

TABLE DES MATIÈRES

	Page
INTRODUCTION	1
CHAPITRE 1 REVUE BIBLIOGRAPHIQUE.....	7
1.1 Traitement des sols contaminés par stabilisation et solidification (S/S).....	7
1.1.1 Généralités et intérêts du traitement par S/S.....	7
1.1.2 Mécanismes mis en jeu dans le procédé (S/S).....	9
1.1.3 Effet du pH.....	10
1.1.4 Additifs de traitement par S/S.....	10
1.1.4.1 Le ciment Portland.....	11
1.1.4.2 Les cendres volantes	11
1.1.4.3 La chaux.....	11
1.1.4.4 La fumée de silice	12
1.1.5 Caractéristiques et gestion des sols à particules fines d'origine marine (sédiments/boues)	12
1.1.6 Exemples de valorisation et réutilisation des sédiments fins par le procédé de stabilisation et solidification.....	13
1.2 Déshydratation des boues : intérêt de l'utilisation des polymères.....	14
1.2.1 Généralités sur les polymères	14
1.2.2 Types de polymère.....	14
1.2.3 Intérêts des polymères pour la coagulation/floculation des boues.....	15
1.2.3.1 Polymère de floculation : principe de floculation.....	15
1.2.3.2 Floculation : mécanismes mis en jeu	16
1.2.3.3 Intérêts de l'utilisation des polymères	17
1.2.4 Filtration des boues.....	19
1.3 Utilisation des tubes géotextiles dans la gestion des boues marines	20
1.3.1 Les tubes géotextiles : généralités.....	20
1.3.2 Intérêts des tubes géotextiles dans le processus de déshydratation des boues	20
1.3.3 Systèmes de traitement direct des boues in situ.....	23
CHAPITRE 2 MATÉRIEL ET MÉTHODE.....	26
2.1 Rappel des objectifs et stratégie de la recherche	26
2.2 Caractérisation physico-chimique des boues.....	26
2.2.1 Échantillonnage des boues à traiter.....	26
2.2.2 Mesure de la teneur en eau et siccité des boues.....	27
2.2.3 Analyse granulométrique par sédimentation (sédimentométrie).....	28
2.2.4 Mesure de la masse volumique des boues	29
2.2.5 Caractérisation chimique	30
2.3 Traitement par S/S sur boues décantées (Phase I).....	31
2.3.1 Mélanges et confection des éprouvettes	31

2.3.2	Contrôle et évaluation de la performance du traitement S/S sur les boues décantées	32
2.4	Traitement par S/S sur boues liquide (Phase II)	36
2.4.1	Essais préliminaires : choix du polymère de traitement et essais sur colonne de filtration	36
2.4.1.1	Choix du polymère de traitement.....	36
2.4.1.2	Critères de choix du polymère de traitement.....	38
2.4.2	Essais de filtration sur colonne	40
2.4.2.1	Montage expérimental	40
2.4.2.2	Mode opératoire.....	41
2.4.2.3	Critères et paramètres d'évaluation des essais de filtration sur colonne.....	43
2.4.3	Injection directe du traitement par S/S des boues liquides dans un tube géotextile.....	44
2.4.3.1	Montage du système de pompage mis en place.....	44
2.4.3.2	Mise en œuvre du protocole expérimental.....	46
2.4.4	Critères et paramètres d'évaluation du traitement par S/S sur les boues liquides.....	46
CHAPITRE 3	RÉSULTATS EXPÉRIMENTAUX.....	49
3.1	Caractérisation des boues avant traitement.....	49
3.1.1	Résultats de caractérisation physique des boues avant traitement.....	49
3.1.2	Résultats de caractérisation chimique des boues avant traitement	51
3.2	Résultats du traitement par S/S sur boues « décantés » (phase I).....	52
3.2.1	Résultats des mesures physiques sur les boues décantées et traités.....	52
3.2.2	Analyses chimiques des boues « décantées » solidifiées.....	53
3.3	Résultats du traitement par S/S sur boues « liquides » (phase II).....	55
3.3.1	Essais préliminaires : choix du polymère de traitement (agent de floculation).....	55
3.3.2	Essais de filtration sur colonne	56
3.3.3	Résultats du traitement par pompage directement dans un tube géotextile.....	59
3.3.3.1	Caractérisation physique des boues traitées dans les tubes géotextiles	59
3.3.3.2	Analyse chimique de l'eau exfiltrée des tubes géotextiles	61
3.3.3.3	Résultat analytique des essais de diffusion et de lixiviation.....	62
3.4	Comparaison, analyse et interprétation des résultats	64
CONCLUSION.....		71
RECOMMANDATIONS		75
ANNEXE I	Caractéristiques des tubes géotextiles de type TENCATE.....	75

ANNEXE II	Résultats d'analyse des métaux et métalloïdes des boues décantées avant traitement.....	77
ANNEXE III	Résultats d'analyse des HAP des boues décantées avant traitement	79
ANNEXE IV	Résultats d'analyse de lixiviation des métaux et métalloïdes avant traitement	85
ANNEXE V	Résultats d'analyse des métaux et métalloïdes dans l'eau de diffusion (traitement SS-01 des boues décantées).....	87
ANNEXE VI	Résultats de calcul des indices de diffusivité des métaux et métalloïdes (traitement SS-01 des boues décantées).....	89
ANNEXE VII	Résultats d'analyse de lixiviation des métaux et métalloïdes après traitement (SS-01).....	91
ANNEXE VIII	Bilan de Masse- Essai-01 de pompage de boue liquide traitée par SS dans un tube géotextile.....	93
ANNEXE IX	Bilan de Masse- Essai-02 de pompage de boue liquide traitée par SS dans un tube géotextile.....	91
ANNEXE X	Résultats d'analyse des métaux et métalloïdes dans l'eau exfiltrée des tubes géotextiles (Essais sans et avec traitement des boues liquides)	97
ANNEXE XI	Résultats d'analyse des HAP dans l'eau exfiltrée des tubes géotextiles (Essais sans et avec traitement des boues liquides.....	99
ANNEXE XII	Résultats d'analyse des métaux et métalloïdes dans l'eau de diffusion après traitement des boues liquides	101
ANNEXE XIII	Résultats de calcul des indices de diffusivité des métaux et métalloïdes (boues liquides après traitement)	103
ANNEXE XIV	Résultats de calcul des indices de diffusivité des HAP (boues liquides après traitement)	101
LISTE DE RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....		105

LISTE DES TABLEAUX

	Page
Tableau 1-1	Domaines d'application des flocculants polymères synthétiques18
Tableau 2-1	Classes granulométrique et diamètre de particules élémentaires.....29
Tableau 2-2	Paramètres analytiques sur boues décantées. Tiré de MDDEP et EC, (2007)30
Tableau 2-3	Formules de traitement S/S appliquées aux boues décantées31
Tableau 2-4	Critères comparatifs de performances physiques du traitement par S/S sur des boues décantées. Tiré de St-Laurent et al., (2012)34
Tableau 2-5	Critères d'évaluation des essais de contrôle avant et après traitement35
Tableau 2-6	Préparation des mélanges de boue liquide pour test de floculation (<i>Jar test</i>).....36
Tableau 2-7	Critère de sélection, d'évaluation et de choix du polymère.....39
Tableau 2-8	Masses de pesées pour tests de dosage des polymères39
Tableau 2-9	Masses des constituants des essais de filtration sur colonne42
Tableau 2-10	Critères et paramètres d'analyse de l'eau exfiltrée des tubes géotextiles..48
Tableau 3-1	Résultats de caractérisation chimiques des boues avant traitement.....51
Tableau 3-2	Résultats d'essais de lixiviation des éléments d'intérêts (Cu, Ni et Zn)....52
Tableau 3-3	Résultats des essais de résistance moyenne en compression physique et flexion sur boues décantées et traitées par S/S.52
Tableau 3-4	Résultats d'essais de conductivité et d'altération physique sur boues décantées et traitées par S/S.....53
Tableau 3-5	Résultats de lixiviation sur boues décantées54
Tableau 3-6	Résultats des tests de polymère.....55
Tableau 3-7	Tableau comparatif d'essais précis de choix du polymère de traitement ..56
Tableau 3-8	Caractérisation chimique de l'eau exfiltrée des colonnes de filtration57

Tableau 3-9	Bilan de masse d'eau durant les essais de filtration sur colonne58
Tableau 3-10	Résultats de mesure comparative de résistance physique de boues solidifiées60
Tableau 3-11	Résultats d'analyse chimiques de l'eau exfiltrées des tubes géotextiles ...61
Tableau 3-12	Résultats d'essais chimique de contrôle de l'eau exfiltrée des tubes géotextiles62
Tableau 3-13	Résultats d'essais de contrôle de l'eau de lixiviation et de diffusion63
Tableau 3-14	Résultats comparatifs d'efficacité du traitement par S/S.....70

LISTE DES FIGURES

		Page
Figure 0-1	Schéma de la variante proposée de traitement par S/S de boue de dragage hydraulique	3
Figure 1-1	Principales interactions entre un atome ou une molécule et un solide à l'interface solide/liquide	10
Figure 1-2	Processus de coagulation/floculation	16
Figure 1-3	Digues de protection de bordures côtières (gauche) – brise lame (droite)	21
Figure 1-4	Opération de « Hanging bag » test.....	21
Figure 1-5	a) Test rapide de floculation dans bocal; b) et c) Essai de filtration gravitaire avec filtre géotextile	22
Figure 1-6	Exemple de procédé de déshydratation et de consolidation de boue par pompage avec injection de polymère dans des tubes géotextiles	23
Figure 1-7	Système de préparation, de pompage de polymère, et pompage du mélange (polymère + boues) vers des tubes géotextiles	27
Figure 2-1	Barge flottante	27
Figure 2-2	Conteneurs	27
Figure 2-3	Boues décantées	27
Figure 2-4	Décantât	32
Figure 2-5	Malaxeur planétaire	32
Figure 2-6	Éprouvettes cylindriques – moules d'acier	32
Figure 2-7	Essais de <i>Jar test</i>	37
Figure 2-8	Schéma du dispositif de colonne de filtration	41
Figure 2-9	Modélisation du dispositif de filtration sur colonne (logiciel Sketchup) (gauche) – photo montage réel du dispositif de colonne sur filtration (droite).....	41
Figure 2-10	Opération de culbutage – Effet de floculation de boue.....	42

XVIII

Figure 2-11	Filtration sur colonne	43
Figure 2-12	Schéma du système de pompage.....	45
Figure 2-13	Éléments du système constituant du prototype.....	45
Figure 3-1	Courbe de la masse volumique sèche des boues en fonction de la teneur en eau	49
Figure 3-2	Courbe de la distribution granulométrique des boues.....	50
Figure 3-3	Courbe de vitesse d'assèchement des boues dans la colonne de filtration...57	
Figure 3-4	Résultat visuel de traitement de boue liquide par pompage direct dans un tube géotextile	59

LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES

ADN	Acide désoxyribonucléique
Al	Aluminium
Al ₂ O ₃	Oxyde d'aluminium
ASTM	ASTM International
AU	Attenuation unit
BPC	Biphényles polychlorés
Br	Brome
BNQ	Bureau de normalisation du Québec
C	Carbone
Ca	Calcium
CaO	Oxyde de calcium
CCME	Conseil canadien des ministres de l'environnement
CEO	Concentration d'effets occasionnels
CEP	Concentration d'effets probables
Cu	Cuivre
CAN	Canada
CEAEQ	Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec
Cr	Chrome
CSA	Canadian standards association
Cl	Chlore
COT	Carbone organique total
DCO	Demande chimique en oxygène
EC	Environnement Canada
ECA	European chemical agency
F	Fluore
Fe	Fer
Fe ₂ O ₃	Oxyde de fer

XX

GU	General use (Utilisation générale)
H	Hydrogène
HAP	Hydrocarbure aromatique polycyclique
H ₂ O	Oxyde d'hydrogène
I	Iode
LC	Laboratoire de chaussée
LG2	Laboratoire de géotechnique et de génie géoenvironnemental
LKD	Lime kiln dust
MDDEP	Ministère du développement durable de l'environnement et des parcs
MDDELCC	Ministère du développement durable, de l'environnement et de la lutte contre les changements climatiques
MES	Matière en suspension
Mg	Magnésium
MgO	Oxyde de magnésium
MPa	Mégapascal
MTQ	Ministère du transport du Québec
N	Azote
Ni	Nickel
O	Oxygène
pH	Potentiel d'hydrogène
ptCo	Platinum cobalt
PVC	Polychlorure de vinyle
PTFE	Polytétrafluoroéthylène
RDT	Rapid dewatering test
RQEP	Recommandations pour la qualité de l'eau potable
S/S	Stabilisation et Solidification
SPLP	Synthetic precipitation leaching procedure
Si	Silicium
SiO ₂	Dioxyde de silicium
SO ₃	Oxyde de soufre

TCLP	Toxicity characteristic leaching procedure
USACE	United States army corps of engineers
V/V	Volume à volume
Zn	Zinc

LISTE DES SYMBOLES ET UNITÉS DE MESURE

°C	Degré celsius
%	Pourcent
L	Litre
m ³	Mètre cube
mm	Millimètre
mL	Millilitre
g	Gramme
kg	Kilogramme
kPa	Kilopascal
m/s	Mètre par seconde
rpm	Rotation par minute
UTN	Unité de turbidité néphélométrique
μS/cm	Microsiemens par centimètre
mV	Millivolt

INTRODUCTION

Les enjeux économiques et sociaux de par le monde amènent de nombreux gouvernements et administrations à penser à des stratégies de diversification et d'accroissement des activités économiques. L'accroissement des activités portuaires, notamment par l'agrandissement des infrastructures, peut ainsi contribuer à un développement économique local. Ces travaux de réaménagement ou de construction d'infrastructures portuaires requièrent, dans certains cas, le recours à des opérations de dragage des boues. Ces boues draguées sont souvent perçues comme des « déchets » à gérer puisqu'elles présentent parfois une contamination, parfois des caractéristiques géotechniques indésirables, parfois les deux. Pourtant, ces matériaux dragués pourraient potentiellement être valorisés, suite à l'amélioration de leurs propriétés tant environnementales que géotechniques, au sein de nouvelles infrastructures portuaires.

À cet effet, le traitement par stabilisation et solidification (S/S) permettrait un développement et une gestion durable de ces boues draguées, en permettant à la fois une réutilisation et valorisation de différents types de matériaux contaminés (sols, sédiments ou boues de dragage) directement sur le site ainsi que le renforcement géotechnique de ces matériaux. De nombreuses études et projets industriels dans le monde notamment au Canada (Stegemann & Cote, 1991; Environnement Canada, 1993), au Japon (Kamon & Nontananandh, 1990; Ogino Goto, Kataoka, & Kuroda, 1994; Akinori, 1998), aux États-Unis (United States Environmental Protection Agency, 1998) et au Pays-Bas (Van Leeuwen, Pepels, & Vail Ernst, 1997), montrent que cette technique est largement adoptée et utilisée (Boutouil, & Levacher, 2000). De plus, ce traitement permettrait une minimisation de l'empreinte écologique reliée à la restauration d'un site contaminé ou à la gestion des matériaux de dragage par l'évitement du transport de matériaux contaminés vers des sites d'enfouissement et par l'évitement de l'importation de matériaux granulaires vers le site de construction/réaménagement de nouvelles infrastructures.

Ainsi, l'objet de ce mémoire est une démonstration, à l'échelle du laboratoire, d'un projet de valorisation des boues contaminées de dragage hydraulique issues du fleuve Saint-Laurent. La solution proposée consiste en l'application d'un procédé innovateur de traitement direct des

boues liquides dans des tubes géotextiles avec l'ajout simultané des constituants du traitement par S/S. Des essais physiques et chimiques normalisés (résistance en compression, conductivité hydraulique, résistance au mouillage/séchage, lixivabilité, diffusivité) ont été effectués sur le matériau solidifié obtenu, afin d'évaluer la performance du traitement. L'utilisation des tubes géotextiles dans le procédé sert de médium filtrant afin de permettre un assèchement passif des boues d'un dragage hydraulique tout en contrôlant les matières en suspension rejetées au cours d'eau. À cet effet, une caractérisation chimique de l'eau exfiltrée des tubes géotextiles a également permis d'évaluer l'efficacité du procédé. Ce procédé consisterait ainsi à mettre en œuvre les mécanismes d'assèchement passif, de stabilisation et de solidification qui sont ainsi combinés de façon simultanée en une seule étape afin de réduire à la fois les coûts d'assèchement, de traitement et d'amélioration géotechnique tout en limitant le relargage de contaminants dans l'environnement.

Contexte et problématique de la recherche

Afin de répondre aux besoins grandissants en termes de quais d'amarrage, d'activités de transbordement et d'aires de manutention, la construction de nouvelles infrastructures est envisagée par de nombreuses administrations portuaires à travers le monde. Pour maintenir ou restituer l'accès de ces infrastructures aux bateaux, il s'avère indispensable de procéder régulièrement à des dragages d'entretien (Silitonga, 2010). Des opérations de dragage des sédiments sont donc nécessaires pour entretenir, approfondir ou aménager les sites portuaires (Duan, Lafhaj, Bel Hadj Ali, & Ducellier, 2013). La construction de ces nouvelles infrastructures portuaires nécessitera notamment le dragage d'un volume considérable de sédiments contaminés. C'est le cas des sédiments dragués dans le fleuve Saint-Laurent qui fait ainsi l'objet de cette étude. Le traitement par stabilisation et solidification (S/S) des boues contaminées a été proposé comme solution de traitement permettant la réutilisation sécuritaire et la valorisation de ces boues en tant que matériau de remblaiement.

Le procédé passif d'assèchement par tube géotextile a été proposé comme solution envisageable afin de limiter l'espace requis aux fins d'assèchement des boues et de contrôler

les matières en suspension rejetées dans le fleuve lors de leur assèchement. Suite à l'assèchement des boues, la procédure conventionnelle de traitement par S/S nécessiterait des opérations de manutention, de transport, de malaxage et de mise en place, ce qui implique d'avoir recours à des équipements spécialisés et pouvant assurer la rétention de matériaux boueux. Des coûts notamment élevés devraient donc être prévus afin d'assurer la réalisation de ces opérations. En vue de limiter les ressources investies pour ces opérations, une alternative innovatrice du traitement par S/S serait l'injection directe de constituants d'intérêt (par exemple le ciment et le polymère) dans les conduites pendant le pompage des boues de dragage vers les tubes géotextiles.

Il s'agirait, en effet, de parvenir à démontrer l'applicabilité directe en tube géotextile du procédé de stabilisation et solidification des boues de dragage hydraulique. Cette application constituerait ainsi une variante à la méthode conventionnelle de traitement S/S décrite plus haut. Le système dynamique devrait ainsi permettre le couplage direct des opérations de dragage, le pompage dans des unités de traitement pour la stabilisation et solidification, la décantation des boues et, à la fin, la filtration et l'assèchement des boues, tel qu'illustré à la figure 0-1.

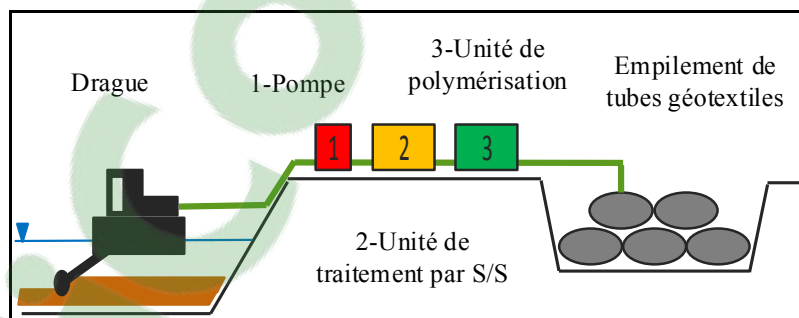


Figure 0-1. Schéma de la variante proposée de traitement par S/S de boue de dragage hydraulique

Objectifs de la recherche

Dans le but de démontrer l'applicabilité du traitement par stabilisation et solidification sur des boues de dragage hydraulique, les objectifs suivants ont été fixés :

- 1) Démontrer l'applicabilité du traitement par S/S sur des sédiments (boues) fins contaminés. Il s'agira en effet dans une première phase de l'étude, d'appliquer le traitement sur des sédiments fins décantés et d'évaluer les performances du traitement grâce à des essais physiques et chimiques.
- 2) Démontrer l'applicabilité du traitement par S/S sur des sédiments (boues) fins liquides. Il s'agira en effet dans une deuxième phase de l'étude, de démontrer l'applicabilité du traitement spécifiquement sur des sédiments d'aspect liquide (simulant des boues de dragage hydraulique).

L'utilisation ou l'intégration d'un matériau filtrant (tube géotextile) pour la filtration de l'eau en excès dans la phase II de cette étude qui représente une variante de la phase I, constitue ainsi un aspect nouveau apporté au traitement. En effet, l'étude de l'applicabilité du traitement par S/S dans un tube géotextile a pour objet de simuler une opération de dragage hydraulique simultanément à un traitement en ligne, tel que présenté à la figure 0-1. Un prototype de dispositif de pompage à l'échelle de laboratoire a été mis en place à cet effet et présenté dans la phase II de cette étude.

Contribution particulière de l'étude

La présente étude vise à apporter ou améliorer le choix des options de gestion des sédiments fins de dragage, contaminés ou non contaminés. Dans le cas spécifique d'une opération de dragage hydraulique (boues liquides), des solutions de traitement existent déjà, spécifiquement pour le pré-conditionnement des boues en direct avec utilisation de tubes géotextiles. De même, l'applicabilité du procédé de traitement par stabilisation et solidification des boues, est traitée dans de nombreuses études. Ainsi, la particularité proposée dans la présente étude, est

la possibilité de pouvoir appliquer simultanément à un pré-conditionnement en ligne, le traitement par S/S sur des boues liquides. Cette étude apporte donc la démonstration de la mise en œuvre d'un système pouvant permettre le traitement par S/S des boues liquides en cours de pompage, en vue d'une valorisation et réutilisation.

Ainsi, ce mémoire est divisé en trois chapitres. Le chapitre 1 présente une revue de littérature traitant notamment du principe, des mécanismes mis en œuvre, ainsi que de l'intérêt du procédé de traitement par stabilisation et solidification. Elle traite également de l'intérêt et l'utilisation des tubes géotextiles pour l'assèchement des boues liquides, ainsi que des exemples de projets de traitement des boues liquides en ligne. Le chapitre 2 porte sur la méthodologie qui a été mise en œuvre pour mener cette étude. Dans ce chapitre, deux grandes phases sont décrites. Chacune des phases fait état des différents essais qui ont été réalisés, ainsi que des critères qui ont été considérés, afin d'évaluer les performances du traitement par S/S, sur des boues d'aspect décantées dans le cas de la phase I et sur des boues liquides dans le cas de la phase II. Un accent particulier dans la phase II est porté sur la réalisation d'un prototype de système de pompage, permettant de simuler à l'échelle du laboratoire, une opération de pompage et de traitement direct par S/S dans un tube géotextile. Le chapitre 3 présente, les résultats obtenus des différents essais réalisés dans chaque phase, ainsi que l'analyse et l'interprétation de ceux-ci. Finalement, une conclusion générale ainsi que quelques recommandations qui pourraient donner lieu à de potentielles idées de recherche sont proposés à la fin du mémoire.

CHAPITRE 1

REVUE BIBLIOGRAPHIQUE

1.1 Traitement des sols contaminés par stabilisation et solidification (S/S)

1.1.1 Généralités et intérêts du traitement par S/S

Le traitement des sols par stabilisation et solidification, communément appelé S/S, désigne une combinaison de processus et d'interactions à la fois chimiques et physiques, permettant de limiter la mobilité des contaminants.

La stabilisation désigne un ensemble de techniques qui permettent de réduire chimiquement le danger potentiel d'un déchet en convertissant les contaminants sous une forme moins soluble, moins mobile et moins toxique. Les caractéristiques structurales et la nature physique des déchets ne sont pas nécessairement modifiées dans le processus de stabilisation. La solidification quant à elle, peut référer à des techniques qui encapsulent les déchets par la formation d'un matériau solide. Elle n'implique pas nécessairement une interaction chimique entre les contaminants et les additifs de solidification (USEPA, 1999).

La première application de la technique aux États-Unis remonte à 1950, année où elle a été utilisée avec succès pour traiter des déchets radioactifs. La S/S est largement utilisée pour la gestion d'une vaste gamme de déchets, en particulier ceux qui sont classés comme dangereux (Maher, Najm, & Boile, 2005). Le procédé par S/S peut donc ainsi être appliqué au traitement des sols, des boues et même des liquides, et permettrait de ce fait de traiter une grande variété de contaminants. Cependant, selon les études, le traitement des contaminants organiques semble être plus difficile et plus coûteux (Hester & Harrison, 2011). En effet, le traitement de certains composés organiques par S/S peut nécessiter l'utilisation d'additifs comme agents de prétraitement (Paria & Yuet, 2006). Le procédé de traitement par S/S est particulièrement basé sur l'utilisation de ciment comme liant dans la plupart des projets de traitement mis en œuvre. Selon Hester et Harrison (2011), l'utilisation de la S/S au Canada est encore à ses premiers

stades. En comparaison à d'autres techniques de traitement des sols, les avantages suivants de la S/S peuvent être soulignés (Paria & Yuet, 2006) :

- Les coûts sont relativement faibles et le procédé est facile à mettre en œuvre;
- La composition du ciment Portland est constante d'une source à une autre, ce qui élimine certaines variables dans la conception du procédé de S/S;
- Une bonne stabilité physique et chimique à long terme;
- Une augmentation de la résistance à la compression des sols;
- La non-toxicité de certains additifs chimiques;
- Une grande résistance à la biodégradation;
- Une perméabilité à l'eau relativement faible;
- Certaines méthodes sont déjà ou en cours d'être établies;
- Potentiel à réduire le volume de matières à éliminer ou le coût des traitements;
- Traitabilité d'un large éventail de contaminants;
- Traitabilité d'un large éventail de matériaux;
- Certaines méthodes in situ ne nécessitent que peu d'espace de perturbation;
- Des installations mobiles sont disponibles pour certaines méthodes.

Malgré ces avantages de la S/S dans le traitement des sols contaminés, à la fois dans un contexte in-situ et ex-situ, certaines limites dans son usage peuvent également être mises en évidence. L'étude de Hester et Harrison (2011), souligne en effet, quelques limites de la technique, notamment le fait que :

- Le flux de déchets secondaires peut nécessiter un traitement ou une élimination;
- Les sols à forte teneur en argile ou la tourbe peuvent être difficiles à traiter;
- L'utilisation de certains solvants pourrait être dangereuse pour la santé et sécurité;
- Des mesures d'assurance de la qualité sont nécessaires, en particulier in situ;
- L'approbation par l'autorité réglementaire peut être nécessaire.

