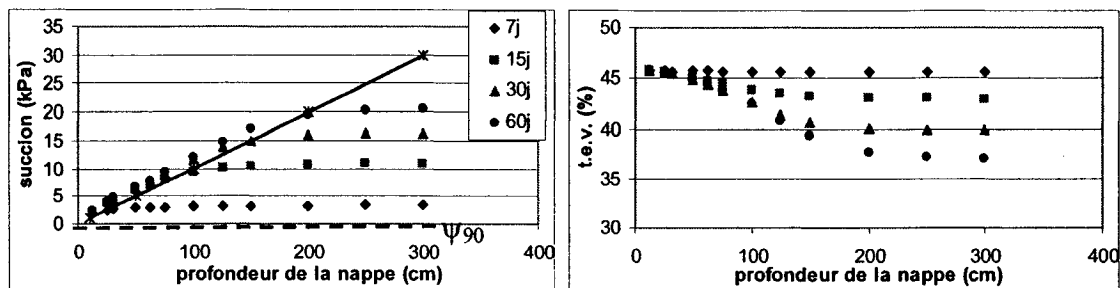


Figure 5.13 : Évolution des succions et des teneurs en eau volumiques à 2 cm sous la surface des résidus selon différentes profondeurs de nappe phréatique pour différents temps

La ligne tracée dans le graphique des succions à la figure 5.13 représente les succions à l'équilibre hydrostatique selon les profondeurs données. On remarque que les succions calculées à 7 jours sont inférieures aux succions à l'équilibre hydrostatique. Pour les autres temps de calcul (15, 30 et 60 jours), les succions sont supérieures d'au plus 6 kPa à l'équilibre hydrostatique lorsque la profondeur de la nappe est de 100 cm ou moins. Lorsque la profondeur de la nappe augmente et qu'elle dépasse la valeur de ψ_{90} (12,5 kPa ou 125 cm d'eau), les succions diminuent et deviennent inférieures à l'équilibre hydrostatique. Toutefois, elles sont assez élevées à partir de 30 jours de drainage pour être supérieures au ψ_{90} des résidus S.-M., engendrant une désaturation dans les 2 premiers centimètres à la surface des résidus. Les teneurs en eau volumiques calculées pour des profondeurs de nappe supérieures à 125 cm varient entre 39,9 et 40,7 % (S_r entre 87 et 88 %) à 30 jours de drainage et entre 37,1 et 39,3 % (S_r entre 81 et 86 %) à 60 jours de drainage. Pour des profondeurs de nappe inférieures à 125 cm

inclusivement, les teneurs en eau volumiques varient entre 40,8 et 45,8 % (S_r entre 89 et 99 %) pour tous les temps de drainage.

e) Influence des propriétés hydriques de la couche de protection

Les séries de modélisation SngSM et SnfSM étudient l'effet d'un matériau de texture plus grossière ou plus fine comme couche de protection sur les profils de succion et de teneur en eau volumique, et ce pour différentes profondeurs de la nappe phréatique. Les mêmes paramètres que la modélisation SMEVAP2 sont utilisés, soient 30 cm d'épaisseur pour la couche de protection, taux d'évaporation potentiel de 7,8 mm/j, 60 jours de drainage, résidu S.-M. Les propriétés hydriques des matériaux Sable grossier et Sable fin ont été présentées à la section précédente (5.1.1). La figure 5.14 présente les succions et les teneurs en eau volumiques calculées à 2 cm sous la surface des résidus selon différentes profondeurs de la nappe phréatique à 60 jours de drainage pour les trois types de sable utilisés comme couche de protection.

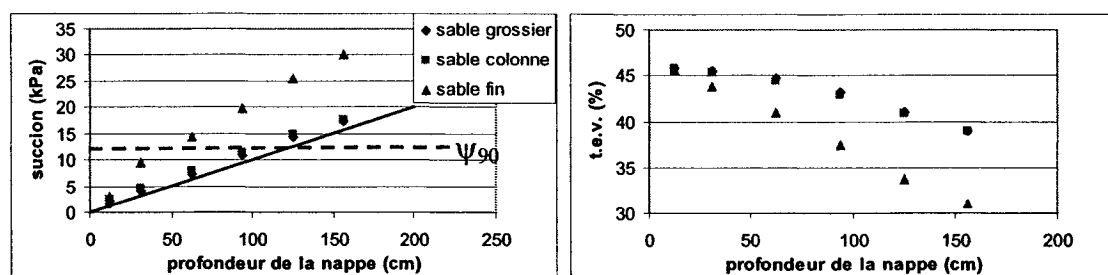


Figure 5.14 : Succions et des teneurs en eau volumiques à 2 cm sous la surface des résidus selon différentes profondeurs de nappe phréatique pour différentes couches de protection après 60 jours de drainage (la ligne représente l'équilibre hydrostatique)

On remarque à la figure 5.14 que pour le sable grossier et le sable utilisé dans les essais en colonne, les teneurs en eau volumiques et les succions calculées sont pratiquement similaires. Les succions calculées s'apparentent à celles correspondant à l'équilibre hydrostatique. Lorsque le modèle numérique inclut le sable fin comme couche de

protection, les succions sont plus élevées que celles à l'équilibre hydrostatique (jusqu'à 10 kPa de plus pour les cas étudiés). Les teneurs en eau volumiques à 2 cm sous l'interface peuvent alors être jusqu'à 8 % inférieures à celles calculées avec le sable grossier ou le sable utilisé lors des essais en colonne.

À la figure 5.15, on remarque que les profils de succion dans les résidus à 60 jours, pour les couches de protection faites du sable grossier et du sable des essais en colonne, sont assez près du profil à l'équilibre hydrostatique (la nappe est à 94 cm de profondeur pour les trois simulations présentées). Celui du modèle comportant le sable fin comme couche de protection s'éloigne encore plus considérablement du profil à l'équilibre hydrostatique à cause de l'évaporation.

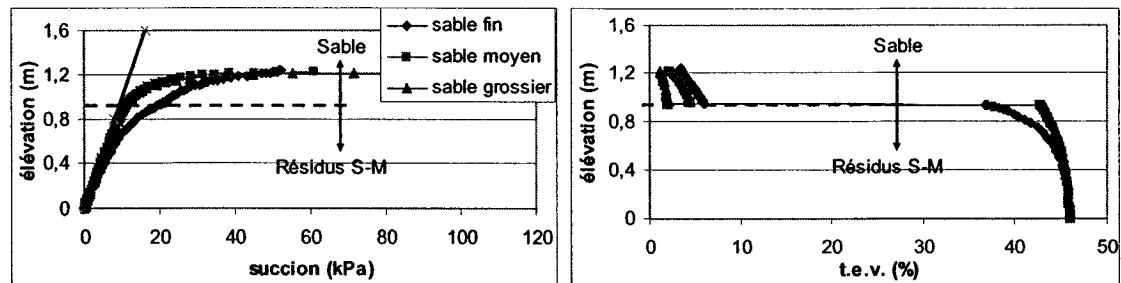


Figure 5.15 : Profils de succions et de teneurs en eau volumiques après 60 jours de drainage pour différentes couches de protection (la ligne noire représente l'équilibre hydrostatique dans les résidus)

La figure 5.16 présente les profils de conductivité hydraulique après 60 jours de drainage pour les trois types de couche de protection calculés à partir des profils de succion et des caractéristiques hydriques des matériaux. On remarque que la différence de conductivité hydraulique à l'interface sable - résidu S.-M. est de moins d'un ordre de grandeur lorsqu'on combine le sable fin et le résidu, alors que lorsqu'on combine le sable utilisé en colonne et le résidu elle est de plus de 2 ordres de grandeur. La différence de conductivité hydraulique à l'interface sable - résidu S.-M. est de 7 ordres de grandeur lorsqu'on utilise le sable grossier avec le résidu. Aux succions calculées

pour le cas sable fin – résidu S.-M., le profil de conductivité hydraulique permet l'écoulement de l'eau des résidus S.-M. vers le sable pour répondre à la demande en évaporation, ce qui cause des suctions élevées dans les résidus. Les propriétés hydriques du résidu S.-M. et du sable fin sont trop semblables pour que ce dernier matériau puisse limiter efficacement l'évaporation.

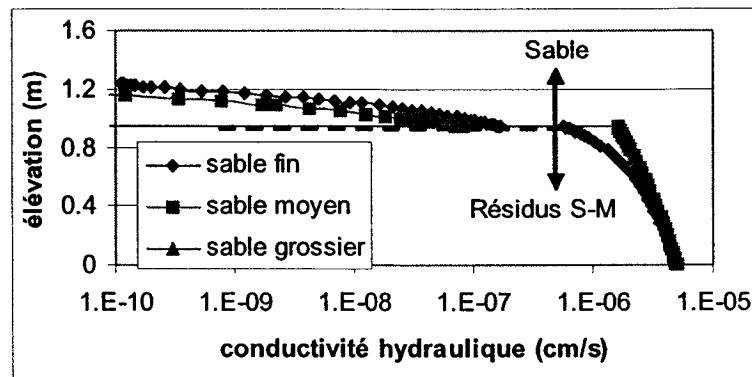


Figure 5.16 : Profils de conductivité hydraulique après 60 jours de drainage pour différentes couches de protection (basés sur les profils de suction et le modèle de van Genuchten)

f) Influence des propriétés hydriques des résidus miniers

Les séries de modélisation Grosnap, Finnapp et TTnappe étudient l'effet des propriétés hydriques des résidus miniers sur les profils de suction et de teneur en eau volumique pour différentes profondeurs de la nappe phréatique. Les mêmes paramètres que la modélisation SMEVAP2 sont utilisés (30 cm d'épaisseur pour la couche de protection, taux d'évaporation potentiel de 7,8 mm/j, 60 jours de drainage). Quant à la position de la nappe phréatique, elle est variable. Les propriétés hydriques des matériaux résidu grossier, résidu fin et résidu TT sont présentées à la section précédente (5.1.1).

L'influence des propriétés hydriques de la couche de protection a aussi été étudiée avec les différents types de résidus pour différentes profondeurs de nappe phréatique dans les séries de modélisation Snggros, Sngfin, SngTT, Snfgros, Snffin et SnfTT. Les

résultats obtenus pour ces séries de modélisation sont pratiquement semblables à ceux obtenus pour les séries Grosnap, Finnapp et TTnappe comme le montre la figure 5.17. On poursuit donc cette étude en ne considérant seulement que le sable utilisé en colonne comme couche de protection.

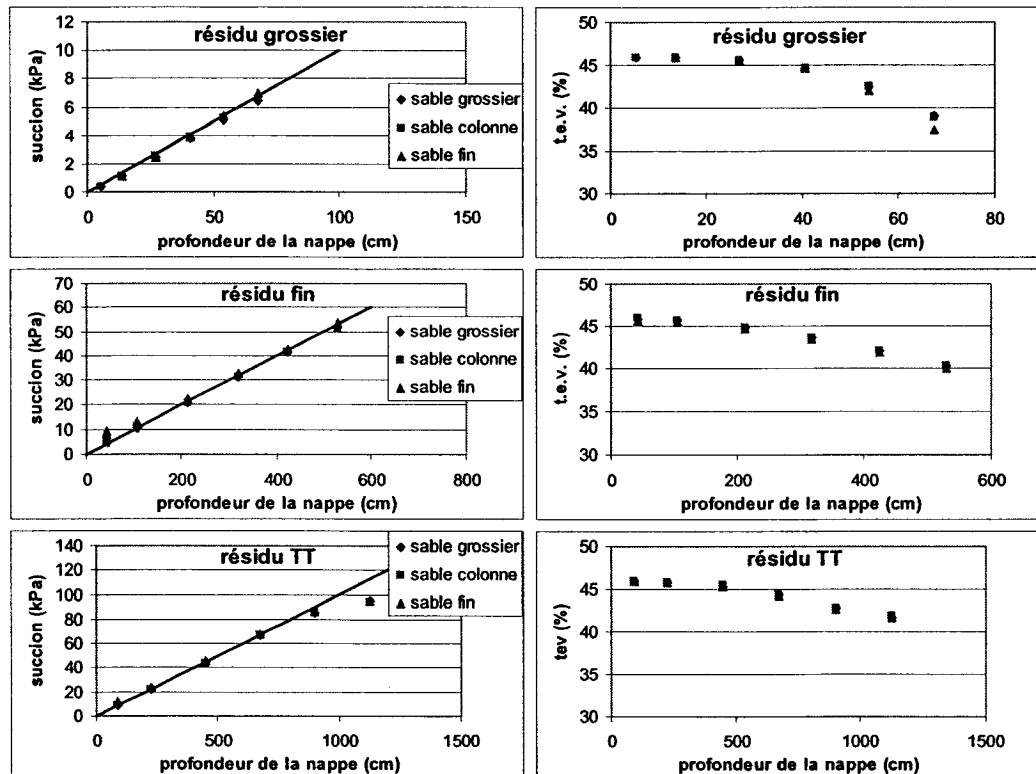


Figure 5.17 : Succions et des teneurs en eau volumiques à 2 cm sous la surface des résidus selon différentes profondeurs de nappe phréatique pour différentes couches de protection (la ligne représente l'équilibre hydrostatique)

La figure 5.18 présente les succions et les teneurs en eau volumiques calculées à 2 cm sous la surface des différents types de résidus selon différentes profondeurs de la nappe phréatique pour 60 jours de drainage. On remarque sur cette figure que les succions augmentent avec la profondeur de la nappe phréatique et suivent de près les succions à l'équilibre hydrostatique représenté par la ligne noire sur le graphique. Pour chaque

résidu, lorsque la profondeur de la nappe augmente et qu'elle dépasse leur ψ_{90} (*i.e.* 5,5 kPa résidu grossier, 12,5 kPa résidu S.-M., 45 kPa résidu fin, 93 kPa résidu TT), le temps pour atteindre le régime permanent augmente. Lorsque les succions excèdent le ψ_{90} des résidus grossier et S.-M., on remarque que les teneurs en eau volumiques associées diminuent sous 40 %. Les succions à 2 cm sous la surface des résidus fin et TT ne sont pas assez élevées (ou la nappe n'est pas assez profonde) pour avoir des teneurs en eau volumiques inférieures à 40 % (S_r de 88 %). La désaturation calculée à 2 cm sous la surface des résidus, selon la profondeur de la nappe phréatique, dépend des propriétés hydriques des matériaux. Elle sera plus marquée pour le résidu grossier dont le ψ_{90} est inférieur à celui des autres résidus considérés ici.

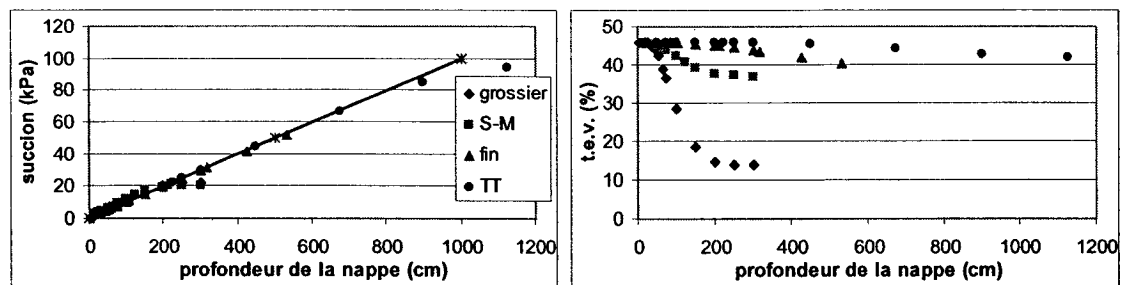


Figure 5.18 : Succions et des teneurs en eau volumiques à 2 cm sous la surface des résidus selon différentes profondeurs de nappe phréatique pour différents résidus (la ligne représente l'équilibre hydrostatique)

La figure 5.19 présente les mêmes résultats que la figure précédente, mais les succions à 2 cm et les profondeurs de nappe phréatique sont normalisées par le ψ_{90} de chacun des résidus. Les succions calculées à 2 cm sous la surface sont à peu près équivalentes aux succions à l'équilibre hydrostatique (ou à la profondeur de la nappe). La figure 5.19 montre que les succions normalisées et les profondeurs de nappe normalisées suivent d'assez près une relation 1:1, et ce pour tous les résidus. Pour des profondeurs normalisées inférieures à 1, les teneurs en eau volumique des résidus sont très similaires entre elles. Les teneurs en eau volumiques associées à une profondeur

normalisée de 1 varie entre 40,8 (résidu S.-M.) et 42,8 % (résidu TT) donnant un S_r entre 89 et 93 %. Lorsque la profondeur de la nappe phréatique est inférieure à ψ_{90} (ou profondeur normalisée < 1), le comportement hydrique des résidus étudiés est similaire. Lorsque la profondeur normalisée est supérieure à 1, les succions et teneurs en eau volumiques varient selon chaque type de résidus et la généralisation du comportement hydrique devient impraticable. Pour la suite de l'étude paramétrique, on considère les résultats obtenus pour des profondeurs de nappe inférieures à ψ_{90} .

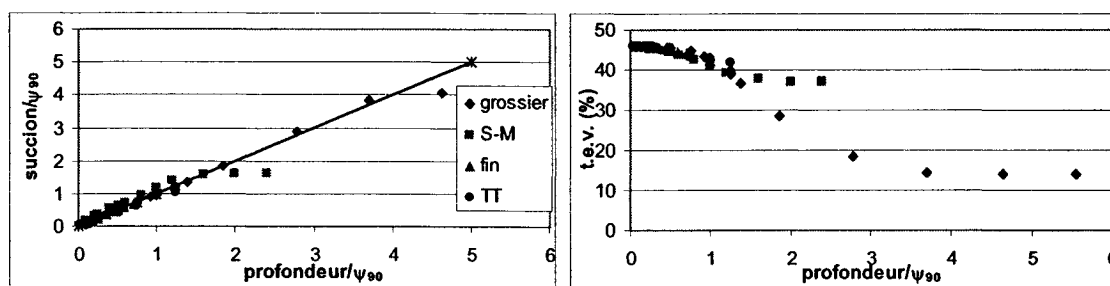


Figure 5.19 : Succions normalisées et des teneurs en eau volumiques à 2 cm sous la surface des résidus selon différentes profondeurs de nappe phréatique normalisées par ψ_{90} pour différents résidus (la ligne représente une relation 1:1)

5.1.4 Modélisation du flux d'oxygène

Le flux d'oxygène qui entre dans les résidus miniers est fonction du coefficient du taux de réaction des résidus et du coefficient de diffusion (qui est fonction de la porosité et de la teneur en eau du milieu). Les profils hydriques obtenus à la section précédente sont repris dans cette section pour évaluer les taux d'oxydation auxquels on peut s'attendre pour un niveau piézométrique donné, et la réduction du flux d'oxygène par le maintien du niveau phréatique. L'évaluation du flux d'oxygène associé aux profils hydriques résultant des modélisations de colonnes de résidus est réalisée dans cette étude à l'aide du logiciel POLLUTE 6.0 (Rowe *et al.*, 1998). Le logiciel POLLUTE

modélise des cas unidimensionnel. Le coefficient du taux de réaction des résidus est inclus comme paramètre à étudier.

Selon les résultats obtenus à la section précédente, on remarque que pour des profondeurs normalisées par rapport à ψ_{90} inférieures à 1, les profils de teneur en eau volumique des différents résidus étudiés sont similaires. Pour la suite de l'étude paramétrique, seul un type de résidus sera considéré, soit le résidu S.-M. Ce résidu est choisi parce qu'il montre une plus grande variation du profil de teneur en eau volumique dans le temps que les autres résidus pour un niveau phréatique donné. Les profils hydriques modélisés correspondent aux profondeurs normalisés (profondeur nappe / ψ_{90}) de 0,1, 0,2, 0,25, 0,4, 0,5, 0,6, 0,75, 0,8, 1 et 2. La profondeur normalisée de 2 correspondrait au cas d'une grande sécheresse ou une perte d'eau dans le bassin. Une modélisation avec un profil hydrique à la teneur en eau résiduelle est aussi réalisée afin de pouvoir comparer le résultat à celui obtenu par une solution analytique.

a) Description du modèle

Les paramètres requis pour la modélisation de chaque profil hydrique sont l'épaisseur des résidus où les réactions d'oxydation ont lieu h , la masse volumique sèche ρ_d , la porosité équivalente θ_{eq} et le coefficient de diffusion global D^* . Ces derniers paramètres sont fonctions de la teneur en eau volumique dans les résidus qui varie sur la hauteur du profil hydrique. Les modélisations faites à l'aide de SoilCover donnent (entre autres) une valeur de teneur en eau volumique à chaque nœud pour un temps donné. À partir de ces résultats et de la porosité des matériaux, il est possible de calculer les coefficients de diffusion effectifs D_e correspondant au profil hydrique donné, en utilisant l'équation 2.13. La figure 5.20 présente, sous forme de profils dans la couche de protection et dans les résidus, les valeurs de D_e calculées à l'aide de la relation 2.13 à partir des teneurs en eau volumiques. Les D_e varient donc selon les profils hydriques obtenus à l'aide de SoilCover.

Pour tenir compte de la variation du D_e dans le logiciel POLLUTE, l'épaisseur de la couche de résidus où l'oxydation prend place doit être divisée en plusieurs couches h_i . L'épaisseur de ces couches h_i est délimitée ici par une variation maximale de 0,01 de teneur en eau volumique entre deux points (correspondant à une variation de 2 % du degré de saturation). La valeur de D_e d'une couche h_i est calculée en faisant une moyenne harmonique (équation 2.14) du D_e associé à chaque nœud de cette couche. Un exemple des moyennes harmoniques de D_e est donné à la figure 5.20 où on retrouve ces valeurs, calculées pour les temps de drainage de 15 et de 60 jours, comparées aux valeurs de D_e associées à chaque nœud pour ces même temps de drainage. Les valeurs calculées par la moyenne harmonique se comparent bien à celles calculées pour chaque teneur en eau volumique du profil hydrique.

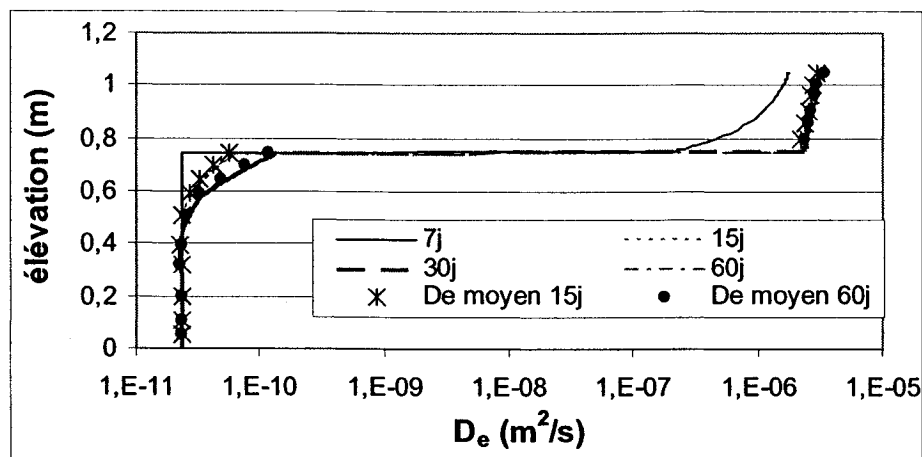


Figure 5.20 : Profils des valeurs de D_e calculés pour différents temps et moyenne harmonique des D_e à 15 et 60 jours pour une profondeur normalisée de 0,6

La porosité équivalente (donnée par $\theta_{eq} = \theta_a + H\theta_w$) pour chaque couche h_i est calculée en faisant une moyenne arithmétique des teneurs en eau volumiques θ_w associées à chaque couche. Les teneurs en eau volumiques moyennes obtenues servent au calcul des teneurs en eau équivalentes requises pour les modélisations. La porosité des résidus est

de 0,459. La masse volumique sèche est de $1,62 \text{ kg/m}^3$ pour tous les cas. Les valeurs de D_e de la couche de protection étant supérieures d'environ 3 ordres de grandeur à celles des résidus, cette couche ne sera pas incluse dans la modélisation puisqu'elle n'a pas d'influence sur le flux d'oxygène (Aachib *et al.*, 1993).

Il est important de rappeler que le logiciel POLLUTE peut prendre en compte la consommation d'oxygène causée par l'oxydation des sulfures dans les résidus, par le biais d'une équation associée à la dégradation radioactive qui est une réaction de premier ordre (comme on l'assume pour la réaction d'oxydation; *e.g.* Nicholson *et al.*, 1988). Dans nos calculs, on simule trois réactivités pour chaque cas pour connaître l'influence de ce paramètre sur le flux d'oxygène associé aux différents profils hydriques. Les coefficients du taux de réaction k_r choisis sont ceux obtenus lors des essais en cellule de diffusion rapportés au chapitre 3, soit 11 an^{-1} , 37 an^{-1} et 132 an^{-1} (ou $0,03 \text{ j}^{-1}$, $0,1 \text{ j}^{-1}$ et $0,36 \text{ j}^{-1}$). On considère que le k_r est constant le long du profil hydrique. Pour chaque profondeur normalisée (0,1, 0,2, 0,25, 0,4, 0,5, 0,6, 0,75, 0,8, 1 et 2), le flux d'oxygène à la surface des résidus est calculé en prenant les profils hydriques obtenus par les modélisations à l'aide de SoilCover à 7, 15, 30 et 60 jours. L'ensemble des résultats des calculs de flux par POLLUTE montre qu'il faut environ 2 jours pour atteindre le régime permanent pour un profil hydrique donné. Donc les flux rapportés ici sont les flux en régime permanent pour ces différents temps. La condition frontière au haut des résidus est spécifiée comme une concentration constante en oxygène de $0,285 \text{ kg/m}^3$. La condition frontière au bas des résidus est établie comme une concentration nulle en oxygène, ce qui constitue une autre simplification conservatrice qui maximise le gradient de concentration.

b) Effet de la profondeur

La figure 5.21 montre la valeur calculée des flux d'oxygène en fonction de la profondeur normalisée de la nappe (profondeur de nappe phréatique / ψ_{90} des résidus S.-M.) après 15 jours de drainage pour un k_r de 37 an^{-1} ($0,03 \text{ j}^{-1}$). On remarque que

lorsque la profondeur normalisée est sous 0,4, le flux est pratiquement constant à $4 \times 10^{-3} \text{ mol/m}^2/\text{j}$. Il semble que pour des profondeurs normalisées sous 0,4, le flux soit indépendant de la position de la nappe. Les profils hydriques associés aux valeurs de 0,4 et moins montrent peu de changement entre eux (moins de 2 % du degré de saturation à 2 cm sous la surface, figure 5.19). Le flux d'oxygène calculé est alors associé au coefficient du taux de réaction des résidus.

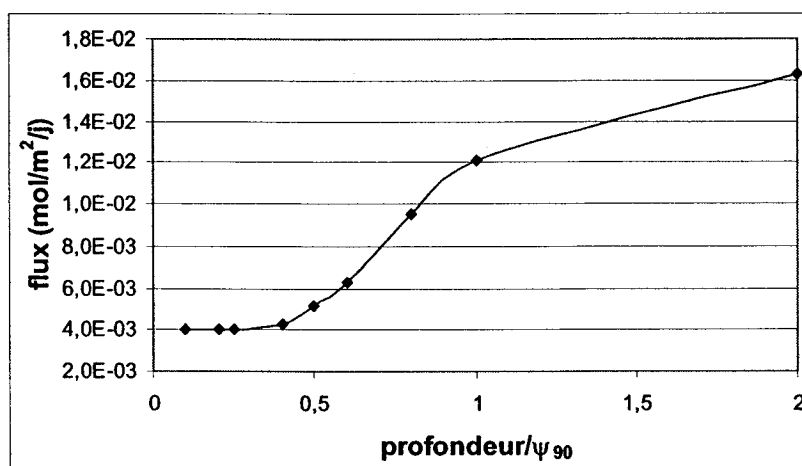


Figure 5.21 : Flux d'oxygène en fonction de la profondeur normalisée de la nappe après 15 jours de drainage pour un k_r de 37 an^{-1} – résidus S.-M.

Lorsque la profondeur normalisée est de 0,4 ou plus, le flux d'oxygène vers les résidus réactifs augmente car le coefficient de diffusion effectif devient plus important. Il passe de $4,3 \times 10^{-3}$ à $1,2 \times 10^{-2} \text{ mol/m}^2/\text{j}$ pour des profondeurs normalisées allant de 0,4 à 1. Rappelons à titre de valeur de référence que le flux d'oxygène théorique à travers un recouvrement en eau de 0,3 m avec des vents de 2 m/s serait de $7,4 \times 10^{-3} \text{ mol/m}^2/\text{j}$ (Li *et al.*, 1997), alors que celui à travers une couverture multicouche de 0,5 m saturée à 85 % serait de $8,5 \times 10^{-3} \text{ mol/m}^2/\text{j}$ (voir section 2.3). L'augmentation du flux se produit à un taux qui évolue plus lentement passée la valeur de profondeur normalisée de 1. À ces profondeurs normalisées, les degrés de saturation à 2 cm sous la surface sont inférieurs à 88 %. La figure 2.1, mettant en relation le degré de saturation et le coefficient de

diffusion effectif, montre le D_e varie peu pour des S_r entre 0 et 80 %. Pour des profondeurs normalisées supérieures à 1, la faible variation du D_e conjuguée au k_r constant donne un flux qui évolue lentement avec la profondeur de la nappe.

c) Effet du temps

La figure 5.22 présente l'effet du temps sur le calcul du flux d'oxygène. Les temps de drainage représentés sont de 15 jours, 30 jours et 60 jours. La valeur de k_r est de 37 an^{-1} ($0,03 \text{ j}^{-1}$). Pour des profondeurs normalisées inférieures à 0,5, les flux d'oxygène demeurent les mêmes ($4 \times 10^{-3} \text{ mol/m}^2/\text{j}$) pour divers temps de drainage. Lorsque les profondeurs normalisées sont supérieures à 0,5, on remarque que les flux évoluent selon le temps de drainage. Pour une profondeur donnée, le flux augmente avec le temps de drainage. Par exemple, il passe de $1,2 \times 10^{-2}$ à $3,3 \times 10^{-2}$ à $4,1 \times 10^{-2} \text{ mol/m}^2/\text{j}$ après 15, 30 puis 60 jours de drainage respectivement pour une profondeur normalisée de 1. La différence est plus marquée entre 15 jours et 30 jours, qu'entre 30 jours et 60 jours de drainage. Cette observation s'explique par le fait que plus le temps de drainage est grand, plus on s'approche du régime permanent où les profils hydriques sont stables, ce qui implique peu de changement au niveau du flux d'oxygène.

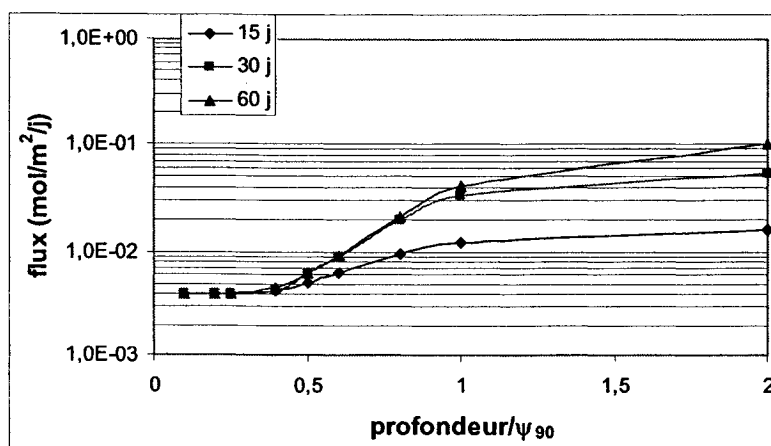


Figure 5.22 : Flux d'oxygène en fonction de la profondeur normalisée pour un k_r de 37 an^{-1} à différents temps de drainage – résidus S.-M.

d) Effet du coefficient du taux de réaction

La figure 5.23 montre les flux d'oxygène calculés en fonction de la profondeur normalisée pour différents k_r à 30 jours de drainage. On remarque que les courbes présentées ont la même forme quelque soit la valeur de k_r , mais sont décalées les unes par rapport aux autres. Pour des profondeurs normalisées inférieures à 0,5, le flux d'oxygène est pratiquement indépendant de la position de la nappe. Pour des profondeurs normalisées inférieures à 0,5, le flux d'oxygène correspondant au k_r de 11 an^{-1} est de $2,2 \times 10^{-3} \text{ mol/m}^2/\text{j}$, il est de $4,0 \times 10^{-3} \text{ mol/m}^2/\text{j}$ pour un k_r de 37 an^{-1} , et de $7,6 \times 10^{-3} \text{ mol/m}^2/\text{j}$ pour un k_r de 132 an^{-1} . Pour un même profil de S_r , une variation du coefficient du taux de réaction a pour effet de décaler le flux à l'ordonnée de $\Delta(k_r^{0,5})$ et ce quelque soit la profondeur de la nappe.

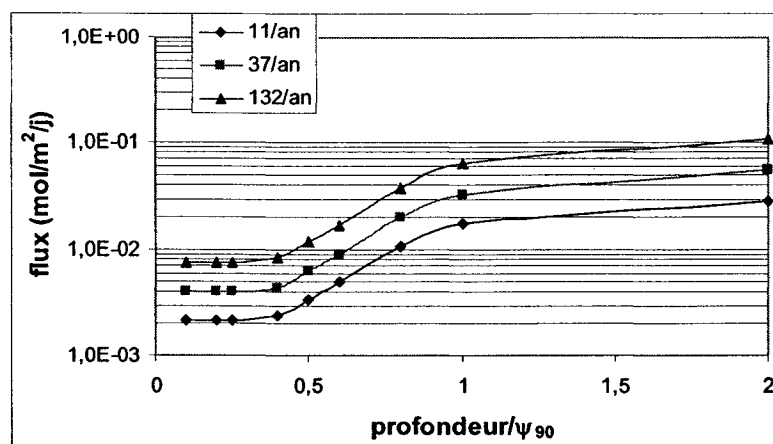


Figure 5.23 : Flux d'oxygène en fonction de la profondeur normalisée pour différents taux de réaction à 30 jours de drainage – résidus S.-M.

