

Évaluation de la conception de projets de gestion des sédiments contaminés

Guide de l'utilisateur



N° de cat. : En14-481/2022F-PDF
ISBN : 978-0-660-41187-3
EC21226

À moins d'avis contraire, il est interdit de reproduire le contenu de cette publication, en totalité ou en partie, à des fins de diffusion commerciale sans avoir obtenu au préalable la permission écrite de l'administrateur du droit d'auteur d'Environnement et Changement climatique Canada. Si vous souhaitez obtenir du gouvernement du Canada les droits de reproduction du contenu à des fins commerciales, veuillez demander l'affranchissement du droit d'auteur de la Couronne en communiquant avec :

Environnement et Changement climatique Canada
Centre de renseignements à la population
12^e étage, édifice Fontaine
200, boulevard Sacré-Cœur
Gatineau (Québec) K1A 0H3
Téléphone : 819-938-3860
Ligne sans frais : 1-800-668-6767 (au Canada seulement)
Email: enviroinfo@ec.gc.ca

Photo page couverture : Environnement et Changement climatique Canada

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, représentée par le ministre de l'Environnement et du Changement climatique, 2022

Also available in English

Remerciements

Ce rapport a été rédigé par l'Unité d'assainissement des sédiments de la Section des secteurs préoccupants des Grands Lacs d'Environnement et Changement climatique Canada :

Roger Santiago, chef de l'Unité d'assainissement des sédiments, Section des secteurs préoccupants des Grands Lacs
Environnement et Changement climatique Canada

Kay Kim, spécialiste principale en assainissement des sédiments, Section des secteurs préoccupants des Grands Lacs
Environnement et Changement climatique Canada

Matthew Graham, spécialiste principal en assainissement des sédiments, Section des secteurs préoccupants des Grands Lacs
Environnement et Changement climatique Canada

Rupert Joyner, spécialiste principal en assainissement des sédiments, Section des secteurs préoccupants des Grands Lacs
Environnement et Changement climatique Canada

Erin Hartman, spécialiste en assainissement des sédiments, Section des secteurs préoccupants des Grands Lacs
Environnement et Changement climatique Canada

L'examen technique et la surveillance ont été assurés par Michael Palermo, anciennement du United States Army Corps of Engineers et actuellement chez Mike Palermo Consulting Inc., et par Craig Vogt, anciennement de la United States Environmental Protection Agency et actuellement chez Craig Vogt Inc., Ocean and Coastal Environmental Consulting.

Nous remercions les personnes suivantes pour leurs commentaires d'examen utiles :

- Ram Mohan, directeur, ANCHOR QEA, LLC, professeur associé, Université A&M du Texas,
- Simon Blais, coordonnateur des programmes environnementaux, Direction des activités de protection de l'environnement, Environnement et Changement climatique Canada,
- Mario Cormier, coordonnateur par intérim, Division des sites contaminés, Direction des activités de protection de l'environnement, Environnement et Changement climatique Canada,
- la Direction générale de la protection de l'environnement de la Direction des sciences et de la technologie de l'eau d'Environnement et Changement climatique Canada, le Service canadien de la faune et le Service météorologique du Canada.

Préface

La gestion des sédiments contaminés est généralement une entreprise complexe. Les sites aquatiques contaminés sont des milieux très dynamiques qui nécessitent une connaissance approfondie des nombreux aspects chimiques, physiques, biologiques et socioéconomiques afin d'élaborer une solution de gestion sûre, responsable et efficace. L'objectif du présent document est de présenter les principaux facteurs qui doivent être pris en considération dans la conception et la gestion des sédiments contaminés. Ce document résume l'expérience acquise au cours des projets de gestion des sédiments dans les secteurs préoccupants des Grands Lacs et fournit des références aux gestionnaires de projet qui doivent gérer ou examiner l'élaboration d'une conception en matière de gestion des sédiments pour un site particulier ou prodiguer des conseils à cet égard.

Table des matières

Remerciements	iii
Préface.....	iv
Liste des figures	ix
Liste des tableaux.....	xiii
1. Introduction	1
1.1 Objectif.....	2
1.2 Organisation du document	5
2. Le plan de gestion des sédiments contaminés : considérations générales 6	
2.1 Options de gestion des sédiments	6
2.1.1 Considérations générales.....	6
2.1.2 Caractérisation du site.....	7
2.1.3 Définition des objectifs et des buts du projet et détermination des degrés d'assainissement.....	7
2.1.4 Contrôle à la source	8
2.1.5 Modèle conceptuel du site.....	8
2.2 Caractérisation du site	10
2.2.1 Sédiments	10
2.2.2 Environnement du site.....	13
2.2.3 Considérations écologiques	14
2.2.4 Eaux de surface	15
2.2.5 Hydrogéologie	17
2.3 Risque lié à la gestion de la construction	17
2.4 Mesures administratives.....	18
2.5 Gestion adaptative	20
3. Dragage environnemental	23
3.1 Introduction	23
3.2 Buts et objectifs.....	23
3.2.1 Buts du dragage	23
3.3 Caractérisation du site	25
3.3.1 Sédiments	25
3.3.2 Environnement du site.....	29
3.3.3 Eaux de surface	31
3.4 Construction.....	33
3.4.1 Choix et fonctionnement de l'équipement	33
3.4.2 Mobilisation et démobilitation	42
3.4.3 Unités de gestion et conception du prisme de dragage.....	43

3.4.4	Séquence et acceptation des travaux	44
3.4.5	Taux de production prévus	44
3.4.6	Remise en suspension, devenir et transport, résidus	45
3.4.7	Qualité de l'eau	46
3.4.8	Changements concernant le volume.....	46
3.4.9	Mesures de gestion et éventualités.....	46
3.4.10	Prévision de la remise en suspension des sédiments et résidus	46
3.4.11	Résidus : mesures préventives et de gestion	48
3.4.12	Dragage spécialisé pour les passages de l'assainissement.....	53
3.4.13	Recouvrement ou couverture des résidus	53
3.4.14	Gestion des déblais de dragage	54
3.4.15	Surveillance et atténuation dans le cadre d'un projet	58
3.5	Surveillance et entretien à long terme	63
3.6	Difficultés et incertitudes	63
4.	Sites de mise en dépôt confinés	64
4.1	Introduction	64
4.2	Buts et objectifs.....	66
4.3	Caractérisation du site	66
4.3.1	Sédiments	66
4.3.2	Environnement du site.....	67
4.3.3	Considérations écologiques	68
4.3.4	Eaux de surface	68
4.3.5	Hydrogéologie	68
4.4	Construction.....	69
4.4.1	Transport et devenir des contaminants.....	69
4.4.2	Considérations techniques.....	77
4.4.3	Contrôles opérationnels pour la mise en place des déblais de dragage	79
4.4.4	Couverture des sites de mise en dépôt confinés	82
4.4.5	Utilisation future.....	83
4.4.6	Durée de vie	83
4.4.7	Surveillance de la construction	84
4.5	Plans de surveillance et d'entretien à long terme	84
4.5.1	Mesures administratives.....	85
4.6	Difficultés et incertitudes	85
5.	Recouvrement d'isolement	86
5.1	Introduction	86
5.2	Buts et objectifs.....	86
5.3	Caractérisation du site	89
5.3.1	Sédiments	89
5.3.2	Géotechnique	94

5.3.3	Environnement du site.....	95
5.3.4	Eaux de surface	96
5.3.5	Hydrogéologie	97
5.4	Construction.....	98
5.4.1	Estimation des contraintes exercées sur le recouvrement par les hélices, les vagues, les courants fluviaux et les courants de marée	99
5.4.2	Estimation de la contrainte de cisaillement critique pour l'érosion des matériaux de recouvrement	99
5.4.3	Modélisation du débit de contaminants.....	103
5.4.4	Principaux processus de modélisation.....	104
5.4.5	Équipement et matériaux de construction.....	106
5.4.6	Surveillance lors de construction	113
5.5	Surveillance et entretien à long terme	113
5.5.1	Surveillance physique	113
5.5.2	Surveillance chimique	113
5.5.3	Surveillance de l'écosystème.....	115
5.5.4	Mesures administratives.....	115
5.5.5	Gestion adaptative	115
5.6	Difficultés et incertitudes	115
6.	Recouvrement en couche mince (amélioration du rétablissement naturel)	
	117	
6.1	Introduction	117
6.2	Buts et objectifs.....	117
6.2.1	Normes de rendement et degrés d'assainissement.....	118
6.3	Caractérisation du site	119
6.3.1	Sédiments	119
6.3.2	Environnement du site.....	120
6.3.3	Eaux de surface	121
6.4	Construction.....	121
6.4.1	Matériaux de recouvrement.....	122
6.4.2	Épaisseur du recouvrement	123
6.4.3	Déroulement du recouvrement.....	123
6.4.4	Préoccupations liées à la remise en suspension et au rejet de contaminants ..	123
6.4.5	Contraintes exercées sur le recouvrement	124
6.4.6	Infrastructures littorales et en milieu aquatique et débris.....	124
6.4.7	Aire d'entreposage temporaire ou zone de dépôt.....	124
6.4.8	Transport des matériaux de recouvrement et aire d'entreposage temporaire...	124
6.4.9	Construction, équipement et mise en place d'un RCM.....	124
6.4.10	Surveillance de la construction	125
6.5	Surveillance et entretien à long terme	127
6.5.1	Surveillance du rendement à long terme	127

6.5.2	Gestion adaptative	128
6.6	Difficultés et incertitudes	128
7.	Techniques de gestion <i>in situ</i>.....	129
7.1	Introduction	129
7.2	Buts et objectifs.....	130
7.3	Caractérisation du site	130
7.3.1	Sédiments	131
7.3.2	Eaux de surface	132
7.3.3	Environnement du site.....	133
7.3.4	Hydrogéologie	135
7.4	Construction.....	135
7.4.1	Amendements	135
7.4.2	Solidification/stabilisation <i>in situ</i>	140
7.4.3	Surveillance de la construction	141
7.5	Surveillance et entretien à long terme	142
7.5.1	Surveillance physique	142
7.5.2	Surveillance chimique	142
7.5.3	Mesures administratives.....	142
7.5.4	Gestion adaptative	142
7.6	Difficultés et incertitudes	143
8.	Rétablissement naturel surveillé	144
8.1	Introduction	144
8.2	Buts et objectifs.....	144
8.3	Caractéristiques du site et admissibilité au RNS	144
8.3.1	Modélisation	145
8.4	Surveillance et entretien à long terme	145
8.4.1	Mesures administratives.....	146
8.4.2	Gestion adaptative	147
8.5	Difficultés et incertitudes	147
9.	Surveillance	148
9.1	Surveillance et vérification de la construction	148
9.2	Surveillance à long terme.....	148
10.	Mot de la fin	149
11.	Bibliographie	150
12.	Liste des abréviations.....	157
13.	Liste des termes clés.....	159
Annexe A : Documents d'orientation canadiens sur les stratégies de gestion des sédiments		163

