

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉTUDE DE L'INFLUENCE DES CARACTÉRISTIQUES HYDROGÉOCHIMIQUES
DES RÉSIDUS MINIERS RÉACTIFS SUR LA DIFFUSION ET LA CONSOMMATION
DE L'OXYGÈNE

MATHIEU GOSSELIN
DÉPARTEMENT DES GÉNIES CIVIL, GÉOLOGIQUE ET DES MINES
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES
(GÉNIE MINÉRAL)
MARS 2007

© Mathieu Gosselin, 2007



Library and
Archives Canada

Bibliothèque et
Archives Canada

Published Heritage
Branch

Direction du
Patrimoine de l'édition

395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

395, rue Wellington
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Your file Votre référence

ISBN: 978-0-494-29235-8

Our file Notre référence

ISBN: 978-0-494-29235-8

NOTICE:

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

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

AVIS:

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

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

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

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

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

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


Canada

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé :

ÉTUDE DE L'INFLUENCE DES CARACTÉRISTIQUES HYDROGÉOCHIMIQUES
DES RÉSIDUS MINIERES RÉACTIFS SUR LA DIFFUSION ET LA CONSOMMATION
DE L'OXYGÈNE

présenté par : GOSSELIN Mathieu

en vue de l'obtention du diplôme de : Maîtrise ès sciences appliquées

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

M. ZAGURY Gérald, Ph.D., président

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

M. MBOMINPA Mamert, Ph.D., membre et codirecteur de recherche

M. BUSSIÈRE Bruno, Ph.D., membre

*Je dédie ce mémoire à mes parents,
Nicole et Émile,
pour leur amour et leur support
qui m'ont permis de relever des défis toujours plus grands.*

REMERCIEMENTS

En premier lieu, j'aimerais exprimer ma gratitude envers mon directeur de recherche, Monsieur Michel Aubertin, pour avoir bien voulu me guider durant les différentes étapes de ce projet. Je suis très reconnaissant pour son attitude toujours aimable, stimulante et positive et pour toutes les nouvelles connaissances qu'il a su me transmettre.

Des remerciements vont aussi à mon codirecteur Mamert Mbonimpa pour son aide et sa rigueur scientifique.

Je tiens également à remercier le CRSNG ainsi que la Chaire industrielle CRSNG Polytechnique-UQAT en environnement et gestion de rejets miniers pour le support financier fourni au cours de ce projet.

Plus particulièrement, je remercie pour son aide technique, Étienne Bélanger qui a été disponible tout au long de mes essais. Un merci particulier revient aussi à mon partenaire Vincent Martin, pour les nombreuses sessions de « brainstorming » sur nos projets respectifs et pour avoir pris le temps de me transmettre son expérience au laboratoire et sur le terrain. Je remercie Mariam Ouangrawa pour son aide et sa disponibilité.

Je remercie également le personnel de l'UQAT, en particulier Nil Gaudet et Mathieu Villeneuve, pour leur aide apportée lors des analyses et des essais de terrain.

Finalement, j'aimerais dire un gros merci et exprimer ma gratitude à Marie-Hélène, pour sa patience et pour son immense support tout au long du projet.

RÉSUMÉ

La production de drainage minier acide (DMA) constitue l'un des principaux problèmes environnementaux liés à l'industrie minière, tant au Québec qu'ailleurs dans le monde. Lorsque l'on sait que des rejets miniers sont potentiellement générateurs de DMA, il est essentiel de prendre des mesures qui limiteront leurs impacts environnementaux. Le choix des méthodes de contrôle et d'atténuation du DMA se base sur l'influence des éléments constitutifs des réactions d'oxydation, soit l'eau, l'oxygène ou les sulfures. Il est alors nécessaire de connaître la réactivité des minéraux sulfureux pour choisir et appliquer efficacement la méthode appropriée de contrôle, qui est souvent axée sur la réduction du flux d'oxygène vers les résidus.

Ce projet porte sur l'étude de certaines propriétés hydrogéochimiques de résidus miniers. L'objectif de ce travail est d'étudier les facteurs qui influencent la migration de l'oxygène dans ces matériaux, pour pouvoir mieux les caractériser sur le terrain, en laboratoire et à l'aide de simulations numériques. À cet effet, des mesures de terrain (consommation d'oxygène, densité en place) et des échantillonnages ont été effectués sur le site de l'ancienne mine Manitou (-Barvue) en Abitibi-Témiscamingue. Une approche numérique est proposée pour l'interprétation de ces essais. Les résultats de terrain ont montré la différence de flux d'oxygène pénétrant dans ces matériaux, selon que les essais de consommation d'oxygène étaient faits en surface (sur des résidus pré oxydés) ou en fond de tranchées (150 à 180 cm) sur des résidus non exposés.

Une campagne d'essais de laboratoire a aussi été menée sur des échantillons de résidus du site Manitou, qui ont été séparés en deux groupes : ceux prélevés en surface et ceux prélevés en fond de tranchée. Les mesures des analyses chimiques et minéralogiques ont montré que les résidus de surface contenaient très peu de pyrite comparativement à ceux pris en profondeur. Cette différence peut s'expliquer par l'exposition des minéraux sulfureux aux intempéries (en surface), ce qui a causé leur oxydation.

D'autre part, des essais de diffusion et de consommation d'oxygène en cellule ont été réalisés sur les résidus échantillonnés en fond de tranchée au site de Manitou, ainsi que sur des échantillons provenant de la mine Louvicourt située en Abitibi-Témiscamingue et de la mine Bulyanhulu située en Tanzanie. L'interprétation des essais se fait à l'aide d'un logiciel numérique qui permet de déduire les valeurs du coefficient de diffusion effectif D_e et du coefficient du taux réaction K_r propre à l'échantillon mis à l'essai pour un degré de saturation donné. Les résultats montrent que la présence d'eau joue un rôle très important sur la diffusion d'oxygène ainsi que sur la réactivité des matériaux. La granulométrie, la porosité et le contenu en pyrite sont également des facteurs prépondérants sur la réactivité des matériaux. À cet effet, un modèle de prédiction de réactivité existant a été modifié afin de tenir compte de l'influence du degré de saturation sur la valeur de K_r .

Des essais en colonnes ont également été réalisés sur les résidus Manitou, Louvicourt et Bulyanhulu. Les colonnes instrumentées avec des senseurs optiques d'oxygène ont permis d'évaluer la profondeur de pénétration de l'oxygène en régime transitoire et permanent. On a également effectué des essais de consommation similaires à ceux faits sur le terrain. L'interprétation des essais en colonne s'est également faite par une approche numérique. Les résultats montrent qu'en général, il y a une bonne concordance entre les paramètres obtenus à l'aide des divers types d'essais.

ABSTRACT

Acid mine drainage (AMD) constitutes one of the major environmental problems for the mining industry in the province of Quebec and throughout the world. When mine wastes are potentially acid generating, it is necessary to take measures to limit environmental impacts. The choice of control and reduction methods for minimizing the production of AMD is based on exclusion of one or several of the constitutive elements of the oxidation reactions: water, air or sulphide minerals. The reactivity of pyritic material must be determined in order to quantify AMD and chose the appropriate control methods. These control methods frequently aim to reduce oxygen flux through mine tailings.

The general purpose of this project is to study hydrogeochemical properties of mine tailings. The main objective of this work consists of studying factors influencing oxygen migration through these types of material, in order to better define these factors through field and laboratory tests and numerical modelling. Field measurements (oxygen consumption tests, *in situ* density and sampling) have been made at an old mine site (Manitou-Barvue), located in the Abitibi-Temiscamingue region in the province of Quebec. A numerical approach is proposed to interpret oxygen consumption tests. Results show an important difference between oxygen flux (under steady state conditions) depending on whether the tests were performed at the surface (pre-oxidized material) or at the bottom of three shallow trenches (150 to 180 cm).

Field samples of Manitou tailings have been prepared in two groups for further laboratory tests: one group sampled from surface materials and the other from the bottom of the trenches. Chemical and mineralogical analyses show that the surface material contained a very low amount of pyrite compared to material from the trenches. This difference can be explained by the oxidation of sulphide minerals caused by weathering of the surface material.

Oxygen diffusion and consumption tests in closed reservoir cells have been performed on Manitou-site samples taken from the bottom of the trenches, and also from two other mine sites: the Louvicourt mine located in Abitibi-Temiscamingue and the Bulyanhulu mine located in Tanzania. By measuring the change in oxygen concentration in one or two chambers and analysing the data, it is possible to determine the effective diffusion coefficient D_e and oxygen reaction (consumption) rate coefficient K_r , which are considered unique for a given degree of saturation S_r . Results show that water content plays an important role on oxygen diffusion and affects the reactivity of the materials. The other influence factors include grain size, porosity and amount of pyrite. The results illustrate how these two parameters (D_e and K_r) are affected by these factors. The effect of water content on the value of K_r is of particular significance as it had not been systematically quantified before. According to the observations made herein, a pre-existing predictive model has been modified to consider the influence of the degree of saturation on K_r .

Column tests have also been carried out on Manitou, Louvicourt, and Bulyanhulu mine tailings under transient state conditions. Optical sensors were used to monitor oxygen penetration and to determine the maximum steady state depth. We also performed oxygen consumption tests in the columns similar to those completed in the field. The interpretation has also been done with a numerical approach. The tests results show that parameters obtained from different types of tests are comparable to each other.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE	iv
REMERCIEMENTS.....	v
RÉSUMÉ	vi
ABSTRACT	viii
TABLE DES MATIÈRES	x
LISTE DES TABLEAUX	xiii
LISTE DES FIGURES.....	xv
LISTE DES SYMBOLES, CONSTANTES ET ACRONYMES	xxiii
LISTE DES ANNEXES	xxix
CHAPITRE 1 - Introduction.....	1
1.1 Généralités	1
1.2 Les résidus miniers réactifs entreposés en surface	2
1.3 Description du projet de recherche et contenu du mémoire	3
CHAPITRE 2 – Problématique et état des connaissances	7
2.1 Le drainage minier acide	7
2.2 Caractéristiques hydrauliques des milieux poreux non saturés	10
2.2.1 Écoulement de l'eau en milieu saturé.....	11
2.2.2 Écoulement de l'eau en milieu non saturé	12
2.2.3 Équation de Richards.....	14
2.2.4 Courbe de rétention d'eau (CRE)	16
2.2.5 Fonctions de perméabilité	18
2.3 Diffusion et consommation de l'oxygène en milieu poreux	19
2.3.1 Description des phénomènes	19
2.3.2 Équations de base	20
2.3.3 Modèle de prédiction de D_e	22
2.3.4 Modèles de prédiction de réactivité des matériaux	25
2.3.5 Évaluation du flux d'oxygène vers les résidus miniers	33
2.4 Les codes numériques.....	38

CHAPITRE 3 – Procédures expérimentales.....	43
3.1 Travaux de terrain	43
3.1.1 Description du site.....	43
3.1.2 Échantillonnage des résidus.....	45
3.1.3 Essais consommation d'oxygène	47
3.2 Procédures de laboratoire.....	49
3.2.1 Granulométrie	50
3.2.2 Densité relative des grains	51
3.2.3 Conductivité hydraulique saturée	53
3.2.4 Évaluation de la courbe de rétention d'eau (CRE).....	54
3.2.5 Caractérisation chimique et minéralogique.....	56
3.2.6 Essais en cellule de diffusion et/ ou consommation.....	57
3.3 Essais en colonne	62
CHAPITRE 4 - Résultats.....	70
4.1 Travaux de terrain	70
4.1.1 Description des matériaux en tranchées	70
4.1.2 Mesures de la température et de la teneur en eau.	73
4.1.3 Essai de consommation	74
4.2 Essais au laboratoire	79
4.2.1 Description des résidus.....	79
4.2.2 Résultats des essais de laboratoire.....	80
4.2.3 Courbe de rétention d'eau (CRE)	85
4.2.4 Caractérisation chimique et minéralogique.....	88
4.3 Essais en cellule de diffusion et/ou de consommation	93
4.3.1 Présentation et interprétation préliminaire des résultats	93
4.4 Essais en colonne	107
4.4.1 Résultats.....	107
4.5 Remarques finales.....	117
CHAPITRE 5 – Interprétation et discussion des résultats.....	120
5.1 Essais sur le terrain	120
5.1.1 Procédure d'interprétation des essais de terrain.....	120
5.1.2 Résultats de l'interprétation avec VADOSE/W	125

5.1.3 Comparaison avec les modèles de prédiction	133
5.1.4 Estimation des flux d'oxygène	135
5.1.5 Discussion des résultats d'essais de terrain	138
5.2 Propriétés hydrogéologiques mesurées en laboratoire	144
5.2.1 Conductivité hydraulique	144
5.2.2 Évaluation de la courbe de rétention d'eau (CRE)	146
5.3 Essais en cellule de consommation	149
5.3.1 Résidus de Bulyanhulu	150
5.3.2 Résidus de Louvicourt	153
5.3.3 Résidus de Manitou	157
5.3.4 Tendances globales	159
5.4 Modification du modèle de prédiction de Collin	161
5.5 Essais en colonne	168
5.5.1 Procédures d'interprétation des essais en colonne	168
5.5.2 Analyses selon les valeurs obtenues en cellule de consommation	171
5.5.3 Ajustement des valeurs D_e et K_r	181
5.5.4 Synthèse des résultats d'essais en colonne	187
5.6 Remarques finales	192
CHAPITRE 6 – Conclusion et recommandations	195
6.1 Conclusion	195
6.2 Recommandations	197
RÉFÉRENCES	199
ANNEXES	216

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1	Résumé des principales caractéristiques de VADOSE/W (adapté de Cifuentes, 2006; GEO-SLOPE Int. 2005).....	40
Tableau 4.1	Résultats des essais de densité en place.	78
Tableau 4.2	Synthèse des caractéristiques des essais de consommation d'oxygène.	78
Tableau 4.3	Paramètres des courbes granulométriques (D_{10} , D_{30} , D_{60} , C_u , C_c) des résidus miniers.	82
Tableau 4.4	Classification USCS des résidus de toutes les provenances.....	83
Tableau 4.5	Densité relative des grains pour les matériaux à l'étude dans ce projet.	84
Tableau 4.6	Résultats obtenus lors des essais de conductivité hydraulique (les valeurs sont ajustées pour une eau ayant une température de 20°C).....	86
Tableau 4.7	Paramètres caractéristiques des courbes de rétention d'eau des résidus des sites Manitou (non oxydés), Louvicourt et Bulyanhulu.	88
Tableau 4.8	Composition chimique des résidus prélevés au site de Manitou.....	89
Tableau 4.9	Résultats d'analyse au LECO sur les résidus de Manitou non oxydés.	90
Tableau 4.10	Résultats des essais statiques et calculs du PN par Lawrence et Wang (1997).	91
Tableau 4.11	Minéralogie (DRX) des matériaux de Manitou, Louvicourt et Bulyanhulu.....	92
Tableau 4.12	Caractéristiques des dix essais de la série S-1 (résidus de Bulyanhulu).	97
Tableau 4.13	Caractéristiques des dix essais de la série S-2 (résidus de Bulyanhulu).	98
Tableau 4.14	Caractéristiques des 10 essais de la série S-3 (résidus de Louvicourt non stérilisés).	100
Tableau 4.15	Caractéristiques des dix essais de la série S-4 (Louvicourt stérilisés aux rayons gamma).	101

Tableau 4.16	Caractéristiques des essais de la série S-5 (résidus non oxydés de Manitou).	103
Tableau 4.17	Caractéristiques des essais individuels EIB (résidus de Bulyanhulu).	105
Tableau 4.18	Caractéristiques des essais individuels EIL (résidus de Louvicourt). ..	105
Tableau 4.19	Caractéristiques des essais individuels de diffusion et consommation EI2RL (résidus de Louvicourt).	106
Tableau 4.20	Caractéristiques des essais de diffusion et consommation (S-6) (résidus de Louvicourt).	107
Tableau 4.21	Caractéristiques des matériaux en place dans les colonnes.	108
Tableau 5.1	Paramètres utilisés pour l'interprétation des essais de consommation d'oxygène avec le logiciel VADOSE/W, avec les valeurs initiales et ajustées (voir texte pour les détails sur les essais <i>in situ</i> au site Manitou).	131
Tableau 5.2	Flux d'oxygène (exprimé en mole $O_2/m^2/jr$) obtenus par diverses approches; a) flux (équation 2.47) avec les valeurs K_r minimale et maximale de la série S-5 et les valeurs de D_e prédites par l'équation 2.24; b) flux (équation 2.47) estimés avec les valeurs ajustées de D_e et K_r (tableau 5.1); c) flux calculés selon la méthode Elberling et al. (1994, 1996).	136
Tableau 5.3	Paramètres d'ajustement utilisés avec le modèle de Collin modifié (équation 5.12).	167
Tableau 5.4	Caractéristiques tirées des essais en cellule de consommation et des essais en colonnes.	172
Tableau 5.5	Caractéristiques des matériaux place dans les colonnes et valeurs des paramètres des diverses mesures et simulations.	188

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1	Volume élémentaire de sol avec le bilan des débits (adapté de Hillel, 1998).	13
Figure 2.2	Courbes de rétention d'eau schématisées pour un sable et un silt (tiré de Aubertin et al., 1995).	17
Figure 2.3	Courbes schématisées de k en fonction de ψ pour un sable et un silt (tiré de Aubertin et al., 1995).	18
Figure 2.4	Comparaison entre mesures en laboratoire (points) et la relation semi-empirique (ligne) proposée par Aachib et al., (2002, 2004) pour $n=0,4$ (adapté de Mbonimpa et al., 2002c).	24
Figure 2.5	Schéma des paramètres physiques pris en compte dans le modèle de Collin (1987) proposé pour estimer la valeur de K_r .	27
Figure 2.6	Schéma des paramètres physiques pris en compte dans le modèle du noyau de réaction (adapté de Davis et Ritchie, 1986).	29
Figure 2.7	Schéma des paramètres physiques pris en compte dans la méthode des sulfates.	36
Figure 2.8	Exemple profil de concentration utilisé pour la mesure ($\blacklozenge$) du flux d'oxygène par la méthode du gradient (adapté de Yanful, 1993) avec l'équation analytique 2.46 (trait).	37
Figure 3.1	Aperçu du site Manitou, avec sa fosse à droite (Nord), ses parcs à résidus au centre et sa zone d'épanchement à gauche (Sud) (tiré de Tassé et Germain, 2003).	44
Figure 3.2	Vue aérienne du site de Manitou et emplacement approximatif des essais de consommation d'oxygène de surface ($\circ$) et ceux effectués dans trois tranchées d'échantillonnage ($\blacksquare$) (adapté de Tassé et Germain, 1999).	46
Figure 3.3	Schéma du système servant aux essais de consommation d'oxygène <i>in situ</i> .	48
Figure 3.4	Schéma d'une cellule Tempe utilisée pour déterminer la courbe de rétention d'eau (tiré de Martin, 2003).	55

Figure 3.5	Cellule de diffusion et de consommation (à 2 réservoirs) utilisée pour déterminer la réactivité et la diffusivité de l'oxygène dans les résidus.....	59
Figure 3.6	Cellule de consommation (à 1 réservoir) utilisée pour déterminer la réactivité des résidus.....	59
Figure 3.7	Montage de la colonne des matériaux de Manitou non oxydés avec les systèmes RDT (réflectométrie dans le domaine du temps) pour le suivi des teneurs en eau volumique et OXY-10 pour les mesures des concentrations d'oxygène.....	64
Figure 3.8	Colonnes contenant de résidus de la mine Louvicourt avec le ballon d'azote utilisé avant le début de l'essai et les senseurs optiques.....	68
Figure 3.9	Schéma des montages utilisés pour les essais en colonnes avec les résidus de Manitou (gauche), Bulyanhulu (centre) et Louvicourt (droite).	69
Figure 4.1	Tranchées d'échantillonnage a) T-1, b) T-2 et c) T-3 d) Trou laissé par le cylindre de l'essai 6 dans la tranchée T-3 (voir texte pour description).	72
Figure 4.2	Valeur de la température mesurée dans la tranchée T-1.	73
Figure 4.3	Teneurs en eau mesurées dans la tranchée T-1.	74
Figure 4.4	Mesures de concentration d'oxygène obtenues lors des essais de consommation d'oxygène sur le terrain (# 1 à 3 en surface et 4 à 7 en profondeur).....	76
Figure 4.4	Mesures de concentration d'oxygène obtenues lors des essais de consommation d'oxygène sur le terrain (# 1 à 3 en surface et 4 à 7 en profondeur) (suite et fin).....	77
Figure 4.5	Courbes granulométriques des matériaux des sites Manitou, Bulyanhulu et Louvicourt.	81
Figure 4.6	Courbes de rétention d'eau obtenues pour les matériaux non oxydés de Manitou, et pour les matériaux de Louvicourt et de Bulyanhulu, lissage des données avec le modèle de van Genuchten (1980).....	87
Figure 4.7	Exemple de comparaison entre les mesures expérimentales des concentrations d'oxygène durant les essais de consommation et les valeurs déduites du model numérique POLLUTE pour $S_r=16,5\%$ pour les matériaux de Bulyanhulu.....	94

Figure 4.8	Comparaison entre les mesures expérimentales des concentrations d'oxygène durant les essais de consommation et les concentrations obtenues du modèle numérique POLLUTE avec les paramètres ajustés; Série S-1 pour les résidus de Bulyanhulu.	96
Figure 4.9	Comparaison entre les mesures expérimentales des concentrations d'oxygène durant les essais de consommation et les concentrations obtenues du model numérique POLLUTE avec les paramètres ajustés ; Série S-2 des résidus de Bulyanhulu.....	98
Figure 4.10	Comparaison entre les mesures expérimentales des concentrations d'oxygène durant les essais de consommation et les concentrations obtenues du modèle numérique POLLUTE avec les paramètres ajustés; Série S-3 pour les résidus de Louvicourt (non stérilisés).....	99
Figure 4.11	Comparaison entre les mesures expérimentales des concentrations d'oxygène durant les essais de consommation et les concentrations obtenues du modèle numérique POLLUTE avec les paramètres ajustés; Série S-4 pour les résidus de Louvicourt stérilisés aux rayons gamma.....	101
Figure 4.12	Comparaison entre les mesures expérimentales des concentrations d'oxygène durant les essais de consommation et les concentrations obtenues du modèle numérique POLLUTE avec les paramètres ajustés; Série S-5 pour les résidus (non oxydés) de Manitou.....	102
Figure 4.13	Comparaison entre les mesures expérimentales des concentrations d'oxygène durant les essais de consommation et les concentrations obtenues du modèle numérique POLLUTE avec les paramètres ajustés ; Essais individuels EIB pour les résidus de Bulyanhulu.	104
Figure 4.14	Mesure des concentrations d'oxygène corrigées (selon le senseur témoins) dans la colonne de matériaux de Manitou.	109
Figure 4.15	Mesure des teneurs en eau volumique des 8 sondes RDT, au cours de l'essai en colonne sur les résidus de Manitou.....	111
Figure 4.16	Profil des valeurs de la porosité, des teneurs eau volumique (déduites des teneurs en eau massiques) et du degré de saturation dans les résidus Manitou lors du montage et au démontage de la colonne.....	111

Figure 4.17	Mesure des concentrations en oxygène (corrigées) dans la colonne de résidus de Bulyanhulu.	113
Figure 4.18	Mesure des teneurs en eau de la sonde RDT située à 2cm sous la surface, au cours de l'essai en colonne sur les résidus de Bulyanhulu.	113
Figure 4.19	Profil des valeurs de la porosité, des teneurs eau volumique (déduites des teneurs en eau massiques) et du degré de saturation dans les résidus Bulyanhulu lors du montage et au démontage de la colonne.	114
Figure 4.20	Mesure des concentrations en oxygène (corrigées) dans la colonne de matériaux de Louvicourt.	115
Figure 4.21	Profil des valeurs de la porosité, des teneurs eau volumique (déduites des teneurs en eau massiques) et du degré de saturation dans les résidus Louvicourt lors du montage et au démontage de la colonne.	117
Figure 5.1	Courbes de rétention d'eau particulières utilisées avec le logiciel VADOSE/W pour quantifier la teneur en eau volumique θ_w (a) dans les résidus (exemple tiré de l'essai # 1) et (b) dans le réservoir d'air (tous les essais); ces courbes servent à interpréter les essais de consommation d'oxygène <i>in situ</i> . ..	122
Figure 5.2	Mesures de concentration d'oxygène durant les essais de consommation d'oxygène sur le terrain, et courbes obtenues par modélisation avec le logiciel VADOSE/W (avec valeurs de K_r minimale ($K_r=0,057/\text{jr}$), maximale ($K_r=0,093/\text{jr}$) et ajustées).	126
Figure 5.3	Comparaison entre les valeurs du coefficient de diffusion effectif D_e ajustées obtenues avec le logiciel VADOSE/W et les valeurs prédites par l'équation 2.24 (ligne pleine montre la droite 1:1 pour les résidus Manitou).	134
Figure 5.4	Comparaison entre les valeurs du coefficient du taux de réaction K_r (résidus Manitou) ajustées avec VADOSE/W, celles tirées des essais en cellules de consommation (série S-5) et celles prédites par l'équation 2.28 (modèle de Collin, 1987); les numéros 1 à 7 correspondent à l'identification des essais <i>in situ</i> de consommation d'oxygène.	135
Figure 5.5	Flux d'oxygène estimés par diverses approches : flux stationnaire (équation 2.47) selon les valeurs K_r minimale et maximale de la série S-5 et les valeurs de D_e estimées par l'équation 2.24; flux stationnaire (équation 2.47) estimés avec les valeurs ajustées de D_e et K_r (tableau 5.1); flux calculés selon la	

méthode de Elberling et al. (1994, 1996); Les numéros 1 à 7 correspondent à l'identification des essais de consommation d'oxygène menées sur le site Manitou (et aux valeurs de D_e et de K_r correspondantes).	137
Figure 5.6 Illustration du résultat d'interprétation par modélisation des essais 1 (haut) et 7 (bas) avec le logiciel POLLUTE en utilisant les valeurs D_e et K_r pour ajuster les mesures aux calculs et en utilisant les valeurs ajustées de D_e et K_r obtenues par l'interprétation avec VADOSE/W.	143
Figure 5.7 Comparaison entre les valeurs de la conductivité hydraulique saturées prédites (k_{pred}) à l'aide du modèle KCM de Mbonimpa et al. (2002a) (paramètre « x » fixé à 2,0) et les valeurs mesurées (k_{mes}) en laboratoire dans des cellules à parois rigides pour les résidus de Manitou non oxydés.	145
Figure 5.8 CRE prédites par le modèle MK avec les paramètres d'ajustement originaux (résidus Manitou non oxydés).	149
Figure 5.9 Coefficients du taux de réaction K_r obtenus pour les séries S-1, S-2 et pour les essais individuels EIB sur les résidus de Bulyanhulu; on montre aussi les valeurs de K_r prédites par le modèle de Collin (NB. les porosités varient d'un essai à l'autre).	151
Figure 5.10 Coefficients de diffusion effectifs D_e obtenus des séries S-1, S-2 et des essais individuels EIB sur les résidus de Bulyanhulu ; on montre aussi les valeurs prédites de D_e par l'équation 2.24 (NB. les porosités varient d'un essai à l'autre)... ..	153
Figure 5.11 Coefficients du taux de réaction K_r obtenus pour les séries S-3, S-4 et les essais individuels EIL sur les résidus de Louvicourt ; on montre aussi les valeurs prédites de K_r par le modèle de Collin (NB. les porosités varient d'un essai à l'autre).	154
Figure 5.12 Coefficients du taux de réaction K_r obtenus pour les essais EI2RL à 2 réservoirs et de la série S-6 sur les résidus de Louvicourt; on montre aussi les valeurs prédites de K_r par le modèle de Collin (NB. les porosités varient d'un essai à l'autre).	155
Figure 5.13 Coefficients de diffusion effectifs D_e obtenus pour les séries S-3, S-4 et les essais individuels EIL sur les résidus de Louvicourt ; on montre aussi les	

valeurs prédites de D_e selon l'équation 2.24 (par des porosités qui varient d'un essai à l'autre).....	156
Figure 5.14 Coefficients de diffusion effectifs D_e obtenus pour les essais individuels EI2RL à deux réservoirs et la série S-6 sur les résidus de Louvicourt ; on montre aussi les valeurs prédites de D_e par l'équation 2.24 (NB. les porosités varient d'un essai à l'autre).....	157
Figure 5.15 Coefficients du taux de réaction K_r obtenus de la série S-5 sur les résidus de Manitou ; on montre aussi les valeurs prédites de K_r par le modèle de Collin (NB. les porosités varient d'un essai à l'autre).	158
Figure 5.16 Coefficients de diffusion effectifs D_e utilisés pour la série S-5 sur les résidus de Manitou; on montre aussi les valeurs prédites de D_e par l'équation 2.24 (NB. les porosités varient d'un essai à l'autre).	159
Figure 5.17 Coefficients du taux de réaction K_r obtenus des divers résidus suite aux séries d'essais S-1 à S-5, EIB et EIL.....	161
Figure 5.18 Illustration graphique du modèle type de Collin modifié.	164
Figure 5.19 Modèle de Collin modifié (éq. 5.14 avec $c_f=1$) ajusté aux données du groupe A (S-1, S-2, EIB, S-4 et S-5).	165
Figure 5.20 Modèle de Collin modifié (éq. 5.14) ajusté aux données du groupe B (S-3, EIL, EI2RL et S-6).	166
Figure 5.21 Colonnes modélisées avec le logiciel VADOSE/W, pour l'interprétation des essais sur les résidus miniers Manitou (gauche), Bulyanhulu (centre) et Louvicourt (droite).	169
Figure 5.22 Concentration d'oxygène mesurée et modélisée avec le logiciel VADOSE/W à partir des données tirées des essais en cellule de consommation sur les résidus de Manitou (essais de la série S-5 ; voir tableau 5.4).	173
Figure 5.23 Évolution de la concentration en oxygène mesurée et modélisée avec le logiciel VADOSE/W à partir des données tirées des essais de consommation sur les résidus de Manitou (essais en série S-5 ; voir tableau 5.4).	174
Figure 5.24 Concentration d'oxygène mesurée et modélisée avec le logiciel VADOSE/W à partir des données tirées des essais en cellule de consommation sur les résidus de Bulyanhulu (essais des séries S-1 et S-2 ; voir tableau 5.4).	175

Figure 5.25	Évolution de la concentration en oxygène mesurée et modélisées avec le logiciel VADOSE/W à partir des données tirées des essais de consommation sur les résidus de Bulyanhulu (essais en séries S-1 et S-2 ; voir tableau 5.4).	176
Figure 5.26	Concentration d'oxygène mesurée et modélisée avec le logiciel VADOSE/W à partir des données tirées des essais en cellule de consommation sur les résidus de Bulyanhulu (essais individuels EIB ; voir tableau 5.4).	177
Figure 5.27	Évolution de la concentration en oxygène mesurées et modélisées avec le logiciel VADOSE/W à partir des données tirées des essais de consommation sur les résidus de Bulyanhulu (essais individuels EIB; voir tableau 5.4).	177
Figure 5.28	Concentration d'oxygène mesurée et modélisée avec le logiciel VADOSE/W à partir des données tirées des essais en cellule de consommation sur les résidus de Louvicourt (essais des séries S-3 et S-4 ; voir tableau 5.4).	178
Figure 5.29	Évolution de la concentration en oxygène mesurée et modélisée avec le logiciel VADOSE/W à partir des données tirées des essais de consommation sur les résidus de Louvicourt (essais en séries S-3 et S-4 ; voir tableau 5.4).	179
Figure 5.30	Concentration d'oxygène mesurée et modélisée avec le logiciel VADOSE/W à partir des données tirées des essais en cellule de consommation sur les résidus de Louvicourt (essais individuels EIL; voir tableau 5.4).	180
Figure 5.31	Évolution de la concentration en oxygène mesurée et modélisée avec le logiciel VADOSE/W à partir des données tirées des essais de consommation sur les résidus de Louvicourt (essais individuels EIL ; voir tableau 5.4).	180
Figure 5.32	Données expérimentales et concentration en oxygène modélisée avec les valeurs ajustées ($D_e=0,013\text{m}^2/\text{jr}$ et $K_r=0,066/\text{jr}$) pour la colonne de résidus Manitou.	183
Figure 5.33	Valeur mesurée de la concentration en oxygène à l'équilibre dans la colonne de résidus Manitou comparée aux résultats de la modélisation avec les valeurs ajustées ($D_e=0,013\text{ m}^2/\text{jr}$ et $K_r=0,066/\text{jr}$).	183
Figure 5.34	Données expérimentales et concentration en oxygène modélisée avec les valeurs ajustées ($D_e=0,075\text{m}^2/\text{jr}$ et $K_r=3,0/\text{jr}$) pour la colonne de résidus de Bulyanhulu.	184

- Figure 5.35 Valeur mesurée de la concentration en oxygène à l'équilibre dans la colonne de résidus Bulyanhulu comparée aux résultats de la modélisation avec les valeurs ajustées ($D_e=0,075 \text{ /m}^2\text{/jr}$ et $K_r=3,0\text{/jr}$). 185
- Figure 5.36 Données expérimentales et concentration en oxygène modélisée avec les valeurs ajustées ($D_e=0,00093 \text{ m}^2\text{/jr}$ et $K_r=11,0\text{/jr}$) pour la colonne de résidus Louvicourt. 186
- Figure 5.37 Valeur mesurées de la concentration en oxygène à l'équilibre dans la colonne de résidus Louvicourt comparée aux résultats de la modélisation avec les valeurs ajustées ($D_e=0,00093 \text{ m}^2\text{/jr}$ et $K_r=11,0\text{/jr}$)..... 187

LISTE DES SYMBOLES, CONSTANTES ET ACRONYMES

a	Surface de la burette d'injection d'eau [L^2]
a_c	Coefficient de lissage du modèle MK
A	Aire du réservoir [L^2]
A	Surface de la section de l'échantillon [L^2]
AEV	Pression d'entrée d'air (de l'anglais « Air Entry Value »)
ARD	Acid rock drainage
B	Constante correspondante au début du plateau du modèle de Collin modifié (-)
c_1	Constante correspondante à la fin du plateau du modèle de Collin modifié (-)
c_2	Facteur de courbure du modèle de Collin modifié (-)
$C(z, t)$	Concentration d'oxygène à une position z et à un temps t (% , ou mole/ m^3 , ou kg/ m^3)
C_a	Concentration d'oxygène dans l'air à l'équilibre [ML^{-3} ou $MolL^{-3}$ ou L^3L^{-3}]
C_c	Coefficient de courbure ($C_c = (D_{30})^2 / (D_{10}D_{60})$) [-]
C_G	Constante adimensionnelle du matériau dans le modèle de KCM
C_0	Concentration d'oxygène dans l'atmosphère ($C_0 @ 20,9\%$ (V/V), ou 8,65 mole/ m^3 , ou 276 mg/l)
C_p	Concentration en pyrite dans un résidu sec (kg/kg)
C_U	Coefficient d'uniformité ($C_U = D_{60}/D_{10}$) [-]
C_w	Concentration d'oxygène dans l'eau à l'équilibre [ML^{-3} ou $MolL^{-3}$ ou L^3L^{-3}]
CRE	Courbe de rétention d'eau
CEBC	Couverture à effet barrière capillaire
D_{10}	Diamètre correspondant à 10% des grains passant sur la courbe de distribution granulométrique [L]
D_{30}	Diamètre correspondant à 30% des grains passant sur la courbe de distribution granulométrique [L]

D_{60}	Diamètre correspondant à 60% des grains passant sur la courbe de distribution granulométrique [L]
D^*	Coefficient de diffusion apparent [L^2T^{-1}]
D_a^o	Coefficient de diffusion libre dans l'air [L^2T^{-1}]
D_e	Coefficient de diffusion effectif [L^2T^{-1}]
$\bar{D}_e$	Valeur équivalente du coefficient de diffusion effectif du système [L^2T^{-1}]
D_{ei}	Coefficient de diffusion effectif pour la couche i [L^2T^{-1}]
D_g	Coefficient de diffusion dans le grain oxydé [L^2T^{-1}]
D_H	Diamètre des grains équivalent [L]
D_r	Densité relative des grains solide (-)
D_w^o	Coefficient de diffusion libre dans l'eau [L^2T^{-1}]
DMA	Drainage minier acide
DRX	Diffraction des rayons X
e	Indice des vides
f_s	Concentration en sulfure dans le phase solide [M/M]
$F(z, t)$	Flux d'oxygène à une position z et à un temps t (mole/m ³ /s, ou kg/m ³ /an)
g	Accélération gravitationnelle (9,81 m/s ²)
$h(x, y, z)$	Charge hydraulique située dans le plan cartésien [L]
h	Charge hydraulique [L]
h_1	Charge au temps t_1 [L]
h_2	Charge au temps t_2 [L]
h_{co}	Valeur de remontée capillaire d'eau moyenne [L]
H_c	Épaisseur totale du système [L]
H_i	Épaisseur de la couche i [L]
H	Constante de Henry définie par le rapport ($H = C_w/C_a$) (-)
H_{eq}	Hauteur équivalente au-dessous de la partie saturée [L]
$H_{rés.}$	Hauteur du réservoir juste au-dessus du sol avant de mettre le couvercle lors des essais de consommation en colonne [L]
i	Gradient hydraulique (-)
i_x, i_y, i_z	Gradient hydraulique dans les directions x,y,z [L^3/L^2T]=[L/T]

ICP-AES	Analyse par spectrométrie d'émission atomique au plasma couplé inductif
k	Conductivité hydraulique [L/T]
k_{20}	Conductivité hydraulique normalisée à une température de 20°C [L/T]
k_{ij}	Conductivité hydraulique pour la loi généralisée de Darcy [L/T]
k_{pred}	Conductivité hydraulique prédite [L/T]
k_x, k_y, k_z	Conductivité hydraulique dans les directions x, y, z [L/T]
K_r	Coefficient du taux de réaction d'ordre 1 (consommation) de l'oxygène [T ⁻¹]
K_r^*	Coefficient apparent du taux de réaction d'ordre 1 (consommation) de l'oxygène [T ⁻¹]
K_{rm}	Coefficient du taux de réaction modifié d'ordre 1 (consommation) de l'oxygène [T ⁻¹]
K'	Réactivité intrinsèque de la pyrite avec l'oxygène (m ³ O ₂ /m ² pyrite/s)
KCM	Modèle de Kozeny-Carman modifié
L	Longueur de l'échantillon dans le perméamètre [L]
L	Hauteur de l'échantillon [L]
L_T	Profondeur maximale de pénétration d'oxygène [L]
m	Facteur de forme tenant compte de la forme de la courbe de distribution des pores pour le modèle MK
m_{VG}	Facteur de courbure du modèle de van Genuchten (-)
M	Masse [M]
M_a	Masse du pycnomètre rempli d'eau à une température donnée [M]
M_b	Masse du pycnomètre rempli d'eau et de sol à une température données [M]
M_s	Masse sèche de l'échantillon [M]
MK	Modèle de Kovács modifié
n	Porosité totale [L ³ /L ³]
n_{VG}	Facteur de courbure du modèle de van Genuchten (-)
N	Nombre de particule par unite de volume (-)
p_a	Paramètre de tortuosité dans l'air (-)

ρ_w	Paramètre de tortuosité dans l'eau (-)
PA	Potentiel de production d'acide d'un résidu minier (kg/t CaCO_3)
PN	Potentiel de neutralisation d'acide d'un résidu minier (kg/t CaCO_3)
PNN	Potentiel net de neutralisation d'acide d'un résidu minier (kg/t CaCO_3) ($\text{PNN} = \text{PN} - \text{PA}$)
q_{O_2}	Flux d'oxygène entrant dans le noyau [M/T]
q_x, q_y, q_z	Débit spécifique dans les directions x,y,z [$\text{L}^3/\text{L}^2\text{T}$]=[L/T]
Q	Débit d'eau sortant au bas du perméamètre [L^3/T]
Q	Débit spécifique vertical de l'eau dans le sol [$\text{L}^3/\text{L}^2\text{T}$]=[L/T]
Q	Terme de consommation d'oxygène [MT^{-1}]
r	Rayon d'un grain sphérique [L]
r_c	Rayon du noyau non oxydé du modèle du noyau de réaction [L]
r_o	Rayon d'un grain sphérique au temps initial [L]
R	Rayon des grains de pyrite du modèle du noyau de réaction [L]
RDT	Réflectométrie dans le domaine du temps
S1, S2, S3	Terme de la série trigonométrique (-)
S_a	Degré de saturation, composante de force d'adhésion modèle de Kovács et MK
S_c	Degré de saturation, composante de force capillaire modèle de Kovács et MK
S_r	Degré de saturation en eau (-)
S_{sr}	Surface spécifique volumique de réaction [L^2/L^3]=[
t	Temps [T]
$t_{1/2}$	Temps de demi-vie définissant le taux d'une réaction de cinétique de premier ordre [T]
$t^*_{1/2}$	Temps de demi-vie apparent définissant le taux d'une réaction de cinétique de premier ordre [T]
u	Pression utilisée dans l'équation de Bernoulli [M/LT^2]
u_a	Pression d'air interstielle [M/LT^2]
u_w	Pression d'eau interstielle [M/LT^2]
USCS	Unified Soil Classification System

V	Volume du reservoir [L^3]
V_s	Volume sphérique d'une particule [L^3]
VG	Modèle de van Genuchten
x	Paramètre de matériau dans le modèle KCM
x_1	Facteur de courbure du modèle de Collin modifié (-)
x_2	Facteur de courbure du modèle de Collin modifié (-)
w	Teneur en eau massique [M/M]
z	Position [L]
α_{VG}	Constante empirique du modèle de van Genuchten (-)
α	Facteur de forme (-)
ΔH	Différence de charge hydraulique [L]
Δq	Changement de débit [L/T]
$\Delta x, \Delta y, \Delta z$	Variation de distance dans les directions x, y et z [L]
δC	Variation de la concentration en oxygène (% , ou mole/m ³ , ou kg/m ³)
$\delta x, \delta y, \delta z$	Distance [L]
δq	Variation du débit [L/T]
δt	Intervalle de temps [T]
$\delta h / \delta x$	Composante du gradient hydraulique dans la direction x [L/L]
$\delta h / \delta y$	Composante du gradient hydraulique dans la direction y [L/L]
$\delta h / \delta z$	Composante du gradient hydraulique dans la direction z [L/L]
$\delta \theta$	Variation de la teneur en eau volumique [L^3/L^3]
ε	Facteur d'équivalence en oxygène et en sulfure [M/M]
θ	Teneur en eau volumique [L^3/L^3]
θ_a	Teneur en air volumique [L^3/L^3]
θ_{eq}	Teneur volumique en air équivalente [L^3/L^3]
θ_r	Teneur en eau volumique résiduelle [L^3/L^3]
θ_s	Teneur en eau volumique à saturation en drainage [L^3/L^3]
θ_w	Teneur en eau volumique [L^3/L^3]
γ_w	Poids volumique de l'eau (9,7896 kN/m ³ à 20°C) [M/L ² T ²]
ρ_d	Masse volumique d'un sol sec [M/L ³]
ρ_{py}	Masse volumique des grains de pyrite [M/L ³]

ρ_s	Masse volumique des grains solides [M/L ³]
u_w	Viscosité dynamique de l'eau (10 ⁻³ Pa•s à 20°C)
v	Vitesse d'écoulement de l'eau [M/LT ²]
ψ	Succion matricielle ou pression négative [L/T]
ψ_0	Paramètre du modèle MK (10 ⁷ cm)
ψ_a	Pression d'entrée d'air [M/LT ²]
ψ_n	Succion de normalisation pour le modèle MK (correspond à 1 cm)
ψ_r	Succion correspondant à la teneur en eau résiduelle [M/LT ²]
ψ_s	Succion à saturation [M/LT ²]

LISTE DES ANNEXES

CD-ROM contenant les données de terrain, de laboratoire et des simulations numériques.

Annexe A

A1 : Démonstration du lien entre le coefficient du taux de réaction K_r et le temps de demi-vie $t_{1/2}$.

A2 : Validation de la consommation de l'oxygène comme réaction d'ordre 1.

Annexe B (Essais de laboratoire)

B1 : Analyses granulométriques

B2 : Densités relatives

B3 : Conductivités hydrauliques saturées

B4 : Courbes de rétention d'eau

B5 : Analyse au DRX

B6 : Essais de diffusion et/ou de consommation

B7 : Image au MEB de résidus miniers avec des grains de pyrites altérés

B8 : Démonstration de la surface spécifique de réaction (S_{sr}) et le modèle de Collin modifié

Annexe C (Essais en colonne)

C1 : Résultats et modélisation VADOSE/W de la colonne des résidus de Manitou.

C2 : Résultats et modélisation VADOSE/W de la colonne des résidus de Bulyanhulu.

C3 : Résultats et modélisation VADOSE/W de la colonne des résidus de Louvicourt.

Annexe D (Travaux de terrain)

D1 : Teneur en eau massique/volumique des échantillons de Manitou

D2 : Interprétation des essais DCO de terrain

D3 : Concentrations d'oxygène corrigées et non corrigées des essais de terrain

D4 : Fichiers de modélisation VADOSE/W

CHAPITRE 1

INTRODUCTION

1.1 Généralités

Les opérations minières, visant l'exploitation et la transformation des ressources minérales, produisent une quantité importante de rejets gazeux, liquides et solides. Les rejets solides les plus abondants sont les roches stériles et les rejets de concentrateur. Les stériles sont extraits du sous-sol pour avoir accès au minerai et ils sont usuellement stockés à la surface dans des empilements appelés haldes à stériles. Les rejets de concentrateur sont le résultat du processus de concentration du minerai et se retrouvent habituellement sous la forme d'une pulpe entreposée en surface dans des parcs à résidus. Les résidus de mines en roches dures contiennent souvent une proportion relativement importante de minéraux sulfureux qui peuvent réagir avec l'eau et l'oxygène, ce qui aboutit à la formation de drainage minier acide (DMA). S'il n'est pas contrôlé, le DMA entraîne la contamination des effluents miniers et peut avoir des conséquences négatives sur l'environnement telle que la modification des écosystèmes et la contamination de l'eau (Aubertin et al., 2002). Au Québec comme ailleurs dans le monde, la production de drainage minier acide (DMA) constitue l'un des principaux problèmes environnementaux lié à l'industrie minière (SRK, 1991; Ripley et al., 1996; Morin et Hutt, 1997; EIPPCB, 2003).

Du moment que l'on reconnaît que des rejets miniers sont potentiellement générateurs de DMA, il est essentiel de prendre des mesures qui limiteront leurs impacts environnementaux. Dans un premier temps, des mesures de prévention visent à inhiber les réactions d'oxydation des sulfures à la source. Dans un deuxième temps, des mesures de réduction ont pour effet de limiter la production de DMA en agissant sur des facteurs qui influencent le taux de production d'acide, incluant l'activité bactérienne. Les méthodes de contrôle qui visent à prévenir la production de DMA ont comme principal objectif d'exclure un ou plusieurs des éléments constitutifs des

réactions d'oxydation, soit l'eau, l'air ou les sulfures. Quant aux méthodes d'atténuation, elles visent à contrôler le milieu afin de réduire le taux de production d'acide.

Le choix des méthodes de contrôle et d'atténuation du DMA est préalablement déterminé à partir de la quantification de la génération de lixiviat acide issue de l'entreposage de résidus miniers sulfureux. La réduction de l'apport en oxygène vers les rejets sulfureux est considérée comme la méthode la plus efficace pour contrer la génération d'acide pour les climats humides (SRK, 1991; EIPPCB, 2003). Pour limiter l'apport en oxygène, on peut mettre en place un recouvrement ayant une capacité de laisser passer une quantité extrêmement faible de gaz ou utiliser une technique qui limite son transport jusqu'aux résidus miniers réactifs. L'eau, les sols, les matériaux géosynthétiques et des combinaisons de ces différents matériaux peuvent former une ou plusieurs composantes des recouvrements peu perméables au gaz. Malgré l'avancement des connaissances dans ce domaine du contrôle et de l'atténuation du DMA, plusieurs incertitudes demeurent sur l'interaction des facteurs qui y contribuent. Pour cette raison, il est nécessaire de mieux comprendre les éléments qui influencent la migration de l'oxygène au travers des résidus miniers de façon à évaluer et ainsi minimiser la production du DMA.

1.2 Les résidus miniers réactifs entreposés en surface

La conception des aires de disposition des rejets miniers est souvent liée aux mesures préconisées pour le contrôle du DMA. Lorsqu'on vise l'exclusion de l'oxygène, les recouvrements aqueux, les recouvrements multicouches, les recouvrements à consommation d'oxygène, les couvertures étanches et l'utilisation de la nappe phréatique surélevée sont parmi les techniques les plus utilisées (Aubertin et al. 2002). De façon générale, l'eau et les résidus sont confinés à l'aide d'infrastructures étanches, créant ainsi un bassin artificiel.

Les résidus miniers (rejets de concentrateur) possèdent une granulométrie étalée avec des particules de la grosseur du silt et du sable. Ils se retrouvent dans un état partiellement ou complètement saturé en eau selon la localisation et le type de

disposition privilégiés. La proportion d'oxygène disponible dans les pores entre les particules solides des résidus est variable pour ces mêmes raisons. Dans les sols poreux non saturés à grain fin, le transport de l'oxygène est généralement contrôlé par la diffusion moléculaire (Collin, 1987; Collin et Rasmuson, 1988, Nicholson et al., 1989; Yanful, 1993; Kim et Benson, 2004). L'écoulement de l'eau en présence d'oxygène joue un rôle (positif ou négatif) dans le développement du drainage minier acide à l'intérieur des parcs à résidus.

À partir du bilan de masse des éléments fondamentaux qui participent au DMA (eau, oxygène et sulfures), il est possible d'évaluer le DMA résultant de la réaction chimique entre ces éléments. Il existe une variabilité de méthode à différentes échelles pour quantifier le DMA. Parmi les méthodes existantes portant sur l'évaluation des taux d'oxydation des sulfures dans les résidus miniers, la méthode des sulfates, celle du gradient de concentration d'oxygène et celle de la consommation d'oxygène sont communément utilisées (e.g. Yanful, 1993; Elberling et al., 1994; Elberling et Nicholson, 1996; Bennett et al., 1999; Dagenais, 2005). Les propriétés hydrogéologiques, géotechniques et géochimiques des résidus miniers réactifs (ainsi que l'activité microbienne) influencent la diffusion et la consommation de l'oxygène qui participe à la génération du DMA. Ces propriétés sont toutefois mal connues et il est nécessaire de poser des hypothèses parfois incertaines lorsque vient le temps d'appliquer les méthodes de quantification du DMA, malgré des décennies de recherche sur le sujet.

1.3 Description du projet de recherche et contenu du mémoire

L'objectif général de ce projet de recherche est d'abord de mieux comprendre les mécanismes hydrogéochimiques (et géotechniques) qui influencent les flux d'oxygène au travers de résidus miniers exposés aux conditions de surface. On vise aussi à bien définir l'effet du degré de saturation sur la diffusion et sur la consommation de l'oxygène, afin de prédire la cinétique de génération du DMA lorsque les résidus renferment des minéraux sulfureux. Ce projet est centré sur une étude de caractérisation menée sur le terrain et au laboratoire, et sur une modélisation de la réponse des résidus miniers. Plus précisément, on vise à:

- Caractériser les propriétés hydrogéotechniques et géochimiques des résidus par des essais au laboratoire.

- Vérifier par des essais au laboratoire la réactivité de résidus miniers avec l'oxygène dans des conditions partiellement saturées en eau.

- Mettre au point un essai de laboratoire en colonne qui permet de déterminer le profil de concentration et le flux en oxygène selon les teneurs en eau. Les résultats des essais sont interprétés à l'aide de simulations numériques.

À partir de l'ensemble des travaux faits, une relation générale est développée en fonction des facteurs d'influence, en mettant l'emphasis sur la réactivité et le degré de saturation.

Des échantillons prélevés sur des sites miniers ont permis de caractériser les résidus issus d'opérations minières. Les travaux de laboratoire sur ces échantillons (essais de diffusion et/ou de consommation de d'oxygène) sont complémentaires aux travaux de modélisation visant à évaluer le flux d'oxygène au travers du matériau.

Le présent mémoire se divise en six chapitres. Après l'introduction, le chapitre 2 trace un portrait global des principes sous-jacents aux phénomènes hydrogéotechniques et géochimiques étudiés. On présente d'abord les réactions chimiques d'oxydation de la pyrite, suivi de la théorie des écoulements dans des milieux poreux non saturés. Les principes de diffusion de l'oxygène et les modèles de consommation d'oxygène par les résidus miniers sont ensuite présentés.

Le chapitre 3 débute par une description des procédures expérimentales utilisées pour une campagne d'échantillonnage et d'essai de consommation d'oxygène sur le terrain. Ensuite, les essais de laboratoire pour caractériser ces matériaux sont décrits, incluant les analyses granulométriques et minéralogiques, les essais de perméabilité et de

rétenction capillaire, les essais de diffusion et/ou de consommation d'oxygène en cellule et dans des colonnes.

Le chapitre 4 présente les résultats obtenus suite aux travaux de terrain et au programme expérimental au laboratoire. Le chapitre 5 présente l'analyse de ces résultats. Les liens entre les résultats des essais de terrain et de laboratoire (en cellule et en colonne) sont alors montrés et discutés. Finalement, les conclusions et les recommandations suivent.

Le mémoire est structuré de façon à ce que le lecteur puisse aisément distinguer les mesures expérimentales originales (chapitre 4) des résultats découlant de l'interprétation (chapitre 5). Cette structure est la plus simple compte tenu de la quantité importante de résultats à traiter.

Les principales contributions scientifiques originales issues de ces travaux sont liées à l'amélioration des méthodes visant à quantifier la diffusion et la consommation dans les résidus miniers. En premier lieu, une campagne de terrain a été menée sur le site Manitou en Abitibi. Ces essais ont permis d'étudier l'influence des caractéristiques des résidus réactifs sur leur consommation d'oxygène. Une nouvelle approche a été proposée pour l'interprétation de ces essais à l'aide d'un logiciel numérique. Les essais de consommation d'oxygène réalisés en surface et en fond de tranchée ont montré que les flux d'oxygène à la surface seraient inférieurs à ceux en fond de tranchée en raison de la teneur en pyrite plus faible des résidus exposés.

Les essais en cellule de diffusion et/ou de consommation ont été réalisés sur des résidus provenant de trois sites différents : Manitou et Louvicourt situés en Abitibi-Témiscamingue (Québec), et la mine Bulyanhulu située en Tanzanie. L'interprétation de ces essais se fait par une approche numérique qui permet de déterminer simultanément les paramètres qui contrôlent le flux d'oxygène, soit le coefficient de diffusion effectif D_e et le coefficient du taux de réaction K_r . Les résultats ont montré que l'eau est un élément limitant dans la réaction d'oxydation de la pyrite contenus dans ces résidus lorsqu'ils sont situés dans une plage de degré de

saturation entre 0% et 20% environ. Dans la majorité des cas, le modèle de Collin (1987) permet de prédire adéquatement le coefficient du taux de réaction K_r des résidus pour des degrés de saturation allant de 20% à 80%.

Ce travail a également permis d'étudier la diffusion et la consommation de l'oxygène à une échelle intermédiaire à l'aide d'essais en colonnes sur des résidus des sites Manitou, Bulyanhulu et Louvicourt. L'interprétation des mesures réalisées à l'aide de senseurs optiques à oxygène s'est faite à l'aide du logiciel numérique VADOSE/W. La comparaison entre les concentrations d'oxygène mesurées en colonne et les valeurs de réactivité obtenues en cellule de consommation a montré que ces dernières concordaient relativement bien avec les résultats obtenus. Le flux d'oxygène estimé en surface des résidus à partir des diverses méthodes ont ensuite été comparés et liés aux conditions hydriques des matériaux en colonne et leur réactivité.

CHAPITRE 2

PROBLÉMATIQUE ET ÉTAT DES CONNAISSANCES

Les résidus miniers (ou rejets de concentrateur) sont les rejets, sans valeur économique, produits lors du processus d'extraction de métaux dans le minerai. Il est commun que les résidus miniers soient entreposés près des exploitations minières, formant des parcs à résidus miniers. Ces matériaux sont généralement situés au-dessus de la nappe phréatique naturelle. Les résidus sont alors soumis à l'écoulement de l'eau dans des conditions non saturées. En présence de minéraux sulfureux, la circulation d'eau et d'oxygène au travers des pores peut engendrer l'oxydation des résidus miniers; ce qui peut induire des eaux de drainage minier acides.

Ce chapitre présente une revue de littérature sur les processus qui s'appliquent lors de l'oxydation des résidus miniers. Pour étudier ces phénomènes, il est d'abord nécessaire de bien comprendre les réactions chimiques associées au drainage minier acide, ainsi que les processus qui contrôlent l'écoulement de l'eau, ainsi que la diffusion et la consommation de l'oxygène dans des matériaux réactifs non saturés.

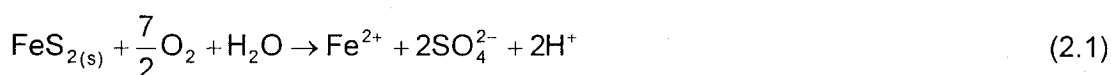
2.1 Le drainage minier acide

Le drainage minier acide (DMA) peut devenir la source primaire de contamination qui affecte l'environnement à proximité des exploitations minières de gisements de métaux. Le DMA peut provoquer des impacts environnementaux significatifs sur les écosystèmes. En effet, ces eaux à faible pH empêchent le développement naturel de la faune et la flore aquatique, et elles favorisent la solubilisation des métaux lourds et la salinisation de l'eau (e.g. Gray, 1997).

Parmi les principaux minéraux sulfureux rencontrés dans les gisements et rejets miniers, la pyrite (FeS_2) est de loin le minéral sulfureux le plus abondant. Les

mécanismes conduisant à l'oxydation de la pyrite sont présentés pour illustrer le mode de production d'acide.

L'oxydation de la pyrite peut se faire de façon directe ou indirecte (Aubertin et al., 2002). Les équations qui suivent présentent de façon sommaire les réactions qui gouvernent la génération de DMA (e.g. Kleinman et al., 1981). Dans une solution neutre, l'oxydation directe se produit via une réaction chimique (éq. 2.1) entre la pyrite à l'état solide et l'oxygène en présence d'eau :



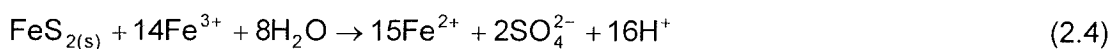
Au fur et mesure que cette réaction se produit, la production des ions H^+ acidifie graduellement le milieu. Lorsqu'il y a dissociation de la pyrite (éq. 2.1), le fer ferreux (Fe^{2+}) produit peut s'oxyder :



Si le pH est suffisamment élevé, le fer ferrique précipite sous forme d'hydroxyde, comme la ferrihydrite ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) :



Cette réaction libère davantage d'ions H^+ qui diminuent le pH du milieu. L'oxydation indirecte de la pyrite se produit par une réaction qui met en jeu le fer ferrique (Fe^{3+}) comme oxydant. Lorsque le milieu est plus acide ($\text{pH} \leq 3$ environ), le Fe^{3+} peut alors oxyder la pyrite :



Cette acidification du milieu facilite la solubilisation de certains métaux et autres éléments présents qui rendent les effluents des sites miniers contaminés (souvent au delà des normes usuelles).

Certains minéraux possèdent un grand potentiel de neutralisation intrinsèque grâce à leur capacité de réagir avec l'acide sulfurique et à le neutraliser. Parmi ces minéraux, dits acidivores, les carbonates comme la calcite et la dolomite possèdent le plus grand potentiel de neutralisation. Lors de cette neutralisation, des minéraux secondaires peuvent se former et précipiter, ce qui réduit le potentiel de neutralisation du milieu. Il importe donc d'évaluer les minéraux secondaires formés, sans quoi il ne sera pas possible de prédire de façon précise la capacité d'un minéral à neutraliser l'acide (Aubertin et al., 2002).

Il existe des facteurs externes qui influencent la formation du DMA. Certaines bactéries, telles que le *Acidithiobacillus ferrooxidans*, ont la capacité de catalyser la réaction (éq. 2.1) en amplifiant l'oxydation de la pyrite. De plus, elles peuvent accélérer les réactions (2.2) et (2.4) en augmentant le taux d'oxydation du fer jusqu'à 10^5 fois plus rapide (Nordstrom et Alpers, 1999). Divers facteurs affectent les taux de réaction d'oxydation et de production de DMA incluant la diffusion de l'oxygène, les réactions de surface, l'adsorption et la désorption, les réactions galvaniques et abiotiques, la température, la pression et la surface spécifique (Aubertin et al., 2002). On peut étudier ces phénomènes du point de vue de la cinétique chimique, science qui caractérise les changements des espèces chimiques actives dans une réaction en fonction du temps.

Différentes méthodes peuvent être appliquées pour réduire ou éliminer le DMA. À cet effet, il est nécessaire d'exclure un ou plusieurs éléments réactifs des réactions d'oxydation présentées ci-haut (équations 2.1 à 2.4). Ces méthodes visent à (SRK, 1991) :

- Enlever ou isoler des sulfures;
- Exclure l'eau;

- Exclure l'oxygène;
- Contrôler le pH;
- Contrôler l'action bactérienne.

Actuellement, l'exclusion de l'eau et/ou de l'oxygène sont les moyens qui montrent la plus grande efficacité. Pour concrétiser ce mode d'action, la mise en place de recouvrement sur les parcs à résidus minier permet de minimiser le passage de l'un ou l'autre de ces fluides. À cet égard, une judicieuse alternance de couches de sol ayant des propriétés hydrogéotechniques particulières s'avère une solution viable et durable. Ce type de couverture est mieux connu sous le nom de couverture à effet barrière capillaire (CEBC) (Aubertin et al., 1997, 1999; Bussière, 1999; Zhan et al., 2001; Bussière et al., 2003). Les principes sous-jacents à cette méthode se fondent sur la théorie des sols non saturés, dont certains détails sont présentés dans la section suivante.

2.2 Caractéristiques hydrauliques des milieux poreux non saturés

L'étude des sols non saturés s'intéresse aux sols dont les vides sont partiellement remplis d'eau et d'air (ou d'autres gaz). Ce domaine diffère de la géotechnique classique qui s'intéresse aux sols complètement secs ou saturés. Les sols non saturés ont des propriétés et des comportements qui diffèrent partiellement de ceux décrits dans la géotechnique classique (e.g. Fredlund et Raharjo, 1993).

Un sol non saturé est un système tri-phasique, c'est-à-dire qu'il comporte des phases solide, gazeuse et liquide habituellement composées de sol, d'air et d'eau respectivement. C'est dans la zone située au-dessus de la nappe phréatique (communément appelée zone vadose) que l'écoulement de l'eau se fait en conditions non saturées. Il existe dans cette zone de matériaux poreux partiellement saturés, des effets de tension de surface en présence d'une interface eau-air. Ce phénomène engendre la création d'une pression négative (i.e. inférieure à la pression atmosphérique de l'air dans l'eau, communément appelée succion ψ). La succion dans le sol contrôle la teneur en eau et aussi le mouvement d'eau. La différence entre

la pression d'air interstitielle u_a et la pression de l'eau interstitielle u_w correspond à la succion matricielle ψ ($\psi = u_a - u_w$).

Il est primordial de comprendre et quantifier les mécanismes d'écoulement dans les milieux poreux non saturés, car la plupart des rejets miniers (roches stériles et résidus) sont partiellement saturés. On définira d'abord brièvement les équations élémentaires qui régissent l'écoulement de l'eau en milieu saturé. Ces équations constituent une base pour aborder les équations additionnelles qui seront exposées par la suite.

2.2.1 Écoulement de l'eau en milieu saturé

La charge hydraulique (h) se définit par la quantité d'énergie disponible par unité de masse d'un fluide en un point dans l'espace cartésien (x, y, z). L'équation de Bernoulli (Hillel, 1998) permet de définir sa valeur en tout point avec la fonction scalaire suivante :

$$h(x, y, z) = z + \frac{u}{\gamma_w} + \frac{v^2}{2g} \quad (2.5)$$

où z est l'élévation du point de mesure (m), u est la pression d'eau (kPa), γ_w est le poids volumique de l'eau (9,81 kN/m³), v est la vitesse d'écoulement de l'eau (m/s) et g est l'accélération gravitationnelle (9,81 m/s²). Puisque la vitesse d'écoulement de l'eau souterraine est habituellement très faible, la valeur ($v^2/2g$) de l'équation 2.5 est généralement considérée comme négligeable par rapport aux deux autres termes de l'équation et elle peut donc être ignorée sans introduire d'erreur significative. La charge hydraulique h permet de quantifier l'écoulement entre deux points. Si la charge hydraulique en A ($h(A)$) est plus grande que celle en ($h(B)$), il y aura écoulement du point A au point B dans un milieu poreux continu.

Dans un milieu complètement saturé, l'écoulement de l'eau souterraine entre deux points est exprimé par la loi de Darcy :

$$q = -ki \quad (2.6)$$

où q est le débit spécifique (vitesse de Darcy) (L/T), k est la conductivité hydraulique saturée du milieu (L/T) et i est le gradient hydraulique (L/L). Ce gradient correspond au rapport du changement de charge hydraulique sur la distance entre deux points de mesure pour le cas étudié, ce qui s'écrit :

$$i = \frac{\partial h}{\partial z} = \frac{h_A - h_B}{z_A - z_B} \quad (2.7)$$

Si le milieu est anisotrope ou si l'analyse nécessite une étude en trois dimensions, on peut généraliser l'équation de Darcy pour obtenir l'expression suivante :

$$q = \begin{pmatrix} q_x \\ q_y \\ q_z \end{pmatrix} = -[k_{ij}] \times \begin{bmatrix} i_x \\ i_y \\ i_z \end{bmatrix} \quad (2.8)$$

où q_x , q_y et q_z représentent les débits spécifiques suivant les axes x , y et z ; i_x , i_y , i_z correspondent au gradient hydraulique suivant les axes x , y et z ; k_{ij} est la matrice 3x3 (tenseur de deuxième ordre) de la conductivité hydraulique. Cette généralisation de la loi de Darcy est valide dans la majorité des cas d'écoulement pour des milieux poreux saturés (Todd, 1980).

2.2.2 Écoulement de l'eau en milieu non saturé

Afin de décrire l'écoulement de l'eau dans les sols non saturés, l'équation de Richards (1931) est utilisée. Elle se base sur l'équation de continuité et l'équation généralisée de Darcy (Hillel, 1998) présentée ci-haut. L'équation de Richards se développe à partir d'un volume élémentaire de sol (voir figure 2.1) dont les côtés mesurent respectivement Δx , Δy et Δz pour un volume total de $(\Delta x)(\Delta y)(\Delta z)$. Tel que représenté sur le volume élémentaire, l'écoulement de l'eau se fait ici dans la direction

x avec un débit spécifique q_x correspondant au volume d'eau qui passe à travers d'une surface unitaire par unité de temps dans la direction x .

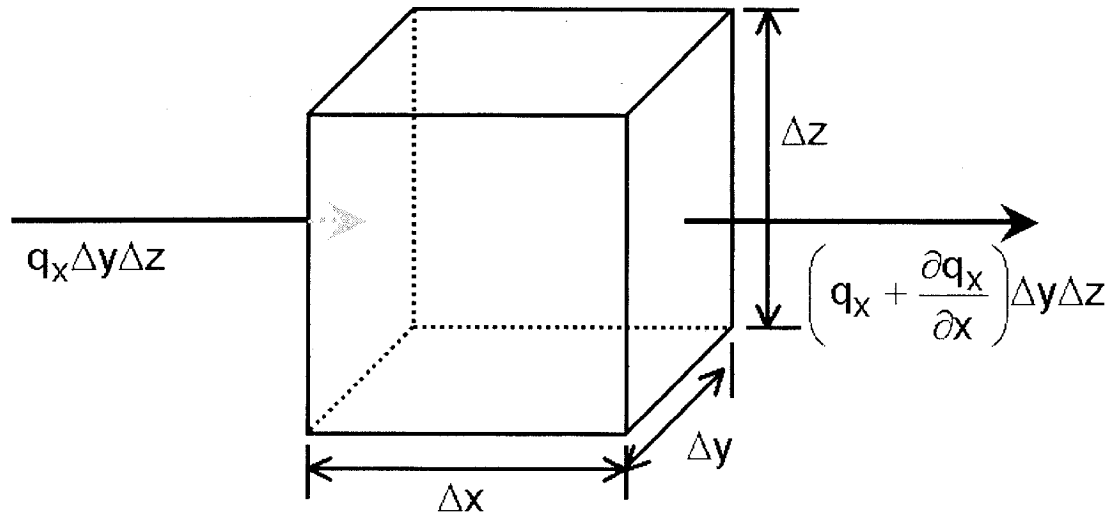


Figure 2.1 Volume élémentaire de sol avec le bilan des débits (adapté de Hillel, 1998).

