



**ÉTUDES SUR LES BARRIÈRES
SÈCHES CONSTRUITES À
PARTIR DE RÉSIDUS MINIERES
PHASE II - ESSAIS EN PLACE**

Rapport NEDEM 2.22.2c

**Ce programme de recherche a été réalisé dans le cadre du NEDEM avec la participation
de Itec Minéral Inc.,
du Ministère des Ressources naturelles du Québec et du
Centre Canadien de la technologie des minéraux et de l'énergie par le biais de l'entente
Canada-Québec sur le développement minéral.**

novembre 1999

-- Rapport final

ÉTUDE SUR LES BARRIÈRES SÈCHES
CONSTRUITES À PARTIR DE RÉSIDUS MINIERS
PHASE II – ESSAIS EN PLACE

préparé pour

Ministère des ressources naturelles
Gestion NEDEM et EADM
5700, 4e avenue Ouest
Charlesbourg (Québec)
G1H 6R1

Mars 1999 (Version préliminaire) Projet C.D.T. P1899
Novembre 1999 (Version finale)

-- Rapport final --

ÉTUDE SUR LES BARRIÈRES SÈCHES CONSTRUITES À PARTIR DE RÉSIDUS MINIERES
PHASE II – ESSAIS EN PLACE
NEDEM/MEND 2.22.2c

préparé pour

Ministère des ressources naturelles
Gestion NEDEM et EADM
5700, 4e avenue Ouest
Charlesbourg (Québec)
G1H 6R1

À l'attention de Monsieur Louis Bienvenu, ing.

par

Michel Aubertin, Bruno Bussière, Monica Monzon
Anne-Marie Joanes, Danielle Gagnon, Jean-Marc Barbera,
Mostafa Aachib, Catherine Bédard et Robert P. Chapuis
Département des génies civil, géologique et des mines
École Polytechnique de Montréal

en collaboration avec

Louis Bernier (Géoberex Recherche)

soumis par

BUREAU DE LA RECHERCHE ET
CENTRE DE DÉVELOPPEMENT TECHNOLOGIQUE (B.R.C.D.T.)
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL
Campus de l'Université de Montréal
Case postale 6079, succursale Centre-ville
Montréal (Québec)
H3C 3A7

Mars 1999 (Version préliminaire)

Novembre 1999 (Version finale)

Professeur Michel Aubertin, ing.
Directeur de projet

RÉSUMÉ

Dans ce rapport, les auteurs présentent les principaux résultats d'une étude sur le comportement de couvertures avec effets de barrières capillaires (CEBC) visant à réduire la production d'eaux de drainage minier acides (DMA). Une des particularités des systèmes de recouvrement multicouche étudiés réside dans le fait qu'une des couches était constituée de résidus miniers (ou rejets de concentrateur) non générateurs de DMA. De cette façon, on peut tirer profit de l'abondance relative de tels rejets dans les régions minières, et utiliser leurs caractéristiques avantageuses pour constituer des barrières de recouvrement à la fois efficaces et relativement économiques.

Le rapport débute par un rappel des résultats obtenus lors de la phase I de ces travaux, qui ont été réalisés entre 1991 et 1995 (Rapport projet NEDEM/MEND 2.22.2a). Cette étude portait notamment sur la caractérisation des propriétés hydro-géotechniques des rejets de concentrateurs et sur l'élaboration d'un protocole expérimental de laboratoire pour évaluer le comportement de CEBC dans lesquelles la couche à forte rétention capillaire était constituée de résidus miniers non réactifs (ou non générateurs d'acide). Les résultats obtenus ont permis de démontrer que, lorsqu'utilisés dans des CEBC conçues correctement, les rejets non réactifs permettent de créer une barrière à l'oxygène qui réduit considérablement l'oxydation des minéraux sulfureux présents dans les rejets réactifs situés sous la couverture multicouche. Cela découle du phénomène de barrière capillaire qui permet à un matériau à granulométrie fine placé sur un matériau à texture plus grossière de retenir une grande partie de l'humidité qui s'infiltré à partir de la surface et de garder cette eau dans le système poreux pratiquement en permanence. Cette couche peut donc avoir un degré de saturation élevé, ce qui réduit considérablement le flux d'oxygène qui circule par diffusion moléculaire, puisque ce flux est beaucoup plus faible dans les pores remplis d'eau que dans ceux remplis d'air.

La phase II du projet, qui est l'objet principal du présent rapport, porte sur une évaluation des performances de CEBC construites avec des rejets miniers non réactifs, à partir d'essais de terrain réalisés sur des cellules expérimentales à une échelle intermédiaire.

Executive summary

Production of Acid Mine Drainage (AMD) due to the oxidation of sulphidic minerals in the presence of water is probably the main threat to many natural ecosystems located close to existing mines. AMD is multi-factor pollutant that encompasses the effects of acidity, metal toxicity, suspended solids and salinization. The impact of AMD on the environment is also influenced by the buffering capacity of the receiving water and available dilution. The overall effect of AMD is reduction of living species in the affected area, leading to a simplification of the food chain and a significant loss of ecological stability.

Over the last two decades, various techniques have been studied and used to limit the environmental impact of AMD. One approach is to collect and chemically treat the acidic effluent before its discharge to the environment, to produce a final effluent that meets environmental criteria. The main disadvantage of this technique is the need to operate the treatment system for decades (or more) following mine closure. Another approach is to control the production of AMD, which is generated from tailings or waste rocks, by reducing the availability of one of the three main components of the oxidation reaction: oxygen, water or sulphide minerals. In a wet climate, an oxygen barrier is usually considered the best available option.

Oxygen barriers can be created in different ways. For instance, a water cover is sometimes used to limit the oxygen flux to the reactive materials. Alternate covers include those made of oxygen consuming materials or geosynthetic materials. Multi-layered systems can also be used to produce Covers with Capillary Barrier Effects (CCBE). This type of cover, made with soils and/or other suitable particulate media, involves the capillary barrier concept, which occurs when a fine-grained material is placed over a coarser one. The difference in unsaturated hydraulic characteristics of the two adjacent materials favors a high degree of saturation in the top, fine material layer. This, in turn, helps to reduce the oxygen diffusion flux to the lower layer, since a

saturated porous media is a much better barrier than a dry one. However, CCBE and other multi-layered systems can be fairly expensive to construct.

To reduce the costs of such CCBE, the authors proposed the use of clean tailings, or tailings with very low sulphide content that do not generate AMD, as fine grain material in layered cover systems. This type of material is often available in mining areas close to problematic sites. Such clean tailings usually have favourable geotechnical properties that can enhance the durability and performance of CCBE. A preliminary laboratory study had shown that clean tailings, used as a water-retaining layer in a properly designed CCBE, efficiently limited the production of AMD from sulphidic tailings (MEND 2.22.2a). Subsequent to this investigation, experimental cells were constructed in 1995 to evaluate, on a larger scale and under more realistic field conditions, the performance of CCBE built with clean tailings.

This report presents the results of a detailed study on the behaviour of CCBE acting as oxygen barriers to reduce the production of AMD. A key feature of this cover system was that one of the layers consisted of "clean tailings". The availability of such type of fine grained materials in mining areas such as the Abitibi in northern Québec makes this concept quite interesting and feasible. In most cases, this can help reduce the costs and improve cover efficiency.

The report contains a general introduction on the project objectives and content, including a short presentation on the different steps leading to the final design of a cover system (see Figure 1.1). Chapter 2 includes a summary of the main results obtained during Phase I of this project, based on the work performed between 1991 and 1995 (MEND Report 2.22.2a). This preliminary study included the characterization of key hydro-geotechnical properties of the different materials (see Figure 2.2 to 2.6 and Table 2.2) and the development of an experimental procedure to evaluate the behaviour of CCBE. The procedure used laboratory columns in which one of the layers consisted of clean tailings with good water retention capacities (Figure 2.7 and 2.12). The results have shown that non-reactive (non-acid generating) tailings, when used in properly designed layered cover

systems, can successfully create capillary barrier effects with the adjacent coarse-grained materials (e.g. sand), so that the fine material layer remains close to saturation at all times (Figures 2.8 to 2.11 and 2.14 to 2.22). This reduces the oxygen diffusion flux and hence the oxidation of the sulphidic minerals in the waste underlying the cover. The basic principles of a cover system using the capillary barrier concept are also explained, together with the mechanisms involved in oxygen flux reduction with increased saturation.

In 1995, Phase II of the project was initiated to better evaluate the performance of CCBE constructed with clean tailings, using field test plots. Six experimental cells were constructed on the Norebec-Manitou site (near Val d'Or, Québec), to study the behaviour of engineered cover systems under more realistic conditions. The hydrogeological conditions and leachate characteristics were the main parameters monitored. A laboratory study was run in parallel, based on the work performed during Phase I. The preliminary results of the laboratory component of Phase II were presented in MEND Report 2.22.2b, and are updated in this report.

Laboratory work included a characterization of the various materials used in the field study. A series of column tests were run with these materials to evaluate the hydraulic behaviour of the different cover systems, and their relative performance with respect to sulphidic minerals oxidation and acidic leachate production. The key results are presented in Chapter 3. Additional details can also be obtained from the various progress reports produced over the course of the project (available from the MEND Secretariat) and in the Masters Thesis from Monzon (1998) and Joanes (1999).

The hydro-geotechnical and mineralogical properties of the materials are also presented in Chapter 3 (Table 3.1 to 3.8 and Figures 3.2 to 3.10). The materials included the clean tailings taken from the Sigma site located a short distance from Norebec-Manitou, a natural silty soil from the Val d'Or area, a mixture of tailings with bentonite, and a well-graded sand. Details of the column experiments are presented, including layer stratification and column dimensions (Table 3.9 and Figure 3.11), and testing procedures

with wetting and drainage cycles. The data obtained for water distribution (Figure 3.12 and Table 3.10), unsaturated modelling (Figures 3.14 to 3.20), leachate characteristics (Figures 3.21 to 3.27), and oxygen diffusion calculations (Figure 3.30) are shown and discussed.

Five of the seven columns were set-up with the same layered configuration as the five cells built *in situ* (the sixth cell was not covered - control). Two other columns were set-up with loose layers of sand and tailings, to evaluate the behaviour of hydraulically placed materials. The column tests lasted about two years and completed over 20 wetting and drainage cycles. The results confirmed the good performance of the different covers, although the efficiency varied according to the material characteristics. During the test period, little or no oxidation was observed from the reactive tailings (Norebec-Manitou) covered by the different systems.

Furthermore, the results also confirmed the validity of the numerical modelling completed for the prediction of the CCBE during the column tests. Because different materials and thicknesses were used, it has also been possible to make a comparison between the different configurations based on the relative effects of key parameters. The results clearly indicate that the various systems designed and tested were efficient, although some were more efficient than others.

Construction of a full-scale CCBE on an actual mine waste disposal site can be a difficult and expensive undertaking. For this project, experimental cells of intermediate sizes were constructed to validate the concepts and to compare different design scenarios. In Chapter 4, the six cells (including five with a cover) built during the summer of 1995 on ITEC Mineral Inc.'s Norebec-Manitou site, near Val d'Or are described. The cell design is presented in Table 4.1 and Figures 4.1 to 4.6. Each cell was shaped like an inverted truncated pyramid. The sides of the cells were covered with a geomembrane (COEX 30 mil) to control exfiltration and lateral water inflow. A water collection system was built at the bottom of each cell and connected to an underground reservoir installed outside the cell area. The reservoirs and collecting systems were designed so that the water could

easily flow out of the cell while air could not move inward. Each of the five CCBE cells had 3 layers of material placed on the reactive tailings. The top layer consisted of 0.3 m of well-graded sand while the bottom coarse material was made from 0.4 m of the same sand. The fine material layer, placed between the two sand layers, was either made of clean tailings with different thickness (for 3 cells), a natural silty soil (one cell), or a mixture of bentonite and clean tailings (one cell). The sixth cell was left uncovered and served as the control. The sulphidic tailings placed at the bottom of the cells were taken from the Norebec-Manitou site, located a few hundred meters from the test plots. The materials used for each cover were placed and densified to a specific porosity: about 0.44 for the different fine material layers; and approximately 0.32 for the sand layers. Photographs taken during construction of the cells are presented at the end of Chapter 4.

The same materials were used in the laboratory and field experiments; their main properties are given in Chapter 3. The natural silt (till) and the clean tailings used for the fine-grained, water- retaining layers have similar geotechnical properties. Their grain size distribution, measured saturated hydraulic conductivity k_{sat} (between 10^{-4} and 10^{-5} cm/s) and AEV (approximately between 15 and 40 kPa) are typical of silty soils. The clean tailings and the till were not acid generating. The coarse material was a typical concrete sand with a saturated hydraulic conductivity between 3×10^{-2} cm/s to 5×10^{-2} cm/s and an air entry value of about 2 kPa. This created the necessary contrast with the fine-grained material to have a capillary barrier effect. The sulphidic tailings, on the other hand, was a relatively coarse material with most particles corresponding in size to the sand fraction. Their saturated hydraulic conductivity was between 10^{-3} and 10^{-4} cm/s and their AEV was between 7 to 11 kPa. The sulphidic tailings contained about 5% pyrite and were considered acid generating, with a Net Neutralization Potential (NNP) of -88 kg CaCO_3 /tonnes (see Mineralogical Analysis Report from Louis Bernier in Appendix).

The covers on the experimental cells were instrumented (Figure 4.8) and monitored between August 1995 and November 1998 (at which time the cells were disassembled). The main parameters monitored included volumetric water content θ , matric suction Ψ ,

oxygen flux, and chemical composition of the leachate. The monitoring equipment used for measuring each parameter was selected after an extensive literature review and discussions with other organizations that had used such instrumentation for monitoring purposes. The time domain reflectometry (TDR) technique was used to measure the volumetric water content in the cover layers. This technique had been used successfully for the previous laboratory experiments. Three-wire probes were placed during construction at predefined locations within the covers (see Figure 4.8). The 25 probes installed were linked to a control panel and data acquisition system, which allowed regular measurements.

The matric suction was also measured in each of the three layers of the different covers, using both Watermark sensors and Jet Fill tensiometers. The measurements made over the years have shown that Watermark sensors gave results quite similar to the tensiometers. In this study, most of the matric suction results were obtained with the Watermark sensors because of the simplicity associated with using this type of equipment. Each of the sensors was located close to a TDR probe to allow a comparison between the volumetric water content and matric suction relationships obtained in the laboratory and *in situ*. A good correlation was obtained between field and laboratory results.

Stainless steel tubes were installed (not shown in Figure 4.8) to evaluate the efficiency of the CCBE to limit oxidation. These tubes, installed vertically at the surface of the cover, can act as gas chambers for measuring oxygen flux through the cover. This method, called Oxygen Consumption Method, consists of measuring, within a few hours, the decrease in oxygen concentration in the gas chamber and to convert the relationship between concentration of oxygen and time into an oxygen flux.

The design of the cells also allowed collection of the percolated water in the underground reservoirs. Chemical characteristics of the water were determined during and after sampling. Parameters measured were pH, conductivity and, occasionally, sulphates and metals contents.

Detailed progress reports were submitted to MEND on a regular basis throughout the project; these are summarized and presented in a concise format in this final report. For instance, the volumetric water content measurements (θ vs. depth) for the five covered test cells are shown for different time periods in Figures 4.9 to 4.33. As expected, the value of θ was low in the two sand layers (usually between 0.05 to 0.15) and high in the fine layer (usually above 0.33). Such distributions are typical for covers using the capillary barrier technology, and the results are comparable to those obtained from numerical calculations (Section 4.6.3 and Figures 4.96 to 4.112). For cells 1, 2, 3 and 5, the degree of saturation, corresponding to the measured volumetric water content, was usually above 85% to 90%. For cell 4, the degree of saturation was usually between 65 to 80% and was less than the other cells. This is likely due to the use of a tailings-bentonite mixture, which prevented the full hydration of the fine layers.

Suction (ψ) measurements taken at the same time as the θ values are presented in Figures 4.34 to 4.58. The suction values were usually less than 5 kPa in the bottom sand layers, between 5 to 15 kPa in the fine grain material layers and varied from 1 to 23 kPa in the top sand layers. The suction values in the fine grained layers were generally less than the AEV for these materials; this explains why the degree of saturation remained high in each of these layers. A high suction value was sometimes obtained in the top sand layer, mainly due to evaporation. However, the results also indicate that, as expected, the top sand layer efficiently limited the evaporation from within the fine layer. Thus, it plays a key role in maintaining cover efficiency to reduce oxygen flux.

Water quality monitoring results are presented in Figures 4.61 to 4.71. The water collected in the reservoirs from cells 1, 2, 3 and 5 stayed above pH 6 for the entire experiment. The pH of the water from bottom of cell 4 was above 6 for the first three years, but dropped to values ranging from 5 to 6 during the last year. The control cell leachate pH confirmed that the sulphidic tailings were highly acid generating, with an initial pH of 6 that dropped to values around 2 at the end of the project. The conductivity measurements are consistent with the pH measurements; high values were obtained for

the seepage water of the control cell (from $\approx 10,000$ to $50,000$ micro-ohms) while lower values were measured for the covered cells (between $2,000$ to $3,000$ micro-ohms).

Sulphates are produced by sulphide minerals oxidation. The cover performance can also be evaluated from the sulphate concentration in the seepage water. The results showed that there was a difference of about two orders of magnitude in the sulphate concentration between the control cell and the covered cells. This means that, even if the precipitation of secondary minerals (like gypsum and jarosite) in the control cell are ignored (these minerals were nevertheless observed), the reduction of the oxidation flux was about two orders of magnitude. The relative performance of covers can also be compared on the basis of metal concentrations in the leachate water from the control cell and from the covered cells. For cells 1, 2, 3 and 5, results indicate a reduction in metal concentrations of about 3 to 4 orders of magnitude for zinc and iron and between 2 to 3 orders of magnitude for copper. The reduction is lower for cell 4, and this also confirms that this cover was somewhat less efficient than the others.

A recently developed method to determine the rate of sulphide oxidation, the Oxygen Consumption Method, was investigated for the covered cells. Four series of tests were completed during the research project. The main results are presented in Table 4.3. The first series of tests were performed after construction was completed, in October 1995, by University of Waterloo personnel. These results were higher than subsequent measurements made by the authors in 1996 and 1997. The lower values measured in 1996 and 1997 can be partially explained by the fact that the systems needed a certain amount of time after construction to establish the baseline profiles for moisture and oxygen concentration.

The test results from 1996 and 1997 have shown that the oxygen fluxes through the covers were usually lower than $15 \text{ moles/m}^2/\text{year}$ and often lower than 3 to 5 $\text{moles/m}^2/\text{year}$. It is important to note, however, that the accuracy of this technique is better defined for high consumption rates than for the lower rates, such as those determined in this project. Nevertheless, these tests, combined with all other results,

confirm that the oxygen fluxes were greatly reduced by the use of a properly designed CCBE.

The last component of this research project dealt with the financial aspects for the implementation of the CCBE technology. In Chapter 5, a relatively simple model, called ECR (for Evaluation of the Cost for Reclamation) is presented. The model components are introduced and explained, and further illustrated using specific Tables and Figures taken from the Excel File, which is included with the report (ECR.1). The model allows a relative comparison of the costs incurred by the application of various techniques, namely: chemical treatment (lime) of AMD (see Figure 5.1), the use of a water cover with impervious dams (Figures 5.5 to 5.6), the construction of a CCBE made of soils and/or clean tailings (Figures 5.5 and 5.8) and the inclusion of a desulphurization process to produce "non-acid generating tailings" that could be used as the fine material layer in a cover system (Figure 5.10). Each technique is explained with sufficient detail to allow the interested reader to apply the model and make preliminary calculations for site specific applications. To further help understand the model and its application, three sample case studies are presented (Table 5.2). The model aims at providing the reader with a simple tool to obtain preliminary estimates of various techniques and to help select the most promising technology for further site-specific investigations. It is shown, in the process, that CCBE made of clean tailings can be a very competitive closure technique to control AMD (Tables 5.4, 5.7, 5.10 and 5.11).

The main conclusions and recommendations for future work are presented in Chapter 6. Considering the successful results obtained with this project, and the full-scale application of this concept at Les Terrains Aurifères (MEND Report 2.22.4a – Construction and Implementation of a Multi-Layer Cover - LTA) it is recommended that further field investigations be pursued to better correlate calculated results and field observations. The ongoing project at the crown-owned (Québec) Lorraine site (Temiscamingue, Québec) is another good example of the *in situ* work presently underway.

The Canadian mining industry depends on the successful full-scale application of various closure technologies, including the CCBE, to help in the decommissioning of new and old mine sites. Results from these studies will provide options and direction for future applications.

Ces cellules, construites durant l'été 1995, avaient pour objectif principal de permettre aux auteurs d'étudier les divers phénomènes associés au comportement des CEBC dans un cadre plus réaliste, d'un point de vue de la géométrie et des conditions d'exposition. En parallèle avec ce travail de terrain, une étude de laboratoire inspirée des travaux de la phase I a aussi été réalisée. Cette étude de laboratoire, dont les résultats préliminaires ont été présentés dans le rapport NEDEM/MEND 2.22.2b, incluait une caractérisation des propriétés des divers matériaux utilisés sur le terrain, ainsi que des essais en colonne pour évaluer le comportement hydrique de recouvrements multicouches et leur performance face à l'oxydation des rejets réactifs potentiellement générateurs de DMA. Les principaux détails de cette étude sont présentés au chapitre 3, avec des informations complémentaires incluses dans des documents annexes cités en références. Outre la détermination des propriétés hydro-géotechniques des divers matériaux de recouvrement, comprenant des rejets miniers non réactifs provenant du site de la mine Sigma, un sol silteux de la région de Val-d'Or, et un mélange rejets miniers et bentonite, la recherche a aussi porté sur l'évaluation des diverses CEBC par le biais d'essais en colonne. Cinq des couvertures utilisées ont été constituées de façon identique à celles construites sur le terrain, et deux autres recouvrements ont été faits avec des rejets placés dans un état plus lâche représentant une déposition hydraulique (sans densification mécanique). Ces essais en colonnes, qui ont duré près de deux ans, ont permis de confirmer l'efficacité de systèmes de recouvrement bien conçus, par le biais d'un suivi des caractéristiques géochimiques du lixiviat récupéré au fil des 20 cycles (et plus) d'infiltration et de drainage. Ils ont aussi permis de valider des modèles constitutifs et numériques qui permettent de prédire leur comportement et leur performance. Les divers matériaux et les diverses configurations utilisées ont également rendu possible la comparaison de différents scénarios de façon à mieux percevoir l'influence des divers facteurs sur la performance de CEBC. L'ensemble des résultats obtenus démontrent clairement l'efficacité des divers systèmes, même si certains se sont mieux comportés que d'autres à cet égard.

Les détails relatifs au travail de terrain sur les cellules expérimentales construites *in situ* sont présentés au chapitre 4 du rapport. Les étapes ayant mené à la conception, à la

construction, à l'instrumentation, et au suivi du comportement des diverses cellules sont expliquées et commentées. Ce travail de terrain a nécessité un effort considérable et il a heureusement mené à l'obtention d'informations très pertinentes et extrêmement encourageantes pour l'application de cette technologie à grande échelle. Durant les 4 saisons de suivi (1995, 1996, 1997 et 1998), on a pu suivre l'évolution des caractéristiques hydriques des matériaux et des systèmes multicouches en mesurant la teneur en eau volumique et la succion matricielle dans les couvertures. Ces valeurs mesurées ont ensuite été comparées avec des valeurs prédites par des modèles numériques d'écoulement non saturé (en 1D, 2D, et 3D), à partir de paramètres issus des essais de laboratoire. La bonne concordance entre les résultats calculés et mesurés confirme la validité de l'approche utilisée pour la conception des CEBC. Le lixiviat récupéré au bas de chaque cellule tout au long de la période d'observation a été analysé, et les caractéristiques observées ont servi à confirmer l'efficacité des couvertures. En ce sens, la cellule non couverte, contenant les rejets réactifs exposés aux intempéries, a montré que les résidus sulfureux s'oxydaient rapidement; elle générait une eau de drainage au pH acide (entre 2 et 3) contenant de fortes concentrations en sulfates et en métaux lourds. Par contre, les eaux récupérées au bas des cellules avec CEBC n'ont pas montré de signes d'oxydation significatifs, et pour 4 des 5 couvertures, le pH de l'eau est demeuré proche de la neutralité pendant toute la période d'observation. Même des périodes de sécheresse (naturelle ou artificielle) n'ont pas occasionné de véritable désaturation de la couche à forte rétention capillaire, de sorte que l'efficacité ne s'en est jamais trouvée compromise. Ces mesures directes, combinées aux résultats d'essais de laboratoire et de modélisations numériques, confirment les postulats à la base de cette recherche : il est possible de concevoir des couvertures multicouches construites avec des résidus miniers non réactifs qui sont très efficaces pour empêcher la production de DMA.

Le dernier volet de cette étude a porté sur une analyse des aspects économiques associés à la mise en œuvre de la technique développée dans cette recherche. Au chapitre 5, on présente un modèle de calcul et le chiffrier Excel qui le supporte. Les composantes du modèle ECR (pour Évaluation des Coûts de Restauration) sont expliquées et illustrées

avec diverses figures tirées du chiffrier. Le modèle permet de comparer les coûts reliés à l'application de diverses technologies de contrôle du DMA, soient : le traitement chimique de l'eau acide, la mise en place d'un recouvrement en eau (ennoiment de rejets), la construction d'une CEBC formée de sols ou de rejets non réactifs, et la mise en place d'une CEBC construite avec des rejets désulfurés. Trois cas types sont utilisés à titre comparatif afin d'illustrer l'application du modèle. Ce modèle a été élaboré afin de fournir aux exploitants un outil pour estimer, de façon préliminaire, les coûts de mise en œuvre de ces diverses technologies de contrôle du DMA, ce qui devrait les aider à choisir la solution la plus avantageuse d'un point de vue économique, lorsque celle-ci est acceptable d'un point de vue environnemental. On y démontre en outre que les couvertures multicouches peuvent se révéler fort compétitives par rapport aux autres approches lorsque leur conception est optimale.

REMERCIEMENTS

Ce programme de recherche a été réalisé dans le cadre du programme NEDEM/MEND (Projet 2.22.2c). Sa réalisation a été rendue possible grâce aux contributions financières de ITEC Minéral inc., du Ministère des ressources naturelles du Québec, et du Centre canadien de la technologie des minéraux et de l'énergie par le biais de l'entente Canada-Québec sur le développement minéral. Nous souhaitons remercier plus particulièrement MM. Bruno Côté, Louis Bienvenu et Gilles Tremblay pour leur support. Les auteurs aimeraient aussi souligner la contribution de MM. Antonio Gatien, Étienne Bélanger et Nil Gaudet à la réalisation des essais de laboratoire et de terrain, ainsi que celle de Mesdames Lucette De Gagné et Francine Maher pour la préparation du manuscrit.

Enfin nous voulons remercier les personnes qui ont commenté la version préliminaire du rapport ou qui ont fourni certaines informations utilisées lors de ces travaux : Gilles Tremblay (CANMET), Réal Marcotte (MRN), Anne-Marie Dagenais (École Polytechnique), Daniel Jetté (GSI Environnement inc.), Serge Vézina et Philippe Poirier (Cambior), Philippe Poirier, Louis Racine et Ghyslain Lessard (Aur Ressources, Louvicourt), Jean-François Ricard et Michel Julien (Golder et Associés).

TABLE DES MATIÈRES

Résumé.....	i
Executive summary.....	v
Remerciements.....	xv
Table des matières.....	xvi
Liste des figures.....	xx
Liste des photographies.....	xxxiv
Liste des tableaux.....	xxxv

CHAPITRE 1

1. INTRODUCTION.....	1
1.1 Préambule.....	1
1.2 Les recouvrements multicouches.....	2
1.3 Description du projet et contenu du rapport.....	5

CHAPITRE 2

2. LE CONTRÔLE DU DMA À L'AIDE D'UNE COUVERTURE AVEC EFFETS DE BARRIÈRE CAPILLAIRE.....	9
2.1 Principes généraux.....	9
2.2 Principaux résultats de la Phase I.....	12
2.2.1 Les matériaux de recouvrement.....	12
2.2.2 Propriétés hydriques.....	13
2.2.3 Diffusion de l'oxygène.....	19
2.2.4 Essais en colonne de drainage.....	20
2.3 Efficacité des CEBC en laboratoire.....	26
2.3.1 Montage des colonnes et procédure d'essai.....	26
2.3.2 Résultats obtenus.....	28

CHAPITRE 3

3.	ÉTUDE EN LABORATOIRE	40
3.1	Propriétés de matériaux.....	41
3.1.1	Description des procédures d'essais	42
3.1.2	Résultats.....	54
3.2	Montage des colonnes et procédures d'essai.....	75
3.3	Analyse des conditions hydriques.....	84

CHAPITRE 4

4.	TRAVAUX DE TERRAIN	132
4.1	Introduction	132
4.2	Conception et construction des cellules expérimentales	133
4.2.1	Conception des cellules expérimentales	133
4.2.2	Construction.....	134
4.3	Instrumentation des cellules expérimentales	141
4.3.1	Teneur en eau	141
4.3.2	Succion matricielle	142
4.3.3	Température sous la surface.....	145
4.3.4	Instrumentation météorologique	146
4.3.5	Acquisition des données	147
4.3.6	Essais de consommation d'oxygène	148
4.4	Résultats	150
4.4.1	Teneur en eau volumique.....	150
4.4.2	Succion.....	165
4.4.3	Essais de consommation d'oxygène	180

4.4.4	Caractéristiques de l'eau de percolation	182
4.4.5	Tassements	196
4.4.6	Données météorologiques et température dans les couches	197
4.5	Démontage des cellules	202
4.6	Analyse et discussion des résultats	208
4.6.1	Courbes de rétention d'eau <i>in situ</i>	208
4.6.2	Simulation d'une période sécheresse	211
4.6.3	Simulations numériques	212
4.7	Synthèse des principaux résultats	229

CHAPITRE 5

5.	UN MODÈLE D'ANALYSE ÉCONOMIQUE	245
5.1	Introduction	245
5.2	Les diverses options considérées	246
5.2.1	Collecte et traitement chimique du DMA	246
5.2.2	Barrières humides	249
5.2.3	Couvertures avec effets de barrière capillaire	258
5.2.4	CEBC faite de résidus désulfurés	262
5.3	Utilisation du chiffrier ECR.1	271
5.4	Études de cas types	273
5.4.1	Applications au Cas 1	273
5.4.2	Applications au Cas 2	279
5.4.3	Applications au Cas 3	291
5.5	Remarques complémentaires	301

CHAPITRE 6

6. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS.....305

CHAPITRE 7

7. RÉFÉRENCES.....310

ANNEXE

LISTE DES FIGURES

CHAPITRE 1

Figure 1.1 Schématisation des étapes de conception d'une couverture multicouche
(adaptée de Aubertin et al. 1996d).....8

LISTE DES FIGURES

CHAPITRE 2

Figure 2.1	Section type d'une couverture multicouche placée sur des rejets miniers générateurs de DMA (Aubertin et Chapuis, 1991; Aubertin et al., 1993, 1995)....11
Figure 2.2	Courbes de rétention d'eau de rejets SI avec trois indices des vides; la courbe en trait plein représente le modèle Kovács modifié (tirée de Aubertin et al. 1997b, 1998a)16
Figure 2.3	Courbes de rétention d'eau pour les matériaux utilisés dans la couverture lors des modélisations des essais en colonne de drainage17
Figure 2.4	Courbes de conductivité hydraulique pour les matériaux utilisés dans la couverture, (colonne de drainage) calculées à partir du modèle Mualem-van Genuchten (van Genuchten, 1980)17
Figure 2.5	Schéma du montage expérimental pour la mesure du coefficient de diffusion de l'oxygène dans un milieu poreux.....19
Figure 2.6	Coefficient de diffusion effectif de l'oxygène en fonction du degré de saturation (tirée de Aachib, 1997)20
Figure 2.7	Schématisation de la colonne de drainage; chaque sonde RDT permet la mesure locale de la teneur en eau volumique par la méthode de réflectométrie dans le domaine du temps.....22
Figure 2.8	Profils de saturation et de pression mesurés et calculés (points : valeurs mesurées; traits : calculs) (tirée de Aachib, 1997).....23
Figure 2.9	Profils de saturation et de pression calculés pour un système de recouvrement avec couche capillaire d'épaisseur 60 cm et une nappe située en profondeur (tirée de Aachib 1997).....24
Figure 2.10	Degré de saturation et succion aux interfaces en fonction de l'épaisseur de la couche capillaire, avec une nappe loin en dessous de la couverture (valeurs calculées après 56 jours de drainage libre, sans apport d'eau) (tirée de Aachib 1997).....25
Figure 2.11	Hauteur d'eau drainée cumulée à la base de la couverture en fonction de l'épaisseur de la couche capillaire, avec nappe loin en dessous (valeurs calculées après 56 jours de drainage libre, sans apport d'eau) (tirée de Aachib, 1997).....26
Figure 2.12	Schéma du dispositif expérimental avec les colonnes de contrôle (B) et de référence (A).....28

Figure 2.13	Variation du degré de saturation en fonction du temps pour les différentes couches de la couverture d'une colonne de contrôle (tirée de Aachib, 1997).....	29
Figure 2.14	Colonne de contrôle CD1 (résidus couverts) (L) : premier largage dû à une oxydation antérieure (Aachib, 1997)	32
Figure 2.15	Colonne de référence CR1 (résidus non couverts) (1), (2) et (3) : phases d'oxydation de la pyrite (L) : premier largage dû à une oxydation antérieure (tirée de Aachib, 1997)	33
Figure 2.16	Variations du Eh en fonction du temps (colonne de référence CR1). Les zones sans trait signifient aucun lixiviat (tirée de Aachib, 1997).....	34
Figure 2.17	Variations du Eh en fonction du temps (colonne de contrôle CD1). Les zones sans trait signifient aucun lixiviat (tirée de Aachib, 1997).....	34
Figure 2.18	Masse cumulée des sulfates dans le lixiviat en fonction du temps (tirée de Aachib, 1997).....	35
Figure 2.19	Concentrations de zinc recueillies en fonction du temps (tirée de Aachib, 1997)..	35
Figure 2.20	Concentrations de cuivre recueillies en fonction du temps (tirée de Aachib, 1997)	36
Figure 2.21	Teneurs en fer total en fonction des teneurs en sulfates pour la colonne de référence CR1 (tirée de Aachib, 1997).....	36
Figure 2.22	Teneurs en cuivre recueillies en fonction du pH et du Eh (tirée de Aachib, 1997)	37
Figure 2.23	Résultats des essais en colonne CR1 et CD1 dans le diagramme Eh-pH pour le système Fe-H ₂ O-CO ₂ à 25 °C. La ligne continue définit le champ tracé pour les activités Fe=10 ^{-4,05} , K=10 ⁻³ , SO ₄ =10 ⁻² ; la ligne en pointillés pour Fe=10 ^{-1,79} , K=10 ^{-2,5} , SO ₄ =10 ^{-1,8} (tirée de Aachib, 1997)	38

LISTE DES FIGURES

CHAPITRE 3

Figure 3.1	Schéma de la cellule pressurisée de type «Tempe Cell» (tirée de Kissiova, 1996). ...	50
Figure 3.2	Courbes granulométriques des matériaux étudiés	57
Figure 3.3a	Valeurs de conductivité hydraulique pour divers matériaux	63
Figure 3.3b	Valeurs de conductivité hydraulique pour les divers matériaux.....	64
Figure 3.4	Effets des cycles gel-dégel sur la conductivité hydraulique	67
Figure 3.5	Courbes de rétention d'eau de certains matériaux utilisés dans les CEBC.	69
Figure 3.6	Conductivité hydraulique non saturée du matériau Sigma fin estimée avec le logiciel RETC.....	72
Figure 3.7	Conductivité hydraulique non saturée du matériau Sigma grossier estimée avec le logiciel RETC.....	72
Figure 3.8	Conductivité hydraulique non saturée du matériau Sigma amendé estimée avec le logiciel RETC.....	73
Figure 3.9	Conductivité hydraulique non saturée du till estimée avec le logiciel RETC.....	73
Figure 3.10	Comparaison entre les valeurs du coefficient de diffusion effectif mesurées et calculées par le modèle de Collin (1987).....	74
Figure 3.11a	Schématisation de la configuration des colonnes de contrôle 1 à 5	81
Figure 3.11b	Schématisation de la configuration des colonnes de contrôle 8 et 9, où les matériaux ont été mis en place dans un état lâche.	82
Figure 3.11c	Schématisation de la configuration des diverses colonnes témoins (a) et de la base des diverses colonnes (b).....	83
Figure 3.12	Degré de saturation dans les colonnes	85
Figure 3.13	Courbes de rétention d'eau des matériaux utilisés définies avec la relation de van Genuchten (1980); (a) Sigma grossier amendé, (b) Till, (c) Sigma grossier (d) Sigma fin, (e) Résidus sulfureux (Manitou), (f) Sable.	91
Figure 3.14	Profil de succion et de teneur en eau pour la colonne 1.....	92
Figure 3.15	Profil de succion et de teneur en eau pour la colonne 2.....	93
Figure 3.16	Profil de succion et de teneur en eau pour la colonne 3.....	94

Figure 3.17	Profil de succion et de teneur en eau pour la colonne 4.....	95
Figure 3.18	Profil de succion et de teneur en eau pour la colonne 5.....	96
Figure 3.19	Profil de succion et de teneur en eau pour la colonne 8.....	97
Figure 3.20	Profil de succion et de teneur en eau pour la colonne 9.....	98
Figure 3.21	Caractéristiques de l'eau récupérée au bas de la colonne 1	101
Figure 3.22	Caractéristiques de l'eau récupérée au bas de la colonne 2	104
Figure 3.23	Caractéristiques de l'eau récupérée au bas de la colonne 3	107
Figure 3.24	Caractéristiques de l'eau récupérée au bas de la colonne 4	110
Figure 3.25	Caractéristiques de l'eau récupérée au bas de la colonne 5	113
Figure 3.26	Caractéristiques de l'eau récupérée au bas de la colonne 8	116
Figure 3.27	Caractéristiques de l'eau récupérée au bas de la colonne 9	119
Figure 3.28	Mesures de pH obtenues sur les colonnes témoins.....	123
Figure 3.29	Schématisation de la création d'une nappe perchée dans les résidus réactifs, qui permettrait de contrôler la production de DMA à long terme	124
Figure 3.30	Flux d'oxygène calculé avec la méthode de Crank (équation 3.11) et avec la solution numérique de POLLUTE pour les diverses colonnes.....	128

LISTE DES FIGURES

CHAPITRE 4

Figure 4.1	Plan de la cellule 1	135
Figure 4.2	Plan de la cellule 2	135
Figure 4.3	Plan de la cellule 3	136
Figure 4.4	Plan de la cellule 4	136
Figure 4.5	Plan de la cellule 5	137
Figure 4.6	Plan de la cellule 6	137
Figure 4.7	Vue en plan des cellules expérimentales sur le site Norebec-Manitou	138
Figure 4.8	Emplacement des instruments dans les 5 cellules avec CEBC	143
Figure 4.9	Évolution de la teneur en eau volumique (ou volumétrique) dans les différentes couches de la cellule 1 pour l'année 1995.....	152
Figure 4.10	Évolution de la teneur en eau volumique (ou volumétrique) dans les différentes couches de la cellule 2 pour l'année 1995.....	152
Figure 4.11	Évolution de la teneur en eau volumique (ou volumétrique) dans les différentes couches de la cellule 3 pour l'année 1995.....	153
Figure 4.12	Évolution de la teneur en eau volumique (ou volumétrique) dans les différentes couches de la cellule 4 pour l'année 1995.....	153
Figure 4.13	Évolution de la teneur en eau volumique (ou volumétrique) dans les différentes couches de la cellule 5 pour l'année 1995.....	154
Figure 4.14	Évolution de la teneur en eau volumique (ou volumétrique) dans les différentes couches de la cellule 1 pour l'année 1996.....	154
Figure 4.15	Évolution de la teneur en eau volumique (ou volumétrique) dans les différentes couches de la cellule 2 pour l'année 1996.....	155
Figure 4.16	Évolution de la teneur en eau volumique (ou volumétrique) dans les différentes couches de la cellule 3 pour l'année 1996.....	155

Figure 4.17	Évolution de la teneur en eau volumique (ou volumétrique) dans les différentes couches de la cellule 4 pour l'année 1996.....	156
Figure 4.18	Évolution de la teneur en eau volumique (ou volumétrique) dans les différentes couches de la cellule 5 pour l'année 1996.....	156
Figure 4.19	Évolution de la teneur en eau volumique (ou volumétrique) dans les différentes couches de la cellule 1 pour l'année 1997.....	157
Figure 4.20	Évolution de la teneur en eau volumique (ou volumétrique) dans les différentes couches de la cellule 2 pour l'année 1997.....	157
Figure 4.21	Évolution de la teneur en eau volumique (ou volumétrique) dans les différentes couches de la cellule 3 pour l'année 1997.....	158
Figure 4.22	Évolution de la teneur en eau volumique (ou volumétrique) dans les différentes couches de la cellule 4 pour l'année 1997.....	158
Figure 4.23	Évolution de la teneur en eau volumique (ou volumétrique) dans les différentes couches de la cellule 5 pour l'année 1997.....	159
Figure 4.24	Évolution de la teneur en eau volumique (ou volumétrique) dans les différentes couches de la cellule 1 pour l'année 1998.....	159
Figure 4.25	Évolution de la teneur en eau volumique (ou volumétrique) dans les différentes couches de la cellule 2 pour l'année 1998.....	160
Figure 4.26	Évolution de la teneur en eau volumique (ou volumétrique) dans les différentes couches de la cellule 3 pour l'année 1998.....	160
Figure 4.27	Évolution de la teneur en eau volumique (ou volumétrique) dans les différentes couches de la cellule 4 pour l'année 1998.....	161
Figure 4.28	Évolution de la teneur en eau volumique (ou volumétrique) dans les différentes couches de la cellule 5 pour l'année 1998.....	161
Figure 4.29	Profils de teneur en eau volumique (ou volumétrique) dans la CEBC de la cellule 1 pour différents temps depuis la construction	162
Figure 4.30	Profils de teneur en eau volumique (ou volumétrique) dans la CEBC de la cellule 2 pour différents temps depuis la construction	162
Figure 4.31	Profils de teneur en eau volumique (ou volumétrique) dans la CEBC de la cellule 3 pour différents temps depuis la construction	163
Figure 4.32	Profils de teneur en eau volumique (ou volumétrique) dans la CEBC de la cellule 4 pour différents temps depuis la construction	163

Figure 4.33	Profils de teneur en eau volumique (ou volumétrique) dans la CEBC de la cellule 5 pour différents temps depuis la construction	164
Figure 4.34	Évolution de la succion dans les différentes couches de la cellule 1 pour l'année 1995	167
Figure 4.35	Évolution de la succion dans les différentes couches de la cellule 2 pour l'année 1995	167
Figure 4.36	Évolution de la succion dans les différentes couches de la cellule 3 pour l'année 1995	168
Figure 4.37	Évolution de la succion dans les différentes couches de la cellule 4 pour l'année 1995	168
Figure 4.38	Évolution de la succion dans les différentes couches de la cellule 5 pour l'année 1995	169
Figure 4.39	Évolution de la succion dans les différentes couches de la cellule 1 pour l'année 1996	169
Figure 4.40	Évolution de la succion dans les différentes couches de la cellule 2 pour l'année 1996	170
Figure 4.41	Évolution de la succion dans les différentes couches de la cellule 3 pour l'année 1996	170
Figure 4.42	Évolution de la succion dans les différentes couches de la cellule 4 pour l'année 1996	171
Figure 4.43	Évolution de la succion dans les différentes couches de la cellule 5 pour l'année 1996	171
Figure 4.44	Évolution de la succion dans les différentes couches de la cellule 1 pour l'année 1997	172
Figure 4.45	Évolution de la succion dans les différentes couches de la cellule 2 pour l'année 1997	172
Figure 4.46	Évolution de la succion dans les différentes couches de la cellule 3 pour l'année 1997	173
Figure 4.47	Évolution de la succion dans les différentes couches de la cellule 4 pour l'année 1997	173
Figure 4.48	Évolution de la succion dans les différentes couches de la cellule 5 pour l'année 1997	174

Figure 4.49	Évolution de la succion dans les différentes couches de la cellule 1 pour l'année 1998	174
Figure 4.50	Évolution de la succion dans les différentes couches de la cellule 2 pour l'année 1998	175
Figure 4.51	Évolution de la succion dans les différentes couches de la cellule 3 pour l'année 1998	175
Figure 4.52	Évolution de la succion dans les différentes couches de la cellule 4 pour l'année 1998	176
Figure 4.53	Évolution de la succion dans les différentes couches de la cellule 5 pour l'année 1998	176
Figure 4.54	Profils de succion dans la CEBC de la cellule 1 pour différents temps depuis la construction.....	177
Figure 4.55	Profils de succion dans la CEBC de la cellule 2 pour différents temps depuis la construction.....	177
Figure 4.56	Profils de succion dans la CEBC de la cellule 3 pour différents temps depuis la construction.....	178
Figure 4.57	Profils de succion dans la CEBC de la cellule 4 pour différents temps depuis la construction.....	178
Figure 4.58	Profils de succion dans la CEBC de la cellule 5 pour différents temps depuis la construction.....	179
Figure 4.59	Comparaison entre les tensiomètres et les blocs Watermark pour mesurer la succion dans les couches des CEBC.....	179
Figure 4.60	Colmatage d'une pierre céramique d'un tensiomètre.....	180
Figure 4.61	Évolution des pH de l'eau de percolation des cellules expérimentales depuis le début des travaux.....	184
Figure 4.62	Évolution de la conductivité de l'eau de percolation des cellules expérimentales depuis le début des travaux.....	184
Figure 4.63	Évolution du potentiel d'oxydo-réduction (Eh) de l'eau de percolation des cellules expérimentales depuis le début des travaux.....	185
Figure 4.64	Résultats de la qualité géochimique de l'eau de percolation de la cellule 1 dans le diagramme Eh-pH du système Fe-H ₂ O pour [Fe ³⁺]=[Fe ²⁺]=10 ⁻⁶ M.....	186
Figure 4.65	Résultats de la qualité géochimique de l'eau de percolation de la cellule 2 dans le diagramme Eh-pH du système Fe-H ₂ O pour [Fe ³⁺]=[Fe ²⁺]=10 ⁻⁶ M.....	187

Figure 4.66	Résultats de la qualité géochimique de l'eau de percolation de la cellule 3 dans le diagramme Eh-pH du système Fe-H ₂ O pour [Fe ³⁺]=[Fe ²⁺]=10 ⁻⁶ M 188
Figure 4.67	Résultats de la qualité géochimique de l'eau de percolation de la cellule 4 dans le diagramme Eh-pH du système Fe-H ₂ O pour [Fe ³⁺]=[Fe ²⁺]=10 ⁻⁶ M 189
Figure 4.68	Résultats de la qualité géochimique de l'eau de percolation de la cellule 5 dans le diagramme Eh-pH du système Fe-H ₂ O pour [Fe ³⁺]=[Fe ²⁺]=10 ⁻⁶ M 190
Figure 4.69	Résultats de la qualité géochimique de l'eau de percolation de la cellule 6 dans le diagramme Eh-pH du système Fe-H ₂ O pour [Fe ³⁺]=[Fe ²⁺]=10 ⁻⁶ M 191
Figure 4.70	Évolution des caractéristiques géochimiques de l'eau de percolation des cellules expérimentales (SO ₄ ²⁻ , Zn et Cu) 192
Figure 4.71	Évolution des caractéristiques géochimiques de l'eau de percolation des cellules expérimentales (Cu, Ca et Mg) 193
Figure 4.72	Tassement des couches de la CEBC placée sur la cellule 2 (2-1 : couche de résidus sulfureux; 2-2, couche de sable du bas; 2-3, couche de matériau fin) 195
Figure 4.73	Tassement des couches de la CEBC placée sur la cellule 3 (3-1 : couche de résidus sulfureux; 3-2, couche de sable du bas; 3-3, couche de matériau fin) 195
Figure 4.74	Tassement des couches de la CEBC placée sur la cellule 4 (4-1 : couche de résidus sulfureux; 4-2, couche de sable du bas; 4-3, couche de matériau fin) 196
Figure 4.75	Mesures de la température sur le site expérimental pour l'automne 1996..... 198
Figure 4.76	Mesures de l'humidité relative sur le site expérimental pour l'automne 1996 199
Figure 4.77	Mesures de la radiation nette sur le site expérimental pour l'automne 1996..... 199
Figure 4.78	Mesures des précipitations sur le site expérimental pour l'automne 1996 200
Figure 4.79	Mesures des précipitations sur le site expérimental pour l'été 1998 200
Figure 4.80	Profils de température dans la cellule 5 pour différents temps depuis la construction 201
Figure 4.81	Principaux résultats obtenus lors du démantèlement de la cellule 1 (w _n = teneur en eau naturelle, ρ _s = masse volumique sèche et θ = teneur en eau volumique) 204
Figure 4.82	Principaux résultats obtenus lors du démantèlement de la cellule 2 (w _n = teneur en eau naturelle, ρ _s = masse volumique sèche et θ = teneur en eau volumique) 204
Figure 4.83	Principaux résultats obtenus lors du démantèlement de la cellule 3 (w _n = teneur en eau naturelle, ρ _s = masse volumique sèche et θ = teneur en eau volumique) 205

Figure 4.84	Principaux résultats obtenus lors du démantèlement de la cellule 4 (w_n = teneur en eau naturelle, ρ_s = masse volumique sèche et θ = teneur en eau volumique) 205
Figure 4.85	Principaux résultats obtenus lors du démantèlement de la cellule 5 (w_n = teneur en eau naturelle, ρ_s = masse volumique sèche et θ = teneur en eau volumique) 206
Figure 4.86	Photographies de grains de pyrite provenant des résidus de la cellule témoin possiblement attaqués par l'oxydation biologique..... 207
Figure 4.87	Comparaison entre les valeurs θ - ψ mesurées sur le terrain (courbe de rétention d'eau <i>in situ</i>) et celles mesurées en laboratoire pour les résidus miniers utilisés comme composante de la couche fine des cellules 1, 3, 4 et 5 209
Figure 4.88	Comparaison entre les valeurs θ - ψ mesurées sur le terrain (courbe de rétention d'eau <i>in situ</i>) et celles mesurées en laboratoire pour le silt d'origine naturelle utilisé comme composante de la couche fine de la cellule 2..... 209
Figure 4.89	Comparaison entre les valeurs θ - ψ mesurées sur le terrain (courbe de rétention d'eau <i>in situ</i>) et celles mesurées en laboratoire pour les résidus miniers amendés à la bentonite utilisés comme composante de la couche fine de la cellule 4 (15 cm) 210
Figure 4.90	Comparaison entre les valeurs θ - ψ mesurées sur le terrain (courbe de rétention d'eau <i>in situ</i>) et celles mesurées en laboratoire pour le sable utilisé comme composante des couches grossières de toutes les cellules avec CEBC..... 210
Figure 4.91	Évolution de la teneur en eau volumique dans la couche de matériau fin de la cellule 3 lors de la simulation d'une sécheresse de 40 jours..... 213
Figure 4.92	Évolution de la teneur en eau volumique dans la couche de matériau fin de la cellule 5 lors de la simulation d'une sécheresse de 40 jours..... 213
Figure 4.93	Évolution de la succion dans la couche de matériau fin de la cellule 3 lors de la simulation d'une sécheresse de 40 jours 214
Figure 4.94	Évolution de la succion dans la couche de matériau fin de la cellule 5 lors de la simulation d'une sécheresse de 40 jours 214
Figure 4.95	Approche conceptuelle pour la modélisation hydrogéologique de problèmes réels (inspirée de Woessner et Anderson, 1996) 216
Figure 4.96	Modèle numérique simulé pour l'analyse axisymétrique d'une cellule expérimentale 219
Figure 4.97	Courbes de rétention d'eau des matériaux utilisés dans la simulation numérique axisymétrique 220

Figure 4.98	Fonctions de perméabilité des matériaux utilisés dans la simulation numérique axisymétrique	220
Figure 4.99	Profils de la teneur en eau volumique le long de l'axe de symétrie pour différents temps de drainage obtenus à l'aide de la simulation axisymétrique	221
Figure 4.100 :	Profils de la teneur en eau volumique au centre de la section étudiée (environ à $x=2$ m à la figure 4.96) pour différents temps de drainage obtenus à l'aide de la simulation axisymétrique	221
Figure 4.101	Modèle utilisé pour la modélisation numérique unidimensionnelle	223
Figure 4.102	Profils de la teneur en eau volumique pour différents temps de drainage obtenus à l'aide de la simulation unidimensionnelle	223
Figure 4.103	Modèle utilisé pour valider le logiciel tridimensionnel FEMWATER	224
Figure 4.104	Profil de la teneur en eau volumique du prisme après 24 heures de drainage	224
Figure 4.105	Profil de la teneur en eau volumique du prisme après 7 jours de drainage	225
Figure 4.106	Profil de la teneur en eau volumique du prisme après 14 jours de drainage	225
Figure 4.107	Modèle tridimensionnel utilisé pour simuler, à l'aide du logiciel FEMWATER, une période de sécheresse de 40 jours dans la cellule 3	226
Figure 4.108	Contours de la teneur en eau volumique après 3 jours de drainage évalués à l'aide du logiciel FEMWATER	226
Figure 4.109	Contours de la teneur en eau volumique après 7 jours de drainage évalués à l'aide du logiciel FEMWATER	227
Figure 4.110	Contours de la teneur en eau volumique après 15 jours de drainage évalués à l'aide du logiciel FEMWATER	227
Figure 4.111	Contours de la teneur en eau volumique après 30 jours de drainage évalués à l'aide du logiciel FEMWATER	228
Figure 4.112	Contours de la teneur en eau volumique après 40 jours de drainage évalués à l'aide du logiciel FEMWATER	228

LISTE DES FIGURES

CHAPITRE 5

Figure 5.1	Exemple de feuille de calcul pour estimer les coûts du traitement chimique de l'eau acide à partir du chiffrier ECR.1.....	249
Figure 5.2	Représentation schématique d'une digue de forme idéalisée pour l'envoiement des résidus miniers.....	250
Figure 5.3	Relation entre la distance et les coûts de construction pour un matériau grossier (sable ou gravier).....	251
Figure 5.4	Relation entre la distance et les coûts de construction pour un matériau fin.....	252
Figure 5.5	Feuille de calcul utilisée pour estimer les coûts de construction d'une digue étanche servant à l'envoiement des résidus générateurs de DMA.....	253
Figure 5.6	Comparaison entre les coûts prévus par le modèle ECR pour la construction des digues et les coûts réels des cas Louvicourt et Solbec.....	254
Figure 5.7	Exemple d'une feuille de calcul pour estimer les coûts de construction d'une CEBC.....	261
Figure 5.8	Évaluation des coûts estimés avec le modèle ECR pour la construction de CEBC ayant différentes superficies; les projets Lorraine et LTA sont des cas réels.	262
Figure 5.9	Relation entre le pourcentage poids au rejet et la teneur initiale en soufre dans le résidu.....	267
Figure 5.10	Exemple d'une feuille de calcul pour estimer les coûts de désulfuration et de construction d'une CEBC faite de résidus désulfurés (les espaces ombragés doivent être complétés par l'utilisateur).....	272
Figure 5.11	Exemple de feuille de calcul pour estimer les coûts de traitement (Cas 1).....	275
Figure 5.12	Feuille de calcul pour estimer les coûts d'une CEBC faite de matériaux naturels (Cas 1).....	276
Figure 5.13	Feuille de calcul pour estimer les coûts de désulfuration et de construction d'une CEBC faite de résidus désulfurés (Cas 1).....	278

Figure 5.14	Exemple d'une feuille de calcul complétée pour estimer les coûts de la CEBC faite de matériaux naturels (Cas 2)	282
Figure 5.15	Feuille de calcul pour estimer les coûts de désulfuration (à la fin de l'opération) et de construction d'une CEBC faite de résidus désulfurés (Cas 2)	283
Figure 5.16	Feuille de calcul pour estimer les coûts de désulfuration prolongée et de la construction d'une CEBC faite de résidus désulfurés (Cas 2)	286
Figure 5.17	Feuille de calcul pour estimer les coûts de traitement des eaux de drainage acide (Cas 3).....	293
Figure 5.18	Feuille de calcul pour estimer les coûts de la CEBC faite de matériaux naturels (Cas 3).....	294
Figure 5.19	Feuille de calcul pour estimer les coûts de désulfuration à la fin de l'opération et de construction d'une CEBC faite de résidus désulfurés (Cas 3).....	296
Figure 5.20	Feuille de calcul pour estimer les coûts de désulfuration prolongée durant l'opération et de construction d'une CEBC faite de résidus désulfurés (Cas 3)...	297

LISTE DES PHOTOGRAPHIES

Photographie 4.1	Excavation de la forme des cellules dans le stérile (site Manitou).....	234
Photographie 4.2	Mise en place des tuyaux et des barils servant à la récupération des lixiviats..	235
Photographie 4.3	Vue des cellules une fois excavées dans le stérile.....	236
Photographie 4.4	Mise en place de la couche de sable par-dessus les stériles avant la mise en place des géomembranes	237
Photographie 4.5	Compactage de la couche de sable par-dessus les stériles avant la mise en place des géomembranes	238
Photographie 4.6	Mise en place des géomembranes dans les cellules.....	239
Photographie 4.7	Soudures afin d'étanchéiser le bas des cellules où l'on retrouve le drain visant à récupérer les eaux de percolation	240
Photographie 4.8	Mise en place de la couche sulfureuse.....	241
Photographie 4.9	Vue d'une cellule durant la mise en place des couches de la CEBC.....	242
Photographie 4.10	Instrumentation mise en place dans les cellules avec recouvrement	243
Photographie 4.11	Vue d'une cellule à la fin des travaux de construction.....	244

LISTE DES TABLEAUX**CHAPITRE 2**

Tableau 2.1	Valeurs des paramètres caractérisant les matériaux de recouvrement (modèle de van Genuchten 1980).....	15
-------------	--	----

LISTE DES TABLEAUX

CHAPITRE 3

Tableau 3.1	Résultats des analyses minéralogiques (Bernier, 1996b).....	55
Tableau 3.2	Valeur de la densité relative D_r des matériaux étudiés	55
Tableau 3.3	Principaux résultats issus des analyses granulométriques	56
Tableau 3.4	Résultats des analyses de limites de consistance	58
Tableau 3.5	Résultats des essais de compactage (Proctor modifié)	59
Tableau 3.6	Résultats des essais de consolidation	61
Tableau 3.7	Résultats de l'analyse des données expérimentales des essais de rétention capillaire avec le logiciel RETC de van Genuchten et al. (1991).....	68
Tableau 3.8	Résultats d'essais de la mesure du coefficient de diffusion effectif.....	75
Tableau 3.9	Caractéristiques des colonnes expérimentales	77
Tableau 3.10	Caractéristiques des matériaux des colonnes	89
Tableau 3.11	Flux stationnaire de chacune des couvertures.....	126

LISTE DES TABLEAUX

CHAPITRE 4

Tableau 4.1	Principales caractéristiques des cellules expérimentales	134
Tableau 4.2	Résumé du contrôle du niveau du compactage (exprimé en pourcentage du poids unitaire sec)	140
Tableau 4.3	Principaux résultats des essais de consommation d'oxygène	182
Tableau 4.4	Mesures de la température dans la cellule témoin.....	202

LISTE DES TABLEAUX

CHAPITRE 5

Tableau 5.1	Équations utilisées pour déterminer les coûts reliés au traitement chimique du DMA (proposées par Senes, 1994b); les paramètres et symboles ont été définis dans le texte.	248
Tableau 5.2	Description sommaire des scénarios analysés	273
Tableau 5.3	Estimation des coûts de traitement chimique à l'aide du chiffrier ECR.1 (Cas 1)	275
Tableau 5.4	Comparaison entre les coûts estimés par le modèle ECR pour les différentes techniques (Cas 1).....	277
Tableau 5.5	Estimation des coûts de traitement chimique à l'aide du chiffrier ECR (Cas 2) ..	280
Tableau 5.6	Estimation des coûts de construction des infrastructures pour le parc à résidus miniers avec digues étanches à l'aide du modèle ECR (Cas 2).....	281
Tableau 5.7	Dépenses et coûts actualisés pour les différentes techniques de restauration pour le Cas 2	289
Tableau 5.8	Estimation des coûts de traitement chimique à l'aide du modèle ECR (Cas 3) ..	292
Tableau 5.9	Estimation des coûts de construction des infrastructures du parc à résidus miniers avec digues étanches à l'aide du modèle ECR (Cas 3).....	293
Tableau 5.10	Dépenses et coûts actualisés pour les différentes techniques considérées pour le Cas 3	300
Tableau 5.11	Résumé des analyses économiques découlant de l'analyse des 3 cas étudiés	302

1. INTRODUCTION

1.1 Préambule

Il est depuis longtemps reconnu que les minéraux sulfureux exposés aux conditions atmosphériques ont tendance à s'oxyder et à générer un lixiviat acide pouvant contenir de fortes concentrations de métaux lourds et autres éléments toxiques. On sait aussi qu'il existe un lien étroit entre la disponibilité en oxygène, le taux d'oxydation des minéraux sulfureux et le rythme de production d'acide.

Des études effectuées sur des sites d'entreposage de résidus miniers ont démontré que la concentration en oxygène dans les pores non saturés d'eau décroît progressivement à partir de la surface. On a aussi observé que le profil de la concentration d'oxygène varie inversement avec la taille des pores, de sorte que les matériaux grossiers permettent généralement à l'oxygène de pénétrer plus profondément. Pour des rejets du concentrateur, la zone active d'oxydation varie habituellement de 10 à 50 cm (selon l'âge du dépôt), mais elle peut atteindre plusieurs mètres dans les haldes de roches stériles. Dans les rejets de concentrateur, la taille réduite des pores limite les mouvements de convection et d'advection, de sorte que le transport de l'oxygène se fait principalement par le biais de la diffusion moléculaire.

L'ajout d'un recouvrement sur un rejet réactif potentiellement générateur d'eaux de drainage minier acides (DMA) vise généralement à réduire la disponibilité de l'oxygène. Comme on utilise généralement des matériaux ayant une texture fine pour construire la couverture, le flux d'oxygène à travers celle-ci est surtout contrôlé par la diffusion gazeuse (Collin, 1987; Nicholson et al., 1989). Dans ce cas, le flux diffusif, qui dépend directement du coefficient de diffusion effectif de l'oxygène, varie inversement avec le degré de saturation du matériau qui forme le recouvrement, c'est-à-dire la proportion des pores qui est remplie par de l'eau. Ainsi, plus le degré de saturation est élevé, plus le coefficient de diffusion sera petit et plus le flux d'oxygène sera réduit. Cela est dû au fait que l'oxygène diffuse beaucoup plus facilement dans un milieu gazeux que dans l'eau. Une augmentation du degré de saturation implique une réduction du volume de gaz dans les pores, d'où

une baisse de la diffusion. Ce principe constitue l'élément clé pour la conception de recouvrements visant à réduire la génération d'eaux de drainage minier acides (DMA).

1.2 Les recouvrements multicouches

On utilise de plus en plus souvent des systèmes de recouvrement afin d'isoler les rejets d'origine domestique, industrielle ou autres, de l'environnement immédiat des sites d'entreposage (e.g. Koerner et Daniel, 1997). C'est aussi le cas avec les rejets miniers générateurs de DMA.

Les recouvrements qui servent à réduire la production de DMA, sans placer les rejets réactifs sous une couverture d'eau, sont quelques fois appelés "barrières sèches". On utilise maintenant fréquemment de telles barrières, formées surtout de matériaux géologiques, pour réduire les impacts environnementaux des sites de stockage de rejets miniers réactifs. Ces recouvrements permettent de contrôler le transport de l'eau et/ou des gaz. Ils servent aussi à minimiser l'érosion et à favoriser le rétablissement d'un couvert végétal pour assurer la stabilité et l'intégrité du site à long terme (Aubertin et Chapuis 1991).

Puisque le taux de production de DMA est surtout associé à la disponibilité de l'oxygène, plusieurs types de recouvrements visent d'abord à limiter le flux de O_2 vers les rejets. La réduction du flux d'oxygène peut se faire en créant une barrière à sa migration ou encore par le biais d'une zone qui consomme l'oxygène. Dans le premier cas, le recouvrement doit nécessairement comprendre une couche qui agit comme une barrière que l'oxygène ne peut pas traverser facilement. Cette couche est généralement formée d'un matériau meuble à texture fine qui maintient un haut degré de saturation en permanence. Dans le second cas, la couverture doit inclure des matériaux pouvant capter et réagir avec l'oxygène; ce sont usuellement des matériaux organiques qui sont utilisés à cette fin (e.g. Senes 1994a, NEDEM'96).

La structure des recouvrements multicouches servant de barrière à l'oxygène a été discutée en détail dans les deux rapports NEDEM qui ont précédé celui-ci (Projets MEND/NEDEM 2.22.2a et 2.22.2b - Aubertin et al. 1995, 1997). Elle sera à nouveau abordée succinctement dans le présent document. Comme l'indique la procédure schématisée présentée à la figure 1.1, la conception d'un

recouvrement multicouche implique usuellement une approche itérative qui nécessite la cueillette des données climatiques, l'évaluation des propriétés hydro-géotechniques et géochimiques des matériaux utilisés, et l'établissement d'une géométrie de départ établie à partir d'analyses portant sur les écoulements non saturés et la diffusion gazeuse. On doit en outre évaluer certaines propriétés caractéristiques des matériaux, telles leur composition minéralogique et chimique, la courbe de rétention d'eau et la fonction de perméabilité non saturée. L'ensemble des données disponibles sont introduites dans des modèles qui ont notamment pour buts d'évaluer les conditions hydriques qui prévalent, le flux diffusif de l'oxygène à travers la barrière et les réactions géochimiques qui se développent dans les rejets réactifs.

Les lois de comportement hydrique et géochimique des matériaux en conditions non saturées étant fortement non linéaires, ceux-ci se prêtent mal à des solutions analytiques. C'est pourquoi on a usuellement recours à des codes de calculs numériques pour solutionner les problèmes associés à l'efficacité des recouvrements multicouches avec effets de barrière capillaire (e.g. Collin et Rasmuson, 1990, Nicholson et al., 1991; Wilson et al., 1995; Aubertin et al., 1995, 1996a, 1997a; Vanapalli et al., 1996; Aachib, 1997; Bussière et al. 1997; Joanes, 1999). Il n'existe toutefois pas, à l'heure actuelle, un modèle intégré qui combine directement l'ensemble des composantes du problème. On doit alors utiliser une combinaison de modèles pour simuler l'hydrologie et l'hydrogéologie, la diffusion de l'oxygène, la génération de DMA, et la mise en solution des éléments solubles. Il existe sur le marché divers logiciels adaptés à ces différentes étapes, et ceux utilisés dans ce projet seront présentés brièvement.

Les modèles numériques sont calibrés à partir des propriétés de chacun des matériaux employés et validés à partir d'essais sur des modèles physiques instrumentés en laboratoire ou in situ (Aubertin et al. 1995, 1996a, 1997a; Aachib 1997). Une fois validés, ces modèles numériques peuvent être utilisés pour tenter de prédire le comportement à grande échelle et à long terme d'un recouvrement réel, comme on l'a fait par exemple pour le projet de recouvrement au site Les Terrains Aurifères ou LTA (voir rapport du Projet MEND/NEDEM 2.22.4 – Golder 1999). Les résultats obtenus à l'aide de modèles numériques devraient néanmoins être confirmés par des mesures en place réalisées avec une instrumentation appropriée (voir chapitre 4).

La modélisation hydrogéologique des écoulements non saturés constitue ici la clé de voûte de l'ensemble des travaux de conception de couvertures multicouches. Elle fournit le profil de la teneur en eau et de la succion dans chacune des couches en fonction de la position dans l'espace. Bien qu'une modélisation unidimensionnelle apporte un certain éclairage à cet égard (e.g. Nicholson et al. 1991; Aubertin et al., 1995, 1996a, 1996c), une représentation réaliste d'un recouvrement réel implique des calculs bi- ou tridimensionnels (voir chapitre 4). De tels calculs ont ainsi permis aux auteurs du présent rapport de détecter des problèmes jusqu'à récemment ignorés, relativement à la distribution non homogène de l'eau dans les diverses couches selon leur élévation le long d'une pente (Aubertin et al., 1997c; Bussière et al, 1997, Bussière 1999). On a ainsi montré qu'il peut s'avérer plus difficile de maintenir un degré de saturation élevé dans une pente qu'en terrain plat, surtout lorsque la dénivellation est importante entre le sommet et le bas. À l'aide de la modélisation numérique, on peut identifier les zones critiques et ajuster les conditions de design aux endroits appropriés.

Lorsque l'on a bien caractérisé le comportement des divers matériaux et du système multicouche, on peut optimiser l'efficacité du recouvrement en réalisant une étude de sensibilité sur les variables clés, comme la nature des matériaux et la configuration (épaisseur, inclinaison, longueur) des couches constituant la couverture. Le design jugé optimal peut être évalué à partir de cellules expérimentales à échelle réduite sur le terrain. Les cellules expérimentales instrumentées permettent de confirmer le comportement des matériaux et du système soumis à des conditions d'exposition climatique réalistes (i.e. gel-dégel, érosion, mouillage-séchage, etc.). L'instrumentation de ces cellules devrait inclure la mesure de la teneur en eau θ dans les divers horizons, de la succion ψ , du tassement des couches, du flux d'oxygène, de la température souterraine, des composantes du bilan hydrique du site (incluant les précipitations et l'évaporation), ainsi que de la quantité et de la chimie du lixiviat. L'observation du comportement de telles cellules expérimentales devrait durer suffisamment longtemps pour représenter de façon réaliste le comportement du recouvrement.

Les coûts impliqués dans la construction d'un recouvrement multicouche peuvent être très variables, selon la disponibilité des matériaux, leurs propriétés, leur localisation, la configuration du site et les techniques de construction utilisées. On peut aujourd'hui estimer que ces coûts devraient varier à l'intérieur d'une fourchette oscillant entre cinquante et deux cent cinquante milles dollars par

hectare, avec une moyenne entre cent et cent cinquante milles dollars par hectare (voir Chapitre 5). L'utilisation de matériaux alternatifs, tels des résidus miniers non réactifs ou désulfurés, peut dans certains cas permettre de réduire les coûts et aussi se rapprocher de la borne inférieure de cette fourchette. Le développement de nouvelles méthodes de mise en place, comme la construction en période hivernale ou la déposition hydraulique des matériaux, pourraient aussi aider à réduire les coûts de construction dans le futur.

1.3 Description du projet et contenu du rapport

Le présent projet de recherche, qui a débuté en 1995, avait pour objectif d'évaluer, par le biais d'essais sur le terrain et d'essais complémentaires en laboratoire, l'efficacité de systèmes de recouvrement visant à limiter la production de DMA. Ce projet fait suite à une première phase d'étude (1991-1995) qui avait permis de démontrer les caractéristiques avantageuses de rejets miniers non réactifs utilisés dans des couvertures avec effets de barrière capillaire (CEBC). Dans cette Phase I qui comprenait exclusivement un travail de laboratoire, incluant des essais en colonne et de la modélisation numérique, les auteurs ont pu démontrer l'efficacité de CEBC dans lesquelles des rejets de concentrateur non générateurs de DMA ont été utilisés comme matériau à forte rétention capillaire (NEDEM/MEND 2.22.2a - Aubertin et al. 1995; voir aussi: Aubertin et al. 1997a, Aachib 1997, Aachib et al 1998a, 1998b).

La suite logique aux résultats concluants obtenus en laboratoire lors de cette Phase I était de passer à une étape de travail sur le terrain, de façon à valider dans des conditions plus représentatives les concepts développés. Au cours de cette Phase II, des cellules expérimentales ont été construites sur le site Norebec-Manitou (souvent appelé Manitou dans le texte) localisé près de Val d'Or, Québec, Canada. Cinq des six cellules comportaient une CEBC placée sur des rejets réactifs, la sixième étant une cellule de référence constituée de résidus miniers générateurs de DMA sans recouvrement. En parallèle avec ce travail de terrain, une caractérisation en laboratoire a été effectuée, et des essais en colonnes ont été conduits sur des CEBC ayant des configurations similaires à celles construites sur le terrain. Ces essais en colonnes avaient principalement pour but de valider les modèles constitutifs et numériques, qui ont aussi servi à évaluer les performances des CEBC sur le terrain. Ce sont les principaux résultats découlant de

l'ensemble des travaux de la Phase II qui sont présentés dans ce rapport final. Les détails de tous ces essais et de la modélisation numérique sont par ailleurs présentés dans une série de 10 rapports d'avancement produits de mars 1995 à juillet 1998 et d'un rapport d'étape (Rapport du projet NEDEM/MEND 2.22.2b - Aubertin et al. 1997a), qui sont disponibles au secrétariat du MEND/NEDEM.

Le présent rapport contient 6 chapitres. Suite à l'introduction présentée dans ce premier chapitre, on trouvera au chapitre 2, un rappel de certains principes de base qui sous-tendent la conception des CEBC, et les principaux résultats issus de la Phase I (voir aussi Aubertin et al. 1995, 1997a; Aachib 1997).

Le chapitre 3 décrit les diverses étapes de la caractérisation des matériaux, leurs propriétés hydro-géotechniques, la procédure suivie pour effectuer les essais en colonne et les principaux résultats qui en découlent. Outre les rapports d'avancement déjà mentionnés, des détails supplémentaires sur ces travaux de laboratoire sont présentés dans les mémoires de Monzon (1998) et de Joanes (1999). Les résultats de ces travaux de laboratoire sont en accord avec les hypothèses à la base de ce projet. Ils ont en outre permis de raffiner le développement et l'utilisation de modèles constitutifs et numériques visant à prédire le comportement des CEBC.

L'ensemble des travaux de terrain, débutés à l'été 1995 et terminés à l'automne 1998, sont décrits au chapitre 4. On y aborde diverses questions relatives à la conception des cellules, à leur construction, à l'instrumentation et au suivi de la performance des diverses couvertures placées sur les rejets réactifs. On retrouve aussi au chapitre 4, les principaux résultats obtenus en terme de la distribution de l'eau et des pressions dans les CEBC, de la mesure des flux d'oxygène, de la qualité des eaux de percolation, du tassement et des autres données corollaires. On décrit aussi succinctement l'étape du démontage des cellules et des informations qui en découlent. Les résultats obtenus sur le terrain sont comparés à des résultats de calculs en 1D, 2D et 3D. Les modèles utilisés sont alors brièvement présentés; d'autres résultats apparaissent dans les rapports de Aubertin et al. (1997a), Bussière et al. (1997) et Bussière (1999). L'ensemble des données disponibles, issues de ces travaux, démontre clairement l'efficacité des systèmes de recouvrement. En ce sens, les conclusions que l'on peut tirer de cette analyse technique sont très

satisfaisantes et elles permettent de croire que l'on peut maintenant concevoir avec confiance des couvertures visant à limiter la production de DMA.

Le chapitre 5 porte sur une analyse économique de divers scénarios de contrôle du DMA. On y compare alors, à partir de données tirées de la littérature et de cas réels, les coûts engendrés par diverses options applicables à des sites générateurs de DMA, selon trois cas types idéalisés. Le modèle économique présenté dans ce chapitre constitue une version revue et légèrement modifiée du modèle ECR proposé par Bussière et al (1997). Le modèle ECR est également validé à partir de cas réels (notamment la CEBC du site Lorraine, et les recouvrements en eau des sites Solbec et Louvicourt) . On montre aussi comment le modèle ECR (ou le chiffrier ECR.1 qui le supporte) peut être utilisé afin d'évaluer et de comparer les coûts pour diverses options de contrôle techniquement applicables.

On retrouvera enfin au chapitre 6 les principales conclusions issues de cette étude et certaines recommandations pour des travaux futurs. Une liste de références suit au chapitre 7; elle sert à compléter la liste et la revue de littérature qui ont déjà été présentées dans les rapports antérieurs. En annexe, on retrouve une copie des trois rapports de Bernier (1996, 1997, 1998) sur les analyses géochimiques réalisées pour ce projet.

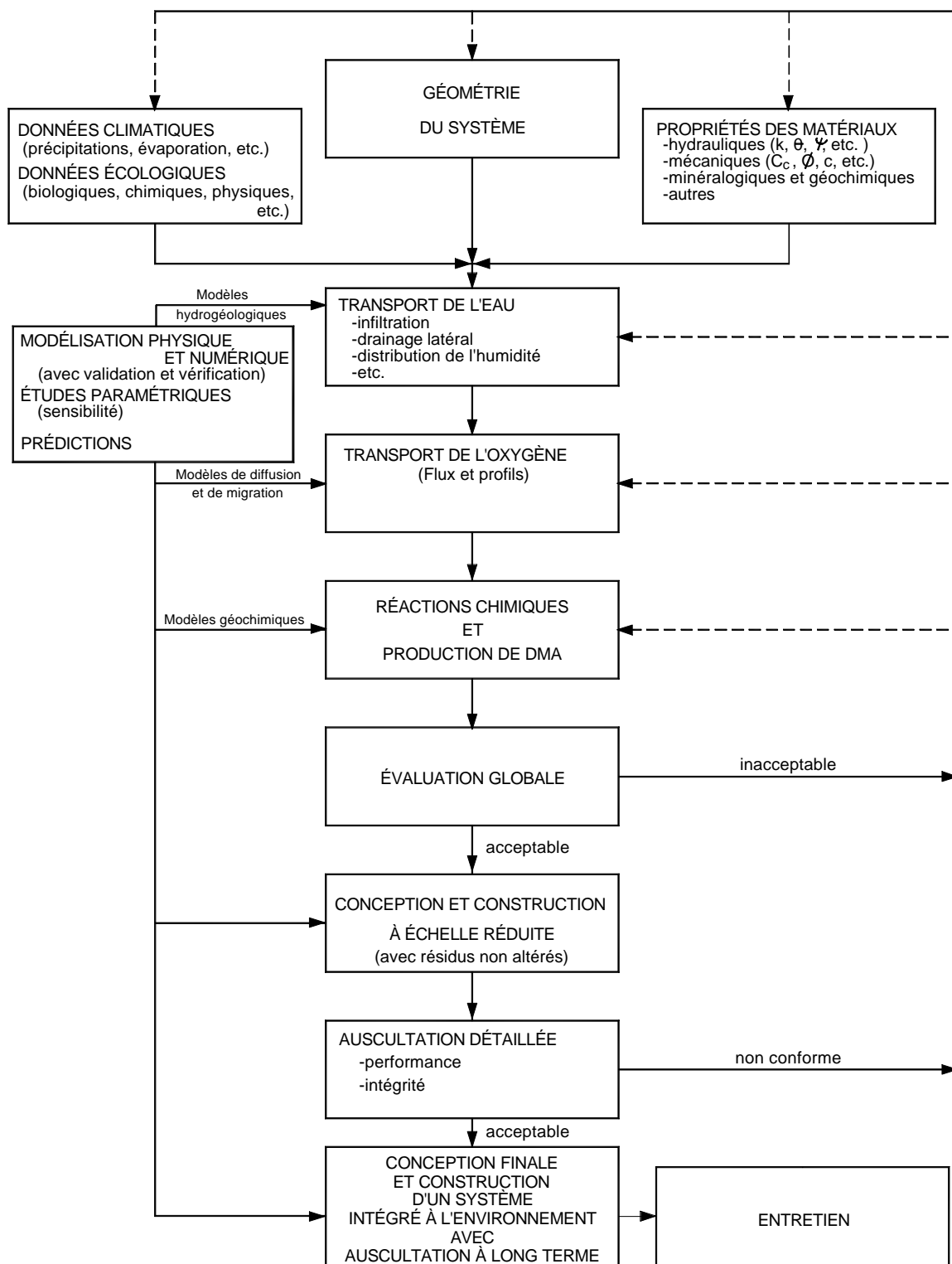


Figure 1.1 Schématisation des étapes de conception d'une couverture multicouche (adaptée de Aubertin et al. 1996d)

2. LE CONTRÔLE DU DMA À L'AIDE D'UNE COUVERTURE AVEC EFFETS DE BARRIÈRE CAPILLAIRE

Parmi les quelques solutions disponibles pour contrôler la production du DMA, les barrières de recouvrement apparaissent actuellement comme une alternative très avantageuse, tant pour des raisons environnementales et sociales que pour des raisons techniques et économiques. De tels recouvrements permettent de restreindre le passage de l'eau et/ou de l'oxygène vers les résidus réactifs, ce qui limite la génération d'eaux de drainage (ou de lixiviats) acides.

En plus d'empêcher la production de DMA, la mise en place d'une barrière de recouvrement qui comprend surtout des matériaux d'origine géologique permet aussi de :

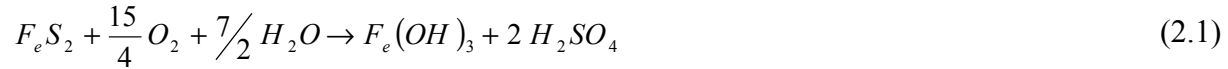
- stabiliser la surface contre l'érosion par l'eau et le vent ;
- protéger les résidus contre les inondations et les autres forces majeures ;
- restaurer le site et le retourner à un état productif (pâturage, agriculture, forêt, etc.) ;
- protéger les sols et les eaux (de surface et souterraine) face à la migration du lixiviat et des contaminants ;
- exercer un certain contrôle sur l'utilisation future du site et des résidus par la population.

Dans ce chapitre, on énonce brièvement certains principes qui sous-tendent la conception de couvertures avec effets de barrière capillaire (CEBC) et on rappelle les principaux résultats issus de la Phase I, dont les détails apparaissent dans le rapport NEDEM/MEND - Projet 2.22.2a (Aubertin et al. 1995) ainsi que dans la thèse de Aachib (1997) (voir aussi Aachib et al. 1993, 1994, 1998a, 1998b). Les résultats issus de ces travaux ont conduit au présent projet de recherche.

2.1 Principes généraux

Les minéraux sulfureux exposés aux agents atmosphériques peuvent réagir avec l'eau et l'oxygène pour produire un lixiviat acide. Les réactions d'acidification des eaux de percolation sont relativement bien connues (e.g. Ritcey , 1989; SRK, 1991; Morin et Hunt, 1997). Dans le

cas de la pyrite, le minéral réactif le plus fréquemment rencontré, la réaction de production d'acide peut se résumer de la façon suivante :



Cette équation simplifiée (et idéalisée) montre que la formation de DMA requiert la présence simultanée d'un minéral sulfureux réactif (pyrite, pyrrhotite, chalcopyrite etc.), d'eau et d'oxygène. La contribution des bactéries comme catalyseur aux réactions d'oxydation, même si elle est peut être importante, n'est pas abordée ici. En limitant l'apport de l'un ou de l'autre de ces éléments, on peut ralentir ou même pratiquement éliminer la production de DMA, surtout si des minéraux alcalins sont présents pour neutraliser l'acidité. L'intérêt d'utiliser des «barrières sèches» repose sur leur capacité à limiter l'infiltration de l'eau et/ou la migration de l'oxygène (e.g., Collin 1987; Nicholson et al., 1989; Collin et Rasmuson, 1990; SRK, 1991; Aubertin et Chapuis, 1991, Aubertin et al. 1993, 1995, 1996a, 1997a).

Les barrières de recouvrement formées de matériaux géologiques peuvent être simples (monocouches) ou complexes (multicouches). Toutefois, on reconnaît maintenant qu'une barrière simple, formée d'une seule couche de sol, pourrait être d'une efficacité restreinte en raison de la difficulté de maintenir son intégrité à long terme à cause des attaques biologiques (pénétration des racines, creusement de terriers) et des effets climatiques (mouvements de la nappe phréatique et de la frange capillaire, cycles de mouillage-séchage dans la zone vadose, cycles de gel-dégel, etc.). Il est maintenant communément admis qu'il s'avère souvent plus efficace et plus rentable d'utiliser un système de recouvrement complexe (McMullen et al., 1997). Dans ce cas, chaque couche de la barrière a une fonction spécifique visant à assurer sa stabilité à long terme, le contrôle de la production de DMA, et un éventuel retour du site à un état productif.

La figure 2.1 présente la configuration typique préconisée pour les barrières de recouvrement construites sur des rejets de concentrateur. Celle-ci devrait idéalement comprendre une couche de surface servant à la croissance de plantes et à la rétention de l'humidité, une couche de protection contre l'érosion profonde et contre les intrusions biologiques, une couche drainante,

une couche de matériau fin peu perméable et à forte rétention capillaire qui sert à limiter l'infiltration de l'eau et le passage de l'oxygène, et une couche de support non capillaire (Aubertin et Chapuis, 1991; Aubertin et al., 1993, 1995, 1997a). Dans certains cas, on peut réduire le nombre de couches requis lorsque les matériaux utilisés peuvent remplir plus d'une fonction à la fois. L'épaisseur de chacune des couches du système dépend de la nature et des propriétés hydriques des matériaux, ainsi que de l'efficacité requise pour contrôler la production de DMA.

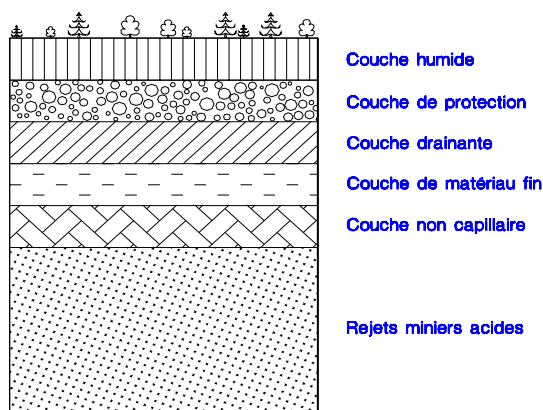


Figure 2.1 Section type d'une couverture multicouche placée sur des rejets miniers générateurs de DMA (Aubertin et Chapuis, 1991; Aubertin et al., 1993, 1995)

Ce type de recouvrement est particulièrement efficace lorsque les matériaux sélectionnés ont des propriétés qui permettent de créer une zone pratiquement saturée en permanence. Cela est possible en ayant recours aux effets de barrière capillaire qui permettent à un matériau fin placé sur un matériau plus grossier de retenir l'eau qui s'infiltré à la surface. Dans ces conditions, cette couche de matériau fin dont les pores sont remplis d'eau limite considérablement le passage de l'oxygène, réduisant ainsi la possibilité d'oxyder les minéraux sulfureux sous-jacents (e.g. Collin et Rasmuson, 1988, 1990, Nicholson et al., 1989).

C'est ce principe qui a été utilisé pour concevoir les systèmes de recouvrement étudiés dans ce projet. Plusieurs aspects relatifs au comportement des couvertures avec effets de barrières capillaires (CEBC) ont déjà été analysés lors de la Phase I. Les principaux résultats issus de cette

première étape, qui s'est réalisée entre 1991 et 1996, sont présentés dans les publications suivantes : Aubertin et al. (1995, 1997a), Aachib (1997), Aachib et al. (1998a, 1998b).

2.2 Principaux résultats de la Phase I

L'objectif principal de ce projet était d'étudier en laboratoire divers aspects pouvant affecter l'efficacité de recouvrements multicouches visant à réduire la génération d'eaux acides formées à partir de résidus miniers sulfureux. Ce travail de laboratoire a permis de montrer qu'il était possible de concevoir un système de recouvrement multicouche, avec effets de barrière capillaire, à partir de rejets de concentrateur non générateurs de DMA (Aubertin et al., 1995).

2.2.1 Les matériaux de recouvrement

L'efficacité des systèmes de recouvrement a été évaluée à partir d'essais en colonne. Ils étaient constitués d'une couche de rejets miniers non réactifs (matériau fin) de 60 cm d'épaisseur confinée entre deux couches de sable (matériau grossier) de 30 cm d'épaisseur pour la couche inférieure et 20 cm pour la couche supérieure. L'épaisseur de 60 cm pour la couche de rétention capillaire a initialement été choisie d'après des calculs préliminaires sur le flux d'oxygène évalué à partir des lois de Fick (Nicholson et al., 1989 ; Aachib et al., 1993, 1994). De tels calculs montrent que la réduction effective du flux d'oxygène a surtout lieu dans le premier mètre de l'épaisseur de la couverture.

Les résidus non réactifs utilisés dans les colonnes provenaient des sites Bevcon (BE), Senator (SE), Sigma (SI) et Norebec-Manitou (MB - anciennement Manitou-Barvue). Les résidus réactifs utilisés dans les colonnes ont été prélevés sur le site Solbec-Cupra (SC, aussi appelé Solbec) dans les cantons de l'est. Des essais de granulométrie, de minéralogie, de compactage et de consolidation ont été réalisés sur les matériaux homogénéisés de chacun des sites ci-haut mentionnés. Ces résidus ont des caractéristiques similaires à des silts inorganiques non plastiques, ML, selon la classification unifiée USCS (e.g. Bowles, 1984). Les analyses minéralogiques, effectuées par diffraction de rayons X, ont montré que les quatre matériaux à forte rétention d'eau utilisés dans les recouvrements

(BE, SE, SI et MB) contenaient des minéraux neutralisants (14 à 30%), mais ne contenaient pas de minéraux producteurs d'acide, sauf celui du site MB qui renfermait environ 3% de pyrite.

La conductivité hydraulique de ces résidus miniers, même si elle est relativement faible ($k = 2 \times 10^{-4}$ à 5×10^{-6} cm/s), n'est pas comparable à celle de sols argileux qui ont un coefficient k souvent inférieur à 10^{-7} cm/s. Cette valeur de k plus élevée n'empêche cependant pas l'utilisation des rejets de concentrateur dans les CEBC, compte tenu de leurs caractéristiques capillaires avantageuses qui permettent de bien contrôler la diffusion de l'oxygène.

Afin de caractériser la performance des couvertures constituées dans les colonnes, nous avons d'abord étudié les propriétés capillaires des matériaux, ainsi que les conditions de transport de l'oxygène.

2.2.2 Propriétés hydriques

Les barrières de recouvrement sont conçues pour être placées sur les rejets, généralement au-dessus du niveau de la nappe phréatique. Tel que discuté précédemment, la couche de matériau fin utilisée dans le système de recouvrement sert à limiter la diffusion de l'oxygène vers les résidus sulfureux. Pour cela, elle doit pouvoir maintenir un haut degré de saturation, de façon permanente, sans une alimentation régulière en eau.

Dans un système de recouvrement multicouche, les conditions hydriques impliquent souvent un écoulement non saturé. Pour évaluer a priori la répartition de l'humidité dans la couverture, il est nécessaire de déterminer les courbes de rétention d'eau $\theta_w(\psi)$ (aussi appelées courbes caractéristiques de succion, SWCC) des matériaux, à partir desquelles on peut déduire les courbes de perméabilité non saturée $k(\psi)$. Ces propriétés varient avec la succion capillaire ψ , qui s'exprime en kPa ou en hauteur d'eau équivalente (cm, m, etc). Comme le coefficient de diffusion effectif de l'oxygène D_e est largement tributaire de la teneur en eau du milieu, les caractéristiques hydriques du matériau jouent un rôle très important quant à l'efficacité de la barrière de recouvrement.

Les caractéristiques de rétention d'eau d'un milieu poreux peuvent être établies en laboratoire à l'aide de la relation entre la succion ψ et la teneur en eau volumique θ (ou θ_w). Plus de détails sur les méthodes de laboratoire utilisées pour déterminer cette relation sont donnés par Fredlund et Rahardjo (1993) et Ricard (1994). Les diverses courbes θ - ψ des matériaux utilisés sont présentées dans Aubertin et al. (1995).

Il est intéressant de rappeler ici qu'un modèle de prédiction de la relation θ_w - ψ a été développé à partir de ces résultats expérimentaux.. Le modèle MK (ou Kovacs modifié) peut s'écrire de la façon suivante (Aubertin et al., 1997a, 1998a) :

$$\theta_w = n [S_c + S_a (1 - S_c)] \quad (2.2)$$

avec

$$S_c = 1 - \left[\left(\frac{h_{co}}{\Psi} \right)^2 + 1 \right]^m \exp \left(-m \left(\frac{h_{co}}{\Psi} \right)^2 \right) \quad (2.3)$$

$$S_a = C_\psi \frac{a}{e^{1/3} \psi^{1/6}} (h_{co})^{2/3} \quad (2.4)$$

où

$$h_{co} = \frac{b}{e D_{10}} \quad (2.5)$$

$$C_\psi = 1 - \frac{\ln(1 + \psi / \psi_r)}{\ln(1 + \psi_o / \psi_r)} \quad (2.6)$$

Certains résultats obtenus avec ce modèle sont comparés à des valeurs mesurées expérimentalement à la figure 2.2. Les paramètres suivants ont été utilisés pour l'application du modèle MK : $m = 0,10$, $a = 0,006$, $b = 4,0 \text{ mm}^2$, $\Psi_r = 15\ 000 \text{ cm d'eau}$, $\Psi_o = 10^7 \text{ cm d'eau}$; d'autres résultats ont aussi été

présentés par Aubertin et al. (1998b), qui ont obtenu des résultats plus satisfaisants avec $m = 0,15$, $a = 0,002$, et $b = 0,05 \text{ cm}^2$ (voir aussi Chapitre 3).

Nous présentons d'autre part à la figure 2.3 la courbe $\psi(\theta_w)$ correspondant aux résidus miniers BE qui ont été utilisés comme matériau de la couche capillaire lors d'essais en colonne de drainage. Les valeurs expérimentales qui ont permis de tracer cette courbe ont été obtenues à partir d'essais de succion réalisés dans une cellule de type «*Ceramic Plate Extractor*» (Ricard, 1994). Pour le sable qui a été utilisé comme matériau des deux couches drainantes de la couverture, les essais de succion ont été très difficiles à effectuer car le sable se drainait très rapidement. Pour les simulations, nous avons donc utilisé des données publiées dans la littérature (Akindunni et al., 1991; van Genuchten et al., 1991) qui correspondaient à un sable de propriétés hydriques proches du nôtre (soit une conductivité hydraulique à l'état saturé d'environ $2 \times 10^{-2} \text{ cm/s}$ pour une porosité de l'ordre de 0,40). Nous avons utilisé le modèle de van Genuchten (voir relation 2.7) pour déterminer les paramètres caractérisant chaque courbe de succion (Tableau 2.1). Ces paramètres ont servi à tracer les courbes $k(\psi)$ à partir du modèle Mualem-van Genuchten (relation 2.9) qui sont montrées à la figure 2.4. Ces courbes sont utilisées pour déterminer les profils hydriques pendant le drainage et pour la prédiction du comportement des couvertures à long terme.

Tableau 2.1 Valeurs des paramètres caractérisant les matériaux de recouvrement (modèle de van Genuchten 1980)

Matériau	θ_r	$ \psi_r $ (cm)	θ_s	α (cm ⁻¹)	n	AEV (cm)	k_s (cm/s)
Sable	0,0490	65	0,39	0,0290	10,2100	24	$2,10 \times 10^{-2}$
Rejets miniers	0,0456	4×10^3	0,41	0,0017	2,1366	265	$6,58 \times 10^{-5}$

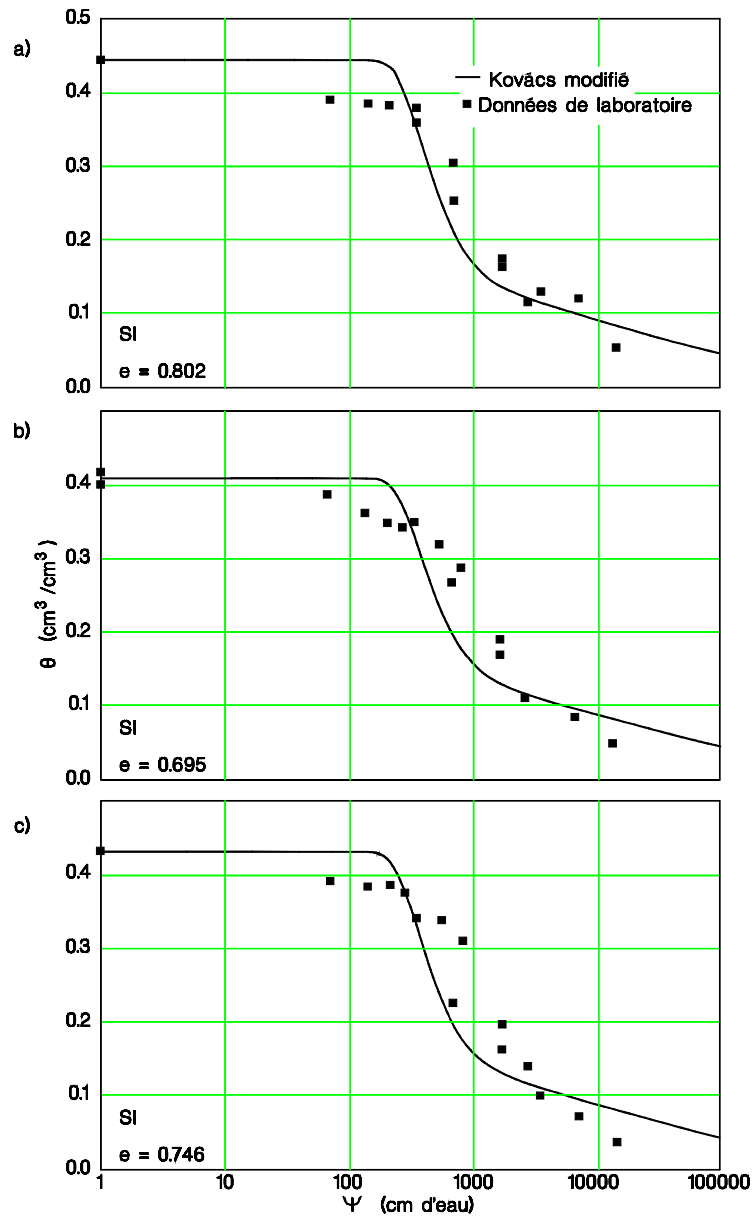


Figure 2.2 Courbes de rétention d'eau de rejets SI avec trois indices des vides; la courbe en trait plein représente le modèle Kovács modifié (tirée de Aubertin et al. 1997b, 1998a)

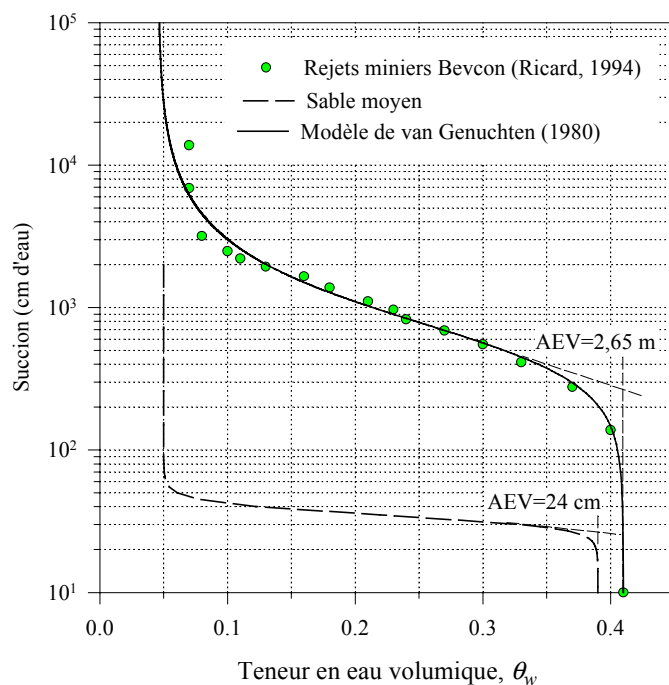


Figure 2.3 Courbes de rétention d'eau pour les matériaux utilisés dans la couverture lors des modélisations des essais en colonne de drainage

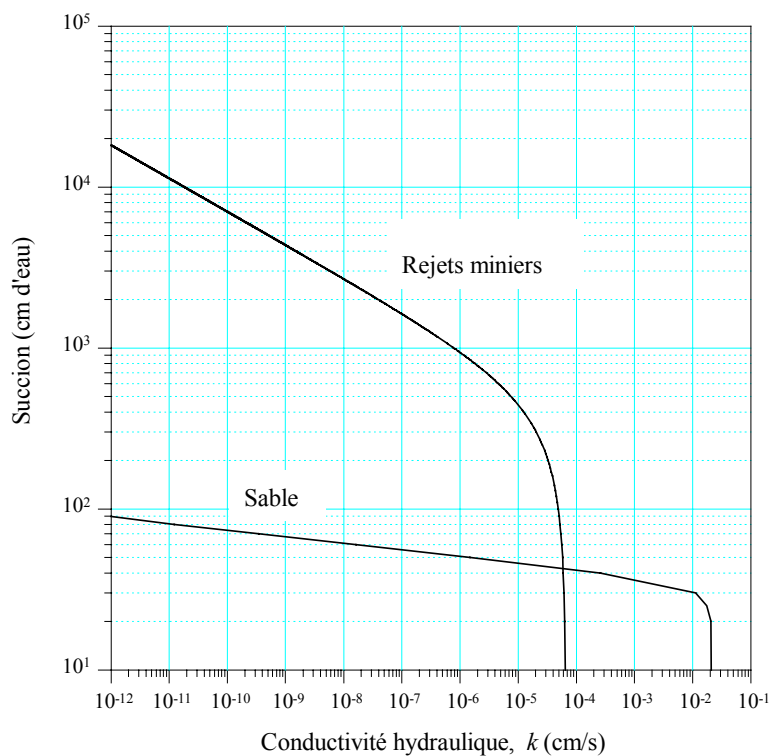


Figure 2.4 Courbes de conductivité hydraulique pour les matériaux utilisés dans la couverture, (colonne de drainage) calculées à partir du modèle Mualem-van Genuchten (van Genuchten, 1980)

Le modèle de la courbe θ - ψ de van Genuchten (1980) s'écrit de la façon suivante :

$$S_e = \frac{1}{\left[1 + (\alpha|\psi|)^n\right]^m} \quad (2.7)$$

avec S_e : degré de saturation effectif ou teneur en eau réduite ($0 \leq S_e \leq 1$).

$$\text{avec} \quad S_e = \frac{\theta_w - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \quad (2.8)$$

θ_w : teneur en eau volumique ($\theta_w = \theta$)

θ_r : teneur en eau volumique résiduelle,

θ_s : teneur en eau volumique à saturation,

ψ : potentiel capillaire ou suction,

α , m et n sont des paramètres adimensionnels d'ajustement à la courbe de rétention expérimentale $\psi(\theta_w)$.

Pour ce qui est du modèle de conductivité hydraulique, il s'écrit (Mualem, 1976; van Genuchten, 1980) :

$$k_u = k_s S_e^l \left[1 - (1 - S_e^{1/m})^m\right]^2 \quad (2.9)$$

l : paramètre de connectivité des pores; $l = 0,5$ pour sols à texture grossière,

k_u : conductivité hydraulique non saturée,

k_s : conductivité hydraulique à saturation,

2.2.3 Diffusion de l'oxygène

Pour l'étude de la diffusion de l'oxygène dans les matériaux de recouvrement, nous avons utilisé une petite colonne en PVC d'une longueur d'environ 20 cm et d'un diamètre intérieur de 10 cm. La méthode expérimentale choisie pour déterminer le coefficient de diffusion effectif, D_e , est la méthode à concentration source décroissante dans le temps (Tremblay, 1995 ; Achib, 1997). La mesure de D_e a été faite pour différentes valeurs du degré de saturation S_r . La figure 2.5 montre les différentes composantes du montage.

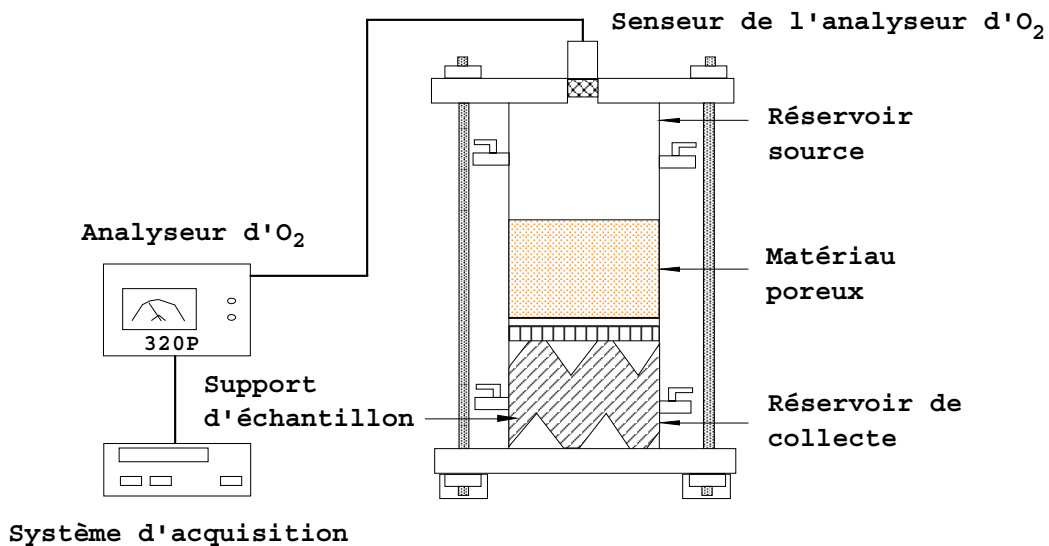


Figure 2.5 Schéma du montage expérimental pour la mesure du coefficient de diffusion de l'oxygène dans un milieu poreux

Des résultats expérimentaux typiques sont montrés à la figure 2.6. On y montre aussi les valeurs prédites à l'aide du modèle de Millington et Scheerer (1971) modifié par Collin (1987); ce modèle sera présenté en détail en chapitre 3 avec d'autres applications. Des calculs préliminaires ont montré que le coefficient de diffusion de l'oxygène à travers un milieu poreux saturé devient environ équivalent à celui de l'eau (D_w^0 pour un degré de saturation $S_r \approx 90\%$ (figure 2.6). Ceci a été confirmé par les résultats d'essais de diffusion (Tremblay, 1995; Achib, 1997, Achib et Aubertin 1999). À cette valeur de saturation, la phase gazeuse n'est plus continue et le transport

du gaz est surtout contrôlé par la diffusion à travers les pores remplis d'eau. On peut ainsi estimer que, pour maintenir son efficacité contre la diffusion de l'oxygène, le degré de saturation de cette couche de matériau meuble devrait être constamment proche de 90%. À très haut degré de saturation, la couverture peut théoriquement fournir le même niveau de réduction du flux d'oxygène que des couvertures en eaux stagnantes (Aachib et Aubertin 1999), ces dernières étant souvent considérées comme les plus efficaces pour limiter le DMA.

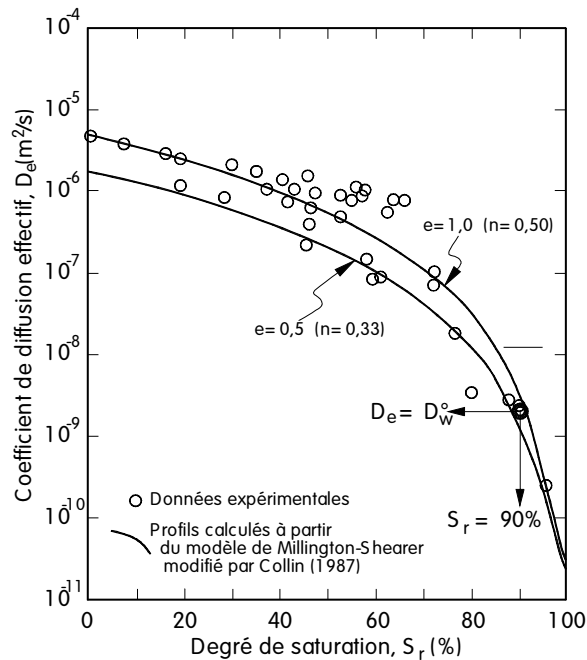


Figure 2.6 Coefficient de diffusion effectif de l'oxygène en fonction du degré de saturation (tirée de Aachib, 1997)

2.2.4 Essais en colonne de drainage

Pour l'étude du comportement des diverses couvertures, deux types d'essais en colonne ont été effectués (Aubertin et al., 1995; 1997a; Aachib, 1997) :

- essais en colonne de drainage (voir aussi Aachib et al., 1998b),

- essais d'évaluation de l'efficacité en colonne de contrôle et de référence (voir aussi Aachib et al. 1998a); les résultats de ces essais seront repris succinctement à la section 2.3.

L'objectif principal des essais de drainage était d'établir les conditions hydriques permettant de concevoir un système de recouvrement qui maintiendrait un haut degré de saturation ($S_r \geq 90\%$) en tout temps. L'appareillage (montré schématiquement à la figure 2.7) consiste en une colonne verticale d'une hauteur de 110 cm. La colonne est instrumentée avec des tensiomètres et des électrodes RDT (réflectométrie dans le domaine du temps) implantés en dix sections de mesure également espacées (figure 2.7), ceci afin de suivre l'évolution du profil hydrique dans la colonne de milieu poreux. Les tensiomètres mesurent la succion développée dans le matériau suite à son drainage ou à son mouillage, alors que l'unité RDT mesure la teneur en eau volumique correspondante. L'unité RDT utilisée est un modèle "*Soilmoisture Trase 6050X1*" relié par des câbles coaxiaux à des sondes introduites horizontalement dans la colonne de milieu poreux. Seuls les essais de drainage ont été considérés dans cette étude; les effets de l'hystérésis sont ignorés dans l'analyse.

Les tensiomètres sont composés de capteurs de pression connectés à des bougies en céramique poreuse. Chaque bougie est introduite perpendiculairement aux électrodes sur une longueur de 2 cm dans le matériau. Les bougies poreuses utilisées sont de type "*Soilmoisture 0655X01-B.5M2*", de valeur d'entrée d'air (AEV) 0,5 bar et sont collées à l'extrémité de tubes en PVC. Le premier tensiomètre, en haut de la colonne, est laissé à l'air libre pour servir de témoin, afin de corriger automatiquement les effets des fluctuations barométriques sur les autres tensiomètres insérés dans le milieu poreux. La température ambiante est demeurée relativement constante (autour de 22°C) pendant les essais. Les capteurs de pression sont de type OMEGA PX243-15BG à compensation de température et sont étalonnés avant chaque essai. Une valve de saturation et de drainage est installée en bas de la colonne. Un géotextile installé à la base de la colonne permet le drainage de l'eau tout en empêchant la migration des particules fines du matériau en place. Un flacon relié à la base par un tube en tygon sert à recueillir l'eau de drainage. La colonne ainsi que les tensiomètres sont saturés avec de l'eau distillée et désaérée, les bougies ayant été préalablement saturées sous vide. Les

mesures des teneurs en eau et des pressions interstitielles étaient continuellement relevées pendant le drainage de la colonne jusqu'à stabilisation du profil hydrique.

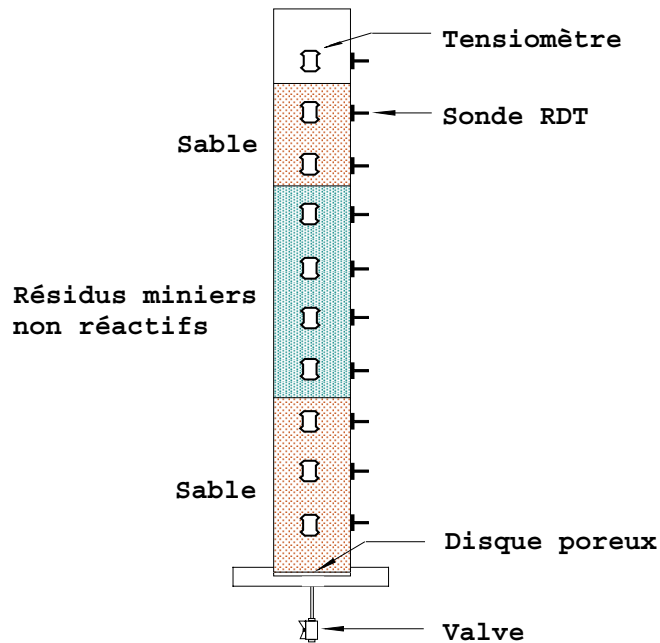


Figure 2.7 Schématisation de la colonne de drainage; chaque sonde RDT permet la mesure locale de la teneur en eau volumique par la méthode de réflectométrie dans le domaine du temps.

Les équations d'écoulement en milieu poreux non saturé ont été résolues numériquement à l'aide du programme SEEP/W (GeoSlope International, 1994) ou du programme HYDRUS (Kool et van Genuchten, 1991). Ils simulent l'écoulement d'eau dans un milieu poreux à saturation variable. Le code numérique HYDRUS, dont les résultats de calcul sont montrés ici, est écrit en FORTRAN-77 et utilise la méthode des éléments finis avec solutions linéaires de type Galerkin et schéma implicite. HYDRUS utilise les propriétés hydrauliques décrites par les fonctions paramétriques (2.7) à (2.9). Ce programme a été vérifié mathématiquement et validé expérimentalement (Kool et van Genuchten, 1991 ; Aachib, 1997).

Des résultats expérimentaux et numériques de l'étude sont présentés dans ce qui suit. Comme on peut le voir sur les figures 2.8 et 2.9, le degré de saturation (mesuré et calculé) dans la couche capillaire reste supérieur à 90% après plusieurs jours de drainage, sans apport d'eau. Ces résultats sont comparables à ceux obtenus pour d'autres configurations de CEBC, avec d'autres modèles

numériques et d'autres matériaux (e.g. Akindunni et al., 1991; Aubertin et al., 1995, 1996c). La couche capillaire (matériau BE) demeure proche de la saturation parce que la succion demeure supérieure au ψ_a du matériau fin qui est d'environ 265 cm (figure 2.3). Ces résultats mettent aussi en évidence le rôle de la couche superficielle comme protection contre l'évaporation dans la couche sous-jacente (Aachib, 1997). À noter que le décalage observé entre les valeurs de succion calculées et les données expérimentales pour la couche superficielle après les premiers jours de drainage (figure 2.8b) peut être relié au fait qu'à partir de ce moment, les succions dans cette couche deviennent importantes (à cause du drainage et de l'évaporation) et dépassent la valeur tolérée par le type de capteur de pression utilisé (c'est-à-dire 150 cm d'eau).

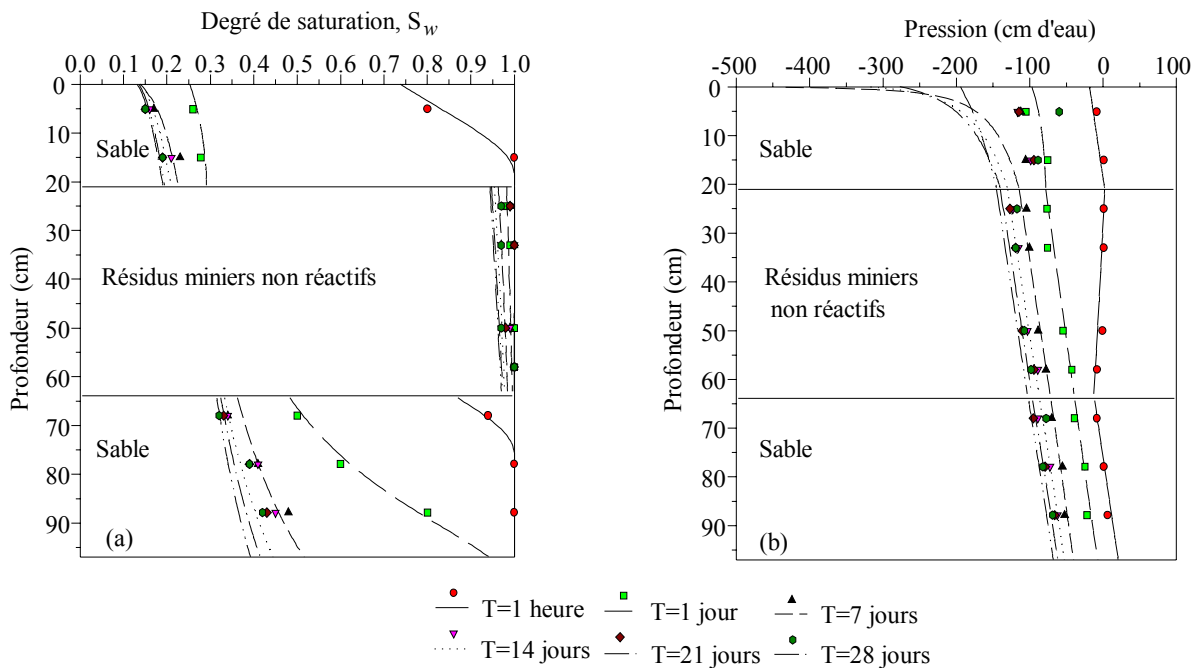


Figure 2.8 Profils de saturation et de pression mesurés et calculés (points : valeurs mesurées; traits : calculs) (tirée de Aachib, 1997)

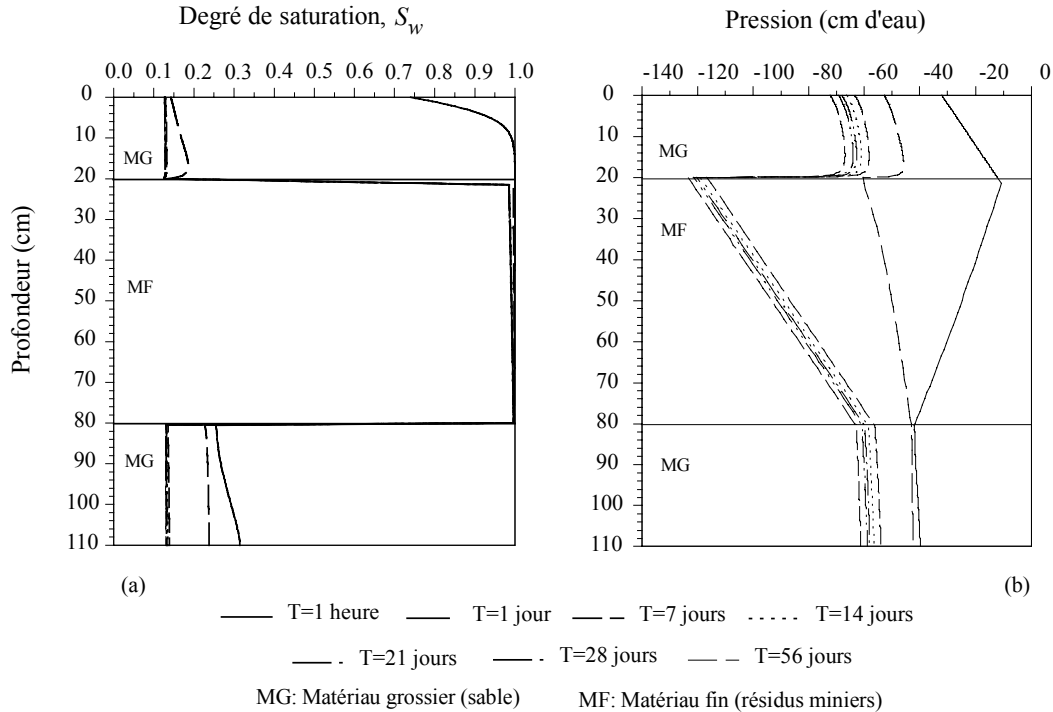


Figure 2.9 Profils de saturation et de pression calculés pour un système de recouvrement avec couche capillaire d'épaisseur 60 cm et une nappe située en profondeur (tirée de Aachib 1997)

Lors de cette étude, nous avons simulé le comportement hydrique d'une barrière de recouvrement pour une période sèche (sans venue d'eau) allant de 28 à 56 jours, selon diverses épaisseurs de couches de la couverture. Nous avons procédé à des simulations avec la nappe à la base de la couverture, d'une part, puis avec la nappe loin en dessous, d'autre part. Ces simulations ont montré que pour avoir un véritable effet de bris capillaire dans le cas où la nappe se trouve à la base de la couverture, il faudrait que la couche de sable inférieure ait une épaisseur (H_{si}) au moins égale à $|\psi_c|$ du sable (e.g. Aubertin et al., 1995, 1996c; Aachib, 1997).

Dans le cas où la nappe est en profondeur, une épaisseur de 30 cm pour la couche de sable inférieure est jugée suffisante pour que le système de recouvrement joue bien son rôle de barrière capillaire (voir figure 2.9). Les deux couches de sable se drainent alors rapidement et la pression dans la couverture devient négative dès la première heure du drainage. Après le premier jour, le profil de saturation se stabilise et celui de la succion suit la pente hydrostatique. Le degré de saturation en haut de la couche capillaire demeure néanmoins supérieur à 90%, et ceci tant que

l'épaisseur (H_b) de cette couche ne dépasse pas 250 cm (tel que montré à la figure 2.10a). La figure 2.10b montre que la succion correspondant à l'AEV du matériau fin, $(\psi_a)_f$, est atteinte pour $H_b=205$ cm environ. Cette dernière valeur est proche de l'épaisseur maximale de la couche capillaire saturée : $(H_b)_{\max} = |(\psi_a)_f| - |(\psi_r)_g| = (265 - 65) \text{ cm} = 200 \text{ cm}$ ($(\psi_r)_g = 65 \text{ cm}$ représente la succion correspondant à la teneur en eau résiduelle de la couche grossière). À partir de $H_b \cong 200$ cm, le volume d'eau recueilli à la base de la couverture augmente de façon importante (figure 2.11) . On constate aussi que le volume d'eau drainé est presque le même pour les épaisseurs H_b inférieures à 1 m. Plus de détails sur ces aspects sont présentés dans Aachib (1997).

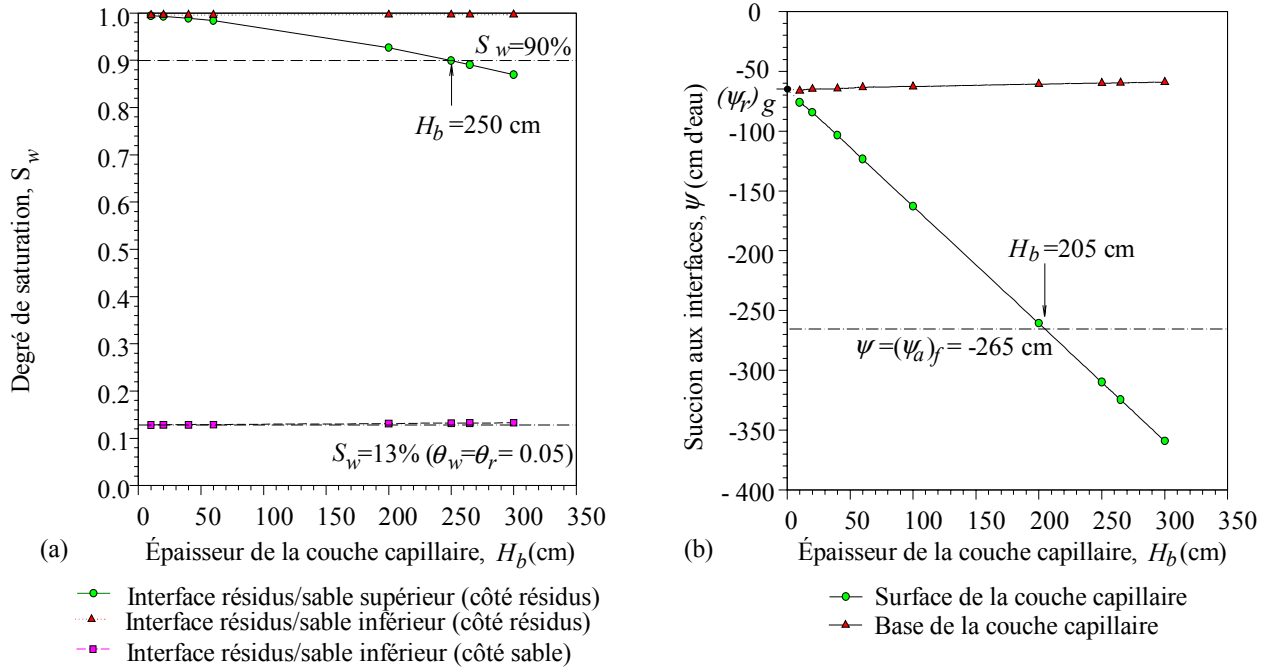


Figure 2.10 Degré de saturation et succion aux interfaces en fonction de l'épaisseur de la couche capillaire, avec une nappe loin en dessous de la couverture (valeurs calculées après 56 jours de drainage libre, sans apport d'eau) (tirée de Aachib 1997)

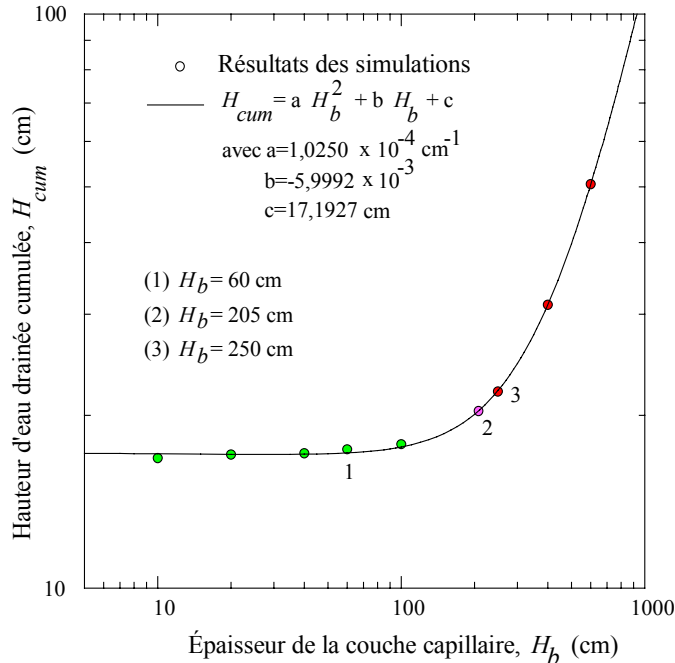


Figure 2.11 Hauteur d'eau drainée cumulée à la base de la couverture en fonction de l'épaisseur de la couche capillaire, avec nappe loin en dessous (valeurs calculées après 56 jours de drainage libre, sans apport d'eau) (tirée de Aachib, 1997).