Annexe B : Études de cas	166
Étude de cas 1 : Solutions combinées, le projet <i>Northern Wood Preservers Alternative Remediation Concept</i> (NOWPARC), Thunder Bay, Ontario, Canada	166
Étude de cas 2 : Recouvrement en couche mince (RCM) au havre Peninsula (anse Jellicoe), Ontario, Canada	180
Étude de cas 3 : Rétablissement naturel surveillé du fleuve Saint-Laurent, Cornwall, Ontario, Canada	194
Étude de cas 4 : Solutions combinées, récif Randle, port d'Hamilton, Ontario, Canada	206

Liste des figures

Figure 1-1 : Aperçu général du processus d'assainissement des sédiments.....	3
Figure 2-1 : Modèle conceptuel général du site pour la caractérisation biologique (CCME, 2016).	9
Figure 2-2 : Un type de mesure administrative (reproduction autorisée par ECCC).....	19
Figure 2-3 : Activités intégrées dans le cycle de vie d'un contrôle institutionnel (ITRC, 2016).	20
Figure 2-4 : Processus de la gestion adaptative.....	21
Figure 3-1 : Remise en suspension, résidus et rejets découlant du dragage (Bridges, 2008). 24	
Figure 3-2 : Utilisation du godet d'une drague mécanique depuis une grue (reproduction autorisée par ECCC).....	34
Figure 3-3 : Caractéristiques d'une drague environnementale (Cable Arm).....	35
Figure 3-4 : Drague mécanique avec chaland (reproduction autorisée par ECCC).	37
Figure 3-5 : Barge de travail avec son d'ancrage et ses pieux soulevés (reproduction autorisée par ECCC).....	38
Figure 3-6 : Drague hydraulique (reproduction autorisée par Pacific Productions).	38
Figure 3-7 : Drague hydraulique (reproduction autorisée par ECCC).....	39
Figure 3-8 : Drague hybride Amphibex (reproduction autorisée par ECCC).....	40
Figure 3-9 : Conduite flottante (reproduction autorisée par ECCC).	41
Figure 3-10 : Structure d'une pompe de surpression (reproduction autorisée par ECCC).....	41
Figure 3-11 : Confinement temporaire au moyen de palplanches (reproduction autorisée par ECCC).....	49
Figure 3-12 : Utilisation d'une barrière de rétention de limon (reproduction autorisée par ECCC).....	50

Figure 3-13 : Utilisation d’une barrière à bulles sur le fleuve Saint-Laurent (reproduction autorisée par ECCC).....	51
Figure 3-14 : Utilisation d’une barrière à bulles sur le fleuve Saint-Laurent (reproduction autorisée par ECCC).....	51
Figure 3-15 : Utilisation d’une barrière à bulles (reproduction autorisée par ECCC).....	52
Figure 3-16 : Barge-grue avec puits central rattaché et bacs récepteurs en usage (M. Roberts, A. Corbin, P. Doody, T. Peters et C. Robinson, 2017).....	53
Figure 3-17 : Empilement de tubes géotextiles (reproduction autorisée par ECCC).....	55
Figure 3-18 : Cellules de décantation dans un système de traitement de l’eau du projet d’assainissement des sédiments du récif Randle (reproduction autorisée par ECCC).....	56
Figure 3-19 : Récipients de filtration par le sable et de nettoyage au charbon actif d’une usine de traitement de l’eau (reproduction autorisée par ECCC).	57
Figure 3-20 : Cadre décisionnel pour la conception d’un dragage.	60
Figure 4-1 : SDC en milieu terrestre, SDC en milieu littoral et SDC insulaire (USACE, 2015). .	65
Figure 4-2 : Voies de rejet de contaminants depuis un SDC (USACE, 2003).....	69
Figure 4-3 : Test de sédimentation en colonne à long tube (Blasland, Bouck & Lee inc. et coll., 2006).	71
Figure 4-4 : Schéma de l’appareil pour l’essai d’élutriation de l’effluent (Blasland, Bouck & Lee inc. et coll., 2006).	72
Figure 4-5 : Essai de lixiviation en colonne en couche mince (Blasland, Bouck & Lee inc. et coll., 2006; Brannon et coll., 1994).	74
Figure 4-6 : Essai d’adsorption par les milieux par lot séquentiel (Blasland, Bouck & Lee inc. et coll., 2006).....	75
Figure 4-7 : Essai d’extraction de l’eau interstitielle (après la centrifugation) (Blasland, Bouck & Lee inc. et coll., 2006).....	76
Figure 4-8 : Essai de floculation en flacon (après la centrifugation) (Blasland, Bouck & Lee inc. et coll., 2006).....	81
Figure 4-9 : Essai de filtration sur milieu en colonne (après la centrifugation) (Blasland, Bouck & Lee inc. et coll., 2006).....	82
Figure 5-1 : Organigramme de la conception des recouvrements (Palermo et coll., 1998a)..	88
Figure 5-2 : imageur de profils des sédiments et son cadre. L’objectif en forme de coin (au centre en bas) est enfoncé dans les sédiments (reproduction autorisée par Pêches et Océans Canada).	92
Figure 5-3 : Image du profil des sédiments montrant l’eau, l’interface eau-sédiment et les sédiments (reproduction autorisée par Pêches et Océans Canada).	93

Figure 5-4 : Un compteur des eaux d'infiltration d'Environnement et Changement climatique Canada (reproduction autorisée par ECCC).	98
Figure 5-5 : Un canal portatif d'Environnement et Changement climatique Canada (reproduction autorisée par ECCC).	100
Figure 5-6 : Un canal portatif d'Environnement et Changement climatique Canada (reproduction autorisée par ECCC).	101
Figure 5-7 : Un canal linéaire d'Environnement et Changement climatique Canada (reproduction autorisée par ECCC).	102
Figure 5-8 : Un canal circulaire d'Environnement et Changement climatique Canada (reproduction autorisée par ECCC).	102
Figure 5-9 : Prélèvement d'une carotte destinée à être utilisée dans le canal circulaire d'Environnement et Changement climatique Canada (reproduction autorisée par ECCC). .	103
Figure 5-10 : Recouvrement à l'aide d'une drague mécanique à benne preneuse (reproduction autorisée par ECCC).	108
Figure 5-11 : Épandeuse utilisée pour un recouvrement au site de Fox River (Wisconsin) [reproduction autorisée par J.F. Brennan Company inc.].....	108
Figure 5-12 : Barge à fond plat pour l'épandage utilisée à Mock's Pond (Indiana) [reproduction autorisée par M. Palermo et C. Vogt].....	108
Figure 5-13 : Barge hydraulique à fond incliné pour l'épandage utilisée au site de Fox River, (Wisconsin) [reproduction autorisée par M. Palermo et C. Vogt].	109
Figure 5-14 : Exemple de différentes façons d'appliquer un amendement.	110
Figure 5-15 : Exemple de zone de transition au bord du recouvrement, utilisée dans le projet de recouvrement en couche mince du havre Peninsula à Marathon (Ontario).....	112
Figure 5-16 : Tige en polyéthylène et exemple d'enveloppe protectrice (reproduction autorisée par ECCC).....	114
Figure 6-1 : Exemple d'un recouvrement de sable en couche mince de dix centimètres.....	118
Figure 7-1 : Changements du profil sédimentaire en fonction de la profondeur.	132
Figure 7-2 : Utilisation d'amendements pour l'assainissement in situ de sites de sédiments couverts par le Superfund des États-Unis (USEPA, 2013).	138
Figure 7-3 : Sédiments se solidifiant à sec dans les étangs de goudron de Sydney (reproduction autorisée par la Sydney Tar Ponds Agency [Agence des étangs de goudron de Sydney]).....	141
Figure EC1-1 : Carte de localisation de la Northern Wood Preservers à Thunder Bay, en Ontario, au Canada (reproduction autorisée par ECCC).	167
Figure EC1-2 : Zones contaminées. Source : Brochure sur NOWPARC (gouvernement du Canada et gouvernement de l'Ontario)	168

Figure EC1-3 : Construction de la digue de confinement en enrochement (RCB) (reproduction autorisée par ECCC).....	170
Figure EC1-4 : Dragage de sédiments contaminés à l'aide d'une drague environnementale à benne preneuse Cable Arm et déposés sur un chaland (à gauche) et une vue d'ensemble de la manipulation des sédiments, de leur assèchement et de la zone de stockage temporaire (à droite) (reproduction autorisée par ECCC).	171
Figure EC1-5 : Installation de traitement thermique (reproduction autorisée par ECCC). ...	172
Figure EC1-6 : Installation de la barrière en écrans de palplanches d'acier de marque Waterloo Barrier ^{MD} (reproduction autorisée par ECCC).....	173
Figure EC1-7 : Vue d'ensemble des caractéristiques de l'amélioration de l'habitat du poisson (reproduction autorisée par ECCC).	174
Figure EC1-8 : Échantillonnage de sédiments (reproduction autorisée par ECCC).	175
Figure EC1-9 : Site de NWP avant et après l'assainissement (reproduction autorisée par ECCC).....	177
Figure EC2-1 : Anse Jellicoe, havre Peninsula, Ontario, Canada (reproduction autorisée par AECOM).....	181
Figure EC2-2 : Zone recouverte (vert : sable grossier; beige : sable moyen) (reproduction autorisée par Services publics et Approvisionnement Canada).	185
Figure EC2-3 : Barrière de rétention de limon flottante suspendue à une boîte autour de la cellule de mise en place pour limiter le mouvement des fines (reproduction autorisée par Pacific Productions).....	185
Figure EC2-4 : Barrières de rétention de limon autour d'habitats près du rivage pour protéger l'habitat du poisson (reproduction autorisée par ECCC).	186
Figure EC2-5 : Clôtures anti-érosion autour du sable empilé (matériau de recouvrement) (reproduction autorisée par ECCC).	186
Figure EC2-6 : Vérification par carottage de l'épaisseur du recouvrement (reproduction autorisée par AECOM).	189
Figure EC3-1 : Carte du site de Cornwall.....	195
Figure EC3-2 : Zones de contamination du site du fleuve Saint-Laurent (reproduction autorisée par le gouvernement du Canada et le gouvernement de l'Ontario).....	196
Figure EC3-3 : Photographies de la zone 1 (reproduction autorisée par ECCC).	197
Figure EC3-4 : Photographies de la zone 2 (reproduction autorisée par ECCC).	197
Figure EC3-5 : Photographies de la zone 3 (reproduction autorisée par ECCC).	198
Figure EC3-6 : Activités du PSLT dans le cadre du RNS; échantillonnage de sédiments de surface (en haut); échantillonnage de bassins collecteurs (en bas à gauche); canal in situ (en	