1.1.2 Mécanismes mis en jeu dans le procédé (S/S)

Dans le cas d'une contamination inorganique (ex. métaux, métalloïdes), les mécanismes suivants vont permettre la fixation des contaminants à l'interface solide/liquide (Deschamps, Benzaouza, Bussière, Belem, & Mbonimpa, 2006) :

- **L'adsorption** : Procédé physique et/ou chimique par lequel, un gaz, un liquide ou un soluté adhère aux surfaces exposées d'un matériau, en particulier un solide avec lequel il est en contact. L'adsorption physique (physisorption) met en jeu les mécanismes d'adsorption physique. Des énergies de liaisons de types van der Waals sont nécessaires pour permettre l'attraction électrostatique entre un soluté et la surface polarisée d'un matériau (Manceau, Marcus, & Tamura, 2002). L'adsorption chimique (chimisorption) a lieu lorsque des ions en solution vont former des liaisons chimiques dites ioniques ou covalentes avec les charges de surface d'un matériau.
- **Précipitation** : le phénomène de précipitation implique le passage à l'état solide des contaminants de l'état dissous à l'état solide. La précipitation des métaux (sous forme d'hydroxyde) se fait généralement au niveau des pores vides des solides, ou à leur surface.

Outre ces deux grands mécanismes, on distingue aussi les phénomènes de substitution atomiques (possibilité de substitution d'un atome par un atome dans le réseau cristallin), et d'inclusion (piégeage mécanique). La figure 1-1 ci-après présente ainsi une vue d'ensemble des diverses interactions mises en jeu dans le mécanisme de stabilisation.

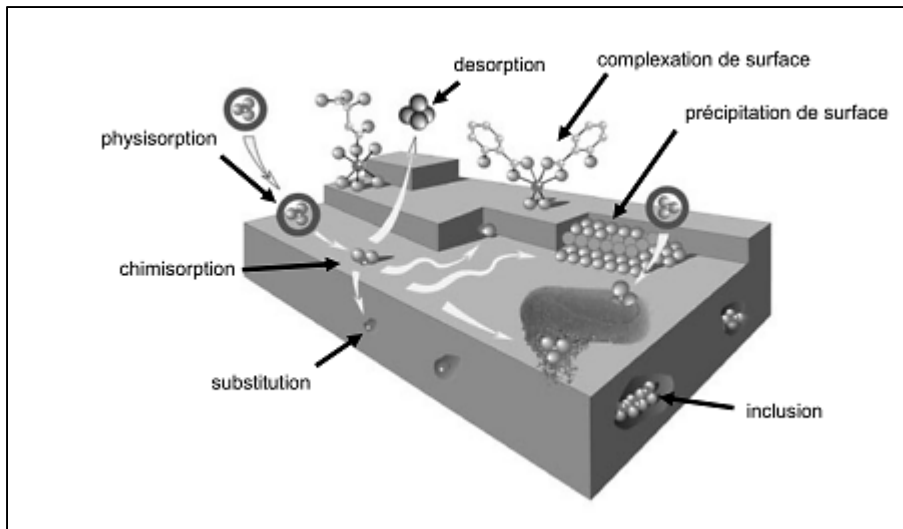


Figure 1-1. Principales interactions entre un atome ou une molécule et un solide à l'interface solide/liquide
D'après Manceau et al. (2002)

1.1.3 Effet du pH

Dans le procédé de traitement par S/S, certains paramètres tels que la nature du liant et le pH semblent importants à considérer. En effet, le pH joue un rôle important dans la mobilité des métaux des sols traités (Deschamps et al., 2006). Selon une étude sur la mobilité des polluants inorganiques dans des boues, il est indiqué, qu'un pH acide entraîne la mise en solution des sels métalliques, la mise en solution des phases de rétention, la désorption des cations et l'adsorption des anions (Lions, 2004). Ainsi, l'intérêt de la variation du pH quant à la mobilité des métaux serait aussi lié au choix des additifs dans le traitement des sols contaminés.

1.1.4 Additifs de traitement par S/S

Plusieurs additifs de traitement sont souvent utilisés en raison de leur capacité à stabiliser les polluants dans les sols. Outre le ciment Portland, qui constitue le liant le plus fréquemment utilisé, certains sous-produits industriels possédant des propriétés hydrauliques, tels que les laitiers de haut fourneau, les cendres volantes et la fumée de silice peuvent aussi être utilisés comme liant (Deschamps et al., 2006).

1.1.4.1 Le ciment Portland

Le ciment portland est un liant hydraulique couramment utilisé comme liant principal dans le traitement par S/S. Il est principalement composé de clinker à près de 90% de la masse totale du ciment (Kosmatka, Kerkhoff, Hooton, & McGrath, 2011). Les composants chimiques qu'on retrouve dans le ciment Portland sont présentés selon les abréviations suivantes : A = Al_2O_3 ; C = CaO ; F = Fe_2O_3 ; H = H_2O ; M = MgO ; S = SiO_2 ; S = SO_3 . Il peut aussi être utilisé en combinaison avec d'autres produits additifs, tels que la chaux hydratée, les cendres volantes ou la fumée de silice.

1.1.4.2 Les cendres volantes

Les cendres volantes sont des poudres dont la granulométrie est comprise entre 0,5 et 315 μm (Silitonga, 2010). Elles sont obtenues par dépoussiérage des gaz de combustion de charbon pulvérisé dans les centrales thermiques. La composition des cendres volantes en éléments Si, Mg, Ca, Al et Fe, dépendra du type de matériau incombustible présent dans le charbon. L'intérêt de l'utilisation des cendres volantes réside dans leur capacité à former des silicates de calcium hydratés par réaction avec l'hydroxyde de calcium, lesquels ont des propriétés pouzzolaniques et hydrauliques (prise en présence d'eau) intéressantes (Karouite, 2003).

1.1.4.3 La chaux

Le terme chaux est généralement utilisé pour désigner l'ensemble des produits dérivés du calcaire, comme la chaux vive et la chaux éteinte. Le calcaire contient des proportions élevées de carbonate de calcium et/ou magnésium. Grâce à ses propriétés, la chaux favoriserait trois actions bénéfiques dans le traitement des sols. Il s'agirait notamment de sa capacité jusqu'à saturation, à favoriser les échanges de cations; la floculation et/ou l'agglomération des particules d'argile ainsi que la formation des hydrates de calcium à la surface des particules d'argile (Silitonga, 2010). L'utilisation de la chaux est très efficace dans les sols fortement contaminés. Elle permet de garder le pH du sol à un niveau élevé, et réduisant ainsi la solubilité

de certains contaminants (métaux) qui s'y trouvent (García-Sánchez, Alastuey, & Querol, 1999).

1.1.4.4 La fumée de silice

Les fumées de silices sont des produits issus de la réduction d'un quartz très pur, par du charbon à environ 2000°C de température. Ce sont en effet des sous-produits des procédés de fabrication du silicium et d'autres alliages ferro-silicium. Les particules fines, sphériques et vitreuses, dont les fumées sont constituées, ont un diamètre moyen d'environ 1 µm. D'après Malhotra et Mehta (1996), les teneurs en silice vitreuse dans les fumées de silice varient de 75% à 95%, ce qui leur confère une grande réactivité. Plusieurs études ont ainsi montré les effets bénéfiques de l'ajout de la fumée de silice dans le traitement des sols. En effet, selon certaines études, l'ajout de fumée de silice, au traitement des sols au ciment et à la chaux, améliorerait les propriétés mécaniques des sols et des argiles traités, ainsi que leur résistance à la compression (Silitonga, 2010).

1.1.5 Caractéristiques et gestion des sols à particules fines d'origine marine (sédiments/boues)

Communément appelés vases, les sédiments ou boues marines sont constitués de phases minérales, organique et liquide. Les particules inférieures à 80 µm des sols fins sont celles qui les caractérisent. Dans le monde en général, au Canada et au Québec en particulier, ce sont les activités et travaux de dragage qui génèrent la plus grande masse de sédiment et/ou de boues (Dubois, 2006).

En effet, l'augmentation des activités portuaires nécessite de nombreux travaux de dragage pour l'entretien et la mise en place de nouveaux ports. Ces activités de dragage génèrent des quantités importantes de déblais de sédiments ou boues. Par exemple, dans le seul système hydrique du Saint-Laurent c'est en moyenne environ 450 000 m³ de sédiments ou boues qui sont dragués chaque année (Rieussec, 2008). La caractérisation physico-chimique des boues permettrait ainsi d'évaluer leur qualité (contaminée ou non), afin de définir leur mode de gestion. La valorisation des boues en milieu terrestre, dans le cas des boues peu ou fortement

contaminées, semble constituer un mode de gestion des plus adéquats par rapport à la valorisation en milieu aquatique ou en berge. Au Québec, la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* et le *Règlement sur l'enfouissement des sols contaminés* recommandent que lorsque des boues draguées sont gérées en milieu terrestre, celles-ci doivent être considérées comme des sols. À cet effet, les boues de dragage peuvent être réutilisées comme matériaux de remplissage, de remblayage, ou encore de construction selon leur degré de contamination (Rieussec, 2008). D'après Le Guern et al. (2004), la stabilisation et solidification est bien répandue dans le domaine du traitement de boues industrielles et municipales contaminées par les métaux lourds (Le Guern et al., 2004).

1.1.6 Exemples de valorisation et réutilisation des sédiments fins par le procédé de stabilisation et solidification.

Plusieurs études se sont intéressées à la valorisation des sédiments contaminés ou non dans le domaine du génie civil (Duan et al., 2013). En Chine par exemples, des boues collectées dans une usine de traitement des eaux usées industrielles ont été réutilisé pour la fabrication de brique. Les tests physiques de résistance et essais de lixiviation chimique effectués, ont montrés que ceux-ci répondaient aux exigences des normes nationales chinoises (Chih-Huang, Deng-Fong, & Chiang, 2013). Les travaux réalisés par Silitonga (2012), montrent les possibilités de valorisation par SS à base de liants hydrauliques et de fumée de silice, des sédiments marins contaminés. Les résultats obtenus dans son étude montrent que le procédé, améliorerait les propriétés mécaniques et environnementale des sédiments fins dragués, pour une utilisation en couche de forme ou de fondation en technique routière (Silitonga, 2010). Dans le domaine de l'aménagement côtier, Brakni, Abriak, Pascal, et Zentar (2007) se sont intéressée à la valorisation des boues liquides de dragage hydraulique, en vue de leur réutilisation pour la stabilisation de l'érosion littorale en France. Les vases (boues) d'aspect liquide ayant une teneur en d'environ 253%, ont subi un processus de décantation naturelle afin de réduire la teneur en eau du matériau, en utilisant un géotextile comme matériau filtrant. Du ciment prise mer CEM I a été ajouté au matériau dans un malaxeur, et après homogénéisation par malaxage, celui-ci a servi à fabriquer des granulats pouvant être utiliser comme matériau de recharge, pour le contrôle de l'érosion des plages (Brakni, Abriak, Pascal,

& Zentar, 2007). En prélude au traitement envisagé, les boues d'aspect liquides doivent généralement subir un traitement pour réduire la teneur en eau notamment par des techniques de déshydratation dites passive ou active (Rieussec, 2008).

1.2 Déshydratation des boues : intérêt de l'utilisation des polymères

1.2.1 Généralités sur les polymères

Les polymères sont des macromolécules organiques ou inorganiques, formées par l'enchaînement d'un ou de plusieurs types d'unités monomères liées entre elles par des liaisons covalentes. L'Agence européenne des produits chimiques dans son guide de mise en œuvre définit les monomères comme étant des substances capables de former des liaisons covalentes via des réactions de polymérisation et se convertir en des motifs de séquences de répétition de la séquence des polymères (European chemicals agency, 2012). Les polymères peuvent être d'origine naturelle (animale ou végétale) ou d'origine synthétique. Les caoutchoucs, les polysaccharides, le glycogène, l'ADN, les protéines sont des exemples de polymères naturels. Parmi les polymères synthétiques, on retrouve le polyéthylène, le polystyrène, le PVC, le PTFE, les polyesters, les polycarbonates, les polysiloxanes, les polyamides (Weiss, 2010).

1.2.2 Types de polymère

On distingue trois principaux types de polymère à savoir, les polymères organiques, inorganiques et organométalliques.

Les polymères organiques sont des composés dont les structures de monomères qui les constituent sont composées principalement d'atomes de carbone (C), d'hydrogène (H), d'oxygène (O), d'azote (N), ainsi que d'halogènes (F, Cl, Br et I).

Les polymères inorganiques sont des polymères qui ne contiennent pas de groupement organique (C, H). Les polymères organométalliques sont des composés constitués de combinaison de composés organiques et inorganiques. L'intérêt de la synthèse des polymères

inorganiques réside dans le fait qu'ils sont meilleurs conducteurs et qu'ils ont une haute résistance thermique, par rapport aux polymères organiques (O dian, 2004).

Les flocculants inorganiques incluent typiquement les sels de calcium (généralement la chaux), les sels d'aluminium, tels que les sulfates ou les sodes (sodium) d'aluminium, ainsi que les sels de fer, tels que le sulfate ferreux et le chlorure ferrique. Les sels d'aluminium ont été largement utilisés dans des applications de traitement de l'eau et plus généralement, lorsque la coagulation est nécessaire. Les sels de fer sont utilisés dans des applications où un pH faible est requis, notamment dans les procédés hydro-métallurgiques (Bulatovic, 2007).

1.2.3 Intérêts des polymères pour la coagulation/floculation des boues

Deux grands groupes des produits chimiques sont généralement utilisés pour la floculation, la coagulation ainsi que la dispersion des particules dans un liquide. Ces réactifs inorganiques et organiques constituent les polymères de floculation et ou de coagulation. On distingue de ce fait trois catégories de polymères selon leur mode d'action à savoir : les polymères avec action de floculation (exemple : silicate et aluminate de sodium), les polymères avec action de dispersion (exemple : hexamétaphosphate de sodium) et les polymères avec action de coagulation (exemple : sulfate ferreux et chlorure ferrique).

1.2.3.1 Polymère de floculation : principe de floculation

La floculation, tout comme la coagulation, est un traitement qui vise à optimiser l'élimination des particules en suspension par décantation et filtration. La coagulation favoriserait, en particulier, la formation d'agglomération à partir de petites particules initialement en suspension. Tandis que la floculation, favoriserait, la croissance des agrégats en agrégats plus denses, qui vont ensuite se déposer par sédimentation (Dihang, 2007). La floculation est particulièrement utilisée dans l'industrie du traitement de l'eau (Schaschke, 2014).

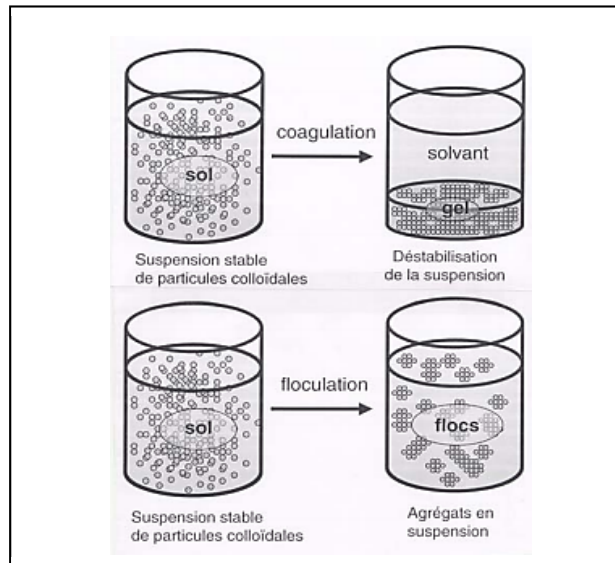


Figure 1-2. Processus de coagulation/floculation
Tiré de Mottot, (2000)

1.2.3.2 Floculation : mécanismes mis en jeu

Le processus de floculation est basé sur le phénomène d'adsorption. Les polymères vont en effet s'adsorber sur les particules en suspension. L'adsorption se produit grâce aux interactions électrostatiques entre les parties du polymère possédant une charge, et la surface des particules ayant des charges de signe opposé. Ceci se réalise grâce aux liaisons hydrogène entre les groupements hydroxyles à la surface des particules, au travers des interactions hydrophobes ou par pontage par un poly-ion (Dihang, 2007). L'action des polymères sur les particules se déroule suivant deux principaux mécanismes : le pontage et la neutralisation.

Le pontage est le résultat de l'adsorption via des liaisons hydrogènes d'un polymère avec plusieurs particules, qui se produit en présence de polymères de hautes masses moléculaires, non ioniques ou faiblement chargés (Hogg, 2000). La floculation par neutralisation ou compensation a lieu lorsque des polymères de haute densité de charge (ionité $>15\%$) interagissent avec des particules portant des charges de signe contraire. La force ionique, la présence de certaines espèces ioniques dans le milieu ainsi que le pH peuvent influencer de façon significative le mécanisme de floculation (Dihang, 2007).

1.2.3.3 Intérêts de l'utilisation des polymères

L'utilisation des polymères comme agent de floculation dans des projets de valorisation des boues marines a fait l'objet d'études particulières. Les polymères ont longtemps été utilisés dans le domaine de traitement de l'eau, notamment pour la clarification et la décantation des particules en suspension. Le choix d'un polymère se fait en évaluant notamment la vitesse de libération de l'eau, la clarté de l'eau libérée, la présence apparente du floculant dans l'eau (viscosité) et le volume d'eau obtenu par séparation après un certain temps (Mastin & Lebster, 2008a). Dans la plupart des cas, pour des floculants de même type (même famille et même charge, mais de poids moléculaires différents), on peut observer une similarité des résultats des analyses citées précédemment. De ce fait, le choix entre deux ou trois polymères de même type peut se faire en réévaluant les performances de chacun à de faibles dosages (Mastin & Lebster, 2008b). Le tableau 1-1, ci-après, donne une orientation des types de polymère à envisager suivant le domaine d'application.

Tableau 1-1. Domaines d'application des flocculants polymères synthétiques
Tiré de Mottot, (2000)

Domaine d'application	Polymères						
	Non ionique	Anionique			Cationique		
		faible	moyen	fort	faible	moyen	fort
Floculation argiles et schistes en milieu neutre			X				
Décantation des argiles				X			
Floculation silice					X		
Floculation en milieu acide	X	X					
Floculation en milieu salin	X	X					
Décantation en milieu basique				X			
Floculation de suspension organique coagulée par un produit minéral	X	X	X				
Décantation de boues activées						X	X
Conditionnement de boues organiques					X	X	X
Conditionnement de boues urbaines						X	X
Filtration de boues minérales			X	X			
Exemples	PAC 031	Magna Flocc 10	PolyFlo P10	PolyFlo P30		Super Flocc C-587	Super Flocc C-591

Néanmoins, parmi le grand nombre de polymères de floculation pouvant exister, les polymères synthétiques cationiques à haut poids moléculaires sont ceux qui présentent des avantages considérables, particulièrement dans le domaine du traitement des eaux (Baudin, Rodrigues, & Huet, 2005). L'efficacité de ces polymères de floculation pourrait donc s'avérer intéressante à mettre en œuvre, dans le cas de traitement de liquides fortement chargés, telles les boues de dragage hydraulique. Parmi les polymères synthétiques cationiques à charge élevée, les produits

AQ-8560, AQ-8561, et AQ-8884 de la compagnie Aquasan, sont des exemples de polymères pouvant être utilisés pour le conditionnement des boues de dragage hydraulique.

1.2.4 Filtration des boues

Dans le domaine du traitement des eaux usées, la filtration sur membrane est très largement utilisée dans les procédés d'épuration (Hogg, 2000). Sur le plan industriel, certaines méthodes de filtration ou de séparation liquide-solide des effluents vont permettre la déshydratation et la formation d'un gâteau. C'est notamment le cas pour les boues résiduelles des stations d'épuration ou les boues de dragage maritime. Selon les méthodes de filtration utilisées, telles que la filtration à pression, sous vide, par essorage et par gravité (Couturier, 2002), le type et les caractéristiques du médium filtrant à utiliser s'avèrent importants. Aussi, plusieurs études et projets ont porté sur l'utilisation des tubes géotextiles comme matériau de filtration, dans le cadre de la gestion et la valorisation des boues marines à travers le monde.

Selon Smith (2008), l'utilisation des tubes géotextiles offre un moyen peu coûteux de filtration, de confinement et de consolidation des déchets boueux. Il permettrait ainsi l'assèchement de plusieurs types de matériaux parmi lesquels on a, les sédiments contaminés, les déchets industriels et les boues d'assainissement. D'après une étude réalisée par Mori et al. (2002), les résultats obtenus montrent la performance des tubes géotextiles quant à la limitation de la lixiviation des dioxines. En effet, dans son étude, des sédiments contaminés en dioxines sont contenus dans des tubes géotextiles et soumis aux procédés de déshydratation. D'après les résultats obtenus, les dioxines lixiviées sont à peine observables dans l'eau de filtration (Mori, Miki, Tsuneoka, Dobashi, & Takahashi, 2002). Ainsi, l'intérêt de l'utilisation des tubes géotextiles comme matériau filtrant semble apporter satisfaction quant à leur capacité à favoriser la rétention des sédiments ou boues, ainsi que l'obtention d'un matériau d'aspect meuble et potentiellement réutilisable après filtration (ou déshydratation).

1.3 Utilisation des tubes géotextiles dans la gestion des boues marines

1.3.1 Les tubes géotextiles : généralités

Les tubes géotextiles sont fabriqués à base de textiles de polymères tissés. De manière générale, les géotextiles sont utilisés dans plusieurs applications géotechniques étant donné leurs caractéristiques intrinsèques, soit leur souplesse, leur résistance et leur capacité filtrante (Lambert, 2000). Le but premier du développement des tubes géotextiles a été de permettre la rétention des solides, tout en permettant l'écoulement d'eau à travers le tissu (United States army corps of engineers, 2006a). Ces tubes sont généralement fabriqués de géotextiles tissés, non tissés, ou une combinaison des deux formes. Les géotextiles généralement utilisés sont en polyester, polyamide, polypropylène ou polyéthylène. La plupart des projets liés à la gestion des structures côtières utilise majoritairement des tubes géotextiles tissés (USACE, 2006b). Ils permettent de séparer, filtrer, renforcer, protéger ou égoutter divers types de matériau granulaire.

1.3.2 Intérêts des tubes géotextiles dans le processus de déshydratation des boues

Bien que l'application la plus courante des tubes géotextiles consiste à s'en servir comme matériau filtrant, ils peuvent également servir à contenir des matériaux de dragage contaminés. En effet, les tubes géotextiles permettraient de déshydrater les boues et aussi, de les consolider (Mori et al., 2002). À la suite du procédé de déshydratation, les tubes géotextiles contenant les boues déshydratées peuvent être directement utilisés dans des projets de construction. À cet effet, de nombreux projets réalisés en Australie, au Brésil, en Chine, en France, en Allemagne, en Indonésie, en Corée, au Japon, en Malaisie, aux Pays-Bas et aux États-Unis ont consisté en l'utilisation des tubes géotextiles pour des constructions géotechniques fluviales, côtières et autres (Guo, Chu & Yan, 2013). Les tubes géotextiles, comme le présente les images de la figure 1-3, peuvent en effet servir à la protection des côtes, au contrôle de l'érosion des plages et à la construction de noyaux de digues et de brise-lames (Yan & Chu, 2008).



Figure 1-3. Digues de protection de bordures côtières (gauche) – brise lame (droite)

Pour évaluer l'efficacité de la filtration et comparer les performances d'un type de tubes géotextiles par rapport à un autre pour un traitement, de nombreuses études proposent la méthode dite du « sac accroché » « *hanging bag test* », tel que présentée à la figure 1-4. Cette méthode d'essai est utilisée sur le terrain ou en laboratoire pour déterminer l'efficacité de déshydratation ainsi que la vitesse de filtration de l'eau à travers les parois du tube géotextile (Koerner & Koerner, 2006)



Figure 1-4. Opération de « *hanging bag test* »

L'utilisation des tubes géotextiles pour le traitement de boues contaminées nécessite l'utilisation de polymères pour la floculation et la filtration des boues. Ceci résulte en une déshydratation des boues et une rétention de plus de 99% des solides, y compris les

contaminants (Mastin & Lebster, 2008b). Les essais à l'échelle de laboratoire pour évaluer les performances de filtration des tubes géotextiles se font généralement dans des bocaux de verre transparent afin d'observer les effets de la décantation et ainsi tester les polymères et leur dosage idéal (figure 1-5.a) (Mastin & Lebster, 2008b). Ensuite, la capacité de rétention des solides du tube géotextile est évaluée pour le dosage retenu à l'étape précédente à l'aide d'un dispositif de filtration constitué d'un entonnoir en porcelaine ou d'un cylindre transparent, d'une hauteur définie, au fond duquel est installé un morceau de tube géotextile (figure 1-5.b et c). Ce dispositif permettrait aussi d'évaluer l'efficacité d'un tube géotextile par rapport à un autre en fonction de la taille des pores qui les constitue. Le RDT (*Rapid Dewatering Test*), ainsi que le « *hanging bag test* », permettent d'évaluer l'efficacité de filtration et/ou de déshydratation des tubes géotextiles (Myers & Elton, 2011). D'après Myers et Elton (2011), le pourcentage de déshydratation dans le temps, peut être déterminé suivant l'équation 1.1.

$$\text{Pourcentage de déshydratation} = \left(1 - \frac{w_f}{w_i}\right) \times 100 \quad (1.1)$$

où w_f = teneur en eau finale

w_i = teneur en eau initiale

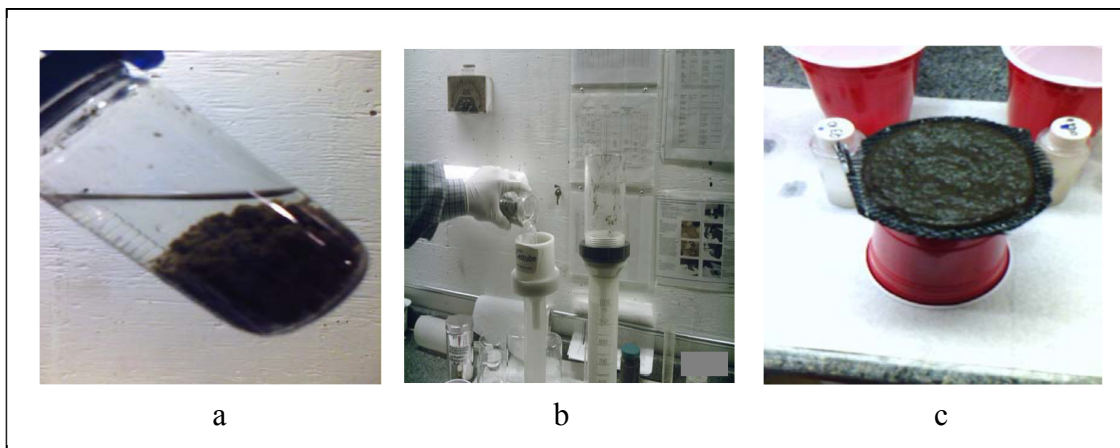


Figure 1-5. a) test rapide de floculation dans bocal; b) et c) essai de filtration gravitaire avec filtre géotextile
Tirée de Mastin & Lebster, (2008a)

1.3.3 Systèmes de traitement direct des boues in situ

De nombreuses applications de traitement des boues contaminées ou non, ont été réalisées dans différents projets à travers le monde. Aux États-Unis en particulier, l'étude de Mastin et Leinster (2008a) met en évidence les possibilités de déshydratation et consolidation des boues par assèchement dans un tube géotextile pendant une opération de pompage dans une lagune. (Mastin & Leinster, 2008b). En effet, comme le montre les figures A, B, C et D ci-dessous, les boues sont préalablement mécaniquement excavées dans la lagune (figure A), puis disposées dans une benne sur site (figure B), celles-ci sont ensuite pompées dans un conduit avec un polymère pour conditionnement (figure B et C), et injecté dans des tubes géotextiles sur site (figure D).

