POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

et UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE

Évaluation en laboratoire de la réactivité biologique associée à la respiration racinaire d'une végétation arborée colonisant une couverture à effets de barrière capillaire

WILSON MAURIL

Département des génies civil, géologique et des mines

Mémoire présenté en vue de l'obtention du diplôme de *Maîtrise ès sciences appliquées*

Génie minéral

Décembre 2024

© Wilson Mauril, 2024.

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

et UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE

Ce mémoire intitulé :

Évaluation en laboratoire de la réactivité biologique associée à la respiration racinaire d'une végétation arborée colonisant une couverture à effets de barrière capillaire

présenté par **Wilson MAURIL**

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

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

Vincent BOULANGER-MARTEL, président
Marie GUITTONNY, membre et directrice de recherche
Mamert MBONIMPA, membre et codirecteur de recherche
Bruno BUSSIÈRE, membre et codirecteur de recherche
Vincent MARTIN, membre

DÉDICACE

À ma famille, mes amis et au peuple souffrant d'Haïti.

REMERCIEMENTS

J'aimerais remercier ma directrice de recherche Prof. Marie Guittonny pour son aide incommensurable dans la réalisation de ce projet. Je remercie aussi mes codirecteurs Prof. Bruno Bussière et Prof. Mamert Mbonimpa pour leur disponibilité, leurs précieux conseils et la transmission de nouvelles connaissances.

Un remerciement spécial à la chaire de recherche industrielle CRSNG-UQAT sur la restauration des sites miniers, les partenaires de l'IRME-UQAT- Polytechnique (Newmont Éléonore, Agnico Eagle, Iamgold Corporation, Rio Tinto , Mine Raglan) pour le financement de ce projet et le Ministère des Ressources Naturelles et des Forêts du Québec pour l'accès au site Lorraine.

Je remercie aussi le personnel de l'URSTM, spécialement Akué Sylvette Awoh, Jean Christophe Turcotte, Alain Perreault, Joël Beauregard, Germain Roch pour l'accompagnement dans mes travaux de laboratoire.

J'adresse mes remerciements aussi à Chloé G. Larochelle pour sa patience pendant l'apprentissage des logiciels Pollute et SEEP/W.

Je remercie mes collègues étudiantes Yoni Wendyam Nadège et Mary Olwitch Sanon pour leur précieuse aide et les moments de fou rire et de concentration pendant les heures de rédaction.

Je remercie aussi le personnel de la bibliothèque, spécialement Melissa Marcil-Bedard et Marlène Grenier et le personnel du service aux étudiants spécialement Mélodie Rheault, Pierre Bédard et Cynthia Gaumond.

Je remercie les membres de jury : Vincent Martin, ing., PhD et le professeur Vincent Boulanger-Martel pour la révision de ce présent mémoire.

RÉSUMÉ

Des progrès importants ont été réalisés dans le domaine de la restauration minière dans les 30 dernières années. Les acteurs du secteur minier continuent à développer des solutions visant à protéger l'environnement et réduire les impacts des projets miniers sur les écosystèmes sur le long terme. Ces solutions consistent notamment à contrôler le drainage minier contaminé associé à l'entreposage des rejets miniers. L'utilisation de la couverture à effets de barrière capillaire (CEBC) pour confiner les rejets miniers composés des matériaux sulfureux est une méthode jugée efficace pour le contrôle du drainage miner acide et du drainage minier neutre contaminé à moyen terme. La CEBC est une barrière à l'oxygène formée de 3 couches de matériaux qui est composée du haut vers le bas de la couche de protection, la couche de rétention d'humidité, et la couche bris capillaire inférieure. Sa fonction de barrière à l'oxygène est assurée par la couche de rétention d'humidité qui doit être maintenue à un degré de saturation supérieur à 85% pour limiter la diffusion et le flux d'oxygène atteignant les résidus sous-jacents. À terme, l'installation progressive de la végétation sur une CEBC peut affecter sa performance sur le long terme. La végétation peut nuire à la performance d'une CEBC en pompant de l'eau et en créant des biopores, ce qui désature la couche de rétention d'humidité (CRH). Mais la végétation peut aussi aider la performance en consommant de l'oxygène par la respiration cellulaire au niveau des racines qui colonisent les matériaux de la CEBC.

L'objectif principal de ce projet a été de déterminer au laboratoire l'influence de la respiration racinaire d'une espèce arborée sur la consommation biologique d'oxygène et la performance d'une CEBC en considérant des variations du degré de saturation dans la couche de rétention d'humidité. Le cas d'étude de la CEBC du site Lorraine, constituée de sols naturels, a été utilisé comme point de départ pour les investigations en reproduisant la configuration de cette CEBC dans des modèles physiques au laboratoire (colonnes instrumentées). Les mêmes critères de performance que ceux de la CEBC Lorraine ont été utilisés au laboratoire, soit maintenir un degré de saturation supérieur à 85% dans la couche de rétention d'humidité pour réduire le flux d'oxygène la traversant à moins de 20-40 g d'O_2/m^2/an. Une colonne témoin sans végétation a été comparée à des colonnes végétalisées avec du saule indigène. Les objectifs spécifiques (OS) suivants ont été identifiés :

- OS1 : Déterminer les effets du degré de saturation (S_r) de la CRH sur la colonisation racinaire de la CEBC. Trois niveaux de degrés de saturation initiaux ont été ciblés dans les colonnes végétalisées soit 50%, 85% et 100%.
- OS2 : Quantifier les taux de réaction associés à différentes combinaisons de colonisations racinaires et degrés de saturation. Pour cela, une approche numérique a été couplée à des essais de diffusion d'oxygène réalisés pour toutes les colonnes.
- OS3 : Analyser l'influence relative de la réactivité biologique associée à la respiration des racines et du degré de saturation sur les flux d'oxygène traversant la CEBC. Des solutions analytiques ont été utilisées pour comparer les flux calculés au critère de performance de la CEBC.

Les résultats obtenus dans le cadre de ce projet ont démontré que :

- Les saules implantés dans les colonnes ayant des degrés de saturation initiaux plus élevés (teneur en eau volumique initiale) ont eu un développement racinaire plus important en termes de densité de longueur racinaire (RLD). La désaturation obtenue dans ces colonnes variait entre 30% et 50% du degré de saturation initial.
- La diffusion de l'oxygène est contrôlée conjointement par le coefficient de diffusion effectif et le taux de réaction, même pour des degrés de saturation inférieurs à 57 %. La réactivité biologique associée à la respiration racinaire dans la CRH n'était pas complètement proportionnelle à la densité de longueur racinaire, même si la réactivité augmentait globalement avec la densité de longueur racinaire.
- Globalement, les racines des colonnes végétalisées se comportent comme si la CRH était constituée d'un matériau réactif sec dont le contenu en pyrite variait entre 1% et 2%.
- Les racines consomment des proportions importantes du flux d'oxygène traversant la CRH dans les colonnes. En revanche, elles ont eu également des effets néfastes sur la performance de la CEBC. Le prélèvement d'eau par les racines dans la CRH a diminué la capacité à limiter le flux atteignant les matériaux à 20 - 40g/m^2/an. Les flux atteignant les résidus sous la CEBC sont de 70 à 400 fois plus élevés que le critère de performance.

Les résultats de modélisation numériques ont donné des valeurs de taux de réaction comprises entre $3{,}22 \times 10^{-6}$ s^{-1} et $7{,}1 \times 10^{-6}$ s^{-1} proches de celles trouvées dans la littérature pour la respiration racinaire d'autres plantes. Cependant, cette consommation n'est pas suffisante pour contrebalancer

les effets négatifs des racines sur la désaturation de la CRH, et éviter une perte de performance de la CEBC. Il est à noter que des résultats différents auraient pu être obtenus avec des plantes moins tolérantes à la saturation du sol en eau que les saules.

Mots clés : CEBC, drainage minier acide, modélisation physique et numérique, restauration, diffusion de gaz, recouvrement, consommation d'oxygène, flux d'oxygène, revégétalisation minière.

ABSTRACT

Significant progress has been made in the field of mine reclamation in the last 30 years. Mining stakeholders continue to develop solutions to protect the environment and reduce the impacts of mining projects on ecosystems in the long term. These solutions include controlling acid mine drainage and contaminated neutral drainage associated with mine waste disposal. The use of covers with capillary barrier effects (CCBE) to contain mine waste composed of sulphur materials is a method considered effective for the control of contaminated acid mine drainage in the mid-term. The CEBC is an oxygen barrier formed by 3 layers of materials that is composed from the top to the bottom by the protective layer, the moisture retention layer, and the bottom capillary break layer. Its function as an oxygen barrier is provided by the moisture retention layer which must be maintained at a degree of saturation greater than 85% to limit the diffusion and flow of oxygen reaching the underlying residues. In the long term, the gradual establishment of vegetation on a CCBE can affect its performance in the long term. Vegetation can impair the performance of a CCBE by pumping water and creating biopores, which decongestion the moisture retention layer (MRL). But vegetation can also help performance by consuming oxygen through cellular respiration at the roots that colonize the CCBE materials.

The main objective of this project was to determine in the laboratory the influence of root respiration of a tree species on the biological oxygen consumption and performance of a CCBE by considering variations in the degrees of saturation in the moisture retention layer. The case study of the CCBE of the Lorraine site, composed of natural soils, was used as a starting point for the investigations, by reproducing the configuration of this CCBE in physical models in the laboratory (instrumented columns). The same performance criteria as those of the CCBE Lorraine were used in the laboratory, i.e. maintaining a degree of saturation greater than 85% in the moisture retention layer to reduce the flow of oxygen through it to less than 20-40 g of O_2/m^2/year. A control column without vegetation was compared to columns vegetated with native willow. The following specific objectives (SO) have been identified :

- SO1: Determine the effects of the degree of saturation (Sr) of MRL on the root colonization of CCBE. Three levels of initial saturation degrees were targeted in the vegetated columns, i.e. 50%, 85% and 100%.

- SO2: Quantify the reaction rate associated with different combinations of root colonization's and degrees of saturation. To do this, a numerical approach was coupled with oxygen diffusion tests carried out for all columns.
- OS3: To analyze the relative influence of the biological reactivity associated with root respiration and the degree of saturation on the oxygen fluxes through the CCBE. Analytical solutions were used and allowed to compare the calculated fluxes to the CCBE performance criterion.

The results obtained in this project have shown that:

- The columns that had higher degrees of saturation at the beginning (initial volume water content) had a higher root development of the willows in terms of root length density (RLD). The desaturation obtained in these columns varied between 30% and 50% of the initial degree of saturation.
- Oxygen diffusion is controlled jointly by the diffusion coefficient and the reaction rate, even at saturation levels under 57%. The biological reactivity associated with root respiration in the MRL was not completely proportional to the root length density, although the reactivity increased overall with the RLD.
- Overall, the roots of vegetated columns behave as if MRL were made up of a dry reactive material with a pyrite content ranging from 1% to 2%.
- The roots consume significant proportions of the oxygen flow through the MRL into the columns. On the other hand, they have also had adverse effects on the performance of the CCBE. The withdrawal of water by the roots in the moisture retention layer decreased the ability to limit the flow reaching the materials to 40g/m^2/year. The fluxes reaching the residues below the CCBE are 70 to 400 times higher than the performance criterion.

The numerical modelling results gave reaction rate values between 3.22×10^{-6} and 7.1×10^{-6} s^{-1} close to those found in the literature for root respiration of other plants. However, this consumption is not sufficient to counterbalance the negative effects of roots on MRL desaturation and avoid a loss of CCBE performance. It should be noted that different results could have been obtained with plants that are less tolerant of soil saturation with water than willows.

Keywords: CCBE, acid mine drainage, physical and numerical modelling, mine restoration, gas diffusion, mining covers, oxygen consumption, oxygen flux, mine revegetation.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE III

REMERCIEMENTS IV

RÉSUMÉ V

ABSTRACT VIII

TABLE DES MATIÈRES X

LISTE DES TABLEAUX XV

LISTE DES FIGURES XVII

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS XXII

LISTE DES ANNEXES XXV

CHAPITRE 1 INTRODUCTION 1

1.1 Contexte de l'étude 1

1.2 Problématique du projet 4

1.3 Objectifs de recherche 5

1.3.1 Objectif principal 5

1.3.2 Objectifs spécifiques et approche méthodologique pour y répondre. 5

1.4 Structure du mémoire 6

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE 8

2.1 Drainage minier acide 8

2.1.1 Généralités sur le drainage minier acide 8

2.1.2 Problèmes environnementaux liées au drainage minier acide 9

2.1.3 Efforts déployés pour contrecarrer le DMA 9

2.2 Les méthodes de contrôle du drainage minier acide via les systèmes de recouvrement 11

2.2.1 Description et choix des recouvrements 11

2.3 Couvertures à effets de barrière capillaire 12

2.3.1 Configuration type 13

2.3.2 Principe de fonctionnement des CEBC 15

2.3.3 Fiabilité et risques liés à la performance à long terme des systèmes de recouvrement notamment en présence de végétation. 16

2.3.4 Flux d'oxygène dans les CEBC 17

2.4 Diffusion et consommation d'oxygène dans la CEBC 18

2.4.1 Méthodes de mesure de diffusion et consommation d'oxygène sur le terrain et au laboratoire 22

2.4.2 Détermination du coefficient de diffusion et consommation d'oxygène par la méthode proposée par Mbonimpa *et al.* (2003) 23

2.4.3 Interprétation des résultats des essais de diffusion et consommation d'oxygène avec les codes SEEP/W couplé à CTRAN/W 26

2.5 Réhabilitation écologique des sites miniers. 27

2.5.1 Contraintes liées aux sols miniers pour l'établissement des plantes dans une CEBC 27

2.5.2 Colonisation naturelle d'une CEBC par la végétation provenant des forêts avoisinantes 28

2.5.3 Développement des systèmes racinaires dans la CEBC 30

2.5.4 Paramètres des racines sur le site Lorraine 30

2.6 Compréhension des systèmes racinaires 31

2.6.1 Facteurs liés à l'enracinement des saules indigènes 32

2.6.2 Mécanismes de respiration racinaire des plantes 32

2.6.3 Effet des milieux saturés en eau sur le développement et la respiration racinaire . 33

CHAPITRE 3 MÉTHODOLOGIE ET PROCÉDURE EXPÉRIMENTALE 35

3.1 Présentation du site 35

3.1.1 Exploitation minière et morphologie du parc à résidus 37

3.1.2 Restauration du parc à résidus 38

3.1.3 Végétation sur la CEBC 40

3.2 Collecte de matériaux et plantes pour les essais en laboratoire 42

3.3 Caractérisation des matériaux 42

3.3.1 Propriétés agronomiques du sol 44

3.3.2 Propriétés géotechniques de base 46

3.3.3 Prédiction de la conductivité hydraulique saturée k_{sat} et de la courbe de rétention d'eau 47

3.3.4 Fonction de perméabilité des matériaux 48

3.4 Essais en colonnes 51

3.4.1 Instrumentations des colonnes 52

3.4.2 Création et maintien des conditions contrôlées de degré de saturation 54

3.4.3 Conditions de cultures des boutures de saules 55

3.5 Essais de consommation-diffusion d'oxygène 56

3.6 Démantèlement des colonnes 58

3.7 Procédure d'interprétation des essais de consommation-diffusion d'oxygène 63

3.7.1 Propriétés hydriques des matériaux et réactivité des matériaux dans le modèle numérique 66

3.7.2 Présentations des conditions initiales et frontières 69

3.7.3 Détermination du taux de réaction associé à la consommation d'oxygène par les racines dans la CRH 70

CHAPITRE 4 RÉSULTATS DU SUIVI DES COLONNES AU LABORATOIRE 71

4.1 Évolution de la teneur en eau volumique pendant la période de croissance des plantes 71

4.1.1 Colonne témoin (C0) à 85% de saturation initiale dans le silt 71

4.1.2 Colonne 1 végétalisée à 85% de saturation initiale dans le silt.....72

4.1.3 Colonne 2 végétalisée à 85% de saturation initiale dans le silt 73

4.1.4 Colonne 3 végétalisée à 100% de saturation initiale du silt.....74

4.1.5 Colonne 4 végétalisée à 100% de saturation initiale du silt.....75

4.1.6 Colonne 5 végétalisée à 50% de saturation initiale du silt.....76

4.1.7 Colonne 6 végétalisée à 50% de saturation initiale du silt.....77

4.1.8 TEV moyenne des 7 colonnes pendant la période de croissance des plantes 78

4.2 Paramètres racinaires.....80

4.2.1 La densité de longueur racinaire et densité de masse racinaire des différentes sous-couches 80

4.2.2 Fractions relatives de racines fines et grossières en termes de densité de longueur racinaire 83

4.3 Évolution temporelle des concentrations d'oxygène obtenues dans les essais de consommation-diffusion d'oxygène dans le sable de la couche de bris capillaire.....84

4.3.1 Essai de consommation-diffusion d'oxygène pour les colonnes 0, 2, 4 et 6 85

4.3.2 Essai de consommation-diffusion d'oxygène pour les colonnes 0,1,3,5 86

CHAPITRE 5 RÉSULTATS DE MODÉLISATION..... 89

5.1 Procédure de modélisation 89

5.2 Résultats des modélisations numériques pour la colonne témoin 3 92

5.3 Résultats de modélisation des colonnes végétalisées.....94

5.3.1 Résultats des modélisations des colonnes 1 et 2. 95

5.3.2 Résultats de modélisation des colonnes 3 et 4 101

5.3.3 Résultats de modélisations des colonnes 5 et 6 106

5.4 Flux d'oxygène à travers la CEBC des colonnes 111

5.4.1 Flux dans la colonne C0 112

5.4.2 Flux dans les colonnes 1 et 2 113

5.4.3 Flux d'oxygène dans les colonnes 3 et 4 114

5.4.4 Flux d'oxygène dans les colonnes 5 et 6 116

CHAPITRE 6 DISCUSSION 117

6.1 Effet de la TEV (et du degré de saturation) sur la colonisation racinaire 117

6.2 Taux de réaction associés à différentes combinaisons de colonisations racinaires et degrés de saturation 119

6.3 Effet de la concentration initiale d'oxygène 123

6.4 Influence de la réactivité biologique associée à la respiration racinaire sur les flux d'oxygène traversant la CEBC en régime permanent et sur la performance du système de recouvrement à contrôler le drainage minier acide 124

CHAPITRE 7 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS 127

7.1 Conclusion 127

7.2 Défis expérimentaux et recommandations 128

7.2.1 Effet des variations de degré de saturation sur le taux de réaction 128

7.2.2 Effet du taux de réaction dans la couche de bris capillaire sur le profil de concentration d'oxygène mesurée par la sonde Oxy-10. 128

7.2.3 Recommandations et perspectives 129

RÉFÉRENCES 130

ANNEXES 140

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 Méthodes de recouvrement pour le contrôle du drainage minier acide 12

Tableau 2.2 Rôles et caractéristiques des couches de matériaux utilisés dans les couvertures à effet de barrière capillaire. Tiré de Demers et Pabst (2021)..... 14

Tableau 2.3 Paramètres racinaires dans la CEBC de Lorraine. Modifié de Proteau *et al.* (2020a). 31

Tableau 2.4 Consommation d'oxygène par activité racinaire dans le cas du maïs. Modifié de Veen (1981). 33

Tableau 3.1 Propriétés des matériaux de construction de la CEBC. Tiré de Dagenais (2005)..... 39

Tableau 3.2 Paramètres des racines en fonction de la profondeur échantillonnée dans la CRH de la CEBC. Tiré de Proteau *et al.* (2020a). 41

Tableau 3.3 Volume d'échantillon prélevé selon les couches 42

Tableau 3.4 Méthodes de caractérisation et techniques utilisées. 43

Tableau 3.5 Teneurs totales obtenues pour les propriétés agronomiques des matériaux prélevés sur le site de Lorraine (n=1 échantillon par matériau). Ces valeurs sont fournies sur une base de matière sèche. 44

Tableau 3.6 Données granulométriques utilisées dans la prédiction de la conductivité hydraulique saturée et la courbe de rétention d'eau des matériaux de la couche de protection (CP), de la couche de rétention d'humidité (CRH) et de la couche BCI..... 47

Tableau 3.7 Conductivité hydraulique saturée vs porosités de mise en place voulues dans les sous-couches de matériaux des colonnes avec la formule de Mbonimpa *et al.* (2002)..... 48

Tableau 3.8 Valeurs obtenues pour les paramètres d'ajustement du modèle de van Genuchten (1980) 50

Tableau 3.9 Présentation des 7 colonnes et de leur agencement..... 51

Tableau 3.10 Degrés de saturation visés dans le silt et dates de plantation à la mise en place des colonnes et dates de sacrifice des boutures pour chaque colonne. 52

Tableau 3.11 Date des essais de consommation-diffusion d'oxygène dans les colonnes 57

Tableau 3.12 Données du démantèlement de la colonne C0 61

Tableau 3.13 Distribution de la porosité dans les sous-couches des matériaux dans les colonnes 0, 1, 2, et 3. 62

Tableau 3.14 Distribution des TEV utilisées par sous-couche de matériaux 65

Tableau 5.1 Détermination des coefficients de diffusion d'oxygène associés aux courbes calibrées pour la colonne témoin C0. 92

Tableau 5.2 Détermination des coefficients de diffusion d'oxygène et les taux de réactions associés aux courbes calibrées pour les colonnes 1 et 2. 100

Tableau 5.3 Détermination des coefficients de diffusion d'oxygène et des taux de réactions associés aux courbes calibrées pour les colonnes 3 et 4. 105

Tableau 5.4 Détermination des coefficients de diffusion d'oxygène et des taux de réaction associés aux courbes calibrées pour les colonnes 5 et 6 110

Tableau 6.1 Calcul du contenu en pyrite (C_p) à partir de la réactivité biologique pour n=0,42 . 120

Tableau 6.2 Estimation de la réactivité dans le sable de bris capillaire 122

Tableau 6.3 Résumé des données pertinentes sur les racines 126

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 Schéma d'une couverture à effets de barrière capillaire. Tiré de Demers et Pabst (2021) 3

Figure 2.1 Cellule de diffusion utilisée pour évaluer le coefficient de diffusion effective de l'oxygène. Modifiée de Mbonimpa *et al.* (2021). 24

Figure 2.2 Comportement de la respiration racinaire en fonction de la disponibilité d'oxygène dans le sol. Tirée de Proteau (2021). 34

Figure 3.1 Vue aérienne du site. Tirée de Google (2023) 35

Figure 3.2 Vue du site à l'échelle nationale à partir de Google Earth (2023) 35

Figure 3.3 Classification de Köppen-Geiger des zones climatiques du Québec. Tirée du Gouvernement du Québec (2012) 36

Figure 3.4 Précipitations et températures mensuelles moyennes pour les normales climatiques de 1981 à 2010 pour la station météorologique d'Environnement Canada de Ville-Marie. Tirée du Gouvernement du Canada (2023) 37

Figure 3.5 Plan du site avant restauration. Tiré de Nastev et Aubertin (2000) 38

Figure 3.6 Mise en place de la CEBC au nord de la digue sud. Tirée de Dagenais (2005). 39

Figure 3.7 Distribution des stations de mesures et piézométriques pour le suivi du site de Lorraine. Tirée de Bussière *et al.* (2009). 40

Figure 3.8 Courbes granulométriques des 3 matériaux. 46

Figure 3.9 Courbes de rétention en eau prédites des 3 matériaux 48

Figure 3.10 Courbes de perméabilité des trois matériaux (Sable CP : Couche de protection; CBCI : Couche Bris capillaire inférieur) 50

Figure 3.11 Design typique de la colonne pour les essais en colonne au laboratoire. 54

Figure 3.12 Montage des colonnes 55

Figure 3.13 Conditions de cultures des boutures 56

Figure 3.14 Cueillette des feuilles pour les mesures de biomasse aérienne. 58

Figure 3.15 Démantèlement des colonnes par sous-couche de 10 cm 59

Figure 3.16 Station de lavage des racine 59

Figure 3.17 Racines récoltées à partir des sous-couches de matériaux puis traitées. 60

Figure 3.18 Numériseur utilisé pour déterminer la densité de longueur racinaire 61

Figure 3.19 CRE spéciale du silt entré dans le modèle 67

Figure 3.20 CRE spéciale du sable de bris capillaire inférieure 67

Figure 3.21 Coefficient de diffusion de gaz fixé dans le modèle 68

Figure 3.22 Coefficient de diffusion de gaz dissout fixé dans le modèle 68

Figure 3.23 Modèle géométrique des colonnes en 1D dans SEEP/W pour les colonnes à modéliser pour les essais de consommation-diffusion d'oxygène au laboratoire 70

Figure 4.1 Évolution des TEV de la colonne (C0) non végétalisée, mise en place à 85% de saturation initiale dans la CRH. 72

Figure 4.2 Évolution de la TEV pendant la période de croissance des boutures dans la colonne végétalisée (C1), mise en place à 85% de saturation dans la CRH initialement. 73

Figure 4.3 Évolution de la TEV dans le duplicata de la colonne (C2) végétalisée (à 85% de saturation dans la CRH initialement) pendant la période de croissance des boutures. 74

Figure 4.4 Évolution de la TEV de la colonne 3 végétalisée (à 100% de saturation initialement) dans la CRH pendant la période de croissance des boutures. 75

Figure 4.5 Évolution de la TEV dans le duplicata de la colonne (C3) végétalisée (à 100% de saturation dans la CRH initialement) pendant la période de croissance des boutures. 76

Figure 4.6 Évolution de la TEV dans la colonne 5 végétalisée (à 50% de saturation initialement dans la CRH) pendant la période de croissance des boutures. 77

Figure 4.7 Évolution de la TEV dans le duplicata de la colonne 6 végétalisée (à 50% de saturation initiale dans la CRH) pendant la période de croissance des boutures. 78

Figure 4.8 TEV moyenne à différentes profondeurs dans la CRH dans les colonnes pendant la période de croissance des boutures 79

Figure 4.9 Teneur en eau visée initialement vs teneur en eau moyenne stabilisée dans la CRH pendant les essais de consommation-diffusion 80

Figure 4.10 Valeurs de densité de longueur racinaire obtenues pour les sous-couches des 3 matériaux formant la CEBC, pour chaque colonne végétalisée. 81

Figure 4.11 Valeurs de densité de longueur racinaire (ES : Erreur standard) moyennes obtenues dans les travaux de laboratoire pour toutes les colonnes végétalisées comparées à celles obtenues par Proteau et al. (2020b). 82

Figure 4.12 Densité de biomasse racinaire (RMD) pour chacune des 6 colonnes végétalisées ... 83

Figure 4.13 Fraction de la densité de longueur de racines fines et grossières dans les couches de matériaux formant la CEBC pour chaque colonne végétalisée 84

Figure 4.14 Courbes d'évolution de l'oxygène dans le sable de la couche de bris capillaire des colonnes C0, C2, C4 et C6 obtenus dans les essais de consommation-diffusion d'oxygène.86

Figure 4.15 Courbes d'évolution de l'oxygène dans le sable de la couche de bris capillaire des colonnes 0, 1, 3, et 5 obtenus dans les essais de consommation-diffusion d'oxygène. 88

Figure 5.1 Modèle géométrique du cas de validation du couplage SEEP/W - CTRAN/W 90

Figure 5.2 Courbe de rétention du matériau réactif dans SEEP/W 90

Figure 5.3 Taux de réaction vs degré de saturation dans SEEP/W 91

Figure 5.4 Comparaison des résultats obtenus numériquement et analytiquement. 91

Figure 5.5 Comparaison des courbes d'évolution temporelle de concentration d'oxygène obtenues avec la sonde Oxy-10 et par modélisation numérique du 1er essai de consommation-diffusion d'oxygène dans la colonne C0. 93

Figure 5.6 Comparaison des courbes d'évolution temporelle de concentration d'oxygène obtenues avec la sonde Oxy-10 et par modélisation numérique du 2ème essai de consommation-diffusion d'oxygène dans la colonne C0. 94

Figure 5.7 Effet de la variation de la TEV sur les courbes d'évolution temporelle de concentration d'oxygène obtenues par modélisation numérique de l'essai de consommation-diffusion d'oxygène dans la colonne 1. 96

Figure 5.8 Effet de de la réactivité sur les des courbes d'évolution temporelle de concentration d'oxygène obtenues par modélisation numérique de l'essai de consommation-diffusion d'oxygène dans la colonne 1. 97

Figure 5.9 Effet de l'oxygène disponible dans les pores du silt sur les courbes d'évolution temporelle de concentration d'oxygène obtenues par modélisation numérique de l'essai de consommation-diffusion d'oxygène dans la colonne 1. 98

Figure 5.10 Comparaison de la courbe calibrée par modélisation numérique avec la courbe mesurée par l'Oxy-10 et le cas de base de l'essai de consommation-diffusion d'oxygène dans la colonne 1. 99

Figure 5.11 Comparaison de la courbe calibrée par modélisation numérique avec la courbe mesurée par l'Oxy-10 et le cas de base de l'essai de consommation-diffusion d'oxygène dans la colonne 2. 100

Figure 5.12 Effet de la réactivité sur les courbes d'évolution temporelle de concentration d'oxygène obtenues par modélisation numérique pour C3. 101

Figure 5.13 Effet de l'oxygène disponible dans les pores de la CRH sur les courbes d'évolution temporelle de concentration d'oxygène obtenues par modélisation numérique pour C3. ... 102

Figure 5.14 Comparaison de la courbe calibrée par modélisation numérique avec la courbe mesurée par l'Oxy-10 et le cas de base l'essai de consommation-diffusion d'oxygène dans la colonne 3 104

Figure 5.15 Comparaison de la courbe calibrée par modélisation numérique avec la courbe mesurée par l'Oxy-10 et le cas de base de l'essai de consommation-diffusion d'oxygène dans la colonne 4. 105

Figure 5.16 Effet de la variation de la TEV sur les courbes d'évolution temporelle de concentration d'oxygène obtenues par modélisation numérique de l'essai de consommation-diffusion d'oxygène dans la colonne 5. 106

Figure 5.17 Effet de la réactivité sur les courbes d'évolution temporelle de concentration d'oxygène obtenues par modélisation numérique de l'essai de consommation d'oxygène dans la colonne 5. 107

Figure 5.18 Effet de l'oxygène disponible dans les pores de la CRH sur les courbes d'évolution temporelle de concentration d'oxygène obtenues par modélisation numérique de l'essai de consommation-diffusion d'oxygène dans la colonne 5. 108

Figure 5.19 Comparaison de la courbe calibrée par modélisation numérique avec la courbe mesurée par l'oxy-10 et le cas de base de l'essai de consommation-diffusion d'oxygène dans la colonne 5 109

Figure 5.20 Comparaison de la courbe calibrée par modélisation numérique avec la courbe mesurée par l'Oxy-10 et le cas de base de l'essai de consommation-diffusion d'oxygène dans la colonne 6 110

Figure 5.21 Évolution des flux à la surface et à la base de la colonne non végétalisée C0 tels que calculés par Mbonimpa *et al.* (2003) 112

Figure 5.22 Évolution des flux en surface et à la base de la couche de silt des colonnes 1 et 2 tels que calculés par Mbonimpa *et al.* (2003) 114

Figure 5.23 Évolution temporelle des flux en surface et à la base de la CRH des colonnes 3 et 4 tels que calculés par Mbonimpa *et al.* (2003) 115

Figure 5.24 Évolution des flux en surface et à la base de la couche de silt des colonnes 5 et 6 tels que calculés par Mbonimpa *et al.* (2003) 116

Figure 6.1 Densité de longueur racinaire vs TEV initiale dans les colonnes 118

Figure 6.2 Densité de longueur racinaire vs TEV finale. 119

Figure 6.3 Résultats de densité de longueur racinaire vs taux de réaction obtenus dans cette étude comparés à ceux obtenus par Proteau et al. (2020b). 121

Figure 6.4 Concentration d'oxygène mesurée vs concentration d'oxygène dans la CRH pour calibrer les courbes modélisées. 123

Figure 6.5 Flux d'oxygène cumulé à la surface, à la base de la CEBC et consommé par les racines en régime permanent. 125

Figure 6.6 Exploration de la relation entre RLD et flux d'oxygène consommé. 126

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

C_0	Concentration d'oxygène dans l'air
CBCI	Couche de bris capillaire inférieur
CEBC	Couverture à effets de barrière capillaire
C_L	Concentration d'oxygène à la profondeur L
Cp	Teneur massique en pyrite
CRE	Courbe de rétention d'eau.
CRH	Couche de rétention d'humidité
C_u	Coefficient d'uniformité
D*	Coefficient de diffusion apparent de l'oxygène
D_{10}	Diamètre effectif des grains qui correspond à 10% du passant
D_{60}	Diamètre effectif des grains qui correspond à 60% du passant
D^*_a	Coefficient de diffusion apparent de l'oxygène dans l'air
D^0_a	Coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'air
D_e	Coefficient de diffusion effectif de l'oxygène
D_h :	Diamètre équivalent pour estimer la surface spécifique des grains des rejets miniers
DMA	Drainage minier acide
DNC	Drainage neutre contaminé
D^0_w	Coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'eau
D^*_w	Coefficient de diffusion apparent de l'oxygène dans l'eau
e	Indice des vides
$F_{s,L}$	Flux d'oxygène à la base d'une couche en régime permanent
g	Accélération gravitationnelle.
H	Constante de Henry

K’	Réactivité intrinsèque de la pyrite avec l’oxygène
k_{sat}	Conductivité hydraulique saturée
K_r	Coefficient effectif du taux de réaction de l’oxygène
K_r*	Coefficient apparent du taux de réaction de l’oxygène
L	Épaisseur de la couche
MKD	Modèle de Kovács modifié
MRNF	Ministère des ressources naturelles et les forêts
n	Porosité
NPS	Nappe phréatique surélevée
RLD	Densité de longueur racinaire
RMD	Densité de biomasse racinaire
RMSE	Racine de l'écart quadratique moyen
RVD	Densité de volume racinaire
S_r	Degré de saturation
T	Température
t	Temps
TEV	Teneur en eau volumique
UQAT	Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue
θ_a	Teneur en air volumique
θ_e	Teneur en eau réduite
θ_{eq}	Teneur en air équivalente
θ_r	Teneur en eau résiduelle
θ_s	Teneur en eau saturée
θ_w	Teneur en eau volumique
ρ_w	Masse volumique de l’eau

ρ_s	Masse volumique des grains solides
φ	Succion

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE A Courbe de calibrage pour les sondes TEV dans le sable CBCI 140

ANNEXE B : CRE ajustée avec le modèle de van Genuchten (1980) 141

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

1.1 Contexte de l'étude.

Depuis la seconde moitié du 19e siècle (Bussière & Guittonny, 2021), les problèmes environnementaux liés au drainage minier acide se sont révélés être un souci majeur pour les exploitations minières. Ce souci est partagé par les communautés proches de ces mines, les gouvernements et les groupes d'intérêts dans un contexte de protection environnementale. Le drainage minier contaminé entraine dégradation de la qualité des eaux superficielles et souterraine de l'environnement immédiat des sites miniers. Cette affectation de la qualité des eaux impacte négativement les écosystèmes aquatiques. Elle peut engendrer une perte de la biodiversité. Le contrôle du drainage minier acide a mobilisé beaucoup de chercheurs en vue de trouver des solutions adaptées à des contextes différents. Diverses méthodes de restauration des sites miniers et de contrôle du drainage minier acide ont été développées et mises en application dans les 30 dernières années (Aachib *et al.*, 1993; Akindunni *et al.*, 1991; Aubertin, 1995; Aubertin *et al.*, 2000; Awoh *et al.*, 2016; Awoh *et al.*, 2013a, 2013b; Awoh *et al.*, 2014; Bussière *et al.*, 1999; Bussière *et al.*, 1997; Nastev & Aubertin, 2000).

En effet, la gestion des rejets miniers provenant de l'exploitation minière sur le moyen et le long terme représente un des défis majeurs pour les acteurs de l'industrie minière. Sur le moyen terme, cette gestion est encadrée par la réglementation en vigueur au Québec (MRNF, 2024) qui exige une remise dans un état satisfaisant de ces sites affectés par les activités minières. Les exigences réglementaires sur la restauration minière se résument en les principaux points suivants (MRNF, 2024) :

- L'élimination des risques inacceptables pour la santé et sécurité de la population locale ;
- Le contrôle de la production et de la mobilité des contaminants dans l'environnement susceptibles de lui porter atteinte ;
- La remise en état du site dans un état visuellement acceptable ;
- La remise du site, à l'exception des parcs à résidus et des haldes à stériles, dans un état compatible avec l'usage futur.

La revégétalisation de tous les terrains concernés par l'activité minière est exigée dans le Guide de préparation du plan de réaménagement et de restauration des sites miniers au Québec (MRNF,

2024) afin d'atteindre un état satisfaisant. Ceci se traduit par « la mise en place de végétaux robustes, viables à long terme, et ne nécessitant aucun amendement ou entretien pour en assurer le maintien. L'usage de plantes indigènes, herbacées ou d'arbustes est recommandé » (MRNF, 2024). De même « Si la mise en végétation s'avère impossible, en raison des techniques de restauration ou de la position géographique du site, une démonstration de l'atteinte de l'état de satisfaisant est exigée » (MRNF, 2024).

La Directive 019 de 2012 (MRNF, 2024) établit certains critères d'acceptabilité sur la qualité de l'eau provenant des infrastructures minières, soit les parcs à résidus et les haldes à stériles, à l'effluent final qui rejettent cette eau dans l'environnement.

Avec l'entrée en vigueur du guide de préparation du plan de réaménagement et de restauration des sites miniers au Québec en octobre 2024, la gestion environnementale post opérations des mines demeure un sujet incontournable. Des anciennes mines orphelines ont été laissées à la responsabilité du gouvernement. Leur fermeture remonte déjà à 1960 (MRNF, 2021). Certaines de ces mines ont été restaurées et suivies durant des années, dans le cadre d'un suivi à long terme (Bussière *et al.*, 2009; Ethier *et al.*, 2020; Maqsoud *et al.*, 2022; Tassé *et al.*, 2003).

Le drainage minier contaminé (DNC) est formé lorsque les matériaux sulfureux sont exposés à l'oxygène de l'air et à l'eau. Ainsi, le principe de fonctionnement des techniques de restauration consiste à limiter soit l'arrivée d'eau ou celle de l'oxygène dans les matériaux réactifs. L'objectif est de contrôler la production du drainage minier contaminé. Les recouvrements de type barrières à l'oxygène tels que la couverture à effets de barrière capillaire (CEBC) et la monocouche avec nappe phréatique surélevée (NPS) offrent un bon niveau de performance dans le contrôle du drainage minier acide (Bussière *et al.*, 2009; Demers, 2008; SENES, 1996). Les CEBC comprennent une couche de rétention d'humidité qui doit garder un degré de saturation supérieur élevé dont la fonction principale est de limiter le passage de l'oxygène atmosphérique vers les résidus sulfureux. La technique de la nappe phréatique surélevée permet de maintenir les résidus à un degré de saturation supérieur à 85% en permanence afin de réduire l'apport de l'oxygène aux résidus. Ceci est du au fait que l'oxygène diffuse dix mille fois plus lentement dans l'eau que dans l'air (Hillel, 1998).

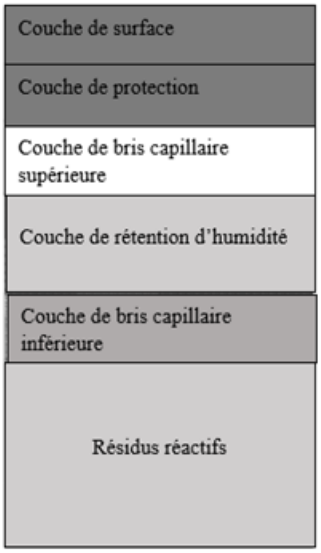


Figure 1.1 Schéma d'une couverture à effets de barrière capillaire. Tiré de Demers et Pabst (2021)

Les sites utilisant des techniques de restauration comme la NPS et la CEBC sont susceptibles d'être colonisés par la végétation(Arabyarmohammadi *et al.*, 2023; Barry, 2023; Guittonny-Larcheveque *et al.*, 2016; Proteau *et al.*, 2020a; Smirnova *et al.*, 2011; Tordoff *et al.*, 2000) . L'installation de la végétation sur ces sites restaurés est possible à travers un processus de recolonisation naturelle et progressive avec l'apparition des plantes pionnières (lichens, mousses) au tout début (Guittonny, 2021). Elles sont capables de vivre dans des sols jeunes en résistant aux contraintes physiques, chimiques, biologiques présentes sur ces sols (Guittonny, 2021). L'enrichissement progressif de ces sols miniers en matière organique favorise l'arrivée des espèces herbacées et celles arborées. Cet enrichissement en matière organique peut se faire à travers des feuilles mortes transportées sur le site et en azote provenant des pluies dont l'apport est de 10 à 20 kg N/ha/an (Bradshaw, 1997).

Dans le cas de la mine Lorraine sur laquelle cette étude a été menée, le parc à résidus a été restauré en 1999 avec une CEBC. Elle est constituée de 3 couches de matériaux, réparties comme suit du bas vers le haut (Bussière *et al.*, 2009) :

- 1ère couche dite couche de bris capillaire de 30 cm de hauteur faite avec un sable uniforme.
- 2e couche dite couche de rétention d'humidité de 50 cm de hauteur faite avec un silt ;
- 3e couche dite couche de protection de 30 cm de hauteur, faite avec un sable et du gravier.

En 1999, une année après la construction de la CEBC, la succession végétale avait commencé sur la CEBC (Smirnova *et al.*, 2011). Diverses espèces de plantes se sont installées sur la CEBC,

notamment des espèces arborées telles que peuplier baumier, aulnes et épinettes. Il est décrit dans la littérature que les espèces arborées peuvent avoir des racines allant jusqu'à 2 m de profondeur en forêt boréale (Strong & La Roi, 1983). Ces arbres aux longues racines peuvent représenter un danger pour la CEBC. À long terme les racines peuvent modifier certains paramètres hydrogéologiques qui assurent la performance de la CEBC, notamment en diminuant la pression d'entrée d'air et en augmentant la conductivité hydraulique saturée (Proteau *et al.*, 2021). Cependant, la présence de ces arbres peut également être bénéfique pour la performance de la CEBC. Il a été démontré que la respiration racinaire engendre une réduction du flux d'oxygène atteignant le bas de la couche de rétention d'humidité de la CEBC (Proteau *et al.*, 2020b). Les racines, en respirant, créent une consommation d'oxygène à travers les couches de matériaux formant la CEBC. Les Effets positifs des racines sont-ils plus importants que les effets négatifs?

1.2 Problématique du projet

L'usage des couvertures à effets de barrière capillaire dans les zones de rabattement de la nappe phréatique sous climat humide est très encouragé pour contrôler le drainage minier contaminé (Demers & Pabst, 2021). L'expérience a démontré que l'installation de la végétation sur les CEBC demeure fort probable (Guittonny-Larcheveque *et al.*, 2016; Smirnova *et al.*, 2011). En milieu boréal, il se peut que la composition de cette végétation comprenne des espèces arborées, étant donné la proximité avec la forêt boréale (Guittonny-Larcheveque *et al.*, 2016). Le vent et les animaux peuvent constituer des mécanismes de dissémination des graines de ces plantes jusqu'au site minier (Guittonny, 2021).

Cependant, certaines questions de recherche demeurent :

- Quels sont les principaux facteurs qui contrôlent la consommation biologique d'oxygène ?
- Quel est l'effet du degré de saturation sur cette réactivité biologique ?
- Les organismes du sol et la respiration des racines sont-ils impliqués ?
- Ce phénomène est-il saisonnier et quelles variations peut-on attendre au cours d'une année donnée ?
- Comment la réactivité biologique se compare-t-elle à la réactivité résiduelle de matériaux désulfurés ou faiblement réactifs ?

Actuellement, les seuls travaux sur ce sujet sont ceux de Proteau (2021) qui ont été réalisés sur le terrain où il est difficile de contrôler tous les paramètres. Pour mieux isoler les facteurs impliqués et leurs interactions, il a été décidé de développer un projet de recherche dans des conditions de laboratoire contrôlées. Ces travaux vont permettre de mieux comprendre l'effet relatif de la consommation biologique d'oxygène et du degré de saturation dans les CEBC végétalisées et de l'inclure dans l'évaluation de leur performance.

1.3 Objectifs de recherche

1.3.1 Objectif principal

L'objectif principal de ce projet est de déterminer au laboratoire l'influence de la respiration racinaire d'une espèce arborée sur la consommation biologique d'oxygène et la performance d'une CEBC constituée de sols naturels. Le cas du site Lorraine a été utilisé comme cadre pour reproduire la configuration d'une CEBC fonctionnelle au laboratoire, en considérant des variations de degrés de saturation initiaux dans la couche de rétention d'humidité. Les mêmes critères de performance que ceux de la CEBC de Lorraine ont été utilisés au laboratoire, soit le maintien d'un degré de saturation supérieur à 85% dans la couche de rétention d'humidité pour réduire le flux d'oxygène la traversant à moins de 20-40 g d'O_2/m^2/an.

1.3.2 Objectifs spécifiques et approche méthodologique pour y répondre.

- OS1 : Déterminer les effets du degré de saturation (S_r) sur la colonisation racinaire de la CEBC.

➔ Caractériser la colonisation racinaire dans des modèles physiques de CEBC pour différents degrés de saturation initiaux (50%, 85% et 100%) grâce aux paramètres racinaires tels que la densité de longueur racinaire, la densité de masse racinaire et la profondeur des racines.

- OS2 : Quantifier les taux de réaction associés à différentes combinaisons de colonisations racinaires et degrés de saturation.

➔ Mesurer la diffusion et la consommation d'oxygène à travers les modèles physiques de CEBC avec et sans racines pour des degrés de saturation décroissants.

- ➔ Calibrer un modèle numérique de diffusion/consommation d'oxygène en comparant les profils d'oxygène modélisés avec ceux obtenus directement par des mesures avec sondes Oxy-10.
- ➔ Déterminer le taux de réaction associé à la consommation d'oxygène dans la CEBC due à la respiration racinaire pour chaque combinaison de degré de saturation et de colonisation racinaire.
- OS3 : Analyser l'influence relative de la réactivité biologique associée à la respiration des racines et du degré de saturation sur les flux d'oxygène traversant la CEBC. Des solutions analytiques ont été utilisées pour comparer les flux calculés au critère de performance de la CEBC.

1.4 Structure du mémoire

La composition de ce mémoire comprend six chapitres. Une revue de littérature est présentée au chapitre 2. Les principaux sujets abordés sont :

- Les lois régissant le mouvement d'oxygène en milieu saturé et non saturé
- La détermination du coefficient de diffusion de l'oxygène et du taux de réaction
- Les essais de diffusion d'oxygène dans les matériaux de couverture
- Les solutions analytiques disponibles pour les calculs de flux et de concentrations d'oxygène,
- La composition floristique colonisant les recouvrements miniers ainsi que la consommation biologique d'oxygène par les racines dans les matériaux de recouvrements,
- Les effets du degré de saturation sur la respiration et la consommation d'oxygène par les racines.

La méthodologie de travail est présentée au chapitre 3 et comprend:

- La collecte des échantillons
- Les appareils et les instruments utilisés dans les travaux de laboratoire
- La procédure de réalisation des essais de consommation-diffusion dans les colonnes
- Les méthodes d'interprétation des essais de consommation-diffusion et la construction des modèles numériques.

Le chapitre 4 comprend les résultats des travaux de laboratoire, incluant les paramètres racinaires pour chaque sous-couche dans les colonnes. Dans le chapitre 5, on présente les résultats de modélisations numériques des courbes d'évolution temporelle de la concentration d'oxygène dans chaque colonne dépendamment du degré de saturation. Une discussion générale des résultats obtenus est présentée dans le chapitre 6. Dans le chapitre 7, on présente une conclusion générale et des recommandations pour mieux intégrer les effets de la végétation dans l'étude de performance des CEBC dès la phase de conception.

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE

2.1 Drainage minier acide

Le drainage minier contaminé (DNC) se produit lorsque les minéraux sulfureux sont mis au contact de l'oxygène de l'air et de l'eau. Le drainage minier contaminé est généralement associé aux sulfures ou minéraux sulfureux contenus dans les rejets miniers.

2.1.1 Généralités sur le drainage minier acide

Des activités liées aux génies civil et minier peuvent donner lieu au drainage minier contaminé comme la construction de routes, tunnels, et autres constructions qui demandent l'excavation de grandes quantités de roches, contenant de minéraux sulfureux.

Blowes *et al.* (2013) ont répertorié les principales réactions d'oxydation liées aux minéraux sulfureux. L'oxydation de la pyrite par l'oxygène de l'air est la plus répandue et on retrouve la pyrite dans de nombreux gisements d'or, de charbon et de métaux de base. Elle a été étudiée par Nordstrom (1982) et son oxydation produit une mole d'ions Fe^{2+}, 2 moles d'ions SO_4^{2-} et 2 moles d'ions H^+ pour chaque mole de pyrite oxydée, comme l'illustrent les équations suivantes :

$$FeS_2 + \frac{7}{2}\,O_2 + H_2O \rightarrow Fe^{2+}\,2SO_4^{2-} + 2H^{2+} \qquad 2.1$$

L'ion Fe^{2+} libéré peut être oxydé en ion Fe^{3+} :

$$Fe^{2+} + \frac{1}{4}O_2 + H^+ \rightarrow Fe^{3+} + \frac{1}{2}H_2O \qquad 2.2$$

Les oxyhydroxydes de Fe (III) tels que la ferrihydrite ($5Fe_2O_3 \cdot 9H_2O$) peuvent précipiter en hydroxyde de fer (III), $Fe(OH)_3$ étant un substitut de la ferrihydrite.

$$Fe^{3+} + 3H_2O \rightarrow Fe(OH)_3 + 3H^+ \qquad 2.3$$

En combinant les 3 équations précédentes, on obtient l'équation générale de l'oxydation de la pyrite :

$$FeS_2 + \frac{15}{4}O_{2\,(aq)} + \frac{7}{2}\,H_2O_{\,(aq)} \rightarrow Fe(OH)_{3\,(s)} + 2SO_4^{2-} + 4H^{+}_{(aq)} \qquad 2.4$$

Le drainage minier contaminé est caractérisé par des eaux qui contiennent des ions en solution au-delà des concentrations fixées par la Directive 019 au Québec. Si les ions sulfates sont les plus

dominantes et le pH est inférieur à 6, il s'agit de drainage minier acide (DMA). Si au contraire, des ions métalliques sont dominantes et le pH est compris entre 6 et 9, on parle de drainage neutre contaminé (Nordstrom *et al.*, 2015; Plante *et al.*, 2021a)

2.1.2 Problèmes environnementaux liées au drainage minier acide

Le drainage minier acide ne date pas d'aujourd'hui tout comme ses potentielles conséquences dans le monde. On peut citer la perte de la biodiversité, la contamination des sources d'eau, la perte de certains services écosystémiques pour les communautés locales proches des exploitations minières. La première mention des conséquences du drainage minier acide (Plante *et al.*, 2021a) dans la littérature remonte à 1556. Agricola (1556) précisait que l'eau provenant du lavage des minerais empoisonnait les ruisseaux et les rivières, tuait les poissons ou favorisait leur migration ailleurs. Il est à noter que le drainage minier contaminé peut débuter avec les opérations minières. Cependant, il peut perdurer des années après la fermeture de la mine jusqu'à l'oxydation complète des sulfures présents dans les rejets miniers. Si ceux-ci ne sont pas gérés adéquatement avec des méthodes de restauration appropriées. Dans la province du Québec, l'abandon de certaines anciennes mines après leurs fermetures a entraîné une dégradation importante des écosystèmes proches de ces sites. Les eaux de surface, voire souterraines, sont impactées avec l'infiltration des eaux de drainage acide chargées en métaux dans les nappes aquifères adjacentes à ces sites (Bussière, 2010; Ethier *et al.*, 2020; Maqsoud *et al.*, 2022; Maqsoud *et al.*, 2016). Les eaux de drainage acide sont caractérisées par un pH inférieur à 6 (The International Network for Acid Prevention, 2009) des sulfates et des métaux dissous. Cependant, il est possible que le pH ait une valeur négative dans des conditions très particulières comme dans le cas de Richmond Mine, Iron Mountain, en Californie (Nordstrom *et al.*, 2000). Ces eaux de drainage acidifient progressivement le milieu naturel et créent des contraintes chimiques à l'établissement de certaines plantes. Les cas de contamination des écosystèmes naturels par le drainage minier acide sont nombreux dans le monde.

2.1.3 Efforts déployés pour contrecarrer le DMA

Actuellement, l'approche première pour contrecarrer la production du drainage minier acide est la prédiction de ce dernier dès la phase d'exploration des nouveaux projets miniers (Plante *et al.*, 2021b). Pour les projets existants, de nombreux essais de prédiction doivent être menés pour déterminer si les rejets miniers qui seront produits pendant les opérations seront potentiellement générateurs de drainage minier acide. Il faut tenir compte du nombre d'échantillons nécessaires

selon le volume de roches exploité pour avoir de meilleurs résultats de prédiction (Plante *et al.*, 2021b). Ces essais de prédiction doivent être menés au fur et à mesure de l'exploitation minière afin de prendre en compte les différentes lithologies qui peuvent être présentes dans la roche exploitée, à moins de déterminer dès le départ que les rejets miniers sont générateurs de drainage minier acide (Plante *et al.*, 2021b).

Une fois la phase de prédiction terminée, la gestion adéquate des rejets miniers générateurs de DMA devient obligatoire. Plusieurs options de contrôle de la génération du DMA sont possibles dont certaines peuvent s'avérer très couteuses selon les conditions climatiques de la région où les mines se trouvent et la topographie du milieu (Demers & Pabst, 2021; Mbonimpa *et al.*, 2021).

La limitation de la diffusion d'oxygène dans les matériaux générateurs du drainage minier acide et les matériaux de recouvrements semble représenter une option efficace. Cela peut se faire en installant des couvertures en eau ou des couvertures à effets de barrière capillaire ou en élevant la nappe phréatique combinée avec une monocouche placée sur les résidus miniers afin de les garder proche de la saturation (Awoh *et al.*, 2021; Broda *et al.*, 2021; Dagenais, 2005; Demers, 2008; Maqsoud *et al.*, 2022).

La limitation de l'infiltration d'eau se fait en plaçant un recouvrement de type barrière à l'eau. Il s'agit d'un recouvrement multicouche incluant une géomembrane et/ou d'autres matériaux à faible conductivité hydraulique saturée au-dessus des matériaux sulfureux (Maqsoud *et al.*, 2021; Rarison, 2021; Rarison *et al.*, 2023; Yesiller *et al.*, 2018).

Le maintien d'une température suffisamment basse pour limiter la réactivité des rejets miniers dans les zones nordiques se fait en installant un recouvrement isolant sur les pergélisols afin de limiter la cinétique des réactions du drainage minier acide (Awoh *et al.*, 2016; Boulanger-Martel *et al.*, 2021; Larochelle *et al.*, 2021). La désulfuration et/ ou l'amendement des matériaux demeurent une option prometteuse (Demers *et al.*, 2008; Qureshi *et al.*, 2021).

Des traitements passifs chimiques du drainage minier acide peuvent être combinés avec certaines méthodes de restauration afin de réduire le risque de déversement de DMA et d'eaux chargées en métaux dans l'environnement (Genty, 2012; Neculita, 2008; Neculita *et al.*, 2007; Neculita *et al.*, 2008; Rakotonimaro *et al.*, 2017). Il y a plusieurs méthodes existantes pour le traitement passif du DMA :

- La méthode abiotique, dans le cas des drains oxiques et anoxiques calcaires ou dolomitiques (Potvin, 2009).
- La méthode biochimique, portant sur les marais aérobies et anaérobies, les murs réactifs perméables et les réacteurs biochimiques (Skousen *et al.*, 2017).

Il convient de mentionner l'existence des systèmes de traitement actifs des eaux du drainage minier acide, cependant comme ils ne sont pas considérés comme des méthodes de restauration à long terme selon le guide de restauration minière au Québec. Le focus est donc mis sur les traitements associés à la phase de restauration.

2.2 Les méthodes de contrôle du drainage minier acide via les systèmes de recouvrement

Comme mentionné précédemment, plusieurs méthodes de restauration de sites miniers générateurs de drainage minier acide ont été développées depuis les années 1985. Elles ont été appliquées à grande échelle dans les années 1990 et ont déjà prouvé leurs efficacités sur le moyen terme (Bussière *et al.*, 2009; Dagenais *et al.*, 2005; Ethier *et al.*, 2020; Maqsoud *et al.*, 2022). Cependant, il reste à déterminer leur pérennité à long terme dans un contexte de changements climatiques accrus tant au Québec que dans le reste du Canada (Hotton *et al.*, 2020). Certaines de ces méthodes de restauration, quand elles sont combinées à un système de traitement passif, donnent d'excellents résultats en termes de contrôle et prévention du drainage minier acide (Bussière *et al.*, 2009; Potvin *et al.*, 2009).

