

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE.....	III
REMERCIEMENTS.....	IV
RÉSUMÉ.....	V
ABSTRACT.....	VIII
TABLE DES MATIÈRES	XI
LISTE DES TABLEAUX.....	XVI
LISTE DES FIGURES.....	XVIII
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XXIV
LISTE DES ANNEXES.....	XXVII
CHAPITRE 1 INTRODUCTION.....	1
1.1 Contexte de l'étude.....	1
1.2 Problématique du projet	2
1.3 Objectifs et hypothèses de recherche	4
1.3.1 Objectif général.....	4
1.3.2 Objectifs spécifiques	5
1.3.3 Hypothèses de recherche.....	5
1.4 Structure du mémoire	5
CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE.....	7
2.1 Drainage minier acide (DMA)	7
2.1.1 Source et formation du drainage minier acide	7
2.1.2 Prévention et contrôle du drainage minier acide.....	8
2.1.3 Traitement du drainage minier acide.....	14
2.2 Propriétés de base des matériaux granulaires.....	16

2.2.1	Composition des matériaux granulaires	16
2.2.2	Porosité.....	18
2.2.3	Indice de compacité.....	21
2.2.4	Compacité.....	22
2.2.5	Granulométrie.....	23
2.2.6	Conductivité hydraulique	23
2.2.7	Courbe de rétention d'eau	24
2.2.8	Courbe de retrait.....	28
2.3	Théorie sur l'empilement des particules	30
2.3.1	Historique des études sur l'empilement des particules	30
2.3.2	Effets d'interactions granulaires.....	33
2.4	Mélanges binaires sans interactions granulaires	34
2.5	Mélanges binaires avec interactions.....	35
2.6	Modèles continus de mélanges basés sur la courbe granulométrique idéale	36
2.6.1	Modèle de Rosin-Rammler (1933).....	36
2.6.2	Modèle de Fuller et Thomson (1907).....	37
2.6.3	Modèle d'Andreasen et Andersen (1930)	37
2.6.4	Modèle de Dinger et Funk (1994).....	38
2.6.5	Comparaison des courbes de Fuller, Andreasen et Dinger et Funk	39
2.7	Modèles continus de mélanges basés sur la théorie de mélange.....	40
2.7.1	Modèle de Koltermann et Gorelick (1995).....	40
2.7.2	Modèle de mélange de Gutierrez (2005).....	41
2.7.3	Modèle de Côté et Konrad (2003).....	45
2.7.4	Modèle de Jehring et Bareither (2016).....	47

2.7.5	Modèle de Wickland <i>et al.</i> (2006).....	48
2.8	Logiciels d'optimisation des mélanges	49
2.9	Récapitulatif et justification de l'étude	50
CHAPITRE 3 APPROCHE MÉTHODOLOGIQUE		52
3.1	Méthodologie générale de l'étude	52
3.2	Caractérisation des matériaux	53
3.2.1	Échantillonnage	53
3.2.2	Caractérisation physique	54
3.2.3	Analyse environnementale des matériaux.....	57
3.2.4	Caractérisation chimique.....	58
3.2.5	Caractérisation minéralogique.....	59
3.2.6	Essai de compactage Proctor.....	60
3.2.7	Caractérisation hydrogéotechnique	62
3.3	Optimisation des mélanges.....	68
3.3.1	Optimisation par les modèles de mélanges	69
3.3.2	Optimisation par compactage.....	73
CHAPITRE 4 RÉSULTATS		76
4.1	Caractéristiques des matériaux.....	76
4.1.1	Propriétés physiques.....	76
4.1.2	Caractéristiques hydrogéotechniques des sols et des boues.....	81
4.1.3	Propriétés chimiques et minéralogiques.....	83
4.1.4	Potentiel de génération d'acide	86
4.2	Détermination des mélanges optimaux basés sur la courbe granulométrique idéale.....	87
4.3	Détermination des mélanges optimaux basés la théorie de mélanges.....	90

4.3.1	Application du modèle de Koltermann et Gorelick (1995).....	90
4.3.2	Application du modèle de Côté et Konrad (2003)	92
4.3.3	Application du modèle de Gutierrez (2005).....	93
4.3.4	Application du modèle de Wickland <i>et al.</i> (2006)	94
4.3.5	Application du modèle de Jehring et Bareither (2016)	95
4.3.6	Comparaison des modèles basés sur la théorie de mélanges	96
4.4	Détermination des mélanges optimaux par compactage	96
4.4.1	Essai de compactage des MSBWW	97
4.4.2	Essai de compactage des MSBWA	100
4.4.3	Essai de compactage des MTBWW	101
4.4.4	Essai de compactage des MTBWA.....	104
4.4.5	Récapitulatif de résultats de l'optimisation par compactage.....	105
4.5	Proportions optimales retenues pour différents mélanges.....	106
4.6	Caractérisation hydrogéotechnique des mélanges.....	107
4.6.1	Essai de conductivité hydraulique saturée	107
4.6.2	Essai de retrait	108
4.6.3	Essai de courbe de rétention d'eau (CRE) en cellule haute pression	109
CHAPITRE 5 DISCUSSIONS		112
5.1	Effet de la teneur en eau initiale des sols sur les mélanges.....	112
5.1.1	Modèle de Koltermann et Gorelick (1995)	112
5.1.2	Modèle de Côté et Konrad (2003).....	113
5.1.3	Théorie de Wickland <i>et al.</i> (2006)	114
5.1.4	Modèle de Jehring et Bareither (2016).....	115
5.1.5	Récapitulatif	116

5.2	Effet de l'état dense des sols sur les proportions optimales.....	116
5.2.1	Application du modèle de Koltermann et Gorelick (1995) avec sols denses.....	117
5.2.2	Application du modèle de Côté et Konrad (2003) avec sols denses	121
5.2.3	Application du modèle de Jehring et Bareither (2016) avec sols denses	122
5.2.4	Récapitulatif	123
5.3	Dernières remarques.....	124
CHAPITRE 6 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS		126
6.1	Conclusion.....	126
6.2	Recommandations	128
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES		130
ANNEXES		138

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2-1: Paramètres caractéristiques des matériaux granulaires.....	17
Tableau 2-2: Ordre de grandeur des indices des vides minimal et maximal des différents matériaux	21
Tableau 2-3: Études sur la théorie d'empilement des particules (Roquier, 2016; Wickland, 2006)	32
Tableau 3-1: Critères d'interprétation du potentiel de génération d'acide.....	58
Tableau 3-2: Teneurs en eau initiales des sols et teneurs en boue des mélanges effectués pour l'optimisation par compactage pour différentes boues	75
Tableau 4-1: Propriétés physiques des matériaux.....	76
Tableau 4-2: Caractéristiques granulométriques des matériaux	78
Tableau 4-3: Caractéristiques granulométriques des mélanges pour β variant entre 30 et 60%....	80
Tableau 4-4: Limites de consistance et classification USCS des matériaux.....	81
Tableau 4-5: Résultats des conductivités hydrauliques saturées de sable et till	82
Tableau 4-6: Résultats des analyses du soufre et du carbone totaux au four à induction	83
Tableau 4-7: Résultats des analyses chimiques des matériaux par ICP-AES	83
Tableau 4-8: Résultats des analyses chimiques des matériaux par XRF	84
Tableau 4-9: Résultats de l'évaluation du potentiel de génération d'acide des matériaux	86
Tableau 4-10: Porosité des particules fines (boues) et grossières (sols) dans les mélanges effectués avec le modèle de Koltermann et Gorelick (1995)	90
Tableau 4-11: Fraction des boues (F) et teneur en boue optimale (β_{opt}) dans les mélanges sable- boue WW et WA, till-boue WW et WA par le modèle de Côté et Konrad (2003).....	92
Tableau 4-12: Proportions optimales des boues sèches (F) et teneur en boue humide (β) pour les mélanges sable-boue WW et WA, till-boue WW et WA obtenues par le modèle de Wickland <i>et al.</i> (2006).....	95
Tableau 4-13: Mélanges effectués avec le modèle de Jehring et Bareither (2016).....	95

Tableau 4-14: Mélanges sable-boue WW et WA, till-boue WW et WA par le modèle de Jehring et Bareither (2016)	96
Tableau 4-15: Comparaison des résultats des modèles de Koltermann et Gorelick (1995), Côté et Konrad (2003), Wickland <i>et al.</i> (2006), Jehring et Bareither (2016).....	96
Tableau 4-16: Résultats de l'optimisation par compactage des MSB et MTB	106
Tableau 4-17: Résultats des conductivités hydrauliques saturées des MSB et MTB	107
Tableau 5-1: Propriétés physiques des sols à l'état dense et des boues à l'état lâche.....	117
Tableau 5-2: Fraction des boues (F) et teneur en boue optimale (β_{opt}) dans les mélanges sable-boue WW et WA, till-boue WW et WA par le modèle de Côté et Konrad (2003)	121
Tableau 5-3: Teneur en boue optimale (β_{opt}) dans les mélanges sable-boue WW et WA, till-boue WW et WA par le modèle de Côté et Konrad (2003) avec sols lâches et denses	122
Tableau 5-4: Rapport optimal de mélange (R_{opt}) et teneur en boue optimale (β_{opt}) dans les mélanges sable-boue WW et WA, till-boue WW et WA par le modèle de Jehring et Bareither (2016) avec sols denses.....	123
Tableau 5-5: Teneurs en boues optimales (β_{opt}) dans les mélanges sable-boue WW et WA, till-boue WW et WA par le modèle de Jehring et Bareither (2016) avec sols lâches et denses	123

LISTE DES FIGURES

Figure 2-1: Effets de barrière capillaire (Aubertin <i>et al.</i> , 1999)	12
Figure 2-2: Configuration d'une CEBC (d'après Aubertin <i>et al.</i> , 1995).....	13
Figure 2-3: Processus du traitement actif du DMA (Aubertin <i>et al.</i> , 2002a).....	15
Figure 2-4: Différentes phases d'un matériau granulaire	17
Figure 2-5: Changement d'état dans un mélange des matériaux fins et grossiers (Vallejo, 2001) 19	19
Figure 2-6: Illustration de la remontée capillaire (Marinho <i>et al.</i> , 2008).....	25
Figure 2-7: Points caractéristiques de la CRE.....	26
Figure 2-8: Courbe de retrait d'un sol remanié (tiré de Mbonimpa <i>et al.</i> , 2006a).....	29
Figure 2-9: Effet de desserrement exercé par un grain fin dans un empilement des gros grains (De Larrard, 2000).....	33
Figure 2-10: Illustration de l'effet de paroi (De Larrard, 2000).....	34
Figure 2-11: Mélange binaire sans interaction, gros grains dominants (De Larrard, 2000)	35
Figure 2-12: Mélange binaire sans interaction, grains fins dominants (De Larrard, 2000).....	35
Figure 2-13: Mélange binaire avec interaction totale (De Larrard, 2000).	35
Figure 2-14: Courbes d'empilements idéaux selon les modèles de Fuller & Thompson (1907), Andreasen & Andersen (1930) et Dinger & Funk (1994) pour un diamètre maximal des particules de 32 mm et minimal de 0,063 mm (d'après Fennis et Walraven, 2012)	39
Figure 2-15: (A) Microgéométrie du modèle d'un mélange binaire idéal, (B) Prédiction de la porosité en fonction du volume des particules fines modifié de Koltermann et Gorelick (1995)	41
Figure 2-16: Représentation schématique du degré de miscibilité de mélange binaire de particules fines et grossières : (a) les particules avant mélange, (b) les particules mises ensemble, mais pas de mélange ($R_m = 0$), (c) mélange parfait ($R_m = 1$), et (d) mélange partiel ($0 \leq R_m \leq 1$) (Gutierrez, 2005)	43
Figure 2-17: Effet de R_m sur les courbes du mélange (Gutierrez, 2005).....	44

Figure 2-18: Diagramme des phases pour (a) sol bien classé, (b) sol bien classé avec seulement des particules grossières et (c) sol bien classé avec des particules fines et grossières (Côté et Konrad, 2003).....	45
Figure 2-19: Diagramme des phases présentant les proportions volumiques <i>versus</i> le rapport de mélange (R) (modifié de Wickland <i>et al.</i> , 2006).....	49
Figure 3-1: Schéma descriptif de l'approche méthodologique générale de l'étude (WW = Westwood et WA = Waite Amulet).....	53
Figure 3-2: Schéma de principe de l'essai Proctor (tiré de Guettouche, 2016)	61
Figure 3-3: Schéma descriptif du principe du perméamètre à charge variable (Fouché, 2013).....	62
Figure 3-4: Schéma descriptif de la cellule de pression (Saleh-Mbemba <i>et al.</i> , 2016).....	64
Figure 3-5: Circuit de l'essai en cellule de pression	65
Figure 3-6: Échantillon placé dans les moules pour l'essai de retrait libre.....	68
Figure 3-7: Représentation de la variation de la masse volumique sèche ρ_d en fonction de la teneur en boue et de la teneur en eau	74
Figure 4-1: Courbes granulométriques des matériaux	77
Figure 4-2: Courbes granulométriques des mélanges sable-boues WW (MSBWW).....	79
Figure 4-3: Courbes granulométriques des mélanges till-boues WW (MTBWW).....	79
Figure 4-4: Courbes Proctor till et sable	81
Figure 4-5: Courbe de rétention d'eau du sable et du till (Kanteye 2019).....	82
Figure 4-6: Composition minéralogique des matériaux (a) sable, (b) till, (c) boue WW et (d) boue WA	85
Figure 4-7: Images de la microscopie électronique à balayage de (A) boue WA et (B) boue WW	86
Figure 4-8: Mélanges sable-boue WW par les modèles de Fuller et Thompson (1907), Dinger et Funk (1994) et Andreasen et Andersen (1930).....	88

Figure 4-9: Mélanges sable-boue WA par les modèles de Fuller et Thompson (1907), Dinger et Funk (1994) et Andreasen et Andersen (1930).....	88
Figure 4-10: Mélanges till-boue WW par les modèles de Fuller et Thompson (1907), Dinger et Funk (1994) et Andreasen et Andersen (1930).....	89
Figure 4-11: Mélanges till-boue WA par les modèles de Fuller et Thompson (1907), Dinger et Funk (1994) et Andreasen et Andersen (1930).....	89
Figure 4-12: Prédiction de la variation de la porosité en fonction de la proportion volumique r_f des boues par le modèle de Koltermann et Gorelick (1995) : (a) Mélange sable-boue WW, (b) Mélange sable-boue WA.....	91
Figure 4-13: Prédiction de la variation de la porosité en fonction de la proportion volumique r_f des boues par le modèle de Koltermann et Gorelick (1995) : (a) Mélange till-boue WW, (b) Mélange till-boue WA.....	92
Figure 4-14: Prédiction de la variation de l'indice des vides en fonction de la proportion massique des boues (F) par le modèle de de Gutierrez (2005) pour des indices de mixité $R_m = 0$ et $R_m = 1$: (a) Mélange sable-boue WW; (b) Mélange sable-boue WA.....	93
Figure 4-15: Prédiction de la variation de l'indice des vides en fonction de la proportion massique R_m des boues par le modèle de de Gutierrez (2005) pour des indices de mixité $R_m = 0$ et $R_m = 1$: (a) Mélange till-boue WW, (b) Mélange till-boue WA.....	94
Figure 4-16 : Variations de la masse volumique sèche ρ_d en fonction de la teneur en boue et de la teneur en eau des MSBWW lorsque $w_{i_boueWW}=175\%$ et : (a) $w_{i_sable}= 0$; (b) $w_{i_sable}= 3,5$; (c) $w_{i_sable}= 5$ et (d) $w_{i_sable}= 7\%$	98
Figure 4-17 : Courbes de compactage des MSBWW lorsque $w_{i_boueWW}=175\%$ et $w_{i_sable}=0, 3,5, 5$ et 7%	99
Figure 4-18 : Impact de la teneur en boue sur la masse volumique sèche des MSBWW lorsque $w_{i_sable} = 0, 3,5, 5$ et 7% et $w_{i_boueWW} = 175\%$	100
Figure 4-19 : Impact de la teneur en boue sur la masse volumique sèche des MSBWA lorsque $w_{i_sable} = 0, 3,5, 5$ et 7% et $w_{i_boueWA} = 175\%$	101

Figure 4-20 : Variations de la masse volumique sèche ρ_d en fonction de la teneur en boue et de la teneur en eau des MTBWW lorsque $w_{i_boueWW}=175\%$ et : (a) $w_{i_till} = 0\%$; (b) $w_{i_till} = 2,5$ et (c) $w_{i_till} = 4\%$	102
Figure 4-21 : Courbes de compactage des MTBWW lorsque $w_{i_boueWW}=175\%$ et : $w_{i_till} = 0$; 2,5 et 4%.....	103
Figure 4-22 : Impact de la teneur en boue sur la masse volumique sèche des MTBWW lorsque $w_{i_till} = 0$; 2,5 et 4% et $w_{i_boueWW} = 175\%$	104
Figure 4-23 : Impact de la teneur en boue sur la masse volumique sèche des MTBWA lorsque $w_{i_till} = 0$; 2,5 et 4% et $w_{i_boueWA} = 200\%$	105
Figure 4.24: Courbes de retrait des MSBWW et WA.....	108
Figure 4-25: Courbes de retrait des MTBWW et WA.....	109
Figure 4-26: Courbe de rétention d'eau des MSBWW ($\beta = 17\%$) et MSBWA ($\beta = 15\%$)	110
Figure 4-27: Courbe de rétention d'eau des MTBWW ($\beta = 6\%$) et MTBWA ($\beta = 7\%$)	110
Figure 4-28: Courbe de retrait du mélange MSBWW ($\beta = 17\%$) et MSBWA ($\beta = 15\%$).....	111
Figure 4-29: Courbe de retrait du mélange MTBWW ($\beta = 6\%$) et MTBWA ($\beta = 7\%$)	111
Figure 5-1 : Variation de la teneur en boue optimale (β_{opt}) en fonction de la teneur en eau initiale des sols lorsque $w_{i_boueWW} = 175\%$ et $w_{i_boueWA} = 200\%$ avec le modèle de Koltermann et Gorelick (1995): (a) MSB, (b) MTB.....	113
Figure 5-2: Variation de la teneur en boue optimale (β_{opt}) en fonction de la teneur en eau initiale des sols lorsque $w_{i_boueWW} = 175\%$ et $w_{i_boueWA} = 200\%$ avec le modèle de Côté et Konrad (2003) : (a) MSB, (b) MTB.....	114
Figure 5-3: Variation de la teneur en boue optimale (β_{opt}) en fonction de la teneur en eau initiale des sols lorsque $w_{i_boueWW} = 175\%$ et $w_{i_boueWA} = 200\%$ avec la théorie de Wickland <i>et al.</i> (2006) : (a) MSB, (b) MTB.....	115
Figure 5-4: Variation de la teneur en boue optimale (β_{opt}) en fonction de la teneur en eau initiale des sols lorsque $w_{i_boueWW} = 175\%$ et $w_{i_boueWA} = 200\%$ avec le modèle de Jehring et Bareither (2016) : (a) MSB, (b) MTB.....	116

Figure 5-5: Prédiction de la variation de la porosité en fonction de la proportion volumique (r_f) des boues par le modèle de Koltermann et Gorelick (1995) avec sable dense (a) Mélange sable-boue WW, (b) Mélange sable-boue WA.....	118
Figure 5-6: Prédiction de la variation de la porosité en fonction de la proportion volumique (r_f) des boues par le modèle de Koltermann et Gorelick (1995) avec till dense (a) Mélange till-boue WW, (b) Mélange till-boue WA	119
Figure 5-7: Variation de la teneur en boue en fonction de la proportion volumique (r_f) lorsque le sable est lâche et dense; $w_{i_sable\ lâche\ et\ dense} = 10\%$ avec le modèle Koltermann et Gorelick (1995) (a) MSBWW; (b) MSBWA.....	120
Figure 5-8: Variation de la teneur en boue en fonction de la proportion volumique (r_f) lorsque le till est lâche et dense; $w_{i_till\ lâche} = 7,5\%$ et $w_{i_till\ dense} = 5,4\%$ avec le modèle Koltermann et Gorelick (1995) (a) MTBWW; (b) MTBWA	121
Figure A-1 : Courbes granulométriques du mélange sable-boues WA (MSBWA).....	138
Figure A-2: Courbes granulométriques du mélange till-boues WA (MTBWA)	138
Figure B-1: Application du modèle de Fuller (1907) : (a) Mélange sable-Boue WW, (b) Mélange sable-boue WA.....	139
Figure B-2: Application du modèle de Fuller (1907) : (a) Mélange till-boue WW, (b) Mélange till-boue WA	139
Figure B-3: Application du modèle de Andreasen et Andersen (1929) : (a) Mélange sable-boue WW, (b) Mélange sable-boue WA.....	140
Figure B-4: Application du modèle de Andreasen et Andersen (1929) : (a) Mélange till-boue WW, (b) Mélange till-boue WA.....	140
Figure B-5: Application du modèle de Dinger et Funk (1994) : (a) Mélange sable-boue WW, (b) Mélange sable-boue WA.....	141
Figure B-6: Application du modèle de Dinger et Funk (1994) : (a) Mélange till-boue WW, (b) Mélange till-boue WA.....	141

Figure C-1: Variations de la masse volumique sèche ρ_d en fonction de la teneur en boue et de la teneur en eau des MSBWA lorsque $w_{i_boueWA} = 200\%$ et : (a) $w_{i_sable} = 0$; (b) $w_{i_sable} = 3,5$; (c) $w_{i_sable} = 5$ et (d) $w_{i_sable} = 7\%$	142
Figure C-2: Courbes de compactage des MSBWA lorsque $w_{i_boueWA} = 200\%$ et : (a) $w_{i_sable} = 0$; (b) $w_{i_sable} = 3,5$; (c) $w_{i_sable} = 5$ et (d) $w_{i_sable} = 7\%$	143
Figure D-1: Variations de la masse volumique sèche ρ_d en fonction de la teneur en boue et de la teneur en eau des MTBWA lorsque $w_{i_boueWA}=200\%$ et : (a) $w_{i_till} = 0$; (b) $w_{i_till} = 2,5$ et (c) $w_{i_till} = 4\%$	144
Figure D-2: Courbes de compactage des MTBWA lorsque $w_{i_boueWA}=200\%$ et : (a) $w_{i_till} = 0$; (b) $w_{i_till} = 2,5$ et (c) $w_{i_till} = 4\%$	145
Figure D-3: Variations de la masse volumique sèche ρ_d en fonction de la teneur en boue et de la teneur en eau des MTBWA lorsque $w_{i_boueWA}=200\%$ et $w_{i_till} = 7,5$	146
Figure E-1: Courbes de rétention d'eau des MSBWW ($\beta = 17\%$) et MSBWA ($\beta = 15\%$) sous forme (θ, ψ)	147
Figure E-2: Courbes de rétention d'eau des ($\beta = 17\%$) et MSBWA ($\beta = 15\%$) sous forme (e, ψ)	147
Figure E-3: Courbes de rétention d'eau des MTBWW ($\beta = 6\%$) et MTBWA ($\beta = 7\%$) sous forme (θ, ψ)	148
Figure E-4: Courbes de rétention d'eau des MTBWW ($\beta = 6\%$) et MTBWA ($\beta = 7\%$) sous forme (e, ψ)	148

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

a (cm ²)	Aire du tuyau
A (cm ²)	Aire de l'échantillon
AEV (kPa)	Pression d'entrée d'air (Air entry value)
ASTM	American Society for Testing and Materials
C (-)	Compacité
C_c (-)	Coefficient de courbure
CEBC	Couvertures avec effets de barrière capillaire
CRE	Courbe de rétention d'eau
C_U (-)	Coefficient d'uniformité
d (cm)	Diamètre des particules
D_{10} (µm)	Diamètre de particules correspondant à 10% de passant
D_{50} (µm)	Diamètre de particules correspondant à 50% de passant
D_{60} (µm)	Diamètre de particules correspondant à 60% de passant
DMA	Drainage minier acide
D_{max} (µm)	Diamètre maximal des particules
D_{min} (µm)	Diamètre minimal des particules
e (-)	Indice des vides
e_0 (-)	Indice des vides initial
e_c (-)	Indice des vides des particules grossières
e_f (-)	Indice des vides des particules fines
F (%)	Proportion massique sèche des particules fines
G_s (-)	Densité relative des grains
I_p (-)	Indice de plasticité

k_{sat} (cm/s)	Conductivité hydraulique saturée
L (cm)	Longueur
M_s (g)	Masse des grains solides
MSB	Mélange sable-boues
MSBs	Mélange sol-boues
MSBWA	Mélange sable-boues Waite Amulet
MSBWW	Mélange sable-boues Westwood
M_{sc} (g)	Masse sèche des particules grossières
M_{sf} (g)	Masse sèche des particules fines
M_t (g)	Masse totale
MTB	Mélange till-boues
MTBWA	Mélange till-boues Waite Amulet
MTBWW	Mélange till-boues Westwood
M_w (g)	Masse de l'eau
n_c (-)	Porosité des particules grossières
n_f (-)	Porosité des particules fines
n_m (-)	Porosité du mélange
P_{AA}	Fonction de distribution d'Andreasen et Andersen
P_{DF}	Fonction de distribution de Dinger et Funk
P_{FT}	Fonction de distribution de Fuller et Thomson
PGA	Potentiel générateur d'acide
P_{RR}	Fonction de distribution de Rosin-Rammler
q (-)	Constante
R (-)	Rapport de mélange

r_f (%)	Proportion volumique sèche des particules fines
R_m (-)	Indice de mixité
S_r (%)	Degré de saturation
URSTM	Unité de recherche et de service en technologie minérale
V (cm ³)	Volume total
V_0 (cm ³)	Volume initiale
V_f (cm ³)	Volume final
V_M (cm ³)	Volume total du mélange
V_S (cm ³)	Volume des grains solides
V_{SC} (cm ³)	Volume des grains solides des particules grossières
V_{sf} (cm ³)	Volume des grains solides des particules fines
V_V (cm ³)	Volume des vides
V_{VC} (cm ³)	Volume des vides des particules grossières
V_{vf} (cm ³)	Volume des vides des particules fines
V_w (cm ³)	Volume de l'eau
w (%)	Teneur en eau gravimétrique
WA	Waite Amulet
w_L (%)	Limite de liquidité
w_P (%)	Limite de plasticité
w_S (%)	Limite de retrait
WW	Westwood

LISTE DES ANNEXES

Annexe A – Courbes granulométriques des mélanges du sable et du till avec les boues Waite Amulet.....	138
Annexe B - L'application des modèles de Fuller et Thomson (1907), Andreasen et Andersen (1929), et Dinger et Funk (1994)	139
Annexe C – Détermination des MSBWA optimaux par compactage.....	142
Annexe D – Détermination des MTBWA optimaux par compactage	144
Annexe E – Autres formes des courbes de retention d'eau.....	147

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

1.1 Contexte de l'étude

L'exploitation minière est une activité économique très importante pour le Canada en général et le Québec en particulier. De par sa nature, l'industrie minière extrait et traite de grands tonnages des roches à cause des faibles pourcentages des minéraux utiles contenus dans ces roches (Melanson, 2006). Le traitement d'un grand tonnage de minerais engendre une production des grandes quantités de rejets miniers (solides, liquides et gaz) qui peuvent avoir des conséquences néfastes sur l'environnement. En effet, certains rejets de concentrateur ou résidus miniers et/ou de roches stériles contenant des minéraux sulfureux tels que la pyrite, la pyrrhotite, la chalcopyrite, etc. peuvent s'oxyder en présence d'oxygène et de l'eau, et ainsi générer un drainage minier acide (DMA) en l'absence de minéraux neutralisants (Aubertin *et al.*, 2002a; Brown *et al.*, 2002; Zinck et Griffith, 2013).

De nos jours, le DMA est un problème épineux pour l'industrie minière, car son traitement ou son atténuation nécessite de grands investissements. L'atténuation naturelle d'un drainage minier acide peut survenir en raison de l'épuisement des sulfures ou des conditions hydrogéologiques (présence de calcaire, modification de la nature et des caractéristiques des eaux) (Melanson, 2006). Deux types de traitement des effluents miniers contaminés par le DMA peuvent être appliqués : les traitements passifs et actifs (abiotiques). L'industrie minière fait plus recours aux traitements actifs qui sont plus efficaces, plus fiables et occasionnant moins de dépenses (Aubertin *et al.*, 2002b). Les procédés associés à ces systèmes de traitement font essentiellement appel à des techniques physico-chimiques basées sur des réactions de neutralisation. Ces procédés font recours aux produits chimiques alcalins tels que NaOH, Na₂CO₃, CaO ou CaCO₃ (Brown *et al.*, 2002; Younger *et al.*, 2002) et produisent ainsi de grandes quantités de boues ayant une grande concentration en sulfates. Ces boues sont en général entreposées dans des bassins de rétention, sur les rejets de concentrateur en fin d'exploitation (recouvrement alcalin), et dans les fosses des mines à ciel ouvert. La gestion des boues de traitement du drainage minier acide représente aussi un enjeu environnemental majeur auquel l'industrie minière doit faire face. Une étude réalisée il y a une vingtaine d'années avait démontré que chaque année au Canada une quantité de 6 736 600 m³ de boues de traitement de DMA était produite et celle-ci nécessitait une aire de stockage de 335

hectares (Zinck *et al.*, 1997). D'où la nécessité de leur valorisation ou de leur réutilisation. Le pH alcalin à neutre des boues peut être maintenu dans des bassins de rétention des boues pendant plusieurs années, voir des siècles, en raison de l'excès d'alcalinité induite par la chaux dans les boues (Zinck *et al.*, 1997). Cette alcalinité contribue à la stabilité chimique des boues (pas de dissolution des boues et aucune remobilisation du métal) au fil du temps. Mais l'exposition de ces boues à des conditions acides peut permettre la dissolution des métaux, ce qui constitue le principal inconvénient environnemental qui devrait être évalué pour chaque cas de réutilisation des boues (Mbonimpa *et al.*, 2016).

En climat humide, la restauration de sites miniers potentiellement générateurs de DMA implique la conception de systèmes hydrogéologiques spécifiques, conçus spécialement dans le but de réduire la migration de l'oxygène vers les résidus miniers réactifs (Aubertin *et al.*, 2015; Bussière *et al.*, 2003; Nicholson *et al.*, 1989). C'est le cas de couverture avec effets de barrière capillaire, CEBC (Bussière *et al.*, 2003; Bussière *et al.*, 2001; Morel-Seytoux, 1992). Des travaux antérieurs de valorisation des boues de traitement en tant que composante d'une CEBC ont été réalisés afin de contrôler la production de DMA (Bouda *et al.*, 2012; Demers *et al.*, 2015a; Demers *et al.*, 2015b; Demers *et al.*, 2017; Mbonimpa *et al.*, 2016). Pour faire partie d'une CEBC, le matériau doit avoir certaines propriétés hydrogéologiques spécifiques (courbe de rétention d'eau, perméabilité) définies à la section suivante. À la sortie de l'usine de traitement, les boues de traitement du DMA ont un comportement liquide (Bigatel *et al.*, 1999); leur assèchement conduira à l'apparition de fentes de dessiccation et de chemins préférentiels d'écoulement d'eau. Ainsi, les boues seules ne peuvent pas être utilisées comme composante d'une CEBC (Zinck *et al.*, 2010). D'où, la nécessité d'étudier le comportement des boues mélangées avec une matrice d'un matériau ayant des propriétés hydrogéologiques adaptées (sable, silt, till, etc.). Cela justifie largement la poursuite des travaux de recherche sur la valorisation des boues du traitement des effluents miniers acides.

1.2 Problématique du projet

La restauration des sites miniers peut se faire par plusieurs méthodes, entre autres à l'aide de recouvrements étanches contrôlant les infiltrations d'eau et des barrières à l'oxygène. Les barrières à l'oxygène incluent aussi les couvertures à effets de barrière capillaire (CEBC). Cette dernière méthode consistant en la réduction de l'apport en oxygène et en eau est considérée, dans les climats

humides tels que celui du Québec, comme une des méthodes les plus efficaces pour prévenir la génération de DMA (Bussière *et al.*, 2003; Bussière *et al.*, 2001; Morel-Seytoux, 1992).

Une CEBC comporte au moins une couche de matériau fin placée entre deux couches de matériaux grossiers. Ce matériau fin doit être doté d'une capacité de rétention d'eau avec une pression d'entrée d'air (AEV) d'au moins 20 à 50 kPa (Aubertin et Chapuis, 1991; Aubertin *et al.*, 1995). Le contraste du point de vue granulométrique et hydrogéologique entre les matériaux (fins et grossiers) va permettre la création des effets de barrière capillaire favorisant ainsi le maintien de la saturation du matériau fin. Par conséquent, les flux d'oxygène de l'atmosphère qui atteignent les résidus ainsi que la production subséquente du DMA seront contrôlés (Bussière *et al.*, 2004; Mbonimpa *et al.*, 2003). Les barrières étanches utilisées comme systèmes de couvertures pour limiter l'infiltration d'eau comportent généralement une couche de faible conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) dont la valeur doit être inférieure à 10^{-5} cm/s (Aubertin *et al.*, 2015).

Lorsque les matériaux fins ayant les caractéristiques requises (données ci-dessus) ne sont pas disponibles dans les environs des sites à restaurer, il est possible de recourir à des rejets miniers non générateurs d'acide qui peuvent aussi être obtenus par désulfuration des résidus sulfurés. Les boues déjà disponibles sur les sites où les eaux acides sont générées et traitées constituent aussi un matériau potentiel qui, lorsqu'elles sont mélangées de manière optimale avec les sols ayant des propriétés hydrogéologiques adaptées (ex. sable, silt, till, etc.), pourraient être utilisées comme matériau fin dans les recouvrements. En effet, Mbonimpa *et al.* (2016) ont montré qu'un mélange de silt naturel et de boues présentait des propriétés hydrogéotechniques appropriées pour constituer un bon matériau fin pour la couche de rétention d'eau d'une CEBC. Ces auteurs ont pu quantifier le volume que cette réutilisation des boues permettrait de libérer dans les anciens bassins de sédimentation et qui pourrait servir au stockage de nouvelles boues. Ces auteurs ont aussi pu déterminer la réduction de la quantité de matériaux d'emprunt que cette réutilisation des boues permettrait. L'étude réalisée par Mbonimpa *et al.* (2016) était néanmoins préliminaire, car elle était basée sur un seul sol et sur une seule boue provenant du site Mouska-Doyon-Westwood (propriété de la Corporation IAMGOLD). Un des défis d'une utilisation optimale et efficace des boues dans les mélanges sols-boues (MSBs) est la teneur en eau massique naturelle très élevée des boues décantées dans les bassins (entre 150% et 300% sur le site Mouska-Doyon-Westwood). En effet, l'augmentation de la quantité de boue dans les MSBs produit des mélanges peu compactables (teneur en eau du mélange supérieure à la teneur en eau à l'optimum Proctor) et susceptibles au

retrait et à la fissuration (Mbonimpa *et al.*, 2016). De plus, la valeur de k_{sat} des MSBs étudiés diminuait légèrement par rapport à celle du silt utilisé dans les mélanges. Cette teneur en eau naturelle très élevée des boues limiterait donc la quantité de boues réutilisable dans les MSBs.

Kanteye (2019) a observé que l'ajout de la chaux aux mélanges till-boues et sable-boues réduit la teneur en eau des mélanges et augmente la densité du mélange après compactage. Dans le cas des mélanges sable-boues, l'ajout de 2 à 6% de chaux par rapport à la masse humide du mélange avant amendement réduit la conductivité hydraulique saturée de trois ordres de grandeur (de l'ordre de 10^{-4} cm/s pour les mélanges non amendés à 10^{-7} cm/s pour les mélanges amendés à la chaux). Par contre, dans le cas des mélanges till-boues, l'ajout de chaux (jusqu'à 6%) n'affectait presque pas la conductivité hydraulique (qui restait autour de 10^{-6} cm/s avec et sans amendement des mélanges).

Afin de trouver des solutions pour augmenter la quantité des boues dans les mélanges, une optimisation des MSBs peut se faire par l'utilisation de la théorie d'empilement des particules ou de mélange qui consiste à choisir des tailles et/ou des proportions appropriées des matériaux particuliers afin d'obtenir un mélange optimal (Bidkar et Phalak, 2016; Roquier, 2016). En appliquant la théorie d'empilement des particules, il serait possible d'augmenter le pourcentage de boues dans les MSBs, d'atteindre des densités maximales plus élevées et obtenir ainsi des matériaux fins pouvant jouer le rôle de barrière à l'oxygène et/ou à l'eau. Un des défis de l'application de la théorie d'empilement des particules ou de mélange est qu'elle a été développée pour des particules mélangées à l'état sec alors que les MSBs sont générés à partir de composantes humides.

1.3 Objectifs et hypothèses de recherche

1.3.1 Objectif général

L'objectif principal de ce projet est d'optimiser la quantité de boues de traitement des eaux minières acides dans les mélanges sols-boues (MSBs) en utilisant la théorie d'empilement des particules et/ou la théorie de mélange et d'évaluer dans quelles mesures ces MSBs peuvent servir comme matériau dans les recouvrements utilisés pour la restauration des sites d'entreposage de résidus miniers.

1.3.2 Objectifs spécifiques

Les deux objectifs spécifiques à atteindre sont les suivants:

- Optimisation des proportions de sols et de boues entrant dans les MSBs selon la théorie d'empilement des particules et/ou la théorie des mélanges (ou l'utilisation d'un logiciel d'optimisation des mélanges des matériaux basés sur un modèle donné);
- Détermination des caractéristiques hydrogéotechniques des mélanges sols-boues optimisés.

1.3.3 Hypothèses de recherche

Les hypothèses émises pour cette étude sont les suivantes:

- En appliquant la théorie d'empilement des particules et/ou des mélanges sur les boues de traitement de DMA, le sable et le till, il serait possible d'obtenir un mélange optimal ayant des caractéristiques appropriées (faible k_{sat} , densité élevée, etc.);
- Le mélange optimal de sol et de boue obtenu en appliquant la théorie d'empilement des particules et/ou des mélanges, peut avoir des propriétés hydrogéotechniques appropriées ($k_{sat} < 10^{-5}$ cm/s, AEV entre 20 et 50 kPa, etc.) pour être utilisé comme matériau fin dans une couche avec effets de barrière capillaire (CEBC).

1.4 Structure du mémoire

Ce mémoire qui présente l'ensemble des résultats de l'étude est subdivisé en 6 chapitres qui sont comme suit:

- Le chapitre 1 est une introduction, et présente le contexte de l'étude, la problématique, les objectifs, les hypothèses de recherche ainsi que la structure du mémoire.
- Le chapitre 2 est une revue de littérature détaillée couvrant tous les aspects pertinents du sujet de recherche. Il présente d'abord le phénomène de drainage minier acide (DMA), l'origine, la prévention, le contrôle et le traitement. L'origine et la valorisation des boues issues de ce traitement ainsi que quelques résultats des différents travaux effectués. Il présente aussi les propriétés géotechniques de base des matériaux granulaires : porosité, l'indice de compacité, la compacité, la granulométrie, la conductivité hydraulique, la courbe de rétention d'eau et la courbe de retrait. L'emphase est mise sur l'empilement des

particules et l'optimisation des matériaux granulaires. Enfin, les différents modèles de mélanges des particules permettant d'obtenir un mélange optimal de grande compacité et faible porosité sont présentés.

- Le chapitre 3 décrit la méthodologie et le programme expérimental détaillés de l'étude. De même qu'il présente les propriétés physiques, chimiques et minéralogiques des matériaux utilisés ainsi que la démarche utilisée pour optimiser les matériaux. Puis, les principes des différents essais, leurs déroulements et les normes suivies.
- Le chapitre 4 présente d'abord les résultats de l'optimisation des différents mélanges par l'application de deux méthodes, à savoir la méthode basée sur les modèles d'optimisation et la méthode basée sur le compactage. Puis, ces différents résultats sont comparés entre eux. Ensuite, les résultats des essais réalisés au laboratoire sur les matériaux optimisés.
- Le chapitre 5 est une discussion des différents résultats. Il traite des effets de la teneur en eau initiale des sols sur les mélanges; et des effets de l'état lâche ou dense des sols sur les proportions optimales des mélanges.
- Le chapitre 6 présente la conclusion générale et les recommandations.

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE

Ce chapitre présente la synthèse de la revue bibliographique en rapport avec ce projet. Il traite le phénomène du drainage minier acide (origine, prévention, contrôle et traitement ainsi que de la valorisation des boues issues de ce traitement), les propriétés géotechniques de base des matériaux granulaires (porosité, indice de compacité, compacité, granulométrie, conductivité hydraulique, courbe de rétention d'eau et courbe de retrait) et l'optimisation des matériaux granulaires par différentes théories de mélanges. L'originalité de ce projet est aussi présentée à la fin de ce chapitre.

2.1 Drainage minier acide (DMA)

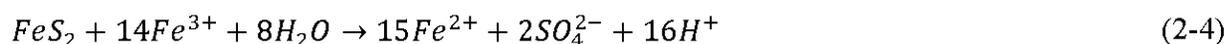
2.1.1 Source et formation du drainage minier acide

Le drainage minier acide (DMA) est le résultat de l'oxydation naturelle des minéraux sulfureux tels que la pyrite (FeS_2), la pyrrhotite (Fe_{1-x}S) et l'arsénopyrite (FeAsS) contenus dans des matériaux exposés à l'air, à l'eau et à l'activité bactérienne (Blowes *et al.*, 2014). La pyrite est le minéral sulfureux le plus abondant dans les rejets miniers. Les réactions simplifiées conduisant à la production du drainage minier acide peuvent être décrites de la manière suivante (cas de la pyrite) (Aubertin *et al.*, 2002a; Bussière, 1999; Evangelou, 1995; Kleinmann *et al.*, 1981; Nordstrom, 1982) :

↪ *Oxydation directe :*

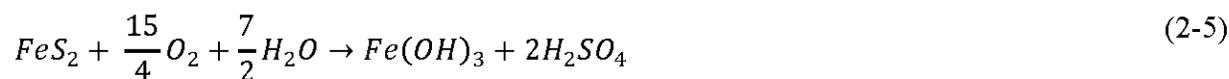


↪ *Oxydation indirecte :*



L'oxydation directe se déroule à un pH neutre en présence de l'eau et de l'oxygène, tandis que la réaction indirecte se déroule à un pH faible ($\text{pH} \leq 3.5$) en présence du fer ferrique (Fe^{3+}). La production des ions H^+ favorise la diminution du pH de l'eau, les métaux tels que le cuivre, le zinc,

le nickel et le plomb passent en solution et augmentent la toxicité de l'effluent acide. Le drainage minier acide peut être aussi résumé par l'équation globale ci-après (Cas de la pyrite) (Aubertin *et al.*, 1999) :



Les bactéries jouent aussi un rôle prépondérant (catalyseurs) dans la génération d'acide. La présence des bactéries telles que *Acidithiobacillus*, *Thiobacillus* et *Leptospirillum* peut accélérer les réactions d'oxydation des minéraux sulfureux et particulièrement la transformation du fer ferreux (Fe^{2+}) en fer ferrique (Fe^{3+}) (Morin et Hutt, 2001; Zagury *et al.*, 1997).

La formation du drainage minier acide est aussi fonction de la présence ou non des minéraux neutralisants. Ces minéraux, principalement les carbonates, les hydroxydes et les silicates peuvent se dissoudre en présence d'acide et ainsi, neutraliser grâce à leur pouvoir tampon, une partie ou totalement l'acidité générée par les minéraux sulfureux (Amos *et al.*, 2015; Aubertin *et al.*, 2002a; Blowes *et al.*, 2014). Pour les carbonates, la réaction globale de neutralisation peut s'écrire comme suit :



D'autres facteurs influençant la vitesse de génération d'acide sont : la température, le degré de saturation, la granulométrie du matériau, le type et la quantité des minéraux sulfureux (Amos *et al.*, 2015; SRK, 1989).

2.1.2 Prévention et contrôle du drainage minier acide

Lors de l'élaboration du plan de restauration, un site minier générateur d'acide pose plus de problèmes et génère des coûts élevés qu'un site non générateur d'acide (Demers, 2008). En effet, il est de la responsabilité de l'opérateur minier de s'assurer de la qualité de l'eau envoyée dans l'environnement pour être conforme aux normes règlementaires en vigueur (MRN, 2012). C'est ainsi qu'il est nécessaire de prévenir ou de contrôler la génération d'acide afin d'éviter des dommages environnementaux (Bussière, 1999; Demers, 2008; SRK, 1989). Au cours des deux dernières décennies, beaucoup de progrès ont été réalisés dans la prévention du drainage minier acide (Bussière *et al.*, 2007). L'équation 2-5 montre que trois facteurs : les sulfures, l'eau et l'oxygène, sont à la base de la production du drainage minier acide. Lorsqu'au moins l'un des

facteurs est absent, il n'y aura pas (ou il y aura très peu) de génération d'acide (Aubertin *et al.*, 1999; Bussière, 1999). Lorsqu'on est en présence des matériaux sulfureux, pour éviter le DMA, les rejets sont désulfurés par des techniques appropriées tandis que plusieurs techniques de recouvrement peuvent être utilisées pour limiter l'apport en oxygène et en eau.

En climat humide, l'une des méthodes efficaces est la barrière à oxygène qui consiste à limiter le contact entre les minéraux sulfureux et l'oxygène de l'air (Demers, 2008; Tremblay et Hogan, 2001). Plusieurs types de recouvrement peuvent être utilisés pour cela, mais les principaux sont : les recouvrements en eau (ennoisement) et les recouvrements en sol (ou matériaux géologiques quelconques) (Samad et Yanful, 2005; SRK, 1989). L'application de ces barrières a pour objectif, limiter le flux d'oxygène qui atteint les r sids sulfureux. Ce flux peut être évalué à l'aide de la première loi de Fick (Mbonimpa et Aubertin, 2003; Mbonimpa *et al.*, 2003; Mbonimpa *et al.*, 2011):

$$F_{O_2} = -D_e \frac{\partial C(t)}{\partial z} \quad (2-7)$$

où F_{O_2} est le flux d'oxygène (en mol/m²s), D_e est le coefficient de diffusion effectif d'oxygène du milieu (m²/s) et $\partial C(t)/\partial z$ est le gradient de concentration d'oxygène (mol/m³.m).

Le gradient $\partial C(t)/\partial z$ est déterminé grâce à la seconde loi de Fick. Cette dernière permet de déterminer en un point donné d'un milieu, la concentration en oxygène. Elle est donnée par (Mbonimpa et Aubertin, 2003; Mbonimpa *et al.*, 2003; Mbonimpa *et al.*, 2011):

$$\theta_{eq} \left(\frac{\partial C}{\partial t} \right) = D_e \left(\frac{\partial^2 C}{\partial z^2} \right) \quad (2-8)$$

Où θ_{eq} est la porositi  équivalente définie par l'expression 2.9 (Mbonimpa et Aubertin, 2003):

$$\theta_{eq} = \theta_a + H\theta_w \quad (2-9)$$

Où θ_a et θ_w sont respectivement teneur volumique en air et en eau; H est la constante de Henry définie par l'expression 2-10 (Mbonimpa et Aubertin, 2003):

$$H = \frac{C_w}{C_a} \quad (2-10)$$

Où C_w et C_a sont respectivement la concentration de l'oxygène dans l'eau et dans l'air ($C_w \approx 9,2$ mg/l et $C_a \approx 276,7$ mg/l à 20°C).

La technique du recouvrement en eau consiste à maintenir une couverture en eau au-dessus des résidus sulfureux susceptibles de générer un drainage minier acide. L'efficacité de cette technique est liée d'une part au fait que le coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'eau ($D_w^0 = 2 \times 10^{-9}$ m²/s) est environ 10000 fois inférieur au coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'air ($D_a^0 = 1,8 \times 10^{-5}$ m²/s) à 25°C, et d'autre part, au fait que la concentration maximale de l'oxygène dans l'eau (8,6mg/L) est environ 33 fois plus faible par rapport à celle dans l'air (285 mg/l) à 25°C (Awoh, 2012; Li *et al.*, 1997; Samad et Yanful, 2005). Le recouvrement en eau peut se faire de deux manières : la technique de déposition subaquatique (consiste à déposer directement les résidus sulfureux non oxydés sortant du concentrateur sous l'eau) et la technique d'inondation (consiste à submerger d'eau les résidus déjà déposés dans un parc) (Li *et al.*, 1997). La technique de recouvrement en eau n'est pas applicable à tous les sites. Pour son application, les conditions suivantes sont requises : la topographie doit permettre la disponibilité de l'eau afin de maintenir la couverture permanente, épaisse et les résidus toujours saturés; l'aménagement des digues étanches ceinturant le parc et d'autres ouvrages de dérivation pouvant résister aux conditions météorologiques, sismiques et temporelles extrêmes (Aubertin *et al.*, 1997b).

Pour les recouvrements en sol (monocouche ou multicouches), plusieurs matériaux naturels peuvent être utilisés comme couverture placée sur les matériaux générateurs d'acide. D'une manière générale, les couvertures en sol jouent le rôle de barrière à la migration de l'oxygène ou comme barrière à l'infiltration d'eau vers les matériaux générateurs d'acide (Aubertin *et al.*, 2002a; Aubertin *et al.*, 1999; Bussière *et al.*, 2006). Le choix de ces matériaux est influencé par leurs propriétés hydriques et géotechniques (Bussière *et al.*, 2006; Demers, 2008).

Le recouvrement monocouche consiste à étendre les matériaux sur les résidus générateurs d'acide afin d'empêcher la pénétration de l'oxygène de l'air. Lorsque le degré de saturation est élevé, la diffusion d'oxygène est diminuée significativement. C'est ainsi que, pour être efficace, le matériau de recouvrement doit permettre de maintenir un degré de saturation élevé dans les résidus sulfureux grâce à la remontée capillaire et par protection contre l'évaporation (MEND, 2001).

Dans les climats arides, les barrières à l'infiltration d'eau sont plus utilisées. Ils consistent à empêcher le contact entre l'eau et les résidus sulfureux afin d'éviter le drainage minier acide. La

configuration d'un recouvrement jouant le rôle de barrière à l'infiltration d'eau est basée sur l'utilisation des matériaux à faible perméabilité (en général $k_{\text{sat}} \leq 10^{-9}$ m/s) (Williams *et al.*, 1997; Wilson *et al.*, 2003). Les matériaux les plus utilisés sont : l'argile, les géomembranes et les géocomposites bentonitiques.

D'autres systèmes de recouvrement plus complexes appelés recouvrements multicouches peuvent être utilisés. L'objectif de ces recouvrements est de maintenir au moins une des couches à un degré de saturation élevé afin de limiter la diffusion de l'oxygène (Bussière, 1999; Bussière *et al.*, 2001). L'avantage du recouvrement multicouche par rapport au monocouche est qu'il peut être efficace grâce à l'effet de barrière capillaire, même lorsque la nappe phréatique est à un niveau situé sous le matériau sulfureux. On parle de couverture avec effet de barrière capillaire (CEBC) (Demers, 2008).

La technique de couverture avec effet de barrière capillaire consiste à recouvrir le matériau sulfureux générateur d'acide, de plusieurs couches des matériaux ayant des granulométries et les propriétés hydriques différentes afin de limiter la diffusion d'oxygène (Aubertin *et al.*, 2002a; Bussière, 1999; Bussière *et al.*, 2001; MEND, 2001). Les effets de barrière capillaire sont créés lorsqu'on place un matériau à granulométrie fine (couche de rétention capillaire) sur un matériau à granulométrie grossière (couche de bris capillaire) (Aubertin *et al.*, 2002a). Le phénomène d'effets de barrière capillaire peut être illustré par la figure 2-1, qui représente les courbes de rétention d'eau et les courbes de conductivités hydrauliques saturées de deux matériaux (silt et sable). La figure 2-1 (a) montre que la pression d'entrée d'air (AEV) et le degré de saturation du silt sont plus élevés que ceux du sable. Sur la figure 2-1 (b), on remarque qu'à saturation, la conductivité hydraulique saturée du silt est moins élevée que celle du sable. Mais au fur et à mesure que la succion augmente, on atteint une valeur de succion (ψ_x) où la conductivité hydraulique saturée du sable (k_{sable}) devient inférieure à la conductivité hydraulique saturée du silt ($k_{\text{silt}_\psi_x} < k_{\text{sable}_\psi_x}$). On a ainsi créé un effet de barrière capillaire.

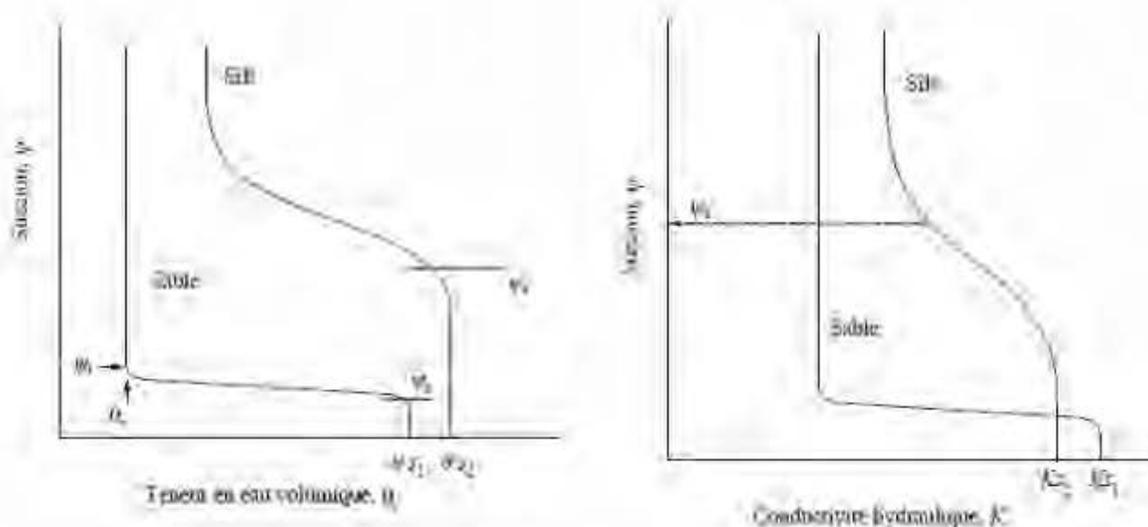


Figure 2-1: Effets de barrière capillaire (Aubertin *et al.*, 1999)

L'avantage des effets de barrière capillaire est de limiter l'impact du niveau phréatique en éloignant le profil de succion dans le recouvrement de l'équilibre hydrostatique (Demers, 2008). La figure 2-2, présente les composantes de base d'une couverture avec effets de barrière capillaire (CEBC) (Aubertin *et al.*, 2002a; Aubertin *et al.*, 1999; Aubertin *et al.*, 1995; Bussière *et al.*, 2001):

Les couches A et B (couche superficielle et de protection) servent à protéger les autres couches contre l'érosion, les intrusions biologiques et humaines, les cycles de gel et dégel, et cycles de mouillage et séchage. Ces deux couches supportent la végétation. La couche C (couche drainante) a une granulométrie grossière et une conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) de trois grandeurs d'ordre supérieur à celle de la couche D ($k_{sat} \geq 10^{-3}$ à 10^{-1} cm/s). Elle permet de contrôler les écoulements dans les couches A et B; favoriser les écoulements latéraux, ce qui réduit le débit d'infiltration dans la couche D; augmenter la stabilité du recouvrement en réduisant les pressions interstitielles. Le choix des matériaux appropriés permet de créer une barrière contre la montée capillaire de l'eau provenant de la couche D et ainsi éviter son assèchement. Son épaisseur est généralement supérieure à 30 cm. La couche D (couche de faible perméabilité ou de rétention d'eau). Cette couche constitue la véritable barrière hydrogéologique dans le système de recouvrement. Elle permet d'éviter les infiltrations d'eau, pour cela la conductivité hydraulique saturée de cette couche est inférieure à 10^{-5} cm/s. Cette couche permet aussi de limiter la migration de l'oxygène vers les matériaux sulfureux grâce à son degré de saturation élevé. Le degré de

saturation visé est supérieur à 85%. Le matériau fin peu plastique est utilisé dans cette couche (AEV \geq 200-500 cm) afin de créer un contraste granulométrique avec les couches sous-jacentes (C et E) dans le but d'avoir un bris capillaire. L'épaisseur de cette couche est comprise entre 50 à 100 cm. La couche E (couche de support) comporte une granulométrie grossière; une conductivité hydraulique saturée élevée et une faible capacité de rétention d'eau afin de permettre un drainage rapide et la création des effets de barrières capillaires aux contacts avec la couche D. Cette couche permet aussi de limiter la remontée des lixiviats contaminés vers la couche de rétention. Les matériaux de cette couche doivent avoir les propriétés mécaniques et géotechniques particulières, car la couche joue le rôle de support de toute la couverture. Son épaisseur est généralement supérieure à 30 cm.