5.1.5 Réduction du flux d'oxygène vers les résidus miniers

Le maintien d'un niveau d'eau élevé par capillarité dans les résidus miniers permet de réduire le flux d'oxygène et la génération de DMA comme le montrent les résultats des

essais en colonne rapportés au chapitre 3 et les résultats des modélisations décrites à la section précédente. La figure 5.24 présente les flux d'oxygène calculés en fonction de la profondeur normalisée pour les temps de drainage de 15, 30 et 60 jours. La ligne pointillée représente à titre de référence seulement le flux d'oxygène calculé en régime permanent par Li *et al.* (1997) pour un recouvrement en eau de 0,3 m avec des vents de 2 m/s ($2,7 \text{ mol/m}^2/\text{an}$ ou $7,4 \times 10^{-3} \text{ mol/m}^2/\text{j}$). Pour des profondeurs normalisées inférieures à 0,5, les flux calculés seraient plus faibles que le flux théorique calculé pour un recouvrement en eau aéré en considérant l'effet du vent, et ce pour les 3 valeurs de k_r considérées dans l'étude paramétrique. Pour des profondeurs normalisées égales ou supérieures à 1, les flux calculés dépassent la valeur du flux typique associé au recouvrement en eau. On remarque aussi que si k_r est élevé, les flux calculés dépassent $7,4 \times 10^{-3} \text{ mol/m}^2/\text{j}$ à partir d'une profondeur normalisée de 0,5 et ce dès 15 jours de drainage. Cela montre que pour définir la profondeur de la nappe pour un site donné, il devient important de connaître le k_r des résidus (et son ψ_a), puisque cela influencera le flux d'oxygène (au même titre que la position du niveau phréatique).

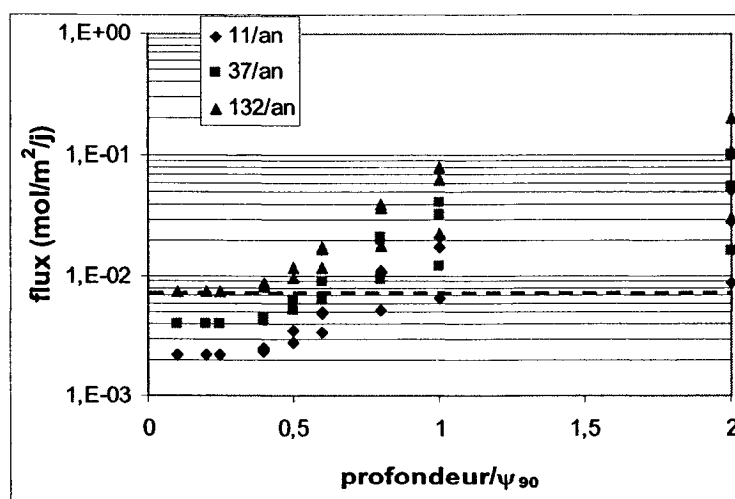


Figure 5.24 : Flux d'oxygène en fonction de la profondeur normalisée pour des temps de drainage de 15, 30 et 60 j – la ligne pointillée représente la valeur du flux typique associé au recouvrement en eau

L'efficacité de la réduction du flux d'oxygène peut être calculée à l'aide de l'équation 2.27 en connaissant le flux d'oxygène initial ou sans contrôle du niveau phréatique. Pour cette étude paramétrique, le flux de référence est le flux pour un profil hydrique à teneur en eau résiduelle. Le flux d'oxygène calculé pour une teneur en eau résiduelle de 0,05 par POLLUTE est de 0,52, 1,23 et 2,45 mol/m²/j pour des k_r de 11, 37 et 132 an⁻¹ respectivement. On conserve les mêmes taux de réaction que pour l'étude paramétrique, alors qu'en réalité ces taux devraient varier avec le degré de saturation dans les résidus. Le calcul pour cette teneur en eau résiduelle par la solution analytique (équation 2.26) donne des flux de 0,7, 1,3 et 2,46 mol/m²/j pour des k_r de 11, 37 et 132 an⁻¹ respectivement.

La figure 5.25 représente l'efficacité en terme de réduction de flux d'oxygène par rapport à la profondeur normalisée pour les temps de drainage de 15, 30 et 60 jours. On remarque pour chaque profondeur normalisée, on obtient 3 niveaux d'efficacité par k_r . Ces 3 niveaux sont reliés à l'effet du temps. Le niveau le plus élevé correspond au temps de drainage le plus court, alors que le niveau le plus faible correspond au temps le plus long. La différence entre ces niveaux augmente avec la profondeur de la nappe. L'effet du temps de drainage sur la réduction du flux d'oxygène est plus marqué à des profondeurs normalisées de 1 et plus. Pour une profondeur normalisée de 1, l'efficacité varie entre 96 et 99 %. Rappelons que, l'efficacité relevée dans la littérature est de 98,8 % et plus pour un recouvrement en eau. La réduction obtenue par le contrôle du niveau phréatique est donc significative.

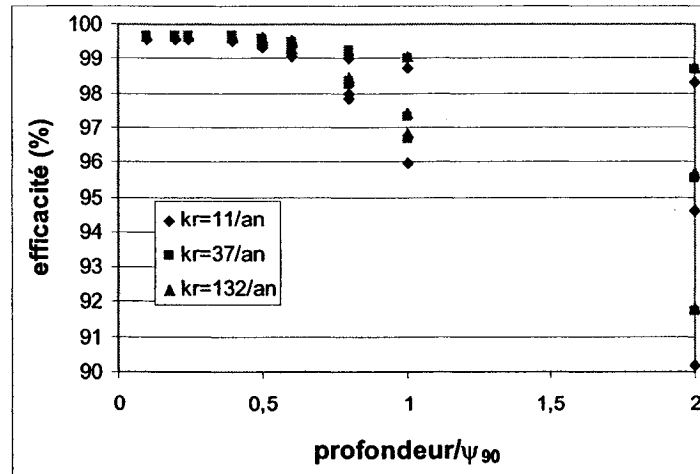


Figure 5.25 : Efficacité de la réduction du flux d'oxygène en fonction de la profondeur normalisée pour des temps de drainage de 15, 30 et 60 j

L'effet de la constante de réaction sur la valeur du flux d'oxygène est proportionnelle à $k_r^{0,5}$ pour toutes les profondeurs normalisées. Il est possible d'inclure cette valeur sur l'ordonnée du graphique 5.24 tel que montré au graphique 5.26. Les flux d'oxygène normalisés par $k_r^{0,5}$ ont été lissés à l'aide du logiciel CurveExpert (présenté au chapitre 4) pour des temps de drainage de 15, 30 et 60 jours. On peut en déduire une équation générique donnée à l'équation 5.1. Sur la figure 5.26, la ligne pointillée représente la valeur type associée au recouvrement en eau (flux de $7,4 \times 10^{-3} \text{ mol/m}^2/\text{j}$ et un k_r faible de $0,064 \text{ an}^{-1}$).

$$F_{(z)} = \frac{a_{np} b_{np} + c_{np} (\text{Pr } N)^{d_{np}}}{b_{np} + (\text{Pr } N)^{d_{np}}} \quad (5.1)$$

Dans cette équation, PrN représente la profondeur normalisée et les coefficients a_{np} , b_{np} , c_{np} et d_{np} sont les coefficient d'ajustement du modèle qui dépendent du temps de drainage. Ils sont donnés au tableau 5.4. Les coefficients de régression pour les 3 temps de drainage selon le modèle employé sont de $r = 0,99$. Cette relation pourrait être

utilisée, en première analyse, pour évaluer l'effet du contrôle du niveau phréatique comme méthode de gestion de restauration. On pose ici comme hypothèse que la couche de protection contre l'évaporation est efficace; le cas évalué est unidimensionnel, en régime permanent. En connaissant le ψ_{90} des résidus et leur k_r , il est possible d'estimer le flux d'oxygène pour un temps de drainage et une position du niveau phréatique donné. On peut également comparer les flux calculés pour différente position de nappe phréatique à un flux correspondant à une méthode de restauration reconnue, tel le recouvrement en eau ou un recouvrement multicouche. Cette relation permet aussi d'estimer la quantité d'acide produite et le pouvoir tampon requis.

Tableau 5.4 : coefficient du modèle de régression pour les 3 temps de drainage

Coefficient	15 jours de drainage	30 jours de drainage	60 jours de drainage
a_{np}	0,0124	0,0122	0,0123
b_{np}	0,53	0,79	1,86
c_{np}	0,052	0,17	0,34
d_{np}	4,15	4,75	4,55

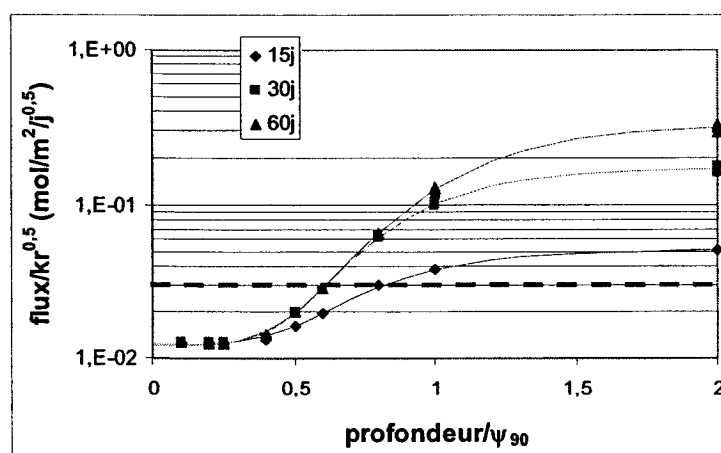


Figure 5.26 : Flux normalisé en fonction de la profondeur normalisée pour différents temps de drainage – les lignes pleines représentent le modèle, la ligne pointillée la valeur typique associée au recouvrement en eau

La relation 5.4 et la figure 5.26 montrent qu'il y a un flux d'oxygène minimal contrôlé par le k_r puisque le coefficient de diffusion en milieu saturé, quoique faible, n'est pas nul. L'apport en oxygène par infiltration d'eau devrait également être pris en compte lors de l'évaluation du flux d'oxygène. On utilise l'équation 2.32 proposée par Li *et al.*, 1997 pour ce faire. Pour les 3 k_r présentés, en considérant un taux d'infiltration de 0,3 m/an, un D_e de $2,3 \times 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$ (correspondant aux profils hydriques près de la saturation calculés par SoilCover), les flux minimaux incluant l'infiltration sont de $7,9 \times 10^{-3}$, $9,1 \times 10^{-3}$ et $1,2 \times 10^{-2} \text{ mol/m}^2/\text{j}$ respectivement. La part du flux d'oxygène causée par l'infiltration est de 78, 69 et 61 % pour les k_r de 11, 37 et 132 an^{-1} . Elle diminue à mesure que la constante de réaction augmente, mais demeure supérieure à la part du flux d'oxygène causée par la diffusion pour les cas étudiés.

Ces résultats montrent que bien que la réduction du flux par le maintien d'un niveau phréatique élevé puisse être importante, elle est toutefois sujette aux variations du profil hydrique, à la valeur du k_r des résidus et à l'infiltration de l'eau. Pour contrôler le niveau phréatique efficacement, il est nécessaire de conserver un profil hydrique près de la saturation, en limitant l'évaporation et en diminuant l'infiltration de l'eau. La réactivité des résidus a aussi une grande influence sur le flux d'oxygène engendré et peut limiter l'application de ce concept malgré des degrés de saturation élevés.

5.2 Efficacité de la CEBC à contrôler le DMA

La section précédente a défini les paramètres qui influencent les taux d'oxydation des résidus miniers pour un niveau piézométrique donné. Les flux d'oxygène auxquels on peut s'attendre pour des résidus de propriétés connues et un niveau de nappe phréatique donné ont été exposés. Les résultats montrent que la réduction du flux obtenu par le contrôle de la nappe phréatique peut être aussi importante que par un recouvrement en eau.

Les flux calculés se comparent bien aussi à ceux mesurés sur la CEBC au site Lorraine, tel que présenté à la section 4.3.4. Dans ce cas, le degré de saturation élevé dans la couche de rétention d'eau de la CEBC réduit le flux de diffusion de l'oxygène vers les résidus miniers réactifs. Cette section vise à présenter un portrait global du comportement hydrique de la CEBC au site Lorraine et à établir sa performance pour inhiber le flux d'oxygène vers les résidus réactifs.

5.2.1 Cartes contours des résultats de terrain et des analyses numériques

Les résultats des relevés piézométriques présentés au chapitre 4 montrent que la nappe phréatique est demeurée élevée dans la partie nord-est du site Lorraine, et elle s'abaisse graduellement en direction des digues vers le sud. Le niveau piézométrique influence le comportement hydrique de la CEBC. Le niveau élevé dans le secteur nord-est, rejoignant quelquefois la base de la couche de rétention d'eau de la CEBC, implique des valeurs de teneur en eau volumique élevées dans la couche inférieure de sable. Près de la digue au sud, la surface piézométrique se retrouve en général profondément dans les résidus miniers. Le sable de la couche inférieure de la CEBC est alors bien drainé dans ce secteur et les mesures de teneur en eau volumique y sont faibles.

Afin d'avoir une vue d'ensemble du comportement hydrique de la CEBC, on présente dans cette section des cartes contours des degrés de saturation obtenus aux stations de mesure pour la couche de rétention d'eau et pour la couche inférieure de sable. Les degrés de saturation résultant des analyses numériques sont exposés sur ces cartes le long du transect modélisé B. La figure 5.27 présente une carte d'isocontours de la moyenne des degrés de saturation à la base et au sommet de la couche de rétention d'eau pour les années 1999 à 2001. L'écart type entre les mesures sur les trois années représentées est inférieur à 5 % pour la majorité des stations, à l'exception de A-2 (7 %), B-5 (6 %) et B-8 (7 %), c'est pourquoi on représente la moyenne des mesures des trois années pour chaque station, générant ainsi une seule carte contour pour la

couche de rétention d'eau. Les valeurs minimum et maximum mesurées au cours des trois années sont données pour chaque station suivi des valeurs moyennes calculées par le logiciel SEEP (section 4.4) pour les stations de la lignes B, par exemple à la station B-2 on retrouve B2 (89,6; 93,1; 100).

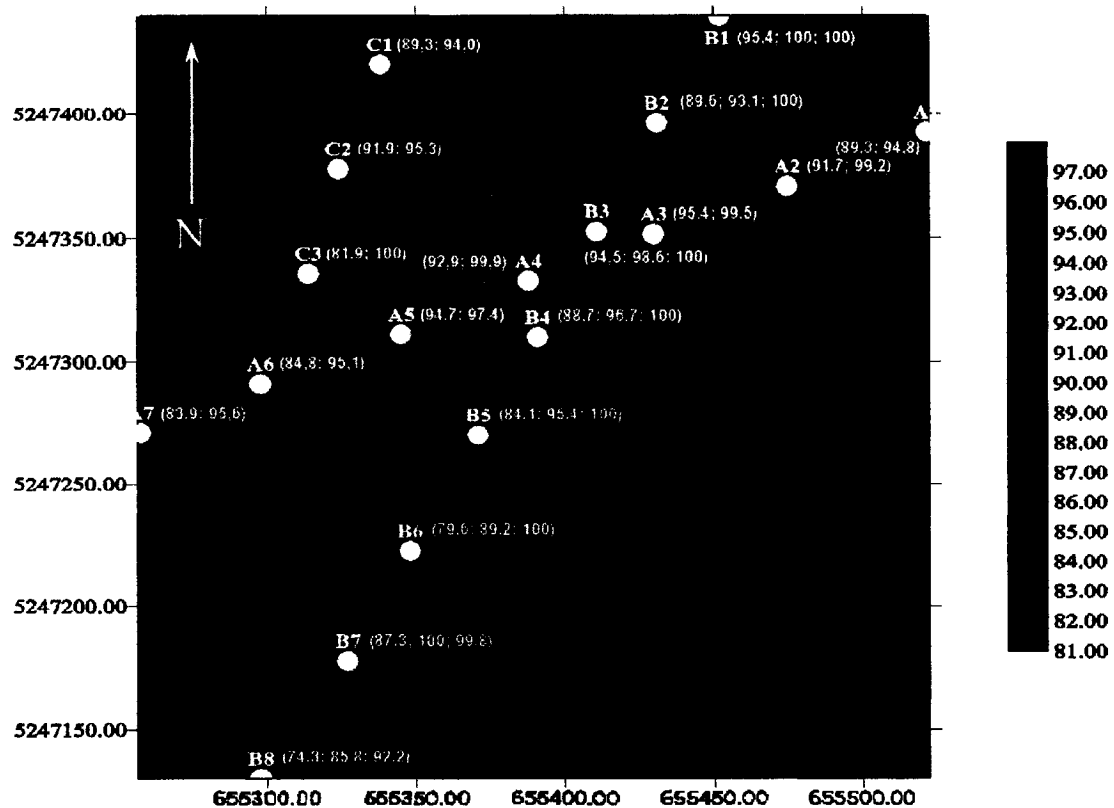


Figure 5.27 : Carte d'isocontours des valeurs moyennes du degré de saturation mesuré dans la couche de rétention d'eau pour les années 1999 à 2001. Entre parenthèses : degré de saturation minimum mesuré, maximum mesuré, et calculé

La figure montre que la majeure partie de la couche de rétention possède un degré de saturation supérieur à 90 %. Les valeurs diminuent entre 81 et 90 % dans le secteur sud-ouest. La simulation reproduit cette baisse, qui est toutefois de moindre importance selon le calcul numérique. Les contours dans le secteur sud-ouest sont fortement

influencés par les mesures prises aux stations B-6 et B-8 qui sont plus faibles que celles observées aux autres stations et engendrent un biais sur la carte.

Les figures 5.28 à 5.30 présentent les degrés de saturation moyens dans la couche inférieure de sable pour les années 1999, 2000 et 2001 respectivement. L'écart type entre les mesures calculé sur les trois années pour chaque station est ici supérieur à 5 % (contrairement à celui calculé pour la couche de silt). L'écart type entre les mesures annuelles est inférieur à 5 % pour la majorité des stations. On représente donc 3 cartes d'isocontours des degrés de saturation dans la couche inférieure de sable, représentant chacune l'année 1999, 2000 et 2001. Les valeurs données entre parenthèse proviennent des résultats des simulations.

Les figures montrent une tendance à la diminution du degré de saturation dans la couche de bris capillaire du nord vers le sud. Les effets de barrière capillaire sont présents dans le secteur sud-ouest (stations B-5 et B-6) où la couche inférieure de sable possède un degré de saturation entre 25 et 35 %, permettant de conserver un degré de saturation élevé dans la couche de rétention d'eau comme le montre la figure 5.27. Les résultats de la simulation montrent que la désaturation dans la couche de bris capillaire survient près de la station B-7 dans le secteur sud. Les analyses numériques confirment l'existence de différentes zones où le comportement hydrique de la CEBC varie, selon que la surface piézométrique est dans la couverture, à sa base ou dans les résidus. Rappelons que la différence entre les valeurs prédites et celles mesurées peut être attribuable entre autre au fait que le modèle numérique ne tient pas compte de la troisième dimension, à l'utilisation de propriétés hydriques moyennes homogènes pour chaque matériau sur l'ensemble du modèle et à des conditions initiales simplifiées imposées au modèle.

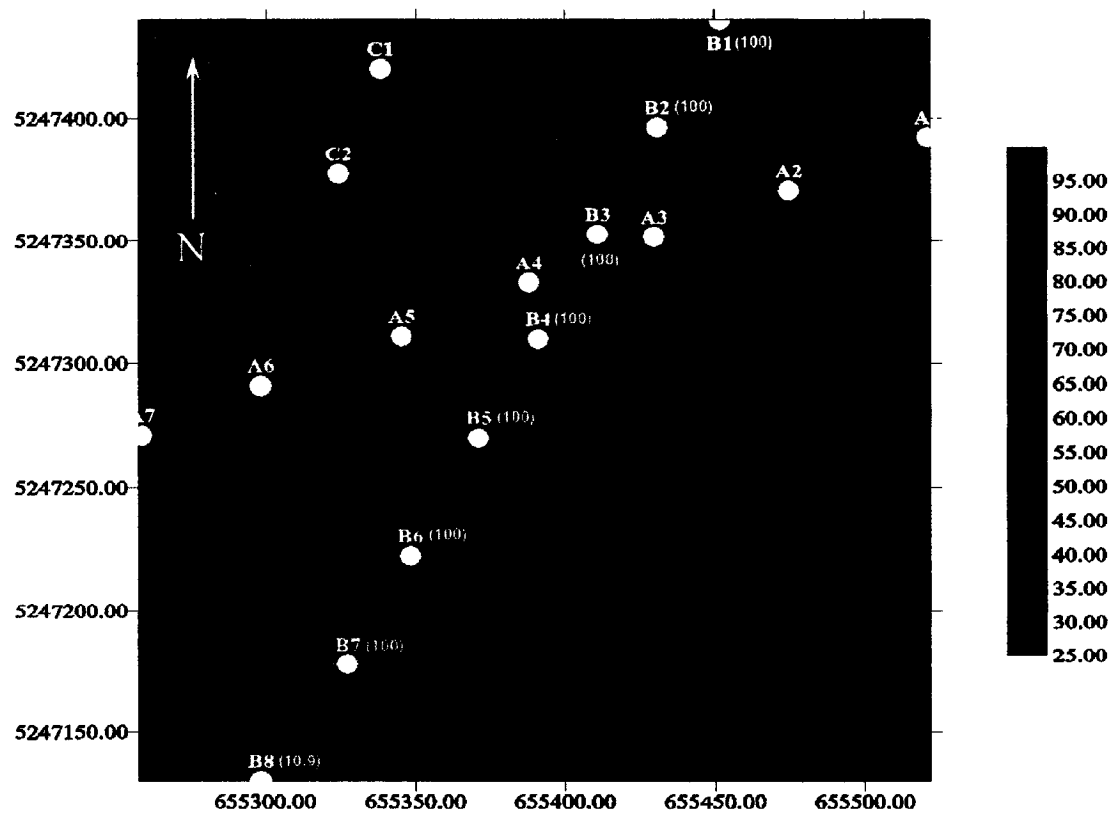


Figure 5.28 : Carte d'isocontours des valeurs moyennes du degré de saturation dans la couche de bris capillaire pour l'année 1999. Entre parenthèses : degré de saturation calculé

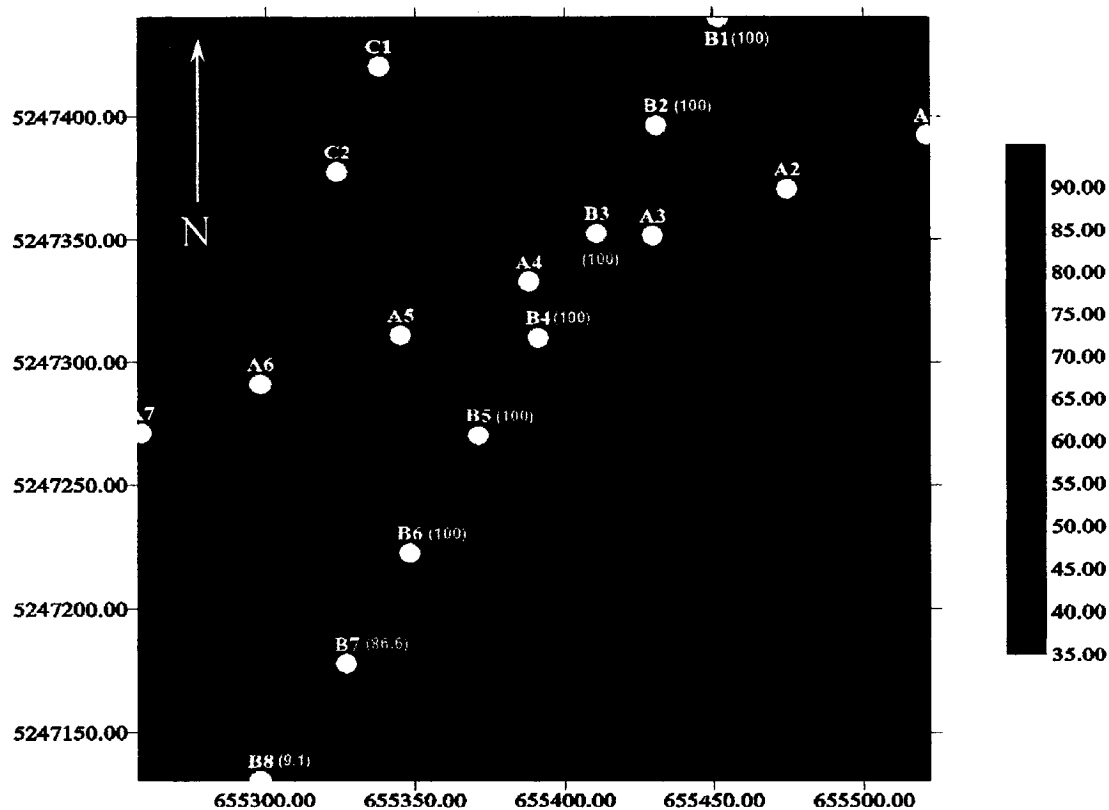


Figure 5.29 : Carte d'isocontours des valeurs moyennes du degré de saturation dans la couche de bris capillaire pour l'année 2000. Entre parenthèses : degré de saturation calculé

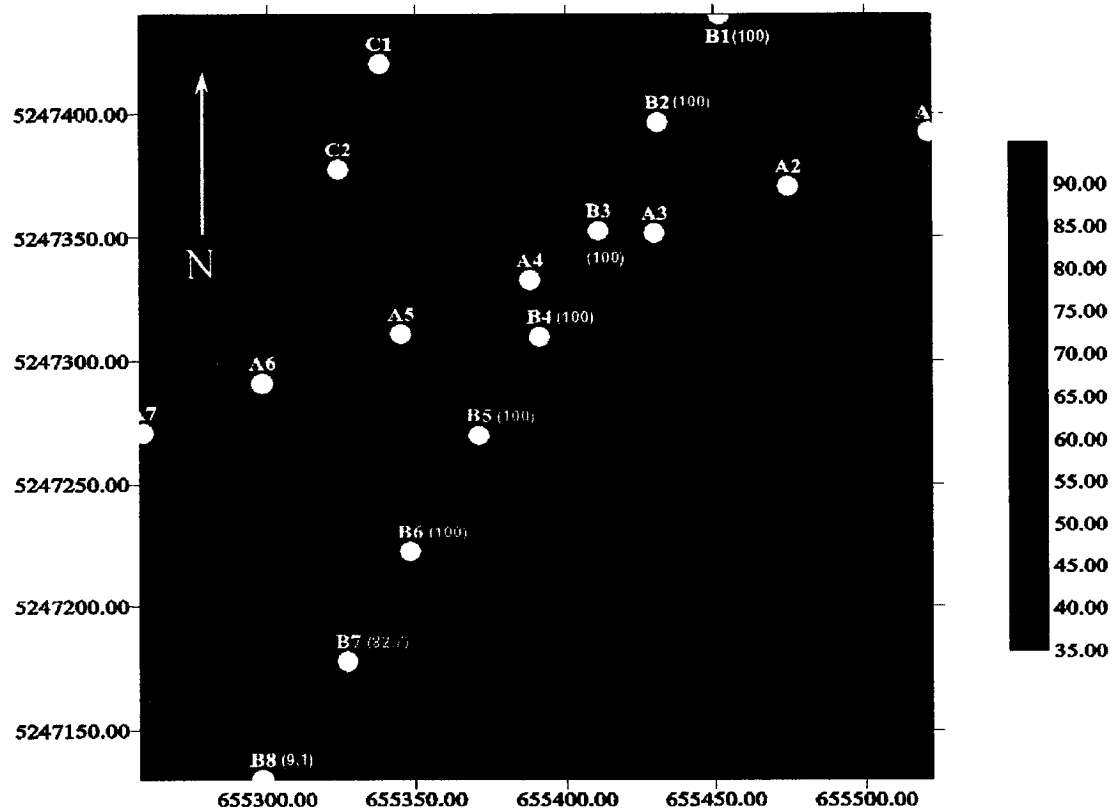


Figure 5.30 : Carte d'isocontours des valeurs moyennes du degré de saturation dans la couche de bris capillaire pour l'année 2001. Entre parenthèses : degré de saturation calculé

5.2.2 Calculs des coefficients de diffusion effectifs

L'auscultation du site et les analyses numériques réalisées ont montré que le comportement hydrique de la CEBC répond aux attentes fixées lors de sa conception. La couche de rétention d'eau demeure à un degré de saturation relativement élevé dans le temps et la couche inférieure de sable se draine dans le secteur sud-ouest, créant ainsi les effets de barrière capillaire recherchés aux interfaces entre les couches de matériau. Le degré de saturation élevé de la couche de rétention d'eau permet de limiter le flux

d'oxygène vers les résidus miniers et ainsi contrôler leur oxydation. Une façon d'apprécier l'efficacité de la CEBC est d'évaluer sa capacité à limiter le flux d'oxygène (Nicholson *et al.*, 1989; Collin et Rasmuson, 1990; Aachib *et al.*, 1993; Yanful, 1993; Aubertin *et al.*, 1995, 1999a; Werner *et al.*, 2001).

Tel que vu au chapitre 2, il est possible d'estimer le flux d'oxygène à travers la CEBC à partir des mesures de teneur en eau volumique. On peut aussi l'évaluer à partir de mesures faites à l'aide de sondes à oxygène ou par la méthode de consommation d'oxygène (voir la section 4.3.4 pour cette dernière méthode). Les mesures de teneur en eau volumique prises sur le terrain permettent de calculer le coefficient de diffusion effectif D_e de la couche de rétention d'eau pour chaque station, et d'estimer les flux d'oxygène (théoriques) vers les résidus miniers réactifs. La figure 5.31 présente les valeurs moyennes annuelles de D_e calculées selon l'équation 2.13 pour chaque station de mesure au site Lorraine selon les années d'auscultation. Étant donné que la couche de rétention d'eau comprend deux sondes RDT qui donnent deux mesures de teneur en eau volumique, pour une station donnée on prend la moyenne harmonique des D_e calculés pour chaque lecture RDT de cette station (Aubertin *et al.*, 2000). L'utilisation de la moyenne harmonique des D_e n'est valable que pour un état stationnaire. Puis on fait une moyenne arithmétique des valeurs mensuelles pour chaque année d'auscultation (1999 à 2003) par station. La moyenne annuelle de toute les stations est représentée par une ligne sur les graphiques montrant la tendance des valeurs de D_e dans le temps.

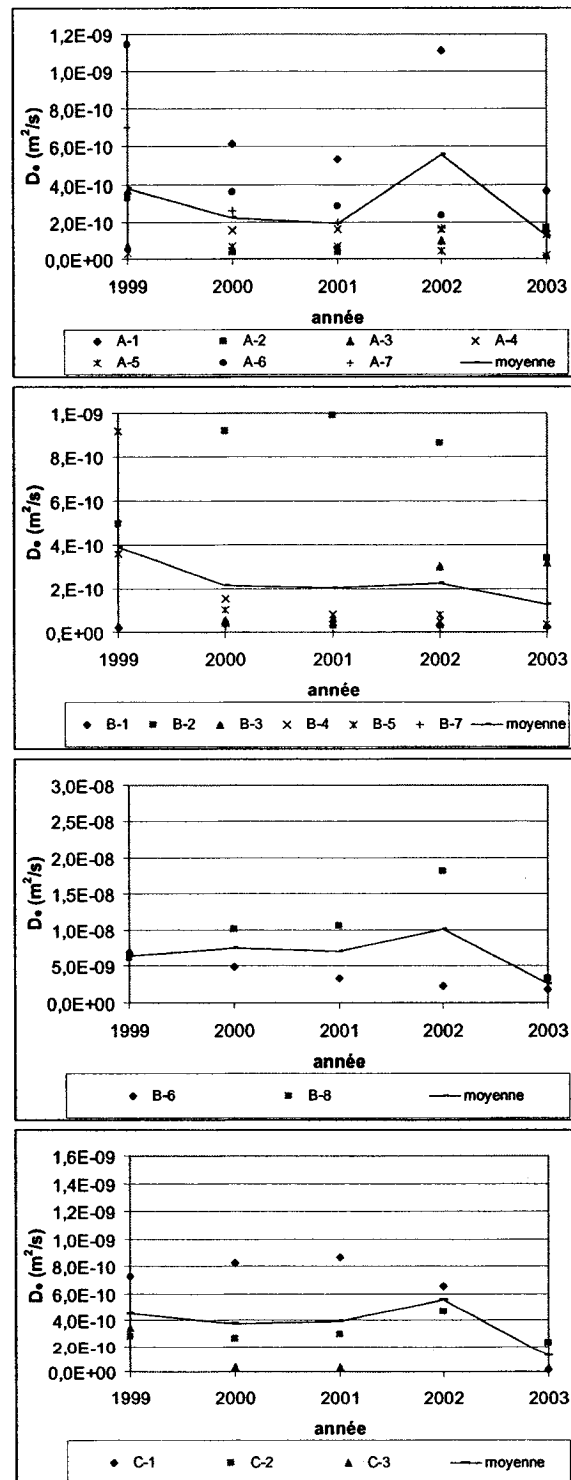


Figure 5.31 : Évolution du coefficient de diffusion effectif moyen des différentes stations

La figure 5.31 montre que les valeurs de D_e ont tendance à diminuer avec le temps. Pour des degrés de saturation de 90 % et plus, les valeurs de D_e , calculées selon l'équation 2.12, sont inférieures à $1 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$. Tel que mentionné auparavant, le silt de la couche de rétention d'eau de la CEBC a été installé à sa teneur en eau naturelle. Ce n'est qu'après la fonte printanière que cette couche a pu se recharger en eau. Les résultats obtenus pour les stations B-6 et B-8 (présentés sur un graphique séparé) sont plus élevés. Les valeurs se situent entre $2 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ et $8 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ pour la station B-6. À la station B-8, elles sont inférieures à $8 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ pour l'année 1999. Elles augmentent par la suite pour se retrouver entre $1 \times 10^{-8} \text{ m}^2/\text{s}$ et $2 \times 10^{-8} \text{ m}^2/\text{s}$. Pour la station C-3, la figure 5.31 présente seulement les valeurs moyennes de D_e des trois premières années. La sonde RDT installée à cette station semble avoir été défectueuse à partir de l'année 2002 (voir section 4.3). La valeur moyenne annuelle élevée à l'année 2002 est causée par quelques valeurs de D_e supérieures aux autres et qui influencent la moyenne arithmétique.