2.2.1 Description et choix des recouvrements

Le choix de ces méthodes de recouvrements dépend d'un certain nombre de facteurs dont la topographie du site minier générateur de drainage minier acide, le climat, la disponibilité des ressources hydriques et des autres matériaux formant les recouvrements (Demers & Pabst, 2021). Dans ce projet, l'intérêt est mis sur les CEBC. Les autres méthodes de recouvrement sont brièvement présentées dans le tableau 2.1.

Tableau 2.1 Méthodes de recouvrement pour le contrôle du drainage minier acide

Nom du recouvrement	**Barrière à**	**Fonctionnement**
Recouvrement imperméable	Eau	La faible perméabilité des matériaux qui le forment permet d'avoir un système étanche limitant l'infiltration d'eau dans les matériaux réactifs (Maqsoud *et al.*, 2021).
Recouvrement en eau	Oxygène	Installation d'une couche d'eau sur les résidus limitant ainsi le déplacement de l'oxygène vers ceux-ci à cause de la faible capacité de diffusion de l'oxygène dans l'eau. L'épaisseur de cette couche d'eau dépendra des paramètres liés à la granulométrie, aux matériaux, au climat, à la topographie, aux conditions hydrodynamiques et à la géologie du milieu.(Awoh *et al.*, 2021).
Nappe phréatique surélevée combinée à une monocouche.	Oxygène	Le maintien du niveau de la nappe phréatique proche de la surface des résidus réactifs pour saturer les matériaux et empêcher l'oxygène d'y pénétrer (Pabst, 2021).
Recouvrement avec consommation d'oxygène	Oxygène	Recouvrement fait de matériau désulfuré, mais tout même réactif qui va consommer l'oxygène qui y pénètre et les recouvrements organiques consommateurs d'oxygène (Bussière *et al.*, 2004; Demers, 2008).
Couverture à effets de barrière capillaire	Oxygène	Les contrastes entre les propriétés granulométriques des matériaux permettent de maintenir un haut degré de saturation dans la couche centrale (Demers & Pabst, 2021)
Recouvrements isolants		Il s'agit de maintenir les matériaux réactifs à des températures très basses pour limiter la réactivité des rejets miniers (Boulanger-Martel *et al.*, 2021).

2.3 Couvertures à effets de barrière capillaire

Elles sont généralement utilisées dans les cas où la nappe phréatique se trouve au-dessous de la surface des résidus et se basent sur le principe de bris capillaire des pores qui se produit quand on place un matériau fin sur un autre matériau grossier.

2.3.1 Configuration type

L'inefficacité des systèmes de recouvrements faits d'une seule couche (Pabst *et al.*, 2017; Power *et al.*, 2017; Ramasamy & Power, 2019), l'acquisition et le transfert de nouvelles connaissances sur les propriétés non saturées des matériaux des systèmes de recouvrement ont donné naissance aux couvertures à effet de barrière capillaire (Akindunni *et al.*, 1991; Aubertin, 1995; Nicholson *et al.*, 1989).

L'application des couvertures à effet de barrière capillaire n'est pas exclusive aux rejets miniers, son utilisation est aussi possible dans les cas de recouvrements des sites de décharges (Abdolahzadeh *et al.*, 2011; Coo *et al.*, 2016; Parent & Cabral, 2005).

Les couvertures à effets de barrière capillaire peuvent prendre différentes configurations selon les défis opérationnels liés aux sites où elles seront appliquées. L'utilisation des modèles numériques pour déterminer la configuration idéale demeure une option à privilégier. Pour des questions d'efficacité et de bonne performance, l'usage d'au moins trois couches de matériaux est nécessaire (Pabst *et al.*, 2018), mais pas plus que 5 (Demers & Pabst, 2021). Ces couches doivent être constituées de matériaux aux propriétés physiques surtout hydriques différentes telles que la granulométrie, la conductivité hydraulique saturée, la courbe de rétention d'eau, et sont disposées comme illustrées à la figure 1.1. Une telle disposition favorisera la création d'une barrière à l'oxygène à cause du contraste hydrogéologique entre les matériaux fins et les matériaux grossiers comme le montre le tableau 2.2 . La couche de rétention d'humidité (CRH) doit être de perméabilité très faible (10^{-7} m/s), agissant comme la principale barrière hydrogéologique, et être saturée au moins à 85% pour limiter la diffusion de l'oxygène (Aubertin, 1995). La création du bris capillaire nécessite un contraste de 3 ordre de grandeur de la perméabilité du matériau fin avec les 2 autres matériaux grossiers et d'une pression d'entré d'air de la CRH supérieure à la pression d'entrée d'eau des 2 autres matériaux grossiers (Demers & Pabst, 2021).

Tableau 2.2 Rôles et caractéristiques des couches de matériaux utilisés dans les couvertures à effet de barrière capillaire. Tiré de Demers et Pabst (2021)

Couche	**Objectifs**	**Matériaux**	**k_{sat} typique**	**Épaisseur**
Surface	Zone de transition entre la couverture et la nature	Sols organiques	N/A	15 à 20 cm
	Réduire la fluctuation de température et d'humidité	Peut également contenir des composants géosynthétiques (Geogrid)		
	Créer des conditions adéquates pour la végétation			
	Minimiser l'érosion			
Protection	Barrière à la bio-intrusion et stocker temporairement de l'eau	Sable et gravier avec un pourcentage élevé de galets (lorsqu'il est essentiel de limiter la bio-intrusion)	$1 < k_{sat} < 10^{-3}$ cm/s	<1 m
	Protéger les couches sous-jacentes contre les effets climatiques (cycles gel-dégel, dessiccation)	Roches concassées, stériles concassés		

Tableau 2.2 Rôles et caractéristiques des couches de matériaux utilisés dans les couvertures à effet de barrière capillaire. Tiré de Demers et Pabst (2021) (suite).

Couche	**Objectifs**	**Matériaux**	**k_{sat} typique**	**Épaisseur**
Bris capillaire supérieur	Créer des effets de barrière capillaire	Sable et gravier Sable	$10^{-1} < k_{sat} < 10^{-3}$ cm/s	30 à 50 cm
	Protéger la CRH des pertes d'eau par évaporation			
Rétention d'humidité	Barrière à l'oxygène	Sols limoneux et argileux (faible plasticité)	$k_{sat} < 10^{-5}$ cm/s	50 à 100 cm
		Résidus miniers inertes		
Bris capillaire inférieur	Créer des effets de barrière capillaire	Résidus miniers non réactifs	$10^{-1} < k_{sat} < 10^{-3}$ cm/s	30 à 50 cm
	Éviter la remontée capillaire du DMA à partir des rejets miniers	Sable		
	Couche de support pour équipement lourd	Sable et gravier		

2.3.2 Principe de fonctionnement des CEBC

La couche de protection permet d'éviter l'évaporation à partir de la CRH. Elle sert aussi de stockage d'eau lors des précipitations et favorise l'infiltration d'eau dans la CRH afin de maintenir le silt à un haut degré de saturation. La couche de bris capillaire sert de barrière à la remontée du DMA provenant des résidus et à limiter le drainage par gravité de la CRH grâce aux effets de barrière capillaire créés à partir du contraste de propriétés granulométriques et hydrogéotechniques avec la CRH.

On crée les effets de barrière capillaire en plaçant une couche de matériau fin entre 2 couches de matériaux dont les tailles des grains sont plus grandes. Les matériaux grossiers se drainent rapidement et ont une conductivité hydraulique faible après drainage. Donc, l'eau du matériau fin

aura de la difficulté à entrer dans les matériaux grossiers une fois drainés. Cela permet à la couche de rétention d'humidité de rester saturée en tout temps puisque l'eau y est emprisonnée.

2.3.3 Fiabilité et risques liés à la performance à long terme des systèmes de recouvrement notamment en présence de végétation.

Les systèmes de recouvrement peuvent être colonisés par la végétation au cours du temps. Cette colonisation peut se faire essentiellement par l'ensemencement, la revégétalisation ou de manière naturelle. La performance à long terme de ces systèmes de recouvrement pourrait être impactée par la végétation. Parmi les impacts de la végétation, on peut citer des modifications de la conductivité hydraulique saturée et de la pression d'entrée d'air des matériaux de recouvrement, ainsi que le pompage d'eau et la consommation d'oxygène par les racines (Barry, 2023; Bussière & Guittonny, 2021; Diallo, 2023; Proteau *et al.*, 2020a, 2020b, 2021).

L'influence de la végétation sur la performance des CEBC retient de plus en plus l'intérêt des chercheurs vu les possibilités de colonisation naturelle des sites après restauration, mais reste jusqu'à présent peu étudiée. L'ensemencement agricole du kalmia (*Kalmia antigusfolia L.*) comme couvert végétal de la CEBC a été suggéré pour retarder l'apparition des espèces forestières, ayant des racines plus profondes (Trépanier, 2005). Cette espèce est connue pour avoir des racines peu profondes et des propriétés allélopathiques, représentant un potentiel avantage important pour la protection de la CEBC contre l'envahissement des espèces arborées aux racines profondes.

Les études concernant des essais au laboratoire ou sur le terrain pour étudier l'impact des racines des espèces forestières sur la performance à long terme des couvertures à effet de barrière capillaire sont peu nombreuses. Quelques rares études ont analysé l'impact de la végétation colonisant les CEBC, dont :

- Hotton (2019) qui a considéré l'impact des racines sur le degré de saturation dans des modèles numériques pour la CEBC de Lorraine.
- Proteau *et al.* (2020b) qui, dans des travaux de terrain, ont mesuré les flux d'oxygène atteignant les résidus sous la CEBC pour évaluer la performance de la CEBC de Lorraine colonisée par la végétation forestière. Ils ont quantifié l'effet de la respiration racinaire sur ces flux et l'ont reliée à la densité racinaire. Ils ont également étudié les impacts des racines

sur les propriétés hydrogéotechniques telles que le degré de saturation, la courbe de rétention d'eau et la conductivité hydraulique saturée 17 ans après construction.

- Leung *et al.* (2015) et Ng *et al.* (2016) qui ont considéré dans des travaux de laboratoire l'impact des racines sur la courbe de rétention d'eau et la succion induite dans le sol par la végétation. Toutefois, ils n'ont pas reproduit la CEBC en laboratoire.

2.3.4 Flux d'oxygène dans les CEBC

L'une des conditions recherchées pour l'application d'une couverture à effet de barrière capillaire est que la nappe phréatique se trouve loin de la surface des rejets générateurs d'acide. Le placement de la CEBC sur les résidus au-dessus de la nappe phréatique, donne lieu à un milieu poreux non saturé. Le contrôle des écoulements des fluides à travers la CEBC s'avère être un élément critique pour assurer sa performance. Les critères de performance établis peuvent être le maintien d'un certain degré de saturation de la CRH pour maintenir les flux d'oxygène sous une certaine cible à ne pas dépasser à la base de la CEBC.

La compréhension de l'écoulement de l'eau et de la diffusion des gaz dans ces milieux poreux non saturés est essentielle pour établir les propriétés cibles de matériaux pour maintenir la performance de ce type de couverture. Ainsi le comportement de l'eau dans les CEBC a été étudié dans les travaux de (Akindunni *et al.*, 1991; Aubertin, 1995; Bussière *et al.*, 1997).

Dans les milieux poreux, l'oxygène peut se déplacer par un mouvement advectif et aussi par diffusion moléculaire. Si l'oxygène se trouve sous forme dissoute dans l'eau de percolation, sa concentration sera régie par les lois de solubilisation des gaz.

La diffusion moléculaire de l'oxygène est possible sous l'effet d'un gradient de concentration. La diffusion de l'oxygène se fait principalement dans la phase gazeuse, lorsque le degré de saturation est inférieur à 90% (Mbonimpa *et al.*, 2003). Au-delà de 90% de saturation, il y a un risque de discontinuité de la phase gazeuse (Corey, 1957) représentée par l'air contenu dans les pores $\theta_a=n(1-S_r)$, avec n qui représente la porosité du milieu.

La diffusion dans les pores remplis d'air demeure le mode de transport dominant de l'oxygène dans les sols (Kimball & Lemon, 1971). Cependant la diffusion de l'oxygène ne se fait pas que dans les pores remplis d'air. Il est possible aussi pour l'oxygène de se déplacer dans les pores remplis d'eau, mais en quantité limitée à la concentration maximale de l'oxygène dissout dans l'eau soit 9,2 mg/l

à 20˚C (Mbonimpa *et al.*, 2003). Ce qui est 30 fois inférieur à la concentration d'oxygène dans l'air.

Les matériaux dont la conductivité hydraulique saturée est très faible comme le silt, lorsqu'ils se retrouvent à des degrés de saturation très élevés (supérieurs à 85%), deviennent peu perméables à l'air. Ceci constitue des conditions idéales pour que le mécanisme de diffusion dans l'air et dans l'eau soit le mode de transport dominant de l'oxygène à travers ces matériaux.

2.4 Diffusion et consommation d'oxygène dans la CEBC

Dans le cas des matériaux réactifs, en une dimension, la 1ère loi de Fick permet de calculer le flux d'oxygène F (z,t) à une position donnée z à un temps t (Crank, 1975; Hillel, 1998) :

$$F\ (z,t) = -\ D_e \frac{\partial C(z,t)}{\partial z} - K_r C \qquad 2.5$$

F(z,t) : Flux diffusif d'oxygène [$ML^{-2}\ T^{-1}$]

D_e : Coefficient de diffusion effectif [$L^2\ T^{-1}$]

C(z,t) : Concentration d'oxygène [ML^{-3}] dans les pores à la position z et au temps t.

L : Unité de longueur

T : Unité de temps.

M : Unité de masse.

Pour calculer la concentration interstitielle d'oxygène dans un matériau inerte (non réactif), on utilise la 2e loi de Fick :

$$\frac{\partial}{\partial t}\left(\theta_{eq} C\right) = \frac{\partial}{\partial z}\left(D_e \frac{\partial C}{\partial z}\right) \qquad 2.6$$

Dans cette équation, θ_{eq} est la porosité équivalente (voir équation 2.7). Elle est introduite pour prendre en compte le transport de l'oxygène dans les phases gazeuse et liquide (Aubertin *et al.*, 2000) :

$$\theta_{eq} = \theta_a + H\ \theta_w \qquad 2.7$$

θ_{eq} : Porosité équivalente [$L^3\ L^{-3}$]

θ_a : Teneur en air volumique [$L^3\ L^{-3}$]

θ_w : Teneur en eau volumique [$L^3 L^{-3}$]

H : Constante d'Henry dont la valeur est 0,03 pour l'oxygène à 20˚C.

Plusieurs considérations sont à prendre en compte dans la diffusion de l'oxygène à travers les diverses couches de la CEBC. Parmi ces considérations, on peut citer :

- La respiration racinaire en cas de présence de végétation sur la couche de protection dont les racines peuvent atteindre la couche de rétention d'humidité
- La présence de matière organique dans la CEBC qui peut abriter des organismes hétérotrophes.
- La présence de matériaux sulfureux ou désulfurés avec des sulfures résiduels dans la couverture.

Dans ces situations, il faut prendre en compte la consommation d'oxygène dans les calculs de flux d'oxygène et de concentration d'oxygène à travers les matériaux des couches de la CEBC. La 2e loi de Fick modifiée permet justement de prendre en compte les variations de concentration de l'oxygène diffus dans le milieu (Crank, 1975) :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_e \frac{\partial^2 C}{\partial t^2} - m \qquad 2.8$$

C(z,t): Concentration d'oxygène disponible pour diffuser à une distance z de la surface au temps t.

m : Le taux de consommation d'oxygène par unité de volume du milieu.

Il est aussi possible d'écrire la 2e loi modifiée de Fick selon le modèle proposé par (Mbonimpa *et al.*, 2003).

$$\frac{\partial}{\partial t}\left(\theta_{eq} C\right) = D_e \frac{\partial^2 C}{\partial t} - K_r C \qquad 2.9$$

avec K_r (T^{-1}) comme étant le coefficient de la vitesse de réaction ou du taux de réaction.

Selon Mbonimpa *et al.* (2003), en supposant que θ_{eq} et D_e sont indépendants de la profondeur z et du temps t, la forme finale de l'équation modifiée de la 2e loi de Fick est :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D^* \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - K_r^* C \qquad 2.10$$

Où D* et K_r* sont les paramètres apparents ou globaux avec :

$$D^* = \frac{D_e}{\theta_{eq}} \qquad 2.11$$

$$K_r^* = \frac{K_r}{\theta_{eq}} \qquad 2.12$$

D* : Coefficient de diffusion apparent [$L^2 T^{-1}$]

K_r : Taux de réaction.

K_r* : Taux de réaction apparent.

Les recouvrements multicouches dont fait partie la CEBC créent des conditions frontières et initiales complexes qui font que la résolution numérique est nécessaire pour ces équations. Cependant, il est possible de résoudre analytiquement l'équation modifiée de la 2e loi de Fick pour avoir les profils de concentrations C(z,t) pour des conditions aux frontières simples en régime permanent ou transitoire (Crank, 1975). Connaissant C(z,t), on peut utiliser la première loi de Fick pour calculer le flux. Mbonimpa *et al.* (2003) ont présenté quelques solutions analytiques obtenues pour des cas de diffusion d'oxygène à travers une couche de matériaux d'épaisseur L, qui représente la couche de rétention d'humidité de la CEBC et qui satisfait les conditions frontières suivantes :

- C (z=0, t > 0) = C_0, où C_0 est la concentration d'oxygène à la surface de la couche et est égale à la concentration en oxygène de l'air.
- C (z ≥ L, t > 0) = C_L=0, avec C_L étant la concentration d'oxygène à la profondeur L.

Cette condition suppose que les rejets sous la couche de matériaux d'épaisseur L sont des matériaux très réactifs.

Cas 1 : Solutions analytiques proposées par Mbonimpa *et al.* (2003) pour estimer le flux d'oxygène à la base d'une CRH faite de matériaux non réactifs.

Pour une couche de matériau non réactif, c'est-à-dire K_r=0, ayant un coefficient de diffusion apparent D*, la solution obtenue par la méthode de séparation variable, est écrite sous la forme d'une série trigonométrique (Mbonimpa *et al.*, 2003) :

$$C(z,t) = C_0\left[1 - \frac{z}{L} - \frac{2}{\pi}\sum_{i=1}^{\infty}\frac{1}{i}\sin\frac{i\pi z}{L}\exp\left(-\frac{i^2\pi^2}{L^2}\,D^*t\right)\right] \qquad 2.13$$

Avec i étant un entier.

La 1ère loi de Fick pour la diffusion en une dimension a été utilisée par Mbonimpa *et al.* (2003) pour obtenir le flux à la base de la couche de matériaux inerte (z=L, C_L=0) en conditions transitoires :

$$F\ (z = L, t > 0) = \ F_{s,L}\ + 2F_{s,L} \sum_{i=1}^{\infty} (-1)^i \exp\left(-\ \frac{i^2\pi^2}{L^2}\ D^* t\right) \qquad 2.14$$

Avec $F_{s,L}$ représentant le flux à la base de la couche en conditions de régime permanent.

$$F_{s,L} = \frac{C_0 D_e}{L} \qquad 2.15$$

Pour le calcul du temps nécessaire pour atteindre le régime permanent, l'équation suivante a été proposée par Mbonimpa *et al.* (2003) à partir des estimations semi-analytiques de Crank (1975) :

$$t_{s,L}\ \approx \frac{f_p L^2}{D^*} \qquad 2.16$$

Cas 2 : Solutions analytiques proposées par Mbonimpa et al., (2003) pour estimer le flux d'oxygène à la base d'une CRH faite de matériaux réactifs :

Dans le cas d'une CRH faite de matériaux réactifs avec un taux de réaction apparent, l'équation suivante permet d'obtenir le flux à la base de la couche (pour z = L) en régime transitoire (Mbonimpa *et al.*, 2003) :

$$\begin{aligned} F(z = L, t > 0) = \ & F_{s,L} + 2K_r^* F_{s,L} \sum_{i=1}^{\infty} \frac{(-1)^i}{\frac{i^2\pi^2 D^*}{L^2} + K_r^*} + \\ & 2\ F_{s,L} \sum_{i=1}^{\infty} (1)^i \exp\left(-\left(\frac{i^2\pi^2 D^*}{L^2} + K_r^*\right) t\right) - \\ & 2K_r^* F_{s,L} \sum_{i=1}^{\infty} \frac{(-1)^i}{\frac{i^2\pi^2 D^*}{L^2} +\ K_r^*} \exp\left(-\left(\frac{i^2\pi^2 D^*}{L^2} + K_r^*\right) t\right) \end{aligned} \qquad 2.17$$

L'atteinte du régime permanent est possible après une longue période de diffusion si les conditions frontières sont maintenues constantes. Ainsi le flux ($F_{s,s}$) atteignant les matériaux réactifs sous la CRH est calculé au moyen de l'équation suivante en régime stationnaire :

$$F_{s,s}(z = L, t \to \infty) = F_{s,L} + 2K_r^* F_{s,L} \sum_{i=1}^{\infty} \frac{(-1)^i}{\frac{i^2\pi^2 D^*}{L^2} + K_r^*} \qquad 2.18$$

Cas 3 : Solutions analytiques proposées par pour estimer le flux d'oxygène entrant à la surface d'une CRH faite de matériaux réactifs :

Pour z=0, le flux entrant dans la couche d'épaisseur L peut être calculé par l'équation suivante en régime transitoire :

$$F(z = 0, t > 0) = F_{s,L} + 2K_r^* F_{s,L} \sum_{i=1}^{\infty} \frac{1}{\frac{i^2\pi^2 D^*}{L^2} + K_r^*} + 2\, F_{s,L} \sum_{i=1}^{\infty} \exp\left(-\left(\frac{i^2\pi^2 D^*}{L^2} + K_r^*\right) t\right)$$
$$- 2K_r^* F_{s,L} \sum_{i=1}^{\infty} \frac{1}{\frac{i^2\pi^2 D^*}{L^2} + K_r^*} \exp\left(-\left(\frac{i^2\pi^2 D^*}{L^2} + K_r^*\right) t\right) \qquad 2.19$$

À l'atteinte du régime permanent, le flux peut être calculé à partir de l'équation de 2.20 comme suit :

$$F_{s,s}(z = 0\,, t \to \infty) = F_{s,L} + 2K_r^* F_{s,L} \sum_{i=1}^{\infty} \frac{1}{\frac{i^2\pi^2 D^*}{L^2} + K_r^*} \qquad 2.20$$

En régime permanent, la consommation d'oxygène à travers la couche de matériau réactif fait que le flux d'oxygène entrant est différent de celui qui sort de cette couche.

2.4.1 Méthodes de mesure de diffusion et consommation d'oxygène sur le terrain et au laboratoire.

L'application de solutions numériques ou analytiques aux lois de Fick requiert la connaissance des coefficients de diffusion apparent (D*) et du taux de réaction apparent (K_r*) qui peuvent être déterminés au laboratoire ou sur le terrain par différentes méthodes. Il est généralement conseillé de les déterminer dans des conditions contrôlées au laboratoire par plusieurs méthodes ayant été testées et validées (Aachib *et al.*, 2004; Mbonimpa *et al.*, 2003). Contrairement aux méthodes de détermination du taux de réaction qui sont peu développées, les méthodes de mesure de la diffusion au laboratoire sont assez documentées. Les travaux de terrain sur les mesures de coefficient de diffusion de gaz dans des sols non saturés sont aussi connus dans la littérature (Jellick & Schnabel, 1986; Schwen *et al.*, 2011; Weltecke *et al.*, 2012) et dans le cas de dépôts subaquatiques des résidus

(Elberling & Damgaard, 2001). L'essai de consommation d'oxygène développé par (Elberling *et al.*, 1994) permet d'obtenir le coefficient de diffusion effectif de l'oxygène et le taux de réaction à la fois in situ et au laboratoire pour des rejets miniers exposés à l'air.

2.4.2 Détermination du coefficient de diffusion et consommation d'oxygène par la méthode proposée par Mbonimpa *et al.* (2003)

C'est une méthode qui permet d'évaluer de manière simultanée le coefficient de diffusion et le taux de consommation d'oxygène des matériaux réactifs à l'aide d'une cellule de diffusion, telle qu'illustrée à la figure 2.1. Quelques modifications ont été apportées à la cellule de diffusion utilisée par Mbonimpa *et al.* (2003) cependant le principe de fonctionnement reste inchangé. Comme expliqué par Mbonimpa *et al.* (2021), il faut :

- Placer un échantillon de sol d'épaisseur L à la porosité et de degré de saturation au milieu d'un cylindre fermé de diamètre D et de hauteur H, de manière à créer deux réservoirs de chaque côté de l'échantillon.
- Instrumenter chaque réservoir avec une sonde à oxygène calibrée pour mesurer les concentrations en oxygène.
- Purger toute la cellule avec de l'azote humidifié, jusqu'à ce que la concentration d'oxygène mesurée par les sondes dans la cellule se stabilise à zéro.
- Ouvrir brièvement le réservoir du haut (réservoir source) jusqu'à atteindre une concentration d'oxygène similaire aux conditions atmosphériques. Comme dans le réservoir du bas (réservoir collecteur), la concentration d'oxygène est nulle, cela va créer un gradient de concentration qui favorisera la migration l'oxygène par diffusion du réservoir du haut vers celui du bas.
- Mesurer l'évolution de la concentration d'oxygène dans le temps dans les deux réservoirs afin de tracer la courbe de diffusion et consommation d'oxygène.
- Utiliser un logiciel étant capable de résoudre la 2e loi de Fick (comme POLLUTEv8 ou SEEP/W) pour interpréter les résultats de l'essai de diffusion et consommation d'oxygène.
- Pour obtenir D_e et K_r, il faut faire des variations itératives du coefficient de diffusion apparent D* et du temps de demi-vie apparent (éq. 2.21) jusqu'à obtenir avec le modèle une courbe de concentration d'oxygène en fonction du temps similaire à celle de la diffusion et consommation d'oxygène.

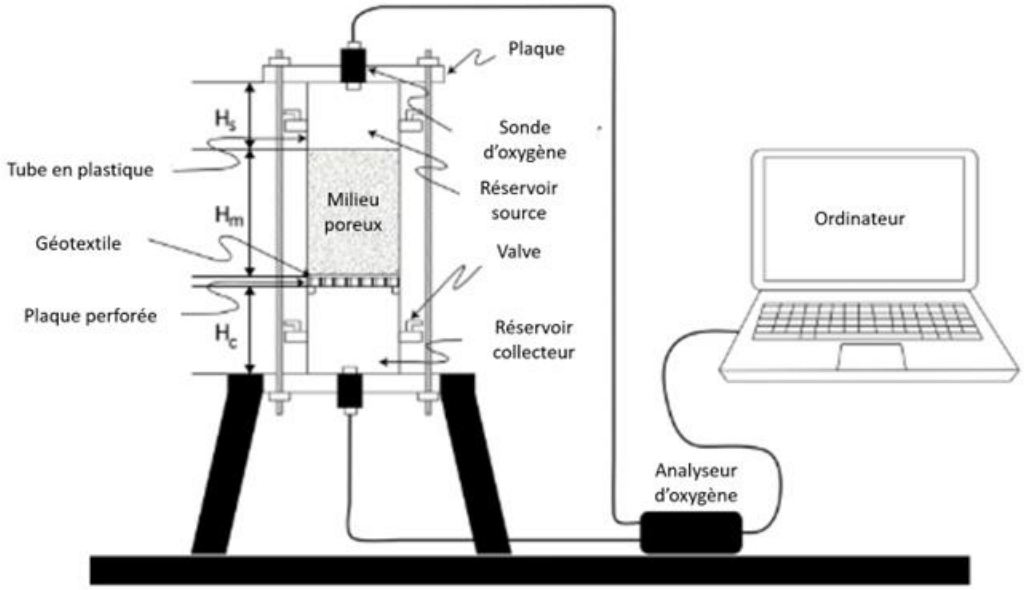


Figure 2.1 Cellule de diffusion utilisée pour évaluer le coefficient de diffusion effective de l'oxygène. Modifiée de Mbonimpa *et al.* (2021).

Les temps de demi-vie effectif ($t_{1/2}$) et apparent ($t^*_{1/2}$) sont définis comme suit :

$$t_{\frac{1}{2}} = \theta_{eq} \frac{ln2}{K_r} \qquad 2.21$$

$$t^*_{\frac{1}{2}} = \frac{ln2}{K_r^*} \qquad 2.22$$

Les valeurs initiales de D^* et K_r* sont respectivement obtenues à partir des valeurs D_e et K_r estimées par les équations 2.23 et 2.26. À cause de la diffusion, la concentration d'oxygène dans le réservoir du haut va décroître graduellement alors que la concentration dans le réservoir du bas va augmenter jusqu'à l'atteinte de l'équilibre avec une concentration d'oxygène égale dans les deux réservoirs pendant un temps donné. Vu que le matériau est réactif, la concentration d'oxygène va continuer de décroître à cause de la consommation d'oxygène. Il existe aussi des modèles prédictifs pour calculer les coefficients de diffusion et de consommation d'oxygène. Aachib et al. (2004) ont proposé l'équation suivante pour estimer le coefficient de diffusion d'oxygène :

$$D_e = \frac{1}{n^2}\ (D_a^0 \theta_a^{Pa} + H D_w^0 \theta_w^{Pw}) \qquad 2.23$$

n : Porosité

D^0_a : Coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'air (≈1,8 x 10^{-5} $m^2.s^{-1}$)

D^0_w : Coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'eau (≈2,2 x 10^{-9} $m^2.s^{-1}$)

θ_a : Teneur en air volumique

θ_w : Teneur en eau volumique

P_a : Exposant associé à la teneur en air volumique qui décrit la tortuosité dans la phase d'air.

$$P_a = 1{,}201\theta_a^3 - 1{,}515\theta_a^2 + 0{,}987\theta_a + 3{,}119 \qquad 2.24$$

P_w : Exposant associé à la teneur en eau volumique qui décrit la tortuosité dans la phase aqueuse.

$$P_w = 1{,}201\theta_w^3 - 1{,}515\theta_w^2 + 0{,}987\theta_w + 3{,}119 \qquad 2.25$$

Pour estimer le taux de réaction, Collin (1987) a proposé l'équation suivante basée sur la cinétique de surface, dans laquelle les variations des valeurs du taux de réaction sont linéaires avec le contenu en pyrite d'un matériau :

$$K_r = K' \frac{6}{D_H}\ (1 - n)\ C_P \qquad 2.26$$

K' : Réactivité de la pyrite avec l'oxygène (≈ 5 x 10^{-10} m^3 O_2 m^{-2} pyrite.s^{-1})

C_p : Contenu de pyrite dans la masse de l'échantillon sec (kg.kg^{-1})

n : Porosité

D_h : Diamètre équivalent pour estimer la surface spécifique des grains des rejets miniers à partir de la distribution granulométrique, avec :

$$D_H = [1 + 1{,}17 \log(C_u)]\ D_{10} \qquad 2.27$$

C_u : Coefficient d'uniformité ($C_u = \frac{D_{60}}{D_{10}}$)

D_{60} : diamètre effectif des particules qui correspond à 60% du passant

D_{10} : diamètre effectif des particules qui correspond à 10% du passant

Cependant la valeur du taux de réaction recherchée dans ce projet de recherche est liée à la consommation d'oxygène par les racines des plantes plutôt qu'aux matériaux réactifs. Cette réactivité biologique dans les CEBC est peu documentée dans la littérature.

2.4.3 Interprétation des résultats des essais de diffusion et consommation d'oxygène avec les codes SEEP/W couplé à CTRAN/W

Des outils numériques permettant de résoudre les lois de Fick sur la diffusion de gaz en milieu poreux non saturés sans réactivité ou avec réactivité sont disponibles sur le marché (Mbonimpa *et al.*, 2003). L'utilisation du code POLLUTE ((Rowe *et al.*, 1998) a été envisagée dans un premier temps pour finalement choisir le code SEEP/W couplé à CTRAN/W (GEO-SLOPE International, 2015).

- SEEP/W est un code utilisant la méthode d'éléments finis pour simuler le mouvement de fluides dans les milieux poreux tant saturés que non saturés en une ou deux dimensions.
- CTRAN/W est un code utilisant la méthode d'éléments finis pour simuler le transport de gaz dans un milieu poreux en régime permanent et transitoire. Son application aux rejets miniers permet de déterminer le transport d'oxygène dans l'eau et l'air interstitiels (Demers, 2008).

Le code SEEP/W couplé à CTRAN/W peut résoudre les équations des lois de Fick sur la diffusion de gaz dans les milieux poreux non saturés non réactifs et réactifs. Comme pour toute analyse par la méthode des éléments finis, il faut définir un modèle géométrique, les propriétés des matériaux et les conditions frontières. Le modèle géométrique et les propriétés des matériaux telles que la courbe de rétention d'eau et la conductivité hydraulique sont définis dans SEEP/W. Une fois le modèle géométrique défini, on peut définir le maillage. Puis dans CTRAN/W, on définit les coefficients de diffusion d'oxygène apparents en air D_a*et en eau D_w* (voir équation 3.14 et 3.15) et le taux de réaction apparent en fonction du degré de saturation. Comme conditions frontières, une concentration d'oxygène nulle à la base et une concentration d'oxygène égale à celle atmosphérique (soit 20,9% d'oxygène ou 276 g/m^3) sont appliquées au modèle. D'autres conditions frontières comme la position de la nappe phréatique sont nécessaires pour bien modéliser le problème. Dans le cas de ce projet, des composantes comme l'interaction sol-climat n'ont pas été prises en compte dans le modèle.

Au départ, des modèles de prédiction sont utilisés pour déterminer les valeurs initiales de D* (Voir section 3) alors que pour le taux de réaction apparent, la valeur moyenne obtenue par Proteau *et al.* (2020b) peut être utilisée. Puis par itération, les valeurs de D* et K_r* sont obtenues avec le code SEEP/W couplé de CTRAN/W lorsque les courbes d'évolution temporelle de la concentration d'oxygène obtenues dans les travaux de laboratoire sont superposées à celles obtenues par modélisation numérique.

2.5 Réhabilitation écologique des sites miniers.

La restauration écologique vise à placer un écosystème dégradé sur une trajectoire d'évolution vers un écosystème indigène de référence, par le rétablissement des propriétés et fonctions écosystémiques, des espèces dominantes et des relations trophiques. Il s'agit d'un objectif assez difficile à atteindre à cause des perturbations anthropiques. Certaines de ces perturbations peuvent avoir des impacts irréversibles sur l'environnement. D'où la difficulté à recourir à la restauration écologique pour des sites miniers. Cependant la réhabilitation écologique demeure une option très importante, car elle vise le rétablissement d'un certain niveau de fonctionnalité des services écosystémiques (ensemble de services fournis à l'homme par la nature : nourriture, régulation du climat, pollinisation, eau, récréation, etc.) sans nécessairement que ces services proviennent d'écosystèmes indigènes. Grant *et al.* (2016) pensent que la réhabilitation des sites miniers doit avoir 3 objectifs :

- La stabilité à long terme et la durabilité des reliefs, des sols et de l'hydrologie du site.
- Le rétablissement total ou partiel des fonctions écosystémiques (habitats pour le biote et services à la population).
- La prévention de la contamination de l'environnement.

2.5.1 Contraintes liées aux sols miniers pour l'établissement des plantes dans une CEBC

De nombreuses contraintes devront être surmontées afin de garantir le succès de la réhabilitation écologique (Guittonny, 2021). Ce succès s'accomplit quand les nouvelles communautés de plantes comprenant des espèces indigènes ou non indigènes interagissent entre elles et évoluent jusqu'à fournir des services écosystémiques ciblés à la population.

Ces contraintes peuvent être regroupées en trois grands groupes (Bradshaw, 1983) : les contraintes physiques, chimiques et biologiques.

Les contraintes physiques (Bradshaw, 1983; Guittonny, 2021) à l'établissement des plantes sur les sols d'une CEBC sont caractérisées par :

- La compaction du sol visant à réduire la porosité dans les matériaux étant donné la nécessité d'assurer la stabilité physique de l'ouvrage, soit le parc à résidus incluant la couverture à effets de barrière capillaire.
- L'érosion éolienne et hydrique de la couche de protection de la CEBC, étant donné l'absence d'arbres sur la CEBC immédiatement après la construction.
- La faible disponibilité d'eau dans la couche de protection de la CEBC, en raison de sa granulométrie grossière.

Les contraintes chimiques (Bradshaw, 1983; Guittonny, 2021) associées à l'établissement de plantes sur une CEBC sont :

- La carence en nutriments essentiels pour la croissance des plantes dans la couche de protection, faite d'un mélange de sable et gravier.
- L'absence de matière organique dans les couches formant la CEBC.

Les contraintes biologiques (Bradshaw, 1983; Guittonny, 2021) liées à l'établissement des plantes sur une CEBC sont :

- L'absence de graines disponibles dans la couche de protection de la CEBC après la construction.
- La limitation des organismes bénéfiques dans le sol de la CEBC.
- La dépendance de la pluie de graines à des mécanismes de transport comme le vent, l'homme et les animaux.

2.5.2 Colonisation naturelle d'une CEBC par la végétation provenant des forêts avoisinantes

Dépendamment du niveau de contraintes associées et de la distance à la forêt avoisinante, il est possible d'avoir une colonisation naturelle de certains sites miniers sans aucune intervention humaine par le processus de succession végétale. C'est un processus lent et qui nécessite la mise

en place de plusieurs éléments dont la présence de forêt à proximité du site pour assurer une pluie de graines de manière stable dans le temps, l'établissement des plantes pionnières et l'enrichissement progressif du sol de la CEBC en matière organique (Guittonny, 2021).

Relativement à l'enrichissement progressif du sol de la CEBC, l'azote constitue le nutriment le plus important et dont les plantes ont besoin en plus grande quantité pour leur développement. Cependant, son absence sous forme minérale dans le sol crée la nécessité d'être accumulé dans le sol à partir de sources externes. À cause des processus atmosphériques et des pollutions industrielles, environ 10 à 30 kg d'azote par hectare par an proviennent des eaux pluviales et le reste de l'azote est fourni par fixation biologique à partir de l'azote de l'air grâce aux microorganismes symbiotiques des plantes tels que rhizobium et les actinomycètes (Bradshaw, 1997). Une fois fixé, l'azote passera des plantes au sol sous forme organique.

En rapport avec l'établissement d'espèces pionnières sur la CEBC du site Lorraine, des espèces appartenant aux groupes fonctionnels des lichens et champignons ont été retrouvées sur le site parmi les 8 groupes fonctionnels découverts sur le site lors des études de composition de la végétation du site minier Lorraine (Smirnova *et al.*, 2011). Or, les lichens représentent des espèces pionnières sur le sol de la CEBC, étant donné leur capacité à faire face aux contraintes liées au sol minéral de la CEBC ; en effet, ils absorbent leurs nutriments directement de l'atmosphère (Berryman *et al.*, 2009). Les lichens demeurent un composant important dans le développement de la végétation des sols miniers par la colonisation naturelle (Bliss & Mayo, 1980).

La présence de la forêt à proximité du site Lorraine a contribué à approvisionner la CEBC en graines. Le site de la CEBC est complètement entouré par la forêt. Des facteurs comme le vent, l'homme, et les animaux aident à la dispersion des propagules et à une pluie de graines stable dans le temps sur la CEBC. Dans le cas de la mine Lorraine, une année après la construction soit 1999, la végétation s'est établie naturellement sur la CEBC et en 2011 au moins 11 espèces arborées ont été recensées dont le peuplier, le bouleau à papier, le saule, entre autres. Toutefois les plantes herbacées représentent le groupe de plantes le plus abondant (Smirnova *et al.*, 2011). En 2015, la composition de la flore faisait état de 15 espèces arborées (voir section 3.1.3) présentes sur la CEBC de Lorraine et dominantes en termes de recouvrement (Guittonny-Larcheveque *et al.*, 2016).

2.5.3 Développement des systèmes racinaires dans la CEBC

Pour se développer, les plantes comptent sur leurs systèmes racinaires qui doivent assurer l'absorption de l'eau et des nutriments dont elles ont besoin à partir du sol. Généralement, le système racinaire comprend une combinaison de racines grossières et fines très étendues dans le sol. Les racines de certaines espèces ligneuses sont capables de pénétrer le sol à des profondeurs importantes (de 2 m à 68 m selon l'écosystème) pour puiser de l'eau et des nutriments (Canadell *et al.*, 1996). Cependant, lorsque les besoins des plantes en nutriments comme l'azote sont couverts, le développement racinaire se fait plus de manière latérale qu'en profondeur (Drew & Saker, 1975).

Compte tenu des contraintes chimiques et hydriques dans le sol de la CEBC, notamment le manque d'azote et la superposition d'une couche de protection grossière avec une faible capacité de rétention en eau et d'une couche de rétention d'humidité qui agit comme une réserve en eau. Il se peut que ce soient des conditions idéales à une colonisation racinaire profonde des plantes qui vont s'y établir. Les contraintes hydriques peuvent donner lieu à une diminution de la respiration racinaire en cas d'inondation (hypoxie ou anoxie des racines) ou à une altération de la croissance des racines en cas de sécheresse (Gliński & Lipiec, 2018).

2.5.4 Paramètres des racines sur le site Lorraine

En 2012, les espèces arborées ont été enlevées du site (Proteau *et al.*, 2020b) par peur de causer des dommages à la CEBC sur le long terme, sauf quelques ilots d'aulnes. En 2015, soit 3 années après, 15 espèces arborées ont été identifiées sur le site. En 2016, dans les travaux de (Proteau *et al.*, 2020b), la densité de longueur de racinaire est en moyenne :

- 1490 m/m^3 dans les 10 premiers cm de la CRH
- 130 m/m^3 entre 20 et 30 cm de profondeur dans la CRH
- 97 m/m^3 entre 35 et 45 cm de profondeur dans la CRH.

Le taux de réaction associé à la consommation d'oxygène par les racines et mesuré en juillet 2016 est de $1{,}4\times10^{-6}$ s^{-1} en moyenne selon Proteau *et al.* (2020b) et ils ont déterminé une corrélation positive (R=0,7) entre la densité de longueur racinaire et le taux de réaction lié à la consommation d'oxygène par la respiration racinaire. Les autres paramètres comme la densité de volume racinaire et la densité de masse racinaire pour le site Lorraine en 2019 sont présentés au tableau 2.3.

Tableau 2.3 Paramètres racinaires dans la CEBC de Lorraine. Modifié de Proteau *et al.* (2020a).

Profondeur	**Paramètre**	**Unité**	**Min**	**Moy.**	**Max**
0 - 10 cm	RLD	m/m^3	17	1489	5301
	RVD	cm^3/m^3	0,6	195	1383
	RMD	g/m^3	0,2	31	239,1
20 - 30 cm	RLD	m/m^3	8,2	130	610
	RVD	cm^3/m^3	0,2	21	231
	RMD	g/m^3	0,2	4,1	29
35 - 45 cm	RLD	m/m^3	17	97	512
	RVD	cm^3/m	0,6	12	79
	RMD	g/m^3	0,2	4,6	30

2.6 Compréhension des systèmes racinaires

Il existe différentes manières de classer les racines. Cette classification peut se faire soit par leur forme, leur sens de croissance, l'ancrage qu'elles donnent aux plantes et finalement par leur diamètre. Dans le cas de ce projet de recherche, on se limitera à la classification des racines par leur diamètre. Les racines peuvent être classifiées selon leur diamètre en racines fines (≤ 2mm) et en racines grossières (≥2 mm) (Freschet *et al.*, 2021; Zhang & Wang, 2015). Cependant, d'autres auteurs comme Pregitzer *et al.* (2002) considèrent les racines fines comme des racines dont le diamètre est inférieur à 1 mm. Dans le cadre de ce projet, les racines fines sont définies comme des racines dont le diamètre est inférieur à 1 mm. Les racines grossières et fines jouent des rôles bien définis dans le développement des plantes.

Les racines fines sont capables de pénétrer les pores de petite taille dans les sols compactés des CEBC et représentent 1% de la biomasse d'une plante mature (Gliński & Lipiec, 2018). Elles sont responsables de l'absorption de l'eau et des nutriments essentiels et contribuent largement aux cycles biogéochimiques, car elles ont un taux de mortalité et de remplacement élevé (Pregitzer *et al.*, 2002).

Les racines grossières jouent un rôle de support ou d'ancrage pour la plante dans le sol et servent au stockage de carbone (Sorgonà *et al.*, 2018; Wang *et al.*, 2012). Elles sont capables de créer des macropores (Bodner *et al.*, 2014) dans le sol servant de chemins préférentiels pour les écoulements

de fluides. Les macropores sont des larges pores dont le diamètre est supérieur à 50µm (van den Akker *et al.*, 2023). Ils sont créés par des processus physiques retrait-gonflement du sol et des agents biologiques comme les racines des plantes et les microorganismes du sol (Jarvis & Larsbo, 2023). Les racines grossières sont capables, tout comme les racines fines, de modifier les paramètres hydrogéologiques du sol, notamment la conductivité hydraulique saturée (Proteau *et al.*, 2021).

2.6.1 Facteurs liés à l'enracinement des saules indigènes

Au Canada, 76 essences de saules indigènes sont répertoriées (Mosseler, 2015). Elles sont parmi les premières essences à apparaître sur des sites perturbés et sont capables de s'adapter à des conditions difficiles sur des sites dégradés. La production de racines à partir de tiges dormantes est possible pour la plupart des espèces (Mosseler, 2015). Des travaux ont été effectués sur les racines des saules, notamment sur le *Salix cv. Aquatica gigantea* pour évaluer sa capacité à absorber des nutriments en présence de lumière et aussi dans l'obscurité. Vuorinen *et al.* (1989) ont démontré qu'en présence de la lumière, pendant 24 h, la plante a été capable d'absorber 2 fois plus de nutriments que lorsqu'elle se trouve dans l'obscurité. Le développement racinaire des saules semble être idéal à des températures chaudes (22˚C – 25˚C) et en présence d'humidité dans le sol (Phillips *et al.*, 2014).

2.6.2 Mécanismes de respiration racinaire des plantes

La respiration cellulaire racinaire est associée aux activités métaboliques réalisées par les cellules des racines, dont les plus importantes sont la croissance, les processus de maintenance, l'absorption et le transport des nutriments qui s'influencent mutuellement (Veen, 1981). La respiration racinaire liée à la croissance se définit comme la quantité d'oxygène utilisé pour produire 1 g de masse sèche ; cette valeur se trouve entre 390 et 1430 mg d'oxygène par gramme de masse sèche pour les senecios (Gliński & Lipiec, 2018). Selon Veen (1981), en conditions normales, la respiration racinaire liée à l'absorption de nutriments représente 60% de la respiration racinaire totale ; elle est de 36,8 mg d'oxygène par milliéquivalent d'ions nitrate ; la consommation d'oxygène par unité de croissance racinaire est de 24,5 mg d'oxygène par gramme de racines pour le maïs (tableau 2.4).

L'équation chimique de la respiration cellulaire qui se fait dans les organites cellulaires appelés mitochondries peut s'écrire sous la forme suivante :

$$C_6H_{12}0_{6\ (s)} + 6O_{2\ (g)} \rightarrow 6CO_{2\ (g)} + 6H_2O_{(l)} + énergie \qquad 2.28$$

Tableau 2.4 Consommation d'oxygène par activité racinaire dans le cas du maïs. Modifié de Veen (1981).

Consommation d'oxygène par activité		**Erreur Standard**
Absorption d'ions en mg O_2.meq^{-1}NO_3^{-1}	36,8	2.1
Croissance racinaire en mg O g^{-1}	24,5	1.2
Masse racinaire en mg O_2 g^{-1}h^{-1}	0,032	0,005

2.6.3 Effet des milieux saturés en eau sur le développement et la respiration racinaire

Les milieux saturés en eau ou inondés peuvent impacter négativement la respiration racinaire, car lorsque l'air contenu dans les pores est déplacé par l'eau, cela crée des conditions anoxiques (Hopkins, 2008). Lors des conditions aqueuses, la respiration racinaire peut-être 3 fois inférieure par rapport à lorsque l'oxygène se rencontre en concentration non limitante (Gliński & Lipiec, 2018), soit entre 11% à 18% dans l'air ambiant. En cas de stress causé par inondation, la respiration racinaire se réduit considérablement, affectant les espèces les plus intolérantes comme *Senecio jacobaea* (Gliński & Lipiec, 2018). Les racines moins bien alimentées en oxygène auront moins d'énergie disponible pour réaliser leurs activités métaboliques et leur croissance diminuera. Selon la disponibilité d'oxygène présent dans le sol, Proteau (2021) a conceptualisé le comportement de la respiration, comme le montre la figure 2.2.

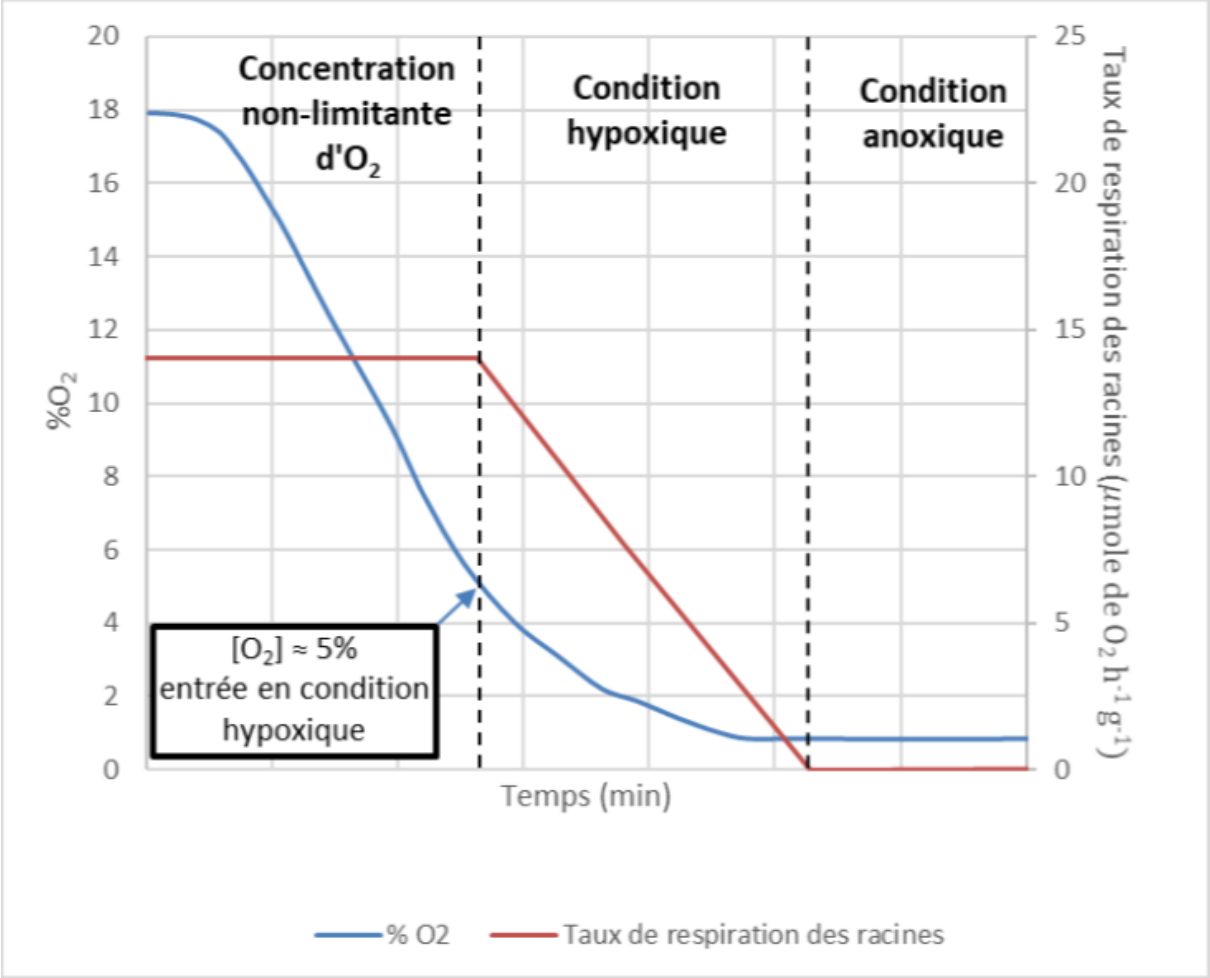


Figure 2.2 Comportement de la respiration racinaire en fonction de la disponibilité d'oxygène dans le sol. Tirée de Proteau (2021).

Hasegawa et Yoshida (1982) ont démontré qu'il existe une corrélation négative entre le taux d'absorption d'eau par unité de longueur racinaire et la densité de longueur racinaire dans le cas du riz comme le montre la figure. Selon Gliński et Lipiec (2018), le taux de prélèvement d'eau par les racines diminue aussi avec la réduction de la teneur en eau du sol. Cela s'explique par l'augmentation de la succion au niveau de la rhizosphère, sachant que l'absorption racinaire s'arrête à partir du moment où le potentiel matriciel du sol atteint 15000 cm d'eau (point de flétrissement permanent).

CHAPITRE 3 MÉTHODOLOGIE ET PROCÉDURE EXPÉRIMENTALE

3.1 Présentation du site

L'ancienne mine Lorraine est située dans la municipalité de Latulipe-Gaboury à environ 140 km de Rouyn-Noranda (figure 3.1), tout près de la ligne frontalière du Québec avec l'Ontario (figure 3.2). Le parc à résidus fait environ 15,5 ha et se trouve dans la zone tempérée nordique, spécifiquement dans la sous-zone de la forêt mixte, où l'on trouve principalement des essences feuillues, comme l'érable à sucre et le bouleau jaune, mais aussi des conifères boréaux, comme l'épinette blanche et le sapin baumier. La forêt avoisinante du site minier appartient au domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune (MRNF, 2022). Le site se trouve dans un climat continental froid et humide selon la classification de Köppen-Geiger (voir figure 3.3).

Figure 3.1 Vue aérienne du site. Tirée de Google (2023)

Figure 3.2 Vue du site à l'échelle nationale à partir de Google Earth (2023)

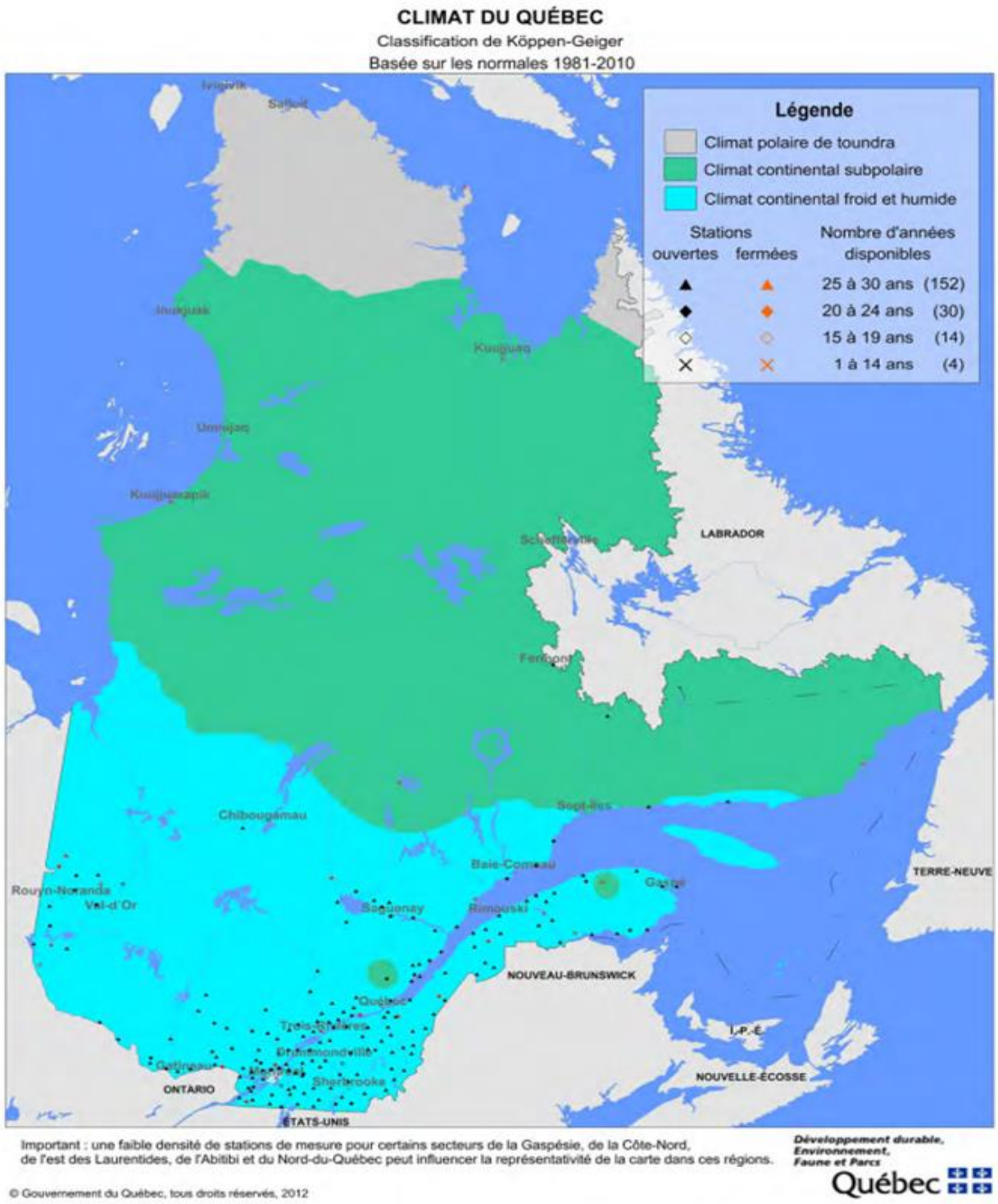


Figure 3.3 Classification de Köppen-Geiger des zones climatiques du Québec. Tirée du Gouvernement du Québec (2012)

Les valeurs moyennes normales de température et de précipitation pour le site Lorraine sont obtenues à partir des données de la station météorologique de Ville-Marie, située à une cinquantaine de kilomètres du site minier Lorraine et sont présentées dans la figure 3.4.

