

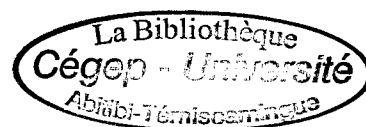
UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE

PERFORMANCE D'UNE BARRIÈRE À L'OXYGÈNE CONSTITUÉE DE RÉSIDUS  
MINIERS FAIBLEMENT SULFUREUX POUR CONTRÔLER LA PRODUCTION DE  
DRAINAGE MINIER ACIDE

THÈSE  
PRÉSENTÉE  
COMME EXIGENCE PARTIELLE DU  
DOCTORAT EN SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT

PAR  
ISABELLE DEMERS

JUIN 2008





# BIBLIOTHÈQUE

Cégep de l'Abitibi-Témiscamingue  
Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

## Mise en garde

La bibliothèque du Cégep de l'Abitibi-Témiscamingue et de l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue a obtenu l'autorisation de l'auteur de ce document afin de diffuser, dans un but non lucratif, une copie de son œuvre dans Depositum, site d'archives numériques, gratuit et accessible à tous.

L'auteur conserve néanmoins ses droits de propriété intellectuelle, dont son droit d'auteur, sur cette œuvre. Il est donc interdit de reproduire ou de publier en totalité ou en partie ce document sans l'autorisation de l'auteur.

*À toute ma famille.*

## REMERCIEMENTS

Je veux tout d'abord remercier mon directeur de thèse, professeur Bruno Bussière, pour son support et sa guidance tout au long du projet et de la rédaction de cette thèse. Je veux souligner aussi le soutien de mes deux co-directeurs Mostafa Benzaazoua et Mamert Mbonimpa, qui ont participé pleinement au projet et à la rédaction par des discussions constructives. Mes remerciements vont également au professeur Michel Aubertin pour son implication dans le projet.

Le financement de ce projet provient en partie de la Chaire industrielle CRSNG-Polytechnique-UQAT en environnement et gestion des rejets miniers, que je remercie, ainsi que le CRSNG pour m'avoir attribué une bourse d'études supérieures à incidence industrielle. Par le fait même, je veux remercier les partenaires de la Mine Doyon, en particulier Annie Blier et Denis Therrien qui m'ont accueillie une journée par semaine pendant deux ans, et qui ont permis d'ajouter une dimension réaliste au projet.

Tout le personnel de l'URSTM est chaleureusement remercié pour son implication dans le projet, en particulier Alain Perreault et Mélanie Bélanger qui ont effectué la collecte de données durant mon congé de maternité. De plus, je veux remercier mes collègues étudiants passés et présents, pour leur amitié et leur aide dans n'importe quel aspect du travail : Thomas Deschamps, Jovette Godbout, Serge Ouellet, Robin Potvin, Raphaël Mermillod-Blondin, Fanta Cissokho, Sandra Trépanier, Benoît Plante, Erol Yilmaz, Anne-Marie Dagenais, Geneviève Pépin.

Finalement, je voudrais remercier ma famille, Paul pour sa compréhension et son support, et Nadine, Liam et Jacinthe pour seulement être là!

## TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES FIGURES.....	x
LISTE DES TABLEAUX.....	xv
LISTE DES SYMBOLES.....	xvi
RÉSUMÉ.....	xxi
CHAPITRE I	
INTRODUCTION.....	1
1.1    Le drainage minier acide.....	1
1.2    Gestion du DMA.....	2
1.2.1    Traitement du DMA.....	3
1.2.2    Prévention du DMA.....	4
1.3    Gestion intégrée des résidus miniers.....	8
1.4    Objectifs du projet.....	11
1.5    Avancement et contributions originales.....	12
1.6    Organisation de la thèse.....	13
CHAPITRE II	
REVUE DE LITTÉRATURE	
MIGRATION DE L'OXYGÈNE À TRAVERS LES MATÉRIAUX DE RECOUVREMENT	
.....	14
2.1    Mécanismes de migration de l'oxygène.....	14
2.1.1    Advection.....	14
2.1.2    Diffusion.....	15
2.1.3    Importance des différents mécanismes de migration pour un matériau granulaire fin.....	16
2.2    Équations de base de la diffusion.....	18
2.2.1    Milieu non réactif.....	18
2.2.2    Milieu réactif.....	19
2.2.3    Coefficient de diffusion effectif.....	19
2.2.4    Coefficient effectif du taux de réaction $K_r$ .....	23

2.3	Flux à travers les matériaux de recouvrement.....	27
2.3.1	Méthodes expérimentales.....	27
2.3.2	Solutions analytiques.....	32
2.3.3	Solutions numériques.....	34
2.3.4	Comparaison de modèles numériques et de solutions analytiques...40	
2.4	Évaluation de l'efficacité de recouvrements.....	42
2.5	Besoins en recherche.....	51
2.6	Dernières remarques.....	52

### CHAPITRE III

#### OXYGEN DIFFUSION AND CONSUMPTION IN LOW SULPHIDE TAILINGS COVERS

	.....	55
3.0	Résumé / abstract.....	55
3.1	Introduction.....	56
3.2	Experimental procedure.....	59
3.2.1	Methods.....	59
3.2.2	Materials properties.....	60
3.2.3	Columns configurations.....	64
3.2.4	Column testing.....	66
3.2.5	Oxygen flux evaluation methods.....	67
3.3	Results.....	68
3.3.1	Hydrogeological behaviour.....	69
3.3.2	Oxygen concentration profiles.....	71
3.3.3	Oxygen flux.....	78
3.4	Discussion.....	82
3.4.1	Model description.....	82
3.4.2	Modelling results.....	84
3.5	Conclusions.....	88
3.6	Acknowledgements.....	89
3.7	References.....	90

## CHAPITRE IV

COLUMN TEST INVESTIGATION ON THE PERFORMANCE OF MONOLAYER  
COVERS MADE OF DESULPHURIZED TAILINGS TO PREVENT ACID MINE  
DRAINAGE.....94

4.0	Résumé / Abstract.....	94
4.1	Introduction.....	95
4.2	Experimental.....	98
4.2.1	Characterization methods.....	98
4.2.2	Materials.....	98
4.2.3	Columns.....	101
4.3	Results.....	104
4.3.1	Control columns.....	105
4.3.2	Desulphurized tailings columns.....	109
4.3.3	Water cover and CCBE.....	112
4.4	Results analysis.....	113
4.4.1	Metal depletion and secondary mineral precipitation.....	113
4.4.2	AMD potential of the monolayer cover systems.....	115
4.4.3	Cover efficiency.....	118
4.5	Conclusions.....	121
4.6	Acknowledgements.....	122
4.7	References.....	122

## CHAPITRE V

PRELIMINARY OPTIMISATION OF SINGLE-LAYER COVER MADE OF  
DESULPHURIZED TAILINGS: APPLICATION TO THE DOYON MINE TAILINGS  
IMPOUNDMENT.....126

5.0	Résumé / Abstract.....	126
5.1	Introduction.....	127
5.1.1	Background.....	127
5.1.2	Site description.....	129
5.1.3	Previous work.....	131

5.1.4	Objectives and content.....	132
5.2	Procedure.....	133
5.2.1	Materials characterization.....	133
5.2.2	Column tests.....	136
5.2.3	Numerical modeling with Vadose/W.....	137
5.3	Results.....	141
5.3.1	Model validation using laboratory results.....	141
5.3.2	Field conditions : parametric study.....	145
5.3.3	Effect of dry spells on oxygen fluxes.....	149
5.3.4	Effect of protection layer on oxygen fluxes.....	150
5.4	Discussion.....	153
5.5	Conclusions.....	157
5.6	Acknowledgements.....	158
5.7	References.....	158

## CHAPITRE VI

	DISCUSSION.....	162
6.1	Importance du coefficient de diffusion effectif $D_e$ dans l'évaluation des flux d'oxygène.....	162
6.1.1	Méthode $\theta - \psi$ (chapitre 3).....	163
6.1.2	Méthode des teneurs en eau massiques (chapitre 4 et 5).....	164
6.1.3	Comparaison des méthodes.....	165
6.1.4	Modélisation numérique avec Vadose/W.....	168
6.1.5	Comparaison des flux estimés selon différentes méthodes.....	169
6.1.6	Autres remarques sur l'influence du $D_e$ .....	171
6.1.7	Remarques sur les gradients d'oxygène.....	171
6.2	Évaluation d'un critère acceptable de flux d'oxygène.....	172
6.3	Effet des conditions frontières extrêmes sur la performance du recouvrement.....	173



## CHAPITRE VII

CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS.....	176
7.1    Sommaire.....	176
7.2    Chapitre 3.....	178
7.3    Chapitre 4.....	179
7.4    Chapitre 5.....	181
7.5    Dernières remarques.....	183

RÉFÉRENCES.....	185
-----------------	-----

## APPENDICE A

COMPARAISON DES RÉSULTATS DES COLONNES EN DUPLICATA.....	199
--	-----

## APPENDICE B

RÉSULTATS DES ESSAIS DE CONSOMMATION D'OXYGÈNE SUR LES COLONNES .....	221
--	-----

## APPENDICE C

QUALITÉ DES LIXIVIATS DES COLONNES.....	224
---	-----

## APPENDICE D

RÉSULTATS DE LA MODÉLISATION GÉOCHIMIQUE À L'AIDE DE VMINTEQ...247	
--	--

## APPENDICE E

DÉTERMINATION DU COEFFICIENT DE TAUX DE RÉACTION $K_r$ DES RÉSIDUS DÉSULFURÉS .....	255
--	-----

## APPENDICE F

RÉSULTATS DES MESURES DE CONCENTRATION D'OXYGÈNE SUR LES COLONNES.....	256
---	-----

APPENDICE G

RÉSULTATS DES MESURES DE SUCCION SUR LES COLONNES.....276

## LISTE DES FIGURES

1.1	Systèmes de recouvrement des plus simples (monocouches) vers les plus complexes (MEND 2001)	6
1.2	Les différentes couches d'une couverture avec effets de barrière capillaire (tiré de Aubertin <i>et al.</i> 1995)	7
1.3	Schéma de la gestion intégrée des résidus (adapté de Benzaazoua <i>et al.</i> 2008)	10
2.1	Appareil à une chambre pour la détermination expérimentale de $D_e$ (tiré de Gosselin 2007)	22
2.2	Appareil à deux chambres pour la détermination expérimentale de $D_e$ (tiré de Mbonimpa <i>et al.</i> 2003)	23
2.3	Concentration d'oxygène typique dans les deux réservoirs (2H: réservoir du haut, 2B: réservoir du bas), pour un échantillon inerte	26
2.4	Concentration d'oxygène typique dans les deux réservoirs (2H: réservoir du haut, 2B: réservoir du bas), pour un échantillon réactif	26
2.5	Comparaison des flux d'oxygène évalués avec la méthode des sulfates (cercles noirs) et la méthode de consommation d' $O_2$ (carrés blancs) pour un essai en laboratoire, les valeurs nulles représentent des flux de moins de $0,01 \text{ mol/m}^2/\text{jour}$ (tiré de Bussière <i>et al.</i> 2004)	31
2.6	Comparaison des profils de concentration d'oxygène mesurés (carrés) et prédits avec les solutions analytiques (ligne discontinue) et Vadose/W (ligne continue)	41
2.7	Vue aérienne du site de la mine Doyon (Source : IAM Gold Inc.)	53
3.1	Drainage (drying) water retention curves for Doyon reactive sulphide tailings, and desulphurized tailings, dots being the experimental data and the lines being the fitted curves	63
3.2	Effective reaction rate coefficient measured using diffusion – consumption cells for desulphurized tailings containing 0.25%S and 1.24%S	63
3.3	Schematic diagram of the laboratory columns and instrumentation used in the tests, with a schematic diagram of oxygen concentration sampling apparatus attached to the columns	65

- 3.4 Average of measured suctions for the two sampling points and for the four sampling times, for a) CO#5-1d-hw, b) CO#7-1d-S-hw, c) CO#11-0.5d-hw, and d) CO#10-1d-lw. Straight line is hydrostatic equilibrium. 70
- 3.5 Degree of saturation profile calculated from suction measurements and the WRC, using porosity  $n$  of 0.47, at the top suction measurement point (elevation 128 cm or 78 cm), and the bottom suction measurement point (elevation 32 cm) 70
- 3.6 Oxygen concentration profile for cycle 3, base case (1m de-S, high water table, CO#5-1d-hw), for 7, 14, 21, and 28 days following column leaching. Arrow shows the position of the water table. 72
- 3.7 Oxygen concentration at two sampling points (5-3 and 5-9 are located at 112 cm and 52 cm from the bottom of the column respectively) for the entire test period, base case (1m de-S cover, high water table). Arrows represent the position of the sampling points, data points colour correspond to position arrow the same colour. 72
- 3.8 Oxygen concentration profile for cycle 3, 1m sulphur-doped de-S cover, high water table for 7, 14, 21, and 28 days following column leaching. Arrow shows the position of the water table. 73
- 3.9 Oxygen concentration at two sampling points (7-3 and 7-9 are located at 112 cm and 52 cm from the bottom of the column respectively) for the entire test period, 1m sulphur-doped de-S cover, high water table. Arrows represent the position of the sampling points, data points colour correspond to position arrow the same colour. 74
- 3.10 Oxygen concentration profile for cycle 3, 50cm de-S cover, high water table for 7, 14, 21, and 28 days following column leaching. Arrow shows the position of the water table. 75
- 3.11 Oxygen concentration at two sampling points (11-2 and 11-5 are located at 72 cm and 42 cm from the bottom of the column respectively) for the entire test period, 50cm de-S cover, high water table. Arrows represent the position of the sampling points, data points colour correspond to position arrow the same colour. 75
- 3.12 Oxygen concentration profile for cycle 3 (a), and cycle 9 (b), 1m de-S cover, low water table for 7, 14, 21, and 28 days following column leaching. Arrow shows the position of the water table. 77
- 3.13 Oxygen concentration at two sampling points (10-3 and 10-9 are located at 112 cm and 52 cm from the bottom of the column respectively) for the entire test period, 1 m de-S cover, low water table. Arrows represent the position of the sampling points, data points colour correspond to position arrow the same colour. 78

3.14	Oxygen flux through the surface of the cover, evaluated using the oxygen gradient method. Note the log scale for the y-axis.	79
3.15	Oxygen flux at the base of the cover for the five cover configurations. Note the log scale.	80
3.16	Cumulative oxygen fluxes calculated at the surface and at the base of the cover, and the oxygen flux consumed by the cover, for the four cover conditions tested.	81
3.17	Vadose/W model of CO#5-1d-hw used for numerical modelling with the corresponding permeability functions	83
3.18	Predicted and measured oxygen profiles using Vadose/W for CO#5-1d-hw measured profile corresponds to 28 days of drainage	84
3.19	Measured suction values for CO#10-1d-lw at the top (elevation 128 cm) and bottom (elevation 32 cm) of the column	86
3.20	Measured and predicted oxygen concentration profiles using Vadose/W for CO#10-1d-lw, a) for first period of test, $K_r^* = 20$ 1/year (September 6 2005); b) for second period of test, $K_r^* = 10$ 1/year (May 15 2006)	87
4.1	Particle size distribution of sulphide tailings, desulphurized tailings, sulphur-doped desulphurized tailings, and sand	101
4.2	Columns configuration	102
4.3	Evolution of pH (a), Eh (b), and conductivity (c) for the control, covered columns, and water and CCBE columns	105
4.4	Iron (a), copper (b), zinc (c), and calcium (d) concentrations in leachates, for the eight cases simulated in the column test. Solid line indicates end of preliminary leaching period. Please note the log scale for (a), (b), (c).	107
4.5	Sulphate concentrations in column leachates for all cases simulated. Solid line indicates end of preliminary leaching period.	108
4.6	Typical oxygen concentration profiles in the desulphurized tailings cover, for the cases with water table elevation and low water table pre-passivation (the presented results were measured between 1 and 4 weeks of drainage) (elevation 30 corresponds to interface between tailings and cover)	109
4.7	Saturation degree profile calculated using porosity $n$ between 0.47 (solid symbols) and 0.43 (end of error bar)	111

4.8	Metal depletion in the columns, based on leachate water quality, for zinc, copper, sulphur, and calcium after approximately 400 days	114
4.9	Oxidation – neutralization curves for the four configurations of monolayer covers tested. (a) Experimental curves; (b) extrapolated curves and projection of initial materials composition	117
4.10	Oxygen base flux reduction efficiency for each column configuration compared to the control with low water table column	121
5.1	Location of Doyon Mine	130
5.2	Doyon mine tailings active disposal site (Source: IAM Gold Inc.)	130
5.3	Water retention curves for materials used in the numerical analyses	135
5.4	Permeability function for the different materials used in the numerical analyses	136
5.5	Vadose/W model of column tests	140
5.6	Precipitation data used in Vadose/W	140
5.7	Potential evaporation data for Rouyn-Noranda calculated by Vadose/W	141
5.8	Oxygen concentration profiles modelled with Vadose/W vs measured profiles for the four columns with single-layer desulphurized tailings cover (a) CO#5-1d-hw, (b) CO#7-1d-S-hw, (c) CO#8-0.5d-hw, (d) CO#6-1d-lw	143
5.9	Suction profiles modelled with Vadose/W vs measured profiles for the four columns with single-layer desulphurized tailings cover (a) CO#5-1d-hw, (b) CO#7-1d-S-hw, (c) CO#8-0.5d-hw, (d) CO#6-1d-lw	144
5.10	Effect of water table level on oxygen flux, for a 75 cm cover with 0.6%S	147
5.11	Volumetric water content profiles for a 75 cm cover with 0.6% S, at various water table elevations on August 8 (220 days)	148
5.12	Effect of cover thickness on oxygen flux, for a cover made of 0.6%S desulphurized tailings with water table level at 75 cm below tailings / cover interface	148
5.13	Effect of sulphide content on oxygen flux, for a 75 cm cover with water table level at 75 cm below tailings / cover interface	149
5.14	Dry weather simulations with and without a protective 15 cm sand layer for the 1 m desulphurized tailings cover system (scenario 8)	150

5.15	Dry weather simulations with and without a protective 15 cm sand layer for the 50 cm desulphurized tailings cover system (scenario 6)	151
5.16	Volumetric water content for a 1 m desulphurized tailings cover with 0.8% S, under normal weather condition after 220 days, and after 59 dry days, with and without 15 cm protective sand layer	151
5.17	Volumetric water content for a 50 cm desulphurized tailings cover with 0.8% S, under normal weather condition after 220 days, and after 59 dry days, with and without 15 cm protective sand layer	152
5.18	Typical model of cover system with protective sand layer	153
5.19	Proposed methodology for the design of covers made of desulphurized tailings	156
6.1	Courbe de rétention d'eau typique avec effets d'hystérésis	165
6.2	Comparaison des teneurs en eau volumiques obtenues selon la méthode massique (au démantèlement) et la méthode succion (avec la CRE et les succions mesurées)	166
6.3	Flux d'oxygène cumulé avec la méthode massique (teneurs en eau volumiques du démantèlement) à la surface du recouvrement, consommé par le recouvrement et à la base du recouvrement	167
6.4	Flux d'oxygène calculé avec la méthode du gradient, pour un même gradient, en variant le degré de saturation	168
6.5	Comparaison des flux d'oxygène globaux évalués à l'aide de la méthode du gradient, de la consommation d'oxygène et de la méthode des sulfates pour a) CO#5-1d-hw, b) CO#7-1d-S-hw, c) CO#10-1d-lw, d) CO#11-0.5d-hw, e) CO#2-c-lw	170
6.6	Flux d'oxygène durant l'été selon différentes conditions frontières	174
6.7	Précipitations et évaporation durant les étés 1984 et 2006	175

**LISTE DES TABLEAUX**

2.1	Flux d'oxygène évalués selon différentes méthodes pour des essais avec des résidus réactifs recouverts ou non (tiré de Elberling <i>et al.</i> 1994)	30
2.2	Forces et faiblesses de Pollute et Vadose/W	39
2.3	Flux d'oxygène à travers un recouvrement placé sur des résidus générateurs d'acide, évalués selon trois méthodes : la méthode du gradient d'oxygène, les solutions analytiques (Mbonimpa <i>et al.</i> 2003) et Vadose/W	42
2.4	Synthèse des études portant sur les recouvrements servant de barrière à l'oxygène	44
2.5	Caractéristiques des résidus de la mine Doyon	54
3.1	Materials characteristics	62
4.1	Tailings characteristics	100
5.1	Materials characteristics	135
5.2	Comparison of oxygen fluxes at the bottom of the desulphurized tailings cover calculated with experimental results, and predicted by Vadose/W	144
5.3	Simulation scenarios and predicted oxygen fluxes for one year under normal weather conditions	147



## LISTE DES SYMBOLES

A	Aire de la surface exposée ( $m^2$ )
AEV	Succion d'entrée d'air (m)
AP	Potentiel d'acidification (kg $CaCO_3$ /t)
C	Concentration d'oxygène (% ou $mol/m^3$ )
$C_0$	Concentration initiale d'oxygène (% ou $mol/m^3$ )
c	Colonne témoin
$C_h$	Chaleur spécifique volumétrique ( $J/(m^3 \times ^\circ C)$ )
$C_p$	Contenu en pyrite par masse de rejets secs (kg/kg)
$C_U$	Coefficient d'uniformité (-)
$C_v$	Module de changement de volume causé par la phase gazeuse (-)
$C_w$	Module de changement de volume causé par la phase liquide (-)
CEBC	Couverture avec effets de barrière capillaire
CO#5-1d-hw	Numérotation des colonnes instrumentées au laboratoire
D	Coefficient de dispersion hydrodynamique dans Pollute ( $m^2/an$ )
$D_0$	Coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'air ( $m/s$ )
$D_{10}$	Diamètre correspondant à 10% cumulé de la distribution granulométrique ( $\mu m$ )
$D_{50}$	Diamètre correspondant à 50% cumulé de la distribution granulométrique ( $\mu m$ )
$D_{60}$	Diamètre correspondant à 60% cumulé de la distribution granulométrique ( $\mu m$ )
$D_e$	Coefficient de diffusion effectif de l'oxygène ( $m^2/s$ )
$D_a^0$	Coefficient de diffusion libre de l'oxygène dans l'air ( $m^2/s$ )
$D_w^0$	Coefficient de diffusion libre de l'oxygène dans l'eau ( $m^2/s$ )
$D^*$	Coefficient de diffusion apparent de l'oxygène ( $m^2/s$ )

$D_H$	Paramètre représentant de diamètre moyen des particules (m)
$D_k$	Coefficient de diffusion effectif de la couche de produits d'oxydation ( $m^2/s$ )
$D_r$	Densité relative des grains
$D_s$	Coefficient de diffusion de l'oxygène dans le sol (m/s)
$D_v$	Coefficient de diffusion de la vapeur dans le sol ( $(kg \times m)/(kN \times s)$ )
DMA	Drainage minier acide
$e$	Indice des vides (-)
$e_a$	Pression de vapeur de l'air au-dessus de la surface du sol (kPa)
E	Flux d'évaporation ( $g/m^2/an$ )
Eff	Efficacité du recouvrement (%)
f	Flux massique d'un contaminant (dans Pollute) ( $g/m^2/an$ )
F	Flux d'oxygène ( $mol/m^2/an$ )
$F_{c-a}$	Flux d'oxygène causé par variations de pression atmosphérique ( $mol/m^2/an$ )
$F_{c-e}$	Flux d'oxygène à travers l'eau, relié à l'infiltration dans le sol ( $mol/m^2/an$ )
$F_{s,L}$	Flux d'oxygène à la base du recouvrement en régime permanent ( $mol/m^2/an$ )
$F_{SR,L}$	Flux d'oxygène à la base du recouvrement en régime permanent pour un matériau réactif ( $mol/m^2/an$ )
$F_{basecover}$	Flux d'oxygène à la base du recouvrement ( $mol/m^2/an$ )
$F_{control}$	Flux d'oxygène à la surface de la colonne témoin ( $mol/m^2/an$ )
$F_L$	Flux diffusif d'oxygène en régime permanent ( $mol/m^2/an$ )
$G_s$	Densité spécifique (-)
g	Constante gravitationnelle ( $m^2/s$ )
H	Constante de Henry ( $\approx 0,03$ à $25^\circ C$ )
$h_r$	Humidité relative du sol (-)
$h_w$	Charge hydraulique (m)
hw	nappe phréatique surélevée

$k$	Conductivité hydraulique non saturée (cm/s)
$k_{sat}$	Conductivité hydraulique saturée (cm/s)
$k_z$	Conductivité hydraulique non saturée dans la direction $z$ (cm/s)
$K$	Coefficient de distribution dans Pollute ( $\text{cm}^3/\text{g}$ )
$K^p$	Réactivité de la pyrite avec l'oxygène ( $\approx 5 \times 10^{-10} \text{ m}^3\text{O}_2/\text{m}^2\text{Fe}_2\text{S/s}$ )
$K_r^*$	Coefficient de taux de réaction apparent (1/an)
$K_r$	Coefficient effectif du taux de réaction (1/an)
$L$	Épaisseur du recouvrement (m)
$L_v$	Chaleur latente de vaporisation de l'eau (J/kg)
$lw$	Nappe phréatique basse, 1,3 m sous l'interface couverture - résidus
$m_2^w$	Pente de la courbe de rétention d'eau
$n$	Porosité (-)
$NP$	Potentiel de neutralisation (kg $\text{CaCO}_3/\text{t}$ )
$NNP$	Potentiel net de neutralisation (kg $\text{CaCO}_3/\text{t}$ )
$P$	Pression atmosphérique totale (kPa)
$P_{80}$	Pourcentage passant 80 $\mu\text{m}$ (%)
$P_0$	Pression atmosphérique initiale (kPa)
$P_v$	Pression de la vapeur dans le sol (kPa)
$P_{vs}$	Pression saturée de vapeur (kPa)
$p_a, p_w$	Facteurs relié à la tortuosité
ppm	Partie par million
$Q$	Taux d'infiltration de l'eau dans le sol (mm/an)
$Q_n$	Énergie de radiation nette disponible à la surface du sol (mm/jour d'eau)
$r_i^p$	Rayon du grain de pyrite (m)
$r_i^f$	Rayon de la partie non oxydée du grain de pyrite (m)

R	Constante universelle des gaz (8,314 J/(mol.K))
R <sub>k</sub>	Taux d'oxydation des sulfures
S	Recouvrement à 1,24%S
S <sub>k</sub>	Aire de la surface réactive des grains (m <sup>2</sup> )
S <sub>r</sub>	Degré de saturation
t	Temps (s, j ou an)
t <sub>s,L</sub>	Temps pour atteindre le régime permanent pour un matériau inerte (s, j ou an)
t <sub>1/2</sub> *	Temps de demi-vie (an)
T	Température (K)
T <sub>a</sub>	Température de l'air au-dessus du sol (K)
T <sub>s</sub>	Température à la surface du sol (K)
TDR	Time domain reflectometry
v	Vitesse moyenne d'écoulement linéaire (m/s)
V	Volume (m <sup>3</sup> )
w	Teneur en eau gravimétrique
W	Poids moléculaire de l'eau (0,018 kg/mol)
W <sub>a</sub>	Vitesse du vent (m/s)
WRC	Courbe de teneur en eau vs. succion
z	Distance verticale (m)
z <sub>0</sub>	Profondeur de la zone non saturée (m)
ΔP	Variation de pression atmosphérique (kPa)
Δz	Profondeur de pénétration de l'oxygène (m)
λ	Conductivité thermique (W/(m x °C))
ν <sub>k</sub>	Coefficient stochiométrique d'O <sub>2</sub> dans la réaction d'oxydation (-)
γ	Constante psychrométrique (-)

$\rho$	Densité du solide ( $\text{g/m}^3$ )
$\rho_w$	Densité de l'eau ( $\text{g/m}^3$ )
$\psi$	Succion (m)
$\psi_r$	Succion à teneur en eau résiduelle (m)
$\theta$	Teneur en eau volumique (-)
$\theta_a$	Teneur en air volumique (-)
$\theta_{eq}$	Teneur en air équivalente (-)
$\theta_w$	Teneur en eau volumique (-)
$\mu\text{m}$	Micromètre
$\mu\text{Mhos}$	Micromhos, équivalent en unité SI à microsiemens
$\Gamma$	Pente de la courbe de vapeur d'eau saturée en fonction de la température moyenne de l'air ( $\text{kPa}^\circ\text{C}$ )
1d	Recouvrement de 1 mètre d'épaisseur
0.5d	Recouvrement de 0.5 mètre d'épaisseur
$[\text{O}_2]_{\text{aq}}$	Concentration d'oxygène dissous (ppm)

## RÉSUMÉ

Les sites miniers générateurs d'acide (DMA) doivent être restaurés afin de limiter leur impact à long terme sur l'environnement. Pour ce faire, les parcs à rejets miniers sont souvent recouverts d'eau ou de sols disponibles à proximité du site. L'objectif de ces recouvrements est de limiter l'infiltration d'oxygène et/ou d'eau, deux éléments essentiels à la formation de DMA. Pour minimiser les coûts associés au transport, à l'achat et à la mise en place de ces matériaux, des études ont démontré la possibilité d'utiliser des rejets de concentrateur non-générateurs d'acide comme matériau dans la construction de couvertures sur les rejets générateurs. Dans le cas d'une mine en opération, il serait possible d'intégrer un procédé de désulfuration afin de produire un concentré riche en minéraux sulfureux et un rejet à basse teneur en sulfures. Ce dernier pourrait servir dans la restauration des sites générateurs d'acide. En plus de produire un matériau de construction à faible coût, la désulfuration permet de réduire les volumes de rejets générateurs d'acide à entreposer.

La mine Doyon est un producteur d'or situé à environ 40 km à l'est de Rouyn-Noranda. Ses résidus générateurs d'acide sont entreposés dans des parcs à résidus miniers qui devaient être éventuellement couverts par 1 mètre d'eau pour prévenir la production de DMA. Comme les parcs approchent leur capacité maximale, une alternative au recouvrement en eau est recherchée par l'opérateur afin d'augmenter la capacité d'entreposage des résidus. Une option proposée est l'utilisation de résidus préalablement désulfurés au concentrateur comme recouvrement monocouche sur les résidus générateurs d'acide. De cette façon, le volume d'entreposage est augmenté sans avoir à rehausser les digues.

Le but principal du projet consiste donc à évaluer la performance technique et environnementale de recouvrements monocouches constitués de résidus désulfurés. De façon spécifique, les objectifs sont : 1) évaluer l'efficacité à réduire la production de drainage minier acide de ce type de recouvrement, en évaluant l'impact de trois paramètres de conception : l'épaisseur du recouvrement, la teneur en sulfures des résidus désulfurés utilisés comme recouvrement, et la position de la nappe phréatique; 2) évaluer la diffusion de l'oxygène à travers les recouvrements de résidus désulfurés afin de vérifier l'importance de la teneur en sulfures résiduels dans le recouvrement; 3) valider un modèle numérique à partir des résultats obtenus en laboratoire pour ensuite faire des prédictions de différents scénarios de restauration; et 4) proposer une méthodologie générale pour la conception de recouvrements faits de résidus désulfurés. Les chapitres de développement de la thèse traitent de différents aspects du projet. Ainsi, le premier chapitre discute de la diffusion et de la consommation de l'oxygène dans les recouvrements de résidus désulfurés, le deuxième chapitre analyse le comportement géochimique des différentes configurations de recouvrements, et le troisième chapitre touche à l'optimisation de la conception du recouvrement pour la mine Doyon à l'aide de la modélisation numérique.

Les résidus désulfurés utilisés dans les recouvrements servent de barrière à la diffusion de l'oxygène et peuvent également consommer le flux d'oxygène qui tente de pénétrer à travers le recouvrement. Une étude en laboratoire a été initiée afin de vérifier la performance à limiter la migration de l'oxygène d'un recouvrement monocouche fait de résidus peu

sulfureux placés sur des résidus générateurs d'acide. Des colonnes instrumentées ont été montées pour évaluer l'impact de trois paramètres : le niveau de la nappe phréatique, la teneur en sulfures résiduels dans le recouvrement et l'épaisseur du recouvrement. Les flux mesurés à la base du recouvrement sont de 0,1 à 1 mol/m<sup>2</sup>/an lorsque le niveau phréatique est bas, de 0,01 à 0,1 mol/m<sup>2</sup>/an lorsque la nappe phréatique est surélevée et de 0,01 à 0,05 mol/m<sup>2</sup>/an pour le recouvrement avec une nappe phréatique surélevée et une teneur en sulfures résiduels plus grande. Ces résultats ont été validés par la modélisation numérique. Pour cette étude paramétrique expérimentale, l'augmentation de l'épaisseur de la couche de résidus désulfurés de 0,5 à 1 m n'a pas eu d'impact significatif sur les flux d'oxygène traversant le recouvrement. Ces résultats confirment qu'un recouvrement monocouche constitué des résidus miniers désulfurés avec contrôle de la nappe phréatique à un niveau permettant de conserver les résidus à un haut degré de saturation peut réduire la migration de l'oxygène et limiter la génération de drainage minier acide. La consommation de l'oxygène par les sulfures résiduels du recouvrement a été observée et quantifiée par cette étude.

Les essais en colonnes instrumentées ont permis aussi d'évaluer l'impact de la concentration de sulfures résiduels de la couverture, du niveau de la nappe phréatique, et de l'épaisseur du recouvrement sur la qualité de l'effluent suite à plusieurs lixiviations. Les configurations avec couverture de résidus désulfurés combinées avec l'élévation de la nappe phréatique pour couvrir les résidus générateurs d'acide ont permis de contrôler la production de DMA et de réduire la lixiviation du zinc et du cuivre par plus de 87% et 98%, respectivement, par rapport au cas témoin du résidu de la mine Doyon sans recouvrement. En effet, toutes les configurations évaluées ont eu des effluents répondant aux normes actuelles de qualité de l'eau, en termes de pH et de concentrations de métaux. L'influence du niveau de la nappe phréatique était aussi apparente dans la qualité du lixiviat, même si à peu près tous les lixiviats des colonnes avec recouvrement répondaient aux normes. Le flux d'oxygène en régime permanent disponible pour l'oxydation des résidus générateurs d'acide a été réduit jusqu'à 96% par le recouvrement comparativement au résidu sans recouvrement.

L'étape suivante consistait à optimiser la configuration du recouvrement fait de résidus désulfurés pour le cas du site de la mine Doyon. Des modélisations numériques à l'aide du logiciel Vadose/W ont été entreprises pour optimiser la conception du recouvrement selon trois paramètres : l'épaisseur du recouvrement, la position de la nappe phréatique et la teneur en sulfures résiduels des résidus désulfurés. Le critère pour la sélection d'un scénario a été défini comme un flux maximal acceptable de 10 mol/m<sup>2</sup>/année, puisque les études en laboratoire ont démontré qu'un tel flux (avec un facteur de sécurité) permettait d'obtenir un lixiviat répondant amplement aux normes environnementales en vigueur. La configuration optimale selon l'analyse numérique est un recouvrement de 1 m d'épaisseur ayant une teneur en sulfures de 0,8%, avec la nappe phréatique positionnée à l'interface entre la couverture et les résidus générateurs de DMA. Afin d'assurer une performance adéquate lors de périodes de sécheresse prolongées, une couche de protection faite de sable est suggérée pour protéger le recouvrement d'une évaporation excessive. Il est ainsi possible d'atteindre l'objectif environnemental fixé pour la mine Doyon (un flux d'oxygène maximal de 10 mol/m<sup>2</sup>/année), même en conditions de sécheresse extrême.

Ce projet a permis d'approfondir la compréhension des phénomènes fondamentaux associés à la migration de l'oxygène dans les milieux poreux faiblement réactifs. Les mesures en laboratoire sur des matériaux réels ont permis de bien évaluer la diffusion et la consommation de l'oxygène à travers le recouvrement non saturé. De plus, l'étude en laboratoire, combinée avec l'optimisation avec outils numériques, font de cette étude un pas important dans l'application future de cette méthode de restauration. Finalement, ce projet a permis de développer une méthodologie générale pour la conception de méthodes de restauration constituées de résidus désulfurés.

Mots-clés : drainage minier acide, recouvrement monocouche, essais en laboratoire, diffusion de l'oxygène



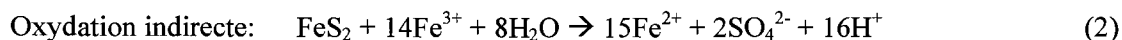
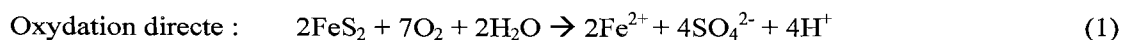
## CHAPITRE I

### INTRODUCTION

#### 1.1 Le drainage minier acide

Le drainage minier acide (DMA) est un problème important pour l'industrie minière. Ses impacts sur l'environnement incluent la destruction de la flore et de la faune aquatique dans les cours d'eau contaminés ainsi que la contamination de l'eau souterraine (Down et Stocks 1977; Paine 1987; Gray 1997). Le DMA provient principalement des aires d'entreposage des résidus, soient des haldes à stériles ou des parcs à résidus. Les stériles sont les roches extraites de la mine pour donner accès au gisement. Ces roches ne contiennent pas suffisamment de valeurs économiques pour être exploitées. Les stériles sont composés de roches grossières et l'empilement est normalement à un faible degré de saturation et a une conductivité hydraulique saturée élevée. Les résidus miniers (aussi appelés rejets de concentrateur) sont de la roche finement broyée dans laquelle les valeurs économiques ont été récupérées durant le traitement au concentrateur. Les résidus miniers sont composés de particules fines, généralement avec un  $P_{80}$  de l'ordre de 80%. Au Québec, on dénombrait 653 aires d'entreposage en 2002, pour une superficie estimée de 14 815 hectares (Marcotte 2002). Certaines d'entre elles (environ 30% de la superficie totale des aires d'entreposage) sont susceptibles de produire du DMA. Les haldes à stériles et les parcs à résidus ont des caractéristiques très différentes en termes de géométrie, propriétés hydriques et géotechniques, ce qui engendre des mécanismes de transport de l'eau et des gaz différents. Dans ce document, il sera question uniquement de parcs à résidus, et des particularités qui s'y rattachent.

En Abitibi, les principaux minéraux sulfureux contenus dans les résidus miniers sont la pyrite ( $\text{FeS}_2$ ), la pyrrhotite ( $\text{Fe}_{1-x}\text{S}$ ,  $0 < x < 0,20$ ) et l'arsénopyrite ( $\text{FeAsS}$ ). Lorsqu'ils sont exposés à l'air et à l'eau, ces sulfures s'oxydent; les réactions simplifiées peuvent être décrites de la façon suivante (cas de la pyrite) (Aubertin, Bussière et Bernier 2002):



La production d'ions  $\text{H}^+$  diminue le pH de l'eau, ce qui permet à certains métaux, comme le zinc, le cuivre, le nickel et le plomb, de se dissoudre dans l'effluent acide. Les résidus miniers contiennent tout de même une quantité variable de minéraux neutralisants. Ces minéraux, qui incluent les carbonates, les hydroxydes et les silicates, peuvent se dissoudre en présence d'acide et peuvent ainsi neutraliser une partie de l'acidité produite par l'oxydation des minéraux sulfureux. Cet effet tampon est possible tant qu'il y a des minéraux neutralisants disponibles pour réagir avec l'acide.

La contamination causée par le drainage minier acide provient donc de l'acidité et de la présence de métaux dissous. Au Québec, la directive 019 indique quelles sont les concentrations maximales permises à l'effluent final d'un site minier. Présentement, ces concentrations sont de 0,3 ppm pour le cuivre, 0,5 ppm pour le zinc, 0,5 ppm pour l'arsenic, 3 ppm pour le fer, ainsi que 1,5 ppm de cyanures totaux. La somme des concentrations de cuivre, zinc, plomb et nickel ne doit pas dépasser 1 ppm. Le pH de l'effluent doit se situer entre 6,5 et 9,5 (MDDEP 2005).

## 1.2 Gestion du DMA

Un site contenant des résidus potentiellement générateurs de DMA pose plus de difficultés qu'un site non générateur d'acide quand vient le temps d'établir son plan de restauration. En effet, il est de la responsabilité de l'opérateur du site de s'assurer de répondre aux critères environnementaux en vigueur par la loi (au niveau de la qualité d'eau) et de s'assurer de la stabilité des ouvrages et ce, à perpétuité. Il faut ainsi prévenir ou réduire de façon importante la production de DMA pour éviter les dommages environnementaux. Les méthodes

traditionnelles pour prévenir la contamination de l'environnement, durant l'opération et après la fermeture du site, peuvent se diviser en deux grandes catégories:

- Le traitement du DMA lorsque les processus d'oxydation ont déjà débuté;
- La prévention de la génération du DMA.

### 1.2.1 Traitement du DMA

Lorsqu'un site génère un effluent qui ne répond pas aux normes environnementales, cet effluent doit être traité avant d'être retourné à l'environnement. La méthode conventionnelle consiste en un traitement chimique avec un agent neutralisant (ex: chaux vive, hydratée, soude, etc.). Ce traitement se base sur le fait que les métaux ont une solubilité plus élevée à bas pH, donc en augmentant le pH les métaux dissous auront tendance à précipiter (Aubertin, Bussière et Bernier 2002). Généralement l'augmentation de pH se fait avec de la chaux, alors les métaux précipitent sous forme d'hydroxydes. Ce procédé engendre des grandes quantités de boues de traitement à densité variable (2 à 30% solide selon le procédé), qui doivent être elles aussi entreposées (Aubé 2004). Le traitement chimique est nécessaire tant que l'effluent ne répond pas aux normes environnementales de décharge, ce qui peut représenter un traitement à perpétuité dans le cas de site générateurs de DMA si les réactions d'oxydation ne sont pas interrompues par des méthodes de recouvrement (Aubertin, Bussière et Bernier 2002).

Une autre option de traitement du DMA est le traitement passif, utilisé normalement dans le cas de faibles volumes d'effluent contaminés. Ce type de traitement est parfois utilisé en combinaison avec une méthode de restauration, par exemple un recouvrement multicouche (ex. le site Lorraine au Témiscamingue; Bernier *et al.* 2002). Plusieurs types de traitement passif existent, par exemple les marécages naturels ou construits, les drains calcaires qui neutralisent l'effluent et précipitent des contaminants en milieu anoxique, les murs réactifs perméables et les bio-réacteurs passifs utilisant les bactéries sulfato-réductrices (Neculita, Zagury et Bussière 2007).

### 1.2.2 Prévention du DMA

Les méthodes de prévention du drainage minier acide sont basées sur le fait qu'il y a trois éléments essentiels à la formation du DMA; soient les minéraux sulfureux, l'eau et l'oxygène (voir équation 1). Lorsqu'au moins un des trois éléments est absent ou réduit à des faibles concentrations, il n'y aura pas (ou très peu) de génération de DMA. Les méthodes traditionnelles de prévention du DMA regroupent l'utilisation de recouvrements sur les parcs à résidus générateurs d'acide. En climat humide, comme au Québec, ces recouvrements servent normalement de barrière à la pénétration de l'oxygène vers les résidus sulfureux puisqu'il est habituellement reconnu que les barrières à l'oxygène sont les solutions les plus efficaces pour limiter le DMA (ex: SRK 1989; MEND 2001). Plusieurs types de recouvrements peuvent être utilisés, les principaux étant le recouvrement en eau (ennoisement) et les recouvrements en sol (ou autres matériaux géologiques).

L'efficacité des recouvrements en eau à limiter le DMA est bien acceptée. De nombreuses études ont démontré sa performance autant en laboratoire que sur le terrain (e.g. Davé et Vivyurka 1994; Davé *et al.* 1997; Kam *et al.* 1997; Laliberté, Ludgate et Knapp 2003). Ce type de recouvrement est souvent utilisé pour la restauration de parcs à résidus miniers canadiens et à travers le monde. Cependant, cette méthode de restauration n'est pas applicable à tous les sites d'entreposage de résidus. En effet, la topographie doit permettre d'approvisionner le parc avec une quantité d'eau suffisante pour maintenir la couverture d'eau à une épaisseur minimale pour assurer son efficacité à limiter la génération de DMA (Aubertin, Dionne et Marcoux 1997). De plus, les digues ceinturant le parc ennoyé doivent être conçues spécifiquement de façon à maintenir un grand volume d'eau et de résidus complètement saturés dans des conditions météorologiques, sismiques, et temporelles extrêmes (Aubertin, Dionne et Marcoux 1997). Cela représente évidemment des risques à long terme non négligeables pour les compagnies minières.

Les recouvrements en sol de type monocouches ou multicouches ont eux aussi faits leurs preuves sur plusieurs sites canadiens, dont les plus connus sont sans doute les sites Les Terrains Aurifères (Bussière *et al.* 2006) et Equity Silver (Weeks et Wilson 2005). Ces types de recouvrements sont appropriés lorsque les gestionnaires du parc à résidus ne désirent pas

utiliser le recouvrement en eau, entre autres pour les raisons citées plus haut. Les recouvrements en sol utilisent normalement différents matériaux d'origine naturelle comme couverture placée sur les résidus générateurs d'acide. De façon générale, un recouvrement en sol sert soit de barrière à la migration de l'oxygène vers les résidus sulfureux ou bien de barrière à l'infiltration d'eau (e.g. Aubertin, Bussière et Bernier 2002). Selon la performance visée, le choix des matériaux de recouvrement se fait par rapport aux propriétés hydriques et géotechniques des matériaux à utiliser.

Le type de recouvrement le plus simple consiste à étendre sur les résidus sulfureux un matériau qui agit alors comme barrière à l'oxygène de l'air. Ce type de recouvrement, nommé recouvrement monocouche, est illustré à la Figure 1.1. Pour être efficace, le matériau de recouvrement doit permettre de maintenir un degré de saturation élevé dans les résidus générateurs d'acide par montée capillaire et par protection contre l'évaporation. En ayant un degré de saturation élevé, la diffusion de l'oxygène est diminuée de façon significative, alors peu d'oxygène se rend jusqu'aux particules de minéraux sulfureux pour les oxyder.

Les barrières à l'infiltration d'eau sont normalement utilisées dans des climats plutôt arides. Ces recouvrements préviennent le contact entre les résidus sulfureux et l'eau afin de prévenir la production de DMA (Williams, Wilson et Currey 1997; Zhan *et al.* 2001; Wilson, Williams et Rykaart 2003). Il est aussi possible d'utiliser des géomembranes pour prévenir l'infiltration d'eau dans un climat humide; un tel type de recouvrement a été installé au site Poirier en Abitibi (Maurice 2002).

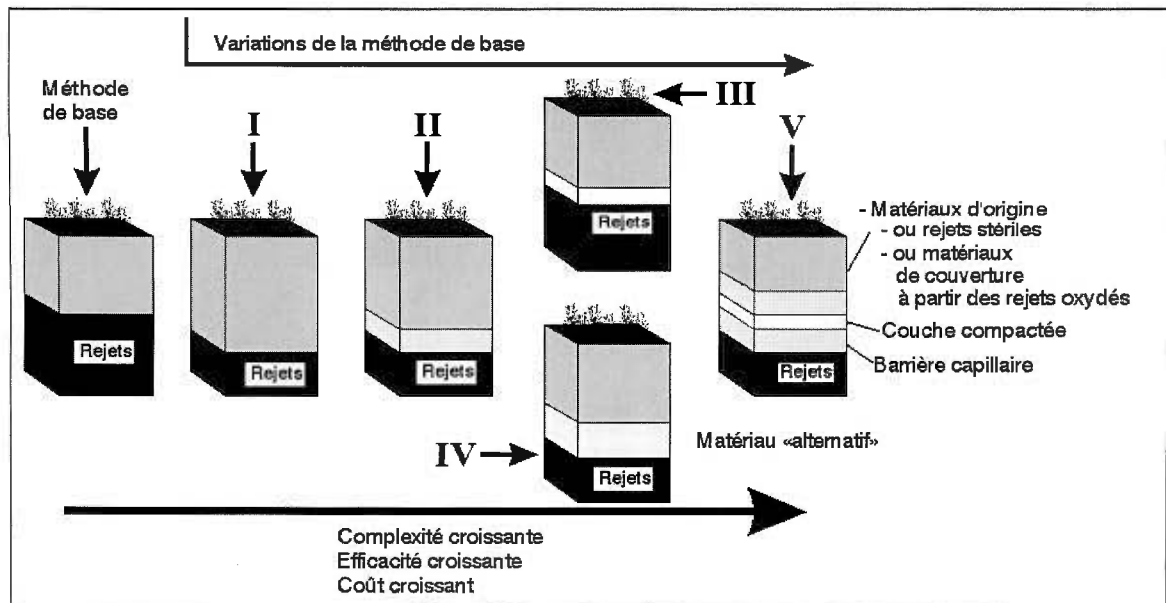


Figure 1.1: Systèmes de recouvrement des plus simples (monocouches) vers les plus complexes (MEND 2001)

Des systèmes de recouvrement plus complexes comportant plusieurs couches de matériaux différents sont aussi utilisés. L'objectif de ce type de recouvrement (appelé recouvrement multicouche) est de limiter la diffusion de l'oxygène en maintenant au moins une des couches du recouvrement à un degré de saturation élevé. Le principal avantage de ce type de recouvrement par rapport au recouvrement monocouche est qu'il peut être efficace même si le niveau phréatique est relativement bas dans le parc à résidus. Les effets de barrière capillaire permettent en effet de limiter l'impact du niveau phréatique en éloignant le profil de succion dans le recouvrement de l'équilibre hydrostatique (voir Bussière 1999 pour plus de détails sur le comportement hydrique des CEBC).

Un exemple de recouvrement multicouche avec effets de barrière capillaire est présenté à la figure 1.2. Les deux premières couches, A et B, servent à protéger les trois couches suivantes contre l'érosion, les intrusions biologiques et humaines, les effets des cycles de mouillage – séchage et gel – dégel sur les matériaux des couches inférieures (Bussière, Aubertin et Julien 2001). Les composantes importantes pour le fonctionnement du recouvrement sont les couches C, D et E.

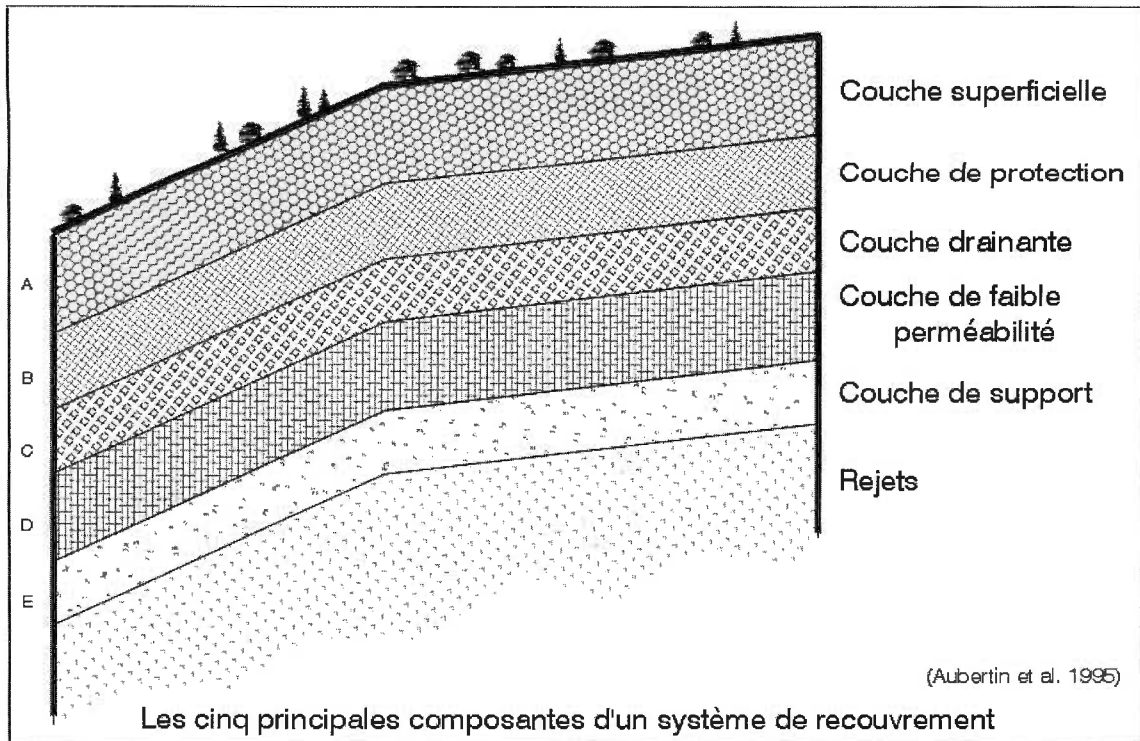


Figure 1.2 : Les différentes couches d'une couverture avec effets de barrière capillaire (tiré de Aubertin *et al.* 1995)

La couche C est la couche drainante; celle-ci a plusieurs fonctions. Comme elle a normalement une granulométrie grossière et une conductivité hydraulique élevée, elle permet de contrôler les écoulements d'eau des couches supérieures en les dirigeant latéralement pour réduire l'infiltration dans la couche D. La couche drainante diminue les pressions interstitielles dans le recouvrement, ce qui lui donne une meilleure stabilité. Finalement, le choix judicieux du matériau crée une barrière contre la montée capillaire de l'eau de la couche D, ce qui permet de conserver l'humidité dans la couche D (Bussière, Aubertin et Julien 2001).

La couche D est la couche de rétention d'eau (ou de faible perméabilité), celle qui permet de limiter l'infiltration d'oxygène vers les résidus sulfureux. Cette couche est faite d'un matériau

fin avec un contraste granulométrique avec les couches C et E suffisant pour que les effets de barrière capillaire s'établissent. De cette façon, la teneur en eau reste élevée dans ce matériau. La conductivité hydraulique est relativement faible dans ce type de matériau (habituellement  $< 10^{-5}$  cm/s), ce qui limite aussi l'infiltration d'eau. Donc le degré de saturation élevé et la faible infiltration d'eau diminuent significativement la production de drainage minier acide des résidus sulfureux placés sous la couverture (Bussière, Aubertin et Julien 2001).

La couche E a une granulométrie grossière pour permettre aux effets de barrière capillaire de s'établir dans la couche D. Sa conductivité hydraulique élevée fait que cette couche se draine rapidement et demeure sèche. De plus, elle doit limiter la montée du lixiviat des résidus sulfureux vers la couverture et avoir les caractéristiques géotechniques adéquates pour subir la mise en place du recouvrement par les équipements lourds.

Lorsque les matériaux d'origine naturelle appropriés ne sont pas disponibles à proximité du site à restaurer, le coût de construction du recouvrement augmente considérablement (Bussière *et al.* 1999). Dans cette optique, des travaux ont été effectués pour déterminer la performance de recouvrements faits de matériaux alternatifs, tels les résidus de l'industrie forestière et des pâtes et papiers (e.g. Cabral *et al.* 2000; Germain, Tassé et Cyr 2003), d'autres résidus organiques (Peppas, Komnitsas et Halikia 2000), et des résidus miniers non générateurs d'acide (e.g. Aubertin *et al.* 1999a; Aubertin *et al.* 1999b). Ces résidus pourraient provenir d'un site adjacent situé à une distance raisonnable ou encore être produits directement à l'usine de concentration du minerai. Cette option est discutée plus en détails dans ce qui suit.

### **1.3 Gestion intégrée des résidus miniers**

Une nouvelle approche a été proposée (Bussière *et al.* 1995) pour la gestion des résidus de concentrateur, qui consiste à utiliser les résidus comme matériau de recouvrement suite à un traitement les rendant non générateurs d'acide. Le schéma de cette approche, appelée gestion intégrée des résidus, est présenté à la Figure 1.3. À leur sortie du concentrateur, les résidus subissent une étape de désulfuration qui a pour but de retirer assez de minéraux sulfureux



pour rendre le résidu désulfuré non générateur d'acide. Pour ce faire, le procédé de flottation non sélective des sulfures semble la méthode la plus appropriée (ex. Humber 1997; Bussière *et al.* 1998; Benzaazoua *et al.* 2000). Le résidu désulfuré peut ensuite être utilisé dans la restauration du parc à résidu, soit comme couverture monocouche ou comme couche de rétention d'eau dans un recouvrement multicouche. Le concentré de sulfures provenant de la désulfuration peut être soit retourné au concentrateur pour en extraire les valeurs économiques restantes, soit utilisé dans la fabrication de remblai cimenté en pâte, ou soit déposé dans un parc à résidus miniers. Les avantages de cette approche sont :

- Diminution du volume de résidus générateurs d'acide à entreposer dans un parc à résidus, ce volume peut devenir nul lorsque le concentré de sulfures est utilisé en totalité dans la fabrication de remblai en pâte;
- Possibilité de produire un matériau adéquat pour la restauration de parcs à résidus générateurs d'acide, déposition hydraulique possible;
- Possibilité de restauration graduelle du site;
- Augmentation du volume d'entreposage dans le cas des parcs prévus pour l'ennoiement.

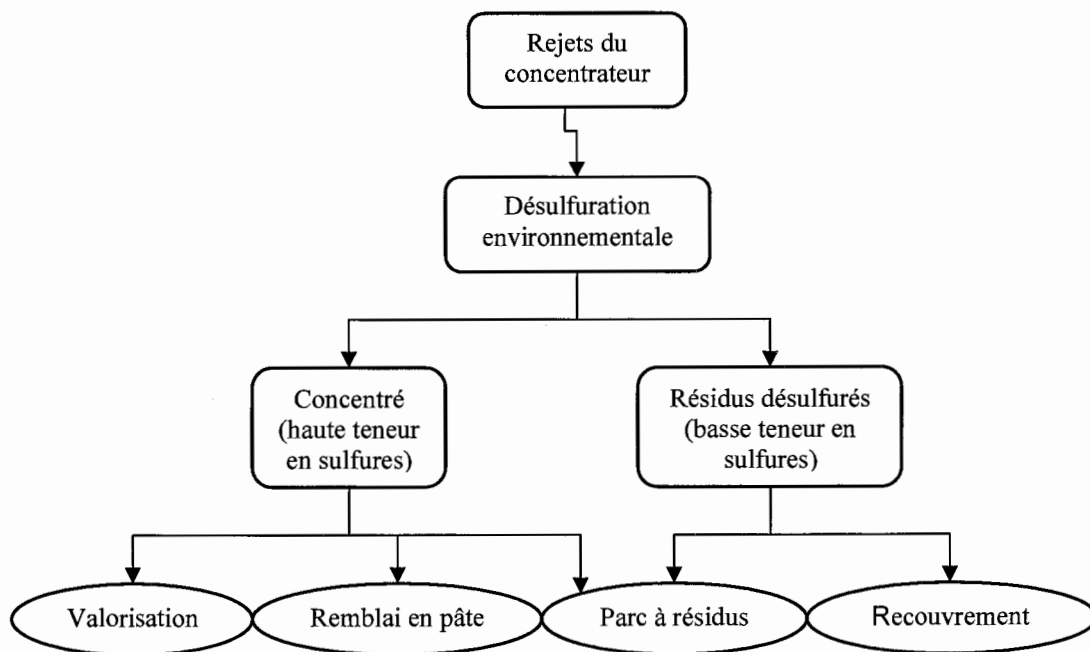


Figure 1.3 : Schéma de la gestion intégrée des résidus (adapté de Benzaazoua *et al.* 2008)

Par contre, certains aspects restent à étudier plus en profondeur afin de bien comprendre les interactions entre chacune des étapes. La désulfuration environnementale apporte son lot de particularités par rapport à la flottation standard de la pyrite ou de la pyrrhotite. En effet, le défi de la désulfuration environnementale se résume à concentrer les minéraux sulfureux qui n'ont pas été retirés lors des étapes de concentration précédentes et qui peuvent avoir un état de surface non favorable à la flottation. Le niveau de récupération des sulfures à atteindre est fonction du potentiel de neutralisation du rejet. Rappelons que l'objectif est d'enlever suffisamment de sulfure pour que le rejet ait un potentiel de neutralisation suffisant pour contrer le potentiel de génération d'acide provenant des sulfures résiduels (sulfures non enlevés lors du processus de désulfuration). L'atteinte de cet objectif est particulièrement difficile lorsque le résidu contient peu de minéraux neutralisants tels les carbonates (Benzaazoua et Bussière 1999). De plus, la composition minéralogique du résidu désulfuré doit être telle qu'elle n'entraîne ni drainage minier acide ni drainage neutre contaminé une fois le résidu entreposé.

L'utilisation du concentré de sulfures dans la fabrication du remblai en pâte amène également certains défis aux chercheurs. En effet, la teneur en sulfures du résidu peut affecter l'intégrité physique du remblai en pâte dans le chantier par l'attaque sulfatique, phénomène impliquant l'oxydation des sulfures dans le remblai (Benzaazoua *et al.* 1999; Benzaazoua *et al.* 2002). Des recherches ont eu lieu et sont en cours pour évaluer la performance mécanique et la stabilité environnementale de remblais en pâte faits de résidus à haute teneur en sulfures, et les résultats démontrent que dans au moins un cas réel, l'utilisation de concentré de sulfures dans le remblai en pâte n'a pas de répercussion négative sur la qualité à court et long terme du remblai (Benzaazoua *et al.* 2008).

Les défis liés à l'utilisation de résidus désulfurés comme recouvrement pour un parc à résidus générateur d'acide touchent principalement la performance du recouvrement à limiter la migration de l'oxygène. Des études ont démontré que les résidus désulfurés possèdent les caractéristiques géotechniques pour être utilisés dans les recouvrements. De plus, quelques études ont évalué l'efficacité d'un recouvrement multicouche fait avec des matériaux à faible teneur en sulfures. Cependant, l'influence de la teneur en sulfures sur la migration de l'oxygène à travers le recouvrement n'a été évaluée que numériquement, alors que cet aspect est considéré important pour déterminer le niveau d'efficacité du recouvrement (Bussière *et al.* 2004).

#### **1.4 Objectifs du projet**

L'objectif principal de ce projet de recherche consiste à évaluer la performance technique de recouvrements monocouches constitués de rejets faiblement sulfureux provenant d'un procédé de désulfuration. Le choix du type de recouvrement provient du désir d'offrir une alternative aux recouvrements traditionnels (recouvrements en eau ou en sols d'origine naturelle). Il a été décidé de simuler au laboratoire des recouvrements monocouches faits de résidus désulfurés, en combinaison avec la technique de l'élévation de la nappe phréatique, pour limiter la diffusion de l'oxygène vers les résidus générateurs d'acide placés sous le recouvrement pour ainsi prévenir la formation de drainage minier acide. De façon plus spécifique, les objectifs du projet peuvent être décrits de la façon suivante :

- Évaluer l'efficacité à réduire la production de drainage minier acide de ce type de recouvrement, en évaluant l'impact de trois paramètres de conception: l'épaisseur du recouvrement, la teneur en sulfures des résidus désulfurés utilisés comme recouvrement, et la position de la nappe phréatique.
- Évaluer la diffusion/consommation de l'oxygène à travers les recouvrements de résidus désulfurés pour les 3 paramètres de conception mentionnés précédemment.
- Valider un modèle numérique à partir des résultats obtenus en laboratoire pour ensuite faire des prédictions de différents scénarios de restauration pour un cas particulier (mine Doyon).
- Proposer une méthodologie générale pour la conception de recouvrements faits de résidus désulfurés.

### **1.5 Avancement et contributions originales**

Les contributions scientifiques originales des travaux de ce projet touchent principalement l'optimisation de l'efficacité d'un recouvrement monocouche fait de résidus désulfurés. En effet, quelques études précédentes ont évalué la performance de recouvrements multicouches faits de résidus désulfurés. Par contre l'utilisation d'un recouvrement monocouche combiné à la technique de la nappe phréatique surélevée, en utilisant un résidu désulfuré, est une approche nouvelle. Les travaux précédents sur les recouvrements monocouches faits de rejets désulfurés étant strictement des analyses numériques; l'étude en laboratoire, combinée avec l'optimisation avec outils numériques, font de cette étude un pas important dans l'application future de cette méthode de restauration.

Ce projet a également permis d'approfondir la compréhension des phénomènes fondamentaux associés à la migration de l'oxygène dans les milieux poreux faiblement réactifs. Les mesures en laboratoire sur des matériaux réels ont permis de bien évaluer la diffusion et la consommation de l'oxygène à travers le matériau de recouvrement non saturé par des mesures de flux d'oxygène consommés par le recouvrement et qui atteignent les résidus générateurs d'acide. Pour une première fois à la connaissance de l'auteure, un modèle numérique qui simule l'écoulement de l'eau en milieu non saturé et le mouvement de l'oxygène en milieu faiblement réactif a été validé à l'aide de mesures prises dans des

conditions contrôlées (colonnes instrumentées). Les limites des approches existantes pour faire la conception d'un tel type de recouvrement ont également été identifiées.

Finalement, ce projet a permis de développer une méthodologie générale pour la conception de méthodes de restauration constituées de résidus désulfurés. En suivant cette approche, un opérateur se donnerait un maximum de chance de réussite pour la restauration d'un site minier à l'aide de rejets faiblement sulfureux provenant d'un procédé de désulfuration.

## **1.6 Organisation de la thèse**

Après cette brève introduction, le chapitre 2 présentera une revue de littérature en lien avec le sujet de thèse, qui débute par des aspects théoriques de la migration de l'oxygène à travers des matériaux poreux non saturés, suivis d'une présentation des études passées pertinentes et de la position de cette étude par rapport aux travaux antérieurs. Les trois chapitres suivants forment le cœur de la thèse, et consistent en trois articles acceptés ou soumis à des revues scientifiques. Le chapitre 3 discute de la diffusion et de la consommation de l'oxygène dans des recouvrements faits de résidus désulfurés. Les résultats touchant le mouvement de l'oxygène entre deux cycles de drainage de 30 jours dans des colonnes sont présentés et analysés. Le chapitre 4 traite de la performance des recouvrements étudiés à prévenir la formation du drainage minier acide. Les résultats géochimiques des lixiviats récoltés au bas des colonnes après chaque cycle de rinçage sont présentés et analysés. Le chapitre 5 présente la validation de la modélisation numérique et l'identification d'un scénario de restauration optimal pour le cas évalué, soit celui de la mine Doyon. De plus, une méthodologie générale est proposée pour la conception de méthodes de restauration utilisant des résidus désulfurés. Le chapitre 6 est une discussion globale et intégratrice du contenu des articles, avec une emphase sur l'importance du coefficient de diffusion effectif de l'oxygène, sur le choix du critère de flux d'oxygène acceptable et sur l'influence des conditions climatiques extrêmes dans la prédiction des flux d'oxygène en conditions réelles. Le chapitre 7 présente les principales conclusions de l'étude et les recommandations. Enfin, quelques annexes apportent des informations complémentaires aux résultats présentés dans la thèse.

## **CHAPITRE II**

### **REVUE DE LITTÉRATURE : MIGRATION DE L'OXYGÈNE À TRAVERS LES MATÉRIAUX DE RECOUVREMENT**

Tel que mentionné précédemment, l'une des approches pour limiter le drainage minier acide (DMA) provenant de parcs à résidus miniers en climats humides consiste à placer une barrière à l'oxygène sur les résidus, telle que les recouvrements constitués de géomatériaux. Dans ce chapitre de revue de littérature, les mécanismes de migration de l'oxygène dans les matériaux poreux (réactifs ou non) sont décrits, ainsi que les méthodes d'évaluation des flux d'oxygène. Des exemples d'études sont présentés. Pour terminer, une brève description des parcs à résidus de la mine Doyon, qui sert de cas d'étude au projet de recherche, est présentée.

#### **2.1 Mécanismes de migration de l'oxygène**

Le transport de l'oxygène à travers des matériaux granulaires (comme les sols) peut s'effectuer par deux principaux mécanismes : l'advection et la diffusion (e.g. Rolston 1986a; Refsgaard, Christensen et Ammentorp 1991; Hillel 1998). Ces deux mécanismes peuvent être subdivisés en divers procédés expliqués dans ce qui suit.

##### **2.1.1 Advection**

Le mécanisme d'advection comprend premièrement le transport convectif de l'oxygène à travers l'eau libre. L'eau contient une quantité d'oxygène dissout, donc le transport de l'oxygène se fait simultanément au transport de l'eau dans le sol lors de l'infiltration (Refsgaard, Christensen et Ammentorp 1991; Elberling, Nicholson et David 1993).

La migration par advection de l'oxygène peut aussi se faire dans l'air contenu dans le sol. Cela peut se produire de différentes façons. Par exemple, les variations de teneur en eau dans le sol, par évaporation et infiltration, entraînent un flux d'air associé au mouvement de l'eau dans un sol non saturé (Refsgaard, Christensen et Ammentorp 1991; Hillel 1998). Des mouvements advectifs sont aussi causés par des variations de pression totale autour du système, comme des changements dans la pression atmosphérique. La pression atmosphérique varie selon le moment de la journée (effet similaire aux marées), et selon les systèmes météorologiques, et ces variations peuvent avoir des répercussions sur le mouvement de l'oxygène dans le sol, particulièrement des mouvements latéraux (mouvement à travers les côtés) (Rolston 1986a; Massmann et Farrier 1992; Elberling *et al.* 1998). Le vent peut aussi engendrer des variations locales de pression et ainsi provoquer des flux d'oxygène (Rolston 1986a; Amos *et al.* 2007).

### 2.1.2 Diffusion

Le flux diffusif de l'oxygène, causé par des gradients de pression partielle (ou de concentration), est aussi divisé en plusieurs procédés. Premièrement, il y a la diffusion de l'oxygène dans l'eau libre (ou dans l'eau interstitielle), qui est limitée par la solubilité de l'oxygène dans l'eau. Cette solubilité dépend de la température. Par exemple, à 25°C, la concentration de l'oxygène dans l'eau est de 8,6 g O<sub>2</sub>/m<sup>3</sup> versus 285 g O<sub>2</sub>/m<sup>3</sup> dans l'air (à pression normale) (Refsgaard, Christensen et Ammentorp 1991; Davé et Vivyurka 1994). Le deuxième type de flux diffusif est la diffusion de l'oxygène à travers les pores remplis d'air du sol. L'oxygène voyage dans le sol par les pores (remplis d'air) interconnectés du matériau suivant le gradient de concentration.

La diffusion est classée selon deux catégories : la diffusion Fickienne et non-Fickienne. La diffusion Fickienne comprend le transport d'un gaz associé seulement à son gradient de concentration; le flux est alors fonction de la tortuosité mais pas de la taille et de la forme des pores (Hillel 1998). La diffusion non-Fickienne est la forme générale qui tient en compte plusieurs phénomènes autres que la concentration qui influencent le mouvement du gaz. La

diffusion non-Fickienne est applicable dans le cas de systèmes à plusieurs composantes, comme le cas d'un système avec au moins deux gaz ayant une vitesse et direction de flux différentes (Thorstenson et Pollock 1989; Elberling, Nicholson et David 1993). Dans des conditions extrêmes de pressions atmosphériques faibles (par exemple une planète sans atmosphère), le mécanisme de diffusion change et le flux devient fonction de la taille et de la forme des pores, un phénomène appelé diffusion de Knudsen (Hillel 1998). De plus, dans le cas de diffusion non-Fickienne, les gradients de pression peuvent entraîner un type de flux appelé flux visqueux (Thorstenson et Pollock 1989).

### 2.1.3 Importance des différents mécanismes de migration pour un matériau granulaire fin

Dans le cas d'un parc à rejets de concentrateur recouvert ou non d'un matériau fin (cas étudié dans cette thèse), les mécanismes de transport de l'oxygène ne sont pas tous significatifs. En effet, plusieurs publications considèrent que la diffusion moléculaire (Fickienne) est le principal mécanisme de migration de l'oxygène pertinent pour la production de drainage minier acide (Troeh, Jabro et Kirkham 1982; Nicholson *et al.* 1989; Elberling, Nicholson et David 1993; Elberling *et al.* 1994). Cette justification a été réalisée de différentes façons dans la littérature:

- Elberling, Nicholson et David (1993) ont comparé les contributions individuelles des différents mécanismes sur le flux d'oxygène global. Le flux convectif de l'oxygène à travers l'eau libre, relié à l'infiltration de l'eau dans le sol ( $F_{c-e}$ ) et décrit par l'équation  $F_{c-e} = CQ$ , où  $C$  est la concentration d'oxygène dans l'eau (environ  $0,27 \text{ mol/m}^3$ , à  $25^\circ\text{C}$  et pression normale) et  $Q$  est le taux d'infiltration ( $0,3 \text{ m/an}$  dans le cas présenté), est estimé à  $0,08 \text{ mol/m}^2/\text{an}$  (dans leur étude, les flux de diffusion Fickienne atteignent  $1560 \text{ mol O}_2/\text{m}^2/\text{an}$ , tandis qu'un flux typique pour un site recouvert (CEBC ou eau) est généralement de  $1$  à  $5 \text{ mol/m}^2/\text{an}$  (voir la section 2.4).
- Le flux convectif de l'oxygène causé par les variations de pression atmosphérique ( $F_{c-a}$ ) : relié à l'épaisseur de la zone de sol non saturé peut être estimé selon l'équation (Massmann et Farrier 1992):  $\frac{\Delta z}{z_0} = \frac{\Delta P}{P_0 + \Delta P}$  où  $z_0$  est la profondeur de la



zone non saturée,  $\Delta z$  est la profondeur de pénétration,  $P_0$  est la pression atmosphérique initiale, et  $\Delta P$  est la variation de pression atmosphérique. Pour une épaisseur de sol non saturé de 50 cm (degré de saturation de 43%) et une variation de pression atmosphérique de 3% (valeur maximale en conditions normales), la pénétration du flux d'oxygène causé par les variations de pression est de 1,5 cm, donc considérée négligeable dans le cas du site utilisé.

- D'autres auteurs ont évalué la contribution d'autres mécanismes de mouvement de l'oxygène sur des sites miniers. Dans le cas d'une halde à stérile, Amos *et al.* (2007) ont remarqué que les flux causés par le vent étaient significatifs sur les flancs latéraux de la halde, cette situation est cependant peu probable dans le cas d'un parc à résidus miniers ceinturé de digues.
- La diffusion de l'oxygène dans l'eau libre est considérée négligeable par les auteurs puisque le coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'eau libre est 10000 fois plus faible que le coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'air (Refsgaard, Christensen et Ammentorp 1991; Davé et Vivyurka 1994; Hillel 1998).
- La contribution de la diffusion non-Fickienne n'a pas été évaluée dans un contexte minier dans les études consultées. Un phénomène qui pourrait avoir une certaine importance au niveau de ce type de mécanisme de transport est le flux de  $\text{CO}_2$  produit par la dissolution de minéraux neutralisants. En effet, un gradient de concentration d'oxygène qui n'est pas relié à la consommation de l'oxygène par les résidus pourrait être induit (Thorstenson et Pollock 1989).

Suite à ces observations, et sur base de nombreuses publications d'études sur le transport de l'oxygène dans les parcs à résidus miniers à travers les sols fins, il a été décidé de considérer seulement la diffusion Fickienne (moléculaire) comme mécanisme de migration de l'oxygène dans la thèse. Dans la section suivante, une description plus détaillée du phénomène est présentée.

## 2.2 Équations de base de la diffusion

Cette section décrit les mécanismes de diffusion de façon mathématique, en distinguant les milieux non réactifs (inertes) et les milieux réactifs. On discute ensuite plus spécifiquement des aspects concernant le coefficient de diffusion effectif et le coefficient de taux de réaction.

### 2.2.1 Milieu non réactif

Le flux diffusif d'oxygène en régime permanent est calculé avec la première loi de Fick (équation en 1D) (e.g. Glauz et Rolston 1989):

$$F = -D_e \frac{\partial C}{\partial z} \quad (1)$$

où:  $D_e$ : coefficient de diffusion effectif de l'oxygène pour le matériau;

$C$ : concentration d'oxygène;

$\frac{\partial C}{\partial z}$ : gradient de concentration sur la distance  $z$ .

En régime transitoire, la deuxième loi de Fick est utilisée (e.g. Glauz et Rolston 1989)(exemple en 1D):

$$\frac{\partial}{\partial t} (\theta_{eq} C) = \frac{\partial}{\partial z} \left( D_e \frac{\partial C}{\partial z} \right) \quad (2)$$

Les variables de ces équations sont la teneur en air équivalente  $\theta_{eq}$  (défini par  $\theta_{eq} = \theta_a + H\theta_w$ , où  $\theta_a$  est la teneur en air volumique,  $\theta_w$  est la teneur en eau volumique, et  $H$  est la constante d'Henry, approximativement 0,03 à 25°C) et le temps  $t$ .  $D_e$  tient compte de la quantité de pores remplies d'air puisque  $D_e = \theta_{eq} D^*$ , où  $D^*$  est le coefficient de diffusion intrinsèque du matériau. Les méthodes pour déterminer  $D_e$  seront présentées plus loin.

### 2.2.2 Milieu réactif

Dans un milieu réactif, l'oxygène réagit avec le matériau à travers lequel il migre; par exemple, l'oxygène peut être consommé par des réactions d'oxydation des minéraux sulfureux. La première loi de Fick (équation 1) est valide dans ces situations. En effet, la valeur du gradient d'oxygène contient les informations sur la consommation du gaz lors de son passage à travers le matériau. Cependant, la deuxième loi de Fick, étant l'équation de continuité, doit être modifiée afin de décrire la consommation de l'oxygène dans un matériau réactif. Selon cette équation modifiée, la variation de la concentration d'oxygène dans le temps est une fonction de  $D_e$ , du gradient de concentration d'oxygène, ainsi que d'un coefficient de taux de réaction  $K_r$  (en 1/D), étant valable pour une cinétique de réaction de 1<sup>er</sup> ordre:

$$\frac{\partial}{\partial t}(\theta_{eq} C) = \frac{\partial}{\partial z} \left( D_e \frac{\partial C}{\partial z} \right) - K_r C \quad (3)$$

### 2.2.3 Coefficient de diffusion effectif

Le coefficient de diffusion effectif  $D_e$  est fonction de la quantité de pores contenant de l'air (ou du degré de saturation) permettant à l'oxygène de diffuser. En effet, la diffusion est plus aisée dans un milieu poreux avec beaucoup d'air et peu d'eau, tandis que la diffusion est ralentie si les pores sont remplis d'eau. Rappelons que le coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'air est de  $1,8 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$  alors que le coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'eau est de  $2,5 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$  (différence d'environ 4 ordres de grandeur). La tortuosité est aussi un paramètre qui influence  $D_e$  puisqu'elle représente le rapport entre la distance réelle parcourue et la plus courte distance entre 2 points.

#### 2.2.3.1 Détermination empirique et semi-empirique de $D_e$

Des estimations du coefficient effectif de diffusion  $D_e$  (parfois exprimé par le rapport  $D_s/D_o$ ) ont été proposées par plusieurs auteurs. Les premières relations semi-empiriques ont pris la forme:

$$\frac{D_s}{D_o} = a(\theta_a - b) \quad (4)$$

$$\text{et} \quad \frac{D_s}{D_o} = X\theta_a^m \quad (5)$$

où :  $D_s$ : coefficient de diffusion dans le sol;  
 $D_o$ : coefficient de diffusion dans l'air;  
 $\theta_a$ : teneur en air volumique;  
 a, b, X et m : des paramètres empiriques.

Penman (1940b; 1940a) et plusieurs autres ont suggéré des relations linéaires entre le coefficient de diffusion et la teneur en air volumique, similaires à l'équation 4. Des relations non linéaires (variantes de l'équation 5) ont aussi été proposées par entre autres Buckingham (1904), Marshall (1959), Millington (1959) et Millington et Quirk (1961). Ce dernier modèle, exprimé à l'équation 6, est le plus couramment accepté (Rolston 1986b; Jin et Jury 1996; Liu et Si 2008).

$$\frac{D_s}{D_o} = \frac{\theta_a^{10/3}}{n^2} \quad (6)$$

Cependant, toutes ces relations ont de la difficulté à bien représenter les coefficients de diffusion effectifs lorsque le matériel a un haut degré de saturation ( $S_r$ ) (Troeh, Jabro et Kirkham 1982). C'est pourquoi ces derniers ont développé l'équation suivante qui combine les équations 4 et 5:

$$\frac{D_s}{D_o} = \left( \frac{S_r - u}{1 - u} \right)^v \quad (7)$$

où: u et v: des paramètres dont les valeurs sont obtenues par méthode graphique.

Par la suite, Millington et Shearer (1971) ont intégré la diffusion à travers l'eau contenue dans les pores, aspect qui n'était pas considéré dans les modèles précédents. La relation de Millington et Shearer a été étudiée et révisée par plusieurs auteurs (Collin et Rasmuson 1988; Aachib, Aubertin et Mbonimpa 2002; Aachib, Mbonimpa et Aubertin 2004), dont la plus

récente modification par Aachib, Mbonimpa et Aubertin (2002; 2004). Ces derniers ont proposé une méthode semi-empirique pour estimer  $D_e$ :

$$D_e = \frac{1}{n^2} \left( D_a^o \theta_a^{p_a} + H D_w^o \theta_w^{p_w} \right) \quad (8)$$

où : n: porosité totale;

$D_a^o$ : coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'air ( $1,8 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$  à  $25^\circ\text{C}$ );

$D_w^o$ : coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'eau ( $2,5 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$  à  $25^\circ\text{C}$ );

$\theta_a$ : teneur en air volumique du matériau;

$\theta_w$ : teneur en eau volumique du matériau;

H: constante de Henry ( $\approx 0,03$  à  $25^\circ\text{C}$ );

$p_a$  et  $p_w$ : paramètres reliés à la tortuosité.

Les paramètres  $p_a$  et  $p_w$  sont définis ainsi :

$$p_a = 1,201\theta_a^3 - 1,515\theta_a^2 + 0,987\theta_a + 3,119$$

$$p_w = 1,210\theta_w^3 - 1,515\theta_w^2 + 0,987\theta_w + 3,119$$

Cette dernière méthode prédit le mieux les valeurs  $D_e$  à des degrés de saturation élevée. Dans l'étude présentée dans cette thèse, c'est l'équation 8 qui est utilisée pour calculer les coefficients de diffusion effectifs.

### 2.2.3.2 Détermination en laboratoire de $D_e$

La détermination de  $D_e$  en laboratoire peut se faire en régime stationnaire ou transitoire. L'essai en régime stationnaire est peu utilisé compte tenu de la période de temps nécessaire pour atteindre le régime stationnaire (Rolston 1986b). Les essais en régime transitoire se divisent en deux catégories : les essais à une chambre et les essais à deux chambres (El-Farhan *et al.* 1996). L'essai à une chambre est représenté à la figure 2.1. Il consiste à mettre un échantillon de matériel en contact avec un réservoir scellé, le réservoir source, qui sera purgé à l'aide d'un gaz inerte. Au début de l'essai, de l'air ou de l'oxygène est injecté dans le réservoir source, qui est ensuite scellé. Une sonde à oxygène mesure la diminution de la

concentration de l'oxygène dans le réservoir source avec le temps. Selon la courbe de diminution de la concentration d'oxygène avec le temps, le coefficient de diffusion est déterminé numériquement, à l'aide de codes numériques tels que Pollute (Barbour, Lim et Fredlund 1996; Lim, Barbour et Fredlund 1998; MacKay *et al.* 1998; Shelp et Yanful 2000), ou analytiquement (Rolston 1986b).

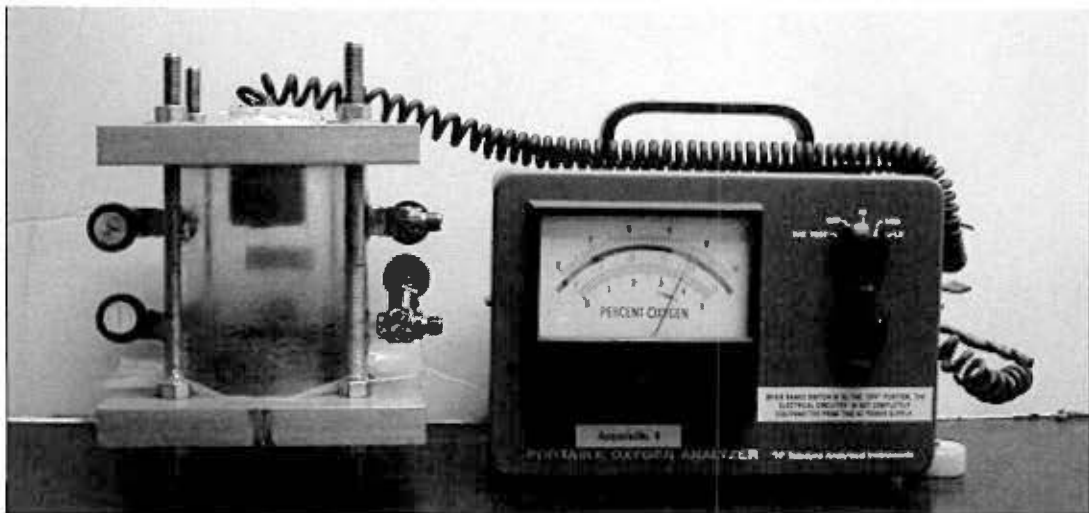


Figure 2.1 : Appareil à une chambre pour la détermination expérimentale de  $D_e$  (tiré de Gosselin 2007)

L'essai à deux chambres (figure 2.2) fonctionne sensiblement de la même façon que l'essai à une chambre, sauf que la variation de la concentration d'oxygène dans le réservoir du bas peut aussi être mesurée. L'échantillon de matériel est placé sur une plaque perforée dans la cellule, à un degré de saturation et une porosité prédéterminés. L'oxygène est évacué de la cellule, pour ensuite être introduit seulement dans la section au-dessus de l'échantillon. Des sondes à oxygènes enregistrent pendant une période de temps la concentration d'oxygène dans la section au-dessus et dans la section dessous l'échantillon.  $D_e$  est déterminé à l'aide des courbes de concentration d'oxygène obtenu pour une période de temps. Le code numérique Pollute peut être utilisé (Yanful 1993; Aubertin, Aachib et Authier 2000; Aachib, Mbonimpa et Aubertin 2004), mais certains auteurs ont développé des solutions analytiques pour résoudre les équations de Fick pour obtenir  $D_e$  (Sallam, Jury et Letey 1984; Glauz et Rolston 1989; El-Farhan *et al.* 1996). Cet essai est valable lorsque le matériel testé est inerte

à l'oxygène. Dans le cas d'un matériel réactif, l'essai permet de déterminer simultanément  $D_e$  et  $K_r$ .

