POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

Prévention de l'érosion interne des matériaux granulaires par la technique de biocalcification

FATIMA-ZAHRA HAOUZI

Département des Génies Civil, géologique et des mines

Thèse présentée en vue de l'obtention du diplôme de *Philosophæ Doctor*

Génie civil

Avril 2019

© Fatima-Zahra Haouzi, 2019.

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

Cette thèse intitulée:

Prévention de l'érosion interne des matériaux granulaires par la technique de biocalcification

présentée pour une thèse par **Fatima-Zahra HAOUZI**

en vue de l'obtention du diplôme de *Philosophæ Doctor*

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

Vincenzo SILVESTRI, président
Benoît COURCELLES, membre et directeur de recherche
Samuel YNIESTA, membre
François DUHAIME, membre externe

DÉDICACE

Dédicace à la mémoire de mon cher père, décédé trop tôt,
ce travail est le fruit de toutes les nobles valeurs dont j'ai hérité,
que ton âme repose en paix!

Dédicace à ma formidable mère,
pour son soutien, ses encouragements,
sa confiance et surtout pour son amour qui ont permis l'aboutissement de ce travail;
reçois à travers ce travail l'expression de ma gratitude éternelle!

Dédicace à tous ceux qui ont dû douter un jour ou l'autre de leurs rêves,
sachez que le seul obstacle qui entrave la réalisation d'un rêve est celui du doute,
surtout gardez la foi!

REMERCIEMENTS

Mes remerciements vont tout d'abord à mon directeur de recherche, Pr. Benoît Courcelles, pour ces nombreuses années d'une belle collaboration. Je vous remercie des opportunités, qui ont rendu ce projet passionnant et agréable à porter et ce jusqu'à la fin.

Je tiens à remercier chaleureusement, Madame Esnault-Filet, pour avoir suivi la réalisation de cette thèse de près. Merci de votre disponibilité et vos conseils à travers toutes les étapes de l'avancement de ce projet.

Je remercie aussi, l'équipe Menard Canada de m'avoir reçue au sein de leur succursale durant les trois dernières années dans le cadre de la bourse en milieu pratique. Ce fut l'occasion de faire connaissance avec l'équipe et de garder de belles amitiés par la suite.

J'exprime ma vive reconnaissance aux techniciens des laboratoires de géotechnique et du CREDEAU de l'École Polytechnique de Montréal pour tout le soutien technique que vous m'avez offert durant les quatre dernières années. Une grande partie de cette thèse n'aurait jamais vu le jour sans votre aide précieuse. Je nomme Geneviève, André, Samuel, Eric et Etienne.

Je tiens à remercier M. Chapuis, professeur à l'École Polytechnique de Montréal, pour les enrichissantes discussions techniques et générales sur la vie. Un grand merci pour vos conseils et histoires amusantes.

Je remercie aussi mes collègues du bureau. Vous avez permis à cette expérience d'être moins ennuyeuse et monotone grâce aux belles discussions et aux nombreux bons moments passés ensemble : Joïa, Mohammed, Alain, Jean-Baptiste, Benoît, Carl, Ali, Jessica, Mallak et Jérôme.

Je remercie tous les professeurs que j'ai rencontrés lors de cours obligatoires, cours hors programmes, ateliers ou même séances de formation. Je salue votre passion et je tiens à exprimer ma reconnaissance envers tous ces maîtres qui ont aidé à la formation de mon profil technique. Sachez que toute rencontre m'a enrichie d'une façon ou d'une autre.

Je tiens à exprimer ma gratitude à tous les membres de ma famille, mes amis et membres d'associations, auxquelles j'ai pu participer, ou même professionnels que j'ai rencontrés durant la réalisation de cette thèse. Je suis sûre que chacune de toutes ces personnes a contribué à l'évolution de la femme que je suis aujourd'hui. Merci du soutien, de l'amour et des encouragements qui m'ont animé à travers toute cette belle expérience.

RÉSUMÉ

L'érosion interne dans un sol granulaire est définie comme une migration de particules sous l'effet de l'eau qui engendre une modification des caractéristiques hydrauliques et mécaniques du matériau (suffusion). Les ouvrages civils hydrauliques peuvent être menacés de ruine si l'érosion et le chargement perdurent dans le temps et les dommages risquent d'être irréversibles. Ainsi, plusieurs techniques ont été développées dans le but de palier à ce problème telles que la mise en place de filtres, l'injection de coulis ou encore le traitement à la chaux ou autre produit chimique. Toutefois, celles-ci doivent être pensées dès la phase de conception et aucune solution non intrusive permettant de lutter contre ce phénomène n'existe dans le cas d'un filtre déficient ou absent. De plus, la majorité des techniques de traitement des sols utilisées se base sur l'emploi de l'énergie mécanique et/ou les matériaux artificiels, ce qui nécessite une consommation d'énergie considérable en termes d'installation ou de production des matériaux.

Récemment, une nouvelle méthode d'amélioration des sols a été adoptée par les géotechniciens afin d'améliorer les propriétés mécaniques et hydrauliques des sols granulaires. Il s'agit de la biocalcification, technique basée sur l'injection de bactéries, de nutriments et de sels de calcium dans le but de : (1) cimenter les particules granulaires par le biais de précipités de carbonates de calcium, (2) améliorer leurs performances mécaniques, et (3) limiter leur susceptibilité à l'érosion.

Cette thèse a pour objectif de démontrer expérimentalement le gain de résistance à l'érosion interne dans des sols granulaires traités par la technique de biocalcification et proposer une loi d'érosion applicable au sols biocimentés.

Un montage expérimental simple et rapide a été développé pour quantifier la suffusion d'un matériau granulaire non cohésif soumis à une charge hydraulique par incréments. Le matériau choisi a été reconstitué et est particulièrement sensible à la suffusion. Les échantillons ont un diamètre de 100 mm et une hauteur de 160 mm. Le protocole d'essai d'érosion permet d'analyser le comportement hydraulique et suffusif d'un sol en se basant sur les paramètres de conductivités hydrauliques locales, de masse de particules fines lessivées, du débit hydraulique à la sortie, de la distribution granulométrique du matériau avant et après l'essai, et du gradient hydraulique critique.

Ce même matériau a été soumis à des essais de biocalcification par percolation de surface de manière à reproduire les conditions de traitement in-situ. L'impact de divers paramètres (saturation initiale des échantillons, concentrations des réactifs, volume de bactéries injectés, méthode

d'injection) sur la distribution de calcite précipitée et la réponse des échantillons biotraités face à la suffusion a été analysé. Une nette amélioration des propriétés hydrauliques et érosives d'un matériau granulaire sensible à la suffusion a été, généralement, démontrée suite au traitement par biocalcification. Une loi de suffusion pour les sols biocimentés a également été établie en fonction de la calcite produite. Finalement, le procédé d'injection a été optimisé afin d'améliorer l'efficacité et l'homogénéité du traitement d'un matériau suffusif en utilisant le moins de ressources possibles.

Au terme de l'étude, la possible prévention de la suffusion des sols granulaires par biocalcification a été démontrée, ce qui s'avère prometteur pour la réhabilitation d'ouvrages hydrauliques (barrages, chaussées, digues).

ABSTRACT

The internal erosion of granular soils is defined as the migration of fine particles under waterflows that changes the hydraulic and mechanical characteristics of the soil (suffusion). Hydraulic structures may be in danger if erosion and loading persist over time and the damages may be irreversible. Thus, many studies were conducted to improve the behavior of potentially unstable soils and to prevent this phenomenon. The prevention is achieved either by zoning filters, including granular or synthetic filters, or by chemical stabilization using lime treatment or chemical grouting. Nevertheless, these solutions must be design during the conception phase and there is no non-intrusive solution that can be applied to deficient or absent filtering system. Moreover, most chemical treatments need heavy machinery or chemical products that lead to high energy consumption or increase the production of chemical reactants.

Recently, observations from nature led into exploring a new branch in geotechnical engineering called biogeotechnology. This multidisciplinary field aims to transform natural sands into biosandstones using microbiological processes while improving their engineering properties. This technology consists of the bio-mineralization of calcium carbonates thanks to the metabolic activity of microbes. It is essentially based on the injection of bacteria, nutriments and calcium, which lead to (1) the formation of calcium carbonates bond at particle to particle contacts, (2) enhancement of hydraulic and mechanical properties of soils and (3) preventing erosion of fine particles.

This thesis aims to demonstrate the enhancement of erosive granular materials treated with biocalcification and to establish a suffusion law applicable to biocemented sand soils.

A simple experimental protocol was elaborated to quantify the suffusion of cohesionless granular materials under controlled hydraulic heads increased by increments. The tested granular material was reconstituted at laboratory and was particularly unstable. The sand specimens were 100 mm in diameter and 160 mm in length. The quantity of eroded particles, exit water flow, local hydraulic conductivities and critical hydraulic gradient were measured to assess the hydraulic and erosional behavior of this internally unstable material.

This material was subjected to biomineralization process by surface percolation to reproduce in-situ conditions. The impact of parameters including initial saturation of material, volume of injected bacterial suspension, concentrations of reagents on the biochemical efficiency and the distribution of calcite along the specimens was assessed. The results showed that hydraulic and

erosional behavior of internally unstable material was enhanced following biotreatment. A suffusion law of biocemented sand was established as a function of calcite. Finally, the injection procedure was optimized to increase yield and homogeneity of treatment of an internally unstable material.

As conclusion of this work, the potential of MICP to deal with internal erosion problems has been demonstrated. This promising technique offers an alternative to traditional soil improvement approaches of hydraulic infrastructures (Dikes, dams, roads).

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE III

REMERCIEMENTS IV

RÉSUMÉ V

ABSTRACT VII

TABLE DES MATIÈRES IX

LISTE DES TABLEAUX XIV

LISTE DES FIGURES XV

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS XXI

LISTE DES ANNEXES XXIII

CHAPITRE 1 INTRODUCTION 1

1.1 Bases de la biocalcification 1

1.2 Problématique 4

1.3 Objectifs de la thèse 6

1.3.1 Objectif général 6

1.3.2 Objectifs spécifiques 6

1.4 Démarche et cheminement de la thèse 7

1.5 Partenariat industriel 10

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTERATURE GÉNÉRALE 11

2.1 Érosion interne/suffusion 11

2.1.1 Définition 11

2.1.2 Paramètres influençant la suffusion 12

2.1.3 Prédiction de l'érosion interne 14

2.1.4 Caractérisation expérimentale de la suffusion 22

2.1.5 Sols susceptibles à la suffusion 27
2.2 La technique de biocalcification 34
2.2.1 Mise en contexte 34
2.2.2 Processus de bio-minéralisation 37
2.2.3 Hydrolyse de l'urée 39
2.2.4 Facteurs influençant l'efficacité de la biocalcification 41
2.2.5 Distribution spatiale de la calcite dans un sol traité 44
2.2.6 Procédures et protocoles de traitement par biocalcification 46
2.2.7 Amélioration des propriétés géotechniques des sols 48
2.2.8 Applications à grande envergure : Réalisations et limites 58
2.3 Biocalcification et érosion interne des sols 59
CHAPITRE 3 ARTICLE 1 : AN EXPERIMENTAL PROCEDURE TO ASSESS THE EROSIONAL AND HYDRAULIC BEHAVIOR OF COHESIONLESS SOILS 66
3.1 Introduction 67
3.2 Experimental Set-up 69
3.2.1 De-aired water supply system 69
3.2.2 Permeameter 69
3.2.3 Soil collector system 69
3.3 Experimental procedure 70
3.3.1 Soil preparation 70
3.3.2 Saturation 71
3.3.3 Erosion test 71
3.3.4 *Post*-erosion grain size distribution 71
3.4 Validation of the procedure 72
3.4.1 Exit water flow 72

3.4.2 Effective hydraulic gradient 72
3.4.3 Hydraulic conductivity 73
3.4.4 Mass of eroded particles and critical gradient 73
3.4.5 Grain size distribution *post*-erosion 74
3.5 Conclusion 74
CHAPITRE 4 ARTICLE 2 : RÉSISTANCE À L'ÉROSION DE MATÉRIAUX D'ASSISES ROUTIÈRES TRAITÉS PAR BIOCALCIFICATION 82
4.1 Introduction 83
4.2 Protocole expérimental 86
4.2.1 Matériau testé 86
4.2.2 Montage de l'essai d'érosion 87
4.2.3 Traitement par biocalcification 87
4.2.4 Protocole d'essai d'érosion 88
4.3 Résultats et discussion 89
4.3.1 Comportement hydraulique 89
4.3.2 Masse érodée 90
4.3.3 Homogénéité du traitement par percolation 90
4.4 Conclusion 91
CHAPITRE 5 ARTICLE 3 : PERFORMANCE STUDIES OF MICROBIAL INDUCED CALCITE PRECIPITATION TO PREVENT THE EROSION OF INTERNALLY UNSTABLE GRANULAR SOILS 97
5.1 Introduction 98
5.2 Materials and methods 100
5.2.1 Tested materials 100
5.2.2 Experimental procedure 100

5.3 Results and discussion 102
5.3.1 Bacteria leaching 102
5.3.2 Precipitated calcite 102
5.3.3 Hydraulic behavior of treated samples 103
5.4 Conclusion 104
CHAPITRE 6 ARTICLE 4 : SUFFUSION LAW OF INTERNALLY UNSTABLE COHESIONLESS SOILS TREATED BY MICROBIALLY INDUCED CALCITE PRECIPITATION (MICP) 113
6.1 Introduction 114
6.2 Materials, apparatus and test method 116
6.2.1 Tested soil 116
6.2.2 Treatment strategies 117
6.2.3 Bio-treatment procedure 117
6.2.4 Erosion test procedure 119
6.2.5 Calcium carbonates content measurements 120
6.3 Results and discussion 121
6.3.1 Calcite production 121
6.3.2 Suffusion law for bio-cemented sands 122
6.3.3 Details of erosional/hydraulic behavior 124
6.4 Conclusions 126
CHAPITRE 7 ARTICLE 5 : ELABORATION OF AN OPTIMIZED PROTOCOL FOR MICROBIALLY INDUCED CALCITE PRECIPITATION TO PREVENT THE EROSIONAL BEHAVIOR OF SUFFUSIVE SOILS 138
7.1 Introduction 139
7.2 Materials and methods 141

7.2.1 Characterization of erosion 141
7.3 Methodology of treatment 142
7.3.1 Solutions of treatment 142
7.3.2 Treatment strategies 143
7.3.3 Monitoring methods 144
7.4 Results 146
7.4.1 Bacteria leaching 146
7.4.2 Calcium carbonates distribution 146
7.4.3 Erosion behavior 148
7.5 Conclusion and discussion 150
CHAPITRE 8 DISCUSSION GÉNÉRALE 159
8.1 Modèle expérimental de caractérisation de la suffusion 159
8.2 Efficacité du traitement par biocalcification 160
8.3 Érosion des sols biocimentés 161
CHAPITRE 9 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS 164
LISTE DE RÉFÉRENCES 166
ANNEXES 180

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1 Positionnement des articles scientifiques et communications dans le contexte global de la thèse. 9

Tableau 2.1 Les limites de distribution granulométrique selon les normes MTQ en pourcentage (Lafleur & Savard, 2004) 30

Tableau 2.2 Programme d'essais menés par Lafleur et Savard (2004)....31

Tableau 2.3 Programme d'essais menés par Lafleur et Huu Nguyen (2007). 33

Tableau 2.4 Évaluations des applications de la biocalcification et leurs potentiels selon Dejong, J. T. et al. (2013). 36

Tableau 2.5 Revue des résultats des tests et propriétés mesurées à partir d'échantillons de sable bio-cimentés adaptés de Van Paassen (2009). 54

Table 3.1 Geotechnical characteristics of tested soil. 76

Table 3.2 Internal stability assessment of the tested soil following theoretical criteria.....77

Tableau 4.1 Potentiel de l'érosion du sol testé. 92

Table 5.1 Details of bio-treatment procedure for each sample. 106

Table 5.2 Erosion test results for all specimens. 107

Table 5.3 Ratios of hydraulic conductivities before and after suffusion at hydraulic gradient equal to 0.3. 107

Table 6.1 Physical characteristics of tested soil. 128

Table 6.2 Values of total hydraulic conductivity measured for each bio-treatment strategy as function of cementation solution concentrations (0.35 M 0.75 M and 1.4 M) and volume of bacterial suspension (30, 60 and 80 % of pore volume). 128

Table 7.1 Treatment program. 152

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1 Classification de la distribution granulométrique des sols (Lafleur, Mlynarek, & Rollin, 1989).....13

Figure 2.2 Critères de Kenney et Lau (1986) (figure tirée de (Abdoulaye et al., 2014)).....16

Figure 2.3 Critère de Burenkova (1993) 17

Figure 2.4 Montages expérimentaux utilisés par Kenney et Lau (1985) : à gauche le perméamètre dont le diamètre est de 245 mm et à droite le perméamètre dont le diamètre est égal à 580 mm 24

Figure 2.5 Montage de Skempton et Brogan (1994).....24

Figure 2.6 Gradient hydraulique critique comme fonction de l'index de stabilité $((H/F)_{min})$ de kenney et Lau (1985), figure tirée de Skempron et Brogan (1994) 25

Figure 2.7 Détails de l'équipement utilisé par Tomlinson et Vaid (2000) : a) montage expérimental et b) perméamètre.....26

Figure 2.8 Ravin formé par suffusion à Petite-Rivière-Saint-François en 2005 et publié par Locat et al. (2008) 28

Figure 2.9 Éléments dans la structure de chaussée (Lafleur, 2013). 29

Figure 2.10 Formation du stromatolite grâce à l'environnement chimique propice, présence des algues et eau souterraine enrichie en calcium et bicarbonates (Lac Clifton, Parc national de Yalgroup, Australie) (van Paassen, 2009).....36

Figure 2.11 Réaction chimiques impliquées dans l'hydrolyse de l'urée et la précipitation des carbonates (Girinsky, 2009). 40

Figure 2.12 Relation entre la taille des micro-organismes et la taille des pores (Mitchell & Santamarina, 2005).....42

Figure 2.13 : Mécanismes biochimiques de précipitations de la calcite (DeJong et al., 2010). 43

Figure 2.14 Illustration des différents modes de distribution de calcites possible dans l'espace poreux, adaptée de Fritzges et al. (2006). 45

Figure 2.15 Images du microscope électronique à balayage pour (a) un sable à l'état naturel; (b) un sable cimenté au gypse; un sable (c) légèrement; et (d) fortement bio-cimenté (Fritzges et al., 2006). 46

Figure 2.16 Variation de la porosité et de (*) la teneur en calcite en fonction de la distance à partir du point d'injection le long de la colonne (Whiffin, van Paassen, & Harkes, 2007). 50

Figure 2.17 Résultats des tests de perméabilité sur les échantillons de matériau traité par biocalcification : a) sol reconstitué et b) sable bien étalé (Ng Wei et al. 2013)....51

Figure 2.18 Mesure de la perméabilité durant l'essai triaxial au long de la colonne après traitement par biocalcification (la ligne discontinue représente la perméabilité du sol non-traité). (Van Paassen, Harkes, et al., 2009)....52

Figure 2.19 Perméabilité mesurée sur des colonne de sable traitées par biocalcification à différents degrés de saturation pour (a) un sable grossier et (b) un sable fin (Cheng, Cord-Ruwisch, & Shahin, 2013) 53

Figure 2.20 illustration de l'impact de la précipitation de la calcite sur le comportement en cisaillement d'un sable lâche (DeJong, Fritzges, & Nusslein, 2006). 55

Figure 2.21 Résistance au cisaillement mesurée par Ng Wei et al. (2013). 56

Figure 2.22 Résistance à la compression (■), Module d'Young à 50 % du pic (∘) et la résistance résiduelle du matériau suite à la rupture (□) versus la teneur en carbonates de calcium (Van Paassen, Harkes, et al., 2009)....57

Figure 2.23 Effet du nombre de couches de bactéries/solution de cimentation sur les profils de la résistance au cisaillement à travers les échantillons de sable bio-cimentés (Cheng & Cord-Ruwisch, 2012) 57

Figure 2.24 schéma du montage expérimental de la fonction d'érosion (EFA) (illustration tirée de Amin et al. (2017))....60

Figure 2.25 Fonction d'érosion des échantillons biocimentés et testés avec le montage « EFA »(Amin et al. 2017). 61

Figure 2.26 Distributions granulométriques des mélanges sable/kaolin testés par Jiang, Soga et Kuo (2017) 61

Figure 2.27 Schéma des procédures d'injection testées (M1, M2, M3). (Jiang, Soga et Kuo, 2017) 62

Figure 2.28 Performances du traitement par biocalcification pour les différentes stratégies d'injection utilisées et les différentes granulométries testées: a) réponses de l'essai d'érosion et b) taux de calcite précipitée (illustration tirée de Jiang, Soga et Kuo (2017)) 63

Figure 2.29 Distribution granulométrique du mélange sable et gravier utilisé par Jiang et Soga (2017). 64

Figure 3.1 Key components of the experimental set-up: (a) general lay out, (b) Details of the permeameter, (c) Tested specimen following saturation, (d) The funnel installed at the bottom of the permeameter, and (e) fine-particles collector system.. 78

Figure 3.2 Hydraulic measurements during erosion test: (a) Outlet water flow and local hydraulic gradients at (b) top (i1) and (c) bottom (i2) of specimen. 79

Figure 3.3 Hydraulic conductivities k1 at the top, k2 at the bottom, kmoy the mean, and ktot based on the applied hydraulic gradients during loading (a) and (c) and unloading (b) and (d) for test 1 and test 2 respectively. 80

Figure 3.4 Change in the grain size distribution due to fine-particles lost: GDS post-erosion at different elevations among specimen (a) and (c) and normalized mass of fine particles collected out of specimen at various applied hydraulic gradients (b) and (d) for test 1 and test 2 respectively.....81

Figure 4.1 Distribution granulométrique du matériau testé 93

Figure 4.2 Montage expérimental 93

Figure 4.3 Gradients hydrauliques dans la partie inférieur (i_1) et supérieure (i_2) de l'échantillon a) non-traité et b) traité 94

Figure 4.4 Débit de sortie pour l'échantillon a) non-traité et b) traité 95

Figure 4.5 Masse cumulative de fines érodées.....96

Figure 4.6 Taux de calcite précipitée à différentes profondeurs : 1) 2 cm, 2) 4 cm, 3) 8 cm, 4) 12 cm, 5) 14 cm.....96

Figure 5.1 Tested soil gradation curve. 108

Figure 5.2 Erosion test experimental set-up. 109

Figure 5.3 Concentration of bacteria leached out of specimens during injection a) results for each specimen b) mean values. 109

Figure 5.4 Spatial distribution of calcite content in bio-treated specimens measured at 1) 2 cm ; 2) 4 cm; 3) 8 cm; 4) 12 cm and 5) 14 cm from the top. 110

Figure 5.5 Fine particles migration as function of applied hydraulic gradient; a) all specimens, b) close-up 3014, 6014, and 8014 specimens. 110

Figure 5.6 Seepage water flow as a function of applied hydraulic gradient for a) untreated sand, b) 3014, c) 6014 and d) 8014 treated sand specimens. 111

Figure 5.7 Ratios of hydraulic conductivities between the top and bottom of specimens for the overall erosion test for a) untreated sand and b) bio-treated specimens. 112

Figure 6.1 Biotreatment strategies and procedures. 129

Figure 6.2 Bio-treatment set-up details. 130

Figure 6.3 Erosion test procedure: a) details of erosion lay-out and b) evolution of increments the applied hydraulic gradient. 131

Figure 6.4 Calcite content for all treatment strategies: a) mean values and b) standard deviations. 132

Figure 6.5 Biochemical efficiency of MICP treatment as function of the injected volume of bacterial suspension for treatment series a) {3075, 6075, 8075} and b){3035, 6035, 8035}. 133

Figure 6.6 Biochemical efficiency of MICP treatment as function of injected volume of bacterial suspension for treatment series a){6035, 6075, 6014} and b){8035, 8075, 8014} 134

Figure 6.7 Critical hydraulic gradient a) for various tested strategies and b) as function of the calcite content. 135

Figure 6.8 Total mass of eroded fine particles during erosion tests ; a) for all tested strategies and b) as function of CaCO3 content. 136

Figure 6.9 Outlet specific discharge during charging and discharging seepage for all treatment strategies tested. 137

Figure 7.1 Grain size distribution of tested soil. 153

Figure 7.2 Measurements of bacterial concentrations at the effluent for strategies A to E (BS= bacterial solution, FS= fixation solution and CS= cementation solution) 154

Figure 7.3 Calcite content measurements : a) calcite content distribution along tested specimen and b) mean values and standard deviation for each strategy tested. 155

Figure 7.4 Erosional parameters assessment for various strategies testes : a) erosion test results and b) efficiency of treatment. 156

Figure 7.5 Outlet specific discharge during charging (× for qL) and discharging (for qUn) and fine particles loss (+ for Me) as function of applied hydraulic gradient for A, B, C, D, E, and F strategies respectively. 157

Figure 7.6 Evolution of local hydraulic conductivities (k1 • at top) and (k2 at bottom) as function of applied hydraulic gradients during charging and discharging. 158

FigureA.9.1 Stromatolites at shark Bay Western Australia (Photo taken by Stuart Lilley Photography). 192

Figure A.9.2 Scanning electron microscopy (SEM) image of sand treated by MICP using pre-mixing method (Waldschmidt, 2017).....192

Figure A.9.3 The cubic meter bio-grout experiment performed by van Paassen (2009) (picture shared by van Paassen Leon). 193

Figure 9.4 Bio-cementing of gravel for borehole stability field project (picture shared by van Paassen Leon).....193

FigureA.9.5 The repeated five-spot well pattern designed by De Jong et al. (2014): a) Plan view of 3m by 3m layout and b)Theoretical stream and potential lines for target treatment zone of 0.5 by 0.5 by 0.15 m zone. 194

Figure A.9.6 100 m3 container provided by VSF company and used by Soletanche-Bachy (Filet et al. (2012). 194

Figure A.9.7 Reinforcement of soil retaining wall using Biocalcis® at field scale (Esnault-Filet et al. 2015).....195

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

$CaCl_2$	Chlorure de Calcium
$CaCO_3$	Formule chimique de la calcite
DO_{600}	Densité optique mesurée par spectrophotomètre à une longueur d'onde de 600nm
d_x ; D_x	Diamètre du tamis à x % passant.
GDS	Courbe de distribution granulométrique
i_1 ; i_2	Gradient hydraulique mesuré en haut et en bas de la colonne respectivement
i_{app}	Gradient hydraulique appliqué
i_c	Gradient hydraulique critique de Terzaghi (1931)
i_{ch}	Gradient hydraulique critique de suffusion introduit par Skempton et Brogan(1994)
i_{cr}	Gradient hydraulique critique tel que défini dans le présent travail
k	Conductivité hydraulique en [L/T]
k_1 ; k_2	Conductivité hydraulique mesuré en haut et en bas de la colonne respectivement
k_i; k_f	Conductivités hydrauliques mesuré au même gradient hydraulique imposé durant le chargement et déchargement respectivement
M_e ; M_p	Masse cumulative normalisée des particules fines lessivées à l'extérieur de l'échantillon [M/L^2]
MICP	Microbially induced calcite precipitation ; procedure de precipitation de calcite par voie microbiologique.
NH_4^+	Formule chimique désignant l'ammonium
O_F	Ouverture du tamis au travers duquel passe 85% du poids des grains du sol
Q	Débit de sortie mesurée [L^3/T]
S_r	Degré de saturation du sol
V_{inj}	Volume injecté [L^3]
V_p, V_v	Volume des vides ou de pores

α	Taux d'érosion exprimé en 10^{-3}[T/L]
γ'	Poids unitaire du sol déjaugé en kN/m^3
γ_w	Poids unitaire de l'eau égal à 9.81 kN/m^3
τ_c	Contrainte de cisaillement hydraulique critique en kPa

LISTE DES ANNEXES

Annexe A – ARTICLE 6 : MAJOR APPLICATIONS OF MICP SAND TREATMENT AT MULTI-SCALE LEVELS : A REVIEW.....180

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

1.1 Bases de la biocalcification

L'amélioration des sols en place est principalement réalisée par le biais de deux approches traditionnelles, à savoir (1) le compactage mécanique ou chargement via remblais et (2) l'injection de coulis ou autres produits chimiques. La majorité de ces techniques de traitement des sols se base sur l'emploi d'énergie mécanique et/ou de matériaux artificiels, ce qui nécessite une consommation d'énergie considérable, tant en termes d'installation que de production de matériaux. La solution la plus commune est l'injection de coulis constitué de matériaux synthétiques artificiels dans l'espace poreux du sol, tels que le ciment, la résine ou encore la chaux (Karol, 2003; Xanthakos, Abramson, & Bruce, 1994). Cette approche possède toutefois quelques limites concernant les normes environnementales. En effet, la majorité des coulis utilisés sont toxiques et très dangereux (Karol, 2003). Par ailleurs, les méthodes d'injection nécessitent des conditions in-situ particulières et leur efficacité a seulement été démontrée dans une zone de 1-2 m du point d'injection. Par conséquent, ces méthodes conventionnelles ne sont pas adaptées au traitement de grands volumes de sol.

Bien que les calculs traditionnels de géotechnique ne prennent pas en compte l'activité biologique dans les sols, les géologues reconnaissent l'influence de la microbiologie dans la formation des sols et sur leurs propriétés. Ainsi, l'utilisation de procédés microbiologiques pour le contrôle et l'amélioration des différentes propriétés géotechniques des sols naturels a émergé depuis une vingtaine d'années. Cela est essentiellement lié à l'avancement de la recherche et à l'avènement des biotechnologies dans différents domaines comme l'agriculture, la nutrition, la médecine et l'énergie. Dans le domaine de la géotechnique, les biotechnologies interviennent de différentes manières. Par exemple, l'influence des racines sur la stabilité des pentes a été reconnue et exploitée pendant longtemps (Gray & Sotir, 1996). De plus, Mitchell et Santamarina (2005) ont défini le potentiel de l'activité microbiologique conduisant à l'altération des propriétés géotechniques d'un sol, soit plus de 10^{12} micro-organismes présents par kilogramme de sol près de la surface souterraine. Finalement, un nouveau domaine de recherche défini par la biocalcification des sols est né au début des années 2000 et le National Research Council (2006) l'a identifié comme le sujet le plus important du 21^{e} siècle. Celui-ci vise à contrôler l'activité biologique dans un sol dans le

but de maîtriser sa géochimie locale et améliorer ses propriétés géotechniques. La technique de précipitation de carbonates de calcium par voie microbienne (reconnue sous le nom de MICP en anglais pour *Microbially Induced Calcite Precipitation*) a été exhaustivement étudiée au laboratoire et a démontré son efficacité quant à la résolution de nombreux problèmes géotechniques (DeJong et al., 2013; Montoya, Dejong, & Boulanger, 2013; Mujah, Shahin, & Cheng, 2016).

Les processus microbiologiques présents dans les surfaces sous-jacentes des sols sont nombreux et plusieurs mécanismes de précipitation organique ou inorganique, comme l'hydrolyse de l'urée (Ciurli et al., 1999) ou la dénitrification (van Paassen, Daza, et al., 2010), peuvent être utilisés à cette fin. Parmi ces mécanismes, la présente étude se basera sur l'hydrolyse de l'urée pour augmenter l'alcalinité du liquide interstitiel et induire la précipitation de calcite. La précipitation s'obtient après injection de bactéries, de nutriments et de sels de calcium dans le sol granulaire. In fine, cette minéralisation cimente les particules du milieu granulaire et augmente, par le fait même, sa résistance et sa rigidité sans pour autant en altérer fortement la porosité.

Plusieurs applications de cette technique ont été imaginées telles que la lutte contre le phénomène de liquéfaction (Mortensen, 2012), l'amélioration de la résistance au cisaillement non drainé d'un sol (DeJong et al., 2006), le contrôle du suintement de l'eau souterraine (Chou, Seagren, Aydilek, & Lai, 2012; Lambert et al., 2010), ou encore le colmatage de fissures dans le béton (Ramachandran, Ramakrishnan, & Bang, 2001). Par ailleurs, DeJong et al. (2013) ont évalué qualitativement l'utilisation de la biocalcification pour 24 applications différentes. Les applications les plus favorables, à court terme, sont le contrôle de l'érosion, la bioremédiation, le contrôle des poussières, l'amélioration des routes rurales, la géo-séquestration du carbone et la réparation des structures en maçonnerie.

Plus récemment, Jiang, Soga et Kuo (2017) ont réalisé une série d'essais de perméabilité afin d'étudier l'effet du traitement par biocalcification sur la prévention de l'érosion interne. Le sol étudié a été reconstitué d'un mélange de sable et d'argile (Kaolin) de sorte à être sensible à l'érosion interne. Les résultats ont démontré que la biocalcification améliorait le comportement des mélanges face au phénomène d'érosion interne. Les taux d'érosion et la contrainte de cisaillement hydraulique critique ont été nettement augmentés et la masse de particules fines lessivées a diminué en comparaison avec le sol brut avant traitement soumis aux mêmes conditions hydrauliques d'essai.

Amin, Zomorodian et Okelly (2017) ont également étudié une série de stratégies de biocalcification sur un matériau instable vis à vis de l'érosion. Les résultats obtenus via leur procédure d'injection optimale ont conclu à une diminution 95 % de l'érodabilité, ainsi qu'à une nette amélioration de la contrainte de cisaillement critique en comparaison avec les résultats sur un matériau non traité.

Finalement, Jiang et Soga (2017) ont analysé l'influence du biotraitement sur la prévention de l'érosion interne d'un matériau constitué d'un mélange de sable et gravier. Les essais expérimentaux avaient pour but la simulation de traitement de barrages et digues en remblai lors d'une nouvelle construction. Les échantillons ont été traités par injection de solutions de cimentation à différentes concentrations et ont été soumis à des essais d'érosion à débit constant. Selon les auteurs, la cimentation permet la diminution de l'érosion et de la déformation axiale à des ordres de grandeurs négligeables. Par ailleurs, l'augmentation de la concentration n'implique qu'une diminution limitée de la conductivité hydraulique.

Sur le plan expérimental, des études ont montré l'efficacité de la biocalcification au laboratoire (Cheng et al., 2013; DeJong et al., 2006; van Paassen, Daza, et al., 2010) ou à échelle pilote (Esnault-Filet, Gutjahr, Mosser, Sapin, & Ibrahim, 2016; Gomez et al., 2015; Van Paassen, 2011) - pour n'en citer que quelques-unes. Différents acteurs ont également développé leur propre procédé de biocalcification, comme l'entreprise Soletanche-Bachy, qui a mis au point son propre procédé industriel de bio-cimentation connu sous le nom de Biocalcis. Ce procédé a fait l'objet de divers brevets internationaux (Filet, Gadret, Loygue, & Borel, 2012). Les applications typiques de ce procédé sont la prévention de la liquéfaction des sables lâches, l'amélioration de la résistance au cisaillement et la stabilisation des sols contre l'érosion interne ou de contact (Esnault-Filet et al., 2016).

En ce qui concerne la mise en œuvre de la technique, plusieurs méthodes d'injection ont été développées afin d'optimiser l'efficacité et l'homogénéité du biotraitement (Cheng & Cord-Ruwisch, 2012; Cheng & Shahin, 2016; DeJong et al., 2006; Mortensen, Haber, DeJong, Caslake, & Nelson, 2011). Toutes ces méthodes visent à améliorer la rétention des bactéries, identifiée comme cruciale pour le succès du traitement. En effet, une rétention médiocre peut induire un lessivage des bactéries et donc, une mauvaise homogénéité de traitement. Cette étape dépend fortement du débit d'injection (Harkes, van Paassen, Booster, Whiffin, & van Loosdrecht, 2010). Dans la littérature, les modes d'injections les plus courants sont les injections continues ou par

piston, en conditions saturées (Mujah et al., 2016; Soon, Lee, Khun, & Ling, 2014). Toutefois, Cheng et Cord-Ruwisch (2012) ont développé une méthode d'injection par percolation de surface qui a démontré de bons résultats pour un sol non saturé. Dans cette méthode, les solutions bactérienne et de cimentation pénètrent dans le sol sous l'effet de la gravité. La solution de cimentation est injectée à deux reprises avec un temps de repos de 12 heures. Il s'agit d'une méthode relativement simple à mettre en place *in situ* du fait du peu de machinerie nécessaire. De plus, l'homogénéité du traitement s'est avérée satisfaisante.

La technique de biocalcification apparaît donc comme une solution alternative aux méthodes usuelles d'amélioration des sols en place, dans une perspective de développement durable.

1.2 Problématique

Les infrastructures constituées, entièrement ou partiellement, de milieux granulaires (barrages, digues, chaussées) sont très utiles pour les services qu'elles offrent à la population quotidiennement. Elles peuvent avoir comme fonction le contrôle de l'écoulement de l'eau, la production d'électricité ou encore la protection des biens et des personnes. Traditionnellement, ces ouvrages sont constitués de milieux poreux pouvant être soumis à l'action d'un fluide en mouvement. Divers scénarios peuvent provoquer leur destruction, notamment par l'influence de contraintes externes ou par érosion interne. Ce dernier phénomène est responsable de la plupart des anomalies dont les conséquences humaines et matérielles sont importantes.

L'écoulement d'un fluide dans les pores d'un sol peut engendrer la migration des particules les plus fines à travers son squelette grossier, phénomène connu sous le nom de suffusion. Son initiation et son développement sont conditionnés par les caractéristiques évolutives et interdépendantes des phases liquides et solides du sol (Bonelli, 2012). Ce phénomène complexe implique la variation de divers paramètres géotechniques et hydrauliques du sol constituant un ouvrage problématique et, s'il n'entraîne généralement qu'une faible variation de la granulométrie globale du sol, la perméabilité évolue dans de toutes autres proportions. Par ailleurs, les écoulements internes ne mènent pas nécessairement à la destruction immédiate des ouvrages, mais ceux-ci peuvent être menacés de ruine si l'érosion et le chargement perdurent dans le temps, surtout si le phénomène peut se poursuivre sans signe apparent et ce, jusqu'à ce qu'une rupture ait lieu.

Les dommages liés à la rupture par érosion des ouvrages hydrauliques en terre peuvent être très importants. Par exemple, la rupture du barrage de Teton, construit sur le Sud-Est de l'Idaho aux États-Unis, en 1976 a causé la mort de 14 personnes et a coûté 400 millions de dollars de dégâts. Foster, Fell et Spannagle (2000) ont réalisé une étude statistique sur 11 192 barrages en terre et ont démontré que 46 % des cas de rupture sont liés à l'érosion interne. Dans les chaussées, des ruptures liées à l'érosion peuvent également se produire. En effet, les courbes granulométriques des agrégats constituant les chaussées routières utilisées par le Ministère de Transport du Québec (MTQ) (2003) sont très étalées. Dans certains cas, ces matériaux peuvent ainsi être instables vis-à-vis de l'érosion interne. De fines particules peuvent alors migrer à travers les pores du squelette grossier et altérer les caractéristiques hydrauliques des sous-fondations routières, ce qui implique l'affaissement de la surface de roulement suite au lessivage des particules et une perte d'efficacité liée au colmatage des éléments de drainage (Chapuis, 1992; Lafleur & Savard, 2004). L'origine des dommages peut être un écoulement vertical à partir des joints de constructions ou de fissures dans la couche de roulement, un écoulement horizontal à partir de l'épaulement latéral, une montée capillaire de la nappe phréatique ou encore une accumulation de vapeur d'eau sous la couche de roulement (Chapuis, Contant, & Baass, 1991). Comme le bon comportement des chaussées passe par un drainage efficace (Lafleur, 2013), la migration des particules les plus fines peut grandement affecter leur durée de vie. En particulier, 90 % des dommages et problèmes dans les chaussées routières sont liés aux inondations (Cedergren, 1980).

Compte-tenu des dommages possibles, il est nécessaire d'identifier les sols suffusifs et d'estimer leur réponse et comportement lorsque soumis à une charge hydraulique importante. Ce phénomène n'est toutefois pas nouveau et des travaux portant sur la suffusion et l'auto-filtration ont fait l'objet de nombreuses études. La plupart des auteurs ont proposé des critères empiriques basés sur la distribution granulométrique pour un choix sécuritaire de matériaux granulaires constituant l'infrastructure (Burenkova, 1993; Kenney & Lau, 1985, 1986; Kézdi, 1979 ; Sherard, 1979; Wan & Fell, 2008). Aussi, l'initiation et le développement de la suffusion dans un sol ont fait l'objet de nombreuses études expérimentales (Skempton & Brogan, 1994; Fannin & Moffat, 2006). L'objectif de la plupart des essais d'érosion documentés dans la littérature est de délimiter des seuils géométriques d'identification de sols instables vis à vis de l'érosion interne. Néanmoins, d'un point de vue fondamental, le défi reste la caractérisation du déclenchement du phénomène de suffusion à de faibles débits et la quantification du taux d'érosion(Wan & Fell, 2008) et la mesure

du gradient hydraulique local, qui peut varier de plusieurs ordres de grandeur à travers le même échantillon durant les essais de filtration (Fannin & Moffat, 2006; Li, 2008; Sail, Marot, Sibille, & Alexis, 2010).

En ce qui concerne le traitement des sols problématiques, le développement d'une technique durable et non intrusive telle la biocalcification s'avère nécessaire. En effet, si la technique s'avère prometteuse pour répondre à une problématique d'érosion des sols granulaires, il reste encore à développer un modèle de comportement érosif d'un sol traité par biocalcification. Dans cet perspective, il est nécessaire de disposer de résultats d'essais d'érosion reproductibles, contrôlables et homogènes. Par ailleurs, une meilleure maîtrise des connaissances de microbiologie, des principes de géochimie et des lois de géotechnique est nécessaire pour mieux comprendre les mécanismes responsables de l'amélioration des propriétés géotechniques désirées par biocalcification.

1.3 Objectifs de la thèse

1.3.1 Objectif général

L'objectif général du projet proposé vise à démontrer le gain de résistance à l'érosion interne dans des sols granulaires traités par la technique de biocalcification et proposer une loi d'érosion applicable au sols biocimentés.

1.3.2 Objectifs spécifiques

Pour atteindre l'objectif général de la thèse, 4 objectifs spécifiques (OS) ont été fixés:

- OS 1 : Développer un essai d'érosion en se basant sur des paramètres géotechniques classiques tels que la charge hydraulique appliquée, la masse de fines lessivées, le débit de sortie et les perméabilités mesurées localement;
- OS2 : Analyser l'effet de paramètres d'injection tels que la saturation initiale du matériau, le volume de bactéries injecté ou la concentration des réactifs sur l'efficacité du traitement par biocalcification, notamment en ce qui a trait à l'homogénéité du traitement et à la prévention de la suffusion ;

- OS3 : Proposer une loi empirique de suffusion en fonction de la quantité de calcite produite par biocalcification;
- OS 4 : Optimiser la méthode d'injection pour améliorer l'homogénéité et le rendement du traitement d'un sol sensible à la suffusion.

1.4 Démarche et cheminement de la thèse

Dans le but d'établir un lien entre les phénomènes de biocalcification et d'érosion des milieux granulaires, deux approches scientifiques ont été utilisées à savoir, d'une part, une approche empirique dans laquelle des essais expérimentaux ont été réalisés afin de proposer une variété de méthodes et procédures reproductibles, et d'autre part, une approche mathématique visant à expliquer les phénomènes observés expérimentalement pour assurer des prédictions fiables.

Pour répondre aux objectifs, cette thèse sera répartie en six sections. En premier lieu, le 2e chapitre de ce manuscrit est réservé à la revue de littérature concernant la suffusion des sols granulaires et la technique de biocalcification.

Les travaux de recherche proprement dits sont ensuite abordés avec l'élaboration d'un protocole de quantification du phénomène de suffusion. Le montage expérimental a permis l'évaluation du comportement hydraulique d'un matériau reconstitué, particulièrement sensible à l'érosion interne. Une description détaillée de la démarche expérimentale ainsi que des résultats de validation est présentée dans le 3e chapitre.

Afin de valider la faisabilité d'un biotraitement par percolation de surface pour prévenir l'érosion interne d'un matériau sensible à la suffusion, une première procédure d'injection basée sur le protocole de biocalcification fourni par le partenaire industriel a été testée sur le matériau retenu. La méthode proposée, par percolation de surface, a été adaptée de sorte à être applicable à des conditions *in situ*. Ce matériau s'inscrit dans le fuseau granulométrique proposé par le Ministère des Transports du Québec concernant les matériaux de sous-fondations routières. Les résultats sont toutefois extrapolables à des matériaux constituant d'autres types d'infrastructures, notamment des remblais de digues et barrages dont une classe de particules manque dans leur distribution granulométrique. Les résultats de cette première étude ont permis la comparaison du comportement hydraulique du matériau suffusif avant et après traitement (4e chapitre).

Par la suite, une étude a été menée pour évaluer l'impact du degré de saturation initial du sol sur la fixation des bactéries, ainsi que la réponse hydraulique du matériau suite au traitement par biocalcification (5e chapitre). Les degrés de saturation initiaux testés sont 30, 60 et 80 %. Les résultats ont démontré que l'homogénéité du traitement est favorisée lorsque les bactéries sont injectées à de faibles degrés de saturation.

Suite à cette démonstration, une analyse plus complète se basant sur la variation du volume de bactéries injectées et des concentrations de solutions de cimentation a conduit à l'élaboration d'une loi de suffusion de sols biocimentés en fonction du taux de calcite précipitée (6e chapitre). Les volumes de bactéries injectés correspondait respectivement aux saturations initiales des échantillons testés, à savoir 30, 60 et 80 %. Les réactifs de cimentation étaient, quant à eux, composés de solutions équimolaires d'urée et de chlorure de calcium (0.35, 0.75 ou 1.4 M). Les résultats ont mis en évidence un rendement supérieur pour les traitement à faibles concentrations. Toutefois, le comportement hydraulique du traitement avec un volume de bactéries équivalent à une saturation de 30 % et une concentration de 0.35 M de solution de cimentation n'a pas été concluant. Par conséquent, une optimisation du protocole de traitement par alternance d'injection de bactéries et de solutions de cimentation, ainsi que l'analyse de l'effet d'injection d'une solution de fixation à faibles concentrations se sont avérés nécessaires pour compléter cette recherche. Cette optimisation a permis de définir un protocole permettant à la fois une bonne homogénéité d'adsorption des bactéries et de biocimentation, ainsi qu'une réponse hydraulique optimale (7e chapitre).

Finalement, la thèse se termine par une section de discussion mettant en perspective l'ensemble des travaux (8ème chapitre), puis une section de conclusions et recommandations (9ème chapitre).

Il est à noter que la majorité des travaux de cette thèse est présentée sous forme d'articles scientifiques ou de communications en conférences, faisant chacun l'objet d'un chapitre et permettant l'atteinte d'un objectif spécifique particulier. Le tableau 1.1 permet de visualiser les articles scientifiques et communications, ainsi que les objectifs et les chapitres reliés. Une brève remise en contexte de chaque article est également présentée au début de chaque chapitre faisant l'objet d'un article ou d'une conférence.

Tableau 1.1 Positionnement des articles scientifiques et communications dans le contexte global de la thèse.

Titre	Revue ou conférence	Objectif spécifique (OS)	Localisation dans la thèse
Major Applications of MICP sand treatment at multi-scale levels : A review	*71e conférence canadienne de géotechnique - GeoEdmonton 2018*	**Revue de littérature**	Annexe A
An experimental procedure to assess the erosional and hydraulic behavior of cohesionless soils.	*Geotechnical Research*	**OS 1**	Chapitre 3
Résistance à l'Érosion de Matériaux d'Assises Routières Traités par Biocalcification	*70e conférence canadienne de géotechnique - GeoOttawa 2017*	**OS2**	Chapitre 4
Performance Studies of Microbial Induced Calcite Precipitation to Prevent the Erosion of Internally Unstable Granular Soils	*Geochina 2018 published in the book "Advancements on Sustainable Civil Infrastructures"*	**OS2**	Chapitre 5
Suffusion law of bio-cemented internally unstable cohesionless soils using MICP treatment	*Acta Geotechnica Journal*	**OS2 et OS3**	Chapitre 6
Elaboration of an optimized protocol for Microbially Induced Calcite Precipitation to prevent the erosional behavior of suffusive soils	*Environmental Geotechnics*	**OS4**	Chapitre 7

1.5 Partenariat industriel

Un partenariat avec l'industrie a été mis en place avec l'entreprise Ménard Canada (anciennement Geopac inc.). Celle-ci est une compagnie canadienne spécialisée dans l'amélioration des sols, amenée à développer continuellement de nouvelles techniques innovantes et économiques. Elle a rejoint le groupe Menard, filiale de Soletanche-Freyssinet, en 2007. Cette multinationale est très active en recherche et développement et compte à son actif plusieurs brevets concernant des procédés ou matériaux développés en collaboration avec des experts et des laboratoires de recherche. Soletanche-Freyssinet a développé son propre procédé industriel de biocimentation connu sous le nom de Biocalcis et ce partenariat a permis sa validation en termes de prévention de la suffusion.

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTERATURE GÉNÉRALE

Ce chapitre passe en revue l'état de l'art concernant le phénomène de suffusion ainsi que les procédés de biominéralisation. Après une présentation du phénomène de suffusion, les essais de caractérisation pertinents pour la présente étude sont détaillés et une identification des sols susceptibles à la suffusion au Québec est jointe à cette section. La technique de biocalcification, les facteurs influençant son efficacité, les protocoles de traitement existants, les propriétés géotechniques améliorées et les applications à grande échelle sont également décrits dans cette section.

2.1 Érosion interne/suffusion

2.1.1 Définition

L'écoulement de l'eau dans un ouvrage hydraulique en terre, de type barrage, digue ou berge, peut impliquer l'arrachement et le transport des particules fines au sein du réseau poreux du sol de la structure ou de la fondation (Bonelli, 2012). Ce phénomène complexe qui correspond à l'érosion interne dans un sol granulaire implique la variation de divers paramètres géotechniques et hydrauliques du sol.

Généralement, deux types de suffusion mécanique sont distingués dans la littérature à savoir la suffusion interne et externe. Le premier phénomène se manifeste lorsqu'une redistribution interne des fines survient sans perte globale de particules et le second se caractérise par le lessivage des fines des matériaux. Par ailleurs, on note que les principaux facteurs limitant la perte de particules dans le cas d'une suffusion externe sont la quantité de grains mobiles et l'ouverture à l'extrémité émergente de l'écoulement (Fannin & Moffat, 2002). En revanche, le taux des matériaux érodés est gouverné par la sévérité des conditions hydrodynamiques et par le temps.

L'initiation et le développement de la suffusion dans un sol dépendent des caractéristiques évolutives et interdépendantes des phases solide et fluide, ainsi que de la géométrie des vides interstitiels. On note que la granulométrie globale du sol ne change pas, toutefois la perméabilité évolue. La granulomètrie locale, quant à elle, évolue à cause du réarrangement des particules dans un volume donné suite à l'initiation de la suffusion. Lors du développement de la suffusion, une partie des particules détachées peut se redéposer ou être filtrée (retenue) au cœur du réseau poreux.

Ce processus induit un colmatage local accompagné d'une surpression engendrant un glissement du sol. L'étude de l'instabilité des ouvrages hydrauliques en terre nécessite ainsi la prise en compte du processus de suffusion et de filtration comme phénomènes indissociables.

2.1.2 Paramètres influençant la suffusion

Garner et Fannin (2010), ainsi que Fell et Fry (2007), ont décrit les conditions principales d'initiation de la suffusion par un diagramme qui comprend trois composantes : la susceptibilité du sol, le chargement hydraulique critique et l'état critique de contrainte (Schuler, 1995). Lorsque ces trois conditions sont présentes simultanément et qu'elles sont maintenues dans un massif de sol, la migration des fines se produit et est continue dans le temps jusqu'à ce les particules rencontrent une constriction trop petite les empêchant de continuer leur chemin (colmatage), sans quoi, elle se poursuit jusqu'à ce que toutes les particules soient érodées. Dans le cas où l'arrangement des particules ne permet pas une distinction entre une structure primaire et secondaire, la fraction de particules grossières flotte dans une matrice de particules fines à granulométrie uniforme, l'entrainement des particules se produit alors plutôt par renard que par suffusion.

La suffusion est alors gouvernée par la géométrie du réseau poreux lié à la distribution granulométrique, la porosité et la forme des grains et par la sollicitation hydraulique principalement modélisée par le gradient hydraulique, la contrainte de cisaillement hydraulique et la vitesse de pore.

2.1.2.1 Distribution granulométrique

Dans le cas où l'espace des pores est suffisamment grand, le détachement des particules fines et leur transport dans le réseau poreux survient. Cela est conditionné par la distribution granulométrique et dépend de la forme des grains et leur densité.

Lafleur et al. (1989) ont distingué les principaux types de distributions granulométriques : la distribution linéaire (courbes 1 et 2), la distribution discontinue/bi-modale (courbe 3) et la distribution concave vers le haut (courbe 4) (Figure 2.1). Les courbes 1 et 2 sont stables à la suffusion alors que les courbes 3 et 4 sont identifiés susceptibles à la suffusion (Fell & Fry, 2007).

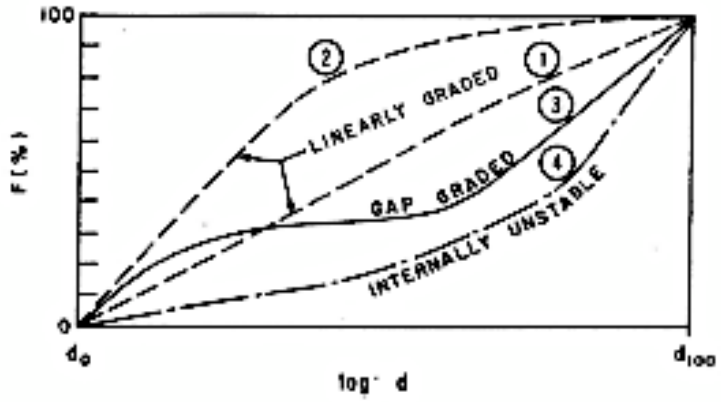


Figure 2.1 Classification de la distribution granulométrique des sols (Lafleur, Mlynarek, &

La suffusion affecte les sols pulvérulents où la fraction des particules fines est mobile entre les particules grossières, car elle ne reçoit pas les contraintes effectives transmises par l'ouvrage. Son apparition nécessite deux conditions : une granulométrie spécifique et une charge hydraulique. Par exemple, il a été observé que la suffusion affecte les sols pulvérulents ayant moins de 30 à 40 % de fines, dans les noyaux de moraines composées de blocs, graves, sables et limons ou argiles faiblement plastiques. De même, la ségrégation de filtres ou de matériaux de transition grossiers ayant plus de 40 % supérieurs à 5 mm et un diamètre maximal supérieur à 75 mm a pu être remarquée. Enfin, dans le domaine des fondations, les cônes d'éboulis, les glissements de terrain, les remplissages alluvionnaires font souvent l'objet de suffusion (Bonelli, 2012).

2.1.2.2 Contrainte effective

Le comportement du squelette granulaire est dépendant des contraintes effectives selon le principe de Terzaghi. Ainsi, pour une même distribution granulométrique, une modification de la contrainte effective peut induire des variations d'arrangement granulaire.

Bendahmane, Marot et Alexis (2008) ont réalisé des essais d'érosion sous confinement isotrope et ont montré que l'accroissement de la pression de confinement diminuait le taux d'érosion par suffusion. Moffat et Fannin (2006) ont démontré que la résistance des sols à la suffusion augmente avec l'accroissement de la contrainte effective. Les essais de perméabilité réalisés sous un écoulement descendant dans un sol sableux, dont la teneur en fines est égale à 5% et sur lequel une contrainte effective de 100 et 175 kPa est appliquée, démontrent un gradient hydraulique critique égal à 13 et 23, pour les contraintes effectives respectives.

2.1.2.3 Angularité des grains

En 1981, Kovacs a suggéré de calculer le diamètre de pore moyen en utilisant le coefficient de forme dont les valeurs se situent entre 7 et 9 pour les particules les plus angulaires et de 6 pour les particules les plus sphériques. Marot, Bendahmane et Konrad (2011) ont mené des essais de suffusion en utilisant un éridomètre triaxial et ont démontré que la résistance à la suffusion dépendait fortement de l'angularité des grains de la fraction grossière du sol.

2.1.2.4 Caractéristiques physicochimiques du milieu

Dans le cas des sols argileux, les paramètres physicochimiques sont cruciaux. Selon Arulanandan et Perry (1983), l'état de floculation et défloculation est lié à la taille des agrégats érodés, la composition chimique du fluide interstitiel et la quantité et la nature de l'argile. Reddi, Lee et Bonala (2000) ont mené des essais de suffusion sur un sable argileux avec des fluides injectés à différentes teneurs en chlorure de sodium et ont démontré que le taux d'érosion par suffusion diminue considérablement lorsque la concentration en chlorure de sodium augmente. Cela est dû à une diminution du détachement de particules et l'accroissement de la filtration des particules détachées.

De même, Bendahmane et al. (2008) ont démontré que la suffusion décroit avec l'accroissement du pourcentage d'argile.

La suffusion dépend des conditions d'arrachage des particules et agrégats, qui est une fonction de la nature de l'argile et du pourcentage de l'argile dans un sol donnée (Arulanandan & Perry, 1983).

2.1.3 Prédiction de l'érosion interne

Plusieurs auteurs se sont intéressés à la suffusion tels que USACE (1953), Kézdi (1979), Kenney et Lau (1985, 1986), Lafleur et al. (1989), Burenkova (1993), Skempton et Brogan (1994) et Garner et Fannin (2010). Tous ont conclu que ce phénomène se produit lorsque les conditions suivantes sont remplies simultanément :

- la taille des particules fines dans un sol est plus petite que la taille des restrictions entre les particules grossières (constituant le squelette du sol);
- le pourcentage des particules fines ne permet pas le remplissage des vides du squelette du sol;

- la vitesse de l'eau est assez grande pour entrainer les fines en suspension à travers les particules grossières du sol.

Son apparition nécessite deux conditions :

2.1.3.1 Condition 1 : Critères de distribution granulométriques

Plusieurs auteurs ont suggéré des critères divers de l'évaluation de la susceptibilité d'un sol à la suffusion basés sur sa courbe granulométrique (Burenkova, 1993; Kenney & Lau, 1985, 1986; Kézdi, 1979; Lafleur et al., 1989; Wan & Fell, 2008; entre autres).

- Kézdi (1979)

Kézdi (1979) a proposé de distinguer la fraction grossière et la fraction fine en un point arbitrairement choisi dans la courbe granulométrique d'un sol en assimilant la fraction grossière au filtre, et ce pour appliquer le critère de Terzaghi quant à la capacité de rétention d'un filtre. Le sol est jugé stable l'inéquation exprimée par l'équation 2.1 est valide :

$$\frac{D_{15}}{d_{85}} < 4 \qquad \text{[Eq. 2.1]}$$

où D_{15} étant l'ouverture du tamis au travers duquel passe 15 % de la masse des grains constituant le filtre et d_{85} étant l'ouverture du tamis au travers duquel passe 85 % de la masse des grains du sol.

- Kenney et Lau (1985, 1986)

Suite à des essais expérimentaux menés sur des échantillons de sable suffusifs ou non, Kenney et Lau (1985) ont pu développer un critère basé sur la distribution granulométrique du sol étudié. Ce critère nécessite le calcul du pourcentage massique *F* des grains dont la taille est inférieure à un diamètre *d* et le pourcentage massique *H* des grains de taille comprise entre *d* et 4*d* ($H= F_{4d}-F_d$). Ainsi, les grains dont la taille est inférieure à un diamètre d peuvent se détacher si et seulement si la matrice du sol n'a pas assez de grains entre *d* et 4*d* pour les bloquer. Ces auteurs ont défini la courbe de forme représentant *H* en fonction de *F*. Ainsi, un sol est supposé instable à la suffusion si la courbe de forme est située totalement ou partiellement au-dessus de la droite $H = 1{,}3\ F$ (Kenney & Lau, 1985) et $H=F$ (Kenney & Lau, 1986) dans l'intervalle $0<F<X$. Pour les sols dont la granulométrie est bien étalée et dont $C_u > 3$, $X = 0.2$ et pour les sols dont la granulométrie est serrée ($C_u < 3$), $X=0.3$ (Figure 2.2).

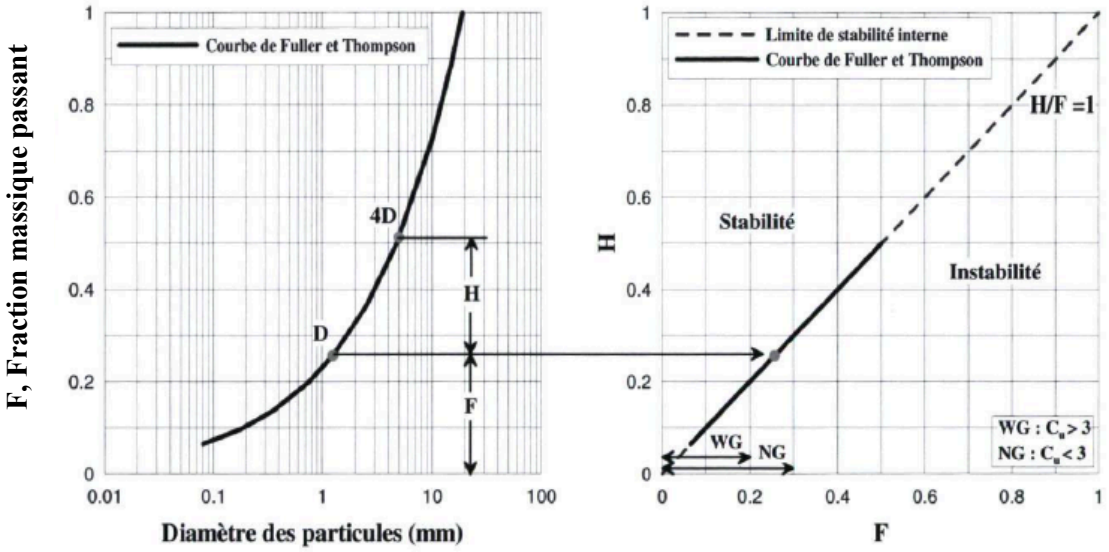


Figure 2.2 Critères de Kenney et Lau (1986) (figure tirée de (Abdoulaye et al., 2014)).