La recharge se définit par la différence entre le débit entrant et celui sortant de l'élément de volume. Elle est égale à l'accumulation (ou perte) d'eau dans le volume élémentaire par unité de temps. Celle-ci s'exprime comme suit :

$$\Delta q = -\left(\frac{\partial q}{\partial x}\right)\Delta x\Delta y\Delta z \quad (2.9)$$

Cette recharge peut aussi se définir par le changement de la teneur en eau volumique θ (volume d'eau / volume total) dans le temps multiplié par le volume de l'élément de référence.

$$\Delta q = \left(\frac{\partial \theta}{\partial t}\right)\Delta x\Delta y\Delta z \quad (2.10)$$

En combinant les deux équations précédentes, on obtient:

$$\partial\theta/\partial t = -\partial q/\partial x \quad (2.11)$$

En généralisant l'équation 2.11 pour un espace cartésien 3D, on obtient l'équation de continuité en trois dimensions :

$$\frac{\partial\theta}{\partial t} = -\left(\frac{\partial q_x}{\partial x} + \frac{\partial q_y}{\partial y} + \frac{\partial q_z}{\partial z}\right) \quad (2.12)$$

L'équation 2.12 est valide dans la mesure où la porosité interne formée par le squelette interne est constante, avec un fluide incompressible et de densité constante.

2.2.3 Équation de Richards

Le débit spécifique s'obtient de la loi de Darcy pour un système de référence à trois dimensions en fonction de la conductivité hydraulique saturée du milieu et du gradient hydraulique (l'équation 2.8).

Cette loi peut être étendue aux milieux non saturés en considérant que la conductivité hydraulique k est variable en fonction de la succion ψ (i.e., $k = k(\psi)$) (Richard, 1931).

L'équation 2.8 devient alors:

$$q = -\left(k_x(\psi)\frac{\partial h}{\partial x} + k_y(\psi)\frac{\partial h}{\partial y} + k_z(\psi)\frac{\partial h}{\partial z}\right) \quad (2.13)$$

Il existe une relation entre la teneur en eau volumique θ et la succion ψ d'un sol. Celle-ci exprime la courbe de rétention d'eau. Il est alors permis d'exprimer l'équation 2.13 sous la forme:

$$q = -\left(k_x(\theta)\frac{\partial h}{\partial x} + k_y(\theta)\frac{\partial h}{\partial y} + k_z(\theta)\frac{\partial h}{\partial z}\right) \quad (2.14)$$

En combinant q de l'équation 2.12 et l'équation 2.13, l'équation d'écoulement de l'eau devient valide autant pour un écoulement transitoire que pour un écoulement permanent saturé et non saturé. On obtient alors :

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = - \left(\frac{\partial}{\partial x} \left[k_x(\psi) \frac{\partial h}{\partial x} \right] + \frac{\partial}{\partial y} \left[k_y(\psi) \frac{\partial h}{\partial y} \right] + \frac{\partial}{\partial z} \left[k_z(\psi) \frac{\partial h}{\partial z} \right] \right) \quad (2.15)$$

La composante due à la pression hydrodynamique de l'équation de Bernoulli est négligeable. La charge hydraulique peut alors être définie comme étant la somme de la pression (en valeur négative ; appelée succion) ψ et de la charge gravitationnelle (ou l'élévation z), soit :

$$h = \psi + z \quad (2.16)$$

On peut donc réécrire l'équation 2.15 comme suit:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = - \left(\frac{\partial}{\partial x} \left[k_x(\psi) \left(\frac{\partial \psi}{\partial x} + \frac{\partial z}{\partial x} \right) \right] + \frac{\partial}{\partial y} \left[k_y(\psi) \left(\frac{\partial \psi}{\partial y} + \frac{\partial z}{\partial y} \right) \right] + \frac{\partial}{\partial z} \left[k_z(\psi) \left(\frac{\partial \psi}{\partial z} + \frac{\partial z}{\partial z} \right) \right] \right) \quad (2.17)$$

Étant donné que les termes $\partial z / \partial x$ et $\partial z / \partial y$ sont nuls et que $\partial z / \partial z$ égal à un, l'équation 2.17 devient (Hillel, 1998 ; Bussière, 1999):

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = - \frac{\partial}{\partial x} \left(k_x(\psi) \frac{\partial \psi}{\partial x} \right) - \frac{\partial}{\partial y} \left(k_y(\psi) \frac{\partial \psi}{\partial y} \right) - \frac{\partial}{\partial z} \left(k_z(\psi) \frac{\partial \psi}{\partial z} \right) - \frac{\partial k_z(\psi)}{\partial z} \quad (2.18)$$

Cette équation est connue sous le nom d'équation de Richards (1931). Elle décrit l'écoulement de l'eau en milieu non saturé et peut servir à décrire l'équation de l'écoulement en milieu saturé. On l'utilise souvent dans les modèles numériques pour la simulation de l'écoulement d'eau (e.g. Fredlund et Rahardjo, 1993 ; Bussière 1999).

2.2.4 Courbe de rétention d'eau (CRE)

La relation entre la succion ψ , la teneur en eau volumique θ et la conductivité hydraulique k permet de caractériser l'écoulement dans les sols. Les caractéristiques intrinsèques du sol, telle la densité, l'indice des vides, la composition minéralogique et la granulométrie influencent la courbe de rétention d'eau (CRE) (définissant la relation $\theta(\psi)$) et la fonction de perméabilité (définie par la relation $k(\psi)$) utilisées dans le domaine des sols non saturés (Mbonimpa et al., 2000a).

Chaque type de matériau a une CRE qui lui est propre. La CRE illustre la relation entre la teneur en eau volumique θ et la succion ψ . Certaines propriétés des sols non saturés, telles la résistance au cisaillement, la conductivité hydraulique et la compressibilité peuvent être reliées à la courbe de rétention d'eau. La CRE permet, entre autre, d'évaluer la remontée capillaire au-dessus de la nappe phréatique pour les dépôts homogènes dans des conditions stationnaires (Aubertin et al., 1998).

Tel que montré à la figure 2.2, la pression d'entrée d'air ψ_a , ou AEV (de l'anglais « Air Entry Value ») et la pression résiduelle ψ_r sont des paramètres caractéristiques obtenus sur la CRE. La pression d'entrée d'air est la succion à partir de laquelle l'air commencer à entrer; c'est le début de la désaturation du sol. De façon pratique, elle se détermine usuellement par l'intersection des tangentes à la courbe de saturation complète et celle associée à la désaturation du sol dans un plan semi-log. Quant à la pression résiduelle, elle correspond à la pression où il ne reste que l'eau qui est retenue par adhésion à la surface des grains et un peu d'eau isolée retenue par tension capillaire (Aubertin et al., 1995, 1998, 2003)

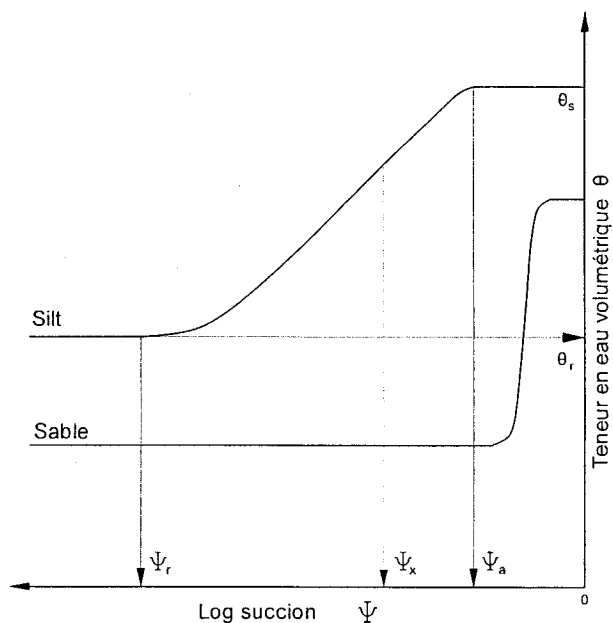


Figure 2.2 Courbes de rétention d'eau schématisées pour un sable et un silt (tiré de Aubertin et al., 1995).

Les CRE diffèrent d'un matériau à l'autre lorsqu'ils ont des caractéristiques physiques différentes. La figure 2.2 montre que la teneur en eau volumétrique varie selon la succion du sol.

La grosseur et la distribution des pores dans le sol affectent la forme de la CRE à cause de l'effet de tension capillaire. Plus les pores sont gros, plus la tension capillaire est faible et plus le sol se désature à succion croissante. Ainsi, les sables et les graviers, qui ont des pores généralement plus grossiers, se désaturent plus facilement à des succions plus élevées comparativement aux matériaux fins tels que les silts et les argiles (Aubertin et al., 1995). Ces phénomènes peuvent être observés à la figure 2.2 : $\psi_a \text{ sable} < \psi_a \text{ silt}$; $\psi_r \text{ sable} < \psi_r \text{ silt}$; $\theta_r \text{ sable} < \theta_r \text{ silt}$.

2.2.5 Fonctions de perméabilité

Dans l'équation de Richards (équation 2.18) utilisée pour décrire l'écoulement d'eau dans les sols, la conductivité hydraulique (k) varie selon la succion ψ appliquée dans le sol. La figure 2.3 montre la variation de k en fonction de ψ pour un sable et silt. La conductivité hydraulique non saturée chute avec une augmentation de la succion. Elle décroît plus rapidement pour des matériaux grossiers que pour des matériaux fins car la teneur en eau volumique (ou le degré de saturation S_r) de ces derniers demeure plus élevée lorsque la succion augmente.

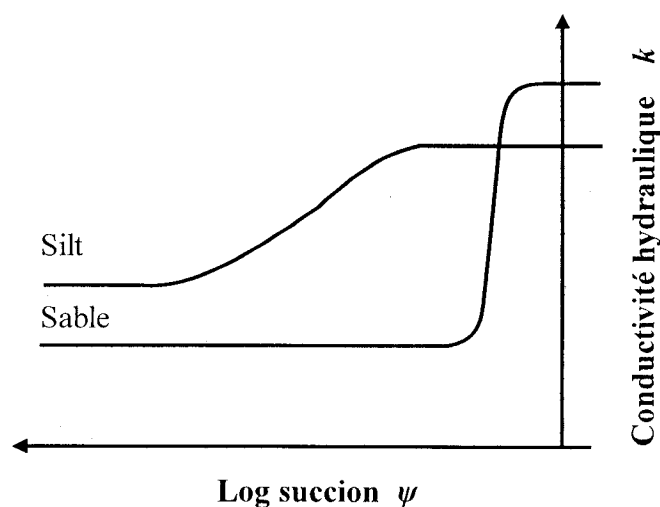


Figure 2.3 Courbes schématisées de k en fonction de ψ pour un sable et un silt (tiré de Aubertin et al., 1995).

Différentes techniques permettent d'évaluer les courbes de perméabilité, mais elles sont assez difficiles et dispendieuses à appliquer. Pour ces raisons, les méthodes mathématiques indirectes sont communément utilisées pour déduire la courbe de conductivité hydraulique $k(\psi)$ à partir de la courbe de rétention d'eau. Il existe des modèles mathématiques empiriques, macroscopiques et statistiques pour déterminer la fonction de perméabilité (e.g. Bussière, 1999; Mbonimpa et al., 2006).

2.3 Diffusion et consommation de l'oxygène en milieu poreux

Le déplacement des gaz dans les milieux poreux peut être causé par divers processus, incluant l'advection, la convection, la dissolution dans la phase liquide, les réactions chimiques ainsi que la diffusion moléculaire (Ritchie, 1994; Aubertin et al., 2000a, 2000b; Mbonimpa et al., 2002b). La perméabilité du milieu détermine le transport gazeux par convection et advection. Elle dépend de la distribution et de la grosseurs des pores du matériau, mais pas des caractéristiques du fluide (Bear, 1972; Hillel, 1998). Lorsque la perméabilité au gaz des matériaux fins est faible, ce qui est usuellement le cas par exemple pour les résidus miniers, l'advection et la convection sont des mécanismes secondaires comme moyen de transport de l'oxygène. La diffusion moléculaire devient alors le processus qui contrôle la migration des gaz (Collin, 1987; Collin et Rasmuson, 1988; Nicholson et al., 1989; Yanful, 1993; Kim et Benson, 2004). Le flux d'oxygène circulant à travers des résidus ou au travers d'une couverture peut être influencé par la réactivité du matériau constituant. C'est le cas lorsque les résidus et/ou la couche de couverture contiennent des minéraux sulfureux comme la pyrite (Mbonimpa et al., 2000b). Dans cette situation, l'évaluation du flux d'oxygène doit tenir compte de deux phénomènes, soient la diffusion et la consommation.

2.3.1 Description des phénomènes

Dans les sols poreux non saturés à grain fin, tels les silts et les argiles utilisés comme matériaux de recouvrement, le transport de l'oxygène est généralement contrôlé par la diffusion moléculaire (Collin et Rasmuson, 1988, Nicholson et al., 1989). En début de certains régimes transitoires, l'advection pourrait cependant jouer un rôle non négligeable (Binning et al., 2007). Le mouvement aléatoire ionique ou moléculaire s'accomplit d'une région de forte concentration vers une région de faible concentration, tendant à uniformiser la distribution spatiale des espèces jusqu'à ce que l'équilibre soit atteint (Hillel, 1998). Les lois de Fick sont communément utilisées pour évaluer le transport par diffusion à l'intérieur des phases aqueuses (Freeze et Cherry, 1979; Shackelford, 1991) et gazeuse (Aachib, 1997). Dans ces équations, la variation de la concentration, dans le temps et dans l'espace, est reliée au coefficient de diffusion effectif du matériau D_e . Celui-ci dépend, à son tour, du volume relatif des

vides, de la tortuosité et du coefficient de diffusion de l'élément dans un milieu libre (sans obstruction).

Le transport par diffusion au travers des pores occupés par l'eau est beaucoup plus lent que dans les pores vides parce que le coefficient de diffusion libre de l'oxygène est environ quatre ordres de grandeurs plus grand dans l'air que dans l'eau. Puisque la concentration à l'équilibre de l'oxygène dans l'eau est relativement faible et comme le coefficient de diffusion est réduit dans la phase aqueuse, il devient alors facile de comprendre pourquoi les recouvrement en eau et les couvertures à effet barrière capillaire (CEBC), qui ont une couche fortement saturée, peuvent être une barrière efficace à l'oxygène. Dans ce dernier cas, la couche fortement saturée en eau réduit considérablement le flux de l'oxygène et par conséquent, réduit la génération de drainage minier acide (DMA) causé par l'oxydation des minéraux sulfureux (Collin, 1987; Nicholson et al., 1989).

Dans le cas où l'une des couches réagirait avec l'oxygène et consomme celui-ci, la quantité d'oxygène qui passe complètement au travers de la couche est fortement réduite (Mbonimpa et al., 2000b, 2002c, 2003). Afin d'évaluer l'importance de cet effet, la quantité d'oxygène consommée dans la couche doit être déterminée. Cette quantité dépend du coefficient du taux de réaction K_r (consommation), qui varie à son tour avec, entre autres, la réactivité des minéraux, la surface spécifique des grains solides, la porosité du milieu, le degré de saturation et l'activité bactérienne.

Les lois de Fick régissent la diffusion d'oxygène dans les résidus miniers. Ces équations sont présentées dans ce qui suit, avec des modèles de prédiction pour les termes de diffusion et de consommation d'oxygène.

2.3.2 Équations de base

Le flux d'oxygène $F(z, t)$ et la concentration $C(z, t)$ à la position z et à un temps t sont déterminés à partir de la première et de la deuxième (Crank, 1975; Hillel, 1998; Aubertin et al., 1999, 2000a, 2000b) lois de Fick pour la diffusion à une dimension :

$$F(z, t) = -D_e \frac{\partial C(z, t)}{\partial z} \quad (2.19)$$

$$\frac{\partial}{\partial t}(\theta_{eq} C) = \frac{\partial}{\partial z} \left(D_e \frac{\partial C}{\partial z} \right) = \frac{\partial}{\partial z} (\theta_{eq} D^* \frac{\partial C}{\partial z}) \quad (2.20)$$

Dans ces équations, $F(z, t)$ est le flux diffusif de l'oxygène [$\text{ML}^{-2}\text{T}^{-1}$]; θ_{eq} la teneur en air équivalente [L^3L^{-3}]; D_e le coefficient de diffusion effectif [L^2T^{-1}]; D^* le coefficient de diffusion apparent [L^2T^{-1}] (avec $D_e = \theta_{eq} D^*$); $C(z, t)$ la concentration en oxygène dans la phase gazeuse à un temps t [T] à une position z [L]. Dans les équations 2.19 et 2.20, θ_{eq} remplace la teneur en air θ_a qui a souvent été utilisée dans le passé (e.g. Yanful, 1993; Aubertin et al., 1995).

La valeur de θ_{eq} est employée pour tenir compte du flux dans la phase d'air et le flux d'oxygène dissout dans l'eau. Elle est définie comme suit (Aubertin et al., 1999, 2000a):

$$\theta_{eq} = \theta_a + H\theta_w \quad (2.21)$$

où H est la constante de Henry, sans dimension, donnée par le rapport $H = C_w/C_a$ (C_w est la concentration d'oxygène dans l'eau à l'équilibre et C_a est la concentration d'oxygène dans l'air à l'équilibre). Pour l'oxygène, $H \approx 0,03$ à 20°C . Dans l'équation 2.21, θ_w est la teneur en eau volumique ($\theta_w = \theta$ utilisé auparavant) et θ_a est la teneur en air volumique ($\theta_w = n S_r$ et $\theta_a + \theta_w = n$, où n est la porosité totale).

L'équation 2.20 est seulement valide pour la diffusion dans un matériau inerte, où l'oxygène n'est ni généré ni consommé. Cette deuxième loi de Fick peut être modifiée pour considérer l'effet de la variation de la concentration de la substance en mouvement en raison de la réaction avec le milieu (e.g. Crank, 1975; Schackelford, 1991). Si le gaz diffusant est consommé par une réaction cinétique de premier ordre (équivalente à une désintégration exponentielle), comme ce serait le cas pour la

réaction d'oxydation de minéraux sulfureux (e.g. Elberling et Nicholson, 1996; Yanful, et al., 1999), la deuxième loi de Fick peut être modifiée comme suit (Mbonimpa et al., 2002c, 2003):

$$\frac{\partial}{\partial t}(\theta_{eq} C) = \frac{\partial}{\partial z} \left(D_e \frac{\partial C}{\partial z} \right) - K_r C = \frac{\partial}{\partial z} (\theta_{eq} D^* \frac{\partial C}{\partial z}) - \theta_{eq} K_r^* C \quad (2.22)$$

où K_r [$L^3 L^{-3} T^{-1}$ ou $MM^{-1} T^{-1}$] est le coefficient du taux de réaction et K_r^* , le coefficient apparent du taux de réaction [$L^3 L^{-3} T^{-1}$ ou $MM^{-1} T^{-1}$] (avec $K_r = \theta_{eq} K_r^*$).

Dans plusieurs application des lois de Fick, θ_{eq} et D_e sont considérées indépendantes du temps t et de la profondeur z pour une couche donnée. Ceci est une supposition simplificatrice qui n'est pas exigée pour un développement théorique complet, mais elle facilite la démonstration et les calculs. Dans ce cas, l'équation 2.22 peut être réécrite comme suit:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D^* \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - K_r^* C \quad (2.23)$$

Afin de résoudre ces équations, le coefficient de diffusion apparent D^* et le coefficient du taux de réaction apparent K_r^* (pour un milieu réactif) doivent être déterminés. Pour ce faire, des modèles semi-empiriques et des procédures expérimentales ont été développés au cours des dernières décennies.

2.3.3 Modèle de prédiction de D_e

Les expériences montrent que le coefficient de diffusion effectif D_e est fortement influencé par le degré de saturation et la porosité. Dans les sols, le coefficient de diffusion effectif diminue avec l'augmentation de la teneur en eau pour atteindre une valeur minimale à saturation complète.

Le coefficient de diffusion effectif D_e peut être estimé par diverses formules semi-empiriques. Des modèles ont été proposés à cet effet par Marshall (1959),

Millington et Quirk (1961) et Millington et Shearer (1971) en tenant compte de la distribution des pores ainsi que de leur géométrie. Aachib et al., (2004), qui ont analysé divers modèles, proposent le modèle suivant, basé sur celui de Millington et Shearer (1971), modifié par Collin (1987) pour inclure la diffusion de l'oxygène dans la phase aqueuse:

$$D_e = \frac{D_a^o \times \theta_a^{p_a} + H \times D_w^o \times \theta_w^{p_w}}{n^2} \quad (2.24)$$

$$p_a = 1,201 \times \theta_a^3 - 1,515 \times \theta_a^2 + 0,987 \times \theta_a + 3,119 \quad (2.25)$$

$$p_w = 1,201 \times \theta_w^3 - 1,515 \times \theta_w^2 + 0,987 \times \theta_w + 3,119 \quad (2.26)$$

où D_a^o et D_w^o sont les coefficients de diffusion libre de l'oxygène dans l'air et dans l'eau respectivement. Pour une température de 20°C, on a $D_a^o \cong 1,8 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$ et $D_w^o \cong 2,5 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$. Les exposants p_a et p_w sont liés à la tortuosité du parcours dans l'air et dans l'eau autour des grains, et ils peuvent être reliés aux propriétés de base du milieu poreux selon θ_a et θ_w . Mentionnons que des estimations relativement précises de D_e peuvent être obtenues avec des valeurs fixes de $p_a = p_w = 3,3$ à 3,5 (Aachib et al., 2002, 2004; Mbonimpa et al., 2002c, 2003).

Ce modèle combine la diffusion dans la phase gazeuse et la phase aqueuse. À l'état sec, la diffusion se fait entièrement dans la phase gazeuse. Au fur et à mesure que la teneur en eau augmente dans le milieu, la zone gazeuse directement disponible pour la diffusion est diminuée. La structure des pores et la distribution du fluide déterminent alors le chemin et l'aire en section disponible pour le transport (Collin et Rasmuson 1990; Fredlund et Rahardjo, 1993). Le flux de diffusion s'en trouve réduit car les pores remplis d'eau agissent alors comme un obstacle. À l'état fortement saturé, le flux de diffusion est ralenti puisqu'il se passe entièrement dans la phase aqueuse.

La figure 2.4 présente les résultats d'essai de laboratoire produits par Aubertin et al. (1999, 2000a, 2000b) et Aachib et al. (2002,2004). La courbe donne une bonne estimation des D_e mesurés en laboratoire sur un matériau homogène. On observe une grande sensibilité du coefficient de diffusion effective D_e par rapport au degré de saturation, surtout lorsque le milieu est fortement saturé. Dans ces conditions, une augmentation de 10% du degré de saturation peut amener une baisse du coefficient de diffusion effectif de presque trois ordres de grandeur (Collin et Rasmuson, 1990; Elberling et al., 1994).

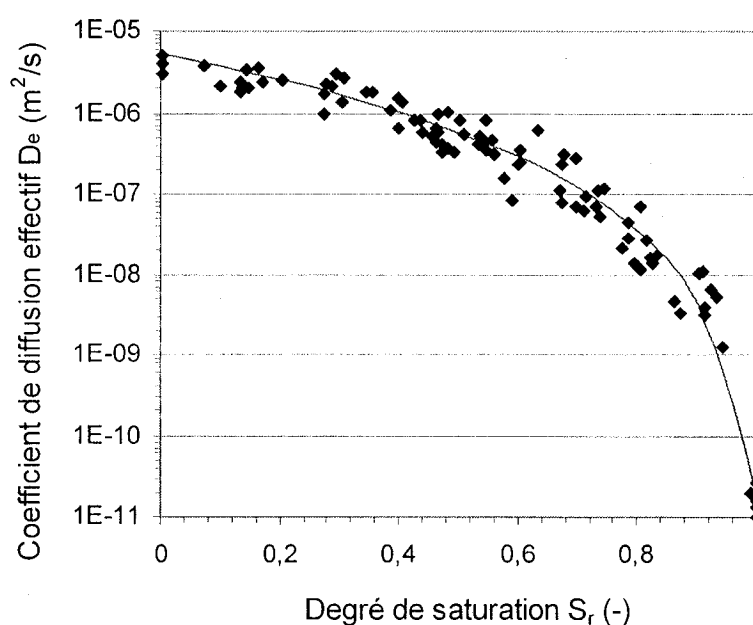


Figure 2.4 Comparaison entre mesures en laboratoire (points) et la relation semi-empirique (ligne) proposée par Aachib et al., (2002, 2004) pour $n=0,4$ (adapté de Mbonimpa et al., 2002c).

Il est aussi possible d'analyser un système contenant plusieurs horizons à l'intérieur desquels le coefficient de diffusion effectif varie en utilisant une moyenne harmonique,

on obtient l'équation 2.28 (Scharer et al., 1993; Aachib, 1997; Aubertin et al., 1999, 2000a; Dagenais, 2005).

$$\overline{D_e} = \frac{H_c}{\sum_{i=1}^m \frac{H_i}{D_{ei}}} \quad (2.27)$$

où $\overline{D_e}$ représente la valeur équivalente du coefficient de diffusion effectif du système en couches, D_{ei} est le coefficient de diffusion effectif pour la couche i , H_i est l'épaisseur de la couche i , et H_c est l'épaisseur total du système de m couches. Ce coefficient de diffusion effectif moyen n'est applicable que pour un calcul du flux à l'état stationnaire (Mbonimpa et al., 2002c, 2003).

2.3.4 Modèles de prédiction de réactivité des matériaux

Contrairement au coefficient D_e , peu de modèles existent pour estimer le coefficient K_r de rejets miniers. Les modèles pertinents incluent le modèle de Collin (1987, 1998) et le modèle du noyau de réaction, ou « reaction core », « shrinking core » (Cathles et Schlitt 1980; Panthelis et Ritchie 1991; Lefebvre 1994). Il faut noter ici que les facteurs-clés qui contrôlent les mécanismes et les taux d'oxydation de la pyrite (et autres minéraux) restent encore mal compris, malgré de nombreuses décennies de recherche. On sait néanmoins que la granulométrie (et donc la surface spécifique) exerce un grand contrôle sur la réactivité. Le taux d'oxydation dépend aussi de la nature de la pyrite en termes de propriétés minéralogique et électrochimique (e.g. Lowson, 1982; Nicholson et al., 1989; Evangelou, 1995; Rimstidt et Vaughan, 1999), ainsi que l'hétérogénéité chimique superficielle des sulfures (présence de phases oxydées), de la concentration en Fe^{3+} , de la concentration en O_2 , du pH de la solution (ions H^+), de la température et de la présence de certaines bactéries (Mills, 1999; Nordstrom et Alpers, 1999). Les deux modèles les plus employés pour estimer la réactivité des matériaux sont présentés dans ce qui suit.

2.3.4.1 Modèle de Collin

Collin (1987, 1998) a proposé un modèle simple basé sur les vitesses de surface pour estimer le coefficient du taux de réaction K_r . Ici, on considère que le taux varie linéairement avec la proportion de minéraux sulfureux (i.e. la pyrite). Cette dernière hypothèse a été utilisée dans de nombreux travaux de modélisation des taux de réaction des sulfures dont ceux de Scharer et al. (1993), Ritchie (1994) et Paktunc (1999). L'expression de Collin (1987) prend en compte le volume du solide (via $1-n$), et la surface spécifique exprimée ici selon la granulométrie des grains par l'entremise du paramètre D_H (Aubertin et al., 1998; Mbonimpa et al., 2002b). Ce modèle ne tient cependant pas compte du degré de saturation S_r (ni des autres facteurs qui peuvent influencer la vitesse de réaction). On peut écrire l'équation comme suit (Collin, 1987):

$$K_r = K' \frac{6}{D_H} (1-n) C_p \quad (2.28)$$

où K' est la réactivité intrinsèque de la pyrite avec l'oxygène ($K' \approx 5 \times 10^{-10} \text{ m}^3 \text{ O}_2/\text{m}^2 \text{ pyrite/s}$ ou $4,3 \times 10^{-4} \text{ m}^3 \text{ O}_2/\text{m}^2 \text{ pyrite/jr}$ ou $15,8 \times 10^{-3} \text{ m}^3 \text{ O}_2/\text{m}^2 \text{ pyrite/an}$); C_p est la quantité de pyrite contenue dans le matériau sec (kg/kg). On suppose que la pyrite est directement accessible à l'oxygène et que la surface de pyrite par unité de volume est la même que celle des grains solides ($\text{m}^2 \text{ surface de pyrite}/\text{m}^3 \text{ pyrite} = \text{m}^2 \text{ surface de solide}/\text{m}^3 \text{ solide}$). Selon Collin (1987), cette dernière simplification pourrait amener usuellement un facteur d'erreur inférieur à 2 fois sur la valeur de K_r . Dans l'équation 2.28, la valeur D_H peut être estimée par la relation entre les paramètres de la courbe granulométrique développée pour les fonctions hydrauliques (Aubertin et al., 1998; Mbonimpa et al., 2002b):

$$D_H = [1 + 1,17 \log(C_U)] D_{10} \quad (2.29)$$

où D_{10} [L] est le diamètre correspondant à 10% des grains passant de la courbe granulométrique, C_U [-] est le coefficient d'uniformité ($C_U = D_{60}/D_{10}$) et D_{60} [L] est le diamètre correspondant à 60% des grains passant de la courbe granulométrique.

La figure 2.5 représente de façon schématisée les paramètres qui sont pris en compte dans le modèle de Collin (1987). Le matériau est constitué de grains non réactifs et de grains de pyrite de même diamètre équivalent D_H . La teneur en eau du matériau n'est pas tenue en compte. L'oxygène contenu dans l'air est donc librement disponible (selon la loi de Fick) et il est consommé en réagissant à la surface des grains de pyrite.

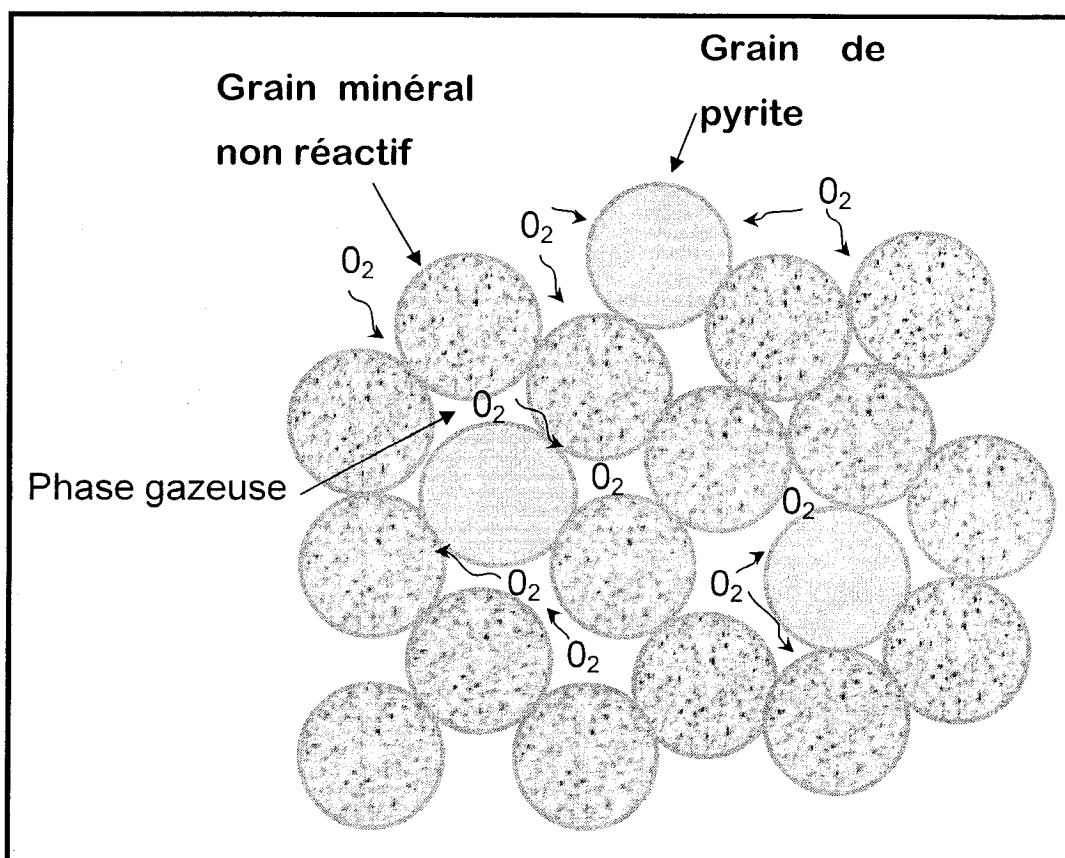


Figure 2.5 Schéma des paramètres physiques pris en compte dans le modèle de Collin (1987) proposé pour estimer la valeur de K_r .

Pour un résidu minier typique avec $D_{10} = 5 \times 10^{-6}$ m, $C_U = 9$, et $n = 0,44$, la valeur estimée de K_r est de $1,59 \times 10^{-7}$ /s (ou 1,37E-2/jr) pour $C_p = 0,1\%$, $3,97 \times 10^{-6}$ /s (ou 0,34/jr) pour $C_p = 2,5\%$, et $1,59 \times 10^{-5}$ /s (ou 1,37/jr) pour $C_p = 10\%$ (Mbonimpa et al., 2003). La valeur réelle K_r peut toutefois être différente de celle estimée puisqu'elle peut aussi dépendre d'autres facteurs comme la minéralogie et le type de sulfures, la température, l'état d'oxydation et l'activité bactérienne (e.g. Hollings et al., 2001). Comme on le verra plus loin, la valeur K_r est aussi affectée par le degré de saturation S_r .

2.3.4.2 Modèle du noyau de réaction (shrinking core)

Le modèle du noyau de réaction est issu d'un développement mathématique sur une représentation de l'oxydation de la pyrite dans les haldes à stériles miniers (Davis et Ritchie, 1986; Davis et al., 1986; Wunderly et al., 1996; Gerke et al., 1998). Dans ce modèle, le transport par diffusion de l'oxygène aux sites de réaction dans les grains est considéré comme le facteur physique limitant du taux de la réaction. Le transport selon ce modèle se fait en deux temps (Wunderly et al., 1996). D'abord, la diffusion de l'oxygène se fait dans les pores du milieu. Ensuite, le modèle du noyau de réaction décrit la diffusion de l'oxygène dans les particules individuelles, au travers de la couche d'oxydation qui se forme autour du noyau intact (figure 2.6). Ce modèle est généralement intégré dans un modèle numérique permettant le calcul des réactions géochimiques et le transport de leurs produits (tels Ca, Mg, Al, SO_4^{2-} , Fe(II), Fe(III), etc) (Molson et al., 2005a, 2005b).

Dans ce modèle, on considère que les particules de pyrite sont distribuées uniformément dans le matériau et entourées d'une pellicule d'eau immobile. On suppose que toutes les réactions d'oxydation ont lieu dans la phase aqueuse. L'oxygène dans les pores occupés par l'air est distribué selon la loi de Henry entre la phase gazeuse et celle liquide de la pellicule d'eau immobile (sans mouvement d'advection). L'oxygène diffuse de la surface de la particule en passant par la zone déjà oxydée jusqu'au noyau où la réaction d'oxydation de la pyrite se produit. La diffusion de l'oxygène dans la particule est causée par le gradient de concentration d'oxygène entre la surface et le noyau (figure 2.6).

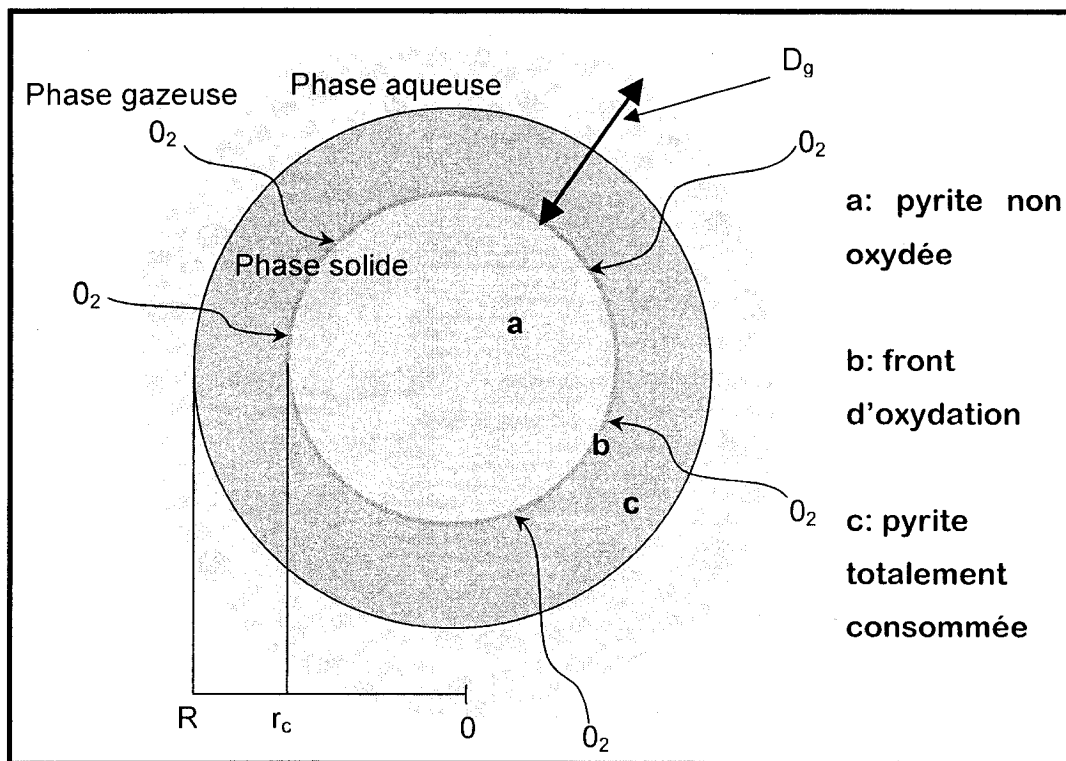


Figure 2.6 Schéma des paramètres physiques pris en compte dans le modèle du noyau de réaction (adapté de Davis et Ritchie, 1986).

Ce modèle est basé sur l'hypothèse de particules de pyrite sphériques ayant un rayon R entouré d'une fine pellicule d'eau immobile. Le noyau non oxydé a un rayon r_c . Ici, on peut représenter la concentration de l'oxygène dans l'eau à partir de la concentration dans l'air des pores selon la loi de Henry présentée précédemment.

Au fur et à mesure que la réaction entre l'oxygène et la pyrite progresse, le rayon de la zone non oxydée se réduit tandis que celui de la zone oxydée croît. Le taux de réduction de la taille de la zone non oxydée est en moyenne 1000 fois plus lent que le flux d'oxygène vers le noyau dans la particule (Levenspiel, 1972). La concentration d'oxygène dans la zone oxydée décroît linéairement de la surface vers le noyau. Cette hypothèse simplificatrice est faite à chaque pas de temps donné lors de la résolution numérique.

Ce modèle peut s'intégrer aux équations existantes de la loi de Fick sous forme d'un terme de consommation d'oxygène Q . On peut réécrire l'équation 2.22 :

$$\frac{\partial}{\partial t}(\theta_{eq} C) = \frac{\partial}{\partial z} \left(D_e \frac{\partial C}{\partial z} \right) - Q \quad (2.30)$$

Q est le terme représentant la consommation de l'oxygène. Ce terme prend ici la forme :

$$Q = \frac{dMO_2}{dt} \quad (2.31)$$

Un grain de pyrite va consommer une masse d'oxygène, MO_2 , au taux de :

$$\frac{dMO_2}{dt} = -4\pi r_0^2 q_{O_2} \quad (2.32)$$

Où q_{O_2} est le flux d'oxygène entrant vers le noyau (i.e. dans la direction négative du rayon de la sphère). Ce flux local d'oxygène s'exprime sous la forme de la 1^e loi de Fick :

$$-q_{O_2} = D_g \frac{dC_w}{dr} \quad (2.33)$$

D_g correspond au coefficient de diffusion dans le grain oxydé et incorpore les propriétés caractéristiques de diffusion dans la pellicule d'eau et dans la zone oxydée (Gerke et al., 1998).

Après un réarrangement et substitution de l'équation 2.33, l'équation 2.32 devient :

$$\frac{dMO_2}{dt} \frac{dr}{r^2} = 4\pi D_g dC_w \quad (2.34)$$

En intégrant entre la zone non oxydée r_c et le rayon R de la particule, on obtient :

$$\frac{dMO_2}{dt} \int_{r_c}^R \frac{1}{r^2} dr = 4\pi D_g \int_{[O_2]_g(r_c)}^{[O_2]_g(R)} dC_w \quad (2.35)$$

Ou encore,

$$\frac{dMO_2}{dt} = 4\pi D_g \frac{R}{R - r_c} C_w \quad (2.36)$$

L'équation 2.36 représente le taux de changement de masse de la particule minérale (Gerke et al., 1998).

Le nombre de particule N par unité de volume du matériau poreux est :

$$N = \frac{3(1-n)}{4\pi R^3} \quad (2.37)$$

Avec n qui correspond à la porosité totale ($L^{-3}L^{-3}$). Le terme de consommation d'oxygène peut alors être obtenu en combinant les équations 2.36, 2.30 et la loi d'Henry définie précédemment (section 2.3.2), soit :

$$Q_{O_2}(x, z) = D_g \frac{3(1-n)}{R^2} \left(\frac{r_c}{R - r_c} \right) HC_a \quad (2.38)$$

Le taux de changement de la masse du noyau intact de rayon r_c peut être calculé en considérant la relation entre les masses et les volumes d'oxygène et de soufre consommés. Le changement de masse de l'oxygène O_2 et du soufre S se relie par :

$$dM_{O_2} = \varepsilon dM_s \quad (2.39)$$

où ε est le facteur d'équivalence entre la quantité d'oxygène et de sulfures consommés, basé sur la réaction stœchiométrique de l'équation 2.1 (ε est le ratio $O_2/S=2$).

La masse de sulfures dans la particule, M_S , est reliée au volume sphérique solide d'une particule, $V_S=4\pi r_c^3/3$, selon la relation :

$$M_S = -\frac{\rho_S}{1-n} V_S \quad (2.40)$$

où $\rho_S = f_S \rho_b$, avec f_S la proportion de sulfures dans la phase solide du sol (M_S/M_{solide}) et ρ_b la masse volumique des grains solides [ML^{-3}]. Un changement de volume du noyau intact sera relié au changement de son rayon :

$$dM_S = -\frac{4\pi\rho_S}{1-n} r_c^2 dr_c \quad (2.41)$$

On sait que les masses consommées de soufre et d'oxygène augmentent au fur et à mesure que le rayon diminue.

En réarrangeant l'équation 2.41 et en substituant les équations 2.36 et 2.39, on peut exprimer le taux de changement du rayon noyau intact comme une fonction de C_a :

$$\frac{dr_c}{dt} = \frac{-D_g(1-n)}{\varepsilon\rho_S} \frac{R}{r_c(R-r_c)} HC_a \quad (2.42)$$

Le lecteur se référera aux références pour la présentation mathématique complète du modèle (Davis et Ritchie, 1986; Gerke et al., 1998).

Les relations semi-empiriques et numériques présentées ci-haut sont des outils utiles pour évaluer les problèmes et concevoir les mesures curatives relatives à l'oxydation des minéraux sulfureux contenus dans les résidus miniers. Ils fournissent aussi de l'information pour prendre des décisions, et des indications pour recueillir de nouvelles données. Cependant, lorsque les résidus miniers sont exposés en surface ou lors de la conception d'un recouvrement et de son suivi, les valeurs D_e et K_r devraient être déterminées par des mesures en laboratoire et/ou sur le terrain. Une fois que ces valeurs sont obtenues, les flux d'oxygène peuvent être calculés avec les lois de Fick.

2.3.5 Évaluation du flux d'oxygène vers les résidus miniers

L'estimation du flux d'oxygène qui entre dans des résidus miniers exposés à l'atmosphère permet de juger de la nécessité d'un recouvrement. Pour obtenir le flux, il est possible d'utiliser des solutions analytiques ou de le mesurer selon des méthodes développées pour les sols et les résidus miniers.

2.3.5.1 Solution analytique

Certaines solutions analytiques des équations 2.19 et 2.23 ont été proposées dans la littérature, tant en régime permanent que transitoire (Carslaw et Jager, 1959; Crank, 1975), pour des conditions aux frontières précises. Par exemple pour un matériau réactif, la concentration peut être obtenue à partir de la méthode de séparation des variables (Mbonimpa et al., 2003). Ceci donne la solution sous la forme d'une série trigonométrique s'exprimant comme suit :

$$C(z,t) = C_0 \left(1 - \frac{Z}{L} - S1 + S2 - S3 \right) \quad (2.42)$$

avec

$$S1 = \frac{2K_r^*}{\pi} \sum_{i=1}^{\infty} \frac{\sin \frac{i\pi z}{L}}{\frac{i^3 \pi^2 D^*}{L^2} + K_r^*} \quad (2.43)$$

$$S2 = \frac{2K_r^*}{\pi} \sum_{i=1}^{\infty} \frac{\sin \frac{i\pi z}{L}}{\frac{i^3 \pi^2 D^*}{L^2} + K_r^*} \exp\left(-\left(\frac{i^2 \pi^2}{L^2} D^* + K_r^*\right)t\right) \quad (2.44)$$

$$S3 = \frac{2}{\pi} \sum_{i=1}^{\infty} \frac{\sin \frac{i\pi z}{L}}{i} \exp\left(-\left(\frac{i^2 \pi^2}{L^2} D^* + K_r^*\right)t\right) \quad (2.45)$$

où C_0 est la concentration à la surface à $z=0$, i est un nombre entier et L l'épaisseur de matériau réactif (où C devient nul). Dans le cas du régime permanent ($C(0)=C_0$ et $C(\infty)=0$), on obtient la solution particulière suivante à partir de l'équation 2.23 (pour $\delta C/\delta t=0$):

$$C(z) = C_0 \exp\left(-z \sqrt{\frac{K_r}{D_e}}\right) \quad (2.46)$$

En utilisant l'équation 2.46 et l'équation 2.19, on peut aussi évaluer le flux à la surface en régime permanent par (Mbonimpa et Aubertin, 2003):

$$F = C_0 \sqrt{D_e K_r} \quad (2.47)$$

Il est aussi possible d'évaluer la profondeur de pénétration L_T de l'oxygène pour un matériau homogène réactif en régime permanent. Mbonimpa et al. (2002c, 2003) proposent la relation suivante pour définir la profondeur à laquelle la concentration d'oxygène devient nulle (ici pour un matériau de porosité égale à 0,44):

$$L_T = 4,23 \sqrt{\frac{D_e}{K_r}} \quad (2.48)$$

Il faut noter que dans l'utilisation des équations 2.42 à 2.45, il faut utiliser $z \leq L_T$. La vitesse de migration de l'oxygène vers les résidus miniers dépend en grande partie du

coefficient de diffusion des résidus miniers et de leur réactivité. Les méthodes de mesures (directe ou indirecte) du flux présentées dans ce qui suit permettent d'évaluer directement ou indirectement le taux d'oxydation des sulfures.

2.3.5.2 Méthodes de mesure du flux

La quantification du taux de consommation d'oxygène dans des matériaux poreux peut être obtenue par des modèles de prédiction comme il a été présenté, mais aussi par des expériences de laboratoire et de terrain. Elberling et al. (1994, 1996) présentent trois méthodes d'évaluation des taux d'oxydation des sulfures dans les résidus miniers: la méthode des sulfates, celle du gradient de concentration d'oxygène et celle de la consommation d'oxygène. La première n'est présentée que brièvement tandis que les dernières sont présentées plus en détails puisqu'elles sont utilisées aux chapitres suivants en colonnes et d'essai sur le terrain.

La méthode des sulfates se base sur la quantité de sulfates produits dans le temps. L'équation 2.1 suggère que le taux de production de sulfates peut être utilisé pour calculer le taux d'oxydation par la stoechiométrie de la réaction (Bennett et al., 1999). Le taux de production de sulfates peut être exprimé directement en terme molaire (selon l'équation 2.1), soit la réaction de 1,75 moles de O_2 qui produit 1 mole de SO_4 . La figure 2.7 illustre les éléments tenus en compte dans la méthode des sulfates. Cette méthode s'applique tant pour des essais en colonnes et en cellules humides de laboratoire (Bennett et al., 1999; Hollings et al., 2001; Bussière et al., 2004) que pour des empilements de matériaux sur le terrain (Bennett et al., 1999). Certaines hypothèses sous-jacentes doivent cependant être respectées pour obtenir des résultats valides. On suppose alors que le seul agent d'oxydation de la pyrite est l'oxygène, que seule la pyrite consomme l'oxygène, qu'il n'y a pas d'autres sources de sulfates dans l'échantillon et qu'il n'y a pas de précipitation des sulfates.

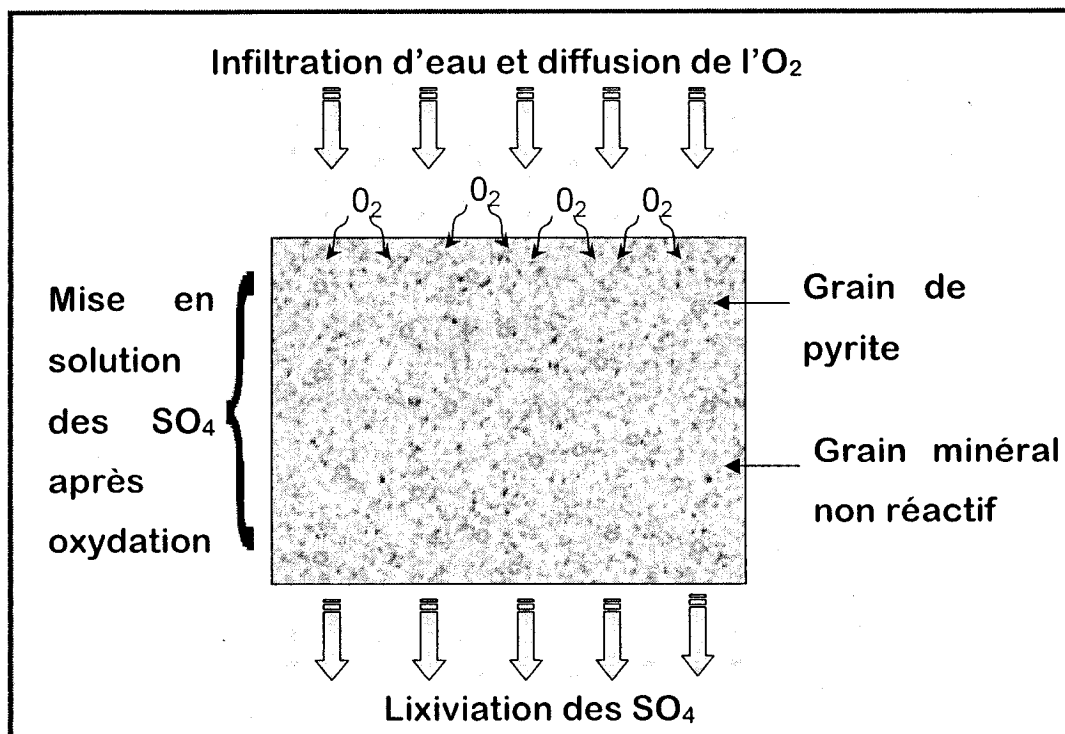


Figure 2.7 Schéma des paramètres physiques pris en compte dans la méthode des sulfates.

La méthode du gradient de concentration d'oxygène se base sur des mesures de concentration en oxygène en profondeur dans un matériau, depuis la surface. Cette méthode est, entre autre, présentée par Yanful (1993), Elberling et al. (1994) et Li et al. (2000). Elle a notamment été utilisée pour une évaluation du flux d'oxygène au travers de recouvrements de sol d'une part, et d'eau de l'autre, au-dessus de résidus réactifs. La méthode consiste à mesurer en profondeur la concentration d'oxygène dissout dans l'eau (aussi possible dans le gaz interstitiel) et à comparer le profil avec une solution en régime permanent (équation 2.46). Le flux d'oxygène est alors relié au taux d'oxydation par conservation de masse. Les logiciels de transport de fluides tel que VADOSE/W (GEO-SLOPE International Ltd) peuvent être utilisés. Il faut dans ce cas corréliser le profil de concentration prédit en régime permanent en le superposant à celui mesuré expérimentalement. Il devient possible de déterminer K_r par ajustement des valeurs calculées aux valeurs mesurées. Le coefficient de diffusion effectif D_e doit

cependant être préalablement estimé et ajusté au besoin. On peut ensuite évaluer le flux à la surface en régime permanent par l'équation 2.47. La figure 2.8 donne un exemple d'ajustement d'un profil de concentration d'oxygène mesuré expérimentalement et estimé analytiquement. À noter que cette solution a été modifiée par Mbonimpa et al. (2003) afin de mieux tenir compte de la profondeur limite atteinte par l'oxygène (voir équation 2.48)

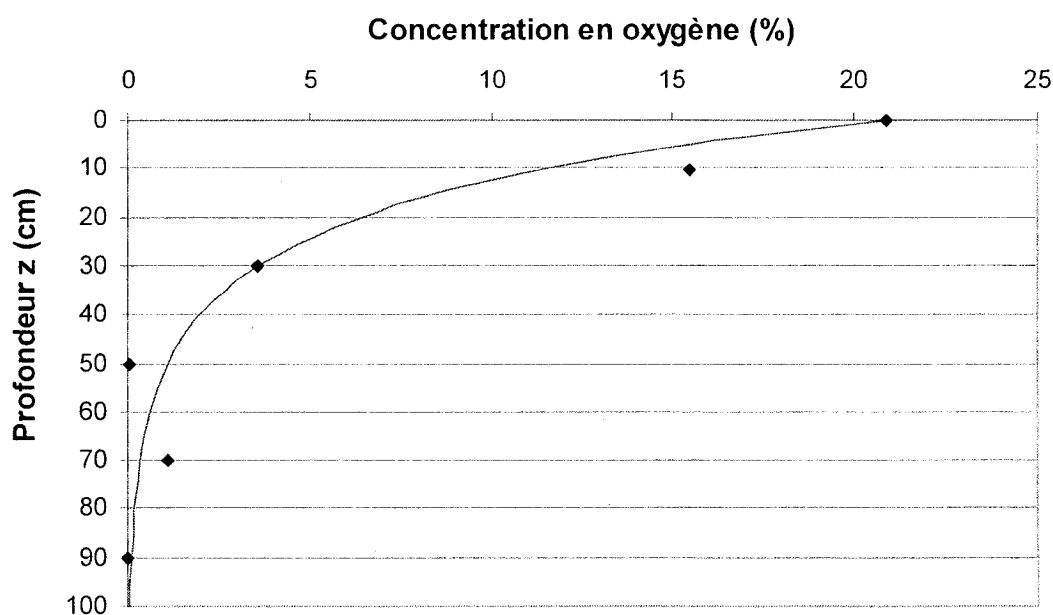


Figure 2.8 Exemple profil de concentration utilisé pour la mesure (♦) du flux d'oxygène par la méthode du gradient (adapté de Yanful, 1993 et Mbonimpa et al. 2003) avec l'équation analytique 2.46 (trait).

Enfin, la méthode de consommation d'oxygène consiste à mesurer la décroissance de la concentration en oxygène dans un espace fermé au-dessus de résidus miniers sur une période de temps relativement courte. L'interprétation courante de ces mesures, présentée par Elberling et al. (1994) et Elberling et Nicholson (1996), s'appuie sur les hypothèses d'un régime permanent avant le début de l'essai et suppose une réaction cinétique de premier ordre dans le cas de l'oxydation de la pyrite, tel que décrite par Nicholson et al. (1988). Cette méthode de consommation d'oxygène a servi dans les

études de Elberling et al. (1994), Elberling et Nicholson (1996), Tibble (1997), Bussière et al. (2004) et Dagenais (2005).

Une méthode alternative basée sur la consommation d'oxygène, dite méthode de consommation d'oxygène modifiée, comportant une approche différente lors de l'interprétation, a été proposée par Aubertin et al. (2000a, 2000b) et Mbonimpa et al. (2000, 2002b) et utilisée par Bussière et al., (2002) et Dagenais (2005) et Martin et al. (2006a). Il s'agit d'un essai de consommation de plus longue durée qui implique une interprétation en régime transitoire basée sur un calcul numérique (avec le logiciel POLLUTE ; Rowe et al., 1994) en fixant les conditions aux frontières appropriées pour une interprétation en une dimension. Dans cette approche, la porosité totale et la teneur en eau volumique doivent être mesurées afin d'estimer la valeur initiale de D_e .

2.4 Les codes numériques

Un bon nombre de codes numériques permettent la modélisation des écoulements de fluide en milieux poreux saturés et non saturés. Des modèles de complexité croissante peuvent être réalisés pour se rapprocher des situations réelles *in situ*. Il existe plusieurs programmes commerciaux qui utilisent la méthode des éléments finis pour résoudre les équations de l'écoulement saturé ou non saturé présentées dans ce chapitre.

La résolution des problèmes à l'aide de la méthode des éléments finis (MEF) implique une discrétisation de l'espace, et aussi dans le temps si les modélisations sont en mode transitoire. Pour ce faire, les codes numériques utilisent des équations aux dérivées partielles pour représenter les phénomènes incluant l'écoulement saturé ou non saturé. Dans ces cas, les équations sont transformées en équations algébriques pouvant être résolues à l'aide de méthodes numériques (Dhatt et Touzot, 1981). On utilise habituellement des méthodes itératives pour accomplir cette tâche. Une explication plus approfondie de la méthode des éléments finis et des méthodes algébriques pour la résolution des problèmes hydrogéologiques en milieux saturé et non saturé est donnée par Bathe (1982), Huyakorn et Pinder, (1983), Segerlind (1984), Zienkiewicz et Taylor (1991) (voir aussi Bussière, 1999).

Le code numérique commercial VADOSE/W (Version 6.20; GEO-SLOPE International, 2005) qui inclut aussi les éléments du logiciel Soilcover, et développé par la compagnie GEO-SLOPE International Ltd. est utilisé pour diverses simulations présentées dans ce mémoire. VADOSE/W est développé à partir du logiciel SEEP/W de cette même compagnie qui traite le transport de l'eau en milieu saturé et non saturé. VADOSE/W est un logiciel flexible permettant de simuler le transport de l'eau en milieu saturé et non saturé, le transfert de chaleur, les interactions sol-atmosphère, ainsi que la diffusion et consommation de l'oxygène dans les milieux poreux réactifs (le cas échéant). La diffusion et consommation de l'oxygène sont obtenues par la résolution des équations différentielles 2.20 et 2.23 dérivant de la 1^e et 2^e loi de Fick. Ce logiciel utilise la méthode des éléments finis (MEF) avec résidus pondérés pour résoudre l'équation de Richards (1931), appliquée aux écoulements saturés et non saturés dans des sols selon les caractéristiques hydriques qui leurs sont attribuées. Selon le besoin, l'analyse peut se faire en régime permanent ou transitoire pour des cas unidimensionnels et bidimensionnels avec diverses conditions frontières (e.g. Chapuis et al., 1993, 2001; Bouchentouf, 1996; GEO-SLOPE International, 2005; Ayres et al., 2005; Ogorzalek et al., 2005; Schafer et al. 2005).

Les principales caractéristiques du code VADOSE/W sont résumées dans le tableau 2.1, adapté de Cifuentes (2006) (qui a surtout utilisé SEEP/W) et de GEO-SLOPE Int. (2005).

VADOSE/W incorpore la méthode de Collin et Rasmuson (1988) pour définir le coefficient de diffusion effectif D_e des matériaux (calculé selon les caractéristiques hydriques). Les paramètres tels la porosité totale, le degré de saturation et la dissolution de l'oxygène dans la phase aqueuse (en fonction de la température) sont tenus en compte dans les calculs. La réactivité des matériaux s'exprime avec un temps de demi-vie apparent $t^*_{1/2}$. L'utilisateur doit alors inscrire la valeur constante $t^*_{1/2}$ comme propriété pour chaque matériau (correspondant à $K_r^* = \ln(2)/t^*_{1/2}$). La démonstration du lien entre $t^*_{1/2}$ et K_r^* est présenté en Annexe A1. Ce lien suppose

que la réaction qui consomme l'oxygène est de premier ordre ; cette démonstration présentée en Annexe A2 (voir aussi Gosselin 2005).

Tableau 2.5 Résumé des principales caractéristiques de VADOSE/W (adapté de GEO-SLOPE Int. 2005; Cifuentes, 2006).

Type d'éléments	• Quadrilatère avec ou sans noeuds secondaires (intégration d'ordre 9 ou 4) • Triangulaire avec ou sans noeuds secondaires (intégration d'ordre 3 ou 1)
Fonctions d'interpolation	• Fonctions d'interpolation de Bathe (1982)
Équation d'éléments finis	• Équation des résidus pondérés de Galerkin
Intégration du temps	• Méthode des différences arrières
Intégration numérique	• Intégration numérique de Gauss
Méthode de résolution matricielle	• Résolution par itérations utilisant la méthode du double-gradient conjugué préconditionné • Méthode directe par élimination Gaussienne «Skyline» (factorisation LU en stockage profil)
Convergence	• Norme Euclidienne du vecteur charge utilisée entre des itérations successives

Dans le cadre du présent projet, VADOSE/W a été sélectionné en raison de ses caractéristiques et de sa disponibilité. Plusieurs études ont préalablement été réalisées pour valider et vérifier le logiciel SEEP/W (Chapuis et al., 1993, 2001), mais il n'y avait pas eu d'études comparables avec VADOSE/W. L'utilisation du module de VADOSE/W qui permet de simuler la diffusion et consommation d'oxygène a été étudiée dans le passé. Les travaux réalisés dans le cadre de ce projet ont permis d'approfondir les connaissances et les limites de simulation de ces phénomènes.

Le logiciel VADOSE/W a été validé au début de ce projet pour le transport hydrique d'une part, et pour la diffusion moléculaire de l'oxygène de l'autre. La validation des équations régissant l'écoulement de l'eau est basée sur l'approche proposée par Chapuis et al. (1996, 2001). Les résultats obtenus indiquent que le logiciel est fiable et il permet de résoudre correctement un problème en une et deux dimensions selon cinq équations : deux équations pour la loi de Darcy, une équation pour la conservation, une équation pour $k(u_w)$ et une pour $\theta(u_w)$ (les fonction de perméabilité et la CRE respectivement).

La validation des résultats obtenus pour la diffusion de l'oxygène en condition transitoire et en régime permanent, s'est d'abord faite à partir d'un calcul, en condition hydrique stationnaire, axisymétrique, pour d'un seul matériau non réactif dans un premier temps, et réactif dans un deuxième temps. Cet exemple est présenté dans le guide de l'utilisateur du logiciel. Cette première étape a permis de constater qu'il existait une erreur de calcul numérique concernant la valeur de D_e utilisée. Ceci a été communiqué à l'entreprise et les auteurs du logiciel ont corrigé cette erreur et ils ont fait une mise à jour du logiciel. La validation a ensuite été faite avec un système multicouches en condition hydrique stationnaire, tel que présenté par Mbonimpa et al. (2002c, 2003). Les résultats ont montré qu'au tout début du régime transitoire gazeux, il existait de légères différences au niveau des flux calculés entre les couches, mais que les autres résultats étaient identiques. Aucune validation n'a été faite en condition hydrique transitoire. Pour ce faire, une difficulté majeure réside dans la définition de la réactivité des matériaux. En effet, il faut utiliser la valeur de $t_{1/2}^*$ ($=\ln(2)/K_r^*$) dans VADOSE/W pour représenter le coefficient du taux de réaction K_r d'un matériau. En conséquence, selon la conception du logiciel, la valeur K_r^* ou $(t_{1/2}^*)$ est constante pour un matériau alors que K_r varie avec un changement de teneur en eau volumique (ou degré de saturation). Pour cela, seuls des régimes hydriques permanents peuvent ainsi être modélisés, si on considère que la valeur K_r est constante pour un matériau donné (tel que proposé par le modèle de Collin, 1987). En condition hydrique transitoire, on fait face à un problème de variation de la valeur K_r d'un matériau qui n'est pas nécessairement souhaité par l'utilisateur.

Le second logiciel utilisé dans ce projet afin de solutionner les lois de Fick est le code POLLUTE, qui a été développé par Rowe et al. (1994). Ce logiciel, initialement destiné à la modélisation unidimensionnelle du transport de contaminants en milieu saturé, a été adapté au cas de la diffusion gazeuse en milieu non saturé (Aubertin et al., 1995, 1999, 2000a, 2000b). Il résout les lois de Fick en tenant compte de la réactivité chimique du matériau (équation 2.24) exprimé par le paramètre $t_{1/2}^*$. Tout comme VADOSE/W, le logiciel POLLUTE prend aussi en compte la dégradation radioactive via l'introduction de ce temps de demi-vie dans le modèle numérique.

La disponibilité et sa simplicité d'utilisation font de POLLUTE un outil de choix pour modéliser les phénomènes impliquant la diffusion et consommation gazeuse dans des milieux poreux. Des résultats intéressants ont déjà été obtenus sur des projets similaires. Par exemple, POLLUTE a été utilisé avec succès dans plusieurs études concernant la diffusion de l'oxygène dans des milieux poreux (Tremblay, 1995 ; Aachib, 1997; Mbonimpa et al., 2002b; Dagenais, 2005; Gosselin, 2005; Martin et al., 2006a).

CHAPITRE 3

PROCÉDURES EXPÉRIMENTALES

Les informations contenues dans ce chapitre ont pour but de présenter la démarche d'une campagne de mesures réalisée sur le site Manitou et de décrire les procédures de laboratoire visant à caractériser les résidus échantillonnés et d'autres matériaux analysés dans ce projet.

3.1 Travaux de terrain

Le premier objectif de ces travaux de terrain était d'échantillonner les rejets d'un parc à résidus minier. Le deuxième objectif consistait à déterminer le flux d'oxygène pénétrant les résidus miniers; ceci a été fait à trois endroits sur le parc à résidus.

3.1.1 Description du site

Le site Manitou est situé à environ 10 km à l'est de la ville de Val-d'Or dans le rang VII du canton de Bourlamaque. L'opération minière du site Manitou a été exploitée de 1942 à 1978. Durant cette période, environ 11 millions de tonnes de minerai de zinc, de cuivre et de plomb ont été extraites (Tassé et Germain, 2003). Les résidus miniers ont été déposés dans deux parcs à résidus miniers, sans confinement adéquat.

Les résidus occupent une superficie d'environ 185 hectares répartis sur trois zones principales: les parcs à résidus A et B (43 ha), la zone d'épanchement principal (90 ha) et le ruisseau Manitou, s'étendant sur une longueur de 6,5 km, incluant le delta en bordure de la rivière Bourlamaque (52 ha) (figure 3.1). Cette dernière zone a atteint sa configuration actuelle suite à une importante rupture de digue au début des années 1970 au coin sud-ouest du parc à résidus A. L'étendue totale de terrain perturbée par la présence des résidus miniers représente plus de 200 hectares, notamment à cause de l'érosion éolienne et hydrique.