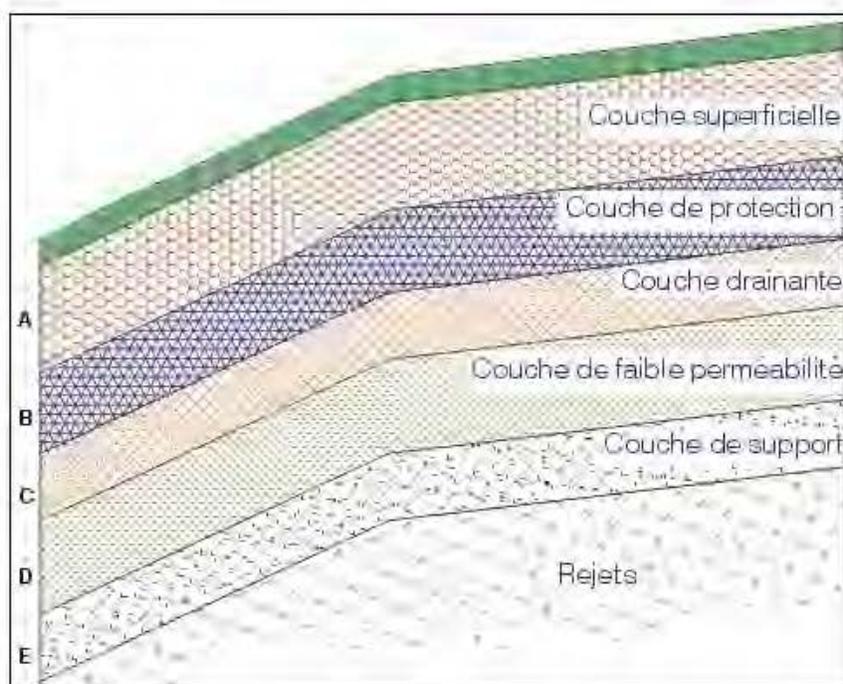


Figure 2-2: Configuration d'une CEBC (d'après Aubertin *et al.*, 1995)

La couverture est faite de matériaux d'origines naturelles ou industrielles. Lorsque les matériaux d'origine naturelle ne sont pas proches ou disponibles du site à restaurer, les coûts de construction du recouvrement augmentent (Demers, 2008). La littérature présente des matériaux alternatifs qui peuvent être utilisés pour la restauration des sites, tels que les résidus de l'industrie forestière, de pâtes, de papiers, les résidus de l'industrie minière non générateurs d'acide, des résidus organiques, les boues de traitement du drainage minier acide (Aubertin *et al.*, 1999; Cabral *et al.*, 2000; Demers *et al.*, 2015a; Demers *et al.*, 2015b; Germain *et al.*, 2003; Peppas *et al.*, 2000; Zinck *et al.*, 2010).

2.1.3 Traitement du drainage minier acide

On distingue deux types de traitement du drainage minier acide. Le traitement passif et le traitement actif (Johnson et Hallberg, 2005). Le premier (passif) utilise les procédés chimiques, physiques et biologiques de la nature afin de précipiter les métaux présents dans les effluents ou de neutraliser l'acidité. En principe, ce traitement consiste à faire circuler les effluents contaminés à travers les systèmes ou les matériaux qui génèrent suffisamment de l'alcalinité afin de neutraliser l'acidité et faire précipiter les métaux. Ce traitement est souvent utilisé pour de faibles volumes d'effluents contaminés. Plusieurs techniques peuvent être utilisées telles que les drains oxiques et anoxiques calcaires ou dolomitiques, le lagunage aérobie et anaérobie, les murs réactifs perméables et les réacteurs biochimiques (Gazea *et al.*, 1996; Johnson et Hallberg, 2005; Neculita *et al.*, 2007; Potvin, 2009). Le traitement actif consiste à récolter les effluents provenant d'un site contaminé, et à les canaliser vers un bassin dans lequel ils sont traités chimiquement. Le traitement chimique consiste en l'ajout d'un matériau neutralisant tels que la chaux vive, hydratée, la soude, ou un autre réactif chimique alcalin afin d'augmenter le pH, une aération afin de favoriser l'oxydation des ions métalliques et l'ajout de flocculants afin de favoriser l'agglomération et la précipitation des métaux (généralement sous forme des hydroxydes) (Aubertin *et al.*, 2002a; Johnson et Hallberg, 2005; Zinck et Griffith, 2013). Tant que l'effluent ne répond pas aux normes environnementales de décharges dans la nature, le traitement chimique est nécessaire, ce qui peut représenter un traitement continu si le processus de drainage minier acide n'est pas arrêté (Aubertin *et al.*, 2002a). Ce traitement engendre une grande quantité de boues qui sont stockées dans des parcs ou bassins de stockage (Zinck *et al.*, 1997).

Les boues issues du traitement du DMA renferment de métaux (Al, Cu, Fe, Cd, Zn, Mn, etc.) généralement sous forme d'hydroxydes et une grande concentration de sulfates (Zinck *et al.*, 1997). Les propriétés finales des boues dépendent des procédés utilisés, des réactifs ou des amendements apportés dans les processus (Aubertin *et al.*, 2002a; Zinck *et al.*, 1997). La figure 2-3 présente un processus simplifié du traitement des effluents miniers acide. Les eaux contaminées sont récoltées et canalisées vers le réacteur. Dans un autre bassin, le mélange de matériau neutralisant comme de la chaux vive est préparé puis acheminé vers le réacteur afin d'augmenter le pH. Dans le réacteur l'oxydation des ions métalliques est favorisée par l'aération continue. À la sortie du réacteur, on ajoute des flocculants afin de favoriser l'agglomération et la précipitation des métaux. Puis ce mélange provenant du réacteur est acheminé vers un clarificateur afin de précipiter les boues et en

même temps les métaux. Et les effluents qui répondent aux normes environnementales sont déversés par un déversoir au-dessus du clarificateur. Tant que l'effluent ne répond pas aux normes environnementales de décharges, ils ne seront pas envoyés dans la nature.

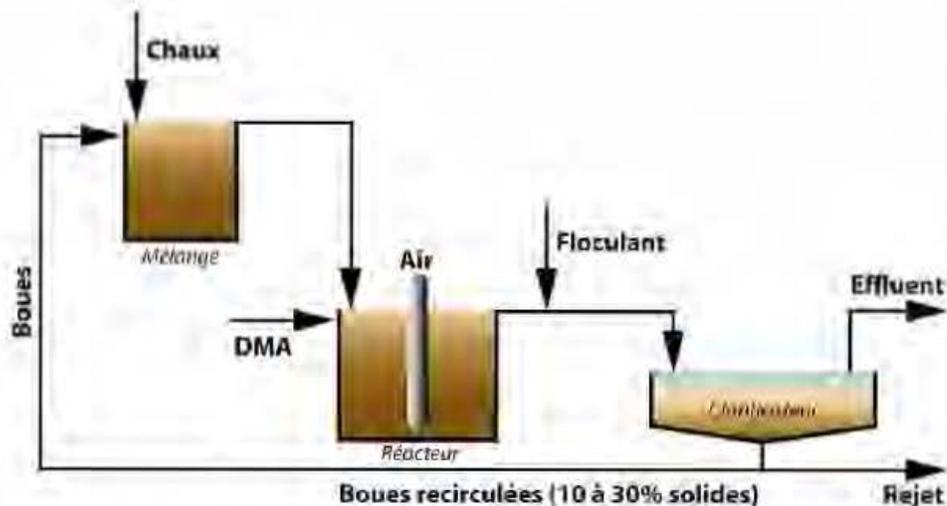


Figure 2-3: Processus du traitement actif du DMA (Aubertin *et al.*, 2002a)

La génération des boues de traitement du drainage minier acide génère plusieurs problèmes dont les principaux sont : la séparation solide/liquide, qui exige des infrastructures adaptées telles que la filtration, décantation, et séchage; la manutention et l'entreposage des boues qui exigent une zone de déposition et l'instabilité chimique à long terme de ces boues en présence d'un environnement acide (Zinck et Griffith, 2013). Pour résoudre ces différents problèmes, plusieurs approches de gestion des boues ont été présentées dans la littérature telles que l'entreposage dans des parcs, sur les rejets de concentrateur en fin d'exploitation (recouvrement alcalin), dans les fosses des mines à ciel ouvert et la co-disposition avec les résidus miniers (Zinck, 2005, 2006; Zinck *et al.*, 2010; Zinck et Griffith, 2012, 2013). La co-disposition des boues avec d'autres rejets de la mine (stériles et résidus) n'est efficace que lorsque les rejets sont non générateurs d'acide ou si l'oxydation est évitée.

La littérature présente plusieurs études sur la valorisation des boues. Benzaazoua *et al.* (2006) ont étudié la possibilité d'intégrer les boues dans les remblais en pâte cimentés. Ces auteurs montrent que l'ajout des boues dans le remblai n'entraînait pas la chute de la résistance. Quant à la lixiviation, les liants étaient plus efficaces pour minimiser la libération des contaminants comme le Zn et Mn (Benzaazoua *et al.*, 2006). Zinck *et al.* (2010) ont montré qu'en raison d'apparition de fentes de

dessiccation et de chemins préférentiels d'écoulement d'eau, une couverture de boues placées au-dessus des résidus générateurs d'acidité ne peut empêcher l'oxydation de ces derniers (Zinck *et al.*, 2010). Tsang *et al.* (2013) ont montré que les boues du traitement de drainage minier acide peuvent être utilisées sur un site de traitement de bois pour atténuer le risque la contamination de sol par les rejets d'arsenic et le cuivre (Tsang *et al.*, 2013). D'autres travaux portent sur la réutilisation des boues en tant que composante d'un système de recouvrement multicouche utilisé en climat humide pour contrôler la production du drainage minier acide. Demers *et al.* (2015a,b) ont montré qu'un mélange constitué de boues et des résidus de concentrateur permet de réduire le flux d'oxygène vers les résidus générateurs d'acide et que les mélanges des boues et des stériles permettait une réduction de l'acidité des effluents et des concentrations en métaux à court terme. Ces auteurs proposent aussi de diminuer l'effet de l'évaporation qui crée les fentes de dessiccation et des chemins préférentiels en ajoutant une couche de recouvrement au-dessus. Mbonimpa *et al.* (2016) ont montré qu'un mélange constitué de 25% de boue et 75% de silt (tous deux non générateur d'acidité) présentait des propriétés hydrogéotechniques appropriées pour constituer un bon matériau fin pour la couche de rétention d'eau d'une CEBC ($k_{sat} = 10^{-5}$ cm/s et AEV = 35kPa) mais le retrait volumique était de l'ordre de 24 à 32% selon la teneur en eau initiale des boues. Demers *et al.* (2017) ont testé, au laboratoire et dans des cellules expérimentales sur le terrain, le mélange de boue et d'un sol silteux naturel placé sur des stériles et des rejets de concentrateur générateurs d'acide comme couverture jouant le rôle de barrière à l'oxygène. Le mélange était constitué de 25% de boue et 75% de sol. Les paramètres géochimiques du lixiviat (le pH, la conductivité, la teneur en sulfate et en métaux) ont montré que la couverture empêchait la génération d'acide par les rejets miniers et les paramètres hydrogéologiques (teneur en eau volumique, succion) ont confirmé que la couverture conservait un degré de saturation élevé. Tous les résultats ont montré que le mélange sol-boue constitue une barrière efficace à l'oxygène (Demers *et al.*, 2017; Mbonimpa *et al.*, 2016).

2.2 Propriétés de base des matériaux granulaires

2.2.1 Composition des matériaux granulaires

Comme le montre la figure 2-4, les matériaux granulaires sont constitués de trois phases : solide représentée par les grains, liquide généralement occupée par l'eau et une phase gazeuse occupée généralement par l'air (McCarthy, 2007).

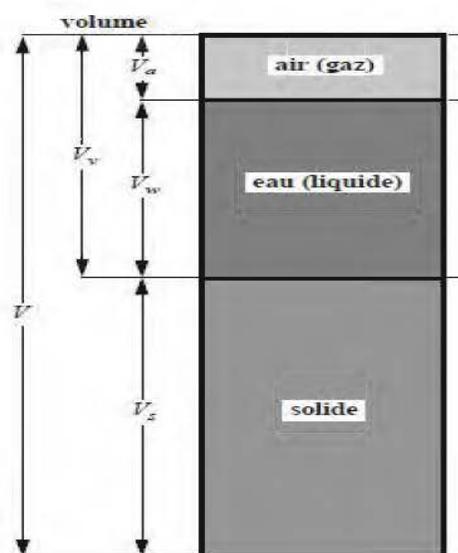


Figure 2-4: Différentes phases d'un matériau granulaire

Ces phases permettent de définir les paramètres caractéristiques les plus utilisés pour déterminer l'état des matériaux granulaires. Ces paramètres sont synthétisés dans le tableau 2-1 (Holtz et Kovacs, 1981; McCarthy, 2007; Robitaille et Tremblay, 1997).

Tableau 2-1: Paramètres caractéristiques des matériaux granulaires

Paramètre	Relation	Numérotation	Description des variables
Indice des vides (e)	$e = \frac{V_v}{V_s}$	(2-11)	V_v : Volume des vides V_s : Volume des solides
Porosité (n)	$n = \frac{V_v}{V}$	(2-12)	V : Volume total de l'échantillon
Degré de saturation (S_r)	$S_r = \frac{V_w}{V_v} \times 100$	(2-13)	V_w : Volume de l'eau
Teneur en eau (w)	$w = \frac{M_w}{M_s}$	(2-14)	M_w : Masse de l'eau M_s : Masse des solides
Masse volumique du sol humide (ρ)	$\rho = \frac{M}{V}$	(2-15)	M : Masse totale de l'échantillon V : Volume total de l'échantillon
Masse volumique des grains solides (ρ_s)	$\rho_s = \frac{M_s}{V_s}$	(2-16)	M_s : Masse des grains solides V_s : Volume des grains solides
Masse volumique du sol sec (ρ_d)	$\rho_d = \frac{M_s}{V}$	(2-17)	M_s : Masse des grains solides

			V: Volume total de l'échantillon
Masse volumique de l'eau (ρ_w)	$\rho_w = \frac{M_w}{V_w}$	(2-18)	M_w : Masse de l'eau V_w : Volume d'eau
Densité relative des grains (G_s)	$G_s = \frac{M_s}{V_s \rho_w} \equiv \frac{\rho_s}{V_s}$	(2-19)	M_s : Masse des grains solides V_s : Volume des grains solides ρ_w : Masse volumique de l'eau

Le concept de base de la théorie de mélange des particules est que lorsque deux matériaux particuliers de différentes tailles sont mélangés, les plus petites particules tenteront de combler les vides entre les grosses particules. Cela va faire que la structure du matériau ayant de grosses particules sera perturbée par l'interférence entre les particules fines et grossières (Koltermann et Gorelick, 1995; Vallejo, 2001).

La préparation des mélanges homogènes avec des matériaux mis ensemble nécessite une bonne compréhension des propriétés de chacun des composants. C'est ainsi que nous présentons les propriétés de base prises en compte dans l'élaboration des mélanges de particules. Les trois propriétés de base souvent prises en compte dans les modèles d'optimisation des mélanges des particules sont : la porosité, l'indice des vides et la granulométrie (Dinger et Funk, 1994; Gutierrez, 2005; Koltermann et Gorelick, 1995). À ces propriétés, d'autres peuvent s'ajouter telles que : la taille des particules, la teneur en eau, la densité relative, la masse volumique. En tenant compte du domaine d'utilisation du mélange, d'autres propriétés peuvent être étudiées : la compacité, la conductivité hydraulique saturée, la courbe de rétention d'eau, la cohésion et l'angle de frottement interne.

2.2.2 Porosité

Comme montre l'équation 2-12, en mécanique des sols classique, la porosité se définit comme le rapport entre le volume des vides et le volume total de l'échantillon. La porosité et l'indice des vides sont liés par la formule suivante (McCarthy, 2007):

$$n = \frac{e}{1 + e} \quad (2-20)$$

L'indice des vides tout comme la porosité ne sont pas des caractéristiques invariables des matériaux granulaires. En effet, le compactage réduit le volume des vides, le volume des solides étant constant, l'indice des vides diminue également (McCarthy, 2007; Robitaille et Tremblay, 1997). L'indice des vides maximal ou minimal d'un matériau pulvérulent (sable par exemple) serait fonction non seulement de la taille de ses grains, mais aussi de leur forme et de la distribution granulométrique (Youd, 1973). La porosité (ou l'indice des vides) d'un mélange est différente de la porosité des composantes; elle dépend de la porosité de ces dernières et de l'arrangement final des grains. Lorsque les vides formés par le squelette des grosses particules peuvent être comblés par les petites particules, l'état du mélange peut être représenté par les figures ci-après (Vallejo, 2001) :

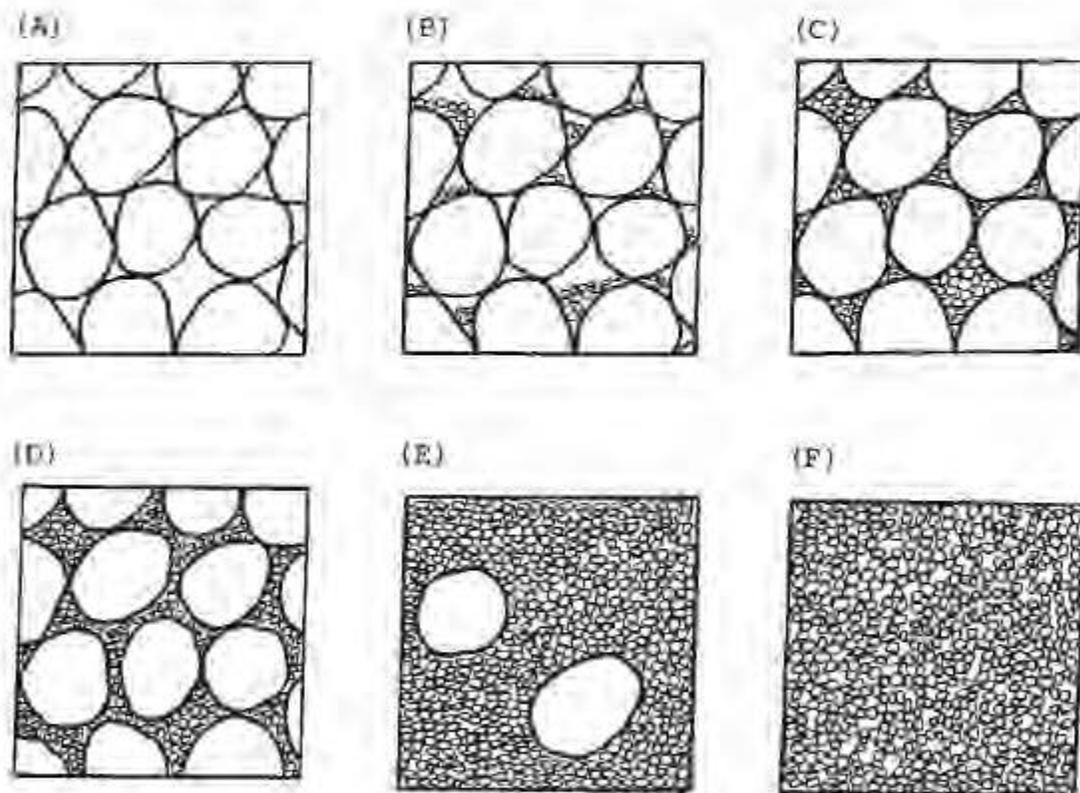


Figure 2-5: Changement d'état dans un mélange des matériaux fins et grossiers (Vallejo, 2001)

La figure 2-5(A) montre la matrice des particules grossières de volume (V) et de porosité n_c . La figure 2-5(F) montre un arrangement des particules où la porosité est celle des fines particules (n_f). Dans cette configuration, V_{vc} représente le volume des vides des grosses particules, et la porosité des grosses particules est donnée par (Vallejo, 2001)

$$n_c = \frac{V_{VC}}{V} \quad (2-21)$$

Lorsqu'une petite quantité des particules fines est ajoutée dans la matrice des grossiers (voir figure 2-5 (B) et (C)), les vides laissés par ces derniers sont obstrués par les petites particules. Si les particules fines sont ajoutées continuellement, il y aura un moment où les vides laissés entre les grosses particules seront remplis complètement par les petites particules. La porosité minimale du mélange peut être obtenue par le produit des porosités de deux matériaux, comme l'indique la formule suivante (Vallejo, 2001):

$$n_{m-min} = n_f n_c \quad (2-22)$$

Avec n_f et n_c les porosités des particules fines et grossières avant mélange.

Après le stade de porosité minimale, si les particules fines sont encore ajoutées dans le mélange, la matrice des particules grossières se séparera et le mélange devient à prédominance des particules fines, car les grosses particules deviennent flottantes (voir figures 2-5(D) et E). La porosité du mélange dépend de la porosité des particules fines.

Plusieurs facteurs peuvent jouer sur la porosité d'un mélange. Il s'agit notamment de la forme des grains, la taille des grains, les effets de murs (effet de paroi et desserrement), l'énergie de compaction et le mode de mise en place (Phillips, 2007). Ces principaux facteurs influencent la porosité de la manière suivante :

- ✓ **Forme des grains** : Les particules de forme sphérique produisent une porosité beaucoup plus basse que les particules non sphériques de même volume (Latham *et al.*, 2002; Wickland, 2006).
- ✓ **Taille des grains** : Dans un empilement, les particules sont soumises à des effets des surfaces, de friction, de gravité et de plusieurs contraintes. Les petites particules de la taille de silts et des argiles sont soumises à des phénomènes de capillarités et aux réactions physico-chimiques de surface. L'empilement des petites particules aurait une grande porosité que l'empilement des grosses particules, due aux effets de surface (Wickland, 2006).
- ✓ **Les effets de paroi** : ils sont définis à la section 2.3.3

- ✓ Mode de mise en place : Le mode de mise en place a aussi de l'influence sur la porosité. L'application de l'énergie par l'agitation mécanique, la vibration ou la compaction peut avoir de l'impact sur la porosité du mélange (Åberg, 1992; Wickland, 2006).

2.2.3 Indice de compacité

L'indice de compacité d'un matériau est lié à son état lâche ou dense. Les états lâche et dense d'un matériau sont ceux pour lesquels l'indice des vides est respectivement maximal (e_{max}) et minimal (e_{min}). Pour évaluer la condition relative d'un matériau granulaire, l'indice des vides en place peut être déterminé et comparé à l'indice des vides lorsque le matériau est dans un état dense ou lâche. Cette comparaison est appelée l'indice de compacité (I_D), qui s'exprime en pourcentage comme suit (McCarthy, 2007; Robitaille et Tremblay, 1997).

$$I_D = \frac{e_{max} - e_0}{e_{max} - e_{min}} \quad (2-23)$$

Avec e_{max} : l'indice des vides du matériau dans son état lâche

e_{min} : l'indice des vides du matériau dans son état dense

e_0 : l'indice des vides du matériau dans son état naturel

Le tableau 2-2 présente les valeurs des indices des vides pour plusieurs matériaux (McCarthy, 2007).

Tableau 2-2: Ordre de grandeur des indices des vides minimal et maximal des différents matériaux

Matériaux	État lâche	État dense
Gravier	0,62-0,44	0,44-0,3
Sable grossier	0,73-0,5	0,5-0,33
Sable argileux	0,86-0,58	0,58-0,4
Sable limoneux	1,05-0,68	0,68-0,49
Sable fin	0,86-0,4	0,68-0,44
Gravier sablonneux	0,73-0,44	0,44-0,18
Sable graveleux	0,73-0,44	0,44-0,16
Silt (limon)	0,86-0,68	0,68-0,49

2.2.4 Compacité

La compacité (c) d'un mélange granulaire est définie par le volume des solides contenus dans le volume total d'un matériau (c'est aussi le pourcentage solide volumique C_v). Elle est donnée par l'équation ci-après (De Larrard, 2000; Latham *et al.*, 2002) :

$$c = \frac{V_s}{V} \quad (2-24)$$

Avec V_s : volume des solides et V : volume total du matériau granulaire

La compacité c peut être déduite de la porosité n ou de l'indice des vides e comme suit :

$$c = 1 - n \quad (2-25)$$

Et,

$$c = \frac{n}{e} \quad (2-26)$$

Dans les mélanges granulaires, l'objectif est de combiner les grains de manière à avoir une porosité minimale afin d'augmenter la compacité. Comme la porosité, la compacité d'un mélange de particules dépend aussi des quatre principaux paramètres expliqués dans la section ci-dessus (De Larrard, 2000; Dewar, 2002; Wickland, 2006):

- La taille des particules considérées (décrites par la courbe granulométrique);
- La forme des particules (morphologie, état de surface);
- Les effets des parois;
- La manière dont l'empilement des particules est réalisé.

Dans le domaine des bétons, la stratégie de formulation des mélanges est basée sur l'obtention d'un mélange de bonne compacité. Cette stratégie consiste à proportionner les différents granulats pour obtenir une courbe granulométrique proche de la courbe idéale, laquelle est supposée fournir la compacité maximale au mélange. Pour cela, plusieurs modèles empiriques d'obtention de mélanges à grande compacité ont été proposés (De Larrard, 2000; Dewar, 2002; Wickland, 2006).

On distingue la compacité virtuelle et réelle d'un mélange de particules. Dans un empilement de particules, si l'on pouvait déposer un à un chaque grain à son emplacement idéal tel un maçon qui place chaque brique de sa construction à l'endroit approprié, la compacité maximale obtenue serait virtuelle. La compacité réelle est obtenue par une mise en place aléatoire des particules dans un empilement réel des grains (De Larrard, François, 2000; Roquier, 2016).

2.2.5 Granulométrie

Les matériaux granulaires sont constitués des particules de différentes grosseurs. Alors pour bien décrire le matériau granulaire, il faut connaître la répartition de ses particules suivant leur diamètre équivalent : la granulométrie. La granulométrie des composantes d'un mélange constitué des fines et des grossiers détermine en grande partie le squelette de ce mélange. Selon la norme ASTM D422, la granulométrie des matériaux granulaires peut être obtenue par tamisage (pour des refus au tamis no. 200 ou $d > 75\mu\text{m}$) et par sédimentation (pour des passants au tamis no. 200 ou $d < 75\mu\text{m}$).

Dans les matériaux granulaires, la distribution granulométrique a une influence sur plusieurs paramètres :

- Rapport entre les diamètres minimal et maximal : la taille des plus grosses et des plus petites particules influence le mélange de ces deux fractions. Dans le cas par exemple des sables, les plus petites particules ne peuvent être incluses entre les plus grosses particules que si le diamètre des grosses est 6,5 fois supérieur à celui des plus petites particules (Cubrinovski et Ishihara, 2002; Lade *et al.*, 1998).
- Les pourcentages des fractions granulométriques : les recherches montrent que dans un mélange des particules, lorsque le pourcentage des particules plus fines atteint 70 à 80%, le comportement du mélange est dicté par la fraction fine. En dessous de cette valeur, le comportement est mixte. Et en dessous d'une valeur limite de 20 à 30% des particules fines, le comportement du mélange est dicté par la fraction grossière (Reiffsteck *et al.*, 2007).

2.2.6 Conductivité hydraulique

La conductivité hydraulique k_{hyd} est l'aptitude d'un matériau à se laisser traverser par l'eau sous l'effet d'un gradient hydraulique. Lorsque le pourcentage du volume des vides occupés par l'eau est 100%, le matériau est dit saturé (degré de saturation $S_r = 1$). Un matériau dont la conductivité

hydraulique saturée k_{sat} est inférieure à 10^{-9} m/s est considéré comme imperméable (McCarthy, 2007).

La conductivité hydraulique saturée k_{sat} est influencée par plusieurs caractéristiques du matériau, dont entre autres (Holtz et Kovacs, 1981) :

- l'indice des vides (e);
- le diamètre des particules correspondant à 10% des passants sur la courbe granulométrique des matériaux (D_{10});
- le coefficient d'uniformité (C_u): qui est le rapport entre le diamètre des particules correspondant à 10% des passants sur la courbe granulométrique des matériaux (D_{10}) et le diamètre correspondant à 60% des passants ($C_u = D_{60}/D_{10}$);
- le type de sol;
- l'indice de compacité (I_D);
- l'indice de plasticité : différence entre la limite de liquidité (LL ou W_L correspondant à la teneur en eau limite entre un état liquide et plastique du matériau) et la limite de plasticité (PL correspondant à la teneur en eau limite entre un état plastique et semi-solide du matériau)

En se basant sur les propriétés du matériau, de nombreuses équations empiriques ont été développées pour estimer la valeur de la conductivité hydraulique saturée. Quelques de ces équations ont été présentés par Chapuis (2012) qui a aussi relevé les restrictions quant à leur application à de différents types des matériaux (Chapuis, 2012).

2.2.7 Courbe de rétention d'eau

Comme démontré dans la section 2.1, les matériaux granulaires sont constitués d'eau, d'air et des solides. L'écoulement dans ce milieu est dicté par les proportions en eau et en air qui peuvent être respectivement exprimées en termes de teneurs en eau volumique (θ_w) ou en air volumique (θ_a). Lorsque les conditions sont non saturées ($S_r < 1$), les proportions d'eau et d'air sont contrôlées par la rétention de l'eau induite par la capillarité et les forces d'adhésion de l'eau aux grains solides. Les phénomènes de capillarité se produisent à l'interface de deux fluides (air-eau), car les molécules y sont soumises à des forces d'interactions non équilibrées alors qu'une molécule au sein du fluide est soumise à des forces de même nature. Les molécules d'eau à l'interface de deux

fluides sont soumises à des actions différentes. Cette attraction des actions engendre une tension de surface (T). La capillarité est souvent illustrée par la remontée capillaire (h_c) de l'eau dans un tube de diamètre d plongé dans un récipient contenant de l'eau comme le montre la figure 2-6 (Delage et Cui, 2000; Maqsood *et al.*, 2012; Mbonimpa *et al.*, 2006a) :

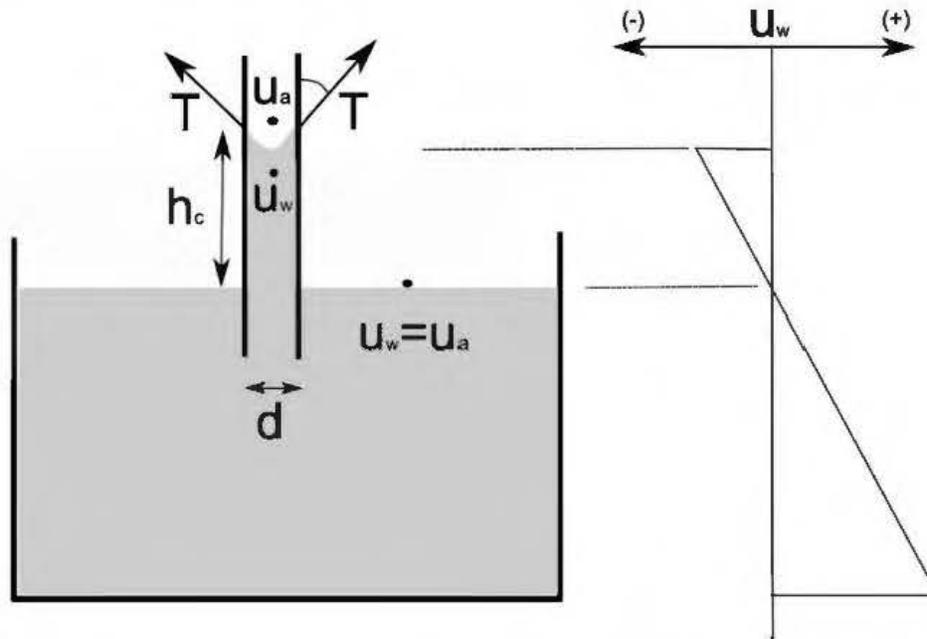


Figure 2-6: Illustration de la remontée capillaire (Marinho *et al.*, 2008)

Dans les matériaux granulaires, les pores (l'ensemble des vides) sont considérés comme des tubes de différents diamètres. La remontée capillaire dans les matériaux granulaires est analogue à celle dans un tube. Plus le diamètre d du tube capillaire est petit, plus la remontée est grande (Cosset, 2009).

À l'interface air-eau, agissent deux pressions : u_w (pression d'eau) et u_a (pression d'air). La remontée capillaire h_c (en m) est donnée par la relation suivante (Delage et Cui, 2000):

$$h_c(m) = \frac{u_a - u_w}{\gamma_w} = \frac{2T \cos \beta}{\gamma_w r} \quad (2-27)$$

Avec, h_c = la remontée capillaire (m), u_w et u_a = les pressions d'eau et d'air à l'interface air-eau (N/m^2), T = la tension de surface air-eau (N/m), β = l'angle de raccordement entre le ménisque et le solide (en radians), γ_w = poids volumique de l'eau (N/m^3), et r = rayon de pore capillaire (m).

La pression matricielle ψ (Pa) est donnée par :

$$\psi(Pa) = u_a - u_w \quad (2-28)$$

La succion matricielle ψ (m) est donc donnée par la relation suivante:

$$\psi(m) = \psi(Pa)/\gamma_w \quad (2-29)$$

L'évaluation des conditions d'écoulement dans le milieu non saturé passe par la courbe de rétention d'eau (CRE). La courbe de rétention d'eau définit la relation entre la teneur en eau volumique (θ_w) ou le degré de saturation (S_r), et la succion matricielle (ψ) (e.g. Cosset, 2009; Delage et Cui, 2000; Maqsood *et al.*, 2012). La courbe de rétention d'eau est souvent caractérisée par trois zones : une zone de saturation, où la teneur en eau volumique est égale à la teneur en eau à la saturation (θ_s), une zone de désaturation où la teneur en eau diminue avec l'augmentation de la succion, et la zone résiduelle où la teneur en eau volumique est proche de la teneur en eau résiduelle (e.g. Barbour et Yanful, 1994; Fredlund et Xing, 1994a; Kalonji, 2014; Mbonimpa *et al.*, 2006a). La figure 2-7 présente les points caractéristiques de la courbe de rétention d'eau.



Figure 2-7: Points caractéristiques de la CRE

Plusieurs méthodes au laboratoire et sur terrain permettent de déterminer la CRE : les cellules de pression, les mesures en colonnes, mesures à l'aide des solutions salines, les papiers filtres, les mesures sur terrains avec des capteurs de pression et de teneur en eau (e.g. Dane *et al.*, 2002; Fredlund et Rahardjo, 1993; Kalonji, 2014).

Les points caractéristiques de la CRE présentés sur la figure 2-7, se définissent comme suit (e.g. Cosset, 2009; Fredlund et Xing, 1994a; Mbonimpa *et al.*, 2006a).

ψ_a = la succion à l'entrée d'air (AEV); elle est définie comme la succion à laquelle le matériau commencera à se désaturer ($S_r < 100$).

ψ_r = la succion à l'entrée d'eau (WEV) ou succion résiduelle;

θ_s = teneur en eau volumique à la saturation (sa valeur correspond à la porosité);

θ_r = teneur en eau volumique résiduelle.

Les paramètres AEV et WEV se déterminent habituellement par la méthode graphique (voir figure 2-7) en prenant l'intersection des tangentes entre la pente de désaturation et la droite de teneur en eau à saturation pour l'AEV, et l'intersection des tangentes entre la pente de désaturation et la droite de teneur en eau résiduelle pour le WEV (Fredlund et Xing, 1994a). L'AEV et le WEV peuvent aussi être déterminés à partir de modèles descriptifs de la CRE mesurée. Des détails sur les plus importants modèles (Brooks et Corey, 1964; Fredlund et Xing, 1994a; Gardner, 1958; Van Genuchten, 1980) peuvent être retrouvés dans la littérature.

La granulométrie d'un matériau a une grande influence sur sa courbe de rétention d'eau. Par exemple, un matériau fin, tel que le silt, présente de plus petits diamètres de pores et ainsi le matériau demeure saturé à des succions plus élevées qu'un matériau grossier, tel que le sable (e.g. Aubertin *et al.*, 1995). L'AEV du matériau fin sera plus grande que celle du matériau grossier, tandis que la teneur en eau volumique résiduelle du matériau fin sera plus élevée que celle du matériau grossier (e.g. Aubertin *et al.*, 1995).

Plusieurs modèles de prédiction de la courbe de rétention d'eau des matériaux ont été développés à partir de leurs propriétés géotechniques de base tels que décrits dans la littérature : Kovacs modifié (MK) (Arya et Paris, 1981; Aubertin *et al.*, 2003; Aubertin *et al.*, 1998; Kovács, 1981).

Il existe une hystérésis dans la CRE selon qu'elle est obtenue en drainage (dessèchement) ou en mouillage (humidification). Ces effets d'hystérésis sont dus à la non uniformité de la géométrie des pores (non capillaires), à la présence d'air emprisonné dans les pores, à l'angle de contact différent en drainage et en mouillage et aux éventuelles variations du volume du matériau. Il est important de noter que l'AEV devrait être déterminée sur la courbe de drainage alors que le WEV devrait être obtenue sur la courbe de mouillage (e.g. Maqsoud *et al.*, 2012).

2.2.8 Courbe de retrait

Le phénomène de retrait volumétrique se produit lors de l'accroissement de la succion causée par la diminution de la teneur en eau dans un sol (e.g. Delage et Cui, 2000; Mbonimpa *et al.*, 2006a). La courbe de retrait caractérise la capacité de rétraction du sol. Elle traduit la déformation volumique ou linéaire d'un sol en fonction de sa teneur en eau massique. Elle peut être représentée de plusieurs manières, soit par : l'indice des vides en fonction de la teneur en eau massique [$e(w)$], la courbe de retrait volumique (exprimée par l'indice des vides en fonction de la succion [$e(\psi)$]) (e.g. Delage et Cui, 2000; Mbonimpa *et al.*, 2006a; Saleh-Mbemba *et al.*, 2016). Généralement, la courbe de retrait présente quatre zones en allant du côté humide vers le côté sec. Les différentes parties d'une courbe de retrait peuvent être décrites comme suit (e.g. Mbonimpa *et al.*, 2006a; Saleh-Mbemba *et al.*, 2016):

- La zone de retrait structurel : cette zone n'apparaît pas sur toutes les courbes de retrait (par exemple, elle n'apparaît pas sur les courbes de retrait des sols remaniés comme les résidus miniers). La perte d'eau est grande tandis que la diminution de volume est moindre. Cette zone apparaît sur les courbes des sols structurés ou les sols ayant une activité biologique considérable.
- La zone de retrait normal ou retrait basique: ici, la diminution de volume est proportionnelle à la perte en eau et le sol demeure saturé s'il n'a pas eu de retrait structurel.
- La zone de retrait résiduel : le début du retrait résiduel peut être considéré comme le début de la désaturation (correspond à l'AEV du sol), car la perte en eau est grande tandis que la diminution de volume est moindre; ce qui permet à l'air de pénétrer dans les pores.
- La zone de retrait nul : ici, la perte en eau continue alors que le volume du sol reste constant, la matrice du sol a atteint sa configuration la plus dense. On peut observer dans cette phase une réorganisation des particules du sol conduisant à la formation des fissures.

La figure 2.8 présente la courbe de retrait d'un sol remanié. On peut remarquer que la phase de retrait structurel manque. Les paramètres e_0 , e_a et e_f représentent respectivement l'indice des vides initial, l'indice des vides à l'entrée d'air et l'indice des vides final. Les paramètres w_s , w_a et w_{es} sont respectivement la limite de retrait, la teneur en eau correspondant à l'entrée d'air et la teneur en eau résiduelle (e.g. Mbonimpa *et al.*, 2006a).

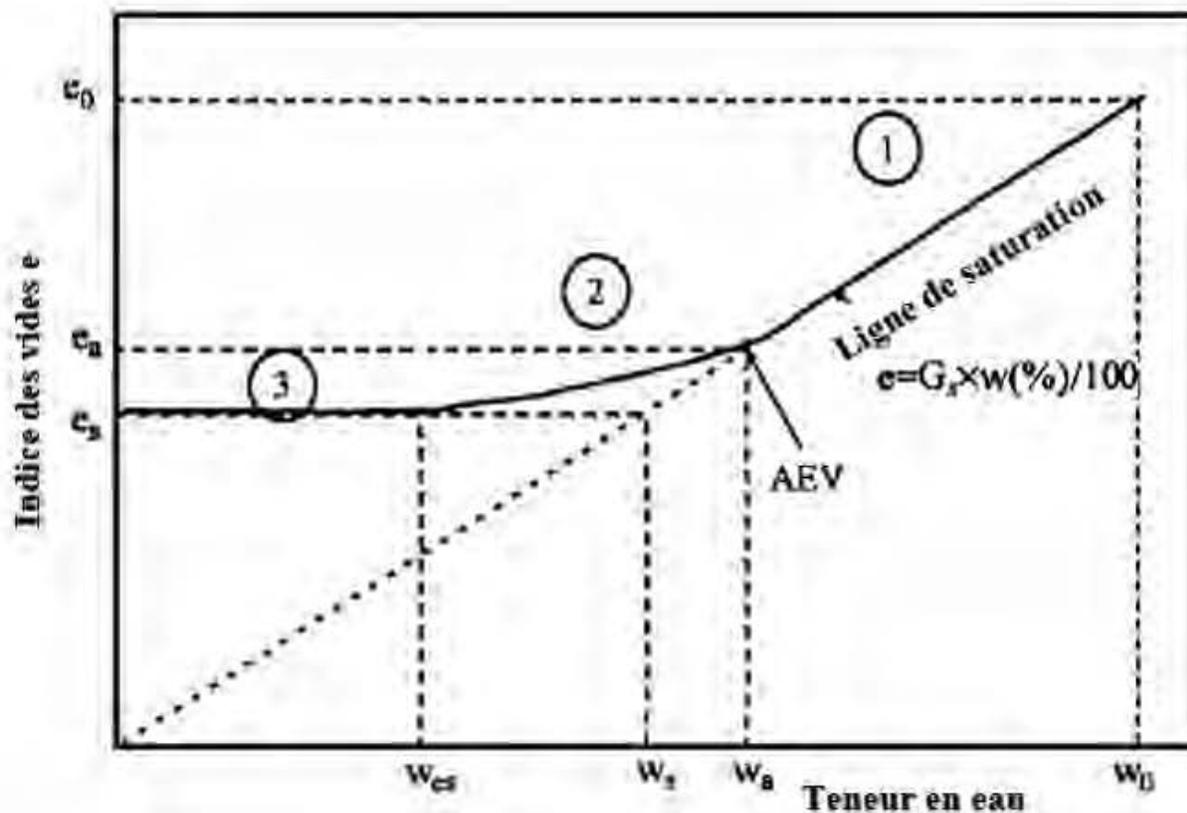


Figure 2-8: Courbe de retrait d'un sol remanié (tiré de Mbonimpa *et al.*, 2006a)

La limite de retrait est la teneur en eau minimale à laquelle un sol peut être complètement saturé. Au-dessus de la limite de retrait ($w > w_s$), tout changement de teneur en eau engendre une variation de volume. À la limite de retrait ($w = w_s$), le matériau atteint son état le plus dense. En dessous de la limite de retrait ($w < w_s$), tout changement de la teneur en eau n'engendre aucun changement de volume (Head, 2006; Liu et Evett, 2000). Selon la norme ASTM D427-85 (1993), la limite de retrait du matériau est calculée par l'expression :

$$w_s = w_0 - \left[\frac{(V_0 - V_f) \rho_w}{M_s} \right] \times 100 \quad (2-30)$$

où w_s et w_0 sont respectivement la limite de retrait et la teneur en eau initiale; V_0 et V_f respectivement le volume initial du matériau avant dessiccation et le volume final du matériau après dessiccation et séchage à l'étuve; ρ_w est la masse volumique de l'eau et M_s la masse sèche du matériau après passage à l'étuve.

2.3 Théorie sur l'empilement des particules

La notion d'empilement des particules présente un intérêt très particulier dans plusieurs domaines (pharmacie, béton, céramique, etc.) utilisant différents types de matériaux (sable, graviers, poudres métalliques, asphalte, etc.) (e.g. Latham *et al.*, 2002; Wickland, 2006). Le but principal de cette théorie est de savoir comment concevoir un mélange à porosité minimale ou à compacité maximale. Par exemple, la distribution granulométrique des agrégats de béton est généralement sélectionnée pour produire des mélanges à compacité maximale (Fuller et Thompson, 1907).

2.3.1 Historique des études sur l'empilement des particules

L'historique des études sur l'empilement des particules s'étend de l'arrangement idéal des particules sphériques de même taille en passant par diverses études empiriques, divers modèles analytiques et des logiciels d'optimisation des particules. La plupart des modèles a été conçue pour le domaine de béton, mais la littérature montre que ces modèles peuvent être employés pour prédire la structure des mélanges d'autres matériaux comme les stériles et les résidus miniers (Wickland, 2006). Un résumé des grandes lignes de l'historique des études sur l'empilement des particules est donné ci-dessous (e.g. Fennis et Walraven, 2012; Furnas, 1928; Roquier, 2016).

En 1907, suite à plusieurs expériences, Fuller et Thompson ont trouvé qu'il existe des courbes granulométriques idéales représentatives de la distribution granulométrique optimale de chaque taille de grains pour aboutir à un minimum de vides dans un mélange en vue d'avoir une grande compacité (pourcentage solide volumique). En 1928, Furnas élabore une théorie sur le remplissage des vides dans un volume donné. En 1929, Andreasen et Andersen proposent une équation plus générale que celle de Fuller et Thomson en prenant en compte les résultats proposés par Furnas. En 1930, Westman et Hugill, basent leurs recherches sur l'étude des volumes apparents occupés par des mélanges binaires constitués par des classes granulaires aux diamètres très différents. En 1937, Caquot expose la théorie générale de la structuration granulaire des bétons de porosité minimale en renforçant le dosage des classes granulaires. En 1950, Mooney élabore un modèle de viscosité des suspensions dans lequel figure un modèle d'empilement. Entre 1967 et 1970, Ben-Aïm, complète les travaux de ces prédécesseurs en prenant en compte de l'importance de l'effet des parois sur l'évolution de la porosité des mélanges réels. Il met au point un excellent outil pour expliquer les mécanismes d'empilement de deux groupes de particules. Ces travaux furent

complétés par Suzuki et Oshima. En 1977, Toufar, Klose et Born créent leur modèle de compacité pour mélange binaire. En 1986, Stovall et de Larrard s'inspirent du modèle d'empilement contenu dans le modèle de viscosité de Mooney pour créer leur modèle d'empilement. En 1994, Dinger et Funk apportent une amélioration sur l'équation d'Andreasen et Andersen en faisant intervenir la taille minimale des grains dans la fonction de distribution des tailles de grains. En 1997, Goltermann, Johansen et Palbol modifient le modèle de Toufar, Klose et Born qu'ils étendent ensuite à un mélange ternaire. Un logiciel, Europack, permet de minimiser les vides à partir de cette théorie. En 1999, de Larrard met au point le modèle d'empilement compressible. Pour ce faire, il fait appel à un véritable laboratoire informatique Bétonlab.Pro. La même année, Dewar met au point une théorie des mélanges faisant intervenir l'effet d'interaction entre les particules. Il fait également intervenir l'effet des parois pour aboutir à sa théorie des mélanges de particules qui sera intégrée dans le logiciel MixSim.

Généralement, les modèles d'empilement des particules peuvent être regroupés en deux catégories : les modèles discrets (modèles à deux composants et multi-composants) et les modèles continus. Ils peuvent être définis comme suit (Roquier, 2016; Wickland, 2006):

- Modèles d'empilement à deux composants (mélanges binaires) : ce sont des modèles analytiques basés sur la géométrie de deux classes granulaires constituées de deux tailles des matériaux (d_1 et d_2).
- Modèles d'empilement multi-composants : ce sont les mélanges des particules de plusieurs composants ayant plusieurs tailles. Ils constituent une généralisation des modèles à deux composants.
- Modèles continus : permettent d'aboutir à l'optimisation d'une courbe granulométrique de référence.

Le tableau 2-3 présente les études qui ont été faites dans le cadre de l'empilement des particules. On présente les modèles discrets et les modèles continus. La liste n'est pas exhaustive, car nous ne présentons pas les études sur l'arrangement idéal des particules de même taille.

Tableau 2-3: Études sur la théorie d'empilement des particules (Roquier, 2016; Wickland, 2006)

Modèles	Auteur
Discrets <i>Empilement de deux particules de deux tailles différentes ou mélanges binaires et empilement multi-composants</i>	Furnas (1929) Westeman et Hugil (1930) Anderegg (1931) Weymouth (1933) Fraser (1935) Mooney (1950) Mangelsdorf et Washington (1960) McGearry (1961) Yerazunis <i>et al.</i> (1962) Powers 1964 Ridgeway et Tarbuck (1968) Lee (1970) Ben Aïm (1970) Youd (1973) Statham (1974) Dodds (1975) Toufar, Klose et Born (1977) Al-Jarallah et Tons (1981) Suzuki et Oshima (1983, 1985) Stovall et De Larrard (1986) Yu et Standish (1987) Zok et Lange (1991) Andersen et Johansen (1993) De Larrard (1999) Dewar (1999)
Continus	Fuller et Thompson (1907) Andreasen et Andersen (1930) Rosin Rammler (1933) Caquot (1937) Bolomey (1947) Peronius et Sweeting (1985) Aberg (1992) Dinger et Funk (1994) Tsirel (1997) Golterman et Gorelick (1995) Côté et Konrad (2003) Gutierrez (2005) Wickland <i>et al.</i> (2006) Jehring et Bareither (2016)

2.3.2 Effets d'interactions granulaires

D'après De Larrard (2000), l'effet de desserrement est une interaction granulaire entre les petits et les gros grains lorsque ces derniers sont dominants. Il est dû à l'introduction des grains fins entre les gros grains en créant la désorganisation de la matrice des gros grains.

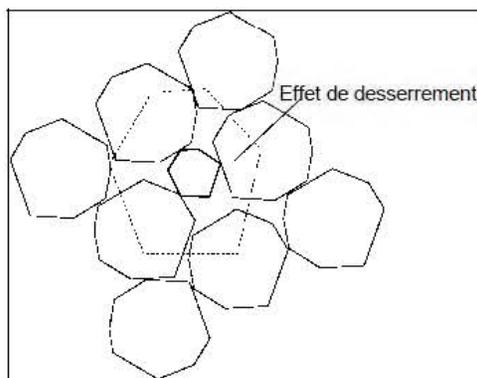


Figure 2-9: Effet de desserrement exercé par un grain fin dans un empilement des gros grains
(De Larrard, 2000)

Insérer un petit grain de diamètre d_2 , tangent à trois autres grains de même diamètre d_1 , en contact les uns contre les autres, implique le respect d'un certain rapport limite $d_2/d_1 = 0,224$. Au-delà de ce rapport, l'insertion n'est plus possible sans séparer les trois grains. Lorsque cette notion est étendue à un ensemble des gros grains de même diamètre d_1 , l'insertion des grains fins de dimension inférieure au rapport limite permet de combler les vides entre les gros grains. Mais lorsque le rapport des diamètres est supérieur à la limite donnée, l'insertion n'est plus possible. Les grains fins causent une perturbation de la matrice des gros grains, qui ne peuvent plus être en contacts, c'est l'effet de desserrement (Roquier, 2016).

Il y'a un effet de bord ou de paroi lorsque les particules fines sont en grande quantité et que leur agencement se relâche en contact des grosses particules (De Larrard, 2000; Roquier, 2016). La figure 2-10 présente une illustration de cet effet. Sur cette figure, les particules fines sont représentées par 2 et 3 et les particules grossières par 1.

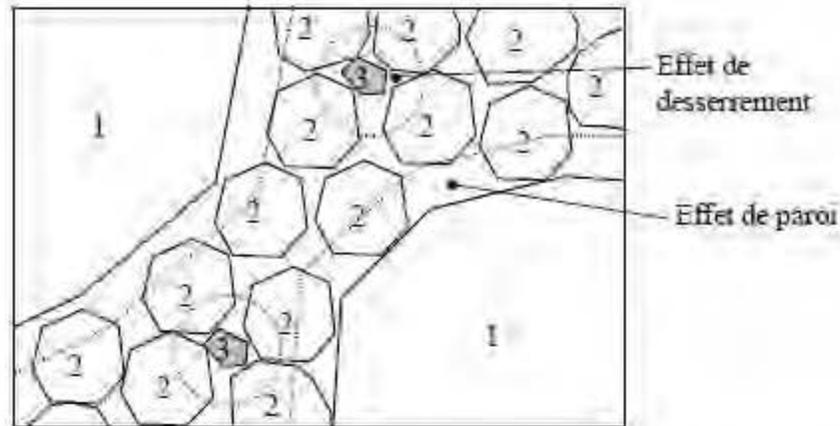


Figure 2-10. Illustration de l'effet de paroi (De Larrard, 2000)

L'effet des parois augmente la porosité dans un empilement mono-particulaire non ordonné et dans les mélanges de particules de tailles différentes. Ces derniers mélanges présentent une grande porosité parce que les particules plus larges peuvent correspondre à des surfaces planes qui peuvent interrompre le bon agencement des petites particules (De Larrard, 2000; Wickland, 2006).

La prise en compte ou pas de l'interaction granulaire dans les modèles de mélanges a une influence considérable sur les résultats espérés. Plusieurs modèles de mélanges ont été conçus à ce fait, en prenant en compte ou pas de l'effet d'interaction granulaire.

2.4 Mélanges binaires sans interactions granulaires

Un mélange binaire est dit sans interaction, lorsque l'agencement local d'un groupe des particules d'une taille donnée n'est pas perturbé par la présence des particules de l'autre taille. En considérant un mélange de particules de diamètre d_1 et d_2 , les deux groupes de particules sont dits sans interaction si $d_1 \gg d_2$ ou $d_2/d_1 \rightarrow 0$ (De Larrard, 2000). Les figures 2-11 et 2-12 présentent les illustrations d'un mélange de deux groupes des particules (groupe de gros grains et groupe de petits grains) sans interaction. La figure 2-11 contient les gros grains dominants et la figure 2-12 contient les petits grains dominants.

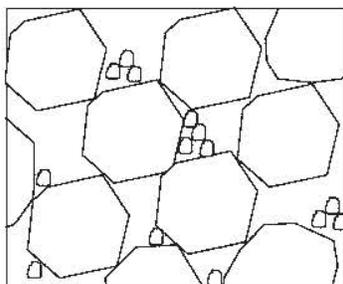


Figure 2-11: Mélange binaire sans interaction, gros grains dominants (De Larrard, 2000)

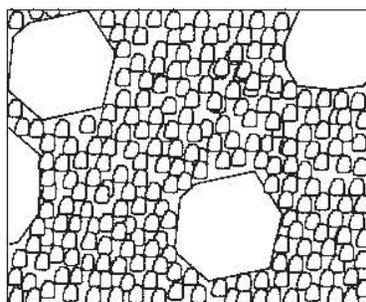


Figure 2-12: Mélange binaire sans interaction, grains fins dominants (De Larrard, 2000)

Plusieurs modèles de mélanges binaires sans interactions ont été développés dans la littérature. Le but des modèles analytiques d'empilement des particules est de calculer la compacité théorique des mélanges (Fennis et Walraven, 2012).

2.5 Mélanges binaires avec interactions

Selon De Larrard (2000), deux groupes de grains de tailles d_1 et d_2 sont en interaction totale, lorsque $d_1 = d_2$. Lorsque le mélange est dans un conteneur, il est possible de considérer qu'une partie est remplie par les grains de taille d_1 et une autre par ceux de taille d_2 . La figure 2-13 présente la configuration de deux groupes de grains en interaction totale.

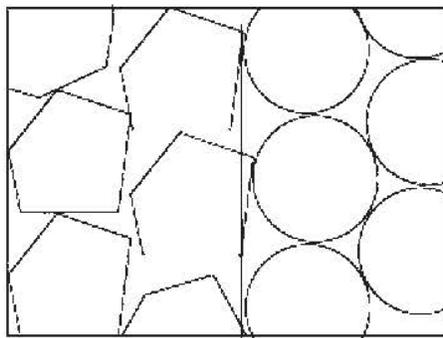


Figure 2-13: Mélange binaire avec interaction totale (De Larrard, 2000).