bas à droite) (reproduction autorisée par le St. Lawrence River Institute of Environmental Sciences [SLRIES], le gouvernement du Canada et le gouvernement de l'Ontario).....	202
Figure EC3-7 : Sites de référence en amont par rapport aux zones d'étude sur les poissons (en haut) et le benthos (en bas) (reproduction autorisée par le SLRIES et ECCC).....	203
Figure EC4-1 : Carte de localisation du site du récif Randle.	206
Figure EC4-2 : Aciéries du port de Hamilton dans les années 1950 (reproduction autorisée par l'Administration portuaire de Hamilton-Oshawa).....	208
Figure EC4-3 : Carottage de sédiments sur le site du récif Randle à l'aide de très longs tubes d'aluminium pénétrant en profondeur (reproduction autorisée par ECCC).	212
Figure EC4-4 : Cartouches SUMMA ^{MD} utilisées pendant le projet dans le cadre du programme de surveillance de la qualité de l'air (reproduction autorisée par ECCC).	213
Figure EC4-5 : Le dragage mécanique a été utilisé pour retirer les sédiments contaminés entre les deux parois de l'ICA (reproduction autorisée par Riggs Engineering).	214
Figure EC4-6 : Le recouvrement d'isolement de la Stelco situé dans le canal (indiqué en rouge) entre la Stelco et l'ICA (reproduction autorisée par Riggs Engineering).....	215
Figure EC4-7 : Mise en place du sable dans le recouvrement sous le canal de la Stelco (reproduction autorisée par Riggs Engineering).	216
Figure EC4-8 : Mise en place d'un tapis de matériaux réactifs (en haut) et prévention de l'érosion (en bas) (reproduction autorisée par Riggs Engineering).	217
Figure EC4-9 : Photographie aérienne de l'ICA et des travaux de dragage prise à l'été 2019 (reproduction autorisée par Riggs Engineering).	219
Figure EC4-10 : Dragage hydraulique en exploitation sur le site du récif Randle (reproduction autorisée par ECCC).....	219

Liste des tableaux

Tableau 5-1 : Résumé des épaisseurs de recouvrement recommandées pour la composante de bioturbation considérée lors la conception d'un recouvrement (Clarke et coll., 2001). ...	94
Tableau B-1 : Critères pour la surveillance de la qualité de l'eau.....	190

1. Introduction

Peu de projets de gestion des sédiments contaminés ont été réalisés au Canada par rapport à de plus grandes administrations comme celle des États-Unis. Par conséquent, la base actuelle des connaissances des secteurs public et privé au Canada est limitée. Au Canada, un certain nombre de projets plus importants et de plus grande envergure visant la gestion des sédiments ont été réalisés ou sont en cours dans le cadre du programme des secteurs préoccupants des Grands Lacs) ou du PASCF (Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux) ainsi que par le secteur privé.

En vertu de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs, le Canada et les États-Unis ont en 1987 caractérisé 43 sites des Grands Lacs comme étant des secteurs préoccupants. Douze de ces sites sont canadiens et cinq binationaux. Depuis 1987, le gouvernement du Canada appuie les mesures visant à assainir des sites préoccupants et à en rayer de cette liste. Le retrait de la liste d'un secteur préoccupant est réalisé par l'élimination des altérations des utilisations bénéfiques qui existent dans chaque secteur préoccupant. Certaines de ces altérations des utilisations bénéfiques découlent directement de la contamination des sédiments, notamment la dégradation du benthos, la dégradation des faunes ichtyologiques et terrestres, les tumeurs et autres malformations chez les poissons, les restrictions de la consommation de poissons et d'autres animaux terrestres et les restrictions des activités de dragage. Environnement et Changement climatique Canada (ECCC), en collaboration avec la province de l'Ontario et d'autres intervenants, joue un rôle de premier plan dans l'élaboration et la mise en œuvre de stratégies de gestion des sédiments contaminés afin d'améliorer la qualité de l'eau et la santé de l'écosystème et, au bout du compte, de mener au retrait d'un site de la liste des secteurs préoccupants. Le rétablissement de la qualité de l'eau et de la santé de l'écosystème dans le bras Severn, le port de Collingwood et le port de Wheatley a permis au gouvernement du Canada de rayer ces sites de la liste des secteurs préoccupants.

Des projets de gestion des sédiments contaminés ont été réalisés dans les secteurs préoccupants de la rivière Sainte-Claire (Sarnia), du port de Collingwood, du bras Severn, de la rivière Niagara (rivière Welland), de Thunder Bay (site de Northern Wood Preservers), de la rivière Détroit (ruisseau Turkey) et du havre Peninsula. Le projet d'assainissement des sédiments contaminés du récif Randle, le plus grand site aquatique contaminé du Canada, est en cours dans le secteur préoccupant du port de Hamilton. Ce projet a débuté en 2015 par la construction d'une installation de confinement artificielle (ICA), achevée en 2017. Les sédiments contaminés font actuellement l'objet d'un dragage hydraulique et ils sont mis en place dans l'ICA. Le dragage devrait être achevé en 2021, puis l'installation de confinement actif sera recouverte. Le projet devrait être terminé d'ici 2023. Un rétablissement naturel surveillé est également en cours dans le fleuve Saint-Laurent (Cornwall) et la rivière Niagara (ruisseau Lyons Est). En 2021, environ 1,3 million de mètres cubes de sédiments contaminés auront été gérés dans le cadre du programme des secteurs préoccupants des Grands Lacs.

La gestion des sédiments contaminés constitue généralement une entreprise complexe. Les sites aquatiques contaminés sont des milieux très dynamiques qui exigent la connaissance approfondie de nombreux aspects chimiques, physiques, biologiques et socioéconomiques pour élaborer une solution de gestion sûre, responsable et efficace.

Pour de nombreux sites, on recourt à des assainissements combinés, soit la combinaison de deux ou plusieurs techniques différentes de gestion des sédiments les mieux adaptées aux conditions particulières d'un site ou aux objectifs de gestion. Par conséquent, la connaissance des principaux

aspects techniques d'un certain nombre de méthodes de gestion différentes est nécessaire lors de l'examen des conceptions proposées pour la gestion des sédiments.

1.1 Objectif

L'objectif du présent document est de présenter les principaux facteurs qui doivent être pris en considération dans la conception et la gestion des sédiments contaminés. Ce document résume l'expérience acquise au cours des projets de gestion des sédiments dans les secteurs préoccupants des Grands Lacs et fournit des références aux gestionnaires de projet qui doivent gérer ou examiner la production d'une conception en matière de gestion des sédiments pour un site particulier ou donner des conseils à cet égard.

Ce document est divisé en fonction des techniques courantes de gestion des sédiments qui sont actuellement appliquées dans la pratique : le dragage environnemental, les sites de mise en dépôt confinés, le recouvrement d'isolement, le recouvrement en couche mince (amélioration du rétablissement naturel surveillé), l'assainissement *in situ* et le rétablissement naturel surveillé. Il décrit également les facteurs et considérations clés qu'un examinateur doit s'assurer de couvrir.

Comme mentionné précédemment, de nombreux projets de gestion des sédiments utilisent une démarche d'assainissement combiné et, à ce titre, une étude de cette démarche nécessitera l'examen de plusieurs méthodes présentées dans le présent document d'orientation. On suppose ici que toute conception de gestion des sédiments examinée s'appuie sur une caractérisation approfondie des sites et des sédiments ainsi que sur une évaluation des risques et des options de gestion, et que le lecteur cherche à s'assurer que la conception retenue tient compte de tous les éléments importants présentés dans chacune des parties (caractéristiques environnementales, caractéristiques géotechniques, exigences en matière de construction).

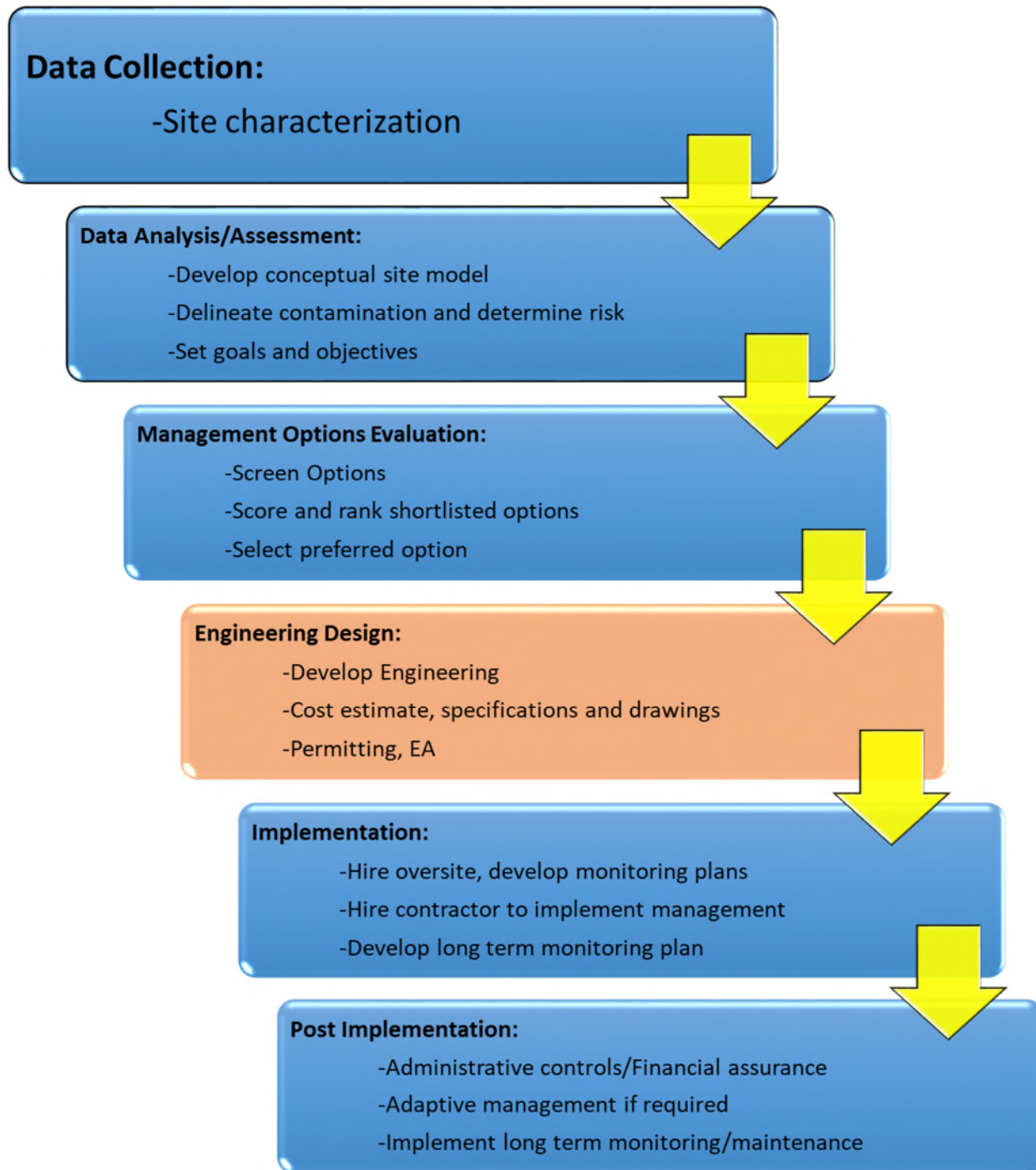


Figure 1-1 : Aperçu général du processus d'assainissement des sédiments.