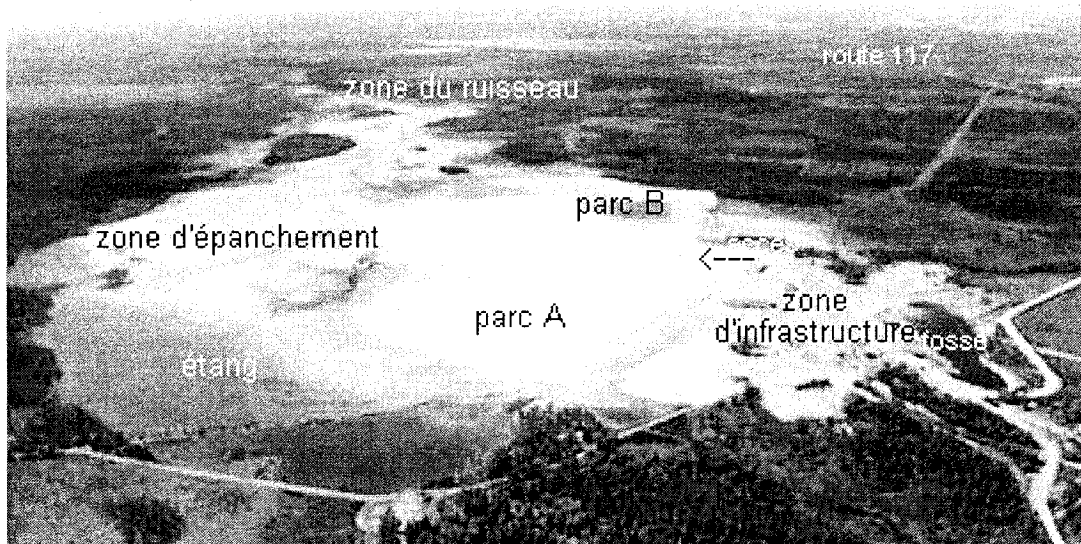


Figure 3.1 Aperçu du site Manitou, avec sa fosse à droite (Nord), ses parcs à résidus au centre et sa zone d'épanchement à gauche (Sud) (tiré de Tassé et Germain, 2003)

Ces résidus physiquement instables et mobiles se répandent sur de très grandes surfaces. Les eaux de drainage de Manitou possèdent les caractéristiques typiques du DMA: pH acide de l'eau interstitielle, mise en solution de métaux lourds et génération de produits secondaires d'oxydation (sulfates et oxyhydroxydes). Les résidus sont partout très réactifs, avec des dépassements généralisés des critères de contamination de sols, d'eau souterraine et d'eau de surface, et une production de contaminants appelée à augmenter (Tassé et Germain, 2003). La granulométrie souvent grossière des résidus favorise une nappe phréatique basse (profondeur d'environ 8 mètres dans le parc A) et une dispersion rapide des contaminants. Les eaux interstitielles sont fortement contaminées et le temps de purge de l'eau acidogène présente dans les résidus miniers est estimé à au moins quelques dizaines d'années après la restauration, selon la méthode choisie (Tassé et Germain, 2003). La rivière Bourlamaque située au nord, qui agit comme milieu récepteur, est considérablement affectée par la piètre qualité des eaux et les résidus miniers transportés par le ruisseau Manitou.

Le ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF) a pris en charge le site minier Manitou en avril 2002, à la suite de la faillite de la compagnie Norebec-Manitou inc. (Tassé et Germain, 2003). En 2003-2004, le MRNF a réalisé divers travaux de sécurisation, complété la caractérisation et réalisé une étude géotechnique en prévision de la restauration du site (Cyr, 2005). La conception d'un plan directeur de restauration du site minier Manitou était en cours au moment de cette dernière publication.

Les résultats découlant de ce projet pourraient contribuer à définir les options potentielles de restauration.

3.1.2 Échantillonnage des résidus

Tel que rapporté par Tassé et Germain (2003), une caractérisation avait été effectuée (Équipe PMC-II, 1993) dans le parc A avec quelques 210 échantillons représentant des segments verticaux de 1 m prélevés à tous les 2 m, dans des sondages espacés de 85 m (maillage carré). Les résidus du parc A correspondent généralement à des silts et des sables très fins, de par leur moyenne granulométrique. Les résidus les plus grossiers sont localisés le long des marges ainsi qu'au centre du parc (Équipe PMC-II, 1993), ce qui est cohérent avec le remplissage par les marges et à partir d'un chevalement central opérationnel jusqu'à la cessation des opérations.

Au cours de notre campagne de terrain, les matériaux grossiers ont été privilégiés. Les essais de caractérisation au laboratoire et en colonnes sont généralement facilités à plusieurs niveaux si les matériaux ont la granulométrie des sables plutôt que celle des matériaux fins (silts et argiles). Notons qu'il ne s'agit pas d'un échantillonnage du site visant à obtenir une représentation exacte de l'ensemble du site. La figure 3.2 montre l'emplacement des tranchées et des essais de consommation d'oxygène.

Dans la mesure de l'accès et des capacités des équipements disponibles pour échantillonner (petite rétro-caveuse), un échantillonnage composite (240 kg) a été effectué sur les résidus localisés au fond des tranchées. Ces matériaux sont dits non

oxydés puisqu'on suppose qu'ils sont pratiquement demeurés coupés de l'oxygène depuis leur déposition. Un autre échantillon composite a été prélevé sur les rejets oxydés près de la surface (160 kg). Ces matériaux en surface ont été exposés à l'oxygène ce qui a causé leur oxydation au fil des ans.

L'échantillon de matériaux non oxydés est constitué d'un mélange de résidus de chacune des trois tranchées (T-1, T-2 et T-3), là où ont eu lieu les essais de consommation d'oxygène en profondeur. Cet échantillon composite a été homogénéisé sur place. Les résidus ont ensuite été mis dans des chaudières, puis recouverts avec 15 cm d'eau de source (acheté en contenant de 18 litres) au-dessus de la surface pour minimiser l'apport en l'oxygène et les protéger d'une éventuelle oxydation additionnelle. Les matériaux de surface ont aussi été prélevés à l'aide d'une pelle où ont eu lieu les trois essais de consommation d'oxygène. Ces matériaux dits oxydés ont été homogénéisés et entreposés dans des chaudières, mais ils n'ont pas été recouverts d'eau.

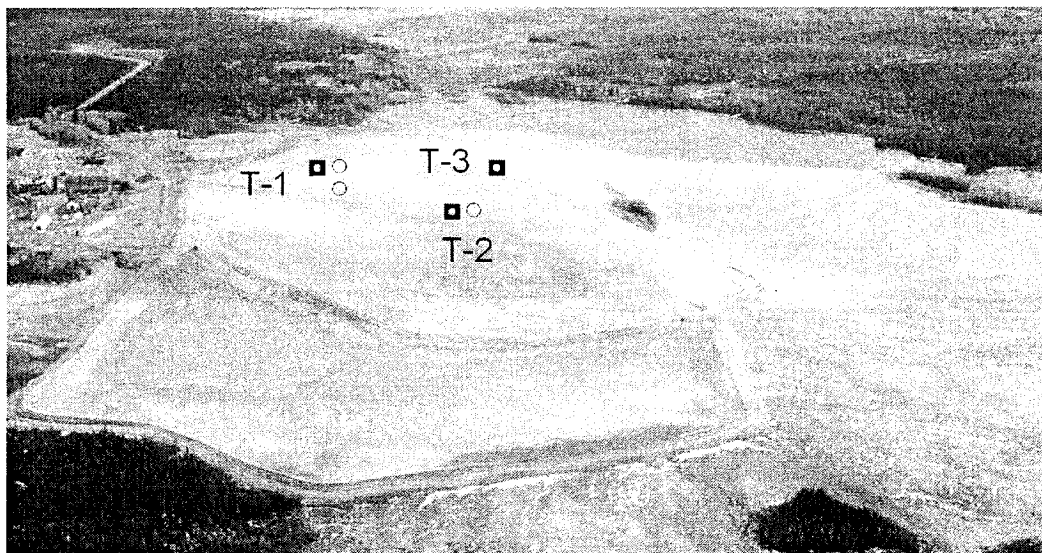


Figure 3.2 Vue aérienne du site de Manitou et emplacement approximatif des essais de consommation d'oxygène de surface (○) et ceux effectués dans trois tranchées d'échantillonnage (■) (adapté de Tassé et Germain, 1999).

3.1.3 Essais de consommation d'oxygène

Un total de sept essais de consommation d'oxygène a été effectué. Trois essais ont eu lieu à la surface sans enlèvement préalable de la couche de surface tandis que quatre autres essais se sont faits au fond de trois tranchées ayant entre 1,5 et 1,8 m de profondeur, et 1 m de largeur. Un *replicat* d'un essai à la surface et un en profondeur on aussi été faits.

Les essais par la méthode de consommation d'oxygène réalisés sur le site ont été menés selon l'approche proposée par Elberling et al. (1994) et Elberling et Nicholson (1996), et introduite au chapitre 2. On enfonce un cylindre d'aluminium dans les résidus en laissant un espace vide qui forme le réservoir (en le refermant avec un couvercle). Ce réservoir hermétique contient un volume d'oxygène initial. On mesure ensuite la décroissance de la concentration (ou masse) d'oxygène dans le réservoir à l'aide d'un capteur à oxygène. Les mesures doivent être prises dans un intervalle de temps relativement court (3 heures ou moins habituellement) pour respecter l'hypothèse de régime quasi-stationnaire.

L'emplacement des essais effectués au site Manitou a été montré à la figure 3.2. Les essais en fond de tranchée nécessitent l'excavation préalable des résidus. Les cylindres d'aluminium utilisés ont un diamètre de 14,5 cm et une longueur de 50 cm. L'enfoncement s'est fait à la masse sauf pour l'essai au fond de la tranchée T-2 où la rétro-caveuse fut nécessaire pour transpercer une couche très dense. On laisse une chambre vide de 1,5 à 4,0 cm au-dessus des résidus (figure 3.3). L'étape de préparation se termine avec la mise en place du couvercle étanche et en recouvrant le système à l'aide d'une boîte cubique en plastique isolée avec 4 cm d'épaisseur de polystyrène sur cinq de ses faces. Durant les essais de consommation en surface, un capteur à oxygène fut laissé à l'air libre sous la boîte isolante afin de mesurer la concentration atmosphérique en oxygène. Ces mesures témoins permettent la correction des lectures de concentration d'oxygène dans le réservoir source, lesquelles fluctuent selon les conditions environnantes (pression atmosphérique, température) (Tibble, 1997). Aucune mesure témoin n'a été faite lors des quatre

essais en fond de tranchée car au cours de ces essais (à l'abri du vent et du soleil), les températures au fond des tranchées sont demeurées qualitativement stables. On a donc supposé que la pression atmosphérique, la température et la concentration d'oxygène à l'air libre sont demeurées constante.

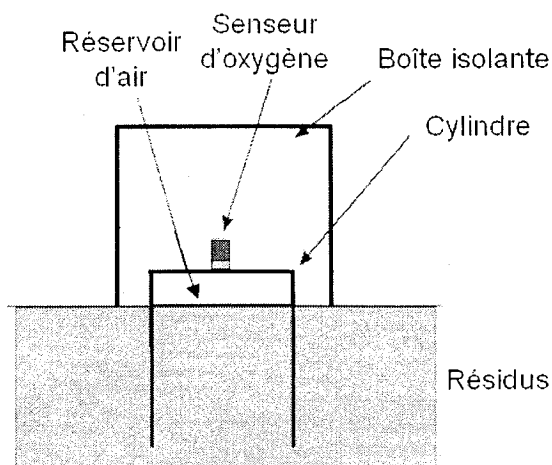


Figure 3.3 Schéma du système servant aux essais de consommation d'oxygène *in situ*.

Un capteur galvanique à cellule électrochimique de la compagnie GC Industry est utilisé pour mesurer les concentrations en oxygène ($\pm 0,1\%$). Un appareil de lecture de cette même compagnie sert à la prise de données. Une fois les données recueillies, les cylindres sont enlevés à la main, sauf pour le cylindre de la tranchée T-2 qui est demeuré en place devant l'impossibilité de le retirer. Les résidus ont ensuite été remis en place.

Afin de caractériser les matériaux en place, un essai de densité en place est effectué à côté de chacun des essais à l'aide d'un anneau d'acier de volume connu. En connaissant le volume de l'échantillon, la masse humide et la masse sèche, et la densité des grains solides, cette information nous permet de déduire la porosité totale et le degré de saturation (via la teneur en eau), qui sont nécessaires à l'interprétation des essais par modélisation.

Deux approches d'interprétation des résultats sont utilisées et comparées. La première approche consiste à une interprétation par modélisation numérique. Il s'agit d'une nouvelle approche développée pour interpréter ce type d'essai avec l'aide du logiciel VADOSE/W. La seconde approche pour l'interprétation des essais de consommation est celle proposée par Elberling et al. (1994) et Elberling et Nicholson (1996). Les procédures détaillées sont présentées au chapitre 5.

3.2 Procédures de laboratoire

Les essais de laboratoire réalisés dans le cadre de ce projet ont pour objectifs de définir les propriétés de base des résidus et de mieux comprendre le comportement de ces matériaux.

Les résidus étudiés dans ce projet proviennent de deux sites situés en Abitibi-Témiscamingue et d'un site localisé en Tanzanie. Il s'agit respectivement des résidus du site minier de Manitou, de la mine Louvicourt et de la mine Bulyanhulu.

Dans le cadre de leurs études doctorales, Mariam Ouangrawa travaille sur les résidus Louvicourt et Vincent Martin sur ceux de Bulyanhulu. Les essais de laboratoire réalisés ici sont complémentaires à leurs travaux. Pour les matériaux de ces deux sites, les résultats pertinents sont exposés au chapitre 4. Les résidus de Manitou sont caractérisés selon des procédures similaires et décrites dans cette partie. Voici les essais effectués au laboratoire de l'École Polytechnique de Montréal (ÉPM) (Chaire industrielle CRSNG-Polytechnique-UQAT en environnement et gestion des rejets miniers) et au laboratoire de l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT) (Unité de Recherche et de Services en Technologie Minérale, URSTM) à Rouyn-Noranda. :

- a) Analyse granulométrique;
- b) Densité spécifique des grains (D_r);
- c) Essais de conductivité hydraulique (charge constante et charge variable);
- d) Détermination de la courbe de rétention d'eau (cellule Tempe) ;

- e) Essai de consommation d'oxygène ;
- f) Essai de diffusion et consommation d'oxygène en colonne.

Ces essais sont décrits sommairement dans ce qui suit.

3.2.1 Granulométrie

Les courbes granulométriques sont obtenues par tamisage et sédimentation suivant la norme ASTM D422 (2000a) à l'ÉPM et l'aide d'un granulomètre laser Malvern Mastersizer à l'UQAT. Ce granulomètre permet de faire des analyses granulométriques volumiques sur des matériaux avec des diamètres de 0,01 à 1000 μm .

Les matériaux homogénéisés sur le terrain lors de l'échantillonnage au site Manitou ne comportaient aucune particule de plus de 5mm de diamètre. L'analyse granulométrique s'est effectuée à l'aide de tamis de 5 mm, 2,5 mm, 1,25 mm, 0,63 mm, 0,315 mm, 0,16 mm, 0,08 mm. Finalement, une analyse de sédimentométrie est complétée pour les particules passant le tamis de 80 μm (0,08 mm) (ASTM, 2000a).

La sédimentométrie utilise le principe d'Archimède et la loi de Stokes. Pour ce faire, 125 ml d'une solution de défloculant (Na-métaphosphate de 4%) sont mélangés à 50 g d'échantillon qu'on laisse reposer pendant au moins 24 heures. On vise ici à éviter la floculation des particules. On disperse la solution à l'agitateur pendant au moins 5 minutes. La solution est ensuite placée dans une colonne de sédimentation de 1000 ml que l'on remplit avec de l'eau déminéralisée. Un hydromètre (152H) est utilisé pour lire les valeurs de la densité de la solution qui permet d'estimer la quantité de matière en suspension. Le principe de l'hydromètre est basé sur la loi de Stokes qui exprime la vitesse de déposition d'une particule sphérique dans un fluide visqueux en fonction de son diamètre et de sa densité. Les mesures à l'hydromètre sont faites à des périodes de temps déterminées qui sont 1, 5, 15, 30, 60, 120, 240, 480, 1440 minutes. La température de la solution est également mesurée en même temps que la densité.

À l'UQAT, les courbes granulométriques ont été obtenues à l'aide d'un granulomètre laser Malvern Mastersizer (<http://www.malvern.co.uk/home.htm>). Le principe de cet appareil se base sur la mesure de la déviation d'un faisceau laser qui passe au travers une suspension aqueuse contenant le matériau à analyser. Cette déviation du laser dépend de la géométrie du grain avec lequel il y a incidence. Une courbe de la distribution granulométrique est alors obtenue en peu de temps et avec une très faible quantité d'échantillon (Villeneuve, 2004). L'appareil donne des résultats selon le volume des particules volumiques. Il faut utiliser la densité relative des matériaux pour obtenir des rapports massiques.

Une fois les résultats obtenus, les courbes granulométriques des matériaux échantillonnés peuvent être reconstituées. On peut alors déduire les paramètres suivants :

D_{10} est la taille d'ouverture de maillage qui permet à 10% des particules de passer.

D_{30} est la taille d'ouverture de maillage qui permet à 30% des particules de passer.

D_{60} est la taille d'ouverture de maillage qui permet à 60% des particules de passer.

On calcule alors (Holtz et Kovács, 1991)

$$C_u = \frac{D_{60}}{D_{10}} (\text{coefficient d'uniformité}) \quad (3.1)$$

$$C_c = \frac{(D_{30})^2}{D_{10}D_{60}} (\text{coefficient de courbure}) \quad (3.2)$$

3.2.2 Densité relative des grains

La densité relative des grains est obtenue par deux techniques selon que l'analyse se fait à l'ÉPM ou à l'UQAT. Les analyses au pycnomètre à l'eau ont été effectuées pour déterminer la densité relative des grains (D_r) à l'ÉPM. Cet essai est réalisé selon la norme ASTM D 854 (2000b). Il consiste à comparer la masse volumique d'un sol avec

celle de l'eau à une température donnée. Il s'agit de prendre la masse d'un échantillon de sol sec puis de le saturer à l'intérieur d'un pycnomètre. Une fois cette étape complétée, le pycnomètre contenant le sol est rempli d'eau puis pesé (M_b). L'appareil est ensuite vidé, rincé, rempli d'eau (à la même température) puis pesé encore une fois (M_a). La densité relative des grains correspond alors à :

$$D_r = \frac{M_s}{M_s + (M_a - M_b)} \quad (3.3)$$

où D_r = Densité des grains à une température données (sans unité).

M_s = Masse sèche de l'échantillon (g).

M_a = Masse du pycnomètre rempli d'eau à une température données (g).

M_b = Masse du pycnomètre rempli d'eau et de sol à une température données (g).

Lors de l'exécution de cet essai, il est impératif de travailler dans un milieu où la température ambiante varie très peu, de façon à s'assurer que l'eau utilisée pour les manipulations demeure à la même température tout au long de l'essai.

Un deuxième type d'analyse de densité relative a été effectué à l'UQAT avec un pycnomètre à l'hélium Micromeritics Accupyc 1330, sur les matériaux oxydés et non oxydés provenant du site minier Manitou. Une masse connue du matériau séché dans une étuve à 45°C est introduite dans une chambre d'analyse. La chambre est ensuite pressurisée par ajout d'hélium jusqu'à une pression prédéterminée. L'hélium traverse ensuite dans une chambre d'expansion à volume connu, ce qui permet à l'appareil de mesurer la pression d'équilibre. Par la loi des gaz parfaits, il est possible de calculer très précisément le volume de l'échantillon analysé. Le rapport masse sur volume donne directement la densité. Tous les calculs sont intégrés dans les circuits de l'appareil et ce dernier imprime un rapport d'analyse fournissant directement le paramètre D_r (Villeneuve, 2004).

3.2.3 Conductivité hydraulique saturée

La conductivité hydraulique saturée k a été mesurée par des essais au perméamètre à paroi rigide selon deux méthodes. Il s'agit des essais à charge constante et des essais à charge variable. Seuls les matériaux non oxydés de Manitou ont été mis à l'essai pour le projet. Les valeurs de k des matériaux de Louvicourt et Bulyanhulu ont été mesurées par Martin (2006) et Ouangrawa (2007).

3.2.3.1 Essais à charge constante

La norme ASTM D-2434 (2000c) est utilisée pour la détermination de la conductivité hydraulique saturée du matériau. On considère ici un écoulement laminaire de l'eau du haut vers le bas. L'échantillon est d'abord amené à saturation sous vide avec de l'eau désaérée que l'on fait circuler du bas vers le haut. On applique par la suite une différence de charge constante à travers l'échantillon saturé et on mesure le débit qui sort du perméamètre. La conductivité hydraulique k est obtenue avec la formule suivante (Freeze et Cherry, 1979):

$$k = \frac{QL}{A\Delta h} \quad (3.4)$$

où $Q [L^3T^{-1}]$: débit d'eau sortant au bas du perméamètre.

$L [L]$: longueur de l'échantillon dans le perméamètre.

$A [L^2]$: surface de la section de l'échantillon.

$\Delta h [L]$: différence de charge hydraulique.

Les valeurs de conductivité hydraulique obtenues sont corrigées en fonction de la température de l'eau à 20°C (ASTM D-2434, 2000c). À la fin de l'essai, les poids et les volumes de l'échantillon humide et séché au four sont déterminés afin de calculer le degré de saturation et l'indice des vides.

3.2.3.2 Essais à charge variable

La procédure suivie est celle de la norme ASTM D 5856 (2000d). L'échantillon est amené à saturation comme pour l'essai à charge constante. Le degré de saturation a été évalué durant l'essai selon la masse d'eau ajoutée dans le perméamètre par la

circulation d'eau désaérée. Elle est également vérifiée au démontage à la fin de l'essai.

À l'aide d'une burette, on fait passer l'eau à travers l'échantillon et on mesure la variation du niveau de l'eau dans une autre burette pendant un temps déterminé. La conductivité hydraulique saturée est déterminée avec la relation suivante (Freeze et Cherry, 1979) :

$$k = \frac{aL}{2At} \ln \left(\frac{h_1}{h_2} \right) \quad (3.4)$$

où $a [L^2]$: surface de la burette d'injection d'eau

$L [L]$: hauteur de l'échantillon

$A [L^2]$: surface de la section de l'échantillon

$h_1 [L]$: charge au temps t_1

$h_2 [L]$: charge au temps t_2

Les essais à charge constante et à charge variable s'effectuent sur le même échantillon dans le perméamètre. Deux perméamètres présentant de légères différences de masse et volume ont été utilisés pour mesurer les conductivités hydrauliques saturées.

3.2.4 Évaluation de la courbe de rétention d'eau (CRE)

Des essais d'évaluation de la courbe de rétention d'eau ont été réalisés lorsque les essais de perméabilité à paroi rigide étaient terminés. Les courbes de rétention d'eau sont déterminées en laboratoire à l'aide de cellules Tempe modifiées. La méthode utilisée a été développée dans le laboratoire d'hydrogéologie et environnement minier de l'École Polytechnique de Montréal (Aubertin et al., 1995, 1997). La figure 3.4 montre un schéma d'une cellule Tempe semblable à celles utilisées ici pour déterminer les courbes de rétention d'eau (θ vs ψ) des résidus provenant du site Manitou.

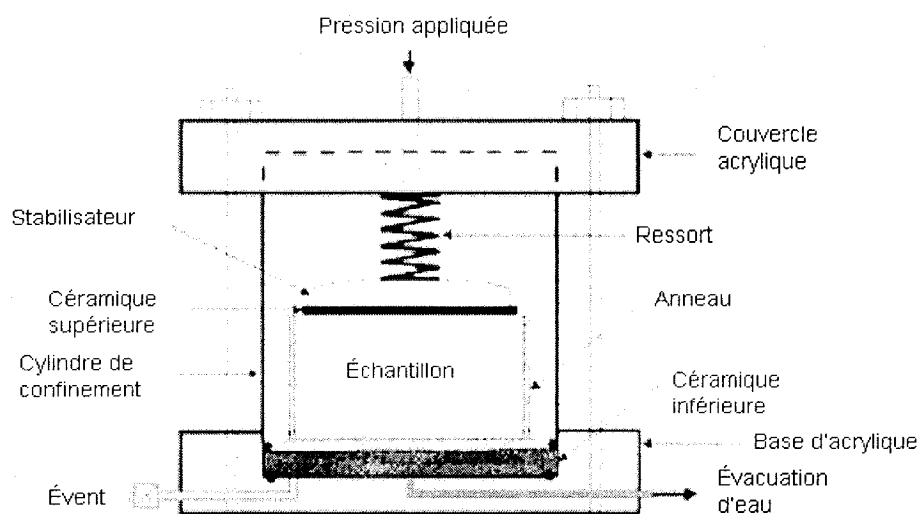


Figure 3.4 Schéma d'une cellule Tempe utilisée pour déterminer la courbe de rétention d'eau (tiré de Martin, 2003).

Pour déterminer cette courbe, un échantillon de matériau saturé est installé dans la cellule qui est ensuite complètement scellée à l'intérieur d'un cylindre de confinement (voir figure 3.4). Un gaz sous pression est injecté par paliers dans l'échantillon (0 kPa à 1480 kPa). La présence de pierres poreuses au-dessus et au-dessous de l'échantillon permet d'appliquer une pression isotrope sur le sol. Lorsqu'un nouveau palier de pression est appliqué, une certaine quantité d'eau est libérée par le bas. L'échantillon est laissé à pression constante pendant 48 heures, ce qui permet, en général, d'atteindre l'équilibre, c'est-à-dire qu'il n'y a plus d'eau évacuée par la base. Une fois l'équilibre atteint, la masse de la cellule est mesurée. Ceci permet de connaître la quantité d'eau libérée par le sol et ainsi déterminer la teneur en eau volumique de ce dernier pour une pression (suction) donnée. La pression est appliquée à l'aide d'air comprimé ou de l'azote dans des occasions particulières (matériaux réactifs).

Puisque les résidus de Manitou ont un potentiel de génération d'acide, il serait difficile de caractériser la courbe de rétention d'eau de ce matériau en utilisant de l'air

comprimé. En effet, la présence d'oxygène dans ce mélange pourrait oxyder des minéraux générateurs de DMA et ainsi favoriser la création de précipités qui pourraient colmater les pierres poreuses utilisées ou influencer l'écoulement de l'eau dans l'échantillon (voir la section 2.1 du présent document pour l'information sur le drainage minier acide). Pour remédier à ce problème, un gaz non réactif doit être utilisé pour appliquer la pression sur l'échantillon. Dans ce cas-ci, l'azote sous pression a été utilisé.

3.2.5 Caractérisation chimique et minéralogique

Une partie de la caractérisation chimique et minéralogique s'est faite principalement à l'UQAT. La caractérisation chimique regroupe les analyses élémentaires à l'analyseur chimique couplé au plasma inductif (ICP-AES), la détermination du potentiel de génération acide (PA) et le potentiel de neutralisation (PN) sur les échantillons des sites miniers. Pour l'ICP, une masse connue d'échantillon de rejet séché et homogénéisé est complètement digérée par ajout d'acides. La solution résultante est analysée par spectrométrie d'émission atomique au plasma couplé inductif (ICP-AES) pour divers éléments (Villeneuve, 2004).

L'analyse au LECO (manufacturier) réalisé à l'ÉPM a permis de déterminer la teneur en carbone et en soufre total. On ne peut cependant pas différencier la forme chimique du soufre (sulfate, natif ou minérale). L'échantillon analysé est chauffé dans un four à induction à plus de 1650°C. Cela cause la volatilisation de tout le carbone et des minéraux et composés contenant du soufre. Les gaz sont acheminés dans une cellule spectrométrique à infrarouge dans laquelle la concentration en carbone et en soufre est déterminée par absorption des longueurs infrarouges spécifiques.

L'étude de la minéralogie des échantillons a été réalisée à l'aide de diffraction des rayons X (DRX), en mode $\theta/2\theta$ pour les angles de diffraction de 5° à 70°. L'identification des phases minérales est obtenue à l'aide du logiciel EVA et la quantification de celles-ci est obtenue par le logiciel TOPAS. La précision de la méthode de quantification est de l'ordre $\pm 0,5\%$ (m/m). Cette analyse donne de

bonnes indications sur les minéraux pouvant participer aux réactions d'oxydation et de neutralisation (Mermillod-Blondin et al., 2005).

3.2.6 Essais en cellule de diffusion et/ ou consommation.

La quantification du taux de consommation d'oxygène par des matériaux poreux peut être estimées par des modèles de prédiction tels ceux présentés au chapitre 2. Elle peut aussi être obtenue par des expériences au laboratoire et de terrain. Dans le cas des matériaux réactifs, la procédure utilisée usuellement pour déterminer D_e et K_r est celle développée au cours des dernières années avec l'essai de diffusion et consommation de l'oxygène (Tremblay, 1995; Aubertin et al., 1995, 1999, 2000a, 2000b; Mbonimpa et al., 2002c, 2003; Aachib et al., 2004; Gosselin 2004). Le lecteur se référera à ces documents pour la description détaillée de la procédure expérimentale de l'essai. Les résultats de 13 essais utilisant cette procédure sont présentés au chapitre 4.

La procédure de l'essai de diffusion et consommation d'oxygène à deux réservoirs (voir figure 3.5) peut être résumée comme suit. Une couche de sable grossier et sec (environ 3 cm d'épaisseur) est initialement placée sur un géotextile au-dessus du réservoir inférieur. Les résidus réactifs (souvent autour de 2 cm d'épaisseur) sont initialement séchés sous une atmosphère d'azote à la température ambiante, amenés par ajout d'eau distillée à la teneur en eau voulue, déposés sur le sable et ensuite compactés manuellement à la densité désirée. La couche de sable facilite la conservation de l'eau dans les résidus de granulométrie fine par un effet de barrière capillaire. Le sable a peu d'influence sur la diffusion de l'oxygène. Les différences négligeables des teneurs en eau avant et après l'essai ont montré l'efficacité de cette pratique pour le contrôle de l'humidité dans les matériaux fins (Mbonimpa et al., 2002c, 2003).

La cellule est ensuite purgée avec de l'azote humidifié jusqu'à ce que la concentration d'oxygène se stabilise à zéro. La cellule est laissée telle quelle durant 24 heures afin de s'assurer qu'il n'y pas de fuite gazeuse dans le système. Le réservoir supérieur est ensuite ouvert pour une courte durée afin d'atteindre les conditions atmosphériques

(20,9% O_2). Une fois le réservoir refermé, l'oxygène migre par diffusion du réservoir supérieur au réservoir inférieur. Ce phénomène est causé par le gradient de concentration. L'évolution temporelle des concentrations d'oxygène alors mesurées dans les deux réservoirs à l'aide des deux senseurs (de type Teledyne 320 P/D). On peut ensuite déduire les valeurs D_e et K_r des résidus en place à partir du bilan de masse.

Avant le début de ce projet, les essais effectués avec la procédure usuelle (deux réservoirs) ont montré des résultats relativement précis quant à la détermination de D_e , mais plutôt variables pour les valeurs de K_r des matériaux réactifs. L'importante variabilité des résultats pourrait expliquer par plusieurs facteurs. En effet, une imprécision des mesures de masses et volumes pouvait mener à une assez grande incertitude sur la porosité totale et la teneur en eau volumique des matériaux à l'essai (Gariépy, 2004; Gosselin, 2004; Lecointre, 2005; Gosselin, 2005). De plus, l'effet du degré de saturation semblait influencer la réactivité intrinsèque des matériaux réactifs. La présence de bactéries qui catalysent la réaction d'oxydation des sulfures est aussi soupçonnée de jouer un rôle sur la consommation d'oxygène. Pour palier (en partie) à ces incertitudes, un mode d'essai de laboratoire à un seul réservoir a été développé pour mieux contrôler les paramètres spécifiques d'influence et minimiser les imprécisions sur les mesures de masses et volumes.

L'évolution de la méthode expérimentale à deux réservoirs a donc permis d'en arriver à l'utilisation d'une cellule à un seul réservoir pour la détermination de K_r . La majorité des essais en cellule de consommation de ce projet sont faits par cette nouvelle méthode. Dans tous les cas (un ou deux réservoirs), l'approche est basée sur la résolution générale des lois de Fick modifiées.

Le montage expérimental développé et utilisé pour la procédure des essais à un capteur est présenté à la figure 3.6. Les matériaux réactifs sont mis en place dans un cylindre de plexiglas d'un diamètre de 8 cm et d'une longueur de 7 à 12 cm. Un senseur de type Teledyne 320 P/D permettant de mesurer la concentration d'oxygène

est fixé au-dessus du réservoir. Ce senseur est calibré avant chaque essai avec de l'air ambiant et de l'azote pur.

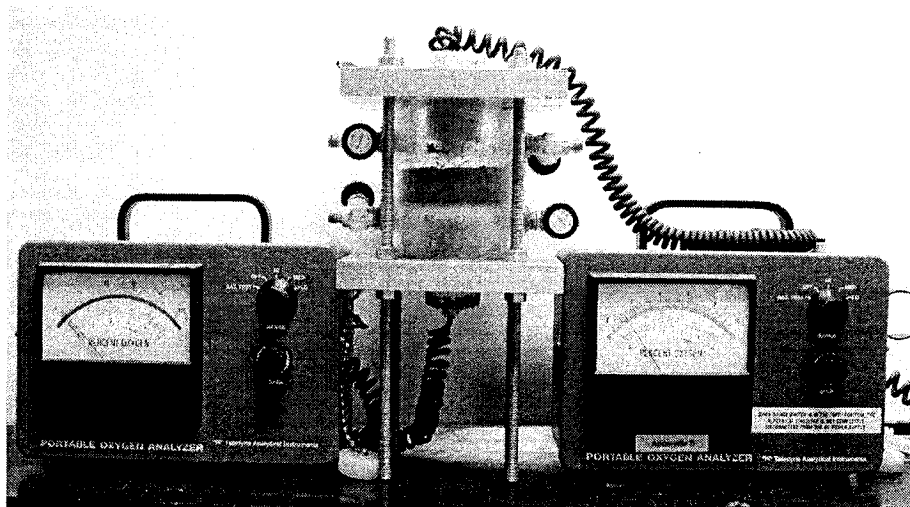


Figure 3.5 Cellule de diffusion et de consommation (à 2 réservoirs) utilisée pour déterminer la réactivité et la diffusivité de l'oxygène dans les résidus.

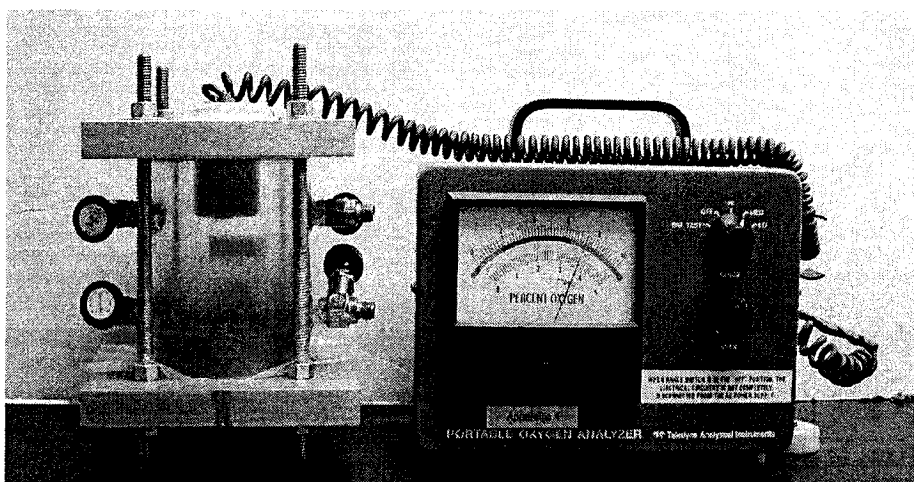


Figure 3.6 Cellule de consommation (à 1 réservoir) utilisée pour déterminer la réactivité des résidus.

Les mesures de laboratoire pour évaluer D_e et K_r avec ce montage peuvent se faire avec un degré de saturation S_r variable, jusqu'à obtenir une saturation complète. La

procédure implique ici une série d'environ 10 essais, où l'on accroît le degré de saturation S_r d'un essai à l'autre.

Les matériaux réactifs sont initialement conservés sous une couverture aqueuse pour minimiser le contact avec l'oxygène et prévenir leur oxydation avant leur utilisation. Pour préparer les matériaux avant le premier essai de la série, ils sont asséchés dans une boîte sous atmosphère d'azote à la température ambiante. Ils contiennent alors très peu d'eau. Les matériaux réactifs utilisés pour la série d'essais sont mis en place et densifiés à la porosité n désirée directement dans la cellule. L'épaisseur des matériaux est d'environ de 2 cm tandis que la hauteur du réservoir au-dessus des matériaux varie de 4 à 9 cm selon la cellule utilisée. L'approche expérimentale suppose que la capacité de laisser passer l'oxygène par diffusion, la teneur en eau et les pressions d'eau et d'air sont uniformes et constantes au cours d'un essai.

Avant de débiter un essai, la cellule est purgée avec de l'azote humidifié. La cellule est laissée au repos 24 heures afin de vérifier qu'elle est bien étanche. Le réservoir est ensuite rempli d'air pour atteindre les conditions atmosphériques (environ 20,9 % d'oxygène). Une fois que la cellule est alimentée, l'oxygène peut migrer à l'intérieur des matériaux et être consommée. L'évolution temporelle de la concentration d'oxygène dans le réservoir est mesurée avec le senseur. L'essai se termine lorsque la décroissance d'oxygène est suffisante, soit d'une durée de 2 à 15 jours. Afin d'obtenir un degré de saturation S_r plus élevé d'un essai à l'autre, une quantité d'eau (5 à 10 grammes) est alors ajoutée aux matériaux directement dans la cellule. Les matériaux sont ensuite homogénéisés et densifiés avant de recommencer l'essai suivant.

Le logiciel POLLUTE (Rowe et al., 1994) est utilisé pour interpréter les mesures de concentration d'oxygène découlant des essais. Chaque essai est interprété de façon indépendante. POLLUTE a d'abord été développé pour le transport de soluté dans des matériaux poreux. Il est adapté ici pour la diffusion en utilisant la teneur en air équivalente θ_{eq} . (Aubertin et al., 1999, 2000a). Tel que présenté au chapitre 2, le coefficient de diffusion effectif D_e est alors donné par $\theta_{eq}D^*$, où D^* est le coefficient de

diffusion apparent dans le matériau poreux (D^* est la valeur introduite dans Pollute). De façon analogue, le coefficient du taux de réaction K_r est donné par $\theta_{eq}K_r^*$, où K_r^* est le coefficient du taux de réaction apparent du matériau poreux. Plus de détails peuvent être trouvés sur l'interprétation numérique dans Mbonimpa et al. (2002c, 2003).

Au total, cinq séries d'essais à un réservoir ont été réalisées dans le cadre de cette étude : deux séries sur les résidus de Bulyanhulu (S-1 et S-2), une série sur ceux de Louvicourt (non stérilisés) (S-3), une série sur ceux de Louvicourt stérilisés aux rayons gamma (S-4) et une série d'essais sur les résidus de Manitou non oxydés (S-5).

Les matériaux utilisés pour la série S-4 ont initialement été séchés sous atmosphère d'azote avant d'être scellés dans des sacs de plastiques et stérilisés aux rayons gamma. Ils ont ensuite été envoyés chez MDS Nordion aux rayons de type gamma pour être irradiés durant une période de 13 heures le 1^{er} mai 2006. La dose fournie varie entre 34,6kGy et 43,5kGy. Ce type de stérilisation aux rayons gamma est la méthode préconisée puisqu'elle est la plus efficace pour la stérilisation de résidus miniers contenant des sulfures (McNamara et al., 2003 ; Herbert et al., 2005). Aucune précaution supplémentaire n'a été prise pour la préparation et la manipulation des résidus d'un essai à l'autre.

Des essais de consommation d'oxygène similaire ont été effectués de façon individuelle sur les résidus de Louvicourt (EIL) et de Bulyanhulu (EIB). Ces essais ont été préparés à partir de matériaux partiellement ou complètement séchés à l'air auquel l'eau distillée est ajoutée pour atteindre le degré de saturation désiré. Chaque essai a été préparé de façon individuelle (sans incrémentation du degré de saturation d'un essai à l'autre), et ce sur des échantillons distincts.

De plus, des essais de diffusion et de consommation d'oxygène à deux réservoirs ont été effectués de façon individuelle sur les résidus de Louvicourt (EI2RL). Ils sont appelés essais de diffusion et de consommation puisque la diffusion prend une place particulière lors de l'interprétation. Ces essais ont été préparés à partir de matériaux

partiellement ou complètement séchés à l'air auquel l'eau distillée est ajoutée pour atteindre le degré de saturation désiré. Un autre groupe de diffusion et de consommation de six essais (S-6) en série a été réalisé dans la cellule à 2 réservoirs avec incrémentation du degré de saturation d'un essai à l'autre. Contrairement à la procédure usuelle à deux réservoirs décrite ci-haut, la couche de sable est absente sous les résidus pour ce groupe d'essais. Cette couche de sable n'est pas utilisée car elle rend difficile l'homogénéisation nécessaire après avoir l'ajout d'eau distillée entre les essais. Si le sable est présent, il se mélange avec les résidus, ce qui peut changer considérablement leurs propriétés géotechniques.

3.3 Essais en colonne

Cette partie du projet consiste à évaluer l'influence des propriétés hydrogéochimiques de résidus miniers sulfureux sur la diffusion et la consommation de l'oxygène. Des mesures de concentration d'oxygène à différentes profondeurs le long des colonnes permettent d'évaluer certaines solutions analytiques et numériques avec leurs hypothèses. Celles-ci sont notamment utilisées lors de l'interprétation d'essais de consommation sur le terrain.

Les objectifs spécifiques de ces essais peuvent être résumés comme suit :

- Évaluer l'utilisation des senseurs optiques à oxygène pour déterminer la concentration de l'oxygène dans des matériaux poreux réactifs partiellement saturés.
- Évaluer expérimentalement la profondeur de pénétration de l'oxygène dans des matériaux réactifs selon la valeur des paramètres D_e et K_r , afin de comparer celle-ci à la solution semi analytique (équation 2.47) proposée par Mbonimpa et al., (2003).
- Simuler un essai de consommation d'oxygène pour suivre l'évolution transitoire du profil de concentration d'oxygène à l'intérieur de la colonne; comparer les résultats expérimentaux avec les résultats de calcul.
- Comparer les valeurs de la réactivité K_r des matériaux mesurées en cellule de consommation avec celles déduites des essais en colonnes.

Trois essais en colonne ont été réalisés dans deux colonnes de hauteurs différentes dans le cadre de cette étude à l'ÉPM. Les résidus de Manitou non oxydés, Louvicourt et Bulyanhulu ont fait l'objet d'un essai en colonne, en conditions non saturées (figures 3.7 à 3.9). La hauteur de chaque colonne a été choisie en fonction des caractéristiques estimées des matériaux telles que leur réactivité et leur capacité à retenir l'eau par capillarité.

Un essai en colonne se fait en quatre étapes. La première est la préparation et la mise en place des matériaux. Lors de cette étape, on vise à obtenir des propriétés homogènes sur l'ensemble des matériaux de chaque colonne (porosité et teneur en eau volumique). De plus, on vise à remplacer tout les gaz présents à l'intérieur des pores des matériaux par de l'azote avant le début de chaque essai de consommation d'oxygène.

La seconde étape consiste à laisser pénétrer l'oxygène en exposant à l'air ambiant le sommet de la colonne. Cette étape se termine lorsque la profondeur de pénétration de l'oxygène est constante, c'est-à-dire au moment où le profil vertical de concentration d'oxygène semble stationnaire (tel que déterminé par les senseurs optiques).

La troisième étape est la réalisation d'un essai de consommation d'oxygène semblable à ceux faits lors des travaux de terrain. On place alors un couvercle hermétique au-dessus des matériaux de la colonne et on mesure la décroissance de la concentration d'oxygène dans le réservoir supérieur, et le profil de l'oxygène le long de la colonne. Cette étape se termine usuellement lorsque tout l'oxygène présent initialement dans la colonne est consommé. La dernière étape consiste alors à démonter la colonne couche par couche pour mesurer la porosité et les teneurs en eau volumiques et observer l'état des matériaux.

Dans le cas de la première étape avec le premier type de colonne, on a utilisé trois sections cylindriques en Plexiglas® de 15 cm de diamètre intérieur et 50 cm de haut (figure 3.7). Un disque poreux ayant une capacité à demeurer saturé jusqu'à une

succion de 50 kPa (0,5 bar) est placé à la base des colonnes. Ce disque empêche l'air de remonter dans les colonnes par le bas. Une valve au-dessus de ce disque poreux permet d'appliquer une succion à l'aide d'une pompe à vide pour retirer les gaz à l'intérieur pour les remplacer par de l'azote au début de l'essai. Aucune succion n'est appliquée à la base durant ces essais.

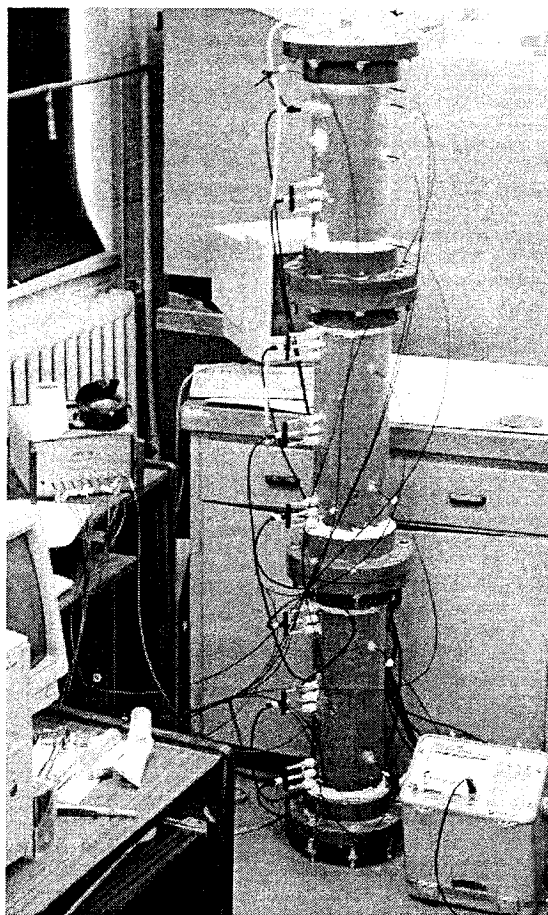


Figure 3.7 Montage de la colonne des matériaux de Manitou non oxydés avec les systèmes RDT (réflectométrie dans le domaine du temps) pour le suivi des teneurs en eau volumique et OXY-10 pour les mesures des concentrations d'oxygène.

La hauteur totale de résidus Manitou dans la colonne est de 140 cm. Avant leur utilisation, les résidus sont conservés dans des chaudières recouvertes d'eau. Les matériaux, préalablement asséchés à l'air ambiant du laboratoire à une teneur en eau massique désirée, ont été mis en place par couche moyenne de 6 cm. Chaque couche est compactée manuellement dans le but d'atteindre une porosité qui mène à un degré de saturation de 70%. Ce degré de saturation a été choisi, selon la réactivité des matériaux et le coefficient de diffusion effectif estimés, pour permettre la mesure de la profondeur de pénétration maximale de l'oxygène en régime permanent selon la hauteur de la colonne disponible. Huit sondes RDT (réflectométrie dans le domaine du temps) ont été installées horizontalement pour suivre la variation de la teneur en eau au cours de l'essai (e.g. Aachib, 1997). Les sondes RDT sont composées de trois tiges en acier inoxydable d'une longueur de 20 cm de modèle « Buriable » de la compagnie Soilmoisture Equipment Corporation et reliées à un appareil de lecture « Soilmoisture Trase 6050X1 » de cette même compagnie. Les sondes pénètrent de 13 cm environ dans les résidus (calibrées à cette longueur). L'application de silicone a permis de prévenir les fuites liquides et gazeuses le long des parois autour des trous ainsi que d'isoler les parties dénudées des électrodes.

Six senseurs optiques pour mesurer la concentration d'oxygène ont été installés à différentes profondeurs de la colonne. L'application de silicone a permis de prévenir les fuites. Un senseur est conservé à l'air libre pour servir de témoin. Ces mesures de concentration d'oxygène se basent sur la réduction de la luminescence de l'oxygène une fois excitée (Stern et Vollmer, 1919). Une lumière bleue modulée est envoyée dans la fibre optique munie d'une couche sensible à la fluorescence de l'oxygène à son extrémité. Cette lumière fluorescente retourne par la fibre optique et est quantifiée par un appareil. En présence d'oxygène, la fluorescence diminue. L'intensité de la fluorescence rouge et sa durée (mesure du décalage de la phase comparée à celle de la lumière bleue d'excitation) sont dépendantes de la concentration en oxygène (Holst et al., 1995). Les mesures ont été effectuées avec des senseurs de type Oxygen Sensitive Optopode PSt3 de la compagnie PreSens avec un appareil de lecture OXY-10 de la même compagnie (www.presens.de).

Ces senseurs ont une grande précision ($\pm 0,1\%$ oxygène M/M) et ils mesurent les concentrations d'oxygène en phase gazeuse ou dissout dans l'eau. Ils donnent une réponse en moins de 10 secondes en phase gazeuse et en moins de 60 secondes en solution. Avant chaque essai, ils sont calibrés. Ces senseurs sont toutefois sensibles aux variations de température et doivent être manipulés avec le plus grand soin car ils sont très fragiles et coûteux.

Une fois que la colonne instrumentée est montée, un couvercle étanche est placé au sommet. Tous les gaz présents à l'intérieur de la colonne sont ensuite remplacés par de l'azote en appliquant une faible succion (5 à 30 kPa) à la base de la colonne. L'azote entre par une valve située au sommet de la colonne. Les mesures avec les senseurs à oxygène permettent de s'assurer de l'absence d'oxygène avant le début de l'essai. La colonne est ensuite laissée à pression atmosphérique durant une période 24 heures avec un ballon d'azote flexible pour s'assurer qu'il n'existe pas de différence de pression entre l'intérieur et l'extérieur de la colonne au moment de l'ouverture du couvercle.

La réactivité supérieure des matériaux de Bulyanhulu et de Louvicourt, comparativement à celle de Manitou, permet l'utilisation de colonnes plus petites. En effet, la profondeur de pénétration d'oxygène diminue avec l'augmentation de la réactivité des matériaux. Le second type de colonne est constitué d'une seule section cylindrique en Plexiglas® de 10 cm de diamètre intérieur et 45 cm de haut. Un disque poreux de 50 kPa (0,5 bar) est placé à la base des colonnes afin d'empêcher l'air de remonter dans les colonnes. La plaque permet d'appliquer une succion à la base de la colonne pour évacuer une partie de l'eau. La procédure de mise en place dans la colonne des matériaux de Bulyanhulu est un peu différente de celle utilisée pour les matériaux de Louvicourt.

Les résidus de Bulyanhulu ont été amenés à la teneur en eau massique désirée pour obtenir un degré de saturation de 65% une fois mis en place par couches de 7 cm par densification manuelle. Dans cette colonne, une seule électrode RDT de 8 cm de

modèle « Mini Buriable » de la compagnie Soilmoisture Equipment Corporation a été installée horizontalement à 2 cm sous la surface pour suivre la variation de la teneur en eau au cours de l'essai. Sept senseurs optiques d'oxygène et un senseur témoin (hors colonne) ont été installés. La méthode de remplissage de la colonne avec de l'azote est la même que celle décrite pour les matériaux de Manitou.

Les résidus de Louvicourt ont été mis en place par couche de 7 cm en moyenne dans un état fortement saturée en eau, avec une mise en charge progressive de 5 à 55 kg (6 à 68 kPa) entre chaque nouvelle couche jusqu'à obtenir une déformation de consolidation dans le temps quasi nulle. Six senseurs optiques d'oxygène et un témoin ont été installés avant la consolidation (figure 3.8). Les matériaux ont ensuite été drainés d'une partie de leur eau en appliquant une succion jusqu'à 80 kPa depuis le bas de la colonne. Une succion aussi grande que 80 KPa a été nécessaire pour désaturer le disque poreux et permettre aux gaz contenus initialement dans la colonne d'y passer par advection. Les volumes d'eau et d'air déplacés ont été remplacés par de l'azote. On visait alors d'obtenir un degré de saturation en eau près de 70%, mais cette valeur n'a pu être atteinte puis que les résidus ont retenu l'eau par capillarité. L'application d'une succion supérieure à 80 KPa aurait été nécessaire, mais la capacité des équipements ne le permettait pas.

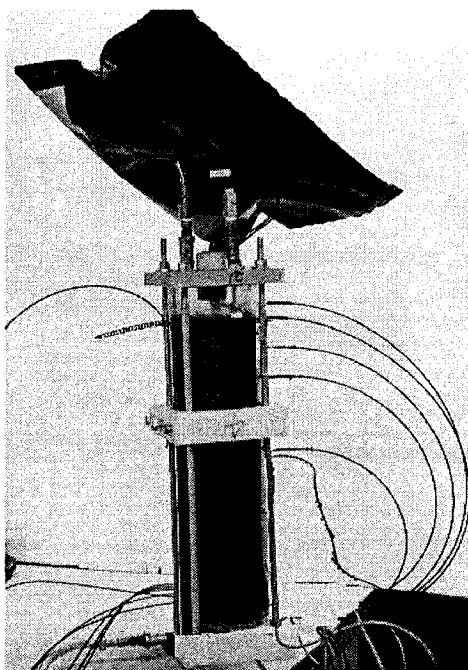


Figure 3.8 Colonnes contenant de résidus de la mine Louvicourt avec le ballon d'azote utilisé avant le début de l'essai et les senseurs optiques.

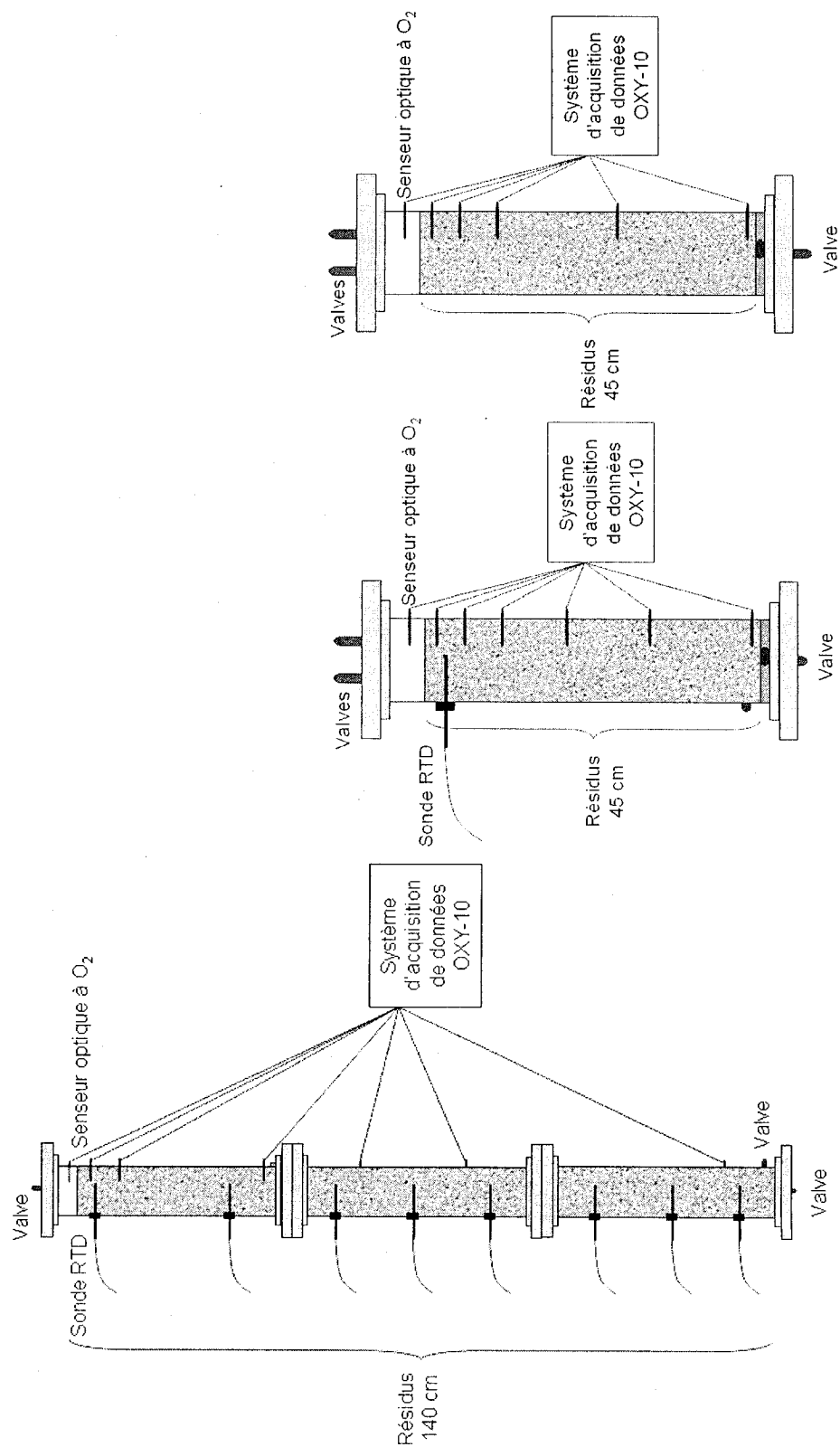


Figure 3.9 Schéma des montages utilisés pour les essais en colonnes avec les résidus de Manitou (gauche), Bulyanhulu (centre) et Louvicourt (droite).

CHAPITRE 4

RÉSULTATS

Ce chapitre présente les résultats découlant des travaux de terrain et des essais de laboratoire. Les essais sur le terrain au site minier Manitou ont permis d'étudier les résidus en conditions naturelles *in situ*. Les essais de laboratoire réalisés dans le cadre de ce projet définissent les propriétés de base des résidus et leurs comportements hydrogéologiques et chimiques. Les résultats obtenus sur des matériaux des sites miniers Manitou, Louvicourt et Bulyanhulu sont présentés dans ce chapitre.

4.1 Travaux de terrain

Les informations de cette partie sont le résultat d'une campagne de terrain sur le site Manitou menée du 6 au 9 juin 2006.

4.1.1 Description des matériaux en tranchées

On présente ici une description de chacune des trois tranchées montrées à la figure 4.1 a), b) et c). Ces informations sont utiles pour l'interprétation des essais de consommation d'oxygène.

La première tranchée T-1 a été effectuée en bordure du parc du côté des anciennes installations d'exploitation de la mine, à l'aide d'une petite rétro-caveuse (godet de 30 cm par 50 cm par 50 cm). Elle se situe à une distance horizontale de 40 mètres en amont du sommet de la digue. On observe entre 0 et 10 cm à partir de la surface, un sable silteux de couleur ocre orange d'apparence oxydée avec la présence de fissures sub-verticales. Entre 10 et 20 cm, il y a présence d'un horizon de silt gris qui semble assez saturé en eau. Entre 20 et 60 cm, on retrouve un sable de couleur ocre. À une profondeur entre 60 et 150 cm, il y a un sable de couleur grise avec des stratifications sub-horizontales différenciables par leur couleur ocre à grise. Ces matériaux en fond de tranchée ont été échantillonnés. La tranchée s'est terminée à 150 cm de profondeur. Au fond, les résidus sont majoritairement de couleur grise et non oxydés,

mais il y a présence de zones oxydée en apparence et de couleur ocre qui couvre environ 10% des matériaux exposés. Des mesures de température et de teneur en eau massique ont été effectuées le long de cette tranchée. Les résultats détaillés sont présentés plus loin.

Il est pertinent de mentionner qu'on observe deux teintes de matériaux sur la paroi à la figure 4.1a). Celle de droite est orangée et correspond à des matériaux exposés depuis environ 2 heures. Celle de gauche est grise et correspond à des matériaux qui viennent tout juste d'être dégagés. Le changement de couleur de ces matériaux est rapide. Il peut être associé à l'oxydation et possiblement au début d'une certaine passivation des surfaces des grains.

La seconde tranchée T-2 est située dans le centre du Parc A, à proximité d'un ancien chevalement central servant au remplissage (Tassé et Germain, 2003). On observe un sable silteux de couleur ocre d'apparence oxydée entre 0 et 60 cm. Entre 60 et 120 cm, il y a sable moyen de couleur grise d'apparence non oxydée. L'horizon de résidus situé entre 110 et 130 cm se compose d'une couche de sable très dense de couleur ocre, qui semble oxydée. À une profondeur entre 130 et 150 cm, le sable gris est très dense, mais d'apparence non oxydé. Cet horizon a été échantillonné. La tranchée s'est terminée à 150 cm de profondeur.

La troisième tranchée T-3 est située à 40 mètres en amont (mesurés horizontalement) de la bordure de la digue du côté de l'étang. De 0 à 120 cm, le sable silteux de couleur ocre semble oxydé. La couche entre 120 et 170 cm, montre une alternance de sable moyen gris-brun et d'horizons d'épaisseur de 5 à 15 cm de silt gris hautement saturés en eau et d'apparence non oxydé. Entre 170 et 180 cm, on observe un résidu sableux moyen gris non oxydé. Cette couche a été échantillonnée. Le fond de la tranchée est à une profondeur de 180 cm. Le trou cylindrique de 50 cm de profond laissé par le cylindre de l'essai de consommation 6 (voir plus loin), a permis de constater que, le sable est gris moyen et d'apparence non oxydée, subsiste entre 180 et 230 cm (figure 4.1 d)).

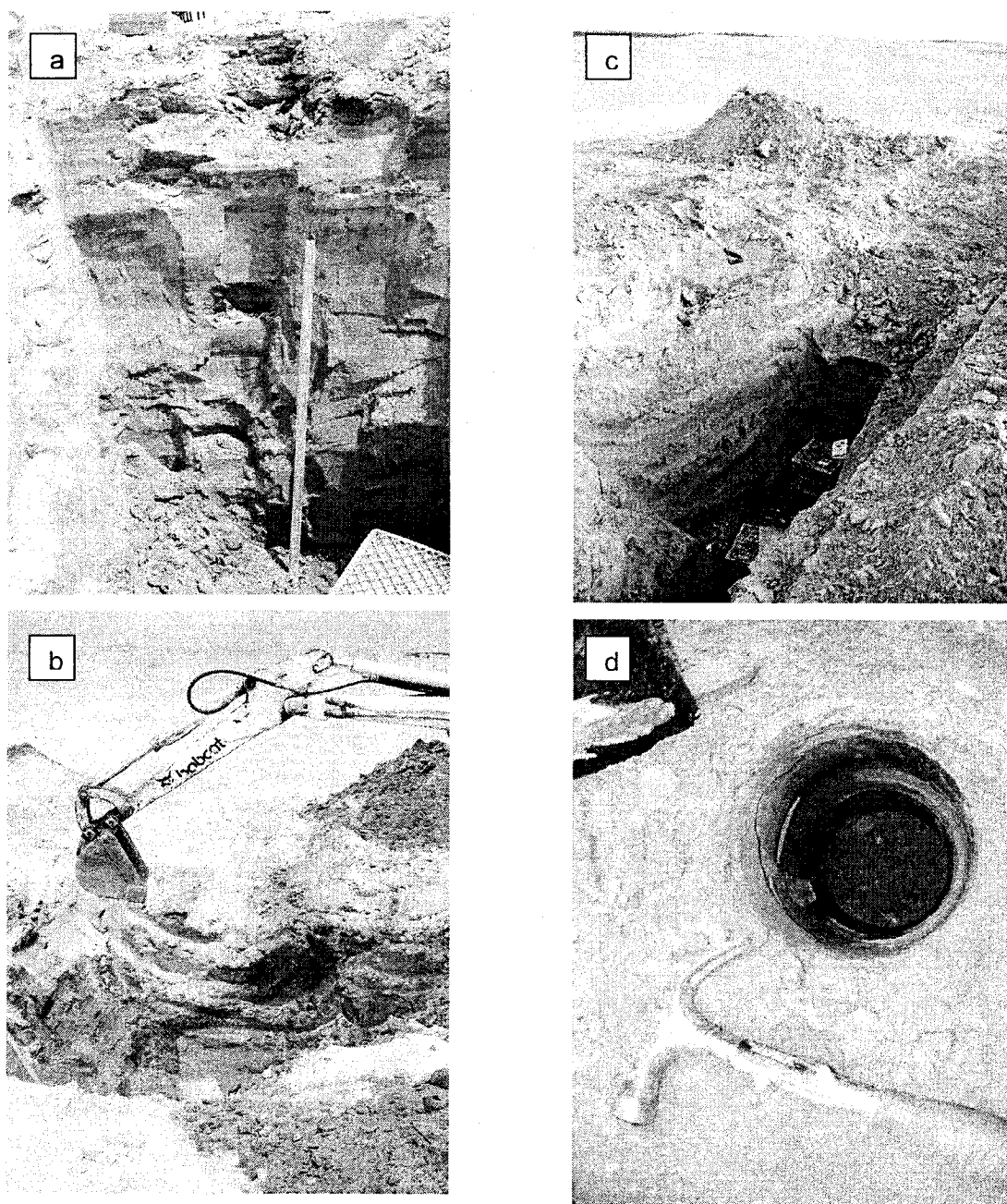


Figure 4.1 Tranchées d'échantillonnage a) T-1, b) T-2 et c) T-3 d) Trou laissé par le cylindre de l'essai 6 dans la tranchée T-3 (voir texte pour description).

4.1.2 Mesures de la température et de la teneur en eau.

Un thermocouple de type T de la compagnie BARNANT avec un appareil de lecture BARNANT 115 a été utilisé pour mesurer la température dans les résidus dans la tranchée T-1. Il s'agit de mesures indicatives qui ne servent pas directement dans le projet. La tige du thermocouple qui a une longueur de 20 cm, a été enfoncée horizontalement le long de la paroi de la tranchée. Ces mesures ont été prises environ deux heures après la fin de l'excavation en surface et à une profondeur de 3, 60 et 150 cm. Les valeurs mesurées sont présentées à la figure 4.2. La température décroît avec l'augmentation de la profondeur.

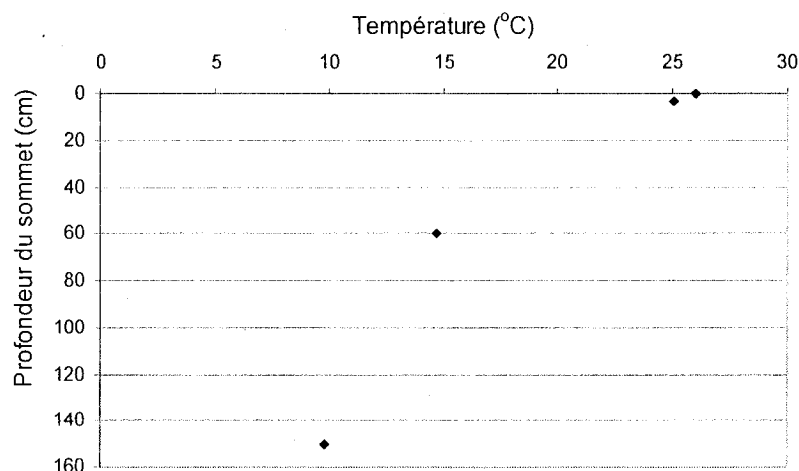


Figure 4.2 Valeur de la température mesurée dans la tranchée T-1.

Un échantillonnage des résidus le long de la paroi de la tranchée T-1 a été effectué dans le but d'obtenir les teneurs en eau massique w au laboratoire (mesurée à l'École Polytechnique de Montréal (ÉPM)). Les matériaux ont été prélevés à la paroi même de la tranchée selon les profondeurs présentées à la figure 4.3. Les échantillons ont été conservés dans des sacs étanches jusqu'à l'analyse. Les teneurs en eau massique ont été obtenues par la différence de masses humide et sèche d'une fraction des

échantillons. Ces informations recueillies servent à compléter la caractérisation des résidus (voir figure 4.3, et Annexe D1).

Les valeurs de teneur en eau massiques w varient entre 5 et 10% à l'exception de la mesure faite sur l'échantillon entre 10 et 20 cm de profondeur à 28,6%. Cette dernière correspond à la valeur moyenne (un échantillon et un *replicat* qui a permis de confirmer cette mesure). Cette valeur de w plus élevée est explicable par la granulométrie des matériaux échantillonnés. En effet, un horizon de silt fin gris qui semble assez saturé en eau a été observé à cet endroit. Tel que présenté à la section 2.2, les matériaux fins demeurent plus saturés que les matériaux grossiers pour une succion donnée.