Ces résultats et d'autres issus des travaux réalisés lors de la Phase I ont permis de dégager quelques règles pratiques à partir des caractéristiques hydriques des matériaux utilisés, afin d'optimiser le dimensionnement d'un système de recouvrement. D'après les résultats des simulations numériques, on peut ainsi affirmer qu'un système de recouvrement dont l'épaisseur de la couche capillaire est de l'ordre de 0,50 à 1,00 m serait théoriquement très efficace, si la couche sous-jacente de matériau grossier remplit bien son rôle de support et de bris capillaire. Plus de détails sur ces analyses sont présentés dans Aachib et al. (1993, 1998b), Aubertin et al. (1995, 1997a) et Aachib (1997).

2.3 Efficacité des CEBC en laboratoire

2.3.1 Montage des colonnes et procédure d'essai

Les résultats présentés à la section précédente ont permis de démontrer comment se développent les effets capillaires dans les couvertures multicouches. Il s'est néanmoins avéré nécessaire d'évaluer

de façon plus spécifique l'efficacité réelle des CEBC pour contrôler la production de DMA. Des essais en colonne de contrôle ont été effectués pour évaluer cette efficacité, selon le niveau de production d'eaux acides. Les colonnes de contrôle utilisées étaient cylindriques, formées de *plexiglas*, d'une hauteur de 150 cm et d'un diamètre intérieur de 15,5 cm. Certaines de ces colonnes étaient équipées d'électrodes RDT (réflectométrie dans le domaine du temps) afin de mesurer la teneur en eau volumique dans les différentes couches du système de recouvrement pendant toute la durée de l'expérience (figure 2.12). Huit colonnes de ce type ont été construites (C1 et CD1, C2 et CD2, C3 et CD3, C4 et CD4), chaque paire représentant un des sites sélectionnés pour les matériaux de recouvrement (Bevcon, Sigma, Senator, et Manitou-Barvu, respectivement). Chaque colonne a d'abord été remplie avec les résidus sulfureux de Solbec-Cupra (SC) sur une hauteur de 30 cm. Une couche de sable moyen, de 30 cm d'épaisseur, a ensuite été placée sur les résidus SC. Les résidus d'un des quatre sites choisis (BE, SI, SE ou MB) pour constituer la couche de rétention capillaire ont été ajoutés et légèrement compactés dans la même colonne à une teneur en eau inférieure de 2% environ à l'optimum, afin d'éviter la liquéfaction du matériau; l'indice des vides (e) visé était de 0,7 environ. Pour cette valeur de e , la conductivité hydraulique mesurée est de l'ordre de 5×10^{-6} m/s. L'épaisseur de la couche de rétention capillaire est fixée à 60 cm. La couche de sable sous-jacente permet à la couche de rétention capillaire de maintenir un haut degré de saturation grâce au concept de barrière capillaire. Une couche de sable de 20 cm d'épaisseur a été rajoutée à la surface pour protéger la couche capillaire contre les effets de l'évaporation. Deux petites colonnes d'une hauteur de 50 cm chacune, appelées colonnes de référence (figure 2.12), ont également été montées avec des résidus sulfureux (SC) sans couverture, pour mettre en évidence l'effet d'un recouvrement sur la production d'acide due à l'oxydation des minéraux sulfurés. Ces deux colonnes sont identifiées CR1 et CR2.

Une quantité d'eau équivalente à une hauteur de 10 cm d'eau (1819 g) a été rajoutée toutes les 4 semaines (en général), soit après la stabilisation du profil hydrique dans le système de recouvrement. Cette quantité d'eau correspond approximativement au volume des pores de la couche des résidus sulfureux (SC). Ainsi, la quantité d'eau totale recueillie à chaque cycle de lessivage (après 4 semaines) correspond environ à celle de l'eau interstitielle de cette couche durant le cycle. Pour les grandes colonnes, les 10 cm d'eau n'ont été rajoutés qu'au début du deuxième cycle ; les colonnes de contrôle étant initialement saturées, cette quantité d'eau est fournie par le drainage des couches de

sable de la couverture durant le premier cycle. Tout au long des cycles, des mesures du pH, du Eh et de la conductivité électrique de l'effluent ont été effectuées à l'entrée et à la sortie, soit en haut et en bas des colonnes. Des analyses de sulfates et de métaux dissous dans les échantillons d'eau recueillis ont aussi été effectuées durant les essais, afin de mettre en évidence la production éventuelle d'un drainage minier acide (DMA) selon la qualité de l'eau d'exfiltration.

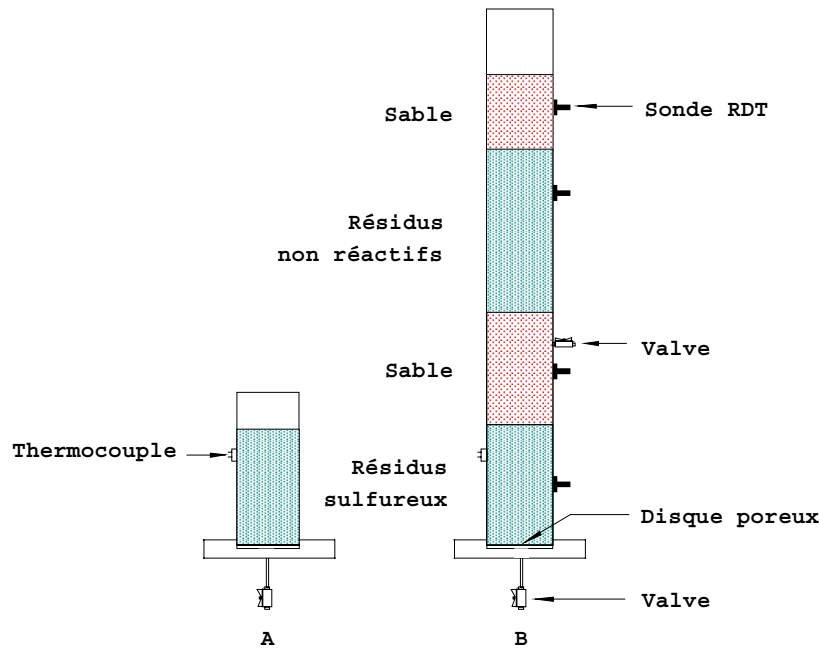


Figure 2.12 Schéma du dispositif expérimental avec les colonnes de contrôle (B) et de référence (A)

2.3.2 Résultats obtenus

Les résultats de ces essais en colonne de contrôle ont permis de confirmer les résultats de la modélisation numérique (figure 2.13) : la couche capillaire constituée de rejets miniers a conservé un haut degré de saturation ($S_r \geq 90\%$) durant toute la période des essais (2 ans, environ), même avec certaines périodes sèches (sans apport d'eau) de 90 jours. L'infiltration d'oxygène vers les résidus réactifs a donc été ainsi limitée efficacement. Par ailleurs, aucune oxydation des résidus réactifs n'a été décelée, sauf dans quelques colonnes où il y a eu des problèmes d'étanchéité favorisant des entrées d'oxygène de l'air vers les résidus sulfureux (Aachib, 1997). Néanmoins, même dans ces cas, il a été constaté que le pH diminuait beaucoup moins que pour les colonnes de résidus sans couverture (colonnes de référence). Nous avons également constaté avec les

CEBC que, une fois désaturée, la couche inférieure conservait une faible teneur en eau malgré le rajout d'eau en surface au début de chaque cycle. Ceci s'explique parce que le débit restreint de l'écoulement à travers la couche peu perméable du dessus ne peut soutenir l'écoulement à conductivité hydraulique saturée de la couche de sable en dessous, ce qui concorde pleinement avec la théorie (figure 2.13).

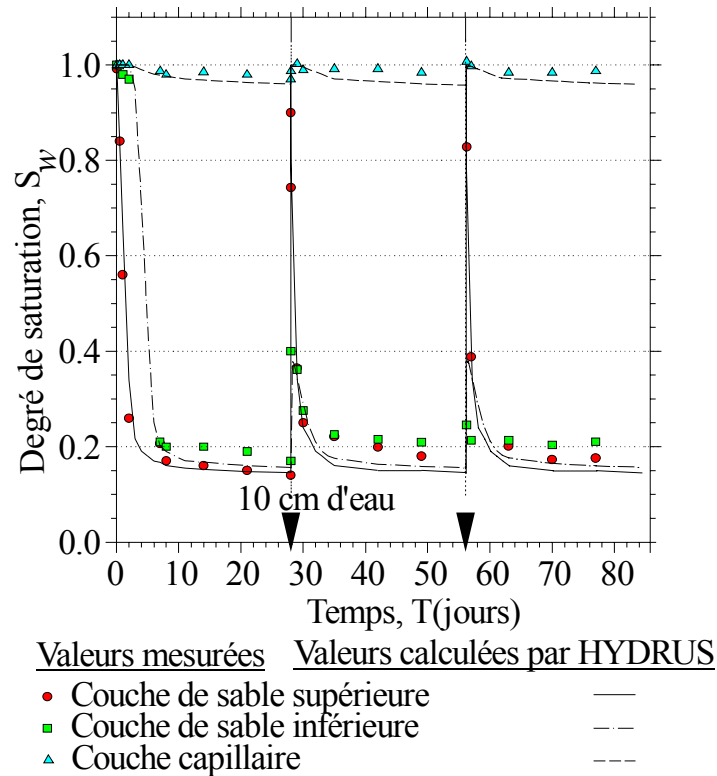


Figure 2.13 Variation du degré de saturation en fonction du temps pour les différentes couches de la couverture d'une colonne de contrôle (tirée de Achib, 1997)

En ce qui a trait à la composition du lixiviat recueilli, les essais en colonne ont montré une bonne reproductibilité des résultats. De ce fait, nous ne présentons ici que les résultats obtenus pour une des colonnes de contrôle (CD1, résidus BE) et une des colonnes de référence (CR1); les résultats détaillés sont présentés dans Aachib (1997). Pour les colonnes de contrôle (colonnes avec couverture), le pH du lixiviat a peu varié, demeura autour d'une valeur moyenne de 5,6 (figure 2.14), contrairement à celui du lixiviat recueilli au bas des colonnes de références (figure 2.15). Comme on peut aussi le remarquer sur ces figures, un premier largage (L) de fer et de sulfates a lieu au cours des 90 premiers jours (3 premiers cycles), aussi bien pour les colonnes de référence que pour les colonnes de contrôle. Ce premier largage provient d'une oxydation antérieure, avant la mise en place des résidus sulfureux et leur saturation. Par la suite, les colonnes avec couverture ont montré un comportement stable pendant environ 20 mois, les teneurs en sulfates et en métaux lourds demeurant faibles.

Pour les colonnes de référence, le pH du lixiviat a baissé rapidement après le premier cycle de drainage et est descendu proche de 2,0 au bout de 210 jours environ (figure 2.15), tandis que le Eh (potentiel d'oxydoréduction) a augmenté de 0 mV à des valeurs entre 250 et 550 mV (figure 2.16). Les concentrations en sulfates et en fer total ont augmenté, et ce jusqu'au 210ème jour après quoi elles ont commencé à baisser. Cette baisse est due probablement à la formation du précipité jaunâtre visible à travers la paroi transparente de la colonne en *Plexiglas*. Ce précipité envelopperait les particules pyriteuses, ce qui réduit la surface de la pyrite exposée à l'oxydation. Une étude utilisant la diffraction des rayons X a montré ultérieurement qu'il s'agissait de jarosite (Bernier, 1996a). L'effet de la jarosite sur le taux d'oxydation des sulfures a surtout été remarquable entre le 210ème et le 360ème jour: le pH a augmenté de nouveau et s'est stabilisé autour de 3, tandis que les concentrations en sulfates et en fer total ont diminué. Lorsque la jarosite a été partiellement lessivée (lixiviat recueilli de couleur jaunâtre), l'activité a repris et le pH a recommencé à baisser de nouveau, pendant que les teneurs en fer total et en sulfates ont augmenté. Le même processus recommence alors, et pourrait continuer ainsi, jusqu'à ce que toute la pyrite soit consommée. À la fin des essais, qui ont duré près de 2 ans au total, l'épaisseur de la partie oxydée des résidus sulfureux était d'environ 10 cm. On remarque aussi que la concentration des sulfates et la valeur du Eh sont nettement plus grandes que dans les colonnes de

contrôle (voir figures 2.17 et 2.18). Par exemple, la quantité totale de sulfates libérée par la colonne de référence CR1 atteint environ 7 fois celle obtenue pour la colonne de contrôle CD1).

Les analyses de métaux dissous et de sulfates ont indiqué un taux d'oxydation des sulfures très élevé pour les colonnes de référence (sans couverture). Nous avons aussi noté une bonne corrélation entre les teneurs en fer total, en zinc et en sulfates (figures 2.15, 2.19, 2.20 et 2.21). Nous avons également remarqué que le cuivre n'était présent dans le lixiviat à des concentrations appréciables que lorsque le Eh était approximativement au-dessus de 200 mV et le pH en dessous de 4 (voir figure 2.22).

Le diagramme Eh-pH présenté à la figure 2.23 montre enfin les phases aqueuses et solides pour le fer dans un système avec des activités de K, SO₄ et Fe typiques à celles trouvées dans le lixiviat des déchets miniers pyriteux (Appelo et Postma, 1993). Sur ce diagramme, on remarque que les valeurs mesurées pour la colonne de référence suivent étroitement la frontière Fe²⁺/jarosite. Il est donc possible que le fer mobilisé dans la colonne ait été limité par la formation de la jarosite. L'ensemble des résultats de ces essais est présenté en détail dans la thèse de Aachib (1997).

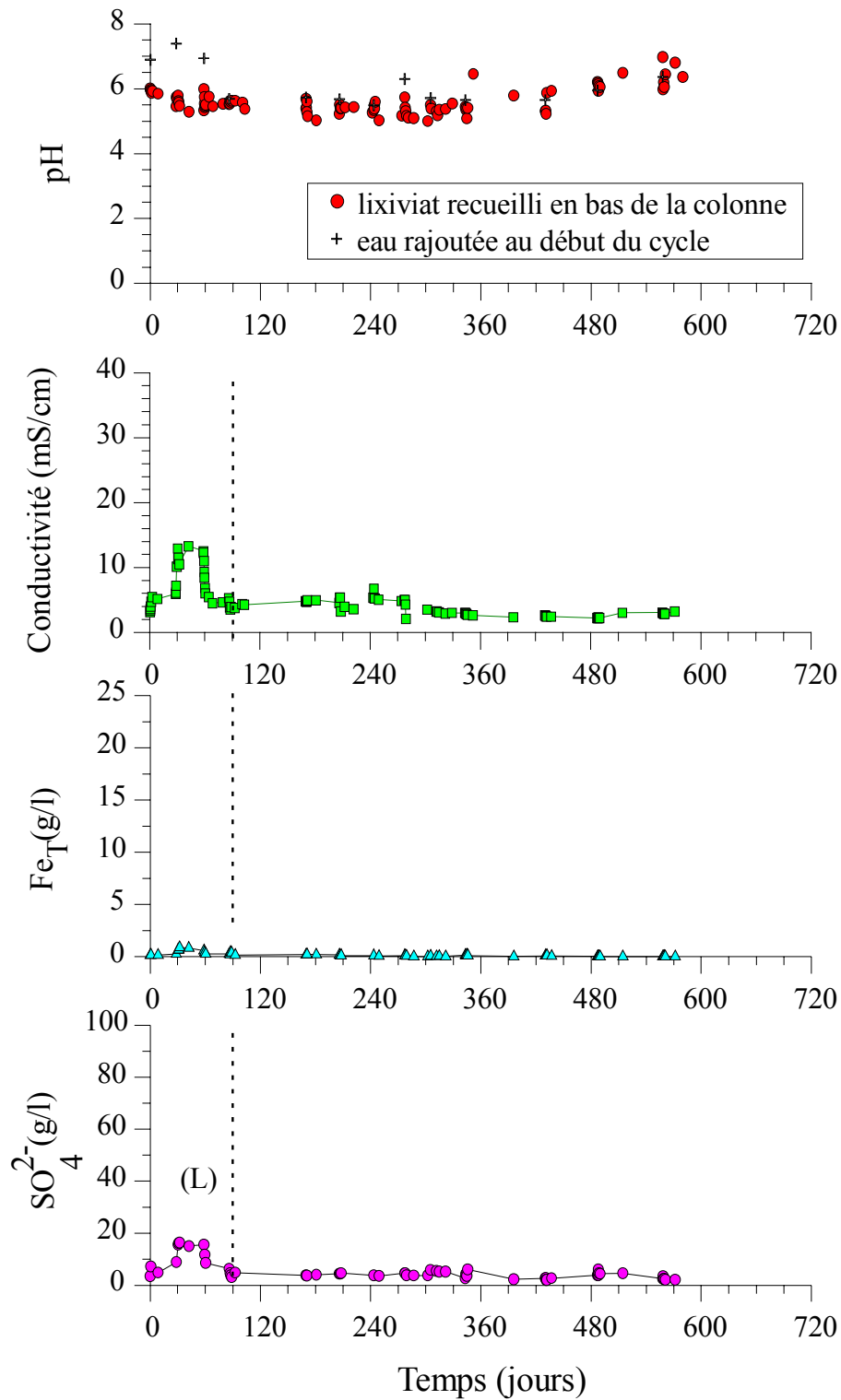


Figure 2.14 Colonne de contrôle CD1 (résidus couverts) (L) : premier largage dû à une oxydation antérieure (Aachib, 1997)

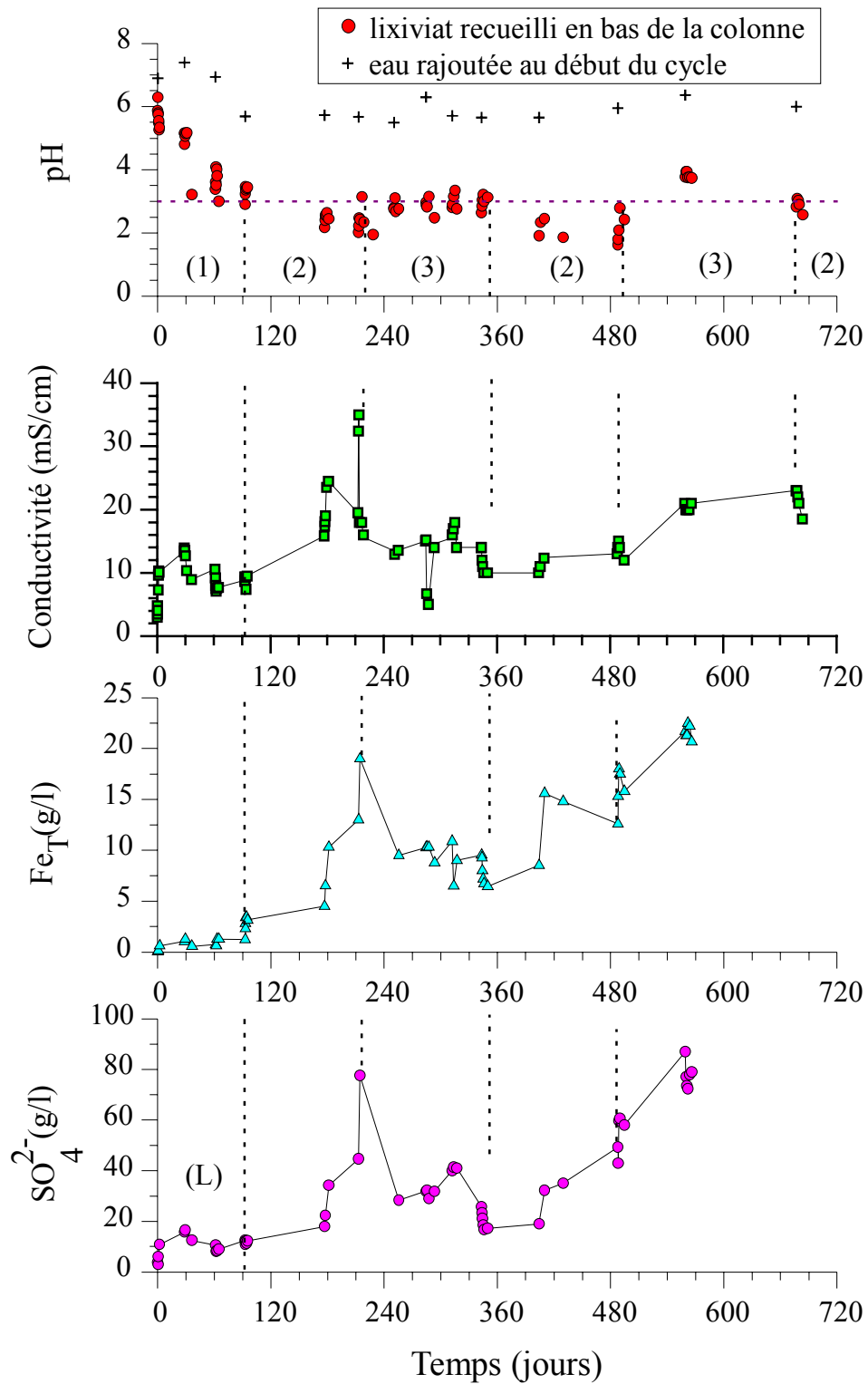


Figure 2.15 Colonne de référence CR1 (résidus non couverts) (1), (2) et (3) : phases d'oxydation de la pyrite (L) : premier largage dû à une oxydation antérieure (tirée de Aachib, 1997)

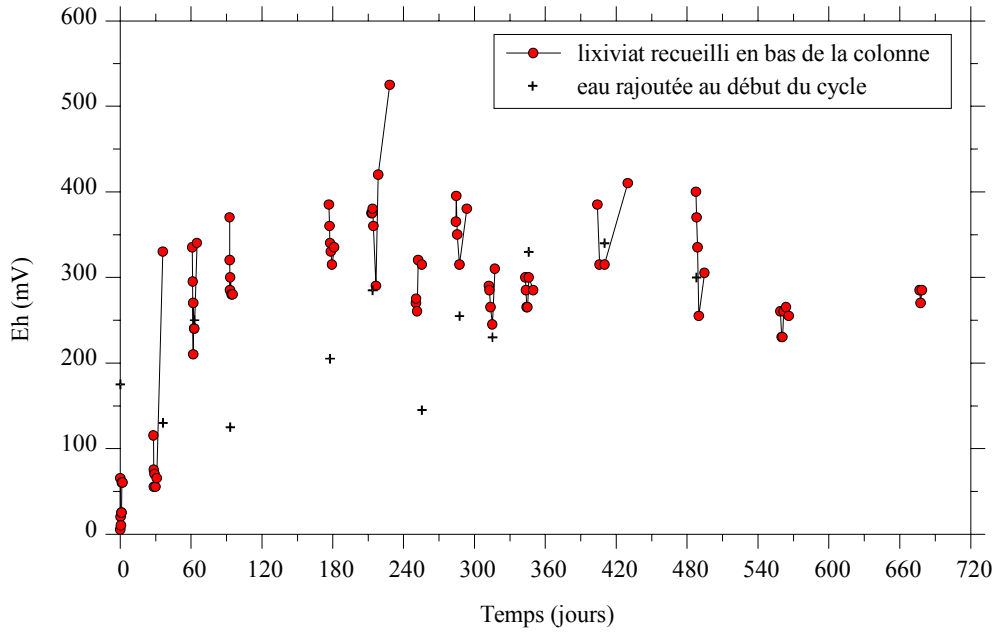


Figure 2.16 Variations du Eh en fonction du temps (colonne de référence CR1). Les zones sans trait signifient aucun lixiviat (tirée de Achib, 1997)

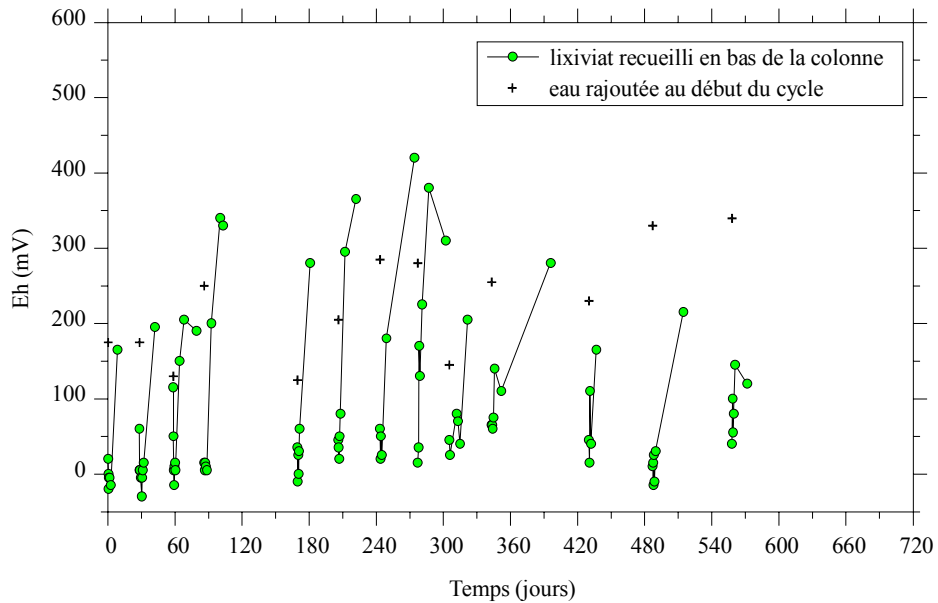


Figure 2.17 Variations du Eh en fonction du temps (colonne de contrôle CD1). Les zones sans trait signifient aucun lixiviat (tirée de Achib, 1997)

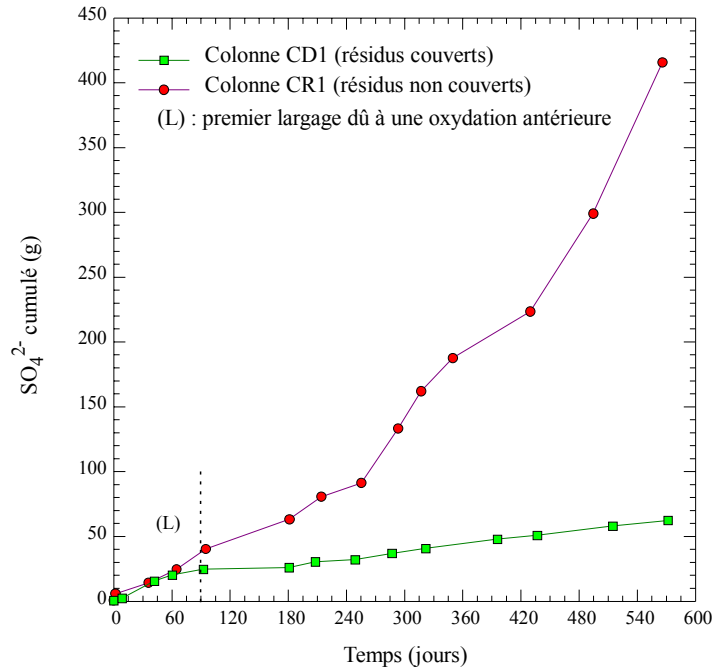


Figure 2.18 Masse cumulée des sulfates dans le lixiviat en fonction du temps (tirée de Achib, 1997)

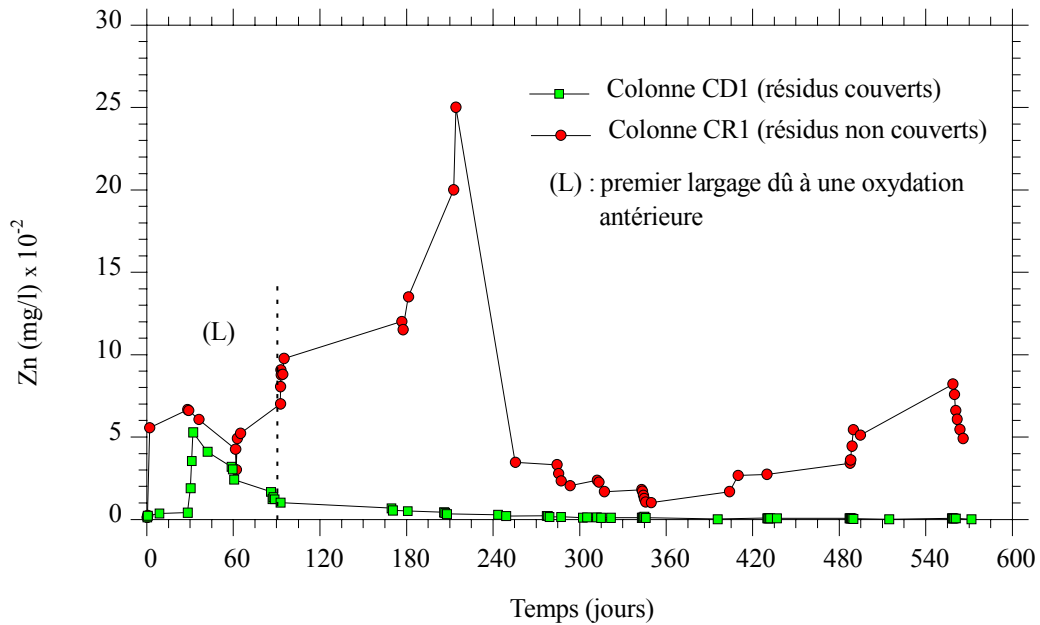


Figure 2.19 Concentrations de zinc recueillies en fonction du temps (tirée de Achib, 1997)

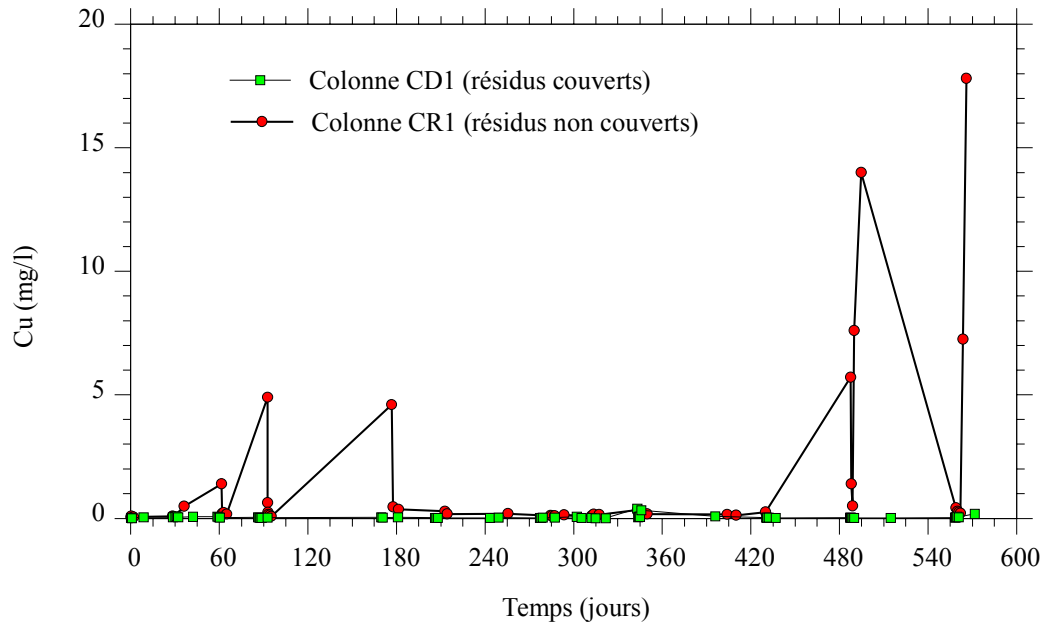


Figure 2.20 Concentrations de cuivre recueillies en fonction du temps (tirée de Aachib, 1997)

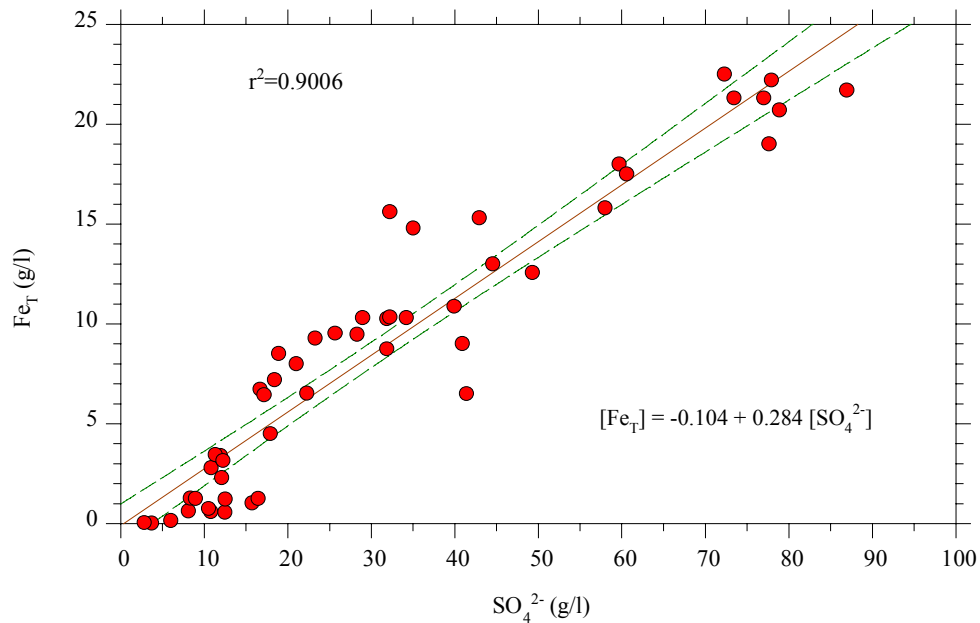


Figure 2.21 Teneurs en fer total en fonction des teneurs en sulfates pour la colonne de référence CR1 (tirée de Aachib, 1997)

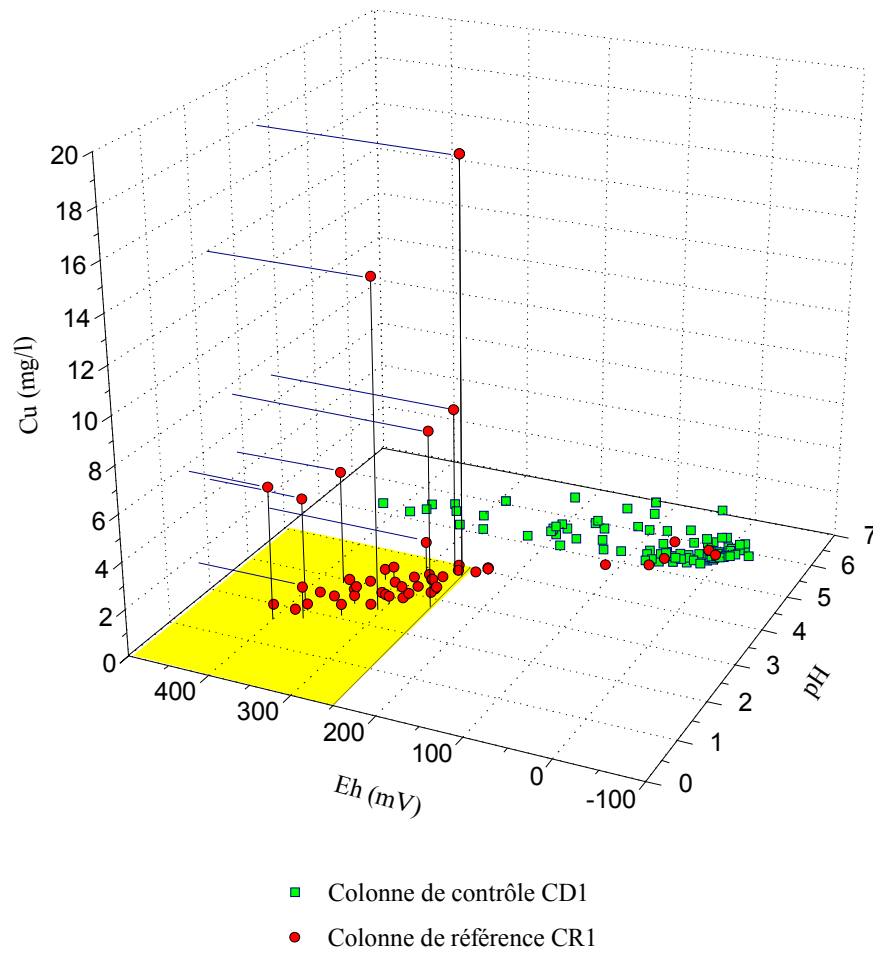


Figure 2.22 Teneurs en cuivre recueillies en fonction du pH et du Eh (tirée de Aachib, 1997)

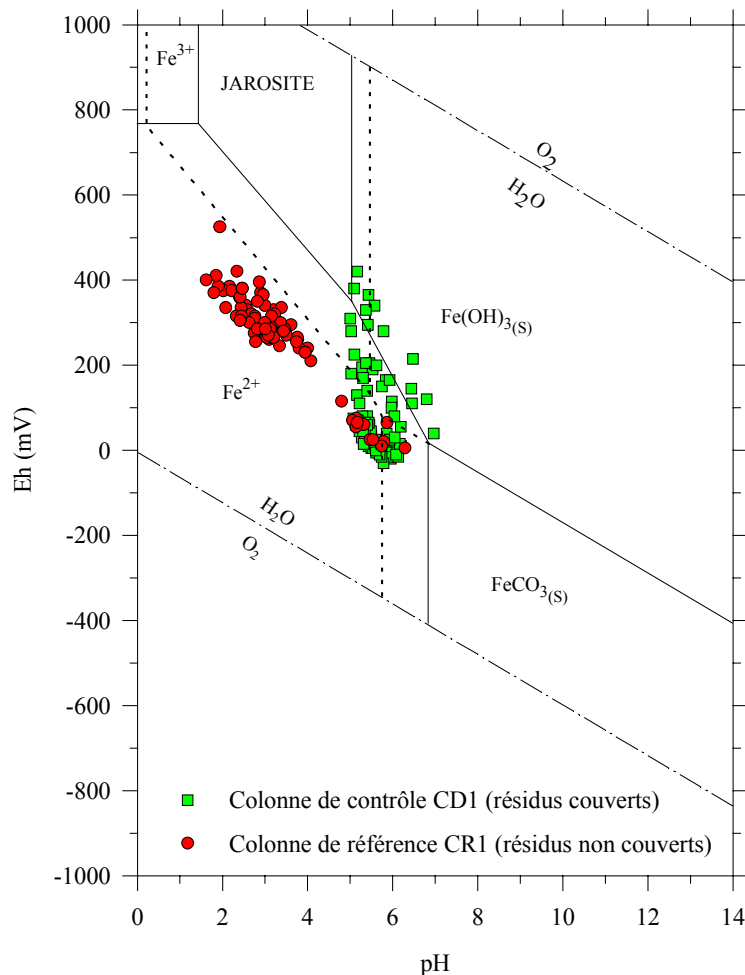


Figure 2.23 Résultats des essais en colonne CR1 et CD1 dans le diagramme Eh-pH pour le système Fe-H₂O-CO₂ à 25 °C. La ligne continue définit le champ tracé pour les activités Fe=10^{-4,05}, K=10⁻³, SO₄=10⁻² ; la ligne en pointillés pour Fe=10^{-1,79}, K=10^{-2,5}, SO₄=10^{-1,8} (tirée de Achib, 1997)

Les résultats issus des essais en colonne supportent donc pleinement les hypothèses de travail : les couvertures multicouches que nous avons conçues et testées en laboratoire ont été efficaces pour limiter la production de drainage minier acide (DMA). La couche capillaire constituée de rejets miniers non sulfureux a conservé un haut degré de saturation ($\geq 90\%$) durant chaque cycle de drainage, limitant ainsi la diffusion de l'oxygène vers les résidus réactifs. Ceci a été également vérifié à l'aide de simulations numériques dont les résultats concordent avec ceux des expériences.

Pour les colonnes de résidus réactifs sans couverture, le pH du lixiviat a baissé rapidement après le premier cycle de drainage et est descendu autour de 2,0 au bout de 210 jours environ. Les résultats des analyses chimiques indiquent un taux d'oxydation des sulfures très élevé pour ces colonnes. Les phénomènes d'oxydation ont été considérablement réduits en présence d'une CEBC.

Suite aux résultats issus de cette étude de laboratoire, il devenait donc intéressant de poursuivre plus avant l'investigation par le biais d'un travail de terrain. C'est justement cela qui a motivé la poursuite des travaux, avec la Phase II dont les résultats sont présentés dans les chapitres qui suivent.

3. ÉTUDE EN LABORATOIRE

Le travail de laboratoire réalisé lors de la Phase I (Projet NEDEM 2.22.2a - Aubertin et al. 1995), dont certains résultats apparaissent au chapitre 2, a montré qu'il est possible de concevoir, à partir de résidus miniers non réactifs, une CEBC efficace pour contrer le DMA. Cependant, avant de passer à une application à l'échelle d'un parc à résidus miniers, on a jugé nécessaire de poursuivre la campagne d'essais sur des cellules expérimentales *in situ* à une échelle intermédiaire. Ces cellules ont été construites de façon à bien reproduire les conditions réelles d'exposition. Les essais de terrain de cette Phase II du projet ont débuté à l'été 1995 et se sont terminés à l'automne 1998. Ces travaux et les résultats qui en découlent sont présentés au chapitre 4.

En parallèle avec ces travaux réalisés *in situ*, des essais de laboratoire avec les mêmes matériaux que ceux utilisés dans les cellules construites sur le terrain, ont été menés afin d'aider à comprendre les effets propres aux matériaux et ceux reliés aux conditions d'exposition sur le site.

Dans ce chapitre, nous présentons les étapes suivies afin de caractériser les matériaux utilisés comme composantes des barrières de recouvrement. Comme pour les autres travaux effectués précédemment au laboratoire d'Hydrogéologie et environnement minier de l'École Polytechnique, l'étude a débuté avec une détermination des propriétés pertinentes à la conception des barrières de recouvrement. Par la suite, nous décrivons les essais sur les modèles physiques en colonne. Les principaux résultats obtenus sont présentés et commentés. À noter que d'autres détails sur cet aspect de l'étude sont présentés dans les rapports d'avancement no 4 (mars 96), no 5 (juillet 96), no 6 (novembre 96), no 7 (mars 97), no 8 (juillet 97), no 9 (mars 98) et no 10 (juillet 98). Ces rapports sont disponibles auprès du NEDEM/MEND. On retrouve également des analyses complémentaires dans Monzon (1998) et Joanes (1999).

3.1 Propriétés de matériaux

Au total, six matériaux ont été étudiés dans ce projet. Quatre d'entre eux ont été caractérisés afin de servir de couche à forte rétention capillaire. De ces quatre matériaux, trois proviennent du parc à résidus de la mine Sigma située à Val-d'Or. L'autre matériau est un till (sol silteux) extrait d'un site situé près de Val-d'Or. Les deux autres matériaux sont un sable naturel de la région de Val d'Or, utilisé comme couche drainante et couche de support non capillaire, et un résidu minier réactif provenant du site Manitou, qui présente une teneur approximative de 2 à 5 % en éléments sulfureux. Ce résidu est générateur de DMA, et il a été utilisé comme matériau réactif dans les essais en colonne avec systèmes de recouvrement.

Les échantillons ont été prélevés en vrac, et placés dans des contenants hermétiques. Tous les échantillons ont été préparés à l'air libre de façon à les homogénéiser et à les sécher jusqu'à une teneur en eau résiduelle d'environ 10 %. Les essais de caractérisation ont ensuite été réalisés. Les échantillons de résidus miniers prélevés sur le site de la mine Sigma ont été classés en trois catégories : Sigma fin, Sigma grossier et Sigma amendé (à la bentonite). Sigma fin et Sigma grossier se différencient principalement par l'emplacement du point d'échantillonnage, alors que Sigma amendé est constitué par le mélange de Sigma grossier avec environ 8 % (en poids) de bentonite. La teneur en bentonite retenue a été choisie en considérant que 6 % serait la valeur qui minimiserait les possibilités de lessivage et qui permettrait d'obtenir des valeurs de conductivité hydraulique de l'ordre de 10^{-6} cm/s, et qu'une teneur de 10 % constituait la limite supérieure imposée par les facteurs économiques (Ricard, 1994). Le mélange résidu non réactif et bentonite s'est effectué à l'usine de béton de Fournier et Fils de Val d'Or. Rappelons que les matériaux testés en laboratoire sont les mêmes que ceux utilisés pour construire les barrières de recouvrement dans les cellules expérimentales *in situ* (voir chapitre 4).

3.1.1 Description des procédures d'essais

La caractérisation des matériaux a habituellement été réalisée en suivant les procédures d'essais normalisés par l'ASTM. La méthodologie utilisée lors de la réalisation des différents essais de laboratoire est présentée brièvement ci-dessous. Les essais sont décrits dans l'ordre suivant : les essais de base (les essais granulométriques, les essais de poids spécifique des grains, les essais de compactage, les limites de consistance), les essais de consolidation, les essais de perméabilité (aussi avec cycles de gel-dégel), les essais de rétention d'eau et les essais de diffusion d'oxygène.

a) Analyses granulométriques

Les courbes granulométriques sont obtenues par sédimentométrie et/ou tamisage, selon le matériau. L'essai de sédimentométrie consiste à prélever un échantillon sec de 50 grammes. On ajoute 125 ml d'une solution de Na-métaphosphate de 4 % plus une quantité d'eau distillée suffisante pour remplir à moitié un gobelet d'agitateur. On disperse ensuite la solution à l'agitateur pendant une minute. On place alors la solution dans une colonne de sédimentation de 1000 ml. On remplit la colonne avec de l'eau déminéralisée. Un hydromètre 152H a servi pour lire les valeurs de la densité de la solution, ce qui permet d'estimer la quantité de matière en suspension. L'interprétation est basée sur la loi de Stokes qui exprime la vitesse de déposition d'une particule sphérique dans un fluide visqueux en fonction du diamètre de la particule et de sa densité. On prépare parallèlement à notre échantillon, une solution témoin. Cette solution permet de soustraire la composante de la densité due à la solution de Na-métaphosphate. Une mesure de la température est prise à toutes les fois que l'on prend une mesure de densité. Ces mesures se font pour des périodes de temps déterminées, soit : 1, 2, 5, 15, 30, 60, 120, 240, 480, 1440 minutes. Pour avoir une description plus détaillée de l'essai, on peut consulter la norme ASTM D422 qui a été suivie au cours de ces essais.

b) Poids spécifique des grains

La valeur de la densité relative des grains solides D_r est obtenue par un essai au pycnomètre suivant la norme ASTM D854-91. On utilise le principe d'Archimède et la loi de Stokes pour déterminer le rapport entre les poids volumiques de l'eau et des grains de sol à une température donnée. Trois essais de détermination de D_r ont été effectués ; l'écart maximal permis est de 0.013.

c) Essais de compactage

L'essai utilisé dans cette étude est connu sous le nom d'essais Proctor modifié. Cet essai consiste à placer dans un cylindre de métal une certaine quantité de matériau meuble qui, une fois compacté, occupera environ 20 % du volume du moule. On compacte le matériau à l'aide du marteau Proctor (25 coups). On répète sur cinq couches de matériau à compacter. Une fois ces cinq couches compactées, on enlève l'échantillon du moule et on le fait sécher au four, ce qui nous donne le poids unitaire sec γ_d . On recommence ensuite avec un échantillon ayant une teneur en eau légèrement supérieure. Un minimum de 4 teneurs en eau est nécessaire. On peut, après cet essai, connaître la variation du poids unitaire sec γ_d en fonction de la teneur en eau. La norme suivie est celle de l'ASTM D1557-78 méthode A (masse de 4.536 kg, chute de 45.72 cm, diamètre du moule de 10.16 cm).

d) Limites de consistance

Afin d'évaluer la limite de liquidité w_L des matériaux fins, on a utilisé deux méthodes. La première est celle mise au point par Casagrande et la deuxième est basée sur l'utilisation du pénétromètre à cône suédois. On peut trouver toutes les caractéristiques de l'appareil de Casagrande ainsi que les détails de la manipulation dans la norme ASTM D4318-84. Quant au pénétromètre à cône suédois, cet essai a été normalisé par le bureau de normalisation du Québec et la description de l'essai se trouve dans la norme BNQ 2501-092/1981-10-28.

Pour chaque méthode, on a utilisé la technique à point unique et la technique à plusieurs points. Pour l'essai à l'aide du cône suédois, la technique à point unique consiste à laisser s'enfoncer le poinçon d'une profondeur comprise entre 8 mm et 12 mm; ce poinçon a une masse de 60 g et fait un angle de 60° à la pointe. On détermine alors la teneur en eau correspondante. La valeur de la limite de liquidité (w_L) est ensuite définie à partir de l'équation suivante, arrondie au nombre entier :

$$w_L = \frac{20(w_{60} - 15)}{P_{60} + 10} + 15 \quad (3.1)$$

où :

P_{60} : pénétration, en millimètres, du cône de 60 g - 60° comprise entre 8 mm et 12 mm (L);

w_{60} : teneur en eau, en pourcentage, correspondant à la pénétration P_{60} .

Pour ce qui est de la technique à plusieurs points, on trace un graphique (échelle arithmétique) de la teneur en eau du sol en ordonnée et de la pénétration correspondante (entre 7 et 15 mm) en abscisse. On relie, ensuite, par une droite approchant le plus possible les points expérimentaux. La limite de liquidité est définie par la valeur de la teneur en eau correspondant à une pénétration de 10 mm.

Pour la méthode de Casagrande, la procédure à point unique est semblable à celle utilisée à l'aide du cône suédois. Pour cette méthode, il faut que le nombre de coups nécessaires pour fermer la fente se trouve entre 20 et 30. La formule à utiliser pour le calcul de la limite de liquidité est :

$$w_L = w \left(\frac{N}{25} \right)^{0.121} \quad (3.2)$$

où :

N : nombre de coups nécessaires pour la fermeture de la fente ;

w : teneur en eau correspondant à N .

Pour ce qui est de la technique à plusieurs points, on trace un graphique à échelle semi-logarithmique de la teneur en eau du sol en ordonnée et du nombre de chocs correspondant en abscisse. On trace ensuite une droite approchant le plus possible les points expérimentaux. La limite de liquidité est définie par la valeur de la teneur en eau sur cette droite correspondant à 25 coups.

Parallèlement à l'essai de la limite liquide, on a procédé à l'essai de la limite plastique. Nous n'avons besoin ici que d'une plaque de verre. La norme pour la détermination de la limite plastique w_p est identique à celle de la limite liquide w_L (ASTM D4318-84). Comme certains matériaux utilisés sont très peu plastiques, les résultats obtenus ici doivent être interprétés prudemment.

e) Essais de consolidation

L'appareil oedométrique utilisé pour déterminer les caractéristiques de consolidation et de compressibilité des sols est de type Bishop, muni d'un anneau fixe. Cet essai permet d'estimer le tassement dans le temps. Les résultats de cet essai représentent l'évolution de l'indice des vides (e) en fonction de la charge appliquée (P), qui représente la contrainte effective à la fin de chaque palier de chargement.

L'essai oedométrique conventionnel a été conçu pour des échantillons de sols non remaniés. Comme les résidus miniers ne peuvent que difficilement être échantillonnés en préservant leur structure intacte (L'Écuyer et al. 1992a, 1992b), les échantillons prélevés pour ce projet ont été complètement remaniés; cela est conforme aux besoins spécifiques de cette recherche. Une méthode de la mise en place de l'échantillon dans l'anneau a été conçue (Bussière, 1993 ; Aubertin et al., 1995). L'échantillon a été placé dans un perméamètre à parois rigide, où trois couches de même épaisseur ont été compactées, le perméamètre a été mis sous vide pendant 15 minutes pour ensuite laisser l'échantillon se saturer lentement. Après saturation, l'échantillon a été mis dans l'anneau métallique et placé dans l'appareil oedométrique. À partir de cette étape, la norme ASTM D-2435-80 a servi de guide.

f) Essais de perméabilité

Le coefficient de perméabilité k (aussi appelé conductivité hydraulique) d'un sol dépend de plusieurs facteurs, tels que la granulométrie, la forme des grains, la composition minéralogique, la structure du sol, l'indice des vides, le degré de saturation, la température, la nature du fluide et le type d'écoulement (Aubertin et al. 1996b). La valeur de k (exprimée en cm/s ou m/s) d'un sol est la mesure de sa capacité à laisser passer l'eau. La vitesse de circulation de l'eau dans un sol peut varier de quelques centimètres par heure (sable) à quelques centimètres par an (argile).

La valeur de la conductivité hydraulique k a été mesurée à l'aide d'essais au perméamètre à paroi rigide sous charges constantes ou variables, ainsi qu'en cellule triaxiale.

- Essais à charge constante

La norme utilisée pour l'essai est celle de l'ASTM D-2434. L'essai a pour objet de déterminer la conductivité hydraulique saturée d'un matériau pour un écoulement laminaire de l'eau à travers un matériau poreux. La valeur retenue de conductivité hydraulique est déterminée en appliquant une différence de charge hydraulique constante à travers un échantillon de matériau saturé et en mesurant le débit d'eau qui sort du perméamètre :

$$k = \frac{QL}{A\Delta h} \quad (3.3)$$

où

Q : débit d'eau sortant au bas du perméamètre ($L T^{-1}$);

L : longueur de l'échantillon dans le perméamètre (L);

A : surface de la section de l'échantillon (L^2);

Δh : différence de charge hydraulique, $\Delta h = h_1 - h_2$ (L).

Pour le perméamètre à paroi rigide, l'échantillon est amené à saturation sous vide avec de l'eau désaérée circulant du bas vers le haut. Par contre, l'écoulement dans le perméamètre se fait du haut vers le bas durant l'essai. Avant l'essai, on pèse le perméamètre vide et l'échantillon. Lorsque l'essai est terminé on fait sécher l'échantillon et on le pèse afin de déterminer le degré de saturation et l'indice des vides du matériau.

- Essais à charge variable

Le principe de cet essai consiste à laisser passer l'eau provenant d'une burette à travers l'échantillon et de mesurer la variation du niveau d'eau dans une autre burette pendant un temps déterminé. Comme pour les essais à charge constante, le spécimen est d'abord amené à saturation pour enlever toute bulle d'air; l'eau utilisée pour la saturation est distillée et désaérée.

Pendant l'essai, le déplacement de l'eau se fait du bas vers le haut de l'échantillon. La conductivité hydraulique (à la température de l'essai) a été déterminée à partir de la relation suivante (Freeze and Cherry, 1979) :

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

où

a : surface de la burette d'injection d'eau (L²);

L : hauteur du spécimen (L);

A : surface de la section du spécimen (L²);

t : durée de l'essai (t₂-t₁) (T);

h_1 : charge au temps t₁ (L);

h_2 : charge au temps t₂ (L).

- Essais en cellule triaxiale

La méthode utilisée pour faire les essais de laboratoire en cellule triaxiale est basée sur la norme ASTM D5084-90, utilisant un perméamètre à paroi flexible avec charge variable.

Les perméamètres utilisés acceptent les échantillons de 7.25 cm de diamètre et jusqu'à 15 cm de hauteur. Pour la mise en place de l'échantillon, on prépare 1 kg de matériau à une teneur en eau d'environ 10 % (soit proche de la teneur en eau optimale, telle qu'obtenue lors des essais Proctor). On place ensuite le matériau dans un moule fendu et ce, en plusieurs couches (environ 5 à 10). Chaque couche est compactée à l'aide d'une masse de 850 grammes lorsque l'on vise des indices des vides élevés ($e = 0.65$ à 1.1) ou encore à l'aide de la masse Proctor de 4.5 kilogrammes pour les indices des vides plus faibles (0.5 à 0.65). Cela nous a donc permis de couvrir une plage d'indice des vides allant de 0.5 à 1.1 environ. Une fois la mise en place terminée, on procède à la saturation de l'échantillon. La saturation se fait par contre pression (environ 75 kPa) avec de l'eau désaérée.

Une fois l'échantillon saturé, l'essai commence et, lorsque les débits d'eau à l'entrée et à la sortie sont stables (régime permanent), le calcul de la conductivité hydraulique est alors effectué. À noter que pour tous les essais de perméabilité, la conductivité hydraulique est corrigée selon la température du fluide.

g) Essais de perméabilité avec cycles de gel-dégel

Le système de recouvrement doit jouer son rôle pour une période prolongée. Le climat, au Québec comme ailleurs au pays, étant très rigoureux pour les matériaux meubles (cycles gel-dégel, mouillage-séchage), il peut s'avérer utile d'évaluer certains aspects de leur comportement face aux cycles de gel-dégel.

Des essais de perméabilité avec cycles de gel et dégel ont donc été réalisés. Au total, les échantillons ont subi quinze cycles de gel-dégel entre lesquels quatre essais de perméabilité ont été faits : le

premier avant de commencer les cycles de gel-dégel, le deuxième après le cinquième cycle, le troisième au dixième cycle et un dernier, après le quinzième cycle.

Entre chaque essai de perméabilité réalisé à charge constante dans un perméamètre à paroi rigide, on a soumis le matériau à des cycles de gel-dégel en plaçant le perméamètre spécialement conçu à cet effet au congélateur pendant 24 heures et en le sortant 24 heures. La variation de la perméabilité à la suite des cycles gel-dégel constitue alors une indication des effets structuraux du gel sur le matériau (Day, 1996).

h) Essais de rétention d'eau

Connaître la courbe de rétention d'eau des matériaux est d'une importance primordiale puisque la répartition de l'humidité dans la barrière dépend des forces capillaires de succion qui s'y développent. La teneur en eau affecte en retour grandement la capacité de la barrière à limiter le passage de l'oxygène.

La procédure d'essai au laboratoire pour l'obtention des courbes de rétention d'eau (ou courbes caractéristiques de succion) est basée sur la norme ASTM D3152-72. L'échantillon de sol est placé sur une plaque poreuse dans une cellule pressurisée de type Tempe (voir figure 3.1). L'échantillon de matériau meuble est placé sur la plaque céramique dans l'anneau métallique. La pression d'air est appliquée à travers la valve supérieure de l'appareil.

Au montage, la plaque de céramique et l'échantillon sont saturés. La pression d'air appliquée à l'échantillon est réglée selon la succion désirée. L'échantillon est alors soumis à une pression d'air positive tandis que l'eau de sortie subit une pression atmosphérique (pression de référence). L'air est donc comprimé dans la cellule et à l'équilibre, la quantité d'eau évacuée de l'échantillon correspond à sa capacité de rétention en fonction de la pression appliquée. La succion est donnée par la différence entre la pression d'eau (u_w) et la pression d'air (u_a), ($\psi = u_w - u_a$; e.g. Fredlund et Rahardjo, 1993). Avec plusieurs niveaux de pression d'air, la relation succion-humidité peut être établie. À la fin de

l'essai, l'appareil est démonté et une mesure de la teneur en eau finale de l'échantillon est réalisée. On peut ainsi calculer l'indice des vides et le degré de saturation final.

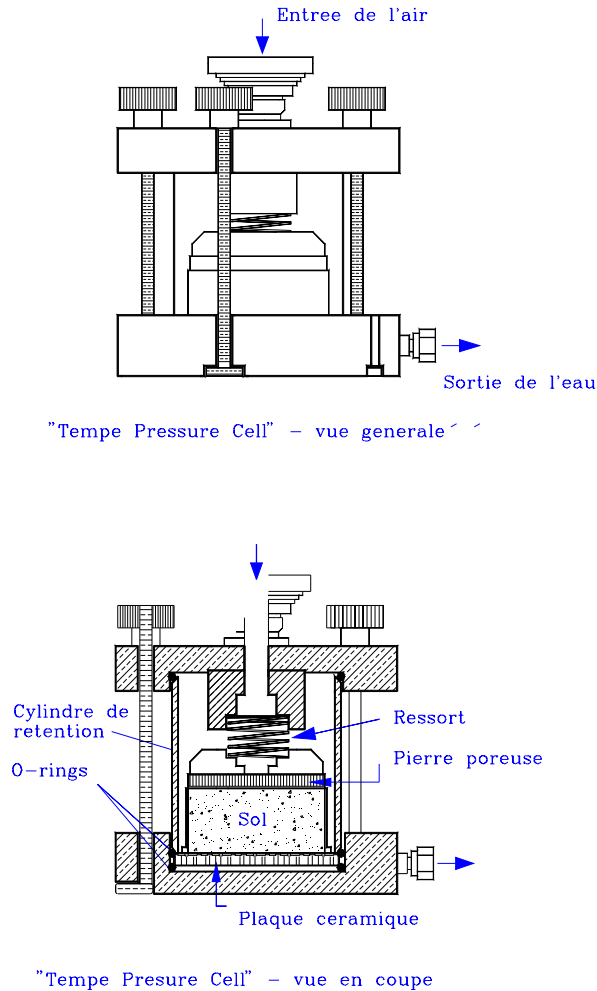


Figure 3.1 Schéma de la cellule pressurisée de type «Tempe Cell» (tirée de Kissiova, 1996).

Comme ce fut le cas lors de la Phase I, le potentiel de succion a aussi été étudié à l'aide de plusieurs modèles mathématiques, notamment ceux de van Genuchten (1980) (voir chapitre 2) et celui de Fredlund et Xing (1994), qui sont considérés comme des modèles descriptifs, et le modèle prédictif de Kovács modifié (Aubertin et al., 1997a, 1998a, b ; voir aussi chapitre 2).

Le modèle de Fredlund et Xing (1994) est basé sur une étude statistique de la distribution de la taille des pores dans le matériau. Le modèle contient des paramètres de lissage de courbes et nécessite par conséquent une calibration obtenue par un programme de régression non linéaire utilisant la méthode des moindres carrés. L'équation du modèle est la suivante :

$$\theta = C(\psi) \frac{n}{\left\{ \ln \left[e + (\psi / a_f)^{n_f} \right] \right\}^{m_f}} \quad (3.5)$$

où $C(\psi)$ est une fonction de correction définie par

$$C(\psi) = 1 - \frac{\ln[1 + (\psi / \psi_r)]}{\ln[1 + (1000000 / \psi_r)]} \quad (3.6)$$

où :

e : nombre népérien (2.71828);

ψ_r : pression de succion correspondant à la valeur de teneur en eau résiduelle (L) ;

a_f : valeur approximative de ψ_a (L);

n : porosité

n_f : paramètre de lissage qui contrôle la pente d'inflexion de la courbe de rétention capillaire;

m_f : paramètre de lissage de courbe (relié à la teneur en eau résiduelle et à la fonction de correction $C(\psi)$).

Ces trois modèles ont été comparés aux résultats expérimentaux (Monzon, 1998), dont certains seront présentés dans ce qui suit.

i) Diffusion d'oxygène

Parmi les diverses méthodes de mesure du coefficient de diffusion gazeuse dans un matériau poreux décrites par Tremblay (1995), celle utilisée par Yanful (1993) a été retenue. Cependant, quelques modifications lui ont été apportées (Aubertin et al. 1995 ; 1999). Il s'agit d'une méthode transitoire en colonne dont la concentration à la source décroît avec le temps jusqu'à atteindre une valeur stationnaire.

La mesure de D_e est faite pour diverses valeurs du degré de saturations S_r . La procédure utilisée implique une condition où la concentration d'oxygène à la source décroît progressivement, alors que celle du récepteur augmente proportionnellement. Comme lors de la Phase I, les essais ont été réalisés à l'aide d'une colonne constituée d'un cylindre PVC transparent de 10 cm de diamètre et de 20 cm de hauteur, auquel sont fixés les raccords et conduites ainsi que le capteur d'oxygène qui mesure la concentration dans la cellule (voir figure 2.5).

Les matériaux fins étudiés sont d'abord humidifiés et ils sont usuellement placés sur une couche de sable préalablement séché de façon à créer un effet de barrière capillaire. La mise en place et la densification se fait directement dans le cylindre. Pour minimiser les fuites d'oxygène, les parois du cylindre sont enduites de graisse à vide avant la mise en place du matériau meuble. Des joints toriques enduits de graisse à vide assurent l'étanchéité des extrémités du montage qui est ensuite vissé.

On purge initialement l'appareil à l'azote. La durée de la purge augmente avec le degré de saturation de l'échantillon. Ainsi, les échantillons ayant une saturation inférieure à environ 70 % prendront approximativement trois heures de purge tandis que ceux avec une plus grande saturation nécessiteront jusqu'à 12 heures. Ensuite, le réservoir supérieur (la source) est brièvement ouvert et se remplit d'air (à environ 21 % d'oxygène). Le système fermé permet la diffusion de l'oxygène à travers l'échantillon sous l'effet du gradient de concentration. À l'équilibre, correspondant à l'état

stationnaire, la concentration est partout la même dans la cellule. La concentration en oxygène dans le réservoir source est donnée par un analyseur d'oxygène (modèle Teledyne).

A la fin de chaque essai, le sol est pesé et la teneur en eau finale est mesurée afin de vérifier une variation possible entre le début et la fin de l'essai. La masse, le volume et la teneur en eau des échantillons au début de l'essai servent à calculer les porosités à l'air et à l'eau utilisées lors de la détermination du coefficient de diffusion avec une solution numérique des lois de Fick qu'on peut écrire comme suit pour un milieu non réactif (Freeze et Cherry 1979; Nicholson et al., 1989; Aubertin et al., 1995):

$$F_g = -D_e \frac{\delta C}{\delta Z} \quad (3.7)$$

et
$$\frac{\delta C}{\delta t} = D_e \frac{\delta^2 C}{\delta Z^2} \quad (3.8)$$

où:

F_g : flux d'oxygène ($ML^{-2}T^{-1}$);

D_e : coefficient de diffusion effective (L^2/T);

C : concentration de l'oxygène (ML^{-3});

Z : profondeur ou épaisseur (L);

$\delta C / \delta t$: dérivée de la concentration par rapport au temps.

La courbe de concentration en fonction du temps dans le haut du cylindre permet de déduire la valeur de D^* (coefficient de diffusion modélisé), par comparaison avec les résultats de modélisation découlant du logiciel POLLUTE – Version 6 (Rowe et al., 1994). Ce logiciel permet la modélisation des essais à partir des paramètres physiques expérimentaux. Le coefficient de diffusion est déterminé en ajustant la solution de l'équation transitoire unidimensionnelle au profil expérimental mesuré de la concentration en fonction du temps (Aachib et Aubertin 1999). Le coefficient D^* n'inclut pas la porosité disponible pour la diffusion de l'échantillon. Ce coefficient de diffusion modélisé, D^* , multiplié par la porosité de l'échantillon donne le coefficient de diffusion effectif

expérimental D_e. Plus de détails sur l'interprétation de l'essai sont présentés par Aubertin et al. (1999) et Aachib et Aubertin (1999).

3.1.2 Résultats

Le programme expérimental décrit à la section précédente a été appliqué aux divers matériaux choisis. L'ensemble des essais a été réalisé au laboratoire d'Hydrogéologie et environnement minier de l'École Polytechnique de Montréal. Les principaux résultats des différents essais sont présentés sous forme de tableaux et de figures dans les pages qui suivent. Ces résultats sont analysés brièvement et discutés. En règle générale, les résultats obtenus concordent bien avec ceux anticipés à partir de la revue de la littérature et des autres essais réalisés par les auteurs au fil des ans.

- Analyses minéralogiques

Les principaux minéraux identifiés dans les échantillons de résidus étudiés (i.e. Sigma fin, Sigma grossier et Sigma amendé) sont présentés au tableau 3.1. Il est intéressant de constater que ces matériaux ont un faible potentiel de génération d'acide (en raison d'une faible teneur en sulfures) et un très bon potentiel de neutralisation dû à la présence de carbonates, de chlorite et d'albite. Les résidus Manitou (ou Norebec-Manitou, anciennement Manitou-Barvue) sont pour leur part générateurs d'acide avec un potentiel net de neutralisation (PNN) -88 kg/tm de CaCO₃. Plus de détails sur la minéralogie sont présentés dans les rapports de Géoberex Recherche reproduits en Annexe.

	Minéraux											
	Qz	Ab	Or	Bt	Chl	Mo	Cal	Ank	To	Ilm	Ep	Py
Sigma grossier	A	M	F	F	M	---	P	F	P	F	F	P
Sigma fin	A	M	F	F	M	---	P	F	P	F	F	P
Sigma amendé	A	M	F	F	M	F	P	F	P	F	F	P
	Minéraux											
	Qz	Ab	Or	Bt	Chl	Mo	Hn	Ep	To	Py		
Silt	A	M	M	P	P	P	F	P	P	tr		
	Minéraux											
	Qz	Ab	Or	Bt	Chl	Mu	Tlc	Gyp	Cal	Ep	Py	
Manitou	A	P	P	F	M	P	tr	P	tr	F	P	

Légende: Qz = quartz, Ab = albite, Or = orthose, Bt = biotite, Chl = chlorite, Mu = muscovite, Gyp = gypse, Py = pyrite, Cal = calcite, Tlc = talc, Ep = épidote, Mo = montmorillonite, Ank = ankérite, Ilm = ilménite, To = tourmaline, Hn = hornblende, A = abondant (30 - 50 %), M = moyennement abondant (10-30 %), F = faiblement abondant (5-10 %) P = peu abondant (0 - 5 %), tr = trace, --- = absent.

Tableau 3.1 Résultats des analyses minéralogiques (Bernier, 1996b)

- Densité des grains solides

Au moins deux essais de densité relative des grains (D_r) ont été effectués pour chaque échantillon. Les résultats de ces essais sont présentés au tableau 3.2. Les valeurs de densité relative des résidus miniers se situent entre 2.743 et 2.849. Elles correspondent bien aux valeurs trouvées dans la littérature et aux valeurs d'autres résidus miniers du même secteur (L'Ecuyer et al., 1992 a, 1992b, Bussière, 1993). La valeur de la densité relative des grains pour le till, qui est de 2.743, est légèrement plus faible et celle du sable est de 2.780. Ces deux valeurs sont typiques pour des sols (e.g. Bowles, 1984).

Tableau 3.2 Valeur de la densité relative D_r des matériaux étudiés

Échantillons	ÉTÉ 95	FEV. 96	FEV. 96	FEV. 96	FEV. 96	FEV. 96	MOYENNE
Sigma fin	2.790	2.810	2.808				2.809
Sigma grossier	2.793	2.799	2.793	2.802			2.798
Sigma amendé		2.850	2.803	2.822	2.814	2.801	2.818
Till	2.743	2.749	2.793	2.740			2.743
Manitou		2.850	2.848				2.849
Sable		2.781	2.779				2.780

- Analyses granulométriques

Plusieurs analyses granulométriques ont été effectuées pour chaque matériau. Les courbes moyennes obtenues sont présentées à la figure 3.2 et les résultats sont résumés au tableau 3.3. On remarque qu'il y a une ressemblance entre les courbes granulométriques des divers matériaux fins non-réactifs. La granulométrie du sable est la plus grossière et celle des résidus sulfureux se situe entre celle du sable et celle des matériaux fins. On note également que les courbes des résidus Sigma fin, Sigma grossier et du till ont un coefficient d'uniformité ($C_U = D_{60}/D_{10}$) assez comparable; on peut les qualifier de granulométrie uniforme à peu étalée, tout comme le sable qui a un coefficient d'uniformité de 4.16. Les résidus Sigma amendé ont un coefficient d'uniformité différent des autres à 48.28. Ceci est dû à l'ajout d'environ 8 % de bentonite, ce qui a pour effet de diminuer le diamètre des grains correspondant à 10 % de passant en poids (D_{10}). Le C_U comme le D_{10} affectent la conductivité hydraulique et les propriétés de rétention d'eau des matériaux (Aubertin et al., 1996b, 1997a, 1998a).

Tableau 3.3 Principaux résultats issus des analyses granulométriques

Nom	D_{10} (mm)	D_{60} (mm)	D_{30} (mm)	C_U	Passant tamis #200	< 2 μ m
Sigma fin	0.0042	0.039	0.013	9.17	78.5 %	5.0 %
Sigma grossier	0.0040	0.036	0.012	9.00	77.5 %	5.0 %
Sigma amendé	0.0012	0.028	0.0075	48.28	81.0 %	14.5 %
Manitou	0.0116	0.31	0.135	26.71	20.5 %	5.0 %
Till	0.0038	0.017	0.0086	4.47	98.5 %	5.5 %
Sable	0.37	1.45	0.735	4.16	33.5 %	0

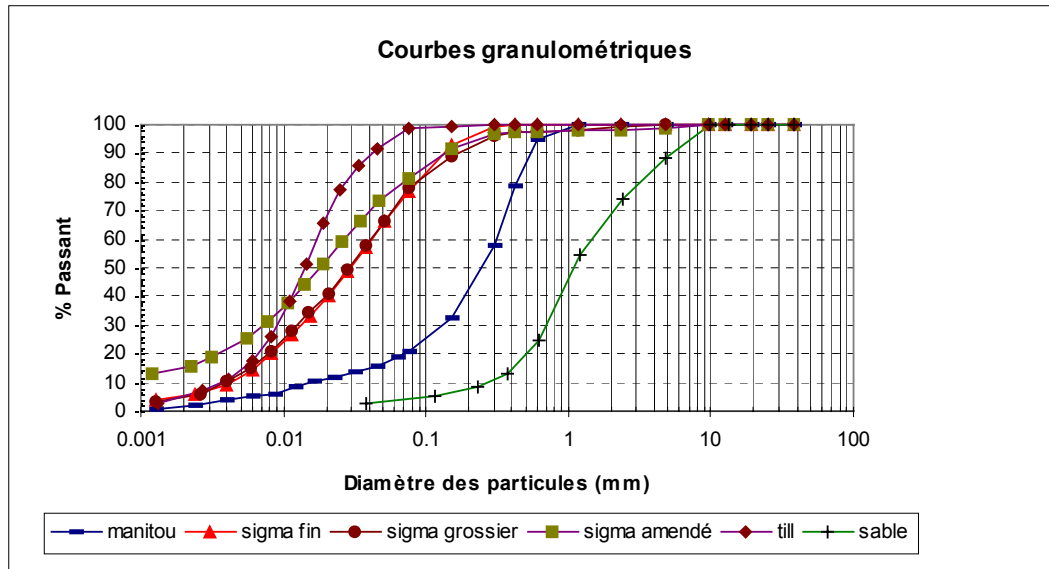


Figure 3.2 Courbes granulométriques des matériaux étudiés

- Limites de consistance

Les résultats des essais de limites de consistance sont présentés au tableau 3.4. Comme mentionné précédemment, les essais ont été réalisés à partir de deux méthodes : la méthode de Casagrande (décrite dans la norme ASTM-4318-84) et la méthode du pénétromètre à cône suédois (décrite dans la norme BNQ 2501-092). Toutefois, la norme ASTM D4318-84 n'a pas pu être totalement respectée pour les essais sur la limite de liquidité w_L (méthode en plusieurs points) car le nombre de chocs requis était difficilement atteignable avec les résidus miniers. Néanmoins, les valeurs obtenues par extrapolation avec cette méthode sont très semblables à celles calculées à partir des essais en un seul point. Elles correspondent également bien à celles évaluées pour d'autres rejets de concentrateur. La valeur de w_L a donc été calculée à partir des essais en un seul point et aussi avec la méthode en plusieurs points lorsque cela était possible. Ce sont les valeurs moyennes évaluées qui sont présentées au tableau 3.4. On note que les valeurs de w_L des résidus Sigma fin, Sigma grossier et du till sont comparables alors que le résidu Sigma amendé possède une limite w_L beaucoup plus élevée.

Les résultats obtenus à l'aide du cône suédois sont un peu différents de ceux trouvés par la méthode de Casagrande : pour les matériaux non-amendés, le w_L est de 26 (contre 18.0 à 20.5) et pour le matériau amendé, il est de 34 (contre 32.9). Pour ce qui est de la limite de plasticité, elle est de 13.1 pour le till et d'environ 25.0 pour le matériau amendé. Le w_p des résidus miniers varie entre 14.8 et 16.2.

Finalement, l'indice de plasticité ($I_p = w_L - w_p$) varie quelque fois selon la méthode utilisée, ce qui est normal puisque les valeurs trouvées pour l'indice de liquidité sont différentes avec chaque méthode. Pour Sigma fin, le I_p calculé varie de 2.3 à 9.8. Pour Sigma grossier on obtient 3.2 et 13.6. Pour le till, il varie de 7.4 à 12.9. En ce qui concerne le matériau amendé, les deux méthodes sont équivalentes : on retrouve 8.4 pour Atterberg et 7.9 pour le cône. On peut donc conclure que ce sont tous des matériaux relativement peu plastiques, et ayant donc une affinité limitée pour l'eau.

D'après le système de classification unifié (USCS – Bowles 1984), avec les valeurs de w_L estimées par la méthode de Casagrande, on trouve que les matériaux étudiés correspondent à des silts inorganiques ou poussières de roche peu plastiques (ML). Le till est classifié comme une argile inorganique de plasticité faible à moyenne (CL).

Tableau 3.4 Résultats des analyses de limites de consistance

	Sigma fin		Sigma grossier		Sigma amendé		Till	
	Atterberg	cône	Atterberg	cône	Atterberg	cône	Atterberg	cône
w_L	18.5	26	18	26	32.9	34	20.5	26
w_p	16.2	16.2	14.8	12.5	24.5	26.1	13.1	13.1
I_p	2.3	9.8	3.2	13.6	8.4	7.9	7.4	12.9
USCS	ML		ML		ML		CL	

- Essais de compactage

Les principaux résultats des essais de compactage (Proctor modifié) sont présentés au tableau 3.5. Ces résultats indiquent que la teneur en eau gravimétrique optimale (w_{opt}) varie de 10 à 17 % environ pour l'ensemble des matériaux. Le poids volumique sec (γ_d) oscille alors entre 17.5 à 21.1 kN/m³, ce qui correspond à un indice des vides (e) variant entre 0.32 à 0.57.

Les résultats de ces essais de compactage sur les matériaux étudiés se comparent bien aux valeurs obtenues pour des matériaux analogues provenant de la même région (Bussière, 1993 ; Ricard 1994). Les courbes $\gamma_d - w$ des matériaux non amendés nous indiquent que le till et les résidus ont un comportement semblable au compactage et que l'ajout de la bentonite tend à diminuer la teneur en eau optimale; les résultats obtenus par Ricard (1994) sur des résidus amendés à la bentonite avaient aussi mis cela en évidence.

Tableau 3.5 Résultats des essais de compactage (Proctor modifié)

Nom de l'échantillon	w_{opt} (%) Teneur en eau optimale	γ_d (kN/m ³) Poids volumique sec	e indice des vides
Sigma fin	15.5	18.3	0.55
Sigma grossier	15.7	18.2	0.55
Sigma amendé	13.1	19.8	0.46
Manitou	10.5	20.1	0.42
Till	16.8	17.5	0.57
Sable	10.0	21.1	0.32

- Essais de consolidation

Les principaux résultats de ces essais sont résumés au tableau 3.6. On a déterminé l'indice de compression (C_c) et l'indice de recompression (C_r) en se basant sur la méthode proposée dans Bowles (1984). La détermination du coefficient de consolidation (C_v) ne pouvait toutefois se faire graphiquement, à cause de la rapidité de la consolidation primaire (Bussière, 1993). Cette dernière valeur a donc été calculée à partir de l'équation de consolidation unidimensionnelle (Bowles, 1984).

$$C_v = k / (m_v * \gamma_w) \quad (3.9)$$

où

k : conductivité hydraulique (L/T);

m_v : coefficient de changement de volume ;

γ_w : poids volumique de l'eau (M/L²T²).

La conductivité hydraulique (k) est obtenue à partir des courbes de conductivité hydraulique en fonction de l'indice de vides (voir sous-section suivante). Le coefficient de changement de volume (m_v) est obtenu à l'aide des données obtenues à chaque palier de l'essai oedométrique. Cette équation est valide lorsque les hypothèses suivantes sont vérifiées (Holtz et Kovacs, 1981) :

- le matériau est homogène et saturé à 100 %;
- l'échantillon est drainé à ses deux extrémités;
- la loi de Darcy s'applique;
- l'eau et les grains solides sont incompressibles;
- la compression et l'écoulement sont unidimensionnels;
- une légère augmentation de la contrainte ne modifie à peu près pas l'épaisseur (si ce n'est de légères déformations), de sorte que k et le coefficient de compressibilité m_v demeurent constants;
- il existe une relation linéaire unique entre la variation de volume et la contrainte effective.

On considère ici que ces hypothèses sont respectées (en grande partie). Les valeurs de C_v ont donc été calculées avec l'équation 3.9 et ces valeurs se trouvent dans le tableau 3.6. Les résultats obtenus sont conformes à ceux trouvés dans la littérature pour les rejets de concentrateur remaniés et homogénéisés (Bussière 1993 ; Monzon 1998).

Tableau 3.6 Résultats des essais de consolidation

Échantillon	C_c	C_r	C_v	m_v	e
Sigma fin	0.057	0.003	0.059 à 0.25	2.08×10^{-4} à 3.01×10^{-5}	0.75 à 0.66
Sigma grossier	0.070	0.002	0.12 à 0.36	2.11×10^{-4} à 8.19×10^{-6}	0.88 à 0.77
Sigma amendé	0.063	0.006	3.93×10^{-4} à 3.56×10^{-3}	2.59×10^{-4} à 1.72×10^{-5}	0.59 à 0.49
Till	0.034	0.004	6.42×10^{-2} à 1.34×10^{-2}	1.52×10^{-4} à 6.35×10^{-4}	0.65 à 0.60

- Conductivité hydraulique

Rappelons que les essais de perméabilité sur les matériaux étudiés ont été effectués à l'aide de perméamètres à paroi rigide et de perméamètres à paroi flexible. L'étude de la conductivité hydraulique à l'aide du perméamètre à paroi rigide a été effectuée suivant deux méthodes : celle où la charge est constante et celle où la charge varie avec le temps. La figure 3.3 illustre ces résultats ainsi que ceux obtenus par des essais triaxiaux. De plus, à des fins de comparaison, on a calculé la valeur de la conductivité hydraulique avec la relation de Kozeny-Carman modifiée par Chapuis et Montour (1992), et avec la relation Kozeny-Carman-Pavchich modifiée déjà présentées dans le rapport NEDEM/MEND 2.22.2b (Aubertin et al., 1996b, 1997a).

Ces essais ont été réalisés avec un indice des vides variant de 0.50 à 1.05. De cette façon, on a pu étudier la relation entre la conductivité hydraulique et l'indice des vides. Les résultats des essais

granulométriques effectués après les tests de perméabilité ont montré qu'il n'y a pas eu de migration des particules. Les valeurs de conductivité hydraulique obtenues lors des essais sont corrigées à une température de 20°C.

On voit sur cette figure que les valeurs de la conductivité hydraulique mesurées par les essais de laboratoire concordent bien entre elles, sauf pour certains essais sur les résidus miniers réactifs du site Manitou. Mentionnons toutefois qu'il s'agit d'un matériau réactif dont le lixiviat présentait des traces évidentes de contamination et de précipités ; ces phénomènes peuvent modifier la géométrie des pores du matériau d'un échantillon à l'autre et aussi modifier les propriétés de la plaque poreuse. Il faut donc être prudent dans l'interprétation de ces essais.

Tout comme pour les résultats obtenus par Bussière (1993) et Ricard (1994), la relation Kozeny-Carman modifiée par Chapuis et Montour (1992) s'avère en général satisfaisante pour représenter la conductivité hydraulique des résidus fins non-amendés. Les valeurs mesurées se situent dans la plage des résultats cités dans la littérature. De même, pour la relation de Kozeny-Carman-Pavchich modifiée par Aubertin et al. (1996b), celle-ci permet d'estimer de façon satisfaisante la conductivité hydraulique des matériaux non-réactifs étudiés ; plus de détails sur cette relation ont aussi été présentés dans le rapport NEDEM 2.22.2b (Aubertin et al. 1997a) et dans le mémoire de Monzon (1998).

Les résultats des essais de perméabilité pour les résidus amendés à la bentonite concordent également bien avec ceux trouvés dans le mémoire de Ricard (1994). Dans ces cas-ci, les relations empiriques des deux modèles ne fournissent pas une très bonne estimation de la conductivité hydraulique.

Le sable est pour sa part plus perméable que les autres matériaux et les valeurs mesurées sont plus faibles que celles prédites par les deux modèles.

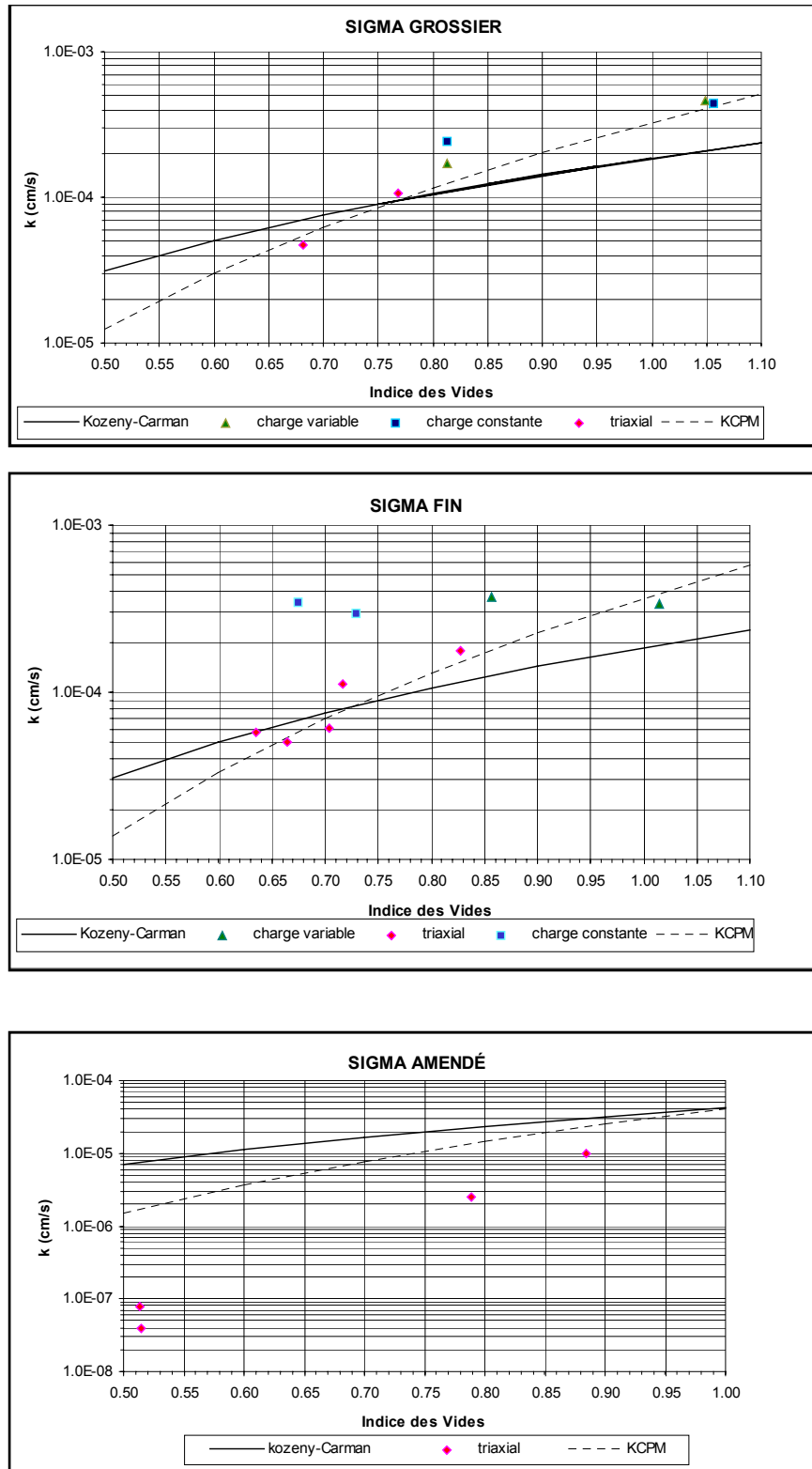


Figure 3.3a Valeurs de conductivité hydraulique pour divers matériaux

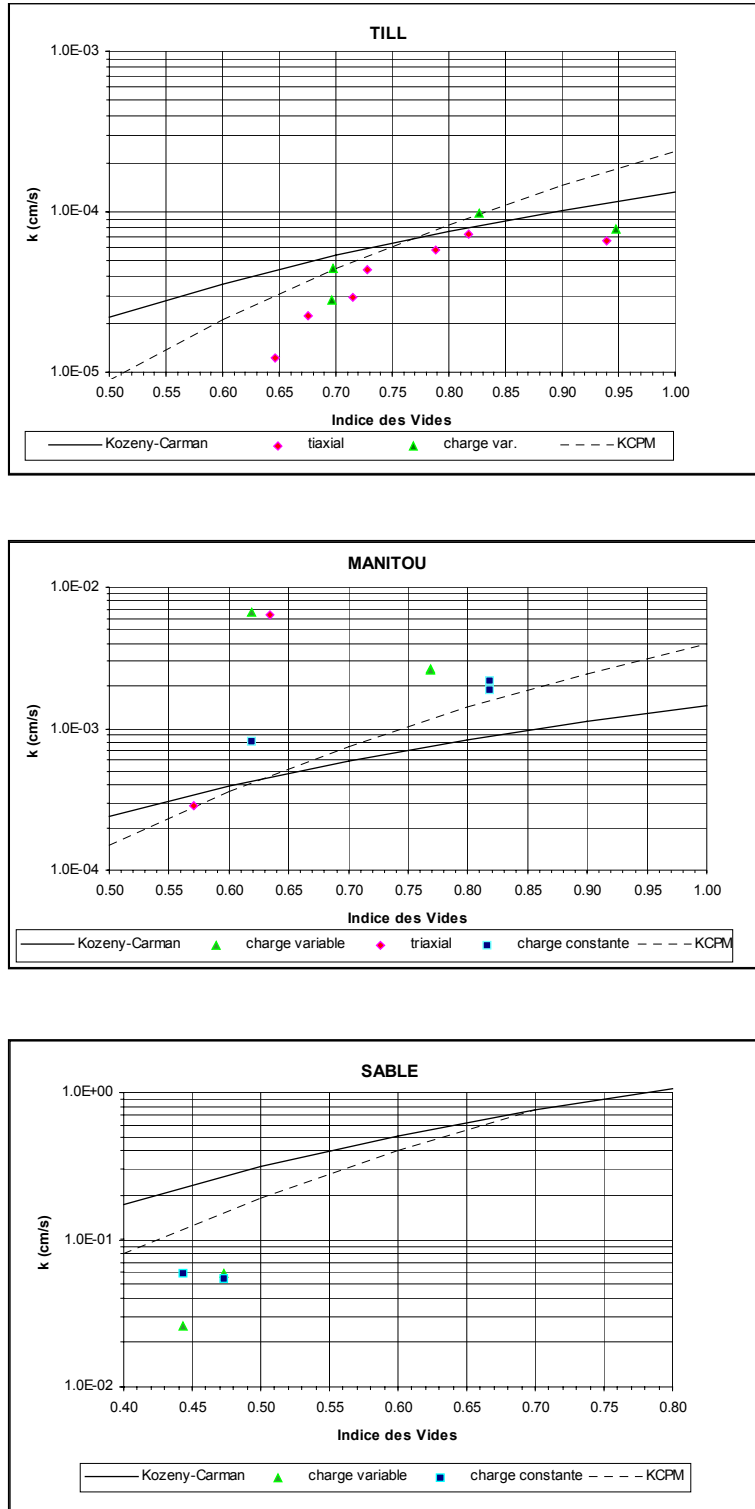


Figure 3.3b Valeurs de conductivité hydraulique pour les divers matériaux

- Essais de perméabilité avec gel-dégel

Des mesures de la conductivité hydraulique ont été réalisées sur des échantillons soumis à des cycles de gel-dégel. Les résultats sont présentés à la figure 3.4. On peut voir à partir des graphiques que l'effet de gel-dégel sur ces matériaux peu plastiques est assez faible. En général, la variation de la conductivité hydraulique observée ne dépasse pas un ordre de grandeur (Monzon, 1998).

Notons toutefois qu'il est difficile avec cet essai de bien évaluer le degré de saturation de l'échantillon pour chaque essai de perméabilité. La saturation étant directement liée aux changements de l'indice de vides, il y a donc une incertitude sur la valeur réelle de k puisque le volume des vides se modifie avec l'expansion de l'eau lors du cycle de gel.

Compte tenu de cette incertitude et du nombre d'essais limité, il ne faut pas prendre ces résultats comme étant représentatifs de conditions réelles. Ils fournissent néanmoins une base de comparaison entre le comportement des divers matériaux face aux effets du gel et dégel (voir aussi : Wong et Haug, 1991; Day, 1996).

- Courbes de rétention d'eau

La caractérisation du potentiel de rétention capillaire des matériaux a été obtenue par des essais de rétention d'eau réalisés dans l'appareil Tempe dont le fonctionnement a été décrit au début de ce chapitre (voir aussi : Ricard, 1994 ; Aubertin et al., 1995, 1997a ; Monzon, 1998). Les résultats typiques sont présentés à la figure 3.5. On peut voir sur cette même figure les courbes prédites par la méthode de Kovács modifiée (Aubertin et al., 1998a, 1998 b). Le tableau 3.7 donne d'autres détails sur la rétention d'eau des matériaux analysés.

Lorsqu'on observe les résultats expérimentaux, on constate que la saturation initiale de tous les échantillons était supérieure à 90 %, et que pour quelques uns, celle-ci approchait 100 %. On remarque aussi que l'AEV des résidus fins non amendés (Sigma fin et Sigma grossier) est assez semblable, ce qui est normal puisqu'ils sont granulométriquement très comparables. L'AEV du till est un peu plus élevé que celui des résidus non amendés et on peut voir, sur les courbes granulométriques, qu'il est aussi plus fin. La tendance se maintient avec les résidus miniers amendés à la bentonite qui possèdent un AEV plus élevé.

Le logiciel RETC de van Genuchten et al. (1991) a aussi été utilisé pour décrire la forme complète des courbes de rétention d'eau (voir chapitre 2 ; voir aussi Aubertin et al., 1995, 1997a). À partir des données expérimentales de teneur en eau volumique en fonction de la succion, le logiciel utilise la technique de régression par moindres carrés de façon à obtenir la courbe de rétention d'eau selon l'équation de van Genuchten (1980); certaines de ces courbes seront présentées plus loin (figure 3.13). Monzon (1998) montre aussi l'application du modèle de Fredlund et Xing (1994), mais ces résultats ne sont pas reproduits ici.

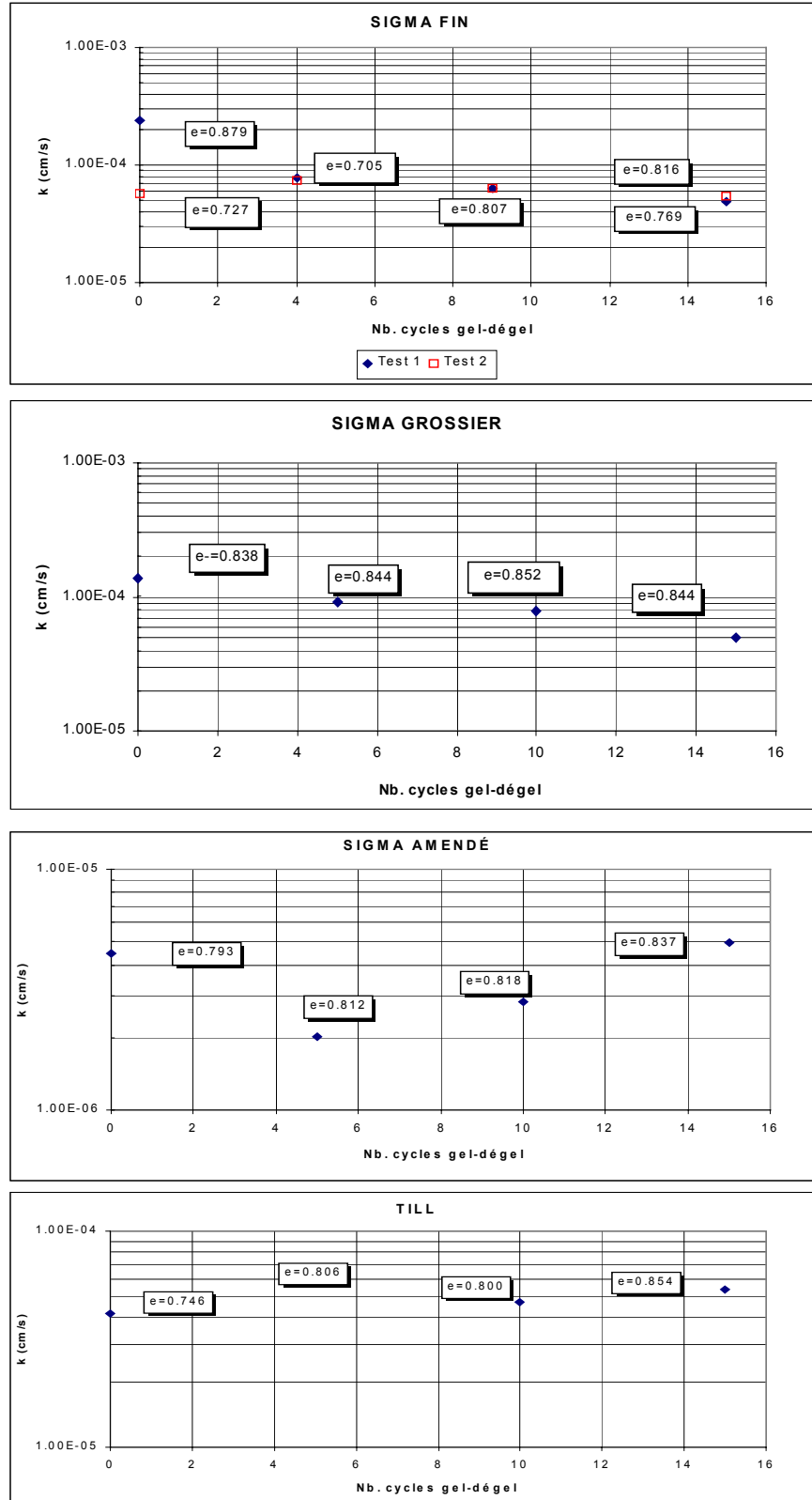


Figure 3.4 Effets des cycles gel-dégel sur la conductivité hydraulique

Tableau 3.7 Résultats de l'analyse des données expérimentales des essais de rétention capillaire avec le logiciel RETC de van Genuchten et al. (1991)

Échantillon	e	θ_s	θ_r	n	α	AEV (VG)	Ψ_{90}
Sigma fin	0.72	0.401	0	2.717	0.0021	473	300
	0.74	0.394	0	2.308	0.0023	443	290
	0.76	0.425	0	3.407	0.0017	582	300
	0.80	0.421	0	2.764	0.0026	389	250
	0.86	0.411	0	1.922	0.0013	743	330
Sigma grossier	0.64	0.364	0	2.984	0.0017	583	320
	0.71	0.409	0	2.016	0.0013	761	400
	0.78	0.412	0	2.362	0.0019	529	250
	0.86	0.443	0	5.368	0.0026	385	260
Sigma amendé	0.56	0.328	0	7.691	0.0012	831	700
	0.57	0.346	0	1.534	0.0028	350	170
	0.65	0.372	0	2.644	0.0016	633	360
	0.67	0.375	0	1.829	0.0016	644	350
Till	0.62	0.376	0	3.776	0.0016	616	310
	0.70	0.411	0	2.423	0.0011	905	410
	0.72	0.381	0	3.985	0.0013	763	500
	0.79	0.440	0	1.9819	0.0013	776	310

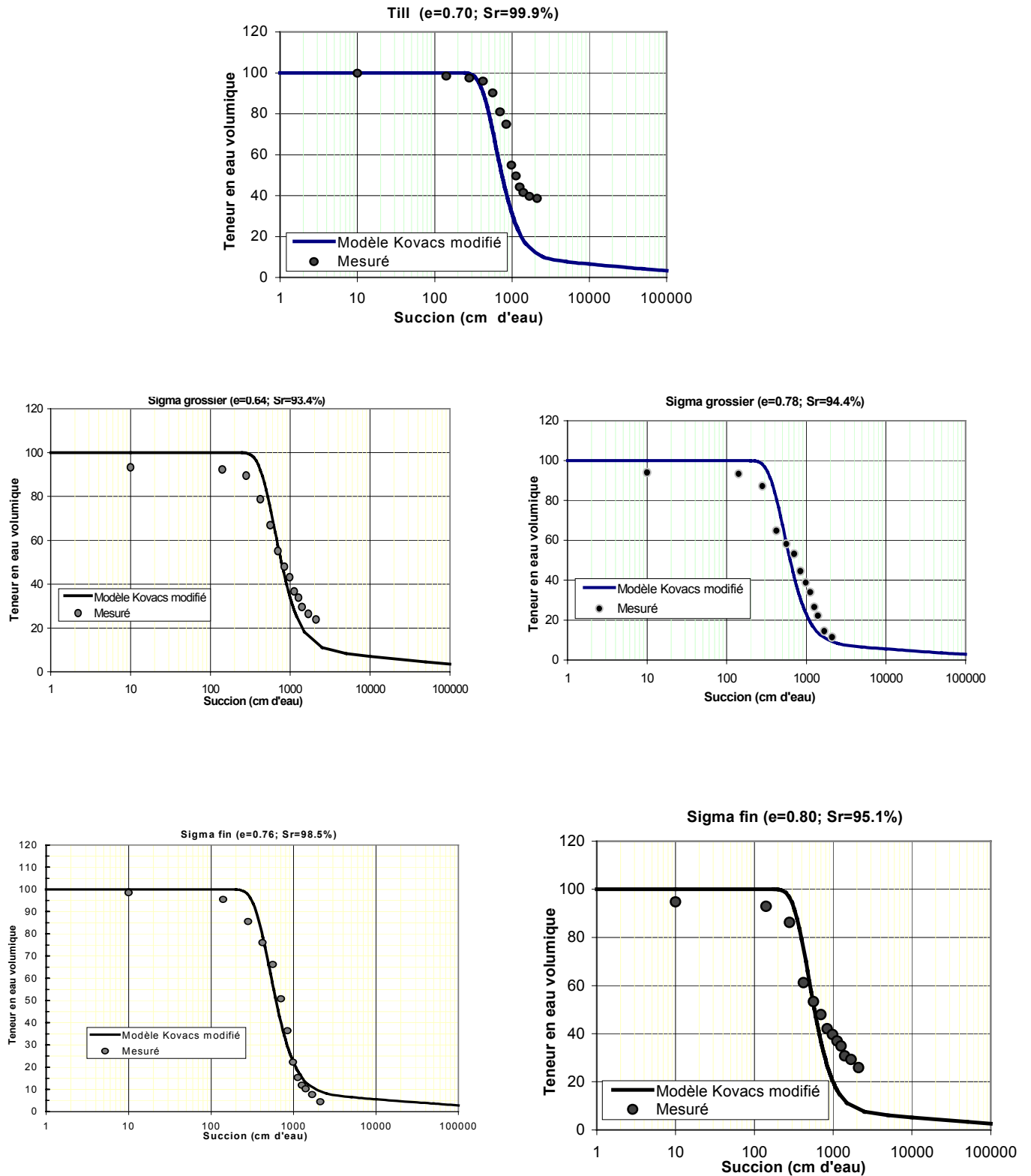


Figure 3.5 Courbes de rétention d'eau de certains matériaux utilisés dans les CEBC.

Au tableau 3.7, l'estimation de la pression d'entrée d'aire ($AEV = \psi_a$) des différentes courbes a été effectuée avec deux approches différentes. La première (AEV (VG)) repose sur le logiciel RETC : à partir de données expérimentales, celui-ci calcule un paramètre α qui est considéré comme l'inverse de ψ_a ($\alpha = \psi_a^{-1}$). La deuxième (ψ_{90}) approche suppose que le ψ_a correspond à la valeur de la pression à 90 % de saturation tel que proposé par Aubertin et al. (1998a).

À partir des essais effectués, on constate que les courbes de rétention d'eau (ou caractéristiques de succion) varient avec la dimension des grains, la porosité du matériau, ainsi qu'avec sa saturation initiale. De façon générale, on observe que plus un sol est grossier, plus la valeur de l'AEV est faible et plus la perte d'eau au-delà de l'AEV est rapide. De même, moins le matériau est dense, plus l'AEV est faible. On remarque toutefois au tableau 3.7 que cette tendance n'est pas entièrement respectée avec tous nos essais expérimentaux; ceci est dû en partie au faible écart de l'indice de vides pour lequel les essais ont été réalisés. Cette tendance serait mieux perçue si l'on avait réalisé des essais à l'état lâche et à l'état dense du matériau étudié (Aubertin et al. 1998a). En ce qui concerne la saturation initiale, lorsque celle-ci est proche de 100 %, la courbe de rétention d'eau est pratiquement complète et on peut trouver la valeur exacte de l'AEV, mais lorsque celle-ci est inférieure à 90 % la valeur de l'AEV est plus difficile à obtenir car elle implique une extrapolation.

On remarque aussi la différence des valeurs d'AEV entre les deux méthodes. Les valeurs du ψ_{90} sont inférieures à celles trouvées à partir de la formule de van Genuchten ($1/\alpha$) et ceci pour toutes les courbes. En fait, il a déjà été démontré que la façon d'évaluer l'AEV par la formule de van Genuchten est purement mathématique et qu'elle ne repose sur aucun fondement physique (Aubertin et al. 1998a). Le paramètre α^{-1} n'est pas une particularité suffisamment représentative de la forme des courbes de rétention d'eau, comme le serait par exemple le point de changement de pente ou encore le point de courbure maximale. Cette façon d'évaluer l'AEV semble donc inadéquate, bien qu'elle soit unique pour une série de données θ vs ψ . Dans nos travaux, la succion nécessaire pour obtenir le degré de saturation de 90 %, ψ_{90} , a donc été utilisée comme étant représentative du AEV du matériau. Un AEV correspondant à la méthode de Brooks et Corey (1964) peut être obtenu en multipliant le ψ_{90} par un facteur d'environ 0.65 (e.g. Aubertin et al. 1998a).

Le modèle prédictif de Kovács modifié a aussi été utilisé lors de ce travail (Aubertin et al. 1998a, 1998b). Ce modèle prédit la courbe de rétention d'eau à partir de caractéristiques physiques du matériau, soient le D_{10} et l'indice des vides. Le modèle utilise aussi trois paramètres, qui d'après les travaux récents réalisés prennent les valeurs suivantes : $b = 0.05 \text{ cm}^2$; $m = 0.14$ et $a = 0.002$ (Aubertin et al. 1998b). Comme on peut le constater sur la figure 3.5, ce modèle prédit bien la valeur de la courbe de rétention d'eau (voir aussi Monzon 1998).

Ce modèle a notamment été utilisé dans la phase de conception préliminaire de la CEBC construite au site LTA (Ricard et al. 1997a, b, c, 1999 ; voir aussi les rapports NEDEM/MEND Projet 2.22.4).

- Courbes de conductivité hydraulique non saturée

Des modèles numériques ont été utilisés pour évaluer les conditions d'écoulement non saturé lors des essais en colonne (section suivante) et aussi pour les cellules expérimentales de terrain (voir chapitre 4). Pour cela, on a besoin de la courbe de conductivité hydraulique non saturée $k-\psi$. Un modèle statistique a été utilisé pour la prédiction des courbes de conductivité hydraulique non saturée. Il s'agit du modèle de Mualem-van Genuchten (Mualem 1986 ; van Genuchten et al. 1991). Ce modèle nous donne explicitement l'expression de $k-\psi$ à partir des valeurs de la courbe de rétention d'eau. Le logiciel RETC réalise les transformations et évalue les courbes de conductivité non saturée. Les figures 3.6 à 3.9 présentent les courbes $k(\psi)$ typiques correspondant aux matériaux étudiés. Il faut noter que ces courbes étant générées à partir des courbes de rétention d'eau, il est très important que ces dernières soient établies avec une bonne précision. Plus de détails sont donnés dans Monzon (1998) ; la relation mathématique proposée par Fredlund et al. (1994) a aussi été considérée par Monzon (1998), mais celle-ci n'est pas présentée ici.

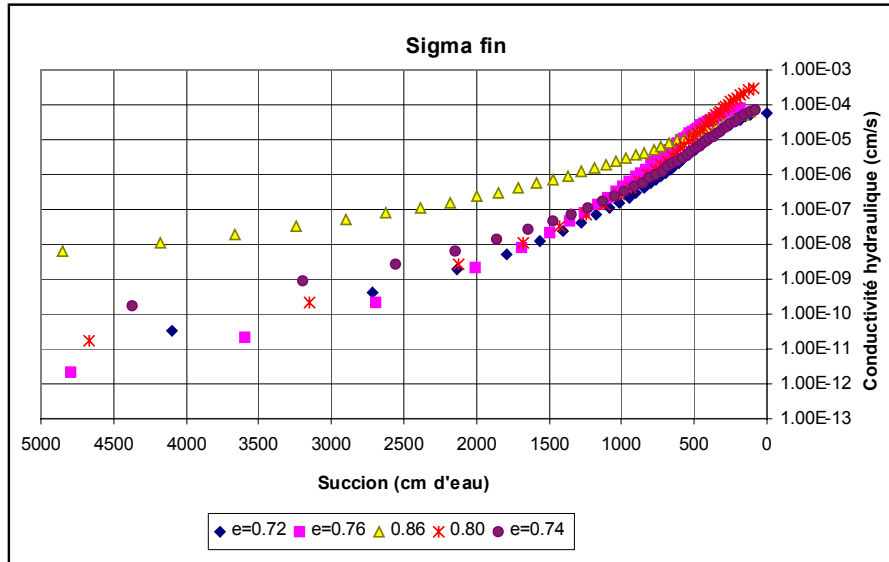


Figure 3.6 Conductivité hydraulique non saturée du matériau Sigma fin estimée avec le logiciel RETC

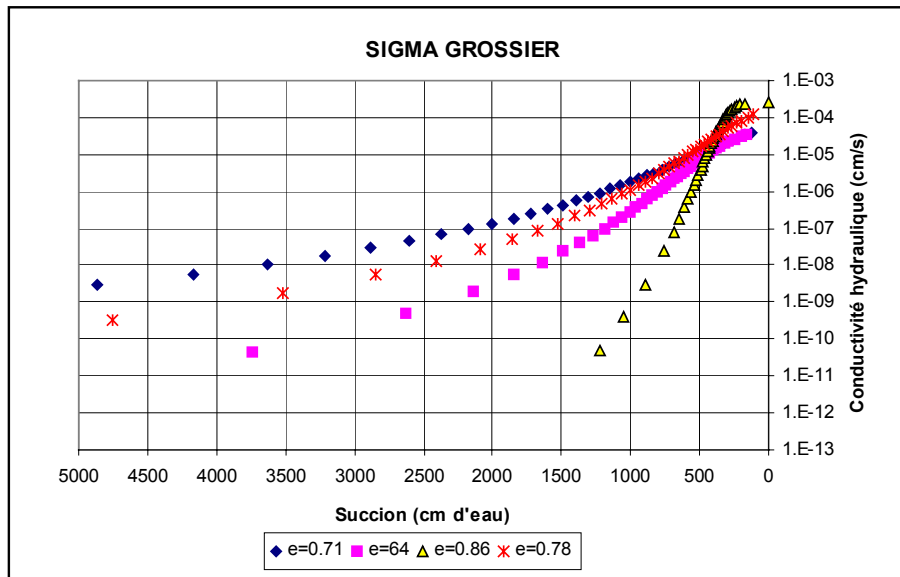


Figure 3.7 Conductivité hydraulique non saturée du matériau Sigma grossier estimée avec le logiciel RETC

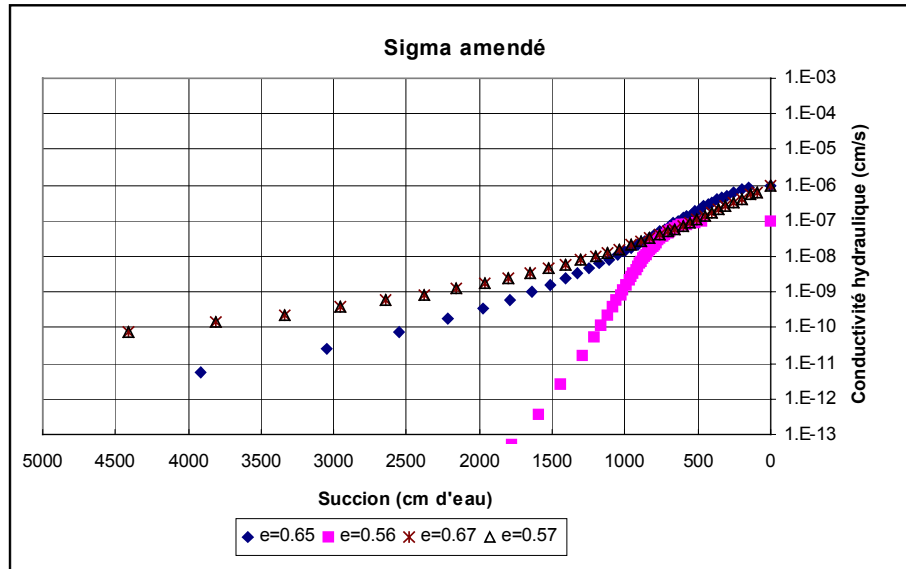


Figure 3.8 Conductivité hydraulique non saturée du matériau Sigma amendé estimée avec le logiciel RETC

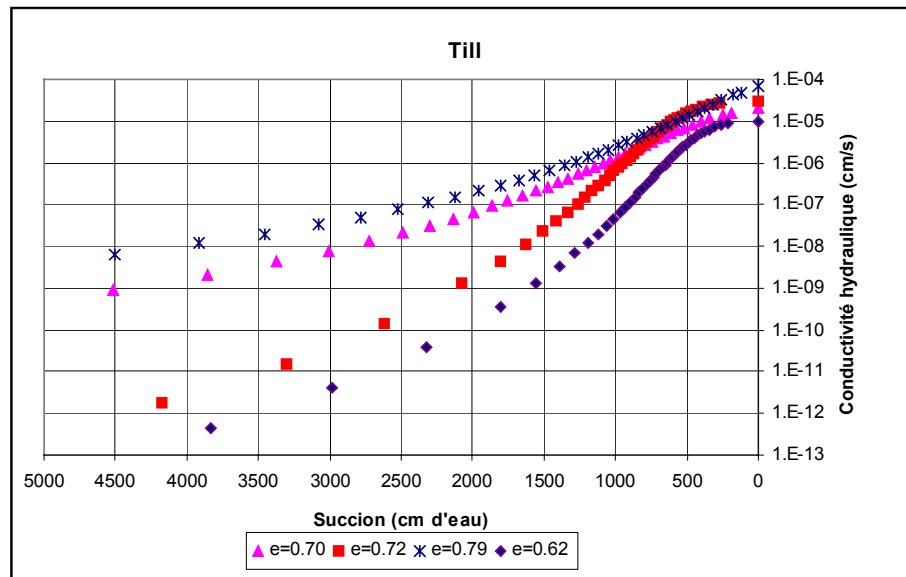


Figure 3.9 Conductivité hydraulique non saturée du till estimée avec le logiciel RETC

- Coefficient de diffusion d'oxygène

Les coefficients de diffusion effectifs ont été estimés à l'aide du logiciel POLLUTE – Version 6. (Rowe et al. 1994). La procédure du calcul a été expliquée brièvement par Aubertin et al. (1995, 1997a, 1999). Une comparaison entre la valeur théorique calculée par le modèle de Collin (1987) (pour $n \approx 0,5$) et les données expérimentales est présentée à la figure 3.10, et le tableau 3.8 présente les valeurs individuelles des coefficients de diffusion effectifs.

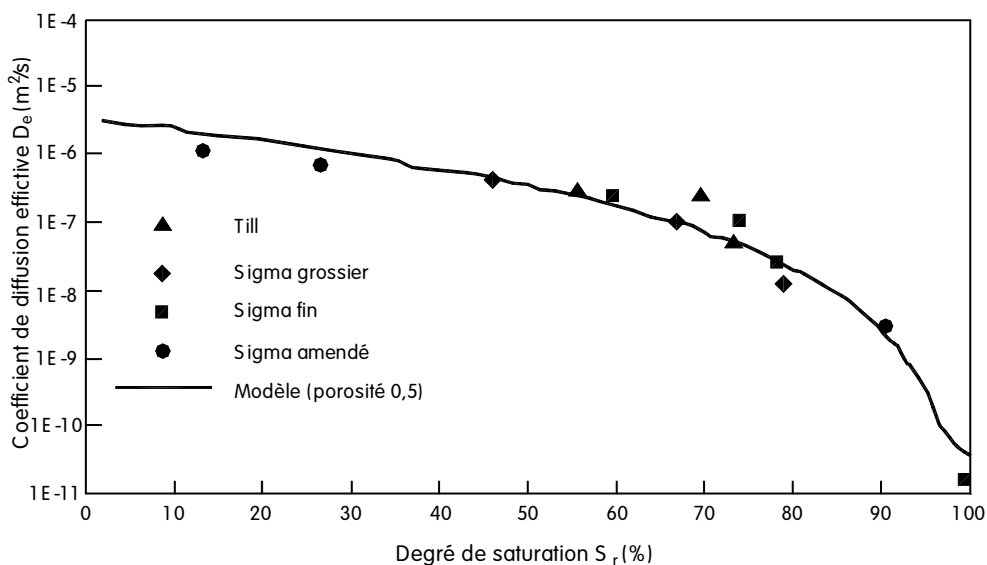


Figure 3.10 Comparaison entre les valeurs du coefficient de diffusion effectif mesurées et calculées par le modèle de Collin (1987).

On s'aperçoit à nouveau que le coefficient de diffusion effectif diminue avec le degré de saturation de l'échantillon, et il devient très faible lorsque le matériau est saturé à plus de 90 %. On constate aussi la bonne concordance entre les résultats expérimentaux et la courbe théorique de Collin (1987). Plus de détails sur la mesure et l'interprétation des essais de diffusion ont été présentés par Aachib et Aubertin (1999).

Tableau 3.8 Résultats d'essais de la mesure du coefficient de diffusion effectif

Nom	Sr	n	D _e
Sigma fin	99.00	0.317	1.6 x 10 ⁻¹¹
Sigma fin	78.10	0.379	2.63 x 10 ⁻⁸
Sigma fin	74.00	0.386	1.11 x 10 ⁻⁷
Sigma fin	59.69	0.374	2.39 x 10 ⁻⁷
Sigma grossier	78.91	0.386	1.29 x 10 ⁻⁸
Sigma grossier	67.01	0.407	4.08 x 10 ⁻⁷
Sigma grossier	45.92	0.397	4.08 x 10 ⁻⁷
Sigma amendé	90.41	0.345	8.1 x 10 ⁻⁹
Sigma amendé	26.52	0.393	6.87 x 10 ⁻⁷
Sigma amendé	13.22	0.399	1.10 x 10 ⁻⁶
Till	73.30	0.389	4.94 x 10 ⁻⁸
Till	69.60	0.328	2.53 x 10 ⁻⁷
Till	55.70	0.420	2.95 x 10 ⁻⁷

3.2 Montage des colonnes et procédures d'essai

Le rapport produit par Aubertin et al. (1997a) (rapport NEDEM 2.22.2b) décrivait la configuration des colonnes et le protocole expérimental suivi. Cette description est partiellement reprise ici afin d'aider la lecteur à bien saisir la nature des résultats présentés.

Pour ces travaux de laboratoire, le même type de colonne de contrôle que celui développé lors de la Phase I a été utilisé (Aubertin et al., 1995, rapport NEDEM 2.22.2a – voir aussi Aachib 1997). Le protocole expérimental retenu est également pratiquement identique. Pour le projet visé ici, neuf colonnes ont été construites, dont cinq ont une configuration géométrique similaire aux diverses

cellules construites *in situ* (voir chapitre 4). On visait par cela à établir une certaine corrélation entre les expériences de laboratoire et celles réalisées sur le terrain. Sept colonnes (1 à 5, 8 et 9) possédaient un système de recouvrement multicouche, alors que deux autres (colonnes 6 et 7) n'en avaient pas et servaient en principe comme colonnes témoins (ou de référence) en duplicata.

Toutes les colonnes étaient en *plexiglas*. Leur hauteur variait de 1,5 à 2,5 m à l'exception des deux colonnes sans couverture, qui ont été construites à l'aide d'une seule section et qui ne contenaient que 30 cm de résidus réactifs. Les sept autres colonnes étaient formées de sections de 50 cm chacune ; leur diamètre intérieur est de 15,24 cm. Le tableau 3.9 décrit les caractéristiques de chaque colonne et la figure 3.11 montre les colonnes de contrôle et les deux colonnes témoins.

Toutes les colonnes incluent au bas une couche de résidus réactifs provenant du site Manitou, d'une épaisseur de 30 cm. Cette couche repose sur un géotextile posé sur un disque en céramique poreuse de 0,5 bar (environ 5 m d'eau) d'AEV. Ce montage permet le drainage de la colonne tout en empêchant le passage de l'air à travers les tubulures au bas de la colonne, vers les résidus sulfureux. Pour faciliter le drainage du disque poreux, un disque en plastique rigide perforé d'une épaisseur de 75 mm a été placé à la base de chaque colonne (figure 3.11c). L'eau de percolation est collectée dans un flacon au bas de la colonne, afin d'être analysée. Des sondes RDT ont été insérées pour mesurer la teneur en eau dans les différentes couches de la couverture pendant les essais.

Chacune des colonnes de contrôle 1 à 5 représentait une cellule *in situ* (voir chapitre 4). La colonne de contrôle 1 a été montée à l'image de la cellule expérimentale *in situ* numéro 1 ; elle renferme une couche de résidus non réactifs (Sigma grossier) d'une épaisseur de 60 cm confinée entre deux couches de sable (30 cm pour la couche de surface et 40 cm pour la couche sous-jacente). La couche de résidus non réactifs (couche à rétention capillaire) a été compactée à 86 % de l'optimum proctor avec une teneur en eau gravimétrique moyenne de 10,2 %. En dessous de ce système qui constitue le recouvrement multicouche, on trouve les 30 cm de résidus miniers sulfureux peu oxydés (de Manitou), compactés à 80 % de l'optimum Proctor avec une teneur en eau de 4,5 %.