EN	FR
Data Collection:	Collecte de données
-Site characterization	– Caractérisation du site
Data Analysis/Assessment:	Analyse et évaluation des données
-Develop conceptual site model	– Élaborer le modèle conceptuel du site

-Delineate contamination and determine risk	– Délimiter la contamination et déterminer le risque
-Set goals and objectives	– Fixer des buts et des objectifs
Management Options Evaluation:	Évaluation des options de gestion
-Screen Options	– Présélectionner les options
-Score and rank shortlisted options	– Noter et classer les options présélectionnées
-Select preferred option	– Sélectionner l’option privilégiée
Engineering Design:	Conception technique
-Develop Engineering	– Développer les aspects techniques
-Cost estimate, specifications and drawings	– Devis, cahier des charges et dessins techniques
-Permitting, EA	– Obtention de permis, évaluation environnementale
Implementation:	Mise en œuvre
-Hire oversight, develop monitoring plans	– Procéder à l’embauche pour l’ensemble du site, élaborer des plans de surveillance
-Hire contractor to implement management	– Embaucher un entrepreneur pour installer les mesures de gestion
-Develop long term monitoring plan	– Élaborer un plan de surveillance à long terme
Post Implementation:	Après la mise en œuvre
-Administrative controls/Financial assurance	– Mesures administratives et garanties financières
-Adaptive management if required	– Gestion adaptative au besoin
-Implement long term monitoring/maintenance	– Mettre en œuvre la surveillance et l’entretien à long terme

1.2 Organisation du document

Ce document est composé de neuf parties, suivies d'une bibliographie et d'annexes :

1. Introduction
2. Le plan de gestion des sédiments contaminés : considérations générales
3. Dragage environnemental
4. Sites de mise en dépôt confinés
5. Recouvrement d'isolement
6. Recouvrement en couche mince (amélioration du rétablissement naturel surveillé)
7. Techniques de gestion *in situ*
8. Rétablissement naturel surveillé
9. Surveillance

Les documents d'orientation canadiens sur l'élaboration de stratégies de gestion des sédiments sont présentés à l'annexe A.

Le document a été organisé de manière à ce que les éléments applicables à toutes les solutions figurent à la partie 2, soit « Le plan de gestion des sédiments contaminés : considérations générales ». Il est cependant important de noter que, bien que chaque partie sur les solutions comporte les mêmes titres que ceux énumérés dans les considérations générales, les renseignements fournis sont propres à chaque solution et sont destinés à compléter les renseignements généraux déjà fournis.

2. Le plan de gestion des sédiments contaminés : considérations générales

Cette partie décrit les étapes générales nécessaires pour arriver à l'étape de la conception d'un projet. Elle aborde également les considérations générales dont il faut tenir compte lors de la préparation ou de l'examen des documents de conception. Les documents de conception peuvent comprendre les documents à 30 %, à 60 % et à 90 % de la conception, en plus des plans et des cahiers des charges du projet, bien que certaines de ces étapes puissent être omises pour un projet accéléré. Une base de la conception peut également être élaborée séparément. Les considérations énumérées dans cette partie s'appliquent à toutes les stratégies de gestion des sédiments. Des considérations supplémentaires propres à chaque stratégie de gestion sont fournies dans chaque partie.

2.1 Options de gestion des sédiments

Avant de terminer tout travail de conception, on doit réaliser une évaluation des options de gestion des sédiments. L'Interstate Technology and Regulatory Council offre des conseils sur le processus relatif aux options de gestion des sédiments (ITRC, 2014). D'une certaine manière, il s'agit plutôt d'une première étape du processus de conception. On peut faire une collecte de données et une caractérisation du site suffisantes pour permettre une comparaison raisonnable des options de gestion des sédiments. Ces conceptions préalables utilisées dans l'évaluation des options de gestion des sédiments sont conceptuelles. L'évaluation des options de gestion des sédiments a pour but de réduire l'ampleur d'éventuelles options de gestion des sédiments en mettant en évidence les avantages et les défis de méthodes données.

Quelle que soit l'option de gestion ou la combinaison d'options choisie pour un site donné, il existe un certain nombre de considérations communes à toutes les options.

2.1.1 Considérations générales

La clé du succès de l'évaluation de la conception d'un projet est de déterminer si tous les aspects techniques ont été traités de manière adéquate et si les répercussions sur la mise en œuvre du projet sont bien comprises, en tenant compte des éléments suivants :

- efficacité (c.-à-d. la capacité à atteindre l'objectif en matière de gestion des sédiments),
- faisabilité (c.-à-d. la capacité de construire ou de mettre en œuvre),
- échancier,
- conformité à la réglementation,
- acceptation sociale,
- surveillance à long terme, propriété et entretien,
- coût.

L'examineur doit garder ces éléments à l'esprit tout au long de l'examen de la conception du projet. Un examen de la conception par les pairs, une étude de constructibilité ou une ingénierie de la valeur par une autre société, un autre praticien ou un autre entrepreneur qualifié peut parfois être profitable.

2.1.2 Caractérisation du site

La caractérisation précise du site, y compris la détermination des contaminants préoccupants, ainsi que la délimitation de l'étendue horizontale et verticale de la contamination et le risque correspondant sont les principaux éléments d'information qui permettent d'établir les exigences relatives à la gestion des sédiments et les options de gestion des sédiments applicables. La détermination des contaminants préoccupants repose initialement sur un examen des documents historiques disponibles, des rapports, des images (depuis le rivage ou un aéronef) et des visites sur les lieux. Elle doit comprendre les propriétés environnantes. La liste des contaminants préoccupants est ensuite raffinée tout au long des étapes de l'étude menant à la décision d'assainir ou de gérer.

2.1.3 Définition des objectifs et des buts du projet et détermination des degrés d'assainissement

L'achèvement de toute conception de projet doit au bout du compte respecter les objectifs, les buts et les degrés d'assainissement établis. Les objectifs en matière de gestion des sédiments découlent généralement du modèle conceptuel du site pour tenir compte des voies d'exposition importantes. Ils visent à offrir une description générale de ce que l'assainissement devrait accomplir, à déterminer la durée de vie prévue et à aider à orienter l'élaboration des options de gestion des sédiments (USEPA, 2005). Voici des exemples d'objectifs pour un projet :

- réduire à un degré acceptable les risques pour les humains d'une exposition directe à des sédiments contaminés ou de l'ingestion de poissons, de mollusques ou de crustacés contaminés,
- réduire à un degré acceptable le transfert de contaminants aux invertébrés benthiques et aux poissons du site, ainsi qu'aux oiseaux et aux mammifères qui s'y nourrissent.

Des objectifs de gestion des sédiments peuvent être fixés pour chaque milieu préoccupant (p. ex. sédiments, eau). Ces objectifs de gestion constituent la base pour définir des degrés d'assainissement. Ils doivent être représentés sous la forme d'une fourchette de valeurs à des niveaux de risque acceptables. Les risques cumulatifs d'autres voies d'exposition doivent également être pris en considération lors de la sélection des degrés d'assainissement définitifs pour des contaminants précis.

Critères de la réussite d'un projet

Il est important que les documents de conception indiquent clairement la façon dont la réussite sera définie et vérifiée.

Les degrés d'assainissement sont l'expression des objectifs généraux d'un projet en objectifs concrets. Les degrés d'assainissement sont des concentrations chimiques mesurables précises que le projet cherche à atteindre. Les concentrations de sédiments de surface sont les degrés d'assainissement les plus couramment utilisés en gestion des sédiments. Une concentration de sédiments de surface d'une zone définie est généralement déterminée au moyen d'un calcul de la concentration moyenne pondérée dans les eaux de surface (CMPES). Le calcul de cette concentration est un processus par lequel les concentrations d'échantillons individuels dans une zone globale définie se voient attribuer un poids fondé sur la partie de cette zone qu'ils représentent. Ceci peut être réalisé en établissant la zone que chaque échantillon représente (p. ex. grâce à des polygones de Thiessen¹ ou à d'autres méthodes

¹ Les polygones de Thiessen sont souvent utilisés pour caractériser les sédiments en attribuant des concentrations chimiques ou d'autres valeurs à des zones pour lesquelles il n'existe pas de données réelles. Ils sont créés en traçant des lignes droites

analogues) pour chaque résultat d'échantillonnage dans la zone globale. On peut déterminer la CMPES par le calcul de la concentration moyenne dans les sédiments de la zone en utilisant les résultats des échantillons et leur poids respectif. Des techniques d'interpolation plus avancées (autres que les polygones de Thiessen) peuvent être utilisées et elles permettent souvent d'évaluer la confiance dans les estimations.

Lorsqu'il existe un objectif biologique, comme les concentrations dans les tissus des poissons, la concentration dans les tissus doit être liée quantitativement à une concentration établie dans les sédiments ou les eaux de surface. Il est important de noter que plusieurs années pourraient être nécessaires pour atteindre ce type d'objectif de gestion, même si le degré d'assainissement a été atteint.

La surveillance à court et à long terme après la gestion repose généralement sur la surveillance biologique, chimique ou physique pour déterminer l'atteinte des objectifs de gestion des sédiments. L'établissement du degré d'assainissement définit ce que doit réaliser la solution afin d'atteindre l'objectif global d'un projet. Il est important de noter que tout degré d'assainissement d'une solution doit considérer les valeurs du fond naturel. Si un degré d'assainissement était inférieur aux concentrations de fond, la solution échouerait à long terme en raison de la recontamination.

2.1.4 Contrôle à la source

Avant la mise en œuvre d'une option de gestion des sédiments, un site doit être caractérisé de manière à ce que toutes les sources de contamination soient connues et aient été interrompues ou gérées de manière à ne pas entraîner une recontamination supérieure au degré d'assainissement. Ceci est particulièrement important dans la gestion des sédiments puisqu'ils ne sont pas statiques. Le mouvement des sédiments se produit latéralement au fil du temps et, dans une certaine mesure, verticalement (p. ex. remise en suspension, bioturbation et mélange). De nouveaux sédiments peuvent migrer vers le site et leur qualité pourrait avoir une incidence sur les conditions du site. Sans un contrôle approprié à la source, l'efficacité des projets de gestion des sédiments sera limitée. Des techniques plus spécialisées peuvent parfois être nécessaires, comme l'utilisation de techniques hydroacoustiques, de la vidéo sous-marine et de l'imagerie thermique.