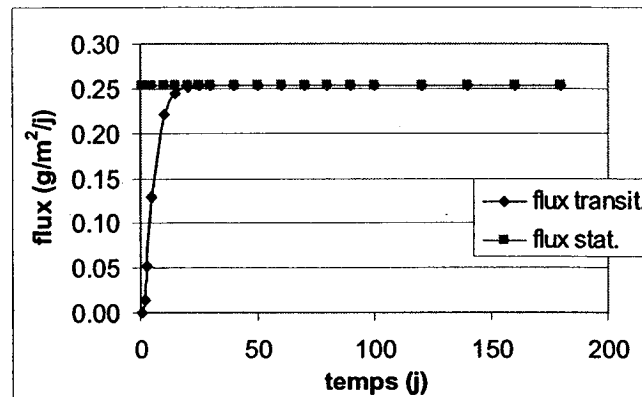
5.2.3 Estimation des flux d'oxygène et efficacité de la CEBC

L'estimation des valeurs de D_e à partir des lectures des sondes RDT installées aux différentes stations permet le calcul des flux d'oxygène traversant la CEBC (comme maxima théorique) par l'équation 2.23. Il est à noter que ce calcul théorique ne tient pas compte de l'effet de la couche de sable inférieure qui, par endroits, montre des teneurs en eau volumiques assez élevées pour ralentir la diffusion d'oxygène. De plus, ce calcul est fait à l'état stationnaire et ne prend pas en considération l'évolution du flux dans le temps. C'est donc un calcul conservateur qui est présenté ici. En tenant compte de la période transitoire, la quantité d'oxygène qui migre à travers la couverture pour une période de temps donnée serait moindre que la quantité d'oxygène calculée en régime permanent pour des conditions équivalentes (Aachib *et al.*, 1993; Aachib, 1997, Mbonimpa *et al.*, 2003). Il a été démontré que le temps nécessaire pour atteindre le régime permanent peut être approximé par (Crank, 1975; Mbonimpa *et al.*, 2003) :

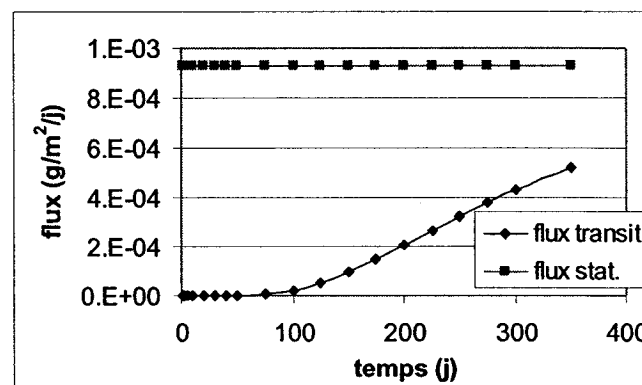
$$t_{ss} = \frac{L^2}{D^*} \quad (5.2)$$

où $D^* = D_e/\theta_{eq}$. En appliquant cette relation aux valeurs de D_e calculées, on obtient une durée de la phase transitoire de 100 jours et plus pour la majorité des stations. Les stations B-6 et B-8 affichent une phase transitoire plus courte (entre 15 jours et 60 jours). Toutefois, les intervalles entre les précipitations sont également courts (moins de 20 jours). En pratique, le régime permanent serait rarement atteint à cause des faibles valeurs de D_e et des variations climatiques. La quantité d'oxygène traversant réellement la CEBC serait donc moindre que celle évaluée par l'équation 2.23.

La figure 5.32 montre, à titre d'exemple, l'évolution du flux d'oxygène aux stations B-6 (phase transitoire courte) et B-7 (phase transitoire longue) pour l'année 2001. Le flux transitoire est modélisé ici par le logiciel POLLUTE. Les valeurs entrées sont les moyennes arithmétiques de la porosité équivalente θ_{eq} et du D_e pour chacune des stations. La masse volumique sèche provient des essais de masse volumique en place réalisés lors des campagnes de terrain 2000 et 2001. L'épaisseur de la couche de rétention d'eau est de 0,5 m. La concentration en oxygène est de 285 g/m^3 en haut de la couverture et celle en-dessous est de 0 g/m^3 (*i.e.* la consommation d'oxygène est rapide). Le flux stationnaire est également calculé selon ces valeurs pour fin de comparaison. On voit que durant le régime transitoire, le flux est moindre que le flux stationnaire. Par conséquent, en régime transitoire, la quantité d'oxygène traversant la CEBC pour une période de temps donnée sera plus faible (voir aussi Mbonimpa *et al.*, 2003).



a)



b)

Figure 5.32 : Modélisation du flux stationnaire et du flux transitoire aux stations a) B-6 et b) B-7

Dans l'exemple donné à la figure 5.32, la quantité d'oxygène traversant la CEBC en 180 jours à la station B-6 est de 44 g/m^2 en considérant le régime transitoire, *versus* $45,5 \text{ g/m}^2$ en régime stationnaire. La différence négligeable vient du fait que le régime transitoire, pour cette station, est de courte durée. En comparaison, la quantité d'oxygène en 180 jours pour la station B-7 avoisine $0,002 \text{ g/m}^2$ (régime transitoire) *versus* $0,3 \text{ g/m}^2$ (régime stationnaire). La modélisation montre que le régime permanent n'a pas été atteint sur une période de près d'un an.

Pour les fins de cette étude, on utilise le flux stationnaire théorique en sachant que la valeur obtenue représente une valeur maximale pour une période de temps donnée. La figure 5.33 présente les valeurs du flux d'oxygène annuel passant à travers la CEBC pour chaque station. On obtient le flux annuel en sommant les flux ponctuels multipliés par les périodes de temps pour lesquelles ils s'appliquent. Étant donné que la période entre les relevés de sonde RDT dure environ 30 jours, on considère que le flux ponctuel, correspondant à une valeur de D_e calculée pour un relevé, est valable pour une période d'environ quinze jours avant et après la lecture de la sonde RDT. Durant la période hivernale on pose une valeur nulle pour la diffusion d'oxygène à travers la CEBC puisque le sol est gelé.

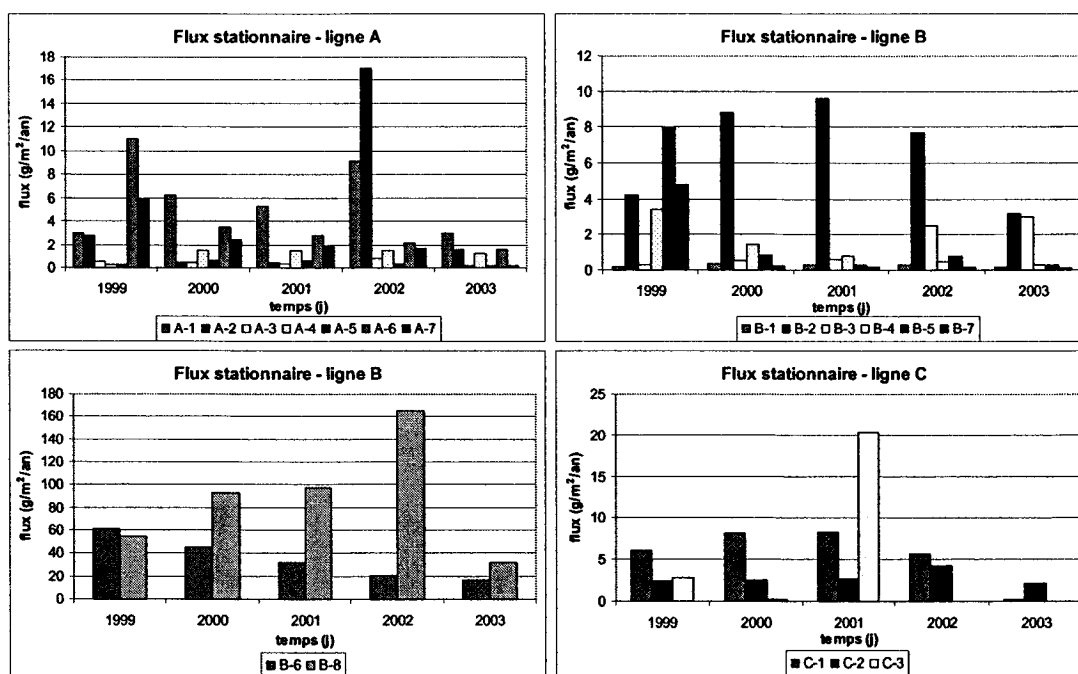


Figure 5.33 : Flux stationnaires théoriques annuels pour les années 1999 à 2003

La figure 5.33 montre que les flux d'oxygène calculés sur une base annuelle demeurent pour la plupart inférieurs à $10 \text{ g/m}^2/\text{an}$. Ceci démontre que la CEBC serait au moins aussi efficace qu'un recouvrement en eau d'une épaisseur équivalente. Les valeurs obtenues pour les stations B-6 et B-8 (présentées sur un graphique séparé) sont plus

élevées. Dans ces cas, les valeurs de flux se situent entre 17 et 61 g/m²/an pour la station B-6, et entre 32 et 165 g/m²/an pour la station B-8. Rappelons toutefois que les valeurs calculées dépendent des teneurs en eau volumiques mesurées sur le terrain. Comme on l'a mentionné auparavant, les sondes RDT de ces stations affichent souvent des teneurs en eau volumiques plus faibles que les autres stations sur le site.

L'infiltration de l'eau à travers la CEBC peut aussi amener un apport en oxygène par advection aux résidus miniers réactifs. Dans ce cas-ci, l'infiltration se fait à travers une couche non réactive. Le flux d'oxygène résultant du flux d'infiltration est donné par la relation suivante (Li *et al.*, 1997; Mbonimpa et Aubertin, 2002b) :

$$F_o^{C,i} = F_w^i C_w \quad (5.3)$$

qui est de la même forme que l'équation 2.32, où $F_o^{C,i}$ est le flux d'oxygène résultant de l'infiltration de l'eau uniquement, F_w^i est le débit spécifique d'infiltration d'eau et C_w est la concentration en oxygène dissous dans l'eau d'infiltration (9,9 g/m³). Selon la modélisation faite à l'aide du logiciel SoilCover (section 4.4), l'infiltration cumulative (sur une période de 184 jours) calculée pour les années 1999, 2000 et 2001 totalise 0,236, 0,032 et 0,072 m respectivement. Le flux d'oxygène résultant de l'infiltration de l'eau serait donc de 4,6, 0,6 et 1,4 g/m²/an pour les années 1999, 2000 et 2001 respectivement. Sauf pour 1999, ce flux est faible, et il influence peu la majorité des flux diffusifs calculés pour chaque station. Son apport au flux total affecte peu l'efficacité de la CEBC à réduire le flux d'oxygène et limiter la génération de DMA.

Les flux théoriques calculés concordent bien avec les flux déduits des mesures de D_e lors des essais de consommation d'oxygène de longue durée. Rappelons que ces derniers varient entre 0,3 g/m²/an et 21 g/m²/an (à l'exception des flux mesurés pour les essais 2 et 8) (ou entre 0,009 et 0,66 mol/m²/an) et qu'ils sont en deçà du flux visé lors

de la conception du recouvrement (entre 20 g/m²/an et 40 g/m²/an ou entre 0,63 et 1,3 mol/m²/an). Les résultats obtenus pour les différentes méthodes appliquées lors de l'auscultation du recouvrement du site Lorraine convergent vers la même conclusion quant à son efficacité à limiter le flux d'oxygène vers les résidus miniers.

Tel que présenté au chapitre 2 à l'équation 2.28, il est possible de définir l'efficacité en comparant le flux d'oxygène consommé, mesuré sur des résidus exposés à l'air, et mesuré sur les résidus couverts (Nicholson *et al.*, 1989; Aubertin *et al.*, 2000b). On utilise ici les flux théoriques en régime permanent. Les équations 2.23 et 2.27 sont utilisées dans ce but. La valeur de 10,6 an⁻¹ (0,029 j⁻¹), trouvée lors de la caractérisation des résidus provenant du site Lorraine (chapitre 3), sert de coefficient du taux de réaction des résidus miniers pour le calcul. Le flux calculé vers les résidus non couverts avoisine les 2800 g/m²/an (ou 87,5 mol/m²/an), qui est considéré comme une valeur assez typique pour des rejets réactifs exposés.

L'efficacité sur l'ensemble du site croît avec les années. Elle est de 95 % et plus pour l'année 1999, de 98 % et plus pour l'année 2000, de 98,9 % et plus pour l'année 2001, de 99,2 % et plus pour l'année 2002 et de 99,5 % et plus pour l'année 2003. Les flux calculés à la station B-8 indiquent toutefois une efficacité locale moindre (entre 93 % et 98 %).

En tenant compte de la répartition des stations sur la superficie totale du site, on peut considérer que l'efficacité globale de la couverture répond très bien aux attentes. Rappelons que l'efficacité de tels recouvrements utilisés lors d'essais en laboratoire varie entre 95 et 99,9 % (Yanful *et al.*, 1994; Aubertin *et al.*, 1995, 1999a) pour des flux d'oxygène allant de 0,96 à 96 g O₂/m²/an. Des valeurs semblables, allant de 0,32 à 630 mol O₂/m²/an ont été obtenues lors d'essais en cellules expérimentales ou de mesures prises sur des recouvrements à grande échelle (*e.g.* Yanful *et al.*, 1993, 1994; Aubertin *et al.*, 1999a; Werner *et al.*, 2001; Maqsoud et Bussière, 2003).

L'ensemble des mesures prises au site Lorraine montre que la CEBC diminue efficacement la diffusion d'oxygène vers les résidus miniers réactifs. Les flux d'oxygène théoriques et calculés par mesure de D_c respectent l'objectif de conception. Il serait toutefois utile de mesurer directement les concentrations en oxygène dans les couches de rétention d'eau, de brique capillaire et en surface des résidus, afin de s'assurer que les concentrations en oxygène y sont faibles. Des concentrations en oxygène sous la CEBC pourraient y engendrer des flux d'oxygène horizontaux, possibilité qui pourrait être évaluée par des modélisations numériques. Les mesures de succion et de teneur en eau volumique confirment la présence d'effets de barrière capillaire là où le besoin existe (secteur sud de la CEBC). Les différentes techniques utilisées pour ausculter le comportement hydrique de la CEBC et son efficacité à limiter la diffusion d'oxygène donne des résultats concordants et démontre la nécessité d'un programme d'auscultation comprenant différentes méthodes afin d'établir l'efficacité de la méthode de restauration et de déceler d'éventuelles anomalies causées par des changements physiques ou chimiques dans le recouvrement.

5.3 Effets des cycles de gel-dégel sur les propriétés du sol et la performance de la CEBC

Les résultats d'essais avec cycles de gel-dégel faits par divers auteurs sur des matériaux argileux, présentés au chapitre 2, établissent que ceux-ci sont sujets à une déstructuration interne qui amène des changements au niveau des propriétés hydriques. Lorsqu'ils sont utilisés comme couche de rétention d'eau dans une CEBC, l'évolution de leurs propriétés hydriques pourrait compromettre l'intégrité du recouvrement et affecter son comportement hydrique ainsi que sa capacité à réduire le flux d'oxygène. Cette section aborde ce sujet complémentaire au projet, en présentant les résultats d'essais en laboratoire sur un matériau argileux et d'essais de terrain sur une CEBC construite en 1996.

5.3.1 Caractérisation physique des matériaux

Des essais de laboratoire avec cycles de gel-dégel ont été effectués sur un matériau de granulométrie fine échantillonné dans un banc d'emprunt pouvant potentiellement servir à la construction d'une CEBC. Les essais ont été réalisés sur le matériau dans un état remanié au laboratoire de l'École Polytechnique. L'échantillon Inm-1 représente la partie supérieure du dépôt (premier mètre), tandis que l'échantillon Inm-3 a été prélevé à 3,5 m de profondeur dans le même dépôt.

L'échantillon LTA provient d'un banc d'emprunt à proximité du site Les Terrains Aurifères (LTA) situé à environ 8,5 km à l'est de la ville de Malartic et à environ 25 km à l'ouest de Val-d'Or. Cet ancien parc à résidus, couvrant environ 66 ha, a été recouvert par une CEBC durant l'hiver 1995-1996 et l'été 1996. Des résidus non générateur d'acide nommés MRN constituent la couche de rétention d'eau de cette CEBC (Golder, 1997; Ricard *et al.*, 1997). Un matériau de sol fin provenant d'un banc d'emprunt situé à proximité du site a également été utilisé à certains endroits en remplacement du matériau MRN. Il a été caractérisé lors d'essais en laboratoire en 1996-1997 au laboratoire d'environnement minier et d'hydrogéologie de l'École Polytechnique (Golder, 1997).

Une caractérisation initiale des échantillons a été réalisée avant de leur faire subir les cycles de gel-dégel pouvant affecter leur structure. La caractérisation des matériaux a porté sur les propriétés suivantes : la granulométrie (BNQ 2560-040, ASTM D422-63), la densité relative des grains (ASTM D854-91), les limites de consistance (ASTM D4318-84), la courbe de compactage par l'essai Proctor modifié (ASTM 1557-91), la conductivité hydraulique saturée dans un perméamètre à paroi flexible (ASTM D5084-90), la courbe de rétention d'eau en cellule Tempe (inspiré de la norme ASTM D3152-

72) et la distribution des pores (ASTM D 4404-84). Des répliques ont été utilisés pour la caractérisation des matériaux de s'assurer de la qualité des résultats obtenus. On utilise la moyenne des résultats obtenus.

Le tableau 5.5 résume les principaux résultats de la caractérisation physique faite sur les échantillons Inm-1, Inm-3 et LTA. Selon la classification USCS (Holtz et Kovacs, 1981), les échantillons Inm-1 et Inm-3 sont des argiles inorganiques forte de plasticité (CH). L'échantillon LTA se classe comme une argile silteuse inorganique de faible plasticité. La figure 5.34 présente la distribution granulométrique des trois matériaux étudiés. L'argile Inm-1 possède une granulométrie fine avec 97 % des particules passant le tamis no 200 (80 μ m). Les échantillons Inm-3 et LTA sont de granulométrie plus grossière avec 87 % des particules passant le tamis no 200.

Tableau 5.5 : Caractérisation physique des matériaux étudiés

Propriétés	Inm-1	Inm-3	LTA
D ₁₀ (mm) estimé	0,00008	0,0002	0,0007
D ₆₀ (mm)	0,0025	0,005	0,01
D ₉₀ (mm)	0,053	0,16	0,16
% passant 80 μ m	97	87	87
C _u	31	25	14
Dr	2,78	2,79	2,75
w _l (%)	55,2	56,8	23
w _p (%)	24,4	24,6	18,9
I _p (%)	30,8	32,2	4,1
ρ_d max (kg/m ³)	1725	1687	1945
w _{opt} (%)	18,4	20,5	13,2

La densité relative obtenue pour les trois échantillons varie entre 2,75 et 2,79. L'indice de plasticité des échantillons Inm est plus élevé que celui de l'échantillon LTA. Ces

trois matériaux sont cohésifs et ils devraient montrer des changements dans leur structure après des cycles de gel-dégel, puisque les matériaux cohésifs ont tendance à conserver la structure créée par la cryoconsolidation et la cryosuccion (Othman et Benson, 1991; Roy *et al.*, 1995; Eigenbrod, 2003). Les essais de compactage sur les argiles donnent une masse volumique sèche maximale de 1725 kg/m^3 et de 1687 kg/m^3 pour les échantillons Inm-1 et Inm-3 respectivement, et une teneur en eau massique optimale de 18,4 % et 20,5 % respectivement. Ces valeurs sont de 1945 kg/m^3 et de 13,2 % pour l'échantillon LTA.

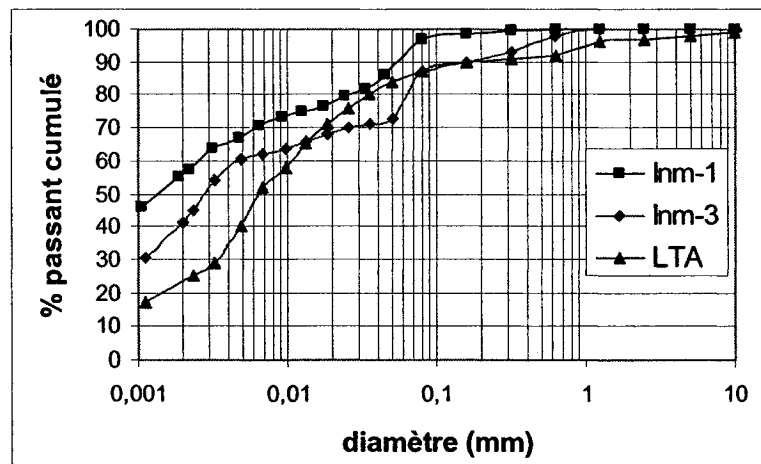


Figure 5.34 : Distribution granulométrique des échantillons Inm-1 et Inm-3 étudiés

La figure 5.35 présente les résultats obtenus lors des essais de perméabilité faits sur les trois échantillons en fonction de l'indice des vides. Pour les conditions d'essai données, la conductivité hydraulique saturée de l'échantillon LTA varie de 7×10^{-7} à $3 \times 10^{-6} \text{ cm/s}$. Pour les échantillons Inm-1 et Inm-3, les conductivités hydrauliques saturées sont de l'ordre de 4×10^{-7} à $2 \times 10^{-5} \text{ cm/s}$ et de 5×10^{-8} à $9 \times 10^{-6} \text{ cm/s}$ respectivement. Ces valeurs sont typiques de matériaux silteux et argileux (Freeze et Cherry, 1979; Holtz et Kovacs, 1981).

Pour fins de comparaison, les conductivités hydrauliques ont été estimées par l'équation de Kozeny-Carman modifiée (Mbonimpa *et al.*, 2002a) pour des matériaux plastiques. On utilise pour ce calcul l'indice des vides, la masse volumique des grains et la limite de liquidité des matériaux lors des essais de perméabilité. La relation est donnée par :

$$k_p = C_p \frac{\gamma_w}{\mu_w} \frac{e^{3+x_2}}{1+e} \frac{1}{e \rho_s^2 w_L^{2\chi}} \quad (5.4)$$

où k_p représente la conductivité hydraulique saturée du sol (cm/s), C_p est une constante (g^2/m^4) de valeur 5,6, γ_w représente la densité de l'eau (kN/m^3), μ_w est la viscosité de l'eau (Pa.s), e représente l'indice des vides, x_2 est une constante (Aubertin *et al.*, 1996a suggèrent 2 comme valeur), ρ_s est la densité des grains solides, χ est une constante de valeur 1,5 et w_L est la limite de liquidité, et D_{10} représente le diamètre de 10 % passant (cm). Les valeurs prédites par l'équation 5.4 varient entre $9,8 \times 10^{-9}$ et $1,6 \times 10^{-8}$ cm/s pour Inm-1, entre 9×10^{-9} et $1,9 \times 10^{-8}$ cm/s pour Inm-3 et entre $2,3 \times 10^{-8}$ et $1,5 \times 10^{-9}$ cm/s pour l'échantillon LTA. Les différences de plus d'un ordre de grandeur peuvent être dues en partie aux erreurs expérimentales et aux hypothèses du modèle.

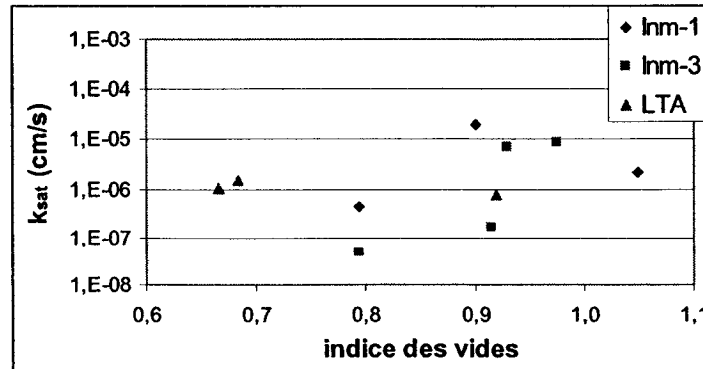


Figure 5.35 : Conductivité hydraulique saturée des matériaux étudiés en fonction de l'indice des vides

Les courbes de rétention d'eau (CRE) obtenues sur les matériaux étudiés, par des mesures en cellule *Tempe*, sont présentées à la figure 5.36. Tout comme pour la mesure de la conductivité hydraulique saturée, la mesure de la courbe de rétention dépend de l'état du matériau en place. Le tableau 5.6 présente les valeurs de ψ_{90} obtenues à partir des CRE mesurées au laboratoire de l'École Polytechnique. Rappelons que cette valeur de succion, associée à un degré de saturation de 90 %, peut être utilisée pour estimer la pression d'entrée d'air du matériau (Aubertin *et al.*, 1998; Mbonimpa *et al.*, 2003). Le tableau 5.6 présente aussi les paramètres du modèle utilisé pour le lissage des courbes à l'aide du modèle de van Genuchten (1980) en prenant $m_v=1-1/n_v$ (équation 4.2). Les ψ_{90} des matériaux échantillonnés varient entre 5 et 37 m d'eau. L'argile silteuse LTA, étant de granulométrie plus grossière, possède une capacité de rétention plus faible que les argiles Inm-1 et Inm-3.

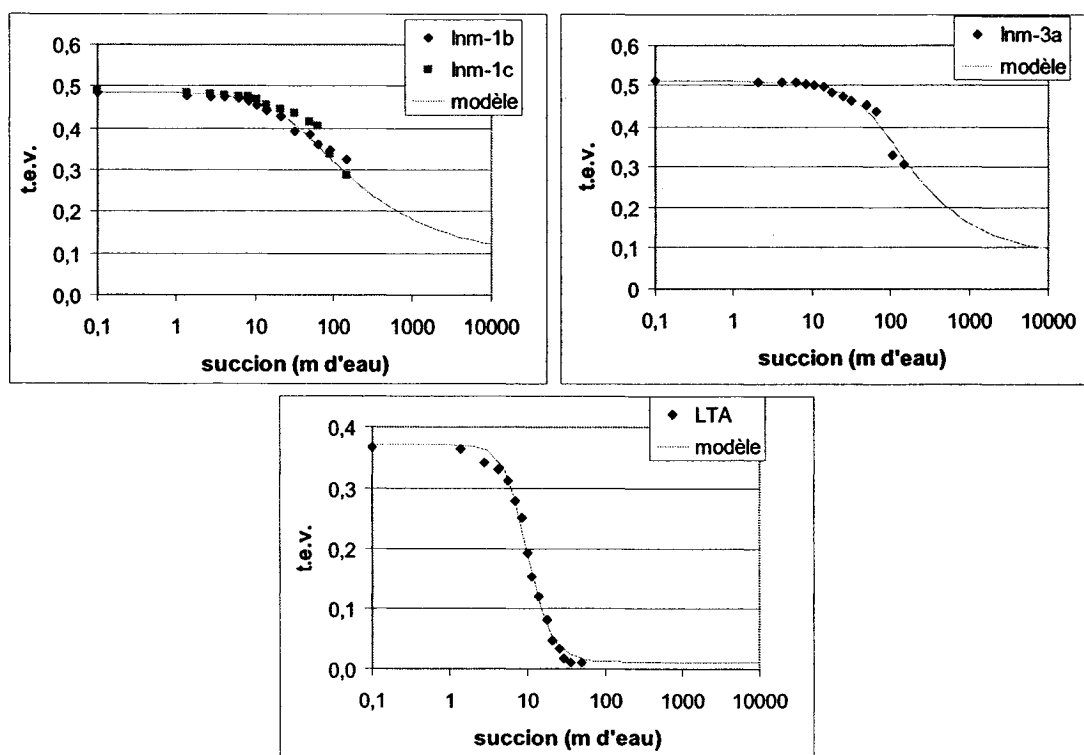


Figure 5.36 : Courbes de rétention d'eau des matériaux.

Tableau 5.6 : Paramètres des courbes de rétention d'eau des matériaux étudiés

Échantillon	ψ_{50} (m d'eau)	θ_s	θ_r	k_{sm} (cm/s)	α (m ⁻¹)	n_s
Inm-1	20	0,485	0,078	$2,2 \times 10^{-6}$	0,0337	1,38
Inm-3	37	0,511	0,078	$9,1 \times 10^{-6}$	0,0149	1,61
LTA initial	5	0,37	0,012	$1,5 \times 10^{-6}$	0,117	3,35

L'essai de porosimétrie au mercure a été utilisé pour obtenir une distribution de la porosité dans les échantillons. Les échantillons séchés à l'étuve à 40 °C sont immergés dans le mercure. La méthode de séchage au four a été utilisée plutôt que la méthode de séchage par le gel. Les travaux de Delage et Pellerin (1984) montrent que qualitativement, il n'y a pas de différence apparente entre la porosité des échantillons séchés au four et ceux séchés par le gel. Durant l'essai, une pression est appliquée sur le mercure qui pénètre progressivement les pores des échantillons. La pression requise pour que le mercure pénètre les pores de diamètre d est donnée par l'équation Washburn (1921) :

$$P_p = \frac{4T_s \cos \theta}{d_p} \quad (5.5)$$

ou P_p est la pression appliquée, T_s est la tension de surface, θ est l'angle de contact entre le mercure et le sol et d_p est le diamètre des pores. L'interprétation de l'essai repose sur les hypothèses suivantes : les pores sont cylindriques, uniformes et non constrictifs (Simms, 2003; Ouellet *et al.*, 2005).

L'appareil utilisé est un Autopore III 9420 de Micromeritics qui peut générer une pression maximale de 414 MPa et peut mesurer un diamètre théorique de pore de

0,003 μm . Pour tous les essais, on utilise un angle de contact de 130° et une tension de surface de 485 dynes/cm. Les mesures obtenues par cet essai sont le volume de pore (correspondant au volume de mercure introduit dans l'échantillon) par pression appliquée (ou diamètre de pore). Ce type d'essai est répétitif et les résultats peuvent être utilisés de façon comparative (Winslow et Diamond, 1970; Delage *et al.*, 1996; Simms, 2003; Simms et Yanful, 2004; Ouellet *et al.*, 2005).

La distribution de la porosité d'un volume d'échantillon Inm-1 et LTA, mis en place dans des moules, avec une masse volumique sèche de 1,985 et de 1,896 g/cm^3 respectivement, est présentée à la figure 5.37. La distribution des pores semble assez uniforme pour les deux échantillons. Pour l'échantillon Inm-1, la majorité des pores se situe entre 0,008 et 0,11 μm selon les résultats de l'essai, comparativement à la distribution des pores de l'échantillon LTA qui s'étale principalement de 0,015 à 0,61 μm . Les diamètres plus grands mesurés sur l'échantillon LTA reflètent la granulométrie plus grossière de ce matériau (comparativement au matériau Inm-1). Les différences entre les distributions des pores des échantillons se reflètent aussi dans les courbes de rétention et les conductivités hydrauliques saturées obtenues.

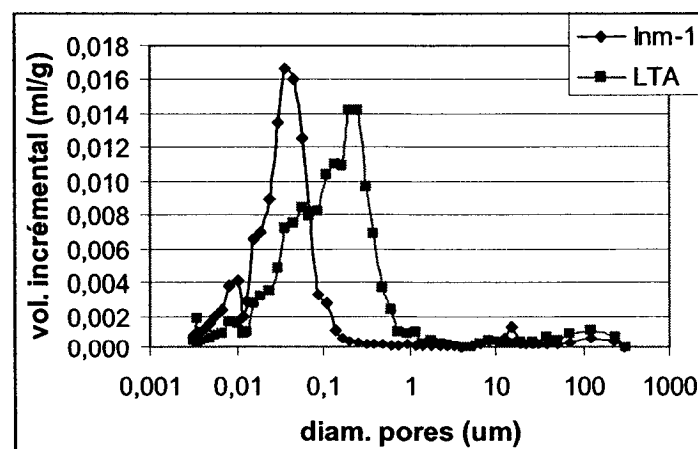


Figure 5.37 : Distribution des pores pour les échantillons Inm-1 et LTA avant les essais de gel-dégel

5.3.2 Essais en laboratoire

Les essais en laboratoire ont été réalisés pour ce projet sur les échantillons Inm-1 et Inm-3 pour la perméabilité et la courbe de rétention d'eau au laboratoire de l'École Polytechnique. Les essais au porosimètre au mercure ont été réalisés sur l'échantillon Inm-1 aux laboratoires de l'URSTM. Ces échantillons ont été soumis à des cycles de gel et de dégel créés artificiellement dans un congélateur.

Méthodologie

L'essai de perméabilité avec cycles de gel-dégel non normalisé est inspiré de procédures tirées de la littérature (Kim et Daniel, 1992; Zimmie *et al.*, 1992; Waite *et al.*, 1994; Vanapalli et Barbour, 1999). Il est réalisé en milieu fermé, donc sans apport d'eau. On mesure la conductivité hydraulique par un essai à charge variable dans un perméamètre à paroi rigide (inspiré de la norme ASTM D 5856-95) isolé sur le pourtour et à la base. La figure 5.38 présente le montage expérimental. Au total 7 perméamètres ont été montés pour ce type d'essai (G1 à G7). Entre chaque essai de perméabilité, les échantillons subissent 5 cycles de gel-dégel. Pour éviter de déranger les échantillons, on effectue les essais de perméabilité dans le même perméamètre qui va au congélateur à une température de -8 °C. L'isolation sur le pourtour et à la base du perméamètre permet que le gel qui pénètre l'échantillon soit directionnel. Les cycles durent au moins 48 heures. Un total de 20 cycles a été réalisé sur les échantillons Inm-1 (perméamètres G-1, G-2, G-3 et G-4) et Inm-3 (perméamètres G-5, G-6 et G-7).

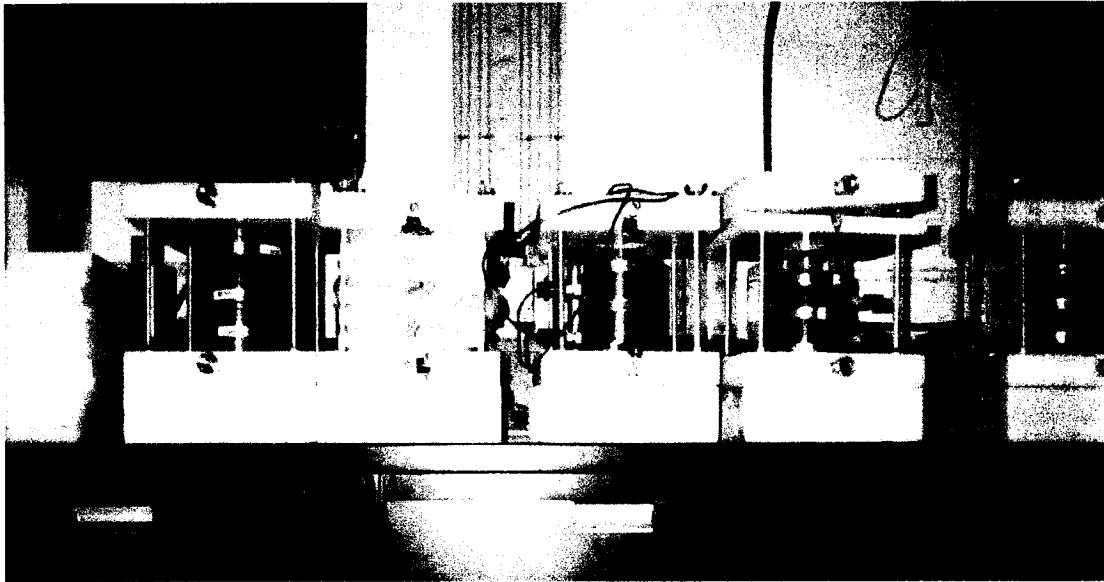


Figure 5.38 : Perméamètres modifiés pour les essais de perméabilité avec cycles de gel-dégel

En parallèle avec l'essai de perméabilité, on mesure la variation de hauteur de l'échantillon après 5 cycles de gel-dégel. Cette mesure est associée au changement de volume de l'échantillon après les cycles de gel-dégel et permet de recalculer l'indice des vides pour chaque essai de perméabilité. On l'utilise également afin de connaître la contribution des macropores et des micropores aux propriétés hydrauliques du matériau.