Tableau 3.9 Caractéristiques des colonnes expérimentales

COLONNE 1

COUCHE	D _r	Longueur L (cm)	Volume V (col. cm ³)	Masse hum M (g)	Compac- tage %proctor	w (%) (moyen)	e	Masse sèche M _d (g)	Masse volumique sèche ρ _d (g/cm ³)	Masse volumique ρ _h (g/cm ³)	γ _{opt} (100%) (kg/m ³)	γ (kg/m ³)
sable	2.780	30.00	5472.44	11144.00	90.00	3.00	0.41	10809.69	1.98	2.04	2110.00	1937.76
Sigma grossier	2.798	60.40	11017.85	18570.40	86.70	11.20	0.87	16490.52	1.50	1.69	1817.00	1468.27
sable	2.780	39.85	7269.23	14896.30	90.50	3.00	0.40	14449.41	1.99	2.05	2110.00	1949.98
Manitou	2.849	29.75	5426.84	9226.80	80.00	4.40	0.75	8820.82	1.63	1.70	2009.00	1594.52

COLONNE 2

COUCHE	D _r	Longueur L (cm)	Volume V (col. cm ³)	Masse hum M (g)	Compac- tage %proctor	w (%) (moyen)	e	Masse sèche M _d (g)	Masse volumique sèche ρ _d (g/cm ³)	Masse volumique ρ _h (g/cm ³)	γ _{opt} (100%) (kg/m ³)	γ (kg/m ³)
sable	2.780	30.00	5727.82	11984.70	90.96	6.50	0.42	11205.69	1.96	2.09	2110.00	1919.19
till	2.743	60.10	11036.09	20794.70	78.37	25.85	0.96	15419.27	1.40	1.88	1749.00	1370.62
sable	2.780	40.80	7296.59	15487.10	90.59	8.20	0.43	14217.16	1.95	2.12	2110.00	1911.45
Manitou	2.849	30.30	5472.44	10965.60	79.94	18.30	0.74	8958.90	1.64	2.00	2009.00	1605.99

COLONNE 3

COUCHE	D _r	Longueur	Volume	Masse	Compac-	w (%)	e	Masse	Masse	Masse	γ _{opt}	γ
--------	----------------	----------	--------	-------	---------	-------	---	-------	-------	-------	------------------	---

		L (cm)	V (col. cm ³)	hum M (g)	tage %proctor	(moyen)		sèche M _d (g)	volumique sèche ρ _d (g/cm ³)	volumique ρ _h (g/cm ³)	(100%) (kg/m ³)	(kg/m ³)
sable	2.780	24.88	4538.48	9288.90	87.07	8.50	0.48	8499.34	1.87	2.05	2110.00	1837.15
Sigma fin	2.809	30.32	5530.81	9511.70	83.71	9.30	0.80	8627.11	1.56	1.72	1828.00	1530.19
sable	2.780	45.25	8254.26	16892.50	90.77	4.60	0.42	16115.45	1.95	2.05	2110.00	1915.28
Manitou	2.849	30.35	5536.29	9226.00	77.25	5.07	0.80	8758.24	1.58	1.67	2009.00	1551.91

Tableau 3.9 - Caractéristiques des colonnes expérimentales (suite)

COLONNE 4

COUCHE	D _r	Longueur L (cm)	Volume V (col. cm ³)	Masse hum M (g)	Compac- tage %proctor	w (%) (moyen)	e	Masse sèche M _d (g)	Masse volumique sèche ρ _d (g/cm ³)	Masse volumique ρ _h (g/cm ³)	γ _{opt} (100%) (kg/m ³)	γ (kg/m ³)
sable	2.780	30.00	5472.44	11655.80	94.47	4.60	0.37	11119.63	2.03	2.13	2110.00	1993.33
Sig gro- amen	2.822	14.90	2717.98	4252.50	64.48	20.3	1.17	3533.83	1.30	1.56	1978.00	1275.46
Sig gro- no-ame	2.798	15.10	2754.46	4291.80	74.83	11.00	1.02	3819.70	1.39	1.56	1818.00	1360.38
sable	2.780	39.40	7187.14	15114.00	93.66	4.20	0.38	14479.21	2.01	2.10	2110.00	1976.32

Manitou	2.849	29.90	5454.20	9660.40	82.34	4.80	0.69	9196.70	1.69	1.77	2009.00	1654.13
---------	-------	-------	---------	---------	-------	------	------	---------	------	------	---------	---------

COLONNE 5

COUCHE	D _r	Longueur (cm)	Volume (col. cm ³)	Masse hum M (g)	Compac- tage %proctor	w (%) (moyen)	e	Masse sèche M _d (g)	Masse volumique sèche ρ _d (g/cm ³)	Masse volumique ρ _h (g/cm ³)	γ _{opt} (100%) (kg/m ³)	γ (kg/m ³)
sable	2.780	30.00	5472.44	11473.00	93.67	3.90	0.38	11025.55	2.01	2.10	2110.00	1976.46
Sigma fin	2.809	91.80	16745.67	27830.40	80.35	10.40	0.89	24936.04	1.49	1.66	1818.00	1460.81
sable	2.780	40.60	7406.04	14740.60	88.93	3.90	0.45	14165.72	1.91	1.99	2110.00	1876.38
Manitou	2.849	30.20	5508.92	9507.00	80.14	4.90	0.74	9041.16	1.64	1.73	2009.00	1610.00

COLONNE 6 ET 7

COUCHE	D _r	Longueur (cm)	Volume (col. cm ³)	Masse hum M (g)	Compac- tage %proctor	w (%) (moyen)	e	Masse sèche M _d (g)	Masse volumique sèche ρ _d (g/cm ³)	Masse volumique ρ _h (g/cm ³)	γ _{opt} (100%) (kg/m ³)	γ (kg/m ³)
Manitou 6	2.849	29.90	5454.20	9226.00	78.63	4.80	0.77	8783.15	1.61	1.69	2009.00	1579.75
Manitou 7	2.849	29.90	5454.20	9226.00	78.63	4.80	0.77	8783.15	1.61	1.69	2009.00	1579.75

Tableau 3.9 – Caractéristiques des colonnes expérimentales (suite et fin)

COLONNE 8

COUCHE	D _r	Longueur L (cm)	Volume V (col. cm ³)	Masse hum M (g)	Compac- tage %proctor	w (%) (moyen)	e	Masse sèche M _d (g)	Densité totale ρ _d (g/cm ³)	Densité ρ _h (g/cm ³)	γ _{opt} (100%) (kg/m ³)	γ (kg/m ³)
sable	2.780	30.00	5764.30	9687.30	75.61	3.23	0.71	9374.40	1.63	1.68	2110.00	1595.39
Sigma grossier	2.798	80.00	15286.35	21100.40	66.91	10.17	1.26	18954.49	1.24	1.38	1817.00	1216.40
sable	2.780	60.00	11017.85	20887.00	85.29	3.23	0.52	20212.35	1.83	1.90	2110.00	1799.65
Manitou	2.849	30.00	5362.99	6885.00	59.89	4.47	1.32	6577.24	1.23	1.28	2009.00	1203.11

COLONNE 9

COUCHE	D _r	Longueur (cm)	Volume (col. cm ³)	Masse hum M (g)	Compac- tage %proctor	w (%) (moyen)	e	Masse sèche M _d (g)	Densité totale ρ _d (g/cm ³)	Densité ρ _h (g/cm ³)	γ _{opt} (100%) (kg/m ³)	γ (kg/m ³)
sable	2.780	30.00	5472.44	10238.10	80.89	7.00	0.60	9521.43	1.74	1.87	2110.00	1706.83
Sigma fin	2.743	80.00	14584.05	20381.80	68.40	9.30	1.22	18486.29	1.27	1.40	1818.00	1243.48
sable	2.780	60.00	10926.64	19581.20	80.82	3.00	0.60	18993.76	1.74	1.79	2110.00	1705.27
Manitou	2.849	30.00	5508.92	7645.30	64.79	4.40	1.15	7308.91	1.33	1.39	2009.00	1301.53

Les autres colonnes de contrôle ont été montées de façon semblable, sauf pour la colonne 2 où le till et le résidu sulfureux ont été placés dans un état plus humide (teneurs en eau de 26 % et 18 %, respectivement). Pour les colonnes 2 à 5, les épaisseurs du matériau de la couche à forte rétention capillaire étaient (tableau 3.9) :

- colonne 2 : épaisseur 60 cm constituée d'un matériau silteux d'origine naturelle (till),
- colonne 3 : épaisseur 30 cm constituée de résidus miniers non réactifs (Sigma fin),
- colonne 4 : épaisseur 30 cm, avec 15 cm de résidus miniers non réactifs (Sigma grossier) amendés à la bentonite et 15 cm des mêmes résidus miniers non amendés,
- colonne 5 : épaisseur 90 cm constituée de résidus miniers non réactifs (Sigma fin).

Deux autres colonnes avec couvertures (colonnes 8 et 9) ont été montées de façon à obtenir une porosité plus élevée, qui serait représentative d'une mise en place hydraulique, qui dans certains cas pourrait permettre de réduire les coûts de construction (voir chapitre 5). La colonne 8 a été construite avec les résidus Sigma grossier et la colonne 9 avec les résidus miniers Sigma fin. De bas en haut, pour chacune des ces deux colonnes, on retrouve une couche de 30 cm de résidus miniers réactifs (Manitou), une couche de sable de 40 cm, une couche de résidus miniers non réactifs de 80 cm (composée de Sigma fin pour la colonne 8 et de Sigma grossier pour la colonne 9), et enfin une couche de sable de 30 cm (tableau 3.9). Contrairement aux autres colonnes, les matériaux des colonnes 8 et 9 n'ont été densifiés que très légèrement. Deux petites plaques de tassement ont été mises en place dans chacune de ces deux colonnes, une à l'interface résidus miniers réactifs et sable, et une à la surface des résidus non réactifs. Elles ont également été instrumentées avec des sondes RDT (figure 3.11). Ces colonnes visaient à évaluer l'efficacité d'un recouvrement construit par des moyens hydrauliques plutôt que mécaniques, tout en considérant les tassements des différents matériaux dans le temps en fonction des conditions hydrogéologiques induites par les cycles de mouillage et séchage.

Tel que mentionné, le protocole expérimental suivi était similaire à celui développé pour la phase I (Aubertin et al. 1995 ; Aachib 1997). Une hauteur d'eau d'environ 10 cm était ainsi ajoutée périodiquement dans chaque colonne. Des mesures de teneurs en eau au RDT étaient prises à intervalles réguliers. L'eau de percolation était recueillie à la base de chaque colonne pour être

analysée. Les mesures portaient sur le pH, le Eh, la conductivité électrique, les teneurs en sulfates et en métaux dissous (voir aussi le rapport NEDEM 2.22.2b, Aubertin et al. 1997a). Plus de détails sur le montage des colonnes et sur les résultats des analyses chimiques ont été présentés dans les rapports d'avancement no 7 (mars 97), no 8 (juillet 97), no 9 (mars 1998) et no 10 (juillet 98) - disponible du NEDEM/MEND - ainsi que dans Monzon (1998) et Joanes (1999).

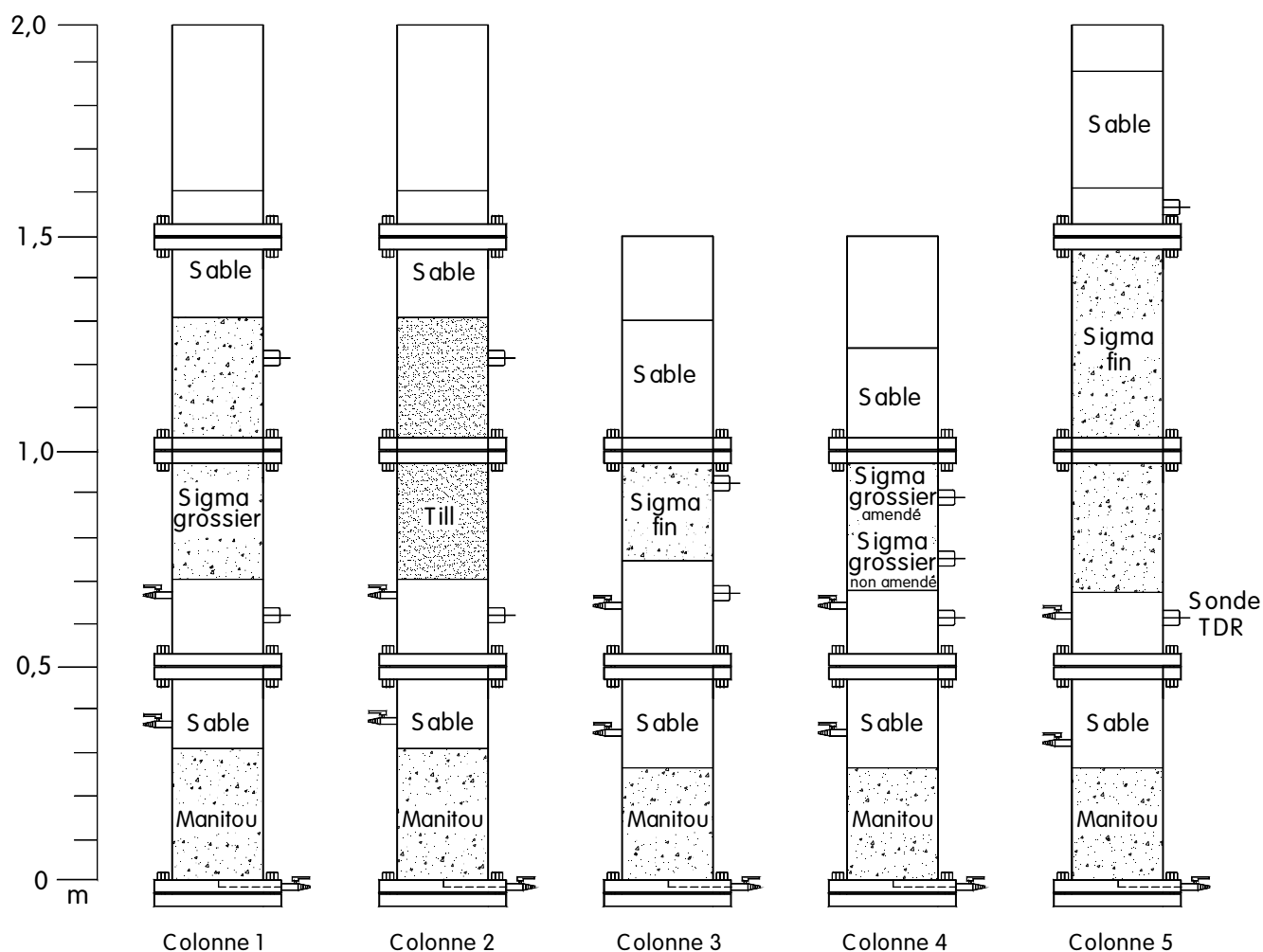


Figure 3.11a Schématisation de la configuration des colonnes de contrôle 1 à 5

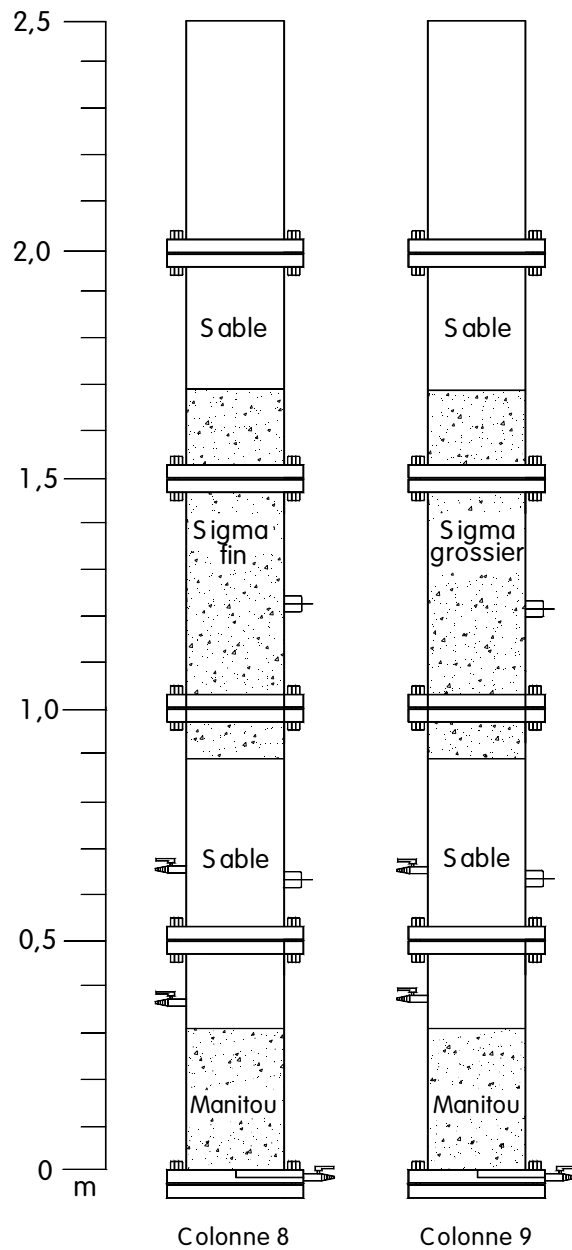


Figure 3.11b Schématisation de la configuration des colonnes de contrôle 8 et 9, où les matériaux ont été mis en place dans un état lâche.

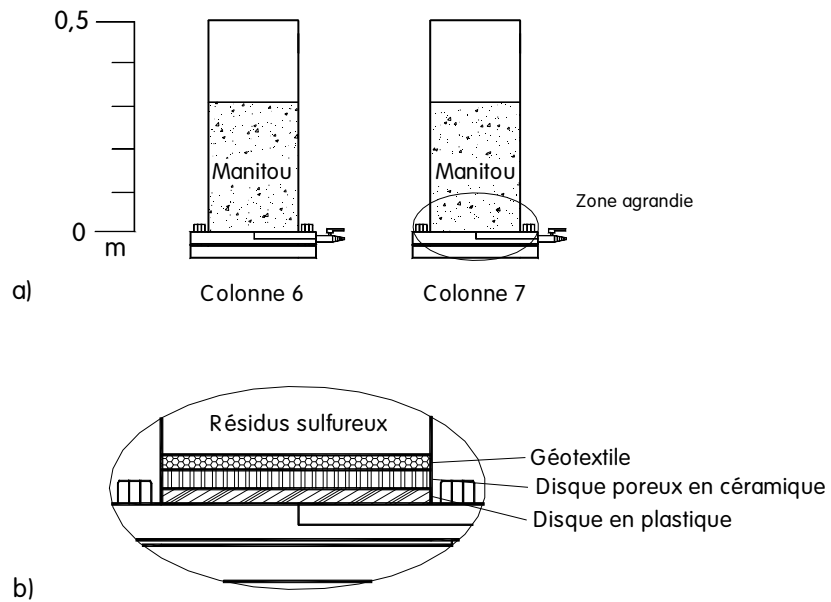
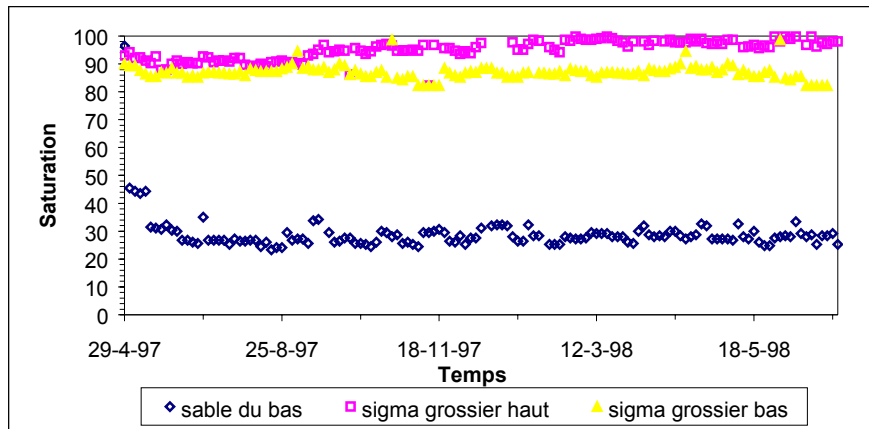


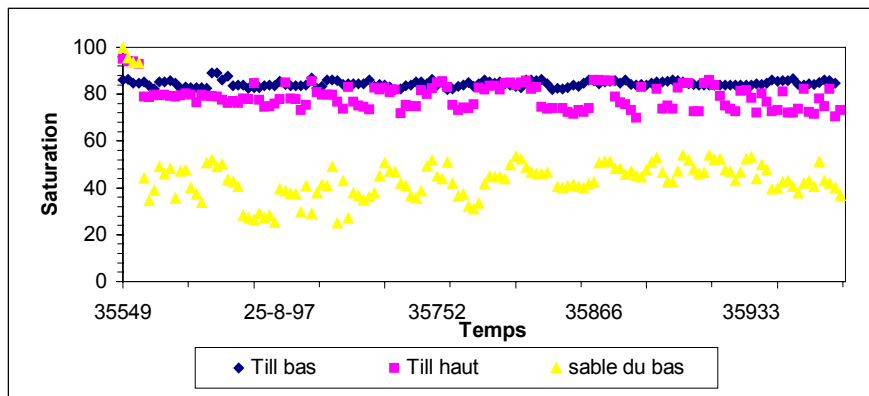
Figure 3.11c Schématisation de la configuration des diverses colonnes témoins (a) et de la base des diverses colonnes (b)

3.3 Analyse des conditions hydriques

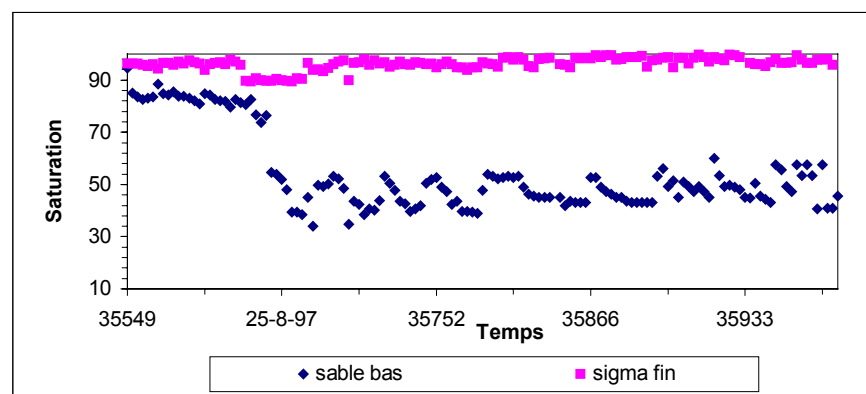
Tout au long du déroulement des essais de percolation/lixiviation en colonne, la teneur en eau dans les différentes couches des CEBC a été mesurée régulièrement à l'aide des sondes RDT insérées dans les matériaux. On présente aux figures 3.12 certains résultats de ces mesures, en terme du degré de saturation S_r ($= \theta/n$, où θ est la teneur en eau volumique mesurée et n est la porosité estimée suite au montage des colonnes). Comme on peut le voir sur ces figures, l'effet de barrière capillaire s'est développé dans chacune des colonnes : la saturation de la couche de matériau fin est demeurée élevée (souvent en haut de 90 %) alors que celle du sable du bas est réduite proche de sa valeur résiduelle (autour de 30 %) (e.g. Akindunni et al. 1991 ; Aubertin et al. 1995, 1996c). Certaines particularités ont toutefois été observées. Par exemple, dans la colonne 4, la couche de résidus Sigma amendé avait un haut degré de saturation, mais pas celle de Sigma grossier placée en-dessous. Dans ce cas-ci, la structure Sigma amendé/Sigma grossier/sable a créé deux niveaux d'effets capillaires, et cette structure ne s'est pas révélée bénéfique pour la performance de la CEBC. Une structure Sigma grossier/Sigma amendé/sable aurait peut être été préférable, mais cela devrait être confirmé par des simulations et des essais. Comme on le verra plus tard dans ce chapitre et au chapitre 4, cette CEBC a été moins efficace que les autres sur le terrain.



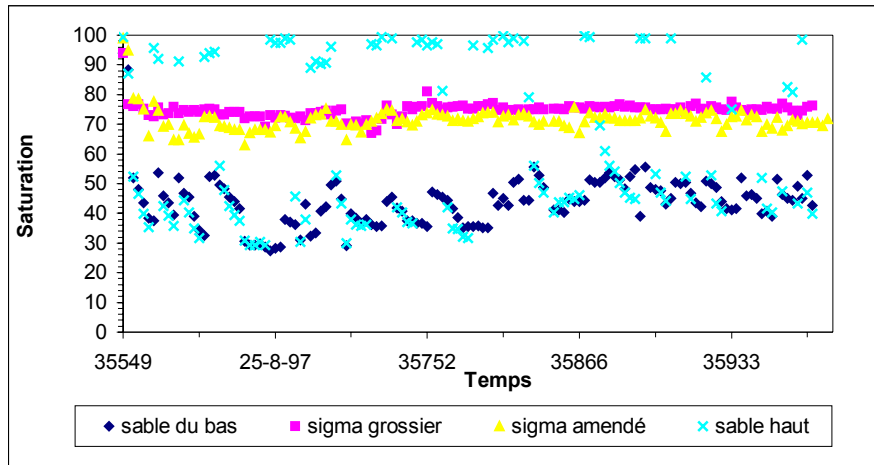
a) Évolution du degré de saturation pour les différentes couches de la colonne 1



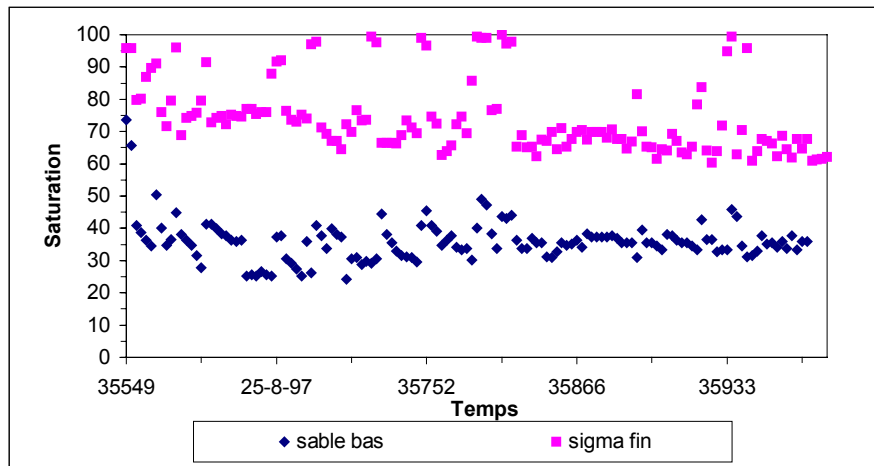
b) Évolution du degré de saturation pour les différentes couches de la colonne 2



c) Évolution du degré de saturation pour les différentes couches de la colonne 3
Figure 3.12 Degré de saturation dans les colonnes

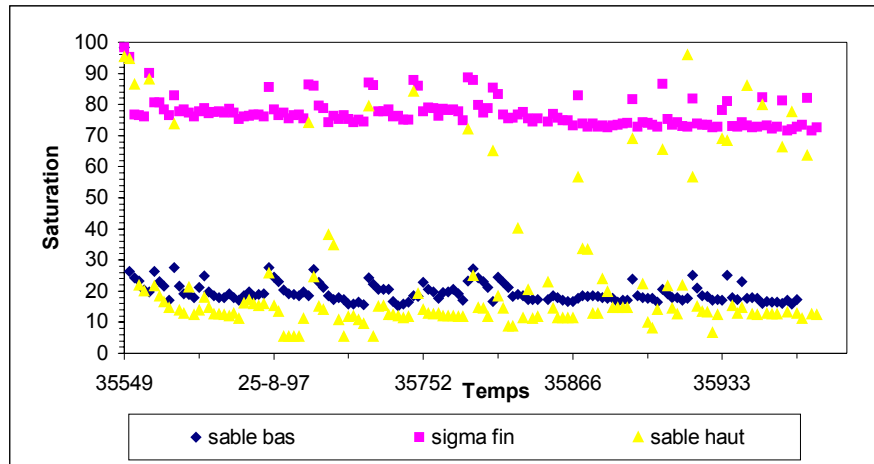


d) Évolution du degré de saturation pour les différentes couches de la colonne 4

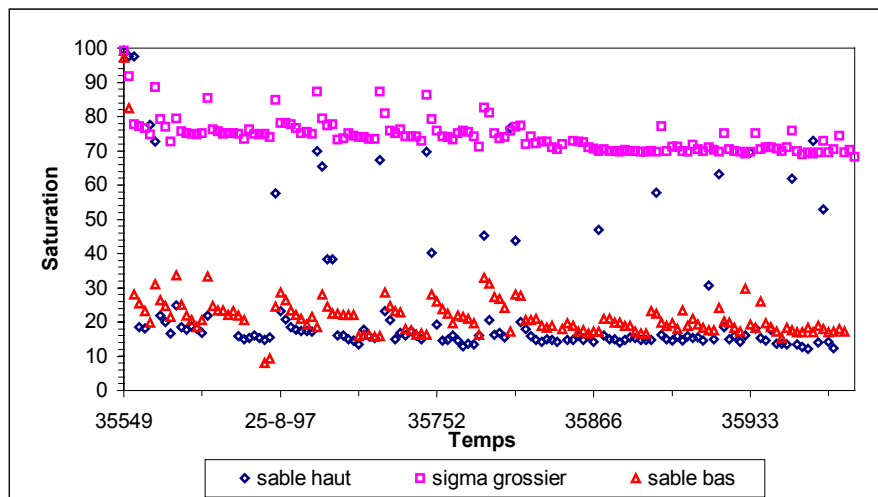


e) Évolution du degré de saturation pour les différentes couches de la colonne 5

Figure 3.12 Degré de saturation dans les colonnes (suite)



f) Évolution du degré de saturation pour les différentes couches de la colonne 8



g) Évolution du degré de saturation pour les différentes couches de la colonne 9

Figure 3.12 Degré de saturation dans les colonnes (suite et fin)

D'autre part, les degrés de saturation dans les couches de matériaux fins des colonnes 5, 8 et 9, déduits des mesures au RDT, sont plus basses que celles anticipées. Cependant, les valeurs de teneur en eau et de porosité déterminées au démontage ont montré le bon comportement des couvertures (voir tableau 3.10). En ce sens, la sonde RDT placée dans la couche fine de la colonne 5 ne semble pas avoir bien fonctionné. Les écarts observés pour les colonnes 8 et 9 seraient dus aux tassements des matériaux mis en place dans un état lâche (on peut déduire les tassements dans les diverses couches à partir de la variation de la porosité). En fait, les teneurs en eau gravimétriques (ou massiques) obtenues lors du démontage ont montré que les CEBC des colonnes 5, 8 et 9 se comportaient aussi bien que celles des colonnes 1 à 3 (voir tableau 3.10). La mise en place hydraulique ne serait donc pas défavorable à la performance de couvertures construites avec des rejets non densifiés.

Comme on l'a vu plus tôt, chacun des matériaux utilisés dans ce projet a été caractérisé en laboratoire, notamment en ce qui à trait aux propriétés hydriques. Les résultats de ces essais ont été présentés dans les sections qui précèdent (voir aussi les rapports d'avancements no 4 -mars 1996, no 5 -juillet 1996, no 6 -novembre 1996 et no 7 -mars 1997). Les principaux résultats d'essais de rétention d'eau ont ensuite été utilisés pour la modélisation des essais en colonne. La figure 3.13 montre les courbes de rétention d'eau introduites dans le logiciel SEEP/W (Geoslope International, 1994). À partir de ces propriétés, diverses simulations numériques ont été réalisées.

Les valeurs de θ (ou S_r) mesurées ont ainsi été comparées aux résultats des calculs numériques réalisés soit avec le logiciel Hydrus (voir chapitre 2 - aussi Aachib, 1997 ; Aubertin et al. 1997a) ou avec le logiciel SEEP/W (Aubertin et al. 1996c ; Bussière et al. 1997 ; Monzon 1998 ; Joanes 1999).

Tableau 3.10 Caractéristiques des matériaux des colonnes

a) Caractéristiques des matériaux de la colonne 1

Matériau	Montage					Démontage				
	Porosité <i>n</i>	<i>e</i>	<i>w</i> (%) moyen	γ_d	<i>Sr</i>	Porosité <i>n</i>	<i>e</i>	<i>w</i> (%) moyen	γ_d	<i>Sr</i>
Sable	0,29	0,41	3	2,04	20,5	0,29	0,41	2	2,04	13,5
Sigma gros	0,46	0,87	11,2	1,69	36,0	0,46	0,87	25,9	1,69	83,1
Sable	0,29	0,4	3	2,05	20,9	0,29	0,4	4	2,05	28,3
Manitou	0,43	0,75	4,4	1,7	16,6	0,42	0,72	19	1,66	75,4

b) Caractéristiques des matériaux de la colonne 2

Matériau	Montage					Démontage				
	Porosité <i>n</i>	<i>e</i>	<i>w</i> (%) moyen	γ_d	<i>Sr</i>	Porosité <i>n</i>	<i>e</i>	<i>w</i> (%) moyen	γ_d	<i>Sr</i>
Sable	0,29	0,42	6,5	1,96	42,9	0,29	0,41	3,34	1,96	23,7
Till	0,49	0,96	25,85	1,4	73,6	0,40	0,68	22,8	1,67	93
Sable	0,3	0,43	8,2	1,95	53,4	0,3	0,43	4,79	1,95	31,6
Manitou	0,425	0,74	18,3	1,64	70,4	0,43	0,74	17,9	1,64	69,1

c) Caractéristiques des matériaux de la colonne 3

Matériau	Montage					Démontage				
	Porosité <i>n</i>	<i>e</i>	<i>w</i> (%) moyen	γ_d	<i>Sr</i>	Porosité <i>n</i>	<i>e</i>	<i>w</i> (%) moyen	γ_d	<i>Sr</i>
Sable	0,33	0,48	8,50	2,05	48,8	0,33	0,48	1,53	2,05	8,68
Sigma fin	0,44	0,8	9,3	1,72	32,6	0,44	0,8	26,6	1,56	95,2
Sable	0,3	0,42	4,6	2,05	30,2	0,3	0,42	3,77	2,05	24,6
Manitou	0,44	0,8	5,07	1,67	18,0	0,43	0,76	15,8	1,62	59

d) Caractéristiques des matériaux de la colonne 4

Matériau	Montage					Démontage				
	Porosité <i>n</i>	<i>e</i>	<i>w</i> (%) moyen	γ_d	<i>Sr</i>	Porosité <i>n</i>	<i>e</i>	<i>w</i> (%) moyen	γ_d	<i>Sr</i>
Sable	0,27	0,37	4,6	2,03	34,7	0,27	0,37	2,85	2	22,3
Sigma amendé	0,54	1,17	16,9	1,3	40,8	0,465	0,87	29,25	1,51	100
Sigma grossier	0,5	1,02	11	1,39	30,2	0,45	0,82	25,96	1,54	84,2
Sable	0,28	0,39	4,2	2,01	30,7	0,28	0,38	5,00	1,39	37,0
Manitou	0,41	0,69	4,8	1,69	19,8	0,44	0,78	17,09	1,6	62,5

e) Caractéristiques des matériaux de la colonne 5

Matériau	Montage					Démontage				
	Porosité <i>n</i>	<i>e</i>	<i>w</i> (%) moyen	γ_d	<i>Sr</i>	Porosité <i>n</i>	<i>e</i>	<i>w</i> (%) moyen	γ_d	<i>Sr</i>
Sable	0,275	0,38	3,9	2,01	28,5	0,275	0,38	2,29	2,01	16,8
Sigma fin	0,47	0,89	10,4	1,49	33	0,455	0,83	27,8	1,53	97
Sable	0,312	0,45	3,9	1,91	23,9	0,312	0,45	4,59	1,91	28,1
Manitou	0,425	0,74	4,39	1,64	19	0,396	0,65	18,69	1,72	81,3

Tableau 3.10 Caractéristiques des matériaux des colonnes (suite)

f) Caractéristiques des matériaux de la colonne 8

Matériau	Montage					Démontage				
	Porosité <i>n</i>	<i>e</i>	<i>w</i> (%) moye <i>n</i>	γ_d	<i>Sr</i>	Porosité <i>n</i>	<i>e</i>	<i>w</i> (%) moyen	γ_d	<i>Sr</i>
Sable	0,42	0,71	1,63	3,23	32,6	0,37	0,6	2,7	1,63	12,8
Sigma fin	0,56	1,26	1,24	10,17	21,5	0,45	0,81	27,58	1,55	95
Sable	0,34	0,52	1,83	3,23	13,9	0,37	0,6	4,87	1,83	23
Manitou	0,57	1,32	1,23	4,47	10,9	0,438	0,78	24,6	1,60	89,2

g) Caractéristiques des matériaux de la colonne 9

Matériau	Montage					Démontage				
	Porosité <i>n</i>	<i>e</i>	<i>w</i> (%) moye <i>n</i>	γ_d	<i>Sr</i>	Porosité <i>n</i>	<i>e</i>	<i>w</i> (%) moyen	γ_d	<i>Sr</i>
Sable	0,37	0,6	7	1,87	12,7	0,37	0,6	2,31	1,87	8,87
Sigma fin	0,55	1,22	9,3	1,40	22,7	0,47	0,87	28,54	1,51	91,5
Sable	0,37	0,6	3	1,79	17,4	0,37	0,6	11,9	1,79	64
Manitou	0,53	1,15	4,4	1,39	9,6	0,44	0,78	17,1	1,6	61

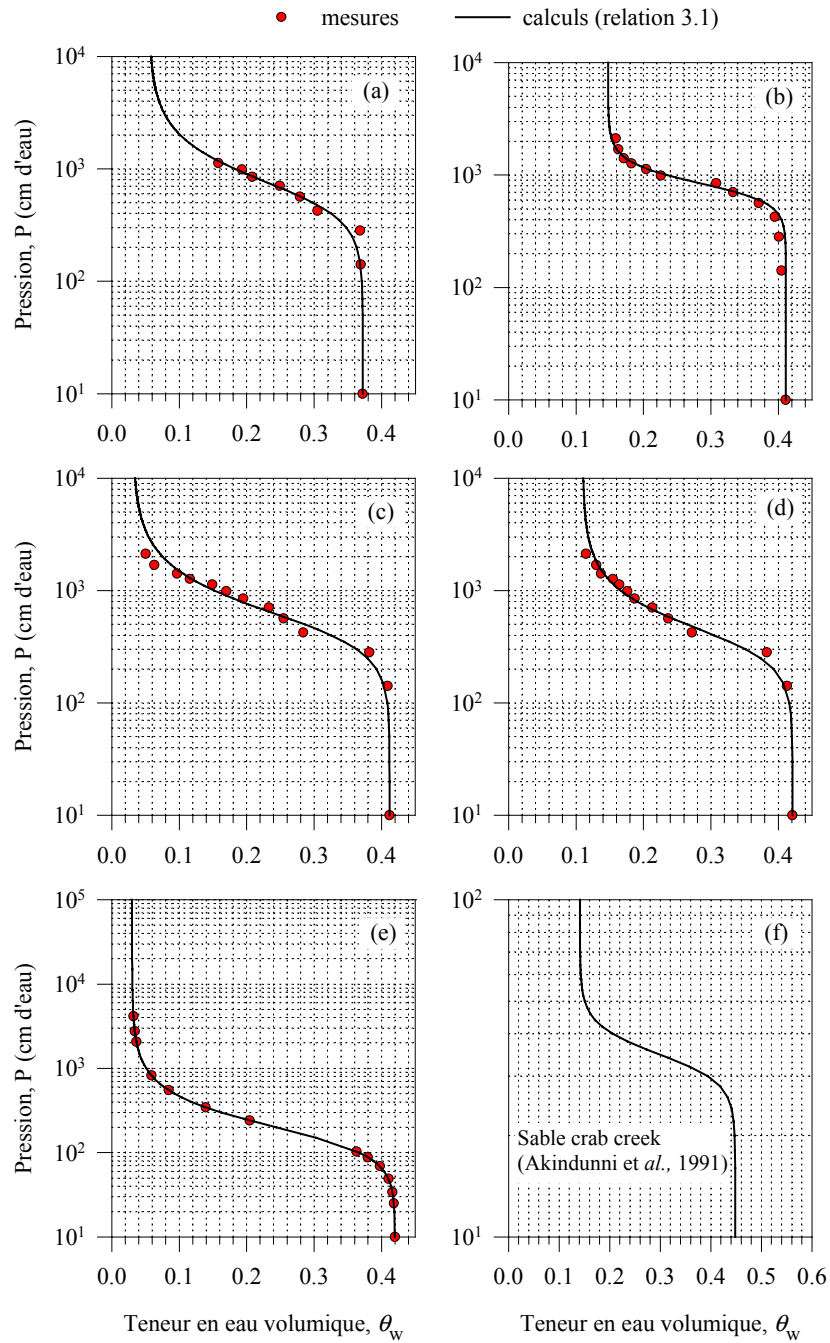
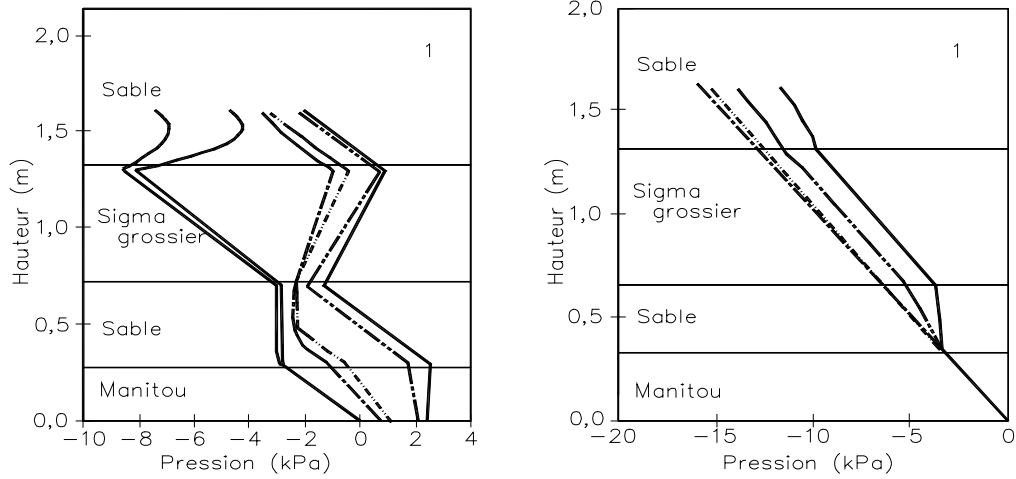
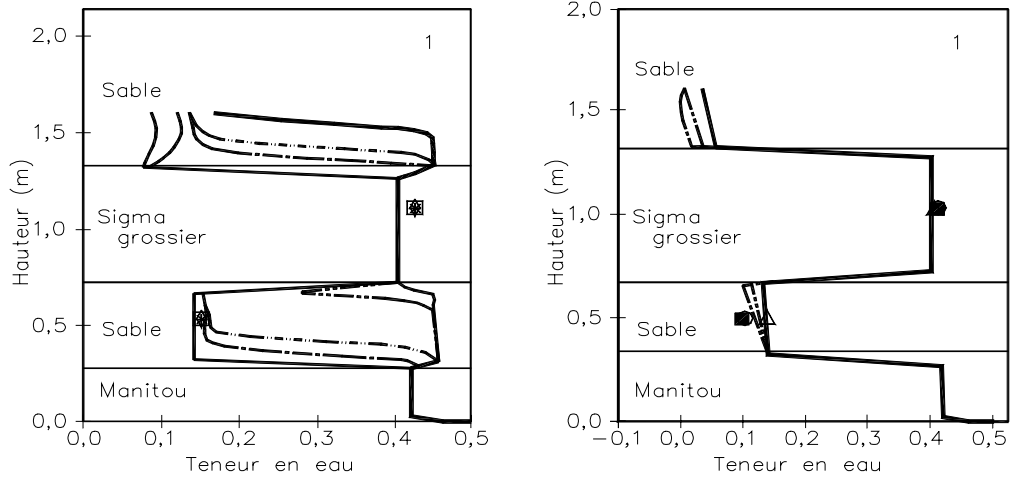
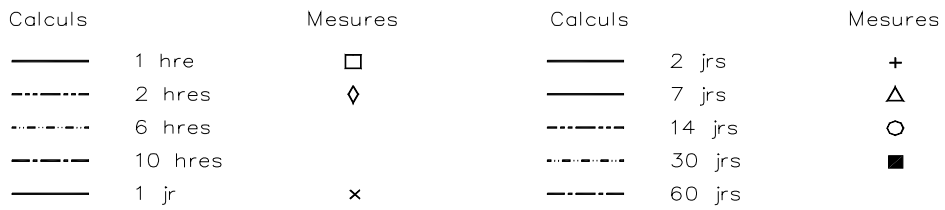


Figure 3.13 Courbes de rétention d'eau des matériaux utilisés définies avec la relation de van Genuchten (1980); (a) Sigma grossier amendé, (b) Till, (c) Sigma grossier (d) Sigma fin, (e) Résidus sulfureux (Manitou), (f) Sable.

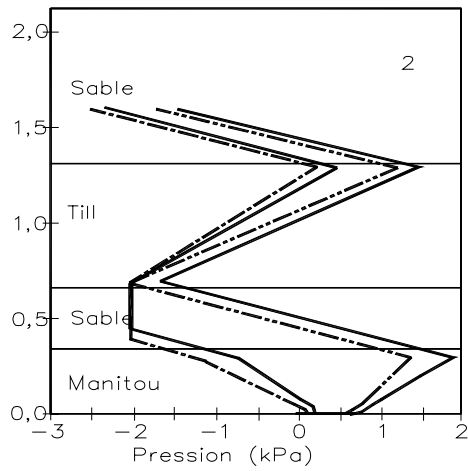


a) Profil de pression

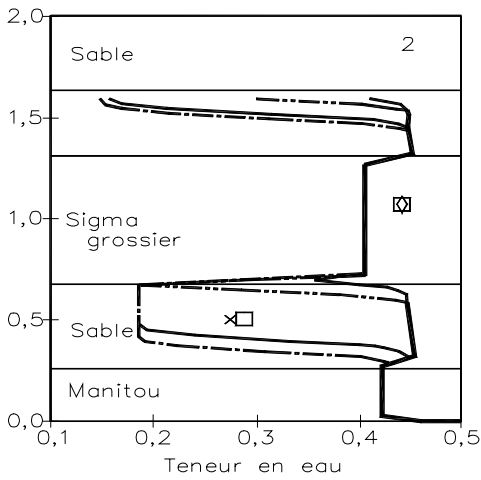
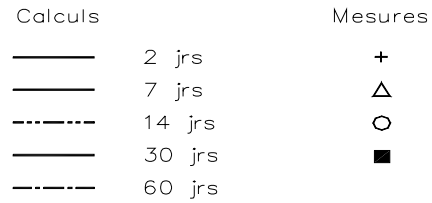
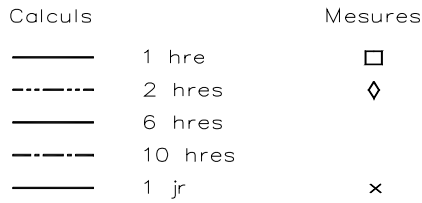
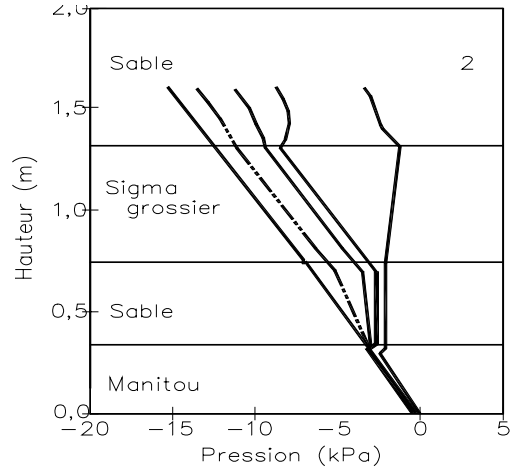


b) Profil de teneur en eau

Figure 3.14 Profil de succion et de teneur en eau pour la colonne 1.



Profil de pression



Profil de teneur en eau

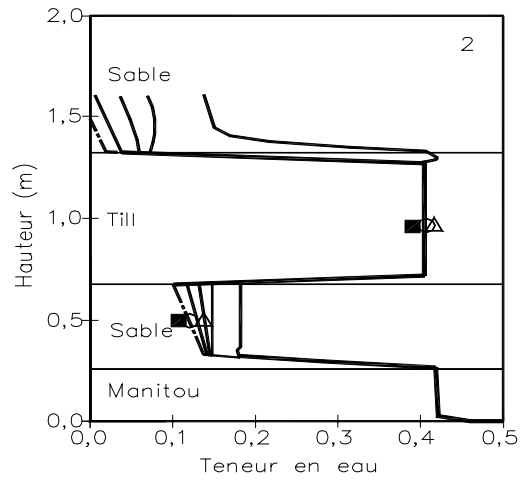
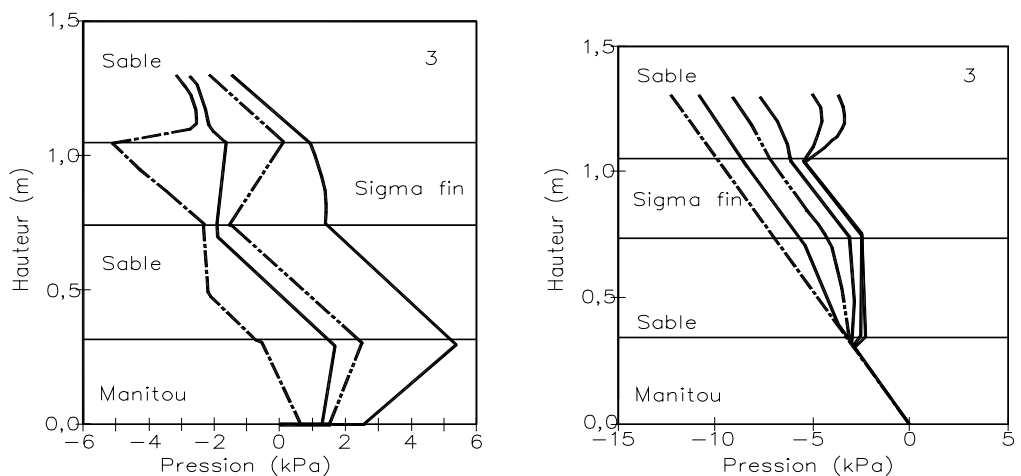
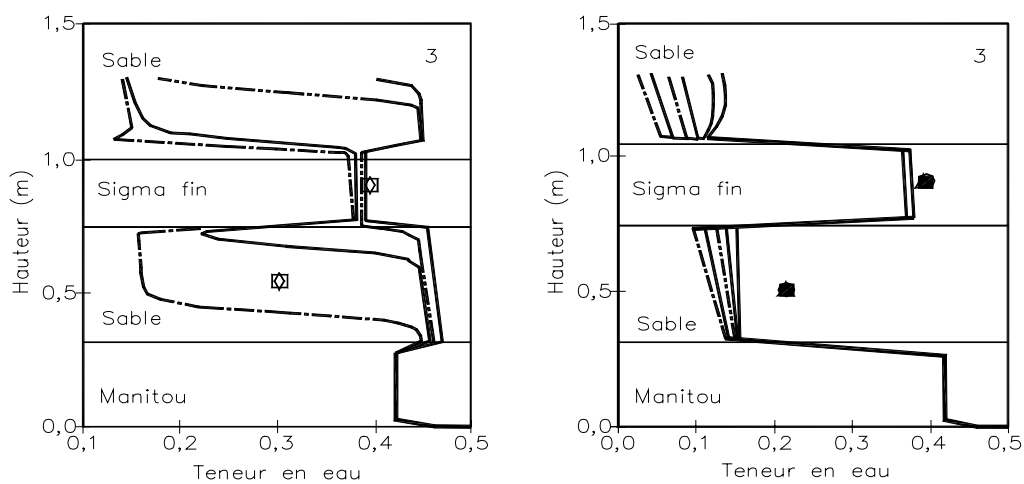
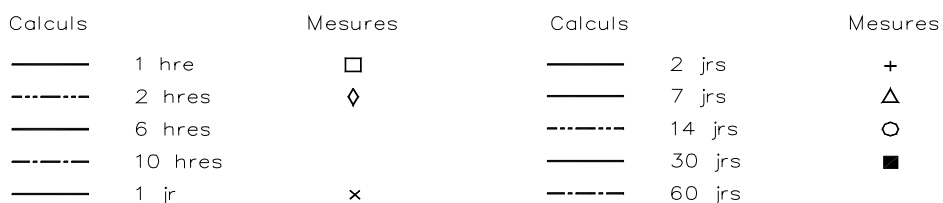


Figure 3.15 Profil de succion et de teneur en eau pour la colonne 2.

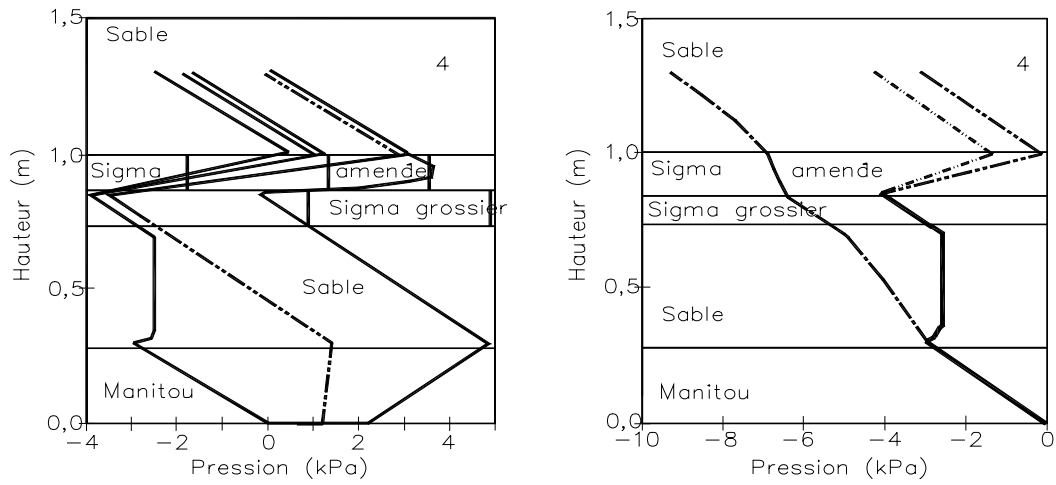


a) Profil de pression



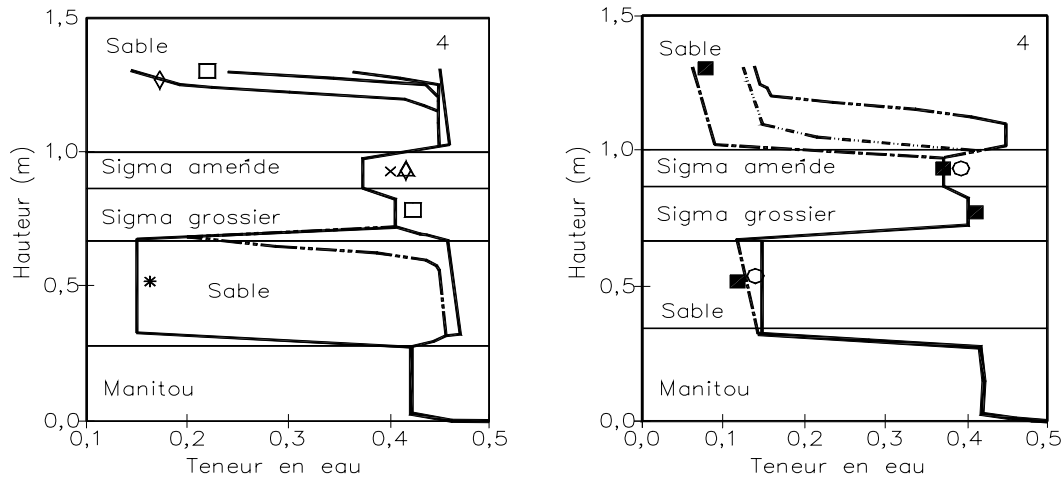
b) Profil de teneur en eau

Figure 3.16 Profil de succion et de teneur en eau pour la colonne 3.



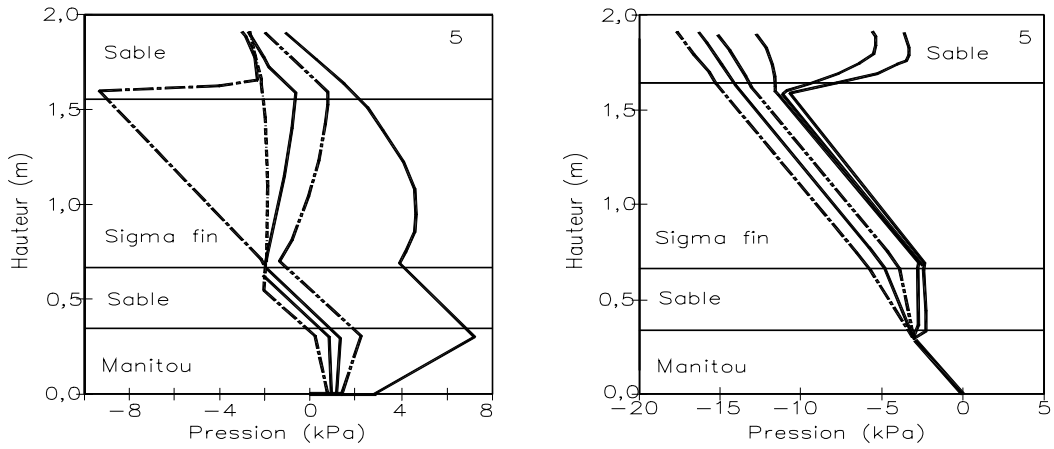
a) Profil de pression

Calculs		Mesures	Calculs		Mesures
—	1 hre	□	—	2 jrs	+
- - -	2 hres	◇	—	7 jrs	△
- · - · -	6 hres		- - -	14 jrs	○
- · - - -	10 hres		- · - · -	30 jrs	■
—	1 jr	x	- - -	60 jrs	

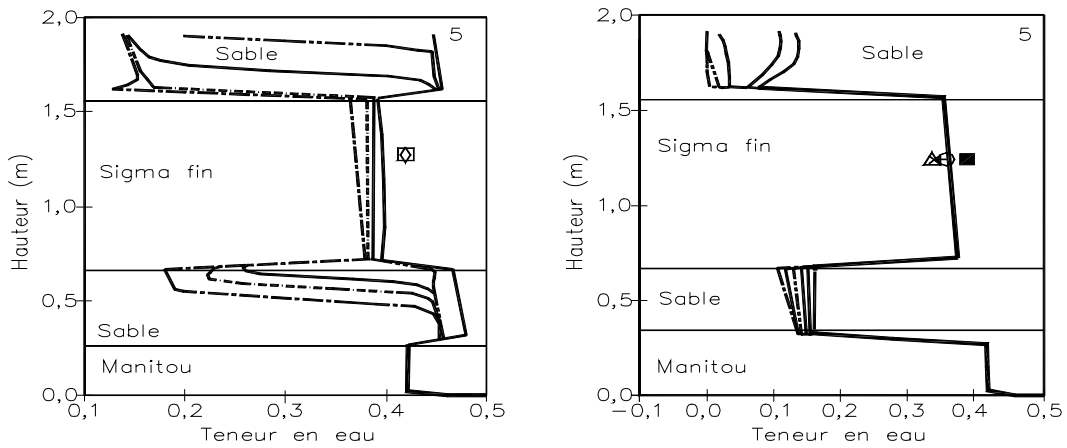


b) Profil de teneur en eau

Figure 3.17 Profil de succion et de teneur en eau pour la colonne 4.

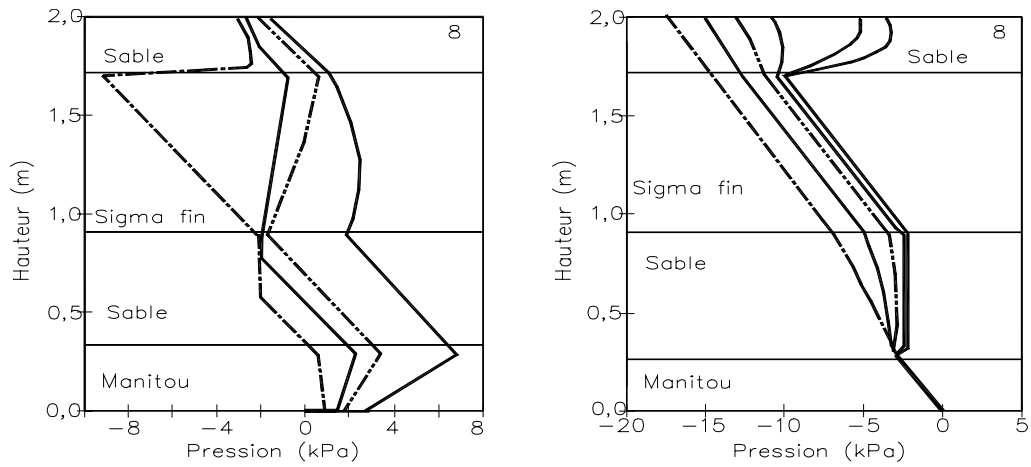


a) Profil de pression

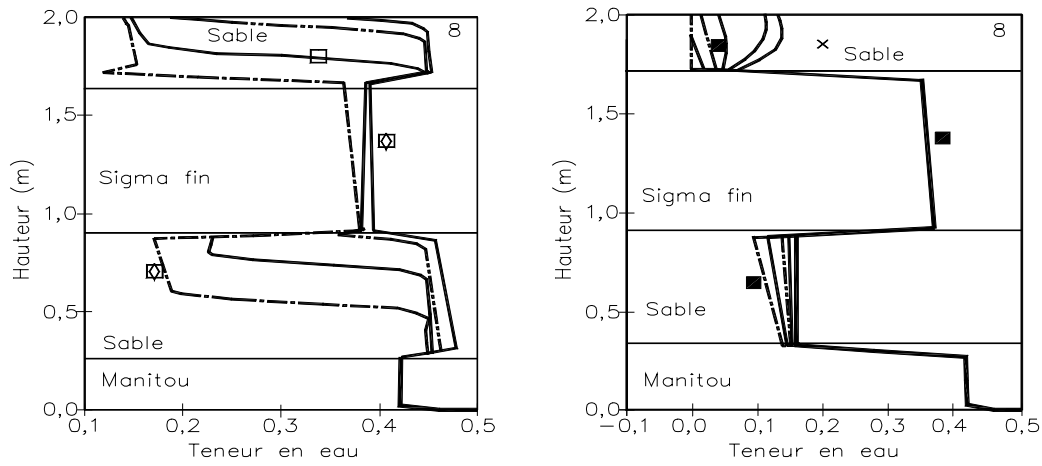


b) Profil de teneur en eau

Figure 3.18 Profil de succion et de teneur en eau pour la colonne 5.

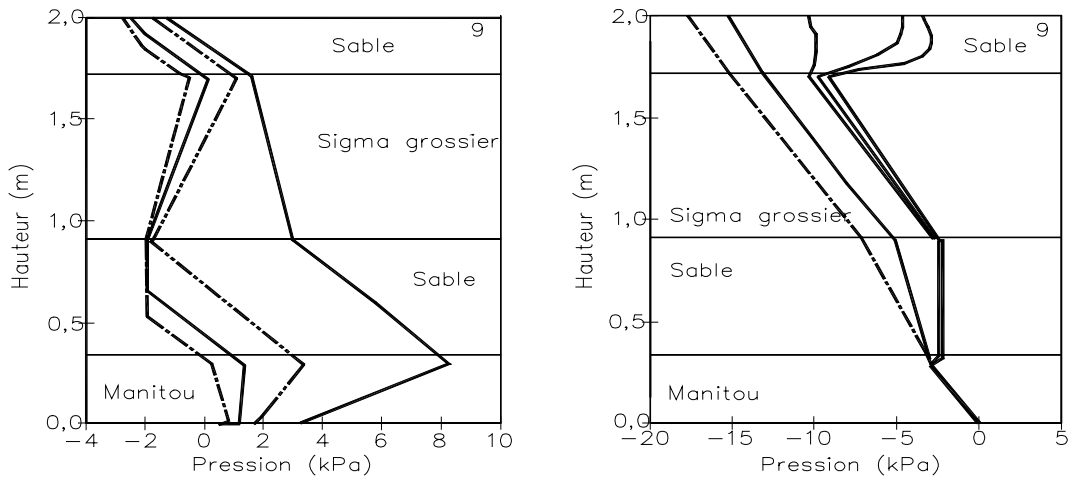


a) Profil de pression

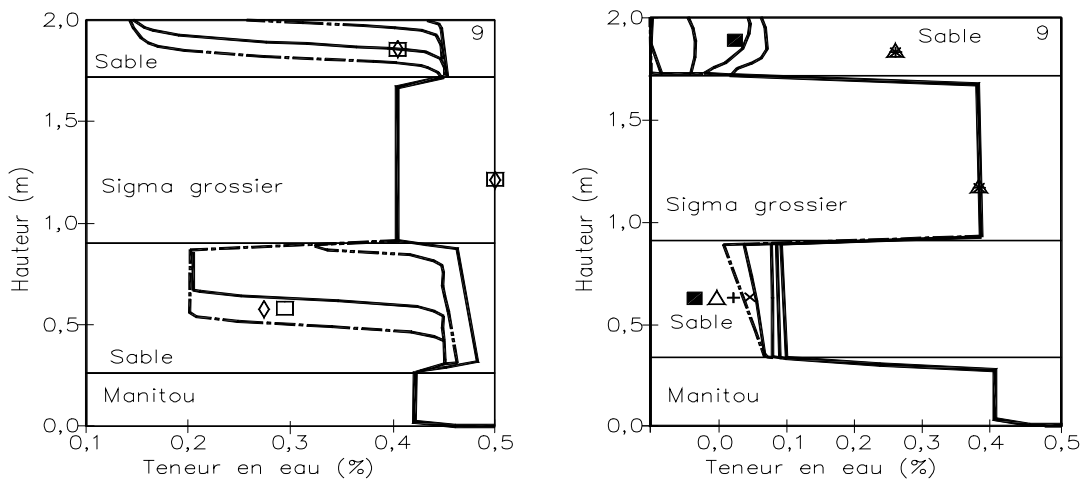


b) Profil de teneur en eau

Figure 3.19 Profil de succion et de teneur en eau pour la colonne 8.



a) Profil de pression



b) Profil de teneur en eau

Figure 3.20 Profil de succion et de teneur en eau pour la colonne 9.

Les figures 3.14 à 3.20 montrent des exemples de profils de teneur en eau calculés en fonction du temps (condition initiale complètement saturée) et des valeurs mesurées (Joanes, 1999). On note ici la bonne concordance entre les valeurs prédites et obtenues par l'instrumentation à la fin d'un cycle de drainage. Cela confirme les résultats déjà obtenus auparavant (Aubertin et al. 1995 ; Aachib 1997). Comme on le verra aussi au chapitre 4, la concordance entre les valeurs simulées et mesurées est également très bonne pour les données obtenues dans les cellules expérimentales de terrain.

Notons que des analyses de l'écoulement bi-dimensionnel et tri-dimensionnel ont aussi été réalisées pour les CEBC (Aubertin et al. 1997a ; 1997c ; Bussière et al. 1997 ; Bussière 1999), et celles-ci confirment à nouveau la bonne concordance entre les résultats calculés et mesurés en laboratoire et sur le terrain ; cet aspect n'est cependant pas traité dans le présent rapport.

Analyse des conditions géochimiques

L'eau prélevée au bas des colonnes durant les essais de mouillage et drainage, qui ont duré plus de 500 jours, a été analysée de façon à suivre l'évolution du pH et du Eh, de la conductivité électrique, et de la teneur en ions (sulfates, fer, cuivre, zinc, calcium et magnésium, voir rapport NEDEM 2.22.2b – Aubertin et al. 1997a). L'ensemble de ces résultats sont montrés aux figures 3.21 à 3.27. Ces figures montrent pour les colonnes avec CEBC la très bonne performance des couvertures (confirmée par les observations *in situ* – voir chapitre 4). On note en outre que, suite à une période de lessivage des produits résiduels, les caractéristiques de l'eau recueillie au bas des colonnes indiquent un très faible niveau d'oxydation des résidus sulfureux, qui se traduit par un pH neutre, une baisse progressive de la conductivité électrique, de la teneur en sulfates et en métaux lourds. On observe néanmoins quelques caractéristiques surprenantes pour les colonnes 1, 2 et 8, où la présence de magnésium en assez grande quantité laisse supposer une certaine contamination préalable (d'origine inconnue). La présence de gypse dans les résidus déjà partiellement oxydés engendre aussi la présence accrue d'ions SO_4^{-2} ; cela rend la corrélation entre la concentration en ions sulfates et le flux en oxygène (e.g. Eberling et al. 1994 ; Bussière et al. 1997a) difficile à établir pour ces essais. Plus de détails sur le comportement géochimique des matériaux pendant ces essais sont

donnés dans le mémoire de Joanes (1999) qui a effectué des modélisations numériques sur cet aspect. On retrouve aussi en annexe du présent rapport les résultats des analyses géochimiques des résidus réactifs avant et après les essais, tels qu'effectués par Bernier (1996, 1997, 1998) de Géoberex Recherche. Ceux-ci confirment l'efficacité des recouvrements multicouches.

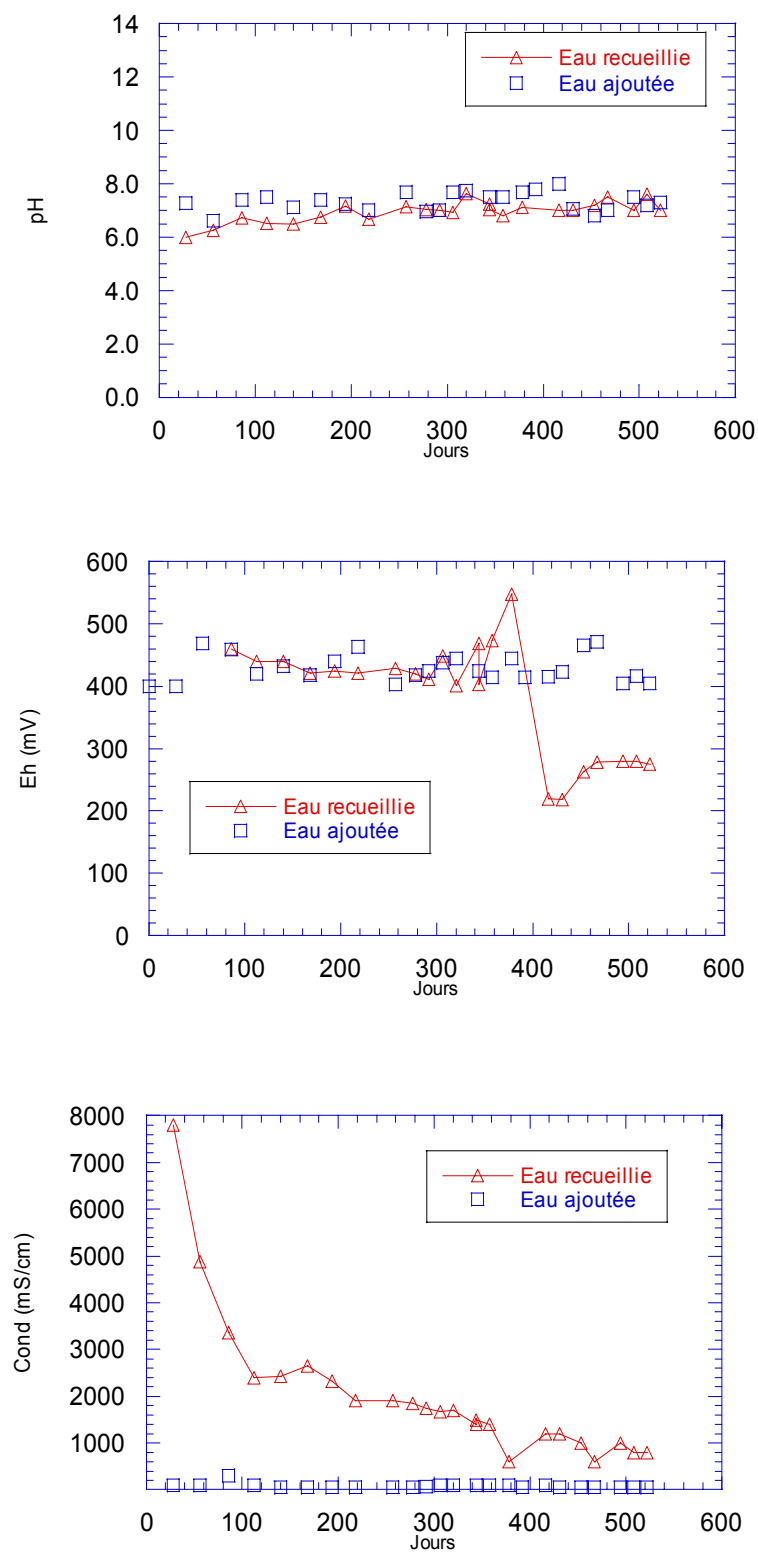


Figure 3.21 Caractéristiques de l'eau récupérée au bas de la colonne 1

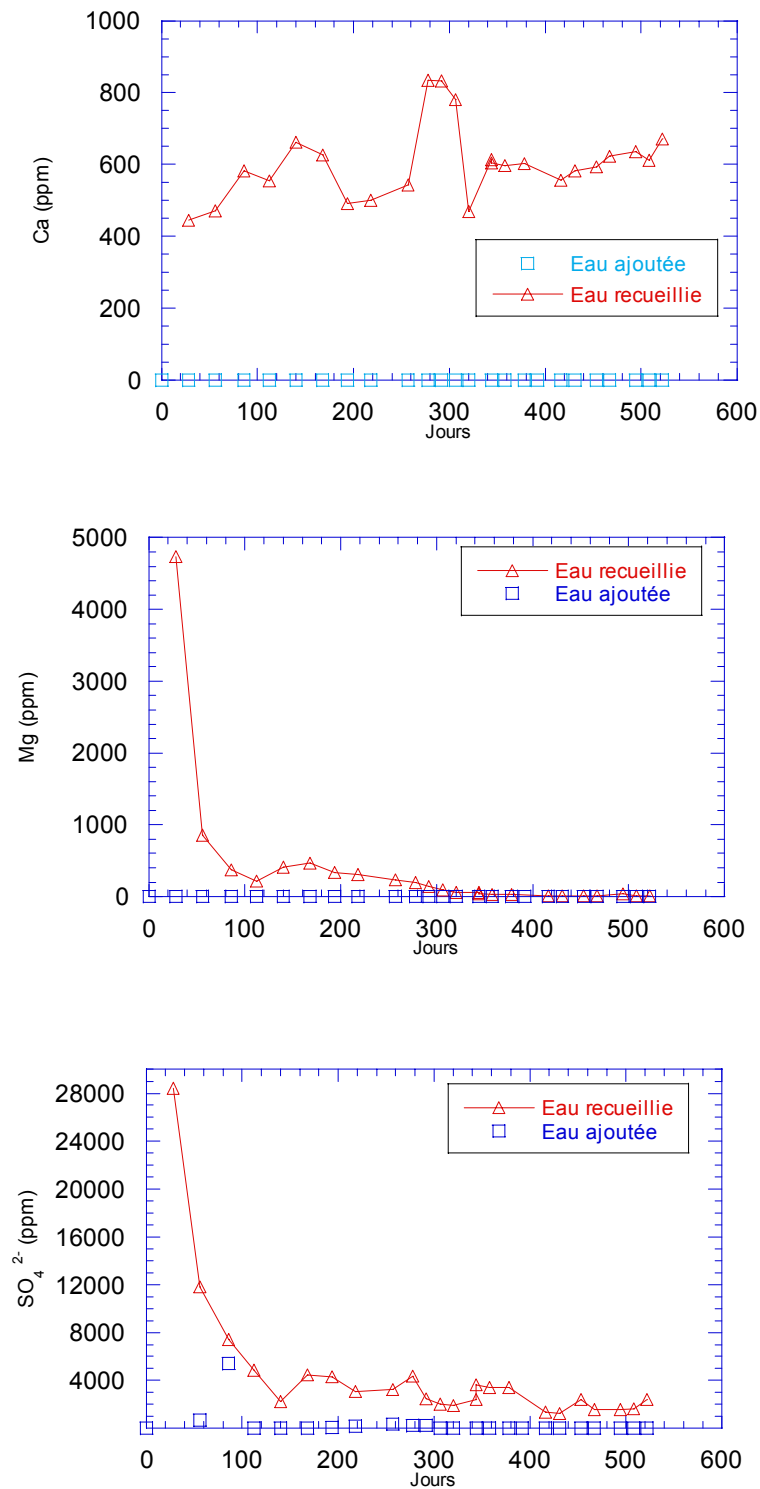


Figure 3.21 Caractéristiques de l'eau récupérée au bas de la colonne 1 (suite)

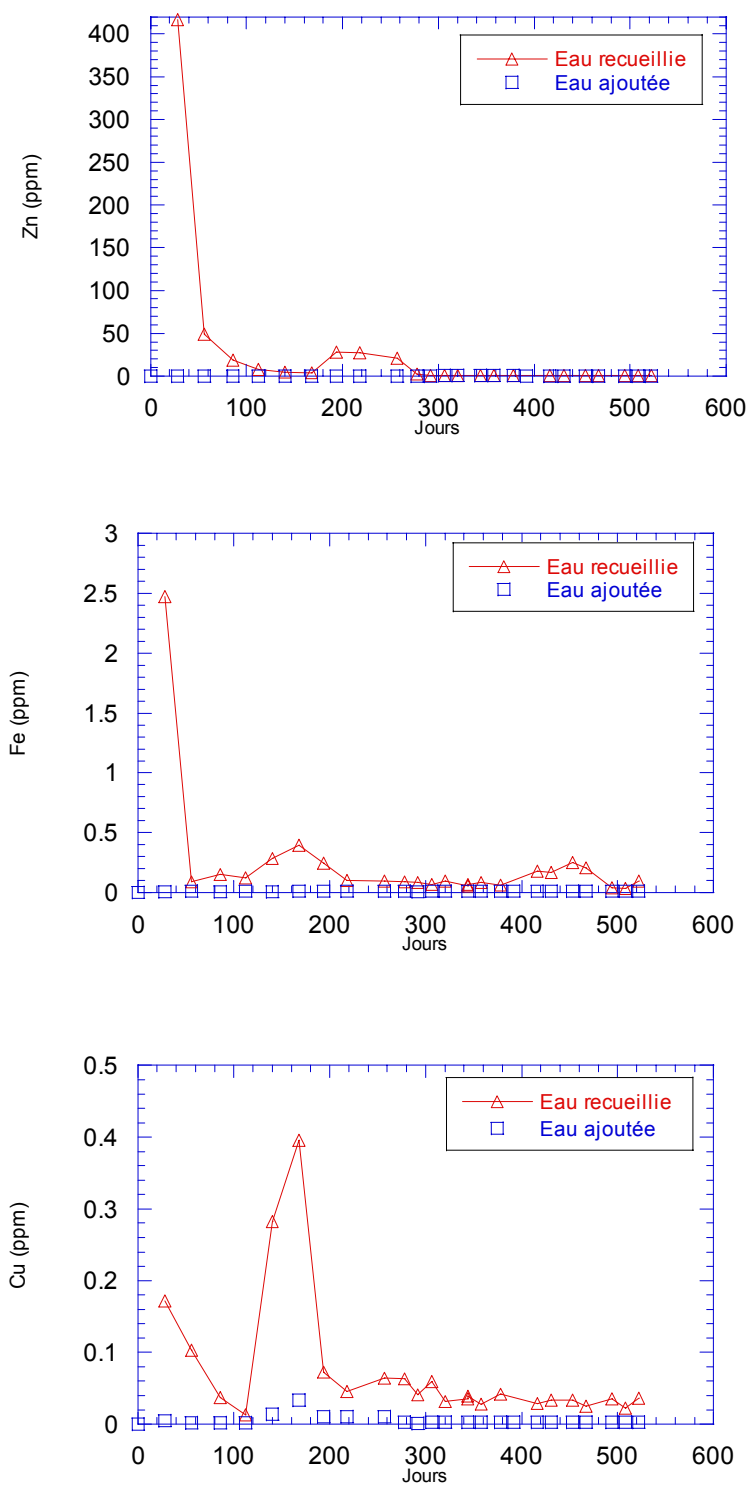


Figure 3.21 Caractéristiques de l'eau récupérée au bas de la colonne 1 (suite et fin)

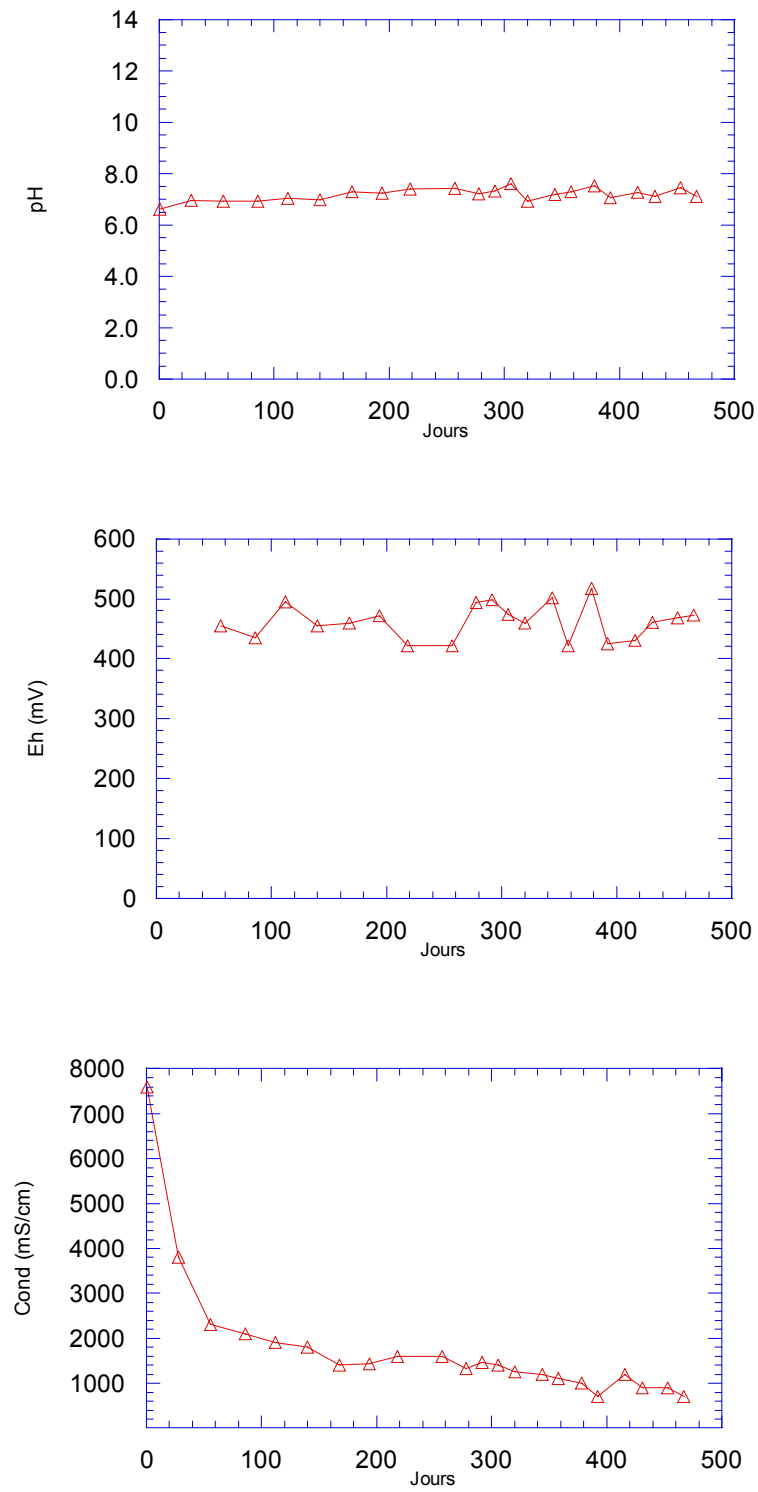


Figure 3.22 Caractéristiques de l'eau récupérée au bas de la colonne 2

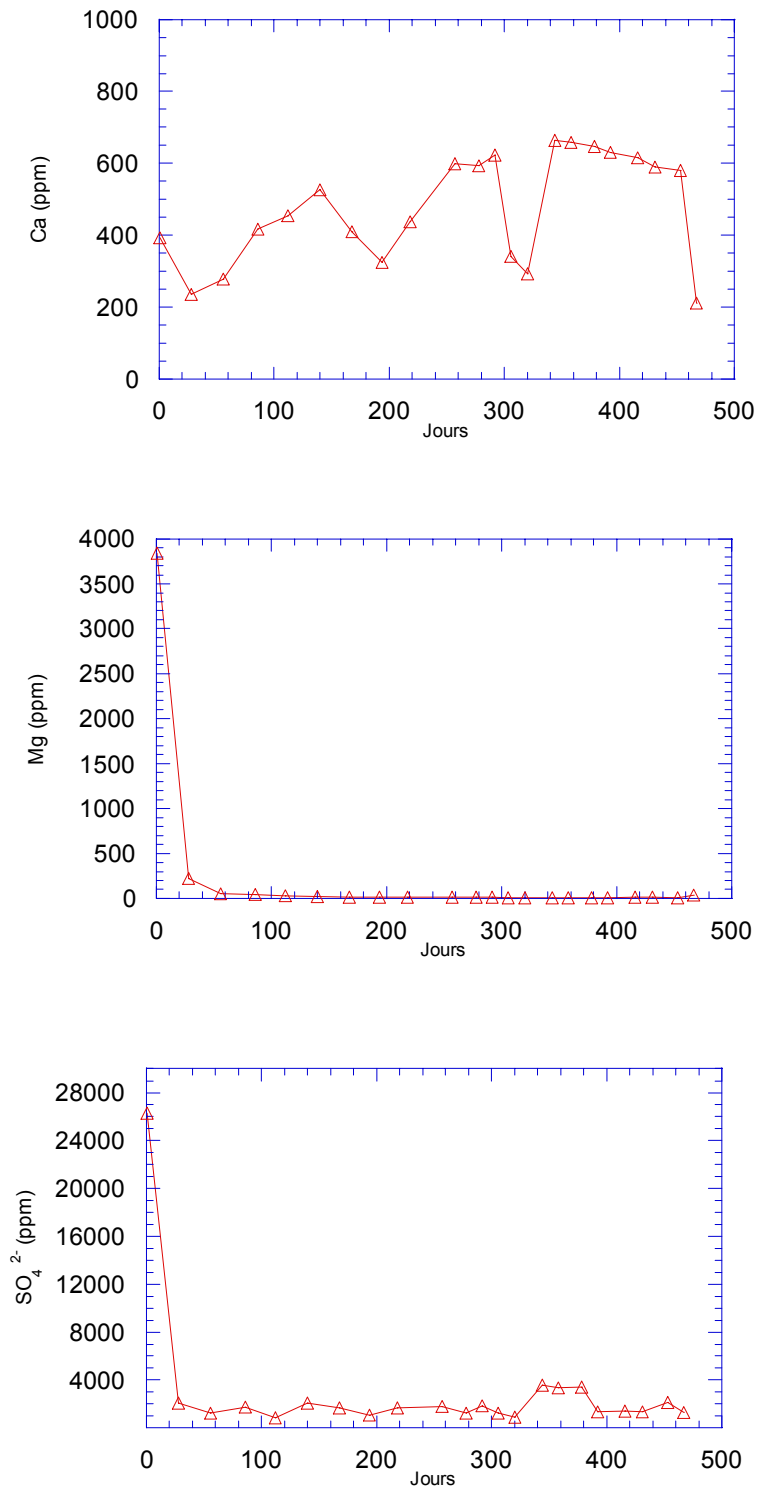


Figure 3.22 Caractéristiques de l'eau récupérée au bas de la colonne 2 (suite)

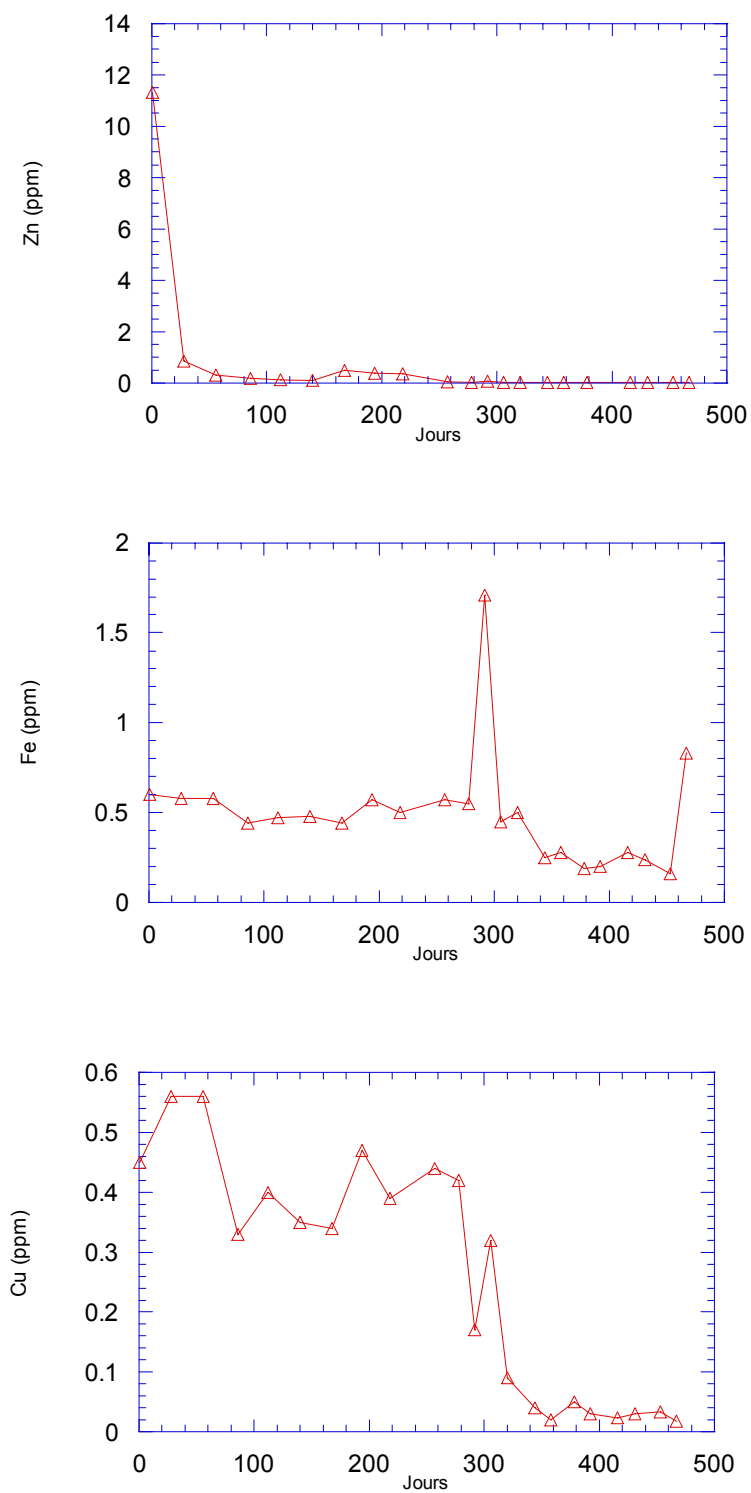


Figure 3.22 Caractéristiques de l'eau récupérée au bas de la colonne 2 (suite et fin)

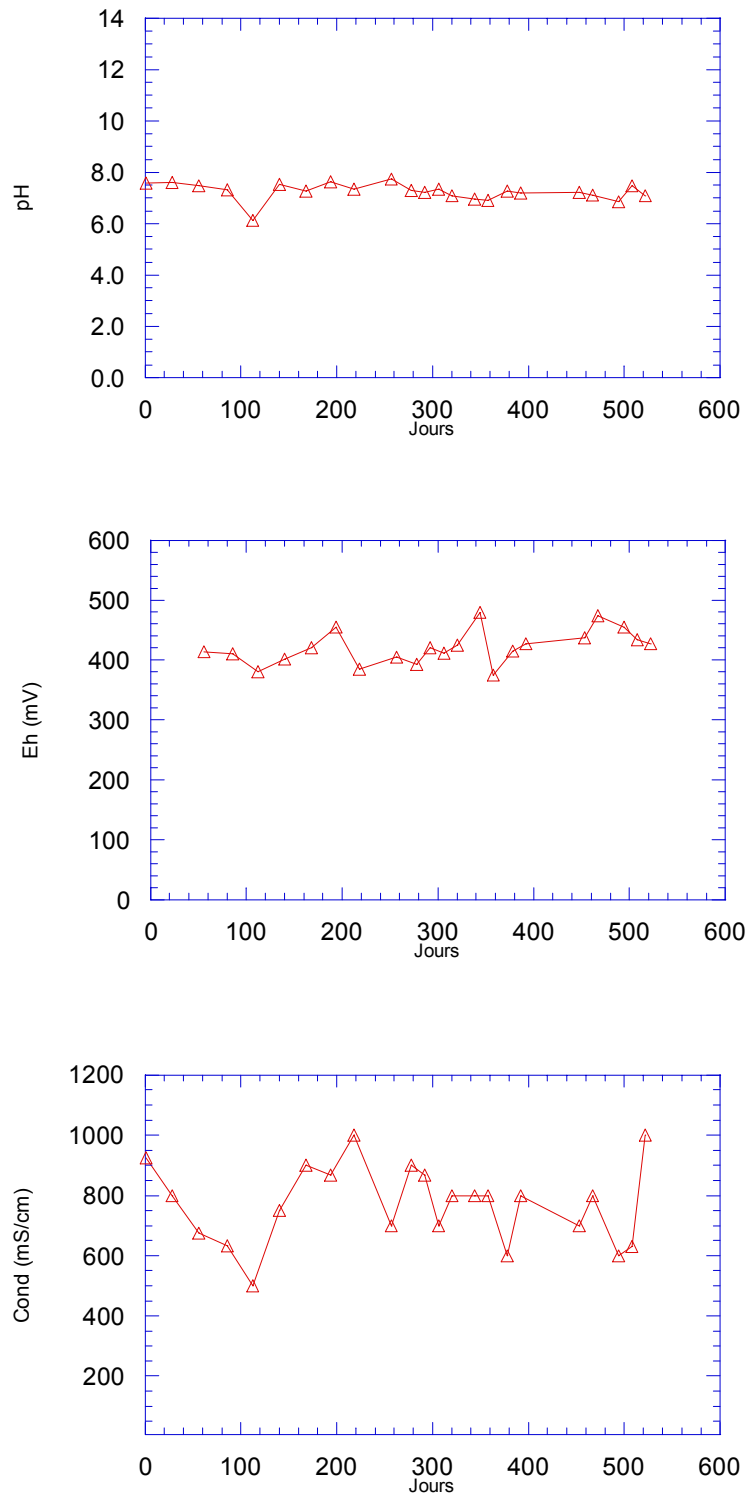


Figure 3.23 Caractéristiques de l'eau récupérée au bas de la colonne 3

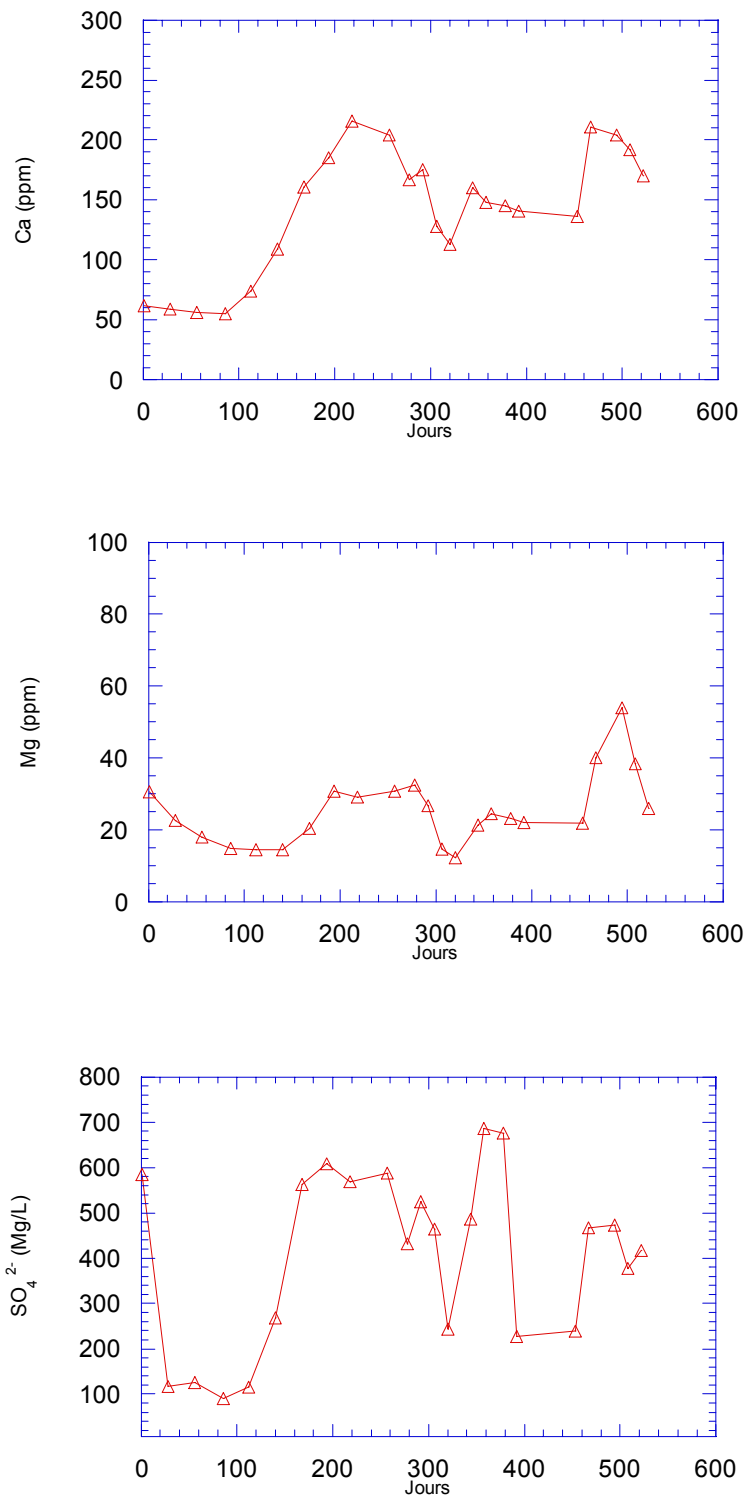


Figure 3.23 Caractéristiques de l'eau récupérée au bas de la colonne 3 (suite)

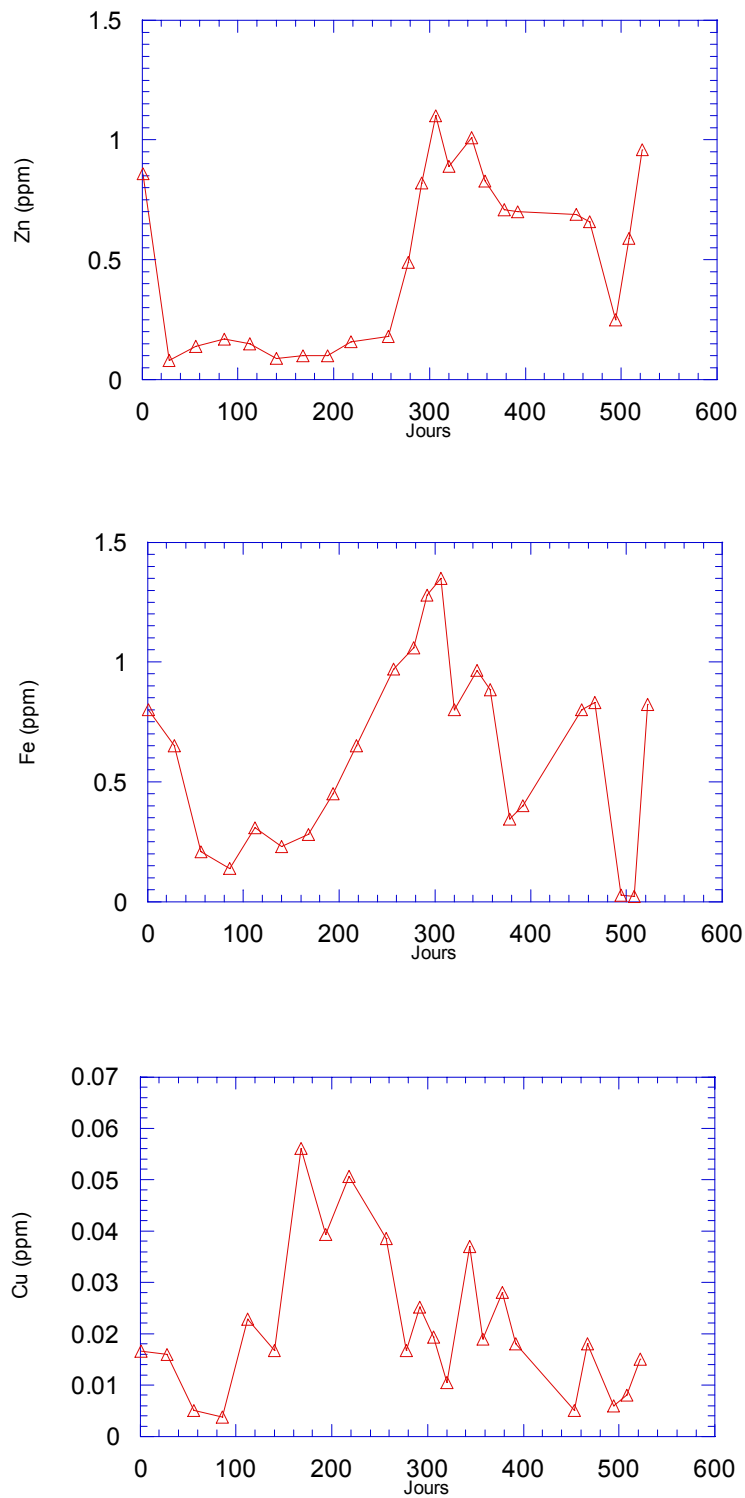


Figure 3.23 Caractéristiques de l'eau récupérée au bas de la colonne 3 (suite et fin)

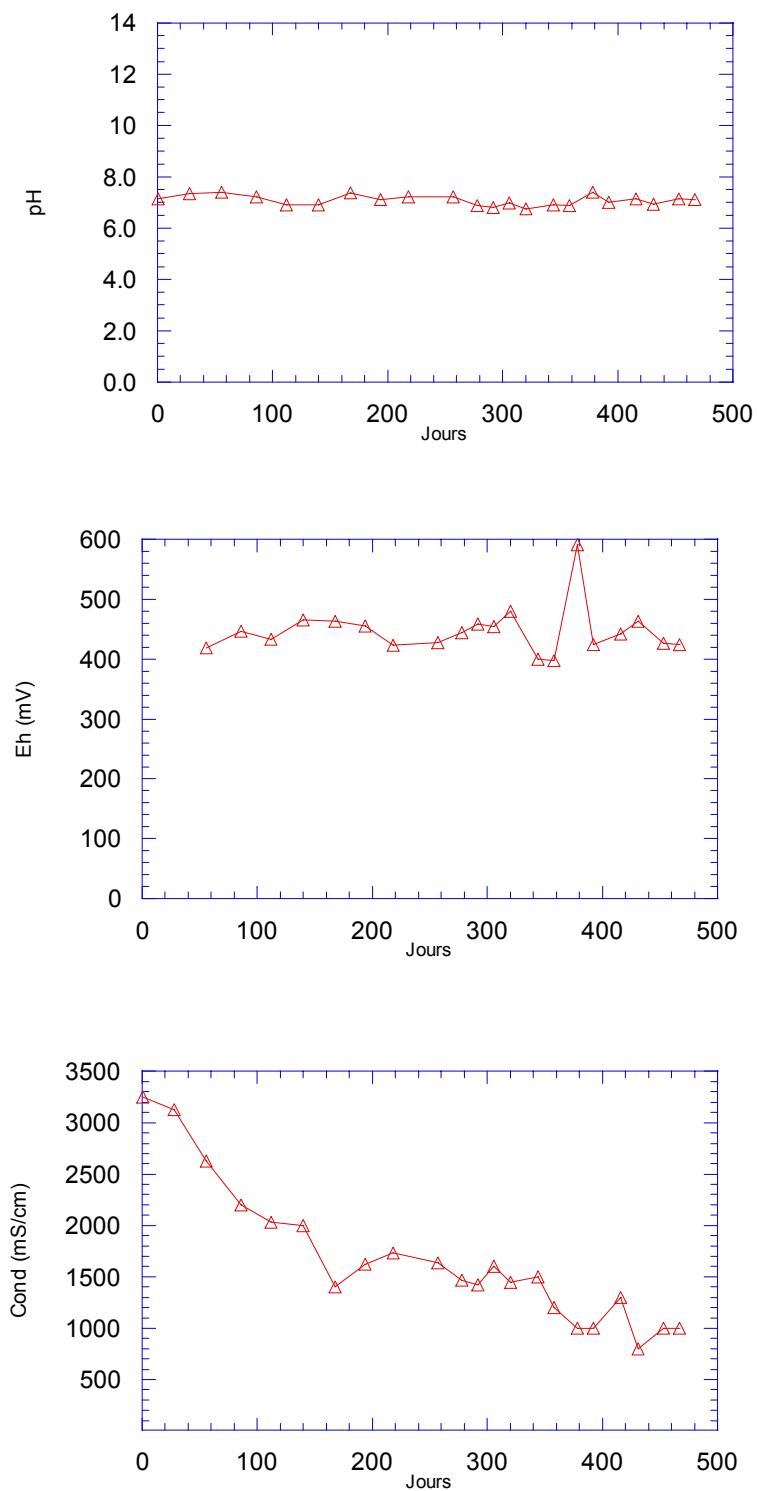


Figure 3.24 Caractéristiques de l'eau récupérée au bas de la colonne 4

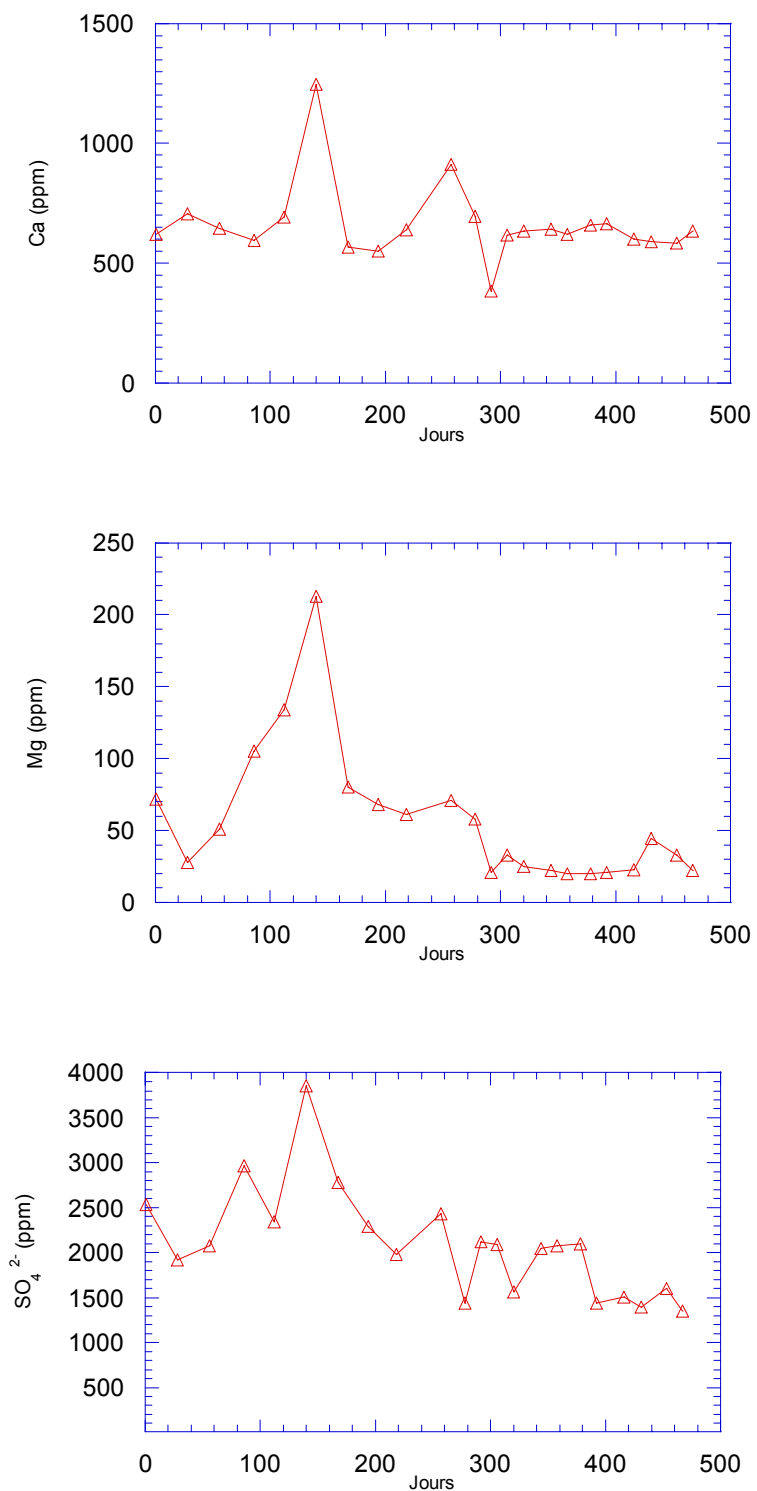


Figure 3.24 Caractéristiques de l'eau récupérée au bas de la colonne 4 (suite)

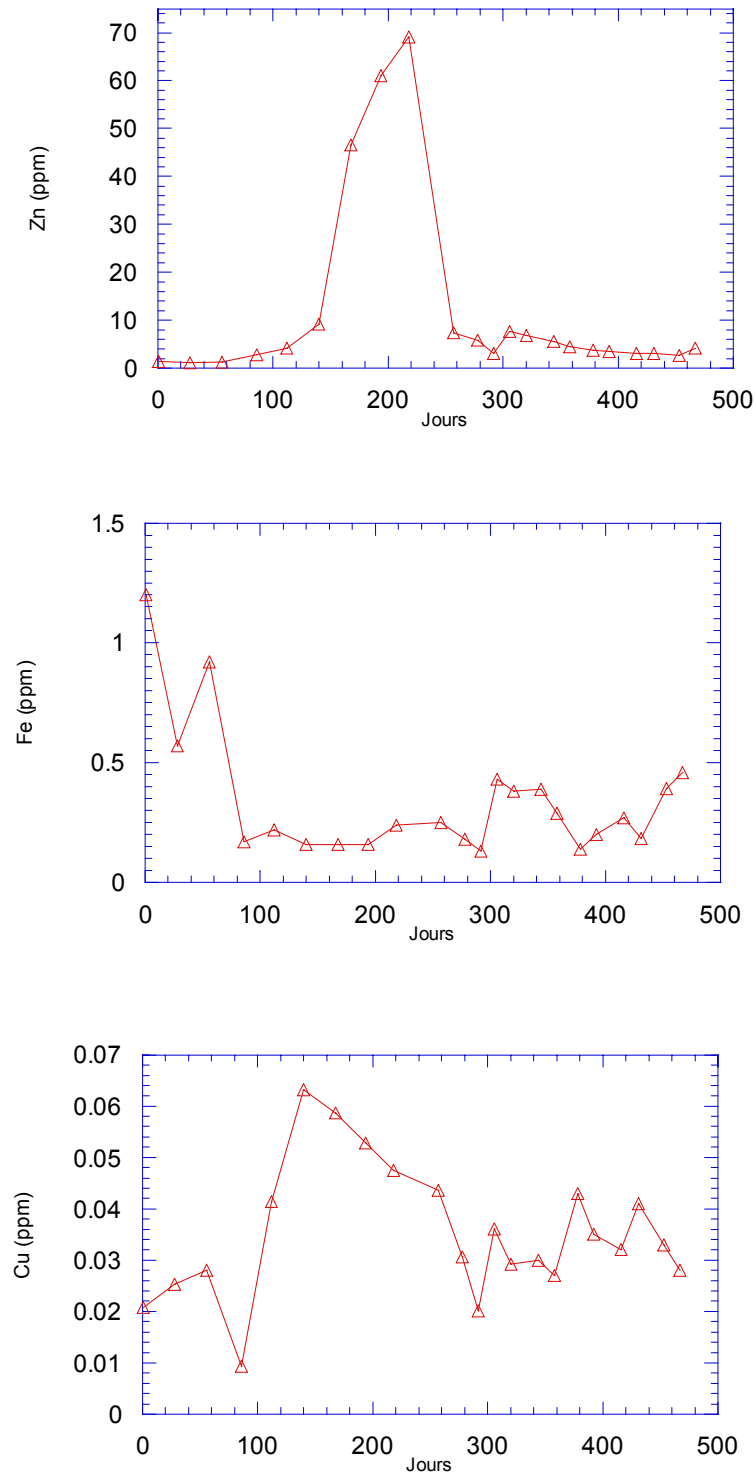


Figure 3.24 Caractéristiques de l'eau récupérée au bas de la colonne 4 (suite et fin)

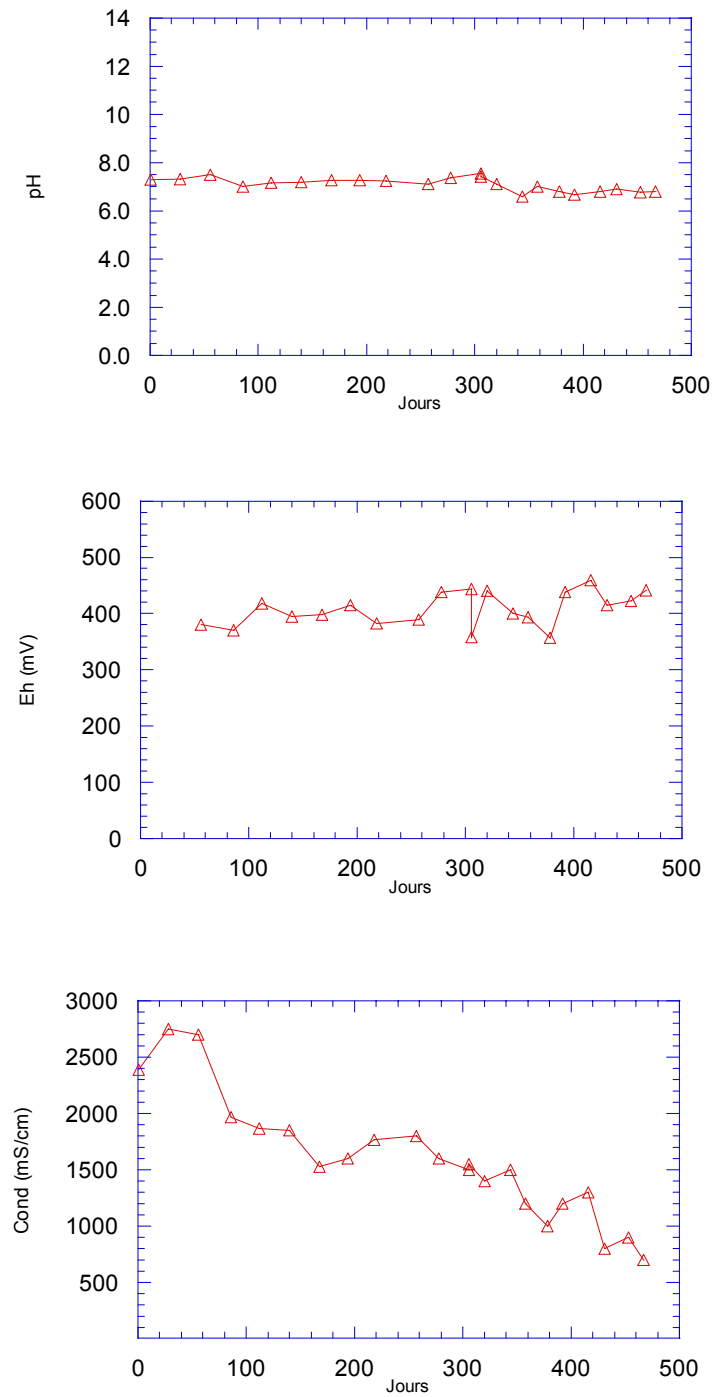


Figure 3.25 Caractéristiques de l'eau récupérée au bas de la colonne 5

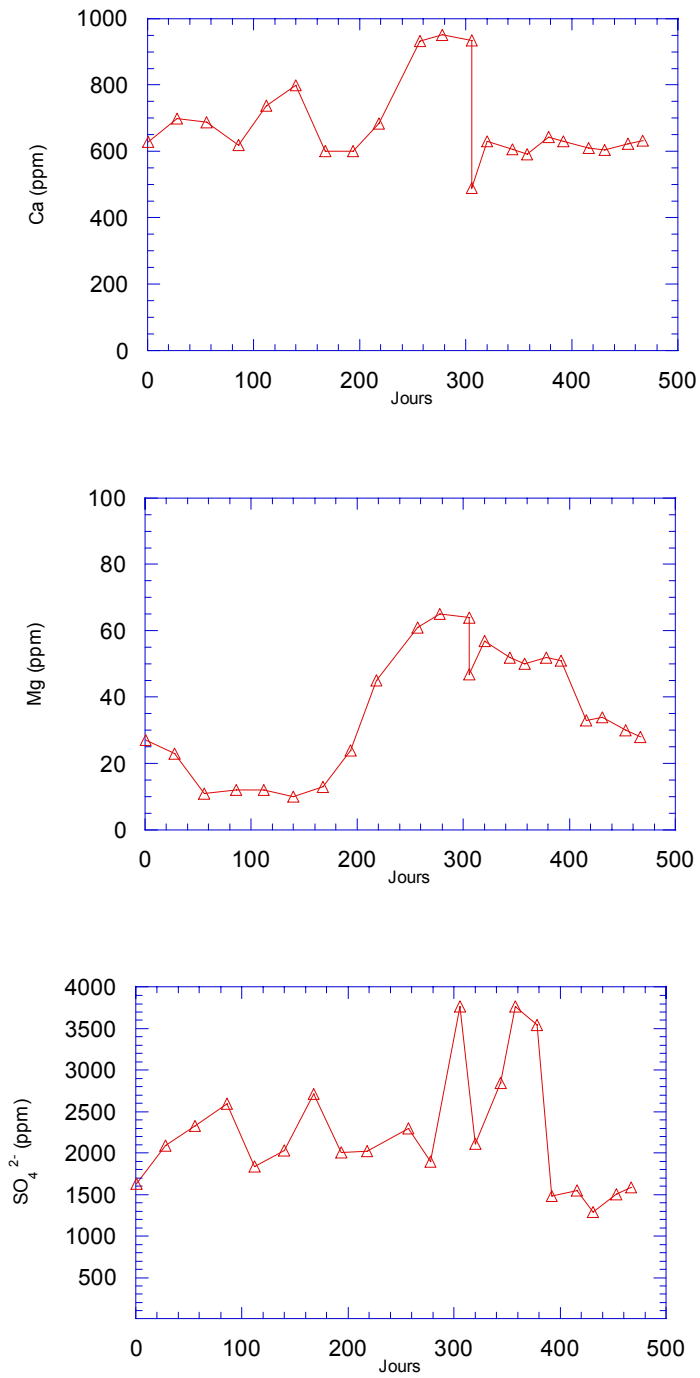


Figure 3.25 Caractéristiques de l'eau récupérée au bas de la colonne 5 (suite)

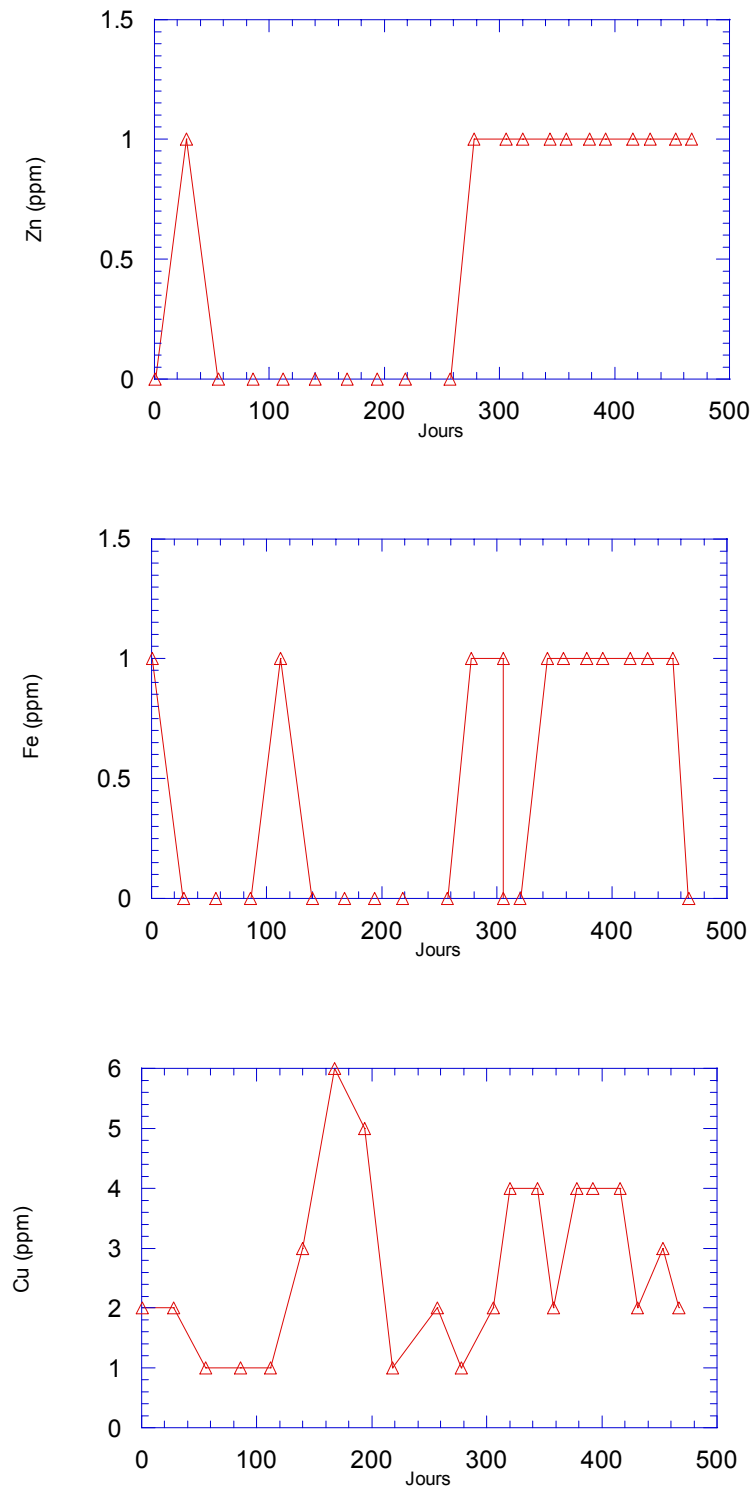


Figure 3.25 Caractéristiques de l'eau récupérée au bas de la colonne 5 (suite et fin)

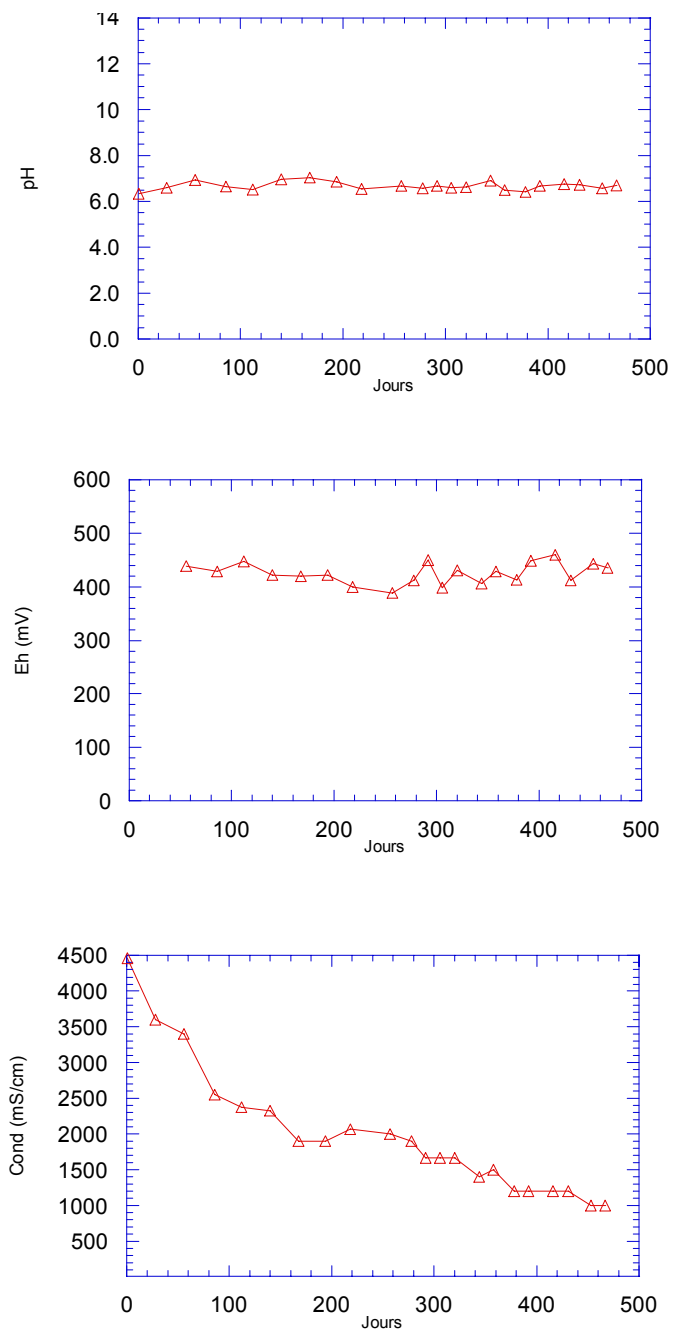


Figure 3.26 Caractéristiques de l'eau récupérée au bas de la colonne 8

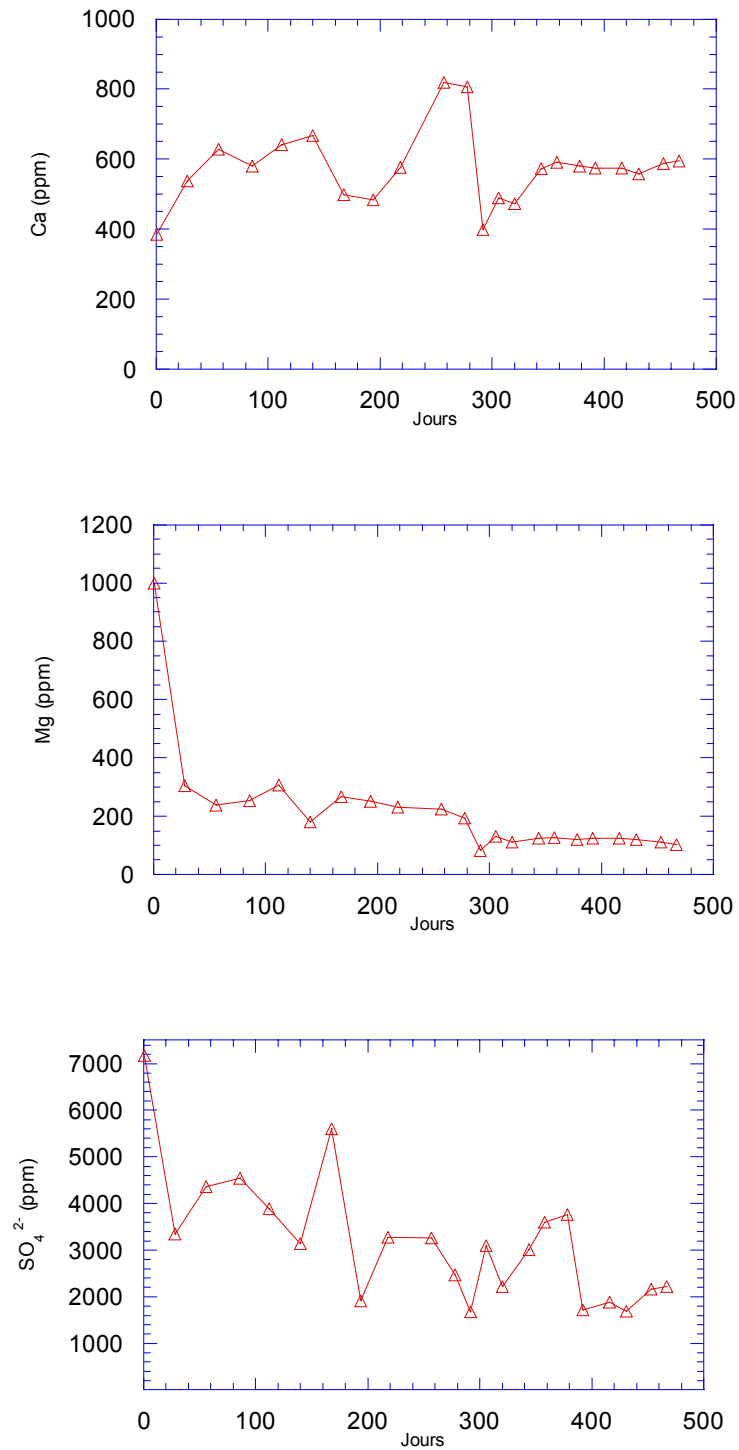


Figure 3.26 Caractéristiques de l'eau récupérée au bas de la colonne 8 (suite)

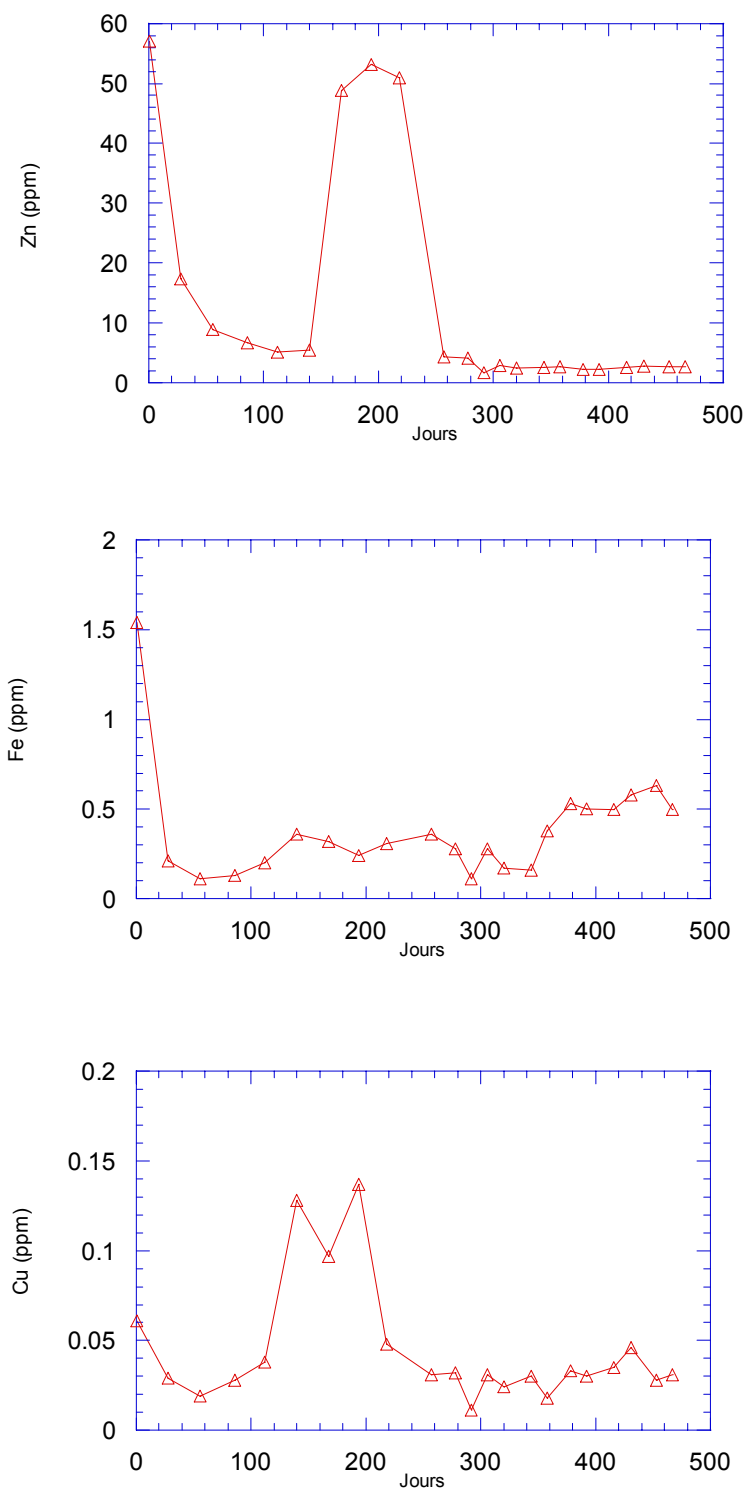


Figure 3.26 Caractéristiques de l'eau récupérée au bas de la colonne 8 (suite et fin)

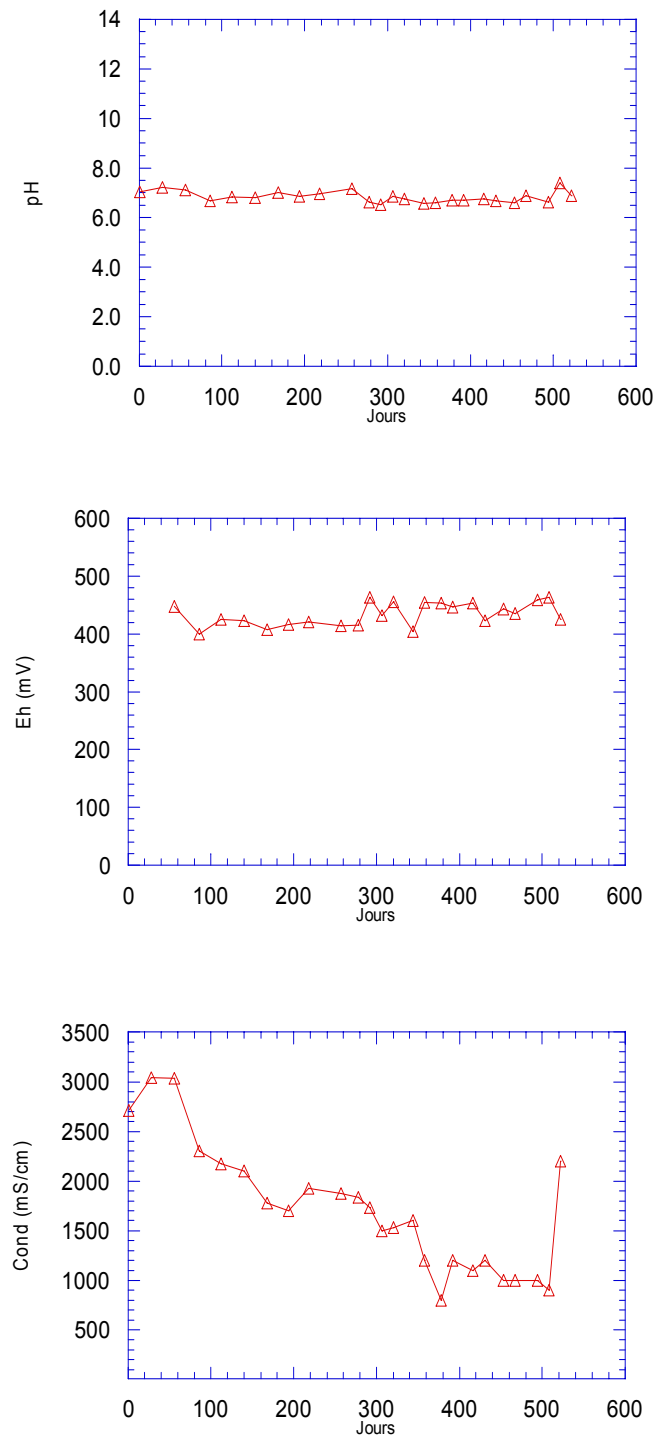


Figure 3.27 Caractéristiques de l'eau récupérée au bas de la colonne 9

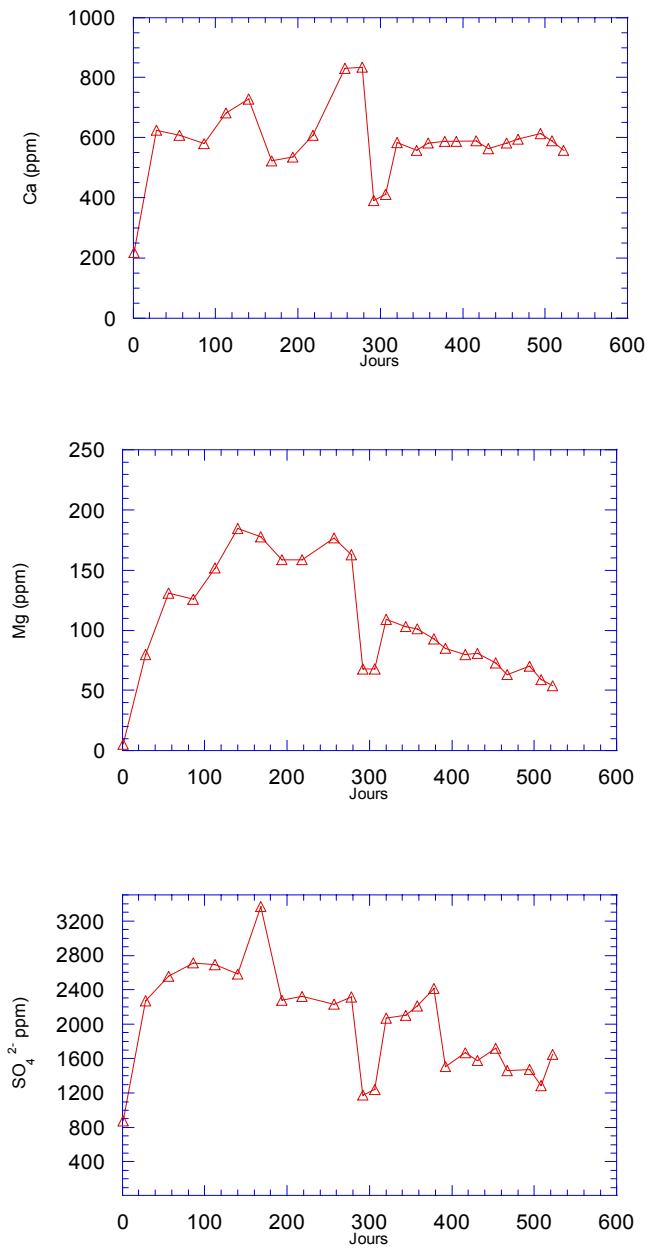


Figure 3.27 Caractéristiques de l'eau récupérée au bas de la colonne 9 (suite)

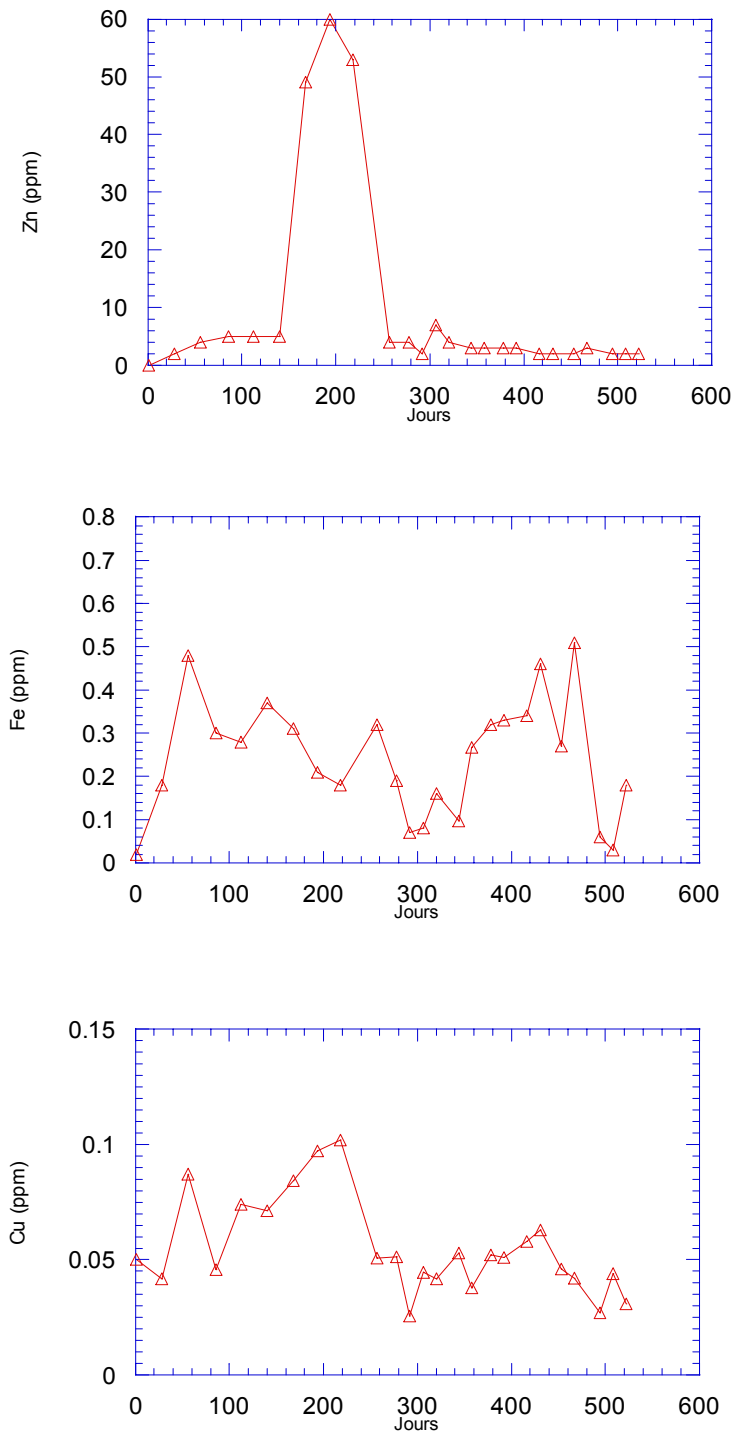


Figure 3.27 Caractéristiques de l'eau récupérée au bas de la colonne 9 (suite et fin)

Pour ce qui est des colonnes témoins (ou de référence), on remarque que le pH du lixiviat a peu varié dans le temps (contrairement aux observations de terrain). La pierre poreuse placée au bas, qui visait à contrôler le drainage et à empêcher la venue de l'oxygène par le dessous des résidus réactifs, a eu pour effet de créer une condition où la réaction d'oxydation a été inhibée (voir figure 3.28). En effet, la plaque jouait un peu le rôle d'une nappe placée au bas de la colonne, soit à 30 cm de la surface des rejets réactifs. Comme le AEV de ces matériaux (et donc la remontée capillaire) est nettement plus grand que 30 cm, les rejets réactifs sont demeurés à toutes fins pratiques saturés pendant toute la durée des essais. Cela a inhibé les réactions d'oxydation et a empêché la formation d'un lixiviat acide. Ceci nous empêche d'établir une comparaison entre les performances des colonnes avec et sans couvertures. Heureusement, les données de terrain présentées au chapitre 4 permettront de combler cette lacune (voir aussi l'analyse de Joanes, 1999).