- Burenkova (1993)

Après avoir réalisé des essais sur une multitude de sols constitués de sable et de gravier, Burenkova (1993) a démontré que la stabilité interne des matériaux dépend de la forme de la courbe granulométrique et que les matériaux peuvent être divisés en une portion grossière et une portion fine baignant dans les pores. Burenkova (1993) a développé une méthode expérimentale afin d'évaluer le diamètre maximal des grains susceptibles d'être érodés. La limite entre la structure primaire et la structure secondaire des matériaux est définie par la fraction (d_{dv}) estimée par la relation suivante (eq. 2.2) :

$$0.55\left(\frac{d_{90}}{d_{15}}\right)^{-1.5} < \frac{d_{dv}}{d_{max}} < 1.87\left(\frac{d_{90}}{d_{15}}\right)^{-1.5} \qquad \text{[Eq. 2.2]}$$

Aussi, une approche empirique basée sur une étude expérimentale de la stabilité interne de ces matériaux a été proposée sous forme d'abaque (cf. Figure 2.3.3). On y distingue quatre zones soit I, II, III, et IV. Les croix représentent les matériaux stables et les points noirs les matériaux instables. En résumé, les matériaux sont stables si l'inégalité suivante est respectée :

$$0.76 \log\left(\frac{d_{90}}{d_{15}}\right) + 1 < \frac{d_{90}}{d_{60}} < 1.86 \log\left(\frac{d_{90}}{d_{15}}\right) + 1 \qquad \text{[Eq. 2.3]}$$

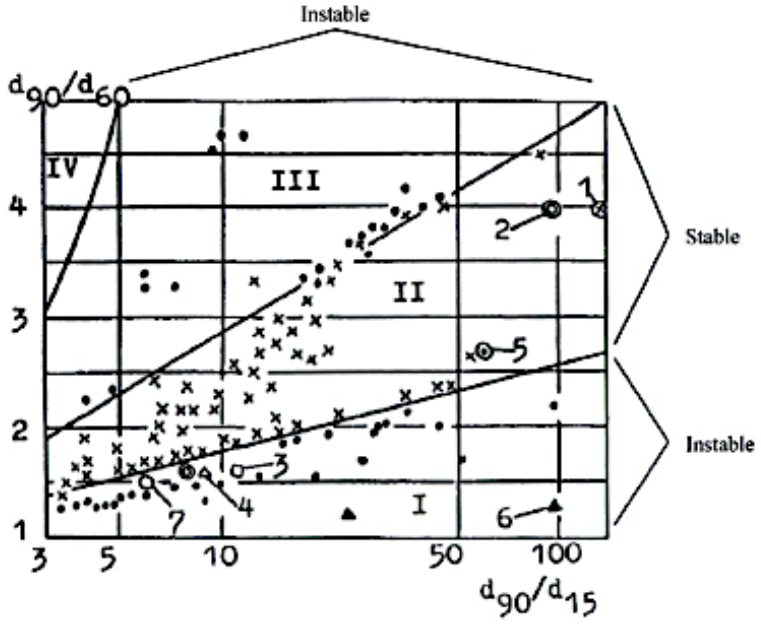


Figure 2.3 Critère de Burenkova (1993)

- Wan et Fell (2008)

Une vingtaine d'essais expérimentaux de suffusion a été réalisée sur des mélanges de sol argile-silt-sable-graviers par Wan et Fell (2008) dans le but d'établir un critère de caractérisation de la susceptibilité des sols à la suffusion applicable aux mélanges de silt, sable et gravier. La méthode se base sur la détermination de deux rapports à savoir $h' = d_{90}/d_{60}$ et $h'' = d_{90}/d_{15}$. On note que d_{90}, d_{60} et d_{15} sont respectivement les diamètres des tamis pour un pourcentage massique passant de 90 %, 60 % et 15 %. Les essais ont été effectués avec des types d'écoulement ascendant et descendant. Un gradient moyen de 8 était appliqué aux échantillons suivis d'analyses granulométriques sur chacune des couches. Ils ont alors proposé une méthode probabiliste basée sur celle de Burenkova (1993) où la probabilité de suffusion (P) dans un sol granulaire est exprimée avec les équations 2.5 et 2.6.

$$P = \frac{\exp(z)}{1+\exp(z)} \qquad \text{[Eq. 2.5]}$$

$$z = 3.875\, Log\,(h'') + 3.591\, h' + 2.436 \qquad \text{[Eq. 2.6]}$$

- Confrontation des critères granulométriques

Les critères de Kézdi (1979), Sherard (1979) et Kenney et Lau (1985) utilisés pour évaluer l'instabilité interne des sols granulaires ont été traduits par Chapuis (1992) sous forme d'expressions mathématiques simplistes. Ainsi, le sol est instable à la suffusion si une partie de la courbe granulométrique a une pente plus faible que 21.5 % et 24.5 % par cycle logarithmique selon les méthodes de Sherard (1979) et Kezdi (1969), respectivement. Par ailleurs, ce sol ne pourra pas retenir les particules plus petites que la taille des particules auxquelles cette pente est atteinte. De plus, si la pente est inférieure à celle de la courbe $\frac{y}{y_x} = (\frac{d}{d_x})^{0.7213}$ en un point de la courbe granulométrique d'abscisse d_x et d'ordonnée y_x, le sol ne pourra pas retenir les particules plus petites que d_x, qui correspond au diamètre auquel la pente est atteinte selon la méthode de Kenney et Lau (1985, 1986).

Li et Fannin (2008) ont évalué la susceptibilité des sols à la suffusion selon le critère de Kézdi (1979) et le critère de Kenney et Lau (1985). Ils ont alors conclu que les deux critères convergent pour un F = 15 %. Ainsi, le critère de Kézdi (1979) semble être moins conservateur pour les sols dont la distribution granulométrique est discontinue. Pour les sols dont la distribution granulométrique est étalée, la fraction des fines correspond à la valeur minimale du rapport *H/F*.

Si la fraction des fines est inférieure à 15 %, l'évaluation de la susceptibilité peut se baser sur le critère de Kenney et Lau (1985), sinon on utilisera le critère de Wan et Fell (2008).

2.1.3.2 Condition 2 : Critère hydraulique

Kovacs (1981) a reconnu l'importance de l'analyse des conditions hydrauliques en plus des critères géométriques pour l'étude du transport des particules, car l'analyse granulométrique ne prend pas en compte la minéralogie du matériau, la forme des grains, la contrainte effective ou la viscosité du fluide interstitiel.

Le chargement hydraulique des grains est souvent décrit par le gradient hydraulique, la contrainte de cisaillement hydraulique et la vitesse des pores. Ainsi, l'étude de l'initiation de la suffusion se base sur l'étude des seuils critiques de ces trois paramètres.

- Gradient hydraulique critique :

Terzaghi (1931) fut le premier à formuler la théorie de rupture d'un sable uniforme soumis à un écoulement. Celle-ci est basée sur l'équilibre des forces d'écoulement vertical ascendant exercé par l'eau et du poids des grains submergés. Lorsque le gradient hydraulique implique l'annulation des contraintes effectives, la surpression interstitielle égalise la contrainte totale et la rupture hydraulique a lieu (phénomène de boulance). Le gradient hydraulique critique de Terzaghi est défini par $i_c = \frac{\gamma'}{\gamma_w} = (G_s - 1)(1\text{-}n)$, où γ_w est le poids unitaire de l'eau, γ' est le poids volumique déjaugé du sol, G_s est la densité relative des grains du sol et n est la porosité du sol.

Le paramètre de la résistance à l'écoulement $R = \frac{\Delta H}{Q}$ a été introduit par Kovacs et Ujfaludi (1983) pour évaluer le processus de la suffusion et quantifier la condition hydraulique en utilisant des paramètres spécifiques calculés à partir de la mesure du débit d'écoulement (Q) et de la charge hydraulique appliqué (ΔH) à travers l'échantillon du sol testé. Cette résistance R peut être exprimée en fonction de la conductivité hydraulique k et des dimensions géométriques de l'échantillon testé, à savoir sa longueur L et sa section A, par la relation $R = \frac{L}{kA}$. La résistance à l'écoulement R est utilisée pour la détermination empirique de la limite inférieure de la vitesse de l'écoulement critique impliquant l'instabilité interne de sols faibles en plasticité, et ce, selon leur conductivité hydraulique.

Skempton et Brogan (1994) ont défini le gradient critique responsable de l'initiation de la suffusion i_{ch} et ont proposé son approximation à l'ordre du tiers ou du cinquième de la valeur du gradient critique de boulance défini par Terzaghi i_c. Le gradient critique de suffusion de sable peut être exprimé avec l'équation 2.7 :

$$i_c - i_{ch} = \alpha \frac{\gamma'}{\gamma_w} \qquad \text{[Eq. 2.7]}$$

où α est un facteur de réduction de la contrainte effective inférieur à 0,1 (à déterminer expérimentalement) selon Skempton et Brogan (1994), γ_w est le poids unitaire de l'eau et γ' est le poids volumique déjaugé du sol.

Ainsi, pour les matériaux testés par Skempton et Brogan (1994), l'instabilité est initiée a des gradients critiques aussi faibles que 0.2-0.35 soit à 1/5 à 1/3 du gradient critique de Terzaghi. En

effet, cette différence entre les gradients est causée par le fait que la majeure partie de la contrainte effective est supportée par le squelette grossier du sol.

Monnet (1998) a évalué le gradient critique de suffusion en se basant sur les résultats des essais expérimentaux menés par Skempton et Brogan (1994) et ce, en comparant la conductivité hydraulique k du matériau avec la valeur $0{,}01(d_{15})^2$. L'instabilité est due à la suffusion lorsque $k>0{,}01(d_{15})^2$ et le gradient critique s'écrit :

$$i_{ch} = 0{,}01\frac{(d_{15})^2}{k}i_c \qquad \text{[Eq. 2.8]}$$

où d_{15} est exprimé en mm et k en $m.s^{-1}$.

Li (2008) a réalisé des essais expérimentaux sur des sols granulaires et a évalué l'initiation de la suffusion en variant le gradient hydraulique local, et ce en utilisant des perméamètres de dimensions différentes. Il a alors observé que le gradient hydraulique critique était différent selon la taille du perméamètre et ce à cause d'un effet d'échelle. Ainsi, le gradient critique pour un écoulement ascendant a été exprimé selon Li et Fannin (2008) sous forme de l'équation 2.9:

$$i_{cr} = \alpha\left(\frac{\sigma'_{t0}}{\rho_w g\Delta z} + \frac{\rho'}{\rho_w}\right) = \alpha\left(\frac{\sigma'_{vm0}}{\rho_w g\Delta z} + 0.5\frac{\rho'}{\rho_w}\right) \qquad \text{[Eq. 2.9]}$$

où, σ'_{t0} est la contrainte verticale effective à la surface de l'échantillon pour un gradient hydraulique i=0; Δz l'épaisseur de l'échantillon (l'épaisseur de l'échantillon correspond au chemin parcouru par le fluide dans le cas d'un écoulement vertical); g la gravité; et σ'_{vm0} la contrainte effective verticale moyenne au milieu de la couche du sol ($\sigma'_{vm0} = \sigma'_{t0} + 0.5\rho' g\Delta z$).

Marot, Van Duong, Garnier, Luc et Audrain (2012) ont réalisé des essais de suffusion sur du sable argileux et ont démontré que lorsque la hauteur de l'échantillon double, la valeur du gradient hydraulique critique est multipliée par un facteur de 0.6 et le taux d'érosion peut doubler.

- Contrainte de cisaillement critique

Reddi et al. (2000) ont proposé de visualiser le milieu poreux sous forme d'association de tubes capillaires dont le rayon r est constant. Ainsi, en assimilant la charge hydraulique à une contrainte de cisaillement, la contrainte de cisaillement hydraulique générée dans un tube de longueur L et de rayon r est régie par l'équation 2.10 :

$$\tau = \frac{\Delta P}{\mathrm{L}}\frac{r}{2} \qquad \text{[Eq. 2.10]}$$

où ΔP est la différence de pression le long du tube et r le diamètre moyen des pores de la fraction grossière du sol tel que défini par Kovacs (1981).

Ainsi, cette approche pourrait être reformulée pour un écoulement vertical sous forme de l'équation 2.11 (Wörman & Olafsdottir, 1992) :

$$\tau = \left(\frac{\Delta h\, \gamma_w}{\Delta z}\right)\frac{r}{2} \qquad \text{[Eq. 2.11]}$$

La généralisation de cette approche a été proposée par Khilar, Fogler et Gray (1985) en modélisant les sols par un réseau de tubes capillaires parallèles de rayon constant, ce qui mène à une expression de la perméabilité intrinsèque selon l'équation 2.12:

$$K = n\,\frac{r^2}{8} \qquad \text{[Eq. 2.12]}$$

où n est la porosité du sol et K la perméabilité intrinsèque déterminée par l'équation 2.13:

$$K = k\,\frac{\eta}{\gamma_w} \qquad \text{[Eq. 2.13]}$$

où k la conductivité hydraulique, η est la viscosité dynamique du fluide interstitiel et γ_w le poids unitaire de l'eau.

En remplaçant l'expression de la perméabilité intrinsèque de l'équation 2.12 dans l'équation 2.10, on obtient :

$$\tau = 1{,}414\,\frac{\Delta P}{L}\sqrt{\frac{K}{n}} \qquad \text{[Eq. 2.14]}$$

La sollicitation hydraulique responsable de la suffusion est essentiellement due à un cisaillement et implique la comparaison du taux d'érosion par suffusion et la contrainte de cisaillement hydraulique (Bonelli, 2012). À l'aide de la représentation du taux d'érosion en fonction de la contrainte de cisaillement, la contrainte de cisaillement hydraulique critique est définie comme la valeur maximale de la contrainte de cisaillement hydraulique correspondant à l'absence de détachement de particules.

2.1.4 Caractérisation expérimentale de la suffusion

La détection de l'initiation de la suffusion est l'une des principales contraintes de l'interprétation des essais de caractérisation de la suffusion menés au laboratoire. Trois approches ont été suggérées dans la littérature.

Perzlmaier (2007) a recommandé l'utilisation du gradient hydraulique local afin d'améliorer la précision de la détection de la suffusion et Moffat, Fannin et Garner (2011) ont proposé d'augmenter le gradient hydraulique par étapes. Toutefois, plusieurs auteurs dont Fannin et Moffat (2006), Li (2008) et Sail, Marot, Sibille et Alexis (2010) ont démontré que le gradient hydraulique local peut varier de plusieurs ordres de grandeur d'un point à l'autre dans un même échantillon, dépendamment de sa hauteur et la distance entre deux capteurs de pression ou piézomètres.

D'autres auteurs se sont basés sur la turbidité de l'effluent afin de détecter l'apparition de la suffusion (Bendahmane, Marot, & Alexis, 2008; Hong Hai, Marot, & Bendahmane, 2012; Marot, Bendahmane, & Konrad, 2011; Marot, Bendahmane, Rosquoet, & Alexis, 2009; Marot, Van Duong, Garnier, Luc, & Audrain, 2012; Reddi, Lee, & Bonala, 2000; Wan & Fell, 2008). Cependant, la détection ne serait effective que si les particules détachées sont évacuées à l'extérieur de l'échantillon.

Marot et al. (2011) ont proposé l'utilisation de détecteurs optiques pour mesurer le taux d'érosion des particules argileuses ou granulaires instantanément, dans le cas d'un écoulement descendant vertical. Ces détecteurs composés de diodes et de résistors permettent la mesure la transparence du fluide et ainsi la mesure de la concentration de l'effluent. Un écoulement ascendant permettrait une meilleure observation de l'initiation du phénomène, mais le taux d'érosion mesuré serait sous-estimé à cause de la sédimentation des particules détachées en haut de l'échantillon.

Les procédures expérimentales menées par Kenney et Lau (1985), Skempton et Brogan (1994) et Tomlinson et Vaid (2000) seront détaillées dans cette section.

- Kenney et Lau 1985

Kenney et Lau (1985) ont réalisé des essais de percolation pour une série de matériaux non cohérents, compactés, dont certains ont subi une perte de particules fines (granulométries instables) alors que d'autres n'en ont pas subi (granulométries stables). À partir de la synthèse des résultats de ces essais, une théorie d'évaluation du risque d'instabilité granulométrique d'un matériau

granulaire face à la suffusion a été proposée telle que décrit dans la section 2.1.3.1 de cette thèse. Le montage expérimental a été inspiré de l'approche expérimentale proposée par USACE (1953). Les échantillons des matériaux ont été testés en utilisant deux perméamètres différents, notamment en ce qui concerne leurs dimensions. Le principe de l'essai consiste à soumettre l'échantillon de sol à tester à un écoulement hydraulique à débit constant et à des vibrations pour promouvoir la migration des fines vers le bas de l'échantillon, et ce, dans le but d'analyser la variation de la distribution granulométrique à différents niveaux de l'échantillon. Deux montages ont été utilisé par Kenney et Lau (1985), à savoir en plaçant une couche de drainage à granulométrie fine pour empêcher la migration des fines de l'échantillon testé (système fermé) ou encore en plaçant une couche de matériau grossier en bas de l'échantillon pour permettre le lessivage des fines à l'extérieur de l'échantillon (système ouvert). Les essais ont été réalisés en utilisant des moules perméamètres dont les diamètres étaient de 245 ou 580 mm (Figure 2.4). La hauteur des échantillons variait de 200 à 245 mm pour le perméamètre dont le diamètre était de 245 mm et de 380 à 580 mm pour le perméamètre dont le diamètre était de 580 mm. Une membrane synthétique a été utilisée pour prévenir les cheminements préférentiels qui peuvent avoir lieu entre la couche du sol et le tube du perméamètre et les diamètres réels des échantillons étaient de 240 ou 550 mm. La compaction a été réalisée en utilisant un marteau de 100 mm de diamètre pour atteindre 100 % de densité relative dans le perméamètre de 245 mm de diamètre et 80 % dans celui de 580 mm de diamètre.

Tous les échantillons de sol ont été reconstitués à partir de 10 à 20 mélanges uniques préparés au moment de l'essai pour assurer l'uniformité. Les essais duraient au moins 30 heures et ce, jusqu'à ce qu'aucune particule fine ne soit détectée dans l'effluent. Les conditions hydrauliques des essais pour le transport des particules ont été sévères. Les valeurs de la vitesse d'écoulement ont été choisies bien supérieures à ce qu'on peut retrouver sur le terrain. Aussi, des vibrations horizontales ont été appliquées tout au long de l'essai, ce qui est plus pénalisant que les conditions de site, puisque cela ne peut avoir lieu sur de longues périodes (Kenney & Lau 1985). Ainsi, les résultats en termes de pertes de fines sont surestimés. Les conditions hydrauliques ont été choisies à partir des travaux de Kenney et Lau (1984), qui suggère que le transport des particules à travers les filtres correspond à un nombre de Reynolds $R' \geq 10$, où $R' = \frac{qD_5}{n\nu}$; et q est la vitesse d'écoulement, D_5 est le diamètre à 5% passant, n est la porosité et ν est la viscosité cinématique de l'eau (≈ 1 mm^2.s^{-1}). Tous les essais ont été réalisés à un R' supérieur à 10, ce qui correspond à des gradients

hydrauliques variant entre 5 et 60. À la fin des essais, les échantillons ont été séparés en 5 à 8 couches pour l'analyse de leurs distributions granulométriques localement.

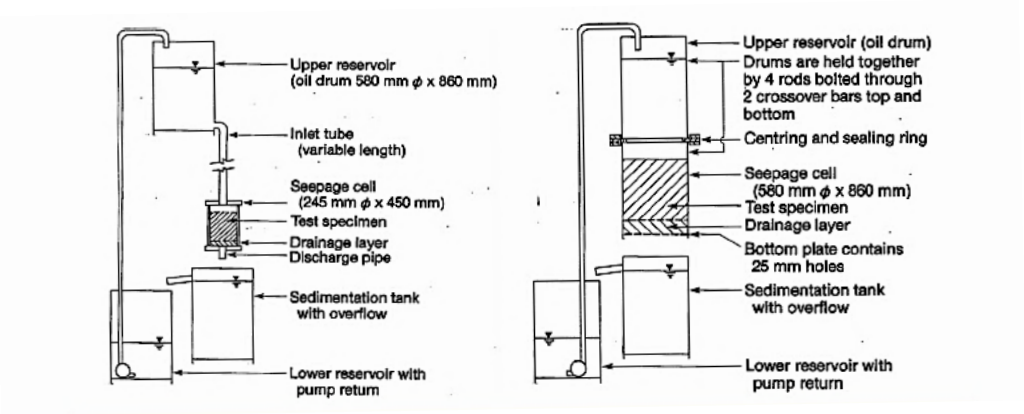


Figure 2.4 Montages expérimentaux utilisés par Kenney et Lau (1985) : à gauche le perméamètre dont le diamètre est de 245 mm et à droite le perméamètre dont le diamètre est égal à 580 mm

- Skempton et Brogan (1994)

Les essais réalisés par ces auteurs consistaient à imposer un écoulement ascendant dans un perméamètre. Le montage expérimental utilisé est détaillé à la figure 2.5.

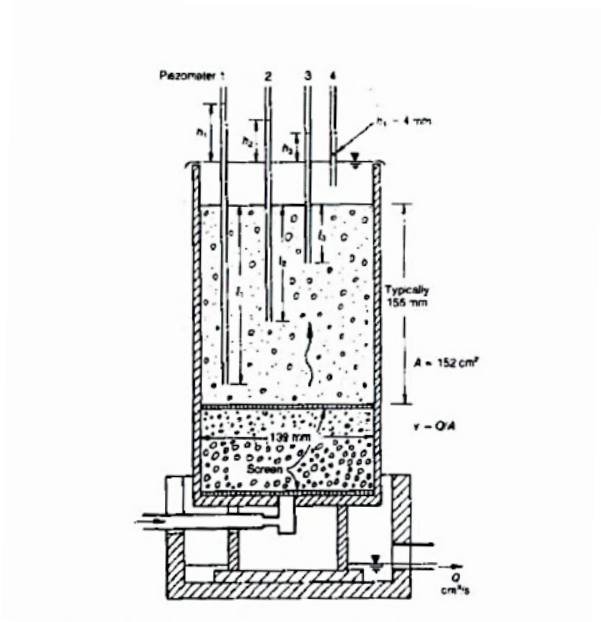


Figure 2.5 Montage de Skempton et Brogan (1994)

Le perméamètre était un tube cylindrique de 139 mm de diamètre et 155 mm de hauteur. Les échantillons de sable choisis étaient spécialement susceptibles à la suffusion selon la théorie de Kenney et Lau (1985) et ont été soumis à un écoulement ascendant. Une couche drainante de sable et de gravier grossier était placée sous l'échantillon afin de répartir les charges hydrauliques uniformément sur toute la section de l'échantillon. Les matériaux ont été placés et compactés en quatre couches. Suite à la saturation de l'échantillon, l'écoulement a été augmenté graduellement jusqu'à ce que la suffusion ait lieu visuellement. La charge hydraulique était mesurée durant l'essai à l'aide de quatre piézomètres vitrés connectés à l'intérieur de l'échantillon, à différentes hauteurs. Les essais s'étalaient sur une durée de 1,5 heure. À la fin de l'essai, les fines ont été récoltées, séchées et pesées. On note que ces auteurs n'ont pas quantifié la masse de fines érodées continuellement comme fonction de la charge hydraulique appliquée. Enfin, le gradient qui causait le transport des fines était définit comme le gradient hydraulique critique et lié à l'index de stabilité introduit par Kenney et Lau (1985) (i.e, $(H/F)_{min}$ de la courbe de Kenney et Lau H :F) (Figure 2.6).

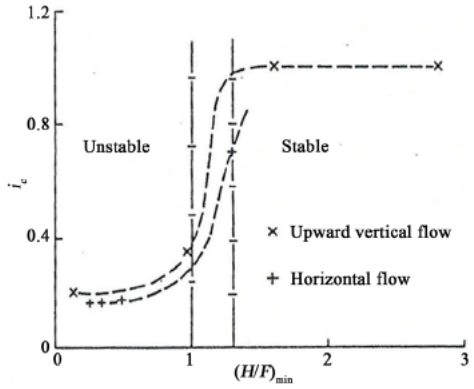


Figure 2.6 Gradient hydraulique critique comme fonction de l'index de stabilité *$((H/F)_{min})$* de kenney et Lau (1985), figure tirée de Skempron et Brogan (1994)

- Tomlinson et Vaid (2000)

Le perméamètre introduit par Tomlinson et Vaid (2000) permet de contrôler indépendamment les différentes variables qui peuvent influencer le déclenchement du phénomène de l'érosion. Les échantillons du sol testés étaient composés de sol placé sur un filtre dont le rapport d_{15f}/d_{85s} variait entre 6 et 12 (d_{15f} est le diamètre à 15 % passant de la distribution granulométrique du filtre et d_{85s} est le diamètre à 85 % passant de la distribution granulométrique du sol). Les échantillons étaient soumis à une contrainte verticale contrôlée grâce à une surcharge (plaque perforée) placée en haut de l'échantillon. L'écoulement de l'eau était régulé afin de maintenir une différence de charge

constante à travers l'échantillon et celle-ci a été augmentée graduellement durant l'essai. La contrainte de confinement, le tassement à la surface et la différence de charge hydraulique étaient mesurés continuellement au long de l'essai. Le débit d'écoulement et le taux de sol érodé étaient mesurés à des intervalles du temps discrétisés. La figure 2.7 illustre le montage expérimental utilisé par les auteurs. L'interface sol-filtre se situait à une hauteur de 10 cm de hauteur et le diamètre des échantillons était de 10 cm. L'épaisseur du filtre variait pour étudier l'influence de ce paramètre sur l'érosion. Une base perforée avec des trous de 5 mm de diamètre, couverte d'un tamis de 1,5 mm d'ouverture pour retenir le sol, était placée sous l'échantillon. Une contrainte de confinement verticale était appliquée par le biais d'un régulateur de pression pneumatique. Des capteurs électroniques étaient installés pour la mesure des différentes variables et le maximum de différence de charge hydraulique appliqué à l'échantillon était de 100 cm. Le débit d'écoulement était mesuré manuellement à la sortie du perméamètre avec une précision de 0.1%. La première étape de la procédure de l'essai consistait à appliquer la contrainte de confinement à l'échantillon sans aucune différence de charge pour permettre la consolidation du sol pendant une heure. La contrainte verticale était ensuite augmentée graduellement jusqu'à atteindre le niveau ciblé. Ensuite, la charge hydraulique était augmentée graduellement par incréments de 2 cm pendant une durée de 10 min jusqu'à atteindre 100 cm à la fin de l'essai.

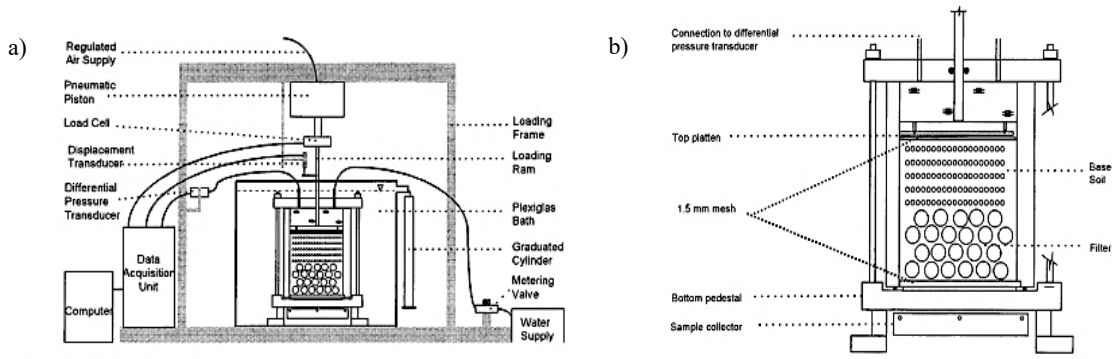


Figure 2.7 Détails de l'équipement utilisé par Tomlinson et Vaid (2000) : a) montage expérimental et b) perméamètre.

- Limites des essais expérimentaux

Ces essais ont permis la caractérisation expérimentale du phénomène de suffusion et l'établissement du lien entre les critères géométriques du sol, de par sa granulométrie, et son

comportement suffusif lorsque soumis à des conditions hydrodynamiques sévères. Ces propriétés sont indirectement caractérisées par la conductivité hydraulique des matériaux et se trouvent soit augmentées soit réduites suite au déclenchement de la suffusion. La conductivité hydraulique, qui est influencée par l'arrangement du réseau poreux d'un matériau donné, gouverne la vitesse critique qui permet aux fines d'être transportées. Pour déterminer ces relations, plusieurs auteurs ont appliqué des conditions hydrodynamiques particulièrement sévères aux échantillons testés (gradients élevés, gradients constants, vibrations). Bien que sécuritaires, ces procédures d'essai posent le problème de ne pas représenter les conditions *in situ* et ne permettent pas d'évaluer le comportement ciblé du matériau, ce qui peut résulter en un surdimensionnement de l'ouvrage et donc des coûts de construction plus élevés. Une approche d'augmentation de forces hydrodynamiques par étapes est plus représentative des conditions du terrain et permet de déterminer le seuil de non-dépassement que devra respecter la conception de l'ouvrage. Même si Tomlinson et Vaid (2000) ont proposé une procédure d'augmentation des forces hydrodynamiques par étapes, ils n'ont pas vérifié le comportement des échantillons avant et après érosion. Par ailleurs, aucune conclusion n'a été établie entre le développement du transport des fines et l'évolution des autres paramètres hydrauliques des échantillons testés.

2.1.5 Sols susceptibles à la suffusion

Au Québec, le problème d'érosion est fréquent le long des rives du Saint-Laurent. Ce phénomène est causé par l'effet de la dynamique littorale, des tempêtes, des mouvements de masse, de la suffusion et des cycles de gel/dégel. La suffusion est un phénomène qui accélère l'érosion littorale des berges et qui est trop souvent ignoré mais qui affecte la plupart des deltas sableux de la côte-Nord (Karakiewicz et al., 1999).

Ainsi, la municipalité de Petite-Rivière-Saint-François, située sur la rive nord du fleuve Saint Laurent, à environ 100 km au Nord-Est de la ville de Québec, a connu un sinistre en Avril 2005. De fortes pluies combinées à la fonte des neiges ont induit des glissements de terrain, un ravinement et le débordement de cours d'eau. La figure 2.8 illustre un ravin formé par le phénomène de suffusion (Locat, Demers, Lessard, & Ouellet, 2008).



Figure 2.8 Ravin formé par suffusion à Petite-Rivière-Saint-François en 2005 et publié par Locat et al. (2008)

Dans le cadre de la présente étude et dans le but de cibler des applications pratiques au traitement du phénomène de suffusion dans la province du Québec par la technique de biocalcification, les sols constituant les ouvrages hydrauliques susceptibles d'être affectés par ce phénomène ont été identifiés.

Ainsi, suite à diverses recherches bibliographiques, il s'est avéré que les sols constituant les assises de chaussées routières, ainsi que les noyaux des barrages hydrauliques en terre sont fortement susceptibles à l'instabilité interne (Lafleur & Huu Nguyen, 2007; Lafleur & Savard, 2004).

Les caractéristiques géotechniques de ce type de sols, ainsi que les résultats des études d'évaluation de l'instabilité interne menées seront détaillés dans le présent rapport.

2.1.5.1 1^{e} type de sol : Fondation routière MG112

Les courbes granulométriques des agrégats constituant les chaussées routières utilisées par le ministère de Transport du Québec sont très étalées. Ces matériaux peuvent être instables vis-à-vis de l'érosion interne. Ainsi, de fines particules peuvent migrer à travers les pores du squelette grossier et altérer les caractéristiques hydrauliques des sous-fondations.

- Problématique

1. Affaissement de la surface de roulement suite au lessivage des particules ;
2. Perte d'efficacité liée au colmatage des éléments de drainage.

Ces sols sont utilisés par le ministère en guise de matériaux constituant les assises des chaussées. Généralement, la couche de sous-fondation est conçue de telle sorte à être plus perméable que la couche d'infrastructure afin de permettre un drainage de qualité des eaux d'infiltration et ainsi maintenir la capacité portante des routes en périodes de fortes précipitations. La figure 2.9 présente les différents éléments dans la structure d'une chaussée. En effet, l'efficacité du système de drainage est liée étroitement à la combinaison filtre/drain. Ce système devrait permettre une évacuation libre de l'eau souterraine tout en retenant les particules fines (prévenir le lessivage des fines et le colmatage).

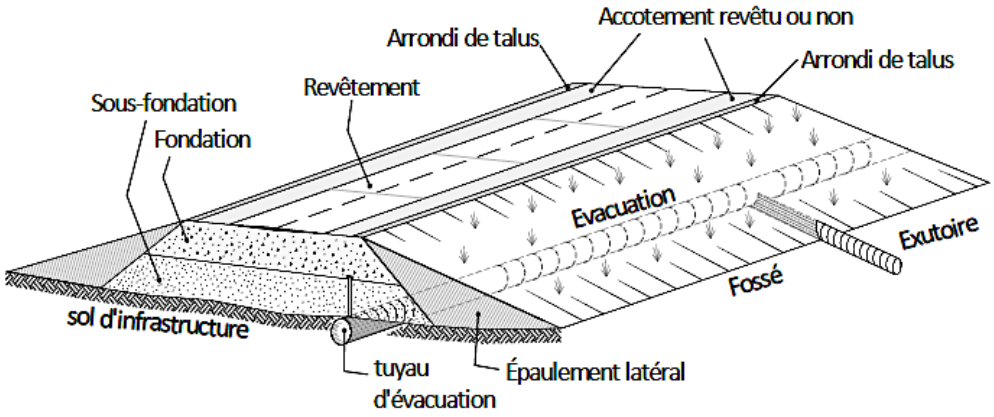


Figure 2.9 Éléments dans la structure de chaussée (Lafleur, 2013).

- Caractéristiques

La sélection de matériaux constituants la chaussée est effectuée selon la norme établie par le MTQ en fonction de leur capacité portante et leur pouvoir de drainage. Les limites de fuseaux granulométriques pour les matériaux MG-20 (fondation) et MG-112 (sous-fondation) sont présentées dans le tableau 2.1.

Tableau 2.1 Les limites de distribution granulométrique selon les normes MTQ en pourcentage (Lafleur & Savard, 2004)

Ouverture du tamis (mm)	Matériau de fondation (MG-20)	Matériau de sous-fondation (MG-112)
112		100
80		
56		
28	100	
20	90-100	
14	68-93	
5	35-60	minimum 35
1,25	19-38	
0,32	9-17	
0,08	2-7	0-10

Pour le sol MG-112, la fraction passant 5 mm devrait être de 35 % minimum avec un pourcentage de fines ne dépassant 10 %. Cependant, ces critères sont difficiles à rencontrer dans la pratique du fait de l'hétérogénéité des sols ou encore de la mise en place (Chapuis et al., 1991).

Lafleur et Savard (2004) ont réalisé des essais expérimentaux au filtramètre basés sur l'application d'un gradient hydraulique descendant égal à 10. Les échantillons testés ont été constitués en mélangeant des proportions d'agrégats de tailles différentes dans le but d'obtenir des courbes granulométriques concaves vers le haut correspondant aux limites spécifiques de la MTQ pour les fuseaux MG-20 et MG-112.

Les agrégats des fondations étant installés en contact avec les systèmes de drainages, des filtres doivent être mis en place pour prévenir le colmatage des drains et des tuyaux de drainage par les fines. Ces filtres sont soit granulaires, soit composés de géotextiles. Selon Lafleur (1999), le critère de sélection de filtre est lié au ratio de rétention R_R, qui doit être inférieur ou égal à 1. Ce ratio est le rapport de l'ouverture du filtre et du diamètre indicatif d_i du matériau testé (Lafleur et al., 1989). On note que l'ouverture du filtre O_F correspond à $D_{15}/4$ pour un filtre granulaire selon le critère de Terzaghi et est inférieur à 0.15 mm selon la norme 13101 pour les filtres géotextiles. Lafleur,

Francoeur et Faure (2002) ont identifié trois mécanismes de filtration liés au ratio de rétention : lessivage si $R_R >> 1$, colmatage si $R_R << 1$ et pontage lorsque $R_R \approx 1$.

Sept essais de filtration ont été menés par Lafleur et Savard (2004) sur des matériaux stables et instables en variant le ratio de rétention entre 0.3 et 2.0 (Tableau 2.2).

Tableau 2.2 Programme d'essais menés par Lafleur et Savard (2004)

Test No	1	2	3	4	5	6	7
Agg. (D_{max} [1]– P_f[2])	7 - 0.3	7 - 5	7 - 28	15 - 5	15 - 28	15 - 28	15 - 5
$O_{F\ (mm)}$	0.15	0.30	0.60	2.38	4.75	0.84	0.84
R_R	0.6	1.5	2.0	1.6	1.7	0.3	0.6

[1] *D_{max} le diamètre à 100 % passant du mélange testé en mm*

[2] *P_f pourcentage de fines dans le mélange*

- Résultats des essais d'érosion

L'analyse des mécanismes de filtration est basée sur la comparaison de distributions granulométriques au travers des échantillons, du rapport k_f/k_0 de la conductivité hydraulique moyenne initiale et finale et de la masse de fines lessivées à l'extérieur de l'échantillon par ynité de surface M_p (conditions du test jugées à l'équilibre lorsque M_p inférieure à 2500 g/m^2).

Les matériaux stables ont démontré un comportement hydraulique équilibré puisque M_p < 2500 g/m^2 et ce, pour R_R = 0.6, 1.5, et 2.0.

Les sols jugés instables selon la théorie de Kenney et Lau (1985) ont démontré un caractère suffosif lors des essais expérimentaux. La rupture a eu lieu soit par colmatage soit par lessivage des fines. On note que pour le sol 15-5 dont la portion de fines est de 5 %, le même ordre de grandeur de la masse lessivée a été observé pour les ratios de rétention de 0.6 et 1.6. Cependant, pour le sol 15-28, R_R a effectivement eu un impact sur le mécanisme de filtration puisque celui-ci a été par lessivage de fines lorsque R_R = 1,7 et par colmatage lorsque R_R = 0.3. Dans tous les cas, la masse de fines lessivées à l'extérieur de l'échantillon est supérieure à 2 500 g/m^2. Ainsi, la sélection de filtre devrait considérer un diamètre indicatif plus petit pour les sols dont la granulométrie est étalée (Lafleur & Savard, 2004).

Il serait judicieux de prendre les précautions nécessaires lors de manipulations de ce type de sol sachant que la distribution granulométrique est souvent concave vers le haut ce qui les rend d'autant plus susceptibles à la suffusion.

2.1.5.2 2e type de sol : Fondation de barrage (moraine)

Le projet de la Baie James, localisé au Nord du Québec, est le plus grand projet hydro-électrique de l'Amérique du Nord. Une série de 220 digues et barrages en terre a été construite par Hydro-Québec pour la société d'énergie de la Baie James entre 1973 et 1985. Trois grandes centrales, produisant plus de 10 000 MW à savoir La grande-2 (LG2), La Grande-3 (LG-3) et La Grande-4 (LG-4), ont été construites à la rivière La Grande dans le but de détourner les eaux des rivières Eastmain et Opinaca au Sud et de la rivière Caniapiscau au Nord-Est vers le réservoir LG-2 (SEBJ, 1986).

Des dépôts glaciaux et fulvio-glaciaux couvrent la majorité de la région de la baie James sous forme de matériaux morainiques et alluvions. Issu de l'érosion glaciaire provoquée généralement par le phénomène de gélivation, ce matériau est non cohérent et sa distribution granulométrique est très étalée (mélange de silt-sableux et graviers). Il s'agit d'une excellente source de matériau pour les noyaux et les fondations des barrages du projet de la Baie James du fait des coûts de transport plus faibles.

- Caractéristiques

Les mesures piézométriques relevées sur le noyau morainique du barrage LG-4 ont démontré une perte de charge non-linéaire ne suivant pas la loi de Darcy après dix ans d'observations et des équipotentielles concentrées à l'interface noyau/filtre (Pare, Verma, Loiselle, & Pinzariu, 1984). L'une des hypothèses expliquant ces observations est la suffusion du matériau constituant le noyau du barrage LG -4 (Lafleur & Huu Nguyen, 2007). Ainsi, des essais d'érosion (TP-1) par le biais d'un perméamétre ont été menées sur un matériau morainique reconstitué au laboratoire dont la teneur en fines (P_f) a été variée entre 4 et 28 % (< 80 μm). Pour cette première série d'essai, un filtre en papier, dont l'ouverture O_F est de 11 μm, a été placé à la base des échantillons. De plus, une deuxième série d'essai (TP-2) a été menée dans le but d'évaluer la compatibilité du matériau morainique suffosif avec des filtres dont l'ouverture O_F est de 0.05 et 0.4 mm pour le filtre (F) et le filtre (C) respectivement.

Les conditions des différents essais de filtration menés sur la moraine sont présentées dans le tableau 2.3. Le gradient hydraulique appliqué aux échantillons durant les tests a été choisi égal à 10 afin de correspondre aux conditions hydrauliques du barrage LG-4 et les essais ont duré entre 12 heures et 51 jours.

Tableau 2.3 Programme d'essais menés par Lafleur et Huu Nguyen (2007)

Série de test	TP - 1										TP - 2			
No. Test	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	21	22	23	24
No. Du sol	S4	S7	S10	S11	S11	S17	S17	S19	S27	S28	-	-	-	-
Pf (%)	4	7	10	11	11	17	17	19	27	28	6	6	12	12
Filtre	Filtre en papier										(C)	(F)	(C)	(F)

- Résultats des essais d'érosion

Les résultats de la série TP-1 ont démontré que la moraine a un caractère suffusif lorsque la teneur en fine P_f est inférieure à 12 %. Dans ce cas, la dissipation des surpressions interstitielles est concentrée à l'interface avec le filtre en papier et la teneur en fine à la base de l'échantillon a augmenté de 3 à 5 %, traduisant un colmatage local du matériau. En revanche, la distribution granulométrique et la perte de charge de la moraine naturelle dont la teneur en fine P_f=25 % n'ont pas varié durant l'essai. La suffusion ne peut alors expliquer les observations hydrauliques relevées sur le barrage LG-4. Le phénomène d'exsolution d'air a par la suite été suggéré par Lafleur et Huu Nguyen (2007) comme étant le phénomène responsable d'une telle tendance dans la dissipation de charge hydraulique dans un matériau morainique compacté partiellement saturé.

Finalement, la série d'essai TP-2 a démontré que la masse de matériau lessivée M_p est liée au ratio de rétention R_R. Le mécanisme de filtration est soit par lessivage ou par pontage selon si R_R est supérieur ou égal à 1 respectivement (Lafleur, 1999).

En conclusion, les essais de laboratoire ont mis en évidence le caractère non suffusif de la moraine mise en place dans le cas particulier du LG-4, mais la grande variabilité de la teneur en fine de ce matériau le rend susceptible à ce phénomène, ce qui est d'autant plus problématique compte-tenu de sa grande disponibilité et de son usage dans divers ouvrages en terre. Cette remarque est d'autant plus pertinente que la théorie classique de Kenney et Lau (1985) n'avait pas prédit la suffusion

pour les sols dont le P_f est inférieur à 12 %, alors que les essais de laboratoire l'ont mis en évidence. Des études complémentaires visant à caractériser le comportement de ce matériau et les moyens de traitement préventifs par biocalcification semblent donc pertinents.

2.1.5.3 Synthèse et discussion

Plusieurs types d'ouvrages peuvent être sujets à érosion au Québec. Ainsi, les granulats mis en œuvre dans les chaussées routières et dont les courbes granulométriques concordent avec le fuseau acceptable du MTQ peuvent faire l'objet de suffusion. De plus, certains critères usuels semblent peu adaptés. Les critères classiques de rétention basés sur d_{85} peuvent être ainsi problématiques dans le cas de sols dont la granulométrie est étalée. De même, l'utilisation de matériaux morainiques, courants au Québec, peut s'avérer problématique lorsque le pourcentage de fines est inférieur à 12 %. Une moraine dont le pourcentage de fine P_f = 25 % ne semble toutefois pas sujet à la suffusion (cas du barrage LG-4).

Ainsi, la biocalcification est une technique préventive qui pourrait être applicable aux chaussées et autres ouvrages sujet à érosion interne. Celle-ci serait mise en œuvre dans le but de prévenir la migration des fines du matériaux de fondation/sous-fondation vers le filtre ou le système de drainage.

2.2 La technique de biocalcification

2.2.1 Mise en contexte

L'activité microbiologique dans les couches superficielles et sous-jacentes des sols affecte fortement les propriétés, la composition et le comportement géo-mécanique des matériaux (National Research Council, 2006). Plusieurs recherches ont été axées sur les mécanismes mis en œuvre durant la biocalcification tels que la précipitation des minéraux, la formation du biofilm, la production du gaz biogénique et leurs effets sur les propriétés géomécaniques des sols (Seagren & Aydilek, 2010). Les réactions physicochimiques et microbiologiques perdurant dans le temps impliquent la cimentation naturelle des formations géologiques.

Les biominéraux sont omniprésents dans la nature et se trouvent sous diverses formes : coraux, dents, os, rocs et d'autres. Ils constituent le résultat extracellulaire de l'activité métabolique des microorganismes et ont suscité l'intérêt de scientifiques du monde entier souhaitant investiguer le

potentiel d'utilisation de ce processus naturel et son application dans le domaine de l'ingénierie. Le biominéral le plus utilisé est le $CaCO_3$, qui a fait l'objet de plusieurs études depuis les quinze dernières années et dont plusieurs applications ont été développées telles la restauration des pierres calcaires (Castanier, Le Metayer-Levrel, Orial, Loubiere, & Perthuisot, 2000; Fujita, Ferris, Lawson, Colwell, & Smith, 2000; Rodriguez-Navarro, Rodriguez-Gallego, Chekroun, & Gonzalez-Muñoz, 2003; Stocks-Fischer, Galinat, & Bang, 1999; Tiano, 1995), la bio-remediation (Colwell et al., 2003; Fujita et al., 2000; Warren, Maurice, Parmar, & Ferris, 2001), le traitement des eaux usées (Hammes, Boon, de Villiers, Verstraete, & Siciliano, 2003), le renforcement du bêton (Ramachandran et al., 2001), ou encore le colmatage ciblé pour l'amélioration de la récupération du pétrole (Ferris & Stehmeier, 1992; Gollapudi, Knutson, Bang, & Islam, 1995; Nemati, Greene, & Voordouw, 2005). Dans le domaine de la géotechnique, la bio-minéralisation a été identifiée comme étant un moyen d'ajustement des propriétés d'un sol afin de répondre aux exigences du terrain. Ainsi, la précipitation contrôlée des minéraux dans l'espace poreux dans la perspective d'améliorer les propriétés géotechniques du sol sur une échelle macroscopique est une approche innovante ayant une envergure marquante au niveau du développement. Dans la nature, on retrouve divers minéraux formés biologiquement incluant le fer, le magnésium, et d'autre oxydes métalliques (exemple ferrihydrite, hematite, et goethite; sulfates métalliques, phosphates, et carbonates; phosphorites; silicates de fer et sulfides métalliques). Ces minéraux sont tous associés au phénomène de biominéralisation, les carbonates étant les plus présents. La Figure 2.10 illustre un exemple de bio-minéralisation tel que présent dans la nature sous forme de stromatolites.



Figure 2.10 Formation du stromatolite grâce à l'environnement chimique propice, présence des algues et eau souterraine enrichie en calcium et bicarbonates (Lac Clifton, Parc national de Yalgroup, Australie) (van Paassen, 2009).

La précipitation microbiologique du carbonate de calcium a été la branche la plus investiguée, puisqu'elle promet des applications variées dans divers domaines notamment la biotechnologie, géo-technologie, paléobiologie et le génie civil. À date, de nombreux essais à échelle pilote ont été réalisés que ce soit pour augmenter la résistance et la rigidité des sols ou bien pour réduire la perméabilité par le biais du procédé de biocalcification (DeJong et al., 2013). En 2010, l'entrepreneur Visser & Smit Hanab ont appliqué la technique de biotechnologie pour stabiliser le gravier dans le but d'assurer des forages horizontaux (van Paassen, Ghose, van der Linden, van der Star, & van Loosdrecht, 2010). DeJong et al. (2013) ont évalué l'applicabilité des traitements des sols en place basés sur la technique de biocalcification. Ces auteurs ont proposé un système de notation qui prend en considération la faisabilité de la mise en place de la technique, la probabilité de son succès, la fiabilité /coût, ainsi que l'acceptation sociétale. Ainsi, 24 applications biogéochimiques différentes ont été évaluées qualitativement. Les applications les plus favorables sur le court terme sont le contrôle de l'érosion, la bio-remédiation, le contrôle de la poussière, l'amélioration des routes rurales, la géo-séquestration du carbone, et la réparation des structures en maçonnerie. Le tableau 2.4 récapitule les différentes applications évaluées par DeJong et al. (2013) et leurs potentiels.

Tableau 2.4 Évaluations des applications de la biocalcification et leurs potentiels selon DeJong et al. (2013).

Application	**Note /20**
Réparation des structures	18
Contrôle de l'érosion	18
Co-précipitation/immobilisation des contaminants	18
Contrôle des poussières	18
Amélioration des routes rurales	17
Séquestration superficielle du Carbone	17
contrôle des fuites	16
Réhabilitation des monuments historiques	16
Amélioration des sous-fondations des routes urbaines	15
Lutte contre la liquéfaction des sols	12
Briques de construction à partir de sol bio-cimenté	10
Géo-séquestration du Carbone	6

2.2.2 Processus de bio-minéralisation

La précipitation du carbonate de calcium est un processus chimique gouverné par 4 facteurs clés (Hammes & Verstraete, 2002):

- La concentration du calcium dans l'environnement;
- La quantité du carbone inorganique dissous;
- Le pH élevé;
- La disponibilité de sites de nucléation et leur nature.

En effet, la croissance d'un cristal de carbonate de calcium est conditionnée par le transport des ions (Ca^{2+} et CO_3^{2-}) vers sa surface et par les réactions qui peuvent avoir lieu (adsorption, échanges d'ions, convection). Ces mécanismes sont les principaux facteurs limitant la croissance cristalline. Au niveau du transport ionique, il s'établit un équilibre d'interface entre le liquide qui apporte les ions et la surface du cristal.

La vitesse de croissance est donc directement liée à l'état d'agitation des liquides environnant le cristal. Habituellement, dans l'environnement, la vitesse de croissance cristalline est limitée essentiellement par la vitesse des réactions de surface car elle est extrêmement faible. C'est donc, au niveau du réseau cristallin que se déterminent les vitesses de fixation ou de dissolution des cristaux. Ces réactions peuvent être quantifiées par la mesure de la sursaturation du milieu (Ω) qui obéit à la loi décrite par les équations 2.15 et 2.16.

$$(\Omega) = ((Ca^{2+})_t\left(CO_3{}^{2-}\right)_t)/K_{so} \quad \text{[Eq. 2.15]}$$

$$(\Omega) = ((Ca^{2+})_t\left(HCO_3{}^{2-}\right)_t(H_2CO_3{}^{-})_t)/K_{so}K_1K_2^{-1} \quad \text{[Eq. 2.16]}$$

où K_{so} est le produit de solubilité de CaCO3, K_1 et K_2 les constantes d'acidité de H_2CO_3 et (Ω) les activités effectives au temps *t* (Sigg, Behra, & Stumm, 2006; Stumm & Morgan, 1996).

La vitesse de croissance cristalline dépend de la surface disponible et de la concentration des ions concernés. Ainsi, la croissance se fait en couches mononucléaires lorsque la sursaturation est faible. Par contre, elle est polynucléaire lorsque la sursaturation est élevée ; c'est-à-dire, qu'il y a apparition de nouveaux sites de nucléation avant même que la croissance cristalline précédente ne recouvre totalement la surface du cristal.

La saturation du milieu en ions de carbonates dépend de la concentration du carbone inorganique dissous et le pH de la phase fluide. De plus, on note que la concentration en carbone inorganique dissous dépend de divers paramètres environnementaux tels que la température et la pression partielle du dioxyde de carbone (pour les systèmes en contact avec l'atmosphère). Les réactions et constantes d'équilibre gouvernant la dissolution du CO_2 dans le milieu aquatique (25 °C et 1 atm) sont données par les équations 2.17, 2.18, 2.19 et 2.20 (Stumm & Morgan, 1996).

$$CO_{2(g)} \leftrightarrow CO_{2(aq.)} \ (pK_H = 1.468) \quad \text{[Eq. 2.17]}$$

$$CO_{2(aq.)} + H_2O \leftrightarrow H_2CO_3 * \ (pK = 2.84) \quad \text{[Eq. 2.18]}$$

$$H_2CO_3 * \leftrightarrow H^+ + HCO_3^- \ (pK1 = 6.352) \quad \text{[Eq. 2.19]}$$

$$HCO_3^- \leftrightarrow CO_3^{2-} + H^+ \ (pK2 = 10.329) \quad \text{[Eq. 2.20]}$$

Avec H_2CO_3* = $CO_{2(aq.)}$ +H_2CO_3.

En conditions abiotiques, la précipitation des carbonates nécessite des années géologiques pour avoir lieu. À l'inverse, des microbes peuvent avoir la capacité de produire des quantités considérables de carbonates dans un temps limité. Plusieurs espèces de bactéries permettent la précipitation des carbonates dans un milieu alcalin riche en ions de Ca^{2+} et plusieurs mécanismes ont été suggérés à ce propos (Ehrlich, 1998; Rivadeneyra, Parraga, Delgado, Ramos-Cormenzana, & Delgado, 2004). Toutefois, le rôle des bactéries et de leur activité dans la cristallisation des carbonates reste peu compris et peut être divisé en trois catégories :

- La minéralisation comme sous-produit de l'activité métabolique des microbes (Castanier, Le Metayer-Levrel, & Perthuisot, 1999; Douglas & Beveridge, 1998; Lian, Hu, Chen, Ji, & Teng, 2006; Rivadeneyra, Delgado, Moral, Ferrer, & Ramos-Cormenzana, 1994) ;
- La nucléation de carbonates au niveau de la paroi cellulaire (Castanier et al., 2000; Douglas & Beveridge, 1998) ;
- L'implication de macro-molécules extracellulaires dans la production des carbonates (Decho, 2010; Ercole, Cacchio, Botta, Centi, & Lepidi, 2007).

2.2.3 Hydrolyse de l'urée

La précipitation de carbonates via l'hydrolyse de l'urée par une bactérie uréolytique est l'un des mécanismes les mieux contrôlés et dont le potentiel de production de grandes quantités de carbonates dans un temps limité est élevé. L'hydrolyse de l'urée par l'uréase libère, pour une molécule d'urée, deux ions d'ammonium et un ion carbonate, qui induit une alcalinisation du milieu. Chez *s. pasteurii*, l'urée est une molécule indispensable comme source d'azote, pour la croissance, mais également pour la synthèse d'une partie de son énergie chimique et pour le maintien d'un micro-environnement sélectif. Le pH joue donc un rôle important dans l'activation de la synthèse de l'uréase (Girinsky, 2009).

La figure 2.11 résume les différents mécanismes et réactions chimiques impliqués dans la bio-précipitation de la calcite. Les réactions sont divisées en trois groupes : hydrolyses de l'urée, équilibre acido-basique, et précipitation du carbonate de calcium.

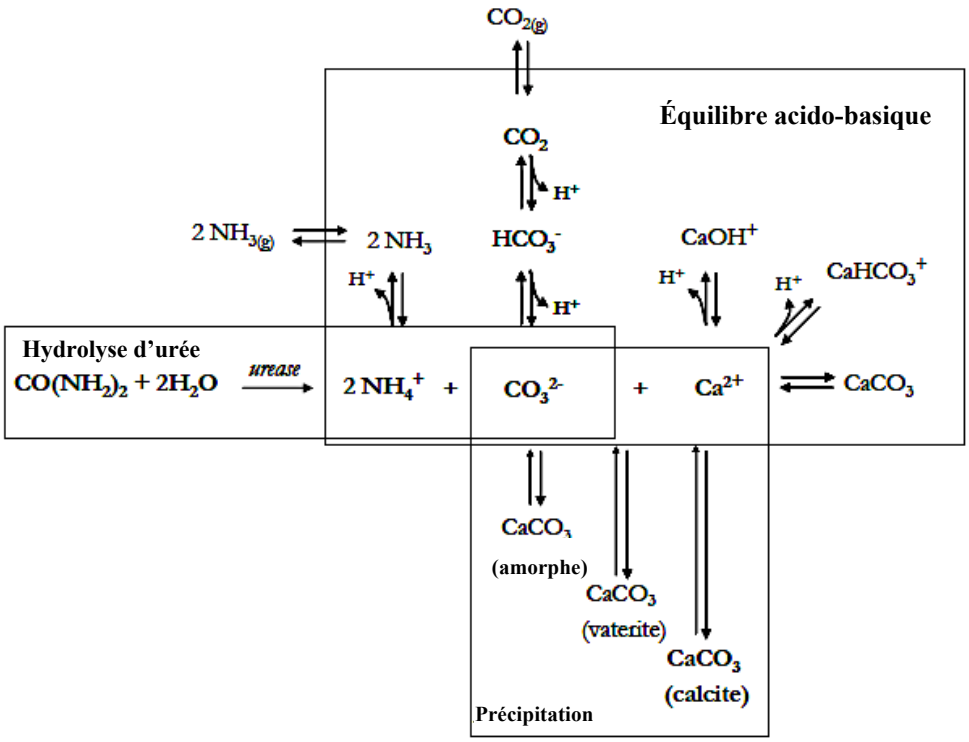


Figure 2.11 Réaction chimiques impliquées dans l'hydrolyse de l'urée et la précipitation des carbonates (Girinsky, 2009).

Dans le phénomène de précipitation, les sites de nucléation sont des surfaces qui favorisent les liaisons potentielles entre les ions calcium et les ions carbonates. Ces surfaces peuvent être des arêtes ou des défauts du cristal en croissance ou bien de la matière organique (Fortin, Ferris, & Beveridge, 1997). La première étape de la cristallisation du carbonate de calcium est la formation d'un nucléus ou germe. Le nucléus est un ensemble de quelques atomes de calcium et de carbonate plus ou moins organisés en un réseau cristallin. Dans le cas du carbonate de calcium, il peut se constituer à pression atmosphérique et à des températures compatibles avec la vie. La surface peut être homogène ou hétérogène selon les conditions dans lesquelles se forment les nucléus (Douglas & Beveridge, 1998).

D'autres mécanismes alternatifs à la précipitation biologique de la calcite ont été identifiés, tels que la dénitrification (Karatas, Kavazanjian, & Rittmann, 2008; van Paassen, Daza, et al., 2010). Cette méthode de précipitation par voie bactérienne n'est pas retenue dans la cadre de l'étude présente.

2.2.4 Facteurs influençant l'efficacité de la biocalcification

Plusieurs facteurs géotechniques et microbiologiques devraient être considérés lors de l'étude de la biocalcification. Ces facteurs seront détaillés dans la section suivante afin de démontrer l'impact de l'utilisation des micro-organismes pour l'amélioration des caractéristiques des sols granulaires.

2.2.4.1 Facteurs géotechniques

Les microorganismes sont présents en grandes quantités dans les sols (Janssen, 2006; Schloss & Handelsmann, 2004) et la quantité de cellules bactériennes est de l'ordre de 10^8 à 10^9 par gramme de sol (Whitman, Coleman, & Wiebe, 1998). Les micro-organismes ont diverses formes à savoir rondes, spirales, ou en bâtons et le diamètre des cellules est de l'ordre de 0.5 à 3 μm (Madigan & Martinko, 2003). Les sols granulaires, en revanche, sont classés selon la taille des particules et celle-ci s'étale de grossière à fine (limite de 75 μm). Ainsi, les micro-organismes peuvent se déplacer à travers plusieurs types de sols, selon leur granulométrie.

Le transport des bactéries peut être limité par la taille de l'espace poreux dans la matrice du sol à travers lequel elles sont amenée à migrer (Mitchell & Santamarina, 2005). Cet espace poreux dépend de la taille des fines dans un sol, et est estimé à 20 % du tamis qui correspond à 10 % de particules passant (Holtz & Kovacs, 1981). Les bactéries peuvent être assimilées à des colloïdes puisque leur diamètre ne dépasse pas 10 μm et leur transport est affecté par plusieurs processus chimiques et physiques (advection, diffusion, dispersion et la sorption) (Bradford, Tadassa, & Pachepsky, 2006). Le transport des bactéries dans le réseau poreux du sol est ainsi contrôlé par leur taille relative, les interactions électriques, la rugosité et la forme des cellules (Mitchell & Santamarina, 2005). L'adsorption des bactéries à la surface des minéraux dépend de la chimie de fluide poreux incluant le pH, le type d'ions et leur concentration, ainsi que de la présence de carbone organique dissous (Mueller, 1996).