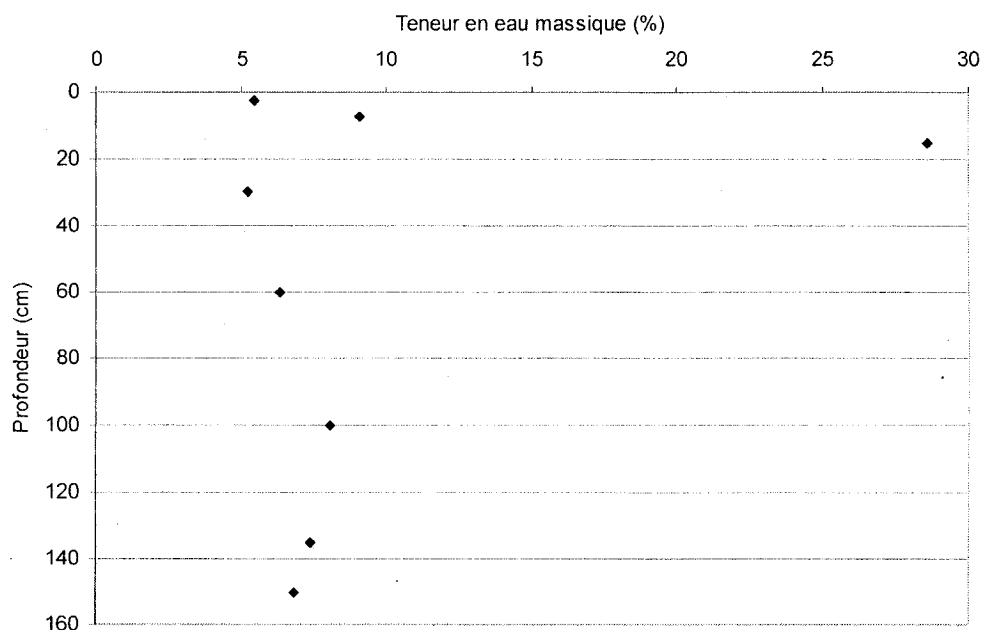


Figure 4.3 Teneurs en eau mesurées dans la tranchée T-1.

4.1.3 Essai de consommation

La figure 4.4 présente les mesures corrigées de concentration en oxygène et la perte de masse d'oxygène (en mole) dans le réservoir en fonction du temps pour les essais réalisés en surface (# 1 à 3) et pour ceux en fond de tranchée (# 4 à 7) (Annexe D2). Les positions des tranchées et des essais ont été présentées au chapitre 3. Les

valeurs non corrigées et corrigées sont présentées en Annexe D3. La correction par translation est d'abord faite sur la valeur initiale de concentration en oxygène de chaque essai; celle-ci est ramenée à 20,9% (la concentration typique de l'oxygène dans l'atmosphère). Ensuite, une correction pour les essais en surface, par un facteur multiplicateur, est appliquée sur chaque mesure, selon les variations de concentration mesurées par le capteur demeuré à l'air libre sous une boîte isolante. Les capteurs et les cylindres des essais sont aussi conservés sous une boîte isolante.

Les mesures de teneur en eau massique et de densité en place effectuées à 5 cm de profondeurs et localisées à côté de chaque essai effectué, sont présentées au tableau 4.1. Les densités de sol sec ρ_d mesurées varient entre 1223 kg/m³ et 1687 kg/m³. La densité relative D_r de 2,867 (-) des résidus de Manitou non oxydés (déterminée au laboratoire) et les teneur en eau massique w et les densités de sol sec ρ_d sont utilisées pour calculer les porosité n , les degrés de saturation S_r , les teneurs en eau volumique θ_w et les teneurs en air équivalente θ_{eq} . La valeur de θ_{eq} permet d'estimer un coefficient de diffusion nécessaire en première approximation. Les porosités n calculées varient de 0,41 à 0,54 et les degrés de saturation de 13 à 34%. Ces données sont utilisées pour interpréter les essais de consommation. Les essais de densité en place E-1 à E-6 correspondent respectivement aux essais de consommation 1 à 6. L'essai de densité en place E-6 est aussi utilisé pour l'essai de consommation 7.

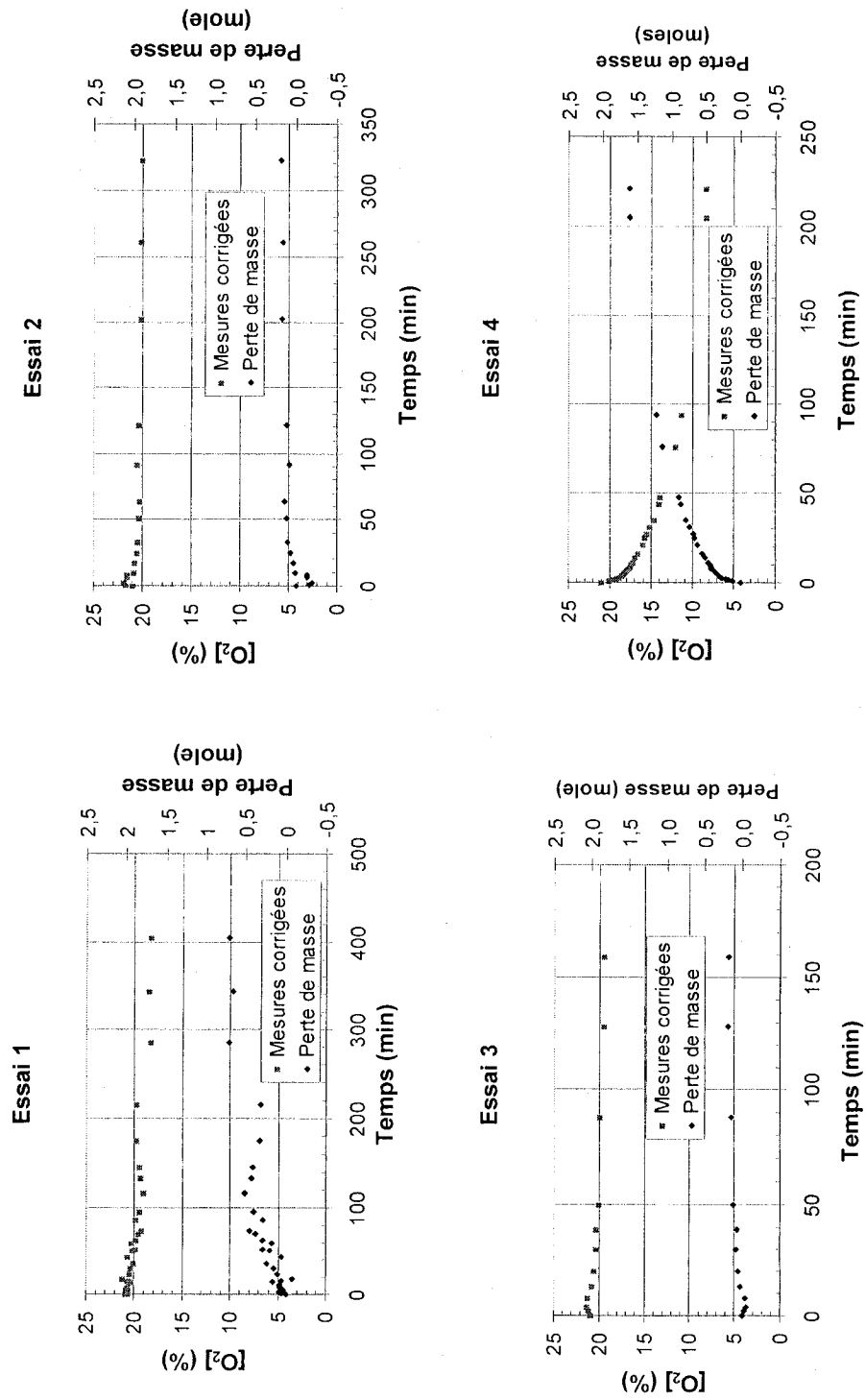


Figure 4.4 Mesures de concentration d'oxygène obtenues lors des essais de consommation d'oxygène sur le terrain (# 1 à 3 en surface et 4 à 7 en profondeur).

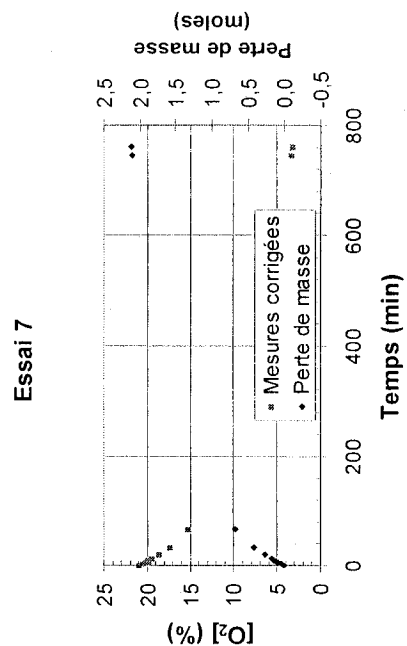
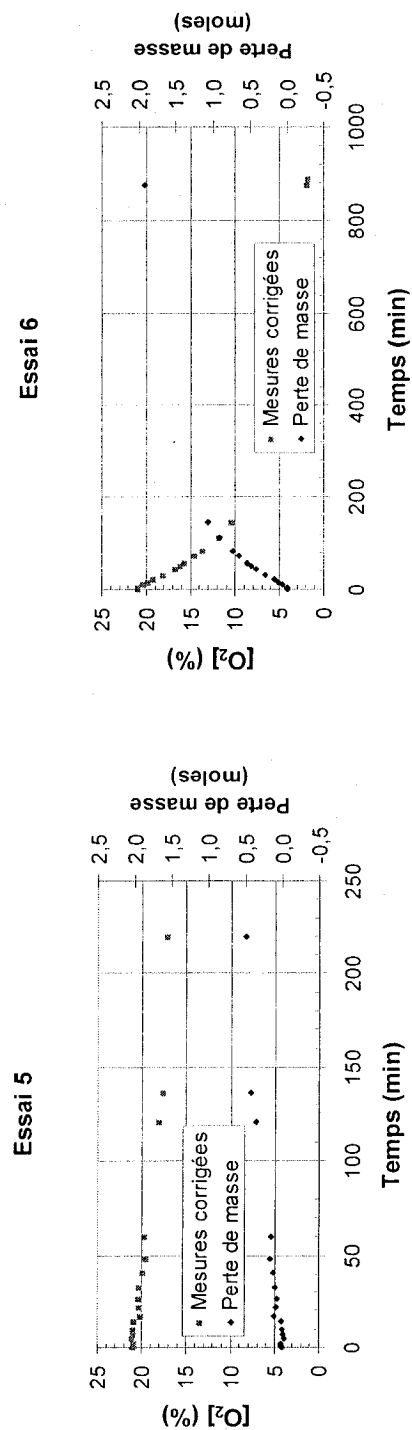


Figure 4.4 Mesures de concentration d'oxygène obtenues lors des essais de consommation d'oxygène sur le terrain (# 1 à 3 en surface et 4 à 7 en profondeur) (suite et fin).

Tableau 4.1 Résultats des essais de densité en place.

Échantillon	w (%)	ρ_d (kg/m ³)	n (-)	S_r (%)	θ_w (-)	θ_{eq} (-)
E-1	18,4	1319	0,54	34,1	0,11	0,36
E-2	7,8	1405	0,51	15,3	0,18	0,43
E-3	7,3	1223	0,57	12,8	0,08	0,50
E-4	10,0	1439	0,50	20,0	0,12	0,40
E-5	12,2	1687	0,41	29,7	0,03	0,29
E-6	10,9	1526	0,47	23,2	0,10	0,36

Le tableau 4.2 résume les caractéristiques principales des essais de consommation. Puisque les essais 1 et 2 ont montré une lente décroissance de la concentration en oxygène, la hauteur des réservoirs a été réduite pour les essais suivants.

Tableau 4.2 Synthèse des caractéristiques des essais de consommation d'oxygène.

Essai	Position	Essai de densité associé	Hauteur du réservoir (cm)	Volume du réservoir (cm)
1	Surface T-1	E-1	4,1	677
2	Surface T-1	E-2	3,2	528
3	Surface T-2	E-3	1,9	305
4	Profondeur T-1 (150 cm)	E-4	1,9	310
5	Profondeur T-2 (150 cm)	E-5	1,9	315
6	Profondeur T-3 (180 cm)	E-6	1,5	248
7	Profondeur T-3 (180 cm)	E-6	1,8	297

Les résultats d'essais illustrés à la figure 4.4 montrent une durée de 160 à 900 minutes. La perte de masse absolue d'oxygène exprimée en mole, plutôt qu'en concentration, facilite la comparaison puisque que les réservoirs ont des tailles différentes. Les essais de surface (1 à 3) montrent une faible décroissance de la

masse d'oxygène au cours de l'essai, soit une perte de 0,2 à 0,75 mole. Bien que les mesures soient corrigées à partir du capteur témoin, elles montrent une instabilité, avec une concentration qui va au-dessus de la valeur initiale dans la première partie des essais. L'essai de consommation 2 est un *replicat* de l'essai 1. En dépit du fait que les essais de densité en place E-1 et E-2 donnent des degrés de saturation passablement différents (15% et 34%) mais des porosités similaires (0,54 et 0,51), les résultats montrent des diminutions d'oxygène assez semblables.

Les essais de consommation 4 à 7 ont été réalisés en fond de tranchée. Ces essais montrent tous une diminution marquée de la masse d'oxygène. Cependant, l'essai 5 montre une décroissance moins prononcée que celle des essais 4, 6 et 7. La faible porosité (0,41) pourrait expliquer en partie cette différence. Les essais 6 et 7 ont une durée nettement supérieure car ils se sont prolongés durant la nuit. Les essais ont commencé le 7 juin 2006 respectivement à 18h10 et 19h30 pour se terminer le 8 juin à 9h00 et 8h11. L'essai de consommation 7 est un *replicat* de l'essai 6 et montre une décroissance pratiquement identique. Le chapitre 5 présente une interprétation plus détaillée sur les résultats obtenus.

4.2 Essais au laboratoire

Cette section présente les résultats des essais de laboratoire décrits au chapitre 3. Les résidus étudiés proviennent de trois sites miniers : Manitou, Louvicourt et Bulyanhulu.

4.2.1 Description des résidus

4.2.1.1 Manitou

Les matériaux provenant du site de Manitou et utilisés pour les essais de laboratoire sont de deux types. Tel que présenté au chapitre 3, il y a les matériaux dits oxydés et ceux non oxydés. Les matériaux oxydés proviennent d'un échantillonnage en surface, et ceux non oxydés ont été pris en fond de tranchées. (T-1, T-2 et T-3 ayant 150 à 180 cm de profondeur). Dans les deux cas, il s'agit d'échantillons composites. Tous les matériaux ont été homogénéisés sur place.

4.2.1.2 Louvicourt

La mine Louvicourt fermée en 2005 est localisée à 20 km à l'est de Val-d'Or, Québec, Canada. Elle a débuté ses activités de production en 1994 ; elle exploitait l'or, le cuivre et le zinc (Ouanguwa, 2007). Les résidus contiennent environ 38% de pyrite et sont considérés très réactifs. La méthode de la déposition subaquatique à faible profondeur (45% des résidus) et le remblai en pâte souterrain (55% des résidus) sont utilisés comme méthodes de gestion des résidus (Reid, 2006). Les échantillons prélevés au moulin ont été conservés dans des contenants hermétiques et submergés d'eau.

4.2.1.3 Bulyanhulu

L'utilisation de résidus en pâte est une nouvelle technique pour l'entreposage en surface de rejets de concentrateur. La mine Bulyanhulu (Tanzanie) de la compagnie Barrick Gold Corporation est une pionnière dans ce domaine (Martin et al., 2005, 2006b). Les rejets de concentrateurs qui forment un résidu en pâte ont la particularité de ne produire pratiquement aucune eau de suintement (« Bleed water » en anglais) suite à la déposition du matériau en surface (Jewell et al., 2002). Ces résidus contiennent environ 12 % de pyrite. Ils avaient été prélevés en 2004 par Vincent Martin lors d'une campagne qui comprenait des essais de consommation d'oxygène sur le terrain (Martin et al., 2006a).

4.2.2 Résultats des essais de laboratoire

4.2.2.1 Granulométrie

La figure 4.5 montre les courbes granulométriques pour les matériaux étudiés (Manitou non oxydé, Manitou oxydé, Bulyanhulu et Louvicourt, Annexe B1). Les analyses réalisées au post démantèlement de la colonne de Manitou sont également présentées. Ces analyses granulométriques faites à partir de matériaux pris directement en colonne sont les seules à avoir été réalisées. Les courbes granulométriques des matériaux oxydés de Manitou et ceux de Louvicourt ont été obtenus par une analyse au laser (Malvern), tandis que ceux Bulyanhulu proviennent d'une analyse classique. Les matériaux non oxydés de Manitou ont été analysés avec les deux techniques.

La figure 4.5 avec les quatre courbes pour des résidus Manitou non (ou peu) oxydés et une pour les matériaux oxydés (en apparence) permet de définir certains paramètres granulométriques pour les différents matériaux. Les courbes des résidus de Bulyanhulu et de Louvicourt sont aussi montrées à la figure 4.5. Les principaux paramètres résultats sont donnés au tableau 4.3.

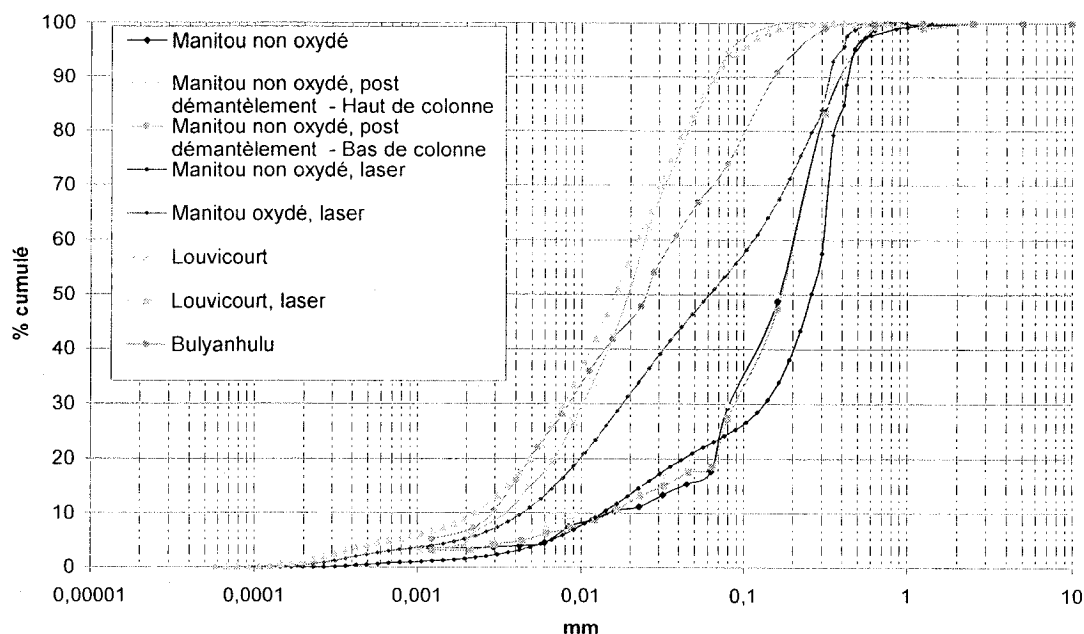


Figure 4.5 Courbes granulométriques des matériaux des sites Manitou, Bulyanhulu et Louvicourt.

Tableau 4.3 Paramètres des courbes granulométriques (D_{10} , D_{30} , D_{60} , C_u , C_c) des résidus miniers.

Matériau	Diamètre max. (mm)	D_{10} (mm)	D_{30} (mm)	D_{60} (mm)	C_u (-)	C_c (-)
Manitou non oxydé	1,25	0,015	0,08	0,20	13,3	2,1
Manitou non oxydé, post démantèlement – Haut de colonne	1,25	0,015	0,08	0,20	13,3	2,1
Manitou non oxydé, post démantèlement – Bas de colonne	2,50	0,015	0,09	0,21	14,0	2,6
Manitou non oxydé, laser	1,00	0,014	0,13	0,30	21,4	4,0
Manitou oxydé, laser	0,85	0,004	0,019	0,11	26,8	0,8
Louvicourt	0,26	0,003	0,008	0,023	7,0	0,8
Louvicourt, laser	0,26	0,002	0,007	0,020	9,7	1,1
Bulyanhulu	0,32	0,003	0,008	0,038	12,7	0,6

L'analyse sur les résidus de Manitou non oxydés et ceux sur ces matériaux après le démantèlement de la colonne montrent des résultats très similaires. Ces valeurs obtenues sur résidus de Manitou non oxydés sont utilisées pour les divers calculs du projet. L'analyse granulométrique au tamis aet au laser ont donné des résultats comparables pour les matériaux non oxydés de Manitou. La principale différence apparaît sur les valeurs de D_{60} (entre 0,20 et 0,30 mm) et se répercute sur le calcul des coefficients d'uniformité et de courbure. Il existe donc un certain écart entre les résultats obtenus par granulomètre laser et par tamisage/sédimentométrie. Le granulomètre laser donne les pourcentages volumiques des grains qu'il faut convertir en pourcentages massiques à l'aide de la densité relative (considérée homogène). La densité relative pourrait ne pas être homogène sur l'ensemble des grains du matériau et elle peut induire un écart entre les courbes granulométriques des deux méthodes. Ceci pourrait être le cas si les grains de pyrite ont un diamètre homogène particulier.

Il est possible de classer ces résidus à l'aide de ces résultats. Dans le cadre de ce projet, la classification USCS (« Unified Soil Classification System », ASTM D 2487, 2000e) est utilisée. Le tableau 4.4 montre les résultats obtenus.

Tableau 4.4 Classification USCS des résidus de toutes les provenances.

Matériau	Diamètre max. (mm)	Passant 0,08mm	% sable	Type de sol	USCS
Manitou non oxydé	1,25	30%	70%	SM	Sable silteux
Manitou non oxydé, laser	1,00	24%	76%	SM	Sable silteux
Manitou oxydé, laser	0,85	53%	47%	ML	Silt inorganique
Louvicourt	0,26	92%	8%	ML	Silt inorganique
Bulyanhulu	0,32	74%	26%	ML	Silt inorganique

Les matériaux Manitou oxydés et non oxydés se classent comme un sable silteux. En effet, suite à l'analyse des limites d'Atterberg, il a été constaté que les limites de liquidité et de plasticité de ce matériaux ne peuvent pas être mesurées (elles sont donc très faibles). Par conséquent, selon la norme ASTM D 4318 (2000f), ces résidus non oxydés sont classés comme un sable silteux (SM) et ceux oxydés comme un silt inorganique (ML). Ce matériau oxydé (en apparence) contient toutefois une plus grande proportion de particules fines que celui non oxydés. Les courbes granulométriques des résidus de Louvicourt obtenues par granulomètre laser et par tamisage/sédimentométrie donnent des résultats presque similaires. Le matériau de Louvicourt est non plastique, inorganique et sa limite de liquidité faible ne peut être mesurée, ce qui le classe comme un silt inorganique (ML) peu plastique. Le matériau de Bulyanhulu est composé en majorité de particules fines, ne contient aucune matière organique et ne présente aucune plasticité. Il se classe alors comme un silt inorganique (ML).

4.2.2.2 Densité relative des grains

La densité relative des grains D_r est obtenue par les deux techniques décrites au chapitre 3 (selon le lieu de l'analyse). Le tableau ci-dessous donne les résultats moyens (pour trois essais) pour les matériaux disponibles (tableau 4.5, Annexe B2).

Tableau 4.5 Densité relative des grains pour les matériaux à l'étude dans ce projet.

Matériau	D_r (-)
Manitou non oxydé, pycnomètre à l'eau	2,867
Manitou non oxydé, pycnomètre à l'hélium	2,851
Manitou oxydé, pycnomètre à l'hélium	2,779
Louvicourt, pycnomètre à l'hélium	3,513
Bulyanhulu, pycnomètre à l'eau	2,929

Selon la norme ASTM D 854 (2000b), l'écart de 0,016 entre les valeurs des matériaux de Manitou non oxydé obtenues au pycnomètre à l'eau et à l'hélium est jugé acceptable. En effet selon la norme, un écart jusqu'à 0,16 (-) est acceptable entre deux valeurs de densité mesurée par deux laboratoires différents. La norme se base toutefois sur l'écart entre deux essais au pycnomètre à l'eau. La valeur de 2,867 (-) a été utilisée pour les divers calculs impliquant la densité relative des matériaux de Manitou dans ce projet. Les matériaux de Louvicourt possèdent une valeur de D_r nettement supérieure aux autres résidus. Une plus grande proportion de pyrite dans ce matériau explique cette différence.

4.2.2.3 Conductivité hydraulique saturée

La conductivité hydraulique saturée k est mesurée par des essais au perméamètre à paroi rigides et flexibles à charges constante et variable. Seuls les matériaux non oxydés de Manitou ont été mis à l'essai pour le projet. Les valeurs des matériaux de Louvicourt et Bulyanhulu ont été prises de la littérature (Ouangrawa, 2007 ; Martin, 2006).

Les valeurs de conductivité hydraulique obtenues de ces essais sur les matériaux de Manitou sont assez variables. Rappelons qu'ils ont été effectués dans deux

perméamètres distincts (1 et 2). Les résultats individuels (moyens) et les moyennes correspondantes pour un matériau se trouvent au tableau 4.6 (Annexe B3). On remarque qu'il y a une grande différence entre les essais à charge constante et ceux à charge variable. La conductivité hydraulique des essais à charge variable est 2 à 3 fois plus élevée que celle à charge constante pour les matériaux de Manitou. Les porosités similaires et les degrés de saturation élevés mesurés ne peuvent expliquer ces différences. On remarque que le degré de saturation du perméamètre 1 est supérieur à 100%; il s'agit d'une valeur obtenue à partir de mesures massiques et volumiques qui peuvent comporter des imprécisions. Les granulométries plus fines des matériaux de Bulyanhulu et de Louvicourt expliquent les conductivités hydrauliques inférieures de deux à trois ordres de grandeur.

4.2.3 Courbe de rétention d'eau (CRE)

Des essais d'évaluation de la courbe de rétention d'eau ont été réalisés lorsque les essais de perméabilité à paroi rigide étaient terminés, à partir des échantillons prélevés de ces derniers.

La figure 4.6 montre les courbes de rétention d'eau obtenues lors d'essais en cellules Tempe sur les matériaux non oxydés du site Manitou, ainsi que celles des résidus de Louvicourt et de Bulyanhulu lissées avec le modèle de van Genuchten (1980) (Annexe B4). Les essais 1 et 2 proviennent du perméamètre 1 utilisé pour les essais de perméabilité, tandis que les essais 3 et 4 proviennent du perméamètre 2. Les données ont été lissées selon modèle de van Genuchten avec le logiciel RETC (van Genuchten et al., 1991). Pour simplifier le problème, il a été posé comme hypothèse que la teneur en eau maximale (ou à saturation, θ_s) est égale à la porosité du sol (n). Le paramètre m_{VG} (facteur de courbure, sans unité) est donné par $1-1/n_{VG}$ et les paramètres α_{VG} (constante empirique associée au AEV) et n_{VG} sont laissés libres (voir tableau 4.7).

Tableau 4.6 Résultats obtenus lors des essais de conductivité hydraulique (les valeurs sont ajustées pour une eau ayant une température de 20°C).

Résidus	Charge	Perméamètre	n (-)	e (-)	S _r (%)	k ₂₀ (m/s)			
						Moyenne des mesures durant 1 essai	Nombre d'essais	Moyenne par type	Moyenne globale
Manitou non oxydé	Constante	1	0,389	0,635	102,6	4,81E-6	2	6,32E-6	1,15E-5
		2	0,385	0,625	95,6	7,84E-6	2		
	Variable	1	0,389	0,635	102,6	1,53E-5	4	1,66E-5	
		2	0,385	0,625	95,6	1,79E-5	4		
Louvicourt	Constante	-	0,439	0,781	98,1	3,91E-8	4	3,91E-8	3,73E-8
	Variable	-	0,439	0,781	98,1	3,12E-8	4	3,12E-8	
	Triaxiaux, variable	-	0,365	0,574	100,6	4,15E-8	6	4,15E-8	
Bulyanhulu	Triaxiaux, variable	-	0,423	0,734	101,3	1,11E-7	-	1,11E-7	1,11E-7

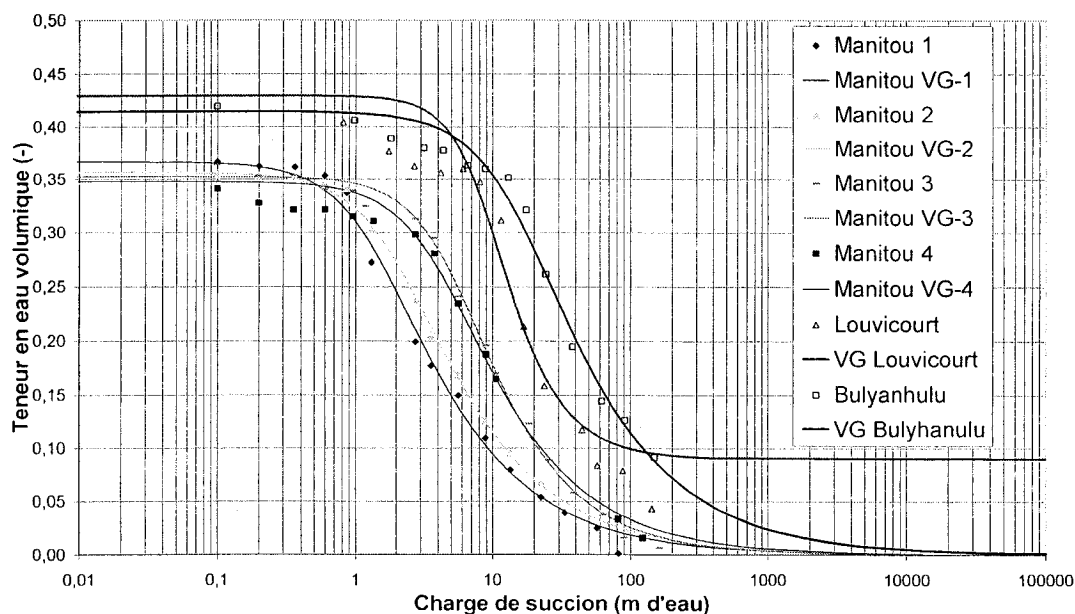


Figure 4.6 Courbes de rétention d'eau obtenues pour les matériaux non oxydés de Manitou, et pour les matériaux de Louvicourt et de Bulyanulu, lissage des données avec le modèle de van Genuchten (1980).

Le tableau 4.7 donne les caractéristiques des échantillons tirées des courbes obtenues. Toutes les pressions d'entrée d'air données dans ce tableau ont été déterminées sur les couches lissées avec le modèle de van Genuchten (1980) par la méthode des tangentes. On remarque que les résidus Manitou ont une pression d'entrée d'air ψ_a variant entre 0,8 et 2,1 mètres d'eau (exprimée en terme de charge). Les essais 1 et 2 donne des ψ_a de 0,8 et 0,9 m d'eau tandis que les essais 3 et 4 donnent 2,0 et 2,1 mètres d'eau. Il semble que les matériaux du perméamètre 1 ont une plus grande capacité à retenir l'eau que ceux du perméamètre 2. Les matériaux proviennent de la même chaudière et ont été préparés en même temps. Les calculs ont été révisés, mais aucune erreur ne semble être à l'origine de ces différences. Il se pourrait que la différence soit imputable à une erreur de manipulation lors de la préparation des échantillons ou de la réalisation des essais. Les matériaux du perméamètre 2 pouvaient contenir une plus grande proportion de particules fines, ce

qui cause des valeurs ψ_a plus élevées. Notons que toutes les teneurs en eau à saturation sont semblables et varient de 0,348 à 0,367.

Tableau 4.7 Paramètres caractéristiques des courbes de rétention d'eau des résidus des sites Manitou (non oxydés), Louvicourt et Bulyanhulu.

Paramètres	Manitou Échantillon 1	Manitou Échantillon 2	Manitou Échantillon 3	Manitou Échantillon 4	Louvicourt	Bulyanhulu
m_{VG}	0,41377	0,52018	0,41377	0,41566	0,61598	0,42739
α_{VG}	0,66567	0,47431	0,18779	0,22951	0,00109	0,06460
n_{VG}	1,70581	1,71132	1,88649	1,74638	2,604	1,68008
$\theta_s (-)$	0,367	0,357	0,353	0,348	0,432	0,415
ψ_a (m eau)	0,8	0,9	2,1	2,0	4,0	7,1

À titre comparatif, les matériaux de Louvicourt (Ouangrawa, 2007) et de Bulyanhulu (Martin, 2006) ont une pression d'entrée d'air, respectivement de 4,0 et 7,1 m d'eau. Malgré le fait que ces matériaux soient dans un état plus lâche (une porosité plus élevée), leur granulométrie plus fine engendre ici des valeurs ψ_a plus élevées. Les résultats seront discutés plus en détails au chapitre 5.

4.2.4 Caractérisation chimique et minéralogique

La caractérisation chimique regroupe les analyses élémentaires à l'analyse chimique couplé au plasma inductif (ICP-AES), la détermination du potentiel de génération d'acide (PA) et le potentiel de neutralisation (PN) sur les échantillons des sites miniers. Le tableau 4.8 présente les résultats des analyses chimiques par digestion totale et le tableau 4.10 montre les résultats des essais statiques. Tous les pourcentages sont basés sur des rapports massiques.

Les résultats d'analyses chimiques des résidus de Manitou non oxydés et oxydés donnent des teneurs en soufre total respectivement de 4,90 et 0,11 % (M/M), dont une partie est sous forme de sulfates pour les matériaux non oxydés (0,309%). Le soufre dans les matériaux oxydés est presque entièrement sous cette forme (0,09 %). La teneur en calcium des échantillons non oxydés et oxydés est respectivement de

0,0331 et 0,073 %, celle en magnésium de 1,98 et 2,04 %. Ces éléments sont généralement associés aux minéraux possédant un pouvoir neutralisant. Les métaux de base (cuivre, zinc, nickel) sont présents en faible quantité. Le fer analysé dans les échantillons est présent sous une forme associée aux sulfures pour celui non oxydé et aussi sous forme de chlorite pour les deux types.

Tableau 4.8 Composition chimique des résidus prélevés au site de Manitou.

Éléments	Manitou non oxydé (% M/M)	Manitou oxydé (% M/M)
Al	4,09	5,43
As	0,018	0,008
Ba	0,018	0,025
Be	< 0,001	< 0,001
Bi	< 0,001	< 0,001
Ca	0,331	0,073
Cd	0,001	< 0,001
Co	0,002	0,001
Cr	0,001	0,001
Cu	0,081	0,004
Fe	7,50	6,79
Mg	1,98	2,04
Mn	0,022	0,044
Mo	0,001	0,001
Ni	< 0,001	< 0,001
Pb	0,027	0,012
S	4,90	0,111
Sb	0,001	0,001
Se	< 0,001	< 0,001
Sn	< 0,001	< 0,001
Ti	0,026	0,06
Zn	0,127	0,02

Les analyses au LECO ont été effectuées sur les échantillons non oxydés de Manitou. Deux types d'échantillons ont été préparés. L'un des échantillons (M-L-1) a été rincé à l'eau distillée pour tenter d'enlever les composés solubles comme les minéraux de

précipitation secondaire. Le second échantillon (M-NL-1) n'a pas été lavé. Ils ont été séchés au four à 105°C avant l'analyse. Les résultats sont présentés au tableau 4.9.

Tableau 4.9 Résultats d'analyse au LECO sur les résidus de Manitou non oxydés.

Caractéristique	Manitou non oxydé non lavé (M-NL-1)	Manitou non oxydé lavé (M-L-1)
S _{tot} (% M/M)	4,92	4,94
C _{tot} (% M/M)	0,08	0,10

On constate que les deux échantillons montrent des teneurs en soufre et en carbone similaires. Le contenu en soufre total obtenu correspond bien à celui de l'ICP-AES avec 4,90% (M/M). On constate que le contenu en carbone est très faible.

Selon les résultats des essais statiques de type Sobek modifiés (Lawrence et Wang, 1997), les résidus ont un potentiel de neutralisation (PN) proche de 0 kg CaCO₃/t et un potentiel d'acidification (PA) de 143,44 kg CaCO₃/t pour l'échantillon non oxydé de Manitou et de 0,63 kg CaCO₃/t pour celui oxydé. Le PN a été effectué à l'UQAT par titrage acide-base. Toutefois, la présence de carbone (C) identifié par l'essai LECO et de calcium (Ca) et magnésium (Mg) par l'ICP-AES permet de croire à la présence de minéraux carbonatés comme la calcite et la dolomite.

En utilisant la méthode développée par Lawrence et Wang (1997), il est possible de calculer le potentiel de neutralisation (PN) des carbonates présents dans l'échantillon. Cette valeur est calculée avec l'équation suivante :

$$PN_{Carbonates} = \frac{Masse\ Carbone\ (mg)_{\text{échantillon}} \times 8,34}{Masse\ totale\ (g)_{\text{échantillon}}} \quad (4.1)$$

En se basant sur la quantité de calcite et de dolomite (tableau 4.11), le PN peut être évalué à 1,40 kg CaCO₃/t pour l'échantillon Manitou non oxydés et de 0,51 kg CaCO₃/t pour celui oxydé. Ces valeurs de PN pour les échantillons oxydés et non oxydés sont

celles présentées au tableau 4.10 et utilisés pour le calcul du potentiel de neutralisation net ($PNN=PN-PA$).

En tenant compte de cette information, le PNN pour les échantillons Manitou non oxydé et oxydé sont respectivement de -116,41 et -0,12 kg $CaCO_3/t$ (tableau 4.10). L'échantillon oxydé se classe dans la zone d'incertitude de PNN (-20 à +20 kg $CaCO_3/t$) selon Ferguson et Morin (1991), Miller et al. (1991) et Plante (2004). Les échantillons de Manitou non oxydés, de Louvicourt et de Bulyanhulu sont clairement générateurs d'acide avec un PNN de -142,04, -558,26 et -142,95 kg $CaCO_3/t$ respectivement.

Tableau 4.10 Résultats des essais statiques et calculs du PN par Lawrence et Wang (1997).

Caractéristique	Manitou non oxydé	Manitou oxydé	Louvicourt	Bulyanhulu
S_{tot} (% M/M)	4,90	0,111	19,5	6,62
$S_{sulfates}$ (% M/M)	0,309	0,09	0,31	< 0,001
$S_{sulfures}$ (% M/M)	4,59	0,02	19,19	6,62
PA (kg $CaCO_3/t$)	143,44	0,63	599,66	206,72
PN (kg $CaCO_3/t$)	1,40	0,51	41,4	63,77
PNN (kg $CaCO_3/t$)	-142,04	-0,12	-558,26	-142,95

Le tableau 4.11 résume les résultats quantitatifs du traitement par le logiciel TOPAS des diffractogrammes (DRX) obtenus selon les limites de détection (L.D.) (voir détail dans Plante, 2004 et Annexe B5). Les résidus de Manitou non oxydés et oxydés sont composés majoritairement de quartz et d'alumino-silicates, ce qui explique leur potentiel de neutralisation quasi nul. Un certain pourcentage de ces minéraux, la muscovite, la chlorite et l'albite, pourrait contribuer à un faible pouvoir neutralisant. Si l'on convertit la quantité de soufre attribuable aux sulfures en pyrite, déduite de l'analyse chimique, l'échantillon de Manitou non oxydé contiendrait 8,58% pyrite. La modélisation du diffractogramme par TOPAS donne un contenu en pyrite d'environ 7,06% en pyrite pour les matériaux non oxydé et nul pour ces oxydés. Ces résultats s'approchent des pourcentages de soufre obtenus par l'analyse chimique. Aucun

minéral secondaire pour l'échantillon oxydé n'a été observé mais le fait que ce dernier ne contienne plus de pyrite est un signe de son altération.

Tableau 4.11 Minéralogie (DRX) des matériaux de Manitou, Louvicourt et Bulyanhulu.

Minéral	Manitou non oxydé	Manitou oxydé	Louvicourt	Bulyanhulu
Quartz (% M/M)	65,82	64,83	19,01	49,8
Pyrite (% M/M)	7,06	< L.D.	37,95	11,8
Chalcopyrite (% M/M)	< L.D.	< L.D.	0,27	< L.D.
Sphalérite (% M/M)	< L.D.	< L.D.	0,08	< L.D.
Albite-Anorthite (% M/M)	11,63	3,15	0,28	2,2
Muscovite (% M/M)	9,51	13,37	11,39	23,0
Chlorite (% M/M)	12,50	18,66	10,80	4,8
Dolomite (% M/M)	< L.D.	0,05	3,33	4,0
Calcite (% M/M)	0,14	< L.D.	0,22	4,5
Jarosite (% M/M)	0,10	0,04	0,16	< L.D.
Gypse (% M/M)	0,23	0,19	0,15	< L.D.
Basanite (% M/M)	< L.D.	< L.D.	0,92	< L.D.
Ankérîte (% M/M)	< L.D.	< L.D.	1,26	< L.D.
Goethite (% M/M)	< L.D.	< L.D.	5,64	< L.D.
Sidérîte Mg (% M/M)	< L.D.	< L.D.	6,77	< L.D.
Othoclase (% M/M)	< L.D.	< L.D.	1,49	< L.D.
Diaspore (% M/M)	< L.D.	< L.D.	0,38	< L.D.

Les résidus de Louvicourt présentent un contenu minéralogique dominé par les minéraux silicatés avec quartz, muscovite et chlorite, engendrant un assez faible pouvoir neutralisant (Ouangrawa, 2007). La présence de dolomite (3%), de sidérîte (7%) et d'un peu de calcite contribue au potentiel de neutralisation. Les minéraux sulfureux sont majoritairement composés de pyrite (38%) avec un peu de chalcopyrite et de sphalérite. L'important potentiel d'acidification est associé à la présence de ces minéraux. Enfin, on observe la présence de minéraux secondaires comme jarosite, gypse, basanite, ankérîte, goethite et sidérîte.

Les résidus de Bulyanhulu sont composés majoritairement de minéraux silicatés comme le quartz, la muscovite et la chlorite. La présence de dolomite (4,0%) et calcite (4,5%) aide au pouvoir neutralisant (Martin, 2006). Le potentiel d'acidification de ce matériau provient de la présence de près de 12 % de pyrite. Cette caractérisation minéralogique ainsi que l'ensemble des caractéristiques exposées dans cette section servent à la mise en place et à l'interprétation des essais en petite cellule de consommation et en colonnes, sujet abordés aux sections suivantes.

4.3 Essais en cellule de diffusion et/ou de consommation

Les essais en cellules de consommation avec des résidus miniers ont été menés au laboratoire à l'ÉPM de mars à décembre 2006 pour les essais à un réservoir et de mars 2004 à novembre 2006 pour les essais de diffusion et de consommation à deux réservoirs. Cette partie du projet consiste à évaluer l'influence du degré de saturation sur la réactivité des matériaux. On a également tenté d'évaluer si la stérilisation aux rayons gamma peut avoir un effet sur la réactivité des matériaux. La procédure suivie a été décrite au chapitre 3. Tous les résultats d'essais sont présentés en Annexe B6.

Les groupes d'essais ont été présentés au chapitre 3. Il peuvent se résumer comme suit :

- cinq séries d'essais à un réservoir (S-1, S-2, S-3, S-4 et S-5);
- deux groupes d'essais de consommation individuels à un seul réservoir (EIB et EIL);
- un groupe d'essais de diffusion et consommation d'oxygène à deux réservoirs (EI2RL);
- une série d'essais de consommation d'oxygène à deux réservoirs (S-6).

4.3.1 Présentation et interprétation préliminaire des résultats

Pour chaque essai, le coefficient de diffusion effectif (D_e) et le coefficient du taux de réaction (K_r) sont déterminés par un ajustement entre les valeurs numériques des concentrations obtenues avec POLLUTE (Rowe et al., 1994) et celles expérimentales selon les procédures décrites au chapitre 3. La figure 4.7 présente un exemple de mesures et de courbe calculée pour le cas d'un essai à un réservoir. Les valeurs de D_e

initialement utilisées sont celles estimées par l'équation 2.24 tirée d'Aachib et al. (2002, 2004). Les valeurs de K_r sont déterminées de façon itérative jusqu'à ce que les résultats numériques s'ajustent à ceux expérimentaux. Dans un deuxième temps, les valeurs de D_e peuvent aussi être ajustées pour obtenir la meilleure solution selon les résultats expérimentaux.

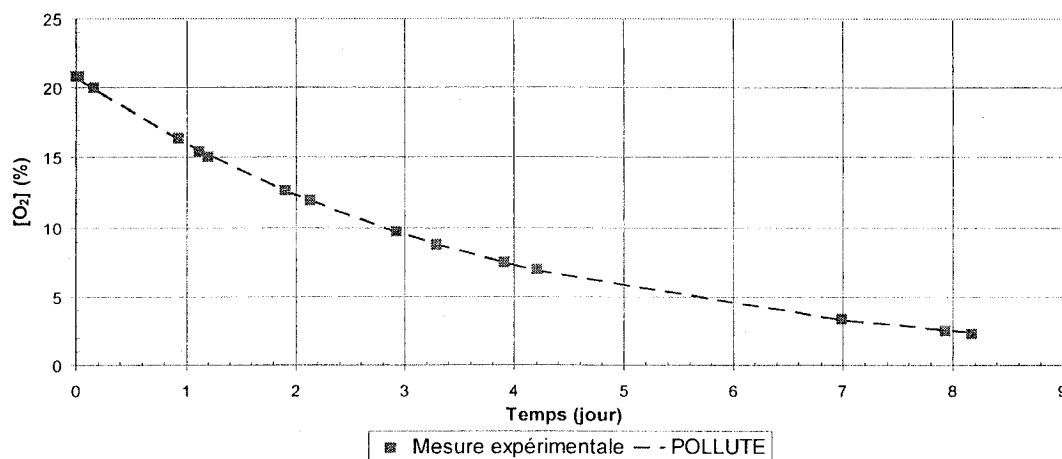


Figure 4.7 Exemple de comparaison entre les mesures expérimentales des concentrations d'oxygène durant les essais de consommation et les valeurs déduites du model numérique POLLUTE pour $S_r=16,5\%$ pour les matériaux de Bulyanhulu.

Dans les calculs numériques, la concentration initiale d'oxygène est déterminée selon la masse d'oxygène initialement présente dans le système à $t=0$. La condition frontière à la base notre cellule (formant les limites spatiales de notre système) est un flux nul d'oxygène en tout temps.

Durant le remplissage avec de l'air contenant 20,9 % d'oxygène, une partie de l'air diffuse à l'intérieur des matériaux avant que la concentration n'atteigne la valeur de 20,9 % supposée être mesurée par le capteur dans le réservoir. Dans l'utilisation de POLLUTE, il n'est pas possible d'introduire directement une concentration initiale d'oxygène à l'intérieur même du matériau comme condition initiale au début de l'essai. Il est toutefois nécessaire de tenir compte de cette quantité d'oxygène contenu dans

les matériaux au début de l'essai à $t=0$. Pour ce faire, il faut tenir en compte la masse d'oxygène contenu dans les matériaux selon la teneur en air équivalent θ_{eq} . On suppose ici que la dissolution de l'oxygène dans la phase aqueuse est à l'équilibre.

Diverses méthodes peuvent être utilisées pour tenir compte de l'oxygène initialement présent dans les matériaux. Compte tenu des limitations du logiciel POLLUTE, l'approche préconisée se base sur un transfert de cette masse d'oxygène initialement présente dans le réservoir.

Voici un exemple pour illustrer le calcul. Sachant que pour une hauteur de résidu humide de 1,90 cm, $n=0,46$ et $S_r=16,5\%$ et avec $\theta_{eq}=0,39$, contenant de l'air à 20,9% O_2 et que le réservoir au-dessus du matériau à une hauteur H est de 8,98 cm, la concentration initiale du réservoir sera ajustée à 22,5% $(=(8,98 \times 20,9\% + 0,39 \times 1,90 \text{ cm} \times 20,9\%) / 8,98 \text{ cm})$. Cette valeur $[O_2]_0$ est introduite comme concentration initiale dans le réservoir. Il est nécessaire de considérer l'oxygène initialement présent dans le matériau jusqu'à une saturation d'environ 80%. Les valeurs de D_e sont alors suffisamment grandes pour que la concentration O_2 dans les pores des résidus atteigne rapidement 20,9% au moment du remplissage, avant le temps officiel du début de l'essai à $t=0$. Au moment de l'interprétation par simulation numérique, la concentration de 20,9% O_2 est ainsi atteinte en quelques secondes après le début de l'essai. Au-delà de cette saturation ($\sim 80\%$), le coefficient de diffusion effectif devient trop faible pour permettre la diffusion durant le remplissage. L'oxygène est alors considéré absent dans les matériaux au début de l'essai.

Les figures 4.8 à 4.12 présentent les résultats de chacune des séries d'essais effectuées avec les différents matériaux. Les tableaux 4.11 à 4.17 présentent les principales caractéristiques de chacun des essais, les valeurs K_r prédites par Collin (1987) et D_e par Aachib et al. (2002, 2004), ainsi que les valeurs K_r et D_e résultants de l'ajustement avec le logiciel POLLUTE. Avec l'augmentation du degré de saturation on remarque en général que le coefficient de diffusion D_e tend à diminuer mais que le coefficient du taux de réaction K_r peut augmenter (à faible S_r).

Les séries des figures 4.8 et 4.9 portent sur les matériaux de Bulyanhulu. La série S-1 (figure 4.8) est composée de 10 essais d'une durée de 7 à 21 jours. On voit que la consommation d'oxygène est minimale pour les essais à $S_r=3\%$ et 7% . Elle est également faible pour les essais à $S_r=95\%$ et 100% . La consommation d'oxygène est la plus rapide pour l'essai à $S_r=66\%$.

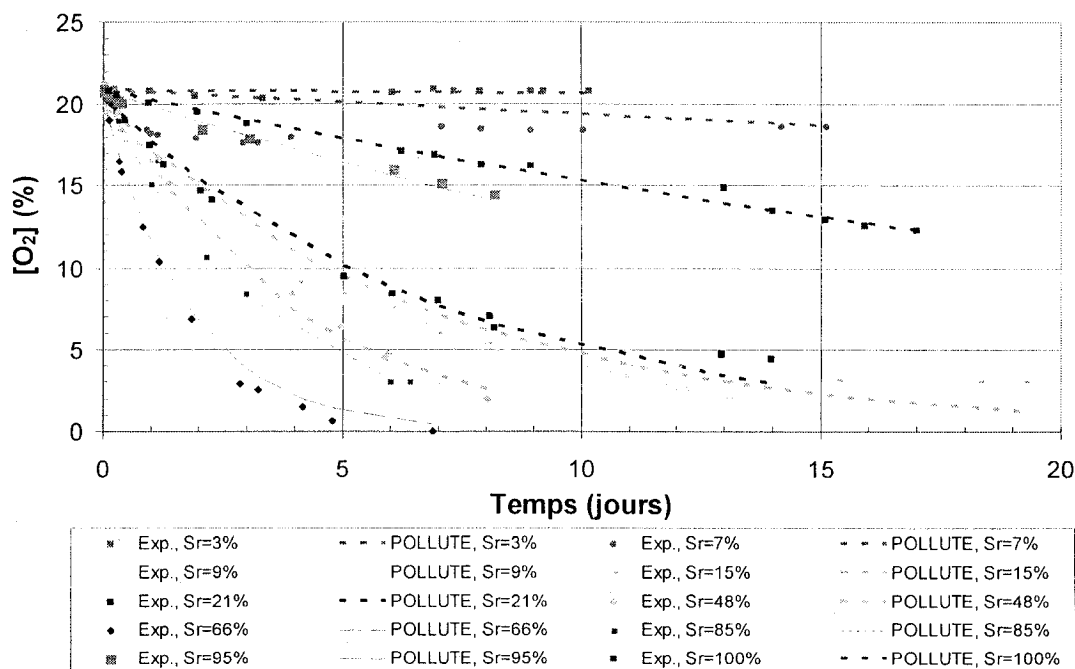


Figure 4.8 Comparaison entre les mesures expérimentales des concentrations d'oxygène durant les essais de consommation et les concentrations obtenues du modèle numérique POLLUTE avec les paramètres ajustés; Série S-1 pour les résidus de Bulyanhulu.

La série S-2 (figure 4.9) est composée de 10 essais d'une durée de 7 à 30 jours. La consommation d'oxygène est minimale pour les essais à $S_r=100\%$ et 1% , suivie des essais à $S_r=97\%$ et 7% . La consommation d'oxygène est la plus rapide pour l'essai à 82% de saturation. Le tableau 4.12 présente les principales caractéristiques de chacun des essais de cette série ainsi que les valeurs K_r et D_e résultants de l'ajustement aux données avec le logiciel POLLUTE. On retrouve ici les mêmes tendances que pour la série précédente : avec l'augmentation du degré de saturation

S_r , les valeurs ajustées du coefficient de diffusion D_e tend à diminuer et celle du coefficient du taux de réaction K_r tend à augmenter.

Tableau 4.12 Caractéristiques des dix essais de la série S-1 (résidus de Bulyanhulu).

Essai	S_r (%)	Épaisseur de l'échantillon (cm)	ρ_d (kg/m ³)	n (-)	θ_{eq} (-)	[O ₂] ₀ (%)	D_e prédit (m ² /jr)	K_r prédit (1/jr)	D_e ajusté (m ² /jr)	K_r ajusté (1/jr)
1	2,5	2,17	1572	0,46	0,45	23,2	0,50	2,4	0,50	0,0043
2	6,9	2,09	1629	0,44	0,41	22,9	0,40	2,5	0,41	0,033
3	8,7	2,37	1438	0,51	0,47	23,7	0,45	2,2	0,50	0,68
4	14,5	2,48	1375	0,53	0,46	22,2	0,39	2,1	0,39	0,54
5	21,3	2,45	1391	0,52	0,41	23,0	0,29	2,1	0,33	0,53
6	48,2	2,14	1595	0,45	0,24	22,6	0,10	2,4	0,065	1,1
7	65,9	1,93	1766	0,40	0,14	21,6	0,016	2,8	0,016	2,7
8	85,1	1,77	1929	0,34	0,03	20,9	9,3E-4	3,0	9,0E-4	1,8
9	94,8	1,80	1901	0,34	0,06	20,9	4,5E-5	3,0	1,5E-5	1,0
10	100,0	1,76	1939	0,34	0,01	20,9	1,5E-6	3,0	1,5E-6	4,8

Les figures 4.10 et 4.11 montrent les essais effectués sur les matériaux de Louvicourt non stérilisés et stérilisés respectivement. La série S-3 (figure 4.10) est composée de 10 essais d'une durée de 1 à 7 jours. La consommation d'oxygène est minimale pour les essais à $S_r=89\%$ et 95% , suivie des essais à $S_r=86\%$ et 84% . La consommation d'oxygène est la plus rapide pour l'essai à $S_r=57\%$ de saturation. Le tableau 4.14 présente les principales caractéristiques de chacun des essais de cette série ainsi que les valeurs K_r et D_e résultants de l'ajustement des données avec le logiciel POLLUTE. On retrouve les mêmes tendances que pour les séries précédentes : avec l'augmentation du degré de saturation S_r , le coefficient de diffusion D_e tend à diminuer. Ici toutefois, il semble que le coefficient du taux de réaction K_r diminue à partir de 84% .

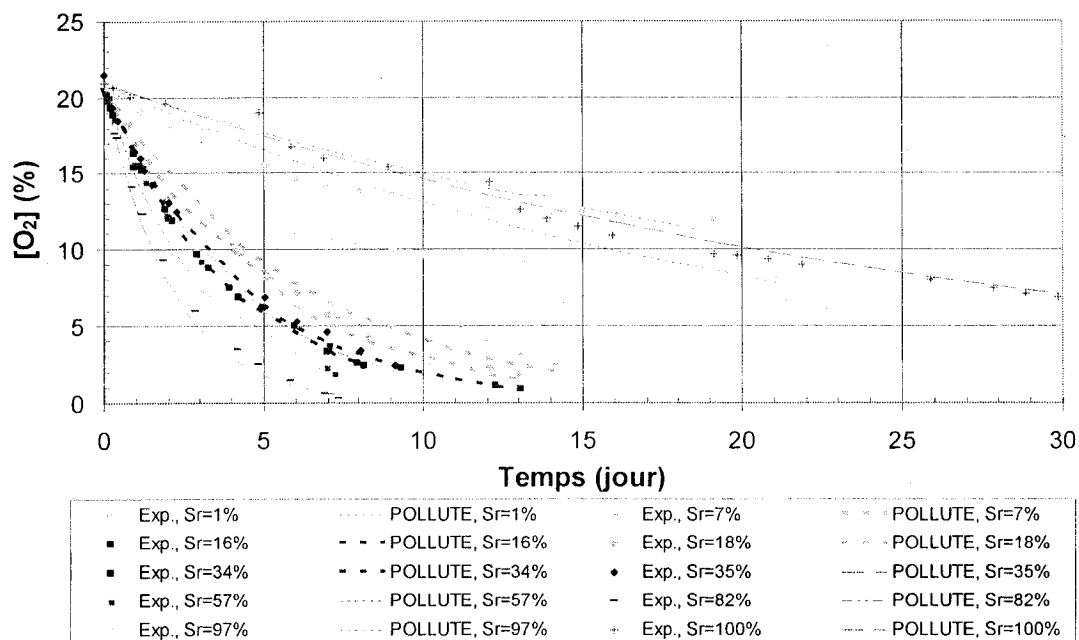


Figure 4.9 Comparaison entre les mesures expérimentales des concentrations d'oxygène durant les essais de consommation et les concentrations obtenues du model numérique POLLUTE avec les paramètres ajustés ; Série S-2 des résidus de Bulyanhulu.

Tableau 4.13 Caractéristiques des dix essais de la série S-2 (résidus de Bulyanhulu).

Essai	S _r (%)	Épaisseur de l'échantillon (cm)	ρ_d (kg/m ³)	n (-)	θ_{eq} (-)	[O ₂] ₀ (%)	D _e prédit (m ² /jr)	K _r prédit (1/jr)	D _e ajusté (m ² /jr)	K _r ajusté (1/jr)
1	0,92	1,8	1609	0,45	0,45	22,8	0,51	2,5	0,51	0,2
2	7,46	1,9	1548	0,47	0,44	22,8	0,43	2,4	0,43	0,8
3	16,5	1,9	1579	0,46	0,39	22,5	0,30	2,4	0,30	1,3
4	18,3	2,1	1400	0,52	0,43	23,0	0,32	2,2	0,33	0,9
5	34,0	1,9	1606	0,45	0,30	22,1	0,14	2,5	0,14	1,2
6	35,3	2,1	1458	0,5	0,33	22,6	0,15	2,3	0,15	1,2
7	57,4	1,8	1668	0,43	0,19	21,5	0,033	2,6	0,033	1,8
8	82,0	1,6	1876	0,36	0,07	20,9	0,0020	2,9	4,1E-3	3,5
9	97,7	1,5	1956	0,33	0,02	20,9	4,7E-6	3,0	4,7E-6	3,0
10	100	1,6	1913	0,35	0,01	21,0	1,6E-6	3,0	1,6E-6	7,9

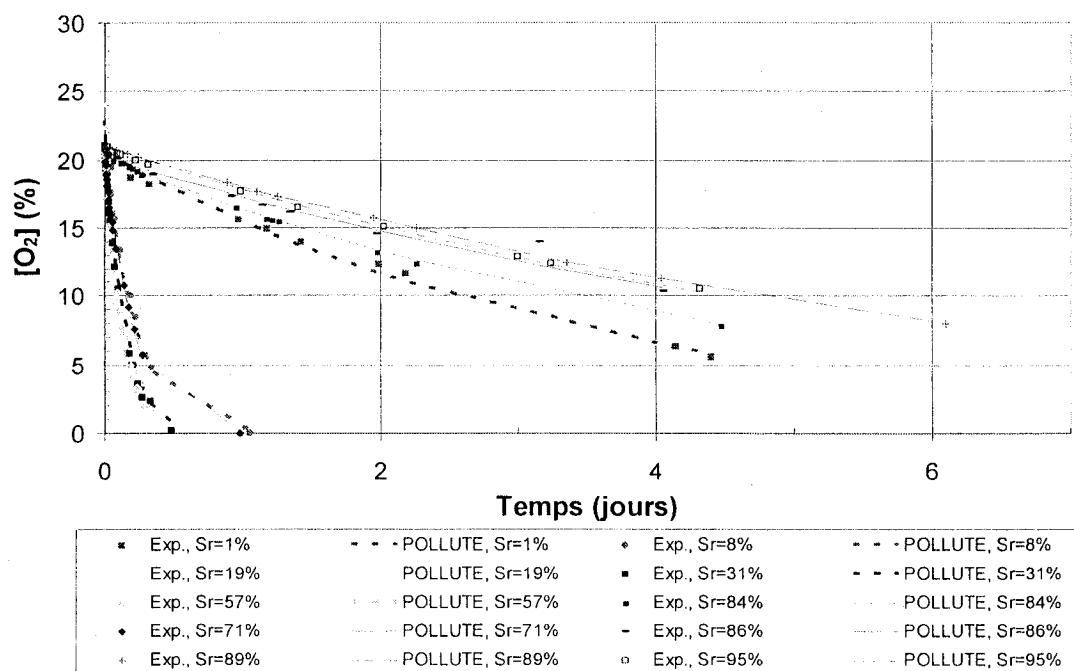


Figure 4.10 Comparaison entre les mesures expérimentales des concentrations d'oxygène durant les essais de consommation et les concentrations obtenues du modèle numérique POLLUTE avec les paramètres ajustés; Série S-3 pour les résidus de Louvicourt (non stérilisés).

Les matériaux utilisés pour la série S-4 ont initialement été séchés sous atmosphère d'azote avant d'être stérilisés aux rayons gamma.

Tableau 4.14 Caractéristiques des 10 essais de la série S-3 (résidus de Louvicourt non stérilisés).

Essai	S_r (%)	Épaisseur de l'échantillon (cm)	ρ_d (kg/m ³)	n (-)	θ_{eq} (-)	$[O_2]_0$ (%)	D_e prédit (m ² /jr)	K_r prédit (1/jr)	D_e ajusté (m ² /jr)	K_r ajusté (1/jr)
1	0,76	2,6	1478	0,58	0,57	30,8	0,70	9,0	0,70	0,50
2	7,6	2,5	1513	0,57	0,53	30,1	0,54	9,2	0,54	7,1
3	18,6	2,6	1486	0,58	0,47	29,4	0,36	9,0	0,36	12,8
4	30,7	2,5	1524	0,57	0,40	27,7	0,21	9,3	0,21	10,8
5	57,1	2,2	1762	0,50	0,22	23,9	0,040	10,7	0,040	16,9
6	70,5	1,9	1988	0,43	0,14	21,7	0,011	12,1	0,015	10,4
7	84,3	1,8	2071	0,41	0,07	20,8	0,0015	12,6	1,5E-3	0,47
8	86,2	2,0	1947	0,44	0,07	20,8	0,0011	11,9	4,1E-4	0,35
9	89,5	1,9	2052	0,41	0,05	20,9	4,6E-4	12,5	4,7E-4	0,37
10	95,6	1,8	2083	0,41	0,03	21,1	3,3E-5	12,7	3,9E-5	1,1

La série S-4 (figure 4.11) est composée de 9 essais d'une durée de 1 à 10 jours. La consommation d'oxygène est minimale pour les essais à $S_r=100\%$ et 99% , suivit des essais à $S_r=2\%$ et 87% . La consommation d'oxygène est la plus rapide pour l'essai à $S_r=29\%$ et 45% . Le tableau 4.15 présente les principales caractéristiques de chacun des essais de cette série ainsi que les valeurs K_r et D_e résultantes de l'ajustement des données avec le logiciel POLLUTE. On retrouve les mêmes tendances que les séries d'essai sur les résidus de Bulyanhulu : avec l'augmentation du degré de saturation S_r , le coefficient de diffusion D_e tend à diminuer et le coefficient du taux de réaction K_r tend à augmenter. Ici toutefois, on n'observe pas une baisse de K_r à haute saturation.

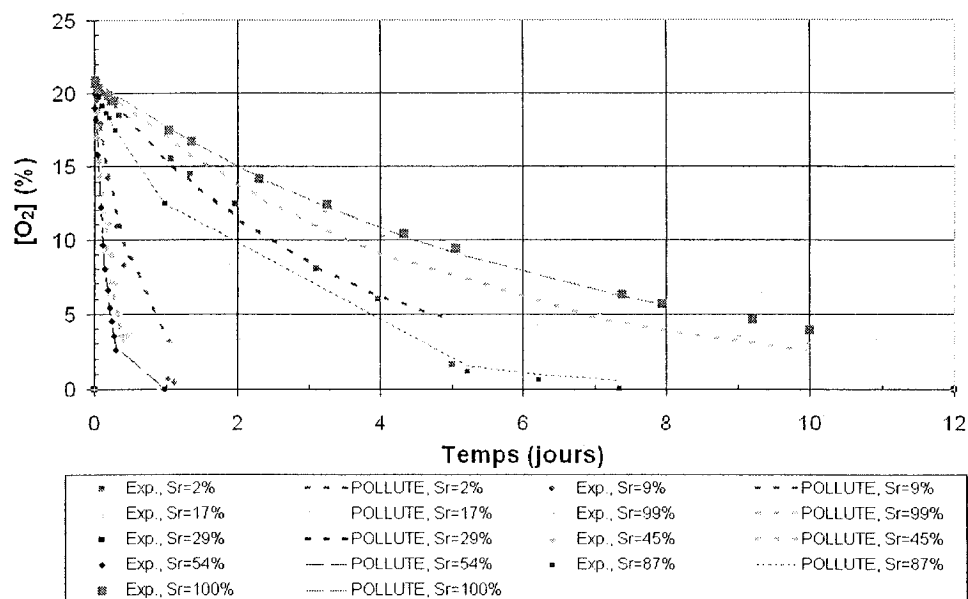


Figure 4.11 Comparaison entre les mesures expérimentales des concentrations d'oxygène durant les essais de consommation et les concentrations obtenues du modèle numérique POLLUTE avec les paramètres ajustés; Série S-4 pour les résidus de Louvicourt stérilisés aux rayons gamma.

Tableau 4.15 Caractéristiques des dix essais de la série S-4 (Louvicourt stérilisés aux rayons gamma).

Essai	S _r (%)	Épaisseur de l'échantillon (cm)	ρ_d (kg/m ³)	n (-)	θ_{eq} (-)	$[O_2]_0$ (%)	D _e prédit (m ² /jr)	K _r prédit (1/jr)	D _e ajusté (m ² /jr)	K _r ajusté (1/jr)
1	1,6	2,3	1649	0,53	0,52	28,7	0,61	10	0,61	0,58
2	9,4	2,3	1628	0,54	0,49	28,3	0,47	10	0,47	3,08
3	17,1	2,5	1516	0,57	0,47	29,1	0,38	9,2	0,38	6,92
4	28,5	2,5	1504	0,57	0,41	28,2	0,24	9,2	0,24	9,81
5	44,6	2,3	1669	0,52	0,30	25,3	0,095	10	0,10	8,07
6	53,9	2,3	1642	0,53	0,25	24,7	0,054	10	0,063	11,20
7	87,3	1,9	1961	0,44	0,07	20,9	8,5E-4	12	8,2E-4	11,95
8	98,7	1,9	2008	0,43	0,02	20,9	2,8E-6	12	2,7E-6	17,44
9	100,0	1,8	2068	0,41	0,01	20,9	1,9E-6	13	1,9E-6	29,21

La figure 4.12 montre les essais de la série sur les matériaux de Manitou. Cette série S-5 est composée de 9 essais d'une durée de 4 à 27 jours. La consommation d'oxygène est minimale pour les essais à $S_r=3\%$ et 26% , suivie de l'essai à $S_r=11\%$. La consommation d'oxygène est la plus rapide pour l'essai à $S_r=64\%$ de saturation. Le tableau 4.16 présente les principales caractéristiques de chacun des essais de cette série ainsi que les valeurs K_r et D_e résultants de l'ajustement des données avec le logiciel POLLUTE. On retrouve certaines tendances similaires à celles des séries précédentes : avec l'augmentation du degré de saturation S_r , le coefficient de diffusion D_e tend à diminuer et le coefficient du taux de réaction K_r tend à augmenter (mais cette tendance n'est pas bien définie).