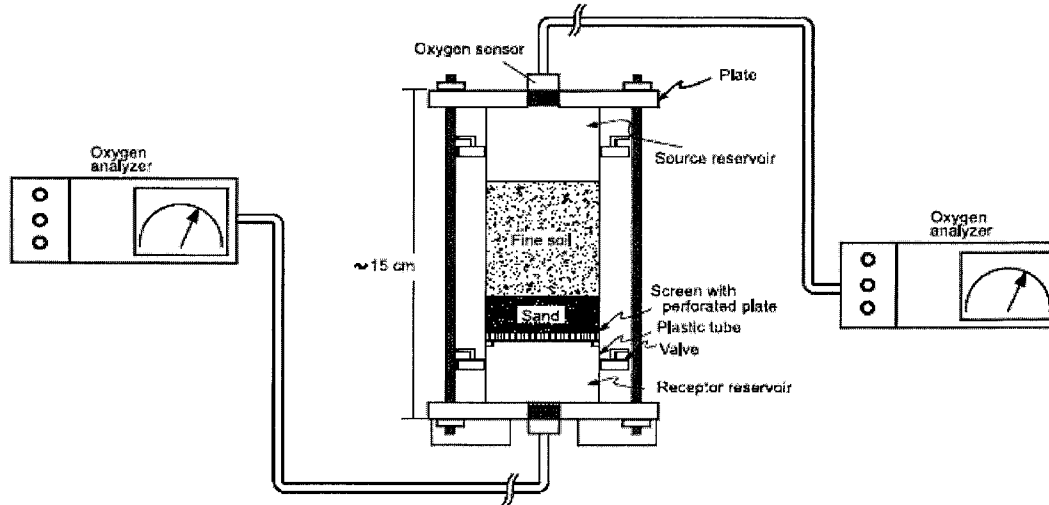


Figure 2.2 : Appareil à deux chambres pour la détermination expérimentale de  $D_e$  (tiré de Mbonimpa *et al.* 2003)

#### 2.2.4 Coefficient effectif du taux de réaction $K_r$

La détermination de  $K_r$  (unités de 1/temps) peut se faire à l'aide d'essais en laboratoire ou de façon semi-empirique. L'équation semi-empirique développée par Collin (1987), tient compte de la surface spécifique, qui a été modifiée par Aubertin, Ricard et Chapuis (1998) et Mbonimpa *et al.* (2002a) pour introduire la granulométrie:

$$K_r = K' \frac{6}{D_H} (1-n) C_p \quad (9)$$

où:  $K'$ : réactivité de la pyrite avec l'oxygène ( $\approx 5 \times 10^{-10} \text{ m}^3\text{O}_2/\text{m}^2\text{FeS}_2/\text{s}$ )

$C_p$ : contenu en pyrite par masse de rejets secs

$D_H$ : paramètre représentant le diamètre moyen des particules, défini comme suit (Aubertin, Ricard et Chapuis 1998)

$$D_H = (1 + 1,17 \log C_U) \cdot D_{10} \quad (10)$$

où:  $C_U$ : coefficient d'uniformité (=  $D_{60}/D_{10}$ );

$D_{10}$ : diamètre des particules à 10% passant sur la courbe granulométrique.

$K_r$  est influencé par plusieurs facteurs, dont le contenu en pyrite et sulfures, la porosité, la granulométrie, ainsi que l'état d'oxydation (Mbonimpa *et al.* 2003). De plus, des études récentes ont démontré que  $K_r$  varie aussi avec le degré de saturation du matériel, ce qui n'est pas tenu en compte dans l'équation de Collin (Gosselin 2007; Gosselin *et al.* 2007).  $K_r$  peut être perçu comme l'inverse d'une demi-vie d'un élément puisqu'il est exprimé en unité de temps<sup>-1</sup> ( $t_{1/2} = \ln 2 / K_r$ ).

Un autre modèle qui décrit la réactivité est le modèle du noyau de réaction (shrinking core model) (e.g. Davis et Ritchie 1986). Selon cette représentation, les grains de pyrite sont considérés comme des sphères enveloppées d'une couche de matériaux d'oxydation, avec à leur surface un film d'eau stagnante. La diffusion à travers cette couche de produits d'oxydation devient le facteur limitant l'oxydation de la pyrite, l'épaisseur de cette couche augmentant à mesure que le noyau de pyrite s'oxyde. Le taux d'oxydation des sulfures  $R_k$  s'écrit selon la formulation suivante (Mayer 1999):

$$R_k = -10^3 S_k D_k \left( \frac{r_i^p}{(r_i^p - r_i^r) \cdot r_i^r} \right) \cdot \left( \frac{[O_2]_{aq}}{\nu_k} \right) \quad (11)$$

où:  $S_k$ : aire de la surface réactive des grains

$D_k$ : coefficient de diffusion effectif de la couche de produits d'oxydation

$r_i^p$ : rayon du grain de pyrite

$r_i^r$ : rayon de la partie non oxydée du grain de pyrite

$[O_2]_{aq}$ : concentration d'oxygène dissout dans le film d'eau à la surface du grain

$\nu_k$ : coefficient stochiométrique d' $O_2$  dans la réaction d'oxydation.

Le modèle du noyau de réaction est utilisé dans quelques logiciels de modélisation numérique, tel que Min3P (Mayer 1999; Molson *et al.* 2008) qui modélise les réactions géochimiques reliées à la génération de DMA et le transport des produits de réaction.



$K_r$  peut également être évalué en laboratoire. La détermination de  $K_r$  est réalisée à l'aide de cellules appelées « cellules de diffusion – consommation »; ces cellules sont identiques à celles utilisées pour déterminer le  $D_e$  d'un matériel inerte (voir figure 2.2 et Aubertin *et al.* 1995; Aubertin *et al.* 1999b; Mbonimpa *et al.* 2003; Gosselin 2007; Gosselin *et al.* 2007). L'essai est effectué de la même façon, en mesurant la variation de concentration d'oxygène dans les deux chambres avec le temps. Selon la réactivité du matériel, son degré de saturation et sa porosité, les courbes de concentrations d'oxygène dans le temps auront une allure différente. Pour obtenir la valeur de  $K_r$ , les courbes de concentration d'oxygène sont reproduites avec le logiciel Pollute (aussi Vadose/W, Ctran/W) en variant les paramètres  $K_r$  et  $D_e$  (le  $D_e$  initial est estimé à l'aide d'équations, telle que l'équation 11) pour les conditions utilisées durant l'essai (épaisseur de l'échantillon, porosité, etc.). Les figures 2.3 et 2.4 présentent des exemples de résultats pour un matériau inerte (2.3) et réactif (2.4). Dans le cas d'un matériau inerte, les concentrations d'oxygène dans les réservoirs du haut et du bas s'équilibrent après un certain temps et la concentration à l'équilibre reste constante avec le temps. Un matériau réactif, quand à lui, verra sa concentration une fois à l'équilibre entre les deux réservoirs diminuer avec le temps, puisque le matériau consomme l'oxygène dans les réservoirs.

Dans cette thèse, l'évaluation du coefficient de réaction des matériaux s'est faite de façon expérimentale, et les résultats ont été comparés à l'équation de Collin. Le modèle du noyau de réaction n'a pas été utilisé. Des informations supplémentaires sur les différents modèles de prédiction du  $K_r$  et sur les approches expérimentales sont disponibles dans Gosselin (2007).

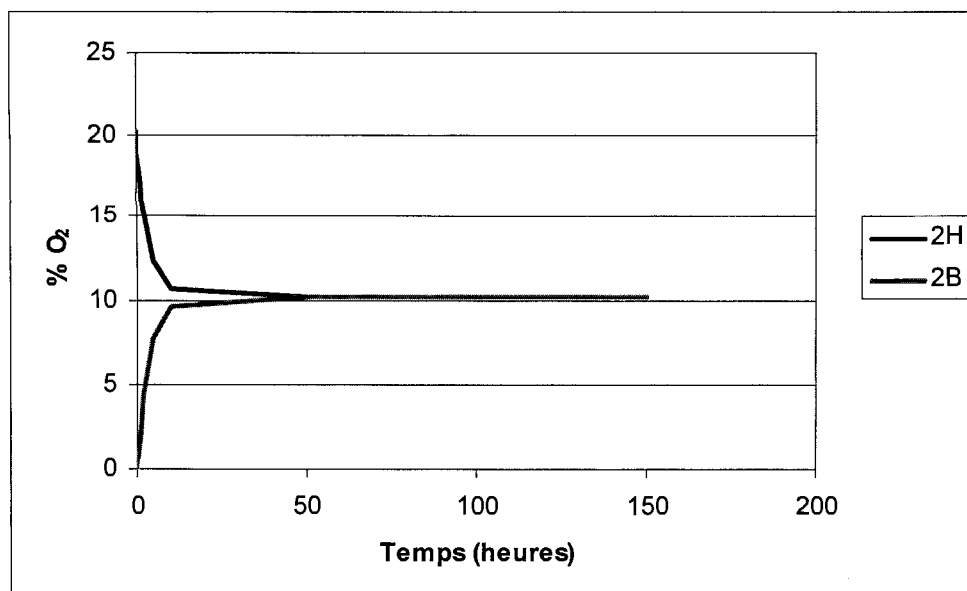


Figure 2.3 : Concentration d'oxygène typique dans les deux réservoirs (2H: réservoirs du haut, 2B: réservoir du bas), pour un échantillon inerte.

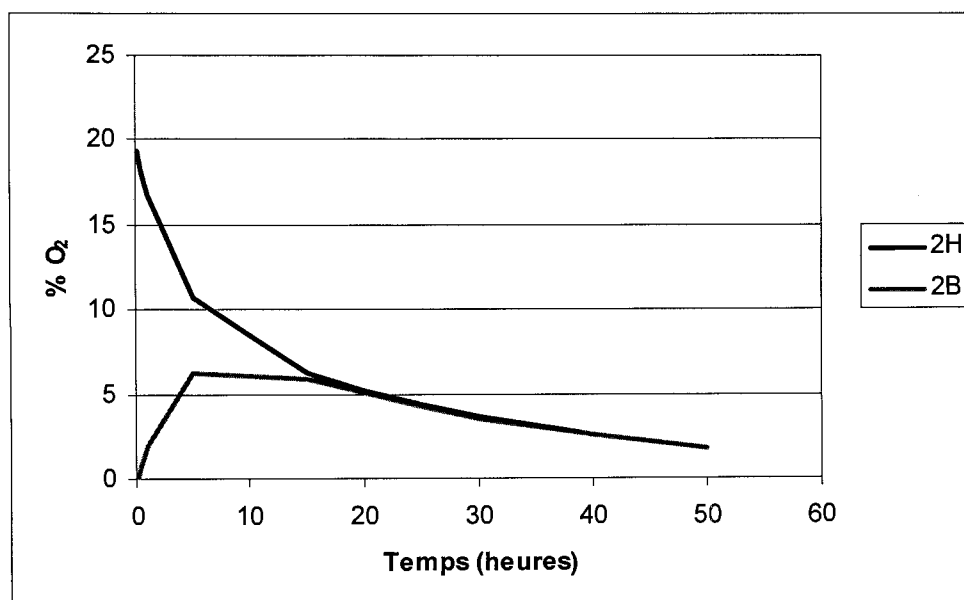


Figure 2.4 : Concentration d'oxygène typique dans les deux réservoirs (2H: réservoir du haut, 2B: réservoir du bas), pour un échantillon réactif.

### 2.3 Flux à travers les matériaux de recouvrement

Dans les climats humides tels que celui du Québec, l'objectif d'un système de recouvrement sur un parc à résidu générateur d'acide est habituellement de limiter la migration de l'oxygène vers les résidus afin de prévenir l'oxydation des minéraux sulfureux et la formation de DMA. Il est donc intéressant de connaître le flux d'oxygène à la surface et qui traverse le recouvrement. Il existe trois types de méthodes pour évaluer ce flux: les méthodes expérimentales, les solutions analytiques et les solutions numériques.

#### 2.3.1 Méthodes expérimentales

La première méthode expérimentale, appelée méthode du gradient, est la plus directe. Il s'agit d'appliquer la première loi de Fick (équation 1), en connaissant le  $D_e$  (déterminé expérimentalement ou estimé avec les équations) et en mesurant le gradient de concentration d'oxygène dans les matériaux de recouvrement (e.g. Rolston 1986a; Elberling, Nicholson et David 1993; Yanful 1993). Le gradient de concentration d'oxygène est obtenu à partir de mesures de concentration effectuées dans le matériau sur au moins deux élévations différentes. La mesure du gradient de concentration peut s'effectuer sur des essais en laboratoire tels les essais en colonne instrumentées, ou sur le terrain dans des recouvrements déjà installés. La méthode du gradient est applicable en régime permanent autant dans un matériau inerte que réactif.

La deuxième méthode est la méthode de consommation d'oxygène, développée par Elberling *et al.* (1994), applicable en régime permanent, pour les recouvrements et les matériaux réactifs. La méthode de consommation d'oxygène est basée sur la deuxième loi de Fick (équation 3) (Nicholson *et al.* 1989; Yanful, Simms et Payant 1999a), qui est résolue avec les conditions frontières suivantes :  $C(z=0, t>0) = C_0$ ,  $C(z=\infty, t>0) = C_\infty = 0$ , and  $C(z>0, t=0) = 0$ , and  $\delta C/\delta t=0$ , se réduisant à l'équation 12:

$$F_L = C_0 (K_r D_e)^{0.5} \quad (12)$$

où:  $F_L$ : flux diffusif à la surface du recouvrement en régime permanent

$C_0$ : concentration d'oxygène dans l'air (20.9%).

Concrètement, le flux d'oxygène est mesuré en installant une chambre remplie d'air au-dessus du recouvrement qui est scellée par un couvercle équipé d'une sonde à oxygène. La diminution de la concentration d'oxygène dans l'espace d'air scellé est mesurée sur une période de 2 à 3 heures. L'équation de la continuité qui décrit la diminution de la concentration d'oxygène dans le temps est résolue pour la condition  $C = C_0$  à  $t = 0$ , et devient :

$$\ln\left(\frac{C}{C_0}\right) = -t(K_r D_e)^{0.5} \frac{A}{V} \quad (13)$$

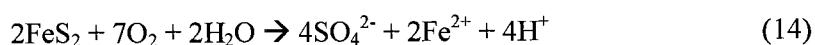
où:  $t$  : temps

$A$ : aire de la surface de matériel exposée

$V$ : volume de la zone d'air scellée.

Un graphique de  $\ln(C/C_0)$  versus temps donne une droite avec comme pente  $-(K_r D_e)^{0.5} A/V$ . En connaissant  $A/V$  et la pente de la droite,  $(K_r D_e)^{0.5}$  peut être déterminé. Ce dernier paramètre est ensuite introduit dans l'équation 12 pour calculer le flux d'oxygène à la surface du recouvrement.

La troisième méthode d'évaluation du flux d'oxygène, appelée méthode des sulfates, consiste à utiliser la concentration en produits d'oxydation présents dans l'effluent pour recalculer le flux d'oxygène (Elberling *et al.* 1994; David et Nicholson 1995; Bussière *et al.* 2004). En effet, l'oxydation à pH neutre des minéraux sulfureux contenus dans les résidus miniers dégage des ions de fer et de sulfate, qui apparaissent dans l'effluent liquide du parc à résidu. Par exemple, la réaction d'oxydation de la pyrite est :



Alors des ions ferreux et sulfates sont en principe présents dans l'effluent proportionnellement à la quantité d'oxygène qui était disponible pour l'oxydation. Le ratio stœchiométrique est utilisé pour convertir le flux de sulfate mesuré en flux d'oxygène (en supposant que le matériel a de la pyrite comme seul sulfure). Cette méthode donne un flux d'oxygène moyen pour une période de temps entre deux collectes d'effluent, donc s'applique

au régime de la période de mesure, soit transitoire ou permanent. La méthode des sulfates fonctionne uniquement dans le cas d'un drainage relativement neutre ( $\text{pH} > 5$ ) où seul l'oxygène est l'agent d'oxydation. À pH acide ( $< 5$ ), les bactéries et les ions ferriques, entre autres, participent à l'oxydation de la pyrite, ce qui ne permet pas d'associer le flux de sulfates au flux d'oxygène. La méthode des sulfates n'est pas précise dans ce cas car il peut y avoir précipitation de minéraux secondaires contenant des sulfates avant la sortie de l'effluent, réduisant ainsi le flux de sulfates artificiellement et par le fait même, le flux d'oxygène (Nicholson, Elberling et Williams 1995; Bussière *et al.* 2004). Le problème inverse peut survenir lorsque le matériel contient déjà des sulfates primaires qui se dissolvent, créant ainsi un flux de sulfates plus élevé que celui induit seulement par l'oxydation des sulfures (ex. dissolution du gypse).

Une série de travaux ont été effectués afin de comparer les trois méthodes expérimentales pour évaluer le flux d'oxygène à travers un recouvrement ou un sol non saturé (Elberling, Nicholson et David 1993; Elberling *et al.* 1994; David et Nicholson 1995; Nicholson, Elberling et Williams 1995; Elberling et Nicholson 1996; Bussière *et al.* 2004). Les travaux de Elberling, Nicholson, David et Williams ont comparé des flux évalués avec la méthode du gradient d'oxygène en utilisant des mesures à tous les 10 cm sur les premiers 20 cm du recouvrement, autant sur des essais en laboratoire que sur le terrain, à des flux évalués par la méthode des sulfates en utilisant soit l'eau contenue dans les pores du recouvrement (sur le terrain) ou le lixiviat d'essais en laboratoire. De plus, la méthode de consommation d'oxygène a été utilisée en parallèle autant sur le terrain qu'en laboratoire. Les résultats de ces études démontrent que les trois méthodes sont efficaces et consistantes pour estimer le flux, mais que chacune a ses limitations. Le tableau 2.1 présente des flux obtenus par les trois méthodes (Elberling *et al.* 1994). La précision de la méthode du gradient d'oxygène est dépendante de la précision de l'estimation du coefficient  $D_e$ . La fiabilité des résultats de la méthode des sulfates dépend des conditions géochimiques et de la possibilité de précipitation de minéraux secondaire sulfatés. De façon générale, les flux mesurés dans des matériaux très sulfureux sont sous-évalués par la méthode des sulfates, mais cette méthode est considérée efficace dans les matériaux peu sulfureux (Bussière *et al.* 1998). La méthode de consommation d'oxygène évalue les flux d'oxygène à la surface du recouvrement seulement,

ce qui ne permet pas de bien évaluer les flux d'oxygène lorsque les résidus sont recouverts d'une couverture faite de matériaux faiblement réactifs. De plus, la précision des flux est fonction de la précision du détecteur d'oxygène utilisé durant l'essai. Lorsque la variation de concentration d'oxygène est faible dans le réservoir au-dessus du matériel, le détecteur peut atteindre sa limite de détection, comme démontré dans la figure 2.5 où les valeurs nulles de flux d'oxygène par la méthode de consommation d'O<sub>2</sub> représentent des flux sous la limite de détection. Pour cette raison, dans le cas de flux faible, la méthode des sulfates est recommandée (Bussière *et al.* 2004).

Tableau 2.1 : Flux d'oxygène évalués selon différentes méthodes pour des essais avec des résidus réactifs recouverts ou non (tiré de Elberling *et al.* 1994)

Essai #	Méthode des sulfates (mol/m <sup>2</sup> /an)	Méthode du gradient (mol/m <sup>2</sup> /an)	Méthode de la consommation d'O <sub>2</sub> (mol/m <sup>2</sup> /an)
1	58	328	436
2	116	933	655
3	53	163	98
4	117	1025	519
5	55	197	62
6	156	972	499
7	122	892	373
8	42	196	142
9	122	874	187
10	28	-	77
11	64	884	184
12	20	112	53
13	54	841	121
14	22	115	53

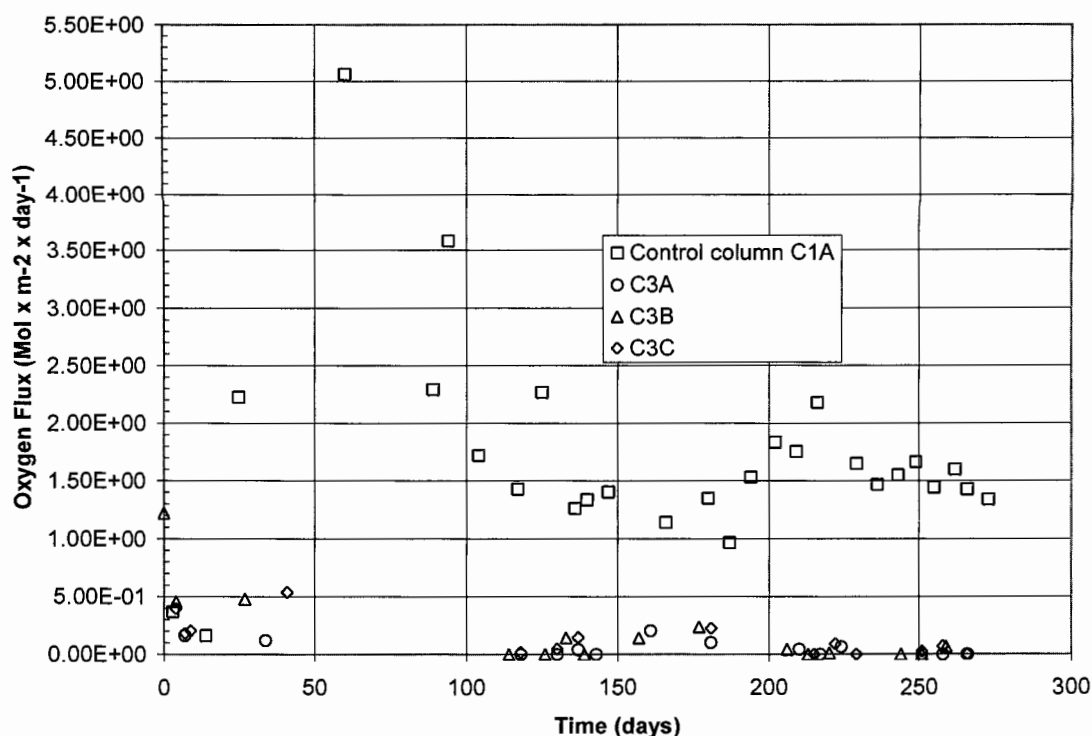


Figure 2.5 : Comparaison des flux d'oxygène évalués avec la méthode des sulfates (cercles noirs) et la méthode de consommation d'O<sub>2</sub> (carrés blancs) pour un essai en laboratoire; les valeurs nulles représentent des flux de moins de 0,01 mol/m<sup>2</sup>/jour (tiré de Bussière *et al.* 2004)

Des modifications à la méthode de consommation d'oxygène ont été proposées par Bussière *et al.* (2002b), Mbonimpa *et al.* (2002b), et Dagenais (2005) afin d'améliorer la précision de l'essai de consommation d'oxygène dans le cas de flux d'oxygène faibles. En effet, des variations de concentration d'oxygène faibles dans le réservoir, moins de 2 à 3 %O<sub>2</sub> en 5 heures, sont difficilement mesurables avec précision avec les détecteurs d'oxygène (Bussière *et al.* 2002b). La méthode modifiée permet d'obtenir des valeurs plus précises dans cette gamme de variations de concentration d'oxygène. Cette méthode diffère de la méthode traditionnelle dans le sens que les mesures sont recueillies sur une plus longue période de temps, ce qui ne permet plus de supposer le régime permanent lors de l'interprétation de l'essai. L'interprétation de l'essai modifié se fait donc numériquement (à l'aide de Pollute, par exemple). Dans ce cas, les valeurs individuelles de D<sub>e</sub> et K<sub>r</sub> obtenues peuvent être

utilisées dans l'équation 12 pour estimer le flux. Cette approche modifiée a été comparée avec succès à la méthode du gradient d'oxygène (Dagenais 2005).

### 2.3.2 Solutions analytiques

Mbonimpa *et al.* (2003) ont développé des solutions analytiques aux équations de Fick (équations 1, 2 et 3) en régime permanent et transitoire pour évaluer les flux d'oxygène à la base du recouvrement, pour les conditions frontières suivantes :

- La concentration d'oxygène à la frontière supérieure est la concentration atmosphérique ( $C_0 = 285 \text{ g O}_2/\text{m}^3$ );
- La concentration d'oxygène à la frontière inférieure est nulle, c'est-à-dire que tout l'oxygène est consommé par le matériel réactif sous le matériel de recouvrement;
- La concentration d'oxygène initiale à l'intérieur des pores du matériau de recouvrement est nulle;
- $D_e$  et  $\theta_{eq}$  sont considérés constants sur toute l'épaisseur du matériau.

Ces conditions frontières s'appliquent normalement à un site de résidus miniers fortement réactifs recouvert d'une couverture faite d'un matériel faiblement sulfureux ou inerte, tels un recouvrement de type CEBC (Mbonimpa *et al.* 2003).

L'équation du profil de concentration d'oxygène et du flux d'oxygène à travers une couche de matériel inerte d'épaisseur  $L$  au temps  $t$  peut s'exprimer de la façon suivante (Mbonimpa *et al.* 2003):

$$C(z,t) = C_0 \times \left[ 1 - \frac{z}{L} - \frac{2}{\pi} \sum_{i=1}^{\infty} \frac{1}{i} \sin \frac{i\pi z}{L} \exp\left(-\frac{i^2 \pi^2}{L^2} D^* t\right) \right] \quad (15)$$

$$F(z=L, t > 0) = F_{s,L} + 2F_{s,L} \sum_{i=1}^{\infty} (-1)^i \exp\left(-\frac{i^2 \pi^2}{L^2} D^* t\right) \quad (16)$$

où :  $F_{s,L} = \frac{C_0 D_e}{L}$  (flux d'oxygène à la base du recouvrement en régime permanent)

$D^* = D_e/\theta_{eq}$

$C_0$ : concentration initiale (atmosphérique) d'oxygène



L: épaisseur du recouvrement

t: temps.

Le temps nécessaire au système pour atteindre le régime permanent peut être estimé par l'équation suivante (Mbonimpa *et al.* 2003):

$$t_{s,L} = \frac{f_p L^2}{D^*} \quad (17)$$

où:  $f_p$  est un facteur de proportionnalité évalué à 0,45 par Crank (1975) et à près de 1 par Mbonimpa *et al.* (2003).

Dans le cas d'un matériel ayant une teneur non nulle en minéraux sulfureux, la consommation d'oxygène lors de la migration à travers le matériau de recouvrement doit être considérée. Ainsi les solutions des équations générales (15 et 16) deviennent (Mbonimpa *et al.* 2003):

$$C(z,t) = C_0 \left[ 1 - \frac{z}{L} - \frac{2}{\pi} \sum_{i=1}^{\infty} \frac{1}{i} \sin \frac{i\pi z}{L} \exp \left[ - \left( \frac{i^2 \pi^2}{L^2} D^* + K_r^* \right) t \right] - \frac{2K_r^*}{\pi} \times \right. \\ \left. \sum_{i=1}^{\infty} \frac{\sin \frac{i\pi z}{L}}{\frac{i^2 \pi^2 D^*}{L^2} + K_r^*} \left\{ 1 - \exp \left[ - \left( \frac{i^2 \pi^2}{L^2} D^* + K_r^* \right) t \right] \right\} \right] \quad (18)$$

$$F(z = L, t > 0) = F_{s,L} + 2K_r^* F_{s,L} \sum_{i=1}^{\infty} \left( \frac{(-1)^i}{\frac{i^2 \pi^2 D^*}{L^2} + K_r^*} \right) \\ + 2F_{s,L} \sum_{i=1}^{\infty} (-1)^2 \exp \left[ - \left( \frac{i^2 \pi^2 D^*}{L^2} + K_r^* \right) t \right] \\ - 2K_r^* F_{s,L} \sum_{i=1}^{\infty} \left( \frac{(-1)^i}{\frac{i^2 \pi^2 D^*}{L^2} + K_r^*} \right) \exp \left[ - \left( \frac{i^2 \pi^2 D^*}{L^2} + K_r^* \right) t \right] \quad (19)$$

Lorsque le régime permanent est atteint, le flux à la base du recouvrement est défini par :

$$F_{sR,L} = F_{s,l} + 2K_r^* F_{s,L} \sum_{i=1}^{\infty} \left( \frac{(-1)^i}{\frac{i^2 \pi^2 D^*}{L^2} + K_r^*} \right) \quad (20)$$

Ces solutions analytiques ont été validées à l'aide de profils de concentration d'oxygène et de flux d'oxygène obtenus par modélisation numérique (Pollute) pour un recouvrement CEBC typique dont la couche de rétention d'eau est faite de résidus à faible teneur en sulfures.

### 2.3.3 Solutions numériques

Les équations de la diffusion de l'oxygène, soient les équations 1 à 3, doivent être solutionnées simultanément dans le cas du transport de l'oxygène à travers un sol poreux et non saturé (cas des recouvrements visant à limiter la migration d'oxygène). Pour cette situation, des programmes numériques sont disponibles, tels que Pollute (Rowe, Booker et Fraser 1994) et Vadose/W (GEO-SLOPE 2004). Ces deux programmes sont décrits brièvement ci-dessous, et un tableau comparatif est présenté suite aux descriptions.

#### 2.3.3.1 Pollute

Pollute est un code numérique qui a été conçu pour modéliser le transport de contaminants dans un lieu d'entreposage de déchets contaminés, en une dimension. Il intègre la diffusion moléculaire et la dispersion mécanique du contaminant par un facteur « D » appelé « coefficient de dispersion hydrodynamique ». Le flux massique du contaminant est résolu avec l'équation 21, en plus du bilan de masse présenté à l'équation 22 (Rowe et Booker 1985):

$$f = nvc - nD \frac{\partial C}{\partial z} \quad (21)$$

$$-\frac{\partial f}{\partial z} = n \frac{\partial C}{\partial t} + g(C,t) \text{ et } g(C,t) = \rho K \frac{\partial C}{\partial t} \quad (22)$$

où: n: porosité;

v: vitesse moyenne d'écoulement linéaire;

g(C,t): terme relié aux réactions géochimiques et de sorption;

$\rho$ : densité du solide;

K: coefficient de distribution.

Le modèle a été développé pour un écoulement saturé, cependant il peut être adapté à des conditions non saturées en ajustant des paramètres (Rowe et Booker 1985). En effet, pour représenter le transport de l'oxygène à travers un matériau poreux non saturé (par diffusion seulement), il s'agit de remplacer la porosité  $n$  par la teneur en air équivalente  $\theta_{eq}$ , d'éliminer la vitesse d'écoulement ( $v=0$ ), et de remplacer le coefficient de dispersion hydrodynamique  $D$  par le coefficient de diffusion  $D^*$  (où  $D^*=D_e/\theta_{eq}$ ). Dans le cas de matériaux réactifs à l'oxygène, il est possible d'introduire la réactivité par un temps de demi-vie  $t^*_{1/2}$ , où  $t^*_{1/2} = \ln 2/K_r^*$  et  $K_r=K_r^*\theta_{eq}$  (Mbonimpa *et al.* 2003). Pollute a été utilisé dans plusieurs études pour l'évaluation de flux d'oxygène à travers des systèmes de recouvrement sur des résidus générateurs d'acide (e.g. Aubertin *et al.* 1995; Aachib 1997b; Aubertin *et al.* 1999b; Yanful, Simms et Payant 1999a; Mbonimpa *et al.* 2003).

### 2.3.3.2 Vadose

Vadose/W (GEO-SLOPE 2004) utilise la méthode des éléments finis pour quantifier le transport de l'eau, de la chaleur et des gaz dans un milieu non saturé, en régime permanent et transitoire. Il considère les propriétés hydriques et thermiques des matériaux, ainsi que l'influence des conditions climatiques sur le système. Vadose/W résout les équations de Richards pour le mouvement de l'eau (équation 23), et de Fick (équations 1 à 3) pour le mouvement de l'oxygène à travers un système de recouvrement décrit en 1 ou 2 dimensions.

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial z} \left( k_z(\psi) \frac{\partial \psi}{\partial z} \right) + \frac{\partial k_z(\psi)}{\partial z} \quad (23)$$

Dans l'équation 23 (équation en 1D),  $\theta$  est la teneur en eau volumique,  $\psi$  est la succion, et  $k_z$  est la conductivité hydraulique non saturée dans la direction  $z$ .

Vadose/W a l'avantage d'intégrer les conditions climatiques au modèle afin de représenter des situations comparables à ce que l'on retrouve sur le terrain. Cette particularité en fait un modèle tout indiqué pour l'évaluation de scénarios de recouvrement. Cet aspect est discuté plus en détails dans la section suivante.

### 2.3.3.2.1 Couplage sol – atmosphère

Afin de bien comprendre les interactions entre les résidus entreposés et leur environnement, il est important d'établir des relations entre les propriétés hydriques, le transport de l'oxygène et de la chaleur, et les conditions climatiques. Lorsque l'eau entre en contact avec le sol ou les résidus, cette eau peut s'infiltrer, ruisseler, et quitter le système par évaporation. L'évaporation de l'eau contenue dans le sol implique un changement de phase de liquide à vapeur, qui entraîne une variation de volume de liquide et de gaz dans le système. Pour décrire ces phénomènes, une première équation (24) est dérivée des équations de Darcy et Fick pour inclure l'écoulement de l'eau liquide et de la vapeur, en une dimension (Wilson, Fredlund et Barbour 1994).

$$\frac{\partial h_w}{\partial t} = C_w \frac{\partial}{\partial z} \left( k \frac{\partial h_w}{\partial z} \right) + C_v \frac{\partial}{\partial z} \left( D_v \frac{\partial P_v}{\partial z} \right) \quad (24)$$

$$\text{Avec } C_w = \frac{1}{\rho_w g m_2^w} \text{ et } C_v = \frac{1}{(\rho_w)^2 g m_2^w} \left( \frac{P + P_v}{P} \right) \quad (25)$$

- où
- $h_w$  : la charge hydraulique;
  - $C_w$  : le module de changement de volume causé par la phase liquide;
  - $C_v$  : le module de changement de volume causé par la phase vapeur;
  - $D_v$  : le coefficient de diffusion de la vapeur dans le sol;
  - $P_v$  : la pression de la vapeur dans le sol;
  - $P$  : la pression atmosphérique totale;
  - $\rho_w$  : la densité de l'eau;
  - $g$  : la constante gravitationnelle;
  - $m_2^w$  : la pente de la courbe de rétention d'eau.

La pression de vapeur dans le sol, qui est en fait la pression de vapeur dans les vides du sol non saturé, est une fonction de la teneur en eau et de la succion du sol, tel que décrit dans l'équation suivante (Edlefsen et Anderson 1943):

$$P_v = P_{vs} h_r \quad (26)$$

où  $P_{vs}$ : la pression saturée de vapeur à température T;  
 $h_r$ : l'humidité relative du sol, décrite à l'équation 27:

$$h_r = e^{\frac{\psi W}{RT}} \quad (27)$$

où  $\psi$ : la succion du sol;  
 W: le poids moléculaire de l'eau (0,018 kg/mol);  
 R: la constante universelle des gaz (8,314 J/(mol K));  
 T : la température du sol.

Le profil de distribution de la température s'avère donc nécessaire pour résoudre l'écoulement couplé d'eau et de vapeur. Celui-ci doit être résolu simultanément avec les équations 24 à 27, à l'aide de la relation suivante (Wilson, Fredlund et Barbour 1994).

$$C_h \frac{\partial T}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left( \lambda \frac{\partial T}{\partial z} \right) - L_v \left( \frac{P + P_v}{P} \right) \frac{\partial}{\partial z} \left( D_v \frac{\partial P_v}{\partial z} \right) \quad (28)$$

où  $C_h$ : la chaleur spécifique volumétrique;  
 $\lambda$ : la conductivité thermique;  
 T: la température du sol;  
 $L_v$ : la chaleur latente de vaporisation de l'eau.

Les équations 24 à 28 sont résolues en utilisant des conditions frontières appropriées au système à l'étude. Une de ces conditions frontières est la température à la surface du sol  $T_s$ , décrite par la relation suivante :

$$T_s = T_a + \frac{1}{\gamma(f(u))} (Q_n - E) \quad (29)$$

Où  $T_a$  : la température de l'air au dessus du sol;  
 $\gamma$  : la constante psychrométrique;

$f(u)$  : la fonction  $f(u) = 0.35(1 + 0.146W_a)$ , où  $W_a$  est la vitesse du vent;

$Q_n$  : l'énergie de radiation nette disponible à la surface du sol;

$E$  : le flux d'évaporation.

Le flux d'évaporation est défini comme l'évaporation potentielle lorsque le sol est complètement saturé et que l'eau peut s'évaporer sans restriction, alors que dans le cas d'un sol non saturé il est question d'évaporation réelle. L'évaporation réelle est variable d'un sol à l'autre et peut être prédite à l'aide de l'équation de Penman-Wilson (Wilson 1990; GEO-SLOPE 2004):

$$E = \frac{\Gamma Q_n + \gamma E_a}{\gamma A + \Gamma} \quad (30)$$

$$\text{Avec: } E_a = f(u)e_a(B - A) \quad (31)$$

où  $\Gamma$ : la pente de la courbe de vapeur d'eau saturée en fonction de la température moyenne de l'air;

$A$ : l'inverse de l'humidité relative de surface du sol;

$e_a$ : la pression de vapeur de l'air au-dessus de la surface du sol;

$B$ : l'inverse de l'humidité relative dans l'air.

Toutes ces équations sont résolues numériquement à l'aide du logiciel Vadose/W (GEO-SLOPE 2004), qui est basé sur le logiciel SoilCover (1997).

### 2.3.3.3 Comparaison Pollute vs Vadose/W

Pollute et Vadose/W sont deux codes numériques avec leurs forces et faiblesses, telles que décrits dans le Tableau 2.2. Pollute se base sur des profils de teneur en eau connus et entrés dans le modèle par l'utilisateur. Vadose/W calcule le profil de teneur en eau du système à partir des conditions frontières et de données telles les courbes de rétention d'eau et les fonctions de perméabilité. Vadose/W permet de faire des modélisations en une et deux dimensions, tandis que Pollute ne permet que les modélisations 1D. Par contre, il est plus facile d'intégrer l'hétérogénéité des matériaux dans Pollute que dans Vadose/W, ce dernier demandant plus de données sur les matériaux utilisés. Dans les deux cas, la réactivité des

matériaux est définie par un facteur de demi-vie. Pollute a comme condition initiale une concentration d'oxygène nulle dans les matériaux. Cette condition ne peut être changée pour introduire un profil de concentration d'oxygène à l'état stationnaire, comme le fait Vadose/W. L'influence de cette condition initiale sur les flux peut être significative, comme l'a démontré Gosselin (2007), qui a conclu que Pollute n'est pas indiqué pour l'interprétation d'essais de consommation d'oxygène sur le terrain. Finalement, Vadose/W permet d'inclure les conditions climatiques au modèle, ce qui n'est pas possible avec Pollute.

Tableau 2.2 : Forces et faiblesses de Pollute et Vadose/W

Pollute		Vadose/W	
Forces	Faiblesses	Forces	Faiblesses
Possibilité de varier les propriétés des matériaux (hétérogénéité)	Condition initiale fixe: concentration d'oxygène nulle dans les matériaux	Analyses en 1D et 2D	Nécessite beaucoup de données, telles CRE, courbes de perméabilité (par contre estimations possibles)
Réactivité intégrée par $t_{1/2}^*$	Effet de l'environnement pas inclus	Réactivité intégrée par $t_{1/2}^*$	
	Analyses en 1D seulement	Possibilité d'utiliser les conditions climatiques comme condition frontière	

Chacun des logiciels ont leurs utilisations privilégiées : Pollute est plutôt utilisé pour l'interprétation et la validation d'essais de migration de l'oxygène en laboratoire, tandis que Vadose/W sert à l'évaluation de scénarios de restauration en termes de migration d'oxygène à travers les recouvrements. Pollute a été utilisé à maintes reprises pour l'interprétation des essais de détermination de  $D_e$  et  $K_r$  (Yanful 1993; Aubertin *et al.* 1995; Barbour, Lim et Fredlund 1996; Lim, Barbour et Fredlund 1998; MacKay *et al.* 1998; Aubertin *et al.* 1999b; Shelp et Yanful 2000; Aachib, Mbonimpa et Aubertin 2004; Gosselin 2007), ainsi que pour valider des profils de concentration d'oxygène et des flux d'oxygène (Yanful 1993; Mbonimpa *et al.* 2003). Vadose/W a été utilisé par Cissokho (2007) pour évaluer les flux

d'oxygène à travers différentes configurations de recouvrement de type CEBC. Une variante de Vadose/W en 1D, SoilCover, a été utilisé pour vérifier l'efficacité de recouvrements à limiter les flux d'oxygène (Sjoberg Dobchuk 2002; Sjoberg Dobchuk, Wilson et Aubertin 2003; Yanful, Mousavi et De Souza 2006).

#### **2.3.4 Comparaison de modèles numériques et de solutions analytiques**

Malgré que les modèles numériques aient servi pour valider les solutions analytiques (qui sont valides pour des conditions frontières et des géométries simples), il peut survenir des différences importantes dans les résultats obtenus à l'aide de ces deux méthodes pour un même problème. Ces différences peuvent provenir des hypothèses établies lors du développement des solutions analytiques. En effet, pour résoudre les équations de la diffusion de l'oxygène, il faut choisir des conditions frontières afin d'obtenir une solution. Dans certains cas, ces conditions frontières ne sont pas (ou sont partiellement) valides, ce qui rend les calculs imprécis.

La figure 2.6 présente des profils de concentration d'oxygène évalués à l'aide de la méthode du gradient, des solutions analytiques de Mbonimpa *et al.* (2003), et du modèle Vadose/W. Les données proviennent du projet présenté dans cette thèse, dans lequel un recouvrement fait de résidus faiblement sulfureux est placé sur des résidus générateurs d'acide. Le cas présenté à la figure 2.6 est un recouvrement de 1m de résidus désulfurés à une teneur en sulfures de 0,3% dont le niveau de la nappe phréatique est fixé à la base du recouvrement, donc à la surface des résidus générateurs d'acide (3,6%S). Les profils de concentration d'oxygène mesurés et prédits par Vadose/W sont semblables, tandis que le profil déterminé par les équations analytiques a une pente beaucoup plus faible.

Les flux d'oxygène évalués à la base du recouvrement (avec la méthode du gradient, les solutions analytiques et Vadose/W) pour 4 configurations de recouvrements monocouches faits de résidus désulfurés sont présentés au tableau 2.3. Les différences entre chacune des configurations sont l'épaisseur du recouvrement, la teneur en sulfures du recouvrement et le niveau de la nappe phréatique. Les flux d'oxygène sont consistants avec la méthode du



gradient et Vadose/W, cependant les solutions analytiques surestiment les flux de façon significative. La condition frontière qui explique en bonne partie les écarts pour cet exemple est la condition de concentration d'oxygène nulle à la surface des résidus sulfureux. En effet, les résidus de cet exemple ont une teneur en sulfure relativement faible (pour des résidus générateurs de DMA), alors l'oxygène n'est probablement pas consommé entièrement dès son contact avec les résidus. Le fait de supposer une concentration nulle à la surface des résidus tandis que cette concentration ne l'est pas entraîne un plus grand gradient de concentration d'oxygène et surestime le flux qui traverse le recouvrement.

De plus, les solutions analytiques supposent que la teneur en eau (et donc  $D_e$ ) est constante sur l'épaisseur du matériau de recouvrement, ce qui n'était pas tout à fait le cas dans l'exemple présenté. En effet, une variation du  $D_e$  a été incluse dans les calculs par la méthode du gradient et par Vadose/W, mais il n'est pas possible de faire de même avec les solutions analytiques développées par Mbonimpa *et al.* (2003). C'est pour ces raisons que les solutions analytiques ne sont pas utilisées dans cette thèse.

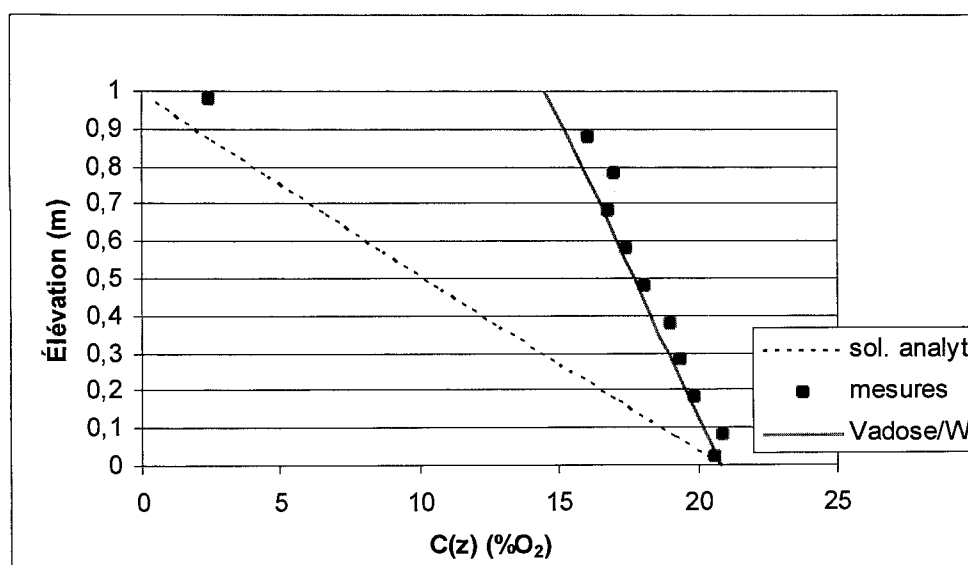


Figure 2.6 : Comparaison des profils de concentration d'oxygène mesurés (carrés) et prédits avec les solutions analytiques (ligne discontinue) et Vadose/W (ligne continue).

Tableau 2.3 : Flux d'oxygène à travers un recouvrement placé sur des résidus générateurs d'acide, évalués selon trois méthodes : la méthode du gradient d'oxygène, les solutions analytiques (Mbonimpa *et al.* 2003) et Vadose/W.

Méthode du gradient (mol/m <sup>2</sup> /an)	Solutions analytiques (Mbonimpa <i>et al.</i> 2003) (mol/m <sup>2</sup> /an)	Modélisation avec Vadose/W (mol/m <sup>2</sup> /an)
2,3	31,3	1,5
6,6	98,9	8,0
9,5	56,1	15,6
53,6	94,6	68,6

#### 2.4 Évaluation de l'efficacité de recouvrements

Les différentes méthodes d'évaluation des flux d'oxygène mentionnées précédemment (voir section 2.3) ont été utilisées dans plusieurs études pour vérifier l'efficacité de systèmes de recouvrements placés sur des résidus générateurs d'acide. Le tableau 2.4 présente quelques études retrouvées dans la littérature sur l'évaluation de la performance de recouvrements (barrières à l'oxygène) placés sur des résidus générateurs d'acide. Les études mentionnées se limitent à celles ayant évalué les flux d'oxygène d'une manière ou d'une autre.

Yanful (1993) a évalué à l'aide du logiciel Pollute les flux d'oxygène à travers un recouvrement de type CEBC au laboratoire et aussi à travers des parcelles expérimentales avec un recouvrement similaire placées sur le parc à résidus Waite Amulet près de Rouyn-Noranda. Des mesures de concentrations d'oxygène ont été effectuées autant en laboratoire que sur le terrain, et servi pour valider le modèle de Pollute. Les flux d'oxygène ont été évalués par Pollute. La détermination du  $D_e$  s'est faite en laboratoire selon l'essai à deux chambres (voir Figure 2.2). Cette étude a démontré l'efficacité du recouvrement lorsqu'il est placé dans des conditions de degré de saturation élevé. En effet, les  $D_e$  évalués dans le recouvrement ayant une couche à un degré de saturation entre 85 et 95% sont d'environ  $8 \times 10^{-8} \text{ m}^2/\text{s}$ , ce qui se traduit par une efficacité à limiter l'oxygène aux résidus sulfureux de 99% par rapport à la condition sans recouvrement ( $0,1 \text{ mol/m}^2/\text{an}$  vs.  $66 \text{ mol/m}^2/\text{an}$ ). L'étude soulève le fait que Pollute ait une condition initiale fixe de concentration d'oxygène nulle

dans les matériaux. Cette condition est représentative d'un matériau initialement saturé qui se draine, mais pas d'un matériau initialement non saturé.

Tibble et Nicholson (1997) ont comparé des flux d'oxygène évalués par la méthode de consommation d'oxygène sur différents sites. Les deux premiers sites n'avaient pas de recouvrements, le premier ayant des résidus sulfureux frais à différentes teneurs en pyrrhotite (1%S, 15%S et 30%S) et le deuxième ayant des résidus avec différents temps d'exposition à l'atmosphère (frais, 3-4 ans, 5-6 ans, 10 ans). Il a été observé que les flux d'oxygène varient selon la teneur en sulfures et le temps d'exposition des résidus, allant de 2 à 4000 mol/m<sup>2</sup>/an pour les résidus sans recouvrement. Le troisième site était recouvert d'une couche de sol. Pour ce site, des flux d'oxygène entre moins de 1 et 33 mol/m<sup>2</sup>/an ont été mesurés. Le quatrième site était recouvert d'une CEBC (la couche de rétention d'eau contient de faibles teneurs en pyrite) et a aussi obtenu des flux entre moins de 1 et 30 mol/m<sup>2</sup>/an. Le cinquième site était en partie recouvert d'eau, avec une portion non saturée. Les mesures de consommation d'oxygène ont été effectuées sur une ligne partant de près de l'étang jusqu'à une zone avec une plus grande élévation. Les résultats montrent que les flux d'oxygène varient selon le niveau de la nappe phréatique de 0 à 326 mol/m<sup>2</sup>/an (plus élevés lorsque l'on s'éloigne de l'étang). En utilisant la stochiométrie des équations d'oxydation et les taux d'infiltration, les auteurs ont pu estimer la quantité de sulfates et ensuite de métaux présents dans l'eau interstitielle et d'exfiltration, de même que l'épuisement du pouvoir tampon des résidus.

Tableau 2.4 : Synthèse des études portant sur les recouvrements servant de barrière à l'oxygène.

Type d'étude	Type de recouvrement	Méthodes d'évaluation du flux d'oxygène	Flux mesurés	Remarques	Sources
Laboratoire Terrain	CEBC	Pollute	Labo: témoin: 24 mol/m <sup>2</sup> /an, couvert: 0,7 mol/m <sup>2</sup> /an Terrain: témoin: 66 mol/m <sup>2</sup> /an, couvert: 0,1 mol/m <sup>2</sup> /an	Différences de flux entre labo et terrain simulé par Pollute causés par la condition initiale de C = 0 fixée par Pollute	Yanful (1993)
Terrain	Monocouche CEBC Nappe phréatique surélevée	Consommation d'oxygène	Sans recouvrement: 2 à 4000 mol/m <sup>2</sup> /an, monocouche: <1 à 33 mol/m <sup>2</sup> /an, CEBC: <1 à 30 mol/m <sup>2</sup> /an, nappe surélevée: 0 à 175 mol/m <sup>2</sup> /an	Utilisation des résultats de consommation d'oxygène pour estimer la charge des métaux dans l'eau interstitielle et d'exfiltration	Tibble et Nicholson (1997)
Numérique	Monocouche fait de résidus désulfurés	SoilCover	Réduction de 50% du flux sans recouvrement, soit 20 mol/m <sup>2</sup> /an, avec recouvrement de 2,5 m	La modélisation n'inclus pas la consommation « bénéfique » de l'O <sub>2</sub> par le recouvrement	Li et Catalan (1997)
Numérique	Monocouche fait de résidus désulfurés	SoilCover	Flux à l'interface couverture – résidus variants entre 1 et 1 x 10 <sup>-11</sup> mol/m <sup>2</sup> /an	Mesures de flux à l'interface couverture – résidus avec Matlab	Sjoberg Dobchuk (2002)

Numérique	CEBC fait de résidus faible teneur en S	Solutions analytiques Pollute	Flux à la base du recouvrement: de 5,5 à 0,6 mol/m <sup>2</sup> /an pour Kr de 0 à 15 /an	Confirmation de l'influence de la réactivité K <sub>r</sub>	Mbonimpa <i>et al.</i> (2003)
Numérique	Monocouche fait de résidus désulfurés	Pyrox	Flux sans recouvrement: 5 à 5,9 kg SO <sub>4</sub> /m <sup>2</sup> /an (30 à 35 mol O <sub>2</sub> /m <sup>2</sup> /an) après 100 ans, avec recouvrement de résidus désulfurés + ennoiement: 0,004 à 0,008 kgSO <sub>4</sub> /m <sup>2</sup> /an (0,02 à 0,05 mol O <sub>2</sub> /m <sup>2</sup> /an)	Degré de saturation sous 70% pour le recouvrement de résidus désulfurés	Romano <i>et al.</i> (2003)
Laboratoire	CEBC fait de résidus faible teneur en S	Méthode des sulfates Consommation d'oxygène Solutions analytiques	Flux à la surface du recouvrement (0,22%S): 10 mol/m <sup>2</sup> /an (cons et sulf), à la base: 0,64 mol/m <sup>2</sup> /an (sol analyt)	Différence entre flux à la surface et flux à la base expliqué par la consommation d'oxygène par le recouvrement	Bussière <i>et al.</i> (2004)
Terrain	CEBC	Consommation d'oxygène modifiée Méthode du gradient (épaisseur totale)	Flux consommation d'O <sub>2</sub> modifiée: 0,01 à 2,4 mol/m <sup>2</sup> /an Flux méthode gradient: 0,02 à 0,4 mol/m <sup>2</sup> /an	Méthode gradient: flux stationnaires en supposant une concentration d'O <sub>2</sub> nulle au bas du recouvrement	Dagenais (2005)

Numérique	CEBC avec barrière à l'infiltration en sable-bentonite	SoilCover	Flux à travers le recouvrement: de $5,7 \times 10^{-3}$ mol/m <sup>2</sup> /an à $3 \times 10^{-4}$ mol/m <sup>2</sup> /an	AEV est une propriété importante dans la conception d'une barrière à l'oxygène	Yanful, Mousavi et De Souza (2006)
Cellules expérimentales	CEBC fait de résidus faible teneur en S	Méthode du gradient (épaisseur totale)	Flux calculés avec $\theta$ obtenus par RDT: 0,008 à 21 mol/m <sup>2</sup> /an, $\theta$ obtenus post-essai: 6,9 à 0,01 mol/m <sup>2</sup> /an	Flux stationnaires calculés avec la loi de Fick et les teneurs en eau mesurées soit avec RDT ou post-essais	Bussière <i>et al.</i> (2007)
Laboratoire	Monocouche faite de sable avec contrôle de la nappe phréatique	Méthode des sulfates Consommation d'oxygène Pollute	Flux à la surface, nappe phréatique basse: 2200 à 2500 mol/m <sup>2</sup> /an, nappe élevée: 2 à 12 mol/m <sup>2</sup> /an	Importance du niveau de la nappe phréatique sur la réduction du flux d'oxygène	Ouangrawa (2007)

L'utilisation de résidus désulfurés comme recouvrement monocouche a été explorée par Li et Catalan (1997), suite à des essais de désulfuration sur des rejets de cyanuration. L'étude numérique (avec SoilCover) a porté sur l'efficacité à réduire le flux d'oxygène, à partir d'évaluations de l'évolution des degrés de saturation avec le temps. Le niveau de la nappe phréatique a été fixé à 4 m sous la surface du recouvrement. Les conditions climatiques utilisées sont les moyennes observées au site minier entre 1986 et 1996. Le flux d'oxygène atteint sans recouvrement est de  $1156 \text{ mol/m}^2/\text{an}$ . Un recouvrement de résidu désulfuré de moins de 1,2 m ne réduit pas le flux. Pour réduire ce flux de 50 fois, soit jusqu'à  $20 \text{ mol/m}^2/\text{an}$ , il faudrait un recouvrement de 2,5 m, tandis qu'un recouvrement de 3,5 m est nécessaire pour obtenir un flux semblable à une couverture d'eau ( $0,7 \text{ mol/m}^2/\text{an}$ ). Cependant, cette étude a considéré les résidus désulfurés comme inerte, alors qu'ils contiennent entre 0,1 et 0,3 % sulfures. Cette teneur en sulfures résiduels peut possiblement consommer de l'oxygène qui migre à travers le recouvrement.

En parallèle, une étude numérique a été effectuée sur un recouvrement faits de résidus à faible teneur en sulfures (Sjoberg Dobchuk 2002; Sjoberg Dobchuk, Wilson et Aubertin 2003). Cette étude s'est basée sur un parc à résidu recouvert d'une couche de résidus désulfurés pour modéliser numériquement la performance du recouvrement dans le temps à l'aide du logiciel SoilCover, qui permet d'intégrer les conditions climatiques dans l'évaluation des teneurs en eau et succions engendrées par l'évaporation. Selon ces teneurs en eau et succions, le coefficient de diffusion  $D_e$  est estimé et les flux d'oxygène à travers le recouvrement sont évalués. Les flux ont été évalués à la surface du recouvrement et à l'interface recouvrement – résidus à l'aide de Matlab, en utilisant la dernière journée de simulation de SoilCover, soit le jour 208, comme étant très près de l'état stationnaire. Un  $K_r$  de 10 /an (matériel grossier) et 44 /an (matériel fin) a été assigné au matériel désulfuré du recouvrement. Les résultats montrent qu'il y a consommation d'oxygène dans le recouvrement, parfois à un point tel que cette consommation entraîne un flux d'oxygène. Par exemple, le flux d'oxygène à la surface lorsque le recouvrement est fin et la nappe phréatique est à une profondeur de 4 m est de  $1 \text{ mol/m}^2/\text{an}$  pour un matériau inerte, tandis qu'il atteint  $137 \text{ mol/m}^2/\text{an}$  pour un matériau réactif. Par contre, le flux à l'interface recouvrement –

résidus est de  $1 \text{ mol/m}^2/\text{an}$  pour un recouvrement inerte et  $2,3 \times 10^{-4} \text{ mol/m}^2/\text{an}$  pour un recouvrement réactif. Ces résultats montrent l'influence de la réactivité du matériau de recouvrement dans l'évaluation des flux d'oxygène.

Afin de simuler les mécanismes de diffusion et de consommation d'oxygène dans les recouvrements faits de résidus à faible teneur en sulfures, Mbonimpa *et al.* (2003) ont développé des solutions analytiques au transport de l'oxygène dans des recouvrements de type CEBC dont la couche de rétention d'eau est faite de résidus à faible teneur en sulfures. Ces équations, présentées à la section 2.3.2, ont été validées à l'aide du logiciel Pollute et de mesures précédentes (Yanful 1993). L'importance du coefficient  $K_r$  a été soulevée dans cette étude pour quantifier la consommation d'oxygène dans le recouvrement lui-même, qui entraîne une diminution supplémentaire du flux d'oxygène atteignant les résidus sulfureux, s'ajoutant à la diminution observée par le degré de saturation élevé du recouvrement. Le flux d'un recouvrement CEBC avec 30 cm de sable de par et d'autre de 80 cm de résidus faiblement réactifs ( $S_r$  de 85%) était de  $5,5 \text{ mol/m}^2/\text{an}$  pour  $K_r = 0$ ,  $4,4 \text{ mol/m}^2/\text{an}$  pour  $K_r = 1/\text{an}$ ,  $2,2 \text{ mol/m}^2/\text{an}$  pour  $K_r = 5/\text{an}$  et  $0,6 \text{ mol/m}^2/\text{an}$  pour  $K_r = 15/\text{an}$ .

Des simulations numériques ont été effectuées pour évaluer l'efficacité d'un recouvrement fait de résidus à faible teneur en sulfures comparativement à un recouvrement en eau, ou à une combinaison des deux (Romano *et al.* 2003). Le logiciel Pyrox a été utilisé pour obtenir des flux de sulfates qui peuvent être convertis en flux d'oxygène. Le verdict de cette étude est que la combinaison résidus à faible teneur en sulfures et recouvrement en eau réduit le plus le flux d'oxygène disponible pour l'oxydation des résidus sulfureux, l'oxydation étant réduite de 99,8%. La couche de résidus à faible teneur en sulfure permet de prévenir l'infiltration d'eau dans les résidus sulfureux, et diminue les risques de resuspension de particules réactives par les vagues. Le recouvrement de résidus à faible teneur en sulfures est tout de même efficace à limiter l'oxydation de 75 à 82%, malgré son degré de saturation bas d'environ 70%, puisqu'il est soumis directement aux conditions climatiques et la nappe phréatique se situe initialement à 1,4 m sous le dessus des résidus sulfureux. Le recouvrement en eau seul réduit l'oxydation par 99,1%.



Des études en laboratoire (Bussière *et al.* 2004) ont permis de démontrer l'efficacité des recouvrements CEBC faits de résidus faiblement sulfureux à réduire la production de DMA par l'analyse des lixiviats des colonnes. Des mesures de flux d'oxygène à la surface par la méthode sulfates et des essais de consommation d'oxygène pour trois teneurs en sulfures dans les recouvrements (0,22%, 0,65% et 1,17%) ont donné des valeurs de 10, 25 et 35 mol/m<sup>2</sup>/an respectivement. Les solutions analytiques ont permis de comparer ces flux d'oxygène à la surface des recouvrements aux flux estimés à la base des recouvrements, qui étaient de 0,64, 0,06 et 0,008 mol/m<sup>2</sup>/an respectivement. La différence entre les flux à la surface et à la base du recouvrement est consommée durant le transport à travers le recouvrement.

L'étude de Dagenais (2005) a permis de valider l'essai de consommation d'oxygène modifié sur le recouvrement CEBC du site Lorraine en comparaison avec des calculs de flux effectués avec la première loi de Fick et des teneurs en eau mesurées in situ. Les valeurs de flux d'oxygène mesurées et calculées sont près les unes des autres, étant de 0,01 à 2,4 mol/m<sup>2</sup>/an pour les essais de consommation d'oxygène modifiées et de 0,02 à 0,4 mol/m<sup>2</sup>/an pour les calculs avec la méthode du gradient. Les différences peuvent être causées par les hypothèses utilisées dans l'application de la loi de Fick: régime permanent et concentration d'oxygène nulle à la base du recouvrement, par la méthode d'évaluation de la teneur en eau volumique, ainsi que par des effets d'hétérogénéité. Ces hypothèses permettent d'obtenir un flux conservateur, puisque le flux d'oxygène serait plus faible en régime transitoire ainsi qu'avec une concentration non nulle au bas du recouvrement. Néanmoins, toutes ces mesures confirment l'efficacité du recouvrement sur le site Lorraine puisqu'il atteint les critères de flux d'oxygène de conception de 0,6 à 1,3 mol/m<sup>2</sup>/an.

SoilCover a aussi été utilisé dans l'étude de Yanful, Mousavi et De Souza (2006), dans laquelle ils ont vérifié la performance de différentes configurations de recouvrements multicouches à effets de barrière capillaire, dans le but de limiter l'infiltration d'eau et la migration de l'oxygène. Les matériaux utilisés étaient un mélange de sable – bentonite, et un silt, protégés ou non entre une ou deux couches de sable fin ou grossier du site Waite Amulet. Des flux d'oxygène entre  $5 \times 10^{-3}$  et  $3 \times 10^{-4}$  mol/m<sup>2</sup>/an ont été simulés avec le sable-

bentonite. Dans cette dernière étude paramétrique, l'épaisseur de la couche de rétention d'eau, le niveau de la nappe phréatique et le type de sol utilisés se sont révélés des paramètres importants pour assurer la performance technique et la viabilité économique du recouvrement.

Une étude en cellules expérimentales sur le terrain a permis d'évaluer le comportement hydrogéologique de CEBC faites soit de résidus non générateurs d'acide ou de silt naturel (Bussière *et al.* 2007). Les teneurs en eau sont restées élevées pour conserver un degré de saturation d'au-delà de 85% dans la couche de rétention d'eau, tandis que les couches de bris capillaire se sont bien drainées. Les flux d'oxygène ont été évalués en régime permanent à l'aide de l'équation de Fick, en utilisant un  $D_e$  calculé avec l'équation 11. Les teneurs en eau utilisées pour évaluer le  $D_e$  provenaient de deux sources : premièrement des mesures de teneur en eau in situ effectuées à l'aide de sondes RDT (réflectométrie en domaine temps), et deuxièmement des mesures prises lors du démantèlement des cellules. Dans le cas d'une CEBC faite avec une couche de rétention d'eau en résidus non générateurs d'acide, les flux d'oxygène variaient entre 21 et 0,008 mol/m<sup>2</sup>/an en calculant avec les teneurs en eau provenant des sondes RDT, et de 6,9 à 0,01 mol/m<sup>2</sup>/an lorsque les teneurs en eau au démantèlement ont été utilisées. Les différences (pour une même méthode de mesure de  $\theta$ ) s'expliquent en partie par différentes configurations des cellules (épaisseurs des couches de rétention d'eau et de sable), ainsi que par la consommation d'oxygène par le matériau de recouvrement qui n'a pas été tenu en compte.

Finalement, Ouangrawa (2007) a évalué l'impact du niveau phréatique sur l'oxydation des minéraux sulfureux contenus dans deux résidus miniers. Les modèles en laboratoire ont simulé la méthode de l'élévation de la nappe phréatique combinée avec une couche de sable visant à prévenir l'évaporation. Des essais en laboratoire en petites colonnes instrumentées ont permis d'observer la différence de flux d'oxygène évalués à la surface de la colonne à l'aide d'essais de consommation d'oxygène, de la méthode des sulfates et de la modélisation avec le code Pollute. Les colonnes avec nappe basse ont atteint des flux de l'ordre de 2500 mol/m<sup>2</sup>/an, tandis que les colonnes avec nappe élevée avaient des flux d'oxygène d'environ 11 mol/m<sup>2</sup>/an. Des essais plus approfondis, effectués sur des colonnes plus grandes, ont

démontré que le flux d'oxygène était de l'ordre de  $10 \text{ mol/m}^2/\text{an}$  lorsque la nappe phréatique est élevée à un niveau d'au moins 0,5AEV. Dans ces cas, aucune ou très peu d'oxydation a été observée. Enfin, des modélisations hydrogéo-chimiques à l'aide du code MIN3P ont permis de reproduire assez fidèlement le comportement hydrogéo-chimique à court terme des colonnes (Ouangrawa *et al.* 2005, 2006). Le code a ensuite été utilisé pour faire des prédictions à long terme (100 ans). Les résultats ont montré que la technique de la nappe surélevée combinée à une couche protectrice contre l'évaporation permet de limiter la contamination des eaux par la production de DMA.

## 2.5 Besoins en recherche

Même s'il y a eu des avancées significatives au cours des dernières années dans les travaux impliquant les recouvrements faits de matériaux inertes ou avec une faible teneur en sulfures, certains aspects mériteraient d'être investigués davantage.

- Les études de laboratoire et la majorité des simulations numériques sont effectuées sur des recouvrements multicouches avec effet de barrière capillaire (e.g. Bussière *et al.* 1997b; Bussière et Aubertin 1999; Mbonimpa *et al.* 2003; Bussière *et al.* 2004; Bussière *et al.* 2007). Très peu de chercheurs se sont penchés sur l'optimisation de recouvrements monocouches faits de résidus à faible teneur en sulfures (Li et Catalan 1997; Sjoberg Dobchuk 2002). Des travaux d'optimisation supplémentaires sont nécessaires pour améliorer cette technique de restauration afin de la rendre performante techniquement et avantageuse économiquement, surtout en combinaison avec le contrôle du niveau phréatique, la désulfuration environnementale et le remblai en pâte.
- L'importance d'une faible teneur en sulfures dans les résidus utilisés comme recouvrement n'a été évaluée que par des simulations analytiques et numériques (Mbonimpa *et al.* 2003). Les mesures expérimentales de flux d'oxygène sur des matériaux faiblement réactifs ont été effectuées avec la méthode de la consommation d'oxygène, qui évalue le flux d'oxygène à la surface du recouvrement (e.g. Elberling, Nicholson et David 1993; David et Nicholson 1995; Nicholson, Elberling et Williams 1995; Elberling et Nicholson 1996) et non à la base, là où est la zone d'intérêt. Cette mesure de surface ne tient pas en compte la consommation de l'oxygène par les sulfures à travers le

recouvrement lui-même, qui réduit la concentration d'oxygène disponible à la base du recouvrement pour l'oxydation des résidus sulfureux. Des mesures directes de concentration d'oxygène sur différentes élévations du recouvrement permettraient d'évaluer l'impact de la teneur en sulfures du recouvrement sur le flux d'oxygène, et ainsi voir son impact sur la performance du recouvrement.

- Comme il n'y a pas de mesure de flux directe dans le cas de recouvrements faits de résidus à faible teneur en sulfures, les modèles numériques et analytiques n'ont pas pu être validés avec des mesures expérimentales réalisées dans des conditions contrôlées. Une étude de laboratoire avec mesures de concentration d'oxygène directes permettrait ainsi de valider des modèles numériques, incluant des modèles qui intègrent les conditions climatiques tels que SoilCover et Vadose/W.

Des travaux dans ces domaines permettraient de proposer une approche conceptuelle pour la conception de recouvrements monocouches faits de résidus à faibles teneurs en sulfures.

## **2.6 Dernières remarques**

L'étude présentée dans cette thèse a été définie pour éventuellement solutionner un cas réel, soit les parcs à résidus #2 et #3 de la mine Doyon (propriété de IAM Gold Inc.), située à 40 km à l'est de Rouyn-Noranda, en Abitibi-Témiscamingue. Le site est présenté à la figure 2.7 en vue aérienne, montrant en haut à gauche l'ancien parc #1, au sud duquel il y a les parcs #2 et 3. En bas à droite, il y a le concentrateur, la fosse à ciel ouvert et les haldes à stériles. Au moment de rédiger cette thèse, le concentrateur traitait environ 2300 tonnes/jour (5 jours/semaine) de minerai provenant de la mine Doyon et de la mine Mouska, pour produire annuellement 150 000 onces d'or. La mine Doyon est en opération depuis à peu près 25 ans, et arrêtera temporairement sa production au courant de l'année.

Les résidus contiennent entre 2 et 4 % de soufre, contenu majoritairement dans des minéraux sulfureux, principalement de la pyrite (voir le tableau 2.5). Ces résidus sont générateurs d'acide compte tenu de leur faible pouvoir neutralisant. Ils sont déposés dans un de trois parcs à résidus couvrant 175 hectares, soit le parc #2, le parc #3 ouest et le parc #3 est, en alternance. Pendant que les résidus du concentrateur sont déposés dans un des trois parcs, les

deux autres restent ennoyés et permettent aux cyanures de se dégrader naturellement. Des fontaines sont ajoutées pour accélérer la dégradation naturelle des cyanures. Lorsque que le surnageant est conforme aux normes environnementales, l'effluent est rejeté dans un système de ruisseaux qui rejoint la rivière Bousquet. Une portion de l'eau est aussi recirculée vers le concentrateur.



Figure 2 - Plan de surface de la mine Doyon et schéma de gestion des eaux

Figure 2.7 : Vue aérienne du site de la mine Doyon (Source : IAM Gold Inc.)

Tableau 2.5 : Caractéristiques des résidus de la mine Doyon

Minéralogie	55% quartz, 22% mica, 7% chlorite, 6% pyrite, 5% albite, 1% calcite, ilmenite, magnétite, apatite
% solide pompé au parc	43 à 45%
% solide en place	65%
Taux de recirculation de l'eau	85%
Densité du solide	2,7 t/m <sup>3</sup>
Densité en place	1,4 t/m <sup>3</sup>

Le mode de restauration initialement suggéré était un recouvrement d'eau d'une épaisseur de 1 m et d'une revanche de 1 m. Des digues imperméables ont été construites à cette fin. Le parc #2 a atteint sa capacité maximale selon le plan de restauration initial, alors l'opérateur tente de trouver une alternative à l'enneigement pour augmenter la capacité d'entreposage des parcs. Une couverture sèche permettrait de gagner un important volume d'entreposage sans avoir à élever les digues. De plus, la stabilité géotechnique des digues serait améliorée par le remplacement de la couverture d'eau par une couverture "sèche": les pressions interstitielles sur les ouvrages étant plus faibles dans le cas d'un recouvrement en sol qu'en eau. L'utilisation d'un recouvrement monocouche fait de résidus désulfurés au concentrateur a été proposée, ce qui aurait pour avantage de limiter le transport de matériaux de construction provenant de bancs d'emprunts. Les résidus désulfurés pourraient ainsi être déposés hydrauliquement sur les résidus sulfureux pour limiter l'utilisation de camions. De plus, la désulfuration produit un concentré de sulfures qui peut être utilisé dans la fabrication du remblai en pâte (voir Benzaazoua *et al.* 2008), limitant par le fait même la quantité de résidus générateurs d'acide qui doivent être entreposés dans les parcs.

C'est à partir de la situation aux parcs à résidus de la mine Doyon et des lacunes identifiées dans la recherche existante que le projet de doctorat présenté dans cette thèse a été élaboré. Les chapitres suivants tentent de répondre aux attentes de la recherche et de la mine Doyon.

## CHAPITRE III

### OXYGEN DIFFUSION AND CONSUMPTION IN LOW SULPHIDE TAILINGS COVERS<sup>1</sup>

Les flux d'oxygène à travers un matériau faiblement réactif comme recouvrement monocouche placé sur des résidus générateurs de DMA permettent d'évaluer l'efficacité d'un tel recouvrement utilisé comme barrière à l'oxygène. Dans ce chapitre, les phénomènes de diffusion et consommation d'oxygène par le matériau de recouvrement sont explorés à partir d'essais en laboratoire et de modélisations numériques, selon les méthodes décrites dans le chapitre précédent. Les informations obtenues par cette partie de l'étude viennent confirmer l'hypothèse que le recouvrement participe dans une certaine mesure à la consommation de l'oxygène qui migre à travers celui-ci.

#### 3.0 Résumé / Abstract

Dans un climat humide, les sites d'entreposage de résidus miniers générateurs d'acide sont normalement restaurés à l'aide de recouvrements limitant la diffusion de l'oxygène. Un recouvrement monocouche fait de résidus peu sulfureux peut remplacer le traditionnel recouvrement d'eau et ainsi maximiser le volume d'entreposage des résidus dans le parc. Les résidus peu sulfureux servent de barrière à la diffusion de l'oxygène et peuvent également consommer le flux d'oxygène qui tente de pénétrer à travers le recouvrement. Une étude en laboratoire a été initiée afin de vérifier la performance à limiter la migration de l'oxygène d'un recouvrement monocouche fait de résidus peu sulfureux placés sur des résidus générateurs d'acide. Des colonnes instrumentées ont été montées pour évaluer l'impact de trois paramètres : le niveau de la nappe phréatique, la teneur en sulfures résiduels dans le recouvrement et l'épaisseur du recouvrement. Les flux mesurés à la base du recouvrement sont de 0,1 à 1 mol/m<sup>2</sup>/an lorsque le niveau phréatique est bas, de 0,01 à 0,1 mol/m<sup>2</sup>/an

---

<sup>1</sup> Demers, I., Bussière, B., Mbonimpa, M., Benzaazoua, M., 2008. Oxygen diffusion and consumption in low sulphide tailings covers. Soumis à la Revue canadienne de géotechnique.

lorsque la nappe phréatique est surélevée et de 0,01 à 0,05 mol/m<sup>2</sup>/an pour le recouvrement avec une nappe phréatique surélevée et une teneur en sulfures résiduels plus grande, résultats validés par la modélisation numérique. Dans cette étude, augmenter l'épaisseur de la couche de résidus peu sulfureux de 0,5 à 1 m n'a pas eu d'impact significatif sur les flux d'oxygène traversant le recouvrement. Ces résultats confirment qu'un recouvrement monocouche constitué des résidus miniers peu sulfureux avec contrôle de la nappe phréatique peut réduire la migration de l'oxygène et limiter la génération de drainage minier acide.

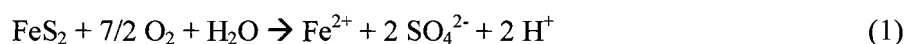
Acid generating tailings are rehabilitated using oxygen barrier covers in humid climates such as in Quebec. A single-layer low sulphide tailings cover can be an alternative to traditional water covers to maximize the impoundments storage capacity. Low sulphide tailings can serve as moisture-retaining material to limit oxygen diffusion, and their residual sulphides can consume the diffusive oxygen that still gets through the cover. A laboratory experiment using instrumented columns was initiated to confirm the efficiency of a low sulphide tailings monolayer cover placed over acid-generating tailings to reduce the oxygen flux reaching the reactive tailings. Oxygen concentration profiles were measured over the thickness of the cover and oxygen fluxes calculated to evaluate the effect of three parameters: water table level, cover sulphide content, and cover thickness. Oxygen fluxes measured at the bottom of the low sulphide tailings cover layer, i.e. fluxes reaching the reactive tailings, were between 0.1 and 1 mol/m<sup>2</sup>/year for the low water table case, between 0.01 and 0.1 mol/m<sup>2</sup>/year with elevated water table, and between 0.01 and 0.05 mol/m<sup>2</sup>/year for the higher sulphide cover with elevated water table. Increasing the cover thickness from 0.5 to 1m did not have an impact on oxygen flux in this study. These results confirmed that low sulphide tailings cover with an elevated water table can reduce significantly oxygen migration and limit AMD generation.

### **3.1 Introduction**

In mining operations where acid generating tailings must be rehabilitated, covers of different types are considered an effective solution to prevent acid mine drainage (AMD) production (Ritcey 1989; SRK 1989). The choice of cover type is generally based on technical and



economical considerations. In humid climates such as in many provinces in Canada, an oxygen barrier is normally used to limit AMD production (e.g. SRK 1989; MEND 2001; Aubertin, Bussière et Bernier 2002). The purpose of such a cover is to limit oxygen diffusion towards acid-generating tailings. Indeed, acid production is prevented when an element of the sulphide oxidation reaction (equation 1, e.g. Aubertin, Bussière et Bernier 2002) is removed.



With minimal oxygen supply, oxidation is minimized or stopped, and acid production is correspondingly reduced significantly or becomes absent. Water covers are considered technically efficient (e.g. St-Arnaud 1994; Davé *et al.* 1997; Catalan *et al.* 2000; Peacey, Yanful et Payne 2002); however the prospect of maintaining a large volume of water over the tailings for perpetuity is not appealing to many mine operators. Engineered soil covers are an interesting alternative, their efficiency rivalling that of water covers (O'Kane, Wilson et Barbour 1998; Yanful, Simms et Payant 1999b; Yanful *et al.* 1999; Adu-Wusu et Yanful 2007). The economics of such covers are attractive when there is sufficient appropriate cover building material nearby the tailings impoundment. A layered soil cover can rely on capillary barrier effects. Alternatively, single-layer covers can be used when the water table level stays near the surface of the reactive tailings to be covered (SENES 1996; Tibble et Nicholson 1997; Dagenais 2005; Ouangrawa *et al.* 2006).

Preceding works (Aubertin *et al.* 1995; 1996; 1998) suggested that non acid-generating tailings (with low or no sulphide content) have the hydro-geotechnical properties to be used as cover material. They possess characteristics similar to silty materials, which are preferred cover material (Bussière *et al.* 2007). Mine tailings have good hydraulic properties and are not significantly affected by freeze-thaw cycles (e.g. Aubertin *et al.* 1999b; Bussière *et al.* 2007). Furthermore, the low sulphide content (if present) can consume some of the oxygen flux going through the cover, thereby increasing the cover efficiency by reducing even more the oxygen flux reaching the acid-generating tailings (Mbonimpa *et al.* 2003). Few studies have looked into the use of low sulphide tailings as cover material for acid generating tailings impoundments. Laboratory work using instrumented columns was performed by Aubertin *et*

*al.* (1995; 1997), on naturally low sulphide tailings, and by Bussière *et al.* (1997a), on desulphurized tailings. Field work was also performed by Aubertin and collaborators (see the following references: Aubertin *et al.* 1997; Aubertin *et al.* 1999a; Bussière et Aubertin 1999; Bussière *et al.* 2007). The efficiency of low sulphide tailings as water-retention layer in a multi-layer cover to limit acid production was confirmed by these studies. Numerical modelling of low sulphide tailings covers (mono or multi-layered) was performed by several authors to estimate the performance of those cover systems (Bussière *et al.* 1995; Bussière *et al.* 1998; Sjöberg Dobchuk 2002; Mbonimpa *et al.* 2003; Romano *et al.* 2003; Bussière *et al.* 2004; Molson *et al.* 2004; 2007). Results showed the ability of low sulphide tailings to prevent acid mine drainage production, with degree of saturation and sulphide content of the low sulphide tailings being critical parameters for the cover performance.

Despite all the work performed on covers made of tailings over the years, oxygen migration through a low sulphide tailings cover system was not directly measured experimentally, nor was the effect of sulphide content of the cover material on oxygen flux that reach the reactive tailings underneath. Mostly numerical modelling work covered these aspects, with no experimental data to verify the results. The work described in this paper involved the experimental evaluation of the efficiency of monolayer covers made of low sulphide tailings over acid-generating tailings in terms of oxygen flux reduction. Oxygen concentration profiles from laboratory experiments were obtained for several cover configurations inspired from an existing case. The configurations evaluated involved three parameters: water table position (at interface between tailings and cover, and lower), sulphur content of cover material (0.25% vs. 1.24%), and cover thickness (1 m and 0.5 m). The experimental results obtained in the laboratory were compared to numerical modelling oxygen profiles. Oxygen fluxes entering the cover, reaching the base of the cover and consumed within the low sulphide cover were evaluated. The results from this study, although based on a specific case, can be applied to other cases to assess cover performances under different conditions. The present work is part of a wider project involving the study of different cover scenarios using

low sulphide tailings. Geochemical aspects and numerical modelling were also studied to ultimately define an optimal cover system for the case under study<sup>2</sup>.

## **3.2 Experimental procedure**

### **3.2.1 Methods**

The materials used in this study were characterized using several techniques. In the following, the main methods used to characterize the physical, chemical, mineralogical, and geotechnical properties of the materials are presented.

#### **3.2.1.1 Physical, chemical, and mineralogical methods**

Total sulphur content was evaluated with complete digestion in HNO<sub>3</sub>/Br<sub>2</sub>/HF/HCl followed by Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectroscopy (ICP-AES, Perkin-Elmer). Mineralogy was determined by X-ray diffraction (Bruker D8 Advance), using acquisition with copper and cobalt tubes, then the quantitative Rietveld method with TOPAS software (Young 1995) was used. Acid-base accounting was performed using the Sobek method modified by Lawrence (Lawrence et Scheske 1997), where the acid generation potential (AP) is calculated from %S in sample, and the neutralisation potential (NP) is obtained by acid-base titration. Particle size distribution was determined with Malvern Mastersizer laser particle size analyser, and the relative density of the grains ( $D_r$ ) was determined with a helium pycnometre (Micromeritics).

#### **3.2.1.2 Geotechnical characteristics**

Water retention curves (WRC) were determined by placing the material in a pressurized cell (Tempe Cell) where pressure is applied and water is allowed to be evacuated. The graph of water content versus suction is obtained by measuring the quantity of water released for several pressure increments (the procedure used is inspired from the standard ASTM D3152). Air entry value (AEV) was estimated from the WRC using the two tangent method by

---

<sup>2</sup> Voir les chapitres 4 et 5.

Fredlund and Xing (1994). Saturated hydraulic conductivity ( $k_{sat}$ ) was evaluated in rigid wall permeameter tests (variable head test) following the ASTM standard (ASTM D5084).

### 3.2.1.3 Reaction rate coefficient

The reaction rate coefficient of the materials (the rate of oxygen consumption from the sulphide minerals) was verified experimentally using diffusion-consumption cells (Aubertin, Aachib et Authier 2000; Mbonimpa *et al.* 2003). These acrylic cells measure approximately 10 cm in diameter and 21 cm in height, and are instrumented with oxygen (Teledyne R17A) sensors linked to an acquisition system. A 5 cm high sample is placed on a perforated plate in the cell at known void ratio and degree of saturation. Oxygen in the cell is flushed using pressured nitrogen, then the top portion of the cell is filled with air. The decrease in oxygen concentration in the top section and the increase in oxygen concentration in the bottom section are recorded. The diffusion coefficient  $D_e$  and the reaction rate coefficient  $K_r^*$  can be determined using numerical modelling (POLLUTE in this study; Rowe, Booker et Fraser 1994), by fitting the modelled oxygen concentration profile to the experimental results while varying  $D_e$  and  $K_r^*$ . Recent work (Gosselin 2007; Gosselin *et al.* 2007) indicated that saturation has an effect on the reaction rate coefficient. Tests were performed at several degrees of saturation, between 50 and 85%.

### 3.2.2 Materials properties

The tailings used in this study come from a gold producer near Rouyn-Noranda, Quebec (as mentioned in Chapter 2). The tailings assay 3.6% S, with 6.5% pyrite, and have a net neutralisation potential (NNP) of -87 kg  $\text{CaCO}_3/\text{t}$ , which makes them acid generating according to the acid base accounting test interpretation (Miller, Jeffery et Wong 1991; Price, Morin et Hutt 1997; Aubertin, Bussière et Bernier 2002). The tailings were desulphurized at the mine site using the URSTM (Unité de Recherche et Services en Technologie Minérale, Rouyn-Noranda, Québec, Canada) mobile pilot flotation plant. The resulting concentrate was stored for further testing, while the low sulphide (desulphurized tailings) were collected in barrels (submerged) and characterized before their use in the column tests. More information on the desulphurization process can be found in Benzaazoua *et al.* (2008).