Une limite inférieure pour le traitement par injection in-situ a été fixée et elle dépend de la taille des particules du sol et des microbes (Figure 2.12). Le transport des micro-organismes doit être assuré d'un espace poreux à un autre (Mitchell & Santamarina, 2005). Toutefois, cette limite pourrait être prolongée aux argiles pures dans le cas d'injection ex-situ (Fritzges, DeJong, & Nusslein, 2006; Mitchell & Santamarina, 2005).

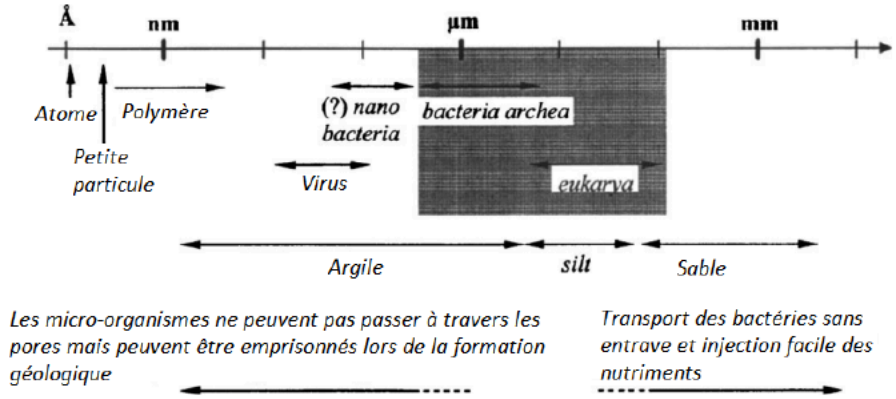


Figure 2.12 Relation entre la taille des micro-organismes et la taille des pores (Mitchell & Santamarina, 2005).

2.2.4.2 Facteurs biologiques

Plusieurs études antérieures de l'activité biologique ont été axées sur le mécanisme ayant pour but d'élever le pH afin de créer des conditions sursaturées menant à la précipitation uniforme de calcite dans un sol (Fritzges et al., 2006; Whiffin et al., 2007).

Quatre principaux types de microorganismes sont ainsi considérés comme pouvant être impliqués dans ce processus :

1. Les organismes photosynthétiques du type cyanobactéries et algues;
2. Les bactéries réductrices de sulfates;
3. Les organismes utilisant les acides organiques;
4. Les organismes impliqués dans le cycle de l'azote, soit par ammonification des amino-acides, réduction des nitrates ou hydrolyse de l'urée (Hammes & Verstraete, 2002; Stocks-Fischer et al., 1999).

La bactérie *Sporosarcina pasteurii* , est un micro-organisme ubiquiste de l'environnement (Ciurli, Marzadori, Benini, Deiana, & Gessa, 1996), qui appartient au groupe des bactéries uréolytiques capables d'hydrolyser l'urée grâce à leur enzyme uréase. L'activité métabolique de *S. pasteurii* consomme l'urée et la décompose en ammoniac (NH_3) et en dioxyde de Carbone (CO_2). Deux réactions peuvent survenir spontanément en présence de l'eau, l'ammoniac est converti en

ammonium (NH_4^+) et le dioxyde de carbone s'équilibre en acide carbonique, ions bicarbonates et carbonates, dépendamment du pH. L'augmentation du pH est due à la génération des ions d'hydroxyle (OH^-) suite à la production des NH_4^+. Lorsque la quantité du NH_4^+ excède le Ca^{2+} disponible, la calcite se précipite. Les cellules bactériennes chargées négativement sont attirées aux particules de sol à cause de la concentration élevée des nutriments adjacents à la surface (Hall-Stoodley, Costerton, & Stoodley, 2004), en plus des propriétés physico-chimiques des cellules bactériennes et des particules de sol (Bouwer, Rijnaarts, Cunningham, & Gerlach, 2000; Falk & Wuertz, 2007; Oliveira, Azerdo, & Teixera, 2003). La figure 2.13, tirée des travaux de DeJong, Mortensen, Martinez et Nelson (2010), illustre les différents mécanismes mis en œuvre lors de la précipitation de la calcite via l'uréolyse (Figure 2.13).

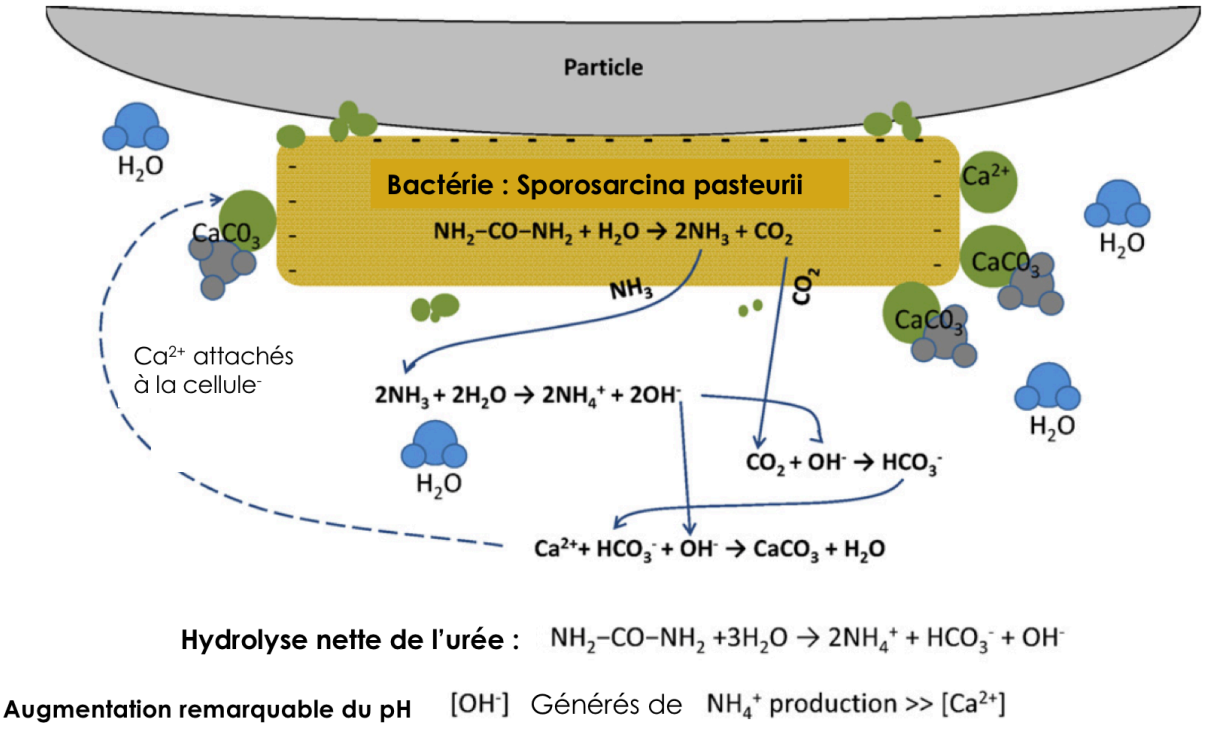


Figure 2.13 : Mécanismes biochimiques de précipitations de la calcite (DeJong et al., 2010).

Ainsi, l'équation d'équilibre générale de la précipitation de la calcite s'écrit :

$$Ca^{2+} + CO_3^{2-} \leftrightarrow CaCO_3 \downarrow \qquad \text{[Eq. 2.21]}$$

Ramachandran et al. (2001) ont identifié la précipitation microbiologique de la calcite suivant la réaction :

$$Ca^{2+} + HCO_3^- + OH^- \longrightarrow CaCO_3 \downarrow + H_2O \quad \text{[Eq. 2.22]}$$

$$Ca^{2+} + 2HCO_3^- \leftrightarrow CaCO_3 \downarrow + CO_2 + H_2O \quad \text{[Eq. 2.23]}$$

Ces réactions induisent une augmentation du pH due à l'activité métabolique des bactéries. Cette élévation du pH survient suite à la décomposition de l'urée suivant la réaction 2.24 :

$$NH_2 - CO - NH_2 + 3H_2O \rightarrow 2NH_4^+ + 2OH^- + CO_2 \quad \text{[Eq. 2.24]}$$

Les équations décrivant la précipitation de la calcite autour de la surface cellulaire servant de site de nucléation selon Kantzas, Ferris, Jha et Mourits (1992) :

$$Ca^{2+} + Cell \rightarrow Cell - Ca^{2+} \quad \text{[Eq. 2.25]}$$

$$Cell - Ca^{2+} + CO_3^{2-} \rightarrow Cell - CaCO_3 \downarrow \quad \text{[Eq. 2.26]}$$

L'efficacité de la précipitation des minéraux via l'activité bactérienne est influencée par les propriétés du milieu poreux, le nombre de bactéries présentes, l'activité métabolique des cellules bactériennes, et le volume total des nutriments bio-disponibles injectés (Kantzas et al., 1992). Le pH du milieu est un paramètre critique dans la cimentation microbiologique. Stocks-Fischer et al. (1999) ont démontré que la précipitation microbiologique de la calcite survient à partir d'un pH de 8.3 et atteint son pic pour une valeur de pH de 9.0.

2.2.5 Distribution spatiale de la calcite dans un sol traité

Les résultats des échantillons bio-traités ont démontré que l'espace des vides initial a été rempli de 6 à 17 % par la calcite précipitée. L'indice des vides a diminué de 0.74 à 0.67 et 0.55, respectivement. La densité relative a augmenté de 63 % et 100 % respectivement, ce qui induit une variation des propriétés géotechniques des sols. Ainsi, on note une augmentation de la résistance au cisaillement, réduction de la compressibilité, diminution de la perméabilité, et une variation du comportement volumétrique allant de contractant à dilatant.

La figure 2.14 illustre les différents cas de figure de la répartition de la calcite autour des particules de sol (Fritzges et al., 2006). Une distribution « uniforme » de la calcite induit la création d'une couche d'épaisseur égale autour des particules du sol, toutefois, cette distribution est inefficace

d’un point de vue géotechnique du fait des changements insignifiants des caractéristiques du sol. Heureusement, cette distribution n’est pas réaliste. La répartition « préférentielle » concerne une précipitation de la calcite au niveau d’un contact particule-particule ce qui optimiserait l’altération des propriétés géotechniques. La répartition la plus plausible est en effet un équilibre entre les deux extrêmes conditions (DeJong et al., 2010).

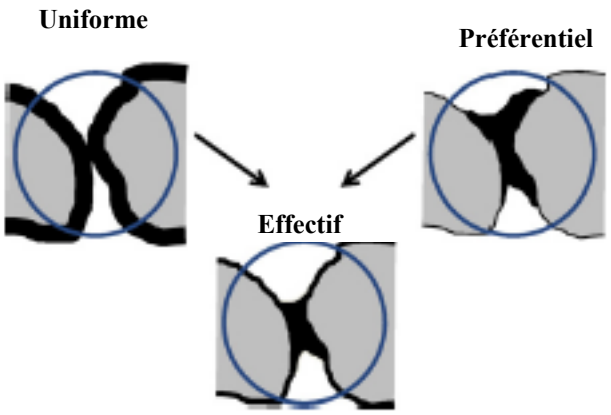


Figure 2.14 Illustration des différents modes de distribution de calcites possible dans l'espace poreux, adaptée de Fritzges et al. (2006).

Cette distribution spatiale de la calcite est gouvernée par le comportement biologique et les mécanismes de filtration. Les microbes préfèrent en général se positionner loin des surfaces exposées et donc se mettre au niveau des surfaces les plus petites, près des contacts particules-particules (DeJong et al., 2010). Cela est dû à la grande disponibilité des nutriments à cet endroit-là. Enfin, les mécanismes de filtration de la calcite formée dépendent considérablement de la taille relative des cristaux et de la porosité (Mitchell & Santamarina, 2005).

La précipitation de la calcite induit une augmentation de la teneur en solides et une diminution de l’espace poreux dans un sol. L’altération de ces deux phases a été illustrée par des captures de microscope électronique à balayage (SEM) (Fritzges et al., 2006) (Figure 2.15).

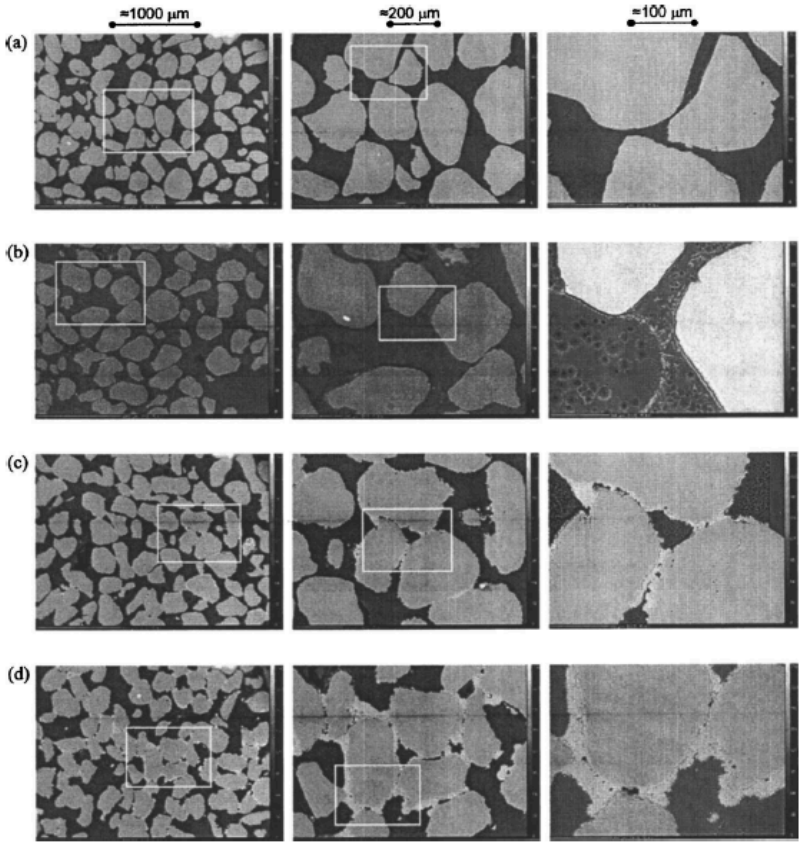


Figure 2.15 Images du microscope électronique à balayage pour (a) un sable à l'état naturel; (b) un sable cimenté au gypse; un sable (c) légèrement; et (d) fortement bio-cimenté (Fritzges et al., 2006).

2.2.6 Procédures et protocoles de traitement par biocalcification

L'introduction et la filtration de suspension bactérienne ou d'enzyme d'uréase dans la matrice du sol sont deux mécanismes cruciaux afin d'assurer une biocimentation réussie. Lorsque les bactéries sont retenues d'une façon uniforme dans le sol à traiter, la biominéralisation et la réponse géotechnique du sol traité sont optimisés. La suspension bactérienne peut être introduite dans le sol selon diverses procédures à savoir (1) par injection ou (2) par pré-malaxage. La méthode d'injection de bactéries suit un mécanisme de transport de haut vers le bas de l'échantillon à traiter. Une période de rétention est généralement imposée avant l'injection de la solution de cimentation de telle sorte à assurer l'attachement des bactéries sur la surface des particules de sable. Le pré-malaxage du matériau et des bactéries est réalisé mécaniquement avant l'injection de réactifs de cimentation (Mujah et al., 2016).

2.2.6.1 La méthode d'injection

La méthode d'injection la plus répandue dans la littérature est celle proposée par Whiffin et al. (2007). Cette méthode se base sur une injection séparée en multi-étapes de bactéries et de solution de cimentation. L'injection a été régulée grâce à une pompe péristaltique et la méthode a démontré une efficacité à traiter une colonne dont la hauteur est de 5 m. Cependant, la distribution de la calcite précipitée n'a pas été jugé uniforme (Qian, Pan, & Wang, 2010). Cette technique a été appliquée sur une grande échelle par van Paassen, Ghose, et al. (2010). Le projet pilote visait le traitement d'un volume de 100 m^3 par injection horizontale. Une dispersion considérable et une hétérogénéité ont été observées vis à vis de la réponse mécanique du sol traité en termes de résistance à la compression a démontré.

Le choix de ce mode de traitement par injections est favorisé vu que sa les conditions d'injection à savoir le débit d'injection, le débit hydraulique et la pression sont des paramètres facilement contrôlables. Ce mode de traitement est facilement adaptable aux conditions du terrain saturées/non saturées, injection horizontale/verticale). La non-uniformité des résultats illustre l'inconvénient majeur de cette technique (Mujah et al., 2016). En effet, le transport non uniforme de bactéries implique souvent un colmatage au niveau du point d'injection suite à l'introduction de la solution de cimentation. Harkes et al. (2010) ont suggéré d'ajouter une étape de fixation basée sur l'introduction d'une solution à faible salinité dont la concentration en chlorure de calcium est égale à 50 mM. Cette étape a permis une meilleure adsorption des bactéries à la surface des grains sableux. Par ailleurs, un temps de repos entre l'injection de la solution bactérienne et de cimentation respectivement a été recommandé pour permettre le transport de la suspension bactérienne à travers les colonnes de sables à traiter et un attachement optimal de celles-ci sur la surface des grains de sable.

2.2.6.2 La méthode de percolation de surface

Ce mode de traitement est réalisé par une simple pulvérisation consécutive de la suspension bactérienne et la solution de cimentation à la surface du sol à traiter. La pénétration des diverses solutions se fait par drainage libre sous l'effet des forces capillaires et de la gravité. Le traitement d'une colonne de 2 m de haut composée de sable grossier a été démontré (Cheng & Cord-Ruwisch, 2014). Cheng et Cord-Ruwisch (2014) ont testé ce protocole de traitement à une échelle pilote pour traiter un échantillon de 112 L de sable. Les résultats ont démontré une bonne uniformité de la

distribution de la calcite précipitée et de la résistance à la compression. Toutefois, la limite de cette technique observée durant l'essai a été la stagnation d'une couche de 5 cm de réactif au-dessus du moule utilisé (Cheng & Cord-Ruwisch, 2014). Ce mode de traitement a l'avantage d'être facile à mettre en place in-situ vu qu'il requiert peu d'équipements. Toutefois, cette méthode n'est pas adaptée aux sols peu perméables (silts et argiles). L'efficacité du traitement par percolation de surface pour du sable fin dont le diamètre des particules est inférieur à 0.3 mm a été prouvée jusqu'à 1 m du point d'injection.

2.2.6.3 La méthode de pré-malaxage

Les bactéries sont pré-mélangées avec le sol pour atteindre une homogénéité optimale avant introduction de réactifs de cimentation. Les résultats de la résistance à la compression simple obtenus grâce à l'application de ce mode de traitement n'ont pas été aussi élevés que les deux autres méthodes. En effet, Yasuhara, Neupane, Hayashi et Okamura (2012) ont observé que la résistance à la compression simple des échantillons traités par pré-malaxage varie entre 400 kPa et 1.4 MPa et ce, en fonction du taux de calcite produite.

Cheng et Shahin (2016) ont proposé une nouvelle méthode de traitement, basée sur la pré-formation de cristaux actifs de l'enzyme d'uréase, nommée « *bioslurry* ». Cette approche a pour but d'induire une biocalcification homogène du sol à traiter. La solution "*bioslurry*" est mélangée préalablement au sol, telle que la stabilisation traditionnelle par coulis, suivi par une injection de la solution de cimentation. La distribution d'activité enzymatique à travers le sol traité est mieux contrôlée. Ainsi, 95 % du "*bioslurry*" a été retenu et uniformément distribué à travers la matrice du sol impliquant une distribution uniforme de la calcite précipitée.

Aussi, l'utilisation de cette méthode sur une grande échelle est limitée aux nouvelles constructions et n'est pas adapté au monde urbain. Le pré-malaxage nécessite un dérangement et remaniement du sol en place. Le problème d'homogénéité, quant à lui, a été complétement résolu contrairement aux autres procédures (Zhao, Li, Li, Li, et al., 2014).

2.2.7 Amélioration des propriétés géotechniques des sols

L'amélioration des propriétés géotechniques des sols pourrait varier suivant les diverses techniques de bio-traitement. Les propriétés les plus affectés par cette technique sont la perméabilité, la rigidité, la compressibilité, la résistance au cisaillement, et le comportement volumétrique. La

variation de ces paramètres promet plusieurs applications valables. Dans tous les cas, l'ampleur du potentiel d'une technique de traitement par bio-calicification dans l'avancement du domaine de la géotechnique pourrait être estimée à partir des études analytiques et/ou examiné à partir des résultats démontrés des autres techniques non biologiques. Ainsi, en se basant sur les résultats d'injection de coulis de gypse, ciment, et autres produits synthétiques ou quelque méthode que ce soit impliquant les mêmes variations dans la matrice du sol, le potentiel de l'amélioration de la résistance du sol au cisaillement par la technique de bio-cimentation pourrait être prédit.

2.2.7.1 Porosité

La bio-calcification agit sur les pores dans la matrice du sol, en réduisant l'espace poreux et prévient par conséquent le flux hydraulique. Whiffin et al. (2017) ont examiné le phénomène de la réduction de l'espace poreux en utilisant une colonne de 5 m dans le but de simuler les conditions d'injection sur le terrain. L'activité uréolitique, la concentration en ammonium et la teneur en calcium et en calcite dans les échantillons traités par bio-calcification ont été analysés. Les résultats des essais triaxiaux menés sur les colonnes de sable traités ont démontré que la porosité, la résistance et la rigidité sont significativement modifiées en fonction de la teneur en calcite. La porosité du sol bio-cimenté a diminué de 90 %. Van Paassen, Harkes, et al. (2009) a démontré que la porosité diminuait de 33 % pour une quantité précipitée de calcite maximale lors de son essai pilote sur une colonne de 5 m (Figure 2.16).

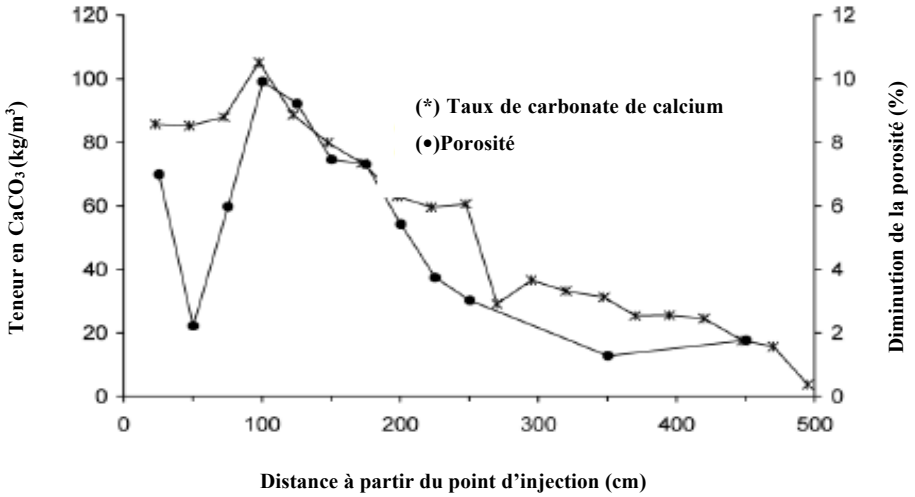


Figure 2.16 Variation de la porosité et de (*) la teneur en calcite en fonction de la distance à partir du point d'injection le long de la colonne (Whiffin, van Paassen, & Harkes, 2007).

2.2.7.2 Perméabilité

La formation de la calcite près des contacts entre particules de sol réduit considérablement la taille des pores et restreint le débit d'eau. Ferris, Stehmeier, Kantzas et Mourits (1996) ont observé expérimentalement une réduction de l'ordre de 15 à 20 % par rapport à la perméabilité initiale. Par ailleurs, Whiffin et al. (2007) ont observé, quant à eux, une réduction allant de 22 à 75 % par rapport à la perméabilité initiale.

Les travaux de expérimentaux de Ng Wei, Lee Min, Tan Chew et Hii Siew (2013) ont été réalisés sur un sol constitué à partir d'un mélange de sable, silt et d'argile et sur un sol sableux bien étalé. Ces matériaux ont été traités à 75, 85, et 95 % de leurs densités maximales respectives. Un volume de solution de cimentation équivalent au volume des pores a été injecté dans les échantillons du sol chaque 6 heures. Ainsi, les résultats ont démontré que la perméabilité a été réduite pour toutes les densités. La diminution de la perméabilité a été le plus marquée dans l'échantillon de sol reconstitué avec un ratio de 0.26 à 0.45 par rapport à la perméabilité initiale (réduction de 74 à 55 % respectivement) (Figure 2.17). Cette réduction a été moins marquée pour le sable étalé, à savoir 0.09 à 0.15 par rapport à la perméabilité initiale du sol brut. Ainsi, plus dense est le sol au moment du traitement, plus grand est le ratio de réduction de perméabilité par rapport à l'état initial.

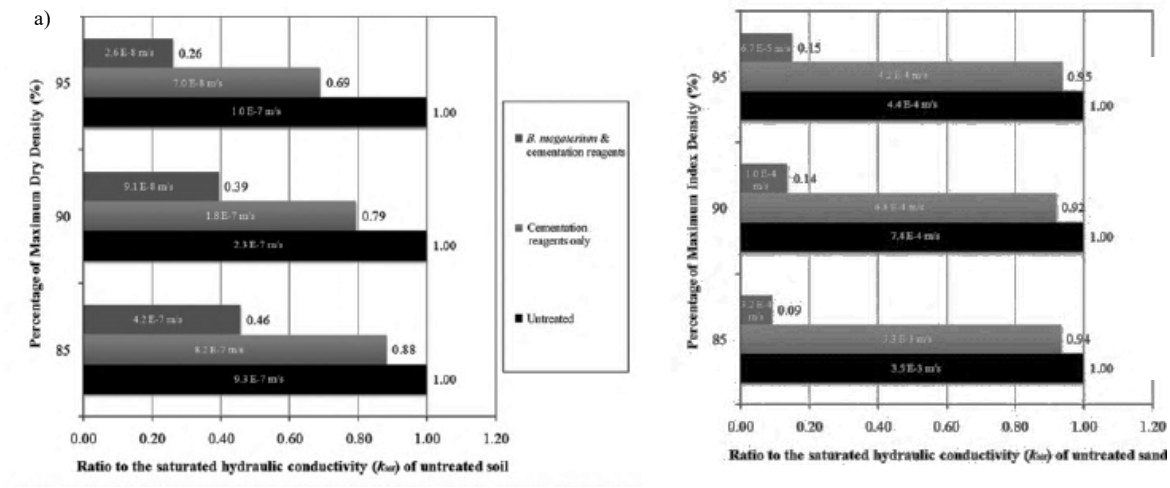


Figure 2.17 Résultats des tests de perméabilité sur les échantillons de matériau traité par biocalcification : a) sol reconstitué et b) sable bien étalé (Ng Wei et al. 2013)

Les résultats des tests réalisés par Van Paassen, Harkes, et al. (2009) dans leur étude sur la biocalcification n'ont pas permis d'établir une corrélation entre la teneur en calcite dans le sol et la réduction de la perméabilité. Cela est dû à plusieurs facteurs dont (1) le colmatage des bactéries dans la partie supérieure des échantillons testés; (2) l'hétérogénéité de la distribution de la calcite, ainsi qu'une faible perméabilité à la surface supérieure de l'échantillon pouvant facilement fausser les résultats; (3) la quantité de la calcite obtenue jugée faible pour établir une corrélation valide; et (4) l'air pouvant être séquestré dans l'échantillon de sable. La perméabilité a été mesurée par le biais d'une cellule triaxiale. La perméabilité moyenne de la colonne a été de 9×10^{-6} m.s^{-1} après traitement en comparaison avec la valeur initiale de 2×10^{-5} m.s^{-1}. La figure 2.18 illustre les résultats de la perméabilité mesurée par Van Paassen, Harkes, et al. (2009).

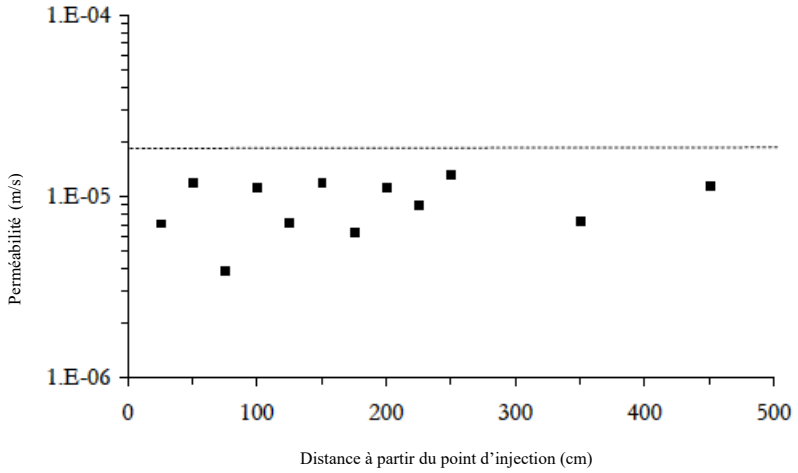


Figure 2.18 Mesure de la perméabilité durant l'essai triaxial au long de la colonne après traitement par biocalcification (la ligne discontinue représente la perméabilité du sol non-traité). (Van Paassen, Harkes, et al., 2009)

La figure 2.19 illustre les résultats expérimentaux effectués par Cheng et al. (2013) pour mesurer la perméabilité de sols sableux bio-cimentés. On remarque que la réduction de la perméabilité se fait pour tous les types d'échantillons testés. Contrairement aux résultats de Whiffin et al. (2007), la perméabilité diminue avec l'augmentation de la teneur en $CaCO_3$ pour les sables grossiers et fins et ce, quel que soit le degré de saturation. Cheng et al. (2013) recommandent aussi de procéder à une biocalcification sous faible saturation puisque cela permet d'améliorer le comportement mécanique du sol tout en maintenant une grande perméabilité résiduelle. Ces auteurs ont démontré que ce paramètre varie en fonction du taux de calcite produite, et ce, indépendamment de la saturation initiale des échantillons testés

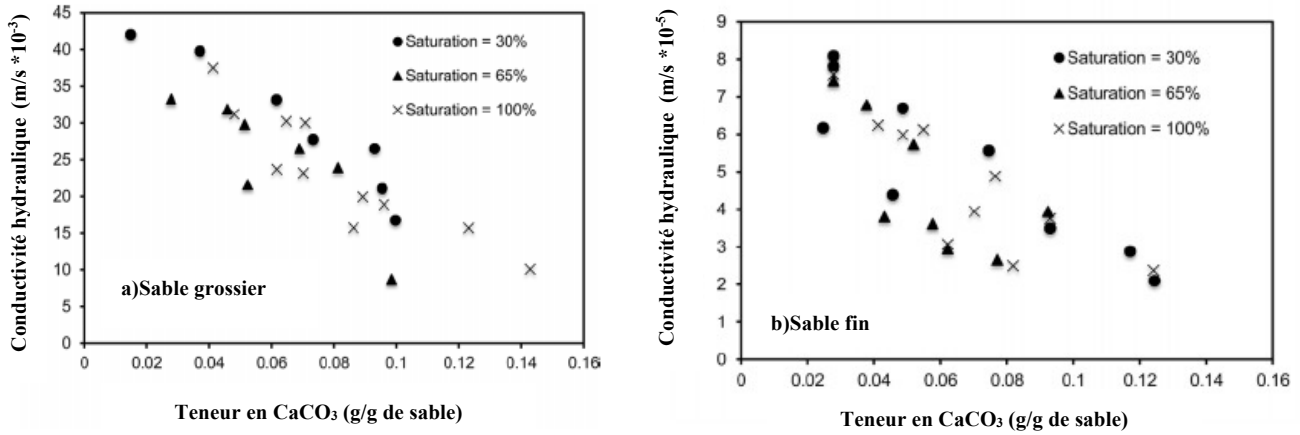


Figure 2.19 Perméabilité mesurée sur des colonne de sable traitées par biocalcification à différents degrés de saturation pour (a) un sable grossier et (b) un sable fin (Cheng, Cord-Ruwisch, & Shahin, 2013)

2.2.7.3 Résistance à la compression

Le sable bio-cimenté démontre un comportement raide et fragile durant les essais de compression sous des pressions de confinement faibles (Bachus et al., 1981; DeJong et al., 2006; Dyke & Dobereiner, 1991; Ismail, Joer, Sim, & Randolph, 2002). Van Paassen, Harkes, et al. (2009) ont mené des essais de compression simple sur des échantillons dont la hauteur est de 106 mm et le diamètre de 50 mm, carottés à partir d'un bloc faisant l'objet d'une bio-cimentation à échelle pilote (Volume de 100 m^3). La réponse au chargement axial a démontré que le coefficient de poisson est proche de zéro et que les déformations radiales peuvent être négligeables au début de l'essai. Le tableau 2.5 récapitule les différents résultats enregistrés par Van Paassen, Harkes, et al. (2009) concernant les propriétés géotechniques d'un sable bio-cimenté.

Tableau 2.5 Revue des résultats des tests et propriétés mesurées à partir d'échantillons de sable bio-cimentés adaptés de Van Paassen (2009).

Essai	Intervalle	Nombre
Teneur en $CaCO_3$ (% par masse sèche du sable) Teneur en CaCO3 ($kg.m^{-3}$)	12-27 160-530	81
Poids volumique sec ($kg.m^{-3}$) Porosité* Poids volumique sec initial ($kg.m^{-3}$) Porosité initiale *	1640-2140 0.19-0.35 1420-1630 0.39-0.46	81
UCS/Q_U (MPa) E_{50} (MPa) E_{50}/UCS E_{ur} (MPa)	0.7-12 110-430 150-840 1300-13000	45
$Q_{100\ kPa}$ (MPa) E_{50} (MPa)	2.2-7.5 640-2210	7
$Q_{500\ kPa}$ (MPa)	3.8-13	12
E_{50} (MPa) BTS (MPa)	730-1530 0.11-0.62	17

*Calculé à partir de la teneur en $CaCO_3$ et e poids volumique sec

2.2.7.4 Résistance au cisaillement

L'amélioration de la réponse d'un sable lâche traité par la bio-précipitation de la calcite quant à la résistance au cisaillement non-drainée est due à l'effet de la cimentation et de la densification (DeJong et al., 2006; Fritzges et al., 2006). Le comportement mécanique d'un sol sableux lâche est considérablement altéré suite au traitement par biocalcification et la cimentation des particules augmente la résistance du sol. La bio-calcification augmente la rigidité initiale pour les petites déformations, ainsi que la contrainte déviatorique maximale avant la rupture (Figure 2.20).

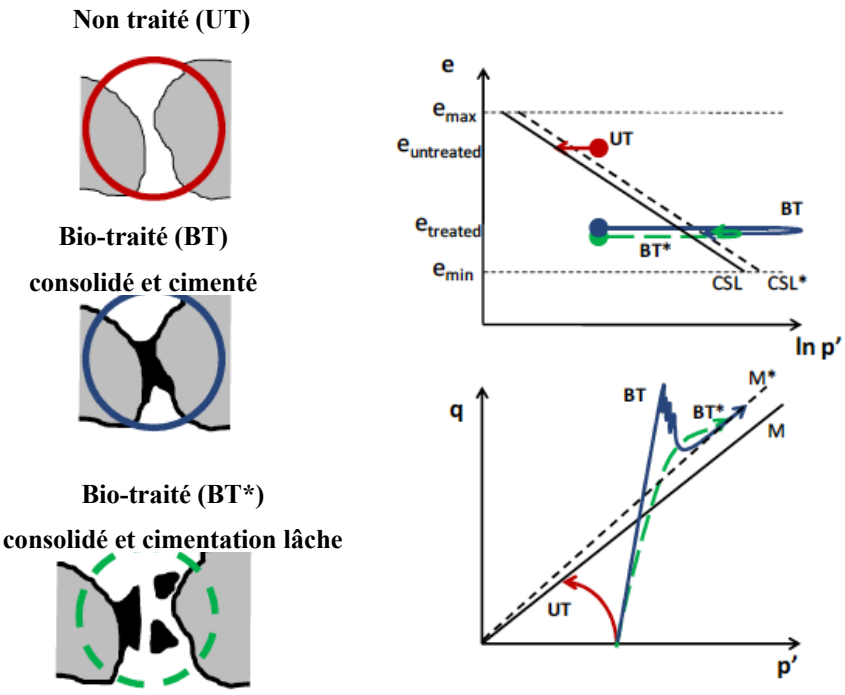


Figure 2.20 illustration de l'impact de la précipitation de la calcite sur le comportement en cisaillement d'un sable lâche (DeJong, Fritzges, & Nusslein, 2006).

On note que la rupture locale de la calcite survient après que la résistance au cisaillement maximale soit atteinte. Par la suite, au fur et à mesure que les liens entre les particules se rompent, la résistance au cisaillement continue de diminuer jusqu'à ce que l'effet de la cimentation se disperse totalement. Toutefois, les effets de la densification restent présents à cet état de rupture (DeJong et al., 2006; Van Paassen, Harkes, et al., 2009) (Courbe d'état critique supérieure au niveau de *M** sur la Figure 2.20). DeJong et al. (2006) ont remarqué que le pic de la courbe de résistance se manifeste à p'/q = 1.2 pour un sable lâche non traité en comparaison à $p'/q = 1.7$ pour un sol bio-cimenté.

Ng Wei et al. (2013), dans leur étude portant sur les sols bio-cimentés, ont remarqué une augmentation de la résistance au cisaillement avec l'augmentation de la densité correspondant à des rapports de 1.41, 2.59 et 2.64 vis-à-vis de la résistance initiale, respectivement pour les densités sèches maximale de 0.85, 0.9 et 0.95 (Figure 2.21).

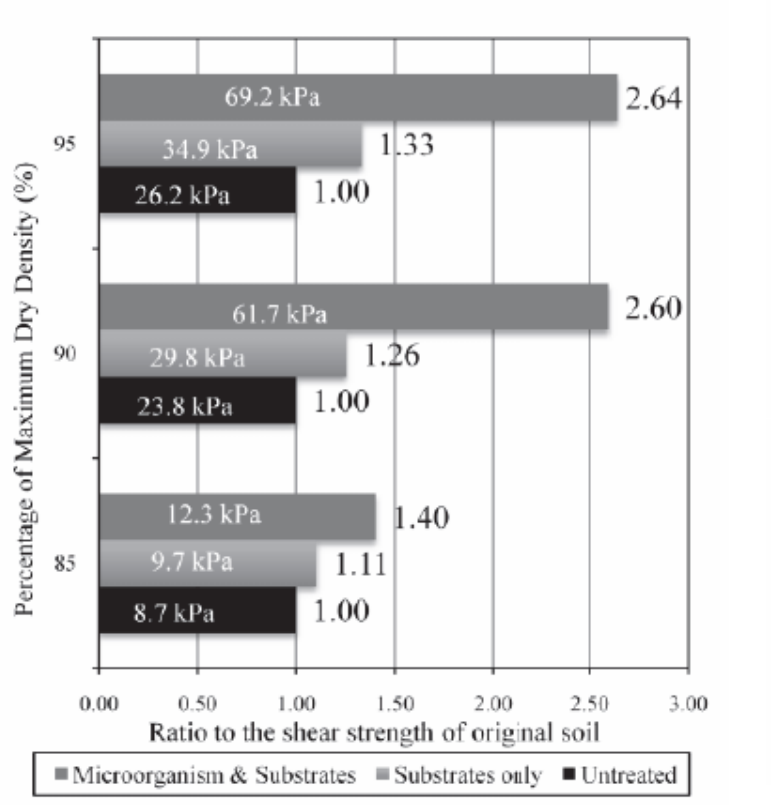


Figure 2.21 Résistance au cisaillement mesurée par Ng Wei et al. (2013).

Van Paassen, Harkes, et al. (2009) a remarqué que la résistance augmentait significativement après traitement de la colonne de sable de 5 m essai à échelle pilote (Figure 2.22). Il a aussi constaté que la résistance était plus grande à la surface supérieure de la colonne, ce qu'il a expliqué par l'injection des réactifs et bactéries. Il est à noter que la contrainte de confinement utilisée est de 50 kPa et que sous les mêmes conditions, le sable non-traité, dont la densité relative est la même que le sol traité, a démontré une résistance de 167 kPa (ligne discontinue) et une résistance résiduelle de 130 kPa

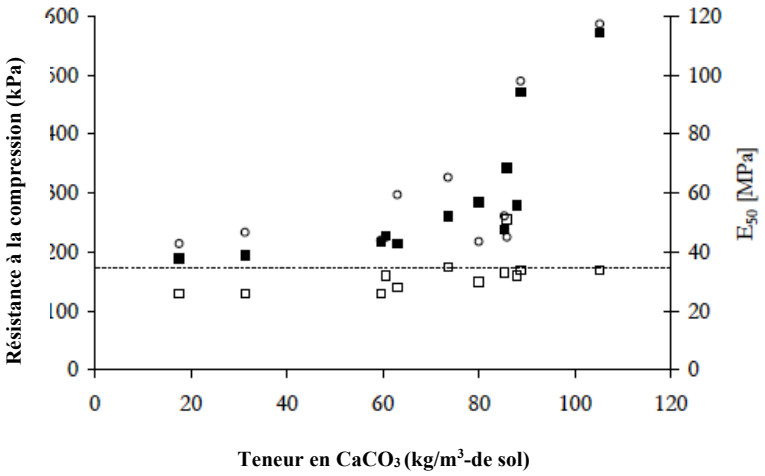


Figure 2.22 Résistance à la compression (■), Module d'Young à 50 % du pic (∘) et la résistance résiduelle du matériau suite à la rupture (□) versus la teneur en carbonates de calcium (Van Paassen, Harkes, et al., 2009)

Cheng et Cord-Ruwisch (2012) ont démontré que la résistance pouvait être homogénéisée en utilisant un mode d'injection en couche, ce qui permettrait de mieux répartir la cimentation à travers l'échantillon. La figure 2.23 illustre l'effet du nombre de couches de bactéries/solution de cimentation sur le profil de la résistance à travers la colonne percolée avec 2, 4, 6 et 12 couches respectivement.

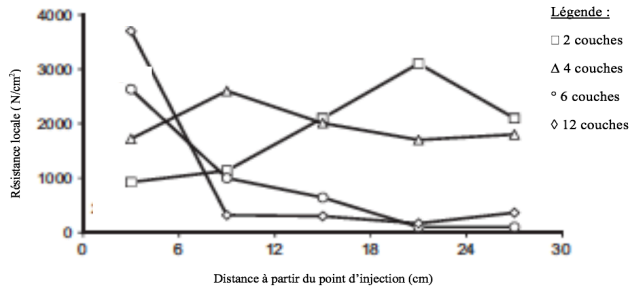


Figure 2.23 Effet du nombre de couches de bactéries/solution de cimentation sur les profils de la résistance au cisaillement à travers les échantillons de sable bio-cimentés (Cheng & Cord-Ruwisch, 2012)

2.2.7.5 Comportement dynamique

Sous un chargement cyclique, le comportement des sols traités par biocalcification est totalement différent de celui des sols sableux lâches saturés et non traités. Mortensen (2012) ont réalisé des essais de chargement cyclique sur le sable d'Ottawa 50-70 lâche, présentant des risques de liquéfaction, et dont la courbe granulométrique est mal répartie. La pression interstitielle générée durant la sollicitation dynamique est considérablement réduite pour tous les sols traités et ce, quel que soit le niveau de sollicitation (Mortensen, 2012). En comparaison avec le sable lâche non traité, les risques sismiques sont réduits d'autant plus que le degré de cimentation est grand. Les résultats pour un sable lâche traité sont similaires à ceux d'un sable dense non traité. Les observations enregistrées quant à l'accélération spectrale et le comportement post-sismique des structures biotraitées ont démontré qu'elles continuaient de glisser après l'arrêt du tremblement. Toutefois, les structures bio-cimentées à un grand niveau de cimentation continuait de glisser, sauf pour les petites vibrations. Le traitement par biocalcification semble donc très prometteur pour réduire la susceptibilité à la liquéfaction et diminuer les dommages liés aux séismes.

2.2.8 Applications à grande envergure : Réalisations et limites

Bien que la technique ait démontré son efficacité au laboratoire depuis son apparition au début du 21ème siècle, son application à grande échelle pour évaluer les performances et comprendre les processus biochimiques reste restreinte. Un article de conférence a été soumis et accepté à la 71e conférence canadienne de géotechnique dans le cadre de GéoEdmonton 2018. Une affiche scientifique a été présentée à la conférence qui s'est déroulée à Edmonton, en Alberta, au Canada, du 23 septembre au mercredi 26 septembre 2018. Le thème de GéoEdmonton 2018 est « *La géotechnique des transports - Ouvrir la voie* ». Le travail, présenté sous forme de revue de littérature, recense les différents essais de terrain réalisés jusqu'à présent dans le domaine de biocalcification. La principale contribution de cet article est d'évaluer les contraintes limitant l'implantation de la biocalcification sur le terrain incluant la conservation du biotraitement à long terme et les co-produits pouvant être diffus dans l'environnement. À la fin de cet article, les recommandations et améliorations, à mettre en place dans le futur, ont été détaillées pour une meilleure insertion de cette technologie dans l'industrie géotechnique (cf. Annexe A).

2.3 Biocalcification et érosion interne des sols

Diverses techniques ont été proposées pour la remédiation de l'érosion interne, à savoir la stabilisation chimique (Vinod, Indraratna, & Al Mahamud, 2010) ou encore le contrôle/réduction du débit d'écoulement par utilisation de filtres (Lafleur, Mlynarek, & Rollin, 1989). Certes, ces techniques permettent de contrôler l'érosion interne efficacement dans certaines conditions, mais leurs utilisations cachent des inconvénients surtout en termes de colmatage des pores, ce qui implique la réduction de la perméabilité du matériau traité, dans le cas de stabilisation chimique, ou encore la nécessité de grandes excavations, installations et charge de travail, en cas d'utilisation de système de filtres.

Tel que démontré plutôt, l'injection de solutions bactériennes et des nutriments, dont la viscosité est faible, permettrait au traitement par biominéralisation d'être effectif sur des volumes plus importants comparés aux solutions conventionnelles. Les ponts de calcite créée permettraient de cimenter les particules les plus fines autour de la matrice grossière du sol et prévenir l'initiation de l'érosion interne tout en maintenant un drainage adéquat, ce qui limiterait la génération de surpressions interstitielles indésirables.

Le contrôle de l'érosion interne par la technique de biocalcification a été fortement recommandé par Ivanov et Chu (2008) et DeJong et al. (2013). La technique de biocalcification a le potentiel de prévenir différents types d'érosion, à savoir l'érosion de surface (Amin, Zomorodian, & Okelly, 2017) et la suffusion de sols que ce soit des mélanges de graviers et sables (Jiang & Soga, 2017) ou encore de mélange de sable et argile (Jiang, Soga, & Dawoud, 2014; Liang et al., 2017).

- Biotraitement de l'érosion de surface

Amin et al. (2017) ont étudié une série de stratégies de biocalcification dans le but de réduire l'érosion de surface. Les essais ont été réalisés sur un sable propre moyen dont le diamètre des grains variait entre 0.18 et 0.35 m et dont le coefficient d'uniformité C_u était égal à 1.7. Les échantillons de sables traités selon différentes stratégies de biotraitement ont été soumis à différentes contraintes de cisaillement hydrauliques en utilisant l'équipement de fonction d'érosion développé par Briaud et al. (1999, 2001) (EFA pour Erosion-Function Apparatus, Figure 2.24). Les stratégies de traitement testées consistaient à varier les cycles d'injection de bactéries (concentration moyenne utilisée de 8.6 10^7 cellules/mL) et de solutions de cimentation (0.5 ou

0.75 M) et à étudier l'impact de l'aération ou non des échantillons durant l'injection de bactéries sur l'efficacité des réactions biochimiques et la réduction de l'érosion du sable. L'objectif ultime de cette étude visait à améliorer l'homogénéité du traitement tout en augmentant la résistance du sol à l'érosion.

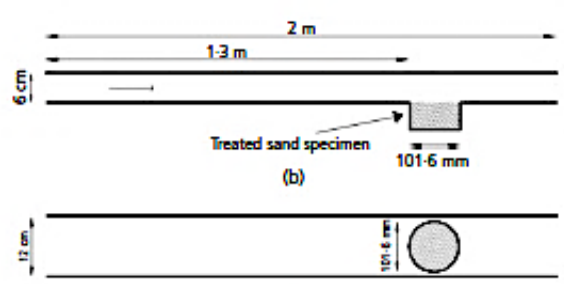


Figure 2.24 schéma du montage expérimental de la fonction d'érosion (EFA) (illustration tirée de Amin et al. (2017))

Les résultats d'essai EFA sont représentés sous forme de graphe du taux d'érosion *E*, exprimé en mm/h. Les résultats obtenus avec la procédure d'injection optimale, soit deux cycles d'injection de bactéries avec aération des échantillons et une période de rétention de 24 heures entre chaque injection, ont conclu à une diminution de 95 % de l'érodabilité pour un taux de calcite produite de 6.1%, ainsi qu'à une nette amélioration de la contrainte de cisaillement critique hydraulique en comparaison avec les résultats du matériau non traité (Figure 2.25). Par ailleurs, l'homogénéité du traitement a été améliorée grâce à l'aération des échantillons durant l'injection des bactéries du fait de la présence d'oxygène. Selon les auteurs, cela réduit la conductivité hydraulique du matériau et prévient le lessivage des bactéries durant le deuxième cycle d'injection. De plus, l'injection de solution de cimentation à 0.5 M avec une longue période de drainage (6 à 12 jours) entre chaque cycle d'injection permettrait d'augmenter la résistance du sol à l'érosion. Dans ce cas, les cristaux de calcite sont plus longs et créent une plus grande cohésion intra-particules

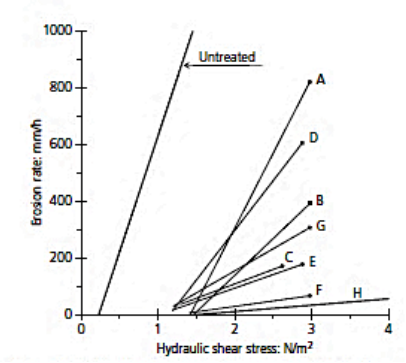


Figure 2.25 Fonction d'érosion des échantillons biocimentés et testés avec le montage « EFA »(Amin et al. 2017).

- Suffusion de mélange biocimenté de sable-argile

Jiang, Soga et Kuo (2017) ont réalisé une série d'essais de perméabilité afin d'étudier l'effet du traitement par biocalcification sur la prévention de l'érosion interne. Les sols étudiés ont été reconstitués à partir d'un mélange de sable et d'argile (Kaolin) de sorte à être sensible à l'érosion interne. Trois granulométries ont été testées à trois différents ratios de discontinuité, à savoir 21.4, 13.6, 6.2 respectivement (Figure 2.26). Le ratio de discontinuité ou « *gap ratio* » est défini comme étant le rapport entre le diamètre minimal de la fraction grossière et le diamètre maximal de la fraction fine de la distribution granulométrique d'un sol à granulométrie bi-modale.

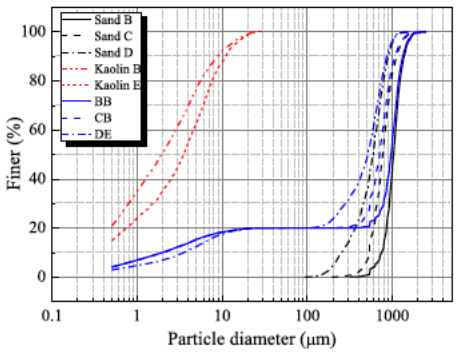


Figure 2.26 Distributions granulométriques des mélanges sable/kaolin testés par Jiang, Soga et Kuo (2017) .

Le traitement par biocalcification a été réalisé en deux étapes, à savoir une première étape d'injection de suspension bactérienne suivie de l'injection de solution de cimentation selon trois stratégies d'injections différentes (M1, M2, M3) dans le but d'optimiser le contrôle de l'érosion

interne (Figure 2.27). L'essai d'érosion consistait à soumettre les échantillons à un écoulement descendant à débit augmenté par paliers allant de 4.47 mL/min à 34 mL/min et durait 120 min. Le système d'essai était muni d'un turbidimètre et d'un système d'acquisition de données pour l'analyse de paramètres du taux/coefficient d'érosion, de la déformation volumétrique des échantillons, et de la conductivité hydraulique en continu.

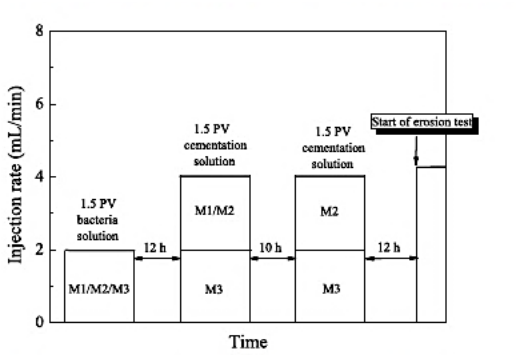


Figure 2.27 Schéma des procédures d'injection testées (M1, M2, M3). (Jiang, Soga et Kuo, 2017)

Les résultats ont démontré que la biocalcification améliore le comportement des mélanges face au phénomène d'érosion interne. Les taux d'érosion (α), tels que définis par Skempton et Brogan (1994), ont été réduits et les contraintes de cisaillement critique ont été nettement augmentées suite au bio-traitement mais dépendamment du ratio de discontinuité. Plus le ratio de discontinuité de la courbe granulométrique est faible, moins la biocalcification est efficace en termes d'homogénéité et de production de calcite. La déformation volumétrique a par ailleurs été limitée lorsque l'érosion des fines a eu lieu pour tous les échantillons biocimentés, et ce, indépendamment de leurs ratios de discontinuité. L'efficacité du traitement dépend donc du taux de calcite produite et celle-ci est améliorée pour les sols à grand ratio de discontinuité du fait de la présence d'un plus grand volume de pores. La conductivité hydraulique, quant à elle, a été supérieure pour les sols traités par rapport au sols bruts et ce, indépendamment de la stratégie de traitement ou de la granulométrie testée. Par ailleurs, le colmatage et la contraction volumétrique de l'échantillon instable et non-traité mène à la réduction de la conductivité hydraulique durant l'essai d'érosion. À l'opposé, le traitement par biocalcification augmente la rigidité du sol, ce qui maintient une porosité ouverte, facilite l'écoulement de l'eau et explique l'augmentation de la conductivité hydraulique des échantillons bio-cimentés (Figure 2.28).

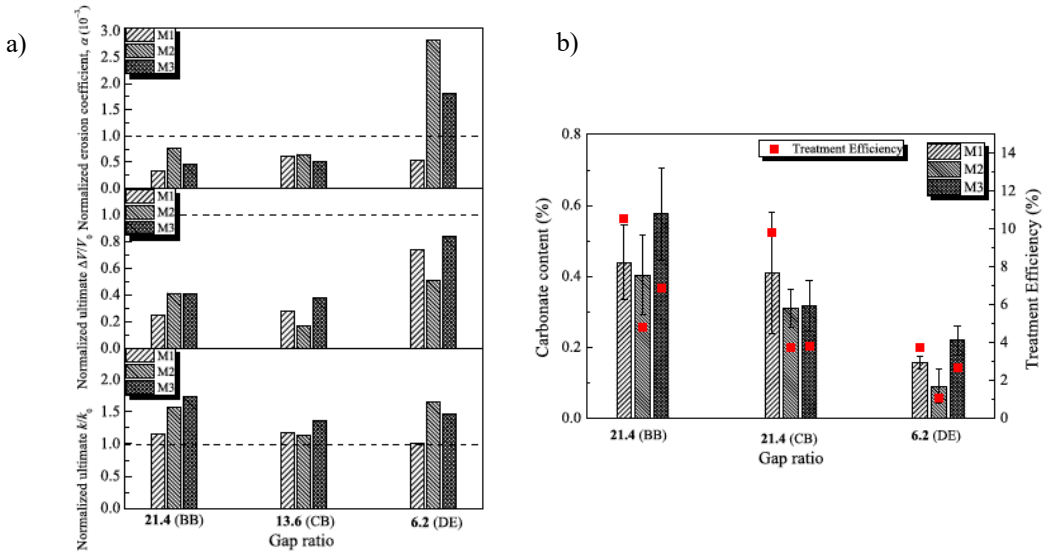


Figure 2.28 Performances du traitement par biocalcification pour les différentes stratégies d'injection utilisées et les différentes granulométries testées: a) réponses de l'essai d'érosion et b) taux de calcite précipitée (illustration tirée de Jiang, Soga et Kuo (2017))

Enfin, Jiang et al. (2014) ont démontré que le gradient hydraulique critique de suffusion a été augmenté de 236% suite au traitement par biocalcification en utilisant une procédure d'injection identique à la procédure M2 sur un mélange de kaolin et sable.

- Suffusion d'un mélange biocimenté de sable-gravier

Jiang et Soga (2017) ont analysé l'influence du bio-traitement sur la prévention d'érosion interne d'un matériau reconstitué de mélange de sable et gravier. La granulométrie du matériau testé est représentée dans la figure 2.29 et est jugée instable à la suffusion selon la théorie de Kenney et Lau ($(H/F)_{min}$=0.15). Les essais expérimentaux avaient pour but la simulation de traitement de barrages et digues en remblai lors d'une nouvelle construction.

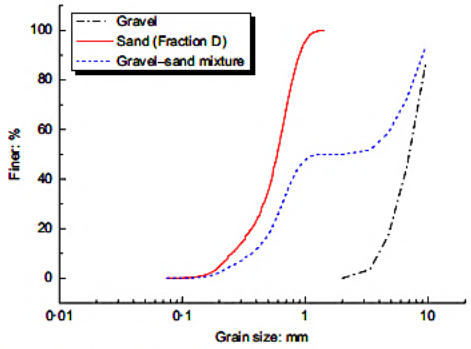


Figure 2.29 Distribution granulométrique du mélange sable et gravier utilisé par Jiang et Soga (2017).

Les échantillons ont été traités par injection de suspension bactérienne suivie de solutions de cimentation préparées à différentes concentrations équimolaires d'urée et $CaCl_2$ (0.2, 0.4, 0.6, 1 et 2 M) et ont été soumis à des essais d'érosion à débit constant.

D'après leurs résultats, le traitement par biocalcification contribue à la réduction de la masse cumulative érodée, du taux d'érosion et de la déformation axiale comparés au sol non-traité. La cimentation réalisée en utilisant une solution dont la concentration équimolaire d'urée et de $CaCl_2$ est supérieure à 0.4 M permet la diminution de l'érosion et la déformation axiale à des ordres de grandeurs négligeables selon les auteurs. La conductivité hydraulique pour tous les échantillons testés avant le phénomène d'érosion varie entre 5.5 10^{-5} et 8.0 10^{-5} m/s et l'augmentation de la concentration de solution de cimentation n'implique qu'une diminution limitée de la conductivité hydraulique. À l'inverse, le sol non traité et le sol traité à de faibles concentrations de cimentation connaissent une augmentation significative de la conductivité hydraulique suite à l'érosion des fines. De plus, les déformations volumétriques des échantillons de sol traités à fortes concentrations sont limitées comparées aux échantillons du sol brut. Par ailleurs, la corrélation entre le taux d'érosion et le débit d'écoulement démontrent que le traitement par biocalcification contribue à l'augmentation de la vitesse d'écoulement critique comparé au sol brut. Une relation linéaire a été démontrée entre la conductivité hydraulique et la fonction de porosité $n^3/(1-n)^2$ et la pente est moins prononcée pour les échantillons traités à fortes concentrations de solution de cimentation comparée aux échantillons non-traités ou traités à de faibles degrés de cimentation. L'analyse hydro-mécanique a également démontré que le mode d'érosion a lieu par suffusion pour les échantillons de sol traités avec une concentration de solution de cimentation supérieure ou égale à 0.6 M et une

combinaison de suffusion et boulance pour les échantillons de sol traités avec une concentration de solution de cimentation inférieure ou égale à 0.4 M. Finalement, plus la teneur en calcite produite est élevée et moins les fines sont érodées (masse cumulative) et ce, en dépit de la pression appliquée. Les cristaux de calcite précipitée aux contacts entre particules permettent donc de contrôler l'érosion interne d'un sol instable à l'érosion interne.

CHAPITRE 3 ARTICLE 1 : AN EXPERIMENTAL PROCEDURE TO ASSESS THE EROSIONAL AND HYDRAULIC BEHAVIOR OF COHESIONLESS SOILS.

Ce chapitre représente l'article soumis à la revue « Geotechnical Research » et décrit le montage expérimental qui a permis l'évaluation du comportement hydraulique d'un matériau reconstitué, particulièrement sensible à l'érosion interne. Une description détaillée de la démarche expérimentale ainsi que des résultats de validation est présentée dans ce chapitre. Celui-ci permet de répondre au 1er objectif spécifique de la thèse, à savoir « Développer un essai d'érosion en se basant sur des paramètres géotechniques classiques tels que la charge hydraulique appliquée, la masse de fines lessivées, le débit de sortie et les perméabilités mesurées localement ».

Auteurs

Haouzi Fatima-Zahra, Esnault-Filet Annette[1], Courcelles Benoît

Abstract

Selective erosion of fine particles from granular soils can affect draining properties of hydraulic structures with time and it is important to identify unstable soils and characterize their hydraulic and erosional behavior. To this end, this study focuses on the design and set up of a new laboratory device for testing suffusion and piping phenomenon occurring in an internally unstable cohesionless material. The proposed procedure offers the possibility to quantify the hydraulic gradient at which erosion starts and evaluate the mass of fine particles washed out of sample under controlled hydraulic conditions. The quantity of eroded particles, exit water flow and the hydraulic gradient distribution along the flow paths are also measured during process. The procedure was tested on an erosive soil, in saturated conditions and under unconfined seepage, allowing the assessment of the hydraulic behavior of this internally unstable material.