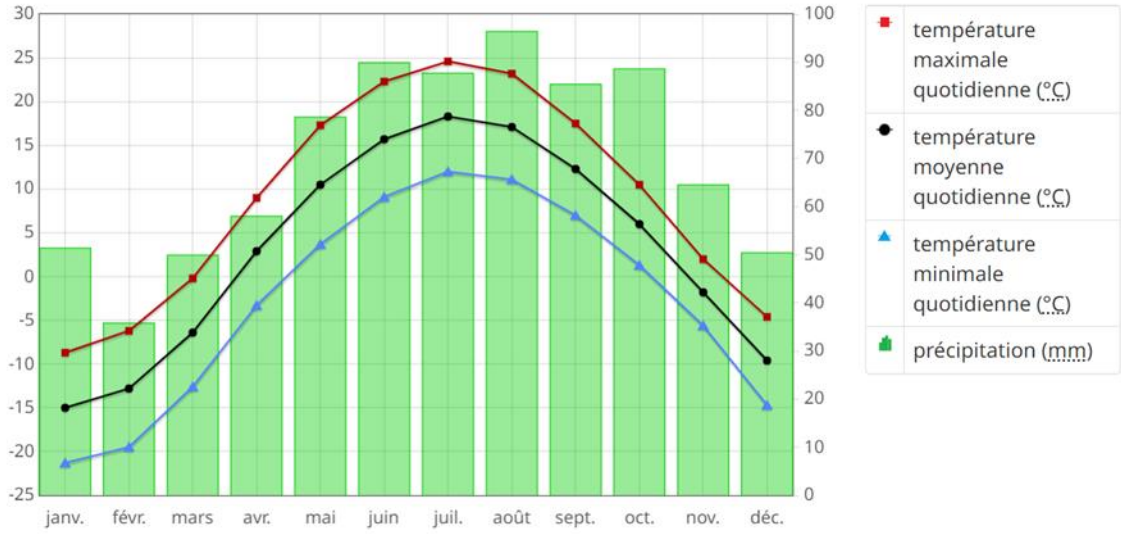


Figure 3.4 Précipitations et températures mensuelles moyennes pour les normales climatiques de 1981 à 2010 pour la station météorologique d'Environnement Canada de Ville-Marie. Tirée du Gouvernement du Canada (2023)

3.1.1 Exploitation minière et morphologie du parc à résidus

Sur l'ancien site minier Lorraine, un gisement polymétallique de cuivre et de nickel a été exploité de 1965 à 1968 et près de 600 000 tonnes de résidus ont été générées (MRNF, 2021). Les travaux de restauration ont débuté en 1997, près de 30 années après sa fermeture (Bussière, 2010; Bussière *et al.*, 2009; Dagenais, 2005; Proteau *et al.*, 2020a, 2020b, 2021; Smirnova *et al.*, 2011). Étant donné que le site a été abandonné, les résidus miniers laissés sur place ont commencé à s'oxyder et à produire du drainage minier acide et des zones d'épanchement ont été identifiées, créant des contaminations, comme le montre la figure 3.5. Dans la zone nord du site, la nappe phréatique est proche de la surface, ce qui a permis de maintenir les résidus de cette zone submergés, alors qu'au sud du parc, la nappe phréatique est plus profonde.

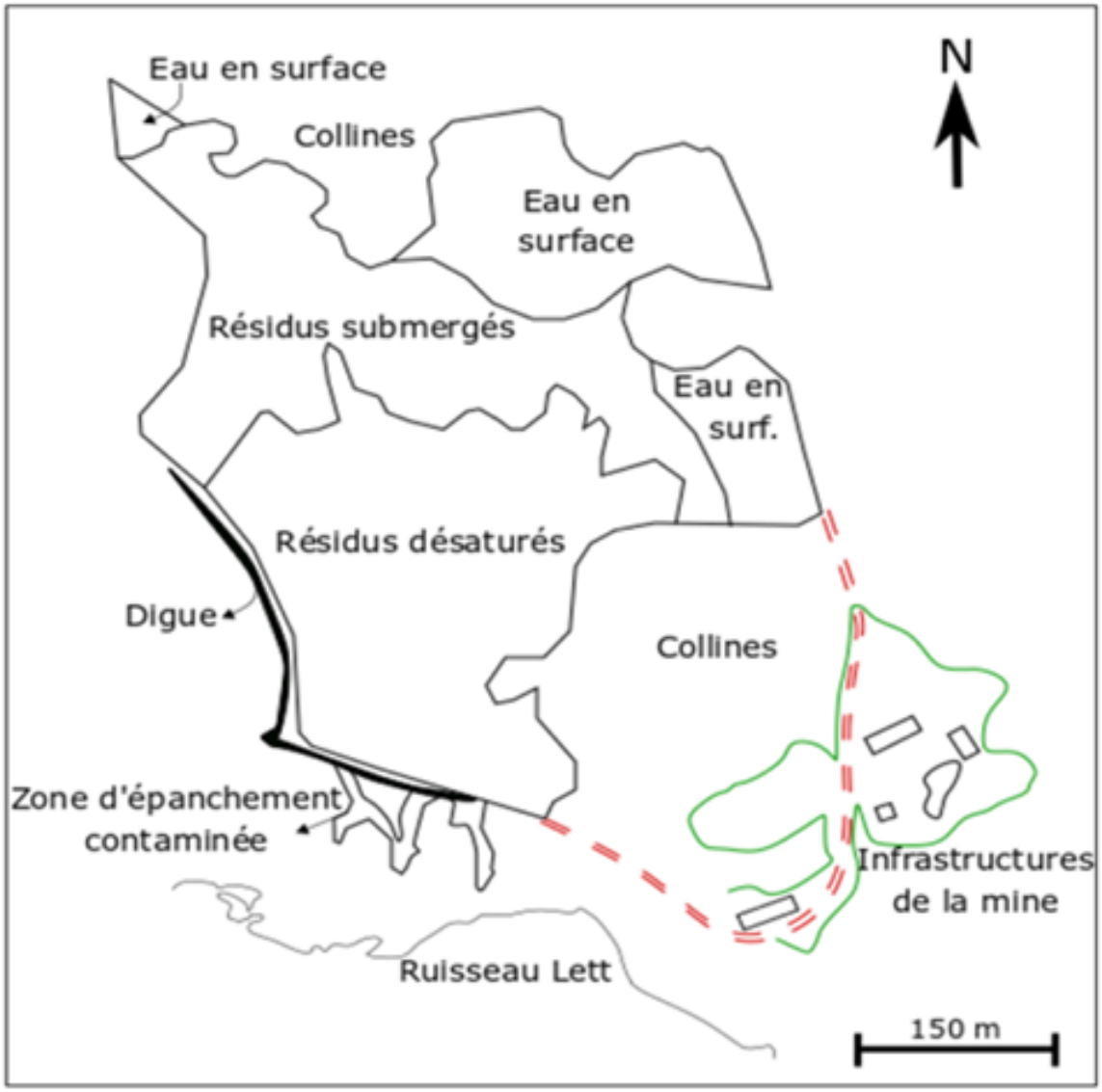


Figure 3.5 Plan du site avant restauration. Tiré de Nastev et Aubertin (2000)

3.1.2 Restauration du parc à résidus

La figure 3.6 montre l'agencement de la CEBC. D'autres travaux d'aménagement du site ont été effectués pour assurer sa stabilité géotechnique et l'établissement d'un système de traitement passif des effluents finaux. Ces travaux comprennent notamment le nivellement de la surface du parc, la

gestion des sols contaminés aux alentours du parc et l'installation d'un drain dolomitique au pied de la digue sud.

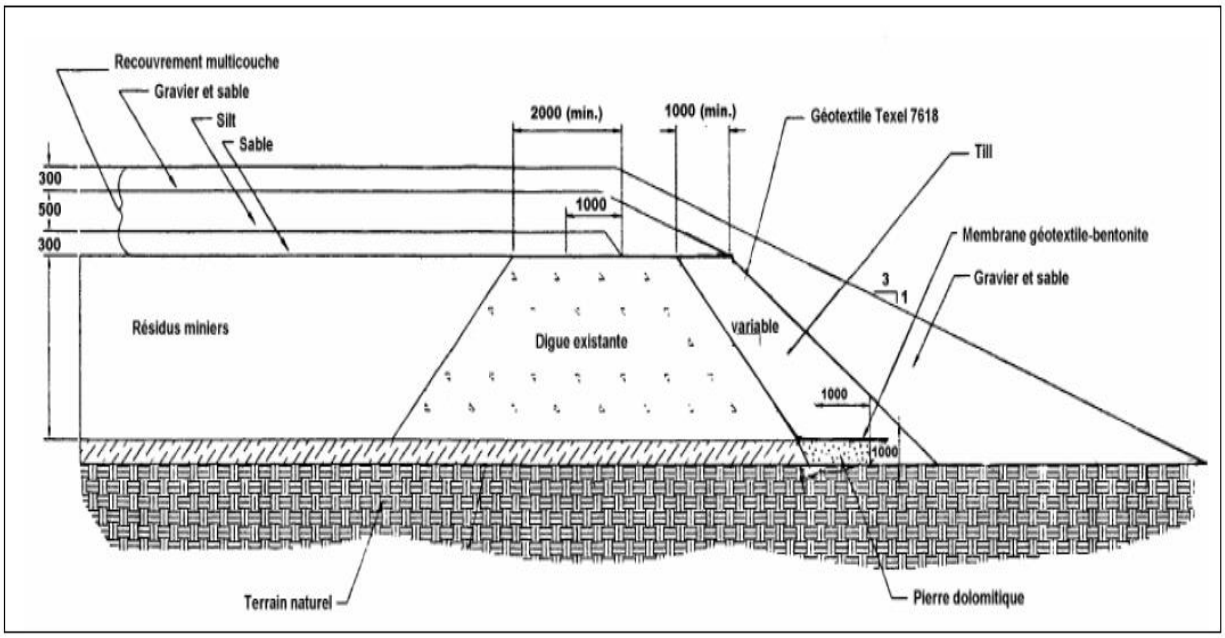


Figure 3.6 Mise en place de la CEBC au nord de la digue sud. Tirée de Dagenais (2005).

Les propriétés géotechniques des matériaux utilisés dans la construction de la CEBC sont données dans le tableau 3.1.

Tableau 3.1 Propriétés des matériaux de construction de la CEBC. Tiré de Dagenais (2005).

Matériel	D_{10} (mm)	D_{60} (mm)	C_u (-)	D_r (-)	k_{sat} (cm/s)	AEV (kPa)	D_e (m^2/s)	n (-)
Silt	0,001 à 0,002	0,0051 à 0,015	5,1 à 7,1	2,8	$2,2 \times 10^{-6}$ à $1,1 \times 10^{-5}$	28,9 à 48	$3,1 \times 10^{-9}$ (S_r=0,91, n=0,39)	0,38 à 0,46
Sable	0,06 à 0,15	0,15 à 0,5	2,5 à 3,3	2,7	$7,2 \times 10^{-3}$	2,5 (n=0,38)		0,38

Pour mieux assurer le suivi de la performance de la CEBC, des stations de mesure de teneur en eau volumique, de succion et du niveau phréatique ont été installées. Ces stations de mesure sont placées sur des lignes d'instrumentation à travers toute la CEBC et identifiées par des lettres. Les piézomètres sont identifiés par le sigle PO et les stations de mesures de teneur en eau volumique et de succion (figure 3.7) . Environ 10 ans après l'installation de la CEBC, de nouvelles stations de mesure (B6, B7, B8, P06) ont été installées en 2008 afin de mieux densifier les équipements de mesure dans des secteurs où ils ont été jugés trop espacés comme le montre la figure 3.7.

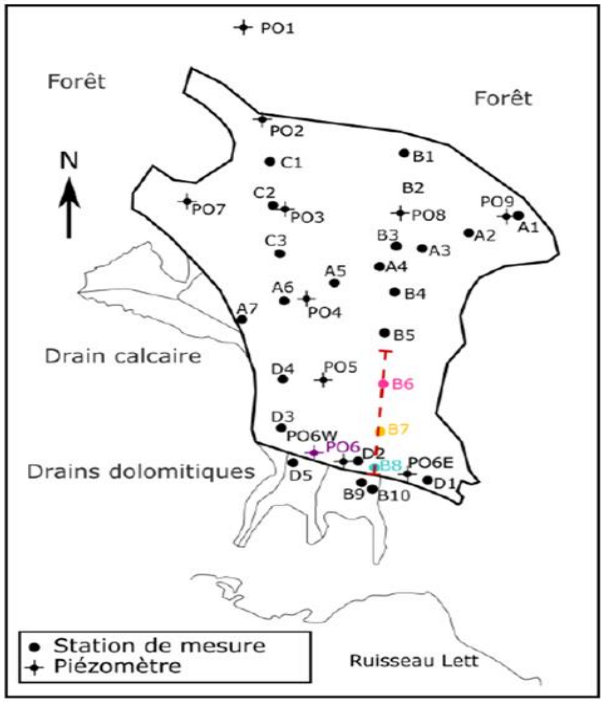


Figure 3.7 Distribution des stations de mesures et piézométriques pour le suivi du site de Lorraine. Tirée de Bussière *et al.* (2009).

3.1.3 Végétation sur la CEBC

Le site n'a pas été végétalisé activement à la fin des travaux de restauration en 1999. Cependant, malgré les contraintes physico-chimiques et biologiques existantes, des inventaires floristiques sur la CEBC en 2003, 2005, 2007 et 2009 ont montré que la végétation naturelle provenant de la forêt avoisinante a recolonisé la CEBC dès la première année après construction (Smirnova *et al.*, 2011). En 2012, des travaux de contrôle de la végétation ligneuse ont été réalisés par le MRNF. Les arbres et arbustes ont été arrachés mécaniquement. La colonisation aérienne et souterraine de la CEBC

par la végétation sur le site Lorraine en contexte tempéré nordique a été décrite 17 ans après construction (2016) dans les travaux de Proteau *et al.* (2020b). Les valeurs maximales de biomasse aérienne mesurées sur la CEBC (zone sud et centrale) pour les espèces arborées et herbacées sont respectivement de 263 g/m^2 et 180 g/m^2, avec des valeurs moyennes de biomasse de 66 g/m^2 pour les espèces arborées et de 41 g/m^2 pour les plantes herbacées. Les valeurs de densité de longueur racinaire, densité de volume racinaire, densité de masse racinaire obtenues à différentes profondeurs dans la CRH de la CEBC sont présentées dans le tableau 3.2.

Tableau 3.2 Paramètres des racines en fonction de la profondeur échantillonnée dans la CRH de la CEBC. Tiré de Proteau *et al.* (2020a).

Profondeur	**Paramètre**	**Unité**	**Minimum**	**Moyenne (Erreur standard)**	**Maximum**
0 à 10 cm	Densité de longueur racinaire (RLD)	m/m^3	17	1489 (184)	5301
	Densité de volume racinaire (RVD)	cm^3/m^3	0,6	195 (35)	1383
	Densité de masse racinaire (RMD)	g/m^3	0,2	31 (5)	239
20 à 30 cm	Densité de longueur racinaire	m/m^3	8,2	130 (20)	610
	Densité de volume racinaire	cm^3/m^3	0,2	21(6)	231
	Densité de masse racinaire	g/m^3	0,2	4,1 (1)	29
35 à 45 cm	Densité de longueur racinaire	m/m^3	17	97 (18)	512
	Densité de volume racinaire	cm^3/m^3	0,6	12 (3)	79
	Densité de masse racinaire	g/m^3	0,2	4,6 (1)	30

Plus d'une dizaine d'espèces ligneuses ont été répertoriées dans la composition de la flore du site de Lorraine en 2016 (Guittonny-Larcheveque *et al.*, 2016) : *Picea mariana, Populus basalmifera, Populus tremuloides, Salix sp. Abies balsamea, Larix laricina, Alnus rugosa, Pinus banksiana, Pinus resinosa, Populus tremuloides, Betula papyrifera, Picea mariana, Prunus pensylvanica, Pinus strobus, Comptonia peregrina, Vaccinium sp.* et *Kalmia sp.*

Il a été démontré que les espèces ligneuses représentaient de 51% à 75% du recouvrement de la végétation en 2016, avec une densité moyenne de 5 à 8 individus par mètre carré (Guittonny-Larcheveque *et al.*, 2016).

3.2 Collecte de matériaux et plantes pour les essais en laboratoire

Des matériaux ont été collectés in situ (tableau 3.3) pour constituer les colonnes au laboratoire. Pour le choix du site de prélèvement des matériaux dans la CEBC, afin de minimiser les impacts à long terme sur la performance de la CEBC, les matériaux du recouvrement ont été prélevés dans la partie Nord du site, étant donné que dans cette partie la nappe phréatique se trouve dans la CEBC et proche de la surface, c'est-à-dire que les résidus réactifs sont ennoyés. À l'aide d'une pelle mécanique, une surface de plusieurs mètres carrés a été défrichée. Le matériel a été prélevé séparément dans les deux couches supérieures, la couche de protection et la couche de rétention d'humidité. On a utilisé un sable avec des propriétés appropriées en tant que bris capillaire du bas pour la CEBC.

Tableau 3.3 Volume d'échantillon prélevé selon les couches

Matériau	Profondeur	Volume total prélevé
Couche de protection	0 à 30 cm	50 000 cm^3
Couche de rétention d'humidité	30 à 80 cm	80 000 cm^3

Les échantillons collectés ont été placés dans des chaudières de 20 L pour le transport et stockés à 4 °C, car ils contiennent de la matière organique, en attendant les travaux de caractérisation.

La collecte de boutures de saules indigènes (*Salix eriocephala*, clone NOR-E10f) a été faite dans le jardin de pieds mères de l'UQAT, sur des tiges de 1 an à la fin de la période de dormance (2 mai 2023), après la fonte des neiges. Des morceaux de tiges de plus de 50 cm de longueur et au moins 1,5 cm de diamètre ont été choisis. Une fois coupées, les boutures ont été mises dans des sacs fermés et déposées au congélateur à 4˚C avant plantation.

3.3 Caractérisation des matériaux

Les échantillons prélevés sur la couche de protection et la couche de rétention d'humidité ont été mélangés et homogénéisés séparément. Un dixième de la masse des échantillons de chaque couche a été mis de côté pour les travaux de caractérisation. Le restant de matériaux de chaque couche a

été utilisé pour le remplissage des colonnes selon le protocole prévu qui est décrite par la suite. Pour le sable de la couche de protection, un tamisage a été effectué avant caractérisation pour enlever les racines et les grains de gravier dont le diamètre excédait 2 cm. Les différentes méthodes de caractérisation utilisées sont présentées au tableau 3.4.

Tableau 3.4 Méthodes de caractérisation et techniques utilisées.

Propriétés des matériaux	**Type de caractérisation**	**Technique et appareils utilisés**	**Normes applicables ou références**
Propriétés physiques	Granulométrie	Tamisage, granulomètre au laser Malvern Mastersizer 3000	ASTM D6913 − 04
	Densité relative des grains	Pycnomètre à hélium ULTRAPYC 1200e	ASTM D5550-06
Propriétés chimiques	Teneur en carbone organique	vario EL cube et vario MACRO cube	Norme interne du laboratoire de Lakehead University.
	Teneur en soufre total	ICP-OES ou ICP-AES	EPA Method 3051A
	Teneur en azote total	Elementar Vario Cube	"CHNOS Elemental Analyzer Operating Instructions"
	Teneur en phosphore total, et autres éléments traces métalliques totaux	ICP MS	EPA Method 3051A
	pH, conductivité électrique	Technique interne au laboratoire de LakeHead University.	"Soil Test Methods for Ontario Accredited Labs, published by the Ontario Ministry of Agriculture and Food [OMAF]"
			Kalra (1991)
Propriétés hydrogéologiques	Courbe de rétention d'eau du sable et du silt à utiliser dans les colonnes	Prédiction avec la méthode de Kovacs modifié (MK)	Aubertin et al., (2003)
	Conductivité hydraulique saturée	Prédiction avec la méthode de Kozeny-Carman modifiée (KCM)	Mbonimpa et al. (2002)

3.3.1 Propriétés agronomiques du sol

Des analyses agronomiques menées sur le sable utilisé dans la mise en place de la couche de protection et sur le silt de la couche de rétention fournissent des informations sur le niveau d'enrichissement des 2 premières couches de sol de la CEBC. Ces analyses comprennent les teneurs en carbone organique, soufre total, azote total, phosphore total, potassium total et d'autres éléments métalliques sous forme de trace, ainsi que sur le pH et la conductivité électrique. Un échantillon de sol pour la couche de protection et un échantillon de sol pour le silt ont été prélevés lors de la mise en place des colonnes pour être analysés. Les résultats sont présentés au tableau 3.5

Tableau 3.5 Teneurs totales obtenues pour les propriétés agronomiques des matériaux prélevés sur le site de Lorraine (n=1 échantillon par matériau). Ces valeurs sont fournies sur une base de matière sèche.

Paramètre	**Unités**	**Sable CP**	**Silt**	**Limite légale (Québec, 2024)**
pH	--	4,72	5,69	
Conductivité électrique	µS/cm	311	21	
Carbone Organique	%	0,36	0,08	
Aluminium	µg/g	5163	6651	
Arsenic	µg/g	< 1,5	< 1,5	30
Bore	µg/g	< 0.5	< 0.5	
Baryum	µg/g	< 1	41	500
Béryllium	µg/g	< 0,2	< 0,2	
Calcium	µg/g	3233	2785	
Cadmium	µg/g	< 0,2	< 0,2	5
Cobalt	µg/g	9	5	50
Chrome	µg/g	147	37	250
Cuivre	µg/g	35	11	100
Fer	µg/g	9845	9464	
Potassium	µg/g	980	567	
Magnésium	µg/g	3483	3293	
Manganèse	µg/g	129	147	1000

Tableau 3.5 Teneurs totales obtenues pour les propriétés agronomiques des matériaux prélevés sur le site de Lorraine (n=1 échantillon par matériau). Ces valeurs sont fournies sur une base de matière sèche (suite).

Paramètre	**Unités**	**Sable CP**	**Silt**	**Limite légale (Québec, 2024)**
Molybdène	µg/g	< 5	< 5	10
Sodium	µg/g	555	156	
Nickel	µg/g	54	16	100
Phosphore	µg/g	472	526	
Plomb	µg/g	3	2	500
Soufre	µg/g	51	11	
Sélénium	µg/g	< 2	< 2	3
Silicium	µg/g	< 5	7	
Strontium	µg/g	43	17	
Titane	µg/g	777	723	
Thallium	µg/g	< 5	< 5	
Vanadium	µg/g	21	20	
Zinc	µg/g	33	16	500

À partir des résultats, il semble qu'un enrichissement progressif en matière organique des 2 premières couches de sol s'est produit. Ceci est principalement associé à la colonisation végétale de la CEBC. Les teneurs en carbone organique et en azote total, qui sont respectivement de 0,36% et 0,08%, restent relativement faibles étant donné que la CEBC a une vingtaine d'années d'existence soumise à l'installation de la végétation. Dans le cas de sols naturels, la couche de litière peut contenir de grandes quantités de carbone, mais la teneur en carbone du sol provient essentiellement des matières organiques qui résultent de la décomposition des racines et des tiges mortes (Batjes, 2014). Selon Balesdent *et al.* (2005), des mesures de teneur de carbone organique peuvent aller de 100 g/kg (10% de C) dans le premier cm de sol à 5 g/kg (0,5% de C) à 1 m de profondeur. Comme le sol de la CEBC est un sol jeune (20 ans), la teneur en carbone organique dans ce sol devrait augmenter avec la colonisation des racines et l'apport de litière dans le temps.

Les teneurs totales des paramètres comme l'arsenic, le baryum, le calcium, le cobalt, le chrome, le cuivre, le manganèse, le molybdène, le nickel, le plomb, le sélénium, le zinc prouvent que les

couches de sol de la CEBC de Lorraine ne sont pas contaminées. Elles sont toutes sous les valeurs limites (mg/kg) fixées pour le critère B (utilisation résidentielle des terrains) par le gouvernement du Québec à travers le guide d'intervention - Protection des sols et la réhabilitation des terrains contaminés (2021). Selon le guide, le critère B est recommandé pour la réhabilitation volontaire d'un terrain contaminé.

3.3.2 Propriétés géotechniques de base

Les propriétés géotechniques de base ont été déterminées dans l'ordre suivant: la teneur en eau massique (w), la densité relative des grains (G_s), la distribution granulométrique des grains des matériaux (D_{10}, D_{60}) (figure 3.8.), le coefficient d'uniformité C_u. Les caractéristiques granulométriques des matériaux sont présentées au tableau 3.6.

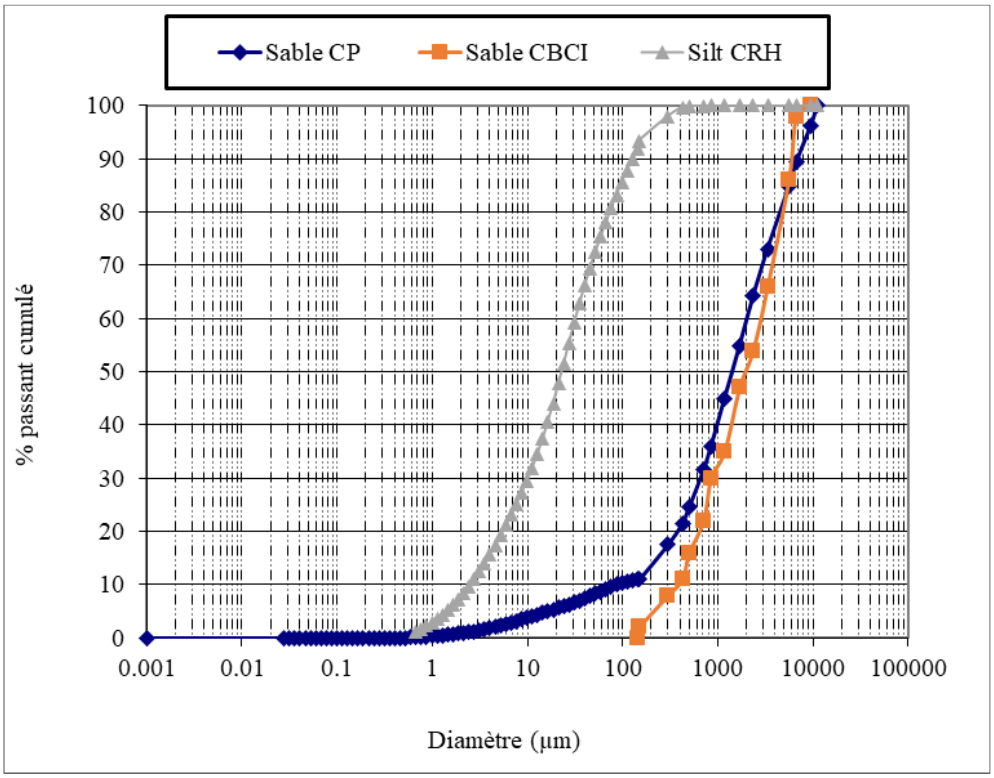


Figure 3.8 Courbes granulométriques des 3 matériaux.

Il convient de préciser que le sable utilisé dans la mise en place de la couche de bris capillaire inférieure est similaire à celui utilisé dans la CEBC de Lorraine. Sa granulométrie est relativement similaire aussi à celle du sable de la couche de protection et permet de créer le bris capillaire avec le silt. Les 3 couches de matériaux présentent une granulométrie semi-étalée ($5 < C_u \leq 20$).

Tableau 3.6 Données granulométriques utilisées dans la prédiction de la conductivité hydraulique saturée et la courbe de rétention d'eau des matériaux de la couche de protection (CP), de la couche de rétention d'humidité (CRH) et de la couche BCI.

Matériaux	**D_{10} (µm)**	**D_{60} (µm)**	**C_u**
Sable CP	100	2000	20
Silt CRH	2,50	32,1	12,84
Sable CBCI	300	2800	9,33

Les propriétés granulométriques du silt utilisé pour le montage des colonnes sont assez similaires à celles qu'on avait à la construction. Pour les travaux de caractérisation en laboratoire de ce projet, les valeurs de D_{10} et D_{60} sont respectivement de 0,0025 mm et 0,032 mm alors qu'à la construction le D_{10} était compris entre 0,001 mm et 0,002 mm et le D_{60} entre 0,0051 et 0,015 mm. Quant au mélange de sable et gravier de la couche de protection, les D_{10} et D_{60} obtenus demeurent proches des valeurs à la construction. Ils sont respectivement de 0,1 mm et 2 mm pour les travaux de caractérisation, tandis qu'à la construction ils étaient entre 0,06 mm et 0,15 mm pour le D_{10} et entre 0,15 mm à 0,5 mm pour le D_{60} (tableau 3.1).

3.3.3 Prédiction de la conductivité hydraulique saturée k_{sat} et de la courbe de rétention d'eau

La conductivité hydraulique saturée a été prédite avec l'équation de Kozeny-Carman modifiée, (KCM) de Mbonimpa *et al.* (2002) à partir des propriétés granulométriques et de porosité (tableau 3.8) issues de la caractérisation des matériaux au laboratoire :

$$k_{G\left(\frac{cm}{s}\right)} = \left(980\,\frac{e^5}{(1+e)}\,C_u^{\frac{1}{3}}\,D_{10}^2\,(cm)\right) \qquad 3.1$$

Les courbes de rétention d'eau du sable et du silt ont été prédites à l'aide du modèle Kovács (MK) modifié (Aubertin *et al.*, 2003). Les propriétés des sables et du silt provenant des travaux de caractérisation et la mise en place des matériaux dans les colonnes ciblées à une porosité n de 42%, ont servi à prédire la courbe de rétention en eau (figure 3.9) et la conductivité hydraulique saturée des matériaux (tableau 3.7).

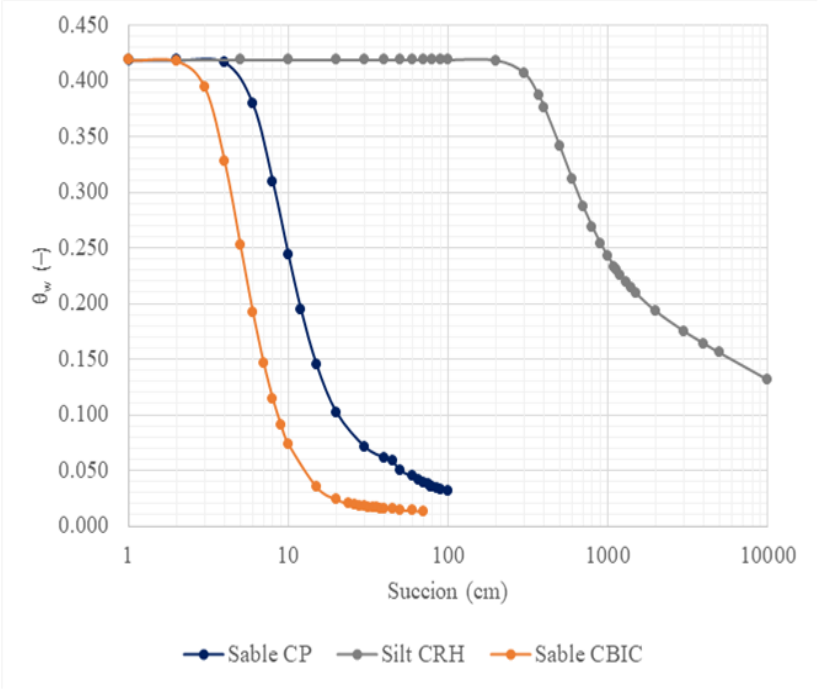


Figure 3.9 Courbes de rétention en eau prédites des 3 matériaux

Le bris capillaire est effectif dans la CEBC mise en place car les pressions d'entrée d'eau prédites des deux sables sont inférieures à la pression d'entrée d'air prédite du silt (Demers & Pabst, 2021).

Tableau 3.7 Conductivité hydraulique saturée vs porosités de mise en place voulues dans les sous-couches de matériaux des colonnes avec la formule de Mbonimpa *et al.* (2002).

Matériau	**k_{sat} (cm/s)**	**n**
Sable CP	3×10^{-2}	0,42
Silt	$1,65 \times 10^{-5}$	0,42
Sable BCI	$2,1 \times 10^{-1}$	0,42

3.3.4 Fonction de perméabilité des matériaux

La fonction de perméabilité des matériaux définit le comportement de la conductivité hydraulique sous l'effet de la succion appliquée. Elle est souvent estimée à partir de la CRE au moyen de la solution analytique du modèle de Mualem proposé par van Genuchten en 1980 lorsqu'on connait les paramètres (α, m et n) du modèle de Van Genuchten (Aubertin, 1995; van Genuchten, 1980). La détermination de ces paramètres pour chaque matériau se fait avec les équations 3.2 à 3.3 à

partir des ajustements visuels de la courbe de rétention d'eau tracée avec le modèle de van Genuchten et celle prédite pour chaque matériau. Pour les 3 matériaux, on a tracé les courbes de rétention d'eau avec le modèle de van Genuchten puis elles ont été ajustées visuellement pour se rapprocher le plus possible des courbes de rétention d'eau obtenues par prédiction (Annexe B).

La fonction de perméabilité du silt et des sables a été estimée à partir de leur courbe de rétention d'eau et de leur conductivité hydraulique saturée (figure 3.10). On a utilisé la solution analytique du modèle de Mualem proposé par van Genuchten en 1980.

$$\theta_e = \left[\frac{1}{1 + (\alpha\varphi)^n}\right]^m \qquad 3.2$$

Où α, m et n sont des constantes d'ajustement avec m du modèle de Mualem (1976):

$$m = 1 - \frac{1}{n} \qquad 3.3$$

Par ailleurs, on sait que le modèle de van Genuchten (1980) s'écrit :

$$\theta_e = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \qquad 3.4$$

θ_e = teneur en eau réduite

θ_w = teneur en eau volumique

θ_s = teneur en eau volumique à saturation

θ_r = teneur en eau volumique résiduelle

φ = pression de succion

En remplaçant θ_e dans l'équation 3.2, on obtient :

$$\theta = \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{[1 + (\alpha\varphi)^n]^m} \qquad 3.5$$

La fonction de conductivité hydraulique des 3 matériaux a été calculée au moyen de l'équation (van Genuchten, 1980) :

$$k(\theta) = k_{sat} * \left(\frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \vartheta_r}\right)\left[1 - \left(1 - \left(\frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r}\right)^{\frac{1}{m}}\right)^m\right]^2 \qquad 3.6$$

En utilisant la méthode des moindres carrés avec le solveur d'Excel pour résoudre l'équation 3.6, on obtient les valeurs inscrites dans le tableau 3.8 pour les paramètres d'ajustement.

Tableau 3.8 Valeurs obtenues pour les paramètres d'ajustement du modèle de van Genuchten (1980)

Paramètres	**Sable CP**	**Silt (CRH)**	**Sable CBCI**
α	0,109	0,0015	0,2
m	0,73	0,38	0,7
n	3,7	1,62	3,91
θ_s	0,42	0,42	0,42
θ_r	0,028	0,05	0,017

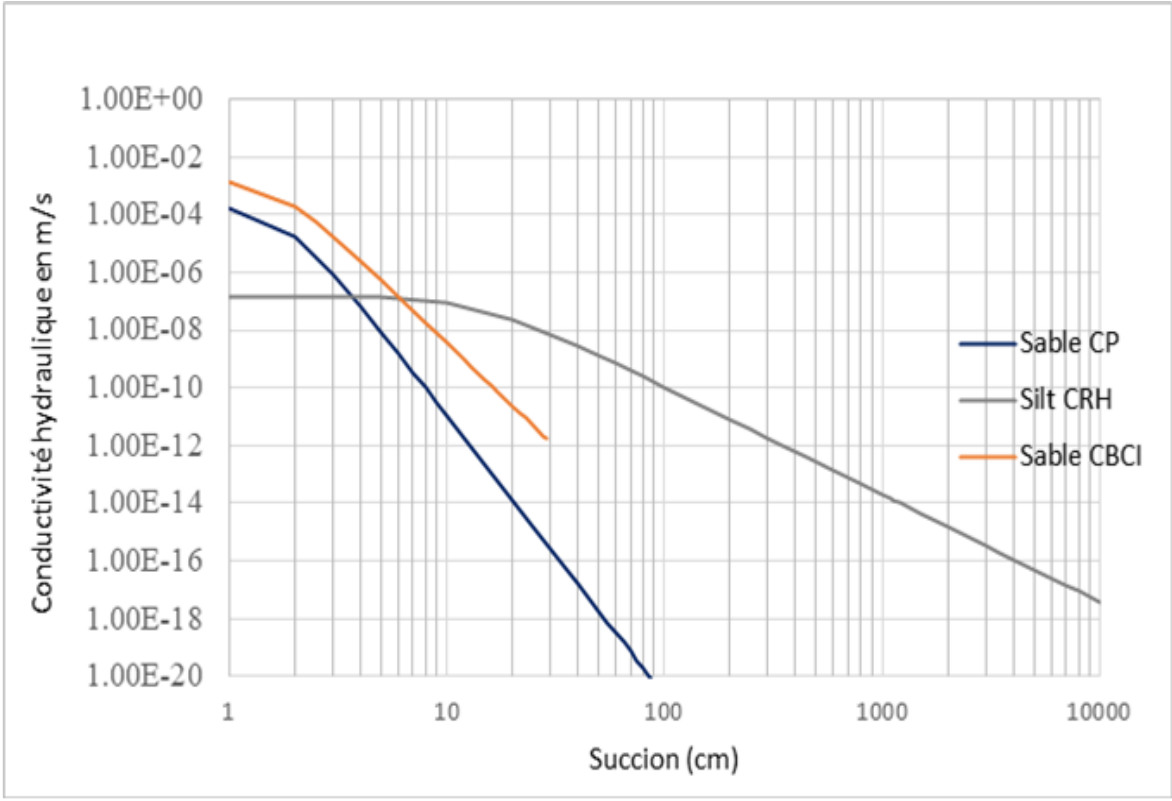


Figure 3.10 Courbes de perméabilité des trois matériaux (Sable CP : Couche de protection; CBCI : Couche Bris capillaire inférieur)

3.4 Essais en colonnes

Les essais en laboratoire ont été faits au moyen de 7 colonnes instrumentées. Chaque colonne a 120 cm de hauteur et 14 cm de diamètre interne. Pour les 7 colonnes une porosité de 0,42 a été visée dans la CRH et sont reparties telles que présentées au tableau 3.9.

Tableau 3.9 Présentation des 7 colonnes et de leur agencement

Colonne	**Degré de saturation**	**Boutures de saules implantées**
C0 (témoin)	85%	Non
C1	85%	Oui
C2	85%	Oui
C3	100%	Oui
C4	100%	Oui
C5	50%	Oui
C6	50%	Oui

De bas en haut, les premiers 35 cm comprennent un sable. Au-dessus du sable, 50 cm de silt sont placés comme couche de rétention d'humidité et finalement on a placé 30 cm de sable comme couche de protection. Pour les trois sections de la colonne, on a placé par couche de 10 cm les matériaux préalablement humidifiés avec la teneur en eau fixée.

Les lectures des sondes de teneur en eau volumique placées dans le silt ont été mises à contribution pour suivre l'évolution du degré de saturation ciblé dans les colonnes (figure 3.11). Pour le sable de la couche de protection, une porosité de 0,4 a été visée lors de la mise en place, de même que pour le sable de la couche de bris capillaire inférieur. Un très faible degré de saturation dans le sable du bris capillaire inférieur était visé afin de laisser l'espace dans les pores pour la diffusion de l'oxygène, d'où la raison d'appliquer une succion de 150 cm à la base des colonnes pour drainer le sable du BCI (à cette succion, on se trouve à la teneur en eau résiduelle (figure 3.9)). Quant au sable de la couche de protection, on ne visait pas explicitement un degré de saturation spécifique. On a appliqué un arrosage de 22 ml d'eau par jour, sauf dans la colonne témoin C0 qui n'a pas été arrosée.

Dans les six colonnes végétalisées, on a inséré une bouture de 50 cm de long placée au centre de la colonne. La bouture a été placée dans toute la profondeur du sable de la couche de protection et les 5 premiers centimètres de la couche de rétention d'humidité. Les matériaux sont compactés autour de la bouture pour assurer leur contact avec celle-ci. Les degrés de saturation visés, les dates de plantation et les dates de sacrifice (date à laquelle on a réalisé la cueillette des feuilles et la section les boutures à la base de la tige) sont données au tableau 3.10.

Tableau 3.10 Degrés de saturation visés dans le silt et dates de plantation à la mise en place des colonnes et dates de sacrifice des boutures pour chaque colonne.

Colonne	**Degré de saturation S_r visé**	**Date de plantation des boutures**	**Date de sacrifice des boutures**
C0	85%	-	-
C1	85%	26 juillet 2023	14 décembre 2023
C2	85%	16 août 2023	14 décembre 2023
C3	100%	31 juillet 2023	14 décembre 2023
C4	100%	31 juillet 2023	14 décembre 2023
C5	50%	26 juillet 2023	14 décembre 2023
C6	50%	27 juillet 2023	14 décembre 2023

3.4.1 Instrumentations des colonnes

Afin de s'assurer de respecter les conditions prévues pour les essais en termes de degré de saturation, et de suivre l'évolution des paramètres contrôlant la performance de la CEBC, des instruments ont été placés dans chacune des 3 couches des 7 colonnes. Les instruments installés dans chaque colonne peuvent être consultés sur le schéma de la figure 3.11.

Dans la couche de protection, il y a :

- Une sonde de teneur en eau volumique 5TM à 25 cm de la surface ;
- Un septum à 25 cm de la surface pour échantillonner le gaz interstitiel ;
- Deux drains à 30 cm de la surface, juste au-dessus de l'interface entre cette couche de protection et le silt.

Dans la couche de rétention d'humidité, il y a :

- 4 sondes 5TM, à 15 cm, 25 cm, 35 cm, 45 cm de la surface du silt ;
- 2 septums à 15 cm et 35 cm de la surface du silt.

Dans la couche de bris capillaire, il y a :

- Juste sous l'interface entre le silt et le sable de la couche de bris capillaire, une sortie pour les gaz lors de la purge de l'oxygène connectée à un sac ;
- Une sonde Oxy-10 placée à 15 cm de la surface du sable ;
- Deux sondes 5TM à 10 cm et 20 cm de la surface du sable ;
- Un septum à 30 cm de la surface du sable ;
- Une entrée pour la purge de l'oxygène par l'azote à 5 cm de la base.

La base de la colonne est faite d'une pierre céramique dont la pression d'entrée d'air est de 500 cm d'eau. À la base de la colonne, on a appliqué une succion de 150 cm, considérée comme la position de la nappe phréatique. Cette succion a permis de drainer le sable du bris capillaire, créant ainsi un réservoir disponible pour la diffusion de l'oxygène. Les données de teneur en eau volumique (TEV) sont enregistrées par heure. Les données des sondes de TEV ont été collectées chaque semaine à partir de septembre 2023 de l'enregistreur EM50R. Il y a eu une perte de certaines données de mesure TEV à cause d'une mauvaise connexion des sondes aux enregistreurs de certaines colonnes. Pour remédier à cela, une vérification des connexions des sondes a été effectuée chaque 3 jours.

Les sondes de TEV ont été calibrées avec le sable de la couche de bris capillaire. La courbe de calibrage se trouve en annexe 1 de ce document. Après le montage des 7 colonnes, le silt restant était insuffisant pour réaliser le calibrage des sondes de TEV. On a décidé de prendre en compte la marge d'erreur des sondes de plus ou moins 0,03 m^3/m^3.

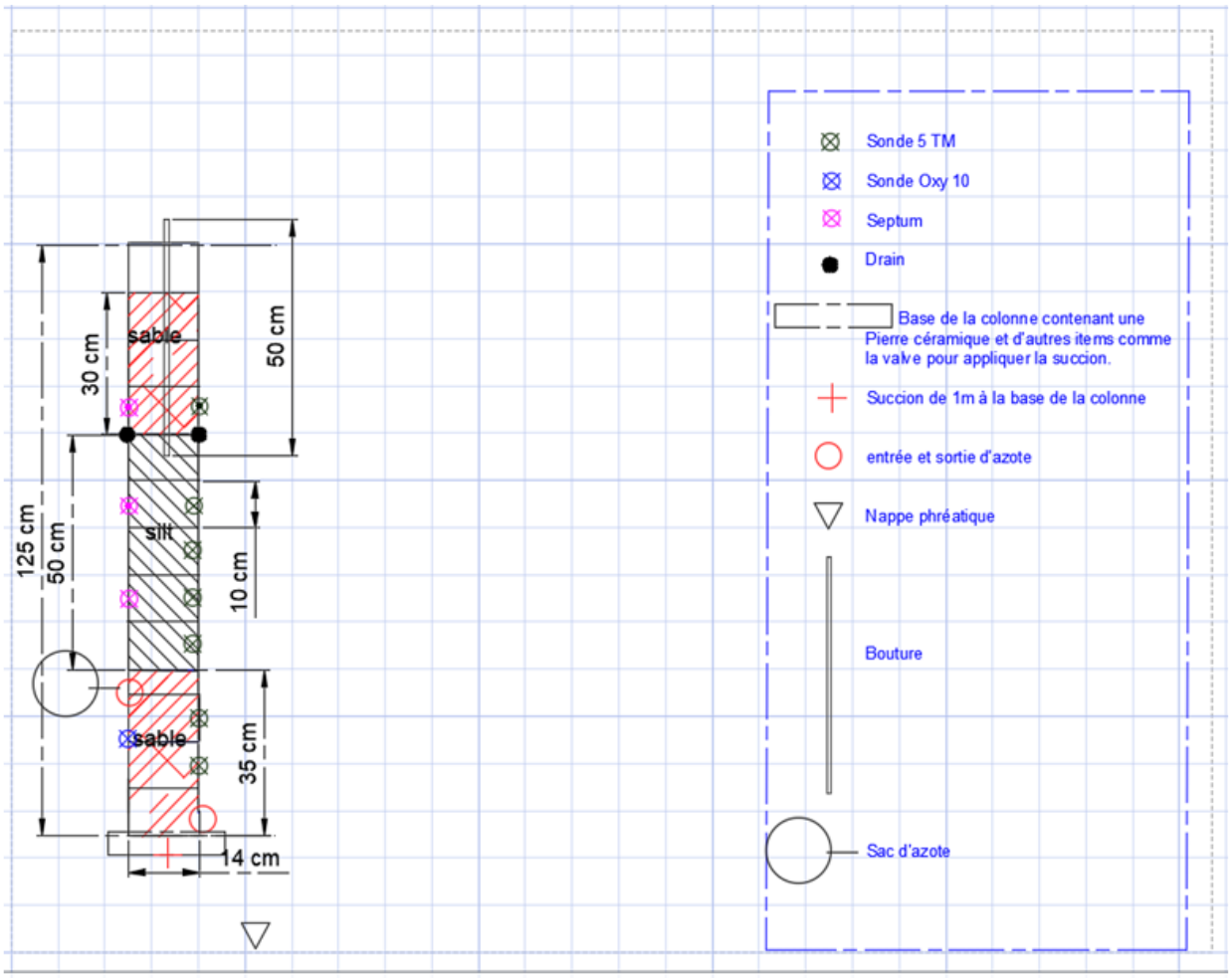


Figure 3.11 Design typique de la colonne pour les essais en colonne au laboratoire.

3.4.2 Création et maintien des conditions contrôlées de degré de saturation

Les sondes 5TM servent à suivre l'évolution temporelle de la teneur en eau volumique afin de détecter les variations du degré de saturation dans les matériaux. Pour les 3 premières colonnes montées, soit les colonnes C1, C6 et C5, il y a eu un arrosage de 200 ml d'eau pendant les 3 premiers jours, donnant lieu à un sur-arrosage et à une accumulation d'eau dans la CP. Les drains à l'interface de la couche de protection et de la couche de rétention d'humidité ont donc été ouverts pendant une journée. L'évacuation de l'excédent d'eau a permis d'éviter de garder les racines trop longtemps dans des conditions anoxiques. Aussi pour arriver à un degré de saturation proche ou égal à 100% dans les colonnes 3 et 4, on a procédé à une saturation par écoulement du bas vers le haut. Le réservoir d'eau utilisé pour la saturation du silt par le bas a été placé à un mètre au-dessus de la base des colonne 3 et 4 (figure 3.12).

Figure 3.12 Montage des colonnes

La croissance des boutures a été très rapide. Les mesures de sondes de TEV ont indiqué que les racines ont prélevé une quantité d'eau important pendant le cycle de croissance. Ce prélèvement d'eau par les racines a réduit significativement le degré de saturation des couches de protection et de rétention d'humidité des colonnes végétalisées. Pour compenser cette perte d'eau dans les deux premières couches des colonnes végétalisées, on a doublé l'arrosage quotidien à partir de mi-octobre et en même temps on a instauré un arrosage hebdomadaire complémentaire de 200 ml. La colonne (C0) sans saule planté est restée à peu près stable dans le temps en termes de degré de saturation dans le silt jusqu'à mi-octobre 2023, puis 2 arrosages de 200 ml ont été fait au mois de novembre pour stabiliser les réductions de TEV observées.

3.4.3 Conditions de cultures des boutures de saules

Les plantes ont besoin de la lumière ayant des longueurs d'ondes comprises entre 380 nm et 740 nm pour bien se développer. Une lampe LED FM4 fabriquée par l'entreprise Futur Vert, a été choisie et programmée pour fournir 18 h d'éclairage par jour. Ce système d'éclairage de 1193 cm × 45,8 cm × 0,62 cm placé à 60 cm au-dessus des colonnes et il est capable de fournir une lumière de spectre complet couvrant toutes les longueurs d'ondes utiles à la vie végétale. Un jeune saule transpirerait environ 1 mm d'eau par jour (Frédette *et al.*, 2019). Afin de favoriser la croissance

des racines, les parois des colonnes sont recouvertes de plastique noir, pour simuler de l'obscurité dans les colonnes, à l'exception de la colonne 3 non végétalisée (figure 3.13).

Figure 3.13 Conditions de cultures des boutures

3.5 Essais de consommation-diffusion d'oxygène

Des essais de consommation-diffusion d'oxygène ont été réalisés dans l'objectif de déterminer le taux de réaction biologique en suivant la procédure décrite ci-dessous. On a considéré de mener l'essai de consommation-diffusion à travers la couche de rétention d'humidité et la couche de bris capillaire du bas purgée, en créant un gradient de concentration d'oxygène à partir de la couche de protection exposée aux conditions atmosphériques.

Comme conditions frontières, on a considéré que la concentration d'oxygène à la surface du silt est la même que la concentration d'oxygène dans l'air soit C_0 = 20,9 % ou 276 g/m^3, étant donné que l'essai ne se réalise pas dans un milieu hermétique. Dans le sable du bas, la concentration initiale d'oxygène est proche de 0, voire nulle à cause de la purge à l'azote.

Par diffusion, on s'attend à ce que l'oxygène migre de la couche du haut (CRH ayant une plus grande concentration) vers celle du bas (CBCI ayant une concentration plus faible), jusqu'à un temps donné t où le système atteigne l'équilibre.

On s'attend à ce que le temps nécessaire pour atteindre l'équilibre de concentration d'oxygène dans les 2 couches soit plus long dans la colonne ayant la CRH présentant le degré de saturation le plus élevé. Les septums placés dans la CRH et la CBCI servent à suivre l'évolution temporelle de la concentration d'oxygène et de dioxyde de carbone dans les deux couches résultant de la diffusion et de la consommation d'oxygène par la respiration racinaire. Des échantillons de gaz sont prélevés au début des essais dans les septums dans la CRH et la CBCI des colonnes à l'aide d'une seringue pour les analyses de chromatographie gazeuse.

Des analyses des teneurs en carbone organique ont été réalisées avant le montage des colonnes. La teneur en carbone organique dans le silt était très faible (0,08 %, tableau 3.5). Donc, on peut d'écarter les microorganismes hétérotrophes comme consommateurs d'oxygène dans les couches des matériaux et d'assumer que la quasi-totalité de la consommation d'oxygène du silt est due la respiration racinaire. En plus, il était intéressant d'analyser les relations entre colonisation racinaire (en termes de RLD par exemple) et le taux de réaction dans le silt, pour confirmer cette hypothèse.

Les données de concentrations d'oxygène obtenues à partir de la chromatographie et de la sonde Oxy-10 sont utilisées pour tracer la courbe du cas de base de concentration d'oxygène mesurée en fonction du temps de l'essai de consommation-diffusion d'oxygène dans le sable BCI. La durée des essais de consommation-diffusion d'oxygène peut être consultée dans le tableau 3.11.

Tableau 3.11 Date des essais de consommation-diffusion d'oxygène dans les colonnes

Colonne	**Durée des essais de consommation-diffusion**	**Concentration oxygène mesurée par chromatographie gazeuse début des essais**
C0	3 jours/5 jours	17,03%
C1	5 jours	15,90%
C2	3 jours	6%
C3	5 jours	20,40%
C4	3 jours	20,40%
C5	5 jours	20,90%
C6	3 jours	20,90%

3.6 Démantèlement des colonnes

Après 4 mois de croissance des plantes, des mesures des diamètres des tiges à la surface du sable de la couche de protection avec un pied à coulisses ont été réalisées. Les paramètres racinaires (densité de longueur racinaire, densité de masse racinaire) ont été aussi mesurés. Les feuilles ont été séparées des tiges et ont été séchées à l'étuve à 65˚C pendant 48h, puis peser plusieurs fois jusqu'à obtenir une masse constante de chaque plante (figure 3.14).

Ensuite, le démantèlement des colonnes s'est fait par sous-couche de 10 cm (figure 3.15) et les racines ont été soigneusement conservées dans chaque sous-couche de matériaux qui les contiennent et maintenues à 4˚ degrés pendant un mois. Une station de lavage des racines a été aménagée comme le montre la figure 3.16 pour extraire les racines du sol.