2.1.5 Modèle conceptuel du site

Un modèle conceptuel du site bien conçu est essentiel au cours des premières étapes de planification pour l'élaboration d'une stratégie de gestion des sédiments. On devrait périodiquement l'actualiser avec de nouvelles données tout au long du déroulement du projet. Le modèle conceptuel du site permet une compréhension globale et concise des conditions d'un site, y compris la source de contaminants, les contaminants préoccupants, les voies d'exposition et les récepteurs. Il constitue un élément clé de l'évaluation des risques. Pour que l'option de gestion des sédiments soit efficace, elle devra tenir compte des liens entre toutes ces composantes du modèle conceptuel. Par exemple, sur un site de sédiments contaminés, il est important de savoir s'il existe un mouvement vertical des eaux souterraines dans les sédiments contaminés et, le cas échéant, d'en connaître la vitesse.

équidistantes entre les stations voisines et les polygones entiers se voient ensuite attribuer la valeur de concentration chimique des sédiments de la station se trouvant dans chaque polygone.

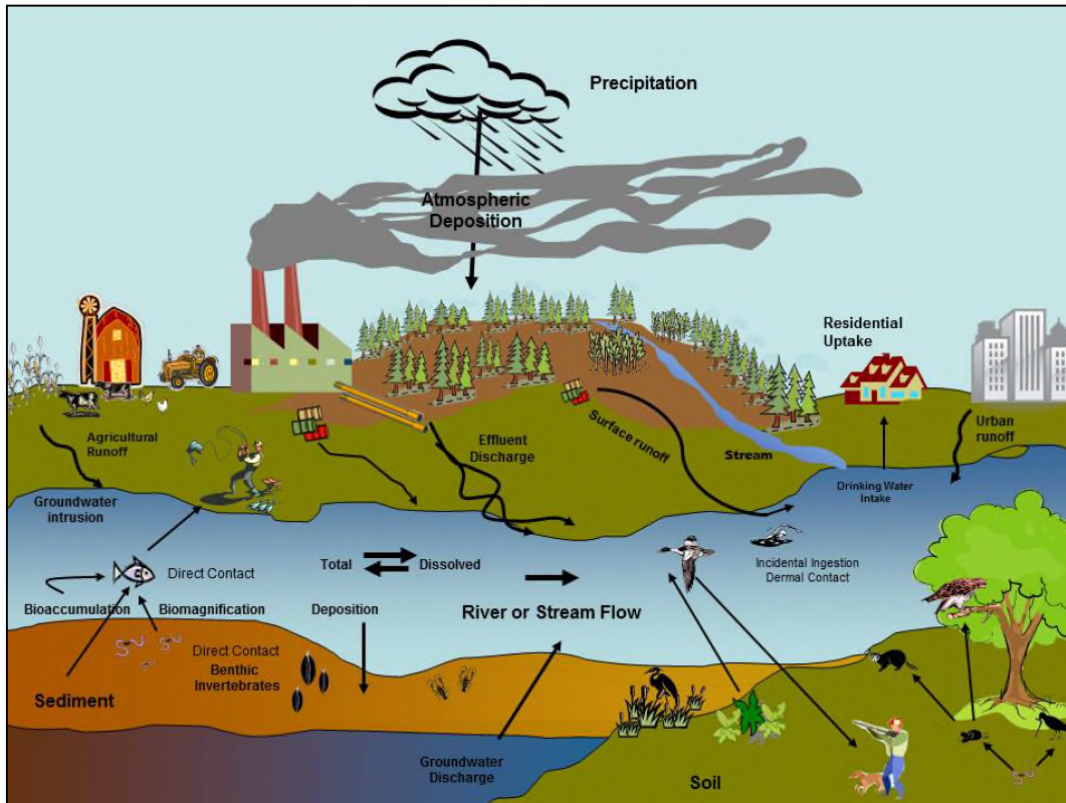


Figure 2-1 : Modèle conceptuel général du site pour la caractérisation biologique (CCME, 2016).

EN	FR
Precipitation	Précipitations
Atmospheric Deposition	Déposition atmosphérique
Agricultural Runoff	Ruissellement sur des terres cultivées
Effluent Discharge	Rejet d'effluents
Surface Runoff	Eaux de ruissellement
Stream	Ruisseau
Residential Uptake	Utilisation résidentielle
Urban Runoff	Écoulements urbains
Groundwater intrusion	Intrusion d'eaux souterraines
Bioaccumulation	Bioaccumulation
Direct Contact	Contact direct
Biomagnification	Bioamplification
Total	Total
Dissolved	Dissous
Deposition	Déposition
River or Stream Flow	Débit du cours d'eau
Incidental Ingestion	Ingestion accidentelle
Dermal Contact	Contact cutané
Drinking Water Intake	Prise d'eau potable
Sediment	Sédiments
Benthic Invertebrates	Invertébrés benthiques

Groundwater Discharge	Remontée des eaux souterraines
Soil	Sol

Transport et devenir des contaminants

En fonction de la solution choisie, les contaminants pourront subir des changements physiques et chimiques. Cela peut se produire avant, pendant ou après la fin des activités de mise en œuvre.

Les changements physiques des contaminants liés aux particules de sédiments peuvent comprendre l'érosion, la remise en suspension, le mélange, le transport et la déposition en aval. En outre, il faut déterminer les voies de transport potentielles des contaminants, touchées par la mise en œuvre et la durée de vie de la solution.

2.2 Caractérisation du site

Bien que chaque option de gestion comporte des aspects précis de la caractérisation du site qui sont plus importants que d'autres, il existe un certain nombre d'éléments communs à toutes les options. Il est important de confirmer que tous les aspects de la caractérisation du site, y compris les conditions du site, la caractérisation des sédiments et un modèle conceptuel du site, ont été adéquatement pris en compte et constituent une base adaptée à la caractérisation ultérieure et à la conception des solutions.

2.2.1 Sédiments

Cette partie aborde les aspects de la caractérisation du site propres aux sédiments.

Géotechnique

En général, six principaux paramètres géotechniques sont importants dans tout projet de gestion des sédiments, soit la granulométrie, la teneur en eau, les limites d'Atterberg, la densité, la stratigraphie et la résistance au cisaillement. Ceux-ci doivent être caractérisés dans l'ensemble du site, ainsi que verticalement. La stabilité des sédiments et des sols de surface et proches de la surface environnants peut constituer un facteur qui complique la gestion des sédiments et elle doit être prise en considération dans la conception. La liste suivante décrit chacun des six paramètres.

1. **Granulométrie** : La granulométrie affecte la densité, la résistance au cisaillement et la teneur en eau. La granulométrie influence également la stabilité, la remise en suspension et le transport des sédiments. La contamination est généralement liée aux particules plus fines des sédiments.
2. **Teneur en eau** : Il s'agit de la quantité d'eau contenue dans les sédiments et elle dépend de la granulométrie, de la lithologie et de la porosité.
3. **Limites d'Atterberg** : Ces indices sont utilisés pour déterminer la nature des sols à grains fins (et des sédiments) qui ont une teneur en eau variable, exprimée par la limite de retrait, la limite de plasticité et la limite de liquidité.
4. **Masse volumique apparente** : La masse volumique apparente des sédiments peut varier considérablement en fonction du degré de consolidation. Les sédiments meubles situés à l'interface eau-sédiment peuvent être en partie en suspension dans la colonne d'eau.
5. **Stratigraphie** : Les sédiments varient verticalement, passant de sédiments meubles de surface à des matières denses sous-jacentes. Dans certains cas, plusieurs couches sédimentaires distinctes peuvent être présentes. La contamination des sédiments peut être liée à des couches précises et

les caractéristiques des différentes couches peuvent avoir une incidence sur les décisions de gestion. Certaines solutions nécessitent une connaissance géotechnique de la matière sous-jacente aux sédiments contaminés, car le compactage de la couche porteuse sous la zone contaminée peut avoir une incidence sur le fonctionnement et le rendement à long terme de la solution.

6. **Résistance au cisaillement** : La résistance au cisaillement des sédiments fins dépend de la cohésivité et de la teneur en eau du sédiment en question. Les sédiments indurés à granulométrie fine, comme le limon ou l'argile, auront une plus grande cohésivité (c.-à-d. qu'ils adhéreront l'un sur l'autre ou se lieront ensemble) que les sédiments sablonneux à plus gros grains. En général, les sédiments contaminés ont une forte teneur en eau et une faible résistance au cisaillement. La résistance au cisaillement peut avoir des répercussions sur la stabilité des berges et sur la force portante des sédiments ou des sols adjacents, et peut limiter la profondeur de dragage.

ASTM International [anciennement l'American Society for Testing and Materials ou ASTM] a publié des normes géotechniques générales pour les procédures d'essai et d'évaluation [en anglais seulement] :

<https://www.astm.org/Standards/geotechnical-engineering-standards.html>.

Contaminants préoccupants

Les contaminants préoccupants sont les facteurs de stress chimiques présents sur le site d'intérêt. Généralement, une liste plus longue de contaminants potentiellement préoccupants est initialement établie en fonction d'évaluations couvrant l'utilisation antérieure d'un site, l'utilisation de sites environnants et d'autres données antérieures qui ont été recueillies. Afin de s'assurer que tous les contaminants potentiellement préoccupants y figurent, des études approfondies du site et de son historique doivent être réalisées. Ces études doivent permettre de répertorier les rejets industriels et municipaux antérieurs (et actuels, le cas échéant) de contaminants et les types de contaminants liés à ces rejets.

Les concentrations de contaminants potentiellement préoccupants sur le site sont ensuite examinées par rapport aux critères pertinents d'évaluation des substances chimiques (généralement basés sur des critères toxicologiques) et sont considérées comme des contaminants préoccupants si elles dépassent les lignes directrices de cet examen. Le document *Cadre d'évaluation et de gestion des sites aquatiques contaminés, conformément au Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux* (Chapman, 2011) décrit les étapes nécessaires à la détermination des contaminants préoccupants. Les trois questions essentielles de cette évaluation sont les suivantes :

1. Des contaminants comportant un risque de toxicité aiguë ou chronique pour les récepteurs écologiques sont-ils présents?
2. Des contaminants comportant un risque direct d'effets nocifs sur la santé humaine ou de bioaccumulation dans les poissons et fruits de mer sont-ils présents?
3. Les contaminants sont-ils présents à des concentrations dépassant les teneurs naturelles ou de référence?

La liste des contaminants préoccupants est souvent davantage réduite grâce à un processus plus détaillé d'évaluation des risques. Une caractérisation adéquate et approfondie de la chimie des sédiments, verticalement et horizontalement, doit également être menée pour s'assurer que l'étendue spatiale et

l'ampleur de la contamination sont connues. Les contaminants préoccupants sont ensuite utilisés pour déterminer les degrés d'assainissement applicables pour la gestion du site. Il arrive souvent qu'un contaminant préoccupant devienne l'élément déterminant du site, généralement en raison de ses caractéristiques toxicologiques. Par exemple, un site contaminé par des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et des métaux peut n'être assujéti qu'à un critère relatif aux HAP puisque l'assainissement des HAP permet également de remédier aux métaux préoccupants.