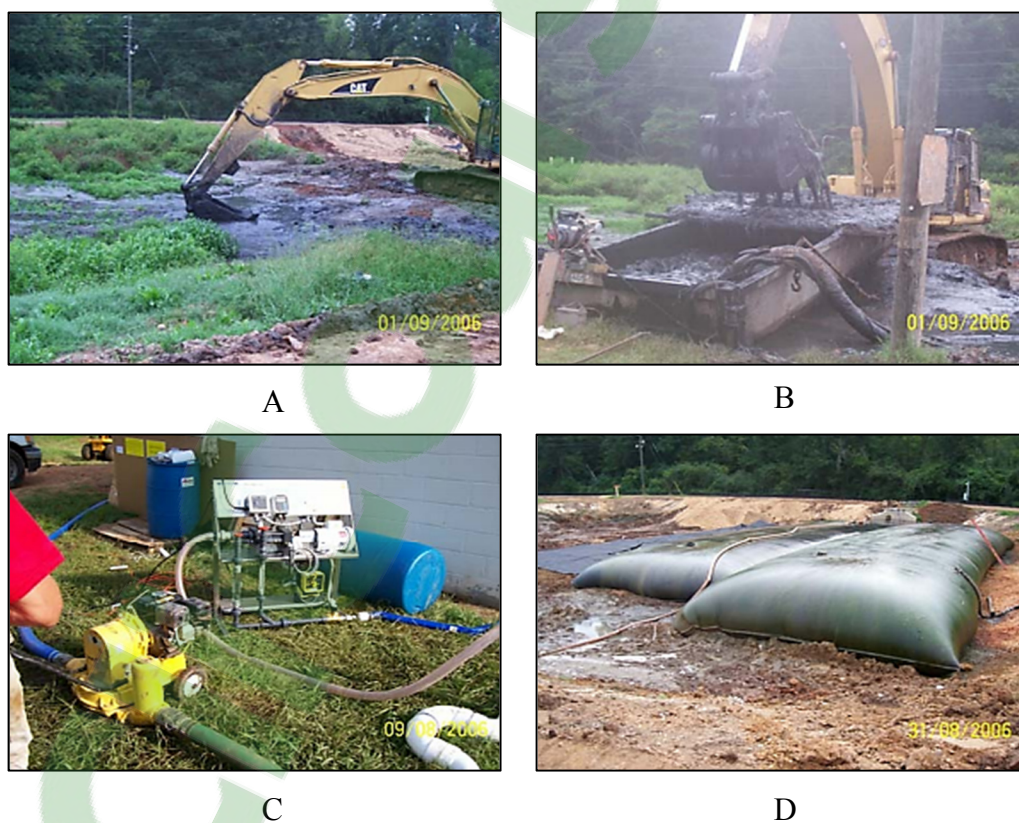


Figure 1-6 Exemple de procédé de déshydratation et de consolidation de boue par pompage avec injection de polymère dans des tubes géotextiles

Tiré de Mastin & Leinster, (2008a)

D'après une étude de Schmidt, Shultz, et Milmine (2010), la mise en place d'un système de pompage de boue et de polymère dans des tubes géotextiles a permis ainsi le traitement de boues contaminées en fer, issue d'un bassin de sédimentation d'un site minier au Tennessee. Le système (figure 1-7) similaire à celui présenté dans la figure 1-6, consistait à disposer d'une unité de préparation et pompage de polymère, simultanément au pompage des boues contaminées dans les conduits, et injection dans des tubes géotextiles (Schmidt, Shultz, & Milmine, 2010). La mise en œuvre d'un tel système avec ajout de ciment dans le procédé, pourrait ainsi apporter, une amélioration des propriétés physiques et mécaniques du matériau à l'issue du processus de déshydratation.



Figure 1-7 Système de préparation, de pompage de polymère, et pompage du mélange (polymère + boues) vers des tubes géotextiles

Tiré de Schmidt et al., (2010)

[Clicours.COM](https://www.clicours.com)

CHAPITRE 2

MATÉRIEL ET MÉTHODE

2.1 Rappel des objectifs et stratégie de la recherche

L'objectif principal de la présente recherche est de démontrer l'applicabilité d'un traitement de boues polluées de dragage hydraulique par la technique de stabilisation et solidification dans un tube géotextile. Ainsi, il s'agira d'étudier, d'une part, la performance du procédé S/S sur des boues décantées et, d'autre part, d'étudier la performance du procédé sur des boues liquides en cours de pompage dans un tube géotextile.

Cette étude se divise donc en deux grandes phases, soit, dans un premier temps, l'évaluation des performances du traitement par S/S dans le cas d'une opération de traitement conventionnel (voir section 2.3). Dans un second temps, la mise en œuvre d'une variante du traitement qui permettra d'évaluer l'applicabilité du traitement sur des boues liquides, simulant ainsi une opération de dragage hydraulique de boues (voir section 2.4).

2.2 Caractérisation physico-chimique des boues

Une phase de caractérisation physico-chimique des boues a été effectuée préalablement aux deux phases envisagées de l'étude. Les sections suivantes décrivent les essais réalisés lors de celle-ci.

2.2.1 Échantillonnage des boues à traiter

Les boues utilisées pour la présente étude ont été obtenues par dragage mécanique dans le fleuve Saint-Laurent, à l'aide d'une benne preneuse, puis disposées dans des conteneurs installés sur le site. Les opérations de dragage ont été effectuées à des zones et des profondeurs variables préalablement définies. Le dispositif de dragage a en effet nécessité l'utilisation d'une large barge flottante (figure 2-1) sur laquelle a été installée une benne mécanique, ainsi

que des conteneurs étanches (figures 2-2) pour le dépôt des boues draguées (figures 2-3). Pour les besoins de l'étude, trois cuves, d'environ 1 m³ chacune, ont été ensuite remplies et acheminées au laboratoire.



Figure 2-1. Barge flottante



Figure 2-2. Conteneurs étanches



Figure 2-3. Boues décantées

2.2.2 Mesure de la teneur en eau et siccité des boues

La teneur en eau (w %) est un paramètre qui permet de mesurer la quantité d'eau contenue dans un matériau. Elle est liée à la siccité (S) qui permet de définir le niveau de consistance des boues. La teneur en eau des boues a été réalisée suivant la norme LC 21-201 (Ministère des transports du Québec, 2012). Les masses des prises d'essais ont été prélevées en s'appuyant sur les normes BNQ 2501-170 (Bureau de normalisation du Québec, 2014a). Celles-ci préconisent de prélever une masse d'échantillon comprise entre 10 et 300 g pour des particules solides de dimension comprise entre 400 μm et 5 mm. À cet effet, les masses d'échantillon prélevées pour chaque mesure de la teneur en eau a consisté à peser en moyenne 300 g de boues en utilisant une balance de précision (0,1 g) (PRECISA – Model : BJ8100D – Numéro Série : X56031). Conformément aux normes mentionnées ci-dessus, une étuve à ventilation forcée a été utilisée pour le séchage des échantillons à 110°C.

Les calculs de la teneur en eau et de la siccité ont été réalisés selon les équations (2.1) et (2.2).

$$w_{eau} = \frac{M_{eau}}{M_{sèche}} = \frac{M_{totale} - M_{sèche}}{M_{sèche}} = \frac{M_{totale}}{M_{sèche}} - 1 \quad (2.1)$$

$$S = \frac{M_{sèche}}{M_{totale}} \quad (2.2)$$

où w_{eau} = teneur en eau ;

S = siccité ;

M_{totale} = Masse totale des boues prélevées

$M_{sèche}$ = Masse après séchage

M_{eau} = Masse d'eau contenue dans les boues

2.2.3 Analyse granulométrique par sédimentation (sédimentométrie)

Selon la norme BNQ 2501-025 (2014b), l'analyse granulométrique par sédimentation, encore appelé sédimentométrie, permet de déterminer la répartition granulométrique des sols fins par mesure de la vitesse de sédimentation dans l'eau. Les résultats de l'analyse granulométrique par sédimentation, permet d'avoir une indication de répartition de la contamination potentielle du matériau (Thanh, 2009).

Dans ce projet, la détermination de la distribution granulométrique de particules constituant les boues a été réalisée selon la norme BNQ 2501-025 (BNQ, 2014b). Deux méthodes granulométriques, granulométrie laser et granulométrie par voie humide ou sédimentométrie (incluant un lavage au tamis 80 μm pour déterminer les fractions comprises entre 2,5 mm et 80 μm), permettent de déterminer la distribution dimensionnelle des particules de sédiment ou de boues. Les méthodes normalisées d'analyse par sédimentométrie permettent d'obtenir des résultats sous forme de courbe granulométrique et de définir la répartition ou l'étalement des particules de taille inférieure à 80 μm .

Ainsi, suivant la norme BNQ 2501-025 des échantillons de 500 g de boues ont été prélevés dans chacune des cuves et séchés à l'étuve (110°C). Après refroidissement, les mottes sèches du gâteau résultant ont ensuite été désagglomérées à la main. Après réduction de la masse par séparation à l'aide d'un séparateur à chute, une première fraction d'environ 150 g a été lavée au tamis 80 µm. La masse retenue sur le tamis a été ensuite séchée à 110°C pendant 24 heures, et passée à travers un système de tamisage RO-TAP. Le tamisage à travers un RO-TAP, permet ainsi le tamisage simultané à travers un ensemble de tamis de 2,5 mm à 80 µm. Une deuxième fraction (environ 70 g) a servi à effectuer des lectures de mesure de densité grâce à un hydromètre, dans un cylindre à sédimentation, après trempage dans une solution dispersante (hexamétaphosphate de sodium), pendant environ 24h. Pour rappel, les noms des classes granulométriques de particules élémentaires et leurs diamètres correspondant se présente suivant le tableau 2-1 ci-après (Comité d'experts sur la prospection pédologique, 1988).

Tableau 2-1 Classes granulométrique et diamètre de particules élémentaires

Nom de la fraction	Diamètres (mm)
Sable très grossier	De 2,0 – 1,0
Sable grossier	De 1,0 – 0,5
Sable moyen	De 0,5 – 0,25
Sable fin	De 0,25 – 0,10
Sable très fin	De 0,10 – 0,05
Limon (silt)	De 0,05 – 0,002
Argile	≤ 0,002
Argile très fin	≤ 0,0002

2.2.4 Mesure de la masse volumique des boues

La masse volumique des boues à l'état humide (état brute) ainsi que la masse volumique sèche maximale des boues ont été déterminées. Dans le premier cas, des moules Proctor de 100 mm et 150 mm de diamètre, ayant un volume respectif de 0,0009525 m³ et de 0,002127 m³, ont été

remplis de boue, tassés puis pesés. Dans le second cas, la norme des essais Proctor BNQ-2501-250 (BNQ, 2013) a été suivie. Les essais ont consisté à sécher des échantillons de boue d'environ 1,5 kg à différentes teneurs en eau (0%; 6,5%; 14% et 21%) et à les compacter suivant les normes précitées.

2.2.5 Caractérisation chimique

Les principaux paramètres présentés au tableau 2-2 ont été mesurés afin de caractériser les boues de dragage décantées utilisées pour la phase I (voir section 2.3). Ces paramètres ont été sélectionnés en s'appuyant sur le document « Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec et cadres d'application » (Environnement Canada et ministère du développement durable de l'environnement et des parcs du Québec, 2007). Le document suggère ainsi les paramètres analytiques dont il faut tenir compte de façon routinière dans tous les projets d'évaluation de la qualité des sédiments.

La caractérisation chimique des boues avant leur traitement a de ce fait permis d'établir leur niveau de contamination, ainsi qu'un point de comparaison avec la caractérisation après traitement par S/S. Pour ce faire, les échantillons de boues à analyser ont tous été envoyés dans un laboratoire externe accrédité. Les échantillons ont été disposés dans des pots et flacons fournis par le laboratoire externe, lesquels avaient été préalablement conditionnés en fonction des paramètres à analyser.

Tableau 2-2 Paramètres analytiques sur boues décantées. Tiré de EC et MDDEP, (2007)

Paramètres d'analyse sur boues décantées	Unités
Métaux et métalloïdes (arsenic, cadmium, chrome, cuivre, mercure, nickel, plomb, zinc)	mg/kg
HAP (Hydrocarbure aromatiques polycycliques)	mg/kg
BPC (Biphényles polychlorés)	mg/kg
Carbone organique total (COT)	%

2.3 Traitement par S/S sur boues décantées (Phase I)

2.3.1 Mélanges et confection des éprouvettes

C'est le décantât de boue initiale (après décantation), tel que présenté à la figure 2-4, qui a été prélevé pour cette phase de l'étude. Pour les essais de formulation de mélange de traitement, aucune étude ne suggère l'application d'une formule standard de mélange dans le cadre d'un traitement par S/S. D'après les conclusions d'une étude réalisée par Silitonga (2010), il a été constaté que la perméabilité des matériaux passe de 14×10^{-8} à 0.27×10^{-8} (m/s) lorsque la teneur en ciment augmente de 5 à 20% (Silitonga, 2010). Ainsi, Trois formules de traitement ont été élaborées et réalisées au laboratoire basé sur les conclusions de certaines études. Lesdites formules sont présentées au tableau 2-3 ci-après. Les différentes formules testées ont consisté à préparer une masse totale de mélange d'environ 100 kg. Les additifs de traitement ont été ajoutés à une proportion de 25% de la masse totale du mélange.

Tableau 2-3 Formules de traitement S/S appliquées aux boues décantées

Formule	Mélange				
	Boue	Ciment		Additifs	
		Type – (%)		Type – (%)	
SS-01	Traitement 1 : boue +	Ciment (GU)*	25%	-	-
SS-02	Traitement 2 : boue +	Ciment (GU)	20%	LKD**	5%
SS-03	Traitement 3 : boue +	CompactCem***	20%	-	-

*Ciment (GU) : Ciment d'usage général

**LKD : lime kiln dust (poussière de four à chaux)

***CompactCem : Ciment hydraulique composé

Les mélanges ont été réalisés à l'aide d'un malaxeur planétaire (figure 2-5). Huit éprouvettes (moules cylindriques) de 100 mm de diamètre, ainsi que quatre de 150 mm de diamètre, ont

ensuite été confectionnées pour chaque formule selon la norme CAN/CSA A23.2-3C (Canadian standards association, 2014a). Trois moules d'acier ont aussi été utilisés, pour la confection des poutres (voir figure 2-6). Le compactage a été réalisé en 5 couches pour les éprouvettes et 3 couches pour les moules de poutre. Un marteau de compactage électrique a été utilisé pour le compactage des mélanges. Aussi, une table vibrante a été nécessaire pendant le compactage pour s'assurer d'éliminer au maximum les vides potentiels, ainsi que pour améliorer la compaction dans les moules.



Figure 2-4. Décantât



Figure 2-5. Malaxeur planétaire



Figure 2-6. Éprouvettes cylindriques – moules d'acier

2.3.2 Contrôle et évaluation de la performance du traitement S/S sur les boues décantées

Les essais de contrôle réalisés sur les éprouvettes sont présentés au tableau 2-4, accompagné des critères de performance correspondants. Ces critères de performance sont établis dans les *Lignes directrices sur la gestion des matières résiduelles et des sols contaminés traités par stabilisation et solidification* (St-Laurent, Burelle, & Ouellette, 2012). L'ensemble des quatre éprouvettes de 150 mm de diamètres ont servi aux essais de résistance à la compression uni axiale, tandis que les huit autres éprouvettes de 100 mm de diamètre ont servis aux essais de lixiviation, de diffusion, de conductivité hydraulique (perméabilité) et séchage/mouillage. Les échantillons de poutres (prismes rectangulaires) ont, quant à eux, servi aux essais de résistance à la flexion.

Les essais de lixiviation dans le cadre de cette étude, ont été réalisés par un laboratoire accrédité, et font partie du protocole de *lixiviation pour les espèces inorganiques* (MA.100 –

Lix.com. 1.1) du centre d'expertise en environnement du Québec (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 2012). Les essais de diffusion ont été réalisés suivant la norme ANSI/ANS 16.1 (American nuclear society, 2003), et ont consisté à immerger le matériau traité successivement dans de l'eau à volume déterminé, pendant un intervalle de temps fixés, jusqu'à un temps d'immersion cumulé de 5 jours. Les concentrations des contaminants de l'eau d'immersion sont ensuite mesurées à la fin de chaque intervalle de temps et le coefficient de diffusion (indice de diffusivité) est calculé pour chaque étape d'immersion. Les essais de perméabilité dans le cadre de cette étude, ont été réalisés par un laboratoire externe accrédité, suivant la norme ASTM D5084-10. Selon la norme, les essais ont consisté à placer les échantillons traités préalablement enveloppé d'une membrane flexible, dans un dispositif (perméamètre), et laissés à saturation pendant une période minimale de 24 heures. Une pression d'eau de 7 à 35 kPa, est appliquée à la base de l'échantillon, et la conductivité hydraulique (perméabilité) est calculée en fonction de la perte de charge mesurée à intervalle de temps déterminé (ASTM International, 2010). Les essais de séchage/mouillage ont été réalisés en s'inspirant de la norme ASTM D4843-88R16. Les essais ont consisté à réaliser des cycles de 12 heures, soit 6 heures de mouillages et 6 heures de séchages. Les échantillons traités et enveloppés dans un tissu fin, sont disposés dans des contenants, et immergés d'eau pendant 6 heures (mouillage), puis ensuite vidés d'eau et laissés à l'air pendant 6 heures (séchage). Après chaque cycle, les particules qui se sont détachées du matériau, sont recueillies et pesés, afin d'évaluer le degré d'altération physique du matériau (ASTM, 2016).

Tableau 2-4 Critères comparatifs de performances physiques du traitement par S/S sur des boues décantées. Tiré de St-Laurent et al., (2012)

Essais de contrôle	Valeurs comparatives (Lignes directrices du MDDELCC pour le traitement par S/S des sols contaminés)
Essais physiques	
Résistance à la compression (à 28 jours)	> 3500 kPa
Conductivité hydraulique	< 10^{-7} m/s
Altération physique (séchage/mouillage)	< 10 % perte de matériel à <u>12 cycles</u>
Essais chimiques (sur solide)	
Lixiviation SPLP	< critères retenus
Lixiviation à l'eau	< critères retenus
Diffusion (indice de diffusivité)	> 9

Dans le cadre du projet et dans le cas spécifique des essais de diffusion et de lixiviation, ce sont les critères les plus sévères (critères retenus) parmi les critères applicables, qui ont été considérés pour évaluer la mobilité des paramètres analysés. Pour chacun de ces paramètres, la valeur la plus sévère parmi les critères du Ministère du développement durable, de l'environnement et de la lutte contre les changements climatiques (MDDELCC), de Santé Canada, et de la Ville de Québec concernant les rejets en égout, a été ainsi considéré. Le tableau 2-5 suivant présente les différents critères sur lesquels a été basée l'évaluation des performances des différents paramètres de contrôle réalisé dans le cadre de cette étude.

Tableau 2-5 Critères d'évaluation des essais de contrôle avant et après traitement

Essais de contrôle	Critères et lignes directrice d'évaluation
Avant traitement	
Concentration des contaminants	<ul style="list-style-type: none"> - Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec et cadres d'application (Environnement Canada-EC et MDDELCC)
Lixiviation (à l'eau, SPLP, TCLP)	<ul style="list-style-type: none"> - Critères Santé Canada : Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada (RQEP), - Règlement sur la quantité et la qualité des eaux usées, Ville de Québec - Lignes directrices sur la gestion des matières résiduelles et des sols contaminés traités par S/S du MDDELCC
Après traitement	
Résistance à la compression, conductivité hydraulique, séchage/mouillage,	<ul style="list-style-type: none"> - Lignes directrices du MDDELCC pour le traitement par S/S des sols contaminés traités
Lixiviation (à l'eau SPLP, TCLP)	<ul style="list-style-type: none"> - Critères Santé Canada : Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada (RQEP), - Règlement sur la quantité et la qualité des eaux usées, Ville de Québec
Diffusion	<ul style="list-style-type: none"> - Critères Santé Canada : Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada (RQEP), - Règlement sur la quantité et la qualité des eaux usées, Ville de Québec
Eau de filtration	<ul style="list-style-type: none"> - Critères Santé Canada : Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada (RQEP)

2.4 Traitement par S/S sur boues liquide (Phase II)

2.4.1 Essais préliminaires : choix du polymère de traitement et essais sur colonne de filtration

2.4.1.1 Choix du polymère de traitement

Le choix d'un polymère a été basé sur les résultats de « *Jar test* » adaptés de la norme ASTM D2035-13 (ASTM, 2013). Le « *Jar test* », dont certaines étapes sont illustrées à la figure 2-7, permet de déterminer le dosage optimum d'un polymère (coagulant et/ou floculant) à appliquer au traitement d'une eau fortement chargée de matières en suspension (MES). Dans le cadre du présent projet, le mélange de boue liquide d'aspect pompable, a été préparé à partir des boues décantées. Ainsi, pour les essais de « *Jar test* », les échantillons de boue, dite « liquide », ont été obtenus par dilution des boues décantées, afin d'obtenir une siccité d'environ 15%, tel que résumé au tableau 2-6.

Tableau 2-6 Préparation des mélanges de boue liquide pour test de floculation (*Jar test*)

Teneur en eau initiale des boues décantées (%)	Siccité initiale des boues décantées (%)	Siccité visée des boues liquides (%)	Masse totale de boue liquide à obtenir (g)	Masse d'eau (aqueduc) à ajouter (g)	Masse initiale de boues décantées à prélever (g)
90	53	15	1000	715	285
			1500	1072,5	427,5
			2000	1430	570

Au préalable, le polymère de type CTT-8677 avait lors d'essais réalisés en marge de cette étude, été testé à différentes concentration de 0,1; 0,2 et 0,4% v/v sur les sédiments à l'étude. Et d'après les résultats obtenus, c'est à la concentration de 0,2% v/v que de meilleurs résultats de floculation ont été observés. C'est sur la base de ces résultats qu'a été testée la liste des polymères mise à disposition pour cette étude.

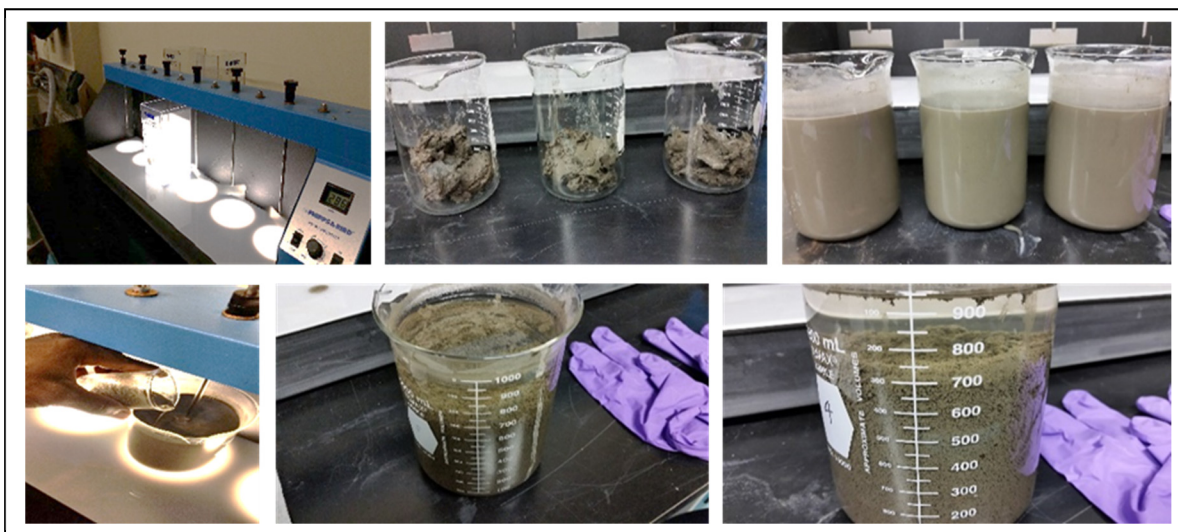


Figure 2-7. Essais de « Jar test »

La préparation des solutions de polymère à 0,2 % v/v a consisté à prélever et disposer dans un bécher de 1000 mL, le volume déterminé de solution brute concentrée du produit à tester à l'aide d'une seringue graduée. Après avoir complété la solution à 1000 mL avec de l'eau distillée, le bécher a été placé dans un dispositif de « Jar test », afin de procéder à l'agitation de la solution pendant environ 2 h à une vitesse de rotation d'environ 250 rpm. L'arrêt de l'agitation se fait après observation visuelle de l'homogénéité de la solution. La solution est ensuite laissée au repos pendant environ 30 minutes avant son utilisation.

Pour l'ensemble des tests de dosage, la masse finale des boues liquides considérée était de 1000 g. Ainsi, en s'appuyant sur le tableau 2-6, les tests ont consisté à prélever et peser avec une balance de précision, 285 g de boues initiales dans un bécher de 1000 mL. Après avoir complété avec 715 g d'eau d'aqueduc, le mélange a été remué à l'aide d'une baguette agitatrice. Le bécher a ensuite été posé dans un dispositif de « Jar test » pour homogénéiser efficacement le mélange pendant environ 10 minutes à une vitesse d'agitation d'environ 250 rpm. L'injection du polymère testé à l'aide d'une seringue graduée, s'est faite ensuite progressivement après ce délai sans interrompre l'agitation. La fin de l'agitation et de l'essai a

été déterminée lorsque la formation des floccs et la clarification du liquide surnageant ont été observées.

2.4.1.2 Critères de choix du polymère de traitement

Pour le choix du polymère de traitement, les polymères de type cationique qui ont été testés sont les suivants : CTT 8677, Superfloc SD-2085, Superfloc SD-2083, Superfloc C-1586, Superfloc C-1589, AQ-8560, AQ-8539. Dans un premier temps, il s'agissait, par des essais rapides, de faire une présélection de trois à quatre polymères, basée sur des critères d'observation dont les principaux sont : la clarté de l'eau du surnageant et la grosseur des floccs. L'ensemble des critères visuels de présélection sont présentés au tableau 2-7. Le volume de polymère nécessaire pour atteindre les meilleures caractéristiques visuelles a également été considéré. Ainsi, la priorité a été accordée aux polymères ayant nécessité un plus faible volume et permettant d'obtenir les caractéristiques visuelles souhaitées.