Suite aux 20 cycles de gel-dégel, les échantillons Inm-1 et Inm-3 des 7 perméamètres sont taillés et placés dans des anneaux de cellule Tempe. Ces échantillons sont ensuite soumis à un essai de rétention capillaire en cellule Tempe. L'échantillon provenant de chaque perméamètre est taillé de façon à conserver la nouvelle microstructure acquise lors des 20 cycles de gel-dégel pour l'essai de rétention d'eau.

Pour l'essai de posimétrie au mercure, des petits moules de 4,5 cm de diamètre et de 8 cm de hauteur ont été montés avec l'échantillon Inm-1. Aux cycles de gel-dégel 1, 2,

3, 5, 10, 15 et 20, on taille un cube dans les échantillons, selon les recommandations de la norme ASTM D 4404-84. Les cubes sont séchés à l'étuve. Étant donné que cet essai est destructif, 7 moules par échantillon ont dû être montés. À chaque essai, on retire un moule, alors que les autres continuent à subir les cycles de gel-dégel.

Résultats des essais de perméabilité

Les figures 5.39 et 5.40 présentent les résultats des essais de perméabilité en fonction des cycles de gel-dégel, ainsi que l'évolution de l'indice des vides pour ces mêmes essais. On remarque sur ces figures une augmentation de la conductivité hydraulique saturée allant de 2 à 3 ordres de grandeur pour les deux échantillons Inm-1 et Inm-3. Cette augmentation est fort probablement causée par un changement dans la structure des échantillons qui est reflété par la variation des indices des vides avec les cycles de gel-dégel. La figure 5.41 montre l'échantillon provenant du perméamètre G-1 dégradé après 20 cycles de gel-dégel.

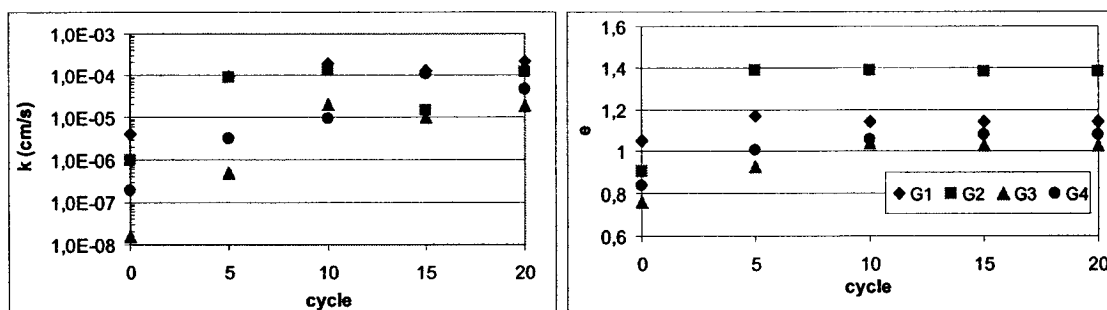


Figure 5.39 : Mesure de conductivité hydraulique saturée et de l'indice des vides en fonction des cycles de gel-dégel pour l'échantillon Inm-1

Les figures 5.39 et 5.40 montrent que les variations de conductivité hydraulique et d'indice des vides s'atténuent avec le nombre de cycle de gel-dégel. Un plateau semble atteint vers le dixième cycle de gel-dégel. Les changements majeurs se font sentir lors des 5 premiers cycles alors que la nouvelle microstructure des échantillons se développe. Le nouveau réseau de porosité secondaire se stabilise avec les cycles et

résulte en des mesures de conductivité hydraulique saturée constante. Les travaux de Waite *et al.* (1994), Roy *et al.* (1995) et Eigenbrod (1996), entre autres, présentent des observations et des résultats similaires.

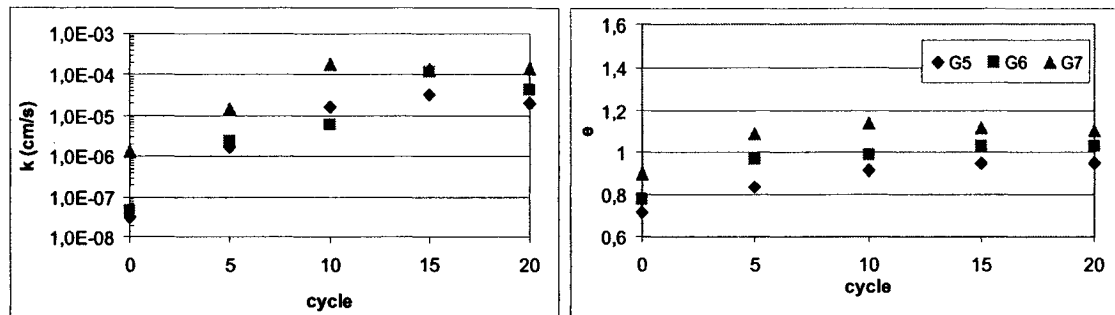


Figure 5.40 : Mesure de conductivité hydraulique saturée et de l'indice des vides en fonction des cycles de gel-dégel pour l'échantillon Inm-3

La figure 5.42 présente le rapport entre la conductivité hydraulique après les cycles de gel-dégel (k_g) et la conductivité hydraulique initiale (k_0) en fonction de la masse volumique sèche initiale des échantillons. Le rapport k_g/k_0 tend à augmenter avec la masse volumique sèche ρ_d (ou niveau de compactage) obtenue lors du montage des 7 perméamètres. Il semble qu'un échantillon de niveau de compactage moins élevé présente une variation de conductivité hydraulique plus faible qu'un échantillon de niveau de compactage plus élevé. Les travaux de Kim et Daniel (1992) et Waite *et al.* (1994) montrent des résultats semblables.

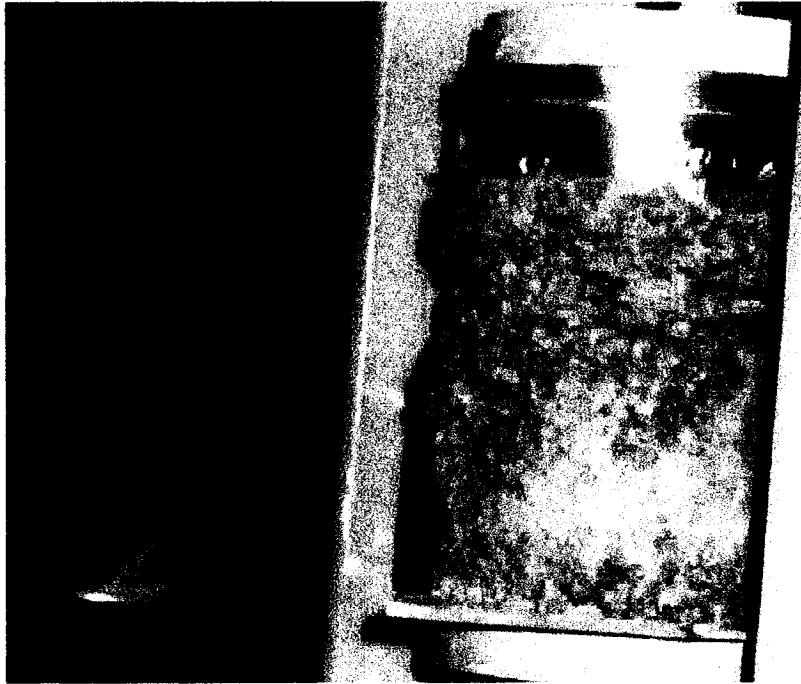


Figure 5.41 : Échantillon dégradé provenant du perméamètre G-1 après 20 cycles de gel-dégel

Toutefois, on doit noter que la perméabilité initiale d'une argile moins compactée est plus élevée à cause de la mauvaise imbrication des mottes ou des couches lors du compactage (Mitchell, 1965; Benson *et al.*, 1999; Chapuis, 2000). Par exemple, l'échantillon dans le perméamètre G-1 a un ρ_d de 1,36 et un rapport de 55 avec une k_0 de 4×10^{-6} cm/s et k_g à 20 cycles de $2,2 \times 10^{-4}$ cm/s. L'échantillon G-3 a un ρ_d de 1,58 et un rapport de 1250 avec une k_0 de $1,5 \times 10^{-8}$ cm/s et k_g à 20 cycles de $1,9 \times 10^{-5}$ cm/s. Même si la variation de conductivité hydraulique est plus importante pour l'échantillon G-3 que pour l'échantillon G-1, k_g de l'échantillon G-3 demeure un peu plus faible que k_g de l'échantillon G-1.

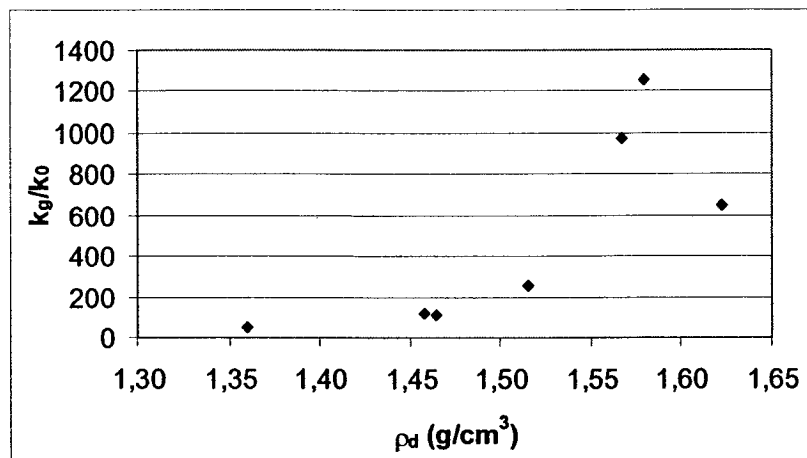


Figure 5.42 : Rapport k_g/k_0 en fonction de la masse volumique sèche des échantillons

Résultats des essais de succion

Les résultats des essais de succion sur les échantillons après 20 cycles de gel-dégel sont présentés aux figures 5.43 et 5.44. Les courbes de rétention d'eau (CRE) initiales des échantillons Inm-1 et Inm-3, lissées à l'aide du modèle van Genuchten (1980) (section 5.3.1), sont également représentées sur les figures 5.43 et 5.44 à titre de comparaison. On remarque un changement dans les formes des courbes, fort possiblement causé par la nouvelle structure des échantillons.

Les courbes de rétention d'eau obtenues après 20 cycles de gel-dégel montrent que la désaturation des échantillons apparaît à des suctions plus faibles que pour les échantillons sans cycle de gel-dégel. Le tableau 5.7 présente les valeurs de ψ_{90} obtenues à partir des CRE mesurées. Les valeurs pour les échantillons provenant des perméamètres G-1 à G-7 varient entre 3 et 9 m d'eau. L'échantillon G-5 fait exception avec un ψ_{90} de 21 m d'eau.

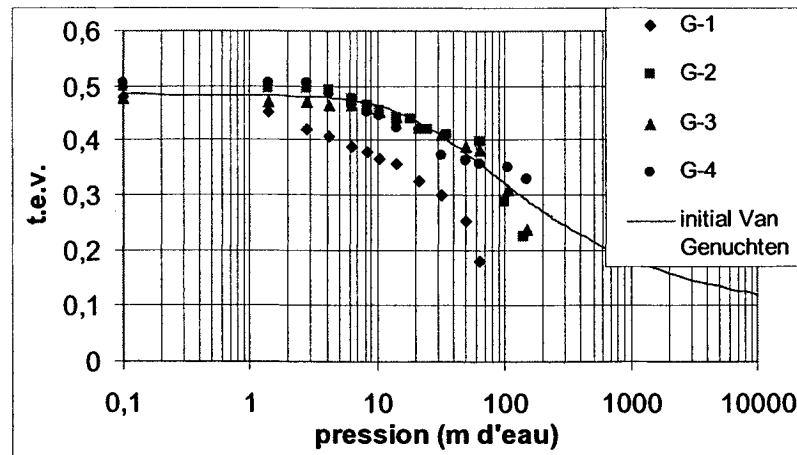


Figure 5.43 : CRE de l'échantillon Inm-1 pour les moules G-1 à G-4 après 20 cycles de gel-dégel et CRE initiale lissée par le modèle Van Genuchten

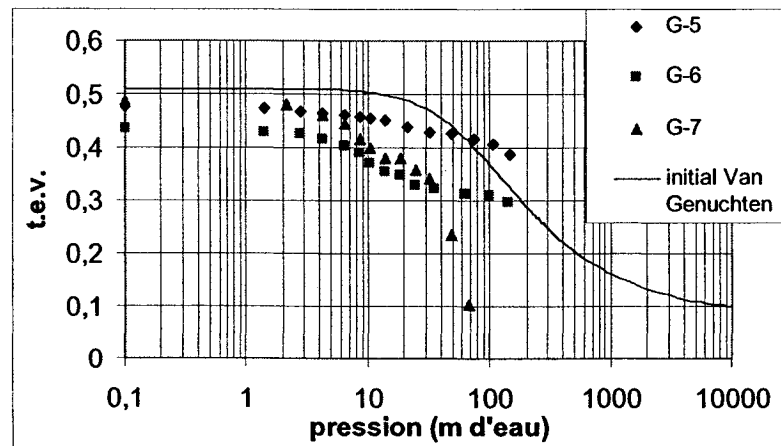


Figure 5.44 : CRE de l'échantillon Inm-3 pour les moules G-5 à G-7 après 20 cycles de gel-dégel et CRE initiale lissée par le modèle Van Genuchten

Après la première désaturation, on remarque, aux figures 5.43 et 5.44, que les courbes des échantillons G-2, G-6 et G-7 présentent un plateau, entre 15 et 30 m d'eau où la teneur en eau change peu. Les échantillons G-3 et G-4 montrent 2 plateaux situés entre 10 et 20 m d'eau et entre 40 et 60 m d'eau. Les plateaux des échantillons G-1 et G-5, entre 10 et 20 m d'eau et 30 et 60 m d'eau respectivement, sont moins apparents. Il

semble que les données mesurées reflètent une porosité bimodale où il existe une première pression d'entrée d'air correspondant à la porosité secondaire et une deuxième qui elle correspond à la porosité matricielle (porosité primaire densifiée). On utilise donc des fonctions bimodales de CRE pour décrire les résultats des essais G-1 à G-7. La méthode utilisée est celle présentée dans Burger et Shackelford (2001) à l'équation 5.6. On utilise le modèle de van Genuchten (en prenant $m_v=1-1/n_v$) avec un jeu de paramètre distinct pour décrire chaque région de la CRE qui sont reliées entre elles par une valeur commune de succion. Les paramètres sont résumés au tableau 5.7.

$$\theta = \begin{cases} \theta_r + (\theta_j - \theta_r) \left[\frac{1}{1 + (\alpha' \psi)^{n_{v'}}} \right]^{m_{v'}} & ; \psi_j < \psi \\ \theta_j + (\theta_s - \theta_j) \left[\frac{1}{1 + (\alpha \psi)^{n_v}} \right]^{m_v} & ; \psi \leq \psi_j \end{cases} \quad (5.6)$$

où θ_j et ψ_j sont la teneur en eau et la succion correspondant à la discontinuité dans la fonction qui sépare les régions macroscopiques et microscopiques de la CRE.

La figure 5.45 présente en exemple des CRE après 20 cycles de gel-dégel modélisées par des fonctions bimodales de Burger et Shackelford (2001), à l'aide du modèle van Genuchten. On montre aussi le modèle unimodal van Genuchten (1980) (équation 4.2) dont les paramètres ont été obtenus à l'aide du logiciel RETC qui fait une régression sur les résultats d'essais en laboratoire. Les exemples présentent les CRE initiales dont les teneurs en eau à saturation correspondent à celles des échantillons Inm-1 (G-1 et G-3) et Inm-3 (essai G-7).

Tableau 5.7 : Paramètres des CRE des échantillons après 20 cycles de gel-dégel pour les modèles unimodal et bimodal

Paramètres	G-1	G-2	G-3	G-4	G-5	G-6	G-7
ψ_{90} (m d'eau) fissures	4	9	8	7	21	7	3
ψ_{90} (m d'eau) matrices	7	35	40	35	160	14	11
θ_{sat1}	0,482	0,5	0,478	0,51	0,49	0,435	0,49
$\theta_{rés1}$	0,367	0,41	0,464	0,42	0,43	0,322	0,38
α_1	0,554	0,12	0,84	0,188	0,596	0,133	0,175
n_1	2,37	2,52	2,35	3,096	1,56	2,66	3,6
r_1	0,98	0,99	0,99	0,98	0,98	0,99	0,98
θ_{sat2}	0,367	0,41	0,464	0,42	0,43	0,322	0,38
$\theta_{rés2}$	0,078	0,078	0,389	0,36	0,078	0,078	0,078
α_2	0,0215	0,00825	0,061	0,035	0,0038	0,00355	0,022
n_2	2,35	3,11	3,07	14,13	2,24	2,58	5,96
r_2	0,97	0,96	0,97	0,99	0,95	0,94	0,98
θ_{sat3}	-	-	0,389	0,36	-	-	-
$\theta_{rés3}$	-	-	0,078	0,078	-	-	-
α_3	-	-	0,0077	0,00434	-	-	-
n_3	-	-	3,65	4	-	-	-
r_3	-	-	0,99	0,97	-	-	-
θ_{sat} unimodal	0,482	0,5	0,478	0,51	0,49	0,435	0,49
$\theta_{rés}$ unimodal	0,078	0,078	0,078	0,078	0,078	0,078	0,078
α unimodal	0,2	0,031	0,0222	0,174	0,327	0,23	0,057
n unimodal	1,29	1,43	1,59	1,17	1,065	1,15	1,95
r	0,94	0,92	0,95	0,95	0,93	0,95	0,88

On remarque que les CRE unimodales après 20 cycles de gel-dégel diffèrent des CRE initiales par les pressions d'entrée d'air qui sont plus élevées pour les dernières.

L'analyse des résultats des essais de succion montre un changement entre les CRE initiales et après 20 cycles de gel-dégel. Le modèle unimodal ne décrit pas adéquatement les résultats des essais de succion. Pour les essais G-1 à G-7, un modèle bimodal (ou peut être trimodal pour G-3 et G-4) correspond mieux à la pression d'entrée d'air, le palier et la forme de la CRE. La valeur du coefficient de corrélation r varie entre 0,88 et 0,95 pour les régressions faites en utilisant le modèle unimodal tandis qu'elle varie entre 0,94 et 0,99 pour les régressions utilisant un modèle bimodal (équation 5.5).

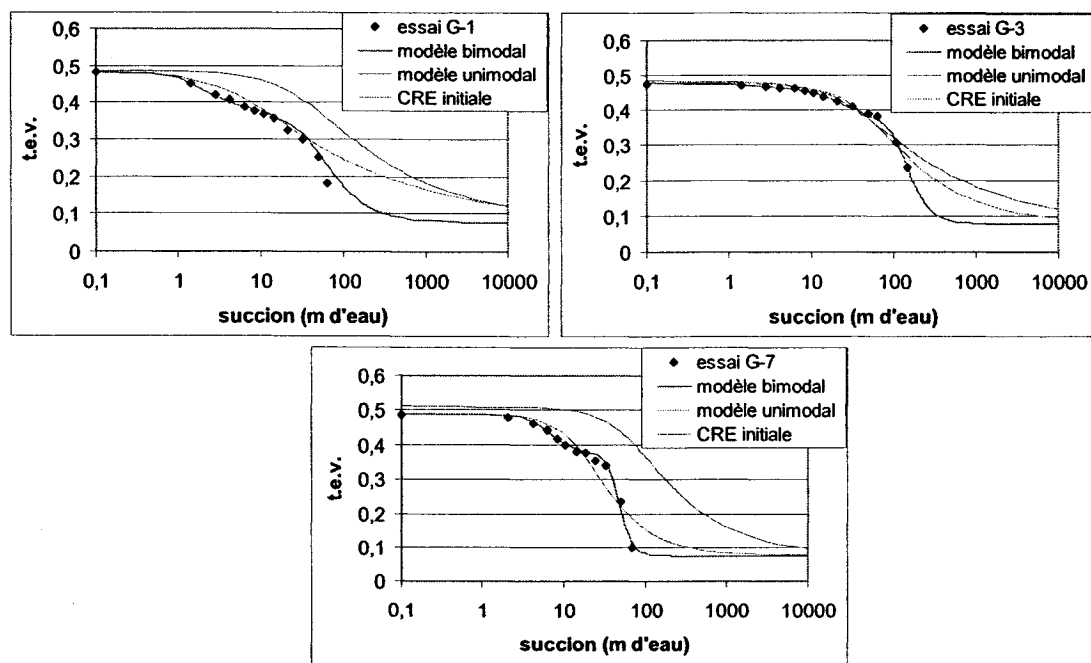


Figure 5.45 : Exemples de CRE modélisées (unimodal et bimodal) pour les essais G-1, G-3 et G-7 et CRE modélisée initiale

Résultats des essais de porosité au mercure

Les résultats des essais de porosité au mercure sur différents moules de l'échantillon Inm-1 ayant subis jusqu'à vingt cycles de gel-dégel sont présentés à la figure 5.46. La figure 5.46 montre que la majorité des pores de l'échantillon initial se situe entre 0,008 et 0,11 μm , reflétant une porosité unimodale. Les échantillons ayant subis des cycles de

gel-dégel présentent une porosité bimodale avec la composante principale des pores localisée entre 0,008 et 0,11 μm et une composante secondaire située entre 10 et 300 μm . La composante principale est proche de la porosité mesurée sur l'échantillon initial alors que la composante secondaire représenterait les microfissures induites par les cycles de gel-dégel. On remarque aussi à la figure 5.46 que la distribution de la porosité primaire devient plus étalée avec les cycles de gel-dégel. La distribution de la porosité secondaire augmente avec les premiers cycles de gel-dégel puis semble se stabiliser après le dixième cycle pour donner un sol avec une nouvelle structure bimodale au niveau de la porosité affectant ses propriétés hydriques.

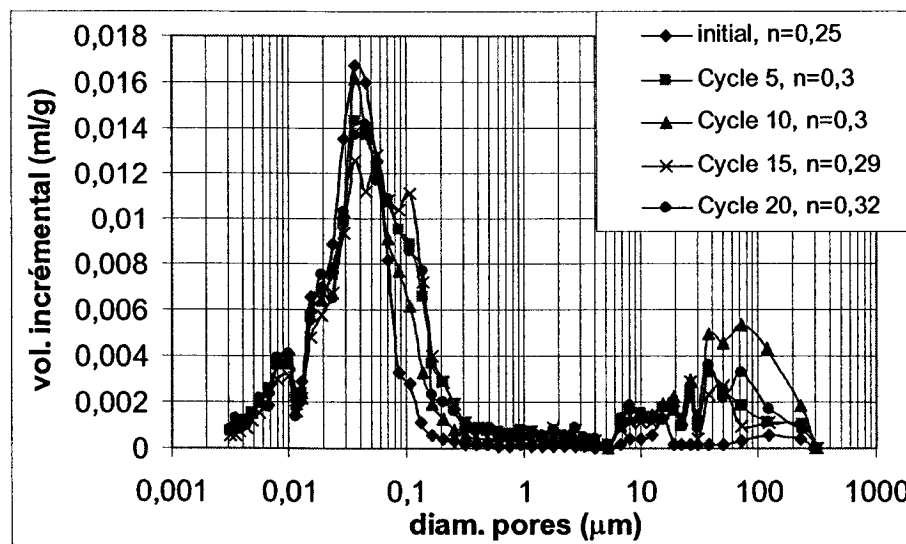


Figure 5.46 : Distribution de la porosité selon les cycles de gel-dégel pour l'échantillon Inm-1

Certains modèles de courbes de rétention d'eau posent comme hypothèse que la géométrie des pores peut être exprimée par des tubes cylindriques (Holtz et Kovacs, 1981; Hillel, 1980; Simms et Yanful, 2002; Simms, 2003). La remontée capillaire dans un tube est fonction de son diamètre. En considérant l'hypothèse que les pores sont des tubes cylindriques, la remontée capillaire est liée à la succion qui s'exerce dans les

pores par l'équation suivante (similaire à l'équation 5.4 utilisée pour transformer la pression appliquée pour que le mercure pénètre les pores de diamètre d) :

$$\psi = \frac{2T_s \cos \theta}{r_p} = h_{co} \rho_w g \quad (5.7)$$

où T_s est la tension capillaire (pour l'eau à 20°C, T vaut 73 mN/m), θ est l'angle de contact entre la phase mouillante et la phase non mouillante, r_p est le rayon du pore, h_{co} est la remontée capillaire, ρ_w la masse volumique de l'eau (1000 kg/m³), g est la constante gravitationnelle (9,81 m/s²). Pour les distributions des pores obtenues par porosimétrie au mercure, on peut transformer les diamètres des pores en succions équivalentes en utilisant l'équation 5.7. On prend le volume total de pores comme la porosité (ou la teneur en eau volumique à saturation θ_s). Le volume des pores mesuré pour chaque diamètre est pris comme la teneur en eau correspondant à la succion équivalente. Elle est soustraite à θ_s pour chacune des succions équivalentes de façon à pouvoir tracer un graphique de la teneur en eau en fonction de la succion équivalente, semblable à une courbe de rétention d'eau.

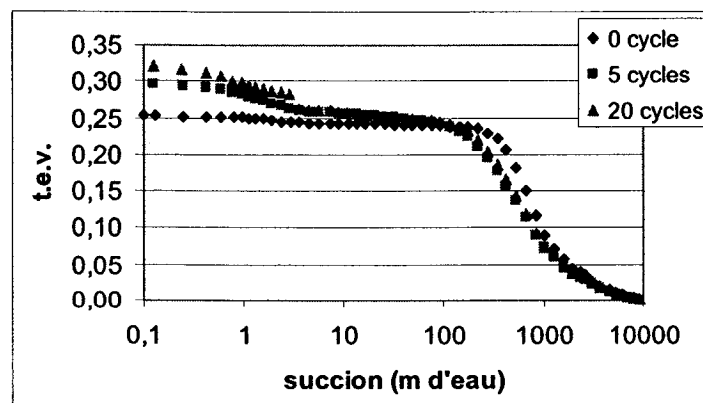


Figure 5.47 : Teneur en eau volumique en fonction de la succion équivalente pour 0, 5 et 20 cycles de gel-dégel

La figure 5.47 représente la teneur en eau volumique en fonction de la succion équivalente obtenue à partir des résultats des essais de porosimétrie au mercure pour 0, 5 et 20 cycles de gel-dégel. Les échantillons ayant subis 5 et 20 cycles de gel-dégel ont une distribution bimodale de la porosité comparativement à l'échantillon initial (0 cycle de gel-dégel) qui possède une distribution unimodale de la porosité (figure 5.44). Ces distributions, reflétant la structure des échantillons, influencent clairement la rétention d'eau dans le sol comme le montre la figure 5.45. Les échantillons à 5 et 20 cycles, à distribution bimodale, présentent une courbe de rétention d'eau à 2 paliers avec une première pression d'entrée d'air correspondant à la porosité secondaire et une seconde pression d'entrée d'air correspondant à la porosité primaire. Ces courbes sont qualitativement similaires à celles obtenues par essais de succion dans les cellules tempe après 20 cycles de gel-dégel.

5.3.3 Essais de terrain au site LTA

La section précédente montre que les matériaux argileux plastiques subissent des changements dans leur microstructure, suite aux cycles de gel-dégel, qui affectent leur propriétés hydriques. Or, l'augmentation de la conductivité hydraulique saturée et la diminution de la pression d'entrée d'air des matériaux utilisés dans la couche de rétention d'eau vont influencer le comportement hydrique de la CEBC et probablement sa capacité à inhiber le flux d'oxygène vers les résidus miniers. Cette partie du projet vise à évaluer, par des essais sur le terrain et en laboratoire, l'impact des cycles de gel-dégel sur les propriétés hydriques des matériaux utilisés comme couche de rétention d'eau dans la CEBC ainsi qu'à évaluer la performance de cette dernière suite au gel.

CEBC au site LTA

Les essais ont été réalisés au site *Les Terrains aurifères* (LTA) situé à environ 8,5 km à l'est de la ville de Malartic et à environ 25 km à l'ouest de Val-d'Or. Cet ancien parc à

résidus, couvrant environ 66 ha, contient approximativement 8 M de tonnes de rejets générateurs d'acide. Il a été construit sur un ancien dépôt de résidus non générateur d'acide, d'une épaisseur variant entre 3 et 5 m, provenant de l'ancienne mine Goldfields et appartenant au ministère des Ressources naturelles (MRN). Le site LTA est circonscrit naturellement au sud par la topographie existante. Des digues de retenue confinent le bassin au nord, à l'ouest et à l'est. La digue ouest sépare les résidus du bassin de polissage; tandis qu'à l'est, la digue délimite la frontière entre le site LTA appartenant à Barrick et le site Goldfields du MRN, qui s'étend plus loin à l'est (Ricard *et al.*, 1997). La figure 5.48 présente un plan du site.

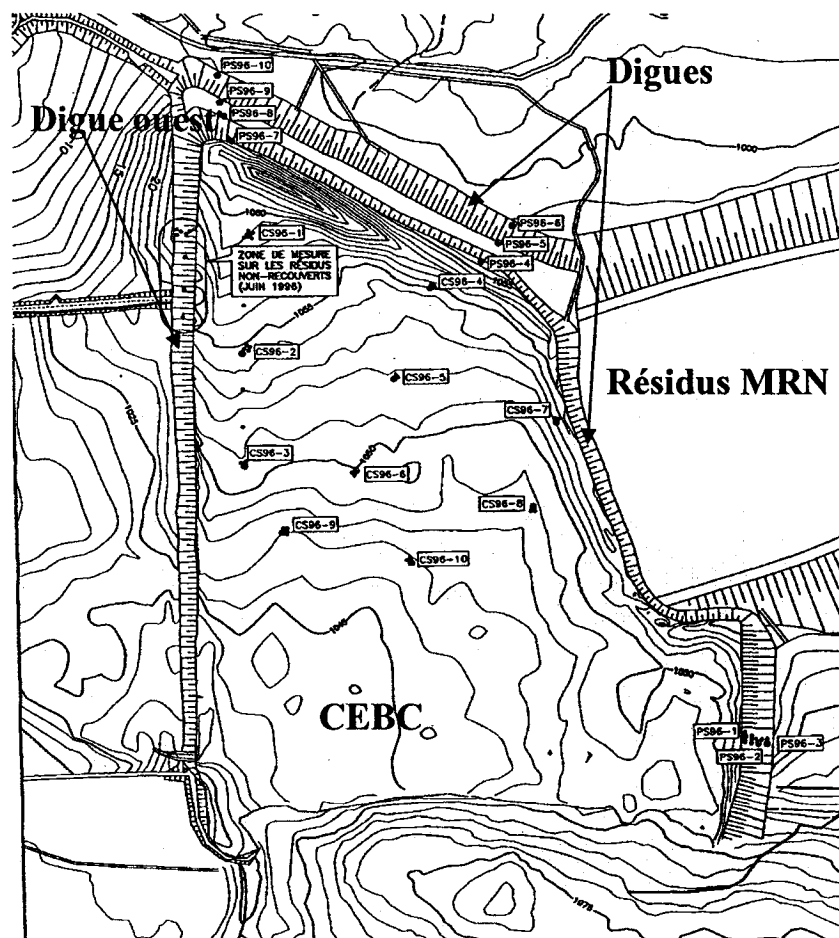


Figure 5.48 : Plan du site LTA (Golder, 1997)

Suite à la fermeture du site en 1994, des scénarios de restauration ont été développés. L'option retenue a consisté à mettre en place une couverture à effets de barrière capillaire sur les résidus générateurs d'acide (McMullen *et al.*, 1997). Trois couches de matériaux ayant des propriétés différentes constituent la couverture. La couche d'assise posée directement sur les résidus est faite de 0,5 m de sable. Cette couche agit comme bris capillaire entre la couche de rétention d'eau et les résidus. Le résidu MRN (non générateur d'acide), d'une épaisseur de 0,8 m, constitue la couche de rétention d'eau. Ce matériau a été utilisé sur presque toute l'étendue du parc à résidus, à l'exception de la digue ouest où la couche de rétention d'eau est constituée d'un silt argileux. La couche du dessus, qui protège contre les intrusions biologiques et l'évaporation, comprend 0,3 m de sable et gravier. La construction de la CEBC au site LTA a eu lieu durant l'hiver 1995-1996 et l'été 1996. La figure 5.49 présente une photo du site en construction.

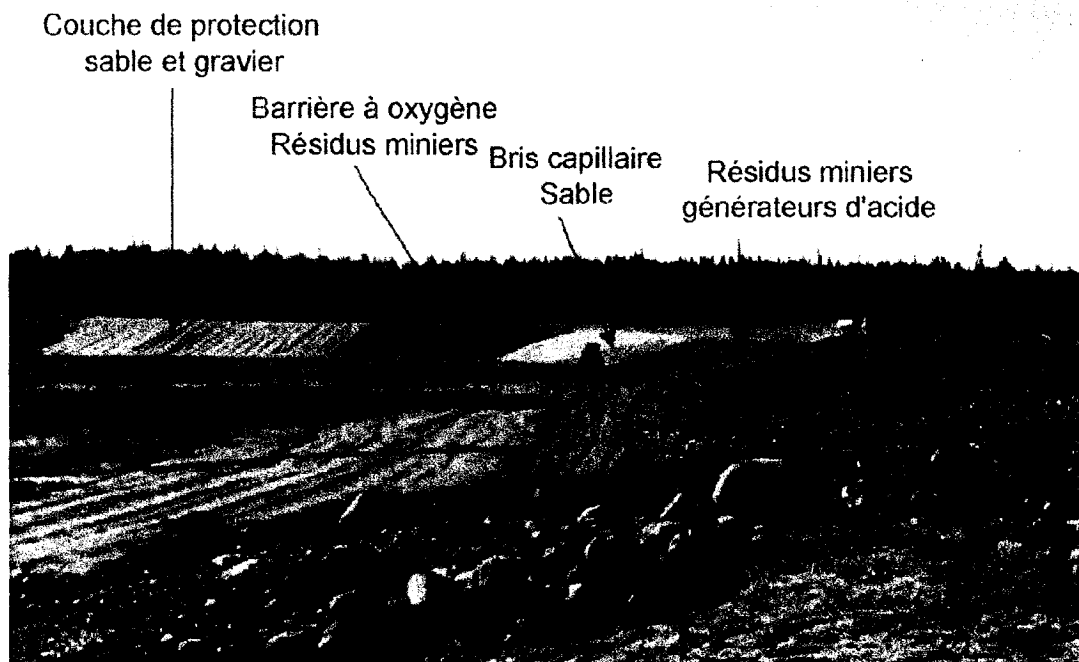


Figure 5.49 : Photo du site lors de la construction de la CEBC (Golder Associés, 1997)

Lors de la construction de la CEBC, une argile silteuse provenant d'un banc d'emprunt à proximité du site a également été utilisée localement en remplacement du matériau MRN. Cette argile silteuse a servi de couche de rétention d'eau sur le sommet et la pente de la digue ouest. Une tranchée creusée dans ce secteur, lors de la campagne d'essais 2000 visant à évaluer les teneurs en eau volumique en place dans la couche de rétention d'eau, a permis de voir une détérioration de l'argile silteuse compactée qui pourrait être causée par les cycles de gel-dégel dans la couverture depuis sa mise en place. La figure 5.50 présente un échantillon de l'argile provenant de la tranchée et la figure 5.51 montre une photo prise aux laboratoires de l'URSTM d'un échantillon non remanié d'argile.