Il convient de noter que la plus grande partie de la masse de contaminants des sites de sédiments contaminés est généralement située dans les sédiments à granulométrie fine.

Teneur totale en carbone organique

La teneur en carbone organique est un paramètre important qui influence le devenir et le transport des contaminants ainsi que de nombreux autres aspects de la conception de la gestion des sédiments, notamment la possibilité de faire une comparaison avec certains critères réglementaires concernant les contaminants organiques. Le carbone organique a une incidence sur la disponibilité des contaminants pour certains récepteurs, car les contaminants sont souvent liés à la fraction organique.

Évaluation biologique

Les sources de données biologiques mentionnent qu'une substance peut avoir des effets négatifs sur un organisme (humain ou écologique). Ces sources de données comprennent le potentiel de bioaccumulation, de bioamplification et de toxicité ainsi que l'examen des densités et de la composition des communautés benthiques. Les publications scientifiques sur les sédiments contaminés ont bien établi que la toxicité pour les organismes aquatiques est liée aux contaminants présents dans l'eau interstitielle. Les recherches sur la toxicité dans les sédiments représentent une source de données utile pour déterminer si une gestion des sédiments est nécessaire. Elles sont également utilisées pour classer les sédiments par ordre de priorité en vue de leur gestion, ainsi que pour aider à définir les degrés d'assainissement propres aux sites.

Le programme sur les secteurs préoccupants des Grands Lacs utilise des données biologiques pour déterminer le risque que représentent les contaminants pour les écosystèmes aquatiques des sites des Grands Lacs. Les gouvernements du Canada et de l'Ontario ont rédigé un document d'orientation pas-à-pas fondé sur des données scientifiques, le Cadre décisionnel pour Canada-Ontario concernant l'évaluation des sédiments contaminés des Grands Lacs (membres du Groupe de Travail sur les Sédiments de l'Accord Canada-Ontario concernant l'écosystème du bassin des Grands Lacs [ACO], 2007). Ce document combine des éléments de preuve biologiques et chimiques pour appuyer l'utilisateur dans sa prise de décision sur la nécessité de gérer ou non des sédiments contaminés. Afin d'utiliser ce cadre, ECCC suit un processus d'évaluation connu sous le nom de BEAST (*Benthic Assessment of Sediment* [évaluation des sédiments benthiques]). Le processus BEAST est essentiellement une combinaison de l'approche de triade relative à la qualité des sédiments (Chapman, 1990) et de l'approche des conditions de référence (Bailey et coll., 2004). Dans le cadre de cette approche, ECCC recueille régulièrement des données de référence (« épurées ») (structure d'une communauté d'invertébrés benthiques, physicochimie des sédiments et des eaux sus-jacentes, toxicité des sédiments) d'un certain nombre d'emplacements littoraux des Grands Lacs, afin de fournir un large éventail de sites de référence à utiliser pour la comparaison avec des sites contaminés. Ce large éventail de sites de référence permet une meilleure correspondance entre les sites contaminés et les sites de référence, sur la base de variables d'habitat non anthropiques.

2.2.2 Environnement du site

Une évaluation complète des facteurs déterminants actuels et futurs ayant une incidence sur le site doit être incluse, notamment des facteurs comme les conditions environnementales, les changements climatiques, l'emploi des terres adjacentes et l'utilisation des voies navigables. Il faut évaluer à la fois l'effet du projet de gestion des sédiments sur ces facteurs et l'effet de ceux-ci sur le projet. L'évaluation de la zone environnante est généralement effectuée dans le cadre d'une évaluation d'impact sur l'environnement.

Conditions environnementales

Les conditions environnementales (météorologiques, hydrologiques, géologiques et écologiques) influenceront le projet de différentes manières et devront être prises en considération.

Changements climatiques

Toutes les conceptions en matière de gestion des sédiments devraient être évaluées quant à leur vulnérabilité aux changements climatiques. Selon l'agence de protection de l'environnement des États-Unis (USEPA, 2015), cette évaluation doit englober : (1) la détermination des dangers liés aux changements climatiques (p. ex. les inondations et les risques pour l'intégrité du recouvrement et du remblai); (2) la caractérisation de l'exposition et de la sensibilité du système à ces dangers; (3) la prise en compte de facteurs susceptibles d'accentuer l'exposition et la sensibilité, comme la durée prévue de l'assainissement ou l'étendue des plaines inondables adjacentes. Les principaux aspects qui devraient être touchés par les changements climatiques sont les changements et les extrêmes possibles en matière de précipitations, de température et de vent. Ceux-ci contribueront à la hausse du niveau de la mer et à une augmentation éventuelle du nombre de feux de forêt qui, à leur tour, entraîneront une augmentation des volumes et de l'intensité des eaux de ruissellement.

Étude sur les infrastructures littorales et en milieu aquatique

Les répercussions du projet sur les infrastructures existantes et futures, et vice versa, doivent être comprises et des mesures d'atténuation doivent être intégrées dans la conception. Les sites de sédiments contaminés sont souvent situés dans des voies navigables et des ports actifs, urbains, commerciaux et industriels. Les infrastructures courantes comprennent ce qui suit :

- prises d'eau
- exutoires commerciaux et industriels
- réseaux d'égouts unitaires municipaux
- structures de quai
- constructions riveraines contiguës
- canalisations ou infrastructures de services publics souterraines ou immergées.

Les prises d'eau ont souvent des paramètres de la qualité de l'eau à respecter. Les exutoires et les réseaux d'égouts ne doivent pas s'obstruer. Il est également important de déterminer la proximité des structures par rapport au littoral, le risque de panne attribuable à l'enlèvement possible de sédiments par dragage et le potentiel d'érosion des berges.

Débris

La présence de débris et ses répercussions doivent être prises en considération dans la conception. On doit effectuer des levés adéquats afin de déterminer la présence ou l'absence de débris et la nature de ceux-ci.

Un certain nombre de technologies différentes peuvent être utilisées pour effectuer les levés des débris. Certaines sont plus adaptées à la détection des débris de surface tandis que d'autres sont nécessaires pour les débris enfouis. Le sonar à balayage latéral et la vidéo sous-marine sont des exemples de technologies qui peuvent être utilisées pour détecter des débris situés à la surface des sédiments. Les levés de magnétomètre et de sondeur de sédiment sont des exemples de technologies qui peuvent être utilisées pour détecter des débris enfouis.

Étant donné que la présence de débris peut avoir une incidence importante sur la mise en œuvre et l'efficacité des travaux de gestion des sédiments (dragage ou recouvrement), une bonne partie de la responsabilité incombe à l'équipe qui effectue les levés des débris. Les levés des débris doivent être réalisés à l'appui du travail de conception de la gestion des sédiments. Il est également courant de demander aux entrepreneurs de réaliser des levés des débris avant la mise en œuvre afin de s'assurer qu'ils assument la responsabilité de l'enlèvement des débris et de la planification des travaux.

Accès aux sites

Les projets de gestion des sédiments nécessitent généralement une quantité importante de matériel pour toute gestion active. Par conséquent, l'accès aux sites peut avoir une incidence considérable sur les coûts de la conception du projet et la faisabilité de celle-ci. Les facteurs susmentionnés, tels que la profondeur d'eau et les infrastructures environnantes, peuvent limiter l'accès. Les sites de sédiments peuvent aller de ports urbains, où les activités continues limitent l'accès, à des endroits éloignés n'ayant pas d'accès ou dont l'accès est limité.

Utilisation des voies navigables

Il est important de connaître les types de navires qui utilisent et utiliseront la voie navigable du site (p. ex. circulation de navires commerciaux, amarrage et accostage de navires, circulation de bateaux de plaisance). Ces navires ont des tirants d'eau différents et créent des contraintes différentes sur les sédiments du fond. Il est également important de savoir si un dragage sera nécessaire dans l'avenir et de connaître les autres plans visant les voies navigables.

Comprendre l'utilisation actuelle et potentielle des propriétés adjacentes est également important, car ces activités peuvent avoir une incidence sur le projet et vice versa. Les répercussions de ces deux situations doivent être soigneusement prises en considération dans la conception d'un projet.

En ce qui concerne la circulation des navires et leur amarrage, il pourrait être nécessaire d'établir un droit de passage ou des horaires d'accès précis et de les spécifier à toutes les parties. Soit les activités du projet, soit les activités existantes devront primer, tout en tenant compte de l'autre catégorie d'activités.

2.2.3 Considérations écologiques

Il faut prévoir une évaluation des ressources écologiques environnantes actuelles et futures (c.-à-d. dans la zone de fond ou de référence) qui examine des éléments comme la proximité de milieux ou de récepteurs écologiques sensibles. Les études de base sur les caractéristiques biologiques actuelles et sur la santé des ressources écologiques du site et de la zone environnante aideront à déterminer les risques que les projets proposés sur la gestion des sédiments peuvent représenter pour l'écosystème local. Elles peuvent être utilisées après la mise en œuvre afin de mettre en évidence les avantages pour les ressources écologiques. Les ressources écologiques à prendre en considération auront déjà été définies dans le modèle conceptuel du site.

Les zones de référence sont des endroits qui présentent des conditions semblables à celles du site du projet, mais qui sont relativement exempts de contamination. Ces sites sont souvent difficiles à trouver. Dans un réseau hydrologique, ils sont généralement représentés par des conditions en amont. Dans les ports, la condition de référence idéale serait un port aussi semblable que possible au site d'intérêt (p. ex. semblable pour ce qui est du type de substrat, de la profondeur d'eau et de l'action des vagues), mais sans les contaminants préoccupants.

Habitats aquatiques et communauté benthique

Les habitats aquatiques et la communauté benthique doivent être recensés et caractérisés au moyen de méthodes d'échantillonnage adéquates, en tenant compte des caractéristiques temporelles, saisonnières et spatiales. L'évaluation de l'habitat doit également comprendre des propriétés physicochimiques, comme le régime d'écoulement, la granulométrie des sédiments, la stabilité des sédiments et les paramètres de la qualité de l'eau, ainsi que des données pertinentes concernant les poissons, telles que la proximité de frayères, de zone d'alimentation, d'aires d'alevinage, d'habitats de migration et d'autres caractéristiques importantes de l'habitat.

Habitats terrestres

Les projets nécessitant des activités terrestres, telles que les aires d'entreposage temporaire, la manipulation et l'assèchement des sédiments et le traitement de l'eau, doivent tenir compte des habitats terrestres, comme la proximité de sites de nidification et d'alimentation. Cela est particulièrement important pour les espèces en péril.

Ressources halieutiques

On doit faire la description des ressources halieutiques, y compris les espèces sensibles connues, les espèces en péril (p. ex. celles qui figurent sur la liste de la *Loi sur les espèces en péril [LEP]*), les communautés halieutiques et les espèces migratrices à proximité du site de gestion. Les caractéristiques temporelles, saisonnières et spatiales doivent être prises en considération pour déterminer les périodes ou les circonstances potentiellement critiques pendant on devrait éviter les mesures de gestion des sédiments, notamment :

- les périodes de migration d'un secteur d'un écosystème à un autre
- les périodes de croissance, d'alimentation et d'accouplement des espèces sensibles ou menacées.