Table 3.1 presents the main characteristics of the reactive tailings, low sulphide tailings, and sulphur-doped desulphurized tailings, the latter being obtained by mixing desulphurization concentrate with the low sulphide tailings to increase the sulphur content to 1.24% S while keeping particle size and surface approximately constant. The table shows that the low sulphide tailings have a low sulphur content, with 0.25% S, and a positive NNP. Such characteristics correspond to optimal desulphurization conditions obtained in the pilot plant. At the full plant scale, variations in the sulphur content of the desulphurization circuit tailings may occur. Sulphur-doped desulphurized tailings were produced to evaluate the influence of non-optimal conditions in the flotation circuit, and to provide information on the influence of the sulphide content on the capacity of the cover to limit oxygen migration. Relative density of the grains  $D_r$  is similar for the three materials at approximately 2.8. Desulphurized tailings grains have a slightly lower  $D_r$  due to their lower sulphide content. The three materials show a relatively fine particle size distribution, with more than 80% of the particles passing 80  $\mu\text{m}$  ( $P_{80}$ ), as a result of the gold beneficiation process. They have a  $D_{10}$  between 4.1 and 5.1  $\mu\text{m}$ , a  $D_{50}$  between 21 and 28  $\mu\text{m}$ , and a  $C_U$  of 7 and 8. Desulphurized tailings are the coarsest of the three materials, but still within a typical grain size distribution of hard rock tailings (Aubertin, Bussière et Chapuis 1996; Aubertin, Bussière et Bernier 2002; Bussière 2007) and low plasticity silty soils (e.g. McCarthy 2002). Saturated hydraulic conductivity values are slightly lower for doped low sulphide tailings than desulphurized tailings at  $3.8 \times 10^{-5}$  cm/s and  $1.2 \times 10^{-4}$  cm/s respectively (porosity of 0.44 for  $k_{\text{sat}}$  testing) because of the finer particle size distribution.

Table 3.1: Materials characteristics

Parameter	Reactive tailings	Low sulphide tailings	Doped low sulphide tailings
% S	3.6	0.25	1.24
% pyrite ( $C_p$ )	6.51	0.45	1.47
NP (kg CaCO <sub>3</sub> /t)	19.8	25	25.6
AP (kg CaCO <sub>3</sub> /t)	106.8	6.3	38.8
NNP (kg CaCO <sub>3</sub> /t)	-87	18.7	-13.2
$D_r$	2.83	2.74	2.78
$D_{10}$ ( $\mu\text{m}$ )	4.13	5.1	4.12
$D_{50}$ ( $\mu\text{m}$ )	21.29	28.11	24.15
$C_U$	6.97	7.37	7.9
$P_{80}$ (%)	87	83	87
$k_{\text{sat}}$ (cm/s)	-	$1.2 \times 10^{-4}$	$3.8 \times 10^{-5}$
AEV (m)	3.5	2.5	2.5

Figure 3.1 presents the drainage water retention curves of the Doyon tailings and the low sulphide tailings fitted using the Fredlund and Xing (1994) model. The air entry value (AEV) of the Doyon tailings was estimated at 3.5 m, while the low sulphide tailings have an AEV of approximately 2.5 m. Figure 3.2 presents the reaction rate coefficients measured experimentally for the desulphurized tailings and sulphur-doped desulphurized tailings<sup>3</sup>. The reaction rate coefficient  $K_r^*$  is a parameter used to describe the tendency of the material to oxidize given an oxygen supply. The reaction rate coefficient is expressed in unit 1/time, with higher values for more reactive materials. Between  $S_r$  of 50 and 60 %, the low sulphide tailings have a  $K_r^*$  of approximately 16 1/year, whereas the sulphide-doped tailings have a  $K_r^*$  of over 50 1/year. As observed by Gosselin *et al.* (2007), reaction rate coefficients decrease with increasing saturation for both materials tested to reach very low values (between 0 and 1 1/year) above approximately 80% saturation.

<sup>3</sup> Résultats détaillés présentés à l'appendice E

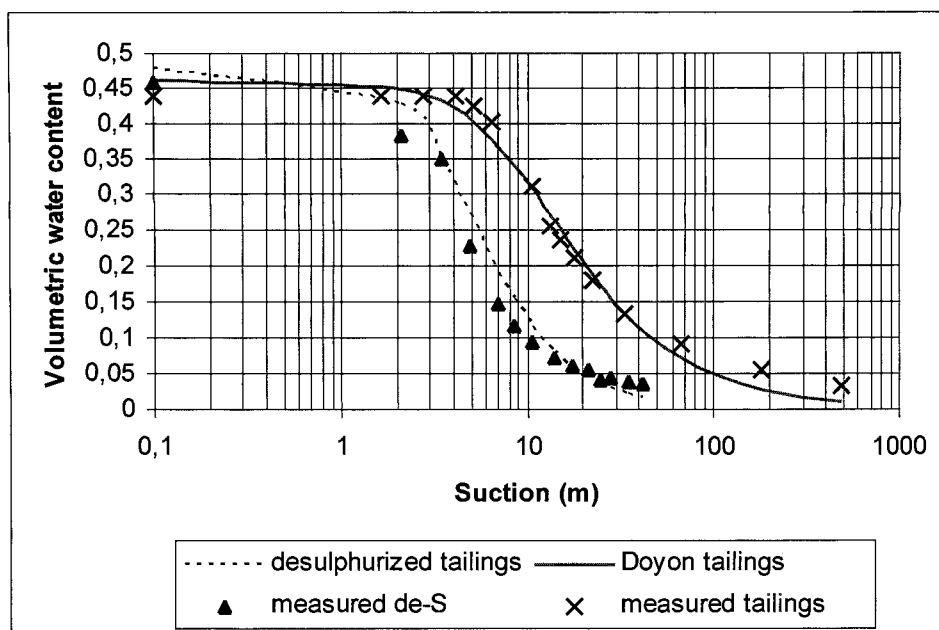


Figure 3.1: Drainage water retention curves for Doyon reactive sulphide tailings, and desulphurized tailings, dots being the experimental data and the lines being the fitted curves.

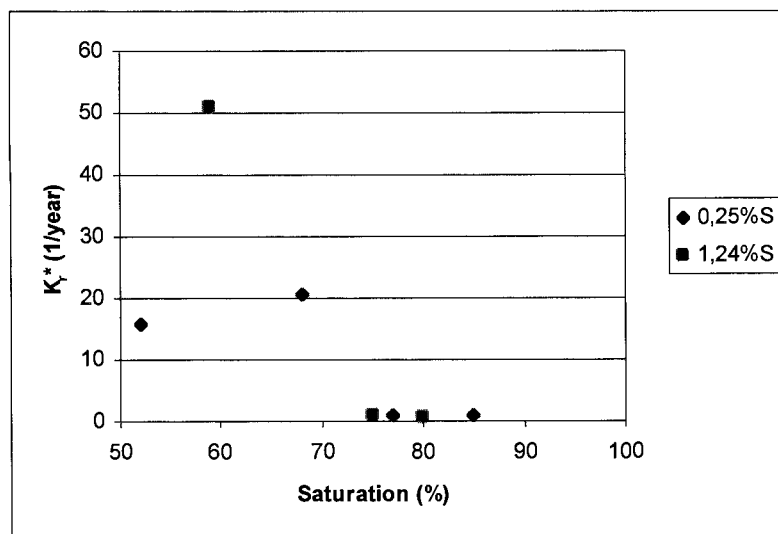


Figure 3.2: Effective reaction rate coefficient measured using diffusion – consumption cells for desulphurized tailings containing 0.25%S and 1.24%S.

### 3.2.3 Columns configurations

This study was inspired from a real case. The participating mine is in the process of reviewing their tailings reclamation plan. The original scenario was a 1 m water cover with a 1 m freeboard above the water. The mine is now considering using a single layer of desulphurized tailings with the water table level ideally covering the reactive tailings over their tailings ponds as a long term acid mine drainage prevention technique. The main advantage for the mine is the increased tailings pond capacity by removing the 1 m water cover. Instrumented column tests are used to simulate different parameters of such a cover system. Plexiglas columns of 14 cm inner diameter were made, with a height between 80 cm and 150 cm. The bottom is equipped with a ceramic plate to control the water table position and a water outlet to collect the leachate. The configuration of the columns is: 30 cm of reactive tailings at the bottom to simulate the tailings deposited in the pond; and 50 cm or 1 m of desulphurized tailings to cover the reactive tailings. Column CO#5 is considered the base case, with a cover of 1 m of desulphurized tailings and the water table level set at the interface between the reactive tailings and the cover. Column CO#7 has the same configuration as the base case, but the cover is made of sulphur-doped desulphurized tailings. Column CO#10 has a 1m cover of desulphurized tailings, with water table level placed 1.3 m below the interface (1 m below the column); representing the case where water table level control is not optimal (considered here as a worst case scenario). Finally, column CO#11 has a 0.5 m desulphurized tailings cover with the water table at the interface between the acid generating tailings and the cover material. Figure 3.3 presents a sketch of the four columns. The code used to describe the column configuration works as follows: CO#X is the column number, 1d or 0.5d represents the cover thickness of 1 m or 0.5 m, S if present indicates that the cover material is sulphide-doped desulphurized tailings, and hw or lw indicates the water table level, hw for high water table (at the surface of reactive tailings) and lw for low water table (1 m below column). For example, CO#5-1d-hw is column 5 with a 1 m desulphurized tailings cover with high water table condition. Two additional columns were installed and tested to provide replicate results to confirm the methodology used. They replicated columns CO#11-0.5d-hw and CO#10-1d-lw. Results showed that similar columns give similar results



for the studied parameters<sup>4</sup>. Results from replicate columns are not discussed further in this paper. All cover materials had a target installation porosity  $n$  of 0.47, while reactive tailings were placed at a  $n$  value of 0.44. The choice of  $n$  was based on observation of several mine tailings where  $n$  typically varied between 0.43 and 0.47 after primary consolidation (Vick 1983; Aubertin, Bussière et Bernier 2002). More columns were installed to evaluate other aspects not discussed in this paper (e.g. control columns, water cover, multi-layer cover, etc.)<sup>5</sup>.

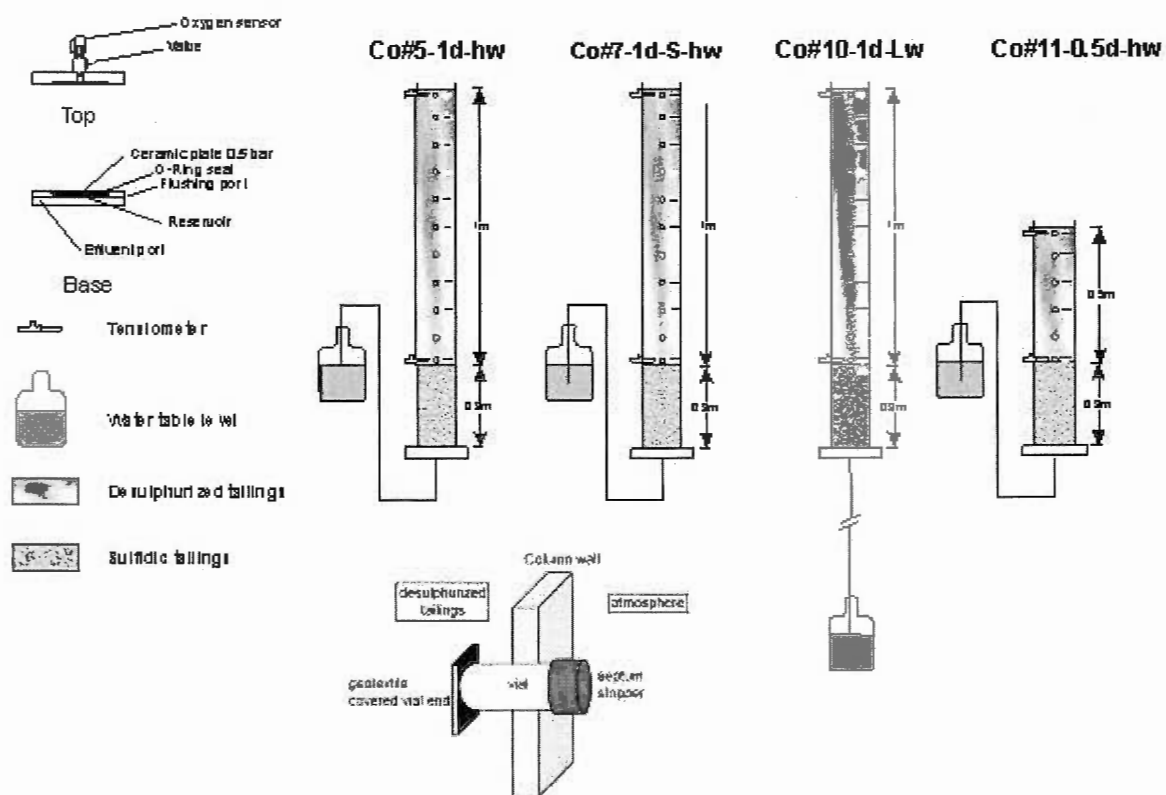


Figure 3.3: Schematic diagram of the laboratory columns and instrumentation used in the tests, with a schematic diagram of oxygen concentration sampling apparatus attached to the columns

<sup>4</sup> Les comparaisons entre duplicata sont présentées à l'appendice A

<sup>5</sup> Voir le chapitre 4.

### **3.2.4 Column testing**

#### **3.2.4.1 Leaching**

Column testing involved periodical leaching of the simulated covers. Every month, 2 litres of deionized water was added to the top of the columns and allowed to percolate through the cover and reactive tailings to be recovered at the base of the column. Depending on the configuration of the column, between 1 and 5 days was necessary for the water to fully enter the cover, and 4 more days were allowed for collection of leachate (for geochemical analyses). At that time, a cycle begins, to finish at the end of the next leaching<sup>6</sup>.

#### **3.2.4.2 Oxygen concentration measurements**

Oxygen concentration profile measurements were based on a procedure described by Yanful (1992). To measure the gaseous oxygen concentration at different depths in the cover, small apertures were drilled in the side of the column, starting from 2 cm above the interface up to 2 cm below the surface of the cover, with openings every 10 cm in between. 1.5 mL plastic vials with the bottom removed were installed in the openings, and closed with a septum stopper. The vials were inserted to extend most of their length inside the column, the portion left on the outside was just enough to fit the septum stopper (see Figure 3.3). The inside extremity of the vials was covered with a geotextile to prevent solid particles from entering the vials. It was assumed that equilibrium between the vials gas concentration and the gas concentration in the cover material in the column occurred quickly (within a few hours). The sampling procedure consisted of inserting a 5 mL syringe with a gas tight seal into the septum stopper to retrieve a 2-mL gas sample. The gas analysis was performed with an Agilent MicroGC gas chromatograph equipped with O<sub>2</sub> / N<sub>2</sub> and CO<sub>2</sub> detection coils. The MicroGC is a portable gas chromatograph with an injection loop to ensure consistent sample injection and controlled with the software Agilent Cerity Networked Data System for chemical QA/QC. Calibration was performed before each analysis session using ambient air. Additional regular calibrations were performed using standards containing 5%, 10%, 15%,

---

<sup>6</sup> Les résultats géochimiques sont présentés au chapitre 4.

and 20.8% O<sub>2</sub>, and 100ppm, 500ppm, 1%, and 9.73% CO<sub>2</sub>. The oxygen concentration profiles in the columns were generated from the analysis results.

#### 3.2.4.3 Suction measurements

Suction measurements were taken once a week using tensiometers placed at 2 cm from the surface of the cover and at 2 cm above the cover – tailings interface. Porous ceramic cups were placed through the column walls in the cover section of the column, and were connected once a week to the pressure gauge (from Omega, PSX240A-15BG5V, measurement range - 103 to 103 kPa) to measure soil suction.

#### 3.2.5 Oxygen flux evaluation methods

Cover efficiency can be determined from the oxygen flux going through the cover to reach the acid-generating tailings placed underneath. It is generally accepted that in the case of fine-grained tailings with a relatively high degree of saturation, oxygen transport occurs mainly by diffusion, and other transport mechanisms such as advection and infiltration can usually be considered negligible (Nicholson *et al.* 1989; Elberling, Nicholson et David 1993; Elberling, Nicholson et Scharer 1994)<sup>7</sup>. The oxygen flux can be estimated using two experimental methods: from oxygen gradients (Elberling, Nicholson et David 1993; Elberling *et al.* 1994; SENES 1996), and oxygen-consumption measurements (Elberling *et al.* 1994; Bussière *et al.* 1997b; Aubertin *et al.* 1999b; Mbonimpa *et al.* 2002b). Oxygen-consumption measurements were performed but lacked accuracy because of the low flux value measured; similar observations were mentioned in Bussière *et al.* (2002b). The results are not presented in this paper since they do not provide additional information<sup>8</sup>.

Diffusion of gas through a soil cover is expressed by Fick's first law, where the flux is equal to the effective diffusion coefficient  $D_e$  multiplied by the concentration gradient (see eq. 2 for one-dimensional diffusion):

---

<sup>7</sup> Voir également le chapitre 2 pour plus d'information

<sup>8</sup> Les résultats des essais de consommation d'oxygène sont présentés à l'appendice B.

$$F = -D_e \times \frac{dC}{dz} \quad (2)$$

The concentration gradient is obtained using the concentration profiles measured in the columns at a given time, and  $D_e$  measured independently or estimated from water content measurements. In this study, a semi-empirical equation was used to estimate  $D_e$  from material properties. The equation was proposed by Aachib *et al.* (2002; 2004) and is expressed as:

$$D_e = \frac{1}{n^2} \left( D_a^0 \theta_a^{p_a} + H D_w^0 \theta_w^{p_w} \right) \quad (3)$$

where  $D_a^0$  and  $D_w^0$  are the free oxygen diffusion coefficient in air ( $\cong 1.8 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$ ) and water ( $\cong 2.5 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ ), respectively,  $p_a$  and  $p_w$  are related to tortuosity ( $p_a = p_w = 3.3$  are used here; Aachib, Mbonimpa et Aubertin 2004),  $\theta_a$  ( $=n - \theta_w$ ) and  $\theta_w$  ( $=n S_r$ ) are the volumetric air and water content of the material, and  $H$  is Henry's equilibrium constant ( $\cong 0.03$  for  $\text{O}_2$  at  $20^\circ\text{C}$ ).

The oxygen gradient method uses Fick's first law (equation 2), with the calculated  $D_e$  and concentrations measured at two sampling points in the desulphurized tailings cover to compute the flux. For the surface flux, points -1 are located 2 cm below the top of the cover, and points -2 are 10 cm below points -1 (i.e 5-1 and 5-2, 7-1 and 7-2, 10-1 and 10-2, 11-1 and 11-2). Because of surface evaporation, concentration of points -1 are almost equivalent to atmospheric  $\text{O}_2$  concentration. Points -1 and -2 were chosen for a better representation of the flux. The accuracy of the calculated fluxes depends on the oxygen concentration measurement precision, and on the approximation of the diffusion coefficient  $D_e$ . For the oxygen flux going through the cover to reach the acid-generating tailings placed underneath, the concentration gradient was calculated using sampling points near the base of the cover (using sample points 5-9 and 5-10, 7-9 and 7-10, 10-11 and 10-12, 11-4 and 11-5).

### 3.3 Results

A single laboratory cycle was chosen to illustrate typical results and to represent the entire test period. Suction measurements were correlated to water retention curves and water content measurements. Oxygen fluxes entering the top of the cover and exiting the base of

the cover were calculated using the oxygen profiles, and are compared for each column configuration.

### 3.3.1 Hydrogeological behaviour

Figure 3.4 presents average suction measurements taken over the entire test period for the two sets of tensiometers installed at the top and the bottom of the desulphurized tailings cover. All measurements taken at week 1 were averaged, and so on for the four weeks of measurements throughout the testing period. The hydrostatic equilibrium curve is drawn to compare the results. The measured suctions are relatively stable during the testing period, and during a cycle (the four points represent a different week in the cycle). In all cases, the measured suctions were within 3 kPa of the equilibrium conditions, which can be explained by the measurement error inherent to the apparatus. The suctions stayed well below the air-entry value (of approximately 3 m) for all suction measurements taken during the laboratory study, which translates into degrees of saturation between 88 and 94% (for a porosity of 0.47).

The degree of saturation was estimated using the suction measurements (Figure 3.4) and the water retention curve (Figure 3.1), assuming uniform porosity  $n$  of 0.47 (from relation:

$S_r = \frac{\theta_w}{n}$ ). Results are presented in Figure 3.5. The column with low water table (CO#10-1d-

lw) has slightly lower  $S_r$  at a value of 88.3% at the top of the column and 91.1% at the lowest suction measurement point. Columns with elevated water table (CO#5-1d-hw, CO#7-1d-S-hw, CO#11-0.5d-hw) present higher  $S_r$ , from above 88.5% to 89.4% at the top of the column, and from 91.3% to 93.2% at the bottom of the cover. A high saturation is desired for a cover to be efficient in limiting oxygen diffusion. Indeed, the effective diffusion coefficient is reduced when  $S_r$  is increased (Mbonimpa *et al.* 2003; Aachib, Mbonimpa et Aubertin 2004), and oxygen diffusion through the cover material is reduced accordingly.

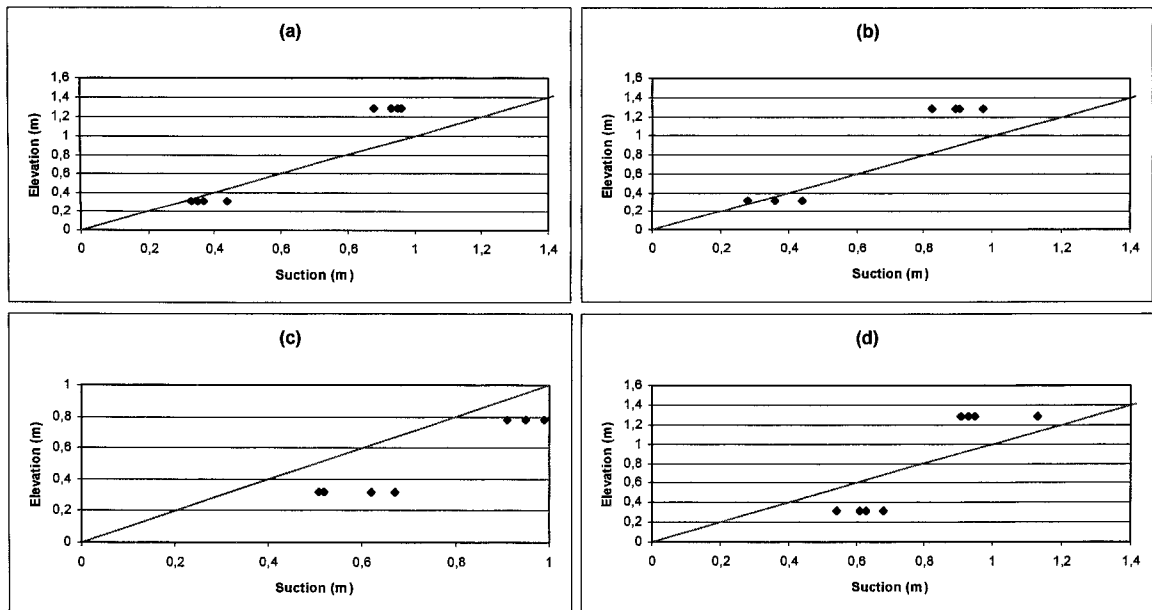


Figure 3.4: Average of measured suctions for the two sampling points and for the four sampling times, for a) CO#5-1d-hw, b) CO#7-1d-S-hw, c) CO#11-0.5d-hw, and d) CO#10-1d-lw. Straight line is hydrostatic equilibrium.

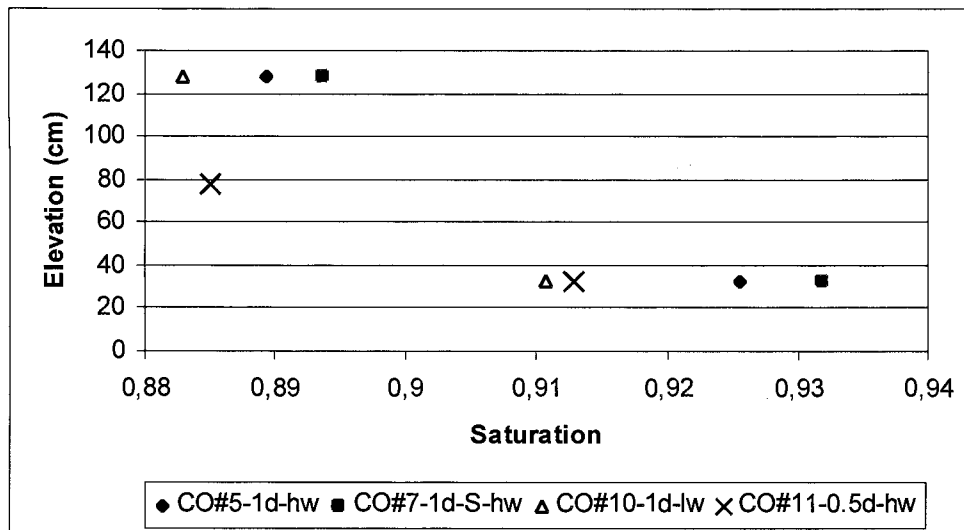


Figure 3.5: Degree of saturation profile calculated from suction measurements and the WRC, using porosity  $n$  of 0.47, at the top suction measurement point (elevation 128 cm or 78 cm), and the bottom suction measurement point (elevation 32 cm).

### 3.3.2 Oxygen concentration profiles

#### 3.3.2.1 Base case (CO#5-1d-hw)

Oxygen concentrations were measured over the height of the cover in the columns for a testing period of over one year. A typical oxygen concentration profile obtained for the base case is presented in Figure 3.6. One full cycle (with four O<sub>2</sub> measurements for each point) is plotted as a representation of the behaviour between two flushes. The oxygen content stayed stable for the different measurements taken on day 7, 14, 21, and 28. It is therefore assumed that the oxygen concentration in the cover reached equilibrium quickly (within 7 days) following a wetting event. The oxygen measurements show a steady decrease in oxygen concentration in the bulk of the cover from atmospheric concentration near the surface to just below 15%, but the oxygen content drops to approximately 3% near the interface with the reactive tailings. The reactive tailings quickly consume most of the oxygen close to the interface with the cover. The difference in reaction rate between the cover material and the tailings is clear; the cover has a low oxygen consumption, while the tailings underneath oxidize readily and consume quickly the oxygen available<sup>9</sup>. Figure 3.7 presents oxygen concentrations at two levels in the base case column for the entire test period. Results are consistent throughout the test, at approximately 19% for the top-most sampling point and approximately 16% for the lower sampling point. There appears to be a trend of increasing concentration at both levels in the column which may be caused by a slight loss in reactivity of the sulphide surfaces.

---

<sup>9</sup> Plus de détails sur le changement de gradient d'oxygène au bas du recouvrement sont présentés au chapitre 6.

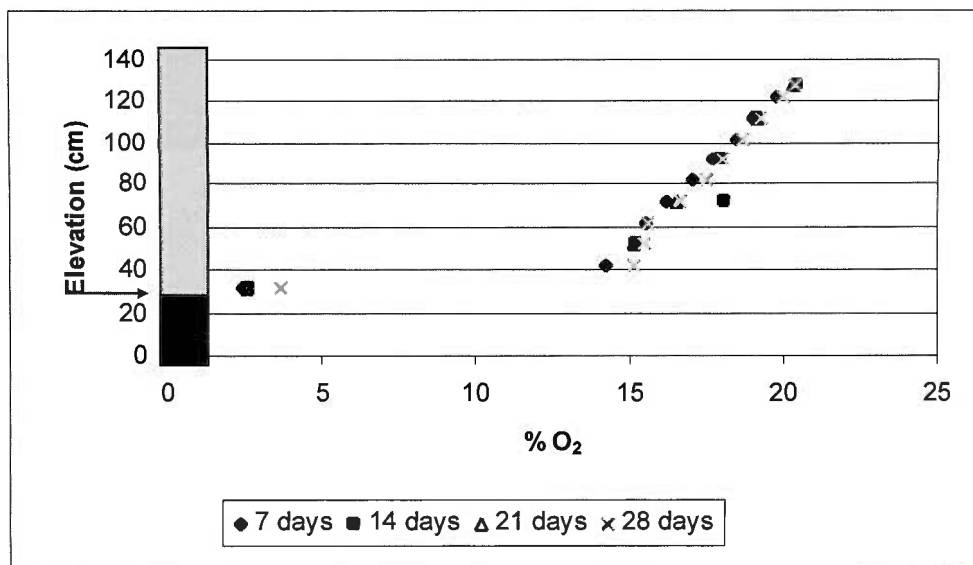


Figure 3.6: Oxygen concentration profile for cycle 3, base case (1m de-S, high water table, CO#5-1d-hw), for 7, 14, 21, and 28 days following column leaching. Arrow shows the position of the water table.

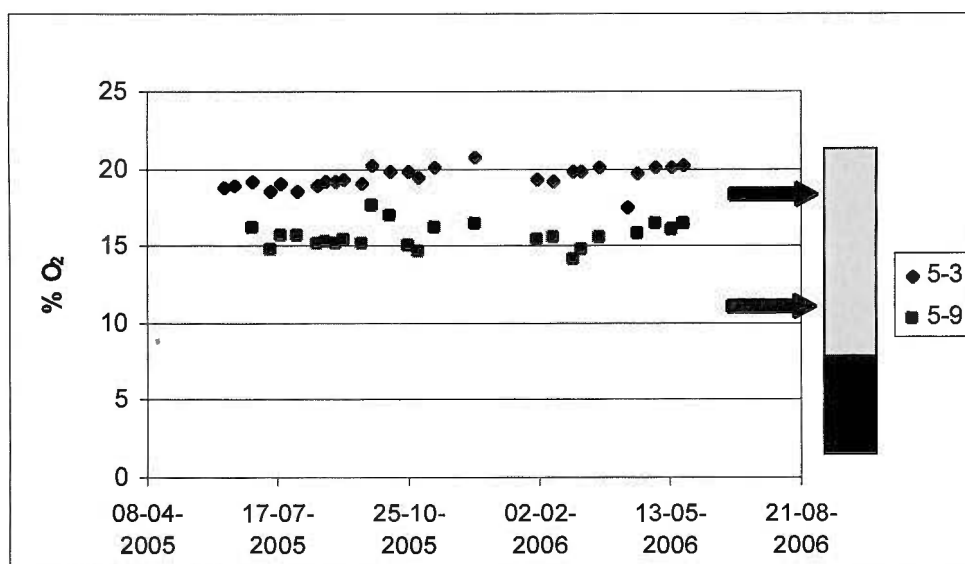


Figure 3.7: Oxygen concentration at two sampling points (5-3 and 5-9 are located at 112 cm and 52 cm from the bottom of the column respectively) for the entire test period, base case (1m de-S cover, high water table). Arrows represent the position of the sampling points, data points colour correspond to position arrow the same colour.



### 3.3.2.2 High sulphide cover (CO#7-1d-S-hw)

The cover with higher sulphide content shows a similar oxygen profile as the base case, as seen in Figure 3.8. The decrease in  $O_2$  concentration goes from atmospheric concentration to approximately 15%. The oxygen concentration at the interface is slightly higher (5%  $O_2$ ) than the base case. This difference can be explained by the position of the interface which may not be exactly at the same distance from the sampling port as in the base case column. Oxygen is consumed rapidly near the reactive tailings, and a difference of a few millimetres in elevation can make a difference in the oxygen concentration. Figure 3.9 shows the steadiness of the measurements over a year, indicating a similar tendency as the base case, i.e. a slight increase in oxygen concentration with time.

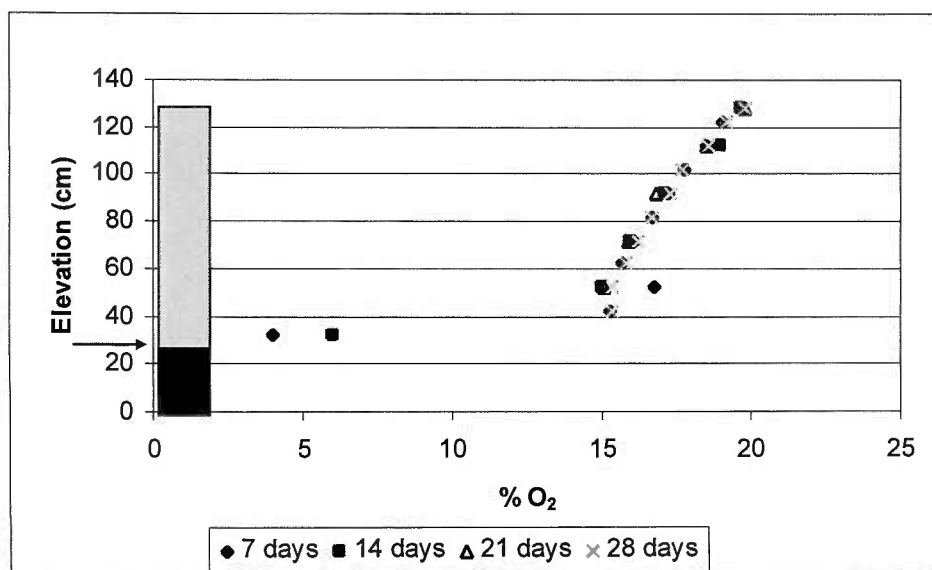


Figure 3.8: Oxygen concentration profile for cycle 3, 1m sulphur-doped de-S cover, high water table for 7, 14, 21, and 28 days following column leaching. Arrow shows the position of the water table.

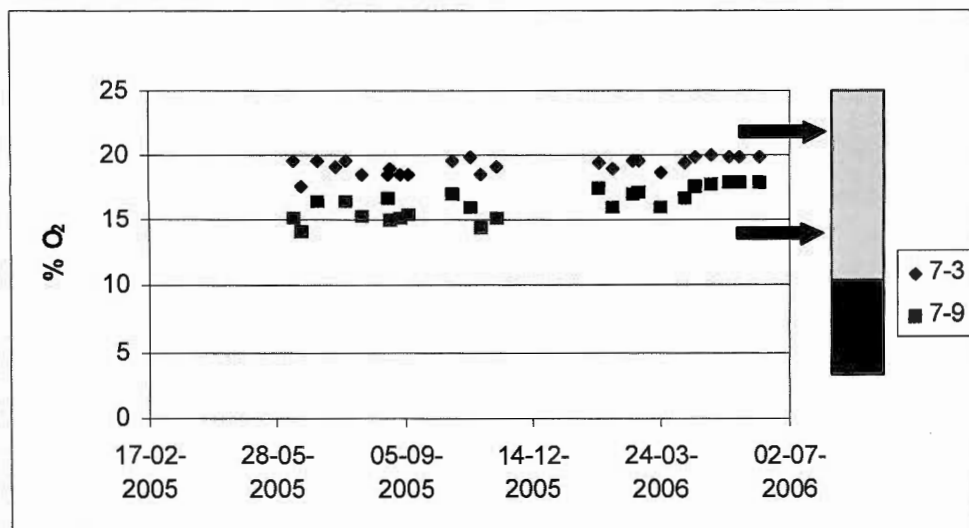


Figure 3.9: Oxygen concentration at two sampling points (7-3 and 7-9 are located at 112 cm and 52 cm from the bottom of the column respectively) for the entire test period, 1m sulphur-doped de-S cover, high water table. Arrows represent the position of the sampling points, data points colour correspond to position arrow the same colour.

### 3.3.2.3 Low thickness cover (CO#11-0.5d-hw)

The column with the 0.5 m cover has an almost vertical oxygen concentration profile, as seen in Figure 3.10, with low variations for measurements taken at an elevation of 72 and 42 cm from the base of the column over the course of the test (Figure 3.10). The oxygen content drops from atmospheric concentration to 18% O<sub>2</sub> over the depth of the cover. Oxygen concentrations near the interface between the cover and the reactive tailings were not measured because of the too high degree of saturation; mostly water was collected by the syringe and could not be analyzed by the chromatograph. The oxygen profile is steeper for the 0.5 m cover than for the first half of the 1 m cover. The lack of oxygen consumption in the cover is obvious from Figure 3.11 where the oxygen concentrations at two levels 30 cm apart are nearly similar.

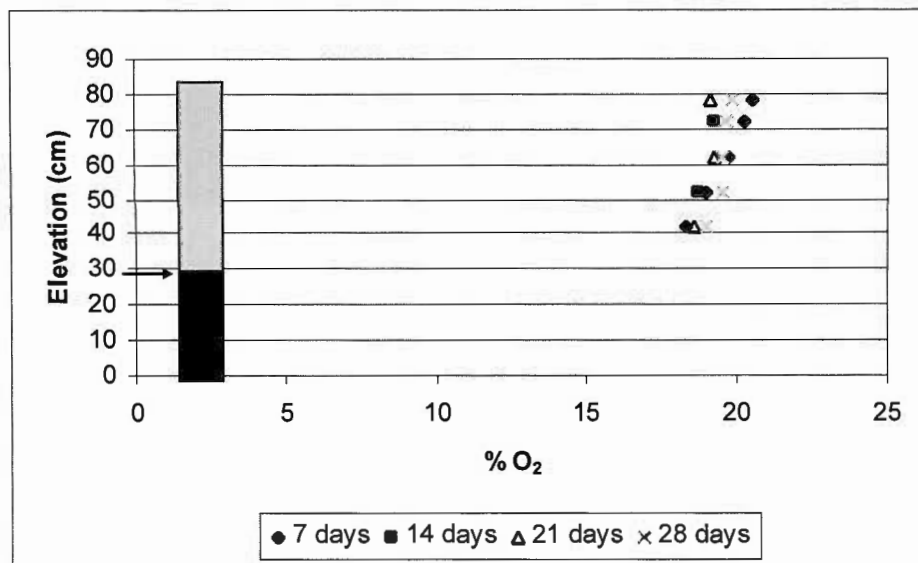


Figure 3.10: Oxygen concentration profile for cycle 3, 50cm de-S cover, high water table for 7, 14, 21, and 28 days following column leaching. Arrow shows the position of the water table.

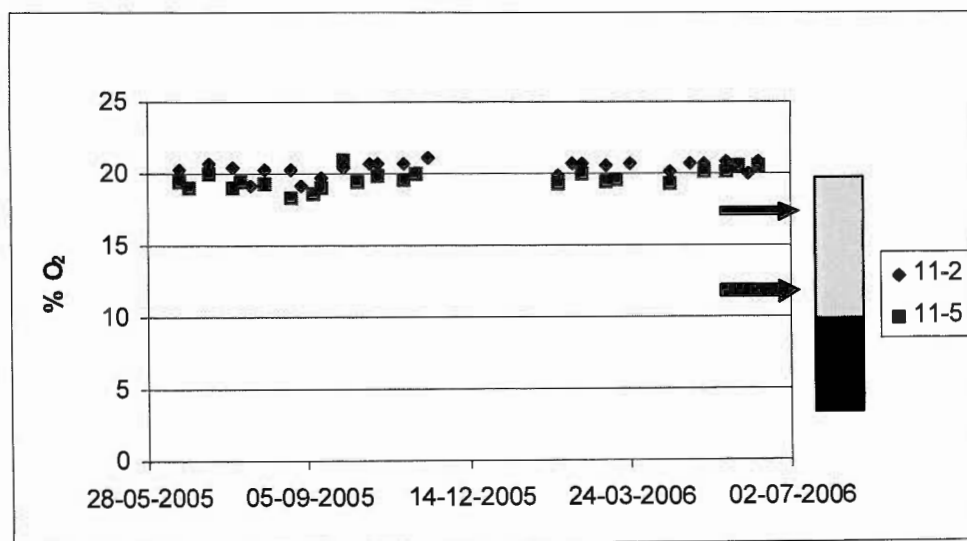


Figure 3.11: Oxygen concentration at two sampling points (11-2 and 11-5 are located at 72 cm and 42 cm from the bottom of the column respectively) for the entire test period, 50cm de-S cover, high water table. Arrows represent the position of the sampling points, data points colour correspond to position arrow the same colour.

#### **3.3.2.4 Low water table (CO#10-1d-hw)**

When the water table is placed 1 metre below the base of the column, the oxygen profile shows a more prominent reduction. As seen in Figure 3.12a, the decrease in concentration is steady from atmospheric to below 5% near the interface with reactive tailings. However, the oxygen profile presented in Figure 3.12a is not representative of the entire test period. Figure 12b shows the oxygen profile measured towards the end of the test period, in May 2006. The profile looks more similar to the base case (Figure 3.6). Figure 3.13 shows the concentrations at two levels in the cover material. Two periods can be identified; the 2005 period and the 2006 period, with the cut-off approximately at the end of the year 2005. The 2005 period has lower concentrations than in 2006, especially noticeable in the lower level (10-9). The duplicate column (not shown here) shows the same behaviour. This particular behaviour of this column will be discussed in more details in Section 3.4.

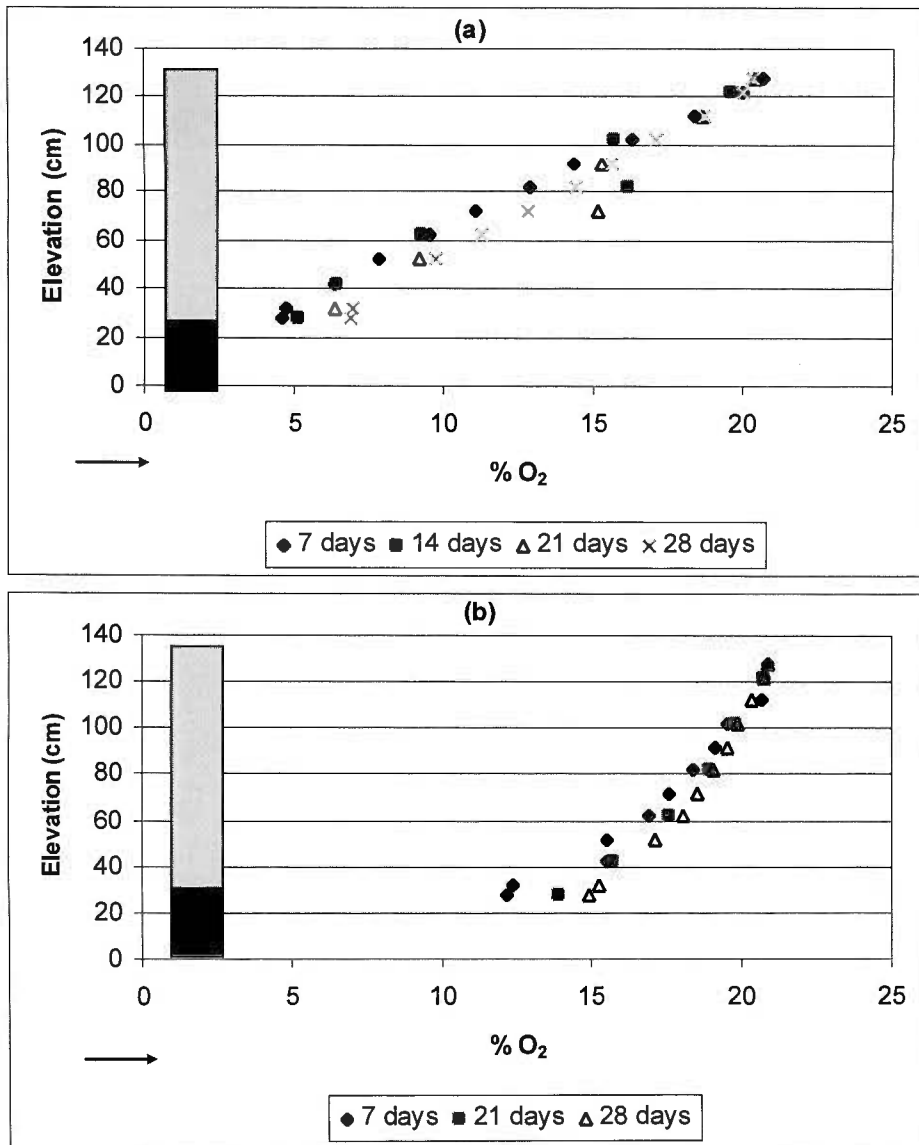


Figure 3.12: Oxygen concentration profile for cycle 3 (a), and cycle 9 (b), 1m de-S cover, low water table for 7, 14, 21, and 28 days following column leaching. Arrow shows the position of the water table.

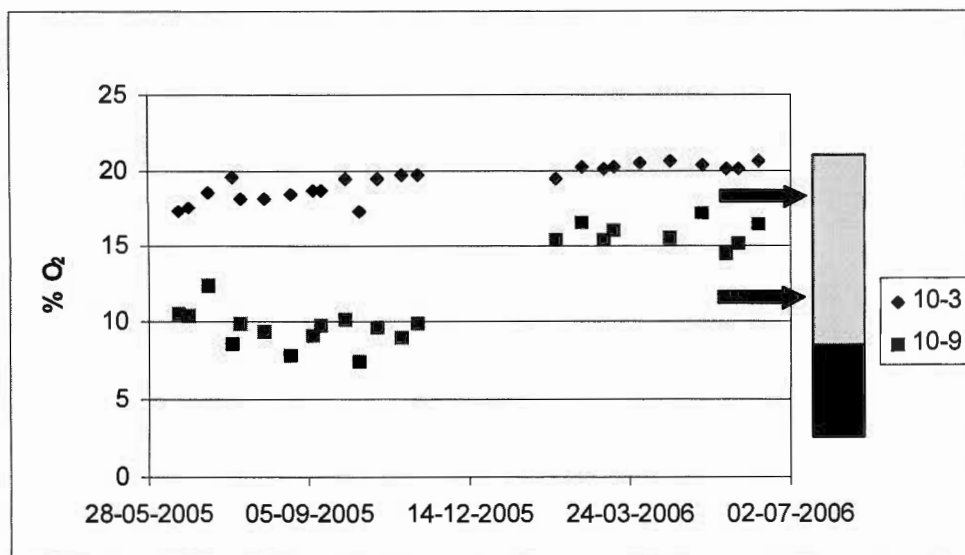


Figure 3.13: Oxygen concentration at two sampling points (10-3 and 10-9 are located at 112 cm and 52 cm from the bottom of the column respectively) for the entire test period, 1 m de-S cover, low water table. Arrows represent the position of the sampling points, data points colour correspond to position arrow the same colour.

### 3.3.3 Oxygen flux

The objective of the low sulphide covers is to reduce oxygen transport towards the reactive tailings placed underneath, thereby preventing the formation of acid mine drainage. A way to assess the efficiency of the covers is to calculate the oxygen flux going through the cover and reaching the reactive tailings.

#### 3.3.3.1 Oxygen flux entering the top of the cover

Figure 3.14 presents the fluxes entering the cover calculated with the oxygen gradient method. The column with a lower water table (CO#10-1d-lw) has fluxes near  $10 \text{ mol/m}^2/\text{year}$  for the first 100 days, then the fluxes decrease and stabilize at approximately  $2 \text{ mol/m}^2/\text{year}$  after approximately 200 days. The same time period (200 days and more) also witnessed oxygen concentration profiles shift, as described in section 3.3.2.4 and Figures 3.12 and 3.13. The base case CO#5-1d-hw has the second highest fluxes with three points near 10

mol/m<sup>2</sup>/year whereas the majority of the calculations for that specific column give fluxes between 1 and 7 mol/m<sup>2</sup>/year. CO#7-1d-S-hw and CO#11-0.5d-hw have fluxes below 0.8 and 5 mol/m<sup>2</sup>/year respectively.

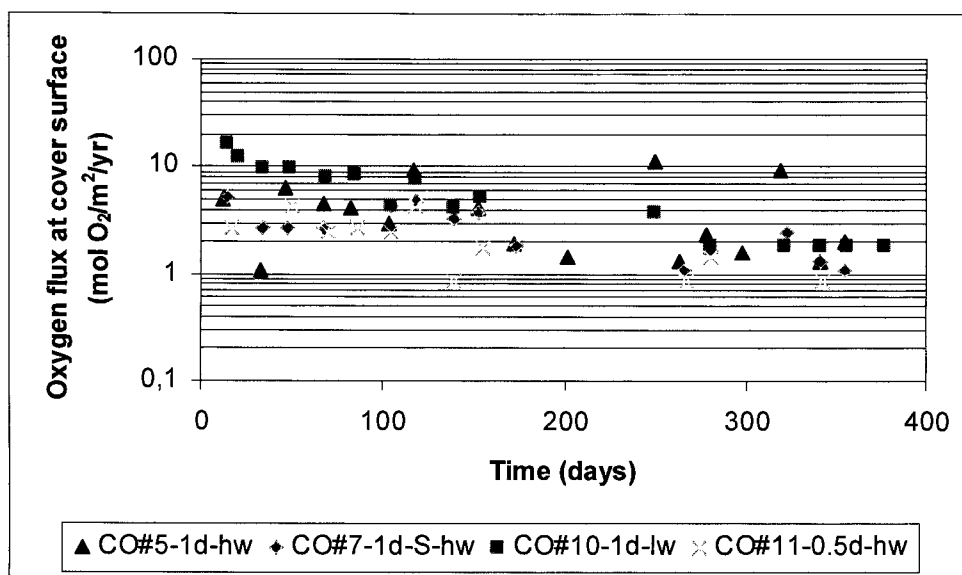


Figure 3.14: Oxygen flux through the surface of the cover, evaluated using the oxygen gradient method. Note the log scale for the y-axis.

### 3.3.3.2 Flux at the cover base (entering the reactive tailings)

The cover material being slightly reactive, the fluxes entering the surface of the cover do not represent the fluxes reaching the reactive tailings layer (at the bottom), as opposed to homogeneous inert covers (Mbonimpa *et al.* 2003). The oxygen concentration profiles give a tool to estimate the flux reaching the acid generating tailings. Using the calculated diffusion coefficient  $D_e$  and the oxygen concentrations measured near the base of the cover a flux can be calculated (equation 2) that is near the interface between the cover and the reactive tailings.

Figure 3.15 presents the fluxes calculated for the interface at base of the different covers tested for the entire period of the column tests. The cover with the low water table allows

fluxes significantly higher (between 0.1 and 1 mol/m<sup>2</sup>/year) than the other configurations (between approximately 0.01 and 0.1 mol/m<sup>2</sup>/year). The slightly drier state of the cover material allows more O<sub>2</sub> to travel through the cover to reach the reactive tailings, even if part of the diffusive oxygen is consumed within the cover. The three cases with the water table kept at the interface between the tailings and the cover show lower base fluxes, usually below 0.1 mol/m<sup>2</sup>/year. Both covers made of 0.25%S desulphurized tailings with an elevated water table show similar base fluxes, even though one has a 50cm layer and the other 1m. In terms of oxygen flux reaching the reactive tailings, the effect of thickness (for values between 0.5 and 1 m) seems to be negligible in this particular case. The cover made with sulphide-doped desulphurized tailings shows the lowest base fluxes, usually between 0.01 and 0.05 mol/m<sup>2</sup>/year, because of slightly higher oxygen consumption through the cover. Such lower flux is a desirable effect of oxygen consumption occurring within the cover itself; however it must not result in excessive oxidation and acid generation or metal leaching from the cover.

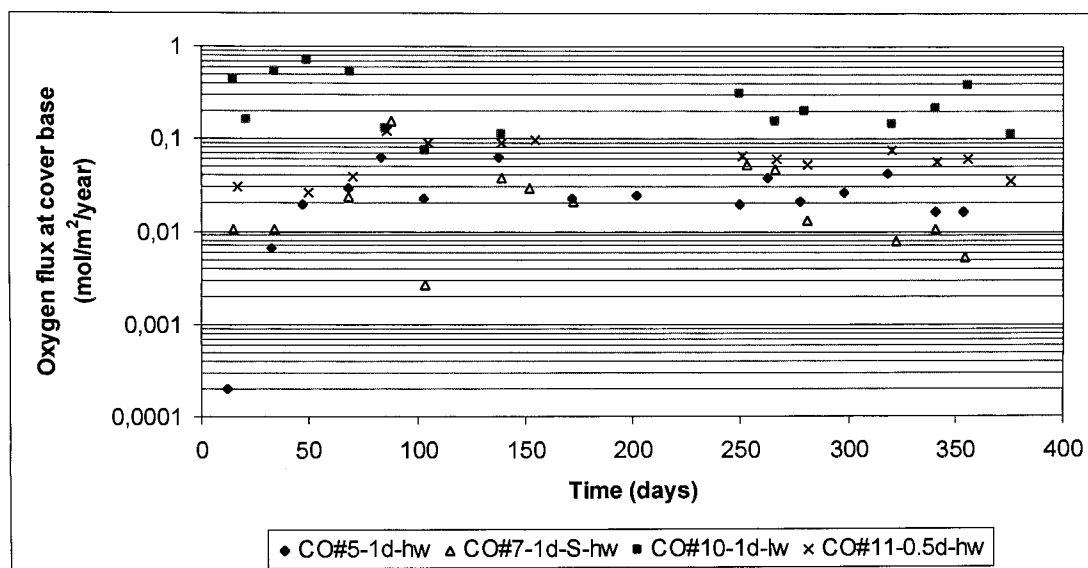


Figure 3.15: Oxygen flux at the base of the cover for the five cover configurations. Note the log scale.



Cumulative oxygen fluxes were calculated over the test period to emphasize the cover parameters effects on the oxygen flux reaching the reactive tailings. Figure 3.16 presents the oxygen flux distribution as surface flux, base flux, and flux consumed by the low sulphide covers. The graph demonstrates that the high sulphide cover (CO#7-1d-S-hw) and CO#5-1d-hw have the lowest base oxygen flux (0.026 and 0.024 mol/m<sup>2</sup>/year respectively), followed closely by the 50cm cover CO#11-0.5d-hw (0.063 mol/m<sup>2</sup>/year). The cover with low water table (CO#10-1d-lw) has a higher base flux at 0.274 mol/m<sup>2</sup>/year while the base case is at 0.024 mol/m<sup>2</sup>/year. In addition to the flux calculated at the surface and at the base of the cover, the oxygen flux being consumed in the low sulphide cover can be deducted from the previous results. Part of the incoming flux is consumed by the residual sulphides, and the rest reaches the base of the cover and the reactive tailings. The proportion of “base” to “surface” fluxes varies according to the column configuration, and ultimately to saturation levels and low sulphide material reactivity. The base case (CO#5-1d-hw) has almost none of its surface flux reaching the base of the cover, similar to the sulphide-doped cover (CO#7-1d-S-hw) and the 50 cm cover (CO#11-0.5d-hw), and 5.7% pass through the low water table cover (CO#10-1d-lw) to the reactive tailings.

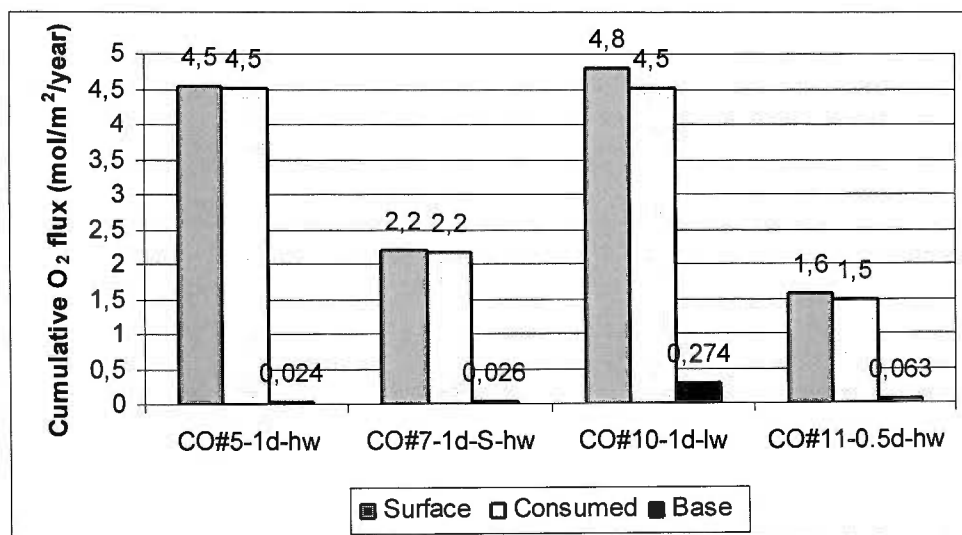


Figure 3.16: Cumulative oxygen fluxes calculated at the surface and at the base of the cover, and the oxygen flux consumed by the cover, for the four cover conditions tested.

### 3.4 Discussion

The experimental results were further interpreted using numerical modelling to assess the relationship between oxygen diffusion and consumption under the different conditions tested. Modelling software Vadose/W (GEO-SLOPE 2004) was used to predict the oxygen flux at the base of the cover to confirm the experimental methodology used. As mentioned earlier, CO#10-1d-lw had two distinct periods in its oxygen concentration profile measurements. Vadose/W was used to determine a possible cause to the behaviour.

#### 3.4.1 Model description

Vadose/W<sup>10</sup> is a software that calculates water, heat, and gas transport in saturated and unsaturated media, in steady-state and transient modes. It solves Richard's and Fick's laws to describe water and gas movement, coupled with heat and vapour transport to account for environmental conditions, using a finite element analysis. The model was defined as a 1 dimensional column; Doyon tailings over a 30-cm height for a 14 cm diameter, over which the cover was placed. Figure 3.17 presents the model used for the validation of CO#5-1d-hw. The reactive tailings and cover were divided in 5 cm by 7 cm uniform mesh. The tailings and desulphurized tailings water retention curves (Figure 3.1) were input and used to estimate the permeability function (with Fredlund's model (Fredlund, Xing et Huang 1994)) and thermal functions (both functions predicted by VADOSE/W, GEO-SLOPE 2004) required to compute the coupled heat-water-vapour flow.

---

<sup>10</sup> Voir section 2.3.3.2 du chapitre 2 pour plus de détails

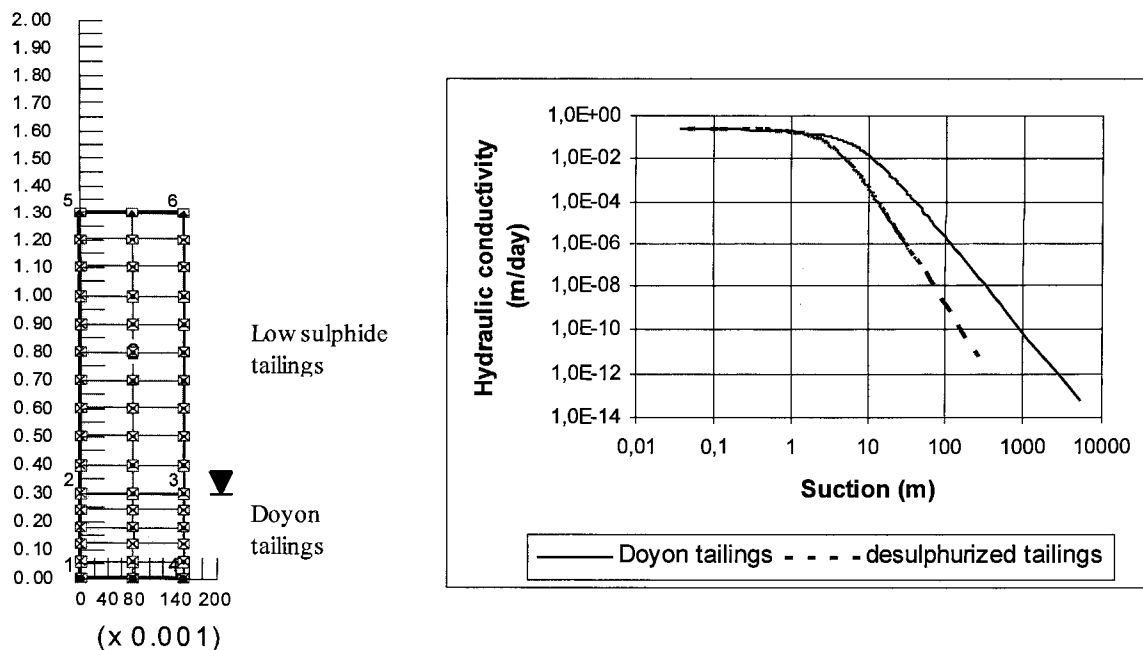


Figure 3.17: Vadose/W model of CO#5-1d-hw used for numerical modelling with the corresponding permeability functions.

The boundary condition for the steady-state analysis was an oxygen concentration of 280 mg/L at the top of the cover, while the remainder of the system started at a null oxygen concentration. A single reaction rate coefficient  $K_r^*$  (where  $K_r^* = K_r / \theta_{eq}$ ,  $\theta_{eq}$  being the effective volumetric air content) was used for each material in Vadose/W. The bottom boundary condition was the chosen water table level. A constant temperature was set for the entire system as 20 degrees for simulation of laboratory conditions.

Then, the transient analysis was performed using the steady-state results as starting point. The initial conditions were obtained from the previous steady-state analysis. The model was run in drainage mode for 31 days using one-day time steps, a typical time period between water additions (one cycle) in the laboratory methodology.

### 3.4.2 Modelling results

Figure 3.18 presents the oxygen concentration profile obtained with Vadose/W compared to the measured oxygen concentration profiles for CO#5-1d-hw. In terms of suctions, Vadose/W predicted the hydrostatic equilibrium conditions (see Figure 3.4). For CO#5-1d-hw,  $K_r^*$  used for the Vadose/W prediction was 2 l/year, which is approximately the value measured for saturations above 75% (see Figure 3.2). The model fits well with the measurements, which confirms the hydrogeological and oxygen migration behaviour of the column configuration. The cumulative oxygen flux at the base of the cover was calculated as 0.024 mol/m<sup>2</sup>/year using the measured oxygen concentration profiles, while Vadose/W calculated a flux of 1.24 mol/m<sup>2</sup>/year. Such a discrepancy is deemed acceptable considering the small variations in water content obtained from the modelling and from the suction measurements. Similar results were obtained for the other columns<sup>11</sup>.

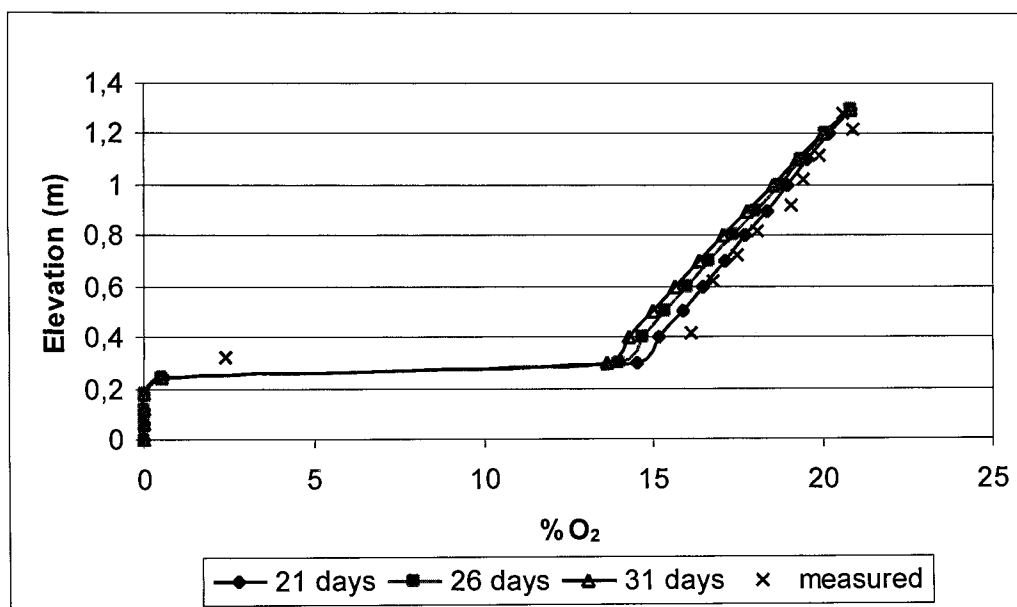


Figure 3.18: Predicted (using Vadose/W) and measured oxygen profiles for CO#5-1d-hw, measured profile corresponds to 28 days of drainage.

<sup>11</sup> Voir le chapitre 5.

The column with low water table (CO#10-1d-lw) saw its oxygen profile shift towards the middle of the testing period (see Figure 3.12). Two hypotheses were examined to explain this phenomenon. A variation in water content could affect the oxygen concentration profile. However, no significant shifts in suction were measured for that particular column (see Figure 3.19), so it was assumed that the hydrogeological behaviour remained stable. A slight decrease in suction can be observed for the lower measurement point; however, it is in the range of precision of the measuring apparatus (0.1 m). A further clue comes from the almost constant volume of water collected after each leaching step, meaning similar hydrogeological behaviour throughout the test. A drop in sulphide particles reactivity could also explain the shift in oxygen concentration profiles. Figure 3.20 presents oxygen profiles predicted by Vadose/W compared to the measurements. The same water retention curve and water content were used for both cases (a and b), only the reaction rate coefficient  $K_r^*$  was changed from 20 to 10 1/year, values measured experimentally (see section 3.2.1.3) for degrees of saturation below approximately 80% (Figure 3.2). The drop in reactivity could be explained (at least in part) by coating of the sulphide particle surfaces by secondary mineral precipitation within the desulphurized tailings cover layer. Coating of particle surfaces was observed using scanning electron microscope by Villeneuve (2004) on low sulphide tailings. Elberling, Nicholson et Scharer (1997) had similar observations for neutral pH tailings that were oxidized over a period of more than two years. This phenomenon was observed only in the low water table cover. When the water table is higher and the degree of saturation is higher, there is less sulphide oxidation and coating of particles is less significant and does not result in significant variations in reactivity.

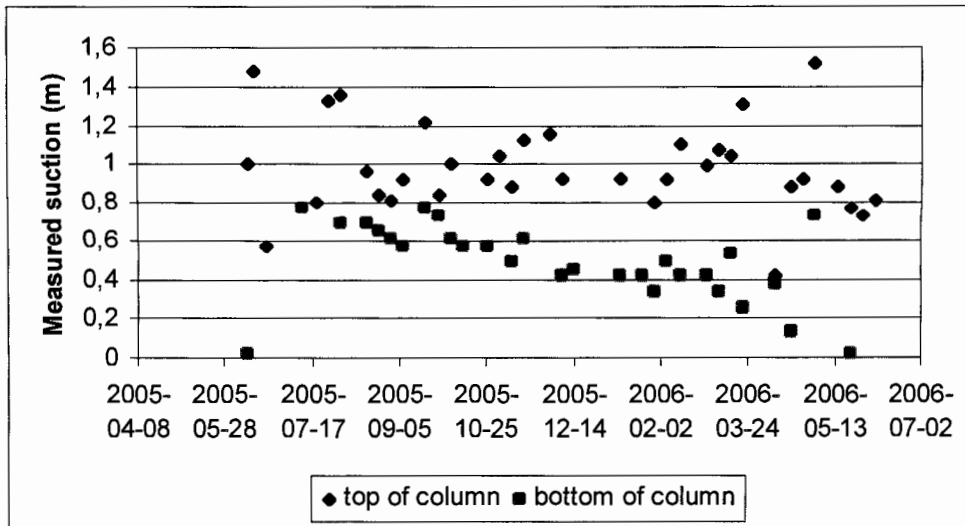


Figure 3.19 : Measured suction values for CO#10-1d-lw at the top (elevation 128 cm) and bottom (elevation 32 cm) of the column.

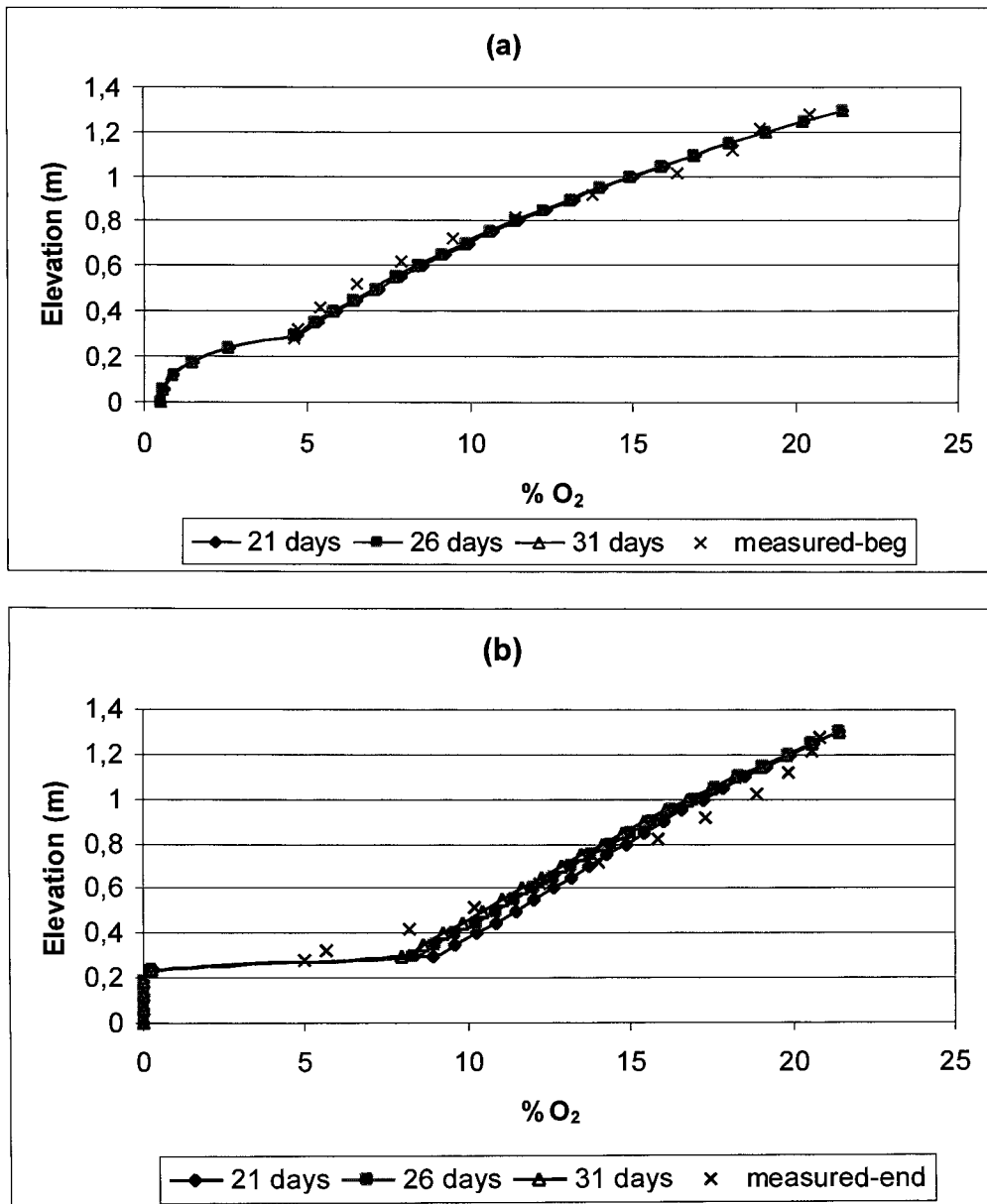


Figure 3.20 : Measured and predicted (using Vadose/W) oxygen concentration profiles for CO#10-1d-lw, a) for first period of test,  $K_r^* = 20$  1/year (September 6 2005); b) for second period of test,  $K_r^* = 10$  1/year (May 15 2006)

### 3.5 Conclusions

The laboratory work undertaken in this study showed that a monolayer cover made of low sulphide tailings with controlled water table is effective to reduce oxygen transport to reactive acid-generating tailings. One cover design parameter stood out as having an impact on the oxygen flux reaching the reactive tailings: water table level. The water table level effect was mainly due to the lower degree of saturation of the material, which increased  $D_e$  and the corresponding diffusive flux. Higher oxygen fluxes through the top of the cover and at the base of the cover were measured in the column with low water table compared to elevated water table configurations. A possible coating effect was observed halfway through the test which reduced the cover material reactivity. Better cover performance was achieved with an elevated water table. For these reasons, it is suggested that the control over the level of the water table is a critical aspect of tailings management with a low sulphide tailings single-layer cover. However, the fluxes evaluated in this study were considered low and representative of an efficient oxygen barrier even with the low water table case. The low water table position used in this study induced suctions below the AEV of the cover material, which prevented excessive drainage and desaturation of the cover. The optimal water table position should be determined with further modelling work with site specific data, however it is believed to be in the range of one half of the AEV of the reactive tailings (Ouanguwa *et al.* 2005).

The influence of the sulphide content of the low sulphide tailings cover was apparent in the value of the oxygen flux at the base of the cover (Figure 3.15). Sulphide oxidation took place within all cover configurations tested and reduced significantly the oxygen flux available at the base of the cover. This effect is desirable as long as the cover itself does not generate acidity and keeps the drainage clean. The sulphide content of low sulphide tailings is a critical aspect to mine operators since the desulphurization process gets more expensive as the sulphide recovery increases (Bussière *et al.* 1995; Bussière *et al.* 1999). By leaving some sulphides in the desulphurized tailings, it can help to reduce the oxygen flux through the cover and correspondingly acid mine drainage production, while keeping the process economically feasible. The duration of the beneficial effect of the sulphide content of the cover material was not evaluated in this study, however a rough estimate calculated using the



sulphide content of the cover material and oxygen flux consumed indicated that sulphides would remain in the cover in the order of 1000 to 10000 years. Once sulphide-depleted, the cover would act as an inert monolayer cover.

In this study, cover thickness (from 0.5 to 1 m) did not appear as a major parameter in the reduction of oxygen migration through the cover. Oxygen profiles, surface fluxes, and base fluxes were equivalent for both thicknesses, which imply that a cover thickness between 0.5 and 1 m of the tested material has little influence on the oxygen diffusion through the cover material. Evaporation was not taken into account in this study, but has non negligible effects for field conditions especially at cover thicknesses such as 50 cm<sup>12</sup>.

The laboratory work allowed observing the relationship between oxygen diffusion and oxygen consumption. Base flux reduction by oxygen consumption in the cover makes low sulphide tailings covers technically attractive. Combined with a control over the water table level, low sulphide tailings single layer covers could be an alternative to water covers for mining operations who want to maximize the storage capacity of their tailings disposal areas.

Finally, this work showed that it is possible to predict oxygen transport in a slightly reactive cover using a model that couples unsaturated water flow and oxygen diffusion and consumption, using known hydraulic functions and reaction rate  $K_r^*$ .

### 3.6 Acknowledgements

The authors would like to acknowledge the financial participation of the NSERC-Polytechnique-UQAT Industrial Chair on Environment and Mine Waste Management, Gestion IAMGold Québec Inc. Mine Doyon, and NSERC RDC project directed by Mostafa Benzaazoua. A NSERC Industrial scholarship was awarded to the first author. Laboratory work was possible through the help of URSTM personnel, particularly Alain Perreault, and Fanta Cissokho is acknowledged for the modelling work.

---

<sup>12</sup> Voir le chapitre 5.

### 3.7 References

- Aachib, M., Aubertin, M., et Mbonimpa, M. 2002. "Laboratory measurements and predictive equations for gas diffusion coefficient of unsaturated soils." *55th Canadian Geotechnical Conference and 3rd joint IAH-CNC and CGS Groundwater Speciality Conference* Niagara Falls, Ontario, 163-171.
- 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*, 156(1), 163-193.
- Adu-Wusu, C., et Yanful, E. K. 2007. "Post-closure investigation of engineered test covers on acid-generating waste rock at Whistle Mine, Ontario." *Canadian Geotechnical Journal*, 44(4), 496-506.
- 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. MEND report 2.22.2a."
- Aubertin, M., Bussière, B., et Chapuis, R. P. 1996. "Hydraulic conductivity of homogenized tailings from hard rock mines." *Canadian Geotechnical Journal*, 33(3), 470-482.
- Aubertin, M., Bussière, B., Barbera, J.-M., Chapuis, R. P., Monzon, M., et Aachib, M. 1997. "Construction and instrumentation of in situ test plots to evaluate covers built with clean tailings." *4th International Conference on Acid Rock Drainage*, Vancouver, Canada, 715-730.
- Aubertin, M., Ricard, J.-F., et Chapuis, R. P. 1998. "A predictive model for the water retention curve: application to tailings from hard-rock mines." *Canadian Geotechnical Journal*, 35(1), 55-69.
- Aubertin, M., Aachib, M., Monzon, M., Joanes, A.-M., Bussière, B., et Chapuis, R. P. 1999a. "Étude de laboratoire sur l'efficacité de recouvrements construits à partir de résidus miniers." *Rapport MEND 2.22.2b*.
- Aubertin, M., Bussière, B., Monzon, M., Joanes, A.-M., Gagnon, D., Barbera, J.-M., Bédard, C., Chapuis, R. P., et Bernier, L. 1999b. "Étude sur les barrières sèches construites à partir de résidus miniers: Phase II - essais en place. Rapport MEND 2.22.2c."
- Aubertin, M., Aachib, M., et Authier, K. 2000. "Evaluation of diffusive gas flux through covers with a GCL." *Geotextiles and Geomembranes*, 18(2-4), 215-233.
- Aubertin, M., Bussière, B., et Bernier, L. 2002. "Environnement et gestion des rejets miniers (CD-ROM)." Les Presses Internationales Polytechnique, École Polytechnique de Montréal, Qué., Canada.
- Benzaazoua, M., Bussière, B., Demers, I., Aubertin, M., et Blier, A. 2008. "Integrated sulphidic mine tailings management using environmental desulphurization and cemented paste backfill." *Minerals Engineering*, 21 (4), 330-340.
- Bussière, B., Lelièvre, J., Ouellet, J., et Bois, D. 1995. "Utilisation de résidus miniers désulfurés comme recouvrement pour prévenir le DMA: analyse technico-économique sur deux cas réels." *Sudbury '95, conference on mining and the environment*, Sudbury, Ontario, 59-68.
- Bussière, B., Nicholson, R. V., Aubertin, M., et Benzaazoua, M. 1997a. "Evaluation of the effectiveness of covers built with desulfurized tailings for preventing Acid Mine Drainage." *50th Canadian Geotechnical Conference*, Ottawa, Canada, 17-25.

- Bussière, B., Nicholson, R. V., Aubertin, M., et Servant, S. 1997b. "Effectiveness of covers built with desulphurized tailings: column test investigation." *4th International Conference on Acid Rock Drainage*, Vancouver, BC, 763-778.
- Bussière, B., Benzaazoua, M., Lelièvre, J., Bois, D., et Servant, S. 1998. "Valorisation des résidus miniers: une approche intégrée - Phase II. Rapport final soumis au Ministère des Ressources Naturelles du Québec." MEND Program, Rouyn-Noranda, Québec.
- Bussière, B., et Aubertin, M. 1999. "Clean tailings as cover material for preventing acid mine drainage: an in situ experiment." *Sudbury '99 Mining and the Environment II*, Sudbury, Ontario, 19-28.
- Bussière, B., Aubertin, M., Benzaazoua, M., et Gagnon, D. 1999. "Modèle d'estimation des coûts de restauration de sites miniers générateurs de DMA." *Mines Écologiques, Congrès APGGQ 1999*, Rouyn-Noranda.
- Bussière, B., Dagenais, 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 IAHC-CNC and CGS Groundwater Specialty Conferences*, Niagara Falls, Canada, 139-146.
- 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*, 45, 609-622.
- Bussière, B. 2007. "Colloquium 2004: Hydrogeotechnical properties of hard rock tailings from metal mines and emerging geoenvironmental disposal approaches." *Canadian Geotechnical Journal*, 44(9), 1019-1052.
- Bussière, B., Aubertin, M., Mbonimpa, M., Molson, J. W., et Chapuis, R. P. 2007. "Field experimental cells to evaluate the hydrogeological behaviour of oxygen barriers made of silty materials." *Canadian Geotechnical Journal*, 44(3), 245-265.
- Catalan, L., Yanful, E. K., Boucher, J.-F., et Shelp, M. L. 2000. "A field investigation of tailings resuspension in a shallow water cover." *5th ICARD*, Denver, USA, 921-931.
- Dagenais, A.-M. 2005. "Techniques de contrôle du drainage minier acide basées sur les effets capillaires," Ph.D thesis, Ecole Polytechnique de Montréal, Montreal.
- Davé, N. K., Lim, T. P., Horne, D., Boucher, Y., et Stuparyk, R. 1997. "Water cover on reactive tailings and wasterock: Laboratory studies of oxidation and metal release characteristics." *4th ICARD*, Vancouver, 779-794.
- Elberling, B., Nicholson, R. V., et David, D. J. 1993. "Field evaluation of sulphide oxidation rates." *Nordic Hydrology*(24), 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*, 31(3), 375-383.
- Elberling, B., Nicholson, R. V., et Scharer, J. M. 1994. "A combined kinetic and diffusion model for pyrite oxidation in tailings: a change in controls with time." *Journal of Hydrology*(157), 47-60.
- Fredlund, D. G., et Xing, A. 1994. "Equations for the soil-water characteristic curve." *Canadian Geotechnical Journal*, 31, 521-532.
- Fredlund, D. G., Xing, A., et Huang, S. 1994. "Predicting the permeability function for unsaturated soils using the soil-water characteristic curve." *Canadian Geotechnical Journal*, 31, 533-546.
- GEO-SLOPE. 2004. "VADOSE/W, Vadose zone modelling." Calgary.

- Gosselin, M. 2007. "Étude de l'influence des caractéristiques hydrogéochimiques des résidus miniers réactifs sur la diffusion et la consommation de l'oxygène," École Polytechnique de Montréal, Montréal.
- Gosselin, M., Mbonimpa, M., Aubertin, M., et Martin, V. 2007. "An investigation of the effect of the degree of saturation on the oxygen reaction rate coefficient of sulphidic tailings." *ERTEP 2007 - First International Conference on environmental research, technology and policy building tools and capacity for sustainable production* Accra, Ghana.
- Lawrence, R. W., et Scheske, M. 1997. "A method to calculate the neutralization potential of mining wastes." *Environmental Geology*, 32(2), 100-106.
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Dagenais, A.-M., Bussière, B., Julien, M., et Kissiova, M. 2002. "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, Canada.
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Achib, M., et Bussière, B. 2003. "Diffusion and consumption of oxygen in unsaturated cover materials." *Canadian Geotechnical Journal*, 40, 916-932.
- McCarthy, D. F. 2002. *Essentials of Soil Mechanics and Foundations*, Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey
- MEND. 2001. "MEND Manual, Report 5.4.2." Canmet, Ottawa, Canada.
- Miller, S. D., Jeffery, J. J., et Wong, J. W. C. 1991. "Use and misuse of the acid-base account for "AMD" prediction." *2nd International Conference on the Abatement of Acidic Drainage*, Montreal, QC, 489-506.
- Molson, J. W., Aubertin, M., Joanes, A.-M., et Bussière, B. 2004. "Simulating acid mine drainage through mine wastes constructed with capillary barrier covers." *5th joint IAH-CNC and CGS Groundwater Specialty Conference, 57th Canadian Geotechnical Conference*, Quebec, Canada, Session 8D p.29-36.
- Molson, J. W., Aubertin, M., Bussière, B., et Benzaazoua, M. 2007. "Geochemical transport modelling of drainage from experimental mine tailings cells by capillary barriers." *Applied Geochemistry - in press*.
- Nicholson, R. V., Gillham, R. W., Cherry, J. A., et Reardon, E. J. 1989. "Reduction of acid generation through the use of moisture-retaining cover layers as oxygen barriers." *Canadian Geotechnical Journal*, 26, 1-8.
- 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*, 35(5), 828-846.
- Ouangrawa, M., Aubertin, M., Molson, J. W., Zagury, G., et Bussière, B. 2005. "An evaluation of the elevated water table concept using laboratory columns with sulphidic tailings " *GeoSask2005: 58th Canadian Geotechnical Conference and 6th joint IAH-CNC-CGS*, Saskatoon, Saskatchewan.
- Ouangrawa, M., Molson, J. W., Aubertin, M., Zagury, G., et Bussière, B. 2006. "The effect of water table elevation on acid mine drainage from reactive tailings: a laboratory and numerical modelling study." *7th ICARD*, St.Louis, MO.

- Peacey, V., Yanful, E. K., et Payne, R. A. 2002. "Field study of geochemistry and solute fluxes in flooded uranium mine tailings." *Canadian Geotechnical Journal*(39), 357-376.
- Price, W. A., Morin, K., et Hutt, N. 1997. "Guideline for the prediction of acid rock drainage and metal leaching for mines in British Columbia: Part II - Recommended procedures for static and kinetic testing." *4th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD)*, Vancouver, BC, 15-30.
- Ritcey, G. M. 1989. *Tailings management, problems and solutions in the mining industries*, Elsevier.
- 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*, 271, 171-187.
- Rowe, R. K., Booker, J. R., et Fraser, M. J. 1994. "POLLUTE v.6 - 1D Pollutant Migration through a Non-Homogeneous Soil." Distributed by GAEA Environmental Engineering Ltd., Whitby, ON, Canada.
- SENES. 1996. "Review of the use of an elevated water table as a method to control and reduce acidic drainage from tailings." *MEND 2.17.1*, Richmond Hill.
- Sjoberg Dobchuk, B. 2002. "Evaluation of the effectiveness of a desulphurized tailings cover at Detour Lake mine," Master of Science, University of Saskatoon, Saskatoon.
- SRK. 1989. "Draft Acid Rock Drainage Technical Guide, vol.1." Vancouver.
- St-Arnaud, L. 1994. "Water covers for the decommissioning of sulfidic mine tailings impoundments." *3rd International Conference on the Abatement of Acidic Drainage*, Pittsburgh, PA, 279-287.
- Tibble, P., et Nicholson, R. V. 1997. "Oxygen consumption on sulphide tailings and tailings covers: measured rates and applications." *4th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD)*, Vancouver, B.C., 647-661.
- Vick, S. G. 1983. *Planning, design, and analysis of tailings dams*, John Wiley & Sons, New York.
- 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," Master's thesis, École Polytechnique de Montréal, Montréal.
- Yanful, E. K. 1992. "Development of laboratory methodologies for evaluating the effectiveness of reactive tailings covers." *MEND 2.21.1*.
- Yanful, E. K., Simms, P. H., et Payant, S. C. 1999. "Soil covers for controlling acid generation in mine tailings: a laboratory evaluation of the physics and geochemistry." *Water, Air, and Soil Pollution*, 114, 347-375.
- Yanful, E. K., Simms, P. H., Rowe, R. K., et Stratford, G. 1999. "Monitoring an experimental soil waste cover near London, Ontario, Canada." *Geotechnical and Geological Engineering*, 17(2), 65-84.
- Young, R. A. 1995. *The Rietveld Method*, Oxford University Press.