Il est néanmoins intéressant de noter ici que le fait d'avoir inhibé toute réaction d'oxydation avec une nappe située sous la surface des rejets montre qu'il serait possible de prévenir à long terme la génération de DMA en contrôlant la position "h" de la nappe. Si cette position sous la surface assure que "h" est inférieur au AEV, alors on pourrait empêcher la génération de DMA. Une schématisation de cette approche est montrée à la figure 3.29 pour le cas de digues périphériques perméables avec un noyau imperméable (de petite dimension) ou pour le cas d'une déposition à flanc de coteaux. Dans de tels cas, il serait possible, à partir du bilan hydrique du site, de concevoir le bassin et les digues de façon à créer une nappe perchée qui permettrait d'assurer une saturation complète des rejets réactifs (avec $h < \text{AEV}$). On aurait alors des effets bénéfiques équivalents à ceux découlant d'une couverture en eau stagnante, tout en réduisant les difficultés (géotechniques et autres) associées à la gestion d'un recouvrement en eau. Le contrôle à long terme impliquerait seulement la mise en place d'une couche de protection contre l'assèchement par évaporation.

Comme le AEV des résidus réactifs est relativement élevé (souvent ≥ 1.5 à 2 m), il y aurait une économie pour la construction de la portion étanche des digues et aussi de moins grands risques en terme de débordement, d'instabilité de pentes, d'érosion régressive, et de liquéfaction. Ce concept devrait toutefois être étudié plus en détail avant de l'appliquer à un cas réel.

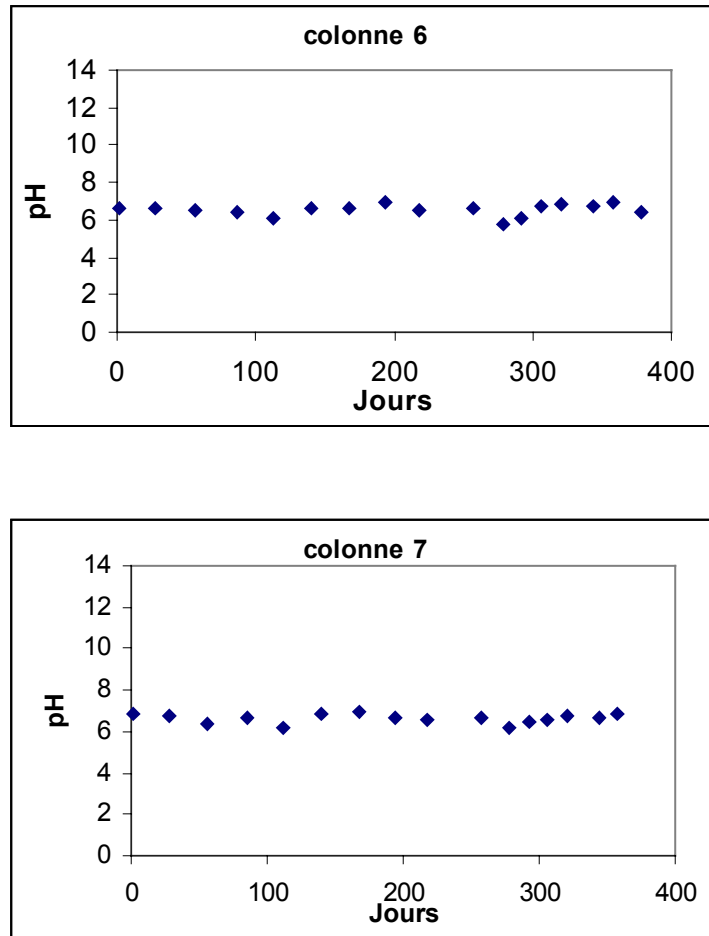


Figure 3.28 Mesures de pH obtenues sur les colonnes témoins

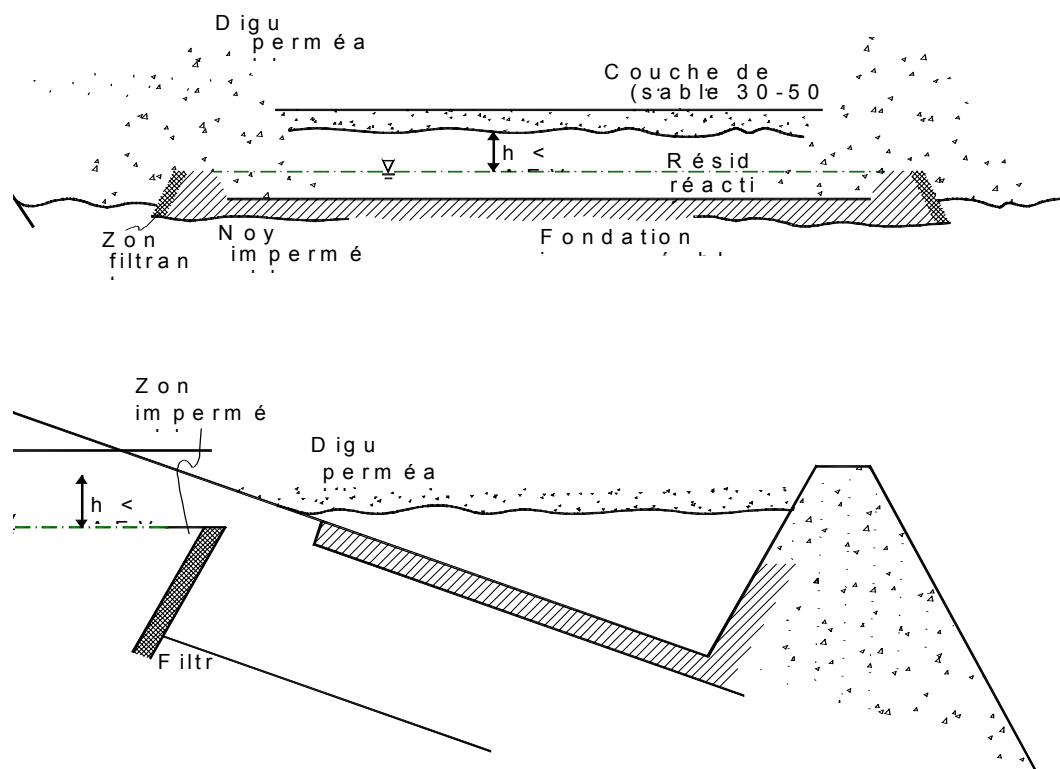


Figure 3.29 Schématisation de la création d'une nappe perchée dans les résidus réactifs, qui permettrait de contrôler la production de DMA à long terme

Évaluation du flux d'oxygène

Ce qui contrôle avant tout l'efficacité d'une CEBC visant à limiter la production de DMA, c'est sa capacité à réduire le flux d'oxygène (e.g. Collin, 1987 ; Nicholson et al., 1989 ; Collin et Rasmuson, 1990 ; Aachib et al., 1993 ; Aubertin et al., 1993, 1995, 1997a ; Aachib 1997). Comme il existe une relation entre les caractéristiques hydriques des matériaux (i.e. porosité à l'air θ_a et teneur en eau volumique $\theta \equiv \theta_w$) et le coefficient de diffusion D_e , il est possible de calculer les flux anticipés pour les divers recouvrements (e.g. Aubertin et al., 1999; Aachib et Aubertin, 1999 ; Joanes, 1999).

Les équations qui permettent de calculer le flux gazeux F_g ont déjà été présentées (voir équations 3.7 et 3.8). Le paramètre clé pour pouvoir évaluer le calcul du flux, tant en conditions transitoires que stationnaires, est le coefficient de diffusion effectif D_e . Celui-ci peut être mesuré en laboratoire (selon la procédure présentée au début de ce chapitre), ou prédit à partir de relations mathématiques. Les auteurs ont utilisé avec succès la relation de Millington et Shearer (1971) modifiée par Collin (1987) (voir aussi Collin et Rasmuson 1988) pour relier D_e aux propriétés des matériaux. La figure 3.10 montre cette relation entre D_e et S_r .

On peut à partir de D_e estimer la valeur du flux d'oxygène. En condition stationnaire, le flux s'établit à partir de cette simple équation (Nicholson et al., 1989) :

$$F_g = \frac{D_e (C_o - C_l)}{L} \quad (3.10)$$

où D_e est obtenu à partir de la relation de Collin (1987) ; L est l'épaisseur de la couche fine ; C_o est la concentration ambiante ($C_o = 9 \text{ moles/m}^3 \approx 0.28 \text{ kg/m}^3$) et $C_l \approx 0$ (voir Aachib et al. 1993). Le tableau 3.11 montre les valeurs calculées par cette équation.

Tableau 3.11 Flux stationnaire de chacune des couvertures

Colonne Matériau	L (m) (m)	Sr %	Flux Stationnaire (kg/m ² /an)
1- Sigma grossier	0,6	90	8,26E-02
2- Till	0,6	93	1,98E-03
3- Sigma fin	0,3	95	1,57E-02
4- Sigma amendé	0,3	84	1,00E-01
5- Sigma fin	0,92	97	9,56E-04
8- Sigma grossier	0,73	92	2,85E-02
9- Sigma fin	0,76	92	2,85E-02

À l'état transitoire, le flux évolue dans le temps à mesure que la concentration en oxygène change dans la couverture (on estime que la concentration est nulle initialement). Le flux transitoire peut être calculé à partir de l'équation suivante (Crank, 1975; Aubertin et al., 1999) ;

$$F_g = 2C_o \theta_{eq} \left(\frac{4D^*t}{\pi} \right)^{1/2} \sum_{m=1}^{\infty} \exp \left[\frac{-(2m+1)L^2}{4D^*t} \right] \quad (3.11)$$

$$\text{avec } D_e = \theta_{eq} D^* \quad (3.12)$$

$$\text{où } \theta_{eq} = \theta_a + H \theta_w \quad (3.13)$$

La figure 3.30 montre le calcul de ces flux (en kg/m²/an) en fonction du temps (en jours) pour les diverses colonnes. On voit aussi sur cette figure le flux calculé avec le logiciel POLLUTE (Rowe et al. 1994) qui permet d'évaluer le flux en haut et en bas de la barrière. Les valeurs analytiques et numériques concordent très bien. On voit en particulier que la durée de la phase transitoire (avant le plateau) et l'ampleur du flux stationnaire (correspondant au plateau) dépendent fortement de la valeur de D_e , et dans une moindre mesure de l'épaisseur (L) de la couche de rétention d'eau. D'autres détails sur ces calculs sont donnés dans Joanes (1999).

Si l'on compare ces flux à ceux estimés pour les résidus non couverts sur le terrain ($F_g \cong 100$ à $500 \text{ mol/m}^2/\text{an} \cong 3.2$ à $16 \text{ kg/m}^2/\text{an}$), on constate que la réduction se fait dans une proportion variant de 95 % à 99 % et plus. Par exemple, l'efficacité de la couverture de la colonne 2 peut être calculée de façon suivante :

$$E_{\%} = \left[1 - \frac{1.98 \times 10^{-3} \text{ kg/m}^2 - \text{an}}{3.2 \text{ kg/m}^2 - \text{an}} \right] \times 100 = 99.94\%$$

Tous les résultats qui précèdent illustrent le fait que les essais en colonne ont permis de démontrer la bonne performance des CEBC. Le travail de terrain, présenté au chapitre suivant, confirme ces observations.

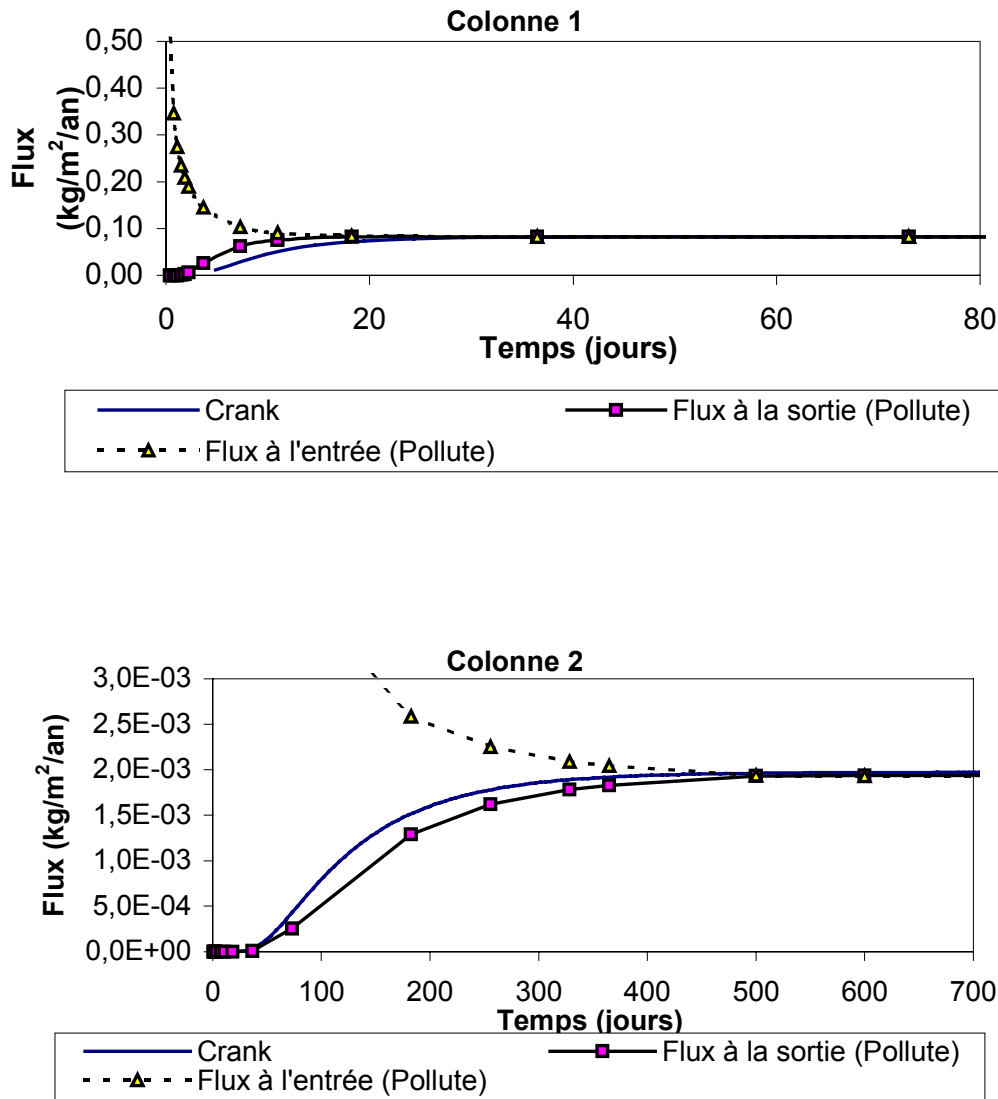


Figure 3.30 Flux d'oxygène calculé avec la méthode de Crank (équation 3.11) et avec la solution numérique de POLLUTE pour les diverses colonnes.

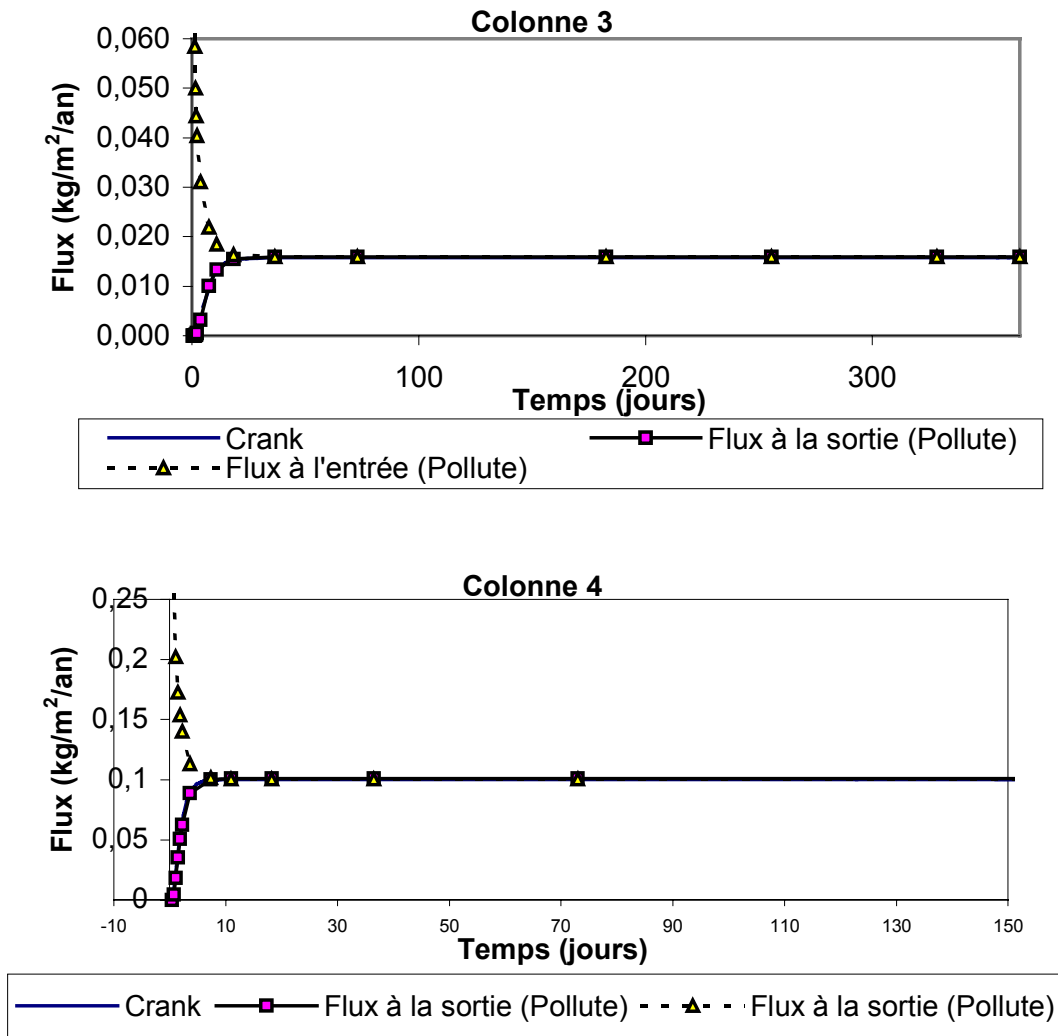


Figure 3.30 Flux d'oxygène calculé avec la méthode de Crank (équation 3.11) et avec la solution numérique de POLLUTE pour les diverses colonnes (suite).

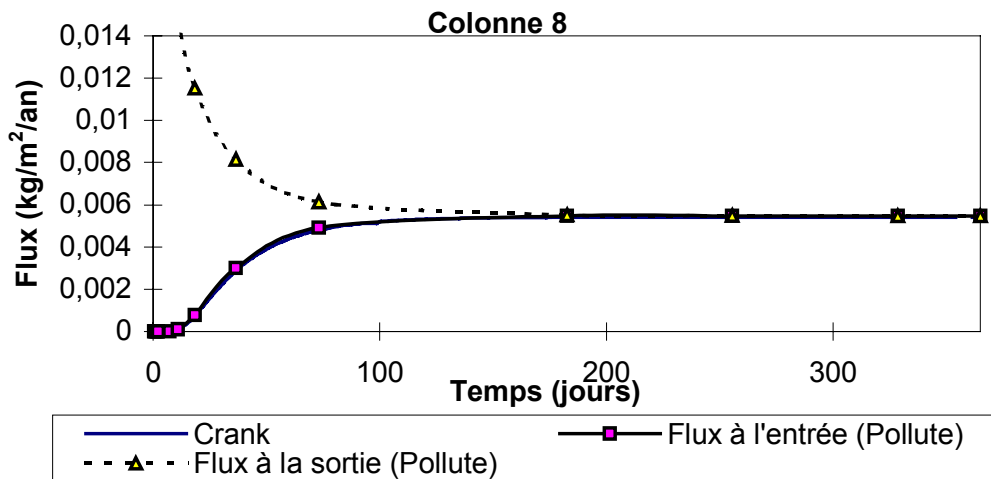
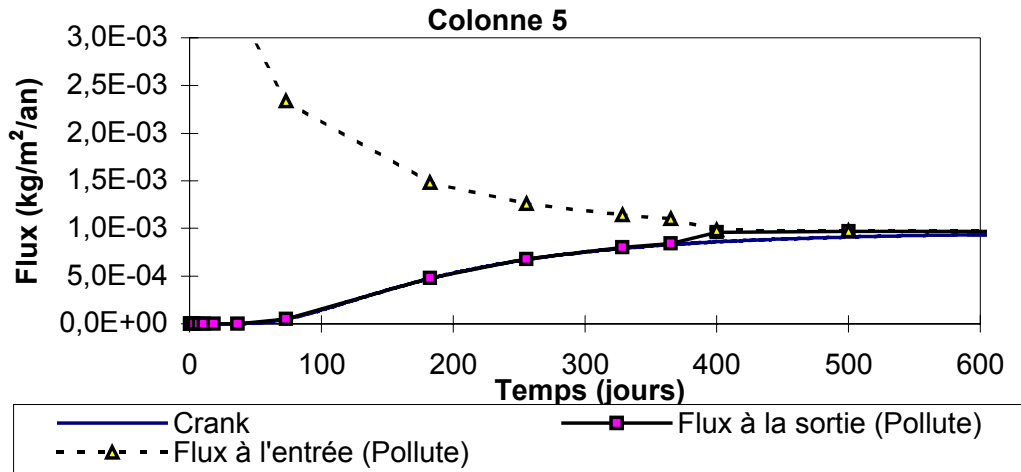


Figure 3.30 Flux d'oxygène calculé avec la méthode de Crank (équation 3.11) et avec la solution numérique de POLLUTE pour les diverses colonnes (suite).

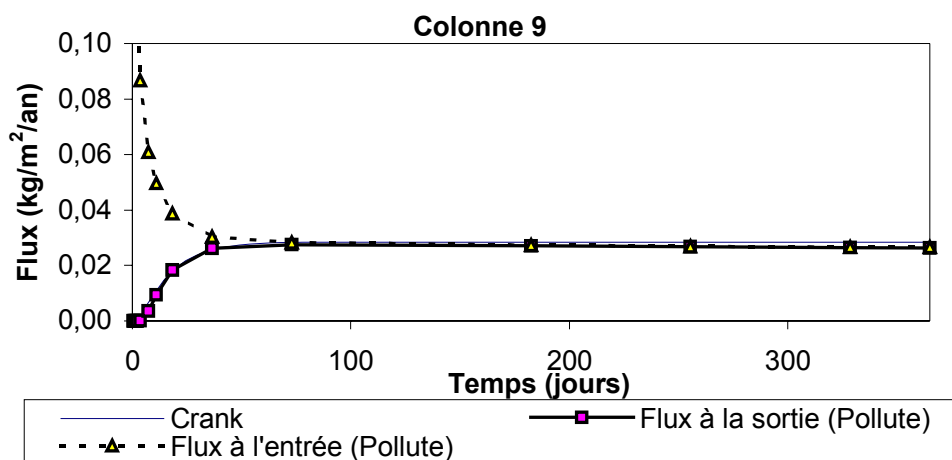


Figure 3.30 Flux d'oxygène calculé avec la méthode de Crank (équation 3.11) pour $m = 0$ à 1000 et avec la solution numérique de POLLUTE pour les diverses colonnes (suite et fin).

4. TRAVAUX DE TERRAIN

4.1 Introduction

Afin de valider, dans un cadre plus réaliste et plus représentatif, les résultats d'essais en laboratoire et d'évaluer d'autres aspects qui n'ont pu être étudiés par ces essais (i.e. effets d'une géométrie tridimensionnelle, effets climatiques, difficultés de mise en place, etc.), des cellules expérimentales *in situ* ont été construites sur le site Norebec-Manitou près de Val d'Or. On présente dans ce chapitre, les principaux éléments concernant cette phase expérimentale réalisée sur le terrain. Dans un premier temps, on aborde à la section 4.2, divers aspects reliés à la conception et à la construction des cellules. L'instrumentation placée à l'intérieur et à l'extérieur des cellules constitue un aspect important du projet puisque c'est ce qui a permis d'évaluer l'efficacité des différents recouvrements; les détails concernant l'instrumentation sont traités à la section 4.3 de ce chapitre. À la section 4.4, on poursuit avec la présentation des principaux résultats obtenus sur le terrain en ce qui touche les paramètres auscultés durant près de quatre ans. À la fin de l'automne 1998, les cellules expérimentales ont été démontées. Lors de ce démantèlement, des échantillons ont été récupérés afin d'évaluer les densités en place et les teneurs en eau gravimétriques ou massiques. Ces résultats sont décrits à la section 4.5. Des analyses minéralogiques ont aussi été réalisées sur les résidus sulfureux afin de voir s'il y a eu des altérations causées par l'oxydation. À la section 4.6, portant sur l'analyse des résultats, on retrouve notamment une comparaison entre les courbes de rétention d'eau observées au laboratoire et les données de terrain, ainsi que les résultats obtenus lors de la simulation, sur le terrain, d'une période de sécheresse de 40 jours. On y présente également les résultats d'analyses numériques 1D, axisymétriques et 3D. Ce chapitre se termine à la section 4.7 sur un rappel des principaux résultats et des conclusions qui en découlent. L'information présentée ici est relativement complète, mais le lecteur intéressé peut obtenir plus de détails sur le travail de terrain dans les dix rapports d'avancement (mars 95 à juillet 98) disponibles auprès du NEDEM/MEND.

4.2 Conception et construction des cellules expérimentales

L'objectif à la base de la construction de cellules expérimentales sur le terrain était de produire des conditions d'exposition plus réalistes et représentatives de celles rencontrées sur un parc à rejets de concentrateur (communément appelé parc à résidus miniers), tout en contrôlant le plus possible les facteurs d'influence. Le design final retenu pour les cellules représente une pyramide tronquée inversée, dont le pourtour est isolé par une géomembrane. À l'intérieur, on a placé des résidus générateurs de DMA recouverts par une couverture avec effets de barrière capillaire (CEBC). On présente dans ce qui suit les détails concernant la configuration et la construction des cellules.

4.2.1 Conception des cellules expérimentales

On présente aux figures 4.1 à 4.6 le plan des six cellules expérimentales avec leur configuration respective. On remarque d'abord sur ces figures que l'on retrouve au fond de chaque cellule une conduite drainante, entourée de géotextile, qui amène l'eau de percolation dans des réservoirs qui ont servi à l'échantillonnage. La qualité géochimique de l'eau récupérée a permis d'évaluer l'efficacité des recouvrements face à la production de DMA. Les résultats détaillés issus de l'analyse de ce lixiviat seront présentés plus loin dans ce chapitre.

Chaque cellule est isolée de l'environnement immédiat par une géomembrane de type COEX installée sur un sable densifié. En ce qui concerne les matériaux placés dans les différentes cellules (dont les caractéristiques ont déjà été présentées au chapitre précédent), on retrouve pour les cellules 1 à 5, du haut vers le bas: une couche de sable de 30 cm, une couche à forte rétention capillaire formée de divers matériaux (selon la cellule : résidus miniers, silt d'origine naturelle, résidus miniers amendés à la bentonite) dont l'épaisseur varie de 0,3 à 0,9 m, une couche de sable de 0,4 m, et une couche de résidus sulfureux (peu oxydés) d'une épaisseur d'environ 1,5 m. Pour la couche fine, on a utilisé différents matériaux ainsi que différentes épaisseurs afin d'évaluer l'effet de ces 2 facteurs. À noter que la cellule 6 ne contient que des résidus sulfureux peu oxydés (pas de couverture) servant ainsi de cellule témoin. Un bref résumé des caractéristiques des cellules est présenté au Tableau 1.

Tableau 4.1 Principales caractéristiques des cellules expérimentales

	Cellule 1	Cellule 2	Cellule 3	Cellule 4	Cellule 5
Épaisseur de la couche de matériau fin	0,6 M	0,6 m	0,3 m	0,3 m	0,9
Matériau fin	Résidus miniers	Till	Résidus miniers	15 cm résidus miniers amendés + 15 cm résidus	Résidus miniers
Couche de sable du bas	0,4 m	0,4 m	0,4 m	0,4 m	0,4 m
Couche de sable du haut	0,3 m	0,3 m	0,3 m	0,3 m	0,3 m

4.2.2 Construction

La construction des cellules s'est faite à l'été 1995, du 1er juillet au 1er septembre, selon un échéancier et un cahier de charges qui ont été présentés en détail dans un rapport d'avancement (rapport d'avancement #2, juillet 1995). On montre l'emplacement des cellules sur le site Manitou à la figure 4.7. Ces cellules ont été construites sur un empilement de roches stériles provenant d'une ancienne mine. La construction a été réalisée sous la responsabilité de la firme Soprin Experts-Conseils (bureau de Val-d'Or), par l'entremise de M. Réjean Fournier, à l'exception de la pose de la géomembrane qui était sous la responsabilité de Construction Techniques Côté inc. Le devis spécifiait l'origine et la nature des matériaux utilisés, leurs caractéristiques hydro-géotechniques, le poids unitaire après la mise en place, la configuration des cellules ainsi que la séquence des travaux à exécuter.

On présente à la fin du chapitre des photographies prises selon la chronologie des travaux réalisés (Photos 4.1 à 4.11). La première photographie montre certains équipements mécaniques utilisés pour l'excavation de la forme pyramidale tronquée dans les roches stériles. Les tuyaux qui récoltent l'eau de percolation ont été installés par la suite; on peut voir à la photographie 4.2 que les tuyaux passent à travers la base de la cellule pour aboutir dans des barils de plastique qui ont été enfouis. À la photographie 4.3, on peut observer la forme des cellules après l'excavation (pente des côtés de 2:1). Une fois la base des cellules excavée, une couche de sable a été placée par-dessus les stériles (photographie 4.4). Ce sable a été compacté à environ 90 % de l'optimum Proctor modifié à l'aide d'équipements légers (voir photographie 4.5). Une fois cette couche de sable mise en place, on a procédé à la pose de la géomembrane (photographie 4.6), en s'assurant

Figure 4.1 Plan de la cellule 1

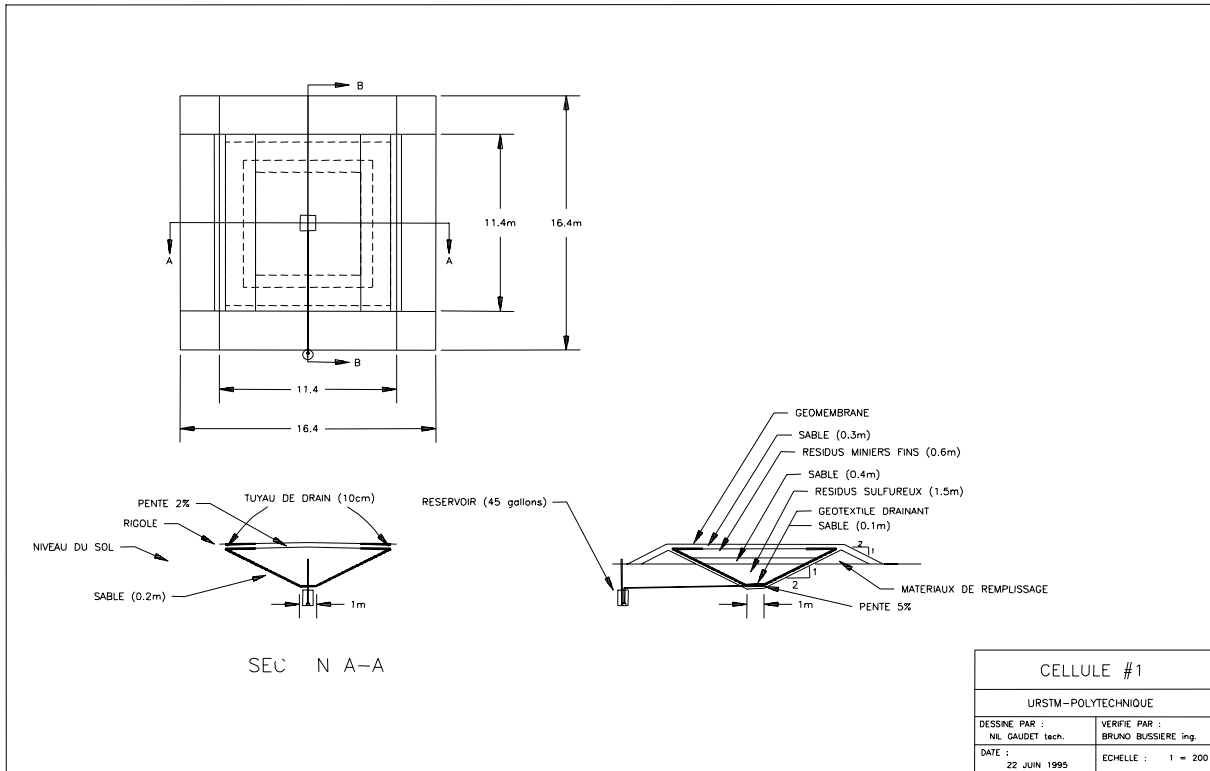


Figure 4.2 Plan de la cellule 2

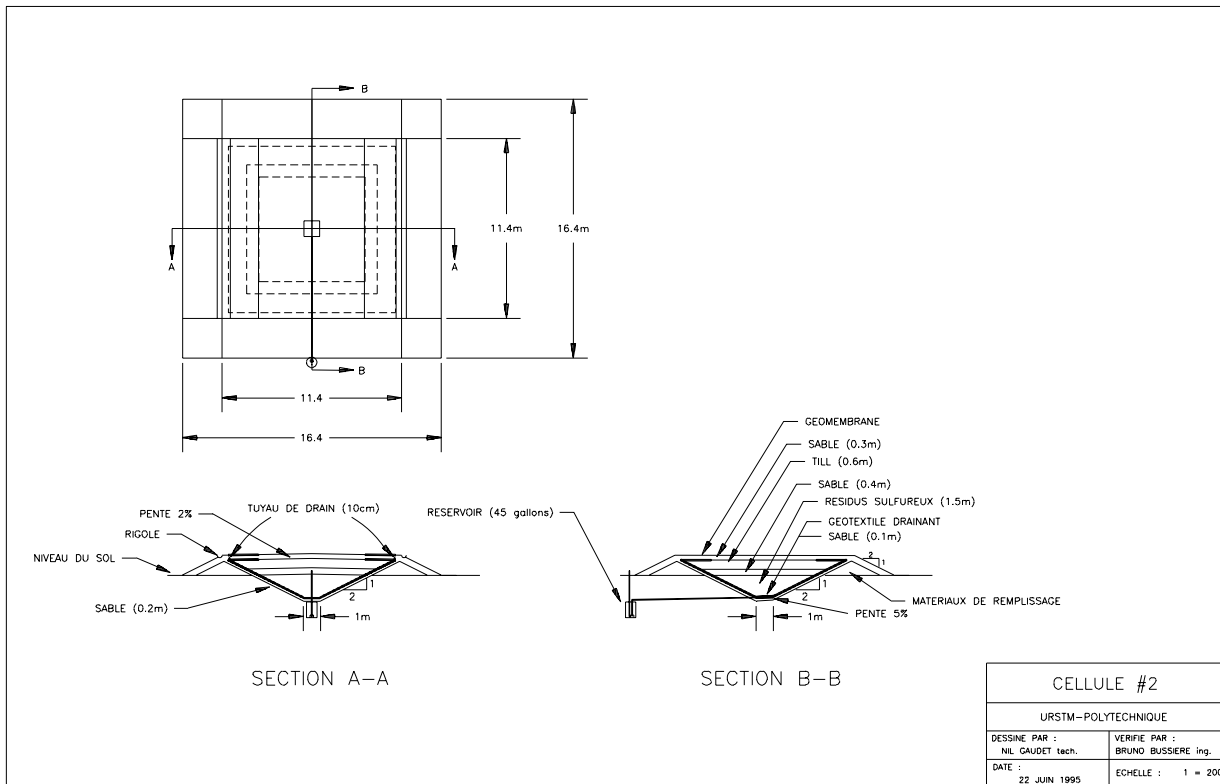


Figure 4.3 Plan de la cellule 3

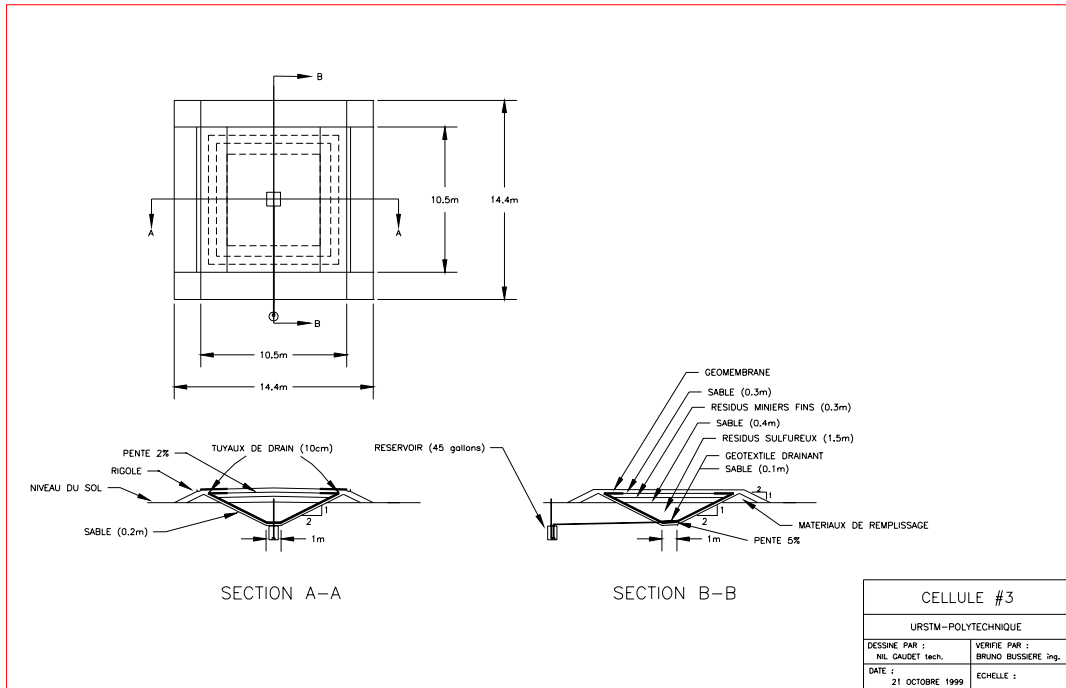


Figure 4.4 Plan de la cellule 4

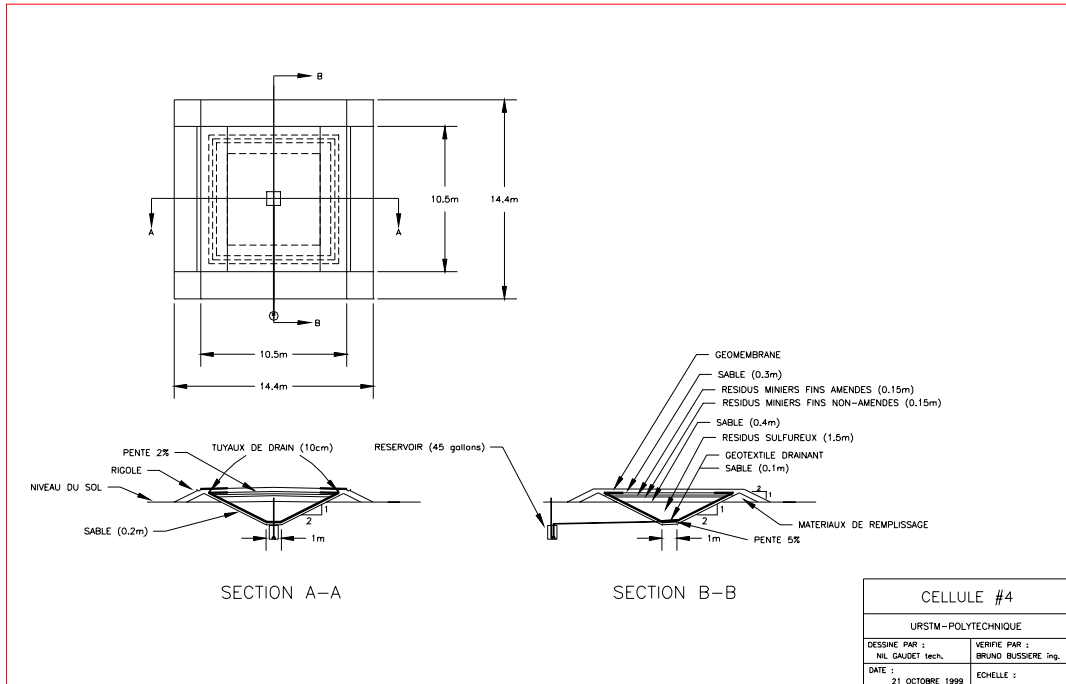


Figure 4.5 Plan de la cellule 5

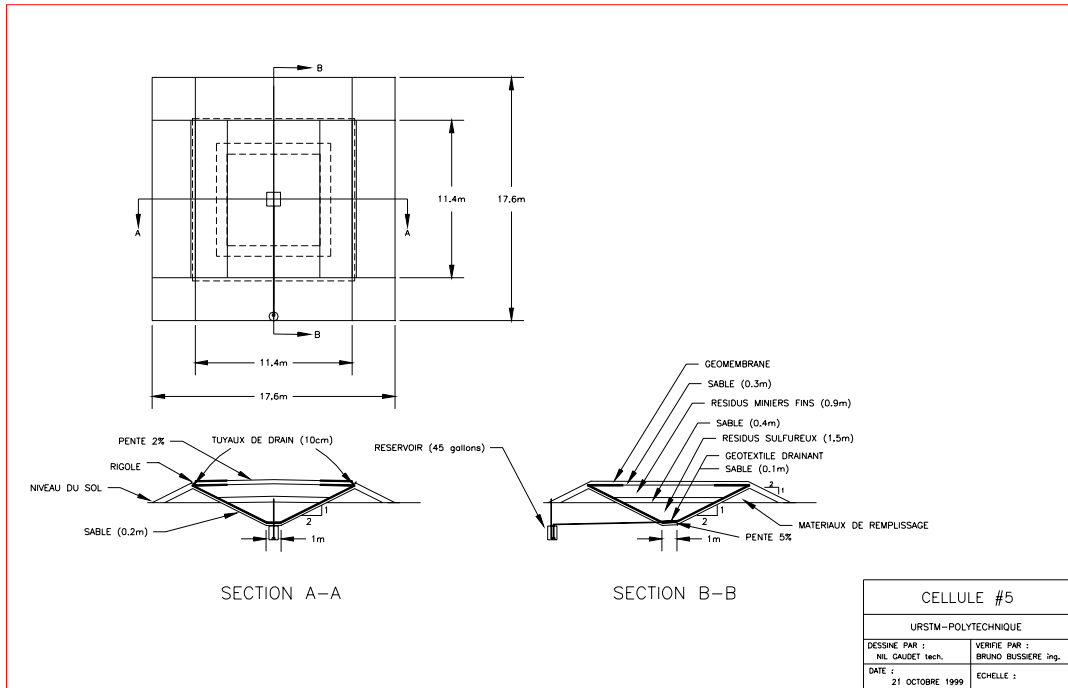
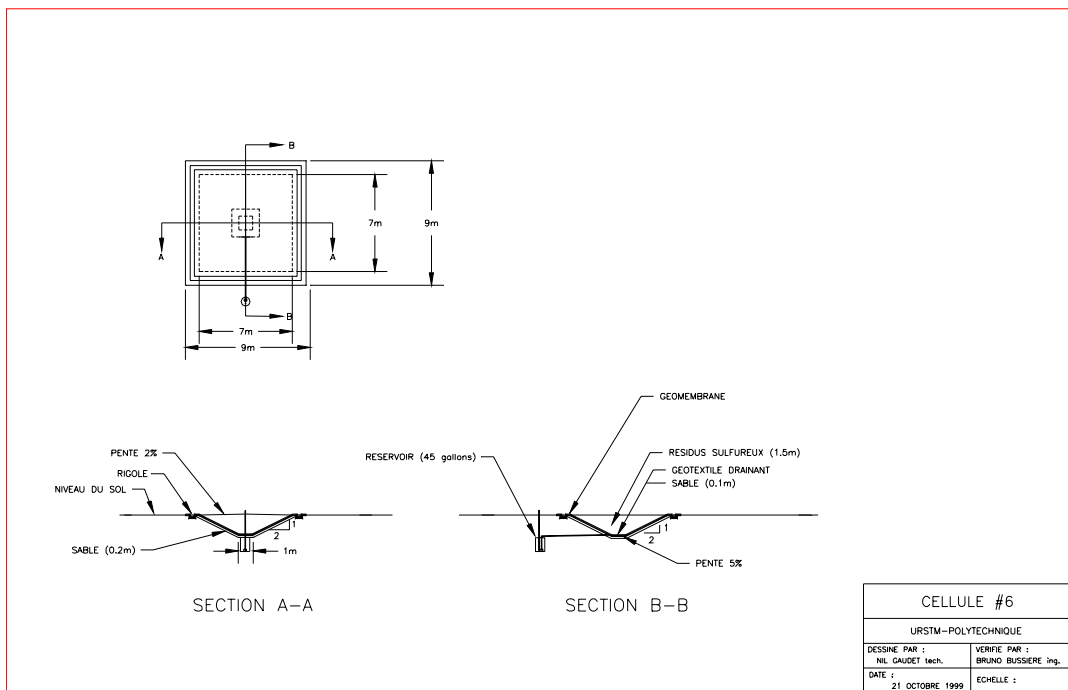


Figure 4.6 Plan de la cellule 6



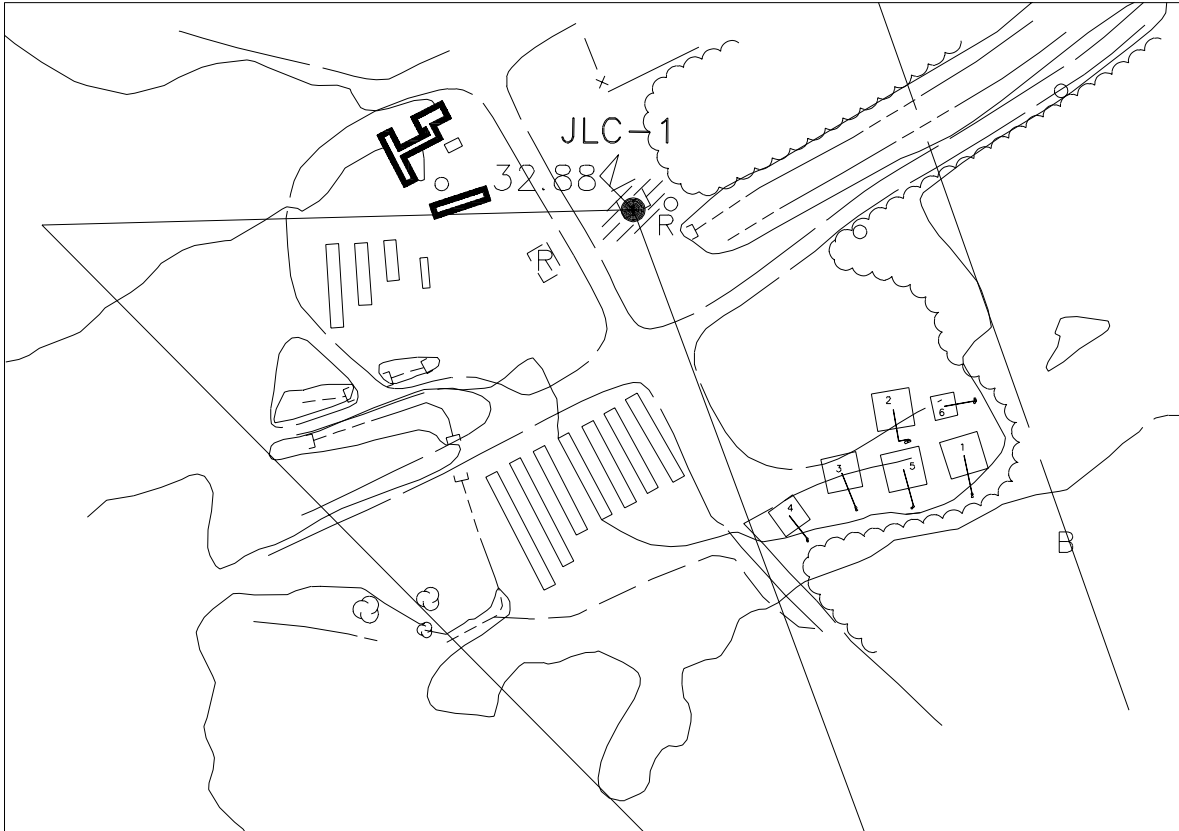


Figure 4.7 Vue en plan des cellules expérimentales sur le site Norebec-Manitou

de l'étanchéité de la base où l'on retrouve le tuyau de drainage (photographie 4.7) qui se dirige vers les barils enfouis servant à l'échantillonnage. Après la pose de la géomembrane dans chacune des cellules, les résidus miniers sulfureux ont été placés à l'aide d'une pelle mécanique (photographie 4.8), suivi de la mise en place des différentes couches de chaque CEBC (photographie 4.9). Chaque étape de la construction de la CEBC impliquait aussi l'installation d'instruments de mesure dans les différentes couches (photographie 4.10); cet aspect est rediscuté à la section 4.3. À la photographie 4.11, on peut voir à quoi ressemble une cellule expérimentale à la fin de la période de construction.

Certaines caractéristiques hydrogéotechniques des matériaux étant fonction de l'état en place (e.g. caractéristiques de rétention d'eau, conductivité hydraulique), il était essentiel de contrôler chaque matériau. Lors de l'étape de la conception des cellules, on a fixé certains objectifs en terme d'indice de densité (ou degré de compactage) pour les matériaux des différentes couches.

Ces objectifs étaient inclus dans le cahier des charges fourni à l'entrepreneur responsable des travaux. En ce qui concerne les couches de sable du bas et du haut, l'objectif pour le poids unitaire sec était de 92 % de l'optimum Proctor modifié. Pour la couche constituée de résidus miniers non sulfureux (cellules 1, 3, 4, 5), l'objectif était fixé à 85 % du poids unitaire sec correspondant au Proctor modifié. Enfin, pour la cellule 2, on visait, pour la couche fine constituée d'un matériau silteux d'origine naturelle, un niveau de compactage de 95 %. Les caractéristiques de compactage des matériaux ont été évaluées selon des méthodes standards et les valeurs mesurées sont présentées au tableau 4.2.

Tableau 4.2 Résumé du contrôle du niveau du compactage (exprimé en pourcentage du poids unitaire sec)

	Compactage près du haut des couches (% Proctor modifié)	Compactage du bas des couches (% Proctor modifié)
Cellule 1 (sable du bas)	94 % et 93 %	88,9 % et 89,2
Cellule 1 (fine)	88,4 % et 85 %	---
Cellule 1 (sable du haut)	92,6 %	88,2 %
Cellule 2 (sable du bas)	90,1 % et 92,9	87 % et 89,4 %
Cellule 2 (fine)	93,3 %, 89,2 %, 90,2 % et 89,1 %	---
Cellule 2 (sable du haut)	97,3 %	89,5 %
Cellule 3 (sable du bas)	90,8 % et 92,0 %	88,4 % et 88,6 %
Cellule 3 (fine)	83,6 %	---
Cellule 3 (sable du haut)	91,9 %	88,9 %
Cellule 4 (sable du bas)	91,4 % et 90,2 %	90,7 % et 87,9
Cellule 4 (fine amendée)	74,0 %	---
Cellule 4 (fine)	81,6 %	---
Cellule 4 (sable du haut)	97,5 %	88,7 %
Cellule 5 (sable du bas)	93,4 % et 92,6 %	86,7 % et 89,2 %
Cellule 5 (fine)	85,1 % et 86,7 %	---
Cellule 5 (sable du haut)	95,3 %	88,1 %

4.3 Instrumentation des cellules expérimentales

Les cellules expérimentales ont été instrumentées de façon à suivre un ensemble de caractéristiques qui permettent d'évaluer l'efficacité des différents recouvrements et de mieux comprendre leur comportement. Les paramètres mesurés dans les différentes couches sont : la teneur en eau volumique, la succion matricielle et la température dans le sol. Des plaques pour mesurer le tassement ont également été placées sur chacune des couches. Une station météorologique a aussi été installée sur le site afin de suivre les principales conditions qui affectent les échanges atmosphériques près de la surface (i.e. température sèche, humidité relative, rayonnement solaire et vitesse du vent). On retrouve, dans ce qui suit, une brève description des appareils installés et des principes de mesure, ainsi que la localisation des instruments placés dans les différentes couches des recouvrements. On peut trouver plus de détails dans le rapport de Barbera (1996) et dans les rapports d'avancement no 1 (mars 95) et no 3 (novembre 95).

4.3.1 Teneur en eau

Afin d'empêcher la réaction d'oxydation des sulfures qui génère le drainage minier acide, on a vu précédemment que l'on peut limiter la diffusion de l'oxygène en recouvrant les rejets avec de l'eau (ennoisement) ou en plaçant une CEBC par-dessus les résidus générateurs de DMA. Dans ce dernier cas, l'effet de barrière capillaire entraîne une désaturation rapide de la couche de matériau grossier favorisant ainsi la rétention d'eau dans la couche de matériau fin située par-dessus (voir aussi Aubertin et al. 1995, 1997a).

Les recouvrements construits sur les cellules expérimentales ont été conçus de façon à créer un effet de barrière capillaire. Il était alors primordial, afin d'évaluer leur efficacité, de connaître les teneurs en eau dans les différentes couches afin de voir si l'effet de barrière capillaire escompté était présent et s'il correspondait bien à ce qui avait été prédit suite aux essais de laboratoire et aux calculs numériques.

Dans ce projet, la technique retenue pour mesurer la valeur de la teneur en eau est celle du RDT (réflectométrie dans le domaine du temps – aussi TDR). Cette technique est basée sur le fait que le contenu volumique d'eau peut être déterminé en mesurant le temps de transport et l'atténuation de l'amplitude d'une onde pulsée envoyée le long d'une ligne de transmission placée dans un sol (e.g. Topp et al., 1980 ; Zegelin et al., 1992; Aachib, 1997). Dans le cadre de ce projet de recherche, des sondes enfouies ("*buriable*") à trois branches de 20 cm de long ont été sélectionnées. D'autres groupes de recherche ont d'ailleurs utilisé cette technique au cours des dernières années (e.g. Heimovaara et Bouten, 1990 ; Baker et Allmaras, 1990 ; Herkelrath et al., 1991 ; Yanful et St-Arnaud, 1991). Quant à l'appareil utilisé pour la prise de mesures, le choix s'est porté sur le système TRASE de la compagnie Soil Moisture. Cet appareil avait été utilisé avec succès dans des travaux de recherche en laboratoire à l'École Polytechnique de Montréal pour déterminer l'efficacité de recouvrements multicouches (Aubertin et al., 1995; Aachib, 1997).

L'emplacement des sondes de mesure dans les différents recouvrements est présenté à la figure 4.8. Deux sondes par couche ont été placées dans les recouvrements, certaines horizontalement d'autres verticalement, pour un total de 30 sondes. Habituellement, les sondes placées horizontalement ont été localisées dans le haut des couches afin de connaître la teneur en eau à l'endroit le plus susceptible de se désaturer. Les sondes placées verticalement, quant à elles, permettent de connaître la teneur en eau moyenne sur la longueur de la sonde (20 cm). On peut remarquer également à la figure 4.8 que dans la couche de sable du haut, deux sondes ont occasionnellement été placées proche l'une de l'autre afin de vérifier l'effet du temps sur l'étalonnage des sondes.

4.3.2 Succion matricielle

Lorsqu'il y a écoulement dans la zone vadose (zone non saturée située au-dessus de la nappe phréatique), l'eau est en condition de pression négative car la pression d'eau dans les pores u_w est

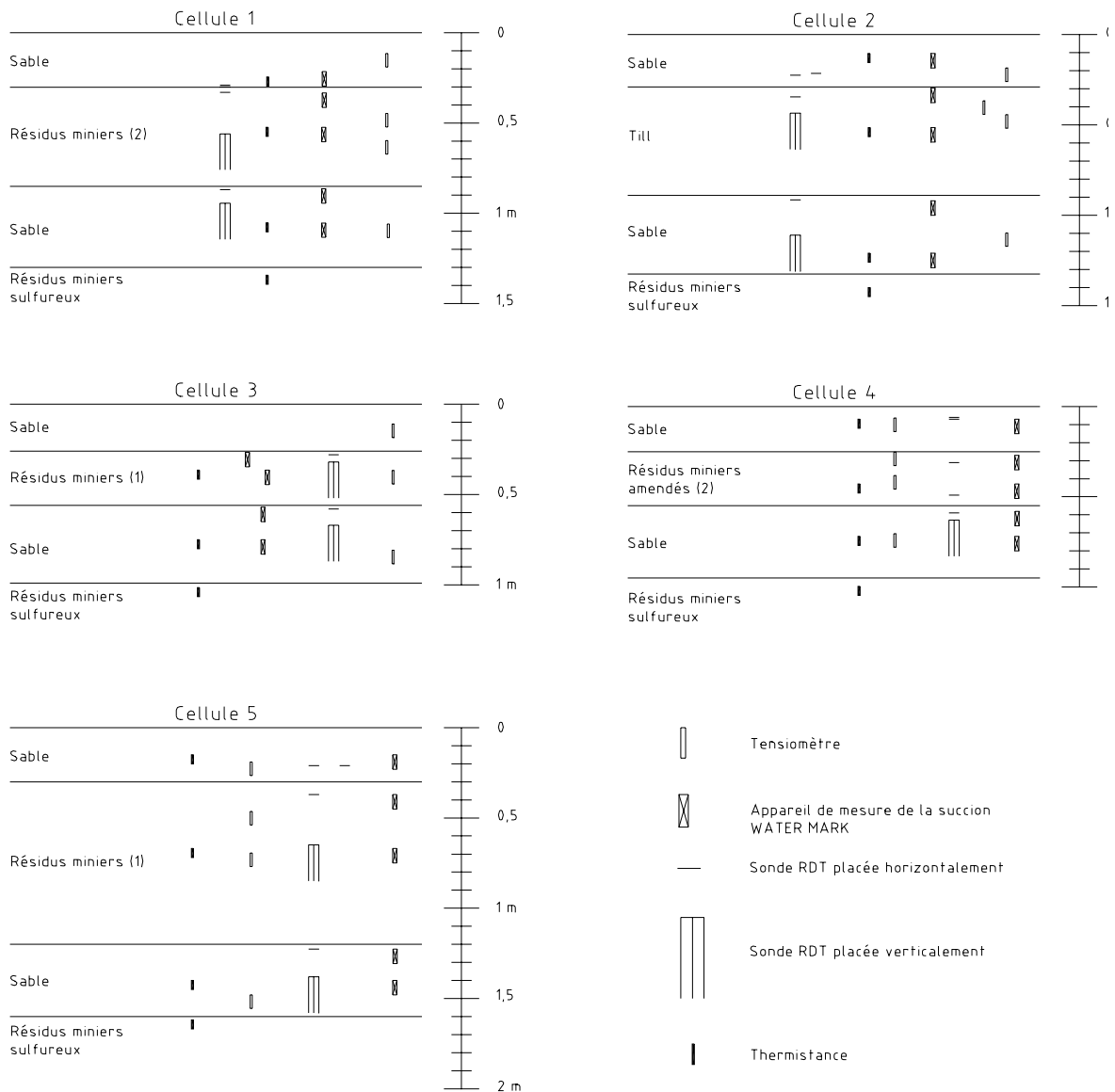


Figure 4.8 Emplacement des instruments dans les 5 cellules avec CEBC

plus faible que la pression d'air u_a ; la succion est alors définie par $u_a - u_w$. Dans le cas des cellules expérimentales, l'eau ne peut s'accumuler au-dessus du drain de sorte que la nappe est située au fond. On se retrouve donc dans une situation d'écoulement non saturé (avec condition de succion).

Pour bien comprendre le comportement des recouvrements placés sur les cellules, il s'est avéré important de poursuivre l'évolution de la valeur de la succion dans chacune des couches. De plus,

la mesure simultanée de la teneur en eau volumique et de la succion à divers endroits a permis de comparer les valeurs *in situ* et les courbes de rétention d'eau mesurées en laboratoire.

On retrouve, dans les couches des recouvrements, deux types d'appareils utilisés pour mesurer la succion matricielle, soit des tensiomètres et des blocs à résistance électrique. Le tensiomètre est composé d'un embout poreux de céramique fixé à l'extrémité d'un tube dont l'autre bout se termine par un bouchon où il est possible de rajouter de l'eau. Un appareil qui mesure la pression (i.e. manomètre de mercure) branché sur l'instrument complète le tout. Le bout poreux du tensiomètre est placé à l'endroit où l'on veut mesurer la succion dans le sol. On remplit initialement l'appareil d'eau jusqu'au niveau du manomètre. Après un certain temps, la pression au contact de l'embout poreux et du sol s'équilibre. La pression négative mesurée par l'appareil de mesure correspond alors à la succion dans le sol. Les tensiomètres peuvent mesurer des succions variant entre 0 et (-) 85 kPa (ou 0 et 8,5 m d'eau environ). Plus de détails concernant le fonctionnement de tels tensiomètres sont présentés dans Everett et al. (1984) et Stannard (1990).

Le deuxième type d'appareil installé dans les recouvrements pour mesurer la succion est le bloc à résistance électrique Watermark. Cet appareil mesure la variation de la résistance électrique et permet de déduire, à partir de celle-ci, la valeur de la succion. Plus la teneur en eau est élevée, plus la conductivité électrique est élevée, et par conséquent, plus la résistance est faible. Cette résistance est mesurée à l'aide de deux électrodes encastrées dans le bloc où circule un courant alternatif de hautes fréquences. Les avantages du bloc Watermark par rapport aux blocs de gypse conventionnels incluent le fait qu'il ne se dissout pas dans l'eau, que la relation entre la conductivité mesurée par l'appareil et la succion matricielle est linéaire et qu'il n'aurait pas besoin d'être calibré. Pour obtenir une mesure plus précise, on mesure aussi la température dans le sol où le bloc a été installé afin de corriger la lecture.

Quant aux emplacements des appareils servant à mesurer la succion, ils sont montrés à la figure 4.8. On remarque que vis-à-vis chaque sonde RDT, on retrouve un bloc Watermark. L'objectif était évidemment de mesurer au même endroit la succion et la teneur en eau volumique de façon à évaluer la courbe de rétention d'eau *in situ*. Quant aux tensiomètres, on en retrouve un dans la

couche de sable du bas, deux dans la couche de matériau fin (sauf pour la cellule 3 où il n'y en a qu'un) et un dans la couche de sable du haut.

4.3.3 Température sous la surface

La mesure de la température à l'intérieur des CEBC a été rendue possible par l'utilisation de thermistances. La valeur de la température a alors pu être évaluée. On peut remarquer à la figure 4.8 qu'une thermistance a été installée dans le haut de la couche de résidus sulfureux. Parce que la réaction d'oxydation des résidus sulfureux est exothermique, cette thermistance visait à observer si des réactions d'oxydation importantes se développaient en associant celles-ci à une augmentation de température.

La thermistance fonctionne sur le principe du changement de résistance associé à celui de la température. Les thermistances sont habituellement composées d'un matériau semi-conducteur. Leur coefficient de résistance thermique est très élevé, ce qui en fait un instrument de mesure très sensible, capable de détecter des changements de température rapidement. Il est important de calibrer chaque thermistance avant l'installation. On peut connaître la température à partir de l'équation de Steinhart-Hart (Omega, 1995) :

$$\frac{1}{T} = A + B \ln R + C(\ln R)^3 \quad (4.1)$$

où :

T = température en degré Kelvin

R = résistance de la thermistance

A, B, C = constantes d'ajustement

4.3.4 Instrumentation météorologique

L'évaporation est un facteur important dans la reconstitution du bilan hydrique du site où ont été construites les cellules expérimentales. Les principales méthodes disponibles pour évaluer le potentiel d'évaporation comprennent l'utilisation de micro-lysimètres, les mesures directes (Bowen ratio) et les méthodes prédictives. La méthode prédictive de Penman modifiée se distingue des autres méthodes prédictives par le fait qu'elle évalue le taux réel d'évaporation (AE) plutôt qu'un potentiel d'évaporation (PE). Les méthodes qui prédisent la valeur de PE (e.g. Thornwaite, 1948; Penman, 1948) donnent une borne supérieure puisqu'elles supposent que l'eau est entièrement disponible à la surface. Cependant, le taux réel d'évaporation (AE) pour les matériaux des cellules dépend aussi de la disponibilité de l'eau (Wilson et al., 1993). Comme les barrières sèches impliquent l'écoulement en milieu non saturé, l'évaporation réelle (AE) à la surface des cellules est inférieure à l'évaporation potentielle (PE). Wilson et al. (1993) ont modifié la méthode de Penman afin de tenir compte des conditions non saturées dans les matériaux de surface. Des détails sur la méthode Penman modifiée peuvent être trouvés dans Wilson et al. (1994) et Wilson et al. (1995).

Pour évaluer l'évaporation réelle AE, il est nécessaire de connaître les données météorologiques relatives au site. Les paramètres requis pour appliquer la méthode de Penman modifiée sont : le niveau de radiation nette, la vitesse et la direction du vent, l'humidité relative et la température. De plus, afin de réaliser un bilan hydrique complet, un appareil mesurant les précipitations a été installé à côté des autres instruments. Il s'agit d'un pluviomètre à auget basculant équipé d'un élément chauffant pour les mesures hivernales. La capacité de l'auget est de 0,2 mm et la précision de l'appareil varie de ± 3 à ± 5 % selon l'intensité des précipitations.

Pour ce qui est de la radiation solaire, deux appareils ont été installés sur le site, soit un radiomètre net et un pyranomètre. Le radiomètre net fait directement la différence entre les radiations hémisphériques pénétrantes totales et les radiations hémisphériques réfléchies totales. Cette différence, appelée radiation solaire nette, est nécessaire pour évaluer la valeur de AE. Le

pyranomètre, qui mesure la radiation totale, a été installé quant à lui pour compléter les informations fournies par le radiomètre net.

La température et l'humidité relative ont également été mesurées sur le site. L'appareil choisi était une sonde Handar 435A. Très compacte, cette sonde de forme cylindrique contient un capteur d'humidité et une thermistance. La sonde est protégée de la poussière et des dommages physiques par une membrane filtrante. La sonde permet de mesurer des températures entre -50°C et 60°C , avec une précision de $\pm 0,2^{\circ}\text{C}$ entre 0 et 60°C et de $\pm 0,6^{\circ}\text{C}$ entre -50 et 0°C . De plus, elle permet de mesurer l'humidité relative entre 0 et 100%, avec une précision $< 2\%$ entre 0 et 80% et $< 5\%$ entre 80 et 100%.

Des appareils qui mesurent la vitesse (anémomètre) et la direction (girouette) du vent faisaient aussi partie de la station météorologique. L'anémomètre permet la mesure de la vitesse du vent entre 0 et 160 km/h avec une précision de $\pm 0,4$ km/h. Quant à la girouette, elle indique la direction du vent avec une précision $\pm 5\%$ pour des vents inférieurs à 160 km/h.

4.3.5 Acquisition de données

Tous les appareils mentionnés dans les sections précédentes étaient reliés à un système d'acquisition SAD gérant entièrement la prise de données. C'est ce système qui fournissait le courant aux divers instruments, qui prenait les mesures aux temps programmés, les emmagasinait dans sa mémoire et les transmettait sous la forme désirée. Pour l'ensemble des instruments (à l'exception du pluviomètre), le SAD prenait une série de lectures à toutes les minutes et calculait une moyenne à toutes les heures. Ce sont généralement ces moyennes qui étaient enregistrées dans la mémoire du SAD. Quant au pluviomètre, il envoyait un signal au SAD à tous les événements de précipitation, soit à tous les 0,2 mm de pluie. De plus, lorsque le pluviomètre transmettait un signal, le SAD enregistrait le temps de celui-ci.

Des renseignements supplémentaires concernant le fonctionnement, les coûts et le choix des équipements installés sur les cellules expérimentales du site Manitou peuvent être trouvés dans le rapport de Barbera (1996) et dans le rapport d'avancement no 3 (novembre 1995).

4.3.6 Essais de consommation d'oxygène

La quantité d'acide produite peut être reliée au flux d'oxygène. En ce sens, il est intéressant de pouvoir évaluer ponctuellement ce flux sur le terrain. Une nouvelle technique est apparue au cours des dernières années pour évaluer l'efficacité de recouvrements visant à limiter la production de DMA. Il s'agit de l'essai de consommation d'oxygène (Eberling et Nicholson, 1996). Le principe de cet essai est le suivant. Dans un premier temps, on enfonce un cylindre métallique à travers les couches du recouvrement. Dans le cadre de ce projet, la longueur du cylindre était de 50 cm et le diamètre intérieur d'environ 18 cm. On laisse un espace libre sur le dessus (entre 5 et 10 cm); cet espace est utilisé comme réservoir d'oxygène. On place par la suite un couvercle étanche muni d'un senseur à oxygène. Comme l'oxygène est une composante de la réaction d'oxydation des sulfures, en mesurant la diminution de la concentration d'oxygène dans le réservoir du dessus, on peut déduire le flux et le taux d'oxydation. Si le recouvrement est efficace, le flux devrait être très faible.

La technique d'interprétation de ces mesures fait appel aux équations chimiques menant à l'oxydation de la pyrite et d'autres minéraux générateurs de DMA. Celles-ci sont bien connues et peuvent être retrouvées dans plusieurs ouvrages (e.g. Kleinmann et al., 1981 ; Ritcey, 1989; SRK, 1991). Ces équations montrent que l'oxygène est un des éléments nécessaires aux réactions de production d'acide.

La méthode utilisée ici pour évaluer le taux d'oxydation repose sur la mesure de l'évolution de la concentration en oxygène dans le temps à l'intérieur d'une chambre située dans le haut d'un cylindre inséré dans le recouvrement (Nicholson et al, 1995).

L'interprétation usuelle repose sur l'hypothèse qu'il existe un régime permanent avant de prendre les mesures de la concentration d'oxygène et que la réaction cinétique d'oxydation de la pyrite est de premier ordre (Nicholson et al., 1988). Pour un état pseudo-stationnaire, on peut alors écrire à partir de la deuxième loi de Fick (Nicholson et al., 1989) :

$$D_e \frac{d^2C}{dz^2} - k_r C = 0 \quad (4.2)$$

où k_r est le taux de réaction de la pyrite, D_e est le coefficient de diffusion effectif, C est la concentration d'oxygène et z est la profondeur. Les conditions frontières qui représentent les conditions de terrain sont $C(z) = C_0$ à $z = 0$ (en surface) et $C(z) = 0$ lorsque $z \rightarrow \infty$. En se basant sur l'équation 4.2, le flux gazeux à travers la surface peut s'écrire :

$$F_L = C_0 (k_r D_e)^{0.5} \quad (4.3)$$

L'oxygène présent dans la chambre vide placée sur le dessus du cylindre aura tendance à migrer vers le bas où il sera consommé par la réaction d'oxydation. Cela entraîne une diminution de la concentration d'oxygène dans la chambre vide. L'équation de continuité peut alors s'exprimer de la façon suivante (Eberling et al., 1994) :

$$V \frac{dC}{dt} = AC (k_r D_e)^{0.5} \quad (4.4)$$

où A est l'aire de la section droite et V le volume de la chambre vide. Pour la condition initiale $C = C_0$ à $t = 0$, la solution de cette dernière équation peut s'écrire :

$$\ln\left(\frac{C}{C_0}\right) = -t (k_r D_e)^{0.5} \frac{A}{V} \quad (4.5)$$

La pente du graphique $\ln C/C_0$ versus le temps donne alors la valeur du terme $(k_r D_e)^{0.5}$ puisque A et V sont connus. En substituant le terme $(k_r D_e)^{0.5}$ dans l'équation 4.3 on peut théoriquement évaluer le flux d'oxygène à la surface. Si l'on néglige les mécanismes de transport non-Fickien, tel que proposé par Eberling et Nicholson (1996), le flux d'oxygène mesuré peut être relié au taux d'oxydation de la pyrite.

4.4 Résultats

On présente dans cette section les principaux résultats obtenus lors du suivi du comportement des cellules. Ce suivi a débuté à l'automne 1995 et s'est terminé à l'automne 1998. Dans un premier temps, on montre les résultats de mesures de la teneur en eau volumique et de la succion dans les différentes couches des couvertures. On poursuit avec la présentation des résultats des essais de consommation d'oxygène. La qualité géochimique de l'eau de percolation, qui permet aussi d'évaluer l'efficacité des CEBC, est un aspect important qui est ensuite présenté. Les résultats de mesures des plaques de tassement, de la station météorologique, et de la température dans les couches des cellules font l'objet des points suivants.

4.4.1 Teneur en eau volumique

Plusieurs centaines de mesures de la teneur en eau volumique dans les différentes couches des CEBC ont été effectuées entre 1995 et 1998. On présente aux figures 4.9 à 4.28 les résultats des mesures dans les diverses couches pour les quatre périodes non gelées (1995, 1996, 1997 et 1998). De plus, des profils de la teneur en eau volumique correspondant à différents temps après la construction des cellules sont présentés aux figures 4.29 à 4.33.

Les principales remarques relatives à ces mesures de la teneur en eau volumique θ (ou volumétrique) sont les suivantes. Tout d'abord, on note que les teneurs en eau dans les couches de sable du haut et du bas se situent en général entre 0,05 et 0,20 (ou entre 5 et 20%). Quant aux teneurs en eau volumiques dans les couches de matériau fin, elles se maintiennent habituellement au-dessus de 0,30. Cette répartition de l'humidité, avec des valeurs élevées dans la couche de matériau fin et faibles dans les couches de sable, observée dans tous les recouvrements, est typique des couvertures avec effets de barrière capillaire (voir les chapitres précédents, et Aubertin et al. 1995, 1996c, 1997a; Aachib 1997).

En ce qui concerne la cellule 1, on remarque à la figure 4.14 qu'après la première saison hivernale, la sonde du haut de la couche de matériau fin (2-2) donne des valeurs de θ élevées en période humide (entre 0,50 et 0,60). Ces valeurs ne sont pas réalistes compte tenu de la porosité n du matériau. On peut penser que la sonde a bougé quelque peu en raison du gel, ce qui pourrait engendrer une surestimation des valeurs mesurées de θ en raison des vides saturés créés autour de la sonde. Cependant, le gel ne semble pas avoir affecté la sonde du bas de la couche fine qui a donné des valeurs pratiquement constantes depuis sa mise en place.

Pour la cellule 2, les teneurs en eau volumiques mesurées dans la couche fine sont plus faibles au cours de la première année (1995) par rapport à celles des autres années. Cela est sans doute dû au fait que le matériau a été mis en place à une teneur en eau inférieure à la teneur en eau à saturation. Il a donc fallu quelque temps avant que les valeurs de θ n'atteignent leur valeur à l'équilibre. Il semble également qu'il y ait eu un problème avec la sonde située au bas de la couche de matériau fin (2-1) constituée d'un sol silteux. En effet, les valeurs de θ mesurées au bas de cette couche sont un peu plus faibles que celles mesurées dans le haut. Comme la succion augmente avec l'élévation, on aurait dû normalement observer le contraire.

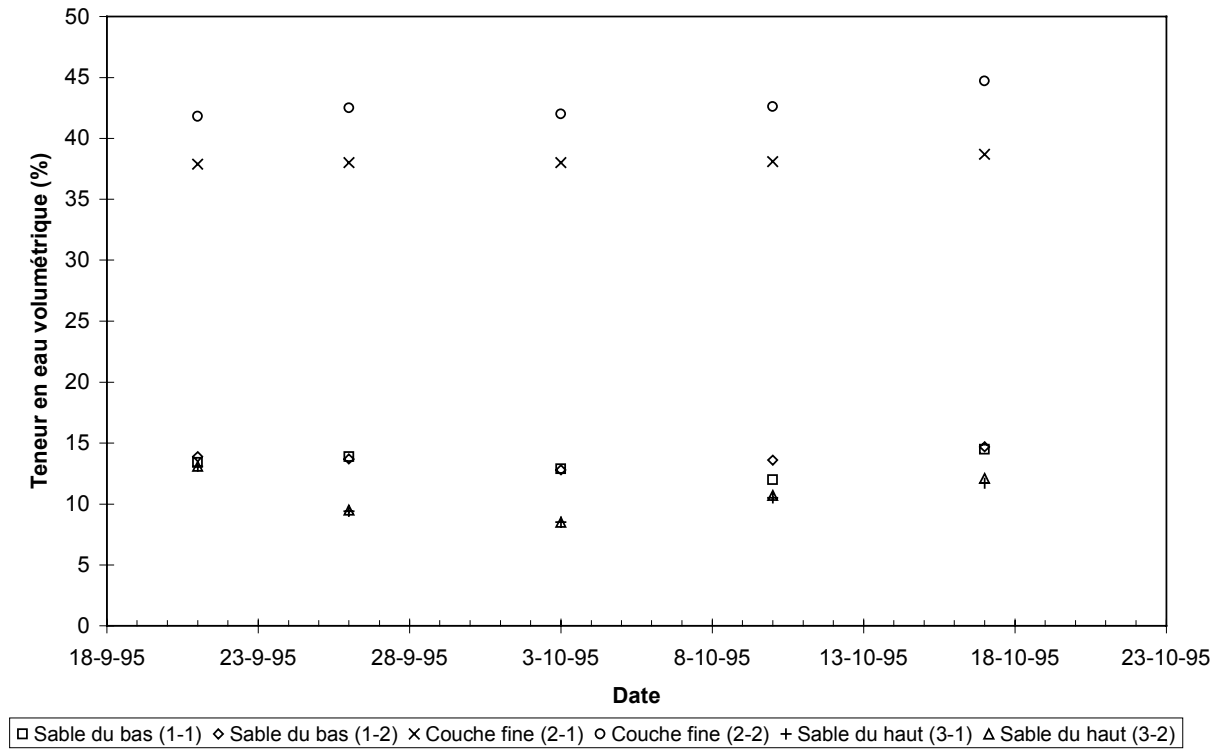


Figure 4.9 Évolution de la teneur en eau volumétrique (ou volumétrique) dans les différentes couches de la cellule 1 pour l'année 1995

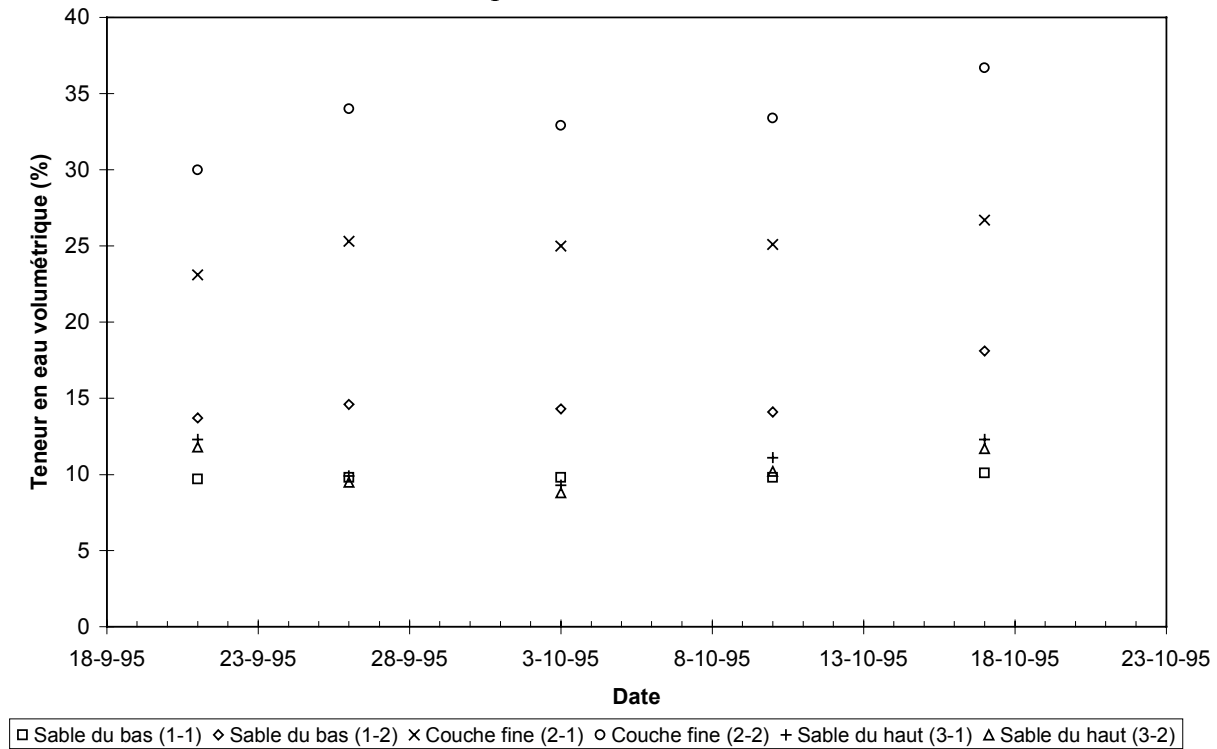


Figure 4.10 Évolution de la teneur en eau volumétrique (ou volumétrique) dans les différentes couches de la cellule 2 pour l'année 1995

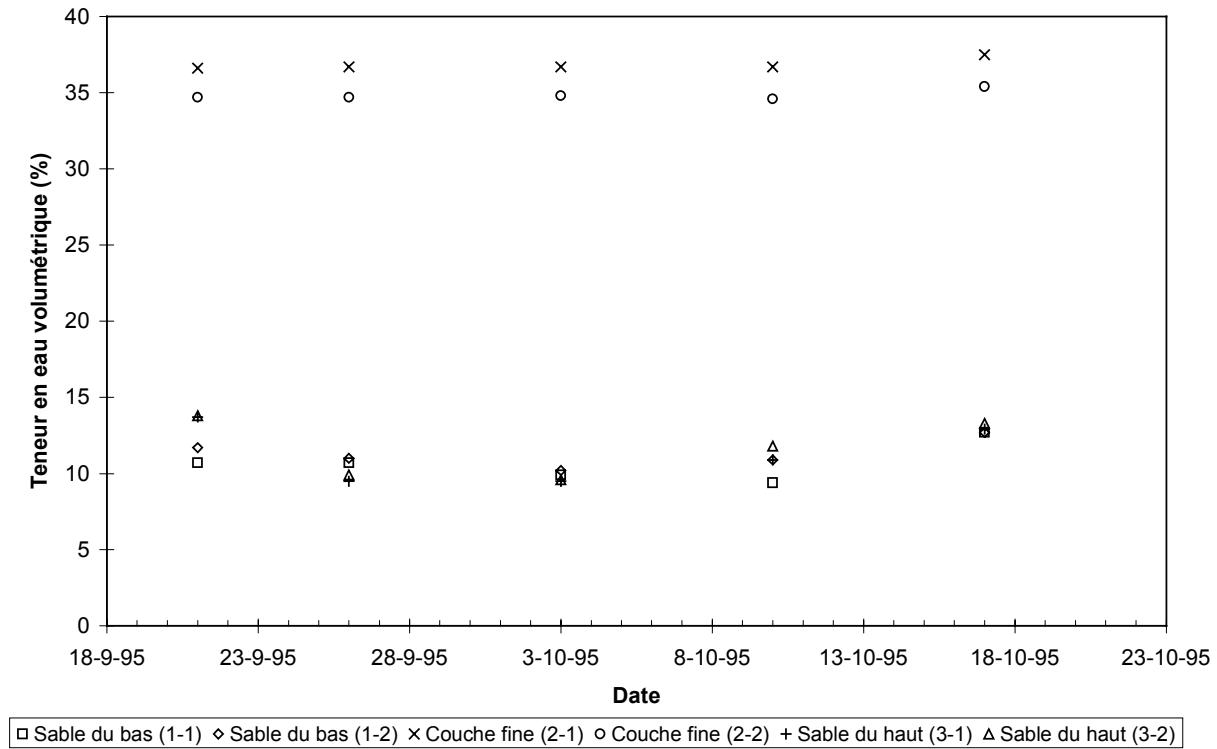


Figure 4.11 Évolution de la teneur en eau volumétrique (ou volumétrique) dans les différentes couches de la cellule 3 pour l'année 1995

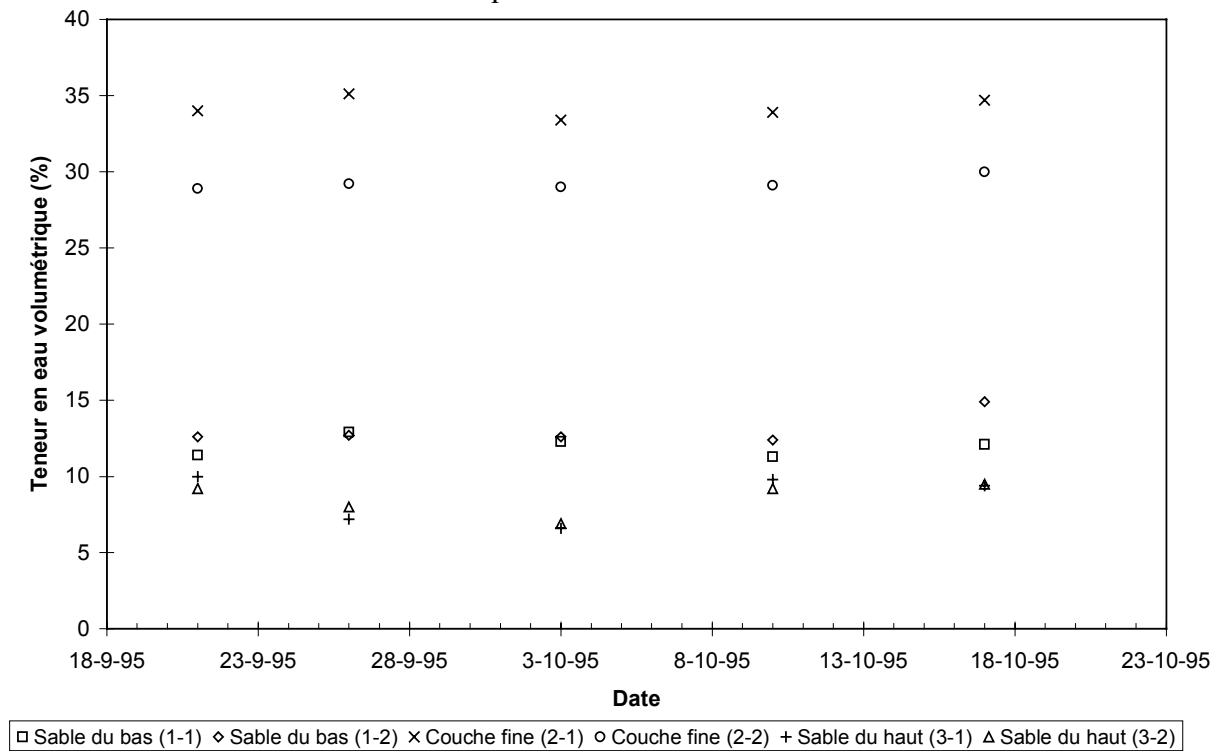


Figure 4.12 Évolution de la teneur en eau volumétrique (ou volumétrique) dans les différentes couches de la cellule 4 pour l'année 1995

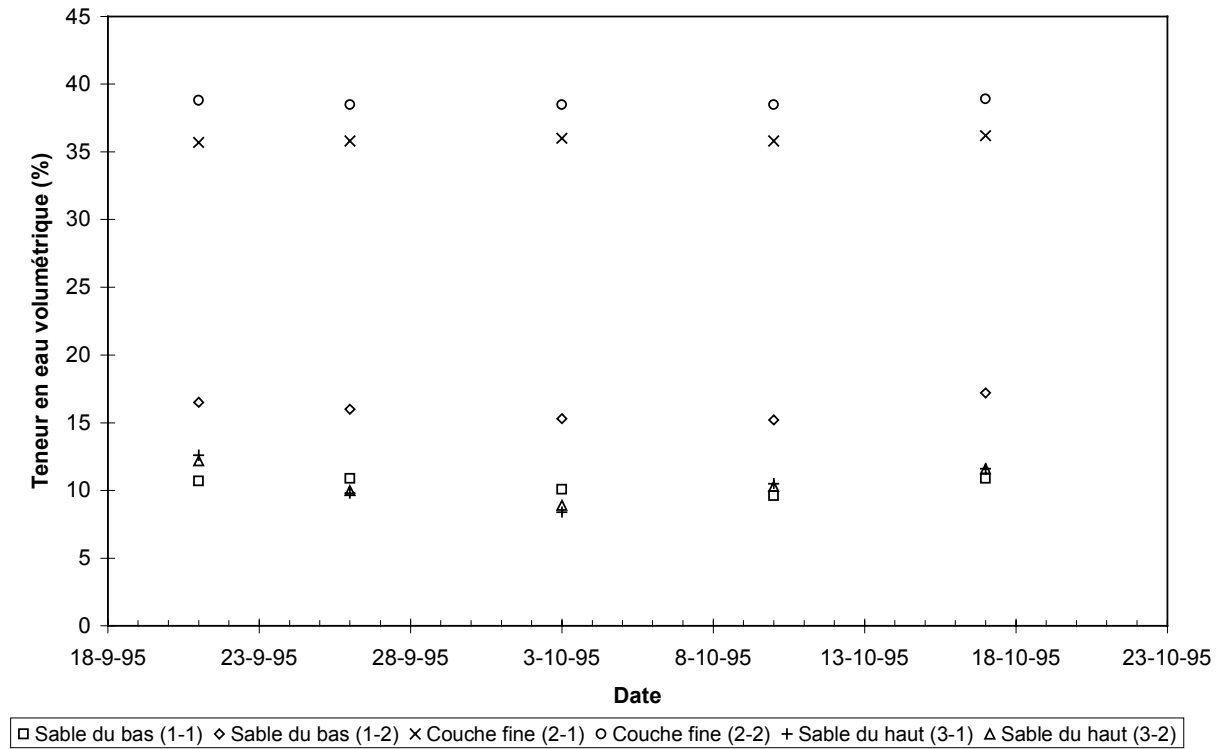


Figure 4.13 Évolution de la teneur en eau volumétrique (ou volumétrique) dans les différentes couches de la cellule 5 pour l'année 1995

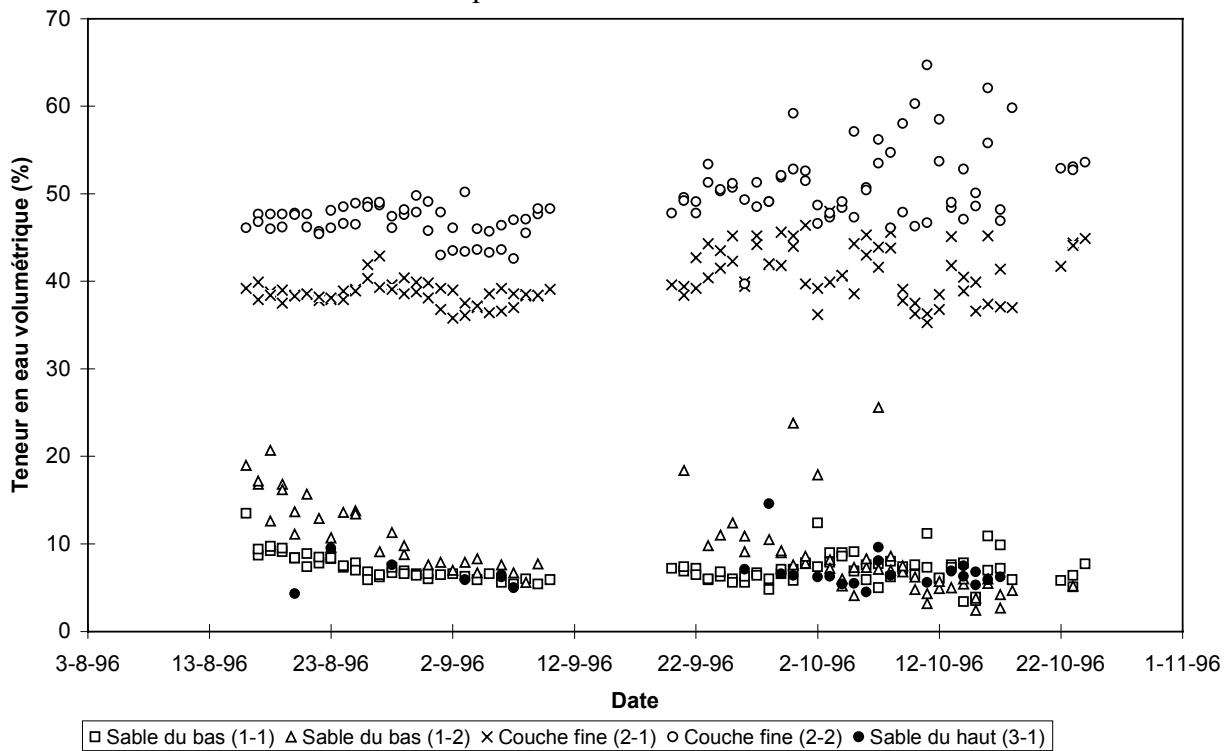


Figure 4.14 Évolution de la teneur en eau volumétrique (ou volumétrique) dans les différentes couches de la cellule 1 pour l'année 1996

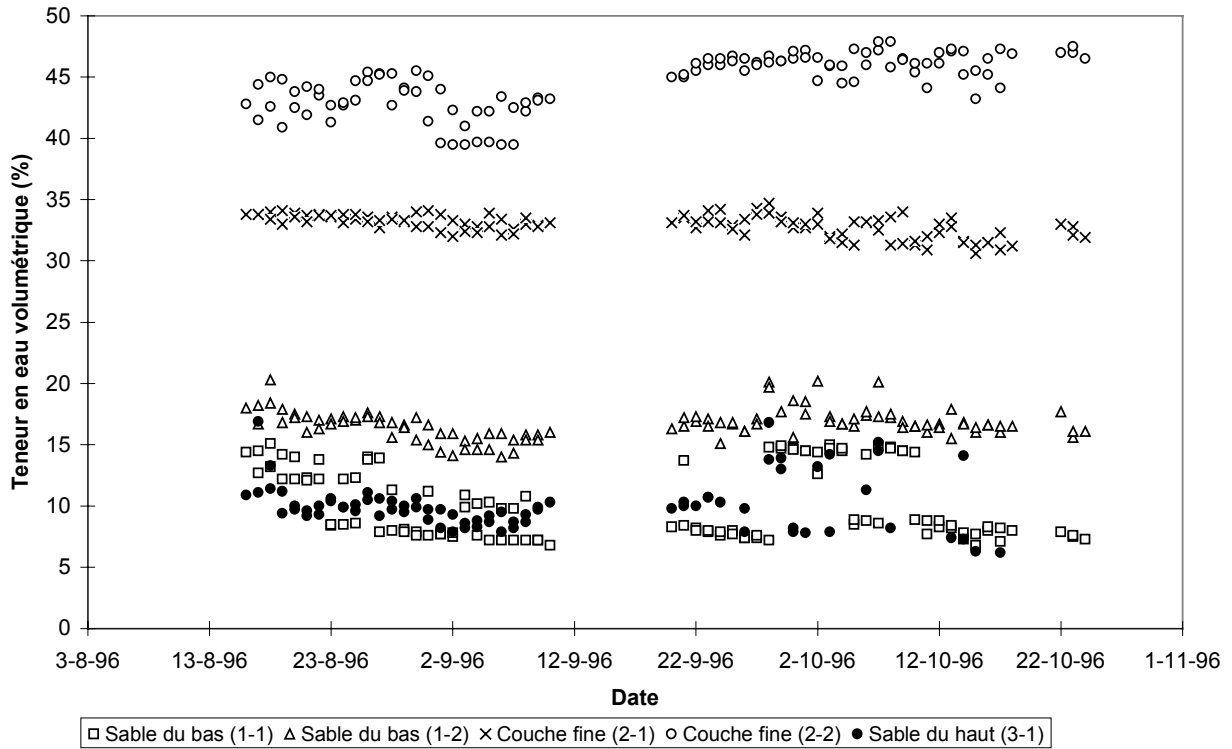


Figure 4.15 Évolution de la teneur en eau volumétrique (ou volumétrique) dans les différentes couches de la cellule 2 pour l'année 1996

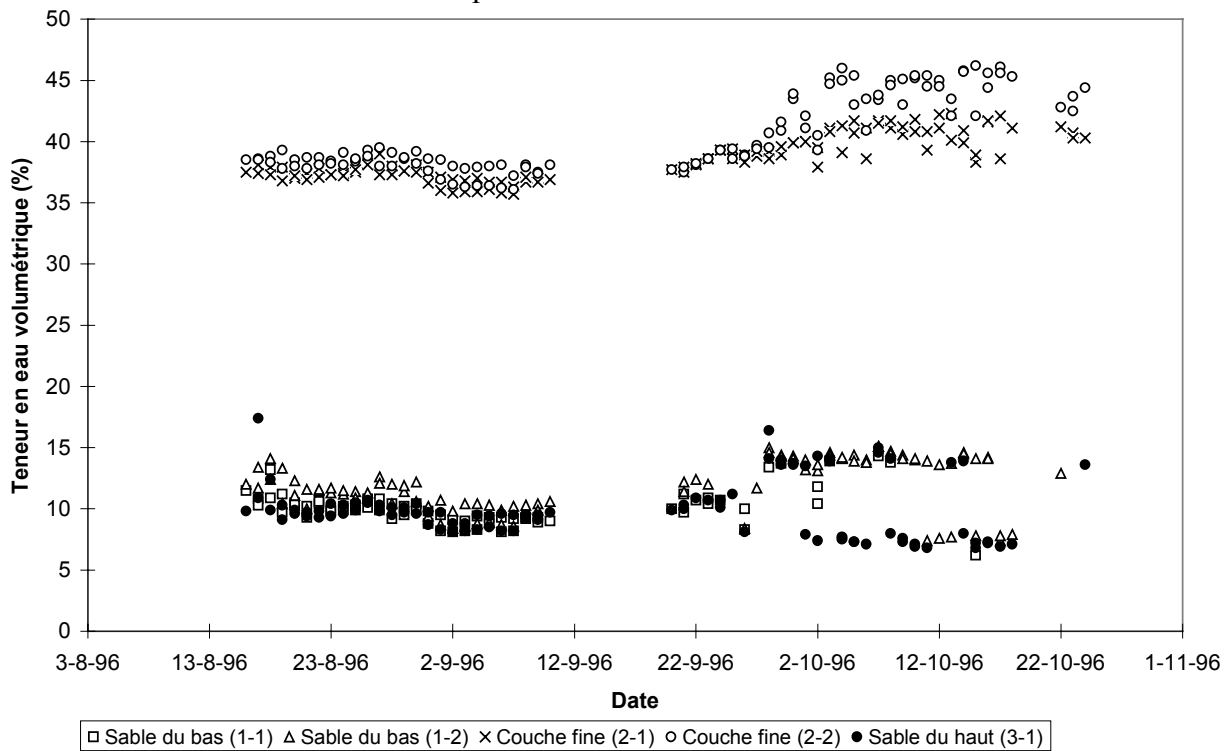


Figure 4.16 Évolution de la teneur en eau volumétrique (ou volumétrique) dans les différentes couches de la cellule 3 pour l'année 1996

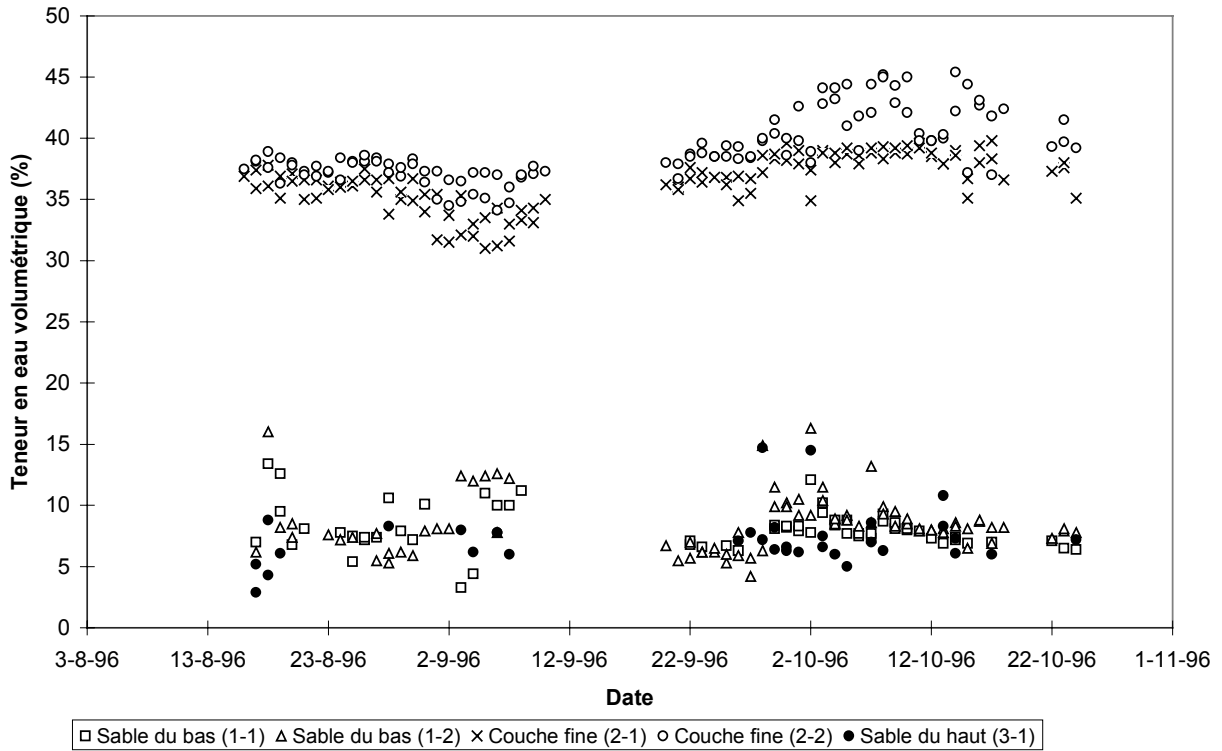


Figure 4.17 Évolution de la teneur en eau volumétrique (ou volumétrique) dans les différentes couches de la cellule 4 pour l'année 1996

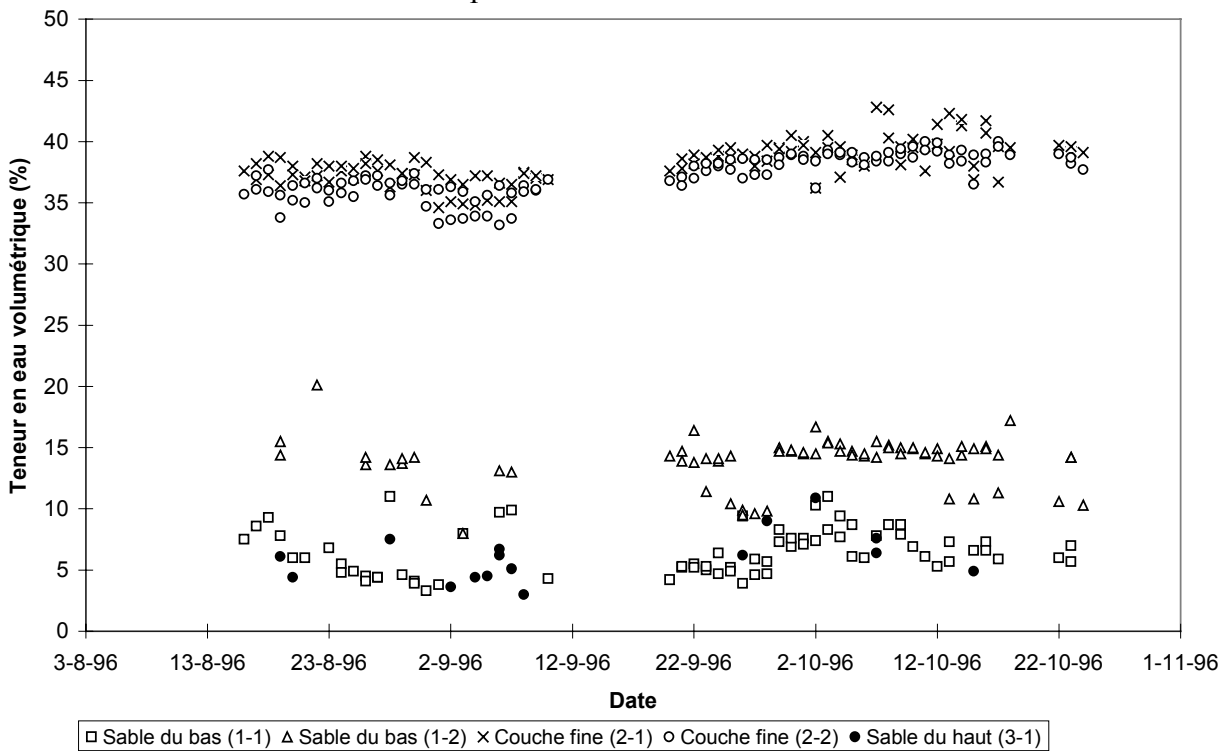


Figure 4.18 Évolution de la teneur en eau volumétrique (ou volumétrique) dans les différentes couches de la cellule 5 pour l'année 1996

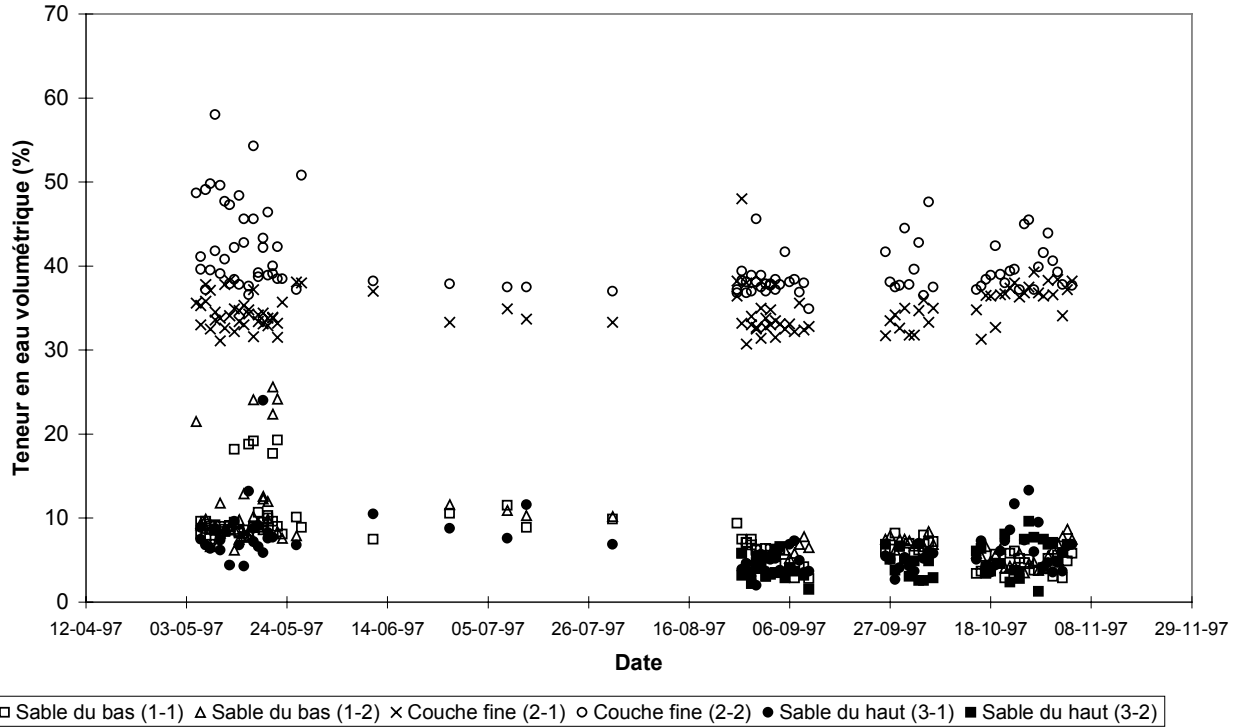


Figure 4.19 Évolution de la teneur en eau volumétrique (ou volumétrique) dans les différentes couches de la cellule 1 pour l'année 1997

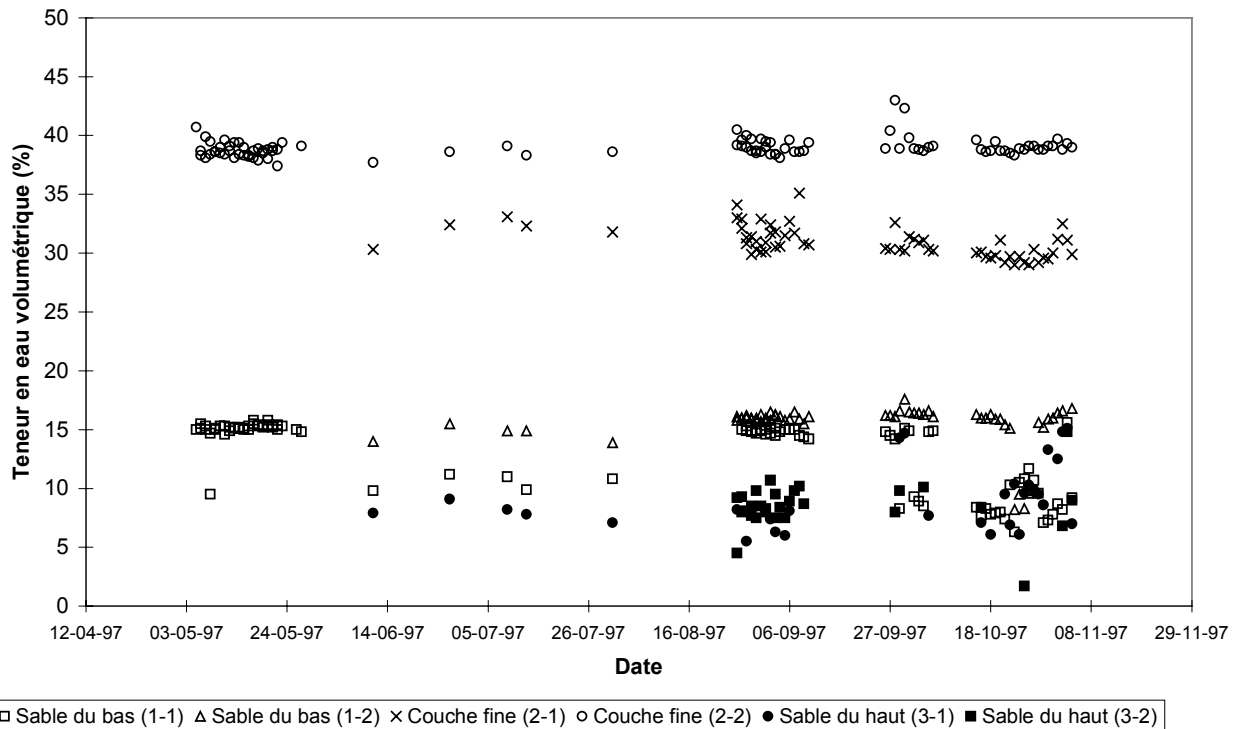


Figure 4.20 Évolution de la teneur en eau volumétrique (ou volumétrique) dans les différentes couches de la cellule 2 pour l'année 1997