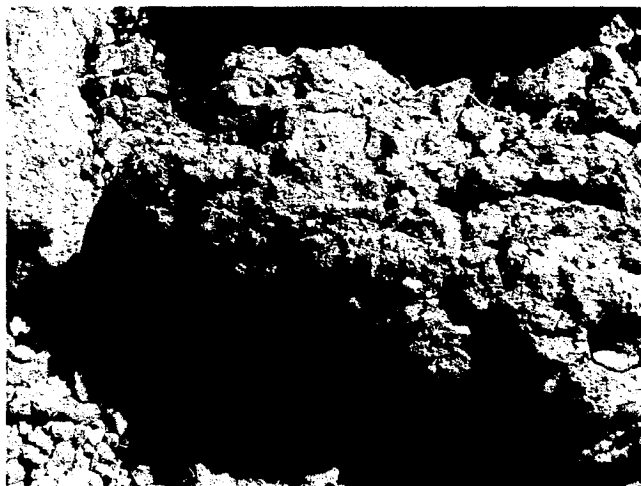


Figure 5.50 : Échantillon de silt d'environ 20 cm de long provenant d'une tranchée présentant des fissures induites par le gel



Figure 5.51 : Photo d'un échantillon non remanié d'argile dans un cylindre de 80 cm de long

La caractérisation initiale de l'argile silteuse a été présentée à la section 5.3.1. Des essais de perméabilité avec cycles de gel-dégel ont également été réalisés lors de l'étude en laboratoire. Un total de dix cycles ont été réalisés sur les échantillons. La figure 5.52 montre l'évolution de la conductivité hydraulique suite aux cycles de gel-dégel. L'indice des vides initial est de 0,67 pour la première série d'essai et de 0,92 pour la deuxième série. L'augmentation de la conductivité hydraulique se limite ici à un ordre de grandeur ou moins.

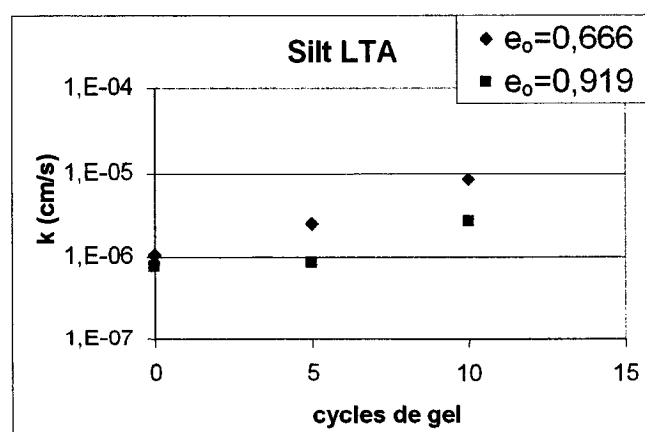


Figure 5.52 : Évolution de la conductivité hydraulique du silt argileux suite aux cycles de gel-dégel (Golder, 1997)

La CEBC, mise en place sur le site LTA en 1995-1996, a subi au moins cinq cycles de gel-dégel. Lors d'une campagne d'essais, des signes d'endommagement ont été observés sur le matériau utilisé sur la digue ouest. En supposant que les cycles de gel-dégel aient affecté la structure de ce matériau, on devrait observer une différence entre les propriétés initiales mesurées en laboratoire et celles mesurées sur le terrain. Cette partie du projet inclut des essais *in situ* sur la couche de rétention d'eau faite d'argile silteuse et des essais en laboratoire faits sur des échantillons non remaniés pris dans la couche de rétention d'eau lors de la campagne de terrain. Les essais en laboratoire comprennent des essais de perméabilité, de succion et de porosimétrie au mercure.

La figure 5.53 localise les essais d'infiltration et de consommation d'oxygène réalisés sur le terrain. Ceux-ci se sont déroulés du 14 au 18 août 2001. L'essai d'infiltration à paroi simple est fait sur la couche de rétention d'eau. Une pelle mécanique sert à l'excavation de la couche de protection sus-jacente, composée de sable et gravier. Le cylindre utilisé pour l'essai d'infiltration pénètre de 5 cm dans l'argile silteuse. La réalisation de cet essai est décrite à la section 4.3.5. Des sondes RDT ont été installées dans une tranchée creusée dans la couche de rétention d'eau. Les sondes, enfoncées horizontalement dans le mur de la tranchée (de façon à être dans le cône d'infiltration), donnent l'évolution des profils de teneur en eau volumique ainsi que la position du front d'infiltration dans le sol. L'espacement entre les instruments mesure 10 cm. L'infiltromètre est enfoncé dans le sol intact à côté de la tranchée remblayée. Lors de l'excavation, des échantillons de volume connu ont été pris dans la tranchée afin de connaître la teneur en eau volumique et la porosité de la couche de rétention d'eau à l'endroit de l'essai. Cet essai permet de voir l'influence des fissures sur l'infiltration de l'eau dans la couche de rétention d'eau.

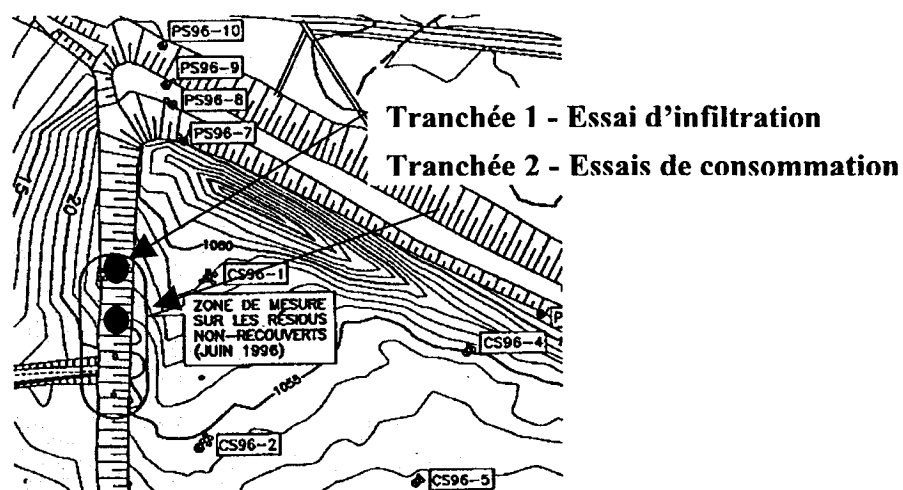


Figure 5.53 : Localisation des essais au site LTA

Les essais de consommation d'oxygène se sont déroulés sur cinq jours. La méthode de consommation d'oxygène modifiée (Mbonimpa *et al.*, 2002b, 2003; Bussière *et al.* 2002) a été adoptée lors de ces travaux. Elle est décrite à la section 4.3.4. L'essai de consommation d'oxygène permet d'évaluer l'influence de la présence de fissures dans la couche de rétention d'eau sur la diffusion de l'oxygène vers les résidus réactifs. Pour ces essais, le tube cylindrique de 0,5 m de long a été enfoncé dans la couche de rétention d'eau. En tout, trois cylindres ont été installés. Les cylindres ont été enfoncés à partir de différentes profondeurs dans la couche de matériaux fins. On veut ainsi voir si la fissuration du matériau se fait sur toute la hauteur de la couche ou seulement dans les premiers centimètres à partir de la surface. La figure 5.54 montre un schéma de l'installation et la figure 5.55 présente une vue de l'installation des tubes cylindriques en surface.

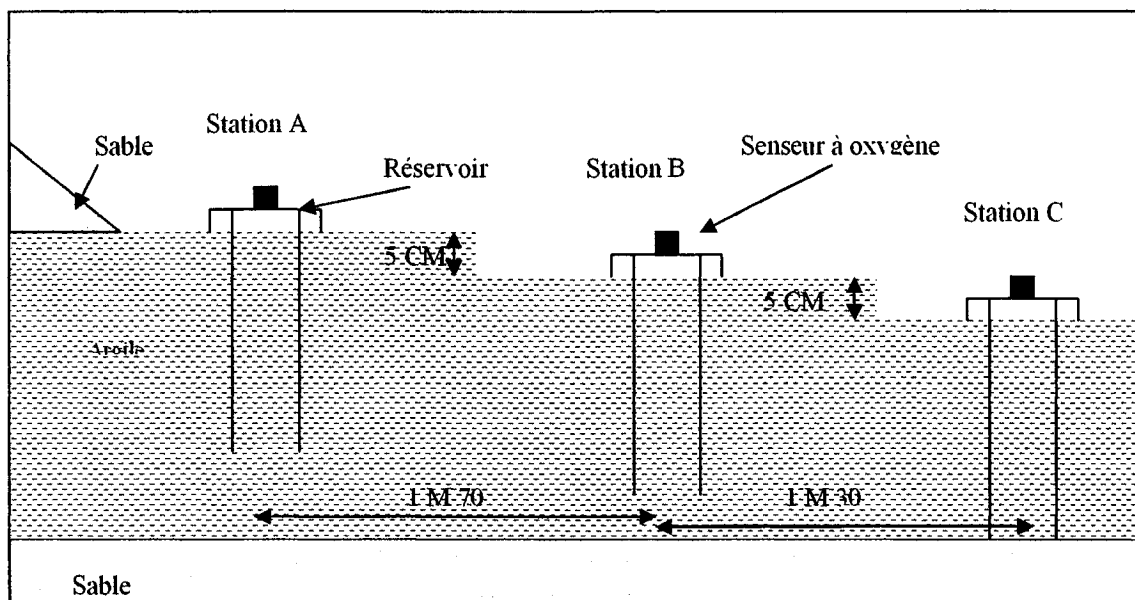


Figure 5.54 : Schéma de l'installation de l'essai de consommation d'oxygène



Figure 5.55 : Essai de consommation d'oxygène au site LTA

Résultats des essais d'infiltration

L'essai d'infiltration a été réalisé au cours de la semaine du 14 août 2001, à environ 50 m de la station TA-97-15. Avant la réalisation de ces essais, des échantillons de silt ont été prélevés lors de l'installation des sondes RDT dans la CEBC. À partir de ces échantillons, la porosité *in situ* et la teneur en eau volumique de la couche de rétention d'eau ont été mesurées. L'erreur relative correspondante aux essais de densité en place est de 5 %. Le tableau 5.8 résume les résultats obtenus.

Tableau 5.8 : Paramètres géotechniques mesurés lors de l'essai d'infiltration

Échantillon	w (%)	D _r	n	t.e.v.	S _r (%)
Avant essai – 14 cm	26,9	2,7	0,47	0,38	81,6
Avant essai – 40 cm	21,6	2,7	0,41	0,35	85,3
Après essai – 10 cm	29,9	2,69	0,33	0,54	100
Après essai – 20 cm	27,8	2,71	0,39	0,46	100

Les résultats de l'essai d'infiltration sont présentés à la figure 5.56. L'essai a duré environ 4 300 minutes et selon les lectures obtenues par les sondes RDT, la propagation du front d'infiltration s'étend jusqu'à 50 cm de profondeur. Au tableau 5.8, les valeurs de teneurs en eau volumique obtenues pour les échantillons pris après l'essai d'infiltration sont supérieures à celles obtenues avant l'essai. Ceci confirme bien qu'il y a eu infiltration de l'eau dans le sol.

Le logiciel CurveExpert (Hyams, 1995) a été utilisé pour estimer la conductivité hydraulique saturée par la solution de Swartzendruber (1987) et celle de Wu *et al.* (1999), présentées au chapitre 2. Le tableau 5.9 présente les résultats des régressions selon les deux modèles dont les coefficients de régression *r* sont près de 1. Les conductivités hydrauliques estimées sont de $2,7 \times 10^{-6}$ cm/s pour le modèle de Wu *et al.* (1999) et de $1,3 \times 10^{-5}$ cm/s pour le modèle de Swartzendruber (1987).

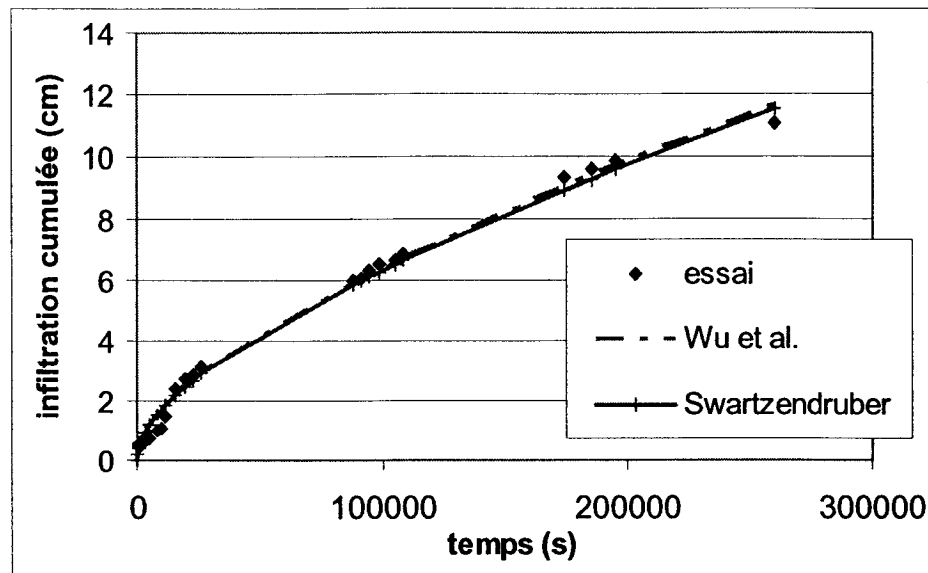


Figure 5.56 : Infiltration cumulée mesurée et calculée par les modèles de Swartzendruber (1987) et de Wu et al. (1999) selon le temps

Tableau 5.9 : Conductivité hydraulique saturée de la couche de rétention d'eau

Essai/modèle	c	Essai/modèle	k_{sat} (cm/s)
Modèle de Swartzendruber		Modèle de Wu <i>et al.</i>	
A_0 ($1/s^{0.5}$)	$3,7 \times 10^{-6}$	A (cm/s)	$1,3 \times 10^{-5}$
S ($cm/s^{0.5}$)	$1,6 \times 10^{-2}$	B ($cm/s^{0.5}$)	$1,6 \times 10^{-2}$
k_{sat} (cm/s)	$1,3 \times 10^{-5}$	k_{sat} (cm/s)	$2,7 \times 10^{-6}$
r	0,99	r	0,99

Les conductivités hydrauliques mesurées en laboratoire lors des essais sur des échantillons d'argile silteuse en 1998 varient entre $1,1 \times 10^{-6}$ et $7,6 \times 10^{-7}$ cm/s pour des indices des vides allant de 0,6 à 0,9. À titre de comparaison, les conductivités hydrauliques estimées par l'équation de Kozeny-Carman modifiée par Aubertin *et al.* (1996) et Mbonimpa *et al.* (2002) vont de $1,3 \times 10^{-6}$ à $4,3 \times 10^{-6}$ cm/s pour des indices de vides de 0,7 à 0,9. Les conductivités hydrauliques calculées à partir de l'essai d'infiltration sont quelque peu supérieures aux valeurs mesurées en laboratoire ou

calculées par la relation de Mbonimpa *et al.* (2002). Les changements apportés par les cycles de gel-dégel à la structure du sol dans la couche de rétention d'eau semblent peu affecter la conductivité hydraulique saturée au lieu de l'essai.

Résultats des essais de consommation d'oxygène

La figure 5.57 présente les mesures de concentration en oxygène dans le temps pour tous les essais localisés à la figure 5.53. Une correction est d'abord faite sur la valeur initiale de concentration en oxygène de chaque essai; celle-ci est ramenée à 21 % (mesure de départ du capteur à l'air libre). Ensuite, les mesures sont corrigées pour tenir compte de l'effet de la pression et de la température externe sur les concentrations d'oxygène dans le réservoir source, en déduisant les variations enregistrées par le capteur à l'air libre des variations enregistrées par les capteurs dans les réservoirs. Les données sont transformées en kg/m^3 pour l'interprétation. La précision du capteur est de 0,1 % O_2 . Les valeurs de teneur en eau et de densité en place prises sur la couche de rétention d'eau sont présentées au tableau 5.10. L'erreur relative correspondante à ces essais est de 5 %. À partir de ces données, il est possible de calculer la porosité, la teneur en eau volumique et la teneur en air volumique du silt composant la couche de rétention d'eau.

Les teneurs en eau volumiques, prises aux stations de mesure durant la période d'essai, servent au calcul de la porosité équivalente θ_{eq} requise pour l'interprétation et permettent également de calculer un coefficient de diffusion en première approximation pour débiter la modélisation de l'essai avec POLLUTE. Rappelons que les paramètres requis pour la modélisation de chaque essai sont l'épaisseur de la couche de rétention d'eau, la masse volumique sèche, la porosité équivalente et le coefficient de diffusion (paramètre recherché). Pour chaque essai, la couche de rétention d'eau est divisée en quatre tranches qui ont leurs propres paramètres. Pour l'essai A, les paramètres sont donnés par les échantillons A-10cm, A-20cm, A-35cm et A-50cm. Pour l'essai B, on utilise pour la première tranche les paramètres de l'échantillon A-10cm puis pour les

autres tranches, B-20cm, B-35cm et B-50cm. Les paramètres de l'échantillon A-10cm sont aussi utilisés pour la première tranche de l'essai C, puis on prend C-20cm, C-30cm et C-40cm pour les autres tranches.

Tableau 5.10 : Paramètres géotechniques mesurés lors des essais de consommation d'oxygène

Échantillon	w (%)	D _r	n	e, v, θ	Sr (%)
A-10cm	23,9	2,69	0,44	0,36	81,3
A-20cm	22,4	2,72	0,43	0,35	81
A-35cm	22,2	2,68	0,42	0,35	82,3
A-50cm	22,3	2,68	0,41	0,36	87,9
B-20cm	18	2,758	0,39	0,30	78,7
B-35cm	18,7	2,75	0,38	0,32	83,4
B-50cm	23,9	2,72	0,41	0,38	92,3
C-20cm	20,1	2,71	0,41	0,32	79,2
C-30cm	20,9	2,73	0,40	0,34	86,4
C-40cm	17,0	2,74	0,35	0,30	86,0

Les conditions frontières au haut et au bas de la couche de rétention d'eau sont les mêmes que celles utilisées lors de la modélisation de l'essai à la section 4.3.4, soit une masse initiale d'oxygène fixée par la hauteur du réservoir au haut (0,05 m) et une concentration constante en oxygène (0 kg/m^3) au bas. La couche de sable du bas est exclue de la modélisation en posant comme hypothèse qu'elle n'interfère pas avec la diffusion de l'oxygène dans le milieu. Le tableau 5.11 présente les paramètres utilisés pour la modélisation des essais avec POLLUTE et les coefficients de diffusion effectifs obtenus après l'analyse itérative des résultats.

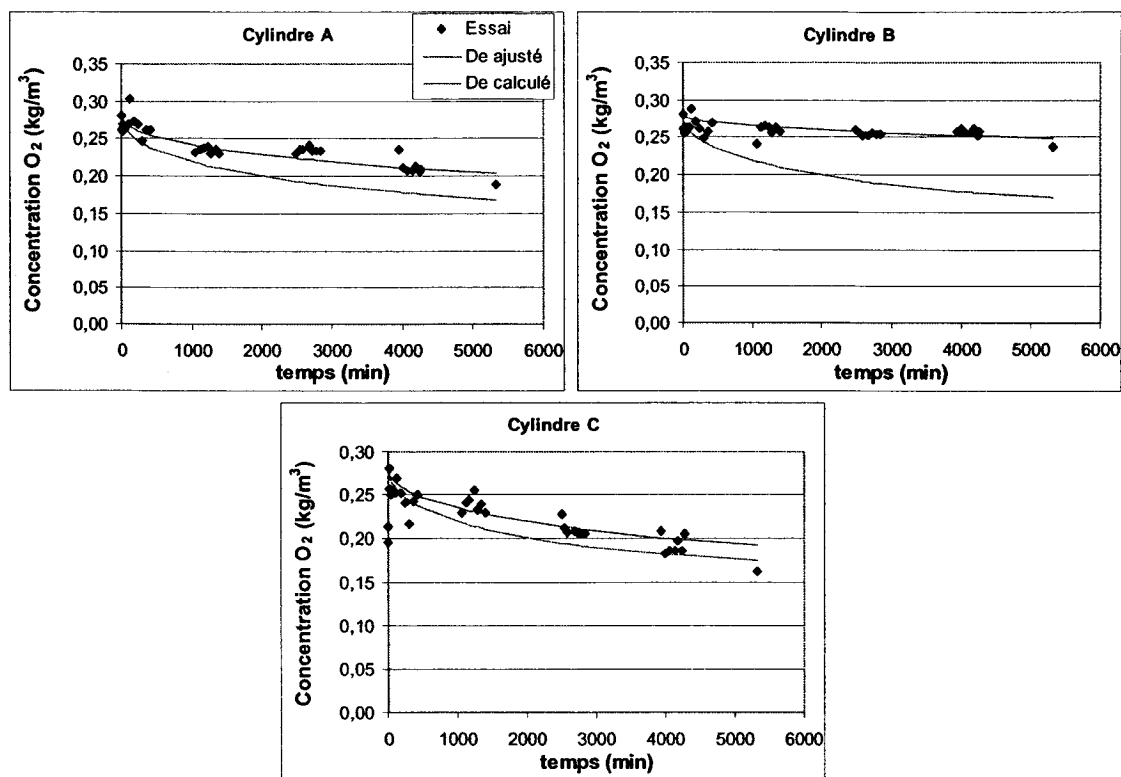


Figure 5.57 : Modélisation des essais de consommation d'oxygène, cylindre A à la surface, cylindre B à 5 cm de profondeur, cylindre C à 10 cm de profondeur

La figure 5.57 présente les résultats des modélisations avec POLLUTE avec les paramètres D_e ajustés aux mesures de terrain ainsi que les résultats des modélisations faites avec les D_e calculés à partir des teneurs en eau volumiques mesurées. Il existe une assez bonne concordance entre les deux modélisations. Les écarts observés peuvent être attribuables, du moins en partie, à l'hétérogénéité de la porosité du sol dans le cylindre et l'hétérogénéité de la distribution de la teneur en eau. Les valeurs de D_e ajustées varient entre 5×10^{-9} et 8×10^{-9} pour l'essai A, de 9×10^{-10} à 3×10^{-9} pour l'essai B et de 8×10^{-9} à 1×10^{-8} pour l'essai C. Les valeurs de D_e ajustées sont d'environ un ordre de grandeur (ou moins) plus faibles que les D_e calculés à partir des mesures de teneurs en eau volumiques. Ceci explique que dans chaque cas modélisé avec la valeur de D_e

estimé à partir de la relation 2.13, la baisse de la concentration en oxygène dans le réservoir est plus rapide qu'en réalité.

Tableau 5.11 : Paramètres requis pour l'interprétation de l'essai de consommation d'oxygène et résultats obtenus

Échantillon	Paramètres de la modélisation				Résultats
	H couche (m)	ρ_d (kg/m ³)	D_e estimé (m ² /s)	θ_{sat}	D_e (m ² /s)
A-10cm	0,15	1501	$2,5 \times 10^{-8}$	0,093	$8,1 \times 10^{-9}$
A-20cm	0,15	1553	$2,5 \times 10^{-8}$	0,092	$8,0 \times 10^{-9}$
A-35cm	0,15	1554	$1,9 \times 10^{-8}$	0,085	$7,4 \times 10^{-9}$
A-50cm	0,35	1596	$5,2 \times 10^{-9}$	0,06	$5,2 \times 10^{-9}$
A-10cm	0,15	1501	$2,5 \times 10^{-8}$	0,093	$9,3 \times 10^{-10}$
B-20cm	0,15	1687	$3,2 \times 10^{-8}$	0,091	$2,6 \times 10^{-9}$
B-35cm	0,15	1700	$1,4 \times 10^{-8}$	0,073	$2,0 \times 10^{-9}$
B-50cm	0,35	1597	$1,2 \times 10^{-9}$	0,043	$1,2 \times 10^{-9}$
A-10cm	0,10	1501	$2,5 \times 10^{-8}$	0,093	$1,2 \times 10^{-8}$
C-20cm	0,10	1604	$3,2 \times 10^{-8}$	0,095	$1,2 \times 10^{-8}$
C-30cm	0,10	1643	$7,5 \times 10^{-9}$	0,064	$8,3 \times 10^{-9}$
C-40cm	0,40	1800	$7,5 \times 10^{-9}$	0,059	$7,7 \times 10^{-9}$

Les degrés de saturation à la base de la couche de rétention d'eau sont plus élevés que ceux au haut de cette couche (tableau 5.10). Ces degrés de saturation plus élevés contribuent à diminuer la diffusion de l'oxygène vers les résidus miniers. Toutefois, pour obtenir un profil modélisé de concentration dans le temps semblable au profil mesuré, il faut ajuster les D_e à la baisse pour les tranches supérieures de la couche de rétention dans les modélisations, et ce pour tous les essais. Lorsqu'on calcule la teneur en eau volumique du sol à partir des essais de densité en place, on postule que l'eau est répartie uniformément sur tout le volume. En pratique l'eau se trouve fort probablement concentrée dans les agrégats, les fissures ne contenant pas d'eau. Le D_e

associé aux agrégats serait donc plus faible que celui calculé avec les données de terrain et le D_e associé aux fissures serait pour sa part plus élevé. Il est possible de calculer un D_e total comprenant le D_e associé aux agrégats et celui associé aux fissures en utilisant l'équation 2.42, proposée par Collin et Rasmuson (1990).

Le tableau 5.12 présente le pourcentage de fissures correspondant aux D_e ajustés et aux teneurs en eau volumiques et aux masses volumiques sèches (ρ_d) mesurées sur le terrain. On suppose que la teneur en eau est distribuée seulement dans les agrégats. Le ρ_d des échantillons est recalculé en enlevant un pourcentage supposé de fissures et la teneur en eau volumique des échantillons est aussi recalculée avec le nouveau ρ_d . Le pourcentage de fissure est ajusté pour obtenir un D_e total similaire aux D_e ajustés aux essais de consommation d'oxygène à l'aide de l'équation 2.42. Pour obtenir des D_e total équivalents aux D_e ajustés par la modélisation, le pourcentage de fissures varie entre 5,1 et 6,2 % pour l'essai A, entre 2,8 et 5,8 % pour l'essai B et entre 6,4 et 7,9 pour l'essai C. On remarque au tableau 5.12 que le pourcentage de fissures diminue avec la profondeur des échantillons.

La figure 5.58 présente les valeurs de D_e calculées à l'aide de l'équation 2.42 pour une porosité totale de 0,4 avec une pourcentage de fissures (n_f/n_m) allant de 0 à 25 %. Les résultats calculés à partir des données de terrain (tableau 5.12) sont également représentés sur la figure 5.58. Lorsque les fissures occupent peu de volume, leur présence n'influence le D_{tot} qu'à un degré de saturation élevé (> 90 %), où elles exercent un certain contrôle sur la diffusion. Plus le volume de fissures augmente, plus le D_{tot} à 90 % de saturation est élevé. Lorsque 25 % du volume de l'échantillon est occupé par des fissures, la diffusion serait presque entièrement contrôlée par ces dernières (selon le modèle). Si on vise un D_e de $1 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ lors de la mise en place de la CEBC, le volume de fissures ne peut dépasser 5 % du volume de la couche de rétention d'eau. Rappelons toutefois que la figure 5.58 a été tracée en supposant que toutes les fissures étaient désaturées ce qui peut ne pas être le cas. Il faut tenir compte

des conditions hydriques sur le site et des changements apportés aux propriétés des matériaux composant la couverture afin d'évaluer la performance à long terme de la CEBC.

Tableau 5.12 : D_e calculés en tenant compte d'un pourcentage de fissure

Echantillon	ρ_{dm} (kg/m ³)	θ_{em}	θ_{sm}	θ_{sf}	D_{em} (m ² /s)	D_e (m ² /s)	D_{tot} (m ² /s)	% fiss.
A-10cm	1600	0,38	0,03	0,03	$1,2 \times 10^{-9}$	$8,1 \times 10^{-8}$	$6,1 \times 10^{-9}$	6,2
A-20cm	1655	0,37	0,03	0,03	$1,3 \times 10^{-9}$	$7,8 \times 10^{-8}$	$6,1 \times 10^{-9}$	6,2
A-35cm	1658	0,37	0,03	0,03	$5,9 \times 10^{-10}$	$7,7 \times 10^{-8}$	$5,4 \times 10^{-9}$	6,3
A-50cm	1683	0,38	0	0,02	$2,0 \times 10^{-11}$	$5,4 \times 10^{-8}$	$2,7 \times 10^{-9}$	5,1
A-10cm	1577	0,38	0,04	0,02	$3,2 \times 10^{-9}$	$5,6 \times 10^{-8}$	$5,7 \times 10^{-9}$	4,8
B-20cm	1791	0,32	0,04	0,02	$3,7 \times 10^{-9}$	$6,0 \times 10^{-8}$	$7,0 \times 10^{-9}$	5,8
B-35cm	1749	0,33	0	0,01	$1,4 \times 10^{-11}$	$2,0 \times 10^{-8}$	$5,7 \times 10^{-10}$	2,8
B-50cm	1649	0,39	0,01	0,01	$2,9 \times 10^{-11}$	$2,6 \times 10^{-8}$	$8,4 \times 10^{-10}$	3,1
A-10cm	1623	0,39	0,02	0,03	$3,0 \times 10^{-10}$	$1,1 \times 10^{-7}$	$8,4 \times 10^{-9}$	7,5
C-20cm	1742	0,35	0,03	0,03	$6,7 \times 10^{-10}$	$1,0 \times 10^{-7}$	$8,8 \times 10^{-9}$	7,9
C-30cm	1761	0,37	0,03	0,03	$2,1 \times 10^{-11}$	$7,8 \times 10^{-8}$	$5,3 \times 10^{-9}$	6,7
C-40cm	1923	0,33	0,001	0,02	$1,8 \times 10^{-11}$	$6,0 \times 10^{-8}$	$3,9 \times 10^{-9}$	6,4

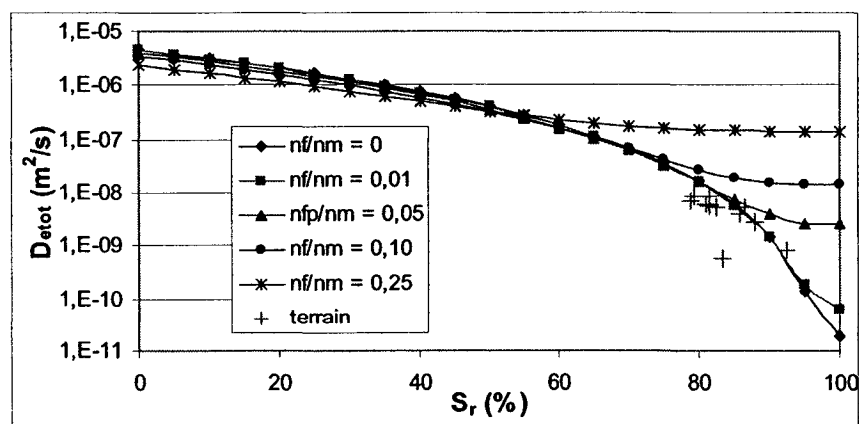


Figure 5.58 : D_{tot} calculé selon l'équation 2.42 en fonction du S_r du matériau fissuré, pour différents rapports n_f/n_m

Résultats des essais en laboratoire sur un échantillon non remanié

Des essais en laboratoire ont été faits sur un échantillon non remanié d'argile silteuse provenant de la couche de rétention de la CEBC au site LTA. Cet échantillon a été prélevé à partir de la surface à 2 m de la station C de la tranchée 2 (voir figure 5.53) à l'aide d'un cylindre ayant servi pour les essais de consommation d'oxygène. Un essai de perméabilité, un essai de succion et un essai de porosimétrie au mercure ont été réalisés sur cet échantillon.

Les résultats de l'essai de perméabilité donnent une conductivité hydraulique saturée de 1×10^{-7} cm/s pour un indice des vides de 0,57. Un essai de succion a également été réalisé sur l'échantillon d'argile silteuse. La figure 5.59 présente la relation obtenue entre la teneur en eau volumique de l'échantillon et la succion appliquée. On remarque qu'à une succion de 0,7 m d'eau, la teneur en eau volumique passe de 0,49 à 0,44. La teneur en eau baisse jusqu'à 0,39 où elle atteint un plateau d'environ 3 à 5 m d'eau. Une deuxième désaturation marquée est visible à environ 10 m d'eau. On observe donc une première baisse de teneur en eau correspondant probablement aux fissures qui ne peuvent plus retenir l'eau après 0,7 m de succion (pression d'entrée d'air correspondant à la porosité secondaire). La deuxième baisse de teneur en eau correspond à la désaturation des agrégats (pression d'entrée d'air correspondant à la porosité primaire). En utilisant l'équation 5.9 et compte tenu des hypothèses qu'elle implique, on peut calculer le diamètre des pores correspondant à la première et à la deuxième désaturation. La pression d'entrée d'air correspondant à la porosité secondaire peut être associé à un diamètre de pores d'environ 42 μm selon l'équation 5.9 et celle correspondant à la porosité primaire peut être associé à un diamètre de pores d'environ 3 μm .