## CHAPITRE IV

### COLUMN TEST INVESTIGATION ON THE PERFORMANCE OF MONOLAYER COVERS MADE OF DESULPHURIZED TAILINGS TO PREVENT ACID MINE DRAINAGE<sup>21</sup>

Dans le chapitre précédent, les flux d'oxygène sont utilisés pour évaluer l'effet de trois paramètres de conception (%S dans le recouvrement, niveau de la nappe phréatique et épaisseur du recouvrement) sur la performance du recouvrement comme barrière à l'oxygène. Une deuxième façon d'évaluer l'efficacité d'un recouvrement est par l'analyse géochimique de l'eau d'exfiltration provenant des essais en colonnes instrumentées. Pour qu'un recouvrement soit considéré performant, son lixiviat doit respecter les normes gouvernementales en vigueur sur la qualité des effluents de sites miniers. De plus, les résultats géochimiques des essais en colonne seront utilisés pour définir le critère de conception en termes de flux d'oxygène acceptable. Le chapitre 4 présente donc l'étude géochimique des exfiltrations des colonnes de laboratoire simulant des scénarios de recouvrement constitués de rejets miniers faiblement sulfureux. Il est à noter que la version dans la thèse a été légèrement modifiée par rapport à l'article publié suite aux commentaires des évaluateurs.

#### 4.0 Résumé / Abstract

La mine Doyon (Québec) envisage la possibilité de traiter leurs résidus du concentrateur par la méthode de désulfuration environnementale pour obtenir un résidu désulfuré qui serait utilisé comme recouvrement sur le parc à résidu existant pour prévenir la génération de drainage minier acide (DMA). Une étude en laboratoire a été entreprise pour évaluer l'efficacité de recouvrements monocouches faits de résidus désulfurés, à l'aide d'essais en

---

<sup>21</sup> Demers, I., Bussière, B., Benzaazoua, M., Mbonimpa, M., Blier, A., 2008. Column test investigation on the performance of monolayer covers made of desulphurized tailings to prevent acid mine drainage, *Minerals Engineering*, 21(4), 317-329.

colonnes instrumentées. Les résidus désulfurés ont été placés dans des colonnes afin d'évaluer l'impact de la concentration de sulfures résiduels de la couverture, du niveau de la nappe phréatique et de l'épaisseur du recouvrement sur la qualité de l'effluent suite à plusieurs lixiviations. Les configurations avec couverture de résidus désulfurés combinées avec l'élévation de la nappe phréatique pour couvrir les résidus générateurs d'acide ont permis de contrôler la production de DMA et de réduire la lixiviation du zinc et du cuivre par plus de 87% et 98%, respectivement. Le flux d'oxygène en régime permanent disponible pour l'oxydation des résidus générateurs d'acide a été réduit jusqu'à 96% par le recouvrement.

Mots-clés : Environnement, résidus, restauration, DMA

Doyon mine (Quebec) explores the possibility of reprocessing concentrator tailings by environmental desulphurization, and using the desulphurized tailings as cover material for the existent tailings ponds to prevent acid mine drainage (AMD) generation. A laboratory study using instrumented columns was undertaken to evaluate the effectiveness of monolayer covers made of desulphurized tailings. The desulphurized tailings were placed in columns to evaluate the influence of residual sulphur content of the cover material, water table level, and thickness of the cover layer on water quality after repeated leaching. Configurations involving covers made of desulphurized tailings and water table located in the acid-generating tailings were able to control the production of AMD and to reduce the release of zinc and copper in the leachates by more than 87 and 98 % respectively. The covers also reduced the oxygen flux available under steady state conditions for reactive tailings oxidation by up to 96%.

Keywords: Environmental, tailings, reclamation, AMD

#### **4.1 Introduction**

The management of acid generating tailings is a main concern for the mining industry. Recently, a global approach was proposed as "integrated tailings management" (e.g. Bussière

*et al.* 2002a; Bois *et al.* 2005). This approach encourages to maximize the re-use of acid-generating tailings and to reduce the volume of tailings to store in surface disposal areas. Acid-generating tailings would undergo desulphurization by flotation before leaving the processing plant. The sulphide concentrate could be used in paste backfill and returned underground to provide ground support (Benzaazoua *et al.* 2004b; Benzaazoua *et al.* 2008), whereas the desulphurized tailings would be used as cover material to limit oxygen migration to acid-generating tailings.

Over the past years, each of the steps has been worked on independently in different scales. Environmental desulphurization, initially proposed by Down and Stocks (Down et Stocks 1977), was studied by several authors at the laboratory scale (e.g. McLaughlin et Stuparyk 1994; Humber 1995; Leppinen, Salonsaari et Palosaari 1997; Benzaazoua *et al.* 2000; Yalcin *et al.* 2004). The objective of environmental desulphurization is to remove enough sulphides to make the tailings non acid-generating (Humber 1995; Leppinen, Salonsaari et Palosaari 1997; Benzaazoua *et al.* 2000). It was found that froth flotation of bulk sulphides was the most efficient technique to desulphurize tailings (MEND 1994; Humber 1995; Benzaazoua *et al.* 2000). General guidelines were highlighted: desulphurization pH is often lower than that of the previous process, so acid or SO<sub>2</sub> gas is added to reduce pH (McLaughlin et Robertson 1994; Benzaazoua *et al.* 2000); cyanide must be first destroyed from tailings to be able to float using xanthate collectors, otherwise amine collectors can be used (Benzaazoua *et al.* 2000; Benzaazoua *et al.* 2008); and Eh must be increased by aeration (Mermillod-Blondin 2005). Being successful in the laboratory, some authors performed desulphurization in pilot plant, and in the plant (McLaughlin et Robertson 1994). Other desulphurization techniques are still being tested in the laboratory, such as microbially-induced flotation and flocculation (Patra et Natarajan 2003).

Covers are generally used to rehabilitate tailings disposal areas that can be a source of acid mine drainage (AMD). Several cover types are available (MEND 2004); however in a humid climate (such as the one in Canada) oxygen barriers are considered the most efficient to prevent AMD production. An oxygen barrier can be created by submerging the sulphide tailings under water (St-Arnaud 1994; Davé *et al.* 1997). Soil covers can also prevent oxygen



migration when they contain a layer remaining nearly saturated (Nicholson *et al.* 1989; SRK 1989). A hybrid method is proposed in this paper, which consists in replacing the water cover by a desulphurized tailings layer and by maintaining the water table level near the top of the reactive sulphide tailings (interface between the desulphurized tailings and the AMD generating tailings). This configuration would increase the storage capacity of the facilities by replacing the water cover with a desulphurized tailings cover, while limiting oxygen migration from the atmosphere to the reactive tailings.

The use of desulphurized tailings as oxygen barrier cover material was investigated in the laboratory where desulphurized tailings were used as the water-retention layer in capillary covers with barrier effect (CCBE) (Bussière *et al.* 1997b; Benzaazoua *et al.* 1998; Bussière *et al.* 2004). Such covers were efficient in limiting acid mine drainage generation. Numerical modelling work was performed to simulate the performance of covers made of desulphurized tailings (Sjoberg Dobchuk 2002; Mbonimpa *et al.* 2003; Romano *et al.* 2003). From these studies, the residual sulphide content of the desulphurized tailings was observed as being an important factor in the reduction of oxidation by consuming oxygen that migrates through the cover.

The combination of environmental desulphurization, paste backfill using sulphide concentrate, and use of desulphurization tailings as cover material is, to our belief, not yet in use. Doyon mine, Quebec, Canada, initiated a research project to evaluate the feasibility of the system on its operation. The global project involves several aspects including the work presented in this paper. Work on the desulphurization process (bulk flotation), and on the use of sulphide concentrate into cemented paste backfill and the resulting backfill environmental behaviour is described in a companion paper (Benzaazoua *et al.* 2008). This paper discusses geochemical data obtained through instrumented column tests that simulated different configurations of monolayer covers made of desulphurized tailings with control over the water table position. More specifically, the paper presents the chemical composition of leachates obtained from different cover configurations to confirm the efficiency of the cover systems to limit acid mine drainage. Oxygen concentrations measured in the covers are presented. Then, metal depletion and secondary mineral precipitation are briefly discussed.

Finally, the efficiencies of different cover scenarios are compared in terms of oxygen flux reaching the reactive tailings placed underneath the cover.

## **4.2 Experimental**

### **4.2.1 Characterization methods**

Chemical composition of solids was evaluated with complete digestion in  $\text{HNO}_3/\text{Br}_2/\text{HF}/\text{HCl}$  followed by Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectroscopy (ICP-AES, Perkin-Elmer). Mineralogy of the solid materials was determined by x-ray diffraction, using the quantitative Rietveld method with TOPAS software (Rietveld 1993). Liquid samples were analysed for chemical content by ICP-AES, pH was obtained using Benchtop pH/ISE Meter Orion model 920A equipped with an Orion Triode electrode for pH, and Eh was measured with a Pt/Ag/AgCl combined electrode then corrected for normal hydrogen electrode. Acid-base accounting was performed using the Sobek method modified by Lawrence (Lawrence et Scheske 1997), where the acid generation potential (AP) is calculated from %S in sample, and the neutralisation potential (NP) is obtained by acid-base titration. Particle size distribution was determined with Malvern Mastersizer laser particle size analyser. Specific gravity ( $G_s$ ) was determined with a helium pycnometer. Saturated hydraulic conductivity ( $k_{\text{sat}}$ ) was determined from rigid wall permeameter tests following the ASTM standard methodology (ASTM D5084).

### **4.2.2 Materials**

Desulphurized tailings were produced on site at Doyon mine using a pilot flotation plant connected directly to the end of the existing process. Doyon mine is a gold producer using standard grinding and leaching circuits. A cyanide destruction step using  $\text{SO}_2$ -air is performed on the part of the tailings used to produce underground cemented paste backfill. Remaining tailings are deposited in tailings ponds where natural degradation of cyanide proceeds. Once optimized, pilot testing of environmental desulphurization resulted in production of 0.25% S tailings and 5.65% S concentrate. The concentrate was used for paste backfill testing. More information concerning the desulphurization process and the use of

sulphide concentrate in paste backfill can be found in Benzaazoua *et al.* (2008). Desulphurized tailings were used without further processing as cover material in the column tests; however a portion of the desulphurized tailings was enriched with concentrate to increase its sulphide content. These sulphide-doped desulphurized tailings were used to evaluate the impact of higher sulphide content on cover performance.

The different tailings were characterized; Table 4.1 presents some material characteristics obtained with the methods presented in 4.2.1, while the particle size distributions are given in Figure 4.1. The initial sulphur content of the Doyon tailings is 3.6%, which was reduced to 0.25% through the desulphurization process. A corresponding drop in pyrite content is also observed, from 6.5% to 0.54% after desulphurization. Sulphide-doped desulphurized tailings stand in between both other materials at 1.24%S and 1.6% pyrite. Calcium varied between 1.1% and 1.3% for the three materials, with corresponding calcite contents between 1.8% and 2.5%. The  $P_{80}$  (percent of material passing 80  $\mu\text{m}$ ) for the three materials are: 87% for the sulphide tailings and the sulphide-doped desulphurized tailings; and 83% for the desulphurized tailings. The desulphurized tailings are slightly coarser than total tailings and doped desulphurized tailings. Acid-base accounting results indicate that Doyon tailings are potentially acid-generating ( $\text{NNP} < -20 \text{ kgCaCO}_3/\text{t}$ ) whereas desulphurized tailings and doped desulphurized tailings are in the uncertainty zone ( $-20 < \text{NNP} < 20 \text{ kgCaCO}_3/\text{t}$ ) (e.g. SRK 1989). Kinetic tests are usually recommended to assess the acid-generation potential of these materials; humidity cell tests on the desulphurized tailings of this study confirmed that the desulphurized tailings are not acid generating (Benzaazoua *et al.* 2008). Saturated hydraulic conductivity ( $k_{\text{sat}}$ ) is slightly lower for the sulphide-doped desulphurized tailings than for the desulphurized tailings for the same porosity ( $n=0.44$ ) because of its slightly finer grain size. Finally, sand was added in the column simulating a cover with capillary barrier effect (CCBE) over acid generating Doyon tailings. The sand came from a pit located close to Doyon mine. The  $P_{80}$  of the sand is 9%, with a  $D_{10}$  of 66  $\mu\text{m}$ , and the coefficient of uniformity  $C_u$  is 2.98. Using a modified version of the well known Kozeny-Carman equation (see Mbonimpa *et al.* 2002a for details)  $k_{\text{sat}}$  was estimated at  $1.9 \times 10^{-2} \text{ cm/s}$ . The contrast in terms of hydraulic properties between the sand and the desulphurized tailings may guarantee the presence of the desired capillary barrier effects in the CCBE. Similar sand was

successfully used in the field to create capillary barrier effects in CCBEs (e.g. Ricard *et al.* 1997; Bussière *et al.* 2007).

Table 4.1: Tailings characteristics

	<b>Doyon Sulphide tailings</b>	<b>Desulphurized tailings</b>	<b>Sulphide-doped desulphurized tailings</b>
<b>Fe (wt%)</b>	4.8	1.59	2.64
<b>Zn (wt%)</b>	0.013	0.004	0.010
<b>Cu (wt%)</b>	0.063	0.017	0.028
<b>S (wt%)</b>	3.6	0.25	1.24
<b>Ca (wt%)</b>	1.3	1.1	1.2
<b>Sulfate (wt%)</b>	0.184	0.047	-
<b>Mineralogy (wt%)</b>	quartz (50%); muscovite (25%); albite (7%); pyrite (6.5%); chlorite (3.8%); actinolite (3.8%); calcite (2.5%); dolomite (0.56%)	quartz (62%); muscovite (25%); albite (3.6%); chlorite(2.7%); actinolite (2.1%); calcite (2.1%); dolomite (1.4%); pyrite (0.54%)	quartz (58%); muscovite (26%); albite (4.4%); chlorite (4%); actinolite (2.75); calcite (1.8%); pyrite (1.6%); dolomite (1.3%)
<b>D<sub>50</sub> (µm)</b>	21.29	28.11	24.15
<b>Particles &lt; 2 µm (%)</b>	4.6	4.0	4.9
<b>Specific gravity</b>	2.83	2.74	2.78
<b>AP (kgCaCO<sub>3</sub>/t)</b>	106.8	6.3	38.8
<b>NP (kgCaCO<sub>3</sub>/t)</b>	19.8	25	25.6
<b>NNP (kgCaCO<sub>3</sub>/t)</b>	-87.0	18.7	-13.2
<b>k<sub>sat</sub> (cm/s)</b>	-	1.2 x 10 <sup>-4</sup> (n= 0.44)	3.8 x 10 <sup>-5</sup> (n = 0.44)

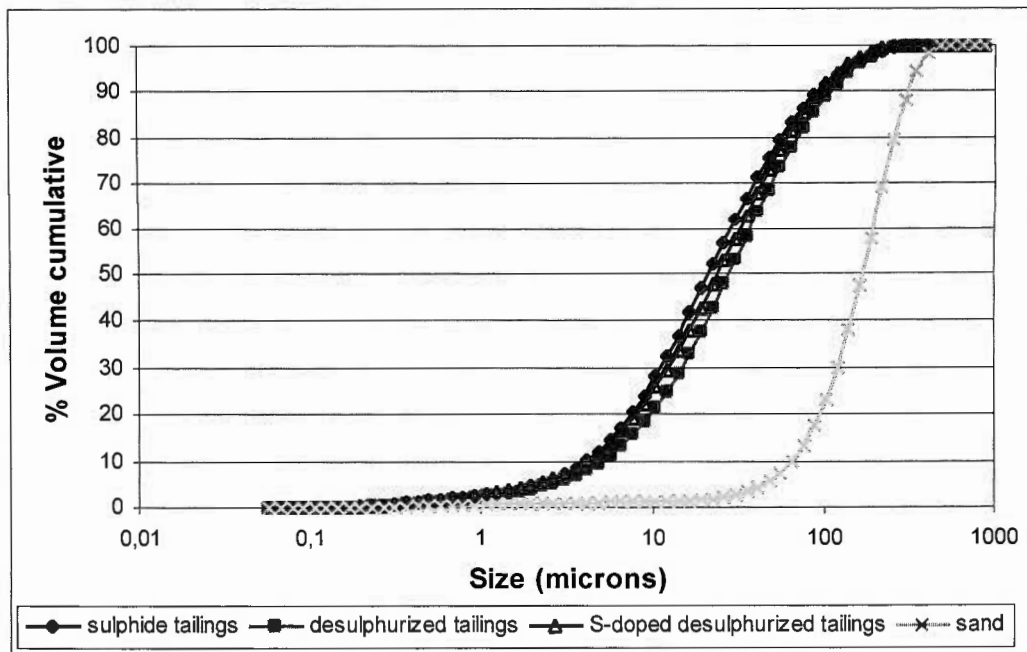


Figure 4.1: Particle size distribution of sulphide tailings, desulphurized tailings, sulphur-doped desulphurized tailings, and sand.

### 4.2.3 Columns

Instrumented columns have already been used successfully to simulate covers placed on acid-generating tailings (Bellaloui *et al.* 1999; Yanful, Simms et Payant 1999a). Figure 4.2 presents the columns installed for the project. Eleven plexiglas columns with inner diameter 14 cm were set up, including 3 duplicates (columns 9, 10, and 11 are duplicates of columns 1, 6, and 8 respectively). All columns contain 30 cm of acid-generating tailings taken from Doyon mine, placed at a porosity of 0.44, with or without a cover. The desulphurized tailings cover was placed at a porosity of 0.47, the choice of porosity being made based on previous work and on in situ measurements (Bussière *et al.* 2004). The parameters tested in the columns were cover thickness (1 m or 50 cm), residual sulphide content in desulphurized tailings (0.25%S or 1.24%S), and water table level (at the surface of acid-generating tailings or below column). The low water table scenario represents a worst-case scenario. The objective here is to evaluate the cover performance when the control over the water table is lost (for technical reasons) and the water table level drops. Control columns without cover

had either a high water table (at the surface) or a low water table. Two comparison columns were installed: a 1 m water cover (an option considered by the mine initially), and a CCBE with 60 cm desulphurized tailings as water retention layer, placed between two 30 cm sand layers.

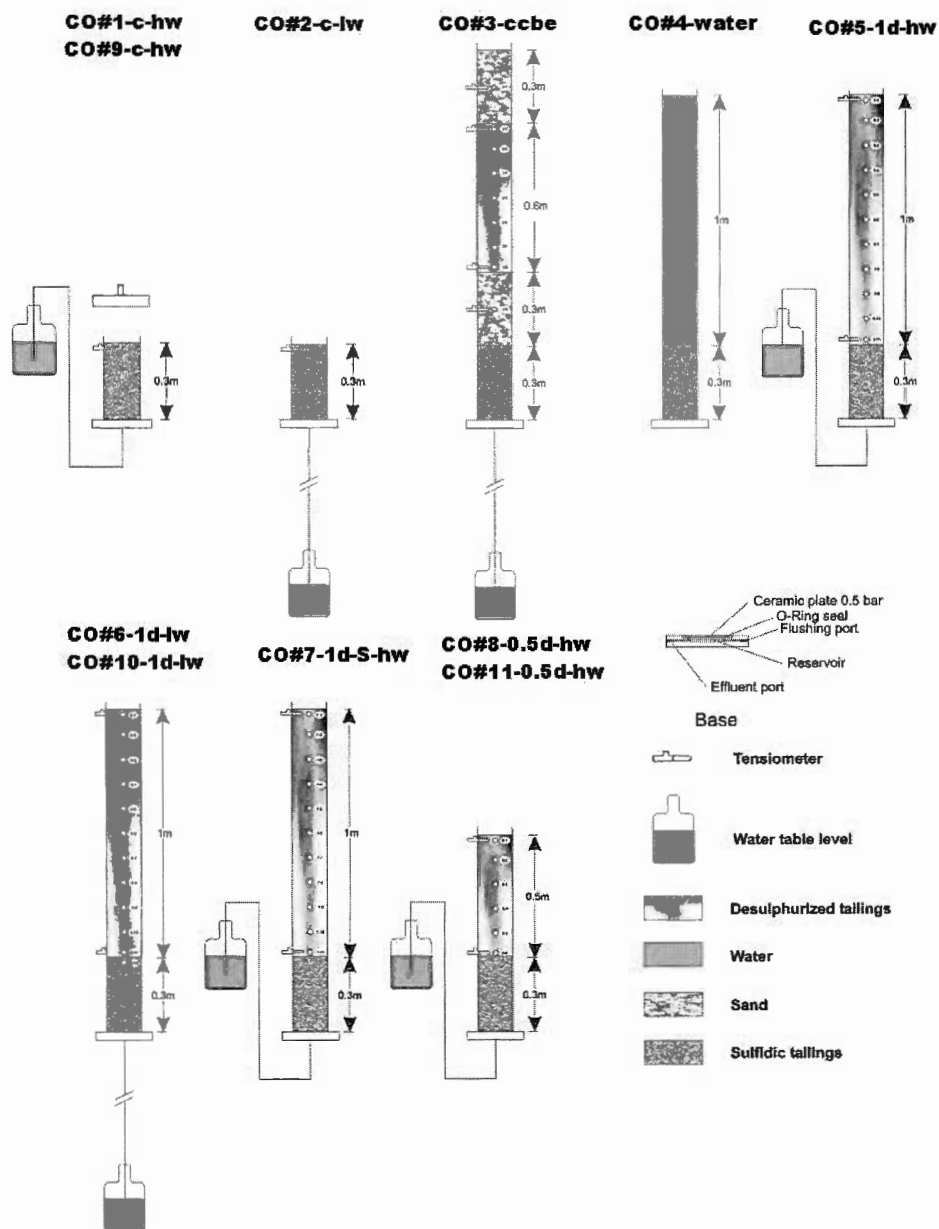


Figure 4.2: Columns configuration

The column bottoms are all equipped with a ceramic plate (to artificially set the position of the water table) and a water outlet to collect leachate. A code was defined to describe the different columns, and is used in the figures of this paper. The first part indicates the column number in the laboratory (e.g. CO#7-1d-S-hw), the second part describes the cover, either 1 m or 0.5 m of desulphurized tailings (1d and 0.5d), next the capital “S” indicates that the cover is made of sulphide-doped desulphurized tailings (no S means standard 0.25%S desulphurized tailings), and the last two digits represent the water table level, “hw” meaning high water table (at the interface between reactive tailings and cover) and “lw” meaning low water table (1.3 m below the interface). Control columns are identified with a “c” after the column number, and comparison columns codes are “water” for the water cover, and “ccbe” for the cover with capillary barrier effect.

A typical column test runs for a year. Once every four weeks, 2 litres deionized water is added to the top of the column (including water covered column) and left to percolate through the cover and tailings. Water travelling through the cover and tailings gather soluble elements from the solid materials, and as such could represent exfiltration water found beside a tailings impoundment. Leachate is collected at the bottom of the columns and analyzed for its quality (pH, Eh, metal content, acidity, alkalinity). In the case of the water cover column, suction was applied below the column to collect a 2L volume of leachate that percolated through the reactive tailings. Leachate containers are kept in the refrigerator if they are not analyzed immediately. Once the leachate is collected, the column top lid is removed and left open to the atmosphere for four weeks. The period starting from the end of a leach to the end of the next leach is called a cycle. In this project, ten cycles were completed within approximately one year. It should be noted that because of the leaching methodology the volume of leachate collected is similar for all columns independently of their contents. Control columns leachates are therefore diluted compared to covered columns. Hence, comparisons between control columns and covered columns are qualitative but give a realistic representation of the trends that would be observed in the field.

During a cycle, oxygen concentration measurements were taken at points 10 cm apart over the depth of the desulphurized tailings cover. Sampling ports were made of 2.5 mL plastic vials with their bottom removed, which were glued in holes drilled in the column walls. The vial side inside the column was covered with a geotextile to prevent solids from entering the vial, whereas the vial side outside the column was shut with a septum stopper. A 2 mL gas sample was extracted using a gas-tight syringe and analyzed for O<sub>2</sub> with a gas chromatograph (Agilent MicroGC).

Columns were dismantled approximately 13 months after the beginning of the test. The final cycle began with water addition and drainage, followed by 3 weeks during which the top of the columns were open and their water table position was placed at the appropriate position. Then, sections at increasing depths were extracted and kept for analyses. The columns were considered non homogenous in terms of water content due to drainage and evaporation phenomena. Gravimetric water content was measured every 10 cm and saturation profiles were plotted using the weighed samples assuming uniform porosity  $n$  of 0.47 (from relation:  $S_r = \frac{wG_s}{e}$ , where  $e = \frac{n}{1-n}$ ). The water content was assumed to be relatively constant throughout the testing period, an assumption that was confirmed by the constant volume of leachate collected at the end of each cycle<sup>22</sup>.

### 4.3 Results

In this section, results are divided into column type (control columns, desulphurized tailings cover columns, and comparison columns). For each type, water quality is presented in terms of pH, alkalinity and acidity, metals and sulphate content, followed by oxygen concentration profiles where applicable, and water saturation profiles.

---

<sup>22</sup> Ces résultats sont présentés à l'appendice C.



### 4.3.1 Control columns

Figure 4.3 presents the evolution of pH, Eh, and conductivity for the duration of the test. By the end of the year of testing, pH of the control column with low water table had dropped below 5. It was decided to keep this control column running for longer to confirm the decrease in pH. Within eight weeks after the end of the one year period, the pH reached 4. The control column with elevated water table kept a pH above 7 throughout the test without being covered. Eh oscillated around 325 – 425 mV (Figure 4.3b), oscillations decreasing in amplitude as the test progressed, however the two control columns exhibited an increase in their leachate Eh towards the end of the test. Conductivity (Figure 4.3c) showed a steady decreasing trend for the control column with high water table, whereas the control with low water table kept its conductivity relatively steady. After 400 days the control column with low water table saw its leachate conductivity increase, corresponding to lower pH values, and more ions in solution.

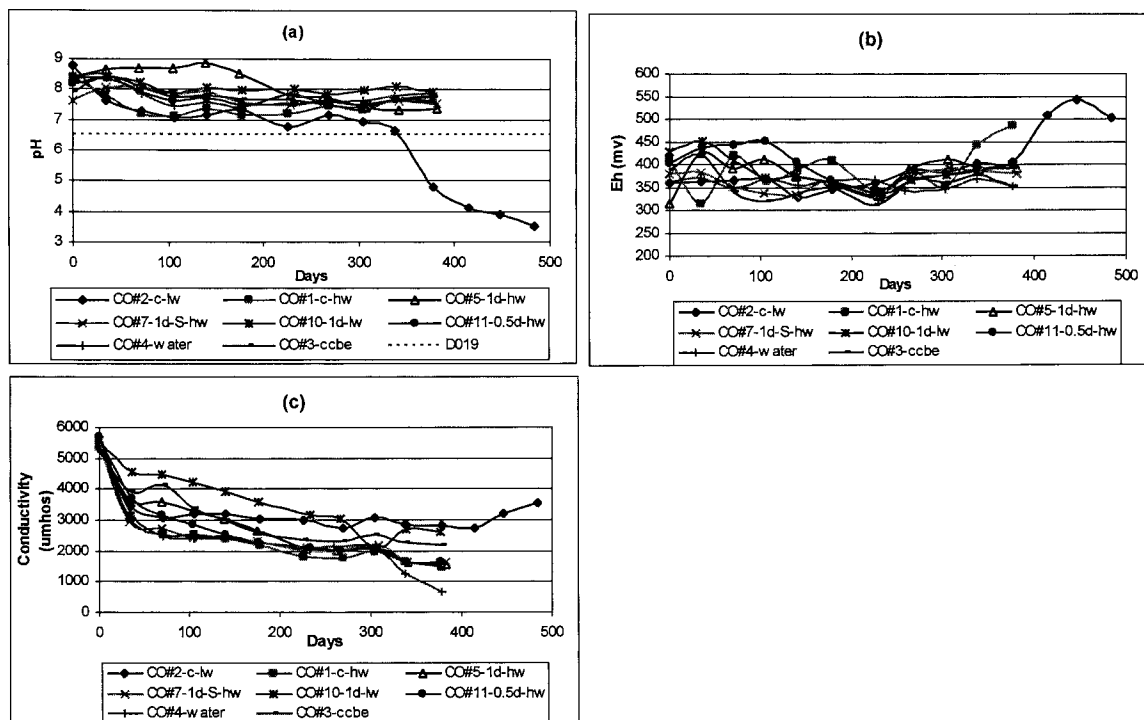


Figure 4.3: Evolution of pH (a), Eh (b), and conductivity (c) for the control, covered columns, and water and CCBE columns.

Metal concentrations found in leachates were compared to Quebec government limits (Directive 019) in terms of copper, iron, and zinc allowed at the final effluent stream of a tailings impoundment. The effective limits are 0.1 ppm Cu, 1 ppm Fe, and 0.5 ppm Zn. Figure 4.4 presents iron, copper, zinc, and calcium concentrations for the test period. Previous oxidation took place during column installation, and process water is still present in the materials at the beginning of the test. These products are flushed in the first two leachates (preliminary leaching), the following leachates (after solid line on graph) correspond to the real geochemical behaviour of the column materials. Zinc is often the problematic metal because of its ease to dissolve. The zinc content (Figure 4.4c) is high for the control columns at values between approximately 0.5 and 10 ppm. Only the control column with low water table exhibited copper concentrations above the regulation limit. Calcium (Figure 4.4d) was also higher than other columns in the control column with low water table for approximately 150 days, at values between 500 ppm and 800 ppm. Calcium in the leachate indicates that acid is being neutralized by Ca-containing minerals; calcite, actinolite, and albite were detected in the mineralogical characterization and can provide neutralization potential.

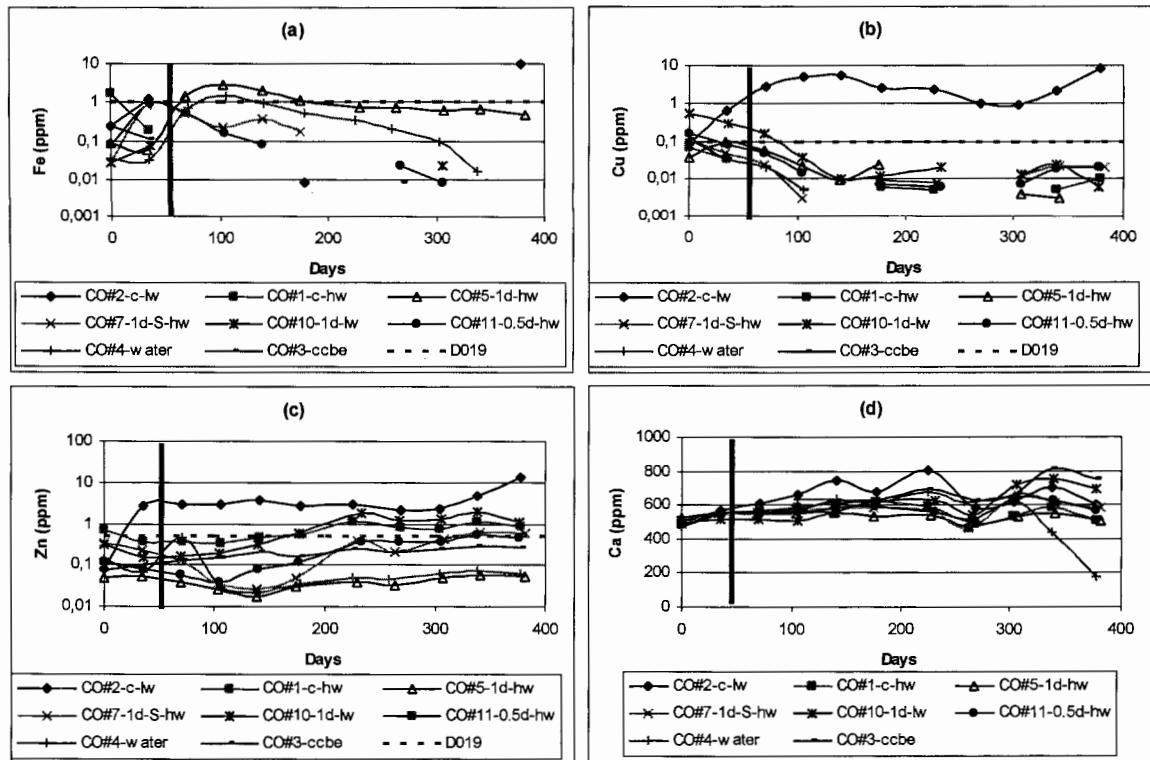


Figure 4.4: Iron (a), copper (b), zinc (c), and calcium (d) concentrations in leachates, for the eight cases simulated in the column test. Solid line indicates end of preliminary leaching period. Please note the log scale for (a), (b), (c).

Sulphate concentration can give an indication of sulphide oxidation because it is a product of oxidation of sulphides. Indeed, as Figure 4.5 presents, the control column with low water table showed high sulphate concentrations in its leachate, between 2500 and 4000 ppm, and the control column with elevated water table stayed at approximately 1500 ppm  $\text{SO}_4$ .

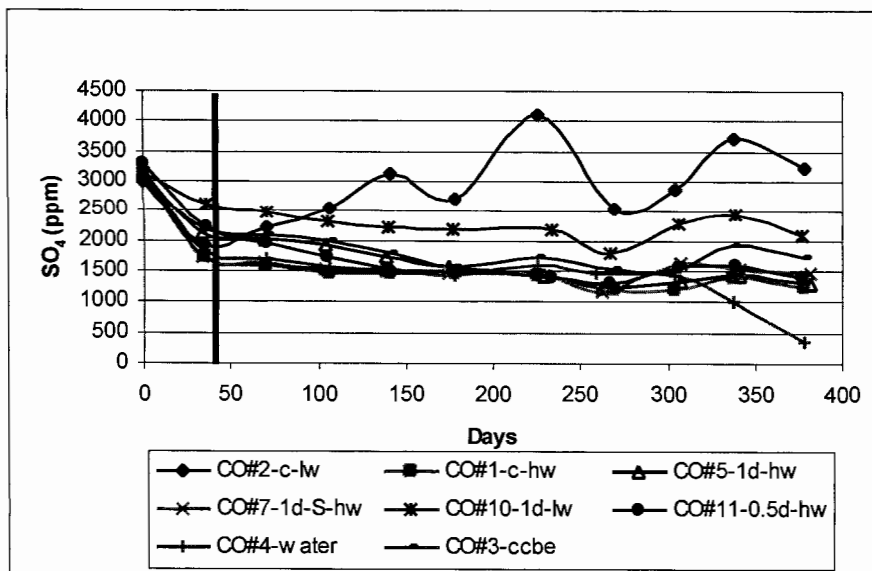


Figure 4.5 : Sulphate concentrations in column leachates for all cases simulated. Solid line indicates end of preliminary leaching period.

The degree of saturation ( $S_r$ ) of the material in the control columns was evaluated at dismantling assuming a uniform porosity of 0.44. CO#2-c-lw had a  $S_r$  near 40% while CO#1-c-hw had a  $S_r$  between 80 and 100% (see Figure 4.6). The higher  $S_r$  of the high water table control column prevented some sulphide oxidation compared to the low water table case, and the result is a leachate having lower sulphate and metal concentrations.

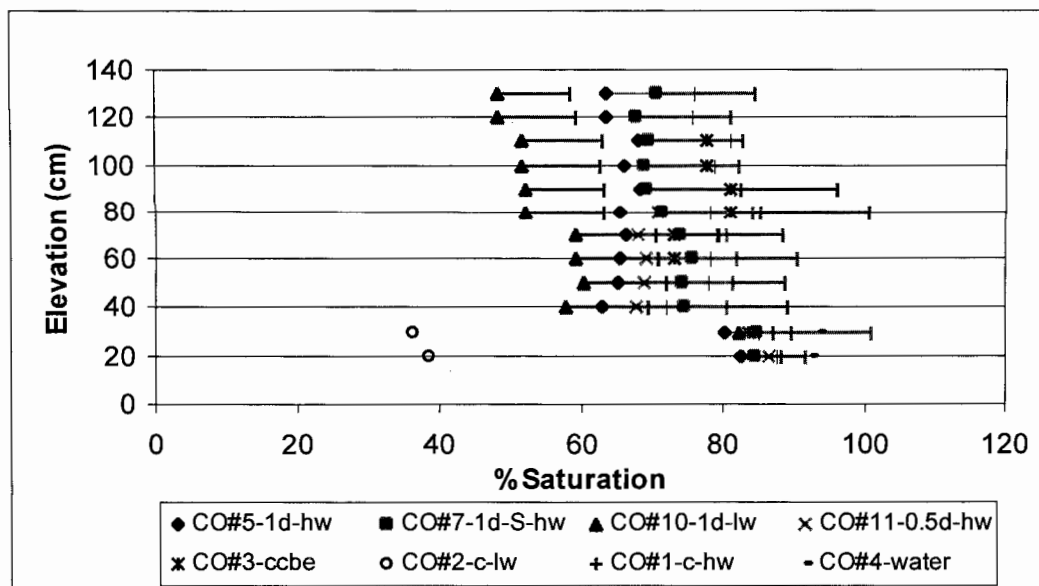


Figure 4.6: Saturation degree profile calculated using porosity  $n$  between 0.47 (solid symbols) and 0.43 (end of error bar).

### 4.3.2 Desulphurized tailings cover columns

The pH stayed above 7 for all the columns covered with desulphurized tailings (Figure 4.3a), above the pH values obtained for both control columns. Eh was relatively stable between 300 and 450 mV for the duration of the test, however the column with low water table had a higher Eh (450 mV) for the first 100 days, then it dropped below 400 mV for the remainder of the test. Conductivity decreased steadily for all desulphurized tailings cover columns, most columns within the same values except for the low water table column which exhibited the same decreasing slope as the other configurations, but stayed at values approximately 1000  $\mu\text{mhos}$  over the conductivities of the other columns.

Copper concentrations stayed at values respecting legislation limits while CO#5-1d-hw surpassed momentarily the iron limit (Figure 4.4a and b). Both metals were generally either not detected or found in very low concentration in the covered column leachates. The covered columns have zinc concentrations that stay below approximately 0.5 ppm (Figure 4.4c), with the best performance being achieved by the column with 1m desulphurized tailings cover and

elevated water table. The covered column with low water table crossed above the limit after approximately 200 days into the test (0.6 ppm, reaching 1.9 ppm later on). Calcium concentrations in the leachates (Figure 4.4d) were between approximately 400 and 700 ppm and stayed stable for the duration of the test. The covered columns are all in the same range in terms of sulphate concentration in the leachate, between approximately 250 and 400 ppm (Figure 4.5).

Oxygen concentration profiles in the covers provide information on O<sub>2</sub> migration towards acid-generating tailings placed underneath. The presence of O<sub>2</sub> is necessary for sulphide minerals oxidation at near neutral pH. Typical oxygen concentration profiles for covered columns are presented in Figure 4.7. For both 1 m desulphurized tailings covered columns with elevated water table (CO#5-1d-hw and CO#7-1d-S-hw), oxygen content decreased from atmospheric concentration at the top of the cover to approximately 15% towards the bottom of the cover, with concentration below 5% near the interface with reactive tailings. The low oxygen content near the interface was expected because the reactivity of the acid-generating tailings consumes available oxygen. The typical oxygen concentration profile for the column with low water table is different from the elevated water table case. The profile slope is smoother, going from atmospheric concentration to 3% over the depth of the cover. The resulting concentration gradient is higher than for a steeper slope. The 50 cm cover has an oxygen concentration profile with a similar slope as the 1 m covered columns with elevated water table.

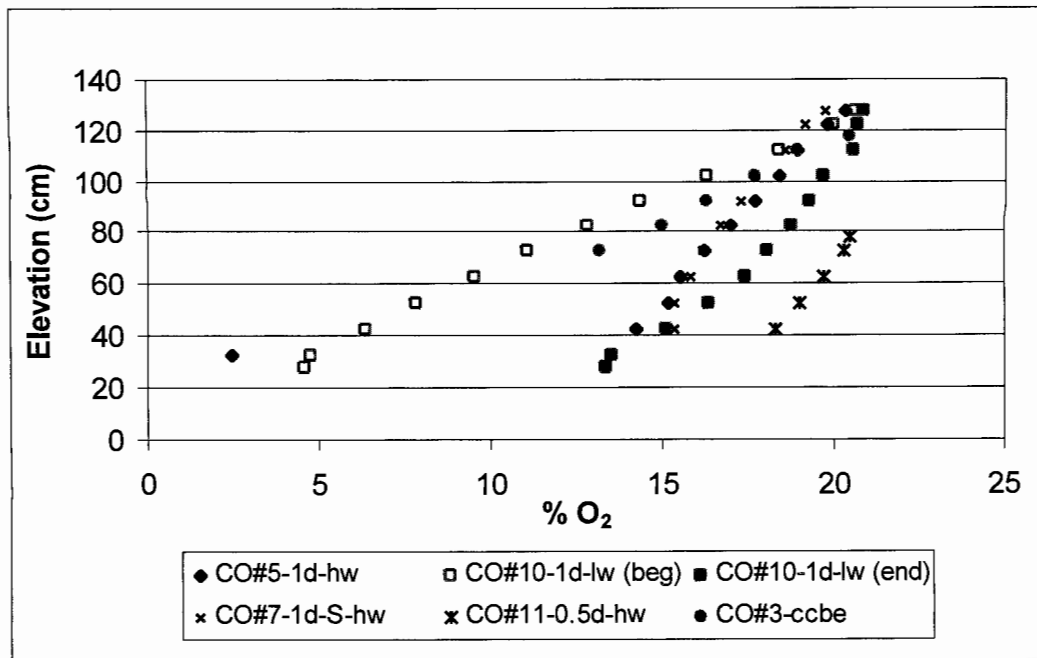


Figure 4.7 : Typical oxygen concentration profiles in the desulphurized tailings cover, for the cases with water table elevation and low water table pre-passivation (the presented results were measured between 1 and 4 weeks of drainage) (elevation 30 corresponds to interface between tailings and cover)

However, after 6 months into the column test, the oxygen profiles of the low water table columns became closer to the elevated water table profiles, i.e. the slope of the curve became steeper. Geochemical modelling using VMinteq (Felmy *et al.*, 1984)<sup>23</sup> suggests precipitation of secondary minerals (e.g. goethite, hematite, jarosite) that could passivate sulphide particles within the desulphurized tailings cover. The conductivity graph (Figure 4.3c) shows a significant decrease after 275 days which would be due to the reactivity inhibition. Once sulphide passivation happened, oxygen consumption decreased and the profiles became close to the elevated water table cases.

The degree of saturation  $S_r$  profile for the covered columns is presented as an interval to emphasize the variation of  $S_r$  due to the variations in terms of porosity  $n$  (see Figure 4.6). The

<sup>23</sup> Résultats complets à l'appendice D

solid symbol corresponds to a  $n$  value of 0.47 while the error bar stretches to a  $n$  value of 0.43. It was determined that the actual porosity inside the columns can vary between these two extremes. For the remainder of the discussion, saturation values calculated using  $n$  equal to 0.47 are used. The column with low water table (CO#10-1d-lw) has lower  $S_r$  at values between 50% and 70%, while columns with elevated water table (CO#5-1d-hw, CO#7-1d-S-hw, CO#11-0.5d-hw) present higher  $S_r$ , between approximately 65% and 90%. A high saturation is desired for a cover to be efficient in limiting oxygen diffusion. Indeed, the effective diffusion coefficient is reduced when  $S_r$  is increased (Mbonimpa *et al.* 2003; Aachib, Mbonimpa et Aubertin 2004), and oxygen diffusion through the cover material is reduced accordingly.

$S_r$  values measured at the post-testing stage are slightly lower than expected using  $n = 0.47$ , especially where the influence of the capillary rise was expected (near the interface between the AMD tailings and the cover material). The procedure used to collect leachate at the end of each cycle could explain, at least in part, the lower than expected  $S_r$  in the materials. Indeed, the collection of leachate is possible only when the column is placed in a suction mode, during which the water table level is brought down approximately 2 m for 4 to 7 days. Once the drainage period is over, the water table is set back at its desired position for the remaining 4 weeks of the cycle. Under this periodic drainage – wetting cycle, the materials can become affected by hysteresis effects which prevent their complete saturation once the water table level is set back at a higher position (Hillel 1998). Furthermore, the assumption of a uniform and constant porosity can lead to underestimation of  $S_r$ , since  $n$  has a significant impact on  $S_r$ . Slight modifications in porosity  $n$  during the test period can vary  $S_r$  by several units, as shown in Figure 4.6.

### 4.3.3 Water cover and CCBE

Figure 4.3 shows that the water cover and CCBE columns follow consistently the other columns for pH, Eh, and conductivity, except for the water cover which exhibits a decrease in conductivity towards the end of the testing period. Water quality in terms of metal ion concentration is presented in Figure 4.4. The CCBE column behaved similarly to the columns



with monolayer covers made of desulphurized tailings. The leachate fulfilled all the requirements for the regulation. The water cover had slightly higher Fe concentration reporting to the leachate, the values being in the same range as the 1 m desulphurized tailings cover with elevated water table. Calcium concentrations were consistent with the other columns, but the water cover reached lower Ca concentrations by the end of the test. Sulphate content in the leachate is presented in Figure 4.5. Again, the CCBE and water cover had similar behaviour as the desulphurized tailings covers, but the water cover exhibited a decrease towards the end of the test. The oxygen concentration profile shown in Figure 4.6 presents the results for the desulphurized tailings layer. It drops from atmospheric concentration to approximately 13% O<sub>2</sub>. The sand layers had no impact on oxygen concentration; therefore the concentration in the lower sand layer was 13% O<sub>2</sub>.

The CCBE configuration showed the highest S<sub>r</sub> in its water retention layer (Figure 4.6) at values between 75% and 100%, while the sand layers were at 9% and 25% saturation for the top and bottom layers respectively. This hydraulic profile is typical for efficient CCBE (Bussière, Aubertin et Chapuis 2003; Bussière *et al.* 2007). The high degree of saturation explains the efficiency of the CCBE to control AMD generation in the column, even if the water table is more than a meter below the interface between the cover and the AMD tailings.

#### **4.4 Results Analysis**

Results obtained are further analyzed in terms of geochemistry (metal depletion and secondary mineral precipitation) and cover efficiency, using metal ions and sulphate concentrations, and oxygen fluxes.

##### **4.4.1 Metal depletion and secondary mineral precipitation**

Under conditions simulated by the control column with low water table, metal ion release is important and leads to significant metal depletion from the tailings. Figure 4.8 presents depletions in terms of copper, calcium, zinc, and sulphur. Zinc depletion occurred more significantly in the control columns, with depletions of approximately 5.5% and 1.5% for CO#2-c-lw and CO#1-c-hw respectively. Copper depletion near 1% was calculated in the

control column with low water table. The covered columns lost very low amounts of zinc and copper, the highest loss (0.5% Zn) occurred in the desulphurized tailings covered column with low water table. Calcium depletion occurred in all columns, but was more significant in control columns (10% and 12%) and in the water cover column (17%). Natural carbonate and/or gypsum (precipitated due to lime addition during ore treatment process) dissolution is possibly the source of calcium depletion in the water cover column. Calcium depletion in the control columns is caused by carbonate dissolution to neutralize acidity produced by sulphide oxidation. As sulphur is being depleted by oxidation, acidity produced favours copper and zinc dissolution, and is being neutralized by carbonates and silicates dissolution.

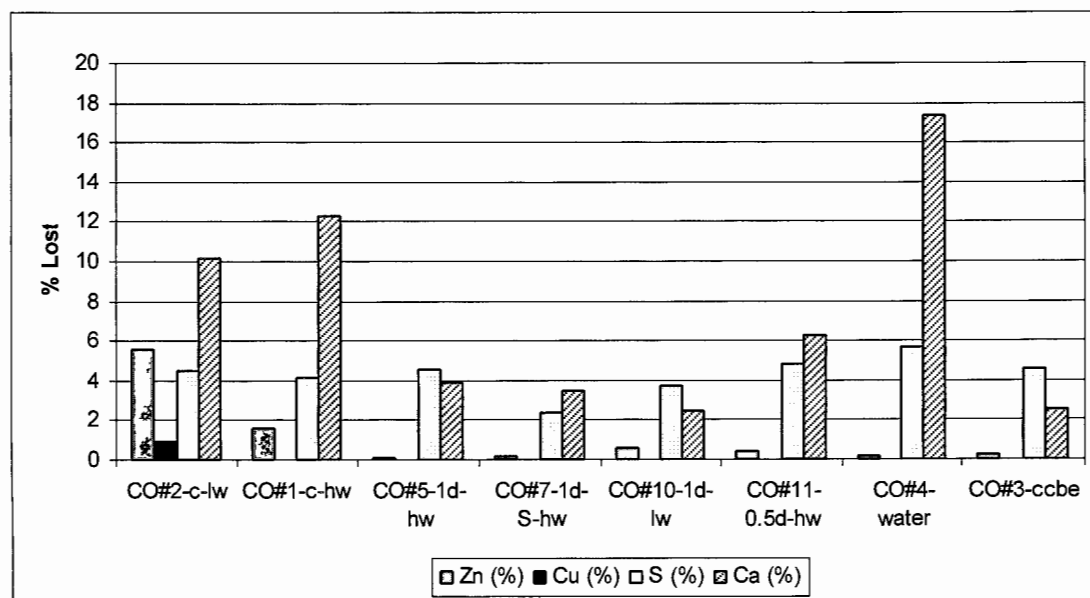


Figure 4.8: Metal depletion in the columns, based on leachate water quality, for zinc, copper, sulphur, and calcium after approximately 400 days

Sulphur losses were relatively similar for covered and control columns. However, the actual amount lost in the control columns is underestimated since some sulphurous species are retained in the column as secondary minerals. According to geochemical modelling using VMinteq (Felmy, Griven et Jenne 1984), several minerals may precipitate in the control columns, mainly sulphates (e.g. gypsum, H-jarosite) and iron-containing minerals (e.g.

hematite)<sup>24</sup>. The precipitation of secondary minerals was evaluated as nil or negligible by modelling results from the covered columns.

To confirm the geochemical modelling results, post-testing sulphate analyses were performed on different sections of the columns, including the interface between the cover and the reactive tailings. The sulphate content of the columns was estimated using these samples sulphate analyses. At the end of the test, the control column with low water cover contained 68.5 g sulphates, from which 24 g were present in the material at the beginning, and 65 g were evacuated through leaching over the test period, for a total of 109 g sulphates produced. The same calculation amounts to 39 g sulphates produced for the 1m desulphurized tailings cover with high water table column. Oxidation is clearly more important in the control columns since more sulphates are produced.

Visual observation during dismantling did not reveal any oxidation products in the cover section of the columns. However, orange precipitate was present at the interface between desulphurized tailings and sulphide tailings for columns with low water table (CO#6 and CO#10), and correspondingly the interfaces contained significantly more sulphates than the remainder of the column (0.415% for CO#6's interface and 0.686% for CO#10's interface, versus 0.025% in the cover). Similarly, control columns showed oxidation on the upper portion of the tailings. Indeed, chemical analyses revealed an almost four fold increase in sulphates in the control column with low water table.

#### **4.4.2 AMD potential of the monolayer cover systems**

It is important to verify the AMD potential of the cover systems especially when the cover material contains some sulphides. A theoretical method used to evaluate the long term AMD potential of the covers is by drawing oxidation-neutralization curves (Benzaazoua *et al.* 2004a). It is assumed that the oxidation and neutralization mechanisms are constant with time. The sulphate content of the leachates is plotted against the combined Ca, Mg, and Mn concentrations (presented in Figure 4.9a), and extrapolated over a large range of sulphate

---

<sup>24</sup> Résultats complets à l'appendice D

values (Figure 4.9b). The choice of ions used in the graph is based on the minerals present in the material. Minerals involved in oxidation are sulphides, and are represented by sulphates in the leachate, whereas minerals involved in neutralization are calcite, dolomite, and possibly calcium silicates, detectable in the leachate by calcium (from calcite), magnesium (from dolomite), and manganese (common impurity in dolomite) ions. Figure 4.9b presents the oxidation – neutralization curves obtained for the four configurations of monolayer covers tested. The initial composition of the materials in each column is placed on the graph and identified as a single point. When the point is above the oxidation – neutralization curve, the material should not generate AMD since sulphides will be depleted before the neutralizing minerals; this is the case for covered columns having 0.5 and 1 metre of desulphurized tailings. The column with sulphur-doped desulphurized tailings has its initial composition below its oxidation – neutralization curve, which indicates that this material is potentially acid generating because neutralizing minerals will become depleted before the sulphides. The control column material, i.e. total Doyon tailings, is also potentially acid-generating (as predicted by static tests, see Table 4.1), and as observed during the column test.

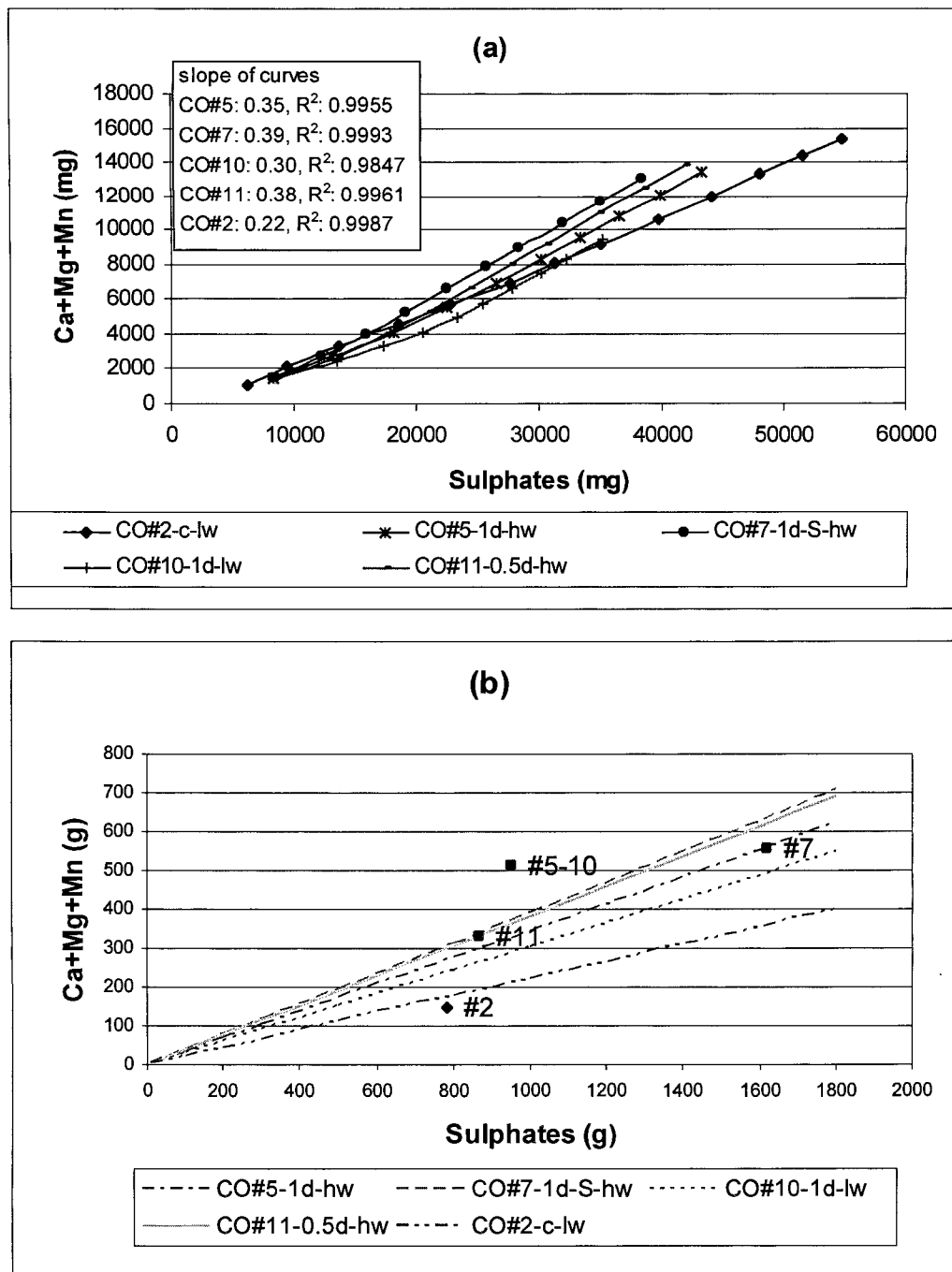


Figure 4.9: Oxidation – neutralization curves for the four configurations of monolayer covers tested. (a) Experimental curves; (b) extrapolated curves and projection of initial materials composition.

#### 4.4.3 Cover efficiency

Cover efficiency can be characterized by the ability of the cover to minimize the loss of specific metal components, compared with an uncovered control case. The relationship can be expressed as (Bussière *et al.* 2004):

$$\%Efficiency_{component} = \left( 1 - \frac{Mass_{component} leachate test column}{Mass_{component} leachate control column} \right) \times 100 \quad (1)$$

Efficiencies were calculated in terms of Zn and Cu for the different cover scenarios investigated, for the entire 13 months period. The cover with low water table shows the lowest efficiency for zinc, below 80%. The best performance belongs to the 1 m desulphurized tailings cover with elevated water table, with more than 98% efficiency in reducing the release of zinc in the leachate. Copper release efficiencies are high for all columns, from 95% to 99%. The water cover and CCBE are efficient covers in terms of minimizing the leaching of zinc and copper, and their performance is comparable to the 1 m monolayer cover made of desulphurized tailings with elevated water table. These results show that for a single-layer cover to be effective, the water table position must be kept elevated. If water table elevation is not possible, a CCBE is efficient, whereas a single-layer desulphurized tailings cover with low water table is not as efficient.

Sulphate production is an indication of oxidation reactions taking place in the column. The sulphate fluxes (sulphate concentration in leachate for surface area over time) correspond to fluxes over the entire cover system. A cover made of desulphurized tailings contains a small quantity of residual sulphur that has the ability to consume oxygen as it travels through the cover, before it reaches the acid-generating tailings. Therefore, sulphur oxidation that occurs in the cover reduces the oxygen flux available to the acid-generating tailings, and as such is considered “desirable oxidation”, assuming that the sulphur content in the desulphurized tailings is low enough and is not acid generating. Using the sulphate flux as a measure of possible acid mine drainage generation is misleading since it does not discriminate between oxidation occurring in the acid-generating tailings and beneficial oxidation occurring in the cover. Oxygen concentration measurements were taken at the two bottom sampling points (separated by 8 to 10 cm) of each cover layer to determine the oxygen flux at the bottom of

the desulphurized tailings covers. Oxygen fluxes  $F$  were calculated using Fick's first law (Equation 2) and an effective diffusion coefficient  $D_e$  estimated using Equation 3 (Aachib, Aubertin et Mbonimpa 2002; Aachib, Mbonimpa et Aubertin 2004).

$$F = -D_e \frac{\Delta C}{\Delta z} \quad (2)$$

$$D_e = \frac{1}{n^2} \left( D_a^0 \theta_a^{p_a} + H D_w^0 \theta_w^{p_w} \right) \quad (3)$$

where  $D_a^0$  and  $D_w^0$  are the free oxygen diffusion coefficient in air ( $\cong 1.8 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$ ) and water ( $\cong 2.5 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ ),  $n$  is the material porosity,  $p_a$  and  $p_w$  are related to tortuosity and taken as  $p_a = p_w = 3.3$  (Aachib, Mbonimpa et Aubertin 2004),  $\theta_a$  and  $\theta_w$  are the volumetric air and water content of the material, and  $H$  is Henry's equilibrium constant ( $\cong 0.03$  for  $\text{O}_2$  at  $20^\circ\text{C}$ ). Calculated fluxes (using the entire test data) are, in ascending order: 2  $\text{mol}/\text{m}^2/\text{year}$  (CO#7-1d-S-hw), 4  $\text{mol}/\text{m}^2/\text{year}$  (CO#3-ccbe), 7  $\text{mol}/\text{m}^2/\text{year}$  (CO#11-0.5d-hw), 10  $\text{mol}/\text{m}^2/\text{year}$  (CO#5-1d-hw), and 54  $\text{mol}/\text{m}^2/\text{year}$  (CO#10-1d-lw). These fluxes (except the one of CO#10-1d-lw) are comparable to field measurements on water covers, which had between 0.16 and 16  $\text{mol}/\text{m}^2/\text{year}$  (Li, Catalan et St-Germain 2000), and a CCBE with fluxes between 0.01 and 1.2  $\text{mol}/\text{m}^2/\text{year}$  (Dagenais 2005; Dagenais *et al.* 2005). For the purpose of the present demonstration, sulphate fluxes measured for control columns and water cover column were converted to oxygen fluxes using stoichiometry (1 mole of  $\text{O}_2$  generates 1.75 moles of sulphates at pH near neutral; see Elberling and Nicholson 1996). To be more accurate, the sulphate flux obtained for the control column with low water table was increased to include secondary mineral precipitation in the column. Results are 15  $\text{mol}/\text{m}^2/\text{year}$  for the water cover, and 33 and 59  $\text{mol}/\text{m}^2/\text{year}$  for CO#1-c-hw and CO#2-c-lw respectively.

Then, oxygen flux reduction efficiency was calculated using Equation 4 and the oxygen flux at the base of the covers ( $F_{basecover}$ ) and at the surface of the control column with low water table ( $F_{control}$ ).

$$Eff = 1 - \frac{F_{basecover}}{F_{control}} \quad (4)$$

The fluxes estimated are maximal possible fluxes for the given conditions since steady-state was assumed (Mbonimpa *et al.* 2003). Oxygen measurement results from the laboratory demonstrated that steady-state is achieved rapidly, in approximately one week, whereas in the field the system is in transient mode for longer periods (Bussière *et al.* 2007).

Efficiency results are presented in Figure 4.10. From this perspective it is easier to observe the impact of the tested parameters on the cover performance to reduce the flux of oxygen, and correspondingly to reduce acid mine drainage generation. The water table position has an obvious effect; indeed the control column with elevated water table reduced oxygen flux by 44%, while the covered column with low water table had the worst performance with a 10% oxygen flux reduction. Degree of saturation ( $S_r$ ) dictates the diffusion ease of oxygen and the oxidation of sulphides, so a lower  $S_r$  induces higher oxygen fluxes. The column with low water table had the lowest  $S_r$  values, as shown in Figure 4.7. The effect of cover thickness on oxygen flux does not appear to be significant between 1 m and 0.5 m in this study. The efficiency difference between CO#5-1d-hw and CO#11-0.5d-hw can be related to the difference in  $S_r$  of the two columns (Figure 4.7). The cover made of doped desulphurized tailings had the best oxygen flux reduction efficiency at more than 96%. Two reasons can explain such behaviour: the presence of more sulphides in the cover that participate in beneficial oxidation that does not result (for the moment) in acid mine drainage, and the slightly higher  $S_r$  in that cover. Both phenomena occurring together reduce significantly acid mine drainage production. When the water table level cannot be controlled, the use of a CCBE is an efficient alternative over monolayer covers. The results obtained in this study showed that a CCBE had 93% oxygen flux reduction efficiency compared to the control column with low water table, even if the CCBE had its water table placed 1 m below the column.



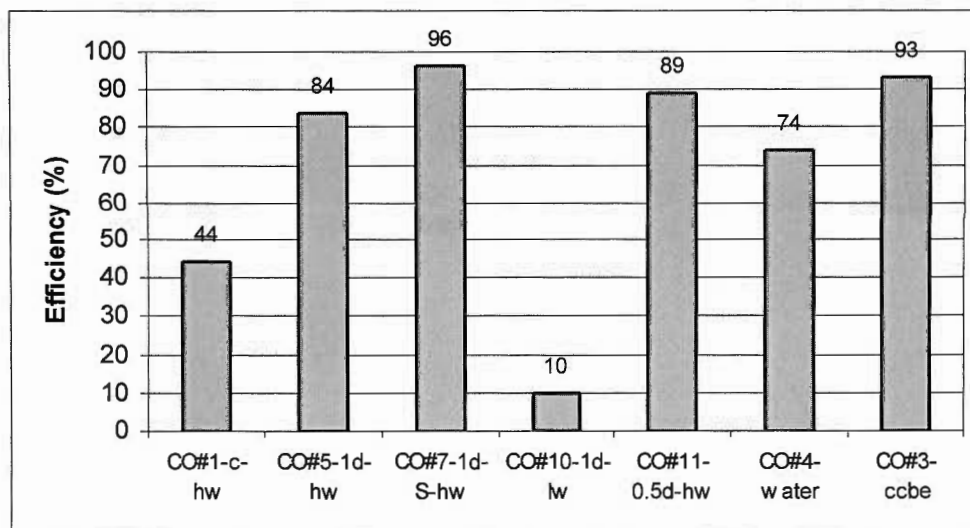


Figure 4.10 : Oxygen base flux reduction efficiency for each column configuration compared to the control with low water table column.

#### 4.5 Conclusions

A laboratory experiment confirmed that the use of desulphurized tailings as cover material in monolayer cover systems combined with water table elevation is effective to prevent AMD. Water quality results indicated that desulphurized tailings covered columns behaved significantly better than control columns without cover, and similarly to a water cover and CCBE. Indeed, effluents met the Quebec regulation most of the time. Values of pH were above 7, and no significant metal concentrations were observed, therefore no acid mine drainage was produced by the covered columns. Sulphate concentrations in the covered columns leachates were stable and lower than control columns. Mono-layer desulphurized tailings column with low water table had significantly lower  $S_r$ , and is thus more susceptible to AMD generation since oxygen diffusion is easier. This column had lower metal release reduction efficiency compared to columns with higher water table level. Its ability to reduce oxygen flux was also limited. From these results, it became obvious that water table level, and consequently degree of saturation, is an important parameter influencing the performance of a monolayer desulphurized tailings cover. Oxygen flux reduction calculations also highlighted the importance of sulphur content of the desulphurized tailings cover. Using the

flux measured at the interface between the cover and reactive tailings enables to discriminate between AMD producing oxidation and beneficial oxidation reducing the oxygen flux available to produce AMD. A higher sulphur content in the cover reduces available oxygen by consuming it as it progresses through the cover, as it was seen in the sulphur-doped desulphurized tailings cover. Sulphur content of desulphurized tailings cover must be high enough to provide beneficial oxidation while low enough not to produce AMD within the cover, which would possibly happen in the future with the chosen sulphide-doped material. In the laboratory work, cover thickness between 1 m and 0.5 m did not appear as a critical parameter. In this study, the long-term acid generating potential of the sulphur-doped desulphurized tailings was evaluated only using oxidation-neutralization curves. In an application perspective, this aspect would have to be further investigated using more sophisticated hydro-geochemical numerical models (e.g. Molson *et al.* 2004).

#### 4.6 Acknowledgements

The authors acknowledge the financial support of NSERC through an Industrial Postgraduate Scholarship granted to first author, and Collaborative Research and Development (CRD) granted to third author. The Polytechnique-UQAT-NSERC Chair on Environment and Mine Waste Management also contributed to the completion of this project. The staff at URSTM is thanked for their help in the laboratory work.

#### 4.7 References

- Aachib, M., Aubertin, M., et Mbonimpa, M. 2002. "Laboratory measurements and predictive equations for gas diffusion coefficient of unsaturated soils." *55th Canadian Geotechnical Conference and 3rd joint IAH-CNC and CGS Groundwater Speciality Conference* Niagara Falls, Ontario, 163-171.
- 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*, 156(1), 163-193.
- Bellaloui, A., Chtaini, A., Ballivy, G., et Narasiah, S. 1999. "Laboratory investigation of the control of acid mine drainage using alkaline paper mill waste." *Water, Air, and Soil Pollution*, 111, 57-73.
- Benzaazoua, M., Bussière, B., Nicholson, R. V., et Bernier, L. 1998. "Geochemical behavior of multilayered cover made of desulphurized mine tailings." *Tailings and Mine Waste 98*, Fort Collins, 389-398.

- Benzaazoua, M., Bussière, B., Kongolo, M., McLaughlin, J., et Marion, P. 2000. "Environmental desulphurization of four canadian mine tailings using froth flotation." *International Journal of Mineral Processing*, 60, 57-74.
- Benzaazoua, M., Bussière, B., Dagenais, A. M., et Archambault, M. 2004a. "Kinetic tests comparison and interpretation for prediction of the Joutel tailings acid generation potential." *Environmental Geology*, 46, 1086-1101.
- Benzaazoua, M., Marion, P., Picquet, I., et Bussiere, B. 2004b. "The use of pastefill as a solidification and stabilization process for the control of acid mine drainage." *Minerals Engineering*, 17(2), 233-243.
- Benzaazoua, M., Bussière, B., Demers, I., Aubertin, M., et Blier, A. 2008. "Integrated sulphidic mine tailings management using environmental desulphurization and cemented paste backfill." *Minerals Engineering*, 21 (4), 330-340.
- Bois, D., Benzaazoua, M., Bussiere, B., Kongolo, M., et Poirier, P. 2005. "A feasibility study on the use of desulphurized tailings to control acid mine drainage." *Cim Bulletin*, 98(1087), 74-74.
- Bussière, B., Nicholson, R. V., Aubertin, M., et Servant, S. 1997b. "Effectiveness of covers built with desulphurized tailings: column test investigation." *4th International Conference on Acid Rock Drainage*, Vancouver, BC, 763-778.
- Bussière, B., Benzaazoua, M., Kongolo, M., et Aubertin, M. 2002a. "Intégration de la désulfuration dans la restauration des sites miniers générateurs de DMA." *Symposium 2002 sur l'environnement et les mines*, Rouyn-Noranda, Québec.
- Bussière, B., Aubertin, M., et Chapuis, R. P. 2003. "The behavior of inclined covers used as oxygen barriers." *Canadian Geotechnical Journal*, 40, 512-535.
- 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*, 45, 609-622.
- Bussière, B., Aubertin, M., Mbonimpa, M., Molson, J. W., et Chapuis, R. P. 2007. "Field experimental cells to evaluate the hydrogeological behaviour of oxygen barriers made of silty materials." *Canadian Geotechnical Journal*, 44(3), 245-265.
- Dagenais, A.-M. 2005. "Techniques de contrôle du drainage minier acide basées sur les effets capillaires," Ph.D thesis, Ecole Polytechnique de Montréal, Montreal.
- Dagenais, A. M., Aubertin, M., Bussière, B., et Cyr, J. 2005. "Performance of the Lorraine mine site cover to limit oxygen migration." *SME transactions*, 318, 190-200.
- Davé, N. K., Lim, T. P., Horne, D., Boucher, Y., et Stuparyk, R. 1997. "Water cover on reactive tailings and wasterock: Laboratory studies of oxidation and metal release characteristics." *4th ICARD*, Vancouver, 779-794.
- Down, C. G., et Stocks, J. 1977. *Environmental impact of mining*, Wiley, New York.
- Elberling, B., et Nicholson, R. V. 1996. "Field determination of sulphide oxidation rates in mine tailings." *Water Resources Research*, 32(6), 1773-1784.
- Felmy, A. R., Griven, J. B., et Jenne, E. A. 1984. "MINTEQ: a computer program for calculating aqueous geochemical equilibria." National Technical Information Services, Springfield, Virginia.
- Hillel, D. 1998. *Environmental Soil Physics*, Academic Press, San Diego, USA.
- Humber, A. J. 1995. "Separation of sulphide minerals from mill tailings." *Sudbury 95, Conference on mining and the environment*, Sudbury, Ontario, 149-158.

- Lawrence, R. W., et Scheske, M. 1997. "A method to calculate the neutralization potential of mining wastes." *Environmental Geology*, 32(2), 100-106.
- Leppinen, J. O., Salonsaari, P., et Palosaari, V. 1997. "Flotation in acid mine drainage control: beneficiation of concentrate." *Canadian Metallurgical Quarterly*, 36(4), 225-230.
- Li, M., Catalan, L., et St-Germain, P. 2000. "Rates of oxygen consumption by sulphidic tailings under shallow water covers - Field measurements and modelling." *5th ICARD*, Denver, USA, 913-920.
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Chapuis, R., et Bussière, B. 2002a. "Practical pedotransfer functions for estimating the saturated hydraulic conductivity." *Geotechnical and Geological Engineering*, 20(3), 235-259.
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Aachib, M., et Bussière, B. 2003. "Diffusion and consumption of oxygen in unsaturated cover materials." *Canadian Geotechnical Journal*, 40, 916-932.
- McLaughlin, J., et Robertson, G. 1994. "Test production of low sulphur rock tailings at Inco's Clarabelle mill." *26th annual meeting of the Canadian Mineral Processors*, Ottawa, Canada.
- McLaughlin, J., et Stuparyk, R. 1994. "Evaluation of low sulphur rock tailings production at Inco's Clarabelle mill." *Innovation in Mineral Processing*, Sudbury, Ontario.
- MEND. 1994. "Separation of sulphides from mill tailings Phase 1." *2.45.1a*.
- MEND. 2004. "Design, Construction and Performance Monitoring of Cover Systems for Waste Rock and Tailings, MEND report 2.21.4." Canmet, Ottawa, Canada.
- Mermillod-Blondin, R. 2005. "Influence des propriétés superficielles de la pyrite sur la rétention de molécules organiques soufrées: Application à la désulfuration des résidus miniers," Institut National Polytechnique de Lorraine, Université de Montréal.
- Molson, J. W., Aubertin, M., Joanes, A.-M., et Bussière, B. 2004. "Simulating acid mine drainage through mine wastes constructed with capillary barrier covers." *5th joint IAH-CNC and CGS Groundwater Specialty Conference, 57th Canadian Geotechnical Conference*, Quebec, Canada, Session 8D p.29-36.
- Nicholson, R. V., Gillham, R. W., Cherry, J. A., et Reardon, E. J. 1989. "Reduction of acid generation through the use of moisture-retaining cover layers as oxygen barriers." *Canadian Geotechnical Journal*, 26, 1-8.
- Patra, P., et Natarajan, K. A. 2003. "Microbially-induced flocculation and flotation for pyrite separation from oxide gangue minerals." *Minerals Engineering*, 16, 965-973.
- Ricard, J.-F., Aubertin, M., Firlotte, F. W., Knapp, R., et McMullen, J. 1997. "Design and construction of a dry cover made of tailings for the closure of Les Terrains Aurifères site, Malartic, Québec, Canada." *4th International Conference on Acid Rock Drainage*, Vancouver, BC, 1515-1530.
- Rietveld, H. M. 1993. *The Rietveld Method*, R.A Young, Editor, Oxford University Press.
- 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*, 271, 171-187.
- Sjoberg Dobchuk, B. 2002. "Evaluation of the effectiveness of a desulphurized tailings cover at Detour Lake mine," Master of Science, University of Saskatoon, Saskatoon.
- SRK. 1989. "Draft Acid Rock Drainage Technical Guide, vol.1." Vancouver.

- St-Arnaud, L. 1994. "Water covers for the decommissioning of sulfidic mine tailings impoundments." *3rd International Conference on the Abatement of Acidic Drainage*, Pittsburgh, PA, 279-287.
- Yalcin, T., Papadakis, M., Hmidi, N., et Hilscher, B. 2004. "Desulphurization of Placer Dome's Musselwhite mine gold cyanidation tailings." *CIM Bulletin*, 97(1084).
- Yanful, E. K., Simms, P. H., et Payant, S. C. 1999. "Soil covers for controlling acid generation in mine tailings: A laboratory evaluation of the physics and geochemistry." *Water, Air, and Soil Pollution*, 114(3-4), 347-375.

## CHAPITRE V

### PRELIMINARY OPTIMISATION OF SINGLE-LAYER COVER MADE OF DESULPHURIZED TAILINGS: APPLICATION TO THE DOYON MINE TAILINGS IMPOUNDMENT<sup>27</sup>

Selon les évaluations des flux d'oxygène à travers le recouvrement et les analyses géochimiques, présentés au chapitre 3 et 4 respectivement, le niveau de la nappe phréatique et la teneur en sulfures du matériau de recouvrement sont deux paramètres ayant une influence sur la performance du recouvrement. À partir de ces résultats, un modèle numérique a été validé. Ensuite, une optimisation du scénario de recouvrement pour le site de la mine Doyon a été effectuée. Ce chapitre boucle l'évaluation de l'utilisation de résidus désulfurés comme matériau de recouvrement pour limiter la génération de DMA de résidus miniers sulfureux en proposant un scénario de restauration pour la mine Doyon.

#### 5.0 Résumé / Abstract

La mine Doyon explore la possibilité de désulfurer leurs résidus de concentrateur afin de produire du matériel qui sera utilisé comme recouvrement sur leur parc à résidu générateur de drainage minier acide (DMA). Des essais en laboratoire ont démontré qu'un recouvrement fait de résidus désulfurés placé par-dessus des résidus générateurs d'acide peut prévenir la génération de DMA. Des modélisations numériques à l'aide du logiciel Vadose/W ont été entreprises pour optimiser la conception du recouvrement selon trois paramètres : l'épaisseur du recouvrement, la position de la nappe phréatique et la teneur en sulfures résiduels des résidus désulfurés. La configuration optimale selon l'analyse numérique est un recouvrement de 1 m d'épaisseur ayant une teneur en sulfures de 0,8%, avec la nappe phréatique positionnée à l'interface entre la couverture et les résidus générateurs de DMA. Afin

---

<sup>27</sup> Demers, I., Bussière, B., Benzaazoua, M., Mbonimpa, M., Blier, A., 2008. Optimisation of single-layer cover made of desulphurized tailings: application to the Doyon mine tailings impoundment. Soumis au SME.

d'assurer une performance adéquate lors de périodes de sécheresse prolongées, une couche de protection faite de sable est suggérée pour protéger le recouvrement d'une évaporation excessive. Il est ainsi possible d'atteindre l'objectif environnemental fixé pour la mine Doyon (étant un flux d'oxygène maximal de  $10 \text{ mol/m}^2/\text{an}$ ), même en conditions de sécheresse extrême.

Doyon mine, Quebec, Canada evaluates the possibility of desulphurizing their tailings to produce material to be used in as cover over the acid generating tailings disposal site. Laboratory tests were conducted and showed that a single-layer cover made of desulphurized tailings placed over reactive tailings can prevent the generation of acid mine drainage. Modelling with the software Vadose/W was undertaken to optimize the design parameters, namely cover thickness, water table position, and residual sulphide content of desulphurized tailings following laboratory work. It was found that the optimal configuration includes a 1 m desulphurized tailings cover containing 0.8%S, with the water table kept at the interface between the reactive tailings and the cover. To maintain the cover performance to reduce oxygen flux towards acid-generating tailings even in the event of a long dry period, a sand layer is suggested to protect the cover from excessive evaporation. It is possible to reach the environmental objective chosen for Doyon mine ( $10 \text{ mol/m}^2/\text{year}$ ) with the protective sand layer, even in extremely dry conditions.

## **5.1 Introduction**

### **5.1.1 Background**

Mine tailings must be managed properly to prevent environmental issues such as acid mine drainage (AMD). Tailings are usually placed in impoundments until the end of mining operations. Several rehabilitation options are available and it is important for a given mine site to carefully select the best approach for its specific tailings disposal site. In humid climate such as the one in the province of Quebec, Canada, the installation of an oxygen barrier is considered as the most efficient method to control AMD. Oxygen barrier can be created by placing a water cover over the AMD generating tailings (e.g. Amyot et Vézina

1997; Adu-Wusu, Yanful et Mian 2001). A modification to water cover was proposed recently (called elevated water table EWT) which consists in eliminating the water cover, while maintaining a high degree of saturation in the AMD generating tailings using capillarity (e.g. Dagenais *et al.* 2005; Ouangrawa *et al.* 2005; Ouangrawa *et al.* 2006). The use of oxygen consuming (organic) material as cover material to limit oxygen availability for the underlying AMD tailings is another option (e.g. Cabral *et al.* 2000; Germain, Tassé et Cyr 2003). Finally, an oxygen barrier can be created by using a mono or multi-layered cover with capillary barrier effects (CCBE). These covers use the unsaturated properties contrast of soils to maintain one of the layer nearly saturated which limit oxygen migration through the cover (e.g. Nicholson *et al.* 1989; Bussière, Aubertin et Chapuis 2003).

Aubertin *et al.* (2002) and Yanful *et al.* (2006) proposed a sequence of steps to appropriately design an efficient and optimized multi-layered soil cover system over an acid-generating mine tailings disposal site. In the case of Aubertin *et al.* (2002) the sequence was developed for the design of a cover with capillary barrier effects (CCBE). It involved 8 major steps, being 1) characterization of cover materials; 2) collection of climatic and environment data; 3) preliminary evaluation; 4) numerical modelling; 5) laboratory physical modelling; 6) in situ test plots; 7) final design; 8) construction and long-term monitoring. Yanful *et al.* (2006) described a series of steps based on 1D numerical modelling to optimize the design and cost of multi-layered cover systems. It involved an initial material and site characterization, adapted to the specific site under study, then a preliminary design of the soil cover. Once the preliminary design is adjusted to the materials properties, preliminary costs estimation is performed, then numerical modelling to optimize the design. The final step is the performance-cost correlation analysis for the cover systems and the selection of the optimal design for the specific case tested.

Mono or multi-layered covers can also be built with low sulphide tailings to minimize the use of natural materials that can become costly to transport, depending on the distance between the tailings disposal site and the natural material deposit. Several studies found that low sulphide tailings have the appropriate properties to be used as oxygen barrier layer in a multi-layer cover (Aubertin *et al.* 1995; Aubertin, Bussière et Chapuis 1996; Aubertin, Ricard et



Chapuis 1998). Low sulphide tailings can also be produced through desulphurization of the mine tailings at the concentrator prior to their discharge in the tailings disposal site (e.g. McLaughlin et Robertson 1994; Humber 1995; Leppinen, Salonsaari et Palosaari 1997; Benzaazoua *et al.* 2000). The use of low sulphide tailings in covers was tested in the laboratory (Aubertin *et al.* 1995; Bussière *et al.* 1997b; Bussière *et al.* 2004), at the experimental cells scale (Aubertin *et al.* 1997; Hanton-Fong, Blowes et Stuparyk 1997; Bussière *et al.* 2007), and was used in the rehabilitation of some tailings disposal areas (McMullen *et al.* 1997; Ricard *et al.* 1997; Sjoberg Dobchuk, Wilson et Aubertin 2001; Bussière *et al.* 2006). In the case of desulphurized tailings as cover material, the sequence of steps to optimize the design must be revisited to account for the particularities of this material. The present study attempted to begin the optimization process of a single layer cover made of desulphurized tailings for a specific case: Doyon mine.

### 5.1.2 Site description

Doyon mine, owned and operated by IAMGold Inc., is located in north-western Quebec, Canada (see Figure 5.1). Processing of the Doyon and nearby Mouska mine ores produces 150 000 ounces of gold annually using standard grinding and cyanidation circuits. Operations began approximately 25 years ago, and the present processing rate is 2300 tonnes/day, 5 days a week.

Process tailings contain between 2.27 and 3.77% sulphur (June - July 2004 samples), mostly from sulphides (pyrite). Acid generation potential analyses revealed that the tailings are acid-generating, which was confirmed by in-situ measures in the tailings impoundments (average net neutralisation potential NNP = -77 kgCaCO<sub>3</sub>/t in Ponds #2-3). Tailings are deposited in either of three tailings impoundments (see Figure 5.2) at a rate of over 850 000 tonnes/year (2004 figure) at 45% solids. In situ density measurements showed in average a density of 1.42 tonnes/m<sup>3</sup>.



Figure 5.1: Location of Doyon Mine

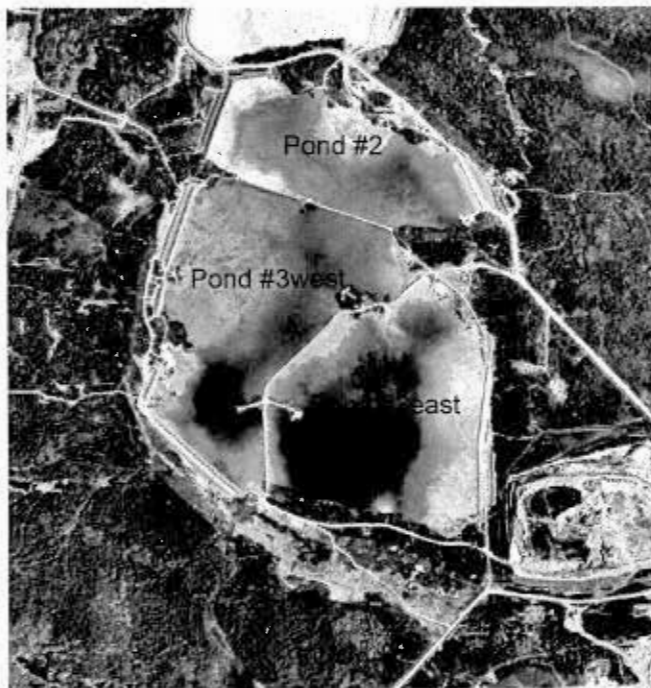


Figure 5.2: Doyon mine tailings active disposal site (Source: IAM Gold Inc.)

Ponds #2 and #3 were designed to eventually be flooded by a 1 m deep water layer, with a 1 m freeboard, as final rehabilitation. The impervious dikes were built with esker and glacial

deposits sand and gravel. Pond #2 dikes required stabilizing footings to provide additional support to compensate for the lower quality clay foundations. Ponds #2 and 3 cover approximately 175 hectares, and have a positive total water balance of near 552 000 m<sup>3</sup>/year water, which may be treated if not conform to water quality norms before its release into the environment. Tailings are deposited in alternating sections, in Pond #2, Pond #3west, or Pond #3east. One pond is used as fresh tailings disposal while the unused ones allow for natural degradation of cyanides contained in the pulp. Fountains are used to accelerate the cyanide destruction rate. Once supernatant water is clear and adequately low in cyanide and metal concentrations, it can be discharged into the environment.

Pond #2 is at maximum capacity, and the mine operator is looking for alternatives to water cover as rehabilitation method. Indeed, a water cover induces large pressures on the dikes and can become a long-term liability (Aubertin, Dionne et Marcoux 1997; Bois *et al.* 2005). An option that was suggested is the use of desulphurized tailings as cover material in a mono-layer cover, combined with a control over the water table level. An important advantage of using a dry cover (made of desulphurized tailings) for Doyon mine is the increase in tailings storage capacity; because the water layer and the freeboard of 1 m are no longer necessary, the storage volume gained is significant, and could prevent future dike elevation work that would have been required with the water cover rehabilitation scenario. The use of desulphurized tailings is attractive because the mine would produce in situ its own non acid generating cover material, limiting the costs of transportation of out-of-site building materials such as silt and clay. Desulphurized tailings could be hydraulically deposited on the acid-generating tailings to minimize transportation issues. Furthermore, desulphurization concentrate could be used into the production of paste backfill, thereby preventing the surface disposal of sulphidic (acid generating) tailings (Benzaazoua *et al.* 2008).