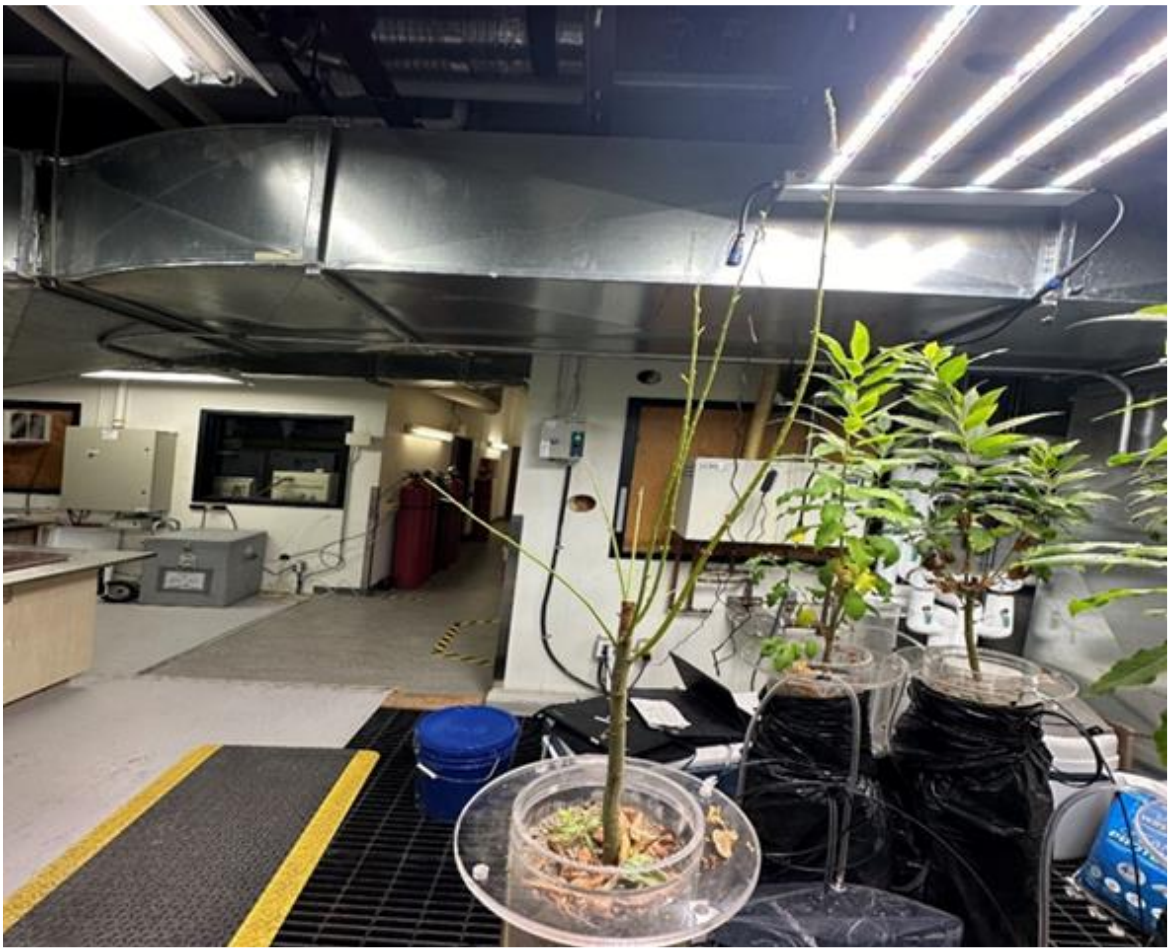


Figure 3.14 Cueillette des feuilles pour les mesures de biomasse aérienne.

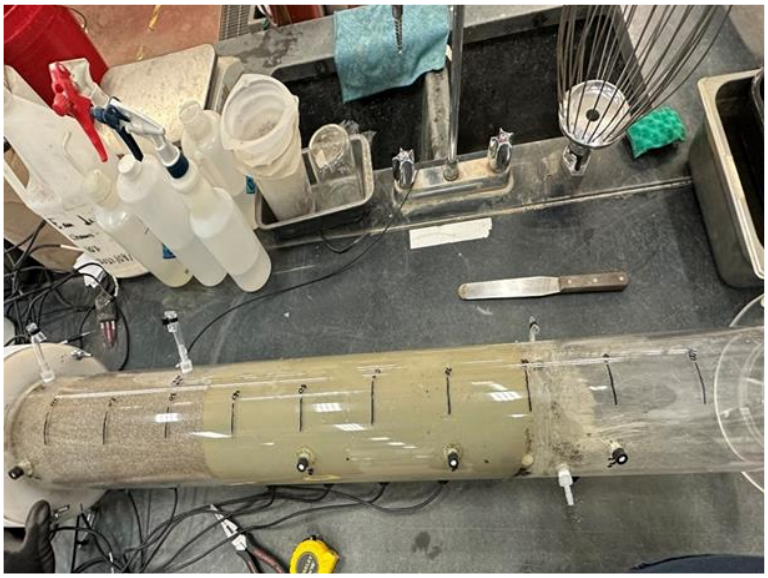


Figure 3.15 Démantèlement des colonnes par sous-couche de 10 cm

Figure 3.16 Station de lavage des racine

Le traitement des racines (figure 3.17) comprend le triage, le lavage, le séchage, la pesée, et le scan des racines pour déterminer les paramètres racinaires tels que RMD et RLD. La RLD se définit comme étant la longueur totale de racines divisée par le volume de sol de l'échantillon, alors que la densité de masse racinaire est la masse totale de racines se trouvant dans ce même volume de sol (Proteau *et al.*, 2020a). L'obtention de la longueur totale de racines se fait au moyen du logiciel

WinRHIZO (version 2017 de Instruments Regent INC.) et du numériseur REGENT STD4800 (figure 3.18), étant capable de séparer les racines fines (diamètre <1mm) des racines grossières. Les racines une fois séchées à l'étuve à 65˚C sont pesées avec une balance de précision pour déterminer la densité de masse racinaire. Pour les colonnes avec végétation, chaque sous couche de silt a donné lieu à une analyse de son contenu en racines. Seule la première sous-couche de silt de 20 cm d'épaisseur a été séparée en deux fois 10 cm pour l'analyse de la RLD. La couche de bris capillaire a été subdivisée en 2 sous-couches de 15 cm et de 20 cm. Dans le cas de la colonne témoin (C0), la couche de silt a été divisée en 4 sous-couches de 15 cm, 10 cm, 10 cm, 10 cm, et celle de bris capillaire en deux sous-couches de 15 et 20 cm au démantèlement pour les mesures de teneur en en eau massique et de porosité.

Figure 3.17 Racines récoltées à partir des sous-couches de matériaux puis traitées.

Figure 3.18 Numériseur utilisé pour déterminer la densité de longueur racinaire

La colonne C0 utilisée comme témoin a été la première colonne à être démantelée. Les matériaux ont été prélevés par sous-couche de 10 cm (volume connu), puis pesés et mis au four pendant 48h afin de déterminer la teneur en eau massique de la CRH. Ensuite, la porosité réelle pour chaque couche de matériau a été recalculée comme le montre le tableau 3.13, afin de valider les valeurs de TEV enregistrées par les sondes. Il y a eu une différence entre la porosité de mise en place et celle recalculée après le démantèlement. Les porosités de mise en place des colonnes et au démantèlement pour la colonne témoin sont présentées dans les tableaux 3.12 à 3.13.

Tableau 3.12 Données du démantèlement de la colonne C0

Couche de matériaux de la colonne C0	**TEV des sondes**	**Teneur en eau massique (-)**	**Porosité de démantèlement**	**TEV calculées à partir de la porosité de démantèlement et la teneur en eau massique**
Silt	0,26	0,15	0,38	0,25
Sable BCI	0,1	0,08	0,39	0,14

Selon les résultats obtenus dans la colonne témoin pour les TEV calculées à partir de la porosité de démantèlement et de la teneur en eau massique, il y a une porosité moyenne de 0,38.

Le choix de la porosité de mise en place a été considéré de préférence. Dès lors, il a été décidé d'utiliser une porosité de 0,36 dans la construction du modèle numérique pour l'interprétation des résultats des essais de consommation-diffusion dans la colonne C0.

Tableau 3.13 Distribution de la porosité dans les sous-couches des matériaux dans les colonnes 0, 1, 2, et 3.

Sous-couche	**Hauteur en cm**	**Porosité de mise en place (-)**
SC1 silt C0	20	0,36
SC2 silt C0	10	0,36
SC3 silt C0	10	0,36
SC4 silt C0	10	0,36
SC1 Sable BCI C0	15	0,4
SC2 Sable BCI C0	20	0,4
SC1 silt C1	20	0,36
SC2 silt C1	10	0,36
SC3 silt C1	10	0,36
SC4 silt C1	10	0,36
SC1 Sable BCI C1	15	0,4
SC2 Sable BCI C1	20	0,4
SC1 silt C2	20	0,4
SC2 silt C2	10	0,4
SC3 silt C2	10	0,4
SC4 silt C2	10	0,4
SC1 Sable BCI C2	15	0,4
SC2 Sable BCI C2	20	0,4
SC1 silt C3	20	0,4
SC2 silt C3	10	0,4
SC3 silt C3	10	0,4
SC4 silt C3	10	0,4
SC1 Sable BCI C3	15	0,4
SC2 Sable BCI C3	20	0,4

Tableau 3.13 Distribution de la porosité dans les sous-couches des matériaux dans les colonnes 4,5,6 (Suite)

Sous-couche	**Hauteur en cm**	**Porosité de mise en place (-)**
SC1 silt C4	20	0,4
SC2 silt C4	10	0,4
SC3 silt C4	10	0,4
SC4 silt C4	10	0,4
SC1 Sable BCI C4	15	0,4
SC2 Sable BCI C4	20	0,4
SC1 silt C5	20	0,4
SC2 silt C5	10	0,4
SC3 silt C5	10	0,4
SC4 silt C5	10	0,4
SC1 Sable BCI C5	15	0,4
SC2 Sable BCI C5	20	0,4
SC1 silt C6	20	0,36
SC2 silt C6	10	0,36
SC3 silt C6	10	0,36
SC4 silt C6	10	0,36
SC1 Sable BCI C6	15	0,4
SC2 Sable BCI C6	20	0,4

3.7 Procédure d'interprétation des essais de consommation-diffusion d'oxygène

Le logiciel SEEP/W couplé à CTRAN/W de Geostudio (GEOSLOPE international Ltd. 2024) a été préféré à la place de POLLUTE pour l'interprétation des résultats de consommation-diffusion d'oxygène en raison de quelques difficultés techniques rencontrées avec POLLUTE. Le couplage de SEEP/W- CTRAN/W permet de résoudre l'équation 3.7:

$$\theta_{eq}\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial y}\left[(D_a^*\,\theta_a + H\,D_w^*\theta_w)\frac{\partial C}{\partial y}\right] - K_r^*\theta_{eq}C \qquad 3.7$$

Considérant que la diffusion d'oxygène se fait à travers les phases gazeuse et liquide, le coefficient de diffusion effectif D_e de l'oxygène peut être estimé par le modèle proposé par Aachib *et al.* (2004).

$$D_e = D_a + HD_w \qquad 3.8$$

D_a, D_w: sont respectivement le coefficient de diffusion d'oxygène dans l'air et l'eau, et H la constante d'Henry (0,03). Or, le coefficient de diffusion d'oxygène peut s'écrire aussi sous la forme de (Aachib *et al.*, 2004) :

$$De = \frac{1}{n^2}\left(D_a^0\theta_a^{P_a} + HD_w^0\theta_w^{P_w}\right) \qquad 3.9$$

Donc, on peut écrire :

$$D_a = \frac{1}{n^2}\left(D_a^0\theta_a^{P_a}\right) \qquad 3.10$$

$$D_w = \frac{1}{n^2}\left(D_w^0\theta_w^{P_w}\right) \qquad 3.11$$

P_a et P_w sont les coefficients de tortuosité des phases gazeuse et liquide, et ils sont calculés avec les équations 2.24 et 2.25.

θ_a et θ_w sont respectivement la teneur en air volumique et la teneur en eau volumique.

Les coefficients de diffusion apparents dans la phase gazeuse (D_a*) et dans la phase liquide (D_w*) sont nécessaires pour le code CTRAN/W. En divisant les coefficients effectifs des phases gazeuse et liquide par leur teneur en air et eau respective, on obtient :

$$D_a^* = \frac{D_a}{\theta_a} \qquad 3.12$$

$$D_w^* = \frac{D_w}{\theta_w} \qquad 3.13$$

Donc les équations 3.10 et 3.11 peuvent être réécrites sous la forme suivante :

$$D_a^* = \frac{1}{n^2}\left(D_a^0\theta_a^{P_a^{-1}}\right) \qquad 3.14$$

$$D_w^* = \frac{1}{n^2}\left(D_w^0\theta_w^{P_w^{-1}}\right) \qquad 3.15$$

Une fois le couplage des codes SEEP/W et CTRAN/W validé, les essais de consommation-diffusion sont réalisés successivement en commençant par la colonne témoin. Le modèle géométrique a été d'abord créé en tenant compte de la CRH et de la couche de bris capillaire, dont les pores vides servent de réservoir pour la diffusion d'oxygène. Pour les colonnes avec végétation, la CRH a été respectivement subdivisée en 4 sous-couches du haut vers le bas de 20 cm, 10 cm, 10 cm et de 10 cm. Cette subdivision a été faite en fonction des positions des sondes dans la CRH (figure 3.11). L'épaisseur des matériaux dans le modèle est de 85 cm. Le maillage est défini avec une taille de 0,1 cm pour les deux couches de matériaux. Cependant, à la suite de modélisations préliminaires et pour limiter la quantité de solutions possibles, il a finalement été décidé d'utiliser un modèle équivalent à la réalité, avec une teneur en eau volumique et un coefficient du taux de réaction homogènes dans la CRH. Le coefficient du taux de réaction représente la consommation d'oxygène causée par la respiration racinaire. Dans SEEP/W, la CRH de 50 cm est considérée homogène en teneur en eau volumique en prenant la moyenne pondérée des 4 sous-couches de silt de 20 cm, 10 cm, 10 cm et 10 cm. Pour le sable de bris capillaire, deux sous-couches de 15 cm et de 20 cm ont été considérées. La position des sondes et la subdivision des sous-couches en fonction de leurs positions sont présentées au tableau 3.14.

Tableau 3.14 Distribution des TEV utilisées par sous-couche de matériaux

Sous-couche des colonnes avec végétation	**TEV donnée par la sonde au port correspondant (voir figure 3.11)**
SC1 silt (20 cm)	Valeur mesurée à P2 pendant l'essai
SC2 silt (10 cm)	Valeur mesurée P3 pendant l'essai
SC3 silt (10 cm)	Valeur mesurée P4 pendant l'essai
SC4 silt (10 cm)	Valeur mesurée P5 pendant l'essai
SC1 Sable BCI (15 cm)	Valeur mesurée à P6 pendant l'essai
SC2 Sable BCI (20 cm)	Valeur mesurée à P7 pendant l'essai

3.7.1 Propriétés hydriques des matériaux et réactivité des matériaux dans le modèle numérique

Les propriétés physiques, comme la porosité de mise en place de la CRH homogène et des deux sous-couches de sable du bris capillaire inférieur, leur courbe de rétention d'eau et leur conductivité hydraulique saturée, sont entrées dans le modèle. Pendant la durée des essais, il a été considéré que la TEV respective de chaque matériau ne variait pas. Cette hypothèse est justifiée par les écoulements lents d'eau dans le silt durant les essais en raison des effets de barrière capillaire qui limitent son drainage, et par le fait que le sable du bris capillaire inférieur est totalement drainé en raison de la position de la nappe phréatique appliquée au bas de la colonne (-150 cm). En conséquence, une CRE spéciale, avec une TEV constante quelle que soit la succion pendant les essais de consommation-diffusion, a été insérée dans le modèle (figure 3.19 et 3.20). Dans CTRAN/W, les coefficients de diffusion en air (D_a*) et en eau (D_w*) utilisés sont obtenus à partir des équations 3.14 et 3.15. On a fixé les valeurs de (D_a*) et (D_w*) dans le modèle pour n'importe valeur de la teneur en eau volumique comme le montrent les figures 3.21 et 3.22. Pour la première étape itérative, le taux de réaction pour chaque sous-couche de la CRH pour les colonnes avec végétation est estimé à partir de l'équation de Proteau *et al.* (2020b) et la RLD mesurée dans la sous-couche correspondante. Dans les travaux de Proteau *et al.* (2020b), il a été possible de déterminer le taux de réaction en fonction de la densité de longueur racinaire à travers l'équation suivante présentant une corrélation positive et significative (R^2 = 0,7017) :

$$K_r\ (s^{-1}) = 3 \times 10^{-9}(RLD)\ (\frac{m}{m^3}) - 9 \times 10^{-7} \qquad 3.16$$

En supposant que cette équation soit valide même pour des valeurs plus grandes de densité de longueur racinaire, elle a été utilisée dans les travaux de modélisation au moment de quantifier la réactivité biologique dans le cas de base créée par la respiration racinaire dans les sous-couches du silt et du sable de bris capillaire. Puis, on a calculé la valeur du taux de réaction moyenne pondérée selon l'épaisseur de toutes les sous-couches de la CRH. Pour les colonnes dont le sable de bris capillaire a été colonisé par des racines, on a utilisé la même procédure pour obtenir une moyenne pondérée du taux de réaction. C'est-à-dire qu'on a fait une moyenne du taux de réaction de la CRH et du sable de bris capillaire et on l'a entrée en fonction du degré de saturation dans CTRAN/W

pour la CRH. On a considéré que le taux de réaction est constant peu importe le degré de saturation. Naturellement, le taux de réaction est nul pour la colonne témoin (C0).

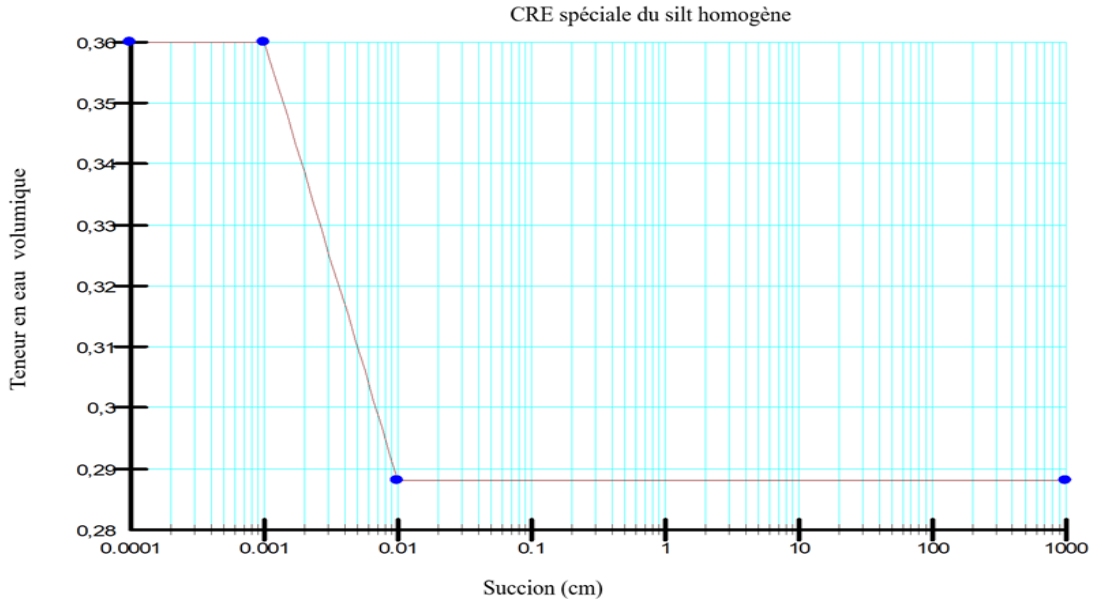


Figure 3.19 CRE spéciale du silt entré dans le modèle

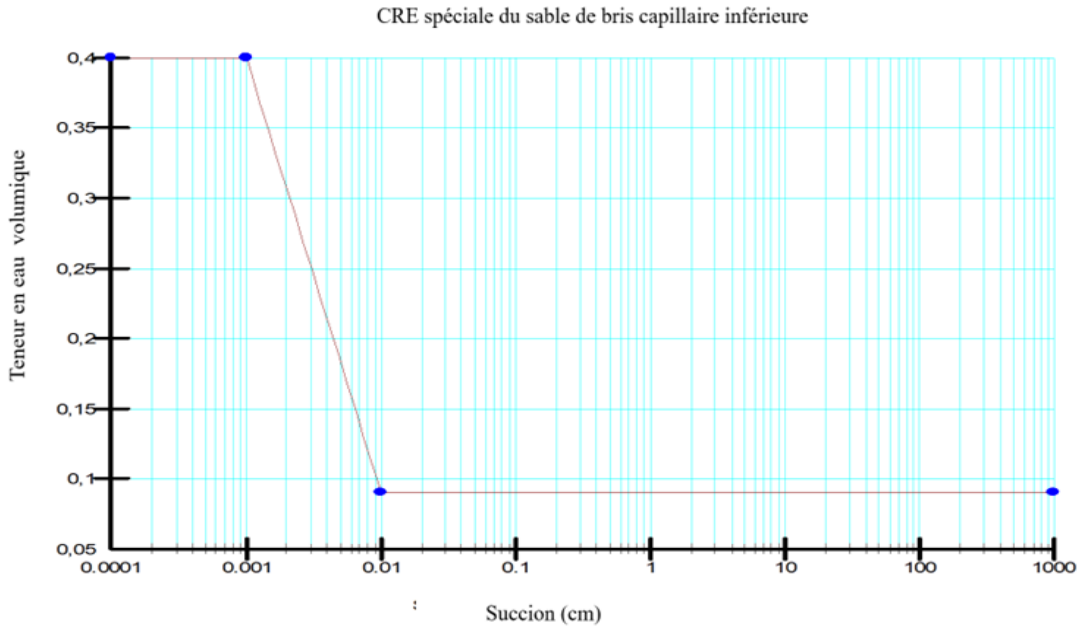


Figure 3.20 CRE spéciale du sable de bris capillaire inférieure

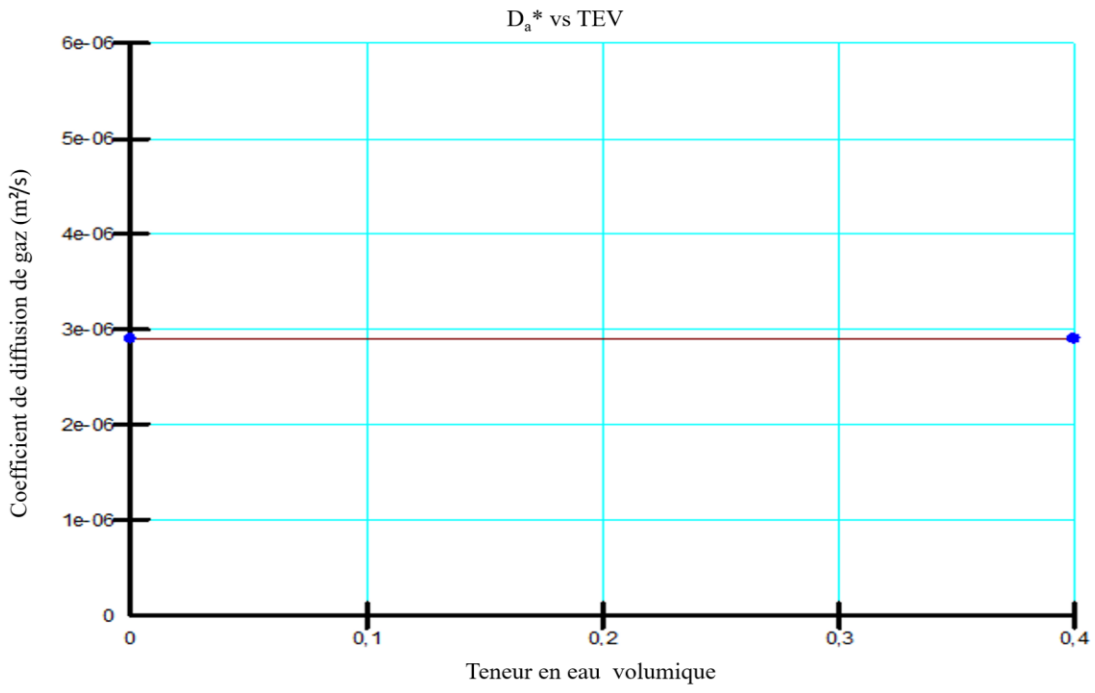


Figure 3.21 Coefficient de diffusion de gaz fixé dans le modèle

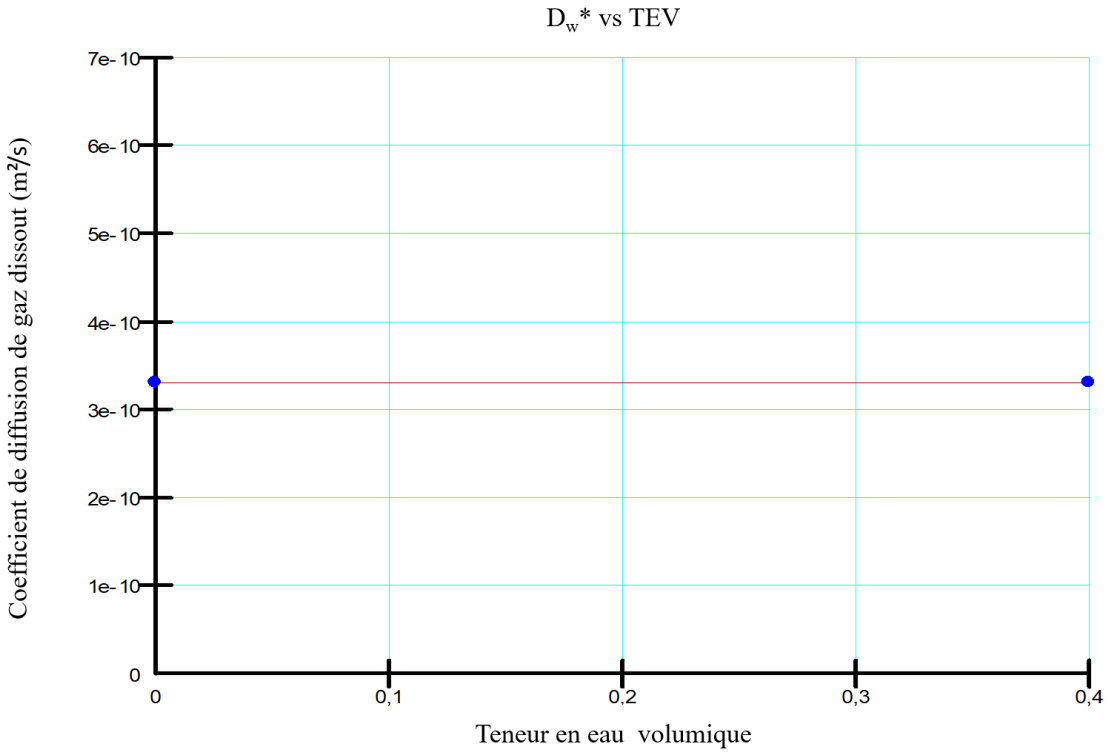


Figure 3.22 Coefficient de diffusion de gaz dissout fixé dans le modèle

3.7.2 Présentations des conditions initiales et frontières

Pour les 7 colonnes, 8 modélisations numériques ont été effectuées en une dimension. Deux modélisations ont été réalisées pour la colonne 3, correspondant aux deux essais de consommation-diffusion d'oxygène réalisés. Les dimensions de la colonne sont décrites dans le chapitre 3. Dans la couche de protection exposée à l'air libre et drainée, on considère que l'oxygène consommé par les racines dans cette couche est vite remplacé en raison des teneurs en eau volumiques faibles. Ainsi, on y applique une concentration en oxygène de 20,9%. Pour plus de détails sur la géométrie du modèle numérique, voir la figure 3.23.

Les résultats finaux ont été obtenus à la suite d'une démarche constituée de plusieurs étapes. Dans un premier temps, une analyse en régime permanent avec les considérations suivantes a été réalisée afin d'obtenir les conditions initiales pour les analyses en régime transitoire:

Pour les conditions frontières et initiales pour le mouvement de l'eau:

- conditions frontières à la surface de la CRH: Pas d'ajout d'eau.
- Conditions frontière en bas de la colonne : succion de 150 cm d'eau
- Conditions frontières des côtés: imperméables

Pour les conditions frontières et initiales pour le mouvement de gaz :

- Une concentration d'oxygène de 20,9% (276 g/m^3) à la surface de la CRH;
- Un flux nul appliqué à la base de la colonne;
- La concentration d'oxygène mesurée par chromatographie gazeuse au début des essais à 15 cm de la base de la CRH imposée à l'ensemble de la couche;
- Une concentration initiale d'oxygène nulle dans la couche de bris capillaire du bas;

Des analyses en régime transitoire ont été réalisées afin de reproduire les essais de consommation-diffusion avec comme conditions initiales les résultats en régime permanent. Les conditions frontières suivantes ont été fixées pour ces modélisations:

- Un flux nul appliqué à la base de la colonne;
- Une concentration d'oxygène de 20,9% (276 g/m^3) à la surface de la CRH;
- Une succion de 150 cm d'eau.

3.7.3 Détermination du taux de réaction associé à la consommation d'oxygène par les racines dans la CRH

Des variations itératives du coefficient de diffusion de l'oxygène et du taux de réaction sont nécessaires jusqu'à obtenir une courbe de concentration d'oxygène en fonction du temps similaire à celle mesurée à l'aide de l'Oxy-10 pendant les essais de consommation-diffusion d'oxygène. On a fait varier la concentration d'oxygène initial et la TEV considérée comme homogène dans le silt pour mieux rapprocher les deux courbes (modélisée et mesurée) et lorsqu'elles concordent, on obtient les valeurs ajustées de D_e et de K_r pour chaque colonne.

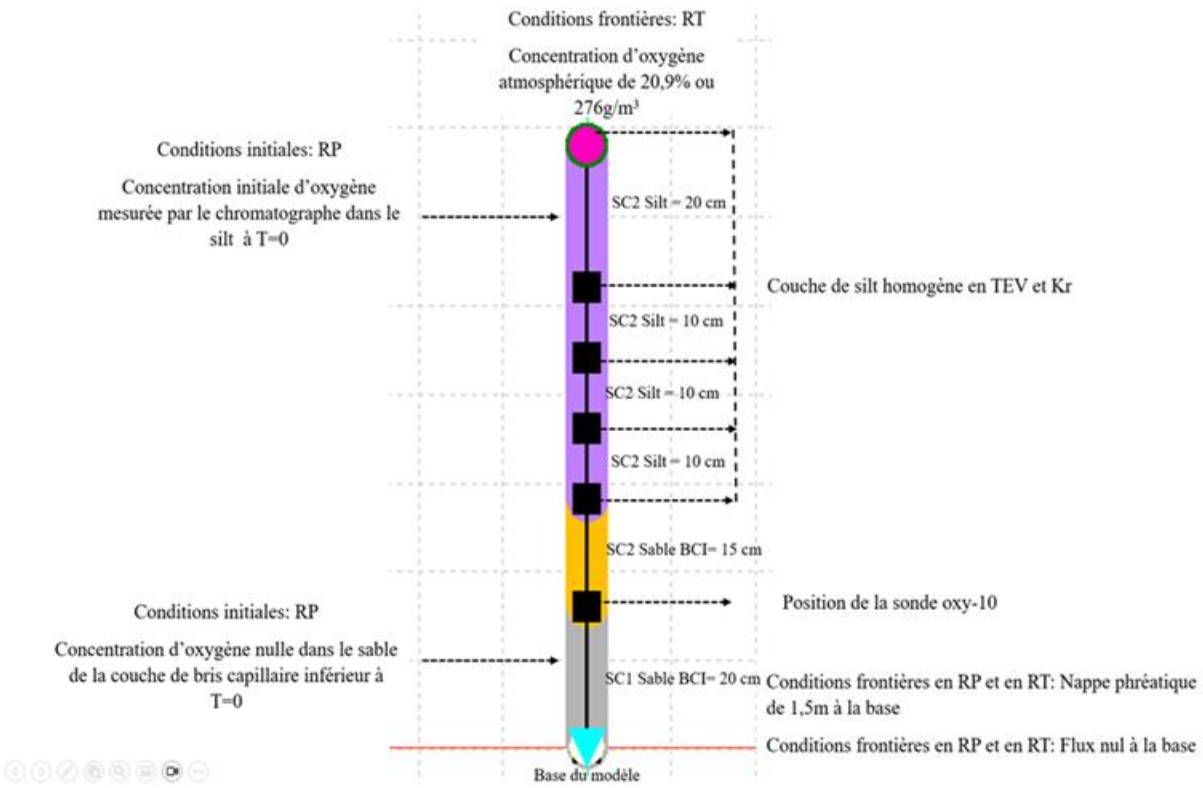


Figure 3.23 Modèle géométrique des colonnes en 1D dans SEEP/W pour les colonnes à modéliser pour les essais de consommation-diffusion d'oxygène au laboratoire

CHAPITRE 4 RÉSULTATS DU SUIVI DES COLONNES AU LABORATOIRE

Tout au long de la période de croissance des plantes (de juillet à décembre 2023), un suivi de l'évolution de TEV a été réalisé dans chaque couche de matériau des colonnes. Les données de teneurs en eau volumique moyennes (converties ensuite en degré de saturation en divisant par la porosité) de chaque couche dans les colonnes pendant la durée des essais de consommation-diffusion d'oxygène ont été utilisées dans la construction du modèle numérique pour l'obtention de l'évolution des concentrations d'oxygène des colonnes dans le temps. De même, le traitement des racines au démantèlement a permis de quantifier les paramètres racinaires par couche de matériau, tels que la densité de longueur racinaire, la densité de masse racinaire, la fraction de racines fines et grossières. Les prochaines sous-sections visent à décrire davantage le comportement des colonnes qui ont été suivies.

4.1 Évolution de la teneur en eau volumique pendant la période de croissance des plantes

L'un des objectifs de ce projet est d'étudier l'effet du degré de saturation sur la colonisation racinaire et la respiration des racines. Les suivis de teneur en eau en volumique des 6 colonnes végétalisées ont montré une désaturation progressive du silt avec la croissance des boutures (figures 4.1 à 4.8)

4.1.1 Colonne témoin (C0) à 85% de saturation initiale dans le silt

La colonne C0 mise en place à 85% de degré de saturation et une porosité de 0,36 dans le silt a été utilisée comme colonne témoin afin de valider le fonctionnement de la CEBC sans végétation. La figure 4.1 montre l'évolution des valeurs de TEV à différentes positions dans le silt. On observe que ces valeurs sont restées stables dans le temps. Cependant, après 90 jours de drainage sans arrosage, une diminution importante de la TEV dans les 25 premiers cm de silt a été constatée. Pour y remédier, un arrosage de 200 ml a été réalisé par semaine pendant 2 semaines afin de stabiliser la TEV.

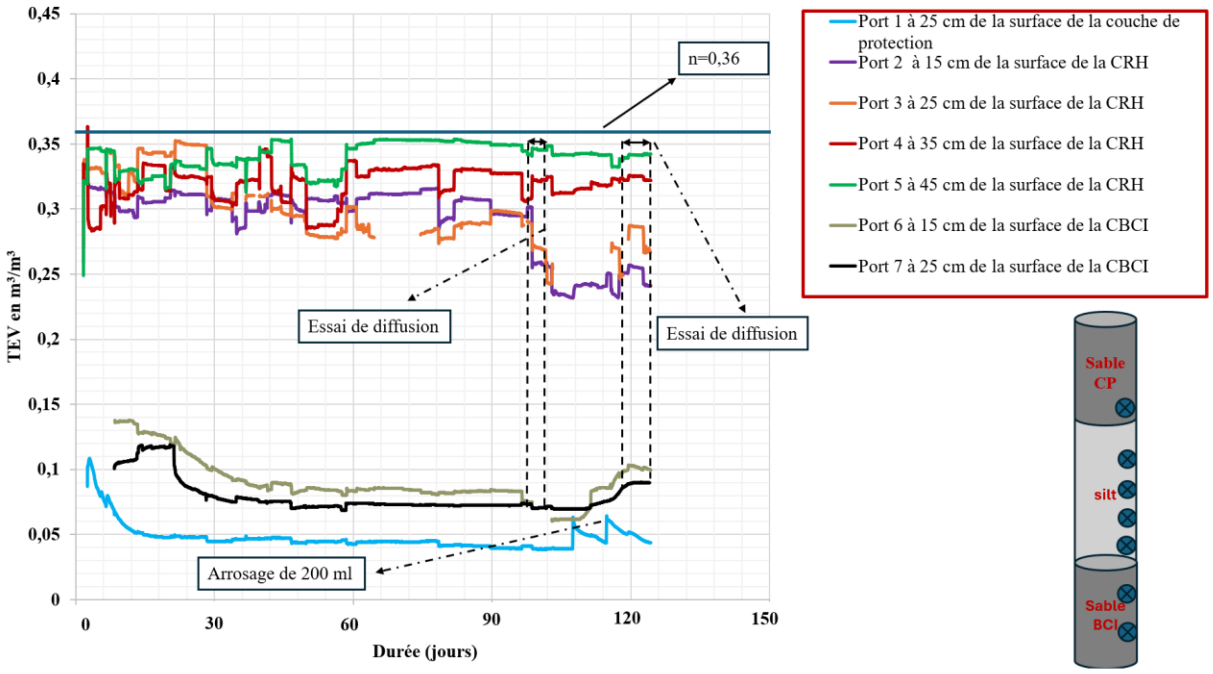


Figure 4.1 Évolution des TEV de la colonne (C0) non végétalisée, mise en place à 85% de saturation initiale dans la CRH.

4.1.2 Colonne 1 végétalisée à 85% de saturation initiale dans le silt

La colonne végétalisée 1 a été mise en place avec une porosité de 0,36 et un degré de saturation de 85% dans le silt de la CRH, ce qui correspond à une TEV de mise en place de 0,30 au début de la plantation des boutures dans la colonne. La figure 4.2 montre l'évolution de la TEV dans les différentes couches pendant la période de croissance des boutures. On observe que la croissance des boutures a entrainé une désaturation progressive et importante de la couche de silt, qu'on peut attribuer au prélèvement d'eau par les racines pour assurer la croissance des boutures. La transpiration des saules est d'environ 1 mm par jour (Frédette *et al.*, 2019) et les arrosages quotidiens des colonnes correspondaient à 1,42 mm. À la fin des essais en décembre 2023, les mesures de TEV indiquées par les sondes se sont stabilisées entre 0,14 à 0,17, correspondant à des degrés de saturation d'environ 38% - 47% pour une porosité de mise en place de 0,36. Ce comportement hydrogéologique montre clairement que la bouture de saule influence négativement le fonctionnement de la CEBC qui n'est pas en mesure de garder un degré de saturation de 85%.

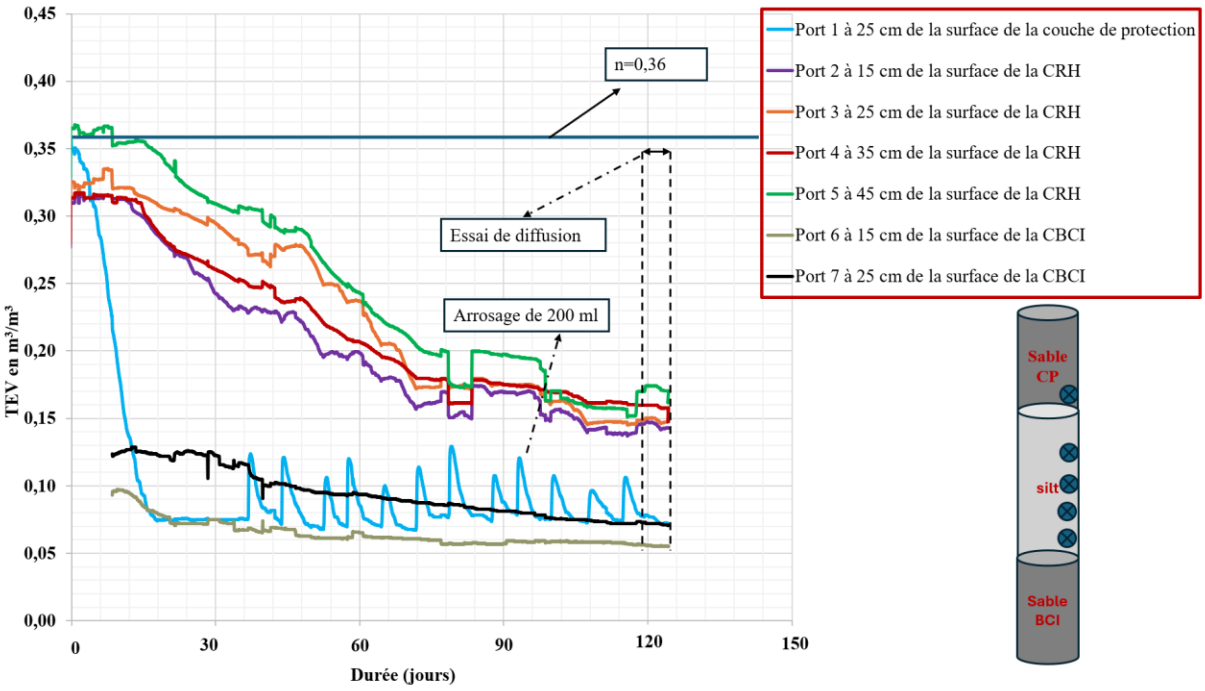


Figure 4.2 Évolution de la TEV pendant la période de croissance des boutures dans la colonne végétalisée (C1), mise en place à 85% de saturation dans la CRH initialement.

4.1.3 Colonne 2 végétalisée à 85% de saturation initiale dans le silt

Le duplicata de la colonne (C1) à 85% de saturation dans le silt a été mis en place à une porosité de 0,4 et un degré de saturation de 85%, ce qui correspond à une TEV 0,34. La figure 4.3 montre l'évolution de la TEV dans les différentes couches pendant la période de croissance des boutures. Il y a eu une désaturation importante dans les 25 premiers cm de silt de la couche de rétention d'humidité entre le début et la fin du suivi. À la fin de la période des essais, les mesures de TEV pour cette partie de la couche indiquent un degré de saturation résiduel compris entre 37,5% et 50%. Cette désaturation est attribuée au prélèvement d'eau par les racines. Dans cette colonne, la sonde P4 n'a pas fonctionné, d'où l'absence des mesures de TEV à 35 cm de profondeur dans la CRH. Ainsi, les valeurs de TEV dans la CRH pour les colonnes 1 et 2 pendant les essais de consommation-diffusion correspondent à des degrés de saturations inférieurs ou égaux à 50%.

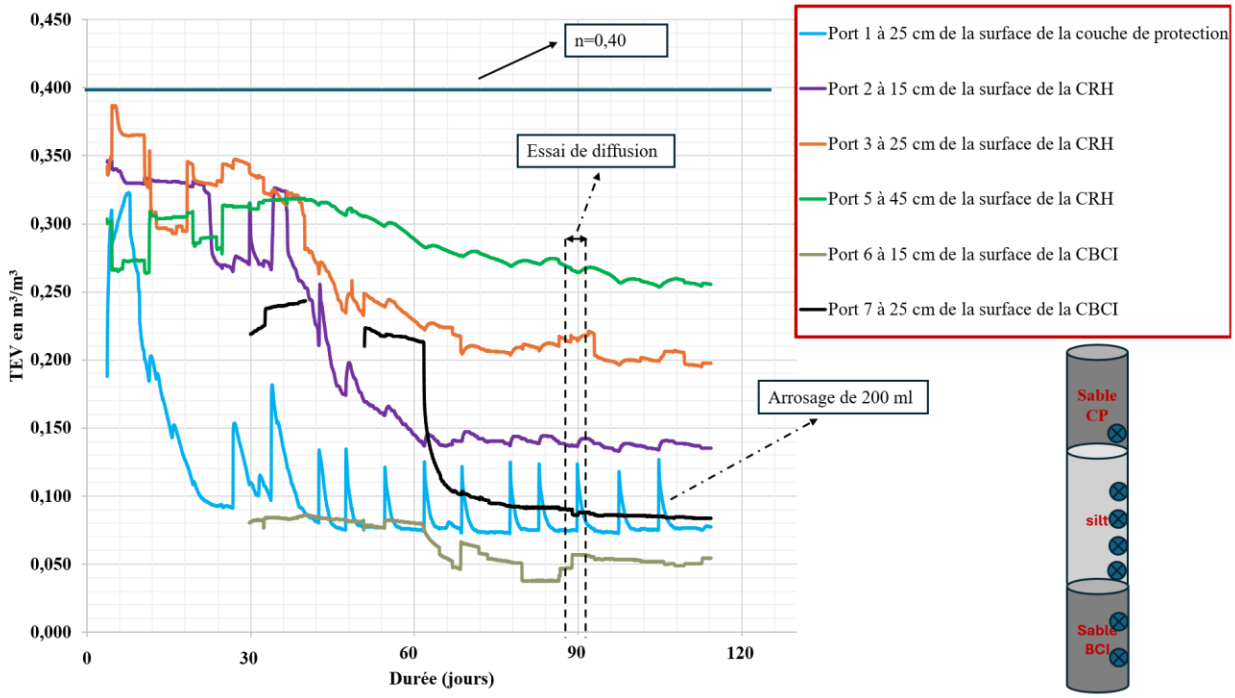


Figure 4.3 Évolution de la TEV dans le duplicata de la colonne (C2) végétalisée (à 85% de saturation dans la CRH initialement) pendant la période de croissance des boutures.

4.1.4 Colonne 3 végétalisée à 100% de saturation initiale du silt

La figure 4.4 montre l'évolution de la TEV dans les différentes couches de la colonne 3 pendant la période de croissance des boutures. Cette colonne végétalisée mise en place à une porosité de 0,4 et un degré de saturation de 100% dans le silt, a présenté la désaturation la plus importante des 7 colonnes. Les valeurs de TEV ont diminué progressivement, malgré les arrosages, pour finalement se stabiliser autour de valeurs proches de 0,10, soit un degré de saturation de 25 %. Les 20 premiers centimètres de silt ont perdu presque toute l'eau contenue dans les pores malgré les arrosages journaliers de 40 ml et les 200 ml d'arrosage hebdomadaire à partir d'octobre 2023. Il y a eu un développement important racinaire dans cette colonne, ce qui explique ce prélèvement d'eau important entrainant la désaturation de la couche de silt. Les données sur les paramètres racinaires seront présentées dans la section 4.2.

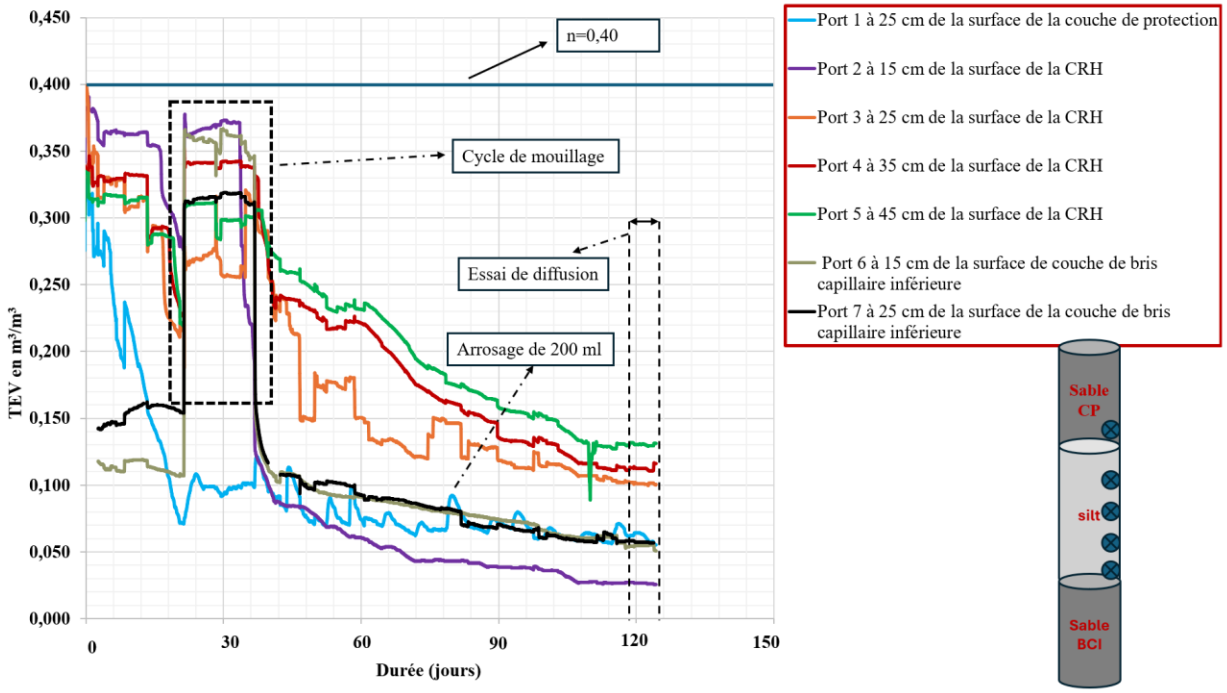


Figure 4.4 Évolution de la TEV de la colonne 3 végétalisée (à 100% de saturation initialement) dans la CRH pendant la période de croissance des boutures.

4.1.5 Colonne 4 végétalisée à 100% de saturation initiale du silt

Le duplicata de la colonne végétalisée à 100% de saturation initiale a eu un développement racinaire aussi important que la colonne C3 et un impact négatif sur les valeurs de teneur en eau volumique. La figure 4.5 montre l'évolution de la TEV dans les différentes couches pendant la période de croissance des boutures. Une diminution progressive des valeurs de TEV a été observée. Finalement la TEV est stabilisée aux alentours de 0,10, ce qui correspond à un degré de saturation de 25%. Tout comme pour la colonne 3, les deux couches de sable se sont drainées et ont atteint des valeurs de TEV entre 0,05 et 0,10.

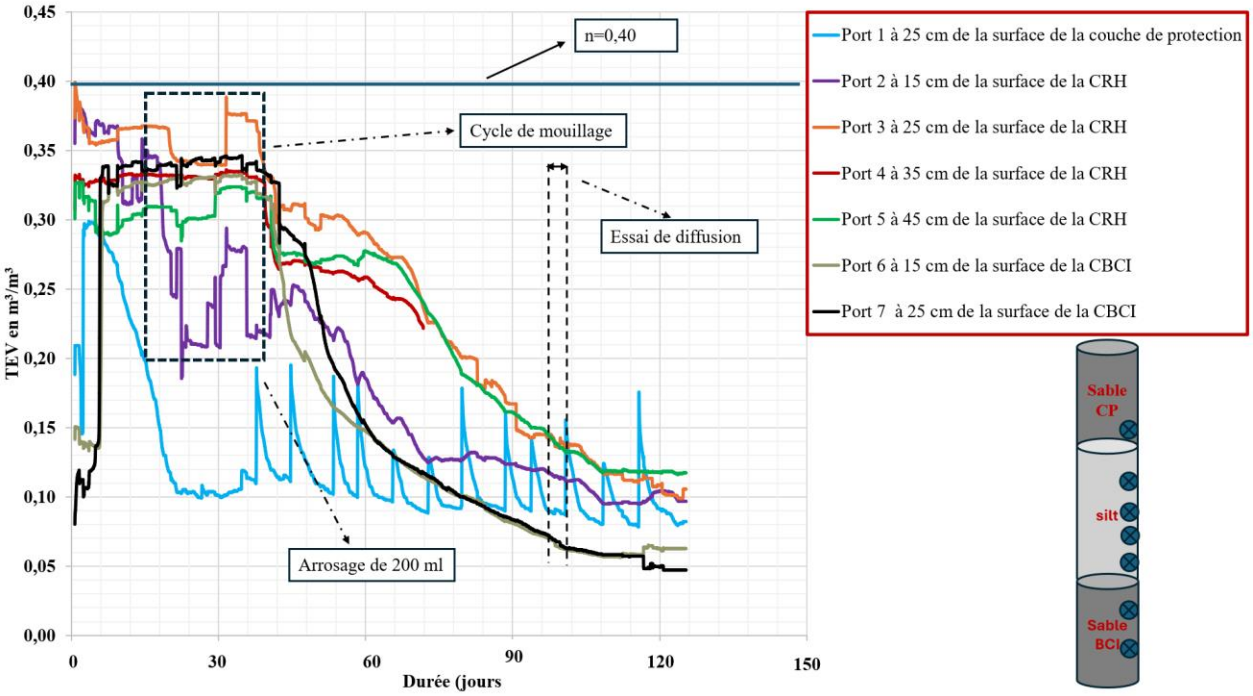


Figure 4.5 Évolution de la TEV dans le duplicata de la colonne (C3) végétalisée (à 100% de saturation dans la CRH initialement) pendant la période de croissance des boutures.

4.1.6 Colonne 5 végétalisée à 50% de saturation initiale du silt

La figure 4.6 montre l'évolution de la TEV dans les différentes couches pendant la période de croissance des boutures la colonne 5. Elle a été mise en place avec un degré de saturation d'environ 50% et une porosité de 0,36, ce qui correspond à des valeurs de TEV dans le silt proches de 0,2. Compte tenu de la plus faible disponibilité en eau dans le silt de cette colonne en début d'expérience, le développement racinaire a été modeste comparativement aux autres colonnes ayant un degré de saturation initial plus important dans le silt. Les racines présentes ont toutefois prélevé de l'eau et les mesures de TEV dans le silt se sont stabilisées autour de 0,12. Les deux couches de sable se sont rapidement drainées et ont atteint des valeurs de TEV d'environ 0,06.

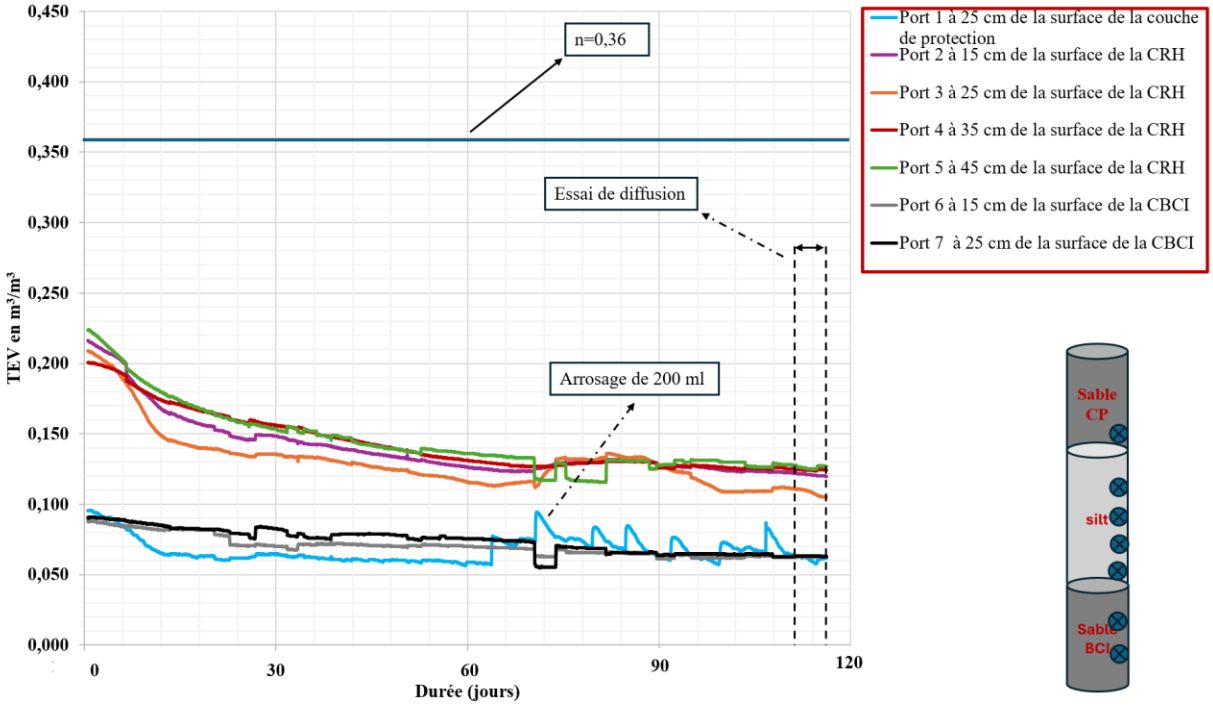


Figure 4.6 Évolution de la TEV dans la colonne 5 végétalisée (à 50% de saturation initialement dans la CRH) pendant la période de croissance des boutures.

4.1.7 Colonne 6 végétalisée à 50% de saturation initiale du silt

Le duplicata de la colonne 5 végétalisée à 50% a été mise en place avec un degré de saturation d'environ 50% et une porosité de 0,36. Cela correspond donc à des valeurs de TEV initiales entre 0,16 et 0,18, comme indiquées par les sondes à différentes positions dans les sous-couches. La figure 4.7 montre l'évolution de la TEV dans les différentes couches pendant la période de croissance des boutures. Compte tenu de la faible quantité d'eau dans le silt, deux arrosages de 200 ml ont été réalisés le jour de la plantation de la bouture afin de stimuler l'apparition des racines. D'où la raison d'une teneur en eau dans les premiers 20 cm de silt plus grande que dans les autres parties du silt pendant les 10 premiers jours après plantation. Soixante jours après la plantation, l'arrosage hebdomadaire de 200 ml, a été repris. Les valeurs de TEV dans le silt se sont stabilisées autour de 0,08-0,15 à la fin du cycle de croissance. Le développement racinaire a été similaire à la colonne 5, donc peu développé par rapport aux autres colonnes végétalisées. Les couches de sable de cette colonne se sont comportées similairement à celle de la colonne 5.