Deux groupes de grains de tailles d_1 et d_2 sont en interaction partielle, lorsque $d_1 > d_2$. Dans ce mélange, on rencontre souvent deux effets physiques décrits dans la section 2.3.2 (effet de paroi et de desserrement). Plusieurs modèles de mélanges binaires avec interactions granulaires ont été développés dans la littérature.

Dans ce travail, les modèles de mélanges binaires avec ou sans interactions granulaires ne sont pas présentés, car ils ont été développés pour des particules fines et grossières à tailles uniformes (ayant respectivement des diamètres d_1 ou d_2). Les matériaux utilisés dans le cadre de ce travail ne sont pas constitués de particules de mêmes dimensions.

2.6 Modèles continus de mélanges basés sur la courbe granulométrique idéale

Dans cette section, nous présentons la première approche de la recherche des courbes idéales des mélanges, basée sur la recherche d'une courbe granulométrique idéale. Ces modèles ont été développés pour leur application dans la fabrication de bétons de compacité maximale (Dewar, 2002; Fuller et Thompson, 1907). Même s'ils ont été développés pour les bétons, ces modèles ne permettent pas d'estimer directement la compacité du mélange. Plusieurs chercheurs ont voulu prouver que le choix optimal des granulats influençait les caractéristiques du béton. Le souci de recherche de la courbe granulométrique idéale ne concerne pas seulement le domaine de béton, mais plusieurs autres domaines comme l'industrie minière et la mécanique des sols (Roquier, 2016). Une courbe granulométrique idéale peut permettre d'avoir des propriétés voulues dans un mélange, et ces dernières sont directement liées à la compacité. Ce sont par exemple, la maniabilité, la durabilité et la résistance en compression.

2.6.1 Modèle de Rosin-Rammler (1933)

Contrairement aux autres modèles continus, le modèle de Rosin-Rammler n'a pas été uniquement conçu que pour le domaine de béton, ce modèle est applicable à tous les domaines. La courbe de Rosin-Rammler est une fonction de Weibull (loi de probabilité généraliste) appliquée à la distribution des tailles des particules (Roquier, 2016; Tsirel, 1997).

Elle est donnée par (Tsirel, 1997):

$$P_{RR} = 1 - \exp \left[-\ln 2 \times \left(\frac{d}{d_{50}} \right)^{k_{rr}} \right] \quad (2-31)$$

où P_{RR} = la fonction de distribution de Rosin-Rammler des tailles de particules, d = la taille de particule considérée, d_{50} = la taille des grains correspondant à 50% de passant, et k_{rr} = le coefficient d'uniformité de Rosin-Rammler.

Les études menées par Yu et Standish (1990) sur la comparaison de la fonction de Rosin-Rammler avec d'autres fonctions d'optimisation a conduit à la conclusion telle que pour chaque système considéré, il existe un k_{rr} permettant de déterminer le mélange optimal ayant une grande compacité. La difficulté dans l'utilisation de la théorie de Rosin-Rammler est l'absence du sens physique des résultats obtenus (Roquier, 2016).

2.6.2 Modèle de Fuller et Thomson (1907)

Le modèle de Fuller et Thomson (1907) a été conçu pour un domaine spécifique, celui des bétons. Ce modèle est considéré comme la base pour tous les autres qui ont été développés dans le domaine de béton (Brouwers et Radix, 2005; Roquier, 2016). La fonction de distribution de Fuller et Thomson est donnée par (Fuller et Thompson, 1907) :

$$P_{FT}(d) = \left(\frac{d}{D_{max}} \right)^{0,5} \quad (2-32)$$

où $P_{FT}(d)$ = la fonction de distribution de Fuller et Thomson des tailles de particules, D_{max} = la particule de grande taille, d = la taille de particule considérée.

La fonction de Fuller et Thomson (1907) est obtenue en faisant varier le diamètre d pour obtenir $P_{FT}(d)$ pour chaque diamètre correspondant et cela connaissant le diamètre maximal des particules D_{max} . Andreasen et Andersen (1930) ont trouvé que ce modèle manquait de polyvalence avec l'exposant fixé à 0,5.

2.6.3 Modèle d'Andreasen et Andersen (1930)

Par manque de polyvalence du modèle de Fuller et Thomson (1907), Andreasen et Andersen (1930) l'ont amélioré en remplaçant la constante 0,5 par une constante q . Le modèle de Fuller amélioré s'écrit comme suit (Andreasen et Andersen, 1930) :

$$P_{AA}(d) = \left(\frac{d}{D_{max}} \right)^q \quad (2-33)$$

Où $P_{AA}(d)$ = la fonction de distribution d'Andreasen et Andersen (1930) des tailles de particules, q = une constante, D_{max} = la particule de grande taille, d = la taille de particule considérée.

Pour avoir un empilement de grande compacité, Andreasen et Andersen (1930) ont trouvé que la valeur de la constante q devrait être comprise entre 1/3 et 1/2. D'autres chercheurs ont montré que la valeur de q en deçà de 3 conduit à des mélanges de plus en plus compacts avec une porosité plus faible (Åberg, 1992; Tsirel, 1997). L'inconvénient dans l'application de ce modèle est qu'aucune limite dans la taille minimale des particules n'est prise en compte. Cela implique que le diamètre d des particules considéré peut évoluer jusqu'à atteindre zéro, ce qui est incohérent (Roquier, 2016).

2.6.4 Modèle de Dinger et Funk (1994)

Dans les modèles de Fuller et Andreasen (1907), aucune taille minimale de particule n'est prise en compte. C'est ainsi que Dinker et Funk (1994) décidèrent de tenir compte non seulement de la taille des grosses particules, mais aussi de celle des fines (Brouwers et Radix, 2005; Fennis et Walraven, 2012). La fonction de distribution des tailles de particules s'écrit comme suit (Dinger et Funk, 1994) :

$$P_{DF}(d) = \frac{d^q - d_{min}^q}{D_{max}^q - d_{min}^q} \quad (2-34)$$

Où $P_{DF}(d)$ = la fonction de distribution de Dinger et Funk (1994) des tailles de particules, d_{min} = le diamètre minimal des particules, D_{max} = la particule de grande taille et d est la taille de particule considérée.

Le modèle de Dinger et Funk (1994) est considéré comme un outil très pratique dans la recherche d'empilements les plus denses ou proche de l'optimum. La valeur de q a été discutée par plusieurs chercheurs. D'après Brouwers (2006), l'exposant q dépend de deux paramètres : le ratio $1/x$ des tailles des grains successifs ($= d_i/d_{i+1}$) et le ratio r de leur volume respectif ($r = V_i/V_{i+1}$). Cet exposant est donné par la formule suivante (Brouwers, 2006):

$$q = \log_{\frac{1}{x}} r \quad (2-35)$$

Lorsque $1/x = 10$, $q \approx 0,5$ et lorsque $1/x = \sqrt{2}$ ou 2, q varie de 0,2 à 0,37.

2.6.5 Comparaison des courbes de Fuller, Andreasen et Dinger et Funk

Fennis et Walraven (2012) présentent sur la figure 2-14 les tendances des fonctions de distribution de Fuller et Thompson (1907), Andreasen et Andersen (1930) et Dinger et Funk (1994). Ces courbes sont obtenues en faisant varier le diamètre d pour obtenir $P(d)$ pour chaque diamètre correspondant et cela connaissant le diamètre maximal (32 mm) et minimal (0,063 mm) des particules (Fennis et Walraven, 2012).

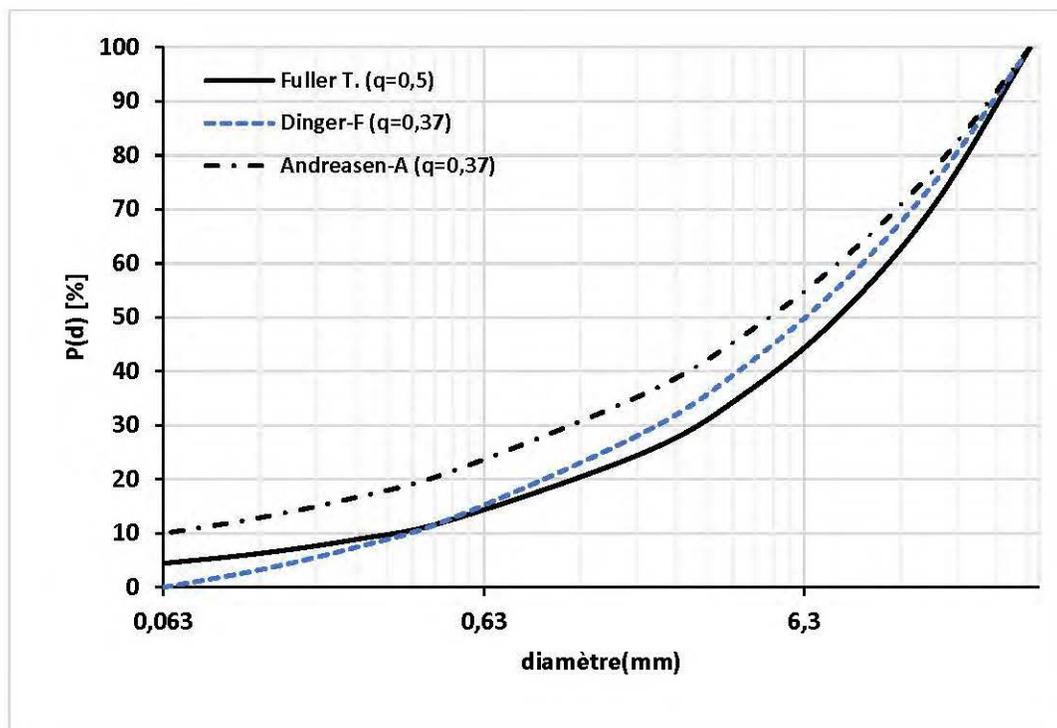


Figure 2-14: Courbes d'empilements idéaux selon les modèles de Fuller & Thompson (1907), Andreasen & Andersen (1930) et Dinger & Funk (1994) pour un diamètre maximal des particules de 32 mm et minimal de 0,063 mm (d'après Fennis et Walraven, 2012)

La différence de ces trois courbes vient du fait que la courbe de Fuller & Thompson (1907) a été tracée pour un coefficient $q = 0,5$. La même courbe a été améliorée par Andreasen et Andersen (1930) en supposant que le meilleur empilement des particules est obtenu avec $q = 0,37$. Enfin, Dinger et Funk (1994) améliorent la courbe d'Andreasen et Andersen (1930) en prenant en compte le diamètre minimal des petites particules.

2.7 Modèles continus de mélanges basés sur la théorie de mélange

Cette section présente les modèles reposant sur les propriétés de base de chacun des composants du mélange. Ces modèles sont dits continus, car ils sont développés pour les particules non uniformes contrairement aux mélanges de particules à taille discrète pour lesquels les tailles des matériaux grossiers ou fins sont uniformes (même diamètre pour chaque type de matériau). Ces modèles servent à prédire la porosité minimale ou l'indice des vides minimal du mélange, conduisant à un mélange de grande compacité. Ces modèles peuvent aussi être utilisés dans la prédiction du comportement des mélanges (ou matériaux) ayant une granulométrie très étendue comme les roches stériles d'une mine, à partir des propriétés de base de chacun des composants (Koffi *et al.*, 2008).

2.7.1 Modèle de Koltermann et Gorelick (1995)

Ce modèle se situe dans la continuité des travaux amorcés par Clarke (1979). C'est un modèle de mélange idéal, basé sur l'arrangement fractionnel des particules (e.g. Koffi *et al.*, 2008). Dans ce modèle, le diamètre des petites particules doit être inférieur à celui des vides laissés entre les grosses particules. La porosité du mélange peut être exprimée en fonction de la porosité des fractions grossière et fine, ainsi que de la fraction volumique sèche des particules fines dans le mélange (r_f). Cette fraction volumique (r_f) est définie comme le rapport entre le volume des particules fines sèches (V_{sf}) et le volume total du mélange (V_M). Selon ce modèle, la porosité du mélange est donnée comme suit (Koltermann et Gorelick, 1995):

$$n_m = \begin{cases} n_c - r_f(1 - n_f) & \text{si } r_f < n_c \\ n_c n_f & \text{si } r_f = n_c \\ r_f n_f & \text{si } r_f > n_c \end{cases} \quad (2-36)$$

Où n_m = la porosité du mélange, n_c et n_f = respectivement la porosité de la fraction grossière (c) et fine (f) et r_f = la fraction volumique des particules fines dans le mélange.

L'équation 2-36 permet d'engendrer une courbe ayant deux parties comme le montre la figure 2-15. La figure 2-15(A) présente un mélange ayant deux comportements, le premier un comportement où le mélange est à prédominance de particules grossières et le deuxième à prédominance de particules fines. Entre ces deux comportements, il existe un comportement intermédiaire où la porosité du mélange est faible par rapport à n_c et n_f . Lorsque r_f passe de 0 à

100% (voir la figure 2-15(B)), dans la première partie, le mélange est à prédominance des grosses particules et la porosité du mélange dépend de celle de la fraction grossière (n_c). Lorsque la quantité des particules fines augmente dans le mélange, les vides laissés par les grosses particules sont obstrués par les particules fines. Il arrivera un moment où les vides laissés entre les grosses particules seront complètement remplis par les particules fines. La porosité minimale du mélange (n_{min}) est alors obtenue. Après le stade de porosité minimale, si la quantité des particules fines continue d'augmenter dans le mélange, le mélange deviendra à prédominance des particules fines et la porosité du mélange dépendra de la porosité des particules fines (n_f).

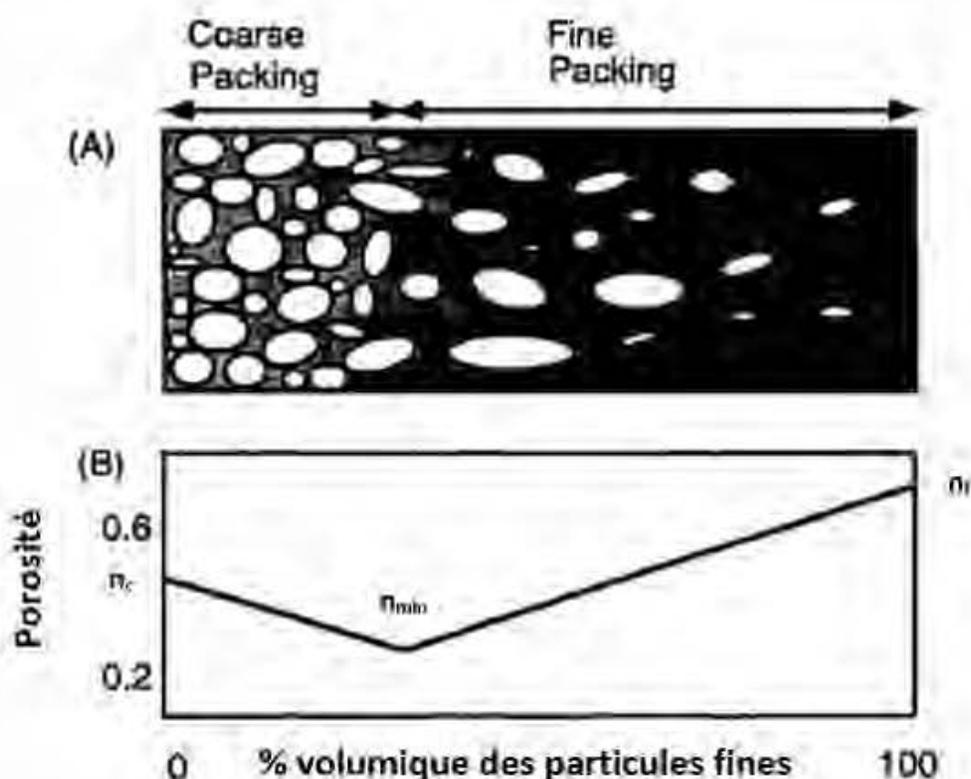


Figure 2-15: (A) Microgéométrie du modèle d'un mélange binaire idéal, (B) Prédiction de la porosité en fonction du volume des particules fines modifié de Koltermann et Gorelick (1995)

2.7.2 Modèle de mélange de Gutierrez (2005)

Le modèle de mélange de Gutierrez (2005) permet de prédire l'indice des vides des mélanges. D'après Gutierrez (2005), à l'échelle macroscopique, le mélange des particules de différentes

tailles peut être considéré comme un arrangement binaire dans lequel les vides entre les grosses particules sont obstrués par les petites particules. Et un mélange est dit miscible s'il n'y a pas de ségrégation des particules. Gutierrez (2005) considère que la densité relative des grains de la fraction grossière (G_{sc}) et celle de la fraction fine (G_{sf}) ont une même valeur G_s ($G_s = G_{sf} = G_{sc}$), et conclut que l'indice des vides du mélange peut être exprimé en fonction des indices des vides des fractions grossière (e_c) et fine (e_f), ainsi que de la fraction des particules fines dans le mélange (F). Cette dernière est définie comme le rapport entre la masse sèche des particules fines (M_{sf}) et la masse sèche du mélange (M_{sm}). L'indice des vides du mélange peut être exprimé comme suit (Gutierrez, 2005):

$$e_m(F) = e_f F + e_c(1 - F)(1 - R_m F) \quad (2-37)$$

où F = la proportion massique des particules fines dans le mélange, e_c = l'indice des vides de la fraction grossière, e_f = l'indice des vides de la fraction fine et R_m = l'indice de mixité ou degré de miscibilité.

R_m est un paramètre empirique du mélange. $R_m = 0$ pour les particules qui ne peuvent pas former un mélange homogène et $R_m = 1$ pour un mélange parfait. La figure 2-16 présente le degré de miscibilité de deux fractions de particules, fines et grossières. Elle exprime ce qui suit (Gutierrez, 2005): dans la configuration (a) les particules fines et grossières sont prises séparément, chaque classe avec son indice de vide. Dans la configuration (b) les deux fractions sont mises ensemble et non mélangées. Dans cette configuration, les particules sont dites non miscibles ($R_m = 0$). Dans la configuration (c) les deux fractions sont mélangées, les particules fines comblent parfaitement les vides entre les grosses particules. Dans cette configuration, les particules sont dites en mélange parfait $R_m = 1$. Dans la configuration (d) les deux fractions sont mélangées, les particules fines comblent partiellement les vides entre les grosses particules. Dans cette configuration, les particules sont dites en mélange partiel $0 \leq R_m \leq 1$.

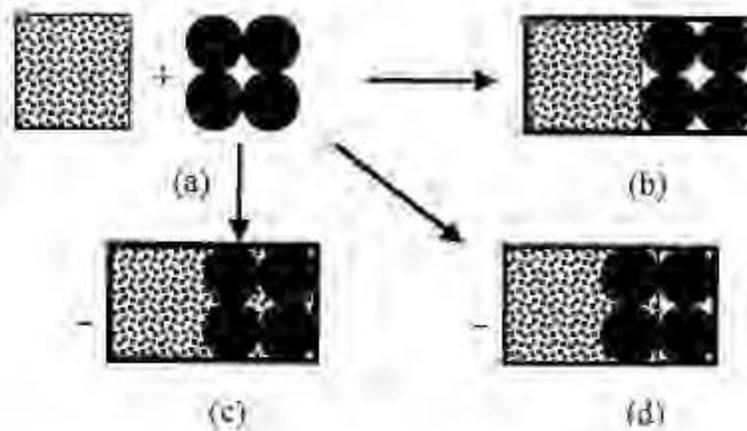


Figure 2-16 Représentation schématique du degré de miscibilité de mélange binaire de particules fines et grossières : (a) les particules avant mélange, (b) les particules mises ensemble, mais pas de mélange ($R_m = 0$), (c) mélange parfait ($R_m = 1$), et (d) mélange partiel ($0 \leq R_m \leq 1$) (Gutierrez, 2005)

Kenney (1997), Kumar et Wood (1996), Vallejo (2001) définissent d'autres paramètres pouvant être utilisés pour caractériser un mélange de particules : l'indice des vides inter-granulaires (e_{ig}) et l'indice des vides inter-fines (e_{if}). L'indice des vides inter-granulaires est l'indice des vides de la fraction grossière si les particules fines n'étaient plus dans le mélange et l'indice des vides inter-fines représente l'indice des vides de la fraction fine si les particules grossières n'étaient plus dans le mélange (Kenney, 1977, Kumar et Wood, 1997; Vallejo, 2001). Ces deux paramètres sont exprimés comme suit (Gutierrez, 2005) :

$$e_{ig} = e_c(1 - F) - F \quad (2-38)$$

$$e_{if} = e_f F \quad (2-39)$$

où e_{ig} = l'indice des vides inter-granulaires, e_{if} = l'indice des vides inter-fines, e_c = l'indice des vides des particules grossières, e_f = l'indice des vides des particules fines et F = la proportion des particules fines correspondant au rapport entre la masse des particules fines et la masse totale du mélange. Comme le montre la figure 2-17, l'intersection des droites e_{ig} et e_{if} correspond à l'indice

des vides minimal du mélange (e_{m-min}) et la proportion des particules fines correspondantes (F_{min}). L'indice des vides minimal du mélange à l'intersection des droites e_{1g} et e_{1f} est donné par :

$$e_{m-min} = \frac{e_f e_c}{1 + e_f + e_c} \quad (2-40)$$

La proportion des particules fines correspondant à l'indice des vides minimal du mélange, F_{min} est donnée par la relation suivante :

$$F_{min} = \frac{e_c}{1 + e_f + e_c} \quad (2-41)$$

Comme le montre la figure 2-17, l'indice des vides théorique du mélange et la proportion des particules fines correspondante calculés avec les équations 2-40 et 2-41 sont de loin différents de ceux calculés avec l'équation 2-37 proposée par Gutierrez (2005) pour différentes valeurs de R_m . L'effet du paramètre R_m sur le mélange est montré sur la figure 2-17.

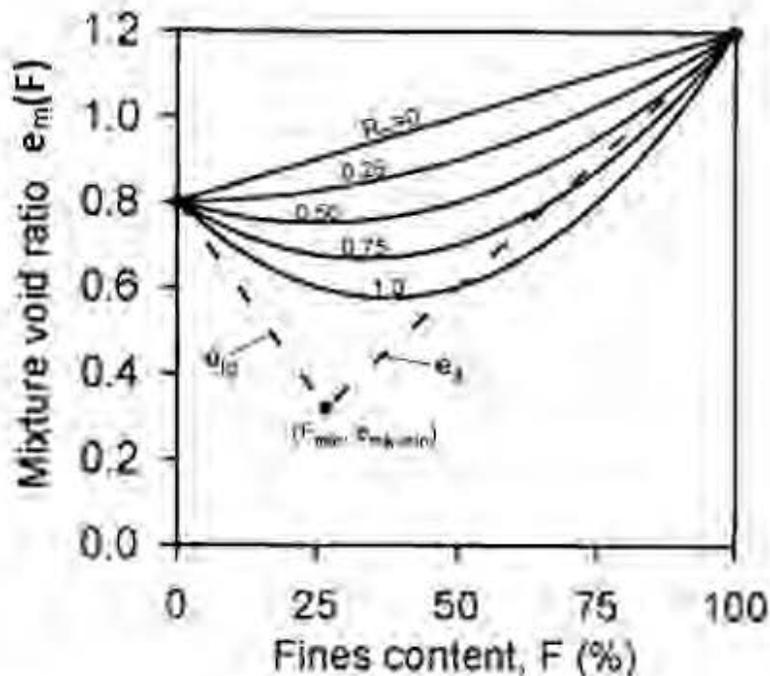


Figure 2-17: Effet de R_m sur les courbes du mélange (Gutierrez, 2005)

Sur la figure 2-17, pour $R_m=0$, la variation de e_m en fonction de F a une tendance linéaire. Pour $R_m > 0$, les courbes $e_m(F)$ prennent une forme parabolique et deviennent de plus en plus incurvées

avec la croissance de R_m . L'indice de mixité R_m est un paramètre empirique qui peut être lié aux propriétés physiques des matériaux. Sa valeur peut dans certains cas être supérieure à 1 pour des mélanges parfaits (Koffi *et al.*, 2008).

2.7.3 Modèle de Côté et Konrad (2003)

Le modèle de Côté et Konrad (2003) a été développé pour des sols bien classés avec particules fines. Pour ces auteurs, les particules fines sont ceux dont le diamètre est inférieur à $80 \mu\text{m}$ et les particules grossières supérieures à $80 \mu\text{m}$. Pour déterminer le modèle de porosité des sols bien classés avec particules fines, ces auteurs considèrent les phases présentées dans la figure 2-17 où (a) un sol bien classé, (b) le sol bien classé avec seulement des particules grossières et (c) un sol bien classé avec des particules fines et grossières (Côté et Konrad, 2003).

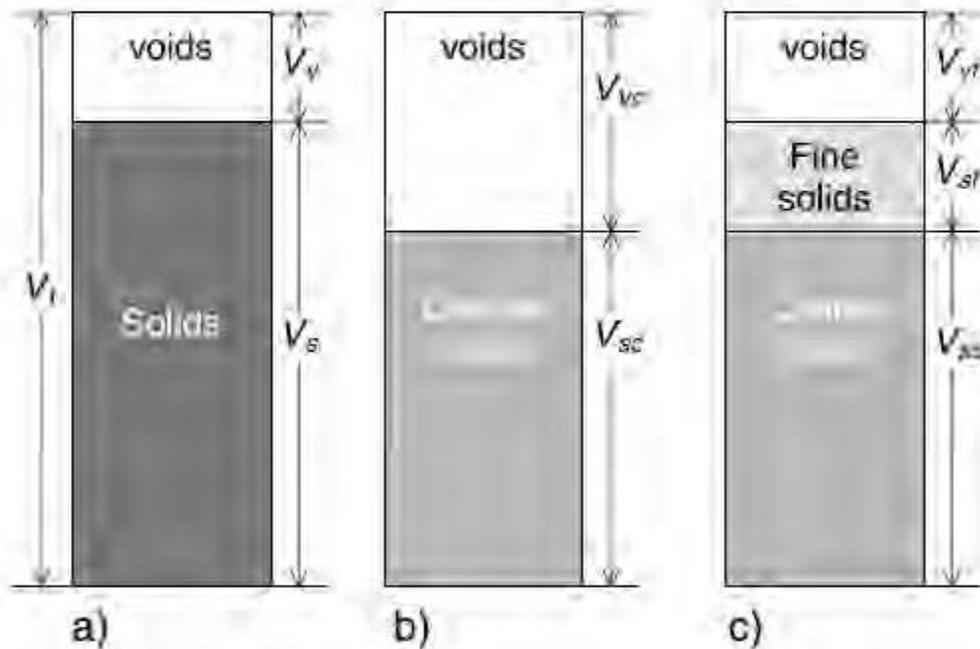


Figure 2-18: Diagramme des phases pour (a) sol bien classé, (b) sol bien classé avec seulement des particules grossières et (c) sol bien classé avec des particules fines et grossières (Côté et Konrad, 2003)

La porosité des particules grossières (n_c) par rapport à la figure 2-18b est définie comme suit (Côté et Konrad, 2003)

$$n_c = \frac{V_{VC}}{V_t} = \frac{V_t - V_{SC}}{V_t} \quad (2-42)$$

où, V_{VC} = le volume des vides des particules grossières, V_{SC} = le volume des grains solides des particules grossières et V_t = le volume total. Dans cette équation, V_{SC} peut être exprimé comme suit :

$$V_{SC} = \frac{M_S}{\rho_{SC}} (1 - F) \quad (2-43)$$

où M_S = la masse des particules solides, ρ_{SC} la masse volumique des grains des particules grossières et F le pourcentage des particules fines dans le mélange, défini comme le rapport entre la masse sèche des particules fines (M_{sf}) et la masse sèche du mélange. En introduisant l'équation (2-42) dans l'équation (2-43), on obtient :

$$n_c = \frac{V_t - \frac{M_S}{\rho_{SC}} (1 - F)}{V_t} \quad (2-44)$$

Par rapport à la figure 2-18c, la porosité (n_f) de la fraction fine est déterminée par :

$$n_f = \frac{V_{Vf}}{V_{VC}} = \frac{V_t - (V_{Sf} + V_{SC})}{V_t - V_{SC}} = \frac{n_m}{n_c} \quad (2-45)$$

où n_m = la porosité du mélange, V_{Vf} , V_{Sf} et V_t sont respectivement le volume des vides, des grains solides des particules fines et le volume total.

Côté et Konrad (2003) considèrent que la densité relative des grains de la fraction grossière (G_{sc}) et celle de la fraction fine (G_{sf}) ont une même valeur G_s ($G_s = G_{sf} = G_{sc}$), ils concluent que :

$$n_c = n_m + (1 - n_m)F \quad (2-46)$$

Des équations 2-45 et 2-46, on tire l'expression exprimant la fraction des particules fines (F) de la manière suivante (Côté et Konrad, 2003):

$$F = \frac{n_c(1 - n_f)}{1 - n_c n_f} \quad (2-47)$$

2.7.4 Modèle de Jehring et Bareither (2016)

Le modèle de Jehring et Bareither (2016) a été développé pour les mélanges des résidus et stériles miniers (considérés respectivement comme particules fines et grossières). Les auteurs considèrent les stériles à l'état complètement sec (teneur en eau massique $w_{\text{stériles}} = 0$) et les résidus humides. Ce modèle vise l'obtention d'un mélange optimal, c'est-à-dire un mélange dans lequel les résidus viennent remplir les espaces intergranulaires des stériles; ce qui représente le rapport le plus optimal entre la masse des résidus et la masse des stériles miniers. Le rapport de mélange R est défini par (Jehring et Bareither, 2016):

$$R = \frac{M_{SC}}{M_{Sf}} \quad (2-48)$$

où M_{SC} et M_{Sf} sont respectivement les masses sèches des particules grossières et fines.

Le rapport optimal de mélange (R_{opt}) est obtenu lorsque les particules fines (les résidus) remplissent le volume des vides dans la matrice des particules grossières (stériles miniers). Il est donné par (Jehring et Bareither, 2016):

$$R_{opt} = \frac{M_{SC}}{M_{Sf}} = \frac{\rho_{SC} V_{SC}}{\left(\frac{\rho_{hf} V_f}{1 + w_f} \right)} = \frac{\rho_{SC} V_{SC}}{\left(\frac{\rho_{hf} (V_{VC} - V_{WC})}{1 + w_f} \right)} \quad (2-49)$$

Où, w_f , V_f et ρ_{hf} sont respectivement la teneur en eau massique, le volume total et la masse volumique humide des particules fines humides dans le mélange; V_{VC} , V_{SC} et ρ_{SC} sont respectivement le volume des vides des grains solides, le volume des grains solides et la masse volumique des grains des particules grossières. En considérant nul le volume d'eau dans les particules grossières ($V_{WC} = 0$), l'équation (2.49) s'écrit alors (Jehring et Bareither, 2016):

$$R_{opt} = \frac{\rho_{SC}}{\left(\frac{\rho_{hf} e_C}{1 + w_f} \right)} \quad (2-50)$$

Avec e_C l'indice des vides des particules grossières.

2.7.5 Modèle de Wickland *et al.* (2006)

Le modèle d'optimisation de Wickland *et al.* (2006) a été conçu pour les mélanges de stériles miniers et de rejets de concentrateur (résidus). Ce modèle se situe dans la continuité des travaux de Williams *et al.* (1995), et le mélange optimal est obtenu lorsque les particules fines remplissent complètement les vides entre les grosses particules (Williams *et al.*, 1995). Le Rapport de mélange (R) est défini comme le rapport entre la masse sèche des stériles et celle des résidus. Pour la détermination des proportions optimales de mélange, ces auteurs ont proposé un diagramme des phases présenté à la figure 2-19. Cette dernière représente les proportions volumiques (à l'axe des y) en fonction des rapports de mélange (à l'axe des x). Les proportions volumiques sont obtenues en considérant que la densité relative des grains des stériles miniers (G_{s_st}) et celle des résidus (G_{s_r}) ont une même valeur G_s ($G_s = G_{s_st} = G_{s_r}$). Dans ce diagramme, les auteurs considèrent que lorsque les particules fines occupent les vides, le squelette représenté par le volume des particules grossières ne change pas. Les mélanges dont la valeur de R est supérieure à 5 :1 contiendra de l'air parce que le volume des particules fines (résidus) est inférieur au volume des vides dans les particules grossières (roches stériles) et pour les valeurs de R inférieures à 5 :1, le volume des particules fines (résidus) est supérieur au volume des vides dans les particules grossières (roches stériles). Donc, pour Wickland *et al.* (2006), le mélange optimal est obtenu pour le rapport 5 :1 (roches stériles : rejets de concentrateur). Avec ce rapport, les vides laissés entre les particules grossières (roches stériles) sont complètement occupés par les particules fines (rejets de concentrateur) et en plus de cela, ce mélange ne contiendrait pas de l'air (Wickland *et al.*, 2006).

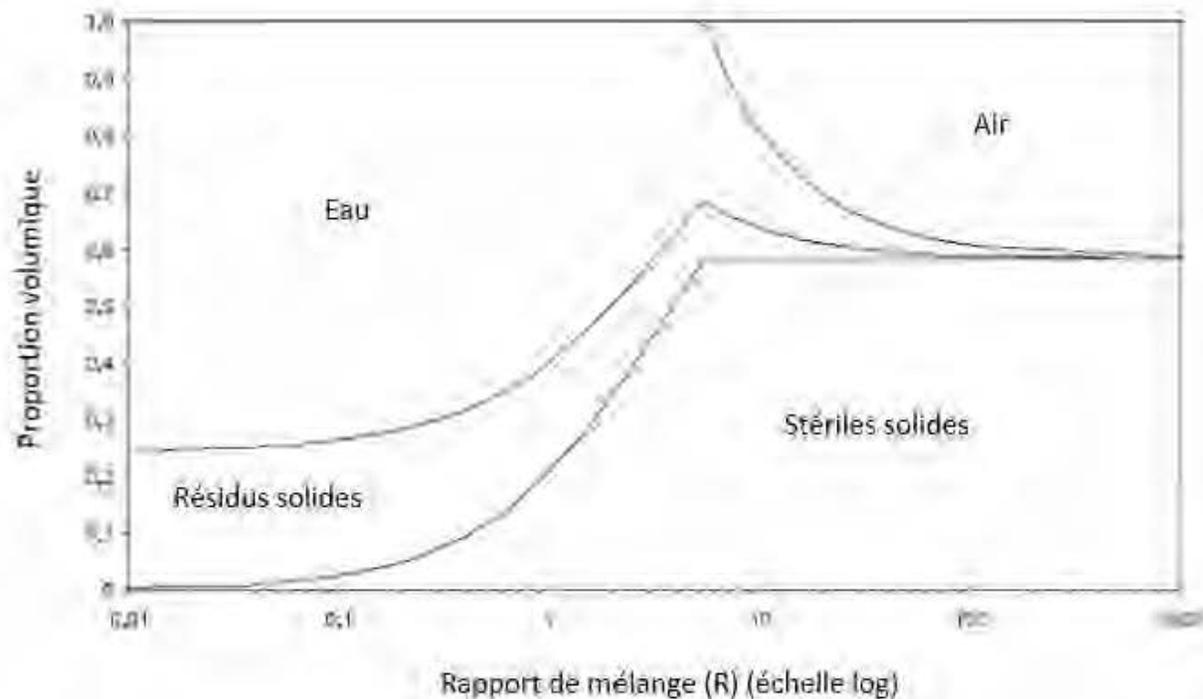


Figure 2-19: Diagramme des phases présentant les proportions volumiques *versus* le rapport de mélange (R) (modifié de Wickland *et al.*, 2006)

2.8 Logiciels d'optimisation des mélanges

Les modèles analytiques de mélanges des particules calculent les compacités des mélanges sur la base des distributions granulométriques et les compacités des matériaux utilisés dans le mélange. Plusieurs logiciels ont été mis au point pour le calcul automatique de ces compacités de mélange. On peut citer: Mixsim, Seemix3, 4C-Packing, BetonLabPro, Elkem Materials Mixture Analyser (EMMA). Les paramètres d'entrée sont : les distributions granulométriques et les densités des composants. Le paramètre de sortie est la compacité du mélange. Pour ces logiciels d'optimisation des mélanges, plusieurs mélanges sont testés jusqu'à l'obtention du mélange de compacité maximale. Les logiciels existants diffèrent entre eux au niveau des modèles d'empilement utilisés et de la prise en compte de l'interaction entre les particules (effet de paroi et effet de desserrement) (De Larrard, 1999; Fennis et Walraven, 2012; Glavind et Pedersen, 1999; Silva *et al.*, 2010).

EMMA est un logiciel qui aide à optimiser les conceptions des mélanges de béton. Il calcule et affiche la distribution granulométrique d'un mélange des composants. L'utilisateur introduit la distribution granulométrique de ses matériaux et EMMA prédit le mélange optimal de ces

matériaux pour créer un béton de grande compacité. Ce logiciel utilise deux modèles, le modèle d'Andreasen et Andersen (1930) et le modèle de Dinger et Funk (1994) (Galetakis *et al.*, 2016; Silva *et al.*, 2010).

BetonLabPro est un logiciel d'aide à la formulation des bétons, il est basé sur le modèle de De Larrard (1999).

Mixsim est un logiciel d'aide à la formulation des bétons, il est basé sur le modèle de Dewar (1999).

4C-Packing est utilisé comme outil dans la formulation des bétons, il est basé sur le modèle de Fuller et Thompson (1907) (Glavind et Pedersen, 1999; Hatem *et al.*, 2012; Hatem *et al.*, 2013).

2.9 Récapitulatif et justification de l'étude

La revue de la littérature ci-dessus nous renseigne que le drainage minier acide est un phénomène issu de l'oxydation des sulfures en présence d'eau et d'air. Les différentes techniques de prévention visent alors la limitation de l'apport de l'eau ou de l'air ou des sulfures. Le traitement de ce phénomène par des méthodes chimiques génère d'énormes quantités des boues constituées principalement des métaux sous forme d'hydroxydes et de sulfate. La littérature montre aussi que ces boues peuvent être réutilisées, par exemple, comme composante d'un système de recouvrement multicouche pour le contrôle de la production du DMA. L'une des méthodes de contrôle du drainage minier acide est l'utilisation des CEBC dans les régions à climat humide. L'une des couches d'une CEBC est appelée couche de rétention d'eau ou couche de faible perméabilité et doit avoir des propriétés géotechniques appropriées (porosité, perméabilité, AEV, etc.). Les mélanges sols-boues pourraient être utilisés comme constituants de cette couche de rétention d'eau.

Cette revue de littérature présente aussi la théorie d'empilement des particules dont l'objectif est la conception des mélanges de grande compacité ou de faible porosité. Différents modèles d'optimisation des particules ont été conçus pour le domaine du béton, mais ils peuvent aussi être employés pour prédire la structure des mélanges d'autres matériaux comme les mélanges de stériles et les résidus miniers. Les modèles d'optimisation des particules sont regroupés en deux catégories : les modèles discrets et les modèles continus. Ces derniers permettent d'aboutir à l'optimisation d'une courbe de référence et les premiers à la détermination de la compacité d'un mélange des particules à tailles discrètes (uniformes). Les modèles discrets ne sont pas abordés dans le cadre de cette étude. L'optimisation avec les modèles continus est faite suivant deux

approches : la première est basée sur la détermination d'une courbe granulométrique de référence et la deuxième sur la détermination de la variation de la porosité et/ou de l'indice des vides en fonction de la proportion des particules fines et/ou d'obtenir des proportions optimales des particules dans les mélanges. Cette optimisation vise l'obtention d'une courbe granulométrique du mélange de grande compacité ou une courbe présentant la prédiction de la variation de la porosité ou de l'indice des vides lorsqu'un squelette de matériaux grossiers reçoit dans son sein d'une manière progressive les particules fines. La littérature montre aussi différentes propriétés des matériaux comme la perméabilité, la porosité, la courbe de rétention d'eau, la courbe de retrait... qui dépendent de plusieurs propriétés. La faible perméabilité d'un matériau peut être liée à sa faible porosité et conférer ainsi au matériau un AEV élevé.

Dans cette étude, la théorie des mélanges ou d'empilement des particules est utilisée pour voir si les mélanges sols-boues peuvent être optimisés afin d'être utilisés comme composante dans la couche de rétention d'eau d'une CEBC. L'originalité de cette étude est l'adaptation de la théorie d'empilement des particules ou de mélange conçue pour les matériaux secs à des matériaux humides tels qu'utilisés dans cette étude. De plus, l'optimisation des mélanges sols-boues à l'aide de la théorie de mélange en vue de leur utilisation potentielle comme composante d'une CEBC n'a pas été abordée dans la littérature jusqu'à ce jour.

CHAPITRE 3 APPROCHE MÉTHODOLOGIQUE

3.1 Méthodologie générale de l'étude

Rappelons que l'objectif général de ce projet de recherche est d'optimiser la quantité de boues de traitement des eaux minières acides dans les mélanges sols-boues (MSB) en appliquant les théories d'optimisation des mélanges. La méthodologie globale utilisée pour atteindre cet objectif général se subdivise en trois étapes reprises à la figure 3-1.

↳ La *première étape* débutera par l'échantillonnage des matériaux, à savoir : les boues prélevées sur deux sites, Westwood (WW) et celui de Waite Amulet (WA), le sable et le till sur le site Westwood. Cette étape se focalisera sur la caractérisation de tous les matériaux utilisés dans la préparation des mélanges. La caractérisation physique permettra de connaître les paramètres de base des matériaux (la distribution granulométrique, la teneur en eau initiale, la densité relative des grains solides, la masse volumique, etc.). Les essais Proctor, de CRE et de k_{sat} seront réalisés sur le sable et till. Des analyses chimiques élémentaires (ICP-AES, S-C et XRF) et minéralogiques (diffraction des rayons X et microscopie électronique à balayage) seront également réalisées afin d'identifier et de quantifier respectivement les éléments et les phases minérales contenues dans les matériaux.

↳ La *deuxième étape* portera sur l'optimisation des mélanges sols-boues. L'optimisation des mélanges sera effectuée de deux manières. Premièrement, en utilisant les modèles d'optimisation des mélanges et deuxièmement, en faisant une optimisation par compactage. La combinaison théorique des matériaux (sable, till et boues) sera effectuée en utilisant les modèles d'optimisation suivants : Fuller et Thomson (1907), Andreasen et Andersen (1930), Dinger et Funk (1994), Koltermann et Gorelick (1995), Gutierrez (2005), Côté et Konrad (2003), Jehring et Bareither (2016), Wickland et al. (2006) afin d'obtenir des mélanges optimisés sols-boues (till-boues et sable-boues). L'optimisation par compactage sera effectuée en déterminant les variations de la masse volumique sèche ρ_d en fonction de la teneur en boues et de la teneur en eau des mélanges. Les résultats obtenus avec les deux catégories de méthodes seront comparés entre eux afin de dégager les mélanges qui feront l'objet de la caractérisation hydrogéotechnique.

↳ La *troisième étape* portera sur la caractérisation hydrogéotechnique des mélanges sols-boues optimisés. Des essais de conductivité hydraulique saturée, de retrait libre et de courbe de rétention

d'eau en cellule de haute pression seront également réalisés sur les mélanges optimisés afin de déterminer s'ils répondent aux critères requis pour constituer une couche de rétention d'eau d'une CEBC.

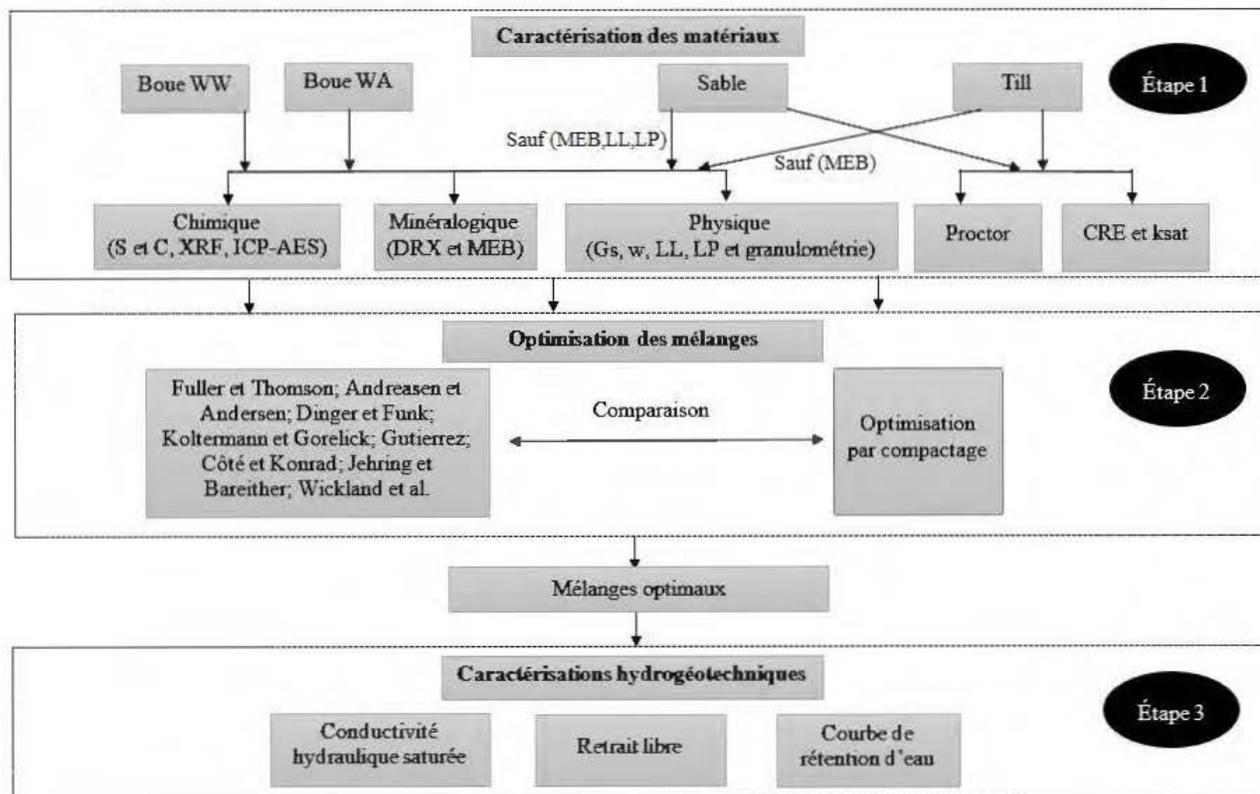


Figure 3-1: Schéma descriptif de l'approche méthodologique générale de l'étude (WW = Westwood et WA = Waite Amulet)

3.2 Caractérisation des matériaux

3.2.1 Échantillonnage

Dans ce travail, deux types de sols (till et sable) ainsi que deux types de boues seront utilisés. Les boues ont été respectivement échantillonnées dans des bassins de décantation sur les sites Mouska-Doyon-Westwood et Waite Amulet durant l'Été 2017 par les opérateurs miniers. Les sols (till et sable) ont été échantillonnés sur le site Mouska-Doyon-Westwood à l'Automne 2017. Les boues et les sols ont ensuite été placés dans des réservoirs de 275 gallons (1041 litres). Quatre réservoirs de boues et quatre réservoirs de sol ont été acheminés au Laboratoire URSTM de l'UQAT.

Pour chaque réservoir, les échantillons ont été prélevés dans deux chaudières, puis homogénéisés. Deux échantillons ont été prélevés dans chaque chaudière pour la caractérisation. Après leur caractérisation, les résultats étaient très proches. Dans la suite des travaux, un seul échantillon a donc été considéré.

3.2.2 Caractérisation physique

Les propriétés géotechniques suivantes sont déterminées dans cette partie de l'étude : la densité relative des grains (G_s), la teneur en eau massique, la masse volumique humide, l'analyse granulométrique et les limites d'Atterberg.

3.2.2.1 Densité relative des grains

La densité relative des grains (G_s) est déterminée en suivant la norme D854-14. Dans le cadre de ce travail, le pycnomètre à hélium (Micromeritics Accupyc 1330) a été utilisé. Le principe général du pycnomètre consiste à mesurer le volume du gaz hélium V_2 (m^3) à la pression P_2 (kPa) diffusant à travers les vides d'un échantillon sec, de masse M_s (kg) sous l'effet de la pression appliquée P_1 (kPa). Au laboratoire, un volume inconnu V_1 (m^3) du gaz hélium à la pression P_1 (145 kPa) est injecté dans l'échantillon de matériau placé dans le cylindre porte-échantillon de volume connu V_C (m^3), jusqu'à la saturation de ce dernier par l'hélium. Le volume V_1 (m^3), qui représente le volume des vides contenus dans les pores de l'échantillon est déterminé à l'aide de la loi de Boyle-Mariotte sur les gaz parfaits :

$$(P_1 - P_a)V_1 = (P_2 - P_a)V_2 \quad (3-1)$$

où, P_a est la pression atmosphérique. À l'aide de l'équation 3-1., V_1 est obtenu. Connaissant le volume du cylindre porte-échantillon V_C , le volume des grains solides V_s peut être obtenu par :

$$V_s = V_C - V_1 \quad (3-2)$$

Connaissant V_s , la masse volumique des grains solides (ρ_s) est obtenue à l'aide de l'équation (2-16). La densité relative des grains (G_s) par l'équation (2-19). Connaissant les densités relatives des sols et des boues, celle des mélanges ($G_{s,m}$) a été déterminée par calcul en utilisant la formule développée par Mbonimpa *et al.* (2016) :

$$G_{s,m} = \frac{G_{s,sol}G_{s,b}[(1 + w_{i,b}) + \beta(1 + w_{i,sol})]}{(1 + w_{i,b})G_{s,b} + \beta(1 + w_{i,sol})G_{s,sol}} \quad (3-3)$$

avec, G_{s_sol} et G_{s_b} = respectivement, la densité relative des grains du sol et celle de la boue; w_{i_sol} et w_{i_b} = respectivement, la teneur en eau initiale du sol et de la boue; β = la teneur en boues. La teneur en boue dans le mélange (β) est définie comme le rapport entre les masses humides des boues et du sol utilisées dans le mélange.

3.2.2.2 Teneur en eau massique

La détermination de la teneur en eau massique des matériaux (w) au laboratoire a été réalisée selon la norme ASTM D2216. À l'aide d'une balance de précision, une quantité de matériau est pesée afin de connaître sa masse humide (M_h), puis placée dans une étuve à une température de 60°C pour séchage. Les matériaux placés à l'étuve étaient pesés après chaque intervalle de temps de 24 h afin de connaître la perte en eau par différence de masse des matériaux avant et après chaque pesée. La fin du séchage est marquée par la variation nulle de la perte en eau. Connaissant la masse de l'échantillon séché, la teneur en eau massique est déterminée à l'aide de l'équation (2-14).

3.2.2.3 Masse volumique humide à l'état lâche

La masse volumique humide (ρ_h) est déterminée au laboratoire en utilisant l'équation (2-15). L'essai se déroule de la manière suivante : connaissant le volume du moule Proctor normal dont les dimensions sont de 116,4 mm de hauteur et de 101,6 mm de diamètre, les matériaux (boues et sols) à une teneur en eau donnée, sont versés de manière lâche dans le moule jusqu'à son remplissage. Le remplissage du moule est fait de sorte à dépasser la quantité requise, puis à l'aide d'une barre en acier, la quantité de matériau en excès est arasée. Cet essai est effectué 7 fois pour le même matériau. Avec les résultats obtenus, on effectue une moyenne arithmétique simple et la valeur moyenne est retenue comme la valeur de la masse volumique humide du matériau à cette teneur en eau. La masse volumique humide à l'état lâche est déterminée ici, car sa valeur sera utilisée plus loin dans la conversion de proportion volumique sèche en proportion massique humide.

Connaissant la densité relative des grains (G_s), la teneur en eau (w) et la masse volumique humide (ρ_h), les autres paramètres tels que la porosité (n), l'indice des vides (e) et le poids volumique sec (γ_d) sont obtenus par calculs en utilisant les équations présentées dans le tableau 2-1. Ces valeurs sont obtenues pour l'état lâche du matériau.

3.2.2.4 Analyse granulométrique

L'analyse granulométrique des matériaux peut s'effectuer en suivant deux méthodes en fonction de la taille des grains. Selon la norme ASTM C-136, le tamisage est employé lorsqu'il s'agit des matériaux grossiers ($d > 80 \mu\text{m}$). Pour les matériaux fins ($d < 80 \mu\text{m}$), le granulomètre au laser est couramment utilisé. Pour cette étude, l'analyse granulométrique des sols est effectuée au tamisage pour les fractions supérieures à $900 \mu\text{m}$ et au granulomètre laser pour celles inférieures à $900 \mu\text{m}$. Pour déterminer la granulométrie d'un matériau, le granulomètre au laser utilise les propriétés de diffraction des grains. Son principe de fonctionnement est qu'un faisceau de laser est envoyé au moyen d'un producteur de laser sur une suspension aqueuse contenant le matériau. Au contact des grains, ces faisceaux laser sont déviés suivant des angles, caractéristiques de la taille des grains. Les mesures des angles de déviation des faisceaux permettent de tracer la courbe granulométrique à l'aide d'un logiciel de l'appareil installé sur l'ordinateur. Ce granulomètre permet de tracer la courbe granulométrique en très peu de temps en utilisant une petite quantité de matériau. L'appareil est utilisé pour les granulométries comprises entre $0,05 \mu\text{m}$ et $900 \mu\text{m}$ et cela avec une précision de $\pm 2\%$.

Les courbes granulométriques des mélanges de matériaux humiques sont obtenues par calculs. Connaissant les granulométries des constituants du mélange, c'est-à-dire boues et sols, selon Mbonimpa (communication personnelle), la courbe granulométrique peut être calculée par la formule suivante:

$$P(d) = \frac{P(d_{boue})\beta(1 + w_{i_{sol}}) + P(d_{sol})(1 + w_{i_{boue}})}{(1 + w_{i_{boue}}) + \beta(1 + w_{i_{sol}})} \quad (3-4)$$

Où, $P(d_{sol})$ et $P(d_{boue})$ = respectivement le pourcentage de passant au diamètre d pour le sol et pour la boue; $w_{i_{sol}}$ et w_{i_b} = respectivement la teneur en eau initiale du sol et de la boue; β = la teneur en boue dans le mélange.

3.2.2.5 Limites de consistance

Les limites de consistance (limite de plasticité et de liquidité) sont déterminées pour les boues et le till afin de mieux permettre leur classification. Ces limites sont déterminées en suivant les normes ASTM D4318-05 et BNQ2501-092. À cet effet, la méthode du pénétromètre à cône a été utilisée. Cette méthode consiste en la mesure de la pénétration gravitaire d'un cône de masse et d'ouverture définies selon la norme dans un échantillon de matériau fin. La limite de liquidité est la teneur en

eau correspondant à la pénétration du cône définie par la norme. Pour cette étude, le cône suédois de 60 g de masse et dont la pointe a un angle de 60° a été utilisé, l'échantillon de matériau utilisé est le passant à 400 µm. Le cône est fixé au mécanisme de retenue du pénétromètre puis abaissé jusqu'à ce que sa pointe touche la surface de l'échantillon. La pointe est alors libérée du mécanisme de retenue pour s'enfoncer de façon gravitaire dans l'échantillon. Cet essai est réalisé 5 fois avec les échantillons de teneur en eau différente. On trace un graphique présentant la pénétration par rapport à la teneur en eau. La limite de liquidité est la teneur en eau correspondant à 10 mm de pénétration.

La limite de plasticité est la teneur en eau à laquelle un échantillon de matériau roulé en un cylindre de 3 mm de diamètre commence à se fragmenter en morceaux de 3 à 10 mm de longueur. Dans le cadre de ce travail, pour cet essai, le matériau utilisé est le passant au tamis de 0,42 mm (tamis no 40). On roule sur un plancher, l'échantillon en forme de fuseau, on l'amincit progressivement. Lorsque l'échantillon aminci atteint des fragments un diamètre de 3 mm et une longueur comprise entre 3 et 10 mm, l'essai est arrêté puis la teneur en eau de l'échantillon est déterminée. Cet essai est effectué consécutivement sur 5 échantillons. La limite de plasticité est déterminée en faisant une moyenne arithmétique de ces 5 teneurs en eau.