La méthodologie mis en œuvre pour la sélection et le choix d'un polymère de traitement a consisté à :

- 1) Faire le tri des polymères de type cationique à charge élevée dans la liste de polymère mis à disposition pour l'étude;
- 2) Préparer les solutions de travail à 0,2% v/v pour chaque polymère sélectionné;
- 3) Doser les polymères par série, observer et comparer les résultats visuellement (degré de clarté de l'eau), ainsi que le volume de polymère injecté.
- 4) Doser et comparer entre eux les polymères de chaque série, ayant présentés de meilleur résultat visuel;
- 5) Réaliser des essais plus précis au final sur deux polymères sélectionnés (dosage lent des polymères pour déterminer le volume précis du traitement, mesurer les paramètres analytiques liés à la qualité de l'eau, tel que présenté dans le tableau 2-7, et choisir celui qui présente de meilleurs résultats.

Tableau 2-7. Critère de sélection, d'évaluation et de choix du polymère

Aspects		Critères d'évaluation	
Tests rapides			
Clarté de l'eau	Trouble – Un peu clair – Clair – Translucide		
Caractéristiques des floes	Petit – Moyen – Gros		
Vitesse de sédimentation	Lente – Moyenne – Rapide		
Tests précis			
Paramètres	Unités	Méthodes d'analyses	
Turbidité	UTN	Méthode d'analyse MA. 103 - Cond. 1.1 : méthode électrométrique / CEAQ. Edition 2009.07.23	
pH / potentiel redox	mV	Méthode d'analyse MA. 100 - pH 1.1 : méthode électrométrique CEAQ. Edition 2014.03.17	
Conductivité électrique	μS/cm	Méthode d'analyse MA. 115 - Tur. 1.0 : méthode néphélométrique / CEAQ. Edition 2012.02.17	

Il faut noter que les essais de choix de polymères ont été réalisés uniquement sur des mélanges sans additif de traitement. Les essais de dosage de polymère sur des mélanges avec additif ont été réalisés après sélection du polymère de traitement et ce, dans le but de déterminer le volume optimal de polymère nécessaire. À cet effet, le tableau 2-8, ci- après, indique les données qui ont été prises en compte pour préparer les mélanges avec additif.

Tableau 2-8. Masses de pesées pour tests de dosage des polymères

	Masse à considérer (g)	Masse initiale à peser (g)	Masse totale d'eau (aqueduc) à ajouter (g)
Boues initiales (décantées)	285	285	643,75
Additif (25%)	71,25	10,69	60,56

2.4.2 Essais de filtration sur colonne

Les essais de filtration sur colonne avaient pour objectif d'évaluer la filtration unidirectionnelle, en prélude à l'étape de pompage dans un tube géotextile. Le dispositif expérimental de façon schématique (figure 2-8) était constitué de colonnes de filtration présentées à la figure 2-9. Les essais consistaient à filtrer des mélanges fins de boues liquides à 15% de siccité, avec et sans additif de traitement. Les mélanges de boues liquides avec additif de traitement étaient composés de mélange de boue décantée à 54% de siccité, d'eau, de polymère et de ciment. Les mélanges fins sans ciment ont ainsi constitué les mélanges sans additif de traitement (boue + polymère). Des morceaux de tubes de géotextiles de marque TENCATE ont été préalablement découpés en forme de disques de 250 mm de diamètre environ, et utilisés comme membrane filtrante pour le montage. Les membranes géotextiles utilisés dans cette étude proviennent du fabricant TENCATE et font partis de la série Mirafi HP 270, 370 et 570 commercialisé par TENCATE. Les caractéristiques de cette série sont présentées dans l'annexe I.

2.4.2.1 Montage expérimental

Le montage expérimental mise en œuvre a consisté au préalable, à l'élaboration d'un schéma de colonne de filtration avec les différents éléments constituant le dispositif. Ensuite, il a été question de réaliser un modèle 3D, grâce au logiciel Sketchup.

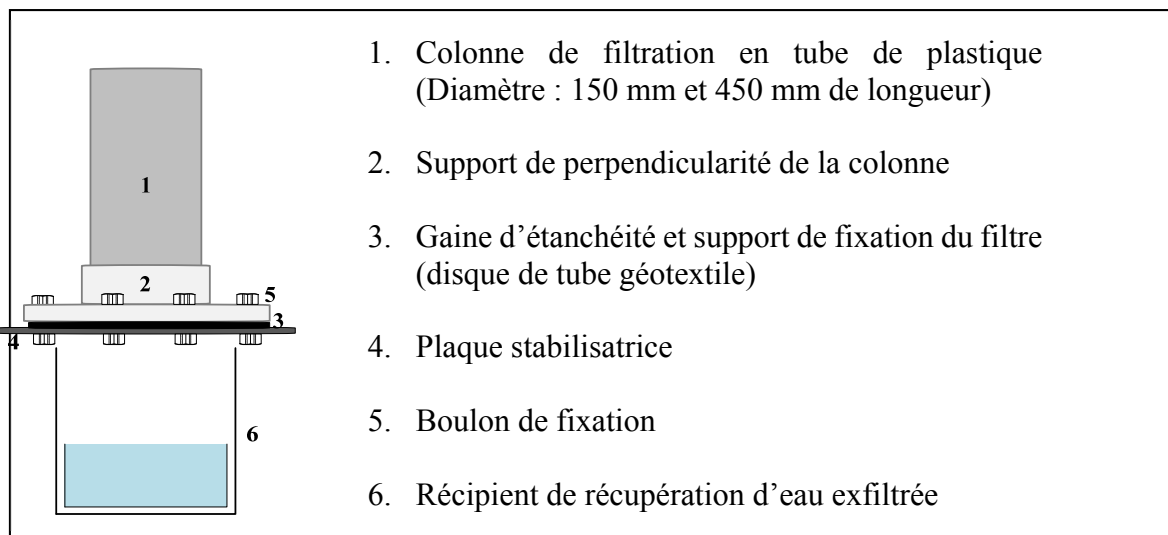


Figure 2-8 Schéma du dispositif de colonne de filtration

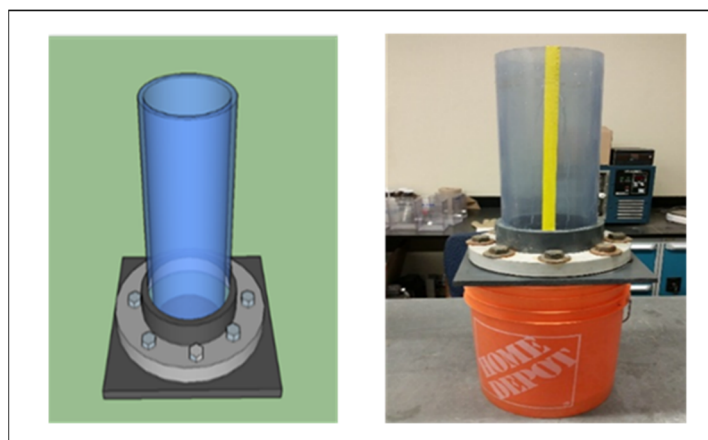


Figure 2-9 Modélisation du dispositif de filtration sur colonne (logiciel Sketchup) (gauche) – photo montage réel du dispositif de colonne sur filtration (droite)

2.4.2.2 Mode opératoire

En vue d'obtenir une masse totale du mélange de 15 kg, les données qui ont été considérés pour la préparation des mélanges sont présentées dans le tableau 2-9 ci-après.

Tableau 2-9. Masses des constituants des essais de filtration sur colonne

Mélange final :	Constituants du mélange :	
Masse totale du mélange visée (g) : 1500 Siccité du mélange final visée (%) : 15	Boues décantées	
	Masse de boues décantées prélevée (g)	2898
	Masse d'eau ajoutée dans les boues (g)	7271
	Ciment	
	Masse de ciment prélevée (g)	725
	Masse d'eau ajoutée dans le ciment (g)	4106
	Polymère	
	Concentration du polymère préparée	0,2% v/v
Volume de polymère ajouté (ml)	823	

Pour les essais, les constituants ont été préalablement préparés séparément dans des chaudières distinctes de 25 litres, suivant les données des masses du tableau 2-9. Ensuite, les constituants boues et ciment ont été mélangés ensemble et brassés à l'aide d'un mélangeur électrique à pâles. Le mélange obtenu a ensuite été transféré dans la chaudière contenant le polymère de floculation pour ainsi flocculer le mélange boue/ciment. Le mélange a été transféré de façon répétée 2 ou 3 fois, (culbutage) (figure 2-10) jusqu'à observation de la formation de floccs ainsi qu'une clarification de l'eau du surnageant. À la suite de ce culbutage, le mélange flocculé a été progressivement injecté dans les colonnes de filtration (figure 2-11).



Figure 2-10. Opération de culbutage – Effet de floculation de boue



Figure 2-11. Filtration sur colonne

2.4.2.3 Critères et paramètres d'évaluation des essais de filtration sur colonne

Les essais de filtration sur colonne ont été évalués en procédant au suivi du temps de déshydratation du mélange dans la colonne, ainsi que la qualité de l'eau de filtration. Une courbe de suivi du volume d'eau en sortie de colonne en fonction du temps a été tracée, afin d'évaluer le temps de déshydratation ou d'assèchement des boues. La détermination de la teneur en eau au début et en fin de filtration a permis de calculer le pourcentage de déshydratations (équation 1.1) des boues, permettant par la même occasion, d'avoir une indication sur l'efficacité du tube géotextile utilisé comme matériau filtrant. Enfin, pour évaluer l'efficacité du traitement, la caractérisation de l'eau en sortie des colonnes, par l'analyse chimique des paramètres suivants, a été réalisée : pH, conductivité électrique, turbidité, couleur, MES (matières en suspension), et DCO (demande chimique en oxygène). De façon particulière, aucun critère concernant ces paramètres n'est spécifié dans le RQEP des critères de Santé Canada. C'est sur la base des critères du règlement relatif aux rejets des eaux usées municipaux, que l'évaluation de la qualité de l'eau issue des colonnes de filtration a été effectuée. Au terme du processus de filtration, un bilan de masse portant sur le mélange avant et après filtration a été effectué afin d'évaluer le pourcentage de pertes, la précision, et ou la répétabilité des opérations, après une durée d'environ 24 h de filtration.

2.4.3 Injection directe du traitement par S/S des boues liquides dans un tube géotextile

Dans cette dernière étape de la phase II, il s'agissait de simuler une opération de pompage de boue de dragage hydraulique ayant une siccité de 15%, dans un tube géotextile avec une injection simultanée de polymère et de coulis de ciment.

2.4.3.1 Montage du système de pompage mis en place

Le prototype de système d'injection, dont le schéma est présenté à la figure 2-12, était constitué d'un réservoir servant au malaxage en continu de la boue liquide durant son pompage, de deux autres réservoirs distincts servant à contenir, d'une part, le mélange de coulis de ciment et, d'autre part, la solution de polymère. Des pompes hydrauliques plongées dans chaque réservoir permettaient le pompage distinct de ces différentes boues et solution en continu. Les composants du mélange (c.-à-d. boue, ciment et polymère) ont été pompés chacun à un débit moyen d'environ 60 litre/minute dans une colonne de turbulence tel qu'indiqué à la figure 2-12. Cette colonne était constituée de tuyaux en PVC transparent d'environ 50 mm de diamètre et de 400 mm de longueur, reliés par des coudes à 90 degrés afin de créer de la turbulence favorisant l'homogénéisation du mélange durant le pompage. Des débitmètres ont été installés à chaque port d'injection pour le contrôle du débit de pompage de chaque constituant. Un débitmètre supplémentaire a également été installé à la sortie du mélange final floculé. Le système se terminait en aval avec un tube géotextile posé sur un support dans un bac avec un faux-fond pour la récupération de l'eau de filtration. Certains éléments de ce dispositif sont également présentés à la figure 2-13.

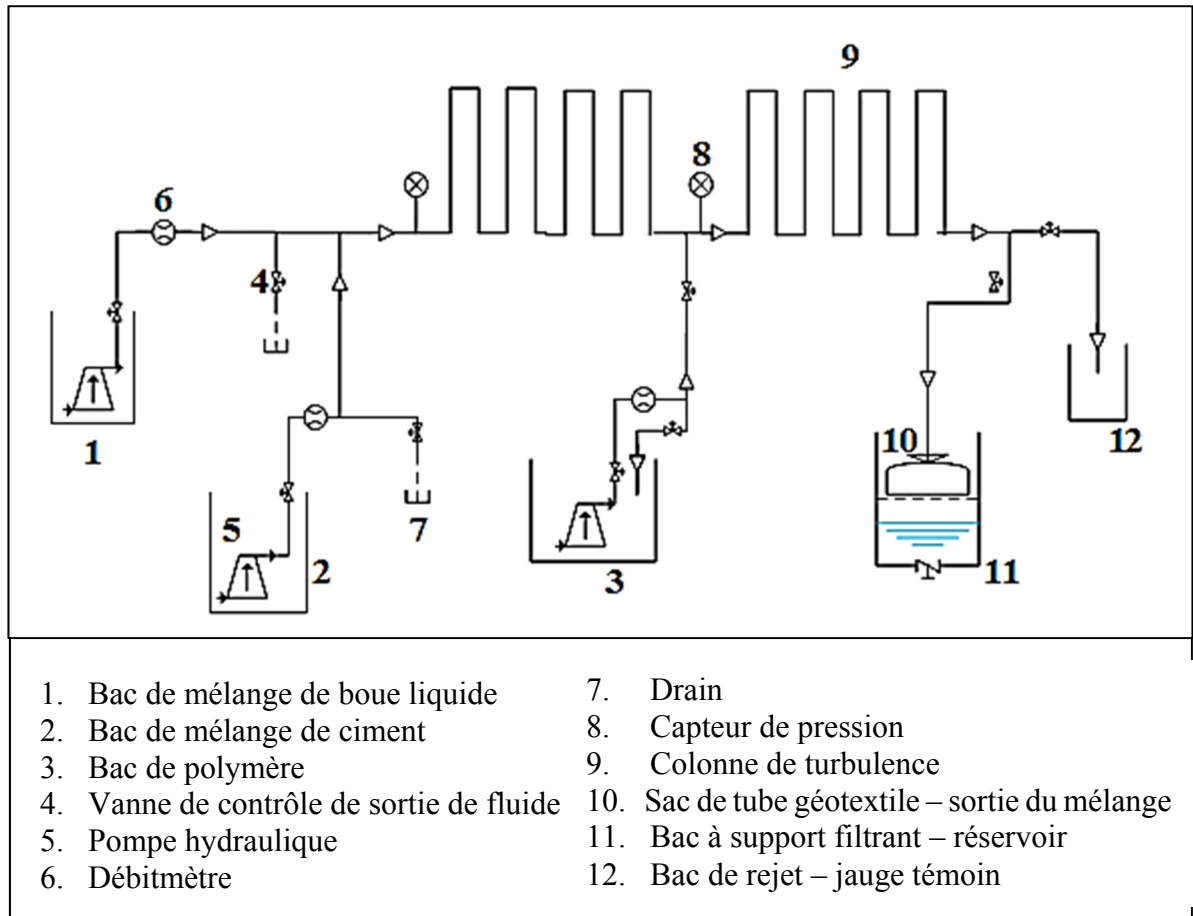


Figure 2-12. Schéma du système de pompage



Figure 2-13. Éléments du système constituant le prototype

2.4.3.2 Mise en œuvre du protocole expérimental

Les essais de simulation de pompage ont nécessité la préparation préalable de 216 L de la solution de polymère de traitement préalablement déterminé, à 0,2% v/v. Ensuite, 816 L de mélange de boues à 15% de siccité ont été préparées dans une cuve, en pesant 182,25 kg de boues brutes à 90% de teneur en eau initiale. Environ 1033 L d'eau (eau d'aqueduc) ont été nécessaire pour la dilution des boues. Le mélange de Ciment Portland GU à 15% de siccité a été préparé en dernier lieu en pesant 30 kg de ciment dans un contenant en PVC et en y ajoutant environ 170 L d'eau d'aqueduc.

Les différents mélanges ont été homogénéisés séparément grâce à un mixeur électrique. Compte tenu de la densité et la vitesse de décantation des particules constituant le ciment GU, il a été nécessaire de maintenir une agitation en continu du coulis de ciment. Préalablement à l'étape d'injection du mélange final dans les tubes géotextiles, un test de jauge de l'effet de floculation dans les colonnes a été réalisé. Pour ce faire, la vanne de sortie de coulis de ciment a été fermée, tandis que les vannes de sortie de boue et de polymère ont été laissées ouvertes. L'observation de l'effet de floculation pendant le pompage des deux mélanges s'est fait via le point de jauge (point 12, figure 2-12), la vanne de sortie du mélange (point 11, figure 2-12) étant fermée. L'injection dans les tubes géotextiles s'est ensuite effectuée, après la jauge de l'effet de floculation. À cet effet, la vanne de sortie de coulis de ciment a été ouverte et celle du point de jauge fermée, pendant la durée de l'opération de pompage. Le pompage a été arrêté lorsque le tube géotextile était rempli. Au total, 4 essais ont été réalisés : 2 essais de mélange traité (boue + polymère + ciment) et 2 essais de mélange sans traitement (boue + polymère).

2.4.4 Critères et paramètres d'évaluation du traitement par S/S sur les boues liquides

Les mêmes paramètres et critères de performance que ceux utilisés pour la phase I ont été envisagés pour cette étape de la phase II de l'étude et ce, afin de permettre une comparaison de l'ensemble des résultats obtenus entre les différentes phases.

Dans le but de réaliser des essais physiques sur les boues liquides traitées, celles-ci ont été extraites des tubes géotextiles et compactées dans des moules cylindriques de 100 mm de diamètre. Le démoulage des cylindres a été effectué après un délai d'une semaine, puis les éprouvettes ont été disposées en chambre humide et laissées en cure pendant environ deux mois. À l'issue de cette période de cure en chambre humide, les boues traitées n'étaient pas suffisamment solidifiées pour réaliser des mesures de résistance en compression suivant la norme CAN/CSA A23.2-9C. Des mesures alternatives de la résistance au cisaillement non drainé au pénétromètre à cône suédois ont donc été envisagées, selon la norme BNQ 2501-110, 2014 (BNQ, 2014a).

À des fins de comparaison et dans le but d'évaluer l'effet du traitement S/S sur les boues à l'étude, les essais de pénétromètre à cône suédois ont été réalisés à la fois sur les boues décantées non traitées et sur les boues liquides traitées issus des tubes géotextiles. Pour le cas des boues décantées et traitées par S/S, les mesures de résistance physique ont été réalisées grâce aux essais de compression suivant la norme CAN/CSA A23.2-9C (CAN/CSA, 2014b) tel que présenté dans les résultats de la phase I. Le cône suédois permet de déterminer de façon rapide, simple et précise la résistance au cisaillement d'argiles saturées et la sensibilité des sols intacts et remaniés (Robitaille & Tremblay, 1997). Selon la norme BNQ 2501-110 sur laquelle elle est basée, l'échantillon traité issu du tube géotextile est préalablement taillé aux deux extrémités de manière à former deux faces perpendiculaires à l'axe longitudinal. L'échantillon est placé sur la base du pénétromètre et on fixe le cône de 100 g et 30° au mécanisme de retenu. À l'aide de la bague de réglage vertical, on descend le cône jusqu'à ce que sa pointe effleure la surface du sol. On le libère ensuite au moyen du déclencheur et on attend cinq secondes avant de noter la profondeur de pénétration à 0,1 mm près. Les opérations sont répétées au moins cinq fois, en s'assurant chaque fois que le cône s'enfonce à au moins 10 mm du bord de l'échantillon et des trous laissés par les pénétrations précédentes. Les valeurs extrêmes sont éliminées au moment du calcul (BNQ, 2014c).

Les essais de conductivité hydraulique (perméabilité) et d'altération physique (séchage/mouillage) n'ont pu être réalisés. Le niveau de solidité des échantillons extraites des

tubes géotextiles et laissés à maturation en chambre humide a été jugé insuffisante pour mener les essais. Dans le cas des essais de diffusion réalisés sur des échantillons extraits des tubes géotextiles, seules les analyses chimiques des échantillons d'eau de trempage à 7 h, 24 h et 48 h ont été réalisées.

Concernant l'eau exfiltrée des tubes géotextiles, celle-ci a été échantillonnée et analysée par un laboratoire externe (EUROFINS). Les résultats des différentes analyses de l'eau de filtration ont été comparés aux critères de recommandations pour la qualité de l'eau potable (RQEP) de Santé Canada. Concernant l'analyse des métaux et métalloïdes, le tableau 2-9 présente les principaux paramètres et critères qui ont été considérés pour l'évaluation de l'eau en fin de procédé. Pour l'analyse des HAP, la liste des principaux paramètres et critères considérés est présentée en annexe 1 du guide d'interprétation du RQEP de Santé Canada.

Tableau 2-10. Critères et paramètres d'analyse de l'eau exfiltrée des tubes géotextiles
Tiré de (Santé Canada, 2017)

Essais de contrôle (Essais chimiques sur eau exfiltrée)	Valeurs comparatives (Valeurs de recommandations pour la qualité de l'eau potable, RQEP) – Santé Canada
Paramètres : Métaux et métalloïdes	
Antimoine (Sb)	< 0,006
Arsenic (As)	< 0,010
Baryum (Ba)	< 1,0
Bore (B)	< 5,0
Cadmium (Cd)	< 0,005
Chrome (Cr)	< 0,050
Cuivre (Cu)	< 1,0
Mercure (Hg)	< 0,001
Plomb (Pb)	< 0,01
Sélénium (Se)	< 0,010
Paramètres : HAP (voir tableau en annexe XI)	

CHAPITRE 3

RÉSULTATS EXPÉRIMENTAUX

3.1 Caractérisation des boues avant traitement

3.1.1 Résultats de caractérisation physique des boues avant traitement

Les teneurs en eau moyenne des boues décantées et boues liquides avant traitement ont été respectivement de 89% et 564%. D'après l'équation 2.2 définissant la siccité, les siccités calculées ont été respectivement de 54% et 15%. Concernant les essais de mesure de masse volumique, la moyenne des masses volumiques humides (après tassement) obtenue était de l'ordre de $1\,500\text{ kg/m}^3$. La masse volumique sèche maximale obtenue était quant à elle de l'ordre de $1\,390\text{ kg/m}^3$. La figure 3.1 montre la variation de la masse volumique du matériau en fonction de la teneur en eau obtenue lors des essais Proctor normal qui ont été réalisés. On constate que la teneur en eau de compaction à l'optimum pour les boues à l'étude était de 17,5%. La densité moyenne des particules constituant les boues à traiter étaient de l'ordre de 2,6.

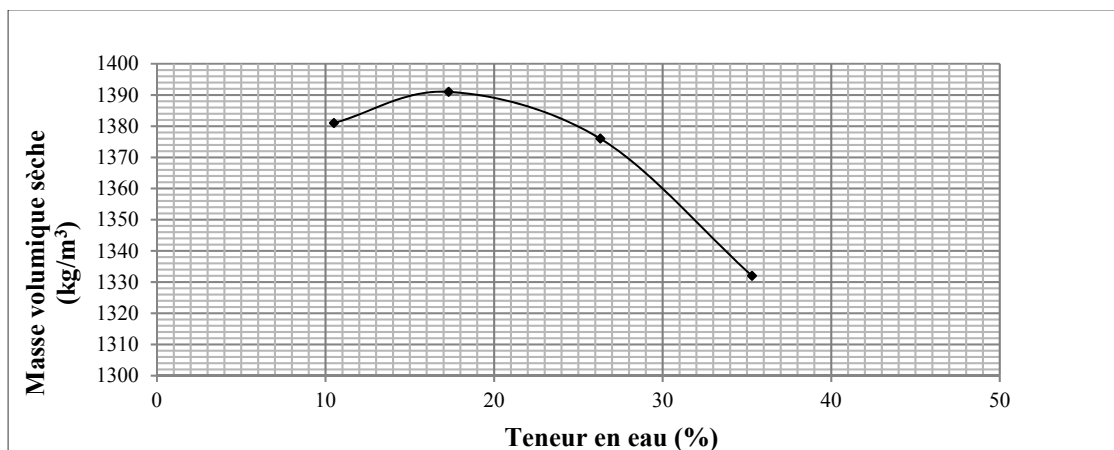


Figure 3-1. Courbe de la masse volumique sèche des boues en fonction de la teneur en eau

Les figures 3-2 a), b) et c) présentent les courbes granulométriques en triplicatas des boues obtenues par sédimentométrie. En moyenne, les résultats obtenus ont donné la répartition suivante : environ 55% de silt, 35% argile et sable environ 10%. Ces résultats ont ainsi permis de déterminer la nature des boues à l'étude comme étant des boues de type silto-argileux.

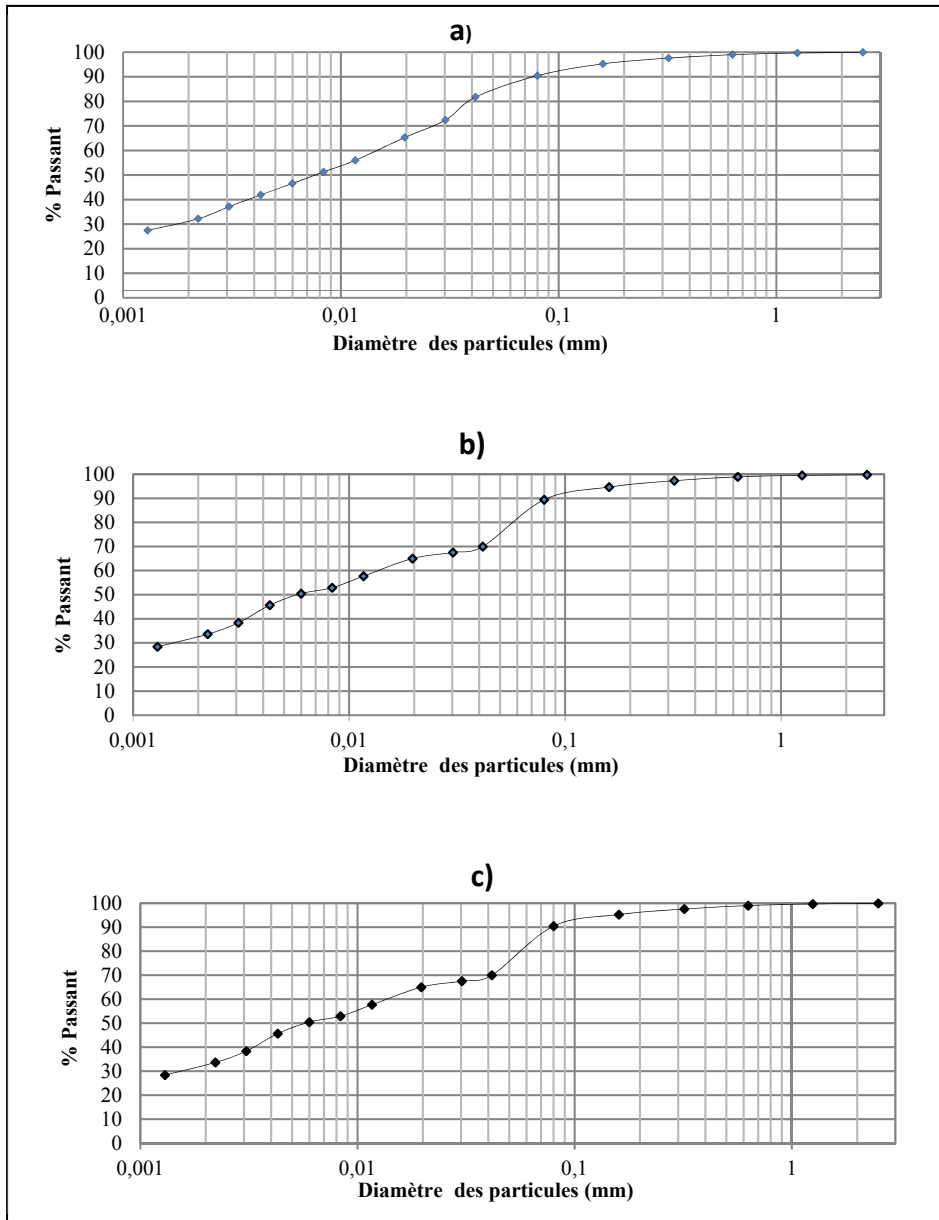


Figure 3-2. Courbe de distribution granulométrique des boues

3.1.2 Résultats de caractérisation chimique des boues avant traitement

La caractérisation chimique des boues avant leur traitement a consisté à analyser les paramètres énoncés au tableau 2.2. Les résultats obtenus sont présentés dans le tableau 3.1 ci-après.