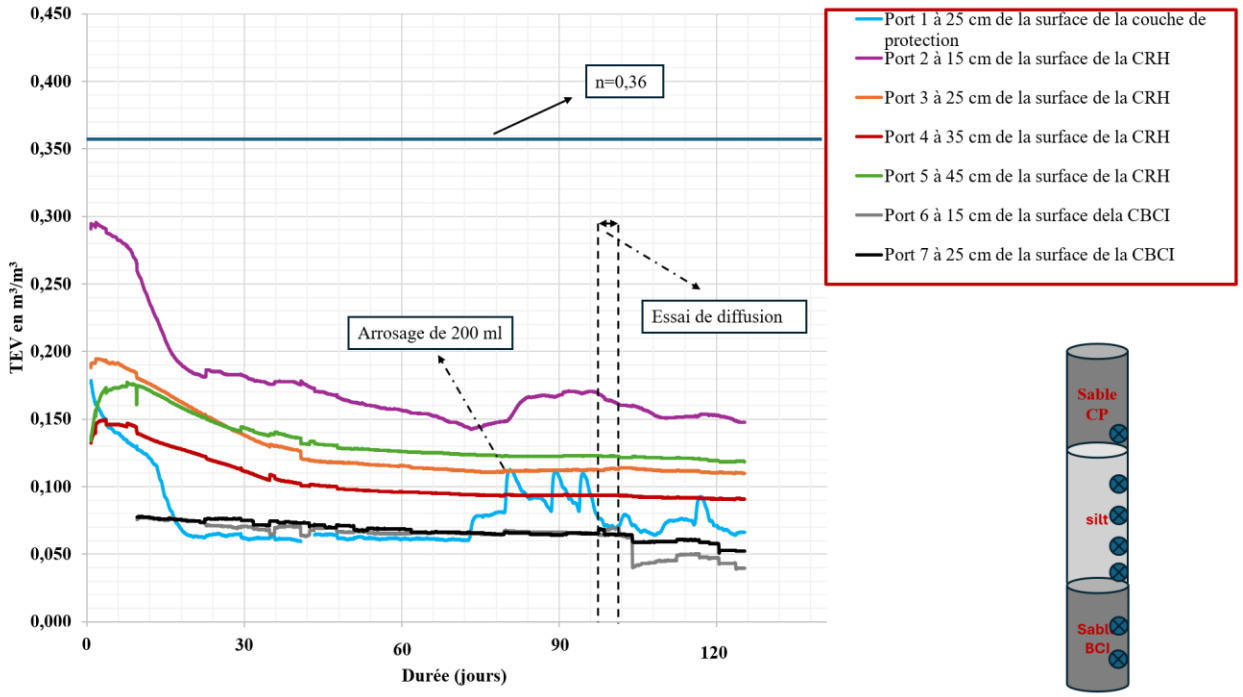


Figure 4.7 Évolution de la TEV dans le duplicata de la colonne 6 végétalisée (à 50% de saturation initiale dans la CRH) pendant la période de croissance des boutures.

4.1.8 TEV moyenne des 7 colonnes pendant la période de croissance des plantes

La figure 4.8 présente une TEV moyenne à différentes profondeurs dans la couche de silt dans les colonnes pendant la période de croissance des boutures. Lors de la période de croissance des boutures, la colonne végétalisée à 85% de saturation initiale mise en place à une porosité de 0,36 a pu maintenir une TEV moyenne autour de 0,18 (S_r=50%), tandis que son duplicata en termes de degré de saturation, mise en place à une porosité de 0,4 a pu maintenir une TEV proche de 0,25 (S_r=62,5%). Pour la colonne végétalisée mise en place à une porosité de 0,4 et un degré de saturation de 100% initialement dans le silt, sa TEV moyenne pendant la période de croissance de la bouture est de 0,2 (S_r=50%). Son duplicata, quant à lui a maintenu une TEV moyenne de 0,25 (S_r=62,5%). La colonne végétalisée mise en place à 50% de saturation et une porosité 0,36 ainsi que son duplicata ont conservé une TEV de 0,14 (S_r=39%) dans le silt au cours de cette période (figure 4.8). Seule la colonne témoin C0 a maintenu une moyenne de TEV qui respecte le critère de conception de S_r=85%. Les valeurs de TEV initiales et TEV moyennes dans la CRH pendant la période des essais de consommation-diffusion sont présentées à la figure 4.9.

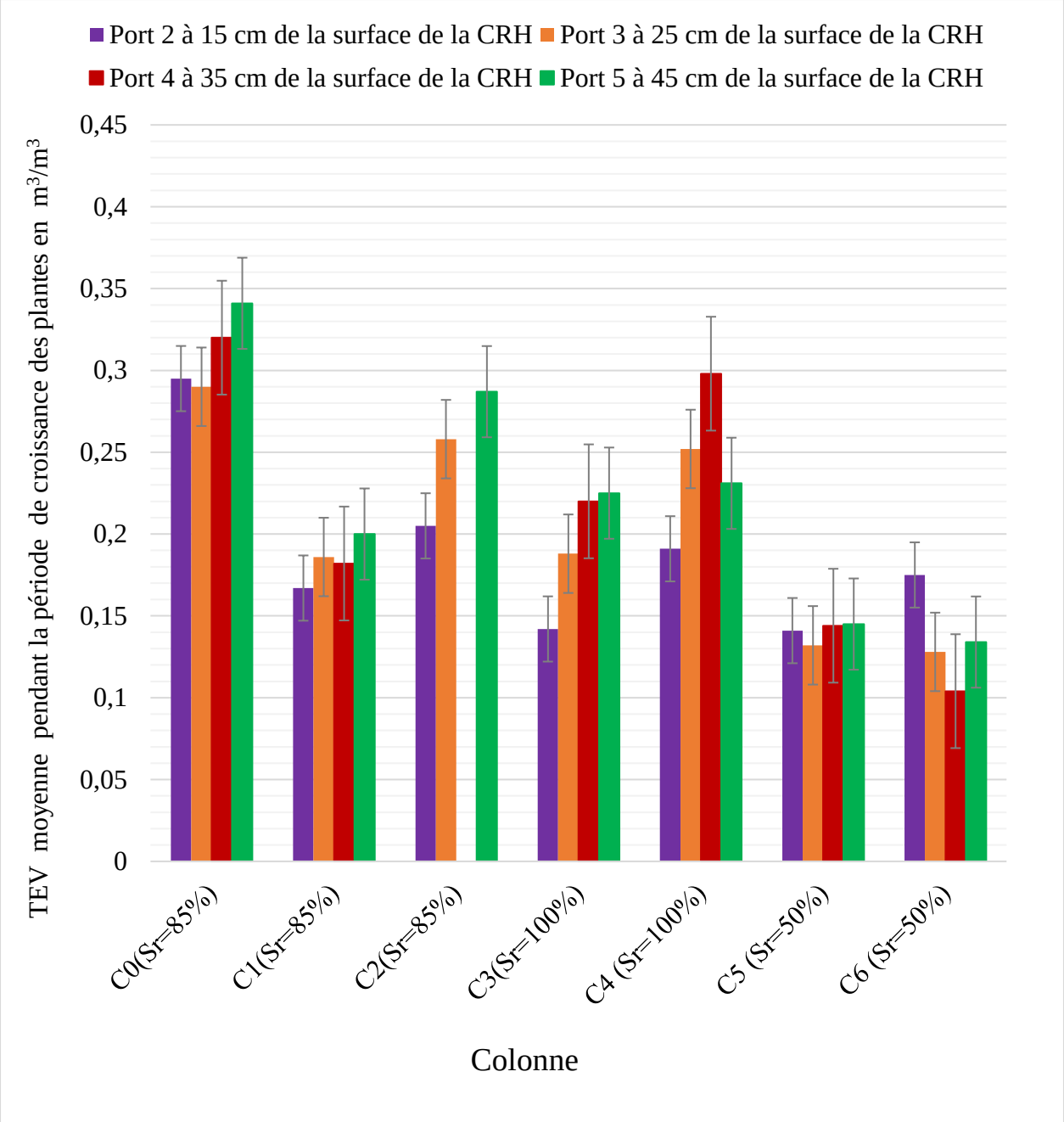


Figure 4.8 TEV moyenne à différentes profondeurs dans la CRH dans les colonnes pendant la période de croissance des boutures

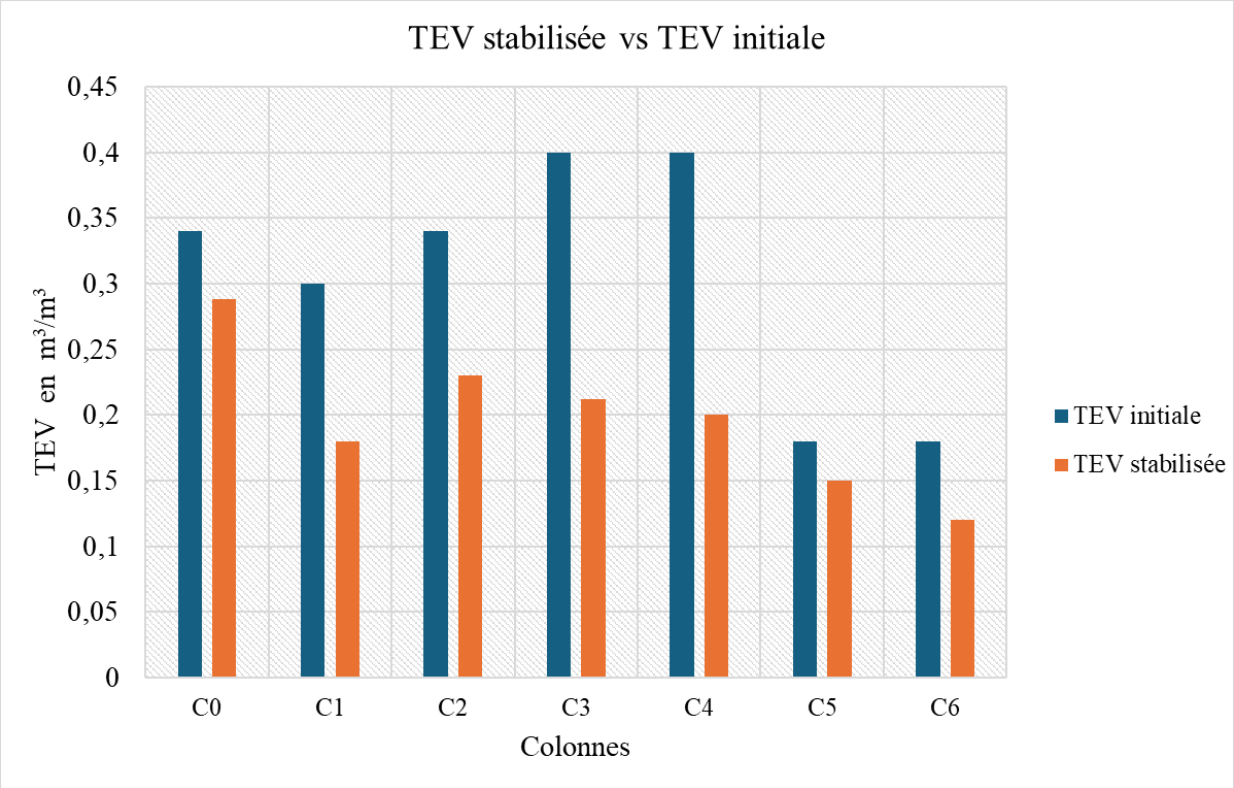


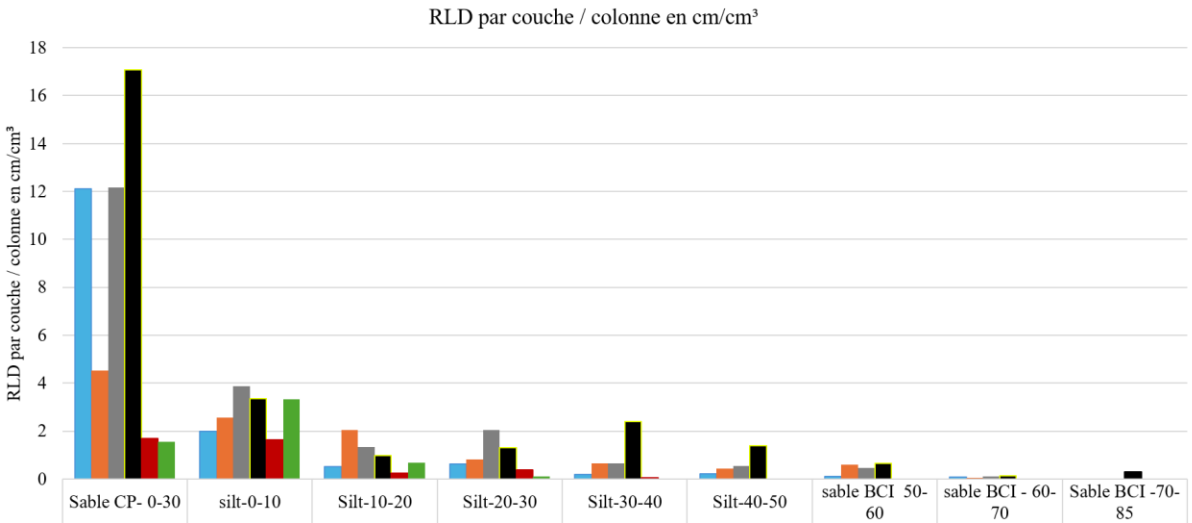
Figure 4.9 Teneur en eau visée initialement vs teneur en eau moyenne stabilisée dans la CRH pendant les essais de consommation-diffusion

4.2 Paramètres racinaires

4.2.1 La densité de longueur racinaire et densité de masse racinaire des différentes sous-couches

La figure 4.10 montre les valeurs de densité de longueur racinaire obtenues pour les sous-couches des 3 matériaux formant la CEBC. Pour les 6 colonnes végétalisées. Les valeurs de densité de longueur racinaire totales des racines de cette couche vont de 1,54 cm/cm^3 à 17,07 cm/cm^3. Pour le silt, les valeurs de densité de longueur racinaire obtenues par sous-couches de 10 cm vont de 0,05 cm/cm^3 à 3,86 cm/cm^3. Les CRH des colonnes 1 et 3, mises en place initialement respectivement à 85% et 100% de saturation ainsi que leur duplicata respectif ont été entièrement colonisées par les racines. Alors que la colonne 5 mise en place à 50% de saturation initiale ainsi que son duplicata présentaient une colonisation racinaire plus faible de la couche de silt. Des valeurs de densité de longueur racinaire allant de 0,05 cm/cm^3 dans les 10 premiers cm à 1,63

cm/cm^3 dans la sous-couche de 30-40 cm ont été mesurées dans la colonne 5. Pour son duplicata, seulement les 30 premiers cm de la couche ont été colonisés par les racines avec des valeurs de densité de longueur racinaire de 0,12 cm/cm^3 à 3,33 cm/cm^3. La colonne 3 saturée initialement à 100% et son duplicata présentent des valeurs de densité de longueur racinaire plus grandes dans la CRH que les 4 autres colonnes végétalisées. Globalement la colonne C4 présente des valeurs de densité de longueur racinaire plus grandes que toutes les autres colonnes pour la couche de silt. Il y a une différence appréciable de densité de longueur racinaire de 1 cm/cm^3 dans la couche de silt entre ces deux colonnes. Le sable du bris capillaire inférieur a été colonisé par les racines dans les colonnes à 85% et 100% de saturation initiale ainsi que dans leur duplicata respectif. Cette colonisation racinaire s'est faite sur toute la profondeur de cette couche de sable dans les colonnes C3 et C4.



	Sable CP- 0-30	silt-0-10	Silt-10-20	Silt-20-30	Silt-30-40	Silt-40-50	sable BCI 50-60	sable BCI - 60-70	Sable BCI -70-85
C1	12,10	2,00	0,52	0,61	0,18	0,22	0,11	0,08	0,00
C2	4,53	2,56	2,04	0,81	0,64	0,43	0,60	0,05	0,00
C3	12,16	3,86	1,32	2,03	0,66	0,55	0,45	0,11	0,03
C4	17,07	3,34	0,97	1,30	2,41	1,40	0,64	0,13	0,30
C5	1,70	1,63	0,24	0,39	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00
C6	1,54	3,33	0,69	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Figure 4.10 Valeurs de densité de longueur racinaire obtenues pour les sous-couches des 3 matériaux formant la CEBC, pour chaque colonne végétalisée.

Il a été jugé intéressant de comparer les valeurs de densité de longueur racinaire obtenues dans le démantèlement des colonnes avec celles obtenues par Proteau *et al.* (2020b) sur le silt de la CEBC

de Lorraine. Les densités de longueur racinaire obtenues en laboratoire sont nettement plus grandes comme l'atteste la figure 4.11. Il faut cependant comprendre qu'en faisant développer des boutures dans des colonnes de 14 cm de diamètre, le développement latéral des racines se retrouve très limité. Donc cela favorise la concentration des racines dans le matériau et un développement racinaire en profondeur. Les valeurs de densité de longueur racinaire pour les 10 premiers centimètres de silt obtenues dans les présents travaux sont 18 fois plus grandes que celles obtenues par Proteau *et al.* (2020a). Pour la sous-couche comprise entre 20 cm et 30 cm, les valeurs de densité de longueur racinaire sont 88 fois plus grandes dans les travaux actuels que dans ceux de (Proteau *et al.*, 2020a).

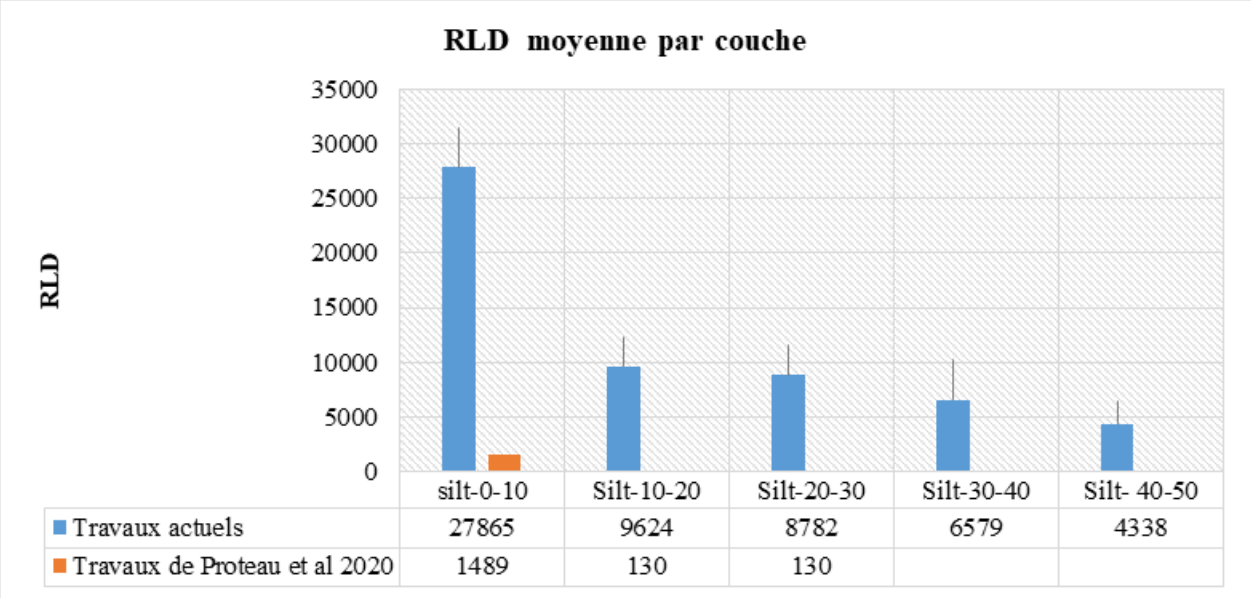
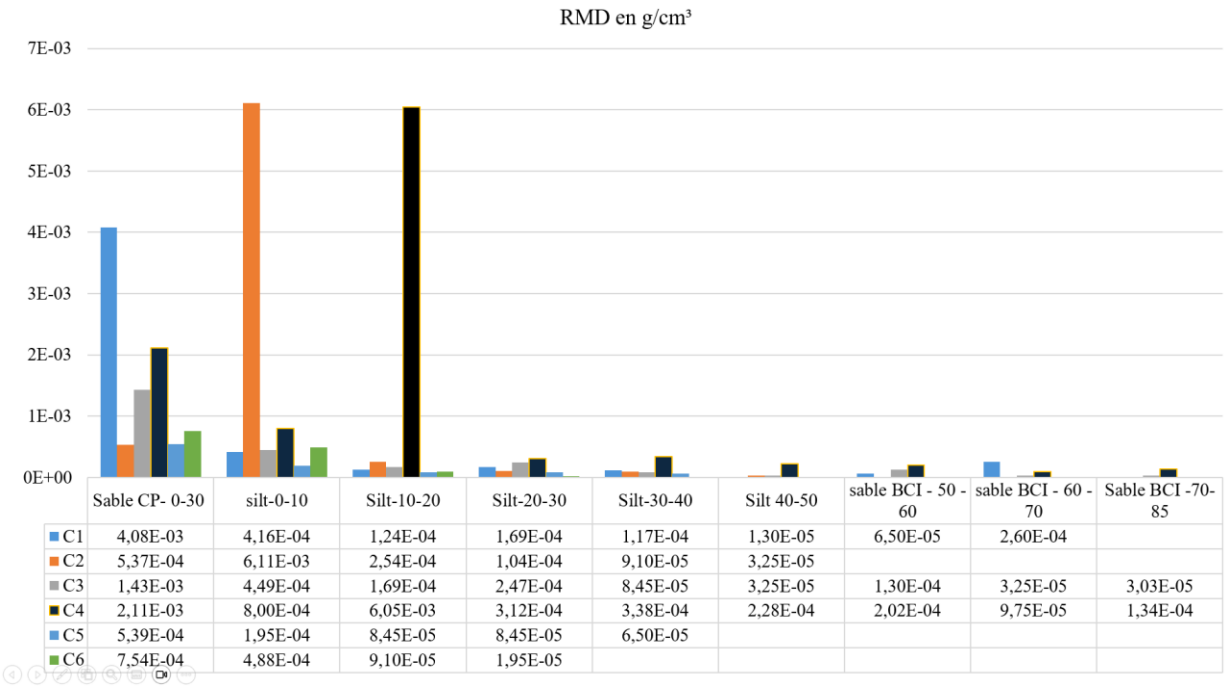


Figure 4.11 Valeurs de densité de longueur racinaire (ES : Erreur standard) moyennes obtenues dans les travaux de laboratoire pour toutes les colonnes végétalisées comparées à celles obtenues par Proteau et al. (2020b).

Les valeurs de biomasse racinaire par volume de sol (RMD) des sous-couches des 3 matériaux formant la CEBC sont présentées dans la figure 4.12. Elles sont très grandes dans les 20 premiers cm de silt suggérant un développement racinaire important sur cette profondeur. Les 2 colonnes ayant le plus fort développement racinaire dans cette section du silt sont les colonnes 2 et 4, avec une RMD dans les premiers 10 cm plus grande pour la colonne 2 et une RMD plus grande pour la

colonne 4 de 10 à 20 cm de profondeur. Globalement pour les 6 colonnes végétalisées, la couche de rétention d'humidité est la partie de la CEBC ayant connu une plus grande colonisation racinaire.



	Sable CP- 0-30	silt-0-10	Silt-10-20	Silt-20-30	Silt-30-40	Silt 40-50	sable BCI - 50 - 60	sable BCI - 60 - 70	Sable BCI -70-85
C1	4,08E-03	4,16E-04	1,24E-04	1,69E-04	1,17E-04	1,30E-05	6,50E-05	2,60E-04	
C2	5,37E-04	6,11E-03	2,54E-04	1,04E-04	9,10E-05	3,25E-05			
C3	1,43E-03	4,49E-04	1,69E-04	2,47E-04	8,45E-05	3,25E-05	1,30E-04	3,25E-05	3,03E-05
C4	2,11E-03	8,00E-04	6,05E-03	3,12E-04	3,38E-04	2,28E-04	2,02E-04	9,75E-05	1,34E-04
C5	5,39E-04	1,95E-04	8,45E-05	8,45E-05	6,50E-05				
C6	7,54E-04	4,88E-04	9,10E-05	1,95E-05					

Figure 4.12 Densité de biomasse racinaire (RMD) pour chacune des 6 colonnes végétalisées

4.2.2 Fractions relatives de racines fines et grossières en termes de densité de longueur racinaire

Le prélèvement d'eau dans les matériaux de la CEBC est associé aux racines fines, étant capables de pénétrer les pores de petite taille dans les matériaux compactés. Utilisant un seuil de 1 mm de diamètre pour discriminer les racines fines des racines grossières (Pregitzer *et al.*, 2002), il a été possible de mesurer la fraction de longueur de racines fines sur la longueur totale de racines dans les matériaux. Ce calcul a permis de démontrer que les racines fines sont majoritaires dans la CRH en termes de longueur cumulée. La proportion de racines fines dans les matériaux est supérieure à 90% quelle que soit la colonne végétalisée comme le montre la figure 4.13. Cependant, les colonnes 5 et 6 démontrent un pourcentage de densité de longueur racinaire de racines fines plus important (supérieur à 95%). En se basant sur les travaux de Proteau *et al.* (2021), les racines grossières peuvent causer une augmentation des valeurs de k_{sat} pour le silt.

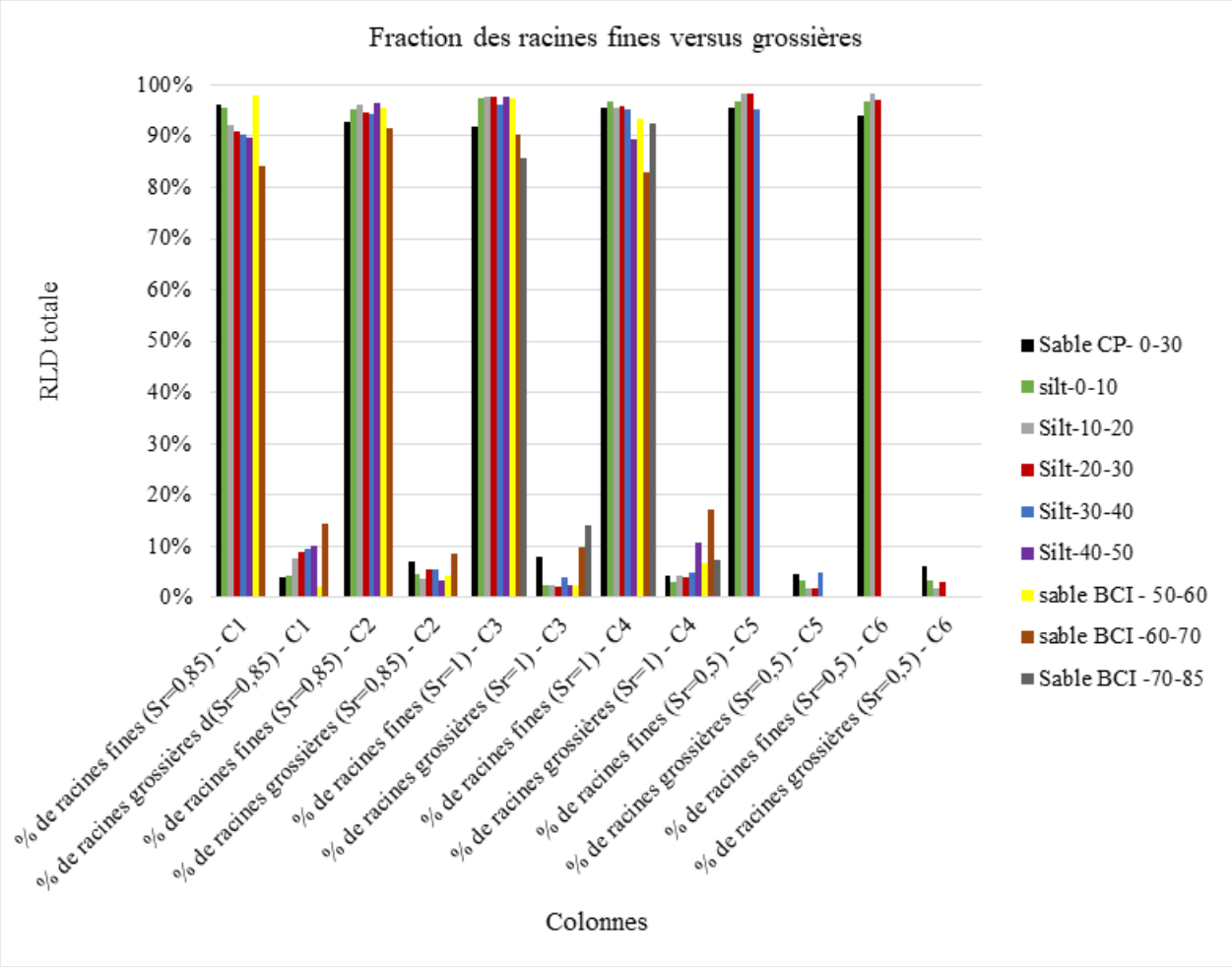


Figure 4.13 Fraction de la densité de longueur de racines fines et grossières dans les couches de matériaux formant la CEBC pour chaque colonne végétalisée

4.3 Évolution temporelle des concentrations d'oxygène obtenues dans les essais de consommation-diffusion d'oxygène dans le sable de la couche de bris capillaire.

Les essais de consommation-diffusion d'oxygène ont été réalisés en deux séries en suivant la procédure décrite à la section 3.5:

- Les essais de 3 jours qui concernent les colonnes 0, 2, 4 et 6.
- Les essais de 5 jours qui concernent les colonnes 0, 1, 3 et 5.

Les différentes courbes d'évolution temporelle de concentration d'oxygène obtenus pour les essais de consommation-diffusion d'oxygène dans le sable de la couche de bris capillaire sont présentées dans les figures 4.14 et 4.15.

4.3.1 Essai de consommation-diffusion d'oxygène pour les colonnes 0, 2, 4 et 6

Les différentes courbes d'évolution de concentrations d'oxygène obtenus lors des essais de diffusion-consommation pour les colonnes 0, 2, 4, et 6 sont présentées dans la figure 4.14. La colonne C0, témoin et non végétalisée, avait une TEV moyenne pondérée de 0,28 dans le silt lors des essais de consommation-diffusion de 3 jours. Considérant la porosité de mise en place de 0,36, cette colonne avait un degré de saturation de 0,8 lors des essais de consommation-diffusion. Des mesures de concentrations d'oxygène réalisées avec la sonde Oxy-10 dans le sable de bris capillaire à la fin de l'essai ont donné des valeurs inférieures à 3%. Cette faible concentration d'oxygène est due au degré de saturation élevé dans cette colonne qui réduit significativement la migration de l'oxygène.

Dans la colonne 2, la teneur en eau volumique moyenne dans le silt était de 0,23 pendant la période des essais. Considérant la porosité de mise en place de 0,4, le degré de saturation dans cette colonne était de 57 % lors des essais de consommation-diffusion d'oxygène. Comme il y a eu une colonisation racinaire des couches de silt et du sable de bris capillaire dans cette colonne, cela a potentiellement créé une respiration racinaire plus grande. Or, les racines en respirant consomment de l'oxygène. Au 3ème jour de l'essai, la concentration d'oxygène mesurée par la sonde Oxy-10 était encore inférieure à 12%.

Pour la colonne 4, mise en place initialement avec une porosité de 0,4, la valeur de TEV moyenne pondérée pendant les essais était de 0,2, ce qui correspond un degré de saturation de 50%. Dans cette colonne, il y a eu une colonisation racinaire plus élevée que dans les colonnes 2 et 6 dans les couches de silt et de sable du bris capillaire. Donc il y a eu potentiellement une consommation d'oxygène plus grande dans cette colonne. Les mesures de concentration d'oxygènes obtenues par les sondes Oxy-10 à la fin de l'essai étaient autour de 16%.

La colonne 6 a présenté une valeur de TEV moyenne autour de 0,12 lors des essais. Avec sa porosité de mise en place de 0,36, cette colonne avait un degré de saturation de 33% au cours des essais de consommation-diffusion d'oxygène. Au bout de 3 jours, le profil de concentration d'oxygène dans la couche de sable de bris capillaire s'est stabilisé autour de 18% d'oxygène. La

diffusion d'oxygène dans le sable de bris capillaire de cette colonne a été très rapide en raison de la faible présence d'eau dans les pores du silt et d'une colonisation racinaire peu développée, créant potentiellement une faible consommation d'oxygène dans la couche de silt.

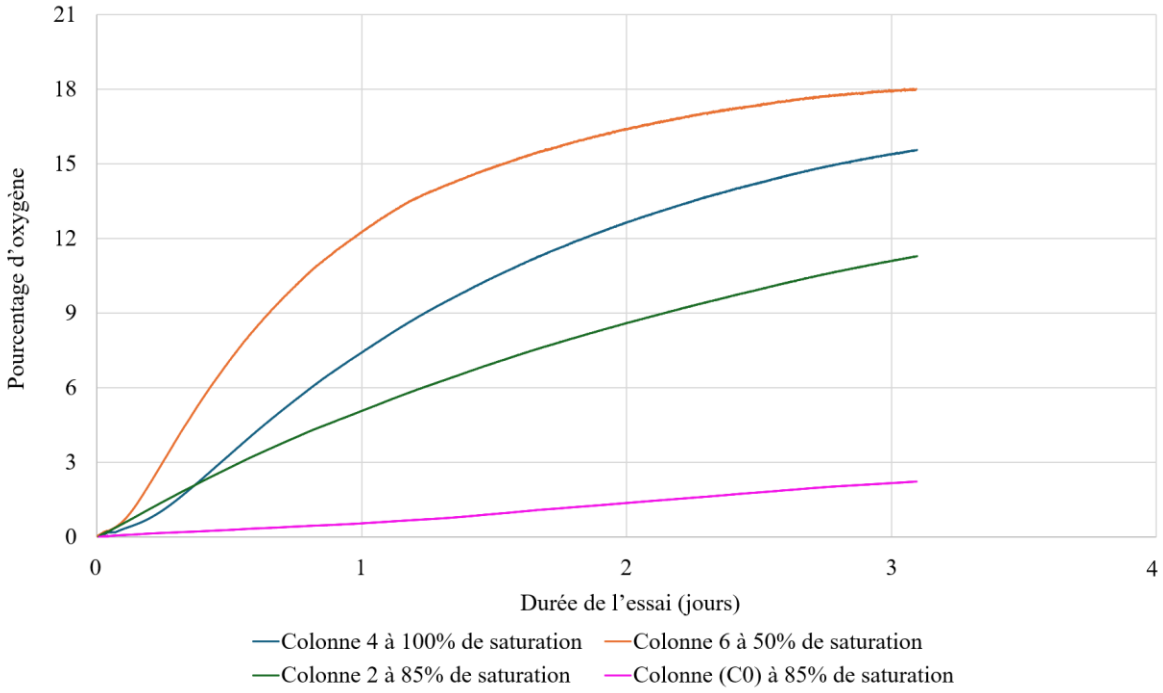


Figure 4.14 Courbes d'évolution de l'oxygène dans le sable de la couche de bris capillaire des colonnes C0, C2, C4 et C6 obtenus dans les essais de consommation-diffusion d'oxygène.

4.3.2 Essai de consommation-diffusion d'oxygène pour les colonnes 0,1,3,5

Les différentes courbes d'évolution temporelle de concentration d'oxygène obtenus lors des essais de consommation-diffusion pour les colonnes 0,1,3,5 sont présentées dans la figure 4.15. Dans la colonne 0, le silt avait une TEV moyenne pondérée de 0,26 lors du 2ème essai de consommation-diffusion. Considérant la porosité de mise en place de 0,36, cette valeur de TEV correspond à un degré de saturation de 72% lors des essais de consommation-diffusion. Des mesures de concentrations d'oxygène réalisées avec la sonde Oxy-10 dans le sable de bris capillaire ont donné des valeurs inférieures à 4%. Tout comme le précédent essai de consommation-diffusion effectué sur cette colonne, cette faible concentration d'oxygène dans le sable de bris capillaire s'explique

par le degré de saturation plus élevé dans cette colonne par rapport aux 6 autres colonnes végétalisées.

La teneur en eau volumique moyenne dans le silt de la colonne 1 était de 0,18 pendant la période des essais. Considérant la porosité de mise en place de 0,36 le degré de saturation dans cette colonne était de 50% lors des essais de consommation-diffusion. Les valeurs de degré de saturation des colonnes 1 et 2 pendant l'essai sont proches. La présence des racines dans les couches de silt et du sable de bris capillaire dans cette colonne a créé potentiellement une respiration racinaire similaire à celle de la colonne 2 en se basant sur les valeurs de densité de longueur racinaire mesurées. À la fin de l'essai, la concentration d'oxygène mesurée par la sonde Oxy-10 était autour de 17%.

Pour la colonne 3, mise en place initialement avec une porosité de 0,4, la valeur de TEV moyenne pondérée pendant les essais était de 0,21, ce qui correspond à un degré de saturation de 0,53 pendant le l'essai. Cette valeur du degré de saturation est similaire à la colonne 4. Dans cette colonne, il y a eu aussi une colonisation racinaire dans les couches de silt et de sable du bris capillaire semblable à la colonne 4. Donc, la consommation d'oxygène dans ces deux colonnes est probablement similaire. Les mesures de concentration d'oxygène obtenues par les sondes Oxy-10 à la fin de l'essai étaient autour de 17%. La différence de concentration d'oxygène entre les colonnes 3 et 4 est de 1%.

La colonne 5 avait une TEV moyenne pondérée autour de 0,15 lors des essais. Considérant sa porosité de mise en place de 0,36, cette colonne avait un degré de saturation de 41% au cours des essais de consommation-diffusion. Le profil de concentration d'oxygène dans la couche de sable de bris capillaire s'est stabilisé autour de 18% d'oxygène. La diffusion d'oxygène dans le sable de bris capillaire de cette colonne a été très rapide en raison de la faible présence d'eau dans les pores du silt et d'une colonisation racinaire peu développée, créant potentiellement une faible consommation d'oxygène dans la couche de silt.

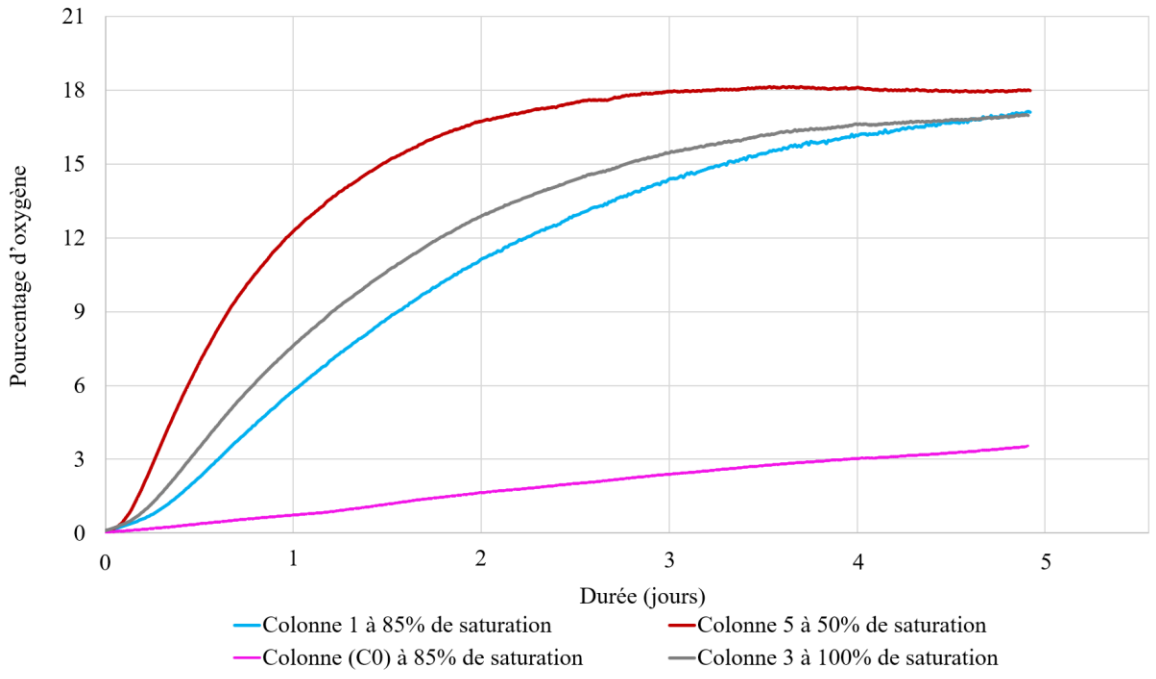


Figure 4.15 Courbes d'évolution de l'oxygène dans le sable de la couche de bris capillaire des colonnes 0, 1, 3, et 5 obtenus dans les essais de consommation-diffusion d'oxygène.

Globalement les résultats des essais de consommation-diffusion d'oxygène des colonnes 3 et 4 sont similaires, même si les deux essais ont été réalisés à 3 semaines d'écart l'un de l'autre. On a également observé cette similarité des résultats pour les essais de consommation-diffusion d'oxygène pour les colonnes 5 et 6. Les courbes d'évolution temporelle de concentration d'oxygène dans le sable des colonnes 1 et 2 sont différentes. La colonne 2 a un degré de saturation dans le silt plus élevé que la colonne 1. Ceci implique que le coefficient de diffusion effectif d'oxygène soit plus grand dans la colonne 1. D'autres part, la colonne 2 a une colonisation racinaire plus importante, donc il y a potentiellement une consommation d'oxygène plus importante.

CHAPITRE 5 RÉSULTATS DE MODÉLISATION

Les modélisations numériques réalisées visaient à simuler la migration de l'oxygène à travers la CEBC mise en place dans les colonnes en prenant en compte la réactivité biologique créée par la respiration racinaire de la végétation qui y est présente. Ces modélisations permettent aussi d'obtenir le coefficient de diffusion de l'oxygène et le taux de réaction de la CRH des colonnes testées. La colonne 3, étant la colonne témoin, a été utilisée pour calibrer le modèle numérique en termes de propriétés hydrogéologiques et pour assurer la mise en place des bonnes conditions initiales et frontières dans des conditions sans réactivité biologique. Comme expliqué au chapitre 3, les modélisations ont été réalisées en une dimension et des informations sur la géométrie du modèle, les conditions frontières et initiales ainsi que les propriétés hydrogéologiques des matériaux sont présentées au chapitre 3. Les modélisations numériques ont été réalisées en régime transitoire après avoir construit un modèle en régime permanent pour établir les conditions initiales.

5.1 Procédure de modélisation

Avant de simuler les essais de consommation-diffusion, une vérification du couplage SEEP/W et CTRAN/W a été faite à travers un cas d'étude de diffusion d'oxygène et les résultats ont été comparés avec les solutions analytiques proposées par Mbonimpa *et al.* (2003).

L'essai consistait à simuler la diffusion de l'oxygène dans une couche de matériau réactif d'un mètre d'épaisseur, de porosité 0,4 à 50% de degré de saturation, un taux de réaction de 300/an et exposé à l'oxygène atmosphérique pendant 1h en régime transitoire. Comme conditions frontières, une succion constante et une concentration d'oxygène nulle sont appliquées à la base du modèle et une concentration de 8,7 mol/m^3 au sommet du modèle (figure 5.1). Les données de CRE et du taux de réaction rentrées dans le modèle sont présentées dans les figures 5.2 et 5.3. Le résultat de modélisation numérique obtenu est à peu près similaire à celui obtenu par la solution analytique proposée par Mbonimpa *et al.* (2003) (figure 5.4).

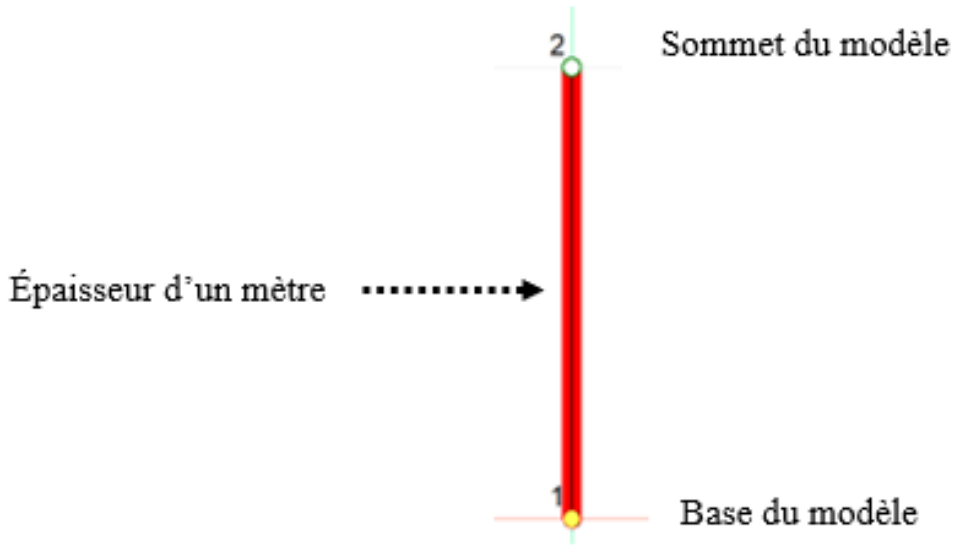


Figure 5.1 Modèle géométrique du cas de validation du couplage SEEP/W - CTRAN/W

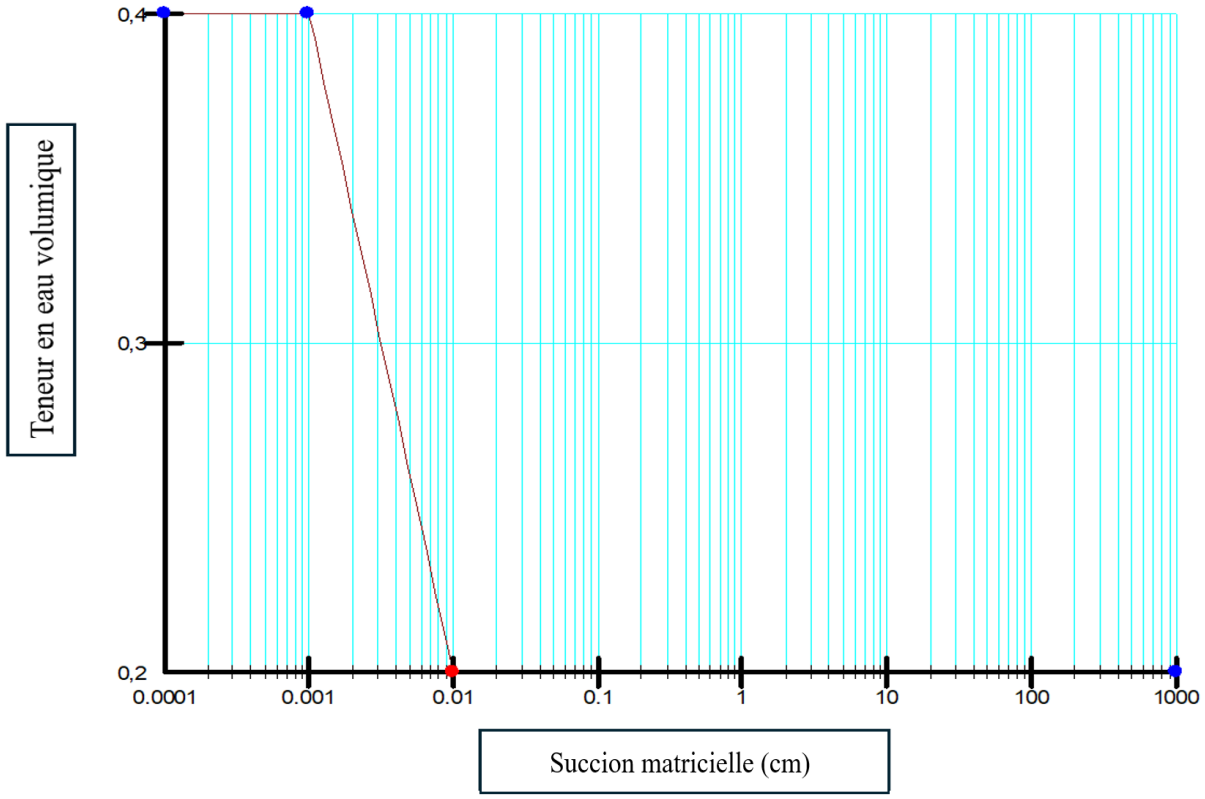


Figure 5.2 Courbe de rétention du matériau réactif dans SEEP/W

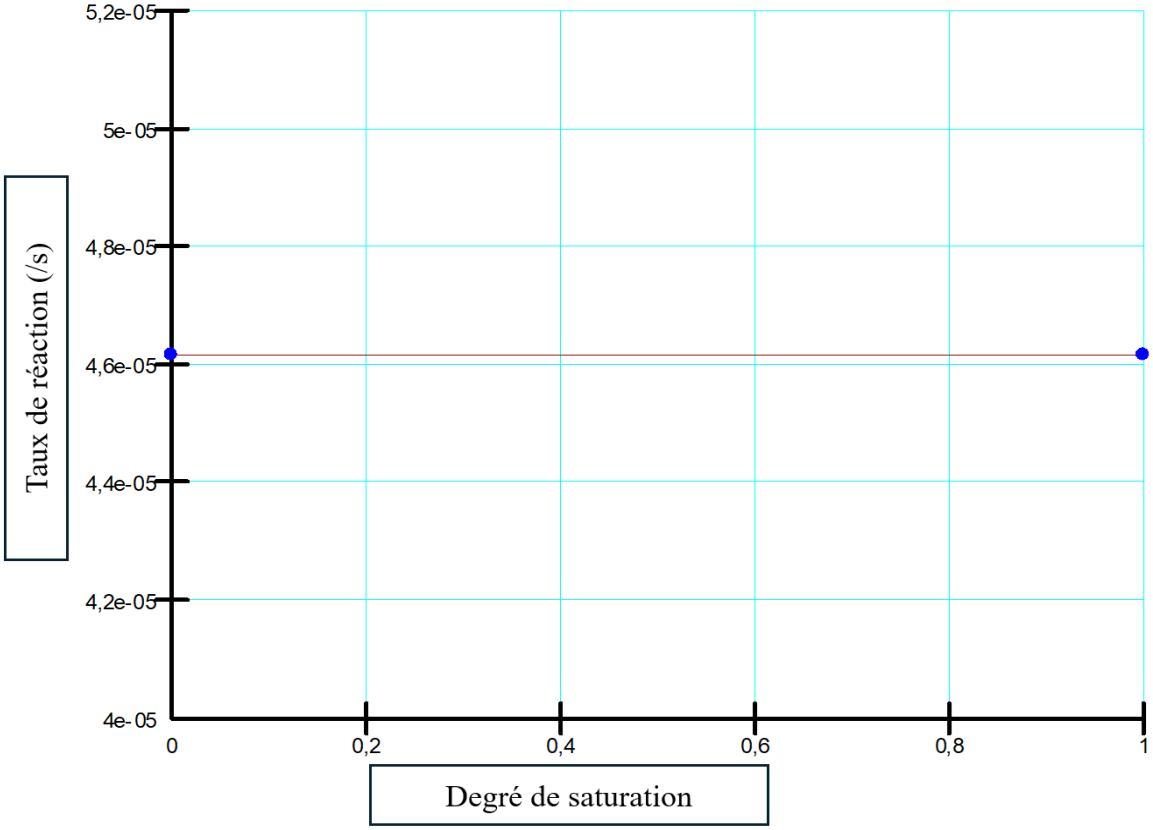


Figure 5.3 Taux de réaction vs degré de saturation dans SEEP/W

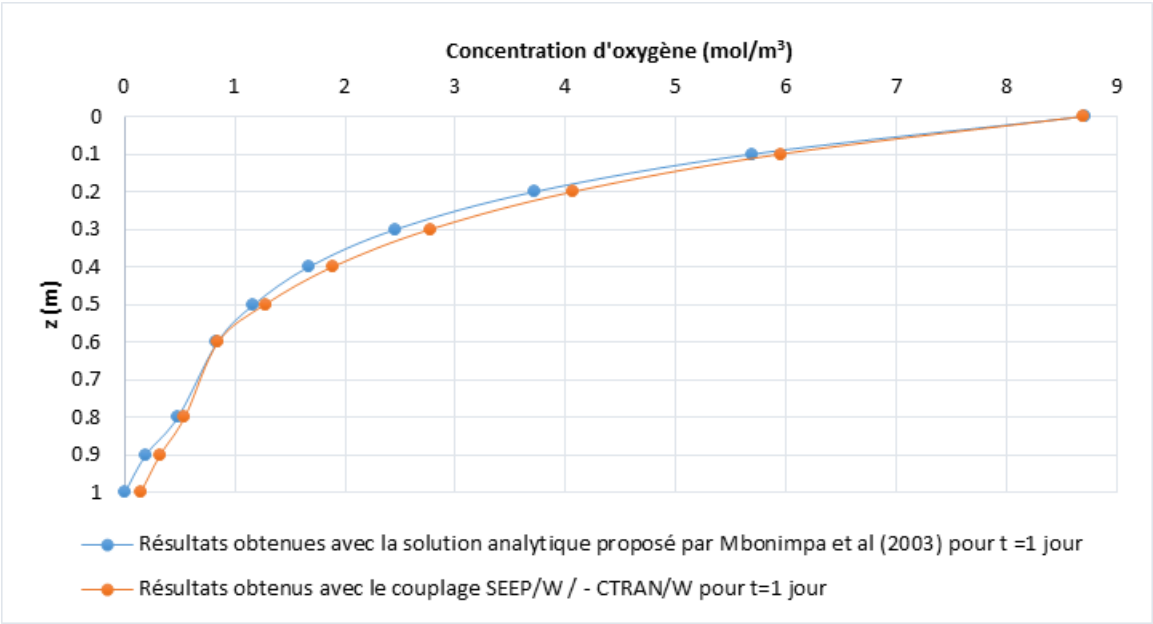


Figure 5.4 Comparaison des résultats obtenus numériquement et analytiquement.

5.2 Résultats des modélisations numériques pour la colonne témoin 3

Les résultats de modélisations numériques comprennent :

- La courbe d'évolution temporelle de la concentration d'oxygène du cas de base simulé avec la TEV issue des sondes et la concentration d'oxygène initiale mesurée dans le silt.
- La courbe d'évolution temporelle de la concentration d'oxygène mesurée par la sonde Oxy-10.
- La courbe calibrée par ajustement sur les mesures pour un silt homogène en faisant varier la TEV (dans la gamme d'erreur des sondes utilisées, soit ± 0,03 m^3/m^3).

Les 3 courbes sont comparées entre elles et sont présentées dans les figures 5.5 et 5.6. Les résultats du premier essai de consommation-diffusion d'oxygène sont présentés dans la figure 5.5 et ceux du 2ème essai dans la figure 5.6. Pour les 2 essais, les résultats obtenus sont assez similaires. Les données insérées dans le modèle sont les mêmes pour les 2 essais, sauf pour les données de TEV qui présentent une légère différence se traduisant par des degrés de saturation de 80% pour le 1er essai et de 72% pour le 2ème. Les valeurs obtenues pour le coefficient de diffusion d'oxygène effectif de la colonne 3 sont de $3{,}2\times10^{-8}$ m^2/s et $8{,}9\times10^{-8}$ m^2/s pour le premier et le 2ème essai respectivement. Les valeurs des paramètres insérés dans le modèle numérique et les résultats obtenus par itération pour les coefficients de diffusion sont présentés au tableau 5.1.

Tableau 5.1 Détermination des coefficients de diffusion d'oxygène associés aux courbes calibrées pour la colonne témoin C0.