3.2.3 Analyse environnementale des matériaux

Dans cette partie, l'innocuité environnementale des matériaux qui sont utilisés dans cette étude sera déterminée. Pour cela, leur potentiel de génération d'acide (PA) et de neutralisation (PN) sera évalué à l'aide des essais statiques. Le PA provient de l'oxydation des sulfures comme la pyrite (Fe_2S) et la pyrrhotite (FeS) alors que le PN provient de la neutralisation de l'acide généré par les sulfures grâce aux minéraux neutralisants comme les carbonates. Ces deux potentiels peuvent être déterminés grâce aux soufre et carbone totaux contenus dans les matériaux. Le calcul du PA est basé sur l'oxydation de la pyrite et la neutralisation par la calcite. On considère que tous les sulfures se comportent comme la pyrite. Il est exprimé en équivalents kg calcite par tonne par l'expression suivante:

$$PA \text{ (kg } \text{CaCO}_3\text{/tonne)} = 31,25 \times \%S_{total} \quad (3-5)$$

Le potentiel de neutralisation (PN) est calculé en faisant l'hypothèse que tous les carbonates réagissent comme la calcite par l'expression :

$$PN \text{ (kg CaCO}_3\text{/tonne)} = 83,3 \times \%C_{total} \quad (3-6)$$

Plusieurs interprétations des essais statiques sont proposées. Deux approches les plus utilisées et considérées dans le cadre de ce travail sont faites par la comparaison de PA et PN. Ces deux approches sont : le potentiel net de neutralisation (PNN) et le rapport PN/PA ou RPN qui sont respectivement exprimés par les équations 3-7 et 3-8:

$$PNN = PN - PA \quad (3-7)$$

$$RPN = PN/PA \quad (3-8)$$

Les critères d'interprétations de ces deux approches sont résumés dans le tableau 3-1.

Tableau 3-1: Critères d'interprétation du potentiel de génération d'acide

PNN (Miller et al. 1991)	RPN (NEDEM, 2009)	Décision
$PNN < -20\text{kg CaCO}_3\text{/t}$	$RPN < 1$	Potentiel générateur d'acide
$-20\text{kgCaCO}_3\text{/t} < PNN < 20\text{kg CaCO}_3\text{/t}$	$1 < RPN < 2$	Incertain
$PNN > 20\text{kg CaCO}_3\text{/t}$	$RPN > 2$	Non générateur d'acide

3.2.4 Caractérisation chimique

Les analyses chimiques des boues effectuées dans le cadre de ce travail comprennent l'analyse du soufre et du carbone totaux à l'aide d'une fournaise à induction et la spectroscopie au plasma (ICP-AES) pour l'analyse chimique quantitative et qualitative élémentaire. La spectrométrie de fluorescence X (XRF) a aussi été utilisée pour la détermination de la teneur en oxyde.

↳ L'analyse du soufre et du carbone est réalisée au four à induction qui est relié à un système d'apport en oxygène permettant de déterminer simultanément les compositions en soufre et en carbone. Ce four fonctionne grâce à une bobine électrique qui génère un champ magnétique. Le matériau étant placé dans un creuset en céramique muni de tungstène et de fer, les métaux créent une résistance et chauffent ainsi les matériaux. Le matériau étant chauffé, une combustion des composés du carbone et du soufre s'effectue. Les émissions de SO₂ et de CO₂ sont alors capturées à l'aide de cellules infrarouges puis analysées.

↳ La spectrométrie au plasma permet d'analyser un échantillon sous forme liquide ou solide qui a été digéré. L'échantillon liquide est transformé en aérosol par nébulisation. L'aérosol ainsi obtenu est ionisé par plasma. Par la suite, un monochromateur analyse l'émission des radiations produites par un changement d'état d'énergie. Le monochromateur donne la dispersion des ions en longueurs d'ondes. Celles-ci sont finalement transformées en signaux électroniques. L'ICP-AES permet donc d'obtenir un dosage de presque tous les éléments du tableau périodique présents dans un échantillon (Benzaazoua, 2017, notes de cours). La dilution et le volume de l'échantillon analysé étant connus, il est possible par la suite d'obtenir la concentration massique des éléments.

↳ L'analyse par fluorescence X (XRF) utilise la technique de fluorescence X pour déterminer la composition d'un échantillon. Cette méthode est basée sur la réponse du rayon X fluorescent d'un corps irradié par des rayons de faible longueur d'onde et de haute énergie. L'échantillon est bombardé de rayonnement très énergétique qui entraîne l'excitation de l'atome. Les électrons sont alors excités et éjectés de l'atome, déstabilisant ainsi sa structure électronique. Au cours du processus de désexcitation de l'atome, un électron sera transféré de l'orbite de plus haute énergie à la case quantique laissée vacante par l'éjection de l'électron et la différence d'énergie entre les deux orbitales électroniques est exprimée par l'émission d'un atome d'un rayon X (photon) ou fluorescence X. L'énergie émise par cette fluorescence est caractéristique de la nature de l'élément chimique (Lerrere, 2013).

3.2.5 Caractérisation minéralogique

La caractérisation minéralogique effectuée dans le cadre de ce travail comprend la diffraction des rayons X (DRX) et la microscopie électronique à balayage (MEB), dans le but d'identifier et de quantifier les phases minérales contenues dans les matériaux.

↳ Dans l'analyse DRX, un faisceau de rayons X est projeté sur un échantillon micronisé. Un angle de déviation 2θ du faisceau est prédéterminé et les rayons X diffractés par l'échantillon sont captés et enregistrés. Le résultat de cette analyse est un diffractogramme. Les diffractogrammes sont obtenus à l'aide du principe de plans réticulaires, caractéristiques de la nature du cristal étudié. Chaque pic du diffractogramme correspond à un minéral donné. Les composants du minéral présents en faible quantité, soit moins de 1%, ne sont pas détectés par le diffractomètre.

↳ La microscopie électronique à balayage (MEB) permet d'obtenir des images de surface des matériaux solides. Équipé des détecteurs appropriés, le microscope électronique à balayage permet de faire des analyses élémentaires locales et des microanalyses. Une sonde (faisceau d'électrons) balaye la surface de l'échantillon, un détecteur récupère de manière synchrone le signal induit par cette sonde pour en former une image, cartographie de l'intensité du signal. Le faisceau d'électrons incident est très fin qui balaie point par point la surface de l'échantillon et permet l'émission d'électrons rétrodiffusés et d'électrons secondaires. Ils sont alors captés par des détecteurs qui envoient le signal à l'écran cathodique. En pénétrant dans l'échantillon, le faisceau d'électrons forme une poire de diffusion dont la forme dépend de la tension d'accélération et du numéro atomique de l'échantillon. Dans cette poire, les électrons et les rayons électromagnétiques émis sont utilisés pour former des images ou pour effectuer des analyses physico-chimiques.

3.2.6 Essai de compactage Proctor

L'essai Proctor consiste à compacter dans un moule normalisé, à l'aide d'une dame normalisée, selon un processus bien défini, l'échantillon de matériau à étudier et à mesurer sa teneur en eau et sa masse volumique sèche (ρ_d) ou poids volumique sec (γ_d) après compactage. Cet essai est répété plusieurs fois de suite sur des échantillons portés à différentes teneurs en eau (w). Après le compactage, on définit une courbe constituée de plusieurs points (ρ_d, w). Cette courbe appelée courbe Proctor présente un maximum dont l'abscisse est la teneur en eau optimale w_{opt} et l'ordonnée la masse volumique sèche optimale ($\rho_{d,opt}$). Selon la granulométrie du matériau, l'essai peut se réaliser avec l'usage de deux types de moules de dimensions différentes. À l'aide de ces deux types de moules, deux types d'essais peuvent être réalisés, l'essai Proctor normal ou l'essai Proctor modifié. Le choix de ces deux types de compactage est dicté par l'énergie de compactage recherché dans les deux types d'essais. La figure 3-2 illustre le principe d'un essai Proctor.

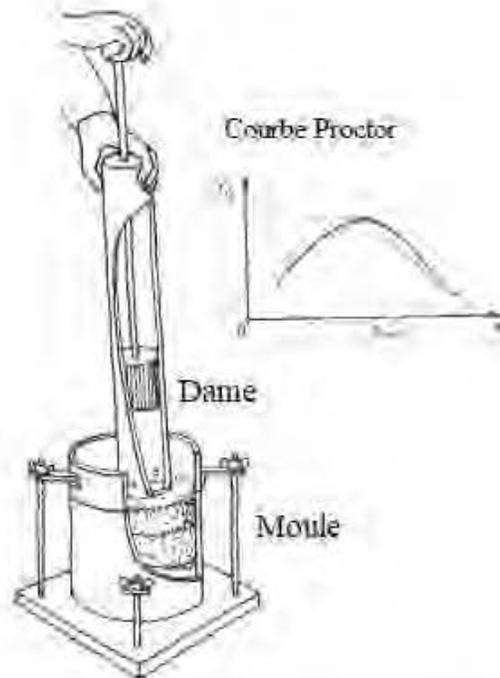


Figure 3-2: Schéma de principe de l'essai Proctor (tiré de Guettouche, 2016)

Selon la norme D1557-12, on distingue trois sortes de méthodes pour la réalisation de l'essai Proctor qui sont A, B et C. Ces méthodes sont utilisées en fonction de la granulométrie des matériaux à compacter. Dans le cadre de cette étude, la méthode A est employée pour le compactage du sable et la méthode C pour le compactage du till.

↳ La méthode A est réalisée à l'aide d'un moule de 101,6 mm de diamètre et de 116,4 mm de hauteur, la dame Proctor modifiée de 4,54 kg avec une hauteur de chute de 457 mm. Les matériaux sont compactés en 5 couches en appliquant 25 coups sur chaque couche.

↳ Pour la méthode C, on utilise un moule de 152,4 mm de diamètre et de 116,4 mm de hauteur, la dame Proctor modifié de 4,54 kg avec une hauteur de chute de 457 mm. Les matériaux sont compactés en 5 couches par l'application de 56 coups sur chaque couche.

L'objectif est d'avoir une courbe exprimant la masse volumique sèche en fonction de la teneur en eau. C'est ainsi que l'essai est réalisé plusieurs fois sur différents échantillons en variant la teneur en eau. La teneur en eau de chaque échantillon est déterminée après séchage des échantillons à l'étuve. La masse volumique sèche est déterminée en connaissant la masse humide de l'échantillon et son volume dans le moule.

3.2.7 Caractérisation hydrogéotechnique

Trois paramètres hydrogéotechniques ont été déterminés : la conductivité hydraulique saturée (k_{sat}), la courbe de retrait et la courbe de rétention d'eau (CRE).

3.2.7.1 Conductivité hydraulique saturée

Au laboratoire, la conductivité hydraulique saturée d'un matériau peut être déterminée à l'aide de deux types d'essais : les essais au perméamètre à charge variable (ASTM 5084-03) et les essais au perméamètre à charge constante (ASTM D2434). Dans le cadre de ce travail, l'essai au perméamètre à charge variable est effectué pour tous les mélanges. Cet essai s'effectue pour les matériaux dont la conductivité est inférieure à 10^{-5} m/s. La figure 3-3 présente le schéma de principe de cet essai : l'écoulement de l'eau à travers l'échantillon de matériau provoque une perte de charge qui diminue progressivement dans le temps de la hauteur h_1 à la hauteur h_2 . La conductivité hydraulique saturée est déterminée à l'aide de l'expression :

$$k_{sat} = \frac{L}{(t_2 - t_1)} \left(\frac{a}{A} \right) \ln \left(\frac{h_1}{h_2} \right) \quad (3-9)$$

Où t_1 et t_2 = le temps lorsque le niveau de l'eau est respectivement à la hauteur h_1 et h_2 ; a et A = respectivement l'aire du tuyau d'écoulement et l'aire de l'échantillon du matériau; L = la longueur de l'échantillon.

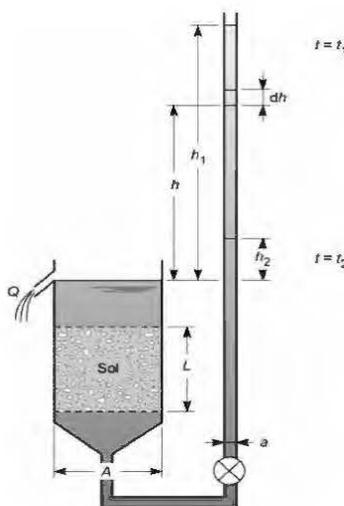


Figure 3-3: Schéma descriptif du principe du perméamètre à charge variable (Fouché, 2013)

Dans le cadre de ce travail, par rapport au diamètre du moule, les matériaux utilisés pour l'essai de perméabilité à parois rigide sont des particules passant au tamis de 14 mm. L'essai est réalisé en suivant la norme ASTM D2434. Ce perméamètre est constitué d'un moule au centre, d'une embase et d'un couvercle sous lequel se situe un ressort. Le moule a un diamètre de 11,4 cm et une hauteur de 21 cm. Un disque poreux et un géotextile sont insérés dans la partie inférieure du moule lors du compactage de l'échantillon. Le couvercle est muni d'un ressort qui permet de bien fixer le disque poreux supérieur sur l'échantillon, de deux orifices dont l'un permet l'écoulement de l'eau vers l'échantillon lors du déroulement de l'essai et l'autre de purge permettant de constater la saturation de l'échantillon. Pour commencer, le moule est d'abord fixé sur l'embase à l'aide de boulons, l'échantillon est placé dans le moule puis compacté. Le compactage de l'échantillon se fait en trois couches en utilisant une dame Proctor normal, et une quantité uniforme de matériaux pour chaque couche. Afin d'avoir les mêmes conditions de compactage et transmettre la même quantité d'énergie sur chaque couche, on applique 25 coups par couche lors du compactage. Les trois parties du perméamètre (base, moule et couvercle) sont alors boulonnées ensemble. Les géotextiles sont placés entre les disques poreux et l'échantillon pour empêcher l'érosion de l'échantillon lors de l'écoulement dans ce dernier et ne pas boucher les disques poreux. Une fois la mise en place de l'échantillon terminée, il est important de bien saturer l'échantillon. La saturation se fait de bas vers le haut, en plaçant l'échantillon sous une charge d'eau déionisée pour sa saturation. L'écoulement de bas en haut permet d'évacuer plus facilement les bulles d'air présentes dans l'échantillon. L'échantillon est pesé plusieurs fois pour calculer le degré de saturation. Après la saturation, on procède à l'essai de perméabilité. À l'aide d'un chronomètre, on laisse l'eau s'écouler à travers l'échantillon pendant un temps (t), puis on note la différence de hauteur. Cet essai est effectué cinq fois. Connaissant la longueur, les dimensions de l'échantillon et du tube, le temps d'écoulement et les hauteurs h_1 et h_2 , l'équation 3-9 est utilisée pour déterminer la conductivité hydraulique saturée pour ces cinq essais. La moyenne arithmétique est calculée pour déterminer la valeur moyenne de la conductivité hydraulique saturée.

3.2.7.2 Courbe de rétention d'eau

La courbe de rétention d'eau est obtenue par la méthode de cellule de pression (Pressure plate) en s'inspirant de la norme ASTM 6836-02. La figure 3-4 présente le schéma descriptif d'une cellule de pression. La cellule de pression est conçue de telle sorte qu'elle soit étanche à l'air. Son fond sur lequel reposent les échantillons est constitué d'une membrane cellulosique poreuse (une deuxième

membrane peut être ajoutée pour éviter les fissurations dues à la haute pression). Les échantillons placés dans la cellule pour l'essai sont initialement saturés et placés dans des moules ayant comme base une autre membrane cellulosique. Les échantillons sont directement placés sur la membrane cellulosique saturée, dont la valeur d'entrée d'air (AEV) est assez haute pour ne pas être désaturée par la pression de gaz appliquée dans la cellule; ce qui est rendu possible par le fait que la porosité de la membrane est très faible. La base de la membrane est exposée à la pression atmosphérique grâce à un orifice sous la base de la cellule et qui permet la sortie d'eau. Ainsi, la pression d'eau (u_w) dans la membrane et sous l'échantillon reste égale à la pression atmosphérique (u_{atm}). La membrane permet de contrôler la phase d'eau dans l'échantillon en le maintenant à la pression atmosphérique, d'où il faut qu'elle soit toujours saturée et la phase de gaz est contrôlée par l'application d'une pression qui se fait au moyen d'un circuit de tubes flexibles reliés à une source de gaz. La pression de gaz dans la cellule est fixée à une valeur positive supérieure à la pression d'eau. Ce qui fait qu'on impose alors une valeur positive de succion (ψ) exprimée par l'expression :

$$\psi(Pa) = u_a - u_w \quad (3-10)$$

Il est nécessaire de s'assurer que le contact entre l'échantillon dans le moule et la membrane cellulosique soit bon pour maintenir la continuité de la phase liquide entre ces deux éléments, et d'éviter aussi la désaturation de la membrane cellulosique. Une vanne de sortie d'air sert à dépressuriser la cellule lorsque l'équilibre est atteint pour chaque palier de pression. La cellule peut alors être ouverte afin de pouvoir déterminer le volume de l'échantillon testé.

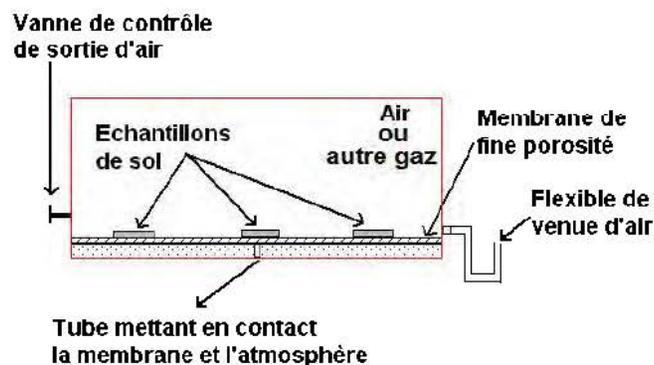


Figure 3-4: Schéma descriptif de la cellule de pression (Saleh-Mbemba *et al.*, 2016)

Dans le cadre de cette étude, l'essai en cellule de pression a consisté à appliquer différents paliers de pression de gaz sur des matériaux initialement saturés afin de faire évacuer l'eau sous l'effet de

ces différentes pressions. Le gaz utilisé est l'azote. La figure 3-5 présente ce qui suit : l'échantillon est placé dans une cellule métallique (7), le circuit d'azote comporte deux voies d'alimentation : la première, une voie basse pression ayant deux manomètres, dont l'un de 30 psi (2) et l'autre de 200 psi (3), la deuxième voie, appelée voie de hautes pressions comporte un manomètre dont la pression maximale est de 1500 psi (4). Ces deux voies d'alimentation ont comme source d'alimentation deux bonbonnes d'azote (5 et 6), le numéro (1) est un manomètre de contrôle de pression de la bonbonne (5) et les numéros (8, 9 et 10) sont les conduites de venue d'air.



Figure 3-5: Circuit de l'essai en cellule de pression

Le moule de 9 cm de diamètre et 3 cm de hauteur a été utilisé. La granulométrie des matériaux utilisée est dictée par les dimensions des moules. Ici, on considère les particules passant au tamis de 14 mm. Les moules sont pesés et ensuite, remplis de matériaux en utilisant une cuillère plate. Lors du remplissage des moules, ces derniers sont taponnés sur le côté afin d'éviter le piégeage de l'air et permettre ainsi un bon remplissage. Le remplissage des moules se fait de telle sorte qu'on dépasse la quantité requise et la quantité en excès est arasée à l'aide d'une barre en acier. Le moule porte-échantillon a comme base une membrane cellulosique, initialement saturée; le tout placé sur une double membrane dans la cellule de pression. Il est important de s'assurer que les membranes cellulosiques soient saturées. Pour cela, leur saturation est faite pendant 24 heures en les immergeant dans l'eau déionisée. Un orifice sous la cellule permet à l'eau de s'écouler. Avant le début de l'essai et après chaque palier de pression, le moule contenant l'échantillon est pesé afin

de connaître la quantité d'eau évacuée. La diminution de la hauteur de l'échantillon et la variation du diamètre sont déterminées avec le pied à coulisse en prenant 8 mesures sur la surface de l'échantillon pour chacune des dimensions, et cela après chaque palier de pression. Connaissant la diminution de hauteur et du diamètre, le volume de l'échantillon est déterminé après chaque palier de pression. La détermination du volume de l'échantillon permet de déterminer la porosité (n), l'indice des vides (e) et le degré de saturation (S_r) après chaque palier de pression. On a aussi la variation de teneur en eau (θ). On peut ainsi tracer la courbe de rétention d'eau sous différentes formes (θ, ψ), (S_r, ψ) et (e, ψ). Lors du démontage de la cellule, la hauteur finale et le diamètre de l'échantillon permettent de déterminer la variation de volume final de l'échantillon durant l'essai. On détermine aussi la teneur en eau massique finale afin de confirmer la teneur en eau volumique finale ($\theta = w(1 - n)G_s$). Les points expérimentaux obtenus exprimant la teneur en eau volumique en fonction de la succion (θ, ψ) peuvent être lissés avec l'équation de van Genuchten à l'aide du logiciel RETC, et obtenir ainsi la courbe de rétention (CRE) estimée.

3.2.7.3 Courbe de retrait

L'essai de retrait libre est effectué en suivant la norme ASTM D427-85. Pour cet essai, les moules en plastiques de 5 cm de diamètre et de 2 cm de hauteur sont utilisés. Pour ce faire, ils ont été enduits d'une mince couche de graisse permettant d'éviter les frictions entre les parois des moules et les matériaux. Les moules sont pesés et ensuite, remplis de matériaux en utilisant une cuillère plate. Lors du remplissage des moules, ces derniers sont taponnés sur le côté afin d'éviter le piégeage de l'air et permettre ainsi le bon remplissage. Le remplissage des moules se fait de telle sorte qu'on dépasse la quantité requise et la quantité en excès est arasée à l'aide d'une barre en acier. Le volume initial du matériau mis en place (V_0) peut être directement déduit du volume intérieur du moule dont les dimensions sont connues. La teneur en eau initiale (w_0) du matériau est déterminée en prenant un échantillon du matériau en excès. L'échantillon placé dans le moule est pesé et soumis à la dessiccation à l'air libre au laboratoire. Un suivi de l'évolution de la masse de l'échantillon est effectué suivant un intervalle de temps précis. Dans les premières 8h, la masse était prise après 1h de temps, puis 3 mesures sont prises après chaque 2h de temps et ensuite, après chaque 24h. La détermination de l'indice des vides, de la porosité, du degré de saturation et la teneur en eau volumique se détermine comme dans l'essai de CRE. Lorsque la masse de l'échantillon reste constante pendant 48h, la dessiccation prend fin. L'échantillon est retiré délicatement du moule et séché à l'étuve pendant 48h. Après le séchage, l'échantillon est pesé,

enduit d'une couche de cire puis immergé dans l'eau pour déterminer le volume final de l'échantillon sec (V_f). Connaissant le volume de l'échantillon sec enduit de cire et la masse volumique de la cire, le volume de l'échantillon sec sans cire peut être déterminé par l'équation 3-13 en suivant ce qui suit.

Volume de l'échantillon séché et enduit de cire (V_{sp}) :

$$V_{sp} = \frac{M_{sp_air} - M_{sp_eau}}{\rho_w} \quad (3-11)$$

Avec M_{sp_air} = masse de l'échantillon séché et enduit de paraffine pesé à l'air libre; M_{sp_eau} = masse de l'échantillon séché et enduit de cire pesé dans l'eau; ρ_w = masse volumique de l'eau.

Le volume de cire (V_p) qui induit l'échantillon est donné par :

$$V_p = \frac{M_{sp_air} - M_s}{\rho_p} \quad (3-12)$$

Avec M_{sp_air} = masse de l'échantillon séché et enduit de cire pesé à l'air libre; M_s = masse de l'échantillon sec; ρ_p = masse volumique de la cire.

Le volume de l'échantillon séché (V_s) est finalement donné par :

$$V_s = V_{sp} - V_p \quad (3-13)$$

Dans le cadre de ce travail, les volumes finaux de tous les échantillons n'ont pas été déterminés à l'aide de la pesée sous l'eau, car on avait constaté que la cire pénétrait dans les pores des échantillons et rendait ainsi l'enrobage à la cire inefficace. Autre raison est que la sortie de l'échantillon du moule pour plusieurs échantillons n'était pas possible malgré la graisse, car la variation du diamètre de l'échantillon était presque nulle, l'échantillon ne sortait pas du moule sans se désagrégé. D'où la vérification du volume final s'était effectué en prenant 8 mesures de la diminution de la hauteur et du diamètre avec le pied à coulisse.

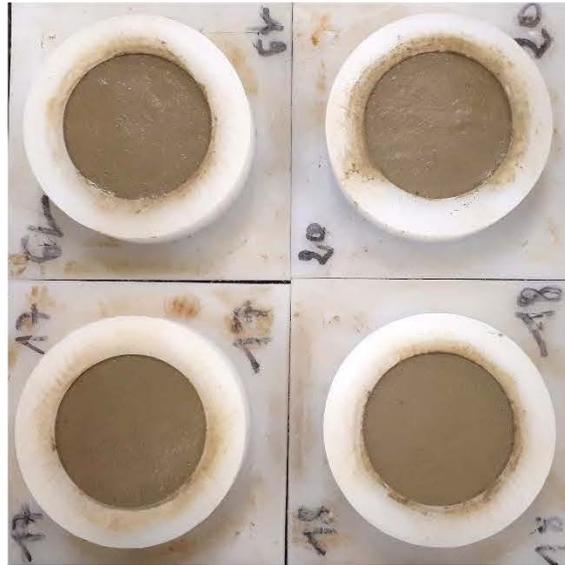


Figure 3-6: Échantillon placé dans les moules pour l'essai de retrait libre

3.3 Optimisation des mélanges

Dans le cadre de ce travail, l'optimisation des mélanges s'est effectuée de deux manières : premièrement, en utilisant les modèles d'optimisation des mélanges et deuxièmement, en faisant l'optimisation par compactage. Les résultats de ces différentes méthodes sont comparés, et ainsi quelques résultats ont été retenus pour les essais hydrogéotechniques. Aucun logiciel d'optimisation cité à la section 2.8 et basé sur les modèles d'empilement des particules n'a été utilisé pour les deux raisons suivantes :

- Les logiciels d'optimisation (Mixsim, Seemix3, 4C-Packing, BetonLabPro, Elkem Materials Mixture Analyser = EMMA) ont été conçus pour être des "formulateurs" de béton, ayant comme seul objectif de proposer les quantités des différentes composantes pour le gâchage du béton. Ils permettent de prédire la compacité du mélange ou la porosité du mélange granulaire par rapport à la quantité d'eau fixée. Ces logiciels fonctionnent de la manière suivante : les données d'entrée sont les matériaux utilisés dans l'industrie du béton (granulats, sable, ciment, eau de gâchage, cendres volantes, liants, etc.), les compacités propres de ces matériaux, leurs granulométries, leurs densités et les données de sorties sont la compacité ou la porosité du mélange (Sedran et de Larrard, 1994). Les compositions des mélanges telles que les dosages des liants, la quantité d'eau, le pourcentage des adjuvants sec par rapport au ciment, le rapport gravier/sable, rapport

eau/liant sont fixés par l'utilisateur. Avec ces données, les logiciels calculent alors la composition théorique du béton (rapport eau-ciment, granulométrie, etc.) et ses propriétés (affaissement au cône, résistance en compression à 28 jours, maniabilité, coût). Les paramètres de composition peuvent être ajustés manuellement afin de converger vers les propriétés du béton recherché (De Larrard, F et Sedran, 1999; Sedran et de Larrard, 1994; Silva *et al.*, 2010). Les conditions d'application de ces logiciels n'atteignent pas les objectifs poursuivis dans le cadre de ce travail.

- L'une des sorties de ces logiciels est la courbe granulométrique du mélange. L'industrie de béton réajuste les granulométries des matériaux à l'entrée afin d'atteindre cette courbe granulométrique ciblée. Mais dans le cadre de ce travail, les granulométries des matériaux ne peuvent pas être réajustées, car les mélanges sont réalisés à partir de sols naturels. L'ajustement de la granulométrie des matériaux grossiers à mélanger avec les boues est recommandé pour la suite des travaux.

3.3.1 Optimisation par les modèles de mélanges

Comme exposé à la section 2.3.1, les modèles d'empilement des particules sont regroupés en deux catégories : les modèles discrets et les modèles continus. Cette étude se limite aux modèles continus qui permettent d'aboutir à l'optimisation d'une courbe de référence. L'optimisation avec ces modèles continus est faite suivant deux approches : la première est basée sur la détermination d'une courbe granulométrique de référence et la deuxième est basée sur la détermination d'une courbe de référence montrant la variation de la porosité (indice de vide) en fonction de la proportion des particules fines dans le mélange. Dans le cadre de ce travail, ces deux approches sont appliquées en utilisant les modèles continus ci-après : Fuller et Thompson (1907), Andreasen et Andersen (1930), Dinger et Funk (1994), Koltermann et Gorelick (1995), Côté et Konrad (2003), Gutierrez (2005), Wickland *et al.* (2006), Jehring et Bareither (2016).

L'application des modèles de Fuller et Thompson (1907) et Andreasen et Andersen (1930) a été effectuée en utilisant respectivement les équations 2-32 et 2-33, connaissant les courbes granulométriques des matériaux boue WA, boues WW, sable et till. Dans le modèle de Fuller et Thompson (1907), on tient compte seulement du diamètre maximal (D_{max}) des particules grossières. Tandis que dans le modèle de Andreasen et Andersen (1930), on tient aussi compte de l'exposant ($q = 0,37$).

L'application du modèle de Dinger et Funk (1994) a été réalisée comme les deux modèles précédents, à partir des courbes granulométriques des matériaux boues WA, boues WW, sable et till, en utilisant l'équation 2-34. Dans ce modèle, on tient compte non seulement du diamètre maximal (D_{\max}) des matériaux, mais aussi du diamètre minimal (D_{\min}) des matériaux et de l'exposant $q = 0,37$.

L'optimisation avec le modèle de Koltermann et Gorelick (1995) s'est effectuée par l'application de l'équation 2-36. La proportion optimale des particules fines proposée par ce modèle est volumique et est conçue pour les matériaux secs alors que dans le cadre de ce travail, les différents mélanges sont effectués avec des proportions massiques des matériaux humides. D'où la nécessité de trouver une relation permettant le passage d'une proportion volumique de matériaux secs en proportion massique de matériaux humides.

Par définition, la proportion volumique optimale des particules fines dans le mélange r_{f_opt} est donnée par :

$$r_{f_opt} = \frac{V_f}{V_M} \quad (3-14)$$

où V_f et V_M sont respectivement le volume des particules fines et du mélange; r_f est la proportion volumique des particules fines.

À l'optimum (lorsque les particules fines remplissent les vides contenus dans la matrice de particules grossières), $V_M = V_C$ (Kamann *et al.*, 2007) où V_C est le volume des particules grossières.

De plus on a :

$$\rho_d = \frac{M_s}{V} \quad (3-15)$$

où ρ_d est la masse volumique sèche; V le volume total; M_s la masse sèche.

En introduisant l'équation (3-15) dans l'équation (3-14), ainsi que $V_M = V_C$, on obtient :

$$r_{f_opt} = \frac{V_f}{V_C} = \frac{M_{sf}\rho_{dc}}{M_{sc}\rho_{df}} \quad (3-16)$$

Où M_{sf} et M_{sc} = respectivement la masse sèche des particules fines et grossières dans le mélange et ρ_{df} et ρ_{dc} = respectivement les masses volumiques sèches des particules fines et grossières.

De l'équation (3-16), on tire la masse sèche des particules fines comme suit :

$$M_{sf} = r_{f_opt} M_{SC} \frac{\rho_{df}}{\rho_{dc}} \quad (3-17)$$

La masse humide des particules fines (M_{hf}) peut alors être obtenue par :

$$M_{hf} = r_{f_opt} M_{SC} \frac{\rho_{df}}{\rho_{dc}} (1 + w_f) \quad (3-18)$$

La masse humide des particules grossières (M_{hc}) peut être déterminée par :

$$M_{hc} = (1 + w_c) M_{SC} \quad (3-19)$$

où w_f et w_c = respectivement la teneur en eau des particules fines et grossières.

On définit le rapport optimal (β_{opt}) entre la masse humide des particules fines et la masse humide des particules grossières comme suit :

$$\beta_{opt} = \frac{M_{fh}}{M_{ch}} = \frac{(1 + w_f)}{(1 + w_c)} \left(\frac{\rho_{df}}{\rho_{dc}} \right) r_{f_opt} \quad (3-20)$$

Or, on sait que :

$$\rho_{df} = \frac{\rho_{hf}}{(1 + w_f)} \quad (3-21)$$

et,

$$\rho_{dc} = \frac{\rho_{hc}}{(1 + w_c)} \quad (3-22)$$

En introduisant les équations (3-21) et (3-22) dans (3-20), on obtient :

$$\beta_{opt} = r_{f_opt} \frac{\rho_{hf}}{\rho_{hc}} \quad (3-23)$$

Le rapport entre la masse des particules fines humides et les masses des particules grossières humides est aussi appelé dans ce travail la teneur des boues dans le mélange. La relation (3-23) est valable pour $r_f \leq r_{f_opt}$.

Le modèle de Koltermann et Gorelick (1995) a été appliqué en considérant les porosités des boues WA et WW, du sable et du till présentées dans le tableau 4-1. Par rapport à leur granulométrie, les boues sont considérées comme matériau fin dans tous les mélanges.

L'application du modèle de Gutierrez (1995) s'est effectuée en utilisant l'équation (2-37). Les propriétés des matériaux utilisées ici pour les différents mélanges sont les mêmes que celles utilisées dans le modèle de Koltermann et Gorelick (1995) et présentées dans le tableau 4-1.

L'optimisation avec le modèle de Côté et Konrad (2003) a été effectuée par l'application de l'équation (2-47). Les propriétés des matériaux utilisées ici pour différents mélanges sont les mêmes que celles utilisées dans le modèle de Koltermann et Gorelick (1995) et présentées dans le tableau 4-1. Par contre, ce modèle a été conçu pour les matériaux secs, mais nous l'utilisons pour les matériaux humides. La proportion optimale des boues sèches (F) est convertie en teneur en boue (β) par la formule :

Par définition,

$$F = \frac{M_{sf}}{M_{sc}} \quad (3-24)$$

où M_{sf} et M_{sc} sont respectivement masse sèche des particules fines et grossières, ici remplacées par boues et sols.

Et, la teneur en boue β définie par :

$$\beta = \frac{M_{hboues}}{M_{hsol}} \quad (3-25)$$

En remplaçant l'équation (4-24) dans (4-25), on obtient :

$$\beta = F \left(\frac{1 + w_{boues}}{1 + w_{sol}} \right) \quad (3-26)$$

L'optimisation avec le modèle de Jehring et Bareither (2016) a été appliquée en faisant appel à l'équation (2-50). Dans ce modèle, on considère le matériau grossier quasi sec ($w = 0$) et le matériau fin (boue) humide. Le rapport optimal de mélange (R) est transformé en pourcentage optimal de matériau fin humide (E) par la formule :

$$E(\%) = \frac{100}{R} \quad (3-27)$$

Le pourcentage (E) considère le matériau grossier sec et le matériau fin humide, ce qui veut dire dans notre cas que le sol est sec, mais la boue humide. La conversion du pourcentage optimal (E) en teneur en boue (β) se fait par la formule :

$$\beta(\%) = \frac{100}{R(1 + w_{sol})} \quad (3-28)$$

L'optimisation avec le modèle de Wickland *et al.* (2006) s'est effectuée en considérant le diagramme des phases présenté à la section 2.7.5. Pour ce modèle, les auteurs estiment que le mélange optimal serait obtenu pour le rapport 5 :1, car pour ce rapport, les vides laissés entre les particules grossières sont complètement occupés par les particules fines et que ce mélange ne contient pas d'air. Dans le cadre de ce travail, le mélange optimal considéré est celui proposé par Wickland *et al.* (2006) c'est-à-dire 5 :1 (sol : boue en masses sèches). Ce rapport des matériaux secs est converti en proportion optimale des boues sèches (F) en utilisant la formule :

$$F(\%) = \frac{100}{5/1} \quad (3-29)$$

La conversion de la proportion optimale des boues sèches (F) en teneur en boue est faite par l'équation (3-26)

3.3.2 Optimisation par compactage

L'essai de compactage réalisé ici n'est pas réellement l'essai Proctor malgré qu'il soit effectué en suivant la norme ASTM D1557-12. Pour les mélanges sable-boues, la méthode de compactage utilisée est A et les dimensions du moule sont les suivantes : hauteur de 116,4 mm et diamètre de 101,6 mm. Pour les mélanges till-boues la méthode utilisée est C et les dimensions du moule sont : hauteur de 116,4 mm et diamètre de 152,4 mm. Les mélanges sont compactés en 5 couches, en utilisant la dame Proctor modifié de masse 4540 g, avec 25 et 56 coups dépendamment des moules utilisés. La hauteur de chute est de 457,2 mm. Le choix du moule et de la méthode de compactage est dicté par la granulométrie des matériaux.

Cette optimisation consiste à compacter dans un moule normalisé comme l'indique le processus de l'essai Proctor, le mélange de matériau à étudier à sa teneur en boue et mesurer sa masse volumique sèche (ρ_d) après compactage. Cet essai est réalisé plusieurs fois de suite sur des mélanges de différentes teneurs en boues (β). Après le compactage, on définit une courbe constituée de plusieurs points (ρ_d, β) exprimant les variations de la masse volumique sèche ρ_d en fonction de la teneur en boue et de la teneur en eau des mélanges comme le montre la figure 3-7, elle présente un maximum dont l'abscisse est la teneur en boue optimale de boues β_{opt} et l'ordonnée la masse volumique sèche optimale ($\rho_{d, opt}$). Connaissant la teneur en eau pour chaque mélange, on définit une deuxième courbe exprimant les variations de la masse volumique sèche ρ_d en fonction de la teneur en eau ($\rho_{d,w}$). Cette courbe ($\rho_{d,w}$) est appelée dans ce travail, courbe de compactage. Elle présente un maximum dont l'abscisse est la teneur en eau optimale w_{opt} et l'ordonnée la masse volumique sèche optimale ($\rho_{d, opt}$) comme l'indique l'essai Proctor. La courbe de densité à saturation est construite en utilisant la densité relative des grains solides G_s moyenne pour tous les mélanges.

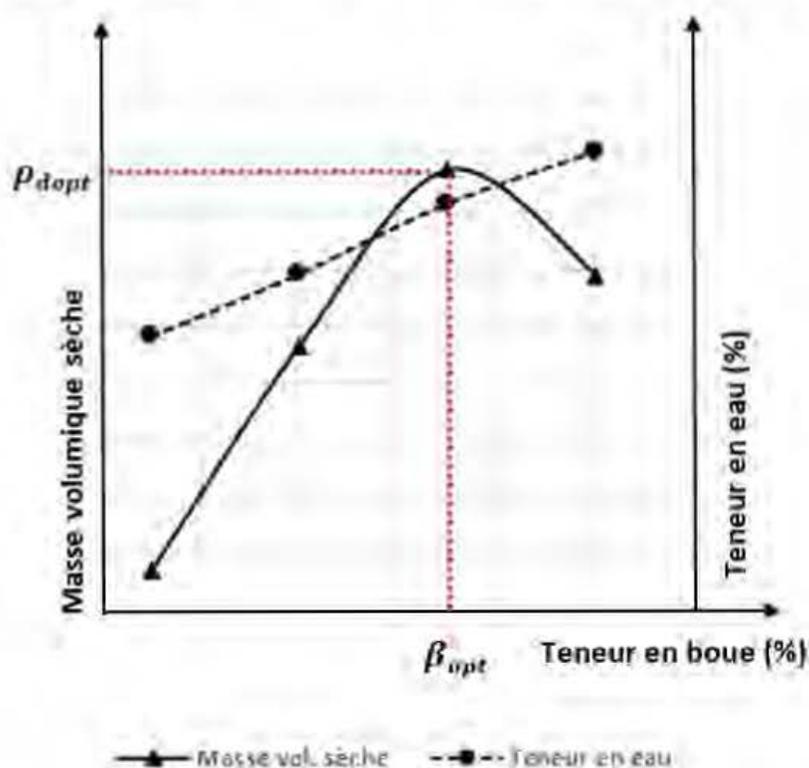


Figure 3-7: Représentation de la variation de la masse volumique sèche ρ_d en fonction de la teneur en boue et de la teneur en eau

Le tableau 3-2 présente les mélanges effectués, la teneur en eau initiale des sols et les différentes teneurs en boue. Les teneurs en eau des boues considérées sont respectivement de 175 et 200% pour la boue WW et WA.

Tableau 3-2: Teneurs en eau initiales des sols et teneurs en boue des mélanges effectués pour l'optimisation par compactage pour différentes boues

Matériau	Teneur en eau initiale (%)	MSBWA β(%)	MTBWA β(%)	MSBWW β(%)	MTBWW β(%)
Sable	0	5;10;15;20		5;10;15;20;25	
	3,5	5;10;15;20;25		5;10;15;20	
	5	3;6;9;12		3;6;9;12	
	7	3;7;10;14		3;7;10;14	
Till	0		2;5;10;15;20		5;10;15;20
	2,5		4;6;9;12		3;5;7;10
	4		2;5;8;10		2;4;6;10

CHAPITRE 4 RÉSULTATS

Ce chapitre présente les résultats obtenus dans le cadre de ce projet. Ils sont subdivisés en trois grandes parties. La première partie présente les résultats des caractérisations des matériaux (caractérisations physiques, chimiques et minéralogiques) et des essais Proctor réalisés sur les sols. La deuxième partie présente les résultats de l'optimisation des mélanges par l'application des différents modèles et par compactage. La troisième partie présente les résultats des essais hydrogéotechniques réalisés sur les mélanges optimisés retenus (conductivité hydraulique saturée, retrait et courbe de rétention d'eau).

4.1 Caractéristiques des matériaux

4.1.1 Propriétés physiques

Ici, nous présentons les résultats des différentes propriétés physiques pour les matériaux à l'état lâche (teneur en eau, densité spécifique, masse volumique humide, poids volumique humide, porosité et indice des vides), les limites de consistance, les résultats des courbes granulométriques des matériaux et des mélanges. Une classification des matériaux est aussi effectuée dans cette section.

Le tableau 4-1 présente les teneurs en eau, densités relatives des grains solides, masses volumiques humides, poids volumiques humides, porosités et indices des vides des boues WW et WA, du till et du sable. Comme mentionné plus haut, ces propriétés ont été déterminées à l'état lâche et seront utilisées plus tard dans l'optimisation des mélanges.

Tableau 4-1: Propriétés physiques des matériaux

	Sable	Till	Boue WW	Boue WA
Teneur en eau moyenne w (%)	3,5	7,5	175	200
Densité relative des grains solides G_s (-)	2,8	2,7	2,35	2,6
Masse volumique humide ρ (g/cm^3)	1,33	1,6	1,23	1,0
Poids volumique humide γ_t (kN/m^3)	13,05	15,7	12,07	9,81
Poids volumique sec γ_d (kN/m^3)	12,6	14,6	4,39	3,27
Porosité n (-)	0,54	0,45	0,81	0,87
Indice des vides e (-)	1,18	0,81	4,25	6,8

Pour la préparation des différents mélanges, les teneurs en eau des boues utilisées sont 175 et 200% respectivement pour la boue WW et WA. Ces teneurs en eau sont élevées, elles ont été considérées ainsi, car ce projet entre dans la continuité des études faites par Mbonimpa *et al.* (2016). Les teneurs en eau des boues dans le bassin de rétention varient entre 150 et 300%. La boue WW présente une densité relative des grains solides faible (2,35), cela est dû à sa minéralogie qui présente une grande quantité de gypse (79%) qui est un hydrate de calcium et dont la densité spécifique est de 2,3. De la même manière, le sable présente aussi une densité relative des grains solides élevée (2,8), due aux densités élevées des minéraux qui le constitue (quartz et albite (2,6-2,65), cordiérite (2,6-2,75)) (voir section 4.1.3.2). Les porosités des matériaux sont aussi très élevées : sable (0,54), till (0,45), boue WW (0,81) et boue WA (0,87) cela s'explique par le fait que les matériaux utilisés ici sont considérés à leur état lâche.

La figure 4-1 présente les courbes granulométriques des boues WA, WW, du till et du sable, alors que les caractéristiques granulométriques (D_{10} , D_{30} , D_{60} , C_u , C_c) de ces matériaux sont présentées au tableau 4-2

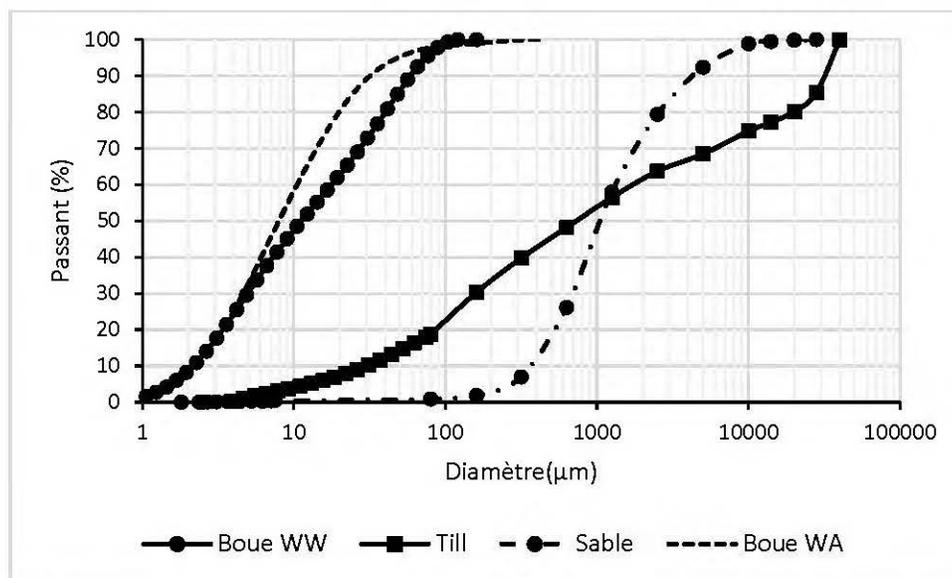


Figure 4-1: Courbes granulométriques des matériaux

Tableau 4-2: Caractéristiques granulométriques des matériaux

Paramètre	Unité	Matériau			
		Sable	Till	Boue WW	Boue WA
D ₁₀	µm	350	14	2	2
D ₃₀	µm	600	100	5	5
D ₆₀	µm	1250	400	18	10
C _u = D ₆₀ /D ₁₀	(-)	3,6	28,6	9	5
C _c = D ₃₀ ² /(D ₆₀ *D ₁₀)	(-)	0,8	1,8	0,7	1,3

Il ressort de ces résultats que le coefficient d'uniformité (C_u) est de 3,6; 28,6; 9 et 5 respectivement pour le sable, till, boue WW et WA. Et le coefficient de courbure (C_c) est de 0,8; 1,8; 0,7 et 1,3 respectivement pour le sable, till, boue WW et WA.

Les figures 4-2 et 4-3 présentent respectivement les courbes granulométriques des mélanges sable-boues WW (MSBWW) et till-boues WW (MTBWW) pour différentes teneurs en boues β (de 40, 50 et 60 %). Les courbes granulométriques des mélanges sable-boues WA (MSBWA) et till-boues WA (MTBWA) sont présentés en Annexe A. Comme mentionné dans la méthodologie, ces courbes ont été calculées à partir des courbes présentées à la figure 4-1 à l'aide de l'équation (3-4). Les courbes granulométriques des boues et du sol utilisé sont aussi données dans chacune de ces figures. Les caractéristiques granulométriques (D₁₀, D₃₀, D₆₀, C_u, C_c) qui ressortent de ces figures pour différents mélanges sont présentées au tableau 4-3.

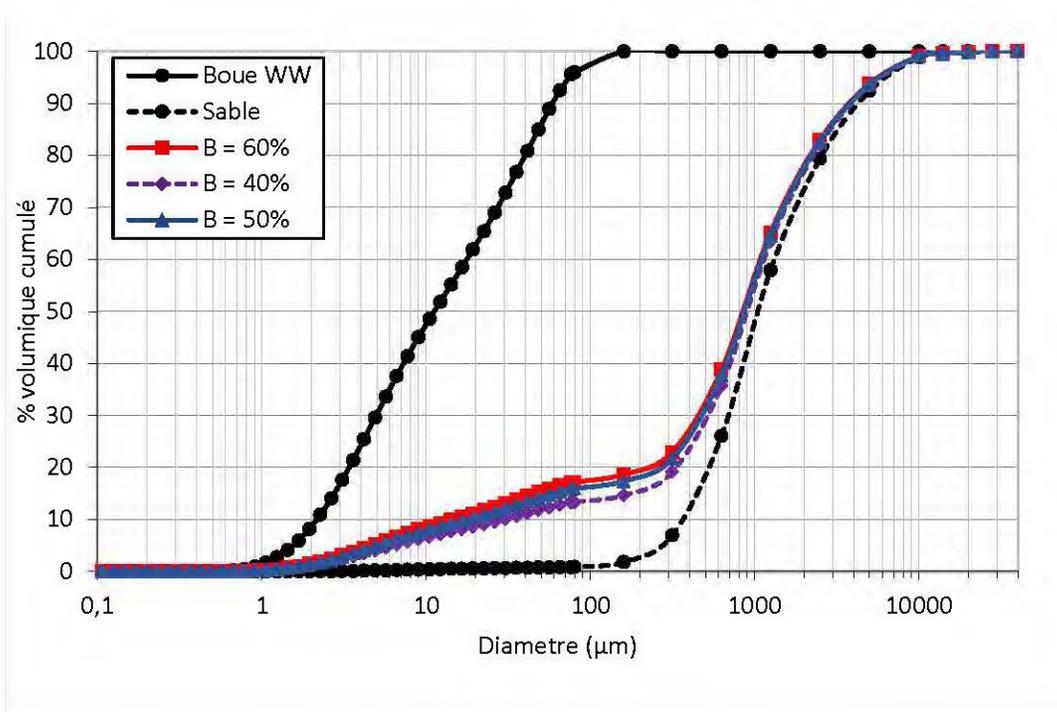


Figure 4-2: Courbes granulométriques des mélanges sable-boues WW (MSBWW)

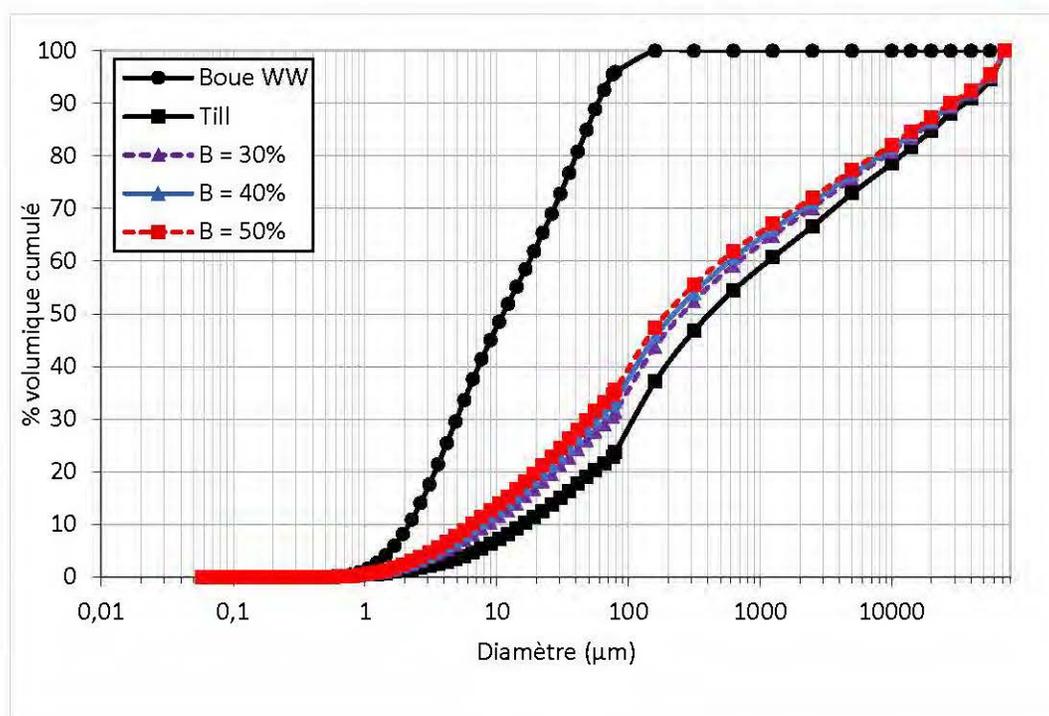


Figure 4-3: Courbes granulométriques des mélanges till-boues WW (MTBWW)

Le tableau 4-3 présente les caractéristiques granulométriques (D_{10} , D_{30} , D_{60} , C_u , C_c) des mélanges MSBWW, MSBWA, MTBWW et MTBWA par rapport à la variation de la teneur en boues β .

Tableau 4-3: Caractéristiques granulométriques des mélanges pour β variant entre 30 et 60%

Paramètre	Unité	MSBWW		MSBWA		MTBWW		MTBWA	
		β	Valeur	β	Valeur	β	Valeur	β	Valeur
D_{10}	μm	40	30	30	76,3	30	9	30	9
		50	20	41	26	40	7,5	40	7,5
		60	15	60	10,5	50	6,5	50	6,5
D_{30}	μm	40	500	30	600	30	75	30	80
		50	480	41	550	40	60	40	55
		60	450	60	470	50	50	50	45
D_{60}	μm	40	1030	30	1020	30	700	30	700
		50	1020	41	1030	40	570	40	600
		60	1010	60	1005	50	500	50	550
C_u D_{60}/D_{10}	= (-)	40	34,3	30	13,4	30	77,8	30	77,8
		50	51	41	39,6	40	76	40	80
		60	67,3	60	95,7	50	76,9	50	84,6
C_c $D_{30}^2/(D_{60}^* D_{10})$	= (-)	40	8	30	4,6	30	0,9	30	1
		50	11,3	41	11,3	40	0,8	40	0,7
		60	13,4	60	20,9	50	0,8	50	0,6

Il ressort de ces figures que les courbes de distribution granulométrique des mélanges se retrouvent toutes entre les courbes granulométriques des sols (sable et till) et celles des boues (WW et WA). Ces courbes granulométriques sont loin des courbes granulométriques des boues, mais proches de celles des sols seuls même lorsque la teneur en boue est jusqu'à 60%. Pour les mélanges sable-boues (figure 4-2 et A-1), les courbes présentent en général deux parties. En effet, le diamètre maximal considéré (40000 μm) jusqu'au diamètre de 600 μm , les courbes granulométriques de mélanges sont très proches de la courbe granulométrique du sable. À partir du diamètre de 600 μm , ces courbes s'éloignent un peu plus de celle du sable en raison de l'ajout de particules fines des boues.

Les limites de consistance du till et de la boue WW sont présentées dans le tableau 4-4, ainsi que la classification des tous les matériaux. La classification USCS effectuée tient compte des résultats des analyses granulométriques et des limites de consistance.

Tableau 4-4: Limites de consistance et classification USCS des matériaux

Matériau	w _L (%)	w _P (%)	I _P (%)	C _U (-)	C _C (-)	Classification USCS
Sable	-	-	-	3,6	0,8	SP
Till	17	10,3	6,7	28,6	1,8	SC
Boue WW	75	59	16	9	0,7	MH
Boue WA	142	-	-	5	1,3	-

Une difficulté rencontrée est que la boue de WA ne se déformait pas correctement dans la réalisation de l'essai de limite de plasticité, d'où le manque de ce résultat.

4.1.2 Caractéristiques hydrogéotechniques des sols et des boues

Cette section présente les résultats des essais Proctor, de la conductivité hydraulique saturée et de la courbe de rétention d'eau des sols ainsi des essais de retrait des boues.

4.1.2.1 Essais Proctor modifiés

La figure 4-4 présente les courbes Proctor modifiés du sable et du till utilisés dans cette étude. Sur cette figure, les teneurs en eau optimales (w_{opt}) sont de 10 % et 5,4 % respectivement pour le sable et le till, et les masses volumiques sèches optimales sont respectivement de 2,01 et 2,21 g/cm³ pour le sable et le till.