### 5.1.3 Previous work

Laboratory column experiments were conducted to evaluate the feasibility of using desulphurized tailings as a single-layer cover over Doyon acid-generating tailings to prevent acid mine drainage. Previous publications describe the results of laboratory and pilot plant

environmental desulphurization, as well as paste backfill combination (Benzaazoua *et al.* 2008), and of instrumented column tests of cover configurations (Chapter 4, or Demers *et al.* 2008b).

Three parameters were evaluated through column simulations: water table level, cover thickness, and residual sulphur content of the desulphurized tailings cover. Geochemical analyses confirmed that desulphurized tailings covers can prevent sulphide oxidation and acid mine drainage from the reactive Doyon total tailings<sup>28</sup>. Analyses of oxygen flux through the covers revealed that water table level and residual sulphur content were important parameters affecting oxygen diffusion and consumption in the columns<sup>29</sup>. However, physical constraints and costs make it impossible to experiment with many variations of each parameter. For optimization of the cover design parameters, numerical modelling becomes more appropriate once a few scenarios have been tested using physical models. It is possible to calibrate the model using experimental results such as oxygen concentration profiles and suctions to perform analyses of further possible cover configurations.

#### 5.1.4 Objectives and content

The objective of the present paper is to optimize a single-layer cover made of desulphurized tailings used to prevent acid mine drainage for Doyon mine site. The target maximum oxygen flux was set at 10 mol/m<sup>2</sup>/year based on geochemical results from the column tests<sup>30</sup>. The paper first presents materials characterization and the modelling software used. The numerical model built was validated using laboratory data (oxygen concentration profiles, oxygen fluxes, suctions) obtained from the column tests. Then, results of the simulations are presented for several scenarios for normal weather conditions. The effect of dry weather conditions on the cover performance was modelled, with and without the placement of a protective sand layer. Finally, the appropriate design scenario for Doyon mine is proposed according to the simulation results and the oxygen flux criterion.

---

<sup>28</sup> Voir le chapitre 4.

<sup>29</sup> Voir le chapitre 3.

<sup>30</sup> Voir le chapitre 4.

A final objective in the project is to propose a schematic methodology to detail the steps that should be taken to design a single-layer cover system using desulphurized tailings and water table elevation. The proposed sequence is described in the discussion section.

## 5.2 Procedure

### 5.2.1 Materials characterization

Chemical composition of solids was evaluated with complete digestion in  $\text{HNO}_3/\text{Br}_2/\text{HF}/\text{HCl}$  followed by Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectroscopy (ICP-AES, Perkin-Elmer). Mineralogy of the solid materials was determined by x-ray diffraction, using the quantitative Rietveld method with TOPAS software (Rietveld 1993). Collected water samples from column tests were analysed for ionic content by ICP-AES, pH was obtained using Benchtop pH/ISE Meter Orion model 920A equipped with an Orion Triode electrode for pH, and Eh was measured with a Pt/Ag/AgCl combined electrode then corrected for normal hydrogen electrode. Acid-base accounting was performed using the Sobek method modified by Lawrence (Lawrence et Scheske 1997), where the acid generation potential (AP) is calculated from %S in sample, and the neutralisation potential (NP) is obtained by acid-base titration. Particle size distribution was determined with Malvern Mastersizer laser particle size analyser. Specific gravity ( $G_s$ ) was determined with a helium pycnometer. Saturated hydraulic conductivity ( $k_{\text{sat}}$ ) was determined from rigid wall permeameter tests following the ASTM standard methodology (ASTM D5084). The water retention curves were determined using Tempe Cell and following the ASTM D3152 methodology.

The materials used in this study came from Doyon mine. Table 5.1 presents the materials main characteristics. The tailings sulphur assay is 3.6%, with 6.5% pyrite, and have a net neutralisation potential of -87 kg  $\text{CaCO}_3/\text{t}$ , which is in accordance with historical analyses from the Doyon tailings. This sample is typical of Doyon operation. Pyrite is essentially the only sulphide mineral present in the tailings. Few carbonates are present, calcite and dolomite being the main species (Table 4.1). Desulphurized tailings have a low sulphur content, with 0.3% S, and consequently a positive NNP (18.7 kg  $\text{CaCO}_3/\text{t}$ ). Sulphur-doped desulphurized

tailings were produced by mixing desulphurized tailings and concentrate to obtain 1.24% S, to evaluate the influence of the sulphide content on the cover ability to limit acid mine drainage when this material is used as cover material. Specific gravity ( $G_s$ ) is similar for the three materials at approximately 2.8. Desulphurized tailings have a slightly lower density due to their lower sulphide content. The three materials have relatively fine particle size, with more than 80% of the particles passing 80  $\mu\text{m}$  ( $P_{80}$ ), as a result of the previous gold beneficiation process. Desulphurized tailings are the coarsest of the three materials, as seen also by the parameters  $D_{10}$  and  $D_{50}$  that are higher than the other materials (5.1  $\mu\text{m}$  and 28.11  $\mu\text{m}$  respectively vs. 4.13  $\mu\text{m}$  and 21.29  $\mu\text{m}$  for Doyon tailings), but still within a typical grain size distribution of hard rock tailings (Aubertin, Bussière et Bernier 2002) and silty materials (e.g. McCarthy 2002).  $C_u$  ( $D_{60}/D_{10}$ ) varies between 7 and 7.9 for the three materials. Saturated hydraulic conductivity is slightly lower (due to the fineness of the grain size distribution) for the Doyon tailings than for the desulphurized tailings ( $4 \times 10^{-5}$  compared to  $1 \times 10^{-4}$  cm/s).

The water retention curves (relationship between volumetric water content and suction) used in the simulations are presented in Figure 5.3. The AEV and  $\psi_r$  presented in Table 5.1 were obtained from the tangent method proposed by Fredlund and Xing (1994). Doyon tailings being slightly finer than desulphurized tailings, their AEV and  $\psi_r$  are slightly higher, at 4 m and 60 m, versus 2.5m and 12 m for desulphurized tailings. The experimental curves were fitted with the Fredlund and Xing (1994) method included in the Vadose/W software. The permeability functions (relationship between hydraulic conductivity and suction), presented in Figure 4, were estimated in Vadose/W with the Fredlund *et al.* (1994) method.

Sand was used in numerical simulation as a protective layer to prevent excessive evaporation. The chosen sand has an AEV of 0.3 m,  $k_{\text{sat}}$  of  $1 \times 10^{-2}$  cm/s, and  $D_{10}$  of 100  $\mu\text{m}$  (typical values for a concrete sand). Its water retention curve and permeability function are presented in Figures 5.3 and 5.4.

Table 5.1: Materials characteristics

Parameter	Doyon tailings	Desulphurized tailings	Sulphide-doped desulphurized tailings
% S	3.6	0.3	1.24
% pyrite ( $C_p$ )	6.5	0.45	1.47
NP (kg $\text{CaCO}_3/\text{t}$ )	19.8	25	25.6
AP (kg $\text{CaCO}_3/\text{t}$ )	106.8	6.3	38.8
NNP (kg $\text{CaCO}_3/\text{t}$ )	-87	18.7	-13.2
$G_s$	2.83	2.74	2.78
$D_{10}$ ( $\mu\text{m}$ )	4.13	5.1	4.12
$D_{50}$ ( $\mu\text{m}$ )	21.29	28.11	24.15
$C_U$	7	7.4	7.9
$P_{80}$ (%)	87	83	87
$k_{\text{sat}}$ (cm/s)	$4 \times 10^{-5}$ (n=0.46)	$1 \times 10^{-4}$ (n=0.47)	$1 \times 10^{-4}$ (n=0.47)
AEV (m)	3.5	2.5	2.5
$\Psi_r$	60	12	12

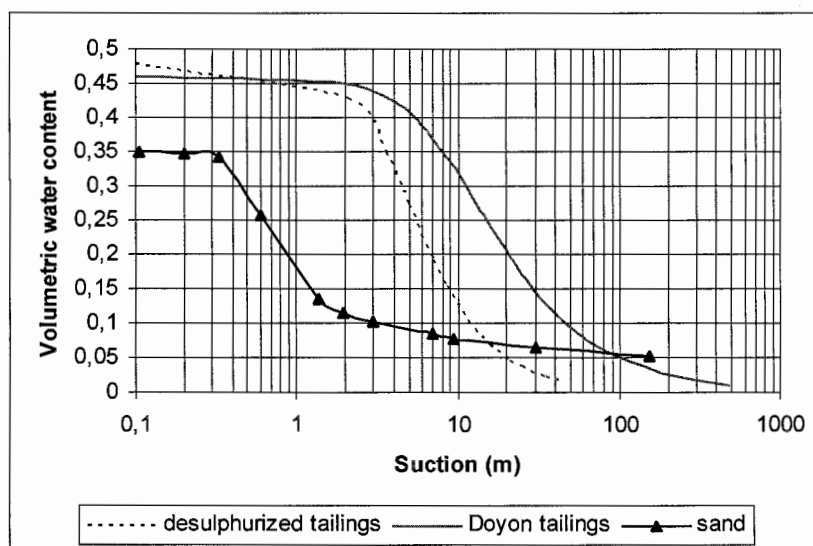


Figure 5.3: Water retention curves for materials used in the numerical analyses

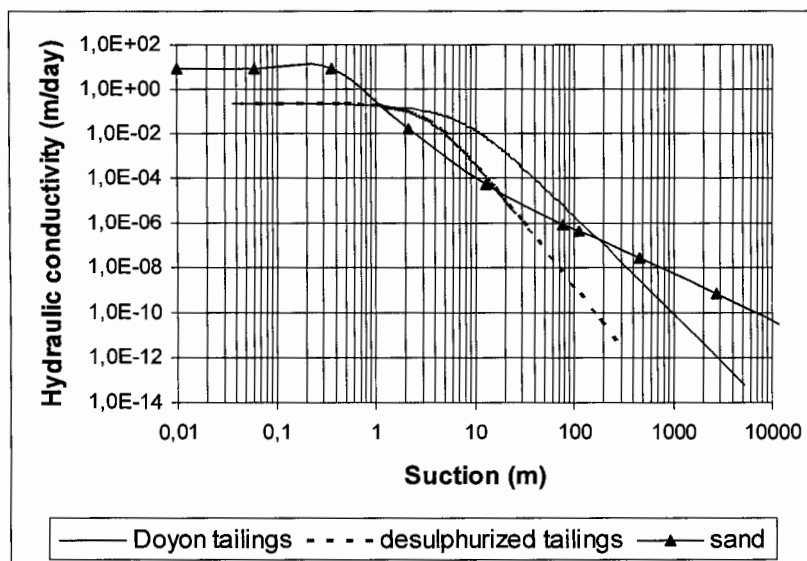


Figure 5.4: Permeability function for the different materials used in the numerical analyses

### 5.2.2 Column tests

Instrumented Plexiglas columns were installed to simulate several cover configurations placed over Doyon reactive tailings. Control columns (2) had no cover, four columns had a single-layer cover made of desulphurized tailings with either 1 m or 0.5 m cover thickness, 0.3% S or 1.24% S desulphurized tailings, and the water table placed at the surface of the reactive tailings or 1 m below the column. Three more columns were replicates for statistical purposes<sup>31</sup>. A code was defined to describe the different columns, and is used in this paper. The first part indicates the column number in the laboratory (e.g. CO#7-1d-S-hw), the second part describes the cover, either 1 m or 0.5 m of desulphurized tailings (1d and 0.5d), next the capital “S” indicates that the cover is made of sulphide-doped desulphurized tailings (no S means standard 0.25%S desulphurized tailings), and the last two digits represent the water table level, “hw” meaning high water table (at the interface between reactive tailings and cover) and “lw” meaning low water table (1.3 m below the interface).

<sup>31</sup> Une comparaison des résultats pour les duplicata est présentée à l’appendice A.



Tensiometers connected to pressure transducers were installed at the top and bottom of the desulphurized tailings covers to perform weekly suction measurements in the materials. Gas samples were extracted weekly through sampling ports located every 10 cm along the height of the covers. The gas samples were analysed with an Agilent MicroGC gas chromatograph for oxygen and carbon dioxide content.

Leaching of the columns was performed every five weeks for a total duration of a year by addition of 2 L deionized water to the top of the columns. Leachate collected at the bottom contained dissolved species from oxidation reactions that took place inside the columns. Chemical analyses of the leachates allowed evaluating the neutralization and oxidation reaction rates within the columns. These reaction rates are then used for long-term acid generation potential prediction.

### 5.2.3 Numerical modeling with Vadose/W

Vadose/W (GEO-SLOPE 2004) is a software that calculates water, heat, and gas transport in saturated and unsaturated media. It takes into account the hydraulic and thermal characteristics of the materials, and incorporates the effect of climatic conditions. Calculations can be performed in steady-state or transient mode. Vadose/W solves Richards equation (equation 1) to describe water movement, and solves Fick's first and second laws (equations 2 and 3) to model oxygen diffusion and consumption. The equations are expressed in 1D since the present work involved 1-dimensional analyses.

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial z} \left( k_z(\psi) \frac{\partial \psi}{\partial z} \right) + \frac{\partial k_z(\psi)}{\partial z} \quad (1)$$

$$F(z,t) = \frac{-\theta_{eq} D^* \partial C(z,t)}{\partial z} \quad (2)$$

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D^* \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - K_r^* C \quad (3)$$

Where  $\theta$  is the volumetric water content;  $\psi$  is the suction; and  $k$  is the unsaturated hydraulic conductivity;  $F(z, t)$  is the oxygen flux at a given  $z$  position at time  $t$ ;  $D^*$  is the apparent diffusion coefficient (obtained from  $D_e = D^*/\theta_{eq}$  where  $D_e$  is the effective coefficient of diffusion and  $\theta_{eq}$  is the equivalent porosity);  $C$  is the oxygen concentration;  $K_r^*$  is the apparent reaction rate coefficient.

The integration of the influence of climatic conditions is necessary to evaluate the behaviour of cover systems to be placed on tailings ponds. When water reaches the cover, it infiltrates or runs off, and can be expelled from the system by evaporation. Evaporation involves a phase change from liquid to vapour that can be expressed by combining Darcy's and Fick's Law. Vadose/W also integrates a system of equations for coupled heat and mass transfer in soil and uses the parameter "actual evaporation" (AE) as a boundary condition in its calculations. The latter is evaluated using the Penman-Wilson formulation (Wilson 1990; GEO-SLOPE 2004). More information on the mathematical equations solved in Vadose/W can be found in Wilson (1990) and Wilson *et al.* (1994), and equations are also detailed in Chapter 2.

In the present project, a steady-state analysis was performed for each configuration to obtain the initial conditions for the transient analysis. The model (for both steady-state and transient analysis) was defined as a 1-dimensional column; Doyon tailings over a 30-cm height for a 14 cm diameter, over which the cover was placed. Figure 5.5 presents a typical model used for the validation and prediction steps. The reactive tailings and cover were divided in 5 cm by 7 cm uniform mesh. The tailings and desulphurized tailings water retention curves were input and used to estimate the permeability function (Figure 5.4) and thermal functions (predicted by Vadose/W, GEO-SLOPE 2004) required to compute the coupled heat-water-vapour flow and actual evaporative flux. The boundary condition for the steady-state analysis was an oxygen concentration of 280 mg/L at the top of the cover, while the remainder of the system starting at a null oxygen concentration. A single reaction rate coefficient  $K_r^*$  was used for each material. The bottom boundary condition was the chosen water table level. A

constant temperature was set for the entire system, either 0 degrees Celsius for simulations starting in January or 20 degrees for simulation of laboratory conditions.

Then, the transient analysis was performed using the steady-state results as starting point. Two types of simulations were performed: validation of laboratory data, and simulation of field conditions. For laboratory transient simulations, no climatic data were used. Temperature was set at 20 degrees, and the initial conditions were obtained from the steady-state analysis. The model was run in drainage mode for 31 days using one-day time steps, a typical time period between water additions in the laboratory methodology.

For simulation of field conditions, the upper boundary condition was defined with the climate data, and a lower boundary condition set the water table level through pressure head. Climate data from Rouyn-Noranda (Quebec, Canada) was used since it is the closest weather station, approximately 40 km from the mine site. Daily data for the year 2006 were obtained from Environment Canada. A graph of annual precipitation for Rouyn-Noranda is shown in Figure 5.6. Other climatic data input were minimum and maximum temperature, minimum and maximum relative humidity, and wind speed. Potential evaporation PE (maximum evaporation for a fully saturated or water covered surface) values were calculated by Vadose/W and are presented in Figure 5.7 as punctual and cumulative potential evaporation for the year 2006. 2006 was considered a typical year in terms of weather for Abitibi-Témiscamingue. Initial conditions were obtained from the steady-state analysis at 0 degrees. The model was run for a year, from January 1 to December 31, with one day time steps. The model was allowed to modify slightly the time steps using the adaptative time stepping function.

Further simulations of extreme field conditions were performed. A 60-day period without rain, from June 11 to August 10 was simulated by removing precipitation from the climate data. The bottom boundary condition was also modified to allow for the water table to evaporate without constant recharge. The initial conditions were obtained from day 161 (June 10) of normal field weather simulations.

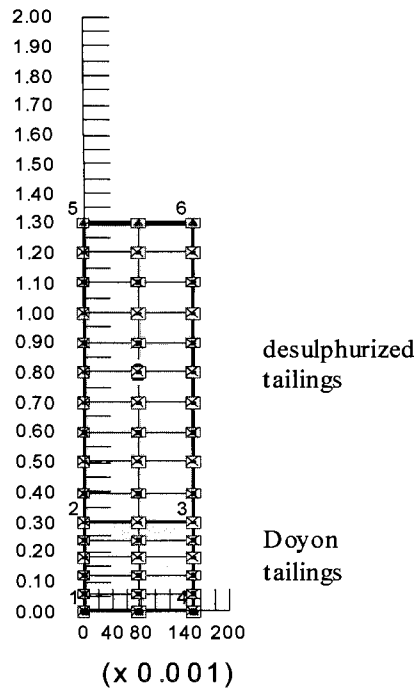


Figure 5.5 : Vadose/W model of column tests

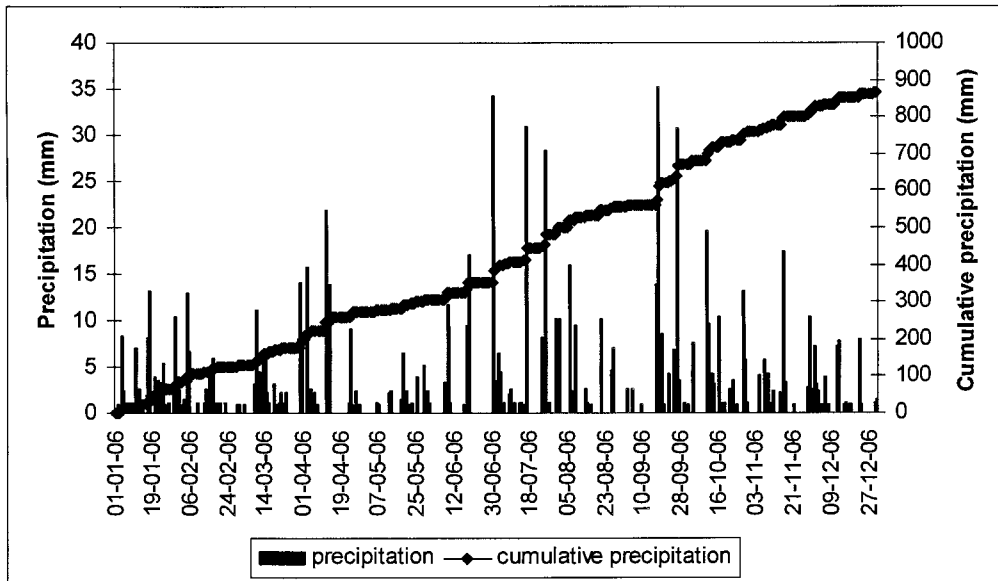


Figure 5.6: Precipitation data used in Vadose/W

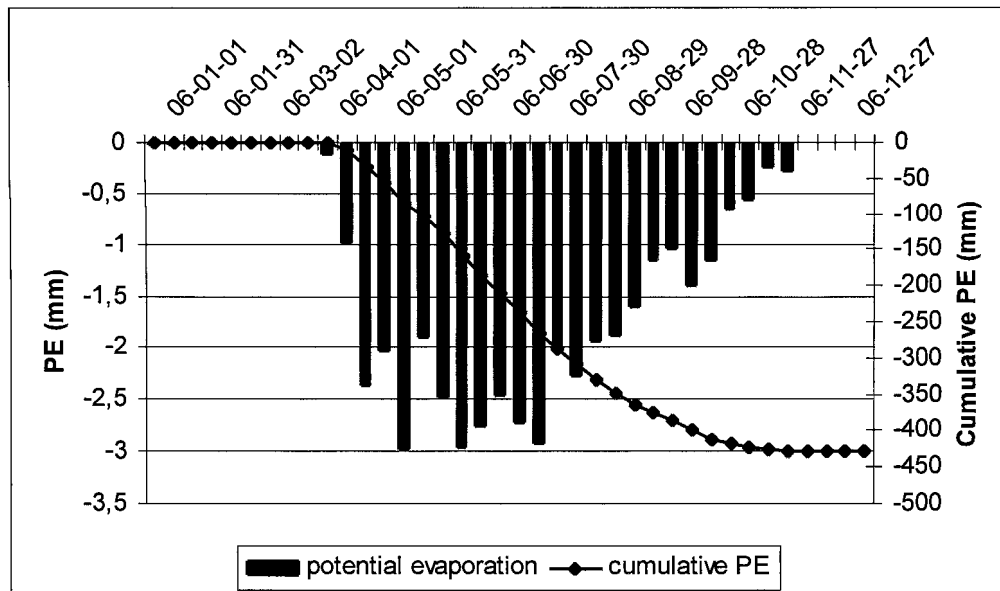


Figure 5.7: Potential evaporation (PE) data for Rouyn-Noranda calculated by Vadose/W

### 5.3 Results

#### 5.3.1 Model validation using laboratory results

The Vadose/W model was built and validated using laboratory data on oxygen concentration profiles and suction measurements in the covers.

Modelling with Vadose/W allowed evaluating the appropriate reactivity coefficient  $K_r^*$  (used to solve Fick's second law, equation 3) for each column configuration according to the measured oxygen concentration profiles. The  $K_r^*$  value attributed to the reactive tailings was 419 1/year, as calculated using Collin's equation (see Chapter 2). It is believed that Collin's equation over-estimates reactivity when the degree of saturation is high (Gosselin 2007; Gosselin *et al.* 2007), however in this particular case, this reactivity over-estimation is considered as a factor of safety as predicted fluxes may be higher than the actual values if the tailings are less reactive. The cover  $K_r^*$  values that were used to fit the predicted oxygen concentration profiles to the measured ones are:  $K_r^* = 1$  /year for the 50 cm cover with high water table,  $K_r^* = 2$  /year for the 1 m cover with high water table,  $K_r^* = 10$  /year for the 1 m

cover with low water table, and  $K_r^* = 3$  /year for the 1 m cover with 1.24% S with high water table. These results correspond to experimental  $K_r^*$  values obtained with diffusion – consumption cell tests<sup>32</sup>.

Figure 5.8 presents the modelled oxygen concentration profiles and a typical measured oxygen concentration profile for the four configurations with desulphurized tailings mono-layer cover. The measured profiles shown were taken during the last week of the cycle, i.e. between day 21 and 31. Correspondence between the modelled and the measured profiles is good for all cases simulated. Oxygen diffusive fluxes at the bottom of the desulphurized tailings cover layer were calculated using the measured oxygen profiles for each column configuration, and the coefficient of diffusion  $D_e$  (estimated for each laboratory column) into Fick's first law (equation 2). Vadose/W also calculates oxygen fluxes at surface layers, such as the interface between the cover layer and the reactive tailings. Table 5.2 presents the calculated cumulative oxygen fluxes (using the Fick's first law) and those predicted by Vadose/W for the 31 days modelled. The correspondence is good considering that parameters such as diffusion coefficient  $D_e$  was estimated for the measured flux calculations, and that experimental data can introduce uncertainties.  $D_e$  was calculated using Aachib's equation (Aachib, Aubertin et Mbonimpa 2002; Aachib, Mbonimpa et Aubertin 2004) with tortuosity parameters  $p_a$  and  $p_w$  equal to 3.3, whereas Vadose/W uses the Millington-Shearer method modified by Collin and Rasmuson (1988). The different calculation methods can induce small discrepancies between the results. The differences (shown in Table 5.2) between 9.5 and 15.6, 53.6 and 68.6, 2.3 and 1.5, and 6.6 and 8 mol/m<sup>2</sup>/year are considered acceptable and validate the model.

---

<sup>32</sup> Voir le chapitre 3.

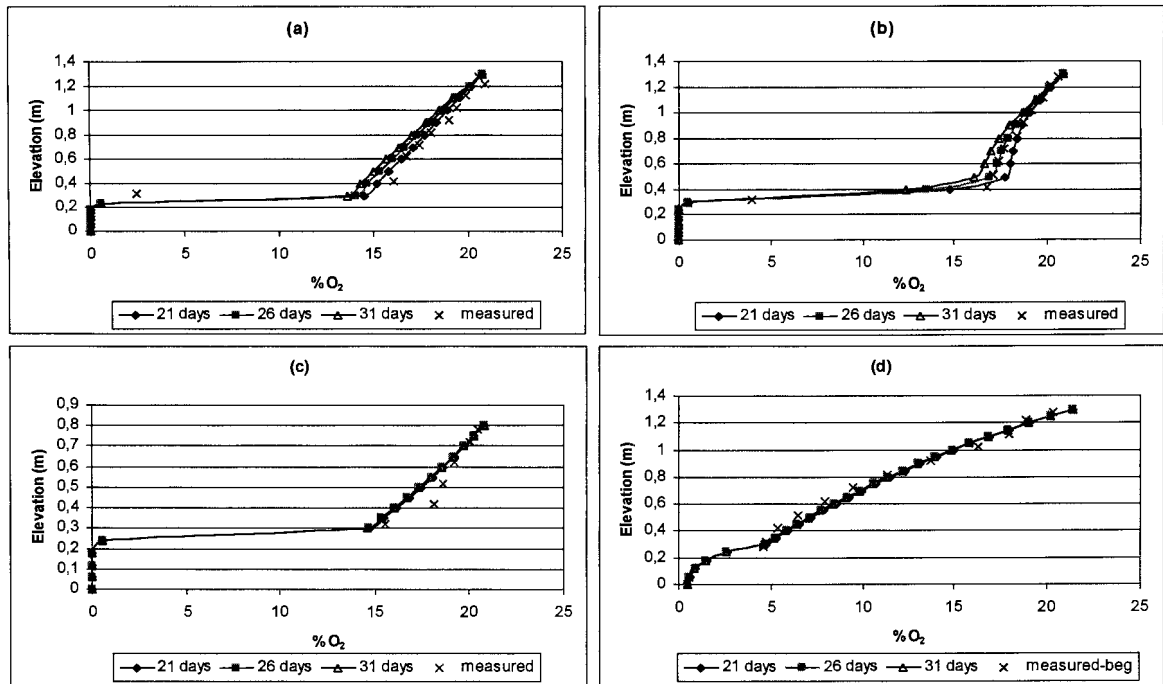


Figure 5.8: Oxygen concentration profiles modelled with Vadose/W vs measured profiles for the four columns with single-layer desulphurized tailings cover (a) CO#5-1d-hw, (b) CO#7-1d-S-hw, (c) CO#8-0.5d-hw, (d) CO#6-1d-lw

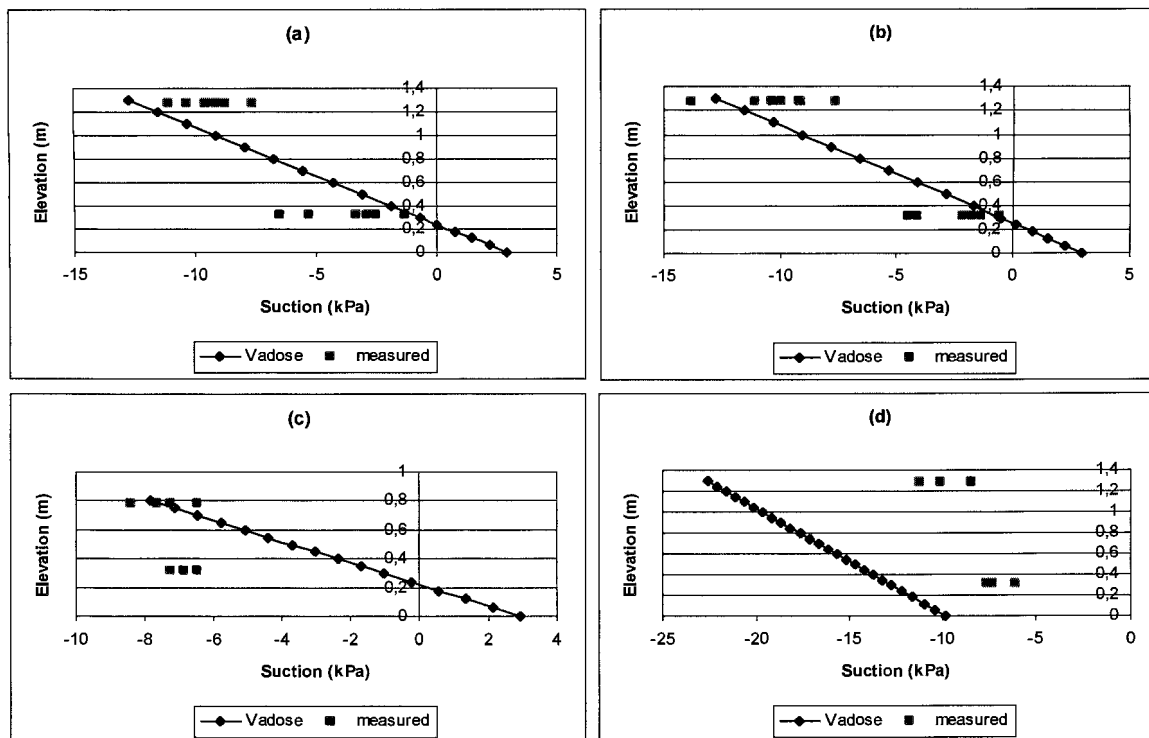


Figure 5.9: Suction profiles modelled with Vadose/W vs measured profiles for the four columns with single-layer desulphurized tailings cover (a) CO#5-1d-hw, (b) CO#7-1d-S-hw, (c) CO#8-0.5d-hw, (d) CO#6-1d-lw

Table 5.2: Comparison of oxygen fluxes at the bottom of the desulphurized tailings cover calculated with experimental results, and predicted by Vadose/W

	Calculated O <sub>2</sub> flux (mol/m <sup>2</sup> /year)	Predicted O <sub>2</sub> flux (mol/m <sup>2</sup> /year)
CO#5-1d-hw	9.5	15.6
CO#6-1d-lw	53.6	68.6
CO#7-1d-S-hw	2.3	1.5
CO#8-0.5d-hw	6.6	8.0

Suction values measured in the column experiment and predicted by Vadose/W were compared in Figure 5.9. The correspondence is good for CO#5-1d-hw, CO#7-1d-S-hw, and CO#8-0.5d-hw but not as good for CO#6-1d-lw. Problems with the experimental procedure



(such as the presence of air bubbles in the suction tubes and difficulties in maintaining the water level 1m below the column) can explain in part the discrepancy between measured and calculated suction for this column. Nevertheless, the modelling results on oxygen profiles, oxygen fluxes, material reactivity, and to some extent suction, were convincing enough to validate the model and proceed to simulate more rehabilitation scenarios for the Doyon tailings disposal site.

### 5.3.2 Field conditions: parametric study

Several (15) scenarios were chosen using the design of experiment (DOE) method (Mason, Gunst et Hess 1989) to determine the impact of three parameters (water table level, residual sulphur content, and cover thickness) on the oxygen flux reaching the reactive tailings. The optimal design for Doyon tailings disposal site should reduce the oxygen to a maximum tolerated value of 10 mol/m<sup>2</sup>/year, the value set as environmental objective for this case. Table 5.3 presents the chosen scenario configurations. The value of  $K_r^*$  was calculated for each scenario using the data obtained in the model validation step.

The oxygen flux calculated at the interface between the desulphurized tailings cover and the Doyon reactive tailings are presented in Table 5.3. These fluxes were obtained over an entire year (cumulative) under normal weather conditions. The best performances were achieved with elevated water table, cover thickness 1 m, and residual sulphur contents of 0.3 to 0.8% S in the desulphurized tailings cover (scenarios 7 and 8). The lowest oxygen flux was 0.68 mol/m<sup>2</sup>/year with a 1 m cover made of 0.8% S desulphurized tailings, with water table placed at the interface between the cover and the reactive tailings (scenario 8). A 75 cm drop in water table level would increase the oxygen flux by a factor of at least 2 (scenario 13, with 0.6% S instead of 0.8% S), while a 1.5 m drop in water table level would bring the flux to 21 mol/m<sup>2</sup>/year (scenario 4).

Oxygen fluxes predicted with the -1.5 m water table condition are definitely higher than other scenarios, with fluxes between 21 and 34 mol/m<sup>2</sup>/year versus lower than 4.5 mol/m<sup>2</sup>/year for the other scenarios. Figure 5.10 illustrates the influence of water table level for the particular

case of a 75 cm cover containing 0.6% S. Figure 5.11 presents the corresponding volumetric water content profiles after 220 days for the three scenarios depicted in Figure 5.10. The volumetric water content is definitely lower when the water table is placed at 1.5 m below the tailings surface, which increases downwards oxygen diffusion. The influence of cover thickness, presented in Figure 5.12, is less drastic; however the oxygen flux increases with decreasing cover thickness. For example, at -75 cm water table level and 0.6% S the oxygen flux is 1.77 mol/m<sup>2</sup>/year for a 1 m cover, 2.93 mol/m<sup>2</sup>/year for a 75 cm cover, and 4.35 mol/m<sup>2</sup>/year for a 50 cm cover. The influence of cover thickness for this particular case is nearly linear. The sulphur content of the desulphurized tailings cover reduces the oxygen flux when it is increased from 0.3% to 0.8%, as observed in Figure 5.13. Also, from Table 5.3, the oxygen flux for a 1 m cover at 0 m water table level is 0.78 mol/m<sup>2</sup>/year for 0.3% S and 0.68 mol/m<sup>2</sup>/year for 0.8% S. A higher sulphide content in the cover layer consumes oxygen that otherwise would migrate towards the acid generating tailings placed underneath, thereby reducing the amount of oxygen available for sulphide oxidation in the Doyon tailings. This oxygen consumption, triggered by sulphide oxidation within the cover, is beneficial as long as the cover itself does not produce acidity. Laboratory work showed that 0.8% S in the Doyon tailings does not generate acid mine drainage (Bussière *et al.* 1998); for that reason it was chosen at the upper sulphide limit in the modelling. However, as shown when comparing Figure 5.10 and 5.13, the influence of sulphur content on the oxygen flux at the interface between the cover and the acid generating tailings is much less than the water table level.

Table 5.3 : Simulation scenarios and predicted oxygen fluxes for one year under normal weather conditions

Scenario #	water table level (m)	cover thickness (m)	%S in cover	Oxygen (g)	Oxygen flux (mol/m <sup>2</sup> /year)
1	-1,5	0,5	0,3	19,28	34,09
2	-1,5	0,5	0,8	19,07	33,73
3	-1,5	1	0,3	12,92	22,86
4	-1,5	1	0,8	12,18	21,54
5	0	0,5	0,3	0,83	1,46
6	0	0,5	0,8	0,80	1,41
7	0	1	0,3	0,44	0,78
8	0	1	0,8	0,38	0,68
9	-0,75	0,75	0,3	1,73	3,06
10	-0,75	0,5	0,6	2,46	4,35
11	-1,5	0,75	0,6	16,20	28,66
12	-0,75	0,75	0,8	1,60	2,83
13	-0,75	1	0,6	1,00	1,77
14	0	0,75	0,6	0,59	1,05
15	-0,75	0,75	0,6	1,65	2,93

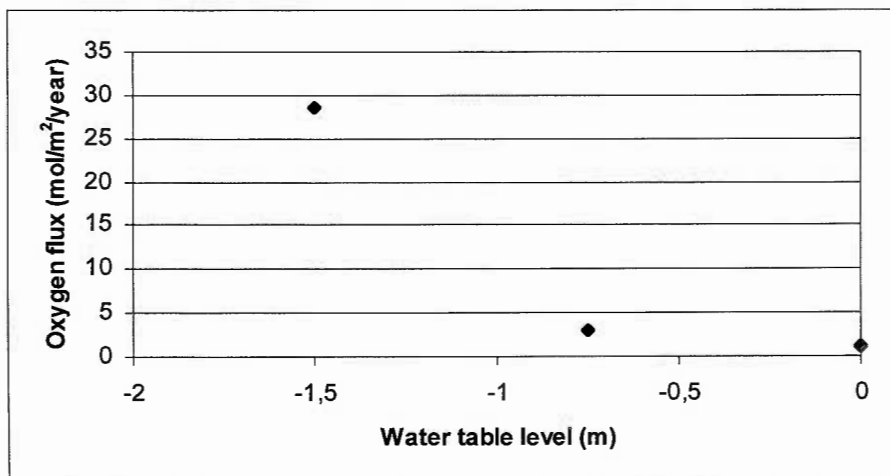


Figure 5.10: Effect of water table level on oxygen flux, for a 75 cm cover with 0.6%S

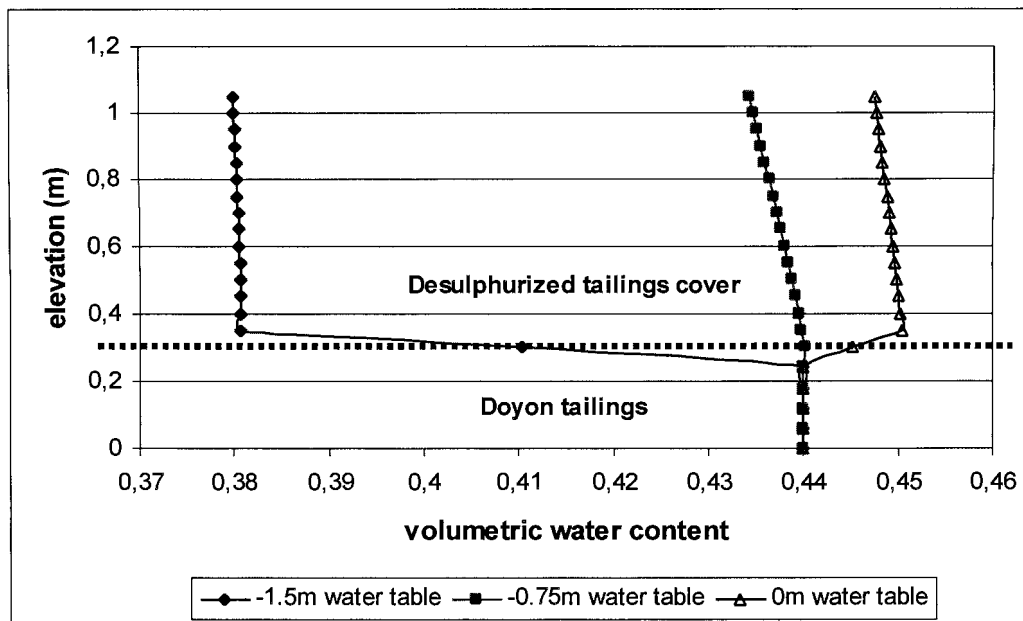


Figure 5.11: Volumetric water content profiles for a 75 cm cover with 0.6% S, at various water table elevations on August 8 (220 days).

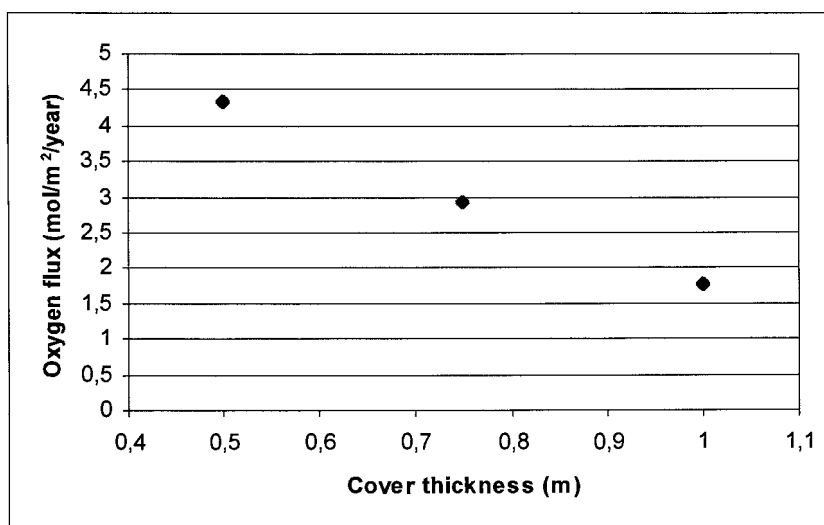


Figure 5.12: Effect of cover thickness on oxygen flux, for a cover made of 0.6%S desulphurized tailings with water table level at 75 cm below tailings / cover interface.

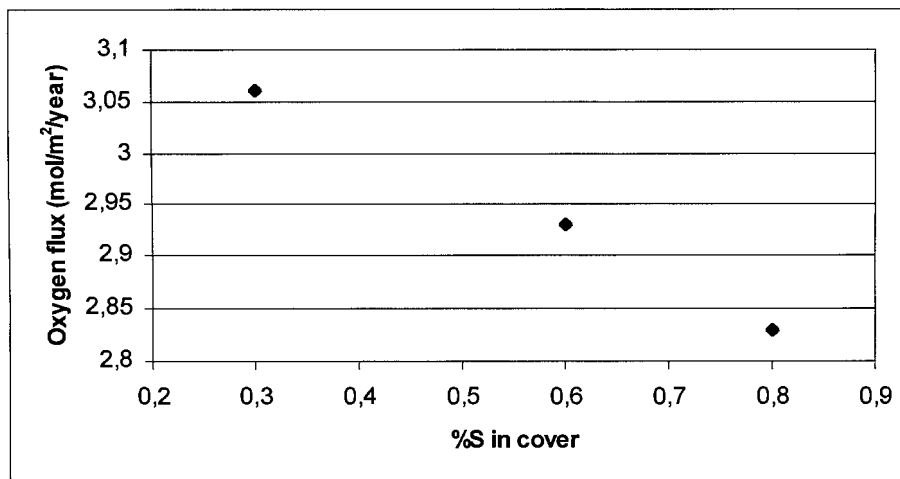


Figure 5.13: Effect of sulphide content on oxygen flux, for a 75 cm cover with water table level at 75 cm below tailings / cover interface.

### 5.3.3 Effect of dry spells on oxygen fluxes

The covers evaluated here are most efficient when there is regular water input, such as rain, and a period without rain can affect their performance to prevent oxygen diffusion (unless frozen under a snow cover). The effect of a 30 day and 60 day drought (considered very dry and extremely dry for Quebec) was simulated with Vadose/W on cover scenarios 6 and 8. The dry period chosen was from June 11 to July 11 for the 30-day drought, and from June 11 to August 10 for the 60-day drought. The summer months were chosen since they represent the time of year when most of the oxygen flux occurs. Snow shields the cover from approximately November to April, with no (or very low) oxygen transfer between the atmosphere and the soil; therefore no flux is recorded during that period. Results of the dry spell simulations are presented in Figures 5.14 and 5.15 for a 50 cm and 1 m desulphurized tailings cover. The difference between the normal weather and dry weather is significant in terms of oxygen flux. The 50 cm cover displayed an oxygen flux of approximately 250 mol/m<sup>2</sup>/year after 30 days without rain, and approached 700 mol/m<sup>2</sup>/year after 60 dry days. The 1 m cover reached a flux of 40 mol/m<sup>2</sup>/year after 30 dry days while after 60 days it approached 160 mol/m<sup>2</sup>/year. Figures 5.16 and 5.17 provide the volumetric water content profiles for both 1 m and 50 cm covers under normal and dry weather conditions. The

influence of 60 dry days is significant on the water content of the cover and the tailings. Indeed, volumetric water content of the acid generating Doyon tailings dropped from 0.44 to 0.39 for the 1 m cover, and from 0.44 to 0.28 for the 50 cm cover. The volumetric water content of the desulphurized tailings cover layer was significantly affected by the dry conditions. Its water content decreased from 0.45 to 0.15 at elevation 40 cm for the 1 m cover, and from 0.45 to less than 0.1 (at elevation 40 cm) for the 50 cm cover. With these results, it was decided that an evaporation protection layer must be installed on the cover to prevent high oxygen fluxes in case of dry spells.

### 5.3.4 Effect of protection layer on oxygen fluxes

A 15 cm layer of sand was placed on top of the desulphurized tailings cover to prevent excessive desaturation because of evaporation for prolonged dry periods. Figure 5.18 presents the configuration of the system.

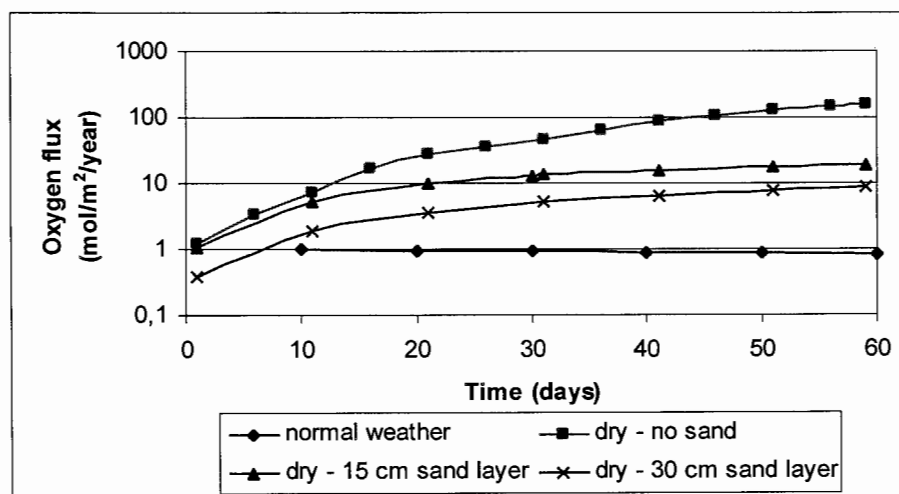


Figure 5.14: Dry weather simulations with and without a protective sand layer for the 1 m desulphurized tailings cover system (scenario 8)

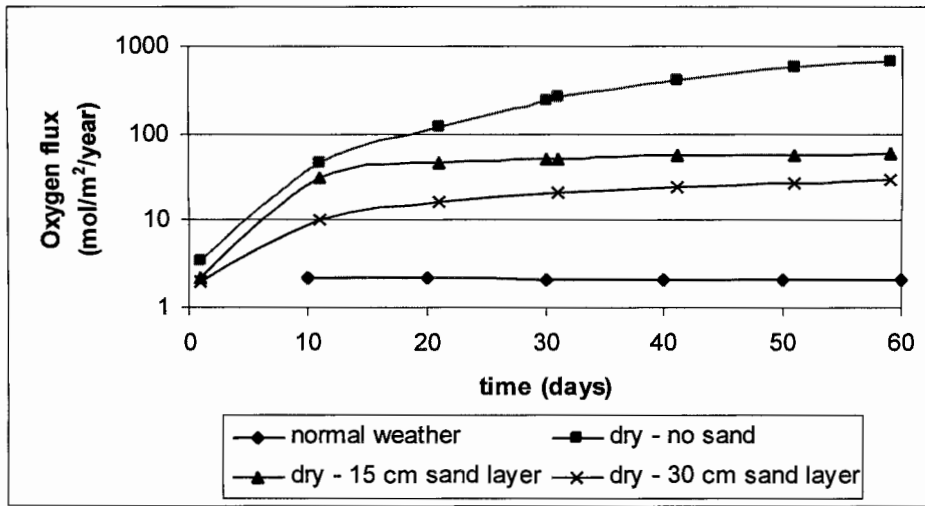


Figure 5.15: Dry weather simulations with and without a protective sand layer for the 50 cm desulphurized tailings cover system (scenario 6)

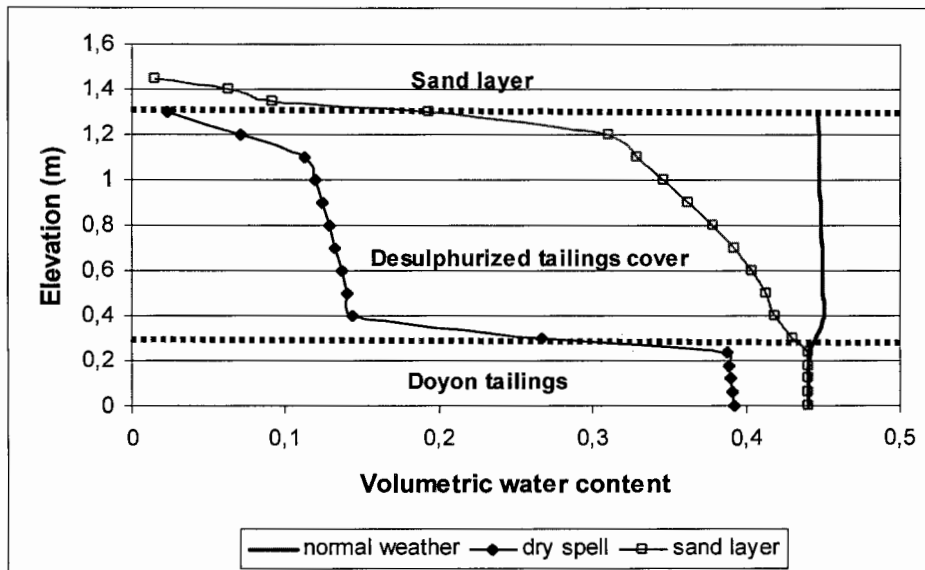


Figure 5.16: Volumetric water content for a 1 m desulphurized tailings cover with 0.8% S, under normal weather condition after 220 days, and after 59 dry days, with and without 15 cm protective sand layer.

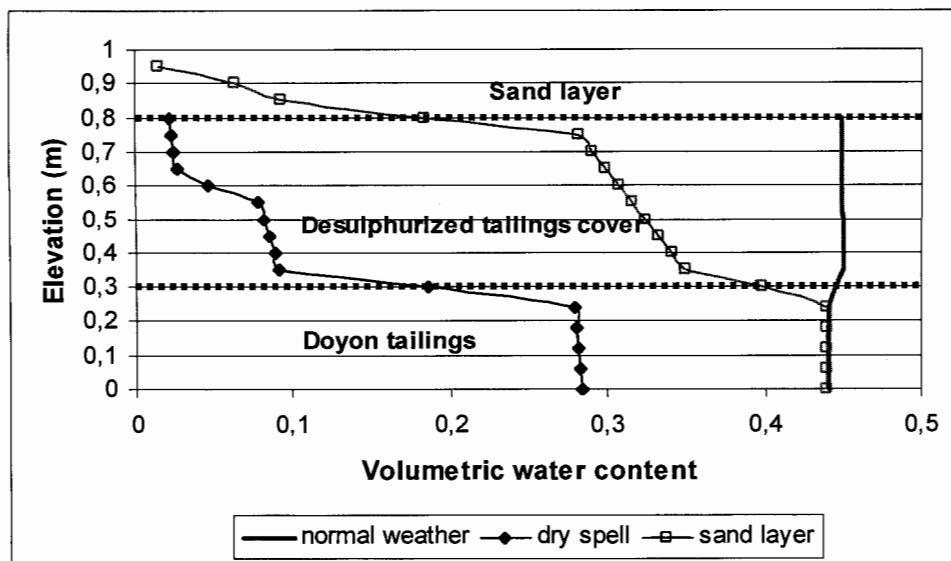


Figure 5.17: Volumetric water content for a 50 cm desulphurized tailings cover with 0.8% S, under normal weather condition after 220 days, and after 59 dry days, with and without 15 cm protective sand layer.

Oxygen fluxes, presented in Figures 5.14 and 5.15, are significantly lowered when a protective sand layer is placed on the desulphurized tailings cover. Volumetric water content profiles moved closer to the normal weather case with the sand layer, while the reactive tailings remained at the same water content (Figures 5.16 and 5.17). This water content distribution profile provides a more effective barrier against oxygen diffusion than without the protective sand layer. The efficiency of the cover system is improved for the entire 60 days without rain. The oxygen fluxes stay below 20 mol/m<sup>2</sup>/year for the 1 m cover system while they reached over 150 mol/m<sup>2</sup>/year without the sand layer. The 50 cm cover had fluxes reaching near 700 mol/m<sup>2</sup>/year without protective sand layer, while the sand layer reduced the oxygen fluxes to 60 mol/m<sup>2</sup>/year.

Similar simulations were performed with a 30 cm sand protection layer and are presented in Figure 5.12 and 5.13. The performance of the cover system is slightly improved, from 20 to 10 mol/m<sup>2</sup>/year for the 1 m desulphurized tailings cover case, and from 60 to 30 mol/m<sup>2</sup>/year for the 50 cm desulphurized tailings cover case, when the sand layer is increased from 15 to



30 cm. Sand is a proven evaporation barrier material (Yanful, Simms et Payant 1999a; Yanful *et al.* 1999; Dagenais, Aubertin et Bussière 2006) because of its hydraulic properties. Indeed, it drains quickly under suction and reaches a low unsaturated hydraulic conductivity, which impedes the upwards flow of moisture from more saturated materials placed below the sand layer.

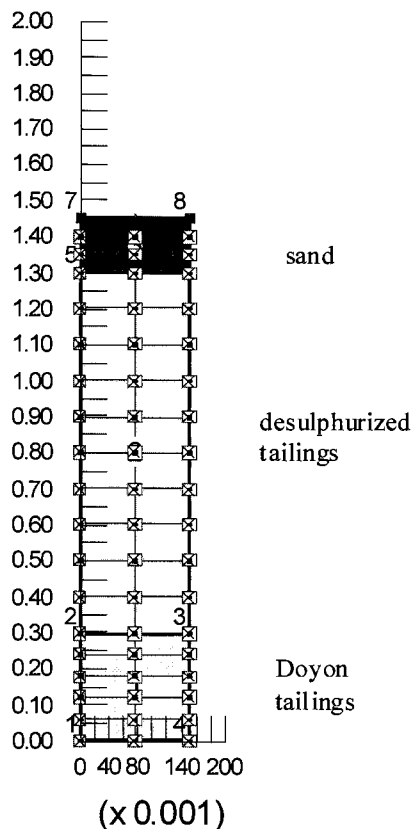


Figure 5.18 : Typical model of cover system with protective sand layer

#### 5.4 Discussion

The choice of the optimal design scenario for the specific case of the Doyon mine site can be made according to a maximum oxygen flux criterion. The chosen criterion would ensure that the cover performance is adequate in terms of reducing acid mine drainage generation for

normal weather and extreme events of drought. A previous step to modelling scenarios was to evaluate the geochemical behaviour of the cover systems in the laboratory. The leachate chemistry results were correlated to oxygen flux measurements to determine the threshold for no AMD production. The leachate from CO#6-1d-1w surpassed the zinc limit (Quebec regulation on quality of liquid effluents) a few times during the column test, and its calculated oxygen flux was 53.6 mol/m<sup>2</sup>/year (predicted by Vadose/W: 68.6 mol/m<sup>2</sup>/year, see Table 5.2). CO#5-1d-hw had regulation compliant leachates with a calculated flux of 9.5 mol/m<sup>2</sup>/year (predicted at 15.6 mol/m<sup>2</sup>/year). With these results in mind, a maximum desirable flux was chosen as 10 mol/m<sup>2</sup>/year. This oxygen flux threshold was then used to choose the scenario that is recommended for Doyon mine site. Comparable oxygen fluxes were considered acceptable on other sites with covers to limit AMD generation and contamination of the final effluent (e.g. Li, Catalan et St-Germain 2000; Dagenais *et al.* 2005; Bussière *et al.* 2007).

Under normal weather conditions, simulated cover scenarios with water table level at the interface between tailings and cover, and 75 cm below that interface have fluxes below 10 mol/m<sup>2</sup>/year. Only the scenarios and low water table (-1.5 m) surpassed the chosen threshold. However, in dry conditions, cover systems with a high water table had fluxes above 10 mol/m<sup>2</sup>/year after approximately 15 days without rain for a 1 m cover, and after less than 5 days without rain for a 50 cm cover. A protective sand layer is therefore necessary to prevent excessive oxygen fluxes during dry periods, which may eventually occur because of the actual climate change (decrease in annual precipitation already observed for the Abitibi-Témiscamingue region, (NGS 2007)). With the 15 cm sand evaporation protection layer, the 50 cm cover can withstand approximately 5 days without rain at fluxes below 10 mol/m<sup>2</sup>/year, whereas the 1 m cover can keep the fluxes below 10 mol/m<sup>2</sup>/year for at least 20 days without rain. When the sand layer is increased to 30 cm, the 50 cm cover stays 10 days below 10 mol/m<sup>2</sup>/year, whereas the 1 m cover stays below the threshold for the entire 60 days. A more precise evaluation of the required thickness of the protective sand layer should be performed with in-situ tests.

Hydro-geochemical modelling should be the next step to verify the performance of the covers with elevated water cover under dry weather conditions. Such tools will be able to predict if the covers as simulated with the sand protection layer are enough to prevent contaminants generation during exceptional prolonged dry periods. Softwares such as Min3P were used recently to perform geochemical modelling of cover systems (e.g. Molson *et al.* 2004; Ouangrawa *et al.* 2006).

At this stage, the proposed tailings rehabilitation scheme for Doyon mine can be summarized as follows: a 1 m cover made of desulphurized tailings containing 0.3 to 0.8%S, with a control over the water table level to keep the reactive tailings saturated. The methodology used to obtain this result, and to further optimize the design scenario of a single-layer desulphurized tailings cover is illustrated in Figure 5.19. Step 1 involves the desulphurization optimization of the tailings. For the case of Doyon mine, results are presented in Benzaazoua *et al.* (2008). Step 2 is materials characterization, presented partially in Table 5.1, Figures 5.2 and 5.3. Verification that the desulphurized tailings are non acid-generating is performed at this step using static and kinetic tests. Step 3 concerns laboratory tests to experiment, in instrumented columns, with several cover scenarios for approximately a one year time scale. More information on geochemical data, reaction rates, and oxygen fluxes from the column tests on the Doyon case are available in Chapters 3 and 4. Step 4 involves numerical modelling to verify the efficiency of the cover systems using field environmental conditions and to perform a parametric study to narrow the cover scenarios that would be appropriate for the studied site. At this point, a maximum allowable oxygen flux must be determined. Modelling is also performed using extreme environmental conditions applicable to the site. All results from this step for the Doyon case are presented in this paper. Step 5 involves hydro-geochemical modelling especially for extreme environmental conditions to verify the efficiency of cover systems to prevent acid mine drainage and contamination of the effluent (effluent must meet environmental regulation criteria). In this step the scenario options for the studied site should be narrowed again. Step 6 is the transition to intermediate scale by testing cover scenarios on the field in instrumented experimental cells. Such work was performed on several sites as described in the following studies (Aubertin *et al.* 1997; Hanton-Fong, Blowes et Stuparyk 1997; Adu-Wusu et Yanful

2006; Adu-Wusu et Yanful 2007; Bussière *et al.* 2007). Further numerical and hydrogeochemical modelling is usually required following in-situ tests to quantify the effect of real outdoors conditions on the behaviour of the different scenarios tested. From all results from every step an optimized cover design using desulphurized tailings is selected in step 7. Steps 5 to 7 will be achieved in the future for the case of Doyon mine site. The final step 8 is the construction of the cover system, and monitoring of the cover performance.

This methodology provides an optimized design from a technical point of view only. Economical consideration will inevitably be included in the selection process. Environmental analyses can also be performed using life cycle assessment (LCA). LCA is a promising tool to evaluate the environmental impact of tailings management methods. The interested reader is referred to Reid and collaborators (Reid 2006; Reid *et al.* 2007) for details.

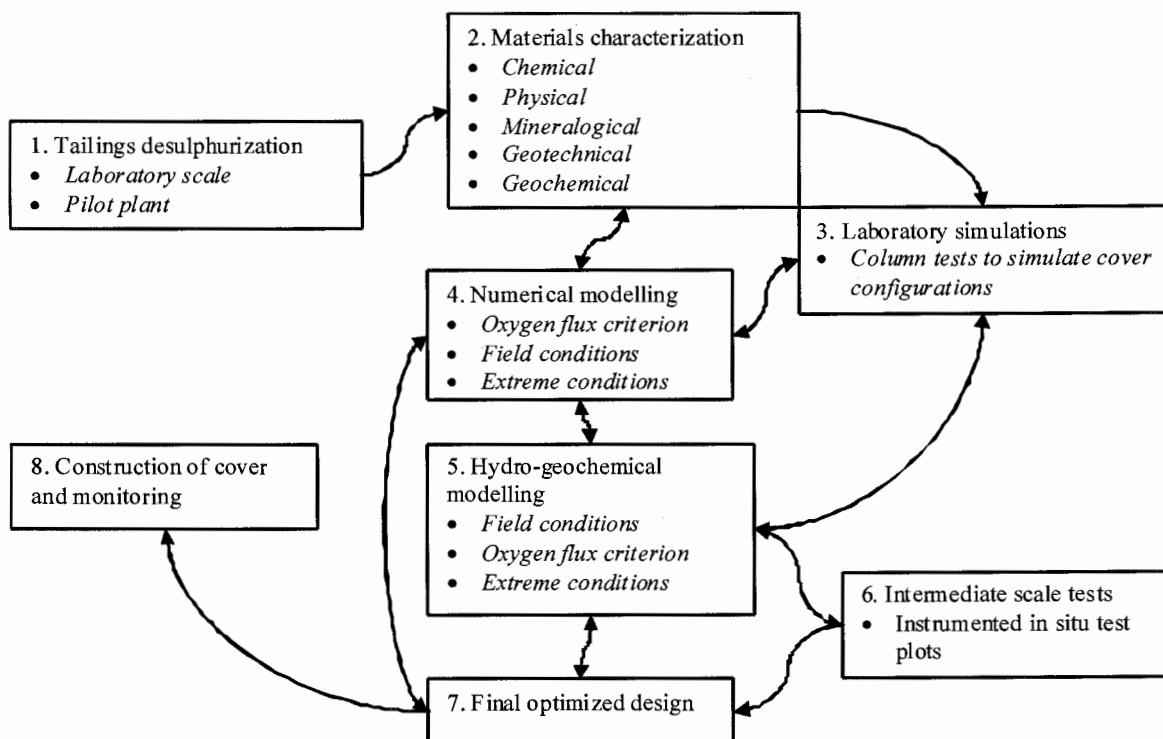


Figure 5.19: Proposed methodology for the design of covers made of desulphurized tailings

## 5.5 Conclusions

The following conclusions can be established from the study:

- The proposed tailings rehabilitation scheme for Doyon mine is a 1 m cover made of desulphurized tailings at 0.3 to 0.8%S, with a control over the water table level to keep the reactive tailings saturated. As seen from the simulation results, a temporary drop of 75 cm in water table level is not critical; however a drop of 1.5 m would be detrimental. The oxygen flux stays below 10 mol/m<sup>2</sup>/year when the water table is at 0 cm to 75 cm below the tailings – cover interface.
- The placement of a protective sand layer to protect the cover from excessive evaporation is required to ensure the cover efficiency during periods with no water input and high evaporation rate.
- A step-by-step methodology was proposed to optimize the design of single-layer covers made of desulphurized tailings from a technical point of view.
- Following the methodology, further work to refine the cover design for Doyon site includes geochemical modelling and intermediate scale tests. Economical and environmental analyses can also be performed for completeness. Eventually, vegetation on the site should be selected so that it does not significantly affect the performance of the cover to limit oxygen migration.

For the case of Doyon mine tailings management, the use of desulphurized tailings as cover material is an attractive option to prevent acid mine drainage production from acid-generating tailings. This method would increase the tailings disposal site storage capacity while limiting the transport and use of large volumes of natural materials otherwise necessary for rehabilitation. Furthermore, the combination of desulphurization and underground paste backfill could significantly reduce, and even prevent, the storage of acid-generating tailings in surface disposal facilities. The duration of the beneficial effect of the residual sulphide content in the cover layer should be further investigated. Once all residual sulphides in the cover are oxidized, the cover will act as a standard oxygen barrier cover.

## 5.6 Acknowledgements

The authors would like to acknowledge the financial support of NSERC (National Science and Engineering Research Council of Canada) through an Industrial Postgraduate Scholarship granted to first author, and Collaborative Research and Development (CRD) granted to third author. The Polytechnique-UQAT-NSERC Chair on Environment and Mine Waste Management also contributed to the completion of this project. The staff at URSTM is thanked for their help in the laboratory work, and Fanta Cissokho for her help with Vadose/W.

## 5.7 References

- Aachib, M., Aubertin, M., et Mbonimpa, M. 2002. "Laboratory measurements and predictive equations for gas diffusion coefficient of unsaturated soils." *55th Canadian Geotechnical Conference and 3rd joint IAHR-CNC and CGS Groundwater Speciality Conference* Niagara Falls, Ontario, 163-171.
- 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*, 156(1), 163-193.
- Adu-Wusu, C., Yanful, E. K., et Mian, M. H. 2001. "Field evidence of resuspension in a mine tailings pond." *Canadian Geotechnical Journal*, 38(4), 796-808.
- Adu-Wusu, C., et Yanful, E. K. 2006. "Performance of engineered test covers on acid-generating waste rock at Whistle mine, Ontario." *Canadian Geotechnical Journal*, 43(1), 1-18.
- Adu-Wusu, C., et Yanful, E. K. 2007. "Post-closure investigation of engineered test covers on acid-generating waste rock at Whistle Mine, Ontario." *Canadian Geotechnical Journal*, 44(4), 496-506.
- Amyot, G., et Vézina, S. 1997. "Flooding as a reclamation solution to an acidic tailings pond." *4th International Conference on Acid Rock Drainage*, Vancouver, B.C., Canada, 681-696.
- 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. MEND report 2.22.2a."
- Aubertin, M., Bussière, B., et Chapuis, R. P. 1996. "Hydraulic conductivity of homogenized tailings from hard rock mines." *Canadian Geotechnical Journal*, 33(3), 470-482.
- Aubertin, M., Bussière, B., Barbera, J.-M., Chapuis, R. P., Monzon, M., et Aachib, M. 1997. "Construction and instrumentation of in situ test plots to evaluate covers built with clean tailings." *4th International Conference on Acid Rock Drainage*, Vancouver, Canada, 715-730.
- Aubertin, M., Dionne, J., et Marcoux, L. 1997. "Design guidelines and stability criteria of engineering works for water covers." *4th ICARD*, Vancouver, 1849-1866.

- Aubertin, M., Ricard, J.-F., et Chapuis, R. P. 1998. "A predictive model for the water retention curve: application to tailings from hard-rock mines." *Canadian Geotechnical Journal*, 35(1), 55-69.
- Aubertin, M., Bussière, B., et Bernier, L. 2002. "Environnement et gestion des rejets miniers (CD-ROM)." Les Presses Internationales Polytechnique, École Polytechnique de Montréal, Qué., Canada.
- Benzaazoua, M., Bussière, B., Kongolo, M., McLaughlin, J., et Marion, P. 2000. "Environmental desulphurization of four canadian mine tailings using froth flotation." *International Journal of Mineral Processing*, 60, 57-74.
- Benzaazoua, M., Bussière, B., Demers, I., Aubertin, M., et Blier, A. 2008. "Integrated sulphidic mine tailings management using environmental desulphurization and cemented paste backfill." *Minerals Engineering*, 21(4), 330-340.
- Bois, D., Benzaazoua, M., Bussière, B., Kongolo, M., et Poirier, P. 2005. "A feasibility study on the use of desulphurized tailings to control acid mine drainage." *Cim Bulletin*, 98(1087), 74-74.
- Bussière, B., Nicholson, R. V., Aubertin, M., et Servant, S. 1997b. "Effectiveness of covers built with desulphurized tailings: column test investigation." *4th International Conference on Acid Rock Drainage*, Vancouver, BC, 763-778.
- Bussière, B., Benzaazoua, M., Lelièvre, J., Bois, D., et Servant, S. 1998. "Valorisation des résidus miniers: une approche intégrée - Phase II. Rapport final soumis au Ministère des Ressources Naturelles du Québec." MEND Program, Rouyn-Noranda, Québec.
- Bussière, B., Aubertin, M., et Chapuis, R. P. 2003. "The behavior of inclined covers used as oxygen barriers." *Canadian Geotechnical Journal*, 40, 512-535.
- 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*, 45, 609-622.
- Bussière, B., Maqoud, A., Aubertin, M., Martschuk, J., McMullen, J., et Julien, M. 2006. "Performance of the oxygen limiting cover at the LTA site, Malartic, Quebec." *CIM Bulletin*, 99(1096).
- Bussière, B., Aubertin, M., Mbonimpa, M., Molson, J. W., et Chapuis, R. P. 2007. "Field experimental cells to evaluate the hydrogeological behaviour of oxygen barriers made of silty materials." *Canadian Geotechnical Journal*, 44(3), 245-265.
- Cabral, A., Racine, I., Burnotte, F., et Lefebvre, G. 2000. "Diffusion of oxygen through a pulp and paper residue barrier." *Canadian Geotechnical Journal*, 37(1), 201-217.
- Collin, M., et Rasmuson, A. 1988. "Gas diffusivity models for unsaturated porous media." *Soil Science Society of America Journal*, 52, 1559-1565.
- Dagenais, A. M., Aubertin, M., Bussière, B., et Cyr, J. 2005. "Performance of the lorraine mine site cover to limit oxygen migration." *SME transactions*, 318, 190-200.
- Dagenais, A. M., Aubertin, M., et Bussière, B. 2006. "Parametric study on the water content profiles and oxidation rates in nearly saturated tailings above the water table." *7th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD)*, St.Louis, Missouri, 405-420.
- Demers, I., Bussière, B., Benzaazoua, M., Mbonimpa, M., et Blier, A. 2008. "Column test investigation on the performance of monolayer covers made of desulphurized tailings to prevent acid mine drainage." *Minerals Engineering*, 21(4), 317-329.

- Fredlund, D. G., et Xing, A. 1994. "Equations for the soil-water characteristic curve." *Canadian Geotechnical Journal*, 31, 521-532.
- Fredlund, D. G., Xing, A., et Huang, S. 1994. "Predicting the permeability function for unsaturated soils using the soil-water characteristic curve." *Canadian Geotechnical Journal*, 31, 533-546.
- GEO-SLOPE. 2004. "VADOSE/W, Vadose zone modelling." Calgary.
- Germain, D., Tassé, N., et Cyr, J. 2003. "Treatment of acid mine effluents using a wood-waste cover." *Sudbury 2003 Mining and the Environment*, Sudbury, Canada.
- Gosselin, M. 2007. "Étude de l'influence des caractéristiques hydrogéochimiques des résidus miniers réactifs sur la diffusion et la consommation de l'oxygène," Thèse de Maîtrise, École Polytechnique de Montréal, Montréal.
- Gosselin, M., Mbonimpa, M., Aubertin, M., et Martin, V. 2007. "An investigation of the effect of the degree of saturation on the oxygen reaction rate coefficient of sulphidic tailings." *ERTEP 2007 - First International Conference on environmental research, technology and policy building tools and capacity for sustainable production* Accra, Ghana.
- Hanton-Fong, C. J., Blowes, D. W., et Stuparyk, R. 1997. "Evaluation of low sulphur tailings in the prevention of acid mine drainage." *4th ICARD*, Vancouver, Canada, 835-847.
- Humber, A. J. 1995. "Separation of sulphide minerals from mill tailings." *Sudbury 95, Conference on mining and the environment*, Sudbury, Ontario, 149-158.
- Lawrence, R. W., et Scheske, M. 1997. "A method to calculate the neutralization potential of mining wastes." *Environmental Geology*, 32(2), 100-106.
- Leppinen, J. O., Salonsaari, P., et Palosaari, V. 1997. "Flotation in acid mine drainage control: beneficiation of concentrate." *Canadian Metallurgical Quarterly*, 36(4), 225-230.
- Li, M., Catalan, L., et St-Germain, P. 2000. "Rates of oxygen consumption by sulphidic tailings under shallow water covers - Field measurements and modelling." *5th ICARD*, Denver, USA, 913-920.
- Mason, R. L., Gunst, R. F., et Hess, J. L. 1989. *Statistical Design and Analysis of Experiments*, Wiley.
- McCarthy, D. F. 2002. *Essentials of Soil Mechanics and Foundations*, Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey
- McLaughlin, J., et Robertson, G. 1994. "Test production of low sulphur rock tailings at Inco's Clarabelle mill." *26th annual meeting of the Canadian Mineral Processors*, Ottawa, Canada.
- McMullen, J., Firlotte, F. W., Knapp, R., et Aubertin, M. 1997. "Les Terrains Aurifères property site closure and rehabilitation - conceptual to construction." *29th Annual Meeting of the Canadian Mineral Processors*, Ottawa, ON, 274-292.
- Molson, J. W., Aubertin, M., Joanes, A.-M., et Bussière, B. 2004. "Simulating acid mine drainage through mine wastes constructed with capillary barrier covers." *5th joint IAH-CNC and CGS Groundwater Specialty Conference, 57th Canadian Geotechnical Conference*, Quebec, Canada, Session 8D p.29-36.
- NGS. 2007. "Changing climate." National Geographic Society Maps, Washington, D.C, USA.



- Nicholson, R. V., Gillham, R. W., Cherry, J. A., et Reardon, E. J. 1989. "Reduction of acid generation through the use of moisture-retaining cover layers as oxygen barriers." *Canadian Geotechnical Journal*, 26, 1-8.
- Ouangrawa, M., Aubertin, M., Molson, J. W., Zagury, G., et Bussière, B. 2005. "An evaluation of the elevated water table concept using laboratory columns with sulphidic tailings " *GeoSask2005: 58th Canadian Geotechnical Conference and 6th joint IAH-CNC-CGS*, Saskatoon, Saskatchewan.
- Ouangrawa, M., Molson, J. W., Aubertin, M., Zagury, G., et Bussière, B. 2006. "The effect of water table elevation on acid mine drainage from reactive tailings: a laboratory and numerical modelling study." *7th ICARD*, St.Louis, MO.
- Reid, C. 2006. "Analyse du cycle de vie de la gestion des résidus miniers," M. thesis, École Polytechnique de Montréal, Montreal.
- Reid, C., Aubertin, M., Deschênes, L., Bussière, B., et Bécaert, V. 2007. "Application of life cycle assessment (LCA) to sulphidic tailings management." *Mining and the Environment IV Conference*, Sudbury, Ontario, Canada.
- Ricard, J.-F., Aubertin, M., Firlotte, F. W., Knapp, R., et McMullen, J. 1997. "Design and construction of a dry cover made of tailings for the closure of Les Terrains Aurifères site, Malartic, Québec, Canada." *4th International Conference on Acid Rock Drainage*, Vancouver, BC, 1515-1530.
- Rietveld, H. M. 1993. *The Rietveld Method*, R.A Young, Editor, Oxford University Press.
- Sjoberg Dobchuk, B., Wilson, G. W., et Aubertin, M. 2001. "Field and laboratory characterization of a desulphurized tailings cover system." *54th Canadian Geotechnical Conference*, Calgary, Canada, 1620-1627.
- Wilson, G. W. 1990. "Soil evaporative fluxes for geotechnical engineering problems," Ph.D thesis, University of Saskatchewan, Saskatoon.
- Wilson, G. W., Fredlund, D. G., et Barbour, S. L. 1994. "Coupled soil-atmosphere modelling for soil evaporation." *Canadian Geotechnical Journal*, 31(2), 151-161.
- Yanful, E. K., Simms, P. H., et Payant, S. C. 1999a. "Soil covers for controlling acid generation in mine tailings: A laboratory evaluation of the physics and geochemistry." *Water, Air, and Soil Pollution*, 114(3-4), 347-375.
- Yanful, E. K., Simms, P. H., Rowe, R. K., et Stratford, G. 1999. "Monitoring an experimental soil waste cover near London, Ontario, Canada." *Geotechnical and Geological Engineering*, 17(2), 65-84.
- Yanful, E. K., Mousavi, S. M., et De Souza, L. P. 2006. "A numerical study of soil cover performance." *Journal of Environmental Management*, 81(1), 72-92.

## CHAPITRE VI

### DISCUSSION

Les chapitres 3, 4 et 5 ont montré qu'un recouvrement fait de résidus désulfurés peut être efficace comme barrière à l'oxygène pour prévenir le drainage minier acide d'un site qui en est générateur. La diffusion et la consommation de l'oxygène par le recouvrement ont été étudiées afin de quantifier les flux d'oxygène passant à travers un système de recouvrement. L'évaluation de l'efficacité de différentes configurations de recouvrement a été effectuée en comparant la géochimie des lixiviats ainsi que les flux d'oxygène qui atteignent les résidus générateurs d'acide situés en dessous de la couverture. Finalement, des modélisations numériques de différents scénarios de recouvrement ont permis d'identifier la configuration optimale de recouvrement fait de résidus désulfurés pour le site de la mine Doyon. Même si la plupart des résultats concordent, certains aspects présentés succinctement dans les papiers méritent d'être discutés davantage. Pour cette raison, on s'attardera particulièrement aux aspects suivants dans ce chapitre: i) l'importance de  $D_e$  dans l'évaluation des flux d'oxygène, ii) la détermination d'un critère acceptable de flux d'oxygène et iii) l'effet du choix des conditions climatiques frontières extrêmes sur la performance du recouvrement.

#### **6.1 Importance du coefficient de diffusion effectif $D_e$ dans l'évaluation des flux d'oxygène**

Tel que mentionné plusieurs fois le long de cette thèse, le coefficient de diffusion effectif  $D_e$  est un terme important de la première loi de Fick. La détermination de la valeur de  $D_e$  peut être accomplie de plusieurs façons, tel que décrit dans le chapitre 2. Dans cette étude, l'équation semi-empirique proposée par Aachib, Mbonimpa et Aubertin (2004) a été utilisée, puisque cette méthode permet d'estimer le  $D_e$  de façon relativement précise pour les matériaux avec des degrés de saturation élevés.

Cependant, les flux d'oxygène évalués dans les trois chapitres précédents, à l'aide de différentes approches, ne sont pas identiques. La différence provient en bonne partie de l'estimation du  $D_e$ , qui a été faite à partir de teneurs en eau différentes. Les papiers présentés dans les chapitres 3 à 5 ont été rédigés à différentes périodes, au fur et à mesure de l'avancement des travaux. La discussion qui suit explique les raisons des choix qui ont été pris et l'influence de ces choix sur les flux d'oxygène.

### 6.1.1 Méthode $\theta - \psi$ (chapitre 3)

Durant les essais en colonnes, des mesures de teneur en eau volumique n'ont pas été prises puisque des doutes subsistaient sur l'efficacité de l'instrumentation disponible (sondes RDT, réflectométrie dans le domaine du temps) lorsque placée dans un milieu sulfureux. En effet, les sulfures influencent la propagation des ondes servant à la mesure de la teneur en eau volumique par la méthode RDT (Robinson, Bell et Batchelor 1994). Il a donc été choisi de mesurer la succion, à partir de laquelle on peut déduire la teneur en eau volumique par correspondance sur la courbe de rétention d'eau. C'est à partir des valeurs de  $\theta$  obtenues avec cette approche que  $D_e$  a été calculé avec l'équation d'Aachib, Mbonimpa et Aubertin (2004). Les flux d'oxygène estimés de cette façon varient entre 1 et 20 mol/m<sup>2</sup>/an à la surface de la colonne, et entre 0,0002 et 0,8 mol/m<sup>2</sup>/an à la base du recouvrement. Ces valeurs sont représentatives d'un recouvrement efficace à limiter la migration de l'oxygène. Le chapitre 3 se base donc sur ces données pour conclure quant à l'efficacité des recouvrements simulés.

Cependant, ces valeurs de flux apparaissent comme très faibles, surtout pour la colonne CO#10-1d-1w étant donné que celle-ci a relâché (durant l'année de test) une quantité non négligeable de sulfates (en moyenne entre 2000 et 2500 mg/L comme le montre la figure 4.5). Les flux calculés dans le chapitre 3 sont alors considérés comme des flux minimaux dans les conditions évaluées.

### 6.1.2 Méthode des teneurs en eau massiques (chapitres 4 et 5)

À l'étape du démantèlement des colonnes, des teneurs en eau massiques ont été évaluées sur chaque tranche de 10 cm des matériaux dans les colonnes. Ces teneurs en eau massiques ont ensuite permis de calculer les degrés de saturation, en supposant une porosité constante et égale à la porosité visée au montage des colonnes, soit 0,47. Les degrés de saturation ainsi obtenus sont plus faibles que ceux obtenus par la méthode  $\theta - \psi$ . La section 4.3.2 du chapitre 4 explique les raisons possibles de cette différence, soit en guise de rappel la variation de porosité et les effets d'hystérésis; un exemple d'effets d'hystérésis est présenté à la figure 6.1. En raison de l'hystérésis, pour une même succion (ex.  $x_2$ ), la teneur en eau volumique peut être significativement différente, ce qui affecte par le fait même le degré de saturation et le  $D_e$ . Un aspect qui n'est pas discuté est la précision des mesures de la teneur en eau massique. En effet, la procédure de pesée et séchage par étuvage amène des imprécisions qui peuvent avoir un impact sur les degrés de saturation calculés en bout de ligne. Ces imprécisions peuvent être reliées à la perte d'eau lors du démantèlement, ainsi qu'à la perte de solide lors de la manipulation et du séchage (particulièrement les particules fines). La figure 6.2 montre que les teneurs en eau évaluées par la méthode massique sont systématiquement inférieures à celles déduites à partir des mesures de succion et des courbes de rétention d'eau.

Les flux d'oxygène obtenus à partir de teneurs en eau massiques sont plus élevés que ceux obtenus par la méthode  $\theta - \psi$ , et indiquent une influence plus importante des paramètres (épaisseur du recouvrement, niveau de la nappe phréatique, %S dans le recouvrement) sur les flux d'oxygène. Les résultats géochimiques en termes de qualité des eaux de rinçage confirment l'efficacité des configurations de recouvrement à limiter la production de DMA.

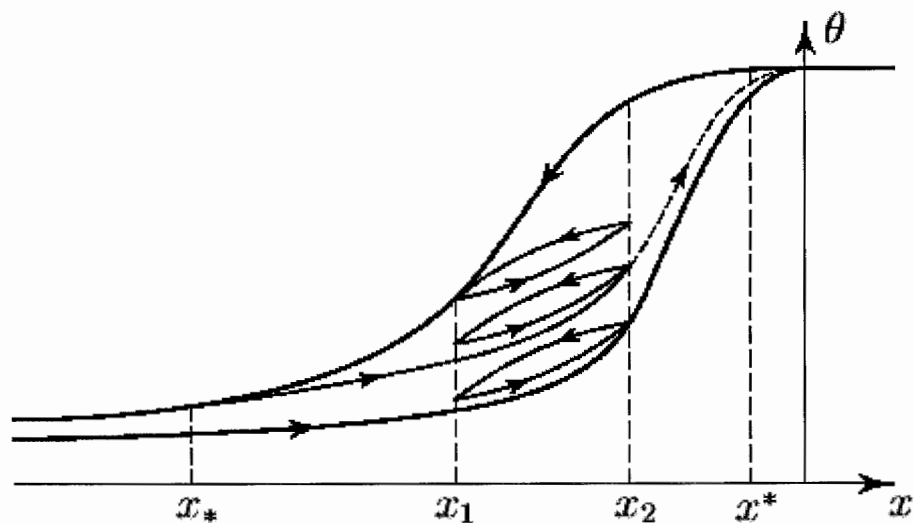


Figure 6.1: Courbe de rétention d'eau typique avec effets d'hystérésis

### 6.1.3 Comparaison des méthodes

Les teneurs en eau évaluées selon les deux méthodes sont comparées graphiquement à la figure 6.2. La méthode basée sur la mesure de succion donne des valeurs supérieures à la méthode massique, particulièrement dans le cas de la colonne CO#10-1d-1w (avec nappe phréatique basse). Cette différence peut être expliquée par les effets d'hystérésis qui ont pu être présents en raison des cycles de mouillage et séchage induits par la lixiviation et la collecte du lixiviat des colonnes. En effet, selon la courbe de rétention d'eau présentée à la figure 3.1, les conditions dans les essais en colonnes se situent juste avant l'AEV. En considérant que cette CRE a été obtenue en drainage, la même courbe en mouillage pourrait avoir une trajectoire différente à des conditions de succions identiques (voir figure 6.1), ce qui signifie que pour une même succion les teneurs en eau peuvent varier de façon significative. La variation des teneurs en eau a un impact important sur la valeur du  $D_e$ , qui lui est un facteur clé dans l'évaluation du flux diffusif d'oxygène.