---

[1] Chargée de projet chez Soletanche-Bachy, Rueil-Malmaison, France.

Keywords: hydraulic behavior, suffusion, internal stability, laboratory device.

3.1 Introduction

Practical rules derived from theoretical and experimental studies define filter criteria to prevent water-related damages on granular media (Burenkova, 1993; Cedergren, 1985, 1988; Kenney & Lau, 1985, 1986; Lafleur, 2003; Lafleur & Savard, 2004; Sherard, Dunnigan, & Talbot, 1984; Terzaghi, 1943). However, even if a material is well selected, segregation may occur in field conditions due to placement, compaction or even during cyclic loading (Chapuis et al., 1991). In such cases, selective erosion of fine particles from a matrix of coarse soil particles could exhaust the drainage system of earthen hydraulic structures with time (Lafleur & Savard, 2004). Once the fine particles are removed from an internally unstable soil by seepage forces (suffusion), the hydraulic and mechanical behaviors change accordingly and lead to the reduction of the soil shear strength, the onset of settlements and the dense cracking (Israr & Indraratna, 2017; Skempton & Brogan, 1994). Moreover, suffusion usually occurs in gap-graded granular soils and broadly graded soils with a steep slope in the coarse fraction and a gentle slope in the fine fraction (Chang & Zhang, 2011; Kenney & Lau, 1985; Lafleur et al., 1989).

The initiation and development of suffusion within a soil were extensively investigated experimentally. In most laboratory routines, erosion tests are conducted to define geometrical limits between internally stable and unstable materials although many authors analysed the impact of parameters such as flow direction, stepping time intervals, hydraulic head increasing rate, volume of specimen, initial dry density and confining pressure on internal erosion (Chang & Zhang, 2011; Li, 2008; Marot, Sail, & Alexis, 2010; Moffat & Fannin, 2006; Reddi et al., 2000; Shwiyhat & Xiao, 2010; Skempton & Brogan, 1994; Wan & Fell, 2004a). The erosion phenomenon was also characterized by grain size distribution analyses at different locations in granular specimens (Kenney & Lau, 1985; Li, 2008; Ronnqvist & Viklander, 2016). Nevertheless, the main drawback of a such procedure is that the erosion starts at low flow rates and measurements should be done at different stages (Wan & Fell, 2008). Moreover, Shwiyhat & Xiao (2010) investigated changes in permeability and volume of soils during the internal erosion process under a constant

hydraulic gradient using a triaxial cell. These experimentations pointed out that settlements and permeability reduction might occur in the soil specimens after suffusion.

The influence of other factors on the erosion and transport of particles was also tested as the grain size distribution analysis does not take in account the hydraulic conditions (Reddi et al. 2000; Tomlinson et Vaid 2000). Local hydraulic gradient measurements showed that this parameter varies by several orders of magnitude within the same sample during filtration tests (Fannin & Moffat, 2006; Li, 2008; Sail et al., 2010). The variation of permeability of a soil-geotextile interface over time under a range of applied hydraulic gradients can be assessed using the ASTM D5101-12, *Test Method for Measuring the Soil Geotextile System Clogging Potential*. During testing, measurements of hydraulic heads are taken at several locations of the apparatus and used to identify variation of hydraulic gradients and fine particles movements across the specimen (Fannin, Vaid, Palmeira, & Shi, 1996). The opening size (O_F) of geotextile must be chosen carefully to insure the long-term stability of particles in the interface zone of base soil and filter. The retention ratio ($R_R = O_F/D_I$), where D_I is the minimum gap size for a gap graded soil, was identified to distinguish the three following filtration processes namely (1) piping if $R_R >> 1$, (2) bridging (equilibrium flow conditions) if $R_R \sim 1$, and (3) blinding with suffusive soils if $R_R << 1$. Grain size distributions, head losses and hydraulic conductivities are functions of R_R. Soils are stable if less than 2500g/m^2 of fine particles are washed out of specimen (Lafleur, 1999; Lafleur et al., 1989). All these experimental procedures apply severe hydraulic conditions to material tested (vibrations and high applied hydraulic heads) differ from real conditions and could lead to over-estimated security factors, oversizing design parameters and high undesirable costs.

This study documents an experimental procedure to investigate the initiation and development of internal erosion under multi-stage seepage flow for an unstable subbase material subjected to a unidirectional downward flow. Specifically, the research objectives aim to (1) quantify experimentally the suffusion critical gradient leading to movement and transport of fine particles within internally unstable soil; (2) improve the understanding of the general hydraulic behavior and processes when suffusion phenomenon occurs, and (3) identify the effect of internal erosion upon the exit water flow, the local and general heads, and the local grain size distribution. The key point with this study is to suggest an

economical and easy-to-implement experimental procedure that can replicate the erosional behavior of an internally unstable material under real *in-situ* conditions.

3.2 Experimental Set-up

The general layout of the testing apparatus is shown in Fig. 3.1a. It is composed of a de-aired water supply system, a permeameter and a system to collect particles. The detailed description of each component is presented in the following sections.

3.2.1 De-aired water supply system

To prevent any desaturation of the samples, the tests are performed with de-aired water. The de-aired water is stored in tanks after being prepared in a system composed of a vacuum pump, a pressure gauge and a pressure regulator connected to a compressed air circuit. The system allows gas bubbles dissolution for de-aeration. The tanks are connected to an overflow reservoir which regulates the hydraulic charge applied to the tested specimen. The inlet water head can be either increased gradually, kept constant or decreased gradually. The precision of the hydraulic head is equal to 1 mm.

3.2.2 Permeameter

The permeameter is composed of a Plexiglas cylinder (100 mm in diameter and 160 mm high) with three piezometric ports at elevations 25, 75 and 125 mm. During the test, the water goes downward through a 14mm-glass bead layer lying on a 0.65mm-mesh which allows the distribution of the flow over the surface of the soil sample. A 1.8 mm-mesh lying on a perforated plate is placed at the bottom of the soil sample to support the soil skeleton while allowing the finest particles to exit. These specific elements are illustrated in Fig. 3.1b and 3.1c. Note that the air- and waterproofness of the cell were tested prior to any erosion test.

3.2.3 Soil collector system

The soil collection system was designed to continuously retrieve the washed-out particles using a filtration system as recommended by Chang et Zhang (2011). This system is composed of a double colander whose finest opening is 0.064 mm (only cohesionless soil

was tested here) and largest one is 5 mm (Fig. 3.1e). This methodology prevents any desaturation or changing of hydraulic gradient when sampling the eroded particles (rapid drainage). The eroded particles pass through the funnel to finally settle down on the sieve placed directly under the bottom valve of the permeameter (Fig. 3.1d).

3.3 Experimental procedure

The proposed procedure takes into account some observations made by different authors: (1) the suffusion can occur even if a low hydraulic gradient is applied (Skempton & Brogan, 1994), (2) the erosion process is influenced by the rate of hydraulic gradient increase (Tomlinson & Vaid, 2000) and (3) the measurements should be performed in permanent hydraulic conditions (Wan & Fell, 2004b).

The experimental procedure was tested on a road foundation material, but it can be implemented on any type of soil.

3.3.1 Soil preparation

In the present study, the erosional and hydraulic behaviors of a subbase road material were assessed to validate the erosion test procedure. Indeed, up to 90 % of pavement problems are related to internal flooding (Cedergren 1988) and road aggregates must provide good capacity to infiltrate and store water.

The tested specimens were prepared by mixing soils of different sizes to obtain a Grain Size Distribution curve (GSD) within the gradation limits required by the Ministry of Transportation in Quebec, Canada, for subbase aggregates as presented in Table 3.1. The mix of soils presents a coefficient of uniformity, C_u, of 13 and a coefficient of curvature, C_c of 6.25 which makes it a poorly graded soil with concave upward gradation curve. This material is internally unstable following the five theoretical criteria presented in Table 3.2 and is particularly representative of cap-graded soils.

The soils used for the mixture were initially oven dried at 105 ºC for 24 hours. The dry soils were then mixed thoroughly with a volume of de-aired water equal to 18 % in mass. Thereafter, the mixed wet soil was kept in water for at least 24 hours to facilitate the saturation stage. The wet soil was then deposited in the permeameter filled with de-aired

water by layers. A ladle was used to prevent segregation up to a height of 160 mm (Fig. 3.1b).

3.3.2 Saturation

After installing the specimen in the permeameter, a sieve plate, a glass bead layer of 14.0 mm height and a metal spring were put in place before adding the top cap (Fig. 3.1c). The saturation was performed according to the ASTM D2434-68(2006), *Specification Standard Test Method for Permeability of Granular Soils (Constant Head)*. This step was completed when the degree of saturation – calculated using the mass and volume method defined by Chapuis, Baass et Davenne (1989) – was at least 97 %.

3.3.3 Erosion test

Following the saturation, the specimen was subjected to a downward seepage water flow. The hydraulic gradient (i) was increased by 10-minute steps (i = 0.1, 0.2, 0.3, 0.4, 0.5, 0.6, 0.7, 0.9, 1.0, 1,5. 2.0, 5.0, 8.0, and 10.0). For each step, hydraulic heads were measured from piezometric ports and the exit flow rate was measured after 1, 2, 4, 7, and 10 min. After ten minutes, the eroded fine particles were retrieved. The bottom and top valves were closed during collection to not disturb the hydraulic conditions of the specimen. The soil collector system was then substituted by an empty one. The eroded fines were put in a recipient to be oven dried for 24 hours before being weighed. To evaluate the hydraulic behavior of the specimen after erosion, the hydraulic head was decreased gradually (i = 5.0, 2.0, 1.0 and 0.3). This final step also aims to compare hydraulic conductivities before and after erosion in laminar flow conditions.

3.3.4 *Post*-erosion grain size distribution

At the end of the erosion test, the permeameter was disconnected from the general set up. The specimen was split into three layers (top, middle and bottom). The soil samples were oven dried at 105ºC for 24 hours and the GSD of each layer was evaluated according to the ASTM D6913/D6913M-17, *Specification Standard Test Methods for Particle-Size Distribution (Gradation) of Soils Using Sieve Analysis* to investigate the effect of suffusion.

3.4 Validation of the procedure

The erosion test procedure was reproduced twice for validation.

3.4.1 Exit water flow

The exit flow rate was measured during loading and unloading to assess the hydraulic behavior of the tested soil (Fig. 3.2a). At the beginning of the erosion test, a clogging occurs at an applied hydraulic gradient (i) of 0.4 and continues until some fine particles were detected in the effluent which happens at a gradient (i) of 0.7. Then, the flow rate increases from 0.11 to 3.97 cm^3/s. During unloading, the water flow rate measured under a gradient of 0.3 was equal to 7.98 cm^3/s compared to 0.11 cm^3/s during loading step. This observation is due to the increase that occurs in pore volumes as a large amount of fine particles was leached out of the specimen.

3.4.2 Effective hydraulic gradient

At the beginning of the erosion test ($0.1< i <0.3$), the top hydraulic gradient (i_1) – between 75 and 125 mm) – is slightly higher than the bottom hydraulic gradient (i_2) – between 75 and 25 mm). As fine particles start to migrate through the specimen under seepage water flow, the hydraulic gradient becomes higher at the bottom of the specimen (i_2) which means that the fine particles were transported from top to bottom (Chapuis, 2016). During fine particles transport (for $0.5< i <0.9$), the top hydraulic gradient (i_1) decreases abruptly and increases again when fine particles start to be detected in the effluent. Moreover, after erosion (starting from $i = 5$), the bottom and top hydraulic gradients are similar which illustrates the rearrangement of particles within the soil skeleton. All over the erosion tests, the hydraulic gradient at the bottom of specimen (i_2) is much more stable than the top hydraulic gradient (i_1) as particles migration starts from top (Fig. 3.2b and 3.2c).

3.4.3 Hydraulic conductivity

Hydraulic conductivities at the top (k_1) – between 75 and 125 mm – and the bottom (k_2) – between 75 and 25 mm – were evaluated based on the local hydraulic gradients, respectively for loading and unloading (Fig. 3.3). k_{moy} is the mean value between k_1 and k_2. k_{tot} is the hydraulic conductivity based on the applied hydraulic gradient.

Hydraulic compaction of specimens occurs during loading test which explains the general reduction of hydraulic conductivities before erosion, for $0.1 < i < 0.5$ (Fig. 3.3a and 3.3c). The total height of specimen was measured at the end of the loading step and compared to initial height. A total settlement of 17.9 % was noticed but applied hydraulic gradients were not adjusted accordingly in this test procedure.

During erosion, a difference occurs between local hydraulic conductivities along the specimen. Then, a stable behavior of hydraulic conductivities is observed from $i = 1$ and appears to reflect the rearrangement of soil particles within the soil skeleton.

An increase was also detected in hydraulic conductivities due to specimen swelling as the applied hydraulic head decreases (Fig. 3.3b and 3.3d). The ratio between hydraulic conductivities measured during loading (*pre*-erosion) and unloading (*post*-erosion) at an applied gradient between 33.4 and 68.4 for the top (k_1), bottom (k_2), mean (k_{moy}) and total (k_{tot}) hydraulic conductivities. In general, the hydraulic conductivity is much higher after the erosion of fine particles. This phenomenon is due to the increase of pore volume in the soil skeleton following the erosion of fine particles out of specimen. k_1 increases significantly following erosion and compared to k_2. The top part lost much more fines than the bottom one.

3.4.4 Mass of eroded particles and critical gradient

The total mass of eroded particles (M_p) was normalized per unit area. The total mass retrieved all over the test was 180 g which corresponds to 23 076 g/m^2 (Fig. 3.4b and 3.4d). In this test, failure takes place by piping as M_p is more than 2 500 g/m^2 and $R_R = 3.9 >> 1$ (Lafleur, 1999; Lafleur et al., 1989). The quantity of eroded particles is equal to 6.4 % of the initial total mass and represents 20 % of the initial proportion of fine particles.

The critical hydraulic gradient (i_{ch}) is defined as the gradient corresponding to initiation of suffusion, namely the gradient when the fine particles are detected at the effluent. The fine particles started to erode at an applied gradient i_{ch} equal to 0.7, which is less than Terzaghi's critical gradient (Skempton et Brogan (1994). Note that specimen, herein, were subjected to downward seepage flow. Although it might be reverse to real-life situations, piping will be accentuated because gravity is assisting soil grains in their mobility (Tomlinson & Vaid, 2000).

3.4.5 Grain size distribution *post*-erosion

Grain size distributions performed after the tests demonstrate that fine particles were more eroded at the top than at the bottom of the specimens (Fig. 3.4a and 3.4c). Indeed, the fine particles eroded from the top layer under seepage flow are captured in the bottom layer (Chang & Zhang, 2011; Kenney & Lau, 1985). In the middle layer, the fine particles amount is slightly higher than in the initial soil because of the capture of some fine particles coming from the top layer. The general trend of the GSD in different layers matches well with changes noticed in local hydraulic gradients measured at the top (i_1) and the bottom (i_2) of the specimens. The local hydraulic gradient is higher in the top layer than that in bottom inducing more fine particles being eroded in the top (Fannin & Moffat, 2006; Moffat et al., 2011; Moffat & Fannin, 2006).

3.5 Conclusion

The proposed experimental procedure was developed to investigate the initiation and development of internal erosion under multi-stage seepage flow to quantify the suffusion critical gradient and understand the general hydraulic behavior of an internally unstable granular material subjected to a unidirectional downward flow.

The procedure was tested on an internally unstable soil which pointed out a critical gradient equal to 0.7 and a suffusion phenomenon by piping. The grain size distribution curve analyzed following erosion showed that more fine particles were eroded at the top compared to the bottom of specimens.

Finally, this test procedure is easy to reproduce for a quick analysis of soils hydraulic behavior to evaluate the hydraulic performance of specific on-site granular materials at the design stage of a project, or to help identify causes of failure such as particle loss or clogging. The applied hydraulic heads, volume of specimen and water flow seepage direction could vary to meet field conditions.

Acknowledgments

This research was supported by the Natural Science and Engineering Research Council of Canada, the Fonds de Recherche du Québec Nature et Technologies (FRQNT) and Menard Canada. The authors would like to thank the technicians at the Geotechnical laboratory of Polytechnique Montreal, Geneviève Fruhauf, Samuel Chenier and Eric Turgeon, for their help during the elaboration of the procedure.

List of tables:

Table 3.1 Geotechnical characteristics of tested soil.

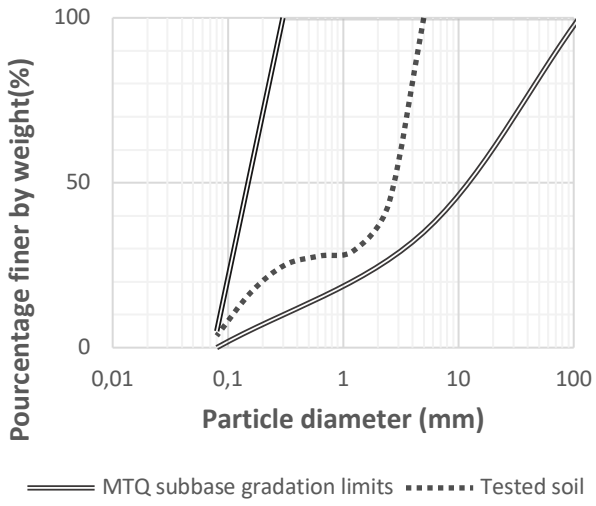
Physical characteristic	**Results**
Grain size distribution	
USCS classification	Poorly graded sand (SP)
Relative density, D_r	2.658
Maximal density, ρ_{dmax} (Mg/m^3)	1.87
Optimum water content, W_{opt} (%)	5,4
Coefficient of uniformity, C_u	13
Coefficient of curvature, C_c	6.25

Table 3.2 Internal stability assessment of the tested soil following theoretical criteria.

References	Criterion	Notes	Stability of tested soil
• ***Kezdi (1969)***	$\frac{D_{15}(coarse)}{D_{85}(fine)} < 4 < \frac{D_{15}(coarse)}{D_{15}(fine)}$	○ Soil is divided into coarse and fine parts ○ D_{85}=diameter of the 85 % mass passing ○ D_{15}=diameter of the 15 % mass passing	○ $\frac{D_{15}(coarse)}{D_{85}(fine)} = 11.8 > 4 \approx \frac{D_{15}(coarse)}{D_{15}(fine)} = 5.9$ ○ **Unstable**
• ***Sherard (1979)***	$I_r = \frac{D_{15}(coarse)}{D_{85}(fine)}$; I_r<5	○ I_r the instability degree	○ $I_r = 11.8 \gg 5$ ○ **Unstable**
• ***Kenney & Lau (1985, 1986)***	$\begin{cases} H = F_{4d-}F_d \\ H > F \; for \; F \in [0, X] \end{cases}$	○ F=mass fraction at any grain size d ○ H=mass fraction between grain size d and 4d ○ X =0,2 for widely graded soils (Cu>3) ○ X = 0,3 for narrowly graded soil (Cu<3).	○ $(H/F)_{min}=0.4$ ○ **Unstable**
• ***Burenkova (1993)***	$\begin{cases} 0.55(\frac{D_{90}}{D_{15}})^{-1.5} < \frac{D_{dv}}{D_{max}} < 1.87(\frac{D_{90}}{D_{15}})^{-1.5} \\ 0.76\log\left(\frac{D_{90}}{D_{15}}\right) + 1 < \frac{D_{90}}{D_{60}} < 1.86\log\left(\frac{D_{90}}{D_{15}}\right) + 1 \end{cases}$	○ D_{dv}=Erodible soil part maximal diameter ○ D_{max}=Eroded particles maximal diameter ○ D_{90}, D_{60} et D_{15} are the diameters defining 90, 60 and 15 percent, respectively, of particles finer by weight	○ $\begin{cases} 0.76\log\left(\frac{D_{90}}{D_{15}}\right) + 1 < \frac{D_{90}}{D_{60}} < 1.86\log\left(\frac{D_{90}}{D_{15}}\right) + 1 \\ condition \; is \; not \; fulfilled \end{cases}$ ○ **Unstable**
• ***Wan & Fell (2008)***	$\begin{cases} P = \frac{\exp(z)}{1+\exp(z)} \\ z = 3.875\,Log\,(h'') + 3.591\,h' + 2.436 \end{cases}$	○ P probability of suffusion ○ h' = D_{90}/D_{60} ○ h'' =D_{90}/D_{15}	○ $\begin{cases} P = 0.98 \\ z = 2.43 \end{cases}$ ○ **Unstable**

List of figures

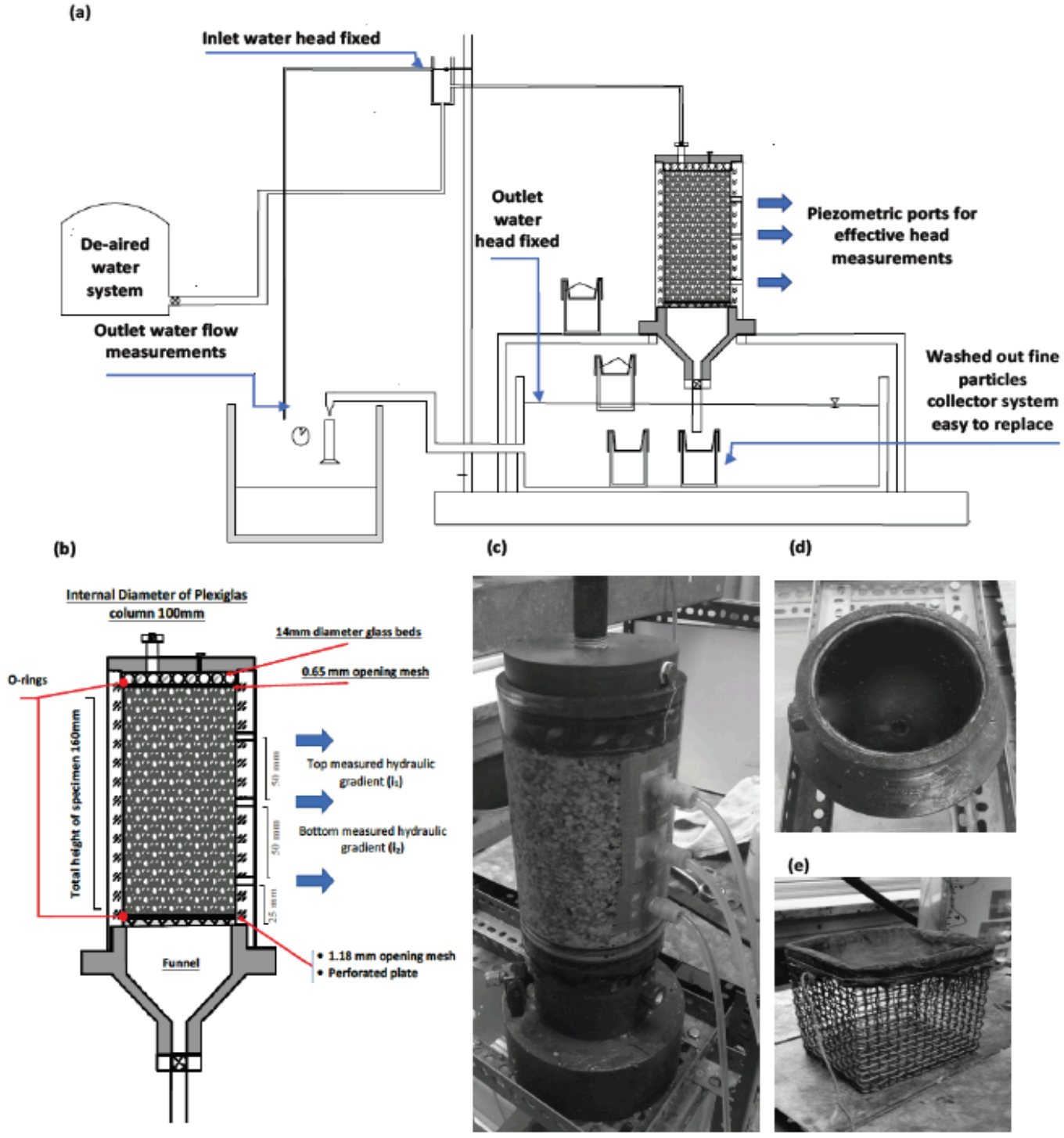
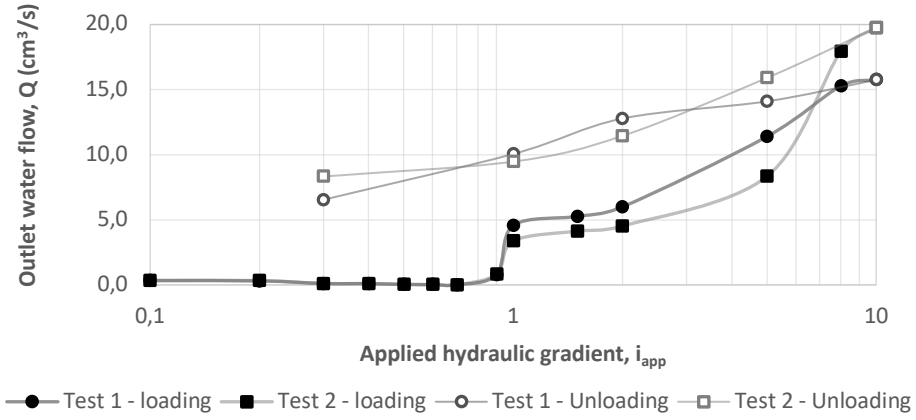
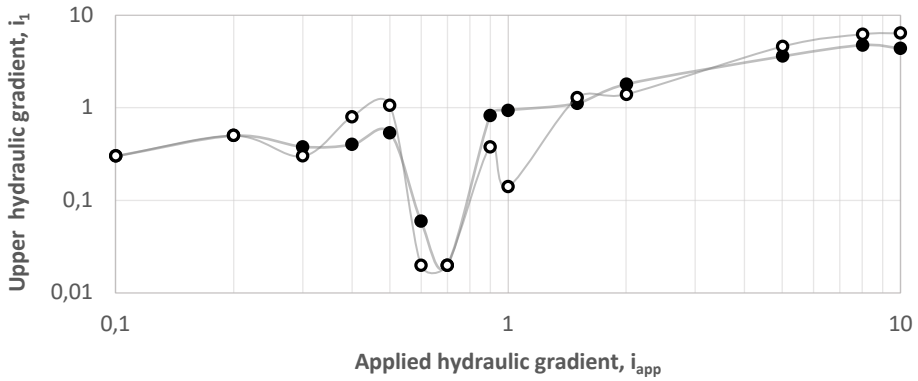


Figure 3.1 Key components of the experimental set-up: (a) general lay out, (b) Details of the permeameter, (c) Tested specimen following saturation, (d) The funnel installed at the bottom of the permeameter, and (e) fine-particles collector system..

a)



b)



c)

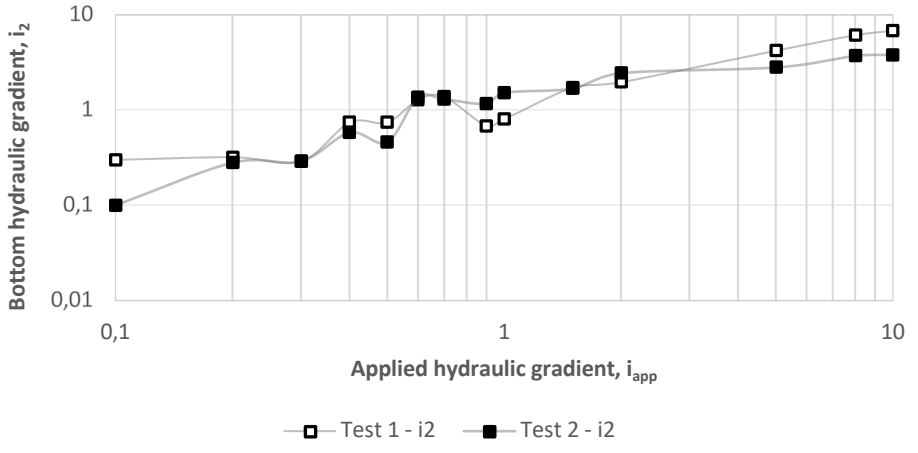


Figure 3.2 Hydraulic measurements during erosion test: (a) Outlet water flow and local hydraulic gradients at (b) top (i1) and (c) bottom (i2) of specimen.

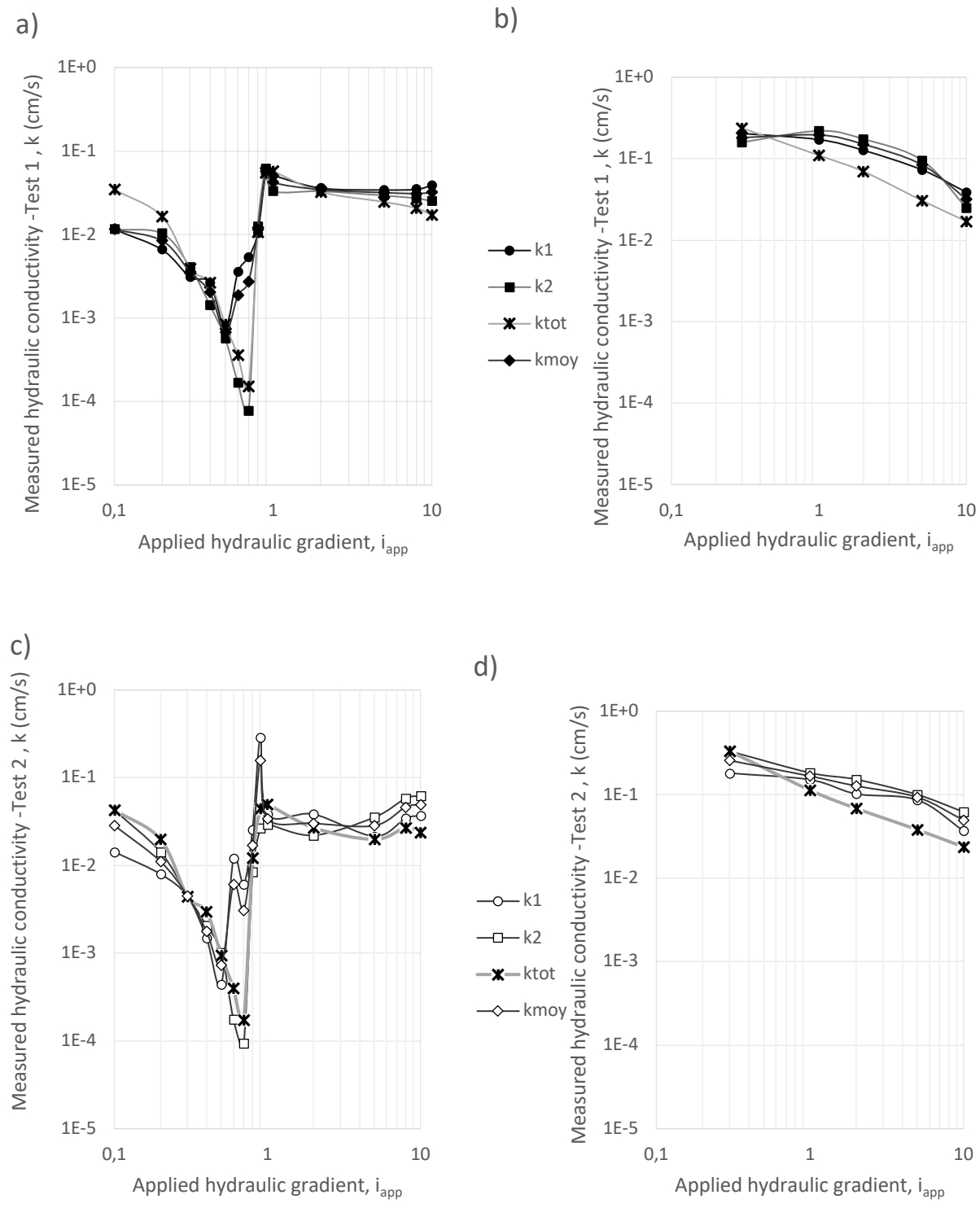


Figure 3.3 Hydraulic conductivities k1 at the top, k2 at the bottom, kmoy the mean, and ktot based on the applied hydraulic gradients during loading (a) and (c) and unloading (b) and (d) for test 1 and test 2 respectively.

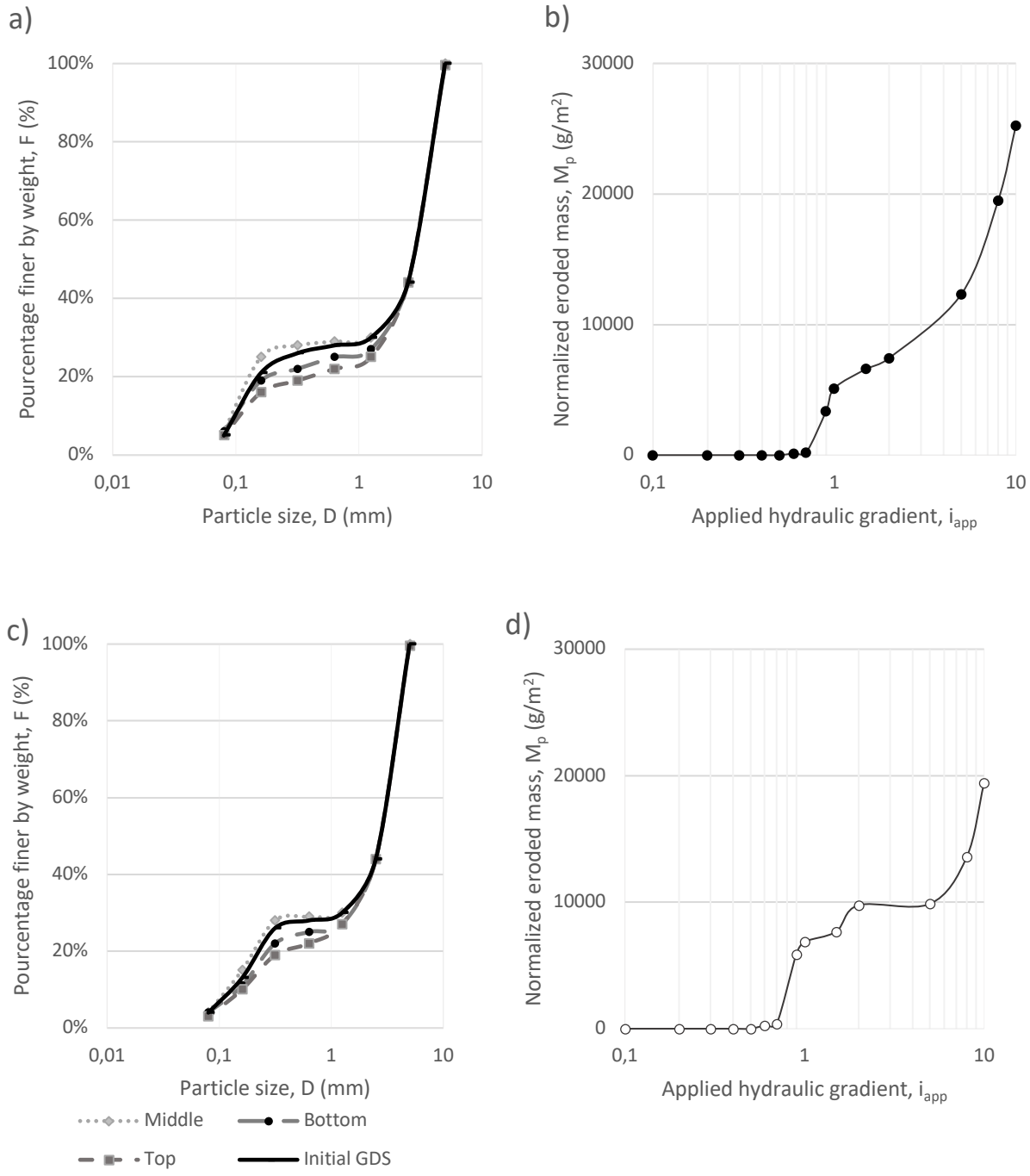


Figure 3.4 Change in the grain size distribution due to fine-particles lost: GDS post-erosion at different elevations among specimen (a) and (c) and normalized mass of fine particles collected out of specimen at various applied hydraulic gradients (b) and (d) for test 1 and test 2 respectively.

CHAPITRE 4 ARTICLE 2 : RÉSISTANCE À L'ÉROSION DE MATÉRIAUX D'ASSISES ROUTIÈRES TRAITÉS PAR BIOCALCIFICATION

Afin de valider la faisabilité d'un biotraitement par percolation de surface pour prévenir l'érosion interne d'un matériau sensible à la suffusion, une première procédure d'injection basée sur le protocole de biocalcification fourni par le partenaire industriel a été testée sur le matériau retenu. La méthode proposée ainsi que les résultats de cette étude ont fait l'objet d'un article de conférence qui a été présenté à la 70^{e} conférence canadienne de géotechnique, GeoOttawa 2017. Cette communication présente une étape préliminaire et a permis de valider le procédé de traitement.

Auteurs

Haouzi Fatima-Zahra, Esnault-Filet Annette, Courcelles Benoît

Abstract

According to the Ministry of Transportation in Quebec, the specifications regarding the grain-size curves of road aggregates are very broad, which could make them vulnerable to the phenomenon of suffusion. To prevent any damage, a biocementation could be performed in bases and subbases of roads to create some bonds of calcite between particles. In this study, a series of erosion tests were carried out on treated and untreated samples of sand. For the first ones, two solutions of bacteria and cementation were injected in samples to replicate an in-situ treatment. Then, a downward seepage with incremental hydraulic gradient varying from 0.1 to 10 was applied to the samples. Water flow rate, eroded fines and effective hydraulic charges were measured all over the filtration test. Untreated samples were subjected to the same hydraulic conditions for comparison purpose. Finally, the quantity of calcite resulting from the treatment was evaluated through dissolution. As a result of this study, the treatment showed a fair homogeneity over the samples and the biocementation technique seems to prevent erosion efficiently for internally unstable soils.

Résumé

Les courbes granulométriques des agrégats constituant les sous-fondations des chaussées routières utilisées par le ministère de Transport du Québec sont très étalées, ce qui peut conduire à la sélection d'un matériau susceptible au phénomène de suffusion. Pour éviter tout dommage, une

biocalcification pourrait être réalisée sur les matériaux de fondation et sous-fondation de manière à créer des ponts de calcite entre les grains de sol. Une série d'essais de d'érosion a été menée sur des échantillons traités et non-traités par biocalcification. Le traitement a consisté en la percolation d'une solution bactérienne et d'une solution calcifiante de manière à reproduire les conditions de traitement in-situ. Tous les échantillons ont été soumis à un écoulement descendant. Le gradient hydraulique imposé a été augmenté par paliers entre 0.1 à 10. Les paramètres hydrauliques de débit de sortie, masse de fines récupérées à l'extérieur de l'échantillon ainsi que la charge hydraulique à travers l'échantillon ont été mesurés tout au long de l'essai. Les échantillons non traités ont été soumis à l'essai de filtration sous les mêmes conditions hydrauliques et ce, à des fins de comparaison. Finalement, le taux de calcite précipité dans les échantillons a été évalué par dissolution à l'acide. Au terme de l'étude, le protocole a démontré une bonne homogénéité du traitement, ainsi qu'une bonne réponse des sols biocalcifiés pour prévenir le phénomène de suffusion.

4.1 Introduction

L'écoulement d'un fluide dans les pores d'un sol peut engendrer la migration des particules les plus fines à travers son squelette grossier, il s'agit de la suffusion. L'initiation et le développement de ce phénomène sont conditionnés par les caractéristiques évolutives et interdépendantes des phases liquides et solides dans un sol (Bonelli, 2012). Ce phénomène complexe, qui correspond à l'érosion interne dans un sol granulaire, implique la variation de divers paramètres géotechniques et hydrauliques du sol. On note que la granulométrie globale du sol ne change que très faiblement, toutefois la perméabilité évolue dans de toutes autres proportions. La granulométrie locale, quant à elle, évolue à cause du réarrangement des particules dans un volume donné suite à l'initiation de la suffusion.

Plusieurs auteurs se sont intéressés à la suffusion tels que Kézdi (1979), Kenney et Lau (1985, 1986), Lafleur et al. (1989), Burenkova (1993), Skempton et Brogan (1994) et Garner et Fannin (2010). Tous ont conclu que ce phénomène se produit lorsque les conditions suivantes sont remplies simultanément :

1. La taille des particules fines dans un sol est plus petite que la taille des restrictions entre les particules grossières (constituant le squelette du sol);

2. Le pourcentage des particules fines ne permet pas le remplissage des vides du squelette du sol;
3. La vitesse de l'eau est assez grande pour entrainer les fines en suspension à travers les particules grossières du sol.

Les critères d'évaluation de la susceptibilité d'un sol à la suffusion sont basés sur sa distribution granulométrique (Burenkova, 1993; Kenney & Lau, 1985, 1986; Kézdi, 1979; Lafleur et al., 1989) (tableau 1).

Les courbes granulométriques des agrégats constituant les chaussées routières utilisées par le Ministère de Transport du Québec (MTQ) (2003) sont très étalées. Dans certains cas, ces matériaux peuvent ainsi être instables vis-à-vis de l'érosion interne. De fines particules peuvent alors migrer à travers les pores du squelette grossier et altérer les caractéristiques hydrauliques des sous-fondations, ce qui implique l'affaissement de la surface de roulement suite au lessivage des particules et une perte d'efficacité liée au colmatage des éléments de drainage (Chapuis, 1992; Lafleur & Savard, 2004).

Généralement, la couche de sous-fondation est conçue de sorte à être plus perméable que la couche d'infrastructure afin de permettre un drainage de qualité des eaux d'infiltration et ainsi maintenir la capacité portante des routes en périodes de fortes précipitations. L'efficacité du système de drainage étant étroitement liée à la combinaison filtre/drain, ce système doit permettre une évacuation libre de l'eau souterraine tout en retenant les particules fines.

Pour le sol de sous-fondation (MG-112), la fraction de sol passant 5 mm devrait être de 35 % minimum avec un pourcentage de fines ne dépassant 10 % (Figure 4.1). Cependant, ces critères sont difficiles à rencontrer dans la pratique du fait de l'hétérogénéité du sol, induite notamment par les conditions de mise en place impliquant la ségrégation du matériau ou encore le chargement cyclique (Chapuis, 1992).

Lafleur et Savard (2004) ont réalisé des essais expérimentaux au filtramètre sur des matériaux de fondation et de sous-fondation, stables et instables. Un gradient hydraulique descendant égal à 10 a été appliqué sur des échantillons de sable reconstitués afin d'obtenir des courbes granulométriques concaves vers le haut correspondant aux limites spécifiques de la MTQ pour les fuseaux MG-112 (Figure 4.1).

Les sols jugés instables selon la théorie de Kenney et Lau (1985) ont démontré un caractère suffusif lors de ces essais expérimentaux. La rupture a eu lieu soit par colmatage, soit par lessivage des fines. Dans tous les cas la masse de fines lessivées à l'extérieur de l'échantillon est supérieure à 2 500 g/m^2. Lafleur et Savard (2004) ont recommandé de prendre les précautions nécessaires lors de manipulations de ce type de sol du fait de leur grande susceptibilité à l'érosion interne.

Pour éviter ces problèmes de lessivage des sols, le présent article s'intéresse à la biocalcification des fondations et sous-fondations de chaussées. La technique de biocalcification est a été développée récemment par les géotechniciens comme méthode de traitement des sols en place et elle repose sur la précipitation de calcite induite par voie métabolique dans le but de créer une cohésion entre les grains d'un matériau granulaire et d'en modifier les propriétés mécaniques. La précipitation de calcite, via l'hydrolyse de l'urée par une bactérie ureolytique, est l'un des mécanismes les mieux contrôlés et dont le potentiel de production de grandes quantités de carbonates dans un temps limité est élevé. L'hydrolyse d'une molécule d'urée libère deux molécules d'ammonium et une molécule d'ion carbonate, qui induit une alcalinisation du milieu « Eq.4.1 ». Cette augmentation du pH favorise localement la cristallisation de calcite générée par la combinaison des ions carbonates (CO_3^-) et les ions de calcium (Ca^{2+}) (Eq. 4.2) (Harkes et al., 2010).

$$CO(NH_2)_2 + H_2O \rightarrow 2NH_4^+ + {CO_3}^{2-} \qquad \text{[Eq. 4.1]}$$

$$Ca^{2+} + {CO_3}^{2-} \rightarrow 2{NH_4}^+ + CaCO_3 \downarrow \qquad \text{[Eq. 4.2]}$$

DeJong et al. (2013) ont évalué l'applicabilité des traitements des sols en place basés sur la technique de biocalcification. 24 applications différentes ont ainsi été évaluées qualitativement. Les applications les plus favorables, à court terme, sont le contrôle de l'érosion, la bio-remédiation, le contrôle des poussières, l'amélioration des routes rurales, la géo-séquestration du carbone, et la réparation des structures en maçonnerie. Par ailleurs, Jiang et Soga (2017) ont démontré que la masse de fines érodée est nettement diminuée suite au traitement par biocalcification.

Aussi, Solétanche Bachy a développé son propre procédé industriel de bio-cimentation connu sous le nom de Biocalcis. Ce procédé a fait l'objet de divers brevets internationaux (Filet et al., 2012). Les applications typiques de ce procédé sont la prévention de la liquéfaction pouvant survenir dans les sables lâches et ce en améliorant la résistance au cisaillement Cu et la stabilisation des sols contre l'érosion que ce soit interne ou de contact (Esnault-Filet et al., 2016)

Plusieurs techniques d'injection ont été développées afin d'optimiser l'efficacité et l'homogénéité du bio-traitement (Cheng & Cord-Ruwisch, 2012; Cheng & Shahin, 2016; DeJong et al., 2006; Mortensen et al., 2011) . On note que la rétention des bactéries est cruciale quant au succès du traitement. Une rétention médiocre peut induire un lessivage des bactéries et donc, une mauvaise homogénéité du traitement. Cette étape dépend fortement du débit d'injection (Harkes et al., 2010). Les modes d'injections les plus courants dans la littérature sont ceux par écoulement saturé que ce soit en continu ou par piston (Mujah et al., 2016; Soon et al., 2014). Cheng et Cord-Ruwisch (2012) ont développé une méthode d'injection par percolation de surface qui a démontré de bons résultats, surtout pour un sol non saturé. Dans cette méthode, les solutions bactérienne et calcifiante pénètrent dans le sol sous l'effet de la gravité. La solution de cimentation est injectée à deux reprises avec un temps de repos de 12 heures. C'est une méthode qui est relativement simple à mettre en place in-situ du fait du peu de machinerie nécessaire. De plus, l'homogénéité du traitement s'est avérée satisfaisante.

Afin de valider l'application de la biocalcification aux fondations et sous-fondations de chaussées, une étude expérimentale a été menée pour évaluer l'impact du bio-traitement par percolation sur le comportement hydraulique de matériaux de sous-fondations susceptibles à la suffusion. Pour ce faire, un protocole de traitement par biocalcification a été élaboré de sorte à être applicable aux conditions in-situ. De plus, la suffusion a été caractérisée par le biais d'un montage expérimental permettant d'évaluer le comportement hydraulique du matériau suffusif et comparer les résultats avant et après traitement.

4.2 Protocole expérimental

4.2.1 Matériau testé

Le sol sélectionné pour la présente étude a été obtenu en mélangeant deux partitions de sable de silice de sorte à avoir une distribution granulométrique bimodale correspondant aux fuseaux granulométriques utilisés par MTQ (Figure 4.1). La distribution granulométrique du sol à tester est illustrée sur la Figure 4.1. Ce sol est décrit comme étant un sol SP selon le système de classification des sols USCS, à savoir un sable avec peu de silt à granulométrie uniforme. Le sol est non cohésif et non-plastique. Suite à un essai Proctor standard, la densité sèche maximale (ρ_{dmax}) est de 1.87 Mg/cm^3 et la teneur en eau optimale (w_{opt}) est de 5.4 %.

Ce matériau est susceptible à la suffusion selon les critères de Kenney et Lau (1985, 1986), Burenkova (1993), Wan et Fell (2008) (tableau 4.1).

4.2.2 Montage de l'essai d'érosion

Le perméamètre utilisé a été créé de telle sorte à répondre aux besoins de l'essai de suffusion. Ainsi, celui-ci se compose d'une cellule en plexiglass dont le diamètre est de 100 mm et la hauteur et de 200 mm. L'échantillon de sable repose sur un plat perforé dont le diamètre est de 100 mm et l'épaisseur de 30 mm. Un tamis rigide, dont l'ouverture est de 1,18 mm, est placé entre le plat perforé et l'échantillon et ce, dans le but de retenir la fraction grossière et l'empêcher de migrer suite à l'écoulement de l'eau. La fraction érodée passe à travers la base conique et est recueillie grâce à un système de récupération des fines. De plus, afin de prévenir les cheminements préférentiels qui se créent entre l'échantillon et la cellule, des joints toriques sont placés à la base et en haut de l'échantillon. Ceux-ci permettent de forcer l'écoulement de l'eau à aller vers l'intérieur de l'échantillon. Au-dessus de l'échantillon, des billes de verres d'un diamètre de 14 mm sont mises en place afin de répartir uniformément l'écoulement de l'eau. De plus, un tamis dont l'ouverture est de 2,5 mm est placé en dessous des billes de verres pour prévenir le colmatage par la fraction grossière durant l'essai. Un joint torique est mis en place au-dessus du tamis pour prévenir les cheminements préférentiels entre l'échantillon de sable et la cellule du perméamètre. Finalement, des sorties piézométriques sont placées le long de l'échantillon pour la mesure de la perméabilité effective au sein même de l'échantillon (Figure 4.2).

4.2.3 Traitement par biocalcification

Suite à la préparation du mélange bimodal à sec, le matériau est mouillé à l'optimum Proctor. Celui-ci est déposé dans le moule plexiglass par couches, sans aucun compactage afin d'avoir un sol à l'état le plus lâche.

Un volume de suspension bactérienne correspondant au volume des pores (V_p = 750 ml) est injecté au débit 25 mL/min durant 30 min, ce qui équivaut à une vitesse réelle de percolation de 0.32 cm/min. La solution bactérienne a été préparée à partir d'un lyophilisat de bactéries *s. Pasteurii* fourni par Solétanche-bachy. Cette méthode, facile de préparation, a l'avantage d'être applicable sur chantier sans laboratoire biochimique mobile. La densité optique de la solution bactérienne mesurée à 600 nm est de 1.9 et l'activité enzymatique spécifique, mesurée dans les conditions de

Michaelis-Menten, est de 0,511 mS/min/DO. L'injection d'une solution calcifiante suit celle de solution bactérienne après un temps de repos d'au moins une heure afin de permettre la fixation des bactéries sur les grains de sable. Un volume de pore est ainsi injecté au même débit, soit à la vitesse réelle de 0.32 cm/min. La solution calcifiante est composée de concentrations équimolaires d'urée et $CaCl_2$ à 1.4 M. Une deuxième injection de solution calcifiante avec les mêmes conditions est réalisée après 24 heures de repos.

4.2.4 Protocole d'essai d'érosion

La saturation des échantillons a été réalisée selon la norme ASTM D-2434-68 en prenant en compte les recommandations de Chapuis (2004) qui consistent à vérifier les volumes et masses de l'échantillon pour s'assurer que l'on a atteint une saturation proche du 100 %,

Ensuite, les deux valves, supérieure et inférieure, sont ouvertes de telle sorte à appliquer un écoulement descendant.

Le gradient hydraulique est alors augmenté par incréments selon la série suivante : 0.1, 0.2, 0.3, 0.4, 0.5, 0.6, 0.7, 0.9, 1.0, 1,5. 2.0, 5.0, 8.0, et 10.0. Chaque incrément est appliqué pendant 10 min durant lesquelles les charges hydrauliques dans les sorties piézométriques et le débit sortant sont mesurés à des intervalles de 1, 2, 4, 7 et 10 min. Après 10 min, les fines érodées à l'extérieur du perméamètre sont récupérées. Les valves inférieure et supérieure sont alors fermées afin de prévenir l'altération des conditions hydrauliques à l'intérieur de l'échantillon. Le contenant avec la masse érodée est récupéré et est remplacé par un récipient vide. La masse ainsi récupérée est alors placée dans des récipients pouvant aller à l'étuve afin d'en mesurer la masse sèche.

Cette procédure prend en considération plusieurs aspects de la suffusion à savoir : l'érosion interne dans les sols bimodaux est initiée à un gradient hydraulique très faible (Skempton & Brogan, 1994) ; le processus d'érosion est un phénomène influencé par les incréments de gradient hydraulique (Tomlinson & Vaid, 2000).

Afin de comparer les paramètres hydrauliques des échantillons testés avant et après l'érosion, la charge hydraulique appliquée est diminuée graduellement en passant par des gradients de 5.0, 2.0, 1.0 et 0.3, jusqu'à ce qu'il n'y ait plus de différence entre l'entrée de l'eau et sa sortie afin de mesurer la perméabilité dans la zone laminaire après érosion.

4.3 Résultats et discussion

4.3.1 Comportement hydraulique

Tout au long de l'essai d'érosion, les charges hydrauliques ont été évaluées à travers l'échantillon. Les figures 4.3.a et 4.3.b illustrent l'évolution des gradients hydrauliques dans la partie supérieure (i_1) et la partie inférieure (i_2) de l'échantillon pour le cas d'un sable naturel et bio-traité respectivement. L'évolution du débit de sortie tout au long de l'essai pour le sol naturel et le sol traité est illustrée dans la figure 4.4.a et 4.4.b respectivement. Les résultats pour le sol non traité démontrent que celui-ci est instable dès le début de l'essai. On note qu'un colmatage survient avant l'initiation de la suffusion et ce, dès le gradient $i = 0.4$. Ce comportement a été mis en évidence par la réduction du débit total sortant ($Q = 0.1$ cm^3/s), alors que le gradient moyen du spécimen est constant (Figure 4.4.a). De plus, le gradient hydraulique diminue dans la partie supérieure (i_1), alors qu'il continue d'augmenter dans la partie inférieure (i_2), ce qui signifie que les particules fines se déplacent dans l'échantillon de sable non traité (Figure 4.3.a). Dès déclenchement du lessivage des fines, les charges hydrauliques se stabilisent et les gradients hydrauliques dans la partie supérieure (i_1) et la partie inférieure (i_2) s'égalisent à partir de $i = 0.9$. Parallèlement, le débit sortant mesuré augmente de 0.1 cm^3/s à 3.97 cm^3/s (Figure 4.4.a). Au-delà de ce gradient, on peut dire qu'il y a eu un réarrangement des particules dans le squelette du sol.

Suite au traitement par biocalcification, le comportement hydraulique de l'échantillon sous les mêmes conditions d'essai a été stabilisé. On remarque que les gradients hydrauliques en haut (i_1) et en bas de l'échantillon (i_2) sont égaux, ce qui signifie qu'aucun déplacement de fines n'a lieu (Figure 4.3.b). Le débit sortant est une fonction linéaire du gradient hydraulique imposé et l'écoulement est donc laminaire (Figure 4.4.b).

À la fin de chaque essai d'érosion, la charge hydraulique totale imposée est diminuée progressivement et ce, dans le but d'évaluer l'impact de la suffusion sur le comportement hydraulique du sol testé. On remarque que le déchargement dans le sol traité par biocalcification est « élastique », c'est-à-dire que la perméabilité n'est pas modifiée, contrairement à celle du sol non traité. Pour ce dernier, le débit de sortie au déchargement est plus grand comparé au débit de sortie durant le chargement. Par exemple, pour un gradient imposé $i = 0.3$, le débit de sortie mesuré

durant le chargement est égal à 0.11 cm^3/s, alors qu'il est de 7.43 cm^3/s durant le déchargement. Cela est dû à l'augmentation de la porosité dans le spécimen suite à la migration de fines.

4.3.2 Masse érodée

La masse cumulative récupérée à l'extérieur de l'échantillon durant l'essai d'érosion s'élève à 180 g dans le cas du sable non traité, ce qui équivaut à 23 076 g/m^2. La rupture a lieu par lessivage de fines selon la théorie de Lafleur et al. (1989). Ce taux équivaut à 6.4 % de la masse totale et 20 % de fines lessivées. On remarque que, suite au traitement par biocalcification, la masse cumulative récupérée sous les mêmes conditions hydrauliques est de l'ordre de 0.5 g, équivalent à 64 g/m^2 (Figure 4.5). De plus, l'initiation de l'érosion a lieu à partir du gradient i = 0.6 pour un sol non traité. Le sol biocimenté résiste quant à lui à un gradient de 10 avec un lessivage négligeable de fines. La limite instrumentale de détection dans le cadre de cette étude est de l'ordre de 0.4 mg.

4.3.3 Homogénéité du traitement par percolation

Le taux de calcite précipitée à travers l'échantillon a été quantifié par dissolution à l'acide HCl. Les échantillons de sol biocimenté ont été récupérés à différentes profondeurs, à savoir à 2, 4, 8, 12, et 14 cm à partir du haut de l'échantillon. Ceux-ci sont trempés dans l'acide HCl dont le pH est de 3 pendant au moins 24 heures. L'effluent contenant la calcite dissoute est drainé. L'échantillon est alors séché à l'étuve. Le taux de calcite est calculé suivant l'équation 4.3.

$$Taux\ CaCO_3\ (\%) = \frac{M_{sb} - M_{sa}}{M_{sa}} \times 100\ \% \qquad \text{[Eq. 4.3]}$$

Avec M_{sb} étant la masse de sable sèche biotraité en (g) et M_{sa} étant la masse de sable sèche après dissolution à l'acide en (g).

Le taux de calcite précipité est plus faible en surface (2.8 %) et augmente avec la profondeur pour atteindre 5.01 % (Figure 4.6). L'injection ayant lieu en conditions non saturées, et selon les théories d'écoulement non saturé, le sol en surface se désature alors que le bas de l'échantillon reste saturé (Cheng & Cord-Ruwisch, 2012). Ceci correspond au déplacement du bulbe de saturation suite à une injection d'une durée limitée. La teneur en eau volumétrique étant plus faible en surface, la quantité de réactifs et donc de calcite est moindre. Par ailleurs, on note que la biocalcification se fait principalement sur les fines du fait de leur plus grande surface spécifique en comparaison au squelette grossier (Chapuis & Aubertin, 2003).

4.4 Conclusion

Le biotraitement par percolation de surface de sols susceptibles à la suffusion s'avère très prometteur. La masse de sol lessivée a été nettement réduite suite au traitement et l'échantillon traité a démontré un comportement hydraulique stable. Le protocole de traitement est simple à mettre en place dans la pratique, surtout dans le cas de sols non saturés comme les fondations ou sous-fondations de chaussées routières. Cependant, ce traitement dépend de différents facteurs hydrauliques (débit d'injection), biochimiques (concentrations de solution de biomasse et de solution calcifiante), ainsi que géométrique (pourcentage de fines dans la granulométrie du sol à traiter). Des études complémentaires sont donc planifiées afin de caractériser l'influence de chacun des paramètres et d'optimiser l'efficacité du traitement.

Remerciements

Nous tenons à remercier le CRSNG, le FRQNT ainsi que notre partenaire industriel Menard Canada pour leur soutien. Aussi, nous exprimons notre reconnaissance vis-à-vis de l'équipe Biocalcis® de Solétanche-Bachy pour leur collaboration.

Liste de tableaux

Tableau 4.1 Potentiel de l'érosion du sol testé.