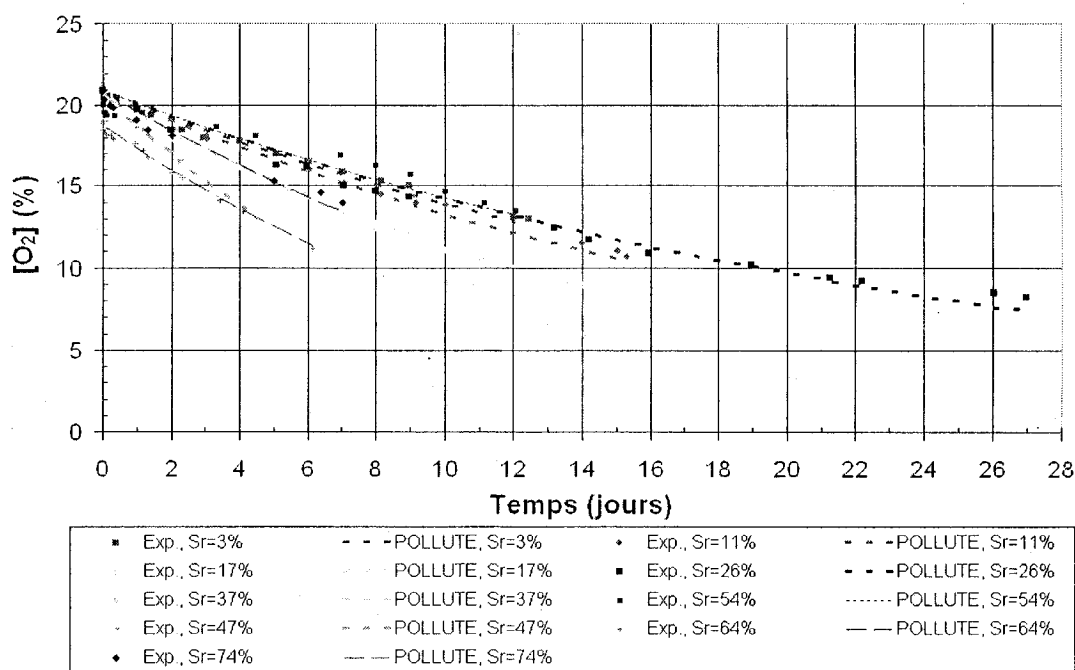


Figure 4.12 Comparaison entre les mesures expérimentales des concentrations d'oxygène durant les essais de consommation et les concentrations obtenues du modèle numérique POLLUTE avec les paramètres ajustés; Série S-5 pour les résidus (non oxydés) de Manitou.

Tableau 4.16 Caractéristiques des essais de la série S-5 (résidus non oxydés de Manitou).

Essai	S_r (%)	Épaisseur de l'échantillon (cm)	ρ_d (kg/m ³)	n (-)	θ_{eq} (-)	$[O_2]_0$ (%)	D_e prédit (m ² /jr)	K_r prédit (1/jr)	D_e ajusté (m ² /jr)	K_r ajusté (1/jr)
1	2,7	2,9	1331	0,54	0,53	32,8	0,60	0,26	0,59	0,058
2	10,5	2,4	1588	0,44	0,40	27,4	0,36	0,31	0,36	0,076
3	16,8	2,6	1504	0,47	0,39	28,0	0,31	0,29	0,31	0,094
4	26,1	2,6	1472	0,49	0,36	27,7	0,22	0,29	0,22	0,057
5	37,2	2,5	1527	0,47	0,30	26,1	0,12	0,30	0,12	0,094
6	46,3	2,5	1539	0,46	0,25	24,9	0,074	0,30	0,075	0,16
7	54,4	2,4	1580	0,45	0,21	24,4	0,043	0,31	0,043	0,37
8	63,6	2,3	1664	0,42	0,16	19,0	0,020	0,32	0,020	0,13
9	74,4	2,3	1641	0,43	0,12	22,7	0,0070	0,32	0,0068	0,056
10	82,5	2,3	1662	0,42	0,08	20,9	0,0022	0,32	0,0022	0,26

Les figures 4.13 et 4.14 présentent les résultats des essais individuels avec les matériaux de Bulyanhulu et de Louvicourt. Les six essais sur les résidus de Bulyanhulu (EIB) ont une durée variant de 3 à 13 jours, pour des degrés de saturation S_r variant de 12% à 100%. Les épaisseurs de matériau vont de 1,4 à 3,7 cm avec des porosités de 0,31 à 0,58 (tableau 4.17). Les dimensions des réservoirs sources varient. Les essais à fortes saturation (99,6% et 100%) montrent les décroissances les plus lentes (voir figure 4.13). Les valeurs K_r varient de 0,91 à 12,75/jr.

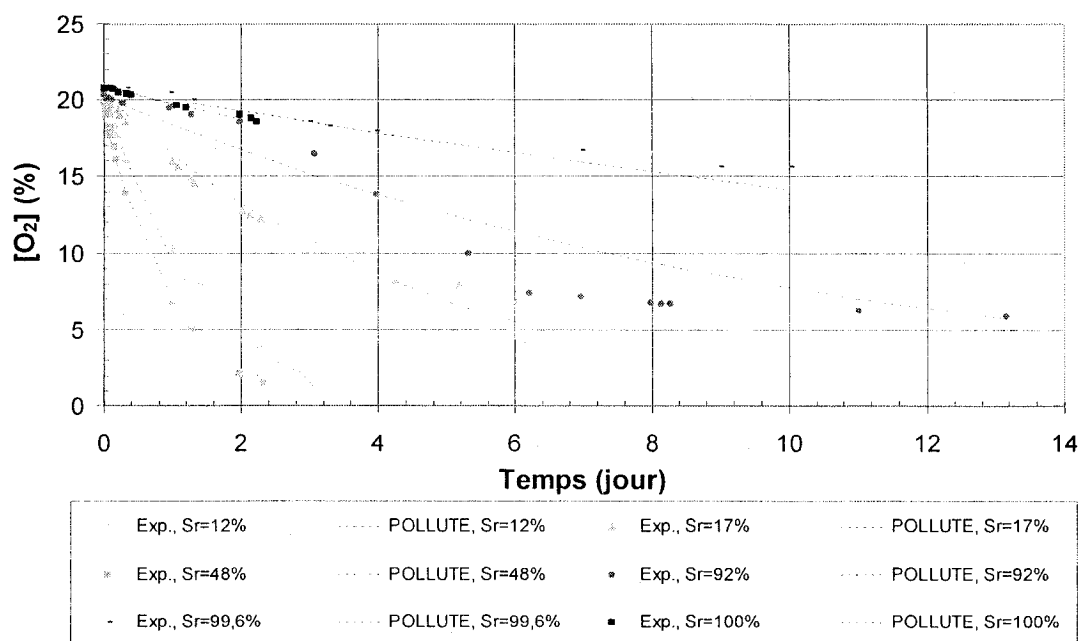


Figure 4.13 Comparaison entre les mesures expérimentales des concentrations d'oxygène durant les essais de consommation et les concentrations obtenues du modèle numérique POLLUTE avec les paramètres ajustés ; Essais individuels EIB pour les résidus de Bulyanhulu.

Le tableau 4.18 présente les résultats des essais individuels avec les matériaux de Louvicourt (EIL). Ces 13 essais ont des degrés de saturation variant de 22 à 92%. Les épaisseurs de matériau vont de 1,2 à 3,2 cm avec des porosités de 0,29 à 0,51. Les valeurs K_r varient de 1,10 à 13,16/jr. On remarque que les deux essais à $S_r=84\%$ donnent des valeurs K_r nettement inférieures aux autres essais. Cette tendance est similaire à celle de la série S-3 faite sur les matériaux non stérilisés.

Tableau 4.17 Caractéristiques des essais individuels EIB (résidus de Bulyanhulu).

Essai	S _r (%)	Épaisseur de l'échantillon (cm)	ρ_d (kg/m ³)	n (-)	θ_{eq} (-)	[O ₂] ₀ (%)	D _e prédit (m ² /jr)	K _r prédit (1/jr)	D _e ajusté (m ² /jr)	K _r ajusté (1/jr)
a	12,0	3,8	1258	0,57	0,50	26,4	0,46	2,0	0,46	1,91
b	16,6	2,1	1226	0,58	0,49	22,8	0,40	1,9	0,40	1,03
c	47,9	2,6	1711	0,41	0,22	20,5	0,060	2,7	0,060	3,52
d	92,4	1,5	1708	0,42	0,04	20,3	1,7E-4	2,6	1,9E-3	0,91
e	99,5	1,4	1788	0,39	0,01	20,8	1,8E-6	2,8	1,8E-6	12,69
f	100,0	2,5	1942	0,34	0,01	20,8	1,5E-6	3,0	1,5E-6	12,75

Tableau 4.18 Caractéristiques des essais individuels EIL (résidus de Louvicourt).

Essai	S _r (%)	Épaisseur de l'échantillon (cm)	ρ_d (kg/m ³)	n (-)	θ_{eq} (-)	D _e prédit (m ² /jr)	K _r prédit (1/jr)	D _e ajusté (m ² /jr)	K _r ajusté (1/jr)
a	22,1	1,7	1918	0,45	0,36	0,24	12	0,17	13
b	30,0	2,4	1731	0,51	0,36	0,20	10	0,21	2,7
c	39,9	2,8	2004	0,43	0,26	0,10	12	0,10	6,2
d	43,0	1,9	2256	0,36	0,21	0,070	14	0,063	20
e	53,2	1,2	2141	0,39	0,19	0,037	13	0,047	13
f	61,8	1,5	2165	0,38	0,15	0,021	13	0,019	6,9
g	63,1	2,3	2067	0,42	0,16	0,018	12	0,022	4,8
h	63,2	2,3	2055	0,41	0,16	0,021	12	0,022	11
I	72,0	3,2	2146	0,42	0,13	0,0091	12	8,2E-3	11
J	72,6	1,6	2505	0,29	0,08	0,0057	15	8,2E-3	13
K	85,6	2,6	2200	0,38	0,06	7,4E-4	13	1,1E-3	1,1
I	91,9	1,8	2024	0,39	0,04	2,0E-4	13	1,2E-4	1,6

Le tableau 4.19 présente les résultats des essais individuels avec les matériaux de Louvicourt (EI2RL) avec les cellules à deux réservoirs tirés de Gariepy (2004), Lecointre (2005) et Gosselin (2005). Ces sept essais ont des degrés de saturation variant de 40 à 100%. Les épaisseurs de matériau vont de 1,3 à 3,4 cm avec des porosités de 0,30 à 0,44. Les valeurs K_r varient de 0,68 à 30/jr. On remarque que les deux essais à degré de saturation important donnent des valeurs K_r inférieures aux

autres essais. Cette tendance est similaire à celle de la série S-3 et des essais EIL faits sur les matériaux non stérilisés.

Tableau 4.19 Caractéristiques des essais individuels de diffusion et consommation EI2RL (résidus de Louvicourt).

Essai	S_r (%)	Épaisseur de l'échantillon (cm)	ρ_d (kg/m ³)	n (-)	θ_{eq} (-)	D_e prédit (m ² /jr)	K_r prédit (1/jr)	D_e ajusté (m ² /jr)	K_r ajusté (1/jr)
a	40,4	1,8	2317	0,34	0,21	0,069	14	0,11	30
b	46,3	2,2	1971	0,44	0,24	0,068	12	0,059	15
c	46,9	2,1	2282	0,35	0,19	0,049	14	0,073	28
d	60,4	2,0	2048	0,42	0,17	0,026	12	0,094	8,2
e	72,5	1,7	2650	0,36	0,11	0,0058	14	0,012	19
f	85,8	1,5	2263	0,40	0,067	7,6E-4	13	1,8E-4	0,68
g	100,0	1,8	2487	0,30	0,009	2,4E-6	15	2,9E-4	1,8

Le tableau 4.20 présente les résultats de la série d'essais avec les matériaux de Louvicourt (S-6) avec la cellule à deux réservoirs. Ces six essais ont des degrés de saturation variant de 0,91 à 100%. Les épaisseurs de matériau s'étalent de 1,3 à 3,4 cm avec des porosités de 0,42 à 0,59. Les valeurs K_r varient de 0,49 à 9,6/jr. On remarque que les deux essais à degré de saturation important, $S_r=86\%$ et 100%, donnent des valeurs K_r inférieures aux autres essais. Cette tendance est similaire à celle de la série S-3 et les essais EIL et EI2RL faits sur les matériaux non stérilisés.

Tableau 4.20 Caractéristiques des essais de diffusion et consommation (S-6)
(résidus de Louvicourt).

Essai	S_r (%)	Épaisseur de l'échantillon (cm)	ρ_d (kg/m ³)	n (-)	θ_{eq} (-)	D_e prédict (m ² /jr)	K_r prédict (1/jr)	D_e ajusté (m ² /jr)	K_r ajusté (1/jr)
a	0,91	1,3	1697	0,51	0,51	0,60	10	0,60	0,49
b	15,8	1,5	1438	0,59	0,50	0,42	9	0,42	5,3
c	29,1	1,8	1461	0,58	0,42	0,24	9	0,24	8,9
d	52,9	2,5	1581	0,55	0,27	0,060	10	0,060	9,6
e	86,3	2,0	1840	0,48	0,077	0,0012	11	0,0021	2,9
f	100,0	3,4	2050	0,42	0,012	2,0E-6	12	0,012	0,53

4.4 Essais en colonne

Les essais en colonnes réalisés avec des résidus miniers ont été menés dans les laboratoires de la chaire à l'ÉPM de juillet à septembre 2006. Cette partie du projet vise à évaluer l'influence des caractéristiques hydrogéochimiques de résidus miniers sulfureux sur la diffusion et la consommation de l'oxygène. Les objectifs ont été mentionnés au chapitre 1 et 3. La procédure des essais a été décrite à la section 3.3.

4.4.1 Résultats

Trois essais en colonne ont été réalisés dans le cadre de cette étude. Une colonne contenait les résidus de Manitou (non oxydés), une contenait ceux de Louvicourt et une portait sur ceux de Bulyanhulu. Les résidus n'ont pas été stérilisés. Les caractéristiques de chacune des colonnes sont présentées au tableau 4.21 (Annexe C). Les densités sèches des matériaux ρ_d , les porosités n et les degrés de saturation S_r correspondent aux valeurs moyennes obtenues lors du démontage.

Tableau 4.21 Caractéristiques des matériaux en place dans les colonnes.

Caractéristiques	Manitou	Bulyanhulu	Louvicourt
Diamètre colonne (cm)	15,1	10	10
Hauteur de résidus (cm)	163	41	41
Masse total de résidus humides (kg)	56,965	6,228	8,332
Volume total (cm ³)	29248	3228	3192
Volume des pores (cm ³)	11512	1368	1105
ρ_d moyen (kg/m ³)	1480	1690	2310
n moyen	0,39	0,42	0,35
S_r moyen (%)	53	57	86
Nombre de senseurs d'O ₂	6	7	6
Nombre de sondes RDT	8	1	0

La figure 4.14 présente les valeurs de concentration d'oxygène mesurées dans la colonne aux profondeurs déterminée à partir du sommet des matériaux de Manitou: 0 cm (réservoir), 2 cm, 12 cm, 30 cm, 56 cm, 82 cm et 146 cm. Les mesures ont été corrigées en se basant sur le senseur 10 qui a servi de témoin à l'air libre. Cette correction est proportionnelle aux concentrations mesurées. Par exemple, si le senseur mesure 21,9%, alors toutes les mesures des autres senseurs à ce moment sont corrigés par un facteur multiplicatif égale à $(1+(20,9-21,9)/20,9)$. Elle apporte cependant peu de variabilité par rapport aux mesures originales (présentées en Annexe C1). La fréquence de la prise de donnée est une fois aux 15 minutes, sauf au tout début des périodes transitoires durant lesquelles une lecture est prise à chaque minute.

Avant le début de l'essai, les gaz contenus dans la colonne sont remplacés par de l'azote en appliquant une faible succion à la base. On laisse ensuite l'oxygène pénétrer dans la colonne jusqu'à atteindre un régime stationnaire. Cet état stationnaire de concentration d'oxygène est atteint après un temps différent depuis le début de l'essai selon la profondeur considérée. Par exemple, à 2 cm sous la surface, l'équilibre est atteint (à 19,3%O₂) en 20 heures environ tandis qu'à 82 cm, il faut environ 80

heures (pour une concentration de 0,9%O₂). La concentration d'oxygène mesurée à 146 cm est nulle pendant tout l'essai.

Après 140 heures, un polystyrène de 710 cm³ de volume a été ajouté dans le réservoir et le couvercle étanche a été remis au-dessus de la colonne. Ce styromousse inerte permet de réduire la masse totale d'oxygène contenue dans le réservoir, ce qui permet d'accélérer la décroissance de la quantité d'oxygène (il y en a moins qui doit être consommé). La période de décroissance (réservoir fermé) s'est échelonnée de 140 à 313 heures. À la fin de l'essai, des concentrations nulles ont été mesurées partout dans la colonne, sauf à 0 et 2 cm où on a observé 0,6 et 0,3%O₂ (car l'essai a été arrêté avant la consommation totale de l'oxygène dans la colonne).

La colonne a été démontée immédiatement après la fin de l'essai. Lors de cette étape, tous les matériaux ont été prélevés par couches afin de déterminer leur densité (porosité) et leurs teneurs en eau massique et volumique, ce qui permet de connaître la répartition du degré de saturation dans la colonne.

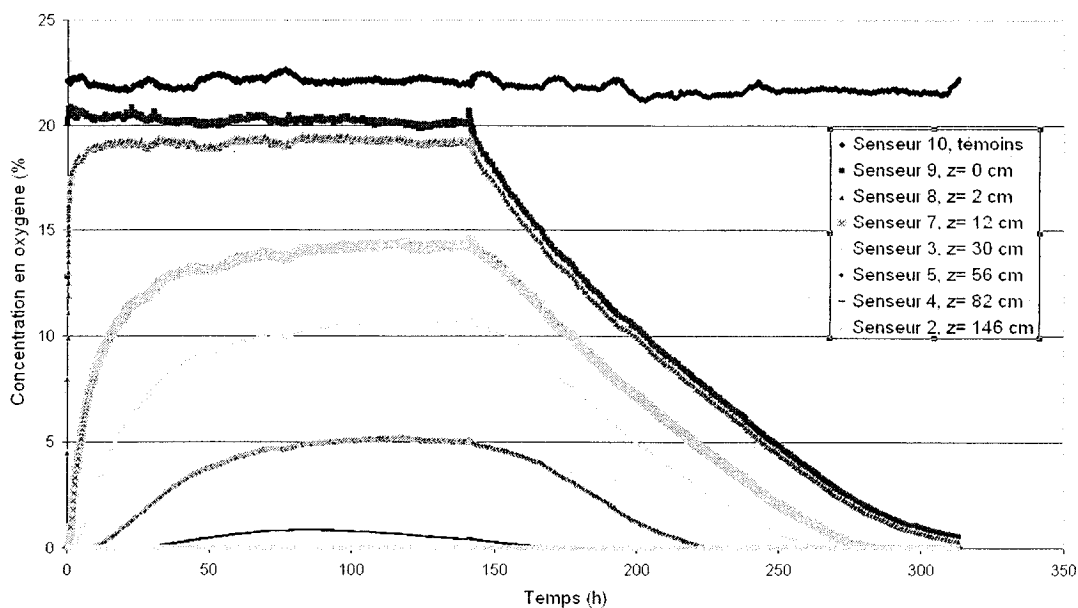


Figure 4.14 Mesure des concentrations d'oxygène corrigées (selon le capteur témoin) dans la colonne de matériaux de Manitou.

Les mesures des teneurs en eau volumiques avec les sondes RDT montrent qu'il n'y pas eu de variation significative au cours de l'essai pour une profondeur donnée (figure 4.15). Il existe cependant une variabilité des mesures à différentes profondeurs. En effet, les valeurs mesurées par les sondes RDT donnent des teneurs en eau généralement entre 0,19 à 0,29; les teneurs en eau mesurées au démontage se situent entre 0,19 et 0,24 (figure 4.16). On peut expliquer cette différence entre les valeurs de teneur en eau volumique des sondes RDT et les valeurs déduites de w et n par la calibration de l'appareil. L'étalonnage s'est faite sur une seule sonde avant l'essai à partir de six échantillons, sur une plage de S_r = 2% à 90%. La calibration de chacune des sondes individuelles aurait pu augmenter la précision des mesures.

À la figure 4.16, on remarque que la porosité mesurée lors du démantèlement varie de 0,35 à 0,42. Ces valeurs sont un peu moins variables que celles mesurées lors du montage de la colonne, avec une porosité variant de 0,34 à 0,43. Dans ce cas, l'épaisseur moyenne des 24 couches au montage est de 7 cm. L'épaisseur moyenne de 18 cm des neuf échantillons qui est plus importante lors du démontage tend à uniformiser les valeurs de la porosité. Dans les deux cas, les porosités minimales sont observées au sommet des résidus. Ceci s'explique par un degré, non volontaire, de compaction manuelle plus élevé des matériaux dans la partie supérieure lors de la mise en place des matériaux dans la colonne. Les teneurs en eau volumique et les degrés de saturation lors du montage sont plus élevés. Cette baisse de S_r est due à l'eau drainée à l'extérieure de la colonne, lors du remplacement des gaz par de l'azote au moment de la préparation de la colonne (avant le début de l'essai).

Les teneurs en eau volumiques (0,19 à 0,24) déterminées au démontage peuvent être reliées aux CRE des résidus de Manitou. En supposant que les résidus dans la colonne se trouvent dans un état d'équilibre hydrostatique, on peut déterminer une plage de charge de succion (m d'eau) (tirée de la CRE) par la correspondance des teneurs en eau volumiques mesurées. Pour des teneurs en eau volumique variant de 0,19 à 0,24, la charge de succion correspondante varie au minimum (CRE de l'essai 1) de 2,0 m à 3,1 m et au maximum (CRE de l'essai 3) de 6,0 à 9,0 m d'eau. Compte

tenu qu'il y a une distance d'environ 130 cm entre les positions des valeurs de teneurs en eau mesurées dans la colonne, il est plausible de croire que la CRE de l'essai 1 soit plus appropriée à notre cas, puisque la différence de charge de succion correspondante varie de 1,1 m d'eau ($=3,1\text{m} - 2,0\text{m}$).

Bien que la partie supérieure de la colonne soit un peu plus dense, on peut considérer que la colonne est relativement homogène quant à son état hydrique (degré de saturation) et sa structure (porosité) à la fin de l'essai.

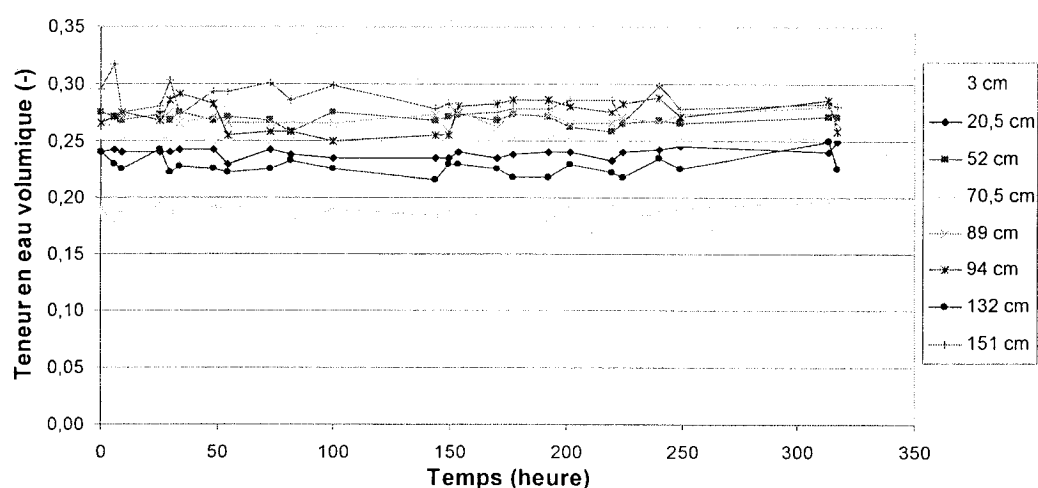


Figure 4.15 Mesure des teneurs en eau volumique des 8 sondes RDT, au cours de l'essai en colonne sur les résidus de Manitou.

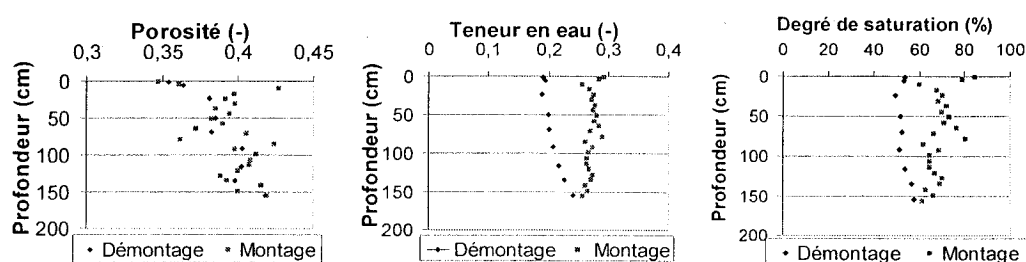


Figure 4.16 Profil des valeurs de la porosité, des teneurs eau volumique (déduites des teneurs en eau massiques) et du degré de saturation dans les résidus Manitou lors du montage et au démontage de la colonne.

La figure 4.17 présente les valeurs de concentration d'oxygène mesurées dans la colonne de résidus de Bulyanhulu aux profondeurs suivantes: 0 cm (réservoir), 1,3 cm, 11,3 cm, 18,3 cm, 26,3 cm et 36,3 cm. Les mesures ont aussi été corrigées en se basant sur le senseur 10 qui a servi de témoin à l'air libre. La prise des mesures se fait aux 15 minutes, sauf au début des périodes transitoires qui est à chaque minute. L'état stationnaire de la concentration de l'oxygène est plus long à atteindre pour les senseurs positionnés en profondeur que ceux dans la partie supérieure. Les concentrations à l'équilibre (stationnaire dans le temps) pour tous les senseurs sont atteintes en 40 heures (ou moins). L'oxygène a pénétré sur toute la longueur de la colonne avec une concentration non nulle au bas.

Après 50 heures, le couvercle étanche a été placé au-dessus de la colonne. La période de décroissance, a duré 13 heures jusqu'au moment où tous les senseurs ont mesuré une concentration nulle en oxygène. La colonne a été démontée par couche après l'essai afin de déterminer la répartition d'eau dans la colonne.

Les mesures des teneurs en eau volumiques obtenues avec la sonde RDT située à 2 cm sous la surface des matériaux montrent qu'il n'y pas eu de variation significative au cours de l'essai (figure 4.18). La valeur moyenne de θ est de 0,27 au cours de l'essai (selon RDT). On remarque toutefois qu'il existe une imprécision puisqu'au démontage de la colonne, on a observé une teneur en eau volumique de 0,24 à l'endroit où se situait la sonde, comparativement à 0,27 obtenu à la dernière mesure avec la sonde RDT. Cet écart est considéré comme normal compte tenu qu'il s'agit de deux méthodes de mesure indépendante, influencées par plusieurs paramètres autres que ceux mesurés (comme la concentration d'ions en solution et la teneur en sulfure).

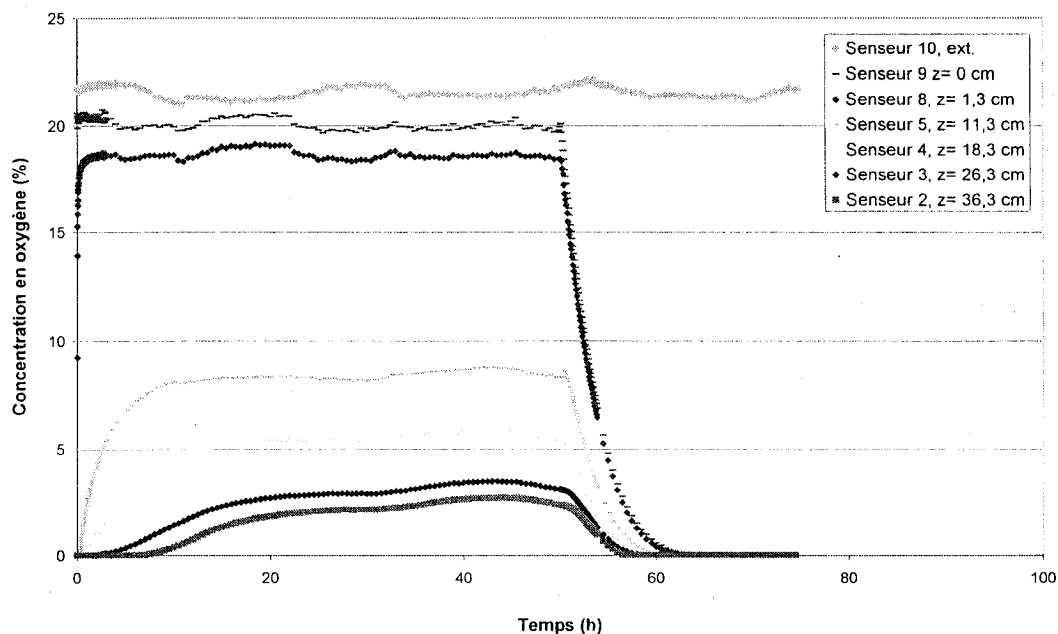


Figure 4.17 Mesure des concentrations en oxygène (corrigées) dans la colonne de résidus de Bulyanhulu.

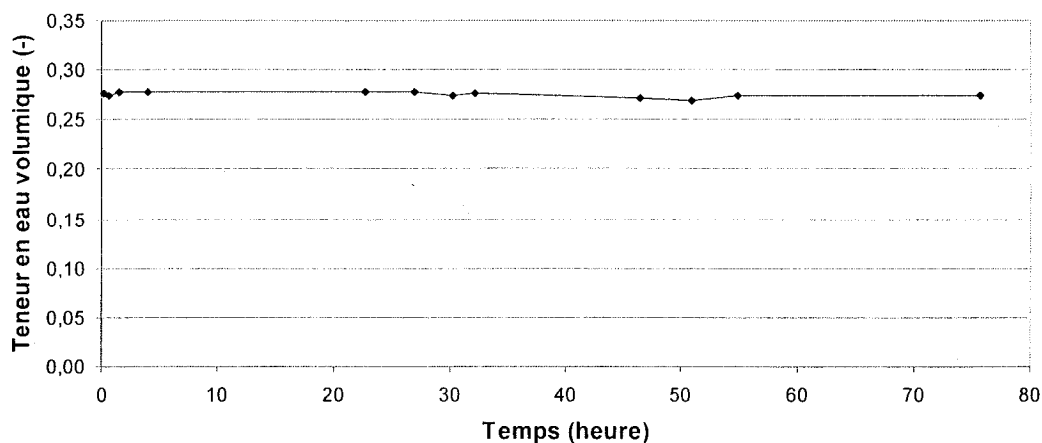


Figure 4.18 Mesure des teneurs en eau de la sonde RDT située à 2cm sous la surface, au cours de l'essai en colonne sur les résidus de Bulyanhulu.

La colonne a été montée en 16 couches d'épaisseur moyenne de 2,5 cm et démontée en huit couches d'épaisseur moyenne de 5 cm. À partir de la figure 4.19, on déduit

qu'il y a eu certains changements au niveau de la porosité et de la teneur en eau (ou degré de saturation) entre le montage et le démontage à la fin de l'essai. L'ensemble des valeurs de porosités varient de 0,39 à 0,47, les teneurs en eau volumique de 0,23 à 0,29 et les degrés de saturation de 45 à 74%. Les teneurs en eau volumique et les degrés de saturation lors du montage sont plus élevés, comme pour la colonne de résidus de Manitou. Bien qu'il existe une certaine variabilité entre les mesurés, on ne décèle aucune tendance relative au profil vertical. On peut donc déduire que le profil hydrique (degré de saturation) et structural (porosité) est relativement stable au cours de l'essai.

La teneur en eau volumique moyenne de 0,24 déterminée au démontage peut être reliée à la CRE des résidus de Bulyanhulu. En supposant que les résidus dans la colonne se trouvent dans un état d'équilibre hydrostatique, la charge de succion (m d'eau) (tirée de la CRE) correspondant aux teneurs en eau volumiques mesurées en colonne est de 29 m d'eau (une valeur qui semble élevée).

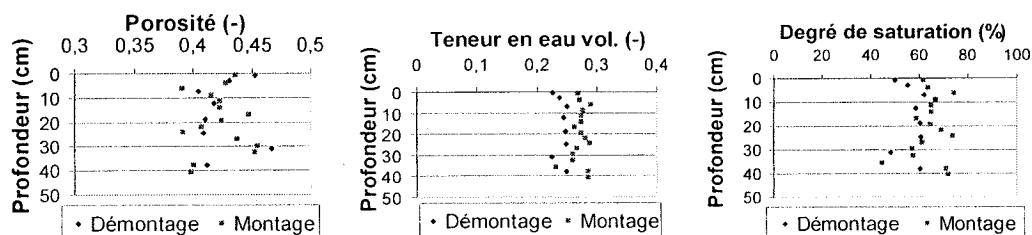


Figure 4.19 Profil des valeurs de la porosité, des teneurs eau volumique (déduites des teneurs en eau massiques) et du degré de saturation dans les résidus Bulyanhulu lors du montage et au démontage de la colonne.

La figure 4.20 présente les valeurs de concentration d'oxygène mesurées dans la colonne de résidus de Louvicourt aux profondeurs: 0 cm (réservoir), 1,2 cm, 5,2 cm, 9,2 cm, 17,2, 26,2 cm et 39,2 cm. Les mesures ont aussi été corrigées en se basant sur le senseur 8 qui a servi de témoin à l'air libre. La prise des mesures est faite aux 100 minutes, sauf au début des périodes transitoires qui est aux dix minutes. L'oxygène qui pénètre dans la colonne n'atteint pas un régime stationnaire a

proprement dit. En effet, les concentrations mesurées au senseur 6 à 1,2 cm atteignent un équilibre relatif (plateau horizontal) à 40 heures à 4,1%O₂. Cependant par la suite, l'oxygène continue à pénétrer dans la colonne. L'oxygène atteint alors le senseur 5 à 5,2 cm. Avant de mettre en place le couvercle étanche, les valeurs mesurées étaient de 5,2%O₂ à 1,2 cm, 1,4%O₂ à 5,2 cm. Les concentrations mesurées étaient nulles à partir de 9,2 cm aux autres positions dans la colonne.

Après 193 heures, le couvercle étanche a été mis au-dessus de la colonne. La période de décroissance a duré 40 heures jusqu'au moment où tous les senseurs ont mesuré une concentration nulle en oxygène. La colonne a été démontée par couches après cet essai afin de déterminer la répartition de l'eau dans la colonne.

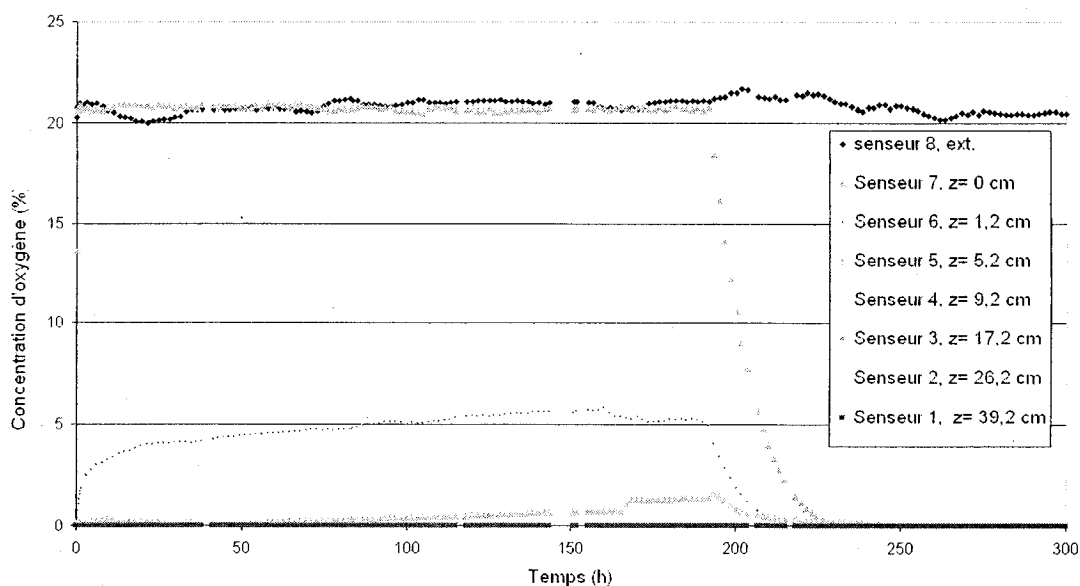


Figure 4.20 Mesure des concentrations en oxygène (corrigées) dans la colonne de matériaux de Louvicourt.

Cette colonne n'a pas été instrumentée avec des sondes RDT. Ce choix est basé sur l'expérience de Ouangrawa (communication personnelle) qui a observé que les sondes RDT étaient instables dans les matériaux de Louvicourt (très sulfureux). La colonne a été montée en six couches d'épaisseur moyenne de 7 cm et démontée en

huit couches d'épaisseur moyenne de 5 cm. Lors du démantèlement on constate que la couche supérieure de 1 cm est fortement désaturée par rapport au reste de la colonne (figure 4.21). Le degré de saturation (évalué selon la masse de la colonne et celle de l'eau retirée), lors de la purge de la colonne avec de l'azote, indique que le degré de saturation moyen était de 87%. Les valeurs obtenues au démontage montrent qu'elles sont demeurées près de cette valeur moyenne, à l'exception de la couche située au sommet. Il semble que l'évaporation ait diminué le degré de saturation dans cette couche. La valeur de porosité mesurée est de 0,39 dans cette couche, comparativement à 0,34 dans les autres couches.

La teneur en eau volumique moyenne de 0,295 déterminée au démontage peut être reliée à la CRE des résidus de Louvicourt. En supposant que les résidus dans la colonne se trouvent dans un état d'équilibre hydrostatique, la charge de succion (m d'eau) (tirée de la CRE) correspondante aux teneurs en eau volumiques mesurées dans la colonne serait de 55 m d'eau.

La pénétration de l'oxygène dans cette colonne est relativement faible comparativement aux deux autres colonnes. On explique ce phénomène par un degré de saturation moyen plus élevé et par une porosité plus faible. L'état stationnaire n'a jamais été atteint. Ce changement des conditions hydriques dû à l'évaporation pourrait influencer les paramètres déterminant la diffusion. Ces paramètres se retrouvent donc dans un état transitoire. L'essai de consommation à la fin de l'essai a pu quand même avoir lieu avec succès.

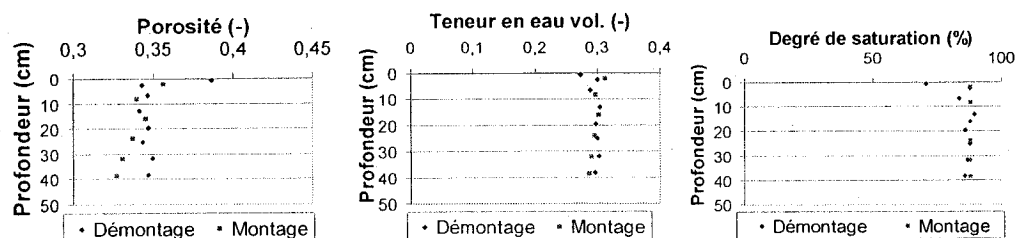


Figure 4.21 Profil des valeurs de la porosité, des teneurs eau volumique (déduites des teneurs en eau massiques) et du degré de saturation dans les résidus Louvicourt lors du montage et au démontage de la colonne.

4.5 Remarques finales

Ce chapitre vise à présenter l'ensemble des résultats obtenus sur le terrain comme au laboratoire, au cours de ce projet. Dans le cas du parc à résidus miniers Manitou, générateur de DMA, trois tranchées de 1,5 à 1,8 mètres de profondeurs ont permis d'observer les structures à plus petite échelle. Il existe une hétérogénéité (stratification) verticale physique et chimique associée à des conditions d'altération variables. Les matériaux sont généralement plus oxydés en surface (jusqu'à environ 1,2 mètres aux endroits creusés) et relativement intacte plus en profondeur, mais avec certaines zones sub-horizontales également oxydées. Les résidus sont composés de matériaux de grosseur assez homogène (de la taille de sable silteux). Les porosités mesurées sont d'environ 0,50 (-) en moyenne, variant de 0,41 à 0,57 (-). Tous les matériaux étudiés se trouvent dans des conditions non saturées avec des teneurs en eau qui sont relativement semblables d'un échantillon à l'autre à l'exception des couches à granulométrie plus fines dans la tranchée T-1 qui tendent à retenir d'avantage l'eau. Ce type de structure peut être présent ailleurs à diverses échelles.

Lors des travaux de terrain au site Manitou, il a été possible de réaliser une série d'essais de consommation d'oxygène. Trois essais ont été faits à la surface des résidus et quatre autres ont eu lieu au fond de trois tranchées. Ces essais permettront d'estimer les flux d'oxygène pénétrant dans les matériaux réactifs contenant de la

pyrite. Les essais en surface montrent une décroissance plus faible de la concentration d'oxygène que ceux faits en fond de tranchée.

Des échantillons ont été rapportés à l'ÉPM pour réaliser une caractérisation au laboratoire. Il s'agit de chaudières contenant des résidus pris en fond de tranchées qui forment un échantillon composite et d'un autre échantillon composite de résidus de surface, tous homogénéisés sur place. Ces échantillons n'ont pas été collectés avec l'objectif de caractériser le parc en entier (ce qui a déjà été fait par d'autre; e.g. Tassé et Germain, 1999, 2003; Équipe PMC-II, 1993), mais visaient plutôt l'étude des propriétés d'un type de résidus en particulier.

Les matériaux étudiés au laboratoire proviennent de trois sources : Manitou, Bulyanhulu et Louvicourt. Il s'agit de résidus miniers potentiellement générateurs d'acide. Les matériaux de Bulyanhulu (silt inorganique) et Louvicourt (silt inorganique) ont une granulométrie plus fine que le sable silteux de Manitou.

L'effet de la granulométrie se reflète sur les valeurs de conductivités hydrauliques mesurées. Les essais de conductivité hydraulique sur les matériaux de Manitou donnent la plus forte valeur moyenne de $k = 1,15E-5$ m/s tandis que celle de Louvicourt est de $3,73E-8$ m/s et celle de Bulyanhulu de $1,11E-7$ m/s.

Les courbes de rétention d'eau ont été obtenues à l'aide de quatre essais en cellule TEMPE sur les résidus de Manitou. Les pressions d'entrée d'air observées varient de 0,7 à 2,1 m d'eau.

Les analyses chimiques et minéralogiques montrent que les matériaux étudiés sont potentiellement générateurs d'acide, sauf les matériaux Manitou oxydés. La pyrite est le principal minéral sulfureux dans tous les échantillons. Les matériaux de Manitou (non oxydés) contiennent 7% (M/M) pyrite, Manitou oxydés 0% (M/M) pyrite (non détecté), Bulyanhulu 12% (M/M) pyrite et Louvicourt 38% (M/M) pyrite.

Cinq séries de 9 à 10 essais de consommation d'oxygène à un capteur en cellule ont été menées dans le but de quantifier la réactivité des matériaux. Un certain nombre d'essai de diffusion et de consommation d'oxygène à deux réservoirs ont également été menés. Le degré de saturation semble être un paramètre clé sur le taux de consommation d'oxygène. Sur l'ensemble des essais, on constate en général que lorsque les matériaux sont très faiblement saturés ou fortement saturés, la consommation d'oxygène semble plus faible.

Trois essais en colonnes instrumentées avec des senseurs optiques d'oxygène sur les résidus de Manitou (non oxydés), Bulyanhulu et Louvicourt montrent que la vitesse de pénétration de l'oxygène par diffusion (et consommation) dépend des caractéristiques hydriques et chimiques des matériaux. Deux essais sur trois semblent avoir atteint un régime stationnaire du profil de concentration d'oxygène. Chaque essai s'est terminé par un essai de consommation à réservoir fermé où la décroissance de concentration d'oxygène est suivie dans le temps et selon la profondeur.

L'interprétation des résultats obtenus sur les essais de terrain et au laboratoire sont présentés au chapitre suivant (chapitre 5).

CHAPITRE 5

INTERPRÉTATION ET DISCUSSION DES RÉSULTATS

Ce chapitre porte sur l'interprétation, l'analyse et la discussion des résultats présentés au chapitre 4. L'interprétation des résultats de terrain par la méthode numérique à l'aide du logiciel VADOSE/W et par l'approche de Elberling et al. (1994) et par Elberling et Nicholson (1996) est d'abord présentée. Les résultats sont ensuite comparés et discutés en tenant compte des informations complémentaires obtenues par les essais au laboratoire. Dans un second temps, les mesures de conductivité hydraulique et les courbes de rétention d'eau (CRE) sont analysées et comparées aux valeurs issues de modèles de prédiction. Ensuite, la compilation des résultats des essais en cellule de consommation est utilisée pour évaluer les tendances relatives à l'influence de l'eau sur la réactivité des matériaux. On propose aussi une modification au modèle de Collin (1987) pour tenir compte de ces observations. Enfin, les résultats des essais en colonne servent à étudier l'influence des paramètres hydrogéochimiques sur la diffusion et la consommation de l'oxygène à partir d'une interprétation numérique et analytique.

5.1 Essais sur le terrain

5.1.1 Procédure d'interprétation des essais de terrain

Les sept essais de consommation d'oxygène réalisés sur le terrain ont été interprétés selon les deux procédures présentées ci-dessous.

a) Interprétation avec VADOSE/W

La première approche d'interprétation fait appel au logiciel numérique VADOSE/W présenté au chapitre 2. Cette nouvelle méthode d'interprétation présente des similitudes avec celle proposée Mbonimpa et al. (2002b) et par Martin et al. (2006a). Il s'agit d'une interprétation basée sur un modèle axisymétrique (une dimension). Les paramètres intrinsèques du matériau à l'essai requis pour l'interprétation par modélisation sont la porosité totale n et la teneur en eau volumique θ_w . On suppose

que ces propriétés sont stationnaires au cours de l'essai et uniforme sur tout le profil vertical (pour la profondeur d'influence). Le coefficient de diffusion effectif D_e est calculé par le logiciel VADOSE/W (à partir de la porosité fournie et la teneur en eau volumique calculée selon la valeur mesurée de w).

La méthode d'interprétation consiste à modéliser une colonne cylindrique constituée de matériaux réactifs ayant un diamètre de 14,5 cm et une hauteur importante (ici 10 mètres) de façon à ce que la profondeur n'influence pas la pénétration de l'oxygène par diffusion. La colonne inclut à son sommet un réservoir d'une hauteur équivalente à celle déterminée lors de l'essai sur le terrain (1,5 à 4,0 cm).

La première étape de calcul consiste à définir l'état hydrique (non saturé) selon la CRE appropriée à partir des valeurs obtenues pour la teneur en eau volumique θ_w lors de l'essai de densité en place. Cette valeur de teneur en eau volumique est imposée sur l'ensemble des résidus. La valeur de teneur en eau à saturation θ_s est considérée égale à la valeur de porosité totale n ; elle s'applique ici lorsque la pression d'eau ≥ 0 (figure 5.1). On utilise la teneur en eau volumique mesurée sur le terrain pour les pressions d'eau < 0 (suction). Le volume d'air du réservoir se définit aussi par une CRE particulière. Dans ce modèle, on impose une teneur en eau de 1 (-) pour une pression ≥ 0 et une teneur en eau nulle pour les pressions < 0 (figure 5.1). Tous les détails peuvent être trouvés en Annexe C dans les fichiers de modélisation du logiciel VADOSE/W. Ces caractéristiques sont nécessaires au logiciel VADOSE/W pour le calcul de la valeur de D_e par le modèle discuté au chapitre 2, basé sur celui de Millington et Shearer (1971) et modifié par Collin (1987) et Aachib et al. (2002, 2004).

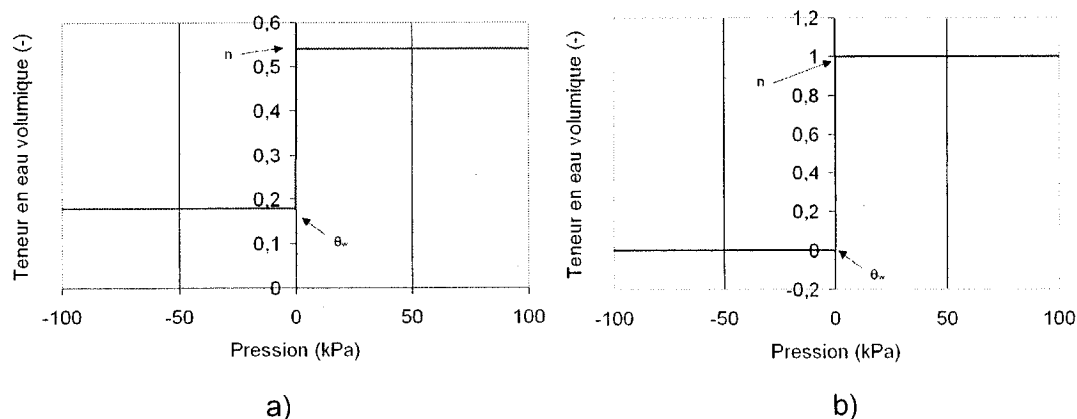


Figure 5.1 Courbes de rétention d'eau particulières utilisées avec le logiciel VADOSE/W pour quantifier la teneur en eau volumique θ_w (a) dans les résidus (exemple tiré de l'essai # 1) et (b) dans le réservoir d'air (tous les essais); ces courbes servent à interpréter les essais de consommation d'oxygène *in situ*.

La seconde étape consiste à estimer le profil de concentration d'oxygène à l'équilibre avant le début de l'essai, selon les valeurs de D_e et K_r . L'oxygène atmosphérique qui diffuse est en partie consommé lorsqu'elle pénètre dans les résidus réactifs. Sa concentration devient alors nulle à une certaine profondeur théorique (Mbonimpa et al. 2003). On obtient ce profil avec des conditions aux frontières déterminées. Dans ce modèle, on impose ici une concentration constante de 20,9% d'oxygène aux nœuds formant le réservoir au sommet. De plus, tous les nœuds du réservoir montrent une pression d'eau homogène < 0 (constante) (voir la CRE fictive de la figure 5.1 b). On impose aussi une teneur en eau volumique θ_w aux résidus à chaque essai. Dans notre cas, la valeur -50 kPa est utilisée pour tous les essais; cette valeur fixe permet d'imposer la teneur en eau volumique θ_w voulue (correspondant à celle mesurée). À noter que cette valeur de succion de -50 kPa n'est pas liée à une représentation physique particulière du matériau; il s'agit d'une valeur choisie pour créer les conditions requises à une interprétation des essais avec le code VADOSE/W.

Le profil de concentration d'oxygène à l'équilibre s'obtient par un calcul en régime transitoire sur une période suffisamment longue (10 jours); on considère alors que le profil est devenu stationnaire. D'autre part, le modèle de prédiction de Collin (1987) sert généralement à estimer préalablement $t^*_{1/2}$ associé à une valeur représentative de la réactivité du matériau lors de la première étape itérative. Le lien entre le paramètre $t^*_{1/2}$ et la réactivité K_r^* des matériaux a été présenté au chapitre 2 (voir aussi annexe A1).

La troisième étape consiste à simuler l'essai lui-même avec le réservoir fermé. On observe alors la décroissance de la concentration d'oxygène dans le temps. La condition initiale de cette étape correspond au profil de concentration d'oxygène à l'équilibre (i.e. la fin de la deuxième étape). Les conditions hydriques reliées à la charge en succion de -50 kPa demeurent les mêmes pour l'ensemble des nœuds. Les nœuds supérieurs du couvercle du réservoir se voient imposer un flux d'oxygène nul. La variation de la concentration d'oxygène mesurée dans le temps est alors comparée avec celle calculée par VADOSE/W.

Dans un premier temps lors de l'interprétation, les valeurs (minimale et maximale) de K_r obtenues des essais en cellule de consommation en laboratoire sur les résidus de Manitou non oxydés (série S-5) (voir chapitre 4) sont utilisées pour modéliser les essais 1 à 7. Dans un deuxième temps, on ajuste les valeurs K_r (et au besoin D_e), pour que la simulation soit plus représentative des mesures de concentration d'oxygène dans le réservoir. Comme l'ont proposé Mbonimpa et al. (2002b) et Martin et al. (2006a), la valeur du paramètre recherché K_r est obtenue par itération en répétant les étapes 2 et 3 jusqu'à l'obtention de la meilleure juxtaposition des deux courbes (mesures vs calculs). Lors de ce processus itératif, il aurait aussi été possible de faire varier de façon plus importante les valeurs de D_e , mais il a été décidé de ne pas trop modifier les valeurs prédites (par l'équation 2.24) car l'incertitude sur K_r semble plus élevée. On a donc convenu de garder la valeur de D_e proche de la valeur prédite, et d'ajuster ensuite celle de K_r pour reproduire la tendance des mesures de terrain. Le lecteur peut consulter l'Annexe D4 contenant les fichiers du logiciel VADOSE/W pour plus de détails.

Pour les trois cas simulés (à partir des valeurs K_r minimale, maximale ou ajustées), on peut aussi estimer le flux d'oxygène à la surface des résidus en régime permanent en utilisant l'équation 2.47. Les flux estimés à partir des valeurs K_r obtenues des essais en cellules de consommation, ceux déduits des valeurs ajustées et ceux obtenus de la méthode pseudo-stationnaire proposée par Elberling et al. (1994) et par Elberling et Nicholson (1996) sont ensuite comparés.

b) Interprétation analytique

La seconde composante de l'interprétation est basée sur une approche proposée par Elberling et al. (1994) et par Elberling et Nicholson (1996). Elle vise uniquement à obtenir le flux d'oxygène à la surface en régime permanent (et non à déterminer les valeurs spécifiques de D_e et K_r). Cette approche d'interprétation sera appelée la méthode Elberling dans la suite du document. Elle se fonde sur la deuxième loi de Fick (équation 2.20) pour un état stationnaire (avec $dC/dt=0$). On peut alors réécrire (Nicholson et al., 1989) :

$$D_e \left(\frac{\partial^2 C}{\partial z^2} \right) - K_r C = 0 \quad (5.1)$$

Les conditions déterminées sur le terrain servent ici aussi à estimer les conditions aux frontières appliquées à l'équation 5.1, soit $C(z)=C_0$ à $z=0$ et $C(z)=0$ lorsque $z \rightarrow \infty$. Le flux en condition stationnaire à travers la surface s'écrit selon l'équation 2.47. À partir de l'équation de continuité, le taux d'oxygène consommé dans le réservoir clos est obtenu par (Elberling et al., 1994; Elberling et Nicholson, 1996) :

$$V \frac{\partial C}{\partial t} = AC \sqrt{K_r D_e} \quad (5.2)$$

où A est l'aire du réservoir et V son volume. Pour des conditions initiales $C = C_0$ à $t=0$, la solution de l'équation précédente devient:

$$\ln\left(\frac{C}{C_0}\right) = -t\sqrt{K_r D_e} \frac{A}{V} \quad (5.3)$$

La pente du graphique $\ln C/C_0$ en fonction du temps donne la valeur du terme $(K_r D_e)^{0.5}$. Avec les valeurs de A et V connues, le flux à la surface se calcule alors en substituant le terme $(K_r D_e)^{0.5}$ dans l'équation 2.47. Les valeurs individuelles de K_r et D_e ne sont donc pas explicitement déterminées par cette approche.

c) Interprétation avec POLLUTE

Une troisième composante de l'interprétation utilisée ici est basée des solutions aux lois de Fick obtenues avec le logiciel POLLUTE (Rowe et al. 1994). Elle a été décrite par Mbonimpa et al. (2002b) et utilisée Bussière et al (2002) et par Martin et al. (2006a) pour interpréter les essais de consommation en surface. Pour les conditions aux frontières, on considère ici la masse initiale d'oxygène dans le réservoir du haut et une concentration nulle d'oxygène à une profondeur théoriquement infinie (Martin et al., 2006a). La décroissance de la concentration d'oxygène dans le réservoir dépend du coefficient de diffusion et de la réactivité du matériau. La valeur des paramètres D_e et K_r est obtenue de façon itérative, en comparant la variation de la concentration d'oxygène mesurée dans le temps avec celle calculée par POLLUTE. Lorsque les paramètres D_e et K_r sont ajustés, il est possible de calculer le flux d'oxygène vers le résidu par l'équation 2.47. Cette interprétation n'est toutefois pas totalement représentative en raison des limitations du logiciel POLLUTE, qui ne permet pas d'inclure la présence d'oxygène dans les résidus au début de l'essai.

5.1.2 Résultats de l'interprétation avec VADOSE/W

Les valeurs de K_r tirées des essais en cellule de consommation sur les matériaux de Manitu non oxydés (série S-5), présentées au chapitre 4, sont d'abord utilisées pour modéliser les essais 1 à 7 avec VADOSE/W. Les degrés de saturation S_r mesurés sur le terrain pour les essais en surface varient de 12,8 à 31,4% et ceux en fond de tranchée sont de 20,0 à 29,7%. Les valeurs de K_r minimale (0,057/jr) et maximale (0,093/jr) tirées des essais de consommation, pour la plage de S_r correspondante, ont

été utilisées comme valeurs limites (voir tableau 4.16). Pour ces modélisations, les valeurs de D_e sont estimées à partir des essais de densité en place avec le modèle proposé par Aachib et al. (2004).

On procède ensuite à un ajustement des valeurs de K_r et (au besoin) de D_e selon les données de terrain. Ceci a permis d'obtenir les valeurs de D_e et K_r représentatives des mesures. La figure 5.2 montre les mesures expérimentales de terrain et les courbes obtenues à l'aide du logiciel VADOSE/W selon cette approche; on montre aussi les résultats de calcul avec les valeurs de K_r minimale et maximale tirées de la série S-5.

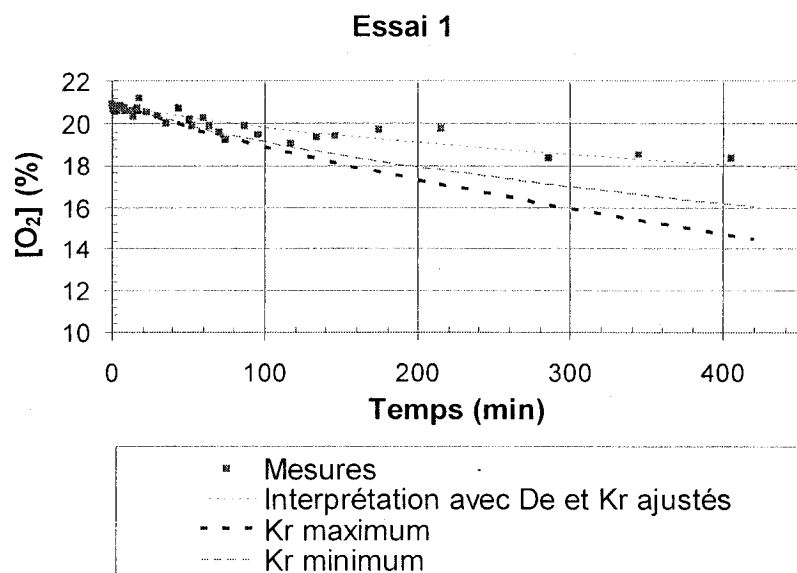


Figure 5.2 Mesures de concentration d'oxygène durant les essais de consommation d'oxygène sur le terrain, et courbes obtenues par modélisation avec le logiciel VADOSE/W (avec valeurs de K_r minimale ($K_r=0,057/\text{jr}$), maximale ($K_r=0,093/\text{jr}$) et ajustées).

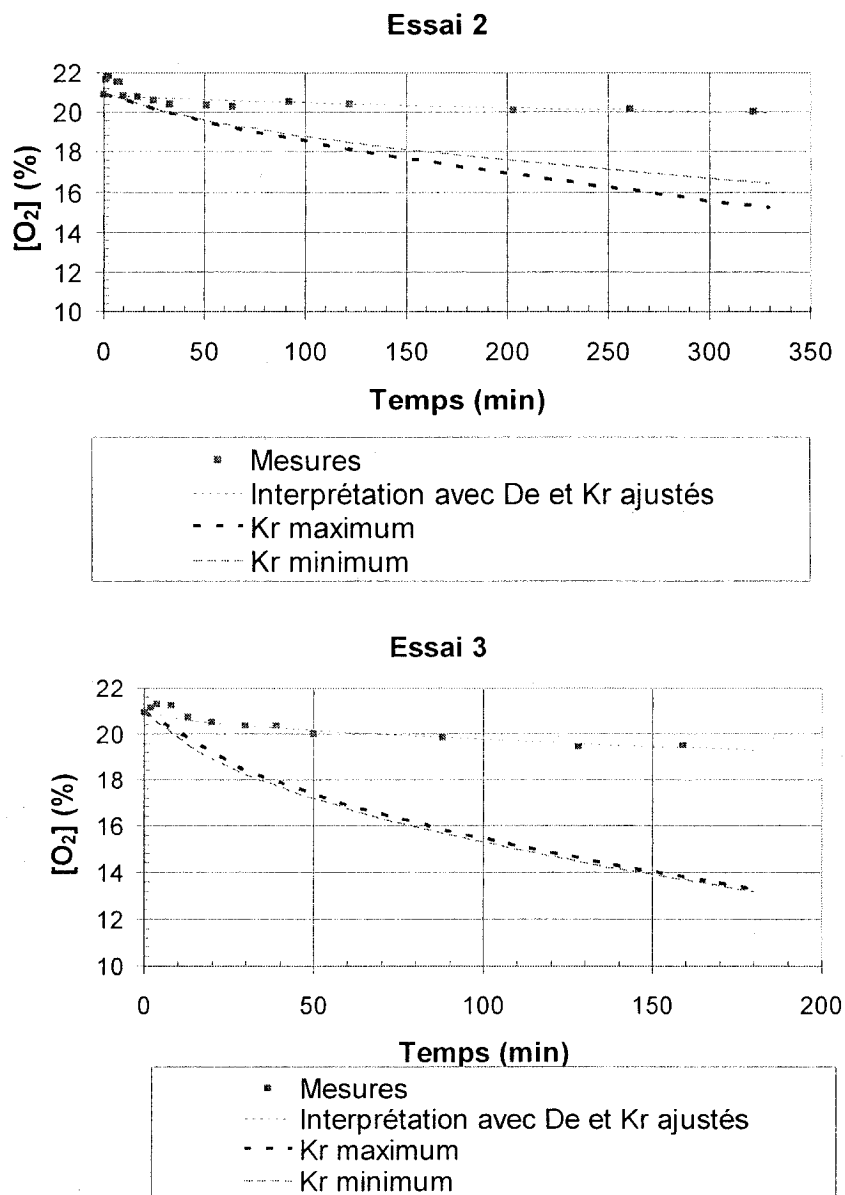


Figure 5.2 Mesures de concentration d'oxygène durant les essais de consommation d'oxygène sur le terrain, et courbes obtenues par modélisation avec le logiciel VADOSE/W (avec valeurs de K_r minimale ($K_r=0,057/\text{jr}$), maximale ($K_r=0,093/\text{jr}$) et ajustées) (suite).

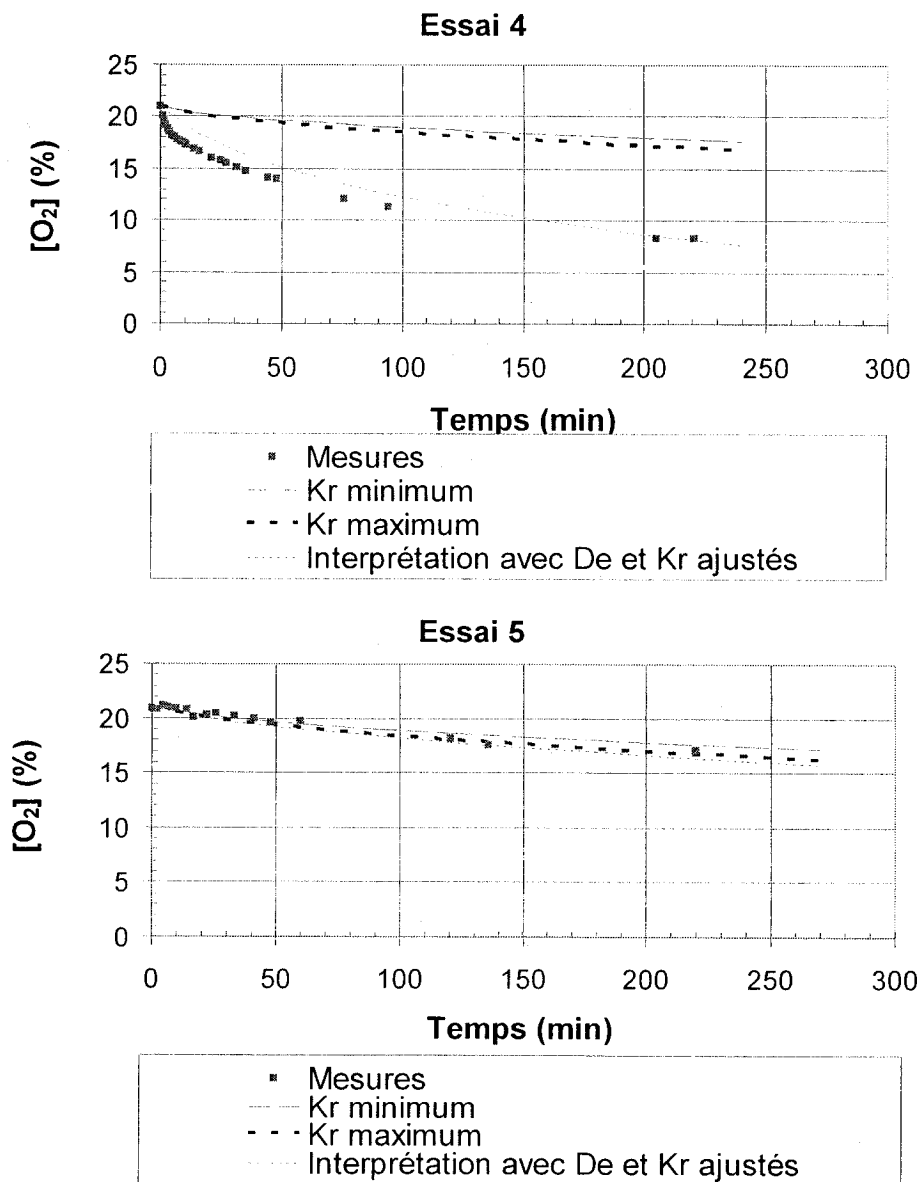


Figure 5.2 Mesures de concentration d'oxygène durant les essais de consommation d'oxygène sur le terrain, et courbes obtenues par modélisation avec le logiciel VADOSE/W (avec valeurs de K_r minimale ($K_r=0,057/\text{jr}$), maximale ($K_r=0,093/\text{jr}$) et ajustées) (suite).

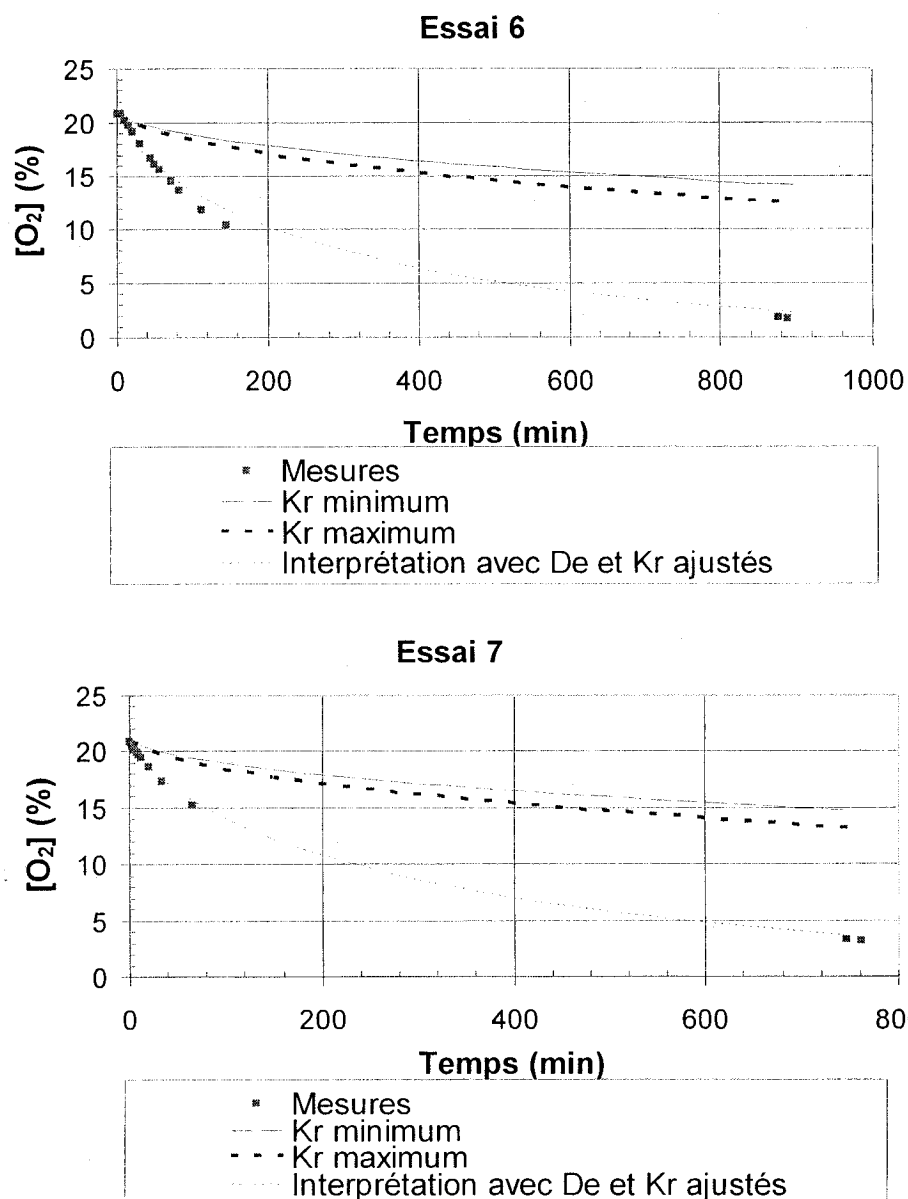


Figure 5.2 Mesures de concentration d'oxygène durant les essais de consommation d'oxygène sur le terrain, et courbes obtenues par modélisation avec le logiciel VADOSE/W (avec valeurs de K_r minimale ($K_r=0,057/\text{jr}$), maximale ($K_r=0,093/\text{jr}$) et ajustées) (suite et fin).