Colonne	**n**	θ_a	θ_w	θ_{eq}	S_r	K_r (s^{-1})	D_e (m^2/s)	D_a^*(m^2/s)	D_w^*(m^2/s)
C0–essai #1	0,36	0,07	0,29	0,08	0,8	0	$3{,}2\times10^{-8}$	$4{,}5\times10^{-7}$	$8{,}7\times10^{-8}$
C0–essai #2	0,36	0,1	0,26	0,1	0,72	0	$8{,}9\times10^{-8}$	$8{,}8E\times10^{-7}$	7×10^{-10}

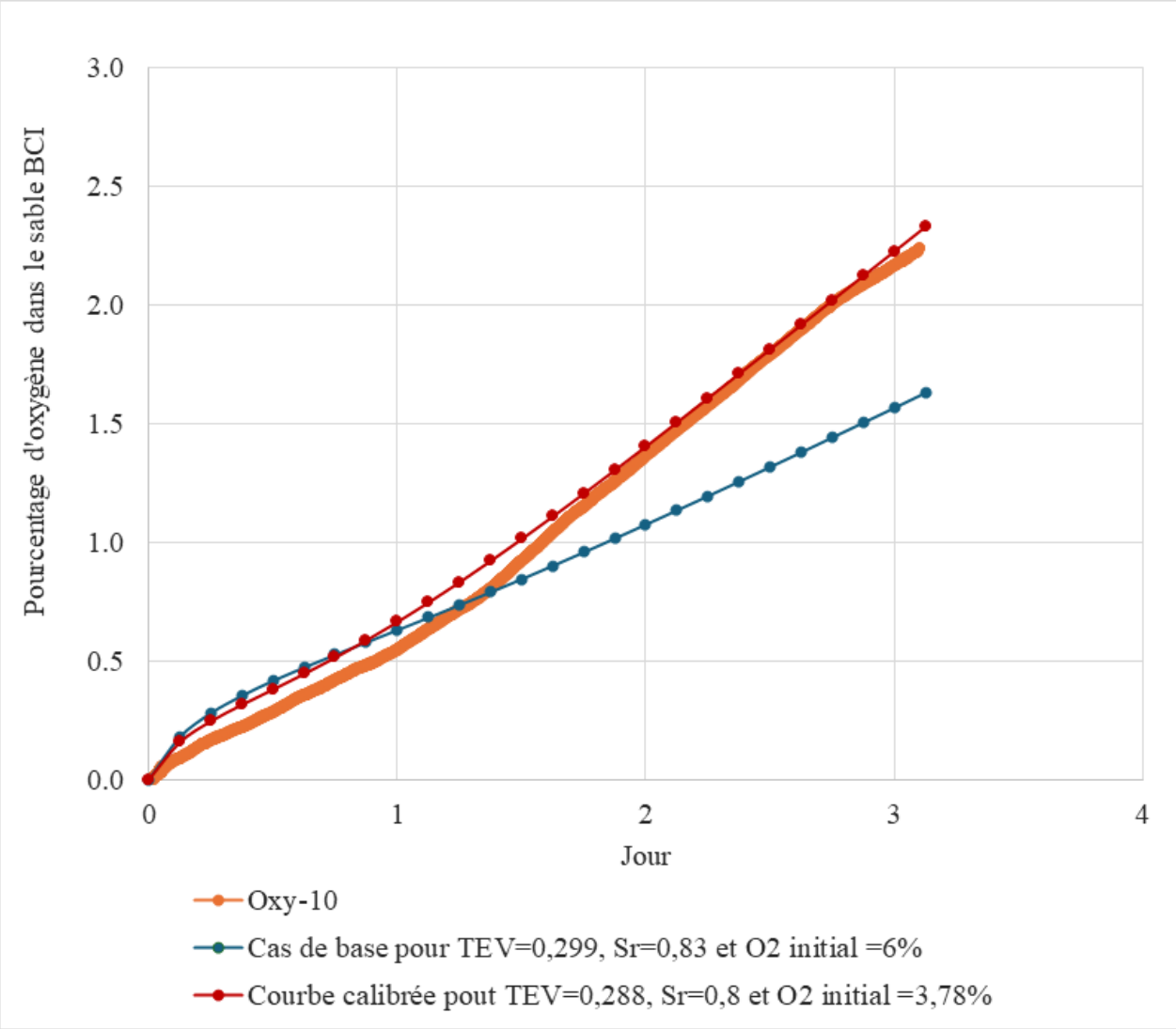


Figure 5.5 Comparaison des courbes d'évolution temporelle de concentration d'oxygène obtenues avec la sonde Oxy-10 et par modélisation numérique du 1er essai de consommation-diffusion d'oxygène dans la colonne C0.

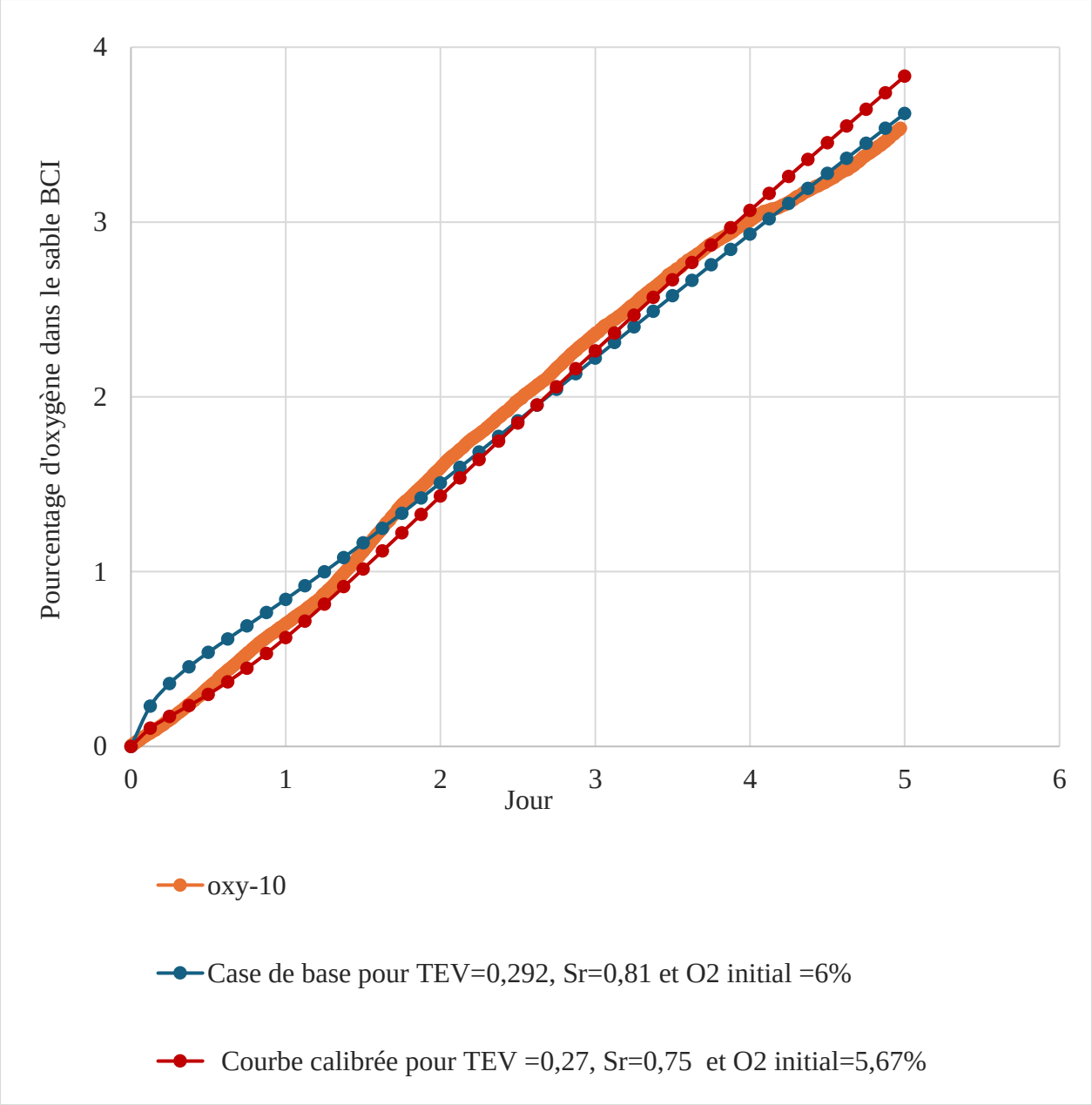


Figure 5.6 Comparaison des courbes d'évolution temporelle de concentration d'oxygène obtenues avec la sonde Oxy-10 et par modélisation numérique du 2ème essai de consommation-diffusion d'oxygène dans la colonne C0.

5.3 Résultats de modélisation des colonnes végétalisées

Pour ces modélisations, on ajoute la considération de la consommation d'oxygène par les racines avec l'inclusion d'un taux de réaction. Ainsi, les résultats de modélisations numériques comprennent :

- La courbe d'évolution temporelle de la concentration d'oxygène du cas de base simulée avec la TEV issue des sondes, la concentration d'oxygène initiale mesurée dans le silt, et le taux de réaction calculé avec l'équation 3.16 à partir des densités de longueur racinaire mesurés dans le silt.
- La courbe d'évolution temporelle de concentration d'oxygène mesurée par la sonde Oxy-10.
- La courbe calibrée par ajustement sur les mesures pour un silt homogène en faisant varier la TEV, la concentration d'oxygène initiale dans le silt et le taux de réaction.

Pour simplifier les modélisations, on a considéré un modèle homogène en TEV et en taux de réaction pour la couche de silt. Les courbes des cas de base modélisées et les courbes mesurées dans les colonnes végétalisées ont été nettement différentes. Des modélisations ont alors été faites pour évaluer les impacts de variations de teneur en eau volumique et de taux de réaction sur le modèle pour chaque colonne végétalisée. Pour certaines colonnes, il a été nécessaire de s'écarter de plus de 0,03 m^3/m^3 (précision des sondes) des valeurs de TEV moyennes mesurées par les sondes pour avoir une meilleure correspondance entre courbes mesurées et modélisées. Cela peut s'expliquer par l'hétérogénéité des valeurs de TEV et du taux de réaction à travers les 4 sous-couches de silt. Cette hétérogénéité peut se traduire par une infinité de solutions possibles pour chaque colonne.

5.3.1 Résultats des modélisations des colonnes 1 et 2.

Des variations de la TEV à l'intérieur de la limite de précision de la sonde de TEV de plus ou moins 0,03 m^3/m^3 ont été réalisées afin de mieux comprendre l'effet de la TEV sur les courbes d'évolution temporelle de la concentration d'oxygène. Les autres paramètres insérés dans le modèle sont restés constants lors des modélisations impliquant les variations de TEV. Les courbes d'évolution temporelle de la concentration d'oxygène modélisées obtenues sont présentées dans la figure 5.7. Pour chacune de ces 2 modélisations, les résultats ne sont pas concluants. Les courbes modélisées atteignent un plateau beaucoup plus tôt que la courbe mesurée. Au bout de 3 jours, les courbes d'évolution temporelle de concentration d'oxygène simulées avec des TEV de plus ou moins 0,03 se sont stabilisés autour de 8,5% et 12% alors que celle mesurée est de 17%.

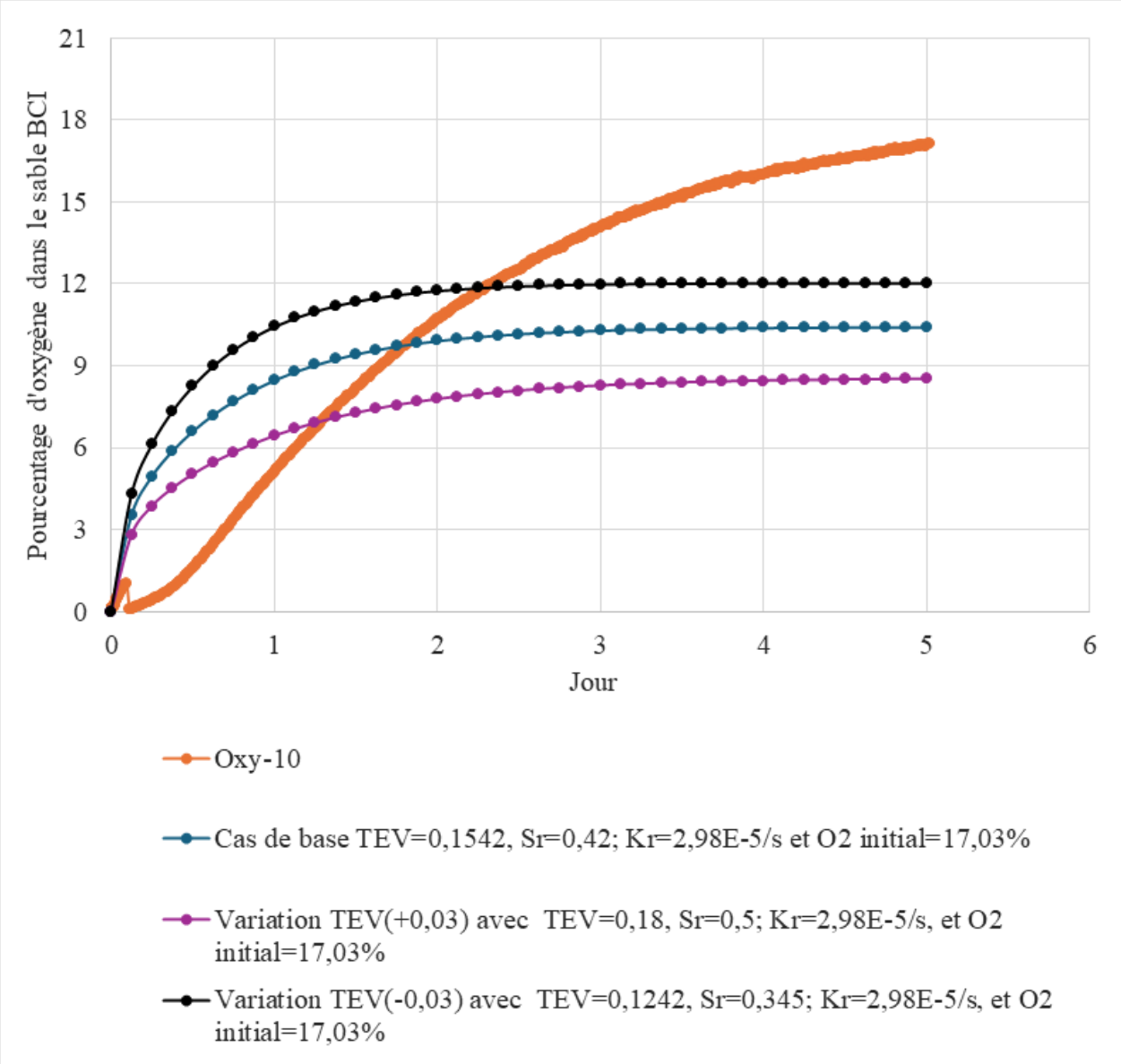


Figure 5.7 Effet de la variation de la TEV sur les courbes d'évolution temporelle de concentration d'oxygène obtenues par modélisation numérique de l'essai de consommation-diffusion d'oxygène dans la colonne 1.

Ayant vérifié que les variations de TEV n'ont pas permis de se rapprocher des courbes mesurées, d'autres modélisations avec des variations d'autres paramètres comme le taux de réaction et la concentration d'oxygène initiale ont été faites. Pour le taux de réaction estimé, la limite dans laquelle les variations ont été faites est de plus ou moins un ordre de grandeur en maintenant la TEV et la concentration d'oxygène initiale constantes. Pour la colonne 1, les résultats des

modélisations des variations du taux de réaction sont présentés dans la figure 5.8. Tout comme les variations de TEV, celles du taux de réaction n'ont pas permis d'obtenir une courbe calibrée. Pour un taux de réaction 10 fois supérieur à celui du cas de base, la courbe d'évolution temporelle de concentration d'oxygène s'est stabilisée à 3,5%, alors que pour un taux de réaction 10 fois inférieur, la concentration finale d'oxygène est légèrement plus grande que celle qui a été mesurée, soit 18,7%. L'augmentation du taux de réaction engendre cependant une formation du plateau plus tôt sur la courbe et ne correspond pas à la forme de la courbe mesurée.

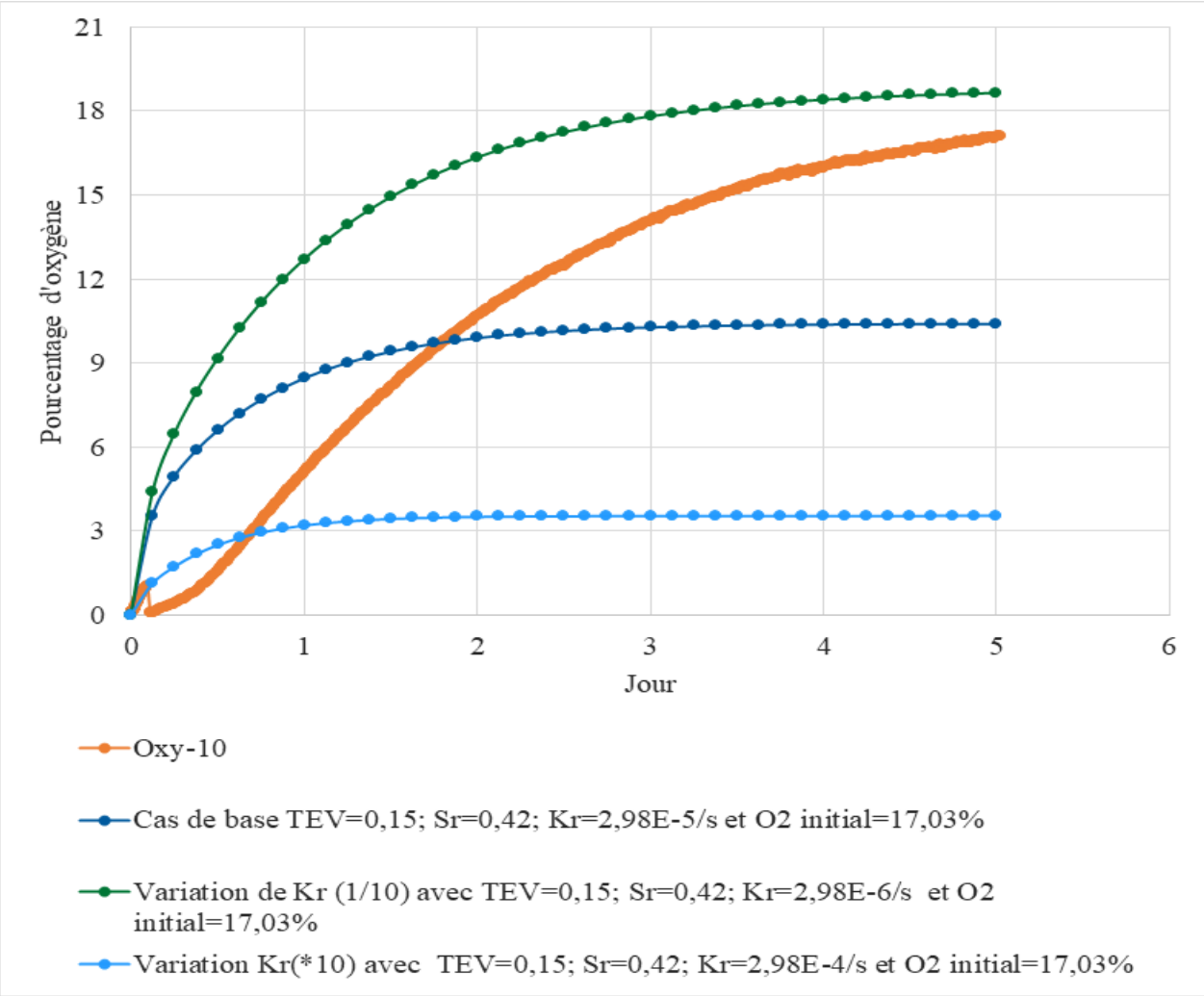


Figure 5.8 Effet de de la réactivité sur les des courbes d'évolution temporelle de concentration d'oxygène obtenues par modélisation numérique de l'essai de consommation-diffusion d'oxygène dans la colonne 1.

Finalement une autre série de modélisations paramétriques a été réalisée avec des variations de la concentration d'oxygène initiale dans le silt. L'effet de la seule variation de la concentration d'oxygène initiale dans le silt a peu d'influence sur les courbes modélisées comme le montre la figure 5.9. Ces variations influencent surtout la pente au début des courbes, une diminution de la concentration initiale d'oxygène dans le silt permettant de se rapprocher de la pente de la courbe mesurée.

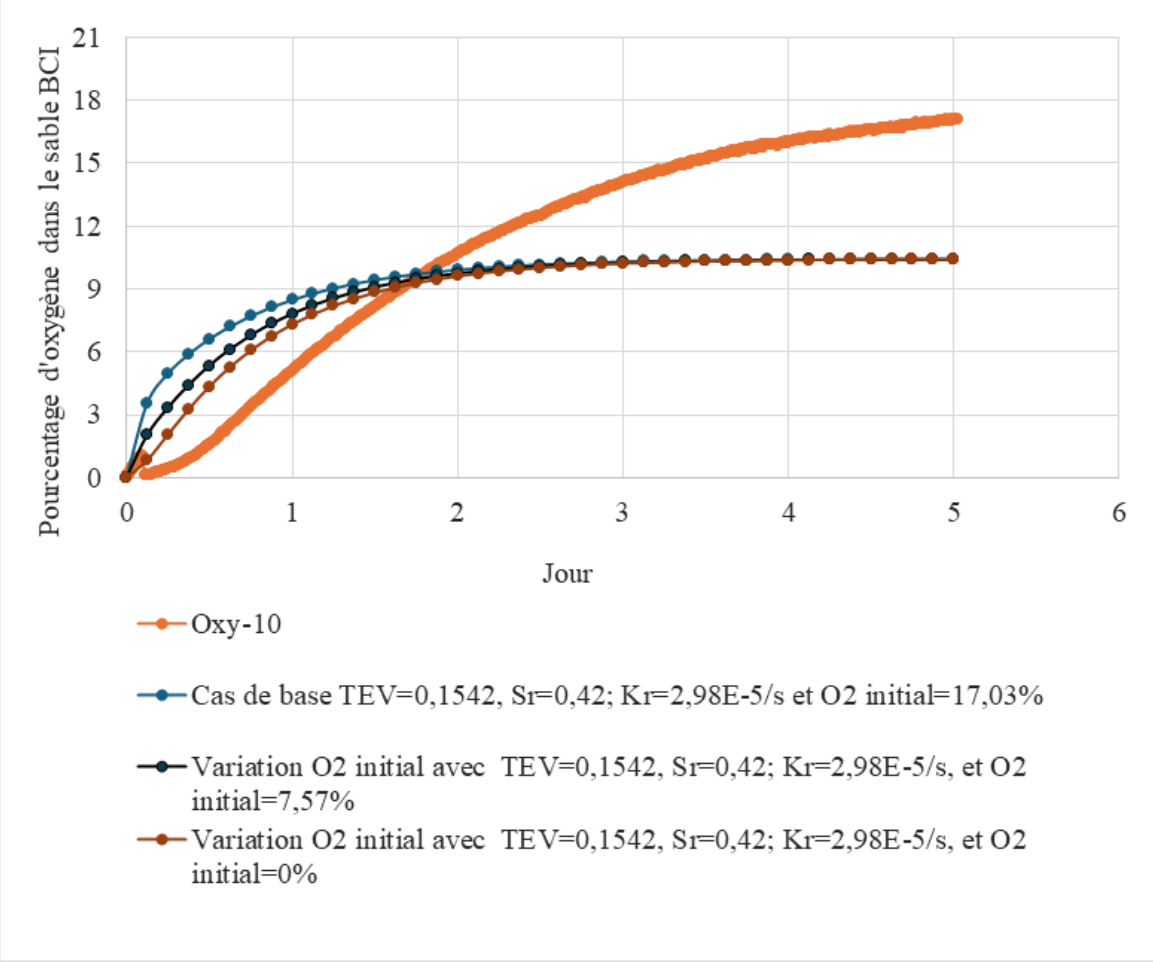


Figure 5.9 Effet de l'oxygène disponible dans les pores du silt sur les courbes d'évolution temporelle de concentration d'oxygène obtenues par modélisation numérique de l'essai de consommation-diffusion d'oxygène dans la colonne 1.

Les variations successives d'un des trois principaux paramètres à savoir la TEV, le taux de réaction et la concentration initiale d'oxygène dans le silt n'ont pas permis d'obtenir une courbe bien calibrée qui aurait été retenue pour calculer le coefficient de diffusion effectif d'oxygène ou le taux

de réaction. Les résultats ci-dessus ont aussi été obtenus pour la colonne 2. Une autre approche consiste à faire des calculs itératifs simultanément avec ces trois paramètres à l'intérieur de leur limite respective jusqu'à obtenir la courbe calibrée. Pour les colonnes 1 et 2, les courbes calibrées sont présentées dans les figures 5.10 et 5.11. Pour obtenir ces courbes calibrées, la TEV a été augmentée alors que le taux de réaction et la concentration initiale d'oxygène dans le silt ont été diminués par rapport au cas de base. Les valeurs correspondantes des coefficients de diffusion d'oxygène effectifs ainsi que des taux de réaction pour ces colonnes sont présentées dans le tableau 5.2.

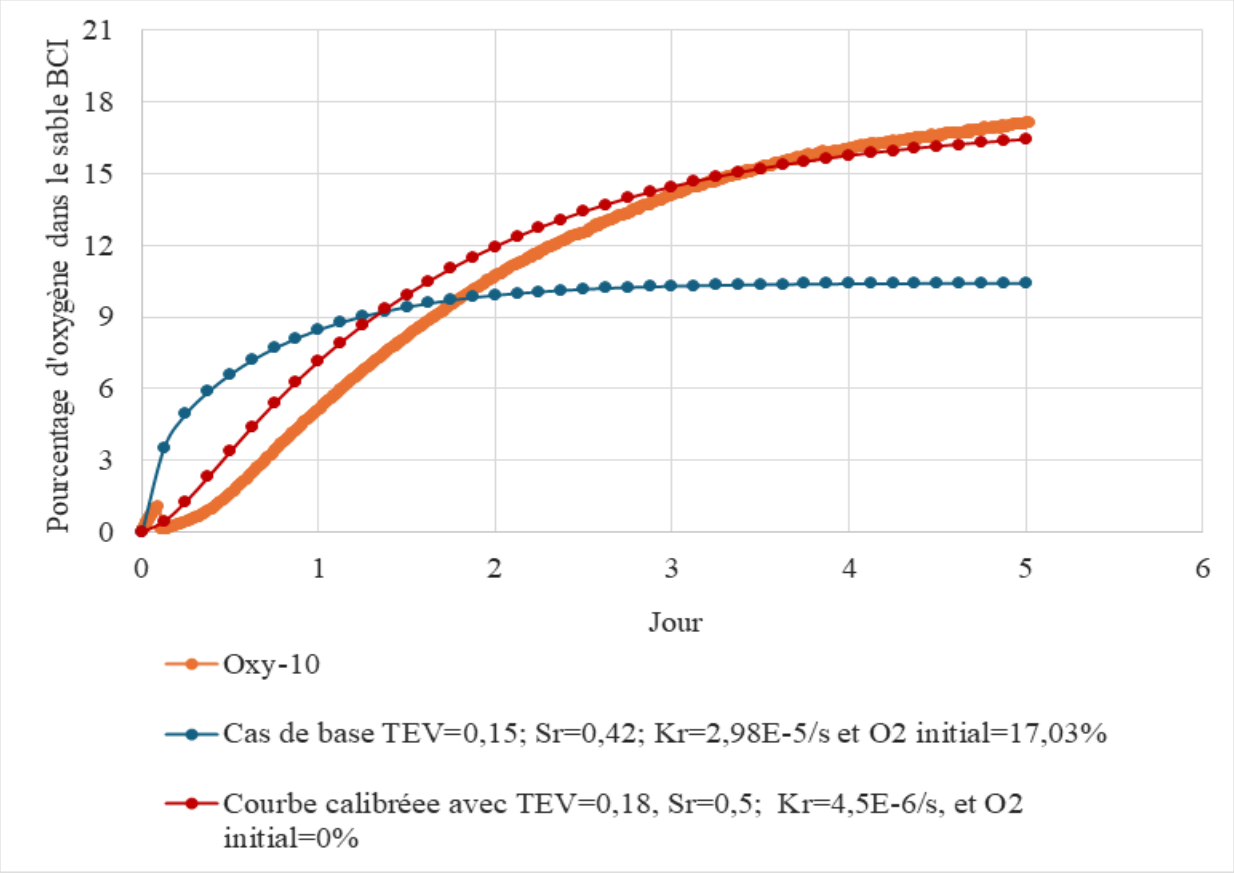


Figure 5.10 Comparaison de la courbe calibrée par modélisation numérique avec la courbe mesurée par l'Oxy-10 et le cas de base de l'essai de consommation-diffusion d'oxygène dans la colonne 1.

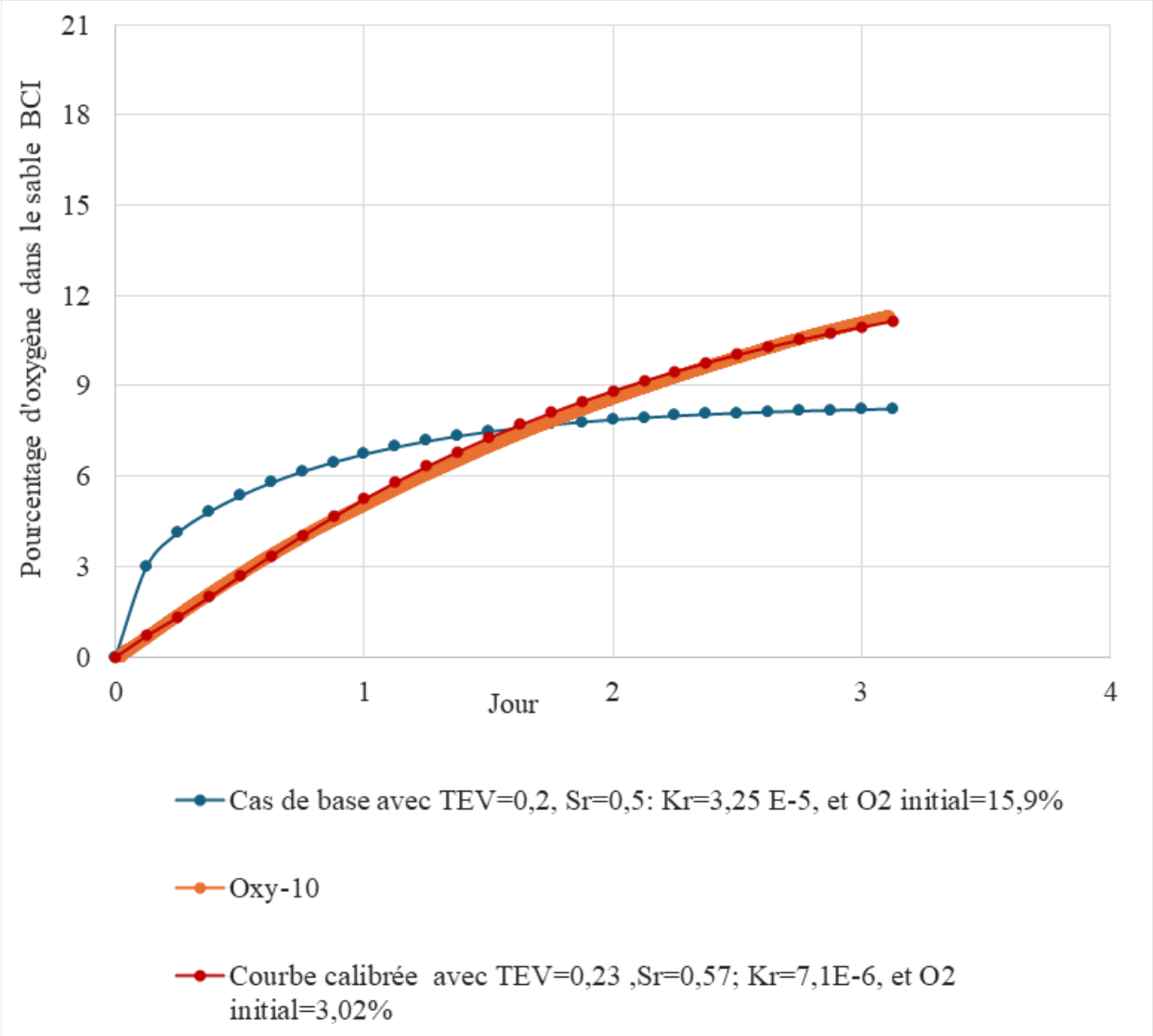


Figure 5.11 Comparaison de la courbe calibrée par modélisation numérique avec la courbe mesurée par l'Oxy-10 et le cas de base de l'essai de consommation-diffusion d'oxygène dans la colonne 2.

Tableau 5.2 Détermination des coefficients de diffusion d'oxygène et les taux de réactions associés aux courbes calibrées pour les colonnes 1 et 2.

Colonne	**n**	**θ_a**	**θ_w**	**θ_{eq}**	**S_r**	**K_r (s^{-1})**	**D_e (m^2/s)**	**D_a^* (m^2/s)**	**D_w^* (m^2/s)**
C1	0,36	0,18	0,17	0,18	0,51	$4,5\times10^{-6}$	$4,9\times10^{-7}$	$2,8\times10^{-6}$	$3,4\times10^{-10}$
C2	0,4	0,23	0,17	0,18	0,57	$7,1\times10^{-6}$	$3,4\times10^{-7}$	2×10^{-6}	$4,5\times10^{-10}$

5.3.2 Résultats de modélisation des colonnes 3 et 4

À l'instar de la colonne 1, trois séries de modélisations pour la colonne 3 ont été réalisées avec une variation des paramètres tels que la TEV, le taux de réaction et la concentration d'oxygène initiale. Pour la colonne 3, il y a eu un cas particulier avec les mesures de TEV données par les sondes. La moyenne pondérée des TEV dans la couche de silt était 0,08 m^3/m^3. Diminuer ou augmenter cette valeur de plus ou moins 0,03 m^3/m^3 ne permettait pas d'obtenir une courbe calibrée satisfaisante car les variations engendrées étaient trop faibles. Les résultats obtenus pour la variation de TEV ne sont donc pas présentés. Réduire ou accroître le taux de réaction estimé d'un ordre de grandeur a généré un profil de concentration d'oxygène qui se stabilise autour de 19,72% et 7,45% respectivement alors que le profil de concentration mesuré se stabilisait autour de 17%. Les impacts du taux de réaction sur les courbes d'évolution temporelle de la concentration d'oxygène sont présentés dans la figure 5.12.

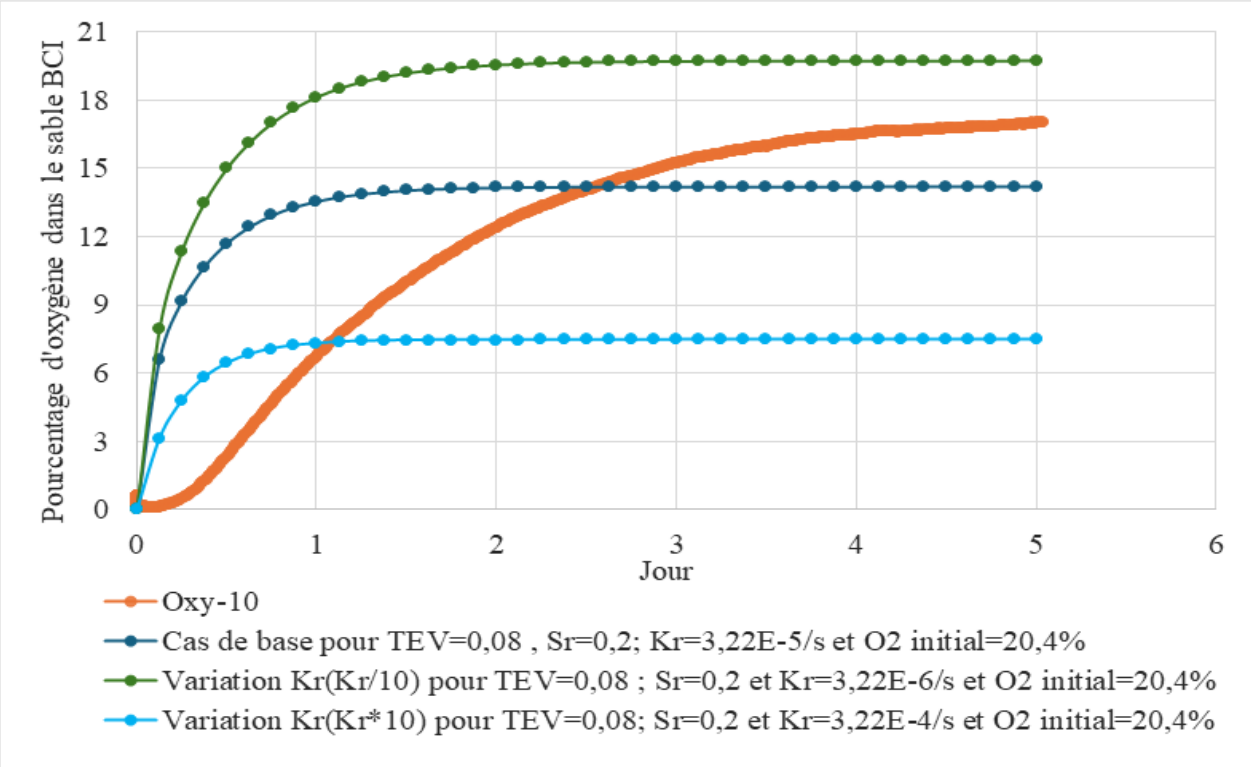


Figure 5.12 Effet de la réactivité sur les courbes d'évolution temporelle de concentration d'oxygène obtenues par modélisation numérique pour C3.

L'impact de la variation de la concentration initiale d'oxygène dans le silt est minime en présence d'un faible de degré de saturation (S_r=20%). En effet, l'oxygène peut se déplacer rapidement dans les pores du matériau désaturé. Au bout de 1,5 jours, les courbes modélisées avec différentes concentrations d'oxygène initiales dans le silt se superposent (figure 5.13).

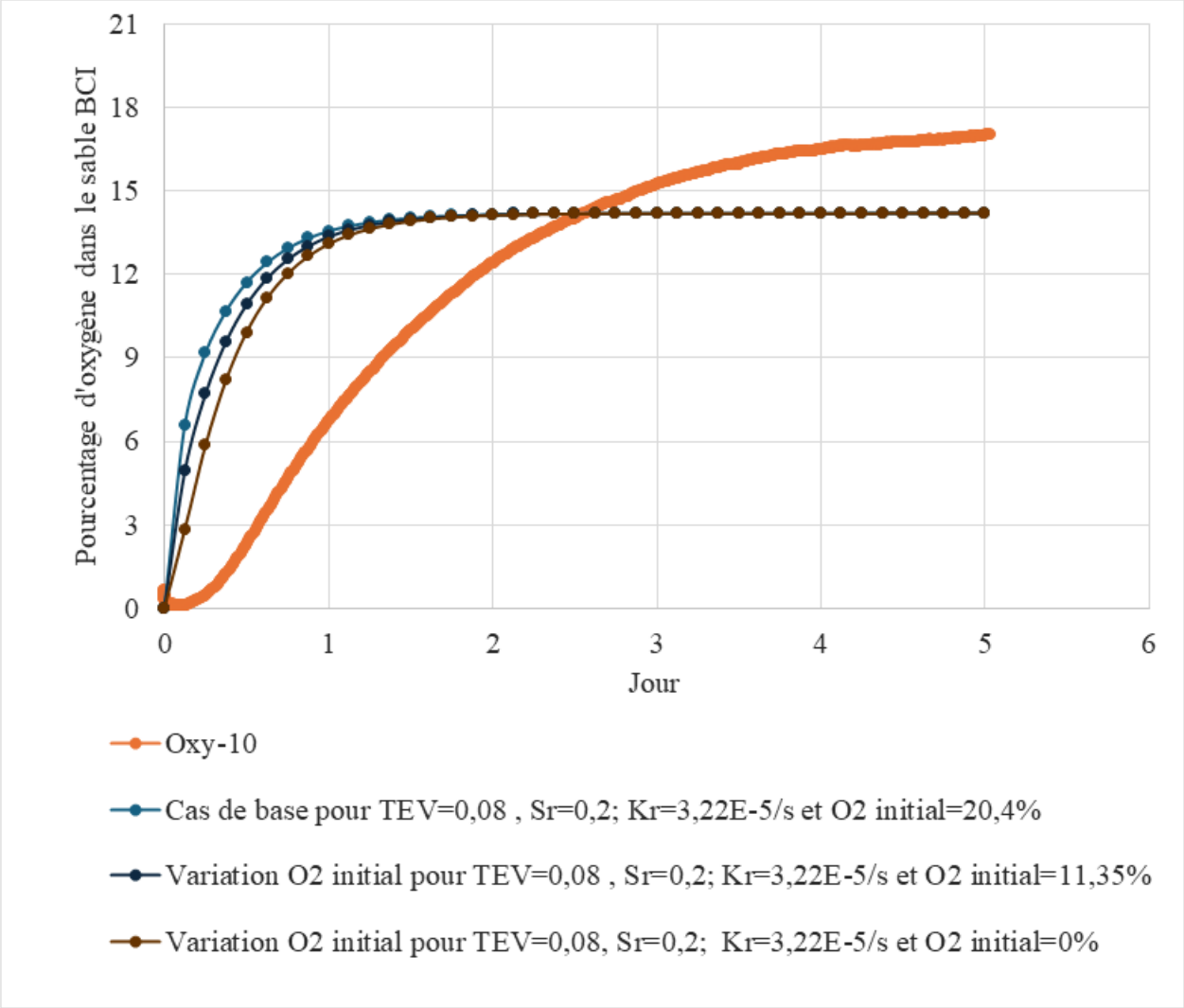


Figure 5.13 Effet de l'oxygène disponible dans les pores de la CRH sur les courbes d'évolution temporelle de concentration d'oxygène obtenues par modélisation numérique pour C3.

Pour la colonne 3 et son duplicata, la même approche consistant à faire des calculs itératifs simultanément avec les trois paramètres à l'intérieur de leur limite respective a été utilisée jusqu'à obtenir la courbe calibrée. Cependant pour la TEV du silt de la colonne 3, une valeur de 0,2 m^3/m^3

plus élevée que la TEV moyenne mesurée par les sondes a été utilisée pour la courbe calibrée. Même si cette valeur ne se situe pas dans les limites d'erreur de plus ou moins 0,03 m^3/m^3, elle a été conservée. Par rapport aux colonnes 1 et 2, les colonnes 3 et 4 ont eu un développement racinaire plus important dans le sable de bris capillaire inférieur. Ce développement racinaire engendre une consommation d'oxygène racinaire qui est prise en compte dans la courbe mesurée par l'Oxy-10. Afin d'obtenir les courbes calibrées pour ces deux colonnes, on devait ajuster simultanément le degré de saturation à travers la TEV puis le taux de réaction. Cependant pour limiter les nombres d'itérations, on a décidé de maintenir le taux de réaction à un ordre de grandeur inférieur par rapport à ce qui a été estimé avec l'équation 3.16 et faire les ajustements du degré de saturation jusqu'à obtenir les courbes calibrées. Toutefois ces ajustements sont plus grands que la limite d'erreur des sondes de plus ou moins 0,03 m^3/m^3.

Pour les colonnes 3 et 4, les courbes calibrées sont présentées dans les figures 5.14 et 5.15. Comme pour les colonnes 1 et 2, le calibrage a nécessité d'augmenter la TEV et de diminuer taux de réaction et la concentration initiale d'oxygène dans le silt par rapport aux cas de base. Les valeurs des coefficients de diffusion d'oxygène effectif obtenues pour les colonnes 3 et 4 sont respectivement de $4{,}8\times10^{-7}$ m^2/s et $5{,}9\times10^{-7}$ m^2/s. Les taux de réaction de la courbe calibrée des colonnes 4 et 5 sont respectivement de $3{,}22\times10^{-6}$ s^{-1} et $4{,}2\times10^{-6}$ s^{-1}. Plus de détails sur les paramètres entrés dans le modèle numérique sont présentés dans le tableau 5.3.

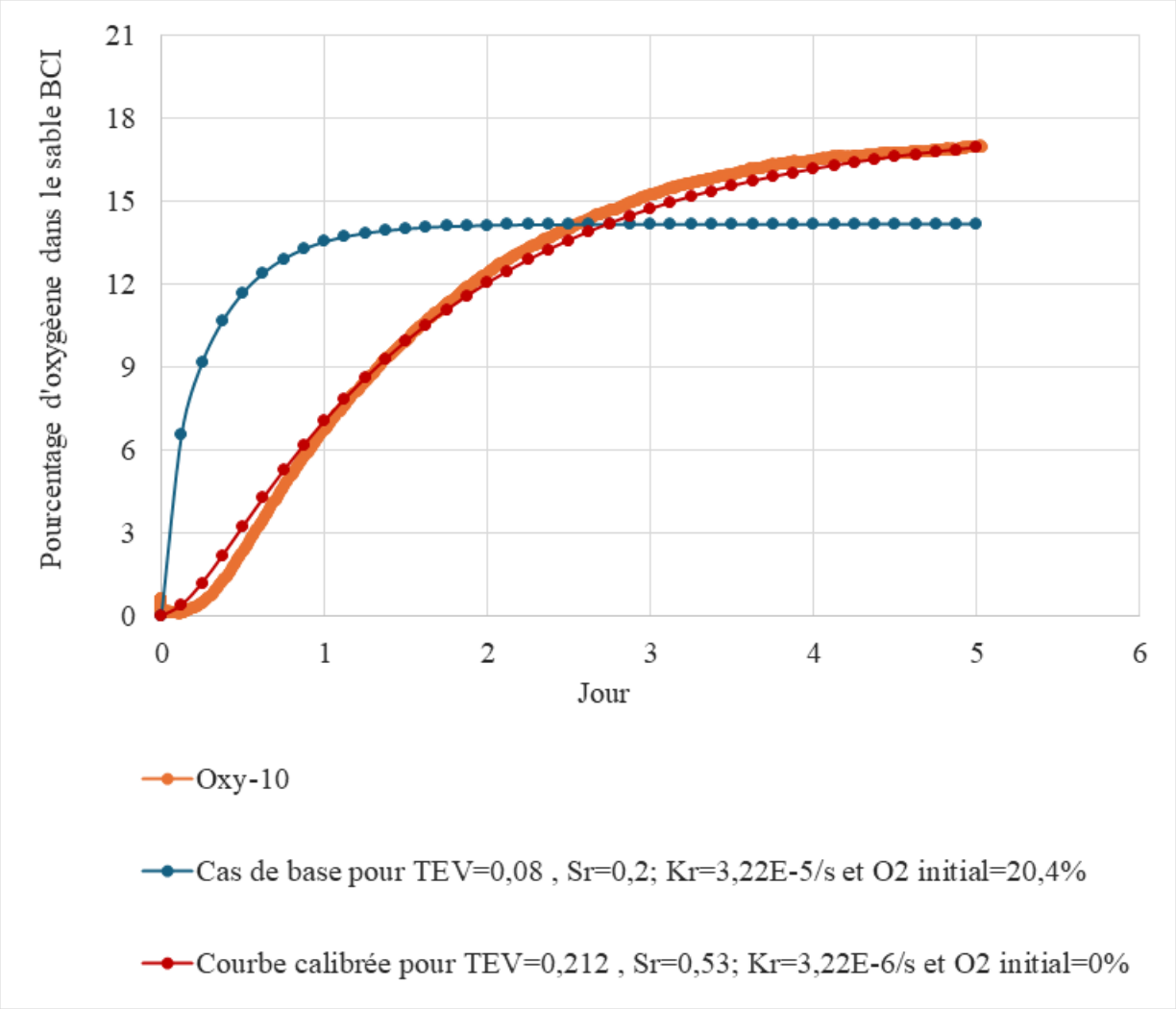


Figure 5.14 Comparaison de la courbe calibrée par modélisation numérique avec la courbe mesurée par l'Oxy-10 et le cas de base l'essai de consommation-diffusion d'oxygène dans la colonne 3

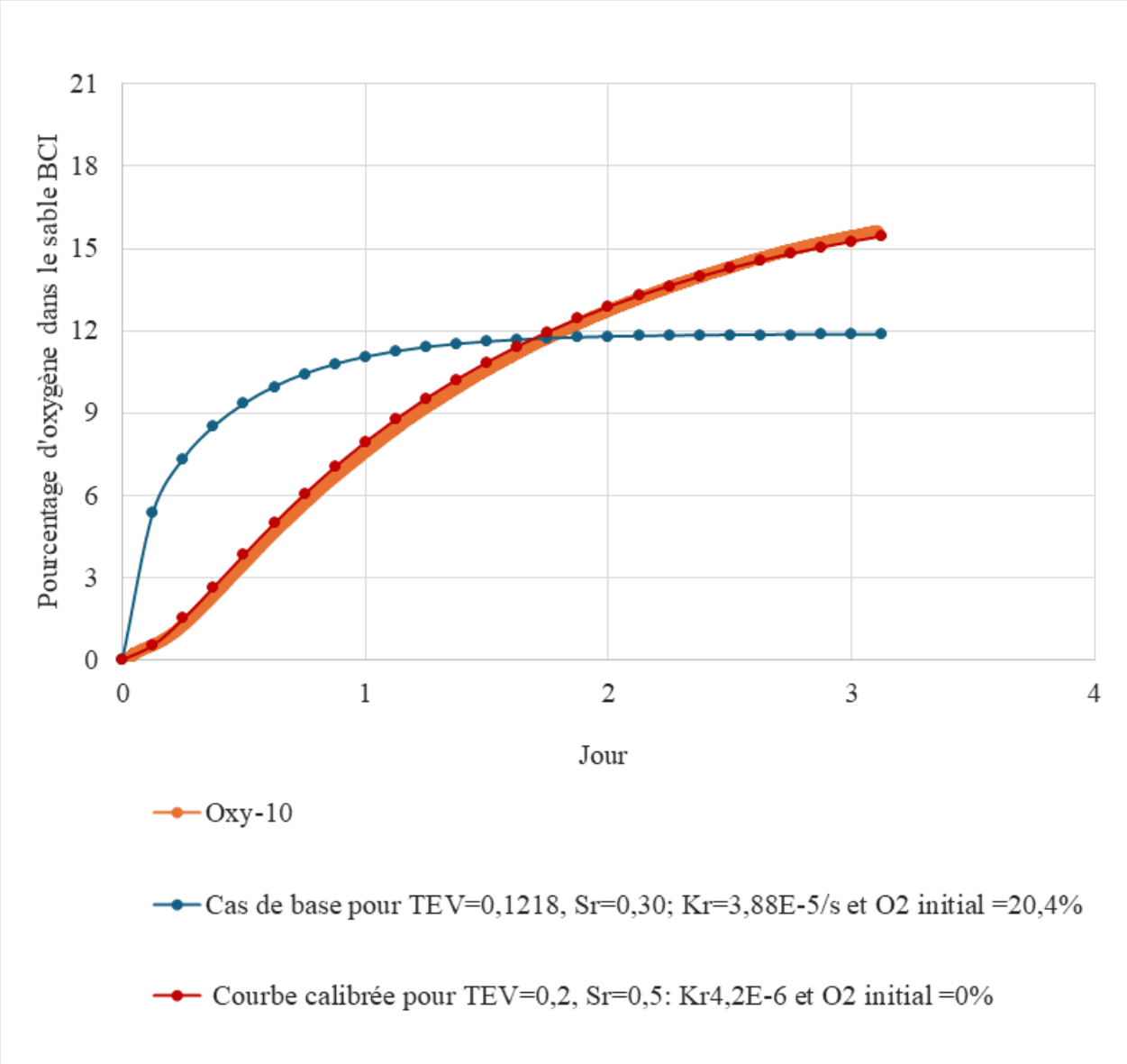


Figure 5.15 Comparaison de la courbe calibrée par modélisation numérique avec la courbe mesurée par l'Oxy-10 et le cas de base de l'essai de consommation-diffusion d'oxygène dans la colonne 4.

Tableau 5.3 Détermination des coefficients de diffusion d'oxygène et des taux de réactions associés aux courbes calibrées pour les colonnes 3 et 4.

Colonne	**n**	**θ_w**	**θ_a**	**θ_{eq}**	**S_r**	**K_r (s^{-1})**	**D_e (m^2/s)**	**D_a^* (m^2/s)**	**D_w^*(m^2/s)**
C3	0,4	0,21	0,19	0,2	0,53	$3,22\times 10^{-6}$	4,8E-7	$2,6 \times 10^{-6}$	$3,7 \times 10^{-10}$
C4	0,4	0,2	0,2	0,2	0,5	$4,2 \times 10^{-6}$	5,9E-7	$2,9 \times 10^{-6}$	$3,3\times 10^{-10}$

5.3.3 Résultats de modélisations des colonnes 5 et 6

Pour la colonne 5, les résultats de modélisation obtenus en faisant varier la TEV dans la limite d'erreur des sondes sont proches de la courbe mesurée. Pour la limite inférieure, la concentration finale d'oxygène modélisée est de 16,58% et pour celle supérieure, elle est égale à celle mesuré soit 18,17%. Toutefois ces deux dernières courbes se superposent seulement à partir du 3e jour de l'essai comme le montre la courbe 5.16.

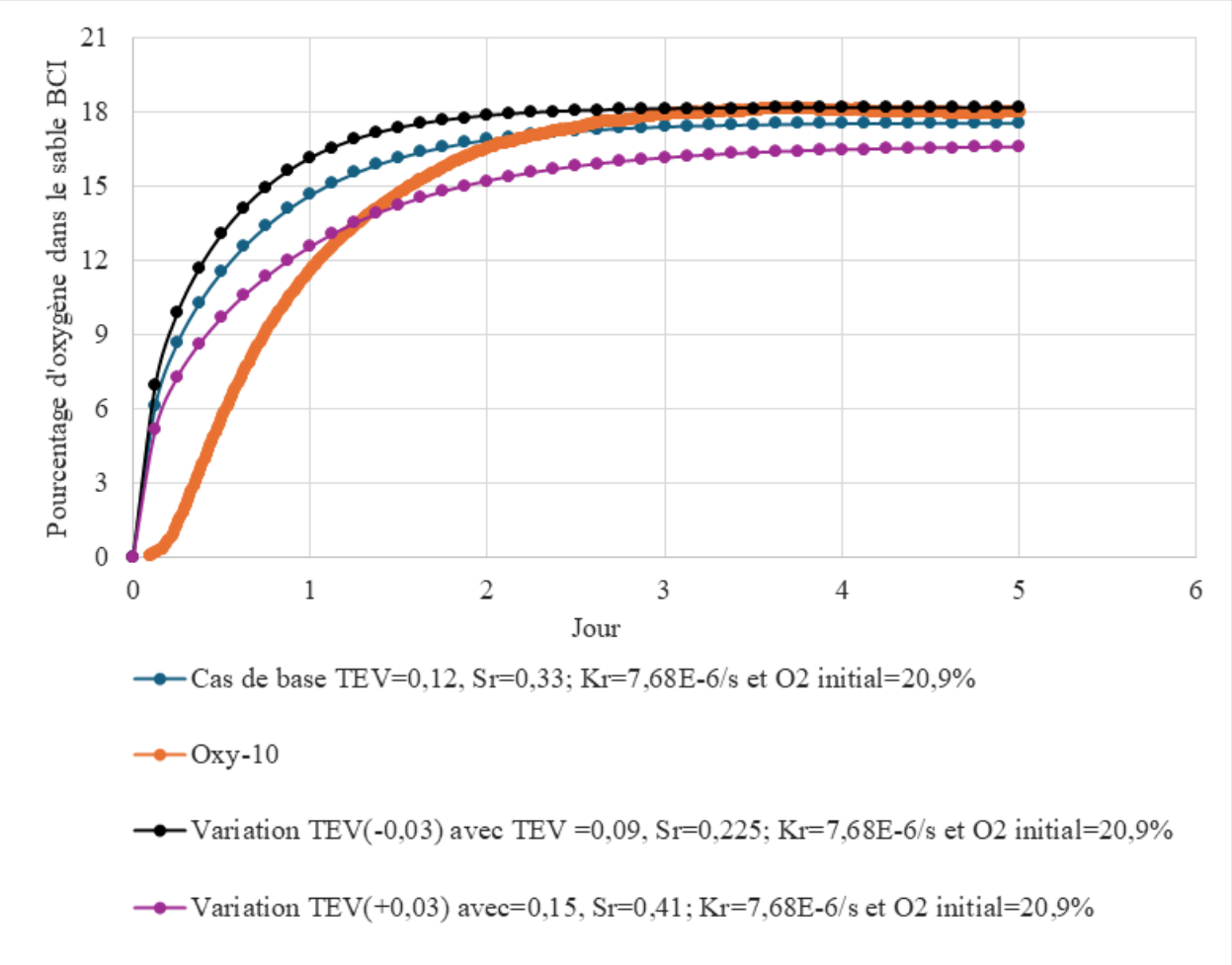


Figure 5.16 Effet de la variation de la TEV sur les courbes d'évolution temporelle de concentration d'oxygène obtenues par modélisation numérique de l'essai de consommation-diffusion d'oxygène dans la colonne 5.