2.2.4 Eaux de surface

Conditions de fond et de référence

Les conditions de fond naturelles (Environnement et Changement climatique Canada, 2020) sont généralement celles qui existent dans les zones qui échappent à l'influence directe de la contamination. Dans le contexte des écosystèmes aquatiques, il n'existe pas réellement de zones totalement exemptes de contamination. Même les régions éloignées sont touchées par la déposition atmosphérique de contaminants. Certains contaminants sont également d'origine naturelle, notamment l'arsenic. Par conséquent, les conditions de fond désignent les conditions auxquelles on pourrait s'attendre loin de l'influence des contaminants préoccupants se trouvant au site d'intérêt. Dans certaines zones, comme un grand port où l'on trouve de nombreuses sources de contamination autres que le site d'intérêt, les niveaux de fond sont souvent plus élevés que les niveaux naturels.

Les zones de référence sont des endroits qui présentent des conditions de site semblables à celles du site du projet, mais qui sont relativement exempts de contamination. Les facteurs dont il faut tenir compte sont mentionnés à la sous-section 2.2.3.

Profondeur d'eau et bathymétrie

La profondeur d'eau a une incidence sur de nombreux éléments de la conception ainsi que sur les coûts d'assainissement. La compréhension de la profondeur d'eau et des différentes pentes du fond de sédiments est importante pour tous les aspects de la conception de la gestion des sédiments. Les variations de la bathymétrie dans une zone de gestion sont directement liées au volume de sédiments à gérer. Cela a des répercussions évidentes sur l'ampleur, l'échéancier et le budget. La bathymétrie, combinée à des mesures ponctuelles de la profondeur ou à l'utilisation d'un sonar à basse fréquence supplémentaire (sondeur de sédiments), peut être utilisée pour définir l'épaisseur des sédiments. La bathymétrie de surface permettra également de déterminer les méthodes qui seront nécessaires. Les plans d'eau ayant des pentes raides nécessiteront une démarche différente de celle des plans d'eau dont la bathymétrie est relativement uniforme. Certaines mesures correctives ou l'utilisation de certains équipements sont impossibles à cause de la bathymétrie et de la profondeur de l'eau.

Il est également important de comprendre la stabilité des sédiments pour ce qui est de l'effet des vagues, de la glace et des courants sur les sédiments et vice versa, ainsi que l'effet de l'affouillement des sédiments de fond par les navires.

Hydrodynamique

L'hydrodynamique est l'étude du mouvement des fluides et des forces agissant sur les particules solides immergées dans les fluides. Elle a de nombreuses répercussions sur les projets de gestion des sédiments.

Le mouvement orbital produit par les vagues dans la colonne d'eau peut agiter les sédiments du fond ou les matériaux de recouvrement. Les vagues peuvent exercer une force analogue à un au pompage sur les quelques centimètres supérieurs des dépôts de sédiments (Eek et coll., 2008). Les études sur le climat des vagues doivent être menées pendant au moins un an afin de tenir compte des événements pluvio-hydrologiques et des périodes saisonnières de forte énergie. Étant donné que le vent est le facteur dominant qui exerce une influence sur les vagues, les données historiques sur les vents les plus près du site d'intérêt doivent également être étudiées pour avoir une idée des écarts prévisibles de la vitesse et des directions prédominantes du vent, des saisons où l'énergie est la plus forte et de la fréquence d'occurrence. Cela permet d'estimer le climat attendu des vagues et de modéliser des conditions extrêmes.

Les courants (attribuables à la force du vent ou de la marée) au-dessus de l'interface eau-sédiment peuvent éroder les particules du fond, en fonction de la vitesse du courant ainsi que de la granulométrie et de la lithologie de la matière. Les courants localisés peuvent suivre ou non la direction du vent et sont souvent compliqués en raison de leur interaction avec les murs de quai et d'autres structures sous-marines.

L'influence de la marée sur les sites maritimes doit être prise en considération. La fluctuation de la marée aura une influence importante sur un projet, en fonction des variations de la profondeur d'eau et du risque d'exposition complète des sédiments à l'air. Dans certaines circonstances, des sites près de lacs pourraient être touchés par des conditions semblables à la marée qui découlent de vents forts soufflant constamment dans une direction. Connue sous le nom de seiche, cette variation du niveau de l'eau devrait être considérée pour les endroits où elles sont plutôt fréquentes (p. ex. le lac Érié).

2.2.5 Hydrogéologie

L'hydrogéologie est l'étude de la distribution et de la circulation de l'eau dans le sol et les roches de la croûte terrestre. Un certain nombre d'aspects clés sont importants pour la gestion des sédiments, notamment l'écoulement des eaux souterraines, l'interface des eaux souterraines et des eaux de surface ainsi que la qualité des eaux souterraines.

Écoulement des eaux souterraines

L'écoulement des eaux souterraines désigne la circulation de l'eau dans différents milieux géologiques. Il est influencé par la porosité de la matière et la force motrice (charge hydraulique). Les eaux souterraines constituent une voie de migration des contaminants et peuvent avoir des répercussions sur les sites de sédiments. Lorsque des eaux souterraines remontent dans un plan d'eau à travers les sédiments, elles peuvent transporter des contaminants dissous provenant d'une source extérieure au site, avoir une incidence sur la qualité de l'eau interstitielle dans les sédiments du site ou transporter des contaminants des sédiments du site vers les eaux de surface du site.

Interface des eaux souterraines et des eaux de surface

Il existe habituellement une certaine interaction au fond des plans d'eau, là où les eaux de surface deviennent des eaux souterraines. L'échange peut se faire dans les deux sens : les eaux souterraines peuvent se mêler aux eaux de surface (remontée d'eau) ou les eaux de surface peuvent recharger les eaux souterraines (plongée d'eau). Cet échange est influencé par les forces motrices (charge hydraulique) dans la zone ainsi que par la conductivité hydraulique du milieu géologique. Pour ce qui est des sites de sédiments contaminés, l'interface des eaux souterraines et des eaux de surface représente une partie importante du modèle conceptuel du site, car elle peut constituer une forme de transport des contaminants et le point d'exposition de récepteurs.

Qualité des eaux souterraines

Dans le contexte de la gestion des sédiments contaminés, la qualité des eaux souterraines fait référence à la composition chimique des eaux souterraines et au risque qu'une charge de contaminants dissous se déverse sur le site. La qualité des eaux souterraines peut avoir une incidence sur les sédiments (pour ce qui est de l'eau interstitielle) et sur les eaux de surface dans lesquelles les eaux souterraines remontent.

2.3 Risque lié à la gestion de la construction

Tout projet de gestion des sédiments comporte des risques inhérents sur le plan financier et sur le plan de la responsabilité. Les documents contractuels et les cahiers des charges peuvent attribuer une responsabilité proportionnelle relativement aux risques aux participants concernés par la gestion du projet (propriétaire du site, entrepreneur, concepteur et parfois expert-conseil en matière de surveillance). Il est important de comprendre les risques, leur probabilité d'occurrence, leurs répercussions sur le projet et l'attribution des responsabilités les concernant. La conception peut être agencée de manière à réduire les risques pour le maître d'œuvre et à les transférer principalement aux entrepreneurs. L'avantage réside dans le fait que le propriétaire bénéficie ainsi d'un degré de certitude en matière de coûts et que, pendant la mise en œuvre, les entrepreneurs sont mieux préparés à la gestion des risques à mesure que les travaux avancent. L'inconvénient est que les entrepreneurs peuvent gonfler le coût pour compenser le risque inconnu qui leur est transféré. Une conception peut également être mise en place pour que le propriétaire conserve la responsabilité des risques, mais limite une éventuelle hausse des coûts. Voici quelques exemples d'éléments d'un plan de gestion qui ont une incidence sur le risque.

Normatif par opposition à fondé sur le rendement – Un cahier des charges peut être normatif, c'est-à-dire qu'ils décrivent en détail un certain objectif à atteindre, ou il peut être fondé sur le rendement, c'est-à-dire qu'un certain objectif est présenté, mais que la méthode pour l'atteindre est laissée à l'appréciation des entrepreneurs, ce qui offre plus de souplesse. Par exemple, la description complète de la conception d'un traitement de l'eau (conception normative) par opposition à la formulation des critères de rejet (conception fondée sur le rendement). Le risque incombe au propriétaire ou au concepteur lorsqu'une conception complète du traitement de l'eau est donnée, mais il incombe aux entrepreneurs lorsque seuls des critères de rejet sont fournis.

Matériaux fournis par le propriétaire – Pour certains projets, il peut être avantageux pour le propriétaire du site de fournir des matériaux, s'il peut les acquérir à peu de frais. Cela pourrait devenir un problème lorsque l'entrepreneur rencontre des problèmes qui peuvent être liés à un produit. Le risque incombe alors au propriétaire. Si les matériaux sont fournis par l'entrepreneur responsable de l'installation, ce dernier assume le risque. La quantité et la qualité des matériaux fournis par le propriétaire détermineront la façon dont la responsabilité pour les risques est attribuée proportionnellement entre le maître d'œuvre et les entrepreneurs.

Renseignements fournis par le propriétaire – Les renseignements fournis à l'entrepreneur par le propriétaire peuvent viser l'un des deux principaux objectifs, c'est-à-dire s'appuyer sur ces renseignements ou les utiliser uniquement comme à titre indicatif. Si l'on doit s'appuyer sur ces renseignements, le risque continue d'incomber au propriétaire. Si les renseignements doivent être uniquement utilisés à titre indicatif, le risque est assumé par l'entrepreneur (p. ex. les levés des débris effectués par le propriétaire sont fournis à titre indicatif seulement). La quantité et la qualité des renseignements fournis par le propriétaire détermineront la façon dont les risques sont proportionnellement attribués entre le maître d'œuvre et les entrepreneurs.

Conception-construction – Pour certains projets, des entrepreneurs sont retenus avant l'achèvement de la conception (à environ 60 % de la conception) et participent à l'achèvement du travail de conception. La participation des entrepreneurs à l'achèvement de la conception permet de réaliser des gains d'efficacité. Par exemple, des aspects de la conception peuvent être adaptés au matériel dont dispose l'entrepreneur. De plus, le fait de faire intervenir l'entrepreneur à cette étape pourrait permettre de déterminer et d'éliminer les différends concernant les risques, puisque toutes les parties participent à l'avant-projet.

Les principes de la conception-construction peuvent également s'appliquer lorsque des essais à l'échelle du laboratoire et à l'échelle pilote sont nécessaires pour achever une conception et des cahiers des charges. L'entrepreneur qui réussit les essais à l'échelle du laboratoire et à l'échelle pilote passe ensuite à la mise en œuvre à l'échelle réelle.