Tableau 3-1. Résultats de caractérisation chimiques des boues avant traitement

Paramètres d'analyse sur boues décantées	Moyenne des résultats obtenus
Métaux extractibles totaux	Cu : 80-87 mg/kg, Ni : 98-109 mg/kg, et Zn : 272-280 mg/kg
HAP totaux (somme)	0,83 mg/kg
Carbone organique total (COT)	2%

D'après le tableau présenté en annexe II, les résultats d'analyse des métaux et métalloïdes montrent un dépassement des critères, en particulier pour le cuivre (Cu), le nickel (Ni) et le zinc (Zn). Selon les critères d'évaluation de la qualité des sédiments au Québec et le cadre d'application concernant les sédiments d'eau douce, le degré de contamination des sédiments à l'étude sont de niveau CEO-CEP (contamination située entre la concentration à effets occasionnel et la concentration à effets probable). Selon les mêmes critères, les résultats obtenus (annexe III) montrent dans l'ensemble, qu'il n'y a aucun dépassement de contamination concernant les HAP et BPC dans les boues (Environnement Canada et MDDEP, 2007). En se référant aux critères génériques pour les sols, seules les concentrations en nickel (Ni) semblent dépasser les critères, ce qui classe les boues au niveau BC. En outre, les résultats des essais de lixiviation n'ont montré aucun dépassement de critères tel que présenté en annexe IV. Le tableau 3-2 présente les résultats moyens de lixiviation obtenus, en particulier pour les éléments en dépassement de critères.

Tableau 3-2 Résultats d'essais de lixiviation des éléments d'intérêts (Cu, Ni et Zn)

Essais chimiques	Résultats moyens obtenus (mg/L)		
	Cu	Ni	Zn
- Lixiviation à l'eau	0,02	0,02	0,02
- Lixiviation SPLP (Pluies acides)	0,01	0,01	0,01
- Lixiviation TCLP (Acides acétiques)	0,02	0,30	0,6

3.2 Résultats du traitement par S/S sur boues « décantés » (phase I)

3.2.1 Résultats des mesures physiques sur les boues décantées et traitées

Le tableau 3-3 ci-après présente les résultats moyens des essais physiques de résistances en compression et en flexion réalisés sur l'ensemble des trois formules de traitement testées. À cet effet, les essais ont été réalisés sur des échantillons cylindriques de 150 mm de diamètre × 300 mm de long, de 100 mm de diamètre × 200 mm de long, et des échantillons de poutres de 400 mm de long x 100 mm de large et 100 mm de profondeur.

Tableau 3-3. Résultats des essais de résistance moyenne en compression physique et flexion sur boues décantées et traitées par S/S.

Essais de résistance physique (28 jours) - MPa	SS-01	SS-02	SS-03
	Ciment GU (25%)	Ciment GU (20%) + LKD (5%)	GUb-SF (20%)
Compression (cylindres 150 mm)	4,5	3	2,2
Compression (cylindres 100 mm)	4,4	-	-
Flexion (poutres)	1,6	0,7	0,7

D'après le tableau 3-3 précédent, les meilleurs résultats en compression et en flexion ont été obtenus avec la formule SS-01. De même, les résultats de conductivité hydraulique et de séchage/mouillage, présentés dans le tableau 3-4 ci-après, montrent que le traitement SS-01 semble être le meilleur. Sur la base de ces résultats, les essais chimiques qui ont été réalisés par la suite ont principalement été effectués sur les échantillons de formule SS-01.

Tableau 3-4. Résultats d'essais de conductivité et d'altération physique sur boues décantées et traitées par S/S.

Essais	Valeurs comparatives (Lignes directrices du MDDELCC pour le traitement par S/S des sols contaminés)	Résultats obtenus
Essais physiques		
Conductivité hydraulique	$< 10^{-7}$ m/s	SS-01 ($3,6 \times 10^{-8}$ m/s) SS-02 ($5,3 \times 10^{-9}$ m/s) SS-03 ($4,3 \times 10^{-8}$ m/s)
Altération physique	< 10 % perte de matériel à <u>12 cycles</u> (Séchage/mouillage)	< 1 % à 56 cycles (SS-01, SS-02 et SS-03)

3.2.2 Analyses chimiques des boues « décantées » solidifiées

Les annexes V à VII respectivement, présentent les résultats obtenus des essais de diffusion, des indices de diffusivité correspondant qui ont été calculés et des essais de lixiviation réalisée sur des échantillons SS-01. Le tableau 3-5 présente la synthèse des résultats d'analyse, en comparaison aux critères d'évaluation retenus, spécifiquement pour les éléments d'intérêts.

Les résultats d'analyse de l'eau de diffusion (annexe V) montrent qu'aucun élément d'intérêt, ne dépasse les critères d'évaluation. Les indices de diffusivité calculés (annexe VI) ont été en moyenne supérieurs à 9 pour l'ensemble des éléments métaux et métalloïdes, et

particulièrement pour les éléments d'intérêt Cu, Ni et Zn. Les résultats des essais de lixivibilité (annexe VII) montrent qu'aucune concentration de l'ensemble des éléments analysés n'a dépassé les critères de potabilité.

Tableau 3-5 Résultats de lixiviation sur boues décantées

Essais chimiques de contrôle	Résultats moyens obtenus (mg/L)			Critères comparatives retenus (Valeur la plus sévère - Critères Santé Canada et Rejets dans le réseau d'égout fluvial de la Ville de Québec)
	Cu	Ni	Zn	
Lixiviation à l'eau	0,23	0,21	0,02	1 mg/L
Lixiviation SPLP (Pluies acides)	0,06	0,08	0,01	1 mg/L
Lixiviation TCLP (Acides acétiques)	0,14	0,10	0,01	1 mg/L
	Résultats obtenus			
Diffusion (indice de diffusivité)	14	15	14	> 9

3.3 Résultats du traitement par S/S sur boues « liquides » (phase II)

3.3.1 Essais préliminaires : choix du polymère de traitement (agent de floculation)

Le tableau 3-6 présente les polymères de types cationiques qui ont été testés par des essais de type « *Jar test* » et qui ont permis dans un premier temps, de réduire la liste de choix d'un polymère efficace au traitement. Ceux-ci ont donc subi un dosage afin de parvenir à une comparaison finale plus approfondie entre deux polymères. Les critères d'élimination et de choix ont été basés sur des paramètres visuels, soit la clarté du surnageant, la grosseur des floccs et la vitesse de sédimentation des floccs. Les résultats des polymères cationiques présélectionnés ayant été dosé pour comparaison, sont présentés dans le tableau 3-6. Les deux polymères retenus pour une sélection finale sont présentés au tableau 3.4. Le polymère AQ8539 du fournisseur AQUASAN a été retenu comme agent de floculation le plus efficace pour le traitement des boues à l'étude.

Tableau 3-6 Résultats des tests de polymère

Nom du produit	Type de polymère	Charge	Volume injecté (ml)	Observation visuelle
CTT 8677	Cationique	-	135	Clair
Superfloc SD-2085	Cationique	Élevé	95	Un peu trouble
Superfloc SD-2083	Cationique	Élevé	85	Un peu trouble
Superfloc C-1586	Cationique	Élevé	135	Un peu clair
Superfloc C-1589	Cationique	Élevé	130	Un peu clair
AQ-8560	Cationique	Élevé	160	Clair
AQ-8539	Cationique	Élevé	145	Clair

Tableau 3-7. Tableau comparatif d'essais précis de choix du polymère de traitement

Caractéristiques du mélange	Polymères	
	CTT-8677	AQ8539
Concentration du polymère (v/v)	0,2	0,2
Caractéristiques visuelles		
Type de polymère	Cationique	Cationique
Clarté de l'eau (surnageant)	Trouble	Un peu clair
Grosseur des floes	Gros	Gros
Vitesse de sédimentation	Rapide	Rapide
Volume injecté (ml)	132	144
Caractéristiques chimiques		
Turbidité (NTU)	> AU*	23,8
pH	7	7
Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	303	373
Potentiel redox (mV)	-54	-30

*Attenuation Units – valeur maximale au-dessus duquel l'appareil ne peut lire (> 600 NTU)

3.3.2 Essais de filtration sur colonne

Le suivi du volume d'eau en fonction du temps, dans et en sortie des colonnes de filtration, a permis d'obtenir le tracé de la courbe présentée à la figure 3.3 ci-dessous. On constate, d'après ces courbes, que le volume d'eau dans la colonne semble équivalent au volume d'eau qui sort de la colonne, sur une période de 24 h. D'après les courbes obtenues, la filtration semble rapide pendant environ les 5 premières heures (350 minutes) du processus et demeure ensuite relativement lente ou quasi constante, au-delà. Les teneurs en eau des mélanges mesurées avant et en fin de filtration étaient respectivement de 564 et 184 %. D'après l'équation 2.1, le pourcentage de déshydratation obtenu était d'environ 62%.

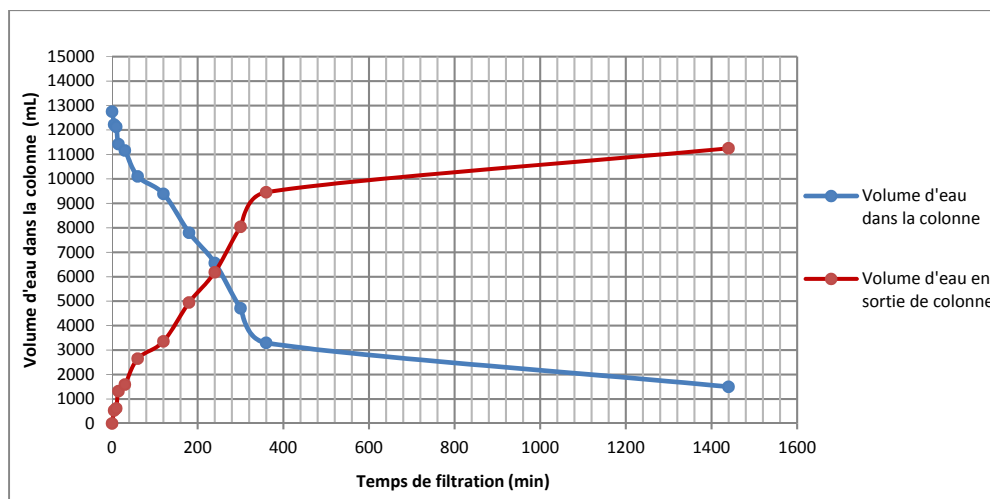


Figure 3-3. Courbe de vitesse d'assèchement des boues dans la colonne de filtration

Le tableau 3-8 ci-dessous présente les résultats obtenus suite aux trois essais de filtration sur colonne qui ont été réalisés pour des mélanges avec traitement.

Tableau 3-8. Caractérisation chimique de l'eau exfiltrée des colonnes de filtration

Paramètres	Boue + ciment + polymère			
	Essai 1	Essai 2	Essai 3	Moyenne
T° eau exfiltrée (°C)	20,7	20,0	-	20,4
pH eau exfiltrée	11,8	12,4	12,2	12
Conductivité électrique (μS/cm)	10 ⁴	10 ⁴	10 ⁴	10⁴
Turbidité (UTN)	7,4	11,5	19,8	13
Couleur (ptCo)	67	183	79	110
DCO (mg/L)	111	126	125	121
MES (mg/L)	68	20	64	51

Les résultats obtenus de DCO et MES respectivement en moyenne de 121 et 51 mg/L sont largement en dessous des valeurs maximales, comparativement aux limites fixées dans le règlement relatif aux rejets dans les réseaux d'égouts fixés respectivement à 1000 et 500 mg/L.

En dehors des paramètres de turbidité, de couleur et de conductivité électrique non spécifié dans le règlement, la valeur de pH obtenue (12) est en effet élevée comparativement à la valeur limite maximale de recommandation fixée à 10,5 du RQEP de Santé Canada (2014).

Finalement, un bilan de masse d'eau avant et après filtration a également été établi, tel que présenté au tableau 3-9 ci-après.

Tableau 3-9. Bilan de masse d'eau durant les essais de filtration sur colonne

	Masse (g)			
	Essai 1	Essai 2	Essai 3	Moyenne
Bilan de masse				
Avant Filtration				
Masse totale de sédiments humides	2898	2898	2898	2898
Masse de ciment ajouté	725	725	725	725
Masse d'eau dans les sédiments humides	1373	1373	1373	1373
Masse d'eau ajoutée aux sédiments	7271	7271	7271	7271
Masse d'eau ajoutée au ciment	4106	4106	4106	4106
Masse d'eau dans la solution de polymère	823	823	823	823
Masse d'eau totale	13573	13573	13573	13573
Après filtration				
Masse d'eau exfiltrée de : 0-1 h	3000	3000	3050	3017
Masse d'eau exfiltrée de : 1-24 h	5500	6000	5600	5700
Masse d'eau totale exfiltrée à 24 h	8500	9000	8650	8717
Masse d'eau non exfiltrée à 24 h	0	0	0	0
Teneur en eau (Masse sèche restante)				184%
Masse d'eau interstitielle	4140	4140	4140	4140
Masse d'eau totale	12640	13140	12790	12857
% de perte	7%	3%	6%	5%

Les données du tableau 3-6 montrent qu'en moyenne nous avons une perte de 5% de la masse d'eau totale utilisée dans le procédé. Ceci représente une perte de moins de 1 litre d'eau environ, sur un total d'environ 13,5 litre.

3.3.3 Résultats du traitement par pompage directement dans un tube géotextile

La figure 3-4 montre visuellement les résultats obtenus suite aux essais de pompage dans les tubes géotextiles. On peut observer visuellement une différence des boues avant et après traitement, de même que l'aspect de l'eau de filtration en sortie du tube géotextile.

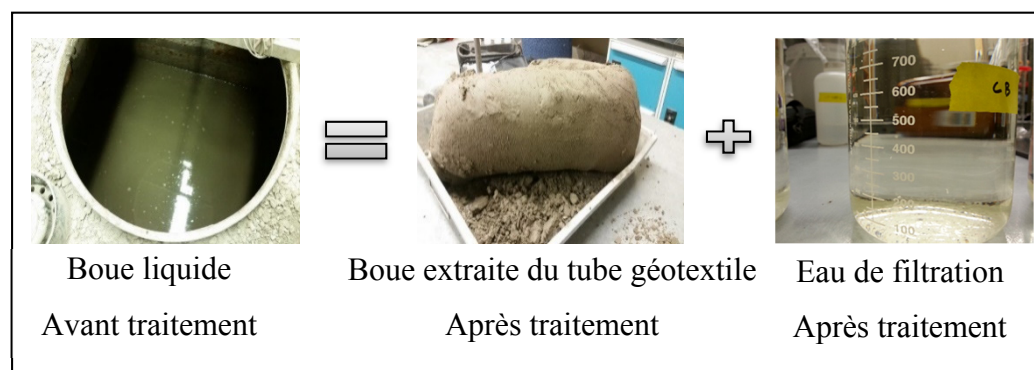


Figure 3-4. Résultat visuel de traitement de boue liquide par pompage direct dans un tube géotextile

Un bilan de masse d'eau a été réalisé à l'issue des essais de traitement par pompage dans les tubes géotextiles. Les quantités mesurées en entrée et en sortie du système de pompage pour les mélanges sont présentés aux annexes VIII et IX. Selon les quantités mesurées, en moyenne, 325 kg de mélange total de boue de traitement ont été injectés, comprenant ainsi en moyenne 31 kg de masse sèche totale et 294 L d'eau. Après les essais, les quantités mesurées en sortie des colonnes ont donné en moyenne 104 kg de masse totale de mélange, contenant une moyenne de 27 kg de masse sèche totale. La quantité d'eau exfiltrée, en moyenne, dans les différents essais, était d'environ 295 L d'eau. La figure 3-4 montre aussi, l'aspect compact des boues après leur extraction des tubes géotextiles après 72 h de filtration et d'assèchement.

3.3.3.1 Caractérisation physique des boues traitées dans les tubes géotextiles

Le tableau 3-10 ci-après présente les résultats des mesures de résistance au cisaillement non drainé qui ont été réalisées alternativement aux essais de résistance en compression. À la suite

des essais décrits au point 2.4.4, suivant la norme BNQ 2501-110, les résultats des mesures sont déterminés par calcul suivant l'équation 3.2 ci-après :

$$P_{100} = \frac{\Sigma P^2_{100}}{N} \quad (3.1)$$

$$Cu(kPa) = \frac{9,8 \times K_{30} \times m_{100}}{P_{100}} \quad (3.2)$$

Avec : m_{100} : masse du cône (g)

K_{30} : 1,0 constante pour un cône de 30

N : Nombre de mesure de pénétration

Tableau 3-10. Résultats de mesure comparative de résistance physique de boues solidifiées

	Boues décantées non traitées	Boues liquides traitées par S/S
Résistance (Cu) moyenne (kPa) (Essai de cisaillement non drainé)	2	15

D'après les résultats du tableau 3-10, on peut constater une différence dans les résultats de mesure physique de résistance au cisaillement non drainé entre les boues traitées et celles non traitées par S/S. En effet les résultats, montrent une amélioration des propriétés physique du matériau traité, comme l'indique le ratio (7,5) des essais de cisaillement.

3.3.3.2 Analyse chimique de l'eau exfiltrée des tubes géotextiles

Tableau 3-11. Résultats d'analyse chimiques de l'eau exfiltrées des tubes géotextiles

Paramètres analysés	Moyenne des résultats obtenus	
	Sans traitement	Avec traitement
pH eau exfiltrée	7,8	11,6
Conductivité électrique (µS/cm)	623	1890
Turbidité (UTN)	3,3	31,4
DCO (mg/L)	144	139
MES (mg/L)	96	32
Métaux et métalloïdes	Cu : 0.06 mg/L Ni : 0.01 mg/L Zn : 0.02 mg/L	Cu : 0.03 mg/L Ni : 0.01 mg/L Zn : 0.01 mg/L
HAP (somme)	< 0.1 mg/L	< 0.1 mg/L

Le tableau 3.11 montre les caractéristiques de l'eau exfiltrée des tubes géotextiles. D'après les paramètres mesurés, l'eau issue des tubes géotextiles contenant les boues traitées présente des paramètres dont les valeurs sont en dessous des valeurs maximales de recommandations. En effet, pour les paramètres DCO et les MES en particulier, les valeurs maximales des rejets d'égouts municipaux sont fixées respectivement à 1000 et 500 mg/L.

Les annexes X et XI présentent les résultats d'analyse des concentrations en HAP, métaux et métalloïdes dans l'eau exfiltrée des tubes géotextiles. Ces concentrations ont été comparées aux critères de qualité de l'eau potable du RQEP de Santé Canada.

Le tableau 12 suivant présente les résultats d'analyse obtenus, des paramètres de contrôle (métaux et métalloïdes). D'après les résultats, seul le Cr dépasse le critère ($> 0,05$), spécifiquement dans l'eau exfiltrée des tubes géotextiles avec traitement S/S. De même, les résultats d'analyses des HAP présenté en annexe XI montrent que ceux-ci sont tous inférieurs à la limite de détection rapportée ($< 0,1 \mu\text{g/L}$), dans les deux cas (avec et sans traitement) des eaux exfiltrées des tubes géotextiles.

Tableau 3-12 Résultats d'essais chimique de contrôle de l'eau exfiltrée des tubes géotextiles

Essais de contrôle (Essais chimiques sur eau exfiltrée)			Valeurs comparatives (Valeurs de recommandations pour la qualité de l'eau potable, RQEP) – Santé Canada
Paramètres : Métaux et métalloïdes			
	Sans traitement	Avec traitement	
Antimoine (Sb)	0,002	0,001	< 0,006
Arsenic (As)	0,006	0,004	< 0,010
Baryum (Ba)	0,07	0,070	< 1,0
Bore (B)	0,065	0,0000	< 5,0
Cadmium (Cd)	< 0,0005	< 0,0005	< 0,005
Chrome (Cr)	0,003	0,6275	< 0,050
Cuivre (Cu)	0,003	0,0305	< 1,0
Mercure (Hg)	< 0,0001	< 0,0001	< 0,001
Plomb (Pb)	0,002	0,002	< 0,01
Sélénium (Se)	< 250	0,04	< 0,010
Paramètres : HAP (somme)	< 0,1	< 0,1	

3.3.3.3 Résultat analytique des essais de diffusion et de lixiviation

Le tableau 3-13 suivant présente les résultats de diffusion et de lixiviation obtenus pour les éléments d'intérêts Cu, Ni et Zn.

Tableau 3-13 Résultats d'essais de contrôle de l'eau de lixiviation et de diffusion

Essais chimiques de contrôle	Résultats moyens obtenus (mg/L)				Critères comparatives retenus (Valeur la plus sévère - Critères Santé Canada et Rejets dans le réseau d'égout fluvial de la Ville de Québec)
	Cu	Ni	Zn	HAP	
Lixiviation à l'eau	0,02	0,02	0,08	< LDR	1 mg/L
	Résultats obtenus				
Diffusion (48 h) (Indice de diffusivité)	9,1	10	14	> 9	> 9

D'après les résultats d'analyse de l'eau de trempage des essais de diffusion sont présentés à l'annexe XII. Les résultats présentés dans les tableaux montrent qu'aucun des paramètres métaux et métalloïdes d'intérêts mesurés essentiellement à 2, 7, 24 et 48 h, ne dépasse les critères retenus.

Les indices de diffusivités ont été déterminés pour chaque paramètre mesuré. Ceux-ci étaient en moyenne supérieurs à 9 pour l'ensemble des HAP, métaux et métalloïdes. De façon particulière, les indices de diffusivité des éléments Cu, Ni et Zn sont supérieurs à 9. Dans le cas des HAP, les résultats obtenus montrent qu'il n'y a pas de dépassement des critères après 24 et 48 h de trempage. Les indices calculés sont présentés aux annexes XIII et XIV.

3.4 Comparaison, analyse et interprétation des résultats

Tel que présenté en introduction de ce mémoire, la mise en œuvre de cette étude a en effet nécessité de distinguer deux principales grandes phases. La première phase a permis d'évaluer la performance du traitement par S/S sur des boues décantées suivant la méthode conventionnelle de traitement de sol contaminé. La deuxième phase a permis d'évaluer le traitement par S/S sur les boues d'aspect liquides.

PHASE I



Boue décantée
(Avant traitement)

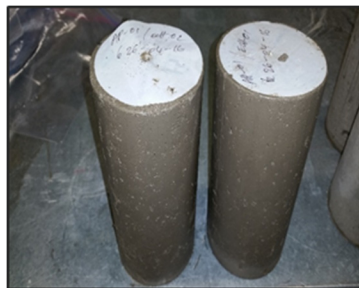


Boue décantée
(Après traitement)

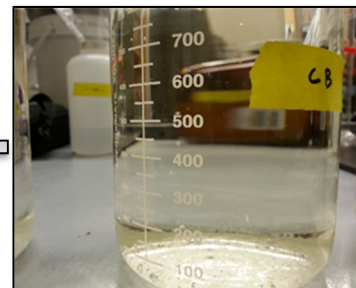
PHASE II



Boue liquide
(Avant traitement)



Boue liquide
(Après traitement)



Eau exfiltrée

Dans la première phase, les essais physiques ont permis d'obtenir des valeurs maximales de résistance en compression de l'ordre de 5 MPa et de flexion de l'ordre de 2 MPa, en particulier pour la formule de traitement SS-01 (avec un ajout de 25 % de ciment aux boues décantées). Ces résultats ont ainsi été comparés aux valeurs recommandées dans les lignes directrices du MDDELCC pour le traitement de sols contaminés par stabilisation et solidification. Ceux-ci montrent qu'en termes de résistance physique en compression, on peut en effet atteindre des valeurs supérieures à 3,5 MPa avec la formule de traitement SS-01 sur les boues décantées. Cette valeur de 3,5 MPa est une valeur de référence considérée dans le cadre de cette étude à des fins d'évaluation de la performance du traitement par S/S sur des boues décantées traitées.

Les essais de conductivité hydraulique ont permis d'obtenir des résultats de l'ordre de 10^{-8} à 10^{-9} m/s. Ces valeurs montrent que la conductivité hydraulique du matériau peut être considérée comme relativement faible, comparativement à la valeur recommandées par les Lignes directrices sur la gestion des matières résiduelles et des sols contaminés traités par stabilisation et solidification (St-Laurent et al., 2012), soit inférieure à 10^{-7} m/s.

Les résultats des essais d'altération physique du matériau (séchage/mouillage) ont montré que suite à 56 cycles de mouillage/séchage, on obtient une perte de masse du matériau de moins de 1%, soit largement inférieure à la perte de masse recommandée de 10% suite à 12 cycles de séchage/mouillage (St-Laurent et al., 2012).

D'après les résultats de caractérisation chimique des boues effectuée dans cette étude suivant le guide des critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec et cadres d'application : prévention, dragage et restauration (Environnement Canada et MDDEP, 2007), il s'agit en particulier d'une contamination en métaux. En effet, les résultats d'analyses chimiques des boues avant leur traitement ont montré la présence d'une contamination en métaux, notamment par les éléments Cu, Ni et Zn, dont les concentrations dépassaient la concentration d'effets occasionnels (CEO). Les dites boues avant leur traitement étaient ainsi qualifiées de boues ou sédiments de classe 2, selon les critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments aux Québec et cadres d'application (Environnement Canada et MDDEP, 2007).