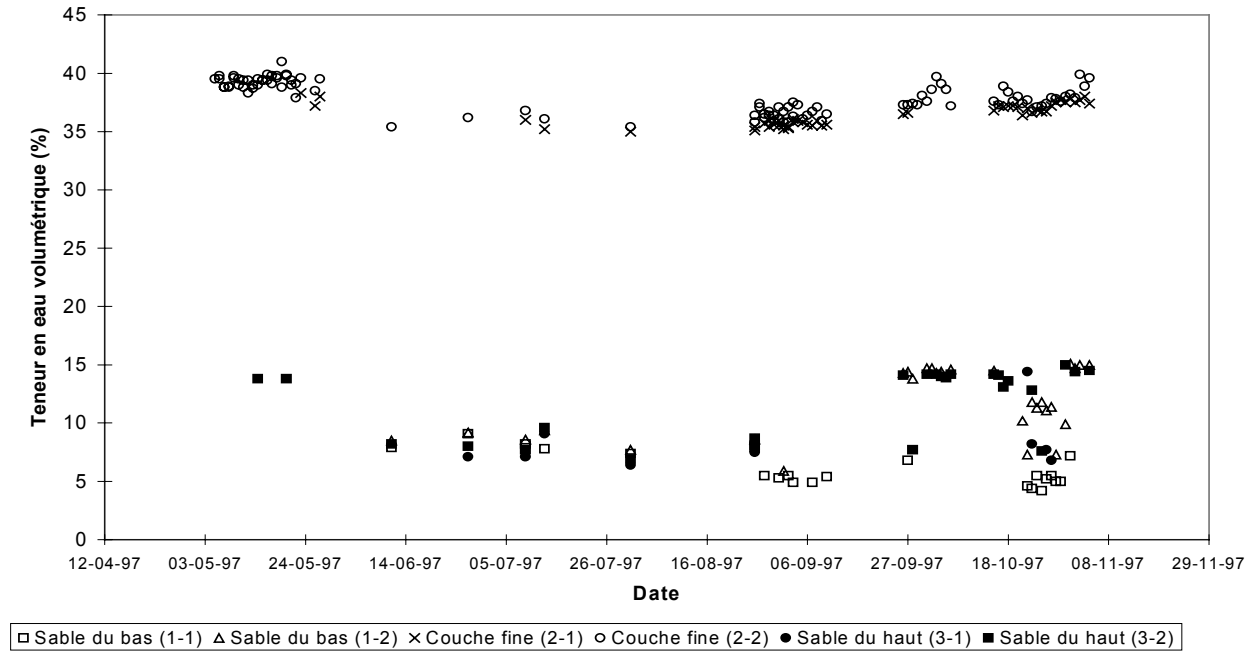


Figure 4.21 Évolution de la teneur en eau volumétrique (ou volumétrie) dans les différentes couches de la cellule 3 pour l'année 1997

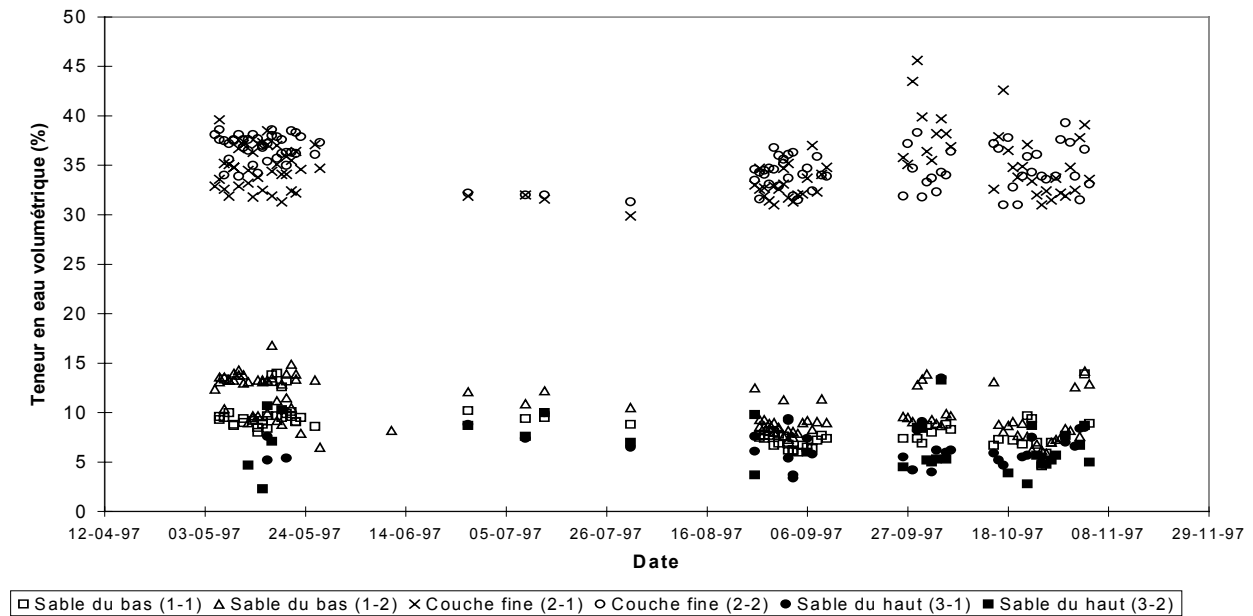


Figure 4.22 Évolution de la teneur en eau volumétrique (ou volumétrie) dans les différentes couches de la cellule 4 pour l'année 1997

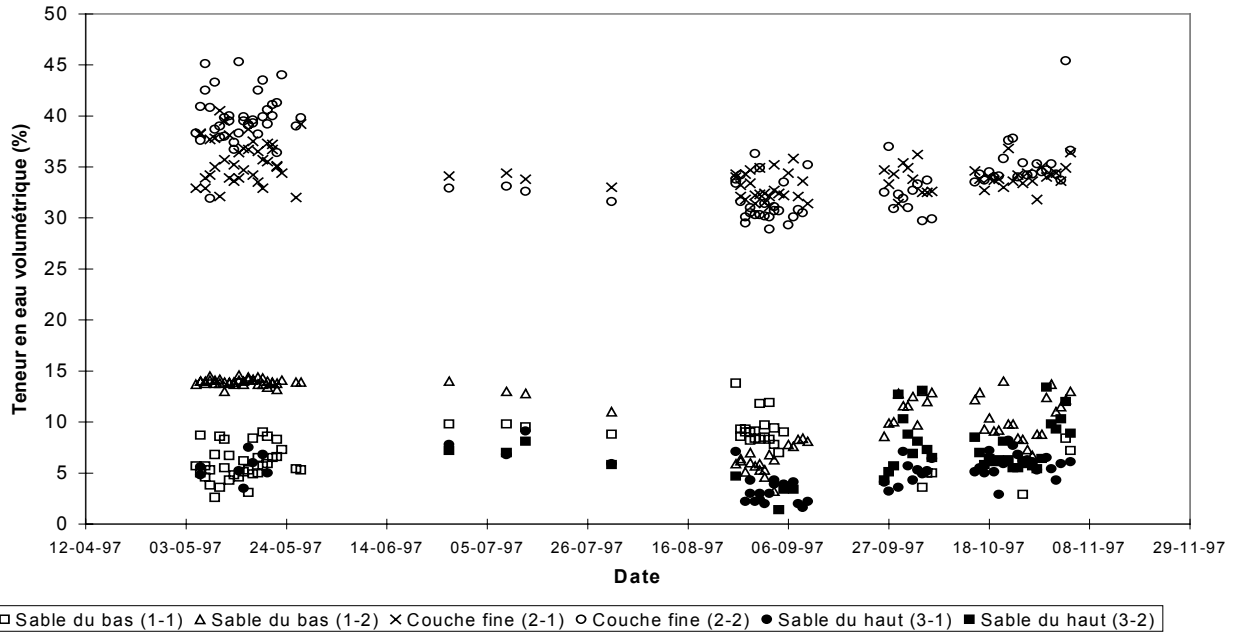


Figure 4.23 Évolution de la teneur en eau volumétrique (ou volumétrique) dans les différentes couches de la cellule 5 pour l'année 1997

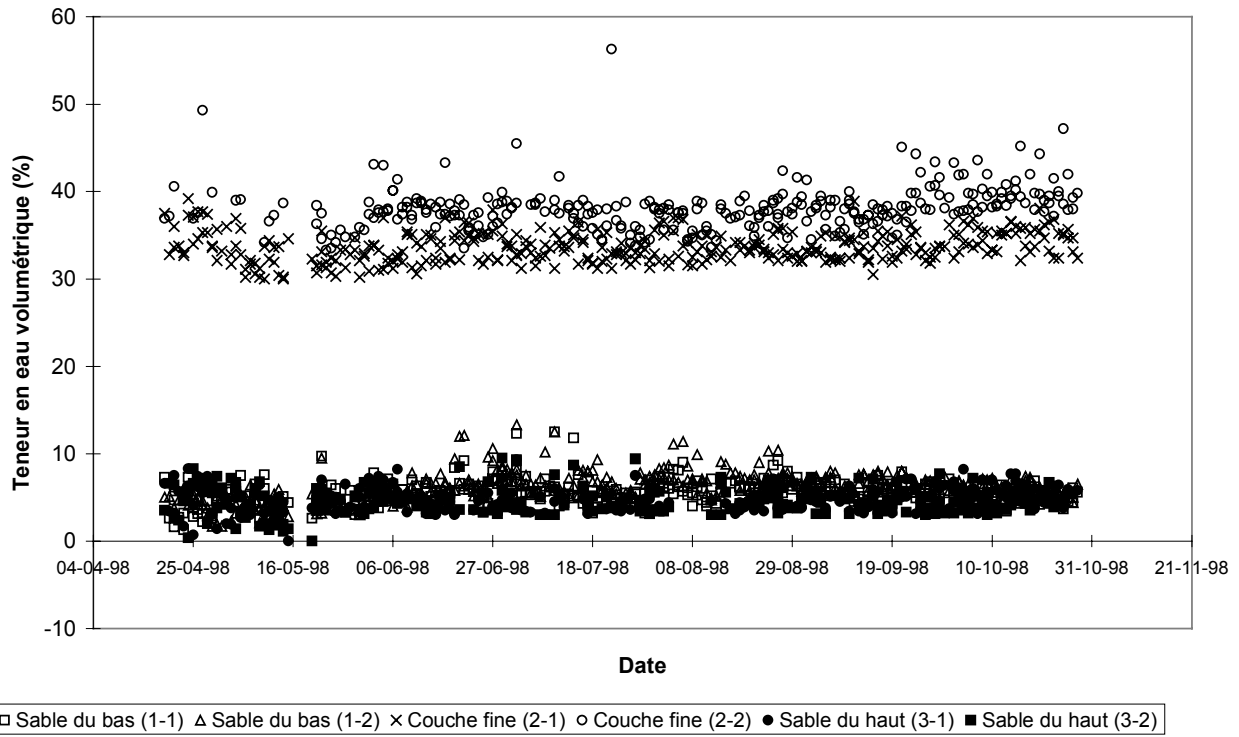


Figure 4.24 Évolution de la teneur en eau volumétrique (ou volumétrique) dans les différentes couches de la cellule 1 pour l'année 1998

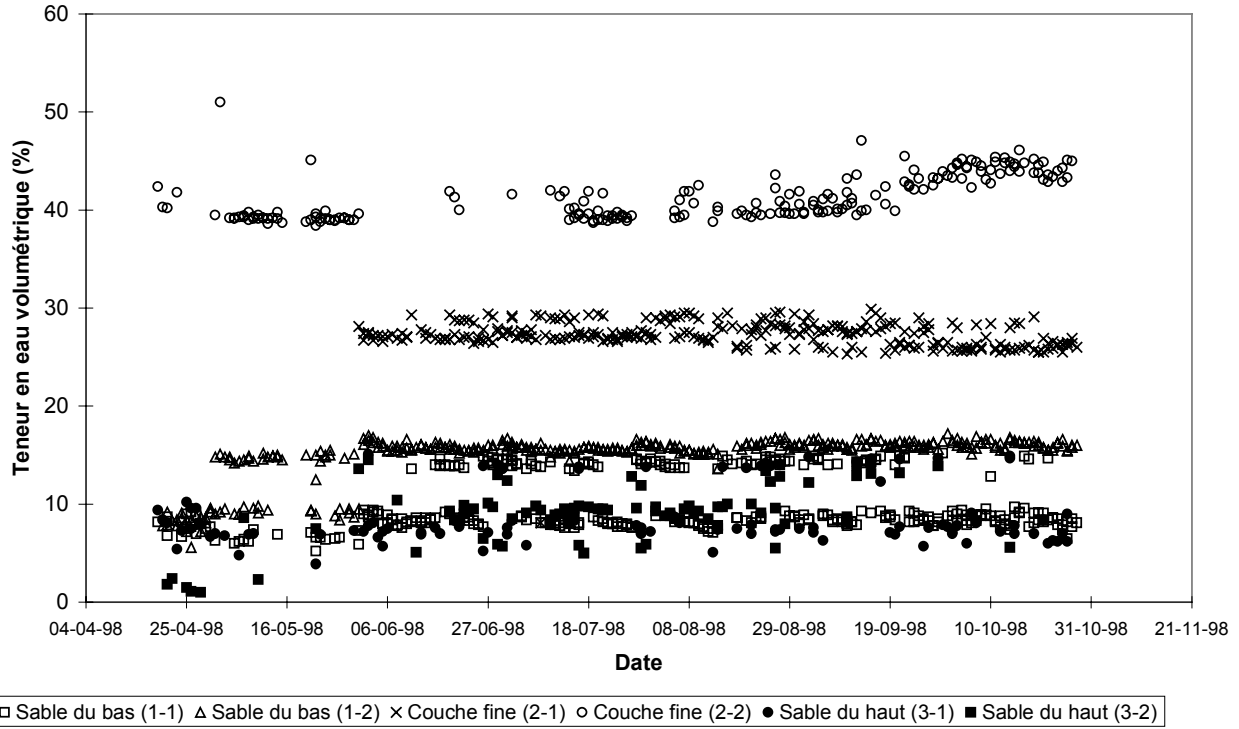


Figure 4.25 Évolution de la teneur en eau volumétrique (ou volumétrique) dans les différentes couches de la cellule 2 pour l'année 1998

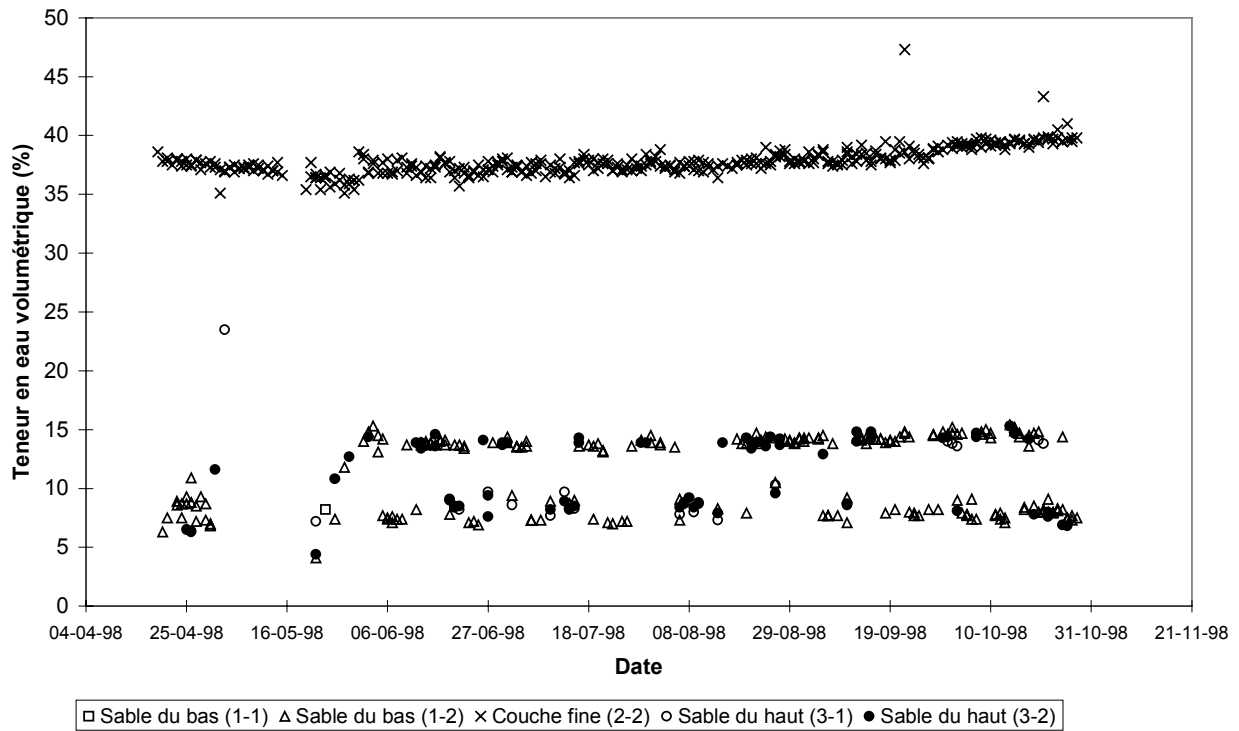


Figure 4.26 Évolution de la teneur en eau volumétrique (ou volumétrique) dans les différentes couches de la cellule 3 pour l'année 1998

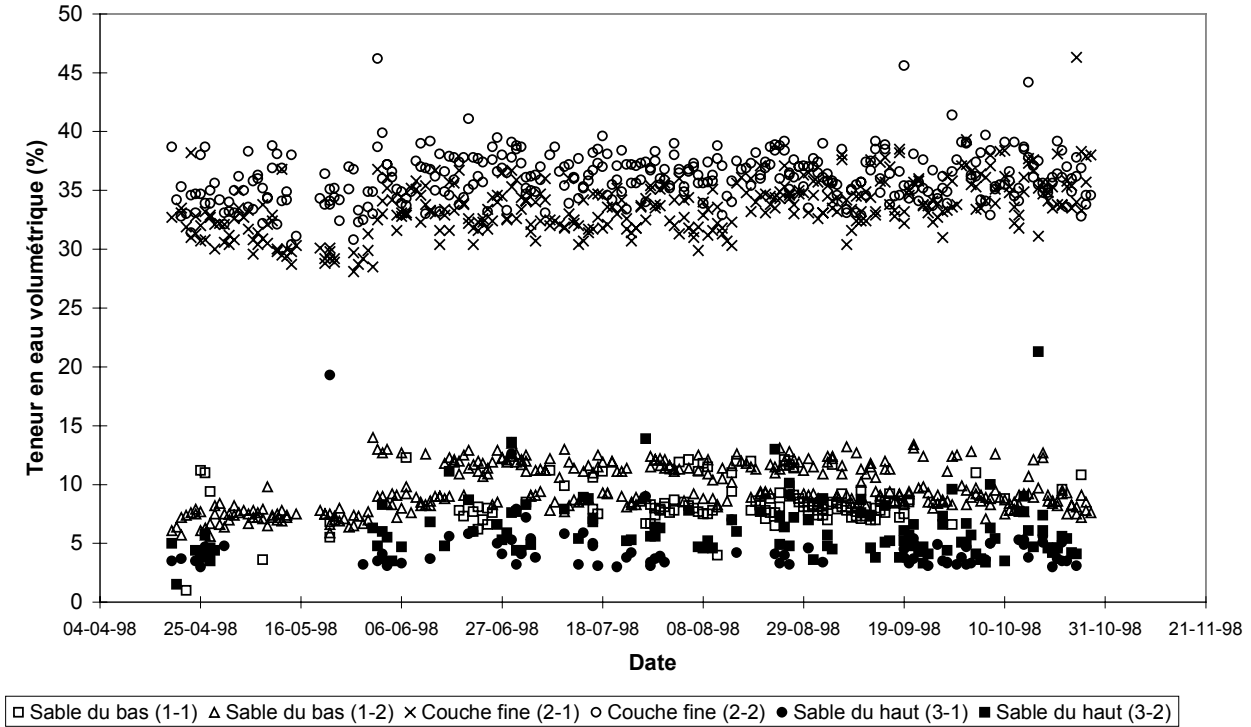


Figure 4.27 Évolution de la teneur en eau volumétrique (ou volumétrique) dans les différentes couches de la cellule 4 pour l'année 1998

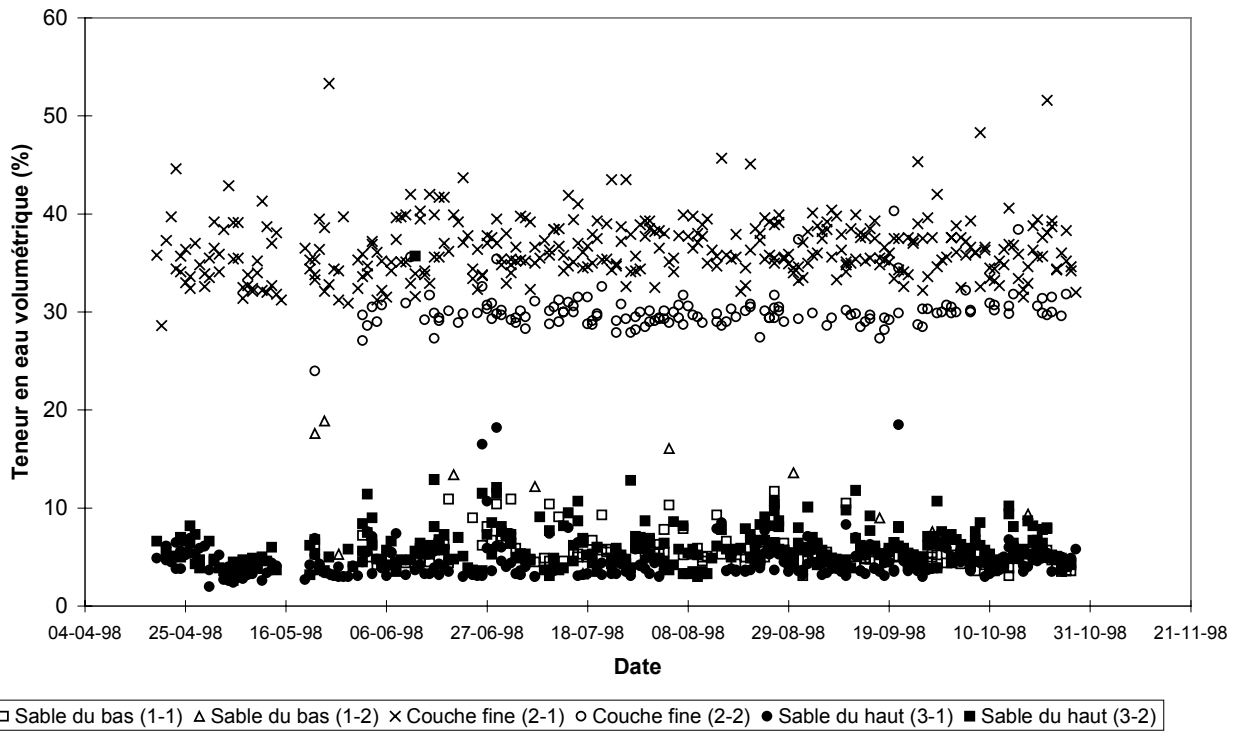


Figure 4.28 Évolution de la teneur en eau volumétrique (ou volumétrique) dans les différentes couches de la cellule 5 pour l'année 1998

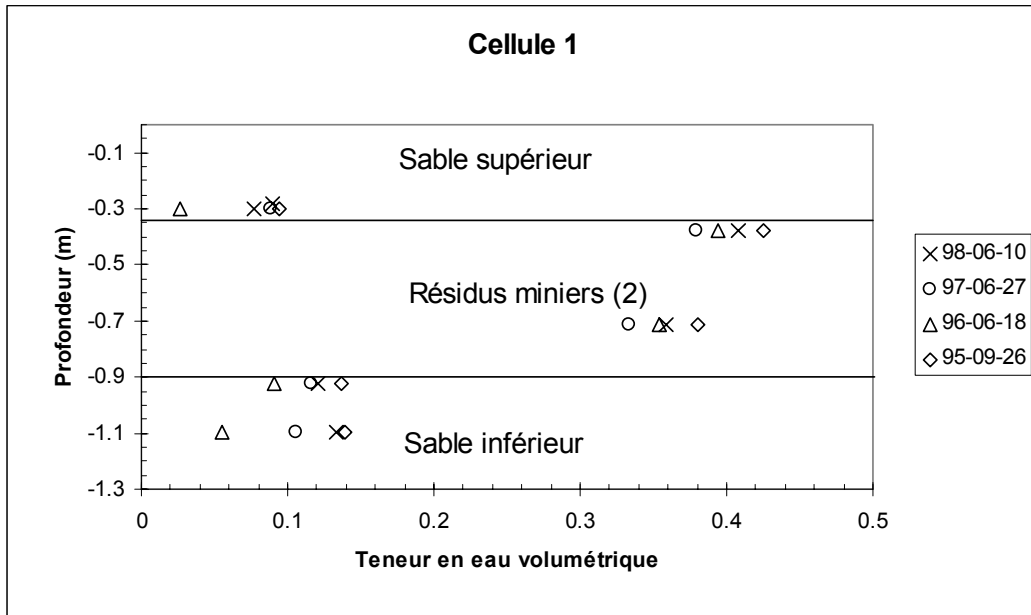


Figure 4.29 Profils de teneur en eau volumétrique (ou volumétrique) dans la CEBC de la cellule 1 pour différents temps depuis la construction

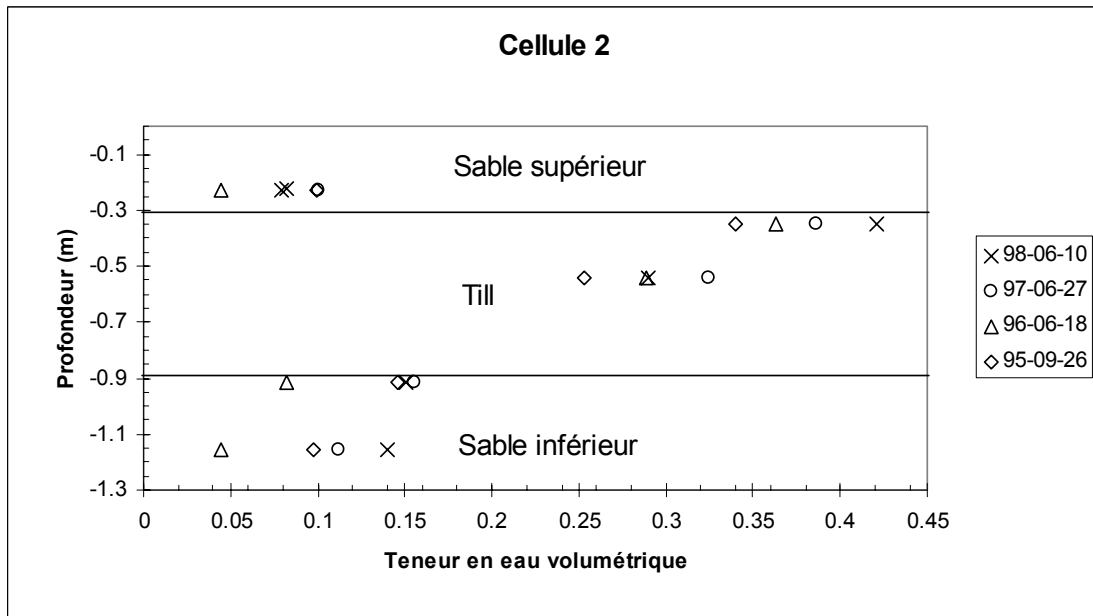


Figure 4.30 Profils de teneur en eau volumétrique (ou volumétrique) dans la CEBC de la cellule 2 pour différents temps depuis la construction

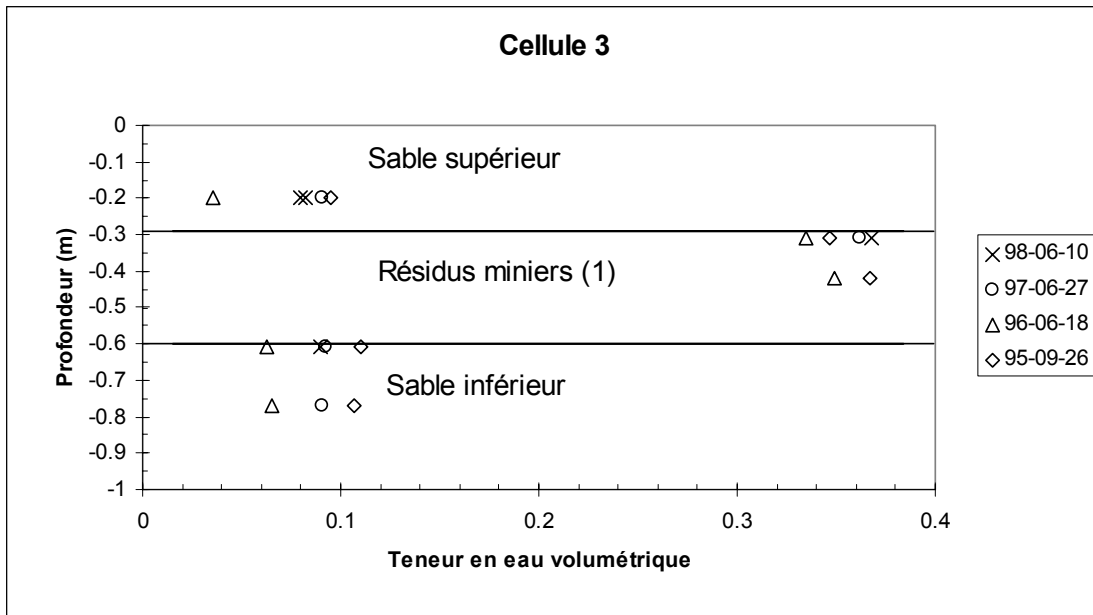


Figure 4.31 Profils de teneur en eau volumétrique (ou volumétrique) dans la CEBC de la cellule 3 pour différents temps depuis la construction

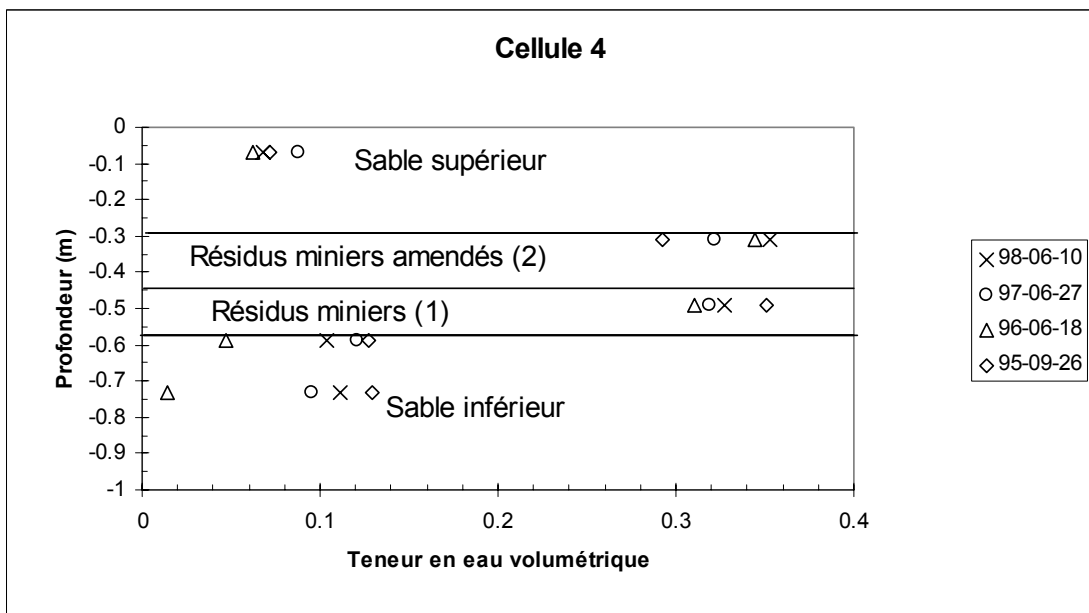


Figure 4.32 Profils de teneur en eau volumétrique (ou volumétrique) dans la CEBC de la cellule 4 pour différents temps depuis la construction

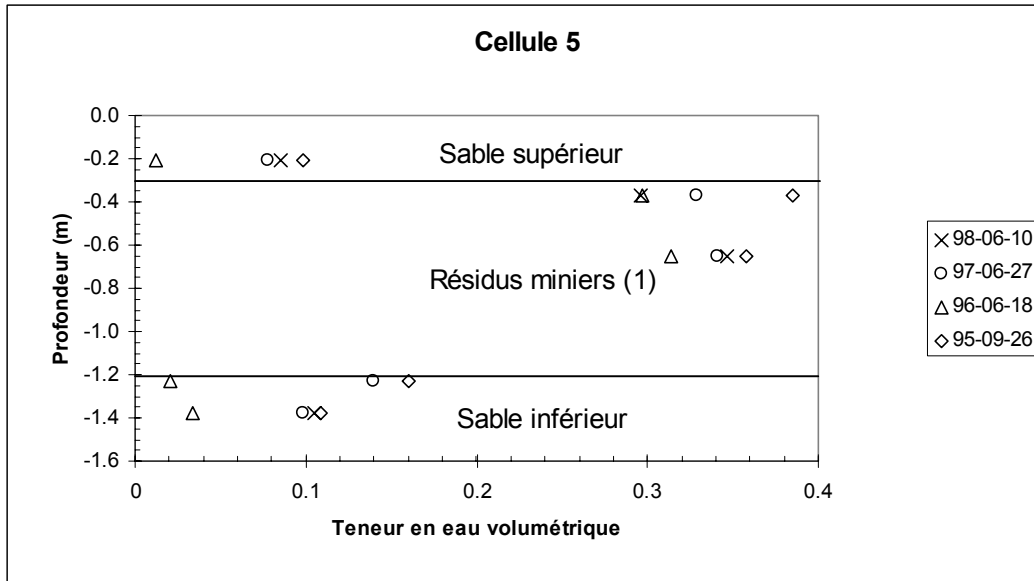


Figure 4.33 Profils de teneur en eau volumétrique (ou volumétrique) dans la CEBC de la cellule 5 pour différents temps depuis la construction

Dans le cas de la cellule 3, dont la couche de matériau fin est constituée de résidus miniers, les valeurs mesurées de θ ont peu varié au cours de la durée de l'étude et se situent habituellement entre 0,35 et 0,45 (ou 35% et 45 %). Le contact avec la sonde 2-1 a été perdu au cours de l'année 1998. Quant aux valeurs de θ observées dans les couches de sable, elles sont similaires à celles observées dans les autres cellules, soit entre 0,05 et 0,15.

La couverture de la cellule 4 a la particularité de comprendre deux types de matériaux fins, soient un résidu minier (15 cm) et un résidu minier amendé à la bentonite (15 cm). La couche amendée a été mise en place à une teneur en eau inférieure à la teneur en eau de saturation, ce qui explique que les mesures de θ de la première année soient plus faibles dans la partie amendée que dans la partie non amendée. Cependant, après la première saison hivernale et printanière, la situation s'est inversée et les teneurs en eau volumiques mesurées dans le haut de la couche fine (fraction amendée) ont été plus élevées que dans le bas de la couche fine (fraction non amendée). Parce que la fraction amendée a une conductivité hydraulique inférieure et une rétention d'eau supérieure, l'apport en eau a été affecté. Cela a engendré un degré de saturation au bas de la couche (2-1) inférieur à celui observé au même endroit dans la cellule 3, où il n'y a que des résidus miniers non amendés.

Enfin, les teneurs en eau volumiques du matériau fin de recouvrement de la cellule 5 se situaient habituellement entre 0,32 et 0,45, sauf pour l'année 1998 où la sonde 2-2 a donné des valeurs inférieures aux années précédentes.

4.4.2 Succion

Les mesures de la succion ont surtout été effectuées à l'aide des blocs Watermark. Cet appareil permet des mesures rapides, et il est beaucoup plus simple d'opération que le tensiomètre; les mesures ponctuelles au tensiomètre ont toutefois permis de confirmer les valeurs mesurées avec ces blocs. Les résultats pour les différentes années d'observation sont présentés aux figures 4.34 à 4.53. On présente également aux figures 4.54 à 4.58 des profils de succion pris à différentes dates (i.e. 26/09/95, 18/06/96, 27/06/97 et 10/06/98) après la construction des cellules.

Les résultats présentés sur les figures montrent que la valeur de la succion dans les couches grossières du bas (1-1 et 1-2) est habituellement inférieure à 5 kPa (la succion est donnée en valeur absolue). Cela signifie que la succion transmise à la couche fine à l'interface est nettement inférieure à la pression à l'entrée d'air ψ_a (ou AEV) du matériau fin, ce qui permet de maintenir une saturation élevée dans le bas de la couche de matériau fin.

Les valeurs de succion dans les couches de matériau fin, quant à elles, sont en général inférieures à 15 kPa ($\approx 1,5$ m d'eau) et n'ont jamais dépassé 23 kPa (ex. cellule 2 en juin 1998, suite à une période très sèche). Comme les valeurs de ψ_a des matériaux fins étudiés sont habituellement supérieures à 15 kPa, on peut conclure qu'il ne devrait pas y avoir de désaturation importante dans ces couches.

Tel qu'anticipé, les valeurs de succion les plus élevées ont été observées dans la couche grossière du haut durant les périodes sèches. Cela s'explique par le fait que l'évaporation peut entraîner des valeurs de succion élevées dans un sol (e.g. Wilson et al., 1997, Yanful et Choo, 1997). Les valeurs les plus élevées (entre 25 et 45 kPa) ont été observées à la fin du mois de mai 1998, qui a été chaud et très sec. Il est cependant intéressant de noter que les valeurs de succion redescendent rapidement proche de zéro après une période de précipitation.

Des mesures ont aussi été prises à divers moments avec les tensiomètres afin de comparer les deux techniques. On présente à la figure 4.59 les résultats de la comparaison avec la droite d'équivalence parfaite (1:1). On remarque que la concordance entre les mesures prises à l'aide des deux instruments est en général bonne, mais que les blocs Watermark donnent habituellement des valeurs de succion légèrement supérieures aux tensiomètres. Étant donné la grande simplicité de la méthode de mesure avec le bloc Watermark, c'est surtout celui-ci qui a été utilisé dans cette étude. À noter que les mesures prises dans la couche de sable du dessus ont été omises à la figure 4.59 puisque les valeurs obtenues avec les tensiomètres étaient erronées. Il semble en effet difficile d'opérer des tensiomètres près de la surface dans des sols grossiers. Ce problème a aussi été observé dans une étude en laboratoire (Bussière, 1999). Un autre problème avec le tensiomètre est le colmatage par les microorganismes : lors du démantèlement, on s'est rendu

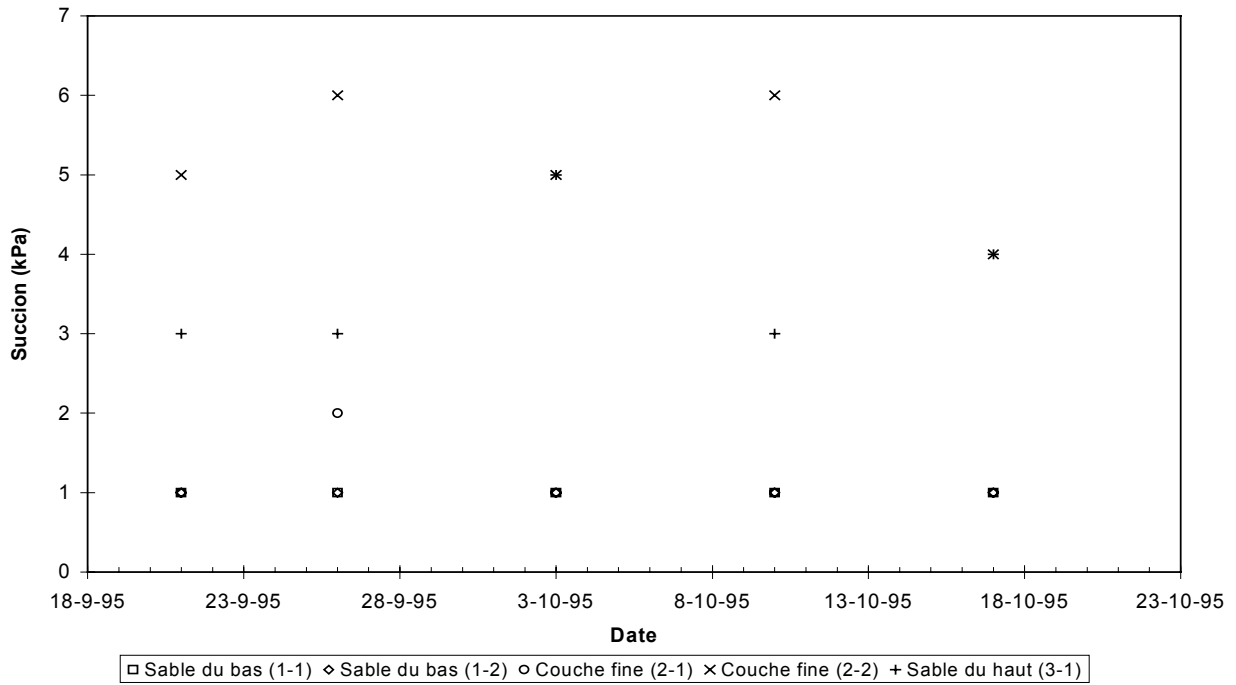


Figure 4.34 Évolution de la succion dans les différentes couches de la cellule 1 pour l'année 1995

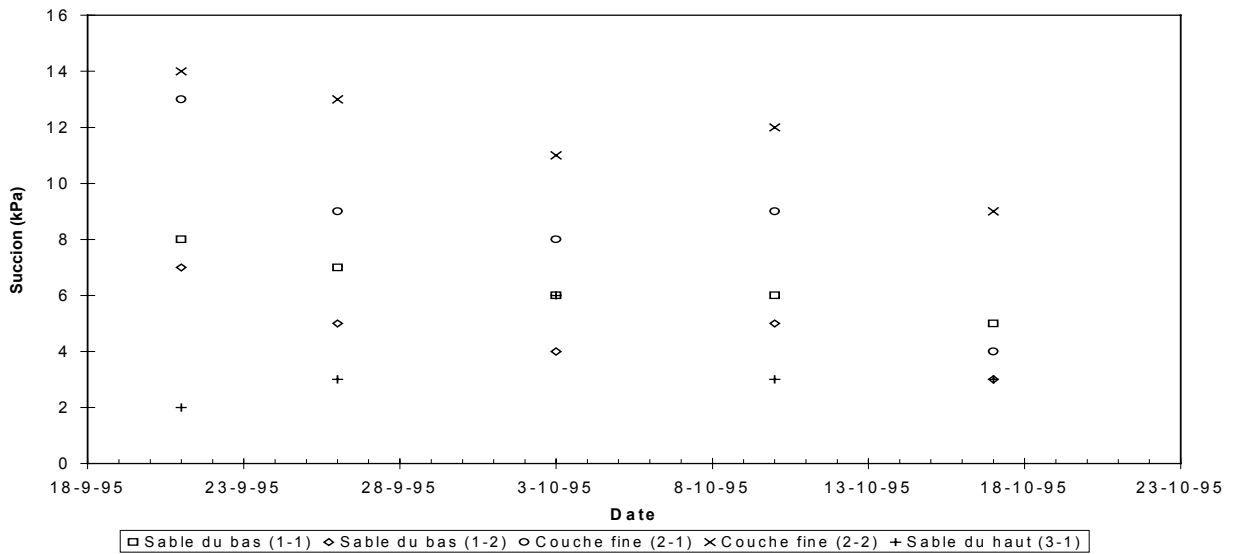


Figure 4.35 Évolution de la succion dans les différentes couches de la cellule 2 pour l'année 1995

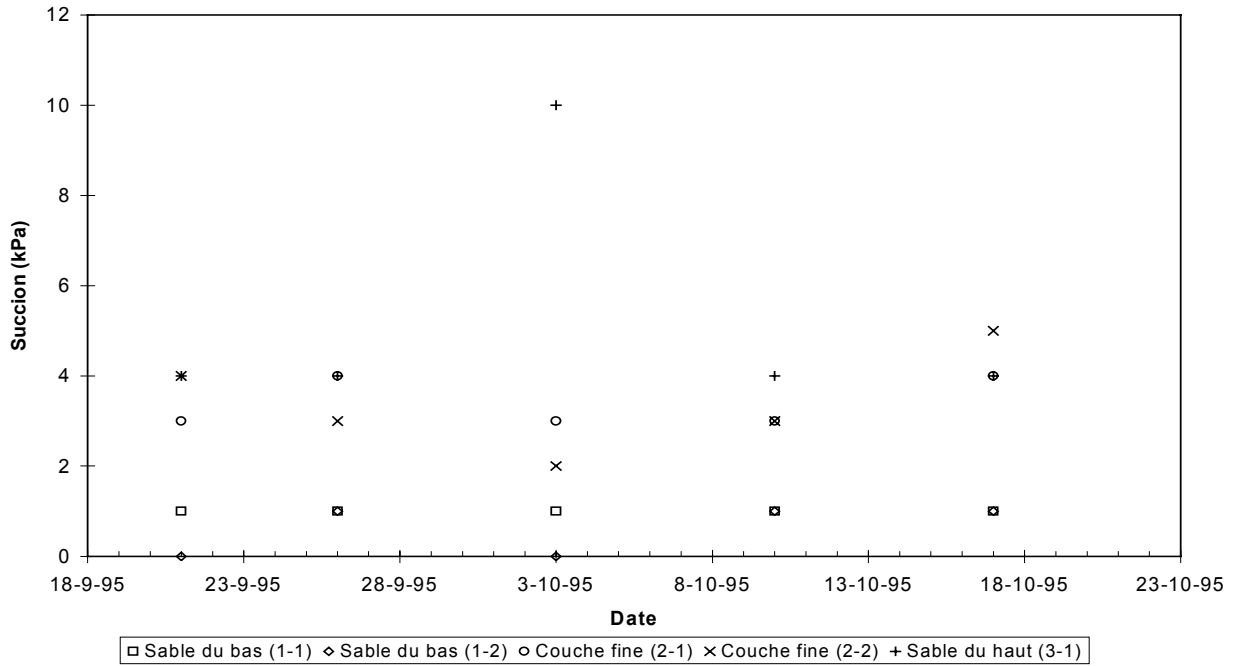


Figure 4.36 Évolution de la succion dans les différentes couches de la cellule 3 pour l'année 1995

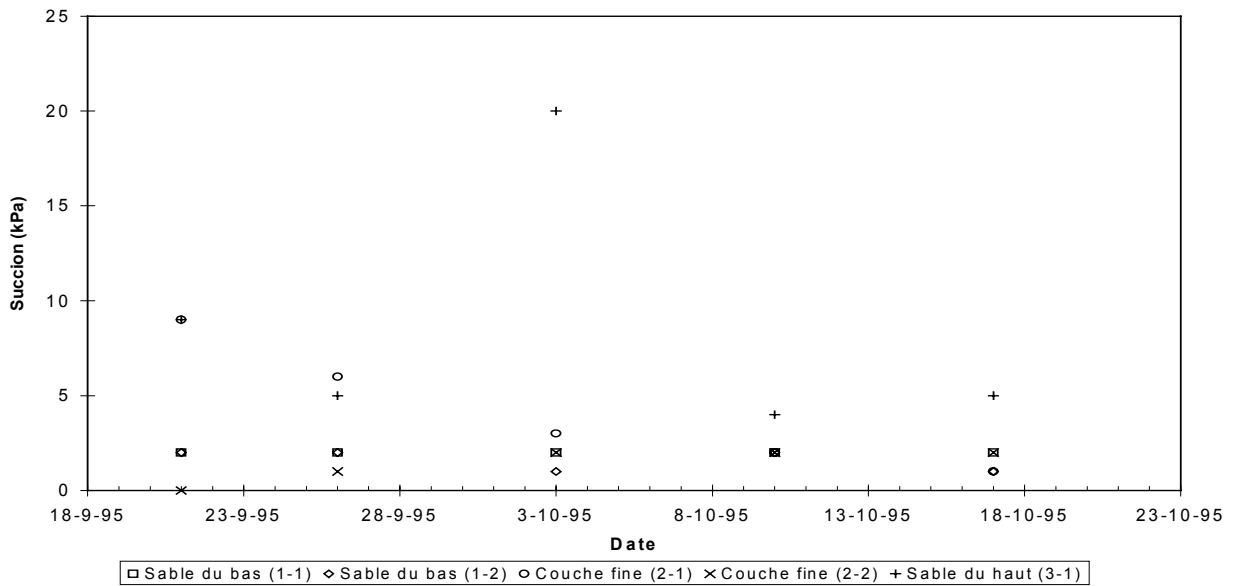


Figure 4.37 Évolution de la succion dans les différentes couches de la cellule 4 pour l'année 1995

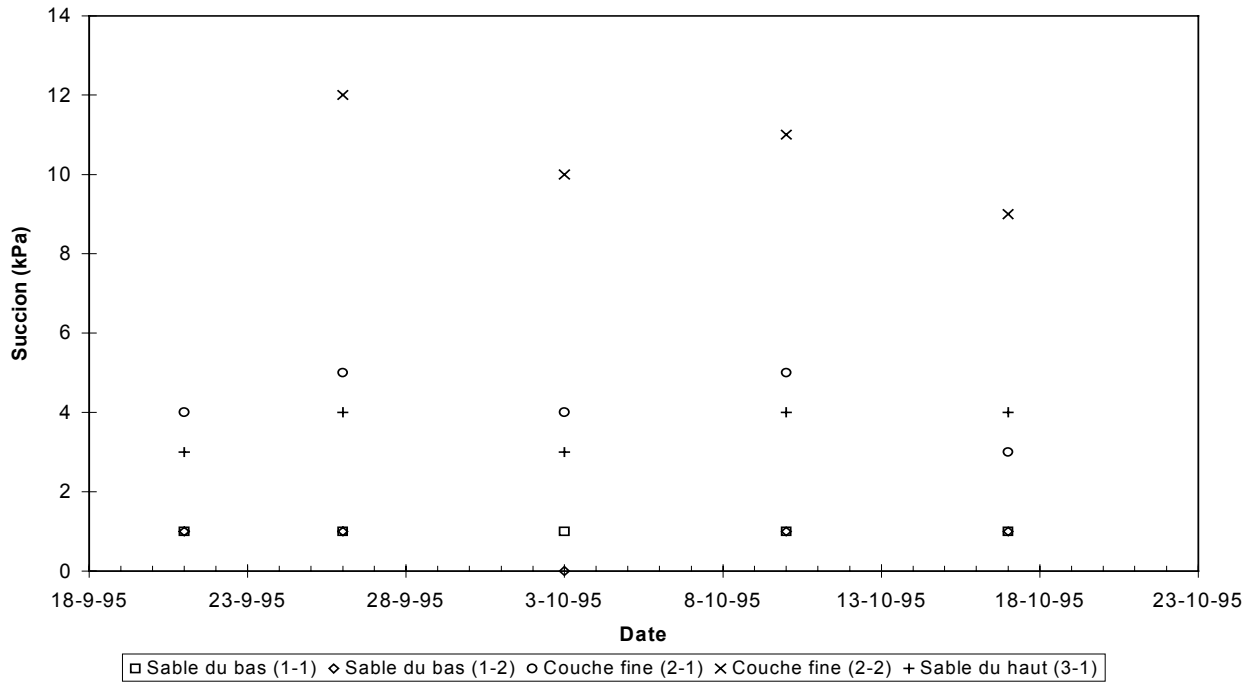


Figure 4.38 Évolution de la succion dans les différentes couches de la cellule 5 pour l'année 1995

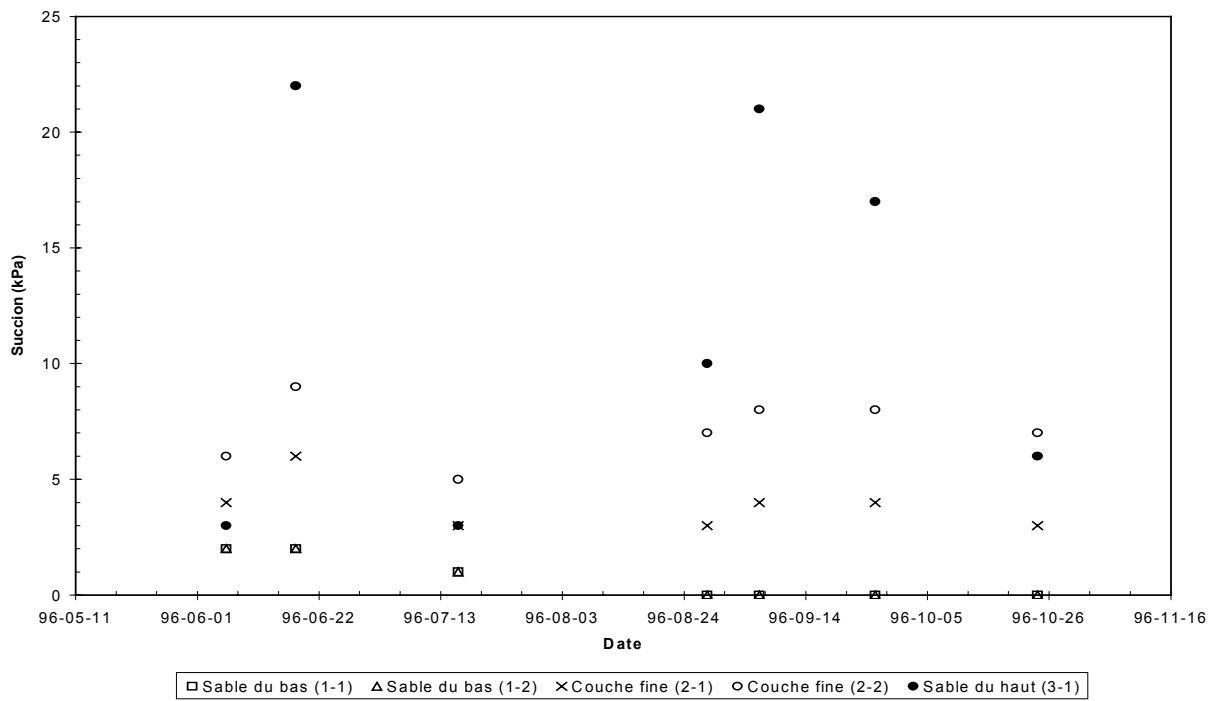


Figure 4.39 Évolution de la succion dans les différentes couches de la cellule 1 pour l'année 1996

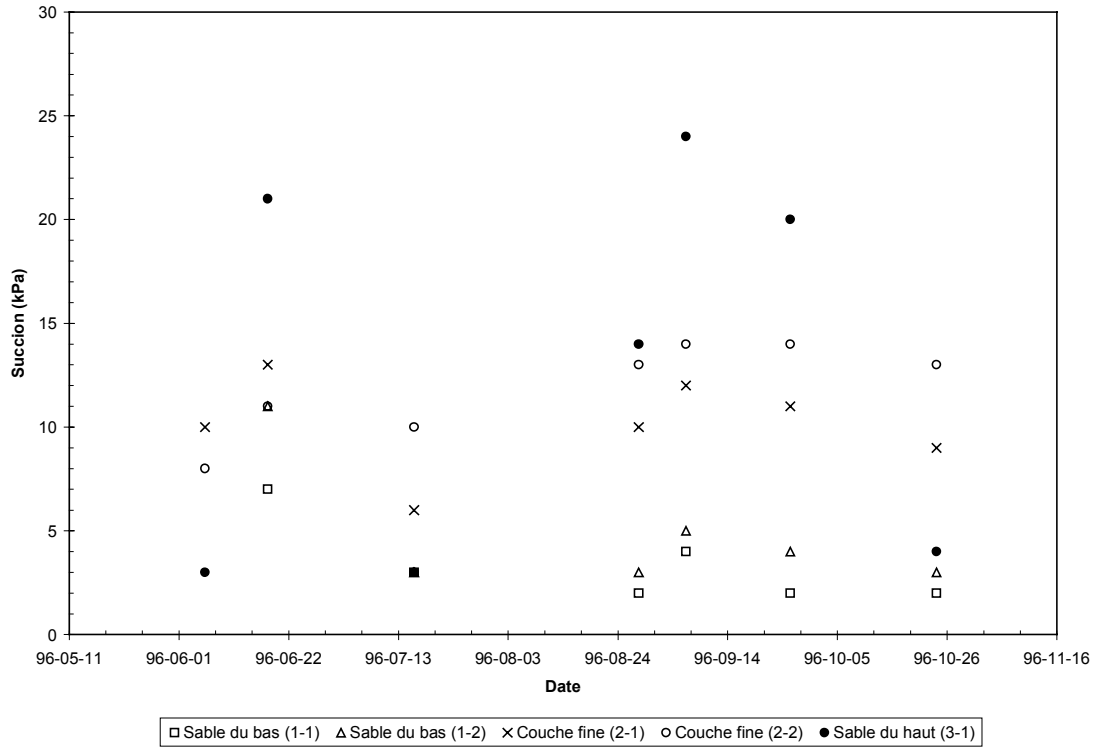


Figure 4.40 Évolution de la succion dans les différentes couches de la cellule 2 pour l'année 1996

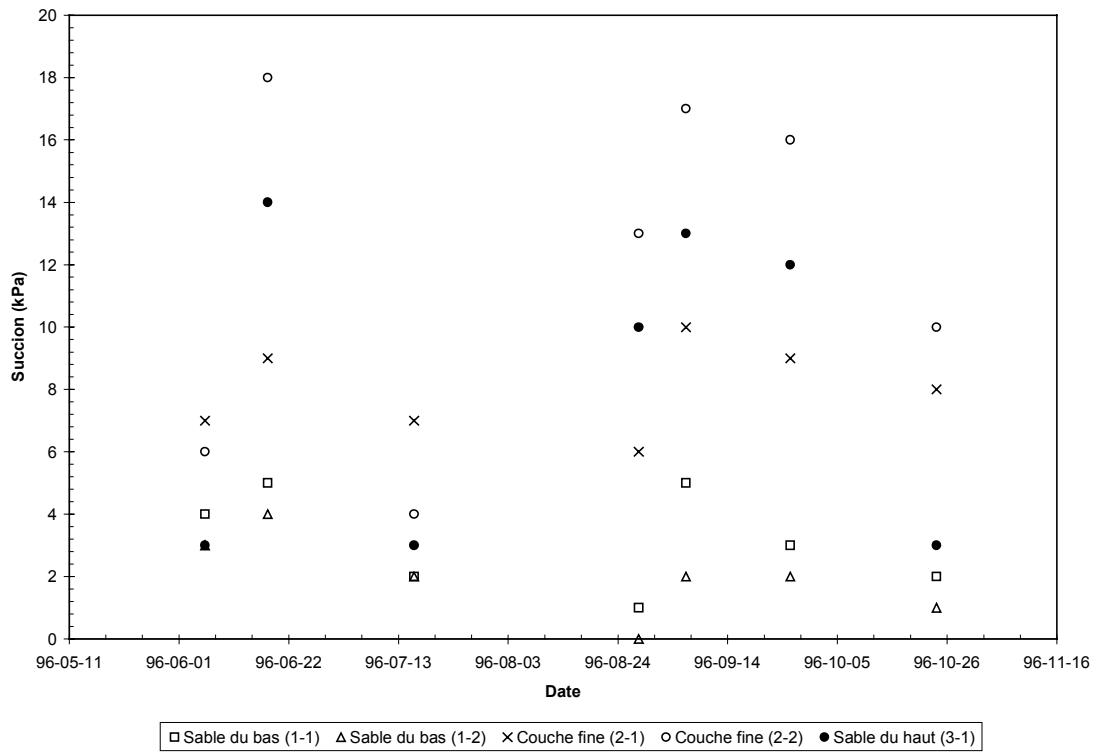


Figure 4.41 Évolution de la succion dans les différentes couches de la cellule 3 pour l'année 1996

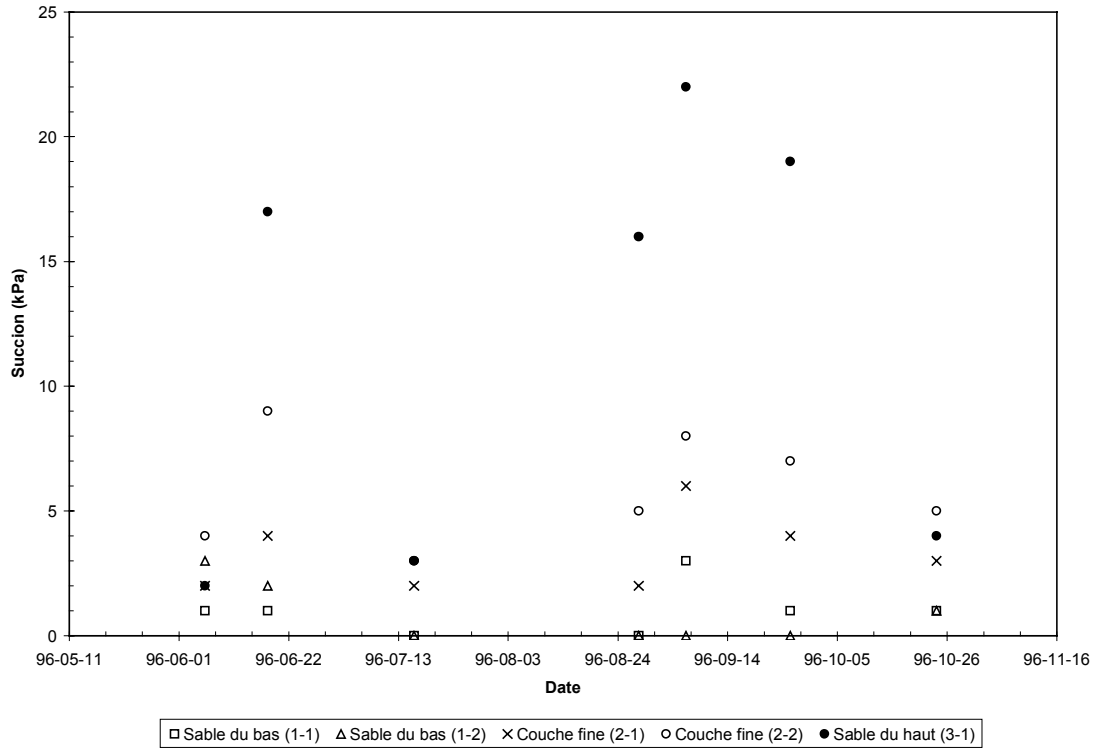


Figure 4.42 Évolution de la succion dans les différentes couches de la cellule 4 pour l'année 1996

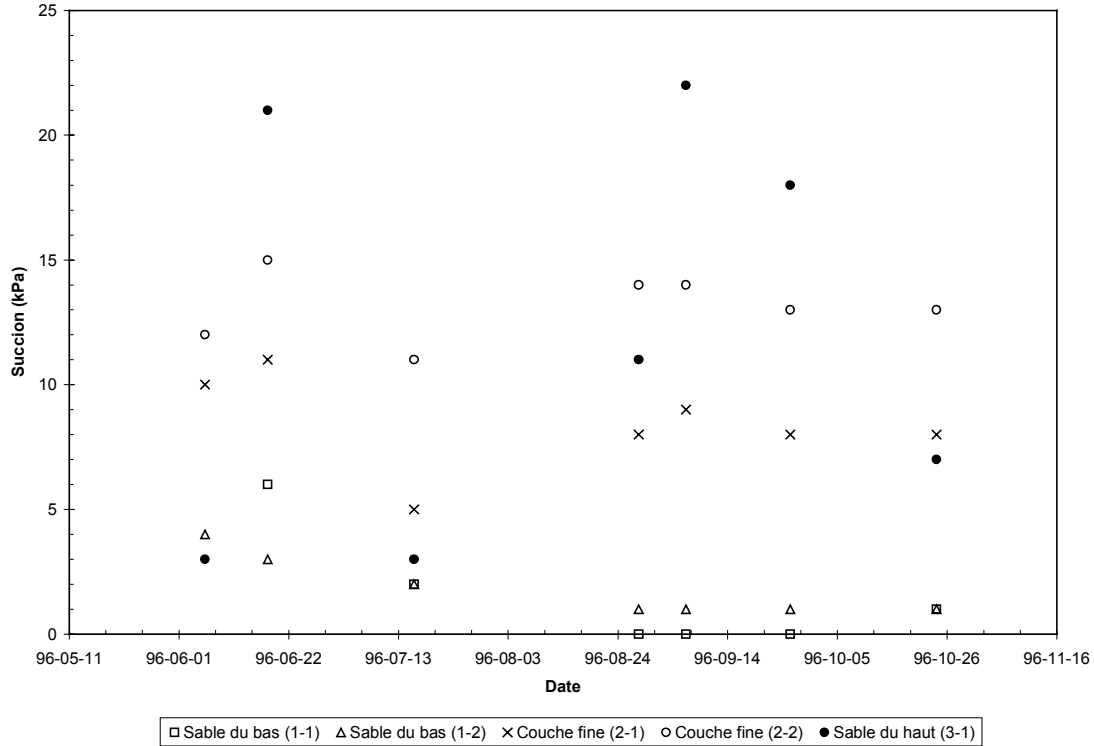


Figure 4.43 Évolution de la succion dans les différentes couches de la cellule 5 pour l'année 1996

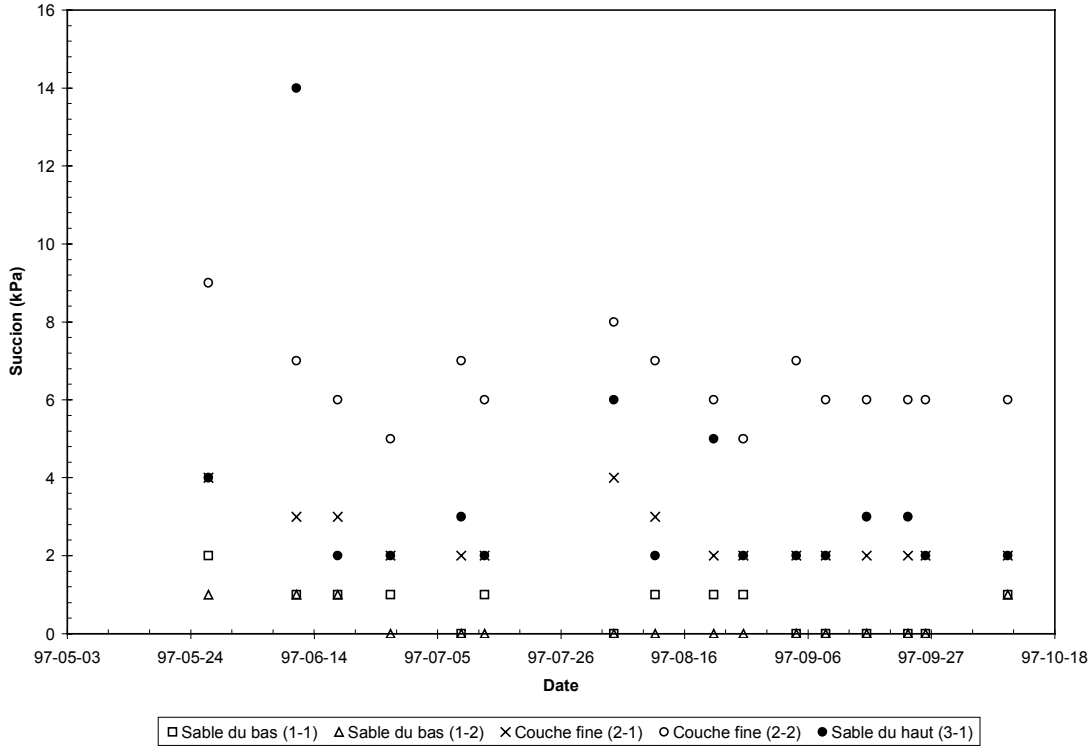


Figure 4.44 Évolution de la succion dans les différentes couches de la cellule 1 pour l'année 1997

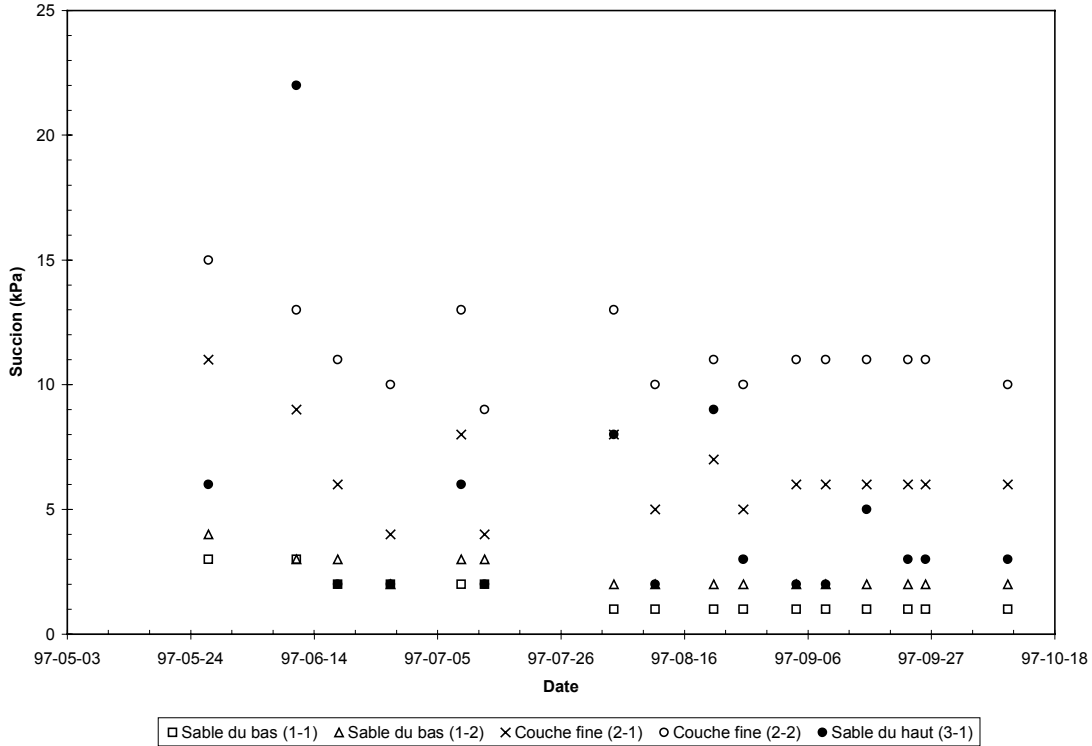


Figure 4.45 Évolution de la succion dans les différentes couches de la cellule 2 pour l'année 1997

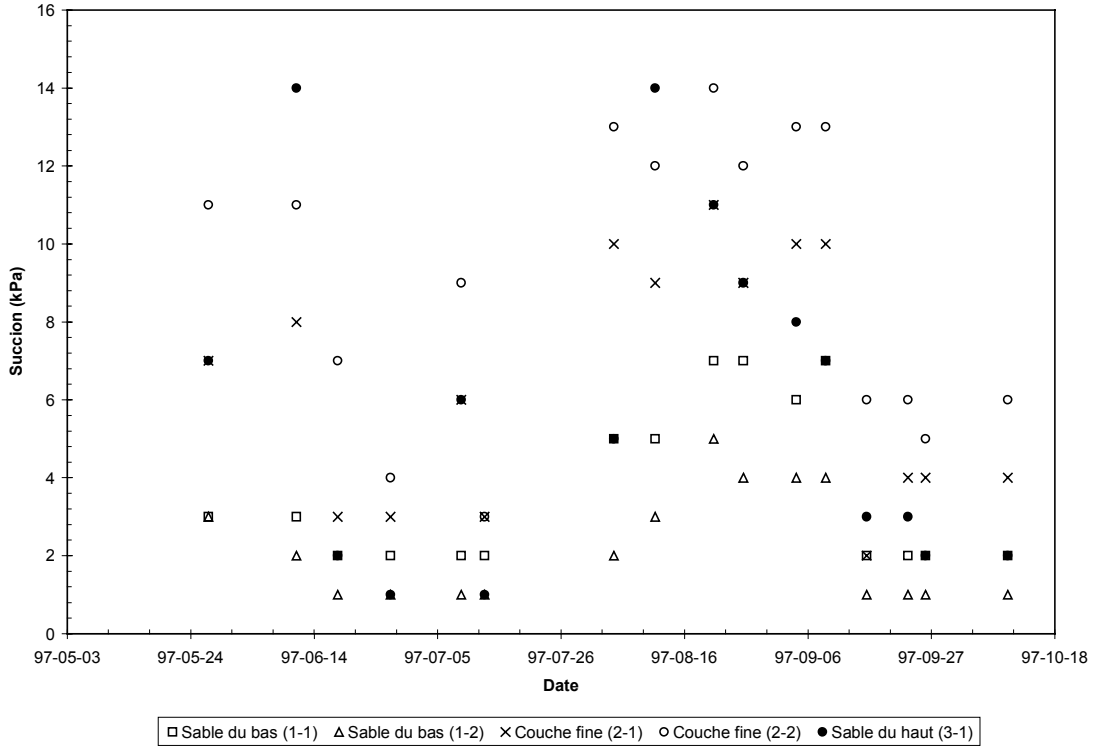


Figure 4.46 Évolution de la succion dans les différentes couches de la cellule 3 pour l'année 1997

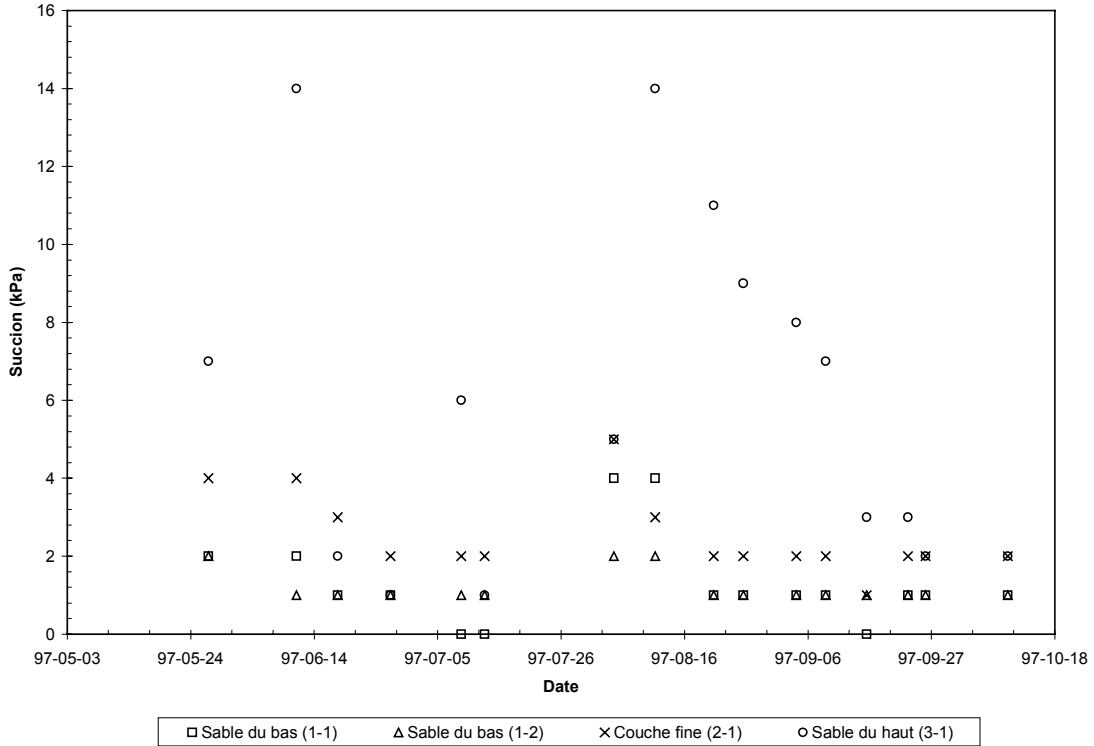


Figure 4.47 Évolution de la succion dans les différentes couches de la cellule 4 pour l'année 1997

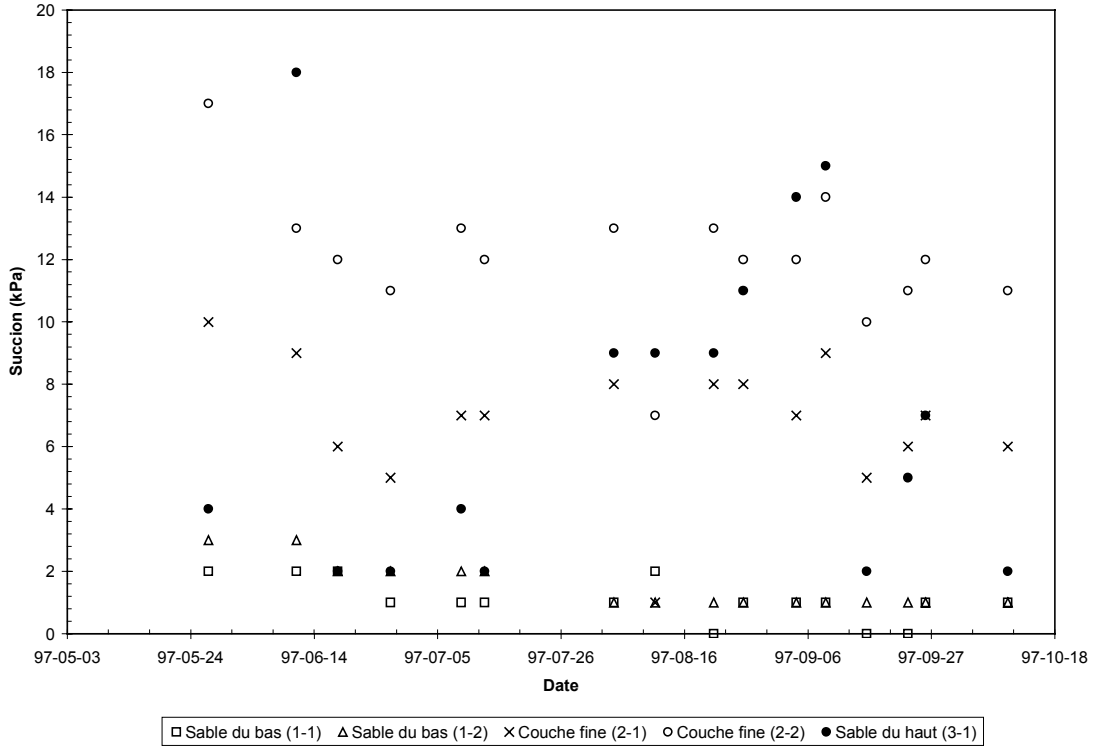


Figure 4.48 Évolution de la succion dans les différentes couches de la cellule 5 pour l'année 1997

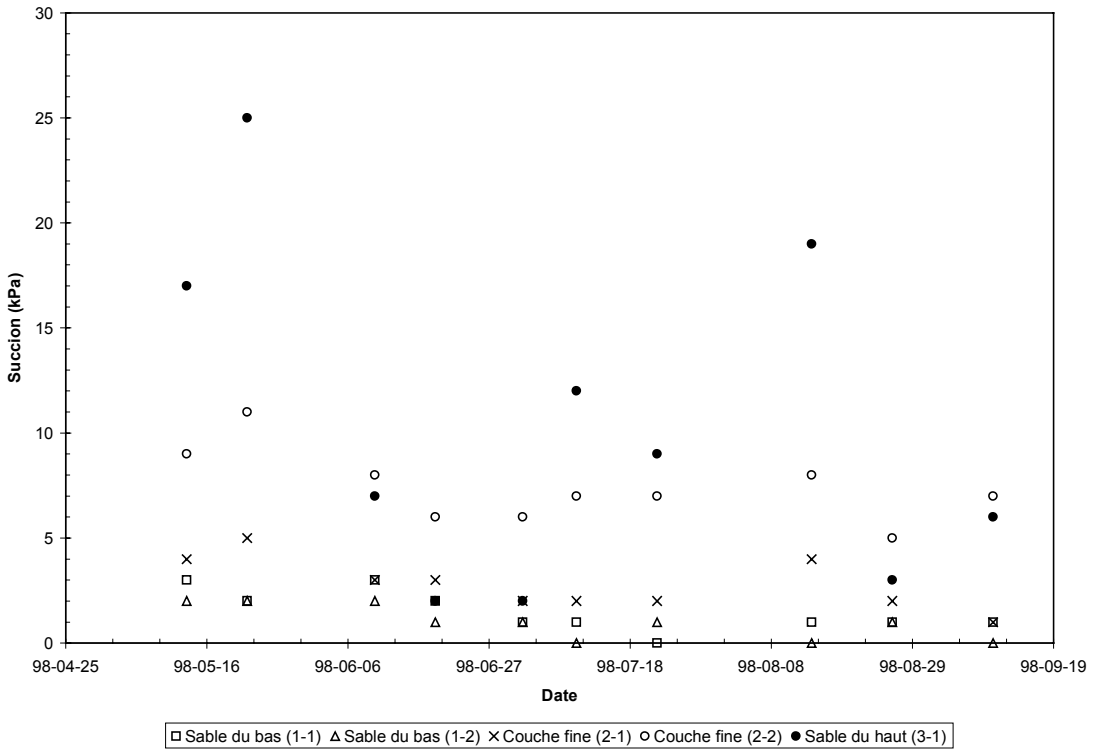


Figure 4.49 Évolution de la succion dans les différentes couches de la cellule 1 pour l'année 1998

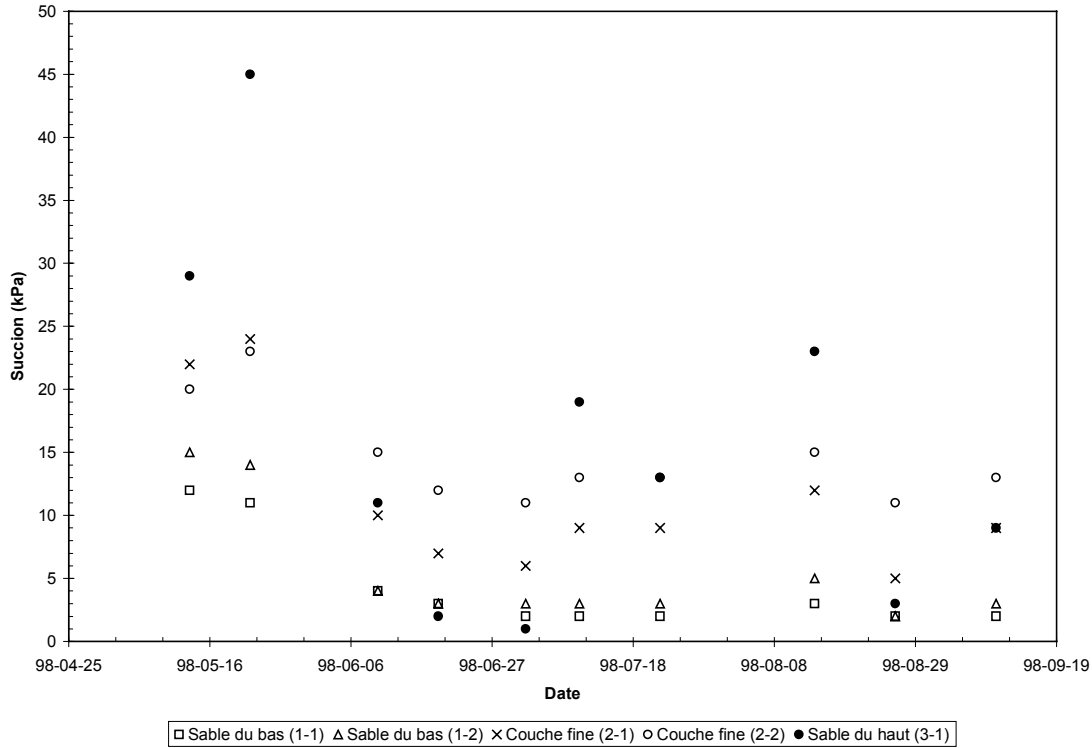


Figure 4.50 Évolution de la succion dans les différentes couches de la cellule 2 pour l'année 1998

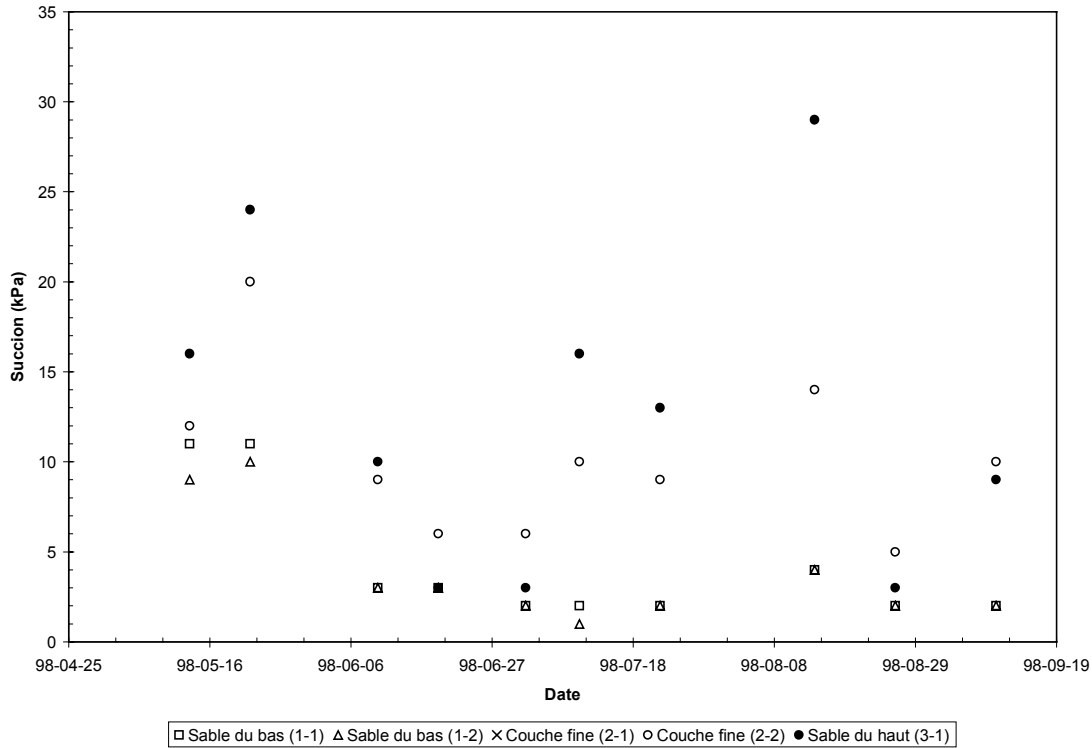


Figure 4.51 Évolution de la succion dans les différentes couches de la cellule 3 pour l'année 1998

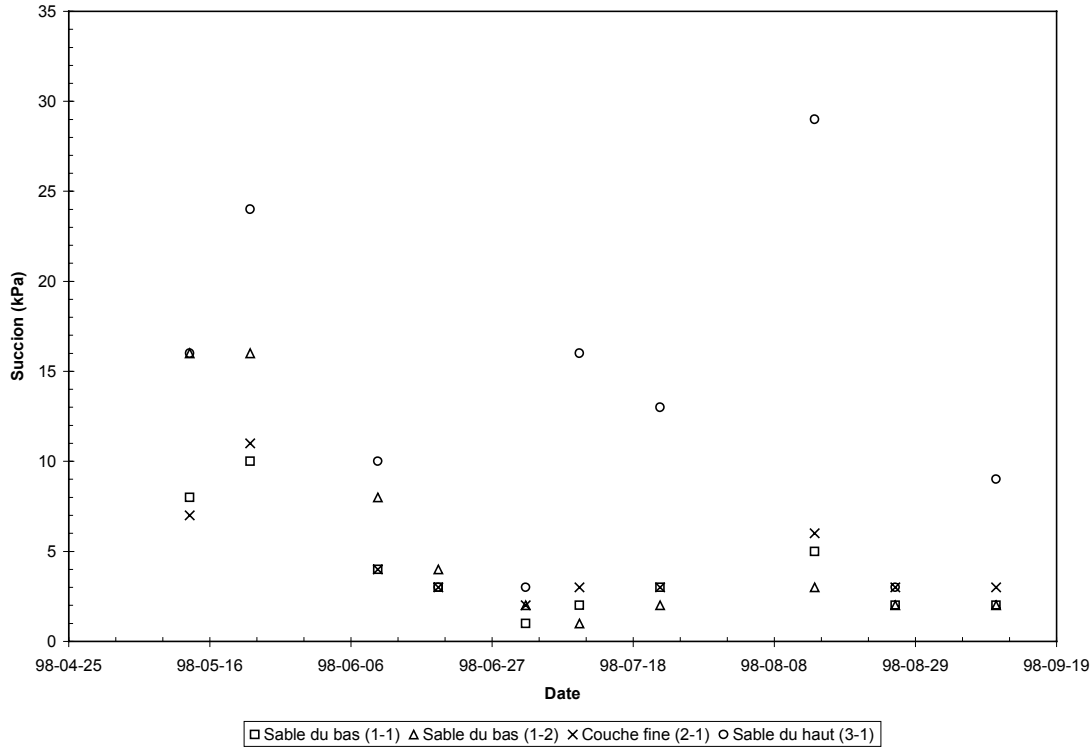


Figure 4.52 Évolution de la succion dans les différentes couches de la cellule 4 pour l'année 1998

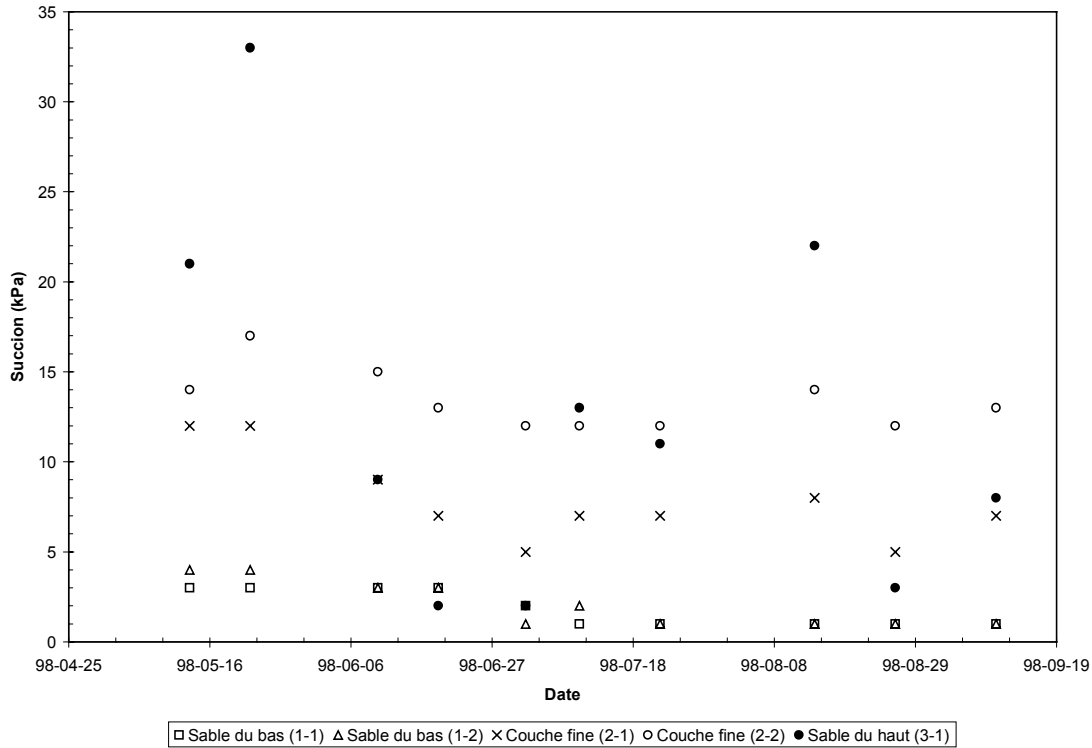


Figure 4.53 Évolution de la succion dans les différentes couches de la cellule 5 pour l'année 1998

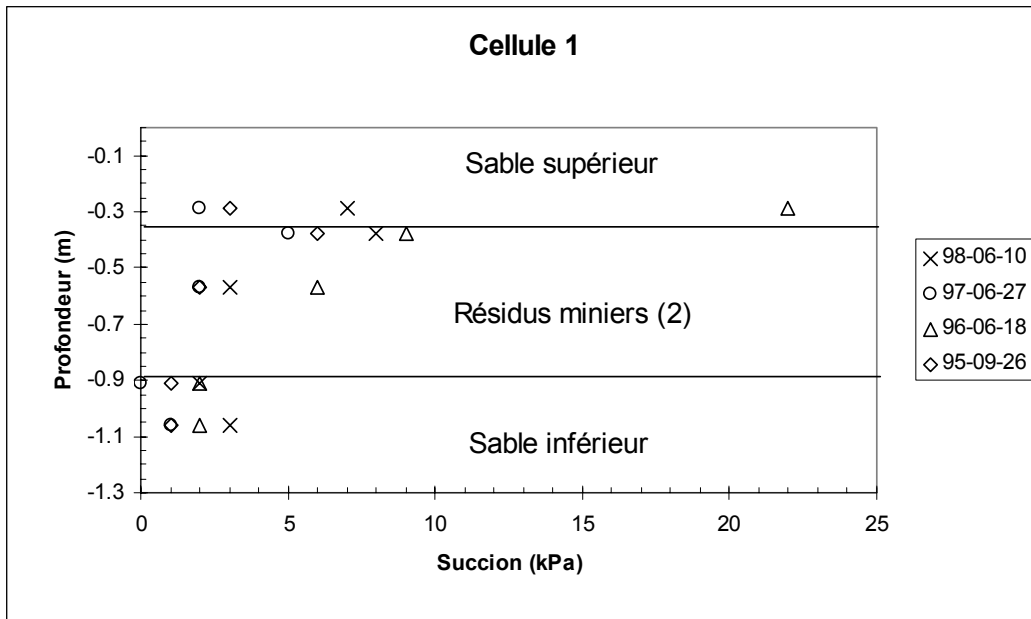


Figure 4.54 Profils de succion dans la CEBC de la cellule 1 pour différents temps depuis la construction

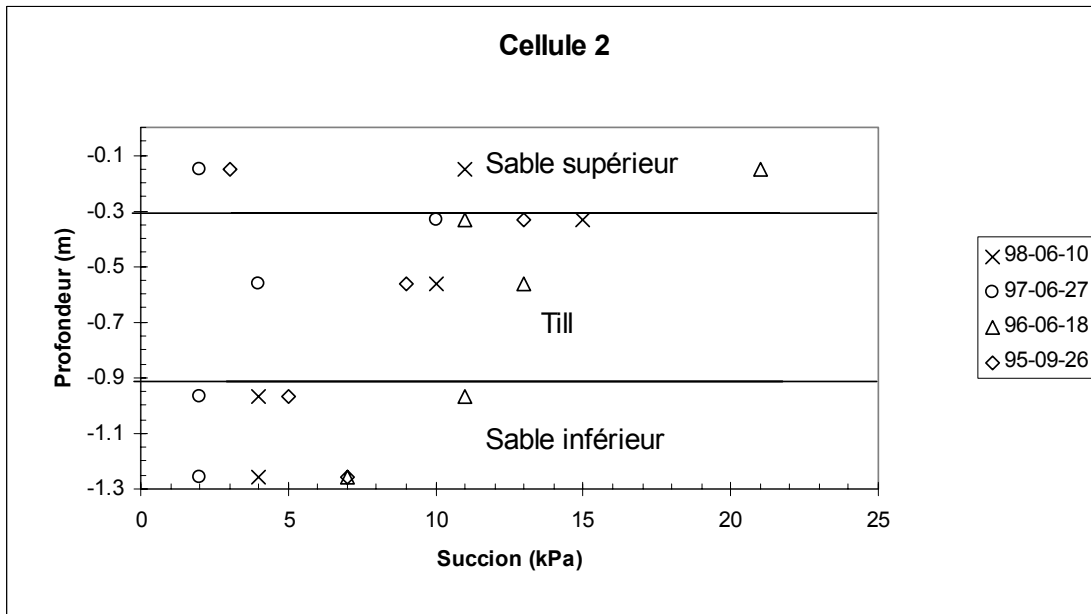


Figure 4.55 Profils de succion dans la CEBC de la cellule 2 pour différents temps depuis la construction

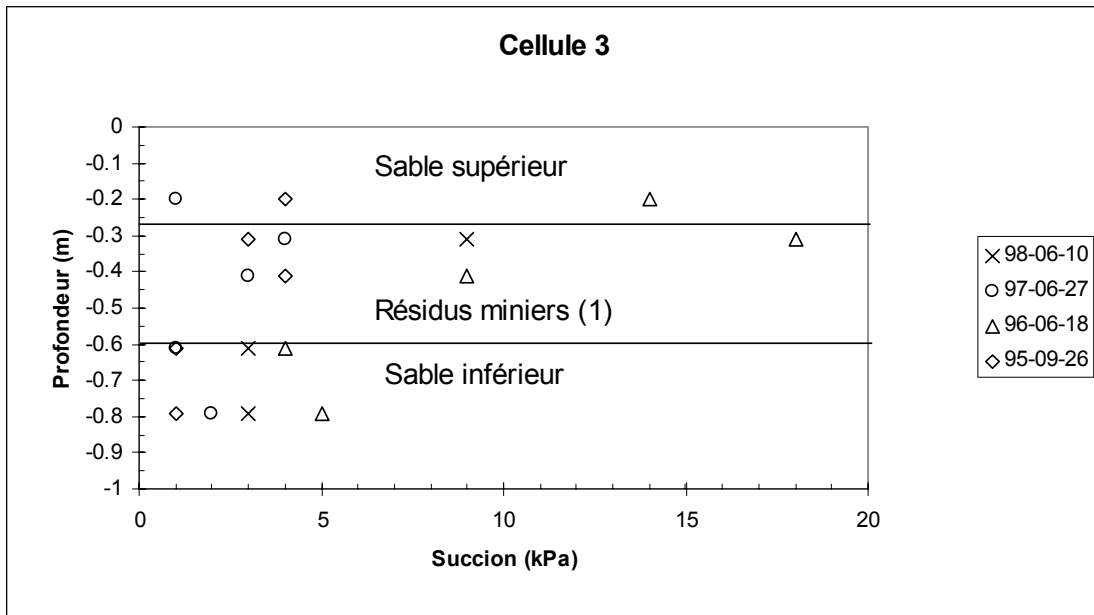


Figure 4.56 Profils de succion dans la CEBC de la cellule 3 pour différents temps depuis la construction

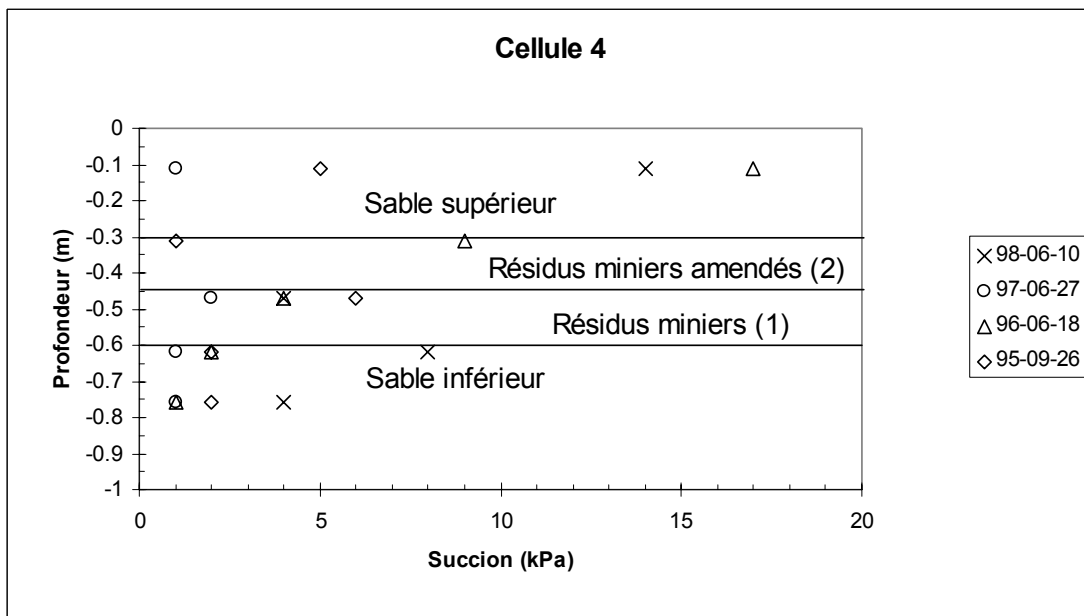


Figure 4.57 Profils de succion dans la CEBC de la cellule 4 pour différents temps depuis la construction

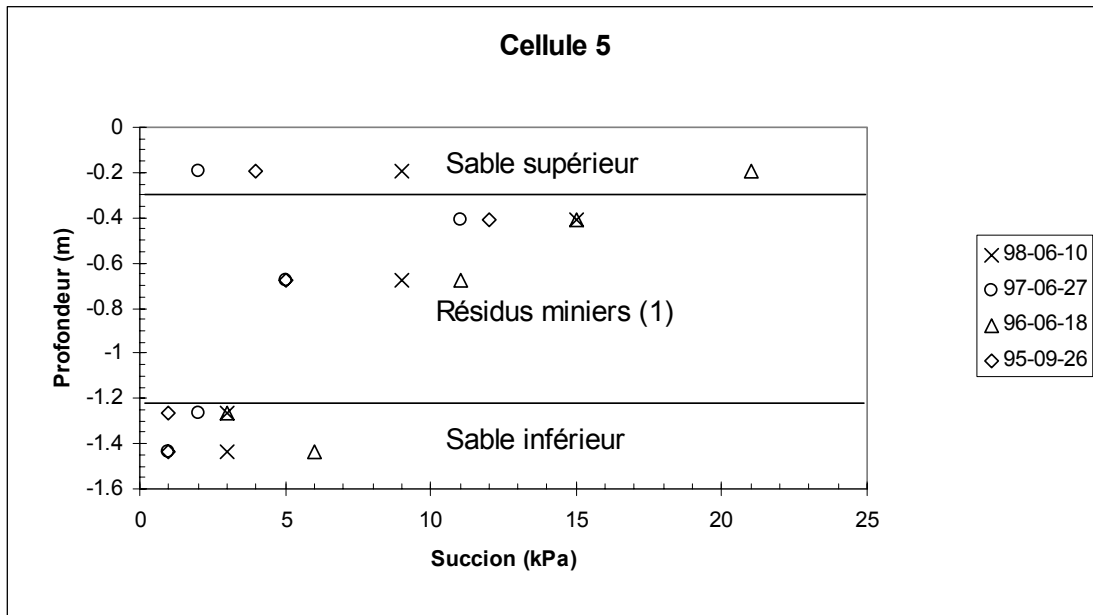


Figure 4.58 Profils de succion dans la CEBC de la cellule 5 pour différents temps depuis la construction

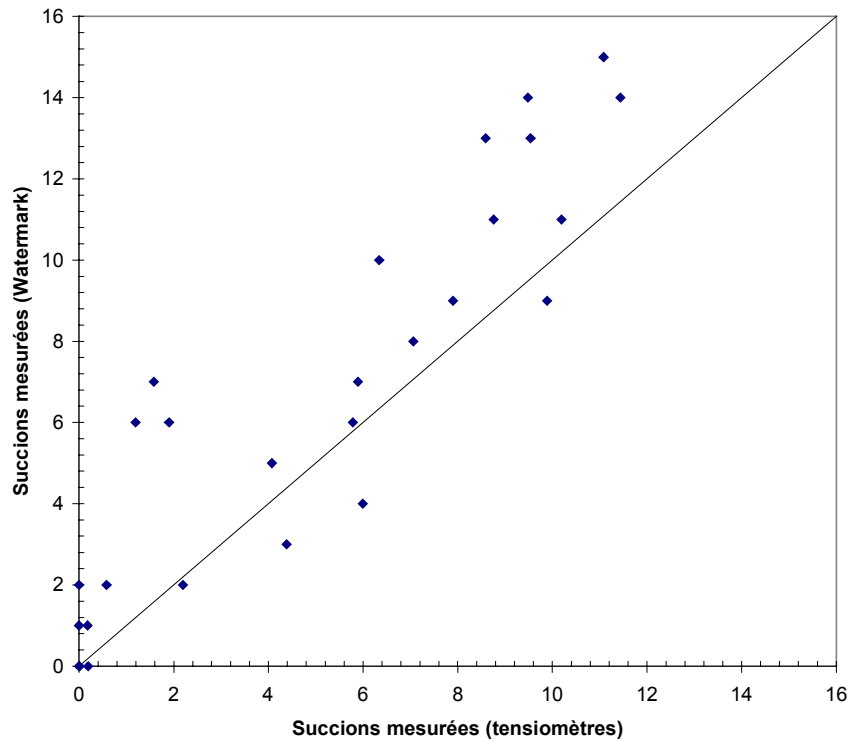


Figure 4.59 Comparaison entre les tensiomètres et les blocs Watermark pour mesurer la succion dans les couches des CEBC



Figure 4.60 Colmatage d'une pierre céramique d'un tensiomètre

compte qu'il y avait une substance noirâtre (possiblement des bactéries sulfato-réductrices) qui obstruait la pierre céramique du tensiomètre (voir figure 4.60). Il est fort possible que ce colmatage ait nuit à la précision des mesures. Ce phénomène n'a pas été observé sur les blocs Watermark.

4.4.3 Essais de consommation d'oxygène

Des essais de consommation d'oxygène ont été réalisés sur chacune des six cellules expérimentales. Certains des essais ont été réalisés par l'Université de Waterloo (Nicholson et Tibble, 1997) et d'autres par les responsables de ce projet. Les essais ont été réalisés en octobre 1995 (tout de suite après la construction des cellules), juin 1996, octobre 1996 et juin 1998. On a déjà présenté, à la section 4.3.6, un bref rappel de la technique d'interprétation.

Les principaux résultats obtenus de ces essais sont présentés au tableau 4.3. Les résultats montrés dans ce tableau représentent la valeur moyenne des résultats d'essais réalisés à l'aide des cinq tubes placés sur chaque cellule. Les résultats d'octobre 1995 et de juin 1998 montrent que la cellule sans recouvrement est beaucoup plus réactive que les cellules avec recouvrement. Cependant, on note que les mesures prises en 1995 dans les cellules avec recouvrement sont plus élevées que celles prédites théoriquement à partir des modèles du flux de diffusion (voir chapitre 3; aussi Bussière et al., 1997a). On peut expliquer cela en partie par le fait que les conditions optimales de performance n'étaient pas encore atteintes, seulement quelques semaines après la fin de la construction des cellules.

Pour ce qui concerne la deuxième série de tests (Juin 1996), on peut remarquer pour les cellules 2 à 5 que les flux d'oxygène à travers les couvertures ont chuté de façon importante, atteignant des valeurs entre 6 et 15 moles d'O₂/m²/année. La cellule 1, quant à elle, montre une valeur plus élevée. Notons toutefois qu'une grande variabilité entre les valeurs mesurées dans les cinq cylindres a été observée. En présence d'une CEBC, les senseurs, la méthode de mesure et la technique d'interprétation ne sont peut être pas tout à fait adaptés aux faibles valeurs mesurées.

Enfin, la troisième et la quatrième série de tests, réalisés en octobre 1996 et juin 1998, montrent des flux d'oxygène à travers les couvertures qui se situent près du flux théorique pour des recouvrements similaires. Ce flux théorique peut être estimé entre 0,1 et 2 à 4 moles d'O₂/m²/année environ (voir chapitre 3; aussi Bussière et al., 1997a). En résumé, on peut dire que les essais de consommation d'oxygène montrent clairement que les flux d'oxygène sont grandement réduits par la présence des CEBC, mais ils ne permettent pas de définir précisément l'ampleur de la réduction obtenue pour de telles conditions. Les auteurs travaillent actuellement pour améliorer la technique de mesure et d'interprétation afin qu'elle soit mieux adaptée aux faibles flux à travers les CEBC.

Tableau 4.3 Principaux résultats des essais de consommation d'oxygène

	Flux d'oxygène (moles/m ² /année)			
	Octobre 1995	Juin 1996	Octobre 1996	Juin 1998
Cellule de contrôle	94,8 (52,6 à 141,8) *	18,9 (10,4 à 33,5)	18,3 (10,4 à 27,7)	256,6 (121,9 à 449,7)
Cellule 1	13,2 (6,5 à 26,5)	28,4 (5,8 à 55,8)	1 (0,2 à 2)	---
Cellule 2	34,4 (17,9 à 55,8)	9,8 (7,1 à 16,3)	1 (1)	---
Cellule 3	31,4 (21,8 à 42,1)	5,9 (2,6 à 9,4)	4,3 (4,2 à 4,5)	8,1 (0 à 24,2)
Cellule 4	31,8 (21,6 à 46,2)	10,3 (5,2 à 17,5)	1,6 (0,7 à 2,6)	---
Cellule 5	38,6 (30,4 à 46,3)	15,6 (11,3 à 25,8)	0,2 (0,2)	---

* : Les valeurs entre parenthèses représentent la plage de valeurs observées lors de la prise de mesures

4.4.4 Caractéristiques de l'eau de percolation

Suite à la construction des cellules expérimentales, on a effectué des mesures de la qualité de l'eau de percolation récupérée dans chacun des réservoirs reliés au drain situé dans le bas des cellules. Les résultats obtenus sont présentés aux figures 4.61 à 4.71.

On remarque d'abord, à la figure 4.61, que le pH de l'eau de percolation des cellules 1, 2, 3 et 5 (cellules avec un recouvrement multicouche) est demeuré entre 6 et 7. Le pH de la cellule 4 qui oscillait d'abord autour de 6, est descendu en 1998 entre 5 et 6. Pour sa part, la valeur du pH de l'eau de percolation de la cellule témoin (cellule sans recouvrement) a chuté à partir de 1996 entre 2 et 3 ce qui montre que, lorsque le résidu n'est pas couvert, il est générateur de drainage minier acide. Cela confirme les résultats des essais statiques réalisés à l'École Polytechnique qui montrent que le potentiel net de génération d'acide de ces résidus est de -88,56 kg de CaCO₃/tm (voir rapports de Bernier en Annexe).

La figure 4.62 porte sur la conductivité exprimée en fonction du temps. Elle montre que les valeurs de la conductivité mesurées dans les eaux de percolation des cellules avec recouvrement sont de beaucoup inférieures (de 1 à 5 ordre de grandeur) à celles mesurées dans la cellule témoin; la différence était d'environ un ordre de grandeur en 1998. Rappelons que la valeur de la

conductivité augmente avec la quantité d'ions présents dans l'eau. Comme le pH dans la cellule témoin est faible et que plusieurs substances minérales se dissolvent dans des conditions acides, l'eau de cette cellule est chargée en métaux (comme on pourra le constater plus loin) ce qui augmente sa conductivité. On peut également remarquer sur cette figure que la conductivité de l'eau de percolation de la cellule 4 est quelque peu supérieure à celle des autres cellules. Encore une fois, cela va de pair avec les pH mesurés, qui sont légèrement inférieurs pour cette cellule.

L'évolution du potentiel d'oxydo-réduction (Eh) de l'eau de percolation est présentée à la figure 4.63. On remarque que les valeurs de Eh sont plus élevées dans l'eau de percolation de la cellule témoin (réactions d'oxydation favorisées) par rapport à celles mesurées pour les cellules avec recouvrement. Lorsque l'on place les mesures in situ sur le diagramme Eh-pH du système Fer-eau (e.g. Apello et Postma 1993; Aachib 1997), on remarque que pour les cellules 1, 2, 3 et 5 (figures 4.64, 4.65, 4.66, 4.68), les conditions correspondent à la zone où le fer est stable sous la forme $\text{Fe}(\text{OH})_3$. Cela est également confirmé à la figure 4.70 où l'on peut observer que les concentrations en fer dans l'eau de percolation de ces cellules sont nettement plus faibles que celles des cellules 4 et 6. Pour ces deux dernières cellules, les figures 4.67 et 4.69 montrent que le fer se retrouve sous la forme Fe^{2+} , d'où la grande quantité de fer en solution dans les eaux de percolation de ces deux cellules (particulièrement la cellule 6 où il y a des conditions fortement oxydantes).