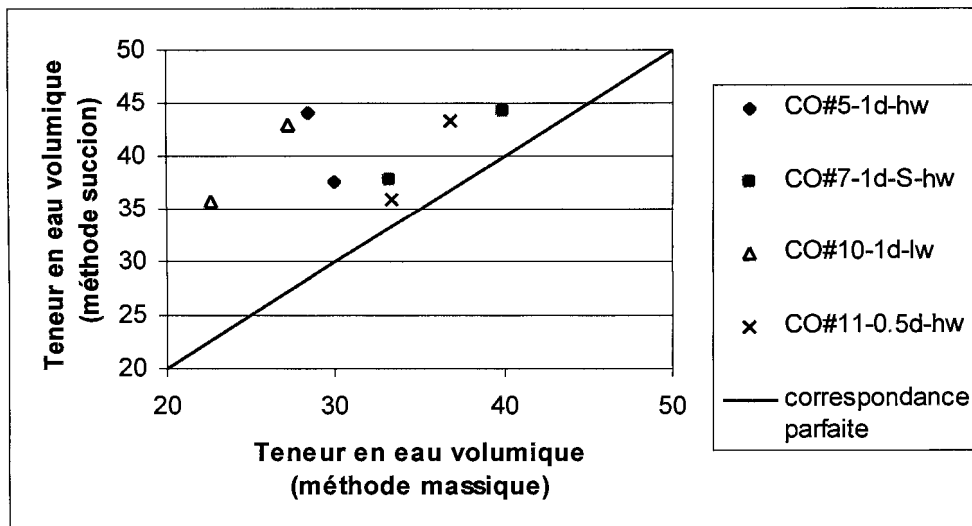


Figure 6.2 : Comparaison des teneurs en eau volumiques obtenues selon la méthode massique (au démantèlement) et la méthode succion (avec la CRE et les succions mesurées)

La figure 3.16 a été recalculée en utilisant les teneurs en eau obtenues au démantèlement par la méthode massique. Les mêmes gradients d'oxygène ont été utilisés, seulement le  $D_e$  a été modifié pour inclure les nouvelles teneurs en eau. Le résultat est présenté à la figure 6.3. Cette figure permet de mieux voir l'effet du recouvrement fait de résidus désulfurés à 1,24%S, et aussi l'impact de l'abaissement de la nappe phréatique. En effet, CO#7-1d-S-hw obtient les flux à la base du recouvrement les plus faibles ( $2 \text{ mol/m}^2/\text{an}$ ) tandis que CO#10-1d-lw obtient le flux à la base le plus élevé ( $54 \text{ mol/m}^2/\text{an}$ ). Ces flux sont possiblement un peu élevés pour les conditions simulées. Par contre, les flux présentés à la figure 3.16 sont très faibles, ce qui laisse penser que les deux méthodes pour obtenir les teneurs en eau donnent des valeurs extrêmes : la figure 3.16 présente l'extrême faible des flux d'oxygène alors que la figure 6.3 présente l'extrême élevé des flux d'oxygène. Les différences des teneurs en eau sont encore une fois associées aux différences de flux d'oxygène.

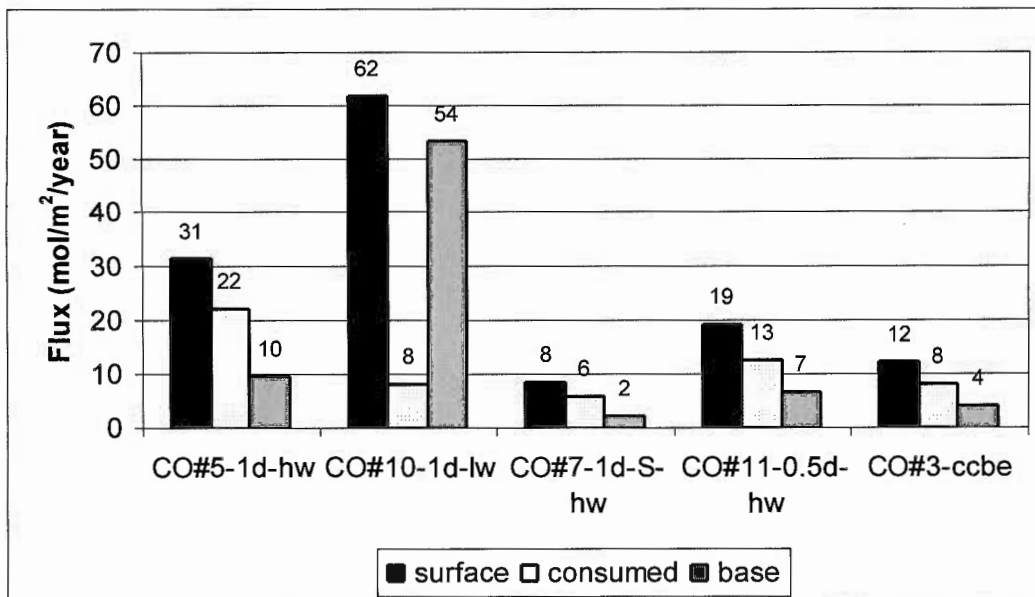


Figure 6.3 : Flux d'oxygène cumulé avec la méthode massique (teneurs en eau volumiques du démantèlement) à la surface du recouvrement, consommé par le recouvrement et à la base du recouvrement.

Pour démontrer l'importance de la teneur en eau dans le calcul du  $D_e$  et du flux, la figure 6.4 présente le flux d'oxygène calculé pour différents degrés de saturation pour un gradient d'oxygène identique. Par exemple, le flux d'oxygène est réduit de moitié lorsque le matériel passe d'un degré de saturation de 74% à 78%. À partir d'un  $S_r$  de 88%, le flux est sous 1 mol/m<sup>2</sup>/an tandis qu'à  $S_r$  de 81% le flux est à 3,35 mol/m<sup>2</sup>/an. Ces exemples démontrent bien la sensibilité du calcul du flux à la valeur du  $D_e$  et, par le fait même, du degré de saturation.

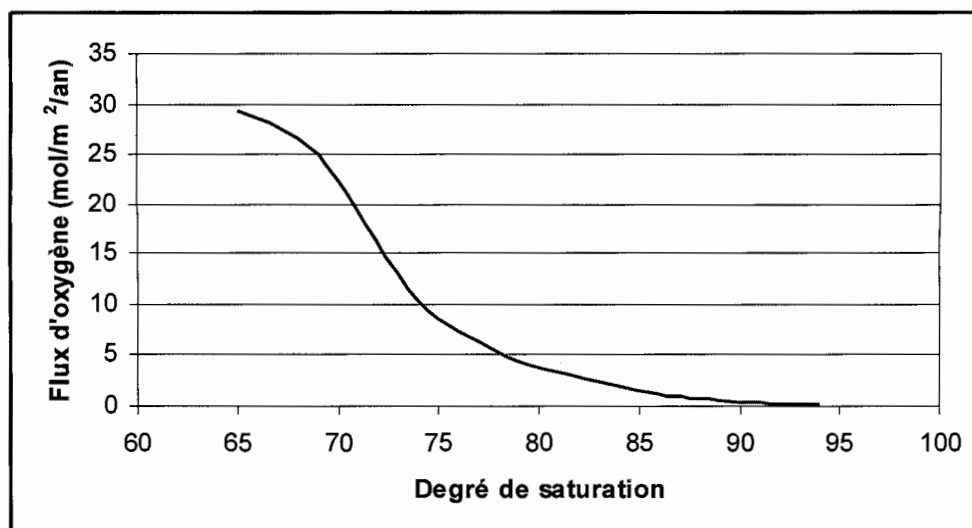


Figure 6.4 : Flux d'oxygène calculé avec la méthode gradient, pour un même gradient, en variant le degré de saturation.

#### 6.1.4 Modélisation numérique avec Vadose/W

La validation du modèle numérique a d'abord été faite avec les profils de concentration d'oxygène obtenus en laboratoire, ensuite avec les profils de succion mesurés. Avec des profils de concentration d'oxygène semblables (donc des gradients d'oxygène semblables) et la même courbe de rétention d'eau, il semble logique que les flux d'oxygène calculés avec les mesures de laboratoire et les prédictions de Vadose/W soient similaires. En fait, Vadose/W cumule les masses d'oxygène qui traversent l'interface (la surface des résidus sulfureux) sur toute la période de temps simulée, cette masse est ensuite convertie en flux en la divisant par l'aire de la surface, et en tenant compte de la période de temps. Cette méthode de calcul peut amener certains écarts, quoique mineurs. Premièrement,  $D_e$  est estimé avec l'équation de Millington-Shearer modifiée par Collin et Rasmuson (1988) dans Vadose/W, ce qui peut entraîner des légères variations par rapport au  $D_e$  estimé avec l'équation de Aachib, Mbonimpa et Aubertin (2004). De plus, la période transitoire (de quelques jours) est incluse dans la masse cumulative d'oxygène calculée par Vadose/W. Finalement, les succions dans les colonnes se placent près de la pression d'entrée d'air (coude de la CRE; voir la figure 3.4), ce qui implique qu'une variation même faible de la succion peut entraîner des variations



importantes dans la teneur en eau volumique. Les succions prédites par Vadose/W sont légèrement plus élevées que celles mesurées (sauf pour CO#6-1d-lw), comme en témoigne la figure 5.9, ce qui peut affecter la teneur en eau évaluée par Vadose/W ( $\theta$  plus faible que prédit par la CRE avec les succions mesurées). Ce dernier aspect est particulièrement important puisqu'il a un impact significatif sur les variations possibles de  $D_e$ , influençant par le fait même les flux d'oxygène.

### 6.1.5 Comparaison des flux évalués selon différentes méthodes

Afin de valider les résultats de flux d'oxygène obtenus par la méthode des gradients et des sulfates, ces derniers ont été comparés à ceux obtenus par la méthode de consommation d'oxygène (décrite à la section 2.3.1). La figure 6.5 présente les résultats en termes de flux d'oxygène pour le système en entier, c'est-à-dire le flux à la surface du recouvrement dans le cas des méthodes du gradient et de consommation d'oxygène, et le flux global dans le cas de la méthode des sulfates. Pour les colonnes avec nappe phréatique surélevée (a, b, d), les flux évalués avec les méthodes des sulfates et de consommation d'oxygène correspondent bien puisque la précipitation de minéraux secondaire est minime. Les flux évalués avec la méthode des gradients (en utilisant les teneurs en eau obtenues par la méthode massique au démantèlement) sont en général plus faibles (particulièrement pour les figures b et d). Encore une fois, la sensibilité de la technique par rapport à la valeur du paramètre  $D_e$  peut expliquer en partie les différences. Il est également important de rappeler que la méthode de consommation d'oxygène perd de la précision sous des flux d'environ 40 mol/m<sup>2</sup>/an (voir Bussière *et al.* 2002b) et qu'une certaine quantité de sulfates était présente au départ dans les matériaux. La présence de sulfates dans les lixiviats peut provenir en partie de la dissolution de précipités de gypse, celle-ci n'étant pas nécessairement reliée à la neutralisation de l'acide produit par l'oxydation des sulfures (surestimation dans ce cas des flux d'oxygène à la surface).

Dans le cas de la colonne avec un recouvrement de rejets désulfurés et une nappe phréatique basse (c), les flux évalués par les trois méthodes correspondent bien. La méthode des sulfates semble sous-estimer les flux dans la première partie de l'essai, soit environ les 100 premiers

jours, ceci étant causé (à tout le moins en partie) par la précipitation de minéraux secondaires sulfatés à l'intérieur de la colonne. Ce phénomène est particulièrement apparent dans la figure 6.5(e), qui représente les flux de la colonne témoin avec nappe basse. De façon générale, les flux évalués à l'aide des trois méthodes différentes sont considérés comparables, en tenant compte des limites de chacune des méthodes.

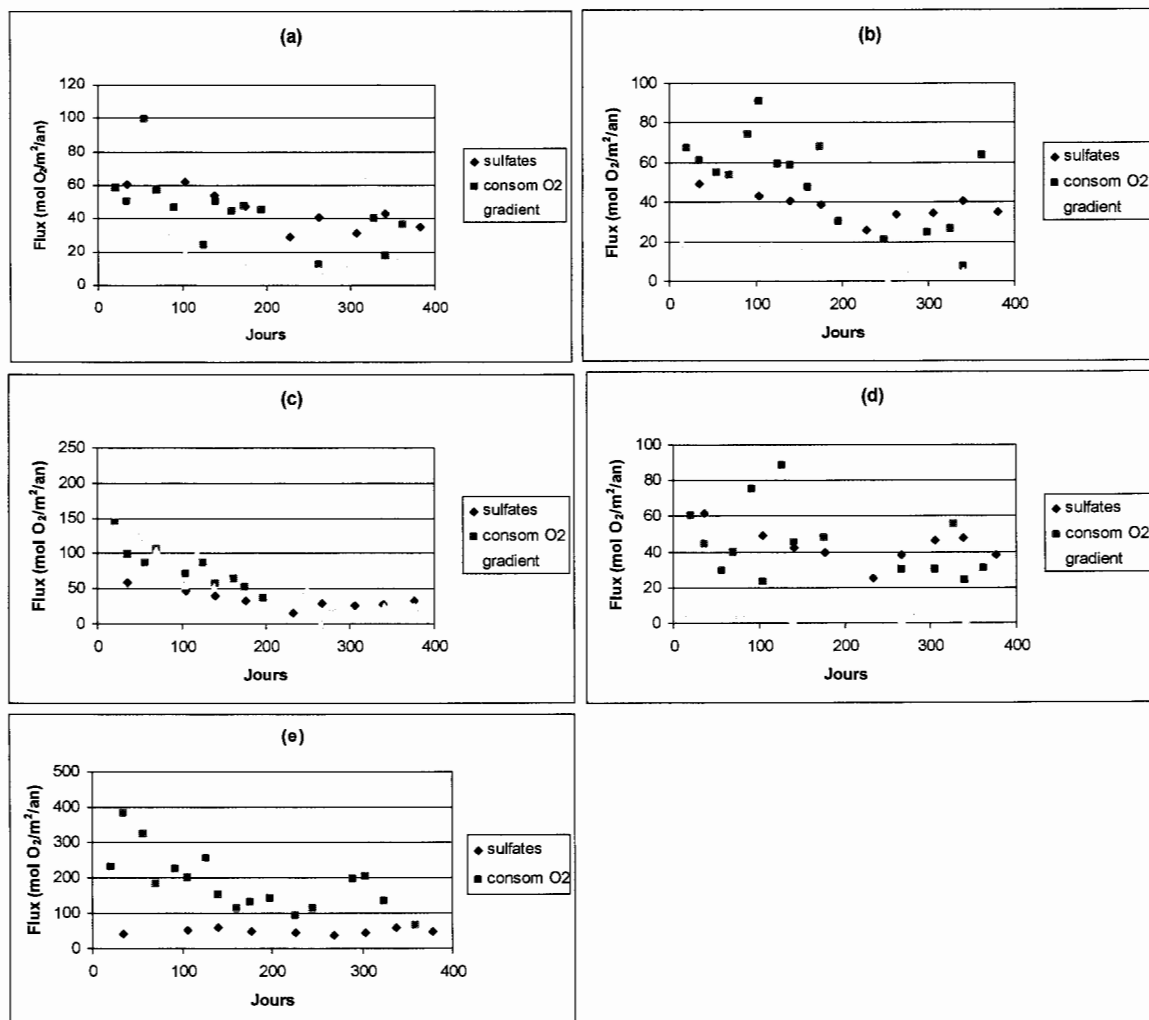


Figure 6.5 : Comparaison des flux d'oxygène globaux évalués à l'aide de la méthode du gradient, de la consommation d'oxygène et de la méthode des sulfates pour a) CO#5-1d-hw, b) CO#7-1d-S-hw, c) CO#10-1d-lw, d) CO#11-0.5d-hw, e) CO#2-c-lw

### 6.1.6 Autres remarques sur l'influence du $D_e$

La méthode utilisée pour calculer  $D_e$  a un impact sur le calcul du flux d'oxygène. De plus, la méthode pour obtenir la teneur en eau volumique a aussi un impact sur le  $D_e$ . Ce dernier est un paramètre clé dans la détermination des flux d'oxygène et sa précision se reflète sur la précision du calcul du flux. Dans cette thèse, plusieurs façons ont été utilisées pour obtenir le flux d'oxygène, et  $D_e$  s'est révélé le paramètre le plus sensible. Par contre, les valeurs de flux d'oxygène obtenues autant dans les chapitres 3, 4 et 5 permettent de différencier les configurations de recouvrement réduisant le plus la diffusion de l'oxygène parmi les configurations testées. La géochimie en solution apporte aussi une confirmation supplémentaire de la performance des différents scénarios de recouvrement. Cette analyse géochimique est donc indispensable pour confirmer l'efficacité des recouvrements lorsque la précision des calculs des flux d'oxygène est diminuée par la forme de la courbe de rétention d'eau, comme c'est le cas avec le résidu désulfuré de cette étude.

### 6.1.7 Remarques sur les gradients d'oxygène

Dans les figures 3.6 et 3.8, il est possible d'observer que juste avant l'interface entre le recouvrement et les résidus réactifs la concentration d'oxygène diminue drastiquement, ce qui entraîne un changement de pente soudain dans le profil de concentration d'oxygène. Les modélisations numériques prédisent ce comportement seulement à l'interface et non quelques centimètres au-dessus comme il a été observé en laboratoire (par exemple, voir figure 3.18). Le résultat est un gradient d'oxygène anormalement élevé juste au-dessus de l'interface. Deux raisons peuvent expliquer ce phénomène. Premièrement, la position du point de prise de l'échantillon de gaz est possiblement à peu près équivalente au niveau de l'interface, plutôt que 2 cm au-dessus. La sensibilité de la concentration d'oxygène à ces niveaux est grande, et un décalage d'à peine un centimètre peut engendrer des imprécisions importantes. En effet, comme l'oxygène est en grande partie consommé à la surface des rejets sulfureux, un point d'échantillonnage trop près de l'interface donnera des concentrations très faibles. Le deuxième aspect concerne la teneur en eau à la base du recouvrement. À cause des cycles de mouillage et drainage induits par la procédure de lixiviation des essais en colonnes, il peut s'être formé une zone de matériaux plus saturés près de l'interface. Une teneur en eau

légèrement plus élevée entraîne une diminution du  $D_e$ . Cependant, afin de conserver la continuité dans les flux d'oxygène traversants le recouvrement, le gradient de concentration d'oxygène doit augmenter significativement pour compenser pour la diminution soudaine du  $D_e$ . Un gradient d'oxygène élevé correspond à une grande différence de concentration entre deux points, ce qui expliquerait la concentration d'oxygène faible près de l'interface. Suite à différentes observations, il semble plus probable que la faible concentration d'oxygène au-dessus de l'interface soit causée par la position du point de mesure.

## 6.2 Évaluation d'un critère acceptable de flux d'oxygène

Dans le chapitre 5, les flux d'oxygène obtenus par modélisation numérique ont été confrontés à un critère acceptable de flux d'oxygène de  $10 \text{ mol/m}^2/\text{an}$ . Le choix de la valeur du flux d'oxygène n'a pas pu être expliqué en détails dans le chapitre 5.

Premièrement, le choix du critère s'est basé sur les résultats géochimiques des colonnes de laboratoire. En ne considérant pas les colonnes témoins, seule la colonne avec recouvrement de résidus sulfurés et la nappe phréatique basse a eu un lixiviat qui a dépassé les normes gouvernementales en termes de qualité d'eau, et ce seulement pour le zinc (voir figure 4.4). Par la suite, les flux d'oxygène évalués pour toutes les colonnes ont été comparés afin d'établir un lien entre la qualité chimique du lixiviat et la valeur du flux d'oxygène. La colonne CO#10-1d-lw avait un flux d'oxygène de plus de  $50 \text{ mol/m}^2/\text{an}$ . Ce flux correspond à un lixiviat légèrement contaminé, mais puisque l'essai en colonne durait seulement un an, il faut s'attendre à une diminution de la qualité du lixiviat de la colonne CO#10-1d-lw qui continuera et peut-être s'accroîtra. Un flux de  $50 \text{ mol/m}^2/\text{an}$  est donc trop élevé pour considérer le recouvrement efficace à limiter la production de drainage acide et contaminé.

La colonne CO#5-1d-hw avait le deuxième flux le plus élevé, à  $9,5 \text{ mol/m}^2/\text{an}$ . Les lixiviats qui en sont collectés répondaient aux normes de qualité d'eau. Les autres colonnes avec recouvrement de résidus désulfurés avaient des flux calculés de  $2,3 \text{ mol/m}^2/\text{an}$  (CO#7-1d-S-hw) et de  $6,6 \text{ mol/m}^2/\text{an}$  (CO#11-0.5d-hw), et leurs lixiviats répondaient aux normes de qualité d'eau. Ces flux sont évalués selon une étude à court terme (13 mois), avec le  $D_e$

calculé avec la méthode massique, qui donne des résultats plus élevés. Basé sur les données de laboratoire de l'étude à court terme, il a été convenu que cet ordre de grandeur de flux serait considéré comme acceptable pour assurer la performance du recouvrement.

Le deuxième aspect qui a influencé le choix du critère de  $10 \text{ mol/m}^2/\text{an}$  comme flux d'oxygène maximal acceptable provient des informations trouvées dans la littérature. En effet, des études ont évalué des flux d'oxygène pour des recouvrements efficaces à limiter la génération d'acide. Dans le cas d'un recouvrement en eau, des valeurs de flux d'oxygène de  $0,16$  à  $16 \text{ mol/m}^2/\text{an}$  ont été mesurées (Li, Catalan et St-Germain 2000), tandis que des flux d'oxygène à travers une CEBC d'environ  $1 \text{ mol/m}^2/\text{an}$  ont été évalués (Dagenais *et al.* 2005).

Par contre, le critère de  $10 \text{ mol/m}^2/\text{an}$  devra être raffiné avant l'étape de conception finale du recouvrement, à l'aide de modélisations hydro-géochimiques et d'essais à l'échelle intermédiaire par exemple (voir le diagramme à la figure 5.19). À long terme, un flux de  $10 \text{ mol/m}^2/\text{an}$  pourrait s'avérer trop élevé, particulièrement dans le cas où le potentiel de neutralisation des matériaux serait épuisé. À partir de ce moment, la production d'acide par l'oxydation des sulfures ne sera plus neutralisée et la qualité de l'eau pourrait être affectée.

### **6.3 Effets des conditions frontières extrêmes sur la performance du recouvrement**

Lors des modélisations numériques, une condition climatique extrême a été simulée pour évaluer son impact sur la performance du recouvrement. La condition choisie était une période sans précipitation, avec évaporation et avec drainage maximal (supposant des digues et fondations perméables), et ce pendant 60 jours. L'écoulement de l'eau se faisait donc en drainage et en évaporation. Ces conditions frontières sont très peu probables dans le cas du site étudié. En effet, le drainage est limité dans les parcs à résidus de la mine Doyon par les digues. Ces digues étant conçues au départ pour un recouvrement d'eau, il y a très peu d'exfiltration donc peu de perte d'eau. Une situation de drainage libre n'est donc pas appropriée au site. Cette modélisation est alors un cas extrême qui peu de chances de se produire dans la région selon l'historique climatique. Ceci laisse penser que les flux

d'oxygène évalués sont donc des maximums possibles pour les différentes configurations de recouvrement.

Dans un autre cas de conception de recouvrement en Abitibi, soit au site LTA, une modélisation de la performance du recouvrement avait utilisé comme condition extrême une période de 60 jours de drainage, mais sans l'effet de l'évaporation et sans précipitation (voir Ricard *et al.* 1997; Bussière 1999). L'écoulement de l'eau se faisait donc dans une seule direction. Cette condition frontière a été appliquée au modèle présenté dans le chapitre 5, en utilisant les mêmes paramètres que ceux décrits dans le chapitre 5. En appliquant cette condition frontière au recouvrement de résidus désulfuré de 1m avec 0,8%S et nappe phréatique surélevée, le flux devient 0,8 mol/m<sup>2</sup>/an, tel que présenté à la figure 6.6 par les astérisques (conditions normales : flux de 0,8 mol/m<sup>2</sup>/an à pareille date (voir chapitre 5), losange dans figure 6.6). Cette condition frontière est probablement trop optimiste puisqu'elle minimise la perte d'eau du système. En effet, durant l'été 2006 (et durant l'été abitibien normal) il y a plus d'évaporation que de précipitation, tel que présenté à la figure 6.7, alors la condition frontière sans précipitation et sans évaporation n'est pas réellement une condition extrême.

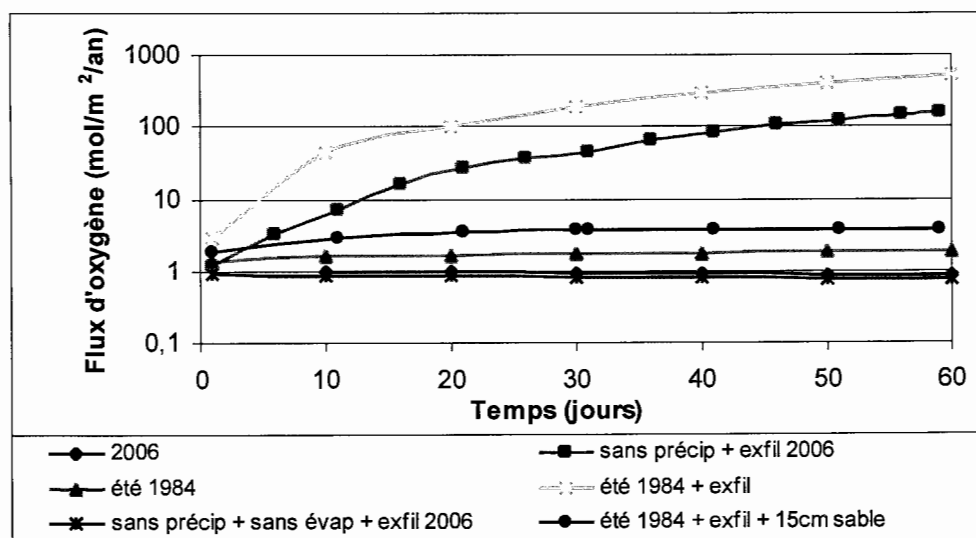


Figure 6.6 : Flux d'oxygène durant l'été selon différentes conditions frontalières

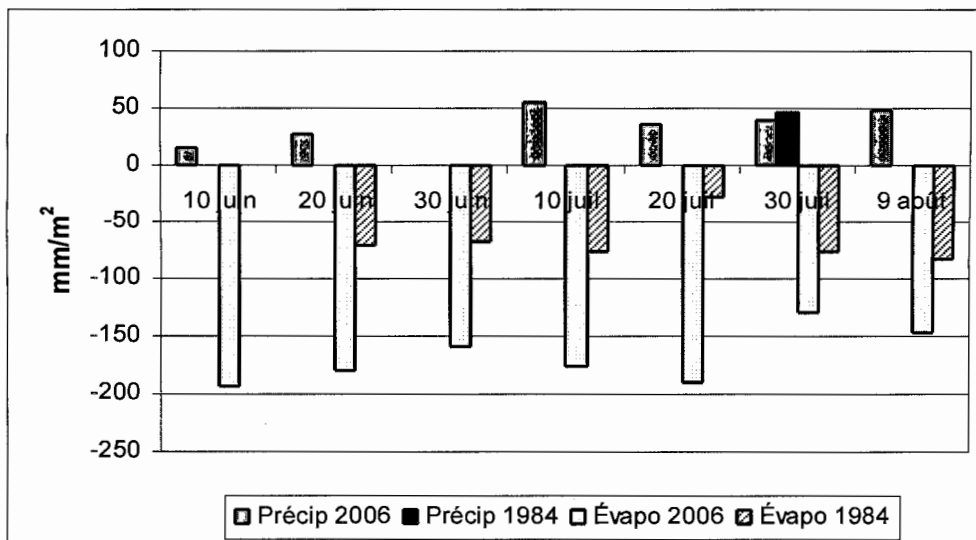


Figure 6.7 : Précipitations et évaporation durant les étés 1984 et 2006.

Une situation plus probable a été modélisée en utilisant l'été le plus sec depuis que les données météorologiques sont disponibles pour la région de l'Abitibi-Témiscamingue, soit l'été 1984 (données de précipitations présentées à la figure 6.7). Durant cette période, le flux d'oxygène en conditions de drainage limité (nappe phréatique initialement à la surface des résidus générateurs d'acide) prédit par Vadose/W est de  $1,88 \text{ mol/m}^2/\text{an}$  (triangles dans la figure 6.6), donc environ  $1 \text{ mol/m}^2/\text{an}$  de plus qu'avec les données climatiques de l'été 2006. Ce flux est cependant bien en-dessous du seuil de  $10 \text{ mol/m}^2/\text{an}$  qui a été fixé précédemment, et ce sans la couche de protection de sable. Si on considère des conditions de drainage maximales durant l'été 1984, le flux atteint  $528 \text{ mol/m}^2/\text{an}$  sans couche de protection (X dans la figure 6.6), mais descend à  $3,64 \text{ mol/m}^2/\text{an}$  avec la couche de sable de 15 cm par-dessus le recouvrement de 1 m de résidus désulfurés (cercles dans la figure 6.6). Ces modélisations faites avec différentes conditions frontières témoignent de la sensibilité des prédictions aux conditions frontières extrêmes choisies. Il est donc important de bien choisir (et justifier) ces conditions lors de la conception.

## CHAPITRE VII

### CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

#### 7.1 Sommaire

Les résidus miniers contenant des minéraux sulfureux peuvent produire du drainage minier acide lorsqu'ils sont en contact avec l'oxygène de l'air et l'eau et que le potentiel de neutralisation de ces résidus est consommé. La restauration d'un parc à résidus miniers sulfureux est nécessaire pour prévenir la contamination de son effluent et de l'environnement. Dans les climats humides, l'utilisation d'un recouvrement fait de géomatériaux peut permettre de limiter la diffusion de l'oxygène vers les résidus générateurs d'acide placés sous le recouvrement. N'ayant pas ou très peu d'apport en oxygène, les résidus ne peuvent s'oxyder et générer du drainage qui contaminerait l'environnement avoisinant le site d'entreposage.

Le choix des matériaux à utiliser pour la construction d'un recouvrement en sol est établi selon leurs propriétés hydriques et géotechniques, ainsi que selon leur disponibilité proche du site. Lorsqu'il n'y a pas de matériaux d'origine naturelle adéquats à proximité du site à restaurer, il peut être avantageux de considérer de désulfurer les rejets du concentrateur pendant la durée de vie de la mine pour produire un matériau de recouvrement à même l'usine de traitement. La désulfuration environnementale vient s'ajouter au traitement du minerai conventionnel avant l'entreposage des résidus. Pour ce faire, un circuit de flottation permet de retirer une grande partie des minéraux sulfureux encore présents suite à la récupération des valeurs commerciales pour ainsi produire un concentré de minéraux sulfureux et un résidu désulfuré. Le résidu désulfuré, une fois qu'on s'assure qu'il a les propriétés hydro-géotechniques adéquates et n'est pas générateur d'acide, peut être utilisé



comme matériau de recouvrement pour la restauration de parcs à résidus générateurs d'acide. Cette pratique a été proposée en combinaison avec l'utilisation de remblai minier cimenté (qui contiendrait l'autre fraction, soit le concentré de sulfures) sous l'appellation « gestion intégrée des résidus miniers ».

Le projet de recherche initié dans le cadre de cette thèse examine en profondeur l'utilisation de résidus miniers faiblement sulfureux comme matériau de recouvrement visant à limiter la migration de l'oxygène. La première partie de la thèse a permis d'améliorer les connaissances au niveau de la migration de l'oxygène dans un milieu poreux, non saturé, et faiblement réactif, par des mesures en laboratoire sur des matériaux réels ainsi que par des modélisations numériques. L'impact de la consommation de l'oxygène par les minéraux sulfureux résiduels dans le recouvrement de résidus désulfurés a pu être quantifié par des mesures expérimentales, ce qui a permis de valider les études précédentes qui elles étaient basées uniquement sur des simulations mathématiques. Simultanément, l'évolution géochimique des eaux de percolation des colonnes utilisées pour simuler les scénarios de recouvrement avec résidus désulfurés a permis d'évaluer l'efficacité des systèmes à prévenir la génération de drainage minier acide de résidus sulfureux. Finalement, des simulations numériques, dont les modèles ont été validés par des mesures au laboratoire, ont permis de proposer un scénario de restauration optimal utilisant des résidus désulfurés pour le site d'entreposage de la mine Doyon. Les scénarios proposés seraient efficaces même pour des conditions météorologiques extrêmement défavorables. De plus, cette thèse présente une méthodologie générale pour la conception de méthodes de restauration utilisant des résidus désulfurés (voir figure 5.19). Cette méthodologie est une contribution originale de la thèse qui se veut un outil général pour bien déterminer la configuration optimale du recouvrement fait de résidus désulfurés.

Les sections 7.2 à 7.4 décrivent plus en détails les conclusions et recommandations spécifiques à chacun des chapitres de développement de la thèse de doctorat.

## 7.2 Chapitre 3

Dans ce chapitre, des essais en laboratoire sur différentes configurations de recouvrements monocouches faits de résidus désulfurés ont permis d'évaluer les flux d'oxygène à travers le recouvrement. Parmi les 11 colonnes qui ont été montées pour le projet, quatre ont été analysées en détails dans ce chapitre (ainsi que les colonnes duplicatas appropriées). L'essai en colonnes instrumentées a couvert une période de 13 mois durant laquelle 10 cycles de rinçages ont été effectués. Des mesures de succion sur deux points de mesure sur chaque colonne ont été effectuées une fois par semaine. Des mesures de concentration d'oxygène dans le recouvrement ont été prises hebdomadairement sur chaque colonne, les colonnes ayant des points d'échantillonnage à tous les 10 cm dans l'épaisseur du recouvrement. Les profils de concentration d'oxygène ont permis de calculer les flux selon la méthode du gradient, qui a ensuite été validée par la modélisation numérique. Cette partie de l'étude a démontré que le niveau de la nappe phréatique a un impact important sur la diffusion de l'oxygène à travers le recouvrement, suivi par la teneur en sulfures résiduels dans le matériau désulfuré servant comme recouvrement. Il a également été démontré que, dans le cas étudié, l'épaisseur du recouvrement (50 cm ou 1 m) n'avait pas d'impact significatif sur la diffusion de l'oxygène.

L'importance du niveau de la nappe phréatique vient du fait qu'un matériau à haut degré de saturation diminue la diffusion de l'oxygène, en diminuant le coefficient de diffusion effectif  $D_e$ . Le niveau phréatique idéal dépend de l'AEV des matériaux, et n'a pas été déterminé précisément dans cette étude. Par contre, les flux d'oxygène étaient nettement plus élevés lorsque le niveau d'eau se trouvait à 1,5 m sous l'interface entre le recouvrement et les résidus générateurs d'acide, ce qui correspond à peu près à une profondeur équivalente à  $\frac{1}{2}$  AEV (résultats semblables à ceux de Ouangrawa 2007).

L'impact de la teneur en sulfures résiduels dans le recouvrement s'est fait sentir au niveau des flux d'oxygène évalués à la base du recouvrement. En effet, le recouvrement ayant 1,24% S présentait des flux d'oxygène plus faibles à la base que les recouvrements ayant 0,25% S. Cette différence est expliquée par la consommation d'oxygène au niveau du recouvrement, c'est-à-dire par l'oxydation des sulfures résiduels dans le résidu désulfuré. Tant que le

recouvrement lui-même n'est pas générateur d'acide, cette consommation d'oxygène est bénéfique pour la performance du recouvrement puisque moins d'oxygène atteint les résidus générateurs d'acide.

Un des objectifs de la thèse était d'évaluer la diffusion de l'oxygène à travers les recouvrements de résidus désulfurés afin de vérifier l'importance de la teneur en sulfures résiduels dans le recouvrement. Cet objectif a été atteint avec l'étude reportée dans le chapitre 3. Voici certaines recommandations pour améliorer la qualité des données lors d'un prochain projet semblable:

- Améliorer le contrôle sur le niveau de la nappe phréatique dans le dispositif expérimental afin de s'assurer d'avoir une succion constante durant toute la période de l'essai. Ceci est valide principalement pour les cas où la nappe phréatique est placée sous la colonne.
- Obtenir des mesures de teneurs en eau volumique sur plusieurs niveaux du recouvrement et des résidus sulfureux à une fréquence couvrant toute la durée de l'essai.
- Évaluer les conditions d'évaporation dans le laboratoire.
- Étudier la perte de réactivité à long terme des rejets faiblement sulfureux et l'influence à long terme sur la performance.
- Finalement, une piste intéressante pour poursuivre la recherche dans le même axe serait de déterminer la position de la nappe phréatique optimale avec des données spécifiques au site à l'étude par la modélisation numérique.

### 7.3 Chapitre 4

Le chapitre 4 s'est penché sur le comportement géochimique de scénarios de recouvrements monocouches faits de résidus désulfuré comparativement à des configurations témoins (sans recouvrement) et à des recouvrements plus traditionnels: le recouvrement en eau et le recouvrement multicouche de type CEBC. L'analyse géochimique des eaux de percolation ont été effectuées à chaque rinçage (10) sur chacune des colonnes (11). Les analyses chimiques comprennent des mesures de concentration de différents éléments par émission atomique (ICP), des mesures de pH, Eh, acidité et alcalinité, ainsi que la conductivité électrique. Les recouvrements faits de résidus désulfurés se sont avérés aussi efficace que les

recouvrements traditionnels pour prévenir la génération d'acide et la lixiviation de métaux dans l'effluent. En effet, les effluents ont répondu aux normes gouvernementales en vigueur, et leurs pH sont demeurés au-dessus de 7. Cependant, l'essai avec nappe phréatique à 1,3 m sous la surface des résidus sulfureux avait une efficacité plus faible à réduire le relargage des métaux, donc éventuellement cette configuration pourrait générer un drainage neutre contaminé.

Une comparaison des flux d'oxygène a été présentée sous forme d'efficacité à réduire le flux d'oxygène à la base du recouvrement, comparativement à la situation d'un résidu sulfureux non recouvert (colonne témoin). Pour une seconde fois, l'impact du niveau de la nappe phréatique et de la teneur en sulfures résiduels dans le résidu désulfuré ont été soulignés, tandis que l'effet de l'épaisseur du recouvrement n'était pas majeur. Le potentiel de génération d'acide à long terme des résidus désulfurés a été évalué à l'aide des courbes d'oxydation et neutralisation, ce qui a permis de conclure que le résidu désulfuré avec 1,24% S pourrait éventuellement épuiser son potentiel de neutralisation et devenir générateur d'acide.

L'objectif visé par cette partie du projet était d'évaluer l'efficacité à réduire la production de drainage minier acide d'un recouvrement monocouche fait de résidus désulfurés, en évaluant l'impact de trois paramètres de conception: l'épaisseur du recouvrement, la teneur en sulfures des résidus désulfurés utilisés comme recouvrement, et la position de la nappe phréatique. Cet objectif a été atteint avec l'étude présentée au chapitre 4. Voici quelques recommandations pour la poursuite de ce projet, ou d'études semblables :

- Évaluer le potentiel de génération d'acide des matériaux de recouvrement en laboratoire par des essais cinétiques pour déterminer la teneur en sulfures adéquate pour garantir un recouvrement qui ne générera pas d'effluent acide ou contaminé tout en profitant de la consommation d'oxygène bénéfique par les sulfures résiduels.
- Prédire le comportement géochimique à long terme de recouvrements faits de résidus désulfurés à l'aide de modèles numériques hydro-géochimiques.
- Évaluer l'influence des caractéristiques des cycles de rinçage sur les résultats géochimiques.

- Faire la part du drainage généré par le recouvrement (lorsque ce dernier contient des sulfures résiduels) de celui émanant du rejet constituant le parc à restaurer.

#### 7.4 Chapitre 5

Ce chapitre a présenté les résultats d'une quinzaine de modélisations numériques faites dans le but de déterminer une configuration optimale en termes de flux d'oxygène pour le site de la mine Doyon. À partir des résultats des essais en laboratoire, un modèle numérique a été développé et validé, pour ensuite servir pour faire des prédictions selon différents scénarios. Une première série de modélisation a été effectuée en considérant des conditions climatiques normales pour Rouyn-Noranda, et ce sur différents scénarios où les variables étaient l'épaisseur du recouvrement fait de résidus désulfurés (0,5, 0,75, 1 m), la position de la nappe phréatique (0, 0,75, 1,5 m sous la surface des résidus sulfureux) et la teneur en sulfures du recouvrement de résidus désulfurés (0,3, 0,6, 0,8 %S). Un flux d'oxygène limite a été établi à  $10 \text{ mol/m}^2/\text{an}$  selon les résultats de l'étude géochimique présentée au chapitre 4. Ces modélisations ont permis de confirmer pour une troisième fois l'impact important du niveau phréatique sur les flux d'oxygène, ainsi que l'influence de la teneur en sulfures dans le recouvrement. Par contre, l'épaisseur du recouvrement a aussi un impact non négligeable lorsque les conditions climatiques sont introduites. Suite à ces modélisations, il a été déterminé que la configuration optimale en conditions climatiques normales pour le site de la mine Doyon consiste en un recouvrement d'un mètre de résidus désulfurés à une teneur en sulfures entre 0,3 et 0,8 %, et la nappe phréatique devrait être maintenue près de la surface des résidus générateurs d'acide. Un abaissement temporaire de la nappe phréatique à 75 cm sous la surface des résidus sulfureux ne nuira pas à la performance du recouvrement, par contre une baisse jusqu'à 1,5 m sous la surface des résidus sulfureux entraîne des flux d'oxygène au dessus de la limite de  $10 \text{ mol/m}^2/\text{an}$ .

Des modélisations (près de 10) avec une condition de sécheresse et de digues et fondations perméables ont été faites pour évaluer la performance du recouvrement à limiter les flux d'oxygène en conditions extrêmes. Pour conserver le flux sous la barre des  $10 \text{ mol/m}^2/\text{an}$ , une couche de protection de sable de 30 cm a dû être installée sur le modèle. De plus, un

recouvrement de résidus désulfurés de 50 cm n'est plus efficace dans ces conditions extrêmes, malgré la mise en place de la couche de protection. Le rôle de la couche de protection en sable est de minimiser les pertes d'eau par évaporation lors de la période de sécheresse.

Finalement, le chapitre 5 a présenté un diagramme qui décrit la méthodologie générale qui est proposée pour la conception de systèmes de recouvrements faits de résidus désulfurés. Cette méthodologie comporte 8 étapes, allant de la désulfuration des résidus à la construction du recouvrement, en passant par les simulations en laboratoire, numériques et à l'échelle intermédiaire. Cette méthodologie est un outil pratique pour s'assurer du choix du scénario optimal pour un site donné.

Les objectifs atteints par l'étude numérique présentée dans le chapitre 5 sont les suivants : valider un modèle numérique à partir des résultats obtenus en laboratoire pour ensuite faire des prédictions de différents scénarios de restauration, et proposer une méthodologie générale pour la conception de recouvrements faits de résidus désulfurés. Voici des recommandations qui pourraient être utiles à la suite de ce projet ou à un projet semblable :

- La condition climatique extrême a été amplifiée par l'ajout de perméabilité pour les digues et fondations. Une modélisation en utilisant des conditions frontières plus réalistes serait plus appropriée, par exemple en conservant l'évaporation et le manque de précipitation mais en limitant la baisse du niveau phréatique.
- Les propriétés hydro-géochimiques des résidus pourraient être variées pour représenter l'hétérogénéité possible des résidus et du recouvrement.
- En se basant sur la méthodologie générale proposée, les prochaines étapes de ce projet seraient la modélisation hydro-géochimique et les essais à l'échelle intermédiaire sur le terrain pour bien optimiser le scénario de restauration selon les conditions spécifiques au site.
- Une analyse économique détaillée n'a pas été faite parallèlement à l'évaluation technique des recouvrements monocouches faits de résidus désulfurés. Il serait intéressant de voir comment se compare cette approche aux méthodes traditionnelles du point de vue des coûts de production, d'installation et de suivi, particulièrement en

utilisant les données économiques spécifiques au site de la mine Doyon. À noter qu'une étude économique comparative générale (non spécifique à un cas) entre les approches traditionnelles et la désulfuration environnementale a été présentée par Bois *et al.* (2005).

- L'aspect de la revégétation du site une fois restauré n'a pas été abordé dans cette thèse. Cet élément est important lorsqu'on considère la performance à long terme d'un recouvrement en géomatériaux (ex: Trépanier 2005) et devra être investigué davantage.
- Finalement, une évaluation environnementale pourrait être faite pour comparer les impacts sur l'environnement de l'utilisation des résidus désulfurés plutôt que les méthodes de restauration traditionnelles. L'approche de l'analyse du cycle de vie (ACV) serait particulièrement utile à cet égard.

### **7.5 Dernières remarques**

Le projet a permis de démontrer l'application possible du concept de gestion intégrée des résidus par l'utilisation de résidus désulfurés comme matériaux de recouvrement sur un parc à résidus générateur d'acide. La performance technique d'un recouvrement monocouche fait de résidus désulfurée a été confirmée. L'originalité de cette étude provient du fait qu'elle combine des essais en laboratoire avec des modélisations numériques (les résultats des essais en laboratoire ont servi à valider les modèles numériques). De plus, l'expérimentation en laboratoire a permis de mieux comprendre les phénomènes de diffusion et de consommation d'oxygène dans un matériau non saturé et faiblement réactif. La contribution de cette étude dans la compréhension de la migration de l'oxygène dans un tel matériau est importante pour l'utilisation de résidus désulfurés ou faiblement sulfureux comme barrière à l'oxygène sur des résidus générateurs d'acide, afin de bien déterminer le scénario de restauration optimal pour un site donné.

Pour conclure, un outil d'aide à la conception de méthodes de restauration utilisant des résidus désulfurés a été élaboré sous forme d'une méthodologie générale qui décrit les étapes à suivre pour s'assurer de la performance adéquate du recouvrement fait de résidus

désulfurés. Cet outil pourra devenir une marche à suivre pour les concepteurs de méthodes de restauration.



## RÉFÉRENCES

- Aachib, M. 1997. "Étude en laboratoire de la performance des barrières de recouvrement constituées de rejets miniers pour limiter le DMA," Ph.D thesis, École Polytechnique de Montréal, Montreal.
- Aachib, M., Aubertin, M., et Mbonimpa, M. 2002. "Laboratory measurements and predictive equations for gas diffusion coefficient of unsaturated soils." *55th Canadian Geotechnical Conference and 3rd joint IAH-CNC and CGS Groundwater Speciality Conference* Niagara Falls, Ontario, 163-171.
- 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*, 156(1), 163-193.
- Adu-Wusu, C., Yanful, E. K., et Mian, M. H. 2001. "Field evidence of resuspension in a mine tailings pond." *Canadian Geotechnical Journal*, 38(4), 796-808.
- Adu-Wusu, C., et Yanful, E. K. 2006. "Performance of engineered test covers on acid-generating waste rock at Whistle mine, Ontario." *Canadian Geotechnical Journal*, 43(1), 1-18.
- Adu-Wusu, C., et Yanful, E. K. 2007. "Post-closure investigation of engineered test covers on acid-generating waste rock at Whistle Mine, Ontario." *Canadian Geotechnical Journal*, 44(4), 496-506.
- Amos, R., Blowes, D. W., Smith, L., et Segó, D. C. 2007. "Wind induced oxygen transport through a waste rock dump " *Sudbury 2007 Mining and the Environment IV Conference*, Sudbury, Ontario, Canada.
- Amyot, G., et Vézina, S. 1997. "Flooding as a reclamation solution to an acidic tailings pond." *4th International Conference on Acid Rock Drainage*, Vancouver, B.C., Canada, 681-696.
- Aube, B. 2004. "Une etude en usine pilote de la production de boues a haute densite durant le traitement des eaux de drainage minier acide," M.Sc.A., Ecole Polytechnique, Montreal (Canada), Canada.
- 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. MEND report 2.22.2a."
- Aubertin, M., Bussière, B., et Chapuis, R. P. 1996. "Hydraulic conductivity of homogenized tailings from hard rock mines." *Canadian Geotechnical Journal*, 33(3), 470-482.

- Aubertin, M., Bussière, B., Barbera, J.-M., Chapuis, R. P., Monzon, M., et Aachib, M. 1997. "Construction and instrumentation of in situ test plots to evaluate covers built with clean tailings." *4th International Conference on Acid Rock Drainage*, Vancouver, Canada, 715-730.
- Aubertin, M., Dionne, J., et Marcoux, L. 1997. "Design guidelines and stability criteria of engineering works for water covers." *4th ICARD*, Vancouver, 1849-1866.
- Aubertin, M., Ricard, J.-F., et Chapuis, R. P. 1998. "A predictive model for the water retention curve: application to tailings from hard-rock mines." *Canadian Geotechnical Journal*, 35(1), 55-69.
- Aubertin, M., Aachib, M., Monzon, M., Joanes, A.-M., Bussière, B., et Chapuis, R. P. 1999a. "Étude de laboratoire sur l'efficacité de recouvrements construits à partir de résidus miniers." *Rapport MEND 2.22.2b*.
- Aubertin, M., Bussière, B., Monzon, M., Joanes, A.-M., Gagnon, D., Barbera, J.-M., Bédard, C., Chapuis, R. P., et Bernier, L. 1999b. "Étude sur les barrières sèches construites à partir de résidus miniers: Phase II - essais en place. Rapport MEND 2.22.2c."
- Aubertin, M., Aachib, M., et Authier, K. 2000. "Evaluation of diffusive gas flux through covers with a GCL." *Geotextiles and Geomembranes*, 18(2-4), 215-233.
- Aubertin, M., Bussière, B., et Bernier, L. 2002. "Environnement et gestion des rejets miniers (CD-ROM)." Les Presses Internationales Polytechnique, École Polytechnique de Montréal, Qué., Canada.
- Barbour, S. L., Lim, P. C., et Fredlund, D. G. 1996. "A new technique for diffusion testing of unsaturated soil." *Geotechnical Testing Journal*, 19(3), 247-258.
- Bellaloui, A., Chtaini, A., Ballivy, G., et Narasiah, S. 1999. "Laboratory investigation of the control of acid mine drainage using alkaline paper mill waste." *Water, Air, and Soil Pollution*, 111, 57-73.
- Benzaazoua, M., Bussière, B., Nicholson, R. V., et Bernier, L. 1998. "Geochemical behavior of multilayered cover made of desulphurized mine tailings." *Tailings and Mine Waste 98*, Fort Collins, 389-398.
- Benzaazoua, M., et Bussière, B. 1999. "Desulphurization of tailings with low neutralizing potential: kinetic study and flotation modeling." *Sudbury 99 Mining and the Environment*, Sudbury, Canada, 29-38.
- Benzaazoua, M., Ouellet, J., Servant, S., Newman, P., et Verburg, R. 1999. "Cementitious backfill with high sulfur content: physical, chemical and mineralogical characterization." *Cement and Concrete Research*(29), 719-725.

- Benzaazoua, M., Bussière, B., Kongolo, M., McLaughlin, J., et Marion, P. 2000. "Environmental desulphurization of four canadian mine tailings using froth flotation." *International Journal of Mineral Processing*, 60, 57-74.
- Benzaazoua, M., Marion, P., Picquet, I., et Bussière, B. 2002. "Stabilisation et solidification de résidus sulfo-arséniés dans les remblais cimentés en pâte." *Symposium sur l'environnement et les mines*, Rouyn-Noranda, Canada, CD-ROM.
- Benzaazoua, M., Bussière, B., Dagenais, A. M., et Archambault, M. 2004a. "Kinetic tests comparison and interpretation for prediction of the Joutel tailings acid generation potential." *Environmental Geology*, 46, 1086-1101.
- Benzaazoua, M., Marion, P., Picquet, I., et Bussière, B. 2004b. "The use of pastefill as a solidification and stabilization process for the control of acid mine drainage." *Minerals Engineering*, 17(2), 233-243.
- Benzaazoua, M., Bussière, B., Demers, I., Aubertin, M., et Blier, A. 2008. "Integrated sulphidic mine tailings management using environmental desulphurization and cemented paste backfill." *Minerals Engineering*, 21(4), 330-340.
- Bernier, L., Aubertin, M., Poirier, C., et Bussière, B. 2002. "On the use of limestone drains in the passive treatment of acid mine drainage (AMD)." *Symposium 2002 sur l'Environnement et les Mines*, Rouyn-Noranda, Canada, CD-ROM.
- Bois, D., Benzaazoua, M., Bussière, B., Kongolo, M., et Poirier, P. 2005. "A feasibility study on the use of desulphurized tailings to control acid mine drainage." *Cim Bulletin*, 98(1087), 74-74.
- Buckingham, E. 1904. "Contribution to our knowledge of the aeration of soils." *USDA Bureau of Soils Bulletin*(25).
- Bussière, B., Lelièvre, J., Ouellet, J., et Bois, D. 1995. "Utilisation de résidus miniers désulfurés comme recouvrement pour prévenir le DMA: analyse technico-économique sur deux cas réels." *Sudbury '95, conference on mining and the environment*, Sudbury, Ontario, 59-68.
- Bussière, B., Nicholson, R. V., Aubertin, M., et Benzaazoua, M. 1997a. "Evaluation of the effectiveness of covers built with desulfurized tailings for preventing Acid Mine Drainage." *50th Canadian Geotechnical Conference*, Ottawa, Canada, 17-25.
- Bussière, B., Nicholson, R. V., Aubertin, M., et Servant, S. 1997b. "Effectiveness of covers built with desulphurized tailings: column test investigation." *4th International Conference on Acid Rock Drainage*, Vancouver, BC, 763-778.

- Bussière, B., Benzaazoua, M., Lelièvre, J., Bois, D., et Servant, S. 1998. "Valorisation des résidus miniers: une approche intégrée - Phase II. Rapport final soumis au Ministère des Ressources Naturelles du Québec." MEND Program, Rouyn-Noranda, Québec.
- 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, Montréal.
- Bussière, B., et Aubertin, M. 1999. "Clean tailings as cover material for preventing acid mine drainage: an in situ experiment." *Sudbury '99 Mining and the Environment II*, Sudbury, Ontario, 19-28.
- Bussière, B., Aubertin, M., Benzaazoua, M., et Gagnon, D. 1999. "Modèle d'estimation des coûts de restauration de sites miniers générateurs de DMA." *Mines Écologiques, Congrès APGGQ 1999*, Rouyn-Noranda.
- Bussière, B., Aubertin, M. et Julien, M. 2001. "Couvertures avec effets de barrière capillaire pour limiter le drainage minier acide: aspects théoriques et pratiques." *Vecteur Environnement*, 34 (3), 37-50.
- Bussière, B., Benzaazoua, M., Kongolo, M., et Aubertin, M. 2002a. "Intégration de la désulfuration dans la restauration des sites miniers générateurs de DMA." *Symposium 2002 sur l'environnement et les mines*, Rouyn-Noranda, Québec.
- Bussière, B., Dagenais, A.-M., Mbonimpa, M., et Aubertin, M. 2002b. "Modification of oxygen-consumption testing for the evaluation of oxygen barrier performance." *55th Canadian Geotechnical Conference and 3rd Joint IAHC-CNC and CGS Groundwater Specialty Conferences*, Niagara Falls, Canada, 139-146.
- Bussière, B., Aubertin, M., et Chapuis, R. P. 2003. "The behavior of inclined covers used as oxygen barriers." *Canadian Geotechnical Journal*, 40, 512-535.
- 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*, 45, 609-622.
- Bussière, B., Maqsood, A., Aubertin, M., Martschuk, J., McMullen, J., et Julien, M. 2006. "Performance of the oxygen limiting cover at the LTA site, Malartic, Quebec." *CIM Bulletin*, 99(1096).
- Bussière, B. 2007. "Colloquium 2004: Hydrogeotechnical properties of hard rock tailings from metal mines and emerging geo-environmental disposal approaches." *Canadian Geotechnical Journal*, 44(9), 1019-1052.

- Bussière, B., Aubertin, M., Mbonimpa, M., Molson, J. W., et Chapuis, R. P. 2007. "Field experimental cells to evaluate the hydrogeological behaviour of oxygen barriers made of silty materials." *Canadian Geotechnical Journal*, 44(3), 245-265.
- Cabral, A., Racine, I., Burnotte, F., et Lefebvre, G. 2000. "Diffusion of oxygen through a pulp and paper residue barrier." *Canadian Geotechnical Journal*, 37(1), 201-217.
- Catalan, L., Yanful, E. K., Boucher, J.-F., et Shelp, M. L. 2000. "A field investigation of tailings resuspension in a shallow water cover." *5th ICARD*, Denver, USA, 921-931.
- Cissokho, F. 2007. "Effets de la configuration des couvertures à effets de barrière capillaire CEBC inclinées sur les mouvements de gaz: études numériques," École Polytechnique de Montréal, Montréal.
- Collin, M. 1987. "Mathematical modelling of water and oxygen transport in layered soil covers for deposits of pyritic mine tailings," Royal Institute of technology, Stockholm, Sweden.
- Collin, M., et Rasmuson, A. 1988. "Gas diffusivity models for unsaturated porous media." *Soil Science Society of America Journal*, 52, 1559-1565.
- Crank, J. 1975. *The mathematics of diffusion*, Clarendon Press, Oxford, U.K.
- Dagenais, A.-M. 2005. "Techniques de contrôle du drainage minier acide basées sur les effets capillaires," Ph.D thesis, Ecole Polytechnique de Montréal, Montreal.
- Dagenais, A. M., Aubertin, M., Bussière, B., et Cyr, J. 2005. "Performance of the Lorraine mine site cover to limit oxygen migration." *SME transactions*, 318, 190-200.
- Dagenais, A. M., Aubertin, M., et Bussière, B. 2006. "Parametric study on the water content profiles and oxidation rates in nearly saturated tailings above the water table." *7th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD)*, St.Louis, Missouri, 405-420.
- Davé, N. K., et Vivyrka, A. J. 1994. "Water cover on acid generating uranium tailings - Laboratory and field studies." *International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and 3rd International Conference on the Abatement of Acidic Drainage*, Pittsburgh, PA, 297-306.
- Davé, N. K., Lim, T. P., Horne, D., Boucher, Y., et Stuparyk, R. 1997. "Water cover on reactive tailings and wasterock: Laboratory studies of oxidation and metal release characteristics." *4th ICARD*, Vancouver, 779-794.
- David, D. J., et Nicholson, R. V. 1995. "Field measurements for determining rates of sulphide oxidation." *Sudbury '95, Conference on Mining and the Environment*, Sudbury, Ontario, 201-210.

- Davis, G. B., et Ritchie, A. I. M. 1986. "A model of oxidation in pyritic mine waste. Part 1: equations and approximate solution." *Applied Mathematical Modelling*, 10, 314-322.
- Demers, I., Bussière, B., Benzaazoua, M., Mbonimpa, M., et Blier, A. 2008. "Column test investigation on the performance of monolayer covers made of desulphurized tailings to prevent acid mine drainage." *Minerals Engineering*, 21(4), 317-329.
- Down, C. G., et Stocks, J. 1977. *Environmental impact of mining*, Wiley, New York.
- Edlefsen, N. E., et Anderson, A. B. C. 1943. "Thermodynamics of soil moisture." *Hilgardia*, 15(2), 31-298.
- El-Farhan, Y. H., Petersen, L. W., Rolston, D. E., et Glauz, R. D. 1996. "Analytical solution for two-region diffusion with two well-mixed end chambers." *Soil Science Society of America Journal*, 60, 1697-1704.
- Elberling, B., Nicholson, R. V., et David, D. J. 1993. "Field evaluation of sulphide oxidation rates." *Nordic Hydrology*(24), 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*, 31(3), 375-383.
- Elberling, B., Nicholson, R. V., et Scharer, J. M. 1994. "A combined kinetic and diffusion model for pyrite oxidation in tailings: a change in controls with time." *Journal of Hydrology*(157), 47-60.
- Elberling, B., et Nicholson, R. V. 1996. "Field determination of sulphide oxidation rates in mine tailings." *Water Resources Research*, 32(6), 1773-1784.
- Elberling, B., Larsen, F., Christensen, S., et Postma, D. 1998. "Gas transport in a confined unsaturated zone atmospheric pressure cycles." *Water Resources Research*, 34(11), 2855-2862.
- Felmy, A. R., Griven, J. B., et Jenne, E. A. 1984. "MINTEQ: a computer program for calculating aqueous geochemical equilibria." National Technical Information Services, Springfield, Virginia.
- Fredlund, D. G., et Xing, A. 1994. "Equations for the soil-water characteristic curve." *Canadian Geotechnical Journal*, 31, 521-532.
- Fredlund, D. G., Xing, A., et Huang, S. 1994. "Predicting the permeability function for unsaturated soils using the soil-water characteristic curve." *Canadian Geotechnical Journal*, 31, 533-546.

- GEO-SLOPE. 2004. "VADOSE/W, Vadose zone modelling." Calgary.
- Germain, D., Tassé, N., et Cyr, J. 2003. "Treatment of acid mine effluents using a wood-waste cover." *Sudbury 2003 Mining and the Environment*, Sudbury, Canada.
- Glauz, R. D., et Rolston, D. E. 1989. "Optimal design of two-chamber, gas diffusion cells." *Soil Science Society of America Journal*, 53(6), 1619-1624.
- Gosselin, M. 2007. "Étude de l'influence des caractéristiques hydrogéochimiques des résidus miniers réactifs sur la diffusion et la consommation de l'oxygène," Thèse de Maîtrise, École Polytechnique de Montréal, Montréal.
- Gosselin, M., Mbonimpa, M., Aubertin, M., et Martin, V. 2007. "An investigation of the effect of the degree of saturation on the oxygen reaction rate coefficient of sulphidic tailings." *ERTEP 2007 - First International Conference on environmental research, technology and policy building tools and capacity for sustainable production* Accra, Ghana.
- Gray, N. F. 1997. "Environmental impact and remediation of acid mine drainage: a management problem." *Environmental Geology*, 30, 62 - 71.
- Hanton-Fong, C. J., Blowes, D. W., et Stuparyk, R. 1997. "Evaluation of low sulphur tailings in the prevention of acid mine drainage." *4th ICARD*, Vancouver, Canada, 835-847.
- Hillel, D. 1998. *Environmental Soil Physics*, Academic Press, San Diego, USA.
- Humber, A. J. 1995. "Separation of sulphide minerals from mill tailings." *Sudbury 95, Conference on mining and the environment*, Sudbury, Ontario, 149-158.
- Humber, A. J. 1997. "Separation of sulphide minerals from mill tailings." *Land Contamination and Reclamation*, 5(2), 109-116.
- Jin, Y., et Jury, W. A. 1996. "Characterizing the dependence of gas diffusion coefficient on soil properties." *Soil Science Society of America Journal*, 60, 66-71.
- Kam, S. N., Knapp, R., Balins, J. K., et Payne, R. A. 1997. "Interim assessment of flooded tailings performance Quirke mine waste management area." *4th ICARD*, Vancouver, 853-868.
- Laliberté, R., Ludgate, I., et Knapp, R. 2003. "Denison Mines - 10 years after closure." *Sudbury 2003 Mining and the Environment*, Sudbury.
- Lawrence, R. W., et Scheske, M. 1997. "A method to calculate the neutralization potential of mining wastes." *Environmental Geology*, 32(2), 100-106.

- Leppinen, J. O., Salonsaari, P., et Palosaari, V. 1997. "Flotation in acid mine drainage control: beneficiation of concentrate." *Canadian Metallurgical Quarterly*, 36(4), 225-230.
- Li, M., et Catalan, L. 1997. "Desulphurization of Golden Giant CIP tailings - Progress report no.5: Assessment of acid generation potential and cover effectiveness of depyritized tailings." Noranda Technology Centre, Pointe-Claire.
- Li, M., Catalan, L., et St-Germain, P. 2000. "Rates of oxygen consumption by sulphidic tailings under shallow water covers - Field measurements and modelling." *5th ICARD*, Denver, USA, 913-920.
- Lim, P. C., Barbour, S. L., et Fredlund, D. G. 1998. "The influence of degree of saturation on the coefficient of aqueous diffusion." *Canadian Geotechnical Journal*, 35, 811-827.
- Liu, G., et Si, B. C. 2008. "Analytical modeling of one-dimensional diffusion in layered systems with position-dependent diffusion coefficients." *Advances in Water Resources*, 31, 251-268.
- MacKay, P. L., Yanful, E. K., Rowe, R. K., et Badv, K. 1998. "A new apparatus for measuring oxygen diffusion and water retention in soils." *Geotechnical Testing Journal*, 21(4), 289-296.
- Marcotte, R. 2002. "La restauration des sites miniers au Québec: des progrès importants ont été accomplis depuis 1990." *Symposium Environnement et les Mines: Défis et Perspectives*, Rouyn-Noranda, Canada, CD-ROM.
- Marshall, T. J. 1959. "The diffusion of gases through porous media." *Journal of Soil Science*, 10, 79-84.
- Mason, R. L., Gunst, R. F., et Hess, J. L. 1989. *Statistical Design and Analysis of Experiments*, Wiley.
- Massmann, J., et Farrier, D. F. 1992. "Effects of atmospheric pressures on gas transport in the vadose zone." *Water Resources Research*, 28(3), 777-791.
- Maurice, R. 2002. "Restauration du site minier Poirier (Joutel) – Expériences acquises et suivi des travaux." *Symposium Environnement et les Mines: Défis et Perspectives*, Rouyn-Noranda, Canada, CD-ROM.
- Mayer, K. U. 1999. "A numerical model for multicomponent reactive transport in variably saturated porous media," Ph.D. thesis, University of Waterloo, Waterloo, Ontario.
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Chapuis, R., et Bussière, B. 2002a. "Practical pedotransfer functions for estimating the saturated hydraulic conductivity" *Geotechnical and Geological Engineering*, 20(3), 235-259.



- 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, Canada.
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Achib, M., et Bussière, B. 2003. "Diffusion and consumption of oxygen in unsaturated cover materials." *Canadian Geotechnical Journal*, 40, 916-932.
- McCarthy, D. F. 2002. *Essentials of Soil Mechanics and Foundations*, Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey
- McLaughlin, J., et Robertson, G. 1994. "Test production of low sulphur rock tailings at Inco's Clarabelle mill." *26th annual meeting of the Canadian Mineral Processors*, Ottawa, Canada.
- McLaughlin, J., et Stuparyk, R. 1994. "Evaluation of low sulphur rock tailings production at Inco's Clarabelle mill." *Innovation in Mineral Processing*, Sudbury, Ontario.
- McMullen, J., Firlotte, F. W., Knapp, R., et Aubertin, M. 1997. "Les Terrains Aurifères property site closure and rehabilitation - conceptual to construction." *29th Annual Meeting of the Canadian Mineral Processors*, Ottawa, ON, 274-292.
- MDDEP. 2005. "Directive 019 sur l'industrie minière." Ministère du Développement durable, Environnement et Parcs, Gouvernement du Québec.
- MEND. 1994. "Separation of sulphides from mill tailings Phase 1." *2.45.1a*.
- MEND. 2001. "MEND Manual, Report 5.4.2." Canmet, Ottawa, Canada.
- MEND. 2004. "Design, Construction and Performance Monitoring of Cover Systems for Waste Rock and Tailings, MEND report 2.21.4." Canmet, Ottawa, Canada.
- Mermillod-Blondin, R. 2005. "Influence des propriétés superficielles de la pyrite sur la rétention de molécules organiques soufrées: Application à la désulfuration des résidus miniers," Institut National Polytechnique de Lorraine, Université de Montréal.
- Miller, S. D., Jeffery, J. J., et Wong, J. W. C. 1991. "Use and misuse of the acid-base account for "AMD" prediction." *2nd International Conference on the Abatement of Acidic Drainage*, Montreal, QC, 489-506.
- Millington, R. J. 1959. "Gas diffusion in porous media." *Science*, 130, 100-102.

- Millington, R. J., et Quirk, J. M. 1961. "Permeability of porous solids." *Transactions Faraday Society*, 57, 1200-1207.
- Millington, R. J., et Shearer, R. C. 1971. "Diffusion in aggregated porous media." *Soil Science*, 111(6), 372-378.
- Molson, J. W., Aubertin, M., Joanes, A.-M., et Bussière, B. 2004. "Simulating acid mine drainage through mine wastes constructed with capillary barrier covers." *5th joint IAH-CNC and CGS Groundwater Specialty Conference, 57th Canadian Geotechnical Conference*, Quebec, Canada, Session 8D p.29-36.
- Molson, J. W., Aubertin, M., Bussière, B., et Benzaazoua, M. 2008. "Geochemical transport modelling of drainage from experimental mine tailings cells by capillary barriers." *Applied Geochemistry*, 23(1), 1-24.
- Neculita, C. M., Zagury, G., et Bussière, B. 2007. "Passive treatment of acid mine drainage in bioreactors using sulfate-reducing bacteria: critical review and research needs." *Journal of Environmental Quality*, 36, 1-16.
- NGS. 2007. "Changing climate." National Geographic Society Maps, Washington, D.C, USA.
- Nicholson, R. V., Gillham, R. W., Cherry, J. A., et Reardon, E. J. 1989. "Reduction of acid generation through the use of moisture-retaining cover layers as oxygen barriers." *Canadian Geotechnical Journal*, 26, 1-8.
- Nicholson, R. V., Elberling, B., et Williams, G. 1995. "A new oxygen consumption technique to provide rapid assessment of tailings reactivity in the field and the laboratory." *Sudbury '95, Conference on Mining and the Environment*, Sudbury, Ontario, 999-1006.
- 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*, 35(5), 828-846.
- Ouangrawa, M. 2007. "Étude expérimentale et analyse numérique des facteurs qui influencent le comportement hydro-géochimique de résidus miniers sulfureux partiellement submergés". Ph.D thesis, École Polytechnique de Montréal, Montréal, Canada.
- Ouangrawa, M., Aubertin, M., Molson, J. W., Zagury, G., et Bussière, B. 2005. "An evaluation of the elevated water table concept using laboratory columns with sulphidic tailings " *GeoSask2005: 58th Canadian Geotechnical Conference and 6th joint IAH-CNC-CGS*, Saskatoon, Saskatchewan.

- Ouangrawa, M., Molson, J. W., Aubertin, M., Zagury, G., et Bussière, B. 2006. "The effect of water table elevation on acid mine drainage from reactive tailings: a laboratory and numerical modelling study." *7th ICARD*, St.Louis, MO.
- Paine, P. J. 1987. "An historic and geographic overview of acid mine drainage." *Acid mine drainage seminar / workshop*, 1-45.
- Patra, P., et Natarajan, K. A. 2003. "Microbially-induced flocculation and flotation for pyrite separation from oxide gangue minerals." *Minerals Engineering*, 16, 965-973.
- Peacey, V., Yanful, E. K., et Payne, R. A. 2002. "Field study of geochemistry and solute fluxes in flooded uranium mine tailings." *Canadian Geotechnical Journal*(39), 357-376.
- Penman, H. L. 1940a. "Gas and vapor movements in the soil: I The diffusion of vapors through porous solids." *Journal of Agricultural Science*, 30, 436-462.
- Penman, H. L. 1940b. "Gas and vapor movements in the soil: II The diffusion of carbon dioxide through porous solids." *Journal of Agricultural Science*, 30, 570-581.
- Peppas, A., Komnitsas, K., et Halikia, I. 2000. "Use of organic covers for acid mine drainage control." *Minerals Engineering*, 13(5), 563-574.
- Price, W. A., Morin, K., et Hutt, N. 1997. "Guideline for the prediction of acid rock drainage and metal leaching for mines in British Columbia: Part II - Recommended procedures for static and kinetic testing." *4th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD)*, Vancouver, BC, 15-30.
- Refsgaard, J. C., Christensen, T. H., et Ammentorp, H. C. 1991. "A model for the oxygen transport and consumption in the unsaturated zone." *Journal of Hydrology*, 129, 349-369.
- Reid, C. 2006. "Analyse du cycle de vie de la gestion des résidus miniers," M. thesis, École Polytechnique de Montréal, Montreal.
- Reid, C., Aubertin, M., Deschênes, L., Bussière, B., et Bécaert, V. 2007. "Application of life cycle assessment (LCA) to sulphidic tailings management." *Mining and the Environment IV Conference*, Sudbury, Ontario, Canada.
- Ricard, J.-F., Aubertin, M., Firlotte, F. W., Knapp, R., et McMullen, J. 1997. "Design and construction of a dry cover made of tailings for the closure of Les Terrains Aurifères site, Malartic, Québec, Canada." *4th International Conference on Acid Rock Drainage*, Vancouver, BC, 1515-1530.
- Rietveld, H. M. 1993. *The Rietveld Method*, R.A Young, Editor, Oxford University Press.

- Ritcey, G. M. 1989. *Tailings management, problems and solutions in the mining industries*, Elsevier.
- Robinson, D. A., Bell, J. P., et Batchelor, C. H. 1994. "Influence of Iron Minerals on the Determination of Soil-Water Content Using Dielectric Techniques." *Journal of Hydrology*, 161(1-4), 169-180.
- Rolston, D. E. 1986a. "Gas flux." *Methods of soil analysis, part 1: physical and mineralogical methods*, A. Klute, ed., Am. So. Agron. - Soil Sc. So., Madison, WI, 1103-1119.
- Rolston, D. E. 1986b. "Gas diffusivity." *Methods of soil analysis, Part 1: Physical and mineralogical methods*, A. Klute, ed., Am. So. Agron - Soil Sc. So., Madison, WI, 1089-1102.
- 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*, 271, 171-187.
- Rowe, R. K., et Booker, J. R. 1985. "1-D pollutant migration in soils of finite depth." *Journal of Geotechnical Engineering-Asce*, 111(4), 479-499.
- Rowe, R. K., Booker, J. R., et Fraser, M. J. 1994. "POLLUTE v.6 - 1D Pollutant Migration through a Non-Homogeneous Soil." Distributed by GAEA Environmental Engineering Ltd., Whitby, ON, Canada.
- Sallam, A., Jury, W. A., et Letey, J. 1984. "Measurement of gas diffusion coefficient under relatively low air-filled porosity." *Soil Science Society of America Journal*, 48, 3-6.
- SENES. 1996. "Review of the use of an elevated water table as a method to control and reduce acidic drainage from tailings." *MEND 2.17.1*, Richmond Hill.
- Shelp, M. L., et Yanful, E. K. 2000. "Oxygen diffusion coefficient of soils at high degrees of saturation." *Geotechnical Testing Journal*, 23(1), 36-44.
- Sjoberg Dobchuk, B., Wilson, G. W., et Aubertin, M. 2001. "Field and laboratory characterization of a desulphurized tailings cover system." *54th Canadian Geotechnical Conference*, Calgary, Canada, 1620-1627.
- Sjoberg Dobchuk, B. 2002. "Evaluation of the effectiveness of a desulphurized tailings cover at Detour Lake mine," Master of Science, University of Saskatoon, Saskatoon.
- SoilCover. 1997. "SoilCover user's manual." Unsaturated Soils Group, Department of Civil Engineering, University of Saskatchewan, Saskatoon.
- SRK. 1989. "Draft Acid Rock Drainage Technical Guide, vol.1." Vancouver.

- St-Arnaud, L. 1994. "Water covers for the decommissioning of sulfidic mine tailings impoundments." *3rd International Conference on the Abatement of Acidic Drainage*, Pittsburgh, PA, 279-287.
- Thorstenson, D. C., et Pollock, D. W. 1989. "Gas transport in unsaturated porous media: the adequacy of Fick's law " *Reviews of Geophysics*, 27(1), 61-78.
- Tibble, P., et Nicholson, R. V. 1997. "Oxygen consumption on sulphide tailings and tailings covers: measured rates and applications." *4th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD)*, Vancouver, B.C., 647-661.
- Trépanier, S. 2005. "Étude sur des barrières visant à limiter l'impact de l'infiltration des racines sur la performance des recouvrements multicouches," Maîtrise en biologie, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue Rouyn-Noranda.
- Troeh, F. R., Jabro, J. D., et Kirkham, D. 1982. "Gaseous diffusion equations for porous materials." *Geoderma*, 27, 239-253.
- Vick, S. G. 1983. *Planning, design, and analysis of tailings dams*, John Wiley & Sons, New York.
- 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," Master's thesis, École Polytechnique de Montréal, Montréal.
- Weeks, B., et Wilson, G. W. 2005. "Variations in moisture content for a soil cover over a 10 year period." *Canadian Geotechnical Journal*, 42(6), 1615-1630.
- Williams, D. J., Wilson, G. W., et Currey, N. A. 1997. "A cover system for a potentially acid forming waste rock dump in a dry climate." *Proceedings of the 4th International Conference on Tailings and Mine Waste '97*, Fort Collins, CO, 231-235.
- Wilson, G. W. 1990. "Soil evaporative fluxes for geotechnical engineering problems," Ph.D thesis, University of Saskatchewan, Saskatoon.
- Wilson, G. W., Fredlund, D. G., et Barbour, S. L. 1994. "Coupled soil-atmosphere modelling for soil evaporation." *Canadian Geotechnical Journal*, 31(2), 151-161.
- Wilson, G. W., Williams, D. J., et Rykaart, E. M. 2003. "The integrity of cover systems: an update." *6th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD): Application and Sustainability of Technologies*, Cairns, Australia, 445-451.
- Yalcin, T., Papadakis, M., Hmidi, N., et Hilscher, B. 2004. "Desulphurization of Placer Dome's Musselwhite mine gold cyanidation tailings." *CIM Bulletin*, 97(1084).

- Yanful, E. K. 1992. "Development of laboratory methodologies for evaluating the effectiveness of reactive tailings covers." *MEND 2.21.1*.
- Yanful, E. K. 1993. "Oxygen Diffusion through Soil Covers on Sulphidic Mine Tailings." *Journal of Geotechnical Engineering-Asce*, 119(8), 1207-1228.
- Yanful, E. K., Simms, P. H., et Payant, S. C. 1999. "Soil covers for controlling acid generation in mine tailings: A laboratory evaluation of the physics and geochemistry." *Water, Air, and Soil Pollution*, 114(3-4), 347-375.
- Yanful, E. K., Simms, P. H., Rowe, R. K., et Stratford, G. 1999. "Monitoring an experimental soil waste cover near London, Ontario, Canada." *Geotechnical and Geological Engineering*, 17(2), 65-84.
- Yanful, E. K., Mousavi, S. M., et De Souza, L. P. 2006. "A numerical study of soil cover performance." *Journal of Environmental Management*, 81(1), 72-92.
- Young, R. A. 1995. *The Rietveld Method*, Oxford University Press.
- Zhan, G., Aubertin, M., Mayer, A., Burke, K., et McMullen, J. 2001. "Capillary cover design for leach pad closure." *SME transactions*(1), 104-110.

## APPENDICE A

### REPEATABILITY EVALUATION OF INSTRUMENTED COLUMN TESTS IN ACID MINE DRAINAGE PREDICTION AND COVER EFFICIENCY EVALUATION<sup>23</sup>

Durant l'élaboration des essais en colonnes, il a été convenu de répéter certaines configurations et ainsi créer des colonnes identiques afin de comparer leur performance et valider la procédure des essais en colonnes. Comme il y avait plusieurs configurations choisies, seulement trois colonnes « duplicata » ont été montées. Les trois colonnes ont été choisies aléatoirement, soit une parmi les deux configurations de colonnes témoins, et deux parmi les colonnes avec recouvrement de résidus désulfurés. Plus spécifiquement, les colonnes choisies sont la colonne témoin avec nappe phréatique surélevée (CO#1-c-hw), la colonne avec recouvrement de 1m de résidus désulfurés avec nappe phréatique sous la colonne (CO#6-1d-lw), et la colonne avec recouvrement de 50 cm de résidus désulfurés avec nappe phréatique élevée (CO#8-0.5d-hw). Les doubles de ces colonnes ont été nommés : CO#9-c-hw, CO#10-1d-lw, CO#11-0.5d-hw. Toute l'instrumentation et les analyses ont été faites sur les colonnes duplicata de la même façon que sur les colonnes originales. Alors, il est possible de comparer les résultats des colonnes originales avec leur duplicata pour vérifier si la procédure d'essais en colonnes est fiable et donne des résultats significatifs. Les résultats de l'analyse statistique sont décrits dans l'article de conférence suivant.

#### Résumé / Abstract

Les colonnes instrumentées sont souvent utilisées pour prédire le potentiel de génération d'acide de rejets miniers et pour évaluer l'efficacité de méthodes de restauration visant à prévenir la production de drainage minier acide. Ces essais ne sont habituellement pas répétés, ce qui peut entraîner un doute sur la représentativité statistique des résultats obtenus.

---

<sup>23</sup> Demers, I. et Bussière, B. 2008. Repeatability evaluation of instrumented column tests in acid mine drainage prediction and cover efficiency evaluation. Accepté pour présentation au 61<sup>st</sup> Canadian Geotechnical Conference & 9<sup>th</sup> Joint CGS/IAH-CNC Groundwater Conference, Edmonton, Alberta, Canada, Sept. 21-24.

Des résultats d'essais en colonnes installées selon une méthode développée au cours des quinze dernières années et réalisés en duplicata sont comparés et analysés statistiquement. Les comparaisons des données géochimiques, géotechniques et de concentrations de gaz confirment qu'une bonne méthode de mise en place des colonnes et un bon contrôle des conditions frontières favorisent la répétabilité des essais.

Instrumented column tests are often used to predict the acid generating potential of mine tailings and to evaluate the effectiveness of methods to prevent acid mine drainage. These tests are seldom duplicated, which can cast some doubt about their repeatability. This paper provides an analysis of a column test study (with duplicates), performed using a methodology progressively developed over the last 15 years. Statistical comparison between duplicates was made using geochemical data, geotechnical data, and gas concentrations. The results indicate that a good repeatability of the column tests can be achieved with a good set-up methodology and rigorous control of the boundary conditions.

## 1. Introduction

Instrumented columns are used in many studies to predict the acid mine drainage generation characteristics of a mine tailings, or to evaluate the performance of cover scenarios for the prevention of acid mine drainage (e.g. Davé et Vivyurka 1994; Aubertin *et al.* 1999a; Bellaloui *et al.* 1999; Yanful, Simms et Payant 1999a; Bussière *et al.* 2004; Duchesne et Doye 2005; Ouangrawa 2007). The design of the column tests is typically adapted to the study objectives in terms of height and width, monitoring equipment, and sampling technique in order to obtain representative conditions with the best knowledge of the authors.

However, because of the time and cost involved and the space requirements duplicate columns are not normally part of the testing program. Most authors tend to favour the testing of various scenarios over replicating a given test. Authors who have included replicates



usually observed that the column test results were repeatable (Davé et Vivyurka 1994; Aachib 1997a; Yanful, Orlandea et Eliasziw 2000). However, very few studies (to the authors' knowledge) evaluated systematically the repeatability of column tests in the case of acidic tailings. This paper presents the results of a limited statistical study on column tests having duplicate columns, with an emphasis on the importance of rigorous installation methodology to ensure repeatability of the results. More specifically, the paper presents first the column set up methodology, followed by the statistical procedure used to compare results from identical columns. The column test results and statistical analyses are then presented, beginning with AMD generation (leaching) tests followed by cover scenario tests.

## **2. Column set up methodology**

The column set-up methodology proposed was developed since the early 1990's at Ecole Polytechnique in Montreal (Aubertin et al. 1995, 1999; Aachib 1997). The present study is based on a recently conducted column testing program for the evaluation of the performance of low sulphide tailings as a monolayer cover over AMD generating tailings. Eleven columns were installed, including three duplicate columns. Figure A.1 presents the three duplicated columns configuration. Test A represents exposed sulphidic tailings (without cover) with an elevated water table (water table at the surface of the tailings). The purpose of this test was to evaluate the acid generation potential of nearly saturated tailings. Test B represents a 1 m monolayer cover made of desulphurized tailings placed over sulphidic tailings. The water table was kept 1.5 m below the base of the column. Test C columns were made of the same materials as Test B, but the cover had a thickness of 50 cm and the water table was at the interface between the sulphidic and the desulphurized tailings. Tests B and C evaluated the performance of the cover to prevent AMD generation from the sulphidic tailings. All the columns were made of 14-cm internal diameter cylindrical Plexiglas, with several ports drilled on the sides of the column to install instrumentation. Tensiometers were placed near the top and bottom of the cover layer, and gas sampling ports were installed every 10 cm above the interface between cover and reactive tailings. No instrumentation was attached to the column used for Test A.

Several aspects are important to set up a column test; the following sections discuss target porosity and initial state, air-tightness, and suction plates.

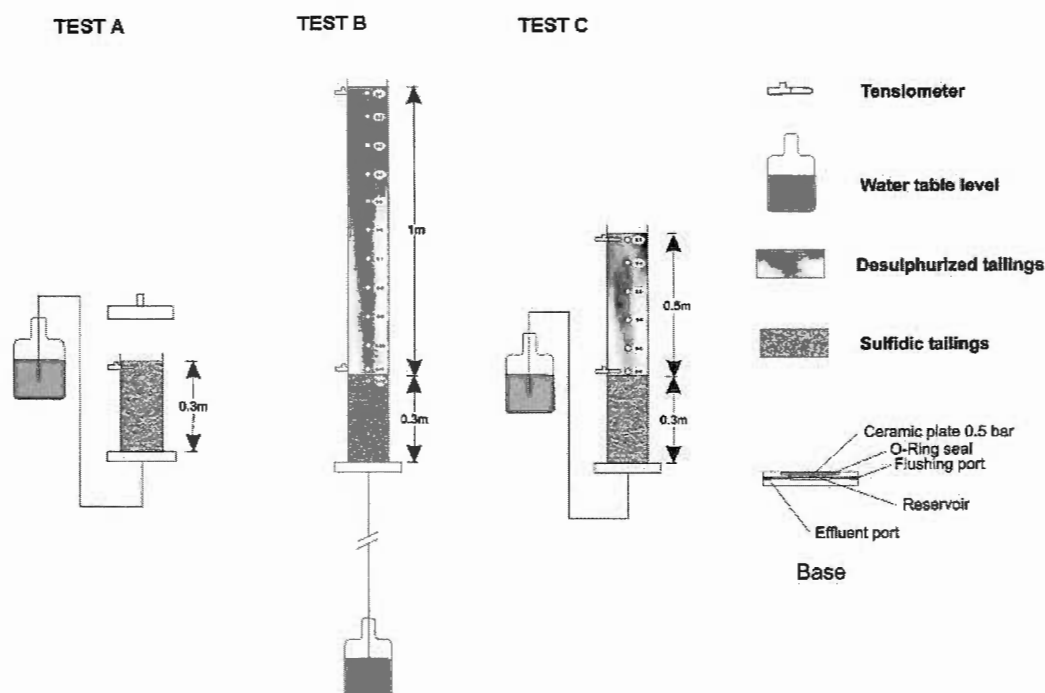


Figure A.1: Columns used in the study (gas sampling ports illustrated by small white dots on the columns)

### 2.1 Target porosity and initial state

The sulphidic tailings were obtained from the feed of the paste backfill plant while the desulphurized tailings were collected at the end of a pilot desulphurization circuit installed at the concentrator. The materials (kept underwater after sampling at the mine to avoid contact with oxygen) were placed in the columns in a saturated state.