Les essais de lixiviation (lixiviation SPLP et lixiviation à l'eau CTEU-9) et de diffusion réalisée sur les boues décantées et traitées par S/S ont indiqué que les éléments relargués dans l'eau de diffusion et de lixiviation sont demeurés en-dessous des critères de qualité de l'eau potable du RQEP de Santé Canada (2014). Les résultats des analyses de lixiviation avant traitement (annexe IV) ont montré qu'aucun métal ou métalloïde ne dépassait de critère. Comparativement à ces résultats, ainsi qu'aux indices de diffusivité obtenu après traitement, on peut suggérer que le traitement n'a eu aucune influence sur la mobilité des métaux, en particulier le Cu, Ni et Zn.

La deuxième phase de cette étude a été consacrée à la mise en œuvre d'une variante (par rapport à la phase 1) de traitement par S/S des boues à l'étude. Cette phase visait ainsi à transformer les boues décantées de la phase 1 en boues liquides et d'y appliquer le même traitement. Le but était en effet de simuler le traitement par S/S des boues issues de dragage hydraulique et ceci simultanément à leur pompage dans un tube géotextile. Ainsi, l'ensemble de cette deuxième phase s'est déroulé en 3 étapes, soit : 1) le choix d'un polymère pour la floculation des boues liquides, 2) des essais sur colonne de filtration pour évaluer la vitesse et l'efficacité de filtration (ou de déshydratation) des boues traitées ainsi que la qualité de l'eau exfiltrée et finalement, 3) la simulation d'un traitement par injection dans un tube géotextile à l'aide d'un prototype de système de pompage.

Pour le conditionnement (floculation) des boues liquides, le polymère AQ8539 du fabricant AQUASAN a été choisi. Le choix de celui-ci s'est fait parmi une gamme de polymères dont des essais rapides ont permis d'isoler à l'arrivée, deux polymères qui ont été comparés sur la base de la clarté de l'eau, la vitesse de sédimentation, la grosseur des floes formés ainsi que le volume total injecté. Les résultats obtenus des essais de type « *Jar test* » ont permis de considérer qu'un volume d'environ 60 mL de solution de polymère à 0,2% v/v serait nécessaire à la floculation d'un mélange de boues et de ciment d'une masse totale d'environ 1 kg à 15% de siccité. Suivant les caractéristiques des boues à l'étude, ce volume de polymère correspondrait en moyenne à un rapport de 0,21 mL de polymère par gramme de boues sèches. Ceci permettrait d'estimer la quantité de polymère à 0,2% v/v nécessaire à la floculation de

boues de dragage, dans le cadre d'un traitement envisagé d'un certain volume de boues ayant les mêmes caractéristiques.

Les résultats des essais de filtration sur colonne ont permis d'évaluer d'une part l'efficacité de déshydratation des tubes géotextiles utilisés dans ce projet, et d'autre part la qualité de l'eau exfiltrée. Les résultats obtenus montrent que l'eau exfiltrée est assez claire, avec une turbidité d'environ 13 UTN et une concentration en MES de 51 mg/L et ce, comparativement aux boues liquides avant leur traitement d'aspect très trouble. Par ailleurs, après environ 5 h de filtration sur colonne, le volume d'eau filtrée a été d'environ 9 705 L selon la figure 3-3 et ce, comparativement au volume initial d'environ 13 000 L. Ceci correspond à un débit de filtration moyen de 27 L/min. Ce résultat pourrait ainsi permettre d'évaluer ou de prévoir la durée moyenne d'assèchement des boues lors d'une opération de traitement utilisant des tubes géotextiles de type TENCATE ayant des ouvertures de 400 µm de diamètre. Le pourcentage moyen de déshydratation obtenu (62%), nous permet d'avoir une indication sur l'efficacité ou la capacité de déshydratation des tubes géotextiles qui ont été utilisés comparativement 30 à 45% dans le cas d'un procédé de déshydratation mécanique (Conseil général de la Dordogne, 2011). Des essais comparatifs avec d'autres types de matériau filtrant pourraient permettre d'avoir une meilleure approche de la performance ou de l'efficacité du type de tubes géotextiles utilisés dans le cadre de ce projet.

La dernière étape de la phase II de cette étude a consisté en la mise en œuvre du traitement en direct des boues liquides par pompage dans un tube géotextile. Le but était de démontrer la possibilité de réaliser le traitement en direct des boues issues d'un dragage hydraulique à travers des essais de simulation en laboratoire. La qualité de l'eau exfiltrée des tubes géotextiles après injection des mélanges ainsi que les caractéristiques physiques des boues traitées retenues dans les tubes géotextiles ont été évaluées.

L'analyse des échantillons d'eau exfiltrée des tubes géotextiles (sans traitement et avec traitement) a montré que ceux-ci respectaient les critères de qualité, selon les recommandations pour la qualité de l'eau potable (RQEP) de Santé Canada. L'exception de la présence du Cr

dans l'eau exfiltrée (mélange avec traitement), à une teneur 10 fois au-dessus (0,62 mg/L) des valeurs recommandées (0,05 mg/L), pourrait être due au caractère élevé du pH du mélange. En effet, le chrome, sous sa forme hexavalente (Cr(VI)) est connu pour être mobile particulièrement dans des conditions alcalines (Garnier, 2008). Le pH du sol et la concentration initiale du chrome sont en particulier des facteurs pouvant influencer le degré de solubilité du chrome dans un milieu (Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999). La concentration en Cr dans les boues initialement (50 mg/kg), ainsi que l'élévation du pH du mélange à 11 pendant la phase de traitement des boues liquides, pourrait ainsi expliquer la présence du Cr dans l'eau exfiltrée des géotextiles.

Du point de vue physique, les résultats des essais de résistance au cisaillement non drainé avec le pénétromètre à cône suédois ont permis d'indiquer qu'à l'issue du traitement par S/S les boues traitées ont subi une amélioration de propriétés physiques (résistance au cisaillement) de 15 kPa. Bien que cette valeur paraisse faible comparativement aux résultats obtenus sur les boues décantées traitées dans la phase 1, elle révèle néanmoins une résistance d'environ 7,5 fois plus grande que celle obtenue sur des boues décantées sans traitement (environ 2 kPa). Il est néanmoins possible de remarquer visuellement que suite à 60 jours de cure humide, le processus de solidification des boues traitées issues des tubes géotextiles a été beaucoup plus faible que celle des boues décantées traitées. Ceci pourrait s'expliquer par les grandes teneurs en eau initiales ($w = 564\%$) des boues liquides avant le pompage, ainsi qu'après filtration et déshydratation à la fin du pompage ($w = 184\%$). Après déshydratation (assèchement), le matériau traité et compacté, est en principe soumis à une phase de solidification par hydratation en fonction du temps, suivant la norme CAN/CSA A23.2-3C. Ainsi, l'état initial (teneur en eau) des boues traitées et compactées pourrait constituer un facteur limitant la solidification du matériau extrait des tubes géotextiles. Aussi, la présence ou l'utilisation de polymère dans le procédé, pourrait avoir une influence sur le mécanisme de solidification du matériau extrait des tubes géotextiles.

L'analyse chimique de l'eau de trempage suite aux essais de diffusion sur les boues traitées issues des tubes géotextiles a montré qu'aucun métal ou métalloïde n'a dépassé les critères

retenus. Dans le cas des HAP, les résultats indiquent que les concentrations de tous les composés analysés étaient inférieures à la limite de détection rapportée (LDR) par le laboratoire d'analyse. D'après les lignes directrices du MDDELCC sur la gestion des matières résiduelles et des sols contaminés traités par stabilisation et solidification (St-Laurent et al., 2012), des indices élevés (> 9) indiquent la faible diffusivité des contaminants à partir d'une matrice monolithique (St-Laurent et al., 2012). D'après les résultats des indices de diffusivité qui ont été calculés, ceux-ci étaient, dans l'ensemble, supérieur à 9. En particulier, les éléments d'intérêt Cu, Ni et Zn, en raison de leur présence au-dessus des critères dans les boues initialement, ont des indices de diffusivité supérieur à 9. On peut donc estimer dans l'ensemble, qu'il existe une faible mobilité des éléments contenus dans le matériau compact obtenu. Ces résultats prouvent ainsi une certaine efficacité du traitement (S/S) sur les boues liquides à l'étude. Après 48 h de trempage, la concentration dans l'eau de diffusion des éléments demeure inférieure aux critères comparatifs (critères de mobilité, tableau-6) des lignes directrices du MDDELCC précédemment citées. On peut ainsi estimer que la mobilité relativement faible des métaux en particulier, prouve ainsi l'efficacité du procédé. En effet, le tableau 3-14 ci-dessous montre qu'à l'issue du procédé, nous avons pu d'une part, du point de vue de la consistance, transformé une boue de 15% de siccité, à 33% de siccité. D'un point de vue physique, les propriétés physiques du matériau ont été renforcées à 7,5 fois comme l'indiquent les résultats d'essai de résistance au cisaillement. Enfin, on constate d'un point de vue chimique, que les concentrations des éléments dans l'eau de filtration (Cu, Ni, Zn) demeurent quasiment identique, dans l'eau exfiltré des tubes géotextiles dans les deux cas avec et sans traitement, de même que dans l'eau de lixiviation du matériau issu des tubes géotextiles. Ce qui montre la stabilisation de la mobilité des éléments, dû au traitement.

Tableau 3-14 Résultats comparatifs d'efficacité du traitement par S/S

	Consistance	Propriétés physiques	Éléments chimiques		
			Cu	Ni	Zn
	Siccité (%)	Résistance au cisaillement (kPa)	Concentrations dans l'eau de filtration (mg/L)		
Sans traitement	15	2	0,06	0,01	0,02
Avec traitement	33	15	0,03	0,01	001

CONCLUSION

Cette étude avait pour objectif global d'évaluer l'applicabilité du procédé de traitement par S/S sur des boues potentiellement contaminées. Un objectif corolaire était de montrer l'applicabilité de ce traitement simultanément à une opération de dragage hydraulique.

Cette étude a nécessité, au préalable, une phase préliminaire de caractérisation physique et chimique des boues à l'étude. Leur granulométrie indique qu'il s'agissait d'une boue de type silto-argileuse, avec des traces de sable. Les résultats de caractérisation chimique ont aussi permis de déterminer que la contamination en métaux et métalloïdes a constitué la principale contamination des boues, particulièrement en Cu, Ni et Zn. Selon les critères des sédiments d'eau douce énoncés par EC et le MDDELCC, lesdites boues ont été considérées de classe 2 selon les critères de qualité des sédiments, et de niveau BC selon les critères des sols. Enfin, la teneur en carbone organique total a été évaluée à environ 2%.

Par la suite, la phase 1 de l'étude a consisté au traitement par S/S des boues décantées. Les meilleurs résultats ont été obtenus avec la formule SS-01 (mélange de boue + 25% de ciment GU). Les résultats étaient supérieurs aux critères de performance indiquée par le MDDELCC (> 3,5 MPa). Des échantillons de formule SS-01 ont, de ce fait, été soumis aux essais de perméabilité. Les résultats obtenus montraient, en moyenne, une perméabilité très faible comparativement au coefficient de perméabilité maximal de référence du MDDELCC pour le traitement par S/S ($< 10^{-7}$ cm/s). Dans le même ordre d'idée, les essais de séchage/mouillage ont montré qu'on obtient moins de 1% de perte de masse du matériau après 52 cycles de séchage/mouillage, comparativement au maximum de 10% de perte de masse à 12 cycles établi par le MDDELCC pour le traitement par S/S. L'ensemble des résultats de la caractérisation physique réalisée lors de la phase 1 ont montré l'efficacité de la solidification des boues décantées, comparativement aux critères de performance établis.

Concernant la caractérisation physique réalisée lors de la phase 1, l'analyse des lixiviats à l'eau (CTEU-9), aux pluies acides (SPLP) et à l'acide acétique (TCLP) ont donné des résultats en

moyenne inférieurs aux critères de potabilité énoncés par le RQEP, pour l'ensemble des paramètres HAP et métaux. Les résultats d'analyse de l'eau après diffusion ont aussi montré des concentrations en moyenne inférieures aux critères de potabilité, pour l'ensemble des paramètres. Les indices de diffusivité calculés étaient en moyenne supérieurs à 9, particulièrement pour les éléments d'intérêts (Cu, Ni et Zn). Ces indices élevés, prouvent ainsi la faible mobilité des contaminants dans les matériaux analysés. Ces résultats montrent à cet effet, l'efficacité du traitement S/S, quant à la stabilisation des contaminants dans les boues.

La phase 2 de cette étude a consisté au traitement par S/S sur des boues liquides. D'après les résultats des « *Jar test* », un volume d'environ 144 mL, d'une concentration de 0,2% de polymère AQ8539 a été nécessaire pour faire flocculer une masse totale d'environ 1 kg de mélange de boue liquide traitée à 15% de siccité. Les essais de filtration ont permis d'obtenir un pourcentage de déshydratation d'environ 62%. Le pourcentage de déshydratation dans le temps des tubes géotextiles peut ainsi permettre de prévoir la durée de déshydratation des boues pendant le processus d'assèchement.

Finalement, un montage prototype a été réalisé afin de simuler un traitement par S/S de boues de dragage hydraulique. Des essais avec traitement (mélange de boue + polymère + ciment) et sans traitement (mélange de boue + polymère) ont été réalisés. Les boues extraites des tubes géotextiles après 24 h de filtration et déshydratation avaient une teneur en eau d'environ 184%. La résistance au cisaillement non drainé des boues traitées après 60 jours de maturation en chambre humide a été mesurée à 15 kPa, comparativement à 2 kPa, pour les boues non traitées. Cette différence significative dans les résultats montre donc qu'il y a eu un effet d'augmentation de la résistance dû au traitement S/S sur le matériau. Par ailleurs, l'analyse de l'eau de diffusion des boues extraites des tubes géotextiles, compactées et laissées en chambre humide pour maturation, a montré qu'aucun métal ou HAP n'a dépassé les critères de qualité de l'eau. Les indices de diffusivité calculés étaient en moyenne supérieurs à 9, ce qui confirme à nouveau la faible mobilité de ces éléments ou composés dans les boues traitées. Comparativement aux résultats de diffusion obtenus pour la phase 1 de cette étude, ainsi qu'aux critères d'évaluation de performance, on peut ainsi dire qu'il y a une certaine efficacité en

termes stabilisation apporté par le procédé, qui limite la mobilité des éléments, en particulier des éléments d'intérêt (Cu, Zn et Ni).

Un autre aspect d'évaluation de la performance du procédé de traitement par S/S appliqué sur les boues liquides de cette étude a été le suivi de l'eau exfiltrée des tubes géotextiles en fin de traitement. Ainsi, les mesures réalisées sur l'eau exfiltrée produite lors des essais de simulation de pompage et d'injection directe dans un tube géotextile ont permis de constater que les valeurs mesurées en turbidité et en MES indiquent une floculation relativement efficace des boues à l'intérieur des tubes géotextiles ainsi qu'une clarification de l'eau de filtration. Dans l'ensemble, aucun HAP, métal ou métalloïde n'a présenté des concentrations en dépassement des critères d'eau potable du RQEP. Concernant le Cr en excès dans l'eau, on peut penser que celui-ci aurait un potentiel de mobilité élevé en milieu alcalin. En effet, l'eau à la sortie des tubes géotextiles avait un pH moyen de 11 dans le cas des essais avec traitement par S/S. Cette valeur élevée de pH s'explique par l'ajout de ciment dans le procédé. Des solutions de gestion de l'eau exfiltrée en fin de traitement sont toutefois envisageables. Un traitement pour abaisser le pH de l'eau de filtration pourrait en effet être appliqué.

En résumé, cette étude apporte une idée nouvelle de traitement des boues ou sédiments, basée sur un procédé existant de traitement des sols. Il s'agit notamment du couplage du traitement par stabilisation et solidification (S/S) et d'assèchement par tubes géotextiles. Dans la phase 1 de cette étude, les résultats ont montré l'efficacité du traitement par S/S sur des boues contaminées. Les résultats des essais réalisés ont montré les performances du traitement dans la réduction de la mobilité de la contamination et son encapsulation dans le matériau obtenu, ainsi que le renforcement des propriétés physiques des boues (décantées) de dragage. Dans la phase 2 de cette étude, le procédé d'assèchement par tube géotextile a été combiné au traitement par S/S. L'assèchement par tubes géotextiles avait pour objectif le contrôle et la rétention de MES, dans le cas d'un traitement en direct des boues contaminées de dragage hydraulique ayant un aspect liquide. Les résultats des essais réalisés ont montré l'efficacité de l'assèchement, principalement en termes de rétention de MES et l'obtention d'un matériau d'aspect meuble.

Le prototype de système de traitement permettant le couplage du procédé par S/S et d'assèchement a permis de souligner les possibilités d'élimination d'étapes existantes dans le cas d'une procédure conventionnelle de traitement des boues (ou sédiments) contaminées. En effet, la procédure conventionnelle de traitement par S/S des boues nécessiterait plusieurs étapes tel que mentionné en introduction de ce rapport, notamment des opérations de manutention, de transport, de malaxage et de mise en place. Ceci impliquerait d'avoir recours à des équipements spécialisés et pouvant assurer la rétention de matériaux boueux dans les cas des opérations de terrain. Cette étude apporte donc une idée alternative à la gestion des boues de dragage hydraulique.

Par ailleurs, le procédé permettrait la valorisation et la réutilisation des boues ou sédiments fins, considérés comme déchet (normalement sans valeur géotechnique), pour des applications en construction et/ou en génie civil. Les boues contaminées liquides pourraient donc être contenues dans des tubes géotextiles, les contaminants seraient stabilisés et encapsulés dans le matériau compact obtenu. Le renforcement dans une moindre mesure, tel que montré dans cette étude, des propriétés physiques des boues permettrait l'intégration du matériau traité dans des ouvrages structuraux (exemple : noyaux de digue, plate-forme et remblai structuraux).

RECOMMANDATIONS

L'ensemble des essais qui ont été réalisés dans le cadre de cette étude avaient en effet pour objectif de mettre en avant l'idée d'une variante au traitement par S/S des boues (ou sédiments) de dragage hydraulique. Le programme des essais et analyses qui ont été élaborés, visaient en effet à démontrer l'applicabilité du procédé de stabilisation et solidification pour le traitement des boues de dragage potentiellement contaminées. Il s'agissait ainsi à travers les résultats des essais et d'analyses présentés dans ce rapport, de montrer l'intérêt de la mise en œuvre d'une méthode « nouvelle » de traitement, quant à la valorisation et la réutilisation des boues liquides.

Bien que les principaux essais et analyses aient été menés dans l'optique de prouver l'efficacité de la S/S sur des boues de dragage hydraulique injectées dans des tubes géotextiles, des essais et analyses supplémentaires et ou complémentaires devraient être menés dans le but d'approfondir l'étude. Des essais complémentaires devraient être réalisés pour mesurer la capacité de neutralisation des acides dans les boues traitées et solidifiées. En effet, des essais de solubilité en fonction du pH permettraient d'étudier l'efficacité de la S/S quant à la stabilisation et la rétention des métaux, ainsi que la résistance des boues traitées à des mécanismes d'altération chimique.

Également, une amélioration du prototype du système de pompage doit être envisagée. Il s'agirait notamment de permettre le contrôle et le suivi des débits de pompage de chacun des fluides séparément, ainsi que le débit d'injection du mélange dans les tubes géotextiles. À propos du matériau extrait des tubes géotextiles, d'autres tests pourraient être effectués particulièrement dans le but d'apporter une meilleure résistance physique au matériau traité. Des tests exploratoires pourraient être menés dans un premier temps pour faire varier différent le type de ciment. Ceci permettrait de déterminer un type de ciment qui pourrait à la fois permettre la stabilisation et une meilleure solidification du matériau à l'issue du procédé. Une amélioration de la formule utilisée dans la phase 2 de cette étude pourrait être envisagée. Les résultats des essais physiques ont montré que la solidification est faible du fait de la forte teneur en eau du matériau traité issu des tubes géotextiles. Ainsi, une étude menant à trouver un additif

pouvant accélérer la déshydratation du matériau traité est suggérée. En termes d'additif, l'ajout de polymère dans le procédé pourrait aussi être un facteur limitant le mécanisme de solidification du matériau dans le tube géotextile. Ainsi, des tests avec des ajouts de superplastifiants hauts réducteurs d'eau comme additif, pourraient être réalisés. Car en effet, les polymères superplastifiants sont des adjuvants qui permettraient de réduire fortement la teneur en eau d'un mélange sol/ciment donné. Concernant l'eau exfiltrée des tubes géotextiles, des réflexions devraient être menées afin de définir le devenir de celle-ci. En effet, il s'agirait de déterminer le type de traitement qui pourrait être effectuée sur l'eau exfiltrée des tubes géotextiles en bout de procédé. Un autre aspect de l'étude pourrait aussi concerner l'ajout dans le procédé d'additifs permettant un abaissement du pH de l'eau à la sortie des tubes géotextiles.

ANNEXE I

Caractéristiques des tubes géotextiles de type TENCATE

TENCATE
Mirafi®

TENCATE GEOSYNTHETICS
Americas

Mirafi® HP270



Mirafi® HP270 geotextile is composed of high-tenacity polypropylene yarns, which are woven into a network such that the yarns retain their relative position. Mirafi® HP270 geotextile is inert to biological degradation and resistant to naturally encountered chemicals, alkalis, and acids.

TenCate Geosynthetics Americas Laboratories are accredited by Geosynthetic Accreditation Institute – Laboratory Accreditation Program (GAI-LAP). NTPEP Listed

Mechanical Properties	Test Method	Unit	Minimum Average Roll Value	
			MD	CD
Tensile Strength (at ultimate)	ASTM D4595	lbs/ft (kN/m)	2640 (38.5)	2460 (35.9)
Tensile Strength (at 5% strain)	ASTM D4595	lbs/ft (kN/m)	1272 (18.6)	1440 (21.0)
Minimum Roll Value				
Flow Rate	ASTM D4491	gal/min/ft ² (l/min/m ²)	40 (1630)	
Permittivity	ASTM D4491	sec ⁻¹	0.6	
Maximum Opening Size				
Apparent Opening Size (AOS)	ASTM D4751	U.S. Sieve (mm)	30 (0.60)	
Minimum Test Value				
UV Resistance (at 500 hours)	ASTM D4355	% strength retained	80	

Physical Properties	Unit	Roll Size	
Roll Dimensions (width x length)	ft (m)	15 x 300 (4.5 x 91)	17 x 375 (5.2 x 114)
Roll Area	yd ² (m ²)	500 (418)	708 (592)

Disclaimer: TenCate assumes no liability for the accuracy or completeness of this information or for the ultimate use by the purchaser. TenCate disclaims any and all express, implied, or statutory standards, warranties or guarantees, including without limitation any implied warranty as to merchantability or fitness for a particular purpose or arising from a course of dealing or usage of trade as to any equipment, materials, or information furnished herewith. This document should not be construed as engineering advice.

Mirafi® is a registered trademark of Nicolon Corporation.

Copyright © 2015 Nicolon Corporation. All Rights Reserved.