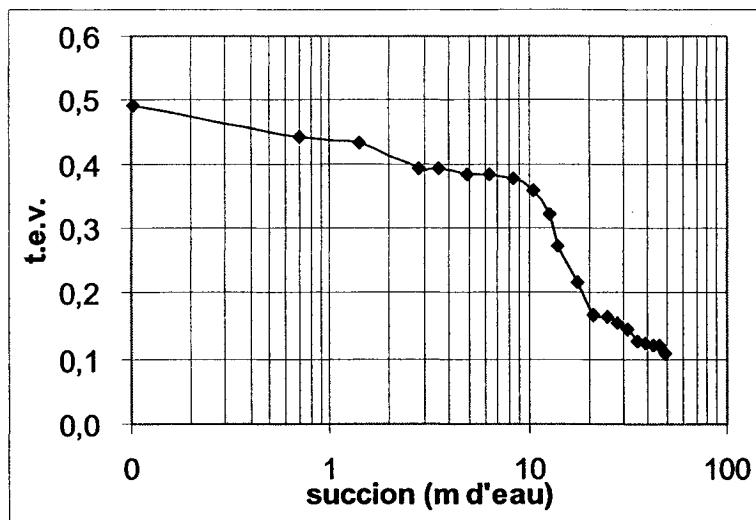


Figure 5.59 : Courbe de rétention d'eau de l'échantillon non remanié provenant de la couche de rétention d'eau

Suite à l'essai de perméabilité, deux cubes d'argile silteuse ont été extraits à même l'échantillon. Ces deux cubes, après séchage, ont servi à l'essai de porosimétrie au mercure. La figure 5.60 présente les résultats de l'essai, ainsi ceux obtenus sur l'échantillon initial (section 5.3.1). Cette figure montre que la majorité des pores de l'échantillon initial se situe entre 0,01 et 1 μm , reflétant une porosité unimodale. Les échantillons ayant subis des cycles de gel-dégel présentent une porosité bimodale avec la composante principale des pores localisée entre 0,01 et 1 μm et une composante secondaire située entre 20 et 200 μm . La composante principale fait référence à la porosité primaire mesurée sur l'échantillon initial alors que la composante secondaire représente les microfissures induites par les cycles de gel-dégel. Les diamètres des pores calculés correspondant aux pressions d'entrée d'air primaire et secondaire, 3 et 42 μm respectivement, sont semblables aux diamètres des distributions de pores attribuées aux porosités primaires et secondaires par les résultats de l'essai de porosimétrie.

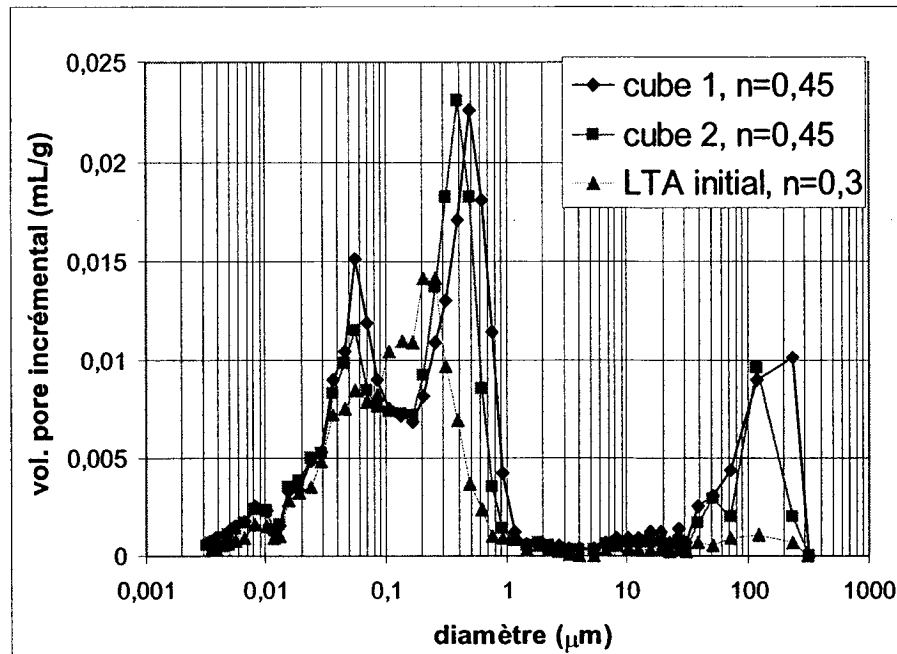


Figure 5.60 : Résultats des essais de porosimétrie sur deux cubes d'argile silteuse

Les volumes totaux de pores de l'échantillon initial et des cubes 1 et 2 sont de 0,16, 0,26 et 0,23 ml/g respectivement. Les volumes de pores correspondant aux diamètres de 3 à 300 μm sont de 0,007, 0,039 et 0,025 ml/g pour l'échantillon initial, le cube 1 et le cube 2 respectivement. Ces volumes pouvant être attribués aux volumes de fissures, on obtient un pourcentage de fissures de 4, 15 et 11 % pour l'échantillon initial, le cube 1 et le cube 2 respectivement. Les échantillons ayant subi des cycles de gel-dégel présentent 11 et 7 % de plus de fissures que l'échantillon initial, ce qui est assez semblable au pourcentage de fissures calculé par les D_e total avec les essais de consommation d'oxygène.

Effets du gel-dégel sur l'efficacité de la CEBC à réduire le flux d' O_2 au site LTA

Les valeurs de D_e ajustées par la modélisation des essais de consommation d'oxygène permettent le calcul du flux d'oxygène traversant la CEBC. L'évaluation du flux d'oxygène associé aux profils de D_e résultant des modélisations précédentes est réalisée à l'aide du logiciel POLLUTE. On utilise les paramètres donnés au tableau 5.11 avec

les mêmes tranches dans la couche de rétention d'eau. Les conditions frontières au haut et au bas de la couche de rétention d'eau sont une concentration constante en oxygène au haut de la couche de $0,285 \text{ kg/m}^3$ et une concentration constante en oxygène de valeur 0 kg/m^3 au bas. La couche de sable du bas est exclue de la modélisation en posant comme hypothèse qu'elle n'interfère pas avec la diffusion de l'oxygène dans le milieu.

La figure 5.61 montre l'évolution du flux d'oxygène pour les conditions déduites des trois essais. Après 200 jours, le flux tend vers un état stationnaire qui est de $6,2 \times 10^{-3} \text{ mol/m}^2/\text{j}$ pour les échantillons de l'essai A, de $1,2 \times 10^{-3} \text{ mol/m}^2/\text{j}$ pour les échantillons de l'essai B et de $8,4 \times 10^{-3} \text{ mol/m}^2/\text{j}$ pour les échantillons de l'essai C. Au site Lorraine, les flux d'oxygène calculés (avec couverture) à partir des D_e mesurés par essais de consommation d'oxygène varient entre $2,6 \times 10^{-5}$ et de $6,6 \times 10^{-3} \text{ mol/m}^2/\text{j}$. Les flux d'oxygène calculés pour le site LTA, dont une partie de la CEBC est affectée par les cycles de gel-dégel, se comparent bien aux flux calculés pour le site Lorraine et à ceux retrouvés dans la littérature pour d'autres CEBC (entre 9×10^{-4} et $2 \text{ mol/m}^2/\text{j}$, e.g. Yanful *et al.*, 1993, 1994; Aachib *et al.*, 1993; Aubertin *et al.*, 1995, 1999a; Werner *et al.*, 2001).

Les travaux de terrain au site LTA montrent que les cycles de gel-dégel ont eu un impact sur la structure du matériau composant la couche de rétention d'eau. Le matériau présente une double porosité qui influence sa courbe de rétention d'eau. Toutefois, la fissuration n'apparaît pas bien développée sur toute la hauteur de la couche de rétention d'eau. La présence de fissures, qui pourrait varier entre 3 et 11 % de la porosité totale, ne semble pas affecter significativement l'infiltration de l'eau ou la diffusion de l'oxygène dans ce cas-ci.

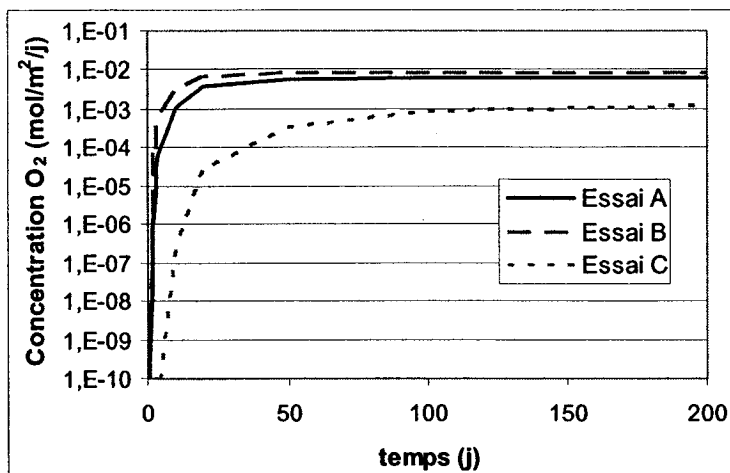


Figure 5.61 : Modélisation du flux d'oxygène pour les conditions déduites des échantillons A, B et C des essais A, B et C

Par contre, d'autres travaux de recherche sont nécessaires pour mieux caractériser la formation du réseau de fissures dans les matériaux employés dans une CEBC et connaître l'impact de son développement sur la performance de la CEBC à long terme. Même si les fissures ne traversent pas complètement la CEBC, il se peut qu'à long terme l'épaisseur affectée versus l'épaisseur intacte de la couche de rétention d'eau soit trop importante pour que l'efficacité soit maintenue. De plus, on doit également mieux évaluer la répartition de l'eau en présence de fissures et l'impact sur la diffusion de l'oxygène vers les résidus miniers réactifs ainsi que la possibilité d'advection comme mécanisme de transport de l'oxygène lorsque la fissuration devient importante.

CHAPITRE VI

CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

6.1 Conclusions

Le phénomène du drainage minier acide (DMA) lié à l'oxydation des minéraux sulfureux dans les aires d'accumulation de rejets constitue le principal problème environnemental auquel l'industrie minière (canadienne et québécoise) doit faire face. Diverses techniques ont été étudiées et mises de l'avant depuis le début des années 1980 pour aider à résoudre ce problème et pour réduire les coûts qui y sont associés. Ces techniques s'attaquent, pour la plupart, à la source du DMA dans le but de prévenir et contrôler sa production. Les mesures de prévention visent à inhiber les réactions d'oxydation des sulfures.

La prévention du DMA s'effectue par l'exclusion d'éléments nécessaires aux réactions, soit l'eau, l'oxygène et les sulfures. En climat humide, la réduction de l'apport en oxygène vers les rejets sulfureux est souvent considérée comme la méthode la plus efficace pour contrer la génération d'acide. Pour ce faire, on utilise des techniques qui limitent le transport de l'oxygène vers les résidus miniers réactifs. Il a été démontré qu'en milieu poreux, fortement saturé, la diffusion moléculaire contrôle la migration des gaz. La diffusion de l'oxygène se fait en partie dans la phase gazeuse et en partie dans la phase aqueuse. Dans un matériau près de la saturation, la diffusion de l'oxygène est très faible puisqu'elle s'avère nulle à travers les grains solides et elle est grandement réduite à travers l'eau. Le flux d'oxygène est alors proportionnel au coefficient de diffusion effectif D_e qui varie selon le degré de saturation du milieu.

Afin de maintenir un degré de saturation élevé dans un sol, on utilise ses propriétés capillaires qui apparaissent en condition non saturée. La remontée capillaire qui découle de la tension superficielle se développant à l'interface de l'eau et de l'air permet de contrôler le degré de saturation dans les sols au-dessus de la nappe phréatique, dans le milieu nommé frange capillaire. En maintenant le niveau phréatique élevé, il est possible de conserver les résidus à granulométrie suffisamment fine près de la surface dans un état presque saturé en les maintenant dans la zone de la frange capillaire. La hauteur de la frange capillaire, qui peut aller de quelques centimètres à quelques mètres, dépend entre autres de la taille des pores et de leur distribution dans le sol.

De manière générale, une nappe phréatique surélevée peut s'avérer une composante avantageuse du plan de gestion et de fermeture de parc à résidus miniers. Toutefois, il existe peu de cas documentés de réduction du taux d'oxydation des résidus sulfureux par le contrôle du niveau phréatique. Des mesures de taux d'oxydation ont été réalisées dans différents parcs à résidus, mais sans caractérisation géochimique ou physique systématique des résidus. Les données concernant l'application de ce concept sont peu nombreuses. Il y a donc un besoin de données avant de pouvoir utiliser en toute connaissance de cause ce concept dans les plans de restauration, d'où l'intérêt de cette portion du projet de recherche.

Le principal objectif dans cette première partie du projet de recherche était d'évaluer l'influence du contrôle du niveau phréatique sur la génération de DMA. Des essais cinétiques en colonnes, sur trois types de résidus, ont été utilisés avec différentes positions de la nappe phréatique pour évaluer les taux d'oxydation générés dans chacun des cas. Dans le but d'évaluer la production de DMA dans chaque colonne, on a recueilli le lixiviat produit à chaque cycle de rinçage, au bas de chaque colonne, pour l'analyser chimiquement. Les paramètres analysés étaient le pH, le potentiel d'oxydoréduction, la conductivité électrique, ainsi que le calcium, le magnésium, le fer

total, les sulfates, le cuivre, le zinc et le nickel. Des essais de consommation d'oxygène ont aussi été effectués sur chaque colonne entre les cycles de rinçage.

Les résultats des essais en colonnes démontrent que le niveau de la nappe phréatique a une influence sur l'oxydation des résidus et sur la production de DMA. Les résultats montrent que la réduction des taux d'oxydation dépend de la teneur en soufre des résidus et du degré de saturation associé à l'ascension capillaire au-dessus de la nappe phréatique. Les mesures de flux d'oxygène peuvent servir à estimer l'efficacité et préciser les conditions d'application de ce concept pour inhiber les réactions d'oxydation. L'efficacité des scénarios étudiés, calculée à partir des essais de consommation d'oxygène, se chiffre entre 25 et 99 %, selon le degré de saturation. Les résultats obtenus par cette méthode indiquent que la conservation d'un degré de saturation élevé dans les résidus, en maintenant la nappe phréatique à un niveau déterminé, a une influence significative sur leur taux d'oxydation.

Les essais en colonne montrent qu'il est possible de diminuer la consommation d'oxygène des résidus miniers en les conservant dans un état près de la saturation. Certains paramètres, tels la minéralogie, l'épaisseur de la couche de protection, les propriétés hydriques de la couche de protection et des résidus affectent la génération de DMA. Une étude numérique paramétrique a été réalisée pour définir les paramètres importants qui influencent les taux d'oxydation pour un niveau piézométrique donné. Les résultats de l'étude paramétrique montrent l'importance de mettre en place une couche de protection contre l'évaporation, ayant des propriétés hydriques différentes de celles du matériau à protéger, pour éviter une désaturation importante des résidus. D'après l'étude paramétrique, lorsque la profondeur de la nappe phréatique est inférieure à $0,5 \psi_{90}$ des résidus, ceux-ci demeurent près de la saturation peu importe le temps de drainage. Pour des profondeurs de nappe phréatique entre $0,5$ et $1 \psi_{90}$, le degré de saturation variant entre 89 et 99 % selon le temps de drainage. On considère qu'à ces degrés de saturation, la diffusion de l'oxygène se passe dans la phase liquide et

le coefficient de diffusion effectif est comparable à celui de l'eau stagnante. La performance attribuable au concept de la nappe phréatique surélevée devrait alors être semblable à celle d'un recouvrement en eau. Toutefois cette performance dépend aussi du coefficient du taux de réaction comme le montre l'étude.

L'ampleur de la réduction du flux d'oxygène par le maintien d'un niveau phréatique élevé, en présence d'une couche de protection contre l'évaporation, dépend en grande partie de la profondeur de la nappe par rapport à la pression d'entrée d'air des résidus, du coefficient du taux de réaction et de l'infiltration de l'eau. Des relations prenant en compte ces deux premiers paramètres et le temps de drainage ont été développées pour évaluer, en première analyse, le flux d'oxygène anticipé pour un contrôle du niveau phréatique. On propose aussi des critères pouvant être utilisés lors d'une étape préliminaire de conception.

Le deuxième volet du projet portait sur l'efficacité à long terme des CEBC, plus particulièrement l'auscultation et le suivi de la CEBC au site Lorraine. Les principaux paramètres mesurés dans les différentes couches de la CEBC sont la teneur en eau volumique et la succion matricielle. La mesure de ces deux paramètres permet d'observer les effets de barrière capillaire, anticipés suite à la modélisation numérique, et d'évaluer l'efficacité du recouvrement. L'auscultation du site comprend également l'installation de puits d'observation sur la CEBC, ainsi qu'à l'entrée et à la sortie des drains dolomitiques et calcaires qui traitent les eaux d'exfiltration du parc à résidus. Ils fournissent de l'information sur l'évolution de la position de la surface piézométrique, et ils permettent l'échantillonnage de l'eau interstitielle dans les résidus, ainsi qu'à l'entrée et à la sortie des systèmes de traitement passif afin de juger de l'évolution de la qualité de l'eau suite à l'installation du recouvrement. Pour compléter l'auscultation du site, on a effectué des essais de consommation d'oxygène modifiés, et des essais d'infiltration, et on a installé des débitmètres à la sortie des drains.

Les résultats du programme d'auscultation réalisé au site Lorraine montrent que les effets de barrière capillaire sont présents là où le besoin existe (secteur sud de la CEBC). Ces effets permettent de maintenir un degré de saturation élevé dans la couche de rétention d'eau de la CEBC, ce qui diminue la diffusion de l'oxygène vers les résidus miniers réactifs. Les flux d'oxygène calculés sur une base annuelle à partir des mesures de teneurs en eau volumiques sont généralement de $0,31 \text{ mol/m}^2/\text{an}$ ou moins et demeurent pour la plupart inférieurs à l'objectif de design. Les résultats tendent à démontrer que la CEBC est au moins aussi efficace qu'un recouvrement en eau aéré d'une épaisseur équivalente. Les flux théoriques calculés concordent bien avec les flux obtenus par les mesures de D_e lors des essais de consommation d'oxygène modifiés. L'ensemble des mesures prises au site Lorraine montre que la CEBC diminue efficacement la diffusion d'oxygène vers les résidus miniers réactifs. Les différentes techniques utilisées pour évaluer le comportement hydrique de la CEBC et son efficacité à limiter la génération d'acide donnent des résultats concordants. Ceci démontre l'utilité d'un programme d'auscultation comprenant différentes méthodes afin d'établir l'efficacité de la méthode de restauration et pour déceler d'éventuels anomalies causées par des changements physiques ou chimiques dans le système.

Les mesures recueillies durant et après la phase de construction ont servi à élaborer un modèle numérique bidimensionnel du site Lorraine. Ce modèle tente de reproduire une situation à grande échelle en régime transitoire, ce qui est peu commun. Les résultats des simulations numériques démontrent en général une bonne concordance entre les valeurs prédites et celles mesurées de succion, de teneur en eau volumique, de position de la nappe phréatique et de débit. Il est donc possible de reproduire numériquement le comportement hydrique de la CEBC auscultée en utilisant les données climatiques du site et celles des matériaux *in situ*. Le modèle vérifie la capacité des modèles mathématiques à bien représenter une situation réaliste en comparant les résultats du calcul aux mesures *in situ*. Dans le cas d'un site minier où l'écoulement se fait principalement dans un plan x et y , un modèle bidimensionnel reproduit bien le

comportement hydrologique. Le modèle est valable pour des cas 2D ou axisymétrique. Lorsque l'écoulement peut se faire dans plus de deux directions, il se peut que la troisième dimension soit nécessaire à la modélisation pour bien reproduire l'hydrogéologie du site.

L'auscultation de la CEBC au site Lorraine a démontré sa capacité à contrôler le drainage minier acide. Néanmoins, l'efficacité à long terme d'une CEBC peut être influencée par certains facteurs dont les cycles de gel-dégel. Afin d'approfondir cet aspect, des essais en laboratoire ont été réalisés sur un matériau gélif pour évaluer l'impact des cycles de gel-dégel sur ses propriétés hydriques. Des essais de perméabilité, de succion et de porosimétrie au mercure après vingt cycles de gel-dégel montrent des variations dans les propriétés causées par la présence de fissures dans les échantillons. La conductivité hydraulique saturée varie de un à trois ordres de grandeur après vingt cycles de gel-dégel, et on note un changement dans les formes des courbes de rétention d'eau. L'augmentation de la conductivité hydraulique saturée et la diminution de la pression d'entrée d'air des matériaux utilisés dans la couche de rétention d'eau peuvent influencer le comportement hydrique de la CEBC et sa capacité à inhiber le flux d'oxygène vers les résidus miniers.

Des essais sur une CEBC construite en 1996, ayant subi des cycles de gel-dégel, visaient à évaluer l'impact du gel-dégel sur la performance de la CEBC à limiter la diffusion d'oxygène vers les résidus miniers réactifs. Des essais de consommation d'oxygène et d'infiltration d'eau ont permis l'évaluation de la conductivité hydraulique et du coefficient de diffusion effectif *in situ* du matériau. Des essais de succion et d'intrusion au mercure ont également été réalisés sur des échantillons non remaniés pris dans la couverture. Les travaux de terrain montrent que les cycles de gel-dégel ont eu un impact sur la structure du matériau composant la couche de rétention d'eau. Le matériau présente une double porosité qui influence sa courbe de rétention d'eau. Toutefois, la fissuration ne semble pas traverser la couche de rétention d'eau. La

présence de fissures, qui pourrait représenter entre 3 et 11 % de la porosité totale, ne semble pas affecter l'infiltration de l'eau ou la diffusion de l'oxygène dans ce cas-ci.

6.2 Recommandations

Les travaux présentés ici donnent des pistes de travaux futurs pour améliorer notre compréhension des phénomènes impliqués dans le contrôle du DMA à partir de techniques utilisant les effets capillaires. Dans le cas du contrôle de la nappe phréatique, des travaux pourraient porter sur la compréhension des relations entre la minéralogie des résidus, leur coefficient du taux de réaction et le degré de saturation. Des essais en mini cellule d'altération et/ou en cellule de diffusion sur des mélanges de minéralogie et de caractéristiques physiques connues pourraient en ce sens confirmer et/ou améliorer les relations existantes entre ces différents paramètres. De même, un décompte bactériologique des échantillons testés pourrait permettre d'inclure l'activité bactérienne comme facteur affectant le taux d'oxydation. L'influence de l'activité bactérienne sur les taux d'oxydation n'a pas été prise en considération ici. Toutefois pour compléter l'étude du contrôle du niveau phréatique, ce sujet devrait être étudié plus à fond.

On a aussi observé que la surface des résidus semble sujette à l'évaporation malgré la présence d'une couche de protection. Afin de mettre en application ce concept, il faut évaluer l'importance de l'évaporation sur l'oxydation à la surface de la couche de résidus et sur la qualité de l'eau, et son impact sur l'environnement. L'utilisation d'une couche de résidus superficielle désulfurée, sous une couche de protection, pourrait être une option prometteuse afin d'éviter une oxydation superficielle des résidus réactifs. Des essais cinétiques en cellule expérimentales pourraient évaluer la viabilité de ces scénarios en tenant compte des produits d'oxydation générés, de la consommation d'oxygène dans les différentes couches de résidus et de la balance en eau dans le système.

Dans la présente étude, la CEBC du site minier Lorraine a fait l'objet d'un programme d'auscultation qui démontre son bon fonctionnement. Toutefois, les résultats de qualité de l'eau échantillonnée dans les résidus de la zone vadoze montrent des tendances parfois contradictoires avec les résultats des autres mesures effectuées sur la couverture. L'augmentation récente des concentrations en fer, en zinc et en sulfates pourrait être causée entre autres par une concentration des éléments en solution due à la diminution de l'approvisionnement en eau de surface et/ou l'oxydation indirecte des minéraux sulfureux par l'ion ferrique provenant de la dissolution de minéraux secondaires. L'oxydation bactérienne et l'oxydation galvanique pourraient également jouer un rôle dans l'accruescence des concentrations observées. Des études plus approfondies sont nécessaires afin de mieux connaître le contexte géochimique pouvant se développer dans des résidus oxydés suite à l'installation d'un recouvrement. Une étude minéralogique et géochimique sur le site (à partir de tranchée dans la couverture), combinées à des essais cinétiques et la modélisation de l'évolution géochimique du site à l'aide de modèles théoriques tels MIN3P (e.g. : Bain et *al.*, 2001) ou POLYMIN (Molson et *al.*, 2003) pourraient permettre une meilleure compréhension des phénomènes géochimiques ayant lieu suite à l'installation d'une CEBC.

Des mesures directes de teneur en eau et de densité sont également nécessaires aux stations B-6 et B-8 afin de vérifier le comportement hydrique local de la CEBC au site Lorraine. Des échantillons de silt pris dans la couche de rétention d'eau à ces stations pourraient être soumis à des essais de succion en laboratoire afin de déterminer la courbe de rétention d'eau du matériau échantillonné. Il serait également utile de mesurer directement les concentrations en oxygène dans les couches de rétention, de bris capillaire et de résidus afin de s'assurer qu'elles demeurent faibles à ces endroits.

La possibilité d'approvisionnement en oxygène des résidus sous la CEBC par des flux d'oxygène horizontaux et par l'infiltration d'eau saturée en oxygène dissous dans le secteur où la nappe phréatique est élevée, pourrait également être un sujet à

approfondir. Des mesures en oxygène prises directement dans les couches de rétention d'eau et de bris capillaire complétées par des modélisations (à l'aide du logiciel VADOZE/W par exemple) pourraient permettre d'évaluer les concentrations en oxygène sous la couverture ainsi que la possibilité d'engendrer des flux horizontaux.

Il serait aussi nécessaire de continuer les travaux sur l'impact des cycles de gel-dégel dans les CEBC pour mieux caractériser la formation du réseau de fissures et connaître l'impact de son développement sur la performance de la CEBC à long terme. La caractérisation des fissures, la répartition de l'eau dans le sol en présence de fissures et la caractérisation de l'épaisseur affectée de la couche de rétention sont d'autres aspects à étudier afin d'évaluer à long terme la performance des CEBC. Des essais en cellules expérimentales pourraient servir à évaluer la performance de la CEBC et son comportement hydrique après plusieurs cycles de gel-dégel.

L'évaluation de l'évolution de la microstructure avec les cycles de gel-dégel pourrait être une avenue à développer en étudiant des échantillons au microscope à balayage électronique. La quantification des changements pourrait être prise en compte dans la prédiction des propriétés hydriques à partir de modèles descriptifs existants modifiés pour la circonstance. Les modèles numériques devraient tenir compte des changements des propriétés hydriques suite aux cycles de gel-dégel pour faire la prédiction à long terme du comportement hydrique de la CEBC. La modélisation des essais en cellule expérimentale à partir des propriétés modifiées permettrait de vérifier la capacité des codes numériques à tenir compte des variations des propriétés hydriques. L'évaluation de l'advection comme mécanisme de transport de l'oxygène lorsque la fissuration devient importante est également un sujet potentiel à approfondir.

RÉFÉRENCES

AACHIB, M. (1997). Étude en laboratoire de la performance de barrières de recouvrement constituées de rejets miniers pour limiter le DMA. Thèse de doctorat, département de génies civil, géologique et mine, École Polytechnique de Montréal, 298p.

AACHIB, M., AUBERTIN, M. et CHAPUIS, R.P. (1993). Étude en laboratoire de la performance des barrières de recouvrement constituées de rejets miniers pour limiter le drainage minier acide – un état de la question. Rapport technique EPM/RT-93/32, École Polytechnique de Montréal.

AACHIB, M., AUBERTIN et M., MBONIMPA, M. (2002). Laboratory measurements and predictive equations for gas diffusion coefficient of unsaturated soils. 55th Canadian Geotechnical Conference and 3rd Joint IAH-CNC-CGS Groundwater Specialty Conference, CD-ROM, Niagara Falls, Ontario.

AACHIB, M., MBONIMPA, M. et AUBERTIN, M. (2004). Measurement and prediction of the oxygen diffusion coefficient in unsaturated media, with applications to soil covers. Water, Air and Soil Pollution, vol. 156, pp. 163-193.

ABADJIEV, C.B. (1985). Estimation of the physical characteristics of deposited tailigs in the tailings dam of nonferrous metallurgy. 11th International Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering, San Francisco, vol. 3, pp. 1231-1234.

ADU-WUSU, C., YANFUL, E.K. et MIAN, M.H. (2001). Field evidence of resuspension in a mine tailings pond. Canadian Geotechnical Journal, vol. 38, pp. 796-808.

AL, T.A. et BLOWES, D.W. (1995). Storm-water hydrograph separation of run-off from the Kidd Creek mine-tailings impoundment, Timmins, Ontario. Mining and the Environment Conference, Sudbury '95, Sudbury, Ontario, pp. 693-701.

ALLAN, T. (1997). Particle Size Measurement, Surface area and pore size determination. Volume 2, Fifth Edition, Chapman & Hall, Londres.

ALLISON, J.D., BROWN, D.S. et NOVO-GRADAC, K.J. (1991). MINTEQA2/PRODEFA2, a Geochemical Assessment Model for Environmental Systems: Version 3.0 User's Manual. U.S. Environmental Protection Agency. 101 p.

ALPERS, C.N., BLOWES, D.W., NORDSTROM, D.K. et JAMBOR, J.L. (1994). Secondary minerals and acid mine-water chemistry. In: The Environmental Geochemistry of Sulphide Mine-Wastes. Blowes, D.W., Jambor, J.L. (eds), Mineralogical Association of Canada, Nepean, Ontario, pp. 247-270.

ALPERS, C.N. et NORDSTROM, D.K. (1999). Geochemical modeling of water-rock interactions in mining environments. The Environmental Geochemistry of Mineral Deposits. Plumlee, G.S., Logsdon, M.J. (eds), Littleton, Colorado, Society of Economic Geologists, pp. 289-323.

AKINDUNNI, F.F., GILLHAM, R.W. et NICHOLSON, R.V. (1991). Numerical simulations to investigate moisture-retention characteristics in the design of oxygen-limiting covers for reactive mine tailings. Canadian Geotechnical Journal, vol. 28, pp. 446-451.

AMYOT, G. et VÉZINA, S. (1997). Flooding as a reclamation solution to an acidic tailings pond – the Solbec case. In: Proceedings of the 4th International Conference on

Acid Rock Drainage, vol. 2. Vancouver, B.C., Canada, 31 May – June 6, 1997, pp. 681-696.

ANDERSON, D.M., PUSCH, R. et PENNER, E. (1978). Physical and thermal properties of frozen ground. Geotechnical Engineering for Cold Regions. Andersland, O.B., Anderson, D.M. (eds). McGraw-Hill, pp. 37-102.

ANDERSON, M.P. et WOESSNER, W.W. (1992). Applied groundwater modeling. Academic Press, New-York.

APPELO, C.A.J. et POSTMA, D. (1996). Geochemistry, Groundwater and Pollution. 3rd edition, A.A. Balkema, Rotterdam.

ATKINS, R.J., HAY, D. et ROBERTSON, J. (1997). Shallow water cover design methodology and field verification. 4th International Conference on Acid Rock Drainage. Vancouver, B.C., pp. 211-228.

AUBÉ, B.C., ST-ARNAUD, L.C., PAYANT, S.C. et YANFUL, E.K. (1995). Laboratory evaluation of the effectiveness of water covers for preventing acid generation from pyritic rock. Conference on Mining and the Environment, Sudbury, Ontario, pp. 495-504.

AUBERTIN, M. (1995). Critères de stabilité pour la restauration des sites d'entreposage de rejets miniers. Colloque Les mines de demain en Abitibi-Témiscamingue, Rouyn-Noranda, Québec, pp. 1-26.

AUBERTIN, M. (1996). Recouvrement multicouche pour le parc à résidus du site minier Lorraine. Rapport soumis au MRNQ (SDM-R-96-23). 30 p.

AUBERTIN, M. (1998). Projet Lorraine, résultats d'essais de laboratoire. École Polytechnique de Montréal.

AUBERTIN, M., AACHIB, M. et AUTHIER, K. (2000a). Evaluation of diffusive gas flux through covers with a GCL. Geotextiles and Geomembranes, vol. 18, pp. 215-233. chap2 p. 1-3-5-6-7-44

AUBERTIN, M. AACHIB, M., BUSSIÈRE, B. et CHAPUIS, R.P. (1996c). Recouvrements multicouches avec effets de barrière capillaire pour contrôler le drainage minier acide : Études en laboratoire et in situ. Exemples majeurs et récents en géotechnique de l'environnement : Symposium International, Paris, pp. 180-199.

AUBERTIN, M. AACHIB, M., MONZON, M., CHAPUIS, R.P et BUSSIÈRE, B. (1996d). Le contrôle du drainage minier acide à l'aide de barrière de recouvrement. Colloque sur le Programme de Neutralisation des Eaux de Drainage dans l'Environnement Minier, Rouyn-Noranda, vol. 2, pp. 133-155.

AUBERTIN, M., AACHIB, M., MONZON, M., JOANES, A.-M., BUSSIÈRE, B. et CHAPUIS, R.P. (1997b). Étude de laboratoire sur l'efficacité des barrières de recouvrement construites à partir de résidus miniers. Projet C.D.T. P1899.3, 107 p. chap. 2 p. 61-63

AUBERTIN, M., BUSSIÈRE, B., AACHIB, M. et CHAPUIS, R.P. (1996b). Une modélisation numérique des écoulements non saturés dans des couvertures multicouches en sols. Hydrogéologie, vol. 1, pp. 3-13.

AUBERTIN, M., BUSSIÈRE, B. BARBERA, J.-M., CHAPUIS, R.P., MONZON, M. et AACHIB, M. (1997c). Construction and instrumentation of in situ test plots to

evaluate covers built with clean tailings. Proceedings of the 4th ICARD, Vancouver, vol. 2, pp. 715-730.

AUBERTIN, M., BUSSIÈRE, B. et BERNIER, L. (2002). Environnement et gestion des rejets miniers. CD-Rom. Presses Internationales Polytechnique.

AUBERTIN, M., BUSSIÈRE, B. et CHAPUIS, R.P. (1996a). Hydraulic conductivity of homogenized tailings from hard rock mines. Canadian Geotechnical Journal, vol. 33, pp. 470-482.

AUBERTIN, M., BUSSIÈRE, B., CHAPUIS, R.P., BARBERA, J.-M. (1996e). Construction of experimental cells with covers on acid producing tailings. Proc. 49th Canadian Geotechnical Conference, St John's, pp. 655-662.

AUBERTIN, M., BUSSIÈRE, B., MONZON, M., JOANES, A.-M., GAGNON, D., BARBERA, J.-M., AACHIB, M., BÉDARD, C., CHAPUIS, R.P. et BERNIER, L. (1999a). Étude sur les barrières sèches construites à partir de résidus miniers. Phase II : Essais en place. Rapport de projet de recherche CDT P1899, École Polytechnique de Montréal, Rapport NEDEM/MEND Projet 2.22.2c, 331 p.