Le tableau 5.1 présente les valeurs des paramètres découlant des mesures de densité en place (i.e. n et S_r , section 4.1.3) et celles utilisées pour la modélisation des essais

(D_e et K_r). On y montre aussi les valeurs de D_e et K_r ajustées après l'analyse itérative menée avec le logiciel VADOSEW. Notons que l'essai 2 a été fait à un mètre de distance de l'essai 1; il peut être considéré comme un *replicat* de l'essai 1. L'essai 2 inclus toutefois une mesure de densité en place (E-2) qui lui est propre. De même, l'essai 7 a été fait au fond de la tranchée T-3 à un mètre de distance de l'essai 6 (aussi considéré comme un *replicat*). Les valeurs de densité en place E-6 sont utilisées pour obtenir les paramètres de l'essai 7.

La figure 5.2 montre les résultats de mesures et les simulations faites avec les valeurs K_r minimale et maximale (tirées des essais en cellule de consommation). Les courbes simulées montrent une décroissance dans le temps plus importante par rapport aux mesures expérimentales sur le terrain pour les essais 1 à 3. Cette différence pourrait être liée à des valeurs de K_r trop grandes par rapport à la valeur réelle de K_r des matériaux de surface. Rappelons ici que les essais en cellules de consommation ont été faits en laboratoire à partir de matériaux non (ou peu) oxydés, échantillonnés en fond de tranchée. On peut donc expliquer cette surestimation de K_r à l'aide des analyses minéralogiques des matériaux oxydés qui ont montré que les résidus échantillonnés en surface contiennent une très faible proportion de pyrite. Au fil des années, leur exposition aux intempéries et le contact direct à l'oxygène ont favorisé l'épuisement des minéraux sulfureux par oxydation. Il n'y a toutefois pas eu de mesures de laboratoire sur les rejets prélevés en surface.

Tableau 5.1 Paramètres utilisés pour l'interprétation des essais de consommation d'oxygène avec le logiciel VADOSEW, avec les valeurs initiales et ajustées (voir texte pour les détails sur les essais *in situ* au site Manitou).

Essais	Localisation	Essai de densité associé (voir tableau 4.1)	H _{rés.} (cm)	n (-)	S _r (%)	D _e estimé (m ² /jr)	D _e ajusté (m ² /jr)	K _r minimal ; maximal (/jr)	K _r ajusté (/jr)
1	Surface près de T-1 (150 cm)	E-1	4,08	0,54	34,1	0,170	0,178	0,057; 0,093	0,033
2	Surface près de T-1 (150 cm)	E-2	3,23	0,51	15,3	0,356	0,351	0,057; 0,093	0,0055
3	Surface près de T-2 (150 cm)	E-3	1,85	0,57	12,8	0,457	0,457	0,057; 0,093	0,0024
4	Fond de T-1 (150 cm)	E-4	1,88	0,50	20,0	0,288	0,314	0,057; 0,093	1,27
5	Fond de T-2 (150 cm)	E-5	1,91	0,41	29,7	0,152	0,155	0,057; 0,093	0,11
6	Fond de T-3 (180 cm)	E-6	1,48	0,47	23,2	0,234	0,195	0,057; 0,093	0,86
7	Fond de T-3 (180 cm)	E-6	1,75	0,47	23,2	0,234	0,234	0,057; 0,093	0,76

Pour les essais 4, 6 et 7 montrés à la figure 5.2, les décroissances modélisées avec les valeurs K_r minimale (0,057/jr) et maximale (0,093/jr) sont usuellement moins prononcées que celles observées avec les mesures de terrain. Dans ce cas ci, la différence de réactivité serait dans l'autre sens. Les valeurs de K_r tirées des essais en cellule de consommation seraient inférieures à celle des matériaux en fond de tranchée. Une des raisons qui pourrait expliquer cet écart serait une certaine forme de passivation des matériaux échantillonnés sur le terrain. En effet, lors de l'échantillonnage initial des matériaux en fond de tranchée, les résidus étaient de couleur grise, mais ils sont devenus orangés en quelques heures lorsque exposés aux conditions atmosphériques. Une période de temps minimale fut nécessaire pour échantillonner les trois tranchées et homogénéiser les résidus avant de les mettre sous l'eau pour les conserver. Il n'a donc pas été possible d'empêcher totalement l'oxydation des résidus prélevés en fond de tranchée (qui sont apparus très réactifs). L'activité bactérienne a également pu être inhibée avant les essais en cellule de consommation.

D'autre part, l'utilisation des valeurs de K_r minimale et maximale pour l'essai 5 donne des résultats qui englobent les données expérimentales. Cet essai a été fait dans la tranchée T-2 qui présentait des matériaux dans un état passablement différent des tranchées T-1 et T-3. Les matériaux au fond de cette tranchée montraient une densité plus élevée ($n=0,41$, voir essai de densité en place E-5). Lors de l'échantillonnage, ces matériaux de couleur grise avaient tendance à demeurer agglomérés en morceaux (environ 5 cm de diamètre). Ces matériaux sont extraits d'une couche indurée (phénomène «hard pan» en anglais). Ce type de formation est typique de la présence d'un front d'oxydation bien défini dans des résidus miniers sulfureux (e.g. Alakangas et Ohlander, 2006). Les matériaux dans cette tranchée peuvent donc présenter une valeur de D_e plus faible et/ou une réactivité réduite causée par l'oxydation des grains de pyrite et par la précipitation de minéraux secondaires. Aucune analyse minéralogique spécifique n'a été faite sur ces matériaux indurés.

On peut noter que une certaine similitude entre les matériaux prélevés en fond de tranchée T-2 et les matériaux non oxydés utilisés pour la série S-5 en cellule de consommation. Dans les deux cas, ces matériaux seraient partiellement oxydés, et ils montrent une réactivité semblable, tel qu'on l'observe pour l'essai 5.

Les analyses effectuées ici pour obtenir les valeurs de K_r les plus représentatives de ces essais impliquent des calculs avec VADOSE/W. On remarque que les valeurs de K_r ajustées pour les essais 4, 6 et 7 (en profondeur) sont inférieures aux valeurs minimales de K_r ($K_r=0,057/\text{jr}$) provenant des essais de laboratoire en cellules de consommation (tableau 5.1). Les valeurs de K_r sont toutefois supérieures à celles découlant des essais 1 à 3 en surface. Ceci est conséquent avec les observations discutées plus haut (sur la différence de teneur en pyrite).

5.1.3 Comparaison avec les modèles de prédiction

Les figures 5.3 montre la comparaison des valeurs de D_e estimées avec le modèle présenté au chapitre 2 et celles obtenues selon les résultats des modélisations avec les valeurs ajustées (section précédente). On constate que les valeurs de D_e estimées par l'équation 2.24 sont très près de celles déduites des mesures et des simulations. Ceci est anticipé puisqu'il a été choisi de ne pas faire varier les valeurs de D_e de façon importante par rapport aux valeurs prédites par l'équation 2.24.

La figure 5.4 montre une comparaison entre les valeurs de K_r obtenues à partir du modèle de prédiction de Collin (1987) (équation 2.28) et les différentes valeurs déduites des mesures (K_r ajusté; K_r minimal et maximal tirés de la série S-5). Les paramètres utilisés dans le modèle de Collin (1987) sont la porosité n (obtenue par les mesures de densité propres à chaque essai), le diamètre des grains équivalent D_H (identique pour les sept valeurs prédites et correspondant à celui déterminé pour les matériaux non oxydés, tirée du tableau 4.3) et le contenu en pyrite C_p mesuré dans les résidus (0% pour les essais 1 à 3 et la valeur moyenne de 7,06% (M/M) pour les essais 4 à 7).

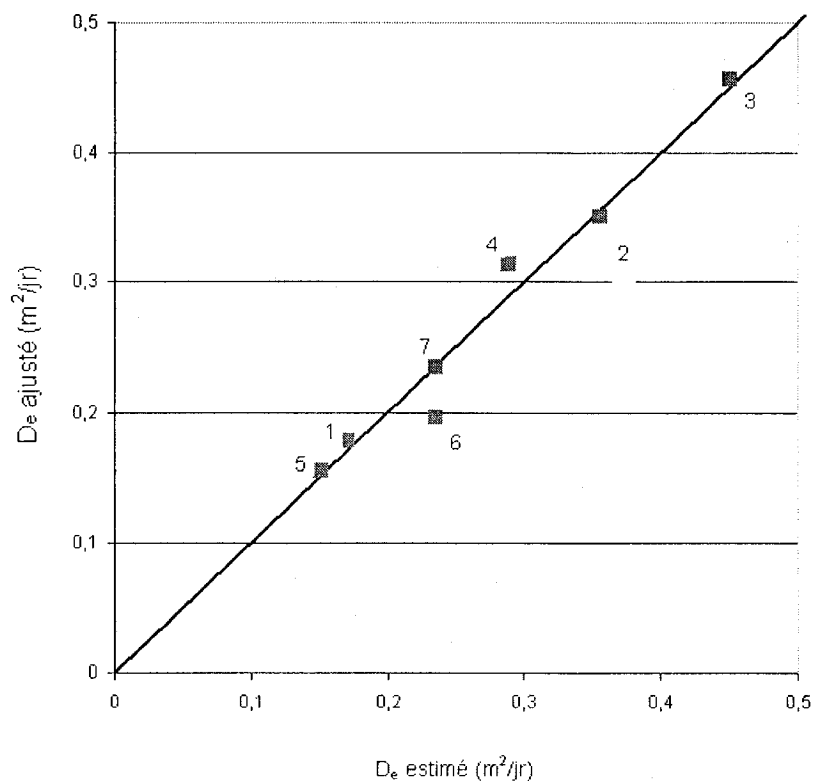


Figure 5.3 Comparaison entre les valeurs du coefficient de diffusion effectif D_e ajustées obtenues avec le logiciel VADOSE/W et les valeurs prédites par l'équation 2.24 (ligne pleine montre la droite 1:1 pour les résidus Manitou).

Pour les essais menés en surface (essais 1 à 3), les valeurs de K_r ajustées sont toutes inférieures à celles découlant des essais en cellules de consommation (0,057/jr et 0,093/jr) et elles sont aussi inférieures aux valeurs K_r ajustées pour des matériaux provenant du fond des tranchées (essais 4 à 7). Cette grande différence peut être causée par la distribution de la pyrite (et de l'eau) dans le profil de résidus. Comme on l'a mentionné, les analyses minéralogiques ont révélé que la pyrite était complètement oxydée dans les matériaux de surface, tandis qu'on en retrouve 7,06% (M/M) en moyenne dans les résidus en fond de tranchée. La pyrite est considérée ici comme le principal élément qui consomme l'oxygène.

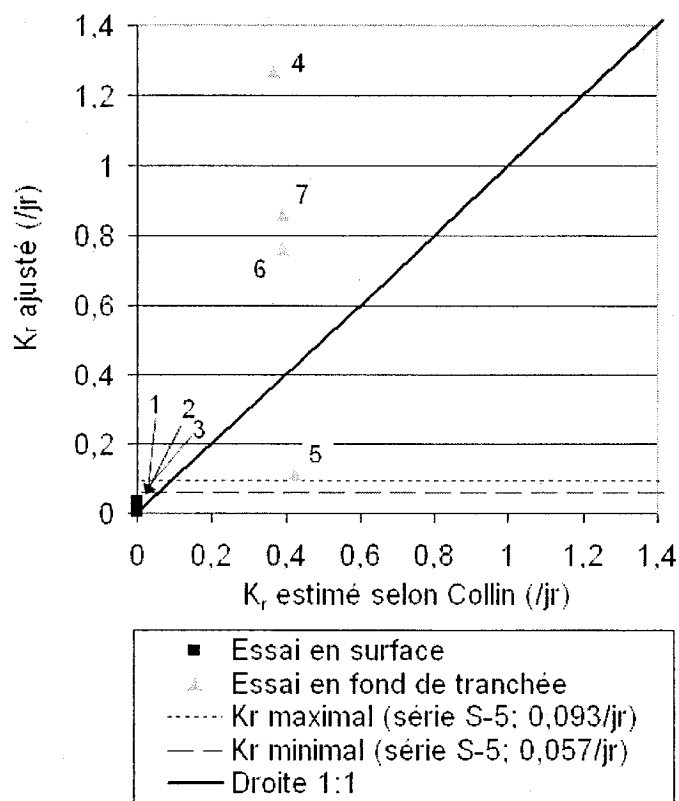


Figure 5.4 Comparaison entre les valeurs du coefficient du taux de réaction K_r (résidus Manitou) ajustées avec VADOSE/W, celles tirées des essais en cellules de consommation (série S-5) et celles prédites par l'équation 2.28 (modèle de Collin, 1987); les numéros 1 à 7 correspondent à l'identification des essais *in situ* de consommation d'oxygène.

5.1.4 Estimation des flux d'oxygène

Le coefficient de diffusion effectif D_e et le coefficient du taux de réaction K_r (valeurs ajustées, minimale et maximale) permettent de calculer différentes valeurs du flux d'oxygène pénétrant à la surface des résidus réactifs estimé selon l'équation 2.47. (NB. On entend par « surface » l'endroit où on a fait l'essai et non la surface naturelle des résidus). On considère ici que le flux quotidien d'oxygène est en régime

permanent, qu'il se propage de façon unidirectionnelle vers le bas et que les coefficients sont isotropes et homogènes sur toute l'épaisseur de résidus considérés. Le tableau 5.2 résume les valeurs de flux d'oxygène obtenues des trois méthodes : les flux calculés (équation 2.47) avec les valeurs K_r minimale (0,057/jr) et maximale (0,093/jr) de la série S-5 (laboratoire) et les valeurs de D_e estimées pour chaque essai par l'équation 2.24; les flux calculés (équation 2.47) avec les valeurs K_r et D_e ajustées avec VADOSE/W (tableau 5.1); les flux calculés selon la méthode Elberling et al. (1994) et Elberling et Nicholson (1996) (équations 5.3 et 2.47). Ces valeurs de flux sont présentées graphiquement à la figure 5.5. Les détails des modélisations et les feuilles de calculs sont présentés en Annexe D3.

Tableau 5.2 Flux d'oxygène (exprimé en mole $O_2/m^2/jr$) obtenus par diverses approches; a) flux (équation 2.47) avec les valeurs K_r minimale et maximale de la série S-5 et les valeurs de D_e prédites par l'équation 2.24; b) flux (équation 2.47) estimés avec les valeurs ajustées de D_e et K_r (tableau 5.1); c) flux calculés selon la méthode Elberling et al. (1994, 1996).

Essais	1	2	3	4	5	6	7
a) Flux avec K_r minimal =0,057/jr et D_e estimé	0,86	1,24	1,39	1,12	0,81	1,01	1,01
Flux avec K_r maximal =0,093/jr et D_e estimé	1,09	1,58	1,77	1,42	1,03	1,28	1,28
b) Flux avec valeurs K_r et D_e ajustées (tableau 5.1)	0,67	0,38	0,28	5,24	1,14	3,88	3,66
c) Flux par la méthode Elberling	0,26	0,25	0,10	6,21	0,29	0,90	1,19
Pente du graphique ($\ln C/C_0$ vs t) pour estimer le terme ($K_r D_e$) ^{0.5} (m/jr)	(0,0301)	(0,0289)	(0,0116)	(0,7179)	(0,0335)	(0,1040)	(0,1376)

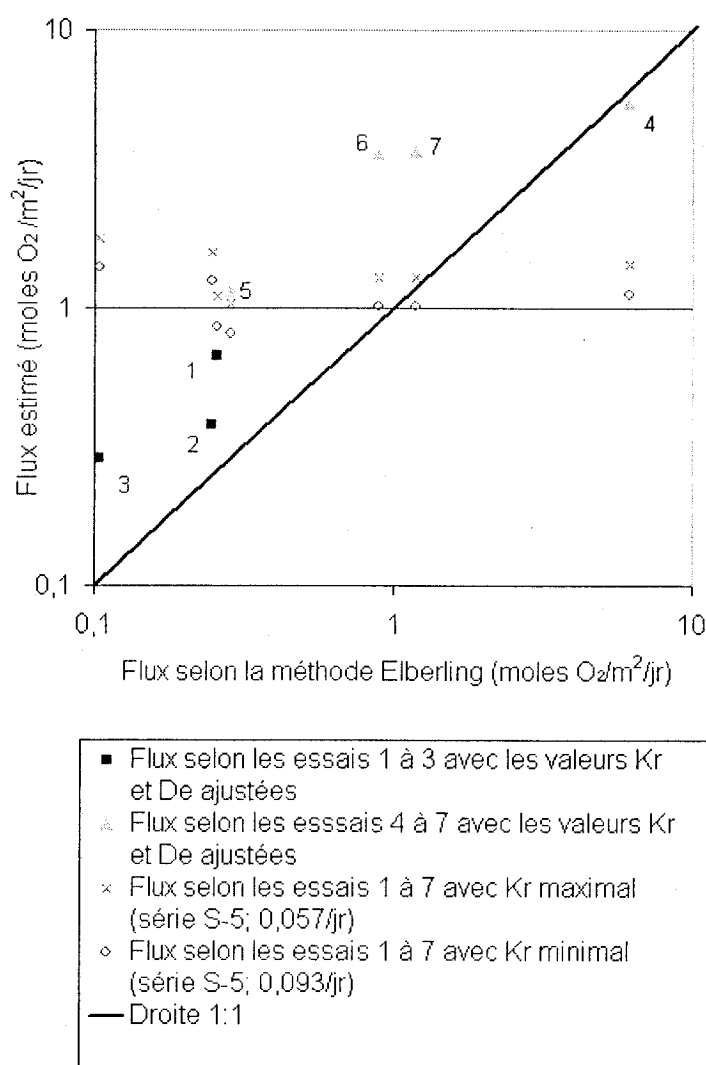


Figure 5.5 Flux d'oxygène estimés par diverses approches : flux stationnaire (équation 2.47) selon les valeurs K_r minimale et maximale de la série S-5 et les valeurs de D_e estimées par l'équation 2.24; flux stationnaire (équation 2.47) estimés avec les valeurs ajustées de D_e et K_r (tableau 5.1); flux calculés selon la méthode de Elberling et al. (1994, 1996); Les numéros 1 à 7 correspondent à l'identification des essais de consommation d'oxygène menées sur le site Manitou (et aux valeurs de D_e et de K_r correspondantes).

La figure 5.5 montre une comparaison entre les diverses valeurs de flux estimées. Les tendances mesurées dans les essais *in situ* (et les valeurs de K_r qui en découlent) se répercutent sur les valeurs de flux estimées. Pour les essais 1 à 3, les flux estimés à partir des valeurs K_r minimale (0,057/jr) et maximale (0,093/jr) tirées de la série S-5 sont tous supérieurs à ceux estimés à partir des valeurs ajustées et ils sont également supérieurs à ceux obtenus par la méthode d'Elberling (tableau 5.2 et figure 5.5).

Pour les essais 4 à 7 réalisés en fond de tranchée, on remarque que les flux estimés à partir des valeurs K_r minimale (0,057/jr) et maximale (0,093/jr) tirées de la série S-5 sont inférieurs à ceux estimés à partir des valeurs ajustées selon les essais *in situ*, et à ceux obtenus par la méthode d'Elberling (tableau 5.2 et figure 5.5).

L'essai 5 sur le terrain donne des valeurs de D_e et de K_r qui engendrent un flux inférieur aux autres essais en fond de tranchées (essais 4, 6 et 7) et ce, pour les deux types d'interprétation (K_r et D_e ajustés et méthode Elberling). Cette différence serait due à la faible porosité (0,41) qui tend à diminuer la valeur de D_e et par conséquent le flux d'oxygène. La présence localisée de résidus contenant moins de pyrite ou partiellement oxydée, le rendant donc moins réactif, peut aussi expliquer un flux plus faible dans le cas de l'essai 5.

Les essais 2 et 7 peuvent être considérés comme des *replicat* des essais 1 et 6 respectivement puisqu'ils ont été fait à proximité l'un de l'autre, dans des conditions similaires. L'interprétation avec Vadose donne néanmoins une différence de flux de 43% (essai 1 et 2) et 6% (essai 6 et 7) tandis que par la méthode du type Elberling, cette différence serait 3% et 24%. Compte tenu de la large distribution de flux calculés (figure 5.5) et considérant l'ensemble du processus de mesure et d'interprétation, ces résultats sont jugés relativement reproductibles.

5.1.5 Discussion des résultats d'essais de terrain

Les résultats ont montré que les flux d'oxygène qui entrent dans les résidus en surface (essais 1 à 3) sont nettement inférieurs (d'un facteur variant entre 2 et 5 environ) à

ceux des rejets fraîchement exposés peu oxydés (4 à 7) en fond de tranchée. Cela signifie que les matériaux exposés depuis longtemps sont devenus moins réactifs, et que leur contribution à la formation de DMA a été réduite. La différence de réactivité entre les matériaux de surface et ceux en profondeur affecte directement les flux d'oxygène déduits des mesures.

Les différences de flux associées aux résultats des divers essais s'expliquent par les propriétés en place des matériaux (porosité, degré de saturation et teneur en pyrite), qui influencent directement le coefficient de diffusion effectif D_e et le coefficient du taux de réaction K_r . Nos résultats indiquent aussi que les valeurs de D_e semblent proches de celles estimées par le modèle semi-empirique utilisé (équation 2.24). Toutefois, une incertitude sur la valeur réelle de D_e subsiste, notamment parce que les essais de terrain ne permettent pas de distinguer explicitement les valeurs de D_e et K_r , et aussi parce que l'interprétation est basée sur l'homogénéité du matériau à l'essai.

On sait qu'une variation de teneur en eau volumique θ_w influence la valeur de D_e . Les matériaux situés près de la nappe phréatique sont soumis à une succion plus faible que les matériaux plus proches de la surface. La courbe de rétention d'eau (CRE) montre que la teneur en eau volumique augmente avec la diminution de la succion. La teneur en eau volumique des matériaux sur le terrain devrait donc augmenter avec la profondeur jusqu'à atteindre la saturation complète au niveau de la nappe. Par conséquent, le coefficient de diffusion effectif D_e devrait diminuer en profondeur. Ici, la valeur de D_e (et K_r) a été considérée homogène (constante) verticalement ce qui peut affecter les résultats de l'interprétation. Toutefois, compte tenu des autres incertitudes liées aux essais effectués sur le terrain, ceci est considéré une hypothèse simplificatrice acceptable pour estimer les valeurs de D_e et K_r .

Il est intéressant de noter ici que les niveaux d'eau mesurés le 7 juin 2006 dans les puits situés à proximité des tranchées T-1 et T-3 permettent de situer la nappe phréatique à une distance entre 6 et 8 mètres sous la surface des rejets. Dans des conditions hydriques stationnaires, les matériaux situés au-dessus de la nappe sont

soumis à une charge de succion d'eau qui est proportionnelle à leur élévation (si on suppose qu'ils sont homogènes et qui on néglige l'évaporation en surface).

Par exemple, les CRE mesurées au laboratoire montrent qu'aux suctions correspondantes aux mesures *in situ* (essais 1 et 2 de la figure 4.6), les teneurs en eau volumiques devraient être d'environ 0,12 en surface (en négligeant l'évaporation) et de l'ordre de 0,16 en fond de tranchée (pour une charge de succion respective de 6 et 8 mètres d'eau). Les teneurs en eau volumiques mesurées en surface varient de 0,07 à 0,18 et ceux en profondeur de 0,10 à 0,12 (voir tableau 5.1). Compte tenu que les matériaux sur le terrain sont plus lâches et hétérogènes que les échantillons du laboratoire, on peut affirmer que les teneurs en eau volumiques mesurées sur le terrain sont assez proches de celles anticipées.

Avec une nappe à une telle profondeur, les CRE obtenues du modèles MK (voir section suivante) indiquent que la succion qui agit aux niveaux où les essais ont été réalisés serait supérieure à la succion résiduelle, de sorte que $\theta_w \approx \theta_r$ (constante) à l'équilibre. En pratique toutefois, cette hypothèse me semble pas totalement supportée par les observations de terrain et par les CRE mesurées en laboratoire. L'incertitude ne peut donc pas être totalement éliminée ici.

Les différences de flux calculés (par les diverses approches) peuvent aussi être attribuables à l'hétérogénéité de la porosité n et de la distribution de la teneur en eau θ_w déduites des mesures de densité en place et de w . Par exemple, la présence d'une mince couche composée de résidus plus fins qui demeure plus fortement saturée en eau peut réduire la diffusion de l'oxygène pénétrant dans les résidus. Cette couche possède un coefficient de diffusion effectif D_e plus faible. Une couche ayant un faible coefficient de diffusion effectif contrôle le coefficient de diffusion moyen de l'ensemble des matériaux sous jacents (voir équation 2.27). Ce phénomène est typique des systèmes multicouches à effets barrière capillaire qui sont notamment utilisés pour recouvrir les parcs à résidus miniers potentiellement générateurs d'acide (Aubertin et al., 1995, 1997, 1999; Bussière, 1999; Zhan et al., 2001; Bussière et al., 2003). On a

d'ailleurs observé dans la tranchée T-1 une couche entre 10 et 20 cm de la surface plus fortement saturée que la moyenne des échantillons.

Ces facteurs d'influence montrent qu'il n'est pas toujours facile de bien interpréter les essais de terrain afin d'en tirer les informations permettant de quantifier le flux d'oxygène qui entre dans les résidus. La comparaison effectuée des flux estimés à partir des valeurs de K_r mesurées au laboratoire (dans les cellules de consommation), et les flux obtenus par la méthode d'interprétation de Elberling montrent l'incertitude inhérente à ces mesures de terrain. Nous reviendrons sur cet aspect plus loin, lorsque l'on abordera les essais en colonne et le calcul de flux par le bilan de masse des sulfates.

Une comparaison supplémentaire peut être effectuée avec les résultats obtenus sur un parc contenant des résidus minier de composition assez similaire (6% M/M pyrite), tels que donnés par Tibble et Nicholson (1997). Les informations sur les conditions des essais de consommation d'oxygène sont incomplètes (porosité et teneurs en eau absentes). Néanmoins, on note que les flux d'oxygène obtenus par la méthode Elberling se situent entre 0,077 et 2,29 moles $O_2/m^2/jr$. Ces résultats sont du même ordre de grandeur que ceux évalués selon nos essais.

D'autre part, on a vu que l'approche d'interprétation utilisée par Martin et al. (2006a) (présentée à la section 5.1.1) implique l'utilisation du logiciel POLLUTE (ROWE et al. 1994). Comme on l'a mentionné, cette approche engendre des limitations additionnelles (par rapport à l'utilisation de VADOSE/W) pour interpréter les essais de consommation dans le cas de résidus en surface. En effet, avec cette approche, on ne peut pas prendre en compte l'oxygène occupant préalablement les pores du matériau réactif avant le début de l'essai. La présence d'oxygène distribué selon un profil à l'équilibre typique avant le début de l'essai ne peut pas être imposée dans le logiciel POLLUTE (contrairement au logiciel VADOSE/W). Ceci fausse l'analyse de la diminution de concentration d'oxygène dans le réservoir qui devient alors plus dépendante de la diffusion d'oxygène dans le matériau et moins dépendante de la consommation de l'oxygène par le matériau réactif.

Pour illustrer l'influence de cette simplification, deux exemples de modélisation (essais 1 et 7) sont présentés à la figure 5.6. On utilise d'abord POLLUTE pour interpréter les essais comme il a été décrit à la section 5.1.1. Avec POLLUTE, on trouve des valeurs D_e et K_r qui mènent à une corcondance entre les mesures et les calculs. Ensuite, on introduit dans POLLUTE les valeurs de D_e et K_r obtenues de l'interprétation des mesures de terrain avec VADOSE/W (valeurs D_e et K_r ajustées qui représentent le mieux les résultats mesurés). Les résultats de la figure 5.6 montrent que la décroissance dans le réservoir est alors beaucoup trop rapide pour les conditions aux frontières imposées dans POLLUTE. L'interprétation de l'essai 7 avec POLLUTE et VADOSE/W conduit ainsi à des résultats très différents, soit : $D_e=9,86E-4 \text{ m}^2/\text{jr}$ et $K_r=5,05/\text{jr}$ avec POLLUTE et $D_e=0,23 \text{ m}^2/\text{jr}$ et $K_r=0,76/\text{jr}$ avec VADOSE/W. Ceci montre que dans certains cas, l'interprétation avec POLLUTE mène à des valeurs peu représentatives. On donne un exemple supplémentaire, en utilisant une réactivité nulle ($K_r=0/\text{jr}$) du matériau. POLLUTE simule une décroissance de concentration d'oxygène dans le réservoir puisque l'oxygène diffuse dans le milieu initialement anoxique ($D_e=1,70E-4 \text{ m}^2/\text{jr}$ pour l'essai 1). Mais on aurait aussi pu utiliser n'importe quelle valeur de K_r avec POLLUTE et obtenir un résultat adéquat en apparence. Pour ce cas, les valeurs ajustées avec VADOSE/W sont $D_e=0,178 \text{ m}^2/\text{jr}$ et $K_r=0,033/\text{jr}$. La différence entre les deux approches est donc majeure, et l'on ne peut pas percevoir cet écart directement si on se base sur la superposition seule des courbes avec POLLUTE.

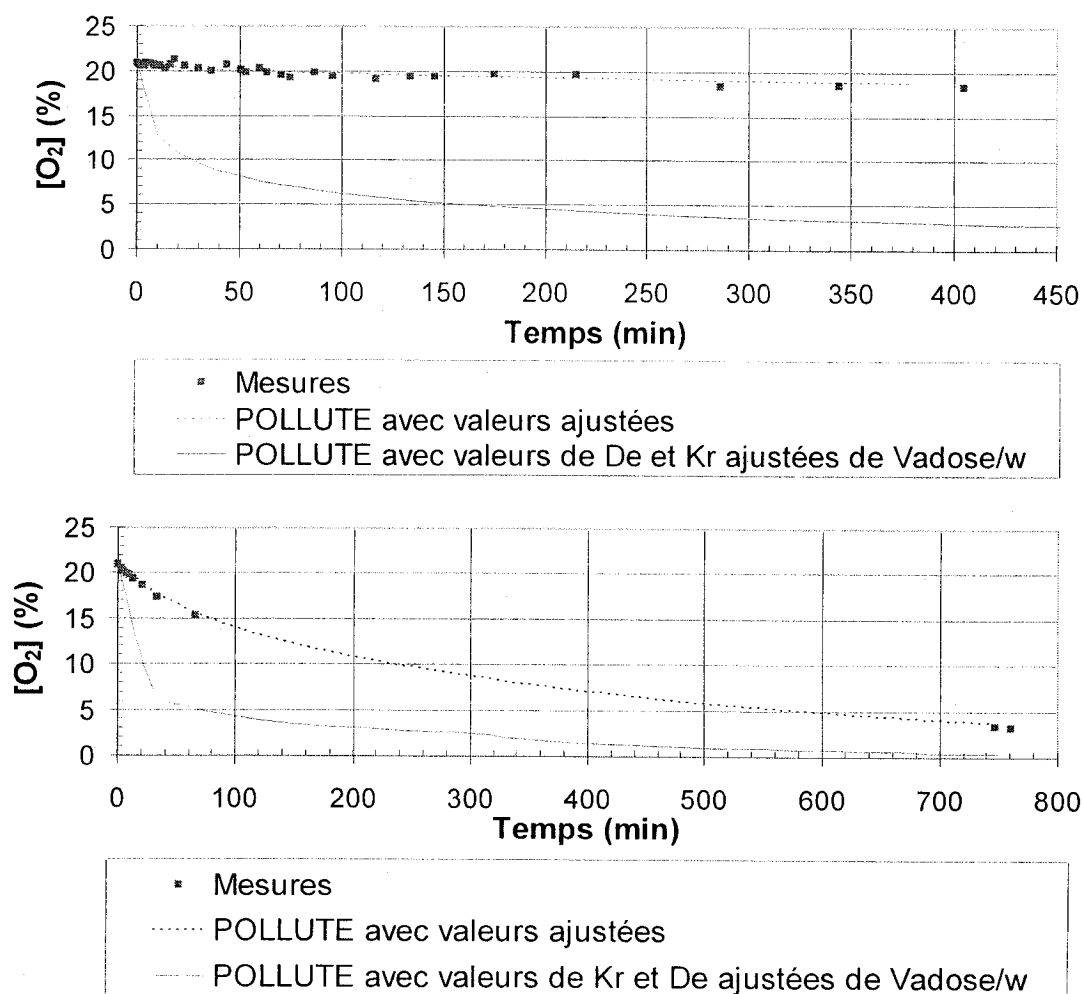


Figure 5.6 Illustration du résultat d'interprétation par modélisation des essais 1 (haut) et 7 (bas) avec le logiciel POLLUTE en utilisant les valeurs D_e et K_r pour ajuster les mesures aux calculs et en utilisant les valeurs ajustées de D_e et K_r obtenues par l'interprétation avec VADOSE/W.

À la lumière de cette analyse, on peut conclure que l'approche d'interprétation d'essais de consommation avec le logiciel POLLUTE n'est pas totalement appropriée pour les conditions décrites ici. L'approche introduite dans les sections précédentes

(avec VADOSE/W) semble usuellement plus représentative des résultats obtenus sur le terrain.

5.2 Propriétés hydrogéologiques mesurées en laboratoire

5.2.1 Conductivité hydraulique

Il est possible d'évaluer si les résultats obtenus des mesures de laboratoire (tableau 4.6) ressemblent aux valeurs de conductivité hydrauliques anticipées à partir de modèles prédictifs. À cette fin, nous utilisons le modèle de Mbonimpa et al. (2002a) qui permet de prédire la valeur de la conductivité hydraulique saturée pour des matériaux pulvérulents en utilisant des paramètres de base d'un matériau, soit le D_{10} , le $C_u (=D_{60}/D_{10})$ et l'indice des vides (e) (voir aussi Aubertin et al. 1996). L'équation 5.4 ci-dessous montre la relation utilisée pour prédire la conductivité hydraulique selon ce modèle appelé Kozeny-Carman modifié (KCM):

$$k_{pred} = C_G \frac{\gamma_w}{\mu_w} \frac{e^{3+x}}{e+1} C_u^{1/3} D_{10}^2 \quad (5.4)$$

où k_{pred} = Conductivité hydraulique prédite à l'aide de l'équation de Mbonimpa et al. (2002a) (cm/s) ;

C_G = Constante adimensionnelle du matériau (-). Selon Mbonimpa et al ; (2002a), la valeur de cette constante peut être fixée à 0,1 pour les matériaux pulvérulents;

γ_w = Poids unitaire de l'eau. (9,79 kN/m³ à 20°C);

μ_w = Viscosité dynamique de l'eau. (10⁻³Pa•s à 20°C);

x = Paramètre du matériau (-). Mbonimpa et al. (2002a) suggèrent une valeur de 2 pour les matériaux granulaires.

En utilisant les données de la courbe granulométrique disponibles au tableau 4.3 (pour le D_{10} et le D_{60}) et l'indice des vides mesuré lors des essais (tableau 4.1), il est possible d'obtenir la conductivité hydraulique prédite à l'aide du modèle KCM de

Mbonimpa et al. (2002a). La figure 5.7 montre une comparaison entre les valeurs de conductivité hydraulique prédites bornées de part et d'autre à un demi ordre de grandeur et les valeurs mesurées en laboratoire.

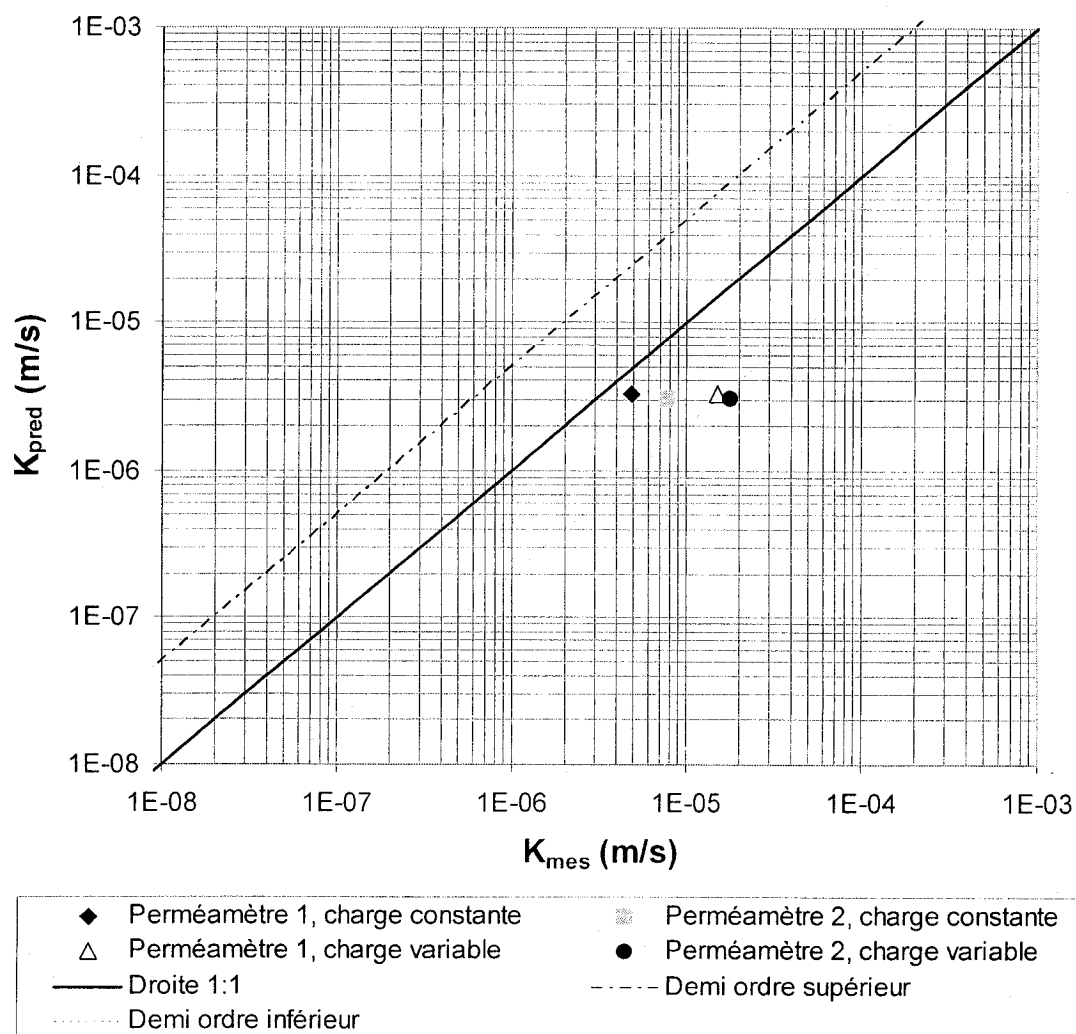


Figure 5.7 Comparaison entre les valeurs de la conductivité hydraulique saturées prédites (k_{pred}) à l'aide du modèle KCM de Mbonimpa et al. (2002a) (paramètre « x » fixé à 2,0) et les valeurs mesurées (k_{mes}) en laboratoire dans des cellules à parois rigides pour les résidus de Manitou non oxydés.

À la figure 5.7, on voit qu'il peut y avoir une différence (jusqu'à un facteur de cinq fois) entre les données mesurées et les valeurs prédites (toutes les valeurs prédites sont inférieures aux valeurs mesurées). Cela est néanmoins comparable aux tendances usuelles observées pour ce type de modèle de prédiction (voir aussi Aubertin et al. 1996 ; Chapuis et Aubertin, 2003).

Notons aussi que les valeurs mesurées en laboratoire sur les échantillons de rejets donnent souvent une conductivité hydraulique variable d'un essai à un autre. Les différences de résultats observées semblent dépendre du type d'essai, selon qu'il s'agit d'un essai à charges constante ou variable. On a observé ici que l'essai à charge constante donne des conductivités hydrauliques inférieures à celles de l'essai à charge variable. Il s'agirait d'une imprécision des mesures de nature systématique. Cet écart entre les résultats à charge variable et à charge constante n'a pas été observée lors des essais de perméabilité hydraulique sur les résidus du site de Louvicourt présenté au tableau 4.6 (Ouangrawa, 2007) ; il n'a pas été observé non plus lors d'autres mesures du même type (Bussière, 1993 ; Aubertin et al., 1995, 1996).

Le degré de saturation affecte la valeur de la conductiv  hydraulique. Mais ici, les valeurs de conductiv  hydraulique du perméamètre 2 sont supérieures à celles du perméamètre 1, pour un même type d'essai, bien que le degré de saturation soit inférieur (tableau 4.6). Il y aurait donc d'autres facteurs influençant la mesure de la conductiv  hydraulique des échantillons. La répartition non homogène des résidus dans le perméamètre et l'écoulement préférentiel le long des parois peuvent être d'autres sources d'imprécision. D'autres facteurs peuvent aussi influencer la mesure de k sur ces types de matériaux (Chapuis et al., 1996), mais ceux-ci n'ont pas été investigués dans ce projet.

5.2.2  valuation de la courbe de rétention d'eau (CRE)

L'interprétation des CRE s'attarde aux travaux spécifiques de ce projet (résidus de Manitou). Les CRE mesurées sur les résidus du site Manitou, présentées à la figure 4.6, montrent une variabilité importante. Ces différences semblent êtres causées par

une erreur lors de la préparation des matériaux. Dans ce cas, il serait souhaitable de reprendre au moins un essai en cellule TEMPE mais ces mesures n'ont pas été complétées à temps pour la fin de ce projet.

Il devient alors d'autant plus pertinent de comparer les CRE obtenues avec celles déduites d'un modèle de prédiction. Le modèle de prédiction de la courbe de rétention d'eau utilise ici les paramètres reliés aux propriétés physiques du sol telle la granulométrie, l'état en place du matériau, etc. Le modèle présenté dans ce qui suit a été développé par Aubertin et al. (1998, 2003) à partir du modèle de Kovács (1981).

Cette version du modèle de Kovács modifié (MK) permet à l'utilisateur de prédire la CRE en drainage pour une variété de sols incompressible à partir des propriétés géotechniques de base. Ce modèle comprend une série d'équations qui peuvent être écrites comme suit :

$$S_r = \theta / n = 1 - \langle 1 - S_a \rangle (1 - S_c) \quad (5.5)$$

$$S_c = 1 - \left[(h_{co} / \psi)^2 + 1 \right]^m \exp \left[-m(h_{co} / \psi)^2 \right] \quad (5.6)$$

$$S_a = a_c \left[1 - \frac{\ln(1 + \psi / \psi_r)}{\ln(1 + \psi_0 / \psi_r)} \right] \frac{(h_{co} / \psi_n)^{2/3}}{e^{1/3} (\psi / \psi_n)^{1/6}} \quad (5.7)$$

L'équation 5.5 exprime le degré de saturation total S_r (avec θ la teneur en eau volumique et n la porosité) en combinant les composantes capillaires S_c et d'adhésion S_a . Les crochets de MacCauley $\langle - \rangle$ se définissent comme $\langle x \rangle = 0,5(x + |x|)$. Dans les équations 5.6 et 5.7, h_{co} est la hauteur équivalente de remontée capillaire définie ci-bas et ψ est la succion appliquée. Dans l'équation 5.6, m est un coefficient de forme et sa valeur est fonction de la distribution granulométrique. L'équation 5.7 définit la composante d'adhésion S_a basée sur l'expression originale de Kovács (1981) dans laquelle une hyperbole de degré 6 est utilisée pour relier la saturation par adhésion

(causée par le film d'eau absorbé sur la surface des grains) à la succion. Dans cette équation, a_c est le coefficient d'adhésion, e l'indice des vides et ψ_n est un paramètre de normalisation pour la consistance des unités ($\psi_n = 1$ cm quand ψ est donné en centimètres, correspondant à une pression négative de 10^{-3} atm ; 1 atm = 101,325 kPa). En assumant l'équilibre thermodynamique, l'équation pour S_a induit une teneur en eau nulle pour ψ_0 , i.e. $\theta = 0$ à $\psi = \psi_0 = 10^7$ cm d'eau.

La hauteur équivalente de remontée capillaire h_{co} est utilisée dans le modèle MK comme un paramètre de référence. Pour les sols granulaires, h_{co} est estimée par la relation suivante :

$$h_{co} = 0,75 [1,17 \log(C_u) + 1] e D_{10} \quad (5.8)$$

Pour plusieurs matériaux granulaires, la valeur du coefficient de forme m (équation 5.6) peut être approximée par l'inverse du coefficient d'uniformité ($m=1/C_u$). Le coefficient d'adhésion a_c (équation 5.7) est alors une constante ($a_c=0,01$, quand les paramètres de charge sont exprimés en centimètres d'eau). Le paramètre ψ_r représente pour sa part la succion (ou charge de succion) à la teneur en eau résiduelle, qui peut être estimée par :

$$\psi_r = 0,8 h_{co}^{1,2} \quad (5.9)$$

Le modèle MK est facile d'utilisation et donne généralement une bonne estimation des CRE (Aubertin et al., 1998, 2003; Mbonima et al., 2000; Mbonimpa et al., 2006).

La figure 5.8 montre les CRE prédites avec le modèle MK pour les matériaux Manitou. Puisque les propriétés géotechniques de base utilisées sont les mêmes pour tous les échantillons testés, les quatre courbes modélisées sont presque identiques. Seules les teneurs en eau à saturation ($\theta_s=n$) diffèrent. Les pressions d'entrée d'air obtenues à partir des courbes modélisées se situent entre 0,5 et 0,6 m d'eau. En se basant sur

ces valeurs, on est porté à croire que les essais expérimentaux 1 et 2 sont de meilleures qualité que les essais 3 et 4.

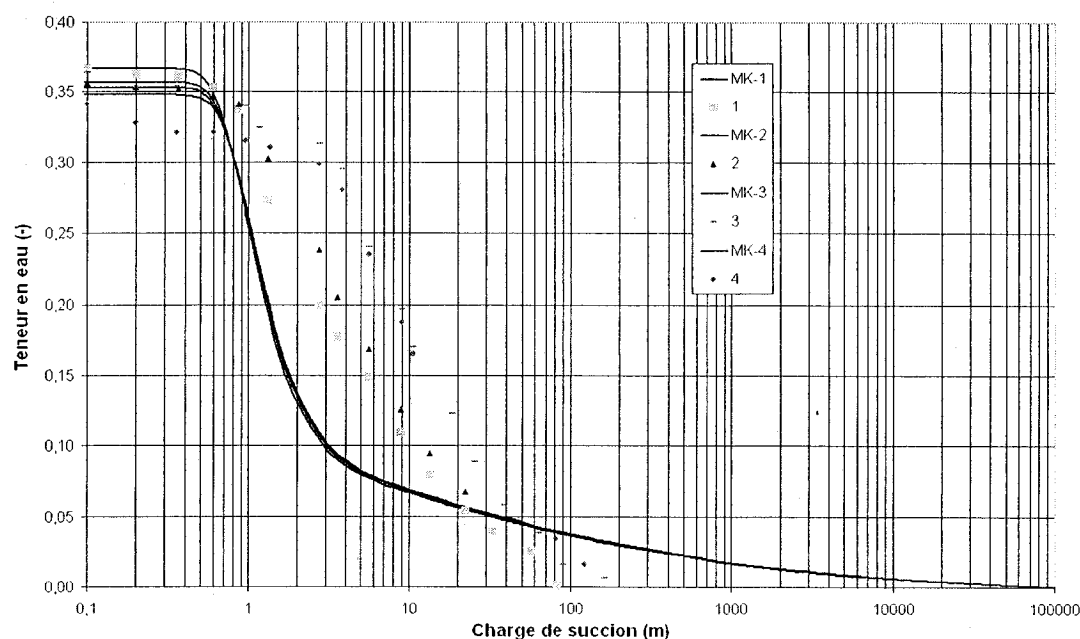


Figure 5.8 CRE prédites par le modèle MK avec les paramètres d'ajustement originaux (résidus Manitou non oxydés).

La prédiction des CRE avec le modèle MK permet d'obtenir des valeurs du AEV assez proche de celles mesurées pour les essais 1 et 2. Un écart demeure tout de même quant aux courbes prédites puisque le modèle sous estime généralement la teneur en pour une charge de succion entre 0,5 et 20 m. Cette différence n'a pas été investiguée dans le reste du projet (mais elle mériterait d'être étudiée plus en détail).

5.3 Essais en cellule de consommation

Cette section vise à analyser les variables influençant la réactivité des résidus contenant de la pyrite. La procédure expérimentale suivie a été décrite au chapitre 3 (section 3.3). Les résultats issus des séries d'essais de consommation en série sur un échantillon unique sont d'abord discutés et comparés aux résultats des essais individuels sur des échantillons différents (lorsque disponibles). À moins d'avis

contraire, les valeurs prédites de D_e et K_r sont basées sur les valeurs des paramètres propres à chaque essai (n , C_p).

L'interprétation proposée pour les essais de consommation vise à obtenir simultanément les valeurs de K_r et D_e pour chaque essai. L'une des difficultés repose sur le fait que l'on détermine deux inconnues (D_e et K_r) selon une seule variable mesurée (concentration en oxygène) dans le temps. L'ensemble des essais d'une série sur le même échantillon permet néanmoins de définir une tendance qui lie le degré de saturation et ces 2 variables. Afin d'aider à analyser les résultats, on tire ici avantage du fait que la relation entre D_e et S_r est déjà bien connue. Celle entre K_r et S_r doit toutefois être mieux définie.

Les séries d'essais ont été effectuées sur trois résidus miniers contenant de la pyrite en proportion différente ; les résidus de Bulyanhulu en contiennent 12% (M/M), ceux de Louvicourt en contiennent 38% (M/M) et ceux de Manitou (non oxydés) contiennent 7% (M/M). De plus, la série d'essais réalisée sur les résidus de Louvicourt stérilisés (aux rayons gamma) et une autre sur les résidus non stérilisés, permet de statuer sur l'effet de cette technique en tenant compte du protocole expérimental utilisé ici.

Avant de commencer l'analyse des résultats d'essais en cellules de consommation, un point mérite d'être précisé. Une tendance générale est observée lors de l'interprétation : une augmentation de D_e tend à faire diminuer K_r et vice et versa (pour une série de données). Dans nos interprétations, on vise le meilleur ajustement possible aux résultats et non pas la correspondance aux modèles de prédiction (K_r et D_e prédit). La valeur prédite D_e est cependant utilisée comme valeur de départ du processus itératif dans l'interprétation. Ceci explique, en partie, pourquoi les valeurs de D_e obtenues sont généralement près de celle estimées selon le modèle prédictif utilisé (équation 2.24).

5.3.1 Résidus de Bulyanhulu

La compilation des données découlant des séries d'essais S-1 et S-2 et celles des essais individuels EIB sur les matériaux de Bulyanhulu est d'abord présentée. Les

valeurs du coefficient du taux de réaction ajusté aux mesures sont montrées à la figure 5.9, en fonction du degré de saturation.

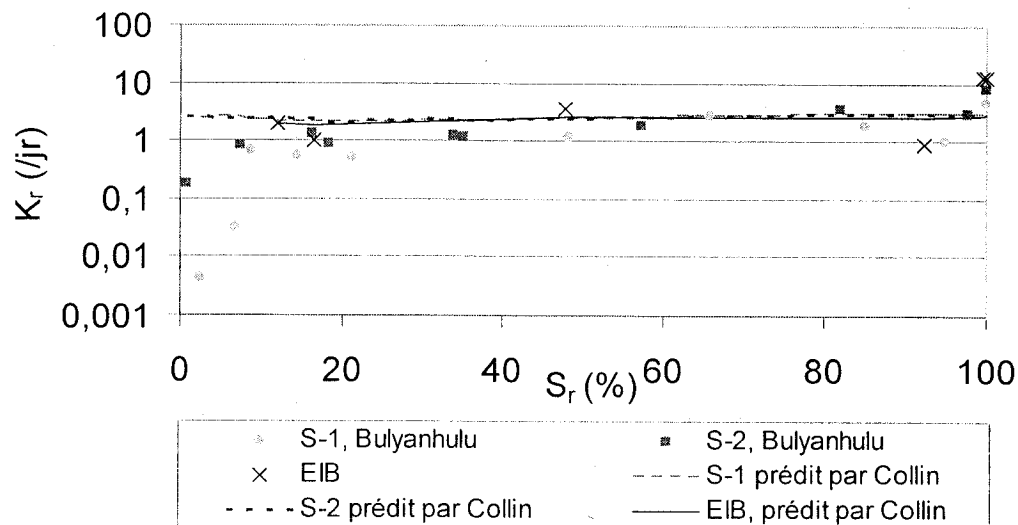


Figure 5.9 Coefficients du taux de réaction K_r obtenus pour les séries S-1, S-2 et pour les essais individuels EIB sur les résidus de Bulyanhulu; on montre aussi les valeurs de K_r prédites par le modèle de Collin (NB. les porosités varient d'un essai à l'autre).

La figure 5.9 montre que le taux de réaction K_r issus des essais tend à croître avec l'augmentation du degré de saturation (S-1 et S-2) lorsque $S_r \leq 20-30\%$. Ce phénomène est discuté plus bas, puisqu'il se généralise aux autres séries. Au-delà de 20% à 30% de degré de saturation, les valeurs de K_r se stabilisent. On voit aussi que lorsque S_r est entre 0 et 10%, les valeurs K_r pour S-1 sont inférieures à S-2 de plus d'un ordre de grandeur. Cette différence est difficilement explicable compte tenu qu'il s'agit des matériaux préparés de façon identique. Il se peut que le temps (ou le mode) de préparation différent des échantillons ait influencé certaines propriétés avant le début de l'essai. Par exemple, la présence de bactéries (tels que les *Acidithiobacillus ferrooxidans*) peut catalyser la réaction d'oxydation des sulfures responsable de la consommation de l'oxygène dans le réservoir (communications personnelles avec M. Benzaazoua ; voir annexe B7). Il se peut qu'une flore bactérienne plus importante

pour les matériaux S-2 se soit installée avant le début de l'essai. Un autre facteur à considérer est le phénomène de passivation des surfaces pour S-1. La distribution de l'humidité à faible degré de saturation constitue un autre facteur d'influence.

On note aussi que les six essais individuels EIB donnent des résultats très similaires. Il semble donc que la procédure expérimentale suivie ait peu d'influence sur la réactivité mesurée sur ces résidus. Dans la majorité des cas, la reproductibilité est bonne.

À titre comparatif, les valeurs K_r estimées par le modèle de Collin (1987, équation 2.28) sont aussi présentées à la figure 5.9. La valeur moyenne estimée (de 0,27/jr) est indépendante du degré de saturation car le modèle ne tient pas compte de la présence d'eau dans le calcul de K_r . Entre 0 et 20% à 30% de saturation, les valeurs K_r mesurées pour S-1, S-2 et EIB sont usuellement inférieures aux valeurs calculées par le modèle de Collin. Pour $S_r \geq 20\%$ environ, elles deviennent pratiquement équivalentes. Il y a toutefois une incertitude pour les essais où S_r est proche de 100% ; elles semblent alors supérieures à celles issus du modèle. Dans cette zone toutefois, la précision de la procédure est limitée de sorte qu'il est difficile de tirer des conclusions à ce stade-ci.

Les résultats présentés à la figure 5.10 illustrent comment les valeurs de D_e déduites expérimentalement sont affectées par le degré de saturation.

Les valeurs D_e pour S-1, S-2 et EIB suivent la tendance usuelle avec l'augmentation de S_r . Cette décroissance de D_e est particulièrement importante entre 80 et 100% de saturation, où D_e diminue de 3 ordres de grandeur (e.g. Aubertin et al. 1995, 1999, 2000; Aachib et al., 2002, 2004). L'effet du degré de saturation sur la valeur de D_e mesurée concorde bien avec le modèle de prédiction de l'équation 2.24.

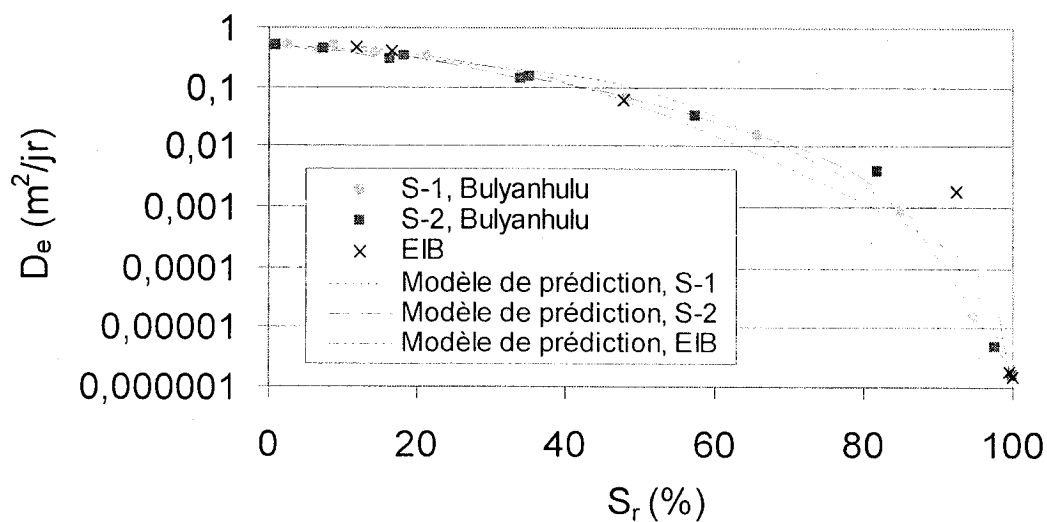


Figure 5.10 Coefficients de diffusion effectifs D_e obtenus des séries S-1, S-2 et des essais individuels EIB sur les résidus de Bulyanhulu ; on montre aussi les valeurs prédites de D_e par l'équation 2.24 (NB. les porosités varient d'un essai à l'autre).

5.3.2 Résidus de Louvicourt

Les résultats obtenus des séries d'essais de consommation d'oxygène S-3 et S-4 et des essais individuels EIL sur les matériaux de Louvicourt montrent plusieurs ressemblances entre eux. Les valeurs du coefficient du taux de réaction K_r ajustées aux mesures sont présentées en fonction du degré de saturation à la figure 5.11.

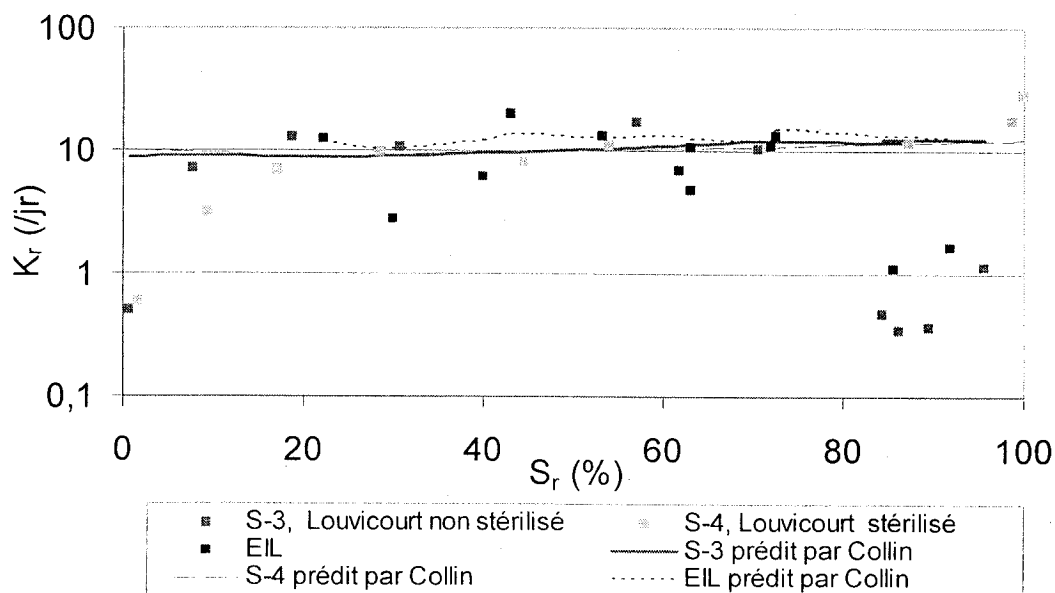


Figure 5.11 Coefficients du taux de réaction K_r obtenus pour les séries S-3, S-4 et les essais individuels EIL sur les résidus de Louvicourt ; on montre aussi les valeurs prédites de K_r par le modèle de Collin (NB. les porosités varient d'un essai à l'autre).

Les résultats issus des essais de diffusion et de consommation (avec deux réservoirs) sont présentés à la figure 5.12.

Ici, il semble que les valeurs de K_r pour les séries S-3, S-4 (figure 5.11), EIL et S-6 (figure 5.12) croissent avec la saturation sur la plage $S_r \leq 30\%$ à 40% de saturation. La valeur maximale de K_r atteinte lors de ces essais correspond relativement bien aux valeurs estimées par le modèle de Collin (1987). On note aussi sur les figures qu'au-delà de $S_r = 80\%$ de saturation, les valeurs K_r de S-3, EIL, EI2RL et S-6 tendent à diminuer. Cette baisse n'a pas été observée avec la série S-4.

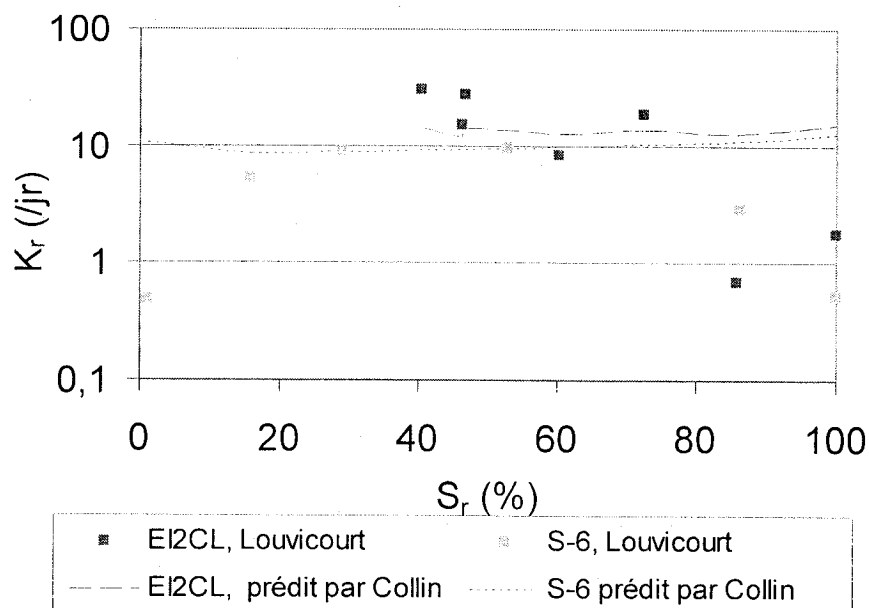


Figure 5.12 Coefficients du taux de réaction K_r obtenus pour les essais EI2RL à 2 réservoirs et de la série S-6 sur les résidus de Louvicourt; on montre aussi les valeurs prédites de K_r par le modèle de Collin (NB. les porosités varient d'un essai à l'autre).

D'autre part, la stérilisation aux rayons gamma des résidus de la série S-4 ne semble pas avoir engendré de différence significative de réactivité par rapport à ceux non stérilisés S-3. Notons cependant que les instruments utilisés pour manipuler les résidus ainsi que l'eau ajoutée n'ont pas été stérilisés. Compte tenu que les instruments servent à de multiple usages dans le laboratoire, il est possible que les résidus des essais S-4 aient été contaminés et qu'il induisent le même niveau d'activité bactérienne que les résidus de la série S-3. Comme les séries d'essais s'étalent généralement sur plusieurs semaines, la colonisation bactérienne est donc probable à un moment ou à un autre.

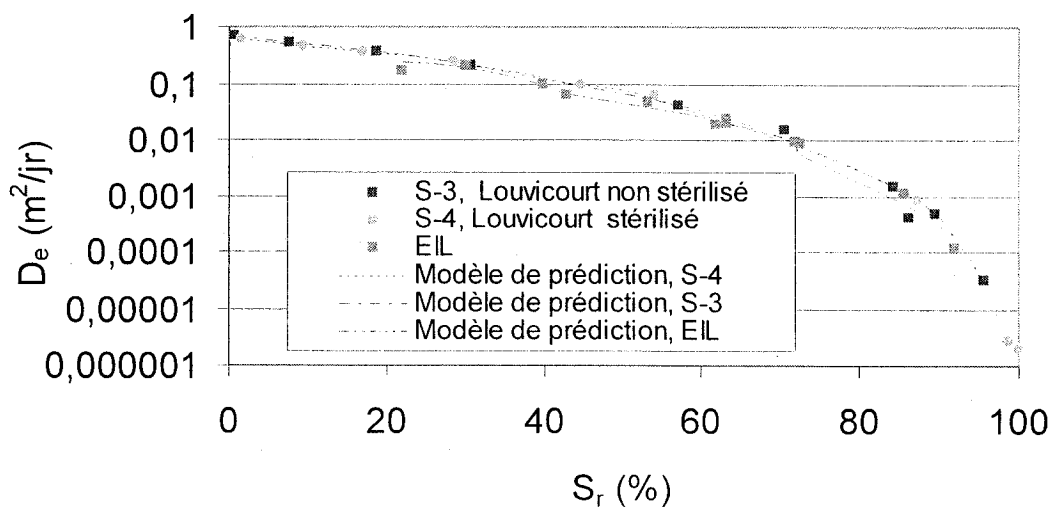


Figure 5.13 Coefficients de diffusion effectifs D_e obtenus pour les séries S-3, S-4 et les essais individuels EIL sur les résidus de Louvicourt ; on montre aussi les valeurs prédites de D_e selon l'équation 2.24 (par des porosités qui varient d'un essai à l'autre).

Les résultats présentés à la figure 5.13 illustrent comment les valeurs de D_e déduites expérimentalement sont affectées par le degré de saturation. Les valeurs de D_e suivent la même tendance avec l'augmentation de S_r pour les essais de diffusion et de consommation à deux réservoirs (figure 5.14). Toutefois, un écart apparaît pour les deux essais à $S_r \approx 100\%$, alors que les valeurs ajustées semblent nettement supérieures à celles prédites. Cette différence marquée peut être expliquée (en partie) par le changement du degré de saturation des matériaux durant l'essai. En pratique, S_r serait alors inférieur à 100%. Par exemple, lors de l'essai S-6, il a été remarqué qu'une partie de l'eau initialement présente dans l'échantillon de résidus s'est retrouvée au bas de la cellule à la fin de l'essai (aucune couche de sable n'était sous jacente aux résidus car cette dernière rendait difficile l'homogénéisation entre les essais). Les résidus se trouvent donc dans un état hydrique transitoire et ils montrent une tendance à se désaturer. Une partie de l'eau a probablement été transférée au sable (initialement sec) au cours de l'essai EI2RL, causant aussi un état $S_r < 100\%$.

Il est aussi possible que lors de ces essais plus longs, il y ait eu une fuite à la paroi de plexiglas. Le coefficient de diffusion apparent doit alors être surestimé par rapport à celui prédit pour représenter ce phénomène.