It is not desirable to install a column with reactive dry materials, since oxidation can occur before the beginning of the test and eventually affect the water quality at the effluent in a way that would not be representative of the real behaviour. For non reactive material such as natural soils, the initial water content is selected to improve the density of the material and to avoid specific problems such as clods formation. If a high degree of saturation is needed before starting the column test, a vacuum can be applied at the top and water can saturate the column from bottom to top (e.g. Monzon Boj 1998).

Porosity is an important material characteristic that can influence, among others, water flow and gas movement. Target porosity in a column test should be similar to expected field porosity, based on materials properties. Therefore, the first step involves the determination of specific gravity and initial water content. These data, combined with the volume of the column to fill, are used to calculate the exact mass of material to insert in the column to obtain the target porosity. The use of a compaction rod was helpful to fill the right quantity of material into exactly the right volume, a 10 cm lift was used in this case. In other cases, the use of a static load (similar set up than the one used for odometer consolidation test) has been used to reach the desired porosity (e.g. Ouangrawa 2007)

In the columns presented in figure A.1, the target porosity was 0.44 for the sulphidic tailings and 0.47 for the desulphurized tailings (typical values for tailings from hard rock mines; Bussière 2007). During the column test, it is important to observe the displacement of the surface of the material in the column between the leaching periods. A significant displacement would indicate a change in porosity due to consolidation of the material (this would have to be taken into account in the interpretation of the results).

## **2.2 Air tightness**

Column tests simulate uni-dimensional water and gas flow, and as such should allow vertical fluid flow from the top surface only. All instrumentation ports must be sealed with Teflon tape and vacuum grease to prevent any air leak. Vacuum grease was also liberally applied on the inside faces of the columns before materials placement to prevent air and water channels being formed at the soil-plastic interface.

## **2.3 Base of columns**

A porous ceramic plate, made of a material with high AEV to ensure that it stays saturated, was placed at the base of the columns to provide an effluent outlet and a means of applying a water table level to the column. The base plate was again sealed with a rubber seal and vacuum grease to prevent water leakage when the bottom of the column is saturated, and to prevent air infiltration.

### 2.4 Leaching stage

Leaching was done at the beginning of the test, then after four weeks in drainage mode. Leaching began by adding 2 L of deionized water to the top of the columns, either the entire volume at once if there was enough headspace at the top of the column, or by batches as to not overflow the column. Then, the water table elevation was removed and suction was initiated to induce downwards water flow and to allow for leachate collection at the bottom of the columns. The base plate was saturated to remove air bubbles that could have been trapped in the plate. Once all water added from the top had infiltrated (which could take from a few hours to a few days, depending on the height of the column), four extra days were allowed for percolation and leachate collection under suction. After that, suction was removed and water table was replaced at its appropriate level for the test. A new cycle began at that point, for duration of four weeks before the next leaching step.

The leachates collected were measured and analysed (precision for analysis in brackets) for pH ( $\pm 0.002$ ), Eh ( $\pm 0.2$  mV), metal content (6% relative), acidity (9% relative), alkalinity ( $\pm 1$  mg CaCO<sub>3</sub>/L) using electrodes, atomic emission spectroscopy, and acid-base titration.

The results presented in this paper cover an experiment that involved 10 cycles, i.e. 11 leachates including the very first one. This paper will not analyse leachate data to evaluate the performance of the covers to prevent acid mine drainage. These results are presented elsewhere (Demers *et al.* 2008a). The purpose of the present paper is to verify the repeatability of the column experiment by comparing results obtained from identical sets of columns.

### 3. Statistical analyses

Two basic statistical methods were used to analyse the results from the column tests. The objective of the statistical analysis is to confirm the hypothesis that the two sets of data come from the same population, in our case that the results come from two identical tests. Since the

quantity of data is limited, Student's t distribution was used. The general notation for the t distribution is:

$$t = \frac{\bar{x} - \mu}{s / \sqrt{n}}$$

Where  $\bar{x}$  is the sample mean;

$\mu$  is the population mean;

s is the sample standard deviation;

n is the number of data.

### 3.1 Paired-difference test

The first method is the "Paired-difference test", which allows comparing two sets of data in pairs by looking at the difference between the two sets of data. In this case, the test wants to prove that the difference between the means of data sets 1 and 2 is null:

$$(\mu_1 - \mu_2) = \mu_d = 0$$

The test statistic becomes:

$$t = \frac{\bar{d} - 0}{s_d / \sqrt{n}}$$

Where  $\bar{d}$  is the mean of the paired differences;

n is the number of paired differences;

$s_d$  is the standard deviation of the paired differences, defined as:

$$s_d = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (d_i - \bar{d})^2}{n-1}}$$

The hypothesis is rejected when the t value obtained is above a pre-determined value. For the study presented here, a two-tailed test at 95% confidence interval was used. The choice of the

95% tail is based on Tchebysheff's theorem that says that  $\frac{3}{4}$  of the measurements will fall in the interval  $\pm 2$  standard deviations around the mean, which is defined as the 95% 2-tailed test. The results for  $\pm 3$  standard deviation, representing  $\frac{8}{9}$  of the measurements, were also used. The paired-difference test was used to analyse geochemical data (pH, Eh, alkalinity, acidity, metal content, volume of leachate) and water content.

### 3.2 Comparing two population variances

The second method used involved comparing two population variances. This method is generally used to compare the precision of measuring devices, among other usages. In the present study, the comparison of population variances was used in the analysis of larger data sets, such as gas concentration measurements.

The basis behind this technique lays in the fact that if the ratio of sample variances  $s_1^2/s_2^2$  is close to one, then the two population variances should be equal. The statistical distribution of the ratio of sample variances from two populations with equal variances is called the F distribution. The test statistics is:

$$F = \frac{s_1^2}{s_2^2}$$

where  $s_1^2$  is the larger sample variance.

The critical value of F is based on the confidence interval, in the present study 95%, and the degrees of freedom of the two samples. Placing the larger variance as the numerator in the F ratio suppresses the lower tail of the distribution; therefore a one-tail 95% test is performed.

#### 4. Acid mine drainage prediction columns: Test A

##### 4.1 Geochemistry

The measured data from the two columns simulating sulphidic tailings without cover are presented in figures A.2 to A.8. Only data from leachate analyses were available for these columns since they did not have additional instrumentation.

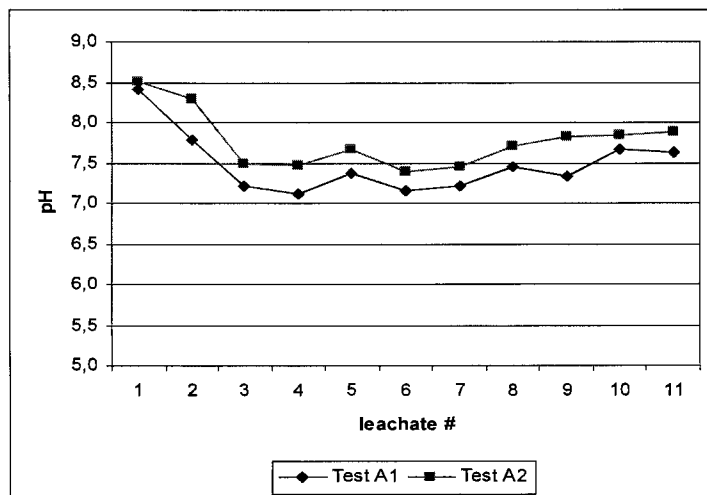


Figure A.2: pH data for test A

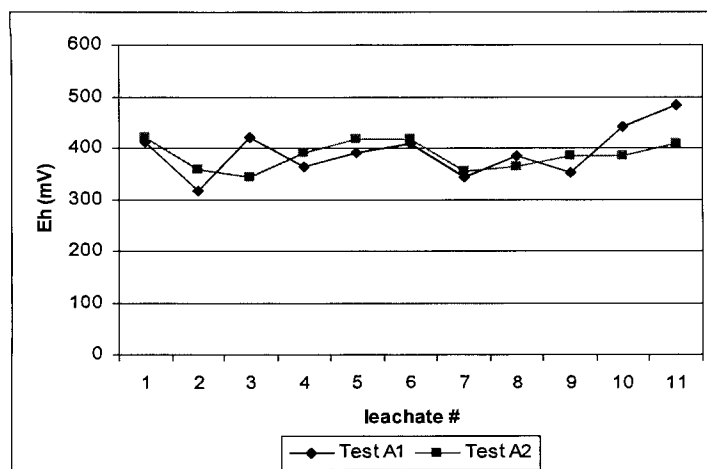


Figure A.3: Eh data for test A

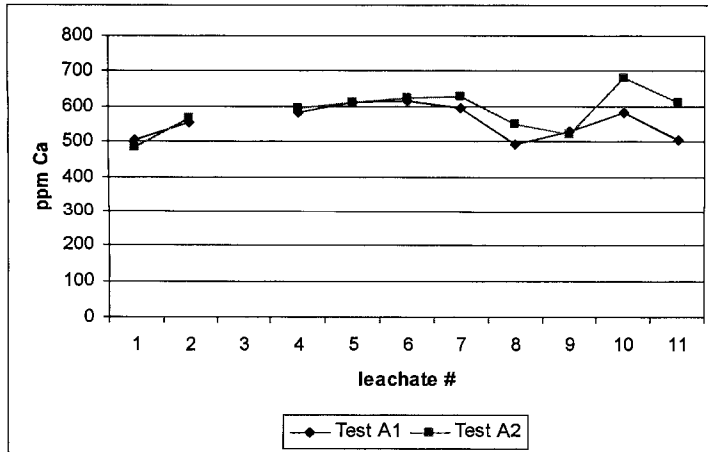


Figure A.4: Calcium content in the leachate for test A

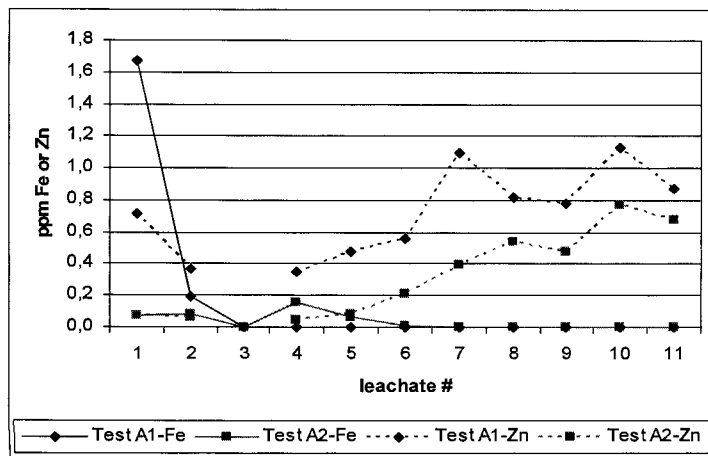


Figure A.5: Iron and zinc content in the leachate for test A



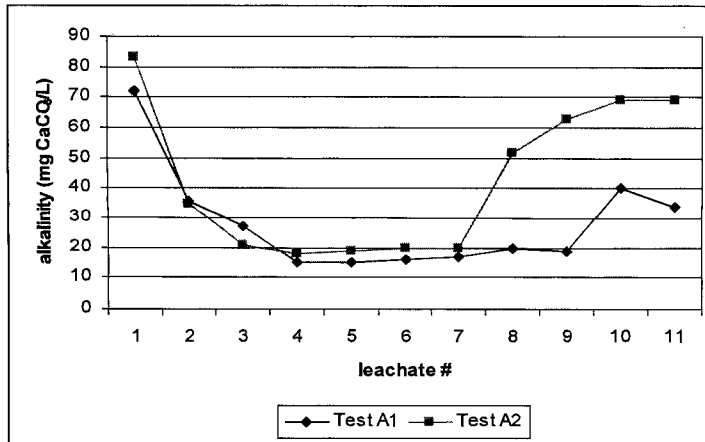


Figure A.6: Alkalinity results for test A

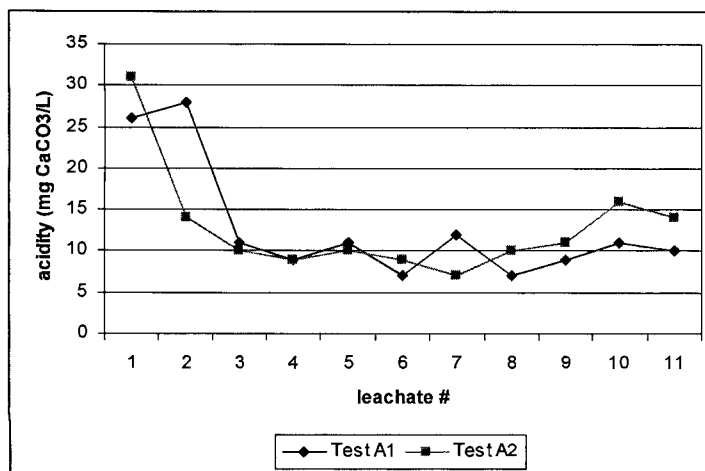


Figure A.7: Acidity results for test A

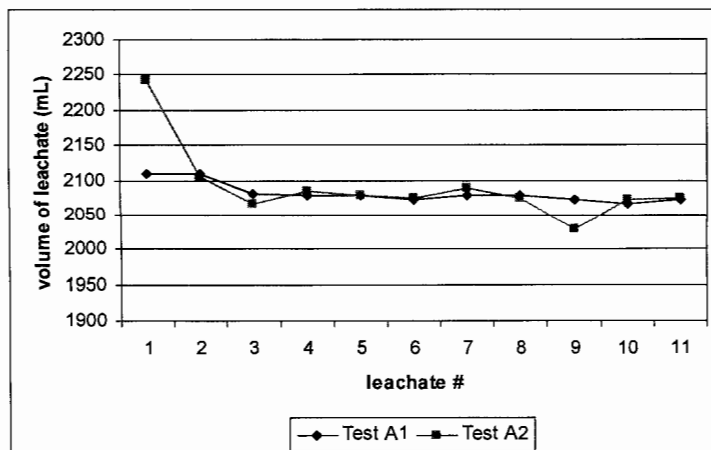


Figure A.8: Volume of leachate collected for test A

These graphs show that for most parameters the trends are the same for tests A1 and A2. pH and zinc data have a steady gap between the two tests, although the trends are similar. Some punctual discrepancies are also observed, such as in the Fe content and volume of leachate for the first leaching step.

Observation from the leachate data is by itself not enough to determine if the test is repeatable. Statistical comparisons were made using the paired-difference test. Results are presented in Table A.1. For simplicity, the t values are reported in absolute values, since both positive and negative tails are valid.

Test A columns passed the t-test for 4 out of 8 parameters, namely Eh, acidity, Fe content, and volume of leachate. It failed for pH, alkalinity, Zn and Ca content. These results mean that for some parameters, the data can be considered to come from the same population, i.e. from identical tests, while for other parameters there is a difference between the tests. If the interval of + or - 3 standard deviations (3s) is chosen, 8/9 of the measurements would be included, and only the pH data would fall outside the interval.

Table A.1: T-test statistics for geochemical parameters from test A<sup>24</sup>

Geochemistry		average d	s	d. o. f.	calculated t	t-test (2s)	pass/fail	pass/fail 3s
pH	test A	0,29	0,13	10	7,5779	2,228	fail	fail
Eh	test A	6,16	44,55	10	0,4589	2,228	pass	pass
Acidity	test A	0	5,53	10	0	2,228	pass	pass
Alkalinity	test A	14,36	17,22	10	2,7668	2,228	fail	pass
Fe concentration in leachate	test A	0,15	0,51	9	0,9144	2,62	pass	pass
Zn concentration in leachate	test A	0,38	0,16	9	7,5399	2,62	fail	pass
Ca concentration in leachate	test A	35,7	37,76	9	2,99	2,62	fail	pass
volume of leachate collected	test A	8,38	43,94	10	0,6327	2,228	pass	pass

#### 4.2 Water content

The gravimetric water content at two different sections in the columns was evaluated at the end of the column test during the dismantling step (after 28 days of drainage). For the first elevation, test A1 had a gravimetric water content of 23.63% while test A2 was at 22.30%. For the second elevation, test A1 had a gravimetric water content of 23.42% while test A2 was at 23.05%. T-test statistics gave a t value of 1.7822, which is well below the critical value of 12.706 for a 95% two-tailed test with one degree of freedom. The columns can be considered identical in terms of water content.

### 5. Covered columns: Test B and Test C

#### 5.1 Geochemistry

The geochemical results from the leachates of the columns in tests B and C are presented in figure A.9 to A.16. These columns had a low sulphide tailings cover placed over sulphidic tailings, the cover being 1 m thick in test B and 50 cm thick in test C. Both tests results are plotted on the same graph for space considerations. The trends are similar for the two duplicates for most parameters tested. Only acidity data for test B have different behaviour, while in test C there is a stray data point in the fourth leachate. Apart from these two instances, the data seems comparable from one column to its duplicate.

<sup>24</sup> d.o.f. means degrees of freedom

Indeed, the statistical analyses presented in table 2 confirm that the tests are similar. Only one parameter in test C failed the t-test; zinc content. In figure A.13, the zinc concentration increased after leachate number 6 for both test C1 and C2, but more significantly for test C1. The gap between these results explains the failure to fulfill the t-test.

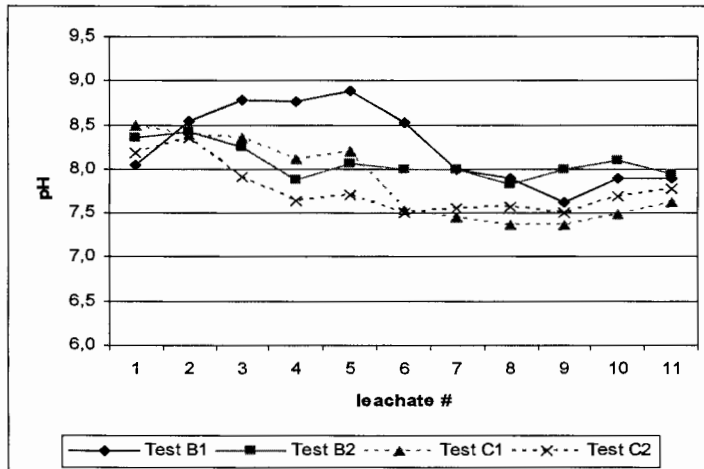


Figure A.9: pH data for tests B and C

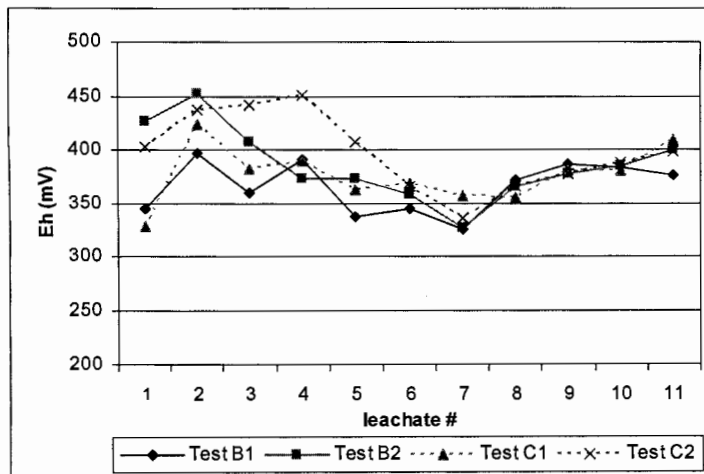


Figure A.10: Eh data for tests B and C

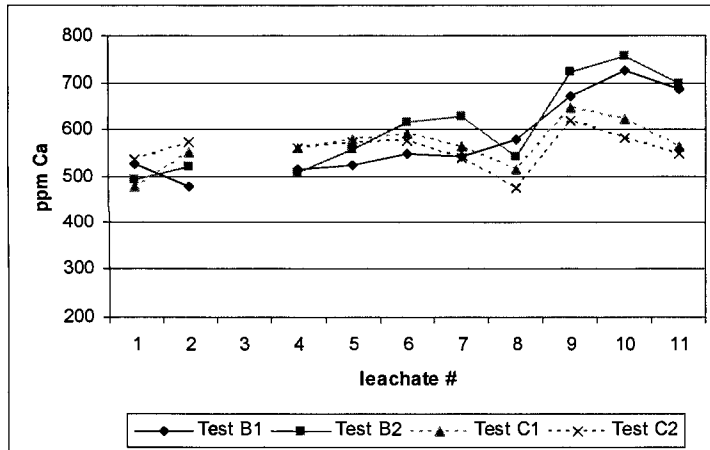


Figure A.11: Calcium content in the leachate for tests B and C

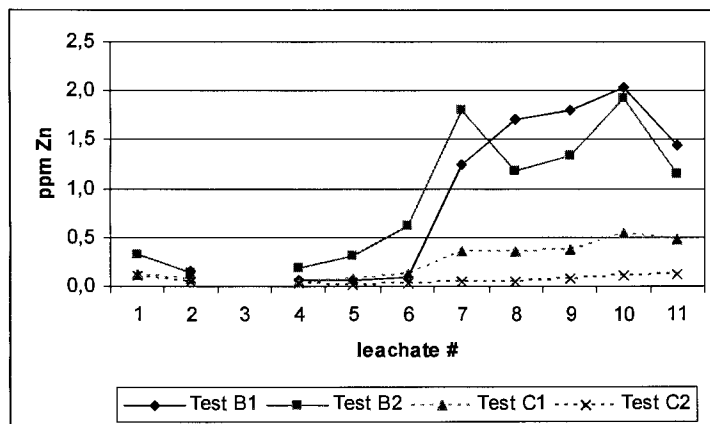


Figure A.12: Zinc content in the leachate for tests B and C

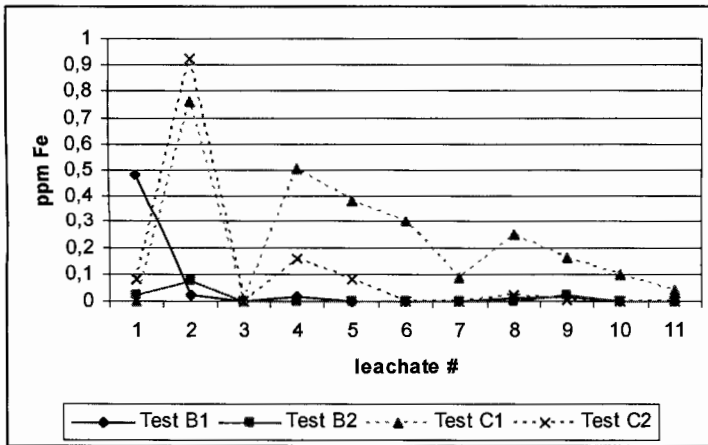


Figure A.13: Iron content in the leachate for tests B and C

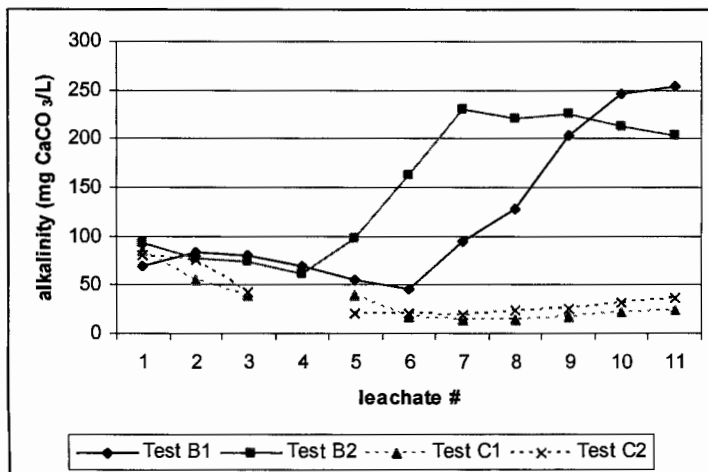


Figure A.14: Alkalinity data for tests B and C

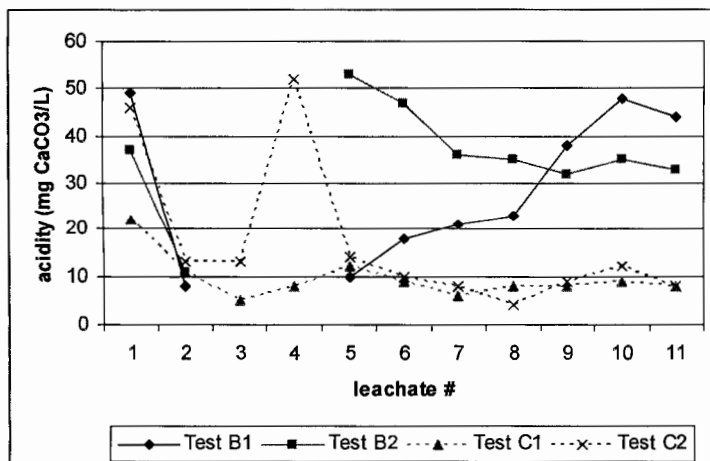


Figure A.15: Acidity data for tests B and C

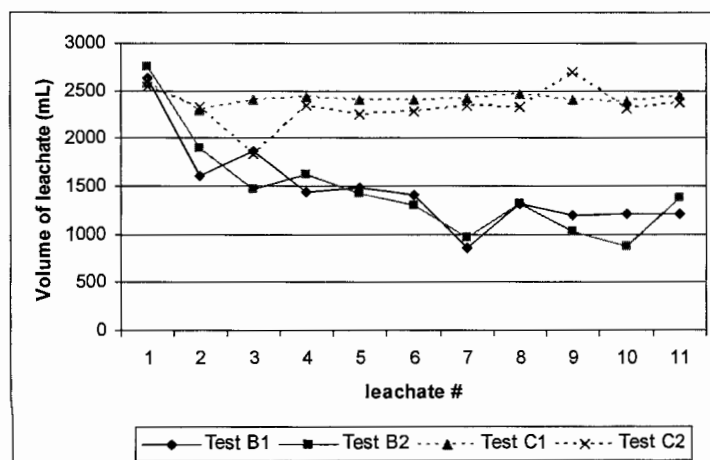


Figure A.16: Volume of leachate collected for tests B and C

### 5.2 Water content

Gravimetric water content was evaluated at the end of the column test, in the same manner as for test A. The results for several elevations are presented in figure A.17, followed by the statistical analyses in table A.3. The two sets of data are fairly similar, it is only by a fraction of points that test C failed the t-test. However, the results would fall into the  $\pm 3$  standard deviation interval.

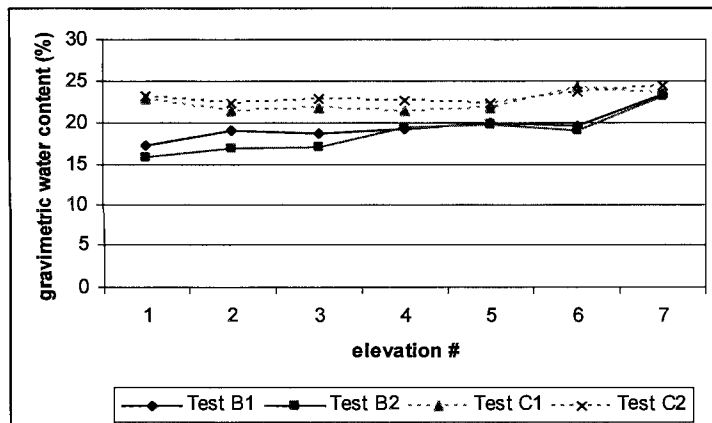


Figure A.17: Gravimetric water content evaluated for test B and C

Table A.2: T-test statistics for geochemical parameters from tests B and C

Geochemistry		average d	s	d. o. f.	calculated t	t-test (2s)	pass/fail	pass/fail 3s
pH	test B	0,19	0,44	10	1,4062	2,228	pass	pass
	test C	0,09	0,29	10	1,0154	2,228	pass	pass
Eh	test B	21,11	31,58	10	2,2171	2,228	pass	pass
	test C	21,17	32,56	10	2,1567	2,228	pass	pass
Acidity	test B	6,67	19,81	8	1,0098	2,306	pass	pass
	test C	7,55	14,1	10	1,7746	2,228	pass	pass
Alkalinity	test B	30,18	61,22	10	1,6351	2,228	pass	pass
	test C	4,6	10,28	10	1,4156	2,228	pass	pass
Fe concentration in leachate	test B	0,04	0,15	9	0,9266	2,62	pass	pass
	test C	0,13	0,17	9	2,4361	2,62	pass	pass
Zn concentration in leachate	test B	0,004	0,4	8	0,0328	2,306	pass	pass
	test C	0,19	0,16	9	3,7085	2,62	fail	fail
Ca concentration in leachate	test B	24,4	41,42	9	1,863	2,62	pass	pass
	test C	9,1	29,81	9	0,9654	2,62	pass	pass
volume of leachate collected	test B	19,45	220,62	10	0,2923	2,228	pass	pass
	test C	91,42	201,14	10	1,5074	2,228	pass	pass

Table A.3: T-test statistics for gravimetric water content from tests B and C

Parameter	test B	test C
average d	0,81	0,6
s	0,9	0,63
d. o. f.	6	6
calculated t	2,3869	2,5061
t-test (2s)	2,447	2,447
pass/fail	pass	fail
pass/fail 3s	pass	pass



### 5.3 Gas concentration

Oxygen concentration measurements were obtained weekly for the duration of the column test (13 months). Data was collected over the thickness of the cover, so 12 points for the 1 m cover (test B) and 6 points for the 50 cm cover (test C). Since the weekly results were steady, they will not be presented here, only their variance is shown in table A.4. Complete data can be found in Demers (2008). The ratio of the variances was compared to the F test value for a 95% confidence interval.

As shown in Table A.4, test B performed well statistically, whereas test C failed most of the time. Several factors can explain the difference between test C1 and C2, probably the most important one being the degree of saturation. Indeed, the oxygen concentration is intimately linked to the degree of saturation of the material. In section 5.2 it was shown that test C failed the water content comparison, which means that degree of saturation was possibly a little different in the two duplicate columns. This difference would in turn affect the oxygen concentration present in the material. However, the trends in the data are similar for both sets of results, indicating a similar behaviour. Depending on the precision required, this could be enough to validate the experiment.

Table A.4: F-test statistics for oxygen concentration from tests B and C

	variance (1)	d. o. f.	variance (2)	d. o. f.	calculated F	f-test (2s)	pass/fail	pass/fail 3s
Test B	0,3332	23	0,2713	26	1,2280	1,96	pass	pass
	0,3471	24	0,5350	23	1,5414	1,99	pass	pass
	1,1600	23	1,3274	26	1,1443	1,99	pass	pass
	2,3542	23	3,2519	21	1,3813	2,04	pass	pass
	4,7058	23	3,7218	25	1,2644	1,97	pass	pass
	5,3381	24	7,3307	22	1,3733	2	pass	pass
	7,4577	22	7,7230	24	1,0356	2,03	pass	pass
	10,4159	24	5,9313	23	1,7561	2,01	pass	pass
	10,4887	22	4,8209	24	0,4596	2	pass	pass
	15,7976	13	4,6214	22	3,4183	2,2	fail	pass
	11,3991	20	2,4416	23	0,2142	2,03	pass	pass
	14,4785	22	4,4415	21	3,2598	2,07	fail	pass
Test C	0,1708	24	0,2284	22	1,3372	2	pass	pass
	0,5838	22	0,2367	23	2,4665	2,02	fail	pass
	1,0015	24	0,2337	22	4,2849	2,03	fail	fail
	1,6868	22	0,3201	23	5,2690	2,02	fail	fail
	2,3524	24	0,3954	22	5,9494	2,03	fail	fail
	37,4225	18	11,2454	8	3,3278	3,17	fail	pass

## 6. Discussion and summary

Test A was more difficult to duplicate than tests B and C in terms of geochemical results. It appears that columns with a lower quantity of material may be more affected by small differences in water saturation or any other parameter that can influence the leachate geochemistry. The columns installed to evaluate the effectiveness of cover scenarios were more readily duplicated using the proposed set up methodology. Geochemistry of the leachates passed the statistical test, except for zinc in the 50 cm cover case.

The 50 cm cover columns (test C) and acid generation potential columns (test A) had an elevated water table which was maintained by raising a water container connected to the base of the column. Evaporation reduced the level of water in the container, which had to be refilled periodically to maintain the water table level as desired. If the water level became slightly different in the duplicate columns, the column test results can be affected, as it was observed in the water content and oxygen concentration comparisons. Test C1 had a slightly lower water content compared to C2, which translates into a slightly lower degree of saturation and increased oxygen diffusion. In this case, oxygen concentrations in the cover were different enough from test C2 to fail the statistical comparison test. Test A1 had consistently higher water contents than test A2, although the t-test was passed (probably because of the low degree of freedom).

In summary, the operating conditions of the column tests are as important as a rigorous installation methodology. Once set is performed to ensure near identical initial states in the columns, the parameters involved in the test must be carefully monitored to make sure they are also near identical. If all these criteria are met, the column tests can be said to be repeatable. Although a few tests failed, the tendencies observed in the column test results are similar. In the case of many studies which are more interested by tendencies than absolute numbers, column tests are indeed appropriate.

## 7. Acknowledgements

The authors want to acknowledge the support of the NSERC-Polytechnique-UQAT Chair in Environment and Mine Waste Management.

## 8. References

- Aachib, M. 1997a. "Étude en laboratoire de la performance des barrières de recouvrement constituées de rejets miniers pour limiter le DMA," Ph.D thesis, École Polytechnique, Montréal.
- Aubertin, M., Aachib, M., Monzon, M., Joanes, A.-M., Bussière, B., et Chapuis, R. P. 1999a. "Étude de laboratoire sur l'efficacité de recouvrements construits à partir de résidus miniers." *MEND 2.22.2b*.
- Bellaloui, A., Chtaini, A., Ballivy, G., et Narasiah, S. 1999. "Laboratory investigation of the control of acid mine drainage using alkaline paper mill waste." *Water, Air, and Soil Pollution*, 111, 57-73.
- Bussière, B. 2007. "Colloquium 2004: Hydrogeotechnical properties of hard rock tailings from metal mines and emerging geoenvironmental disposal approaches." *Canadian Geotechnical Journal*, 44(9), 1019-1052.
- Davé, N. K., et Vivvyurka, A. J. 1994. "Water cover on acid generating uranium tailings - Laboratory and field studies." *International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and 3rd International Conference on the Abatement of Acidic Drainage*, Pittsburgh, PA, 297-306.
- Demers, I. 2008. "Performance d'une barrière à l'oxygène constituée de résidus miniers faiblement sulfureux pour contrôler la production de drainage minier acide," Ph.D thesis, UQAT, Rouyn-Noranda, Canada.
- Demers, I., Bussiere, B., Benzaazoua, M., Mbonimpa, M., et Blier, A. 2008a. "Column test investigation on the performance of monolayer covers made of desulphurized tailings to prevent acid mine drainage." *Minerals Engineering*, 21(4), 317-329.
- Duchesne, J., et Doye, I. 2005. "Effectiveness of covers and liners made of red mud bauxite and/or cement kiln dust for liming acid mine drainage." *Journal of Environmental Engineering*, 131(8), 1230-1235.
- Monzon Boj, M. 1998. "Etude en laboratoire des propriétés hydrogeotechniques des résidus miniers utilisés comme barrière de recouvrement," M.Sc.A., École Polytechnique, Montreal Canada.
- Ouangrawa, M. 2007. "Étude expérimentale et analyse numérique des facteurs qui influencent le comportement hydro-géochimique de résidus miniers sulfureux partiellement submergés," Ph.D thesis, École Polytechnique, Montréal, Canada.
- Yanful, E. K., Simms, P. H., et Payant, S. C. 1999a. "Soil covers for controlling acid generation in mine tailings: A laboratory evaluation of the physics and geochemistry." *Water, Air, and Soil Pollution*, 114(3-4), 347-375.

Yanful, E. K., Orlandea, M. P., et Eliasziw, M. 2000. "Controlling acid drainage in a pyritic mine waste rock. Part 1: Statistical analysis of drainage data." *Water, Air, and Soil Pollution*(122), 369-388.

## **APPENDICE B**

### **RÉSULTATS DES ESSAIS DE CONSOMMATION D'OXYGÈNE SUR LES COLONNES**



Tableau B.1 (suite)

Essai	Colonne 7		Colonne 8		Colonne 9		Colonne 10		Colonne 11	
	Flux mol/m2/an	R2	Flux mol/m2/an	R2	Flux mol/m2/an	R2	Flux mol/m2/an	R2	Flux mol/m2/an	R2
1-a	67,4	0,9491	112	0,9923	171,7	0,7775	145,6	0,977	60,3	0,697
1-b	60,9	0,9646	38,6	0,6978	13,6	0,4464	98,3	0,9876	44,8	0,9128
2-a	54,7	0,8855	51,9	0,764	40,1	0,6331	86,7	0,9902	29,2	0,8854
2-b	53,6	0,9381	32,1	0,7658	58,9	0,6418	105,6	0,9919	39,7	0,8558
3-a	74	0,8936	19,7	0,7561	205,2	0,7128	53	0,2873	75,6	0,6741
3-b	90,5	0,9841	34,8	0,8733	-21,9	0,0651	71,2	0,9785	23,6	0,7909
4-a	59,4	0,9226	20,8	0,5125	157,8	0,0049	87,6	0,2713	88,2	0,3491
4-b	58,4	0,9737	21,6	0,4122	38,7	0,0301	57,2	0,8684	45	0,8558
5-a	47,3	0,9514	23	0,3542	-3	0,1748	63,6	0,9767	-9,9	0,0046
5-b	67,8	0,745	0,6	0,1461	56,8	0,775	52,8	0,8981	47,9	0,7177
6-a	30,3	0,9204	98,4	0,2036	56,5	0,3623	37,3	0,6895	-11,4	0,3776
6-b										
7-a	16,3	0,0792	13,2	0,5907	-93,4	0,7681	3,2	0,0782	-55,5	0,7343
7-b	21	0,8103	115,5	0,8411	127,9	0,8747	3,4	0,4543	29,8	0,8513
8-a	195,5	0,9612	7	0,7528	3064,3	0,011	1000,1	0,0572	1093,9	0,0668
8-b	24,8	0,8389	9,9	0,5947	215,8	0,7199	60,3	0,5326	29,8	0,659
9-a	26,5	0,8062	17,2	0,7837	91,1	0,4619	25,6	0,4763	55,4	0,6228
9-b	7,6	0,3514	-3,5	0,1466	28,4	0,2826	15,3	0,3581	23,7	0,3048
10-a	63,4	0,6885	136,8	0,1505	105,1	0,4433	65	0,6373	30,9	0,3754
10-b										

bleu            très peu de variations (+/- 0,2%)  
rouge          augmentation de la concentration  
vert            trop de variations dans le sensor (> 15%)  
orange        oscillations (+/- 1%)

## **APPENDICE C**

### **QUALITÉ DES LIXIVIATS DES COLONNES**



Tableau C.1 : Caractérisation du lixiviat de la colonne CO#1-c-hw

Échantillon	Date	Bouteille (g)	Bouteille + filtrat (g)	Qts eau passé(ml)	Durée (j)	pH	Ehne (mV)	Conductivité (µmhos)	Acidité mg CaCO3/L	Alcalinité (mg CaCO3/L)
CO-#1-00	2005-05-30	124,00	2232,60	2108,60	0	8,42	411,7	5530	26	72
CO-#1-01	2005-07-04	124,00	2232,40	2108,40	35	7,78	315,4	3030	28	36
CO-#1-02	2005-08-09	124,00	2205,10	2081,10	71	7,22	419,5	2530	11	27
CO-#1-03	2005-09-13	124,00	2201,60	2077,60	106	7,11	363,1	2530	9	15
CO-#1-04	2005-10-18	124,00	2202,80	2078,80	141	7,38	390,4	2410	11	15
CO-#1-05	2005-11-24	124,00	2196,80	2072,80	178	7,15	409,0	2180	7	16
CO-#1-06	2006-01-11	124,00	2203,00	2079,00	226	7,22	342,9	1806	12	17
CO-#1-07	2006-02-23	124,00	2203,30	2079,30	269	7,46	384,1	1788	7	20
CO-#1-08	2006-03-30	124,00	2195,60	2071,60	304	7,33	352,5	1990	9	19
CO-#1-09	2006-05-03	124,00	2190,70	2066,70	338	7,67	443,1	1652	11	40
CO-#1-10	2006-06-12	124,00	2196,80	2072,80	378	7,63	484,3	1496	10	34

Échantillon	Al	As	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe
	0,010	0,06	0,001	0,001	0,02	0,03	0,003	0,004	0,003	0,00	0,006
CO-#1-00	0,046		0,029			505		0,067		0,068	1,670
CO-#1-01	0,018		0,151			553		0,011		0,035	0,195
CO-#1-02											
CO-#1-03	0,022		0,054		0,023	583		0,007			
CO-#1-04	0,030		0,089		0,030	610					
CO-#1-05	0,018		0,063			617				0,006	
CO-#1-06	0,055		0,046			594				0,005	
CO-#1-07	0,045		0,086			493					
CO-#1-08	0,060		0,050		0,020	530					
CO-#1-09	0,082		0,072			583	0,003			0,005	
CO-#1-10	0,054		0,071			506				0,010	

Échantillon	K+	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	St	Sb	Se	Si	Ti	Zn
		0,001	0,002	0,009	0,1	0,004	0,02	0,09	0,09	0,10	0,02	0,00	0,01
CO-#1-00	178	13,2	0,117	0,634	75,60	0,063		1030			49,10		0,717
CO-#1-01	96,9	7,48	0,179	0,236	21,2			573	0,036		17,7		0,369
CO-#1-02	49,4												0,361
CO-#1-03	79,8	3,41	0,154	0,120	14,8			493			9,64		0,353
CO-#1-04	47,8	3,23	0,165	0,079	18,1			492			8,33		0,476
CO-#1-05	15,6	2,94	0,192	0,066	13,8			485			8,37		0,562
CO-#1-06	11,3	3,35	0,343	0,040	15,8			477			7,33		1,09
CO-#1-07	16,0	4,09	0,349	0,044	15,1	0,005		399			10,70		0,814
CO-#1-08	13,5	4,25	0,298	0,054	28,8		0,021	407			10,70		0,777
CO-#1-09	13,8	12,30	0,728	0,109				470			11,70		1,130
CO-#1-10		15,10	0,558	0,090		0,006		417			15,10		0,876

Tableau C.2 : Caractérisation du lixiviat de la colonne CO#2-c-lw

Échantillon	Date	Bouteille (g)	Bouteille + filtrat (g)	Qts eau passé(ml)	Durée (j)	pH	Ehne (mV)	Conductivité (µmhos)	Acidité (mg CaCO3/L)	Alcalinité (mg CaCO3/L)
CO-#2-00	2005-05-30	124,00	2239,70	2115,70	0	8,79	359,9	5310	0	96
CO-#2-01	2005-07-04	124,00	1808,50	1684,50	35	7,62	363,5	3450	80	267
CO-#2-02	2005-08-09	124,00	1768,80	1644,80	71	7,28	364,5	3090	49	181
CO-#2-03	2005-09-13	124,00	1754,60	1630,60	106	7,08	369,8	3200	52	134
CO-#2-04	2005-10-18	124,00	1690,60	1566,60	141	7,16	328,1	3200	77	91
CO-#2-05	2005-11-24	124,00	1640,30	1516,30	178	7,31	347,0	3050	56	79
CO-#2-06	2006-01-11	124,00	1316,30	1192,30	226	6,78	359,2	3000	53	35
CO-#2-07	2006-02-23	124,00	1580,40	1456,40	269	7,14	389,5	2760	45	96
CO-#2-08	2006-03-30	124,00	1416,00	1292,00	304	6,94	384,0	3100	29	44
CO-#2-09	2006-05-03	124,00	1400,40	1276,40	338	6,65	403,6	2860	31	19
CO-#2-10	2006-06-12	124,00	1459,30	1335,30	378	4,79	404,3	2820	112	0
CO-#2-11	2006-07-19	124,00	1687,50	1563,50	415	4,12	509,0	2730	197	0
CO-#2-12	2006-08-20	124,00	1638,00	1514,00	447	3,88	542,3	3220	342	0
CO-#2-13	2006-09-26	124,00	1496,80	1372,80	484	3,52	501,7	3540	-	-

Échantillon	Al	As	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe
	0,010	0,060	0,001	0,001	0,020	0,030	0,003	0,004	0,003	0,003	0,006
CO-#2-00	0,047		0,026			504		0,06		0,090	0,235
CO-#2-01	0,009		0,022			568	0,002	0,010		0,635	1,220
CO-#2-02										2,730	
CO-#2-03	0,088		0,030			659	0,006	0,028	0,029	4,82	
CO-#2-04	0,111		0,033			746	0,006	0,033	0,035	5,41	
CO-#2-05	0,074		0,029			679	0,004	0,02	0,027	2,44	0,008
CO-#2-06	0,143		0,049			806		0,04	0,044	2,35	
CO-#2-07	0,191		0,033			587	0,009	0,062	0,038	0,99	
CO-#2-08	0,140		0,017			616,0	0,012	0,083	0,053	0,87	
CO-#2-09	0,282		0,026			707	0,021	0,304	0,073	2,11	
CO-#2-10	4,500		0,014			599	0,074	0,834	0,119	8,75	10,200
CO-#2-11	14,300		0,017			573	0,140	1,35	0,055	28,20	8,980
CO-#2-12	33,500		0,020			591,0	0,159	1,03	0,042	54,00	15,600
CO-#2-13	62,200		0,018	0,001		577,0	0,135	0,817	0,088	72,30	31

Échantillon	K+	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	St	Sb	Se	Si	Ti	Zn
		0,001	0,002	0,009	0,100	0,004	0,020	0,090	0,090	0,100	0,020	0,002	0,005
CO-#2-00	175	9,5	0,075	0,695	73,00	0,051		1000			45,40		0,080
CO-#2-01	106	63,9	6,950	0,114	28,10	0,070	0,097	638			14,8		2,82
CO-#2-02	61,5												2,88
CO-#2-03	56,8	105	55,7		18,2	0,188	0,032	851			20,200		2,94
CO-#2-04	60,4	70,6	61,4		23,1	0,114	0,046	1040			21,200		3,61
CO-#2-05	41,3	46,5	51,1		16,8	0,083	0,034	899		0,127	22,4		2,83
CO-#2-06	49,5	102	80,6		21,6	0,094		1370			36,2		3,01
CO-#2-07	37,5	117	78,8		19,5	0,118	0,055	848			32,2		2,22
CO-#2-08	45,9	160,00	74,5		34,5	0,128	0,040	960			26,8		2,27
CO-#2-09	47,9	284,00	113,0			0,371	0,103	1240			41,8		4,66
CO-#2-10	59,9	299,00	134,0			1,170	0,203	1080			53,8		13,30
CO-#2-11	49,8	181,00	99,1	0,012		2,450	0,278	854			74,6		26,10
CO-#2-12	52,4	94,70	50,0	0,019		2,060	0,335	766			89,5		31,00
CO-#2-13	51,8	71,10	34,5	0,018		2,010	0,561	789			102,0		31,30

Tableau C.3 : Caractérisation du lixiviat de la colonne CO#3-ccbe

Échantillon	Date	Bouteille (g)	Bouteille + filtrat (g)	Qts eau passé(ml)	Durée (j)	pH	Ehne (mV)	Conductivité (µmhos)	Acidité (mg CaCO3/L)	Alcalinité (mg CaCO3/L)
CO-#3-00	2005-05-30	124,00	3225,20	3101,20	0	7,92	388,8	5260	59	74
CO-#3-01	2005-07-04	124,00	2401,00	2277,00	35	8,44	422,7	3950	17	64
CO-#3-02	2005-08-09	124,00	2049,40	1925,40	71	8,05	341,3	4140	26	74
CO-#3-03	2005-09-13	124,00	2047,10	1923,10	106	7,74	319,6	3390	33	85
CO-#3-04	2005-10-18	124,00	1991,70	1867,70	141	7,78	337,3	2980	43	100
CO-#3-05	2005-11-24	124,00	2090,90	1966,90	178	7,68	348,6	2560	27	123
CO-#3-06	2006-01-11	124,00	2050,00	1926,00	226	7,67	311,1	2360	27	149
CO-#3-07	2006-02-23	124,00	1968,00	1844,00	269	7,50	368,9	2330	27	154
CO-#3-08	2006-03-30	124,00	2014,20	1890,20	304	7,41	361,1	2520	31	158
CO-#3-09	2006-05-03	124,00	2017,60	1893,60	338	7,66	377,1	2280	34	160
CO-#3-10	2006-06-12	124,00	2041,10	1917,10	378	7,75	351,1	2180	35	160

Échantillon	Al	As	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe
	0,010	0,06	0,001	0,001	0,02	0,03	0,003	0,004	0,003	0,00	0,006
CO-#3-00	0,051		0,017			471		0,052		0,044	0,240
CO-#3-01	0,079		0,019		0,021	571	0,001	0,170		0,238	0,111
CO-#3-02										0,126	
CO-#3-03	0,022		0,017			569		0,005		0,014	
CO-#3-04	0,032		0,014			624					
CO-#3-05	0,027		0,012		0,024	626				0,003	
CO-#3-06	0,025		0,019			695					
CO-#3-07	0,054		0,017		0,022	629	0,003	0,010			0,008
CO-#3-08	0,045		0,013		0,022	661,0		0,011	0,004		
CO-#3-09	0,063		0,022			817	0,003	0,011	0,010		
CO-#3-10	0,060		0,015			751			0,008		

Échantillon	K	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	St	Sb	Se	Si	Ti	Zn
		0,001	0,002	0,009	0,100	0,0	0,020	0,09	0,09	0,10	0,02	0,00	0,01
CO-#3-00	173	42,2	0,304	0,317	64,60	0,005		1000			24,70		0,075
CO-#3-01	101	10,3	0,050	0,353	47,50	0,132		733			28,5		0,102
CO-#3-02	107												0,129
CO-#3-03	89	26,0	1,00	0,053	28,1			660			24,500		0,155
CO-#3-04	67,2	36,2	1,98	0,022	21,9			599			26,400		0,212
CO-#3-05	43,9	25,8	2,860	0,013	14,2			518			36,1		0,161
CO-#3-06	50,9	32,0	4,960	0,019	17,4			575			42,7		0,254
CO-#3-07	36,3	28,4	6,480		17,8	0,005		511			54,6		0,218
CO-#3-08	34,9	19,6	6,120	0,011	33,3			501			46,7		0,242
CO-#3-09	34	25,7	9,010					643			84,7		0,298
CO-#3-10		22,7	7,240	0,027				581		0,154	60,9		0,264

Tableau C.4 : Caractérisation du lixiviat de la colonne CO#4-water

Échantillon	Date	Bouteille (g)	Bouteille + filtrat (g)	Qts eau passé(ml)	Durée (j)	pH	Ehne (mV)	Conductivité (µmhos)	Acidité (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	Alcalinité (mg CaCO <sub>3</sub> /L)
CO-#4-00	2005-05-30	124,00	2359,50	2235,50	0	8,39	362,1	5700	41	79
CO-#4-01	2005-07-04	124,00	2467,20	2343,20	35	8,48	370,3	3240	12	52
CO-#4-02	2005-08-09	124,00	4030,50	3906,50	71	7,83	349,6	2480	6	20
CO-#4-03	2005-09-13	124,00	2293,80	2169,80	106	7,47	368,1	2390	6	16
CO-#4-04	2005-10-18	124,00	2262,30	2138,30	141	7,59	353,9	2420	8	15
CO-#4-05	2005-11-24	124,00	3585,70	3461,70	178	7,40	366,8	2300	6	15
CO-#4-06	2006-01-11	124,00	4027,60	3903,60	226	7,84	365,3	2100	5	16
CO-#4-07	2006-02-13	124,00	3714,60	3590,60	259	7,62	342,4	2150	7	19
CO-#4-08	2006-03-30	124,00	3557,20	3433,20	304	7,64	346,6	2120	7	25
CO-#4-09	2006-05-03	124,00	4020,00	3896,00	338	7,82	368,2	1273	8	37
CO-#4-10	2006-06-12	124,00	2739,70	2615,70	378	7,87	352,3	690	9	41

Échantillon	Al	As	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe
	0,010	0,06	0,001	0,001	0,02	0,03	0,003	0,004	0,003	0,00	0,006
CO-#4-00	0,071		0,012			473		0,046		0,117	0,034
CO-#4-01	0,066		0,013			547		0,040		0,034	0,031
CO-#4-02										0,020	0,716
CO-#4-03	0,074		0,017			633				0,005	1,400
CO-#4-04	0,059		0,015		0,042	636					0,928
CO-#4-05	0,049		0,012		0,023	616					0,517
CO-#4-06	0,055		0,014		0,029	674					0,338
CO-#4-07	0,106		0,016		0,052	621					0,200
CO-#4-08	0,116	0,070	0,013			634,0	0,003		0,006		0,093
CO-#4-09	0,119		0,014			442					0,016
CO-#4-10	0,087		0,012			175					

Échantillon	K+	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	St	Sb	Se	Si	Ti	Zn
		0,001	0,002	0,009	0,100	0,0	0,020	0,09	0,09	0,10	0,02	0,00	0,01
CO-#4-00	192	36,7	0,256	0,601	76,30	0,041		1060		0,08	16,10		0,138
CO-#4-01	120	10,2	0,051	0,421	23,90			615			11,5		0,067
CO-#4-02	39,7												0,480
CO-#4-03	20,7	3,37	0,03	0,072	15,1			522			7,080		0,030
CO-#4-04	14,1	3,14	0,022	0,079	18,5			511			7,29		0,022
CO-#4-05	8,66	2,42	0,021	0,038	13,3			475			8,11		0,035
CO-#4-06	7,67	2,84	0,037	0,033	16,2			537			8,6		0,048
CO-#4-07	6,28	2,77	0,052	0,025	16,9			494			10,9		0,046
CO-#4-08	5,92	1,90	0,072	0,041	31,8			480			10,6		0,064
CO-#4-09	3,2	1,30	0,100	0,020				336			16,8		0,074
CO-#4-10		1,17	0,050	0,039				124			12,9		0,061



Tableau C.5 : Caractérisation du lixiviat de la colonne CO#5-1d-hw

Échantillon	Date	Bouteille (g)	Bouteille + filtrat (g)	Qts eau passé(ml)	Durée (j)	pH	Ehne (mV)	Conductivité (µmhos)	Acidité (mg CaCO3/L)	Alcalinité (mg CaCO3/L)
CO-#5-00	2005-05-26	124,00	2740,00	2616,00	0	8,40	315,4	5490	22	85
CO-#5-01	2005-06-29	124,00	2371,40	2247,40	34	8,65	426,3	3690	0	71
CO-#5-02	2005-08-03	124,00	2618,00	2494,00	69	8,72	390,8	3600	0	77
CO-#5-03	2005-09-07	124,00	2725,80	2601,80	104	8,72	410,7	3310	0	54
CO-#5-04	2005-10-12	124,00	2659,10	2535,10	139	8,88	373,6	3040	7	49
CO-#5-05	2005-11-17	124,00	2660,00	2536,00	175	8,55	362,3	2660	12	36
CO-#5-06	2006-01-10	124,00	2683,10	2559,10	229	7,81	332,7	2070	8	22
CO-#5-07	2006-02-13	124,00	2671,60	2547,60	263	7,77	389,5	2030	6	19
CO-#5-08	2006-03-29	124,00	2514,80	2390,80	307	7,40	412,8	2130	10	15
CO-#5-09	2006-05-02	124,00	2510,30	2386,30	341	7,35	391,5	1647	11	15
CO-#5-10	2006-06-12	124,00	2695,10	2571,10	382	7,38	392,8	1578	8	14

Échantillon	Al	As	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe
	0,010	0,06	0,001	0,001	0,02	0,03	0,003	0,004	0,003	0,00	0,006
CO-#5-00	0,070		0,016			529		0,101		0,038	0,089
CO-#5-01	0,067		0,146			553		0,198		0,094	0,059
CO-#5-02										0,059	1,490
CO-#5-03	0,132		0,063			550		0,201		0,023	2,930
CO-#5-04	0,121		0,067			556		0,083		0,009	1,990
CO-#5-05	0,103		0,051			535		0,04		0,024	1,110
CO-#5-06	0,107		0,061		0,020	540		0,02			0,744
CO-#5-07	0,146		0,066		0,052	473		0,007			0,730
CO-#5-08	0,087		0,064			536				0,004	0,611
CO-#5-09	0,076		0,067			550				0,003	0,647
CO-#5-10	0,083		0,082			512					0,487

Échantillon	K+	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	St	Sb	Se	Si	Ti	Zn
		0,001	0,002	0,009	0,100	0,0	0,020	0,09	0,09	0,10	0,02	0,00	0,01
CO-#5-00	166	24,5	0,227	0,497	74,50	0,015		1060	0,059		15,40		0,050
CO-#5-01	81,3	3,0	0,048	0,455	42,70	0,232		707			13,5		0,053
CO-#5-02	76,0												0,040
CO-#5-03	74,8	0,837	0,03	0,244	36,900	0,01		645			11,200		0,026
CO-#5-04	67,7	0,936	0,050	0,173	32,7			581			9,82		0,018
CO-#5-05	57,1	0,98	0,063	0,114	20,9			518			8,95		0,030
CO-#5-06	56,6	1,71	0,119	0,098	17,8	0,007		483			6,98		0,038
CO-#5-07	44,3	1,54	0,108	0,093	17,9	0,008		419			9,0		0,033
CO-#5-08	43,4	1,70	0,133	0,076	32,2	0,005		448			8,66		0,051
CO-#5-09	48,8	2,12	0,150	0,126				478			14,3		0,059
CO-#5-10		2,42	0,132	0,123				432			12,5		0,054

Tableau C.6 : Caractérisation du lixiviat de la colonne CO#6-1d-lw

Échantillon	Date	Bouteille (g)	Bouteille + filtrat (g)	Qts eau passé(ml)	Durée (j)	pH	Ehne (mV)	Conductivité (µmhos)	Acidité (mg CaCO3/L)	Alcalinité (mg CaCO3/L)
CO-#6-00	2005-05-26	124,00	2759,30	2635,30	0	8,05	344,2	5490	49	69
CO-#6-01	2005-06-29	124,00	1735,60	1611,60	34	8,54	396,5	4380	8	83
CO-#6-02	2005-08-03	124,00	1990,00	1866,00	69	8,79	359,4	4420	-	80
CO-#6-03	2005-09-07	124,00	1561,80	1437,80	104	8,77	390,3	4200	-	69
CO-#6-04	2005-10-12	124,00	1608,00	1484,00	139	8,89	337,7	3930	10	56
CO-#6-05	2005-11-17	124,00	1529,70	1405,70	175	8,52	345,2	3390	18	46
CO-#6-06	2006-01-10	124,00	984,70	860,70	229	8,00	325,3	2560	21	94
CO-#6-07	2006-02-13	124,00	1442,10	1318,10	263	7,89	371,2	2810	23	128
CO-#6-08	2006-03-29	124,00	1323,90	1199,90	307	7,63	386,2	3000	38	204
CO-#6-09	2006-05-02	124,00	1336,10	1212,10	341	7,89	383,2	2760	48	246
CO-#6-10	2006-06-12	124,00	1340,20	1216,20	382	7,90	376,0	2620	44	255

Échantillon	Al	As	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe
	0,010	0,060	0,001	0,001	0,020	0,030	0,003	0,004	0,003	0,003	0,006
CO-#6-00	0,020		0,014			528		0,084		0,034	0,484
CO-#6-01	0,044		0,024			480		0,268		0,139	0,022
CO-#6-02											
CO-#6-03	0,034		0,036			514		0,273		0,053	0,019
CO-#6-04	0,048		0,022			524	0,003	0,166		0,028	
CO-#6-05	0,034		0,021			550		0,04		0,016	
CO-#6-06	0,043		0,032			542		0,01		0,016	
CO-#6-07	0,054		0,025			581					0,012
CO-#6-08	0,052		0,026			671,0				0,006	0,020
CO-#6-09	0,051		0,029			726				0,003	
CO-#6-10	0,048		0,025			687		0,007			

Échantillon	K+	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	St	Sb	Se	Si	Ti	Zn
		0,001	0,002	0,009	0,100	0,004	0,020	0,090	0,090	0,100	0,020	0,002	0,005
CO-#6-00	168	20,2	0,490	0,532	77,3	0,065		1070			18,20		3,480
CO-#6-01	116	6,21	0,032	0,592	56,1	0,193		802			20,5		0,150
CO-#6-02	114												
CO-#6-03	115	2,87	0,01	0,412	52,7	0,110		806			23,8		0,068
CO-#6-04	119	4,01	0,017	0,313	47,3	0,050		741			23,1		0,065
CO-#6-05	111	6,11	0,036	0,155	29,2	0,007		647			19,1		0,092
CO-#6-06	101	19,00	0,662	0,039	24,2	0,009		568			15,1		1,250
CO-#6-07	94,1	51,60	1,440		24,0	0,011		587			17,9		1,710
CO-#6-08	92	99,20	2,140	0,021	41,7	0,007		680	0,109		20,4		1,800
CO-#6-09	93	170,00	3,310					781			35,7		2,040
CO-#6-10		167,00	3,520					715			34,3		1,450

Tableau C.7 : Caractérisation du lixiviat de la colonne CO#7-1d-S-hw

Échantillon	Date	Bouteille (g)	Bouteille + filtrat (g)	Qts eau passé(ml)	Durée (j)	pH	Ehne (mV)	Conductivité (µmhos)	Acidité (mg CaCO3/L)	Alcalinité (mg CaCO3/L)
CO-#7-00	2005-05-26	124,00	2826,40	2702,40	0	7,62	380,5	5390	63	61
CO-#7-01	2005-06-29	124,00	2400,70	2276,70	34	8,04	382,0	2950	18	34
CO-#7-02	2005-08-03	124,00	2411,50	2287,50	69	8,09	352,1	2750	8	27
CO-#7-03	2005-09-07	124,00	2403,60	2279,60	104	7,85	336,6	2470	6	19
CO-#7-04	2005-10-12	124,00	2332,30	2208,30	139	7,93	335,1	2480	11	18
CO-#7-05	2005-11-17	124,00	2362,90	2238,90	175	7,57	362,8	2310	8	17
CO-#7-06	2006-01-10	124,00	2381,30	2257,30	229	7,51	333,2	2040	7	14
CO-#7-07	2006-02-13	124,00	2350,50	2226,50	263	7,58	373,3	2010	6	17
CO-#7-08	2006-03-30	124,00	2329,60	2205,60	308	7,50	390,1	2200	9	19
CO-#7-09	2006-05-02	124,00	2135,10	2011,10	341	7,63	385,5	1669	8	22
CO-#7-10	2006-06-12	124,00	2407,10	2283,10	382	7,55	378,7	1640	9	22

Échantillon	Al	As	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe
	0,010	0,060	0,001	0,001	0,020	0,030	0,003	0,004	0,003	0,003	0,006
CO-#7-00	0,053		0,016			498		0,051		0,121	0,028
CO-#7-01	0,025		0,171			545		0,070		0,047	0,843
CO-#7-02										0,025	0,529
CO-#7-03	0,045		0,048			567		0,022		0,003	0,215
CO-#7-04	0,074		0,053			587		0,008			0,372
CO-#7-05	0,077		0,047			586				0,009	0,176
CO-#7-06	0,054		0,050		0,040	570		0,01		0,008	
CO-#7-07	0,102		0,058		0,033	469	0,003	0,007			
CO-#7-08	0,142		0,067			659		0,004		0,012	
CO-#7-09	0,101		0,065			608		0,005		0,022	
CO-#7-10	0,086		0,089			584			0,003	0,021	

Échantillon	K+	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	St	Sb	Se	Si	Ti	Zn
		0,001	0,002	0,009	0,100	0,004	0,020	0,090	0,090	0,100	0,020	0,002	0,005
CO-#7-00	174	36,9	0,306	0,467	69,80	0,213		1040			20,60		0,352
CO-#7-01	75,1	5,6	0,068	0,387	23,30	0,016		573			15,9		0,220
CO-#7-02	53,1												0,129
CO-#7-03	38,5	2,4	0,06	0,179	17,800	0,01		516			10,000		0,037
CO-#7-04	32,4	2,69	0,063	0,113	20,0			500			9,27		0,026
CO-#7-05	25,1	2,78	0,072	0,099	15,3			486			9,39		0,049
CO-#7-06	22,1	3,89	0,134	0,086	16,9	0,004		480			10,2		0,398
CO-#7-07	21,3	4,73	0,117	0,094	17,2			397			15,1		0,213
CO-#7-08	22,3	7,14	0,179	0,109	39,1			546			16,6		0,447
CO-#7-09	22,5	9,64	0,215	0,106		0,005		516		0,213	19,6		0,635
CO-#7-10		11,00	0,225	0,102				487			16,4		0,600

Tableau C.8 : Caractérisation du lixiviat de la colonne CO#8-0.5d-hw

Échantillon	Date	Bouteille (g)	Bouteille + filtrat (g)	Qts eau passé(ml)	Durée (j)	pH	Ehne (mV)	Conductivité (µmhos)	Acidité (mg CaCO3/L)	Alcalinité (mg CaCO3/L)
CO-#8-00	2005-05-26	124,0	2715,0	2591,0	0	8,50	328,3	5480	22	85
CO-#8-01	2005-06-29	124,0	2414,9	2290,9	34	8,39	424,6	3650	11	56
CO-#8-02	2005-08-03	124,0	2531,4	2407,4	69	8,35	382,4	3150	5	40
CO-#8-03	2005-09-07	124,0	2551,8	2427,8	104	8,12	390,1	2740	8	28
CO-#8-04	2005-10-12	124,0	2524,3	2400,3	139	8,20	362,5	2570	12	39
CO-#8-05	2005-11-17	124,0	2525,2	2401,2	175	7,53	368,8	2300	9	17
CO-#8-06	2006-01-10	124,0	2545,1	2421,1	229	7,45	356,4	2000	6	14
CO-#8-07	2006-02-13	124,0	2582,5	2458,5	263	7,36	355,8	1792	8	15
CO-#8-08	2006-03-30	124,0	2520,1	2396,1	308	7,36	380,5	2110	8	17
CO-#8-09	2006-05-02	124,0	2517,8	2393,8	341	7,48	380,1	1643	9	22
CO-#8-10	2006-06-12	124,0	2566,3	2442,3	382	7,63	409,2	1595	8	24

Échantillon	Al	As	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe
	0,010	0,060	0,001	0,001	0,020	0,030	0,003	0,004	0,003	0,003	0,006
CO-#8-00	0,069		0,013			536		0,09		0,045	
CO-#8-01	0,087		0,121			573		0,165		0,041	0,762
CO-#8-02											
CO-#8-03	0,104		0,059			562		0,064		0,011	0,504
CO-#8-04	0,111		0,061		0,027	575		0,024			0,382
CO-#8-05	0,088		0,045			576		0,01		0,008	0,300
CO-#8-06	0,054		0,043		0,025	541					0,087
CO-#8-07	0,091		0,060		0,048	475					0,251
CO-#8-08	0,079		0,069		0,051	619,0		0,005		0,005	0,160
CO-#8-09	0,086		0,068			582		0,007			0,097
CO-#8-10	0,114		0,095			550		0,004			0,038

Échantillon	K+	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	St	Sb	Se	Si	Ti	Zn
		0,001	0,002	0,009	0,100	0,004	0,020	0,090	0,090	0,100	0,020	0,002	0,005
CO-#8-00	164	20,1	0,119	0,544	75,8	0,004		1070			14,50		0,113
CO-#8-01	80,6	5,7	0,090	0,360	41,8	0,013		728			13,2		0,042
CO-#8-02	73,0												
CO-#8-03	57,5	1,73	0,10	0,203	22,5			553			10,5		0,028
CO-#8-04	49,6	1,85	0,105	0,147	21,5			520			9,73		0,019
CO-#8-05	36,1	2,03	0,122	0,107	14,5			478		0,228	8,7		0,033
CO-#8-06	30,6	2,77	0,174	0,071	14,8			451			8,7		0,047
CO-#8-07	26,1	4,15	0,151	0,060	15,0			403			13,5		0,046
CO-#8-08	26,7	7,28	0,196	0,075	32,0			498			14,7		0,074
CO-#8-09	27,2	13,80	0,251	0,059				496			18,8		0,110
CO-#8-10		19,80	0,254	0,055				465			14,6		0,128



Tableau C.9 : Caractérisation du lixiviat de la colonne CO#9-c-hw

Échantillon	Date	Bouteille (g)	Bouteille + filtrat (g)	Qts eau passé(ml)	Durée (j)	pH	Ehne (mV)	Conductivité (µmhos)	Acidité (mg CaCO3/L)	Alcalinité (mg CaCO3/L)
CO-#9-00	2005-06-01	124,0	2366,1	2242,1	0	8,51	420,8	5500	31	83
CO-#9-01	2005-07-07	124,0	2229,0	2105,0	36	8,29	358,0	2950	14	35
CO-#9-02	2005-08-10	124,0	2190,3	2066,3	70	7,49	343,8	2550	10	21
CO-#9-03	2005-09-14	124,0	2208,5	2084,5	105	7,48	391,5	2460	9	18
CO-#9-04	2005-10-19	124,0	2201,7	2077,7	140	7,66	417,9	2400	10	19
CO-#9-05	2005-11-25	124,0	2198,9	2074,9	177	7,39	419,3	2240	9	20
CO-#9-06	2006-01-20	124,0	2212,9	2088,9	233	7,45	354,6	2060	7	20
CO-#9-07	2006-02-23	124,0	2199,3	2075,3	267	7,71	363,6	2110	10	52
CO-#9-08	2006-04-03	124,0	2152,8	2028,8	306	7,83	386,4	1800	11	63
CO-#9-09	2006-05-06	124,0	2195,6	2071,6	339	7,85	383,7	1720	16	69
CO-#9-10	2006-06-13	124,0	2197,8	2073,8	377	7,89	408,6	1682	14	69

Échantillon	Al	As	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe
	0,010	0,060	0,001	0,001	0,020	0,030	0,003	0,004	0,003	0,003	0,006
CO-#9-00	0,072		0,018			483		0,048		0,171	0,073
CO-#9-01	0,091		0,082			568	0,001	0,030		0,032	0,082
CO-#9-02											
CO-#9-03	0,085		0,097			596		0,009		0,005	0,154
CO-#9-04	0,083		0,099			612	0,003				0,062
CO-#9-05	0,053		0,066			625				0,004	0,010
CO-#9-06	0,054		0,062		0,045	626					
CO-#9-07	0,091	0,064	0,102		0,020	549				0,005	
CO-#9-08	0,092		0,093		0,020	523,0				0,129	
CO-#9-09	0,101		0,127			681				0,051	
CO-#9-10	0,094		0,089			610				0,051	

Échantillon	K+	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	St	Sb	Se	Si	Ti	Zn
		0,001	0,002	0,009	0,100	0,004	0,020	0,090	0,090	0,100	0,020	0,002	0,005
CO-#9-00	177	28,8	0,097	0,676	73,90	0,135		1070			18,9		0,074
CO-#9-01	81,9	8,80	0,078	0,331	21,70			594			8,88		0,064
CO-#9-02	43,0												
CO-#9-03	33,6	5,21	0,14	0,122	15,800			515			6,49		0,049
CO-#9-04	22,2	6,65	0,216	0,064	17,9			500			8,03		0,084
CO-#9-05	14,0	7,18	0,292	0,064	13,5			496			6,84		0,212
CO-#9-06	11,9	8,37	0,421	0,081	15,7			510			8,92		0,395
CO-#9-07	9,92	19,8	0,860	0,078	15,9	0,005	0,025	456			10,4		0,539
CO-#9-08	12,8	15,1	1,520	0,043	26,8			399			9,05		0,474
CO-#9-09	14,7	24,2	1,850	0,063				554			19,3		0,775
CO-#9-10		31,3	1,530	0,080				502			13,7		0,677

Tableau C.10 : Caractérisation du lixiviat de la colonne CO#10-1d-lw

Échantillon	Date	Bouteille (g)	Bouteille + filtrat (g)	Qts eau passé(ml)	Durée (j)	pH	Ehne (mV)	Conductivité (µmhos)	Acidité (mg CaCO3/L)	Alcalinité (mg CaCO3/L)
CO-#10-00	2005-06-01	124,00	2878,80	2754,80	0	8,35	427,5	5590	37	93
CO-#10-01	2005-07-07	124,00	2023,30	1899,30	36	8,42	452,6	4550	11	78
CO-#10-02	2005-08-10	124,00	1587,90	1463,90	70	8,25	407,9	4480	18	74
CO-#10-03	2005-09-14	124,00	1747,20	1623,20	105	7,88	372,7	4240	30	62
CO-#10-04	2005-10-19	124,00	1554,10	1430,10	140	8,06	373,3	3930	53	98
CO-#10-05	2005-11-25	124,00	1426,00	1302,00	177	7,99	358,2	3580	47	162
CO-#10-06	2006-01-20	124,00	1090,60	966,60	233	8,00	326,4	3180	36	231
CO-#10-07	2006-02-23	124,00	1437,70	1313,70	267	7,83	366,1	3040	35	221
CO-#10-08	2006-04-03	124,00	1145,40	1021,40	306	7,99	377,9	2120	32	226
CO-#10-09	2006-05-06	124,00	999,60	875,60	339	8,10	384,5	2710	35	213
CO-#10-10	2006-06-13	124,00	1506,90	1382,90	377	7,94	400,3	2610	33	204

Échantillon	Al	As	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe
	0,010	0,060	0,001	0,001	0,020	0,030	0,003	0,004	0,003	0,003	0,006
CO-#10-00	0,048		0,012			493		0,086		0,519	0,026
CO-#10-01	0,053		0,016			521		0,275		0,296	0,077
CO-#10-02										0,167	
CO-#10-03	0,055		0,022			510		0,155		0,038	
CO-#10-04	0,020		0,016			557		0,029		0,010	
CO-#10-05	0,016		0,015			615		0,01		0,012	
CO-#10-06	0,043		0,026			630	0,00	0,01		0,021	
CO-#10-07	0,058		0,016			542		0,004			
CO-#10-08	0,054		0,017		0,026	724	0,005	0,004		0,013	0,023
CO-#10-09	0,039		0,022			757		0,013		0,024	
CO-#10-10	0,043		0,013			698	0,003	0,006		0,006	

Échantillon	K+	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	St	Sb	Se	Si	Ti	Zn
		0,001	0,002	0,009	0,100	0,004	0,020	0,090	0,090	0,100	0,020	0,002	0,005
CO-#10-00	180	27,6	0,586	0,636	73,60	0,170		1040			15,80		0,319
CO-#10-01	121	10,6	0,112	0,763	59,90	0,204		871			16,9		0,147
CO-#10-02	129												0,170
CO-#10-03	123	14,1	0,24	0,307	47,100	0,04		776			18,0		0,192
CO-#10-04	114	25,6	0,890	0,078	42,8			739			19,0		0,317
CO-#10-05	98,0	51,6	1,93	0,033	31,1	0,008		733			18,9		0,618
CO-#10-06	98,4	103	4,86	0,013	28,8	0,030		724			22,0		1,800
CO-#10-07	73,4	122	5,46		23,4	0,025		599			23,5		1,180
CO-#10-08	70,8	145	7,37	0,012	45,0	0,024		761			29,3		1,340
CO-#10-09	73,2	167	10,6			0,018		811			44,3		1,920
CO-#10-10		137	9,620	0,020		0,015		701			37,7		1,150

Tableau C.11 : Caractérisation du lixiviat de la colonne CO#11-0.5d-hw

Échantillon	Date	Bouteille (g)	Bouteille + filtrat (g)	Qts eau passé(ml)	Durée (j)	pH	Ehne (mV)	Conductivité (µmhos)	Acidité (mg CaCO3/L)	Alcalinité (mg CaCO3/L)
CO-#11-00	2005-06-01	124,00	2663,50	2539,50	0	8,19	402,4	5700	46	80
CO-#11-01	2005-07-07	124,00	2449,50	2325,50	36	8,35	436,9	3730	13	76
CO-#11-02	2005-08-10	124,00	1965,90	1841,90	70	7,92	442,1	3150	13	43
CO-#11-03	2005-09-14	124,00	2458,20	2334,20	105	7,64	450,5	2870	52	134
CO-#11-04	2005-10-19	124,00	2367,70	2243,70	140	7,71	406,9	2540	14	21
CO-#11-05	2005-11-25	124,00	2411,30	2287,30	177	7,50	365,7	2280	10	20
CO-#11-06	2006-01-20	124,00	2458,40	2334,40	233	7,56	335,8	2100	8	19
CO-#11-07	2006-02-23	124,00	2452,30	2328,30	267	7,57	365,2	2020	4	23
CO-#11-08	2006-04-03	124,00	2822,70	2698,70	306	7,50	378,3	2050	9	26
CO-#11-09	2006-05-06	124,00	2439,10	2315,10	339	7,69	388,8	1650	12	31
CO-#11-10	2006-06-13	124,00	2500,20	2376,20	377	7,78	399,0	1640	8	36

Échantillon	Al	As	Ba	Be	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe
	0,010	0,060	0,001	0,001	0,020	0,030	0,003	0,004	0,003	0,003	0,006
CO-#11-00	0,069		0,014			479		0,071		0,160	0,082
CO-#11-01	0,107		0,174			553		0,178		0,078	0,926
CO-#11-02										0,047	0,541
CO-#11-03	0,087		0,047			561		0,080		0,015	0,156
CO-#11-04	0,090		0,073			581		0,010			0,080
CO-#11-05	0,063		0,059			592		0,01		0,007	
CO-#11-06	0,058		0,057			563		0,01		0,006	
CO-#11-07	0,125		0,091		0,043	516					0,022
CO-#11-08	0,099		0,081			648,0				0,007	0,008
CO-#11-09	0,102		0,124			623		0,006		0,018	
CO-#11-10	0,109		0,086			564				0,021	

Échantillon	K	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	Pb	St	Sb	Se	Si	Ti	Zn
		0,001	0,002	0,009	0,100	0,004	0,020	0,090	0,090	0,100	0,020	0,002	0,005
CO-#11-00	182	45,5	0,401	0,580	75,60	0,122		1100			16,20		0,122
CO-#11-01	87,6	6,86	0,141	0,554	42,30	0,113		736			13,8		0,080
CO-#11-02	64,8												0,060
CO-#11-03	62,9	3,12	0,12	0,214	24,500	0,01		573		0,126	10,2		0,040
CO-#11-04	49,0	3,96	0,143	0,093	20,5			511			8,17		0,081
CO-#11-05	36,8	4,83	0,169	0,063	13,9			496		0,142	7,60		0,122
CO-#11-06	27,4	6,65	0,273	0,052	15,0			469			8,28		0,360
CO-#11-07	22,2	9,12	0,292	0,046	15,7			431			12,3		0,355
CO-#11-08	21,3	12,20	0,350	0,053	32,9			522			14,9		0,368
CO-#11-09	22,0	17,00	0,469	0,059			0,021	528		0,206	20,8		0,541
CO-#11-10		20,50	0,454	0,052		0,004		471			16,9		0,479

## **APPENDICE D**

### **RÉSULTATS DE LA MODÉLISATION GÉOCHIMIQUE À L'AIDE DE VMINTEQ**

Les résultats sont présentés sous forme de tableau comprenant seulement les minéraux sur-saturés selon Vminteq (indices de saturation supérieurs à 0). En haut de chaque tableau, le numéro de la colonne de laboratoire est inscrit, ainsi que le numéro du lixiviat (flush). Ainsi, le premier lixiviat au départ de l'essai en colonnes est considéré comme le lixiviat 00, le lixiviat suite au premier cycle de 4 semaines est appelé lixiviat 01. Les résultats de la modélisation pour les lixiviats 00 ne sont pas présentés puisque ce lixiviat représente en majeure partie l'eau de procédé résiduelle à l'intérieur des matériaux utilisés dans les essais en colonne.

Tableau D.1: Indices de saturation (Sat. Index) et produits de solubilité (log IAP) pour différents minéraux, derniers lixiviats des colonnes 1, 3, 4, 5 et 9.

## CO#1-10

Mineral	log IAP	Sat. Index
Al(OH)3 (Soil)	9,276	0,986
Barite	-9,064	0,916
Bixbyite	0,562	1,206
Boehmite	9,277	0,699
Calcite	-8,355	0,125
Diaspore	9,277	2,404
Gibbsite (C)	9,276	1,536
Hausmannite	61,076	0,046
Manganite	25,631	0,291
Pyrolusite	41,448	0,068

## CO#3-10

Mineral	log IAP	Sat. Index
Al(OH)3 (Soil)	9,194	0,904
Aragonite	-7,473	0,867
Barite	-9,714	0,266
Boehmite	9,195	0,617
Calcite	-7,473	1,007
Diaspore	9,195	2,322
Dolomite (disordered)	-16,215	0,325
Dolomite (ordered)	-16,215	0,875
Gibbsite (C)	9,194	1,454
Gypsum	-4,548	0,062
MnCO3 (am)	-9,633	0,867
Rhodochrosite	-9,633	1,367
Vaterite	-7,473	0,437

## CO#4-10

Mineral	log IAP	Sat. Index
Al(OH)3 (Soil)	9,271	0,981
Aragonite	-8,29	0,05
Boehmite	9,272	0,694
Calcite	-8,29	0,19
Diaspore	9,272	2,399
Gibbsite (C)	9,271	1,531

## CO#5-10

Mineral	log IAP	Sat. Index
Al(OH)3 (Soil)	9,706	1,416
Barite	-8,984	0,996
Boehmite	9,706	1,128
Ferrihydrite	6,752	3,561
Gibbsite (C)	9,706	1,966
Goethite	6,752	6,261
Hematite	13,504	14,922
Hercynite	25,177	2,284
Lepidocrocite	6,752	5,381
Maghemite	13,504	7,118
Magnesioferrite	23,811	6,951
Magnetite	19,268	15,865

## CO#9-10

Mineral	log IAP	Sat. Index
Al(OH)3 (Soil)	9,255	0,965
Aragonite	-7,759	0,581
Barite	-8,948	1,032
Bixbyite	0,343	0,987
Boehmite	9,256	0,678
Calcite	-7,759	0,721
Diaspore	9,256	2,383
Dolomite (ordered)	-16,559	0,531
Gibbsite (C)	9,255	1,515
Hausmannite	61,767	0,737
Hydrozincite	8,769	0,069
Malachite	-4,757	0,712
Manganite	25,521	0,181
MnCO3 (am)	-10,489	0,011
Rhodochrosite	-10,489	0,511
Tenorite	8,228	0,584
Vaterite	-7,759	0,151



Tableau D.2: Indices de saturation (Sat. Index) et produits de solubilité (log IAP) pour différents minéraux, lixiviats 01 et 10 de la colonne 2.

CO#2-01			CO#2-05		
Mineral	log IAP	Sat. Index	Mineral	log IAP	Sat. Index
Al(OH)3 (Soil)	8,498	0,208	Al(OH)3 (Soil)	9,707	1,417
Aragonite	-7,523	0,817	Antlerite	10,702	1,914
Azurite	-15,155	2,245	Azurite	-13,756	3,644
Barite	-9,497	0,483	Barite	-9,298	0,682
Brochantite	16,602	1,38	Boehmite	9,707	1,129
Calcite	-7,523	0,957	Brochantite	19,837	4,615
Cerrusite	-12,972	0,228	Calcite	-8,359	0,121
CoFe2O4	22,526	26,054	CoFe2O4	17,325	20,853
Cupric Ferrite	23,166	17,178	Cu(OH)2	9,135	0,461
Cuprous Ferrite	4,765	13,682	CuCO3	-11,445	0,055
Diaspore	8,498	1,625	Cupric Ferrite	18,923	12,935
Dolomite (disordered)	-15,74	0,8	Cuprous Ferrite	3,544	12,461
Dolomite (ordered)	-15,74	1,35	Diaspore	9,707	2,834
Fe3(OH)8	21,245	1,023	Ferrihydrite	4,893	1,702
Ferrihydrite	7,326	4,135	Gibbsite (C)	9,707	1,967
Gibbsite (C)	8,498	0,758	Goethite	4,894	4,403
Goethite	7,326	6,835	Gypsum	-4,482	0,128
Hematite	14,653	16,071	Hematite	9,788	11,206
Hercynite	23,59	0,697	Hercynite	24,165	1,272
Hydrocerrusite	-18,569	0,187	K-Jarosite	-14,51	0,29
Hydrozincite	10,481	1,781	Langite	19,837	2,348
Lepidocrocite	7,326	5,955	Lepidocrocite	4,894	3,523
Maghemite	14,653	8,267	Maghemite	9,788	3,402
Magnesioferrite	26,784	9,924	Magnesioferrite	21,104	4,245
Magnetite	21,246	17,843	Magnetite	14,538	11,135
Malachite	-3,321	2,148	Malachite	-2,31	3,159
MnCO3 (am)	-9,584	0,916	MnCO3 (am)	-9,582	0,918
Na-Jarosite	-8,32	2,88	Rhodochrosite	-9,582	1,418
PbMoO4	-14,438	1,182	Tenorite	9,135	1,491
Rhodochrosite	-9,584	1,416			
Smithsonite	-10,112	0,788	CO#2-10		
Tenorite	8,514	0,87	Mineral	log IAP	Sat. Index
Vaterite	-7,523	0,387	Al(OH)3 (Soil)	8,52	0,23
ZnCO3	-10,112	0,688	AlOHSO4	-3,132	0,098
ZnCO3.1H2O	-10,113	0,147	Barite	-9,624	0,356
			CoFe2O4	11,637	15,165
			Cupric Ferrite	12,6	6,612
			Cuprous Ferrite	-0,092	8,825
			Diaspore	8,52	1,647
			Ferrihydrite	3,763	0,572
			Gibbsite (C)	8,52	0,78
			Goethite	3,763	3,272
			Gypsum	-4,544	0,066
			Hematite	7,526	8,944
			H-Jarosite	-12,017	0,083
			Lepidocrocite	3,763	2,392
			Maghemite	7,526	1,14
			Magnetite	12,702	9,3

Tableau D.3: Indices de saturation (Sat. Index) et produits de solubilité (log IAP) pour différents minéraux, lixiviats 05 et 10 de la colonne 6, et lixiviats 01 et 10 de la colonne 7.