Critère	Sol défini stable si	Stabilité du mélange
Burenkova (1993)	$0.76\ \mathrm{Log}(\frac{d_{90}}{d_{15}}) + 1 < \frac{d_{90}}{d_{60}} < 1.86 Log(\frac{d_{90}}{d_{15}}) + 1$	NS*
Kenney et Lau (1985, 1986)	$(H/F)_{min} > 1\ (0 < F < 0.2)$	NS
Wan et Fell (2008)	$\begin{cases} P = exp(Z)/(1+exp(Z)) \\ Z = 3.875 * log\ (\frac{d_{90}}{d_{15}}) - 3.591 \frac{d_{90}}{d_{60}} + 2.436 \end{cases}$	NS

**NS : non stable*

Liste de figures

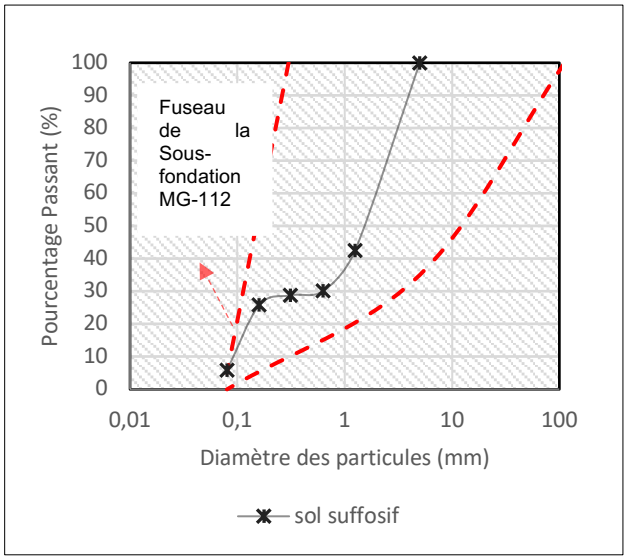


Figure 4.1 Distribution granulométrique du matériau testé

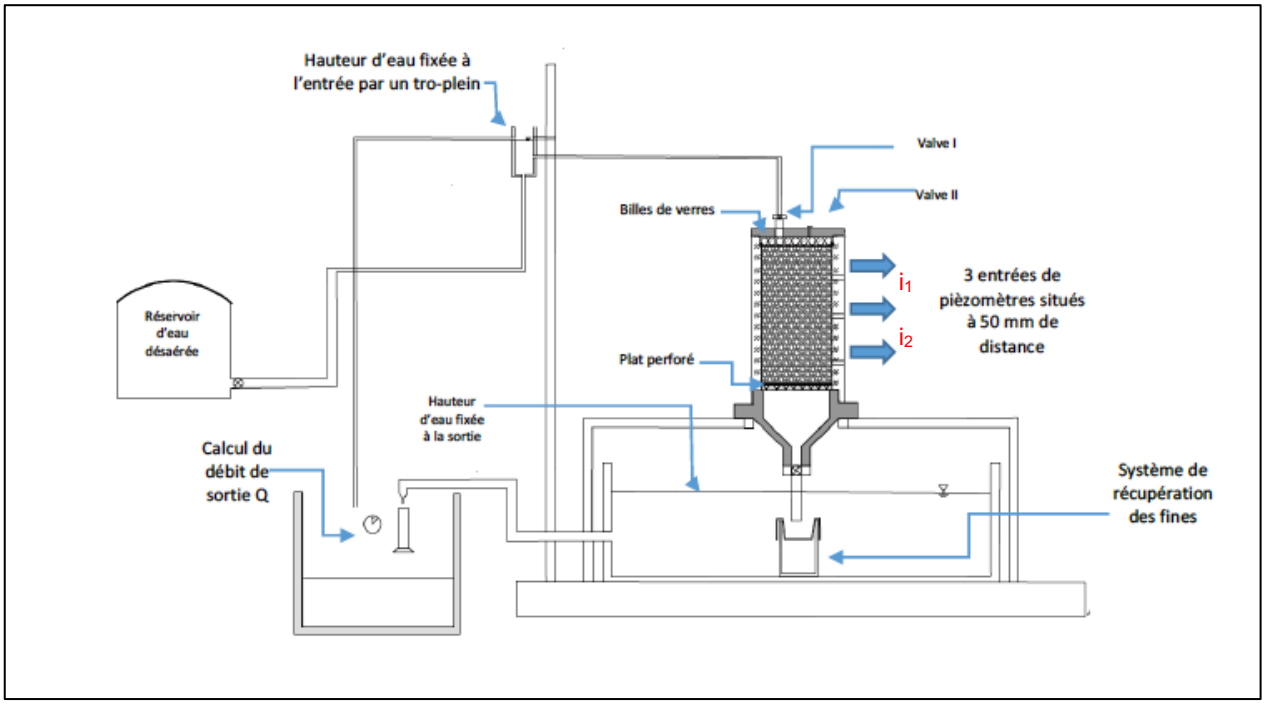


Figure 4.2 Montage expérimental

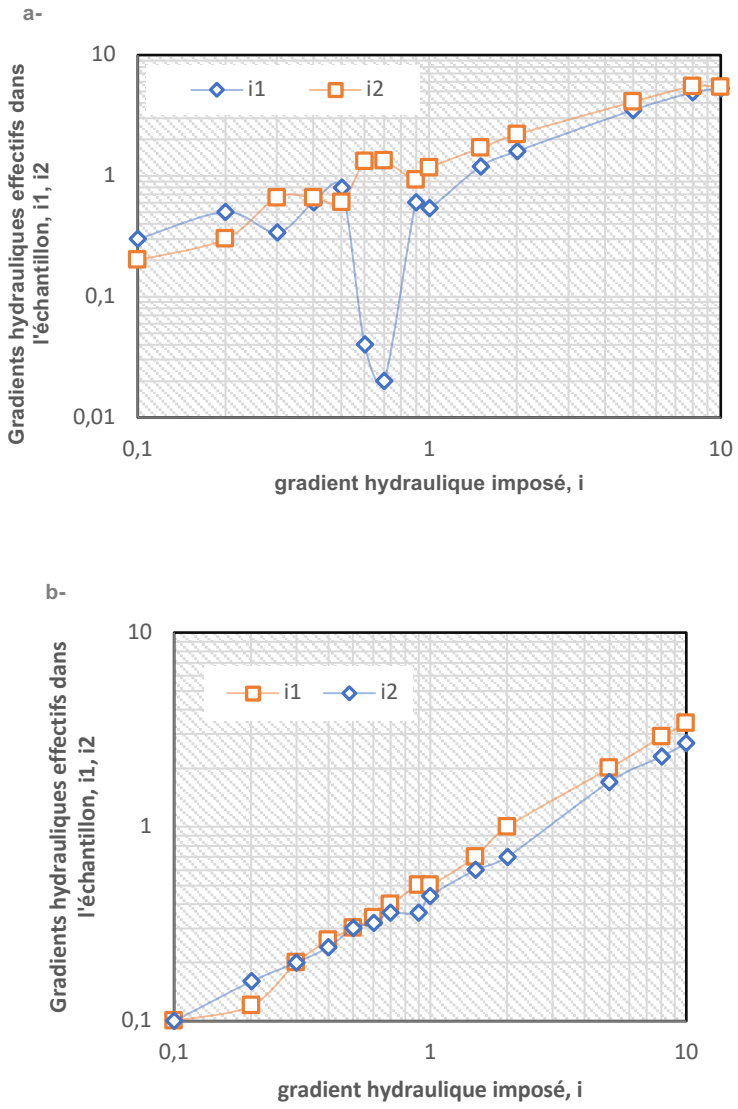


Figure 4.3 Gradients hydrauliques dans la partie inférieur (i_1) et supérieure (i_2) de l'échantillon a) non-traité et b) traité

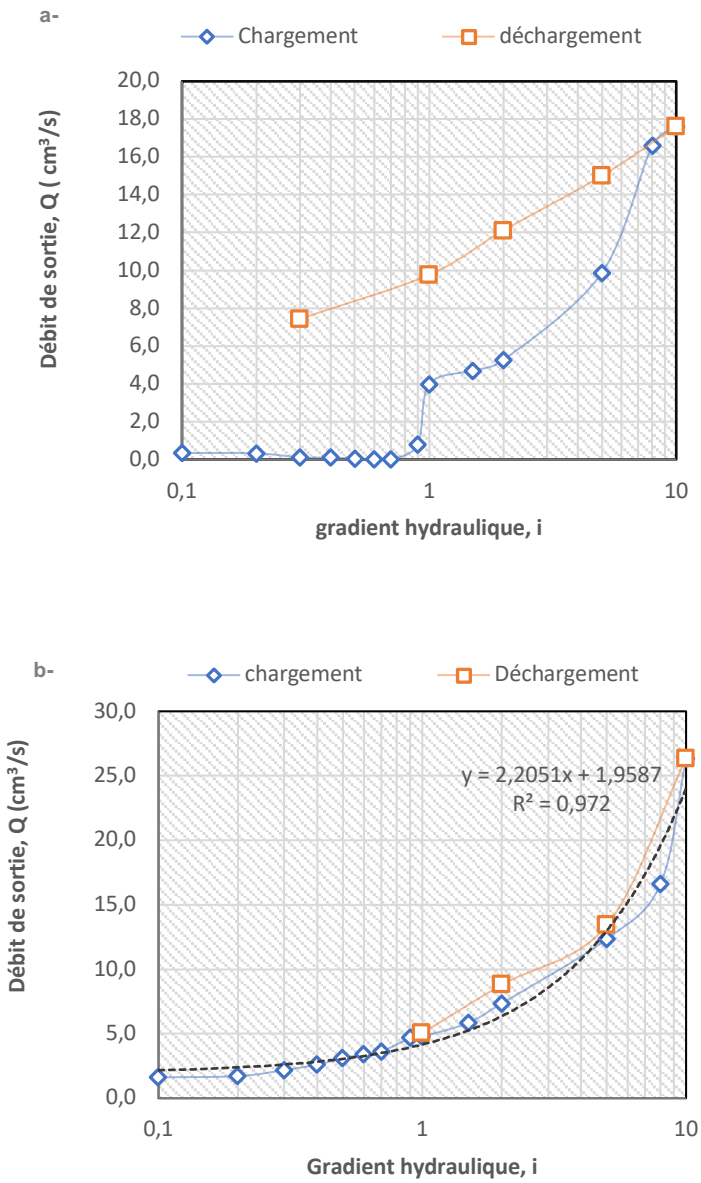


Figure 4.4 Débit de sortie pour l'échantillon a) non-traité et b) traité

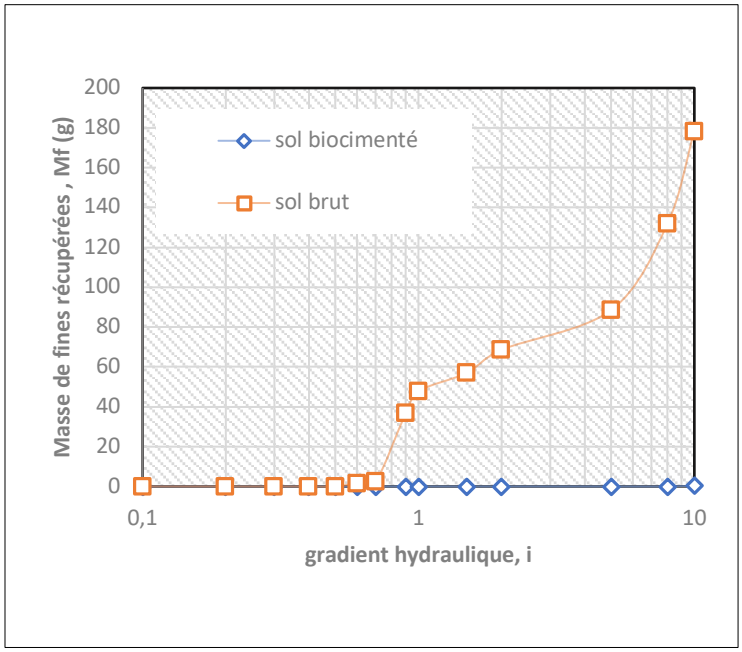


Figure 4.5 Masse cumulative de fines érodées.

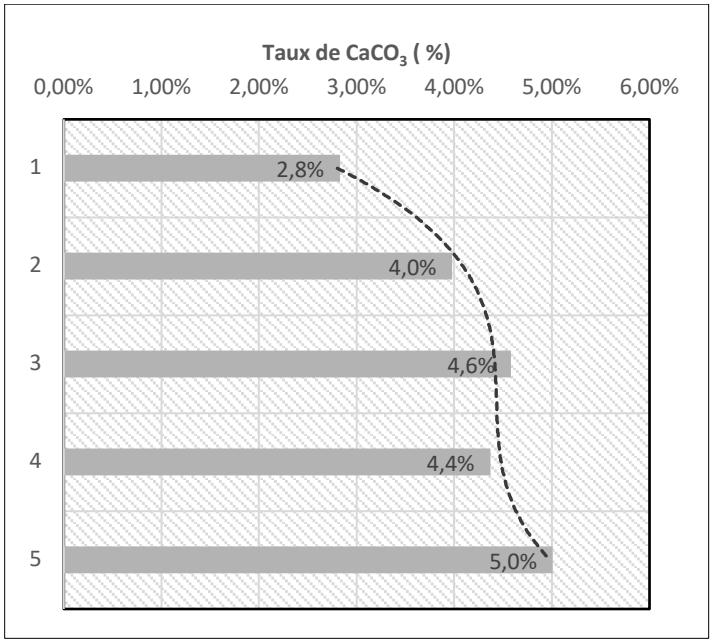


Figure 4.6 Taux de calcite précipitée à différentes profondeurs : 1) 2 cm, 2) 4 cm, 3) 8 cm, 4) 12 cm, 5) 14 cm

CHAPITRE 5 ARTICLE 3 : PERFORMANCE STUDIES OF MICROBIAL INDUCED CALCITE PRECIPITATION TO PREVENT THE EROSION OF INTERNALLY UNSTABLE GRANULAR SOILS

Une étude a été menée pour évaluer l'impact du degré de saturation initiale du sol sur la fixation des bactéries, ainsi que la réponse hydraulique du matériau suite au traitement par biocalcification. Les résultats ont fait l'objet d'un article présenté à la 5e conférence internationale de GeoChina 2018, dont le thème était *Civil Infrastructures Confronting Severe Weathers and Climate Changes: From Failure to Sustainability*. Cette conférence s'est tenue à Hangzhou, en Chine du 23 au 25 Juillet 2018. L'article a été sélectionné pour faire partie du livre « Advancements on Sustainable Civil Infrastructures », qui regroupe une variété d'études menées dans les domaines des géomatériaux et de la gestion des déchets. Il permet de répondre, partiellement, au deuxième objectif spécifique de la thèse, à savoir « Analyser l'effet de paramètres d'injection tels que la saturation initiale du matériau, le volume de bactéries injecté ou la concentration des réactifs sur l'efficacité du traitement par biocalcification, notamment en ce qui a trait à l'homogénéité du traitement et à la prévention de la suffusion ».

Auteurs

Haouzi Fatima-Zahra, Esnault-Filet Annette, Courcelles Benoît

Abstract:

Migration of fine particles within internally unstable granular soils under water seepage flow (suffusion) is one of the most common causes of earth infrastructures' failure. To assess the ability of Microbial Induced Calcite Precipitation (MICP) to prevent the segregation in an internally unstable soil, internal erosion tests were conducted upon soil samples treated by bacteria and cementation solutions. MICP experiments were carried out with concentrations of urea/CaCl2 equal to 1.4 M. Volumes of injected bacteria solutions were equal to the volumetric water content corresponding to different tested degrees of saturation (Sr): 30 %, 60 % and 80%. Cementation solutions were injected three times for each sample. Biochemical properties of MICP were examined to predict bacterial movement through soil matrices as a function of Sr. The amount of the CaCO3 produced was examined depending on Sr. Following their treatment, samples were saturated and submitted to increment of hydraulic gradients varying from 0.1 to 10. Eroded fine

particles masses, seepage flow rates and effective hydraulic gradients along samples were measured throughout the experiment. The results of our study pointed out that MICP stabilized internally unstable granular soils as the critical gradient went from 0.7 for untreated samples to 5 for biocemented samples.

5.1 Introduction

Microbially Induced Calcite Precipitation (MICP) is a biogrouting process that emerged in the last 20 years. This new soil improvement method is cost effective, easy to implement and environmentally friendly compared to traditional grouting techniques (DeJong et al., 2013; Ivanov & Chu, 2008; Suer, Hallberg, Carlsson, Bendz, & Holm, 2009). The MICP technique is based on natural biochemical processes to improve engineering properties (strength and impermeability) of soils thanks to the precipitation of calcite on soil particle surfaces and at particle contacts. Calcite precipitation may be achieved by many different processes namely urea hydrolysis, denitrification, etc. Nevertheless, enzymatic hydrolysis of urea by microbes is the most energy efficient process and a wide variety of microorganisms can be used for their urease activity. The mechanism of $CaCO_3$ precipitation follows two stages : (1) urea hydrolysis into ammonium and carbonate ions, and (2) formation of calcite in presence of calcium ions according to the chemical reactions below (DeJong et al., 2006):

$$CO(NH_2)_2 + 2\,H_2O \xrightarrow{urease} 2NH_4^+ + {CO_3}^{2-} \qquad \text{[Eq. 5.1]}$$

$$Ca^{2+} + {CO_3}^{2-} \rightarrow CaCO_3 \downarrow \qquad \text{[Eq. 5.2]}$$

The $CaCO_3$ crystallographic patterns, size, shape and distribution, directly impact the response of treated soils. Bacteria type, bacterial and cementation solutions, injection protocol, temperature, pH level, urease activity/availability of nucleation sites, degree of saturation and concentration of cementation solutions constitute factors that affect MICP performances (Mujah et al., 2016). Furthermore, homogeneity of calcite precipitation is linked to the injection protocol and the aeration of bacteria. Strength improvement of MICP treated sand is enhanced when exposed to the atmosphere (Amin et al., 2017; Cheng & Cord-Ruwisch, 2012; Cheng et al., 2013; Palmen, 2012). Also, higher strengths are obtained in unsaturated conditions (Cheng et al., 2013) and the treatment

by surface percolation gives an homogeneous distribution of calcite precipitation (Cheng & Cord-Ruwisch, 2012).

The precipitated calcium carbonates only create bridges but do not fill the pores entirely. The effect on the hydraulic conductivity is thus limited (Esnault-Filet et al., 2016). To evaluate the scalability of MICP for an implementation *in situ*, some researchers have performed fields trials and upscaled experiments (10 to 100 cm in length) (Van Paassen, Harkes, et al., 2009), large scale columns (2.5 m length) and pilot scales (5 m spacing) (Esnault-Filet et al., 2016; Van Paassen, 2009). In all cases, authors found out that the geotechnical properties of biocemented sand were highly enhanced. However, the homogeneity of the cementation spatial distribution remains problematic.

MICP was succesfully applied for purposes from increasing stiffness and strength of sand (DeJong et al., 2010; Filet et al., 2012; van Paassen, Ghose, et al., 2010), enhancing slope stability and bearing capacity (DeJong et al., 2013), reducing foundation settlements, decreasing pore pressure to the mitigation of liquefaction (Esnault-Filet et al., 2016; Montoya & DeJong, 2015) and preventing soil from erosion (Amin et al., 2017; Ning-Jun, Soga, & Kuo, 2017). As regards this last point, the action of water can be particularly harmful for roads and airfields (Chapuis, Contant, & Baass, 1996). Seepage-induced erosion involves a selective migration of fines particles through the coarse skeleton of a granular soil (suffusion) and the accumulation of these particles at the outlet may diminish the hydraulic performances. As consequence, problems linked to frost, settlement, cracking may occur. MICP has the potential to prevent fines migration in a non-intrusive way maintaining a relative high permeability. Ning-Jun et al. (2017) and Amin et al. (2017) proved that biomineralization mitigates the hydraulic erosion of sand. Thus, the higher the precipitation content is, the larger the size of clusters of cemented sand particles can be obtained, preventing sand particles from being flushed out.

In the present work, the mitigation of erosion through MICP is assessed in an internally unstable sand at different degrees of saturation. Biotreated samples were subjected to increments of hydraulic head using a custom erosion test procedure. The aim of this investigation is to evaluate the applicability of MICP to roads and pavements.

5.2 Materials and methods

5.2.1 Tested materials

5.2.1.1 Tested soil

The tested material was made of a mixture of granular materials of different particle sizes (70 % of gravel and 30 % of fine sand). The grain size distribution curve obtained fits within the gradation limits required by the Quebec Ministry of Transportation (MTQ) (2003) in Canada for subbase aggregates (Figure 5.1). The resulting material is classified SP (silty sand) according to U.S.C.S. Its coefficient of curvature C_c is equal to 6.25 which makes it poorly graded soil with concave upward gradation curve (internally unstable according to Lafleur et al. (1989) and Chapuis et al. (1996).

5.2.1.2 Bacterial solutions

The calcifying bacteria used in this study was provided by Soletanche-Bachy. The company developped its own industrial method of biomineralization process that consists of the use of lyophilisat of *s. pasteurii* easy to implement at large scales. The industrial process is so-called Biocalcis (Esnault-Filet et al., 2016). Note that *s. pasteurii* is an alkalophilic bacterium with a highly active urease enzyme and a high resistance to physical and chemical agents which makes it usable in-situ. The bacterial solution's optical density (OD_{600}) was measured by a spectrophotometer at 600nm wavelength. The OD_{600} values vary between 1,9 and 2,1. The measured specific urease activity was ranging from 370 to 1 100 (mS/cm/min/OD).

5.2.1.3 Fixation and cementation solutions

An equimolar urea-calcium chloride cementation solution was prepared at concentration of 1.4 M. A fixation solution was prepared of equimolar urea-calcium chloride concentration of 0.35 M.

5.2.2 Experimental procedure

5.2.2.1 Sand specimen preparation

Plexiglass moulds of 100 mm inner diameter and 200 mm length were used to prepare 160 mm high sand test specimens. After preparing the dry mixture of the tested soil, the material was wet

with the equivalent volume of tested saturation (S_r) of water specifically 30, 60 and 80 % (Table 5.1). The partially saturated soil was left to stand for at least 2 hours. The material was then deposited in the mould in 5 layers without any compaction to prevent any segregation.

5.2.2.2 Biotreatment process

In all experiments, the bacterial, fixation and cementation solutions were injected into the sand specimens by percolation from the surface. The reagents were introduced from the top of the columns and the transport of liquids was the result of gravity and capillary forces. The percolation method consisted of the following steps (Table 5.1):

1. Percolation of a volume of bacterial suspension equivalent to the volume of water in the specimen ($V_{inj} = S_r * V_p$) at 25 mL/min. Effluent samples were collected to trace the bacteria leaching and OD_{600} was measured every 2 minutes.
2. After an hour, percolation of a volume of fixation solution equivalent to the volume of water initially in the specimen ($V_{inj} = S_r * V_p$). Effluent was sampled to trace the bacteria leaching and OD_{600} was measured every 2 minutes.
3. After 24 hours, percolation of one pore volume (V_p) of cementation solution at a flow rate of 25 mL/min, equivalent to a mean flow velocity of 0.32 m/h. This step was repeated three times after 24, 48 and 72 hours.

At the end of each step the bottom valve was closed to allow reactions to take place within specimens.

5.2.2.3 Erosion test

An experimental set-up was customised to caracterize the internal erosion of biotreated sand samples (Figure 5.2). Before applying hydraulic gradient, the saturation of samples was achieved by the application of a partial vacuum and the introduction of de-aired water from the bottom to avoid any stress of the treated samples. A downward flow was then applied to the saturated samples with hydraulic gradient increased by increments from 0.1 to 10. Each hydraulic gradient was applied for 10 min. Eroded fine particles masses leached out of samples, seepage flow rates and effective hydraulic gradients along samples were measured throughout the experiment. To compare

hydraulic parameters before and after erosion, hydraulic gradients were decreased gradually until there was no difference in hydraulic head between the entry and the exit of the samples.

5.2.2.4 Calcite distribution

To investigate the amount and spatial distribution of the calcite precipitation along specimens, an hydrochloric acid dissolution technique was used. Following each erosion tests, sub-samples were collected at 2, 4, 8, 12, and 14 cm from the top of bio-treated specimens and oven-dried at 100˚C for 24 h. The dry mass (M_{sb}) was then weighed before being soaked in a pH-3 hydrochloric solution for 24 h. The effluent was drained using a filter paper and the remaining material was oven-dried for 24 h before being weighed (M_{sa}) to determine the calcium carbonate content using the equation (5.3).

$$CaCO_3\ content\ (\%) = \frac{M_{sb}\text{-}M_{sa}}{M_{sa}} \times 100\% \qquad \text{[Eq. 5.3]}$$

5.3 Results and discussion

5.3.1 Bacteria leaching

The measurement of the OD_{600} at the effluent during the injection test revealed the concentrations of bacteria leached out of the specimens. Figure 5.3 illustrates the normalized bacteria concentrations measured as a function of the number of pore volumes introduced in the samples for the different saturation degrees tested. The normalized bacteria concentration is calculated as the ratio of the measured OD_{600} on the initial OD_{600} of the injected solution. Bacteria started being leached when the equivalent of one pore volume was injected for all specimen tested (Figure 5.3.b). The concentration of leached bacteria dropped to less than 10 % after 1.75 pore volume injected. This phenomenon didn't occur for treated samples at S_r=30 % as the total volume injected doesn't exceed one pore volume (Figure 5.3.a).

5.3.2 Precipitated calcite

The calcite content obtained at depths 2, 4, 8, 12 and 14 cm from the top are presented in figure 5.4. The amount of calcite depends on the volume of bacteria injected that’s to say initial degree of saturation and the spatial distribution of calcite content is more uniform for biotreatment at

30 % saturation. Also, the calcium content increases with the volume of bacteria and reaches 10 % for the biotreatment at S_r=80 %. In all cases, the amount of calcite is higher at the bottom of each specimen as a result of the percolation in the specimens.

5.3.3 Hydraulic behavior of treated samples

5.3.3.1 Total erosion mass and critical hydraulic gradients

The amount of fine particles washed out of samples was measured as a function of the applied hydraulic gradient (Figure 5.5). The total mass (M_p) was normalized per unit area. The amount of washed out fine particles dropped significantly with MICP treatment. This parameter is directly linked to the volume of bacteria injected and the calcite content in the specimen. The total erosion mass is up to 36 times less than the untreated sample for a critical hydraulic gradient equal to 10 versus 0.7 for the untreated sand sample. The treatment at 30 % gives already a fair response. The total mass eroded out of sample during the erosion test dropped to 2 838 versus 22 330 g/m^2 for untreated samples. The theory of Lafleur et al. (1989) suggests that the 6014 and 8014 samples are at equilibrium (M_p is less than 2500 g/m^2).

The critical hydraulic gradient (i_{cr}) is defined as the gradient corresponding to initiation of suffusion that's to say the gradient when the fine particles are detected at the effluent. MICP treatment triggered a significant increase in the critical gradient as it is equal to 0.7 for untreated specimen while equal to 5 for S_r= 30 % biotreatment. The 8014 specimen resists to a gradient equal to 8 and fine particles were detected at the outlet at a gradient of 10 (Table 5.2).

5.3.3.2 Seepage water flow and hydraulic conductivity

Water flow was measured during charging and discharging to assess the hydraulic behavior of sand specimens. Figure 5.6 illustrates the hydraulic behavior of untreated specimens, and 3014, 6014 and 8014 biotreated specimens respectively. For the untreated specimens, a clogging occurs at gradient of 0.4 and continues until suffusion happens at a gradient of 0.7, then the water flow increases from 0.1 to 3.97 cm^3/s. During discharging, the water flow measured under a gradient of 0.3 was equal to 7.98 cm^3/s compared to 0.1 cm^3/s during charging. This observation is due to the increase that occurs in pore volumes as a large amount of fine particles was leached out of the specimens. By contrast, bio-treated specimens showed an "elastic" behavior as no difference was

revealed between seepage water flow during charging and discharging. The overall porosity of bio-treated specimens is unchanged following erosion which is comparable to results reported by Ning-Jun et al. (2017).

The measurement of hydraulic charge during erosion tests using the piezometric ports installed along specimens leads to the calculation of effective hydraulic conductivities of tested samples. Figure 5.7 shows the mean ratio between hydraulic conductivities at the top and the bottom of specimens during erosion tests. In general, treated samples showed a stable hydraulic conductivity between charging and discharging at top and bottom of specimen respectively. On the contrary, the hydraulic conductivity of untreated sand is much higher after the erosion of fine particles.

Table 5.3 shows the ratio between hydraulic conductivity measured at seepage charging (k_i) and seepage discharging (k_f) at an applied gradient equal to 0.3 before and after erosion. All the treated specimen show a fair stable hydraulic behavior whereas this ratio reaches 67 for untreated sand. This phenomenon is due to the increase of pore volume in the soil skeleton following the erosion of fine particles out of specimen which does not occur for bio-treated sand samples. Cavity is increasing which weaken the soil leading to loosing strength and differential settlements. This could be explained as the effective stresses are decreased and pore pressure is increasing leading to fine particles migration and leaving cavities in the soil at a gradient lower than Terzaghi's hydraulic critical gradient (Skempton & Brogan, 1994).

5.4 Conclusion

The experimental procedure followed herein reproduces the hydraulic response of a biocemented subbase material which was initially identified as internally unstable. The results of this investigation suggest that Microbially Induced Calcite Precipitation can significantly enhance the overall hydraulic behavior of a subbase material in terms of hydraulic critical gradient, outlet waterflow and amount of eroded fine particles.

Bio-treatment under unsaturated conditions gives a uniform spatial distribution of calcite along specimens and the migration of fine particles is prevented after only four days of treatment. The critical hydraulic gradient is improved as bio-treated specimens resist to a hydraulic gradient of, at least, 5 compared to 0.7 for untreated samples. Moreover, the volume of the injected bacterial solution was varied as a function of the initial saturation degree of each specimen. The results

confirmed that the increase of the bacterial solution leads to higher calcite concentrations. However, higher concentrations of by-products (ammonium) are also released into environment. Therefore, the treatment at a degree of saturation of 30 % is advantageous as it already shows a stable hydraulic behavior with a homogeneous distribution of calcite and minimizes the by-products.

Thus, an internally unstable soil can be valorized and used into soil foundations. In large scale applications, parameters such as volumes and concentrations of reagents, infiltration rate, number of injections and treatment duration should be customized depending on field conditions.

As a result, the treatment procedure is efficient in unsaturated conditions and can be applied by simple surface spraying in several infrastructures such as forest roads, culverts and wastewater pipes. MICP offers a huge benefit in cutting down roads' rehabilitation and maintenance costs.

Acknowledgments

This research was supported by the Natural Science and Engineering Research Council of Canada, the Fonds de Recherche de Québec – Nature et technologie and Menard Canada. This support is gratefully acknowledged. In addition, authors thank the support of Biocalcis® team from Soletanche Bachy for their involvement in the advancement of this investigation and the supply of the lyophilized bacteria.

TABLES

Table 5.1 Details of bio-treatment procedure for each sample.

Sample reference	Initial saturation S_r	Bacterial solution (SB)		Fixation solution (SF)		Cementation solution (SC)	
3014	30 %	V_{inj}[(1)] = 0.3*V_p OD_{600} = 2.0±0.1	Batch time + 1hr.	V_{inj} = 0.3*V_p[(2)] [urea/CaCl2] = 0.35 M	Batch time = 24 hrs	V_{inj} = 1*V_p [urea/CaCl2] = 1.4 M This step is repeated 3 times	Batch time = 24 hrs
6014	60 %	V_{inj} = 0.6*V_p OD_{600} = 2.0±0.1		V_{inj} = 0.6*V_p [urea/CaCl2] = 0.35 M			
8014	80 %	V_{inj} = 0.8*V_p OD_{600} = 2.0±0.1		V_{inj} = 0.8*V_p [urea/CaCl2] = 0.35 M			

(1) *V_{inj} is volume of the injected solution*

(2) *V_p is the specimen pore volume*

Table 5.2 Erosion test results for all specimens.

Sample reference	**S_r**	**i_{cr}**	**M_p (g/m^2)**	**$CaCO_3$ (%)**
untreated	**-**	0.7	22 330	-
3014	**30 %**	5	2 838	4.7 %
6014	**60 %**	8	1 151	8.2 %
8014	**80 %**	10	618	9.0 %

Table 5.3 Ratios of hydraulic conductivities before and after suffusion at hydraulic gradient equal to 0.3.

	Untreated	**3014**	**6014**	**8014**
k_f/ k_i (top)	67.6	1.4	2.1	1.1
k_f/k_i (bottom)	33.3	1.4	1.8	1.0

Figures

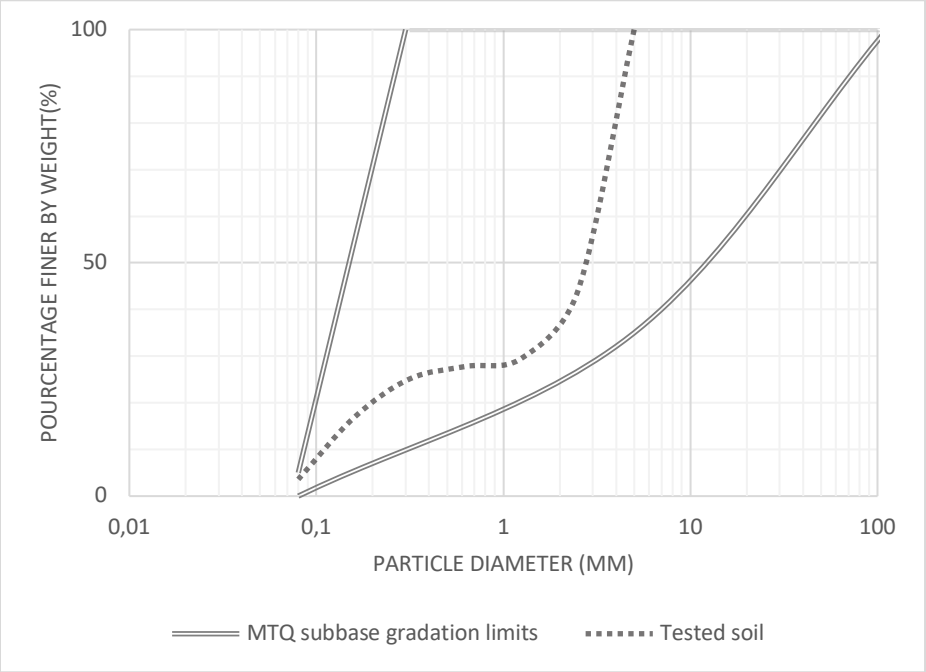


Figure 5.1 Tested soil gradation curve.

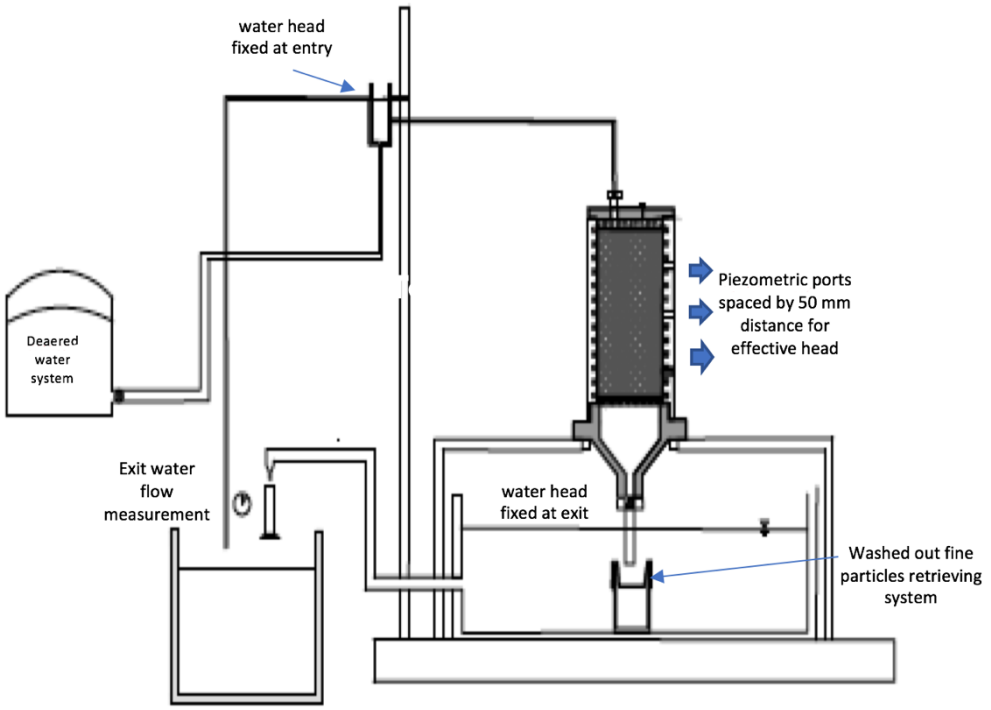


Figure 5.2 Erosion test experimental set-up.

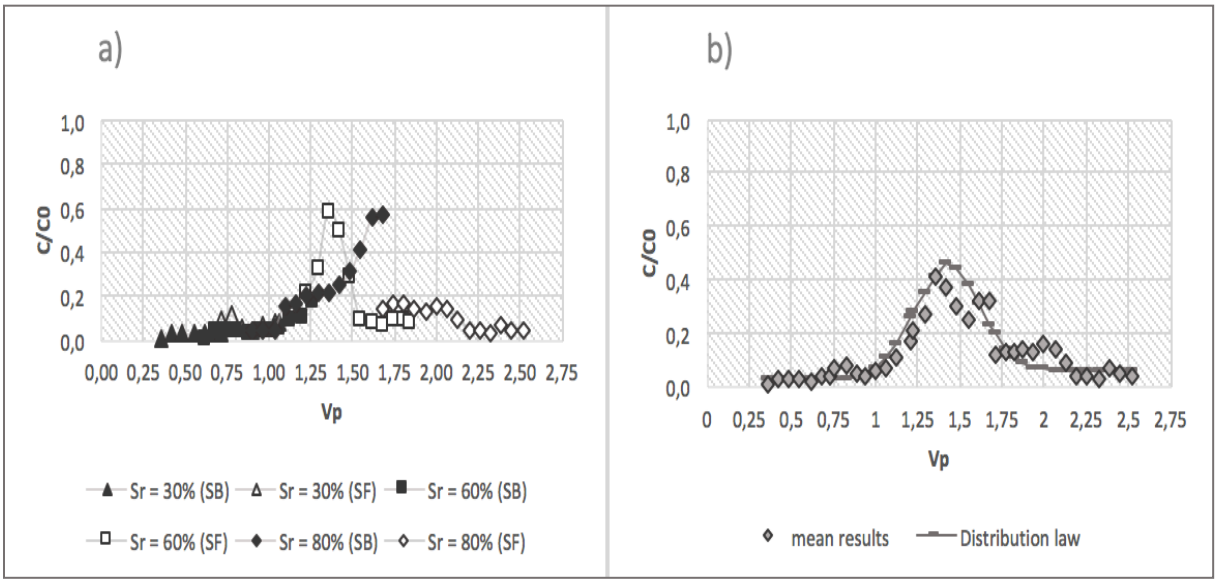


Figure 5.3 Concentration of bacteria leached out of specimens during injection a) results for each specimen b) mean values.

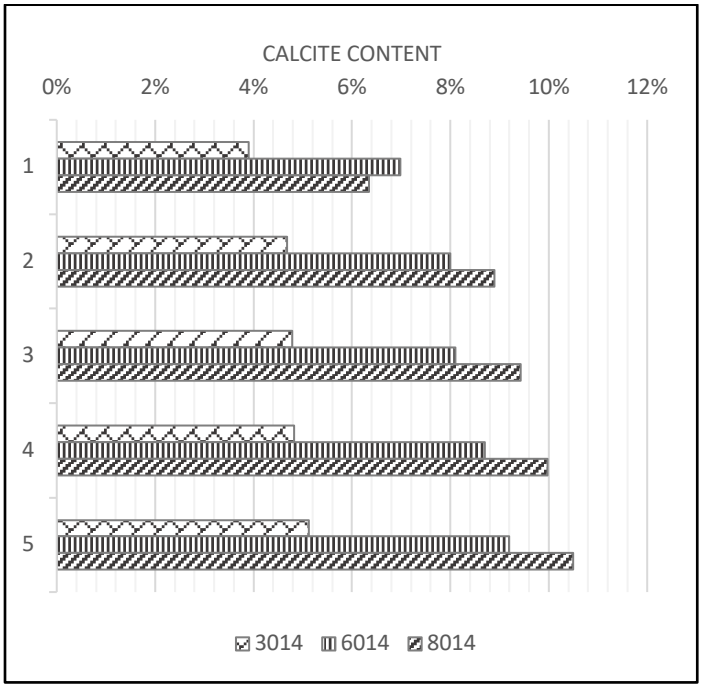


Figure 5.4 Spatial distribution of calcite content in bio-treated specimens measured at 1) 2 cm ; 2) 4 cm; 3) 8 cm; 4) 12 cm and 5) 14 cm from the top.

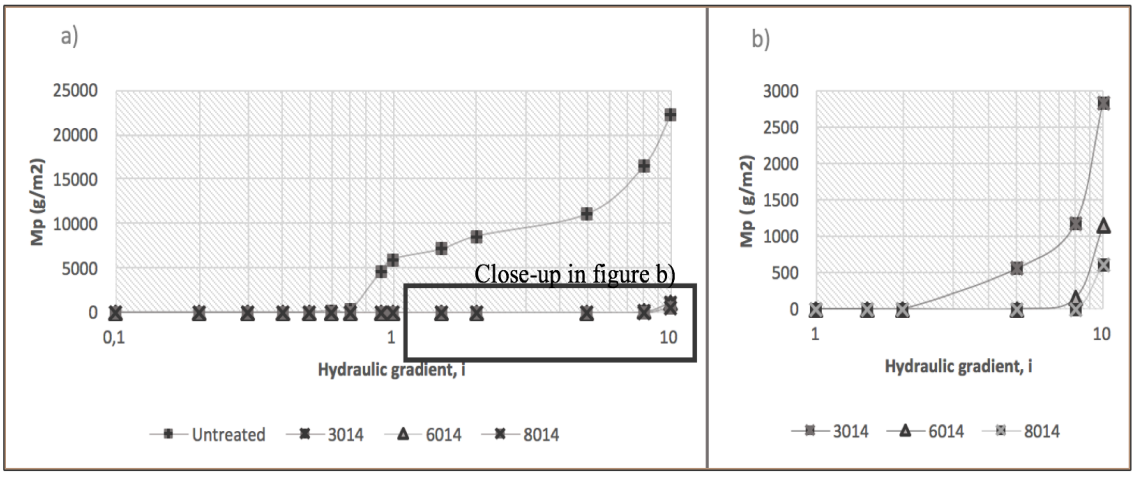


Figure 5.5 Fine particles migration as function of applied hydraulic gradient; a) all specimens, b) close-up 3014, 6014, and 8014 specimens.

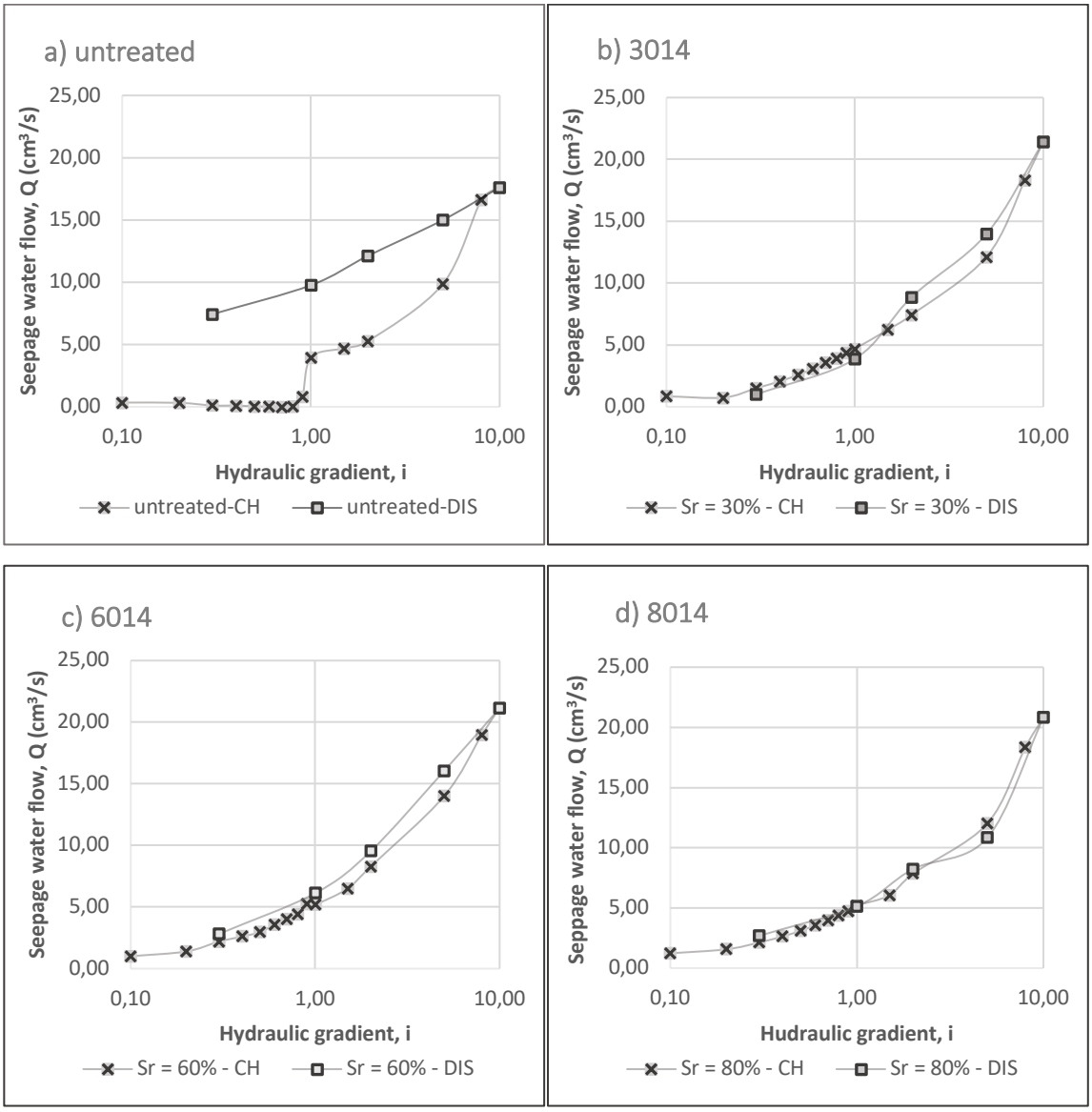


Figure 5.6 Seepage water flow as a function of applied hydraulic gradient for a) untreated sand, b) 3014, c) 6014 and d) 8014 treated sand specimens.

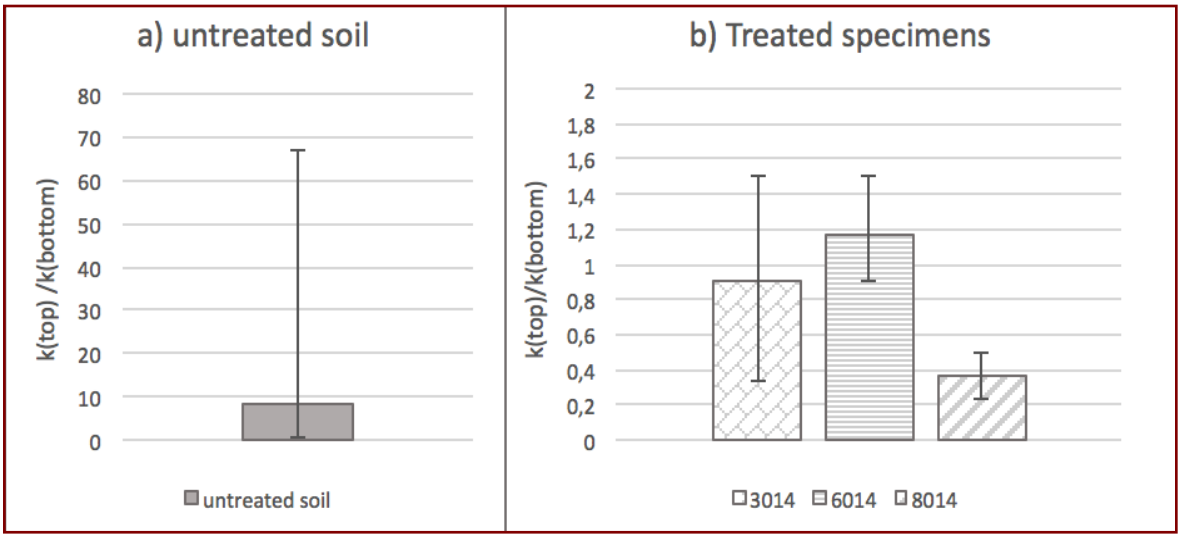


Figure 5.7 Ratios of hydraulic conductivities between the top and bottom of specimens for the overall erosion test for a) untreated sand and b) bio-treated specimens.

CHAPITRE 6 ARTICLE 4 : SUFFUSION LAW OF INTERNALLY UNSTABLE COHESIONLESS SOILS TREATED BY MICROBIALLY INDUCED CALCITE PRECIPITATION (MICP).

Une analyse plus complète se basant sur la variation du volume de bactéries injectées et des concentrations de solutions de cimentation a impliqué l'élaboration d'une loi de suffusion de sols biocimentés en fonction du taux de calcite précipité. Les volumes de bactéries injectés correspondaient respectivement aux saturations initiales des échantillons testés, soit 30, 60 et 80 %, et les réactifs de cimentation étaient composés de solutions équimolaires d'urée et de chlorure de calcium (0.35, 0.75 ou 1.4 M). Les résultats de cette démarche sont présentés sous forme d'un article scientifique soumis au *Acta Geotechnica Journal*. Cet article a permis de répondre, d'une manière plus complète, au second objectif spécifique de la thèse, à savoir « Analyser l'effet de paramètres d'injection tels que la saturation initiale du matériau, le volume de bactéries injecté ou la concentration des réactifs sur l'efficacité du traitement par biocalcification, notamment en ce qui a trait à l'homogénéité du traitement et à la prévention de la suffusion ». Il permet également de répondre au 3ème objectif spécifique de la thèse, à savoir « proposer une loi empirique de suffusion en fonction de la quantité de calcite produite par biocalcification ».

Auteurs

Haouzi Fatima-Zahra, Esnault-Filet Annette, Courcelles Benoît

Abstract

Microbially Induced Carbonate Precipitation (MICP) has shown its efficiency in the prevention of internal erosion. However, no suffusion law was suggested in the literature to describe the erosional behavior of biocemented soils. To do so, different volumes and concentrations of bacterial and cementation solutions were tested to treat internally unstable granular soil specimens by surface percolation. Thus, the efficiency of various biotreatment strategies was evaluated through urea hydrolysis levels and calcite content. All specimens were subjected to erosion tests under similar hydraulic conditions and their overall hydraulic and erosional behaviors were assessed to establish a suffusion law as a function of the calcite content. The results showed that efficiency and homogeneity of treatment is higher as the injected volumes of bacterial suspension are low. Moreover, high concentrations of urea/$CaCl_2$ inhibit the urea hydrolysis rate and the efficiency of

the process. The general hydraulic behavior is enhanced by MICP even for specimens with low salinity cementation solutions. Finally, critical hydraulic gradients follow a hyperbolic function of the produced calcite and fine particle losses follow a hyperbolic decay law.

KEYWORDS : Suffusion, MICP, erosion test, calcite content, erosional law

6.1 Introduction

Internal erosion is the main cause of failure of hydraulic structures such as earth-rock fill dams, levees and dykes as 46 % of failures is due to this phenomenon (Foster et al., 2000; Richards & Reddy, 2007; Zhang & Chen, 2006). This phenomenon counts four mechanisms including erosion in concentrated leaks, backward erosion, contact erosion, and suffusion (Fell & Fry, 2013). This last phenomenon occurs when finer soil particles move freely in the voids of a coarse soil skeleton due to seepage forces (Wan & Fell, 2008). As a consequence, physical, hydraulic and mechanical properties change as a function of fine losses (i.e. grain size distribution, permeability and compressive strength, …). Suffusion takes place in the soil when seepage forces reach a critical level and, even though no apparent signs are detected, the risk of failure can be still high (Fell, Wan, Cyganiewicz, & Foster, 2003; Zhang & Chen, 2006). One illustration of this phenomenon is the formation of sinkholes in zoned embankments that results in piping and deformations and, potentially, in failure.

Common criteria for evaluating the critical conditions of suffusion are either geometric or hydraulic. The most common geometric criteria are those based on the grain size distribution of soils (Burenkova, 1993; Kenney & Lau, 1985, 1986; Kézdi, 1979; Sherard, 1979; Wan & Fell, 2008). Some are less conservative than others (Ronnqvist, Fannin, & Viklander, 2014). Chapuis (1992) suggested a mathematical formula summing up those theories to detect unstable soils based on their gradation curve. Lafleur et al. (1989) the recommended that self-filtration process must be considered in the selection of granular filters for broadly graded soils and gap-graded soils. From an hydraulic perspective, Terzaghi (1931) identified a critical hydraulic gradient at which soil begins to erode. Later, experimental investigations showed that internally unstable soils start to erode at lower hydraulic gradients, that is to say at 1/3 to 1/5 of the critical gradient determined by Terzaghi (Skempton & Brogan, 1994; Wan & Fell, 2004a).

To improve the behavior of potentially unstable soils, many studies and research programs were conducted. Prevention was achieved either by zones and filters (Foster et al., 2000; Lafleur, 1999; Lafleur et al., 1989), chemical stabilisation (e.g. lime treatment, biopolymers) (Nerincx et al., 2016) or grouting (Elandaloussi et al., 2018). Nevertheless, some chemical treatments can be harmful for the environment and a new method based on biomineralization emerged recently. Biomineralization is an interdisciplinary and eco-friendly technique that has been extensively explored all over the last decade for the improvement of strength and stability of soft and poorly consolidated sand soil (DeJong et al., 2013; Van Paassen, Harkes, et al., 2009; Whiffin et al., 2007). This technique is mainly based on Microbially Induced Calcite Precipitation (MICP), which refers to biochemical reactions that control the precipitation of calcium carbonates crystals. It affects the properties of a soil in terms of shear strength, settlements, stiffness, bearing capacity, liquefaction resistance and erosion control while maintaining good drainage abilities (DeJong et al., 2010; Filet et al., 2012; Miruho Balihuta, 2018; Montoya et al., 2013; St-Onge, 2016; Weil, De Jong, Martinez, & Mortensen, 2012). To improve these properties, three steps are generally involved after injection of bacteria, urea, nutrients and calcium salts in the soil:

1. Urea is hydrolyzed by microbial urease to form ammonium and carbonate ions (eq.6.1).

$$CO(NH_2)_2 + 2H_2O \rightarrow 2NH_4^+ + CO_3^{2-} \quad \text{[eq 6.1]}$$

2. The produced carbonate ions react with calcium ions and precipitate as calcium carbonate crystals (eq6..2).

$$Ca^{2+} + CO_3^{2-} \rightarrow CaCO_3\,(s) \quad \text{[eq 6.2]}$$

3. Soil grains are bound together by calcium carbonate crystals.

Number of bacteria species could be used for their urease enzyme production (Kucharski et al., 2006), but the most reported bacteria in literature is *Bacillus pasteurii* (ATCC 6453), lately reclassified as *sporosarcina pasteurii* (ATCC 11859). It is an alkalophillic bacterium able to hydrolyze urea within a short period due to its high urease activity (Bachmeier, Williams, Warmington, & Bang, 2002; Ciurli et al., 1996; Ng Wei, Lee Min, Tan Chew, & Hii Siew, 2014).

To evaluate the ability of MICP to prevent erosion, Ning-Jun et al. (2017) conducted a series of rigid wall downward erosion tests. Internally unstable sand-Kaolin mixtures were used and results confirmed that critical hydraulic gradients and shear stresses were significantly increased by MICP treatment. Moreover, some similar tests showed a reduction of 95 % in erodibility (Amin et al.,

2017). Jiang et Soga (2017) also investigated the influence of MICP treatment on the prevention of internal erosion in gravel-sand mixtures. Soil mixture samples were treated with varying calcifying solutions and the results showed that a calcium concentration higher than 0.4 M can bring down the erosion and axial deformation to a negligible level. Moreover, an increase in calcium concentrations only results in a limited reduction in hydraulic conductivity.

In the present work, the mitigation of erosion through MICP is assessed on an internally unstable sand using various volumes of bacterial suspension and various concentrations of calcifying solutions. Biotreated samples were subjected to increments of hydraulic head using a custom erosion test procedure to evaluate their hydraulic and erosional behavior. The aim of this investigation was to (1) evaluate the efficiency of MICP treatment of internally unstable granular material at low costs and (2) suggest a suffusion law for bio-cemented internally unstable cohesionless granular soils.

6.2 Materials, apparatus and test method

6.2.1 Tested soil

The tested material was made of a mixture of clean quartz sand of different sizes (70 % of coarse and 30 % of fine particles) and the Table 6.1 presents its physical properties according to the following standards: (1) Standard Test Methods for Laboratory Compaction Characteristics of Soil ASTM D698-12e2, (2) Standard Test Methods for Particle-Size Distribution (Gradation) of Soils Using Sieve Analysis ASTM D6913/D6913M-17, (3) Standard Test Method for Particle-Size Distribution (Gradation) of Fine-Grained Soils Using the Sedimentation (Hydrometer) Analysis ASTM D7928-17, (4) Standard Test Method for Density (Relative Density) of Solid Pitch (Pycnometer Method) ASTM D2320-98(2017) and (5) Standard Test methods for Maximum Index density and Unit Weight of Soils Using Vibratory Table ASTM 4253-16. The material is classified as SP (silty sand, poorly graded) according to the USCS, with a concave upward gradation curve and negligible calcite content which was demonstrated subsequently using calcite dosage test ($CaCO_3$ content< 0.4 %). It is also internally unstable based on various geometrical stability criterion and is susceptible to suffusion according to Kézdi (1979), Kenney et Lau (1985), Kenney et Lau (1986), Lafleur et al. (1989); Burenkova (1993), Wan et Fell (2008) and Chang et Zhang (2013).

6.2.2 Treatment strategies

Nine treatment strategies were tested to evaluate the optimum injection parameters allowing (1) a uniform distribution of calcite precipitates over the specimen length, and (2) a greater suffusion mitigation (Figure 6.1). The initial saturation of the tested specimens as well as the bacterial and reagent concentrations of the cementation solutions were varied to evaluate their effect upon the efficiency of MICP. The volume of the injected bacterial suspension was equal to the initial water content of the specimens and varied from 0.3 (nearly empty), to 0.6 (half-empty/full) and 0.8 (nearly full) of the specimens' void volume (V_v). For each volume of bacterial suspension, three equimolar concentrations of cementation solution ([urea] =[Ca2+]) were tested: 0.35 M, 0.75 M and 1.4 M. Each test in Figure 6.1 is identified by 4 digits. The first two (30, 60 or 80) represent the initial saturation index and corresponding volume of injected bacterial suspension and the two others represent the concentrations of the reactants (35, 75 or 14 standing respectively for 0.35 M, 0.75 M and 1.4 M).

6.2.3 Bio-treatment procedure

6.2.3.1 Bio-treatment apparatus

The bio-treatment apparatus was designed to avoid disturbing the specimen between MICP treatments and erosion tests (Figure 6.2). Thus, the same Plexiglas permeameter mold was used during biomineralization treatments and erosion tests. This mold of 100 mm inner diameter and 200 mm length was used to prepare 160 mm high bio-cemented specimens and was set over a cylindrical PVC base. A 30 mm-wide perforated plate was placed over the PVC base to facilitate the drainage of solutions during treatment. A 60 μm FOS-geotextile was placed between the perforated plate and the specimens to retain the fine particles and prevent their transportation out of the column during treatment. Three piezometric ports for hydraulic head measurements during erosion tests were located at 25, 75 and 125 mm from the bottom of the permeameter. These ports were plugged during injections. Finally, all the equipment was non-metallic to prevent any corrosion.

6.2.3.2 MICP treatment steps

In all experiments, the bacterial, fixation and calcifying solutions were injected into the specimens by surface percolation. The reagents were introduced from the top of the columns in 3 steps (see description below) and the transport of liquids was the result of gravity and capillary forces. At the end of each step the bottom valve was closed to allow the reactions within the specimens (Figure 6.2).

- **Step 1: Injection of bacterial suspension**

The calcifying bacteria used in this study was provided by Soletanche-Bachy. The company developped its own industrial method of biomineralization, called Biocalcis, that consists in using lyophilisat of *s. pasteurii* to easily implement MICP at large scales (Esnault-Filet et al., 2016). The bacterial solution's optical density (OD_{600}) was measured by a spectrophotometer at 600 nm wavelength. The results showed an OD_{600} varying between 1.9 and 2.1, which demonstrated that similar concentrations of bacterial cells were introduced in the specimens.

The total urease activity was measured in Michaelis-Menten conditions with a conductivity method (Harkes et al., 2010). 3 ml of the bacterial suspension was added to 27 mL of 1.11 M urea and the relative conductivity change [in mS/min] was recorded over 5 min at 20°C. The specific urease activity is equal to total enzymatic activity normalized by optical density. The measured specific urease activity was ranging from 33 to 100 (mM urea hydrolysed/min/OD), which is favorable for calcite precipitation (Stocks-Fischer et al., 1999).

The volume of injected bacterial suspension was equal to the initial saturation of the specimens (V[BS] = S_r*V_v). The bacterial suspension was manually spread at the surface of the specimens using an eyedropper at 25 mL/min. The bottom valve was opened to allow drainage and closed for an 1 hour at the end of this injection step.

- **Step 2: Injection of fixation solution**

A fixation solution was then spread at the surface of the specimens to improve the retention of bacteria in the matrix. The volume of this fixation solution was equal to the initial saturation of the specimens (V[FS] =S_r*V_v) and it was spread at the top of the specimens at a flow rate of 25 mL/min. The solution was composed of 0.35 M equimolar concentrations of urea and calcium chloride. At this end of this step, the bottom valve was closed for 24 hours.

- **Step 3: Injection of cementation solutions**

After 24 hours, one pore volume (V_V) of a calcifying solution was spread at the top of the specimens at a flow rate of 25 mL/min. Concentrations of $CaCl_2$/urea were equimolar and equal to 0.35M, 0.75 M and 1.4 M depending on the treatment strategy. The pH of the effluent was measured continuously and the specimens were let to stand for 24 hours. This step was repeated three times with a rest period of 24 hours between each injection.

6.2.4 Erosion test procedure

6.2.4.1 Column preparation for erosion tests

An experimental set-up was customised to characterize the internal erosion of the biotreated specimens based on their hydraulic and erosional behavior. Details of the erosion test set up are listed in Figure 6.3.a

Following the treatment of the specimens, the mold was connected to the erosion test set-up. The saturation of samples was achieved by the application of a vacuum and the introduction of deaired water from the bottom to avoid any stress of the treated samples following the *standard D2434 ASTM 2006*. Note that the degree of saturation was calculated following Chapuis's method (Chapuis et al., 1989). This step lasts for long hours especially for specimen 8014, 8075, and 6075 (more than 12 hours). It is assumed that saturation of specimen was achieved without any disturb of precipitated calcite bonds. At the end of this saturation step, the system was closed to preserve the saturation conditions and piezometric entries were connected for measurement of hydraulic heads during erosion tests. Hydraulic conductivities were calculated using Darcy's law and equation 6.3.

$$k\ (20°C) = \frac{q}{i_{app} * A} * \frac{\eta_T}{\eta_{20°C}} \qquad \text{[eq.6.3]}$$

Where q is the measured waterflow at the outlet, i_{app} the applied hydraulic gradient equal to the ratio of the applied hydraulic head and specimen length, A is the horizontal section of specimen, η_T the viscosity of water at recorded temperature of outlet water and $\eta_{20°C}$ viscosity of water at 20°C equal to 1.011 $\times 10^{-3}$ kg/(m.s).