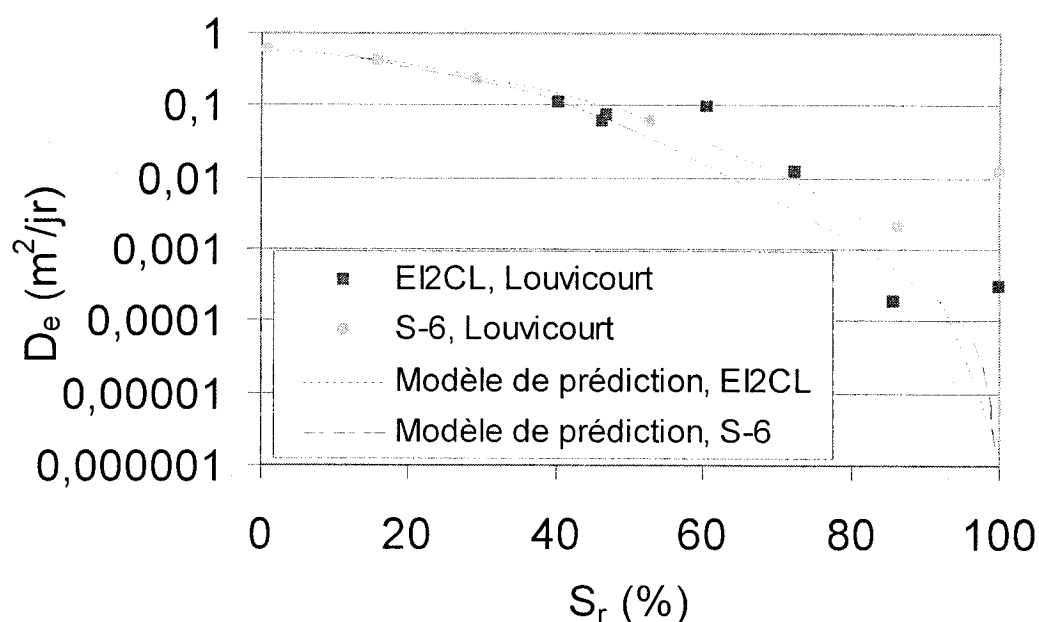


Figure 5.14 Coefficients de diffusion effectifs D_e obtenus pour les essais individuels EI2RL à deux réservoirs et la série S-6 sur les résidus de Louvicourt ; on montre aussi les valeurs prédites de D_e par l'équation 2.24 (NB. les porosités varient d'un essai à l'autre).

5.3.3 Résidus de Manitou

La figure 5.15 montre les résultats issus de la série d'essai S-5 fait sur les résidus du site Manitou. On voit que les valeurs de K_r obtenues sont généralement inférieures aux valeurs prédites par le modèle de Collin. Le changement de couleur rapide observé sur le terrain peut expliquer en partie cet écart, en raison d'une certaine passivation des grains de pyrite qui réduit la réactivité globale des matériaux. Ici aussi, les valeurs de K_r varient avec l'augmentation de S_r , mais aucune tendance nette ne peut être ici définie.

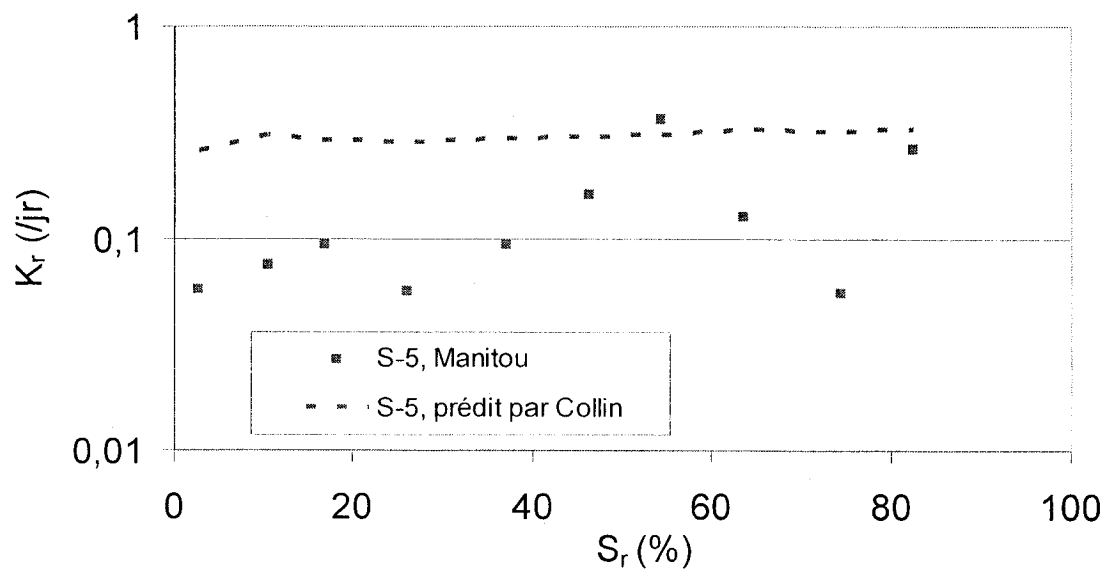


Figure 5.15 Coefficients du taux de réaction K_r obtenus de la série S-5 sur les résidus de Manitou ; on montre aussi les valeurs prédites de K_r par le modèle de Collin (NB. les porosités varient d'un essai à l'autre).

Les valeurs des coefficients de diffusion effectif D_e utilisées pour interpréter les essais correspondent ici en tout point aux valeurs données par l'équation 2.24 (figure 5.16).

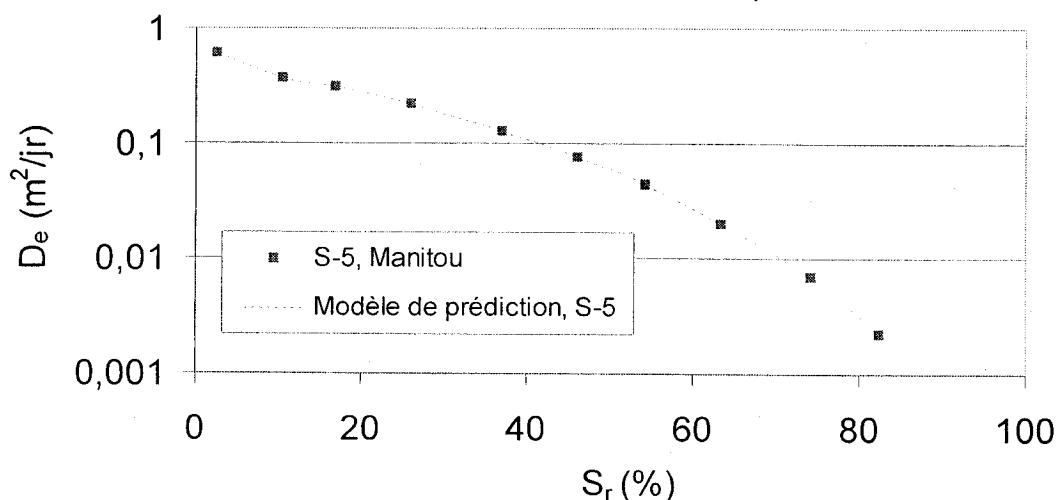


Figure 5.16 Coefficients de diffusion effectifs D_e utilisés pour la série S-5 sur les résidus de Manitou; on montre aussi les valeurs prédites de D_e par l'équation 2.24 (NB. les porosités varient d'un essai à l'autre).

5.3.4 Tendances globales

Certaines tendances se dessinent en considérant l'ensemble des résultats d'essais de consommation. Pour tous les matériaux dans la plage de S_r entre 0 et 20 à 30%, les réactivités sont inférieures à celles mesurées à plus haut degré de saturation et à celles prédites par le modèle de Collin (1987). Cet effet du degré de saturation sur les valeurs de K_r mesurées peut être lié aux réactions chimiques sous jacentes au phénomène de consommation d'oxygène dans la cellule. La réaction d'oxydation nécessite de l'oxygène, de l'eau et des minéraux sulfureux. Lorsque les matériaux réactifs se trouvent dans un état relativement sec, la présence réduite en eau peut être un facteur limitant. La réaction d'oxydation (équations 2.1 et 2.4) est alors ralentie et les matériaux apparaissent comme moins réactifs.

À l'exception de la série S-5 (résidus Manitou), le modèle de Collin prédit assez bien la réactivité K_r dans la plage de S_r entre 20 et 80%. Au-delà de cette plage, les valeurs de réactivité K_r sont variables. Il est cependant difficile actuellement de définir précisément la tendance car plusieurs facteurs ont la capacité d'influencer la réactivité

des matériaux. Par exemple, l'activité bactérienne peut jouer un rôle crucial. pour catalyser la réaction d'oxydation des sulfures au cours des essais. Selon Singer et Stumm (1970), la réaction (équation 2.1) d'oxydation de la pyrite peut être un million de fois plus rapide en présence de bactéries actives *Acidithiobacillus ferroxidans* (qu'en l'absence de bactérie active). L'activation de ces bactéries demande généralement un certain temps. Cette activation a donc pu se développer durant les essais en séries. Aucune analyse bactérienne qualitative ou quantitative n'a été faite sur les matériaux. Il serait alors utile de refaire des essais dans des conditions complètement stériles afin de vérifier si l'effet bactérien sur la consommation d'oxygène peut être quantifié.

De plus, l'historique des échantillons est variable d'un matériau à l'autre, ce qui peut également avoir un certain effet. Les matériaux de Manitou ont été prélevés sur le terrain (après plusieurs années depuis la mise en place) tandis que ceux Bulyanhulu et de Louvicourt ont été pris directement à la sortie de l'usine de traitement. Les matériaux de Manitou semblent être davantage oxydés que les autres. Leur réactivité est alors affectée à la baisse. Ceci pourrait expliquer la réactivité inférieure à celle prédite par le modèle de Collin.

La figure 5.17 montre l'ensemble des valeurs de K_r déduites résultats des essais en cellule de consommation. On remarque sur cette figure que les matériaux présentant les valeurs K_r les plus élevées sont ceux du site de Louvicourt, suivis de ceux de Bulyanhulu, et de Manitou. Cette tendance est conforme au contenu en pyrite : les résidus Louvicourt contiennent 38% (M/M) pyrite comparativement à 12% (M/M) pour ceux de Bulyanhulu et de 7% (M/M) pour ceux de Manitou. Donc, malgré les incertitudes et imprécisions mentionnées ici, les résultats semblent conséquents entre eux.

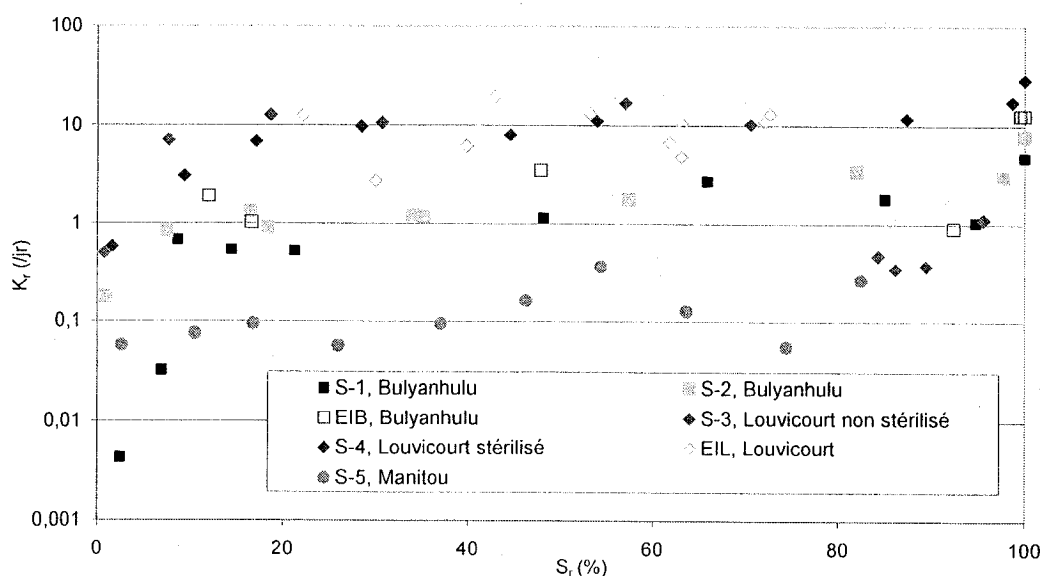


Figure 5.17 Coefficients du taux de réaction K_r obtenus des divers résidus suite aux séries d'essais S-1 à S-5, EIB et EIL.

Enfin, de façon générale, les valeurs de D_e déduites des essais de consommation semblent bien corrélées avec les valeurs estimées du modèle. On doit cependant rappeler l'incertitude qui existe sur la porosité réelle des matériaux testés, l'homogénéité et la distribution d'eau, et la précision relative des senseurs à oxygène. L'ajustement des concentrations prédites et mesurées en fonction du temps se fait aussi de façon approximative, ce qui engendre une incertitude additionnelle.

5.4 Modification du modèle de prédiction de Collin

Le modèle de prédiction de la valeur du coefficient du taux de consommation d'oxygène K_r proposé par Collin (1987) (équation 2.28) présente des avantages et des limitations. Ce modèle est simple et pratique, mais il ne tient pas compte de l'influence de certains facteurs tel la présence d'eau dans le milieu. Le but poursuivi ici est d'évaluer si, à partir des concepts de base déjà existants, le modèle de Collin (1987) peut être modifié afin de devenir plus représentatif des phénomènes observés au laboratoire (et sur le terrain).

Le modèle de Collin (1987) (équation 2.28) suppose que toute la pyrite est directement accessible à l'oxygène. Le modèle est basé sur les réactions de surface, et le taux varie linéairement avec la proportion en pyrite. Avec ce modèle, le taux de réaction de l'oxygène avec la pyrite est proportionnel à la surface spécifique disponible qui contribue à l'oxydation :

$$K_r = K'S_{sr} \quad [5.10]$$

où K' est la réactivité intrinsèque de la pyrite. On peut définir S_{sr} comme la surface spécifique volumique de réaction [L^2/L^3]. En considérant la pyrite comme le seul minéral réactif, on peut écrire (voir équation développée en Annexe B8):

$$S_{sr} = \frac{\alpha}{D_H} (1-n) C_p \frac{\rho_s}{\rho_{py}} \quad [5.11]$$

α est le facteur de forme, ρ_{py} est la masse volumique des grains solides de la pyrite et ρ_s est la masse volumique moyenne de tous les grains solides incluant les grains de pyrite. Nous considérons ici des grains de forme sphérique avec un diamètre équivalent D_H (équation 2.28); le facteur de forme α prend ainsi la valeur 6. Le coefficient du taux de réaction modifié K_{rm} s'exprime alors de la façon suivante:

$$K_{rm} = K' \frac{6}{D_H} (1-n) C_p \frac{\rho_s}{\rho_{py}} \quad [5.12]$$

Si l'on considère que la masse volumique des grains solides de la pyrite est la même que celle des résidus du sol ($\rho_{py}/\rho_s=1$), on obtient le modèle de Collin (1987) tel que présenté à l'équation 2.28.

Les modifications apportées ici au modèle de Collin (1987) sont basées sur les résultats expérimentaux obtenus en cellule de diffusion et/ou de consommation

d'oxygène. Comme les réactions d'oxydation menant à la formation du DMA impliquent la présence d'eau, la principale modification apportée au modèle de Collin (1987) consiste à inclure cet élément dans la formulation par le biais du degré de saturation S_r . Selon les résultats expérimentaux, cet effet semble particulièrement important pour un degré de saturation entre 0% et 20% environ. Au-delà de cette plage, les valeurs de réactivité atteignent un plateau. Pour quantifier l'influence de l'eau sur la réactivité des matériaux, on introduit une modification mathématique au modèle présenté à l'équation 5.12, qui devient :

$$K_r = K_{rm} \left[1 - \left\langle 1 - \frac{S_r}{b} \right\rangle \right]^{x_1} \quad [5.13]$$

La valeur de b (-), située entre 0 et 1, correspond au degré de saturation pour que la valeur de K_r devient constante (début du plateau). Rappelons que les crochets MacCauley $\langle - \rangle$ se définissent comme $\langle - \rangle = 0,5(v + |v|)$. L'exposant x_1 de la fonction avec les crochets de MacCauley, contrôle la courbure entre les valeurs du degré de saturation entre 0% et celui de l'endroit où le plateau est atteint (b). Il est alors nécessaire de déterminer les valeurs des paramètres b et x_1 qui sont propres au matériau.

Par ailleurs, certains essais ont semblé montrer une baisse de la valeur de K_r à haut degré de saturation ($S_r > 80\%$). Pour tenir compte de ce phénomène dans le modèle, on introduit en autre terme à la fonction proposée selon le degré de saturation de nouveaux crochets de MacCauley. La baisse de la valeur de K_r est ici effective à partir du degré de saturation noté c_1 (-), situé entre 0 et 1. La courbure est contrôlée par un exposant noté x_2 et le paramètre c_2 (-) (c_2 et $x_2 > 0$). Le modèle prend alors la forme suivante :

$$K_r = K_{rm} \left\{ \left[1 - \left\langle 1 - \frac{S_r}{b} \right\rangle \right]^{x_1} - \left\langle \frac{S_r - c_1}{c_2} \right\rangle^{x_2} \right\} \quad [5.14]$$

L'équation 5.14 est équivalente à l'équation 5.13 pour $c_1=1$. On peut représenter schématiquement l'allure de K_r selon modèle modulé en fonction du degré de saturation tel que montré à la figure 5.18:

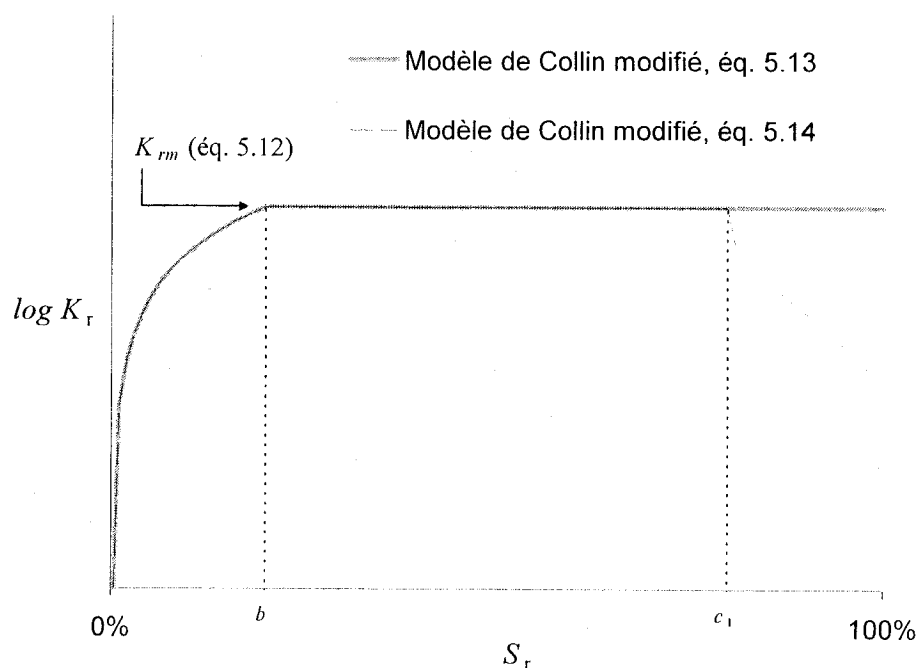


Figure 5.18 Illustration graphique du modèle type de Collin modifié.

Avec les équations 5.13 et 5.14, la valeur de K_r est nulle pour un degré de saturation égale à 0%. Cette tendance concorde avec l'équation 2.1 : en l'absence d'eau, l'oxydation de la pyrite ne peut avoir lieu selon cette réaction chimique (un des éléments est manquant).

Le modèle modifié (équation 5.14) peut être comparé aux résultats des essais en cellule de diffusion présentés aux chapitres 4 et 5. Les essais sont traités en deux groupes (A et B). Les essais du groupe A (S-1, S-2, S-4, S-5 et EIB) incluent les séries et essais individuels qui ne comportent pas de baisse significative des valeurs K_r à hauts degrés de saturation (figure 5.19), tandis que les essais du groupe B (S-3, EIL EI2RL et S-6) incluent les séries et essais individuels qui montrent une baisse des

valeurs K_r pour la plage de degrés de saturation élevés (figure 5.20). La comparaison entre les données expérimentales et le modèle modifié de Collin montre l'allure des courbes avec l'ordre de grandeur des facteurs b , x_1 , c_1 , c_2 et x_2 .

L'ajustement du modèle de Collin modifié aux données expérimentales se fait avec une valeur de réactivité intrinsèque $K' = 4,33\text{E-}5 \text{ m}^3 \text{ O}_2/\text{m}^2 \text{ pyrite/jr}$ ($K' = 1,58\text{E-}2 \text{ m}^3 \text{ O}_2/\text{m}^2 \text{ pyrite/an}$) suggérée par Collin et la masse volumique des grains solides de la pyrite $\rho_{py} = 5020 \text{ kg/m}^3$. Les autres paramètres utilisés sont propres à chaque matériau (n moyen, D_H et ρ_s), et ont été présentés au chapitre 4. Les facteurs d'ajustement b , x_1 , c_1 , c_2 et x_2 les plus appropriés pour obtenir les courbes montrées apparaissent au tableau 5.4. Leur détermination est approximative car elle repose sur un examen visuel à la suite d'un processus itératif d'ajustement. Tous les détails des calculs sont présentés en Annexe B8.

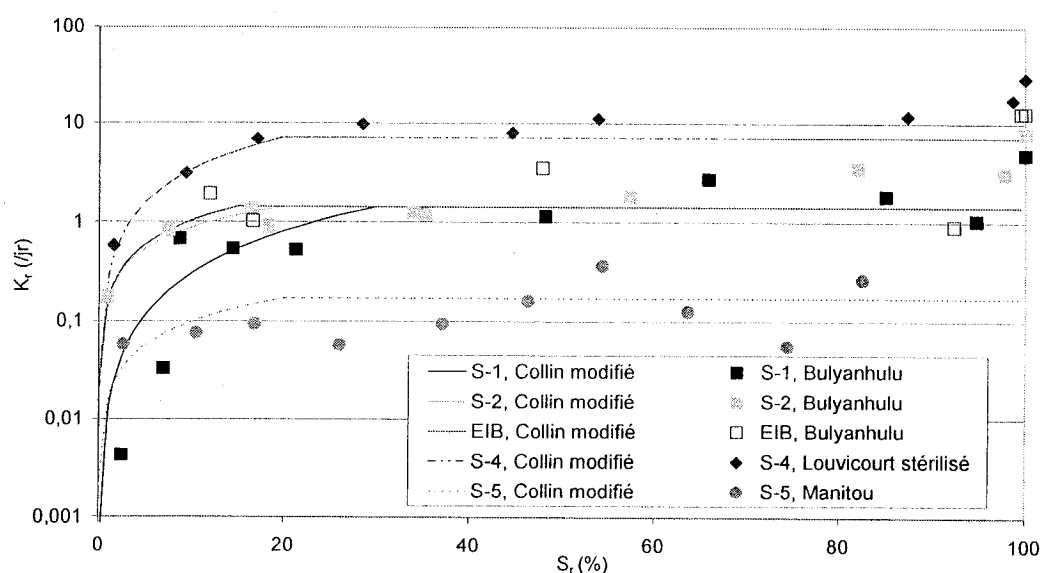


Figure 5.19 Modèle de Collin modifié (éq. 5.14 avec $c_i=1$) ajusté aux données du groupe A (S-1, S-2, EIB, S-4 et S-5).

On remarque que l'ajustement du modèle de Collin modifié est généralement adéquat pour représenter la plupart des résultats d'essai du groupe A. Il permet de considérer

une croissance des valeurs K_r avec l'augmentation du degré de saturation jusqu'à $S_r=b$ (située entre 0,15 et 0,30). La valeur de K_r atteint ensuite le plateau correspondant à la valeur donnée par l'équation 5.12. À noter que l'on ne considère pas ici la hausse possible des valeurs de K_r observée à fort degré de saturation pour quelques essais. Il a été décidé ici de ne pas tenir compte de cette hausse possible des valeurs de K_r à haut degré de saturation en raison de la grande incertitude attribuée sur K_r dans cette plage de valeurs de S_r .

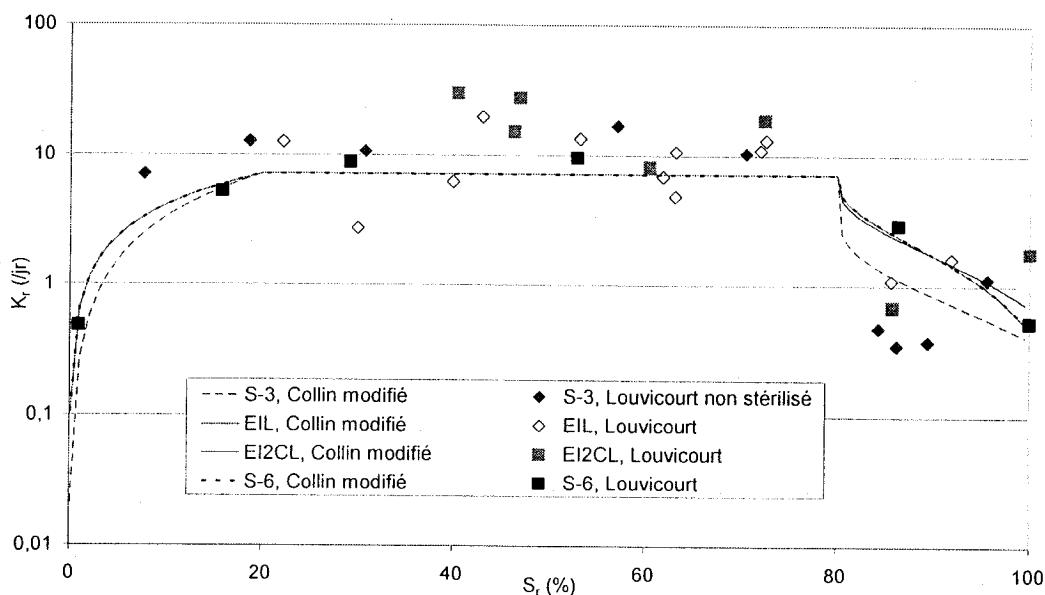


Figure 5.20 Modèle de Collin modifié (eq. 5.14) ajusté aux données du groupe B (S-3, EIL, EI2RL et S-6).

À la figure 5.20, on remarque que l'ajustement du modèle de Collin modifié est généralement adéquat pour représenter la plupart des résultats d'essai du groupe B. L'équation 5.14 permet de considérer une croissance des valeurs K_r avec l'augmentation du degré de saturation jusqu'à $S_r=b$ ($=20\%$). La valeur de K_r atteint un plateau correspondant à la valeur de l'équation 5.12. Il permet aussi de représenter une décroissance des valeurs K_r à hauts degrés de saturation à partir de la $S_r=c_1$ (proche de 80% à 85%). Un meilleur ajustement pourrait toutefois être obtenu en

considérant K_{rm} comme variable d'ajustement (propre au matériau testé) plutôt que comme une constante « universelle ».

Tableau 5.3 Paramètres d'ajustement utilisés avec le modèle de Collin modifié (équation 5.12).

Essai	Groupe	b	x_1	c_1	c_2	x_2
S-1, Bulyanhulu	A	0,30	1,4	1	N/A	N/A
S-2, Bulyanhulu	A	0,20	0,7	1	N/A	N/A
E1B, Bulyanhulu	A	0,15	0,8	1	N/A	N/A
S-4, Louvicourt	A	0,20	1,1	1	N/A	N/A
S-5, Manitou	A	0,20	1,1	1	N/A	N/A
S-3, Louvicourt	B	0,20	0,8	0,80	0,35	0,10
E1L, Louvicourt	B	0,20	0,8	0,80	0,30	0,25
E12RL, Louvicourt	B	0,20	0,8	0,80	0,25	0,30
S-6, Louvicourt	B	0,20	0,8	0,80	0,25	0,30

Au tableau 5.3, on constate que les valeurs du paramètre b du groupe A varient de 0,15 à 0,30; la valeur de b égale 0,20 pour tous les essais du groupe B. Les valeurs x_1 varient de 0,7 à 1,4 pour le groupe A et elles sont égales à 0,8 pour tous les essais du groupe B. Pour les essais du groupe B le paramètre c_1 est de 0,80, le paramètre c_2 varie de 0,25 à 0,35 et les valeurs de x_2 varient de 0,10 à 0,30.

Le modèle de Collin modifié permet de tenir compte des propriétés des résidus observées à court terme. Il serait aussi possible d'intégrer au modèle le facteur temps et donc la perte de masse de pyrite causée par la réaction d'oxydation avec l'oxygène. Pour ce faire, on pourrait considérer une diminution du diamètre équivalent D_H et du contenu en pyrite C_p dans le temps, un peu comme dans le modèle du noyau de réaction présenté au chapitre 2. De plus, la réactivité intrinsèque de la pyrite K' pourrait être ajustée afin de représenter la réponse des divers résidus. La valeur K' proposée par Collin (1987) utilisée ici semble cependant en accord avec la plupart des résultats obtenus. La courbure de la phase de décroissance des valeurs de K_r (à partir du degré de saturation c_1) pourrait aussi être ajustée afin d'éviter la cassure marquée montrée à la figure 5.20. Pour cela, des résultats expérimentaux supplémentaires seraient nécessaires.

5.5 Essais en colonne

Cette partie du projet porte sur l'étude à échelle intermédiaire de l'influence des caractéristiques hydrogéochimiques de résidus miniers sulfureux sur la diffusion et la consommation de l'oxygène. Pour cela, on a pris des mesures de concentration d'oxygène à différentes profondeurs le long des colonnes remplies de résidus, afin d'évaluer la validité de certaines solutions analytiques et numériques. On peut aussi évaluer la validité de certaines hypothèses utilisées lors des interprétations des essais de terrains présentés au chapitre 3.

5.5.1 Procédures d'interprétation des essais en colonne

L'interprétation des résultats de mesures de la concentration en oxygène dans les colonnes se fait à l'aide du logiciel VADOSE/W, présenté au chapitre 2. La méthode d'interprétation présente de fortes similitudes avec celle utilisée pour les essais de consommation d'oxygène de terrain présentés précédemment à la section 5.1.1. De ce fait, seules les différences fondamentales sont présentées. Les dimensions des colonnes modélisées, montrées à la figure 5.21, sont celles des colonnes utilisées au laboratoire (détails présentés au chapitre 4).

Les caractéristiques des matériaux utilisées pour les simulations sont en partie déterminées à partir des mesures au démontage des colonnes. On a considéré que les matériaux Manitou et Bulyanhulu sont demeurés dans des conditions hydriques relativement constantes au cours des essais. De plus, ils ont montré un degré de saturation et une porosité relativement homogène sur toute la hauteur. Ces propriétés sont fixées pour toute la colonne pour une modélisation donnée.

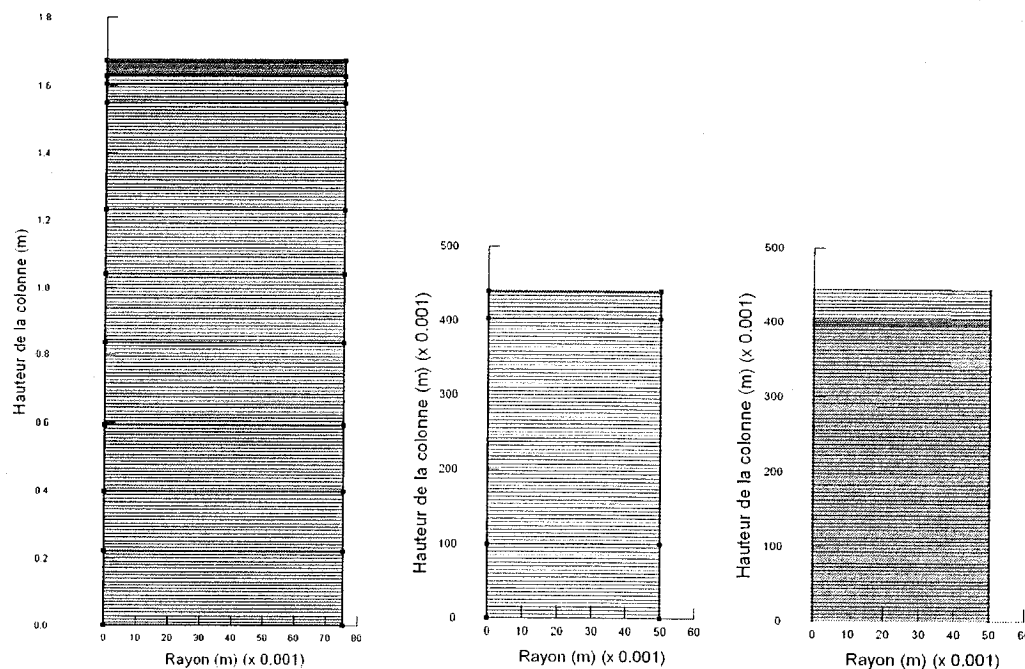


Figure 5.21 Colonnes modélisées avec le logiciel VADOSE/W, pour l'interprétation des essais sur les résidus miniers Manitou (gauche), Bulyanhulu (centre) et Louvicourt (droite).

Pour la colonne de résidus de Louvicourt, on a observé au démontage qu'une couche d'environ un centimètre d'épaisseur s'est désaturée en surface au cours de l'essai. Cela augmente localement le coefficient de diffusion effectif D_e dans cette couche, ce qui peut favoriser la pénétration de l'oxygène. Malgré cette variation localisée de la teneur en eau, l'approche préconisée est de considérer ces matériaux comme homogènes. Le peu d'influence que peut avoir la couche supérieure désaturée, et les difficultés d'en tenir compte, justifie cette approche (nous reviendrons sur ce point plus loin).

Après avoir défini l'état hydrique stationnaire des résidus non saturés selon la CRE appropriée (voir la description de la méthode pour les essais de terrain à la section 5.1), la modélisation se fait en deux étapes, à l'aide de deux fichiers numériques distincts de simulations en conditions transitoires (avec le logiciel VADOSE/W). On

impose d'abord une concentration constante de 20,9% d'oxygène aux nœuds formant le réservoir (ouvert) au sommet de la colonne et on simule la pénétration de l'oxygène par diffusion durant la période de l'essai. Cette simulation de la pénétration de l'oxygène représente le cas de la colonne exposée à l'air libre. À la fin de cette période, la distribution d'oxygène à l'équilibre sert de condition initiale à l'étape suivante. Les nœuds supérieurs du réservoir se voient alors imposer un flux d'oxygène nul, représentatif de la mise en place du couvert au début de la mesure de consommation. L'oxygène qui diffuse est alors consommé par les résidus dans de la colonne.

Tout comme dans l'interprétation des essais de terrain, les valeurs de K_r tirées des essais en cellule de consommation (chapitre 4) sont initialement utilisées pour les modélisations. Les valeurs K_r (minimale et maximale) choisies proviennent des essais faits à des degrés de saturation similaires à ceux mesurés dans les colonnes. Toutefois, pour chacune des colonnes, il existe une certaine variabilité des degrés de saturation mesurés au démontage des diverses couches (voir section 4.4). Les valeurs du degré de saturation maximal et minimal sont utilisées comme bornes servant à évaluer les coefficients de diffusion effectifs D_e maximal et minimal. La porosité moyenne de l'ensemble est utilisée pour la simulation.

Suite à ce calcul préliminaire qui donne la concentration en oxygène en fonction de la profondeur z et du temps t , on procède à un ajustement des valeurs K_r et D_e afin de déduire des valeurs plus représentatives des mesures de concentration d'oxygène. L'ajustement des paramètres K_r et D_e se fait par itération jusqu'à l'obtention de la meilleure juxtaposition des courbes aux mesures. Le choix définitif se base sur deux critères : les profils de concentration à l'équilibre et la décroissance d'oxygène dans le réservoir lors de l'essai de consommation. On bénéficie ici du fait que les senseurs fournissent une bonne précision sur les profils de concentration d'oxygène mesurés dans l'eau comme dans l'air tout au long de l'essai. Ceci est un avantage non négligeable des essais en colonnes comparativement à ceux faits sur le terrain.

Les valeurs (minimale et maximale) de K_r obtenues des essais en cellule de consommation sont ensuite comparées aux valeurs ajustées selon les mesures dans les colonnes. Il est alors possible d'estimer le flux d'oxygène à la surface des résidus en régime permanent en utilisant l'équation 2.47 et les valeurs retenues pour D_e et K_r . Les flux d'oxygène à l'état quasi-stationnaire pénétrant à la surface des résidus sont aussi estimés par la méthode Elberling présentée à la section 3.1.

5.5.2 Analyses selon les valeurs obtenues en cellule de consommation

Dans un premier temps, on utilise les valeurs de K_r minimale et maximale pour la plage du degré de saturation observée pour chaque essai en colonne, les valeurs de K_r sont déduites des résultats d'essais en cellule de consommation présentés au chapitre 4. Les valeurs sont présentées de façon synthétique au tableau 5.4. Les valeurs de K_r obtenues des essais de diffusion et de consommation à deux réservoirs ne sont pas directement utilisées dans cette partie (mais on a vu qu'elles sont souvent proches de celles obtenues par les essais à un réservoir). On compare alors les mesures de concentration d'oxygène et la concentration modélisée à partir des valeurs de K_r (minimale et maximale). Cette comparaison porte sur la décroissance de l'oxygène (mesurée et modélisée) dans le réservoir du haut de chaque colonne et sur le profil de concentration d'oxygène dans les résidus (mesuré et modélisé). Les variations de la concentration d'oxygène à l'intérieure de la colonne ne sont pas présentées par cette approche avec les valeurs K_r limites. Ces mesures de concentration d'oxygène à l'intérieure des résidus de la colonne sont toutefois présentées ici mais elles seront utilisées lors de l'ajustement final des paramètres K_r et D_e à la section 5.5.3.

Tableau 5.4 Caractéristiques tirées des essais en cellule de consommation et des essais en colonnes.

Paramètre	Manitou	Bulyanhulu	Louvicourt
S_r maximal mesuré en colonne (%)	58	62	89
S_r minimal mesuré en colonne (%)	50	48	71
D_e maximal (m^2/jr)	0,051	0,056	0,0085
D_e minimal (m^2/jr)	0,029	0,021	0,00038
K_r maximal pour essais en série ($/jr$)	0,37	2,74	11,95
K_r minimal pour essais en série ($/jr$)	0,13	1,15	0,35
K_r maximal pour essais individuels ($/jr$)	-	3,52	13,16
K_r minimal pour essais individuels ($/jr$)	-	0,91	1,10

Les valeurs du degré de saturation (maximale et minimale) données au tableau 5.4 correspondent aux valeurs mesurées dans les colonnes lors du démontage à la fin de l'essai (section 4.4). Les valeurs des coefficients de diffusion effectifs D_e sont calculées par le logiciel VADOSE/W et sont équivalentes à celles estimées par l'équation 2.24 à partir des valeurs S_r et de la porosité moyenne des résidus dans chaque colonnes. Les valeurs K_r maximales et minimales sont tirées des résultats des essais en cellule de consommation pour la plage du degré de saturation (maximal et minimal) correspondant.

Les caractéristiques présentées au tableau 5.4 sont utilisées pour simuler les courbes de décroissance de concentration dans le réservoir et des profils à l'équilibre. Les modélisations sont présentées dans l'ordre suivant : Manitou, Bulyanhulu et Louvicourt.

5.5.2.1 Résidus de Manitou

On utilise les valeurs de K_r tirées de la série S-5 (tableau 5.4), pour calculer les profils de concentration à l'équilibre avec VADOSE/W. Les résultats sont montrés à la figure 5.22. On constate que les courbes déterminées à partir des valeurs limites D_e et K_r incluent la majorité des données expérimentales.

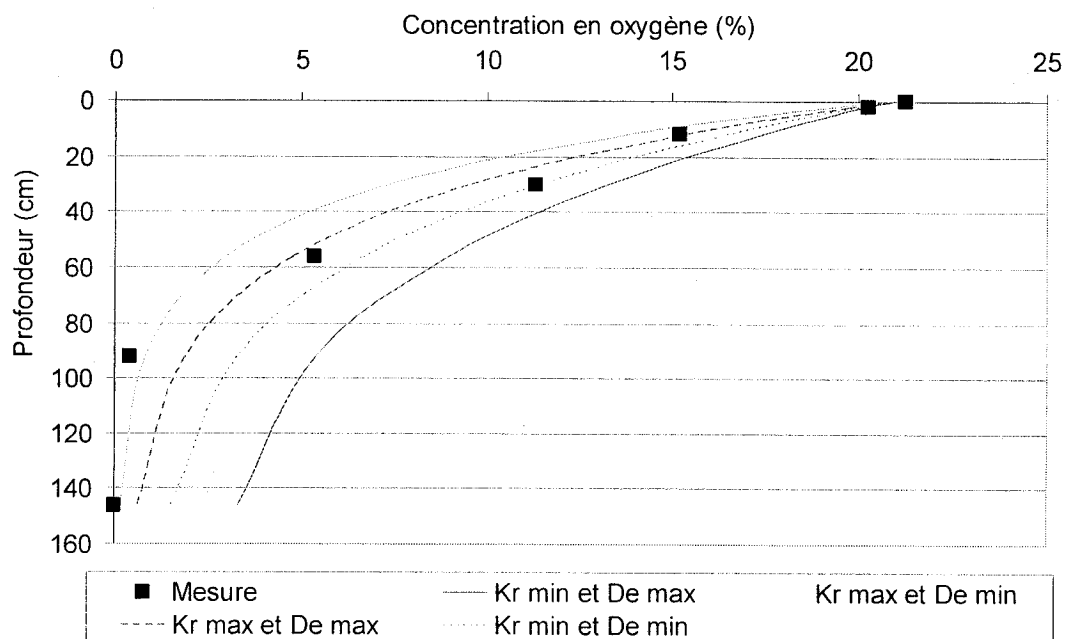


Figure 5.22 Concentration d'oxygène mesurée et modélisée avec le logiciel VADOSE/W à partir des données tirées des essais en cellule de consommation sur les résidus de Manitou (essais de la série S-5 ; voir tableau 5.4).

La figure 5.23 montre la décroissance modélisée de la concentration d'oxygène dans le réservoir du haut de la colonne. On constate ici un écart important avec les mesures expérimentales. Les valeurs de concentration d'oxygène calculées avec VADOSE/W montrent une décroissance plus rapide par rapport à ce qui a été mesuré.

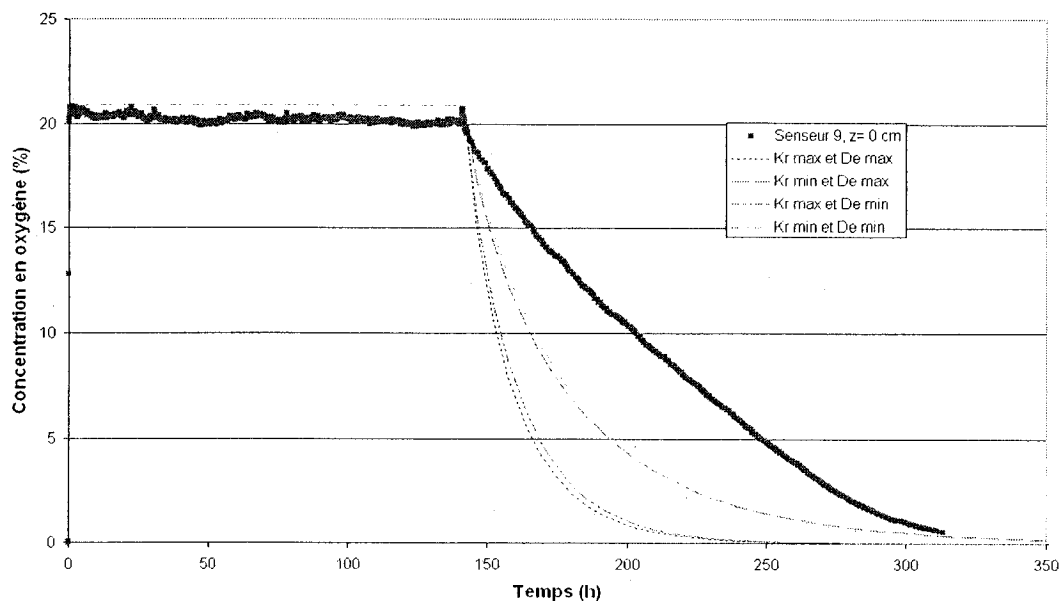


Figure 5.23 Évolution de la concentration en oxygène mesurée et modélisée avec le logiciel VADOSE/W à partir des données tirées des essais de consommation sur les résidus de Manitou (essais en série S-5 ; voir tableau 5.4).

Les courbes modélisées sont fortement influencées par les valeurs K_r (minimale et maximale) qui semblent ici trop élevées par rapport à ce qui a été observé dans la colonne. Il est aussi possible que la valeur de D_e ait été surestimée dans les calculs. Des valeurs ajustées seront proposées plus loin à la section 5.5.3.

5.5.2.2 Résidus de Bulyanhulu

On utilise les valeurs de K_r tirées des séries S-1 et S-2 sur les matériaux de Bulyanhulu (tableau 5.4). Les résultats de simulations réalisées avec VADOSE/W, montrés à la figure 5.24, donnent les profils de concentration à l'équilibre déterminés à partir des valeurs limites. Ces courbes incluent les données expérimentales. Les courbes de décroissance de la concentration d'oxygène dans le réservoir du haut montrées à la figure 5.25 incluent aussi la plus part des données expérimentales.

Les valeurs de K_r et D_e déterminées par les essais en cellule de consommation semblent donc représentatives des phénomènes de diffusion et consommation d'oxygène par ces essais en colonne.

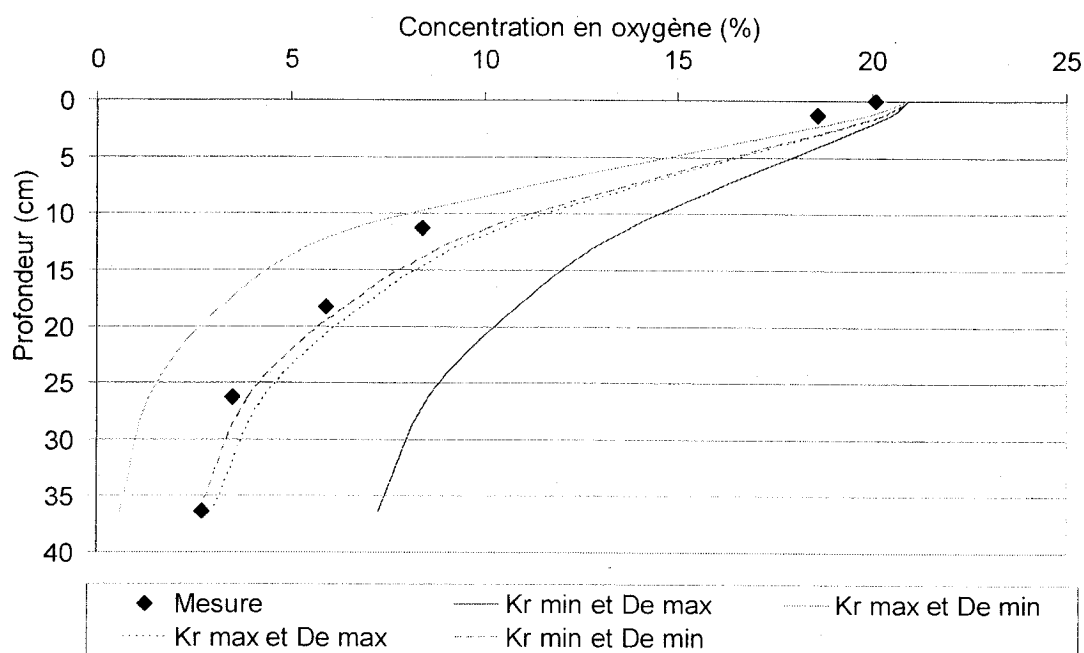


Figure 5.24 Concentration d'oxygène mesurée et modélisée avec le logiciel VADOSE/W à partir des données tirées des essais en cellule de consommation sur les résidus de Bulyanhulu (essais des séries S-1 et S-2 ; voir tableau 5.4).

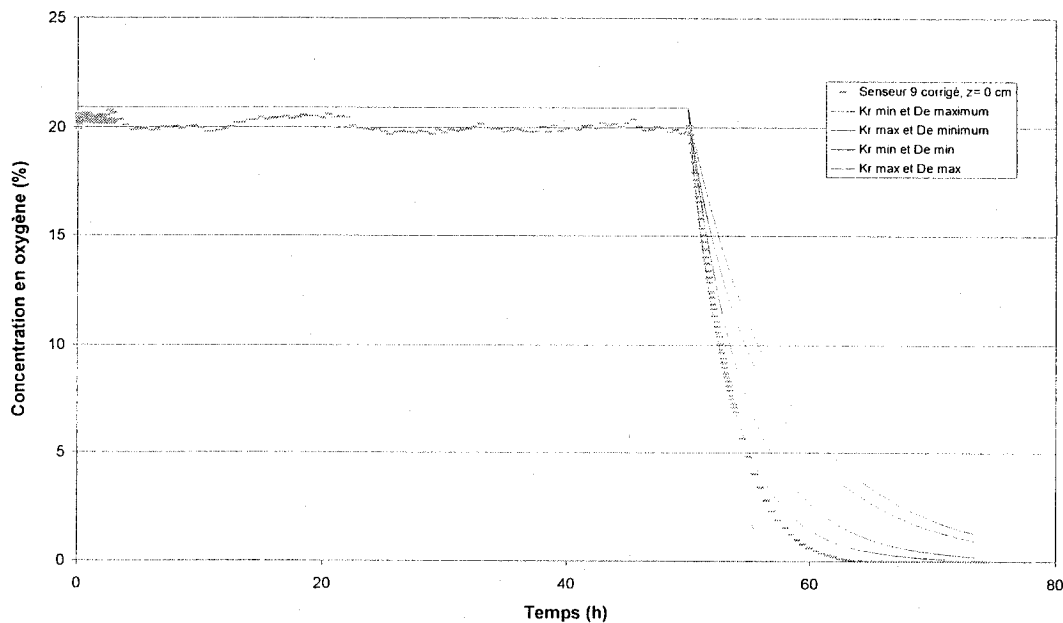


Figure 5.25 Évolution de la concentration en oxygène mesurée et modélisées avec le logiciel VADOSEW à partir des données tirées des essais de consommation sur les résidus de Bulyanhulu (essais en séries S-1 et S-2 ; voir tableau 5.4).

Les valeurs de K_r (minimale et maximale, tableau 5.4) tirées des essais individuels en cellule de consommation sur les matériaux de Bulyanhulu (EIB) ont aussi été utilisées. Les résultats des simulations correspondantes sont montrés aux figures 5.26 et 5.27. À nouveau, les valeurs limites de D_e et K_r semblent représenter assez bien les tendances découlant les données expérimentales.

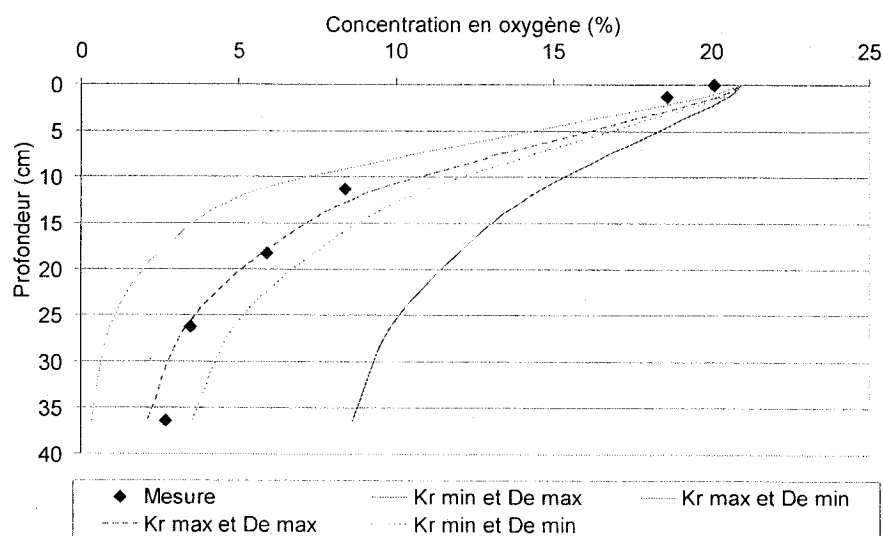


Figure 5.26 Concentration d'oxygène mesurée et modélisée avec le logiciel VADOSE/W à partir des données tirées des essais en cellule de consommation sur les résidus de Bulyanhulu (essais individuels EIB ; voir tableau 5.4).

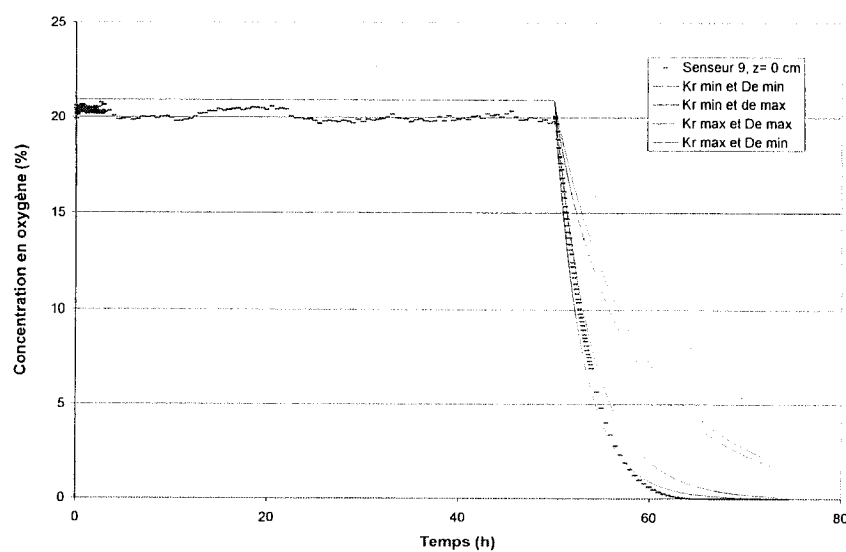


Figure 5.27 Évolution de la concentration en oxygène mesurées et modélisées avec le logiciel VADOSE/W à partir des données tirées des essais de consommation sur les résidus de Bulyanhulu (essais individuels EIB; voir tableau 5.4).

5.5.2.3 Résidus de Louvicourt

Les valeurs de K_r tirées des séries d'essais S-3 et S-4 sur les résidus Louvicourt (tableau 5.4) sont utilisées avec VADOSE/W. On observe sur les figures 5.28 et 5.29 que la combinaison des valeurs limites de D_e et K_r permet d'inclure les données expérimentales. Les degrés de saturation varient ici sur une plage qui s'étend de 71 à 89%. Il s'agit donc d'une plage de S_r où le coefficient de diffusion effectif devient particulièrement sensible à la présence d'eau. Dans ce cas-ci, la valeur de D_e maximale est plus de 20 fois supérieure à la valeur minimale. Les écarts entre les courbes limites supérieures et inférieures montrées aux figures 5.28 et 5.29 sont donc importants.

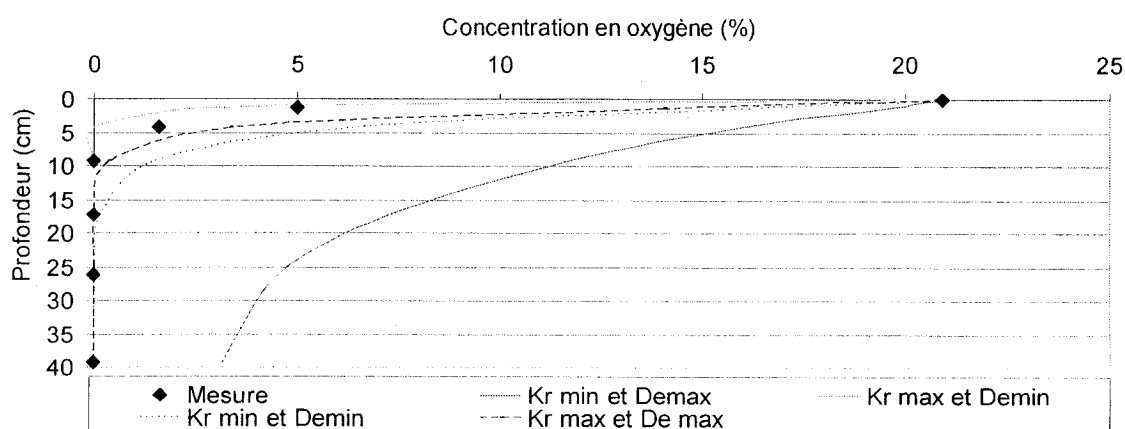


Figure 5.28 Concentration d'oxygène mesurée et modélisée avec le logiciel VADOSE/W à partir des données tirées des essais en cellule de consommation sur les résidus de Louvicourt (essais des séries S-3 et S-4 ; voir tableau 5.4).

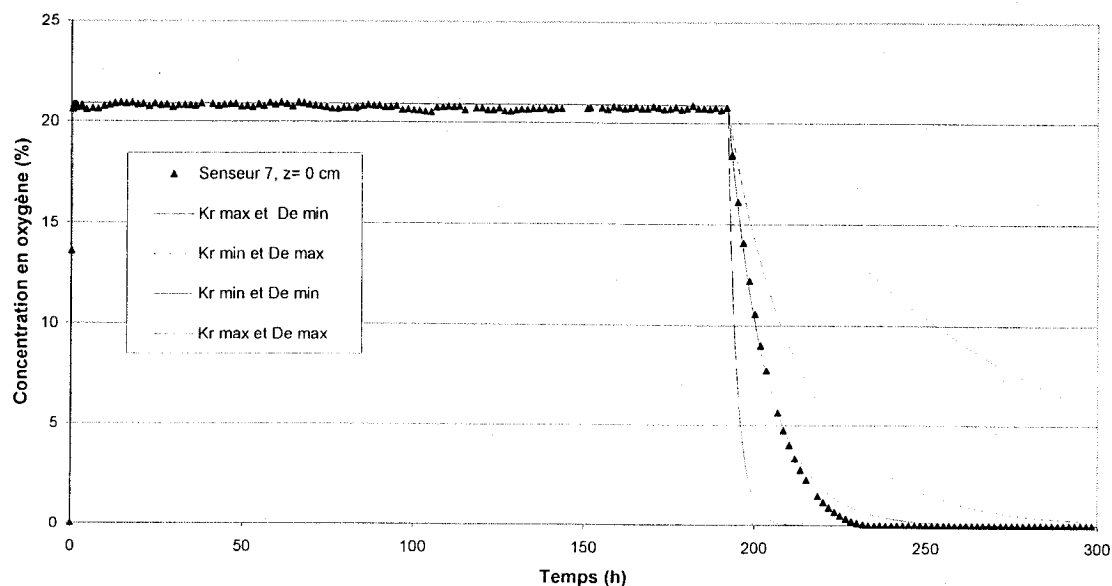


Figure 5.29 Évolution de la concentration en oxygène mesurée et modélisée avec le logiciel VADOSE/W à partir des données tirées des essais de consommation sur les résidus de Louvicourt (essais en séries S-3 et S-4 ; voir tableau 5.4).

Les valeurs de K_r tirées des essais individuels en cellule de consommation sur les matériaux Louvicourt (EIL) sont aussi utilisées selon la même approche. Ces modélisations sont présentées aux figures 5.30 et 5.31. Les écarts entre les courbes supérieures et inférieures modélisées sont moindres que ceux obtenus avec les données de S-3 et S-4 présentées ci-haut.

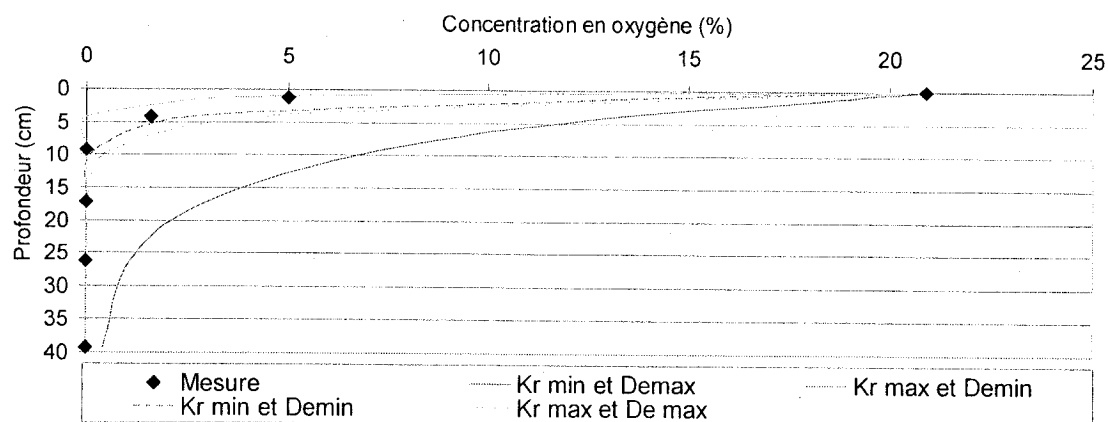


Figure 5.30 Concentration d'oxygène mesurée et modélisée avec le logiciel VADOSE/W à partir des données tirées des essais en cellule de consommation sur les résidus de Louvicourt (essais individuels EIL; voir tableau 5.4).

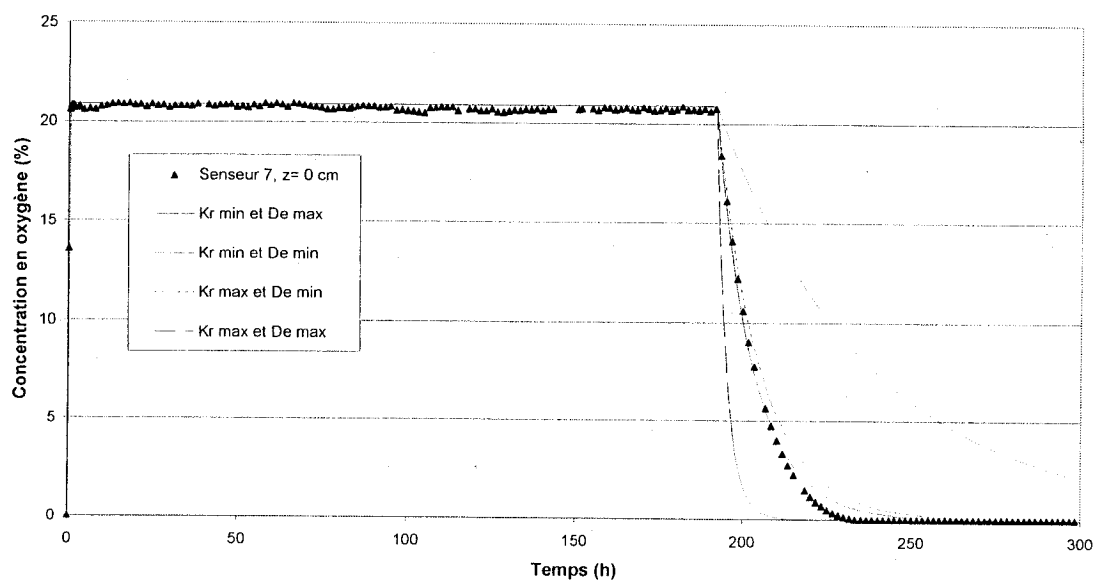


Figure 5.31 Évolution de la concentration en oxygène mesurée et modélisée avec le logiciel VADOSE/W à partir des données tirées des essais de consommation sur les résidus de Louvicourt (essais individuels EIL ; voir tableau 5.4).

Ces résultats montrent qu'en général, les valeurs des paramètres de D_e et K_r mesurées indépendamment sont compatibles avec les essais en colonnes réalisés sur ces mêmes résidus. On peut aussi constater que le couple de valeurs K_r maximal- D_e minimal donne des courbes qui sont généralement proches des valeurs mesurées de la concentration d'oxygène dans les résidus (à l'équilibre) et dans le réservoir (en phase transitoire).

5.5.3 Ajustement des valeurs D_e et K_r

On discute ici des résultats des modélisations avec le logiciel VADOSE/W en fonction des valeurs D_e et K_r imposées et celles obtenues d'un processus itératif pour s'ajuster aux mesures dans les colonnes avec les matériaux Manitou, Bulyanhulu et Louvicourt. Pour cet exercice d'ajustement, le choix des valeurs D_e et K_r implique les profils de concentration essentiellement à l'équilibre et la décroissance d'oxygène lors de la phase de consommation. On vise à minimiser et distribuer de part et d'autre les écarts observés entre les deux types de graphiques (celui des profils de concentration et celui de décroissance en phase de consommation). Lors de l'ajustement visuel, qui consiste à superposer les concentrations d'oxygène mesurées à celles modélisées, les concentrations dans le haut de la colonne ont généralement été privilégiées. Une dizaine d'itérations est généralement nécessaire pour arriver au résultat le plus adéquat.

Les valeurs D_e et K_r sont considérées homogènes sur toute la colonne. Au début de l'essai expérimental et de la modélisation numérique, l'oxygène est absent à l'intérieur des pores des résidus la colonne. On impose alors une concentration d'oxygène de 20,9% (V/V) au sommet de la colonne ouverte. L'oxygène diffuse vers le bas jusqu'à atteindre un régime stationnaire. La concentration d'oxygène à différentes profondeurs de la colonne demeure constante à ce moment. Cette distribution d'oxygène à l'équilibre sert de condition initiale à l'étape suivante. Les nœuds supérieurs du réservoir se voient alors imposer un flux d'oxygène nul, représentatif de la mise en place du couvert au début de l'essai de consommation.

5.5.3.1 Résidus de Manitou

La figure 5.32 présente l'évolution transitoire des valeurs de concentration d'oxygène mesurées et modélisées avec les paramètres ajustés ($D_e=0,013\text{m}^2/\text{jr}$ et $K_r=0,066/\text{jr}$) pour la colonne de résidus Manitou. On note ici que le régime stationnaire est atteint plus rapidement selon les valeurs modélisées que selon celles mesurées aux profondeurs inférieures à 56 cm.

Les courbes modélisées et les valeurs mesurées dans la phase de décroissance de la concentration dans la colonne (débutant à 142 heures) montrent des tendances quelque peu différentes. Au début, la décroissance modélisée est un peu plus lente que l'évolution des valeurs mesurées dans le bas de la colonne, mais la baisse de la concentration modélisée devient plus rapide par la suite. L'ampleur de la décroissance finale totale est cependant inférieure à celle mesurée, puisqu'aucune valeur modélisée n'atteint la concentration nulle, contrairement à ce qui a été mesuré (du moins en apparence, selon la précision de la mesure).

D'autre part, la figure 5.33 permet de constater que les concentrations à l'équilibre mesurées et modélisées (avant la phase de décroissance) sont assez proches l'une de l'autre. Les valeurs expérimentales à 86 cm et 146 cm sont toutefois un peu inférieures à celles modélisées.

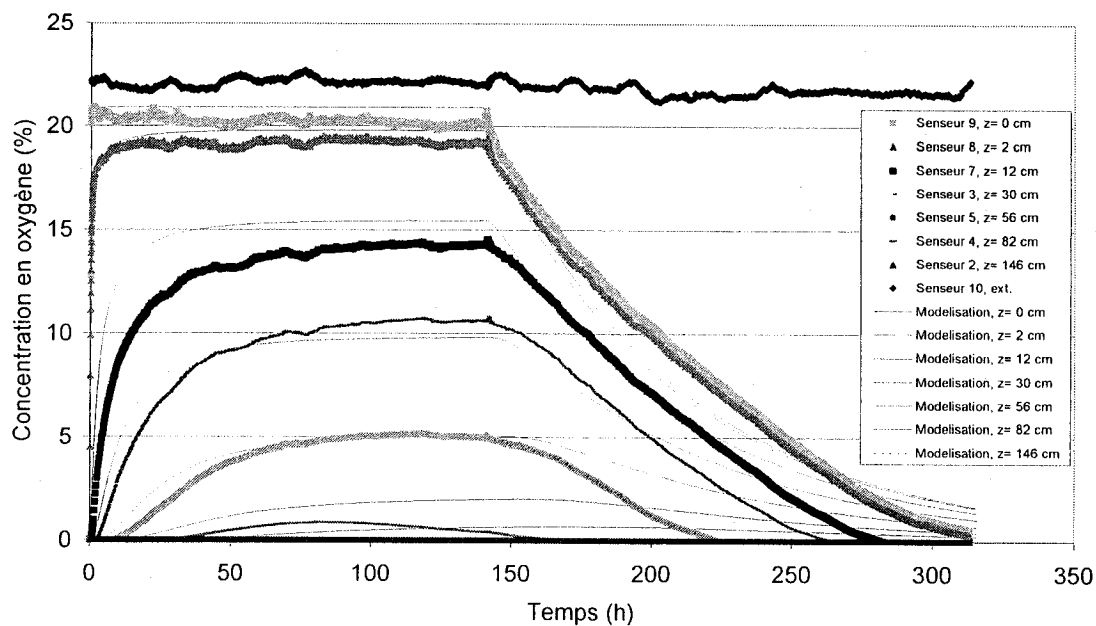


Figure 5.32 Données expérimentales et concentration en oxygène modélisée avec les valeurs ajustées ($D_e=0,013\text{m}^2/\text{jr}$ et $K_r=0,066/\text{jr}$) pour la colonne de résidus Manitou.