CO#6-05			CO#6-10		
Mineral	log IAP	Sat. Index	Mineral	log IAP	Sat. Index
Aragonite	-7,463	0,877	Al(OH)3 (Soil)	8,943	0,653
Barite	-9,482	0,498	Aragonite	-7,216	1,124
Calcite	-7,463	1,017	Barite	-9,464	0,516
Co3O4	-5,209	5,287	Bixbyite	-0,208	0,437
CoFe2O4	3,553	7,081	Boehmite	8,943	0,365
Cuprous Ferrite	-6,5	2,417	Calcite	-7,216	1,264
Diaspore	8,184	1,311	Diaspore	8,943	2,07
Dolomite (ordered)	-16,625	0,465	Dolomite (disordered)	-14,794	1,746
Gibbsite (C)	8,184	0,444	Dolomite (ordered)	-14,794	2,296
Malachite	-5,003	0,466	Gibbsite (C)	8,943	1,203
Tenorite	8,535	0,891	Gypsum	-4,564	0,046
Vaterite	-7,463	0,447	Hausmannite	61,482	0,452
			Huntite	-29,949	0,019
			Hydrozincite	10,973	2,273
			MnCO3 (am)	-9,684	0,816
			Rhodochrosite	-9,684	1,316
			Smithsonite	-10,21	0,69
			Vaterite	-7,216	0,694
			ZnCO3	-10,21	0,59
			ZnCO3:1H2O	-10,21	0,05

CO#7-01			CO#7-10		
Mineral	log IAP	Sat. Index	Mineral	log IAP	Sat. Index
Al(OH)3 (Soil)	8,531	0,241	Al(OH)3 (Soil)	9,553	1,263
Aragonite	-7,997	0,343	Barite	-8,938	1,042
Barite	-8,595	1,385	Boehmite	9,554	0,976
Brochantite	15,989	0,767	Cr(OH)3 (am)	0,161	0,911
Calcite	-7,997	0,483	Cr2O3	0,323	2,681
Co3O4	-6,934	3,561	Diaspore	9,554	2,681
CoFe2O4	24,445	27,973	Gibbsite (C)	9,553	1,813
Cupric Ferrite	23,396	17,407	Tenorite	7,721	0,077
Cuprous Ferrite	4,178	13,095			
Diaspore	8,532	1,659			
Fe3(OH)8	20,766	0,544			
Ferrihydrite	7,41	4,219			
Gibbsite (C)	8,531	0,791			
Goethite	7,411	6,92			
Hematite	14,821	16,239			
Hercynite	23,009	0,116			
Lepidocrocite	7,411	6,04			
Maghemite	14,821	8,435			
Magnesioferrite	26,759	9,899			
Magnetite	20,767	17,364			
Malachite	-4,522	0,947			
Na-Jarosite	-9,432	1,768			
Tenorite	8,574	0,93			

Tableau D.4: Indices de saturation (Sat. Index) et produits de solubilité (log IAP) pour différents minéraux, lixiviats 01 et 10 de la colonne 8.

CO#8-01			CO#8-10		
Mineral	log IAP	Sat. Index	Mineral	log IAP	Sat. Index
Al(OH)3 (Soil)	8,719	0,429	Al(OH)3 (Soil)	9,598	1,308
Aragonite	-7,497	0,843	Aragonite	-8,27	0,07
Barite	-8,691	1,289	Barite	-8,919	1,061
Boehmite	8,72	0,142	Boehmite	9,599	1,021
Brochantite	16,046	0,824	Calcite	-8,27	0,21
Calcite	-7,497	0,983	CoFe2O4	19,27	22,798
Co3O4	-1,777	8,718	Diaspore	9,599	2,726
CoFe2O4	25,545	29,073	Ferrihydrite	5,832	2,641
Cu(OH)2	8,739	0,065	Gibbsite (C)	9,598	1,858
Cupric Ferrite	23,654	17,666	Goethite	5,832	5,341
Cuprous Ferrite	3,319	12,236	Hematite	11,665	13,083
Diaspore	8,72	1,847	Hercynite	23,515	0,622
Dolomite (ordered)	-16,735	0,355	Lepidocrocite	5,832	4,461
Ferrihydrite	7,457	4,266	Maghemite	11,665	5,279
Gibbsite (C)	8,719	0,979	Magnesioferrite	23,373	6,513
Goethite	7,458	6,967	Magnetite	15,982	12,58
Gypsum	-4,568	0,042			
Hausmannite	62,32	1,29			
Hematite	14,915	16,333			
Lepidocrocite	7,458	6,087			
Maghemite	14,915	8,529			
Magnesioferrite	27,515	10,656			
Magnetite	19,838	16,435			
Malachite	-4,361	1,108			
Manganite	25,962	0,622			
Na-Jarosite	-9,9	1,3			
Pyrolusite	41,53	0,15			
Tenorite	8,739	1,095			
Vaterite	-7,497	0,413			

Tableau D.5: Indices de saturation (Sat. Index) et produits de solubilité (log IAP) pour différents minéraux, lixiviats 01, 03, 05, 09 et 10 de la colonne 10.

CO#10-01			CO#10-03		
Mineral	log IAP	Sat. Index	Mineral	log IAP	Sat. Index
Al(OH)3 (Soil)	8,47	0,18	Al(OH)3 (Soil)	9,026	0,736
Antlerite	9,619	0,831	Aragonite	-7,987	0,353
Aragonite	-7,412	0,928	Barite	-9,414	0,566
Azurite	-14,946	2,454	Boehmite	9,026	0,448
Barite	-9,523	0,457	Calcite	-7,987	0,493
Bixbyite	2,421	3,066	Co3O4	-7,705	2,79
Brochantite	19,12	3,898	Diaspore	9,026	2,153
Calcite	-7,412	1,068	Gibbsite (C)	9,026	1,286
Co3O4	-0,083	10,413	Gypsum	-4,603	0,007
CoCO3	-10,865	0,335	Malachite	-5,034	0,435
CoFe2O4	23,786	27,314	Tenorite	8,104	0,46
Cu(OH)2	9,5	0,826			
CuMoO4	-12,982	0,094	CO#10-05		
Cupric Ferrite	22,428	16,44	Mineral	log IAP	Sat. Index
Cuprous Ferrite	2,584	11,501	Al(OH)3 (Soil)	8,379	0,089
Diaspore	8,471	1,598	Aragonite	-7,375	0,965
Dolomite (disordered)	-16,253	0,287	Barite	-9,629	0,351
Dolomite (ordered)	-16,253	0,837	Calcite	-7,375	1,105
Ferrihydrite	6,463	3,272	CoFe2O4	1,615	5,143
Gibbsite (C)	8,47	0,73	Cuprous Ferrite	-7,466	1,451
Goethite	6,464	5,973	Diaspore	8,38	1,507
Gypsum	-4,571	0,039	Dolomite (disordered)	-15,569	0,971
Hausmannite	63,611	2,581	Dolomite (ordered)	-15,569	1,521
Hematite	12,927	14,345	Gibbsite (C)	8,379	0,639
Langite	19,119	1,631	Gypsum	-4,564	0,046
Lepidocrocite	6,464	5,093	Hydrozincite	9,461	0,761
Maghemite	12,927	6,541	MnCO3 (am)	-10,035	0,465
Magnesioferrite	25,81	8,95	Rhodochrosite	-10,035	0,965
Magnetite	16,352	12,949	Smithsonite	-10,678	0,222
Malachite	-2,723	2,746	Vaterite	-7,375	0,535
Manganite	26,56	1,22	ZnCO3	-10,678	0,122
NiCO3	-11,021	0,179			
Pyrolusite	42,631	1,251			
Tenorite	9,501	1,857			
Vaterite	-7,412	0,498			

Tableau D.5 suite

CO#10-09			CO#10-10		
Mineral	log IAP	Sat. Index	Mineral	log IAP	Sat. Index
Al(OH)3 (Soil)	8,652	0,362	Al(OH)3 (Soil)	8,857	0,567
Aragonite	-7,097	1,243	Aragonite	-7,264	1,076
Barite	-9,495	0,485	Barite	-9,745	0,235
Bixbyite	2,172	2,817	Bixbyite	1,755	2,399
Boehmite	8,652	0,074	Boehmite	8,857	0,279
CaCO3xH2O	-7,097	0,043	Calcite	-7,264	1,216
Calcite	-7,097	1,383	Diaspore	8,857	1,984
Co3O4	-8,862	1,633	Dolomite (disordered)	-14,982	1,558
Diaspore	8,652	1,779	Dolomite (ordered)	-14,982	2,108
Dolomite (disordered)	-14,596	1,944	Gibbsite (C)	8,857	1,117
Dolomite (ordered)	-14,596	2,494	Gypsum	-4,555	0,055
Gibbsite (C)	8,652	0,912	Hausmannite	63,975	2,945
Gypsum	-4,502	0,108	Hydrozincite	10,66	1,96
Hausmannite	64,709	3,679	Manganite	26,227	0,887
Huntite	-29,593	0,375	MnCO3 (am)	-9,293	1,207
Hydrozincite	12,777	4,077	Rhodochrosite	-9,293	1,707
Manganite	26,436	1,096	Smithsonite	-10,356	0,544
MnCO3 (am)	-9,139	1,361	Vaterite	-7,264	0,646
Rhodochrosite	-9,139	1,861	ZnCO3	-10,356	0,444
Smithsonite	-10,03	0,87			
Tenorite	7,706	0,062			
Vaterite	-7,097	0,813			
ZnCO3	-10,03	0,77			
ZnCO3:1H2O	-10,03	0,23			

Tableau D.6: Indices de saturation (Sat. Index) et produits de solubilité (log IAP) pour différents minéraux, lixiviats 01 et 10 de la colonne 11.

CO#11-01			CO#11-10		
Mineral	log IAP	Sat. Index	Mineral	log IAP	Sat. Index
Al(OH)3 (Soil)	8,849	0,559	Al(OH)3 (Soil)	9,431	1,141
Aragonite	-7,418	0,922	Aragonite	-8,164	0,176
Azurite	-16,727	0,673	Barite	-8,963	1,017
Barite	-8,528	1,452	Boehmite	9,431	0,853
Bixbyite	1,758	2,403	Calcite	-8,164	0,316
Boehmite	8,849	0,271	Diaspore	9,431	2,558
Brochantite	16,633	1,411	Gibbsite (C)	9,431	1,691
Calcite	-7,418	1,062	Tenorite	7,911	0,267
Co3O4	-1,613	8,883			
CoCO3	-11,087	0,113			
CoFe2O4	25,647	29,175			
Cu(OH)2	8,863	0,189			
Cupric Ferrite	23,938	17,95			
Cuprous Ferrite	3,355	12,273			
Diaspore	8,849	1,976			
Dolomite (disordered)	-16,483	0,057			
Dolomite (ordered)	-16,483	0,607			
Ferrihydrite	7,537	4,346			
Gibbsite (C)	8,849	1,109			
Goethite	7,537	7,046			
Gypsum	-4,579	0,031			
Hausmannite	62,952	1,922			
Hematite	15,075	16,493			
Lepidocrocite	7,537	6,166			
Maghemite	15,075	8,689			
Magnesioferrite	27,668	10,809			
Magnetite	19,909	16,506			
Malachite	-3,932	1,537			
Manganite	26,229	0,889			
Na-Jarosite	-9,517	1,683			
Pyrolusite	41,965	0,585			
Tenorite	8,863	1,219			
Vaterite	-7,418	0,492			

## **APPENDICE E**

### **DÉTERMINATION DU COEFFICIENT DE TAUX DE RÉACTION $K_r$ DES RÉSIDUS DÉSULFURÉS**

Fichiers excel sur le CD ci-joint

## **APPENDICE F**

### **RÉSULTATS DES MESURES DE CONCENTRATION D'OXYGÈNE SUR LES COLONNES**



Tableau F.1 : Mesures de concentration d'oxygène pour la colonne CO#3-cbe

	cm	14-juin	20-juin-05	27-juin-05	04-juil-05	19-juil-05	25-juil-05	01-août-05	09-août-05	23-août-05	29-août-05	08-sept-05	12-sept-05
<b>3-1</b>	135	20,58	20,48		20,72	20,61	20,51		20,18	20,84	20,48	20,72	20,45
<b>3-1A</b>	135	19,71	20,48		20,73	20,49							
<b>3-2</b>	118	20,37		20,38	20,55	20,28		20,28	19,98	20,53		20,59	20,45
<b>3-2A</b>	118	20,66		20,6				20,29					
<b>3-3</b>	112	18,23	17,54		18,83	18,53	18,65		18,56	18,04	18,9		18,96
<b>3-4</b>	102	18,71		15,95	17,53	17,14		17,53	17,34	17,03		18,49	17,69
<b>3-5</b>	92	15,26	12,56		15,61	15,03	14,6		15,5	15,22	15,87		16,28
<b>3-6</b>	82	12,94		11,42	13,57	12,26		13,18	13,57	15,53		15,06	15
<b>3-7</b>	72	9,57	7,6		11,25	8,83	9,69		11,27	11,35	12,27		13,16
<b>3-7A</b>	72	12,55	10,67										
<b>3-8</b>	62	11,3		9,06	10,88	8,46		16,55	12,65	10,92		12,87	13,05
<b>3-8A</b>	62			9,06	10,96	8,21							
<b>3-9</b>	45	9,53	6,5		10,14	8,24	9,21		10,63	11,09	11,61		13,34
<b>CO2</b>													
	cm	14-juin-05	20-juin-05	27-juin-05	04-juil-05	19-juil-05	25-juil-05	01-août-05	09-août-05	23-août-05	29-août-05	08-sept-05	12-sept-05
<b>3-1</b>	135	0,05	0,05		0,05	0,05	0,05		0,08	0,05	0,05	0,05	0,06
<b>3-1A</b>	135	0,08	0,05		0,05	0,05							
<b>3-2</b>	118	0,05		0,06	0,05	0,06		0,06	0,08	0,06		0,06	0,06
<b>3-2A</b>	118	0,06		0,1				0,06					
<b>3-3</b>	112	0,04	0,02		0,03	0,05	0,06		0,09	0,1	0,13		0,14
<b>3-4</b>	102	0,05		0	0,02	0,04		0,08	0,11	0,12		0,19	0,22
<b>3-5</b>	92	0,06	0,02		0,04	0,07	0,1		0,18	0,2	0,28		0,39
<b>3-6</b>	82	0,11		0,1	0,13	0,18		0,28	0,34	0,28		0,54	0,63
<b>3-7</b>	72	0,15	0,31		0,39	0,44	0,46		0,63	0,68	0,82		1,11
<b>3-7A</b>	72	0,11	0,27										
<b>3-8</b>	62	0,25		0,49	0,47	0,52		0,47	0,49	0,77		1,08	1,18
<b>3-8A</b>	62			0,49	0,47	0,52							
<b>3-9</b>	45	0,48	0,54		0,61	0,55	0,59		0,78	0,8	1,05		1,22
<b>Commentaires:</b>		1 aout 3-8A avait de l'humidité cycle 4: 2 premières séries de mesures avec seringue de 1ml (dilution)											

Tableau F.1 (suite)

26-sept-05	03-oct-05	13-oct-05	18-oct-05	31-oct-05	08-nov-05	18-nov-05	06-févr-06	15-févr-06	08-mars-06	14-mars-06	24-mars-06	30-mars-06	13-avr-06
21,01	20,35		21,03	20,98	21,09		20,62	20,88	20,88	20,86		20,89	20,83
20,87		20,54	20,9	20,71		21,24	19,97	20,74	20,74		20,72	20,74	20,7
20,52	18,98		19,45	19,31	19,64		19,33	19,73	19,68	19,57		19,71	19,51
20,39		17,81	17,84	17,79		18,75	18,29	18,69	18,55		18,61	18,61	18,33
19,96	16,37		16,22	15,74	16,06		16,48	16,73	16,73	16,65		16,91	16,64
15,9		14,49	14,73	13,98		14,79	14,61	14,51	14,44		14,88	15,02	15,44
13,15	11,73		12,8	11,46	11,79		10,26	9,96	9,97	10,55		11,68	11,03
13,81		12,47	12,73	11,35		12,45	9,83	9,95	10,27		11,15	11,3	10,58
17,9	11,7		12,61	11,36	11,76		10,26	9,93	10,28	10,75		11,24	10,54
26-sept-05	03-oct-05	13-oct-05	18-oct-05	31-oct-05	08-nov-05	18-nov-05	06-févr-06	15-févr-06	08-mars-06	14-mars-06	24-mars-06	30-mars-06	13-avr-06
0,09	0,1		0,07	0,05	0,05		0,04	0,06	0,05	0,05		0,05	0,05
0,07		0,07	0,12	0,06		0,07	0,06	0,07	0,06		0,06	0,07	0,07
0,13	0,17		0,15	0,12	0,12		0,12	0,14	0,13	0,15		0,18	0,15
0,14		0,27	0,27	0,21		0,23	0,21	0,24	0,21		0,29	0,33	0,27
0,22	0,38		0,48	0,39	0,42		0,44	0,52	0,42	0,54		0,65	0,52
0,35		0,76	0,77	0,66		0,82	0,86	1,03	0,84		1,1	1,2	0,97
0,91	1,45		1,49	1,42	1,57		2,14	2,53	2,15	2,31		2,51	2,13
1,19		1,52	1,56	1,46		1,78	2,26	2,57	2,14		2,48	2,7	2,28
0,31	1,56		1,61	1,51	1,67		2,23	2,61	2,18	2,31		2,7	2,33

Changement de méthode à partir du 15 février: utiliser les résultats normalisés moins 0,9% Ar

Tableau F.1 (suite)

20-avr-06	03-mai-06	17-mai-06	24-mai-06	31-mai-06	09-juin-06
20,83	20,84	20,75	20,84		20,86
	20,68	20,64		20,73	20,76
19,47	19,62	19,71	19,9		20,09
	18,56	18,7		18,97	19,37
16,82	17,03	17,3	17,71		18,26
	15,25	15,69		16,29	16,86
11,44	12,1	12,49	12,76		13,15
	12,02	12,46		13,81	12,77
11,34	11,94	12,55	17,88		12,66
20-avr-06	03-mai-06	17-mai-06	24-mai-06	31-mai-06	09-juin-06
0,05	0,05	0,07	0,05		0,06
	0,08	0,08		0,08	0,09
0,18	0,25	0,21	0,19		0,31
	0,45	0,37		0,46	0,54
0,63	0,84	0,66	0,61		0,95
	1,47	1,11		1,38	1,52
2,44	2,85	2,31	2,33		2,98
	2,94	2,37		2,65	3,14
2,55	3	2,39	1,07		3,19

Tableau F.2 : Mesures de concentration d'oxygène pour la colonne CO#5-1d-hw

	cm	07-juin-05	15-juin-05	21-juin-05	28-juin-05	12-juil-05	20-juil-05	27-juil-05	02-août-05	17-août-05	23-août-05
5-1	128	20,35	20,27		20,34	20,39	20,45		19,83	20,37	20,45
5-1A	128	20,8			20,19	20,42					
5-2	122	19,69		20,38	19,79	19,54		18,63	19,21	19,8	
5-3	112	18,77	18,93		19,21	18,54	19,09		18,57	18,97	19,15
5-4	102	18,02		18,53	18,71	17,94		17,32	20,6	18,44	
5-5	92	17,75	18,01		18,13	17,42	17,76		17,5	17,71	17,94
5-6	82	17,11		19,71	17,82	16,69		16,13	16,73	17,02	
5-7	72	17,4	17,09		17,24	15,8	16,51		17,58	16,22	18,06
5-8	62	16,08		16,6	16,53	15,05		14,77	15,42	15,55	
5-9	52	17,9	20,82		16,14	14,76	15,67		15,62	15,2	15,24
5-10	42	15,47		20,72	16,04	14,47		14,32	15,18	14,26	
5-11	32	3,31	4,03		4,29	3,98	2,75		2,51	2,46	2,7
5-11A	32	4,17				7,22					
CO2											
	cm	07-juin-05	15-juin-05	21-juin-05	28-juin-05	12-juil-05	20-juil-05	27-juil-05	02-août-05	17-août-05	23-août-05
5-1	128	0,05	0,04		0,05	0,06	0,06		0,1	0,09	0,08
5-1A	128	0,05			0,05	0,06					
5-2	122	0,03		0,04	0,05	0,08		0,11	0,11	0,13	
5-3	112	0	0,03		0,04	0,07	0,07		0,1	0,14	0,14
5-4	102	0,02		0	0,03	0,05		0,07	0,07	0,12	
5-5	92	0,02	0,02		0,02	0,04	0,04		0,08	0,08	0,09
5-6	82	0,03		0,05	0,03	0,03		0,03	0,03	0,02	
5-7	72	0,04	0,03		0,03	0,04	0,05		0,09	0,03	0,07
5-8	62	0,05		0,04	0,04	0,05		0,05	0,05	0,07	
5-9	52	0,04	0,08		0,05	0,05	0,05		0,06	0,05	0,06
5-10	42	0,07		0,09	0,08	0,06		0,06	0,07	0,05	
5-11	32	0,35	0,37		0,3	0,28	0,34		0,25	0,19	0,19
5-11A	32	0,36				0,22					
<b>Commentaires:</b>		5-1A et 5-9 seringue bouchée 7 juin				cycle 4: 2 premières séries de mesures avec seringue de 1ml (dilution)					
		5-11A avait de l'eau 28 juin									
		5-8 à 5-11 du 17 aout faits le 18 aout									

Tableau F.2 (suite)

31-août-05	06-sept-05	20-sept-05	28-sept-05	03-oct-05	11-oct-05	25-oct-05	01-nov-05	09-nov-05	14-nov-05	14-déc-05	31-janv-06	13-févr-06
20,27	20,34	20,8	20,61		20,6	20,98	20,42		20,87	21,44	20,33	20,28
	19,96	19,55		18,59	20,88	20,41		20,4	20,64	21,24	18,82	20,09
19,11	19,27	19,02	20,16		19,88	19,78	19,38		20,07	20,68	19,3	19,11
	18,67	18,53		16,53	19,41	19,02		19,42	19,61	20,18	18,8	19,21
	18,02	17,5	19,36		19,03	18	17,94		18,89	19,59	18,29	18,65
	17,48	16,81		15,08	18,07	17,06		18,06	18,37	18,98	17,4	18,18
16,49	16,63	16,01	18,38		17,46	16,49	16,29		17,5	18,21	16,81	17,28
	15,63	15,51		13,08	16,76	15,31		16,17	16,56	16,9	15,97	16,14
15,14	15,47	15,22	17,66		17,01	15	14,65		16,14	16,4	15,44	15,58
	15,12	18,55		12,74	16,09	16,1		15,35	15,79	16,04	15,14	15,02
2,61	3,72	3,69	11,21		2,43	2,17	2,53		4,94	7,65	5,36	
31-août-05	06-sept-05	20-sept-05	28-sept-05	03-oct-05	11-oct-05	25-oct-05	01-nov-05	09-nov-05	14-nov-05	14-déc-05	31-janv-06	13-févr-06
0,1	0,1	0,07	0,07		0,16	0,07	0,1		0,09	0,09	0,1	0,07
	0,14	0,14		0,23	0,07	0,09		0,12	0,12	0,12	0,12	0,11
0,16	0,16	0,18	0,09		0,15	0,13	0,15		0,14	0,15	0,16	0,14
	0,14	0,19		0,23	0,15	0,14		0,15	0,15	0,16	0,18	0,16
	0,11	0,18	0,16		0,16	0,14	0,16		0,15	0,15	0,18	0,16
	0,08	0,15		0,17	0,14	0,13		0,15	0,15	0,13	0,16	0,16
0,03	0,03	0,1	0,17		0,12	0,12	0,15		0,14	0,13	0,12	0,14
	0,06	0,03		0,1	0,08	0,1		0,12	0,12	0,1	0,08	0,09
0,07	0,07	0,06	0,05		0,06	0,15	0,12		0,1	0,09	0,06	0,07
	0,07	0,15		0,06	0,05	0,07		0,08	0,07	0,07	0,05	0,05
0,17	0,14	0,09	0,11		0,05	0,04	0,03		0,04	0,03	0,02	

14 décembre: changement de méthode, les résultats sont normalisés

Tableau F.2 (suite)

28-févr-06	06-mars-06	13-mars-06	20-mars-06	10-avr-06	19-avr-06	02-mai-06	15-mai-06	23-mai-06	30-mai-06	06-juin-06
20,77	20,65		20,69	20,42	20,6	20,71	20,83	20,7		20,74
20,44		20,41	20,47	19,17		20,53	20,57		20,77	20,63
19,82	19,88		20,05	17,46	19,72	20,07	20,06	20,16		20,39
19,22		19,64	19,61	14,94		19,7	19,59		19,9	20,16
18,58	18,75		19,07	12,64	18,67	19,2	18,95	19,33		20,53
17,57		18,51	18,46	14,67		18,71	18,4		19,17	19,3
16,45	17,02		17,62	12,81	17,41	18,05	18,07	18,03		18,88
14,71		15,95	16,14	10,55		16,89	16,46		17,79	18,28
14,13	14,75		15,51	9,59	15,81	16,45	16,11	16,49		18,04
13,81		14,81	15,12	8,96		16,2	15,86		17,05	17,87
20,84				6,47						
28-févr-06	06-mars-06	13-mars-06	20-mars-06	10-avr-06	19-avr-06	02-mai-06	15-mai-06	23-mai-06	30-mai-06	06-juin-06
0,06	0,08		0,09	0,06	0,1	0,08	0,05	0,09		0,1
0,11		0,14	0,12	0,11		0,14	0,1		0,09	0,16
0,18	0,18		0,18	0,19	0,24	0,23	0,18	0,19		0,24
0,22		0,2	0,21	0,3		0,28	0,26		0,25	0,29
0,23	0,23		0,21	0,3	0,32	0,3	0,3	0,25		0,17
0,21		0,2	0,2	0,31		0,3	0,3		0,31	0,36
0,18	0,19		0,19	0,25	0,27	0,28	0,28	0,25		0,33
0,12		0,17	0,17	0,15		0,23	0,23		0,23	0,29
0,1	0,13		0,16	0,12	0,17	0,2	0,19	0,18		0,25
0,07		0,16	0,16	0,09		0,17	0,16		0,17	0,22
0,06				0,03						
5-6 et plus du 10 avril faits le 12 avril						6 juin: GC va mal, total sous 95%				

Tableau F.3 : Mesures de concentration d'oxygène pour la colonne CO#6-1d-lw

	cm	08-juin-05	15-juin-05	21-juin-05	29-juin-05	12-juil-05	21-juil-05	28-juil-05	02-août-05	18-août-05	23-août-05	31-août-05	06-sept-05	21-sept-05	
6-1	128	20,94	19,42		19,7	19,84	20,57		19,76	20,52	20,43	20,39	20,36	20,03	
6-1A	128	21,07			19,86	20,59									
6-2	122	19,5		18,51	19,52	19,18		19,2	19,4	19,46			18,86	19,56	
6-3	112	17,73	16,23		17,75	17,23	17,57		17,82	18,23	17,84	17,75	17,99	17,87	
6-4	102	20,85		15	19,7	15,09		15,26	16,91	16,11			16,33	15,52	
6-5	92	19,11	12,46		16,39	12,05	12,12		12,64	13,18	13,37	13,25	13,74	16,15	
6-6	82	20,72		16,29	18,37	10,69		14,19	10,49	10,94			11,38	11,41	
6-7	72	20,81	19,26		19,63	9,21	8,69		15,92	8,73	9,13	9,21	9,48	9,83	
6-8	62	9		9,77	8	8,14		8,29	7,49	6,98			7,91	9,86	
6-9	52	8,19	7,6		19,55	6,92	8,79		5,7	5,71	5,8	6,04	6,51	5,42	
6-10	42	12,97		6,42	8,91	6,19		4,91	4,52	4,45			5,38	5,69	
6-11	32	8,12	5,46		5,43	4,8	4,81		3,9	3,19	3,94	4,16	4,74	11,23	
6-11A	32	14,18			19,47										
6-12	28	9,18		6,58	7,71	4,68		4,34	14,05	3,48			4,62	9,01	
CO2	cm	08-juin-05	15-juin-05	21-juin-05	29-juin-05	12-juil-05	21-juil-05	28-juil-05	02-août-05	18-août-05	23-août-05	31-août-05	06-sept-05	21-sept-05	
6-1	128	0,04	0,05		0,06	0,06	0,06		0,08	0,07	0,07	0,1	0,1	0,08	
6-1A	128	0,04			0,08	0,09									
6-2	122	0,1		0,05	0,13	0,1		0,13	0,14	0,19			0,23	0,2	
6-3	112	0,04	0		0,07	0,11	0,15		0,19	0,3	0,36	0,43	0,43	0,42	
6-4	102	0,1		0,04	0,05	0,09		0,16	0,18	0,36			0,59	0,66	
6-5	92	0,14	0,04		0,11	0,06	0,08		0,11	0,29	0,4	0,6	0,7	0,35	
6-6	82	0,24		0,07	0,13	0,05		0,06	0,06	0,18			0,69	0,74	
6-7	72	0,17	0,08		0,05	0,05	0,05		0,05	0,09	0,13	0,24	0,45	0,5	
6-8	62	0,09		0,06	0,03	0,05		0,05	0,04	0,03			0,21	0,28	
6-9	52	0,11	0,1		0,14	0,06	0,06		0,02	0,05	0,06	0,05	0,08	0,16	
6-10	42	0,07		0,08	0,03	0,08		0,03	0,02	0,05			0,04	0,04	
6-11	32	0,14	0,13		0,04	0,09	0,06		0,02	0,06	0,05	0,03	0,04	0,05	
6-11A	32	0,11			0,11										
6-12	28	0,16		0,08	0,05	0,09		0,03	0,09	0,06			0,02	0,04	
Commentaires:		6-4 à 6-7 seringue 1 mL pas étanche 8 juin				6-11A contaminé le 12 juillet				cycle 4: 2 premières séries de mesures avec seringue de 1ml (dilution)					
		6-4, 6-9, 6-11A seringue bouchée 29 juin				6-9 et 6-11 du 23 août faits le 24 août									
		6-5 à 6-12 du 12 juillet faits le 13 juillet				6-6 à 6-12 du 6 sept faits le 7 sept									
		28 juillet 6-2 et 6-4 faits le 27 juillet													

Tableau F.3 (suite)

28-sept-05 20,77	03-oct-05	11-oct-05 20,85	25-oct-05 21,07	01-nov-05 20,54	09-nov-05	14-nov-05 20,95	14-déc-05 21,51	31-janv-06 20,16	13-févr-06 20,11	28-févr-06 20,73	06-mars-06 20,72	13-mars-06	23-mars-06 19,35
	17,96	20,09	20,22		20,24	20,48	20,95	19,78	19,75	20,44		20,41	19,21
20,57		20	20,8	18,86		19,38	19,91	18,77	18,87	19,64	19,7		18,8
16,26	11,98	17,15	17,16	14,84	17,64	18,16	18,63	17,53	18,12	18,53		18,79	18,19
	6,98	14,6	14,31			16,01	16,47	15,71	17,37	16,65	17,08		17,25
11,95		12,49	11,94		12,9	13,91	14,29	13,85	15,88	14,84		15,73	15,98
	4,31	10,21	9,61	9,6		11,7	12,03	11,65	14,15	12,6	13,4		15,15
15,16		8,31	8,76		8,36	9,47	9,59	9,51	12,47	10,61		12,13	13,19
	3,53	6,2	7,05	5,87		7,38	7,23	7,18	10,46	8,99	8,98		11,46
17,43		5,13	6,69		4,81	5,65	5,14	4,79	8,2	5,94		7,51	9,72
		4,5	3,34	3,4		4,65	8,61	3,02	6,47	3,54	4,2		7,85
	2,47	4,23	3,22		3,64	4,45	3,64	2,74	6,07	3,18		5,03	7,31
28-sept-05 0,05	03-oct-05	11-oct-05 0,07	25-oct-05 0,06	01-nov-05 0,1	09-nov-05	14-nov-05 0,1	14-déc-05 0,1	31-janv-06 0,13	13-févr-06 0,1	28-févr-06 0,07	06-mars-06 0,08	13-mars-06	23-mars-06 0,23
	0,41	0,21	0,16		0,21	0,19	0,23	0,21	0,17	0,13		0,17	0,26
0,11		0,17	0,13	0,4		0,39	0,44	0,39	0,33	0,28	0,31		0,42
	0,82	0,65	0,57		0,66	0,62	0,69	0,62	0,52	0,48		0,59	0,65
0,69		0,9	0,85	0,81		0,93	1,07	0,98	0,8	0,82	0,88		1,02
	1,06	1	1		1,2	1,14	1,39	1,29	1,09	1,13		1,36	1,47
0,43		0,98	0,94	1,18		1,27	1,58	1,57	1,36	1,48	1,59		1,81
	0,62	0,73	0,62		1,14	1,19	1,7	1,72	1,64	1,79		2,21	2,48
0,09		0,42	0,49	0,67		0,9	1,56	1,69	1,9	2,12	2,35		3,07
	0,09	0,11	0,18		0,36	0,45	1,09	1,45	2,13	2,39		3,15	3,6
0,12		0,03	0,04	0,06		0,14	0,45	1,33	2,25	2,63	2,89		4,17
	0,02	0,02	0,03		0,05	0,1	0,43	1,36	2,23	2,63		3,55	4,36
14 décembre: changement de méthode, les résultats sont normalisés													
13 février: 6-5 et plus faits le 14 février													
28 février: 6-9 et plus faits le 1 mars													



Tableau F.3 (suite)

12-avr-06	19-avr-06	02-mai-06	15-mai-06	24-mai-06	30-mai-06	07-juin-06
20,76	20,76	20,79	20,82	20,78		20,22
20,51		20,54	20,57		20,16	20,62
19,68	19,58	19,96	19,83	19,99		20,26
18,7		19,23	18,87		19,34	20,13
17	17,08	17,89	17,28	17,77		19,13
15,43		16,72	15,82		17,23	18,47
13,5	13,94	15,4	14,04	14,77		17,29
11,69		14,01	12,18		14,62	18,64
9,49	10,08	13,93	10,22	10,98		16,07
7,08		10,28	8,2		12,17	14,08
4,68	5,48	8,65	5,64	6,69		15,17
3,94		8	4,98		9,16	15,6
12-avr-06	19-avr-06	02-mai-06	15-mai-06	24-mai-06	30-mai-06	07-juin-06
0,07	0,09	0,09	0,06	0,08		0,11
0,15		0,21	0,13		0,18	0,23
0,38	0,42	0,48	0,32	0,37		0,54
0,66		0,8	0,6		0,73	0,54
1,11	1,18	1,44	1,06	1,1		1,38
1,51		1,93	1,5		1,76	2,08
1,97	2,15	2,55	2,05	2,11		2,63
2,41		3,11	2,75		2,96	0,8
2,96	3,3	3,23	3,45	3,43		3,21
3,58		4,84	4,15		4,88	4,87
4,16	4,66	5,56	5,16	4,95		3,33
4,38		5,83	5,47		5,88	2,23
15 mai: 6-8 et plus faits le 16 mai				7 juin: GC va mal, total sous 95%		

Tableau F.4 : Mesures de concentration d'oxygène pour la colonne CO#7-1d-S-hw

	cm	10-juin-05	16-juin-05	21-juin-05	29-juin-05	13-juil-05	21-juil-05	28-juil-05	02-août-05	22-août-05	24-août-05	01-sept-05	07-sept-05	21-sept-05	28-sept-05
7-1	128	20,34	17,7		20,31	20,15	20,72		19,43	19,66	19,65	19,76	19,77	20,13	20,14
7-1A	128	20,23			19,99	20,35									
7-2	122	19,55		19,64	19,91	19,75		19,11	19,03	19,06			19,15	19,42	
7-3	112	19,56	17,67		19,58	19,09	19,54		18,49	18,52	18,96	18,51	18,58	18,99	19,87
7-4	102	18,42		18,34	18,68	18,26		17,58	17,74	17,78			17,68	18,5	
7-5	92	17,45	16,02		18,18	17,5	18,26		17,29	17,24	17,1	16,79	17,29	19,85	18,64
7-6	82	17,72		17,9	17,61	17,22		16,59	16,76	16,72			16,69	19,96	
7-7	72	15,98	14,79		17,31	16,67	17,16		16,41	16,11	15,93	15,9	16,19	16,75	18,03
7-8	62	17,34		15,65	16,99	16,62		15,77	16,19	15,71			15,8	16,75	
7-9	52	15,08	14		16,49	21,12	16,54		15,23	16,74	15,03	15,07	15,38	20,54	18,49
7-10	42	14,98		14,25	16,37	17,91		15,18	14,99	15,27			15,35	17,74	
7-11	32	9,56				9,53					4,05	6,02		9,87	13,14
7-11A	32	3,87													
CO2															
	cm	10-juin-05	16-juin-05	21-juin-05	29-juin-05	13-juil-05	21-juil-05	28-juil-05	02-août-05	22-août-05	24-août-05	01-sept-05	07-sept-05	21-sept-05	28-sept-05
7-1	128	0,05	0,07		0,07	0,08	0,09		0,14	0,21	0,21	0,2	0,18	0,14	0,12
7-1A	128	0,05			0,06	0,07									
7-2	122	0,03		0,06	0,06	0,1		0,13	0,15	0,28			0,25	0,2	
7-3	112	0,03	0,03		0,07	0,11	0,12		0,16	0,3	0,22	0,33	0,29	0,22	0,09
7-4	102	0,03		0,02	0,04	0,11		0,16	0,15	0,31			0,33	0,15	
7-5	92	0	0		0,03	0,11	0,11		0,14	0,3	0,32	0,36	0,33	0,07	0,18
7-6	82	0,02		0,04	0,03	0,1		0,14	0,14	0,29			0,33	0,17	
7-7	72	0	0		0,03	0,09	0,1		0,13	0,28	0,31	0,38	0,33	0,21	0,12
7-8	62	0,03		0,03	0,04	0,09		0,12	0,12	0,27			0,32	0,17	
7-9	52	0	0		0,04	0,05	0,09		0,12	0,17	0,29	0,34	0,3	0,13	0,1
7-10	42	0		0,03	0,05	0,08		0,12	0,13	0,23			0,29	0,11	
7-11	32	0,04				0,04				0,02	0,03			0,04	0,08
7-11A	32	0,03													
<b>Commentaires:</b>		7-11 et 7-11A GC besoin d'un nettoyage 10 juin					7-11 a de l'eau le 2 août			cycle 4: 2 premières séries de mesures avec seringue de 1ml (dilution)					
		7-11 a de l'eau dans le tube 16 juin et 29 juin					7-11 24 août possiblement de l'eau								
		7-8 à 7-11 du 13 juillet faits le 15 juillet, 7-6 et 7-7 faits le 14 juillet					7-11 eau 1 et 7 sept								
		7-11 a de l'eau dans le tube 21 juillet					7-5 et plus du 21 sept faits le 23 sept								

Tableau F.4 (suite)

03-oct-05	12-oct-05	25-oct-05	02-nov-05	09-nov-05	15-nov-05	03-févr-06	14-févr-06	01-mars-06	07-mars-06	13-mars-06	23-mars-06	12-avr-06
	20,56	20,88	19,48		20,03	19,82	19,48	20,24	20,26		18,9	20,39
17,8	20,11	20,34		19,37	19,73	19,8	19,35	20		20,07	18,96	20,03
	19,68	19,87	18,56		19,11	19,46	19,06	19,59	19,65		18,65	19,44
16,04	19,06	19		17,9	18,4	18,79	18,47	19,04			18,23	18,8
	18,67	18,57	17,01		17,66	18,37	17,46	18,71	18,73		17,91	18,28
13,98	18,28	17,92		16,48	16,67	18,05	17,58	18,27		19,29	17,67	17,78
	17,64	19,56	15,47		16,04	17,66	17,1	17,77	17,76		16,43	17,07
12,64	17,34	16,7		15,42	12,21	17,36	16,9	17,42		18,48	16,21	
	17,05	16,01	14,3		15,06	17,54	16,05	17,13	17,21		16,02	16,72
12,54	16,69	15,75		12,84	14,86	17,05	15,59	17,01		17,33	15,93	16,03
	3,98	3,18	5,14		15,81	12,24		2,38			16,06	9,17
03-oct-05	12-oct-05	25-oct-05	02-nov-05	09-nov-05	15-nov-05	03-févr-06	14-févr-06	01-mars-06	07-mars-06	13-mars-06	23-mars-06	12-avr-06
	0,17	0,09	0,28		0,27	0,19	0,2	0,21	0,21		0,36	0,19
0,29	0,15	0,16		0,33	0,32	0,23	0,23	0,26		0,25	0,28	0,25
	0,17	0,18	0,35		0,38	0,27	0,27	0,32	0,31		0,29	0,35
0,28	0,17	0,18		0,45	0,43	0,31	0,3	0,37			0,33	0,39
	0,17	0,18	0,39		0,47	0,33	0,31	0,38	0,38		0,35	0,41
0,23	0,13	0,17		0,48	0,5	0,34	0,33	0,39		0,34	0,36	0,41
	0,14	0,09	0,37		0,47	0,35	0,34	0,39	0,4		0,41	0,4
0,17	0,13	0,15		0,36	0,29	0,32	0,3	0,38		0,38	0,39	
	0,12	0,19	0,33		0,4	0,28	0,32	0,37	0,37		0,37	0,38
0,16	0,11	0,2		0,32	0,35	0,3	0,29	0,34		0,35	0,37	0,36
	0,02	0,05	0,04		0,06	0,08		0,27			0,13	0,55

Tableau F.4 (suite)

20-avr-06	02-mai-06	16-mai-06	24-mai-06	31-mai-06	09-juin-06
20,52	20,58	20,4	20,43		
	20,38	20,24		19,53	19,97
19,88	20,04	19,92	19,96		19,94
	19,58	19,46		19,77	19,46
19,06	19,21	19,22	19,22		19,15
	18,88	18,81		19,05	18,77
18,22	18,57	18,4	18,48		18,4
	18,76	19,05		18,61	18,23
17,68	17,83	17,95	18,01		17,93
	17,72	17,91		18,28	17,95
2,36	4,74	5,75			
20-avr-06	02-mai-06	16-mai-06	24-mai-06	31-mai-06	09-juin-06
0,16	0,18	0,19	0,17		
	0,22	0,2		0,27	0,23
0,31	0,29	0,27	0,24		0,31
	0,35	0,32		0,32	0,39
0,41	0,38	0,35	0,31		0,43
	0,41	0,36		0,39	0,48
0,43	0,41	0,39	0,36		0,51
	0,37	0,29		0,41	0,51
0,43	0,47	0,39	0,36		0,53
	0,46	0,38		0,41	0,5
0,27	0,16	0,25			
2 mai: 7-8 et plus faits le 3 mai					

Tableau F.5 : Mesures de concentration d'oxygène pour la colonne CO#8-0.5d-hw

	cm	16-juin-05	21-juin-05	29-juin-05	15-juil-05	21-juil-05	28-juil-05	03-août-05	22-août-05	25-août-05	01-sept-05	07-sept-05	23-sept-05
<b>8-1</b>	78	19,24		20,46	20,17	20,4		19,89	20,14	20,06	20,38	19,72	20,42
<b>8-1A</b>	78			20,39				19,83					
<b>8-2</b>	72	18,19	19,76	20,07	20,43		18,64	21,01	20,07			19,66	20,41
<b>8-3</b>	62	16,08		19,25	20,55	19,94		19,55	19,65	19,52	19,89	19,44	20,73
<b>8-4</b>	52	14,31	18,28	18,59	20,92		18,26	19,14	19,34			19,16	19,69
<b>8-5</b>	42	12,45		18,14	17,91	19,35		18,96	19,08	18,9	19,22	19,3	19,43
<b>8-6</b>	32	19,84	15,8	15,54	2,45		2,38	2,47	10,32				9,73
<b>8-6A</b>	32												
<b>CO2</b>													
	cm	16-juin-05	21-juin-05	29-juin-05	15-juil-05	21-juil-05	28-juil-05	03-août-05	22-août-05	25-août-05	01-sept-05	07-sept-05	23-sept-05
<b>8-1</b>	78	0,06		0,08	0,05	0,07		0,15	0,16	0,2	0,12	0,16	0,16
<b>8-1A</b>	78			0,06	0,09			0,16					
<b>8-2</b>	72	0,06	0,07	0,08	0,09		0,15	0,05	0,18			0,17	0,16
<b>8-3</b>	62	0,03		0,09	0,09	0,1		0,14	0,22	0,24	0,18	0,2	0,19
<b>8-4</b>	52	0,03	0,04	0,07	0,07		0,12	0,15	0,22			0,21	0,15
<b>8-5</b>	42	0,03		0,04	0,07	0,08		0,12	0,2	0,22	0,21	0,21	0,25
<b>8-6</b>	32	0,05	0,02	0,06	0,04		0,02	0,02	0,04				0,09
<b>8-6A</b>	32												
<b>Commentaires:</b>	le point d'échantillonnage 8-6A est bouché (tissu ou résidu) il y a eu seulement 3 séries d'échantillons pour le premier cycle (période de rodage) 15 juillet: humidité dans le GC, vers l'échantillon 8-4, 8-5 15 juillet 8-4 seringue bouchée 3 août 8-6 GC besoin d'un nettoyage							cycle 4: 2 premières séries de mesures avec seringue de 1ml (dilution) 3 oct: GC a besoin d'un nettoyage					

Tableau F.5 (suite)

28-sept-05 20,3	03-oct-05	12-oct-05 20,82	26-oct-05 20,94	02-nov-05 20,95	09-nov-05	15-nov-05 20,43	03-févr-06 20,87 19,83	01-mars-06 19,89	07-mars-06 20,14	13-mars-06	24-mars-06 19,96	12-avr-06 20,51	20-avr-06 20,69
	19,64	20,56 20,4	20,88 20,27	20,46	18,62	18,78 17,64	19,65 19,3	19,85 19,24	19,57	20,35	19,91 19,71	20,38 19,54	20,2
20,72	19,12	20,17 19,81	19,74 19,25	19,77	18,25	17,7 17,4	19,04 20,08	18,63 18,63	18,18	19,61	19,45 19,41	18,85 17,69	19,44
19,43	10,8		3,12		4,17	8,17	18,74	5,42		2,22	19,51	7,81	
28-sept-05 0,16	03-oct-05	12-oct-05 0,11	26-oct-05 0,19	02-nov-05 0,09	09-nov-05	15-nov-05 0,08	03-févr-06 0,05 0,19	01-mars-06 0,17	07-mars-06 0,23	13-mars-06	24-mars-06 0,29	12-avr-06 0,13	20-avr-06 0,15
	0,24	0,14 0,2	0,09 0,16	0,19	0,11	0,11 0,16	0,22 0,3	0,19 0,31	0,38	0,24	0,32 0,4	0,18 0,38	0,4
0,05	0,34	0,24 0,26	0,19 0,21	0,23	0,2	0,19 0,21	0,32 0,09	0,4 0,46	0,48	0,44	0,46 0,42	0,5 0,64	0,64
0,26	0,07		0,07		0,04	0,05	0,1	0,48		0,23	0,08	0,83	

03-mai-06 20,18	16-mai-06 20,02	24-mai-06 20,56	31-mai-06	09-juin-06 20,76
20,7	20,04		20,45	20,71
20,36	19,5	20,28		20,46
20,15	19,11		20,28	20,31
19,9	19,88	19,83		20,12
7,11	11,55			
03-mai-06 0,15	16-mai-06 0,14	24-mai-06 0,21	31-mai-06	09-juin-06 0,17
0,2	0,17		0,23	0,22
0,39	0,35	0,37		0,4
0,51	0,47		0,48	0,5
0,59	0,3	0,55		0,59
0,39	0,72			

Tableau F.6 : Mesures de concentration d'oxygène pour la colonne CO#10-1d-1w

	cm	16-juin-05	22-juin-05	05-juil-05	20-juil-05	25-juil-05	01-août-05	09-août-05	25-août-05	01-sept-05	08-sept-05	13-sept-05
<b>10-1</b>	128	19,98	20,07	20,51	20,23	20,46		20,26	20,67		20,37	20,34
<b>10-1A</b>	128		20,02	20,5								
<b>10-2</b>	122	18,7		19,74	19,46		19,43	19,62	20	19,56		19,99
<b>10-3</b>	112	17,22	17,48	18,54	19,59	18,23		18,18	18,39		18,63	18,71
<b>10-4</b>	102	14,86		16,85	16,73			16,49	16,28	15,68		17,11
<b>10-5</b>	92	13,45	12,98	15,65	14,33	15,08		15,02	14,35		15,29	15,65
<b>10-6</b>	82	12,41		14,7	12,87		14,88	13,75	12,84	16,17		14,39
<b>10-7</b>	72	11,64	11,27	13,78	11,53	12,38		20,18	11,04		15,17	12,82
<b>10-8</b>	62	10,73		13,03	10,39		11,07	10,58	9,51	9,28		11,29
<b>10-9</b>	52	10,52	10,4	12,34	8,6	9,91		9,39	7,83		9,19	9,73
<b>10-10</b>	42	9,59		16,32	10,2		8,78	7,32	6,37	6,46		
<b>10-11</b>	32	9,07	9,13	10,35		7,22		6,72	4,79		6,38	7
<b>10-11A</b>	32		8,85	11,1								
<b>10-12</b>	28	8,37		10,27	6,22		6,61	5,88	4,6	5,17		6,87
<b>CO2</b>												
	cm	16-juin-05	22-juin-05	05-juil-05	20-juil-05	25-juil-05	01-août-05	09-août-05	25-août-05	01-sept-05	08-sept-05	13-sept-05
<b>10-1</b>	128	0,04	0,05	0,05	0,07	0,07		0,12	0,09		0,11	0,11
<b>10-1A</b>	128		0,04	0,05								
<b>10-2</b>	122	0,03		0,06	0,11		0,15	0,16	0,19	0,24		0,2
<b>10-3</b>	112	0	0,03	0,06	0,09	0,17		0,26	0,42		0,44	0,43
<b>10-4</b>	102	0,02		0,04	0,1			0,27	0,63	0,71		0,7
<b>10-5</b>	92	0,03	0,02	0,02	0,08	0,11		0,26	0,74		0,9	0,9
<b>10-6</b>	82	0,04		0	0,06		0,09	0,2	0,69	0,35		1
<b>10-7</b>	72	0,04	0,03	0,02	0,05	0,06		0,1	0,5		0,9	0,98
<b>10-8</b>	62	0,05		0,02	0,05		0,05	0,09	0,3	0,5		0,82
<b>10-9</b>	52	0,06	0,04	0,02	0,05	0,04		0,06	0,14		0,43	0,55
<b>10-10</b>	42	0,06		0,09	0,05		0,03	0,04	0,05	0,1		
<b>10-11</b>	32	0,07	0,05	0,03		0,04		0,12	0,07		0,18	0,24
<b>10-11A</b>	32		0,05	0,04								
<b>10-12</b>	28	0,08		0,02	0,06		0,09	0,13	0,11	0,14		0,27
<b>Commentaires:</b>	22 juin 10-5 et plus faits le 23 juin La troisième série de mesure n'a pas pu être faite, GC ne fonctionnait pas bien 1 août 10-4 avait de l'eau cycle 4: première série de mesures avec seringue de 1ml (dilution)											

Tableau F.6 (suite)

27-sept-05	06-oct-05	13-oct-05	18-oct-05	02-nov-05	11-nov-05	18-nov-05	06-févr-06	16-févr-06	22-févr-06	08-mars-06	14-mars-06	24-mars-06	30-mars-06
21,17	18,3		20,89	21,03	21,06		20,24		20,84	20,86	20,76		20,69
20,53		20,36	20,57	20,61		20,99	19,95	20,69	20,68	20,71		20,72	20,75
19,4	17,3		19,52	19,74	19,77		19,42		20,25	20,16	20,23		20,46
18,6		18,07	18,05	18,03		19,07	18,66	19,55	19,73	19,47		19,83	19,85
18,18	14,62		16,83	16,92	17,19		18,37		19,29	18,93	19,12		19,53
16,72		14,91	15,54	15,56		17,25	18,11	18,47	19,74	18,31		18,99	19,25
16,83	11,49		13,78	13,61	14,06		17,23		18,22	17,43	17,76		18,64
17,33		11,13	11,91	11,55		14,64	16,41	16,96	17,54	16,53		17,76	17,98
10,24	7,48		9,7	9,07	9,91		15,32		16,51	15,29	16,04		
8,49		6,64	11,59	6,42		20,14	16,58	15,02	18,72	14,93		18,25	
12,39	7,51		5,62	4,63	5,29		12,28		14,12	11,98	12,84		
4,61		4,63	5,46	6,09		8,56	11,78	12,67	13,86	11,67		14,24	
27-sept-05	06-oct-05	13-oct-05	18-oct-05	02-nov-05	11-nov-05	18-nov-05	06-févr-06	16-févr-06	22-févr-06	08-mars-06	14-mars-06	24-mars-06	30-mars-06
0,04	0,22		0,08	0,07	0,08		0,09		0,09	0,07	0,11		0,14
0,11		0,15	0,15	0,12		0,14	0,15	0,18	0,19	0,13		0,18	0,17
0,33	0,45		0,31	0,28	0,34		0,42		0,49	0,36	0,41		0,34
0,4		0,48	0,65	0,59		0,64	0,74	0,84	0,82	0,65		0,77	0,78
0,57	1		0,83	0,79	0,81		0,99		1,1	0,88	1		1,01
0,51		1,09	1,1	1		1,1	1,27	1,45	1,43	1,13		1,3	1,25
0,78	1,37		1,4	1,27	1,32		1,67		1,83	1,51	1,72		1,62
0,61		1,49	1,63	1,49		1,74	2,07	2,24	2,26	1,94		2,05	2,1
0,7	1,32		1,88	1,61	1,83		2,6		2,92	2,62	2,59		
0,55		1,37	1,43	1,69		0,39	1,95	3,26	1,47	2,86		1,78	
0,26	0,54		1,89	1,74	1,25		3,91		4,31	4,26	4,29		
0,44		1,31	1,82	1,39		2,94	4,1	4,46	4,5	4,45		3,99	

6 février: 10-6 et plus faits le 7 février



Tableau F.6 (suite)

18-avr-06	01-mai-06	08-mai-06	23-mai-06	30-mai-06	06-juin-06	12-juin-06
20,85		20,85	20,85	20,79		20,87
20,71	20,75	20,72	20,71		20,78	20,73
20,68		20,3	20,12	20,15		20,61
19,55	19,78	19,84	19,27		19,85	19,73
19,14		19,49	18,76	18,81		19,29
18,36	18,91	19,07	17,93		18,86	18,76
17,58		18,51	16,8	17,13		18,05
16,93	17,57	18,04	15,7		17,57	17,39
15,48		17,11	14,4	15,1		16,34
15,54	15,7		13,69		15,48	15,09
12,38		15,25	11,42	12,28		13,53
12,15	13,9	14,88	10,8		14,58	13,34
18-avr-06	01-mai-06	08-mai-06	23-mai-06	30-mai-06	06-juin-06	12-juin-06
0,07		0,08	0,06	0,08		0,08
0,13	0,16	0,16	0,11		0,12	0,15
0,15		0,47	0,32	0,43		0,24
0,66	0,8	0,81	0,63		0,9	0,8
0,85		1,09	0,85	1,09		1,09
1,21	1,39	1,4	1,12		1,59	1,4
1,63		1,82	1,58	1,96		1,85
1,9	2,27	2,15	2,04		2,58	2,27
2,65		2,84	2,58	3,09		2,87
2,66	3,47		2,94		4,07	3,6
4,26		4,07	3,9	4,68		4,49
4,41	4,52	4,4	4,27		5,02	4,61

Tableau F.7 : Mesures de concentration d'oxygène pour la colonne CO#11-0.5d-hw

	cm	17-juin-05	23-juin-05	06-juil-05	20-juil-05	26-juil-05	01-août-05	10-août-05	26-août-05	01-sept-05	08-sept-05	14-sept-05	27-sept-05
11-1	78	20,49	20,49	20,59	20,73	20,51		20,44	20,49		19,11	19,88	20,73
11-1A	78			20,6									
11-2	72	20,26		20,72	20,37		19,23	20,24	20,28	19,22		19,68	20,36
11-3	62	19,93	19,83	20,48	19,84	19,92		19,99	19,73		19,23	19,51	20,63
11-4	52	19,58		20,29	19,22		19,39	19,59	18,98	18,72		19,52	20,1
11-5	42	19,39	19	20,05	19,06	19,42		19,36	18,29		18,61	19	20,92
11-6	32	5,36			14,29								12,67
11-6A	32												
<b>CO2</b>													
	cm	17-juin-05	23-juin-05	06-juil-05	20-juil-05	26-juil-05	01-août-05	10-août-05	26-août-05	01-sept-05	08-sept-05	14-sept-05	27-sept-05
11-1	78	0,04	0,03	0,04	0,05	0,06		0,07	0,08		0,16	0,15	0,12
11-1A	78			0,05									
11-2	72	0,03		0,04	0,05		0,08	0,08	0,09	0,16		0,16	0,11
11-3	62	0	0,02	0,03	0,05	0,07		0,09	0,12		0,17	0,17	0,13
11-4	52	0		0	0,07		0,06	0,08	0,13	0,16		0,16	0,11
11-5	42	0	0	0	0,03	0,05		0,06	0,12		0,15	0,15	0,05
11-6	32	0,11			0,06								0,21
11-6A	32												
<b>Commentaires:</b>	La troisième série de mesure n'a pas pu être faite, GC ne fonctionnait pas bien						11-5 et 11-6 du 27 sept faits le 28 sept						
	6 juillet 11-1 et 11-1A ont été fait le 5 juillet						cycle 4: première série de mesures avec seringue de 1ml (dilution)						
	26 juillet 11-2 a été fait le 25 juillet												
	1 aout et 10 aout 11-6 et 11-6A avaient de l'eau												
	11-1 et 11-2 du 26 aout faits le 25 aout												

Tableau F.7 (suite)

06-oct-05 20,44	13-oct-05	18-oct-05 20,77	03-nov-05 20,78	11-nov-05 20,9	18-nov-05	07-févr-06 19,17	16-févr-06	23-févr-06 20,78	09-mars-06 20,74	15-mars-06 20,53	24-mars-06	18-avr-06 20,13
19,96	20,63	20,69 20,54	20,64 20,4	20,63	21,05	19,87 19,14	20,71	20,7 20,6	20,61 20,31	20,39	20,71	20,15 20,05
19,39	20,25	20,35 19,84	20,09 19,55	19,96	20,67	19,62 19,24	20,32	20,39 20,05	19,69 19,38	19,64	20,39	19,77 19,36
	9,67		5,68			5,97	5,4		9,7			6,92
06-oct-05 0,14	13-oct-05	18-oct-05 0,1	03-nov-05 0,12	11-nov-05 0,11	18-nov-05	07-févr-06 0,11	16-févr-06	23-févr-06 0,1	09-mars-06 0,12	15-mars-06 0,15	24-mars-06	18-avr-06 0,2
0,19	0,12	0,12 0,14	0,15 0,16	0,15	0,12	0,11 0,14	0,14	0,11 0,14	0,1 0,16	0,19	0,17	0,15 0,18
0,18	0,14	0,16 0,15	0,18 0,17	0,17	0,16	0,17 0,2	0,19	0,16 0,2	0,22 0,27	0,27	0,19	0,21 0,28
	0,05		0,27			0,35	0,27		0,44			0,33

01-mai-06	09-mai-06 20,81	23-mai-06 20,76	30-mai-06 20,6	06-juin-06	12-juin-06 20,8
20,72	20,73	20,8		20,02	20,85
	20,57	20,72	20,75		20,78
20,62	20,43	20,55		20,6	20,68
	20,12	20,19	20,51		20,49
01-mai-06	09-mai-06 0,14	23-mai-06 0,12	30-mai-06 0,12	06-juin-06	12-juin-06 0,11
0,16	0,12	0,11		0,2	0,08
	0,17	0,12	0,12		0,13
0,18	0,21	0,16		0,24	0,16
	0,24	0,24	3,57		0,22

## **APPENDICE G**

### **RÉSULTATS DES MESURES DE SUCCION SUR LES COLONNES**

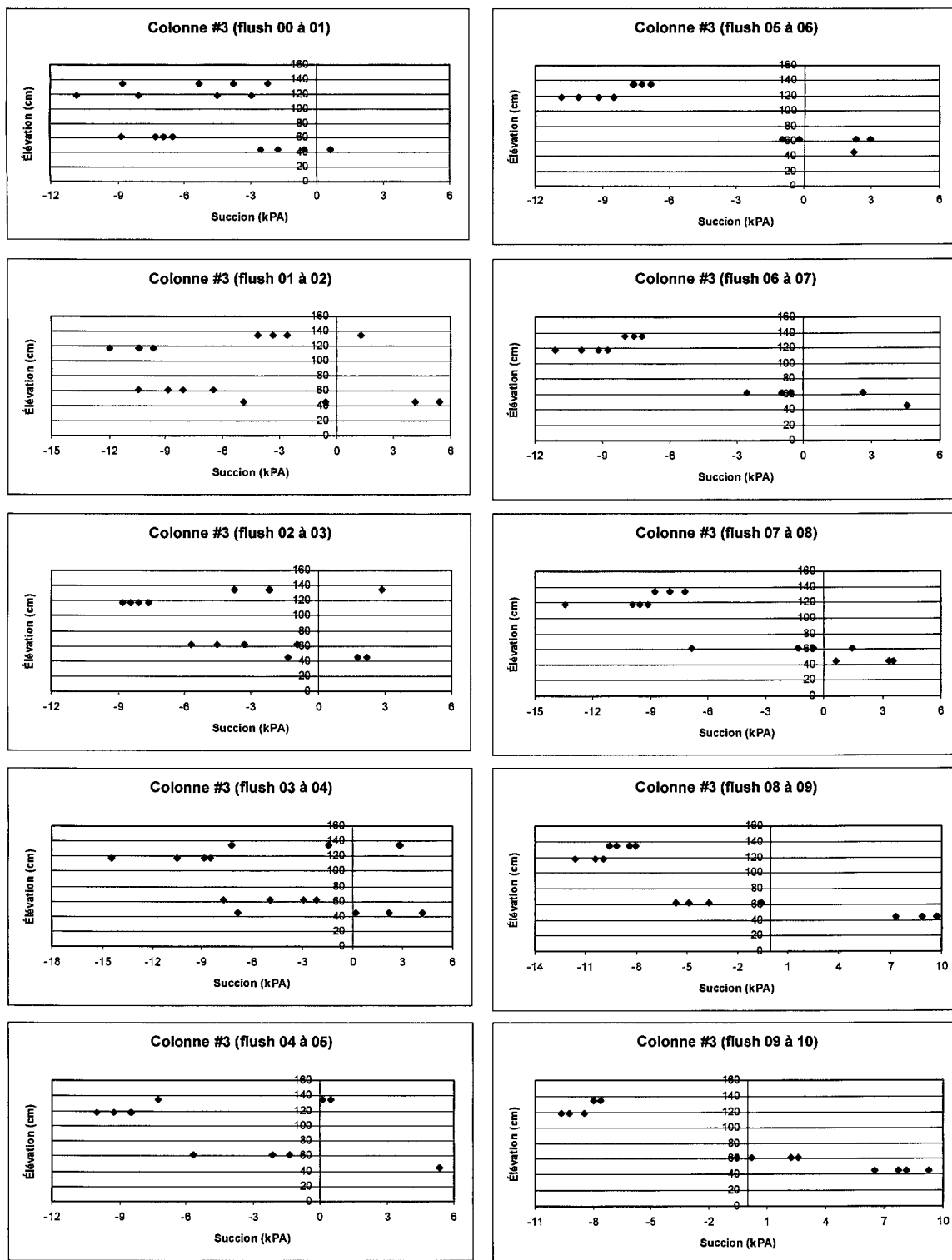


Figure G.1: Succions mesurées pour la colonne CO#3-ccbe

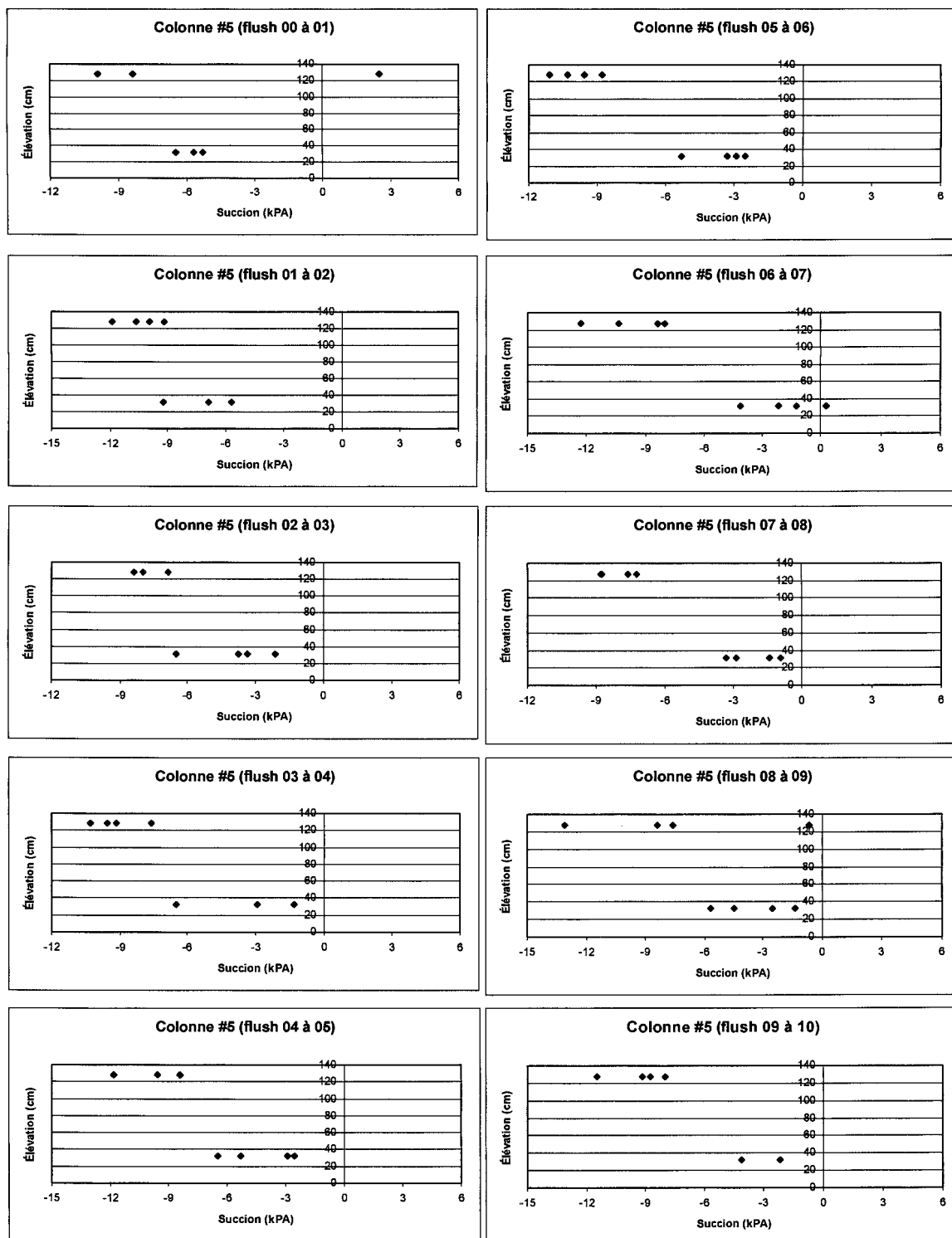


Figure G.2: Succions mesurées pour la colonne CO#5-1d-hw

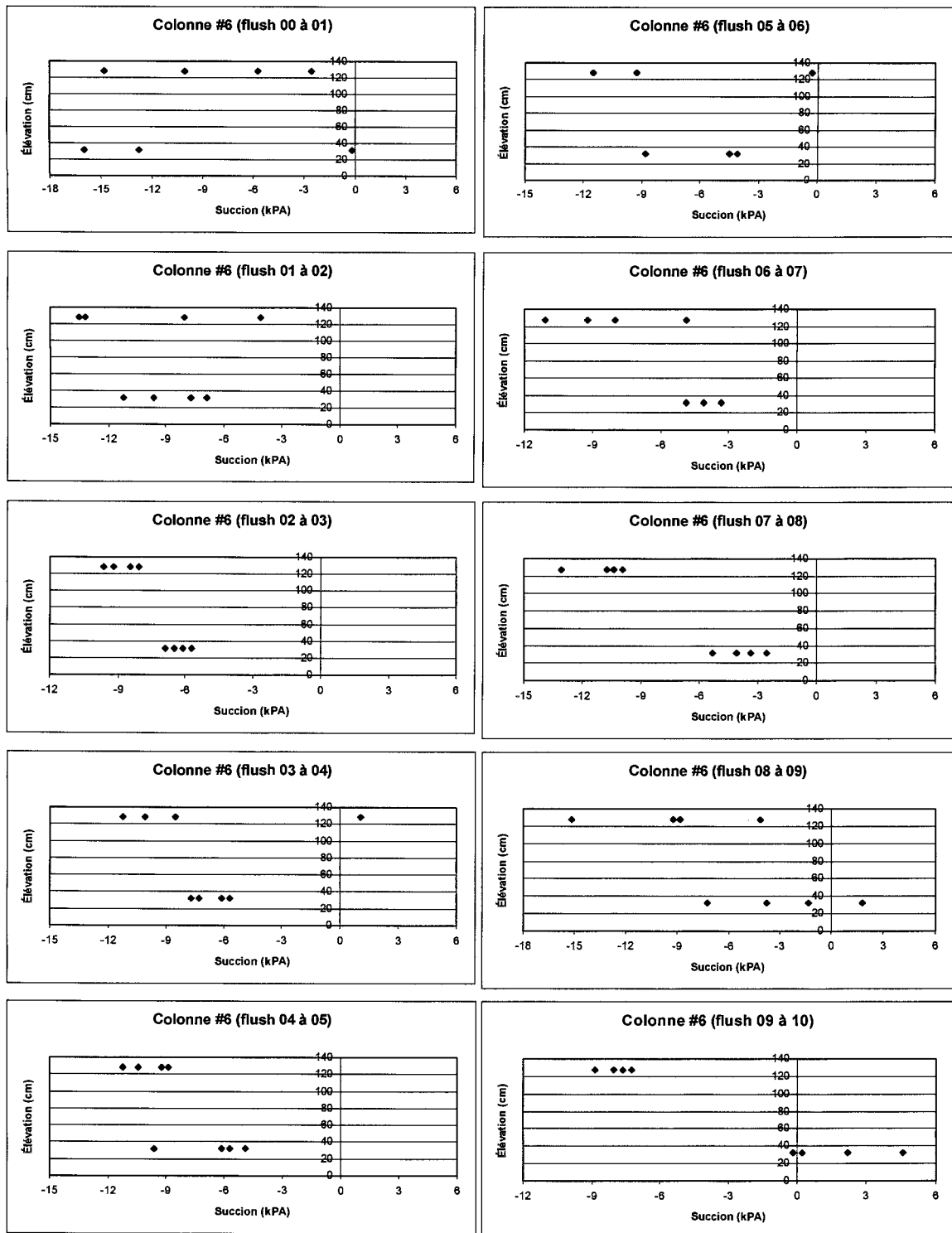


Figure G.3: Succions mesurées pour la colonne CO#6-1d-lw

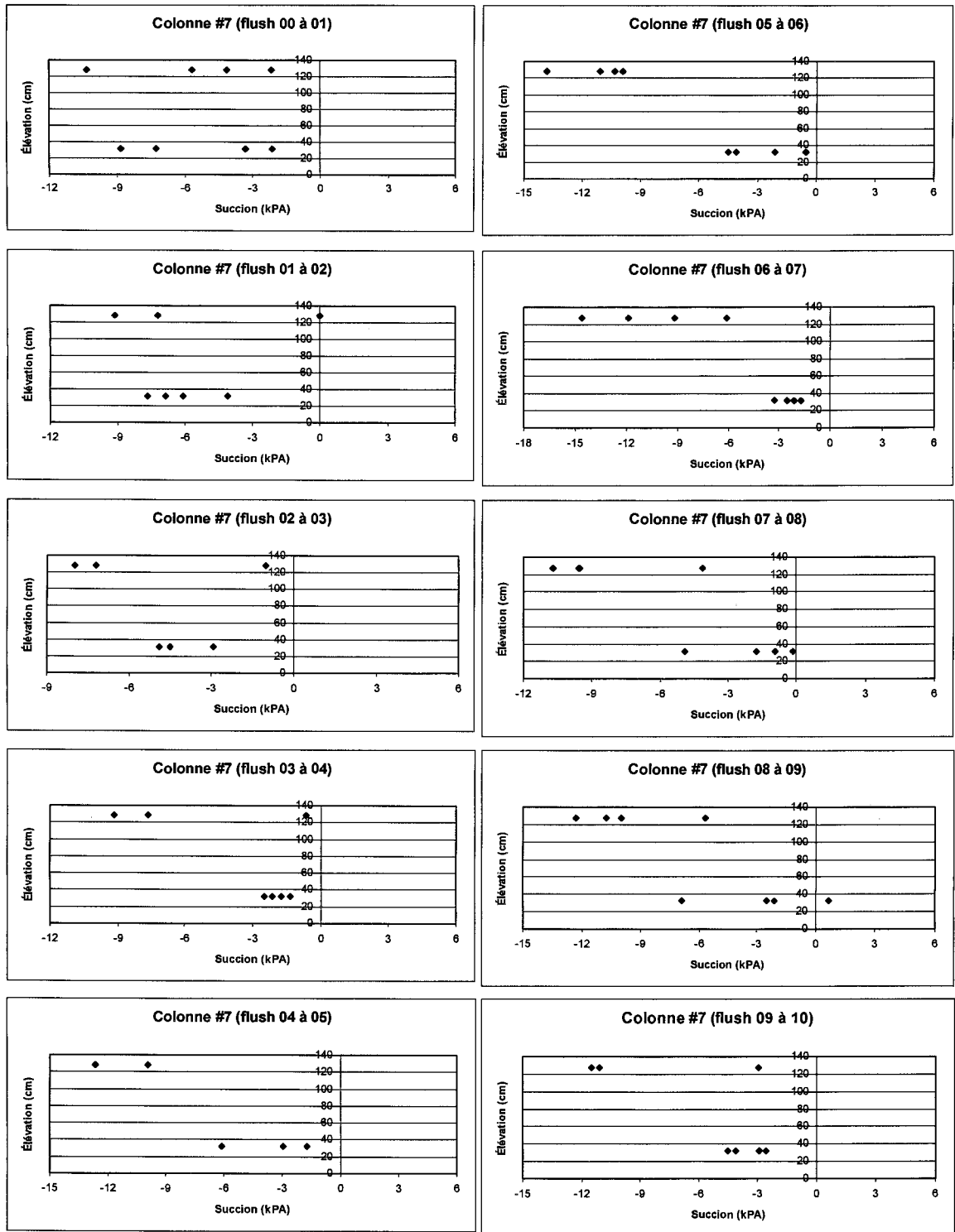


Figure G.4: Succions mesurées pour la colonne CO#7-1d-S-hw



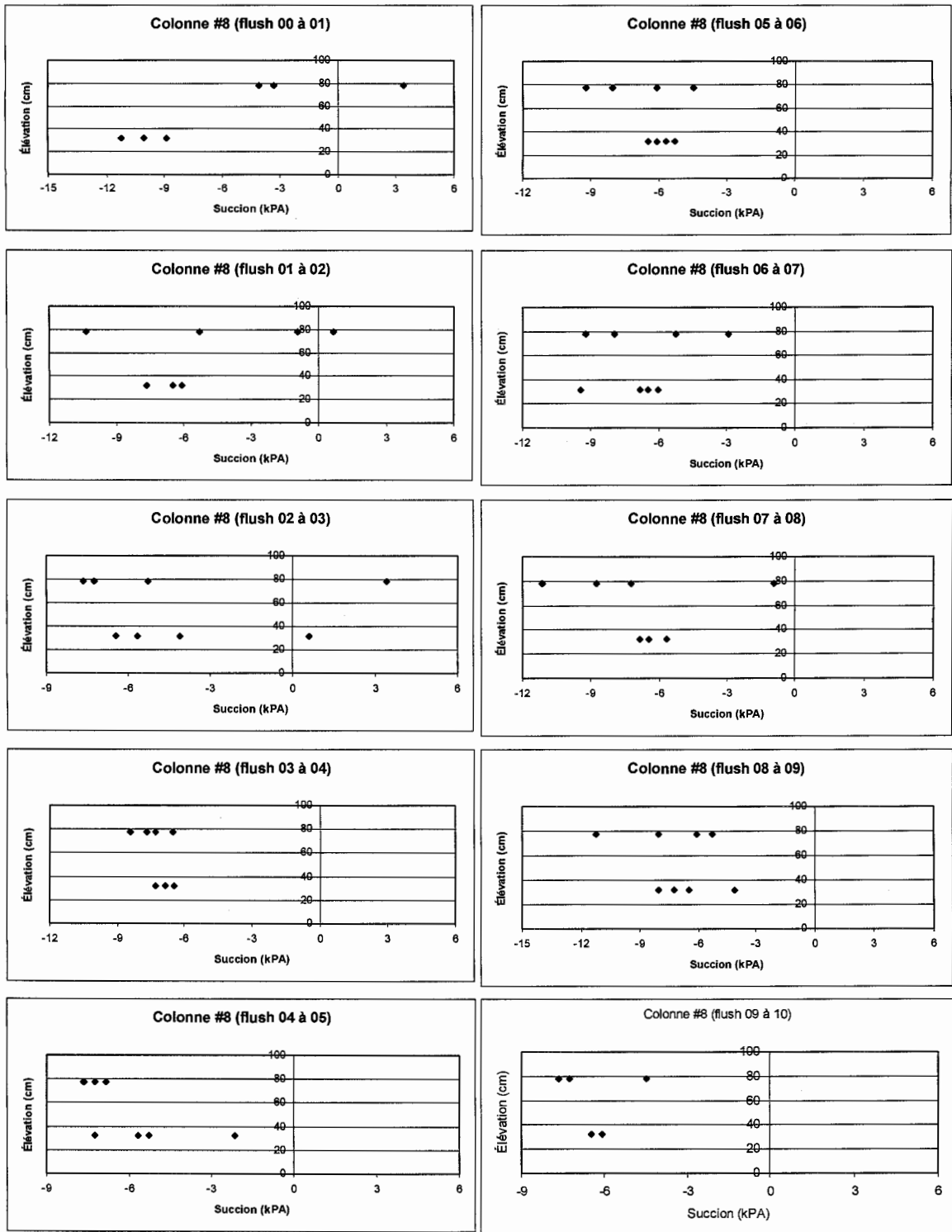


Figure G.5: Succions mesurées pour la colonne CO#8-0.5d-hw

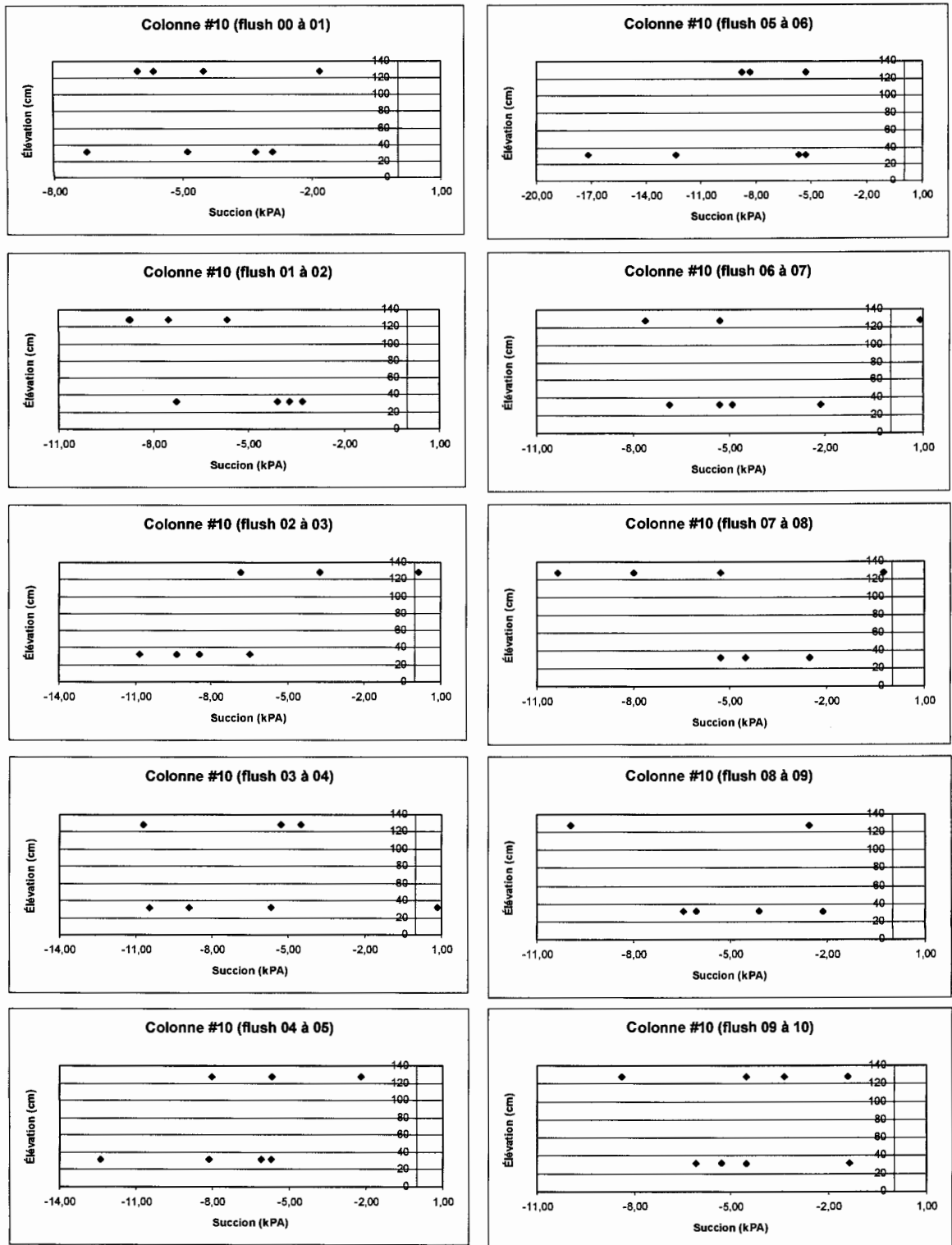


Figure G.6: Succions mesurées pour la colonne CO#10-1d-1w

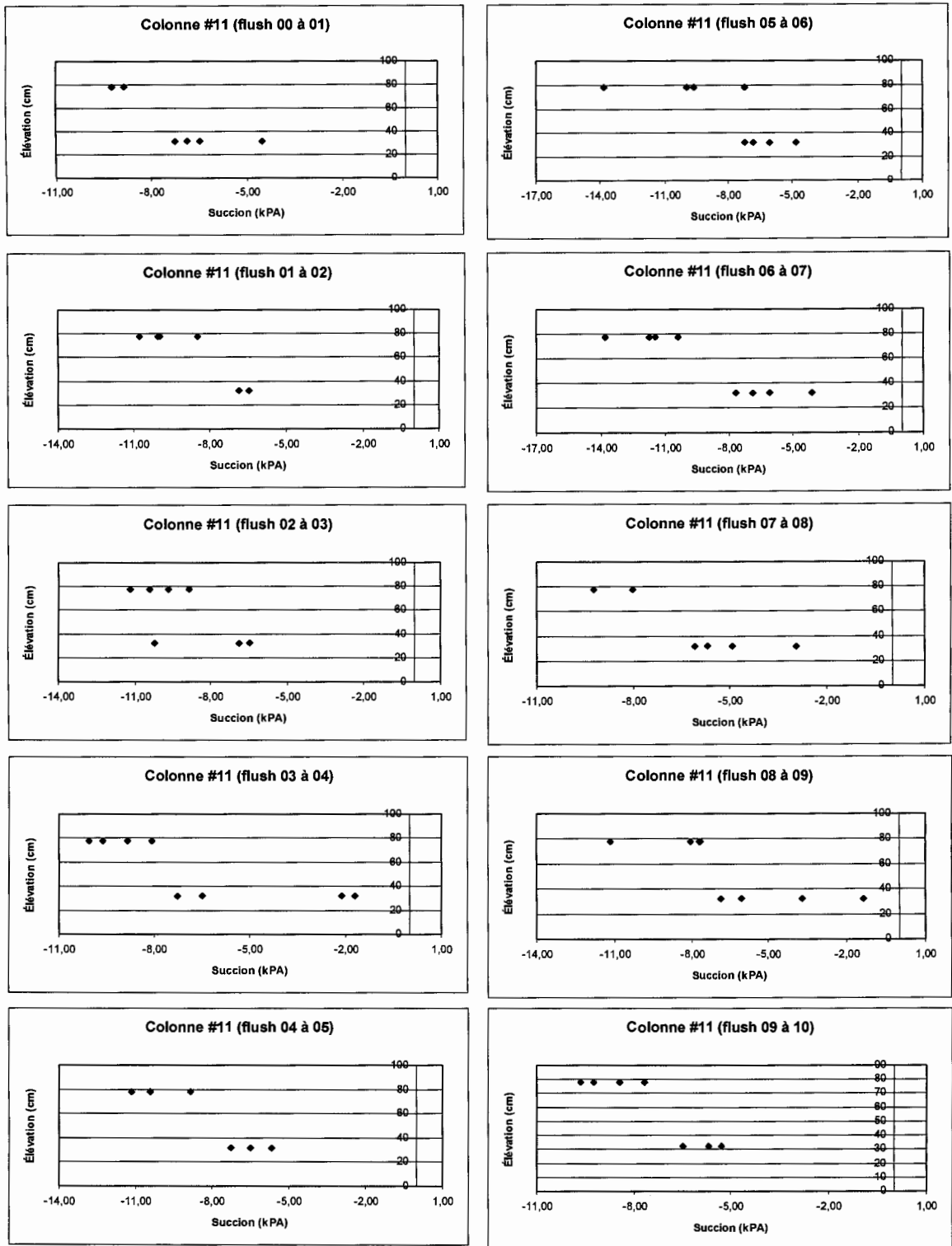


Figure G.7 : Succions mesurées pour la colonne CO#11-0.5d-hw