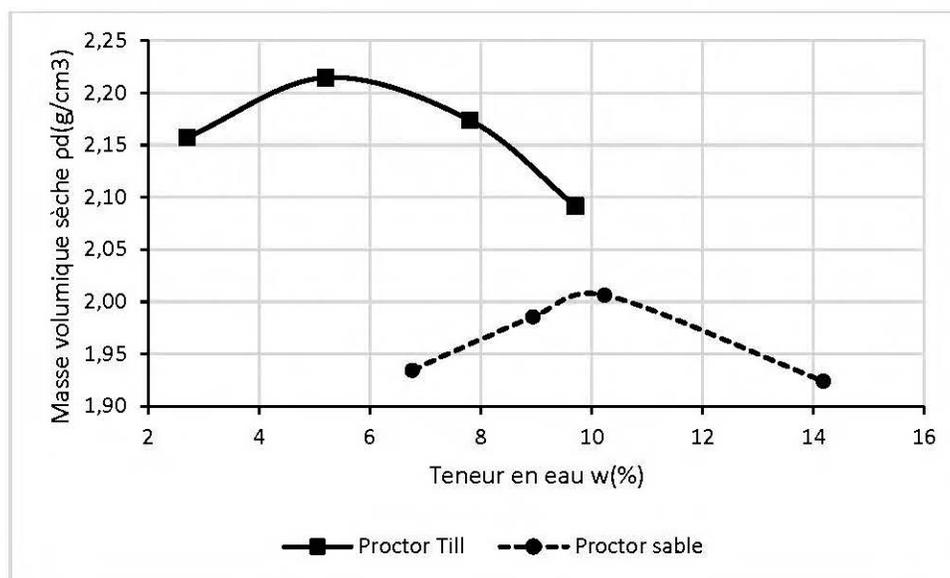


Figure 4-4: Courbes Proctor till et sable

4.1.2.2 Essais de conductivité hydraulique saturée

L'essai de conductivité hydraulique à charge variable a été réalisé sur le till alors que celui à charge constante a été réalisé sur le sable. Le tableau 4-5 présente les valeurs des conductivités hydrauliques saturées avec les porosités correspondantes.

Tableau 4-5: Résultats des conductivités hydrauliques saturées de sable et till

Sol	Porosité	k_{sat} (cm/s)
Sable	0,34	$2,03 \times 10^{-3}$
Till	0,2	$4,7 \times 10^{-6}$

4.1.2.3 Essais de CRE

L'essai de courbe de rétention d'eau dans la cellule haute pression a été réalisé sur le till alors que celui en colonne a été réalisé sur le sable par Kanteye (2019). La figure 4-5 présente les courbes de rétention d'eau du sable et till. Il ressort de cela que la valeur d'entrée d'air (ψ_a) est de 1,3 kPa et 60 kPa respectivement pour le sable et le till et la teneur en eau à saturation (θ_s) est de 42% et 30% respectivement pour sable et till.

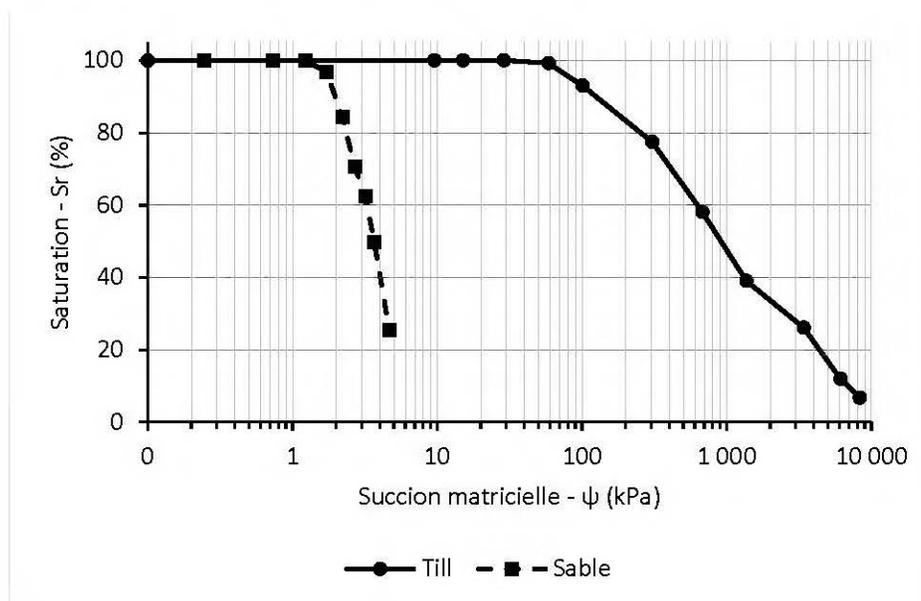


Figure 4-5: Courbe de rétention d'eau du sable et du till (Kanteye 2019)

4.1.3 Propriétés chimiques et minéralogiques

4.1.3.1 Propriétés chimiques

Le tableau 4-6 présente les résultats du soufre et du carbone des matériaux : sable, till, boue WW et boue WA. Ce tableau montre une grande teneur de soufre dans la boue de WW (6,54%) comparativement à celle de boue WA (0,76%), le sable (0,026) et le till (0,05%). Par contre, la boue WA présente une teneur élevée de carbone (2,06%) par rapport à la boue WW (0,65%), le sable et le till ont une teneur en carbone à la limite de détection de la méthode (0,05%).

Tableau 4-6: Résultats des analyses du soufre et du carbone totaux au four à induction

Matériau	Carbone total (%p/p)	Soufre total (%p/p)
Sable	0,05	0,026
Till	0,05	0,05
Boue WW	0,65	6,54
Boue WA	2,06	0,76

Le tableau 4-7 présente les résultats des analyses chimiques ICP-AES du sable, du till et des boues WA et WW. Il ressort de ce tableau que les éléments suivants : Aluminium, Calcium, Fer, Magnésium sont dans tous les matériaux à une teneur supérieure à 10000 mg/kg. Les éléments tels que l'Arsenic, Béryllium, Bismuth, Cadmium, Cobalt, Molybdène, Nickel et Plomb sont en état de trace à une teneur inférieure à 5 mg/kg.

Tableau 4-7: Résultats des analyses chimiques des matériaux par ICP-AES

Éléments (mg/kg)	Sable	Till	Boue WW	Boue WA
Al	56670	58910	36470	36130
As	<5	<5	<5	<5
Ba	235	301	35	53
Be	<5	<5	<5	<5
Bi	<5	<5	<5	<5
Ca	20650	21840	103900	57920
Cd	<5	<5	<5	<5
Co	<5	<5	<5	<5
Cr	90	140	29	33
Cu	<10	<10	<10	1383
Fe	25740	27300	118800	178900
K	8330	9910	263	689
Li	28	26	30	17

Mg	10130	12810	15740	23290
Mn	423	410	2172	5332
Mo	<5	<5	<5	<5
Na	22800	23500	1350	298
Ni	<5	<5	<5	<5
Pb	<5	<5	<5	<5
S	1197	1636	81500	9024
Ti	2599	2896	25	<25
Zn	59	<55	222	6467

Le tableau 4-8 présente les résultats des analyses chimiques par XRF du sable, du till et des boues WA et WW. Il ressort de ce tableau que les oxydes suivants sont abondants dans nos matériaux la silice (SiO_2), l'alumine (Al_2O_3), l'oxyde ferrique (Fe_2O_3), chaux vive (CaO) et la magnésie (MgO).

Tableau 4-8: Résultats des analyses chimiques des matériaux par XRF

Éléments (%)	Sable	Till	Boue WW	Boue WA
Masse (g)	81,4	83	27,9	17
LOI	1,66	2,02	28,5	30,4
SiO_2	70,6	68,9	5,29	15,5
Al_2O_3	12,6	12,5	7,89	7,79
Fe_2O_3	4,13	4,5	18,8	28,1
MgO	1,94	2,52	3,21	4,4
CaO	3,2	3,47	15,7	8,91
K_2O	1,29	1,38	0,1	0,13
Na_2O	3,63	3,56	0,18	0,36
TiO_2	0,45	0,54	0,04	0,043
MnO	0,07	0,08	0,38	0,95
P_2O_5	0,07	0,13	0,9	0,06
Cr_2O_3	0,03	0,04	<0,01	<0,01
V_2O_5	0,01	0,01	<0,01	<0,01
Total	99,7	99,7	80,9	96,7

4.1.3.2 Propriétés minéralogiques

Les figures 4-6 (a), (b), (c) et (d) présentent les phases minérales présentes dans le sable, le till, et les boues WW et WA. Ils sont obtenus par la diffraction des rayons X.

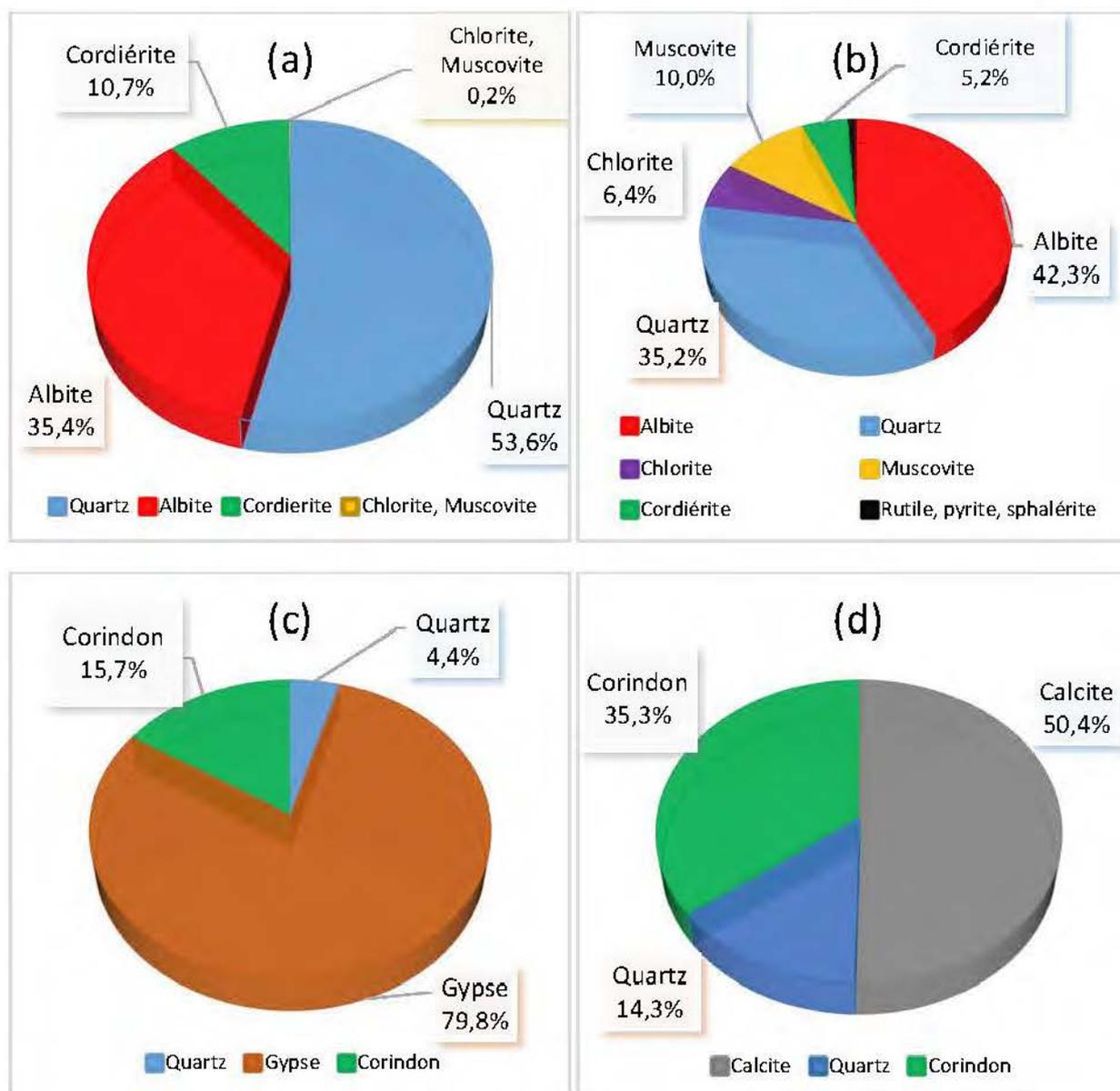


Figure 4-6: Composition minéralogique des matériaux (a) sable, (b) till, (c) boue WW et (d) boue WA

Il ressort de ces figures les phases minérales suivantes : pour le sable (quartz (53,6%), de l'albite (35,4%), cordiérite (10,7%), chlorite (0,1%) et muscovite (0,08%)), pour le till (albite (42,3%), quartz (35,2%), chlorite (6,4%), muscovite (10%), rutile (0,6%), cordiérite (5,2%), pyrite (0,15%), sphalérite (0,23%)), pour la boue WA (calcite (50,4%), quartz (14,3%), corindon (35,3%)) et pour la boue WW (gypse (79,8%), corindon (15,7%), quartz (4,4%)). Ces analyses révèlent que la boue WW contient près de 80% du sulfate de calcium sous forme de gypse ($\text{Ca}(\text{SO}_4) \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) et la boue

WA contient 50% de calcite (CaCO_3). Les deux boues contiennent d'une part le gypse et d'autres part de la calcite, ce qui leur procure de l'alcalinité à long terme.

La microscopie électronique à balayage a été effectuée dans le but de faciliter l'interprétation et de confirmer les résultats de la DRX. Les résultats de la microscopie électronique à balayage sont présentés par les figures 4-7 (A) et (B).

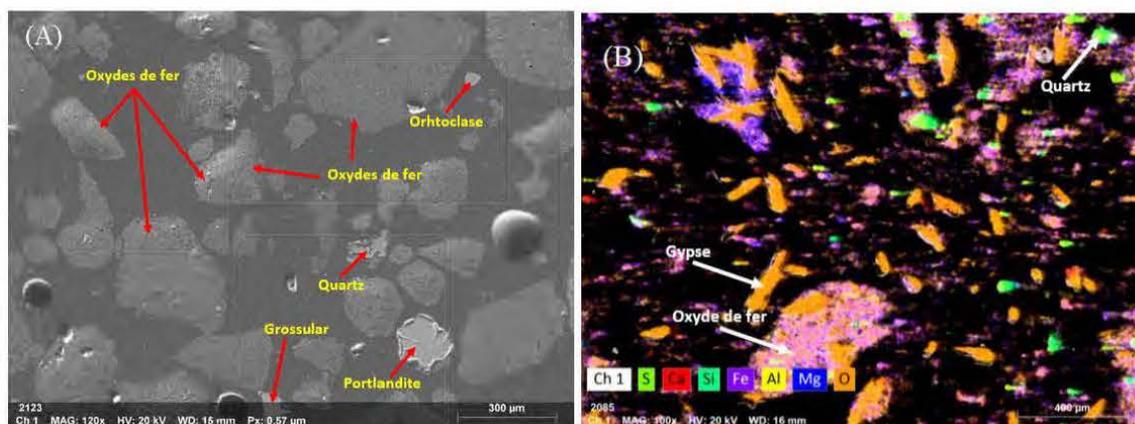


Figure 4-7: Images de la microscopie électronique à balayage de (A) boue WA et (B) boue WW. Plusieurs points observés sur les échantillons ont révélé ce qui suit : pour la boue WA (portlandite, quartz, orthoclase, grossulaire et les oxydes de fer) et pour la boue de WW (gypse, quartz et oxyde de fer).

4.1.4 Potentiel de génération d'acide

Le tableau 4-9 présente les résultats du potentiel de génération d'acide des matériaux utilisés dans le cadre de cette étude. Dans ce tableau, Non PGA signifie non potentiellement générateur d'acide, PGA potentiel générateur d'acide. Selon les critères donnés dans le tableau 3.1, la boue WW devrait être déclarée potentiellement générateur d'acide, mais on est sûr que ce n'est pas le cas, car le soufre contenu dans ces boues provient du gypse. La boue WA est considérée comme non générateur d'acide. Le sable et le till sont classés incertains par le PNN et non PGA par le RPN.

Tableau 4-9: Résultats de l'évaluation du potentiel de génération d'acide des matériaux

Matériau	%C	%S	PA	PN	PNN	RPN	Décision
Sable	0,05	0,02	0,7	4,2	3,4	5,8	Non PGA
Till	0,05	0,05	1,5	4,2	2,7	2,8	Non PGA
Boue WW	0,7	6,5	204,3	54,1	-150,1	0,3	Non PGA
Boue WA	2,06	0,8	23,7	171,6	147,9	7,2	Non PGA

4.2 Détermination des mélanges optimaux basés sur la courbe granulométrique idéale

Dans cette partie, nous présentons les résultats de l'application des modèles continus de mélange basés sur la recherche de la courbe granulométrique idéale, à savoir les modèles de Fuller et Thomson (1907), Andreasen et Andersen (1930), et Dinger et Funk (1994).

Les boues ont une granulométrie fine avec des particules de 120 μm et 0,4 μm comme taille maximale et minimale pour la boue WW et, 351 μm et 0,5 μm pour la boue WA. Le sable a une granulométrie dont la taille maximale des particules environ 28000 μm et une taille minimale de 1,8 μm . Le till a une granulométrie dont la taille maximale des particules environ 40000 μm et une taille minimale de 3,89 μm .

Le modèle de Fuller et Thompson (1907) (éq. 2-32) a été utilisé en considérant les diamètres maximaux (D_{max}) des particules de 28000 μm pour le sable et 40000 μm pour le till. Ces diamètres ont aussi été considérés pour l'utilisation des fonctions de distribution de Andreasen et Andersen (1930) (éq. 2-33) et Dinger et Funk (1994) (éq. 2-34), en plus de considérer $q = 0.37$. Dans le cas du modèle de Dinger et Funk (1994), les diamètres minimaux (D_{min}) des particules sont respectivement de 0,4 μm et 0,5 μm pour les boues Waite Amulet et Westwood.

Les résultats obtenus des modèles de Fuller et Thompson (1907), Andreasen et Andersen (1930) et Dinger et Funk (1994) pour les mélanges de boue WW et WA avec le sable et le till sont donnés en Annexe B. Les figures B-1 et B-2 présentent respectivement les courbes granulométriques optimales des mélanges de sable-boues (WW et WA) et till-boues (WW et WA) par le modèle de Fuller et Thompson (1907). Les figures B-3 et B-4 présentent respectivement les courbes granulométriques optimales des mélanges de sable-boues (WW et WA) et till-boues (WW et WA) par le modèle Andreasen et Andersen (1930). Les figures B-5 et B-6 présentent respectivement les courbes granulométriques optimales des mélanges de sable-boues (WW et WA) et till-boues (WW et WA) par le modèle de Dinger et Funk (1994).

Les figures 4-8 et 4-9 présentent respectivement les courbes granulométriques des MSBWW et MSBWA par les modèles de Fuller et Thompson (1907), Dinger et Funk (1994) et Andreasen et Andersen (1930). En comparant les courbes présentées par ces modèles, on constate qu'elles ont une même tendance. Les courbes proposées par les modèles de Dinger et Funk (1994) et Andreasen

et Andersen (1930) sont presque confondues dans les deux cas. Les trois courbes ont deux parties, la première comprise entre les deux matériaux (sable et boues) et la deuxième irréaliste, car trop grossière par rapport aux matériaux de base (sable et boues). En observant les différentes courbes, on constate qu'elles sont aussi irréalisables pour la raison évoquée précédemment.

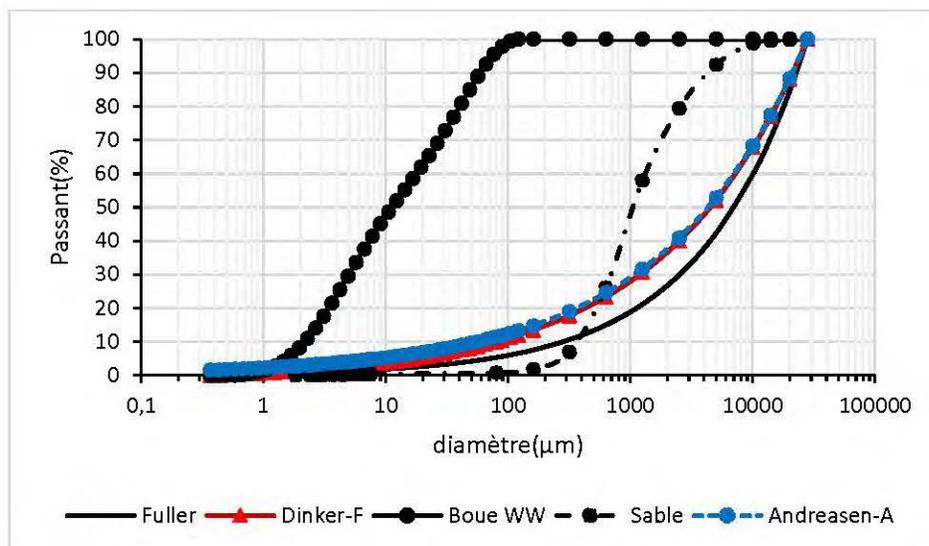


Figure 4-8: Mélanges sable-boue WW par les modèles de Fuller et Thompson (1907), Dinger et Funk (1994) et Andreasen et Andersen (1930)

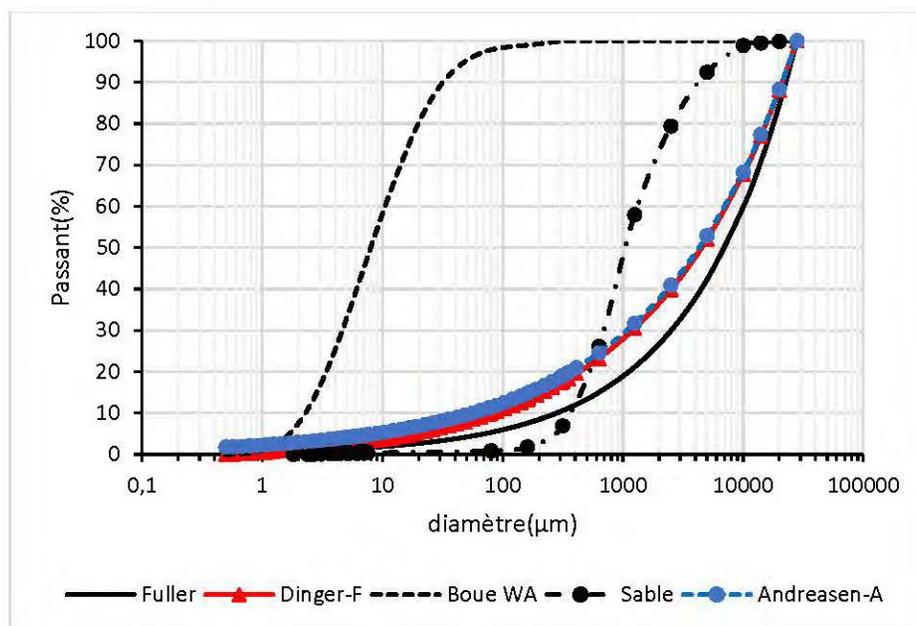


Figure 4-9: Mélanges sable-boue WA par les modèles de Fuller et Thompson (1907), Dinger et Funk (1994) et Andreasen et Andersen (1930)

Les figures 4-10 et 4-11 présentent respectivement les courbes granulométriques des MTBWW et MTBWA par les modèles de Fuller et Thompson (1907), Dinger et Funk (1994) et Andreasen et Andersen (1930). En comparant les courbes présentées par ces modèles, on constate qu'elles ont une même tendance. Les courbes proposées par les modèles de Dinger et Funk (1994) et Andreasen et Andersen (1930) sont presque confondues dans les deux cas. En observant les différentes courbes, on constate qu'elles sont irréalisables pour la raison évoquée dans les paragraphes précédents.

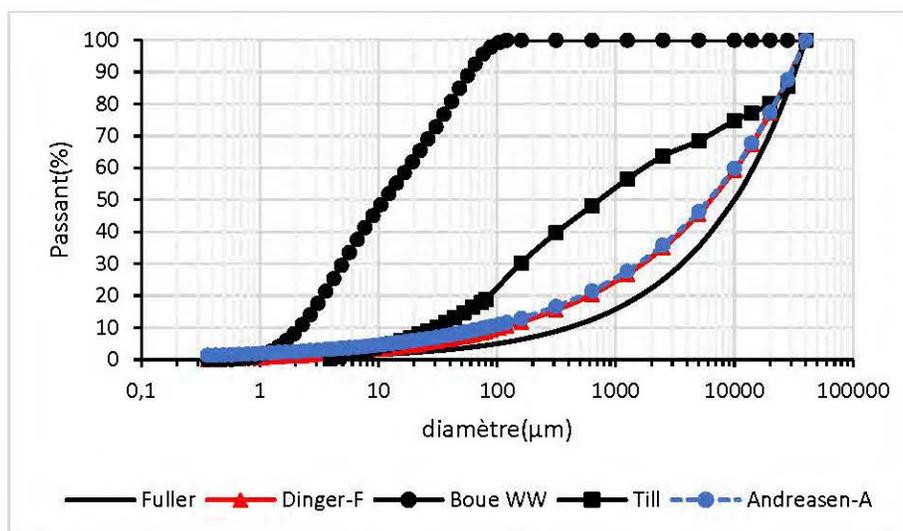


Figure 4-10: Mélanges till-boue WW par les modèles de Fuller et Thompson (1907), Dinger et Funk (1994) et Andreasen et Andersen (1930)

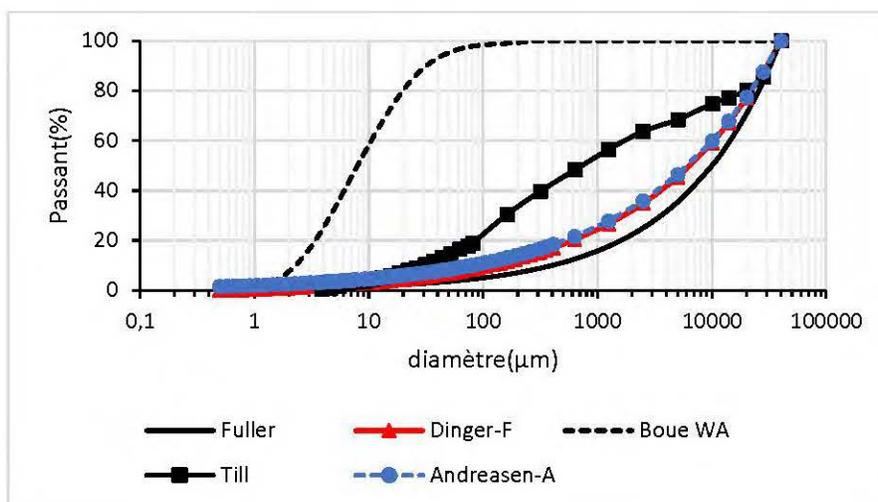


Figure 4-11: Mélanges till-boue WA par les modèles de Fuller et Thompson (1907), Dinger et Funk (1994) et Andreasen et Andersen (1930)

4.3 Détermination des mélanges optimaux basés la théorie de mélanges

Dans cette partie, nous présentons les résultats de l'application des modèles continus de mélange basés sur la théorie de mélanges, à savoir les modèles de Koltermann et Gorelick (1995), Côté et Konrad (2003), Gutierrez (2005), Wickland *et al.* (2006), et Jehring et Bareither (2016). Pour rappel, ces modèles utilisent les propriétés de base de chacun des composants du mélange pour prédire la porosité minimale ou l'indice des vides minimal du mélange de grande compacité ou pour obtenir des proportions optimales des particules dans les mélanges. Ils font partie des modèles continus de mélanges, car les matériaux utilisés sont à granulométries non uniformes.

4.3.1 Application du modèle de Koltermann et Gorelick (1995)

L'application du modèle de Koltermann et Gorelick (1995) (voir éq. 2-36) pour les mélanges du sable et du till avec les boues WW et WA a donné les résultats présentés par les figures 4-12 et 4-13. Le tableau 4-10 présente les mélanges effectués ainsi que les porosités des particules grossières et fines considérées. Ces valeurs sont obtenues par calcul pour l'état lâche des matériaux tel qu'expliquer à la section 3.2.2.

Tableau 4-10: Porosité des particules fines (boues) et grossières (sols) dans les mélanges effectués avec le modèle de Koltermann et Gorelick (1995)

Mélanges	Porosité des particules grossières (n_c)	Porosité des particules fines (n_f)
Sable-Boue WW	0,54	0,81
Sable-Boue WA	0,54	0,87
Till-Boue WW	0,45	0,81
Till- Boue WA	0,45	0,87

Les figures 4-12 (a) et 4-12 (b) présentent respectivement les variations des porosités en fonction de la proportion volumique r_f des boues dans les mélanges de sable-boue WW et sable-boue WA par le modèle de Koltermann et Gorelick (1995). Sur la figure 4-12 (a), le mélange de faible porosité (optimal) est celui dont la proportion volumique des boues (r_f) égale à 54% avec une porosité $n_m = 0,44$. Sur la figure 4-12 (b), le mélange de faible porosité (optimal) est à $r_f = 54\%$ avec une porosité $n_m = 0,47$. À partir de l'équation (3-23), la proportion volumique optimale des

boues dans le mélange peut être convertie en teneur en boue (β). Pour $r_f = 54\%$, on a respectivement $\beta = 50\%$ et $\beta = 41\%$ pour les MSBWW et MSBWA.

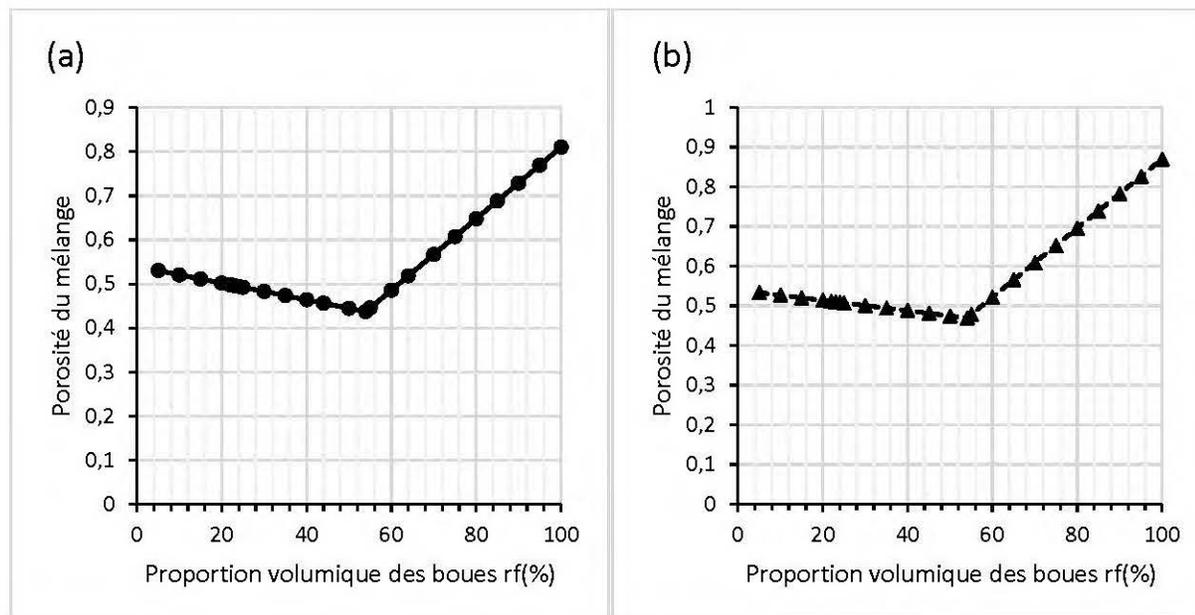


Figure 4-12: Prédiction de la variation de la porosité en fonction de la proportion volumique r_f des boues par le modèle de Koltermann et Gorelick (1995) : (a) Mélange sable-boue WW, (b) Mélange sable-boue WA

Les figures 4-13 (a) et 4-13 (b) présentent respectivement les variations des porosités en fonction de la proportion volumique r_f des boues dans les mélanges de till-boue WW et till-boue WA par le modèle de Koltermann et Gorelick (1995). Sur la figure 4-13 (a) le mélange de faible porosité (optimal) est celui dont la proportion volumique des boues (r_f) égale à 45% avec une porosité $n_m = 0,364$. Sur la figure 4-13 (b), le mélange de faible porosité (optimal) est à $r_f = 45\%$ avec une porosité $n_m = 0,391$. À partir de l'équation (3-23), la proportion volumique optimale des boues dans le mélange est convertie en teneur en boue (β). Pour $r_f = 45\%$, on obtient respectivement $\beta = 35\%$ et $\beta = 28\%$ pour les MTBWW et MTBWA.

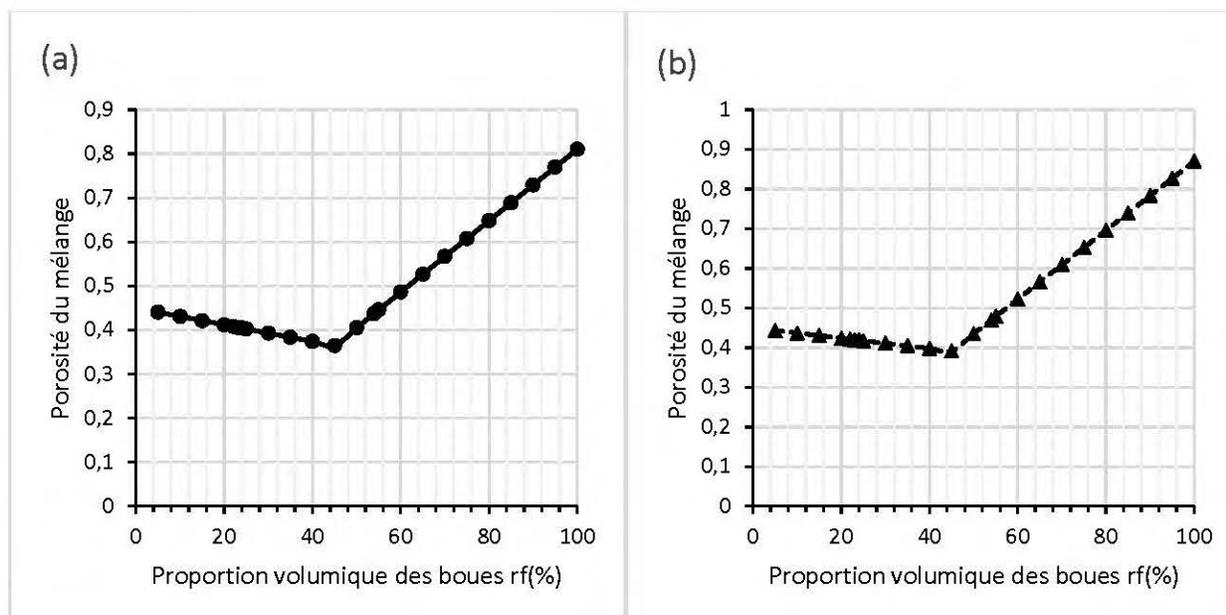


Figure 4-13: Prédiction de la variation de la porosité en fonction de la proportion volumique r_f des boues par le modèle de Koltermann et Gorelick (1995) : (a) Mélange till-boue WW, (b) Mélange till-boue WA

4.3.2 Application du modèle de Côté et Konrad (2003)

L'application du modèle de Côté et Konrad (2003) (voir éq. 2-47) pour les mélanges du sable et du till avec les boues WW et WA a donné les résultats présentés dans le tableau 4-11 en termes de fraction des particules fines (F). Les propriétés des matériaux utilisés ici pour différents mélanges sont dans le tableau 4-1. Les teneurs en boue optimales (β_{opt}) sont respectivement de 48, 38, 34 et 27% pour les mélanges sable-boue WW et WA, till-boue WW et WA.

Tableau 4-11: Fraction des boues (F) et teneur en boue optimale (β_{opt}) dans les mélanges sable-boue WW et WA, till-boue WW et WA par le modèle de Côté et Konrad (2003)

Modèle	Mélanges	F(%)	β_{opt} (%)
Côté et Konrad (2003)	Sable-boue WW	18	48
	Sable-boue WA	13	38
	Till-boue WW	13	34
	Till-boue WA	10	27

4.3.3 Application du modèle de Gutierrez (2005)

L'application du modèle de Gutierrez (éq. 2-37) pour les mélanges du sable et du till avec les boues WW et WA a donné les résultats présentés par les figures 4-14 et 4-15. Les figures 4-14 (a) et 4-14 (b) présentent respectivement la prédiction de la variation de l'indice des vides en fonction de la proportion massique des boues (F) dans les mélanges de sable-boue WW et sable-boue WA. Dans ces deux figures, la représentation de la variation des indices des vides est faite avec deux valeurs de l'indice de mixité (R_m). Pour $R_m = 0$ (pas de mélange) et $R_m = 1$ (mélange parfait). L'objectif est de montrer la différence entre la prédiction de la variation de l'indice des vides lorsque les matériaux sont miscibles et non miscibles comme expliqué à la section 2.7.2. On obtient pour les deux mélanges les courbes de tendance presque linéaires, alors que ce comportement est observé pour $R_m = 0$ (voir figure 2-17). L'indice de mixité R_m n'est toujours pas égal à 1 pour tous les mélanges parfaits. Dans d'autres cas, on peut avoir $R_m > 1$ (Koffi *et al.*, 2008). Dans notre cas, la valeur de l'indice des vides minimal correspondant au mélange optimal n'est pas trouvée avec l'indice de mixité $R_m = 1$. L'indice des vides du mélange a ici, une valeur minimale et maximale correspondant respectivement à l'indice des vides des particules grossières (lorsque $F = 0$) et à celui des particules fines (lorsque $F = 1$).

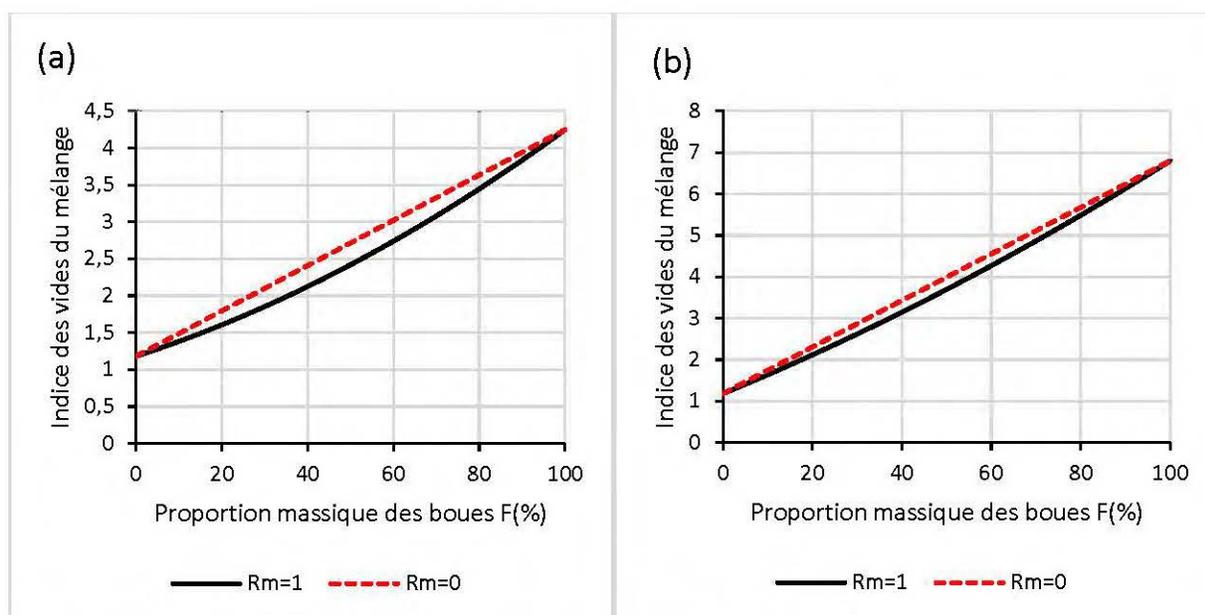


Figure 4-14: Prédiction de la variation de l'indice des vides en fonction de la proportion massique des boues (F) par le modèle de de Gutierrez (2005) pour des indices de mixité $R_m = 0$ et $R_m = 1$: (a) Mélange sable-boue WW; (b) Mélange sable-boue WA

Les figures 4-15 (a) et 4-15 (b) présentent respectivement la prédiction de la variation de l'indice des vides en fonction de la proportion massique des boues (F) dans les mélanges de till-boue WW et till-boue WA obtenue avec le modèle de de Gutierrez (2005). Comme les figures des mélanges sable-boues la représentation de l'évolution des indices des vides est faite avec deux valeurs de l'indice de mixité (R_m). Pour $R_m = 0$ (pas de mélange) et $R_m = 1$ (mélange parfait). On obtient pour les deux mélanges les courbes de tendance presque linéaire normalement observée pour $R_m = 0$ (absence de mélange). L'indice des vides du mélange a une valeur minimale et maximale correspondant respectivement à l'indice des vides des particules grossières (lorsque $F = 0$) et à celui des particules fines (lorsque $F = 1$).

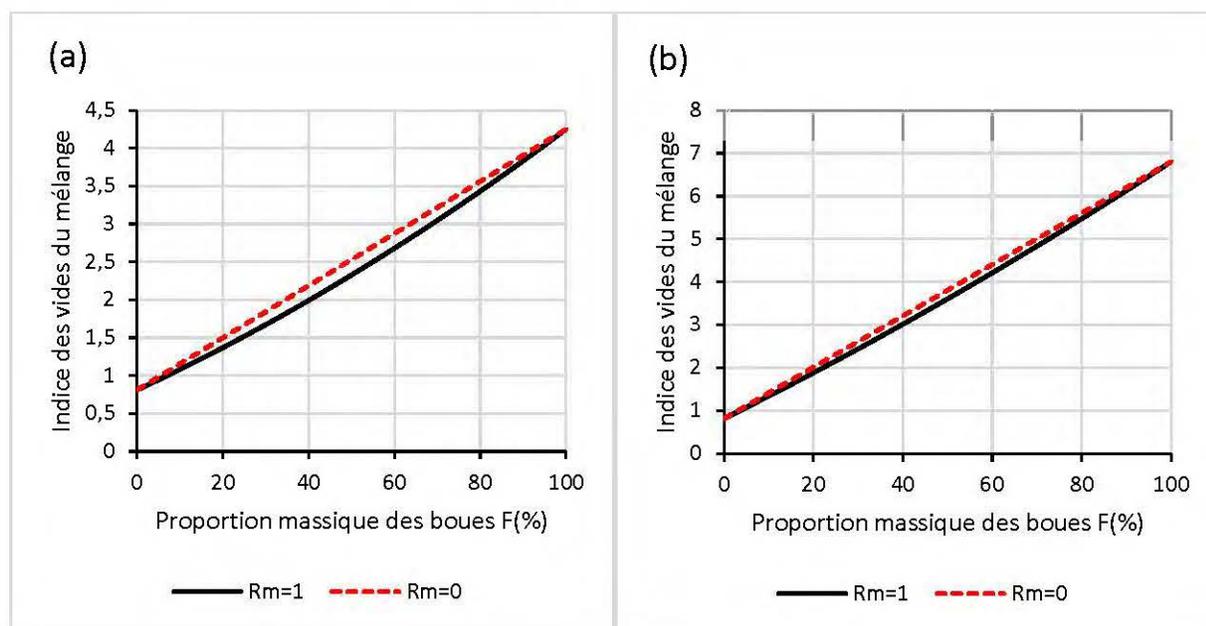


Figure 4-15: Prédiction de la variation de l'indice des vides en fonction de la proportion massique R_m des boues par le modèle de de Gutierrez (2005) pour des indices de mixité $R_m = 0$ et $R_m = 1$: (a) Mélange till-boue WW, (b) Mélange till-boue WA

4.3.4 Application du modèle de Wickland *et al.* (2006)

L'application de la théorie de Wickland *et al.* (2006) s'est effectuée en considérant le diagramme des phases présenté à la section 2.7.5. Les différents mélanges sont obtenus pour le rapport 5 :1 (sols : boues en masses sèches). Puis les proportions sèches sont converties en teneurs en boue (β). Le tableau 4-12 présente la proportion optimale des boues sèches (F) pour les différents mélanges avec leur conversion en teneur en boue (β) pour des teneurs en eau respectives de 200% et 175%

pour les boues WA et WW et des teneurs en eau des sols respectives de 3,5 et 7,5% pour le sable et till. La proportion optimale des boues sèches (F) est transformée en teneur en boue (β) par l'équation (3-26). Dans tous les cas, les teneurs en boue optimales varient entre 51 et 58% pour les boues

Tableau 4-12: Proportions optimales des boues sèches (F) et teneur en boue humide (β) pour les mélanges sable-boue WW et WA, till-boue WW et WA obtenues par le modèle de Wickland *et al.* (2006)

Modèle	Mélanges	F(%)	β (%)
Wickland et al. (2006)	Sable-boue WW	20	53
	Sable-boue WA	20	58
	Till-boue WW	20	51
	Till-boue WA	20	56

4.3.5 Application du modèle de Jehring et Bareither (2016)

L'application du modèle de Jehring et Bareither (2016) (voir éq. 2-50) pour les mélanges du sable et du till avec les boues WW et WA a donné les résultats présentés dans le tableau 4-14. Les propriétés des matériaux utilisés ici pour différents mélanges sont dans le tableau 4-13. Ces valeurs sont obtenues pour l'état lâche des matériaux tel qu'expliqué à la section 3.2.2.

Tableau 4-13: Mélanges effectués avec le modèle de Jehring et Bareither (2016)

Modèle	Mélanges	Indices des vides des particules grossières (e_c)	Teneur en eau des particules fines (w_f)	Masse volumique humide des boues (ρ_{hf})(g/cm ³)	Masse volumique des grains solides (ρ_{sc})(g/cm ³)
Jehring et Bareither (2016)	Sable-Boue WW	1,18	175	1,23	2,8
	Sable-Boue WA	1,18	200	1	2,8
	Till-Boue WW	0,81	175	1,23	2,7
	Till-Boue WA	0,81	200	1	2,7

Le tableau 4-14 présente les mélanges effectués, les indices des vides des sols, les teneurs en eau des boues, les masses volumiques humides des boues et les masses volumiques des grains solides des sols considérés.

Tableau 4-14: Mélanges sable-boue WW et WA, till-boue WW et WA par le modèle de Jehring et Bareither (2016)

Modèle	Mélanges	R_{opt} (-)	β_{opt} (%)
Jehring et Bareither (2016)	Sable-boue WW	5,3	18
	Sable-boue WA	7,2	14
	Till-boue WW	7,3	13
	Till-boue WA	9,8	10

4.3.6 Comparaison des modèles basés sur la théorie de mélanges

Le tableau 4-15 donne la synthèse des résultats de l'optimisation par les modèles de Koltermann et Gorelick (1995), Côté et Konrad (2003), Wickland *et al.* (2006), et Jehring et Bareither (2016). Il ressort de ce tableau que les résultats donnés par les modèles de Koltermann et Gorelick (1995), Côté et Konrad (2003) et Wickland *et al.* (2006) sont proches pour les MSBWW. Les MSBWA sont presque les mêmes entre les modèles de Koltermann et Gorelick (1995), et Côté et Konrad (2003). Les valeurs obtenues pour le modèle de Jehring et Bareither (2016) sont inférieures par rapport à celles des autres modèles.

Tableau 4-15: Comparaison des résultats des modèles de Koltermann et Gorelick (1995), Côté et Konrad (2003), Wickland *et al.* (2006), Jehring et Bareither (2016)

Mélanges	Koltermann et Gorelick (1995)	Côté et Konrad (2003)	Wickland et al. (2006)	Jehring et Bareither (2016)
	β (%)	β (%)	β (%)	β (%)
Sable-boue WW	50	48	53	18
Sable-boue WA	41	38	58	14
Till-boue WW	35	34	51	13
Till-boue WA	28	27	56	10

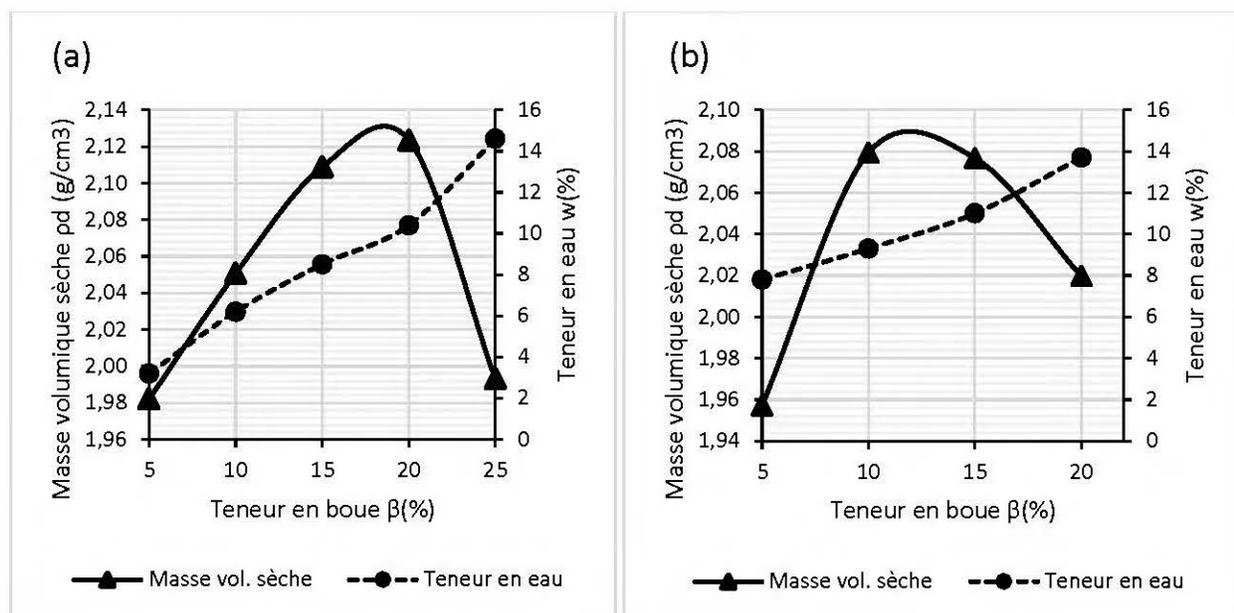
4.4 Détermination des mélanges optimaux par compactage

Dans cette partie, nous présentons les résultats de la détermination des mélanges optimaux par le compactage. Cette optimisation s'est effectuée en suivant la méthodologie décrite à la section 3.3.2. Les résultats des différents essais sont présentés en termes de masse volumique sèche (ρ_d) en

fonction de la teneur en boue (β) (valeurs de 5, 10, 15, 20 et 25 considérées) pour différentes teneurs en eau initiales des sols (voir Tableau 3-2). La teneur en eau du mélange est aussi présentée.

4.4.1 Essai de compactage des MSBWW

Les figures 4-16 (a), (b), (c) et (d) présentent les variations de la masse volumique sèche (ρ_d) et de la teneur en eau des MSBWW en fonction de la teneur en boue (β) pour des teneurs en eau initiales du sable w_{i_sable} respectives de 0; 3,5; 5 et 7% et la teneur en eau initiale de la boue $w_{i_boueWW} = 175\%$. Pour chaque teneur en eau du sable, la teneur en eau du mélange (w_m) augmente avec la teneur en boue et les masses volumiques sèches ont l'allure d'une courbe Proctor. Les masses volumiques sèches et les teneurs en boue optimales sont respectivement de $2,12 \text{ g/cm}^3$ et 19% pour $w_{i_sable} = 0\%$; $2,09 \text{ g/cm}^3$ et 12% pour $w_{i_sable} = 3,5\%$; $2,13 \text{ g/cm}^3$ et 9% pour $w_{i_sable} = 5\%$ et $2,06 \text{ g/cm}^3$ et 9% pour $w_{i_sable} = 7\%$.



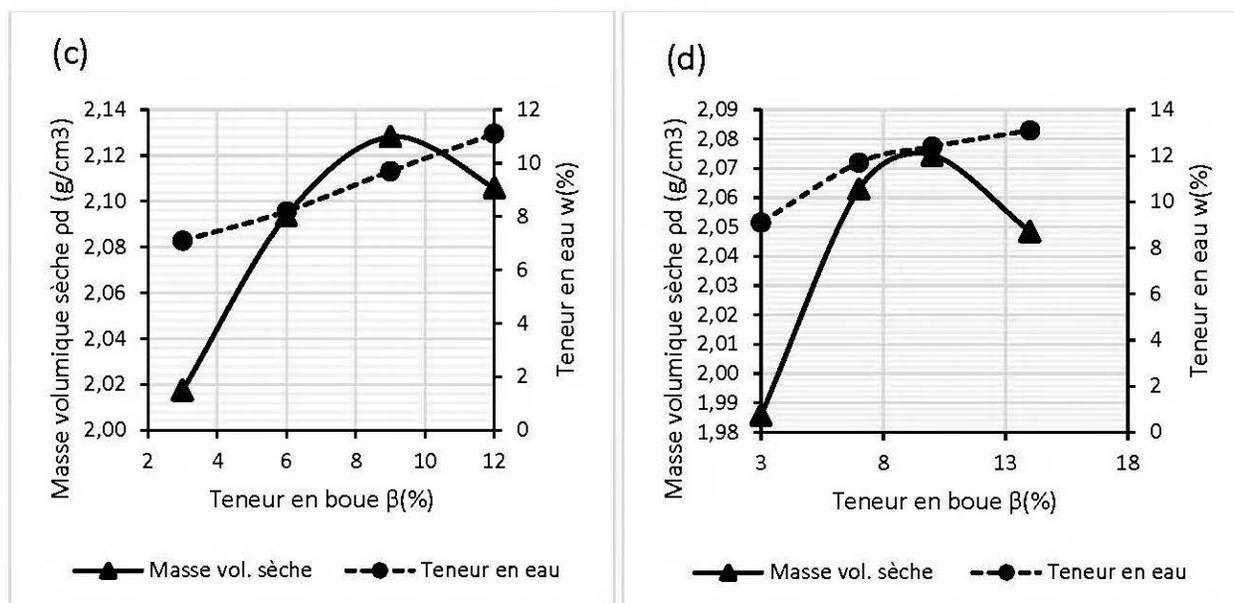


Figure 4-16 : Variations de la masse volumique sèche ρ_d en fonction de la teneur en boue et de la teneur en eau des MSBWW lorsque $w_{i_boueWW}=175\%$ et : (a) $w_{i_sable}=0$; (b) $w_{i_sable}=3,5$; (c) $w_{i_sable}=5$ et (d) $w_{i_sable}=7\%$

Les courbes de compactage des MSBWW présentées à la figure 4-16 peuvent aussi être exprimées en termes de masse volumique sèche ρ_d vs teneur en eau. La figure 4-17 présente les résultats lorsque la teneur en eau initiale du sable w_{i_sable} est respectivement de 0; 3,5; 5 et 7%. Pour ces essais, les teneurs en eau optimales sont : $w_{optA} = 10\%$; $w_{optB} = 10\%$; $w_{optC} = 10\%$ et $w_{optD} = 12,4\%$. Ces valeurs sont autour de la valeur correspondant à la teneur en eau optimale du sable ($w_{opt_sable}=10\%$; voir figure 4-4).