365 South Holland Drive
Pendergrass, GA 30567

Tel 706 693 2226
Tel 888 795 0808

Fax 706 693 4400
www.tencate.com

FGS000117
ETQR35



GAI-LAP-25-07

ANNEXE II

Résultats d'analyse des métaux et métalloïdes des boues décantées avant traitement

Paramètres analysés	Unités	CRITÈRES EC et MDDEP ¹ (Critères pour les sédiments d'eau douce)					SED / ECH-01	SED / ECH-02	SED / ECH-03	Moyenne	SED / ECH-01 (Broyé)	SED / ECH-02 (Broyé)	SED / ECH-03 (Broyé)	Moyenne
		CER ²	CSE ³	CEO ⁴	CEP ⁵	CEF ⁶								
Chimie inorganique - Métaux et Métalloïdes														
Aluminium	mg/kg	-	-	-	-	-	17400	17100	18900,0	17800	17700	18900	19100	18567
Antimoine	mg/kg	-	-	-	-	-	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,1	0
Argent	mg/kg	-	-	-	-	-	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Arsenic	mg/kg	4,1	5,9	7,6	17	23	5,5	6,7	6,1	6,1	4,3	5,4	5,8	5
Baryum	mg/kg	-	-	-	-	-	147	141	150,0	146	143	152	153	149
Béryllium	mg/kg	-	-	-	-	-	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,6	0,5	1
Bismuth	mg/kg	-	-	-	-	-	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
Bore	mg/kg	-	-	-	-	-	6	6	6,0	6	7	7	7	7
Cadmium	mg/kg	0,33	0,60	1,7	3,5	12	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,1	1
Calcium	mg/kg	-	-	-	-	-	10500	9910	11500,0	10637	10800	11000	11300	11033
Chrome	mg/kg	25	37	57	90	120	49	48	52,0	50	50	52	52	51
Cobalt	mg/kg	-	-	-	-	-	16	16	18,0	17	16	16	17	16
Cuivre	mg/kg	22	36	63	200	700	84	81	96,0	87	73	83	84	80
Étain	mg/kg	-	-	-	-	-	2	2	2,0	2	2	2	2	2
Fer	mg/kg	-	-	-	-	-	31700	31300	32700,0	31900	32700	33900	34300	33633
Lithium	mg/kg	-	-	-	-	-	21	21	23,0	22	22	22	22	22
Magnésium	mg/kg	-	-	-	-	-	10000	10000	11000,0	10333	10400	10800	10900	10700
Manganèse	mg/kg	-	-	-	-	-	748	721	807,0	759	754	751	761	755
Mercuré	mg/kg	0,094	0,17	0,25	0,49	0,87	0,12	0,1	0,1	0	0,1	0,11	0,1	0
Molybdène	mg/kg	-	-	-	-	-	1	0,7	1,0	0,9	0,8	0,8	0,8	0,8
Nickel	mg/kg	ND	ND	47	ND	ND	99	113	116,0	109	90	91	114	98
Plomb	mg/kg	25	35	52	91	150	24	24	26,0	25	23	28	24	25
PotaS/Sium	mg/kg	-	-	-	-	-	3040	3060	3270,0	3123	3530	3290	3280	3367
Sélénium	mg/kg	-	-	-	-	-	0,6	0,5	0,6	1	< 0,5	0,7	< 0,5	0,7
Silicium	mg/kg	-	-	-	-	-	922	797	708,0	809	506	585	739	610
Sodium	mg/kg	-	-	-	-	-	564	526	560,0	550	556	568	586	570
Strontium	mg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Thallium	mg/kg	-	-	-	-	-	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Titane	mg/kg	-	-	-	-	-	1160	1230	1240,0	1210	1260	1310	1370	1313
Vanadium	mg/kg	-	-	-	-	-	48	48	53,0	50	49	53	53	52
Zinc	mg/kg	80	120	170	310	770	292	281	266,0	280	265	276	276	272
Chimie - Autres paramètres														
Azote ammoniacal en N	mg/kg	-	-	-	-	-	219	114	239,00	191				
Carbone organique total	%	-	-	-	-	-	2,27	2,49	1,36	2,04				
Matière organique par oxydation chimique	%	-	-	-	-	-	3,91	4,29	2,34	3,51				
Ortho-phosphates en P	mg/kg	-	-	-	-	-	< 0,5	0,70	0,60	0,65				
pH (solide)	pH	-	-	-	-	-	7,3	7,3	7,40	7				
Potentiel oxydo-réduction	mV	-	-	-	-	-	356,00	189,00	267,00	270,67				
Soufre total	mg/kg	-	-	-	-	-	300	400	900,00	533				
Sulfures en H2S	mg/kg	-	-	-	-	-	32	45	33,00	37				
Sulfures en S2-	mg/kg	-	-	-	-	-	30,00	42,00	31,00	34,33				
Chlorures	mg/Kg	-	-	-	-	-	< 276	< 253	< 256	< 256				
Nitrites & nitrates en N	mg/kg	-	-	-	-	-	< 5,5	< 5,1	< 5,1	< 5,1				
Sulfates en SO4	mg/Kg	-	-	-	-	-	< 276	< 253	< 256	< 256				
Identification de l'échantillon							2514602	2514603	2514604		2514605	2514606	2514607	

ANNEXE III

Résultats d'analyse des HAP des boues décantées avant traitement

Paramètres analysés	Unités	CRITÈRES EC et MDDEP ¹ (Critères pour les sédiments d'eau douce)					SED / ECH-01	SED / ECH-02	SED / ECH-03	Moyenne
		CER ²	CSE ³	CEO ⁴	CEP ⁵	CEF ⁶				
Paramètres intégrateurs										
Hydrocarbures pétroliers C10 à C50	mg/kg	-	-	-	-	-	< 100	< 100	< 100	< 100
Biphényles polychlorés (BPC)										
Sommation des BPC (congénères)	mg/kg	0,02500001	0,034	0,07900001	0,28	0,78				
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)										
1,3-Diméthyl-naphtalène	mg/kg	-	-	-	-	-	< 0,005	0,032	0,034	0,033
1-Méthyl-naphtalène	mg/kg	-	-	-	-	-	0,015	0,011	0,013	0,013
2,3,5-Triméthyl-naphtalène	mg/kg	-	-	-	-	-	0,021	0,015	0,015	0,017
2-Méthyl-naphtalène	mg/kg	0,016	0,020	0,06300001	0,20	0,38	0,03	0,028	0,028	0,029
3-Méthyl-cholanthrène	mg/kg	-	-	-	-	-	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
5-Méthyl-chrysène	mg/kg	-	-	-	-	-	0,012	0,011	0,014	0,012
7,12-Diméthylbenzo (a) anthracène	mg/kg	-	-	-	-	-	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
7H-Dibenzo (c,g) carbazole	mg/kg	-	-	-	-	-	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Acénaphthène	mg/kg	0,0037	0,0067	0,02100001	0,089	0,94	0,014	0,014	0,016	0,015
Acénaphthylène	mg/kg	0,0033	0,0059	0,030	0,13	0,34	0,026	0,017	0,015	0,019
Anthracène	mg/kg	0,016	0,047	0,1100001	0,24	1,1	0,03	0,022	0,024	0,025
Benzo (a) anthracène	mg/kg	0,014	0,032	0,1200001	0,39	0,76	0,071	0,061	0,057	0,063
Benzo (a) pyrène	mg/kg	0,011	0,032	0,1500001	0,78	3,2	0,108	0,076	0,075	0,086
Benzo (b, j et k) fluoranthènes	mg/kg	-	-	-	-	-	0,213	0,164	0,154	0,177
Benzo (c) phénanthrène	mg/kg	-	-	-	-	-	< 0,005	0,011	< 0,005	0,011
Benzo (e) pyrène	mg/kg	-	-	-	-	-	0,09	0,07	0,07	0,07
Benzo (g,h,i) pérylène	mg/kg	-	-	-	-	-	0,116	0,077	0,075	0,089
Chrysène	mg/kg	0,026	0,057	0,2400001	0,86	1,6	0,111	0,097	0,088	0,099
Dibenzo (a,e) pyrène	mg/kg	-	-	-	-	-	0,03	0,02	0,02	0,023
Dibenzo (a,h) anthracène	mg/kg	0,0033	0,0062	0,04300001	0,14	0,20	0,022	0,016	0,018	0,019
Dibenzo (a,h) pyrène	mg/kg	-	-	-	-	-	0,02	< 0,01	< 0,01	0,02
Dibenzo (a,i) pyrène	mg/kg	-	-	-	-	-	0,03	0,02	0,02	0,02
Dibenzo (a,l) pyrène	mg/kg	-	-	-	-	-	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Fluoranthène	mg/kg	0,047	0,11	0,4500001	2,4	4,9	0,193	0,133	0,134	0,153
Fluorène	mg/kg	0,010	0,021	0,06100001	0,14	1,2	0,031	0,027	0,035	0,031
Indéno (1,2,3-cd) pyrène	mg/kg	-	-	-	-	-	0,084	0,06	0,058	0,067
Naphtalène	mg/kg	0,017	0,035	0,1200001	0,39	1,2	0,028	0,017	0,017	0,021
Phénanthrène	mg/kg	0,025	0,042	0,1300001	0,52	1,1	0,144	0,1	0,114	0,119
Pyrène	mg/kg	0,029	0,053	0,2300001	0,88	1,5	0,2	0,126	0,126	0,151
Sommation des HAP	mg/kg	-	-	-	-	-	1,01	0,73	0,75	0,83
Identification de l'échantillon							2514602	2514603	2514604	

ANNEXE IV

Résultats d'analyse de lixiviation des métaux et métalloïdes avant traitement

Paramètres analysés	Unités	CRITÈRE RETENU	LDR	Lixiviation à l'eau				Lixiviats pluies acides				Lixiviation en milieu acide acétique			
				SED / Ech-01 Broyé (CTEU-9)	SED / Ech-02 Broyé (CTEU-9)	SED / Ech-03 Broyé (CTEU-9)	Moyenne	SED / ECH-01 Broyé (SPLP)	SED / ECH-02 Broyé (SPLP)	SED / ECH-03 Broyé (SPLP)	Moyenne	SED / Ech-01 Broyé (TCLP)	SED / Ech-02 Broyé (TCLP)	SED / Ech-03 Broyé (TCLP)	Moyenne
Chimie inorganique - Métaux et Métalloïdes															
Aluminium	µg/L		< 0.01	0,07	0,07	0,11	0,08	0,14	0,12	0,13	0,13	0,13	0,18	0,16	0,16
Antimoine	µg/L	6	< 0.001	0,002	0,002	0,002	0,002	0,001	0,001	0,001	0,001	0,003	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Argent	µg/L		< 0.0005	< 0.0005	< 0.0005	< 0.0005	< 0.0005	< 0.0005	< 0.0005	< 0.0005	< 0.0005	< 0.0005	< 0.0005	< 0.0005	< 0.0005
Arsenic	µg/L	10	< 0.001	0,002	0,002	0,002	0,002	0,003	0,003	0,003	0,003	0,009	0,009	0,01	0,009
Baryum	µg/L	1000	< 0.01	0,15	0,15	0,14	0,15	0,02	0,02	0,02	0,02	0,88	0,87	0,89	0,88
Béryllium	µg/L		< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Bismuth	µg/L		< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Bore	µg/L	5000	< 0.02	0,09	0,1	0,1	0,1	0,02	0,02	0,02	0,02	0,05	0,06	0,06	0,06
Cadmium	µg/L	5	< 0.0005	< 0.0005	< 0.0005	< 0.0005	< 0.0005	< 0.0005	< 0.0005	< 0.0005	< 0.0005	0,006	0,0058	0,0056	0,0058
Calcium	µg/L		< 0.02	79	74,8	70	74,6	17,8	17,2	17,1	17,4	239	230	226	232
Chrome	µg/L	50	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0,001	0,001	0,002	0,002	0,002	0,002
Cobalt	µg/L		< 0.001	0,002	0,002	0,002	0,002	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0,053	0,052	0,052	0,052
Cuivre	µg/L	1000	< 0.001	0,016	0,014	0,015	0,015	0,013	0,009	0,009	0,011	0,017	0,016	0,016	0,016
Étain	µg/L	1000	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Fer	µg/L	300	< 0.05	0,07	0,06	0,1	0,08	0,13	0,11	0,12	0,12	2,12	2,61	2,45	2,39
Lithium	µg/L		< 0.001	0,003	0,003	0,003	0,003	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0,003	0,006	0,01	0,006
Magnésium	µg/L		< 0.01	9,17	8,71	8,51	8,80	1,7	1,63	1,68	1,67	48,2	46,8	47,4	47,4
Manganèse	µg/L	50	< 0.001	2,44	2,37	2,29	2,37	0,277	0,27	0,274	0,274	12,5	11,7	12,1	12,1
Mercure	µg/L	1	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	0,0001	0,0001	0,0001	< 0.0001	< 0.0001	0,0001	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001
Molybdène	µg/L		< 0.001	0,009	0,009	0,009	0,009	0,004	0,004	0,004	0,004	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Nickel	µg/L	1000	< 0.001	0,022	0,019	0,02	0,02	0,006	0,005	0,006	0,005	0,306	0,346	0,256	0,303
Plomb	µg/L	10	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0,008	0,008	0,001	< 0.001	< 0.001	0,001	0,007	0,006	0,006	0,006
PotaS/Sium	µg/L		< 0.3	6,8	6,4	6,5	6,6	2,1	2	2,1	2,1	5,1	5	5,3	5,1
Sélénium	µg/L	10	< 0.001	0,002	0,002	0,002	0,002	0,001	0,001	0,001	0,001	0,002	< 0.001	0,001	0,002
Silicium	µg/L			8,61	8,48	8,54	8,54	3,58	3,34	3,4	3,47	7,54	7	7,4	7,3
Sodium	µg/L		< 0.3	7,3	7,4	7,2	7,3	2,1	2,1	2,2	2,1				
Thallium	µg/L		< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Titane	µg/L		< 0.001	0,003	0,003	0,005	0,00	0,007	0,006	0,006	0,006	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Vanadium	µg/L		< 0.001	0,003	0,003	0,002	0,00	0,004	0,003	0,003	0,003	0,001	0,001	0,001	0,001
Zinc	µg/L	1000	< 0.007	0,01	0,01	0,04	0,02	< 0.007	0,01	0,008	0,009	0,571	0,667	0,658	0,632
Chimie - Autre paramètre															
pH final du lixiviât	pH			6,8	6,8	6,8	6,8	7,3	7,5	7,6	7,5	5,4	5,3	5,3	
Numéro d'identification du laboratoire				2514615	2514616	2514617		2514612	2514613	2514614		2514609	2514610	2514611	

ANNEXE V

Résultats d'analyse des métaux et métalloïdes dans l'eau de diffusion (traitement SS-01 des boues décantées)

Paramètres analysés	Unités	CRITÈRE RETENU ¹	LDR	S/S-01							
		Valeur la plus sévère		T= 2 heures	T = 7 heures	T = 24 heures	T = 48 heures	T = 72 heures	T = 96 heures	T = 120 heures	
Chimie inorganique - Métaux et Métalloïdes											
Aluminium	µg/L		< 0.01	0,13	0,17	0,41	0,46	0,41	0,38	0,34	
Antimoine	µg/L	6	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	
Argent	µg/L		< 0.0005	< 0.0005	< 0.0005	< 0.0005	< 0.0005	< 0.0005	< 0.0005	< 0.0005	
Arsenic	µg/L	10	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	
Baryum	µg/L	1000	< 0.01	< 0.01	< 0.01	0,01	0,01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	
Béryllium	µg/L		< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	
Bismuth	µg/L		< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	
Bore	µg/L	5000	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	
Cadmium	µg/L	5	< 0.0005	< 0.0005	< 0.0005	< 0.0005	< 0.0005	< 0.0005	< 0.0005	< 0.0005	
Calcium	µg/L		< 0.02	5,91	7,19	13,1	13,6	12	11,6	10,8	
Chrome	µg/L	50	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	
Cobalt	µg/L		< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	
Cuivre	µg/L	1000	< 0.001	0,005	0,003	0,005	0,003	0,002	0,002	0,002	
Étain	µg/L	1000	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	
Fer	µg/L	300	< 0.05	0,06	< 0.05	0,06	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	
Lithium	µg/L		< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	
Magnésium	µg/L		< 0.01	0,07	0,06	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	
Manganèse	µg/L	50	< 0.001	0,002	0,001	0,001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	
Mercure	µg/L	1	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	
Molybdène	µg/L		< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	
Nickel	µg/L	1000	< 0.001	0,002	0,001	0,002	0,001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	
Plomb	µg/L	10	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	
PotaS/Sium	µg/L		< 0.3	14,3	15,1	26,4	24,1	18,7	15,1	11,8	
Sélénium	µg/L	10	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	
Silicium	µg/L										
Sodium	µg/L	200	< 0.3	5,6	5,7	9,8	8,1	5,4	3,7	2,6	
Thallium	µg/L		< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	
Titane	µg/L		< 0.001	0,002	0,002	0,002	0,001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	
Vanadium	µg/L		< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	
Zinc	µg/L	1000	< 0.007	< 0.007	< 0.007	< 0.007	< 0.007	< 0.007	< 0.007	< 0.007	
Chimie - Autre paramètre											
pH final de l'eau de trempage					10,9	11,1	11,3	11,2	11,1	11,1	11,1

ANNEXE VI

Résultats de calcul des indices de diffusivité des métaux et métalloïdes (traitement SS-01 des boues décantées)

Analyte	Concentration initiale mg/kg	Concentration initiale de l'eau de trempage (blanc) mg/L	Concentration dans l'eau de trempage en fonction du temps écoulé (en minutes) depuis le début de l'essai								Limite de détection rapportée LDR mg/L	Indice de diffusivité calculé avec Matlab	Indice de diffusivité retenu
			0	120	420	1440	2880	4320	5760	7200			
Aluminium	15000	< 0.01	0	0,13	0,17	0,41	0,46	0,41	0,38	0,34	< 0.01	11,5	12
Antimoine	< 2	< 0.001	0	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	9,2	9.2*
Argent	< 2	< 0.0005	0	< 0.0005	< 0.0005	< 0.0005	< 0.0005	< 0.0005	< 0.0005	< 0.0005	< 0.0005	10,3	10*
Arsenic	5	< 0.001	0	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	10,7	11*
Baryum	140	< 0.01	0	< 0.01	< 0.01	0,01	0,01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	10,8	11*
Béryllium	0,5	< 0.001	0	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	6,1	ND
Bismuth	< 5	< 0.001	0	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	10,1	ND
Bore	16,5	< 0.02	0	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	8,2	8.2*
Cadmium	0,6	< 0.0005	0	< 0.0005	< 0.0005	< 0.0005	< 0.0005	< 0.0005	< 0.0005	< 0.0005	< 0.0005	10,9	11*
Calcium	125000	0,21	0	5,91	7,19	13,1	13,6	12	11,6	10,8	< 0.02	11,1	11
Chrome	52	< 0.001	0	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	11,6	12*
Cobalt	10,5	< 0.001	0	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	11,9	12*
Cuivre	50,5	0,001	0	0,005	0,003	0,005	0,003	0,002	0,002	0,002	< 0.001	13,9	14
Étain	< 5	< 0.001	0	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	10,5	11*
Fer	23000	< 0.05	0	0,06	< 0.05	0,06	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	14,1	14*
Lithium	19	< 0.001	0	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	10,6	11*
Magnésium	9200	0,05	0	0,07	0,06	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	< 0.01	14,2	14
Manganèse	510	< 0.001	0	0,002	0,001	0,001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	13,6	14*
Mercure	0,055	< 0.0001	0	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	9,1	9.1*
Molybdène	2	< 0.001	0	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	10,1	10*
Nickel	46	< 0.001	0	0,002	0,001	0,002	0,001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	14,9	15*
Plomb	17,5	< 0.001	0	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	13,2	13*
Potassium	4300	< 0.3	0	14,3	15,1	26,4	24,1	18,7	15,1	11,8	< 0.3	6,9	6,9
Sélénium	< 10	< 0.001	0	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	8,9	8.9*
Silicium	810	0	0									10,8	11
Sodium	980	0,4	0	5,6	5,7	9,8	8,1	5,4	3,7	2,6	< 0.3	6,6	6,6
Thallium	< 2	< 0.001	0	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	8,3	8.3*
Titane	985	< 0.001	0	0,002	0,002	0,002	0,001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	13,4	13*
Vanadium	36,5	< 0.001	0	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	11,1	11*
Zinc	255	< 0.007	0	< 0.007	< 0.007	< 0.007	< 0.007	< 0.007	< 0.007	< 0.007	< 0.007	13,7	14*
Température de l'eau			21,8	21,7	21,8	21,8	21,7	21,5	21,7	21,8			
pH			7,5	10,9	11,1	11,3	11,2	11,1	11,1	11,1			

ANNEXE VII

Résultats d'analyse de lixiviation des métaux et métalloïdes après traitement (SS-01)

Paramètres analysés	Unités	CRITÈRE RETENU	LDR	SS-01		
		Valeur la plus sévère		Lixiviation (CTEU-9)	Lixiviation (SPLP)	Lixiviation (TCLP)
Chimie inorganique - Métaux et Métalloïdes						
Aluminium	µg/L		< 0.01	0,74	0,92	0,11
Antimoine	µg/L	6	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Argent	µg/L		< 0.0005	< 0.0005	< 0.0005	< 0.0005
Arsenic	µg/L	10	< 0.001	0,004	0,001	0,004
Baryum	µg/L	1000	< 0.01	0,69	0,26	0,32
Béryllium	µg/L		< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Bismuth	µg/L		< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Bore	µg/L	5000	< 0.02	< 0.02	< 0.02	0,11
Cadmium	µg/L	5	< 0.0005	< 0.0005	< 0.0005	< 0.0005
Calcium	µg/L		< 0.02	573	586	2030
Chrome	µg/L	50	< 0.001	0,004	0,002	0,022
Cobalt	µg/L		< 0.001	0,021	0,008	0,018
Cuivre	µg/L	1000	< 0.001	0,231	0,056	0,138
Étain	µg/L	1000	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Fer	µg/L	300	< 0.05	0,32	0,23	< 0.05
Lithium	µg/L		< 0.001	0,006	0,004	0,017
Magnésium	µg/L		< 0.01	0,08	0,09	1,12
Manganèse	µg/L	50	< 0.001	0,009	0,007	< 0.001
Mercure	µg/L	1	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001
Molybdène	µg/L		< 0.001	0,026	0,026	0,059
Nickel	µg/L	1000	< 0.001	0,212	0,08	0,107
Plomb	µg/L	10	< 0.001	0,004	0,003	< 0.001
Potassium	µg/L		< 0.3	212	50	100
Sélénium	µg/L	10	< 0.001	0,002	< 0.001	0,005
Silicium	µg/L			1,89	1,06	7,54
Sodium	µg/L		< 0.3	61,7	12,8	
Thallium	µg/L		< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Titane	µg/L		< 0.001	0,01	0,013	< 0.001
Vanadium	µg/L		< 0.001	< 0.001	< 0.001	0,017
Zinc	µg/L	1000	< 0.007	0,018	0,009	0,009
Chimie - Autre paramètre						
pH final du lixiviat	pH			11,8	12,1	
Numéro d'identification du laboratoire				2555731	2555725	2555720

ANNEXE VIII

Bilan de Masse- Essai-01 de pompage de boue liquide traitée par SS dans un tube géotextile

LG2/ETS			ESSAI D'INJECTION DE TRAITEMENT PAR S/S DANS UN TUBE GEOTEXTILE											
Bilan de masse (moyenne) - traitement sédiment liquide														
Échantillon : Essai-01 Densité du ciment utilisée : 3,1 Densité du matériau utilisée : 2,6 Densité du polymère utilisée : 1														
	Etat brut		Avant injection							Après injection				
Matériau	Teneur en eau brut (%)	Siccité brut (%)	Teneur en eau initiale (%)	Siccité initiale (%)	Volume initial (L)	Masse sèche initiale (kg)	Masse totale initiale (kg)	Volume sec initial (L)	Volume d'eau initiale (L)	Volume final (L)	Masse sèche finale (kg)	Masse totale finale (kg)	Volume sec final (L)	Volume d'eau final (L)
Sédiment	83	54	538,	16	454	71	497	27	427	308	48	337	18	289
Polymère	123	44	30800	0,3	198	0,6	198	0,6	197	94	0,3	93	0,3	93
Ciment	0,1	100	548	15	113	17	124	6	107	74	11	81	4	70
Bilan de maS/Se														
	Quantité injectée (en entrée)					Quantité mesurée (en sortie)								
Matériau	Volume total (L)	Masse sèche (kg)	Masse totale (kg)	Volume sec (L)	Volume d'eau (L)	Mélange	Siccité (%)	Teneur en eau (%)	Masse totale (kg)	Masse sèche (kg)	Volume d'eau dans solide (L)	Volume d'eau mesurée (L)		
Sédiment	146	23	160	9	137	Rejet avant injection	17	496	11	2	9	10		
Polymère	104	0,33	104	0,3	104	Restant dans colonne	12	729	23	3	20	8		
Ciment	38	6	43	1,	37	Sac géotube	33	202	60,	20	40	192		
	Quantité injectée (kg)		Quantité recueillie (kg)		Ratio quantité injecté (%)									
Massetotale	308	94	Ciment / sédiment total	0,3	Polymère / sédiment total	0,6								
Massesèche	29	24	Ciment / solide total	0,2	Polymère / solide total	0,5								
Volume d'eau	279	280	Ciment / sédiment sec	0,3	Polymère / sédiment sec	0,01								
			Ciment / solide sec	0,20	polymère / solide sec	0,01								

ANNEXE IX

Bilan de Masse- Essai-02 de pompage de boue liquide traitée par SS dans un tube géotextile

LG2/ETS		ES/SAI D'INJECTION DE TRAITEMENT PAR S/S DANS UN TUBE GEOTEXTILE												
		Traitement sédiment dilué												
		Échantillon : Essai-02												
		Densité du ciment utilisée : 3,1												
		Densité du matériau utilisée : 2,6												
		Densité du polymère utilisée : 1												
Etat brut		Avant injection							Après injection					
Matériau	Teneur en eau brut (%)	Siccité brut (%)	Teneur en eau initiale (%)	Siccité initiale (%)	Volume initial (L)	Masse sèche initiale (kg)	Masse totale initiale (kg)	Volume sec initial (L)	Volume d'eau initiale (L)	Volume final (L)	Masse sèche finale (kg)	Masse totale finale (kg)	Volume sec final (L)	Volume d'eau final (L)
Sédiment	83	55	538	16	332	52	364	20	312	162	25	178	10	152
Polymère	123	45	30800	0,32	198	0,6	198	0,6	197	91	0,3	91	0,3	91
Ciment	0,1	100	548	15	113	17	125	6	107	69	11	75	4	65
Bilan de masse														
Quantité injectée (en entrée)						Quantité mesurée (en sortie)								
Matériau	Volume total (L)	Masse sèche (kg)	Masse totale (kg)	Volume sec (L)	Volume d'eau (L)	Mélange	Siccité (%)	Teneur en eau (%)	Masse totale (kg)	Masse sèche (kg)	Volume d'eau dans solide (L)	Volume d'eau mesurée (L)		
Sédiment	170	27	186	10	160	Rejet avant injection	17	496,	15	2	12	13		
Polymère	107	0,3	107	0,34	106	Restant dans colonne	8,	1144	27	2	25	12		
Ciment	44	7	49	1,5	42	Sac géotube	33	201	72	24	48	199		
			Quantité injectée (kg)		Quantité recueillie (kg)									
Massetotale			342		114									
Massesèche			34		28									
Volume d'eau			309		309									
				Ratio quantité injecté (%)										
Ciment / sédiment total				0,26		Polymère / sédiment total		0,57						
Ciment / solide total				0,17		Polymère / solide total		0,45						
Ciment / sédiment sec				0,26		Polymère / sédiment sec		0,01						
Ciment / solide sec				0,20		polymère / solide sec		0,01						

ANNEXE X

Résultats d'analyse des métaux et métalloïdes dans l'eau exfiltrée des tubes géotextiles (Essais sans et avec traitement des boues liquides)

Paramètres analysés	Unités	CRITÈRE RETENU	SANS TRAITEMENT			AVEC TRAITEMENT		
			Eau potable (RQEP)	Eau/EXFilt/AV -01	Eau/EXFilt/AV -02	Moyenne	Eau/EXFilt/AP -01	Eau/EXFilt/AP -02
Chimie inorganique - Métaux et Métalloïdes								
Aluminium	mg/L	-	0,81	1,32	1,07	1,84	2,03	1,93
Antimoine	mg/L	0,006	0,002	0,002	0,002	< 0,001	0,001	0,001
Argent	mg/L	-	< 0,0005	0,0012	0,0012	0,0021	0,002	0,002
Arsenic	mg/L	0,01	0,006	0,007	0,006	0,004	0,004	0,004
Baryum	mg/L	1	0,06	0,08	0,07	0,15	0,14	0,15
Béryllium	mg/L	-	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Bismuth	mg/L	-	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Bore	mg/L	5	0,14	0,14	0,14	0,07	0,06	0,07
Cadmium	mg/L	0,005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005
Calcium	mg/L	-	70,6	73,1	71,8	225	222	224
Chrome	mg/L	0,05	0,003	0,003	0,003	0,612	0,643	0,627
Cobalt	mg/L	-	0,002	0,002	0,002	0,001	0,001	0,001
Cuivre	mg/L	1	0,057	0,063	0,06	0,029	0,032	0,031
Étain	mg/L	-	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Fer	mg/L	-	0,99	1,4	1,20	1,5	1,46	1,48
Lithium	mg/L	-	0,006	0,005	0,006	0,004	0,003	0,004
Magnésium	mg/L	-	7,15	7,51	7,33	1,02	0,85	0,94
Manganèse	mg/L	-	0,326	0,377	0,35	0,026	0,025	0,025
Mercuré	mg/L	0,001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
Molybdène	mg/L	-	0,017	0,018	0,017	0,32	0,341	0,330
Nickel	mg/L	-	0,01	0,011	0,01	0,015	0,016	0,015
Plomb	mg/L	0,01	0,001	0,003	0,002	0,002	0,002	0,002
PotaS/Sium	mg/L	-	4,5	4,6	4,5	85,2	84,7	84,9
Sélénium	mg/L	0,01	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,004	0,004	0,004
Silicium	mg/L	-	8,42	8,94	8,68	18,6	19,1	18,8
Sodium	mg/L	-	17,3	17,5	17,4	40,7	41,3	41
Thallium	mg/L	-	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Titane	mg/L	-	0,045	0,07	0,06	0,081	0,086	0,083
Vanadium	mg/L	-	0,007	0,009	0,01	0,062	0,058	0,06
Zinc	mg/L	-	0,017	0,016	0,016	0,01	0,009	0,009
Chimie - Autre paramètre								
pH	pH	-	7	7,3	7,2	11,62	11,59	11,6
Azote ammoniacal (en N)	mg/L	-	7,59	6,1	6,8	7,34	6,94	7,1
Carbone organique dissous	mg/L	-	34,3	32,7	33,5	76,9	84,6	80,8
Carbone organique total	mg/L	-	39,7	34,6	37,2	79,6	113	96,3
Numéro d'identification du laboratoire			3068259	3068260		3065352	3065354	

RQEP : Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada, Santé Canada (2014).