AUBERTIN, M. et CHAPUIS, R.P. (1991a). Critères de conception pour les ouvrages de retenue des résidus miniers dans la région de l'Abitibi. 1^{ère} Conférence canadienne de géotechnique environnementale, pp. 113-127.

AUBERTIN, M. et CHAPUIS, R.P. (1991b). Considérations hydro-géotechniques pour l'entreposage des résidus miniers dans le nord-ouest du Québec. 2^{ième} Conférence Internationale sur la réduction des eaux de drainage acides, Montréal, Québec, vol. 3, pp. 1-22.

AUBERTIN, M., CHAPUIS, R.P., AACHIB, M., BUSSIÈRE, B., RICARD, J.-F. et TREMBLAY, L. (1995). Évaluation en laboratoire de barrières sèches construites à partir de résidus miniers. Rapport MEND/NEDEM 2.22.2a.

AUBERTIN, M., DAGENAIS, A.-M., BUSSIÈRE, B. et BERNIER, L. (1999b). Suivi du comportement de la couverture multicouche et des drains calcaires au site Minier Lorraine. Rapport d'avancement 2. Projet CDT2427.

AUBERTIN, M., DIONNE, J. et MARCOUX, L. (1997a). Design guidelines and stability criteria of engineering works for water covers. 4th International Conference on Acid Rock Drainage, Vancouver, B.C., pp. 1849-1866.

AUBERTIN, M., MBONIMPA, M. et DAGENAIS, A.-M. (2000b). Nouvelles procédures d'essais de diffusion et de consommation d'oxygène : applications au site LTA, Malartic, Québec. Rapport soumis à Golder Associés. 58p.

AUBERTIN, M., MBONIMPA, M., BUSSIÈRE, B. et CHAPUIS, R.P. (2003). A model to predict the water retention curve from basic geotechnical properties. Canadian Geotechnical Journal, vol. 40, pp. 1104-1122.

AUBERTIN, M., RICARD, J.-F. et CHAPUIS, R.P. (1998). A predictive model for water retention curve : application to tailings from hard-rock mines. Canadian Geotechnical Journal, vol. 35, pp. 55-69.

BAIN, J.G., MAYER, K.U., BLOWES, D.W., FRIND, E.O., MOLSON, J.W.H., KAHNT, R., JENK, U. (2001). Modelling the closure-related geochemical evolution of groundwater at a former uranium mine. Journal of Contaminant Hydrology, 52:109-135.

BARBOUR, S.L., WILSON, G.W. et ST-ARNAUD, L.C. (1993). Evaluation of the saturated-unsaturated groundwater conditions of a thickened tailings deposit. Canadian Geotechnical Journal, vol. 30, pp. 935-946.

BARBOUR, S.L., YANFUL, E.K. (1994). A column study of static nonequilibrium fluid pressures in sand during prolonged drainage. Canadian Geotechnical Journal, vol. 31, pp. 299-303.

BEAR, J. (1972). Dynamics of Fluids in Porous Media. Dover, New-York.

BEAULIEU, S., ZAGURY, G., DESCHÊNES, L. Et SAMSON, R. (2000). Bioactivation and bioaugmentation of a passive reactor for acid mine drainage treatment. Environmental Issues and Management of Waste in Energy and Mineral Production, Singhal, R.K. et Mehrotra, A.K. (eds), A.A. Balkema Publishers, Rotterdam, Netherlands, pp. 533-537.

BENSON, C.H., ABICHOU, T.H., OLSON, M.A. et BOSSCHER, P.J. (1995). Winter effects on hydraulic conductivity of compacted clay. Journal of Geotechnical Engineering, vol. 121, no 1, pp. 69-79.

BENSON, C.H., DANIEL, D.E. et BOUTWELL, G.P. (1999). Field Performance of Compacted Clay Liners. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, vol. 125, no 5, pp. 390-403.

BENSON, C.H. et OTHMAN, M.A. (1993). Hydraulic conductivity of compacted clay frozen and thawed in situ. Journal of Geotechnical Engineering, vol. 119, no 2, pp. 276-294.

BENZA AZOUA, M., (1996). Caractérisation physico-chimique et minéralogique de produits miniers sulfurés en vue de la réduction de leur toxicité et de leur valorisation. Thèse de doctorat de l'Institut national polytechnique de Lorraine, Nancy, France, 17 janvier 1996.

BERNIER, L. (1996). Rapport d'analyses minéralogiques sur 7 échantillons de résidus miniers, Mine Lorraine, Témiscamingue, Québec. Géoberex Recherche, 14 p.

BERNIER, L. (2002a). Le drainage minier acide : formation, prédiction et traitement. Chap. 5. Environnement et gestion des rejets miniers. CD-Rom. Presses Internationales Polytechnique.

BERNIER, L. (2002b). Suivi du comportement de la couverture multicouche et des drains calcaires au site Minier Lorrain : suivi hydrogéochimique des drains calcaires installés au site minier Lorraine. Rapport du projet C.D.T. P2427, École Polytechnique de Montréal, 187 p.

BERNIER, L., AUBERTIN, M., DAGENAIS, A.-M., BUSSIÈRE, B., BIENVENU, L. et CYR, J. (2001). Limestone drain design criteria in AMD passive treatment : theory, practice and hydrogeochemistry monitoring at the Lorraine Mine site, Temiscamingue. MineSpace 2001, 103rd Annual General Meeting of the Canadian Institute of Mining, Metallurgy and Petroleum, Québec, Québec, April 29 to May 3, 2001.

BERNIER, L., AUBERTIN, M. et POIRIER, C. (2002). Utilisation des drains calcaires dans le traitement du Drainage Minier Acide : un état de la question. Symposium sur l'environnement et les mines, Rouyn-Noranda, Québec, 3-5 octobre 2002. CD-Rom.

BIGHAM, J.M. et NORDSTROM, D.K. (2000). Iron and aluminum hydroxysulfates from acid sulphate waters. In: Sulfate Minerals – Crystallography, Geochemistry and

Environmental Significance. Alpers, C.N., Jambor, J.L., Nordstrom, D.K. (eds), reviews in mineralogy and geochemistry, vol. 40. Mineralogical Society of America, Geochemical Society, Washington, D.C., pp. 351-403.

BLIGHT, G.E. (1994). The master profile for hydraulic fill tailings beaches. Proc. Instn Civ. Engrs Geotech. Engng, vol. 107, pp. 27-40.

BLOWES, D.W. et GILLHAM, R.W. (1988). The generation and quality of streamflow on uranium tailings near Elliot Lake, Ontario. Journal of Hydrology, vol. 97, pp. 1-23.

BLOWES, D.W. et PTACEK, C.J. (1994). Acid-neutralization mechanisms in inactive mine tailings. Short Course Handbook on Environmental Geochemistry of Sulfide Mine-Waste, ed. J.L. Jambor et D.W. Blowes. Mineralogical Association of Canada, Special volume 22, pp. 272-292

BÖRJESSON, E. (2001). Natural treatment system for heavy metal drainage in Ranstad, Sweden – a case study. Securing the Future : International Conference on Mining and the Environment. Skelleftea, Sweden, pp. 51-57.

BOUWER, H. (1986). Intake rate : cylinder infiltrometer. Methods of Soil Analysis. Part 1. Physical and Mineralogical Methods. 2nd Ed. Agronomy No 9. American Society of Agronomy, Madison, WI. Pp. 825-844.

BOWDERS, J.J.Jr. et MCCLELLAND, S. (1994). The effects of freeze-thaw cycles on the permeability of three compacted soils. Hydraulic Conductivity and Waste Contaminant Transport in Soil, ASTM STP 1142, Daniel, D.E. and Trautwein, S. J. (eds), American Society for Testing Materials, pp. 461-481.

BROOKS, R.H. et COREY, J.C. (1964). Hydraulic properties of porous medium. Colorado State University (Fort Collins), Hydrology Paper 3.

BURGER, C.A. et SHACKELFORD, C.D. (2001). Evaluating dual porosity of pelletized diatomaceous earth using bimodal soil-water characteristic curve fonctions. Canadian Geotechnical Journal, vol. 38, pp. 53-66.

BUSSIÈRE, B. (1993). Évaluation des propriétés hydrogéologiques de résidus miniers utilisés comme barrières de recouvrement. Mémoire de maîtrise. École Polytechnique de Montréal.

BUSSIÈRE, B. (1999). Étude du comportement hydrique de couvertures avec effets de barrière capillaire inclinées à l'aide de modélisations physiques et numériques. Thèse de doctorat. École Polytechnique de Montréal, 393 p. chap. 2 p. 45-46-50-51-53-57-61 chap. 4 p. 1-17-32-66

BUSSIÈRE, B. (2000). Développement d'un outil d'optimisation pour la restauration des sites miniers générateurs de DMA : application au site Aldermac. Rapport final au Conseil régional de développement de l'Abitibi-Témiscamingue.

BUSSIÈRE, B., APITHY, S. A., AUBERTIN, M., CHAPUIS, R.P. (2003c). Diversion capacity of sloping covers with capillary barrier effects. 56th Annual Canadian Geotechnical Conference and 4th Joint IAH-CNC and CGS Groundwater Specialty Conference, Winnipeg, Manitoba, September 29 - October 1, 2003. Comptes-Rendus sur CD-ROM, 8p.

BUSSIÈRE, B., AUBERTIN, M. et CHAPUIS, R.P. (2000a). An investigation of slope effects on the efficiency of capillary barriers to control AMD. 5th International Conference on Acid Rock Drainage, Denver, Colorado, vol. 2, pp. 969-977.

BUSSIÈRE, B. AUBERTIN, M. et CHAPUIS, R.P. (2000b). The use of hydraulic breaks to limit desaturation of inclined capillary barriers. 53th Canadian Geotechnical Conference, Montréal, Québec.

BUSSIÈRE, B. AUBERTIN, M. et CHAPUIS, R.P. (2003a). The behavior of inclined covers used as oxygen barriers. Canadian Geotechnical Journal, vol. 40, no 3, pp. 512-535.

BUSSIÈRE, B., AUBERTIN, M., MOREL-SEYTOUX, H.J. et CHAPUIS, R.P. (1998b). A laboratory investigation of slope influence on the behaviour of capillary barriers. 51st Canadian Geotechnical Conference, vol. 2, pp. 831-836.

BUSSIÈRE, B., BENZAAZOUA, M., AUBERTIN, M., LELIÈVRE, J., BOIS, D. et SERVANT, S. (1998a). Valorisation des résidus miniers : une approche intégrée – Phase II. Rapport final. URSTM, Rouyn-Noranda, Québec, 198 p.

BUSSIÈRE, B., BENZAAZOUA, M., AUBERTIN, M. et MBONIMPA, M. (2004). A laboratory study of covers made of low-sulphide tailings to prevent acid mine drainage. Environmental Geology, vol. 45, no 5, pp. 609-622.

BUSSIÈRE, B. et DAGENNAIS, A.-M. (2001). Modification de l'essai de consommation d'oxygène pour estimer la performance de couvertures placées sur des rejets miniers générateurs de DMA. Rapport non publié présenté à la FUQAT, 19 p.

BUSSIÈRE, B., DAGENNAIS, A.-M., MBONIMPA, M. et AUBERTIN, M. (2002). Modification of oxygen-consumption testing for the evaluation of oxygen barrier performance. 55th Canadian Geotechnical Conference and 3rd joint IAH-CNC and CGS Groundwater Specialty Conference, Niagara Falls, CD, pp. 139-146.

BUSSIÈRE, B., MAQSOUD, A., AUBERTIN, M., MARTSCHUK, J., McMULLEN, J., JULIEN, M. (2003b). Results from the monitoring program at the LTA site: hydraulic behavior of the cover. Conférence et salon commercial de l'industrie minière - Montréal 2003, ICM, 4-7 mai 2003. ICM/CIM. Comptes-Rendus sur CD-ROM.

BUSSIÈRE, B., NICHOLSON, R.V., AUBERTIN, M. et SERVANT, S. (1997). Effectiveness of covers built with desulphurized tailings : column tests investigation. 4th International Conference on Acid Rock Drainage, Vancouver B.C., vol. 2, pp. 763-778.

CABRAL, A., BURNOTTE, F. et LEFEBVRE, G. (2000). Comportement de la couverture de résidus de désencrage au site minier Clinton. Colloque sur la recherche de méthodes innovatrices pour le contrôle du drainage minier acide. Sherbrooke, pp. 7-25 à 7-37.

CAMPBELL, G.S. et GEE, G.W. (1986). Water potential : miscellaneous methods. Methods of soil analysis, part 1. Physical and mineralogical methods. Agronomy monograph no. 9, 2^{ième} édition, American Society of Agronomy – Soil Science Society of America.

CARLSSON, E. et ELANDER, P. (2001). Investigation of repeated cycles of freezing and thawing effects on a clayey till used as sealing layer over sulphide-rich tailings at the Kristineberg mine, Northern Sweden. Securing the Future, International Conference on Mining and the Environment, Skelleftea, Sweden, pp. 58-71.

CARSLAW, H.S. et JAEGER, J.C. (1959). Conduction of Heat in Solids. Oxford University Press, London.

CATALAN, L.J.J.(2000). Flooding of Pre-Oxidized Mine Tailings: Mattabi Case Study. MEND 2000 Report 2.15.1a, 215 p. CANMET-MSL, Division Natural Resources Canada, Ottawa.

CATALAN, L.J.J., BUSET, K.C. et YIN, G. (2002). Reactivity of oxidized sulfidic mine tailings during lime treatment. Environmental Science and Technology, vol. 36, no 12, pp. 2766-2771.

CATALAN, L.J.J., MERLIÈRE, E. et BLISS, M. (2001). Evaluation of lime requirements to neutralize pre-oxidized sulphidic mine tailings prior to submergence. International Conference on Mining and the Environment: Securing the Future. Skelleftea, Suède, pp. 72-84.

CATALAN, L.J.J., YANFUL, E.K., BOUCHER, J.-F. et LIN-SHELP, M. (2000b). A field investigation of tailings resuspension in a shallow water cover. 5th International Conference on Acid Rock Drainage, Denver, Colorado, pp. 921-931.

CATALAN, L.J.J., YANFUL, E.K. et ST-ARNAUD, L.C. (2000a). Field assessment of metal and sulfate fluxes during flooding of pre-oxidized mine tailings. Advances in Environmental Research, vol., 4, pp. 295-306.

CATALAN, L.J.J. et YANFUL, E.K. (2002). Sediment-trap measurements of suspended mine tailings in shallow water cover. Journal of Environmental Engineering, vol. 128, pp. 19-30.

CATALAN, L.J.J. et YIN, G. (2003). Comparison of calcite to quicklime for amending partially oxidized sulfidic mine tailings before flooding. Environmental Science & Technology, vol. 37, pp. 1408-1413.

CAYOUE, J. (2004). Environnement à la mine Louvicourt « de l'ouverture à la fermeture ». 2^{ième} Symposium sur l'environnement et les mines, Rouyn-Noranda, mai 2005. CD-Rom.

CEDERGREN, H.R. (1977). Seepage, Drainage and Flow Nets. 2^{ième} édition, John Wiley and Sons, New York.

CHAMBERLAIN, E.J. et GOW, A.J. (1979). Effect of freezing and thawing on the permeability and structure of soils. Engineering Geology, vol. 13, pp. 73-92.

CHAPUIS, R.P. (1992). Similarity of internal stability criteria for granular soils. Canadian Geotechnical Journal, vol. 29, pp. 711-713.

CHAPUIS, R.P. (1995). Filtration des sols pulvérulents et des sols fins : critères et exemples. Vecteur Environnement, vol. 28, no 4, pp. 19-29.

CHAPUIS, R.P. (2000). Full-scale hydraulic performance of soil-bentonite and clay liners. R.M. Hardy Keynote Address, 53rd Canadian Geotechnical Conference, Montréal, Québec.

CHAPUIS, R.P. et AUBERTIN, M. (2003). On the use of the Kozeny-Carman equation to predict the hydraulic conductivity of soils. Canadian Geotechnical Journal, vol., 40, pp. 616-628.

CHAPUIS, R.P., CHENAF, D., BUSSIÈRE, B., AUBERTIN, M. et CRESPO, R. (2001). A user's approach to assess numerical codes for saturated and unsaturated seepage conditions. Canadian Geotechnical Journal, vol. 38, no 5, pp. 1113-1126.

CHENAF, D. (1997). Détection des frontières pendant la phase de remontée des essais d'aquifères. Thèse de doctorat, département de génie minéral, École Polytechnique de Montréal.

CHERTKOV, V.Y. et RAVINA, I. (2001). Effect of interaggregate capillary cracks on the hydraulic conductivity of swelling clay soils. Water Resources Research, vol. 37, no. 5, pp. 1245-1253.

CHIEN, N. et WAN, Z. (1998). Mechanics of sediment transport. ASCE press, Virginia.

CHRISTENSEN, D., BARBOUR, S.L., O'KANE, M. et MEIERS, G. (2002). Long-term performance of dry cover systems for reactive mine waste. Symposium sur les mines et l'environnement, Rouyn-Noranda, Québec, CD-Rom.

CINCILLA, W.A., LANDRIAULT, D.A. et VERBURG, R. (1997). Application of paste technology to surface disposal of mineral wastes. 4th International Conference on Tailings and Mine Waste '97. Fort Collins, Colorado, pp. 343-356.

CLAUSNITZER, V., HOPMANS, J.W. et STARR, J.L. (1998). Parameter uncertainty analysis of common infiltration models. Soil Science Society of America Journal, vol. 62, pp. 1477-1487.

COLLIN, M. (1987). Mathematical modelling of water and oxygen transport in layered soil covers for deposits of pyritic mine tailings. Licenciate Treatise. Royal Institute of Technology. Department of Chemical Engineering. S-100 44 Stockholm, Sweden.

COLLIN, M. (1998). The Bersbo Pilot Project. Numerical simulation of water and oxygen transport in the soil covers at mine waste deposits. Swedish Environmental Protection Agency. Report 4763, 46p.

COLLIN, M. et RASMUSON, A. (1988). Gas diffusivity models for unsaturated porous media. Soil Science America Journal, vol. 52, pp. 1559-1565.

COLLIN, M. et RASMUSON, A. (1990). Mathematical modelling of water and oxygen transport in layered soil covers for deposits of pyritic mine tailings. Acid Mine Drainage: Designing for Closure. GAC-MAC Annual Meeting, pp. 311-333.

CÔTÉ, H., THIMUS, J.F., RIJKERS, R. et NAAKTGEBOREN, M. (2000). Soil Behavior during artificial freezing (part 1) : frost heaving 3D tests. International Conference on Ground Freezing and Frost Action on Soils. Belgium, pp. 69-74.

CRANK, J. 1975. The Mathematics of Diffusion. 2 ième édition. Oxford Univ. Press, New-York. Chap. 2 p.2-3-13-14

CRESPO, J.R. (1994). Modélisation des écoulements à travers les ouvrages de retenue et de confinement de résidus miniers par un logiciel d'éléments finis. Mémoire de maîtrise, département de génie minéral, École Polytechnique de Montréal.

DAVÉ, N.K. et VIVYURKA, A.J. (1994). Water cover on acid generating uranium tailings – laboratory and field studies. Proceedings of the International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and 3rd International Conference on the Abatement of Acidic Drainage. Pittsburgh, PA., vol. 1, pp. 297-306.

DAVIS, A., EARLY, L.E. et HELGEN, S. (1999). Assessing the efficacy of lime amendment to geochemically stabilize mine tailings. Environmental Science and Technology, vol. 33, no 15, pp. 2626-2632.

DAVIS, G.B. et RITCHIE, A.I.M. (1986). A model of oxidation in pyritic mine wastes. Part 1. Equations and approximate solution. Applied Mathematical Modelling, vol. 10, pp. 314-322.

DELAGE, P., AUDIGUIER, M., CUI, Y-J., et HOWATT, M.D. (1996). Microstructure of a compacted silt. Canadian Geotechnical Journal, vol. 33, pp. 150-158

DOMENICO, P.A. et SCHWARTZ, F.W. (1998). Physical and Chemical Hydrogeology. 2^{ième} édition. John Wiley and Sons, 506 p.

DURNER, W. (1994). Hydraulic conductivity estimation for soils with heterogeneous pore structure. Water Resources Research, vol. 30, no. 2, pp. 211-223.

EIGENBROD, K.D. (1996). Effects of cyclic freezing and thawing on volume changes and permeabilities of soft fine-grained soils. Canadian Geotechnical Journal, vol. 33, pp. 529-537.

EIGENBROD, K.D. (2003). Self-healing in fractured fine-grained soils. Canadian Geotechnical Journal, vol. 40, pp. 435-449.

ELBERLING, B. et DAMGAARD, L.R. (2001). Microscale measurements of oxygen diffusion and consumption in subaqueous sulfide tailings. Geochimica et Cosmochimica Acta, vol. 65, no 12, pp. 1897-1905.

ELBERLING, B. et NICHOLSON, R.V. (1996). Field determination of sulphide oxidation rates in mine tailings. Water Resources Research, vol. 32, pp. 1773-1784.

ELBERLING, B., NICHOLSON, R.V. et DAVID, D.J. (1993). Field evaluation of sulphide oxidation rates. Nordic Hydrology, vol 24, pp. 323-338.

ELBERLING, B., NICHOLSON, R.V., REARDON, E.J. et TIBBLE, P. (1994). Evaluation of sulphide oxidation rates : a laboratory study comparing oxygen fluxes and rates of oxidation product release. Canadian Geotechnical Journal, vol. 13, pp. 375-383.

ELLIS, D.V. et ROBERTSON, J.D. (1999). Underwater placement of mine tailings : case examples and principles. Dans Environmental Impacts of Mining Activities, Emphasis on Mitigation and Remedial Measures. J.M. Azcue (ed.), Springer, pp. 123-141.

ENTRACO INC. (1996). Conception d'un programme de restauration du site minier Lorraine. Rapport final. 70 p.

ERIKSSON, N., LINDVALL, M. et SANDBERG, M. (2001). A quantitative evaluation of the effectiveness of the water cover at the Stekenjokk tailings pond in Northern Sweden : eight years of follow-up. International Conference on Mining and the Environment : Securing the Future, Skelleftea, Suède, pp. 216-227.

EUROPEAN INTEGRATED POLLUTION PREVENTION AND CONTROL BUREAU (EIPPCB). (2003). Bests available Techniques for management of tailings and waste-rock in mining activities. Draft reference document, Institute for Prospective Technologies – Technologies for Sustainable Development, 464 p.

EVANGELOU, V.P. (1995). Pyrite oxidation and its control. CRC Press.

FERGUSON, K.D. et MORIN, K.A. (1991). The prediction of acid rock drainage – Lessons from the database. Second International Conference on the Abatement of Acidic Drainage, Montréal, Canada, vol. 3, pp. 83-106.

FONTAINE, R. (1999a). Restauration du site minier Lorraine. Rapport de surveillance des travaux 7209-700-02. Dessau-Soprin, Val d'Or, Québec, 33 p.

FONTAINE, R. (1999b). Restauration du site minier Lorraine. Rapport de contrôle qualitatif des matériaux (7209-700). Dessau-Soprin inc.

FREDLUND, D.G. et RAHARDJO, H. (1993). Soils Mechanics for Unsaturated Soils. John Wiley & Sons, New-York, 517 p.

FREDLUND, D.G. ET XING, A. (1994). Equations for the soil-water characteristic curve. Canadian Geotechnical Journal, vol. 31, pp. 521-532.

FREEZE, R.A. et CHERRY, J.A. (1979). Groundwater. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey, 604 p.

FRIND, E.O., MATANGA. (1985). The dual formulation of flow for contaminant transport modelling, 1. Review of theory and concepts. Water Resources Research, vol. 21, no. 2, pp. 159-169.

GALLINGER, R. et NICHOLSON, R.V. (1999). Water Covers Workshop – Wrap-Up. Summary notes from the MEND 2000 Workshop – Case Studies on Wet and Dry Covers for Tailings and Waste Rock. Sudbury, Ontario.

GARAND, P. et LADANYI, B. (1982). Frost susceptibility testing of a compacted glacial till. 3rd International Symposium on Ground Freezing, USA CREEL, Hanover, N.H., vol. 1, pp. 277-284.

GARDNER, W.R. (1958). Some steady state solutions of unsaturated moisture flow equations with application to evaporation from a water table. Soil Science, vol. 85, pp. 228-232.

GEO-SLOPE International. (1996). SEEP/W V4 User's guide.

GEO-SLOPE International. (2004). Vadose zone and soil cover analysis.

GERKE, H.H., MOLSON, J.W. et FRIND, E.O. (1998). Modelling the effect of chemical heterogeneity on acidification and solute leaching in overburden mine spoils. Journal of Hydrology, Special Issue : Reactive Transport Modelling, vol. 209, pp. 166-185.

GILLHAM, R.W. (1984). The capillary fringe and its effect on water-table response. Journal of Hydrology, vol. 67, pp. 307-324.

GODBOUT, J. (2005). Évolution des propriétés hydrogéotechniques des remblais miniers cimentés en pâte durant le curage. Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal, à paraître.

GOLDER. (1997). Vérification de la conception de la couverture multicouche phase II Terrains Aurifères. Rapport 951-7117 présenté à Barrick Gold Corporation, Pointe-Claire, Québec, 19 p.

GOLDER. (1999). Suivi du comportement du multicouche Les Terrain Aurifères. Rapport MEND/NEDEM 2.22.4bf.

GRENIER, P.E. (1967). Bibliographie annotée sur la minéralisation métallique dans les régions de Noranda, Matagami, Val D'Or et Chibougameau. Ministère des richesses naturelles. Étude spéciale 2, 305 p.

GUINEBRETIERE, R. (2002). Diffraction des rayons X sur échantillons polycristallins. Lavoisier, Paris.

GUINLE-THENEVIN, I. (1998). Influence des valeurs extremes (millennales) des données physiques de l'environnement naturel sur le sol et le proche sous-sol : application aux sites de stockage de déchets. Thèse de doctorat. École des Mines de Paris. 176 p.

GUSTAFSSON, H.E., LUNDGREN, T., LINDVALL, M., LINDAHL, L-A., ERIKSSON, N., JÖNSSON, H., BROMAN, P.G. et GÖRANSSON, T. (1999). The Swedish acid mine drainage experience: research, development, and practice. Environmental impacts of mining activities, emphasis on mitigation and remedial measures. Azcue, J.M. (ed.), Springer-Verlag Berlin, pp. 203-228.

HARRIES, J.R., LEVINS, D., RING, B. et ZUK, W. (1997). Management of Waste from Uranium Mining and Milling in Australia. Nuclear Engineering and Design, Vol. 176, No. 1-2, pp. 15-21.

HAVERKAMP, R. et PARLANGE, J.-Y. (1986). Predicting the water-retention curve from particle-size distribution : 1. Sandy soils without organic matter. Soil Science, vol. 142, pp. 325-339.

HELLIER, W.W. (1999). Treatment of coal mine drainage with constructed wetlands. Environmental Impacts of Mining Activities : Emphasis on Mitigation and Remedial Measures. Azcue, J.M. (eds). Springer-Verlag, Berlin, Allemagne, pp. 103-121.

HILLEL, D. (1998). Environmental Soil Physics. Academic Press, San Diego.

HOLMSTRÖM, H., LJUNGBERG, J. et ÖHLANDER, B. (1999). Role of carbonates in mitigation of metal release from mining waste. Evidence from humidity cells tests. Environmental Geology, vol. 37, no 4, pp. 267-280.

HOLTZ, R.D. et KOVACS, W.D. (1981). An Introduction to Geotechnical Engineering. Prentice-Hall Inc., Englewood Cliffs, N.J.

HOSSEIN, A. (1983). Surface Mining Environmental Monitoring and Reclamation Handbook. Sendlein, L.V.A., Yazicigil, H., Carlson, C.L., Russell, H.K. (eds), Elsevier, New-York.

HYAMS, D. (1995). CurveExpert 1.3 : A comprehensive curve fitting system for Windows.

JESSBERGER, H.L. (1994). Geotechnical aspects of landfill design and construction. Parts 1, 2, 3. Proc. Instn Civ. Engrs Geotech. Engng, vol. 107, avril '94, pp. 99-122.

JOANES, A.-M. (1999). Une analyse hydrogéochimique de l'efficacité de recouvrements multicouches pour le drainage minier acide. Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal.

JOLETTE, D. (2001). Travaux effectués au site minier Lorraine. Rapport de travaux de terrain. Chaire Industrielle CRSNG-Polytechnique-UQAT, 13p.

JURJOVEC, J., PTACEK, C.J. et BLOWES, D.W. (2002). Acid neutralization mechanisms and metal release in mine tailings : A laboratory column experiment. Geochimica et Cosmochimica Acta, vol. 66, no 9. pp. 1511-1523.

JURJOVEC, J., BLOWES, D.W., PTACEK, C.J. et MAYER, K.U. (2004). Multicomponent reactive transport modeling of acid neutralization reactions in mine tailings. Water Resources Research, vol. 40, W11202, 17p.

KÄMPF, M., HOLFELDER, T. et MONTENEGRO, H. (2003). Identification and parameterization of flow processes in artificial capillary barriers. Water Resources Research, vol. 39, no 10, pp. 1-9.

KESHIAN, B.Jr. et RAGER, R.E. (1988). Geotechnical properties of hydraulically placed uranium mill tailings. Hydraulic Fill Structures, pp. 227-253.

KHIRE, M.V., BENSON, C.H. et BOSSCHER, P.J. (1999). Field Data from a Capillary Barrier and Model Predictions with UNSAT-H. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, Vol. 125, No. 6, pp. 518-527.

KHIRE, M.V., BENSON, C.H. et BOSSCHER, P.J. (2000). Capillary Barriers: Design Variables and Water Balance. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, Vol. 126, No. 8, pp. 695-708.

KIM, H. et BENSON, C.H. (2004). Contributions of advective and diffusive oxygen transport through multilayer composite caps over mine waste. Journal of Contaminant Hydrology, vol. 71, pp. 193-218.

KIM, W.-H. et DANIEL, D.E. (1992). Effects of freezing on hydraulic conductivity of compacted clay. Journal of Geotechnical Engineering, vol. 118, pp. 1083-1097.

KLEIN, C. et HURLBURT, C.S.Jr. (1985). Manual of Mineralogy. Ed. John Wiley & Sons.

KLEINMAN, R.L.P., CRERAR, D.A. et PACELLIL, R.R. (1981). Biogeochemistry of acid mine drainage and a method to control acid formation. Mining Engineering, pp. 300-304.

KOMAR, P.D. et MILLER, M.C. (1975). Sediment threshold under oscillatory waves. 14th Coastal Engineering Conference, ASCE, NY, pp. 756-775.

KONRAD, J.-M. (1999). Frost susceptibility related to soil index properties. Canadian Geotechnical Journal, vol. 36, pp. 403-417.

KONRAD, J.-M. et MORGENSTERN, N.R. (1980). A mechanistic theory of ice lensing in soils. Canadian Geotechnical Journal, vol. 17, pp. 473-486.

KOVÁCS, G. (1981). Seepage Hydraulics. Elsevier Scientific Pub.

KWONG, Y.T.J. (2001). Metal leaching through galvanic interaction - implication for mine waste management. Securing the Future, International Conference on Mining and the Environment. Skelleftea, Sweden, pp. 374-383.

L'ÉCUYER, M., CHAPUIS, R.P. et AUBERTIN, M. (1993). Field and laboratory investigations of hydraulic conductivity of acid producing mine tailings. Joint CSCE-ASCE National Conference on Environmental Engineering. Yong, Hadjinicolaou & Mohamed (eds.), pp. 213-220.

LANDRIAULT, D.A. (1995). Paste backfill mix design for canadian underground hardrock mining. 97th Annual General Meeting of the CIM. Rock Mechanics and Strata Control Session. Halifax, Nova Scotia.

LAWRENCE, R. (1990). Prediction of the behavior of mining and processing wastes in the environment. Western Regional Symposium on Mining and Mineral Processing Wastes. Society for Mining, Metallurgy, and Exploration. Littleton, Colorado.

LAWRENCE, R.W. et SCHESKE, M. (1997). A method to calculate the neutralization potential of mining wastes. Environmental Geology, vol. 32, pp. 100-106.

LAWRENCE, G.A., WARD, P.R.B. et MACKINNON, M.D. (1991). Wind-wave induced suspension of mine tailings in disposal ponds – a case study. Canadian Journal of Civil Engineering, vol. 18, pp. 1047-1053.

LEFEBVRE, R., HOCKLEY, D., SMOLENSKY, J. et GÉLINAS, P. (2001). Multiphase transfer processes in waste rock piles producing acid mine drainage. 1. Conceptual model and system characterization. Journal of Contaminant Hydrology, vol. 52, pp. 137-164.

LI, M.G., AUBÉ, B. et ST-ARNAUD, L. (1997). Considerations in the use of shallow water covers for decommissioning reactive tailings. 4th International Conference on Acid Rock Drainage, Vancouver, B.C., pp. 117-130.

LI, M.G. et CATALAN, L.J.J. (1997). Assesment of Acid Generation Potential and Cover Effectiveness of Depyritized Tailings. Desulphurization of Golden Giant CIP Tailings – Progress Report no 5. Noranda Technology Centre, 75 p.

LI, M.G., CATALAN, L.J.J., MCLAUGHLIN, J., ST-ARNAULD, L. et NESSET, J. (1998). An assesment of depyritized tailings as cover material to prevent acid mine drainage. Proceedings of the International Symposium on Gold Recovery, Laplante, A. (ed), Montréal, Québec, Canadian Institute of Mining, Metallurgy and Petroleum.

LI, M., CATALAN, L.J.J. et ST-GERMAIN, P. (2000). Rates of oxygen consumption by sulphidic tailings under shallow water covers – field measurements and modelling. 5th International Conference on Acid Rock Drainage, Denver, Colorado, pp. 913-920.

LOWSON, R.T. (1982). Aqueous oxidation of pyrite by molecular oxygen. Chemical Reviews, no 5, pp. 461-497

LULIN, J.M. (1990). Une analyse du développement minier du nord-ouest Québécois. Dans : La ceinture polymétallique du nord-ouest québécois : synthèse de 60 ans d'exploration minière. ICMM vol spec. 43, pp. 17-34.

LUNDGREN, T. (2001). The Dynamics of Oxygen Transport into Soil Covered Mining Waste Deposits in Sweden. Journal of Geochemical Exploration, Vol. 74, pp. 163-173.

MACKAY, P.L., YANFUL, E.K., ROWE, R.K. et BADY, K. (1998). A new apparatus for measuring oxygen diffusion and water retention in soils. Geotechnical Testing Journal, GTJODJ, Vol. 21, no. 4, pp. 289-296.