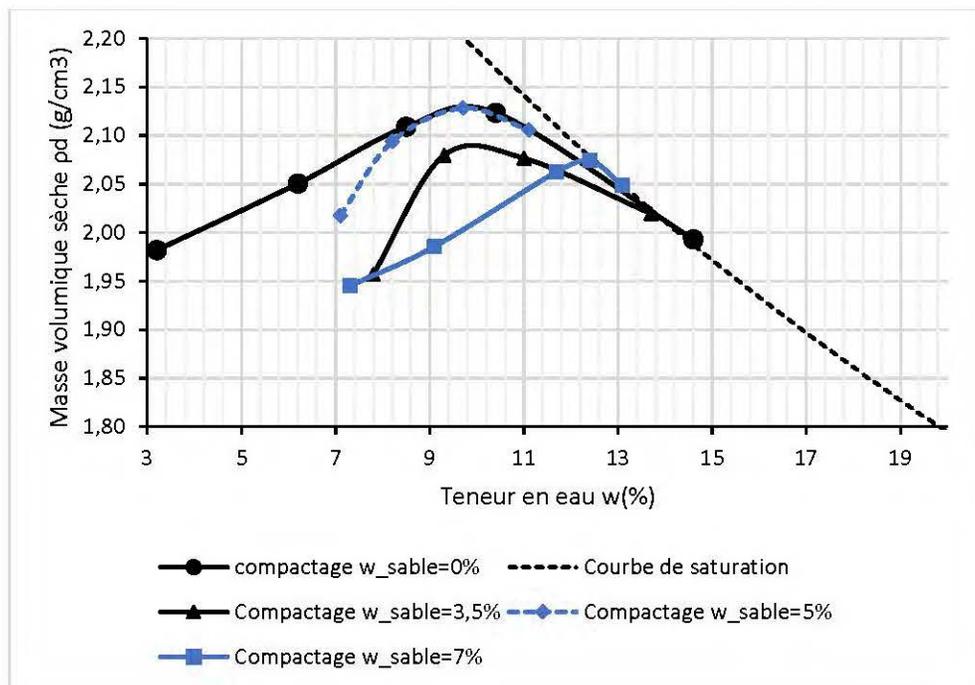


Figure 4-17 : Courbes de compactage des MSBWW lorsque $w_{i_boueWW}=175\%$ et $w_{i_sable}=0, 3,5, 5$ et 7%

La figure 4-18 compare l'impact de la teneur en boue sur la masse volumique sèche dans les MSBWW respectivement lorsque la teneur en eau initiale du sable $w_{i_sable} = 0; 3,5; 5$ et 7% et la teneur en eau initiale de boue $w_{i_boueWW} = 175\%$. Sur cette figure, les teneurs en boue optimales sont respectivement de 19% pour $w_{i_sable} = 0$; 12% pour $w_{i_sable} = 3,5$; 9% pour $w_{i_sable} = 5$ et 9% pour $w_{i_sable} = 7$. Il ressort de cette figure que la réduction de la teneur en eau initiale du sable augmente la teneur optimale de boue.

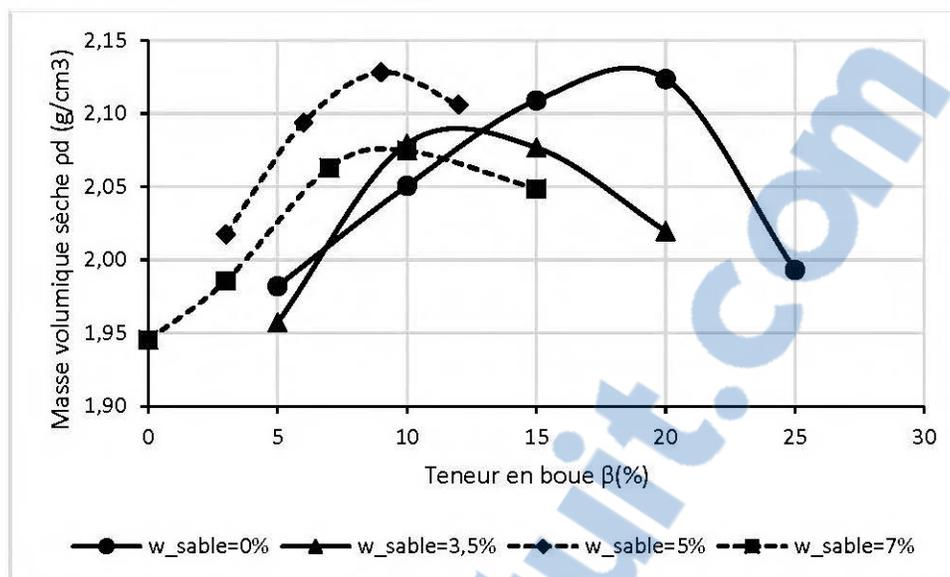


Figure 4-18 : Impact de la teneur en boue sur la masse volumique sèche des MSBWW lorsque $w_{i_sable} = 0; 3,5; 5$ et 7% et $w_{i_boueWW} = 175\%$

4.4.2 Essai de compactage des MSBWA

Les variations de la masse volumique sèche (ρ_d) et de la teneur en eau des MSBWA en fonction de la teneur en boue (β) sont données dans l'Annexe C (figure C-1) lorsque la teneur en eau initiale du sable $w_{i_sable} = 0; 3,5; 5$ et 7% , et la teneur en eau initiale de la boue $w_{i_boueWA} = 200\%$. Pour chaque teneur en eau du sable, la teneur en eau du mélange (w_m) augmente avec la teneur en boue et les masses volumiques sèches ont l'allure d'une courbe Proctor. Les masses volumiques sèches et les teneurs en boue optimales sont respectivement de $2,04 \text{ g/cm}^3$ et 15% pour $w_{i_sable} = 0\%$; $2,01 \text{ g/cm}^3$ et 10% pour $w_{i_sable} = 3,5\%$; $2,03 \text{ g/cm}^3$ et 9% pour $w_{i_sable} = 5\%$ et $2,01 \text{ g/cm}^3$ et 8% pour $w_{i_sable} = 7\%$.

Les courbes de compactage des MSBWA exprimées en termes de masse volumique sèche ρ_d vs teneur en eau sont aussi présentées en Annexe C (figure C-2 (a), (b), (c) et (d)) lorsque la teneur en eau initiale du sable w_{i_sable} est respectivement de $0; 3,5; 5$ et 7% . Pour ces essais, les teneurs en eau optimales sont de manière générale comprises entre 10 et 11% . Ces valeurs sont autour de la valeur correspondant à la teneur en eau optimale du sable ($w_{opt_sable} = 10\%$; voir figure 4-4).

La figure 4-19 compare l'impact de la teneur en boue sur la masse volumique sèche dans les MSBWA respectivement lorsque la teneur en eau initiale du sable $w_{i_sable} = 0; 3,5; 5$ et 7% et la

teneur en eau initiale de boue $w_{i_boueWA}=200\%$. Les teneurs en boue optimales sont respectivement de 15% pour $w_{i_sable}=0\%$; 10% pour $w_{i_sable}= 3,5\%$; 9% pour $w_{i_sable}= 5\%$ et 8% pour $w_{i_sable}= 7\%$. Il ressort de cette figure que la réduction de la teneur en eau initiale du sable augmente la teneur optimale de boue.

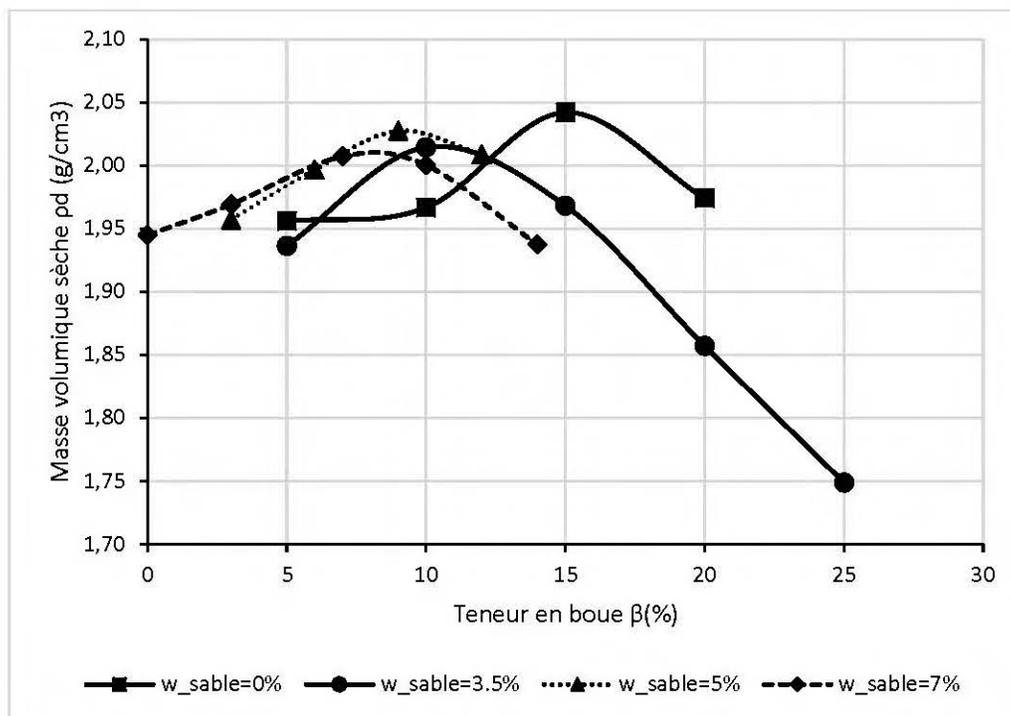


Figure 4-19 : Impact de la teneur en boue sur la masse volumique sèche des MSBWA lorsque $w_{i_sable} = 0; 3,5; 5$ et 7% et $w_{i_boueWA} = 175\%$

4.4.3 Essai de compactage des MTBWW

Les figures 4-20 (a), (b), et (c) présentent les variations de la masse volumique sèche (ρ_d) et de la teneur en eau des MTBWW en fonction de la teneur en boue (β) respectivement lorsque la teneur en eau initiale du till $w_{i_till} = 0; 2,5$ et 4% , et la teneur en eau initiale de la boue $w_{i_boueWW} = 175\%$. Pour chaque teneur en eau du till, la teneur en eau du mélange (w_m) augmente avec la teneur en boue et les masses volumiques sèches ont l'allure d'une courbe Proctor. Les masses volumiques sèches et les teneurs en boue optimales sont respectivement de $2,19$ g/cm³ et 10% pour $w_{i_till} = 0\%$; $2,2$ g/cm³ et $6,5\%$ pour $w_{i_till} = 2,5 \%$ et $2,19$ g/cm³ et 4% pour $w_{i_till} = 4\%$.

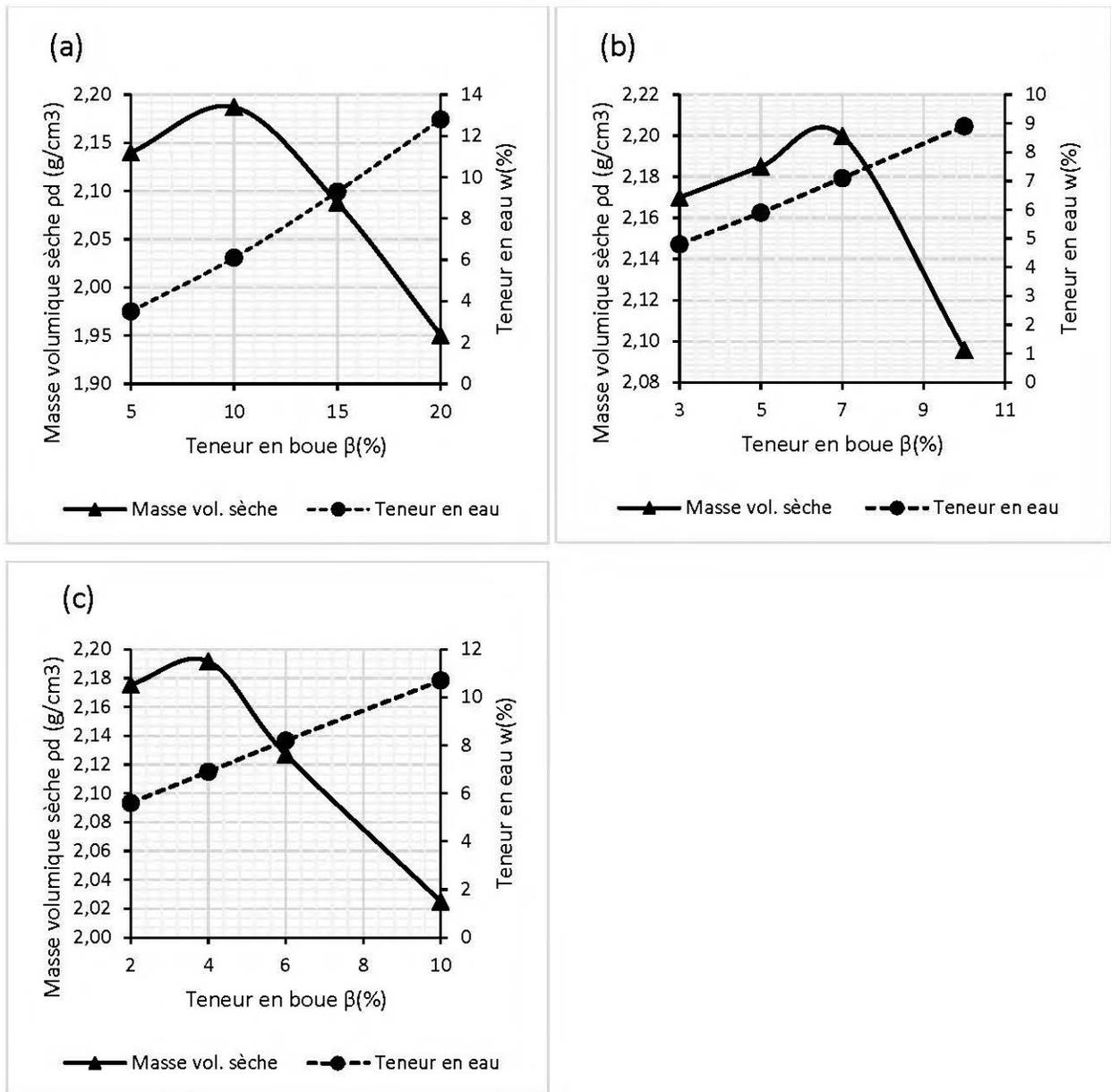


Figure 4-20 : Variations de la masse volumique sèche ρ_d en fonction de la teneur en boue et de la teneur en eau des MTBWW lorsque $w_{i_boueWW} = 175\%$ et : (a) $w_{i_till} = 0\%$; (b) $w_{i_till} = 2,5$ et (c) $w_{i_till} = 4\%$

Les courbes de compactage des MTBWW présentées à la figure 4-20 peuvent aussi être exprimées en termes de masse volumique sèche ρ_d vs la teneur en eau. La figure 4-21 présente les résultats lorsque la teneur en eau initiale du till w_{i_till} est respectivement de 0; 2,5 et 4%. Pour ces essais, les teneurs en eau optimales sont : $w_{optA} = 6\%$; $w_{optB} = 7\%$ et $w_{optC} = 6,9\%$. Ces valeurs sont autour de la valeur correspondant à la teneur en eau optimale du till ($w_{opt_till} = 5,4\%$; voir figure 4-4).

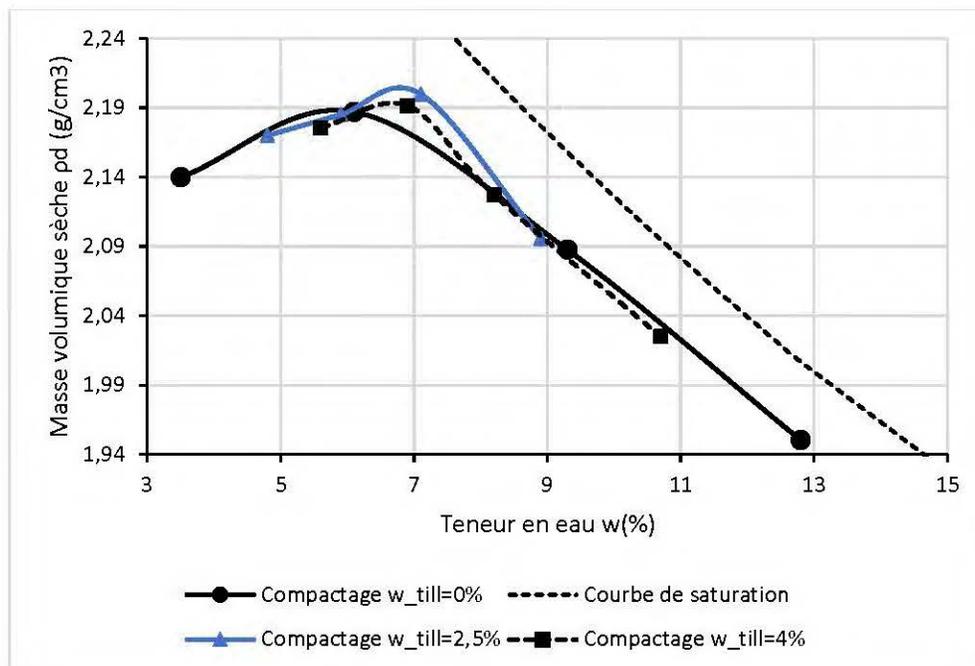


Figure 4-21 : Courbes de compactage des MTBWW lorsque $w_{i_boueWW}=175\%$ et : $w_{i_till} = 0; 2,5$ et 4%

La figure 4-22 présente l'impact de la teneur en boue sur la masse volumique sèche dans les MTBWW respectivement lorsque la teneur en eau initiale du till $w_{i_till} = 0; 2,5;$ et 4% et la teneur en eau initiale de la boue $w_{i_boueWW}=175\%$. Les teneurs en boue optimales sont respectivement de 10% pour $w_{i_till} = 0 \%$; $6,5\%$ pour $w_{i_till} = 2,5 \%$ et 4% pour $w_{i_till} = 4\%$. Il ressort de cette figure que la réduction de la teneur en eau initiale du sable augmente la teneur optimale de boue.

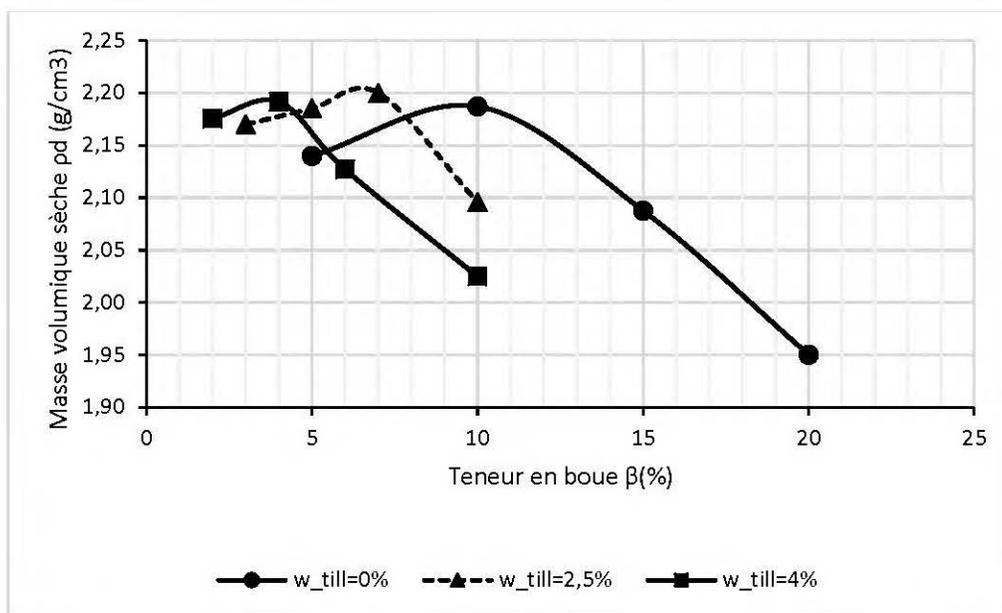


Figure 4-22 : Impact de la teneur en boue sur la masse volumique sèche des MTBWW lorsque $w_{i_till} = 0; 2,5$ et 4% et $w_{i_boueWW} = 175\%$

4.4.4 Essai de compactage des MTBWA

Les variations de la masse volumique sèche (ρ_d) et de la teneur en eau des MTBWA en fonction de la teneur en boue (β) sont données dans l'annexe D (figure D.1 (a), (b) et (c)) lorsque la teneur en eau initiale du till $w_{i_till} = 0; 2,5$ et 4% , et la teneur en eau initiale de boue $w_{i_boueWA} = 200\%$. Pour chaque teneur en eau du till, la teneur en eau du mélange (w_m) augmente avec la teneur en boue et les masses volumiques sèches ont l'allure d'une courbe Proctor. Les masses volumiques sèches et les teneurs en boue optimales sont respectivement de $2,09 \text{ g/cm}^3$ et 10% pour $w_{i_till} = 0$; $2,07 \text{ g/cm}^3$ et 6% pour $w_{i_till} = 2,5$ et $2,13 \text{ g/cm}^3$ et 2% pour $w_{i_till} = 4\%$.

Les courbes de compactage des MTBWA exprimées en termes de masse volumique sèche ρ_d vs teneur en eau sont aussi présentées en Annexe D (figure D.2 (a), (b) et (c)) lorsque la teneur en eau initiale du till w_{i_till} est respectivement de $0; 2,5$ et 4% . Pour ces essais, les teneurs en eau optimales sont de manière générale comprises entre 7 et 8% . Ces valeurs sont autour de la valeur correspondant à la teneur en eau optimale du till ($w_{opt_till}=5,4\%$; voir Figure 4.4).

La figure 4-23 compare l'impact de la teneur en boue sur la masse volumique sèche dans les MTBWA respectivement lorsque la teneur en eau initiale du till $w_{i_till} = 0; 2,5$; et 4% et la teneur

en eau initiale de la boue $w_{i_boueWA} = 200\%$. Les teneurs en boue optimales sont respectivement de 10% pour $w_{i_till}=0$; 6% pour $w_{i_till}= 2,5$ et 2% pour $w_{i_till}= 4\%$.

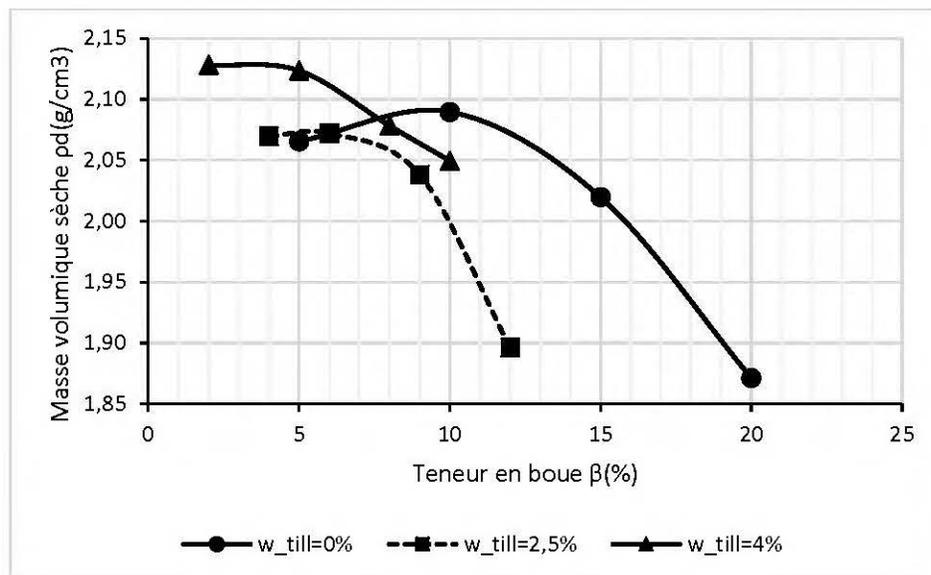


Figure 4-23 : Impact de la teneur en boue sur la masse volumique sèche des MTBWA lorsque $w_{i_till} = 0$; 2,5 et 4% et $w_{i_boueWA} = 200\%$

4.4.5 Récapitulatif de résultats de l'optimisation par compactage

Le tableau 4-16 présente les teneurs en boues optimales (β_{opt}) et les teneurs en eau optimales (w_{opt}) des MSB et MTB. Les MSBWW et MSBWA ont des valeurs de teneur en boue optimale variant entre 19 et 8% lorsque la teneur en eau initiale du sable varie de 0 à 7% alors que la teneur en eau optimale varie entre 12,4 et 10%, correspondant à la teneur en eau optimale du sable. Les MTBWW et MTBWA quant à eux, présentent des valeurs de teneur en boue optimale variant entre 10 et 2% lorsque la teneur en eau initiale du till varie de 0 à 4%, et celles de la teneur en eau optimale entre 7,8 et 6%, valeur proche de la teneur en eau optimale du till. Les teneurs en eau initiales des sols sont choisies de façon à obtenir une courbe présentant une teneur en boue optimale. Lors de ces essais, la teneur en eau initiale de 7,5% pour le till ne donnait aucun point optimal. Un exemple de cet essai est donné à l'annexe D (figure D-3). Cette figure présente la variation de la masse volumique sèche (ρ_d) et de la teneur en eau des MTBWA en fonction de la teneur en boue (β) respectivement lorsque la teneur en eau initiale du till $w_{i_till} = 7,5$ et la teneur en eau initiale de la boue $w_{i_boueWA} = 200\%$. On constate que la teneur en eau du mélange (w_m) augmente avec la teneur en boue (β) et les masses volumiques sèches (ρ_d) diminuent indéfiniment.

Tableau 4-16: Résultats de l'optimisation par compactage des MSB et MTB

Matériau	w_{i_sol} (%)	MSBWW		MSBWA		MTBWW		MTBWA	
		β_{opt} (%)	w_{opt} (%)	β_{opt} (%)	w_{opt} (%)	β_{opt} (%)	w_{opt} (%)	β_{opt} (%)	w_{opt} (%)
Sable	0	19	10	15	10,4				
	3,5	12	10	10	10				
	5	9	9,7	9	11,1				
	7	9	12,4	8	10,9				
Till	0					10	6	10	7,8
	2,5					6,5	7	6	7,1
	4					4	6,9	2	7

4.5 Proportions optimales retenues pour différents mélanges

Eu égard à ce qui précède (optimisation avec les modèles et par compactage), il ressort de cela que les modèles de Fuller et Thompson (1907), Andreasen et Andersen (1930), Dinger et Funk (1994) ont donné des courbes granulométriques optimales irréalisables avec les deux matériaux disponibles. Le modèle de Gutierrez (2005) n'a pas donné de proportion optimale alors que les modèles de Koltermann et Gorelick (1995), Côté et Konrad (2003), Wickland *et al.* (2006) ont donné des valeurs de teneur en boues dans les mêmes ordres de grandeur. De la même manière, les résultats du modèle de Jehring et Bareither (2016) et ceux de l'optimisation par compactage donnent des valeurs inférieures aux autres.

Dans la suite de ce travail, les essais de caractérisation hydrogéotechniques sont réalisés avec les résultats du modèle de Koltermann et Gorelick (1995) et les résultats de l'optimisation par compactage en considérant le degré de compaction à 98%. Ces deux modèles donnent respectivement des teneurs en boues optimales β_{opt} de 50% et 17% pour les MSBWW en considérant la teneur en eau initiale du sable 3,5 %, de 41 et 15% pour les MSBWA en considérant la teneur en eau initiale du sable 3,5 %, de 35 et 6% pour les MTBWW en considérant respectivement la teneur en eau initiale du till 7,5 et 4%; et de 28 et 7% pour les MTBWA en considérant respectivement, la teneur en eau initiale du till 7,5 et 4%; et teneurs en eau initiales des boues $w_{i_boueWA} = 200\%$ et $w_{i_boueWW} = 175\%$.

4.6 Caractérisation hydrogéotechnique des mélanges

Cette caractérisation a porté sur des essais de conductivité hydraulique saturée à charge variable, des essais de retrait libre et des essais de courbe de rétention d'eau en cellule de haute pression sur les mélanges optimisés donnés plus haut.

4.6.1 Essai de conductivité hydraulique saturée

L'échantillon est saturé par l'écoulement de bas en haut avec de l'eau déionisée puis pesé plusieurs fois pour confirmer son degré de saturation. Après la saturation, on laisse l'eau s'écouler à travers l'échantillon pendant un temps (t), puis on note la différence de hauteur. Connaissant la longueur, les dimensions de l'échantillon et du tube, le temps d'écoulement et les hauteurs h_1 et h_2 , l'équation (3-9) est utilisée pour déterminer la conductivité hydraulique saturée. L'essai est réalisé cinq fois sur le même échantillon. La moyenne arithmétique est effectuée pour déterminer la valeur moyenne de la conductivité hydraulique saturée. Le tableau 4-17 présente les valeurs des conductivités hydrauliques saturées des MSBWW ($\beta = 50$ et 17%), MSBWA ($\beta = 41$ et 15%), MTBWW ($\beta = 35\%$ et 6%) et MTBWA ($\beta = 36$ et 7%) ainsi que leurs porosités. Lors du déroulement des essais de conductivité pour les MSBWW ($\beta=50\%$) et MSBWA ($\beta = 41$), les teneurs en eau des mélanges étaient respectivement de 31% et 28%, ce qui rendait le compactage difficile, car les matériaux étaient quasi saturés. Pour obtenir les valeurs présentées ci-dessous, la teneur en eau du mélange était réduite par séchage jusqu'à des valeurs permettant le compactage facile des matériaux. Il ressort du tableau 4-17 que les mélanges à base de sable et de till ont respectivement des conductivités hydrauliques saturées autour de 10^{-4} cm/s et de 10^{-6} cm/s.

Tableau 4-17: Résultats des conductivités hydrauliques saturées des MSB et MTB

Mélange	$\beta(\%)$	Porosité	k_{sat} (cm/s)
MSBWW	50	0,33	$1,74 \times 10^{-4}$
MSBWW	17	0,3	$2,02 \times 10^{-4}$
MSBWA	41	0,47	$3,79 \times 10^{-4}$
MSBWA	15	0,34	$8,5 \times 10^{-5}$
MTBWW	35	0,29	$6,11 \times 10^{-6}$
MTBWW	6	0,25	$6,9 \times 10^{-6}$
MTBWA	28	0,38	$1,17 \times 10^{-5}$
MTBWA	7	0,29	$5,23 \times 10^{-6}$

4.6.2 Essai de retrait

La figure 4-24 présente les courbes de retrait des mélanges MSBWW ($\beta = 50\%$ et $\beta = 17\%$) et MSBWA (41% et $\beta = 15\%$). Les indices des vides initiaux e_0 étaient respectivement de 0,76 et 0,5 pour les MSBWW et de 0,82 et 0,7 pour les MSBWA; les indices des vides finaux (e_f) respectivement de 0,59 et 0,4 pour les MSBWW et de 0,71 et 0,64 pour les MSBWA; les limites de retrait (w_s) respectivement 17 et 14,5% pour les MSBWW et de 26 et 23% pour les MSBWA. Les retraits volumiques respectivement 17 et 6% pour les MSBWW et de 6 et 3% pour les MSBWA.

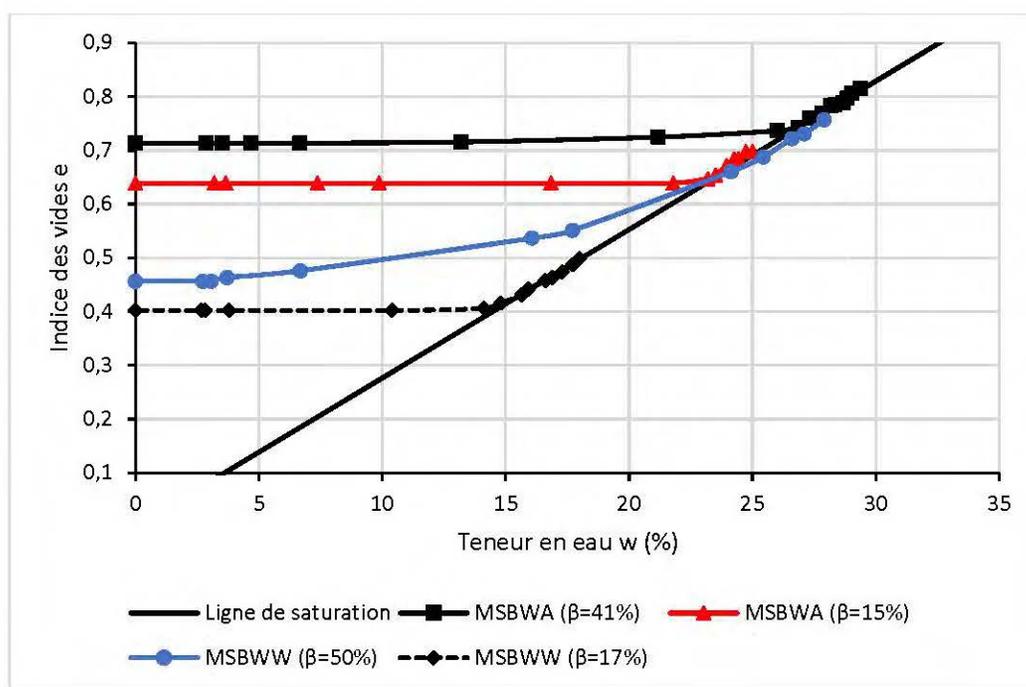


Figure 4.24: Courbes de retrait des MSBWW et WA

La figure 4-25 présente les courbes de retrait des mélanges MTBWW ($\beta = 35\%$ et $\beta = 6\%$) et MTBWA ($\beta = 28\%$ et $\beta = 7\%$). Les indices des vides initiaux e_0 étaient respectivement de 0,73 et 0,6 pour les MTBWW et de 0,83 et 0,67 pour les MTBWA ; les indices des vides finaux (e_f) respectivement de 0,41 et 0,28 pour les MTBWW et de 0,59 et 0,48 pour les MTBWA et les limites de retrait (w_s) respectivement 16 et 10,6% pour les MTBWW et de 21,8 et 17,7% pour les MTBWA. Les retraits volumiques respectivement 19 et 16% pour les MTBWW et de 14 et 12% pour les MTBWA.

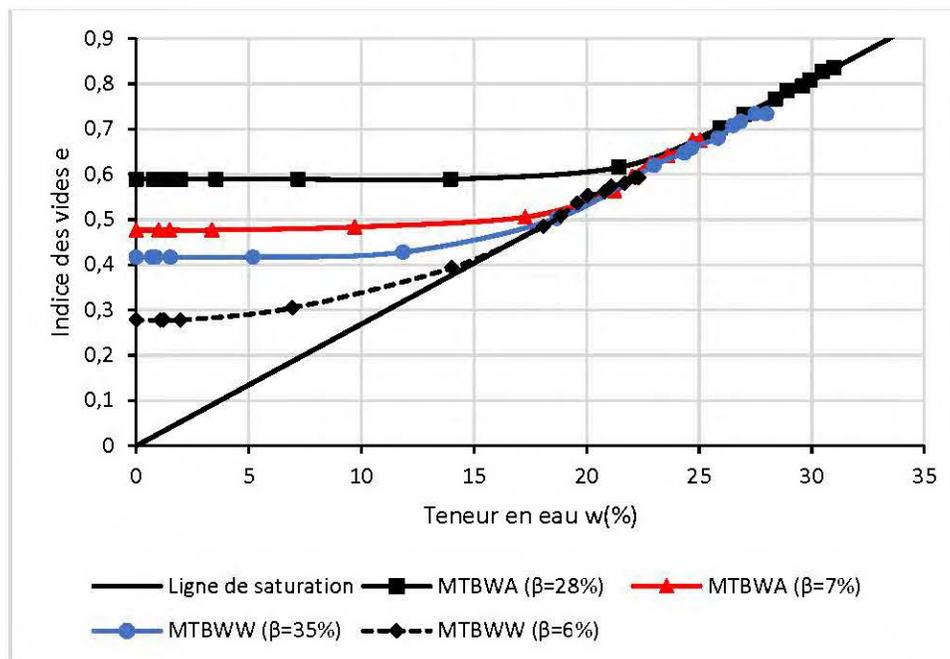


Figure 4-25: Courbes de retrait des MTBWW et WA

Il ressort de ces figures que les retraits volumiques augmentent en fonction de la teneur en boues. Il est alors attendu que ce retrait se produise lors des essais de rétention d'eau lorsque la teneur en eau va baisser au fur à mesure que la succion appliquée va augmenter. C'est pour cette raison que la cellule de pression à membrane cellulosique de 100 bar (10 MPa) a été visé pour la détermination des courbes de rétention d'eau (voir section 4.6.3). En effet, ce dispositif permet de mesurer le volume de l'échantillon à chaque palier de succion.

4.6.3 Essai de courbe de rétention d'eau (CRE) en cellule haute pression

Les figures 4-26 et 4-27 présentent les courbes de rétention d'eau réalisées avec la cellule haute pression pour les mélanges MSBWW ($\beta = 17\%$), MSBWA ($\beta = 15\%$), MTBWW ($\beta = 6\%$) et MTBWA ($\beta = 7\%$) sous la forme (S_r, ψ) . Les autres courbes de rétention d'eau sous la forme (θ, ψ) et (e, ψ) sont présentées à l'annexe E. Il ressort de ces figures que les valeurs de la pression d'entrée d'air (ψ_a) et les teneurs en eau à saturation sont : 30 kPa et 29% pour le MSBWW ($\beta = 17\%$), 39 kPa et 44% pour le MSBWA ($\beta = 15\%$), 68 kPa et 34% pour le MTBWW ($\beta = 6\%$) et 68 kPa et 39% pour le MTBWA ($\beta = 7\%$).

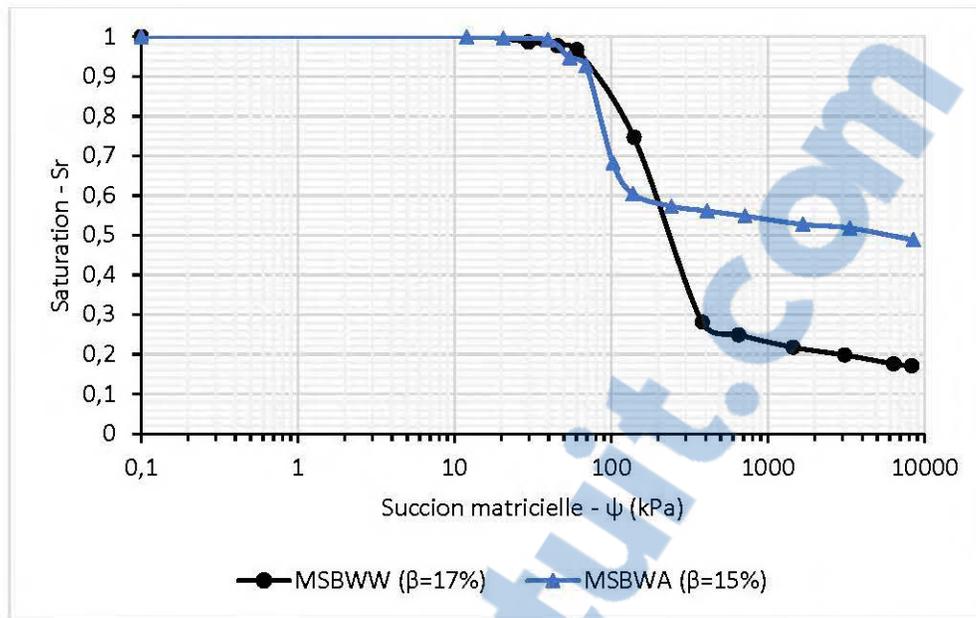


Figure 4-26: Courbe de rétention d'eau des MSBWW ($\beta = 17\%$) et MSBWA ($\beta = 15\%$)

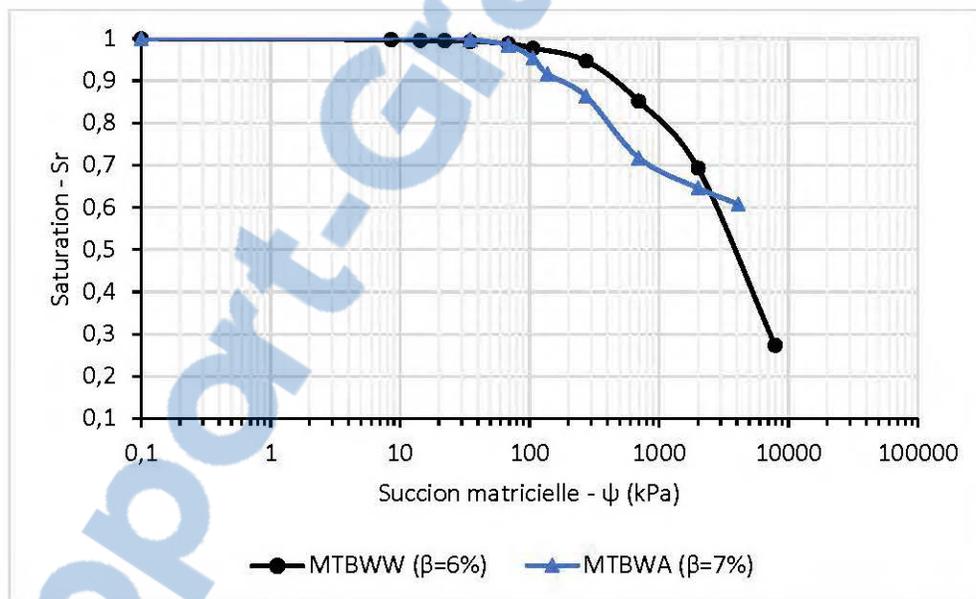


Figure 4-27: Courbe de rétention d'eau des MTBWW ($\beta = 6\%$) et MTBWA ($\beta = 7\%$)

Des résultats des essais de courbe de rétention d'eau en cellule de haute pression, on peut aussi présenter les courbes de retrait sous la forme (e, w) . Les figures 4-28 et 4-29 présentent les courbes de retrait des mélanges MSBWW ($\beta = 17\%$), MSBWA ($\beta = 15\%$), MTBWW ($\beta = 6\%$) et MTBWA ($\beta = 7\%$) sous la forme (e, w) . Il ressort de cela ce qui suit : les indices des vides initiaux e_0 étaient respectivement de 0,42 pour le MSBWW; 0,78 pour le MSBWA ; 0,52 pour le MTBWW et 0,65

pour le MTBWA. Les indices des vides finaux (e_f) respectivement de 0,3 pour le MSBWW; 0,72 pour le MSBWA ; 0,26 pour le MTBWW et 0,36 pour le MTBWA. Les limites de retrait (w_s) respectivement 11% pour le MSBWW; 26% pour le MSBWA; 10% pour le MTBWW et 13,4 % pour le MTBWA. Les retraits volumiques respectivement 7 et 3% pour les MTBWW et WA, et de 17% pour les MTBWW et WA.

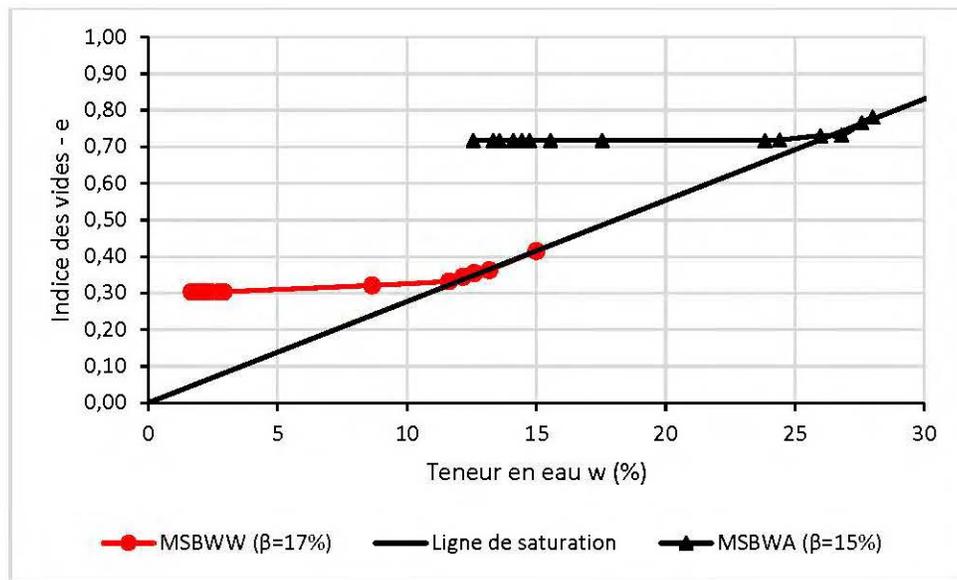


Figure 4-28: Courbe de retrait du mélange MSBWW ($\beta = 17\%$) et MSBWA ($\beta = 15\%$)

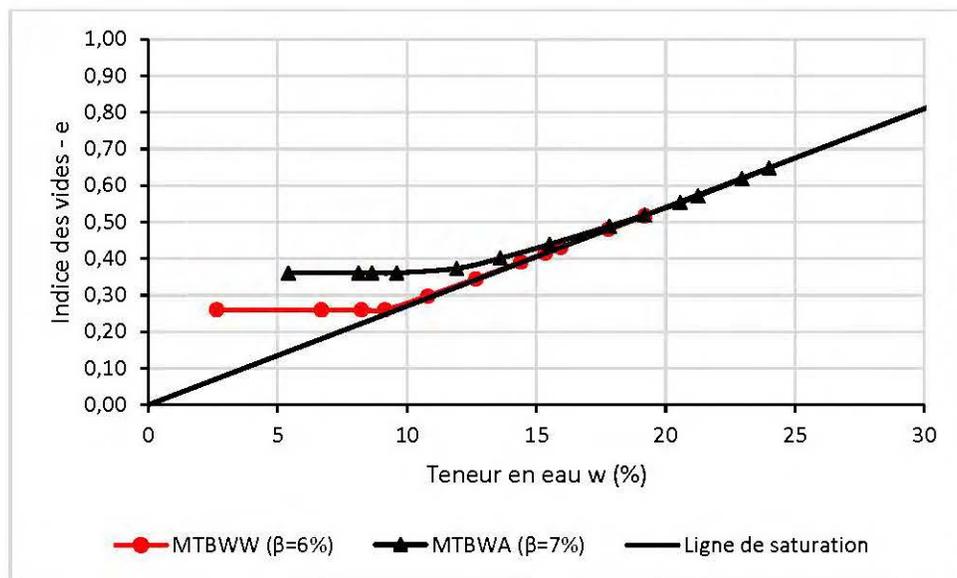


Figure 4-29: Courbe de retrait du mélange MTBWW ($\beta = 6\%$) et MTBWA ($\beta = 7\%$)

CHAPITRE 5 DISCUSSIONS

Deux points principaux seront discutés, il s'agit d'une part de l'effet de la teneur en eau initiale des sols et d'autre part de l'effet de l'état dense des sols sur les proportions optimales des boues dans les mélanges. Quelques remarques générales relatives aux limites de cette étude seront aussi formulées.

5.1 Effet de la teneur en eau initiale des sols sur les mélanges

Les résultats présentés jusqu'ici sur les mélanges optimaux basés sur la théorie de mélanges considéraient des teneurs en eau initiales de 3,5% pour le sable et de 7,5% pour le till (voir Tableau 4-1). Il serait alors intéressant d'évaluer l'effet de la teneur en eau initiale des sols (sable et till) sur les proportions optimales des mélanges obtenues par les modèles de Koltermann et Gorelick (1995), Côté et Konrad (2003), Wickland et al. (2006) et Jehring et Bareither (2016). Différentes teneurs en eau initiales des sols ont été considérées, à savoir $w_{i_sable} = 3,5\%$; 10%; 15%; 18% pour le sable et $w_{i_till} = 3\%$; 7,5%; 14%; 16% pour le till. Les masses volumiques humides correspondantes à l'état lâche sont $\rho_{sable} = 1,33$; 1,41; 1,5; 1,53 g/cm³ pour le sable et $\rho_{till} = 1,5$; 1,6; 1,7; 1,74 g/cm³ pour le till. Les valeurs de la masse volumique humide (ρ) sont déterminées par calcul à partir de la masse volumique sèche à l'état lâche et de la teneur en eau.

5.1.1 Modèle de Koltermann et Gorelick (1995)

L'application du modèle de Koltermann et Gorelick (1995) (voir section 4.3.1) a donné les proportions volumiques optimales $r_{f_opt} = 54\%$ pour les mélanges sable-boues (WW et WA) et $r_{f_opt} = 45\%$ pour les mélanges till-boues. En appliquant l'expression 3.23, dans le but de transformer la proportion volumique optimale (r_{f_opt}) en teneur en boue optimale (β_{opt}) pour des teneurs en eau initiales $w_{i_boueWW} = 175\%$ pour la boue WW et $w_{i_boueWA} = 200\%$ pour la boue WA conduit aux résultats présentés par les figures 5-1 (a) et (b). Ces figures montrent la variation de la teneur en boue optimale (β_{opt}) en fonction de la teneur en eau initiale des sols lorsque $w_{i_boueWW} = 175\%$ et $w_{i_boueWA} = 200\%$.

Les teneurs en eau initiales du sable sont 3,5; 10; 15; 18%, celles du till 3; 7,5; 14; 16%; la teneur en eau initiale des boues $w_{i_boueWW} = 175\%$ et $w_{i_boueWA} = 200\%$. Lorsque les matériaux sont lâches, la proportion volumique optimale (r_{f_opt}) donnée par la théorie de Koltermann et Gorelick (1995)

vaut 54% pour les MSB et 45% pour les MTB. La conversion de celles-ci en teneur en boues optimales (β_{opt}) donne : pour le MSBWW 50% pour $w_{i_sable} = 3,5\%$; 46 % pour $w_{i_sable} = 10\%$; 44% pour $w_{i_sable} = 15\%$ et 43% pour $w_{i_sable} = 18\%$; pour MSBWA 41% pour $w_{i_sable} = 3,5\%$; 38% pour $w_{i_sable} = 10\%$; 36% pour $w_{i_sable} = 15\%$ et 35% pour $w_{i_sable} = 18\%$. Pour les MTBWW 37% pour $w_{i_till} = 3\%$; 35% pour $w_{i_till} = 7,5\%$; 33% pour $w_{i_till} = 14\%$ et 32% pour $w_{i_till} = 16\%$; pour les MTBWA 30% pour $w_{i_till} = 3\%$; 28% pour $w_{i_till} = 7,5\%$; 26% pour $w_{i_till} = 14\%$ et 25% pour $w_{i_till} = 16\%$.

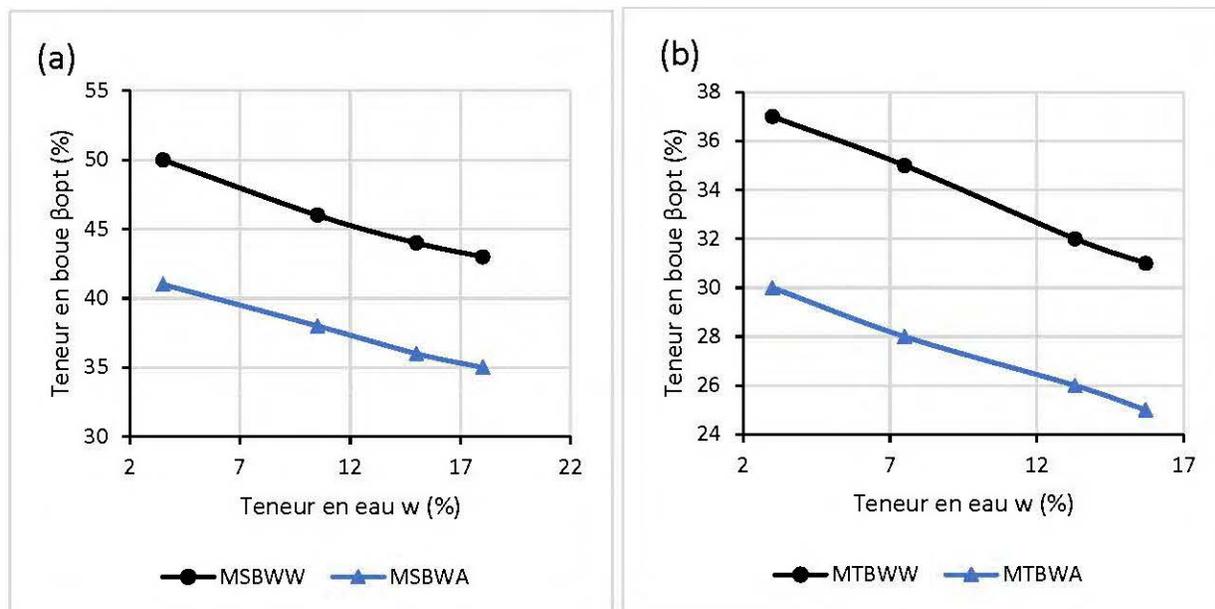


Figure 5-1 : Variation de la teneur en boue optimale (β_{opt}) en fonction de la teneur en eau initiale des sols lorsque $w_{i_boueWW} = 175\%$ et $w_{i_boueWA} = 200\%$ avec le modèle de Koltermann et Gorelick (1995): (a) MSB, (b) MTB

5.1.2 Modèle de Côté et Konrad (2003)

L'application du modèle de Côté et Konrad (2003) (voir section 4.3.2) a donné les résultats suivants en termes de fraction des boues (F) : 18% pour le MSBWW, 13% pour le MSBWA, 13% pour MTBWW et 10% pour MTBWA. L'équation (3-26) a été appliquée dans le but de convertir la fraction des boues sèches (F) en teneur en boue optimale (β_{opt}) pour des teneurs en eau initiales $w_{i_boueWW} = 175\%$ pour la boue WW et $w_{i_boueWA} = 200\%$ pour la boue WA. Lorsque des teneurs en eau initiales du sable w_{i_sable} de 3,5; 10; 15 et 18% sont considérées, les teneurs en boue optimales correspondantes sont respectivement $\beta_{opt} = 49, 45, 43,$ et 42% pour les MSBWW, $\beta_{opt} = 38, 36, 34$

et 33% pour les MSBWA. Pour les MTBWW, $\beta_{opt} = 36, 34, 32,$ et 31%, pour les MTBWA, $\beta_{opt} = 28, 27, 25$ et 24% respectivement lorsque la teneur en eau initiale du till $w_{i_till} = 3; 7,5; 14$ et 16%. Les figures 5-2 (a) et (b) présentent la variation de la teneur en boue optimale (β_{opt}) en fonction de la teneur en eau initiale des sols pour les MSB et MTB avec l'application du modèle de Côté et Konrad (2003). Il ressort de ces figures qu'il y a une diminution de la teneur en boues optimale (β_{opt}) lorsqu'on augmente la teneur en eau initiale des sols.

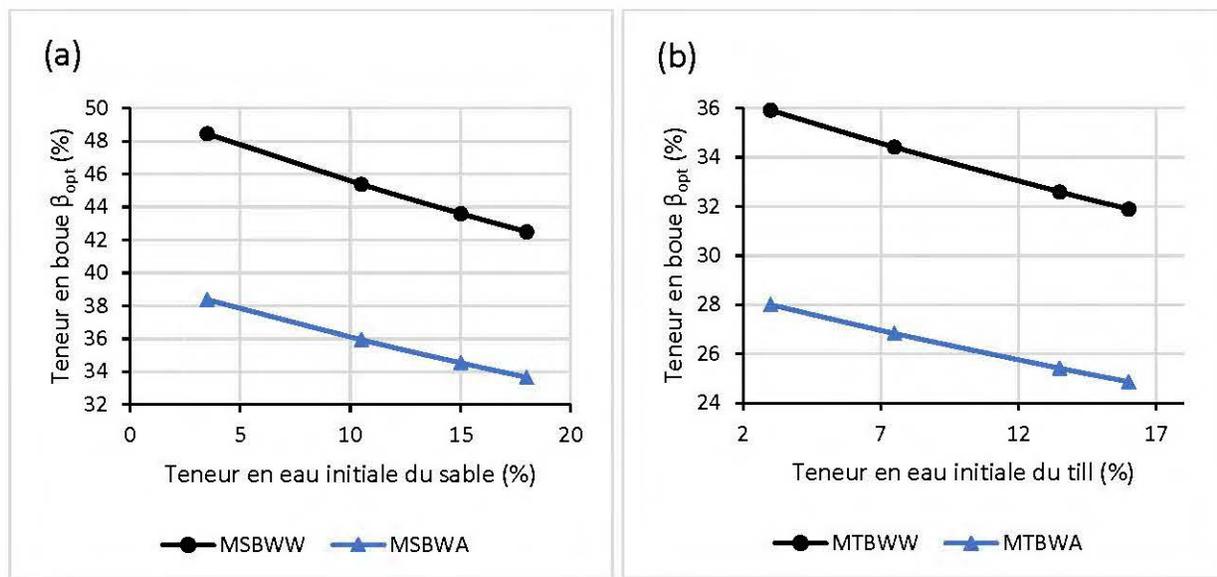


Figure 5-2: Variation de la teneur en boue optimale (β_{opt}) en fonction de la teneur en eau initiale des sols lorsque $w_{i_boueWW} = 175\%$ et $w_{i_boueWA} = 200\%$ avec le modèle de Côté et Konrad (2003) : (a) MSB, (b) MTB

5.1.3 Théorie de Wickland *et al.* (2006)

L'application de la théorie de Wickland *et al.* (2006) (voir section 4.3.4) a donné la proportion optimale de boue sèche (F) égale à 20% pour les différents mélanges. La conversion de cette proportion optimale (F) en teneur en boue optimale (β_{opt}) est faite avec l'équation (3-26) pour des teneurs en eau initiales $w_{i_boueWW} = 175\%$ pour la boue WW et $w_{i_boueWA} = 200\%$ pour la boue WA. Les teneurs en boue optimales correspondantes sont respectivement $\beta_{opt} = 53, 50, 48$ et 47% pour les MSBWW et $\beta_{opt} = 58, 54, 52$ et 51% pour les MSBWA lorsque la teneur en eau initiale du sable $w_{i_sable} = 3,5; 10; 15$ et 18%. Lorsque la teneur en eau initiale du till w_{i_till} est de 3; 7,5; 14 et 16%, les teneurs en boue optimales correspondantes β_{opt} sont respectivement de 53; 51; 48 et 47% pour

les MTBWW et de 58; 56, 53 et 52% pour les MTBWA. Les figures 5-3 (a) et (b) présentent la variation de la teneur en boue optimale (β_{opt}) en fonction de la teneur en eau initiale des sols pour les MSB et MTB avec l'application du modèle de Wickland *et al.* (2006). Il ressort de ces figures qu'il y a une diminution de la teneur en boue optimale (β_{opt}) lorsqu'on augmente la teneur en eau initiale des sols.