Les courbes modélisées obtenues à la suite d'une réduction ou un accroissement du taux de réaction estimé d'un ordre de grandeur sont présentées dans la figure 5.17. Les concentrations d'oxygène finales obtenues sont de 20% pour un taux de réaction réduit d'un ordre de grandeur et de 8,29% pour un taux de réaction augmenté d'un ordre de grandeur. Les seules variations de taux de réaction n'ont pas permis d'obtenir la courbe calibrée.

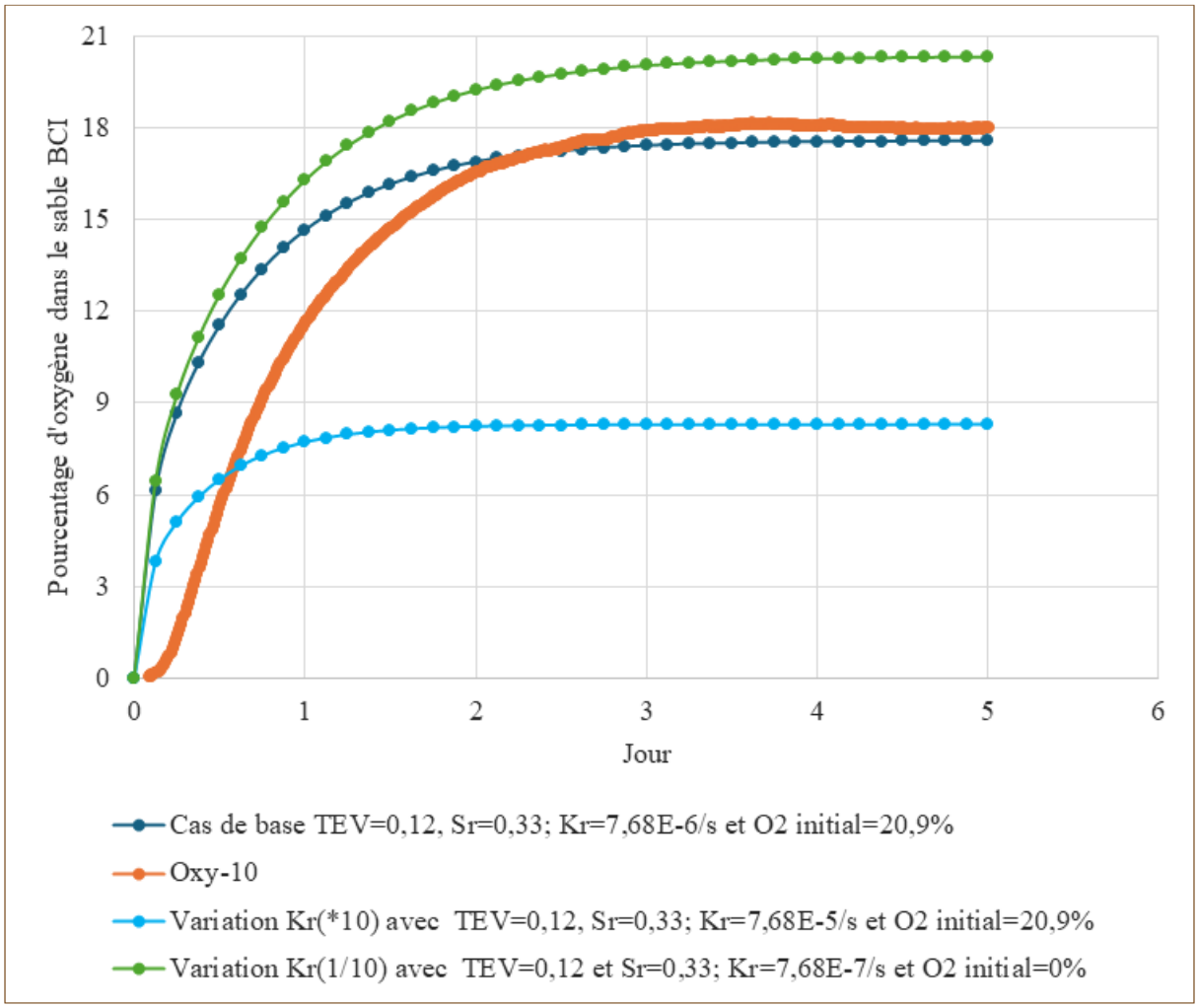


Figure 5.17 Effet de la réactivité sur les courbes d'évolution temporelle de concentration d'oxygène obtenues par modélisation numérique de l'essai de consommation d'oxygène dans la colonne 5.

Les courbes modélisées obtenues en faisant varier la concentration initiale d'oxygène pour des valeurs proches de 0 dans le silt se rapprochent beaucoup de la courbe mesurée. Au bout de 2,5 jours, ces courbes modélisées et celle du cas de base se rapprochent. Comme démontré précédemment, plus la concentration initiale d'oxygène dans le silt se rapproche de 0, plus les courbes modélisées se rapprochent de celle mesurée (figure 5.18).

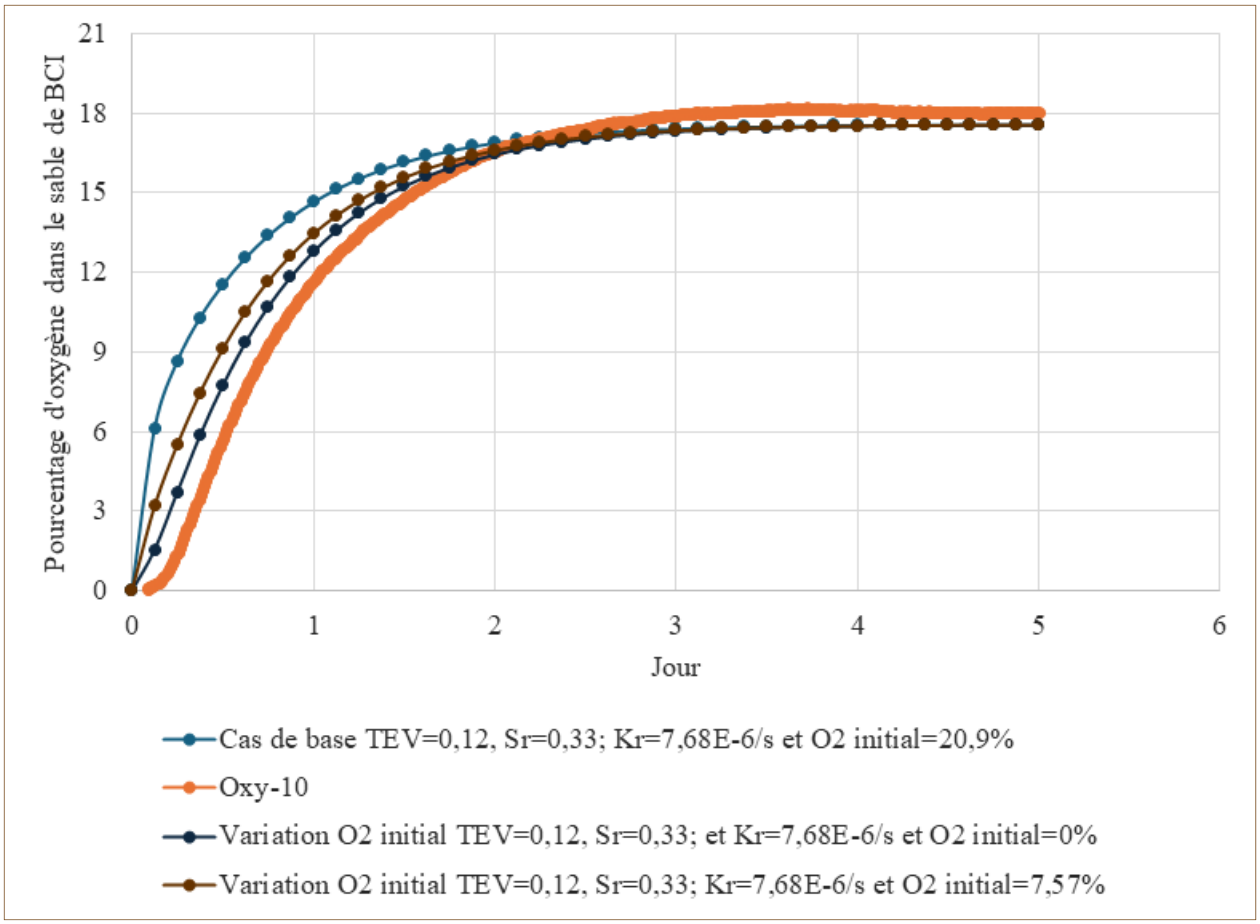


Figure 5.18 Effet de l'oxygène disponible dans les pores de la CRH sur les courbes d'évolution temporelle de concentration d'oxygène obtenues par modélisation numérique de l'essai de consommation-diffusion d'oxygène dans la colonne 5.

Pour les colonnes 5 et 6, des calculs itératifs comprenant des variations simultanées des trois paramètres à l'intérieur de leur limite respective ont été réalisés jusqu'à obtenir la courbe calibrée. Comme pour les autres colonnes, le calibrage a nécessité d'augmenter la TEV et de diminuer le taux de réaction et la concentration initiale d'oxygène dans le silt par rapport aux cas de base. Les courbes calibrées de ces colonnes sont présentées dans les figures 5.19 et 5.20. Les valeurs des

coefficients de diffusion d'oxygène effectif obtenues pour les colonnes 5 et 6 sont respectivement de $8{,}3\times10^{-7}$ m^2/s et $1{,}2\times10^{-7}$ m^2/s. Les taux de réaction de la courbe calibrée des colonnes 5 et 6 sont respectivement de 4×10^{-6} s^{-1} et 7×10^{-6} s^{-1}. Plus de détails sur les paramètres entrés dans le modèle numérique sont présentés dans le tableau 5.4.

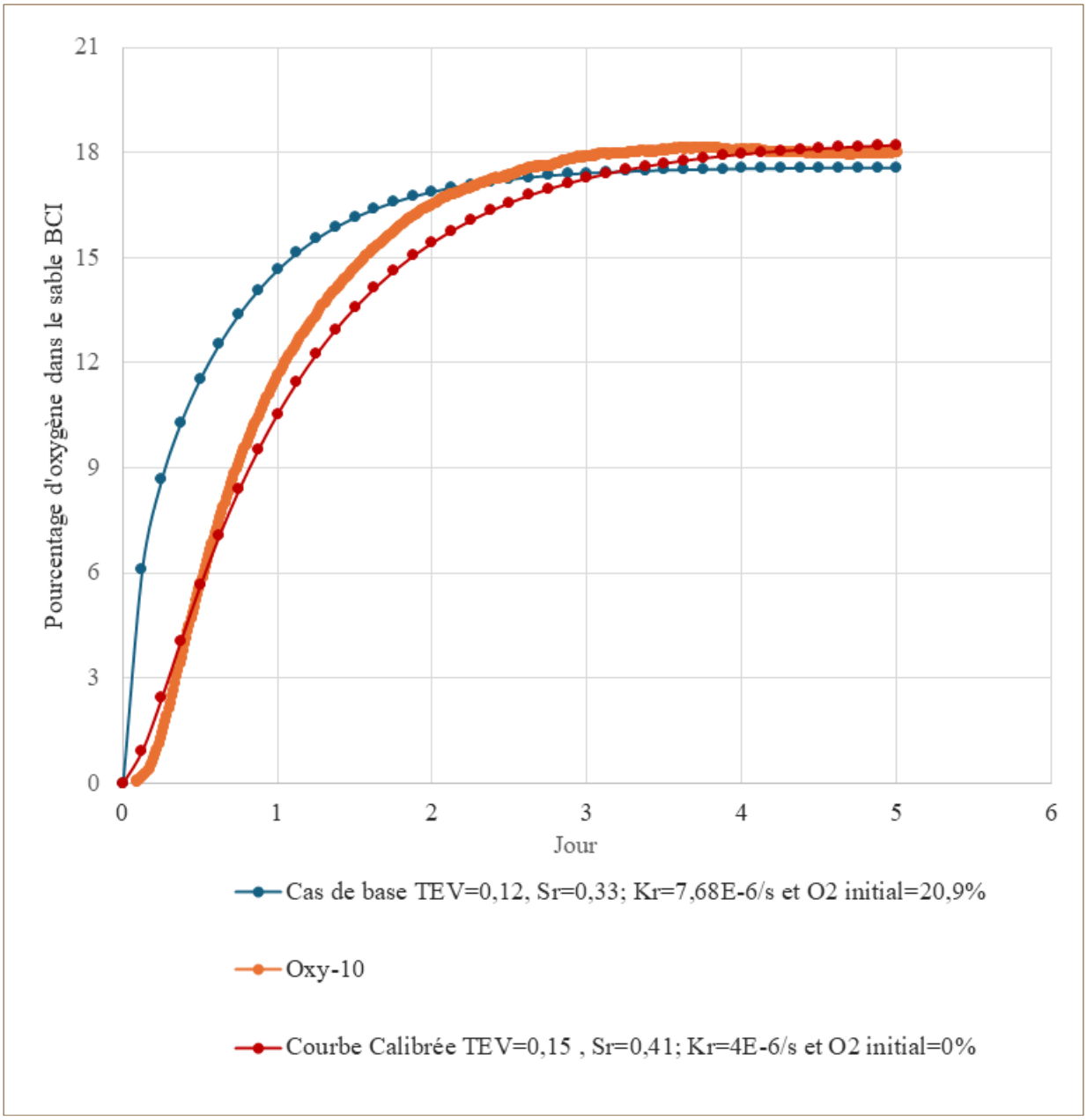


Figure 5.19 Comparaison de la courbe calibrée par modélisation numérique avec la courbe mesurée par l'oxy-10 et le cas de base de l'essai de consommation-diffusion d'oxygène dans la colonne 5

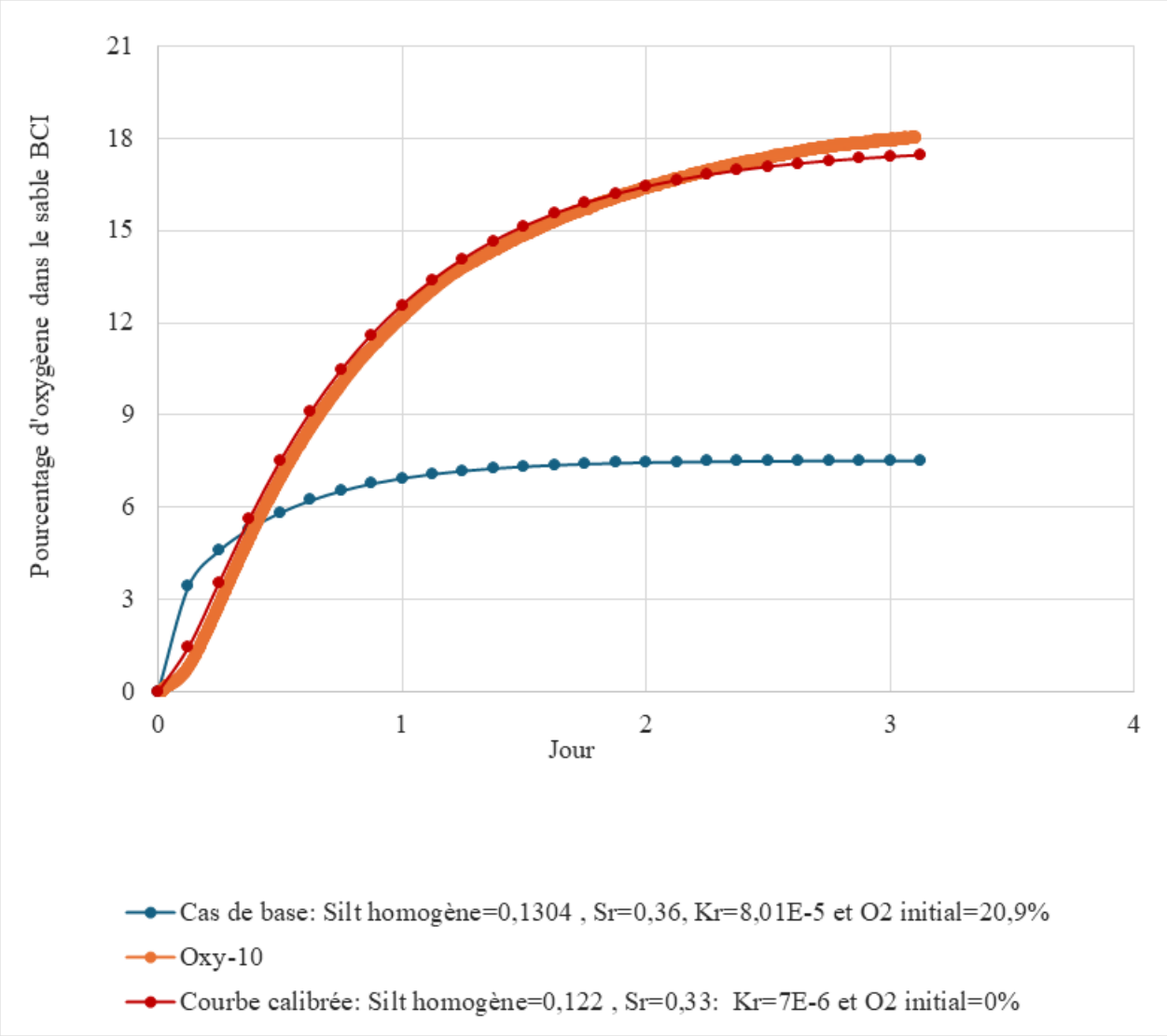


Figure 5.20 Comparaison de la courbe calibrée par modélisation numérique avec la courbe mesurée par l'Oxy-10 et le cas de base de l'essai de consommation-diffusion d'oxygène dans la colonne 6

Tableau 5.4 Détermination des coefficients de diffusion d'oxygène et des taux de réaction associés aux courbes calibrées pour les colonnes 5 et 6

Colonne	**n**	**θ_a**	**θ_w**	**θ_{eq}**	**S_r**	**K_r (s^{-1})**	**D_e (m^2/s)**	**D_a^*(m^2/s)**	**D_w^*(m^2/s)**
C5	0,36	0,21	0,15	0,21	0,42	4×10^{-6}	$8,3\times10^{-7}$	4×10^{-6}	$2,3\times10^{-10}$
C6	0,36	0,24	0,12	0,24	0,34	7×10^{-6}	$1,2\times10^{-6}$	5×10^{-6}	$1,5\times10^{-10}$

5.4 Flux d'oxygène à travers la CEBC des colonnes

Comme expliqué au point 2.4.1 la détermination des coefficients de diffusion apparents et des taux de réaction des 7 colonnes par des modélisations numériques permet de calculer les flux théoriques à la surface et à la base de la CRH avec les solutions analytiques proposées par Mbonimpa *et al.* (2003). Ces calculs de flux à la surface et à la base de la CRH ont été faits pour évaluer la performance des CEBC dans chaque colonne, en supposant qu'elles seraient placées sur un résidu minier très réactif et également pour obtenir le flux consommé par les racines à travers la CEBC pour chacune des 6 colonnes végétalisées. Pour rappel, le critère de performance est un flux inférieur à 20-40 g d'O_2/m^2/an atteignant les résidus réactifs sous la couverture (Bussière *et al.*, 2009). Avec la réactivité biologique associée à la colonisation racinaire dans la CRH, on a considéré que la couche de rétention d'humidité de la CEBC est une couverture faite de matériaux réactifs. Dans ce cas, la présence de la couche de bris capillaire inférieure peut être négligée car elle n'exerce aucune influence sur le flux à la base. Hamdi (2011) a déjà démontré que le flux à la base de la couche de rétention d'humidité est presqu'identique au flux à la base de la CEBC. Pour les flux à la surface et à la base de la CRH, les conditions frontières suivantes sont nécessaires :

- Comme condition initiale $C (z > 0, t=0) = 0$, une concentration nulle en oxygène dans les pores de la couche de matériaux est considérée sur toute l'épaisseur de la couche au temps 0.
- On suppose que les rejets sous la CEBC (simplifiée en considérant uniquement la couche de silt d'épaisseur L=0,5 m) sont des matériaux très réactifs, et donc que $C (z \geq L, t > 0) = 0$.
- $C (z=0, t > 0) = C_0$, avec C_0 constante à la surface de la couche et égale à la concentration de l'oxygène dans l'air (on néglige l'influence de la couche de protection).

En supposant que ces conditions frontières se maintiennent pendant un long moment jusqu'à l'atteinte du régime permanent, le flux à la surface de la CRH a été calculé avec l'équation 2.19 et celui à la base du silt avec l'équation 2.17. La différence entre les deux flux correspond au flux consommé par les racines.

5.4.1 Flux dans la colonne C0

Pour les calculs de flux dans la colonne C0, les données présentées au tableau 5.1 issues des modélisations numériques sont utilisées. On se rappelle que le degré de saturation de cette colonne est 0,8 pour le premier essai de consommation-diffusion. Les flux à la surface et à la base de la couche de silt de cette colonne non végétalisée s'équilibrent au bout de 4 jours. L'absence de réactivité dans cette colonne (taux de réaction = 0) a permis à la courbe représentant le flux à la base de se joindre à celle du flux à la surface. À l'équilibre le flux d'oxygène à la base de la CEBC est de 558,45 g/m^2/an. Cette quantité de flux est largement supérieure au critère de conception qui est de 20 à 40 g/m^2/an. L'évolution des flux dans cette colonne est présentée dans la figure 5.21. Même sans végétation, la colonne témoin n'a pas pu respecter le critère de performance, à cause de son degré de saturation inférieur à 85%.

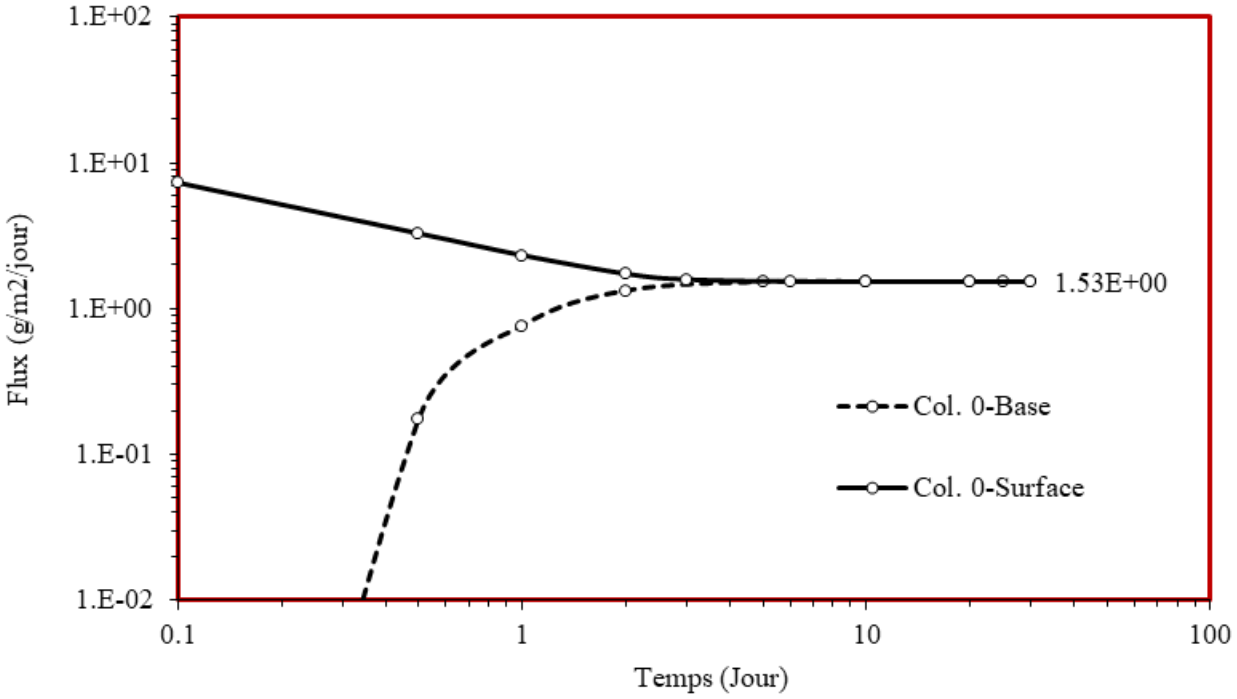


Figure 5.21 Évolution des flux à la surface et à la base de la colonne non végétalisée C0 tels que calculés par Mbonimpa *et al.* (2003)

5.4.2 Flux dans les colonnes 1 et 2

Les données présentées au tableau 5.2 issues des modélisations numériques sont utilisées pour calculer les flux dans les colonnes 1 et 2. Leurs degrés de saturation sont de 50% et 57% respectivement lors des essais de consommation-diffusion. L'évolution des flux dans cette colonne est présentée dans la figure 5.22. Pour la colonne 1, les flux à la surface et à la base de la CRH de cette colonne végétalisée s'équilibrent au bout de la première journée. La présence de réactivité dans la couche de rétention d'humidité dans cette colonne (taux de réaction = $4{,}5\times10^{-6}$ s^{-1}) a créé un écart entre la courbe représentant le flux à la base et celle du flux à la surface. Cet écart est dû à la consommation d'oxygène dans la couche de silt.

À l'équilibre le flux d'oxygène à la base de la CEBC est de 5986 g/m^2/an alors que celui en surface est de 14 235 g/m^2/an. Sachant que la différence entre ces deux flux est égale au flux consommé par les racines, alors 8249 g/m^2/an d'oxygène sont consommés par les racines. Malgré cette consommation importante d'oxygène par les racines, le flux arrivant dans les résidus sous la couverture demeure trop important, soit 150 fois plus grand que le critère de performance qui est de 20 à 40 g/m^2/an.

Pour la colonne 2, il y a aussi un écart entre la courbe représentant le flux à la base et celle du flux à la surface dû à la réactivité de la CRH (taux de réaction = $7{,}1\times10^{-6}$ s^{-1}) à l'équilibre. Cet écart est beaucoup plus important pour la colonne 2 que pour la colonne 1 puisque son taux de réaction est supérieur au taux de réaction de la colonne 1. Le flux à la surface de la CRH est de 14 235 g/m^2/an alors que le flux à la base est de 3059 g/m^2/an. Le flux consommé par les racines dans cette colonne est donc de 11 176 g/m^2/an. Les courbes des flux à la surface et à la base de la CEBC de la colonne sont présentées dans la figure 5.22.

La réactivité élevée dans la CRH de la colonne 2 n'a pu empêcher que le flux arrivant à la base de la CEBC respecte le critère de performance. Il est au moins 70 fois plus grand que le critère de performance. La principale raison des flux élevés à la base de la CEBC des colonnes 1 et 2 est le faible degré de saturation (S_r=50% pour C1 et S_r=57% pour C2) dans la CRH de ces deux colonnes.

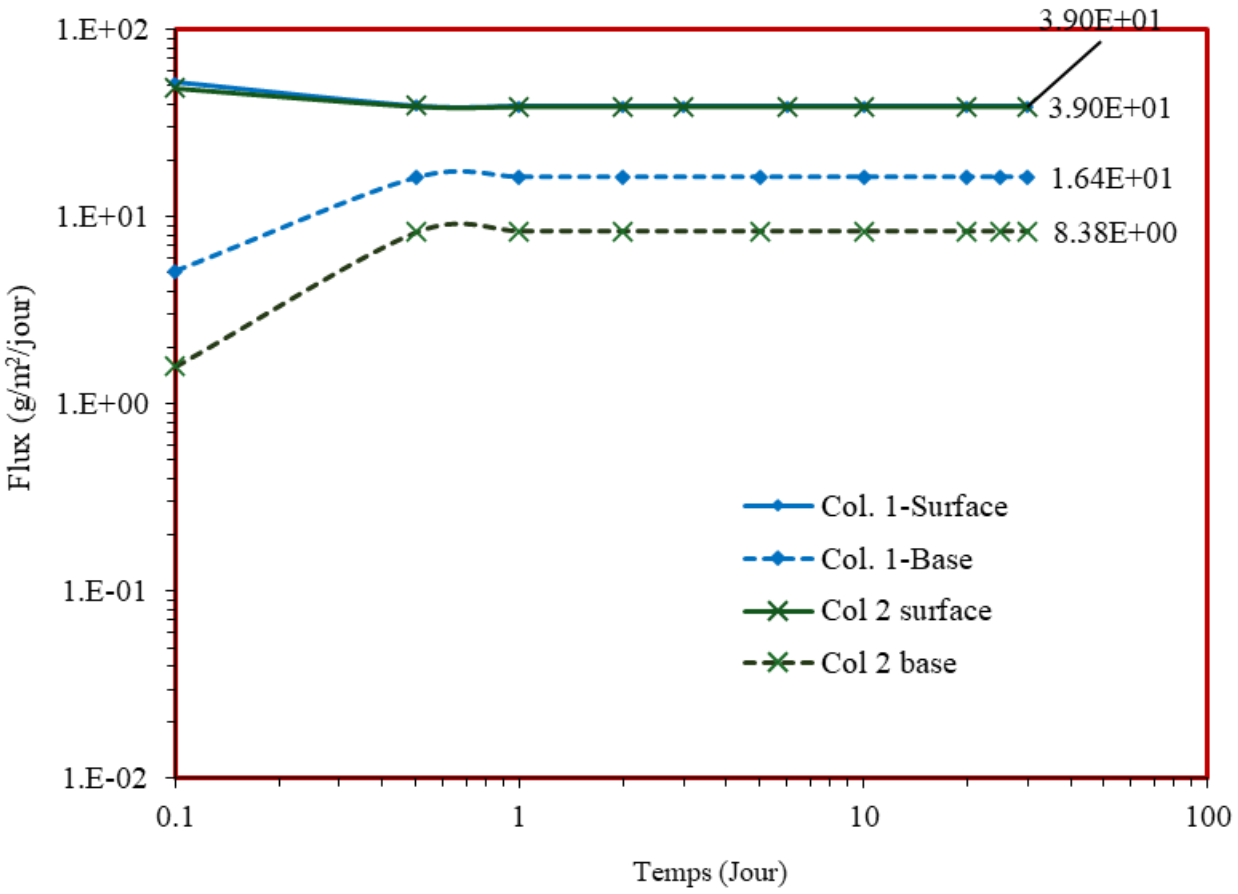


Figure 5.22 Évolution des flux en surface et à la base de la couche de silt des colonnes 1 et 2 tels que calculés par Mbonimpa *et al.* (2003)

5.4.3 Flux d'oxygène dans les colonnes 3 et 4

Pour les colonnes 3 et 4, les calculs des flux ont été faits avec les données présentées au tableau 5.3 issues des modélisations numériques. Le degré de saturation est de 50% dans chacune des colonnes lors des essais de consommation-diffusion. Les courbes des flux à la surface et à la base de la CEBC de la colonne 3 sont présentées dans la figure 5.23. Pour la colonne 3, les flux à la surface et à la base de la CRH de cette colonne végétalisée s'équilibrent au bout de la première journée tout comme les 2 colonnes végétalisées précédentes. L'écart entre la courbe représentant le flux à la base et celle du flux à la surface représente le flux d'oxygène consommé dans la couche de silt, dont le taux de réaction est $3{,}22\times10^{-6}$ s^{-1}. À l'équilibre le flux d'oxygène à la surface de la CEBC est de 12 593 g/m^2/an alors que celui à la base est de 6424 g/m^2/an. Le flux consommé par

les racines est de 6169 g/m^2/an d'oxygène. Les racines ont consommé à peu près la moitié du flux à la surface. Le flux à la base de la CEBC est 160 fois plus grand que le critère de performance qui est de 20 à 40 g/m^2/an.

Dans la colonne 4, le flux à la surface du silt, à l'équilibre, est de 15 732 g/m^2/an alors que le flux à la base est de 7775 g/m^2/an. Le flux consommé par les racines dans cette colonne est de 7957 g/m^2/an. Le taux de réaction dans la CRH de la colonne 4 est de $4{,}2\times10^{-6}$ s^{-1}. Le flux à la base de la CEBC dans la colonne est à peu près 200 fois plus grand que le critère de performance. Étant donné que le degré de saturation est faible dans la couche de silt de deux colonnes, l'oxygène y circule librement par diffusion dans les pores et passe à travers la couche malgré la consommation par les racines.

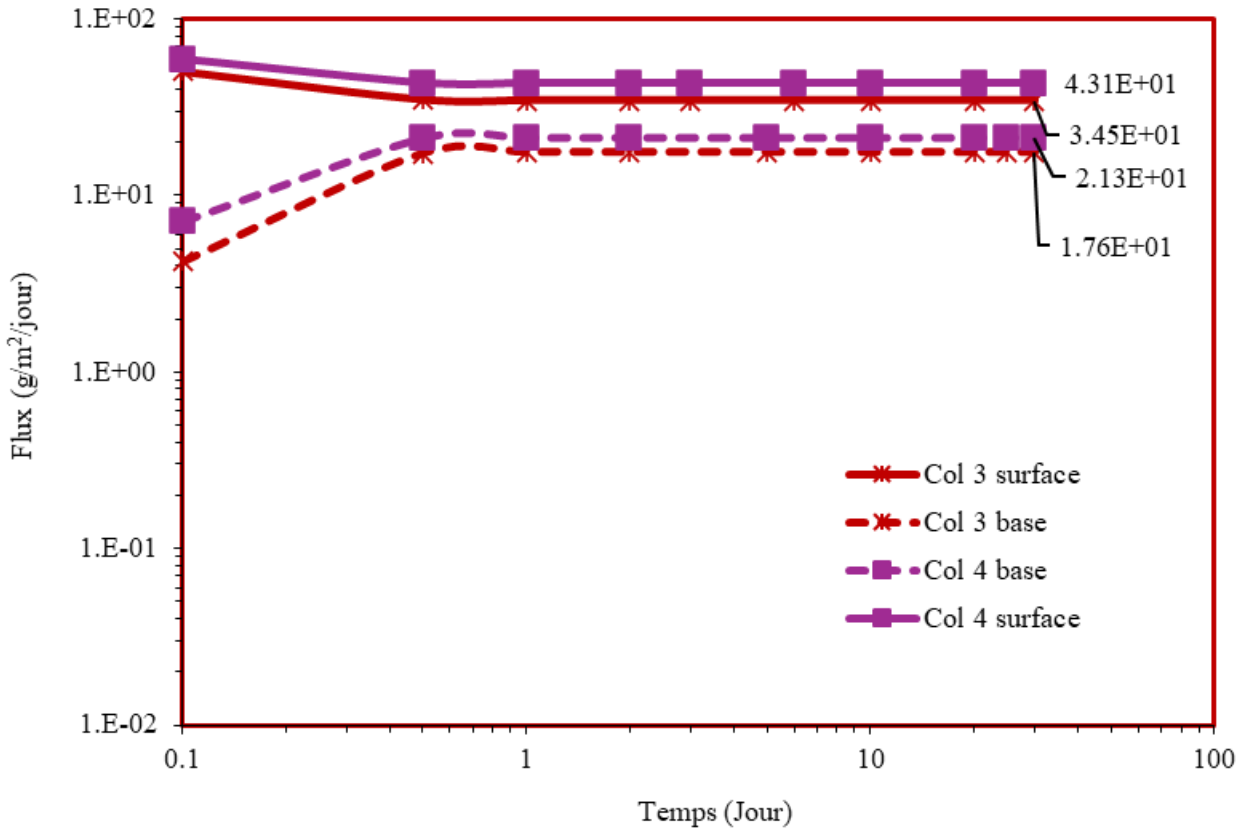


Figure 5.23 Évolution temporelle des flux en surface et à la base de la CRH des colonnes 3 et 4 tels que calculés par Mbonimpa *et al.* (2003)

5.4.4 Flux d'oxygène dans les colonnes 5 et 6

Les données présentées au tableau 5.4 issues des modélisations numériques ont permis de calculer les flux à la surface et à la base de la CEBC pour les colonnes 5 et 6. Le degré de saturation dans ces 2 colonnes est assez faible, soit de 42% pour la colonne 5 et de 34% pour la colonne 6 lors des essais de consommation-diffusion. Les courbes des flux à la surface et à la base de la CEBC de la colonne 5 et 6 sont présentées dans la figure 5.24. Pour la colonne 5, les flux à la surface et à la base de la couche de silt de cette colonne végétalisée s'équilibrent au bout d'une demi-journée. Le taux de réaction dans la couche de silt est de 4×10^{-6} s^{-1}. À l'équilibre, le flux d'oxygène à la surface de la CEBC est de 20 002 g/m^2/an alors que celui à la base est de 12 082 g/m^2/an. Le flux consommé par les racines est de 7920 g/m^2/an d'oxygène. Le flux à la base de la CEBC est 300 fois plus grand que le critère de performance qui est de 20 à 40 g/m^2/an. Dans la colonne 6, le taux de réaction dans la couche de silt est de 7×10^{-6} s^{-1}. Le flux à la surface de la CRH, à l'équilibre, est de 30186 g/m^2/an alors que le flux à la base est de 16 571 g/m^2/an. Le flux consommé par les racines dans cette colonne est de 13615 g/m^2/an. Le flux à la base de la CEBC dans la colonne 6 est 400 fois plus grand que le critère de performance.

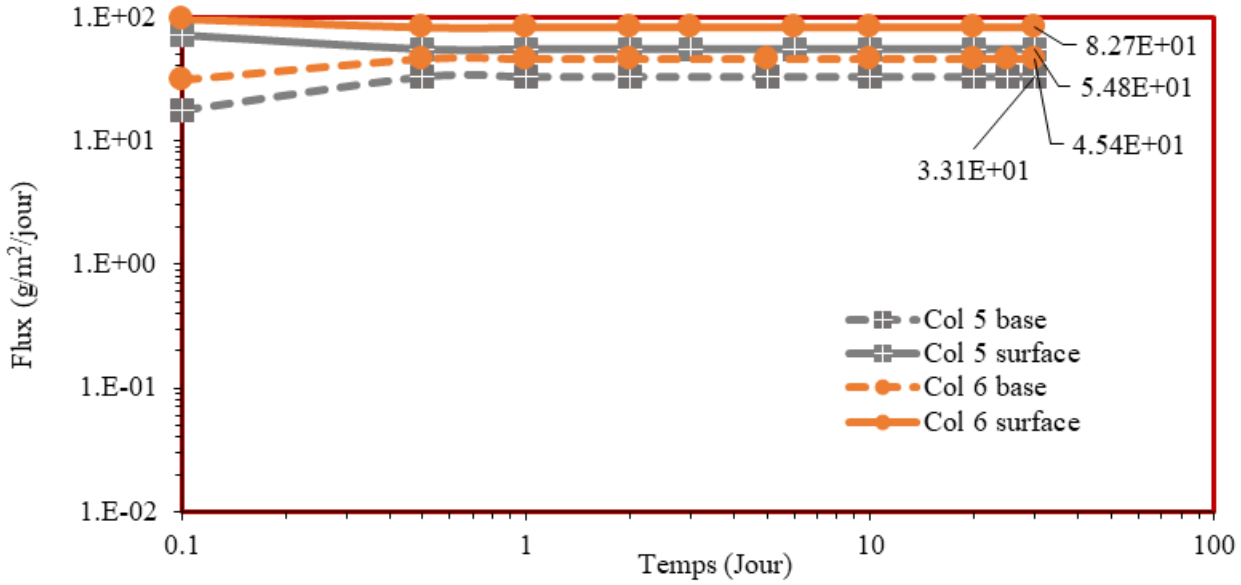


Figure 5.24 Évolution des flux en surface et à la base de la couche de silt des colonnes 5 et 6 tels que calculés par Mbonimpa *et al.* (2003)

CHAPITRE 6 DISCUSSION

L'objectif principal de ce projet était de déterminer au laboratoire l'influence de la respiration racinaire d'un saule sur la consommation biologique d'oxygène et la performance d'une CEBC en considérant des variations de degrés de saturation dans la couche de rétention d'humidité. Plusieurs objectifs spécifiques avaient été formulés et les réponses obtenues en lien avec ces objectifs seront examinées et discutées dans cette section.

6.1 Effet de la TEV (et du degré de saturation) sur la colonisation racinaire

Les colonnes ayant eu au début des degrés de saturation plus élevés (TEV initiale) ont eu un développement racinaire des saules plus important en termes de densité de longueur racinaire (figure 6.1). Ceci dépend de la disponibilité en eau dans les pores du silt. Les saules indigènes sont connus pour être tolérants à des conditions saturées en eau. Les colonnes 3 et 4 pour lesquelles on visait un degré de saturation de 100% ont présenté une colonisation racinaire plus importante avec des valeurs de densité de longueur racinaire total respectives de 87521 m/m^3 et 106547 m/m^3. Toutefois il y a eu quelques disparités pour les 2 autres paires de colonnes végétalisées montées à 85% et 50% de saturation. La colonne 6 (RLD = 41507 m/m^3) a eu un développement racinaire presque 2 fois plus grand que la colonne 5 (RLD = 22991 m/m^3) pour un même degré de saturation. Cette même observation peut être faite pour les colonnes C1 (RLD = 36024 m/m^3) et C2 (RLD = 71400 m/m^3) placées au même degré de saturation. Les différences dans l'agencement des pores dans ces paires de colonnes au même degré de saturation pourraient être un facteur ayant favorisé une colonisation racinaire non uniforme.

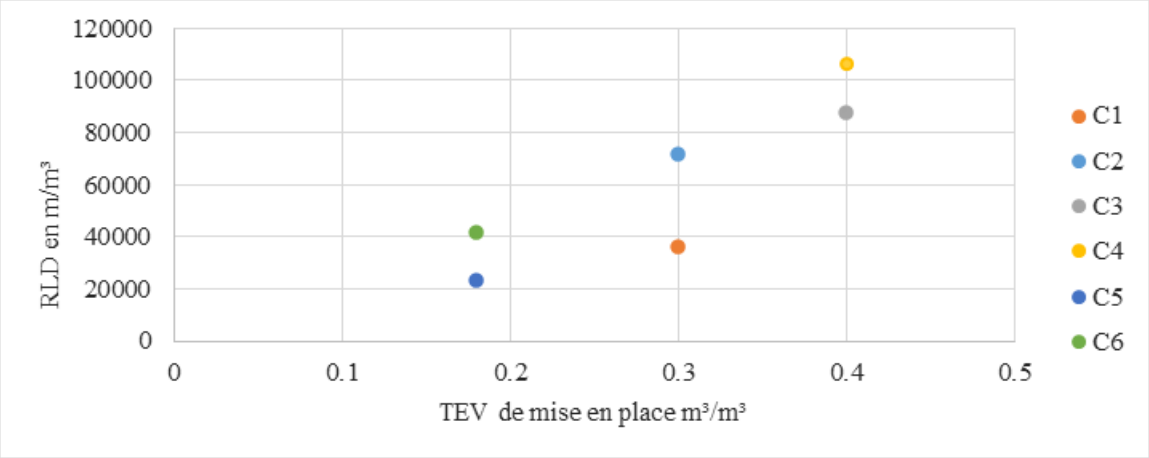


Figure 6.1 Densité de longueur racinaire vs TEV initiale dans les colonnes

Les colonnes 3 et 4 (S_r=100% au montage) ont montré une plus grande diminution de TEV et les plus grandes valeurs de densité de longueur racinaire (figure 6.2). Le degré de saturation des paires de colonnes (C1, C2) et (C3, C4) mis en place à 85% et 100% s'est stabilisé vers 50%. Pour le couple de colonne (C5, C6) mis en place à 50%, le degré de saturation s'est stabilisé autour de 34% pour la colonne 6 et 42% pour la colonne 5.

Un degré de saturation de 85% aide à limiter le flux d'oxygène entrant dans les matériaux autour de 20 - 40g/m²/an (Bussière *et al.*, 2009). Les valeurs de TEV obtenues après 4 mois de croissance des saules dans les colonnes végétalisées, lors des essais de diffusion sont toutes inférieures à 0,23m³/m³, malgré une augmentation du volume d'arrosage des colonnes (figure 6.2). On n'a pas pu maintenir le degré de saturation constant donc, on a décidé de laisser aller naturellement le système au taux d'arrosage révisé. En comparaison, la colonne témoin sans saule (n = 0,36) planté a gardé un degré de saturation de 85% dans le silt, sauf en fin de suivi où il est descendu à 80%. Ainsi, il semble difficile de maintenir un degré de saturation supérieur à 85% dans la couche de rétention d'humidité dans des colonnes végétalisées avec du saule.

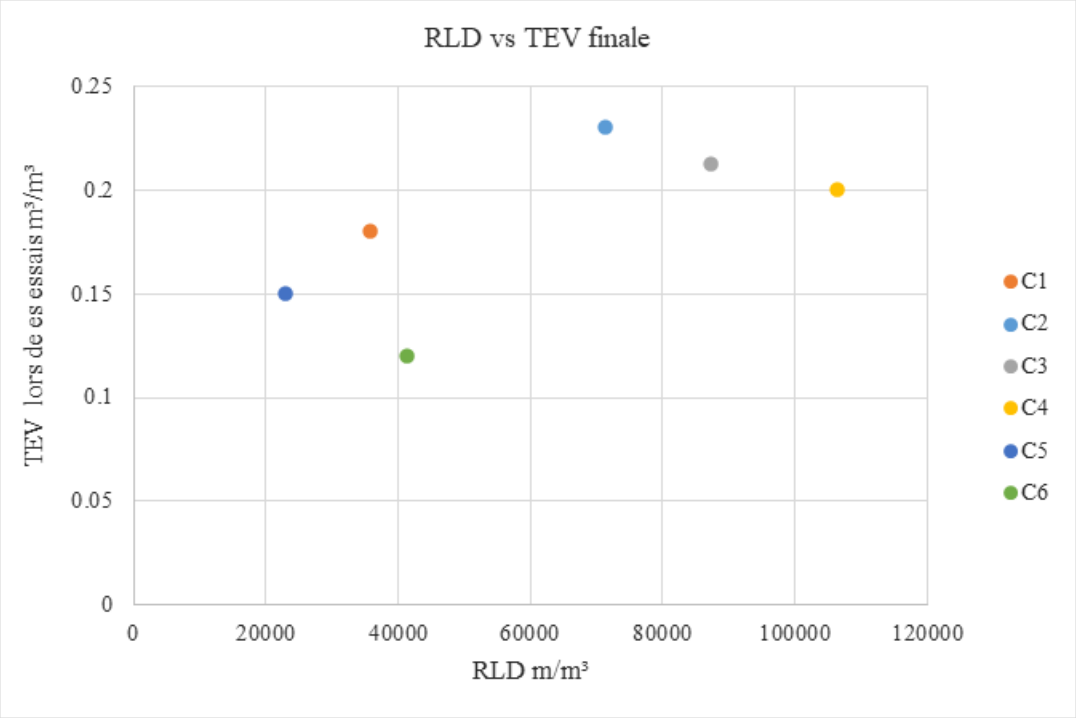


Figure 6.2 Densité de longueur racinaire vs TEV finale.

6.2 Taux de réaction associés à différentes combinaisons de colonisations racinaires et degrés de saturation

Dans le cadre de cette étude, la réactivité est linéairement et positivement reliée à la colonisation racinaire, à travers la densité de longueur racinaire. La figure 6.3 montre la relation entre densité de longueur racinaire et le taux de réaction obtenue pour cette étude, dont le R^2 = 0,7. Une comparaison de celle-ci a été faite avec la relation obtenue par Proteau *et al.* (2020b). Les valeurs de densité de longueur racinaire de cette présente étude sont beaucoup plus grandes, mais les valeurs de taux de réaction associées à la respiration racinaire sont du même ordre de grandeur, en comparaison aux travaux de Proteau *et al.* (2020b). Les travaux de Proteau *et al.* (2020b) ont été réalisés in situ dans une couche de rétention d'humidité avec des degrés de saturation plus élevés (> 80 %) que les degrés de saturation finaux de cette étude en colonnes végétalisées. Les valeurs de densité de longueur racinaire et les taux de réaction obtenus par Proteau *et al.* (2020b) sont présentées dans la figure 6.3 et la courbe de tendance a été modifiée par rapport à l'équation 3.16 présentée antérieurement, pour une courbe passant par l'origine. La désaturation du silt des

colonnes peut expliquer les valeurs plus élevées de taux de réaction obtenues. En effet, le taux de respiration des racines varie en fonction de la concentration de l'oxygène dans le sol (figure 2.2).

Globalement, les racines des colonnes végétalisées se comportent comme un matériau réactif sec dont le contenu en pyrite varie entre 1% et 2%. Ces estimations ont été faites avec l'équation 2.26 de Collin (1987) et son présentées au tableau 6.1.

Tableau 6.1 Calcul du contenu en pyrite (C_p) à partir de la réactivité biologique pour n=0,42

Colonne	**Taux de réaction (s^{-1})**	**C_p (%)**
C1	$4{,}50 \times 10^{-6}$	1,49
C2	$7{,}10 \times 10^{-6}$	2,34
C3	$3{,}22 \times 10^{-6}$	1,06
C4	$4{,}2 \times 10^{-6}$	1,39
C5	4×10^{-6}	1,32
C6	7×10^{-6}	2,31

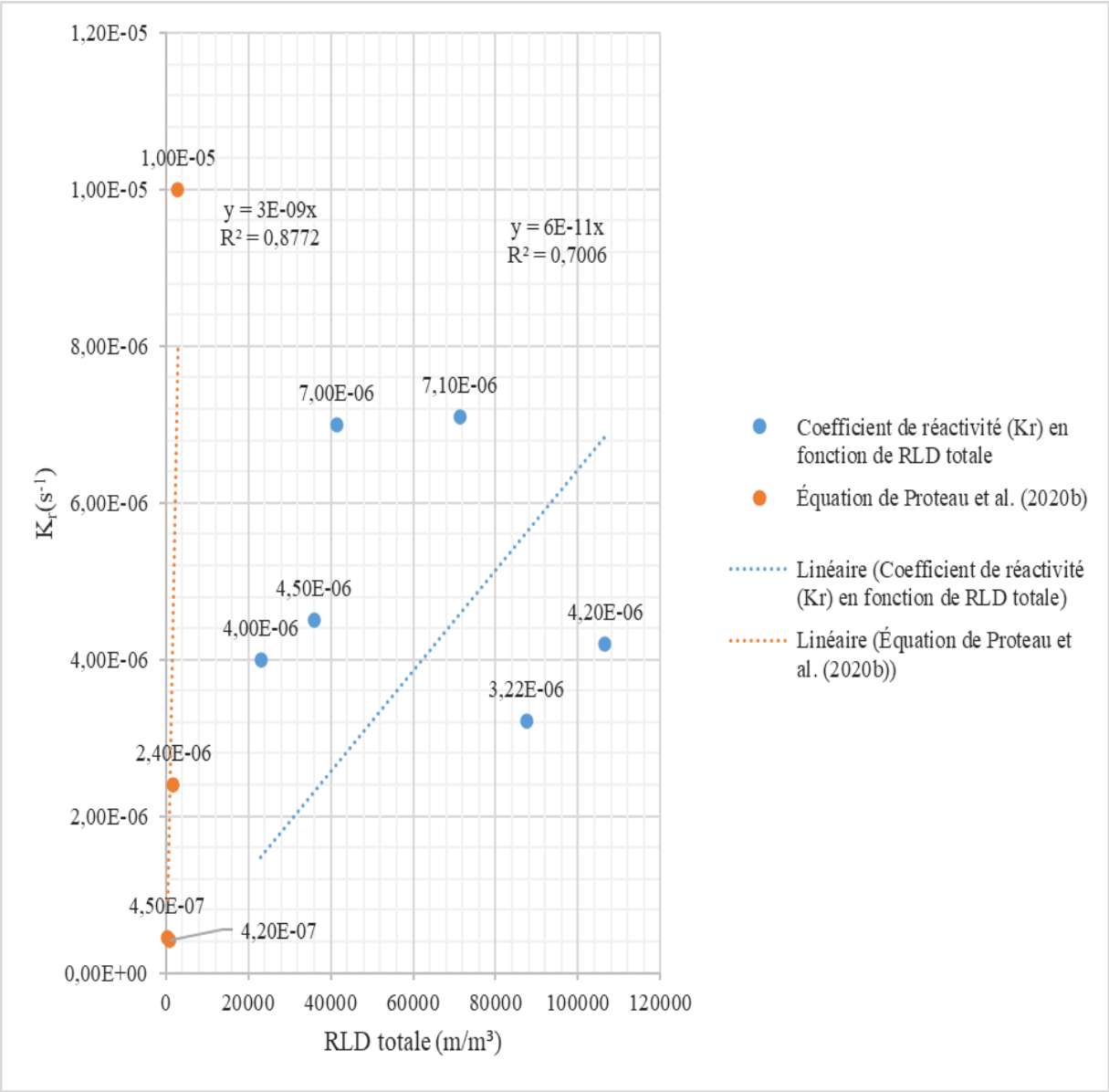


Figure 6.3 Résultats de densité de longueur racinaire vs taux de réaction obtenus dans cette étude comparés à ceux obtenus par Proteau et al. (2020b).

Dans la figure 6.3, les colonnes 3 et 4 qui ont eu des valeurs de densité de longueur racinaire plus grandes ne présentent cependant pas les taux de réaction les plus élevés. La valeur de densité de longueur racinaire pour la colonne 2 est à peu près 2 fois plus grande que celle de la colonne 1. Les taux de réaction vont dans ce sens aussi. On a observé cette même tendance pour les colonnes 5 et

6, avec des valeurs de densité de longueur racinaire de la colonne 6 à peu près 2 fois plus grande que celle de la colonne 5.

Les colonnes ayant présenté une plus forte désaturation ont certes les valeurs les plus élevées de densité de longueur racinaire mais elles n'ont pas les plus grands taux de réaction les plus élevés. On a observé des fissures dans le silt avec la réduction progressive des valeurs de TEV pour les colonnes 3 et 4 et ces fissures au démantèlement étaient remplies de racines. Le diamètre des racines (fines ou grossières) aussi doit être pris en en compte puisque leurs besoins en oxygène ne sont pas les mêmes. Les racines fines consomment généralement plus d'oxygène que les racines grossières (Makita *et al.*, 2009).

Toutefois, pour obtenir la courbe calibrée, on a choisi d'augmenter le degré de saturation et de diminuer le taux de réaction à partir du cas de base. Il aurait été possible d'ajuster ces 2 paramètres en augmentant le taux de réaction, notamment pour les colonnes 3 et 4 avec les plus grandes densités de longueur racinaire et pour lesquelles on a dû utiliser des valeurs de degré de saturation nettement supérieures à celles données par les sondes pour obtenir une courbe calibrée. Cette approche aurait permis d'améliorer la relation obtenue entre taux de réaction et densité de longueur racinaire.

En outre, pour les colonnes C1, C2, C3 et C4, une partie de l'oxygène qui traverse le silt est consommée par les racines qui ont colonisé le sable du bris capillaire inférieur. En utilisant la relation densité de longueur racinaire - taux de réaction obtenue dans ce projet de recherche, la réactivité correspondante dans le sable de la couche de bris capillaire inférieur a été estimée. Elle est inférieure à celle estimée dans la CRH. Cependant cette consommation d'oxygène dans la couche de bris capillaire ne doit être pas être négligée. Les résultats obtenus sont présentés dans le tableau 6.2.

Tableau 6.2 Estimation de la réactivité dans le sable de bris capillaire

Colonne	**RLD (m/m^3)**	**Taux de réaction (s^{-1})**
C1 (sable BCI)	$1{,}90 \times 10^3$	$1{,}14 \times 10^7$
C2 (sable BCI)	$6{,}5 \times 10^3$	$3{,}90 \times 10^7$
C3 (sable BCI)	$5{,}90 \times 10^3$	$3{,}54 \times 10^7$
C4 (sable BCI)	$1{,}07 \times 10^4$	$6{,}42 \times 10^7$

6.3 Effet de la concentration initiale d'oxygène

Des données sur la concentration d'oxygène initiale mesurée dans le silt en début des essais et la concentration d'oxygène pour correspondre aux courbes mesurées lors du calibrage sont présentées dans la figure 6.4. Les valeurs de concentrations calibrées sont systématiquement plus faibles que celles mesurées en début d'essai. Il est postulé que la purge à l'azote en début de l'essai a pu modifier la concentration d'oxygène dans la CRH. Une double diffusion d'azote et d'oxygène s'est possiblement créée dans le silt. On a fait l'hypothèse que l'azote a diffusé vers le haut et l'oxygène a diffusé vers le bas. À la fin de la purge à l'azote dans le sable de bris capillaire, le point de sortie de l'azote a été scellé le premier. Ceci a vraisemblablement créé une pression interne dans le matériau poussant l'azote à diffuser vers le haut. L'oxygène optimal représente la concentration d'oxygène nécessaire pour calibrer les courbes modélisées. Il est nul pour certaines colonnes.