Note that no hydraulic conductivity tests were performed between placement and biotreatment stages to prevent any movement of particles prior to specimen treatment. The hydraulic conductivity was only measured after treatment.

6.2.4.2 Downward erosion test

A downward flow was then applied to the saturated samples with hydraulic gradient increased by increments from 0.1 to 10. Each hydraulic gradient was applied for 10 min. Masses of eroded fine particles, seepage flow rates and effective hydraulic gradients along samples were measured throughout the experiment. To compare hydraulic parameters before and after erosion, hydraulic gradients were decreased gradually until there was no difference in hydraulic head between the entry and the exit of the samples (Fig. 6.3.b).

The suffusion of the biotreated specimens was assessed based on their hydraulic behavior when subject to an hydraulic gradient increased by increments. Parameters including total mass of fine particles eroded out of specimen and outlet volumetric discharge were assessed for all treatment strategies.

6.2.5 Calcium carbonates content measurements

To investigate the amount and spatial distribution of the calcite precipitates along the specimens, an hydrochloric acid dissolution technique was used. Following each erosion tests, sub-samples, of 10±5 g, were collected at 2, 4, 8, 12, and 14 cm depths from the top of the biotreated specimens and oven-dried at 100˚C for 24 h. The dry mass (M_{sb}) was then weighed before being soaked in a hydrochloric solution (pH=3) for 24 h. The effluent was drained using a 2.5 μm filter paper and the remaining material was oven-dried for 24 h before being weighed (M_{sa}) to determine the calcium carbonate content following the equation (6.4). The calcite content meausured for the virgin material ($CaCO_{3i}$ (%)) was,then, substracted to calibrate calculation process.

$$CaCO_3\ content\ (\%) = \frac{M_{sb}-M_{sa}}{M_{sa}} \times 100\ \% - CaCO_{3i}(\%) \qquad \text{[eq.6.4]}$$

It should be noted that all tests were produced twice and results showed, in the present research, are mean values of measurements.As similarities were demonstrated, the tests were not performed a third time.

6.3 Results and discussion

The efficiency of the MICP technique was determined based on the produced calcite and erosional/hydraulic behavior of the biotreated specimens. As a result, an erosion law was established as function of the produced calcite content and is presented in this section.

6.3.1 Calcite production

6.3.1.1 Homogeneity of bio-treatment

The calcite content presented in Figure 4.a is the mean value of measurements obtained at depths 2, 4, 8, 12 and 14 cm from the top of the specimens. This calcium carbonate content highly depends on the biochemical performances of the treatment strategy, specifically with respect to the hydrolysis rate. The standard deviation is presented in Figure 6.4.b and the results show that the specimen 8014 is the most dispersed as the standard deviation is about 1.62 % with concentrations of $CaCO_3$ ranging from 6.3 % at the top to 10.5 % at the bottom. On the contrary, the specimen 3035 demonstrates the most homogeneous treatment with the lowest standard deviation (0.25 %). In all cases, the best homogeneity is obtained for treatments at low concentrations in the calcifying solution as noticed by Jiang et Soga (2017). Moreover, the homogeneity is prevailed for the lowest injected volume of bacterial suspension which gets along with results from Amin et al. (2017) as the aeration optimize calcite production.

6.3.1.2 Impact of injected volume of bacterial suspension

Figure 6.5 illustrates the biochemical performances as a function of the volume of the bacterial suspension for the series {3075, 6075, 8075} and {3035, 6035, 8035} respectively. These biochemical performances were assessed based on the hydrolysis rate and an efficiency factor. The hydrolysis rate is calculated as the ratio between the effective and the maximum achievable amount of calcite based on injection parameters. The efficiency factor reflects the normalized hydrolysis rate per unit volume of bacterial suspension. The results showed that the hydrolysis rate increases with the volume of bacterial suspension in the void volume. Nevertheless, the efficiency factor is higher at low volumes of bacterial suspension for both equimolar concentrations, i.e. 0.35 M and 0.75 M. Nevertheless, the efficiency is higher for all volumes when using 0.35 M-calcifying solution and the normalized hydrolysis rate the efficiency factor reaches 143 % for the specimen

3035 (Figure 6.5.b), while this factor decreased from 127 % to 97 % for the 0.75 M-calcifying solution (Figure 6.5.a). Thus, the calcite precipitation is more efficient when MICP is conducted in less saturated conditions. This observation seems to be the result of a lower quantity of bacteria leached out of specimen under unsaturated conditions (Haouzi, Esnault-Filet, & Courcelles, 2019) and a better aeration (Mortensen et al., 2011).

6.3.1.3 Impact of concentrations of the cementation solution

Figure 6.6 illustrates the biochemical performances for the series {6035, 6075, 6014} and {8035, 8075, 8014} respectively. The concentrations of the calcifying solution varied while the injected volume remained equal to 60 % (Figure 6.6.a) or 80 % (Figure 6.6.b) of the pore volume. In both cases, the hydrolysis rate is the highest for the 0.35 M-calcifying solution and it decreases as concentrations of urea/$CaCl_2$ drops off (variation < 15 %). However, the normalization of the hydrolysis rate per equimolar concentration of urea/$CaCl_2$ to calculate the efficiency factor shows that it is twice higher for the lowest concentrations (higher than 200 % in both cases for the 0.35M-injection). This observation corroborates the fact that concentrations higher than 0.75 M inhibit the biological activity and lower the urea hydrolysis rate (Inagaki et al., 2011). In our experiments, the lower efficiency factor is obtained for the 1.4M-calcifying solution and is equal to 48 % and 54 %, respectively for V[BS] of $0.3*V_v$ and $0.6*V_v$. Finally, the MICP process is enhanced while the concentrations of calcifying solution remain low.

6.3.2 Suffusion law for bio-cemented sands

6.3.2.1 Critical hydraulic gradient

The critical hydraulic gradient (i_{cr}) is defined as the gradient corresponding to the initiation of suffusion i.e. the gradient when fine particles are detected at the effluent. Critical hydraulic gradients observed for all tested strategies are listed in Figure 6.7.a. The results point out that MICP triggered a significant increase in the critical gradient for all specimens except the 3035. This last strategy does not show any increase compared to untreated soil samples for which the hydraulic gradient is equal to 0.7. The specimen 8014 resists to a gradient equal to 8 and fine particles were detected at the outlet at a gradient of 10. Test data led a correlation between the critical hydraulic gradient and the produced calcite (Figure 6.7.b). The curve fits with the following hyperbolic equation:

$$i_{cr} = f * tanh(a * \xi - b) + s \quad [6.5]$$

where ξ is the calcium carbonates content, a and b are parameters depending on MICP process efficiency, while f and s are parameters linked to initial critical hydraulic gradient of untreated soil and the targeted critical hydraulic gradient after treatment (eq.6.6).

$$\begin{cases} s + f = i_{\infty} \\ s - f = i_0 \end{cases} \quad [6.6]$$

The following hypotheses were used to calibrate the suggested model: (1) the effective critical hydraulic gradient of untreated soil is equal to 0.7, and (2) the targeted maximum hydraulic gradient is equal to 10. This assumption gives f = 4.65 and s = 5.35, while equation [6.5] can be written as following:

$$\tanh^{-1}\left(\frac{i_{cr}-s}{f}\right) = a.\xi - b \quad [6.7]$$

Using the least squares method, a and b are equal to 0.48 and 2.45 respectively. a illustrates the improvement of the critical gradient for each percent of calcite created. This parameter depends on the homogeneity of treatment, strength of calcite bonds produced. The higher this parameter is the faster the maximum gradient will be reached. b represents the ability of soil to respond to MICP treatment and depends on initial percentage of fines within material and pores volumes. The less this parameter is the more soil is compatible to treatment. It is also linked to the minimal limit from which treatment will start increasing the critical hydraulic gradient of soil.

6.3.2.2 Total particle loss

The cumulative mass (M_p) of particles leached out of each specimen was normalized per unit area (Figure 6.8). The amount of washed out fine particles dropped significantly with the efficiency of MICP treatment and this parameter is directly linked to the calcite content in the specimen. According to Lafleur et al. (1989), a sample is at equilibrium when M_p is less than 2 500 g/m^2. Thus, particle losses illustrated in Figure 8 suggest that the specimens are at equilibrium as long as the produced calcite is higher than 4 %. Specimens 3035, 3075, 6035 and 8035 seem subject to suffusion by piping (Figure 6.8.a). Nevertheless, the critical hydraulic gradient for all those specimens (except 3035) are higher than 5. Figure 6.8.b illustrates a correlation between fine particles loss and calcite content. The overall trending follows an hyperbolic decay as illustrated with equation [6.8].

$$M_p = h/\,Tanh(c * \xi + d) + t \quad [6.8]$$

Where ξ is the calcium carbonates content, *c* depends on MICP process efficiency, *h, d* and *t* are parameters depending on the untreated soil properties.

Iterative estimation method was used to fit trend curve to experimental data. For the curve illustrated in the figure 6.8, parameters *h* and *t* were chosen equal to 555 g/m^2 and 150 g/m^2 respectively for dataset 1. Note that the sum of both of those parameters is equal to 705 g/m^2, which is defined as the residual fine particle loss corresponding to the infinite asymptote of the curve. Moreover, equation [6.8] can be rewritten to obtain equation [6.9] :

$$\tanh^{-1}\left(\frac{h}{M_p - t}\right) = c.\xi + d \quad [6.9]$$

By using the least squares linear method, *c* and *d* are equal to 0.055 and 0.026 respectively.

While varying values of residual parameters to *t* (=555 g/m^2) and *h* (=150 g/m^2) and maintaining their sum at 705 g/m^2, parameters *c* and *d* were calculated using the least squares linear method. Consequently, value of parameter *c* is equal to 0.016 and parameter *d* is 0.0073 (dataset 2).

Dataset 3 is illustrated by *t* equal to 325 g/m^2 and *h* equal to 320 g/m^2. Parameters *c* and *d* are equal to 0.035 and 0.015 respectively.

Actually, *c* is parameter the biochemical treatment yield and depends on efficiency of treatment including homogeneity, bacteria fixation, and strength of produced calcite bonds. The higher a is the faster the normalized fine particles loss will drop off. The sum of *h* and *t* is the mass of residual leached fine particles that could not be trapped by the bio-treatment as it translates the infinite asymptotia of the Cotanh curve. *t* depends on initial geotechnical properties of soil including porosity, grain size distribution, particle shape, initial saturation, fines content and *d* is linked to the affinity of the soil for MICP treatment.

6.3.3 Details of erosional/hydraulic behavior

Table 6.2 shows the mean values of hydraulic conductivities measured for all treatment strategies during erosion test. In general, this parameter ranges between 4e-4 m/s and 6e-3 m/s. The hydraulic conductivity of the untreated sand is equal to 2e-4m/s. MICP treatment enhances the erosional and hydraulic behavior of internally unstable cohesionless soils while maintaining good drainage

behavior and without clogging of the pores. The differences observed for this parameter might be linked to the preparation even though all measures were taken to prevent segregation.

The water flow rate was measured during charging and discharging to assess the hydraulic behavior of the soil specimens as illustrated in Figure 6.9. Specimen 6035 showed an “elastic” behavior as no difference was revealed during charging and discharging. The overall porosity of bio-treated specimens is unchanged following erosion which is comparable to results reported by Ning-Jun et al. (2017). The specimen 6035 only starts to show particle loss at an applied hydraulic gradient equal to 5 (Figure 6.7.a). Note that the amount of precipitated calcite for this strategy is of 2.35 %.

Specimen 3075, 6035, 6075 and 8035 show higher outlet specific discharge during discharging compared to charging step. The difference does not exceed a ratio of 5 in all cases and is due to the observed piping that occurs following suffusion. Note that both specimens show a critical hydraulic gradient equal to at least 5. The assessment of the local hydraulic conductivity for the specimen 8035 shows that migration only starts at gradient of 5 as the ratio between top and bottom specimen start dropping.

The 3075 shows a stable hydraulic behavior very similar to the 6035 specimen. The precipitated amount of calcite is equal to 2.5 % in both cases. Note that the total amount of particles for those strategies is equal to 3 900 g/m^2.

While comparing hydraulic behavior of 3014, 8075, and 8014, it is noticed that specific discharge has an elastic behavior for all those specimens. The difference of produced calcite content raging from 2.5 and 8 % impacts the cumulative value of loss particles raging between [710;3882] and critical hydraulic gradient ranging within interval [5;8]. The overall hydraulic behavior is enhanced in all those cases.

Specimen 6075 shows less elastic behavior. The maximal specific discharge reached during erosion test is of 1.5e-1 cm/s. This value is the lowest compared to all other tested specimen. Also this specimen critical hydraulic gradient is equal to 10. Calcite bonds created must be stronger than those produced by 3014 treatment as the calcite content is barely the same but the hydraulic response is better in terms of particles loss and critical hydraulic gradient for 6075 treatment.

Moreover, while concentrations of injected cementation solution are increased, the hydraulic behavior of the material is enhanced, and specific discharge is more “elastic”. This trend is not

noticed while varying volume of injected bacterial suspension. This parameter impacts the fine particle loss as the more volume of bacteria is injected and the lower particle loss is observed.

Finally, the specimen 3035 appears to be the weakest from an hydraulic point of view. Specific outlet discharge, critical hydraulic gradient and total mass loss are highly increased following erosion during discharging seepage. The total amount of leached out fine particles is the highest among all treatment strategies as the calcium carbonates precipitated doesn't exceed 1.7 % at the bottom of this specimen. Moreover, piping continues occurring all over the erosion test.

6.4 Conclusions

Various strategies of MICP treatment were tested to assess their efficiency to prevent the internal erosion of soils. Several volumes of bacterial suspension were injected (30 %, 60 % and 80 % of the pore volume) and the cementation solutions were prepared based on equimolar urea/$CaCl_2$ solutions (0.35 M, 0.75 M and 1.4 M respectively). During biotreatment procedures, all reagents were injected into the soil specimens by surface percolation from the top.

Biochemical efficiency of treatment is enhanced as the volume of bacterial suspension and [urea/$CaCl_2$] concentrations decrease and the biotreated specimens are at equilibrium in terms of fine particles loss as long as the produced calcite is higher than 4 %. The general erosional behavior is enhanced for all treatment strategies except specimen 3035 that showed a low calcite content (1.42 %). The critical hydraulic gradient was at least 5 for a calcite content above 3.5 %.

A suffusion law of biocemented specimen was established as a function of calcite content. Thus, the critical hydraulic gradients follow a hyperbolic trend, while the total particle losses follow a hyperbolic decay function of the calcite content. However, these laws have following limitations: (1) the performance was not validated for soils with different grain-size distributions; and (2) the maximum applied hydraulic gradient tested herein was equal to 10 due to laboratory limitations. As a consequence, this law cannot be extrapolated to other conditions without further investigations.

An exploration of these biotreatment strategies at field scale would be needed to better understand the real behavior of infrastructures treated with MICP process and better adapt the process to industry and environment requirements. The next step would also consist of enhancing the erosional/hydraulic behavior of biocemented materials treated with cementation solutions of lower

salinity. Indeed, alternating injection of various reagent solutions at low concentrations and low volumes would be a solution to trigger one of the biggest obstacles for this process to meet field scale requirements as stated in this work. Strategies of injection by alternating injection of bacterial and cementation solutions to improve efficiency of treatment are under investigation.

AKNOWLEDGEMENTS

Authors would like to thank the financial support of the Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada (NSERC) and Fonds de recherche du Québec – Nature et technologies (FRQNT). The financial and technical support of Biocalcis team especially in terms of providing the bacteria used in the present research is acknowledged.

List of tables :

Table 6.1 Physical characteristics of tested soil.

G_s	e_{min}	e_{max}	γ_{dmax} (Mg/m^3)	w_{opt}(%)	C_u	C_c	D_{50} (mm)	D_{10} (mm)
2.658	0.26	0.41	1.87	5.4	13	6.25	2.3	0.135

Table 6.2 Values of total hydraulic conductivity measured for each bio-treatment strategy as function of cementation solution concentrations (0.35 M 0.75 M and 1.4 M) and volume of bacterial suspension (30, 60 and 80 % of pore volume).

k_{mean}(m/s)	0,35 M	0,75 M	1,4M
30 %	$6{,}92 * 10^{-04}$	$3{,}38 * 10^{-03}$	$3{,}13 * 10^{-03}$
60 %	$2{,}33 * 10^{-03}$	$4{,}03 * 10^{-03}$	$1{,}98 * 10^{-03}$
80 %	$5{,}45 * 10^{-03}$	$4{,}60 * 10^{-04}$	$3{,}34 * 10^{-03}$

List of figures :

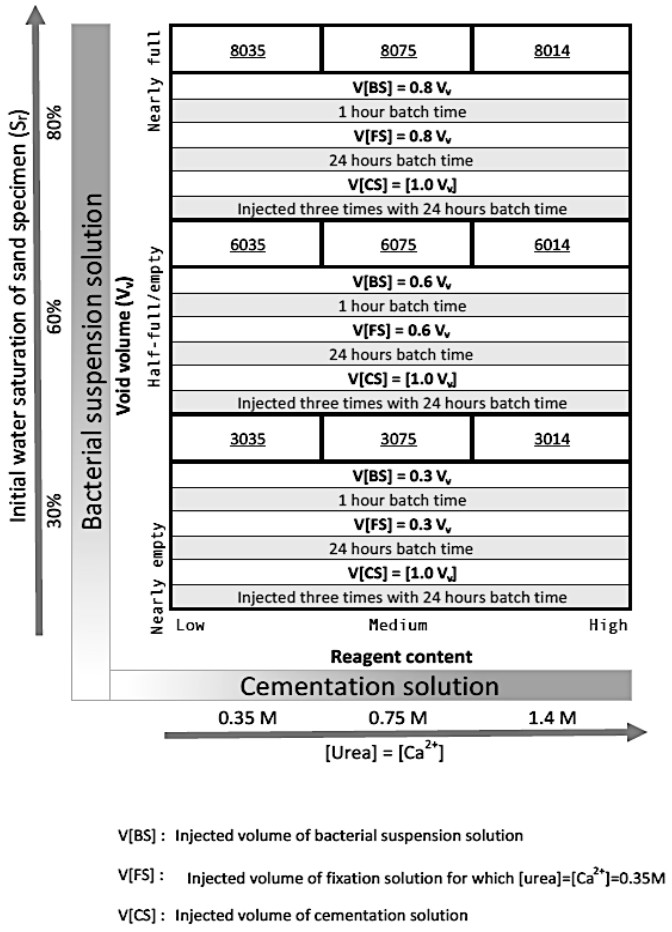


Figure 6.1 Biotreatment strategies and procedures.

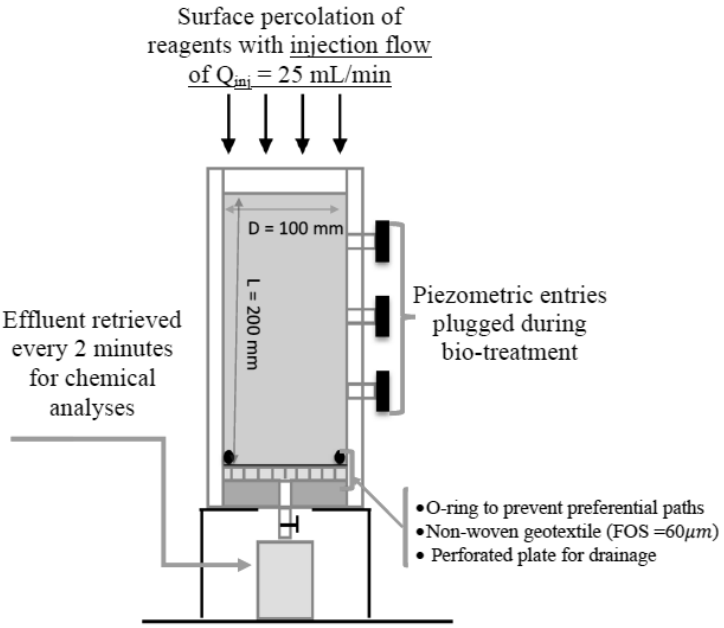
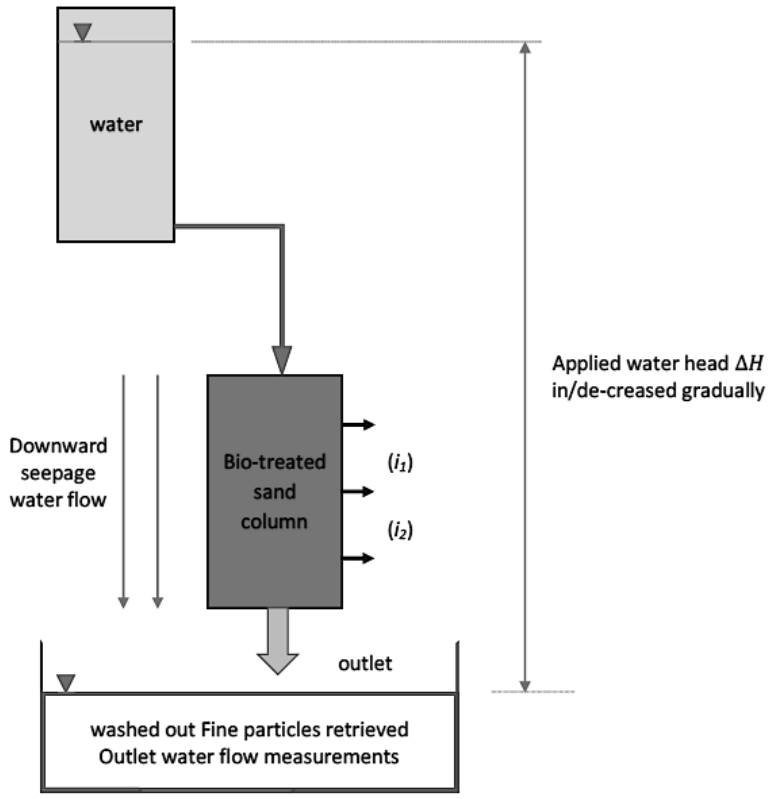


Figure 6.2 Bio-treatment set-up details.

a)



b)

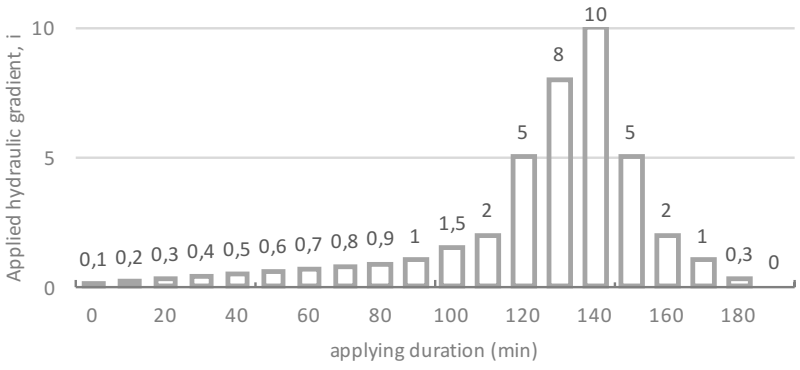
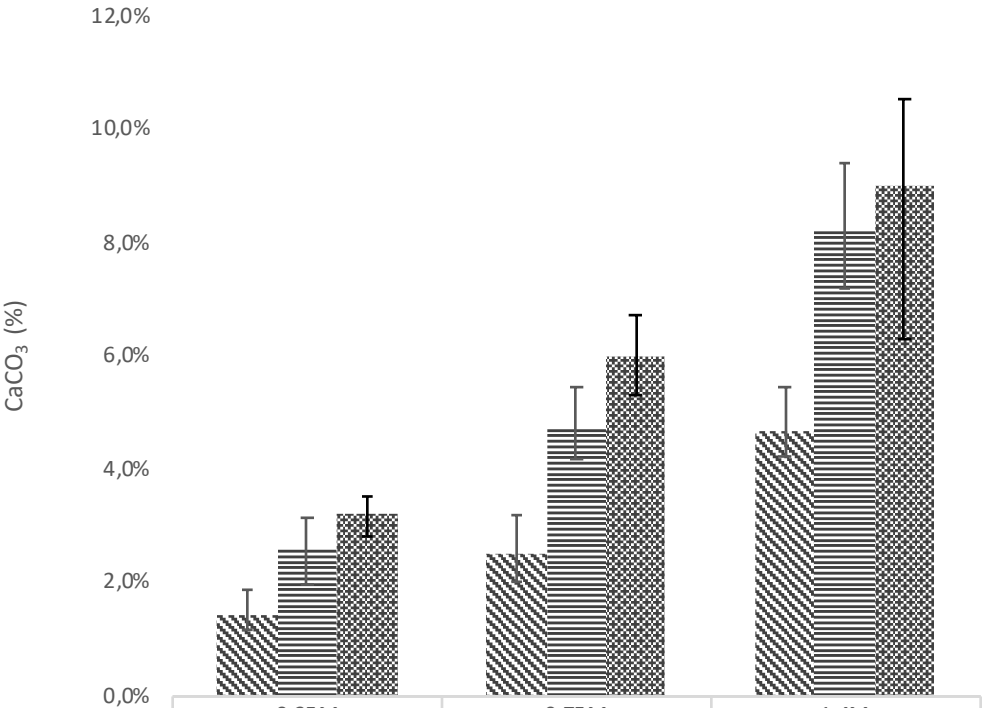


Figure 6.3 Erosion test procedure: a) details of erosion lay-out and b) evolution of increments the applied hydraulic gradient.

a)



	0,35M	0,75M	1,4M
V[BS]=0.3*Vv	1,42%	2,50%	4,66%
V[BS]=0.6*Vv	2,57%	4,73%	8,20%
V[BS]=0.8*Vv	3,20%	6,00%	9,00%

b)

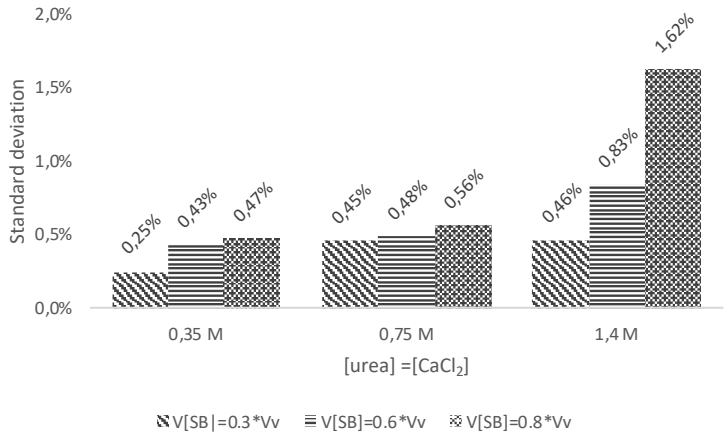
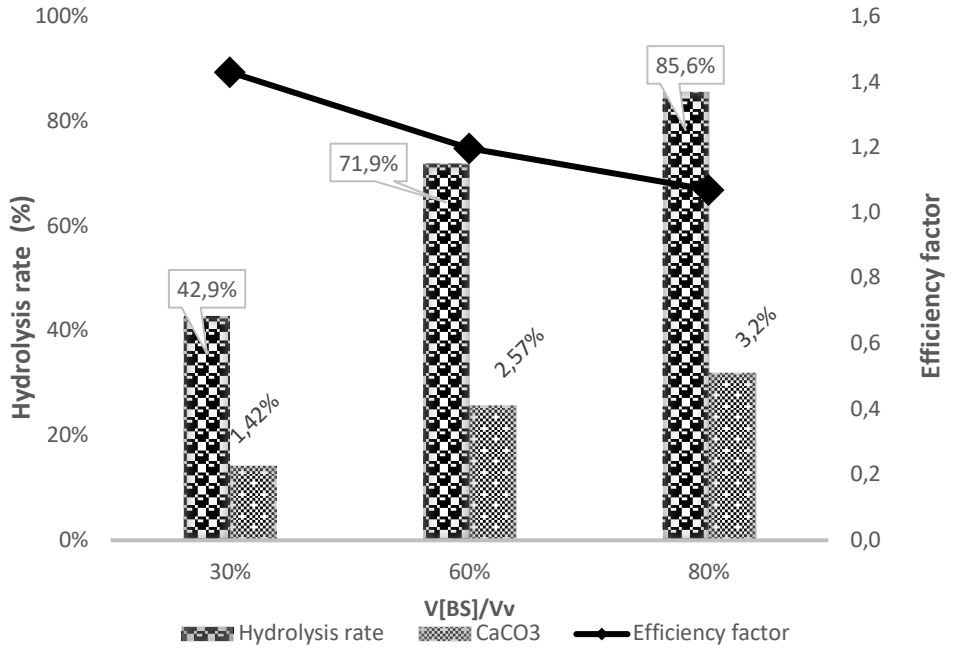


Figure 6.4 Calcite content for all treatment strategies: a) mean values and b) standard deviations.

a)



b)

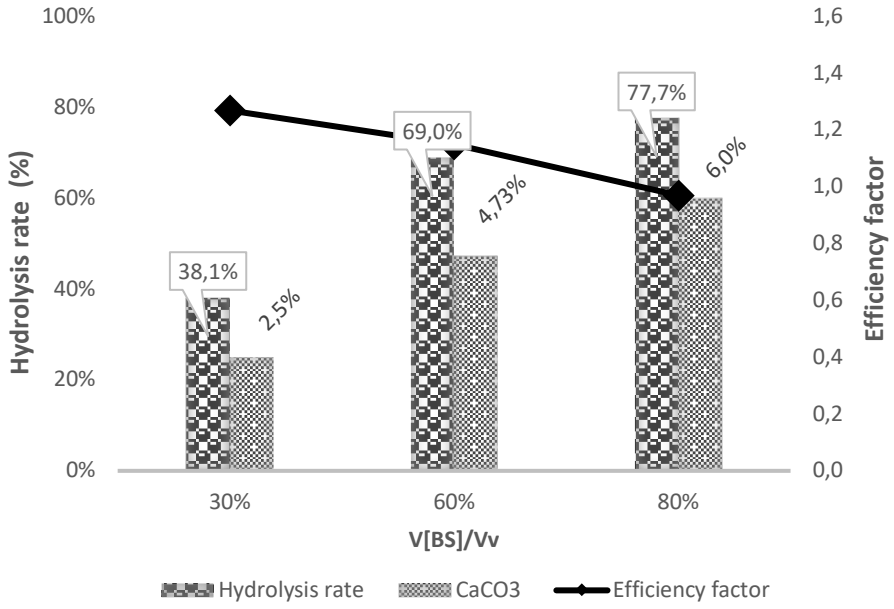
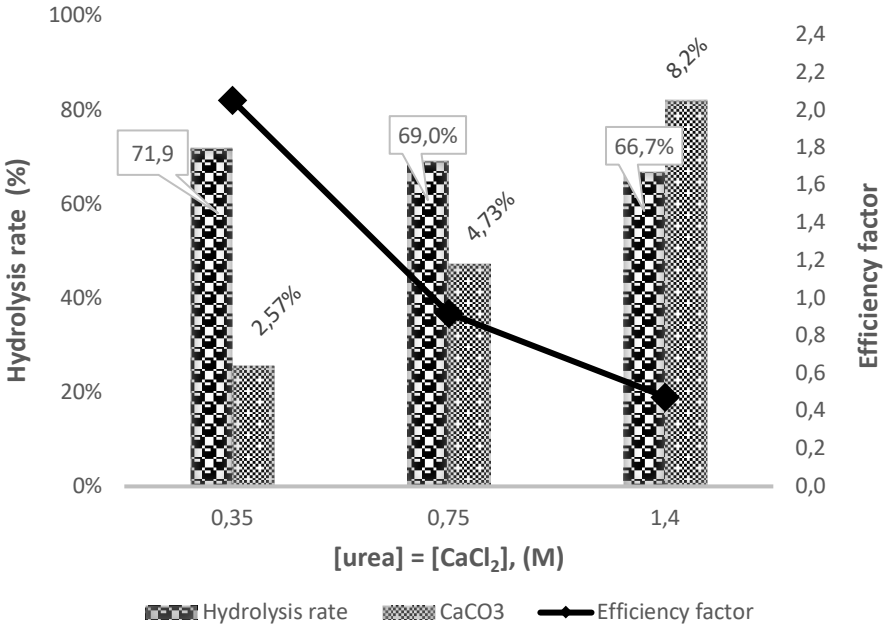


Figure 6.5 Biochemical efficiency of MICP treatment as function of the injected volume of bacterial suspension for treatment series a) {3075, 6075, 8075} and b){3035, 6035, 8035}.

a)



b)

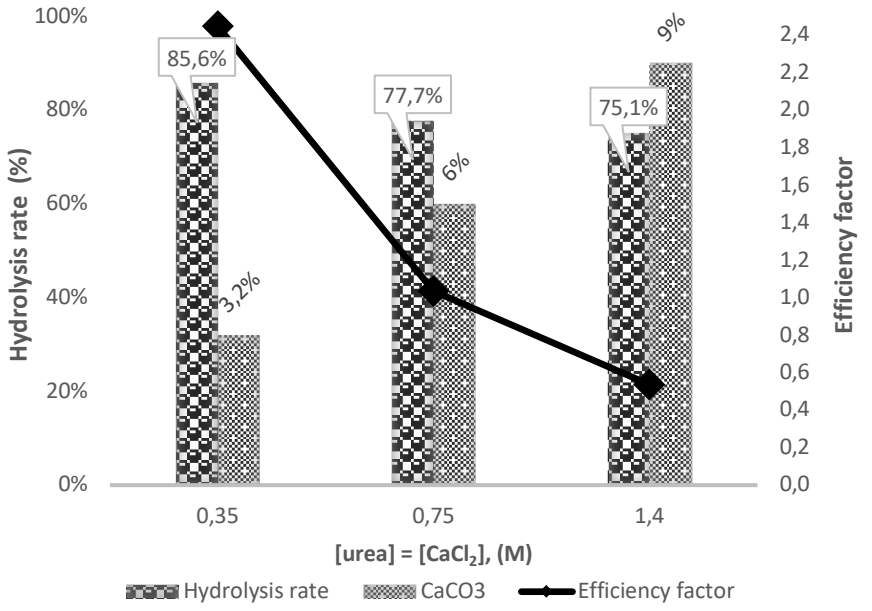
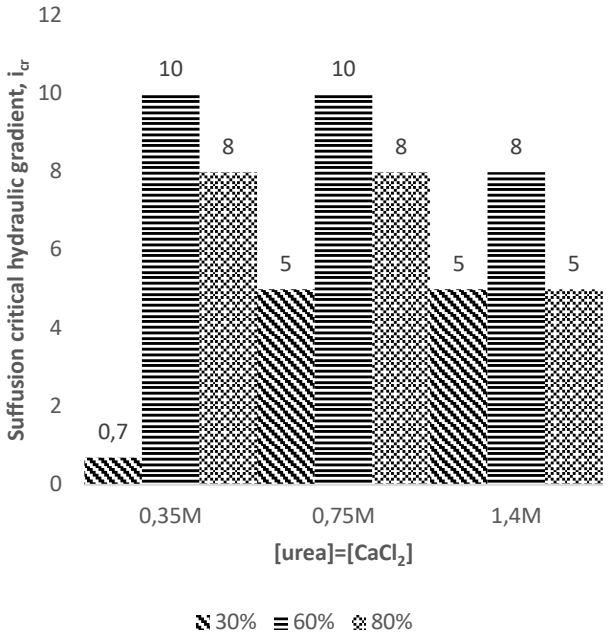


Figure 6.6 Biochemical efficiency of MICP treatment as function of injected volume of bacterial suspension for treatment series a){6035, 6075, 6014} and b){8035, 8075, 8014}.

a)



b)

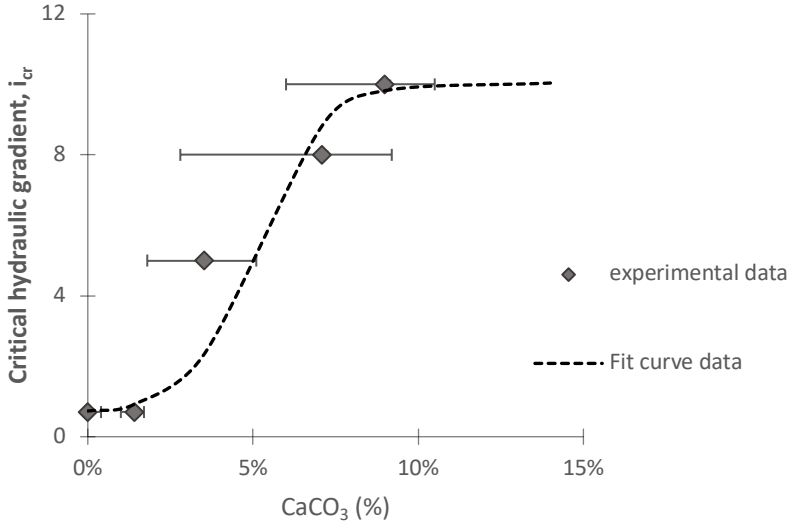
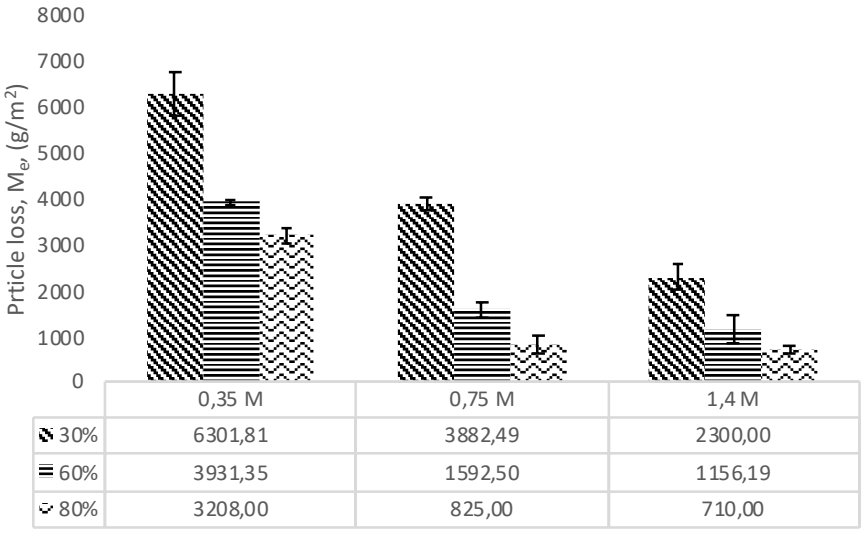


Figure 6.7 Critical hydraulic gradient a) for various tested strategies and b) as function of the calcite content.

a)



	0,35 M	0,75 M	1,4 M
30%	6301,81	3882,49	2300,00
60%	3931,35	1592,50	1156,19
80%	3208,00	825,00	710,00

b)

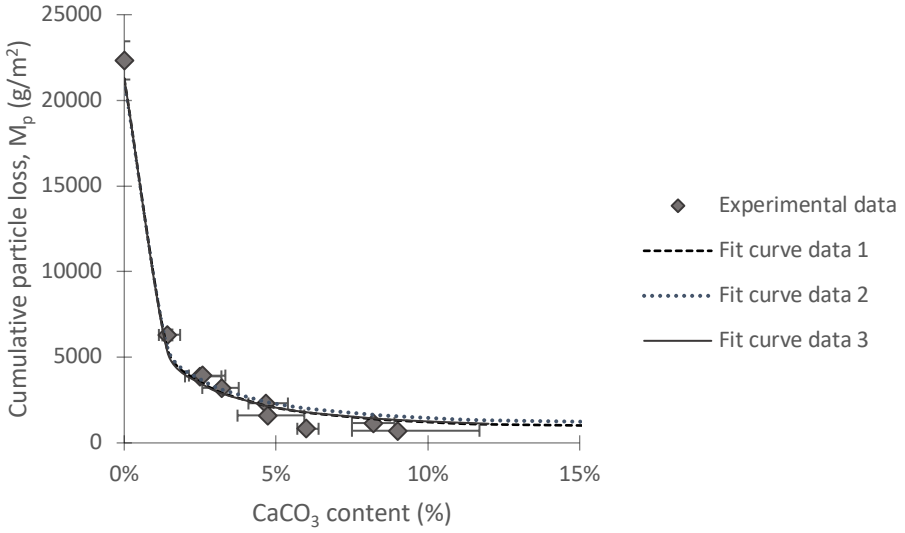


Figure 6.8 Total mass of eroded fine particles during erosion tests ; a) for all tested strategies and b) as function of CaCO3 content.

.

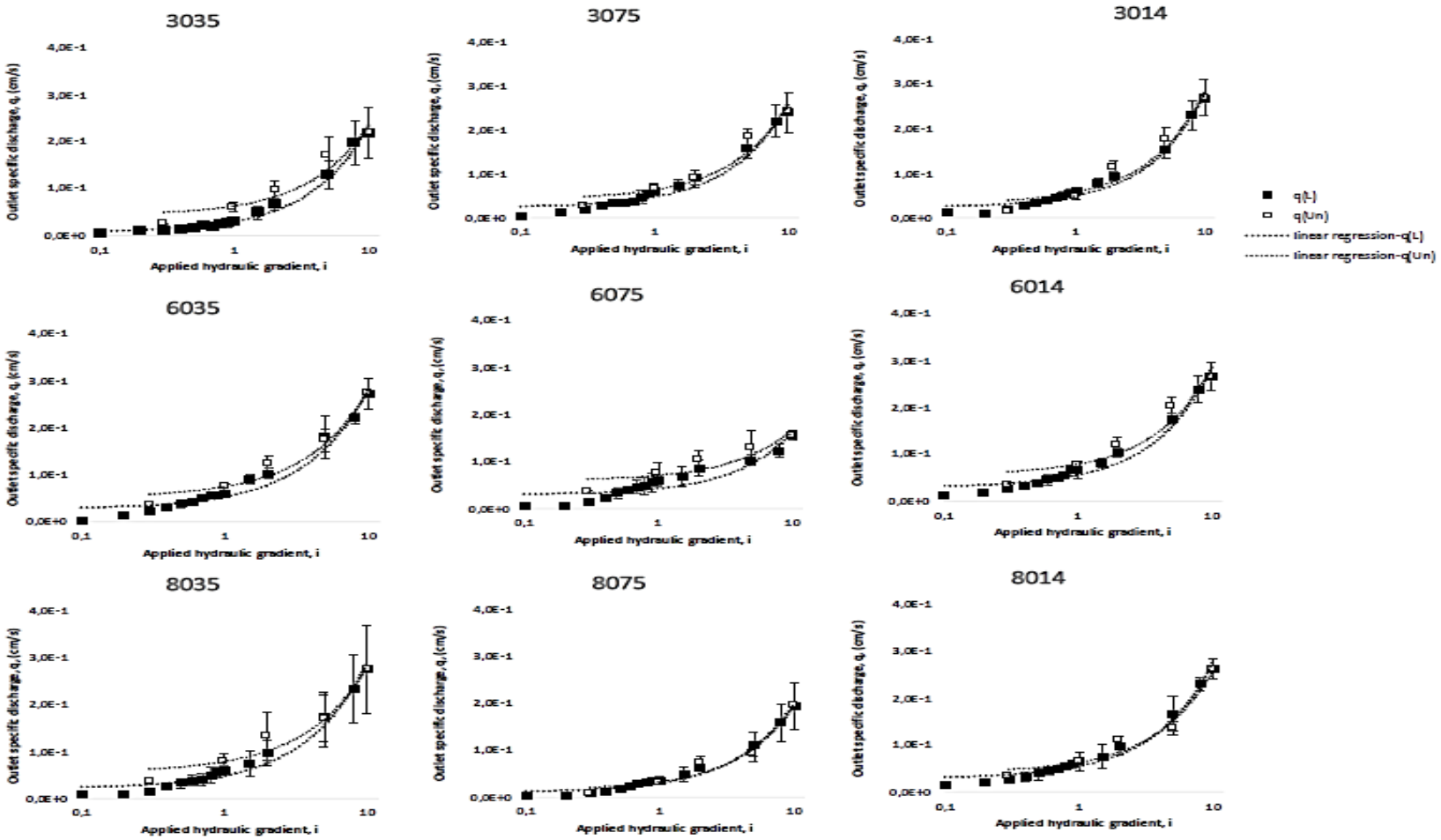


Figure 6.9 Outlet specific discharge during charging and discharging seepage for all treatment strategies tested.

CHAPITRE 7 ARTICLE 5 : ELABORATION OF AN OPTIMIZED PROTOCOL FOR MICROBIALLY INDUCED CALCITE PRECIPITATION TO PREVENT THE EROSIONAL BEHAVIOR OF SUFFUSIVE SOILS

Une optimisation du protocole de traitement par alternance d'injection de bactéries et de solution de cimentation ainsi que l'analyse de l'effet d'injection d'une solution de fixation à faibles concentrations se sont avérées nécessaires pour compléter cette thèse. Une homogénéité de la biocimentation, une adsorption de bactéries ainsi qu'une réponse hydraulique optimales ont été rencontrées grâce à l'un des protocoles testés. Les résultats ont fait l'objet d'un article soumis à la revue *Environmental Geotechnics*. Ils permettent de répondre au 4ème et dernier objectif spécifique de la thèse, à savoir « Optimiser la méthode d'injection pour améliorer l'homogénéité et le rendement du traitement d'un sol sensible à la suffusion ».

Auteurs

Haouzi Fatima-Zahra, Esnault-Filet Annette, Courcelles Benoît

Abstract :

Microbially Induced Calcite Precipitation (MICP) is a promising technique to improve the engineering properties of loose sands while preserving the environment. Although successful applications of MICP have been demonstrated at the laboratory scale or successfully applied in limited field trials, uniformity of treatment and complexity of natural soil deposits remain the main limitations to its industrial application. The effectiveness of MICP process and uniformity of treatment is mainly governed by physical, microbial and biochemical conditions. In this paper, five injection methods were conducted to treat internally unstable poorly graded sand columns using surface percolation. Biotreated sand columns were submitted to an erosion test to assess their hydraulic and erosional behavior depending on the injection method. The impact of different parameters, including alternate injection of various reagents and low salinity solutions, was analysed in terms of bacterial leaching, distribution of calcite crystals, particles losses, critical hydraulic gradients and local hydraulic conductivities. The results show that an alternate injection of reagents enhances the uniformity of biomineralization, reduces the quantity of bacteria leached out of specimen, uniformizes the overall hydraulic behavior and limits the internal erosion of fine

particles. Finally, the use of a fixation solution prevents any clogging near the injection point and stimulates the bacterial transport.

Key words: Homogeneity, protocol, MICP, suffusion

7.1 Introduction

Sandstone formations are directly related to calcite precipitation through chemical or biochemical processes (diagenesis). The earth's crust counts various places where naturally cemented sands are present such as stromatolites in shallow high saline water in Australia. Observations from nature led to a new branch in geotechnical engineering called biogeotechnology. This branch comprises a relatively new technique, known as Microbially Induced Carbonate Precipitation (MICP) or biocalcification, which is promising to improve loose sands' properties while preserving the environment (Achal & Mukherjee, 2015). MICP is the consequence of microbial metabolic activities and aims to transform sand into sandstones thanks to precipitated calcite bonds between particles (Ramakrishnan, Ramesh, & Bang, 2001; Stocks-Fischer et al., 1999).

The MICP procedure is usually based on three main steps including: (1) introduction of a bacterial solution, (2) injection of a calcifying solution, and (3) recovery of by-products by flushing (Cheng & Cord-Ruwisch, 2012; Cheng et al., 2013; Esnault-Filet et al., 2016; Van Paassen, 2011; Whiffin et al., 2007). MICP occurs according to chemical reactions completed in few hours as a result of enzymatic hydrolysis of urea in the presence of calcium salts (Bang, Galinat, & Ramakrishnan, 2001; Kroll, 1990; Ramakrishnan et al., 2001; Stocks-Fischer et al., 1999).

MICP was succesfully applied at multi-scale levels for purposes from increasing stiffness and strength of sand (DeJong et al., 2010; Filet et al., 2012; van Paassen, Ghose, et al., 2010), enhancing slope stability and bearing capacity (DeJong et al., 2013), reducing foundation settlements, increasing pore pressure to the mitigation of liquefaction (Esnault-Filet et al., 2016; Montoya & DeJong, 2015) and preventing soil from erosion (Amin et al., 2017; Ning-Jun et al., 2017). However, challenges must be addressed prior to meet industrial widespread of this technique including cost, environmental impacts, uniformity of treatment and dealing with the complex nature of natural soil deposits (Khodadadi, Kavazanjian, van Paassen, & DeJong, 2017).

Uniformity of $CaCO_3$ precipitation in the targeted treated zone, and the corresponding soil response achieved, remain the biggest limitation of this biogeotechnology. The heterogeneity of treatment

is due to the nonuniform transport and attachment of bacteria to soil particles surface (Cheng & Shahin, 2016). Homogeneity of calcite precipitation is linked to the injection protocol including parameters of flow rate, solutions concentrations (Lauchnor, Topp, Parker, & Gerlach, 2015; Martinez et al., 2013; Montoya, Dejong, Boulanger, & Willson, 2012; Stocks-Fischer et al., 1999); and can be affected by a variety of the physical, chemical and biological properties of soil (Foppen, van Herwerden, & Schijven, 2007; Gomez et al., 2015). To overcome this problem, Stocks-Fischer et al. (1999) observed that injection of bacterial suspension and reagents at lower rates creates clogging near the injection point. A two-phase injection method was suggested by Whiffin et al. (2007). One pore volume of bacterial suspension was injected and followed by one pore volume of low saline solution before injecting the cemention solution. Results show that $CaCO_3$ precipitates up to a distance of 5 m from the injection point and that calcium carbonates content and mechanical behavior were heterogeneously distributed over the treated column. Nevertheless, this two-phase method is not suitable to highly permeable soils such as gravels. The application of this method at large scale by van Paassen, Ghose, et al. (2010) showed a high dispersion in terms of uniformity of treatment and mechanical peformances. Similarly, Martinez et al. (2013) reported a non-uniform distribution of biocementation. Many authors have shown that adsorption of bacteria increases with the increasing of salinity of bacterial suspension (Scholl, Mills, Herman, & Hornberger, 1990; Torkzaban, Tazehkand, Walker, & Bradford, 2008). Harkes et al. (2010) managed the distribution of bacterial cells along the treated column by introducing a saline fixation solution before the cementation reagents as salinity have a great impact on adhesion and transport of bacterial cells through soil.

Cheng et Cord-Ruwisch (2014) developed a method of treatment to apply bacteria and cementation solutions into unsaturated sandy soil by surface percolation. An heterogeneity of cementation along a 2m-column was observed. Cheng et Shahin (2016) suggested using a pre-formed urease active crystals, named “bioslurry”, as source of urease activity. This approach involves pre-mixing bioslurry with soil, as in conventional cement mixing, followed by flushing of cementation solution. Bioslurry content was retained at a rate equal to 95 % and evenly distributed along the soil matrix, leading to a uniform precipitation of $CaCO_3$. However, this method is not suitable for existing infrastructures.

This paper aims to investigate the impact of the injection strategy on the uniformity of MICP for internal erosion (suffusion) prevention. To this end, different treatment strategies were tested and

their impact on bacterial suspension leaching, calcite crystals precipitation, hydraulic and erosional behaviors was assessed.

7.2 Materials and methods

Hydraulic and erosional behavior were assessed thanks to erosion tests performed on treated and non-treated soils. Five injection strategies of MICP by surface percolation were evaluated with respect to the homogeneity of treatment, calcite production and erosional response of biocemented specimens.

7.2.1 Characterization of erosion

7.2.1.1 Column properties

Plexiglass moulds of 100 mm inner diameter and 200 mm length were used to prepare 160 mm high sand test specimens. The tested material was made of a mixture of clean quartz sand of different sizes (70 % of coarse material and 30 % of fine material) selected to reproduce a SP (silty sand) poorly graded soil with concave upward gradation curve according to the Unified Soil Classification System (USCS) (Figure 7.1). The initial content of calcite in the material was negligible (<0.4 %). The tested gradation curves is representative of an internally unstable soil based on various geometrical criterion: Kézdi (1979), Kenney et Lau (1985, 1986), Lafleur et al. (1989), Burenkova (1993), Wan et Fell (2008) and Chang et Zhang (2013).

After preparing the dry mixture of the tested soil, the material was wet to a moisture content of 6.7 % and 19.7 % for treatment strategies (A, B and C) and (D and E) respectively. Wet soil was left to stand for at least 2 hours. The material was then deposited in the mould in 5 layers without any compaction to prevent any segregation. All apparatus and tools were non-metallic to prevent any corrosion related to bacterial activities that lead to a pH increase.

The specimens were then treated in non-saturated condition according to the different strategies presented in section 1.2.

7.2.1.2 Hydraulic tests

After treatment, the samples were saturated by the application of a partial vacuum and the introduction of deared water from the bottom of the column. An hydraulic gradient (*i*) was then applied and increased by 10-minute steps (*i* = 0.1, 0.2, 0.3, 0.4, 0.5, 0.6, 0.7, 0.9, 1.0, 1,5. 2.0, 5.0, 8.0, and 10.0). To evaluate the hydraulic behavior of the specimen after erosion, the hydraulic head was decreased gradually (*i* = 5.0, 2.0, 1.0 and 0.3). This final step also aims to compare hydraulic conductivities before and after erosion in laminar flow conditions. Eroded fine particles masses leached out of samples, seepage flow rates and effective hydraulic gradients along samples were measured throughout the experiment as explained in section 1.3.

7.3 Methodology of treatment

7.3.1 Solutions of treatment

The solutions of treatment were identical for each treatment strategies, but the concentrations or numbers of injections varied from a treatment strategy to another.

7.3.1.1 Bacterial solution

In this study, the calcifying bacteria was provided by Soletanche-Bachy, which developped its own industrial method of biomineralization process. This method, called Biocalcis, consists in using a lyophilisat of *s. pasteurii*, easy to implement at large scale (Esnault-Filet et al., 2016).

The bacterial suspension was identical for all treatment strategies and was prepared by hydrating the amount of lyophilized powder. The same concentration was reached for all prepared solutions. The total urease activity was measured in Michaelis-Menten conditions with a conductivity method (Harkes et al., 2010). To do so, the bacterial solution's optical density (OD_{600}) was measured by a spectrophotometer at 600nm wavelength and OD_{600} values varied between 1.6 and 2.1. Then, 3 ml of bacterial suspension was added to 27 mL of 1.11 M urea and the relative conductivity change in [mS/min] was recorded over 5 min at 20 °C. The specific urease activity, equal to relative conductivity change normalized by optical density, was then calculated and the results ranged from 582 to 1 450 (mS/cm/min/OD). Although this values illustrates a wide range of enzyme activity, the biochemical conditions of injected bacterial suspension were favorable for calcite precipitation

in all the cases. The aging of samples is a parameter that wasn't controlled during these experiments.

7.3.1.2 Fixation solution

The fixation solution was identical for all treatment strategies and made up of 0.35 M equimolar concentrations of urea and calcium chloride.

7.3.1.3 Cementation solutions

The cementation solutions varied from a strategy to another and consisted in equimolar concentrations of urea and calcium chloride (0.35M or 0.75 M depending on the treatment strategy).

7.3.1.4 Injection of the solutions

In all experiments, the bacterial, fixation and cementation solutions were injected into the specimens by percolation from the surface and the transport of liquids was the result of gravity and capillary forces. These injections consisted of the following steps, repeated different times according to the treatment strategies:

1. Percolation of the bacterial suspension at a flow rate of 25 mL/min. Effluent samples were collected to trace the bacteria leaching and OD_{600} was measured every 2 minutes.
2. After an hour, percolation of the fixation solution at a flow rate of 25 mL/min. Effluent was sampled to trace the bacteria leaching and OD_{600} was measured every 2 minutes.
3. After 24 hours, percolation of the cementation solution at a flow rate of 25 mL/min. A rest period of 24 hours was observed for reaction to have place.

At the end of each step the bottom valve was closed to allow reactions to take place within the specimens. The volumes and concentrations of all solutions are detailled in the following section.

7.3.2 Treatment strategies

To evaluate the effect of concentrations and number of injections, the injection procedure varied as presented in Table 7.1. The philosophy behind this variation was mainly to (1) evaluate if it necessary to inject new bacteria prior to the injection of new cementation solutions, and (2) if the

fixation solution is mandatory. A series of five treatment strategies (A to E) were elaborated to test these hypotheses. Each treatment strategy was repeated twice.

In strategy “A”, 0.3 pore volume (PV) of bacterial suspension was injected followed by 0.3 PV of fixation solution separated by a rest period of one hour. After 24 hours, 1 PV of 0.3 M equimolar cementation solution was injected, followed by a rest period of 24 hours. The whole process was repeated three times.

Strategy “B” consisted in injecting 0.35PV of bacterial suspension followed by 0.3 PV of fixation solution after 1 hour, and 2 PV of 0.3 M equimolar cementation solution in two steps, respectively after 24 hours and 48 hours. The whole process was repeated two times.

Strategy “C” consisted in injecting 0.3 PV of bacterial solution, 0.35 PV of fixation solution after 1 hour and 3 PV of 0.35 M-cementation solution in three steps, respectively after 24, 48 and 72 hours.

Whereas strategies “D” and “E” aimed to test high concentrations and consisted in injection 1 PV of bacterial suspension, followed by same volumes of 0.75 M equimolar cementation solutions; no fixation solution was injected between the bacterial and cementation solutions for the “E” case. For strategy “E”, 1 PV of fixation solution is introduced following the bacterial suspension. Then, three pore volumes of cementation solution are injected in three shots respectively after 24, 48 and 72 hours.

7.3.3 Monitoring methods

7.3.3.1 Optical density

The measurement of the OD_{600} at the effluent reveals the concentrations of bacteria leached out of the specimens. The normalized bacteria concentrations were measured as a function of the number of pore volumes introduced in the samples for the different strategies tested. The normalized bacteria concentration is calculated as the ratio of the measured OD_{600} of effluent on the initial OD_{600} of the injected solution before injection. Enzyme activity of effluent was not tracked during test because of uncontrolled parameter of aging.

7.3.3.2 Calcium carbonate concentrations

To investigate the amount and spatial distribution of the calcite precipitation along the specimens, an hydrochloric acid dissolution technique was used. Following each erosion tests, sub-samples were collected at 2, 4, 8, 12, and 14 cm depth from the top of the specimens and oven-dried at 100˚C for 24 hours. The dry mass (M_{sb}) was then weighed before being soaked in a 3-pH hydrochloric solution for 24 hours. The effluent was drained using a 2.5 μm filter paper and the remaining material was oven-dried for 24 hours before being weighed (M_{sa}) to determine the calcium carbonate content as eqaution [7.1]

$$CaCO_3\ content\ (\%) = \frac{M_{sb}-M_{sa}}{M_{sa}} \times 100\ \% \qquad [7.1]$$

7.3.3.3 Local hydraulic conductivities

Hydraulic conductivities at the top (k_1) and the bottom (k_2) of the specimen were evaluated based on the local hydraulic gradients from piezometric ports, respectively for charging and discharging. k_1 and k_2 illustrate hydraulic conductivities between elevations of 25-75 mm and 75-125 mm from the bottom of specimen, respectively. Temperatures were recorded to normalize all hydraulic conductivities to 20 ℃.

7.3.3.4 Fine particle leaching

The soil collection system was designed to continuously retrieve the washed-out particles using a filtration system. This system was composed of a double colander whose finest and largest opening were respectively 0.064 mm and 5 mm. The eroded fine particles were retrieved for each hydraulic gradient stage, i.e. during 10 minutes. The soil collector system was then substituted by an empty one and the eroded fines were put in a recipient to be dry-oven for 24 hours before being weighed.

7.3.3.5 Exit waterflow

The exit flow rate was measured after 1, 2, 4, 7, and 10 min for each hydraulic gradient stage. The results presented in this work correspond to the mean values of recorded waterflows for each hydraulic gradient stage.

7.4 Results

The erosion test conducted on the untreated soil showed piping at a gradient of 0.7 and the total mass of eroded fine particles was 22 330 g/m^2. The ratio between hydraulic conductivities during charging (*pre*-erosion) and discharging (*post*-erosion) ranges between 2.13 and 72.44 for the top (k_1) and bottom (k_2) hydraulic conductivities. During discharging, the water flow rate measured under a gradient of 0.3 was equal to 7.98 cm^3/s compared to 0.11 cm^3/s during charging.

The effect of the treatment strategies on the distribution of calcium carbonate along the specimens, the variability of hydraulic properties and the erosional behavior are presented in the following sections. Each treatment strategy was repeated twice, and the results correspond to mean values and standard deviations.

7.4.1 Bacteria leaching

Figure 7.2 illustrates the normalized bacteria concentrations measured at the effluent as a function of the number of pore volumes introduced in the samples for the different treatment strategies. The comparison of the effluent concentrations curves for the different strategies revealed that the maximum concentration was observed for strategies D and E, reaching respectively 63 % and 62 % of the introduced concentration. For strategy C, the concentrations at the effluent were lower with a peack equal to 45 % of the injected concentration. Alternation of injected reagent solutions enhanced adsorption of bacterial suspension. Indeed, the first injection in strategies A and B follows the same breakthrough curve as in strategy C, but the second injection showed a maximum concentration of only 26 % of the injected one. The last injection in strategy C showed that only 17 % of the initial concentration was leached out of specimen. Thus, the distribution of bacteria in the specimen is more uniform when injecting the bacterial solution in several stages rather than in only one.