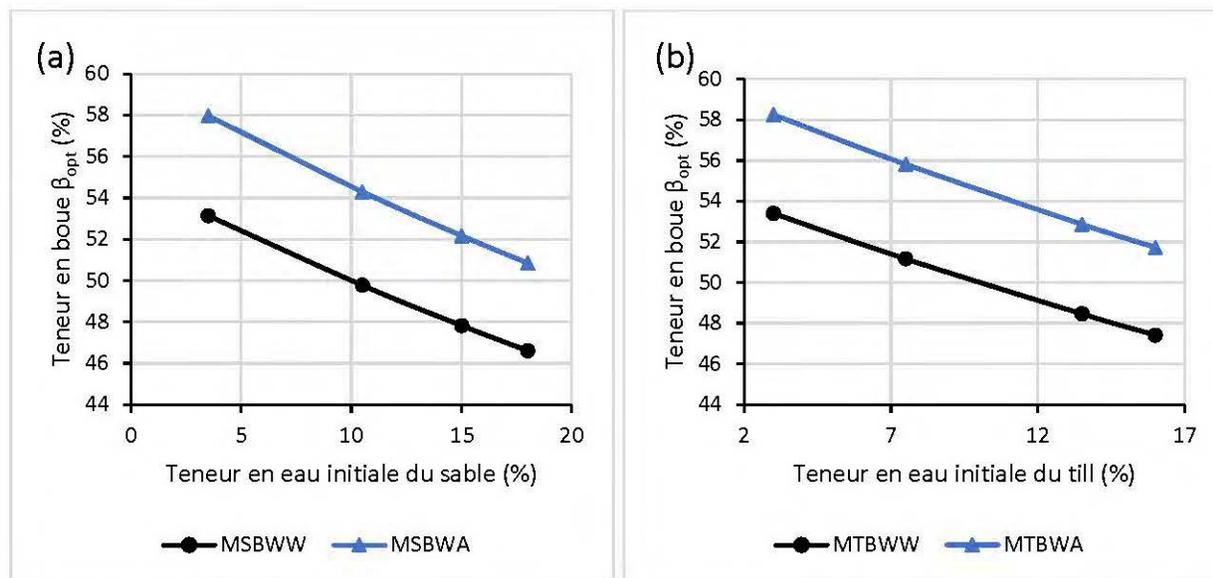


Figure 5-3: Variation de la teneur en boue optimale (β_{opt}) en fonction de la teneur en eau initiale des sols lorsque $w_{i_boueWW} = 175\%$ et $w_{i_boueWA} = 200\%$ avec la théorie de Wickland *et al.* (2006) : (a) MSB, (b) MTB

5.1.4 Modèle de Jehring et Bareither (2016)

L'application du modèle de Jehring et Bareither (2016) (voir section 4.3.5) a donné les résultats suivants en termes de rapport optimal de mélange (R_{opt}) : 5% pour le MSBWW; 7 % pour le MSBWA; 7% pour MTBWW et 10% pour MTBWA. L'équation (3-28) a été appliquée, dans le but de convertir les rapports optimaux (R) en teneurs en boues optimales (β_{opt}) pour des teneurs en eau initiales $w_{i_boueWW} = 175\%$ pour la boue WW et $w_{i_boueWA} = 200\%$ pour la boue WA. Lorsque les teneurs en eau initiales du sable $w_{i_sable} = 3,5; 10; 15$ et 18% sont considérées, les teneurs en boue optimales correspondantes sont respectivement $\beta_{opt} = 18; 17; 16$ et 15% pour les MSBWW, $\beta_{opt} = 14; 13; 12$ et $11,8 \%$ pour les MSBWA. Pour les MTBWW $\beta_{opt} = 14; 13; 12$ et $11,9 \%$; pour les MTBWA $\beta_{opt} = 10; 9,5; 9$ et $8,8\%$ respectivement lorsque la teneur en eau initiale du till $w_{i_till} = 3;$

7,5; 14 et 16%. Les figures 5-4 (a) et (b) présentent la variation de la teneur en boue optimale (β_{opt}) en fonction de la teneur en eau initiale des sols pour les MSB et MTB avec l'application du modèle de Jehring et Bareither (2016). Il ressort de ces figures qu'il y a une légère diminution de la teneur en boue optimale (β_{opt}) lorsqu'on augmente la teneur en eau initiale des sols.

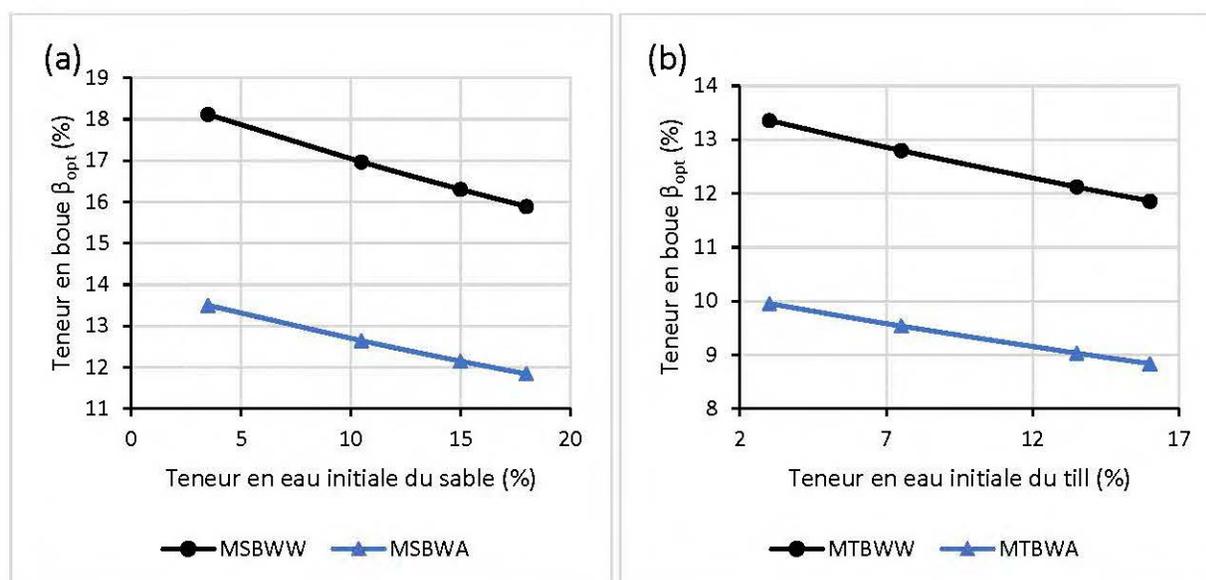


Figure 5-4: Variation de la teneur en boue optimale (β_{opt}) en fonction de la teneur en eau initiale des sols lorsque $w_{i_boueWW} = 175\%$ et $w_{i_boueWA} = 200\%$ avec le modèle de Jehring et Bareither (2016) : (a) MSB, (b) MTB

5.1.5 Récapitulatif

La discussion ci-dessus nous a présenté l'évaluation de l'effet de la teneur en eau initiale des sols (sable et till) sur les proportions optimales des mélanges obtenues par les modèles de Koltermann et Gorelick (1995), Côté et Konrad (2003), Wickland *et al.* (2006) et Jehring et Bareither (2016). Il se dégage de cela que la teneur en eau initiale a un impact sur la teneur en boue optimale (β_{opt}) dans les mélanges. Lorsque la teneur en eau initiale du sol augmente, tout en maintenant la teneur en eau initiale de la boue constante, la teneur en boue optimale (β_{opt}) diminue.

5.2 Effet de l'état dense des sols sur les proportions optimales

Les résultats présentés au Chapitre 4 sur les mélanges optimaux basés sur la théorie de mélanges considéraient tous les matériaux (fin et grossier) à l'état lâche. Il serait intéressant d'évaluer l'effet

d'un état dense des sols (sable et till) sur les proportions optimales des mélanges obtenues par les modèles de Koltermann et Gorelick (1995), Côté et Konrad (2003) et Jehring et Bareither (2016). Les valeurs considérées pour les sols denses sont prises à l'optimum Proctor. Les boues sont toujours considérées à l'état lâche. Le tableau 5-1 présente les propriétés des sols à l'optimum Proctor et celles des boues à l'état lâche. Évidemment, les porosités des sols denses sont plus faibles que celles de ces mêmes sols à l'état lâche (voir tableau 4-1).

Tableau 5-1: Propriétés physiques des sols à l'état dense et des boues à l'état lâche

	Sable	Till	Boue WW	Boue WA
Teneur en eau (w)	10	5,4	175	200
Densité spécifique (G_s)	2,8	2,7	2,35	2,6
Masse volumique ρ (g/cm^3)	2,21	2,33	1,23	1,0
Porosité (n)	0,28	0,17	0,81	0,87
Indice des vides (e)	0,4	0,2	4,25	6,8

5.2.1 Application du modèle de Koltermann et Gorelick (1995) avec sols denses

L'application du modèle de Koltermann et Gorelick (1995) (voir équation 2-36) en considérant les sols compactés à l'optimum Proctor a donné des résultats présentés ci-dessous. Les propriétés des matériaux considérés sont présentées au tableau 5.1.

Les figures 5-5 (a) et (b) présentent respectivement la prédiction de la variation de la porosité en fonction de la proportion volumique (r_f) des boues pour les MSBWW et MSBWA par le modèle de Koltermann et Gorelick (1995) lorsque le sable est dense. Il ressort de ces figures que le mélange de faible porosité est à une proportion volumique optimale sèche $r_{f_opt} = 28\%$ pour les deux mélanges. À partir de l'équation (3-23), cette proportion volumique optimale sèche $r_{f_opt} = 28\%$ peut être convertie en teneur en boue optimale $\beta_{opt} = 12\%$ pour le MSBWW et 10% pour le MSBWA. Ici la teneur en eau initiale du sable $w_{i_sable} = 10\%$ (teneur en eau optimale du sable), car le sable est considéré à l'optimum Proctor. La teneur en eau initiale de boue $w_{i_boueWW} = 175\%$ et $w_{i_boueWA} = 200\%$ pour la boue WW et WA.

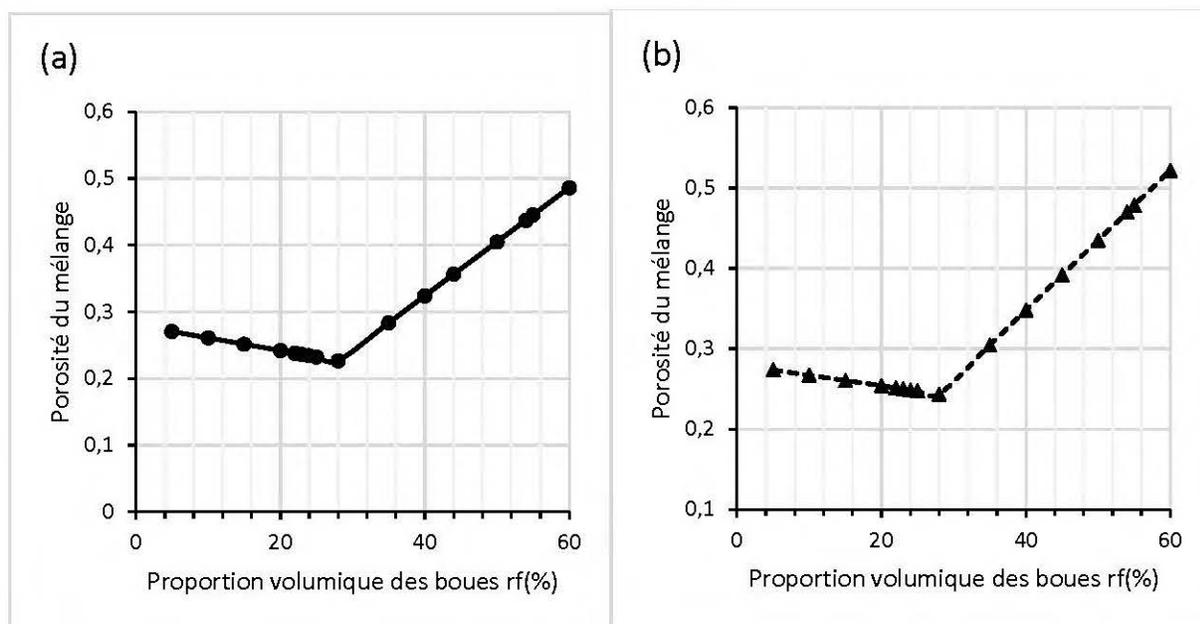


Figure 5-5: Prédiction de la variation de la porosité en fonction de la proportion volumique (r_f) des boues par le modèle de Koltermann et Gorelick (1995) avec sable dense (a) Mélange sable-boue WW, (b) Mélange sable-boue WA

Les figures 5-6 (a) et (b) présentent la prédiction de la variation de la porosité en fonction de la proportion volumique (r_f) des boues par le modèle de Koltermann et Gorelick (1995) avec till dense pour les MTBWW et MTBWA. Il ressort de ces figures que le mélange de faible porosité est à une proportion volumique optimale sèche $r_{f_opt} = 17\%$ pour les deux mélanges, ce qui, selon l'équation 3.23, correspond à des teneurs en boue optimale $\beta_{opt} = 9\%$ pour les MTBWW et 7% pour le MTBWA. La teneur en eau initiale du till considérée $w_{i_till} = 5,4\%$ (teneur en eau optimale du till), car le till est considéré à l'optimum Proctor. La teneur en eau initiale de boue $w_{i_boueWW} = 175\%$ et $w_{i_boueWA} = 200\%$ pour la boue WW et WA.

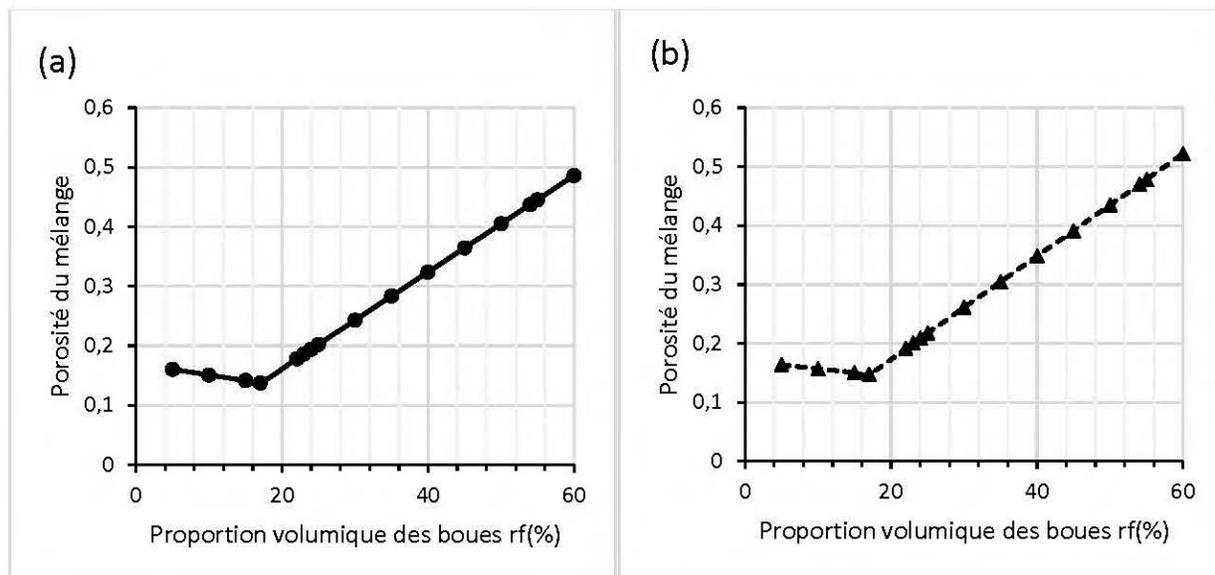


Figure 5-6: Prédiction de la variation de la porosité en fonction de la proportion volumique (r_f) des boues par le modèle de Koltermann et Gorelick (1995) avec till dense (a) Mélange till-boue WW, (b) Mélange till-boue WA

Pour dégager l'effet de l'état des sols sur les proportions optimales, nous faisons une comparaison des résultats obtenus lors de l'application du modèle de Koltermann et Gorelick (1995) avec sols lâches (voir section 4.3.1) et denses. Les teneurs en eau initiales considérées $w_i = 10\%$ pour le sable lâche et dense; $w_{i_till\ lâche} = 7,5\%$ et $w_{i_till\ dense} = 5,4\%$ pour le till lâche et dense; $w_{i_boueWW} = 175\%$ et $w_{i_boueWA} = 200\%$ pour la boue WW et WA à l'état lâche.

Les figures 5-7 (a) et (b) présentent la variation de la teneur en boue en fonction de la proportion volumique (r_f) lorsque le sable est lâche et dense avec le modèle Koltermann et Gorelick (1995) pour les mélanges sable-boues WW et WA. Les porosités du sable (n) considérées pour les états lâche et dense sont : 0,54 et 0,28. Les proportions volumiques optimales sèches (r_{f_opt}) des boues pour les deux états (lâche et dense) sont de 54 et 28% (voir sections 4.3.1 et 5.2.1). La conversion de la proportion volumique optimale sèche (r_{f_opt}) en teneur en boue optimale (β_{opt}) a donné les résultats ci-après : 44% pour le MSBWW et 35% pour le MSBWA lorsque le sable est lâche; 12% pour le MSBWW et 10% pour le MSBWA lorsque le sable est dense. On constate que pour les MSBWW, la teneur en boue optimale (β_{opt}) passe de 44 à 12% et pour les MSBWA, elle passe de 35 à 10% lorsque l'état du sable passe de lâche à dense et en considérant la teneur en eau initiale $w_{i_sable} = 10\%$ pour le sable lâche et dense.

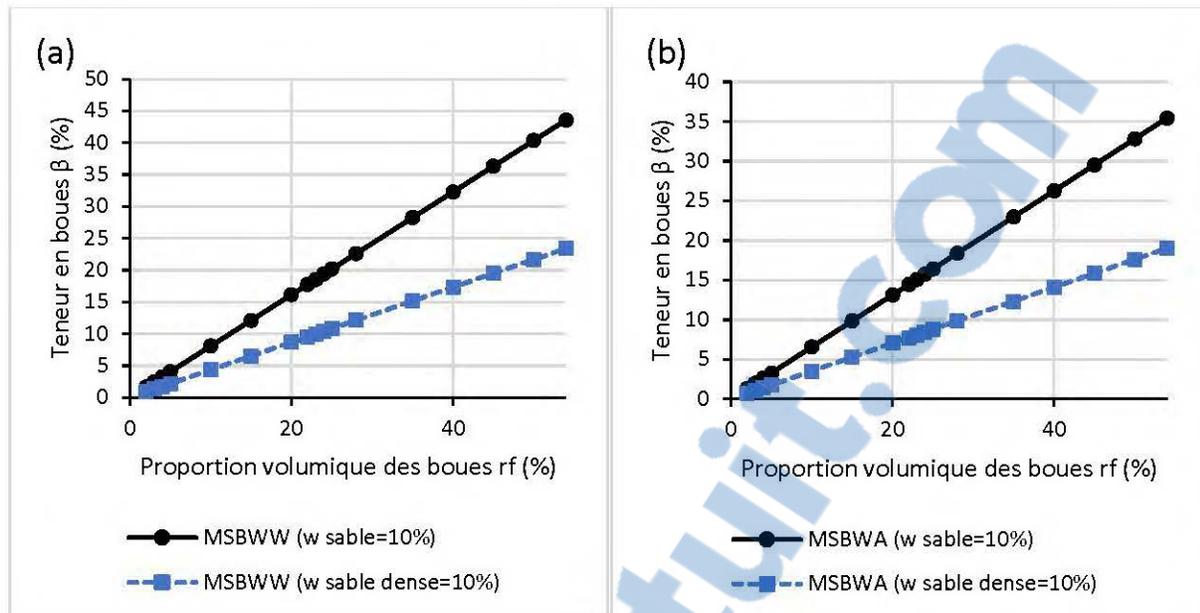


Figure 5-7: Variation de la teneur en boue en fonction de la proportion volumique (r_f) lorsque le sable est lâche et dense; $w_{i_sable\ lâche\ et\ dense} = 10\%$ avec le modèle Koltermann et Gorelick (1995) (a) MSBWW; (b) MSBWA

Les figures 5-8 (a) et (b) présentent la variation de la teneur en boue en fonction de la proportion volumique (r_f) lorsque le till est lâche et dense avec le modèle de Koltermann et Gorelick (1995) pour les mélanges till-boues WW et WA. Les porosités du till (n) considérées pour les états lâche et dense sont : 0,45 et 0,17. Les proportions volumiques optimales sèches (r_{f_opt}) des boues pour les deux états (lâche et dense) sont de 45 et 17% (voir sections 4.3.1 et 5.2.1). La conversion de la proportion volumique optimale sèche (r_{f_opt}) en teneur en boue optimale (β_{opt}) a donné les résultats ci-après : 35% pour le MTBWW et 28% pour le MTBWA lorsque le till est lâche; 9% pour le MTBWW et 7% pour le MTBWA lorsque le till est dense. On constate que pour les MTBWW, la teneur en boue optimale (β_{opt}) passe de 35 à 9% et pour les MTBWA, elle passe de 28 à 7% lorsque l'état du till passe de lâche à dense et en considérant la teneur en eau initiale $w_{i_till\ lâche} = 7,5\%$ et $w_{i_till\ dense} = 5,4\%$ pour le till lâche et dense.

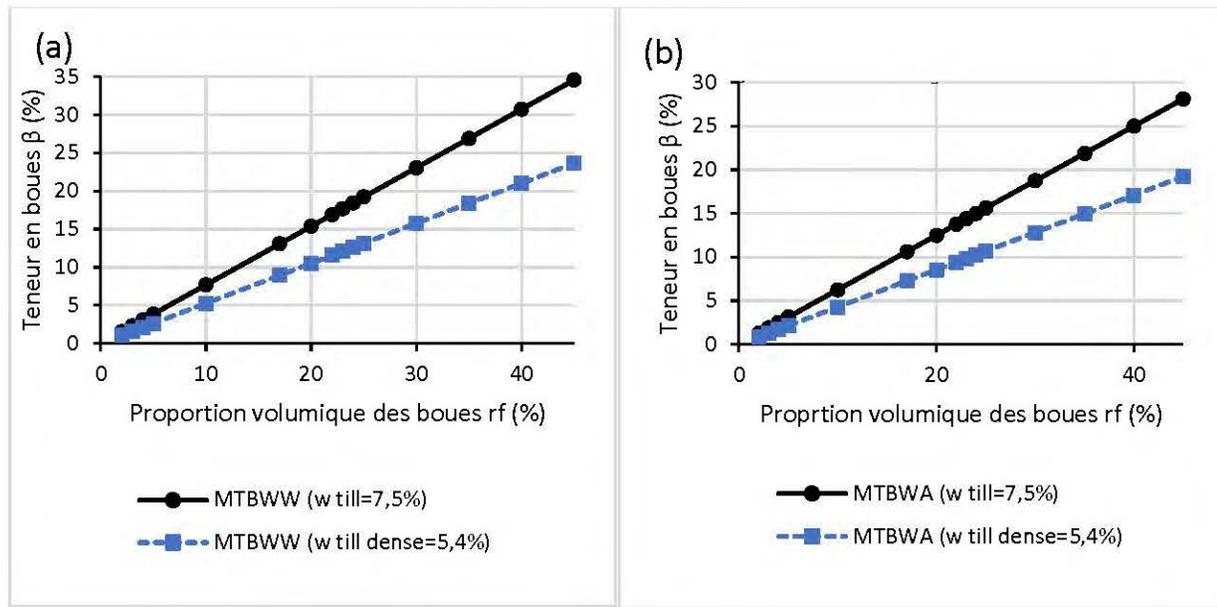


Figure 5-8: Variation de la teneur en boue en fonction de la proportion volumique (r_f) lorsque le till est lâche et dense; $w_{i_till\ lâche} = 7,5\%$ et $w_{i_till\ dense} = 5,4\%$ avec le modèle Koltermann et Gorelick (1995) (a) MTBWW; (b) MTBWA

5.2.2 Application du modèle de Côté et Konrad (2003) avec sols denses

L'application du modèle de Côté et Konrad (2003) (équation 2-47) pour les mélanges de sable et de till avec les boues WW et WA, lorsque les sols sont considérés denses, a donné les résultats présentés dans le tableau 5-2, en termes de fraction des boues sèches (F). Les propriétés des matériaux utilisés sont dans le tableau 5-1. En appliquant l'équation (3-26), afin de convertir la fraction des boues sèches (F) en teneur en boue optimale (β_{opt}) pour des teneurs en eau initiales respectives $w_{i_sable} = 10\%$; $w_{i_till} = 5,4\%$; $w_{i_boueWW} = 175\%$ et $w_{i_boueWA} = 200\%$ pour le sable, le till, boue WW et WA, conduit à des valeurs respectives $\beta_{opt} = 17, 13, 10$ et 7% pour les mélanges sable-boue WW et WA, till-boue WW et WA.

Tableau 5-2: Fraction des boues (F) et teneur en boue optimale (β_{opt}) dans les mélanges sable-boue WW et WA, till-boue WW et WA par le modèle de Côté et Konrad (2003)

Modèle	Mélanges	F(%)	β_{opt} (%)
Côté et Konrad (2003)	Sable-boue WW	7	17
	Sable-boue WA	5	13
	Till-boue WW	4	10
	Till-boue WA	3	7

Le tableau 5-3 présente les teneurs en boues optimales (β_{opt}) dans les mélanges sable-boue WW et WA, till-boue WW et WA par le modèle de Côté et Konrad (2003) lorsque les sols sont considérés à leurs états lâche (voir section 4.3.2) et dense. Les teneurs en eau initiales ont été considérées : $w_{i_sable} = 10\%$ pour le sable lâche et dense; $w_{i_till\ lâche} = 7,5\%$ et $w_{i_till\ dense} = 5,4\%$ pour le till; $w_{i_boueWW} = 175\%$ et $w_{i_boueWA} = 200\%$ pour la boue WW et WA à l'état lâche. Il ressort de ce tableau que la teneur en boue optimale (β_{opt}) passe de 45% à 17% pour les MSBWW; de 36% à 13% pour les MSBWA; de 32 à 10% pour les MTBWW et de 25 à 7% pour les MTBWA lorsque les sols passent de l'état lâche à l'état dense.

Tableau 5-3: Teneur en boue optimale (β_{opt}) dans les mélanges sable-boue WW et WA, till-boue WW et WA par le modèle de Côté et Konrad (2003) avec sols lâches et denses

Modèle	Mélanges	β_{opt} sol lâche (%)	β_{opt} sol dense (%)
Côté et Konrad (2003)	Sable-boue WW	45	17
	Sable-boue WA	36	13
	Till-boue WW	32	10
	Till-boue WA	25	7

5.2.3 Application du modèle de Jehring et Bareither (2016) avec sols denses

L'application du modèle de Jehring et Bareither (2016) (équation 2-50) pour les mélanges du sable et du till avec les boues WW et WA lorsque les sols sont considérés denses a donné les résultats présentés dans le tableau 5-4 en termes de rapport optimal de mélange (R_{opt}). En appliquant l'équation (3-28), dans le but de convertir les rapports optimaux (R_{opt}) en teneurs en boues optimales (β_{opt}) pour des teneurs en eau initiales $w_{i_sable} = 10\%$; $w_{i_till} = 5,4\%$; $w_{i_boueWW} = 175\%$ et $w_{i_boueWA} = 200\%$ pour le sable, le till, boue WW et WA, conduit aux résultats ci-après : $\beta_{opt} = 6$; 4, 3 et 2% pour les mélanges sable-boue WW et WA, till-boue WW et WA.

Tableau 5-4: Rapport optimal de mélange (R_{opt}) et teneur en boue optimale (β_{opt}) dans les mélanges sable-boue WW et WA, till-boue WW et WA par le modèle de Jehring et Bareither (2016) avec sols denses

Modèle	Mélanges	R_{opt} (-)	β_{opt} (%)
Jehring et Bareither (2016)	Sable-boue WW	16	6
	Sable-boue WA	21	4
	Till-boue WW	30	3
	Till-boue WA	40	2

Le tableau 5-5 présente les teneurs en boues optimales dans les mélanges sable-boues WW et WA, till-boues WW et WA par le modèle de Jehring et Bareither (2016), lorsque les sols sont considérés à leurs états lâche (voir section 4.3.5) et dense. Les teneurs en eau initiales considérées $w_{i_sable} = 10\%$ pour le sable lâche et dense; $w_{i_till\ lâche} = 7,5\%$ et $w_{i_till\ dense} = 5,4\%$ pour le till lâche et dense; $w_{i_boueWW} = 175\%$ et $w_{i_boueWA} = 200\%$ pour la boue WW et WA à l'état lâche. Il ressort de ce tableau que la teneur en boue optimale (β_{opt}) est environ trois fois plus faible lorsque les sols passent de l'état lâche à l'état dense.

Tableau 5-5: Teneurs en boues optimales (β_{opt}) dans les mélanges sable-boue WW et WA, till-boue WW et WA par le modèle de Jehring et Bareither (2016) avec sols lâches et denses

Modèle	Mélanges	β_{opt} sol lâche (%)	β_{opt} sol dense (%)
Jehring et Bareither (2016)	Sable-boue WW	17	6
	Sable-boue WA	13	4
	Till-boue WW	12	3
	Till-boue WA	9	2

5.2.4 Récapitulatif

Aux sections 5.2.1 à 5.2.3, il était question d'évaluer l'effet de l'état dense des sols (sable et till) sur les proportions optimales des mélanges obtenues par les modèles de Koltermann et Gorelick (1995), Côté et Konrad (2003) et Jehring et Bareither (2016). Il se dégage de tout cela que l'état de densité des sols granulaires a un impact sur les proportions optimales de boues dans les mélanges sols-boues. Il est évident que lorsque le sol est considéré à l'état lâche, sa porosité est grande par rapport à son état dense. Selon la théorie de mélange lorsque la porosité du matériau grossier est élevée, on peut y introduire une grande quantité des fines pour combler les vides, et avoir ainsi un

mélange de grande compacité. Inversement, lorsque le matériau grossier a une faible porosité. C'est ainsi que les teneurs en boues optimales (β_{opt}) deviennent plus faibles lorsque les sols qui sont considérés comme des matériaux grossiers passent de l'état lâche à l'état dense. La faisabilité des tels mélanges suppose que les matériaux denses soient remis à l'état lâche pour des fins de malaxage. Une fois re-compactés, les mélanges retrouveront les porosités visées.

5.3 Dernières remarques

L'objectif général poursuivi dans cette étude était d'optimiser la quantité de boues de traitement des eaux minières acides dans les mélanges sols-boues (MSBs) en utilisant les théories d'empilement des particules et de mélange (ou l'utilisation d'un logiciel d'optimisation des mélanges), et d'évaluer dans quelles mesures ces mélanges sols-boues pouvaient potentiellement servir comme matériaux dans les recouvrements utilisés pour la restauration des sites d'entreposage de résidus miniers. Au cours de cette étude, cet objectif a été atteint en faisant l'application des modèles basés sur l'empilement des particules, la théorie de mélange et l'optimisation par compactage avec les matériaux humides. Les mélanges till-boues optimaux présentent des propriétés hydrogéotechniques appropriées et pourraient être potentiellement utilisés comme matériau d'une couche de rétention d'eau d'un CEBC car leur pression d'entrée d'air (AEV) est supérieure à 20 kPa et leur conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) inférieure à 10^{-5} cm/s. Les mélanges de sable et boues retenues possèdent une bonne capacité de rétention d'eau (AEV autour de 30 kPa), mais une conductivité hydraulique saturée élevée (k_{sat} autour de 10^{-4} cm/s). L'utilisation effective de ces MSBs dans des CEBCs supposera néanmoins un design approprié de toute la CEBC pour ce qui a trait à la création des effets de barrières capillaires (choix des matériaux pour la couche de bris capillaire) et à la stabilité chimique des MSBs à long terme face aux échanges avec l'atmosphère (précipitations, gel-dégel, etc.) et aux changements climatiques.

Cette étude s'est limitée à deux types de sols (sable et till) ayant différentes teneurs en eau initiales et deux types de boues (Westwood et Waite Amulet) ayant des teneurs en eau initiales constantes 175 et 200%.

Au cours de cette étude, quelques difficultés ont été rencontrées, dont le manque d'utilisation d'un logiciel d'optimisation de mélange. De plus, les mélanges optimaux proposés par les modèles étaient difficiles à compacter à cause de leurs teneurs en eau très élevées. Nous ne prétendons donc

pas avoir tout fait, quelques autres aspects restent à étudier tel que mentionné dans les recommandations.

CHAPITRE 6 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

6.1 Conclusion

L'objectif général poursuivi dans cette étude était d'optimiser la quantité de boues de traitement des eaux minières acides dans les mélanges sols-boues (MSBs) en utilisant les théories d'empilement des particules et de mélange, et d'évaluer dans quelles mesures ces mélanges sols-boues pouvaient servir comme matériaux dans les recouvrements utilisés pour la restauration des sites d'entreposage de résidus miniers. L'optimisation des quantités des boues dans le mélange entre dans le cadre de la valorisation des boues de traitement des eaux acides qui est un enjeu environnemental majeur auquel l'industrie minière doit faire face. Pour atteindre cet objectif, ce projet de recherche a été effectué en trois étapes selon les objectifs spécifiques fixés. Il s'agit notamment de : la caractérisation des matériaux; l'optimisation des proportions de boue entrant dans les mélanges par les théories d'optimisation (théories d'empilement des particules et la théorie de mélange) et par compactage; la détermination des caractéristiques hydrogéotechniques des mélanges sols-boues optimisés.

La première étape a consisté à faire la caractérisation des matériaux entrants dans les mélanges (sable, till, boues West Wood et Waite Amulet). À cette étape, la caractérisation physique a été effectuée afin de connaître les paramètres de base des matériaux : la distribution granulométrique, la teneur en eau initiale, la densité relative des grains solides, ainsi que la masse volumique et la porosité (indice des vides) à l'état lâche. Les matériaux utilisés sont considérés à l'état lâche ayant les porosités de 0,54; 0,45; 0,81 et 0,87 pour le sable, le till, les boues WW et WA. Les teneurs en eau initiales considérées sont : 3,5; 7,5; 175 et 200% respectivement pour le sable, le till, les boues WW et WA. L'essai Proctor modifié a révélé les teneurs en eau et les masses volumiques sèches optimales de 10 % et 2,01 g/cm³ pour le sable et 5,4 % et 2,21 g/cm³ pour le till. L'essai de courbe de rétention d'eau en cellule de haute pression a donné les pressions d'entrée d'air de 1,3 kPa pour le sable et 60 kPa pour le till. L'essai de conductivité hydraulique saturée à charge variable a été réalisé sur les sols et a donné les valeurs de $2,03 \times 10^{-3}$ cm/s pour le sable et $4,7 \times 10^{-6}$ cm/s pour le till. La classification USCS a classé les matériaux comme suit : le sable : SP, le till : SC, la boue WW: MH. Des analyses chimiques élémentaires (ICP-AES, S-C et XRF) et minéralogiques (diffraction des rayons X et microscopie électronique à balayage) ont aussi été effectuées pour identifier et quantifier les éléments et les phases minéralogiques contenus dans les matériaux. Ces

analyses révèlent que la boue WW contient près de 80% de sulfate de calcium sous forme de gypse ($\text{Ca}(\text{SO}_4) \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) et la boue WA contient 50% de calcite (CaCO_3), ce qui leur procure de l'alcalinité à long terme.

La deuxième étape était consacrée à l'optimisation des mélanges sols-boues en utilisant d'abord les modèles basés sur la théorie d'empilement des particules (Fuller et Thomson, 1907; Andreasen et Andersen, 1930; Dinger et Funk, 1994) qui permettent d'aboutir à une courbe granulométrique de référence. Les courbes granulométriques de référence obtenues sont irréalisables, car elles donnent des matériaux plus grossiers que les matériaux de base utilisés (sable et till) sachant que la courbe granulométrique de mélange reste proche de celle du sol pour les teneurs en boues dans l'ordre de grandeur étudiées. Ici, ces courbes peuvent être considérées comme les courbes granulométriques des sols typiques à mélanger avec les boues afin d'obtenir un mélange de grande compacité. Les modèles basés sur la théorie des mélanges (Koltermann et Gorelick, 1995; Gutierrez, 2005; Côté et Konrad, 2003; Jehring et Bareither, 2016; Wickland *et al.*, 2006) ont ensuite été utilisés. Ces modèles permettent la détermination de la variation de la porosité (indice des vides) du mélange en fonction de la proportion des particules fines et/ou d'obtenir des proportions optimales des particules dans les mélanges. Les résultats donnés par les modèles de Koltermann et Gorelick (1995) et Côté et Konrad (2003) sont proches, ils donnent des teneurs en boues optimales allant de 38 à 50% pour les mélanges sables-boues et de 27 à 35% pour les mélanges till-boues. Le modèle de Wickland *et al.* (2006) donne des valeurs de teneurs en boue optimale comprises entre 51 et 56% pour les mélanges de sable-boues et till-boues. Le modèle de Jehring et Bareither (2016) donne des valeurs comprises entre 18 et 14% pour les mélanges de sable-boues et 13 et 10% pour les mélanges till-boues, qui s'avèrent inférieures à celles données par les autres modèles.

Les mélanges effectués avec les teneurs en boues données par les modèles Koltermann et Gorelick (1995), Côté et Konrad (2003) et Wickland *et al.* (2006) sont difficiles à être compactés, car ayant des teneurs en eau largement supérieures à l'optimum Proctor. Une troisième méthode d'optimisation par compactage a finalement été utilisée. Elle consiste à déterminer les variations de la masse volumique sèche en fonction de la teneur en boue et de la teneur en eau des mélanges. L'optimisation par compactage a donné des teneurs en boues optimales variant entre 19 et 9% pour les MSBWW et de 15 à 8% pour les MSBWA avec des teneurs en eau initiales de sable $w_{i_sable} = 0$ à 7%; 10 et 4% pour les MTBWW et de 10 à 2% pour les MTBWA avec des teneurs en eau initiales

de till $w_{i_till} = 0$ à 4%. Avec une teneur en eau initiale de till $w_{i_till} = 7,5\%$ aucun point optimal n'est obtenu, la masse volumique sèche du mélange diminue continuellement lorsque la teneur en boue augmente.

La troisième étape était consacrée à la caractérisation hydrogéotechnique des mélanges sols-boues optimisés. Une comparaison des résultats des différents modèles et ceux de l'optimisation par compactage a été préalablement effectuée. Ainsi, les mélanges retenus pour les essais hydrogéotechniques étaient ceux optimisés par le modèle de Koltermann et Gorelick (1995) et par compactage en considérant le degré de compaction à 98%. On a les teneurs en boues optimales de 50 et 17% pour les MSBWW, 41 et 15% pour les MSBWA, 35 et 6% pour les MTBWW; 28 et 7% pour les MTBWA. Les essais de conductivité hydraulique saturée des mélanges à base de sable ont donné des valeurs autour de 10^{-4} cm/s et ceux à base de till des valeurs autour de 10^{-6} cm/s. Les essais de retrait libre ont donné les valeurs des limites de retrait (w_s) suivantes : 17 et 14,5% pour les MSBWW; 26 et 23% pour les MSBWA; 16 et 10,6% pour les MTBWW et de 21,8 et 17,7% pour les MTBWA. Les essais de courbe de rétention d'eau en cellule de haute pression sont réalisés sur les mélanges avec teneur en boues issues du compactage. Les résultats de ces essais indiquent que les valeurs des pressions d'entrée d'air sont de 30 kPa pour le MSBWW, 39 kPa pour le MSBWA, 68 kPa pour le MTBWW et 68 kPa pour le MTBWA. Ces résultats montrent que ces mélanges pourraient être utilisés comme matériau d'une couche de rétention d'eau d'un CEBC car AEV supérieur à 20 kPa et k_{sat} inférieur à 10^{-5} cm/s, à condition que les matériaux choisis pour la couche de bris capillaire permettent le développement des effets de barrières capillaires.

6.2 Recommandations

Quelques aspects dans l'optimisation de la quantité de boues de traitement de drainage minier acide par les théories basées sur l'empilement des particules et celles basées sur la théorie de mélange n'ont pas été abordés dans le cadre de cette étude et méritent d'être abordés dans les travaux futurs.

Les courbes de référence proposées par les modèles basés sur la théorie d'empilement des particules sont irréalisables avec nos deux matériaux naturels. Leurs courbes granulométriques ne peuvent pas être réajustées afin d'atteindre la courbe granulométrique ciblée. Il serait mieux d'utiliser les matériaux grossiers à mélanger avec la boue dont la courbe granulométrique peut être réajustée afin d'atteindre la courbe granulométrique de référence ciblée.

Les courbes de référence proposées par les modèles basés sur l'empilement de particules peuvent aussi être considérées comme les courbes granulométriques des sols typiques ou des matériaux quelconques à mélanger avec les boues afin d'obtenir un mélange de grande compacité sachant que la courbe granulométrique de mélange restera proche de celle du sol.

Les mélanges optimaux proposés par les modèles de Koltermann et Gorelick (1995), Côté et Konrad (2003) et Wickland *et al.* (2006) sont difficiles à être compactés, car ayant des teneurs en eau très élevées. Il serait judicieux d'étudier comment réduire cette teneur en eau. Kanteye (2019) a utilisé de la chaux pour réduire la teneur en eau dans les mélanges, mais il serait intéressant d'évaluer la possibilité d'utilisation d'autres produits d'amendement comme les ciments, l'anhydrite des alumineries et les polymères superabsorbants. L'exposition au soleil des mélanges sols-boues avant compactage est aussi une option (bien que le contrôle de la météorologie soit impossible et que des précipitations peuvent produire une augmentation de cette teneur en eau).

Les teneurs en eau initiales des boues considérées dans ce travail sont égales à 175 et 200% pour les boues Westwood et Waite Amulet. Il serait aussi intéressant d'effectuer une optimisation des boues avec les modèles basés sur la théorie de mélange et l'optimisation par compactage en considérant de faibles teneurs en eau et de regarder l'impact que cela aura sur les propriétés des mélanges sols-boues. Des boues à une faible teneur en eau peuvent néanmoins présenter des défis au niveau de leur mixage avec sol car les boues deviennent très pâteuses lorsque leur teneur en eau diminue.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Åberg, B. (1992). Void ratio of noncohesive soils and similar materials. *Journal of geotechnical engineering*, 118(9), 1315-1334.
- Amos, R.T., Blowes, D.W., Bailey, B.L., Sego, D.C., Smith, L. et Ritchie, A.I.M. (2015). Waste-rock hydrogeology and geochemistry. *Applied Geochemistry*, 57, 140-156.
- Andreasen et Andersen. (1930). Über die Beziehung zwischen Kornabstufung und Zwischenraum in Produkten aus losen Körnern (mit einigen Experimenten). *Kolloid-Zeitschrift*, 50(3), 217-228.
- Arya, L.M. et Paris, J.F. (1981). A Physicoempirical Model to Predict the Soil Moisture Characteristic from Particle-Size Distribution and Bulk Density Data. *Soil Science Society of America Journal*, 45(6), 1023-1030.
- Aubertin, M., Bussière, B. et Bernier, L. (2002a). *Environnement et gestion des rejets miniers: manual sur cédérom*. : Presses International Polytechnique.
- Aubertin, M., Bussière, B., Bernier, L., Chapuis, R., Julien, M., Belem, T., Simon, R., Mbonimpa, M., Benzaazoua, M. et Li, L. (2002b). La gestion des rejets miniers dans un contexte de développement durable et de protection de l'environnement. *Congrès annuel de la société canadienne de génie civil, Montréal, Québec, Canada*, 5-8.
- Aubertin, M. et Chapuis, R. (1991). Considérations hydro-géotechniques pour l'entreposage des résidus miniers dans le nord-ouest du Québec. *Proceedings of the Second International Conference on the Abatement of Acidic Drainage, Montreal, MEND/Canmet* (p. 1-22).
- Aubertin, M., Chapuis, R.P., Aachib, M., Bussière, B., Joanes, A.M. et Monzon, M. (1999). Évaluation en laboratoire de barrières sèches construites à partir de résidus miniers. *MEND Report 2.22.2b.CANMET, Ottawa*.
- Aubertin, M., Chapuis, R.P., Aachib, M., Bussière, B. et Ricard, J.-F., and Tremblay, L. (1995). *Évaluation en laboratoire de barrières sèches construites à partir de résidus miniers*. : MEND Report 2.22.2a. CANMET, Ottawa.
- Aubertin, M., Dionne, J. et Marcoux, L. (1997b). Design guidelines and stability criteria of engineering works for water covers. *Proc. 4th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD), Vancouver* (p. 1851-1866).
- Aubertin, M., Mbonimpa, M., Bussière, B. et Chapuis, R. (2003). A model to predict the water retention curve from basic geotechnical properties. *Canadian Geotechnical Journal*, 40(6), 1104-1122.
- Aubertin, M., Pabst, T., Bussière, B., James, M., Mbonimpa, M., Benzaazoua et Maqsoud, A. (2015). Revue des meilleures pratiques de restauration des sites d'entreposage de rejets miniers générateurs de DMA. *Symposium 2015 sur l'environnement et les mines, Rouyn-Noranda, Québec, Canada*.
- Aubertin, M., Ricard, J.-F. et Chapuis, R.P. (1998). A predictive model for the water retention curve: application to tailings from hard-rock mines. *Canadian Geotechnical Journal*, 35(1), 55-69.

- Awoh, A.S. (2012). *Étude expérimentale du comportement géochimique de résidus miniers hautement sulfureux sous un recouvrement en eau*. : Université du Québec en Abitibi-Temiscamingue (Canada).
- Barbour, S.L. et Yanful, E.K. (1994). A column study of static nonequilibrium fluid pressures in sand during prolonged drainage. *Canadian Geotechnical Journal*, 31(2), 299-303.
- Benzaazoua, M., Fiset, J.-F., Bussière, B., Villeneuve, M. et Plante, B. (2006). Sludge recycling within cemented paste backfill: Study of the mechanical and leachability properties. *Minerals Engineering*, 19(5), 420-432.
- Bidkar, K. et Phalak, K. (2016). Concrete mix proportioning using Emma software. *International Journal of Information Engineering and Technology (IMPACT: IJiet)* 2(1), 7-18.
- Bigatel, A., Camus, P.G.R., Caylor, D., Dalberto, A. et Hellier, W. (1999). Engineering Manual for Mining Operations. *Pennsylvania Department of Environmental Protection. Document*, 563-0300.
- Blowes, D., Ptacek, C., Jambor, J., Weisener, C., Paktunc, D., Gould, W. et Johnson, D.B. (2014). The geochemistry of acid mine drainage. *Elsevier*, 132-190.
- Bouda, M., Mbonimpa, M., Demers, I., Benzaazoua, M. et Gagnon, M. (2012). Hydrogeotechnical characterization of AMD treatment sludge and sludge-based mixtures. *65th Canadian Geotechnical Conference, October 1, Winnipeg, Canada*.
- Brooks, R. et Corey, T. (1964). Hydraulic properties of porous media. *Hydrology Papers, Colorado State University*, 24.
- Brouwers. (2006). Particle-size distribution and packing fraction of geometric random packings. *Physical review E*, 74(3), 031309.
- Brouwers et Radix. (2005). Self-compacting concrete: the role of the particle size distribution. First International Symposium on Design, Performance and Use of SCC, Hunan, China (p. 109-118).
- Brown, M., Barley, B. et Wood, H. (2002). *Minewater treatment*. : IWA Publishing.
- Bussière, B. (1999). Etude du comportement hydrique de couvertures avec effets de barrières capillaires inclinées à l'aide de modélisations physiques et numériques. Thèse de doctorat, Département des génies civil, géologie et des mines, École polytechnique de Montréal, Canada.
- Bussière, B., Aubertin, M. et Chapuis, R.P. (2003). The behavior of inclined covers used as oxygen barriers. *Canadian Geotechnical Journal*, 40(3), 512-535.
- Bussière, B., Aubertin, M. et Julien, M. (2001). Couvertures avec effets de barrière capillaire pour limiter le drainage minier acide: aspects théoriques et pratiques. *Vecteur environnement*, 34(3), 37-50.
- Bussière, B., Aubertin, M., Mbonimpa, M., Molson, J.W. et Chapuis, R.P. (2007). Field experimental cells to evaluate the hydrogeological behaviour of oxygen barriers made of silty materials. *Canadian Geotechnical Journal*, 44(3), 245-265.

- Bussière, B., Benzaazoua, M., Aubertin, M. et Mbonimpa, M. (2004). A laboratory study of covers made of low-sulphide tailings to prevent acid mine drainage. *Environmental Geology*, 45(5), 609-622.
- Bussière, B., Maqsoud, A., Aubertin, M., Martschuk, J., McMullen, J. et Julien, M. (2006). Performance of the oxygen limiting cover at the LTA site, Malartic, Quebec. *CIM Bulletin*, 1(6), 1-11.
- Cabral, A., Racine, I., Burnotte, F. et Lefebvre, G. (2000). Diffusion of oxygen through a pulp and paper residue barrier. *Canadian Geotechnical Journal*, 37(1), 201-217.
- Chapuis, R. (2012). Predicting the saturated hydraulic conductivity of soils: a review. *Bulletin of engineering geology and the environment*, 71(3), 401-434.
- Cosset, G. (2009). *Comportement hydrogéologique d'une couverture monocouche sur des résidus miniers sulfureux: Essais en colonne et simulations numériques*. École Polytechnique de Montréal.
- Côté, J. et Konrad, J.-M. (2003). Assessment of the hydraulic characteristics of unsaturated base-course materials: a practical method for pavement engineers. *Canadian Geotechnical Journal*, 40(1), 121-136.
- Cubrinovski et Ishihara, K. (2002). Maximum and minimum void ratio characteristics of sands. *Soils and foundations*, 42(6), 65-78.
- Dane, J.H., Topp, G. et Campbell, G.S. (2002). *Methods of soil analysis physical methods*.
- De Larrard, F. (1999). *Concrete mixture proportioning: a scientific approach*. : CRC Press.
- De Larrard, F. (2000). *Structures granulaires et formulation des bétons*. : Laboratoire Central des Ponts et Chaussées.
- De Larrard, F. et Sedran, T. (1999). Une nouvelle approche de la formulation des bétons. *Annales du BTP* (p. 39-54).
- Delage, P. et Cui, Y.-J. (2000). L'eau dans les sols non saturés. *TECHNIQUES DE L'INGENIEUR-CONSTRUCTION*(C 301).
- Demers, I. (2008). *Performance d'une barrière à l'oxygène constituée de résidus miniers faiblement sulfureux pour contrôler la production de drainage minier acide*. Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue.
- Demers, I., Benzaazoua, M., Mbonimpa, M., Bouda, M., Bois, D. et Gagnon, M. (2015a). Valorisation of acid mine drainage treatment sludge as remediation component to control acid generation from mine wastes, part 1: material characterization and laboratory kinetic testing. *Minerals Engineering*, 76, 109-116.
- Demers, I., Bouda, M., Mbonimpa, M., Benzaazoua, M., Bois, D. et Gagnon, M. (2015b). Valorization of acid mine drainage treatment sludge as remediation component to control acid generation from mine wastes, part 2: field experimentation. *Minerals Engineering*, 76, 117-125.
- Demers, I., Mbonimpa, M., Benzaazoua, M., Bouda, M., Awoh, S., Lortie, S. et Gagnon, M. (2017). Use of acid mine drainage treatment sludge by combination with a natural soil as

- an oxygen barrier cover for mine waste reclamation: Laboratory column tests and intermediate scale field tests. *Minerals Engineering*, 107, 43-52.
- Dewar, J. (2002). *Computer modelling of concrete mixtures*. : CRC Press.
- Dinger, D.R. et Funk, J.E. (1994). *Predictive process control of crowded particulate suspensions applied to ceramic manufacturing*. Boston : Kluwer Academic Publishers.
- Directive 019 sur l'industrie minière. (2012). *Ministère du développement durable, environnement et parcs, Gouvernement du Québec*, 105.
- Evangelou, V. (1995). Pyrite oxidation and its control. CRC Press, Boca Raton, FL. *Pyrite oxidation and its control*. CRC Press, Boca Raton, FL., -.
- Fennis, S.A. et Walraven, J.C. (2012). Using particle packing technology for sustainable concrete mixture design. *Heron*, 57 (2012) 2.
- Fouché, O. (2013). *Aquifères, nappes et essais d'eau. Chapitre 16* : Le Moniteur.
- Fredlund, D.G. et Rahardjo, H. (1993). *Soil mechanics for unsaturated soils*. : John Wiley & Sons.
- Fredlund, D.G. et Xing, A. (1994a). Equations for the soil-water characteristic curve. *Canadian geotechnical journal*, 31(4), 521-532.
- Fuller, W.B. et Thompson, S.E. (1907). The laws of proportioning concrete.
- Furnas, C.C. (1928). *Flow of gases through beds of broken solids*. : Bureau of Mines, Washington, DC (USA).
- Galetakis, M., Piperidi, C., Vasiliou, A., Alevizos, G., Steiakakis, E., Komnitsas, K. et Soutana, A. (2016). Experimental investigation of the utilization of quarry dust for the production of microcement-based building elements by self-flowing molding casting. *Construction and Building Materials*, 107, 247-254.
- Gardner, W. (1958). Some steady-state solutions of the unsaturated moisture flow equation with application to evaporation from a water table. *Soil science*, 85(4), 228-232.
- Gazea, B., Adam, K. et Kontopoulos, A. (1996). A review of passive systems for the treatment of acid mine drainage. *Minerals engineering*, 9(1), 23-42.
- Germain, D., Tassé, N. et Cyr, J. (2003). Treatment of acid mine effluents using a woodwaste cover. *Proceedings of Sudbury* (p. 1-9).
- Glavind, M. et Pedersen, E. (1999). Packing calculations applied for concrete mix design. Dans *Utilizing Ready Mix Concrete and Mortar* (p. 121-130) : Danish Technological Institute, Denmark.
- Guettouche, A. (2016). *Mécanique des sols*. Département de génie civil. Université Ferhat Abbas. sétif 1, Algérie.
- Gutierrez, M. (2005). Mixture theory characterization and modeling of soil mixtures. Dans *Geomechanics: Testing, modeling, and simulation* (p. 600-616).
- Hatem, M., Pusch, R., Al-Ansari, N. et Knutsson, S. (2012). Optimization of concrete by minimizing void volume in aggregate mixture system. *Journal of Advanced Science and Engineering Research*, 2(3), 208-222.