ANNEXE XI

Résultats d'analyse des HAP dans l'eau exfiltrée des tubes géotextiles (Essais sans et avec traitement des boues liquides)

Paramètres analysés	Unités	CRITÈRE RETENU	LDR	SANS TRAITEMENT			AVEC TRAITEMENT		
		Eau potable (RQEP)		Eau/EXFilt/AV-01	Eau/EXFilt/AV-02	Moyenne	Eau/EXFilt/AP-01	Eau/EXFilt/AP-02	Moyenne
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)									
3-Méthylcholanthrène	µg/L	-	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
7,12-Diméthylbenzo (a) anthracène	µg/L	-	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Acénaphthène	µg/L	-	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Acénaphthylène	µg/L	-	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Anthracène	µg/L	-	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Benzo (a) anthracène	µg/L	-	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Benzo (a) pyrène	µg/L	10	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Benzo (b) fluoranthène	µg/L	-	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Benzo (j) fluoranthène	µg/L	-	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Benzo (k) fluoranthène	µg/L	-	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Benzo (b, j & k) fluoranthènes	µg/L	-	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Benzo (c) phénanthrène	µg/L	-	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Benzo (e) pyrène	µg/L	-	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Benzo (g,h,i) pérylène	µg/L	-	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Chrysène	µg/L	-	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Dibenzo (a,h) anthracène	µg/L	-	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Dibenzo (a,h) pyrène	µg/L	-	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Dibenzo (a,i) pyrène	µg/L	-	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Dibenzo (a,l) pyrène	µg/L	-	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Fluoranthène	µg/L	-	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Fluorène	µg/L	-	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Indéno (1,2,3-cd) pyrène	µg/L	-	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Naphtalène	µg/L	-	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Phénanthrène	µg/L	-	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Pyrène	µg/L	-	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Sommation des HAP	mg/L	-	<0.1	<ND>	<ND>	<ND>	<ND>	<ND>	<ND>
Numéro d'identification du laboratoire				3068259	3068260		3065352	3065354	

ANNEXE XII

Résultats d'analyse des métaux et métalloïdes dans l'eau de diffusion après traitement des boues liquides

Paramètres analysés	Unités	CRITÈRE RETENU	LDR	Eau/Essai-01				Eau/Essai-02			
		Valeur la plus sévère		T = 2 heures	T = 7 heures	T = 24 heures	T = 48 heures	T = 2 heures	T = 7 heures	T = 24 heures	T = 48 heures
Chimie inorganique - Métaux et Métalloïdes											
Aluminium	µg/L		< 0,01	0,13	0,11	0,3	0,31	0,32	0,17	0,71	0,66
Antimoine	µg/L	6	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Argent	µg/L		< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005
Arsenic	µg/L	10	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Baryum	µg/L	1000	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Béryllium	µg/L		< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Bismuth	µg/L		< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Bore	µg/L	5000	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Cadmium	µg/L	5	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005
Calcium	µg/L		< 0,02	2,98	2,25	7,19	8,58	3,22	3,21	12,9	15,1
Chrome	µg/L	50	< 0,001	0,002	0,002	0,004	0,004	0,001	< 0,001	0,002	0,002
Cobalt	µg/L		< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,002	0,002	< 0,001	< 0,001	0,002	0,002
Cuivre	µg/L	1000	< 0,001	0,005	0,017	0,014	0,014	0,014	0,013	0,035	0,025
Étain	µg/L	1000	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Fer	µg/L	300	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,06	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Lithium	µg/L		< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Magnésium	µg/L		< 0,01	0,19	0,08	0,19	0,18	0,21	0,15	0,11	0,17
Manganèse	µg/L	50	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,001	< 0,001	0,003	0,001	< 0,001	< 0,001
Mercur	µg/L	1	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
Molybdène	µg/L		< 0,001	0,002	< 0,001	0,003	0,003	0,004	0,002	0,009	0,009
Nickel	µg/L	1000	< 0,001	0,004	0,003	0,01	0,009	0,013	0,007	0,029	0,025
Plomb	µg/L	10	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Potas/Sium	µg/L		< 0,3	1,7	1,3	4,2	4,3	2,4	1,5	4,7	4
Sélénium	µg/L	10	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Silicium	µg/L		< 0,05	0,31	0,24	0,79	0,86	0,42	0,27	1,02	0,94
Sodium	µg/L	200	< 0,3	3,1	1,2	5	4,8	10,3	6,2	16,7	13,8
Thallium	µg/L		< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Titane	µg/L		< 0,001	< 0,001	0,001	< 0,001	< 0,001	0,002	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Vanadium	µg/L		< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,001	0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Zinc	µg/L	1000	< 0,007	< 0,007	< 0,007	< 0,007	< 0,007	< 0,007	< 0,007	< 0,007	0,008
Chimie - Autre paramètre											
pH final de l'eau de trempage				9,4	9,8	10,2	10,1	10,1	10,5	10,9	10,7

ANNEXE XIII

Résultats de calcul des indices de diffusivité des métaux et métalloïdes (boues liquides après traitement)

Analyte	Concentration initiale mg/kg	Concentration initiale de l'eau de trempage (blanc) mg/L	Concentration dans l'eau de trempage en fonction du temps écoulé (en minutes) depuis le début de l'essai					Limite de détection rapportée LDR mg/L	Indice de diffusivité calculé avec Matlab	Indice de diffusivité retenu
			0	120	420	1440	2880			
Aluminium	15000	< 0.01	0	0,13	0,11	0,3	0,31	0.01	11,5	12
Antimoine	< 2	< 0.001	0	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.001	7,7	ND
Argent	< 2	< 0.0005	0	< 0.0005	< 0.0005	< 0.0005	< 0.0005	0.0005	8,3	ND
Arsenic	5	< 0.001	0	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.001	9,1	>9.1
Baryum	140	< 0.01	0	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	0.01	10	>10
Béryllium	0,5	< 0.001	0	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.001	7,1	>7.1
Bismuth	< 5	< 0.001	0	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.001	8,5	ND
Bore	16,5	< 0.02	0	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	0.02	7,6	>7.6
Cadmium	0,6	< 0.0005	0	< 0.0005	< 0.0005	< 0.0005	< 0.0005	0.0005	7,9	>7.9
Calcium	125000	0,21	0	2,98	2,25	7,19	8,58	0.02	10,6	11
Chrome	52	< 0.001	0	0,002	0,002	0,004	0,004	0.001	10,6	11
Cobalt	10,5	< 0.001	0	< 0.001	< 0.001	0,002	0,002	0.001	9,7	>9.8
Cuivre	50,5	0,001	0	0,005	0,017	0,014	0,014	0.001	9,1	9,1
Étain	< 5	< 0.001	0	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.001	8,5	ND
Fer	23000	< 0.05	0	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	0.05	13,1	>13
Lithium	19	< 0.001	0	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.001	10,3	>10
Magnésium	9200	0,05	0	0,19	0,08	0,19	0,18	0.01	11,7	12
Manganèse	510	< 0.001	0	< 0.001	< 0.001	0,001	< 0.001	0.001	13,1	>13
Mercuré	0,055	< 0.0001	0	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	0.0001	7,2	>7.2
Molybdène	2	< 0.001	0	0,002	< 0.001	0,003	0,003	0.001	8,0	>8
Nickel	46	< 0.001	0	0,004	0,003	0,01	0,009	0.001	9,7	9,8
Plomb	17,5	< 0.001	0	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.001	10,2	>10
Potassium	4300	< 0.3	0	1,7	1,3	4,2	4,3	0.3	8,3	8,3
Sélénium	< 10	< 0.001	0	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.001	9,1	ND
Silicium	810	< 0.05	0	0,31	0,24	0,79	0,86	0.05	8,3	8,3
Sodium	980	0,4	0	3,1	1,2	5	4,8	0.3	6,9	6,9
Thallium	< 2	< 0.001	0	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.001	7,7	ND
Titane	985	< 0.001	0	< 0.001	0,001	< 0.001	< 0.001	0.001	13,7	>14
Vanadium	36,5	< 0.001	0	< 0.001	< 0.001	0,001	0,001	0.001	10,8	>11
Zinc	255	< 0.007	0	< 0.007	< 0.007	< 0.007	< 0.007	0.007	10,8	>11
Température de l'eau			22,3	21,9	21,1	21,9	21,9			
pH			7,3	9,4	9,8	10,2	10,1			

ANNEXE XIV

Résultats de calcul des indices de diffusivité des HAP (boues liquides après traitement)

Analyte	Concentration initiale mg/kg	Concentration initiale de l'eau de trempage (blanc) mg/L	Concentration dans l'eau de trempage en fonction du temps écoulé (en minutes) depuis le début de l'essai			Limite de détection rapportée LDR mg/L	Indice de diffusivité calculé avec Matlab	Indice de diffusivité retenu
			0	1440	2880			
Acénaphène	0,01	< 0.05	0	< 0.05	< 0.05	0.05	7,2	>7.2
Anthracène	0,03	< 0.03	0	< 0.03	< 0.03	0.03	8,1	>8.1
Benzo (a)anthracène	0,06	< 0.02	0	< 0.02	< 0.02	0.02	9,3	>9.3
Benzo (a)pyrène	0,09	< 0.008	0	< 0.008	< 0.008	0.008	10,4	>10
Chrisène	0,10	< 0.03	0	< 0.03	< 0.03	0.03	9,3	>9.3
Dibenzo(a,h) anthracène	0,02	< 0.02	0	< 0.02	< 0.02	0.02	8,2	>8.2
Fluoranthène	0,15	< 0.01	0	0.01	< 0.01	0.01	10,6	>11
Fluorène	0,03	< 0.01	0	< 0.01	< 0.01	0.01	9,3	>9.3
Indéno(1.2.3-cd)pyrène	0,07	< 0.01	0	< 0.01	< 0.01	0.01	9,9	>9.9
Naphtalène	0,02	< 0.03	0	< 0.03	< 0.03	0.03	7,9	>8
Phénanthrène	0,12	< 0.01	0	0.03	0.02	0.01	10,1	10
Benzo(c)phénanthrène	0,01	< 0.1	0	< 0.1	< 0.1	0.1	6,4	>6.4
Benzo(g,h,i)pérylène	0,09	< 0.1	0	< 0.1	< 0.1	0.1	8,2	>8.2
Dibenzo(a,i)pyrène	0,02	< 0.1	0	< 0.1	< 0.1	0.1	7	>7
Dibenzo(a,h)pyrène	0,02	< 0.1	0	< 0.1	< 0.1	0.1	6,9	>6.9
Dibenzo(a,l)pyrène	< 0.01	< 0.1	0	< 0.1	< 0.1	0.1	5,7	ND
Diméthyl-7.12benzo(a)anthracène	< 0.005	< 0.1	0	< 0.1	< 0.1	0.1	5,1	ND
Méthyl-3 cholanthrène	< 0.005	< 0.1	0	< 0.1	< 0.1	0.1	5,1	ND
Température de l'eau			22,3	21,9	21,9			
pH			7,3	10,2	10,1			

LISTE DE RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Akinori, S. (1998). *Cement and soft mud mixing technique using compressed air mixture pipeline : efficient solidification at a disposal site*. Communication présenté à World Dredging Congresses (WODCON) VX, Las Vegas, USA, June 28-July 2.
- American Nuclear Society. (2003). *Measurement of the leachability of solidified low-level radioactive wastes by a short-term procedure*. Norme ANSI/ANS-16.1-2003. LaGrange Park, IL, É.-U. : American Nuclear Society.
- ASTM International. (2000.) *Standard Test Methods for Measurement of Hydraulic Conductivity of Saturated Porous Materials Using a Flexible Wall Permeameter*. Norme ASTM D5084-00, West Conshohocken, PA, : ASTM International .
- ASTM International. (2013). *Standard Practice for Coagulation-Flocculation Jar Test of Water*. Norme ASTM D2035-13. Repéré à <https://doi.org/10.1520/D2035-13>
- ASTM International. (2016). *Standard Test Method for Wetting and Drying Test of Solid Wastes*. Norme ASTM D4843-88R16. Repéré à <http://www.astm.org/cgi-bin/resolver.cgi?D4843-88>
- Baudin, I., Rodrigues, J.M. & Huet, S. (2005). *Optimisation du procédé de clarification Utilisation des Polymères Cationiques*. Rapport d'étude financée par l'agence de l'eau Seine Normandie. Suez Environnement, 63 pages. Repéré à http://www.eau-seine-normandie.fr/file-admin/mediatheque/Dossier_partage/ETUDES-Logo/Rapports/05AEP06.pdf
- Bureau de normalisation du Québec. (2013). *Sols - Détermination de la relation teneur en eau masse volumique sèche - Essai avec énergie de compactage normale (600 kN*m/m³)*. Norme BNQ 2501-250. Québec, : Bureau de normalisation du Québec.
- Bureau de normalisation du Québec. (2014a). *Sols - Détermination de la teneur en eau*. Norme BNQ 2501-170. Québec, : Bureau de normalisation du Québec.
- Bureau de normalisation du Québec. (2014b). *Sols - Analyse granulométrique des sols inorganiques*. Norme BNQ 2501-025. Québec, : Bureau de normalisation du Québec.
- Bureau de normalisation du Québec. (2014c). *Sols - Détermination de la résistance au cisaillement non drainé et de la sensibilité des sols cohérents à l'aide du pénétromètre à cône*. Norme BNQ 2501-110. Québec : Bureau de normalisation du Québec.

- Boutouil, M. Levacher, D. (2000). Traitement et valorisation des vases de dragages par solidification/stabilisation: état de l'art. *Journées Nationales Génie Civil- Génie Côtier VI^{ème}*, 367-375.
- Bulatovic, S. M. (2007). Handbook of Flotation Reagents : Chemistry, Theory and Practice. *Flotation of Sulfides Ores*. (éd. 1). Canada: Elsevier science.
- Brakni, S., Abriak, N. E., Pascal, G., & Zentar, R. (2007). Valorisation de boues de dragage maritime en granulats artificiels en vue de stabiliser l'érosion littorale. Publié à *rencontres de l'Association universitaire de génie civil*. 25^{ème}. 7 pages.
- Canadian Standards Association (2014a). *Making and Curing Concrete Compression and Flexural Test Specimens*. Norme CAN/CSA-A23.2-3C-14. Canadian Standards Association.
- Canadian Standards Association. (2014b). *Compressive Strength of Cylindrical Concrete Specimens*. Norme CAN/CSA-A23.2-9C-14. Canadian Standards Association.
- Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. (2012). *Protocole de lixiviation pour les espèces inorganiques*. Norme CEAEQ MA. 100 – Lix.com.11, Rév. 1. Ministère du Développement durable, de l'Environnement de la Faune et des Parcs du Québec.
- Conseil canadien des ministres de l'environnement. (1999). Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : Environnement et santé humaine - chrome (total) 1997 (VI 1999). Publié dans *Recommandations canadiennes pour la qualité des l'environnement* Winnipeg, le Conseil.
- Chih-Huang, W., Deng-Fong, L., & Chiang, P. (2003). Utilization of sludge as brick materials. *Advances in Environmental Research*. 7. 679-685.
- Couturier, S. (2002). *Étude de la déshydratation mécanique assistée thermiquement*. (Thèse de doctorat, Université de Bordeaux I, France).
- Comité d'experts sur la prospection pédologique. (1998). *Le système Canadien de classification des Sols* (3^{ème} édition). Agriculture Canada. Publication 1646, 187 p.
- Conseil général de la dordogne. (2011). *Étude de faisabilité pour la valorisation des boues liquides de station d'épuration*. Rapport provisoire. Dordogne, France : Conseil général de la Dordogne.
- Deschamps, T., Benzaouza, M., Bussière, B., Belem, T. & Mbonimpa, M. (2006). Mécanismes de rétention des métaux lourds en phase solide : Cas de la stabilisation des sols contaminés et des déchets industriels. *La revue en sciences de l'environnement*, 7(2), 11.

- Dihang, M. (2007). *Mecanismes de coagulation et de floculation de suspensions d'argiles diluees rencontrees en traitement des eaux*. (Thèse de doctorat en génie des procedes et de L'environnement. Universite Paul Sabatier, Toulouse III, France).
- Duan, Z., Lafhaj, Z., Bel Hadj Ali, I., & Ducellier, S. (2013). Valorisation des sédiments fluviaux traités en vue d'une utilisation en génie civil. *Revue Paralia*, 6, 5.1 - 5.12
- Dubois, V. (2006). *Etude du comportement physico-mécanique et caractérisation environnementale des sédiments marins – Valorisation en technique routière*. (Thèse de doctorat en génie civil. Universite d'Artois, France).
- European chemicals agency. (2012). *Guide pour les monomères et les polymères*. (Version 2.0). Repéré à http://echa.europa.eu/documents/10162/13632/polymers_fr.pdf.
- Environnement Canada. (1993). *Projet de stabilisation et solidification, site de Pacifie Place*. Programme DETALC, Environnement Canada, N° KIA OH3.
- Environnement Canada et Ministère du Développement durable de l'Environnement et des Parcs du Québec. (2007). *Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec et cadres d'application : prévention, dragage et restauration*. EC et MDDELCC.
- Garnier, J. (2008). *Sources and dynamics of chromium in ultramafic soils of niquelandia, Brazil*. (Thèse de doctorat, Université Paris Sud - Paris XI. France) Repéré à <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00398682>.
- García-Sanchez, A., Alastuey, A. & Querol, X. (1999). Heavy metal adsorption by different minerals: application to the remediation of polluted soils. *Science of The Total Environment*, 242(1–3), 179-188.
- Guo, W., Chu, J. & Yan, S. (2013). Deformation of slurry filled permeable geosynthetic tube. *American Society of Civil Engineers*. 34-43. Repéré à <http://dx.doi.org/10.1061/9780784412787.004>.
- Hester, R. E., & Harrison, R. M., (2011). 7.2.6 Stabilisation/Solidification. In Assessment and Reclamation of Contaminated Land. *Royal Society of Chemistry*. 115-139.
- Hogg, R. (2000). Flocculation and dewatering. *International Journal of Mineral Processing*, 58(14), 223-236.
- Kamon, M. & Nontananandh, S. (1990). Contribution of stainless steel slag to the development of strength for seabed hedoro. *Japanese Society of Soil Mechanics and Foundation Engineering*. 30(4), 63-72.

- Karouite, A. (2003). *Utilisation des cendres volantes pour la prévention des désordres dus à l'alcali-réaction*. (Mémoire de fin d'études, école Hassania des travaux publics, Maroc). Repéré à <http://www.memoireonline.com/09/08/1539/mutilisation-cendres-volantes-prevention-desordres-alkali-reaction3>.
- Koerner, G. R., & Koerner R. M.. (2006). Geotextile tube assessment using a hanging bag test. *Geotextiles and Geomembranes*, 24(2), 129-137.
- Kosmatka, S. H., Kerkhoff, B. Hooton, R. D., & McGrath R. J. (2011). *Dosage et contrôle des mélanges de béton*, (éd. 8). Association Canadienne du Ciment, Ottawa, Ontario, Canada.
- Lambert, S. (2000). Les géotextiles : fonctions, caractéristiques et dimensionnement. *Ingénieries - IRSTEA*, 17-25.
- Le Guern C., Conil P., Clozel B., Albrecht M., Levacher D., Proulhac N., ...Baticle, P. (2004) *Aide à la gestion alternative au rejet en mer de sédiments contaminés provenant du dragage de sites portuaires*. (Rapport final BGRM/RP-53470-FR).
- Lions, J. (2004). *Études hydrogéochimique de la mobilité de polluants inorganiques dans des sédiments de curage mis en dépôt : expérimentations, études in situ et modélisations*. (Thèse de doctorat, école nationale supérieure des mines de Paris, France).
- Maher, A. Najm, H. & Boile, M. (2005). *Solidification/Stabilization of soft river sediments using deep soil mixing*. (Rapport final du 09/1/2004 - 10/20/2005, État du New Jersey département des transports).
- Malhotra, V. M., & Mehta, P. K. (1996). Pozzolanic and Cementitious Materials. Advances in concrete technology. *Taylor & Francis* 1.
- Manceau, A., Marcus, M. A. & Tamura, N. (2002). Quantitative speciation of heavy metals in soils and sediments by synchrotron X-ray techniques. *Reviews in Mineralogy and Geochemistry*, 49(1), 341-428.
- Mastin, B.J., & Lebster, G.E., (2008a). Dewatering of oil-contaminated dredge residuals. *GeoAmericas Conference Proceedings*. Annual Conference, Grand Rapids, Michigan, USA. 363-382.
- Mastin, B.J., & Lebster, G.E., (2008b). Use of geotube dewatering containers in environmental dredging. *GeoAmericas Conference Proceedings* Annual Conference, Grand Rapids, Michigan, USA. 1467-1486.
- Ministère du développement durable, de l'environnement et de la lutte contre les changements climatiques. (2015). *Modèle de règlement relatif aux rejets dans les réseaux d'égout des municipalités du Québec*. Québec, Canada.

- Ministère du développement durable, de l'environnement et de la lutte contre les changements climatiques. (2016). *Guide d'interprétation du Règlement sur la qualité de l'eau potable*. Québec, Canada.
- Ministère des Transports - Laboratoire des ponts et chaussées. (2012). *Détermination de la teneur en eau par séchage*. Norme MTQ, LC 21-201. Québec, Canada. Repéré à <http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/transports/html/lc1.html>
- Mori, H., Miki, H., Tsuneoka, N., Dobashi, K. & Takahashi, I. (2002). *Swamp Restration Using the Geo-Tube Method*. Communication présenté à third specialty conference on dredging and dredged material disposal. Orlando, United State. Repéré à <http://ascelibrary.org/doi/abs/10.1061/40680%282003%292>.
- Mottot, Y. (2000). *Coagulants et floculants*. Texte présenté à la 279e conférence de l'Université de tous les savoirs le 23 juillet 2000. France.
- Myers, W., & D. Elton. (2011). Dewatering rock crushing fines using geotextile tubes. *American Society of Civil Engineers*. 2111-2120. Repéré à [http://dx.doi.org/10.1061/41165\(397\)216](http://dx.doi.org/10.1061/41165(397)216).
- Odian G. (2004). *Principes of polymerization*. (4^e éd.). John Wiley & Sons. United States.
- Ogino, T., Goto T., Kataoka, K. & Kuroda, M. (1994). *Utilization of stabilized dredged waste for construction material*. Article présenté à congress on environmental geotechnics. Alberta, Canada. July 11-15, 49-56.
- Paria, S., & Yuet, P. K. (2006). Solidification-stabilization of organic and inorganic contaminants using Portland cement: a literature review. *Environmental Reviews*. 14(4), 217-255.
- Rieussec, E. (2008). *Analyse comparative des différents modes de gestion des sédiments de dragage en milieux terrestre et marin*. (Thèse de doctorat, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Québec, Canada).
- Robitaille, V. & Tremblay, D. (1997). *Mécanique des sols : Théorie et pratique*, 1. Québec, Canada.
- Schmidt, T. W., Shultz, B. R., & Milmine, K. (2010). *Sludge removal and dewatering for reuse at a passive treatment system in east central tennessee*. Article présenté à Reclamation, science and the community 5 - 11 Juin, 2010., Lexington, KY. 1005-1017.

- Schaschke, C. (2014). Dictionary of Chemical Engineering. Dans *Chemistry & Chemical Engineering*. Repéré à <http://app.knovel.com/hotlink/toc/id:kpDCE00021/dictionary-chemical-engineering/dictionary-chemical-engineering>.
- Smith, M. (2008). Geotextile Tubes in Environmental Applications. *Global Synthetics Pty Ltd*. Australia.
- Silitonga, E. (2010). *Valorisation des sédiments marins contaminés par solidification/stabilisation à base de liants hydrauliques et de fumée de silice*. (Thèse de doctorat, Université de Caen, France).
- St-Laurent, S., Burelle, S., & Ouellette, H. (2012). *Lignes directrices sur la gestion des matières résiduelles et des sols contaminés traités par stabilisation et solidification*. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Québec, Canada.
- Stegemann, J. A., & Cote, P.L. (1991). Programme conjoint d'étude de méthodes d'essai pour l'évaluation des déchets solidifiés. Série de la protection de l'environnement SPE 3/HAJ8. Publié par *Centre technique des eaux usées*. Environnement Canada, Ottawa-Ontario, Canada.
- Thanh, Tran Ngoc. (2009). *Valorisation de sédiments marins et fluviaux en technique routière*. (Thèse de doctorat, Université d'Artois, France).
- USEPA, (1998). United States Environmental Protection Agency. Information Sources for Innovative. *Remediation and Site Characterization Technologies*. Edition électronique (CD-ROM) du Rapport EPA 542-C-98-003.
- USEPA, (1999). United States Environmental Protection Agency. Solidification/Stabilisation ressource guide. *Office of Solid Waste and Emergency Response Technology Innovation Office*. Washington, D.C. United States.
- U.S. Army Corps of Engineers. (2006a). Geotextiles. Dans *Coastal engineering manual* <http://app.knovel.com/hotlink/pdf/id:kt003W7W41/coastal-engineering-manual/2-geotextiles>
- U.S. Army Corps of Engineers. (2006b). Geotextiles and Plastics. Dans *Coastal engineering manual*. Repéré à <http://app.knovel.com/hotlink/pdf/id:kt003W7VYA/coastal-engineering-manual/vi-4-7-geotextiles-plastics>
- Van Leeuwen, J., Pepels, A. & Vail Ernst, G. (1997). Contaminated soil-cement stabilization in a demonstration project. *Putting theory in a practice WASCON*, Houthem St Gerlach. Pays Bas.

- Weiss, P. (2010). La chimie des polymères. Société Francophone de Biomatériaux Dentaires, [Support de cours en ligne]. Repéré à <http://campus.cerimes.fr/odontologie/enseignement/chap3/site/html/cours.pdf>.
- Yan, S., & Chu, J. (2008). Geo-Bag Method for Levee Construction and Rehabilitation. In GeoCongress. *American Society of Civil Engineers*. 694-699. Repéré à [http://dx.doi.org/10.1061/40971\(310\)86](http://dx.doi.org/10.1061/40971(310)86).