La qualité chimique des eaux de percolation a été analysée plus spécifiquement au cours des deux dernières années du projet (1997, 1998). Les principaux résultats sont présentés aux figures 4.70 et 4.71. Dans un premier temps, on remarque que l'on retrouve une grande concentration de sulfates ($\approx 30\,000$ à $40\,000$ ppm) dans l'eau de la cellule témoin, alors que l'on retrouve environ $2\,000$ ppm dans les cellules avec un recouvrement. On peut également observer que l'eau de la cellule 4 montre des teneurs en sulfates qui sont en moyenne supérieures à celles des autres cellules avec recouvrement. Il semble également qu'il y ait un lien entre les concentrations de zinc et de cuivre, et les sulfates. En effet, on peut observer aux figures 4.70 et 4.71 que les teneurs en zinc et en cuivre suivent les mêmes tendances que les teneurs en sulfates et ce, pour

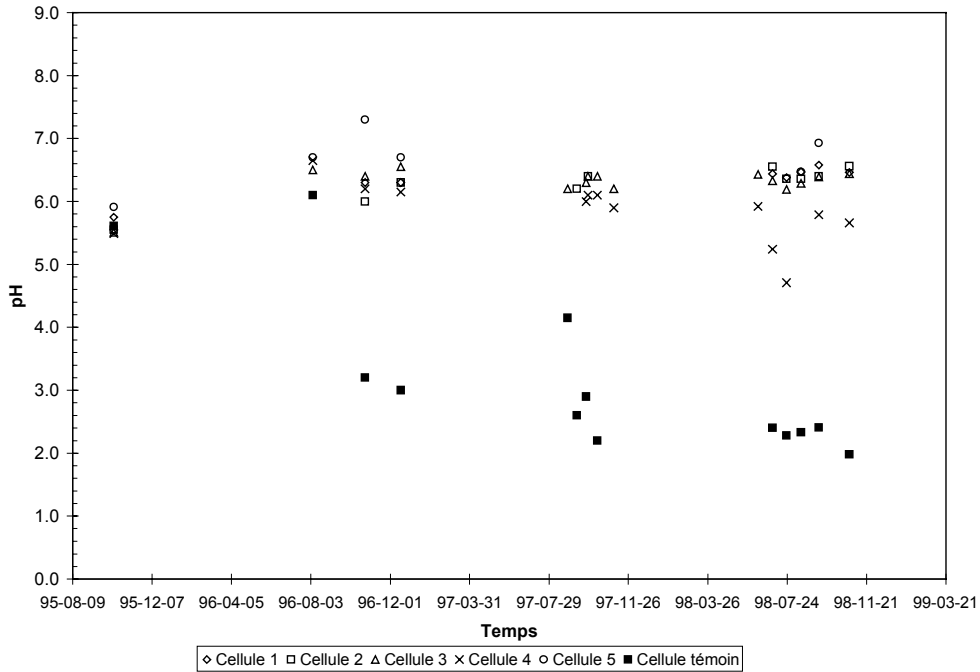


Figure 4.61 Évolution des pH de l'eau de percolation des cellules expérimentales depuis le début des travaux

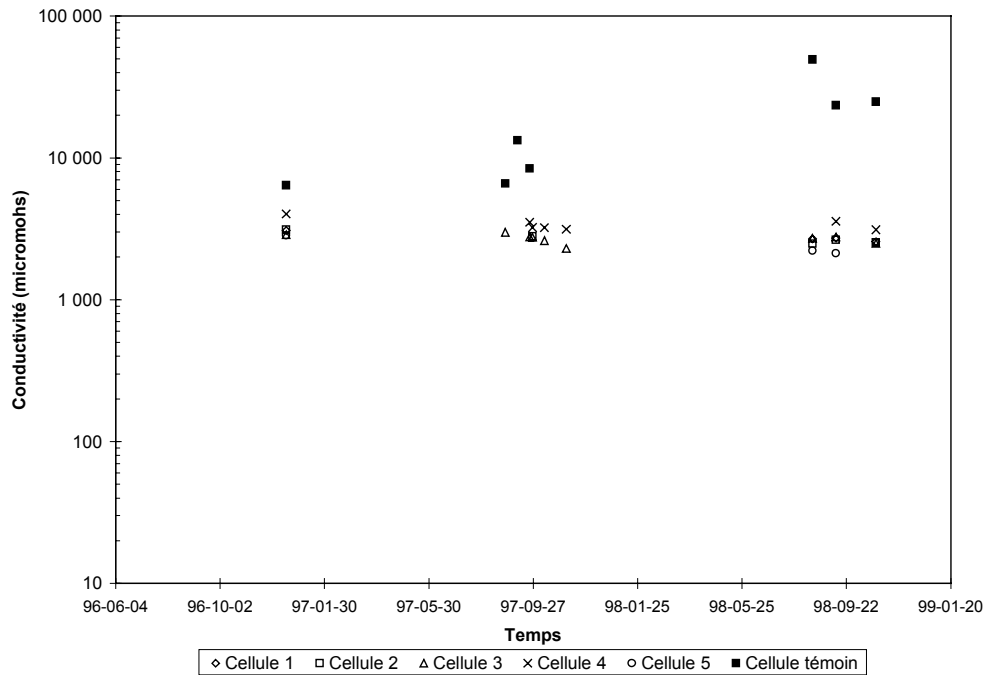


Figure 4.62 Évolution de la conductivité de l'eau de percolation des cellules expérimentales depuis le début des travaux

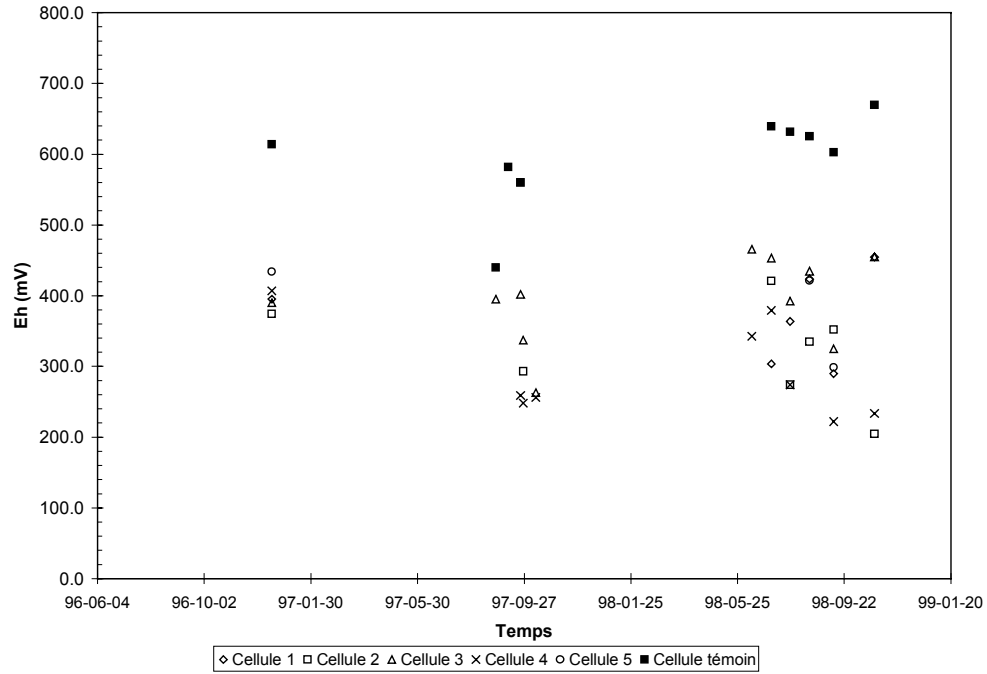


Figure 4.63 Évolution du potentiel d'oxydo-réduction (Eh) de l'eau de percolation des cellules expérimentales depuis le début des travaux

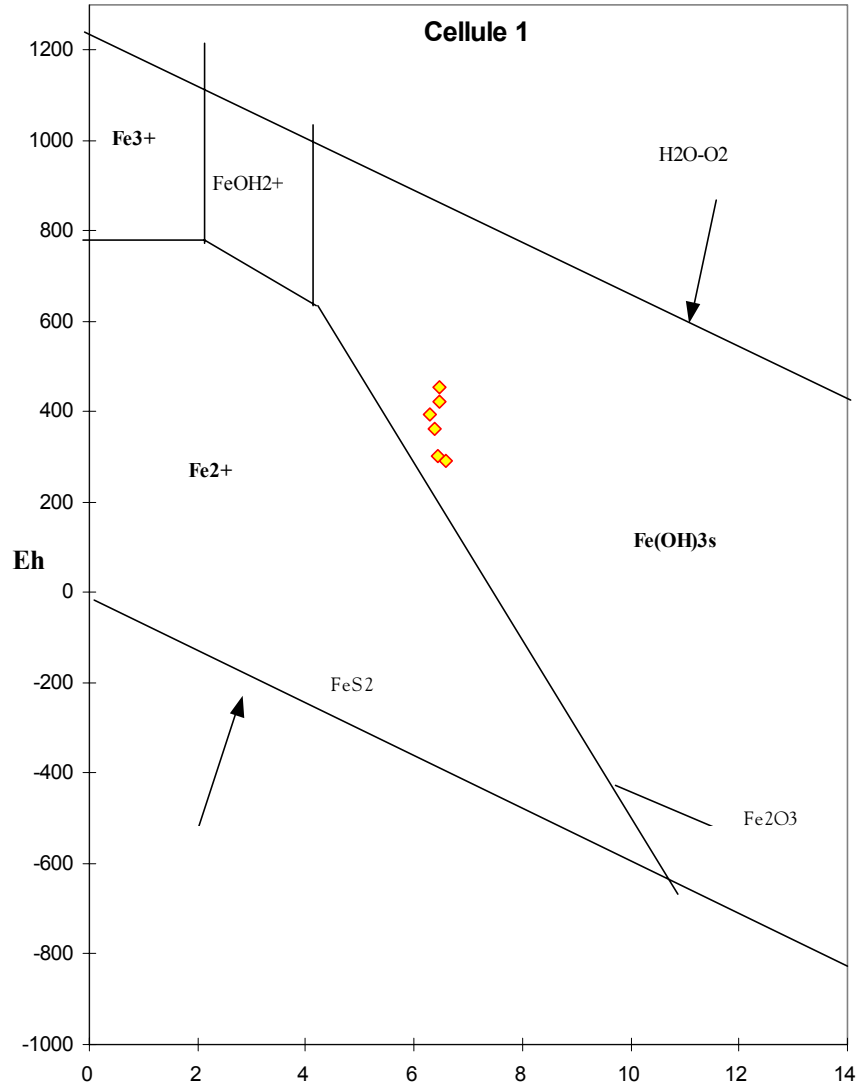


Figure 4.64 Résultats de la qualité géochimique de l'eau de percolation de la cellule 1 dans le diagramme Eh-pH du système Fe-H₂O pour $[Fe^{3+}] = [Fe^{2+}] = 10^{-6}$ M

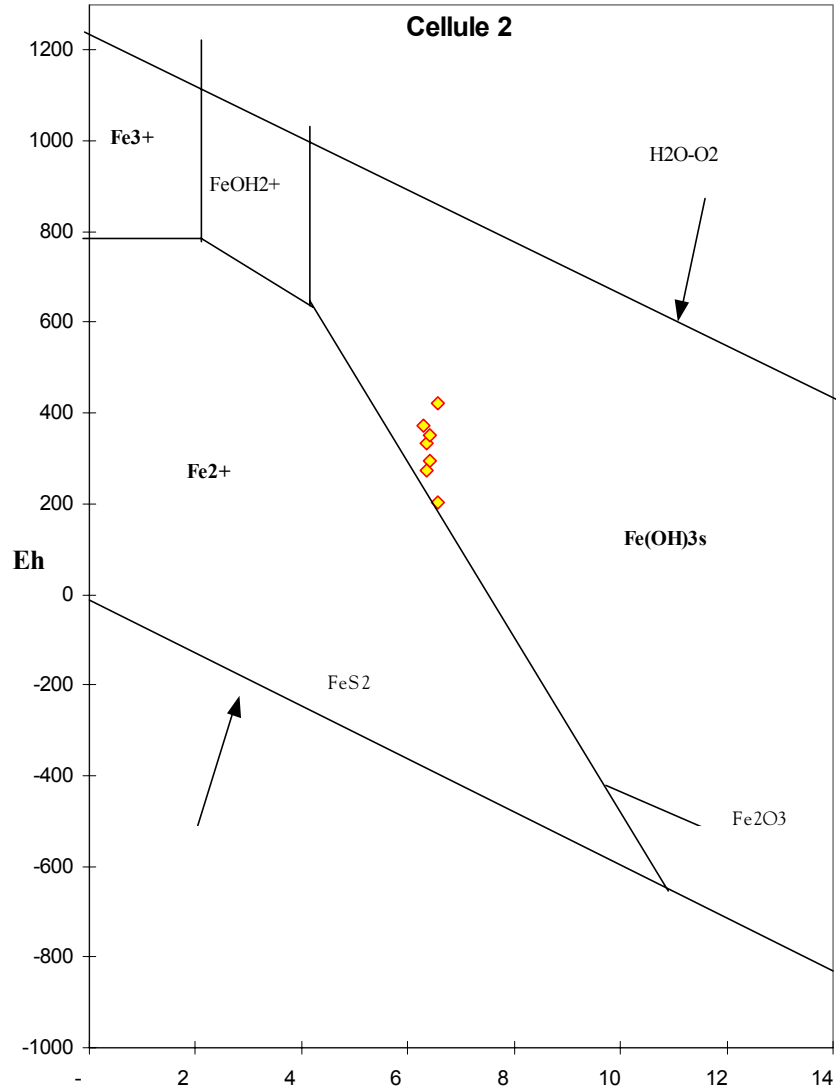


Figure 4.65 Résultats de la qualité géochimique de l'eau de percolation de la cellule 2 dans le diagramme Eh-pH du système Fe-H₂O pour $[Fe^{3+}] = [Fe^{2+}] = 10^{-6}$ M

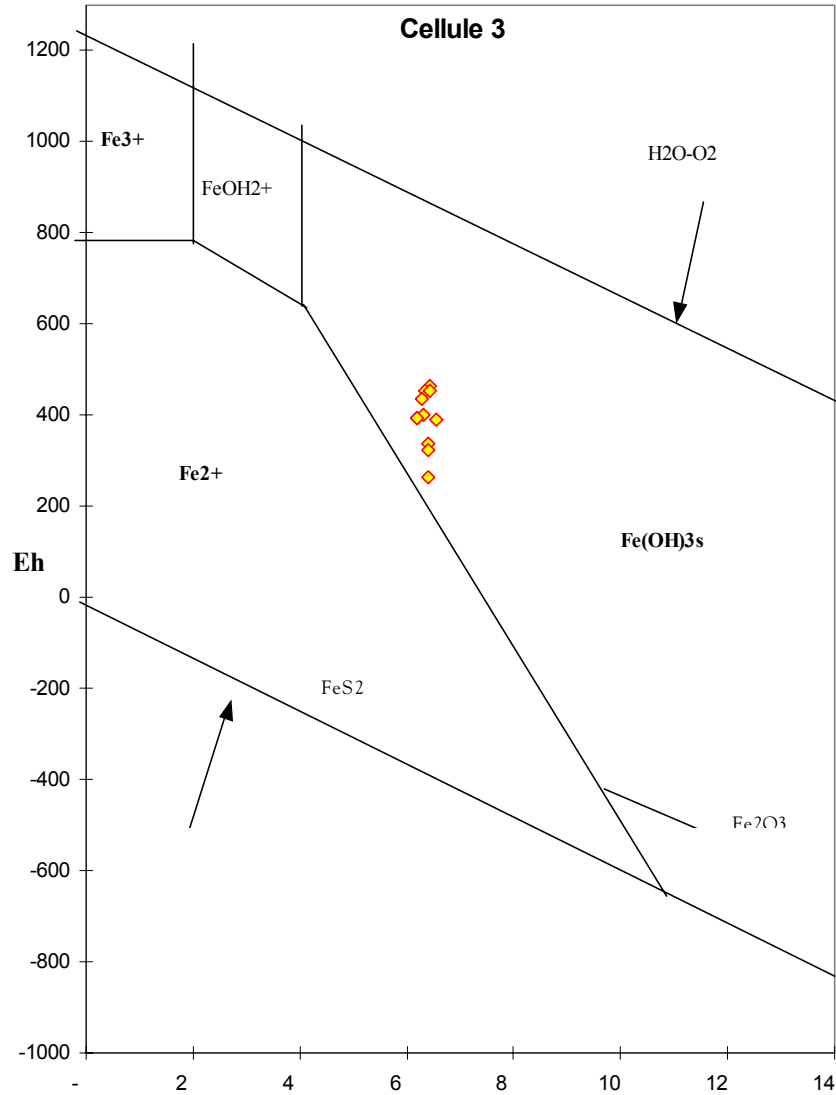


Figure 4.66 Résultats de la qualité géochimique de l'eau de percolation de la cellule 3 dans le diagramme Eh-pH du système Fe-H₂O pour $[Fe^{3+}] = [Fe^{2+}] = 10^{-6}$ M

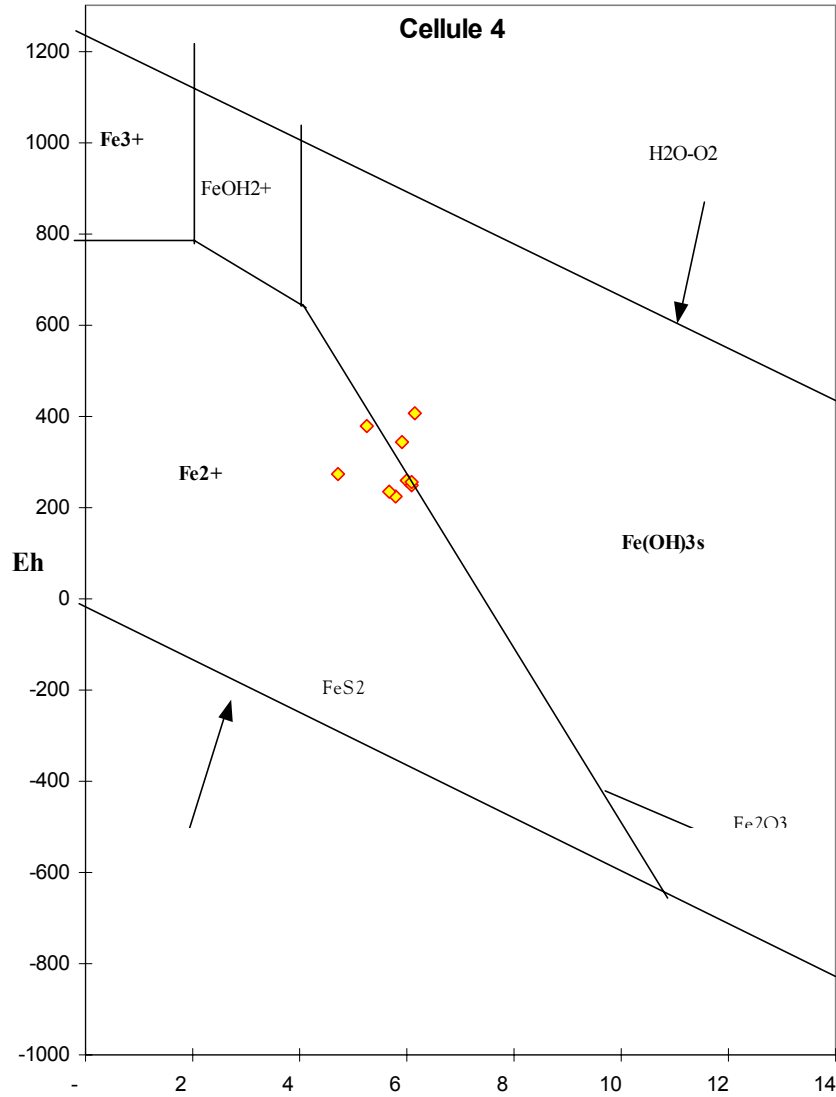


Figure 4.67 Résultats de la qualité géochimique de l'eau de percolation de la cellule 4 dans le diagramme Eh-pH du système Fe-H₂O pour $[Fe^{3+}] = [Fe^{2+}] = 10^{-6}$ M

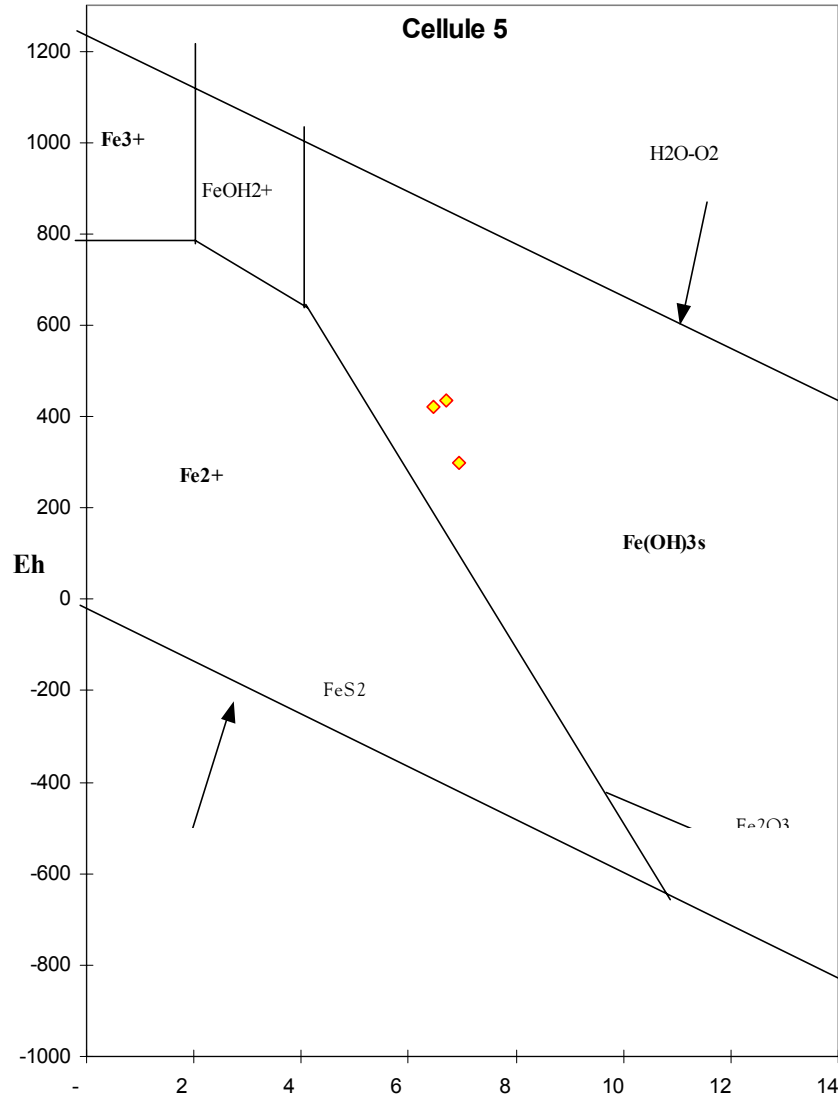


Figure 4.68 Résultats de la qualité géochimique de l'eau de percolation de la cellule 5 dans le diagramme Eh-pH du système Fe-H₂O pour $[Fe^{3+}] = [Fe^{2+}] = 10^{-6}$ M

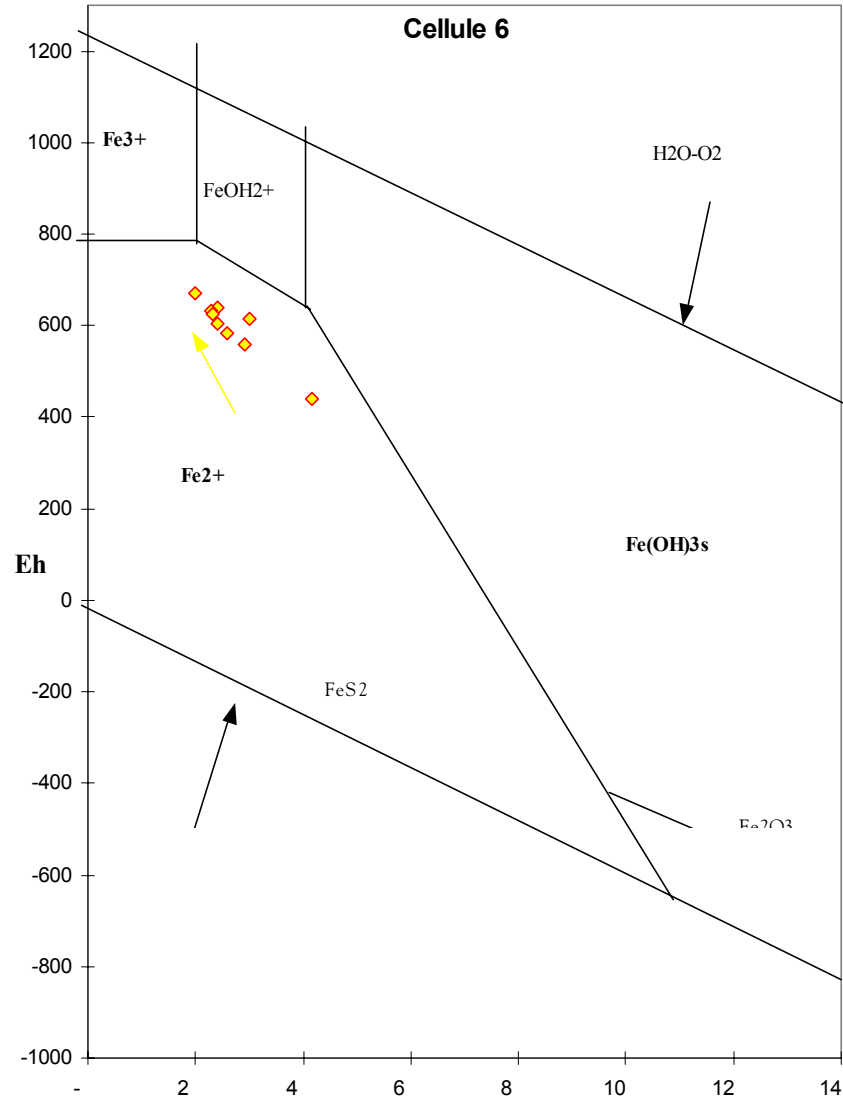


Figure 4.69 Résultats de la qualité géochimique de l'eau de percolation de la cellule 6 dans le diagramme Eh-pH du système Fe-H₂O pour $[Fe^{3+}] = [Fe^{2+}] = 10^{-6}$ M

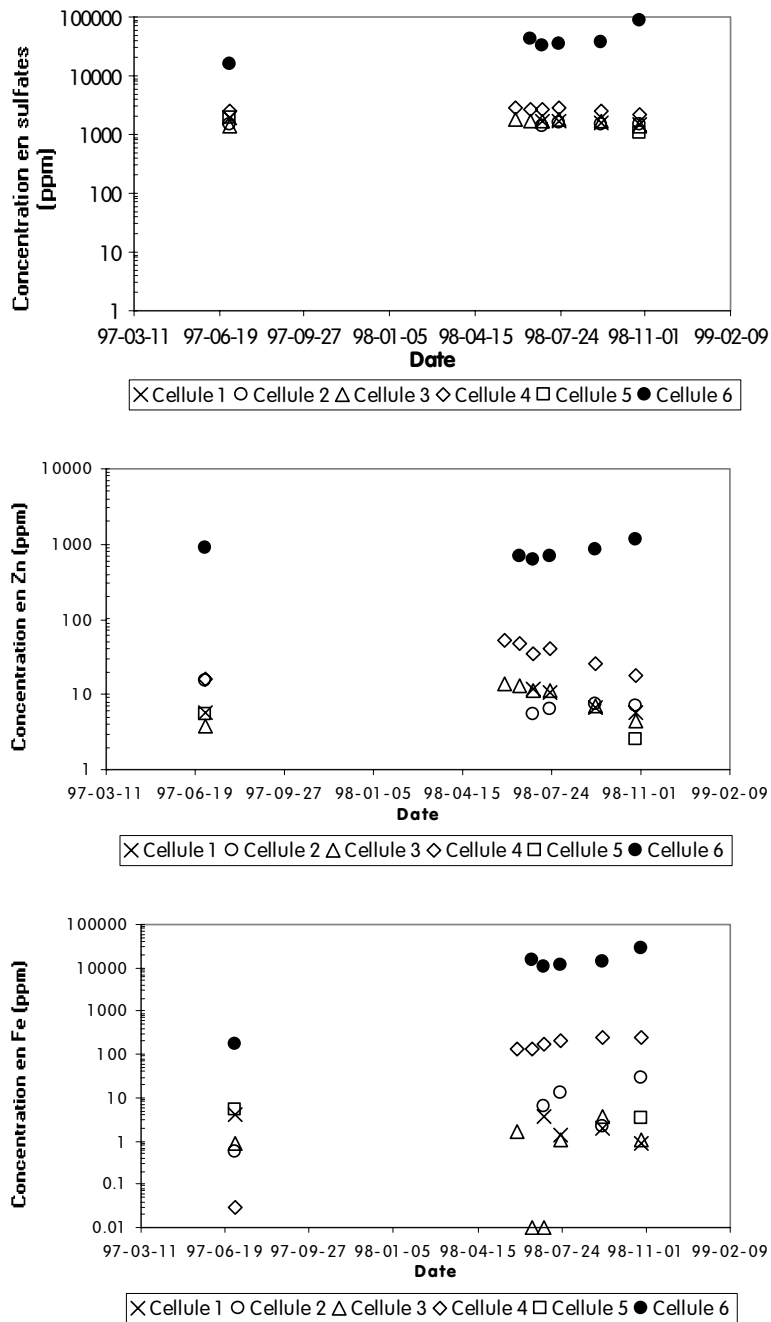


Figure 4.70 Évolution des caractéristiques géochimiques de l'eau de percolation des cellules expérimentales (SO₄²⁻, Zn et Cu)

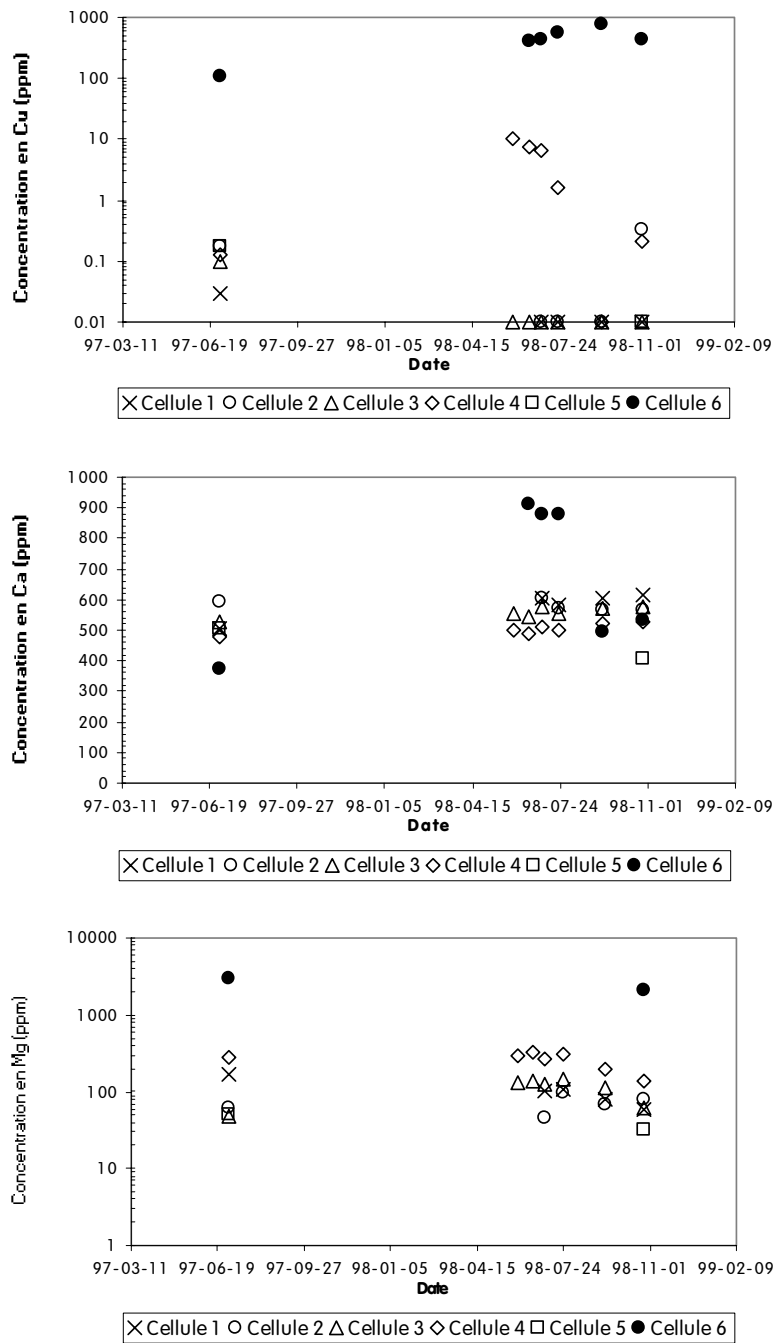


Figure 4.71 Évolution des caractéristiques géochimiques de l'eau de percolation des cellules expérimentales (Cu, Ca et Mg)

toutes les cellules. Les teneurs en zinc sont réduites par la mise en place des CEBC, mais elles demeurent néanmoins assez élevées (entre 1 et 10 ppm). Pour ce qui est du cuivre, les recouvrements (à l'exception de la cellule 4) permettent de réduire considérablement la concentration en cuivre, qui passe de 1 000 ppm et plus (cellule témoin) à 1 ppm ou moins. Enfin, on remarque à la figure 4.71 que la quantité de calcium et de magnésium que l'on retrouve dans l'eau de percolation de la cellule témoin diminue en 1998. Cela pourrait venir du fait qu'il y a eu épuisement des minéraux qui contiennent ces éléments (par exemple la dolomie et l'ankérite). Cette hypothèse pourrait expliquer en partie le fait que le pH a chuté à des valeurs inférieures 2 à la fin de l'année 1998. En effet, la dolomie et l'ankérite sont des minéraux neutralisants (ou acidivores) et leur présence aide à maintenir le pH à un niveau plus élevé.

Ces analyses chimiques réalisées sur les eaux de percolation des cellules expérimentales montrent que les recouvrements réduisent la production de DMA des résidus réactifs de Manitou. Les pH des eaux de percolation des cellules avec CEBC, à l'exception de la cellule 4 (dont la couverture est moins performante, probablement en raison d'un degré de compaction moindre), sont demeurés à des valeurs supérieures à 6, ce qui excède le pH des eaux de pluies de l'Abitibi-Témiscamingue qui sont généralement à des pH entre 4 et 5 (Boulet et Jacques, 1995). Il est également intéressant de noter que les valeurs mesurées, pour les cellules expérimentales avec CEBC, se situent de façon générale assez près de celles observées au laboratoire dans les essais en colonnes (voir Chapitre 3). Cela indique que les essais en colonne au laboratoire donneraient une bonne indication du comportement de ces couvertures *in situ*.

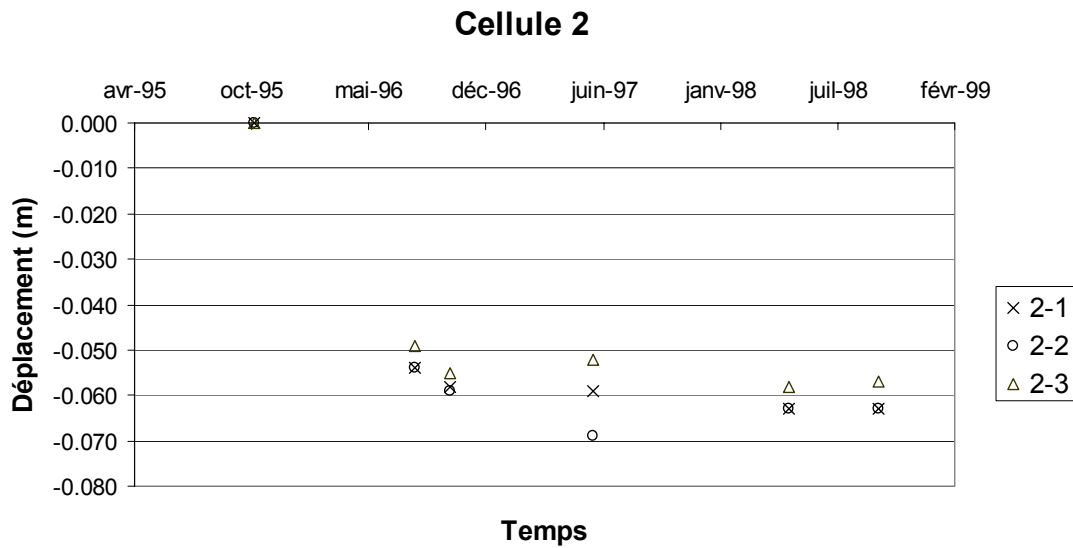


Figure 4.72 Tassement des couches de la CEBC placée sur la cellule 2 (2-1 : couche de résidus sulfureux; 2-2, couche de sable du bas; 2-3, couche de matériau fin)

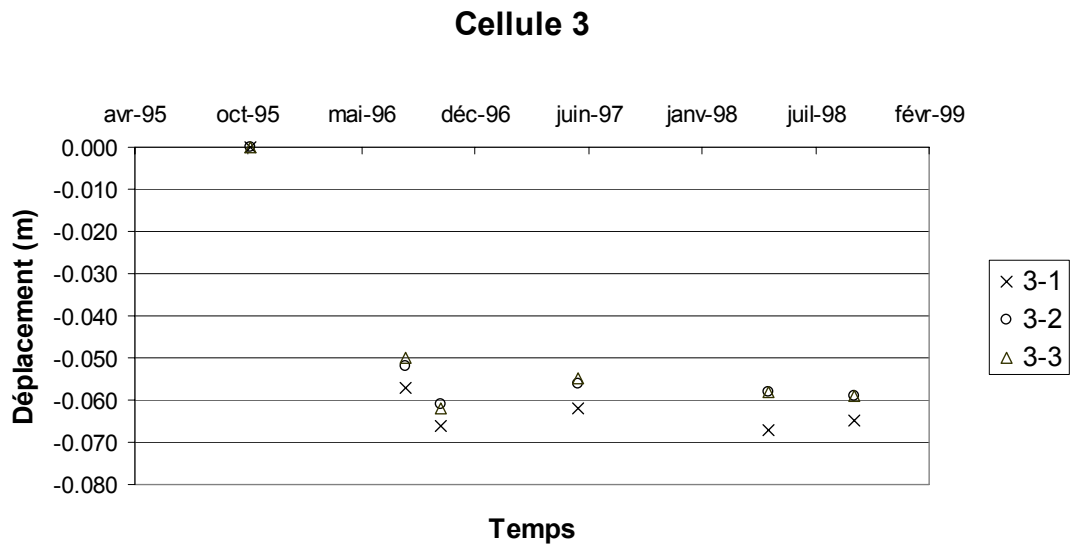


Figure 4.73 Tassement des couches de la CEBC placée sur la cellule 3 (3-1 : couche de résidus sulfureux; 3-2, couche de sable du bas; 3-3, couche de matériau fin)

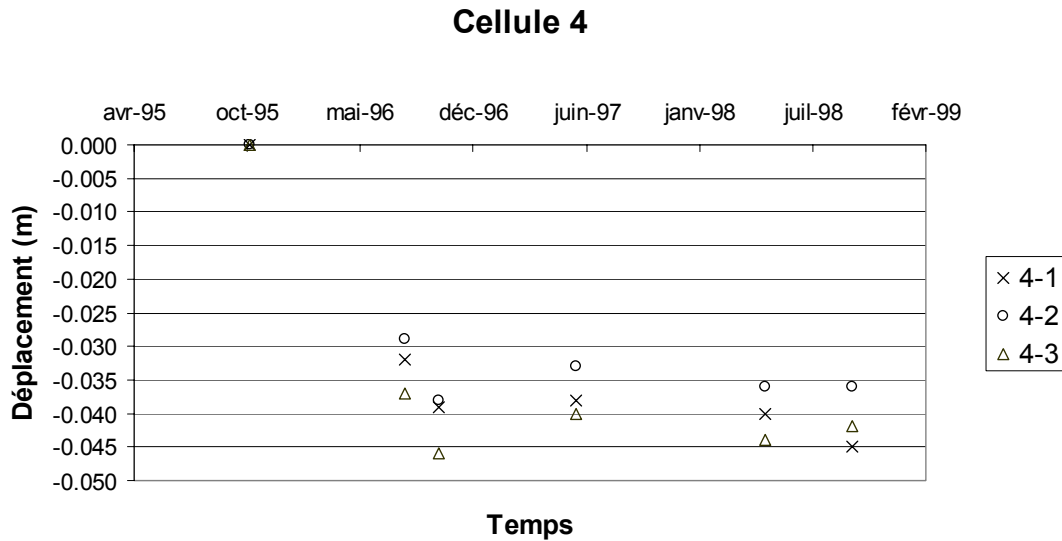


Figure 4.74 Tassement des couches de la CEBC placée sur la cellule 4 (4-1 : couche de résidus sulfureux; 4-2, couche de sable du bas; 4-3, couche de matériau fin)

4.4.5 Tassements

Le tassement des couches peut avoir une certaine influence sur le comportement hydrogéologique d'une CEBC. En effet, plus un matériau sera dense, plus il aura tendance à retenir l'eau (capacité de rétention d'eau supérieure) et plus sa conductivité hydraulique k saturée sera faible. Afin d'évaluer si des déplacements importants sont survenus durant la période d'observation, des plaques de tassements similaires à celles utilisées pour les remblais routiers ou autres ont été installées sur les cellules 2, 3 et 4. Les mesures se font par un arpentage précis de la position des plaques de tassement, qui a été effectué régulièrement après la construction des cellules. On présente aux figures 4.72 à 4.74 les principaux résultats.

Il y a eu, au cours de la première année, un tassement d'environ 5 cm dans les trois cellules. On peut également remarquer que les tassements se produisent principalement dans la couche de résidus sulfureux. Cela s'explique par le fait que ces matériaux ont été mis en place en vrac à

l'aide d'une pelle mécanique et qu'ils n'ont été que légèrement compactés (à l'aide du godet de la pelle). Après la première année, les tassements ont été très faibles (moins de 1 cm). Ces résultats permettent de conclure que les effets du tassement sur les caractéristiques hydriques des matériaux des CEBC sont négligeables et ne devraient pas avoir influencé le comportement des couvertures.

4.4.6 Données météorologiques et température dans les couches

Les données météorologiques recueillies sur le site permettent, comme on l'a mentionné, d'établir un bilan hydrique du site où ont été construites les cellules expérimentales. Les différents appareils de la station installée sur le site ont déjà été présentés à une section précédente. Le principal objectif visé par cette station était de mesurer les précipitations et d'évaluer le niveau d'évaporation à partir des données de terrain. Toutefois, de tous les équipements installés lors de la phase terrain du projet, la station météorologique est celle qui a causé le plus de problèmes. Cette station comportait des équipements sensibles qui demandaient beaucoup de précautions à l'installation, et une attention soutenue et régulière durant le fonctionnement. Certains appareils n'ont pas offert les performances anticipées suite à leur l'installation en août 1996. Les résultats amassés sur le site sont présentés aux figures 4.75 à 4.79. On constate que certaines composantes de la station n'ont pas fonctionné pendant de longues périodes, et ce malgré les efforts déployés afin de corriger la situation.

Il est néanmoins important de rappeler ici que les données météorologiques obtenues sur le site visaient à compléter l'information disponible à partir de la station météorologique de Val d'Or, située à moins de 20 km du site Manitou. Pour les modélisations, on a donc combiné les informations issues de ces deux sources.

D'autre part, on retrouve également des thermistances servant à mesurer la température dans les couches des CEBC. Les thermistances, on l'a vu plus tôt, ont été placées à peu près aux mêmes endroits que les blocs Watermark. De plus, on retrouve un de ces appareils près de l'interface entre le résidu sulfureux et la couche grossière du bas. L'objectif visé par la pose de cette

thermistance était de vérifier la présence de zones d'oxydation qui auraient pu entraîner une augmentation de la température. On présente à la figure 4.80 des profils de température pour la cellule 5 établis à différents moments suite à la construction des cellules. On remarque que la température dans les matériaux de la CEBC varie naturellement selon l'époque de l'année. Par exemple, au mois d'août, la température dans les couches du bas peut atteindre environ 17 °C alors qu'au mois de mai, la température se situe plutôt autour de 6 °C. On peut également constater que la température dans la couche de résidus sulfureux est à peu près équivalente à la

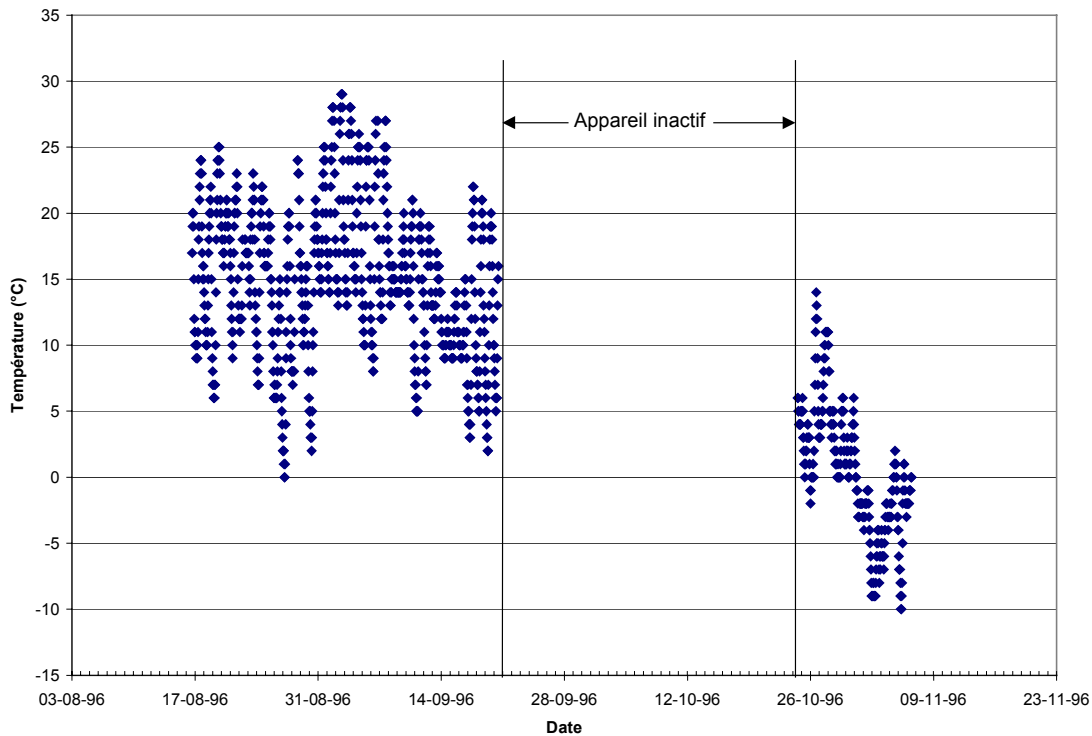


Figure 4.75 Mesures de la température sur le site expérimental pour l'automne 1996

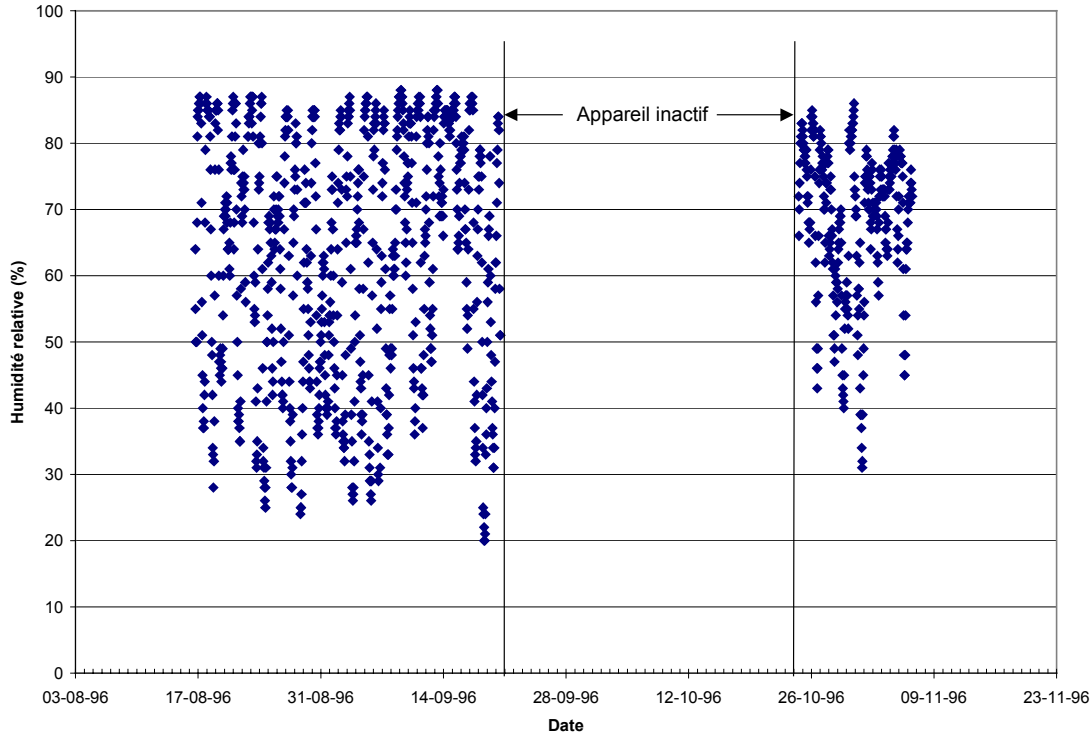


Figure 4.76 Mesures de l'humidité relative sur le site expérimental pour l'automne 1996

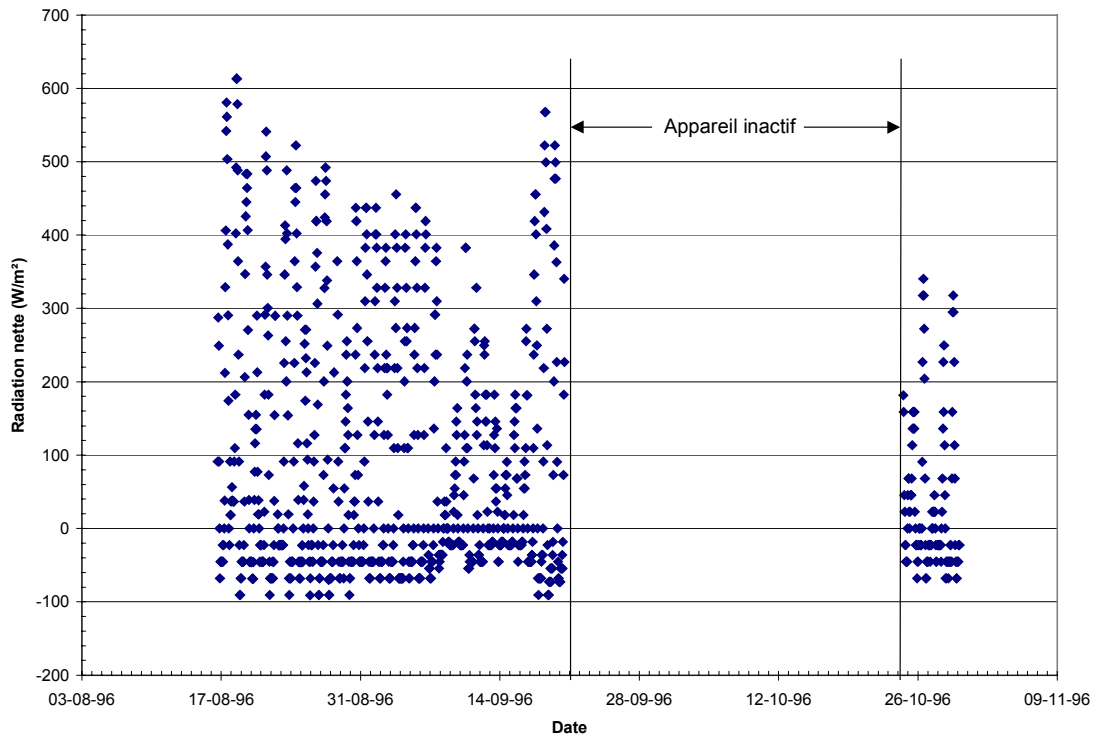


Figure 4.77 Mesures de la radiation nette sur le site expérimental pour l'automne 1996

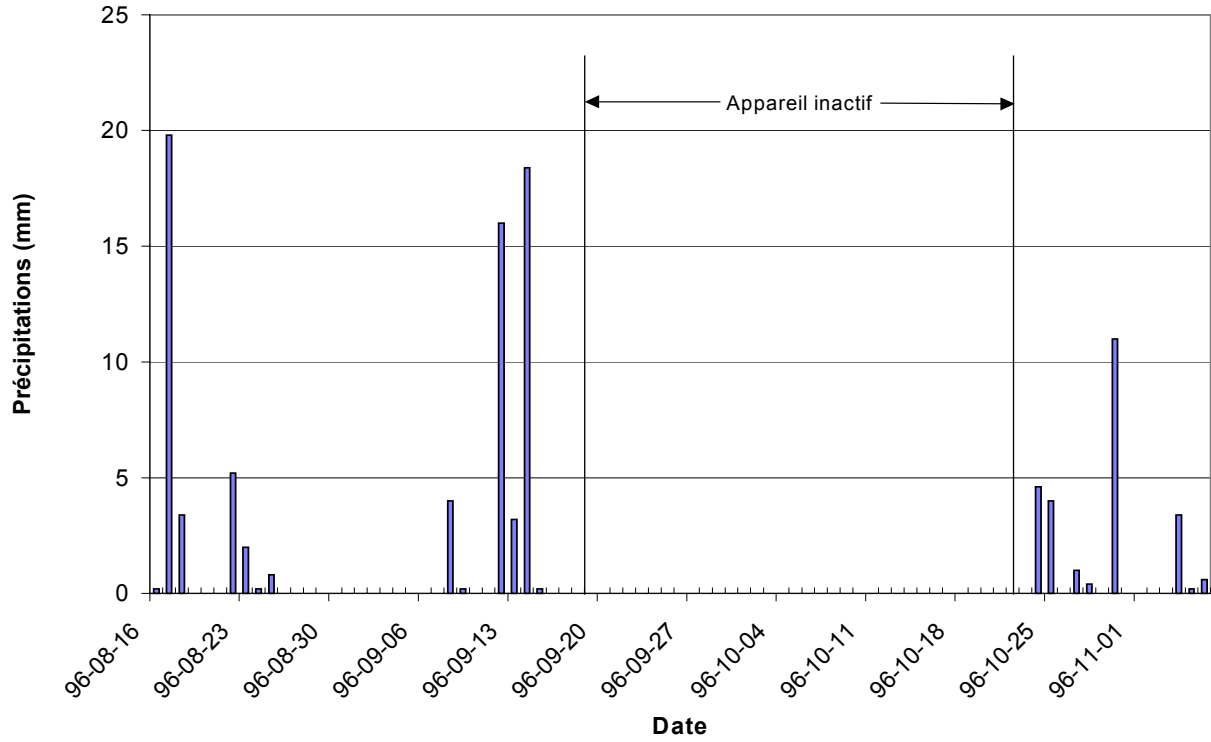


Figure 4.78 Mesures des précipitations sur le site expérimental pour l'automne 1996

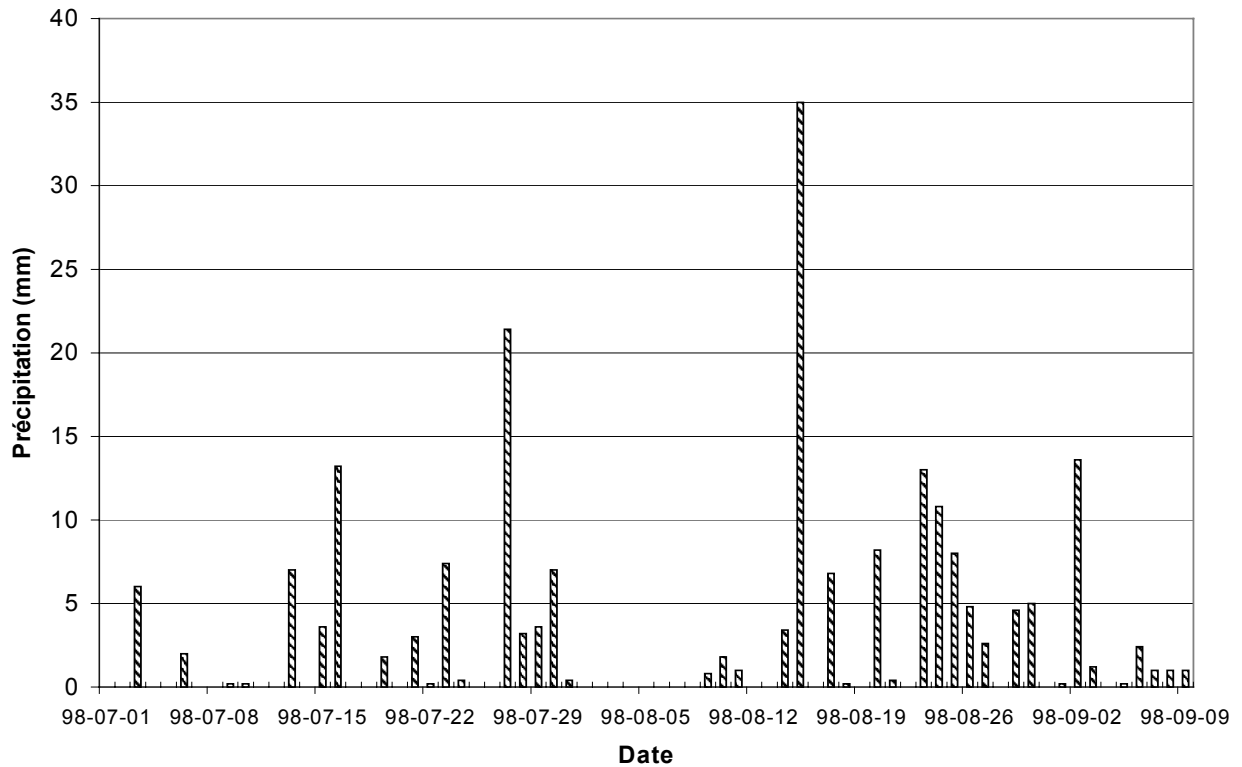


Figure 4.79 Mesures des précipitations sur le site expérimental pour l'été 1998

Cellule 5

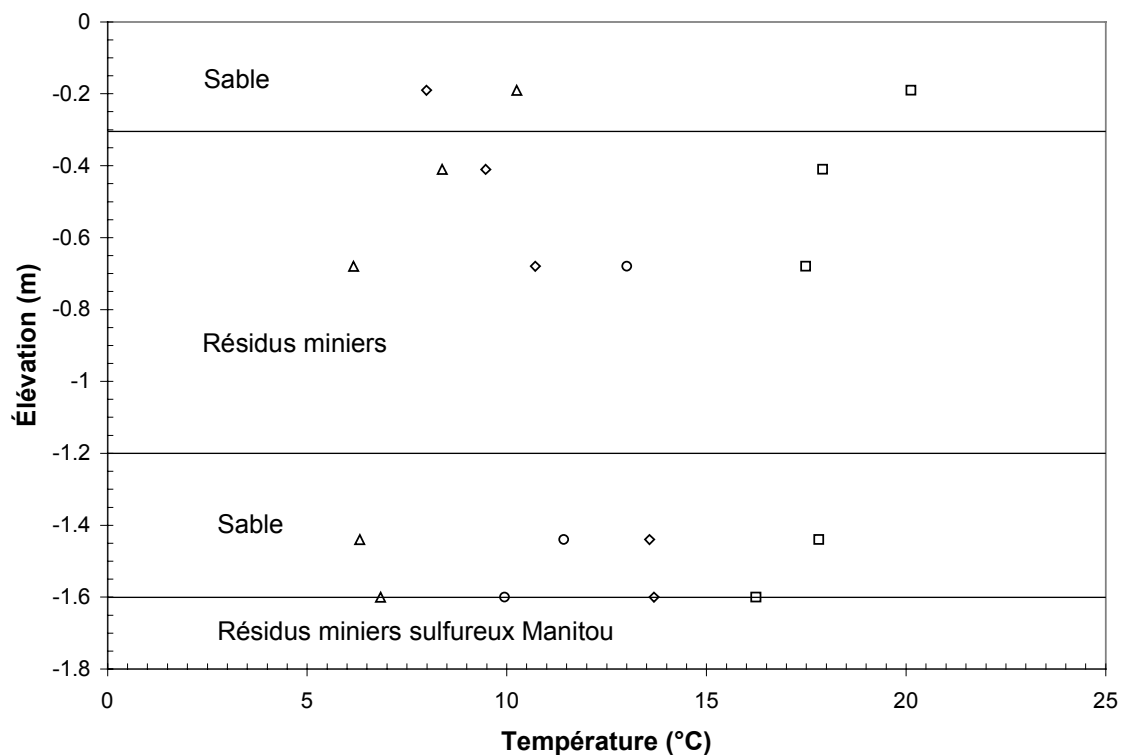


Figure 4.80 Profils de température dans la cellule 5 pour différents temps depuis la construction

température dans la couche de sable ce qui signifie qu'il n'y a pas de hausses notables de température dues à l'oxydation dans ces résidus. À noter que les valeurs mesurées dans la cellule 5 sont représentatives de celles mesurées dans les autres cellules.

Pour les résidus non couverts (cellule 6), la température est à peu de chose près égale à la température ambiante. Autrement dit, il n'y a pas eu suffisamment de chaleur dégagée pour causer une augmentation de température près de la surface du matériau. On présente quelque uns des résultats mesurés dans la cellule 6 au Tableau 4.4. Comme le site n'était pas aisément accessible en période hivernale, on n'a pas été en mesure de relever la température en condition de gel.

Tableau 4.4 Mesures de la température dans la cellule témoin

Cellule 6	
Date	Température (°C)
06-08-96	27,2
08-10-96	9,1
22-05-98	14,6

4.5 Démontage des cellules

Les informations recueillies suite au démontage des cellules apportent une contribution importante à ces travaux, puisque celles-ci permettent de confirmer (ou d'infirmer) certains résultats obtenus à l'aide de l'instrumentation. Ce démantèlement a également permis la prise d'échantillons dans les diverses couches, incluant la couche de résidus sulfureux, qui ont par la suite été étudiés d'un point de vue minéralogique.

Les teneurs en eau massiques naturelles $w_n (= \theta/(1-n) D_r)$ et les masses volumiques sèches $\gamma_d (= M_d/V_T)$ des matériaux des différentes couches sont présentées aux figures 4.81 à 4.85. On remarque que les teneurs en eau massiques (ou gravimétriques) correspondent bien aux valeurs de teneur en eau volumique présentées aux figures 4.29 à 4.33. Les couches de sable ont de faibles teneurs en eau (habituellement w_n est entre 2 et 5 %, ce qui correspond approximativement à un θ entre 0,03 et 0,08 ou à un S_r entre 7 et 20 %), alors que les matériaux fins ont des teneurs en eau beaucoup plus grandes (usuellement entre 22 et 25 %, ce qui correspond approximativement à un θ entre 0,35 et 0,43, ou à un S_r entre 85 et 100%). Les valeurs de teneur en eau θ sont très similaires à celles mesurées à l'aide des sondes RDT (voir figures 4.9 à 4.28). On a également remarqué que les teneurs en eau volumiques dans la couche de résidus sulfureux sont plutôt faibles (habituellement entre 0,10 et 0,18), ce qui signifie que ce matériau a un faible degré de saturation (inférieur à 50%). Cela était souhaité lors de la conception; dans ces conditions, on anticipe une génération d'acide s'il y a présence d'oxygène.

Par ailleurs, les essais de mesures de densité en place, réalisés à l'aide du cône de sable (norme ASTM D1556-90), ont donné des résultats assez variables en ce qui concerne la porosité des couches de matériaux fins (essais réalisés à l'automne 97 et au démantèlement). Par exemple, dans la cellule 3, des valeurs de porosité n de 0,39 et 0,46 ont été mesurées alors que dans la cellule 5, les valeurs de n étaient de 0,43 et 0,49. Dans les cellules 1, 2 et 4, les essais au cône de sable ont fourni les valeurs de porosité de 0,37, 0,44 et 0,55 respectivement. La valeur de 0,55 pour la cellule 4 représente la couche amendée à la bentonite; cette forte porosité pourrait expliquer en partie la moins bonne performance de cette couverture pour laquelle le degré de saturation S_r était généralement inférieur à celui des autres.

Lorsque l'on exprime ces résultats en terme de S_r , on se rend compte que celui-ci est proche de 100 % pour la couche fine de la cellule 1, d'environ 96 % pour la cellule 2, entre 88 et 100 % pour la cellule 3, de 63 % pour la fraction amendée de la cellule 4, et entre 80 et 90 % pour la cellule 5. On remarque que ces résultats sont corroborés par les résultats sur la qualité géochimique de l'eau qui ont démontré que la couverture de la cellule 4 était la moins efficace.

Certains échantillons de résidus sulfureux récupérés dans les différentes cellules ont été analysés au microscope électronique à balayage (MEB). Ces observations montrent que les résidus sulfureux placés sous les CEBC sont très peu oxydés. Pour l'échantillon testé, on retrouve une teneur moyenne en soufre de 4,09 %. L'échantillon provenant de la surface de la cellule témoin, quant à lui, a vu sa teneur en soufre chuter à environ 0,6% en raison de l'oxydation de la pyrite

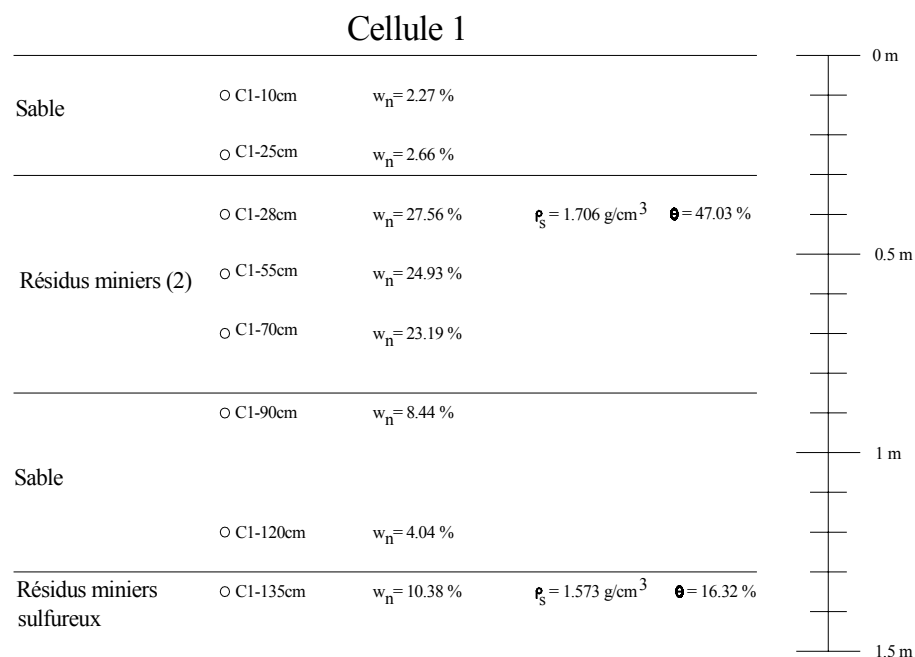


Figure 4.81 Principaux résultats obtenus lors du démantèlement de la cellule 1 (w_n = teneur en eau naturelle, ρ_s = masse volumique sèche et θ = teneur en eau volumique)

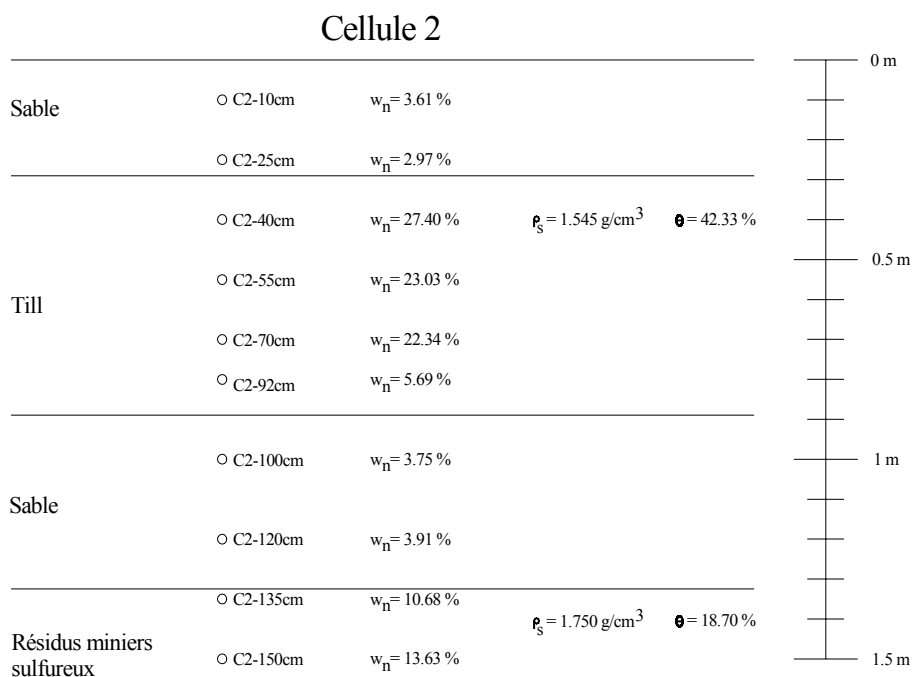


Figure 4.82 Principaux résultats obtenus lors du démantèlement de la cellule 2 (w_n = teneur en eau naturelle, ρ_s = masse volumique sèche et θ = teneur en eau volumique)

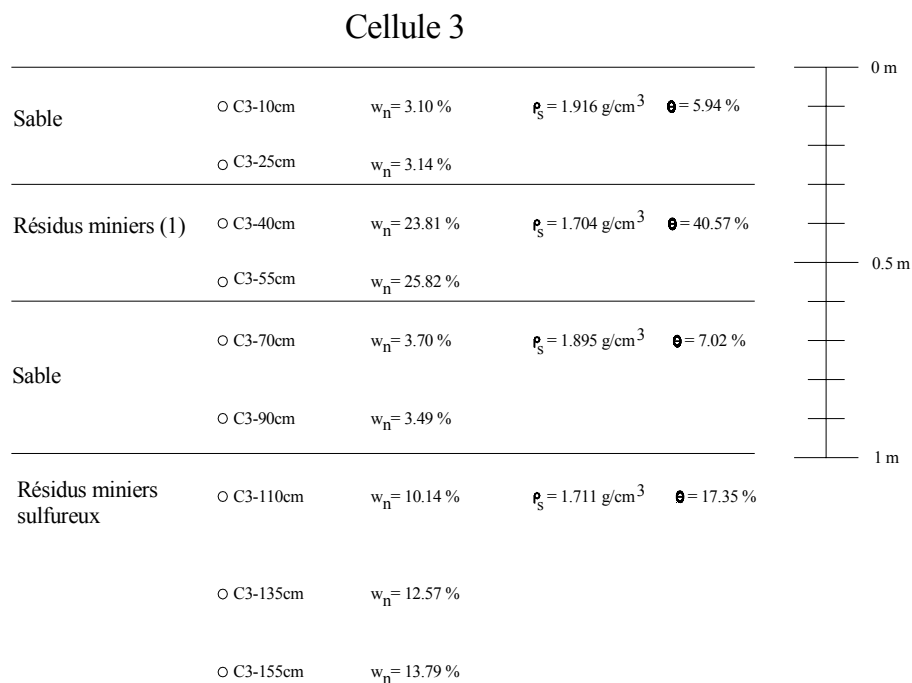


Figure 4.83 Principaux résultats obtenus lors du démantèlement de la cellule 3 (w_n = teneur en eau naturelle, ρ_s = masse volumique sèche et θ = teneur en eau volumique)

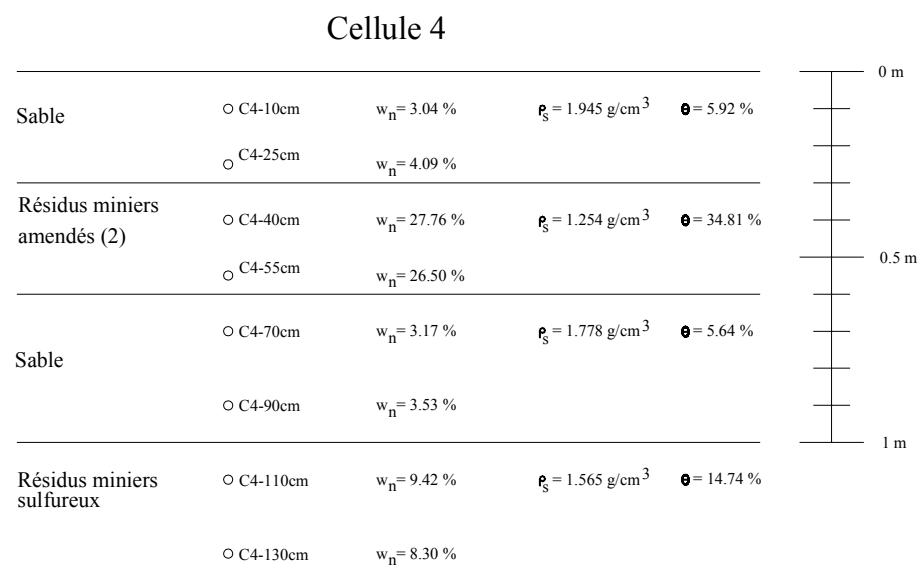


Figure 4.84 Principaux résultats obtenus lors du démantèlement de la cellule 4 (w_n = teneur en eau naturelle, ρ_s = masse volumique sèche et θ = teneur en eau volumique)

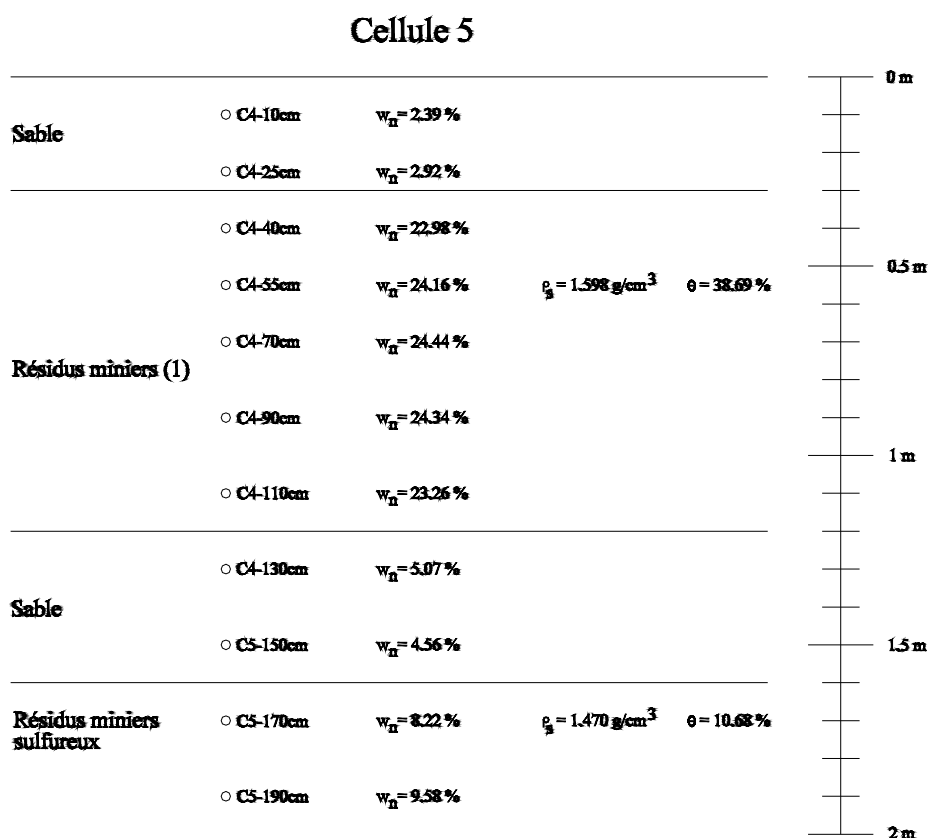


Figure 4.85 Principaux résultats obtenus lors du démantèlement de la cellule 5 (w_n = teneur en eau naturelle, ρ_s = masse volumique sèche et θ = teneur en eau volumique)

(i.e. transformation du soufre de la pyrite en sulfates que l'on retrouve dans l'eau de percolation). On s'est également rendu compte qu'il y avait peut-être eu une oxydation biologique dans ces rejets non couverts. Il est en effet possible que certaines bactéries (thiobacillus) se soient attaquées aux grains de pyrite comme on peut le voir sur la photographie montrée à la figure 4.86. Ce phénomène d'oxydation bactériologique pourrait permettre d'expliquer le pH aussi bas dans l'eau de la cellule témoin. Toutefois, les avis sont partagés sur le rôle véritable des bactéries dans ces réactions (e.g. SRK, 1989; Morin et Hutt, 1997).

En ce qui concerne les résidus miniers de la mine Sigma utilisés comme couche de matériau fin dans les CEBC, la quantification des éléments a permis de constater qu'il y avait une petite quantité de soufre. Ce soufre, vraisemblablement sous forme de pyrite, serait présent dans une

proportion d'environ 0,9%. Cela implique qu'il est possible qu'une partie des sulfates présents dans les eaux de percolation provienne de l'oxydation des sulfures de résidus Manitou.

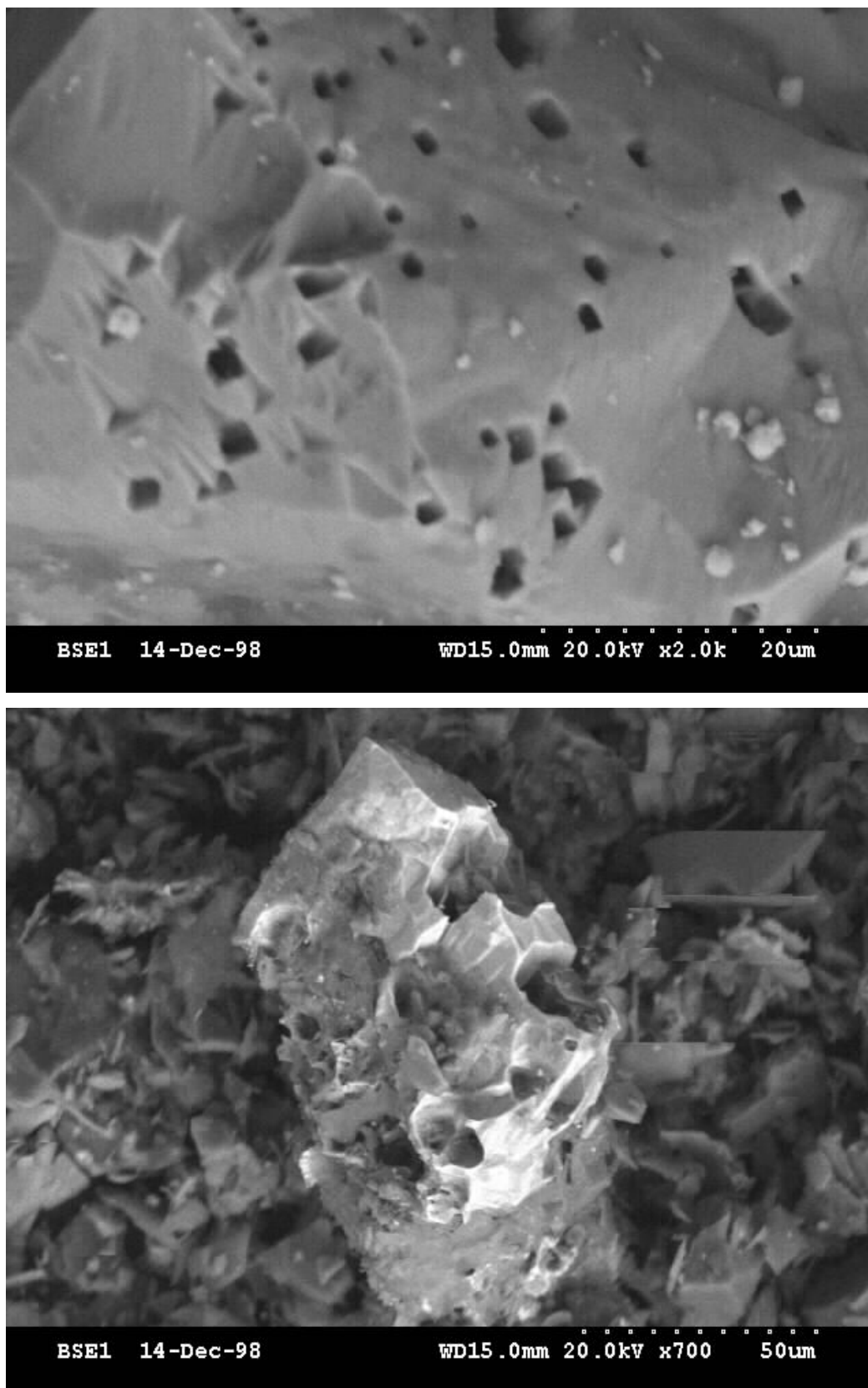


Figure 4.86 Photographies de grains de pyrite provenant des résidus de la cellule témoin possiblement attaqués par l'oxydation biologique

Ce phénomène a d'ailleurs été observé par Bussière et al. (1998a) dans des essais en colonne où la couche de matériau fin de la CEBC est constituée de résidus miniers faiblement sulfureux. Cependant, étant donné que la couche de matériau fin de la couverture de la cellule 2 était constituée d'un matériau naturel ayant une teneur négligeable en soufre, et comme les teneurs en sulfates mesurées dans l'eau de percolation de cette cellule sont pratiquement similaires à celles mesurées dans l'eau de percolation de la cellule 1 (qui est constituée de résidus miniers Sigma), on peut supposer que l'apport en sulfates dû à la présence de pyrite dans la couche fine demeure relativement faible. Cet aspect a aussi été discuté au chapitre 3, et dans le mémoire de Joanes (1999).

4.6 Analyse et discussion des résultats

On présente dans cette section, une analyse des principaux résultats des essais du programme expérimental de terrain.

4.6.1 Courbes de rétention d'eau *in situ*

Comme des mesures de succion ψ et de teneur en eau volumique θ ont été effectuées simultanément, il est possible de comparer ces valeurs mesurées (ψ, θ) avec celles déterminées au laboratoire à l'aide des essais de succion. La comparaison entre les valeurs mesurées sur le terrain et au laboratoire, pour les matériaux utilisés dans les différentes couvertures, est présentée aux figures 4.87 à 4.90. À noter que pour le silt d'origine naturelle de la cellule 2, comme les mesures au RDT de la teneur en eau volumique au bas de la couche de matériau fin sont beaucoup plus faibles que celles évaluées lors du démantèlement (voir figure 4.82) et comme les succions mesurées ne correspondent pas à des teneurs en eau volumiques θ aussi faibles, les résultats mesurés à l'aide de la sonde RDT 2-1 ont été ignorés. Pour expliquer cet écart, on peut croire que le contact entre la sonde et le sol n'était pas parfait, ce qui peut engendrer une sous-

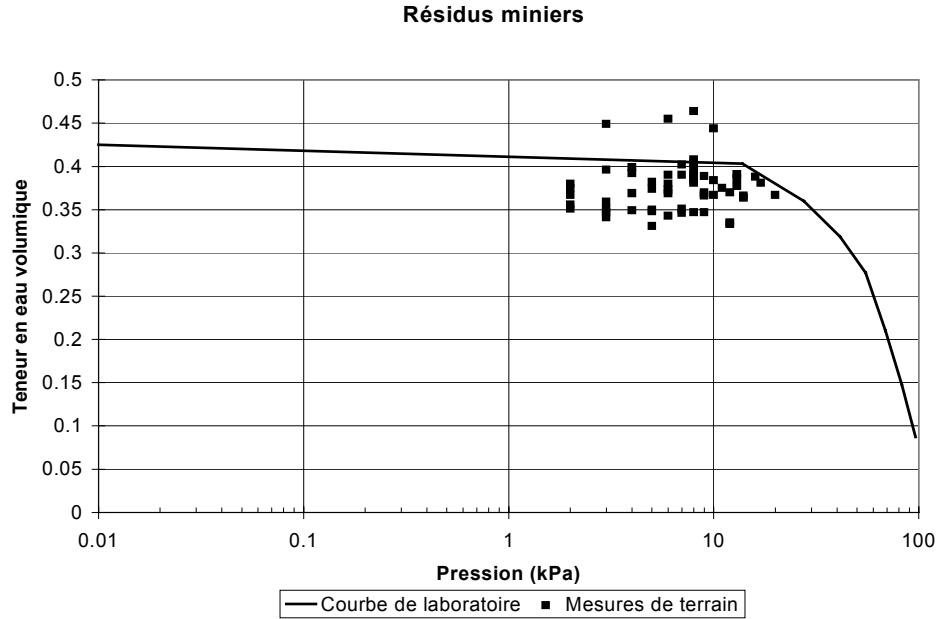


Figure 4.87 Comparaison entre les valeurs θ - ψ mesurées sur le terrain (courbe de rétention d'eau *in situ*) et celles mesurées en laboratoire pour les résidus miniers utilisés comme composante de la couche fine des cellules 1, 3, 4 et 5

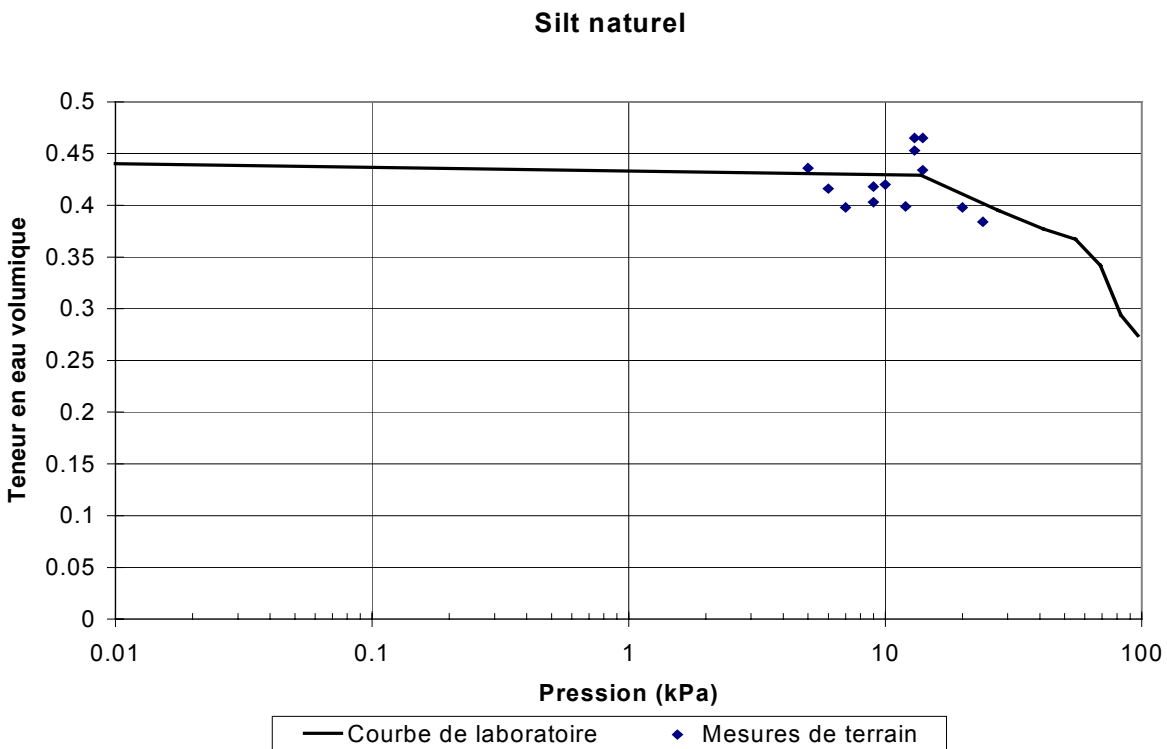


Figure 4.88 Comparaison entre les valeurs θ - ψ mesurées sur le terrain (courbe de rétention d'eau *in situ*) et celles mesurées en laboratoire pour le silt d'origine naturelle utilisé comme composante de la couche fine de la cellule 2

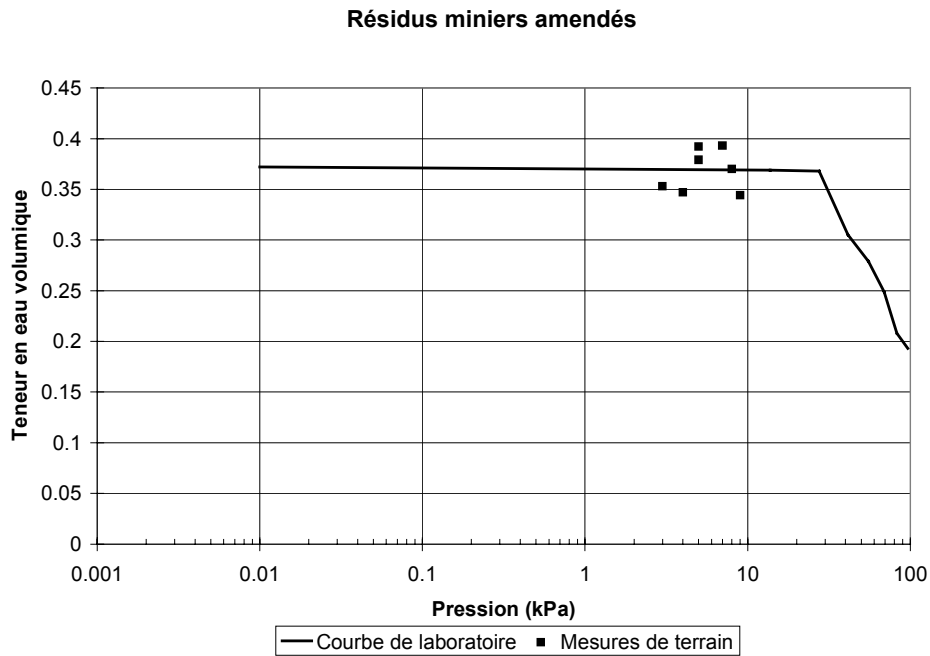


Figure 4.89 Comparaison entre les valeurs θ - ψ mesurées sur le terrain (courbe de rétention d'eau *in situ*) et celles mesurées en laboratoire pour les résidus miniers amendés à la bentonite utilisés comme composante de la couche fine de la cellule 4 (15 cm)

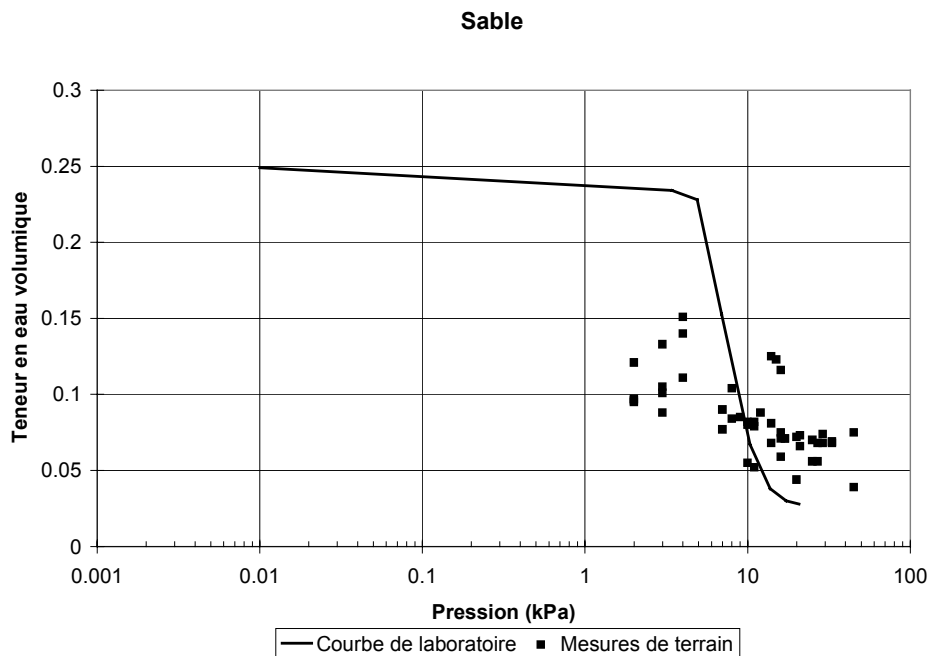


Figure 4.90 Comparaison entre les valeurs θ - ψ mesurées sur le terrain (courbe de rétention d'eau *in situ*) et celles mesurées en laboratoire pour le sable utilisé comme composante des couches grossières de toutes les cellules avec CEBC

estimation de θ . Également, on note qu'il y a peu de mesures effectuées pour les résidus amendés à la bentonite (cellule 4) puisque le bloc Watermark installé dans cette couche a cessé de fonctionner à l'automne 1996.

On remarque, aux figures 4.87 à 4.90, que les résultats de terrain concordent bien avec les mesures de laboratoire. Pour les résidus miniers utilisés comme couche de matériau fin, la plupart des résultats *in situ* sont situés légèrement sous la courbe de rétention d'eau obtenue en laboratoire. Pour les résidus miniers amendés et le silt d'origine naturelle, les résultats de terrains sont très proches des mesures de laboratoire. Quant au sable, malgré le fait que c'est un matériau très sensible aux faibles variations de la succion, la concordance entre les valeurs de terrain et celles mesurées en laboratoire est également bonne. Compte tenu des imprécisions inhérentes aux mesures de terrain, ces résultats confirment que les essais en laboratoire peuvent être utilisés pour représenter les courbes de rétention d'eau *in situ* pour les matériaux utilisés dans ce projet.

4.6.2 Simulation d'une période sécheresse

Pour mieux comprendre le comportement des CEBC en période de sécheresse, une expérience particulière a été réalisée du 4 août au 9 septembre 1997. On a alors installé une toile étanche sur les cellules 3 et 5 afin d'empêcher toute infiltration pendant une période de 40 jours. Pendant ce temps, des mesures ponctuelles de la teneur en eau volumique et de la succion ont été effectuées. On présente aux figures 4.91 à 4.94 les principaux résultats en terme d'évolution de la succion et des teneurs en eau volumiques dans les couches de matériaux fins des deux cellules pour la période étudiée.

On peut voir aux figures 4.91 et 4.92 que la teneur en eau volumique dans ces couches a été peu affectée par la période de sécheresse. Dans le contexte d'une CEBC visant à limiter l'infiltration de l'oxygène, cela signifie que la couverture perd peu d'efficacité même en période sécheresse avec un drainage prolongé. Les résultats des mesures de teneur en eau volumiques sont corroborés par les résultats des mesures de succion (voir figures 4.93 et 4.94). En effet, on peut constater sur ces figures que la succion demeure à peu près constante dans les couches de matériaux fins des cellules, ce qui explique pourquoi ces couches ont des teneurs en eau

volumiques qui fluctuent peu durant le test. Ces résultats confirment ceux calculés à l'aide de modèles numériques 1D présentés au chapitre 3 et ceux de Bussière et al. (1995, 1997b), de Aubertin et al. (1995, 1996a, 1996c et 1997a) et de Aachib (1997).

4.6.3 Simulations numériques

La modélisation numérique de systèmes hydrogéologiques est une tâche complexe qui implique diverses hypothèses de calcul (Bussière et al. 1997b). Afin d'obtenir des résultats numériques s'approchant des conditions réelles observées sur le terrain, une approche conceptuelle a été proposée par Woessner et Anderson (1996). Cette approche, présentée sous forme de diagramme-bloc à la figure 4.95, consiste à définir les objectifs de la modélisation et le modèle conceptuel, à sélectionner le code numérique en vérifiant l'exactitude de ses solutions par rapport à des solutions analytiques, à faire le design du modèle numérique, à comparer les résultats obtenus avec ceux observés sous des conditions bien contrôlées, et à faire des prédictions une fois le modèle calibré. Pour ce qui est de l'écoulement de l'eau en milieu saturé, l'ASTM a produit au cours des dernières années des guides afin de standardiser l'utilisation des modèles numériques. Ces guides touchent notamment les aspects suivants (Brown, 1996) : l'application des modèles d'écoulement de l'eau souterraine pour des problèmes réels, la comparaison entre les résultats des modèles numériques et l'information de terrain, la définition des conditions frontières et initiales, et la réalisation d'analyses de sensibilité. Malheureusement, en ce qui concerne la simulation des écoulements de l'eau en milieu non saturé, aucun guide ou ligne directrice n'ont encore été conçus.

Malgré cette lacune relative aux écoulements en milieu non saturé, les méthodes numériques y sont fréquemment utilisées (ex : rabattement de la nappe, essais de pompage, recouvrements placés sur des sites d'entreposage des déchets, etc.). Les méthodes numériques sont basées sur la résolution d'équations mathématiques qui décrivent les processus physiques impliqués. Elles permettent de résoudre des problèmes complexes pour lesquels il n'y a généralement pas de solutions analytiques disponibles (ce qui est souvent le cas en pratique). Pour valider les résultats de calcul obtenus, une comparaison entre les valeurs prédites et mesurées s'avère nécessaire.

Cellule 3

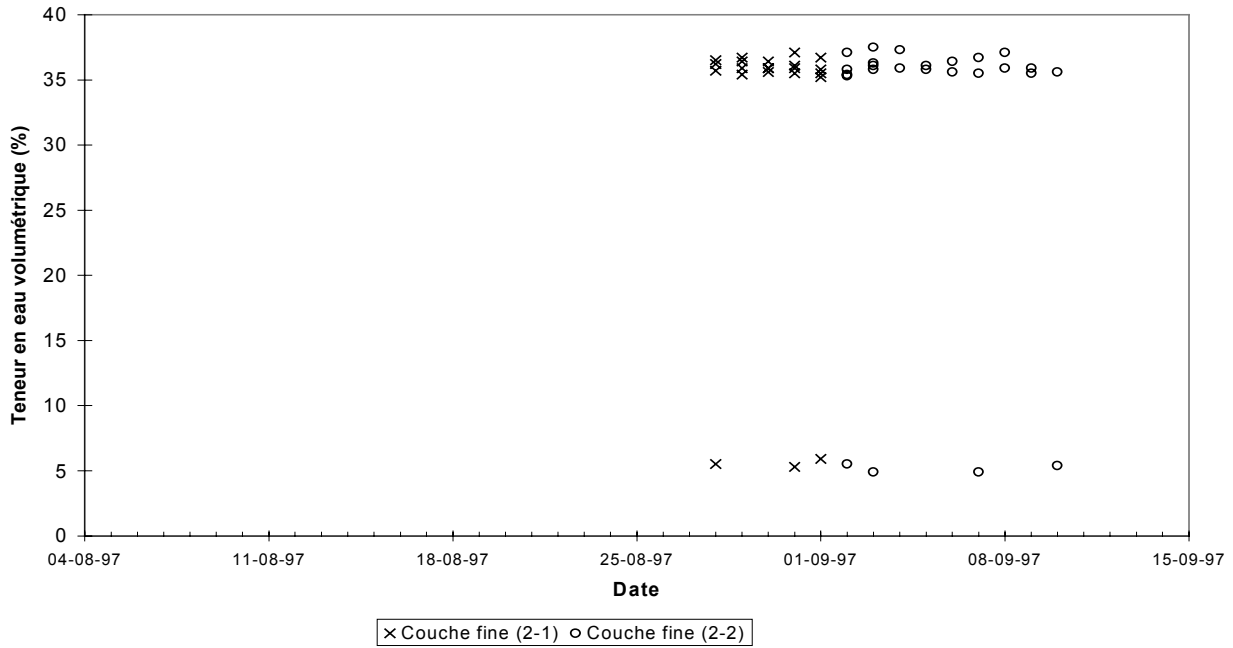


Figure 4.91 Évolution de la teneur en eau volumétrique dans la couche de matériau fin de la cellule 3 lors de la simulation d'une sécheresse de 40 jours

Cellule 5

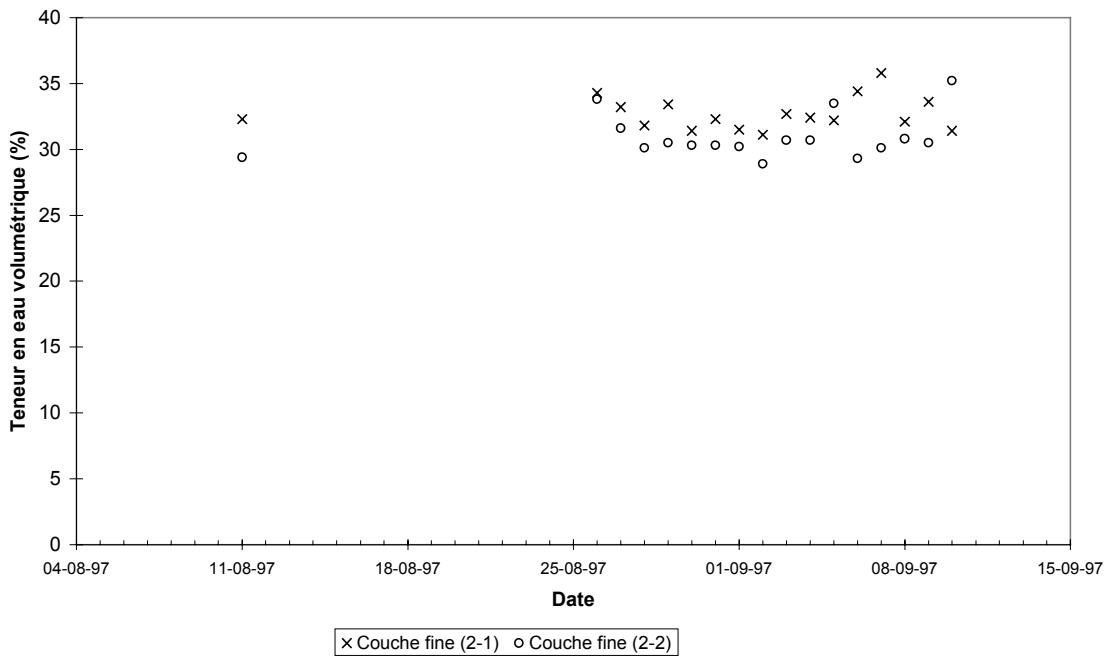


Figure 4.92 Évolution de la teneur en eau volumétrique dans la couche de matériau fin de la cellule 5 lors de la simulation d'une sécheresse de 40 jours

Cellule 3

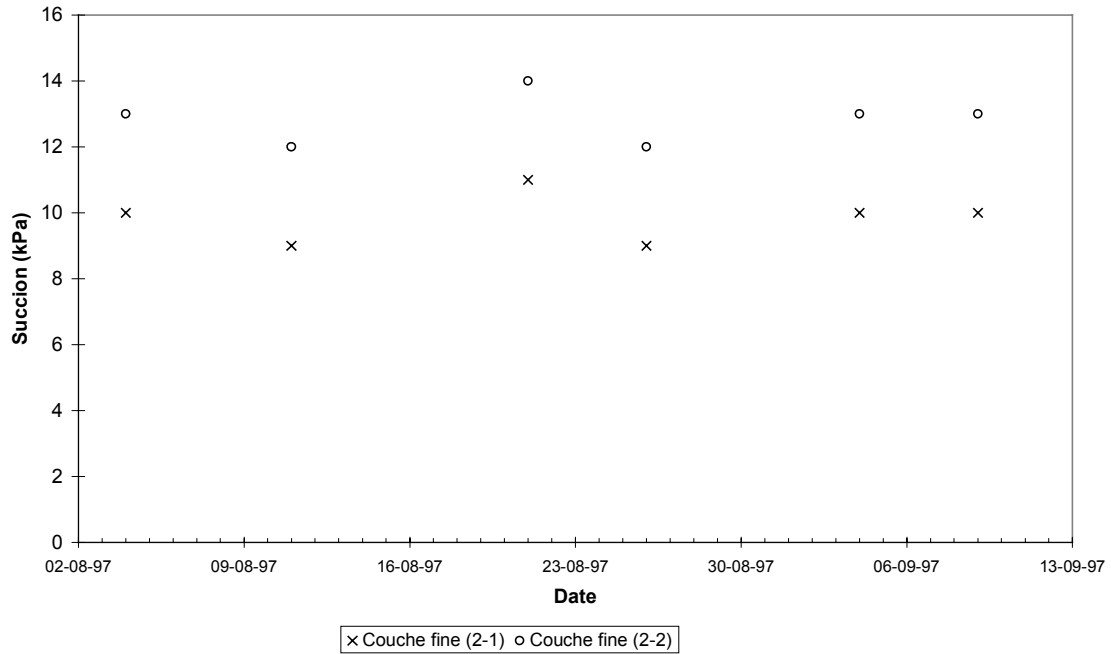


Figure 4.93 Évolution de la succion dans la couche de matériau fin de la cellule 3 lors de la simulation d'une sécheresse de 40 jours

Cellule 5

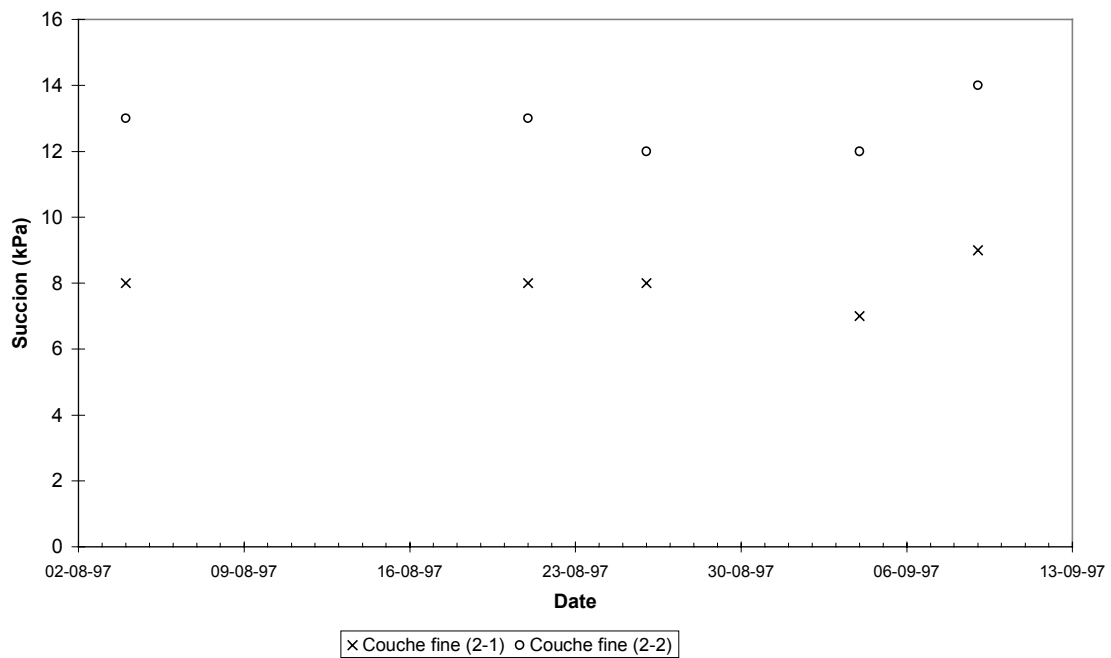


Figure 4.94 Évolution de la succion dans la couche de matériau fin de la cellule 5 lors de la simulation d'une sécheresse de 40 jours

Dans cette section, on présente des résultats de modélisations numériques visant à prédire le comportement des CEBC étudiées dans ce projet. Les résultats de simulations numériques unidimensionnelles ont été présentés dans les rapports précédents (Aubertin et al. 1995, 1997a) et au chapitre 3 de ce document. On portera ici une attention particulière aux aspects tridimensionnels propres aux conditions de terrain. L'objectif est d'évaluer dans quelle mesure la géométrie des cellules influence le comportement hydrogéologique de la CEBC. Pour ce faire, deux types de modélisation ont été réalisés : conditions axisymétriques et conditions tridimensionnelles. Plus de détails concernant les différents modèles numériques existants et les équations mathématiques de l'écoulement de l'eau sont présentés dans Huyakorn et Pinder (1983), Celia et al. (1990), Fredlund et Rahardjo (1993), Clement et al. (1994), Bussière et al. (1997b) et Bussière (1999).

Modélisations axisymétriques

Les modélisations axisymétriques peuvent être utilisées pour simuler des problèmes tridimensionnels qui ont une symétrie par rapport à un axe de rotation. Le problème est alors défini en deux dimensions et les calculs impliquent une rotation du modèle 2D selon un axe central (ici l'axe vertical). Le logiciel utilisé pour les modélisations axisymétriques est SEEP/W. Les principales caractéristiques de ce logiciel ont déjà été définies ailleurs et d'autres détails peuvent être trouvés dans le manuel de l'utilisateur (Geoslope International, 1994). Rappelons que pour une analyse axisymétrique, le flux calculé par le logiciel est un flux par radian si la dimension spécifiée est de 1, ou un flux global pour toute la surface si la dimension des éléments spécifiée est de 2π .

Pour représenter les cellules, on a utilisé la surface d'un cône tronqué (voir figure 4.96). Même si la forme réelle des cellules est celle d'une pyramide tronquée inversée, on suppose ici que les résultats obtenus pour un cône tronqué devraient être représentatifs, du moins dans la partie centrale. La période simulée correspond à celle où il y a eu la période de sécheresse artificielle. Les conditions initiales, nécessaires à toute simulation en régime transitoire, ont été définies à partir d'une analyse en régime permanent du même modèle, où les conditions frontières

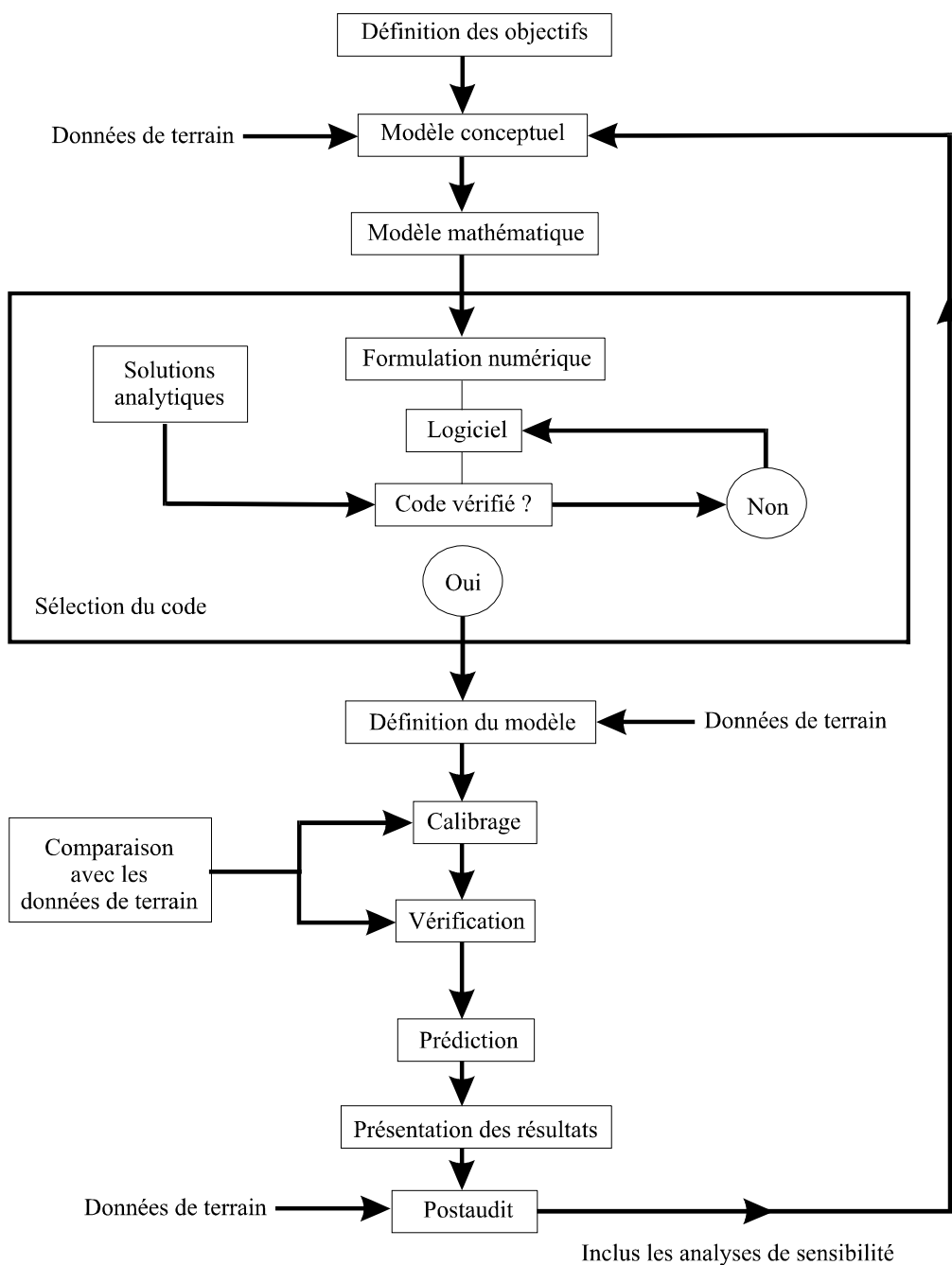


Figure 4.95 Approche conceptuelle pour la modélisation hydrogéologique de problèmes réels (inspirée de Woessner et Anderson, 1996)

permettent d'obtenir des charges hydrauliques h aux nœuds qui correspondent approximativement à ce qui a été mesuré sur le terrain (i.e. succion entre 2 et 6 kPa dans les différentes couches). Pour obtenir un tel profil de charge h (ou de succion ψ puisque $h = \psi + \text{élévation}$), une condition frontière de débits unitaires q de $2,5 \times 10^{-6}$ m/s a été appliquée sur le dessus de la cellule, alors que le niveau phréatique a été placé à 0,3 m du bas de la cellule. Les caractéristiques hydriques des matériaux introduits dans le modèle numérique sont présentées aux figures 4.97 et 4.98.

Les principaux résultats de la simulation en conditions axisymétriques sont présentés aux figures 4.99 et 4.100. Comme on peut le constater sur ces deux figures, la géométrie de la cellule semble influencer les résultats au début du drainage. On remarque aussi que la teneur en eau volumique calculée est initialement supérieure à celle mesurée au centre de la cellule. Cependant, après environ trois jours, les résultats calculés et mesurés deviennent presque identiques, peu importe la section étudiée. On peut également voir l'évolution de la teneur en eau volumique durant les quarante jours de sécheresse et de drainage. En général, les valeurs de la teneur en eau volumique prédites correspondent assez bien aux valeurs mesurées à l'aide des sondes RDT.

Une analyse unidimensionnelle a aussi été effectuée afin de comparer les résultats avec ceux de la modélisation axisymétrique. Le modèle utilisé pour la modélisation unidimensionnelle est présenté à la figure 4.101. Ce modèle est constitué de 1,3 m de résidus sulfureux recouverts par la CEBC, qui est composée d'une couche 0,4 m de sable (couche grossière du bas), d'une couche de matériau fin de 0,3 m et d'une couche grossière du haut d'une épaisseur de 0,3 m faite de sable. Les caractéristiques hydriques des matériaux sont les mêmes que celles utilisées pour la modélisation axisymétrique (voir figures 4.97 et 4.98).

Les principaux résultats de la modélisation unidimensionnelle sont présentés à la figure 4.102. On remarque, en comparant cette figure avec les figures 4.99 et 4.100, que la forme conique de la cellule influence très peu les résultats obtenus près de l'axe central en terme de teneur en eau volumique. Encore une fois, on peut observer que la concordance entre les valeurs prédites et mesurées est bonne, ce qui signifie qu'il devrait être possible de prédire de façon réaliste le comportement de telles couvertures à l'aide d'une modélisation numérique de ce type.

Modélisations 3D

Il existe peu de logiciels sur le marché qui offrent la possibilité de modéliser l'écoulement non saturé de l'eau en trois dimensions (régime transitoire ou permanent). Un de ceux-ci est le logiciel FEMWATER (Lin et al., 1996). Ce logiciel a été adapté récemment afin qu'il soit compatible avec d'autres logiciels (i.e. GMS) de l'armée américaine (ECGL, 1996). Ceux-ci aident à préparer le modèle (pré-processeur) et à présenter les résultats (post-processeur). FEMWATER permet la modélisation de l'écoulement de l'eau et du transport des contaminants. En ce qui concerne l'écoulement de l'eau, les équations mathématiques résolues par le logiciel sont similaires à celles que l'on retrouve dans SEEP/W, sauf que celles-ci sont exprimées pour une géométrie tridimensionnelle. Les conditions frontières qui peuvent être appliquées dans le logiciel sont des conditions de charge constante au nœud (conditions de Dirichlet), des conditions de flux unitaire (conditions de Neumann), des conditions de flux nodal (conditions de Cauchy) et des conditions frontières variables (conditions de Dirichlet ou de Cauchy selon la situation). Le logiciel permet de démarrer les modélisations en régime transitoire avec (Hot Starts) ou sans les résultats (Cold Starts) d'une analyse en régime permanent. En effet, contrairement à SEEP/W, il est possible ici de poser une charge hydrostatique (ou une autre relation h vs z) au départ de l'analyse en régime transitoire sans avoir à réaliser une simulation en régime permanent (Lin et al. 1996; ECGL, 1996).

Pour valider le modèle FEMWATER, une modélisation en trois dimensions d'un cas simple, pouvant être simulée de façon unidimensionnelle, a été réalisée. Le modèle consiste en un prisme régulier dont les bases sont des carrés de 0,5 m d'arête. La hauteur du prisme est de 1,6 m (voir figure 4.103). Le modèle comporte des résidus sulfureux de 0,3 m d'épaisseur recouverts d'une CEBC constituée d'une couche grossière du bas de 0,4 m d'épaisseur, d'une couche fine de 0,6 m et d'une couche grossière du haut d'une épaisseur de 0,3 m. Ce modèle est identique à la configuration d'une des colonnes de laboratoire dont on a pu prédire le comportement hydrique à

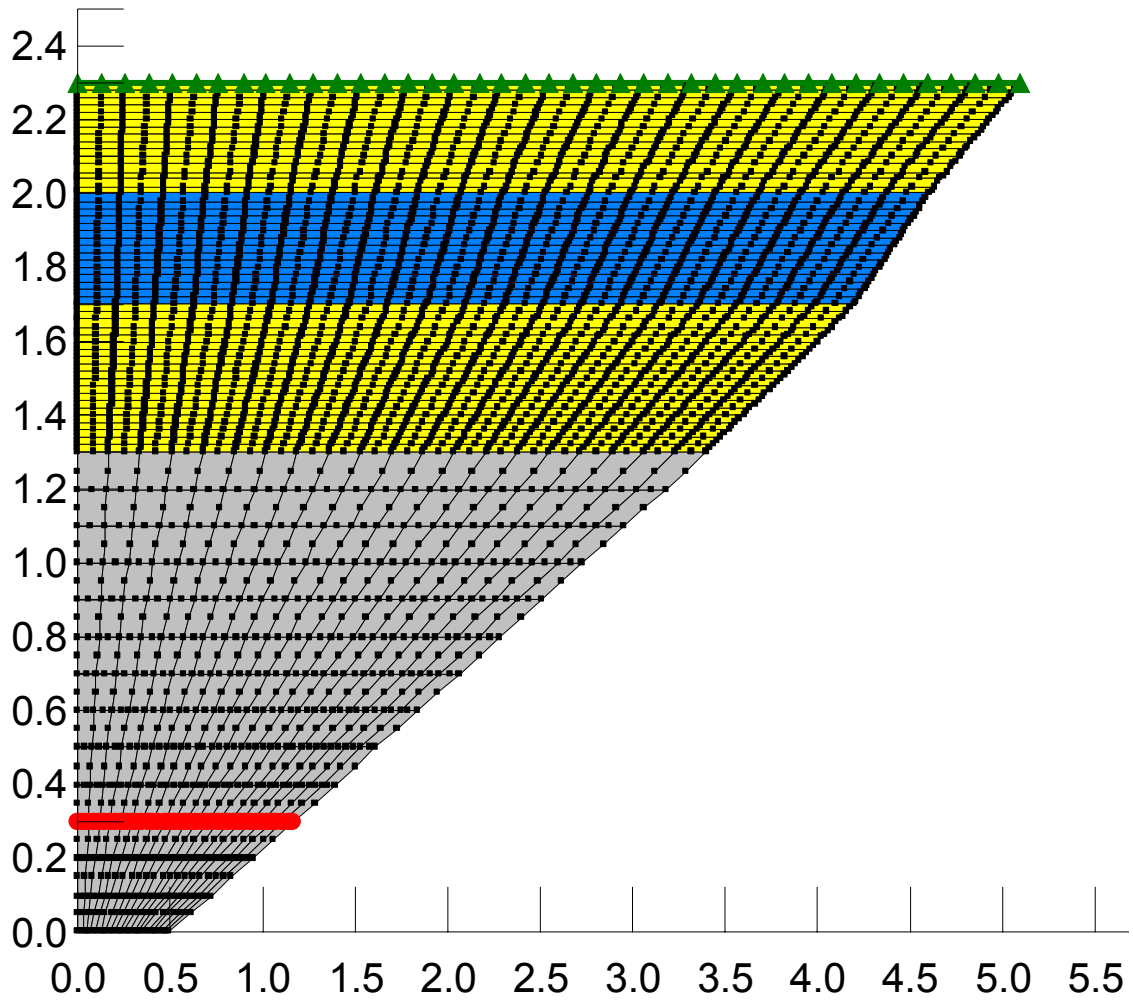


Figure 4.96 Modèle numérique simulé pour l'analyse axisymétrique d'une cellule expérimentale

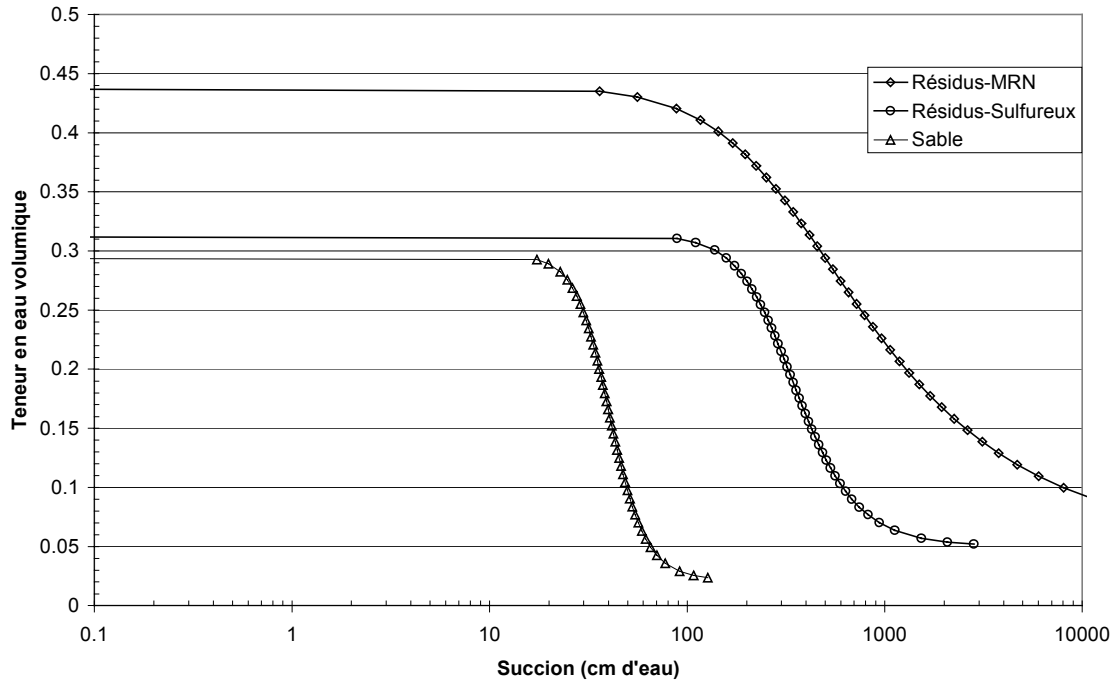


Figure 4.97 Courbes de rétention d'eau des matériaux utilisés dans la simulation numérique axisymétrique

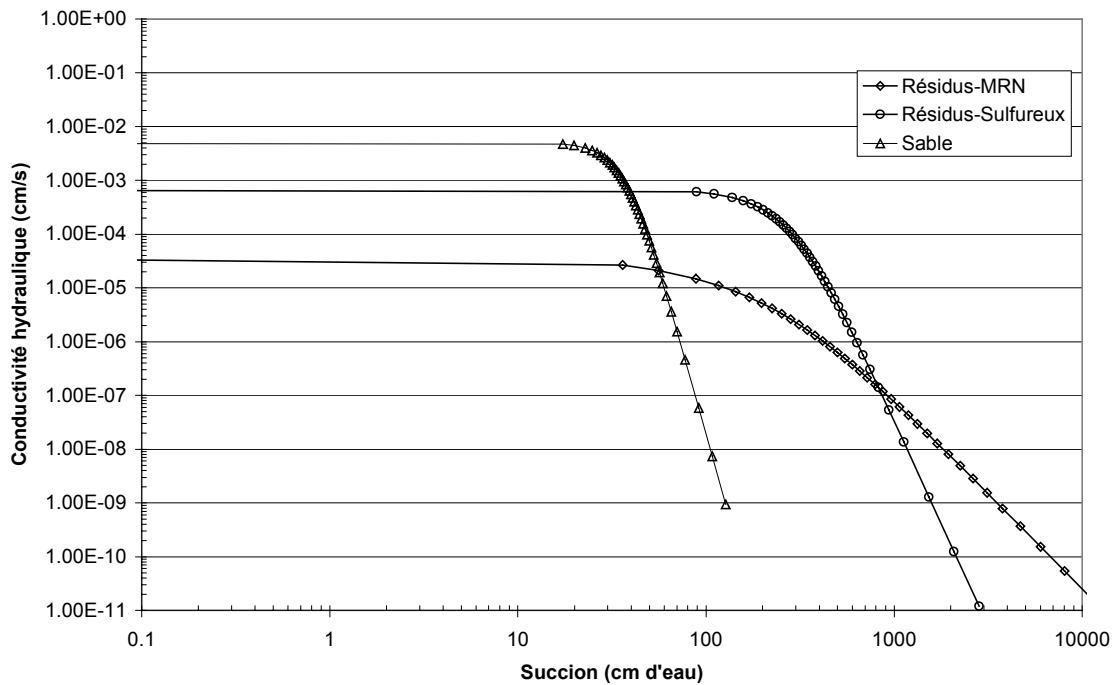


Figure 4.98 Fonctions de perméabilité des matériaux utilisés dans la simulation numérique axisymétrique

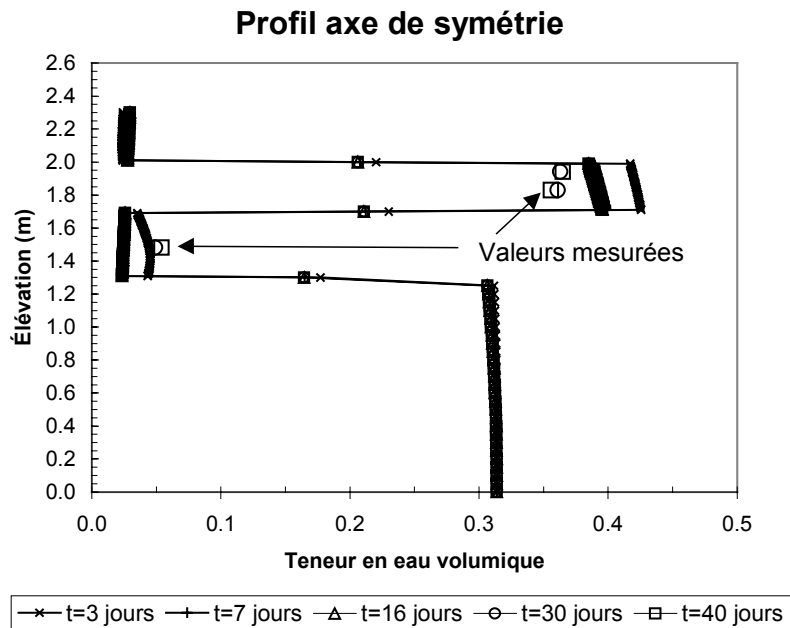


Figure 4.99 Profils de la teneur en eau volumique le long de l'axe de symétrie pour différents temps de drainage obtenus à l'aide de la simulation axisymétrique

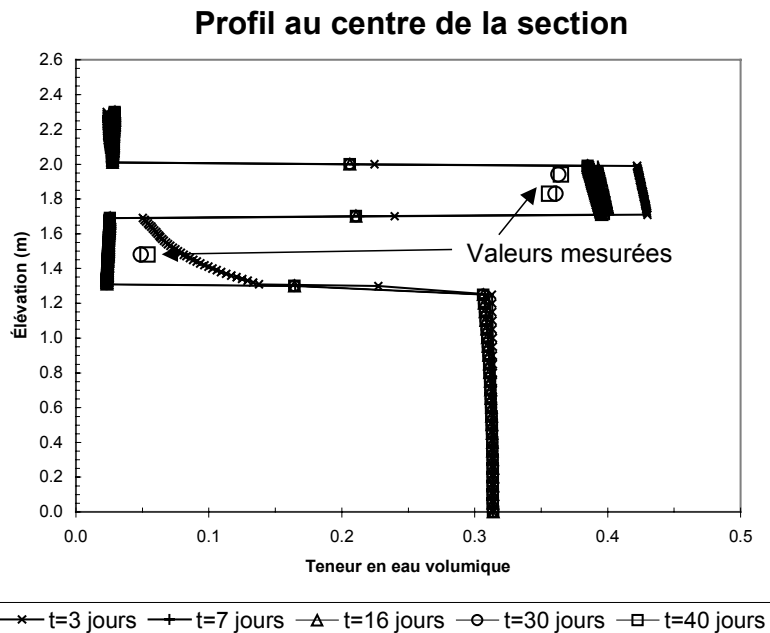


Figure 4.100 : Profils de la teneur en eau volumique au centre de la section étudiée (environ à $x=2$ m à la figure 4.96) pour différents temps de drainage obtenus à l'aide de la simulation axisymétrique

l'aide de modélisations numériques 1D réalisées avec SEEP/W (voir chapitre 3 et rapport d'avancement no 9, mars 1998).

Les principaux résultats obtenus sont présentés aux figures 4.104 à 4.106. On montre dans ces figures les contours de la teneur en eau volumique après trois périodes de drainage : 1, 7 et 14 jours. Lorsque l'on compare les résultats obtenus à l'aide de FEMWATER à ceux obtenus à l'aide de SEEP/W, on se rend compte que ceux-ci sont très similaires. Les teneurs en eau volumiques dans les couches de sable du haut et du bas aux temps 1, 7 et 14 jours se situent entre 0.08 et 0.16 alors que les valeurs de la teneur en eau volumique dans la couche de matériau fin constituée de résidus miniers sont stables autour de 0.40. Pour la couche de sable du bas, les deux modèles prédisent une lente désaturation dans le haut de la couche. Cette évaluation de FEMWATER a permis de confirmer sa capacité à modéliser l'écoulement non-saturé dans des sols multicouches.

Comme les modélisations unidimensionnelles, bidimensionnelles ou axisymétriques peuvent, dans certains cas, ne pas être adéquates pour bien représenter les situations réelles, on a voulu effectuer des calculs plus représentatifs des conditions en trois dimensions. Afin de vérifier si le comportement hydrique des cellules expérimentales construites pour ce projet pouvait être estimé par une modélisation 1D ou axisymétrique, une modélisation 3D d'une cellule expérimentale a donc été réalisée. Le modèle simulé est présenté à la figure 4.107. On remarque que, pour réduire le nombre d'éléments, la pente de la paroi externe de la cellule a été construite en escalier. L'impact de cette géométrie en escalier sur l'écoulement de l'eau devrait être minimale à proximité de l'axe central de la cellule, là où les instruments ont été installés. Comme il y a symétrie par rapport au centre de la cellule, un seul quadrant a été simulé. Les conditions frontières imposées sont : un drain au bas de la cellule, et une condition de débit nul sur le dessus correspondant à la sécheresse artificielle de 40 jours imposée à la cellule 3. Les caractéristiques hydriques des matériaux utilisés dans FEMWATER sont similaires à celles présentées aux figures 4.97 et 4.98. Les principaux résultats, exprimés sous la forme de contours de la teneur en eau volumique pour différents temps de drainage, sont présentés aux figures 4.108 à 4.112.