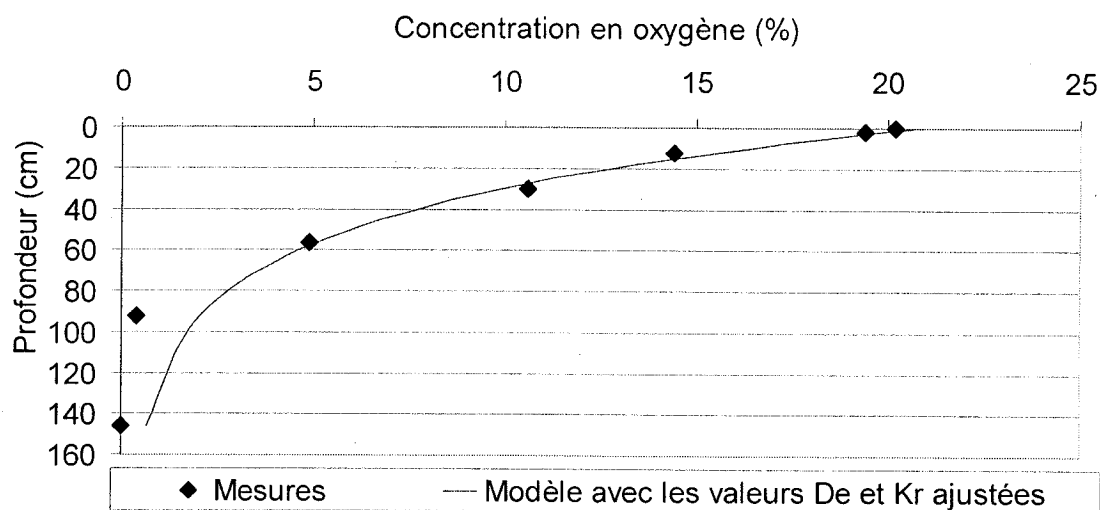


Figure 5.33 Valeur mesurée de la concentration en oxygène à l'équilibre dans la colonne de résidus Manitou comparée aux résultats de la modélisation avec les valeurs ajustées ($D_e=0,013\text{ m}^2/\text{jr}$ et $K_r=0,066/\text{jr}$).

5.5.3.2 Résidus de Bulyanhulu

La figure 5.34 présente l'évolution transitoire des valeurs de concentration d'oxygène mesurées et modélisées avec les paramètres ajustés ($D_e=0,075 \text{ m}^2/\text{jr}$ et $K_r=3,0/\text{jr}$) pour la colonne avec les résidus de Bulyanhulu. On note ici le régime stationnaire est atteint plus rapidement selon les valeurs modélisées que selon celles mesurées aux profondeurs de 18 cm et plus. Durant la dernière partie de l'essai, les courbes modélisées et mesurées se superposent relativement bien. La décroissance modélisée devient toutefois plus lente vers la fin de cette phase. On note ici que tout l'oxygène est consommé avant la fin de l'essai.

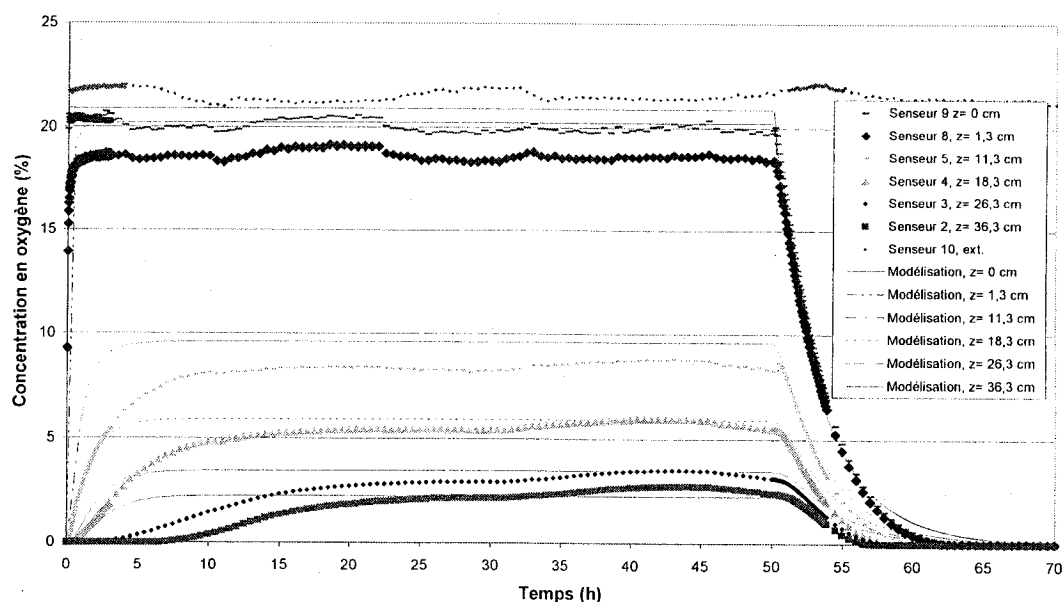


Figure 5.34 Données expérimentales et concentration en oxygène modélisée avec les valeurs ajustées ($D_e=0,075 \text{ m}^2/\text{jr}$ et $K_r=3,0/\text{jr}$) pour la colonne de résidus de Bulyanhulu.

La figure 5.35 montre que les profils de concentration d'oxygène à l'équilibre mesurés et les valeurs modélisées (avant la phase de décroissance) sont proches l'un de l'autre. Dans un cas comme dans l'autre, il n'y a pas de concentration nulle à l'équilibre. Cette situation se produirait à une plus grande profondeur, qui pourrait être modélisée en ajoutant un prolongement de la colonne.

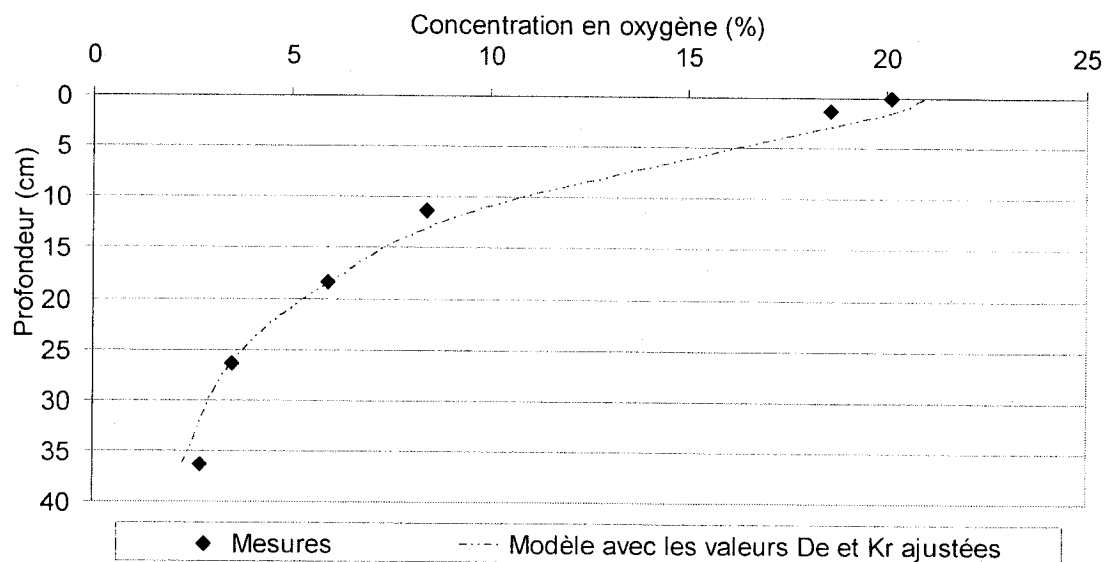


Figure 5.35 Valeur mesurée de la concentration en oxygène à l'équilibre dans la colonne de résidus Bulyanhulu comparée aux résultats de la modélisation avec les valeurs ajustées ($D_e=0,075 \text{ m}^2/\text{jr}$ et $K_r=3,0/\text{jr}$).

5.5.3.3 Résidus de Louvicourt

La figure 5.36 présente l'évolution transitoire des valeurs de concentration d'oxygène transitoire mesurées et modélisées avec les paramètres ajustée ($D_e=0,00093 \text{ m}^2/\text{jr}$ et $K_r=11,0/\text{jr}$) pour la colonne de résidus Louvicourt. Tel que mentionné au chapitre 4, le régime stationnaire ne pouvait pas être atteint ici puisque l'évaporation dans la couche supérieure (1 cm) a entraîné un certain changement dans les conditions hydriques. Ce phénomène peut forcer l'oxygène à diffuser plus profondément dans la colonne.

Ce changement de l'état hydrique en surface a été initialement analysé en incorporant deux couches, dont une couche supérieure d'un centimètre d'épaisseur avec une saturation variable. L'ajustement des paramètres D_e et K_r des deux couches, afin de représenter les données expérimentales, a montré que l'effet de la désaturation en surface était négligeable par rapport à l'ensemble du comportement. Pour cette raison, les matériaux de la colonne ont été considérés comme homogènes et dans un état stationnaire (valeurs de S_r , D_e et K_r) tout au long de l'essai.

Les courbes modélisées de la concentration dans le réservoir ($z=0$ cm) et les valeurs mesurées se comparent bien durant la phase de décroissance. La superposition des courbes est cependant un peu moins bonne en profondeur. Ceci peut s'expliquer par le fait que les concentrations mesurées étaient nettement différentes au-delà de 4,2 cm avant le début de la phase de décroissance à réservoir fermé (figure 5.36). Tout l'oxygène du réservoir a été consommé avant la fin de l'essai.

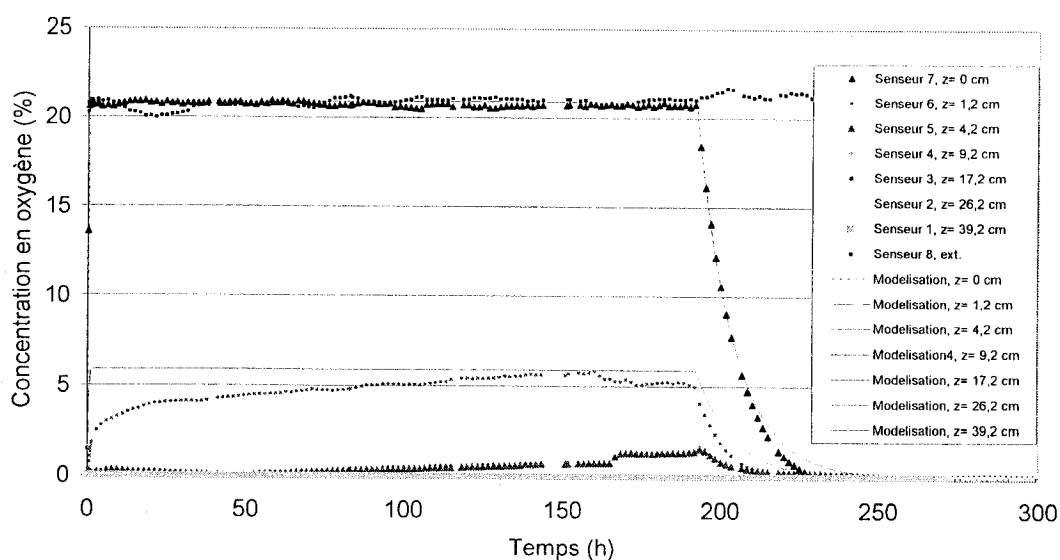


Figure 5.36 Données expérimentales et concentration en oxygène modélisée avec les valeurs ajustées ($D_e=0,00093 \text{ m}^2/\text{jr}$ et $K_r=11,0/\text{jr}$) pour la colonne de résidus Louvicourt.

La figure 5.37 permet de comparer le profil de concentration d'oxygène avant la mise en place du couvercle. Les concentrations mesurées et modélisées sont généralement proches les unes des autres. À la profondeur 4,2 cm, l'écart est maximal entre les valeurs modélisées ($0,15\% \text{O}_2$) et mesurées ($1,6\% \text{O}_2$). Selon la simulation, la profondeur qui donne une concentration nulle est de 5 cm comparativement à 9 cm pour les concentrations mesurées (tableau 5.5).

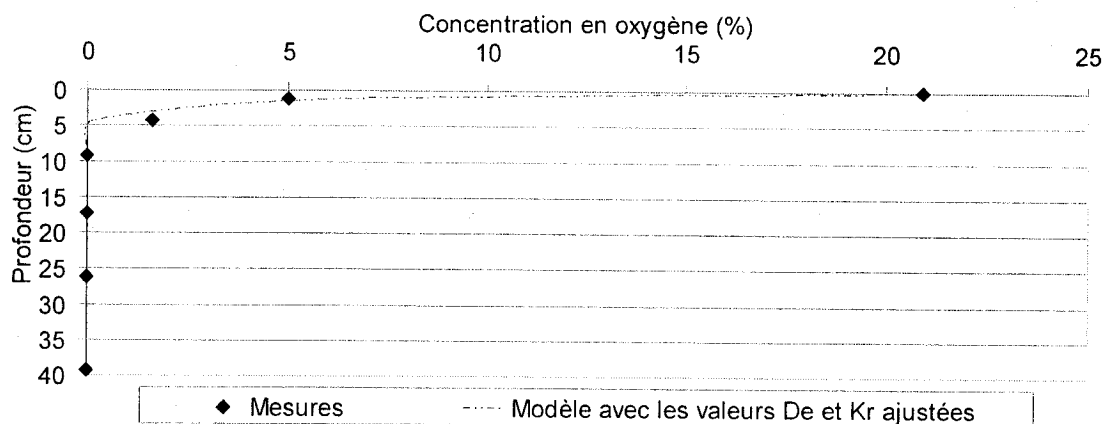


Figure 5.37 Valeur mesurées de la concentration en oxygène à l'équilibre dans la colonne de résidus Louvicourt comparée aux résultats de la modélisation avec les valeurs ajustées ($D_e=0,00093 \text{ m}^2/\text{jr}$ et $K_r=11,0/\text{jr}$).

5.5.4 Synthèse des résultats d'essais en colonne

Le tableau 5.5 donne les valeurs des paramètres découlant de l'interprétation des résultats par les modélisations avec le logiciel VADOSE/W et les paramètres ajustés. On y présente aussi les valeurs de $\bar{D}_e$ estimées par les équations 2.24 et 2.27 selon les mesures (épaisseur des couches H , n et w) prises démontage et, les valeurs de K_r estimées par le modèle de Collin (1987) (équation 2.28) pour la porosité moyenne n .

Tableau 5.5 Caractéristiques des matériaux place dans les colonnes et valeurs des paramètres des diverses mesures et simulations.

Caractéristiques	Manitou	Bulyanhulu	Louvicourt
Profil stationnaire observé par la concentration en oxygène	oui	oui	non
$\bar{D}_e$ prédit (m^2/jr)	0,055	0,041	0,00082
D_e ajusté (m^2/jr)	0,013	0,075	0,00093
K_r prédit par modèle de Collin ($/\text{jr}$)	0,57	2,6	13,9
K_r ajusté ($/\text{jr}$)	0,066	3,0	11,0
K_r maximal par mesures en essai en série ($/\text{jr}$)	0,37	2,74	11,95
K_r minimal par mesures en essai en série ($/\text{jr}$)	0,13	1,15	0,35
K_r maximal par mesures en essai individuel ($/\text{jr}$)	-	3,52	13,16
K_r minimal mesuré en essai individuel ($/\text{jr}$)	-	0,91	1,10
L_T prédit avec valeurs ajustées (cm)	189	67	4
L_T déduit des mesures (cm)	133	-	9
Flux stationnaire estimé avec les valeurs ajustées ($\text{mole O}_2/\text{m}^2/\text{jr}$)	0,25	4,11	0,87
Flux par méthode Elberling ($\text{mole O}_2/\text{m}^2/\text{jr}$)	0,23	3,31	0,56
Pente du graphique ($\ln C/C_0$ vs t) pour estimer le terme $(K_r D_e)^{0,5}$ (m/jr)	0,0266	0,3827	0,0647

5.5.4.1 Profondeurs de pénétration L_T de l'oxygène en régime stationnaire

La profondeur maximale atteinte par l'oxygène L_T en régime stationnaire peut être estimée à partir l'équation 2.46 avec les paramètres K_r et D_e ajustés (selon les simulations des essais en colonne). Une valeur de 0,1% O_2 est utilisée ici comme valeur seuil pour déterminer la profondeur L_T de pénétration de l'oxygène avant la mise en place du couvercle (tableau 5.5). Notons que la valeur de L_T obtenue par la solution analytique (équation 2.46) est pratiquement identique à la solution numérique obtenue avec le logiciel VADOSE/W. Les valeurs de concentration L_T déduites des mesures pour les résidus de Manitou et Louvicourt sont obtenues par une interpolation linéaire de la profondeur.

La profondeur de pénétration de l'oxygène L_T calculées analytiquement (avec les paramètres ajustés D_e et K_r) est supérieure à celle obtenue des mesures dans la colonne de résidus Manitou. Ici, tel qu'il a été observé à la figure 5.33, la concentration d'oxygène mesurée est presque nulle au bas de la colonne (> 80 cm) comparativement à ce qui est modélisé avec le logiciel VADOSE/W. Lors du démontage, on a observé (figure 4.16) que le degré de saturation était légèrement hétérogène et qu'il augmentait au bas de la colonne. Cette présence d'eau peut réduire le coefficient de diffusion dans cette zone et limiter la pénétration de l'oxygène, ce qui concorde avec les mesures.

La concentration nulle n'a pas été observée pour la colonne de résidus Bulyanhulu de sorte qu'il est difficile de statuer ici sur la valeur expérimentale de L_T .

Pour les résidus de Louvicourt, la profondeur de pénétration de l'oxygène modélisée avec les paramètres ajustés est proche de celle mesurée ($L_T < 10$ cm) dans la colonne.

5.5.4.2 Coefficients de diffusion effectif moyen $\overline{D_e}$

Les valeurs du coefficient de diffusion effectif moyen $\overline{D_e}$ obtenues avec l'équation 2.27, sont basées sur les valeurs de D_e estimées par l'équation 2.24 selon les porosités et les teneurs en eau des couches échantillonnées au démontage des colonnes.

Pour l'essai sur les résidus Manitou, la valeur D_e ajustée est environ 4 fois plus faible que la valeur $\overline{D_e}$ prédite (tableau 5.5). La valeur D_e ajustée pour les résidus Bulyanhulu est environ 2 fois plus grande que la valeur $\overline{D_e}$ prédite. La valeur D_e ajustée pour les résidus de Louvicourt est très proche la valeur $\overline{D_e}$ prédite. Ces résultats tendent à montrer que l'estimation des valeurs de D_e et $\overline{D_e}$ avec les équations 2.24 et 2.27 est assez représentative des matériaux testés.

5.5.4.3 Coefficients du taux de réaction K_r

Les valeurs de K_r ont été prédites à partir du modèle de Collin (1987) en utilisant la porosité moyenne et la teneur en pyrite obtenue de l'analyse minéralogique. Rappelons que les résidus de Manitou contiennent 7% (M/M) pyrite, comparativement à 12% (M/M) pour ceux de Bulyanhulu, et 38% (M/M) pour ceux de Louvicourt.

La valeur de K_r ajustée (0,066/jr) obtenue des essais en colonne pour les résidus de Manitou est à l'extérieur de la plage des valeurs minimale (0,13/jr) et maximale (0,37/jr) tirées de la série S-5 (voir tableau 5.5), qui ont été utilisées pour les modélisations avec les valeurs limites (section 5.5.2). Cette valeur de K_r ajustée (0,066/jr) est également inférieure à la valeur prédite par le modèle de Collin (1987) ($K_r=0,57$ /jr). Les valeurs de réactivité obtenues des essais en cellule de consommation étaient aussi généralement inférieures aux valeurs prédites par le modèle de Collin (1987). Les raisons pour ces écarts ont déjà été discutées précédemment (voir sections 5.1 et 5.3.3).

La valeur K_r ajustée (3,0/jr) pour les essais en colonne sur les résidus de Bulyanhulu est incluse entre les valeurs de K_r minimale (0,91/jr) et maximale (3,52/jr) tirées des essais individuels EIB, mais elle sort un peu des valeurs limites déduites des séries S-1 et S-2 (entre 1,15/jr et 2,74/jr, voir tableau 5.5). Cette valeur de K_r ajustée (3,0/jr) est proche de la valeur prédite par le modèle de Collin (1987) ($K_r=2,6$ /jr).

Enfin, la valeur K_r ajustée (11,0/jr) pour les essais en colonne sur les résidus de Louvicourt est incluse entre les valeurs minimale (0,35/jr) et maximale (11,95/jr) tirées des séries S-3 et S-4 et aussi celles des essais individuels EIL (entre 1,10/jr et 13,16/jr, voir tableau 5.5). Cette valeur de K_r ajustée (11,0/jr) est proche de la valeur prédite (13,9/jr) par le modèle de Collin (1987).

Le modèle de Collin modifié (équation 5.14), proposé à la section 5.4, qui prédit la valeur de réactivité des matériaux sulfureux K_r en fonction du degré de saturation, n'a pas été utilisé pour fin de comparaison avec les résultats obtenus en colonne car les

données expérimentales sous jacentes n'étaient pas disponibles au moment des simulations. Les valeurs prédites avec ce modèle auraient pu être utilisées pour estimer le flux d'oxygène en régime stationnaire avec l'équation 2.47.

5.5.4.4 Flux d'oxygène de surface en régime stationnaire

Le flux d'oxygène qui entre à la surface est estimé selon les mêmes principes que pour les essais de consommation de terrain. L'équation 2.47 permet d'estimer le flux en régime stationnaire à partir des valeurs ajustées de D_e et de K_r . Rappelons ici que le flux stationnaire constitue la valeur maximale, qui suit la période transitoire où le flux tend à augmenter progressivement dans le temps (après la fonte des neiges par exemple – pour nos conditions de terrain; e.g. Mbonimpa et al. 2003). On utilise également la méthode de Elberling pour calculer un flux quasi-stationnaire. Les résultats sont présentés au tableau 5.5. Les détails des modélisations et les feuilles de calculs sont présentés en Annexe C.

On constate au tableau 5.5 que les flux estimés à partir des valeurs ajustées D_e et K_r (selon les essais en colonne interprétés avec VADOSE/W) sont similaires à ceux obtenus par la méthode Elberling pour les résidus des trois colonnes.

Bien que la réactivité K_r des matériaux affecte directement le flux d'oxygène à la surface, on constate que les matériaux les plus réactifs ne donnent pas nécessairement les flux les plus importants. Par exemple, les résidus Louvicourt possèdent la réactivité intrinsèque K_r la plus importante (des trois résidus étudiés), mais ils ne montrent pas le flux le plus élevé. Pour les essais en colonne, les résidus Louvicourt ont une porosité plus faible et un degré de saturation plus important, ce qui limite la pénétration d'oxygène (par diffusion) dans les matériaux. Pour les conditions d'essais, les résidus Bulyanhulu donnent le plus grand flux (4,41 mole m^2/jr) pour les valeurs de D_e et K_r ajustées. Le flux des résidus Louvicourt est de 0,87 mole m^2/jr et celui des résidus de Manitou est de 0,25 mole m^2/jr . Dans tous les cas, il s'agit de flux relativement élevés, typiques des résidus générateurs de DMA

Cette analyse illustre l'influence des deux paramètres D_e et K_r sur le flux d'oxygène à la surface des matériaux réactifs. Un contrôle adéquat de ces deux paramètres pourrait permettre de réduire la consommation d'oxygène et éventuellement la production de DMA. À cette fin, on peut appliquer des techniques de recouvrement en eau ou la technique de la nappe surélevée (e.g. Dagenais, 2005; Ouangrawa, 2007) qui réduisent la valeur de D_e . Quant à la valeur K_r des matériaux, elle peut être réduite, par exemple, à l'aide d'une désulfuration des résidus (e.g. Li et Catalan, 1997; Bussière et al., 2004; Mermillod-Blondin et al., 2005).

5.6 Remarques finales

Ce chapitre a débuté avec une présentation de la méthode d'interprétation des essais de consommation d'oxygène réalisés *in situ* sur le parc à résidus miniers Manitou. Une nouvelle approche de résolution des équations de Fick modifiées à l'aide du logiciel VADOSE/W a permis d'évaluer la valeur du coefficient du taux de réaction K_r des résidus Manitou selon les données de terrain. Ces valeurs sont comparables à celles des essais en cellule de consommation. Les paramètres D_e et K_r obtenus de cette façon et une combinaison de ces valeurs obtenue par l'approche proposée par Elberling et al. (1994, 1996) ont servi ensuite à estimer les flux stationnaires d'oxygène à la surface des résidus exposés.

Les calculs montrent que les flux correspondant aux essais en surface sont généralement inférieurs (d'un ordre de grandeur de plus) à ceux des essais faits en fond de tranchées. Les flux stationnaires déduits de l'approche numérique donne un flux 1,5 à 4,3 fois supérieur à celui découlant de la méthode Elberling pour un même essai.

Un des avantages de la méthode numérique (basée sur le code VADOSE/W) réside dans le fait qu'elle permet d'analyser les essais en phase transitoire de façon plus réaliste. La méthode Elberling suppose au départ un état quasi-stationnaire, à partir des données de concentration d'oxygène mesurées au tout début d'un état transitoire. Nos calculs numériques intègrent les propriétés déduites de mesures correspondant au milieu étudié (comme la porosité et le degré de saturation). On souligne ici la

capacité au logiciel numérique VADOSE/W pour résoudre adéquatement les équations de Fick régissant la diffusion des gaz dans un milieu poreux dans lequel il y a déjà une certaine quantité d'oxygène (voir sections 5.1 et 5.5.1).

Dans la deuxième section de ce chapitre, on a analysé les valeurs de la conductivité hydraulique saturée et les CRE. Les mesures expérimentales ont été comparées aux valeurs prédites qui montrent certains écarts, attribuables notamment à l'hétérogénéité des matériaux et aux imprécisions (et erreurs) de manipulation.

La troisième section a porté sur l'interprétation des mesures du flux et du taux de réaction K_r des résidus suite aux essais en cellule de consommation de trois résidus provenant des mines Bulyanhulu, Louvicourt et Manitou. On a constaté que le degré de saturation S_r influence la réactivité des matériaux. De façon générale, le coefficient du taux de réaction K_r des résidus sulfureux croît avec le degré de saturation de 0% à 20% environ. La valeur de K_r atteint ensuite un plateau, pour $S_r=20$ à 80%. Pour certains essais, la valeur de K_r croît pour $S_r \geq 80\%$, tandis qu'il diminue pour d'autres; cet aspect demandera donc des mesures additionnelles. Le modèle de Collin (1987) prédit généralement assez bien la valeur K_r du plateau atteint (pour un degré de saturation entre 20% et 80%), mais il ne semble pas adéquat pour prédire la réactivité des matériaux aux extrémités de la plage de degré de saturation (entre 0% à 20% et 80% à 100%).

De façon générale, les valeurs D_e déduites des essais de consommation sont bien corrélées avec les valeurs estimées du modèle proposé par Aachib et al. (2004). On doit cependant souligner l'incertitude qui existe sur la porosité réelle (et l'épaisseur) des matériaux, l'homogénéité de la distribution d'eau, la précision relative du senseur à oxygène et l'ajustement des concentrations calculées (avec VADOSE/W) et mesurées en fonction du temps. Dans la majorité des cas, on prend pour acquis que les valeurs D_e déduites des essais sont représentatives. Rappelons que lors de l'interprétation des essais en cellule de diffusion et/ou de consommation, il existe une influence mutuelle entre les valeurs des variables D_e et K_r déduites des mesures. Ceci peut impliquer que certaines séries d'essais semblent montrer une hausse de la valeur

de K_r dans la plage de degré de saturation de 80% à 100%, tandis que d'autres (plus nombreux) montraient un plateau et/ou une baisse de la valeur de K_r . Cette variabilité des tendances obtenues sur K_r peut être liée (en partie) à cette interdépendance entre D_e et K_r . On se rappellera que la valeur prédite de D_e varie d'environ de trois ordres de grandeur dans cette plage de degré de saturation, ce qui augmente l'incertitude sur les valeurs de K_r ainsi obtenues.

À partir des résultats des essais en cellule de consommation, le modèle de Collin (1987) a été modifié dans la quatrième section pour tenir compte de l'effet du degré de saturation sur la réactivité des matériaux.

La dernière section de ce chapitre a porté sur les essais de diffusion et consommation d'oxygène réalisés dans trois colonnes avec les résidus des mines Manitou, Bulyanhulu et Louvicourt. L'interprétation des mesures de concentration d'oxygène durant les essais en colonne se fait principalement par résolution numérique à l'aide du logiciel VADOSE/W. Dans un premier temps, les valeurs de réactivité obtenues en cellule de consommation avec les séries d'essais, et aussi avec les essais individuels, ont été introduites dans VADOSE/W afin de faire une comparaison avec les concentrations d'oxygène mesurées en colonne. Le profil de concentration d'oxygène en régime stationnaire et la décroissance de l'oxygène dans le réservoir supérieur lors de l'essai de consommation servent ici de points de comparaison. Toujours avec le logiciel VADOSE/W, les paramètres D_e et K_r les plus représentatifs des mesures expérimentales ont ensuite été ajustés pour représenter plus fidèlement les mesures expérimentales. Les flux d'oxygène à la surface des résidus en régime stationnaire estimés à partir des valeurs D_e et K_r ajustées et les flux estimés par la méthode proposée par Elberling et al. (1994) et par Elberling et Nicholson (1996) ont ensuite été calculés, comparés et discutés en lien avec les conditions hydriques des résidus et selon leur réactivité.

CHAPITRE 6

CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

6.1 Conclusion

Plusieurs essais de caractérisation ont été complétés afin de mieux comprendre la migration de l'oxygène dans les résidus miniers réactifs. En premier lieu, une campagne de terrain a été menée sur le site Manitou en Abitibi. Les essais effectués sur le terrain ont permis d'étudier l'influence des caractéristiques des résidus réactifs sur leur consommation d'oxygène. Une nouvelle approche a été proposée pour l'interprétation de ces essais à l'aide d'un code numérique. Les essais de consommation d'oxygène réalisés en surface et en fond de tranchée ont montré que les flux d'oxygène à la surface seraient inférieurs à ceux en fond de tranchée en raison de la teneur en pyrite plus faible des résidus exposés et des phénomènes de passivation des surfaces. Les analyses chimiques et minéralogiques ont montré que les matériaux échantillonnés en surface contenaient peu de pyrite comparativement aux résidus échantillonnés en profondeur, qui en contenaient 7% (M/M) en moyenne. Le niveau d'oxydation préalable de la pyrite dans les résidus semble donc être une caractéristique dominante sur la vitesse de consommation d'oxygène. On a aussi constaté, lors de ces essais de consommation d'oxygène, que la présence de couches sub-horizontales composées de matériaux fins ayant un degré de saturation plus élevé, semblait limiter les flux d'oxygène en créant une barrière restrictive à la diffusion de l'oxygène.

Une campagne d'essais de laboratoire réalisée sur les échantillons provenant du site Manitou a aussi permis d'étudier leurs propriétés hydrogéotechniques et géochimiques. Cette caractérisation de laboratoire incluait des analyses granulométriques, des mesures de la densité relative des grains solides, des essais de conductivité hydraulique à charge variable et constante, la détermination de la courbe de rétention d'eau en cellule Tempe, et des analyses chimiques et minéralogiques.

Le travail de laboratoire comportait aussi des essais en cellule de diffusion et/ou de consommation, afin d'évaluer l'influence de l'eau sur la diffusion et sur la réactivité des matériaux contenant de la pyrite. Ces essais ont été réalisés sur des résidus provenant de trois sites différents : Manitou et Louvicourt situés en Abitibi-Témiscamingue (Québec), et la mine Bulyanhulu située en Tanzanie. L'interprétation de ces essais s'est fait par une approche numérique qui permet de déterminer simultanément les paramètres qui contrôlent le flux d'oxygène, soit le coefficient de diffusion effectif D_e et le coefficient du taux de réaction K_r . Les résultats d'essais semblent montrer que le modèle proposé par Aachib et al. (2004) prédit convenablement pour la majorité des cas, les valeurs D_e pour les degrés de saturation de 0% à 100%. Les résultats d'essais ont également montré que l'eau est un élément limitant dans la réaction d'oxydation de la pyrite contenus dans ces résidus lorsque le degré de saturation est inférieur à 20% environ. Dans la majorité des cas, le modèle de Collin (1987) permet de prédire adéquatement le coefficient du taux de réaction K_r des matériaux pour des degrés de saturation allant de 20% à 80%. Au-delà de 80% de saturation, les résultats sont variables : les valeurs K_r se stabilisent, ou augmentent dans certains cas ou diminuent dans d'autres. Le modèle de Collin a été modifié en conséquence.

Enfin, la diffusion et la consommation de l'oxygène ont été étudiées à une échelle intermédiaire à l'aide d'essais en colonnes sur des résidus des sites Manitou, Bulyanhulu et Louvicourt. L'interprétation des mesures réalisées à l'aide de senseurs optiques à oxygène s'est faite à l'aide du logiciel numérique VADOSE/W (GEO-SLOPE International Ltd.). Dans un premier temps, les valeurs des coefficients du taux de réaction K_r obtenues en cellule de consommation ont été utilisées pour calculer des profils et pour faire une comparaison avec les concentrations en oxygène mesurées en colonne. Le profil de concentration d'oxygène en régime stationnaire et la décroissance de l'oxygène dans le réservoir supérieur mesurée lors de l'essai de consommation ont servi de base de comparaison. Cela a montré que les valeurs de réactivité obtenues en cellule de consommation concordaient convenablement bien avec les résultats des valeurs de la concentration en oxygène mesurée en colonne.

Les flux d'oxygène à la surface des résidus dans les colonnes ont été estimés à partir des diverses méthodes. Ils ont ensuite été comparés entre eux et liés aux conditions hydriques des matériaux et à leur réactivité. Bien que le flux d'oxygène à la surface dépende de la réactivité K_r des matériaux, on a néanmoins constaté que les matériaux les plus réactifs ne donnaient pas nécessairement les flux les plus importants. Par exemple, les résidus de Louvicourt possèdent la réactivité la plus importante des trois résidus étudiés, mais ils ne montraient pas le flux le plus grand en raison d'un degré de saturation plus élevé. Cela a limité la pénétration d'oxygène dans les matériaux. Les résidus de Bulyanhulu sont ceux qui ont donné le plus grand flux. Le flux calculé ($F=4,41$ moles m^2/jr) dans les résidus de Bulyanhulu (avec les valeurs D_e et K_r ajustées) avec le logiciel numérique VADOSE/W est supérieur à celui des résidus Louvicourt ($F=0,87$ mole m^2/jr) et à celui des résidus Manitou ($F=0,25$ mole m^2/jr). L'un des avantages de l'interprétation numérique est qu'elle permet de distinguer les valeurs K_r et D_e , contrairement à la méthode proposée par Elberling (1994).

Cette étude a permis de mieux comprendre les facteurs physiques et géochimiques qui influencent la production du DMA. L'interaction entre l'eau, l'air et les minéraux sulfureux contenus dans les résidus miniers participe au premier plan à ce phénomène potentiellement néfaste pour l'environnement. En saisissant de mieux en mieux les liens entre les différents facteurs conduisant au DMA, il sera ainsi possible de faire un choix plus éclairé sur les méthodes appropriées pour son contrôle et son atténuation.

6.2 Recommandations

Pour faire suite à cette étude, des travaux additionnels seraient nécessaires pour pouvoir définir encore mieux les phénomènes de diffusion et de consommation de l'oxygène dans les résidus miniers durant les essais. En premier lieu, il serait intéressant de faire une campagne de terrain plus exhaustive où des mesures de concentration d'oxygène pourraient être réalisées à différentes profondeurs dans les résidus. De plus, il serait pertinent de déterminer la minéralogie des résidus miniers sulfureux selon un profil vertical sur un site comme celui de Manitou où les matériaux sont exposés aux intempéries depuis plusieurs années.

Afin de mieux définir la réactivité des résidus à un degré de saturation variant de 80% à 100%, il pourrait s'avérer nécessaire de faire de nouveaux essais dans cette plage. Il serait également primordial de faire des essais en cellule de consommation d'oxygène à différents degrés de saturation avec des matériaux et des instruments adéquatement stérilisés, en combinaison avec un dénombrement bactérien (bactéries *Acidithiobacillus ferrooxidans*) avant et après les essais. Ceci permettrait de quantifier l'influence de l'activité bactérienne sur la consommation d'oxygène et la réactivité des matériaux. Une précaution supplémentaire pourrait être prise en conservant les résidus à 4°C entre le prélèvement et la réalisation des essais au laboratoire. Une approche statistique serait également utile pour traiter les résultats des essais en cellule de consommation en vue de définir plus objectivement les différents paramètres, incluant ceux utilisés avec le modèle de Collin modifié, proposé ici.

Le modèle de Collin modifié pourrait également être validé pour des résidus contenant d'autres minéraux sulfureux que la pyrite (comme la pyrrhotite ou l'arsenopyrite) par des essais en cellule de consommation d'oxygène. Il faudrait alors tenir compte de la réactivité intrinsèque propre à chacun des minéraux sulfureux contenus dans les résidus. D'autre part, il serait pertinent d'évaluer la passivation des surfaces en nettoyant ces dernières avec du peroxyde dans un premier temps pour ensuite vérifier l'effet de l'altération sur les valeurs de K_r . Des essais en cellules de consommation d'oxygène en conditions acides et neutres permettraient de suivre l'évolution des valeurs de K_r . Une comparaison approfondie entre le modèle de Collin modifié et celui du noyau de réaction pourrait indiquer les limites des champs d'application de chacun de ces modèles et aussi une possible combinaison des deux.

RÉFÉRENCES

AACHIB, M. (1997). *Étude en laboratoire de la performance de barrières de recouvrement constituées de rejets miniers pour limiter le DMA*. Thèse de doctorat, Département des génies civil, géologie et des mines, École Polytechnique de Montréal, Montréal, Québec.

AACHIB, M.; MBONIMPA, M.; 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: 163-193.

AACHIB, M., M. AUBERTIN, M. MBONIMPA. (2002). Laboratory Measurements and Predictive Equations for Gas Diffusion Coefficient of Unsaturated Soils. *In 55th Canadian Geotechnical Conference and 3rd joint IAHC-CNC and CGS Groundwater Specialty Conference*, Niagara Falls, Ontario, 163-172.

ALKANGAS, L., OHLANDER, B. (2006). *Formation and composition of cemented layers in low-sulphide mine tailing, Laver, northern Sweden*. *Environmental Geology*, 50: 809-819.

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. (2000a). *Standard Test Method for Particle-Size Analysis of Soils*. Annual Book of ASTM Standards, Vol. 04.08, États-Unis. D 422-63.

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. (2000b). *Standard Test Method for Specific Gravity of Soils*. Annual Book of ASTM Standards, Vol. 04.08, États-Unis. D 854-98.

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. (2000c). *Standard Test Method for Permeability of Granular Soils (Constant Head)*. Annual Book of ASTM Standards, Vol. 04.08, États-Unis. D 2434-68.

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. (2000d). *Standard Test Method for Measurement of Hydraulic Conductivity of Porous Material Using a Rigid-Wall, Compaction-Mold Permeameter*. Annual Book of ASTM Standards, Vol. 04.09, États-Unis. D 5856-95.

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. (2000e). *Standard Practice for Classification of Soils for Engineering Purposes (Unified Soil Classification System)*. Annual Book of ASTM Standards, Vol. 04.08, États-Unis. D 2487-98.

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. (2000f). *Standard Test Method for Liquid Limit, Plastic Limit, and Plasticity Index of Soils*. Annual Book of ASTM Standards, Vol. 04.08, États-Unis. D 4318-84.

AUBERTIN, M., MBONIMPA, M., BUSSIÈRE, B., CHAPUIS, R.P. (2003). *A model to predict the water retention curve from basic geotechnical properties*. Revue canadienne de géotechnique, 40: 1104–1122.

AUBERTIN, M., BUSSIÈRE, B., BERNIER, L. (2002). *Environnement et gestion des rejets miniers*. Manuel sur cédérom. Presses Internationales Polytechnique.

AUBERTIN, M., AACHIB M, AUTHIER, K. (2000a). Evaluation of diffusive gas flux through covers with a GCL. *Geotextiles and Geomebranes*, 18: 1-19.

AUBERTIN, M., MBONIMPA, M., DAGENAIS, A.-M (2000b). *Nouvelle procédures d'essais de diffusion et de consommation d'oxygène : Application au site LTA, Malartic, Québec*. Rapport final soumis à Golder et Associés (non publié).

AUBERTIN, M., BUSSIÈRE, B. MONZON, M., JOANES, A.-M., GAGNON, D., BARBERA, J.-M., AACHIB, M., BÉDARD, C. CHAPUIS, R.P., BERNIER, L. (1999). *Étude sur les barrières sèches construites à partir des résidus miniers. – Phase II :*

Essais en place. Rapport de recherche Projet CDT P1899, NEDEM/MEND 2.22.2c, 331 pages.

AUBERTIN, M., RICARD, J.F., CHAPUIS, R.P. (1998). A predictive model for water retention curve: Application to tailings from hard-rock mines. *Revue canadienne de géotechnique*, 35: 55-69.

AUBERTIN, M., AACHIB, M., MONZON, M., JOANES, A-M., BUSSIÈRE, B., CHAPUIS, R.P. (1997). *Études de laboratoire sur l'efficacité des barrières de recouvrement construites à partir de résidus miniers*. Rapport NEDEM 2.22.2b.

AUBERTIN, M., BUSSIÈRE, B., AACHIB, M., CHAPUIS, R.P., CRESPO, J.R. (1996). Une modélisation numérique des écoulements non saturés dans des couvertures multicouches en sols. *Hydrogéologie*, 1 :3-13.

AUBERTIN, M., CHAPUIS, R.P., AACHIB, M., BUSSIÈRE, B., RICARD, J.F., TREMBLAY, L. (1995). *Évaluation en laboratoire de barrières sèches construites à partir de résidus miniers*. École Polytechnique de Montréal, NEDEM/MEND Projet 2.22.2a, 164 pages.

AYRES, B., LANTEIGNE, L., O'KANE, M. (2005). Design and construction of the backfilled pit cover system at Whistle Mine, Canada: a case study. *Securing the Future 2005, International Conference on Mining and the Environment*, Skelleftea, Sweden.

BATHE, K-J. (1982). *Finite Element Procedures in Engineering Analysis*. Prentice-Hall.

BEAR, J. (1972). *Dynamic of Fluid in Porous Media*. Dover, New Fork.

BENNETT, J.W., COMARMOND, M.J., CLARK, N.R., CARRAS, J.N., DAY, S. (1999). *Intrinsic oxidation rates of coal reject measured in the laboratory*. Dans *Proceedings of the Sudbury 1999 Mining and Environment II Conference*, Sudbury, Ont., 13-17

Sep.1999. Vol 1. Edited by D.E. Golgsack, N. Belzile, P. Yearwood, and G. Hall. Laurentian University, Sudbury, Ontario, 9-17.

BINNING, P.J., POSTMA, D., RUSSELL, T.F., WESSELINGH, J.A., BOULIN, P.F. (2007) Advective and diffusive contribution to reactive gas transport during pyrite oxidation in the unsaturated zone. *Water Resources Research*, 43, WO2414.

BOUCHENTOUF, A. (1996). *Modélisation de l'écoulement de l'eau en milieu poreux non-saturé : Cas d'une barrière de recouvrement*. Mémoire de Maîtrise. École Polytechnique de Montréal.

BUSSIÈRE, B., BENZAAZOUA, M., AUBERTIN, M., MBONIMPA, M. (2004) A laboratory study of covers made of low-sulphide tailings to prevent acid mine drainage. *Environmental Geology* 45(5): 609-622.

BUSSIÈRE, B., AUBERTIN, M. CHAPUIS, R.P. (2003). The behaviour of inclined covers used as oxygen barriers. *Revue canadienne de géotechnique*, 40: 512-535.

BUSSIÈRE, B., DAGENAI, A.-M., MBONIMPA, M., AUBERTIN, M. (2002) Modification of oxygen-consumption testing for the evaluation of oxygen barrier performance. Dans *55th Canadian Geotechnical Conference and 3rd joint IAHR-CNC and CGS Groundwater Specialty Conference*. Niagara Falls, Ontario. pp. 139-146

BUSSIÈRE, B. (1999). *Étude du comportement hydrique de couvertures avec effets de barrière capillaire inclinées avec l'aide de modélisations physiques et numériques*. Thèse de doctorat. École Polytechnique de Montréal, Université de Montréal. Montréal.

BUSSIÈRE, B. (1993). *Évaluation des propriétés hydrogéologiques de résidus miniers utilisés comme barrières de recouvrement*. Mémoire de Maîtrise. École Polytechnique de Montréal, Université de Montréal. Montréal.

CARLAW, H.S., JAEGER, J.C. (1959). *Conduction of Heat in solids*. Oxford University Press, London.

CATHLES, L.M. ET SCHLITT, W.J. (1980). A model of the dump leaching process that incorporates oxygen balance, heat balance, and two dimensional air convection. Dans *Leaching and recovering copper from as-mined materials. Proceeding. of the Las Vegas Symposium 26, Solutions Mining Committee, Society. of Mining Engineering Of AIME*, 9-27

CHAPUIS, R.P., AUBERTIN, M. (2003). On the use of the Kozeny-Carman equation to predict the hydraulic conductivity of soils. *Revue canadienne de géotechnique* 40(3): 616-628.

CHAPUIS, R.P., CHENAF, D., BUSSIERE, B., AUBERTIN, M., ET CRESPO, R.J., (2001). *A user's approach to assess numerical codes for saturated and unsaturated seepage conditions*. Canadian Geotechnical Journal.38(5):1113-1126

CHAPUIS, R.P., CONTANT, A., BAASS, K. (1996). Segregation of 0_20 mm crushed bases during compaction in laboratory conditions. *Revue canadienne de géotechnique*, 33: 168-176.

CHAPUIS, R.P., CRESPO, R., CHENAF, D., AUBERTIN, M., (1993) Evaluation of ground water f.e.m. Software for steady and unsteady state conditions. *46th Canadian Geotechnical Conference*, Saskatoon, pp. 61-70.

CIFUENTES, E.G. (2006). *Modélisation numérique des écoulements non saturés dans des couvertures à effets de barrière capillaire inclinées*. Rapport de projet de maîtrise (M.Ing.), Département des génies civil, géologique et des mines, École Polytechnique de Montréal.

COLLIN, M. (1998). *The Bersbo Pilot Project. Numerical simulation of water and oxygen transport in the soil covers at mine waste deposits*. Swedish Environmental Protection Agency. Report 4763, 46 pages.

COLLIN, M. (1987). *Mathematical modeling of water and oxygen transport in layered soil covers for deposits of pyritic mine tailings*. Licenciate Treatise, Department of Chemical Engineering, Royal Institute of Technology, Stockholm, Sweden.

COLLIN, M. RASMUSON, A. (1990). Mathematical modeling of water and oxygen transport in layered soil covers for deposits of pyretic mine tailings. Dans *Proceedings of the GAC-MAC Annual Meeting: Acid Mine Drainage Designing for Closure*, Vancouver, BC, Canada, Mai 1990, pp. 311-333.

COLLIN, M. RASMUSON, A. (1988). Gas diffusivity models for unsaturated porous media. *Soil Science America Journal*, 52: 1559-1565.

CRANK, J. (1975). *The Mathematics of Diffusion*. 2nd Ed. Clarendon Press, Oxford, U.K.

CYR, J., (2005). Les sites miniers abandonnés au Québec: bilan et perspectives. *Symposium 2005 sur l'environnement et les mines*, 15-18 mai 2005, Rouyn-Noranda, Canada. CIM.

DAGENAIS, A.-M. (2005). *Techniques du contrôle du drainage minier acide basées sur les effets capillaires*. Thèse de doctorat. École Polytechnique de Montréal, Université de Montréal. Montréal-UQAT, Canada.

DAVIS, G.B., RITCHIE, A.I.M. (1986). A model of oxidation in pyritic mine waste. Part 1: equation and approximation solution, *Applied Mathematical Modelling*, 10: 314-322.

DAVIS, G.B., DOHERTY, G., RITCHIE, A.I.M. (1986). A model of oxidation in pyritic mine waste. Part 2: comparison of numerical equation and approximation solution, *Applied Mathematical Modelling*, 10: 323-329.

DHATT, G. et TOUZOT, G. (1981). *Une Présentation de la Méthode des Éléments Finis*. Les Presses de l'Université Laval.

EUROPEAN INTEGRATED POLLUTION PREVENTION AND CONTROL BUREAU (EIPPCB). (2003). *Best available Techniques for management of tailings and waste-rock in mining activities*. Draft reference document, Institute for Prospective Technologies – Technologies for Sustainable Development, 464 p.

Équipe PMC-II, (1993). *Restauration et revalorisation de parcs de résidus miniers: rapport final*. Rapport présenté au comité scientifique PMC-II ; 492 pages.

ELBERLING, B., NICHOLSON, R.V., (1996). Field determination of sulphide oxidation rate in mine tailings. *Water Resource Research*, 32: 1773-1784.

ELBERLING, B., NICHOLSON, R.V., REARDON, E.J., TIBBLE, P., (1994). Evaluation of sulphide oxidation rates: a laboratory study comparing oxygen fluxes and rates of oxidation product release. *Revue canadienne de géotechnique*, 13: 375-383.

EVANGELOU, V.P. (1995). *Pyrite Oxidation and Its Control*. CRC Press.

FALA, O., MOLSON, J., AUBERTIN, M., BUSSIÈRE, B., CHAPUIS, R.P., (2006). Numerical simulations of long term unsaturated flow and acid mine drainage at waste rock piles. *Proceedings of the 7th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD)*, 26-30 March 2006, St. Louis, Missouri, R.I. Barnhisel (ed.). The American Society of Mining and Reclamation, pp. 582-597.

FERGUSON, K.D., MORIN, K.A. (1991). The prediction of acid rock drainage – Lessons from the database. *Second International Conference on the Abatement of Acidic Drainage*, Montréal, Canada, 3: 83-106.

FREDLUNG, D.G., RAHARDJO, H. (1993). *Soil Mechanics for Unsaturated Soils*. John Wiley & Sons, New York.

FREEZE, R.A., CHERRY, J.A. (1979). *Groundwater*. Prentice-Hall Inc., Englewood Cliffs, N.J.

GARIEPY, I. (2004). *Essais de diffusion et de consommation d'oxygène - Résidus miniers de la mine Louvicourt*, (Rapport interne non publié), École Polytechnique de Montréal.

GEO-SLOPE Int. (2005). *VADOSE/W User's Manual, Version 1.10*. Copyright 1991-2005. GEO-SLOPE Ltd. Calgary, Alberta, Canada

GERKE, H.H., MOLSON, J.W., FRIND, E.O. (1998). Modelling the effect of chemical heterogeneity on acidification and solute leaching in overburden mine spoils, *Journal of hydrology*. 209: 166-185.

GOSSELIN, M (2004). *Essai de diffusion et de consommation d'oxygène dans des couches de matériau non saturé*. Rapport non publié, Projet de fin d'études, cours GLQ5901. École Polytechnique de Montréal.

GOSSELIN, M. (2005). *Modèles de consommation d'oxygène par des résidus miniers*. Dans un rapport non publié, Cours GML6003 (Séminaire de géomatériaux). École Polytechnique de Montréal.

GRAY, N.F. (1997). Environmental impact and remediation of acid drainage management problem. *Environmental Geology*. 30: 62-71.

HERBERT, R.B., MALMSTROM, M., EBENA, G., SALMON, U. (2005). Quantification of Abiotic Reaction Rates in Mine Tailings: Evaluation of Treatment Methods for Eliminating Iron- and Sulphur-Oxidizing Bacteria. *Environmental Sciences Technology*, 39: 770-777.

HILLEL, D. (1998). *Environmental Soil Physics*. Academic Press, New York.

HOLLINGS, P., HENDRY, M.J., NICHOLSON, R.V., KIRKLAND, R.A. 2001. Quantification of oxygen consumption and sulphate release rates for waste rock piles using kinetic cells: Cluff Lake uranium mine, northern Saskatchewan, Canada. *Applied Geochemistry*, 16: 1215-1230.

HOLST, G. KUHL M, KLIMANT, I. (1995). A novel measuring system for oxygen micro-optodes based on a phase modulation technique. *Proceeding SPIE*, 2508-45, 387-398.

HOLTZ, R.D., KOVÁCS, W.D. (1991) *Introduction à la géotechnique*. Éditions de l'École Polytechnique de Montréal, Montréal.

HUYAKORN, P.S. et PINDER, G.F. (1983). *Computational Methods in Subsurface Flow*. Academic Press inc., San Diego, USA.

JEWELL, R.J., FOURIE, A.B. LORD, E.R. (2002). *Paste and thickened tailings guide*. Nedlands, Australie : The Australian Center for Geomechanics. 173 pages.

KIM, H., BENSON, C.H., (2004). Contribution of advective and diffusive oxygen transport through multilayer composite caps over mine waste. *Journal of Contaminant Hydrology*, 71: 193-218.

KLEINMANN, R.L.P., CRERAR, D.A., PACELLI, R.R. (1981). Biogeochemistry of Acid Mine Drainage and a Method to Control Acid Formation. *Mining Engineering*. 33(3): 300-305.

KOVÁCS, G. (1981). *Seepage hydraulics*, Elsevier, Amsterdam.

LAWRENCE, R.W., WANG, Y. (1997). Determination of neutralization potential in the prediction of acid rock drainage. *4th International Conference on Acid Rock Drainage*. Vancouver, Colombie-Britannique, 449-464.

LECOINTRE, A., (2005). *Essais de consommation et de diffusion d'oxygène pour des résidus des mines Louvicourt et Louvicourt + Sigma et Essais de consommation d'oxygène pour des résidus stérilisés et non stérilisés des mines Louvicourt et Bulyanhulu*. Rapport technique non publié. École Polytechnique de Montréal.

LEFEBVRE, R. (1994). *Caractérisation et modélisation numérique du drainage minier acide dans les haldes de stériles*. Thèse de doctorat, Université de Laval, Québec, Québec.

LEVENSPIEL, O. (1972). *Chemical Reaction Engineering*, J. Wiley, New York.

LI, M., CATALAN, L.J.J., ST-GERMAIN, P. (2000). Rates of oxygen consumption by sulphides tailings under shallow water cover – field measurements and modelling. *5th International Conference on Acid Rock Drainage*, Denver, Colorado, 913-920.

LI, M., CATALAN, L.J.J. (1997). Assessment of Acid Generation Potential and Cover Effectiveness of Depyritized Tailing. *Desulphurization of Golden Giant CIP Tailings – Progress Report no 5*. Noranda Technology Centre, 75p.

LOWSON, R.T. (1982). Aqueous oxidation of pyrite by molecular oxygen. *Chemical Reviews*, 82(5): 461-497.

MARSHALL, T.J. (1959). The diffusion of gas in porous media. *Journal of Soil Science*, 10: 79-82.

MARTIN, V., AUBERTIN, A., BUSSIÈRE, B., MBONIMPA, M., DAGENAIS, A., GOSSELIN, M. (2006a) Measurement of oxygen consumption and diffusion in exposed and covered reactive mine tailings. *International Conference on Acid Rock Drainage*, March 26-30, 2006, St. Louis MO.

MARTIN, V. (2006) *Evolution of the Hydrogeotechnical Properties of Paste Tailings Deposited on Surface - Literature Review. Évaluation prédoctorale* (non publié). École Polytechnique de Montréal, Université de Montréal. Montréal.

MARTIN, V., AUBERTIN, M., MCMULLEN, J. (2006b). Surface disposal of paste tailings. *Proc. 5th ICEG Environmental Geotechnics: Opportunities, Challenges and Responsibilities for Environmental Geotechnics*, Thomas H.R. (ed.), 26-30 June 2006, Cardiff UK. Thomas Telford, 2: 1471-1478.

MARTIN, V., MCMULLEN, J., AUBERTIN, M. (2005) Les résidus en pâte et la déposition en surface des rejets de concentrateur. *Symposium 2005 sur l'environnement et les mines*, 15-18 mai 2005, Rouyn-Noranda, Canada. CIM.

MARTIN, V. (2003). *Étude des propriétés non saturées des stériles miniers*. Mémoire de Maîtrise en génie minéral, École Polytechnique de Montréal, Montréal.

MBONIMPA, M., AUBERTIN, M., BUSSIÈRE, B. (2006). Predicting the unsaturated hydraulic conductivity of granular soils from basic geotechnical properties using the modified Kovács (MK) model and statistical models. *Revue canadienne de géotechnique*, 43: 773-787.

MBONIMPA, M., AUBERTIN, M. (2003). *Mouvement des gaz en milieux poreux partiellement saturés*. Rapport EPM-RT-2003-04. École Polytechnique de Montréal, 45 pages.

MBONIMPA, M., AUBERTIN, M., AACHIB, M., BUSSIÈRE, (2003). Oxygene diffusion and consumption in unsaturated cover materials. *Revue canadienne de géotechnique*, 40: 916-932.

MBONIMPA, M., AUBERTIN, M., CHAPUIS, R.P., BUSSIÈRE, B. (2002a). Practical pedotransfer functions for estimating the saturated hydraulic conductivity. *Geotechnical and Geological Engineering*, 20: 235-259.

MBONIMPA, M., AUBERTIN, M., DAGENAIS, A.-M., BUSSIÈRE, B., JULIEN, KISSIOVA, M. (2002b). Interpretation of Field Tests to Determine the Oxygen Diffusion and Reaction Rate Coefficients of Tailings and Soil Covers. Dans *55th Canadian Geotechnical Conference and 3rd joint IAH-CNC and CGS Groundwater Specialty Conference*. Niagara Falls, Ontario. 147-154.

MBONIMPA, M., AUBERTIN, M., AACHIB, M., BUSSIÈRE, (2002c). *Oxygen diffusion and consumption in unsaturated cover materials*. Rapport EPM-RT-2002-04, École polytechnique de Montréal, 55 pages.

MBONIMPA, M., AUBERTIN, M., CHAPUIS, R. P., BUSSIÈRE, B. (2000a). Développement de fonctions hydriques utilisant les propriétés géotechniques de base. *Proceeding of 1st Joint IAH-CNC and CGS Groundwater Specialty Conf., 53rd Canadian Geotechnical Conference*, Montreal, 343-350.

MBONIMPA, M., AUBERTIN, M., BUSSIÈRE, B., JULIEN, M. (2000b). *Procédures et interprétation des essais de diffusion et de consommation d'oxygène en laboratoire et in situ*. NEDEM 2000, Sherbrooke, Session 6, 17-22.

MCNAMARA, N.P., BLACK, H.I.J. ET PAREKH, N.R. (2003). Effects of acute gamma irradiation on chemical, physical and biological properties of soils. *Applied Soil Ecology*, 24: 117-132.

MERMILLOD-BLONDIN, R., MBONIMPA, M., BENZAAZOUA, M., BUSSIÈRE, B., AUBERTIN, M., KONGOLO, M., DE DONATO, P. (2005) *La désulfuration environnementale pour une gestion intégrée des résidus générateurs de DMA. Proceedings Symposium sur l'Environnement et les mines*, Rouyn-Noranda, 14-16 mai 2005, 30p. CIM.

MILLER, S.D., JEFFERY, J.J., WONG, J.W.C. (1991). Use and misuse of acid-base account for AMD prediction. 2ème *Conférence Internationale sur la Réduction des Eaux de Drainage Acides*, Montréal. Tome II, 491-506.

MILLINGTON, R.J., SHEARER, R.C. (1971). Diffusion in aggregated porous media, *Soil Science*, 111: 372-378.

MILLINGTON, R.J., QUIRK, J.P. (1961). Permeability of porous solids. *Faraday Society Transport.*, 57: 1200-1206.

MILLS, A.L. (1999). The role of bacteria in environmental geochemistry. Geochemistry of acid mine waters, *Reviews in Economic Geology*, 6A: 125-131.

MOLSON, J.W., AUBERTIN, M., FRIND E.O., BLOWES D.W. (2005a) *POLYMIN, a 2D multicomponent reactive transport model with geochemical speciation and kinetic sulphide oxidation*. User Guide, Département des génies civil, géologique et des mines, École Polytechnique, Montreal.

MOLSON, J.W., FALA, O., AUBERTIN, M., BUSSIÈRE, B. (2005b) Numerical simulations of pyrite oxidation and acid mine drainage in unsaturated waste rock piles. *Journal of Contaminant Hydrology* 78(4): 343-371.

MORIN, K.A., HUTT, N.M. (1997). *Environmental Geochemistry of minesite Drainage. Practical Theory and Case Studies*. MDAG Publishing.

NICHOLSON, R.V., GILLHAM, R.W., CHERRY, J.A., REARDON, E.J. (1989). Reduction of acid generation in mine tailings through the use of moisture-retaining layers as oxygen barriers. *Revue canadienne de géotechnique*, 26: 1-8.

NICHOLSON, R.V., GILLHAM, R.W., CHERRY, J.A., REARDON, E.J. (1988). Pyrite oxidation in carbonate-buffered solution, 1, experimental kinetics. *Geochemica et Cosmochimica Acta*, 50: 1509-1520.

NORDSTROM, D.K., ALPERS, C.N. (1999). Geochemistry of acid mine water. Geochemistry of acid mine waters, *Reviews in Economic Geology*, 6A: 133-160.

OGORZALEK, A., SHACKELFORD, C.D., BENSON, C.H. (2005) Comparison of model predictions and field data for an alternative over in a semiarid climate. *Symposium 2005 sur l'environnement et les mines*, 15-18 mai 2005, Rouyn-Noranda, Canada. CIM.

OUANGRAWA, M. (2007). *Analyse des facteurs d'influence sur le comportement hydrogéochimique des rejets miniers sulfureux partiellement immergés*. Thèse de doctorat (en cours). École Polytechnique de Montréal, Université de Montréal. Montréal.

PAKTUNC, A.D., (1999). Characterization of mine waste for prediction of acid mine drainage. *Environmental impacts of mining activities, emphasis on mitigation and remedial measures*. Azcue, J.M. editor, Springer-Verlag Berlin, 19-40.

PANTHELIS, G. ET RITCHIE, A .I.M. (1991). Macroscopic transport mechanisms as rate-limiting factor in dump leaching of pyritic ores. *Applied. Mathematical Modeling*, 15: 136-143.

PLANTE, B. (2004). *Comparaison des essais statiques et évaluation de l'effet de l'altération pour des rejets de concentrateur à faible potentiel de génération d'acide*. Mémoire de Maîtrise en génie minéral, École Polytechnique de Montréal, Montréal.

REID, C. (2006). *Analyse du cycle de vie de la gestion des résidus miniers*. Mémoire de Maîtrise. École Polytechnique de Montréal, Université de Montréal. Montréal.

RICHARDS, L.A. (1931). *Capillary conduction of liquids through porous medium*. Journal Physics. 1: 318-333.

RIMSTIDT, J.D. VAUGHAN, D.J. (2003). Pyrite oxidation: A state-of-the-art assessment of the reaction mechanism. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 67: 873-880.

RIPLEY, E.A., REDMANN, R.E., CROWDER, A.A. (1996). *Environmental effects of mining*. St. Lucie Press.

RITCHIE, A.I.M. (1994). Sulphide oxidation mechanisms: control and rates of oxygen transport. *The Environmental Geochemistry of sulphide mine-waste*. Short course handbook, 22: 201-245.

ROWE, R.K., BOOKER, J.R., FRASER, M.J. (1994). *POLLUTEv6 and POLLUTE-GUI user's guide*. GAEA Environmental Engineering Ltd., London, Ontario.

SEGERLIND, L.J. (1984). *Applied Finite Element Analysis*. John Wiley and Sons.

SCHAFER, W., ZHAN, G., MYERS, K., MILCZAREK, M., ESPELL, R. (2005). Designing an ET cover for the Baza waste rock facility at Barrick Goldstrike mines. *Symposium 2005 sur l'environnement et les mines*, 15-18 mai 2005, Rouyn-Noranda, Canada. CIM.

SCHARER, J.M., ANNABLE, W.K. NICHOLSON, R.V. (1993). *WATAIL 1.0 User's Manual*. Institute for Groundwater Research, University of Waterloo, Canada.

SHACKELFORD, C.D. (1991). Laboratory diffusion testing for waste disposal. A review. *Journal of Contaminant Hydrology*, 7: 117–120.

SRK. (1991). *Guide technique préliminaire sur le drainage rocheux acide* (Draft Rock Drainage Technical Guide, 1989, BC AMD Task Force). Centre de recherche minérale du ministère de l'Énergie et des ressources.

STERN, O, VOLLMER, M. (1919). *Über die Abklingzeit von Fluoreszenz*. *Physikalische Zeitschrift*, 20: 183-188.

TASSÉ, N., GERMAIN, D., (2003). *Site minier Manitou – Caractérisation du milieu et des processus en vue d'une restauration*. Rapport préparé pour M. Louis Marcoux et Mme Johanne Cyr, 129 pages.

TASSÉ, N., GERMAIN, D., (1999). *Le parc à résidus miniers Manitou et ses épandages – Caractérisation et options de restauration*. Rapport préparé pour M. Claude Dufour et M Louis bienvenu, 87 pages.

TIBBLE, P.A. (1997). *A survey of In Situ Oxygen Consumption rates for Sulphide TailingsL investigation on Exposed Tailings and Selected Remediation efforts*. Mémoire de Maîtrise, University of Waterloo, Waterloo, Ontario.

TIBBLE, P.A., NICHOLSON, R.V. (1997). Oxygen Consumption on sulphide Tailings Covers: Measured Rates and Applications. *4th International Conference on Acid Rock Drainage*, Vancouver, BC, 647-661.

TODD, D.K. (1980). *Groundwater hydrology*. 2nd Ed. John Wiley & Sons, New York, New york.

TREMBLAY, L. (1995). *Étude du transport de l'oxygène dans des matériaux poreux partiellement saturés*. Mémoire de Maîtrise en génie minéral, École Polytechnique de Montréal, Montréal.

WUNDERLY, M.D., BLOWES, D.W., FRIND, E.O., PLACEK, C.J., (1996). Sulphide mineral oxidation and subsequent reactive transport of oxidation products in mine tailings impoundments: A numerical model, *Water Resource*, 32(10): 3173-3187.

VAN GENUCHTEN, M.Th., LEIJ, F.J., YATES, S.R. (1991). *The RETC code for quantifying the hydraulic functions of unsaturated soils*. Environmental Protection Agency. EPA/600/2-91/065.

VAN GENUCHTEN, M. (1980). A closed-form equation for predicting hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science America Journal*. 44: 892-898.

VILLENEUVE, M. (2004). *Évaluation du comportement géochimique à long terme de rejets miniers à faible potentiel de génération d'acide à l'aide d'essais cinétiques*. Mémoire de Maîtrise en génie minéral, École Polytechnique de Montréal, Montréal.

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., 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.

ZHAN, G., AUBERTIN, M., MAYER, A., BURKE, K., MCMULLEN, J., (2001). Capillary cover design for leach pad closure. *SME Annual Meeting*. February 26-28. Denver, Colorado.

ZIENKIEWICZ, O.C., TAYLOR, R.L. (1991). *The Finite Element Method*. Fourth Edition, Vol. 1 & 2, McGraw-Hill.

Un cédérom accompagne ce mémoire de maîtrise		An accompanying CD-ROM is included with the original thesis.
Toute personne intéressée à se le procurer doit contacter :		To obtain a copy of the CD-ROM, please contact :

École Polytechnique de Montréal
Service du prêt entre bibliothèques
B.P. 6079, Succursale Centre-Ville
Montréal, Québec H3C 3A7
Canada

Tél. : (514) 340-4846
Télec./Fax : (514) 340-4026