- Hatem, M., Pusch, R., Al-Ansari, N., Knutsson, S., Emborg, M., Nilsson, M. et Pourbakhtiar, A. (2013). Talc-based concrete for sealing borehole optimized by using particle packing theory. *Journal of Civil Engineering and Architecture*, 7(4), 440.
- Head, K.H. (2006). *Manual of soil laboratory testing*. (3 éd.) : Whittles publishing: Scotland, U.K.
- Holtz, R.D. et Kovacs, W.D. (1981). *An introduction to geotechnical engineering*.
- Jehring, M.M. et Bareither, C.A. (2016). Tailings composition effects on shear strength behavior of co-mixed mine waste rock and tailings. *Acta Geotechnica*, 11(5), 1147-1166.
- Johnson, D.B. et Hallberg, K.B. (2005). Acid mine drainage remediation options: a review. *Science of the total environment*, 338(1), 3-14.
- Kalonji, A.K. (2014). *Étude du comportement hydrogéologique de couvertures avec effet de barrière capillaire faites entièrement de matériaux miniers*. Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue.
- Kamann, P.J., Ritzi, R.W., Dominic, D.F. et Conrad, C.M. (2007). Porosity and permeability in sediment mixtures. *Groundwater*, 45(4), 429-438.
- Kanteye, O. (2019). *Étude des propriétés hydrogéotechniques des mélanges sols-boues (MSBs) utilisables comme matériaux fins d'une couverture avec effets de barrière capillaire*. Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue.
- Kenney, T. (1977). Residual strength of mineral mixtures. *Proc. of the 9th intl. conf. soil mech. Fdn. Eng, voll*, 155-160.
- Kleinmann, R.L.P., Crerar, D. et Pacelli, R. (1981). Biogeochemistry of acid mine drainage and a method to control acid formation. *Min. Eng.(NY);(United States)*, 33(3).
- Koffi, K., Aubertin, M., Hernandez, M., Ouangrawa, M., Chapuis, R. et Bussiere, B. (2008). Etude de la conductivité hydraulique des mélanges à granulométrie étalée. Conférence GéoEdmonton, Canada.
- Koltermann, C.E. et Gorelick, S.M. (1995). Fractional packing model for hydraulic conductivity derived from sediment mixtures. *Water Resources Research*, 31(12), 3283-3297.
- Kovács, G. (1981). *Seepage hydraulics* : Elsevier, Amsterdam.
- Kumar, G. et Wood, D.M. (1997). Mechanical behaviour of mixtures of kaolin and coarse sand. IUTAM Symposium on Mechanics of Granular and Porous Materials (p. 57-68). Cambridge, U.K. 15–17 July 1996 : Springer
- Lade, Liggio, C. et Yamamuro, J.A. (1998). Effects of non-plastic fines on minimum and maximum void ratios of sand. *Geotechnical Testing Journal*, 21, 336-347.
- Latham, J.-P., Munjiza, A. et Lu, Y. (2002). On the prediction of void porosity and packing of rock particulates. *Powder Technology*, 125(1), 10-27.
- Lerrere, M. (2013). Outils et méthodes appliqués à la définition de cibles aurifères. Études de projets en Afrique du l'Est. Grenoble, France: Mémoire d'ingénieur Géologue-Gexplore.
- Li, M., Aubé, B. et St-Arnaud, L. (1997). Consideration in the use of shallow water covers for decommissioning reactive tailings. Proceedings from the 4th international conference on acid rock drainage (ICARD). Vancouver, Canada.

- Liu, C. et Evett, J.B. (2000). *Soil properties: testing, measurement and evaluation*. (4 éd.) : Prentice-Hall, Columbus, OH.
- Maqsood, A., Bussière, B., Aubertin, M. et Mbonimpa, M. (2012). Predicting hysteresis of the water retention curve from basic properties of granular soils. *Geotechnical and Geological Engineering*, 30(5), 1147-1159.
- Marinho, F., Take, W. et Tarantino, A. (2008). Measurement of matric suction using tensiometric and axis translation techniques. *Geotechnical and Geological Engineering*, 26(6), 615.
- Mbonimpa, M. et Aubertin, M. (2003). Mouvement des gaz en milieux poreux partiellement saturés. École polytechnique de Montréal.
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Aachib, M. et Bussière, B. (2003). Diffusion and consumption of oxygen in unsaturated cover materials. *Canadian Geotechnical Journal*, 40(5), 916-932.
- Mbonimpa, M., Aubertin, M. et Bussière, B. (2011). Oxygen consumption test to evaluate the diffusive flux into reactive tailings: interpretation and numerical assessment. *Canadian Geotechnical Journal*, 48(6), 878-890.
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Maqsood, A. et Bussière, B. (2006a). Predictive model for the water retention curve of deformable clayey soils. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 132(9), 1121-1132.
- Mbonimpa, M., Bouda, M., Demers, I., Benzaazoua, M., Bois, D. et Gagnon, M. (2016). Preliminary geotechnical assessment of the potential use of mixtures of soil and acid mine drainage neutralization sludge as materials for the moisture retention layer of covers with capillary barrier effects. *Canadian Geotechnical Journal*, 53(5), 828-838.
- McCarthy, D.F. (2007). *Essentials of Soil Mechanics and Foundations*. (7th Edition éd.). Prentice Hall, .
- Melanson, M. (2006). *Analyse d'un système de traitement passif pour le site de la mine Eustis*. Université de Sherbrooke.
- MEND. (2001). MEND Manuel, report 5.4.2. *Canmet, Ottawa, Canada*.
- Morel-Seytoux, H. (1992). The capillary barrier effect at the interface of two soil layers with some contrast in properties. HYDROWAR Report 92.4. *Hydrology Days Publications*, 57, 94027-93926.
- Morin, K.A. et Hutt, N.M. (2001). *Environmental geochemistry of minesite drainage: Practical theory and case studies, Digital Edition*. : MDAG Publishing (www.mdag.com), Surrey, British Columbia. ISBN: 0-9682039-1-4.
- Neculita, C.-M., Zagury, G.J. et Bussière, B. (2007). Passive treatment of acid mine drainage in bioreactors using sulfate-reducing bacteria. *Journal of Environmental Quality*, 36(1), 1-16.
- Nicholson, R. V., Gillham, R. W., Cherry, J.A. et Reardon, E.J. (1989). Reduction of acid generation in mine tailings through the use of moisture-retaining cover layers as oxygen barriers. *Canadian Geotechnical Journal*, 26(1), 1-8.
- Nordstrom, D.K. (1982). *Aqueous pyrite oxidation and the consequent formation of secondary iron minerals*. : Soil Science Society of America.

- Peppas, A., Komnitsas, K. et Halikia, I. (2000). Use of organic covers for acid mine drainage control. *Minerals Engineering*, 13(5), 563-574.
- Phillips, P.M. (2007). *Porosity and permeability of bimodal sediment mixtures using natural sediment*. Wright State University.
- Potvin, R. (2009). *Évaluation à différentes échelles de la performance de systèmes de traitement passif pour des effluents fortement contaminés par le drainage minier acide*. Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue.
- Reiffsteck, Nguyen Pham, P.-T. et Arbaut, J. (2007). Influence de la répartition granulométrique sur le comportement mécanique d'un sol. *Bulletin des laboratoires des ponts et chaussées*, 268(269), 83-104.
- Robitaille, V. et Tremblay, D. (1997). *Mécanique des sols: théorie et pratique*. : Modulo.
- Roquier, G.r. (2016). *Etude de la compacité optimale des mélanges granulaires binaires: classe granulaire dominante, effet de paroi, effet de desserrement*. Paris Est.
- Saleh-Mbemba, F., Aubertin, M., Mbonimpa, M. et Li, L. (2016). Experimental characterization of the shrinkage and water retention behaviour of tailings from hard rock mines. *Geotechnical and Geological Engineering*, 34(1), 251-266.
- Samad, M.A. et Yanful, E.K. (2005). A design approach for selecting the optimum water cover depth for subaqueous disposal of sulfide mine tailings. *Canadian Geotechnical Journal*, 42(1), 207-228.
- Sedran, T. et de Larrard, F. (1994). RENE-LCPC—Un logiciel pour optimiser la granularité des matériaux de Génie Civil. *Bulletin des Laboratoires des Ponts et Chaussées*, 194, 87-93.
- Silva, A.P., Pinto, D.G., Segadães, A.M. et Devezas, T.C. (2010). Designing particle sizing and packing for flowability and sintered mechanical strength. *Journal of the European Ceramic Society*, 30(14), 2955-2962.
- SRK. (1989). (Steffen, Robertson and Kirsten) Draft Acid Rock Technical Guide. *BC AMD Task Force, 1*.
- Tremblay, G. et Hogan, C. (2001). Mine environment neutral drainage (MEND) manual 5.4. 2d: prevention and control. Canada Centre for Mineral and Energy Technology. *Natural Resources Canada, Ottawa*, 352.
- Tsang, D.C., Olds, W.E., Weber, P.A. et Yip, A.C. (2013). Soil stabilisation using AMD sludge, compost and lignite: TCLP leachability and continuous acid leaching. *Chemosphere*, 93(11), 2839-2847.
- Tsirel, S. (1997). Methods of granular and fragmented material packing density calculation. *International Journal of Rock Mechanics and Mining Sciences*, 34(2), 263-273.
- Vallejo, L.E. (2001). Interpretation of the limits in shear strength in binary granular mixtures. *Canadian Geotechnical Journal*, 38(5), 1097-1104.
- Van Genuchten, M.T. (1980). A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil science society of America journal*, 44(5), 892-898.
- Wickland, B. (2006). *Volume change and permeability of mixtures of waste rock and fine tailings*. University of British Columbia.

- Wickland, B., Wilson, G.W., Wijewickreme, D. et Klein, B. (2006). Design and evaluation of mixtures of mine waste rock and tailings. *Canadian Geotechnical Journal*, 43(9), 928-945.
- Williams, D., Gowan, M. et Keefer, P. (1995). Practical co-disposal deposition. In proceedings of the 7th Australian Coal Preparation conference, Mudgee, New south wales, 9-15 september 1995. Australian coal preparation society, Sydney, Australian 371-383.
- Williams, D., Wilson, G. et Currey, N. (1997). A cover system for a potentially acid forming waste rock dump in a dry climate. Proceedings of 4th International Conference on Tailings and Mine Waste (p. 231-235).
- Wilson, G., Williams, D. et Rykaart, E. (2003). The integrity of cover systems—an update. Proceedings of the 6th International Conference on Acid Rock drainage (ICARD), Cairns, Australia (p. 14-17).
- Youd, T. (1973). Factors controlling maximum and minimum densities of sands. Dans *Evaluation of relative density and its role in geotechnical projects involving cohesionless soils* : ASTM International.
- Younger, P.L., Banwart, S.A. et Hedin, R.S. (2002). *Mine water: hydrology, pollution, remediation*. (Vol. 5) : Springer Science & Business Media.
- Zagury, G., Narasiah, K., Tyagi, R. et Brzezinski, R. (1997). Conservation et réactivation de communautés bactériennes ferroxydantes impliquées dans la biolixiviation des sols contaminés. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 24(6), 1050-1058.
- Zinck, J. (2005). Review of disposal, reprocessing and reuse options for acidic drainage treatment sludge. *MEND Report 3.42.3*, 68 p.
- Zinck, J. (2006). Disposal, reprocessing and reuse options for acidic drainage treatment sludge. *Proc, ICARD, St Louis, MO, USA*, 2604-2617.
- Zinck, J., Fiset, J. et Griffith, W. (2010). Stability of treatment sludge in various disposal environments: a multi-year leaching study. Proc. of the IMWA Symposium, September (p. 5-9).
- Zinck, J. et Griffith, W. (2012). Evaluation of sludge management options. Proceedings of the 9th International Conference on Acid Rock Drainage, Ottawa, Ont (p. 20-26).
- Zinck, J. et Griffith, W. (2013). *Review of acidic drainage treatment and sludge management operations*, *MEND Report 3.43. 1*. 111p.
- Zinck, J., Wilson, L.J., Chen, T.T., Griffith, W., Mikhail, S. et Turcotte, S. (1997). Characterization and stability of acid mine drainage sludges. *MEND Report 3.42.2a*, 319.

ANNEXES

**ANNEXE A – COURBES GRANULOMÉTRIQUES DES MÉLANGES DU SABLE ET DU
TILL AVEC LES BOUES WAITE AMULET**

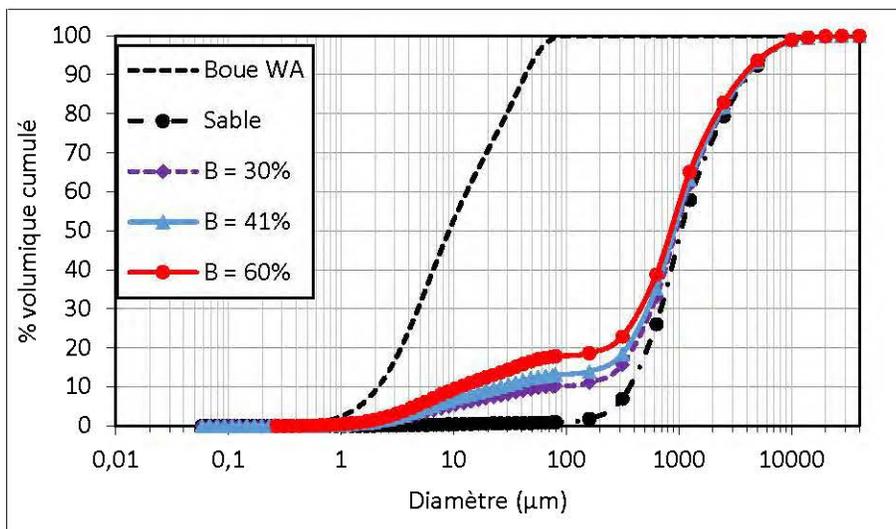


Figure A-1 : Courbes granulométriques du mélange sable-boues WA (MSBWA)

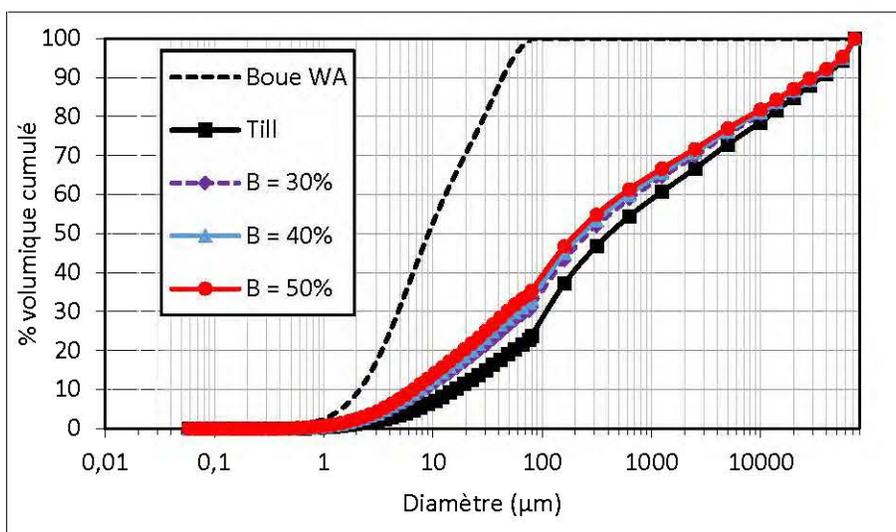


Figure A-2: Courbes granulométriques du mélange till-boues WA (MTBWA)

**ANNEXE B - L'APPLICATION DES MODÈLES DE FULLER ET THOMSON (1907),
ANDREASEN ET ANDERSEN (1929), ET DINGER ET FUNK (1994)**

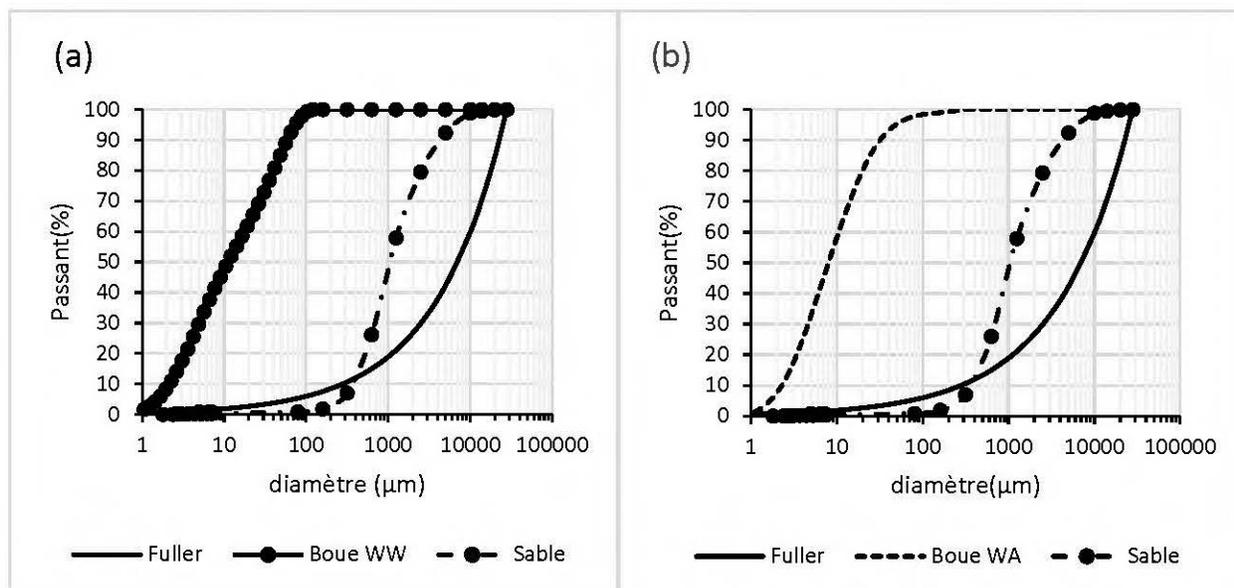


Figure B-1: Application du modèle de Fuller (1907) : (a) Mélange sable-Boue WW, (b) Mélange sable-boue WA

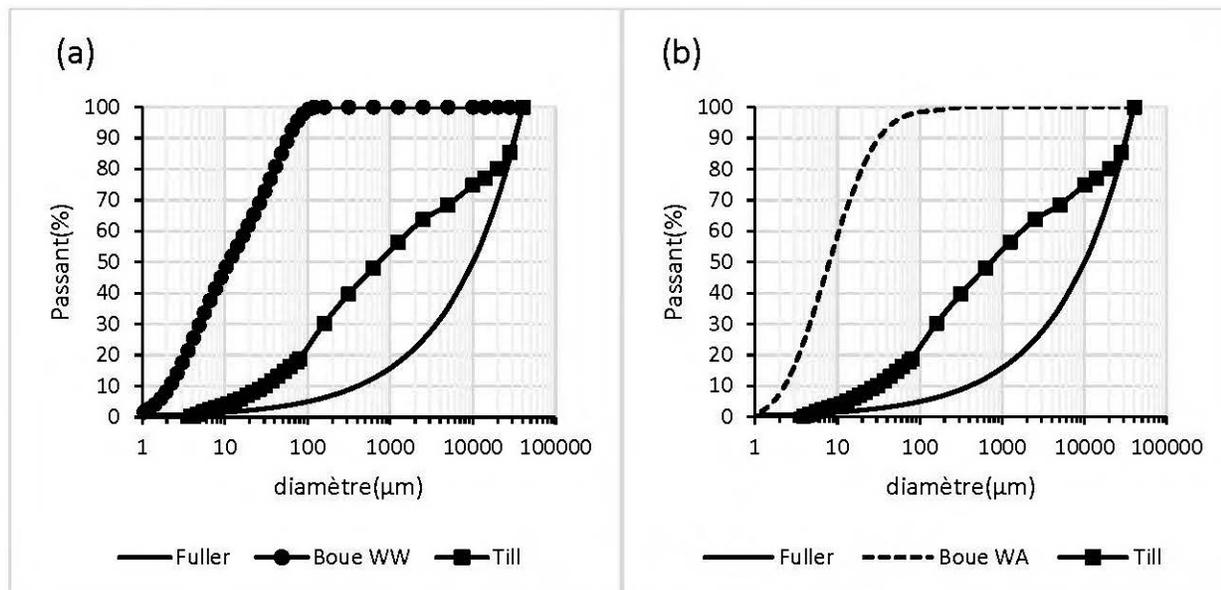


Figure B-2: Application du modèle de Fuller (1907) : (a) Mélange till-boue WW, (b) Mélange till-boue WA

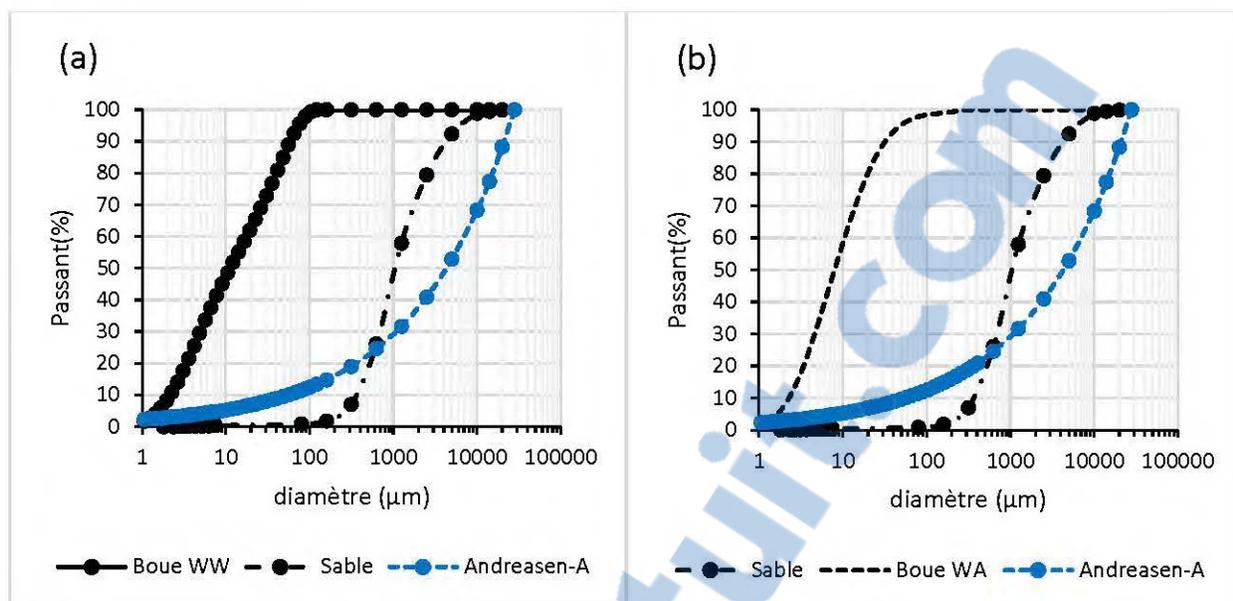


Figure B-3: Application du modèle de Andreasen et Andersen (1929) : (a) Mélange sable-boue WW, (b) Mélange sable-boue WA

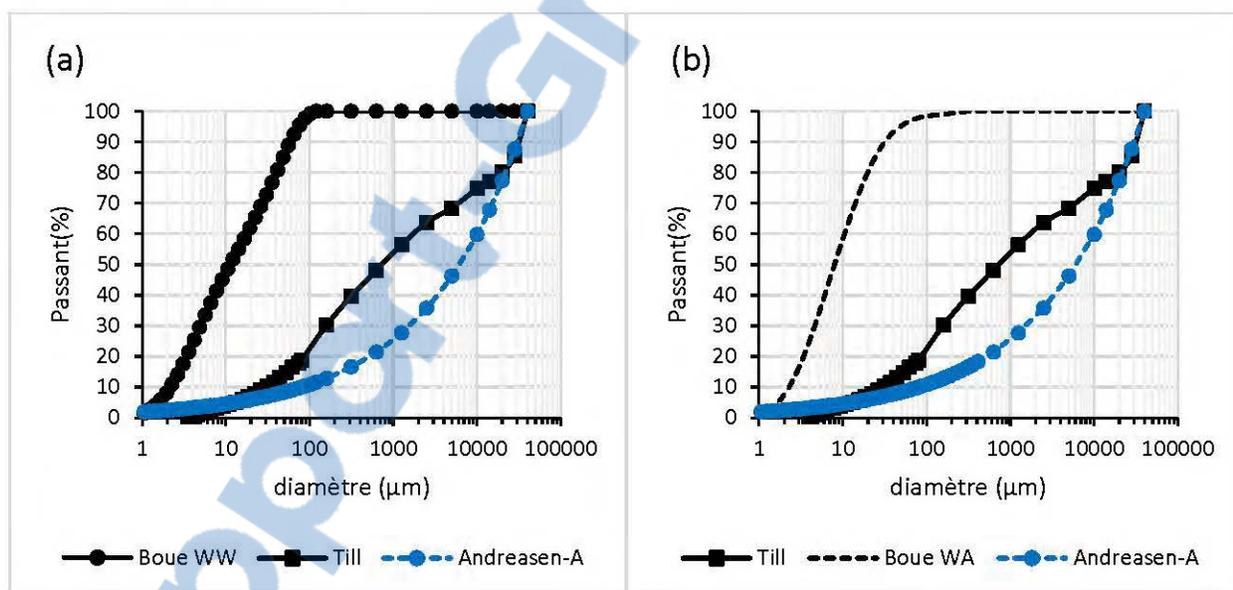


Figure B-4: Application du modèle de Andreasen et Andersen (1929) : (a) Mélange till-boue WW, (b) Mélange till-boue WA

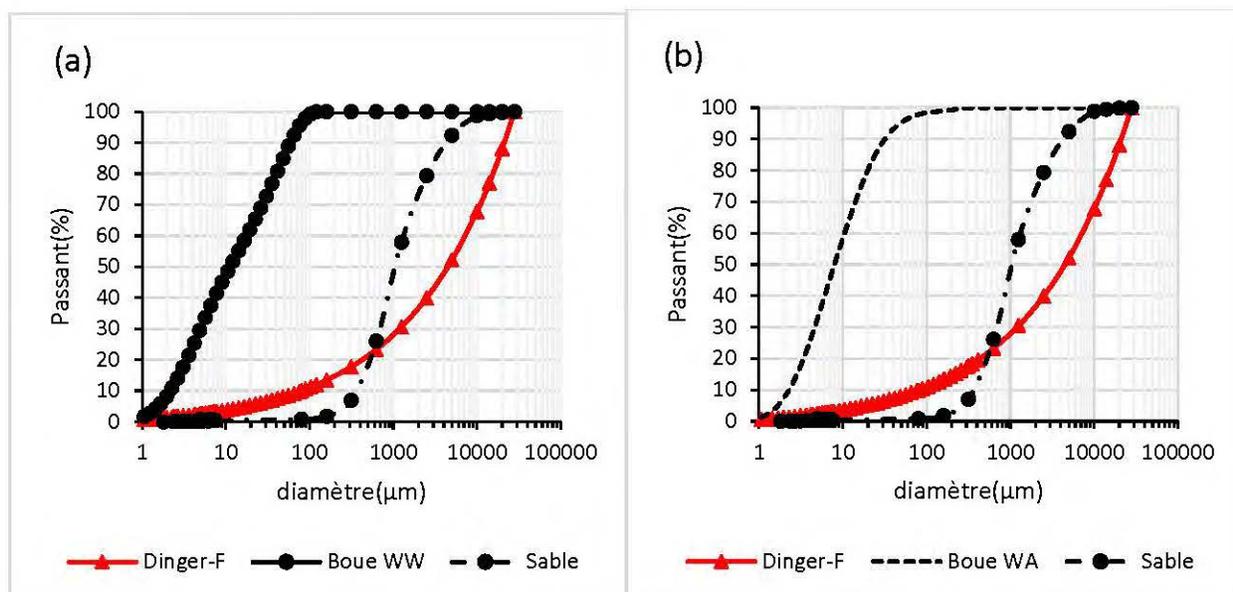


Figure B-5: Application du modèle de Dinger et Funk (1994) : (a) Mélange sable-boue WW, (b) Mélange sable-boue WA

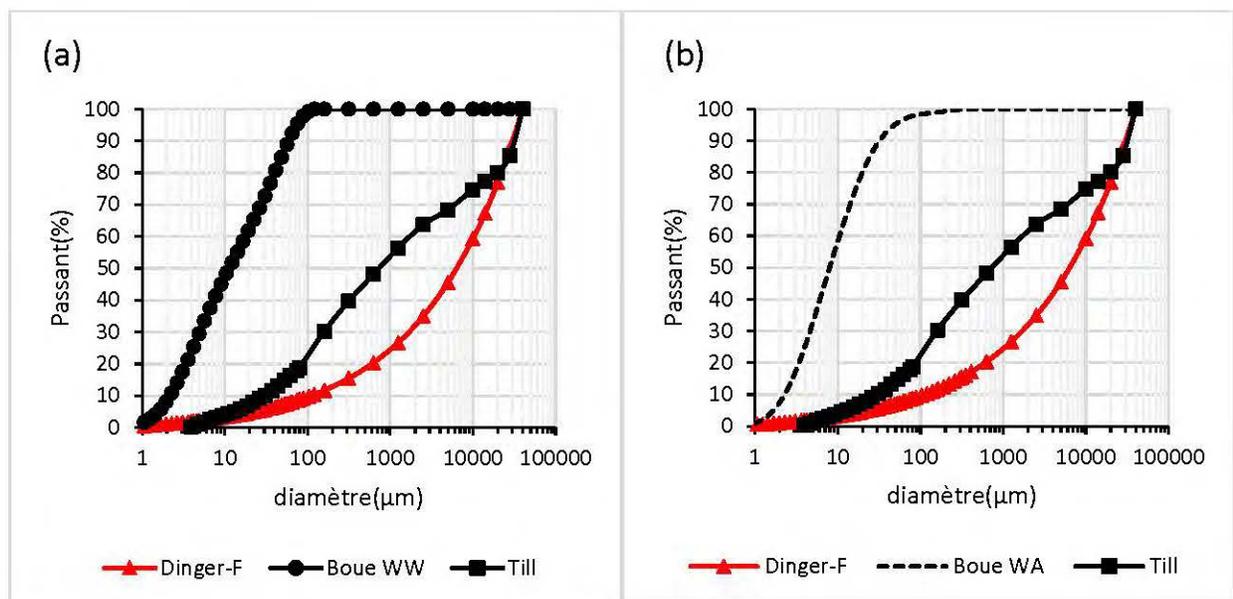


Figure B-6: Application du modèle de Dinger et Funk (1994) : (a) Mélange till-boue WW, (b) Mélange till-boue WA

ANNEXE C – DÉTERMINATION DES MSBWA OPTIMAUX PAR COMPACTAGE

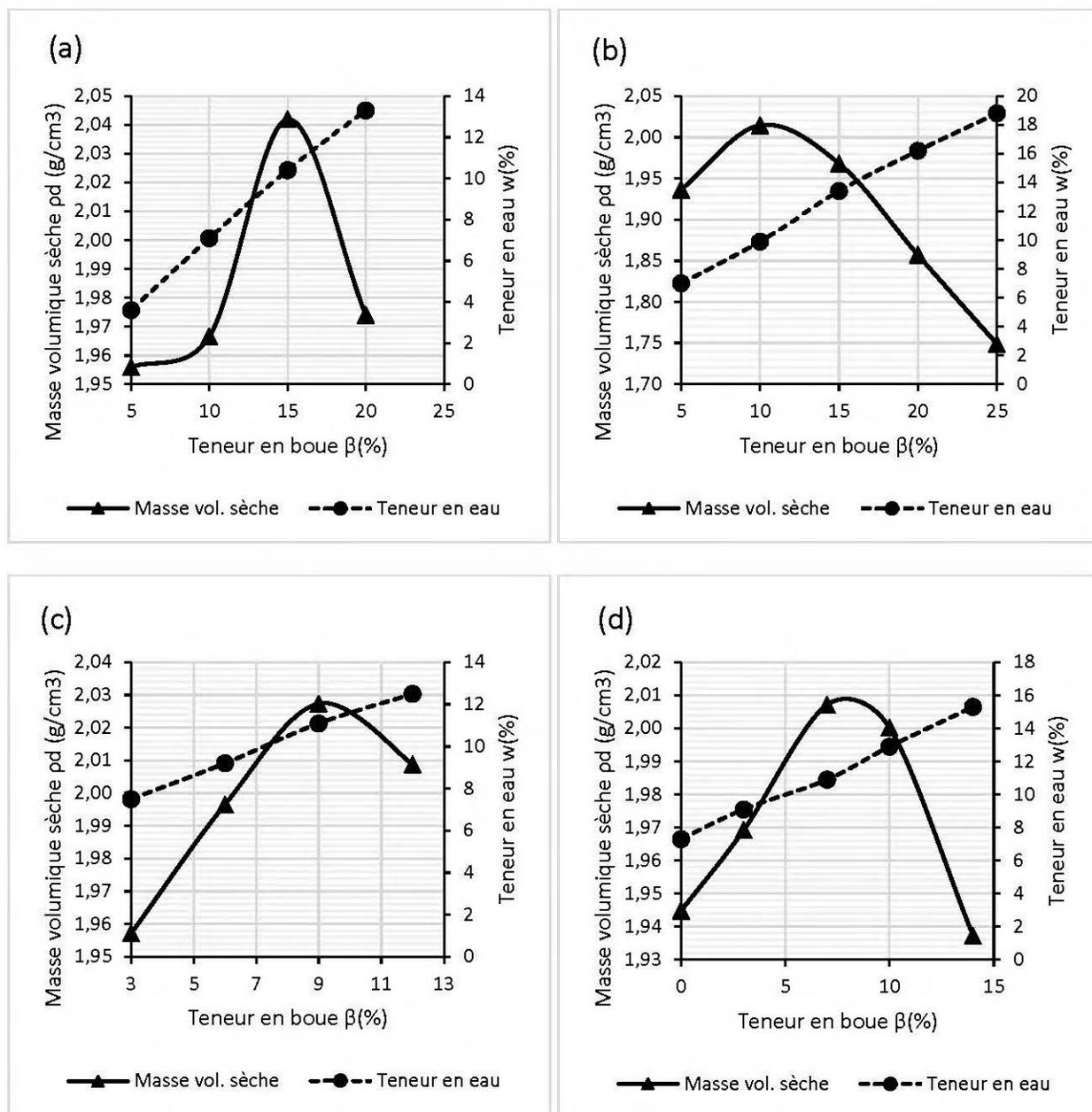


Figure C-1: Variations de la masse volumique sèche ρ_d en fonction de la teneur en boue et de la teneur en eau des MSBWA lorsque $w_{i_boueWA} = 200\%$ et : (a) $w_{i_sable} = 0\%$; (b) $w_{i_sable} = 3,5\%$; (c) $w_{i_sable} = 5\%$ et (d) $w_{i_sable} = 7\%$

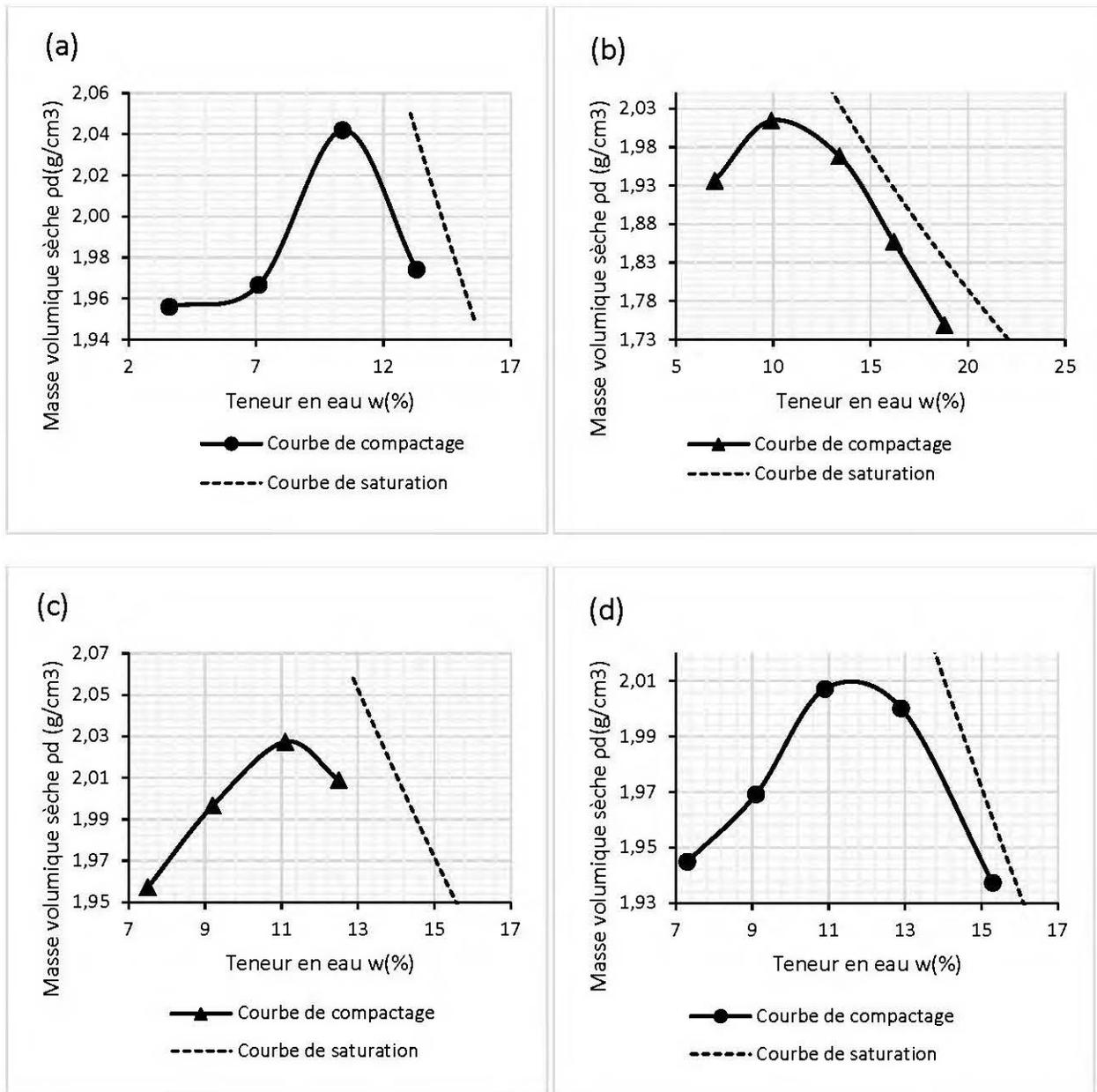


Figure C-2: Courbes de compactage des MSBWA lorsque $w_{i_boueWA} = 200\%$ et : (a) $w_{i_sable} = 0$; (b) $w_{i_sable} = 3,5$; (c) $w_{i_sable} = 5$ et (d) $w_{i_sable} = 7\%$

ANNEXE D – DÉTERMINATION DES MTBWA OPTIMAUX PAR COMPACTAGE

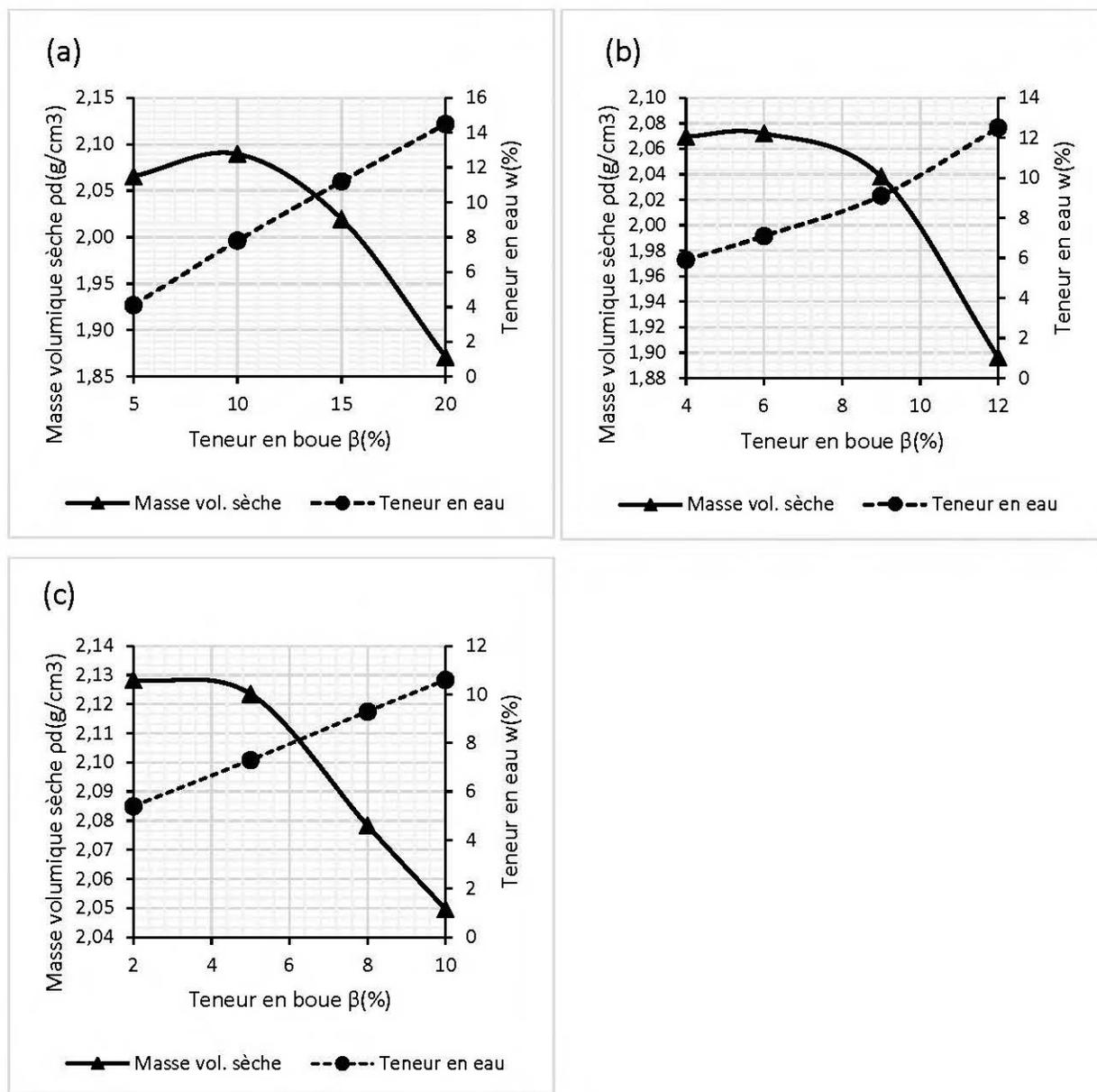


Figure D-1: Variations de la masse volumique sèche ρ_d en fonction de la teneur en boue et de la teneur en eau des MTBWA lorsque $w_{i_boueWA}=200\%$ et : (a) $w_{i_till} = 0$; (b) $w_{i_till} = 2,5$ et (c) $w_{i_till} = 4\%$

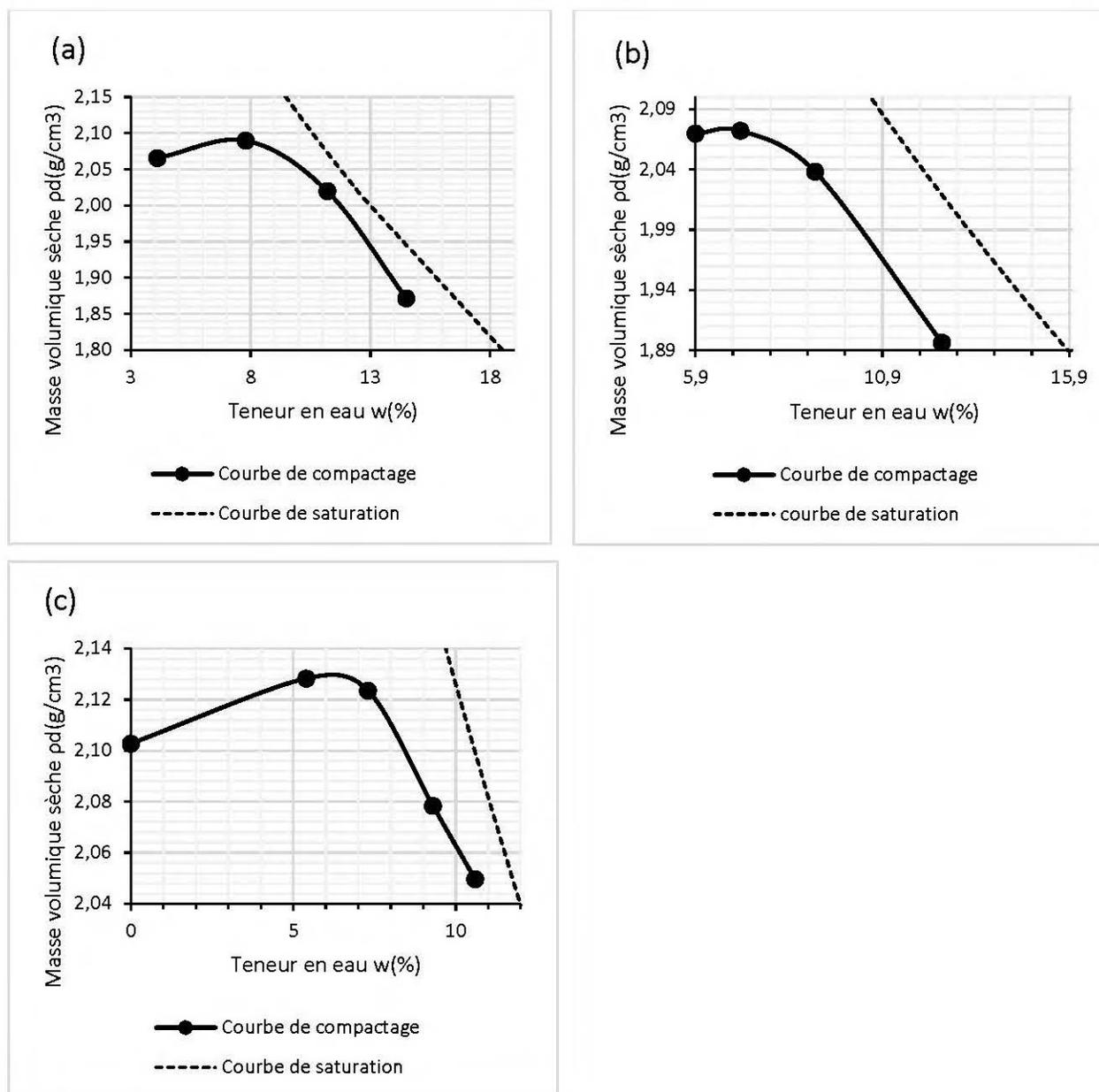


Figure D-2: Courbes de compactage des MTBWA lorsque $w_{i_boueWA}=200\%$ et : (a) $w_{i_till} = 0\%$; (b) $w_{i_till} = 2,5\%$ et (c) $w_{i_till} = 4\%$

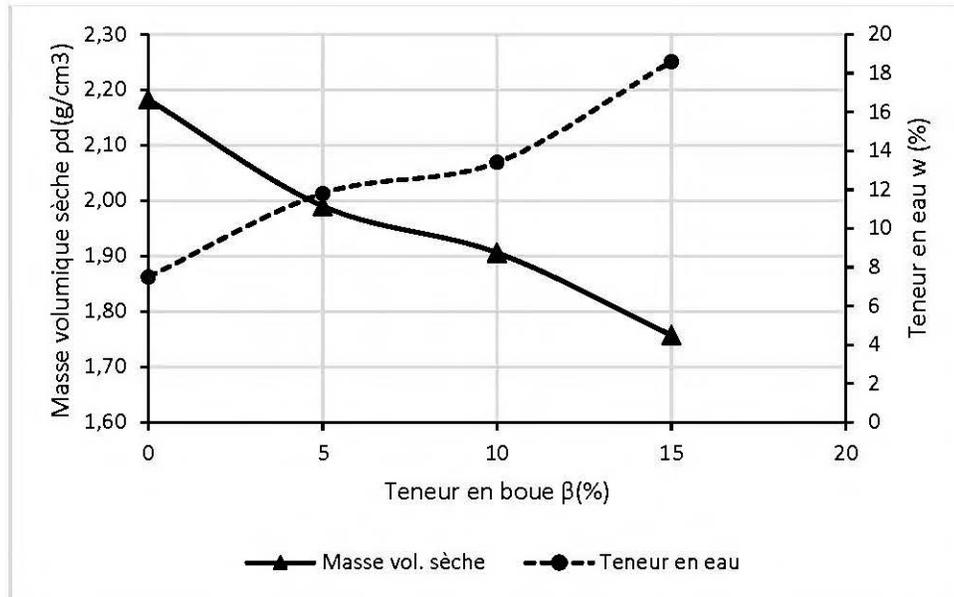


Figure D-3: Variations de la masse volumique sèche ρ_d en fonction de la teneur en boue et de la teneur en eau des MTBWA lorsque $w_{i_boueWA}=200\%$ et $w_{i_till} = 7,5$

ANNEXE E – AUTRES FORMES DES COURBES DE RETENTION D'EAU

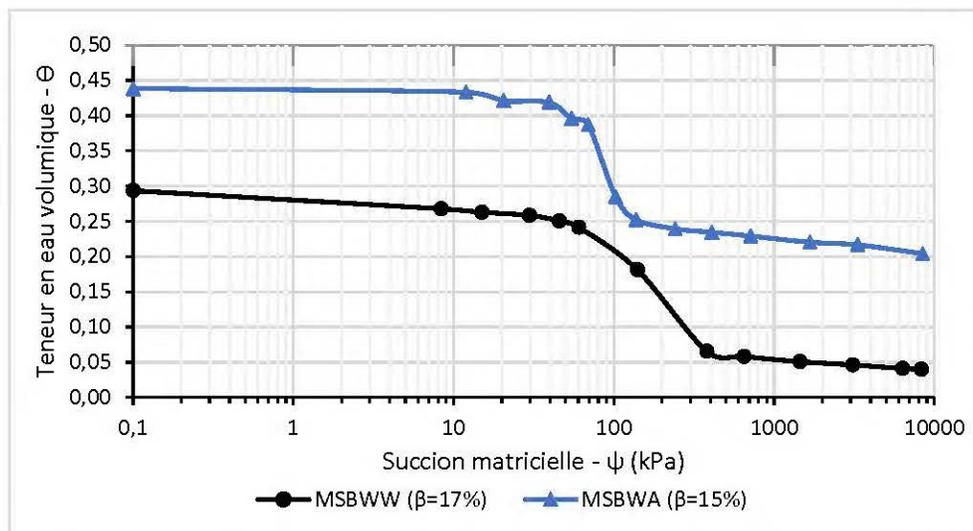


Figure E-1: Courbes de rétention d'eau des MSBWW ($\beta = 17\%$) et MSBWA ($\beta = 15\%$) sous forme (θ, ψ)

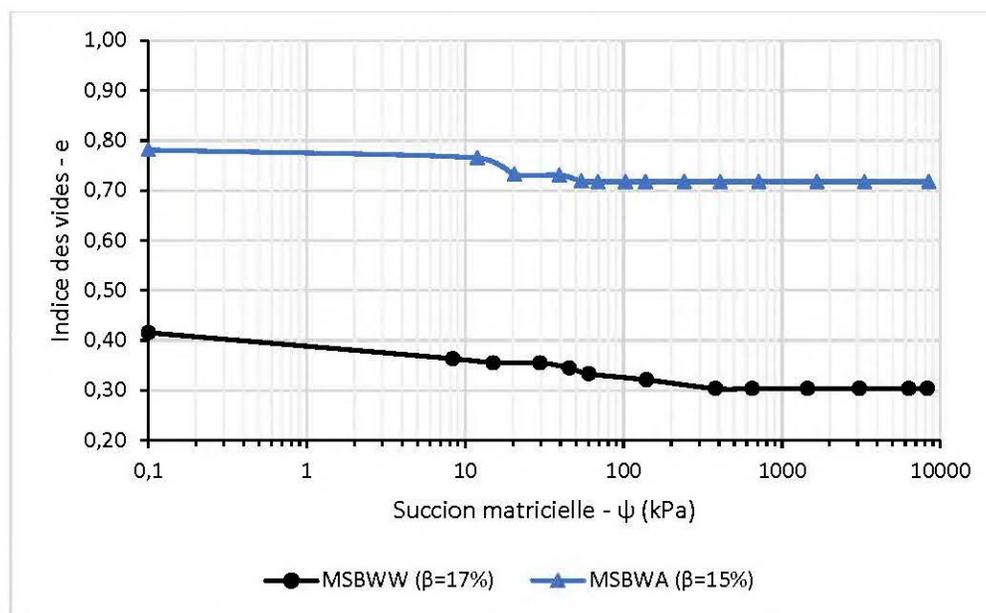


Figure E-2: Courbes de rétention d'eau des ($\beta = 17\%$) et MSBWA ($\beta = 15\%$) sous forme (e, ψ)

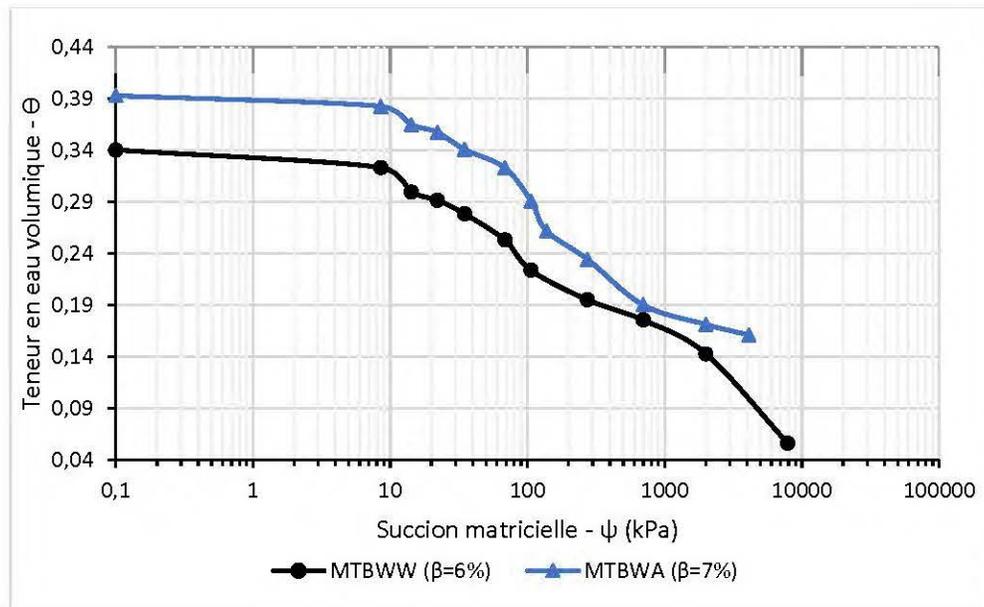


Figure E-3: Courbes de rétention d'eau des MTBWW ($\beta = 6\%$) et MTBWA ($\beta = 7\%$) sous forme (θ, ψ)

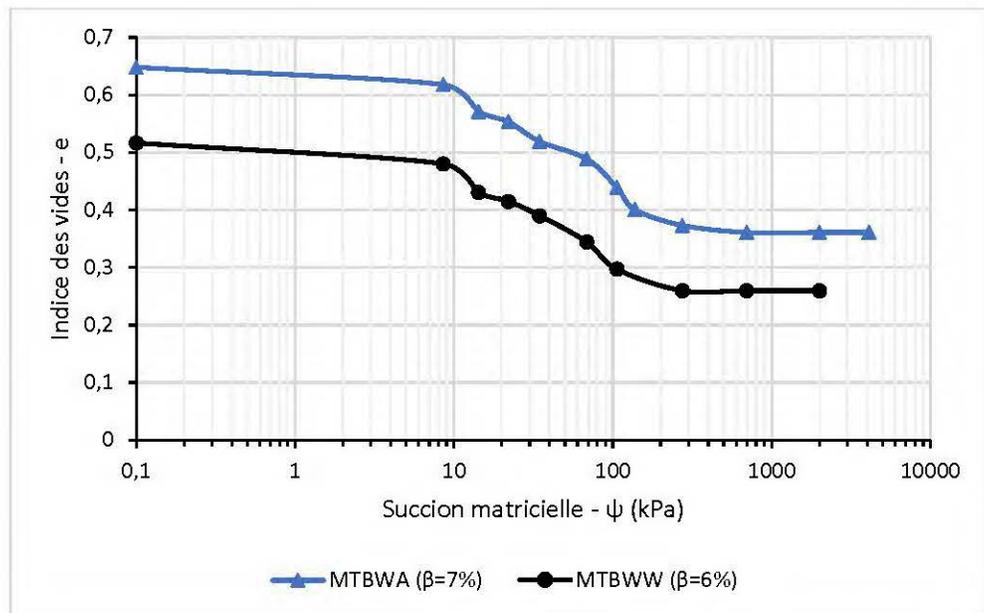


Figure E-4: Courbes de rétention d'eau des MTBWW ($\beta = 6\%$) et MTBWA ($\beta = 7\%$) sous forme (e, ψ)