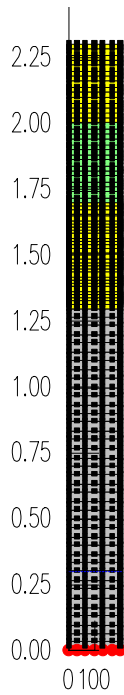


Figure 4.101 Modèle utilisé pour la modélisation numérique unidimensionnelle

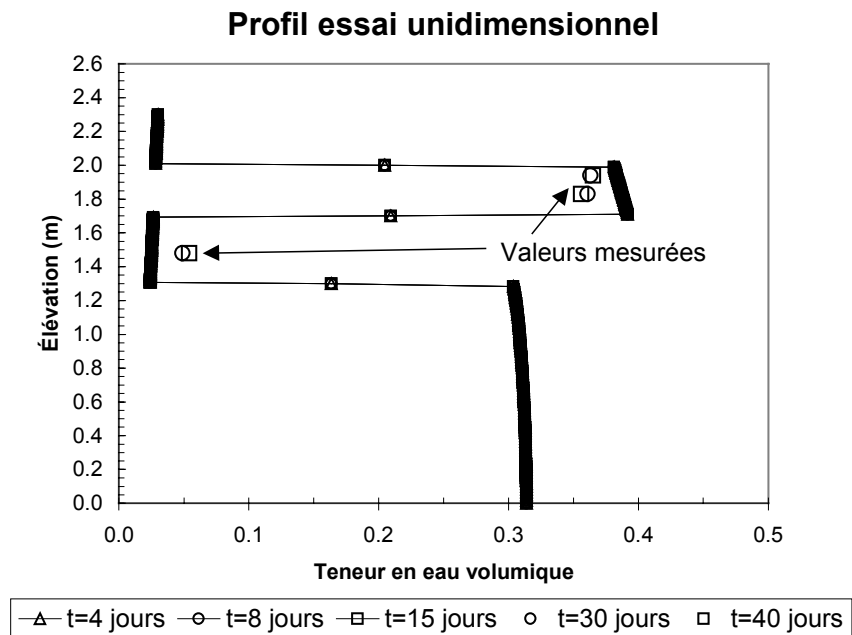


Figure 4.102 Profils de la teneur en eau volumique pour différents temps de drainage obtenus à l'aide de la simulation unidimensionnelle

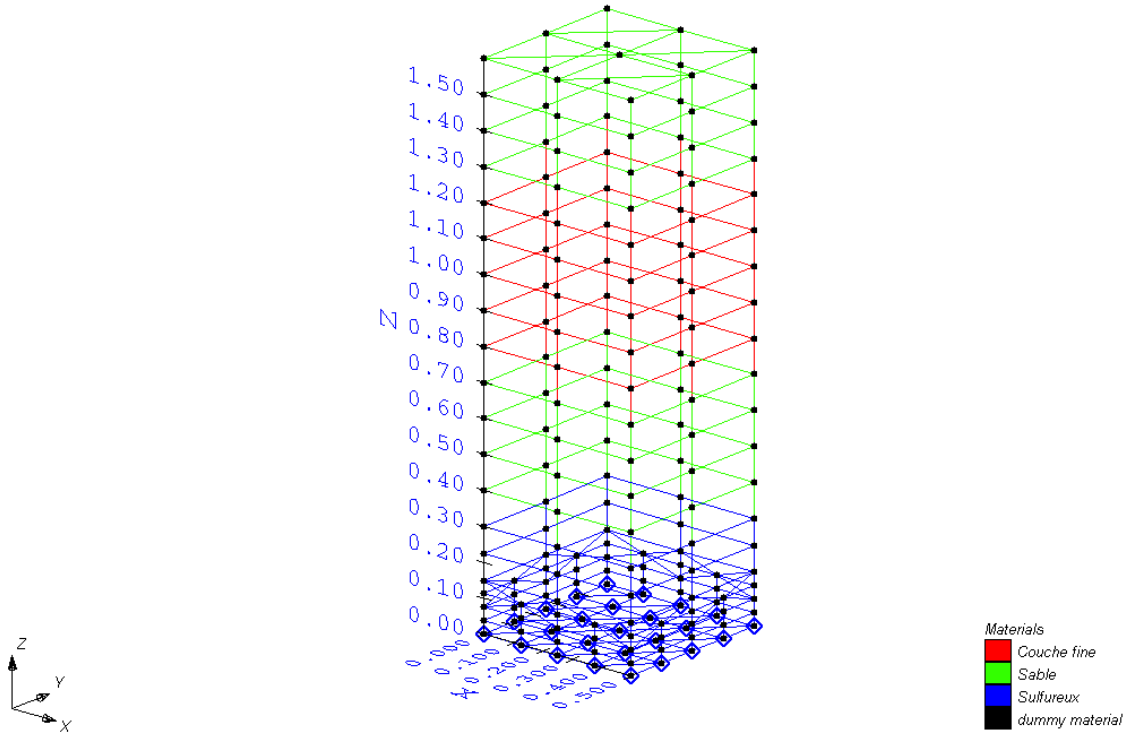


Figure 4.103 Modèle utilisé pour valider le logiciel tridimensionnel FEMWATER

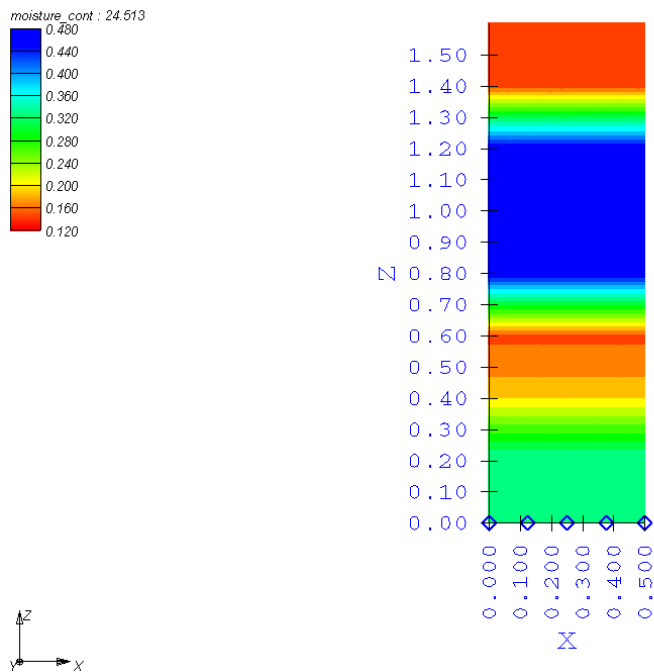


Figure 4.104 Profil de la teneur en eau volumique du prisme après 24 heures de drainage

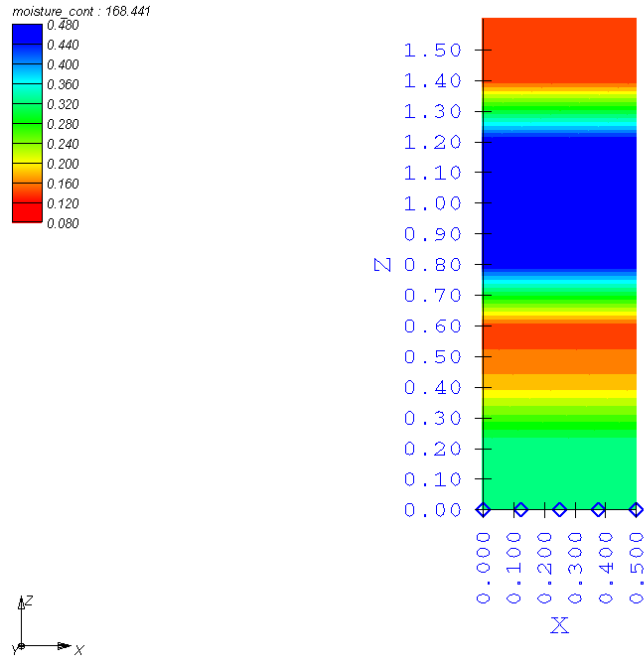


Figure 4.105 Profil de la teneur en eau volumique du prisme après 7 jours de drainage

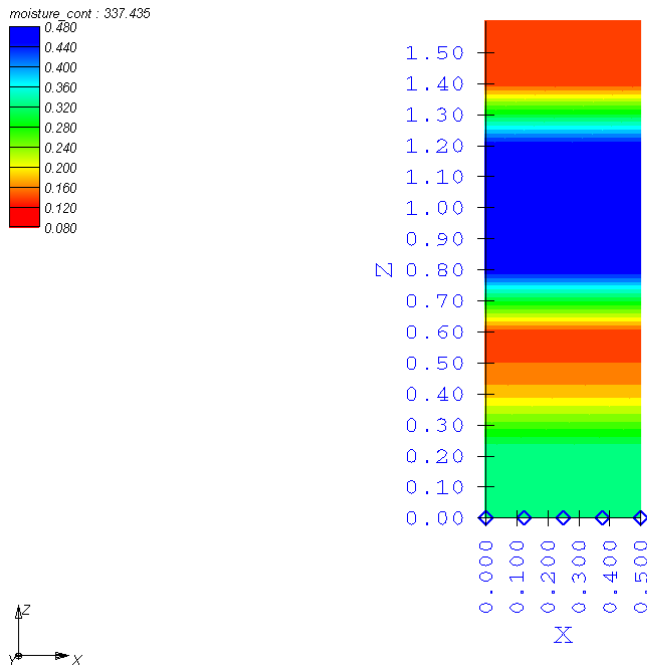


Figure 4.106 Profil de la teneur en eau volumique du prisme après 14 jours de drainage

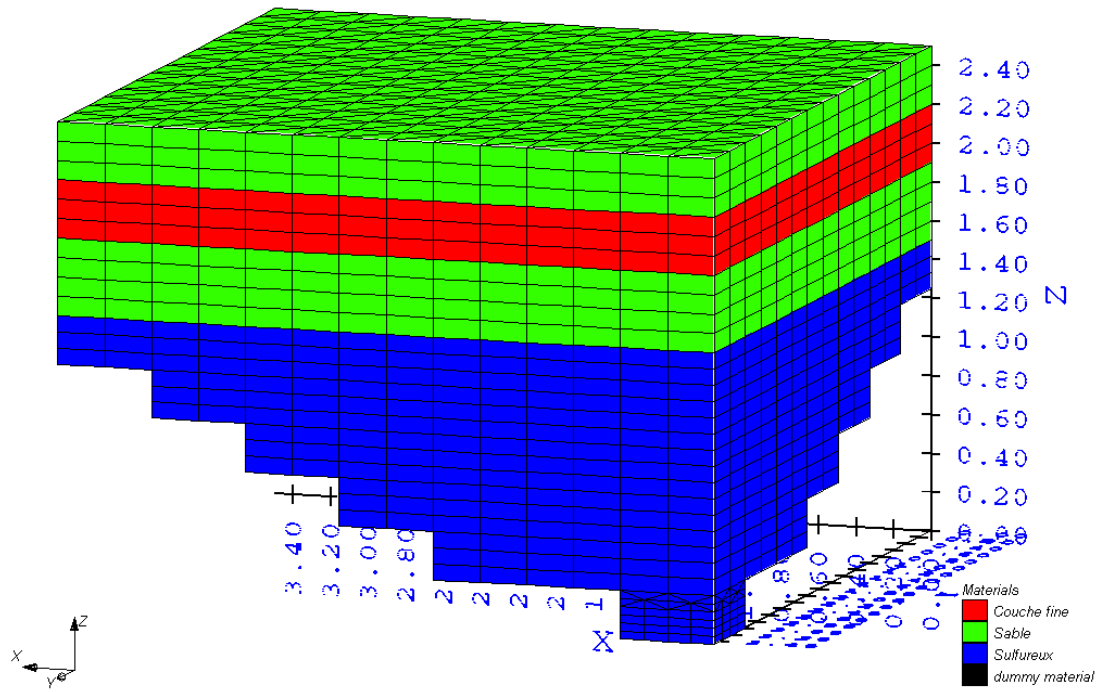


Figure 4.107 Modèle tridimensionnel utilisé pour simuler, à l'aide du logiciel FEMWATER, une période de sécheresse de 40 jours dans la cellule 3

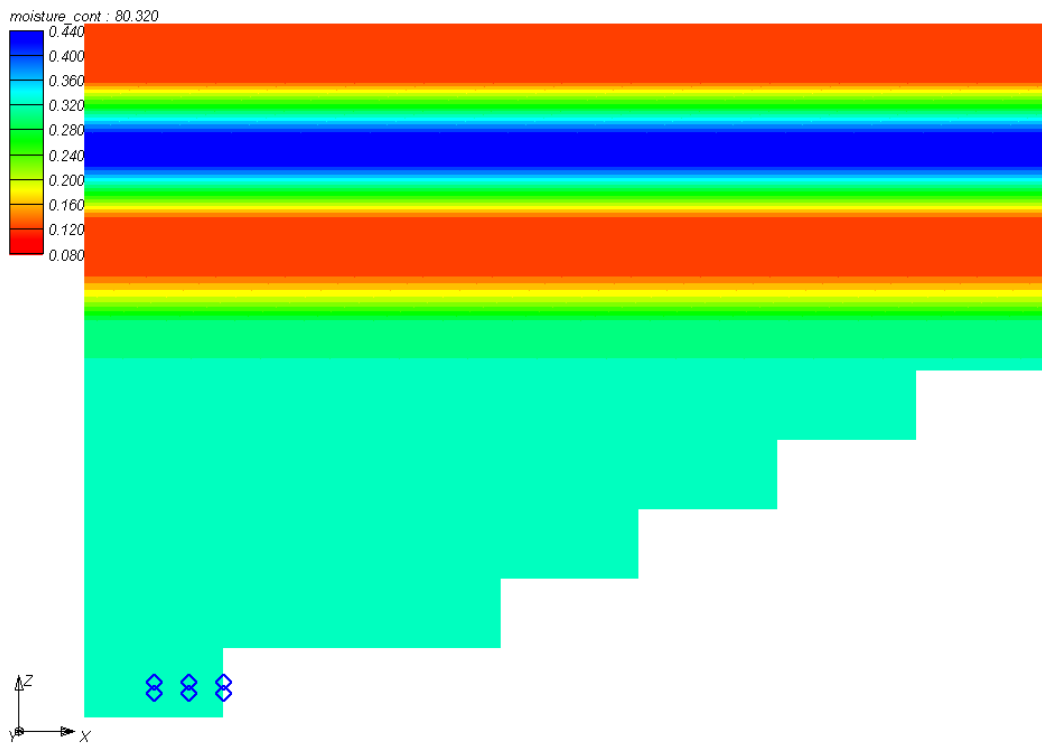


Figure 4.108 Contours de la teneur en eau volumique après 3 jours de drainage évalués à l'aide du logiciel FEMWATER

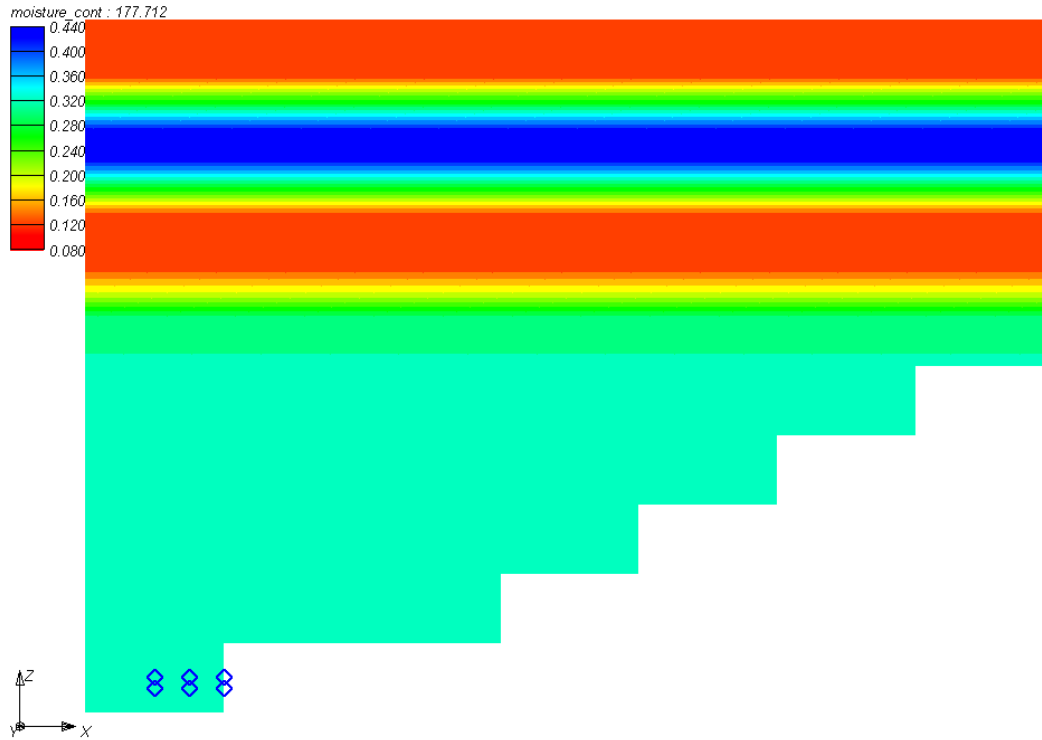


Figure 4.109 Contours de la teneur en eau volumique après 7 jours de drainage évalués à l'aide du logiciel FEMWATER

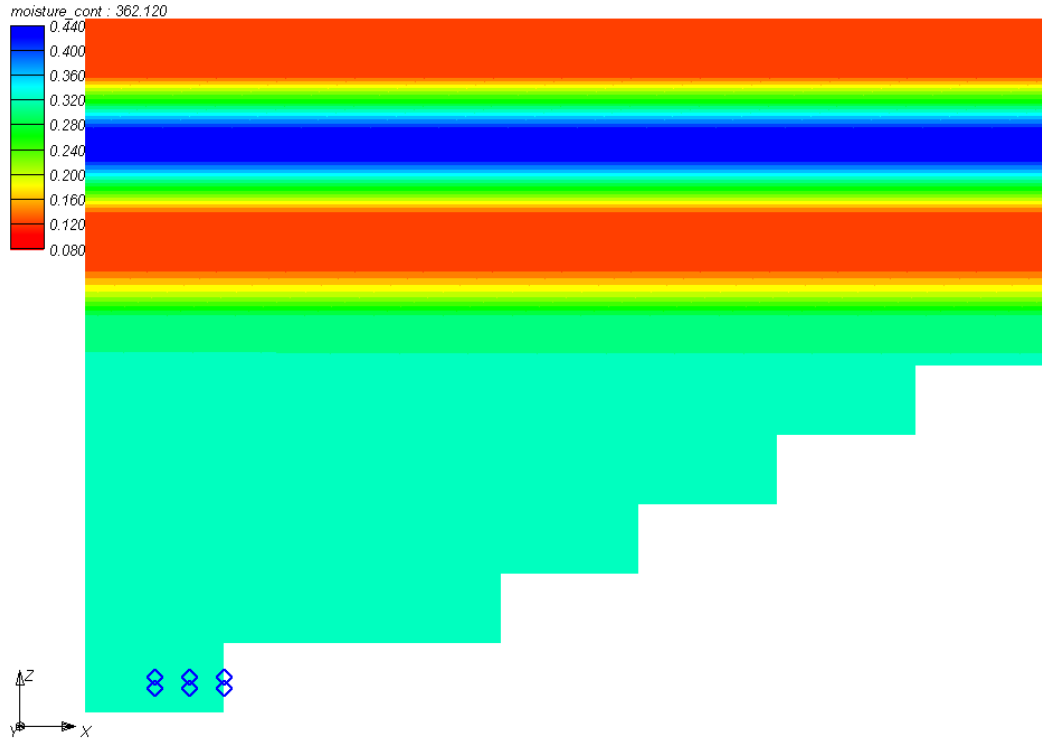


Figure 4.110 Contours de la teneur en eau volumique après 15 jours de drainage évalués à l'aide du logiciel FEMWATER

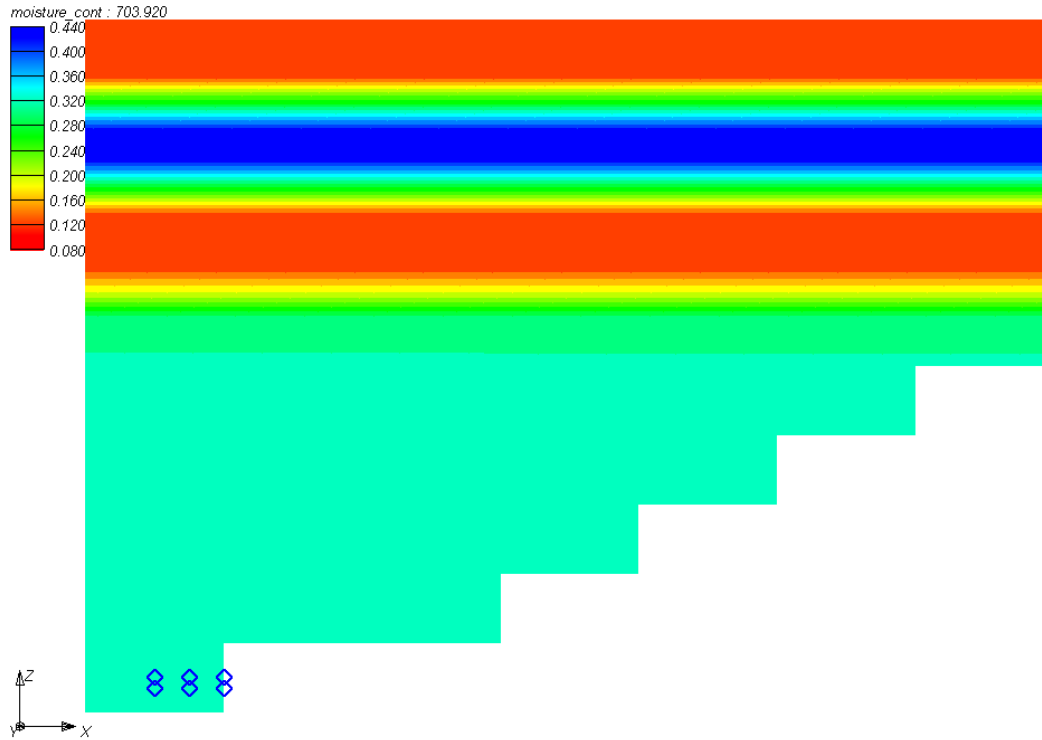


Figure 4.111 Contours de la teneur en eau volumique après 30 jours de drainage évalués à l'aide du logiciel FEMWATER

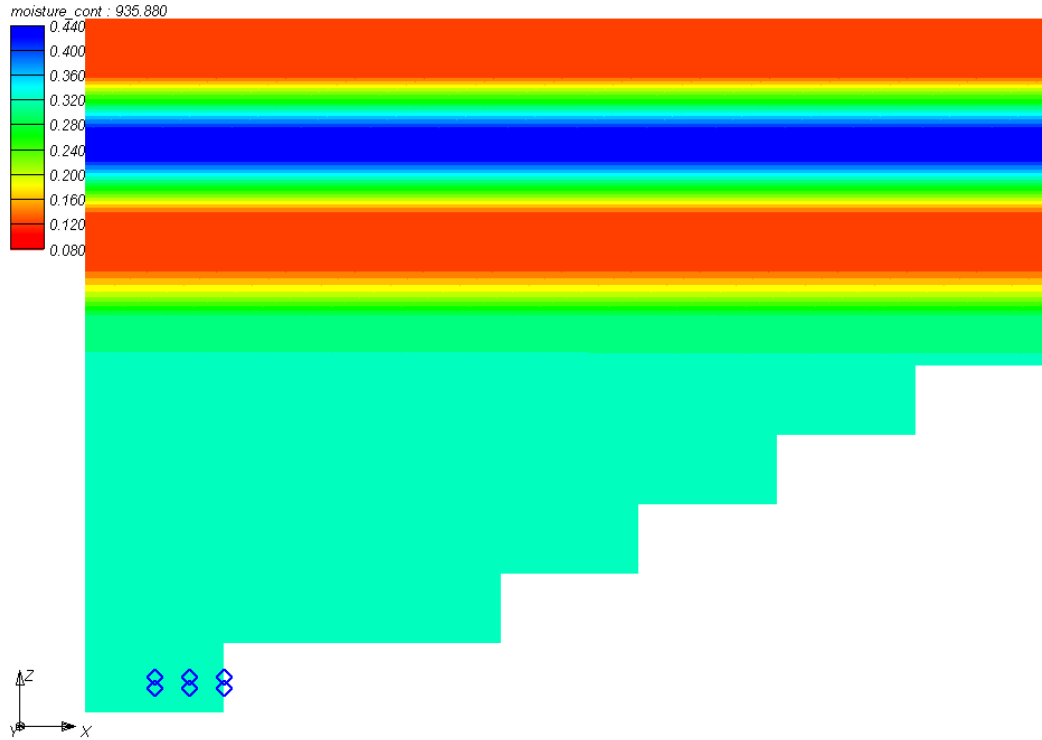


Figure 4.112 Contours de la teneur en eau volumique après 40 jours de drainage évalués à l'aide du logiciel FEMWATER

Les résultats de calcul de FEMWATER confirment tout a fait ceux obtenus à l'aide de la modélisation axisymétrique. La teneur en eau volumique θ dans la couche de matériau fin, sauf proche des interfaces avec les couches grossières, est supérieure à 0,40. Les couches grossières quant à elles atteignent rapidement des valeurs de θ faibles ($< 0,08$). Quant aux résidus sulfureux, il y a une désaturation au haut de la couche comme le prévoyait également la modélisation axisymétrique.

En résumé, on peut donc dire que la géométrie des cellules ne semble pas avoir affecté le comportement des CEBC dans la zone instrumentée. On peut également remarquer que, pour ces cellules, les modélisations numériques unidimensionnelles représentent adéquatement le comportement hydrique. Cela est dû bien sûr à la géométrie adoptée et à la localisation des points de mesures. On sait toutefois qu'une modélisation unidimensionnelle peut s'avérer inadéquate pour des conditions de terrain autres que celles considérées ici (Aubertin et al. 1997b; Bussière et al. 1997b; Bussière, 1999).

4.7 Synthèse des principaux résultats

Des cellules expérimentales ont été construites sur le site Manitou dans le but d'évaluer l'efficacité de CEBC dont la couche de matériau fin était constituée de sols ou de résidus miniers non générateurs de DMA, pour des conditions réalistes d'exposition. L'information issue de l'instrumentation et du démontage des cellules, ainsi que la modélisation numérique, ont permis de faire ressortir les principaux points suivants :

Instrumentation

- Les sondes RDT permettent de mesurer de façon efficace la teneur en eau volumique. De plus, il semble que le temps et les conditions climatiques n'ont pas affectés de façon significative l'étalonnage des sondes.
- Le bloc Watermark permet de mesurer la succion de façon pratique et économique. Pour les CEBC, cet appareil offre une alternative intéressante au tensiomètre qui demande beaucoup

plus de soin et d'attention. En outre, les blocs Watermark permettent d'obtenir de bons résultats dans la couche de matériau grossier près de la surface (où la succion est plus élevée), ce qui n'est pas le cas pour les tensiomètres.

- L'utilisation d'une station météorologique exige beaucoup de soins et d'attention. Il est très difficile de maintenir ces équipements opérationnels pour une longue période lorsque l'on ne peut pas faire de vérifications quotidiennes. Lorsque la CEBC est construite relativement proche d'une station météorologique existante (Environnement Canada), un pluviomètre peut s'avérer suffisant pour le suivi des conditions hydriques.
- La technique des essais de consommation d'oxygène permet de vérifier de façon relativement simple l'efficacité d'une CEBC. La méthode de mesure et d'interprétation pourrait néanmoins faire l'objet de quelques améliorations (en cours) pour augmenter sa précision dans le cas où le flux est très faible.

Suivi des paramètres

- Les teneurs en eau volumiques dans les couches de sable se situent habituellement entre 0,5 et 0,15, alors que celles dans les différentes couches de matériaux fins se situent au-dessus de 0,30 à 0,35.
- La valeur de la succion dans les couches de matériaux grossiers du bas des CEBC se situe usuellement entre 1 et 5 kPa (i.e. 10 à 50 cm) et celles mesurées dans les couches de matériaux fins sont inférieures à 15 kPa. Pour ces dernières, la succion est donc habituellement inférieure à la pression d'entrée d'air (ψ_a) des matériaux fins utilisés, ce qui explique que les teneurs en eau volumiques soient demeurées élevées tout au long du projet.
- Les valeurs de succion les plus élevées ont été mesurées dans les couches grossières du haut (entre 25 et 45 kPa). Ces succions élevées sont causées en grande partie par l'évaporation. Il est cependant important de noter que la valeur de la succion dans les couches de matériaux fins n'a pas été trop influencée par ce phénomène, ce qui a permis le maintien d'un haut degré de saturation.

- Les essais de consommation d'oxygène ont confirmé que les flux d'oxygène disponibles pour l'oxydation des matériaux sulfureux sont grandement réduits par la mise en place d'une CEBC.
- Le suivi de la qualité géochimique de l'eau a permis de constater que le pH de l'eau de percolation des cellules avec CEBC est demeuré proche de la neutralité (pH entre 6 et 7 pour les cellules 1, 2, 3 et 5; pH entre 5 et 6 pour la cellule 4), contrairement à la cellule témoin (pH inférieur à 3).
- Les teneurs en sulfates et en métaux dissous dans l'eau de percolation confirment également que les CEBC réduisent grandement la production de DMA et la présence d'éléments solubles.
- Les mesures prises avec les plaques de tassement ont montré que le tassement des couches depuis la construction des cellules s'est avéré négligeable, et que le tassement des résidus sous-jacents n'a pas affecté les caractéristiques hydriques en place des matériaux de la CEBC.
- Le suivi simultané de la teneur en eau volumique et de la succion a permis de comparer les résultats de terrain (valeurs θ - ψ) avec les courbes de rétention d'eau obtenues en laboratoire. Les résultats montrent que les essais en laboratoire représentent bien les données de terrain et que, par conséquent, les courbes θ - ψ de laboratoire peuvent être utilisées pour le design de CEBC construites avec des matériaux analogues à ceux employés dans ce projet.
- Les travaux de terrain ont également permis de montrer que même lorsque l'on a empêché totalement l'infiltration d'eau pendant une période prolongée de 40 jours (sécheresse artificielle), les teneurs en eau volumiques sont restées élevées, maintenant ainsi l'efficacité de la CEBC.

Démontage des cellules

- Les teneurs en eau volumiques θ déduites des teneurs en eau massiques w et des essais de densité en place confirment le profil mesuré à l'aide des sondes RDT. Ces mesures directes donnent usuellement des valeurs de θ supérieures à celles obtenues par les sondes RDT.
- L'analyse minéralogique réalisée à l'aide du MEB (microscope électronique à balayage) des échantillons de résidus sulfureux a permis de montrer que la pyrite n'est pratiquement pas attaquée dans les cellules avec CEBC, alors qu'elle est virtuellement disparue dans le haut de la cellule témoin (transformation en sulfates suite à l'oxydation).

- L'analyse au MEB a également permis de montrer qu'il y avait possiblement une oxydation biologique des grains de pyrite (voir figure 4.26).

Modélisations numériques

- Les modélisations numériques axisymétriques et tridimensionnelles ont permis de montrer que la forme des cellules construites pour ce projet n'affectait pas de façon significative les conditions d'écoulement de l'eau à proximité de la zone centrale (là où les mesures étaient prises). Cela signifie que la performance des CEBC, mesurée à l'aide des différentes techniques, est représentative puisqu'elle n'est pas affectée de façon artificielle par la géométrie des cellules.
- Les profils de teneur en eau volumique prédits par les modèles numériques concordent bien avec ceux mesurés à l'aide de l'instrumentation *in situ*.
- Les analyses numériques ont montré que, dans le cas des cellules expérimentales, une modélisation 1D permet une bonne estimation du comportement hydrique des CEBC dans la zone centrale.

En résumé, on peut donc affirmer que les différentes techniques utilisées pour évaluer le comportement des CEBC *in situ* sont valables. Elles ont montré que les couvertures placées sur les cellules 1,2,3 et 5 étaient très efficaces, et que celle sur la cellule 4 était d'une efficacité limitée. Cela est possiblement dû au fait que, ayant placé la couche amendée à la bentonite par-dessus la couche non amendée, on a limité l'apport en eau à la couche non amendée située sous une couche peu perméable. Cela a eu pour effet de diminuer son degré de saturation et, par conséquent, cela a réduit la performance du recouvrement pour limiter l'infiltration d'oxygène. On a également observé que le fait d'augmenter l'épaisseur de la couche fine de 0,3 à 0,9 m n'a engendré qu'une augmentation limitée de l'efficacité de la CEBC. On constate néanmoins, à partir des derniers résultats sur la qualité géochimique de l'eau (teneur en zinc et en sulfates), que la CEBC avec une épaisseur de 0,9 m de résidus non réactifs était plus efficace que celle avec 0,3 m d'épaisseur.

D'autre part, en comparant les résultats obtenus pour les cellules 1 et 2, on se rend compte que les résidus miniers non réactifs sont aussi efficaces que le silt d'origine naturelle lorsqu'employés comme couche de matériau fin dans une CEBC. **Les travaux de terrain confirment donc que des résidus miniers non générateurs de DMA peuvent être utilisés efficacement comme couche à forte rétention capillaire dans une CEBC visant à limiter la production d'acide.**

En comparant les résultats obtenus sur le terrain et les essais en laboratoire, on se rend compte qu'en général il y a une bonne concordance entre les deux. Cela signifie que les essais en colonne de laboratoire sont utiles pour évaluer le comportement de CEBC.

Il est néanmoins important de noter en terminant que même si les CEBC limitent efficacement la production de DMA, certains éléments retrouvés dans les effluents ne respectent pas tout à fait les normes de la réglementation en vigueur, comme celles de la Directive 019 au Québec. Il se pourrait donc qu'un traitement d'appoint à l'effluent final soit indiqué; on peut penser ici à des systèmes de traitement passif (marécages, lits de calcaire, etc). L'ajout de chaux en surface avant la mise en place de la CEBC pourrait aussi être avantageux.



Photographie 4.1 Excavation de la forme des cellules dans le stérile (site Manitou)



Photographie 4.2

Mise en place des tuyaux et des barils servant à la récupération des lixiviats



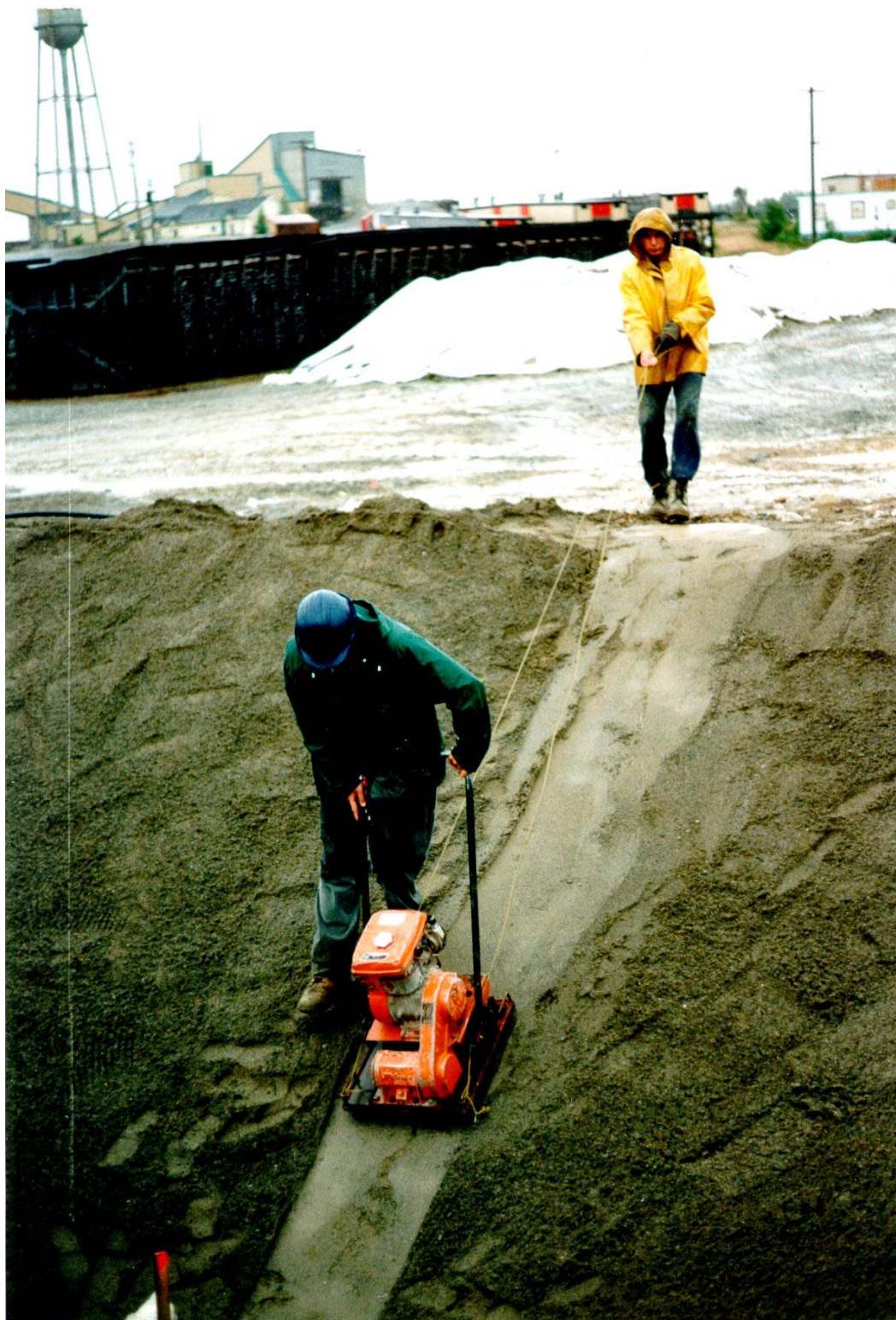
Photographie 4.3

Vue des cellules une fois excavées dans le stérile



Photographie 4.4

Mise en place de la couche de sable par-dessus les stériles avant la mise en place des géomembranes



Photographie 4.5

Compactage de la couche de sable par-dessus les stériles avant la mise en place des géomembranes



Photographie 4.6

Mise en place des géomembranes dans les cellules



Photographie 4.7

Soudures afin d'étanchéiser le bas des cellules où l'on retrouve le drain visant à récupérer les eaux de percolation



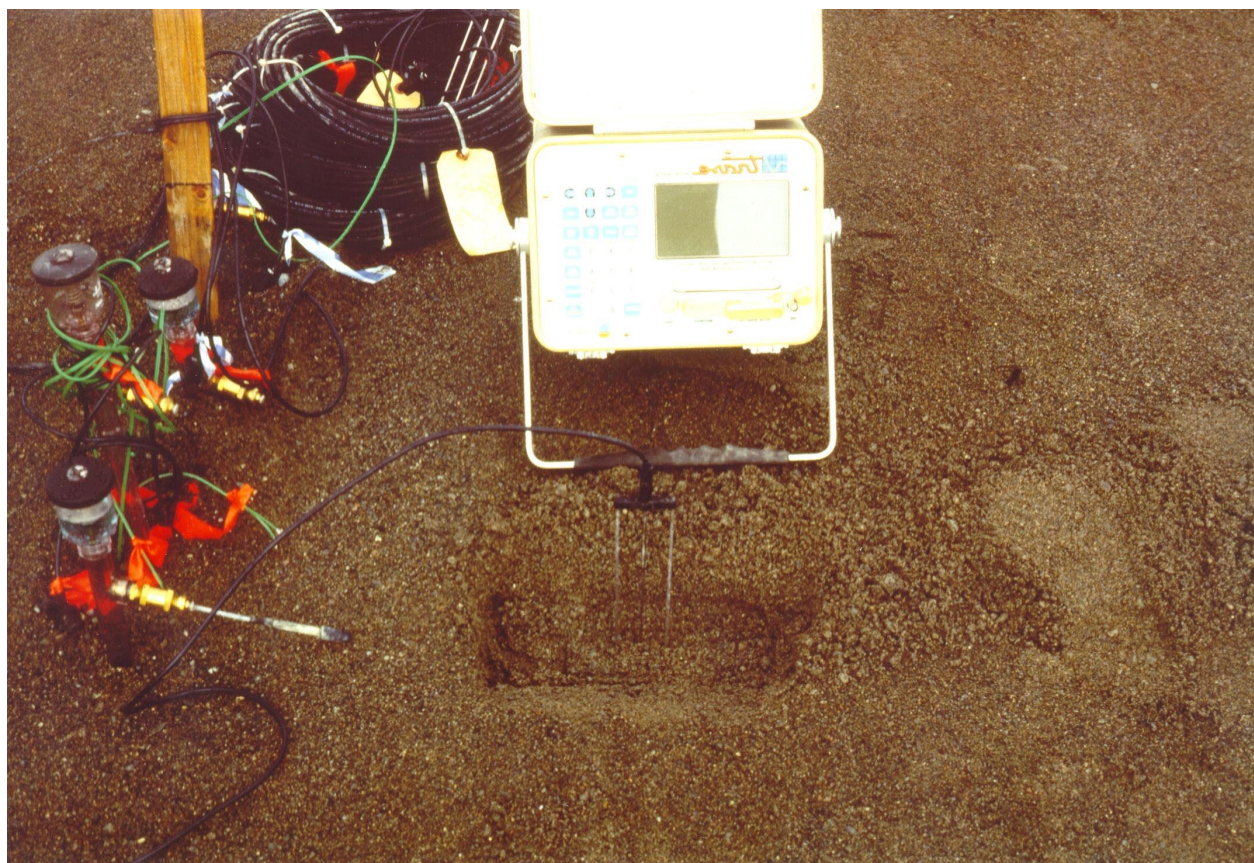
Photographie 4.8

Mise en place de la couche sulfureuse



Photographie 4.9

Vue d'une cellule durant la mise en place des couches de la CEBC



Photographie 4.10 Instrumentation mise en place dans les cellules avec recouvrement



Photographie 4.11 Vue d'une cellule à la fin des travaux de construction

5. UN MODÈLE D'ANALYSE ÉCONOMIQUE

5.1 Introduction

Il a été démontré aux chapitres précédents qu'il est techniquement possible de concevoir des CEBC qui limitent efficacement la production d'eaux de drainage minier acides. Pour cela, on doit utiliser divers matériaux pour constituer le système de recouvrement multicouche, incluant des matériaux grossiers, de type sable ou gravier, et des matériaux fins tels que des silts naturels ou des résidus miniers non réactifs. Dans ce dernier cas, les rejets peuvent être naturellement non générateurs d'acide (comme les résidus utilisés dans ce projet) ou ils peuvent être traités par une technique appropriée de désulfuration afin d'abaisser leur potentiel de génération d'acide à une valeur acceptable (Bussière et al., 1998a).

L'évaluation de la faisabilité technique et des bénéfices environnementaux qui en découlent ne constituent cependant qu'une partie de l'analyse que doit réaliser le responsable de la gestion des rejets miniers afin de choisir une technique de contrôle du DMA. L'autre composante, qui peut s'avérer tout aussi contraignante, porte sur les coûts associés à l'application de la technique de contrôle envisagée. Bien sûr, il y a toujours un certain coût relié au contrôle du DMA et à la fermeture d'un site d'entreposage. Nonobstant les contraintes légales, le concepteur et l'exploitant ou le propriétaire doivent faire en sorte que la solution retenue pour un site soit économiquement avantageuse par rapport aux autres techniques pouvant être appliquées.

Dans ce chapitre, un modèle de prédiction des coûts est proposé. Celui-ci constitue une version légèrement modifiée du modèle ECR (pour Evaluation des Coûts de Restauration) initialement présenté par Bussière et al (1998). Le modèle a été validé ici à partir de quelques cas réels portant sur diverses options de restauration déjà mises en œuvre au Québec. Les données de base du modèle ont aussi été comparées avec des coûts tirés de la littérature (e.g. Ritcey, 1989; Hutchison et Ellison, 1992; Marcotte, 1994 etc.). Précisons aussi que le travail de vérification et de validation du modèle a surtout été réalisé par Madame Danielle Gagnon, ing. M.B.A., une des auteures du présent rapport.

Pour fins de comparaison, les technologies existantes utilisées afin de contrôler la production du DMA qui ont été considérées ici sont : la collecte et le traitement chimique de l'eau, l'envoi des résidus sulfureux dans un bassin artificiel (barrière humide), l'installation d'une couverture avec effets de barrière capillaire (CEBC) faite entièrement de matériaux fins non réactifs (sols ou résidus miniers), et une CEBC dont la couche fine est constituée de résidus miniers désulfurés. Le modèle ECR a été élaboré à partir de données tirées de la littérature, ou de cas documentés non publiés (souvent des cas réels au Québec) ou encore d'informations obtenues lors de discussions avec des gens d'expérience qui oeuvrent dans le domaine et qui ont eu à évaluer des coûts pour des cas spécifiques. Ces données de base ont été intégrées dans le modèle à partir d'équations empiriques élaborées pour des cas génériques qui permettent d'estimer les différents coûts pour des cas particuliers. Le modèle est construit sur un chiffrier Excel (appelé ECR.1). L'ordre de grandeur de la précision des coûts estimés avec le modèle serait d'environ 20 à 30%, ce qui le rend approprié pour réaliser des études de pré faisabilité. Les auteurs doivent aussi mettre en garde les utilisateurs du chiffrier du fait que celui-ci n'a été validé que partiellement; il s'agit avant tout d'un outil d'évaluation préliminaire. Les auteurs déclinent toute responsabilité face aux imprécisions ou erreurs qui pourraient découler de l'utilisation du modèle ECR et du chiffrier ECR.1.

5.2 Les diverses options considérées

On présente dans cette section les informations de base relatives à l'élaboration du modèle ECR et du chiffrier ECR.1 qui le supporte et dont le fonctionnement sera présenté plus loin. Le chiffrier qui supporte le modèle est inclus sur disquette jointe en fin de rapport.

5.2.1 Collecte et traitement chimique du DMA

Les eaux du drainage minier acide (DMA) sont caractérisées par un pH faible et par des concentrations élevées en métaux. Pour éviter la contamination de l'environnement par ce type de pollution, l'industrie minière a fréquemment recours au traitement chimique qui permet, grâce à

l'utilisation de réactifs alcalins, de rehausser le pH et de réduire les concentrations en contaminants solubles, afin de respecter les normes de l'effluent final rejeté dans l'environnement. Le traitement chimique est habituellement utilisé durant les années d'opération de la mine et/ou du moulin (ou de l'usine de traitement minéralurgique), et après la fermeture dans certains cas. Une usine de traitement de l'eau à la chaux pourrait également être utilisée en parallèle avec une CEBC lorsque la couverture est construite après que les résidus sulfureux aient commencé à générer un lixiviat acide. Comme l'eau interstitielle est déjà contaminée, il est alors possible que les eaux d'exfiltration ne respectent pas les normes en vigueur pendant un certain temps, d'où la nécessité de les traiter.

Afin d'évaluer les coûts de traitement, certaines des équations développées par Senes (1994b) ont été utilisées. Le modèle de Senes (1994b) tient compte des coûts en capitaux (i.e. équipements pour le traitement, infrastructures, instrumentation et équipements électriques, études d'ingénierie et imprévus) et des coûts d'opération (i.e. réactifs, flocculants, main d'œuvre, entretien, énergie requise et imprévus). On a également ajouté à ces coûts ceux reliés à la gestion des boues de traitement.

De façon plus spécifique, les paramètres utilisés dans le modèle pour estimer les coûts de traitement sont identifiés comme suit :

- **Traitement de l'eau** : deux techniques de traitement sont considérées dans le modèle, soit la méthode des boues à haute densité (HDS) et la méthode conventionnelle de traitement à la chaux. Plus de détails sur ces deux techniques peuvent être trouvés dans Ritcey (1989) et dans Senes (1994b).
- **Capacité (C)** : la capacité de traitement de l'usine (en m³/heure).
- **Acidité** : l'acidité (en mg/l) a un impact important sur les coûts de traitement; dans le chiffrier, trois valeurs peuvent être incorporées : 50, 500 ou 5000 mg/l.
- **Durée** : le nombre d'année où le traitement est nécessaire.
- **Taux** : le taux d'actualisation appliqué pour évaluer la valeur présente nette des coûts de traitement; habituellement, une valeur entre 3 et 6 % est adoptée.

- **Coût unitaire** : le coût unitaire lié à la gestion des boues de traitement; généralement, ce coût varie entre 1 \$/m³ (cas où les boues sont envoyées dans une fosse située près de l'usine de traitement) et 4 \$/m³ (cas du stockage dans des cellules conçues spécialement à cet effet).

À partir des données disponibles et des paramètres précités, on peut estimer les coûts de traitement pour les trois valeurs du niveau d'acidité (i.e. 50, 500 ou 5 000 mg/l) en utilisant les équations présentées dans le tableau 5.1. Pour modéliser le cas où le traitement chimique est l'unique solution envisagée, on doit aller à la feuille identifiée *CEBC-traitement*. On entre dans le chiffrier ECR.1 la valeur **1** où l'on indique *Traitement d'eau applicable à cette modélisation (oui/1, non/0)* et la valeur **0** où l'on retrouve *Couverture multicouche applicable à cette modélisation (oui/1, non/0)*. Pour le cas où l'on prévoit faire un traitement chimique en parallèle avec la mise en place d'une couverture, la valeur **1** doit être entrée dans les deux cas. On retrouve à la figure 5.1 un exemple de feuille de calcul à remplir pour estimer les coûts de traitement chimique de l'eau acide. Les zones ombragées doivent être complétées dans le chiffrier ECR.1.

Tableau 5.1 Équations utilisées pour déterminer les coûts reliés au traitement chimique du DMA (proposées par Senes, 1994b); les paramètres et symboles ont été définis dans le texte.

Paramètres	Acidité		
	50 mg/l	500 mg/l	5 000 mg/l
Opération (\$/an)			
HDS	(C*588)+157 946	(C*947)+230 511	(C*4 926)+261 350
Conventionnelle	(C*486)+130 704	(C*878)+194 944	(C*4 863)+207 040
Capital (\$)			
HDS	(C*3 378)+1 134 031	(C*3 518)+1 317 859	(C*4 305)+1 571 727
Conventionnelle	(C*1 669)+724 202	(C*1 763)+940 666	(C*2 641)+1 129 262
Gestion des boues (\$/an)			
HDS	Coûts unit.*Qté formée	Coûts unit.*Qté formée	Coûts unit.*Qté formée
Conventionnelle	Coûts unit.*Qté formée	Coûts unit.*Qté formée	Coûts unit.*Qté formée
Qté formée (m ³)			
HDS	1,15*C	14,87*C	223,11*C
Conventionnelle	8,78*C	834,57*C	1 316,7*C

Traitement d'eau	Applicable à cette modélisation (oui/1, non/0):						0	
	Capacité (m ³ /heure)	Acidité* (mg/L)	Durée (années)	Taux %	Coûts opérat. \$/an	Coûts en capital \$	Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Traitement d'eau								
HDS	0	0	100	5%	- \$	- \$	0 \$	0 \$
Conventionnel	0	0	100	5%	- \$	0 \$	0 \$	0 \$
	Capacité (m ³ /heure)	Acidité (mg/L)	Qté formée (m ³)	Coûts unit. (\$/m ³ *an)	Coûts annuels \$		Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Gestion des boues								
HDS	0	0	-	4	0		0 \$	0 \$
Conventionnel	0	0	0	4	0 \$		0 \$	0 \$
Total actualisé							0 \$	0 \$
Arrondi							0 \$	0 \$

*: Acidité peut prendre trois valeurs: 50, 500 ou 5000 mg/L

Figure 5.1 Exemple de feuille de calcul pour estimer les coûts du traitement chimique de l'eau acide à partir du chiffrier ECR.1

5.2.2 Barrières humides

L'utilisation d'une barrière humide, qui consiste à placer les résidus sulfureux sous l'eau (lors de la déposition ou après), constitue une méthode en vigueur depuis quelques années pour inhiber l'oxydation des minéraux sulfureux (e.g. SRK, 1991). Le principe à la base de cette technique consiste à utiliser le faible coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'eau ($D_w^o = 2,2 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ à 25°C pour une eau stagnante) de façon à limiter l'apport d'oxygène au niveau des résidus sulfureux, et ainsi réduire la production de DMA. Il existe plusieurs sites au Canada qui ont eu recours avec succès à cette technique (e.g. Feasby et al., 1997). Certains de ces cas impliquent l'utilisation de réservoirs d'eau naturels (lacs, rivières) alors que d'autres ont nécessité la construction de réservoirs artificiels à l'aide de digues. Dans le modèle, nous ne retenons que ce dernier type de couverture humide (i.e. réservoir artificiel) puisqu'il est de plus en plus difficile de justifier l'utilisation d'un cours d'eau naturel pour l'entreposage de résidus miniers générateurs de DMA. Notons ici que même si cette approche est introduite dans l'analyse économique, cela ne signifie pas que les auteurs favorisent son utilisation; certaines réserves face à cette approche ont d'ailleurs déjà été énoncées ailleurs (e.g. Aubertin, 1995; Aubertin et al., 1997d).

Les coûts reliés à la technique des barrières humides sont principalement dus à la construction de digues et des ouvrages connexes permettant de créer et de gérer le réservoir artificiel. Les paramètres utilisés dans le modèle pour déterminer les coûts de mise en œuvre sont:

- **Longueur de digue** : la longueur totale de digue à construire pour délimiter le réservoir artificiel (en m de digue).
- **Largeur externe (Lx_1)**: largeur en mètre du côté aval de la digue (voir figure 5.2).
- **Largeur interne (Lx_2)**: largeur en mètre du côté amont de la digue (voir figure 5.2).
- **Largeur de la crête (C)** : largeur de la crête de la digue en mètre (voir figure 5.2).
- **% sable** : le pourcentage du volume de la digue occupé par le sable non tamisé (ou par un matériau jugé équivalent).
- **% argile** : le pourcentage du volume de la digue occupé par le matériau peu perméable (argile, silt, till ou matériau jugé équivalent).
- **% filtre** : le pourcentage du volume de la digue occupé par le matériau filtrant (souvent un sable tamisé).
- **Angle de la pente du côté externe M_{ext}** : angle (en degré) de la pente du côté aval de la digue.
- **Angle de la pente du côté interne (M_{int})**: angle (en degré) de la pente du côté amont de la digue.
- **Distance de transport (sable)** : distance entre le dépôt de sable et le site (en km).
- **Distance de transport (filtre)** : distance entre le dépôt de matériau filtrant et le site (en km).
- **Distance de transport (argile)** : distance entre le dépôt d'argile (ou de matériau fin) et le site (en km).

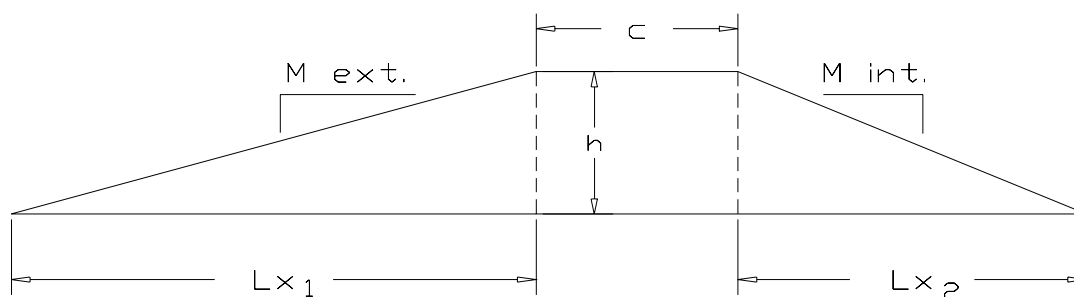


Figure 5.2 Représentation schématique d'une digue de forme idéalisée pour l'ennoisement des résidus miniers

Les deux principaux paramètres qui influencent le plus les coûts de construction des digues sont les coûts des matériaux utilisés et les distances de transport. À partir de données tirées de la littérature (Marcotte, 1994) et de communications personnelles avec des professionnels (J.F. Ricard et M. Julien, de Golder et Associés, 1997 ; P. Poirier, de La Mine Doyon, 1997; J.M. Barbera d'Opération Val-d'Or de Mines McWatters, 1997), il a été possible d'établir des relations entre le type du matériau, la distance de transport et les coûts. Pour les sables et graviers pris directement dans un banc d'emprunt sans tamisage, la relation distance du banc au site de construction vs coût de construction en ($\$/m^3$) est présentée à la figure 5.3; le coût de construction déterminé à partir de l'équation présentée sur cette figure (i.e. coûts $\$/m^3 = 0,3813 * (\text{distance en km}) + 4,4622$) comprend le chargement, le transport, l'épandage, la mise en place ainsi que les autres frais indirects. Pour de l'argile ou d'autres matériaux fins, le même genre de relation a été établie (voir figure 5.4); l'équation devient alors : coûts ($\$/m^3$) = $0,4149 * (\text{distance en km}) + 7,6071$. Pour le sable tamisé, la relation est similaire à celle du sable, sauf qu'un montant de $4 \$/m^3$ est ajouté pour le coût du tamisage.

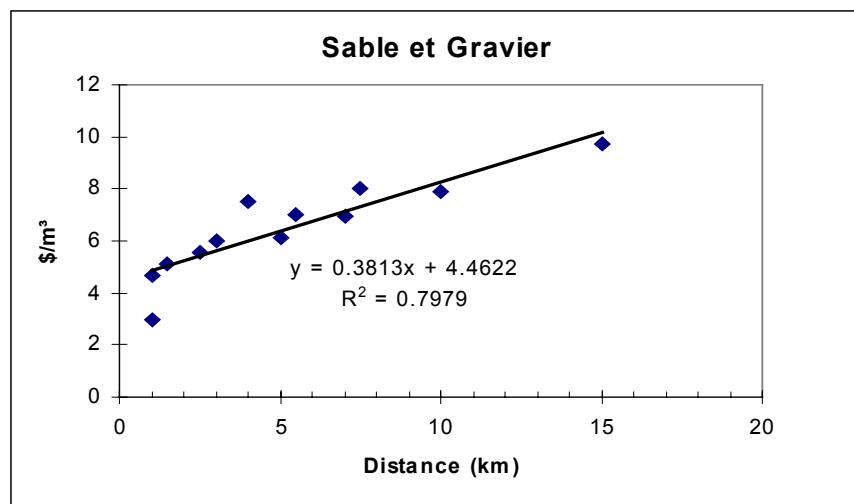


Figure 5.3 Relation entre la distance et les coûts de construction pour un matériau grossier (sable ou gravier)

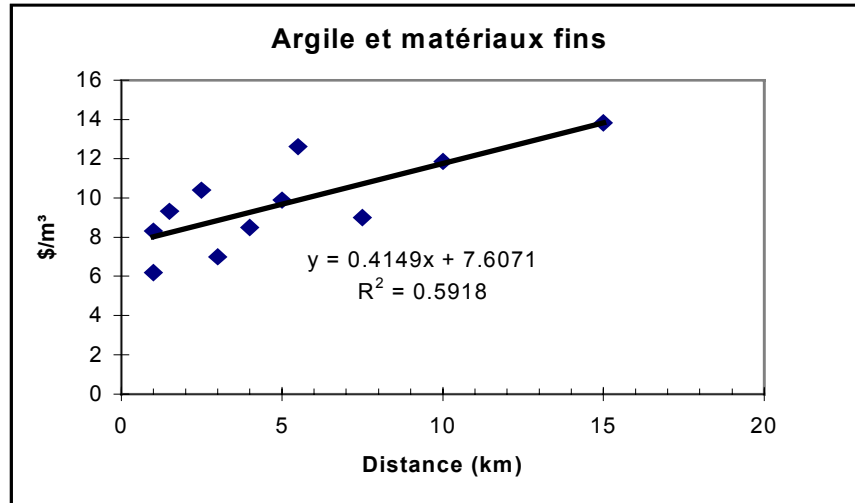


Figure 5.4 Relation entre la distance et les coûts de construction pour un matériau fin

Les deux équations présentées aux figures 5.3 et 5.4 permettent d'estimer les coûts unitaires. Pour évaluer les coûts globaux, il faut connaître les volumes impliqués pour chaque type de matériaux. Pour cela, on introduit dans le modèle les paramètres précités, incluant les pourcentages de l'aire de la digue correspondant à chaque matériaux et la longueur de la digue.

Le modèle permet également d'inclure d'autres types de coûts. Ces coûts pourraient comprendre ceux liés à l'injection de coulis dans le massif rocheux, à la pose de géosynthétiques, à la revégétation des pentes des digues ou à l'épandage de matériaux alcalins sur les résidus réactifs. Des ouvrages connexes sont souvent prévus lors de la construction de telles digues, comme par exemple des évacuateurs de crues, des tranchées et des fossés. Les coûts de construction de ces ouvrages doivent être inclus dans le paramètre **Autres coûts**. De plus, si l'ennoiement implique que l'on doive transporter la pulpe sur une plus grande distance, cela doit être pris en compte et inclus dans la case **Autres coûts**. On présente à la figure 5.5 un exemple d'une feuille de calcul pour estimer les coûts de construction de digues.

Données: Exemple	
Longueur de digue:	0 m
Largeur externe Lx1:	0 m
Largeur interne Lx2:	0 m
Largeur de la crête C:	0 m
% sable	0%
% argile, till	0%
% filtre	0%
Angle de la pente du côté externe m_{ext} :	0.0 °
Angle de la pente du côté interne m_{int} :	0.0 °
Distance de transport (sable):	0 km
Distance de transport (filtre):	0 km
Distance de transport (argile ou till):	0 km
Valeurs calculées	
Hauteur de la digue:	0 m
Aire de la digue (en coupe):	0 m ²
Volume de la digue:	0 m ³
Volumes et coûts de construction	
Volume de sable (tout venant):	0 m ³
Volume de sable tamisé:	0 m ³
Volume d'argile ou de till:	0 m ³
Coûts du sable (tout venant):	3.8 \$/m ³
Coûts du sable tamisé:	7.8 \$/m ³
Coûts pour l'argile ou le till:	7.6 \$/m ³
Autres coûts (injection, traitement,...):	0 \$
Coûts totaux	0 \$

Figure 5.5 Feuille de calcul utilisée pour estimer les coûts de construction d'une digue étanche servant à l'ennoisement des résidus générateurs de DMA

La valeur des coûts estimés par le modèle pour la construction de digue étanche a été validée à partir de cas réels. Nous avons utilisé les données des sites Solbec-Cupra (aussi appelé Solbec) (re : Serge Vézina, 1998, communication personnelle) et Louvicourt (re : Ghyslain Lessard, 1998, communication personnelle), qui ont été introduites dans le chiffrier à cette fin. On présente à la figure 5.6, les résultats obtenus.

Données: Exemple		
Longueur de digue:		3180 m
Largeur externe Lx1:		18 m
Largeur interne Lx2:		18 m
Largeur de la crête C:		8 m
% sable		66%
% argile, till		24%
% filtre		10%
Angle de la pente du côté externe m_{ext} :		26,0 °
Angle de la pente du côté interne m_{int} :		22,0 °
Distance de transport (sable):		5 km
Distance de transport (filtre):		5 km
Distance de transport (argile ou till):		4 km
Valeurs calculées		
Hauteur de la digue:		8,779178054 m
Aire de la digue (en coupe):		228,2586294 m ²
Volume de la digue:		725862,4415 m ³
Volumes et coûts de construction		
Volume de sable (tout venant):		479069,2114 m ³
Volume de sable tamisé:		72586,24415 m ³
Volume d'argile ou de till:		174206,986 m ³
Coûts du sable (tout venant):		6,7 \$/m ³
Coûts du sable tamisé:		10,7 \$/m ³
Coûts pour l'argile ou le till:		9,3 \$/m ³
Autres coûts (injection, traitement,...):		0 \$
Coûts totaux		5578860 \$

a) Coûts estimés par le modèle ECR pour le cas Louvicourt

Figure 5.6 Comparaison entre les coûts prévus par le modèle ECR pour la construction des digues et les coûts réels des cas Louvicourt et Solbec.

Données: Exemple	
Longueur de digue:	396 m
Largeur externe Lx1:	20 m
Largeur interne Lx2:	20 m
Largeur de la crête C:	6 m
% sable	24%
% argile, till	53%
% filtre	12%
Angle de la pente du côté externe m_{ext} :	18,4 °
Angle de la pente du côté interne m_{int} :	18,4 °
Distance de transport (sable):	6 km
Distance de transport (filtre):	6 km
Distance de transport (argile ou till):	2 km
Valeurs calculées	
Hauteur de la digue:	6,653108 m
Aire de la digue (en coupe):	172,9808 m ²
Volume de la digue:	68500,4 m ³
Volumes et coûts de construction	
Volume de sable (tout venant):	16440,1 m ³
Volume de sable tamisé:	8220,049 m ³
Volume d'argile ou de till:	36305,21 m ³
Coûts du sable (tout venant):	7,1 \$/m ³
Coûts du sable tamisé:	11,1 \$/m ³
Coûts pour l'argile ou le till:	8,4 \$/m ³
Autres coûts (injection, traitement,...):	0 \$
Coûts totaux	514663 \$

b) Coûts estimés par le modèle ECR pour le cas Solbec (digue A)

Figure 5.6 Comparaison entre les coûts prévus par le modèle ECR pour la construction des digues et les coûts réels des cas Louvicourt et Solbec (suite).

Données: Exemple	
Longueur de digue:	192 m
Largeur externe Lx1:	9 m
Largeur interne Lx2:	9 m
Largeur de la crête C:	5 m
% sable	25%
% argile, till	65%
% filtre	10%
Angle de la pente du côté externe m_{ext} :	18,4 °
Angle de la pente du côté interne m_{int} :	18,4 °
Distance de transport (sable):	15 km
Distance de transport (filtre):	6 km
Distance de transport (argile ou till):	2 km
Valeurs calculées	
Hauteur de la digue:	2,993899 m
Aire de la digue (en coupe):	41,91458 m ²
Volume de la digue:	8047,6 m ³
Volumes et coûts de construction	
Volume de sable (tout venant):	2011,9 m ³
Volume de sable tamisé:	804,76 m ³
Volume d'argile ou de till:	5230,94 m ³
Coûts du sable (tout venant):	9,4 \$/m ³
Coûts du sable tamisé:	11,1 \$/m ³
Coûts pour l'argile ou le till:	8,4 \$/m ³
Autres coûts (injection, traitement,...):	0 \$
Coûts totaux	72041 \$

c) Coûts estimés par le modèle ECR pour le cas Solbec (digue B)

Figure 5.6 Comparaison entre les coûts prévus par le modèle ECR pour la construction des digues et les coûts réels des cas Louvicourt et Solbec (suite).

Projet	Montant de la soumission	Coûts prédits par ECR	Différence
Louvicourt	5 830 950,00 \$	5 578 860 \$	4,0 %
Solbec			
Digue A	458 910,00 \$	514 663,00 \$	12 %
Digue B	80 565,00 \$	72 041,00 \$	10,5 %

d) Synthèse des résultats

Figure 5.6 Comparaison entre les coûts prévus par le modèle ECR pour la construction des digues et les coûts réels des cas Louvicourt et Solbec (suite et fin).

Les coûts estimés par le modèle semblent assez proches de la réalité, et la précision est ici de l'ordre de $\pm 10\%$. À noter toutefois que la portion « Autres coûts » n'a pas été incluse dans nos calculs. Cette composante peut néanmoins représenter une partie importante des coûts totaux. Pour Solbec par exemple, les « Autres coûts » se chiffrent à plus de 50 % des coûts totaux. Ceci est dû, en partie, au fait que les fondations sous les digues ont nécessité un traitement d'étanchéité et que les résidus à « envoyer » étaient déjà oxydés. Il a donc fallu les régaler et épandre de la chaux. De plus, certains coûts sont relativement fixes ou pratiquement indépendants de la dimension du projet (comme la construction du déversoir ou des chemins d'accès). Ils représentent souvent une portion plus grande des coûts totaux dans le cas de petits projets (semblables à celui de Solbec) que dans le cas de gros projets. En se basant sur les 2 cas montrés ici et sur les coûts fournis par Hutchison et Ellison (1992), on peut estimer que la portion « Autres coûts » représente en général une fraction variant entre 25 % et 45 % des coûts totaux d'un projet. La répartition pourrait alors se faire comme suit :

- ingénierie, surveillance et assurance-qualité $\approx 15\%$ du coût total
- aménagement du site, préparation des fondations, déversoirs et structures de contrôle des eaux, routes d'accès et achats de lots et de servitudes $\approx 10\%$ à 30% du coût total

À cela, il pourrait aussi s'avérer nécessaire d'ajouter des coûts pour les opérations de régilage et d'épandage de chaux (ou même de traitement des eaux si requis).

5.2.3 Couvertures avec effets de barrière capillaire

Comme il a été démontré aux chapitres précédents, l'utilisation de couvertures avec effets de barrière capillaire constitue une des façons les plus efficaces pour limiter la production de drainage minier acide pour des résidus miniers générateurs de DMA. Les CEBC sont conçues de manière à réduire l'infiltration d'oxygène et d'eau jusqu'aux résidus sulfureux, de façon à limiter leur oxydation.

Les CEBC sont constituées de diverses couches (jusqu'à 5) faites de différents matériaux visant chacun un objectif bien spécifique. Les coûts liés à cette technologie sont principalement des coûts dus au transport et à la mise en place des matériaux. Le modèle ECR permet également d'ajouter une usine de traitement chimique à la CEBC pour les cas d'anciens parcs à résidus miniers où les rejets ont déjà été oxydés dans le passé. Les paramètres utilisés pour déterminer les coûts globaux d'une CEBC sont:

- **Épaisseur - couche grossière du bas** : épaisseur moyenne (en mètres) de la couche grossière du bas qui sert de support et de bris contre les remontées capillaires; habituellement, on considère qu'une épaisseur entre 0,3 m et 0,8 m serait satisfaisante (selon la nature des matériaux en place et de ceux utilisés).
- **Épaisseur - couche fine** : épaisseur moyenne de la couche de matériau fin (en mètres); deux choix peuvent être entrés dans le chiffrier ECR.1 : une couche constituée de sols naturels (argile, till ou autre) ou une couche faite de résidus miniers non sulfureux (ou non générateurs de DMA). En général, cette couche de matériau fin à forte rétention capillaire devrait avoir une épaisseur entre 0,3 et 1 m environ, selon le matériau utilisé, la topographie des lieux et les conditions hydriques.
- **Épaisseur - couche grossière du haut** : épaisseur moyenne (en mètres) de la couche drainante du haut; habituellement, on considère usuellement qu'une épaisseur entre 0,3 m et 0,5 m est suffisante.
- **Épaisseur - couche anti-intrusion biologique** : épaisseur moyenne (en mètres) de la couche de protection servant à empêcher les racines et les animaux de parvenir aux

couches sous-jacentes; cette couche devrait avoir une épaisseur de 0,3 à 0,5 m. Dans certains cas, on peut combiner cette couche avec la couche grossière du haut (les deux couches n'en forment qu'une seule) pour empêcher les intrusions biologiques (e.g. Aubertin et al. 1995) .

- **Épaisseur - couche pour végétation** : épaisseur moyenne (en mètres) de la couche humide servant à la revégétation; on considère que, 0,1 à 0,2 m de terre arable serait suffisant. Il est à noter que l'utilisation de l'hydro-ensemencement (ou d'autres techniques analogues) directement sur la couche déjà en place pourrait permettre d'éliminer cette couche.
- **Distance - couche grossière du bas** : distance de transport entre le dépôt de matériaux grossiers et le site (en km).
- **Distance - couche fine** : distance entre le dépôt de matériaux fins et le site (en km).
- **Distance - couche grossière du haut** : distance entre le dépôt de matériaux grossiers et le site (en km).
- **Distance - couche anti-intrusion biologique** : distance entre le banc d'emprunt et le site (en km).
- **Distance - couche pour végétation** : distance entre la couche servant à supporter la végétation et le site (en km).
- **Coûts unitaires - revégétation** : coûts unitaires (en \$/ha) pour revégéter le site après la construction de la CEBC; une valeur entre 5 000 et 10 000 \$/ha est habituellement considérée.
- **Coûts unitaires - matériaux alcalins** : si l'épandage de matériaux alcalins est jugé nécessaire avant la mise en place de la couverture, les coûts (en \$/m³) de ces matériaux doivent être introduits dans le calcul. L'ajout de matériaux alcalins peut permettre d'augmenter le pH de l'eau qui s'infiltré à travers la couverture vers les résidus réactifs.
- **Quantités - matériaux alcalins** : quantité nécessaire (en tonnes) de matériaux alcalins pour l'épandage sur le parc à résidus.
- **Coûts unitaires - nivellement du parc** : dans l'éventualité où un nivellement du parc à résidus ou des digues est requis, des coûts unitaires (\$/m³) de nivellement doivent être estimés (ceux-ci sont habituellement de l'ordre de 2 et 4 \$/m³).

- **Quantité déplacée - nivellement du parc** : pour estimer les coûts liés au nivellement du parc à résidus, il est nécessaire d'évaluer les quantités de résidus à déplacer.
- **Coûts unitaires – autres** : d'autres coûts peuvent également être impliqués lors de la construction d'une CEBC, comme par exemple l'instrumentation et le suivi (monitoring), les études d'ingénierie, le pompage de l'eau ou encore la mise en place d'un bris de succion (e.g. Aubertin et al. 1997) ou de paliers dans les digues visant à limiter la désaturation dans les pentes.

Lorsque tous ces paramètres sont introduits dans le modèle, les coûts unitaires de construction peuvent être calculés à partir des relations présentées précédemment aux figures 5.3 et 5.4. Si le choix du matériau fin est *Résidus miniers*, le chiffrier adopte la même relation que pour l'argile (figure 5.4) mais on soustrait 4 \$/m³ sur l'ordonnée à l'origine (i.e. coûts (\$/m³) = 0,4149*(distance)+3,6). Cette relation correspond bien aux coûts observés pour le site LTA (Les Terrains Aurifères) où une CEBC a été construite avec une couche fine constituée de résidus miniers (J.-F. Ricard de Golder et Associés, 1997, communication personnelle). Pour obtenir les coûts globaux de construction de la CEBC, il suffit de multiplier les coûts unitaires par les volumes requis.

Tel que mentionné précédemment, il est possible que dans certains cas, il faille ajouter le coût d'un traitement chimique de l'eau aux coûts de la CEBC. Pour ce faire, on utilise dans le chiffrier ECR.1 la feuille nommée *CEBC-traitement* où l'on entre la valeur **1** à l'item *Traitement d'eau-Applicable à cette modélisation (oui/1, non/0)* et la valeur **1** à l'item *Couvertures multicouches-Applicable à cette modélisation (oui/1, non/0)*. On montre à la figure 5.7 un exemple de feuille de calcul pour estimer les coûts de construction d'une CEBC. Les espaces ombragées représentent à nouveau les endroits où les valeurs représentatives du site doivent être entrées par l'utilisateur.

À titre d'exemple, on montre à la figure 5.8 un estimé des coûts pour la construction de couvertures multicouches pour 3 cas fictifs (Cas 1, 2 et 3). Les détails de ces trois cas types seront présentés plus loin, à la section 5.4; les diverses composantes sont également montrées dans les feuilles du fichier ECR.1 aux figures 5.12, 5.14 et 5.18.

Superficie à restaurer (ha)	1			
Couverture multicouche	Applicable à cette modélisation (oui/1, non/0):			1
	Épaisseur (m)	Distance (km)	Coûts unit. (\$/m ³)	Coûts totaux \$
Couche grossière (bas)	0	5	6.6603	0 \$
Couche fine				
Argile ou till	0	5	9.6816	0 \$
Résidus miniers	0	0	3.6071	0 \$
Couche grossière (haut)	0	5	6.3687	0 \$
Couche anti intrusion biologique	0	5	6.3687	0 \$
Couche pour végétation	0	5	9.6606	0 \$
	Coûts unit. (\$/ha)			Coûts totaux \$
Revégétation	0			0 \$
	Coûts unit. (\$/t)	Qté (tonnes)		Coûts totaux \$
Matériaux alcalins	0	4000		0 \$
	Coûts unit. (\$/m ²)	Qté déplacée (m ²)		Coûts totaux \$
Nivellement du parc	0	100000		0 \$
	Coûts unit. (\$/ha)			Coûts totaux \$
Autres (ex. monitoring)	0			0 \$
			Total	0 \$
			Arrondi	0 \$

Figure 5.7 Exemple d'une feuille de calcul pour estimer les coûts de construction d'une CEBC

Afin de valider l'estimation des coûts calculés par le modèle ECR dans le cas de couvertures multicouches construites avec des sols naturels, les informations issues du projet Lorraine (site localisé au Témiscamingue) ont été introduites dans le chiffrier; ces informations ont été obtenues de M. Claude Dufour (communications personnelles 1998) du Ministère des ressources naturelles du Québec. Les coûts estimés avec le modèle pour la construction de la CEBC se comparent bien avec les coûts fournis par l'entrepreneur qui sont d'environ 1 080 000 \$ (les coûts calculés par le modèle ECR sont de l'ordre de 1 000 000 \$). Il faut toutefois noter que lorsque l'on inclut les coûts de surveillance, de consultation, d'instrumentation et de suivi, le coût total devient 1 388 000 \$ (tel qu'indiqué à la figure 5.8 où l'on montre les coûts totaux de construction par hectare). Autrement dit, il faudrait dans ce cas ajouter 305 000 \$ aux coûts de construction (ou 30 500 \$ par hectare) pour ce projet. Ce montant est nettement supérieur à la valeur de 4 000 \$/hectare (pour le monitoring) qui est utilisé dans la plupart des estimations réalisées avec le modèle ECR. Il s'agit toutefois d'un cas un peu exceptionnel puisque le site Lorraine représente aussi un site expérimental. Cela montre néanmoins que les « autres coûts » peuvent représenter une part importante des dépenses dans les projets de petite envergure. Ajoutons que selon Réal Marcotte du MRNQ (communication personnelle), un montant minimal de 15 000\$ par hectare serait plus représentatif des conditions usuelles.

	Superficie (hectares)	Coûts /hectare
Cas 1		
Estimation avec ECR	60	133 700,00 \$
Cas 2		
Estimation avec ECR	130	109 600,00 \$
Cas 3		
Estimation avec ECR	40	136 700,00 \$
Projet Lorraine (estimé)	10	138 800,00 \$
Projet LTA* (réel)	60	93 500,00 \$

* Utilisation de résidus non réactifs pour la couche fine - Coût réel de construction.

Figure 5.8 Évaluation des coûts estimés avec le modèle ECR pour la construction de CEBC ayant différentes superficies; les projets Lorraine et LTA sont des cas réels.

À la figure 5.8, on peut enfin voir l'estimé correspondant à la couverture multicouche construite sur le site LTA près de Malartic (e.g. McMullen et al. 1997; Ricard et al. 1997a, b, c; 1999; Projet NEDEM/MEND 2.22.4). Il s'agit là d'un des premiers parcs à résidus recouverts par une véritable CEBC. Dans ce cas particulier, la couche de matériaux fins a été construite à l'aide de résidus miniers non générateurs de DMA, selon une conception basée en grande partie sur les données présentées aux chapitres 2 à 4 du présent rapport. Les coûts montrés au tableau sont des coûts réels qui dans ce cas-ci sont pratiquement identiques aux coûts estimés par le modèle puisque le cas LTA a servi à calibrer les équations du chiffrier ECR.1.

Dans tous ces cas, on remarque que le coût de construction et de suivi de la couverture varie entre 90 000 à 140 000 \$ par hectare.

5.2.4 CEBC faite de résidus désulfurés

Il a été démontré par Bussière et al. (1998a) que des résidus désulfurés au moulin peuvent être utilisés comme couche de matériau fin, à forte rétention capillaire, dans une CEBC. Les coûts de la CEBC doivent alors tenir compte de ceux reliés aux opérations de désulfuration.

Valeurs à introduire dans le modèle

Dans le chiffrier Excel ECR.1, on retrouve, dans la Feuille *Désulf*, quatre sections, soient : les renseignements généraux, les coûts d'opération de désulfuration, les coûts en capital de désulfuration et les coûts de construction de la CEBC. Les détails de ces coûts ont été présentés par Bussière et al. (1997) et seule une brève synthèse est présentée dans ce qui suit. Dans chaque section, la valeur de certains paramètres doit être entrée de façon à pouvoir déterminer les coûts d'une CEBC dont la couche fine est constituée de résidus désulfurés (incluant les coûts de désulfuration).

Renseignements généraux

- **Superficie du parc** : la superficie totale (en hectares) du parc à résidus miniers.
- **Superficie du parc à restaurer avec une CEBC** : si l'on utilise la désulfuration et que l'on entrepose le concentré de sulfures et les résidus désulfurés dans des sections différentes à l'intérieur du parc à résidus, la superficie à recouvrir avec une CEBC pourrait être réduite de façon importante. Comme cette superficie (en hectares) est dépendante de la topographie du site et de la quantité de concentré de sulfure produite, l'usager doit d'abord déterminer une valeur représentative.
- **Durée de production** : la durée de production au moulin (en années).
- **Tonnage de résidus produits** : la quantité de résidus (tm sèche/jour) que l'on retrouve à la fin du circuit de flottation des métaux. Il est important de ne pas confondre cette valeur avec le tonnage à l'entrée de l'usine de traitement; pour les mines de métaux de base, cette dernière valeur peut être assez différente du tonnage de résidus produits en raison de la récupération au concentrateur.

Coûts d'opération de la désulfuration

- **% soufre initial** : le pourcentage de soufre dans le résidu avant de passer à la section de désulfuration à l'usine.
- **Potentiel de neutralisation (PN)** : le pouvoir neutralisant du résidu en kg de CaCO_3 équivalent/tm.
- **Coûts du collecteur pour la flottation** : un des principaux coûts en ce qui concerne la désulfuration dans une stratégie de gestion des résidus est le coût du traitement au moulin; pour estimer celui-ci, il faut connaître le coût des agents collecteurs utilisés (en \$/kg). À titre indicatif, les coûts suivants peuvent être considérés en première analyse : Xanthate = 2,3 \$/kg; Armac C = 4,5 \$/kg.
- **Coûts des autres réactifs pour la flottation** : d'autres réactifs peuvent être nécessaires pour améliorer la flottation des sulfures. Par exemple, dans certains cas, un ajustement du pH améliore la récupération alors que l'ajout d'un agent moussant peut s'avérer nécessaire dans des situations particulières. Pour les cas étudiés dans ce projet, les coûts associés à ces réactifs sont, la plupart du temps, beaucoup plus faibles que ceux de l'agent collecteur; une valeur entre 0 et 10 % des coûts unitaires de l'agent collecteur pour la flottation semble réaliste.
- **Autres coûts d'opération liés à la désulfuration** : d'autres coûts d'opération sont liés à la désulfuration, comme par exemple les coûts de l'énergie, de l'entretien, et de la main d'œuvre; on doit donc introduire dans le modèle une valeur (en \$/tm), que l'on peut estimer, en première analyse, entre 0,10 et 0,25 \$/tm.
- **Porosité de la couche fine** : pour calculer les volumes de résidus désulfurés nécessaires, il est important de connaître l'état en place des matériaux dans la CEBC. Pour décrire cet état en place, on peut utiliser la porosité n du matériau; la porosité représente le rapport entre le volume des vides et le volume total. Pour les résidus miniers, une porosité variant de 0,33 (état dense) à 0,5 (état lâche) représente une plage de valeurs réalistes. La valeur de design est déterminée par le concepteur de la CEBC puisqu'elle affecte les propriétés hydriques (voir chapitres 2 et 3).

- **D_r désulfuré** : pour évaluer le volume total occupé par un matériau meuble lorsque l'on connaît sa masse, on doit connaître (en plus de sa porosité) la densité relative des grains solides (D_r). Pour des résidus désulfurés, une valeur de D_r entre 2,75 et 2,80 représente souvent une bonne approximation; cette valeur tend toutefois à croître avec la teneur en minéraux sulfureux.

Coûts en capital de la désulfuration

- **% solide du résidu** : pour estimer le volume des cellules de flottation, on doit connaître le pourcentage solide du résidu (ou de la pulpe). Ce pourcentage représente, par définition, le poids du matériau divisé par le poids total de la pulpe dans un volume unitaire (on l'appelle aussi densité de la pulpe); pour les mines de métaux en roches dures, ce pourcentage varie habituellement entre 25 et 40 %; mais cette valeur peut augmenter sensiblement si la pulpe est épaissie (comme pour un remblais en pâte par exemple).
- **D_r avant désulfuration** : la masse volumique de la pulpe dépendra de la densité relative des grains solides D_r .

Couverture multicouche (CEBC)

Les paramètres nécessaires pour l'évaluation des coûts de construction de la couverture avec effets de barrière capillaire sont les mêmes que ceux présentés à la section 5.2.3. Ils incluent l'épaisseur de la couche grossière du bas, l'épaisseur de la couche de matériaux fins (faite de résidus miniers désulfurés), l'épaisseur de la couche grossière du haut, l'épaisseur de la couche anti-intrusion biologique, l'épaisseur de la couche pour la végétation ainsi que les distances de transport pour le matériau de la couche grossière du bas, celle pour les résidus désulfurés, pour le matériau de la couche grossière du haut, pour le matériau de la couche anti-intrusion biologique et pour le matériau de la couche de végétation. On ajoute à cela les coûts unitaires pour la revégétation et pour l'ajout de matériaux alcalins, la quantité de matériaux alcalins nécessaire, les coûts unitaires pour le nivellement, la quantité à déplacer pour le nivellement, et les autres coûts.

Composantes du modèle pour les coûts de désulfuration

À partir des valeurs introduites par l'utilisateur, le chiffrier Excel représentant le modèle ECR calcule un ensemble de valeurs qui permettent d'estimer les coûts de restauration. Ces coûts sont largement tributaires de l'opération de désulfuration elle-même. On présente dans ce qui suit, quelques détails sur les composantes du modèle et du chiffrier ECR.1 qui le supporte.

Coûts d'opération

- **Potentiel d'acidification (PA)** : le potentiel d'acidification (en kg de CaCO_3 équivalent/tm) est évalué à partir du % soufre (sulfure de préférence) en utilisant la relation bien connue (SRK, 1991) : $\text{PA} = 31,25 \times \%S$.
- **Potentiel de génération d'acide du résidu (PGA)** : le potentiel de génération d'acide (en kg de CaCO_3 équivalent/tm) est évalué en soustrayant le Potentiel de neutralisation (PN) du Potentiel d'acidification (PA).
- **Récupération environnementale du S** : l'objectif de la désulfuration est de produire un résidu non générateur de DMA ainsi qu'un concentré de sulfures. La désulfuration ne doit pas nécessairement être complète (la récupération peut être inférieure à 100 %) puisque souvent, les résidus contiennent une certaine quantité de minéraux acidivores qui peuvent neutraliser une certaine quantité d'acide produite. Dans le modèle, on considère qu'un résidu est non-générateur si le potentiel net de génération d'acide (i.e. $\text{PGA} \equiv \text{Potentiel de génération} - \text{Potentiel de neutralisation}$) est supérieur à -20 kg de CaCO_3 équivalent/tm (SRK, 1991) ou encore si la teneur en soufre est inférieure à 0,1 %; cette dernière condition signifie que lorsqu'un échantillon contient moins de 0,1 % de soufre, la quantité d'acide produite devient pratiquement négligeable (Li et Catalan, 1997).
- **Quantité de collecteur pour la flottation** : les travaux réalisés sur la désulfuration ont permis d'établir une relation entre la quantité de collecteur et la récupération de soufre à atteindre; cette relation s'écrit (Bussière et al. 1998a) :

$$R = 105 \left\{ 1 - \frac{1}{0,45dos} [5 - \exp(-0,45dos)] \right\} \quad (5.1)$$

où R est la récupération environnementale de S et dos est le dosage en collecteur identifié dans le chiffrier comme étant la quantité de collecteur pour la flottation.

- **Coûts unitaires en collecteur pour la flottation** : on obtient la valeur de ce paramètre en multipliant la quantité de collecteur nécessaire pour la flottation (g/tm) par le coût (\$/kg) du collecteur pour la flottation (un facteur de 1000 est introduit dans le chiffrier pour convertir les g en kg).
- **Coûts d'opération de la désulfuration** : ce paramètre est l'addition des paramètres « coûts unitaires en collecteur pour la flottation », « coûts des autres réactifs pour la flottation » et « autres coûts d'opération liés à la désulfuration ».
- **% du résidu aux rejets** : à partir des travaux réalisés par Bussière et al. (1998a) sur la désulfuration, une relation entre le % de soufre initial dans le résidu et le % poids du résidu aux rejets (qui représente la proportion en poids des résidus non traités qui pourra être utilisée dans la CEBC) a été établie. La relation entre ces deux paramètres (ainsi que l'équation utilisée) est présentée à la figure 5.9.

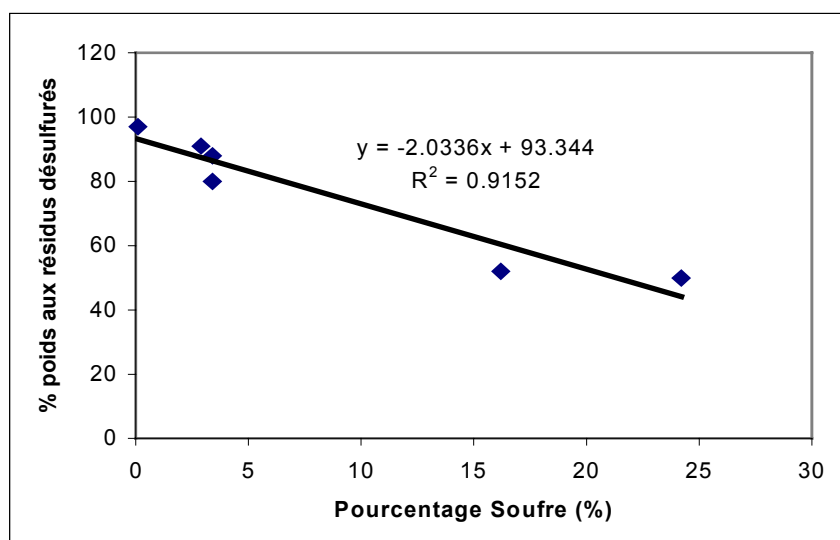


Figure 5.9 Relation entre le pourcentage poids au rejet et la teneur initiale en soufre dans le résidu

- **Quantité à désulfurer pour une CEBC** : dans certains cas, on peut s'intéresser à la désulfuration afin de produire uniquement la quantité de matériau nécessaire à la construction d'une CEBC; dans ce cas, il est important d'évaluer la quantité de résidus désulfurés à produire. En se servant de l'épaisseur de la couche de matériau fin (valeur introduite dans le modèle), de la superficie à recouvrir, de la densité relative D_r des résidus, de la porosité en place, on peut estimer, en ajoutant une marge de sécurité (typiquement 10 %), la quantité de rejets à désulfurer à l'aide de l'équation suivante :

$$\text{quantité} = \text{épaisseur-résidus miniers désulfurés} * \text{superficie du parc à restaurer avec une CEBC} * (D_r \text{ désulfuré} * (1-\text{porosité de la couche fine})) * (1+\text{marge de sécurité}).$$
- **Durée de désulfuration pour la CEBC** : dans l'éventualité où l'on ne veut produire des résidus désulfurés que pour la construction d'une CEBC, il est important d'évaluer la période de temps pour désulfurer la quantité requise de résidus; pour évaluer cette période de désulfuration, on utilise l'équation suivante :

$$\text{période} = \text{quantité à désulfurer pour une CEBC} / (\text{tonnage de résidus produits} * \% \text{ du résidu aux rejets} - 1).$$
- **Coûts annuels de désulfuration** : dans la perspective où la désulfuration est prévue pour la durée de vie entière de la mine, il est utile d'estimer les coûts annuels de désulfuration; ces coûts sont évalués en multipliant les « coûts d'opération de la désulfuration » par le « tonnage de résidus produits ».
- **Coûts de désulfuration pour une CEBC** : Ce coût représente les coûts liés à la désulfuration de la quantité nécessaire pour la construction de la CEBC. On obtient cette valeur en multipliant les coûts d'opération de la désulfuration par la quantité à désulfurer.

Coûts en capital

- **Tonnage de pulpe** : le tonnage de pulpe est calculé en divisant le « tonnage de résidus produits » (en tm/heure) par le « % solide en poids du résidu ».

- **Densité de la pulpe** : pour connaître les volumes nécessaires pour contenir la pulpe, on doit connaître la masse volumique; celle-ci se calcule à partir du D_r avant désulfuration et du % solide du résidu.
- **Débit de pulpe** : le débit de pulpe est obtenu en divisant le tonnage de pulpe par la masse volumique de la pulpe.
- **Temps de flottation** : à partir des essais de désulfuration réalisés dans le cadre du projet de Bussière et al. (1998a), il a été possible d'établir une relation empirique entre le temps de flottation et la récupération environnementale du S; l'équation générale déduite est la suivante :

$$R = R_f \left\{ 1 - \frac{1}{Kt} [1 - \exp(-Kt)] \right\} \quad (5.2)$$

où R est la récupération environnementale du S (en %), R_f et K sont les paramètres de lissage du modèle et t est le temps de flottation. Pour déterminer K et R_f , deux autres équations sont utilisées :

$$R = 105 \left\{ 1 - \frac{1}{5K} [1.5 - \exp(-5K)] \right\} \quad (5.3)$$

$$R = 0,996R_f - 4,25 \quad (5.4)$$

Si la valeur de R_f trouvée à l'aide de l'équation (5.4) est inférieure à 90 %, cette dernière valeur est considérée par défaut. Le paramètre R_f étant lié à la valeur maximale de récupération possible (asymptote de la fonction), cette valeur est difficile à déterminer précisément, de sorte qu'il est utile de fixer cette condition a priori. Pour estimer le temps de flottation, on se sert de la récupération environnementale du soufre R pour déterminer K et R_f . Ces deux paramètres servent par la suite à déterminer le temps de flottation t à l'aide de l'équation 5.2. Le temps évalué à l'aide de cette procédure est un temps pour des conditions de laboratoire. Pour estimer le temps en usine, on multiplie habituellement le temps de laboratoire par un facteur pouvant varier entre 2 et 3; une valeur de 2 a été utilisée ici.

- **Volume total des cellules** : ce paramètre est calculé en multipliant le débit de pulpe par le temps de flottation. Dans le chiffrier du modèle ECR, on permet également d'ajouter une marge de sécurité; par défaut, la valeur fixée est de 1,15 (1+ marge de sécurité de 15 %).
- **Taille individuelle des cellules requises** : la taille individuelle des cellules est évaluée à partir du volume total des cellules. Si ce volume total est entre 0 et 96 m³, la valeur par défaut de la taille des cellules est fixée à 8 m³; si le volume se situe entre 96 et 228 m³, la taille des cellules est fixée à 16 m³; la taille des cellules est fixée à 38 m³ pour un volume total des cellules supérieur à 228 m³.
- **Nombre de cellules requises** : on obtient le nombre de cellules en divisant leur volume total par la taille individuelle des cellules requises.
- **Coût total de l'ensemble des cellules de flottation** : à la suite de consultations avec des fournisseurs de cellules de flottation, les prix unitaires suivants ont été utilisés : si le volume total des cellules est entre 0 et 96 m³, le prix pour une cellule (de 8 m³) est de 48 000 \$; si le volume total des cellules est entre 96 et 228 m³, le prix est de 72 000 \$ (pour chaque cellule de 16 m³); si le volume total des cellules est supérieur à 228 m³, le prix unitaire d'une cellule (de 38 m³) est fixé à 92 000 \$.
- **Coût en capital total (cellules, installation, pompes...)** : en plus du coût à l'achat des cellules, il faut également ajouter d'autres coûts de capital, tels les coûts d'installation et les coûts des pompes et des accessoires. Pour estimer les coûts globaux en capital pour la désulfuration, il a été convenu, suite à des discussions avec du personnel technique, de multiplier par 2,5 le coût total de l'ensemble des cellules de flottation; c'est ce facteur qui est utilisée dans le chiffrier du modèle ECR.

Couverture multicouche

En ce qui concerne les calculs servant à estimer les coûts de construction d'une couverture avec effets de barrière capillaire, la méthode de calcul a déjà été présentée à la section 5.2.3.

On présente à la figure 5.10 un exemple de feuille de calcul pour estimer les coûts de désulfuration ainsi que les coûts de construction d'une CEBC faite de résidus désulfurés.

5.3 Utilisation du chiffrier ECR.1

On retrouvera, joint à ce rapport, une disquette contenant une copie d'un chiffrier Excel (format Windows 95) appelé ECR.1 (Estimation des Coûts de Restauration - version 1). Ce chiffrier permet d'estimer les coûts de contrôle du DMA à l'aide des techniques présentées précédemment et ce, à partir des caractéristiques du cas étudié. Pour estimer les coûts de restauration à l'aide d'une CEBC ou du traitement chimique de l'eau, il faut cliquer sur l'onglet *CEBC-traitement*. Pour estimer les coûts à l'aide d'une couverture en eau, on doit cliquer sur l'onglet *Ennoisement*, alors que pour estimer les coûts de restauration à l'aide de la désulfuration et de la construction d'une CEBC dont la couche fine est constituée de résidus désulfurés, on doit cliquer sur l'onglet *Désulf*. Les autres onglets de la feuille de calcul (*Sable, Argile, Végétale, \$ trait, Boues, \$ désulf, minflot, Equa, et % rejet*) ne sont utilisés que pour les trois premières feuilles et ne sont pas d'intérêt pour l'utilisateur à moins que celui-ci ne désire modifier les équations présentées dans les sections qui précèdent. Afin d'éviter que l'utilisateur n'écrase les équations introduites dans le chiffrier, toutes les cellules ont été verrouillées à l'exception de celles utilisées pour l'entrée de données. Dans le but d'aider l'utilisateur, les cellules nécessitant une entrée de valeur ont été ombragées.

La version du modèle que l'on retrouve jointe à ce rapport n'a été validée que de façon préliminaire. Il est important pour les utilisateurs potentiels de poursuivre la calibration et la validation à partir de cas documentés. La version ECR.1 permet néanmoins de réaliser une estimation des coûts (en dollars 1997) qui serait utile à l'étape des études de pré faisabilité d'un projet. Les coûts réels devront toutefois être déterminés à partir des données caractéristiques du site, et ajustés avec l'avancement des travaux.

Pour aider l'utilisateur, on présente dans les sections qui suivent des exemples d'application du modèle ECR à trois cas types représentatifs de conditions particulières que l'on peut retrouver dans l'industrie.

Renseignements généraux		
Superficie du parc	0 ha	
Superficie du parc à restaurer avec une CEBC	0 ha	
Durée de production	0 ans	
Tonnage de résidus produits	0 tm/jour	
Coûts d'opération de la désulfuration		
% soufre initial	0 %	
Potentiel d'acidification	0 kg CaCO ₃ /t	
Potentiel de neutralisation	0 kg CaCO ₃ /t	
Potentiel de génération d'acide (PGA)	0 kg CaCO ₃ /t	
Récupération environnementale du S	0.0%	
Coûts du collecteur pour la flottation	0.00 \$/kg	
Quantité de collecteur pour la flottation	10 g/t	
Coûts unitaires en collecteur pour la flottation	0.00 \$/t	
Coûts des autres réactifs pour la flottation	0.00 \$/t	
Autres coûts d'opération liés à la désulfuration	0.00 \$/t	
Coûts d'opération de la désulfuration	0.00 \$/t	
Porosité de la couche fine	0	
D, désulfuré	0	
% du résidu aux rejets	93.3%	
Quantité à désulfurer pour une CEBC	0 tm	Marge de sécurité: 1.1
Durée de désulfuration pour une CEBC	0.000 ans	
Coûts annuels de désulfuration	0 \$	
Coûts de désulfuration pour une CEBC	0 \$	
Coûts en capital de la désulfuration		
% solide du résidu	0%	
D, avant désulfuration	0	
Tonnage de pulpe	0.0 tm/heure	
Densité de la pulpe	0.00 tm/m ³	
Débit de pulpe	0.00 m ³ /minute	
Temps de flottation	0.0 minutes	
Volume total des cellules	0 m ³	Marge de sécurité: 1.15
Taille individuelle des cellules requises	0.0 m ³	
Nombre de cellules requises	0	
Coût total de l'ensemble des cellules de flottation	0 \$	
Coûts capital totaux (cellules, installation, pompes...)	0 \$	

Couvertures multicouches		Applicable à cette modélisation (oui/1, non/0):		1	
	Épaisseur (m)	Distance (km)	Coûts unit. (\$/m ³)	Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Couche grossière (bas)	0	1.5	5.03415	0 \$	0 \$
Couche fine	0				
Résidus miniers désulfurés	0	0.5	3.81455	0 \$	0 \$
Couche grossière (haut)	0	1.5	5.03415	0 \$	0 \$
Couche anti intrusion biologiques	0	1.5	5.03415	0 \$	0 \$
Couche pour végétation	0	5	9.6606	0 \$	0 \$
	Coûts unit. (\$/ha)			Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Revégétation	0			0 \$	0 \$
	Coûts unit. (\$/t)	Qté (tonnes)		Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Matériaux alcalins	0	4000		0 \$	0 \$
	Coûts unit. (\$/m ³)	Qté déplacée (m ³)		Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Nivellement du parc	0	0		0 \$	0 \$
	Coûts unit. (\$/ha)			Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Autres (ex. monitoring)	0			0 \$	0 \$
Coûts construction				0 \$	0 \$
Arrondi				0 \$	0 \$

Figure 5.10 Exemple d'une feuille de calcul pour estimer les coûts de désulfuration et de construction d'une CEBC faite de résidus désulfurés (les espaces ombragés doivent être complétés par l'utilisateur)

5.4 Études de cas types

Dans le but d'illustrer de façon plus spécifique l'application du modèle proposé, des études de cas types fictifs ont été réalisées. Dans ces calculs avec le modèle ECR, les valeurs des paramètres d'entrée ont été sélectionnées à partir d'informations tirées de cas réels documentés ou encore suite à des discussions avec des gens du milieu minier qui ont consenti à partager leur expérience. Il est important de rappeler à nouveau que le niveau de précision anticipé pour les coûts calculés par le chiffrer serait de l'ordre de 20 à 30 %.

On présente au tableau 5.2 un bref résumé des trois scénarios étudiés (Cas 1, 2 et 3). On remarque dans ce tableau que les trois cas types représentent un éventail relativement étendu des conditions envisagées. Ces cas sont décrits plus en détail dans ce qui suit.

Tableau 5.2 Description sommaire des scénarios analysés

Identification	Scénarios
Cas 1	Mine de métaux de base en opération depuis 5 ans dont les résidus sont générateurs de DMA (25 à 30 % pyrite); les résidus ont été stockés dans un parc dont les digues n'ont pas été conçues pour l'ennoiement.
Cas 2	Mine d'or en début d'opération dont les résidus sont générateurs de DMA (8 à 10 % pyrite).
Cas 3	Mine de métaux de base en début d'opération utilisant le remblai en pâte et dont les résidus sont générateurs de DMA (\approx 40 % pyrite).

5.4.1 Applications au Cas 1

Le premier cas considéré représente celui d'une mine de métaux de base déjà en opération, qui a un parc à résidus miniers générateur de drainage minier acide et dont les digues n'ont pas été conçues pour submerger les résidus sous l'eau. Les principales caractéristiques introduites dans l'analyse avec le modèle ECR sont :

- Le taux de production de la mine est de 2 700 tm/jour ;
- Le taux de production de résidus est de 2 300 tm/jour (environ 15 % de la masse va au concentré) ;
- La mine est en opération depuis 5 ans ;
- Le pourcentage soufre du résidu est de 14 % (soit entre 25 et 30 % pyrite) et le potentiel de neutralisation est de 60 kg de CaCO₃/tm ;
- La hauteur moyenne des digues actuelles est de 10 m et la topographie naturelle est déjà mise à profit (le parc est construit à flanc de coteaux avec la digue placée à l'extrémité basse); l'ennoisement de ce parc est actuellement inapplicable ;
- La quantité de résidus stockés dans le parc à la fin de la vie de la mine sera de 8 395 000 tm (environ 2 300 tm/jour pendant 10 ans) sur une superficie de 60 hectares ;
- Des essais cinétiques laissent présager que l'acidité de l'eau d'exfiltration du parc serait entre 50 et 500 mg/l (sans recouvrement);
- La quantité d'eau à traiter chimiquement est estimée à 90 m³/h, et la durée du traitement t est d'au moins 100 ans (sans recouvrement);
- Le taux d'actualisation utilisé dans cette simulation est de 5 % ;
- Un banc d'emprunt de sable et gravier est situé à 5 km et un sol fin est aussi disponible à environ 5 km; il n'y a pas de résidus non générateurs de DMA à proximité.

Pour ce cas particulier, les options de restauration analysées dans le modèle ECR sont : le traitement chimique de l'eau pour les 100 prochaines années, la construction d'une CEBC faite entièrement de matériaux naturels et la construction d'une CEBC faite de résidus désulfurés.

Traitement chimique de l'eau

Les coûts estimés pour le traitement chimique de l'eau ont été calculés à l'aide du chiffrier Excel ECR.1. Les principaux résultats obtenus sont présentés au tableau 5.3 et un exemple de feuille de calcul est montré à la figure 5.11. On remarque au tableau 5.3 que dans ce cas, le traitement chimique conventionnel serait plus économique que le traitement à l'aide de la technique HDS

(boues hautes densités) en raison de coûts de capitaux plus élevés pour cette technologie. Pour le traitement conventionnel, le coût total serait entre 4,7 et 7,0 M\$, ce qui correspond à des coûts unitaires entre 0,52 et 0,83 \$/tm selon l'acidité de l'eau. À noter que l'on ne tient pas compte dans ce calcul du coût de remplacement (total ou partiel) de l'usine qui pourrait s'avérer nécessaire sur une aussi longue période de temps.

Tableau 5.3 Estimation des coûts de traitement chimique à l'aide du chiffrier ECR.1 (Cas 1)

	Coûts globaux		Coûts unitaires (\$/tm)	
	Acidité=50 mg/L	Acidité=500 mg/L	Acidité=50 mg/L	Acidité=500 mg/L
Conventionnel	4 399 000 \$	7 003 000 \$	0,52	0,83
HDS	5 631 000 \$	8 008 000 \$	0,67	0,95

Traitement d'eau	Applicable à cette modélisation (oui/1, non/0):						1	
	Capacité (m³/heure)	Acidité* (mg/L)	Durée (années)	Taux %	Coûts opérat. \$/an	Coûts en capital \$	Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Traitement d'eau								
HDS	0	0	100	5%	- \$	- \$	0 \$	0 \$
Conventionnel	90	500	100	5%	273 964 \$	940 666 \$	6 378 279 \$	106 305 \$
	Capacité (m³/heure)	Acidité (mg/L)	Qté formée (m³)	Coûts unit. (\$/m³*an)	Coûts annuels \$		Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Gestion des boues								
HDS	0	0	-	4	0		0 \$	0 \$
Conventionnel	90	500	7866	4	31 464 \$		624 495 \$	10 408 \$
	Total actualisé						7 002 774 \$	116 713 \$
	Arrondi						7 003 000 \$	116 700 \$

*: Acidité peut prendre trois valeurs: 50, 500 ou 5000 mg/L

Figure 5.11 Exemple de feuille de calcul pour estimer les coûts de traitement (Cas 1)

CEBC faite de matériaux géologiques naturels

Les coûts de restauration à l'aide d'une CEBC faite de matériaux géologiques naturels ont été calculés pour le cas 1. Préalablement à la mise en place des couches, l'épandage d'une certaine quantité de chaux est prévu. Les épaisseurs des différentes couches utilisées dans la modélisation (basées sur les informations présentées aux chapitres précédents) sont de 0,5 m de sable grossier (pour la couche de support du bas), 0,6 m de sol fin (pour la rétention capillaire) et 0,3 m de gravier pour la couche du haut (couche drainante et couche de protection). Une couche superficielle de 10 cm constituée de matériaux organiques a également été prévue afin de

favoriser la revégétation du site. Le traitement chimique de l'eau n'a pas été introduit dans ce scénario. On peut voir à la figure 5.12 les principales données entrées dans le chiffrier ECR ainsi que les résultats obtenus en ce qui concerne les coûts de la CEBC qui se montent à environ 8 millions de dollars (\$1997).

Superficie à restaurer (ha)	60				
Couverture multicouche	Applicable à cette modélisation (oui/1, non/0):			1	
	Épaisseur (m)	Distance (km)	Coûts unit. (\$/m ²)	Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Couche grossière (bas)	0.5	5	6.3687	1 910 610 \$	31 844 \$
Couche fine					
Argile ou till	0.6	5	9.6816	3 485 376 \$	58 090 \$
Résidus miniers	0	0	3.6071	0 \$	0 \$
Couche grossière (haut)	0.3	5	6.3687	1 146 366 \$	19 106 \$
Couche anti intrusion biologique	0	5	6.3687	0 \$	0 \$
Couche pour végétation	0.1	5	9.6606	579 636 \$	9 661 \$
	Coûts unit. (\$/ha)			Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Revégétation	5000			300 000 \$	5 000 \$
	Coûts unit. (\$/t)	Qté (tonnes)		Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Matériaux alcalins	90	4000		360 000 \$	6 000 \$
	Coûts unit. (\$/m ³)	Qté déplacée (m ³)		Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Nivellement du parc	0	100000		0 \$	0 \$
	Coûts unit. (\$/ha)			Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Autres (ex. monitoring)	4000			240 000 \$	4 000 \$
				Total	
				8 021 988 \$	133 700 \$
				Arrondi	
				8 022 000 \$	133 700 \$

Figure 5.12 Feuille de calcul pour estimer les coûts d'une CEBC faite de matériaux naturels (Cas 1)

CEBC faite de résidus désulfurés

La dernière technique considérée pour le cas 1 est celle où l'on procède à une désulfuration à l'usine afin de produire suffisamment de résidus pour créer la couche de matériau fin dans une CEBC. Les principaux paramètres entrés dans le chiffrier ECR.1 sont présentés à la figure 5.13. Certains de ces paramètres sont des données du problème alors que d'autres sont des valeurs calculées à partir des équations déjà présentées. Les coûts d'opération de la désulfuration ainsi que les coûts en capital sont déterminés à partir des équations présentées à la section 5.2.

Les coûts d'opération estimés pour la désulfuration d'une quantité suffisante de matériau pour la construction de la couche fine d'une CEBC sont ici d'environ 360 000 \$ pour une période d'environ 1.1 année, alors que les coûts en capital sont estimés à 960 000 \$. Quant aux coûts de

construction de la CEBC pour le cas 1, ils sont estimés à 5 570 000 \$. Le total des coûts pour la réhabilitation du site à l'aide de cette technique serait donc de 6 890 000 \$.

À noter qu'il semble possible d'améliorer certaines des propriétés hydriques des résidus en les mélangeant avec de la bentonite. Selon Daniel Jetté de GSI Environnement (communication personnelle), il en coûterait environ 5\$/m² pour ajouter et mélanger de la bentonite sur une épaisseur de 15 cm. Cette option n'est pas considérée ici, mais elle mériterait sans doute une étude plus détaillée.

Comparaison entre les différentes solutions analysées

Les calculs effectués à l'aide du modèle ECR pour le cas 1 ont permis d'estimer les coûts pour trois différentes alternatives, soit le traitement chimique, la construction d'une CEBC à partir de matériaux naturels, et une CEBC faite avec des résidus désulfurés. Les principaux résultats obtenus sont résumés au tableau 5.4. On remarque que, dans ce cas particulier, les coûts de construction d'une CEBC seraient réduits de plus de 10 % par l'utilisation de résidus désulfurés. On note également que, pour ce cas particulier, le traitement chimique de l'eau à long terme devient pratiquement aussi coûteux que la construction d'une CEBC faite de résidus désulfurés lorsque l'eau à traiter a une acidité relativement élevée. On souligne enfin que nous avons considéré ici que les travaux pour ces trois options débutent à peu près en même temps et que les dépenses se font durant la même période de sorte qu'aucune actualisation n'a été appliquée, sauf pour ramener les coûts de traitement (pour cent ans) en dollars 1997.

Tableau 5.4 Comparaison entre les coûts estimés par le modèle ECR pour les différentes techniques (Cas 1)

Technique	Coûts totaux	Coûts unitaires	Coûts unitaires
Traitement chimique (acidité = 50 mg/L)	4 399 000 \$	73 300 \$/ha	0,52 \$/tm
Traitement chimique (acidité = 500 mg/L)	7 003 000 \$	116 700 \$/ha	0,83 \$/tm
CEBC faite de matériaux naturels	8 022 000 \$	133 700 \$/ha	0,96 \$/tm
CEBC avec résidus désulfurés	7 230 000 \$	120 500 \$/ha	0,86 \$/tm

Renseignements généraux		
Superficie du parc	60 ha	
Superficie du parc à restaurer avec une CEBC	60 ha	
Durée de production	10 ans	
Tonnage de résidus produits	2300 tm/jour	
Coûts d'opération de la désulfuration		
% soufre initial	14 %	
Potentiel d'acidification	437.5 kg CaCO ₃ /t	
Potentiel de neutralisation	60 kg CaCO ₃ /t	
Potentiel de génération d'acide (PGA)	-377.5 kg CaCO ₃ /t	
Récupération environnementale du S	90.9%	
Coûts du collecteur pour la flottation	2.30 \$/kg	
Quantité de collecteur pour la flottation	82 g/t	
Coûts unitaires en collecteur pour la flottation	0.19 \$/t	
Coûts des autres réactifs pour la flottation	0.00 \$/t	
Autres coûts d'opération liés à la désulfuration	0.20 \$/t	
Coûts d'opération de la désulfuration	0.39 \$/t	
Porosité de la couche fine	0.45	
D _r désulfuré	2.76	
% du résidu aux rejets	64.9%	
Quantité à désulfurer pour une CEBC	601 128 tm	Marge de sécurité: 1.1
Durée de désulfuration pour une CEBC	1.104 ans	
Coûts annuels de désulfuration	326 230 \$	
Coûts de désulfuration pour une CEBC	360 082 \$	
Coûts en capital de la désulfuration		
% solide du résidu	35%	
D _r avant désulfuration	3.04	
Tonnage de pulpe	273.8 tm/heure	
Densité de la pulpe	1.31 tm/m ³	
Débit de pulpe	3.49 m ³ /minute	
Temps de flottation	18.5 minutes	
Volume total des cellules	74 m ³	Marge de sécurité: 1.15
Taille individuelle des cellules requises	8.0 m ³	
Nombre de cellules requises	10	
Coût total de l'ensemble des cellules de flottation	480 000 \$	
Coûts capital totaux (cellules, installation, pompes...)	960 000 \$	

Couvertures multicouches	Applicable à cette modélisation (oui/1, non/0):			1	
	Épaisseur (m)	Distance (km)	Coûts unit. (\$/m ²)	Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Couche grossière (bas)	0.5	5	6.3687	1 910 610 \$	31 844 \$
Couche fine					
Résidus miniers désulfurés	0.6	0.5	3.81455	1 373 238 \$	22 887 \$
Couche grossière (haut)	0.3	5	6.3687	1 146 366 \$	19 106 \$
Couche anti intrusion biologiques	0	5	6.3687	0 \$	0 \$
Couche pour végétation	0.1	5	9.6606	579 636 \$	9 661 \$
	Coûts unit. (\$/ha)			Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Revégétation	5000			300 000 \$	5 000 \$
	Coûts unit. (\$/t)	Qté (tonnes)		Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Matériaux alcalins	90	4000		360 000 \$	6 000 \$
	Coûts unit. (\$/m ²)	Qté déplacée (m ²)		Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Nivellement du parc	0	0		0 \$	0 \$
	Coûts unit. (\$/ha)			Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Autres (ex. monitoring)	4000			240 000 \$	4 000 \$
Coûts construction				5 909 850 \$	98 498 \$
Arrondi				5 910 000 \$	98 500 \$

Figure 5.13 Feuille de calcul pour estimer les coûts de désulfuration et de construction d'une CEBC faite de résidus désulfurés (Cas 1)

5.4.2 Applications au Cas 2

Le cas 2 représente une mine d'or dont les rejets de concentrateur ont une assez faible teneur en sulfure mais qui sont tout de même générateurs de DMA. Les principales caractéristiques utilisées dans l'analyse sont :

- Le taux de production de la mine (tonnage de minerai traité) est de 3 200 tm/jour ;
- Le taux de production de résidus miniers est également de 3 200 tm/jour ;
- La mine est au tout début de ses opérations et la durée de vie prévue est de 13 ans ;
- Le pourcentage soufre du résidu est de 4 % (soit entre 8 et 10 % de pyrite) et le potentiel de neutralisation est de 30 kg de CaCO₃/tm ;
- La quantité de résidus produits à la fin de la vie de la mine est de 15 184 000 tm (environ 3 200 tm/jour pendant 13 ans);
- Des essais cinétiques laissent présager que l'acidité de l'eau d'exfiltration du parc serait entre 50 et 500 mg/L (sans recouvrement);
- Il est prévu qu'il n'y aurait pas de production de DMA avant la fermeture de la mine ;
- La quantité d'eau à traiter variera entre 90 et 200 m³/h et la durée du traitement chimique est de 100 ans (sans recouvrement) ;
- Le taux d'actualisation utilisé est de 5 % ;
- Un banc d'emprunt de sable et gravier ainsi qu'un banc d'emprunt de till est situé à environ 1,5 km du site. (n.b. ceci représente une distance plutôt courte par rapport à de nombreux cas réels).

Pour le cas 2, les options analysées à l'aide du modèle ECR sont : le traitement chimique de l'eau pour 100 ans après la fermeture de la mine, la construction de digues étanches qui permettront d'inonder le parc à résidus, la construction d'une CEBC faite entièrement de matériaux géologiques (naturels ou artificiels) à la fin de la vie de la mine, et la construction d'une CEBC faite de résidus désulfurés sur la portion du parc qui contient des résidus générateurs de DMA, avec une mise en place mécanique ou hydraulique des résidus désulfurés.

Traitement chimique de l'eau

Les coûts relatifs au traitement chimique de l'eau à long terme obtenus avec le modèle ECR sont présentés au tableau 5.5 (en dollars 1997).

Tableau 5.5 Estimation des coûts de traitement chimique à l'aide du chiffrier ECR (Cas 2)

Débit (m ³ /h)	Acidité (mg/L)	Type de traitement	Coûts totaux	Coûts unitaires (\$/tm)
90	50	HDS	5 631 000 \$	0,40
90	500	HDS	8 008 000 \$	0,53
90	50	Conventionnel	4 399 000 \$	0,29
90	500	Conventionnel	7 002 000 \$	0,46
200	50	HDS	7 297 000 \$	0,51
200	500	HDS	10 592 000 \$	0,70
200	50	Conventionnel	5 721 000 \$	0,38
200	500	Conventionnel	9 683 000 \$	0,64

Ennoiement des résidus

L'ennoiement des résidus implique la construction de digues étanches qui permettent de maintenir un niveau d'eau suffisamment élevé pour contrôler la production de DMA. Dans le cas 2 (également basé sur un cas réel), la construction du réservoir entraîne l'installation de sept segments de digue d'une longueur totale de 4 380 m. La capacité du réservoir correspond à 15 000 000 tm de résidus, et celui-ci couvre une superficie approximative de 250 hectares. La construction serait réalisée en cinq phases successives réparties dans le temps. Les matériaux utilisés pour la construction des digues sont des matériaux criblés (sable et gravier), de la moraine et du sable et gravier. Les quantités de chaque matériau nécessaires pour la construction des cinq phases sont présentées au tableau 5.6. On retrouve également dans ce tableau les coûts estimés pour chacune des phases à l'aide du modèle ECR ainsi que l'échéancier des travaux pour chacune des phases. En dollars 1997, le coût total serait d'environ 9.9 M \$.

Tableau 5.6 Estimation des coûts de construction des infrastructures pour le parc à résidus miniers avec digues étanches à l'aide du modèle ECR (Cas 2)

Phase	Matériaux criblés (sable et gravier)	Moraine	Sable et gravier	Coûts totaux	Échéancier des travaux de construction
I	39 900 m ³	90 600 m ³	146 000 m ³	1 788 636 \$	an 0
II	26 300 m ³	100 500 m ³	112 300 m ³	1 590 925 \$	an 2
III	17 700 m ³	50 700 m ³	29 200 m ³	710 915 \$	an 3
IV	53 700 m ³	142 000 m ³	41 400 m ³	1 835 323 \$	an 5
V	121 200 m ³	230 400 m ³	216 900 m ³	3 987 609 \$	an 8
			Coût total :	9 913 408 \$	

CEBC faite de matériaux naturels

La troisième option considérée pour le cas 2 consiste à construire une couverture avec effets de barrière capillaire sur le parc à résidus à la fin des opérations. La mise en place des résidus miniers dans un parc à résidus à l'aide de méthodes conventionnelles (méthode amont, aval ou par l'axe central; e.g. Vick 1983)) engendre une superficie perturbée d'environ 130 hectares (en supposant 115 000 tonnes par hectare). On suppose aussi dans cette analyse que toute la superficie du parc devra être recouverte par la CEBC. La couverture serait construite à partir de matériaux naturels prélevés à 1.5 km du site. Préalablement à la mise en place des couches, l'épandage d'une certaine quantité de chaux est prévu. Tout comme pour le cas 1, les épaisseurs des différentes couches utilisées dans la modélisation sont : 0,5 m de sable grossier pour la couche du bas, 0,6 m de matériau fin pour la couche de rétention capillaire, et 0,3 m de gravier pour la couche de sable du haut. Une couche superficielle de 10 cm constituée de matériaux organiques a également été ajoutée afin de favoriser la revégétation du site. Aucun traitement chimique de l'eau n'est prévu dans ce scénario. On peut voir à la figure 5.14 les données introduites dans le chiffrier du modèle ECR ainsi que les résultats obtenus en ce qui concerne les coûts.

Superficie à restaurer (ha)	130			
Couverture multicouche	Applicable à cette modélisation (oui/1, non/0):			1
	Épaisseur (m)	Distance (km)	Coûts unit. (\$/m ³)	Coûts totaux \$
Couche grossière (bas)	0.5	1.5	5.03415	3 272 198 \$
Couche fine				
Argile ou till	0.6	1.5	8.22945	6 418 971 \$
Résidus miniers	0	0	3.6071	0 \$
Couche grossière (haut)	0.3	1.5	5.03415	1 963 319 \$
Couche anti intrusion biologique	0	0	4.4622	0 \$
Couche pour végétation	0.1	1.5	8.1948	1 065 324 \$
	Coûts unit. (\$/ha)			Coûts totaux \$
Revégétation	5000			650 000 \$
	Coûts unit. (\$/t)	Qté (tonnes)		Coûts totaux \$
Matériaux alcalins	90	4000		360 000 \$
	Coûts unit. (\$/m ³)	Qté déplacée (m ³)		Coûts totaux \$
Nivellement du parc	0	100000		0 \$
	Coûts unit. (\$/ha)			Coûts totaux \$
Autres (ex. monitoring)	4000			4 000 \$
				Total
				14 249 811 \$
				Arrondi
				14 250 000 \$

Figure 5.14 Exemple d'une feuille de calcul complétée pour estimer les coûts de la CEBC faite de matériaux naturels (Cas 2)

CEBC faite de résidus désulfurés

Cette alternative consiste à introduire une étape de désulfuration des résidus quelque temps avant la fin de la mine de façon à produire la quantité nécessaire de résidus désulfurés pour la construction d'une CEBC. Les travaux réalisés dans le cadre du projet de l'URSTM (Bussière et al. 1998a) ont montré qu'il est possible de désulfurer des résidus cyanurés à l'aide d'un collecteur de type amine acétate appelé Armac. On pose comme hypothèse dans cette simulation que la concentration en cyanure dans les résidus désulfurés sera suffisamment faible pour que ces matériaux puissent être employés dans la CEBC comme couche de matériaux fins. Les résidus désulfurés seraient mis en place par des moyens mécaniques conventionnels. On retrouve à la figure 5.15 quelques détails sur les données introduites dans le chiffrier.

Renseignements généraux					
Superficie du parc	130 ha				
Superficie du parc à restaurer avec une CEBC	130 ha				
Durée de production	13 ans				
Tonnage de résidus produits	3200 tm/jour				
Coûts d'opération de la désulfuration					
% soufre initial	4 %				
Potentiel d'acidification	125 kg CaCO ₃ /t				
Potentiel de neutralisation	30 kg CaCO ₃ /t				
Potentiel de génération d'acide (PGA)	-95 kg CaCO ₃ /t				
Récupération environnementale du S	92.0%				
Coûts du collecteur pour la flottation	4.50 \$/kg				
Quantité de collecteur pour la flottation	90 g/t				
Coûts unitaires en collecteur pour la flottation	0.41 \$/t				
Coûts des autres réactifs pour la flottation	0.00 \$/t				
Autres coûts d'opération liés à la désulfuration	0.15 \$/t				
Coûts d'opération de la désulfuration	0.56 \$/t				
Porosité de la couche fine	0.45				
D, désulfuré	2.76				
% du résidu aux rejets	85.2%				
Quantité à désulfurer pour une CEBC	1 302 444 tm	Marge de sécurité:	1.1		
Durée de désulfuration pour une CEBC	1.309 ans				
Coûts annuels de désulfuration	648 240 \$				
Coûts de désulfuration pour une CEBC	848 327 \$				
Coûts en capital de la désulfuration					
% solide du résidu	35%				
D, avant désulfuration	2.85				
Tonnage de pulpe	381.0 tm/heure				
Densité de la pulpe	1.29 tm/m ³				
Débit de pulpe	4.91 m ³ /minute				
Temps de flottation	17.5 minutes				
Volume total des cellules	99 m ³	Marge de sécurité:	1.15		
Taille individuelle des cellules requises	16.0 m ³				
Nombre de cellules requises	7				
Coût total de l'ensemble des cellules de flottation	504 000 \$				
Coûts capital totaux (cellules, installation, pompes...)	1 008 000 \$				
Couverture multicouche					
Applicable à cette modélisation (oui/1, non/0):			1		
	Épaisseur (m)	Distance (km)	Coûts unit. (\$/m ²)	Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Couche grossière (bas)	0.5	5	6.3687	4 139 655 \$	31 844 \$
Couche fine					
Résidus miniers désulfurés	0.6	0.5	3.81455	2 975 349 \$	22 887 \$
Couche grossière (haut)	0.3	5	6.3687	2 483 793 \$	19 106 \$
Couche anti intrusion biologiques	0	5	6.3687	0 \$	0 \$
Couche pour végétation	0.1	5	9.6606	1 255 878 \$	9 661 \$
	Coûts unit. (\$/ha)			Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Revégétation	5000			650 000 \$	5 000 \$
	Coûts unit. (\$/t)	Qté (tonnes)		Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Matériaux alcalins	90	4000		360 000 \$	2 769 \$
	Coûts unit. (\$/m ²)	Qté déplacée (m ³)		Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Nivellement du parc	0	0		0 \$	0 \$
	Coûts unit. (\$/ha)			Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Autres (ex. monitoring)	4000			520 000 \$	4 000 \$
Coûts construction				12 384 675 \$	95 267 \$
Arrondi				12 385 000 \$	95 300 \$

Figure 5.15 Feuille de calcul pour estimer les coûts de désulfuration (à la fin de l'opération) et de construction d'une CEBC faite de résidus désulfurés (Cas 2)

Comme les résultats des essais en colonne ont confirmé l'efficacité de résidus déposés dans un état lâche, on a par ailleurs considéré la possibilité que les rejets du moulin préalablement désulfurés soient plutôt mis en place par des moyens hydrauliques (et non mécaniques). Pour une mise en place hydraulique, trois techniques existantes pourraient être utilisées, soit la technique du remblai en pâte (e.g. Hassani et Archibald 1998), la méthode des rejets épaissis (« thickened discharge » - Ritcey, 1989) ou le déversement traditionnel (lances à robinets avec ou sans hydrocyclones – Vick, 1983). Seule la méthode du remblai en pâte a été considérée ici, et il a été supposé que l'usine de remblai serait construite à proximité du parc à résidus afin de minimiser les coûts de pompage de la pâte.

Dans un tel cas, il faudrait ajouter aux coûts en capitaux calculés précédemment, le coût de construction de l'usine de remblai en pâte (à moins qu'elle ne soit déjà construite). Si l'on se base sur les coûts de l'usine de Louvicourt (qui présente une capacité semblable à celle du cas 2) ce montant serait d'environ 5,5 M \$. Les coûts d'opération ont aussi été évalués d'après ceux de Louvicourt (re : communication personnelle de M. Louis Racine, 1998) et ils seraient de 1,00 \$ par tonne de remblai. Si l'on fait l'hypothèse que la couche grossière du bas et la couche fine sont aussi mises en place hydrauliquement (à partir de la sous-verse des résidus cyclonés), on obtient une économie de l'ordre de 5 000 000 \$ pour la mise en place par rapport à ce qui a été calculé précédemment. Tous les autres coûts de mise en place demeurent les mêmes. Le tableau 5.7 présente une comparaison des coûts totaux pour la mise en place hydraulique et mécanique.

Il faut noter que si le coût de construction de l'usine pour le remblai en pâte paraît élevé, les coûts d'opération sont, par contre, relativement faibles si on les compare à la moyenne de l'industrie. Pour amoindrir ces coûts, on pourrait réutiliser en totalité ou en partie les composantes de l'usine, ou construire celle-ci à partir de composantes usagées déjà disponibles. Évidemment, si l'usine de remblai en pâte est déjà en place et utilisée par le remblayage souterrain, les coûts de construction peuvent être considérablement réduits (ou même éliminés). La logistique appropriée pour la mise en place hydraulique des diverses couches d'une CEBC devrait aussi être étudiée afin d'optimiser l'organisation des étapes de construction.

Désulfuration prolongée et CEBC faite de résidus désulfurés

Une autre alternative considérée ici porte sur la variante suivante : la désulfuration des résidus commence dès le début des opérations, ou l'entreposage du concentré de sulfure se fait dans une section du parc et celle du résidu désulfuré dans une autre section; le recouvrement de la section sulfureuse, à la fin des opérations, se fait à l'aide d'une CEBC dont la couche fine serait faite de résidus désulfurés. Cette solution implique que certains coûts sont répartis tout au long de l'opération de la mine. Au début, il faut prévoir un investissement pour les équipements de désulfuration à l'usine. Des coûts d'opération de désulfuration sont aussi à prévoir tout au long de la vie du concentrateur. Comme précédemment, on pose qu'avec le collecteur Armac, il serait possible de désulfurer des résidus contenant déjà des cyanures. À la fin des opérations, il faut prévoir un montant supplémentaire pour la construction de la CEBC sur la partie du parc qui peut générer du DMA (soit celle du concentré de sulfure). Il est toutefois important de noter que la superficie à restaurer à l'aide d'une CEBC serait alors beaucoup moindre puisque la superficie occupée par des résidus générateurs d'acide serait considérablement réduite. Pour le cas 2, on pose que cette superficie ne serait que de 20 % de la superficie totale. On retrouve à la figure 5.16 les valeurs des différents paramètres introduits dans le chiffrier du modèle ECR pour estimer les coûts reliés à cette solution.

On peut voir sur cette figure que le coût en capital pour la désulfuration est estimé à 1 008 000 \$, les coûts annuels de désulfuration sont d'environ 648 200 \$, et le coût de construction de la CEBC sur la partie sulfureuse du parc est de 2 945 000 \$.