7.4.2 Calcium carbonates distribution

The calcite content measured at depths 2, 4, 8, 12 and 14 cm from the top are presented in Figure 7.3. The distribution of the calcite along specimen columns depends on the treatment strategy and the alternation of injections leads to a more homogeneous distribution. Indeed, the most uniform treatment among all the tested strategies was observed for strategy A, in which the variation of the

calcite content from top to bottom was only equal to 0.05 %. On the contrary, strategy D showed the highest variation along the column and a clogging near the injection point. The comparison of the results obtained for strategies D and E show that the treatment is more uniform in the last case. This observation demonstrates that the fixation solution plays an important role in the adsorption of bacteria while assessing parameters of effluent normalized bacteria concentrations, calcium carbonate content and variance of $CaCO_3$ distributions along specimen. The absence of fixation solution facilitated the migration of the bacterial suspension through and out of the specimen while calcite content is higher in the top compared to bottom. In the latest, bacteria leaching was continuous during injection of cementation solution and lasts longer.

The overall quality of treatment is function of normalized enzyme activity parameter and ammonium concentrations (Harkes et al., 2010). As enzyme activity of injected bacterial suspension showed heterogeneities and dispersions, this parameter wasn't considered in the actual work and conclusions couldn't be dressed as the parameter of effluent specific enzyme activity and ammonium concentrations weren't not registered for this work.

The lowest biomineralization was observed for strategy C. In the case of strategy B, highest contents of calcite were observed at the middle of the column and the uniformity is enhanced compared to strategy C. Nevertheless, the measured calcite content must be compared to the theoretical content for each strategy to conclude on its efficiency. Theoretical hydrolysis rate was calculated as the ratio of effective produced calcite content and the expected value calculated from injected concentrations. The obtained theoretical hydrolysis rate for strategies A, B and C was equal to 85 %, 65 % and 35 % respectively. This observation demonstrates that the alternation of bacterial, fixation and cementation solutions improves the efficiency of MICP. Moreover, hydrolysis rates calculated for strategies D and E were similar and respectively equal to 74 % and 75 %. Therefore, the fixation solution highly impacts the homogeneity of treatment but has no effect over the biochemical process.

Overall, the homogeneity is optimized when injections of bacterial, fixation and cementation solutions are alternated. Also, the injection of low-concentrated fixation solution prevents the clogging near the injection point.

7.4.3 Erosion behavior

7.4.3.1 Fine particles loss

The amount of fine particles washed out of samples was measured as a function of the applied hydraulic gradient and the total mass (M_e) was normalized per unit area. The amount of washed-out fine particles dropped significantly after MICP treatment (Figure 7.4) and this parameter is directly linked to the injection strategy and the uniformity of calcite in the specimen. Strategy A showed the highest efficiency of treatment, close to 100 %, as the total eroded mass was only 63 g/m^2. Strategy C showed lower efficiency as the total eroded mass was equal to 6 301 g/m^2, which corresponds to a reduction of only 72 % compared to the untreated soil. The theory of Lafleur et al. (1989) suggests that all strategies lead to the specimen at equilibrium (M_e is less than 2 500 g/m^2), except strategy C. The results for strategies D and E did not reveal a big difference over piping phenomena.

7.4.3.2 Critical hydraulic gradients

The critical hydraulic gradient (i_{cr}) is defined as the gradient corresponding to initiation of suffusion that's to say the gradient when the fine particles are detected at the effluent. Critical hydraulic gradients for the different strategies are listed in Figure 7.4. MICP treatment triggered a significant increase in the critical gradient for all specimens (higher than 5 times the critical hydraulic gradient of the untreated sand), except strategy C. This strategy did not show any increase compared to the untreated soil and the critical gradient was equal to 0.7. Strategy A resists to a gradient of 8 and fine particles were only detected at the outlet at a gradient of 10. Therefore, the critical hydraulic gradient increases when injecting the bacteria in several stages. Strategies D and E started to erode at an hydraulic gradient of 5 in both cases.

7.4.3.3 Seepage flow rate

The flow rate was measured during charging and discharging to assess the hydraulic behavior of sand specimens before and after erosion. Figure 7.5 illustrates the outlet specific discharge as a function of the applied hydraulic gradients during charging (q_L) and discharging (q_{Un}) for the different strategies. The overall evolution of the outlet specific discharge follows the same trending for all specimen. The specimen treated with strategies A and E showed an "elastic" behavior as no

difference was revealed between charging and discharging. The overall porosity of bio-treated specimens is unchanged following erosion, which is comparable to the results reported by Ning-Jun et al. (2017).

Strategies B, C and D showed a higher specific discharge during discharging compared to charging. The difference did not exceed a ratio of 2.5 (strategy C) and is due to the huge piping that occurs following suffusion (M_e = 6 301 g/m^2). The maximal specific discharge for all specimen ranges between 0.20 and 0.35 cm/s at an applied hydraulic gradient equal to 10.

7.4.3.4 Local hydraulic conductivities

Figure 7.6 illustrates the evolution of hydraulic conductivities at the top (k_1) and at the bottom (k_2) of the specimens as a function of the applied hydraulic gradient during charging and discharging. The results for strategy A showed a uniform hydraulic response as hydraulic conductivities are almost equal at the top and bottom until the hydraulic gradient reaches 8. At this point, the top hydraulic conductivity is lower than the bottom one. Fine particles start moving out of specimen and piping occurs at an applied hydraulic gradient equal to 10 as detailed in the previous sections. Note that during charging both hydraulic conductivities decreases starting from an applied gradient of 1. This observation is due to the increase of effective stresses with the hydraulic gradients. During discharging, the hydraulic conductivity at the bottom (k_2) is higher than the top one (k_1) and remains higher until the end of the erosion test. That means that piping in this case starts at the bottom part of specimen. During discharging, hydraulic conductivities increases uniformly as function of applied hydraulic gradients following the same path as during charging.

The hydraulic behavior of strategy B is totally different. At the beginning of the erosion test, the hydraulic conductivity is higher at the bottom compared to the top, which follows the calcium carbonates distribution. As the hydraulic gradient is increased, the bottom hydraulic conductivity becomes lower than the top one, starting from a hydraulic gradient of 0.7. Fine particles start migrating from top to bottom. Following piping observed at an applied hydraulic gradient of 5, the bottom hydraulic conductivity increases slightly as cavity is created in the specimen. (k_2) is decreasing for a hydraulic gradient ranging between 8 and 10 as fine particles are moving within specimen. During discharging, hydraulic conductivity is higher at the top compared to bottom and a clogging is observed at the bottom of the specimen.

The evolution of hydraulic conductivities for strategy C is less uniform. In the beginning of the erosion test, the bottom hydraulic conductivity (k_2) is lower than the top one (k_1). As piping occurs (i = 0.7), (k_1) decreases and k_2 increases as a result of the reorganization of the particles in the specimen. Note that no loss of fine particles was detected or a gradient between 0.9 and 5. When the hydraulic gradient reaches 5, both hydraulic conductivities increases, showing a cavity formation all over the specimen. During discharging, both parameters were equal and increases continuously until the end of this step as sign of specimen expansion.

Hydraulic conductivity measured at the bottom for strategy D was higher than the top one, which confirms the bio-clogging observed at the injection point. As the applied hydraulic gradient increases, the bottom hydraulic conductivity decreases while the top one remains constant. Following piping, top hydraulic conductivity increases in relation with the pore volume augmentation and the migration of fine particles. The bottom hydraulic conductivity was reduced starting from an hydraulic gradient of 8. During discharging, the top of the specimen was more permeable than the bottom.

On the contrary, the hydraulic behavior of strategy E is more uniform as bottom and top hydraulic conductivities were equal at the beginning of erosion test. Internal migration of fine particles started at an hydraulic gradient of 1 when the top hydraulic conductivity increases and remains higher than the bottom one until the end.

Dispersion of biomineralization in these two last strategies affects local hydraulic conductivities trending and the uniformity of the hydraulic response is directly linked to the homogeneity of treatment. In general, treated samples showed a stable hydraulic conductivity between charging and discharging at top and bottom of the specimens, respectively.

7.5 Conclusion and discussion

In this study, a series of experimental tests were performed to optimize the injection strategy for MICP in terms of homogeneity of treatment at a micro-scale level and its impact on hydraulic and erosional behavior of internally unstable material. The following conclusions can be drawn from these tests:

1. The comparison of two similar injection methods with and without a fixation solution leads to investigate its effect on bacterial suspension transport and calcium carbonate distribution.

The injection of fixation solution prevents clogging near the injection point and stimulates the transport of bacteria along the treated soil. Moreover, the fixation solution improves the adsorption of bacteria into sand and nucleation sites are promoted. Nevertheless, specimen treated with or without fixation solution showed no big difference in terms of overall erosional and hydraulic responses.

2. The optimal uniformity of biomineralization was observed for strategies based on alternation of reagents solutions. The injection of bacterial suspension in three steps (Strategy A) leads to generate the most optimal and uniform treatment while using less concentrations and volumes. Moreover, it prevents the loss of fine particles and increases the critical hydraulic gradient. Micro-scale hydraulic response in terms of local hydraulic conductivities was also uniform with this strategy.
3. The reduction of the erosional behavior is enhanced when the uniformity of treatment is controlled and the outlet waterflow showed an “elastic” response during charging and discharging, i.e. before and after erosion occurs.

The results presented in this work were conclusive and leaded to the elaboration of a treatment strategy in non-saturated condition to remediate the erosion of soils. Nevertheless, additional experiment should be performed at larger scales and on different soil grain size distributions for validation.

List of tables

Table 7.1 Treatment program.

Steps	Bacterial suspension	Fixation solution	cementation solution 1	cementation solution 2	cementation solution 3	
Common parameters for all strategies	DO_{600} = 1,8 to 2.4 EA = 582 to 1450 mS/cm/min/DO	[urea/$CaCl_2$] = 0.35 M	1 pore volume	1 pore volume	1 pore volume	
	Varying parameters for the different strategies					
Strategy reference	**Injected volume**	**Injected volume**	**[urea/CaCl2] injected content**	**[urea/CaCl2] injected content**	**[urea/CaCl2] injected content**	**Number of repetitions**
A	0.3 VP	0.3 VP	0.35 M	N.A.	N.A.	**3**
B	0.3 VP	0.3 VP	0.35 M	0.35 M	N.A.	**2**
C	0.3 VP	0.3 VP	0.35 M	0.35 M	0.35 M	**1**
D	1 VP	N.A.	0.75 M	0.75 M	0.75 M	**1**
E	1 VP	1 VP	0.75 M	0.75 M	0.75 M	**1**

List of figures

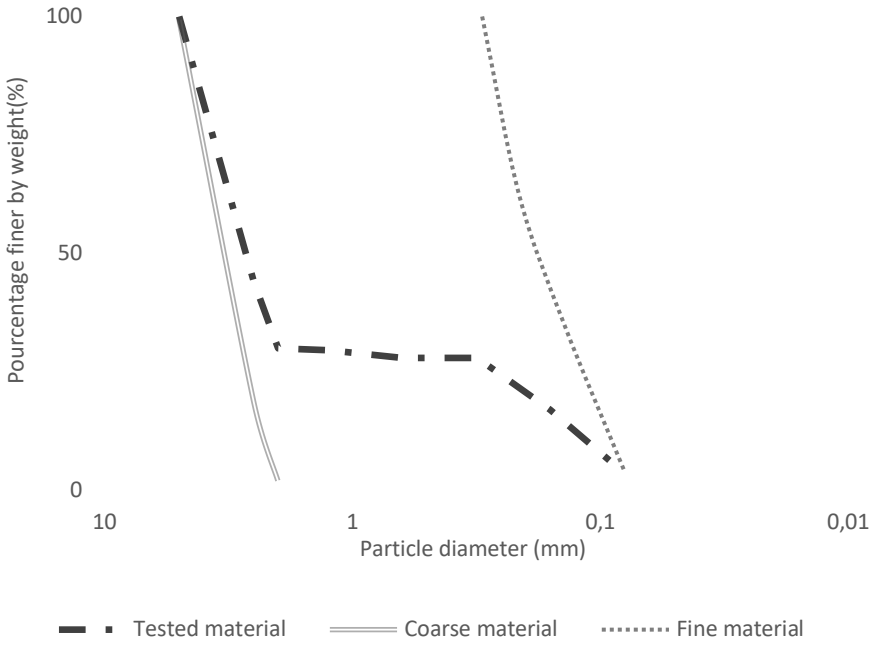


Figure 7.1 Grain size distribution of tested soil.

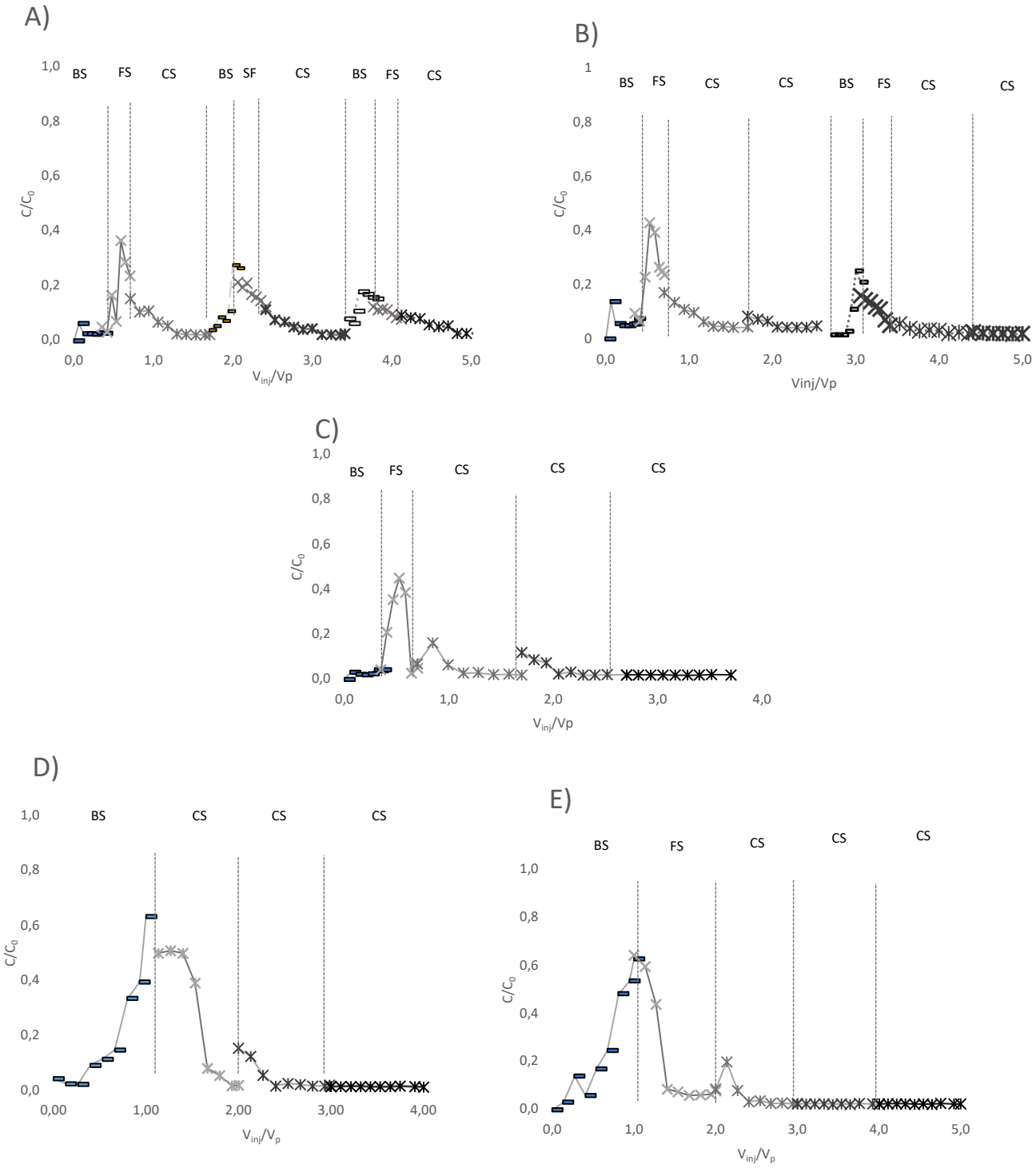


Figure 7.2 Measurements of bacterial concentrations at the effluent for strategies A to E

(BS= bacterial solution, FS= fixation solution and CS= cementation solution)

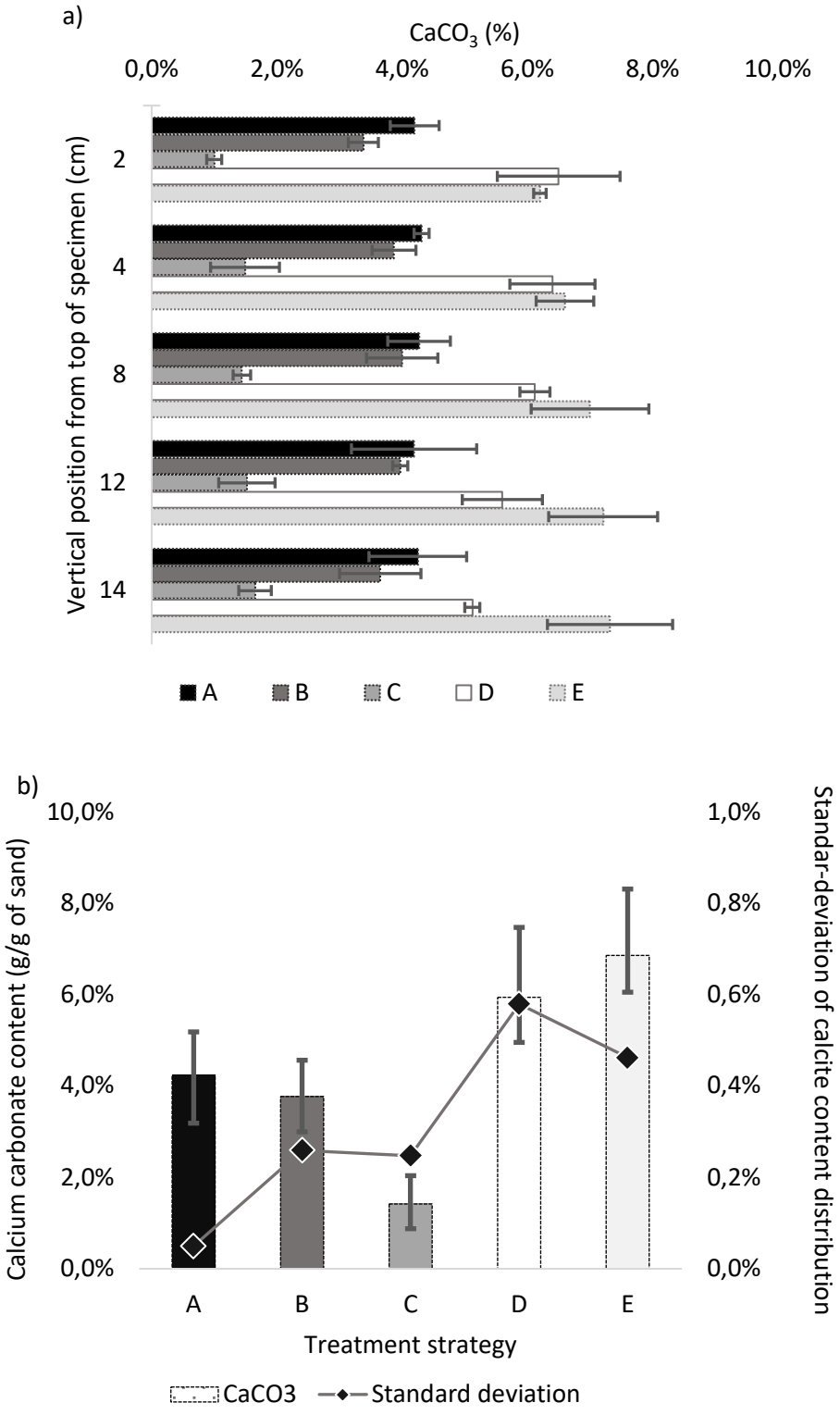


Figure 7.3 Calcite content measurements : a) calcite content distribution along tested specimen and b) mean values and standard deviation for each strategy tested.

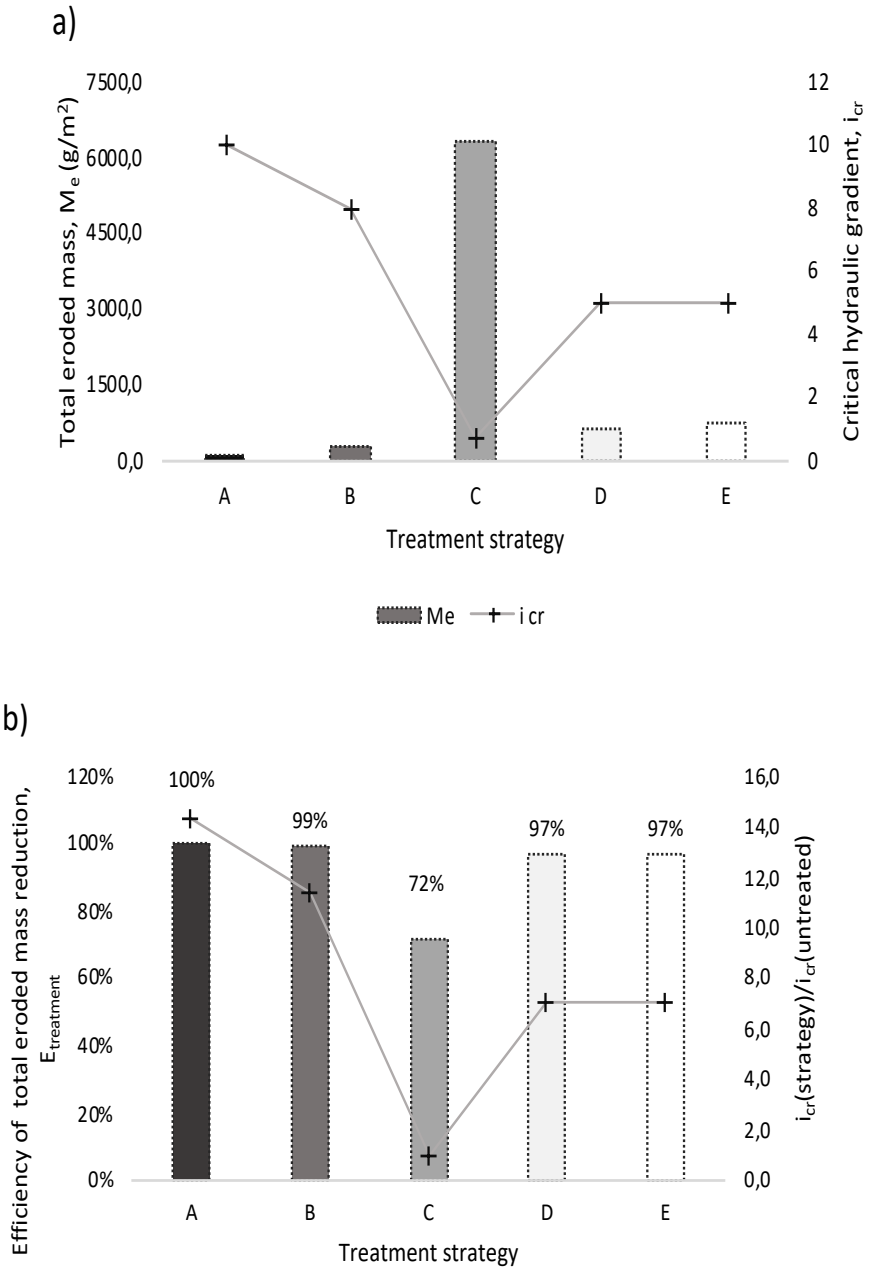


Figure 7.4 Erosional parameters assessment for various strategies testes : a) erosion test results and b) efficiency of treatment.

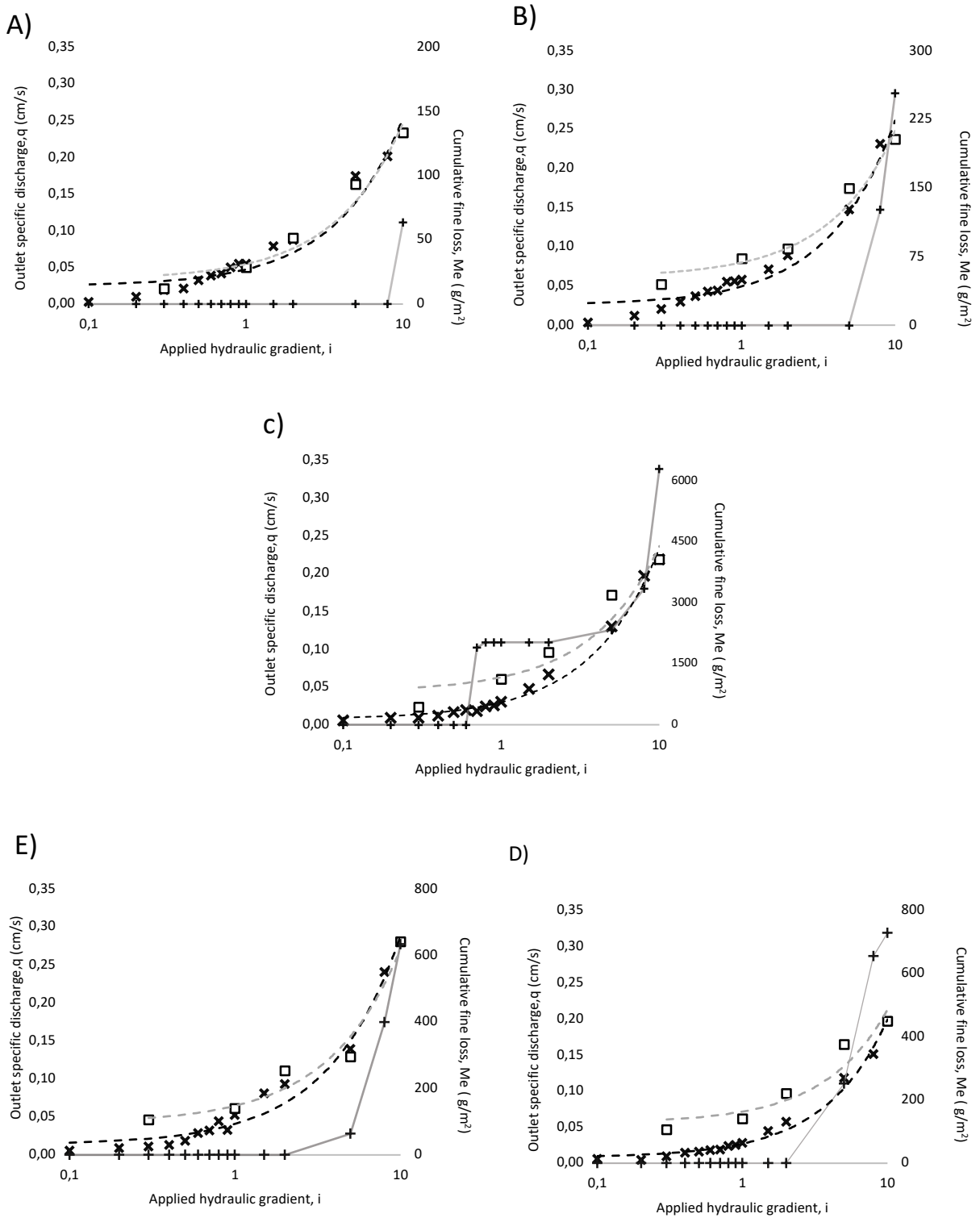


Figure 7.5 Outlet specific discharge during charging (× for qL) and discharging (□ for qUn) and fine particles loss (+ for Me) as function of applied hydraulic gradient for A, B, C, D, E, and F strategies respectively.

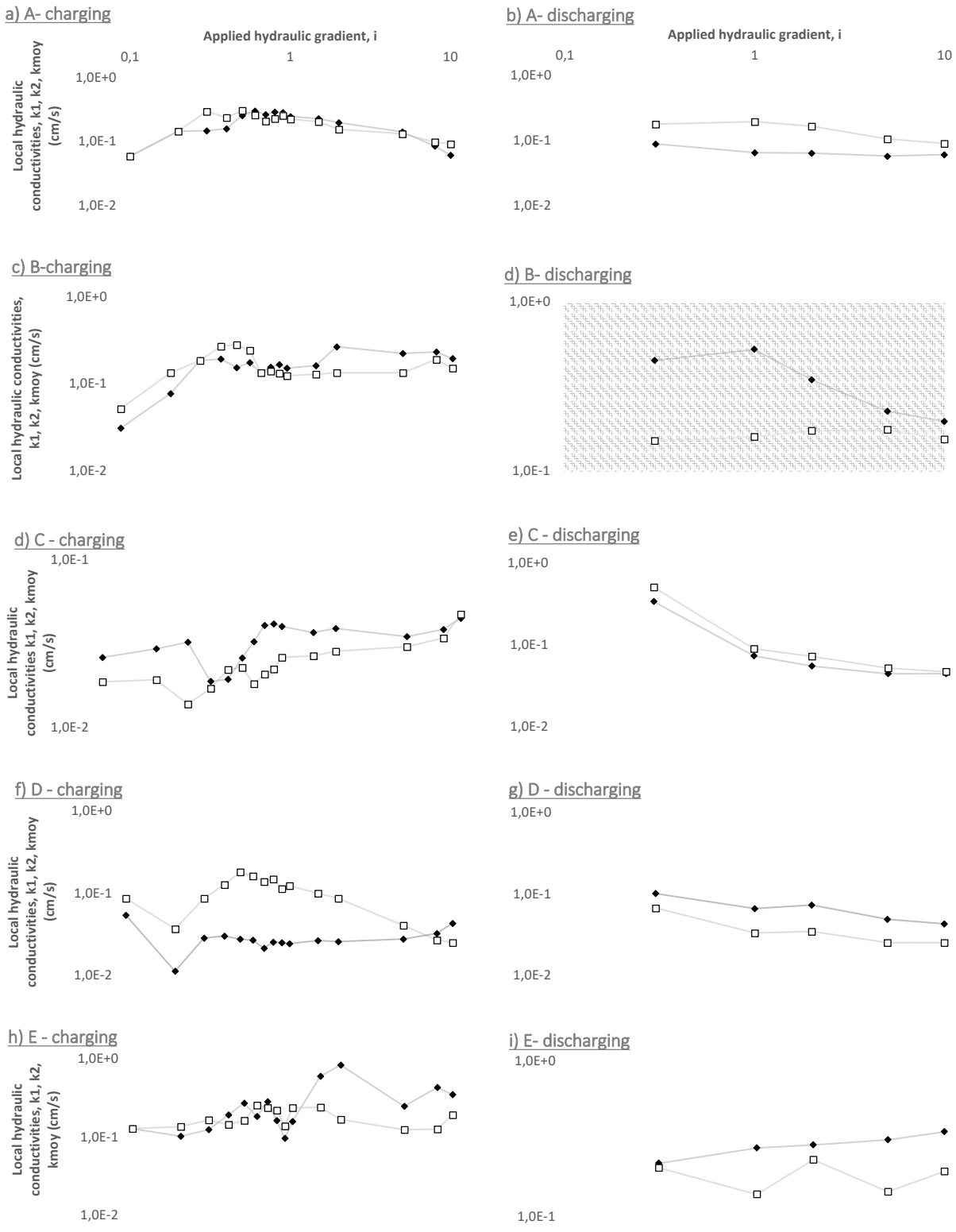


Figure 7.6 Evolution of local hydraulic conductivities (k1 • at top) and (k2 □ at bottom) as function of applied hydraulic gradients during charging and discharging.

CHAPITRE 8 DISCUSSION GÉNÉRALE

Pour mémoire, le projet réalisé dans la cadre de cette thèse visait à répondre à 4 objectifs spécifiques rappelés ci-après. Les articles scientifiques, présentés dans les chapitres 3 à 7, ont permis de répondre, séparément, à ces objectifs spécifiques et la présente section propose une remise en contexte des résultats dans la globalité de l'étude.

1. OS1 : Quantifier expérimentalement le phénomène de suffusion dans un sol granulaire en se basant sur des paramètres géotechniques classiques tels que la charge hydraulique appliquée, la masse de fines lessivées, le débit de sortie et les perméabilités mesurées localement;
2. OS2 : Analyser l'effet de paramètres d'injection tels que la saturation initiale du matériau, le volume de bactéries injecté ou la concentration des réactifs sur l'efficacité du traitement par biocalcification, notamment en ce qui a trait à l'homogénéité du traitement et à la prévention de la suffusion ;
3. OS3 : Proposer une loi empirique de suffusion en fonction de la quantité de calcite produite par biocalcification;
4. OS4 : Optimiser la méthode d'injection pour améliorer l'homogénéité et le rendement du traitement d'un sol sensible à la suffusion.

8.1 Modèle expérimental de caractérisation de la suffusion

Dans le but de quantifier l'érosion dans un milieu granulaire grossier, des essais de suffusion en colonne ont été menés sur des sols reconstitués, particulièrement sensibles à l'érosion interne. Un protocole expérimental a été développé sur la base des recommandations recueillies dans la littérature. Ces essais consistaient essentiellement à injecter de l'eau à charge constante dans un sol, par incréments, selon un écoulement descendant de manière à quantifier les particules fines de l'effluent (masse sèche) tout en mesurant l'évolution de la conductivité hydraulique, du débit à la sortie et de la courbe granulométrique avant et après érosion. Le sol retenu était particulièrement sensible à la suffusion selon divers critères théoriques de la littérature. Cette démarche expérimentale était une approche simple et rapide, facile à reproduire, qui permettait de déterminer le comportement suffusif d'un sol (chapitre 3). Le gradient critique de suffusion ainsi que la masse

totale érodée ont ainsi été identifiés grâce à ce montage expérimental. La variation du débit de sortie mesuré durant l'essai d'érosion a permis de remarquer un début de courbe hystérésis, complétée en appliquant plusieurs cycles de chargement/déchargement jusqu'à rupture de l'échantillon. Par ailleurs, la démarche expérimentale proposée permettrait d'évaluer la performance hydraulique de matériaux granulaires dans la phase de conception d'ouvrages hydrauliques ou lors de l'identification de causes de rupture, à savoir par colmatage/lessivage de fines particules. Une fois le protocole expérimental établi, les essais réalisés visaient à évaluer le comportement d'un matériau biocalcifié, tel que présenté dans les sections suivantes. Toutefois, les conditions hydrauliques, la direction de l'écoulement et les volumes des échantillons devront toujours être réévalués en fonction des conditions du terrain à évaluer.

8.2 Efficacité du traitement par biocalcification

L'interprétation des essais expérimentaux de biocalcification réalisés a permis de mettre en évidence les performances de la technique et d'identifier quelques pistes de recherche à venir. Diverses stratégies et protocoles de traitement par biocalcification ont été testés dans le but d'analyser la production de calcite et de démontrer son efficacité pour prévenir le phénomène d'érosion interne (Chapitre 4, 5 et 6). Dans un premier temps, les volumes injectés de suspension bactérienne ont été variés selon le degré de saturation initial du matériau testé, à savoir 30, 60 ou 80 %. Les solutions de cimentation ont été préparées à base de concentrations équimolaires d'urée et de chlorure de calcium égales à 0.35, 0.75 et 1.4 M. Tous les traitements ont été réalisés avec la méthode de percolation de surface. Ainsi, le transport des réactifs à travers les colonnes de matériau de sable était uniquement le fruit des forces capillaires et de l'effet de gravité.

Les résultats ont démontré que la concentration de calcite précipitée augmente avec le volume de suspension bactérienne injecté et la concentration de solution de cimentation. Par ailleurs, le traitement à faible concentration, équivalente à 0.35 M, offre une meilleure homogénéité à travers l'échantillon. Toutefois, l'étude du lessivage des bactéries a été basée sur la seule mesure du DO_{600} et une étude chimique complémentaire de l'effluent basée sur l'analyse du taux de NH_4^+ à la sortie ainsi qu'un essai traceur préalable permettrait de confirmer ces résultats. De plus, le lessivage des bactéries s'est avéré négligeable lorsque le volume de solution injectée était inférieur à un volume de pores, à l'exception du sol traité à 30 % de saturation qui perdait des fines durant l'essai d'érosion.

Par la suite, l'optimisation de la procédure du traitement à de faibles concentrations de solution de cimentation a été réalisée en alternant l'injection de solution bactérienne et de solution de cimentation. L'effet d'une solution de fixation à faible teneur en sels sur l'homogénéité du traitement a aussi été analysé (Chapitre 7), le but étant de répondre à l'une des majeures limitations qui freine l'exploitation de cette technique à une plus grande échelle. Une analyse de performance des protocoles de traitement a été réalisée à partir du suivi du lessivage de bactéries durant l'injection et de la distribution du taux de calcite à travers les échantillons biocimentés. Les résultats ont montré que l'utilisation d'une solution de fixation prévient le colmatage dû à une forte biocimentation près du point d'injection et permet une meilleure adsorption des bactéries sur la surface des grains de sable. Par ailleurs, la distribution de la calcite à travers l'échantillon est également améliorée. Lorsque l'injection de la solution bactérienne se fait à trois reprises, en alternance avec l'injection de la solution de cimentation, une meilleure tendance d'adsorption a été observée et l'homogénéité du traitement a été optimale.

Tous les paramètres chimiques liés à la précipitation ont été évalués après avoir soumis les échantillons à l'essai d'érosion, quelques incertitudes sont donc à prendre en considération lors de l'utilisation des modèles dépendant du taux de calcite produite.

On note que, pour tous les essais réalisés avec injection d'une solution de fixation, la mesure du taux de $CaCO_3$ précipité à travers les échantillons a permis de conclure que la teneur en calcite est beaucoup plus concentrée en bas des échantillons, sauf pour la procédure d'injection effectuée sans introduction de la solution de fixation. En effet, le transport de solution dans un milieux poreux en conditions non saturées dépend de paramètres tels que la valeur d'entrée d'eau (WEV) et la valeur d'entrée d'air (AEV). Une étude expérimentale de la courbe de rétention d'eau du sol testé permettrait de mieux comprendre les résultats présentés dans cette étude. Aussi, la précipitation observée semble avoir lieu sur les particules les plus fines. Une étude se basant sur l'impact de pourcentage de fines dans le sol sur le rendement de la précipitation de calcite compléterait les résultats de cette étude.

8.3 Érosion des sols biocimentés

La loi de suffusion des matériaux biocimentés en fonction du taux de calcite produite a été fondée sur les résultats expérimentaux recueillis (Chapitre 6). Le gradient hydraulique critique suit une fonction hyperbolique du type TANH et la masse totale érodée est illustrée par une équation

hyperbolique inverse COTANH. Les coefficients des deux équations dépendent de l'efficacité du traitement, de la qualité des ponts de calcite précipités, du comportement suffusif et des propriétés géotechniques (notamment la porosité, la distribution granulométrique et la teneur en fines) du matériau brut. Cette hypothèse a été admise en se basant sur l'observation des résultats préliminaires et l'allure des équations mathématiques TANH et COTANH. Une étude numérique plus approfondie reproduisant les conditions initiales et conditions limites des essais de traitement et essais en colonne effectués tout en variant les paramètres liés à l'efficacité du traitement ainsi que les propriétés du sol initiales permettra de valider le modèle empirique suggéré et l'identification des paramètres de calage. Notons aussi que l'analyse expérimentale a été réalisée sur une granulométrie unique et la variation du pourcentage de fines présentes dans le sol et des propriétés géotechniques du sol risquent d'influencer les résultats suggérés.

Cette procédure expérimentale a permis l'étude du comportement hydraulique d'un matériau biocimenté initialement sensible à la suffusion. Les résultats démontrent que la technique de biocalcification améliore la réponse hydraulique générale du matériau biotraité en termes de gradients hydraulique critiques, de débit hydraulique de sortie et de masse de fines lessivées. Les échantillons traités ont démontré une réponse à l'équilibre face à l'érosion interne en termes de masses de fines lessivées dès que la précipitation de calcite produite par biotraitement est supérieure à 4 %. Le gradient hydraulique critique était supérieur à 5 pour tous les échantillons, à l'exception de l'échantillon traité à 30 % de volume de pores de suspension bactérienne et de 0.35 M de solution de cimentation. Dans ce dernier cas, le gradient hydraulique critique était égal à 0.7, mais la masse totale de fines lessivée a été, tout de même, réduite en comparaison avec le sol non traité. La teneur en calcite mesurée pour ce traitement équivaut à seulement 1.42 %. Il est à noter que le lessivage des fines a été observé pour le sol avant traitement lorsque celui-ci a également été soumis à un gradient hydraulique équivalent à 0.7.

Ultimement, un protocole basé sur l'alternance d'injection de bactéries et de solution de cimentation à de faible volumes, ainsi que sur l'injection d'une solution de fixation à faible salinité s'est avéré efficace pour traiter les échantillons. Cette étude a été menée sur le plan microscopique, évaluant le comportement local du biomatériau. L'utilisation d'une solution de fixation dont la concentration en sels est faible semble ne pas avoir d'effet direct sur le comportement hydraulique général en termes de gradient hydraulique critique et perméabilité des échantillons biocimentés sous les mêmes conditions. L'alternance des injections, quant à elle, améliore l'adsorption des

bactéries à travers l'échantillon et l'homogénéité de la distribution de calcite produite. Aussi, la réponse du comportement suffusif du matériau biocalcifié est liée directement à l'homogénéité du traitement. En effet, la quantité de particules fines lessivées est complètement annulée et le gradient hydraulique critique est maximal lorsque l'uniformité du traitement est optimale. La vitesse de décharge et le débit d'écoulement suivent une fonction linéaire dont la pente est invariable entre le chargement et le déchargement au cours de l'essai d'érosion lorsque le traitement est optimal. Cette observation est absente pour le sol brut non traité, pour lequel les paramètres hydrauliques (perméabilité et débit) varient avant et après l'érosion. Aussi, la conductivité hydraulique analysée localement est uniforme à travers l'échantillon lorsque la distribution de calcite précipité est uniforme.

Dans la présente recherche, les essais d'érosions avaient pour but d'évaluer l'effet de l'écoulement de l'eau sur un sable traité par biocalcification, aucune étude de l'influence de la composition chimique de l'eau utilisée n'a été réalisée. Il serait dès lors judicieux de mener une étude sur l'impact de l'acidité de l'eau sur l'érosion dans le sol due à la dissolution de calcite pour un meilleur contrôle de la conservation et la maintenance du traitement à long terme.

CHAPITRE 9 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

Le processus de bio minéralisation, basé sur l'injection de bactéries et nutriments, permet de stabiliser le comportement suffusif d'un sol particulièrement sensible à l'érosion interne grâce aux liens de calcite créés au niveau des contacts particules à particules.

Pour conclure, ce projet s'inscrit dans une démarche originale qui a permis de mieux maîtriser les lois et mécanismes mis en place lors du traitement par biocalcification d'un matériau granulaire suffusif, en plus d'une loi de comportement vis à vis l'érosion interne des sols bio-cimentés. Cela représente un pas d'avancement dans ce domaine de recherche qui ouvrira d'autres opportunités de recherche dans les domaines de mécanique des sols, écoulements non saturés dans un milieu poreux, biochimie, et géochimie.

Certes, le modèle expérimental de caractérisation de suffusion proposé dans la présente étude est valide et a démontré une bonne reproductibilité des résultats, mais les essais ont été uniquement validés pour un type de granulométrie et ont été limités à un écoulement unidimensionnel descendant. Ainsi, l'extrapolation de ce protocole expérimental à d'autres distributions granulométriques de même que la validation des essais pour d'autres applications telles que l'érosion des puits pétroliers ou encore les puits de géothermie, en prenant en compte les conditions d'écoulement propres à chaque cas d'étude, permettrait de résoudre un problème majeur dans le domaine de géotechnique à savoir l'érosion et ce pour diverses applications. Le modèle pourrait être élargi aux problèmes d'érosion dans les puits et les forages non traités dans cette étude. Aussi, cette thèse s'est concentrée sur l'étude du comportement hydraulique d'un matériau suffusif. Il est à noter qu'en pratique l'apparition de dommages liés à ce phénomène de suffusion est souvent liée à d'autres problèmes géotechniques tels que la liquéfaction, le gel/dégel et la perte de capacité portante. Une étude de matériaux sensibles à ces problèmes combinés est à prévoir dans le futur pour mieux simuler les conditions in-situ.

La prévention de l'érosion interne dans les sols granulaires par la technique de biocalcification a été démontrée et une loi de suffusion pour les sols biocimentés a été établie, dans la présente étude, sur une échelle d'échantillons reconstitués au laboratoire. L'utilisation d'un sol naturel ainsi que l'extrapolation des dimensions sur une échelle pilote permettront de valider tous les résultats recueillis et donc d'adapter les différents modèles empiriques à l'échelle industrielle et aux réalités de terrain. Les paramètres d'injection tels que le taux d'infiltration, les concentrations de réactifs,

les volumes injectés, le nombre d'injections et la durée du traitement doivent donc être adaptés aux conditions *in-situ*. L'application de ce modèle nécessite une étude d'incertitudes poussée vis-à-vis de l'utilisation de la méthode des moindres carrés pour l'obtention des paramètres des lois établies dans le présent travail.

Les essais d'érosion ont été menés sur un matériau biocalcifié sous différentes conditions d'injection. Les analyses avaient pour objectif de limiter les ressources en bactéries et en réactifs afin de limiter les coproduits (ammonium) rejetés dans l'environnement tout en augmentant l'efficacité du traitement. Une analyse chimique basée sur le dosage du taux d'ions d'ammonium (NH_4^+) dans l'effluent ainsi qu'un échantillonnage physico-chimique d'ammoniac (NH_3) diffusé dans l'air sauraient approfondir cette hypothèse. Enfin, une étude économique détaillée incluant le coût des réactifs ainsi que le matériel et équipements nécessaires à une grande échelle, la main-d'œuvre et la mise en place des différentes étapes seront nécessaires avant l'application à une échelle industrielle. Finalement, la mise en place d'un processus de maintenance et de suivi de contrôle de qualité post-traitement assurera l'amélioration du rendement de ce procédé et son acceptation aux plans social et environnemental.

LISTE DE RÉFÉRENCES

Abdoulaye, N., Ouahbi, T., Taibi, S., Fleureau, J. M., Anne, P., & Souli, H. (2014). *Analyse numérique de la stabilité interne des milieux granulaires par la Méthode des Eléments Discrets (DEM)*. Communication présentée à 32e Rencontres Universitaires de Génie Civil (AUGC 2014), Orléans, France.

Achal, V., & Mukherjee, A. (2015). A review of microbial precipitation for sustainable construction. *Construction and Building Materials, 93*, 1224-1235. doi:10.1016/j.conbuildmat.2015.04.051

Al Qabany, A., & Soga, K. (2013). Effect of chemical treatment used in MICP on engineering properties of cemented soils. *Geotechnique, 63*(4), 331-339. Tiré de <Go to ISI>://WOS:000315281400007

Al Qabany, A., Soga, K., & Santamarina, C. (2012). Factors Affecting Efficiency of Microbially Induced Calcite Precipitation. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, 138*(8), 992-1001. Tiré de <Go to ISI>://WOS:000312703600011

Al-Thawadi, S. (2011). Ureolytic bacteria and calcium carbonate formation as a mechanism of strength enhancement of sand. *Journal of Advanced Science and Engineering Research, 1*, 98-114.

Amin, M., Zomorodian, S. M. A., & Okelly, B. C. (2017). Reducing the hydraulic erosion of sand using microbial-induced carbonate precipitation. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers: Ground Improvement, 170*(2), 112-122. doi:10.1680/jgrim.16.00028

Arulanandan, K., & Perry, E. B. (1983). Erosion in Relation to Filter Design Criteria in Earth Dams. *Journal of Geotechnical Engineering, 109*(5), 682-698.

Bachmeier, K. L., Williams, A. E., Warmington, J. R., & Bang, S. S. (2002). Urease activity in microbiologically-induced calcite precipitation. *Journal of Biotechnology, 93*(2), 171-181. doi:10.1016/s0168-1656(01)00393-5

Bachus, R. C., Clough, G. W., Sitar, N., Shafii-Rad, N., Crosby, J., & Kaboli, P. (1981). Behavior of Weakly Cemented Soil Slopes under Static and Seismic Loading Conditions. Volume II. *Report - Stanford University, John A. Blume Earthquake Engineering Center,* (52).

Bang, S. S., Galinat, J. K., & Ramakrishnan, V. (2001). Calcite precipitation induced by polyurethane-immonilized bacillus pasteurii. *Enzyme Microbial Technol, 28*, 404-409.

Bendahmane, F., Marot, D., & Alexis, A. (2008). Experimental parametric study of suffusion and backward erosion. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, 134*(1), 57-67. doi:10.1061/(asce)1090-0241(2008)134:1(57)

Bonelli, S. (2012). *Erosion des géomatériaux : érosion interne et de surface*. Cachan cedex, France: hermes-sciences.

Bouwer, E. J., Rijnaarts, H. H. M., Cunningham, A. B., & Gerlach, R. (édit.). (2000). *Biofilms in Porous Media*: Wiley-Liss.

Bradford, S. A., Tadassa, Y. E., & Pachepsky, Y. (2006). Transport of Giardia and manure suspensions in saturated porous media. *Journal of Environmental Quality, 35*(3), 749-757. doi:10.2134/jeq2005.0226

Briaud, J.-L., Ting, F. C. K., Chen, H. C., Gudavalli, R., Perugu, S., & Wei, G. (1999). SRICOS: Prediction of scour rate in cohesive soils at bridge piers. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, 125*(4), 237-246. doi:10.1061/(ASCE)1090-0241(1999)125:4(237)

Briaud, J. L., Ting, F. C. K., Chen, H. C., Cao, Y., Han, S. W., & Kwak, K. W. (2001). Erosion function apparatus for scour rate predictions. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, 127*(2), 105-113. doi:10.1061/(ASCE)1090-0241(2001)127:2(105)

Burenkova, V. V. (1993). *Assessement of suffusion in noncohesive and graded soils.* Communication présentée à 1st Conference on Geo-Filters, Karlsruhe, Germany (p. 357-360).

Castanier, S., Le Metayer-Levrel, G., Orial, G., Loubiere, J. F., & Perthuisot, J. P. (Jun 17-19 2000). *Bacterial carbonatogenesis and applications to preservation and restoration of historic property.* Communication présentée à International Conference on Microbiology and Conservation (ICMC), florence, italy (p. 203-218).

Castanier, S., Le Metayer-Levrel, G., & Perthuisot, J. P. (1999). Ca-carbonates precipitation and limestone genesis - the microbiogeologist point of view. *Sedimentary Geology, 126*(1-4), 9-23. doi:10.1016/s0037-0738(99)00028-7

Cedergren, H. R. (1980). *Seepage, drainage and flow nets.* (3rd^{e} éd.). New York.

Cedergren, H. R. (1985). *Design of Drainage Systems for Embankments and Other Civil Engineering Works* (p. 109-119).

Cedergren, H. R. (1988). Why all important pavements should be well drained. *Transportation Research Record,* (1188), 56-62.

Chang, D. S., & Zhang, L. (2011). A stress-controlled erosion apparatus for studying internal erosion in soils. *Geotechnical Testing Journal, 34*(6). doi:10.1520/gtj103889

Chang, D. S., & Zhang, L. M. (2013). Extended internal stability criteria for soils under seepage. *Soils and Foundations, 53*(4), 569-583. doi:10.1016/j.sandf.2013.06.008

Chapuis, R. (2004). Permeability Tests in Rigid-Wall Permeameters: Determining the Degree of Saturation, its Evolution, and its Influence of Test Results. *Geotechnical Testing Journal, 27*(3), 304-313.

Chapuis, R. (2016). *Testing for internal erosion and evaluating quantitatively the observable facts*. Communication présentée à the 69th Canadian Geotechnical Conference, Vancouver, British Colombia, Canada.

Chapuis, R. P. (1992). similarity of internal stability-criteria for granular soils. *Canadian Geotechnical Journal, 29*(4), 711-713. doi:10.1139/t92-078

Chapuis, R. P., & Aubertin, M. (2003). On the use of the Kozeny-Carman equation to predict the hydraulic conductivity of soils. *Canadian Geotechnical Journal, 40*(3), 616-628. doi:10.1139/t03-013

Chapuis, R. P., Baass, K., & Davenne, L. (1989). Granular soils in rigid-wall permeameters. Method for determining the degree of saturation. *Canadian geotechnical journal, 26*(1), 71-79.

Chapuis, R. P., Contant, A., & Baass, K. (1991). Segregation of 0-20 mm crushed stone during placement and compaction, and internal instability during cyclic loading, depending on grain size distribution. *Canadian Geotechnical Conference,* (pt 1), 6/1-6/9.

Chapuis, R. P., Contant, A., & Baass, K. A. (1996). Migration of fines in 0-20 mm crushed base during placement, compaction, and seepage under laboratory conditions. *Canadian Geotechnical Journal, 33*(1), 168-176.

Cheng, L., & Cord-Ruwisch, R. (2012). In situ soil cementation with ureolytic bacteria by surface percolation. *Ecological Engineering, 42*, 64-72. Tiré de <Go to ISI>://WOS:000303145800008

Cheng, L., & Cord-Ruwisch, R. (2014). Upscaling Effects of Soil Improvement by Microbially Induced Calcite Precipitation by Surface Percolation. *Geomicrobiology Journal, 31*(5), 396-406. Tiré de <Go to ISI>://WOS:000332198200003

Cheng, L., Cord-Ruwisch, R., & Shahin, M. A. (2013). Cementation of sand soil by microbially induced calcite precipitation at various degrees of saturation. *Canadian Geotechnical Journal, 50*(1), 81-90. Tiré de <Go to ISI>://WOS:000315205300008

Cheng, L., & Shahin, M. A. (2016). Urease active bioslurry: A novel soil improvement approach based on microbially induced carbonate precipitation. *Canadian Geotechnical Journal, 53*(9), 1376-1385. doi:10.1139/cgj-2015-0635

Cheng, L., Shahin, M. A., & Cord-Ruwisch, R. (2014). *Soil Stabilisation by Microbial-Induced Calcite Precipitation (MICP): Investigation into Some Physical and Environmental Aspects.* Communication présentée à 7th Congress on environmental Geotechnics, Melbourne, Australia (p. p1105-1112).

Chou, C.-W., Seagren, E. A., Aydilek, A. H., & Lai, M. (2012). Biocalcification of sand through ureolysis. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, 137*(12), 1179-1189. doi:10.1061/(asce)gt.1943-5606.0000532

Chu, J., & Ivanov, V. (2014). *Iron- and calcium-based biogrouts for soil improvement.* Communication présentée à Geotechnical Special Publication, Atlanta, GA, United states (p. 1596-1601). doi:10.1061/9780784413272.156

Chu, J., Stabnikov, V., & Ivanov, V. (2012). Microbially Induced Calcium Carbonate Precipitation on Surface or in the Bulk of Soil. *Geomicrobiology Journal, 29*(6), 544-549. Tiré de <Go to ISI>://WOS:000303591100006

Ciurli, S., Benini, S., Rypniewski, W. R., Wilson, K. S., Miletti, S., & Mangani, S. (1999). Structural properties of the nickel ions in urease : novel insights into the catalytic mechanisms. *Coordination Chem. Rev.*, 190-192.

Ciurli, S., Marzadori, C., Benini, S., Deiana, S., & Gessa, C. (1996). Urease from the soil bacterium Bacillus pasteurii: Immobilization on Ca-polygalacturonate. *Soil Biology & Biochemistry, 28*(6), 811-817. doi:10.1016/0038-0717(96)00020-x

Colwell, F. S., Smith, R. W., Ferris, F. G., Ingram, J. C., Reysenbach, A. L., Fujita, Y., . . . Watwood, M. E. (2003). Microbially-mediated subsurface calcite precipitation for removal of hazardous divalent cations. *Abstracts of Papers of the American Chemical Society, 225*, U837-U837.

De Muynck, W., Cox, K., De Belle, N., & Verstraete, W. (2008). Bacterial carbonate precipitation as an alternative surface treatment for concrete. *Construction and Building Materials, 22*(5), 875-885. doi:10.1016/j.conbuildmat.2006.12.011

Decho, A. W. (2010). Overview of biopolymer-induced mineralization: What goes on in biofilms? *Ecological Engineering, 36*(2), 137-144. doi:10.1016/j.ecoleng.2009.01.003

DeJong, J. T., Fritzges, M. B., & Nusslein, K. (2006). Microbially induced cementation to control sand response to undrained shear. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, 132*(11), 1381-1392. Tiré de <Go to ISI>://WOS:000241598000001

DeJong, J. T., Martinez, B. C., Ginn, T. R., Hunt, C., Major, D., & Tanyu, B. (2014). Development of a Scaled Repeated Five-Spot Treatment Model for Examining Microbial Induced Calcite Precipitation Feasibility in Field Applications. *Geotechnical Testing Journal, 37*(3). Tiré de <Go to ISI>://WOS:000344171100007

DeJong, J. T., Mortensen, B. M., Martinez, B. C., & Nelson, D. C. (2010). Bio-mediated soil improvement. *Ecological Engineering, 36*(2), 197-210. doi:10.1016/j.ecoleng.2008.12.029

Dejong, J. T., Soga, K., Kavazanjian, E., Burns, S. E., Van Paassen, L. A., Al Qabany, A., . . . Weaver, T. (2013). Biogeochemical processes and geotechnical applications: progress, opportunities and challenges. *Geotechnique, 63*(4), 287-301. Tiré de <Go to ISI>://WOS:000315281400003

Dernaika, M. R., Basioni, M. A., Dawoud, A., Kalam, M. Z., & Skjaeveland, S. M. (2013). Variations in Bounding and Scanning Relative Permeability Curves With Different Carbonate Rock Types. *Spe Reservoir Evaluation & Engineering, 16*(3), 265-280. Tiré de <Go to ISI>://WOS:000323915300004

Dhami, N. K., Reddy, M. S., & Mukherjee, A. (2013). Biomineralization of calcium carbonates and their engineered applications: a review. *Frontiers in microbiology, 4*, 314. doi:10.3389/fmicb.2013.00314

Douglas, S., & Beveridge, T. J. (1998). *Mineral formation by bacteria in natural microbial communities* (vol. 26).

Dyke, C. G., & Dobereiner, L. (1991). evaluating the strength and deformability of sandstones. *Quarterly Journal of Engineering Geology, 24*(1), 123-134.

Ehrlich, H. L. (1998). Geomicrobiology: its significance for geology. *Earth Science Reviews, -45*(1–2), 45-60.

Elandaloussi, R., Bennabi, A., Dupla, J. C., Canou, J., Benamar, A., & Gotteland, P. (2018). Effectiveness of Lime Treatment of Coarse Soils Against Internal Erosion. 1-16. doi:10.1007/s10706-018-0598-4

United States Army Corps of Engineers (1953). Filters Experiments and Design Criteria *Technical Memorandum* (vol. 3-360, p. 53). Vicksburg, MS: Waterways Experimental Station.

Ercole, C., Cacchio, P., Botta, A. L., Centi, V., & Lepidi, A. (2007). Bacterially induced mineralization of calcium carbonate: The role of exopolysaccharides and capsular polysaccharides. *Microscopy and Microanalysis, 13*(1), 42-50. doi:10.1017/s1431927607070122

Esnault-Filet, A., Gadret, J. P., Loygue, M., Borel, S., Johnsen, L. F., Bruceand, D. A., & Byle, M. J. (2012). *Grouting and deep mixing 2012* (vol. 2).

Esnault-Filet, A., Gutjahr, I., Mosser, J. F., Sapin, L., & Ibrahim, K. (2016). *A novel grouting process for the reinforcement of low permeability soils with the use of biocimentation by biocalcis*. Communication présentée à 19th Southeast Asian geotechnical Conference & 2nd AGSSEA Conference, Kuala Lumpur.

Falk, M. W., & Wuertz, S. (édit.). (2007). *diversity of Biofilms and Their Formation Processes Biodiversity in Africultural Systems*: Taylor & Francis.

Fannin, R. J., & Moffat, R. (2002). *On the internal stability of granular soils.* Communication présentée à Congrès annuel 2002 de l'Association Candienne des Barrages, Victoria, Canada (p. 11).

Fannin, R. J., & Moffat, R. (2006). Observations on internal stability of cohesionless soils. *Geotechnique, 56*(7), 497-500. doi:10.1680/geot.56.7.497

Fannin, R. J., Vaid, Y. P., Palmeira, E. M., & Shi, Y. C. (1996). *Modified gradient ratio test device.* Communication présentée à ASTM Special Technical Publication, Denver, CO, USA (p. 100-112).

Fell, R., & Fry, J. J. (2007). *Internal erosion of dams and their foundations*. Oxford, Royaume Uni: Taylor & Francis Publisher.

Fell, R., & Fry, J. J. (2013). State of The Art on the Likelihood of Internal Erosion of Dams and Levees by Means of Testing. Dans (p. 1-99): John Wiley and Sons.

Fell, R., Wan, C. F., Cyganiewicz, J., & Foster, M. (2003). Time for development of internal erosion and piping in embankment dams. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, 129*(4), 307-314. doi:10.1061/(ASCE)1090-0241(2003)129:4(307)

Ferris, F. G., & Stehmeier, L. G. (1992). *Brevet.*: U. S. Patent.