MAQSoud, A. et BUSSIÈRE, B. (2003). Évaluation de la performance à long terme de la CEBC installée sur le site LTA. Partie II. Rapport non publié pour la Société Aurifère Barrick, 36 p.

MARCOTTE, R. (2002). La restauration des sites miniers au Québec: des progrès importants ont été accomplis depuis 1990. Symp. Environnement et les Mines: Défis et Perspectives, Rouyn-Noranda, ICM/CIM.

MARSHALL, T.J. (1959). The diffusion of gas in porous media. Journal of Soil Science, vol. 10, pp. 79-82.

MAYER, K.U., BLOWES, D.W. et FRIND, E.O. (2000). Numerical modeling of acid mine drainage generation and subsequent reactive transport. 5th International Conference on Acid Rock Drainage, Denver, Colorado, pp. 135-141.

MAYER, K.U., FRIND, E.O. et BLOWES, D.W. (2002). Multicomponent reactive transport modeling in variably saturated porous media using a generalized formulation for kinetically controlled reactions. Water Resources Research, vol. 38, no 9, pp. 1-21.

MBONIMPA, M. et AUBERTIN, M. (2002b). Mouvement des gaz en milieux poreux partiellement saturés. Notes de cours GNM 1008, UQAT

MBONIMPA, M. et AUBERTIN, M. (2002a). Mouvement des gaz en milieu poreux partiellement saturés. Rapport Technique EPM-RT-2003-04, École Polytechnique de Montréal. Thèse p. 15

MBONIMPA, M., AUBERTIN, M., AACHIB, M. et BUSSIÈRE, B. (2003). Diffusion and consumption of oxygen in unsaturated cover materials. Canadian Geotechnical Journal, vol. 40, pp. 916-932.

MBONIMPA, M., AUBERTIN, M., DAGENAIS, A.-M., BUSSIÈRE, B., JULIEN, M. et KISSIOVA, M. (2002b). Interpretation of field tests to determine the oxygen diffusion and reaction rate coefficients of tailings and soil covers. 55th Canadian

Geotechnical Conference and 3rd joint IAH-CNC and CGS Groundwater Specialty Conference, Niagara Falls, CD, pp. 147-154.

MBONIMPA, M., AUBERTIN, M. CHAPUIS, R.P. et BUSSIÈRE, B. (2002a). Practical pedotransfer functions for estimating the saturated hydraulic conductivity. Geotechnical and Geological Engineering, vol. 20, pp. 235-259.

MCCARTHY, D.F. (1998). Essentials of Soil Mechanics and Foundations : Basic Geotechnics. 5^{ième} édition, Prentice-Hall, New-Jersey, 730 p.

MCDONALD, M.G. et HARBAUGH, A.W. (1988). A modular three dimensional finite difference groundwater flow model. U.S.G.S., Water Resources Investigations.

MCMULLEN, J., FIRLOTTE, R., KNAPP, R. et AUBERTIN, M. (1997). Les Terrains Aurifères property site closure and rehabilitation - conceptual to construction. Proc., 29th Annual Meeting of the Canadian Mineral Processors, Ottawa, 274-292.

MEND. (1994). Inondation artificielle du parc de résidus miniers Solbec Cupra : Études microbiologique et chimique. Rapport final.

MEND. (2001). Prevention and Control, MEND Manual vol. 4. G.A. Tremblay et C.M. Hogan (eds.) CANMET.

MEND. (2004). Design, construction and performance monitoring of cover systems for waste rock and tailings. O'Kane Consultants (ed.), MEND Report 2.21.4.

MIAN, M.H. et YANFUL, E.K. (2003). Tailings erosion and resuspension in two mine tailings ponds due to wind waves. Advances in Environmental Reserch, vol. 7, pp. 745-765.

MILLER, R.D. (1972). Freezing and heaving of saturated and unsaturated soils. Frost Action in Soils. Highway Research Record, no 393, pp. 1-11.

MILLER, S.D., JEFFERY, J.J. et WONG, J.W.C. (1991). Use and misuse of the acid-base account for AMD prediction. 2^{ème} Conférence Internationale sur la Réduction des Eaux de Drainage Acides, Montréal. Tome II, p.491-506.

MILLINGTON, R.J. et QUIRK, J.P. (1961). Permeability of porous solids. Faraday Soc. Trans., vol 57, pp. 1200-1206.

MILLINGTON, R.J. et SHEARER, R.C. (1971). Diffusion in aggregated porous media. Soil Science, vol. 111, pp. 372-378.

MITCHELL, J.K., HOOPER, D.R. et CAMPANELLA, R.G. (1965). Permeability of compacted clay. Journal of the Soil Mechanics and Foundation Division, ASCE, vol. 91, pp. 41-65.

MITCHELL, R.A. et MITCHELL, J.K. (1992). Stability evaluation of waste landfills. Stability and Performance of Slopes and embankments II, Seed, R.B. & Boulanger, R.W. (eds.). ASCE, Geotech. Spec. Pub. No 31, pp. 1152-1187.

MITTAL, H.K. et MORGENSTEN, N.R. (1976). Seepage control in tailings dams. Canadian Geotechnical Journal, vol. 13, pp. 277-293.

MOLSON, J.W., AUBERTIN, M., BUSSIÈRE, B. et JOANES, A.-M. (2004). Simulating acid mine drainage through mine wastes constructed with capillary barrier covers. 57th Canadian Geotechnical Conference and 5th Joint CGS/IAH-CNC Conference, CD-Rom, Session 8D, pp. 29-36.

MOLSON, J.W., E.O. FRIND, A.L. WALTER. (2003). POLYMIN User Guide: A 2D multicomponent reactive transport model with geochemical speciation and kinetic sulphide oxidation, Dept. of Civil, Geological and Mining Engineering, Ecole Polytechnique, Montreal.

MOREL-SEYTOUX, H.J. (1992). The capillary barrier effect at the interface of two soil layers with some contrast in properties. Hydrowar Report 92.4, Hydrology Days Publications, Atherton, CA.

MORIN, K.A. et HUTT, N.M. (1997). Environemental Geochemistry of minesite Drainage. Practical Theory and Case Studies. MDAG Publishing.

MOSES, C.O., NORDSTROM, D.K., HERMAN, J.S. et MILLS, A.L. (1987). Aqueous pyrite oxidation by dissolved oxygen and by ferric iron. Geochemica et Cosmochimica Acta, vol. 51, pp. 1561-1571.

MRN. (1998). Restauration du site minier Lorraine, devis. Projet SDM-R-98-3.

MUALEM, Y. (1976). A new model for pridicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. Water Resources Research, vol. 12, pp. 513-522.

NASTEV, M. (1998). Restauration du site minier Lorraine, rapport technique de conception du recouvrement final. Soprin ADS, Montréal, Québec.

NASTEV, M. et AUBERTIN, M. (2000). Hydrogeological modelling for the reclamation work at the Lorraine mine site Québec. Proc. 1st Joint IAH-CNC-CGS Groundwater Specialty Conference, Montréal, p. 311-318.

NEWMAN, G.P. et WILSON, G.W. (1997). Heat and mass transfer in unsaturated soils during freezing. Canadian Geotechnical Journal, vol. 34, pp. 63-70.

NICHOLSON, R.V. (1994). Iron-sulfide oxidation mechanisms: laboratory studies. The Environmental Geochemistry of Sulfide Mine-Wastes. Short course handbook, vol. 22, Mineralogical Association of Canada, pp. 163-183.

NICHOLSON, R.V., AKINDUNNI, F.F., SYDOR, R.C. et GILLHAM, R.W. (1991). Saturated tailings covers above the water table : the physics and criteria for design. 2nd International Conference on the Abatement of Acidic Drainage, Montréal, Québec, pp. 444-460.

NICHOLSON, R.V. et DAVID, D.J. (1991). Preliminary Hydrogeochemical Investigation of the Falconbridge New Tailings Impoundment : Fall 1990. Final Report. University of Waterloo, Ontario, 47 p.

NICHOLSON, R.V., GILLHAM, R.W., CHERRY, J.A. et REARDON, E.J. (1989). Reduction of acid generation in mine tailings through the use of moisture-retaining cover layers as oxygen barriers. Canadian Geotechnical Journal, vol. 26, pp.1-8.

NICHOLSON, R.V., GILLHAM, R.W. et REARDON, E.J. (1988). Pyrite oxidation in carbonate-buffered solution, 1, experimental kinetics. Geochimica et Cosmochimica Acta, vol. 50, pp. 1509-1520.

NICHOLSON, R.V. et TIBBLE, P.A. (1995). Elevated water table as a control on acid generation rates : literature review and feasibility modelling. Rapport pour SENES Consultants, projet 31706, 35 p.

NIXON, J.F. (1991). Discrete ice lens theory for frost heave in soils. Canadian Geotechnical Journal, vol. 28, pp. 843-859.

NORANDA TECHNOLOGY CENTRE (NTC). (1993). Hydrologic and Hydrogeologic Evaluation of the Thickened Tailings Disposal System at Kidd Creek Division, Falconbridge Limited. Rapport MEND2.23.2ab, 51 p.

NORDSTROM, D.K. (2000). Advances in the hydrogeochemistry and microbiology of acid mine waters. International Geology Review, vol. 42, pp. 499-515.

NORDSTROM, D.K. et ALPERS, C.N. (1999). Geochemistry of acid mine waters. The Environmental Geochemistry of Mineral Deposits. Rev. Econ. Geol. Plumlee, G.S., Logsdon, M.J. éditeurs, pp. 133-160.

O'KANE, M., WILSON, G.W. et BARBOUR, S.L. (1998). Instrumentation and monitoring of an engineered soil cover system for mine waste rock. Canadian Geotechnical Journal, vol. 35, pp. 828-846.

ORAVA, D.A., TREMBLAY, G.A., TIBBLE, P.A. et NICHOLSON, R.V. (1997). Prevention of acid rock drainage through the application of in-pit disposal and elevated water table concepts. 4th International Conference on Acid Rock Drainage, Vancouver, Canada, pp. 973-983.

OTHMAN, M.A. et BENSON, C.H. (1991). Influence of freeze-thaw on the hydraulic conductivity of a compacted clay. 14th Annual Madison Waste Conference, Madison, Wisconsin, pp. 296-312.

OTHMAN, M.A., BENSON, C.H., CHAMBERLAIN, E.J. et ZIMMIE, T.F. (1994). Laboratory testing to evaluate changes in hydraulic conductivity of compacted clays

caused by freeze-thaw : state-of-the-art. Hydraulic Conductivity and Waste Contaminant Transport in Soil, ASTM STP 1142, Daniel, D.E. and Trautwein, S. J. (eds), American Society for Testing Materials, pp. 461-481.

OUELLET, S., BUSSIÈRE, B., AUBERTIN, M. et BENZAAZOUAA, M. (2005). Microstructural evolution of cemented paste backfill: I- Mercury intrusion porosimetry test results, Cement and Concrete Research, to be published.

PAKTUNC, A.D. (1999). Characterization of mine wastes for prediction of acid mine drainage. Environmental impacts of mining activities, emphasis on mitigation and remedial measures. Azcue, J.M. editor, Springer-Verlag Berlin, pp.19-40

PAYANT, S., ST-ARNAUD, L.C. et YANFUL, E.K. (1995). Evaluation of techniques for preventing acidic rock drainage. Conference on Mining and the Environment, Sudbury, Ontario, pp. 485-494.

PERKINS, E.H., NESBITT, H.W., GUNTER, W.D., ST-ARNAUD, L.C. et MYCROFT, J.R. (1995). Critical review of geochemical processes and geochemical models adaptable for prediction of acidic drainage from waste rock. MEND report, Project 1.42.1.

PETTIBONE, H.C. et KEALY, C.D. (1971). Engineering properties of mine tailings. Journal of the Soil Mechanics and Foundation Division, ASCE, vol. 97, pp. 1207-1225.

PHILIP, J.R. (1957). The theory of infiltration : 1. The infiltration equation and its solution. Soil Science, vol. 83, pp. 345-357.

PHUKAN, A. (1985). Frozen Ground Engineering. Prentice-Hall, New Jersey, 336 p.

PIERCE, W.G., BELZILE, N., WIESMAN, M.E. et WINTERHALDER, K. (1994). Composted organic wastes as anaerobic reducing covers for long term abandonment of acid generating tailings. International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and 3rd International Conference on the Abatement of Acidic Drainage, Pittsburgh, vol. 2, pp. 148-157.

PLUMLEE, G.S. (1999). The Environmental Geochemistry of Mineral Deposit. Review in economic geology V.6, Society of Economic Geologists.

QIU, Y. et SEGO, D.C. (1998). Engineering properties of mine tailings. 51st Canadian Geotechnical Conference, Edmonton, Alberta, pp. 149-154.

RANKIN, M. MILLER, T., PETROVIC, S., ZAPF-GILJE, R., DAVIDSON, S., DRYSDALE, K. et VAN ZYL, D. (1997). Submarine tailings discharge : optimizing the evaluation and monitoring process. Tailings and Mine Waste. Fort Collins, Colorado, pp. 303-316.

RESSOURCES NATURELLES CANADA. (2005). Site web mmsd1.mms.nrcan.gc.ca/mmsd

RICARD, J.-F., AUBERTIN, M., FIRLOTTE, F.W., KNAPP, R., MCMULLEN, J. et JULIEN, M. (1997). Design and construction of a dry cover made of tailings for the closure of Les Terrains Aurifères Site, Québec, Canada. 4th International Conference on Acid Rock Drainage, Vancouver, B.C., vol. 4, pp. 1515-1530.

RIMSTIDT, J.D., CHERMAK, J.A. et GAGEN, P.M. (1994). Rates of reaction of galena, sphalerite, chalcopryrite, and arsenopryrite with Fe(III) in acidic solutions. Environmental Geochemistry of Sulfide Oxidation. American Chemical Society, Symposium Series 550, pp. 2-13.

RIPLEY, E.A., REDMANN, R.E. et CROWDER, A.A. (1996). Environmental effects of mining. St. Lucie Press.

RITCEY, G.M. (1989). Tailings Management, Problems and Solutions in the Mining Industries. Elsevier.

RITCHIE, A.I.M. 1994. Sulfide oxidation mechanisms : controls and rates of oxygen transport. The Environmental Geochemistry of sulfide mine-wastes. Short course handbook, vol 22, pp. 201-245.

ROBINSKY, E.I. (1975). Thickened discharge – a new approach to tailings disposal. CIM Bulletin, vol. 68, no. 764, pp. 47-59.

ROBINSKY, E.I. (1978). Tailings disposal by the thickened discharge method for improved economy and environmental control. Tailings Disposal Today. 2nd International Tailings Symposium, Denver, Colorado, pp. 75-92.

ROBINSKY, E.I., BARBOUR, S.L., WILSON, G.W., BORDIN, D., FREDLUND, D.G. (1991). Thickened sloped tailings disposal – an evaluation of seepage and abatement of acid drainage. 2nd International Conference on Abatement of Acidic Drainage, Montréal, Québec, pp.529-549

ROLSTON, D.E. (1986). Gas flux. Methods of Soil Analysis, Part 1 : Physical and Mineralogical Methods. Monograph no 9. American Society of Agronomy, Madison, WI, pp. 1103-1119.

ROMANO, C.G., MAYER, K.U., JONES, D.R., ELLERBROEK, D.A. et BLOWES, D.W. (2003). Effectiveness of various cover scenarios on the rate of sulfide oxidation of mine tailings. Journal of Hydrology, vol., 271, pp. 171-187.

ROSS, B. (1990). The diversion capacity of capillary barriers. Water Resources Research, vol. 26, no 10, pp. 2625-2629.

ROSS, P.J. et SMETTEM, K.R.J. (1993). Describing soil hydraulic properties with sums of simple functions. Soil Science Society of America Journal, vol. 57, pp. 26-29.

ROWE, R.K., BOOKER, J.R. et FRASER, M.J. (1998). POLLUTEv6 and POLLUTE-GUI User's Guide. GAEA Environmental Engineering Ltd., London, Ontario, 305 p.

ROY, M., BERGERON, G., LA ROCHELLE, P., LEROUÉIL, S. et KONRAD, J.-M. (1995). Effets de cycles de gel-dégel sur les propriétés d'une argile sensible. Canadian Geotechnical Journal, vol. 32, pp. 725-740.

SCHARER, J.M., ANNABLE, W.K. et NICHOLSON, R.V. (1993). WATAIL 1.0 User's Manual. Institute for Groundwater Research, University of Waterloo, Canada.

SCHARER, J.M., NICHOLSON, R.V., HALBERT, B. et SNODGRASS, W.J. (1994). A computer program to assess acid generation in pyritic tailings. Environmental Geochemistry of Sulphide Oxidation. American Chemical Society, symposium Series 550, pp. 132-152.

SCHROEDER, P.R., DOZIER, T.S., ZAPPI, P.A., MCENROE, B.M., SJOSTROM, J.W. et PEYTON, R.L. (1994). The hydrogeological evaluation of landfill performance (HELP) model. User's guide for version 3.0. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.

SENES Consultants Ltd. (1996). Review of use of an elevated water table as a method to control and reduce acidic drainage from tailings. Rapport MEND 2.17.1.

SHACKELFORD, C.D. (1991). Laboratory diffusion testing for waste disposal. A review. Journal of Contaminant Hydrology, vol. 7, pp. 117-120.

SHERLOCK, E.J., LAWRENCE, R.W. et POULIN, R. (1995). On the neutralization of acid rock drainage by carbonate and silicate minerals. Environmental Geology, vol. 25, pp. 43-54.

SHOCK, C.C., DAVID, R.J., SHOCK, C.A. et KIMBERLING, C.A. (1999). Innovative, automatic, low-cost reading of Watermark soil moisture sensors. Irrigation Association 1999 Proceedings of the International Irrigation -Show, pp. 147-152.

SIMMS, P.H. (2003). A Fundamental Study of Unsaturated Flow in Compacted Clayey Soil. Ph.D. Thesis, University of Western Ontario, 336 p.

SIMMS, P.H. et YANFUL, E.K. (1999). Some insights into the performance of an experimental soil cover near London, Ontario. Canadian Geotechnical Journal, vol. 36, pp. 846-860.

SIMMS, P.H. et YANFUL, E.K. (2002). Predicting soil-water characteristic curves of compacted plastic soils from measured pore size distribution. Géotechnique, vol. 52, no 4, pp. 269-278.

SIMMS, P.H. et YANFUL, E.K. (2004). A discussion of the application of mercury intrusion porosimetry for the investigation of soils, including an evaluation of its use to estimate volume change in compacted clayey soils. Géotechnique, vol. 54, no 6, pp. 421-426.

SIMMS, P.H., YANFUL, E.K., ST-ARNAUD, L. et AUBÉ, B. (2000). A laboratory evaluation of metal release and transport in flooded pre-oxidized mine tailings. Applied Geochemistry, vol. 15, pp. 1245-1263.

SJOBERG DOBCHUK, B. (2002). Evaluation of the effectiveness of a desulphurized tailings cover at Detour Lake Mine. Mémoire de maîtrise, University of Saskatchewan, Saskatoon, 139 p.

SOBEK, A.A., SCHULLER, W.A., FREEMAN, J.R., SMITH, R.M. (1978). Field and Laboratory Methods Applicable to Overburdens and Minesoils. Report EPA-600/2-78-054, U.S. National Technical Information Report PB-280.

SRK. (1991). Guide technique préliminaire sur le drainage rocheux acide (Draft Rock Drainage Technical Guide, 1989, BC AMD Task Force). Centre de recherche minérale du ministère de l'Énergie et des Ressources.

ST-ARNAUD, L.C. (1994). Water covers for the decommissioning of sulphidic mine tailings impoundments. 3rd International Conference on the Abatement of Acidic Drainage, Pittsburgh, PA, vol. 1, pp. 279-287.

ST-ARNAUD, L.C. et YANFUL, E.K. (1993). Recouvrements d'eau pour la fermeture de parcs à résidus miniers sulfureux : étude de cas de Mattabi Mines. NEDEM '93. Colloque sur le programme de neutralisation des eaux de drainage dans l'environnement minier, Val d'Or, pp. 67-86.

STORMONT, J.C. (1996). The effectiveness of two capillary barrier on a 10 % slope. Geotechnical and Geological Engineering, vol. 14, pp. 243-267.

STUMM, W. et MORGAN, J.J. (1981). Aquatic Chemistry. 2nd ed. John Wiley & Sons, New-York.

SVERDRUP, H.U. (1990). The Kinetics of Base Cation Release Due to Chemical Weathering. Lund University Press.

SWANSON, D.A., BARBOUR, S.L., WILSON, G.W. et O'KANE, M. (1995). Modelling the performance of engineered soil covers for acid generating mine waste. Sudbury '95, Conference on Mining and the Environment, Sudbury, Ontario, pp. 861-868.

SWANSON, D.A., BARBOUR, S.L., WILSON, G.W. et O'KANE, M. (2003). Soil-atmosphere modelling of an engineered soil cover for acid generating mine waste in a humid, alpine climate. Canadian Geotechnical Journal, vol. 40, pp. 276-292.

SWARTZENDRUBER, D. (1987). A quasi-solution of Richards' equation for the downward infiltration of water into soil. Water Resources Research, vol. 23, pp. 809-817.

TASSÉ, N., GERMAIN, D., DUFOUR, C. et TREMBLAY, R. (1996). Le recouvrement de résidus organiques au parc East Sullivan : au-delà de la barrière d'oxygène. Colloque sur le Programme de Neutralisation des Eaux de drainage dans l'Environnement Minier, Rouyn-Noranda, pp. 106-128.

TAYLOR, J.C. et HINCZAK, I. (2001). Rietveld made easy: A Practical Guide to the Understanding of the Method and Successful Phase quantifications. J.C. Taylor and I. Hinczak.

TIBBLE, P.A. (1997). A Survey of In Situ Oxygen Consumption Rates for Sulphide Tailings : Investigations on Exposed Tailings and Selected Remediation Efforts.

Mémoire de Maîtrise, University of Waterloo, Waterloo, Ontario.

TIBBLE, P.A. et NICHOLSON, R.V. (1997). Oxygen Consumption on sulphide tailings and tailings covers : measured rates and applications. 4th International Conference on Acid Rock Drainage, Vancouver, Canada, pp. 647-661.

TOPP, G.C., DAVIS, J.L. et ANNAN, A.P. (1980). Electromagnetic determination of soil water content : measurement in coaxial transmission lines. Water Resources Research, vol. 16, pp. 574-582.

TRAUTWEIN, S.J. et BOUTWELL, G.P. (1994). In-situ hydraulic conductivity tests for compacted soil liners and caps. Hydraulic Conductivity and Waste Contaminant Transport in Soil. ASTM STP 1142, Daniel, D.E., Trautwein, S.J. (eds), pp. 184-223.

TREMBLAY, L. (1995). Étude du transport de l'oxygène dans un matériau poreux partiellement saturé. Mémoire de maîtrise, département de génie minéral, École Polytechnique de Montréal, 186 pp.

TREMBLAY, R.L. (1993). Étude sur l'efficacité d'une barrière humide construite à partir de résidus forestiers : le projet East-Sullivan. NEDEM '93. Colloque sur le programme de neutralisation des eaux de drainage dans l'environnement minier. Val d'Or, pp. 123-142.

TREMBLAY, G. et HARGEAVES, R. (1999). A model for technology development – The Canadian Mine Environment Neutral Drainage (MEND) program. International Mining and the Environment Congress, Clean Technology : Third Millenium Challenge, Lima Peru, July 1999.

ULLOM, W.L. (1995). Soil gas sampling. Handbook of Vadose Zone Characterization & Monitoring. Wilson, L.G., Everett, L.G., Cullen, S.J. (eds), CRC Press, pp. 555-567.

UNSATURATED SOILS GROUP. (1997). SoilCover user's manual, version 4.0. Unsaturated Soils Group, Department of Civil Engineering, University of Saskatchewan, Saskatoon.

VANAPALLI, S.K. et BARBOUR, S.L. (1999). The influence of freeze-thaw and wet-dry cycles on the hydraulic conductivity of compacted clays. Rapport interne. Université de Saskatchewan.

VAN GENUCHTEN, M. Th. (1980). A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil Science Society of America Journal, vol. 44, pp. 892-898.

VICK, S.G. (1990). Planning, Design, and Analysis of Tailings Dams. BiTech Publishers, Vancouver, 369 p.

VIGNEAULT, B., CAMPBELL, P.G.C., TESSIER, A. et DE VITRE, R. (2001). Geochemical changes in sulfidic mine tailings stored under a shallow water cover. Water Resources, vol. 35, no 4, pp. 1066-1076.

VIKLANDER, P. (1998). Permeability and volume changes in till due to cyclic freeze/thaw. Canadian Geotechnical Journal, vol. 35, pp. 471-477.

VILLENEUVE, M., BUSSIÈRE, B., BENZAAZOUA, M., AUBERTIN, M. et MONROY, M. (2003). The influence of kinetic test type on the geochemical response of low acid generating potential tailings. Tailings and Mine Waste '03, Vail, CO. Sweets & Zeitlinger, Lisse, pp. 269-279.

VILLENEUVE, M. (2004). Évaluation du comportement géochimique à long terme de rejets miniers à faible potentiel de génération d'acide à l'aide d'essais cinétiques. Mémoire de maîtrise en génie minéral, École Polytechnique de Montréal.

WASHBURN, E.W. (1921). Note on a method of determining the distribution of pore sizes in a porous material, Proceedings, National Academy of Sciences, vol. 7, pp. 115-116.

WAITE, D., ANDERSON, L., CALIENDO, J. et MCFARLAND, M. (1994). The effect of freeze-thaw cycles on the hydraulic conductivity of compacted clay. Hydrogeology, Waste Disposal, Science and Politics, 30th Symposium of Engineering Geology and Geotechnical Engineering, pp. 475-490.

WANG, Q., SHAO, M. et HORTON, R. (1999). Modified Green and Ampt models for layered soil infiltration and muddy water infiltration. Soil Science, vol. 164, pp. 445-453.

WARRICK, A.W., WIERENGA, P.J. et PAN, L. (1997). Downward water flow through sloping layers in the vadose zone : analytical solutions for diversions. Journal of Hydrology, vol. 192, pp. 321-337.

WEBSTER, J.G., SWEDLUND, P.J. et WEBSTER, K.S. (1998). Trace metal adsorption onto acid mine drainage iron (III) oxy hydroxy sulphate. Environmental Science and Technology, vol. 32, pp. 1361-1368.

WELS, C., LOUDON, S. et NEWMAN, G. (2001). Modeling of alternative cover scenarios for mine rock piles at the Zortman and Landusky mine sites. National Association of Abandoned Mine Lands Annual Conference, Athens, Ohio, CD-Rom.

WERNER, K., CARLSSON, E. et BERGLUND, B. (2001). Oxygen and water fluxes into a soil-cover remediated mill tailings deposit : evaluation of field data from the Kristineberg mine site, Northern Sweden. International Conference on Mining and the Environment, Securing the Future, Skelleftea, Suède, pp. 896-905.

WHITE, I., SULLY, M.J. et PERROUX, K.M. (1992). Measurement of surface-soil hydraulic properties : disk permeameters, tension infiltrometers, and other techniques. Advances in Measurement of Soil Physical Properties : Bringing Theory into Practice. Soil Science Society of America Special Publication no 30, pp. 69-103.

WHITE, I. et ZEGELIN, S.J. (1995). Electric and dielectric methods for monitoring soil-water content. Handbook of vadoze zone characterization and monitoring. Wilson, L.G., Everett, L.G. et Cullen, S.J. éditeurs. CRC Press, Boca Raton, Florida

WILSON, G.W. (1990). Soil evaporative fluxes for geotechnical engineering problems. Thèse de doctorat. University of Saskatchewan, Saskatoon.

WILSON, G.W., BARBOUR, S.L., SWANSON, D. et O'KANE, M. (1995). Instrumentation and modelling for saturated/unsaturated performance of soil covers for acid generating waste rock. Hydrogéologie, vol. 4, pp. 99-108.

WILSON, G.W., FREDLUND, D.G. et BARBOUR, S.L. (1994). Coupled soil-atmosphere modelling for soil evaporation. Canadian Geotechnical Journal, vol. 31, pp. 151-161.

WILSON, G.W., FREDLUND, D.G. et BARBOUR, S.L. (1997). The effect of soil suction on evaporative fluxes from soil surfaces. Canadian Geotechnical Journal, vol. 34, pp. 145-155.

WILSON, G.V., JARDINE, P.M. et GWO, J.P. (1992). Modeling the hydraulic properties of a multiregion soil. Soil Science Society of America Journal, vol. 56, pp. 1731-1737.

WINSLOW, D.N. et DIAMOND, S. (1970). A mercury porosimetry study of the evolution of porosity in portland cement. Journal of Materials, vol. 5, no 3, pp. 564-585

WISHMEIER, W.H. et SMITH, D.D. (1978). Predicting rainfall erosion losses, A guide to conservation planning. U.S. Department of Agriculture, Handbook no 537, 58 p.

WOYSHNER, M.R. et YANFUL, E.K. (1995). Modelling and field measurements of water percolation through an experimental soil cover on mine tailings. Canadian Geotechnical Journal, vol. 32, pp. 601-609.

WU, L., PAN, L., MITCHELL, J. et SANDEN, B. (1999). Measuring saturated hydraulic conductivity using a generalized solution for single-ring infiltrometers. Soil Science Society of America Journal, vol. 63, pp. 788-792.

WU, J. et TSANIS, I.K. (1994). Numerical study of wind-induced water currents. Journal of Hydraulic Engineering, ASCE, vol. 121, no 5, pp. 388-395.

WUNDERLY, M.D., BLOWES, D.W., FRIND, E.O. et PTACEK, C.J. (1996). Sulfide mineral oxidation and subsequent reactive transport of oxidation products in mine tailings impoundments : a numerical model. Water Resources Research, vol. 32, pp. 3173-3187.

YANFUL, E.K. (1993). Oxygen diffusion through soil covers on sulphidic mine tailings. Journal of Geotechnical Engineering, ASCE, vol. 119, no 8, pp. 1207-1228.

YANFUL, E.K., AUBÉ, B.C., WOYSHNER, M. et ST-ARNAUD, L.C. (1994). Field and laboratory performance of engineered covers on the Waite Amulet tailings. International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and 3rd International Conference on the Abatement of Acidic Drainage, Pittsburgh, PA, pp. 37-46.

YANFUL, E.K. et CATALAN, L.J.J. (2002). Predicted and field-measured resuspension of flooded mine tailings. Journal of Environmental Engineering, vol. 128, pp. 341-351.

YANFUL, E.K. et LIN, M. (1998). An integrated approach to designing soil covers for reactive mine waste. 51st Canadian Geotechnical Conference, vol.1, pp. 141-148.

YANFUL, E.K., MOUSAVI, S.M. et YANG, M. (2003). Modeling and measurement of evaporation in moisture-retaining soil covers. Advances in Environmental Research, vol. 7, pp. 783-801.

YANFUL, E.K., RILEY, M.D., WOYSHNER, M.R. et DUNCAN, J. (1993). Construction and monitoring of a composite soil cover on an experimental waste-rock pile near Newcastle, New Brunswick, Canada. Canadian Geotechnical Journal, vol. 30, pp. 588-599.

YANFUL, E.K., SIMMS, P.H. et PAYANT, S.C. (1999a). Soil cover for controlling acid generation in mine tailings: a laboratory evaluation of the physics and geochemistry. Water, Air and Soil Pollution, vol. 114, pp. 347-375.

YANFUL, E.K., SIMMS, P.H., ROWE, R.K. et STRATFORD, G. (1999b). Monitoring an experimental soil waste cover near London, Ontario, Canada. Geotechnical and Geological Engineering, vol. 17, pp. 65-84.

YANFUL, E.K. et VERMA, A. (1999). Oxidation of flooded mine tailings due to resuspension. Canadian Geotechnical Journal, vol. 36, pp. 826-845.

YANFUL, E.K., VERMA, A. et STRAATMAN, A.G. (2000). Turbulence-driven metal release from resuspended pyrrhotite tailings. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, vol. 126, no 12, pp. 1157-1165.

YANFUL, E.K. et YANG, Y. (2001). Resuspension of flooded mine tailings in a wind-wave tank. International Conference on Mining and the Environment : Securing the Future, Skelleftea, Suède, pp. 944-952.

YANG, Y., STRAATMAN, A.G. et YANFUL, E.K. (2000). Experimental study on wind induced motions and sediment resuspension in shallow waters. 6th Environmental Engineering Specialty Conference of the CSCE and 2nd Spring Conference of the Geoenvironmental Division of the Canadian Geotechnical Society, London, Ontario, Canada, pp. 177-182.

YONG, R.N. et MOHAMED, A.-M.O. (1992). Cyclic freeze-thaw consideration in design of engineered soil covers for reactive tailings. Canadian Society for Civil Engineering Conference, Québec, Québec, pp. 173-182.

ZAGURY, G.J. (2002). Caractérisation physicochimique, minéralogique et microbiologique des rejets. Méthodes de prédiction du potentiel de génération d'acide – Atelier dans le cadre du Symposium 2002 sur l'environnement et les mines, Rouyn-Noranda, Québec, 36 p.

ZAGURY, G.J., COLOMBANO, S.M., NARASIAH, K.S. et BALLIVY, G. (1997). Neutralization of acid mine tailings by addition of alkaline sludges from pulp and paper industry. Environmental Technology, vol. 18, no 10, pp. 959-973.

ZAGURY, G.J., NECULITA, C.M., POTVIN, R. et BUSSIÈRE, B. (2005). Traitement biologique passif du drainage minier acide: les défis du 21^e siècle. 2^e Symposium sur l'environnement et les mines. Rouyn-Noranda, CD-Rom.

ZEGELIN, S.J., WHITE, I. et RUSSELL, G.F. (1992). A critique of the time domain reflectometry technique for determining field soil-water content. Advances in measurement of soil physical properties : bringing theory into practice. Soil Science Society of America. SSSA Special Publication no 30.

ZIEMKIEWICZ, P.F. (2001). Acid Mine Drainage Chemistry and Treatment. Short Course. National Association of Abandoned Mine Lands Annual Conference, Athens, Ohio.

ZIMMIE, T.F., LAPLANTE, C.M. et BRONSON, D. (1992). The effects of freezing and thawing on the permeability of compacted clay landfill covers and liners. Environmental Geotechnology, pp. 213-217.

ANNEXES

CD-ROM ANNEXE: GUIDE DE CONSULTATION

- A.1.1 Caractérisation des matériaux utilisés dans les essais en colonne
- A.1.2 Essais en colonnes
- A.1.3 Auscultation du site Lorraine
- A.1.4 Modélisations SEEP/W
- A.1.5 Modélisation SoilCover et POLLUTE
- A.1.6 Caractérisation des matériaux utilisés dans les essais avec cycles de gel-dégel
- A.1.7 Essais avec cycles de gel-dégel