Renseignements généraux		
Superficie du parc	130 ha	
Superficie du parc à restaurer avec une CEBC	26 ha	
Durée de production	13 ans	
Tonnage de résidus produits	3200 tm/jour	
Coûts d'opération de la désulfuration		
% soufre initial	4 %	
Potentiel d'acidification	125 kg CaCO ₃ /t	
Potentiel de neutralisation	30 kg CaCO ₃ /t	
Potentiel de génération d'acide (PGA)	-95 kg CaCO ₃ /t	
Récupération environnementale du S	92.0%	
Coûts du collecteur pour la flottation	4.50 \$/kg	
Quantité de collecteur pour la flottation	90 g/t	
Coûts unitaires en collecteur pour la flottation	0.41 \$/t	
Coûts des autres réactifs pour la flottation	0.00 \$/t	
Autres coûts d'opération liés à la désulfuration	0.15 \$/t	
Coûts d'opération de la désulfuration	0.56 \$/t	
Porosité de la couche fine	0.45	
D _r désulfuré	2.76	
% du résidu aux rejets	85.2%	
Quantité à désulfurer pour une CEBC	260 489 tm	Marge de sécurité: 1.1
Durée de désulfuration pour une CEBC	0.262 ans	
Coûts annuels de désulfuration	648 240 \$	
Coûts de désulfuration pour une CEBC	169 665 \$	
Coûts en capital de la désulfuration		
% solide du résidu	35%	
D _r avant désulfuration	2.85	
Tonnage de pulpe	381.0 tm/heure	
Densité de la pulpe	1.29 tm/m ³	
Débit de pulpe	4.91 m ³ /minute	
Temps de flottation	17.5 minutes	
Volume total des cellules	99 m ³	Marge de sécurité: 1.15
Taille individuelle des cellules requises	16.0 m ³	
Nombre de cellules requises	7	
Coût total de l'ensemble des cellules de flottation	504 000 \$	
Coûts capital totaux (cellules, installation, pompes...)	1 008 000 \$	

Couverture multicouche	Applicable à cette modélisation (oui/1, non/0):			1	
	Epaisseur (m)	Distance (km)	Coûts unit. (\$/m ²)	Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Couche grossière (bas)	0.5	5	6.3687	827 931 \$	6 369 \$
Couche fine					
Résidus miniers désulfurés	0.6	0.5	3.81455	595 070 \$	4 577 \$
Couche grossière (haut)	0.3	5	6.3687	496 759 \$	3 821 \$
Couche anti intrusion biologiques	0	5	6.3687	0 \$	0 \$
Couche pour végétation	0.1	5	9.6606	251 176 \$	1 932 \$
	Coûts unit. (\$/ha)			Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Revégétation	5000			650 000 \$	5 000 \$
	Coûts unit. (\$/ha)	Qté (tonnes)		Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Matériaux alcalins	90	4000		360 000 \$	2 769 \$
	Coûts unit. (\$/ha)	Qté déplacée (m ²)		Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Nivellement du parc	0	0		0 \$	0 \$
	Coûts unit. (\$/ha)			Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Autres (ex. monitoring)	4000			104 000 \$	800 \$
				Coûts construction	
				3 284 935 \$	25 269 \$
				Arrondi	
				3 285 000 \$	25 300 \$

Figure 5.16 Feuille de calcul pour estimer les coûts de désulfuration prolongée et de la construction d'une CEBC faite de résidus désulfurés (Cas 2)

Comparaison entre les différentes solutions analysées

Dans les paragraphes précédents, les coûts associés à six techniques ont été évalués pour le cas 2. Les dépenses, selon la technique utilisée, peuvent toutefois être effectuées à différents temps. Pour cette raison, il faut ramener les coûts à une même année de référence (dans notre cas, le début des opérations), et les actualiser pour les comparer entre eux. On retrouve au tableau 5.7 le détail des dépenses encourues ainsi que les coûts globaux estimés pour les six techniques identifiées comme suit : la Technique 1 correspond au traitement chimique (débit = 200 m³/h et acidité = 50 mg/l), la Technique 2 à l'enneiement, la Technique 3 à une CEBC faite de matériaux naturels (sols), la Technique 4 à la désulfuration à la fin de la mine et à la construction d'une CEBC faite de résidus désulfurés, la Technique 5 est identique à la Technique 4 mais avec une CEBC construite avec une mise en place hydraulique des résidus, et la Technique 6 correspond à la désulfuration durant toute la vie de la mine et à la construction d'une CEBC faite de résidus désulfurés sur les rejets réactifs. Pour réaliser cette analyse économique, dont les résultats sont présentés succinctement au tableau 5.7, les hypothèses suivantes ont été posées :

- Les digues construites initialement pour contenir les résidus miniers (Techniques 1, 3, 4 et 5) ne sont pas conçues pour l'enneiement des résidus. Comme le coût de construction de digues avec zones étanches peut être de 2 à 24 fois plus élevé que celui de digues conventionnelles formées de résidus miniers (e.g. Calwell et Welsh 1982), nous avons considéré qu'en moyenne les coûts de construction de digues pour l'enneiement (Technique 2), sont dix fois supérieur aux coûts usuels des digues conventionnelles.
- Les coûts de monitoring et d'entretien ont été estimés à 30 000 \$/an pour les digues étanches (Technique 2), à 15 000 \$/an pour les CEBC recouvrant la totalité du parc (Techniques 3, 4 et 5), et à 5 000 \$/an pour les CEBC recouvrant seulement la partie sulfureuse du parc (Technique 6).

- Une valeur résiduelle des équipements de flottation et de production du remblai en pâte a été introduite pour les Techniques 4, 5 et 6; pour la Technique 6, où les équipements serviront pour toute la durée de vie de la mine, une valeur résiduelle de 20 % a été utilisée, alors que l'on a adopté une valeur de 40 % pour le cas où la désulfuration n'est effectuée qu'à la fin de la vie de la mine (Techniques 4 et 5).

Tableau 5.7 Dépenses et coûts actualisés pour les différentes techniques de restauration pour le Cas 2

Année	Dépenses (Technique 1) – Traitement chimique	
0	179 000 \$	Construction des digues du parc à résidus
2	159 000 \$	Construction des digues du parc à résidus
3	71 000 \$	Construction des digues du parc à résidus
5	184 000 \$	Construction des digues du parc à résidus
8	399 000 \$	Construction des digues du parc à résidus
13	1 058 000 \$	Coûts en capital pour l'usine de traitement
14-100	235 000 \$	Coûts d'opération de l'usine de traitement
Total	3 634 000 \$	Coûts actualisés
Année	Dépenses (Technique 2) -- Ennoiment	
0	1 789 000 \$	Construction des digues pour l'ennoiment
2	1 591 000 \$	Construction des digues pour l'ennoiment
3	711 000 \$	Construction des digues pour l'ennoiment
5	1 835 000 \$	Construction des digues pour l'ennoiment
8	3 988 000 \$	Construction des digues pour l'ennoiment
14-100	30 000 \$	Monitoring et entretien des digues
Total	7 901 000 \$	Coûts actualisés
Année	Dépenses (Technique 3) – CEBC en sols	
0	179 000 \$	Construction des digues du parc à résidus
2	159 000 \$	Construction des digues du parc à résidus
3	71 000 \$	Construction des digues du parc à résidus
5	184 000 \$	Construction des digues du parc à résidus
8	399 000 \$	Construction des digues du parc à résidus
13	14 250 000 \$	Coûts de construction de la CEBC en matériaux naturels
14-100	15 000 \$	Monitoring et entretien
Total	8 106 000 \$	Coûts actualisés
Année	Dépenses (Technique 4) – Désulfuration partielle/CEBC/mécanique	
0	179 000 \$	Construction des digues du parc à résidus
2	159 000 \$	Construction des digues du parc à résidus
3	71 000 \$	Construction des digues du parc à résidus
5	184 000 \$	Construction des digues du parc à résidus
8	399 000 \$	Construction des digues du parc à résidus
12	1 363 000 \$	Coûts en capital et d'opération de désulfuration
13	12 385 000 \$	Coûts d'opération de désulfuration + coûts de la CEBC + revente (40 %)
14-100	15 000 \$	Monitoring et entretien
Total	8 011 000 \$	Coûts actualisés
Année	Dépenses (Technique 5) – Désulfuration partielle/CEBC/déposition hydraulique	
0	179 000 \$	Construction de digues du parc à résidus
2	159 000 \$	Construction de digues du parc à résidus
3	71 000 \$	Construction de digues du parc à résidus
5	184 000 \$	Construction de digues du parc à résidus
8	399 000 \$	Construction de digues du parc à résidus
12	8 500 000 \$	Coûts en capitaux et d'opération pour la désulfuration et la mise en pâte
13	4 500 000 \$	Coûts d'opération, mise en place de la couche du haut et autres couches, revente des équipements
14-100	15 000 \$	Monitoring et entretien
Total	8 067 000 \$	Coûts actualisés

Tableau 5.7 Dépenses et coûts actualisés pour les différentes techniques de restauration pour le Cas 2 (suite et fin)

Année	Dépenses (Technique 6) – Désulfuration prolongée et CEBC	
0	1 187 000 \$	Coûts en capital pour la désulfuration + coûts des digues
1	648 000 \$	Coûts d'opération de désulfuration
2	807 000 \$	Coûts d'opération de désulfuration + coûts des digues
3	719 000 \$	Coûts d'opération de désulfuration + coûts des digues
4	648 000 \$	Coûts d'opération de désulfuration
5	832 000 \$	Coûts d'opération de désulfuration + coûts des digues
6	648 000 \$	Coûts d'opération de désulfuration
7	648 000 \$	Coûts d'opération de désulfuration
8	1 047 000 \$	Coûts d'opération de désulfuration + coûts des digues
9	648 000 \$	Coûts d'opération de désulfuration
10	648 000 \$	Coûts d'opération de désulfuration
11	648 000 \$	Coûts d'opération de désulfuration
12	648 000 \$	Coûts d'opération de désulfuration
13	3 732 000 \$	Coûts d'opération de désulfuration + coûts de la CEBC + revente
14-100	5 000 \$	Monitoring et entretien
Total	9 127 000 \$	Coûts actualisés

Chaque coût global présenté au tableau 5.7 peut être perçu comme étant équivalent au montant qu'il faudrait mettre de côté à l'année 0, à un taux de rendement donné constant, pour réussir à financer tous les travaux et dépenses prévus. Les résultats obtenus montrent que la méthode la moins coûteuse pour ce cas particulier serait le traitement chimique de l'eau à 3 634 000 \$. Il faut noter cependant que cette valeur correspond à un débit de 200 m³/h et à une acidité de l'eau de 50 mg/l. Augmenter le débit ou l'acidité pourrait changer radicalement les coûts estimés. Par exemple, si l'on augmente l'acidité à 500 mg/l, on obtient un coût de 5 630 000 \$; si l'acidité de l'eau est encore plus grande (i.e. 5 000 mg/l) mais que le débit est réduit à 90 m³/h, on obtient un estimé de 11 000 000 \$; et ainsi de suite. À noter aussi que les coûts d'entretien et de remplacement des équipements de l'usine de traitement (qui pourraient s'avérer importants sur une période de 100 ans) n'ont pas été inclus spécifiquement dans l'analyse.

Il faut également faire remarquer que le taux d'actualisation est un facteur très important dans l'estimation du coût total à l'aide du modèle ECR. Par exemple, une baisse de 2 % du taux d'actualisation fait pratiquement doubler les coûts calculés pour le traitement de l'eau. On considère en général que le taux d'actualisation utilisé pour une étude environnementale devrait être le même que celui utilisé par l'entreprise au démarrage de son projet d'exploitation.

Les calculs réalisés pour l'envoiment (Technique 2), pour la CEBC faite de matériaux naturels (Technique 3), et pour la CEBC faite de résidus désulfurés avec désulfuration à la fin de la vie de la mine et mise en place mécanique ou hydraulique (Techniques 3,4,5) engendrent des coûts globaux très similaires (autour de 8 millions de dollars 1997). Quant à la Technique 6 de désulfuration pour toute la vie de la mine suivie de la construction d'une CEBC faite de résidus désulfurés, les coûts, estimés à environ 9.1 millions de dollars, sont les plus élevés. Néanmoins, il faudrait prendre en ligne de compte que, d'un point de vue environnemental, cette technique offre des avantages certains puisque l'on limite la zone problématique en diminuant grandement la superficie perturbée par les matériaux générateurs de DMA entreposés en surface.

5.4.3 Applications au Cas 3

Le dernier cas considéré ici représente une mine de métaux de base dont le minerai a une teneur en sulfures élevée et dont les résidus sont fortement générateurs de DMA. Les principales caractéristiques qui seront introduites dans la simulation sont :

- Le taux de production de la mine est de 2 500 tm/jour ;
- Le taux de production de résidus est de 2 135 tm/jour ;
- La mine est au début de ses opérations et la durée de vie prévue est de 12 ans ;
- Le pourcentage soufre du résidu est de 21 % (soit environ 40 % de pyrite) et le potentiel de neutralisation est de 60 kg de CaCO₃/tm ;
- La mine utilise, à des fins d'exploitation, du remblai en pâte, et on prévoit qu'environ 50 % des résidus seront retournés dans les chantiers souterrains ;
- La quantité de résidus produits à la fin de la vie de la mine sera de 9 351 300 tm, ce qui signifie qu'environ 4 675 650 tm devront être acheminées au parc à résidus ;
- L'acidité de l'eau d'exfiltration du parc serait entre 500 et 5 000 mg/l (sans recouvrement);
- Il est prévu qu'il n'y aura pas de production de DMA avant la fermeture de la mine;

- La quantité d'eau à traiter serait environ de 90 m³/h après la fermeture; la durée du traitement chimique de l'eau est d'au moins 100 ans (sans recouvrement);
- Le taux d'actualisation utilisé dans cette simulation est de 5 % ;
- Du sable et gravier ainsi qu'un matériau fin (sols ou résidus miniers non réactifs) est disponible à 5 km du site à restaurer.

Pour ce cas particulier, les options considérées sont : le traitement chimique de l'eau pour 100 ans après la fermeture de la mine, la construction de digues étanches qui permettront d'inonder le parc à résidus à la fin de la période d'opération de la mine, la construction d'une CEBC faite entièrement de matériaux naturels à la fin de la vie de la mine, la construction d'une CEBC comprenant des résidus désulfurés à la fin de la vie de la mine avec une mise en place mécanique ou hydraulique, et enfin la désulfuration durant toute la vie de la mine combinée à la construction d'une CEBC faite de résidus désulfurés sur la portion du parc qui contient des résidus générateurs de DMA.

Traitement chimique de l'eau

Les coûts de traitement chimique de l'eau à long terme, obtenus avec le modèle ECR, sont présentés au tableau 5.8 (en dollars 1997). On retrouve également à la figure 5.17 un exemple d'une feuille de calcul.

Tableau 5.8 Estimation des coûts de traitement chimique à l'aide du modèle ECR (Cas 3)

Débit (m ³ /h)	Acidité (mg/L)	Type de traitement	Coûts totaux	Coûts unitaires (\$/tm)
90	500	HDS	8 008 000 \$	1,71
90	5000	HDS	17 102 000 \$	3,66
90	500	Conventionnel	7 003 000 \$	1,50
90	5000	Conventionnel	23 334 000 \$	4,99

Traitement d'eau							Applicable à cette modélisation (oui/1, non/0):		1	
	Capacité (m ³ /heure)	Acidité* (mg/L)	Durée (années)	Taux %	Coûts opérat. \$/an	Coûts en capital \$	Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)		
Traitement d'eau										
HDS	90	500	100	5%	315 741 \$	1 634 479 \$	7 901 278 \$	197 532 \$		
Conventionnel	0	0	100	5%	- \$	0 \$	0 \$	0 \$		
	Capacité (m ³ /heure)	Acidité (mg/L)	Qté formée (m ³)	Coûts unit. (\$/m ³ *an)	Coûts annuels \$		Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)		
Gestion des boues										
HDS	90	500	1 338	4	5353		106 250 \$	2 656 \$		
Conventionnel	0	0	0	4	0 \$		0 \$	0 \$		
Total actualisé							8 007 528 \$	200 188 \$		
Arrondi							8 008 000 \$	200 200 \$		

*: Acidité peut prendre trois valeurs: 50, 500 ou 5000 mg/L

Figure 5.17 Feuille de calcul pour estimer les coûts de traitement des eaux de drainage acide (Cas 3)

Ennoiment des résidus

Dans l'évaluation des coûts liés à l'entreposage sous l'eau de résidus réactifs, on a posé comme hypothèse que la situation topographique est ici similaire à celle du cas 2, et que la construction des digues des trois premières phases (voir tableau 5.6) serait suffisante pour permettre l'entreposage des 4 675 650 tm de résidus produits. On présente au tableau 5.9 les détails concernant les coûts de construction estimés pour ces travaux.

Tableau 5.9 Estimation des coûts de construction des infrastructures du parc à résidus miniers avec digues étanches à l'aide du modèle ECR (Cas 3)

Phase	Matériaux criblés (sable et gravier)	Moraine	Sable et gravier tout-venant	Coûts totaux	Échéancier des travaux de construction
I	39 900 m ³	90 600 m ³	146 000 m ³	2 275 000 \$	an 0
II	26 300 m ³	100 500 m ³	112 300 m ³	2 001 000 \$	an 4
III	17 700 m ³	50 700 m ³	29 200 m ³	874 000 \$	an 8

CEBC faite de matériaux géologiques

Une autre option considérée pour le cas 3 est la construction d'une couverture avec effets de barrière capillaire sur le parc à résidus à la fin des opérations. La mise en place des résidus à

l'aide de méthodes conventionnelles de déposition pourrait impliquer une superficie d'environ 40 hectares. La couverture serait construite sur l'ensemble de la surface avec des matériaux d'origine naturelle pris à 5 km du site. Une certaine quantité de chaux serait répandue sur les résidus réactifs avant la mise en place de la couverture. Les épaisseurs des différentes couches sont similaires à celles des cas 1 et 2, soient : une couche du bas de 0,5 m, une couche de matériau fin de 0,5 m, une couche du haut d'une épaisseur de 0,3 m, ainsi qu'une couche superficielle de 10 cm de sol organique. Les matériaux utilisés sont un sable pour la couche du bas, un sol silteux ou un résidu minier non réactif pour la couche du milieu, un gravier sableux pour la couche du haut, et de la terre végétale pour la couche superficielle. Aucun traitement chimique de l'eau n'est prévu dans ce scénario. On présente à la figure 5.18 la page du chiffrier ECR.1 qui a servi à estimer les coûts de la CEBC faite de matériaux naturels.

Superficie à restaurer (ha)	40				
Couverture multicouche	Applicable à cette modélisation (oui/1, non/0):			1	
	Épaisseur (m)	Distance (km)	Coûts unit. (\$/m ³)	Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Couche grossière (bas)	0.5	5	6.3687	1 273 740 \$	31 844 \$
Couche fine					
Argile ou till	0.6	5	9.6816	2 323 584 \$	58 090 \$
Résidus miniers	0	0	3.6071	0 \$	0 \$
Couche grossière (haut)	0.3	5	6.3687	764 244 \$	19 106 \$
Couche anti intrusion biologique	0	0	4.4622	0 \$	0 \$
Couche pour végétation	0.1	5	9.6606	386 424 \$	9 661 \$
	Coûts unit. (\$/ha)			Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Revégétation	5000			200 000 \$	5 000 \$
	Coûts unit. (\$/t)	Qté (tonnes)		Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Matériaux alcalins	90	4000		360 000 \$	9 000 \$
	Coûts unit. (\$/m ³)	Qté déplacée (m ³)		Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Nivellement du parc	0	100000		0 \$	0 \$
	Coûts unit. (\$/ha)			Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Autres (ex. monitoring)	4000			160 000 \$	4 000 \$
				Total	
				5 467 992 \$	136 700 \$
				Arrondi	
				5 468 000 \$	136 700 \$

Figure 5.18 Feuille de calcul pour estimer les coûts de la CEBC faite de matériaux naturels (Cas 3)

Désulfuration à la fin de la mine et CEBC faite de résidus désulfurés

Comme on l'a vu, il est également possible d'utiliser la désulfuration pour produire un matériau fin qui servira pour la couche de matériau fin d'une CEBC. Les principaux paramètres utilisés

dans le chiffrier ECR.1 afin d'évaluer les coûts de restauration par cette technique sont présentés à la figure 5.19. On remarque que les coûts d'opération pour la désulfuration sont nettement inférieurs aux coûts en capital (308 000 \$ vs 672 000 \$).

Comme pour le cas 2, on pourrait aussi considérer une mise en place hydraulique des rejets désulfurés. Une méthode analogue à celle du remblai en pâte serait alors utilisée pour densifier et mettre en place hydrauliquement les rejets. On fait l'hypothèse que l'usine existante peut servir pour le remblai en pâte et on suppose aussi qu'elle est située à une faible distance du parc à résidus correspondant à la capacité d'une seule pompe. Par rapport à l'option précédente, le seul investissement additionnel requis devrait être de l'ordre de 500 000 \$, qui représente le montant de l'achat d'une pompe et de l'installation d'un système d'amenée. Quant au coût d'opération de l'usine de remblai en pâte, un coût moyen de 2.30 \$ par tonne a été utilisé (les coûts « sans agent liant » varient entre 0,90 \$ et 3,70 \$ par tonne de remblai selon l'information obtenue). Avec cette option, on pourrait réaliser une économie de l'ordre de 900 000 \$ pour la mise en place de la couche du bas et de la couche de matériau fin. Les coûts totaux actualisés pour cette option sont présentés au tableau 5.10. On constate que la mise en place hydraulique des résidus (en pâte) ne permet pas de faire de grandes économies selon les hypothèses adoptées. Cette technique deviendrait même non compétitive s'il fallait transporter la pâte sur de longues distances.

Désulfuration prolongée et CEBC faite de résidus désulfurés

Une autre alternative considérée pour le cas 3 comprend une désulfuration dès le début des opérations, le renvoi sous terre sous forme de remblai en pâte d'une portion du concentré de sulfure (l'autre partie est déposée en surface dans une section particulière du parc), et la construction d'une CEBC à partir des résidus désulfurés sur la portion sulfureuse. Puisque la majorité des résidus placés dans le parc sont non-générateurs d'acide, la superficie à recouvrir à l'aide d'une couverture avec effets de barrière capillaire (CEBC) serait beaucoup moindre que la superficie totale du parc. De plus, on considère ici qu'une fraction importante du concentré de sulfure pourrait être retourné sous terre sous forme de remblai en pâte (une option qui doit être elle-même soigneusement étudiée). On pose comme hypothèse que seulement 20 % de la superficie totale du parc à résidus devra être recouverte d'une CEBC, soit 8 hectares.

Renseignements généraux					
Superficie du parc	40 ha				
Superficie du parc à restaurer avec une CEBC	40 ha				
Durée de production	12 ans				
Tonnage de résidus produits	2135 tm/jour				
Coûts d'opération de la désulfuration					
% soufre initial	21 %				
Potentiel d'acidification	656.25 kg CaCO ₃ /t				
Potentiel de neutralisation	60 kg CaCO ₃ /t				
Potentiel de génération d'acide (PGA)	-596.25 kg CaCO ₃ /t				
Récupération environnementale du S	93.9%				
Coûts du collecteur pour la flottation	2.30 \$/kg				
Quantité de collecteur pour la flottation	104 g/t				
Coûts unitaires en collecteur pour la flottation	0.24 \$/t				
Coûts des autres réactifs pour la flottation	0.00 \$/t				
Autres coûts d'opération liés à la désulfuration	0.15 \$/t				
Coûts d'opération de la désulfuration	0.39 \$/t				
Porosité de la couche fine	0.45				
D _r désulfuré	2.76				
% du résidu aux rejets	50.6%				
Quantité à désulfurer pour une CEBC	400 752 tm	Marge de sécurité: 1.1			
Durée de désulfuration pour une CEBC	2.031 ans				
Coûts annuels de désulfuration	303 294 \$				
Coûts de désulfuration pour une CEBC	308 013 \$				
Coûts en capital de la désulfuration					
% solide du résidu	35%				
D _r avant désulfuration	3.5				
Tonnage de pulpe	254.2 tm/heure				
Densité de la pulpe	1.33 tm/m ³				
Débit de pulpe	3.18 m ³ /minute				
Temps de flottation	15.1 minutes				
Volume total des cellules	55 m ³	Marge de sécurité: 1.15			
Taille individuelle des cellules requises	8.0 m ³				
Nombre de cellules requises	7				
Coût total de l'ensemble des cellules de flottation	336 000 \$				
Coûts capital totaux (cellules, installation, pompes...)	672 000 \$				
Couverture multicouche		Applicable à cette modélisation (oui/1, non/0):		1	
	Épaisseur (m)	Distance (km)	Coûts unit. (\$/m ³)	Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Couche grossière (bas)	0.5	5	6.3687	1 273 740 \$	31 844 \$
Couche fine					
Résidus miniers désulfurés	0.6	0.5	3.81455	915 492 \$	22 887 \$
Couche grossière (haut)	0.3	5	6.3687	764 244 \$	19 106 \$
Couche anti intrusion biologiques	0	5	6.3687	0 \$	0 \$
Couche pour végétation	0.1	5	9.6606	386 424 \$	9 661 \$
	Coûts unit. (\$/ha)			Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Revégétation	5000			200 000 \$	5 000 \$
	Coûts unit. (\$/t)	Qté (tonnes)		Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Matériaux alcalins	90	4000		360 000 \$	9 000 \$
	Coûts unit. (\$/m ²)	Qté déplacée (m ²)		Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Nivellement du parc	0	0		0 \$	0 \$
	Coûts unit. (\$/ha)			Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)
Autres (ex. monitoring)	4000			160 000 \$	4 000 \$
Coûts construction				4 059 900 \$	101 498 \$
Arrondi				4 060 000 \$	101 500 \$

Figure 5.19 Feuille de calcul pour estimer les coûts de désulfuration à la fin de l'opération et de construction d'une CEBC faite de résidus désulfurés (Cas 3)

Renseignements généraux						
Superficie du parc	40 ha					
Superficie du parc à restaurer avec une CEBC	8 ha					
Durée de production	12 ans					
Tonnage de résidus produits	2135 tm/jour					
Coûts d'opération de la désulfuration						
% soufre initial	21 %					
Potentiel d'acidification	656.25 kg CaCO ₃ /t					
Potentiel de neutralisation	60 kg CaCO ₃ /t					
Potentiel de génération d'acide (PGA)	-596.25 kg CaCO ₃ /t					
Récupération environnementale du S	93.9%					
Coûts du collecteur pour la flottation	2.30 \$/kg					
Quantité de collecteur pour la flottation	104 g/t					
Coûts unitaires en collecteur pour la flottation	0.24 \$/t					
Coûts des autres réactifs pour la flottation	0.00 \$/t					
Autres coûts d'opération liés à la désulfuration	0.15 \$/t					
Coûts d'opération de la désulfuration	0.39 \$/t					
Porosité de la couche fine	0.45					
D, désulfuré	2.76					
% du résidu aux rejets	50.6%					
Quantité à désulfurer pour une CEBC	80 150 tm					Marge de sécurité: 1.1
Durée de désulfuration pour une CEBC	0.203 ans					
Coûts annuels de désulfuration	303 294 \$					
Coûts de désulfuration pour une CEBC	61 603 \$					
Coûts en capital de la désulfuration						
% solide du résidu	35%					
D, avant désulfuration	3.5					
Tonnage de pulpe	254.2 tm/heure					
Densité de la pulpe	1.33 tm/m ³					
Débit de pulpe	3.18 m ³ /minute					
Temps de flottation	15.1 minutes					
Volume total des cellules	55 m ³					Marge de sécurité: 1.15
Taille individuelle des cellules requises	8.0 m ³					
Nombre de cellules requises	7					
Coût total de l'ensemble des cellules de flottation	336 000 \$					
Coûts capital totaux (cellules, installation, pompes...)	672 000 \$					
Couverture multicouche						
Applicable à cette modélisation (oui/1, non/0):				1		
	Épaisseur (m)	Distance (km)	Coûts unit. (\$/m ²)	Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)	
Couche grossière (bas)	0.5	5	6.3687	254 748 \$	6 369 \$	
Couche fine						
Résidus miniers désulfurés	0.6	0.5	3.81455	183 098 \$	4 577 \$	
Couche grossière (haut)	0.3	5	6.3687	152 849 \$	3 821 \$	
Couche anti intrusion biologiques	0	5	6.3687	0 \$	0 \$	
Couche pour végétation	0.1	5	9.6606	77 285 \$	1 932 \$	
	Coûts unit. (\$/ha)			Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)	
Revégétation	5000			200 000 \$	5 000 \$	
	Coûts unit. (\$/t)	Qté (tonnes)		Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)	
Matériaux alcalins	90	4000		360 000 \$	9 000 \$	
	Coûts unit. (\$/m ²)	Qté déplacée (m ³)		Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)	
Nivellement du parc	0	0		0 \$	0 \$	
	Coûts unit. (\$/ha)			Coûts totaux \$	Coûts (\$/ha)	
Autres (ex. monitoring)	4000			32 000 \$	800 \$	
Coûts construction				1 259 980 \$	31 500 \$	
Arrondi				1 260 000 \$	31 500 \$	

Figure 5.20 Feuille de calcul pour estimer les coûts de désulfuration prolongée durant l'opération et de construction d'une CEBC faite de résidus désulfurés (Cas 3)

On retrouve à la figure 5.20 les données introduites dans le chiffrier du modèle ECR pour estimer les coûts d'une désulfuration prolongée combinée au remblai en pâte et à la construction d'une CEBC sur la partie sulfureuse du parc à résidus. Les coûts associés à cette technique sont les suivants : 672 000 \$ pour les coûts en capital, 303 294 \$/an pour les coûts d'opération de désulfuration, et 1 260 000 \$ pour la construction d'une CEBC sur la partie sulfureuse du parc et pour la revégétation de l'ensemble du parc.

Comparaison entre les différentes solutions de restauration

Dans les paragraphes précédents, les coûts associés aux diverses techniques ont été évalués pour le cas 3. Cependant, selon la technique utilisée, les dépenses pourraient être effectuées à différents temps. Pour fin de comparaison, il faut ramener les coûts à une même année de référence (en dollars courants 1997). On retrouve au tableau 5.10 les détails des dépenses encourues ainsi que les coûts globaux évalués pour les six techniques considérées : la Technique 1 correspond au traitement chimique (débit = 90 m³ et acidité = 500 mg/l), la Technique 2 à l'ennoisement, la Technique 3 à une CEBC faite de matériaux naturels (sols), la Technique 4 à la désulfuration à la fin de l'opération combinée au remblai en pâte et à la construction d'une CEBC faite de résidus désulfurés, la Technique 5 comme la Technique 4 mais avec une mise en place hydraulique des résidus, et la Technique 6 à la désulfuration durant toute la vie de la mine combinée au remblai en pâte et à la construction d'une CEBC faite de résidus désulfurés.

Pour l'analyse économique comparative dont les résultats sont présentés au tableau 5.10, on a posé les hypothèses suivantes :

- Les digues construites initialement pour contenir les résidus miniers (Techniques 1, 3, 4, 5 et 6) ne sont pas conçues pour l'ennoisement des résidus; comme pour le cas 2, les coûts de construction de ces digues sont dix fois moindre que ceux pour la construction de digues étanches (Technique 2).

- Les coûts du suivi (monitoring) et de l'entretien ont été estimés à 30 000 \$/an pour les digues étanches (Technique 2), à 15 000 \$/an pour les CEBC recouvrant la totalité du parc (Technique 3, 4 et 5), et à 5 000 \$/an pour la CEBC recouvrant seulement la partie sulfureuse du parc (Technique 6).
- Une valeur résiduelle équivalente à 20 % de la valeur initiale des équipements de flottation a été utilisée pour la Technique 6.

Tableau 5.10 Dépenses et coûts actualisés pour les différentes techniques considérées pour le Cas 3

Année	Dépenses (Technique 1) – Traitement chimique	
0	228 000 \$	Construction des digues du parc à résidus
4	200 000 \$	Construction des digues du parc à résidus
8	87 000 \$	Construction des digues du parc à résidus
12	1 634 000 \$	Coûts en capital pour l'usine de traitement
13-100	321 000 \$	Coûts d'opération de l'usine de traitement
Total	4 572 000 \$	Coûts actualisés
Année	Dépenses (Technique 2) -- Ennoiment	
0	2 275 000 \$	Construction des digues pour l'enneiement
4	2 001 000 \$	Construction des digues pour l'enneiement
8	874 000 \$	Construction des digues pour l'enneiement
13-100	30 000 \$	Monitoring et entretien des digues
Total	4 612 000 \$	Coûts actualisés
Année	Dépenses (Technique 3) – CEBC en sols	
0	228 000 \$	Construction des digues du parc à résidus
2	200 000 \$	Construction des digues du parc à résidus
3	87 000 \$	Construction des digues du parc à résidus
12	5 468 000 \$	Coûts de construction de la CEBC en matériaux naturels
13-100	15 000 \$	Monitoring et entretien
Total	3 433 000 \$	Coûts actualisés
Année	Dépenses (Technique 4) – Désulfuration partielle/CEBC/Déposition mécanique	
0	228 000 \$	Construction des digues du parc à résidus
2	200 000 \$	Construction des digues du parc à résidus
3	87 000 \$	Construction des digues du parc à résidus
11	975 000	Coûts en capital et d'opération de désulfuration
12	4 097 000 \$	Coûts d'opération de désulfuration + coûts de la CEBC + revente (40 %)
13-100	15 000 \$	Monitoring et entretien
Total	3 302 000 \$	Coûts actualisés
Année	Dépenses (Technique 5) – Désulfuration partielle et CEBC /hydraulique	
0	228 000 \$	Construction des digues
2	200 000 \$	Construction des digues
3	87 000 \$	Construction des digues
11	2 101 088 \$	Coûts en capital et d'opération de la désulfuration et de la mise en pâte
12	2 530 582 \$	Coûts d'opération de désulfuration et de la mise en pâte, couche grossière du haut et revente
13-100	15 000 \$	Monitoring et entretien
Total	3 278,958 \$	Coûts actualisés

Tableau 5.10 Dépenses et coûts actualisés pour les différentes techniques considérées pour le Cas 3 (suite et fin).

Année	Dépenses (Technique 6) – Désulfuration prolongée, CEBC et remblai en pâte	
0	531 000 \$	Coûts en capital pour la désulfuration + coûts des digues
1	303 000 \$	Coûts d'opération de désulfuration
2	303 000 \$	Coûts d'opération de désulfuration
3	303 000 \$	Coûts d'opération de désulfuration
4	503 000 \$	Coûts d'opération de désulfuration + coûts des digues
5	303 000 \$	Coûts d'opération de désulfuration
6	303 000 \$	Coûts d'opération de désulfuration
7	303 000 \$	Coûts d'opération de désulfuration
8	391 000 \$	Coûts d'opération de désulfuration + coûts des digues
9	303 000 \$	Coûts d'opération de désulfuration
10	303 000 \$	Coûts d'opération de désulfuration
11	303 000 \$	Coûts d'opération de désulfuration
12	1 491 000 \$	Coûts d'opération de désulfuration + coûts de la CEBC + revente (20 %)
13-100	5 000 \$	Monitoring et entretien
Total	3 961 000 \$	Coûts actualisés

Les coûts globaux présentés au tableau 5.10 peuvent être considérés comme le montant dont il faut disposer à l'année 0 et placé à un taux de rendement donné et constant, pour réussir à financer tous les travaux et dépenses prévus. Les résultats présentés dans le tableau montrent que les deux méthodes les plus coûteuses pour ce cas particulier seraient le traitement chimique de l'eau (4 572 000 \$) et l'ennoiement (4 612 000 \$).

Les calculs réalisés pour la CEBC faite de matériaux naturels ou de résidus non réactifs (Technique 3), la CEBC faite de résidus désulfurés combinés à la désulfuration à la fin de la mine (Techniques 4 et 5), et la désulfuration prolongée toute la vie de la mine combinée au remblai en pâte et à une CEBC faite de résidus désulfurés (Technique 6) indiquent que les coûts globaux sont comparables entre eux et inférieurs à l'ennoiement et au traitement chimique de l'eau. Cependant, d'un point de vue environnemental, la Technique 6 offre certains avantages puisque l'on diminue la superficie affectée par l'entreposage des rejets générateurs de DMA.

5.5 Remarques complémentaires

À partir d'échanges avec des professionnels de l'industrie, de résultats tirés de la littérature et des travaux réalisés par les auteurs (Aubertin et al. 1995, 1997a; Bussière et al. 1998), il a été possible

d'élaborer un modèle qui permet d'estimer les coûts associés à diverses techniques reconnues pour contrôler le DMA, en tenant compte des principales caractéristiques de la mine. Un aspect particulièrement innovateur du modèle ECR est la possibilité d'introduire une étape de désulfuration avec des coûts d'opération et des coûts en capitaux.

Afin d'illustrer certaines caractéristiques de ce modèle d'analyse économique, celui-ci a été appliqué à trois cas types, en considérant pour chacun plusieurs techniques de contrôle. Un résumé des principaux résultats issus de cette étude de cas est présenté au tableau 5.11. Dans ce tableau, on présente les coûts unitaires actualisés (\$/tm de résidus produits au parc) tels qu'ils ont été estimés par le chiffrier du modèle ECR (avec un taux d'actualisation de 5 %). Les coûts de traitement chimique de l'eau acide ne sont pas inclus au tableau 5.11, car on cherche ici à comparer des techniques de restauration acceptables aux yeux du législateur. De plus, les coûts de traitement sont particulièrement variables puisqu'ils dépendent fortement des caractéristiques du site (acidité, débit, etc.) ce qui rend les comparaisons avec les autres techniques fort subjectives.

Tableau 5.11 Résumé des analyses économiques découlant de l'analyse des 3 cas étudiés

	Coûts actualisés (\$/tm de résidus)			
	Ennoiemment	CEBC-matériaux naturels ou résidus non réactifs	CEBC-désulfurés (fin de la mine)	CEBC-désulfurés (début de la mine)
Cas 1	---	0,96	0,86	---
Cas 2	0,52	0,53	0,53	0,60
Cas 3	0,99	0,73	0,71	0,85

Cette analyse économique permet de constater que, pour les trois cas considérés, les CEBC engendrent un coût égal ou inférieur à celui de l'ennoiemment. Si l'on considère de plus tous les risques inhérents à l'application de cette technique, on peut aisément justifier l'intérêt porté aux méthodes de contrôle du DMA basées sur l'emploi de CEBC. En outre, on peut constater que les coûts de désulfuration et de construction d'une CEBC, lorsque ramenés sur une même base de

temps, sont du même ordre de grandeur que ceux des autres techniques existantes et reconnues (incluant même le traitement chimique de l'eau acide dans plusieurs situations). D'un point de vue économique, ces calculs ont aussi montré que la désulfuration prolongée durant toute la vie de la mine pourrait être moins avantageuse lorsque celle-ci n'est pas combinée à un remblayage souterrain.

Cette étude n'est évidemment pas exhaustive et plusieurs aspects n'ont pas été traités dans ce qui précède. Afin de pousser plus loin la calibration et la validation du modèle ECR, plusieurs points pourraient faire l'objet d'une analyse plus spécifique. Mentionnons :

- L'influence de la fiscalité sur les coûts.
- L'évaluation de la garantie financière exigée par le gouvernement pour la fermeture et la restauration des sites, particulièrement lorsque les coûts sont répartis dans le temps et intégrés à l'opération de la mine (ex. : désulfuration et remblai fait de concentré de sulfure).
- L'utilisation d'équipements de flottation usagés pour réduire les coûts en capital pour la désulfuration.
- La possibilité de diminuer le taux de production à la fin de la vie de la mine et de se servir d'un banc de cellules de flottation pour la désulfuration, ce qui diminue l'investissement requis.
- Une analyse plus poussée de la mise en place hydraulique des résidus non générateurs de DMA, afin de pouvoir statuer sur la faisabilité technique et économique d'une telle approche.

Certains aspects autres qu'économiques devraient également être considérés avant de porter un jugement de valeur sur une technique de contrôle du DMA. En effet, les arguments environnementaux et législatifs peuvent peser lourd dans la balance et faire qu'une technologie puisse devenir avantageuse même si elle n'est pas la plus économique. C'est le cas par exemple avec l'utilisation de rejets qui ne sont pas générateurs d'acide pour constituer certaines composantes de la CEBC, tel que proposé dans cette étude. C'est aussi le cas pour la

désulfuration et l'utilisation de la fraction désulfurée comme composante d'une CEBC, une technique mise en valeur par les travaux de Bussière et al. (1998a).

De plus en plus, les gouvernements favorisent les modes de gestion des résidus miniers qui minimisent l'ampleur des surfaces perturbées (e.g. Perron, 1997). Par exemple, au Québec, le ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF) envisage de limiter la surface d'exploitation du parc à résidus miniers en fonction de la production quotidienne ou en fonction de la durée de vie estimée du gisement. Une étape de désulfuration serait donc compatible avec ces objectifs.

En terminant, il faut rappeler à nouveau que, malgré l'intérêt que représente le modèle ECR pour estimer les coûts de diverses méthodes de contrôle du DMA, l'utilisateur doit être conscient des limites inhérentes à un tel modèle. Outre l'imprécision des valeurs introduites dans le chiffrier, il faut tenir compte de l'empirisme de certaines des relations qui ont été établies pour évaluer plusieurs paramètres opérationnels et financiers. De plus, les conditions particulières au site peuvent affecter grandement certaines composantes, comme on l'a vu pour les sites Lorraine ou Solbec. Pour toutes ces raisons, les auteurs de ce rapport ne peuvent accepter aucune responsabilité face aux erreurs, omissions ou imprécisions relatives à son utilisation.

6. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

Dans ce rapport, les auteurs ont présenté les principaux résultats d'une étude sur le comportement de couvertures avec effets de barrières capillaires (CEBC) visant à réduire la production d'eaux de drainage minier acides (DMA). Une des particularités des systèmes de recouvrement multicouche étudiés réside dans le fait qu'une des couches était constituée de résidus miniers (ou rejets de concentrateur) non générateurs de DMA. De cette façon, on peut tirer profit de l'abondance relative de tels rejets dans les régions minières, et utiliser leurs caractéristiques avantageuses pour constituer des barrières de recouvrement à la fois efficaces et relativement économiques.

Le rapport débute par un rappel des résultats obtenus lors de la Phase I de ces travaux, qui ont été réalisés entre 1991 et 1995 (voir le rapport du projet NEDEM/MEND 2.22.2a). Durant ce projet, nous avons initié la recherche portant sur l'étude des propriétés hydro-géotechniques des rejets de concentrateurs et élaboré un protocole expérimental de laboratoire pour caractériser le comportement de CEBC dans lesquelles la couche à forte rétention capillaire est constituée de résidus miniers non réactifs (ou non générateurs d'acide). On rappelle dans le chapitre 2 les techniques utilisées, ainsi que les principaux résultats obtenus; plus de détails sont aussi présentés dans les rapports de projet NEDEM/MEND 2.22.2a et 2.22.2b). Les résultats de la Phase I ont permis de démontrer que, lorsqu'utilisés dans des CEBC conçues correctement, les rejets non réactifs permettent de créer une barrière à l'oxygène qui réduit considérablement l'oxydation des minéraux sulfureux présents dans les rejets réactifs situés sous la couverture multicouche. Cela découle du phénomène de barrière capillaire qui permet à un matériau à granulométrie fine placé sur un matériau à texture plus grossière de retenir une grande partie de l'eau qui s'infiltré à partir de la surface et de garder cette eau dans le système poreux. Cette couche peut donc avoir un degré de saturation élevé pratiquement en permanence, ce qui permet de réduire considérablement le flux d'oxygène qui circule par diffusion moléculaire. Ce flux est beaucoup plus faible dans les pores remplis d'eau que dans ceux remplis d'air. Les résultats saillants de cette recherche sont rappelés

succinctement de façon à expliquer les raisons qui ont motivé la poursuite des travaux sur le terrain, suivant les observations encourageantes obtenues lors de cette Phase I.

Les autres chapitres du présent rapport portent sur la Phase II du projet. Cette Phase II, débutée en 1995, porte principalement sur une évaluation des CEBC construites avec des rejets miniers non réactifs à partir d'essais de terrain réalisés sur des cellules expérimentales construites à une échelle intermédiaire. Ces cellules, construites durant l'été 1995, visaient à permettre aux auteurs d'étudier les divers phénomènes associés au comportement des CEBC dans un cadre plus réaliste, d'un point de vue de la géométrie et des conditions d'exposition (précipitations, composantes du bilan hydrique, effets du gel-dégel et du mouillage-séchage, etc.). En parallèle avec ce travail de terrain, une étude de laboratoire inspirée des travaux de la Phase I, a été réalisée. Cette étude de laboratoire, dont les résultats préliminaires ont été présentés dans le rapport NEDEM/MEND 2.22.2b, incluait une caractérisation des propriétés des divers matériaux utilisés sur le terrain ainsi que des essais en colonne pour évaluer le comportement hydrique de recouvrements multicouches et la performance des couvertures face à l'oxydation des rejets réactifs potentiellement générateurs de DMA. Les principaux détails de cette étude sont présentés au chapitre 3, avec des informations complémentaires incluses dans des documents cités en références.

Outre la détermination des propriétés hydro-géotechniques des divers matériaux de recouvrement, incluant des rejets miniers non réactifs provenant du site de la mine Sigma, un sol silteux de la région de Val-d'Or, et un mélange rejets-bentonite, la recherche a aussi porté sur l'évaluation des diverses CEBC par le biais d'essais en colonne. Cinq couvertures utilisées ont été constituées de façon identique à celles construites sur le terrain et deux autres recouvrements ont été placés dans un état plus lâche représentant une déposition hydraulique (sans densification mécanique). Ces essais en colonnes, qui ont duré près de vingt mois (mai 1997 à décembre 1998), ont permis de confirmer l'efficacité de systèmes de recouvrement bien conçus, par le biais d'un suivi des caractéristiques géochimiques du lixiviat récupérer au fil des cycles d'infiltration et de drainage. Ils ont aussi permis de valider des modèles constitutifs et numériques qui

aident de prédire leur comportement et leur performance. Les divers matériaux et les diverses configurations utilisées ont également rendu possible la comparaison de divers scénarios de façon à mieux percevoir l'effet des facteurs d'influence sur la performance de CEBC. L'ensemble des résultats obtenus démontre clairement l'efficacité des divers systèmes, même si certains se sont mieux comportés que d'autres à cet égard.

Les détails relatifs au travail de terrain sur les cellules expérimentales construites in situ sont présentés au chapitre 4 du rapport. Les étapes ayant mené à la conception, à la construction, à l'instrumentation, et au suivi du comportement des diverses cellules sont alors expliquées et commentées. Ce travail de terrain a nécessité un effort considérable et il a heureusement mené à l'obtention d'informations très pertinentes et extrêmement encourageantes pour l'application de cette technologie à grande échelle. Durant les 4 saisons (1995, 1996, 1997 et 1998) du suivi, on a pu voir l'évolution des caractéristiques hydriques des matériaux et des systèmes multicouches en mesurant la teneur en eau volumique et la succion matricielle dans les couvertures. Ces valeurs mesurées ont ensuite été comparées avec des valeurs prédites par des modèles numériques d'écoulement non saturé (en 1D, 2D, et 3D), à partir de paramètres issus des essais de laboratoire. La bonne concordance entre les résultats calculés et mesurés confirme la validité de l'approche utilisée pour la conception des CEBC. Le lixiviat récupéré au bas de chaque cellule tout au long de la période d'observation a été analysé, et les caractéristiques observées ont servi à confirmer l'efficacité des couvertures. En ce sens, la cellule non couverte, contenant les rejets réactifs exposés aux intempéries, a montré que les résidus sulfureux s'oxydaient rapidement pour générer une eau de drainage au pH acide (entre 2 et 3) contenant de fortes concentrations de sulfates et de métaux lourds. Par contre, les eaux récupérées au bas des cellules avec CEBC n'ont pas montré de signes d'oxydation significatifs, et pour 4 des 5 couvertures, le pH de l'eau est demeuré proche de la neutralité. Même des périodes de sécheresse (naturelle ou artificielle) n'ont pas occasionné de véritable désaturation de la couche à forte rétention capillaire, de sorte que l'efficacité ne s'en est jamais trouvée compromise. Ces mesures directes, combinées aux résultats d'essais de laboratoire et de modélisations numériques, confirment les postulats à la base de cette recherche : **il est possible de concevoir des couvertures multicouches**

avec des résidus miniers non réactifs qui sont très efficaces pour empêcher la production de DMA.

Le dernier volet de cette étude a porté sur une analyse des aspects économiques associés à la mise en œuvre de la technique développée dans cette recherche. Au chapitre 5, on présente le modèle ECR et le chiffrier Excel ECR.1 qui le supporte. Les composantes du modèle sont expliquées et illustrées avec diverses figures tirées du chiffrier. Le modèle permet de comparer les coûts reliés à l'application de diverses technologies de contrôle du DMA, soient : le traitement chimique de l'eau acide, la mise en place d'un recouvrement en eau (ennoiment de rejets), la construction d'une CEBC formée de sols ou de rejets non réactifs, et la mise en place d'une CEBC construite avec des rejets réactifs désulfurés. Trois cas types sont utilisés à titre comparatif afin d'illustrer l'application du modèle. Ce modèle fournit un outil pour estimer, de façon préliminaire, les coûts de mise en œuvre de diverses technologies de contrôle du DMA. Il peut être utile pour sélectionner la solution la plus avantageuse d'un point de vue économique, lorsque celle-ci est acceptable d'un point de vue technique et environnemental. Les quelques calculs effectués montrent en outre que les couvertures multicouches peuvent se révéler fort compétitives par rapport aux autres approches lorsque leur conception est optimale.

En résumé, on peut maintenant prétendre avoir en main l'information requise pour analyser, concevoir, et construire une CEBC qui va permettre de contrôler la génération d'eaux acides sur les parcs à résidus miniers.

Pour les études futures, les auteurs recommandent de poursuivre le suivi du comportement des couvertures construites sur des sites à grande échelle (ex. LTA, Lorraine, etc.) de façon à évaluer s'il n'y avait pas là des éléments qui ne seraient pas apparus lors des études de laboratoire et in situ à échelle intermédiaire. En ce sens, certaines techniques d'auscultation pourraient être modifiées ou améliorées, comme par exemple l'évaluation du flux d'oxygène par la méthode de consommation. On pourrait

par ailleurs tenter d'extrapoler les connaissances acquises sur les effets capillaires pour développer de nouvelles méthodes de contrôle du DMA, comme nous le proposons au chapitre 3. Le modèle ECR devrait aussi être validé par le biais d'autres études de cas, et nous encourageons les utilisateurs à documenter leurs résultats et à en faire part aux auteurs.

7. RÉFÉRENCES

- AACHIB, M. (1997). Étude en laboratoire de la performance des barrières de recouvrement constituées de rejets miniers pour limiter le DMA. Thèse de doctorat, Département de génie Minéral, École Polytechnique de Montréal, 298 pages; avec document annexe "Données d'expériences en colonnes pour limiter le DMA", EPM/RT-97/17, 55 pages.
- AACHIB, M., AUBERTIN, M. (1999). Gas diffusion through variably saturated porous media with application to oxygen barrier (submitted for publication).
- AACHIB, M., AUBERTIN, M., CHAPUIS, R.P. (1993). Étude en laboratoire de la performance des barrières de recouvrement constituées de rejets miniers pour limiter le drainage minier acide - Un état de la question. Rapport EPM/RT-93/32, École Polytechnique de Montréal.
- AACHIB, M., AUBERTIN, M., CHAPUIS, R.P. (1994). Column tests investigation of milling wastes properties used to build cover systems. Proceedings of the International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and 3rd International Conference on the Abatement of Acidic Drainage, Pittsburgh, 2 : 128-137.
- AACHIB, M., AUBERTIN, M., CHAPUIS, R.P. (1998a). Étude en laboratoire de la performance d'un système de recouvrement multicouche sur des rejets miniers. Proc. CIM Centennial AGM, Montréal, CD-ROM, 8 pages.
- AACHIB, M., AUBERTIN, M., CHAPUIS, R.P. (1998b). Essais en colonne sur des couvertures avec effets de barrière capillaire, Proc. 51st Canadian Geotechnical Conference, Edmonton, Vol. 2, pp. 837-844.
- AKINDUNNI, F.F., GILLHAM, R.W., NICHOLSON, R.V. (1991). Numerical simulations to investigate moisture-retention characteristics in the design of oxygen-limiting covers for reactive mine tailings. Can. Geot. J., 28, 446-451.

- AMYOT, G., VÉZINA, S. (1996). L'inondation : solution efficace au drainage minier acide du parc Solbec. Colloque sur le programme de neutralisation des eaux de drainage dans l'environnement minier, NEDEM, 2, 67-87.
- ANON. (1989). Trase System I. Moisture measurement for agriculture and the earth sciences by time domain reflectometry. Operating Instructions.
- APPELO, C.A.J., POSTMA, D. (1993). Geochemistry Groundwater and Pollution. A.A. Balkema Publishers.
- ASTM, (1991). Standard test method for capillary-moisture relationship for fine-textured soils by pressure-membrane apparatus. ASTM D3152-72, in Annual Book of ASTM Standards, American Society for Testing and Materials, Philadelphia, PA, vol. 04.08, pp. 156-158.
- ASTM, (1991). Standard test method for Liquid Limit, Plastic Limit, and Plasticity Index of soils. ASTM D4318-84, in Annual Book of ASTM Standards, American Society for Testing and Materials, Philadelphia, PA, vol. 04.08, pp. 573-583.
- ASTM, (1991). Standard test method for one dimensional consolidation properties of soils. ASTM D2435-80, in Annual Book of ASTM Standards, American Society for Testing and Materials, Philadelphia, PA, vol. 04.08, pp. 278-282.
- ASTM, (1991). Standard test method for particle-size analysis of soils. ASTM D422-63, in Annual Book of ASTM Standards, American Society for Testing and Materials, Philadelphia, PA, vol. 04.08, pp. 87-96.
- ASTM, (1991). Standard test method for permeability of granular soil, by constant head method, test D2434-68, in Annual Book of ASTM Standards, American Society for Testing and Materials, Philadelphia, PA, vol. 04.08, pp. 273-277.

ASTM, (1991). Standard test method for specific gravity of soils. ASTM D854-58, in Annual Book of ASTM Standards, American Society for Testing and Materials, Philadelphia, PA, vol. 04.08, pp. 156-158.

ASTM, (1991). Standard test method measurement of hydraulic conductivity of saturated porous materials using a flexible wall permeameter. ASTM D5084-90, in Annual Book of ASTM Standards, American Society for Testing and Materials, Philadelphia, PA, vol. 04.08, pp. 62-69.

ASTM, (1991). Standard test method moisture-density relation of soils and soil-aggregate mixture using 4.54 kg hammer and 457 mm drop. ASTM D1557-78, in Annual Book of ASTM Standards, American Society for Testing and Materials, Philadelphia, PA, vol. 04.08, pp. 206-210.

AUBERTIN, M. (1991). La problématique de la gestion des résidus miniers au Québec. Collection Environnement et Géologie, Association Professionnelle des Géologues et des Géophysiciens du Québec, vol. 12 pp. 139-152.

AUBERTIN, M. (1992). Ouvrages de retenue et de confinement pour les résidus miniers. Notes du cours GML-6106 : Contrôles hydrogéologiques des contaminants (non publiées). Département de génie minéral, École Polytechnique de Montréal.

AUBERTIN, M. (1995). Critères de stabilité physique des ouvrages pour la fermeture des sites d'entreposage de rejets miniers. Présentation Réaménagement et restauration des sites miniers: Nouvelle loi, nouvelles règles, Conférence de Insight, The Globe and Mail et l'AMQ, Montréal, juin 1995.

AUBERTIN, M., AACHIB, M., CHAPUIS, R.P., BUSSIÈRE, B. (1996a). Recouvrements multicouches avec effets de barrière capillaire pour contrôler le drainage minier acide: études en laboratoire et in situ. Exemples majeurs et récents en géotechnique de l'environnement, Presses de l'ENPC, Paris, 181-199.

- AUBERTIN, M., AACHIB, M., JOANES, A.M., MONZON, M., AUTHIER, K. (1999).
Évaluation du flux d'oxygène à travers les matériaux de recouvrement. C.R. Colloque annuel
A.P.G.G.Q., Rouyn-Noranda, pp. 19-30.
- AUBERTIN, M., AACHIB, M., MONZON, M., JOANES, A.M., BUSSIÈRE, B., CHAPUIS,
R.P. (1997a). Étude de laboratoire sur l'efficacité des barrières de recouvrement construites
à partir de résidus miniers. Rapport de recherche. Project CDT 1899.3 (version préliminaire
décembre 1997-version finale, mars 1999). Soumis à MEND-CANMET, Rapport
NEDEM/MEND 2.22.2b, 110 pages.
- AUBERTIN, M., BUSSIÈRE, B. (1991). Étude préliminaire - Évaluation des barrières sèches
construites à partir de résidus miniers alcalins. Rapport soumis au Centre de recherches
minérales. Projet C.D.T. P1610, École Polytechnique de Montréal.
- AUBERTIN, M., BUSSIÈRE, B., AACHIB, M., CHAPUIS, R.P. (1996c). Une modélisation
numérique des écoulements non saturés dans des couvertures multicouches en sols.
Hydrogéologie, 1 : 3-13.
- AUBERTIN, M., BUSSIÈRE, B., BARBERA, J-M., CHAPUIS, R.P., MONZON, M., AACHIB,
M., (1997b). Construction and instrumentation of in situ test plots to evaluate covers built
with clean tailings. Proc. Fourth International conference on acid rock drainage. Vancouver,
Vol. II, pp. 715-729.
- AUBERTIN, M., BUSSIÈRE, B., CHAPUIS, R.P., (1996b). Hydraulic conductivity of
homogenized tailing from hard rock mines. Canadian Geotechnical Journal 33: 470-482.
- AUBERTIN, M., CHAPUIS, R.P. (1990). Projet de recherche, Parc à résidus miniers Manitou-
Barvue, Devis Technique, Rapport soumis au Centre de recherches minérales, Projet C.D.T.
P1537.

- AUBERTIN, M., CHAPUIS, R.P. (1991). Considérations hydro-géotechniques pour l'entreposage des résidus miniers dans le nord-ouest du Québec. Deuxième conférence internationale sur la réduction des eaux de drainage acides, Montréal, 3, 1-22.
- AUBERTIN, M., CHAPUIS, R.P., AACHIB, M., BUSSIÈRE, B., RICARD, J.F., TREMBLAY, L. (1995): Evaluation en laboratoire de barrières sèches construites à partir de résidus miniers. École Polytechnique de Montréal, NEDEM/MEND Projet 2.22.2a, CANMET, Ottawa (March '96), 164 pages.
- AUBERTIN, M., CHAPUIS, R.P., BOUCHENTOUF, A., BUSSIÈRE, B. (1997c). Unsaturated flow modeling of inclined layers for the analysis of covers. Proc. 4th International Conference Acid Rock Drainage, Vancouver, Vol. II, pp. 731-746.
- AUBERTIN, M., CHAPUIS, R.P., BUSSIÈRE, B., AACHIB, M. (1993). Propriétés des résidus miniers utilisés comme matériau de recouvrement pour limiter le DMA. Symposium International Géologie et Confinement des Déchets Toxiques, Géoconfiné'93, Arnould, Barrès & Côme (eds.), Balkema, 299-308.
- AUBERTIN, M., DIONNE, J., MARCOUX, L. (1997d). Design guidelines and stability criteria of engineering works for water covers. Proc. Fourth International Conference on Acid Rock Drainage, Vancouver, Vol. IV, pp. 1849-1866.
- AUBERTIN, M., MONZON, M., CHAPUIS, R.P., RICARD, J.F. (1998b). Application du modèle Kovacs modifié à la courbe de rétention d'eau de rejets miniers. C.R. 8^e Congrès Intern. de l'A.I.G.I., Vancouver. Moore D. & Hungr O (eds), Balkema, Rotterdam, pp. 2315-2319.
- AUBERTIN, M., RICARD, J-F. and CHAPUIS R.P., (1998a). A predictive model for the water retention curve : Application to tailings from hard-rock mines. Can. Geotech. J. 35, pp. 55-69; Voir aussi Erratum (1999), Vol. 36, n° 2, p. 401.

- BAKER, J.M., ALLMARAS, R.R. (1990). System for automating and multiplexing soil moisture measurement by time-domain reflectometry. *Soil Science Society of America Journal*, 54 : 1-6.
- BARBAGALLO, Y.C., TRIANO, S. (1993). High-tech landfill caps. *Civil engineering*, ASCE, 63, 66-68.
- BARBERA, J.-M. (1996). Instrumentation pour recouvrements multicouches. Mémoire de Maîtrise (M.Eng.), Département de Génie Minéral, École Polytechnique de Montréal, 122 pages.
- BERNIER, L.R. (1996a). Détermination des paramètres cristallographiques de la jarosite formée dans les résidus miniers Solbec-Cupra utilisés en colonnes. Rapport interne, École Polytechnique de Montréal. Géoberex Recherche.
- BERNIER, L.R. (1996b). Étude des variations géochimiques dans les résidus miniers Solbec-Cupra utilisés en colonnes d'essais. Rapport interne, École Polytechnique de Montréal. Géoberex Recherche.
- BERNIER, L.R. (1997). Caractérisation numérolgique et potentiel d'acidité du résidu minier Manitou, Val d'Or. Rapport interne, École Polytechnique de Montréal. Géoberex Recherche.
- BERNIER, L.R., (1998). Rapport d'analyses minéralogiques par diffraction des rayons-X sur des échantillons de till et de résidus miniers de mines Sigma et Manitou, Val d'Or : phase II. Rapport interne, École Polytechnique, Géoberex Recherche.
- BIENVENU, L. (1998). Activités de recherche du ministère des ressources naturelles du Québec sur le drainage minier acide, Rapport 1997-1998, Entente auxiliaire Canada-Québec sur le développement minéral. MRNQ, 38 pages.

- BOUCHENTOUF, A. (1996). Modélisation de l'écoulement de l'eau en milieu poreux non saturé : cas d'une barrière de recouvrement. Mémoire de Maîtrise (M.SC.A), Dépt. Génie Minéral, École Polytechnique de Montréal.
- BOULET, G., JACQUES, G. (1995). Sommaire des données de la qualité des eaux de précipitations 1992-1993. Document du Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction du milieu atmosphérique, Programme d'échantillonnage des précipitations du Québec, 151 pages.
- BOWLES, J.E. (1984). Physical and Geotechnical Properties of Soil, McGraw-Hill.
- BROOKS, R.H., COREY, A.T. (1964). Hydraulic properties of porous media. Hydrology Paper No.3, Colorado State Univ., Fort Collins, Colorado.
- BROWN, D.M. (1996). Reducing modeling uncertainty using ASTM ground-water modeling standards. Subsurface Fluid-Flow (Ground-Water and Vadose Zone) Modeling, ASTM STP 1288, Ritchey, J.D. and Rumbaugh, J.O., Eds, American Society for Testing and Materials, 24-41.
- BUREAU DE NORMALISATION DU QUÉBEC (BNQ). (1981). Sols - Détermination de la limite de liquidité à l'aide du pénétromètre à cône suédois et de la limite de plasticité. BNQ 2501-092/1981-10-28.
- BUSSIÈRE, B. (1993). Évaluation des propriétés hydrogéologiques de résidus miniers utilisés comme barrières de recouvrement. Mémoire de Maîtrise (M.SC.A), Dépt. Génie Minéral, École Polytechnique de Montréal.
- BUSSIÈRE, B. (1999). Étude des écoulements non-saturés à travers les couvertures avec effets de barrière capillaire. Thèse de doctorat, Département des génies civil, géologique et des mines, École Polytechnique de Montréal (à paraître).

- BUSSIÈRE, B., AUBERTIN, M., AACHIB, M., CHAPUIS, R.P., CRESPO, R.J. (1995). Unsaturated flow modelling of covers for reactive tailings. CAMI'95, Proceedings of the Third Canadian Conference on Computer Applications in the Mineral Industry, Montréal, pp. 853-862.
- BUSSIÈRE, B., AUBERTIN, M., CHAPUIS, R.P. (1997b). Écoulement non saturé à travers les couvertures avec effets de barrière capillaire (CEBC): Modélisation physique et numérique avec application au drainage minier acide. Rapport EPM/RT-97/03. Février 1997. École Polytechnique de Montréal, 202 pages.
- BUSSIÈRE, B., AUBERTIN, M., MOREL-SEYTOUX, H.J., CHAPUIS, R.P. (1998b). A laboratory investigation of slope influence on the behavior of capillary barriers. Proc. 51st Canadian Geotechnical Conference, Edmonton, Vol. 2, pp. 831-836.
- BUSSIÈRE, B., BENZAAZOUA, M., AUBERTIN, M., LELIÈVRE, J., BOIS, D., SERVANT, S. (1998a). Valorisation des résidus miniers : une approche intégrée – Phase II. Rapport final soumis au Ministère des Ressources Naturelles du Québec et NEDEM/MEND Projet 2.22.3), 198 pages.
- BUSSIÈRE, B., NICHOLSON, R.V., AUBERTIN, M., BENZAAZOUA, M. (1997a). Evaluation of the effectiveness of covers built with desulfurized tailings for preventing Acid Mine Drainage. Proceedings of the 50th Canadian Geotechnical Conference, Ottawa, 1 : 17-25.
- BUSSIÈRE, B., NICHOLSON, R.V., AUBERTIN, M., SERVANT, S. (1997c). Effectiveness of covers built with desulphurized tailings: Column tests investigations. Proc. 4th International Conference Acid Rock Drainage, Vancouver, Vol. II, pp. 763-778.
- CALDWELL, J.A., WELSH, J.D. (1982). Tailings disposal in rugged, high precipitation environments: An overview and comparative assessments. Marine Tailings Disposal, pp. 5-60.

- CAMPBELL, G.S. (1985). *Soil Physics with Basic Transport Models for Soil - Plan System*. Elsevier, Amsterdam, 150 pages.
- CASAGRANDE, A. (1948). Classification and Identification of Soils. *Trans ASCE*, vol. 113, pp. 901-903.
- CELIA, M.A., BOULOUTAS, E.T., ZARBA, R.L. (1990). A general mass-conservative numerical solution for the unsaturated flow equation. *Water Resources Research*, 26 : pp. 1483-1496.
- CHAPUIS, R.P., CRESPO, R., CHENAF, D., AUBERTIN, M. (1993). Evaluation of ground water FEM software for steady and unsteady state conditions, Proc. 46th Canadian Geotechnical Conference, Saskatoon, pp. 61-70.
- CHAPUIS, R.P., MONTOUR, I. (1992). Évaluation de l'équation de Kozeny-Carman pour prédire la conductivité hydraulique. *Compte rendu, 45e Conférence Canadienne de Géotechnique*, Toronto, 1-10.
- CHIU, T.-F., SHACKELFORD, C.D. (1994). Practical aspects of capillary barrier effect for landfills. 70th International Madison Waste Conference, Dept. of Engineering Professional Development, University of Wisconsin-Madison, 357-375.
- CLEMENT, T.P., WISE, W.R., MOLZ, F.J. (1994). A physically based, two-dimensional, finite difference algorithm for modeling variably saturated flow. *Journal of Hydrology*, 161 : 71-90.
- COLLIN, M. (1987). *Mathematical Modelling of Water and Oxygen Transport in Layered Soil Covers for Deposits of Pyritic Mine Tailings*. Licenciate Treatise. Royal Institute of Technology. Department of Chemical Engineering. S-100 44 Stockholm, Sweden.

- COLLIN, M. (1998). The Bersbo Pilot Project. Numerical Simulation of Water and Oxygen Transport in the Soil Covers at the Mine Waste Deposits. Swedish Environmental Protection Agency. Report 4763, 46 pages, plus Appendix.
- COLLIN, M., RASMUSON, A. (1988). Gas diffusivity models for unsaturated porous media. *Soil Sciences American Journal*, Vol. 52: 1559-1565.
- COLLIN, M., RASMUSON, A. (1990). Mathematical modelling of water and oxygen transport in layered soil covers for deposits of pyritic mine tailings. Acid mine drainage : Designing for closure. GAC-MAC Annual Meeting, may, 311-333.
- COREY, A.T. (1957). Measurement of water and air permeability in unsaturated soil. *Proceedings of the Soil Science Society of America*, vol. 21, no. 1, pp. 7-10.
- CRANK, J. (1975). *The Mathematics of Diffusion*. 2nd ed. Clarendon Press, Oxford, United Kingdom.
- CRESPO, J.R. (1994). Modélisation des écoulements à travers les ouvrages de retenue et de confinement de résidus miniers par un logiciel d'éléments finis. Mémoire de Maîtrise (M.Sc.A.), Département de Génie Minéral, École Polytechnique de Montréal.
- CRI (Coastech Research Inc) (1991). Acid rock drainage prediction manual - A manual of chemical evaluation procedures for the prediction of acid generation from mine wastes. Prepared for CANMET-MSL Division, MEND Report 1.16.1b.
- CURRIE, J.A. (1960a). Gaseous diffusion in porous media. Part 1. A non-steady state method. *British Journal of Applied Physics*, 11, 314-324.
- CURRIE, J.A. (1960b). Gaseous diffusion in porous media. Part 2. Dry granular materials. *British Journal of Applied Physics*, 11, pp. 318-324.

- CURRIE, J.A. (1961). Gaseous diffusion in porous media. Part 3. Wet granular materials. *British Journal of Applied Physics*. 12. pp. 318-324.
- DAY, R. W., (1996). Winter effects on hydraulic conductivity of compacted clay. Discussion, *Journal of Geotechnical Engineering*. pp. 85.
- DESAULNIERS, D.E., CHERRY, J.A., FRITZ, P. (1984). Hydrogeologic analysis of long term solute migration in thick clayey quaternary deposits. *Proc. Int. Symp. on Groundwater Resources Utilization and Contaminant Hydrogeology*, Montreal, QC, Int. Assoc. Hydrogeol., Vol. II, pp. 349-356.
- DELLEUR, J.W. (Editor) (1999). *The Handbook of Groundwater Engineering*. CRC Press.
- DWYER, S.F. (1998). Alternative landfill covers pass the test. *Civil Engineering*, September'98, pp. 50-52.
- EBERLING, B., NICHOLSON, R. V. (1996). Field determination of sulphide oxydation rate in mine tailings. *Water Resources Research*, 32 : 1773-1784.
- EBERLING, 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 *Canadian Geotechnical Journal*, 31 : 375-383.
- ENGINEERING COMPUTER GRAPHICS LABORATORY (ECGL) (1996). *Groundwater Modeling System – Reference Manual*, GMS v2.0.
- EPA (ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY) (1991). *Design and Construction of RCRA/CERCLA Final Covers*. EPA/625/4-91/025.
- EVERETT, L.G., WILSON, L.G., HOYLMAN, E.W. (1984). *Vadose Zone Monitoring for Hazardous Waste Sites*. Noyes Data Corp.

- FELMY, A.R., GIRVIN, D.C. , JENNE, E.A. (1984). MINTEQ-Computer program for calculating aqueous geochemical equilibrium. Battelle Pacific Northwest Laboratories, Richland, Washington, U.S.A.
- FREDLUND D.G., RAHARDJO, H. (1993). Soil Mechanics for Unsaturated Soils. John Wiley & Sons Inc., New York, 517 pages.
- FREDLUND, D.G., XING, S. (1994). Equation for the soil-water characteristic curve, Canadian Geotechnical Journal, vol.31, pp. 251-531.
- FREDLUND, D.G., XING, S., HUANG, S. (1994). Predicting the permeability function of unsaturated soils using the soil-water characteristic curve. Canadian Geotechnical Journal, vol. 31, pp. 533-546.
- FREEZE, R.A., CHERRY, J.A. (1979). Groundwater, Prentice-Hall.
- GEOSLOPE INTERNATIONAL, (1994). SEEP/W User's Guide. Version 3.
- GILLHAM, R.W., ROBIN, M.J.L., DYTNYSHYN, D.J., JOHNSTON, H.M. (1984). Diffusion of nonreactive and reactive solute through fine grained-barrier materials. Canadian Geotechnical Journal, Vol.21, pp. 541-550.
- GOLDER (1999). Field Performance of the Les Terrains Aurifères Composite Dry Cover. MEND Report 2.22.4b.
- HASSANI, F., ARCHIBALD, J. (eds) (1998). Mine Backfill. CIM (on CD-ROM).
- HEAD, K.H. (1986). Manual of Soil Laboratory Testing. Vol. I.II.III, Ed. John Wiley & Sons.

- HEIMOVAARA, T.J., BOUTEN, W. (1990). A computer-controlled 36-channel time domain reflectometry system for monitoring soil water contents. *Water Resources Research*, 26 : 2311-2316.
- HERKELRATH, W.N., HAMBURG, S.P., MURPHY, F. (1991). Automatic, real-time monitoring of soil moisture in a remote field area with time domain reflectometry. *Water Resources Research*, 31 : 2201-2211.
- HILLEL, D. (1980). *Applications of Soil Physics*, Academic Press, New York, NY.
- HOLTZ, R.D., KOVACS, W.D. (1981). *An Introduction to Geotechnical Engineering*. Prentice-Hall.
- HUTCHISON, I.P., ELLISON, R.D. (eds.) (1992). *Mine Waste Management*. California Mining Association.
- HUYAKORN, P.S., PINDER, G.F. (1983). *Computational Methods in Subsurface Flow*. Academic Press inc., San Diego, USA, 473 pages.
- ICARD (1997). *Fourth International Conference on Acid Rock Drainage*. Proceedings, Vancouver, B.C., Canada, 4 volumes.
- KISSIOVA, M. (1996). Étude des modèles de prédiction de la conductivité hydraulique des matériaux meubles non-saturés. Rapport de Maîtrise (M. Ing.). École Polytechnique de Montréal.
- 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*, 300-304.

- JOANES, A.M. (1999). Une analyse hydrogéochimique de l'efficacité de recouvrements multicouches pour le drainage minier acide. Mémoire de Maîtrise (M.Sc.A.), Département des génies civil, géologique et des mines, École Polytechnique de Montréal.
- KOERNER, R.M., DANIEL, D.E. (1997). Final Covers for Solid Waste Landfills and Abandoned Dumps. ASCE. Press (Reston Virginia) and Thomas Telford (London, UK), 256 pages.
- KOOL, J.B., VAN GENUCHTEN, M. TH. (1991). HYDRUS : One-dimensional variably saturated flow and transport model, including hysteresis and root water uptake. U.S. Salinity Lab., USDA-ARS, Riverside, California.
- KOVÁCS, G. (1981). Seepage hydraulics. Elsevier Scientific Pub. Cie, Amsterdam.
- LAMBE, T.W., WHITMAN, R.V. (1979). Soil Mechanics, SI Version. John Wiley and Sons, New York.
- L'ÉCUYER, M., CHAPUIS, R.P., AUBERTIN, M. (1992a). Propriétés hydrogéotechniques des résidus miniers de Solbec et Cupra, Québec. Compte rendu, 45^e Conférence Canadienne de Geotechnique, Toronto, pp.79-1--79-11.
- L'ÉCUYER, M., CHAPUIS, R.P., AUBERTIN, M. (1992b). Field and laboratory investigations of hydraulic conductivity of acid producing mine tailings. Proc. Joint CSCE-ASCE National Conference on Environmental Engineering. Yong, Hadjinicolaou & Mohamed (Eds.), 213-220.
- LI, M., CATALAN, L. (1997). Assessment of acid generation potential and cover effectiveness of depyritized tailings. Progress Report No. 5, Noranda Technology Center (Non publié), May 1997.

- LIN, H-C., J., RICHARDS, D.R., YEH, G-T., CHENG, J-R., CHENG, H-P., JONES, N.L. (1996). FEMWATER : A Three Dimensional Finite Element Computer Model for Simulating Density Dependent Flow and Transport. Technical Report HL-96, Hydraulic Laboratory of the US Army Engineer Waterways Experiment Station, 126 pages.
- McMULLEN, J., FIRLOTTE, R., KNAPP, R., AUBERTIN, M.(1997). Les Terrains Aurifères property site closure and rehabilitation-Conceptual to Construction. Proc. 29th Annual Canadian Mineral Processing (CMP) Operators Conference. Ottawa, pp. 274-292.
- MARCOTTE, R. (1994). Les aires d'accumulation de résidus miniers au Québec : Évaluation des risques et coûts de restauration. Rapport de recherche, Maîtrise en Environnement, Université du Québec à Montréal.
- MILLINGTON, R.J., SHEARER, R.C. (1971). Diffusion in aggregated porous media. Soil Science, 111, 372-378.
- MONZON, M.. (1998). Étude en laboratoire des propriétés hydrogéotechniques des résidus miniers utilisés comme barrière de recouvrement. Mémoire de Maîtrise (M.Sc.A.), Département CGM. École Polytechnique de Montréal.
- MORIN, K.A., HUTT, M.N. (1997). Environmental Geochemistry of Minesite Drainage: Practical Theory and Case Studies. Minesite Drainage Assesment Group (MDAG) Publishing, Vancouver, 333 pages.
- MUALEM, Y. (1976). A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. Water Resour. Res., 12, 513-522.
- MUALEM, Y. (1986). Hydraulic conductivity of unsaturated soils: Prediction and formulas. Klute, A. (ed.). Methods of Soil Analysis. Part 1: Physical and Mineralogical Methods. Agron. Monogr. 9 (2nd ed.). American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin, pp. 799-823.

- NEDEM (1996). Atelier sur les barrières de recouvrement pour rejets miniers générateurs d'eaux acides. Vol. 1, Gouvernement du Québec, 207.
- NICHOLSON, R.V., AKINDUNNI, F.F, SYDOR, R.C., GILLHAM, R.W. (1991). Saturated tailings covers above the water table : The physics and criteria for design. Proc. 2nd Int. Conf. on Abatement of Acidic Drainage, Montréal, NEDEM/MEND 1991, 443-460.
- NICHOLSON, R.V., EBERLING, B., WILLIAMS, G. (1995). A new consumption technique to provide rapid assessment of tailings reactivity in the field and the laboratory. Proceedings of the Conference on Mining and the Environment, Sudbury '95, 3 : 999-1006.
- NICHOLSON, R.V., GILLHAM, R.W., CHERRY, J.A. (1988). Pyrite oxidation kinetics in carbonate-buffered solution : 1. Experimental kinetics. *Geochemica et Cosmochimica Acta*, 52 : 1077-1085.
- 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 cover layers as oxygen barriers. *Canadian Geotechnical Journal*, 26, 1-8.
- NICHOLSON, R.V., TIBBLE, P.A. (1997). Summary of oxygen consumption measurements, Norebec-Manitou tailings test plots, Val d'Or, P.Q. Rapport soumis à l'École Polytechnique par l'Université de Waterloo, Département des Sciences de la Terre, 7 pages.
- OMEGA (1995). Complete Temperature Measurement Handbook and Encyclopedia. vol. 29, OMEGA ENGINEERING INC, Z1-Z32.
- PENMAN, H.L. (1948). Natural evapotranspiration from open water, bare soil and grass. *Proceedings of the Royal Society of London, Series A*, 193 : 120-146.
- RASMUSON, A., ERIKSSON, J.C. (1987). Capillary Barriers in Covers for Mine Tailing Dumps. Report 3307, The National Swedish Environmental Protection Board.

- REARDON, E.J., MODDLE, P.M. (1985). Gas diffusion coefficient measurements on uranium mill tailings : Implications to cover layer design. *Uranium*, 2, 111-131.
- RICARD, J.F. (1994). Étude en laboratoire de la relation capillaire et de la conductivité hydraulique de résidus miniers. Mémoire de Maîtrise (M.Sc.A.), Département de Génie Minéral, École Polytechnique de Montréal.
- RICARD, J.F., AUBERTIN, M., GARAND, P. (1997b). Performance d'un recouvrement multicouche au site Barrick-Bousquet de Les Terrains Aurifères, Québec, Canada. C.R. Rejets industriels et prévention de la pollution. Vol. No 10, Collection Environnement de l'Université de Montréal, pp. 291-305.
- RICARD, J.F., AUBERTIN, M., GARAND, P., McMULLEN, J. (1997c). Field performance of a dry cover made of tailings for the closure of Barrick-Bousquet "Les terrains Aurifères Site", Malartic, Québec, Canada. Proc. 50th Canadian Geotechnical Conference, Ottawa, Vol. 1, pp. 185-192.
- RICARD, J.F., AUBERTIN, M., FIRLOTTE, F.W., KNAPP, R., McMULLEN, J., JULIEN, M. (1997a). Design and construction of a dry cover made of tailings for the closure of Les Terrains Aurifères Site, Malartic, Québec, Canada. Proc. Fourth International Conference on Acid Rock Drainage, Vancouver, Vol. IV, pp. 1515-1530.
- RICARD, J.F., AUBERTIN, M., PELLETIER, P., POIRIER, P. (1999). Performance of a dry cover made of tailings for the closure of Les Terrains Aurifères site, Malartic, Québec, Canada. Proc. Sudbury'99, Mine and the Environment II (to be published).
- RITCEY, G.M. (1989). Tailings management, problems and solutions in the mining industry. Elsevier.

- ROSLTON, D.E. (1986). Gas diffusivity. Method of Soil Analysis. Part 1. Physical and Mineralogical_methods. Chap. 47. Klute (eds), Agronomy Monograph. 9, ASA.
- ROWE, R.K. (1987). Pollutant transport through barriers. R.D. Woods (ed.), Geotechnical Practice for Waste Disposal. ASCE, No.13, pp. 159-181.
- ROWE, R.K., BOOKER, J.R. (1985). 1-D pollutant migration in soils of finite depth. Journal of Geotechnical Engineering, ASCE, Vol. 111, (GT4) pp. 479-499.
- ROWE, R.K., BOOKER, J.R. (1987). An efficient analysis of pollutant migration through soil. Numerical Methods for Transient and Coupled Systems. Lewis, R.W., Hunton, E., Bettess, P., Scheffler, B.A. (eds). John Wiley & Sons, N.Y., pp. 13-42.
- ROWE, R.K., BOOKER, J. R., FRASER, M.J., (1994). *POLLUTEv6 and POLLUTE-GUI* - User's Guide. GAEA Environmental Engineering Ltd. London, Ontario. 305 pp.
- ROWE, R.K., QUIGLEY, R.M., BOOKER, J.R. (1995). Clayey Barrier Systems for Waste Disposal Facilities. E&FN Spon (Chapman & Hall) London : 390 pages.
- SCHARER, J.M., ANNABLE, W.K., NICHOLSON, R.V. (1993). WATAIL 1.0 User's Manual, A Tailings Basin Model to Evaluate Transient Water Quality of Acid Mine Drainage. University of Waterloo, June'93, 74 pages.
- SENES CONSULTING LTD. (1994a). Evaluation of alternate dry covers for the inhibition of acid mine drainage from tailings. Final Report, MEND Project 2.20.1, CANMET.
- SENES CONSULTING LTD. (1994b). Acid Mine Drainage - Status of Chemical Treatment and Sludge Management Practices. Report SCC File No 015SQ.23440-3-9140, MEND Project 3.32.1 CANMET.

- SHACKELFORD, C.D. (1991). Laboratory diffusion testing for waste disposal. A review. *J. Contam. Hydrol.*, 7, 177-217.
- SIMUNEK, J., HUANG K., VAN GENUCHTEN, M.TH. (1998). The Hydrus Code for Simulating the One-Dimensional Movement of Water, Heat and Multiple Solutes in Variably-Saturated Media. Version 6.0. Research Report No. 144, U.S. Salinity Laboratory. U.S. Department of Agriculture, Riverside, California, 142 pages.
- SKOUSEN, J.G., ZIEMKIEWICZ, P.F. (1995), Acid Mine Drainage Control and Treatment. West Virginia University. National Mine Land Reclamation Center, Morgantown, West Virginia, 255 pages.
- SRK (1991). Guide technique préliminaire sur le drainage rocheux acide. B.C. AMD Task Force, Document traduit par le Centre de Recherches Minérales (MER), (2 volumes).
- ST-ARNAUD, L., AUBÉ, B., YANFUL, E., (1996). Efficacité des recouvrements géologiques pour contrôler le drainage minier acide: Le projet Waite Amulet. NEDEM'96. Colloque sur le programme de neutralisation des eaux de drainage dans l'environnement minier. Rouyn-Noranda. pp.48-57.
- STANNARD, D.I. (1990). Tensiometers - theory, construction, and use. *Ground Water and Vadose Zone Monitoring*, ASTM STP 1653, D.M. Nielsen and A.I. Johnson, Eds, American Society for Testing Materials, Philadelphia, 34-51.
- STUMM, W., MORGAN, J.J. (1981). *Aquatic Chemistry*. 2^e édition, John Wiley and Sons, New York (NY).
- TASSÉ, N., GERMAIN, N. (1997). Prévention et traitement du drainage minier acide par un seul et même dispositif: La couverture de résidus forestiers du parc East Sullivan. C.R. Rejets industriels et prévention de la pollution. Collection Environnement de l'Université de Montréal, pp. 291-305.

TEKTRONIX (1989). Tektronix 1502C metallic time domain reflectometer. Operator Manual.

THORNTHWAITE, C.W. (1948). An approach toward a rational classification of climate. *Geographical Review*, 38 : 55-94.

TOPP, G.C. (1987). The application of time domain reflectometry (TDR) to soil water content measurement. *Proc. of International Conference on Measurement of Soil and Plant Water Status*, 1, 85-93.

TOPP, G.C., DAVIS, J.L., ANNAN, A.P. (1980). Electromagnetic determination of soil water content : Measurement in coaxial transmission lines. *Water Resources Research*, 16 : 574-582.

TREMBLAY, L. (1995). Étude du transport de l'oxygène dans des matériaux poreux partiellement saturé. Mémoire de Maîtrise M.Sc.A., Département de génie Minéral, École Polytechnique de Montréal.

TROEH, F.R., JABERO, J.D., KIRKHAM, D. (1982). Gaseous diffusion equations for porous materials. *Geoderma*, 27, 239-253.

VAN GENUCHTEN, M. TH. (1980). A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 44, 892-898.

VAN GENUCHTEN, M. TH., LEIJ, F.J., YATES, S.R. (1991). The RETC code for quantifying the hydraulic functions of unsaturated soils. EPA/600/2-91/065, 85.

VAN GENUCHTEN, M.TH., NIELSEN, D.R. (1985). On describing and predicting the hydraulic properties of unsaturated soils. *Annales Geophysicae*, 3: 615-628.

- WILSON, G.W. (1995). Assessment of protective covers and dump behavior. Proceedings of the 2nd Australian Acid Mine Drainage Workshop, Australia, March 1995.
- WILSON, G.W., FREDLUND, D.G., BARBOUR, S.L. (1994). Coupled soil-atmosphere modelling for soil evaporation, Canadian Geotechnical Journal, 31: 151-161.
- WILSON, G.W., FREDLUND, D.G. and BARBOUR, S.L. (1997). The effect of soil suction on evaporative fluxes from soil surfaces. Canadian Geotechnical Journal, 34 : 145-155.
- WILSON, G.W., MARCHIBRODA, R.T., BARBOUR, S.L., WOYSHNER, M.R. (1993). Modelling of soil evaporation from waste disposal sites. Compte rendu de la Conférence Conjointe SCGC-ASCE sur le Génie Environnemental, Montréal, 1 : 281-288.
- WOESSNER, W.W., ANDERSON, M.P. (1996). Good model-bad model, understanding the flow modeling process. Subsurface Fluid-Flow (Ground-Water and Vadose Zone) Modeling, ASTM STP 1288, Ritchey, J.D. and Rumbaugh, J.O., Eds, American Society for Testing and Materials, 14-23.
- WONG, L.C., HANG, M.D. (1991). Cyclical closed-system freeze-thaw permeability testing of soil liner and cover materials. Can. Geotech. J., Vol. 28, No. 6, pp. 784-793.
- YANFUL, E.K. (1993). Oxygen diffusion through soil covers on sulphidic mine tailings. Journal of Geotechnical Engineering, ASCE, 119, 1207-1228.
- YANFUL, E.K., CHOO, L-P. (1997). Measurement of evaporative fluxes from candidate cover soils. Canadian Geotechnical Journal, 34 : 447-459.
- YANFUL, E.K., ST-ARNAUD, L.C. (1991). Design, instrumentation and construction of soil cover for reactive management. Proc. 2nd Int. Conf. Abatement of Acidic Drainage, Montreal, MEND, Vol. 3, pp. 487-504.

ZEGELIN, S.J., WHITE, I., RUSSELL, G.F. (1992). A critique of the domain reflectometry technique for determining field soil-water content. Soil Science Society of America, Advances in Measurement of Soil Physical Properties : Bringing Theory into Practice, SSSA Special Publication, No 30.

ANNEXE

**RAPPORT D'ANALYSES MINÉRALOGIQUES
PAR DIFFRACTION DES RAYONS-X SUR DES ÉCHANTILLONS DE
TILL ET DE RÉSIDUS MINIERS DES MINES SIGMA ET MANITOU,
VAL D'OR: PHASE II.**

**Présenté à:
Michel Aubertin
Département de Génie Minier
École Polytechnique**

**Préparé par:
Louis R. Bernier
GÉOBEREX RECHERCHE**

Le 28 avril 1996

INTRODUCTION:

Géoberex Recherche a été mandaté pour effectuer une étude du contenu minéralogique d'un till argilleux et de résidus miniers provenant des parcs à résidus des mines Sigma et Manitou-Barvue, dans la région de Val d'Or. L'objectif de cette étude est de connaître le contenu minéralogique de ces échantillons dans le but d'apprécier le potentiel de neutralisation des minéraux présents ainsi que le potentiel de génération d'acide sulfurique. Ces échantillons seront par la suite utilisés dans une série d'expériences en colonnes.

CONTEXTE GÉOLOGIQUE:

MINE SIGMA:

Le gisement d'Or de la mine Sigma est en opération depuis 1937 et est situé dans une bande de roches métavolcaniques déformées qui sont recoupées par des masses irrégulières de diorite porphyrique et par des dykes déformés de porphyre feldspathique. La minéralisation aurifère se trouve dans des veines hydrothermales surtout composées de quartz et tourmaline avec des quantités mineures de pyrite, carbonates, chlorite, épidote, albite, chalcopryrite, scheelite et d'or natif. On observe également la biotite en profondeur. Les enveloppes d'altération qui entourent les veines sont caractérisées par des assemblages à chlorite-carbonates-séricite ou calcite-albite-quartz avec des quantités mineures de pyrite, pyrrhotite, tourmaline, ilménite et or (Robert et Brown, 1986).

MINE MANITOU-BARVUE (Golden Manitou):

Le gisement volcanogénique de sulfures massifs polymétalliques (Zn-Cu-Pb-Au-Ag) Manitou-Barvue a été découvert en 1923 et exploité de 1942 à 1979. Le gisement était encaissé dans des roches pyroclastiques felsiques de composition rhyolitique et recoupées par plusieurs sills de diorite et gabbro. Les principaux minéraux métalliques du minerai étaient la sphalérite, la pyrite, avec des quantités moindres de chalcopryrite, galène, proustite, pyrargérite, arsénopyrite, sidérite et rhodochrosite. La minéralogie du matériel de gangue était principalement la calcite, le quartz, la chlorite, la séricite, le talc, l'épidote et la magnétite (Webber, 1957).

MÉTHODOLOGIE:

Les travaux d'analyses ont été effectués au laboratoire de minéralogie de l'École Polytechnique avec la collaboration de M. Paul Samson. Un échantillon de till argilleux, 3 échantillons (grossier, fin, amandé) de résidus miniers de la mine Sigma échantillons et 1 échantillon de résidus miniers de la mine Manitou ont été analysés par diffraction des rayons-X.

L'échantillon Manitou est assez hétérogène en terme de granulométrie et a été tamisé à -20, 20-40, 40-100, 100-200 et +200 mailles (mesh). Les différentes fractions ont été préparées et montées dans un porte échantillon rectangulaire. Ces échantillons ont par la suite été exposés

Celle-ci semble être libérée à partir de la taille 100-200m. Les résultats sont présentés au tableau ci-dessous.

Manitou	Qz	Ab	Or	Bt	Chl	Mu	Tlc	Gyp	Cal	Ep	Py
20-40m	A	P	P	F	M	P	tr	tr	--	F	F
100-200m	A	P	P	F	M	P	tr	P	tr	F	P
+200m	A	P	P	F	P	P	tr	tr	--	F	F
%total	60	5		5	17	2	tr	3	tr	5	3

Légende: Qz=quartz, Ab=albite, Or=orthose, Bt=biotite, Chl=chlorite, Mu=moscovite, Gyp=gypse, Py=pyrite, Cal=calcite, Tlc=talc, Ep=épidote; A=abondant (30-50%), M=moyennement abondant (10-30%), F=fiblement abondant (5-10%), P=peu abondant (0-5%), --=absent, tr=trace.

Le pourcentage des constituants granulométriques est donné ci-dessous:

-20m	4.6g	5.5%
20-40m	37.9g	45.1%
40-100m	34.1g	40.5%
100-200m	5.4g	6.4%
+200m	2.1g	2.5%
total	84.1g	100%

Le résidu minier de Manitou est riche en quartz et contient passablement de chlorite qui pourrait agir comme neutralisant d'acide. La pyrite fait environ 3% et est le principal minéral potentiellement générateur d'acide.

TILL ARGILLEUX:

Le till argilleux est très feldspathique et contient la minéralogie suivante:

Quartz	45%
Albite	25%
Orthose	10%
Hornblende	5%
Tourmaline	5%
Épidote	3%
Biotite	2%
Chlorite	3%
Montmorillonite	2%
Pyrite	tr

**CARACTÉRISATION MINÉRALOGIQUE ET POTENTIEL D'ACIDITÉ DU
RÉSIDU MINIER MANITOU, VAL D'OR.**

**Présenté à:
Michel Aubertin
Département de Génie Minier
École Polytechnique**

**Préparé par:
Louis R. Bernier
GÉOBEREX RECHERCHE**

Le 13 juin 1997

INTRODUCTION:

Géoberex Recherche a été mandaté en 1996 pour effectuer une étude du contenu minéralogique d'un till argilleux et de résidus miniers provenant des parcs à résidus des mines Sigma et Manitou-Barvue, dans la région de Val d'Or. Un rapport préliminaire (Bernier, 1996) fait état du contenu minéralogique de ces échantillons utilisés dans une série de montages expérimentaux en colonnes d'essais pour valider diverses configurations de barrières de recouvrement.

Ce rapport présente les résultats d'une étude de la composition chimique des minéraux identifiés précédemment par diffraction des rayons-X (Bernier, 1996) et ce, à partir d'analyses qualitatives et quantitatives à la microsonde électronique. Une étude pétrographique et minéralogique préalable a permis de préciser le contenu minéralogique du résidu Manitou monté en lame mince polie. Le pourcentage de pyrite a été déterminé par comptage de points sur une série de microphotographies présentées à la section pétrographie et minéralographie. Les potentiels d'acidité, de neutralisation et de neutralisation nette ont été calculés à partir des résultats d'analyses chimiques en soufre total et en carbone total.

CONTEXTE GÉOLOGIQUE:

MINE MANITOU-BARVUE (Golden Manitou):

Le gisement volcanogénique de sulfures massifs polymétalliques (Zn-Cu-Pb-Au-Ag) Manitou-Barvue a été découvert en 1923 et exploité de 1942 à 1979. Le gisement était encaissé dans des roches pyroclastiques felsiques de composition rhyolitique et recoupées par plusieurs sills de diorite et gabbro. Le gisement possède une zone Zn-Ag au sommet de l'empilement de roches pyroclastiques felsiques. La pyrite est abondante à massive et accompagne la sphalérite et la galène. Une zone enrichie en cuivre est contenue dans une structure en forme de cheminée d'altération hydrothermale contenant des filonnets de chalcopryrite.

Les principaux minéraux métalliques du minerai étaient la sphalérite, la pyrite, avec des quantités moindres de chalcopryrite, galène, proustite, pyrargérite, arsénopyrite, sidérite et rhodochrosite. La minéralogie du matériel de gangue était principalement la calcite, le quartz, la chlorite, la séricite, le talc, l'épidote et la magnétite (Webber, 1957). Le gisement a produit 8,360,000 tonnes de minerai de Zn-Ag-Pb et 4,012,000 tonnes de cuivre qui ont donné 335,000 tonnes de zinc, 36,000 tonnes de cuivre, 26 tonnes de plomb, 21,000,000 onces d'argent et 300,000 onces d'or. En 1989, les résidus miniers constituaient 6.8 million de tonnes faisant 0.01 oz/t Au, 0.34 oz/t Ag, 0.07% Pb, 0.07% Cu et 0.36% Zn (Sully, 1989).

Comme nous pouvons le constater, l'oxydation de la pyrite dans le résidu de Manitou contribuera à la libération de métaux lourds comme le Pb, Zn, Cu et possiblement As, Cd, Hg, Ni, Co (en traces dans les sulfures), à la suite du drainage minier acide vers le réseau

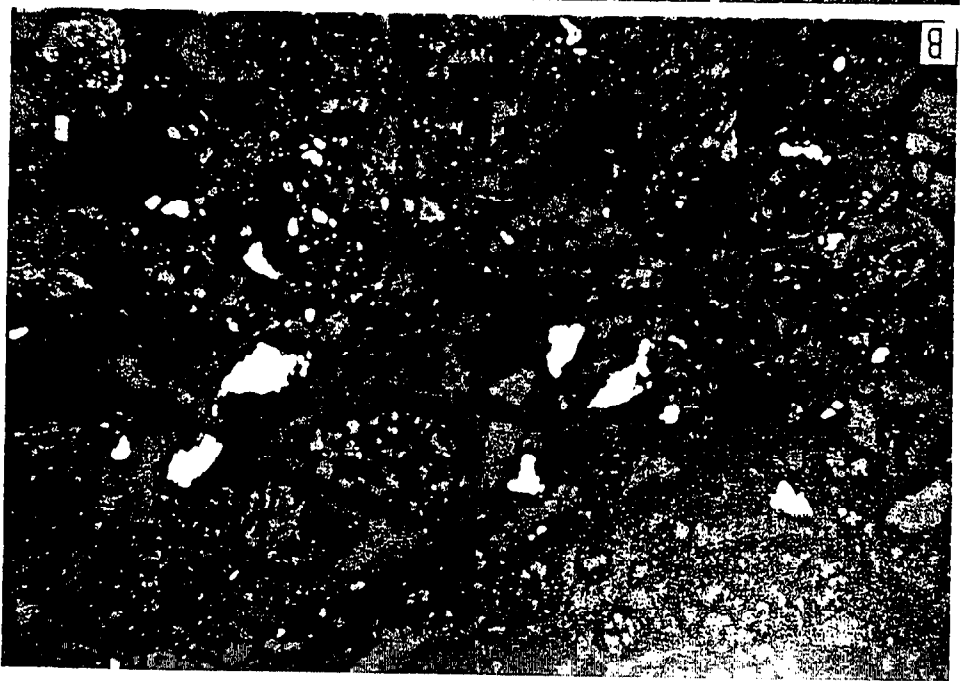
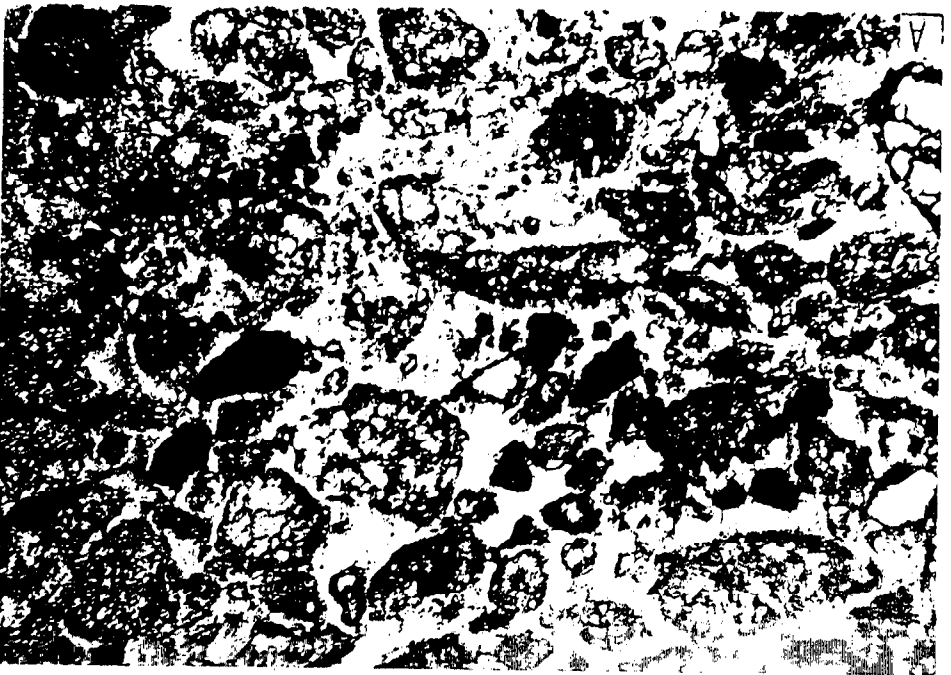
biréfringence grise en nichols croisés.

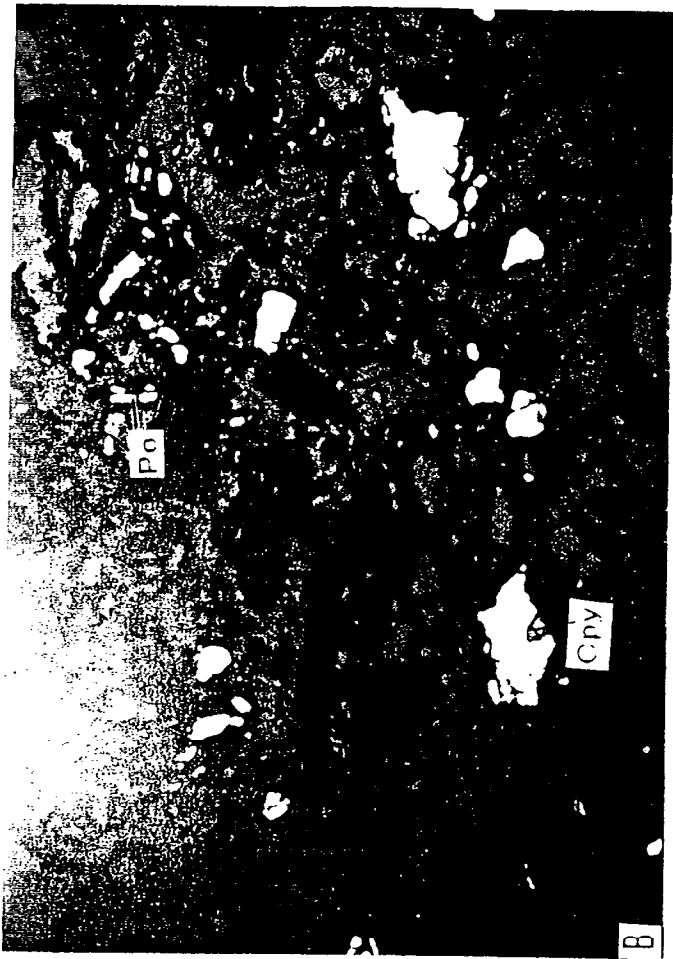
La minéralogie révisée du résidu sulfuré de Manitou est la suivante:

Quartz	60%
Feldspaths	5%
Chlorite	9%
Séricite	15%
Talc	tr
Carbonates	tr
Épidote	2.5%
Gypse	3%
Rutile	tr
Magnétite	tr
Pyrite	5.5%
Pyrrhotite	tr
Chalcopyrite	tr

La pyrite semble avoir été en grande partie libérée lors du broyage du minerai et est observée entre les fragments de roches (voir figures 1-3). Les grains de pyrite font entre <0.01 et 0.4mm et ont une forme angulaire. Les grains sont souvent craquelés et ces fissures permettront à l'oxygène de migré et diffusé vers le centre des grains ce qui augmentera la vitesse de réaction en permettant une plus grande surface d'oxydation. Le pourcentage de pyrite a été estimée par comptage de points (432 pts/photo) sur 6 microphotographies (6.5%, 5.3%, 5.1%, 7.4%, 4.6%, 2.8%) et une teneur moyenne de 5.5% de pyrite est ainsi calculée.







cationiques Al-Si, (Mg+Fe)-Si et (Mg+Fe)-K en relation avec le chimisme théorique des autres minéraux présents dans les roches volcaniques altérées soit: quartz, albite, talc, biotite, muscovite et chlorite (figure 1).

Carbonates:

Deux types de carbonates ont été analysés soit un carbonate de type dolomite-ankérite et un autre du type magnésite-sidérite. Le carbonate dolomitique et ankéritique contient entre 0.25 et 2.44% poids MnO tandis que le carbonate du type magnésite-sidérite est moins riche en MnO (0.48-0.58% pds). La figure 2 présente la composition chimique de ces carbonates dans un diagramme ternaire en %moléculaire de CaCO_3 - MgCO_3 - FeCO_3 . Les champs de solution solides et les lignes d'attaches schématisiques sont montrés pour une température de 400°C.

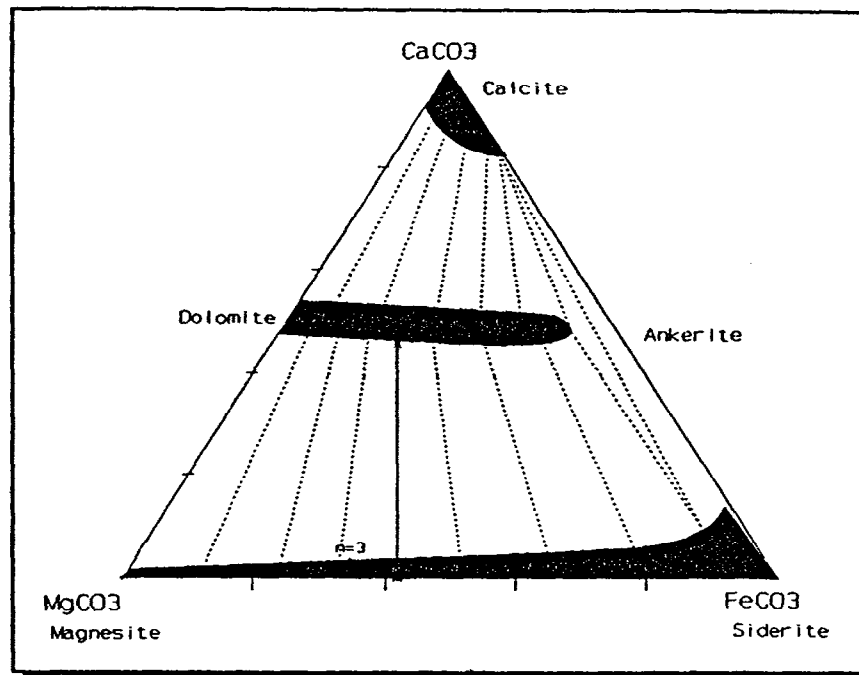
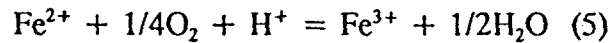


Figure 2 Diagramme ternaire CaCO_3 - MgCO_3 - FeCO_3 montrant la composition chimique des carbonates analysés.

La composition des 2 types de carbonates analysés tombe sur une ligne d'attache qui suggère que ces 2 minéraux ont une composition chimique d'équilibre et qu'ils se sont probablement formés lors du processus hydrothermal de haute température responsable de la formation des lentilles de sulfures massifs. La calcite n'a pas été identifiée dans la lame mince étudiée.

Les carbonates du type dolomite-ankérite et magnésite-sidérite sont beaucoup moins réactifs que la calcite. Tout comme les feldspaths et la chlorite, la dolomite est une base et démontre un bon potentiel de neutralisation. Toutefois, un faible taux de dissolution contreviendra à l'efficacité de la neutralisation de l'acide (Perkins et al. 1995).

Comme le gypse est présent dans le résidu de Manitou, il se pourrait que la calcite présente ait déjà entièrement réagi avec l'acide sulfurique généré par l'oxydation de la pyrite



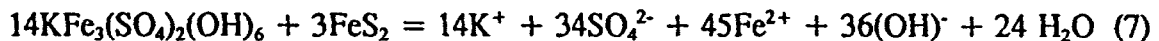
Les concentrations en Fe^{3+} seront importantes à des valeurs de pH < 3.5 et la réaction 4 sera importante. Toutefois, à des valeurs de pH > 3.5, la précipitation de ferrihydrite ou autres hydroxydes ferriques suivant la réaction (6) limiteront $[\text{Fe}^{3+}]$ à des valeurs faibles.



Les réactions (3) à (6) se produisent simultanément dans les dépôts de résidus miniers.

Il est à noter que d'autres minéraux contenant du Fe^{3+} peuvent précipiter sous des conditions acides et oxydantes dont la jarosite ($\text{KFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$). Toutefois, lorsque la concentration en sulfate et le degré d'oxydation décroissent, la jarosite pourra être dissoute et contribuer à la formation d'hydroxide de fer et relâcher de l'acide sulfurique.

Il se pourrait que la dissolution de la jarosite puisse contribuer à l'oxydation anaérobie de la pyrite suivant la réaction (7):



Outre les réactions chimiques, les processus biochimiques sont aussi importants dans les mécanismes d'oxydation de la pyrite. La bactérie thiobacillus ferrooxidans agit comme catalyseur suivant la réaction (8):



Comme le démontre la réaction (8), le rôle de T. ferrooxidans est d'accélérer l'oxydation de la pyrite en favorisant une augmentation de la consommation d'oxygène par la transformation de Fe^{2+} en Fe^{3+} à des valeurs de bas pH (< 3.5).

DISCUSSION ET TRAVAUX FUTURS:

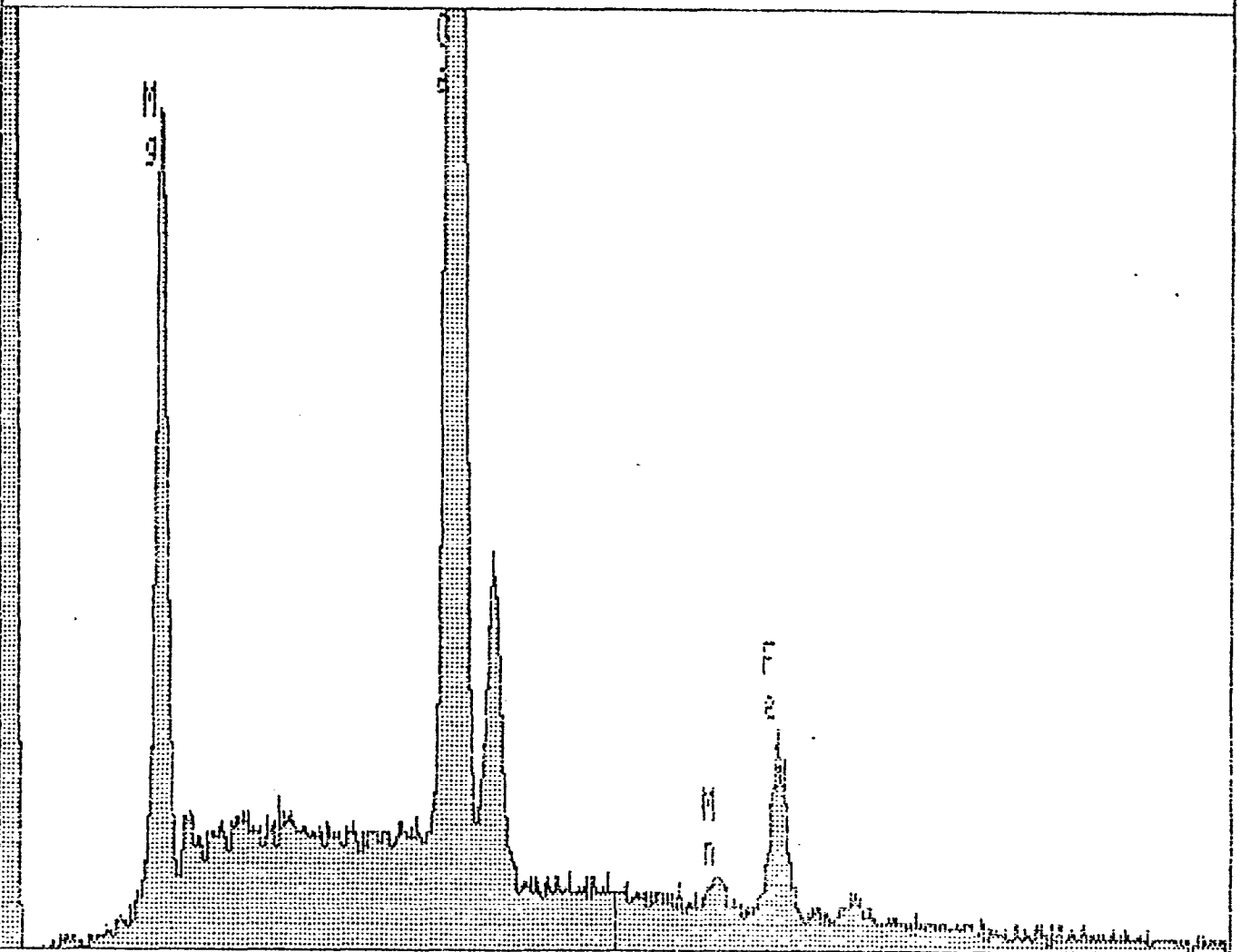
Les travaux d'analyses minéralogiques et géochimiques effectués sur le résidu minier Manitou permettent d'établir certaines balises pour la mesure des paramètres expérimentaux qui nous permettront de modéliser le processus géochimique d'oxydation de la pyrite et l'efficacité des recouvrements étudiés en colonnes d'essais.

Le potentiel de neutralisation nette étant de -89 kg/t CaCO_3 , le résidu minier de Manitou est donc considéré comme potentiellement générateur d'acide. Ainsi, la mesure de la concentration des métaux dont le Fe et des sulfates nous permettra de suivre l'évolution de l'oxydation de la pyrite. Il est à noter que le gypse identifié dans le résidu de Manitou devrait être dissous lors de la première phase de mouillage et contribuer à la mise en solution de sulfates solubles.

ANNEXE A: SPECTRES EDS ET ANALYSES À LA MICROSONDE

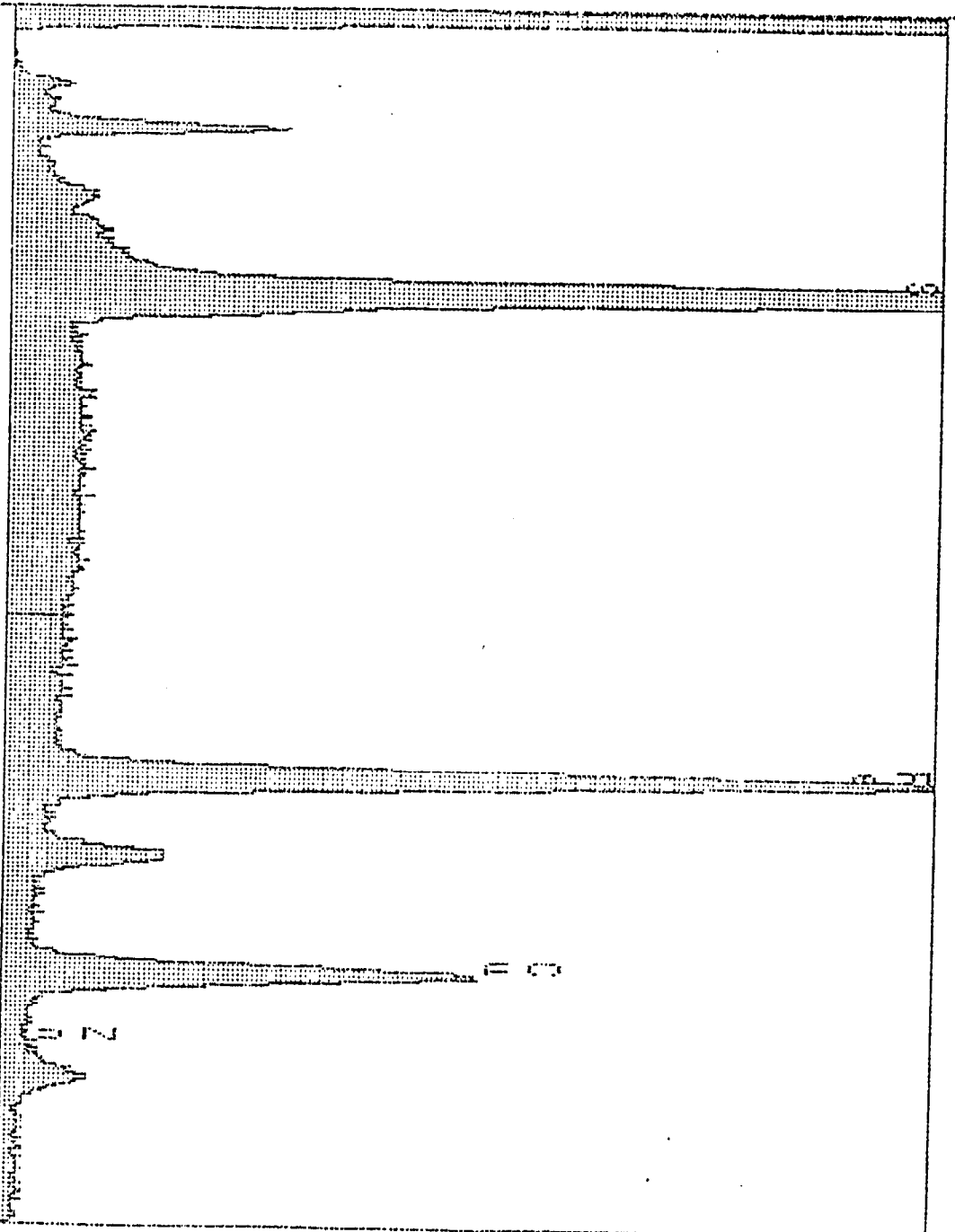
X-RAY

Live: 100s Preset: 100s Remaining: 0s
Real: 113s 12% Dead



< -0.1 5.040 keV
FS= 1K ch 514= 64 cts
MEM1: DOLOMITE MANITOU DOLNANI

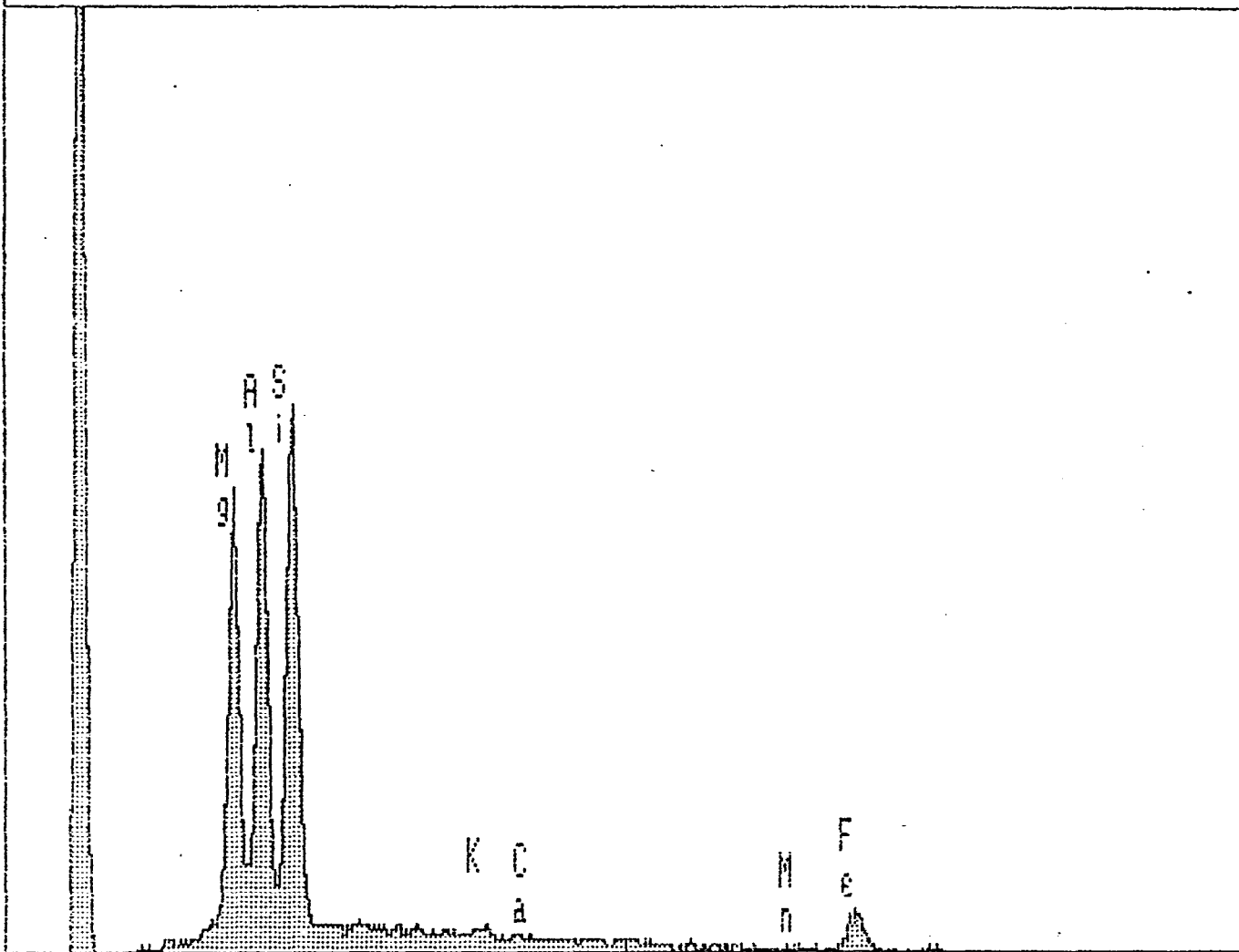
X-RHY
Live: 100s Preset: 100s Remaining: 0s
Real: 127s Dead 21%
0s



< 1 5.040 keV
ES= 2K ch 54= 156 cts
MEM: chalcopyrite cpman1 manitou

X-RAY

Live: 100s Preset: 100s Remaining: 0s
Real: 114s 12% Dead



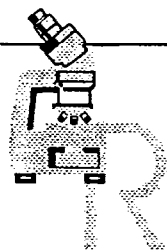
4.490 keV 9.6 >

FS= 4K ch 459= 81 cts

MEM1: CHLORITE CHLMAN1

	chlmal	chlma2
	-----	-----
SiO2	30.13	28.09
TiO2	0.14	-
Al2O3	27.83	32.20
Fe2O3	-	0.00
FeO	2.28	2.82
MnO	0.08	0.05
MgO	26.25	22.65
CaO	-	-
Na2O	0.31	1.10
K2O	0.25	0.40
H2O	12.74	12.69
F	-	-
Cl	-	-
O=F	-	-
O=Cl	-	-
Total	100.00	100.00
#Si IV	2.79	2.61
#Al IV	1.21	1.39
T site	4.00	4.00
#Al VI	1.82	2.14
#Ti	0.01	-
#Fe +3	-	0.00
#Fe +2	0.18	0.22
#Mn +2	0.01	0.00
#Mg	3.62	3.14
#Ca	-	-
#Na	0.06	0.20
#K	0.03	0.05
O site	5.73	5.75
#O	10.00	10.00
#OH	8.00	8.00
#F	-	-
#Cl	-	-
Charge	0.00	-

ANNEXE B: ANALYSES GÉOCHIMIQUES DU S total et C total



GÉOBEREX RECHERCHE

236 24 Avenue
Ile Perrot (Québec)
J7V 4M9
Tel: (514) 425-6551 Fax: (514) 425-6698

RÉSULTATS D'ANALYSES MINÉRALOGIQUES SUR DES ÉCHANTILLONS DE RÉSIDUS MANITOU

INTRODUCTION

Ce rapport d'analyse rapporte les résultats des travaux d'identification minéralogique effectués sur 8 échantillons de résidus Manitou utilisés lors de tests de terrains. Ces échantillons ont été prélevés à des profondeurs variant de 1.1 à 1.75 m sous les différents recouvrements. L'objectif de cette étude est de rapporter les principaux changements minéralogiques et de vérifier si les résidus sous les recouvrements montrent des signes d'oxydation.

MÉTHODOLOGIE

Des sous-échantillons de la fraction totale des échantillons soumis ont été obtenus par quartage et broyés pour procéder aux analyses par diffraction des rayons-X (DRX). Les poudres ont été montées sur smear de verre et diffractées en utilisant un diffractomètre Phillips équipé d'un tube à RX au cuivre. La radiation utilisée pour la mesure des angles 2θ était celle du $\text{CuK}\alpha$ (1.5418 Å) générée à 40 kV et 20 mA. Les diffractogrammes ont été réalisés entre 5 et 60° de 2θ avec un défilement du papier à 1°/minute. Cette méthode est qualitative et vise à l'identification des constituants minéralogiques majeurs (>2%).

Des solutions de rinçages ont été obtenus en lixiviant 20g de résidus avec 20 ml d'eau distillée et les paramètres suivant furent mesurés: T, pH, conductivité, solides totaux dissous (TDS), et le potentiel d'oxydo-réduction (ORP).

RÉSULTATS

DRX

Les résultats des travaux d'identification minéralogique par DRX sont présentés au tableau 1. Il y a peu de variation minéralogique entre les échantillons étudiés qui sont principalement constitués de quartz, feldspaths, micas, chlorite, pyrite, et en concentration moindre et en trace, de gypse, de diopside, d'épidote, de magnétite, de rutile et de carbonates. Le gypse est présent dans tous les échantillons et fait moins de 1-2%. Les pics de la jarosite ont été observés dans les échantillons C3-1.55 et C4-1.3.

CONCLUSION

Les échantillons de résidus sulfurés de Manitou qui ont été utilisés dans la construction des cellules de terrains à recouvrements multiples ont été échantillonnés à des profondeurs variant de 1.1 à 1.75 mètres sous la couverture. Les caractéristiques chimiques des solutions de rinçages et la minéralogie indiquent que les résidus n'ont pas été sérieusement oxydés, à l'exception d'un échantillon de la cellule #4 qui a un pH de rinçage acide (C4-1.3m) et contient de la jarosite. Il semble donc d'après ces résultats que les recouvrements ont été efficaces pour empêcher, voir diminuer la diffusion de l'oxygène vers les résidus sulfurés sous-jacents, sauf dans le cas de la cellule #4.

Louis R. Bernier, PHD

Le 19 janvier 1999