Ferris, F. G., Stehmeier, L. G., Kantzas, A., & Mourits, F. M. (1996). Bacteriogenic mineral plugging. *Journal of Canadian Petroleum Technology, 35*(8), 56-61.

Filet, A. E., Gadret, J.-P., Loygue, M., & Borel, S. (2012). *Biocalcis and its applications for the consolidation of sands.* Communication présentée à Geotechnical Special Publication, New Orleans, LA, United states (p. 1767-1780). doi:10.1061/9780784412350.0152

Foppen, J. W., van Herwerden, M., & Schijven, J. (2007). Transport of Escherichia coli in saturated porous media: Dual mode deposition and intra-population heterogeneity. *Water Research, 41*(8), 1743-1753. doi:10.1016/j.watres.2006.12.041

Fortin, D., Ferris, F. G., & Beveridge, T. J. (Oct 18-19 1997). *Surface-mediated mineral development by bacteria.* Communication présentée à Short Course on Geomicrobiology, alta, ut (vol. 35, p. 161-180).

Foster, M., Fell, R., & Spannagle, M. (2000). Statistics of embankment dam failures and accidents. *Canadian Geotechnical Journal, 37*(5), 1000-1024. doi:10.1139/cgj-37-5-1000

Fritzges, M. B., DeJong, J. T., & Nusslein, K. (2006). *Biologically induced improvement of loose sand.* Communication présentée à 8th US National Conference on Earthquake Engineering 2006, San Francisco, CA, United states (vol. 16, p. 9723-9732).

Fujita, Y., Ferris, E. G., Lawson, R. D., Colwell, F. S., & Smith, R. W. (2000). Calcium carbonate precipitation by ureolytic subsurface bacteria. *Geomicrobiology Journal, 17*(4), 305-318. doi:10.1080/782198884

Garner, S. J., & Fannin, R. J. (2010). *Understanding internal erosion: A decade of research following a sinkhole event.* Communication présentée à International Journal on Hydropower and Dams, Westmead Road, Sutton, SM1 4JH, United Kingdom (vol. 17, p. 93-98).

Girinsky, O. (2009). *Pré-industrialisation d'un procédé de consolidation de sol par bio-calcification in situ.* (Université d'Angers - UFR Sciences).

Gollapudi, U. K., Knutson, C. L., Bang, S. S., & Islam, M. R. (1995). a new method for controlling leaching through permeable channels. *Chemosphere, 30*(4), 695-705. doi:10.1016/0045-6535(94)00435-w

Gomez, M. G., Martinez, B. C., Dejong, J. T., Hunt, C. E., Devlaming, L. A., Major, D. W., & Dworatzek, S. M. (2015). Field-scale bio-cementation tests to improve sands. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers: Ground Improvement, 168*(3), 206-216. doi:10.1680/grim.13.00052

Gray, D. H., & Sotir, R. B. (1996). *Biotechnical and soil bioengineering stabilization*. New York, NY, USA: John Wiley & Sons.

Hall, J. S., Mozley, P., Davis, J. M., & Roy, N. D. (2004). Environments of Formation and Controls on Spatial Distribution of Calcite Cementation in Plio-Pleistocene Fluvial Deposits, New Mexico, U.S.A. *Journal of Sedimentary Research, 74*(5), 643-653. doi:10.1306/020904740643

Hall-Stoodley, L., Costerton, J. W., & Stoodley, P. (2004). Bacterial biofilms: From the natural environment to infectious diseases. *Nature Reviews Microbiology, 2*(2), 95-108. doi:10.1038/nrmicro821

Hammes, F., Boon, N., de Villiers, J., Verstraete, W., & Siciliano, S. D. (2003). Strain-specific ureolytic microbial calcium carbonate precipitation. *Applied and Environmental Microbiology, 69*(8), 4901-4909. doi:10.1128/aem.69.8.4901-4909.2003

Hammes, F., & Verstraete, W. (2002). Key roles of pH and calcium metabolism in microbial carbonate precipitation. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology, 1*(1), 3-7. doi:10.1023/A:1015135629155

Haouzi, F.-Z., Esnault-Filet, A., & Courcelles, B. (2019// 2019). *Performance Studies of Microbial Induced Calcite Precipitation to Prevent the Erosion of Internally Unstable Granular Soils.* Communication présentée à Advancements on Sustainable Civil Infrastructures, Cham (p. 37-49).

Harkes, M. P., van Paassen, L. A., Booster, J. L., Whiffin, V. S., & van Loosdrecht, M. C. M. (2010). Fixation and distribution of bacterial activity in sand to induce carbonate precipitation for ground reinforcement. *Ecological Engineering, 36*(2), 112-117.

Holtz, R. D., & Kovacs, W. D. (1981). *An inntroduction to geotechnical Engineering* (vol. 733). New Jersey: Englwood Cliffs.

Hong Hai, N., Marot, D., & Bendahmane, F. (2012). Erodibility characterisation for suffusion process in cohesive soil by two types of hydraulic loading. *Houille Blanche-Revue Internationale De L Eau,* (6), 54-60. doi:10.1051/lhb/2012039

Hongzhi, L. (2007). *Experimental study on biosealing technology for seepage prevention.* Communication présentée à 5th international symposium on RCC dams, Guiyang, China.

Inagaki, Y., Tsukamoto, M., Mori, H., Sasaki, T., Soga, K., Qabany, A. A., & Hata, T. (2011). *The influence of injection conditions and soil types on soil improvement by microbial functions.* Communication présentée à Geo-Frontiers 2011: Advances in Geotechnical Engineering - Proceedings of the Geo-Frontiers 2011 Conference (p. 4021-4030). doi:10.1061/41165(397)411

Ismail, M. A., Joer, H. A., Randolph, M. F., & Kucharski, E. S. (1999). *CIPS, A novel cementing technique for soils*. University of Western Australia Geomechanics Group.

Ismail, M. A., Joer, H. A., Sim, W. H., & Randolph, M. F. (2002). Effect of cement type on shear behavior of cemented calcareous soil. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, 128*(6), 520-529. doi:10.1061/(asce)1090-0241(2002)128:6(520)

Israr, J., & Indraratna, B. (2017). Internal stability of granular filters under static and cyclic loading. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, 143*(6). doi:10.1061/(asce)gt.1943-5606.0001661

Ivanov, V., & Chu, J. (2008). Applications of microorganisms to geotechnical engineering for bioclogging and biocimentation of soil in situ. *Rev. Environ. Sci. Biotechnol., 7*((2)), 14.

Ivanov, V., Chu, J., Stabnikov, V., & Li, B. (2015). Strengthening of Soft Marine Clay Using Bioencapsulation. *Marine Georesources and Geotechnology, 33*(4), 325-329. doi:10.1080/1064119x.2013.877107

Ivanov, V., & Stabnikov, V. (2017). Construction Biotechnology. Dans *Green Energy and Technology* (p. 271-277): Springer Singapore.

Janssen, P. H. (2006). Identifying the dominant soil bacterial taxa in librairies of 16S rRNA and 16S eRNA genes. *Applied and Environmental Microbiology, 72*(3), 1719-1728.

Jiang, N.-J., Soga, K., & Dawoud, O. (2014). *Experimental study of the mitigation of soil internal erosion by microbially induced calcite precipitation.* Communication présentée à 2014 Congress on Geo-Characterization and Modeling for Sustainability, Geo-Congress 2014, February 23, 2014 - February 26, 2014, Atlanta, GA, United states (p. 1586-1595). doi:10.1061/9780784413272.155

Jiang, N. J., & Soga, K. (2017). The applicability of microbially induced calcite precipitation (MICP) for internal erosion control in gravel-sand mixtures. *Geotechnique, 67*(1), 42-55. doi:10.1680/jgeot.15.P.182

Jiang, N. J., Soga, K., & Kuo, M. (2017). Microbially Induced Carbonate Precipitation for Seepage-Induced Internal Erosion Control in Sand-Clay Mixtures. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, 143*(3). doi:10.1061/(asce)gt.1943-5606.0001559

Kakelar, M. M., Ebrahimi, S., & Hosseini, M. (2016). Improvement in soil grouting by biocementation through injection method. *Asia-Pacific Journal of Chemical Engineering, 11*(6), 930-938. doi:10.1002/apj.2027

Kantzas, A., Ferris, F. G., Jha, K. N., & Mourits, F. M. (1992). *A novel method of sand consolidation through bacteriogenic mineral plugging.* Communication présentée à CIM Annual Technical Conference, Calgary, AB.

Karakiewicz, B., Messier, D., Bélanger, L., Bertrand, P., Dione, J. C., Dubois, J. M., . . . Savard, J. P. (1999). *Les Actes du Colloque régional sur l'érosion des berges.* Communication présentée à Colloques régonal sur l'érosion des berges

Karatas, I., Kavazanjian, E., & Rittmann, B. E. (June 23-25 2008). *Microbially induced precipitation of calcite using pseudomonas denitrificans.* Communication présentée à 1st International Conference on Bio-Geo-Civil Engineering, Netherlands (p. 58-66).

Karol, R. H. (2003). *Chemical Grouting and Soil Stabilization* (3rd^{e} éd.). New York.

Kenney, T. C., & Lau, D. (1985). Internal Stability of Granular Filters. *Canadian geotechnical journal, 22*(2), 215-225.

Kenney, T. C., & Lau, D. (1986). Internal stability of granular filters: Reply. *Canadian Geotechnical Journal, 23*(3), 420-423. doi:10.1139/t86-068

Kézdi. (1979). *Soil physics selected topics*. Amsterdam, Pays-Bas: Elsevier Scientific Publishing.

Khilar, K. C., Fogler, H. S., & Gray, D. H. (1985). Model for piping-plugging in earthen structures. *Journal of Geotechnical Engineering, 111*(7), 833-846.

Khodadadi, T. H., Kavazanjian, E., van Paassen, L., & DeJong, J. (2017). *Bio-grout materials: a review.* Communication présentée à Grouting 2017: Grouting, Drilling and Verification, 9-12 July 2017, Reston, VA, USA (p. 1-12).

Kovacs, G. (1981). *Seepage hydraulics*. Amsterdam, Pays-Bas: Elsevier Scientific Publishing.

Kroll, R. G. (1990). *Microbiology of extreme environmeents*. New York: McGrawHill.

Kucharski, E. S., Cord-Ruwisch, R., Whiffin, V., Al-Thawadi, S. M. J., Cord, R. R., & Al, T. S. M. J. (2006). *Brevet EP1838642-A4; WO2006066326-A1; EP1838642-A1; AU2005318937-A1; KR2007093128-A; IN200705330-P1; CN101119942-A; JP2008524096-W; US2008245272-A1; MX2007007395-A1; ZA200704600-A; NZ555766-A; AU2005318937-B2; US8182604-B2; BR200517214-A2; IL183842-A; JP5284646-B2; VN10012035-B; CA2591097-C*.

Lafleur, J. (1999). Selection of geotextiles to filter broadly graded cohesionless soils. *Geotextiles and Geomembranes, 17*(5-6), 299-312. doi:10.1016/s0266-1144(99)00007-2

Lafleur, J. (2003). *Critères d'Application des Couhes Drainantes dans les chaussées : Limites d'Applications*. Report. Centre de Développement Technologique (C. D. T.), Québec, Canada.

Lafleur, J. (2013). *Critères d'applications des couches drainantes dans les chaussées : limites d'applications*. Quebec: Ministère de Transport Québec.

Lafleur, J., Francoeur, J., & Faure, Y. (2002). *Piping, bridging, and building geotextiles as evaluated from the gradient Ratio test.* Communication présentée à VIIth International Conference on Geosynthetics, Nice, France (vol. 3, p. 1069-1074).

Lafleur, J., & Huu Nguyen, P. (2007). Internal stability of particles in dam cores made of cohesionless broadly graded moraines. Dans R. Fell & J. J. Fry (édit.), *Internal Erosion of Dams and Their Foundations*. London: Taylor & Francis.

Lafleur, J., Mlynarek, J., & Rollin, A. L. (1989). filtration of broadly graded cohesionless soils. *Journal of Geotechnical Engineering-Asce, 115*(12), 1747-1768.

Lafleur, J., & Savard, Y. (2004). *Internal Stability of Road Agregates Submitted to Water Flow*. Communication présentée à 57th canadian geotechnical conference, Quebec.

Lambert, J., Novakowski, K., Blauw, M., Latil, M., Knight, L., & Bayona, L. (2010). Pamper Bacteria, They Will Help Us: Application of Biochemical Mechanisms in Geo-Environmental Engineering. Dans *GeoFlorida 2010* (p. 618-627): American Society of Civil Engineers.

Lauchnor, E. G., Topp, D. M., Parker, A. E., & Gerlach, R. (2015). Whole cell kinetics of ureolysis by Sporosarcina pasteurii. *Journal of Applied Microbiology, 118*(6), 1321-1332. Tiré de <Go to ISI>://WOS:000354570600008

Li, M. (2008). *Seepage induced failure of widely graded cohesion-less soils.* (The University of Britich Columbia, Vancouver, Canada).

Li, M., & Fannin, J. R. (2008). Comparison of two criteria for internal stability of granular soil. *Canadian Geotechnical Journal, 45*(9), 1303-1309. doi:10.1139/t08-046

Li, M., & Fannin, J. R. (2008). Comparison of two criteria for internal stability of granular soil. *Canadian Geotechnical Journal, 45*(9), 1303-1309. doi:10.1139/t08-046

Lian, B., Hu, Q., Chen, J., Ji, J., & Teng, H. H. (2006). Carbonate biomineralization by soil bacterium bacillus megaterium. *Geochim. Cosmochim. Acta, 70*, 5522-5535.

Locat, P., Demers, D., Lessard, D., & Ouellet, D. (2008). *Le sinistre d'Avril 2005 à Petite-Rivière-Saint-François : Des causes à la gestion.* Communication présentée à 4 th canadian conference of Geohazards : from causes to management, Laval, Quebec (p. 594).

Madigan, M. T., & Martinko, J. M. (2003). *Brock Biology of Microorganisms* (eleventh ed.^{e} éd.). Upper Saddle River, NJ.

Marot, D., Bendahmane, F., & Konrad, J.-M. (2011). Multichannel optical sensor to quantify particle stability under seepage flow. *Canadian Geotechnical Journal, 48*(12), 1772-1787. doi:10.1139/t11-074

Marot, D., Bendahmane, F., Rosquoet, F., & Alexis, A. (2009). Internal flow effects on isotropic confined sand-clay mixtures. *Soil and Sediment Contamination, 18*(3), 294-306. doi:10.1080/15320380902799524

Marot, D., Sail, Y., & Alexis, A. (2010). *Experimental bench for study of internal erosion in cohesionless soils.* Communication présentée à Geotechnical Special Publication, San Francisco, CA, United states (p. 418-427). doi:10.1061/41147(392)40

Marot, D., Van Duong, L., Garnier, J., Luc, T., & Audrain, P. (2012). Study of scale effect in an internal erosion mechanism: centrifuge model and energy analysis. *European Journal of Environmental and Civil Engineering, 16*(1), 1-19. doi:10.1080/19648189.2012.667203

Martinez, B. (2012). *Experimental and numerical upscaling of MICP for soil improvement.* (University of California, Davis, CA, USA).

Martinez, B. C., DeJong, J. T., Ginn, T. R., Montoya, B. M., Barkouki, T. H., Hunt, C., . . . Major, D. (2013). Experimental Optimization of Microbial-Induced Carbonate Precipitation for Soil Improvement. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, 139*(4), 587-598. Tiré de <Go to ISI>://WOS:000317062600007

Ministère des Transports de Québec, (MTQ), (2003). Normes, ouvrages routiers - Tome VII.

Miruho Balihuta, A. (2018). *Amélioration des propriétés géotechniques de matériaux routiers par biocalcification.* (Polytechnique Montreal, Canada).

Mitchell, J. K., & Santamarina, J. C. (2005). Biological considerations in geotechnical engineering. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, 131*(10), 1222-1233. doi:10.1061/(asce)1090-0241(2005)131:10(1222)

Moffat, R., Fannin, R. J., & Garner, S. J. (2011). Spatial and temporal progression of internal erosion in cohesionless soil. *Canadian Geotechnical Journal, 48*(3), 399-412. doi:10.1139/t10-071

Moffat, R. A., & Fannin, R. J. (2006). A large permeameter for study of internal stability in cohesionless soils. *Geotechnical Testing Journal, 29*(4), 273-279.

Molenaar, N., & Venmans, A. A. M. (1993). Calcium carbonate cementation of sand: A method for producing artificially cemented samples for geotechnical testing and a comparison with natural cementation processes. *Engineering Geology, 35*(1-2), 103-122.

Monnet, A. (1998). boulance, érosion interne, renard. Les instabilités sous écoulement. *Revue Française de Géotechnique, 82*, 3-10.

Montoya, B. M., & DeJong, J. T. (2015). Stress-Strain Behavior of Sands Cemented by Microbially Induced Calcite Precipitation. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, 141*(6), 04015019 (04015010). doi:10.1061/(asce)gt.1943-5606.0001302

Montoya, B. M., Dejong, J. T., & Boulanger, R. W. (2013). Dynamic response of liquefiable sand improved by microbial-induced calcite precipitation. *Geotechnique, 63*(4), 302-312. doi:10.1680/geot.SIP13.P.019

Montoya, B. M., Dejong, J. T., Boulanger, R. W., & Willson, D. W. (2012). *GeoCongress: State of the Art and Practice in Geotechnical Engineering* (vol. null).

Moody, L. F. (1944). Friction factors for pipe flow. *American Society of Mechanical Engineers -- Transactions, 66*(8), 671-678.

Mortensen, B. M. (2012). *Bio-Mediated Soil Improvement and the Effect of Cementation on the Behavior, Improvement, and Performance of Sand.* (University of California, Davis).

Mortensen, B. M., Haber, M. J., DeJong, J. T., Caslake, L. F., & Nelson, D. C. (2011). Effects of environmental factors on microbial induced calcium carbonate precipitation. *Journal of Applied Microbiology, 111*(2), 338-349. Tiré de <Go to ISI>://WOS:000292884500009

Mozley, P. S., & Davis, J. M. (2005). Internal structure and mode of growth of elongate calcite concretions: Evidence for small-scale, microbially induced, chemical heterogeneity in groundwater. *Bulletin of the Geological Society of America, 117*(11-12), 1400-1412. doi:10.1130/b25618.1

Mueller, R. F. (1996). Bacterial transport and colonization in low nutrient environments. *Water Research, 30*(11), 2681-2690. doi:10.1016/s0043-1354(96)00181-9

Mujah, D., Shahin, M. A., & Cheng, L. (2016). State-of-the-art review of bio-cementation by microbially induced calcite precipitation (MICP) for soil stabilization. *Geomicrobiology Journal*, - 14.

National Research Council (2006). *Geological and geotechnical engineering in the new millenium*, Washington, DC.

Nemati, M., Greene, E. A., & Voordouw, G. (2005). Permeability profile modification using bacterially formed calcium carbonate: comparison with enzymic option. *Process Biochemistry, 40*(2), 925-933. doi:10.1016/j.procbio.2004.02.019

Nemati, M., & Voordouw, G. (2003). Modification of porous media permeability, using calcium carbonate produced enzymatically in situ. *Enzyme and Microbial Technology, 33*(5), 635-642. doi:10.1016/s0141-0229(03)00191-1

Nerincx, N., Bonelli, S., Puiatti, D., Herrier, G., Fry, J. J., Tourment, R., & Nicaise, S. (2016). *Impact of lime treated soils performance on design of earthfill dikes.* Communication présentée à 3rd European Conference on Flood Risk Management, FLOODrisk 2016, October 17, 2016 - October 21, 2016, Lyon, France (vol. 7). doi:10.1051/e3sconf/20160714004

Ng Wei, S., Lee Min, L., Tan Chew, K., & Hii Siew, L. (2013). Improvements in engineering properties of soils through microbial-induced calcite precipitation. *KSCE Journal of Civil Engineering, 17*(4), 718-728. doi:10.1007/s12205-013-0149-8

Ng Wei, S., Lee Min, L., Tan Chew, K., & Hii Siew, L. (2014). Factors Affecting Improvement in Engineering Properties of Residual Soil through Microbial-Induced Calcite Precipitation. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, 140*(5), 04014006 (04014011). doi:10.1061/(asce)gt.1943-5606.0001089

Ning-Jun, J., Soga, K., & Kuo, M. (2017). Microbially induced carbonate precipitation for seepage-induced internal erosion control in sand-clay mixtures. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, 143*(3), 04016100 (04016114). doi:10.1061/(asce)gt.1943-5606.0001559

Oliveira, R., Azerdo, J., & Teixera, P. (édit.). (2003). *The Importance of Physicochemical Properties in Biofils Formation and Activity*: IWA Publishing.

Palmen, A. (2012). *Stabilization of Frictional Soil Through Injection Using CIPS (Calcite In-situ Precipitation System).* (PhD, KTH Royal Institute of Technology, Stockholm, Sweden).

Pare, J. J., Verma, N. S., Loiselle, A. A., & Pinzariu, S. (1984). Seepage through Till Foundations of Dams of the Eastmain-Opinaca-La Grande Diversion. *Canadian geotechnical journal, 21*(1), 75-91.

Perzlmaier, S. (2007). *Hydraulic criteria for internal erosion in cohesioless soil*. Oxford, Royaume Uni.

Qian, C., Pan, Q., & Wang, R. (2010). Cementation of sand grains based on carbonate precipitation induced by microorganism. *Science in China Series E: Technological Sciences, 53*(8), 2198-2206. doi:10.1007/s11431-009-3189-z

Ramachandran, S. K., Ramakrishnan, V., & Bang, S. S. (2001). Remediation of concrete using micro-organisms. *ACI Materials Journal, 98*(1), 3-9.

Ramakrishnan, V., Ramesh, K. P., & Bang, S. S. (2001). *Bacterial concrete.* Communication présentée à Proc. SPIE - Int. Soc. Opt. Eng. (USA), USA (vol. 4234, p. 168-176). doi:10.1117/12.424404

Rebata-Landa, V. (2007). *Microbial activity in sediments : effects on soil behavior.* (Georgia Institute of Technology, Atlanta).

Reddi, L. N., Lee, I. M., & Bonala, M. V. S. (2000). Comparison of internal and surface erosion using flow pump tests on a sand-kaolinite mixture. *Geotechnical Testing Journal, 23*(1), 116-122.

Richards, K. S., & Reddy, K. R. (2007). Critical appraisal of piping phenomena in earth dams. *Bulletin of Engineering Geology and the Environment, 66*(4), 381-402. doi:10.1007/s10064-007-0095-0

Rivadeneyra, M., Parraga, J., Delgado, R., Ramos-Cormenzana, A., & Delgado, G. (2004). Biomineralization of carbonates by halobacillus trueperi in solid and liquid media with different salinities. *FEMS Microbiol. Ecol., 48*, 39-46.

Rivadeneyra, M. A., Delgado, R., Moral, A., Ferrer, M. R., & Ramos-Cormenzana, A. (1994). Precipitation of calcium carbonate by vibrio spp. from an inland saltern. *FEMS Microbiol. Ecol., 13*, 197-204.

Roden, E. E., Leonardo, M. R., & Ferris, F. G. (2002). Immobilization of strontium during iron biomineralization coupled to dissimilatory hydrous ferric oxide reduction. *Geochimica Et Cosmochimica Acta, 66*(16), 2823-2839. doi:10.1016/s0016-7037(02)00878-5

Rodriguez-Navarro, C., Rodriguez-Gallego, M., Chekroun, K. B., & Gonzalez-Muñoz, M. T. (2003). Conservation of ornamental stone by Myxococcus xanthus induced carbonate biomineralisation. *Applied and Environmental Microbiology*.

Ronnqvist, H., Fannin, J., & Viklander, P. (2014). On the use of empirical methods for assessment of filters in embankment dams. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers: Structures and Buildings, 4*, 272-282. doi:10.1680/geolett.14.00055

Ronnqvist, H., & Viklander, P. (2016). Effects of suffusion in embankment dam filters. *Dams and Reservoirs, 26*(3), 118-125. doi:10.1680/jdare.16.00023

Sail, Y., Marot, D., Sibille, L., & Alexis, A. (2010). Suffusion tests on cohesionless granular matter: Experimental study. *European Journal of Environmental and Civil Engineering, 15*(5), 799-817. doi:10.3166/ejece.15.799-817

Saxena, S. K., & Lastrico, R. M. (1978). Static Properties of Lightly Cemented Sand. *104*(12), 1449-1464.

Schloss, P. D., & Handelsmann, J. (2004). Status of the microbial census. *Microbiol. Mol. Biol. Rev., 68*, 686-691.

Scholl, M. A., Mills, A. L., Herman, J. S., & Hornberger, G. M. (1990). The influence of mineralogy and solution chemistry on the attachment of bacteria to representative aquifer materials. *Journal of Contaminant Hydrology, 6*(4), 321-336. doi:10.1016/0169-7722(90)90032-C

Schuler, U. (1995). *How to Deal with the Probleme of Suffosion*. Communication présentée à In Research and Development in the Field of Dams.

Seagren, E. A., & Aydilek, A. H. (2010). Biomediated geomechanical processes. Dans (2nd^{e} éd., p. 319-348). Hoboken, NJ: R. Mitchell, and J.-D. Gu.

SEBJ. (1986). *Le Complexe Hydroélectrique de LaGrande Rivière - Réalisation de la Première Phase*. Montréal, Canada: Société d'Energie de la Baie James.

Sherard, J. L. (1979). Sinkholes in Dams of Coarse, Broadly Graded Soils. *Technology Review, 2*, 25-35.

Sherard, J. L., Dunnigan, L. P., & Talbot, J. R. (1984). Basic Properties of Sand and Gravel Filters. *Journal of Geotechnical Engineering, 110*(6), 684-700.

Shwiyhat, N., & Xiao, M. (2010). *Effect of suffusion on mechanical characteristics of sand.* Communication présentée à Geotechnical Special Publication, San Francisco, CA, United states (p. 378-386). doi:10.1061/41147(392)36

Sigg, K., Behra, P., & Stumm, W. (2006). *Chimie des milieux aquatiques : Chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environenment. Sciences sup.*

Skempton, A. W., & Brogan, J. M. (1994). Experiments on piping in sandy gravels. *Geotechnique, 44*(3), 449-460.

Soon, N. W., Lee, L. M., Khun, T. C., & Ling, H. S. (2014). Factors Affecting Improvement in Engineering Properties of Residual Soil through Microbial-Induced Calcite Precipitation. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, 140*(5). Tiré de <Go to ISI>://WOS:000334360600014

St-Onge, B. (2016). *Validation d'un protocole d'injection pour l'amélioration des sols en place par MICP et analyse de l'état critique d'un sable biocalcifié.* (École Polytechnique de mOntréal, Montréal, Canada).

Stabnikov, V., Naeimi, M., Ivanov, V., & Chu, J. (2011). Formation of water-impermeable crust on sand surface using biocement. *Cement and Concrete Research, 41*(11), 1143-1149. doi:10.1016/j.cemconres.2011.06.017

Stocks-Fischer, S., Galinat, J. K., & Bang, S. S. (1999). Microbiological precipitation of CaCO3. *Soil Biology & Biochemistry, 31*(11), 1563-1571. doi:10.1016/s0038-0717(99)00082-6

Stumm, W., & Morgan, J. (1996). *Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters*. New York.

Suer, P., Hallberg, N., Carlsson, C., Bendz, D., & Holm, G. (2009). Biogrouting compared to jet grouting: Environmental (LCA) and economical assessment. *Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering, 44*(4), 346-353. doi:10.1080/10934520802659679

Terzaghi, K. (1931). Earth slips and subsidences from underground erosion. *Engineering News-Record, 107*(3), 90-92.

Terzaghi, K. (1943). *Theoretical soil mechanics*: J. Wiley and Sons, inc.

Terzis, D., & Laloui, L. (2017). *On the application of microbially induced calcite precipitation for soils: A multiscale study.* Communication présentée à Springer Series in Geomechanics and Geoengineering, Villars-sur-Ollon, Switzerland (p. 388-394). doi:10.1007/978-3-319-52773-4_46

Tiano, P. (1995). Stone reinforcement by calcite crystal precipitation induced by organic matrix macromolecules. *Studies in Conservation 1995, 40*(3), 5.

Tobler, D. J., Cuthbert, M. O., Greswell, R. B., Riley, M. S., Renshaw, J. C., Handley-Sidhu, S., & Phoenix, V. R. (2011). Comparaison of rates of ureaolysis between sporosarcina pasteurii and an indigenous groundwater community under conditions required to precipitate large volumes of calcite. *Geochimica et Cosmochimica Acta, 75*(11), 3290- 3301.

Tomlinson, S. S., & Vaid, Y. P. (2000). Seepage forces and confining pressure effects on piping erosion. *Canadian Geotechnical Journal, 37*(1), 1-13. doi:10.1139/t99-116

Torkzaban, S., Tazehkand, S. S., Walker, S. L., & Bradford, S. A. (2008). Transport and fate of bacteria in porous media: Coupled effects of chemical conditions and pore space geometry. *Water Resources Research, 44*(4). doi:10.1029/2007WR006541

Van Paassen, L. A. (2009). *Biogrout : Ground Improvement by Microbially Induced Carbonate Precipitation.* (Delft University of Technology).

Van Paassen, L. A. (2011). *Bio-mediated ground improvement: From laboratory experiment to pilot applications.* Communication présentée à Geotechnical Special Publication, Dallas, TX, United states (p. 4099-4108). doi:10.1061/41165(397)419

van Paassen, L. A., Daza, C. M., Staal, M., Sorokin, D. Y., van der Zon, W., & van Loosdrecht, M. C. M. (2010). Potential soil reinforcement by biological denitrification. *Ecological Engineering, 36*(2), 168-175. doi:10.1016/j.ecoleng.2009.03.026

van Paassen, L. A., Ghose, R., van der Linden, T. J. M., van der Star, W. R. L., & van Loosdrecht, M. C. M. (2010). Quantifying Biomediated Ground Improvement by Ureolysis: Large-Scale Biogrout Experiment. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, 136*(12), 1721-1728. doi:10.1061/(asce)gt.1943-5606.0000382

Van Paassen, L. A., Harkes, M. P., Van Zwieten, G. A., Van Der Zon, W. H., Van Der Star, W. R. L., & Van Loosdrecht, M. C. M. (2009). *Scale up of BioGrout: A biological ground reinforcement method.* Communication présentée à Proceedings of the 17th International Conference on Soil Mechanics and Geotechnical Engineering: The Academia and Practice

of Geotechnical Engineering, Alexandria, Egypt (vol. 3, p. 2328-2333). doi:10.3233/978-1-60750-031-5-2328

Van Paassen, L. A., Pieron, M., Mulder, A., van der Linden, T. J. M., Van Loosdrecht, M. C. M., & Ngan-Tillard, D. J. M., 2009. (2009). *Strength and deformation of biologically cemented sanstone.* Communication présentée à Rock engineering in difficult ground conditions-Soft rocks and karst, Dobrovnik, Croatia.

Moody, L. F. (1944). Friction factors for pipe flow. *American Society of Mechanical Engineers -- Transactions, 66*(8), 671-678.

Skempton, A. W., & Brogan, J. M. (1994). Experiments on piping in sandy gravels. *Geotechnique, 44*(3), 449-460.

Vinod, J. S., Indraratna, B., & Al Mahamud, M. A. (2010). Stabilisation of an erodible soil using a chemical admixture. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers: Ground Improvement, 163*(1), 43-51. doi:10.1680/grim.2010.163.1.43

Waldschmidt, J. B. (2017). *Étude de l'influence de cucles gel-dégel sur le comportement d'un sable traité par biocalcification.* (École Polytechnique de Montréal, montréal, Canada).

Wan, C. F., & Fell, R. (2004a). Investigation of rate of erosion of soils in embankment dams. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, 130*(4), 373-380. doi:10.1061/(asce)1090-0241(2004)130:4(373)

Wan, C. F., & Fell, R. (2004b). Laboratory tests on the rate of piping erosion of soils in embankment dams. *Geotechnical Testing Journal, 27*(3), 295-303.

Wan, C. F., & Fell, R. (2008). Assessing the potential of internal instability and suffusion in embankment dams and their foundations. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, 134*(3), 401-407. doi:10.1061/(asce)1090-0241(2008)134:3(401)

Wang, Z., Zhang, N., Cai, G., Jin, Y., Ding, N., & Shen, D. (2017). Review of ground improvement using microbial induced carbonate precipitation (MICP). *Marine Georesources & Geotechnology, 35*(8), 1135-1146. doi:10.1080/1064119X.2017.1297877

Warren, L. A., Maurice, P. A., Parmar, N., & Ferris, F. G. (2001). Microbially mediated calcium carbonate precipitation: Implications for interpreting calcite precipitation and for solid-phase capture of inorganic contaminants. *Geomicrobiology Journal, 18*(1), 93-115.

Weil, M. H., De Jong, J. T., Martinez, B. C., & Mortensen, B. M. (2012). Seismic and Resistivity Measurements for Real-Time Monitoring of Microbially Induced Calcite Precipitation in Sand. *Geotechnical Testing Journal, 35*(2), 330-341.

Whiffin, V. S., van Paassen, L. A., & Harkes, M. P. (2007). Microbial carbonate precipitation as a soil improvement technique. *Geomicrobiology Journal, 24*(5), 417-423. doi:10.1080/01490450701436505

Whitman, W. B., Coleman, D. C., & Wiebe, W. J. (1998). Prokaryotes : the unseen majority. *Nat. Acad. Sci., 95*, 6578-6583.

Wörman, A., & Olafsdottir, R. (1992). Erosion in granular medium interface. *Journal of Hydraulic Research, 30*(3), 639-655.

Xanthakos, P. P., Abramson, L. W., & Bruce, D. A. (1994). *Ground Control and Improvement*. New York, NY.

Yasuhara, H., Neupane, D., Hayashi, K., & Okamura, M. (2012). Experiments and predictions of physical properties of sand cemented by enzymatically-induced carbonate precipitation. *Soils and Foundations, 52*(3), 539-549. doi:10.1016/j.sandf.2012.05.011

Zhang, L. M., & Chen, Q. U. N. (2006). SEEPAGE FAILURE MECHANISM OF THE GOUHOU ROCKFILL DAM DURING RESERVOIR WATER INFILTRATION. *SOILS AND FOUNDATIONS, 46*(5), 557-568. doi:10.3208/sandf.46.557

Zhang, Y., Guo, H. X., & Cheng, X. H. (2015). Role of calcium sources in the strength and microstructure of microbial mortar. *Construction and Building Materials, 77*, 160-167. Tiré de <Go to ISI>://WOS:000349736000019

Zhao, Q., Li, L., Li, C., Li, M. D., Amini, F., & Zhang, H. Z. (2014). Factors Affecting Improvement of Engineering Properties of MICP-Treated Soil Catalyzed by Bacteria and Urease. *Journal of Materials in Civil Engineering, 26*(12). Tiré de <Go to ISI>://WOS:000345330300006

Zhao, Q., Li, L., Li, C., Zhang, H. Z., & Amini, F. (2014). A Full Contact Flexible Mold for Preparing Samples Based on Microbial-Induced Calcite Precipitation Technology. *Geotechnical Testing Journal, 37*(5). Tiré de <Go to ISI>://WOS:000349459900004

ANNEXE A – ARTICLE 6 : MAJOR APPLICATIONS OF MICP SAND TREATMENT AT MULTI-SCALE LEVELS : A REVIEW

Un article de conférence a été soumis et accepté à la 71e conférence canadienne de géotechnique dans le cadre de GéoEdmonton 2018. Une affiche scientifique a été présentée à la conférence qui s'est déroulée à Edmonton, en Alberta, au Canada, du 23 septembre au mercredi 26 septembre 2018. Le thème de GéoEdmonton 2018 est « *La géotechnique des transports - Ouvrir la voie »*. Le travail, présenté sous forme de revue de littérature, recense les différents essais de terrain réalisés jusqu'à présent dans le domaine de biocalcification. La principale contribution de cet article est d'évaluer les contraintes limitant l'implantation de la biocalcification sur le terrain incluant la conservation du biotraitement à long terme et les co-produits pouvant être diffus dans l'environnement. À la fin de cet article, les recommandations et améliorations, à mettre en place dans le futur, ont été détaillées pour une meilleure insertion de cette technologie dans l'industrie géotechnique.

Auteurs

Haouzi Fatima-Zahra et Courcelles Benoît

Abstract

Microbially Induced Calcite Precipitation (MICP, or biocalcification) is a biochemical process governed by microbial activity to induce the precipitation of calcite between soil particles. The mechanical and hydraulic behaviors of bio-treated materials are thus significantly enhanced. The potential application of MICP to deal with problems such as liquefaction, internal erosion, settlements and frost damages has been demonstrated and this promising technique offers an environmentally friendly alternative to traditional soil improvement approaches. However, since it emerged in the beginning of the 21th century and despite extensive demonstration of the process at laboratory scale, few field applications have been completed to evaluate the performances and understand the biochemical process at larger scale. This article reviews the main large scale applications available in the published literature up to now. The major contribution of this research is to assess the main parameters restricting the implementation of this method on site. A summary of improvements that should be considered to meet industry needs and match the promises of this technique is also established.

Résumé

L'amélioration des sols en place par voie biologique est un procédé basé sur le contrôle de l'activité bactérienne pour cimenter les particules d'un sol par le biais de précipités de calcite. Les performances mécaniques et hydrauliques des sols traités s'en trouvent ainsi améliorées. Cette technique, aussi connue sous le nom de biocalcification, possède un potentiel d'application pour divers problèmes géotechniques tels que la liquéfaction, l'érosion interne, les tassements ou encore le gel/dégel et elle constitue une alternative aux techniques traditionnelles d'amélioration des sols en place. Bien que la technique ait démontré son efficacité au laboratoire depuis son apparition au début du 21ème siècle, son application à grande échelle pour évaluer les performances et comprendre les processus biochimiques reste restreinte. Le présent travail recense les différents essais de terrain réalisés jusqu'à présent. La principale contribution de cet article est d'évaluer les contraintes limitant l'implantation de la biocalcification sur le terrain. À la fin de cet article, les recommandations et améliorations, à mettre en place dans le futur, seront détaillées pour une meilleure insertion de cette technologie dans l'industrie géotechnique.

1. Introduction

Historically, ground improvement techniques counted two main sorts: (1) mechanical compaction or preloading, and (2) injection of cement or other chemicals. While the first one was energy consuming and not suitable for urban areas, the second type needed the use of synthetic materials that could be toxic for natural environment and people's health (DeJong et al., 2010). However, soils constitute a niche for biological activity, even though ignored for centuries, and there is an opportunity to exploit those natural processes (DeJong et al., 2013). For instance, the influence of plant roots on slope stability has been recognized and exploited (Gray & Sotir, 1996). Mitchell et Santamarina (2005) were the leaders in the application of biological processes in geotechnical engineering. Since then, researchers in the geotechnical field have undertaken discussions and multidisciplinary research programs to develop strategies for advancing this emerging field and identify primary challenges and opportunities (DeJong et al., 2006; Dejong et al., 2013; Ivanov & Chu, 2008; Mujah et al., 2016; Wang et al., 2017). One of these biological techniques is the Microbially Induced Calcite Precipitation (MICP) which has been widely investigated in laboratory and has demonstrated its efficiency to tackle number of geotechnical problems (Amin et al., 2017; Montoya et al., 2013; Ning-Jun et al., 2017). Various methods were employed to enhance and

improve the performances of this technique at meter scale. Although this research field has jumped forward thanks to laboratory investigations, some issues are stifling its development at field scale.

This paper provides an exhausted review of the technique, the role of biological processes in geotechnical engineering, the process and factors of influence including examples of their application at larger scale and salient issues encountered. The major purpose of this review is to assess the main parameters restricting the implementation of this method into field. Several recommendations of authors are also considered to highlight the gap between research and practice for different fields of application and a summary of improvements that should be considered to meet industry needs is established.

2. Micp background

Naturally, cementation is created through chemical or biochemical processes (diagenesis) associated with weathering. For instance, sandstone formation is directly attributed to calcite precipitation. Within the same deposit, natural cementation varies depending on controlled characteristics of environmental conditions (Saxena & Lastrico, 1978). Various factors either inhibit or facilitate the process of cementation including pore-water chemistry (degree of supersaturation), ability to transport Ca^{2+} and/or HCO_3^- to the precipitation site, the presence of pre-existing carbonate substrate, and the permeability as well as texture (Hall, Mozley, Davis, & Roy, 2004; Molenaar & Venmans, 1993; Mozley & Davis, 2005). Calcite precipitation in nature follows two different mechanisms, either by deposition from supersaturated water with carbonates ions or from chemical exchanges at the water-soil interface (Ismail, Joer, Randolph, & Kucharski, 1999). The earth's crust counts various places where naturally cemented sands are encountered such as stromatolites in shallow high saline water in Australia (Figure A.1).

Observations from nature leaded into exploring a new branch in geotechnical engineering called biogeotechnology. This multidisciplinary field aims to transform natural sands into biosandstones using microbiological processes while improving their engineering properties (Achal & Mukherjee, 2015). MICP is the consequence of such microbial metabolic activities and aims to transform sand into sandstones (Ramakrishnan et al., 2001; Stocks-Fischer et al., 1999). Various

processes including urea hydrolysis, denitrification, sulphate reduction inducing dolomite precipitation, and iron reduction inducing ankerite or even other minerals precipitation were investigated (Ciurli et al., 1999; DeJong et al., 2013; Karatas et al., 2008; Roden, Leonardo, & Ferris, 2002; van Paassen, Daza, et al., 2010). The most efficient process in terms of energy is enzymatic hydrolysis of urea by microbes (DeJong et al., 2010). It is also straightforward, easily controlled and generates up to 90 % of chemical conversion efficiency of the precipitated calcite amount in less than 24 hours (Al-Thawadi, 2011; Dhami, Reddy, & Mukherjee, 2013).

Number of bacteria species could be used for their urease enzyme production in biomineralization process (Kucharski et al., 2006). Those are not hazardous for environment as they are natural (Fritzges et al., 2006). The most reported bacteria in literature is *Bacillus pasteurii* (ATCC 6453) that was reclassified as *sporosarcina pasteurii* (ATCC 11859). It is an alkalophillic bacterium able to hydrolyze urea within a short period due to its high urease activity (Bachmeier et al., 2002; Ciurli et al., 1996; Ng Wei et al., 2014).

Biogrouting procedure is usually based on three main steps including (1) introduction of bacterial suspension solution, (2) injection of calcifying solution containing urea and calcium ions and (3) recovery of by-products by flushing (Cheng & Cord-Ruwisch, 2012; Cheng et al., 2013); Esnault-Filet et al. (2016); (Van Paassen, 2011; Whiffin et al., 2007). The bacterial metabolic activity uses urea as a source of energy and raises the pH locally as result of ammonia production. MICP occurs according to chemical reaction completed in few hours as a result of enzymatic hydrolysis of urea in the presence of calcium salts following two stages (Bang et al., 2001; Kroll, 1990; Ramakrishnan et al., 2001; Stocks-Fischer et al., 1999):

1. **Urea hydrolysis stage:** 1 Mole of urea is hydrolyzed to produce 1 Mole of carbonates and 2 Moles of ammonium ions (Equation 1).
2. **$CaCO_3$ precipitation stage:** Calcium ions (Ca^{2+}) (derived from calcium chloride) reacts with carbonate ions (CO_3^{2-}) to form 1 Mole of calcium carbonates ($CaCO_3$) crystals (Equation 2).

$$CO(NH_2)_2 + H_2O \rightarrow 2NH_4^+ + {CO_3}^{2-} \quad [1]$$

$$Ca^{2+} + {CO_3}^{2-} \rightarrow CaCO_3 \downarrow \quad [2]$$

3. Factors controlling micp efficiency

As the effectiveness of this biogeotechnology depends directly on the spatial distribution of the precipitated calcite and $CaCO_3$ crystallographic patterns (DeJong et al., 2010), factors influencing MICP treatment such as urease activity, availability of nucleation sites, pH level, temperature, degree of saturation, concentration of reagents solutions, and soil gradation curve must be controlled and well understood.

Geometric compatibility between microbes and the soil in which they are injected is a key factor. The lower bound limit of particle size is relative to microbe size (between 0.5 and 3 μm) and was set as silt (Mitchell & Santamarina, 2005). Moreover, ex-situ mixing of microbes and nutrients with soil might extend the application of the technique to clays (Fritzges et al., 2006).

A relationship between the initial soil pH and the solubility of $CaCO_3$ crystals was pointed out by Cheng et al. (Cheng, Shahin, & Cord-Ruwisch, 2014). MICP begins at pH level of 8.3 and increases to 9 where urease activity is high (Stocks-Fischer et al., 1999). Moreover, stable and continuous $CaCO_3$ production is directly linked with the cell growth and urease enzymatic activities (De Muynck, Cox, De Belle, & Verstraete, 2008; Hammes et al., 2003).

As temperature affects urease activity of microorganisms, nucleation, growth rates of calcium carbonates crystals and $CaCO_3$ solubility (Nemati & Voordouw, 2003; Rebata-Landa, 2007), Cheng et al. (2014) investigated the impact of room temperature on the strength of biocemented sand samples. Although, the amount of produced $CaCO_3$ crystals was higher at 50 ˚C, biotreated sand specimen strength was greater at 25 ˚C. This observation demonstrated that the localization and form of the precipitates is as important as their quantity.

Moreover, the rate of calcite precipitation is controlled by biochemical aspects such as the injection procedure and the concentration of chemical reactants (Kakelar, Ebrahimi, & Hosseini, 2016). To ensure a successful ground improvement by biomineralization, the injection and retention of bacteria inside soil matrix are important. Indeed, only the retained bacteria in the soil can induce $CaCO_3$ precipitation from a solution of cementation. Three main treatment methods were investigated in the literature: (1) alternate injection of reactant solutions in saturated soils (Al Qabany, Soga, & Santamarina, 2012; Harkes et al., 2010; Whiffin et al., 2007), (2) surface spraying or percolation in non-saturated soils (Cheng & Cord-Ruwisch, 2012; Chu, Stabnikov, & Ivanov, 2012; Stabnikov, Naeimi, Ivanov, & Chu, 2011), and (3) premixing method (Yasuhara et al., 2012; Zhao, Li, Li, Zhang, & Amini, 2014). Figure A.2 illustrates an example of a scanning electron

microscopy (SEM) image of sand specimen treated by surface percolation where 6.7 % of $CaCO_3$ was precipitated (Waldschmidt, 2017).

Homogeneous crystal distribution along sand specimen was observed at lower cementation solution concentration (Al Qabany & Soga, 2013; Cheng et al., 2014; Ng Wei et al., 2014).

Cheng et al. (2013) showed that MICP works better at lower degree of water saturation, i.e. 20 %, as the calcite crystals are formed at effective locations of particle to particle contacts.

4. Improved engineering properties of soils

The biocalcification process relies on the creation of bonds at particle to particle contacts. This mechanism helps to strengthen and improve the mechanical performances as calcite precipitation results in a decrease in the pore space and an increase in solid content (DeJong et al., 2010). Several characteristics of biotreated soils are modified namely strength, rigidity, permeability and resistance to liquefaction.

In laboratory, biocalcification has demonstrated its efficiency to improve strength of loose sand and silt (Montoya & DeJong, 2015). Ng Wei et al. (2014) demonstrated that this parameter is increased by a factor of 1.4 to 2.6 for silty soils treated using *Bacillus megaterium*. Geotechnical soil parameters such as cohesion (c) and internal friction angle (φ) are a function of the calcite content (Cheng et al., 2013; Chou et al., 2012; St-Onge, 2016).

Many researchers used the unconfined compressive strength (UCS) to describe the strength of biotreated sands (Cheng et al., 2013; Chu & Ivanov, 2014; Harkes et al., 2010; Ivanov, Chu, Stabnikov, & Li, 2015; Waldschmidt, 2017; Whiffin et al., 2007). Results showed that the amount of calcium carbonates is related to the strength of the treated specimen. Moreover, the stiffness, or soil elastic modulus (E), is improved using MICP technique (Cheng et al., 2013) and the small-strain shear stiffness is increased as bio-mineralization occurs at particle to particle contacts (Martinez, 2012).

Biomineralized sand soils better resist to liquefaction and show enhanced dynamic properties compared to untreated specimen (Dejong et al., 2013; Mortensen, 2012; Zhang, Guo, & Cheng, 2015).

From a hydraulic point of view, MICP technique improves soil strength while preventing the development of excess pore water pressure as biotreated sands conserve good drainage abilities (Esnault-Filet et al., 2016). Finally, biocalcification inhibits leaching of finer particles within soil skeleton when submitted to water flow seepage which prevents internal erosion and suffusion to occur (Ning-Jun et al., 2017).

5. Multi-scale applications

Several field trials and up-scaled experiments were performed to validate the effectiveness of MICP in site conditions.

The first full scale attempt was performed in the Netherlands to treat the Rotterdam port area in 2004 (Mujah et al., 2016). The application of MICP reduced successfully the permeability of a sandy material and the bio-treatment showed good long-term performances (Hongzhi, 2007).

A step-wise approach was followed by Van Paassen, Pieron, et al. (2009) to scale up biocalcification from 1 m^3 to 100 m^3 sand specimen. First, a box container was set up to mimic an injection well. The dimensions of the container filled with sand were 0.9 m x 1.1 m x 1 m and the container had drainage filters on its sides. A bacterial suspension and 0.5 M urea/calcium chloride reagent solutions were injected at the center of the box at a constant flow rate. A total volume of 3 500 L of cementation solution was flushed sequentially through in 8 batches during 50 days. The cubic meter container is illustrated in Figure A.3.

Afterwards, biocalcification was tested at larger scale as 100 m^3 of Itterbeck sand was biocemented in a large container using 100 L of inoculum. A total volume of 100 m^3 of a reagent solution containing 1 M of urea and calcium chloride were flushed during 12 days using injection/extraction wells. The implementation of the MICP technique was successful and 43 m^3 of the sand particles

in the large container were bonded. The results also showed that the strength was remarkably increased following MICP treatment. However, the amount of the precipitated calcite was spatially dispersed. These observations were justified by several scenarios including heterogenous transport of reagents and preferential flow paths which leads to higher content of $CaCO_3$ compared to other areas.

Another field test was performed by Van Paassen (2011) to find a solution for borehole instability when installed in gravel. This field test was preceded by laboratory tests on a 3 m^3 container filled with gravel. Horizontal directional drilling in this container demonstrated the success of the treatment and an upscale in field was performed. A total soil volume of 1 000 m^3 was treated at depth varying between 3 and 20 m below the surface. The biotreatment required 200 m^3 of bacterial suspension and 300 to 600 m^3 of cementation solutions containing urea and calcium chloride. Note that the groundwater was extracted until ammonium concentrations measurements were equal to initial values. During this step, the pumped water was transferred to a local waste water treatment plant. The results showed that the gravel layer remained stable during drilling process, and laying gas pipeline was performed without any collapse (Figure A.4).

DeJong et al. (2014) developed a three-dimensional treatment method to implement MICP at field scale. The method is based on a repeated five-spot injection/extraction well pattern for treatment of 3m by 3m by 0.15m experimental layout (Figure A.5.a). Each spot pattern is made up of one injection well placed at the core and one production well at each corner of the targeted treatment zone (0.5m by 0.5 m by 0.15 m) as illustrated in figure A.5.b. The experiment aims to treat Ottawa 50-70 sand and was performed by injection of solutions into a saturated sand. A two-phases MICP treatment was implemented. The first phase consisted on the re-circulation of 30 L of *s. Pasteurii* suspension in a urea-rich solution for 50 non-continuous hours (the treatment was stopped during the night). The second phase consisted in two stopped-flow cycles where a calcifying solution was injected at high flow rate during 1 hour followed by 2 hours of rest period. The first cycle was performed in the same flow direction as the injection of bacteria, while the second was performed in the reverse direction (Martinez, 2012). A uniform treatment was achieved experimentally even under highly active microbial conditions as clogging at injection well was prevented using the two stopped-flow cycles.

Gomez et al. (2015) performed a field study focusing on the surface application of MICP to prevent erosion of loose sand deposits at a mine site location in the province of Saskatchewan in Canada. A depth of 28 cm of soil was improved and the formation of cemented crust of about 2.5 cm thick increased resistance to erosion. MICP appears to be a promising technique to treat larger-scale fields. The results pointed out that low-concentration solutions achieved greatest improvement compared to high and medium concentrations.

Soletanche-bachy, a French contractor, developed its own method for industrial implementation of biomineralization process. The process is called Biocalcis®. In 2009, the concept of the industrial process was validated through a pilot test that was performed in the Netherlands, in partnership with VSF and Deltares (Figure A.6). This pilot test led to feasibility method definition and costs estimation (Filet et al., 2012).

Esnault-Filet et al. (2016) successfully used Biocalcis® to treat sandy-silt material at field scale in the south of France. Signs of corrosion started to appear in the reinforcements of a retaining wall located beneath the abutment of a motorway interchange bridge. The site was in a crowded urban area with a very difficult access under the bridge abutment due to the presence of a tramway passing just beneath and private buildings in the vicinity. The wall was constructed in the 70's and was made of compacted backfill reinforced by sub-horizontal steel tensile rods. The facing system was made of precast concrete panels equipped with embedded connections to fix the steel reinforcement rods. No interruption in motorway traffic flow or stopping the tramways was allowed during field works. Moreover, the site was in urban area which did not allow the implementation of conventional techniques. Soil nailing was prohibited as available space in front of the wall was insufficient for placing drilling machine. On the other hand, jet grouting couldn't be considered as it might generate stability risks on the structure in case of high pressure build up. Finally, the backfill was composed of a compacted material of very low permeability (Sandy silts matrix which permeability was lower than 10^{-6} m/s). Face with these constraints, Biocalcis was proposed. The feasibility was first confirmed after successful laboratory and pilot tests using real site material. The treatment was achieved by 23 horizontal walls having 5 m width, distributed over 3 lines of injection with a drainage line at the base of the injected zone (Figure A.7). The total volume was equal to 100 m^3 over 3 m height and 6 m length. The final results were estimated by in-situ coring and pressiometric tests. These tests confirmed the feasibility of the procedure for the reinforcement

of the wall, and allow proposals for the final solution which consisted of a biocalcified block working as a gravity wall.

All those experiments allowed to highlight advantages/challenges restricting the implementation of biogeochemical soil improvement processes into field.

6. Limitations encountred while upgrading to field use and recommandations

From these few large-scale experiments, several limitations of the MICP upscaling must be addressed:

- **By-products:** Ammonium and nitrate are by-products of urea hydrolysis. The generation of high concentrations of these compounds induces toxic effects on human health, vegetation, atmospheric nitrogen deposition (Dhami et al., 2013; Tobler et al., 2011; van Paassen, Ghose, et al., 2010). Terrestrial ecosystems are, by consequence, exposed to eutrophication and acidification. Those by-products must be properly controlled and eventually treated during the *in-situ* implementation of biogrounting to follow environmental legislative norms (Mujah et al., 2016; Wang et al., 2017). Substantial volumes of chemical reagents and microbial solutions are generated during MICP process especially for field applications. A treatment based on flushing is thought to get rid of those by-products taking in consideration the fate and transport of by-products. Note that the water is usually extracted until the electrical conductivity and ammonium concentrations are back to initial values (Van Paassen, 2011). Some authors also suggest the reuse of ammonia-rich effluents as fertilizer for plants (DeJong et al., 2013; Wang et al., 2017).
- **Cost:** The biogeochemical process is material consuming as it could require about 88 kg of $CaCl_2$ and 96 kg of urea per 1 m^3 of sand to produce the content of precipitated calcium carbonates of 75-100 g/kg of sand, which can cost up to 41 \$/m^3 (Ivanov & Stabnikov, 2017). At a large scale, the technology is expensive but applicable to geotechnical applications (van Paassen, Ghose, et al., 2010). The cost of calcium reagent and urea are higher than conventional cement and implementation of the process requires the preliminary investigations at small and pilot scale before upgrading to field scale which inflates costs (Esnault-Filet et al., 2012; 2016; Van Paassen, 2011). Moreover, injection and extraction wells could represent a non-negligible part of the final cost. The method total cost of MICP treatment (materials,

equipment, and installation) in saturated soils ranges from 25-75 $US/m^3 to about 500 $US/m^3 depending on the quantity of $CaCO_3$ (DeJong et al., 2013; Wang et al., 2017).

- **Feasibility:** Parameters such as injection flow rate, number of treatments, volumes, concentrations are all key factors that control the success of MICP. These parameters must be analyzed in laboratory, which can be time- and cost consuming. Moreover, clients are easily prone to use conventional soil improvement techniques as all parameters are controlled and have shown their efficiency over years. The advantage to use bio-geochemical-based soil improvement technologies is that they are natural and non-intrusive/disturbing for existing structures (2016; Filet et al., 2012). Nevertheless, some activities designed to raise awareness and industry training may be needed. Also, statistical studies must be conducted including rigorous assurance/quality control process, monitoring operations during treatment and maintenance norms should be considered for re-treatment/healing processes.
- **Performance:** Models for time- and cost effectiveness optimization have been assessed aiming *in-situ* implementation of biogrouting (Gomez et al., 2015; Terzis & Laloui, 2017; Weil et al., 2012). The homogeneity of treatment along the soil matrix remains one of the weakness, although researchers have progressed a lot in this area. Nevertheless, a uniform treatment could be achieved when controlling variables will be fully understood including number of injections, method of injection, concentrations of reactants and flow rate of injection. All these parameters might be fixed depending on field conditions, targeted applications and preliminary results at laboratory scale.
- **Lifetime service**: The biochemical treatment for a specific application requires a durability in accordance with its service life requirements. MICP is expected to be stable for more than 50 years if alkaline conditions are provided (Dejong et al., 2013) and an occasional retreatment can be applied to extend this service life. Studies on longevity of treatment while in contact with acid rain precipitations demonstrated that no large erosion occurs. Only 0.7g of weight loss was measured for sand columns after being flushed with 12 L of acid rain volume corresponding to 5 years' rainfall (1000mm/year). Sand columns were treated under fully saturated conditions with $CaCO_3$ content of about 0.1-0.105 g/g sand (Cheng et al., 2013). Nevertheless, the calcite must be assessed to evaluate its long-term degradation. Also, the application of this technology might target regions of the world where factors such as temperature, pH, weather are favorable for its implementation such as deserts.

7. Conclusions and summary

Soil improvement techniques based on biomineralization have grown over the past 15 years and innumerable results proved the applicability of these techniques to tackle geotechnical issues (optimization of the bio-geochemical treatment procedure, controlled key factors influencing the process, geotechnical applications, numerical modeling). Research should now focus on testing and modeling in-situ conditions and considering practical needs in terms of sustainability, costs, performance, feasibility and life service.

Opportunities and challenges for geotechnical applications were identified in this work to open discussions for future possibilities.

Aknowledgments

This research was funded by a CRSNG discovery grant. The authors acknowledge all the researchers cited within this review for accepting to share their material.

List of figures :



FigureA.9.1 Stromatolites at shark Bay Western Australia (Photo taken by Stuart Lilley Photography).

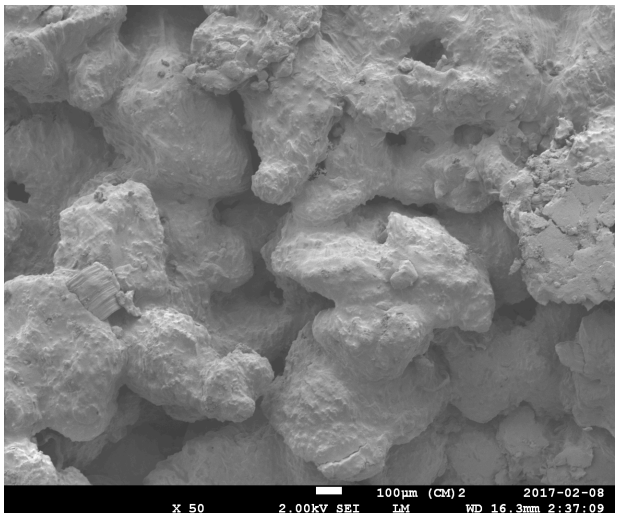


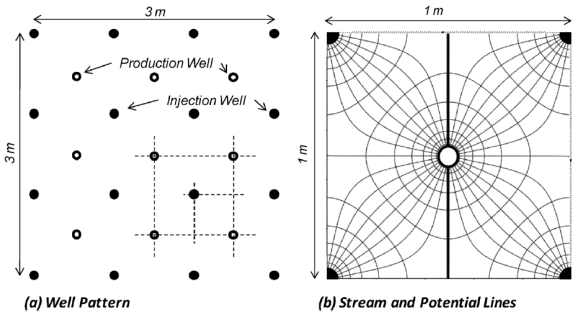
Figure A.9.2 Scanning electron microscopy (SEM) image of sand treated by MICP using pre-mixing method (Waldschmidt, 2017).



Figure A.9.3 The cubic meter bio-grout experiment performed by van Paassen (2009) (picture shared by van Paassen Leon).



Figure 9.4 Bio-cementing of gravel for borehole stability field project (picture shared by van Paassen Leon).



FigureA.9.5 The repeated five-spot well pattern designed by De Jong et al. (2014): a) Plan view of 3m by 3m layout and b)Theoretical stream and potential lines for target treatment zone of 0.5 by 0.5 by 0.15 m zone.



Figure A.9.6 100 m3 container provided by VSF company and used by Soletanche-Bachy (Filet et al. (2012).



Figure A.9.7 Reinforcement of soil retaining wall using Biocalcis® at field scale (Esnault-Filet et al. 2015)