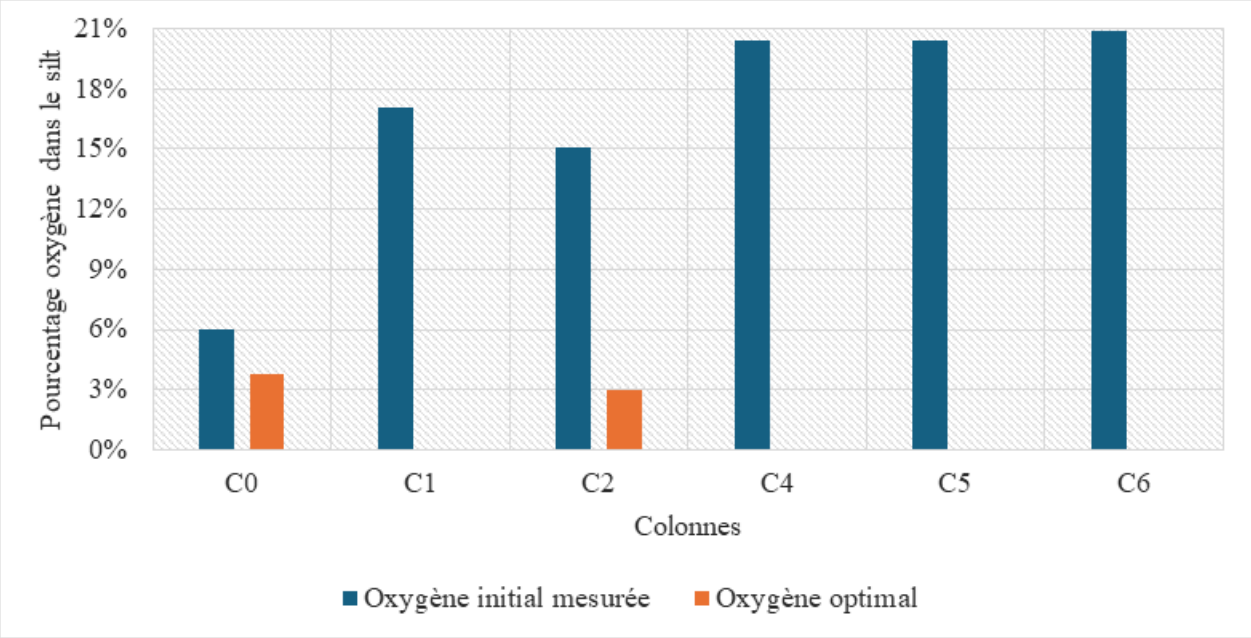


Figure 6.4 Concentration d'oxygène mesurée vs concentration d'oxygène dans la CRH pour calibrer les courbes modélisées.

6.4 Influence de la réactivité biologique associée à la respiration racinaire sur les flux d'oxygène traversant la CEBC en régime permanent et sur la performance du système de recouvrement à contrôler le drainage minier acide

Les effets des saules sur la performance de la CEBC sont variables et antagonistes. D'un côté, la colonisation racinaire a rapidement diminué les degrés de saturation dans la CRH. D'un autre côté, il a été montré que dans les conditions désaturées de la CRH des colonnes végétalisées au moment des essais de consommation-diffusion (S_r <57%), une portion non négligeable du flux d'oxygène est consommée par les racines. La réactivité biologique augmente avec la densité de longueur racinaire, pour atteindre des valeurs de taux de réaction correspondant à de 1 à 2% de pyrite (section 6.2). En dessous de 85% de degré de saturation, on se retrouve avec des flux d'oxygène en régime permanent à la base de la CEBC élevés par rapport au critère de performance de 20 – 40 g/m^2/an (Bussière *et al.*, 2009), vu que l'oxygène diffuse rapidement à travers le silt peu saturé, malgré la réactivité créée par les racines dans la CRH (figure 6.5).

Pourtant, l'effet des racines sur le flux d'oxygène traversant la CEBC est notable. Dans la colonne 1, les racines ont permis de réduire d'au moins la moitié le flux arrivant aux matériaux réactifs sous la CEBC par rapport au flux entrant dans la CRH. Pour la colonne 2, duplicata de la colonne 1, le flux rentrant à la surface de la CRH a été diminué d'au moins 75% par la consommation d'oxygène par les racines en arrivant à la base du silt. Dans ces deux colonnes, une réduction de la TEV de 0,30 m^3/m^3 à 0,18 m^3/m^3 a toutefois été observée à cause des racines. Pour les colonnes 3 et 4, environ 50% du flux arrivant en surface du silt est consommé par les racines avant d'atteindre les résidus réactifs sous la CEBC. Mais une diminution de la TEV initiale de 0,2 m^3/m^3 a été constatée dans ces deux colonnes. Pour les colonnes 5 et 6, entre 40% et 45% du flux rentrant dans les matériaux est consommé pour une réduction de TEV dans la CRH de 0,08 m^3/m^3 et 0,03 m^3/m^3, respectivement (figure 6.5).

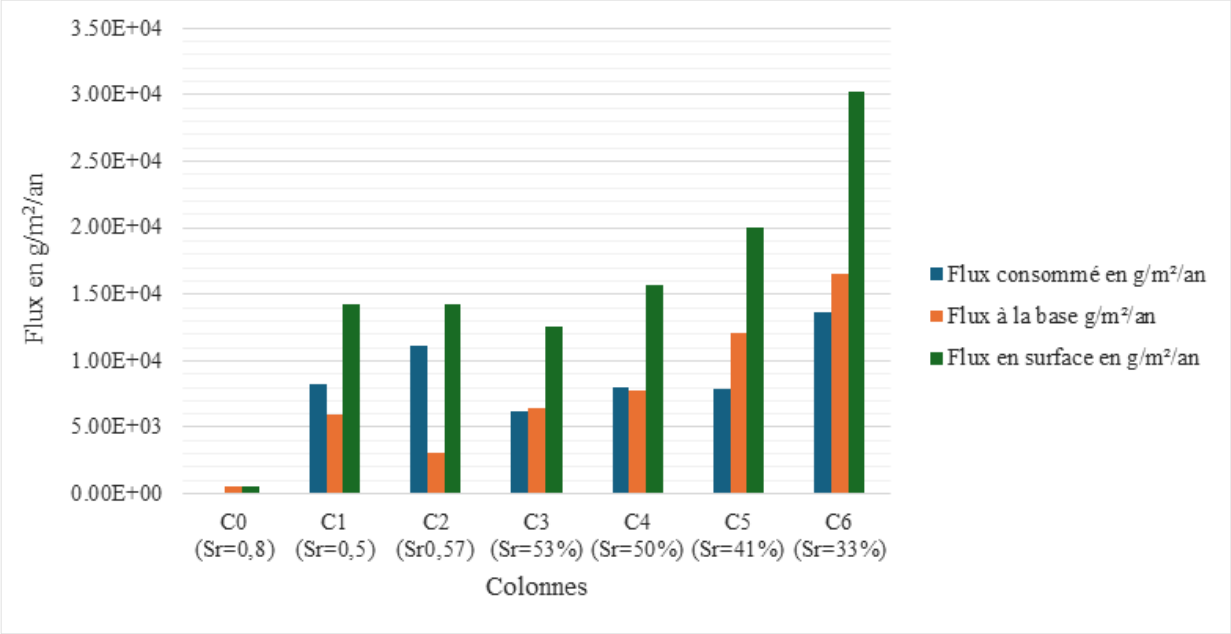


Figure 6.5 Flux d'oxygène cumulé à la surface, à la base de la CEBC et consommé par les racines en régime permanent.

Il est vrai que les racines consomment des proportions importantes des flux d'oxygène dans les colonnes. Elles ont entrainé des effets globalement néfastes sur la performance de la CEBC. Le prélèvement d'eau par les racines dans la couche de rétention d'humidité a diminué sa capacité à limiter le flux atteignant les matériaux à 20 - 40g/m^2/an (Bussière *et al.*, 2009). Des flux atteignant les résidus sous la CEBC 70 à 150 fois plus élevés que le critère de performance ont été obtenus pour les colonnes 1 et 2. Pour les colonnes 3 et 4, ils sont 160 à 200 fois plus élevés. Dans les colonnes 5 et 6, ayant eu les plus faibles degrés de saturation lors des essais de consommation-diffusion, les flux calculés sont plus élevés que pour les 4 autres colonnes végétalisées. Ils sont respectivement 300 et 400 fois plus élevés que le critère de performance. Les flux consommés par les colonnes 5 et 6 sont similaires, mais ils demeurent très variables pour le reste des colonnes végétalisées et aucune relation linéaire significative ne semble relier l'intensité de la colonisation racinaire et le flux d'oxygène consommé (figure 6.6).

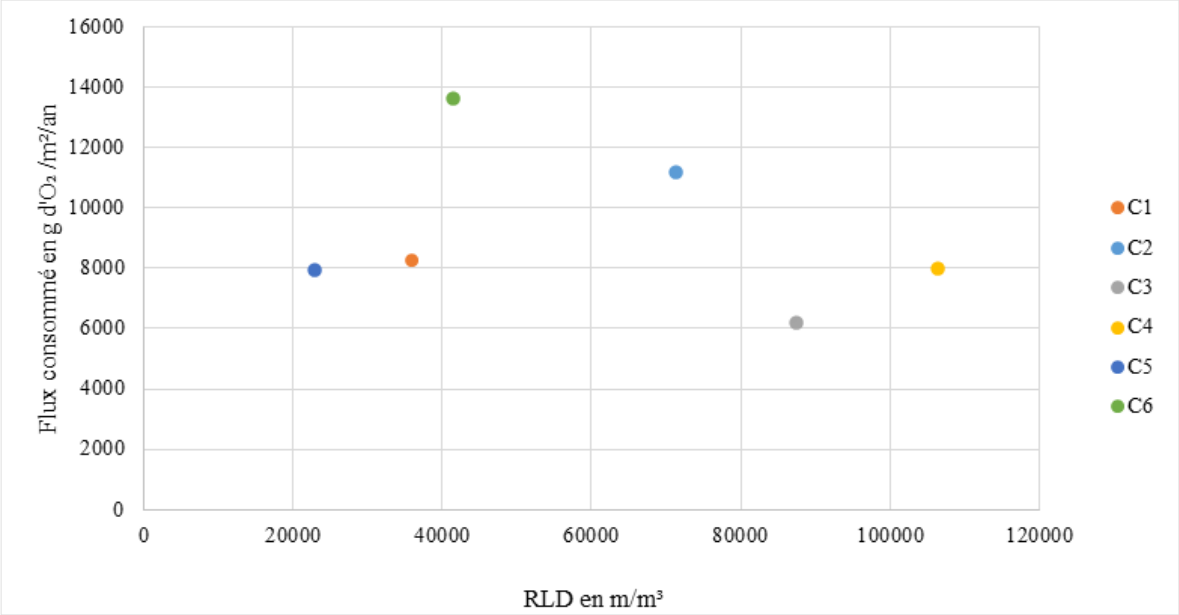


Figure 6.6 Exploration de la relation entre RLD et flux d'oxygène consommé.

Les principales mesures représentant l'effet des racines sur la performance de la CEBC sont présentées au tableau 6.3. Les taux de consommation d'oxygène par les racines de saules dans les colonnes sont dans les mêmes gammes de mesures que ceux rapportés dans la littérature pour d'autres espèces végétales. Par exemple, les taux de respiration retrouvés dans les forêts de pin taeda correspondent à des taux de consommation d'oxygène entre 64 à 192 µg d'O_2/m^2 de sol par seconde (Maier & Kress, 2000). Dans les forêt tempérées, les taux de consommation d'oxygène par les racines varient entre 19,2 et 163 µg d'O_2/m^2 de sol par seconde (Nakane *et al.*, 1996).

Tableau 6.3 Résumé des données pertinentes sur les racines

Colonne	**Masse de racine (g)**	**Taux de réaction (s^{-1})**	**Flux consommé par les racines en g d'O_2/m^2 /an**	**RLD ($m/m^{3)}$**	**Taux de consommation µg d'O_2/m^2 de sol/seconde**
C1	1,79	$4,5 \times 10^{-6}$	$8,25 \times 10^{3}$	36024	262
C2	10,14	$7,1 \times 10^{-6}$	$1,12 \times 10^{4}$	71400	355
C3	1,83	$3,22 \times 10^{-6}$	$6,17 \times 10^{3}$	87521	196
C4	12,65	$4,2 \times 10^{-6}$	$7,96 \times 10^{3}$	106747	252
C5	0,66	4×10^{-6}	$7,92 \times 10^{3}$	22991	251
C6	0,92	7×10^{-6}	$1,36 \times 10^{4}$	41507	432

CHAPITRE 7 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

7.1 Conclusion

L'objectif principal de ce projet a été de déterminer au laboratoire l'influence de la respiration racinaire d'une espèce arborée sur la consommation biologique d'oxygène et la performance d'une CEBC constituée de sols naturels, inspirée de la CEBC du site minier Lorraine. On a considéré des variations initiales de degrés de saturation dans la couche de rétention d'humidité. On s'attendait en effet à ce que l'intensité de colonisation racinaire et le taux de respiration des racines changent en fonction du degré de saturation de la CRH. On voulait également étudier l'importance relative de D_e et de K_r sur les flux d'oxygène traversant la CEBC.

Les matériaux utilisés ont été prélevés sur le site Lorraine et ont été caractérisés pour déterminer les propriétés physiques, chimiques et hydrogéologiques. Des essais en colonnes au laboratoire ont permis de reproduire la CEBC avec végétation et d'évaluer sa performance. Des travaux de caractérisations post démantèlement sur les racines qui se sont développées dans la CEBC dans la colonne ont permis de quantifier les paramètres comme la densité de longueur racinaire et la biomasse racinaire dans les sous-couches de matériaux formant la CEBC. À la fin de la période de croissance, des essais de consommation-diffusion ont été réalisés pour mesurer la concentration d'oxygène arrivant dans la couche de bris capillaire inférieure.

Des modélisations numériques ont été réalisées pour déterminer les coefficients de diffusion effectif de l'oxygène et les taux de réaction créés par la consommation d'oxygène par les racines. Les teneurs en eau volumique moyennes pendant la durée des essais de consommation-diffusion d'oxygène ont été utilisées ainsi que les taux de réaction estimés avec l'équation de Proteau *et al.* (2020b) dans le modèle numérique. Puis, des calculs itératifs ont permis d'obtenir des courbes calibrées superposées à celles mesurées et ainsi quantifier la réactivité associée à la respiration racinaire dans les colonnes. Les flux d'oxygène à la base et à la surface de la CEBC ont été calculés avec les solutions analytiques de Mbonimpa *et al.* (2003) afin de déterminer le flux consommé les racines dans les différentes colonnes végétalisées.

Les résultats de modélisation numériques ont donné des valeurs du taux de réaction comprises entre $3{,}22 \times 10^{-6}$ et $7{,}1 \times 10^{-6}$ s^{-1} proches de celles trouvées dans la littérature pour la respiration racinaire d'autres plantes et correspondant à un matériau sec contenant 1% à 2% de pyrite. Cependant, cette

consommation n'est pas suffisante pour contrebalancer les effets négatifs des racines sur la désaturation de la CRH et éviter une perte de performance de la CEBC.

Dans ce projet, il a été démontré que la présence de la végétation exerce une double influence sur la CEBC. Elle est positive sur la consommation d'oxygène dans la CEBC mais négative sur la performance de la CEBC à cause du pompage d'eau par les racines dans la couche de rétention d'humidité qui, en maintenant un degré de saturation de 85%, doit servir de barrière à l'oxygène. Il a aussi été démontré que le développement racinaire est fonction du degré de saturation initial au montage des colonnes pour le saule utilisé. Il est à noter que des résultats différents auraient pu être obtenus avec des plantes moins tolérantes à la saturation du sol en eau que les saules.

7.2 Défis expérimentaux et recommandations

7.2.1 Effet des variations de degré de saturation sur le taux de réaction

Il n'a pas été possible, comme initialement prévu, d'étudier l'effet de différents degrés de saturation sur la consommation d'oxygène par les racines au moment de la réalisation des essais de consommation-diffusion, à cause de l'effet désaturant des racines colonisant la CRH. Toutes les colonnes végétalisées se sont en effet retrouvées avec de degrés de saturation dans la CRH relativement faibles après quelques semaines de croissance des saules, malgré une augmentation du volume des arrosages.

7.2.2 Effet du taux de réaction dans la couche de bris capillaire sur le profil de concentration d'oxygène mesurée par la sonde Oxy-10.

Le sable de bris capillaire de 4 des 6 colonnes végétalisées a été colonisé par des racines avec des valeurs de densité de longueur racinaire entre 0,19 cm/cm^3 et 1,07 cm/cm^3, qui correspondent à des taux de réaction entre $1{,}14 \times 10^{-7}$ et $6{,}42 \times 10^{-7}$ s^{-1} dans cette couche engendrant une potentielle consommation d'oxygène.

On a calculé un taux de réaction moyen pondéré pour les deux couches (silt et sable du bas) qui sont insérées dans le modèle. La pondération a été faite en considérant les taux de réaction et les épaisseurs relatives dans chaque sous-couche. Cependant, le taux de réaction moyen de ces deux couches est rentré directement dans la couche de silt du modèle numérique. Il y a deux raisons qui ont motivé cette décision:

- La colonisation des racines dans la couche de sable de bris capillaire est plus importante à proximité du silt.
- On considère que le point de mesure de la concentration d'oxygène est peu influencé par la respiration racinaire dans le sable de bris capillaire inférieur.

Cependant, il serait recommandé d'ajouter ce taux de réaction du sable séparément dans le modèle pour vérifier si son influence est réellement négligeable sur le calibrage du taux de réaction et du degré de saturation dans le silt.

7.2.3 Recommandations et perspectives

Il serait intéressant de créer un protocole permettant de maintenir un degré de saturation entre 85% et 90 % en présence de la végétation dans les colonnes. Un suivi quotidien des sondes de teneur en eau volumique serait requis ainsi qu'un arrosage quotidien visant à remplacer l'eau qui a été pompée par les racines la journée antérieure. Il est recommandé de tester d'autres espèces végétales dans des essais similaires, moins tolérantes à des hauts degrés de saturation dans le sol, ou herbacées.

L'ajustement entre les courbes modélisées et mesurées des colonnes C3 et C4 aurait pu être fait en augmentant le taux de réaction, et en diminuant le degré de saturation pour se rapprocher de la valeur donnée par les sondes TEV. En effet, dans ces deux colonnes, la colonisation racinaire était plus importante que dans les autres colonnes, ce qui pourrait justifier d'utiliser des taux de réaction plus grands. Également, les meilleurs ajustements auraient pu être validés en minimisant la RMSE entre mesures et simulations.

Finalement, il aurait été possible de réaliser des essais de consommation-diffusion plus tôt dans les essais en colonne, alors que la colonisation racinaire était moins importante et les degrés de saturation plus hauts qu'en fin d'essais après 4 mois de croissance des saules.

RÉFÉRENCES

Aachib, M., Aubertin, M., Chapuis, R. P., & École Polytechnique . Département de génie minéral. Section Mines. (1993). *Études en laboratoire de la performance des barrières de recouvrement constituées de rejets miniers pour limiter le drainage minier acide - un état de la question* [Rapport technique]. École Polytechnique de Montréal. https://publications.polymtl.ca/9894/

Aachib, M., Mbonimpa, M., & Aubertin, M. (2004). Measurement and prediction of the oxygen diffusion coefficient in unsaturated media, with applications to soil covers. *Water, Air, and Soil Pollution, 156*(1-4), 163-193. Article. https://doi.org/10.1023/B:WATE.0000036803.84061.e5

Abdolahzadeh, A. M., Vachon, B. L., & Cabral, A. R. (2011). Evaluation of the effectiveness of a cover with capillary barrier effect to control percolation into a waste disposal facility. *Canadian Geotechnical Journal, 48*(7), 996-1009. Article. https://doi.org/10.1139/t11-017

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. *Canadian Geotechnical Journal, 28*(3), 446-451. Article. https://doi.org/10.1139/t91-054

Arabyarmohammadi, H., Guittonny, M., & Demers, I. (2023). Influence of vegetation and additional surface layers on the water balance of a reclamation cover with elevated water table. *Environmental Earth Sciences, 82*(10). https://doi.org/10.1007/s12665-023-10969-1

Aubertin, M. (1995). *Évaluation en laboratoire des barrières sèches construites à partir de résidus miniers : rapport final* [Rapport technique]. Polytechnique Montréal. https://publications.polymtl.ca/32630/

Aubertin, M., Aachib, M., & Authier, K. (2000). Evaluation of diffusive gas flux through covers with a GCL. *Geotextiles and Geomembranes, 18*(2), 215-233. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0266-1144(99)00028-X

Aubertin, M., Mbonimpa, M., Bussière, B., & Chapuis, R. P. (2003). A model to predict the water retention curve from basic geotechnical properties. *Canadian Geotechnical Journal, 40*(6), 1104-1122. Article. https://doi.org/10.1139/t03-054

Awoh, A.-S., Bussière, B., Batzenschlager, C., Boulanger-Martel, V., Lepine, T., & Voyer, E. (2016). *Design, Construction, and Preliminary Results of Two Insulation Covers at the Meadowbank Mine*. Geotechnical Special Publication (vol. 2016-January, p. 267-278). https://doi.org/10.1061/9780784480137.027

Awoh, A.-S., Mbonimpa, M., & Bussière, B. (2013a). Determination of the reaction rate coefficient of sulphide mine tailings deposited under water. *Journal of Environmental Management, 128*, 1023-1032. Article. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.06.037

Awoh, A.-S., Mbonimpa, M., & Bussière, B. (2013b). Field Study of the Chemical and Physical Stability of Highly Sulphide-Rich Tailings Stored Under a Shallow Water Cover. *Mine Water and the Environment, 32*(1), 42-55. Article. https://doi.org/10.1007/s10230-012-0213-5

Awoh, A.-S., Mbonimpa, M., Bussière, B., Plante, B., & Bouzahzah, H. (2014). Laboratory study of highly pyritic tailings submerged beneath a water cover under various hydrodynamic conditions. *Mine Water and the Environment, 33*(3), 241-255. Article. https://doi.org/10.1007/s10230-014-0264-x

Awoh , A. S., Mbonimpa, M., & Bussière, B. (2021). Water Covers. Dans B. Bussière & M. Guittonny (édit.), *Hard Rock Mine Reclamation : From Prediction to Management of Acid Mine Drainage* (1e éd., p. 135-166). CRC Press.

Balesdent, J., Chenu, C., Arrouays, D., & Feller, C. (2005). Stockage et recyclage du carbone. *Sols et environnement*, 238-259.

Barry, A. F. (2023). *Impact de la colonisation racinaire sur les propriétés hydrogéologiques d'une couverture monocouche avec nappe phréatique surélevée* [Mémoire de maîtrise, Polytechnique Montréal]. https://publications.polymtl.ca/10853/

Batjes, N. H. (2014). Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science, 65*(1), 10-21. https://doi.org/https://doi.org/10.1111/ejss.12114_2

Berryman, S., Straker, J., & Straker, D. (2009). Using lichens as bioindicators of air pollution deposition near remote mining operations. Text. https://open.library.ubc.ca/collections/59367/items/1.0042570

Bliss, L. C., & Mayo, J. (1980). An ecophysiological investigation of the jackpine woodland with reference to revegetation of mined sands.

Blowes, D. W., Ptacek, C. J., Jambor, J. L., Weisener, C. G., Paktunc, D., Gould, W. D., & Johnson, D. B. (2013). The Geochemistry of Acid Mine Drainage. Dans *Treatise on Geochemistry: Second Edition* (vol. 11, p. 131-190).

Bodner, G., Leitner, D., & Kaul, H.-P. (2014). Coarse and fine root plants affect pore size distributions differently. *Plant and Soil, 380*, 133-151.

Boulanger-Martel, V., Bussière, B., & Côté, J. (2021). *Thermal evolution of reclaimed tailings storage facilities in continuous permafrost regions: a numerical investigation on the main factors of influence*.

Bradshaw, A. D. (1983). The Reconstruction of Ecosystems: Presidential Address to the British Ecological Society, December 1982. *Journal of applied Ecology, 20*(1).

Bradshaw, A. D. (1997). Restoration of mined lands - Using natural processes. *Ecological Engineering, 8*(4), 255-269. Article. https://doi.org/10.1016/S0925-8574(97)00022-0

Broda, S., Éthier, M.-P., Blessent, D., Aubertin, M., Maqsoud, A., & Bussière, B. (2021). Analyzing variation of the water table level with three-dimensional numerical simulations to assess reclamation techniques for an acidic tailings impoundment. *Canadian Geotechnical Journal, 58*(6), 823-833. https://doi.org/10.1139/cgj-2019-0694

Bussière, B. (2010). *Acid mine drainage from abandoned mine sites: problematic and reclamation approaches.* Advances in Environmental Geotechnics: Proceedings of the International Symposium on Geoenvironmental Engineering in Hangzhou, China, September 8–10, 2009 (p. 111-125).

Bussière, B., Aubertin, M., & Chapuis, R. P. (1999). *Design criteria for inclined covers with capillary barrier effects used to limit gas infiltration* 52nd canadian geotechnical conference, Regina. https://publications.polymtl.ca/29071/

Bussière, B., Aubertin, M., Chapuis, R. P., & École Polytechnique . Département de génie minéral. (1997). *Écoulement non saturé à travers les couvertures avec effets de barrière capillaire, CEBC : modélisation physique et numérique avec application au drainage minier acide* [Rapport technique]. École Polytechnique de Montréal. https://publications.polymtl.ca/9630/

Bussière, B., Benzaazoua, M., Aubertin, M., & Mbonimpa, M. (2004). A laboratory study of covers made of low-sulphide tailings to prevent acid mine drainage. *Environmental Geology, 45*(5), 609-622. Article. https://doi.org/10.1007/s00254-003-0919-6

Bussière, B., & Guittonny, M. (2021). *Hard Rock Mine Reclamation: From Prediction to Management of Acid Mine Drainage* (1st^{e} éd.). CRC Press.

Bussière, B., Potvin, R., Dagenais, A.-M., Aubertin, M., Maqsoud, A., & Cyr, J. (2009). Restauration du site minier Lorraine, Latulipe, Québec : Résultats de 10 ans de suivi. *Environnement, Ingénierie & Développement, N°54 - Avril-Mai-Juin 2009*, 49-64. https://doi.org/10.4267/dechets-sciences-techniques.1254

Canadell, J., Jackson, R. B., Ehleringer, J. B., Mooney, H. A., Sala, O. E., & Schulze, E. D. (1996). Maximum rooting depth of vegetation types at the global scale. *Oecologia, 108*(4), 583-595. https://doi.org/10.1007/bf00329030

Collin, M. (1987). Mathematical modeling 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-10044 Stockholm, Sweden*.

Coo, J. L., So, P. S., Chen, B., Chao, Z., & Ng, C. W. W. (2016). *Feasibility study of a new unsaturated three-layer landfill cover system.* E3S Web of Conferences (vol. 9). https://doi.org/10.1051/e3sconf/20160913004

Corey, A. T. (1957). Measurement of water and air permeability in unsaturated soil. *Soil Science Society of America Journal, 21*(1), 7-10.

Crank, J. (1975). *The Mathematics of Diffusion*. Clarendon Press.

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

Dagenais, A.-M., Aubertin, M., Bussière, B., & Cyr, J. (2005). *Performance of the lorraine mine site cover to limit oxygen migration.* 2005 SME Annual Meeting: Got Mining - Preprints (p. 843-857). https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-27744440778&partnerID=40&md5=647dbfeacb175420fd9a9afb42a93b74

Demers, I. (2008). *Performance d'une barrière à l'oxygène constituée de résidus miniers faiblement sulfureux pour contrôler la production de drainage minier acide* [Thèse de doctorat, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue]. https://depositum.uqat.ca/id/eprint/116/

Demers, I., Bussière, B., Benzaazoua, M., Mbonimpa, M., & Blier, A. (2008). *Optimisation of single-layer cover made of desulphurized tailings: Application to the doyon mine tailings impoundment.* Society for Mining, Metallurgy and Exploration - SME Annual Meeting and Exhibit 2008: "New Horizons - New Challenges" (p. 61-73). https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-57749184071&partnerID=40&md5=8bf607802a19565cc31cd1ffe18b7337

Demers, I., & Pabst, T. (2021). Covers with Capillary Barrier Effects. Dans G. M. Bruno Bussière (édit.), *Hard Rock Mine Reclamation : From Prediction to Management of Acid Mine Drainage* (1e éd., p. 167-186). CRC Press.

Diallo, M. L. (2023). *Effet des racines mortes sur les propriétés hydrogéotechniques des résidus utilisés comme matériaux de recouvrement sur le site minier Manitou* [Mémoire de maîtrise, Polytechnique Montréal]. https://publications.polymtl.ca/53359/

Drew, M. C., & Saker, L. R. (1975). Nutrient Supply and the Growth of the Seminal Root System in Barley: II.localized, compensatory increases in lateral root growth and rates op nitrate uptake when nitrate supply is restricted to only part of the root system. *Journal of Experimental Botany, 26*(1), 79-90. https://doi.org/10.1093/jxb/26.1.79

Elberling, B., & Damgaard, L. R. (2001). Microscale measurements of oxygen diffusion and consumption in subaqueous sulfide tailings. *Geochimica et Cosmochimica Acta, 65*(12), 1897-1905. Article. https://doi.org/10.1016/S0016-7037(01)00574-9

Elberling , B., Nicholson, R., Reardon, E., & Tibble, R. (1994). Evaluation of sulfide oxidation rates—A laboratory study comparing oxygen fluxes and rates of oxidation-product release. *Canadian Geotechnical Journal - CAN GEOTECH J, 31*, 375-383. https://doi.org/10.1139/t94-045

Ethier, M.-P., Bussière, B., Aubertin, M., Maqsoud, A., Demers, I., & Broda, S. (2020). In situ evaluation of performance of reclamation measures implemented on abandoned reactive tailings disposal site. *Can. Geotech. J. Editors' Choice, 01*(08), 1742-1755. https://doi.org/10.1139/cgj-2016-0699

Frédette, C., Labrecque, M., Comeau, Y., & Brisson, J. (2019). Willows for environmental projects: A literature review of results on evapotranspiration rate and its driving factors across the genus Salix. *Journal of Environmental Management, 246*, 526-537. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.06.010

Freschet, G. T., Pagès, L., Iversen, C. M., Comas, L. H., Rewald, B., Roumet, C., . . . McCormack, M. L. (2021). A starting guide to root ecology: strengthening ecological concepts and standardising root classification, sampling, processing and trait measurements. *New Phytol, 232*(3), 973-1122. https://doi.org/10.1111/nph.17572

Genty, T. (2012). *Comportement hydro-bio-géo-chimique de systèmes passifs de traitement du drainage minier acide fortement contaminé en fer*, UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE]. https://depositum.uqat.ca/269/

GEO-SLOPE International, L. (2015). *Seepage Modeling with SEEP/W* (June 2015e éd.).

Gliński, J., & Lipiec, J. (2018). *Soil physical conditions and plant roots*. CRC Press, Inc.

Gouvernement du Canada. (2023). *Données des stations pour le calcul des normales climatiques au Canada de 1981 à 2010*. https://climat.meteo.gc.ca/climate_normals/results_1981_2010_f.html?searchType=stnProv&lstProvince=QC&txtCentralLatMin=0&txtCentralLatSec=0&txtCentralLongMin=0&txtCentralLongSec=0&stnID=6002&dispBack=0

Gouvernement du Québec. (2012). *Normales climatiques 1981-2010 : Climat du Québec*. https://www.environnement.gouv.qc.ca/climat/normales/climat-qc.htm

Grant, C., Loch, R., McCaffrey, N., Anstee, S., & Doley, D. (2016). *Mine Rehabilitation: Leading Practice Sustainable Development Program for the Mining Industry*.

Guittonny-Larcheveque, M., Beaulieu, A., Proteau, A., Bussiere, B., & and Maqsoud, A. (10–13 July 2016). *Vegetation management on tailings impoundments reclaimed with covers with capillary barrier effects.* 5th I2SM, Montreal, Canada.

Guittonny, M. (2021). Revegetation of Mine Sites. Dans *Hard Rock Mine Reclamation* (p. 297-319).

Hamdi, J. (2011). *Mesures expérimentales des concentrations en oxygène sur le terrain et modélisation numérique pour évaluer le flux de diffusion dans la couverture du site minier LTA* [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal]. https://publications.polymtl.ca/778/

Hasegawa, S., & Yoshida, S. (1982). Water uptake by dryland rice root system during soil drying cycle. *Soil Science and Plant Nutrition, 28*(2), 191-204. https://doi.org/10.1080/00380768.1982.10432436

Hillel, D. (1998). *Environmental Soil Physics: Fundamentals, Applications, and Environmental Considerations*. Elsevier Science.

Hopkins, W. G. (2008). *Introduction to plant physiology*. John Wiley & Sons.

Hotton, G. (2019). *Influence des changements climatiques sur la performance de couverture à effet de barrière capillaire : étude du cas Lorraine* [Mémoire de maîtrise, Polytechnique Montréal]. https://publications.polymtl.ca/3851/

Hotton, G., Bruno, B., Pabst, T., Émilie, B., & Roy, P. (2020). Influence of climate change on the ability of a cover with capillary barrier effects to control acid generation. *Hydrogeology Journal, 28*(2), 763-779.

Jarvis, N., & Larsbo, M. (2023). Macropores and macropore flow. Dans M. J. Goss & M. Oliver (édit.), *Encyclopedia of Soils in the Environment (Second Edition)* (p. 306-313). Academic Press.

Jellick, G. J., & Schnabel, R. R. (1986). Evaluation of a field method for determining the gas diffusion coefficient in soils. *Soil Science Society of America Journal, 50*(1), 18-23. Article. https://doi.org/10.2136/sssaj1986.03615995005000010004x

Kimball, B. A., & Lemon, E. R. (1971). Air Turbulence Effects upon Soil Gas Exchange. *Soil Science Society of America Journal, 35*(1), 16-21. https://doi.org/https://doi.org/10.2136/sssaj1971.03615995003500010013x

Larochelle, C. G., Bussière, B., Boulanger-Martel, V., Wilson, W., & Rivest, É. (2021). *In situ thermal behavior of an insulation cover for mine site reclamation in arctic climate*.

Leung, A. K., Garg, A., & Ng, C. W. W. (2015). Effects of plant roots on soil-water retention and induced suction in vegetated soil. *Engineering Geology, 193*, 183-197. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2015.04.017

Maier, C., & Kress, L. (2000). Soil CO2 evolution and root respiration in 11 year-old loblolly pine (Pinus taeda) plantations as affected by moisture and nutrient availability. *Canadian Journal of Forest Research, 30*(3), 347-359.

Makita, N., Hirano, Y., Dannoura, M., Kominami, Y., Mizoguchi, T., Ishii, H., & Kanazawa, Y. (2009). Fine root morphological traits determine variation in root respiration of Quercus serrata. *Tree Physiology, 29*(4), 579-585. https://doi.org/10.1093/treephys/tpn050

Maqsoud, A., Bussière, B., & Mbonimpa, M. (2021). Low saturated hydraulic conductivity covers. Dans B. Bussière & M. Guittonny (édit.), *Hard Rock Mine Reclamation : From Prediction to Management of Acid Mine Drainage* (1e éd., p. 118 - 139). CRC Press.

Maqsoud, A., Mbonimpa, M., Benzaazoua, M., & Turcotte, S. (2022). Evaluation of the Performances of a Monolayer Cover with an Elevated Water Table Used for the Reclamation of the Abandoned Aldermac Mine Site (Québec, Canada). *Mining, 2*(1), 65-85. https://doi.org/10.3390/mining2010005

Maqsoud, A., Neculita, C. M., Bussière, B., Benzaazoua, M., & Dionne, J. (2016). Impact of fresh tailing deposition on the evolution of groundwater hydrogeochemistry at the abandoned Manitou mine site, Quebec, Canada. *Environmental Science and Pollution Research, 23*, 9054-9072.

Mbonimpa, M., Aubertin, M., Aachib, M., & Bussière, B. (2003). Diffusion and consumption of oxygen in unsaturated cover materials. *Canadian Geotechnical Journal, 40*(5), 916-932. Article. https://doi.org/10.1139/t03-040

Mbonimpa, M., Aubertin, M., Chapuis, R. P., & Bussière, B. (2002). Practical pedotransfer functions for estimating the saturated hydraulic conductivity. *Geotechnical and Geological Engineering, 20*(3), 235-259. Article. https://doi.org/10.1023/A:1016046214724

Mbonimpa, M., Boulanger-Martel, V., Bussière, B., & Maqsoud, A. (2021). Water, Gas, and Heat Movement in Cover Materials. Dans B. Bussière & M. Guittonny (édit.), *Hard Rock Mine Reclamation: From Prediction to Management of Acid Mine Drainage* (p. 47-91). CRC Press.

Mosseler, A. (2015). *Utilisation de saules indigènes pour la mise en valeur des sites* (Note d'impact no 59). Ressources naturelles Canada.

MRNF. (2021). *Liste des sites miniers abandonnés du 31 Mars 2021*. https://mrnf.gouv.qc.ca/wp-content/uploads/LI_sites-miniers-abandonnes.pdf

MRNF. (2022). *Zones de végétation et domaine bioclimatiques du Québec* (F24-06-2211). https://mffp.gouv.qc.ca/nos-publications/zones-vegetation-domaines-bioclimatiques/

MRNF. (2024). *Guide de préparation du plan de réaménagement et de restauration des sites miniers au québec*. https://mern.gouv.qc.ca/mines/restauration-miniere/guide-sur-la-restauration-miniere/

Mualem, Y. (1976). A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water resources research, 12*(3), 513-522.

Nakane, K., Kohno, T., & Horikoshi, T. (1996). Root respiration rate before and just after clear-felling in a mature, deciduous, broad-leaved forest. *Ecological Research, 11*(2), 111-119.

Nastev, M., & Aubertin, M. (2000). *Hydrogeological modelling for the reclamation work at the Lorraine mine site Québec*. Proc. 1st Joint IAH-CNC-CGS Groundwater Specialty Conference, Montreal (p. 311-318).

Neculita, C. M. (2008). *Traitement biologique passif du drainage minier acide : sources de carbone, mécanismes d'enlèvement des métaux et écotoxicité*, École Polytechnique de Montréal]]. https://publications.polymtl.ca/8117/

Neculita, C. M., Zagury, G. J., & Bussière, B. (2007). Passive treatment of acid mine drainage in bioreactors using sulfate-reducing bacteria: Critical review and research needs. *Journal of Environmental Quality, 36*(1), 1-16. Review. https://doi.org/10.2134/jeq2006.0066

Neculita, C. M., Zagury, G. J., & Bussière, B. (2008). Effectiveness of sulfate-reducing passive bioreactors for treating highly contaminated acid mine drainage: II. Metal removal mechanisms and potential mobility. *Applied Geochemistry, 23*(12), 3545-3560. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2008.08.014

Ng, C. W. W., Ni, J. J., Leung, A. K., & Wang, Z. J. (2016). A new and simple water retention model for root-permeated soils. *Geotechnique Letters, 6*(1), 106-111. Article. https://doi.org/10.1680/jgele.15.00187

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), 1-8. Article. https://doi.org/10.1139/t89-001

Nordstrom , D. K. (1982). *Aqueous Pyrite Oxidation and the Consequent Formation of Secondary Iron Minerals*. John Wiley Sons, Ltd.

Nordstrom, D. K., Alpers, C. N., Ptacek, C. J., & Blowes, D. W. (2000). Negative pH and extremely acidic mine waters from Iron Mountain, California. *Environmental Science and Technology, 34*(2), 254-258. Article. https://doi.org/10.1021/es990646v

Nordstrom, D. K., Blowes, D. W., & Ptacek, C. J. (2015). Hydrogeochemistry and microbiology of mine drainage: An update. *Applied Geochemistry, 57*, 3-16.

Pabst, T. (2021). Elevated Water Table with Monolayer Covers. Dans (p. 187-202).

Pabst, T., Aubertin, M., Bussière, B., & Molson, J. (2017). Experimental and numerical evaluation of single-layer covers placed on acid-generating tailings. *Geotechnical and Geological Engineering, 35*(4), 1421-1438. Article. https://doi.org/10.1007/s10706-017-0185-0

Pabst, T., Bussière, B., Aubertin, M., & Molson, J. (2018). Comparative performance of cover systems to prevent acid mine drainage from pre-oxidized tailings: A numerical hydro-geochemical assessment. *Journal of Contaminant Hydrology, 214*, 39-53. Article. https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2018.05.006

Parent, S. É., & Cabral, A. (2005). *Material selection for the design of inclined covers with capillary barrier effect.* Geotechnical Special Publication (p. 3519-3523). https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-17044423304&partnerID=40&md5=6ccf5d10c5ad2c399b867199f1d47eb7

Phillips, C. J., Marden, M., & Suzanne, L. M. (2014). Observations of root growth of young poplar and willow planting types. *New Zealand Journal of Forestry Science, 44*, 1-12.

Plante, B., Schudel, G., & Benzaazoua, M. (2021a). Generation of Acid Mine Drainage. Dans B. Bussière & M. Guittonny (édit.), *Hard Rock Mine Reclamation: From Prediction to Management of Acid Mine Drainage* (1st^{e} éd., p. 1). CRC Press.

Plante, B., Schudel, G., & Benzaazoua, M. (2021b). Prediction of Acid Mine Drainage. Dans B. Bussière & M. Guittonny (édit.), *Hard Rock Mine Reclamation: From Prediction to Management of Acid Mine Drainage* (p. 21-46). CRC Press.

Potvin, R. (2009). *Évaluation à différentes échelles de la performance de systèmes de traitement passif pour des effluents fortement contaminés par le drainage minier acide*, UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE]. https://depositum.uqat.ca/51/1/robinpotvin.pdf

Potvin, R., Bussière, B., Benzaazoua, M., Zagury, G. J., St-Arnault, M., & Cyr, J. (2009). *Efficacité des drains dolomitiques installés au site de l'ancienne mine Lorraine, Témiscamingue, Québec.* Proceedings of the CLRA (Canadian Land Reclamation Association) Workshop.

Power, C., Ramasamy, M., MacAskill, D., Shea, J., MacPhee, J., Mayich, D., . . . Mkandawire, M. (2017). Five-year performance monitoring of a high-density polyethylene (HDPE) cover system at a reclaimed mine waste rock pile in the Sydney Coalfield (Nova Scotia, Canada). *Environ Sci Pollut Res Int, 24*(34), 26744-26762. https://doi.org/10.1007/s11356-017-0288-4

Pregitzer, K. S., DeForest, J. L., Burton, A. J., Allen, M. F., Ruess, R. W., & Hendrick, R. L. (2002). Fine root architecture of nine North American trees. *Ecological monographs, 72*(2), 293-309.

Proteau, A. (2021). *Influence de la végétation et des racines sur la performance d'une couverture à effets de barrière capillaire sur un site minier dix-sept ans après restauration.*, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue]. https://depositum.uqat.ca/id/eprint/1319

Proteau, A., Guittonny, M., Bussière, B., & Maqsoud, A. (2020a). Aboveground and belowground colonization of vegetation on a 17-year-old cover with capillary barrier effect built on a boreal mine tailings storage facility. *Minerals, 10*(8), 1-19. Article. https://doi.org/10.3390/min10080704

Proteau, A., Guittonny, M., Bussière, B., & Maqsoud, A. (2020b). Oxygen migration through a cover with capillary barrier effects colonized by roots. *Canadian Geotechnical Journal, 57*(12), 1903-1914. Article. https://doi.org/10.1139/cgj-2019-0515

Proteau, A., Guittonny, M., Bussière, B., & Maqsoud, A. (2021). Impact of Roots on Hydrogeological Parameters Supporting the Performance of a Cover with Capillary Barrier Effects. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, 147*(8). Article. https://doi.org/10.1061/(ASCE)GT.1943-5606.0002562

Québec, G. d. (2024). *Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains*. https://www.legisquebec.gouv.qc.ca/fr/document/rc/q-2,%20r.%2037

Qureshi, A., Bussière, B., Benzaazoua, M., Fannie, L., & Boulanger-Martel, V. (2021). Geochemical Assessment of Desulphurized Tailings as Cover Material in Cold Climates. *Minerals, 11*, 1-15. https://doi.org/10.3390/min11030280

Rakotonimaro, T. V., Neculita, C. M., Bussière, B., Benzaazoua, M., & Zagury, G. J. (2017). Recovery and reuse of sludge from active and passive treatment of mine drainage-impacted waters: a review. *Environmental Science and Pollution Research, 24*(1), 73-91. https://doi.org/10.1007/s11356-016-7733-7

Ramasamy, M., & Power, C. (2019). Evolution of acid mine drainage from a coal waste rock pile reclaimed with a simple soil cover. *Hydrology, 6*(4), 1-21. Article. https://doi.org/10.3390/hydrology6040083

Rarison, R. F. M. (2021). *Évaluation des propriétés chimiques, mécaniques et hydrogéologiques de géomembranes utilisées comme matériaux de recouvrement pour restaurer des sites miniers en milieu froid et acide* [Thèse de doctorat, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue]. https://depositum.uqat.ca/id/eprint/1318/

Rarison, R. F. M., Mbonimpa, M., Bussière, B., & Pouliot, S. (2023). Properties of HDPE geomembrane exhumed 20 years after installation in a mine reclamation cover system. *International Journal of Geosynthetics and Ground Engineering, 9*(1), 1.

Rowe, R. K., Brooker, J. R., & Fraser, M. J. (1998). *Pollutev8 user guide* (Version 8). GAEA Environnemental Engineering Ltd. .

Schwen, A., Böttcher, J., von der Heide, C., Fandré, T., Deurer, M., & Duijnisveld, W. H. (2011). A modified method for the in situ measurement of soil gas diffusivity. *Soil Science Society of America Journal, 75*(3), 813-821.

SENES, C. l. (1996). MEND. https://mend-nedem.org/mend-report/review-of-use-of-an-elevated-water-table-as-a-method-to-control-and-reduce-acidic-drainage-from-tailings/

Skousen, J., Zipper, C. E., Rose, A., Ziemkiewicz, P. F., Nairn, R., McDonald, L. M., & Kleinmann, R. L. (2017). Review of passive systems for acid mine drainage treatment. *Mine Water and the Environment, 36*, 133-153.

Smirnova, E., Bussière, B., Tremblay, F., & Bergeron, Y. (2011). Vegetation succession and impacts of biointrusion on covers used to limit acid mine drainage. *Journal of Environmental Quality, 40*(1), 133-143. Article. https://doi.org/10.2134/jeq2010.0051

Sorgonà, A., Proto, A., Abenavoli, L., & Di Iorio, A. (2018). Spatial distribution of coarse root biomass and carbon in a high-density olive orchard: effects of mechanical harvesting methods. *Trees, 32*, 919-931.

Strong, W. L., & La Roi, G. H. (1983). Root-system morphology of common boreal forest trees in Alberta, Canada. *Canadian Journal of Forest Research, 13*(6), 1164-1173. Article. https://doi.org/10.1139/x83-155

Tassé, N., Isabel, D., & Fontaine, R. (2003). *Wood Cadillac mine tailings: designing a biofilter for arsenic control.* Proc. of Sudbury.

The International Network for Acid Prevention. (2009). *Global Acid Rock Drainage Guide*.

Tordoff, G., Baker, A., & Willis, A. (2000). Current approaches to the revegetation and reclamation of metalliferous mine wastes. *Chemosphere, 41*(1-2), 219-228.

Trépanier, S. (2005). Étude sur des barrières visant à limiter l'impact de l'infiltration des racines sur la performance des recouvrements multicouches.

van den Akker, J. J. H., ten Damme, L., Lamandé, M., & Keller, T. (2023). Compaction. Dans M. J. Goss & M. Oliver (édit.), *Encyclopedia of Soils in the Environment (Second Edition)* (p. 85-99). Academic Press.

van Genuchten, M. T. (1980). A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil science society of America journal, 44*(5), 892-898.

Veen, B. W. (1981). Relation between root respiration and root activity. Dans R. Brouwer, O. Gašparíková, J. Kolek, & B. C. Loughman (édit.), *Structure and Function of Plant Roots: Proceedings of the 2nd International Symposium, held in Bratislava, Czechoslovakia, September 1–5, 1980* (p. 277-280). Springer Netherlands.

Vuorinen, A. H., Vapaavuori, E. M., & Lapinjoki, S. (1989). Time-course of uptake of dissolved inorganic carbon through willow roots in light and in darkness. *Physiologia Plantarum, 77*(1), 33-38.

Wang, G. G., Van Lear, D. H., Hu, H., & Kapeluck, P. R. (2012). Accounting carbon storage in decaying root systems of harvested forests. *Ambio, 41*(3), 284-291. Article. https://doi.org/10.1007/s13280-011-0161-5

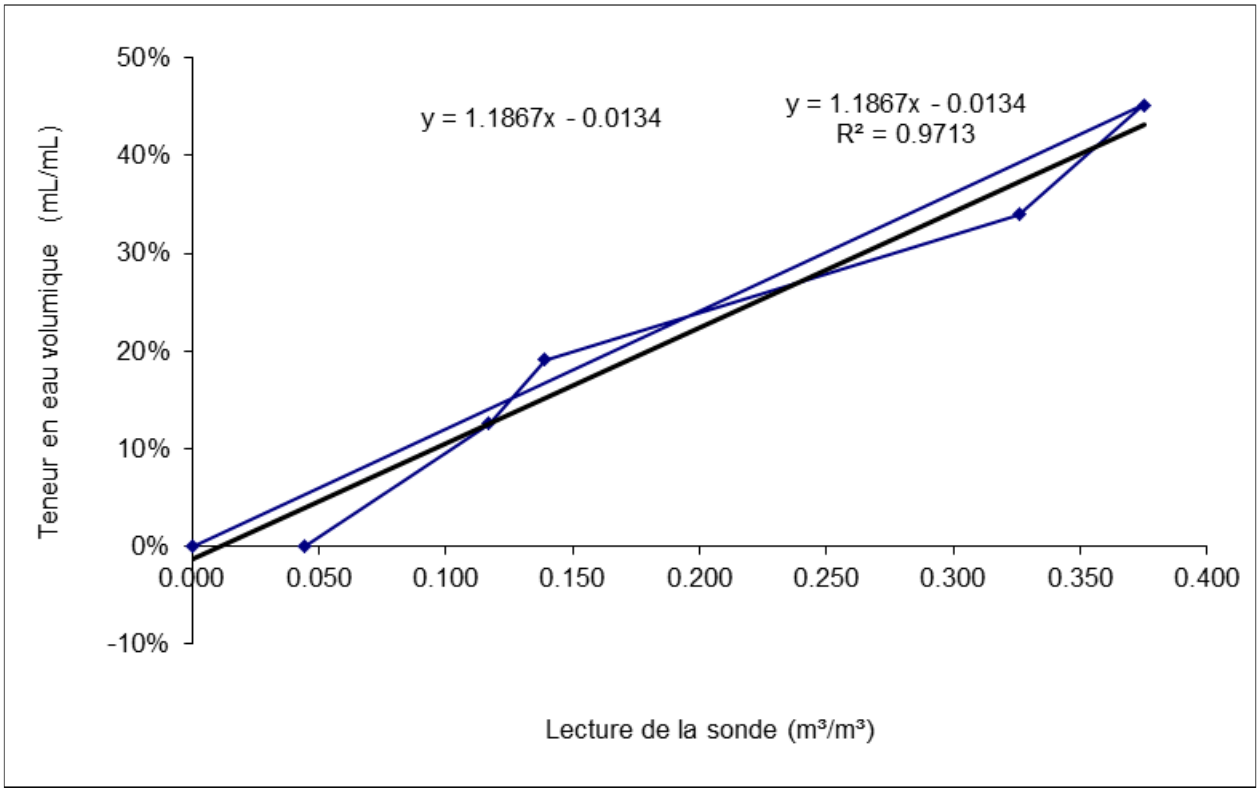
Weltecke, K., Friedrich, M. M., & Gaertig, T. (2012). Non-Invasive In Situ Measurement Gas Diffusivity of Topsoil. *Soil Science Society of America Journal, 76*(6), 1992-1998.

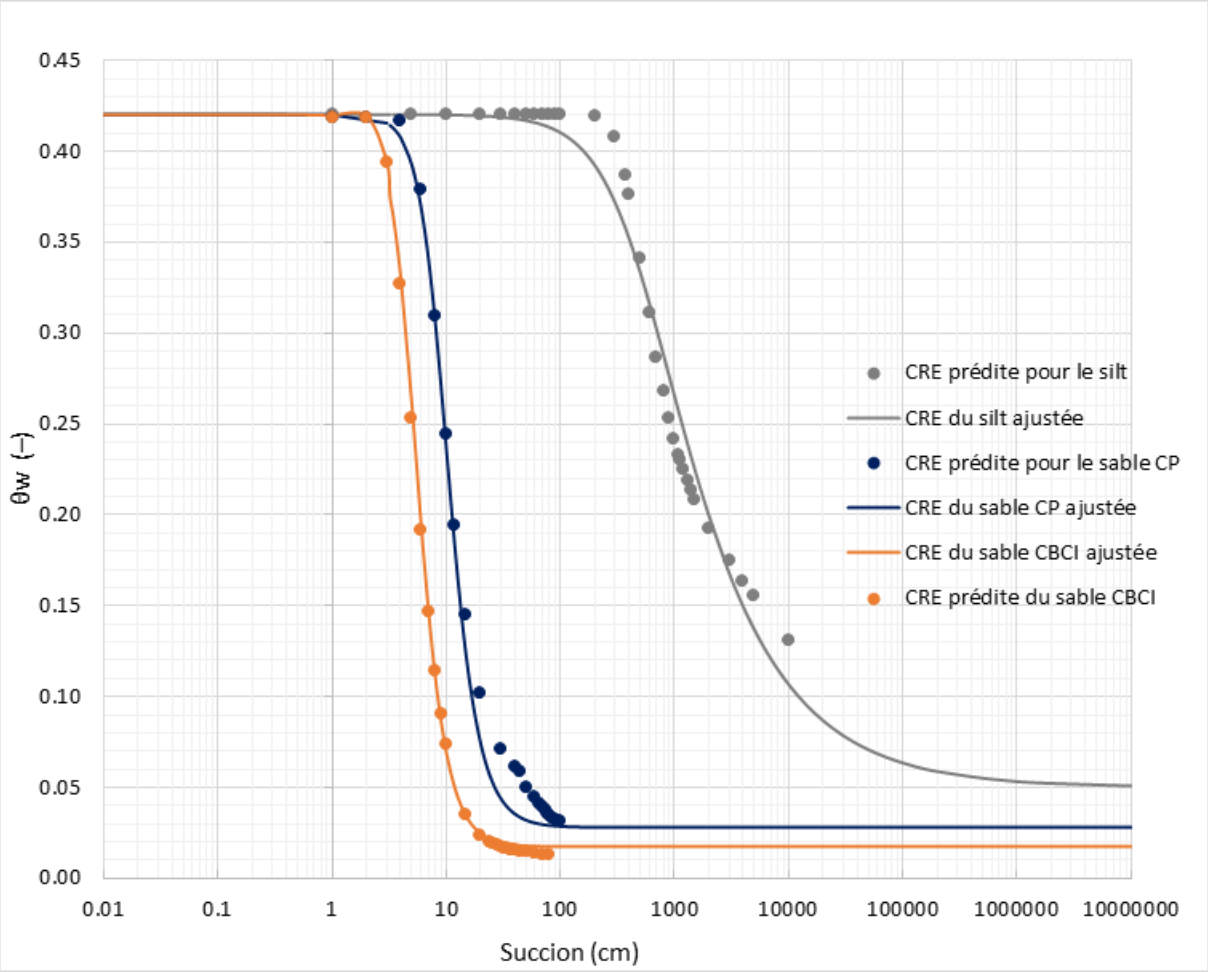
Yesiller, N., Hanson, J. L., Bussière, B., Pabst, T., & Aubertin, M. (2018). *Use of geomembranes in reclamation covers for reactive mining waste disposal sites* 71st Canadian Geotechnical Conference (GEO 2018) & 13th CGS/IAH-CNC Groundwater Conference, Edmonton, Alberta. https://members.cgs.ca/conferences/GeoEdmonton/papers/geo2018Paper194.pdf

Zhang, X., & Wang, W. (2015). The decomposition of fine and coarse roots: their global patterns and controlling factors. *Scientific reports, 5*(1), 9940.

ANNEXE A Courbe de calibrage pour les sondes TEV dans le sable CBCI

Une courbe de calibration des sables du bas a été produite.



ANNEXE B : CRE ajustée avec le modèle de van Genuchten (1980)

Les CRE prédites des matériaux sont comparées avec les CRE ajustées avec le modèle de van Genuchten (1980). Les valeurs prédites sont cohérentes par rapport au modèle ajusté comme le montre la figure suivante :