L'avant-projet peut également limiter les risques pour le propriétaire en spécifiant que l'entrepreneur est responsable de la gestion des risques dans des domaines précis et en établissant au préalable des limites quant aux ordres de modification de l'entrepreneur liés aux arrêts ou aux retards.

2.4 Mesures administratives

Les mesures administratives, également appelées contrôles institutionnels sont un outil administratif qui permet d'établir des procédures ou des démarches administratives pour garantir que l'exposition aux sédiments contaminés est réduite autant que possible et que les sédiments contaminés ne sont pas remaniés, exposés ou remis en suspension. Certains aménagements en milieu aquatique, certaines modifications apportées aux sites, certaines situations d'urgence et certaines activités récréatives qui

comportent du dragage, du remblayage et du recouvrement, du battage (de piliers) et de l'affouillement peuvent remanier, exposer ou remettre en suspension les sédiments contaminés. Les zones d'interdiction d'ancrage, la réduction de la vitesse des navires, les zones d'interdiction de pêche, les avis sur la consommation de poisson et l'interdiction d'aménagements en milieu aquatique sont des exemples de mesures administratives.



Figure 2-2 : Un type de mesure administrative (reproduction autorisée par ECCC).

La figure 2-3 décrit sommairement le cycle de vie d'un contrôle institutionnel. La première ligne de la figure donne un aperçu des étapes à suivre pour appliquer un contrôle institutionnel à un site. Les autres lignes indiquent d'autres activités qui doivent avoir lieu simultanément avec les étapes de la première ligne. Pour davantage de renseignements sur les mesures administratives et les éléments présentés à la figure 2-3, une excellente ressource sur l'application des mesures administratives est *Long-Term Contaminant Management Using Institutional Controls* [en anglais] (ITRC, 2016).

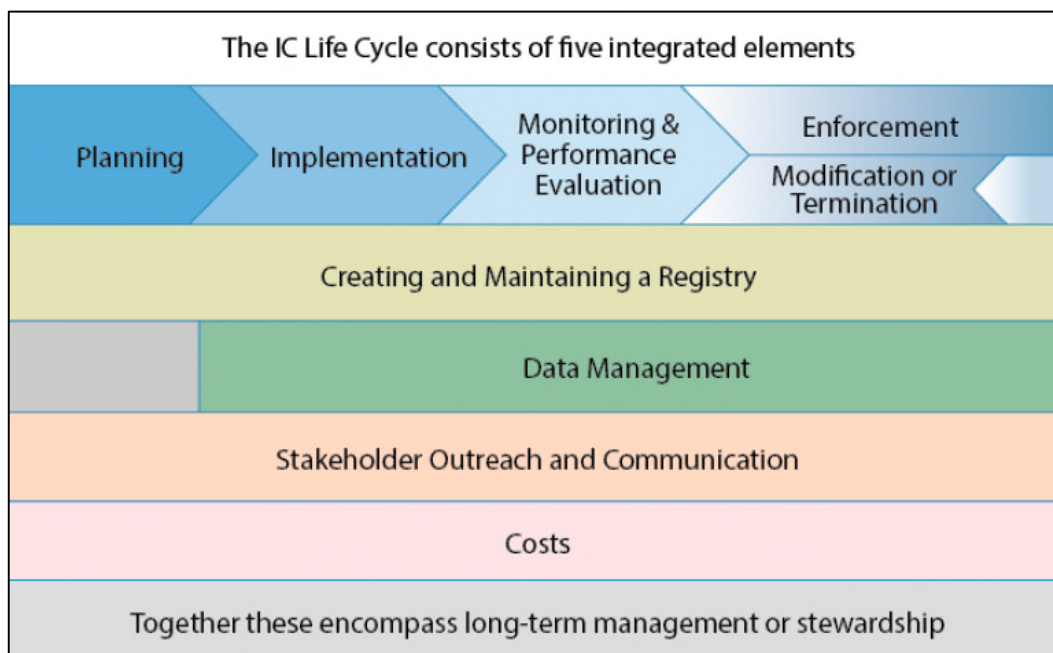


Figure 2-3 : Activités intégrées dans le cycle de vie d'un contrôle institutionnel (ITRC, 2016).

EN	FR
The IC Life Cycle consists of five integrated elements	Le cycle de vie des contrôles institutionnels comprend cinq éléments intégrés.
Planning	Planification
Implementation	Mise en œuvre
Monitoring & Performance Evaluation	Surveillance et évaluation du rendement
Enforcement	Contrôle d'application
Modification or Termination	Modification ou fin
Creating and Maintaining a Registry	Création ou tenue à jour d'un registre
Data Management	Gestion des données
Stakeholder Outreach and Communication	Communication avec les parties prenantes et information
Costs	Coûts
Together these encompass long-term management or stewardship	Ensemble, ces éléments englobent la gestion ou l'intendance à long terme.

2.5 Gestion adaptative

La gestion adaptative tient compte de l'incertitude dans la conception et la mise en œuvre des projets. Il s'agit d'un processus itératif formel qui permet de mettre en œuvre d'autres approches de gestion en vue d'atteindre les buts et les objectifs d'un projet. Elle peut également permettre une approche progressive de l'assainissement lorsque plusieurs stratégies sont utilisées sur une plus longue période. Lorsque la surveillance au cours d'un projet ou la surveillance à long terme après son achèvement montre que les buts et les objectifs du projet ne seront pas atteints dans un délai raisonnable, l'approche de la gestion adaptative prévoit la mise en œuvre de changements dans les mesures de gestion.

Les étapes suivantes décrivent sommairement le processus de la gestion adaptative pour des sites de sédiments contaminés (Fischenich, 2012).

1. **Planifier** : Définir les buts et objectifs, évaluer les mesures de rechange et choisir une stratégie à privilégier en tenant compte des sources d'incertitude.
2. **Concevoir** : Sélectionner ou concevoir une mesure de gestion flexible pour relever le défi.
3. **Mettre en œuvre** : Mettre en œuvre la mesure sélectionnée conformément à sa conception.
4. **Surveiller** : Surveiller les résultats de la mesure de gestion.
5. **Évaluer** : Évaluer la réponse du système par rapport aux buts et objectifs indiqués.
6. **Modifier** : Modifier (adapter) la mesure, si nécessaire, pour atteindre les buts et objectifs définis.

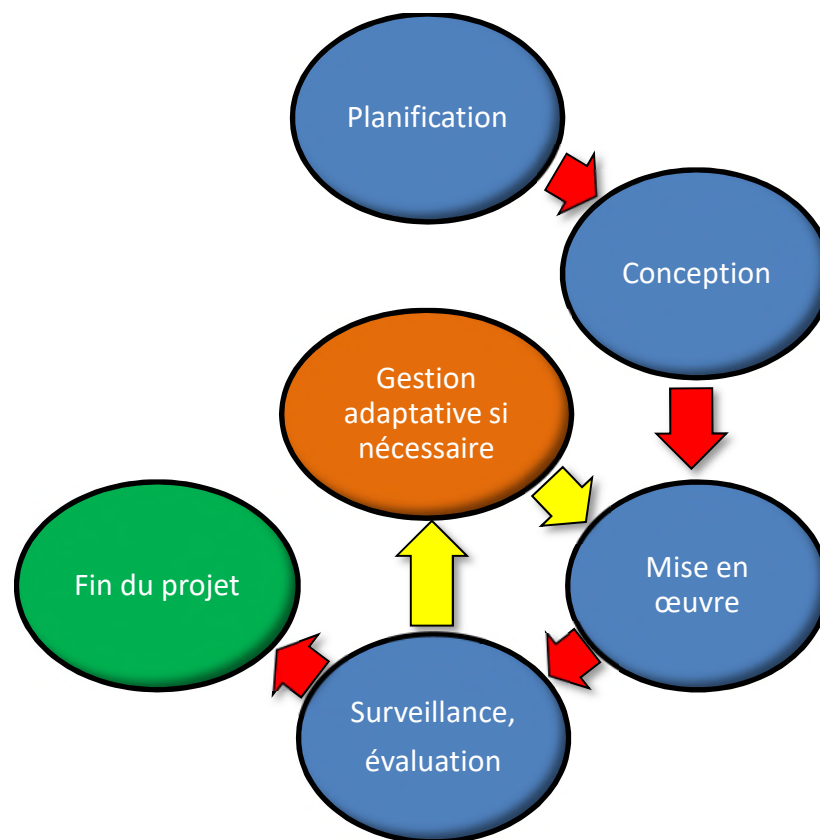


Figure 2-4 : Processus de la gestion adaptative.

La conception initiale d'un projet de gestion des sédiments peut ne pas permettre d'intégrer complètement le type de mesure de gestion adaptative qui sera nécessaire. Les modifications apportées aux aspects de la conception et de la mise en œuvre ne seront entièrement comprises qu'une fois que la surveillance révélera l'ampleur du problème à régler. Dans certains cas, une mesure particulière ou une compréhension générale de ce qui pourrait être nécessaire peut être précisée au départ si un résultat n'est pas atteint comme prévu (p. ex. le rétablissement naturel surveillé peut nécessiter un recouvrement en couche mince ou le dragage d'un point chaud). Idéalement, un plan de gestion adaptative devrait comprendre le plus possible les mesures de rechange et les détails de l'avant-projet sommaire. Il devrait au moins comprendre la portée, l'échéancier ainsi que le budget ou les ressources

liés aux mesures de recharge. Pour les projets tels que des sites faisant l'objet d'un rétablissement naturel surveillé, le plan de gestion adaptative doit également déterminer la personne qui sera responsable de lancer le plan si les objectifs d'assainissement ne sont pas atteints dans un délai acceptable. Des garanties financières devraient être en place dans le plan de gestion adaptative avant la mise en œuvre du projet.

3. Dragage environnemental

L'objectif des auteurs est que cette partie soit lue en parallèle avec l'analyse sur la caractérisation d'un site et la surveillance à long terme présentées dans les parties 2 et 9. Il est à noter que les sous-titres sont les mêmes dans la présente partie, mais que celle-ci comprend des renseignements précis sur la caractérisation d'un site et la surveillance à long terme qui sont pertinents au dragage environnemental.

3.1 Introduction

Le dragage environnemental est réalisé dans le but précis de retirer les sédiments contaminés d'un plan d'eau. Le dragage environnemental, à titre de démarche de gestion, est un processus en plusieurs étapes qui peut prendre diverses formes et qui nécessite le dépôt des sédiments extraits sur place ou à l'extérieur du site. Cette partie traite du dragage environnemental et de la mise en dépôt correspondante. De nombreux aspects du dragage environnemental diffèrent du dragage traditionnel à des fins de navigation, notamment en ce qui concerne la détermination des objectifs d'assainissement, le choix et le fonctionnement de l'équipement de dragage, la mesure du succès et le suivi des possibles répercussions environnementales.

Au Canada, peu de projets de dragage environnemental ont été réalisés jusqu'à présent et l'expérience des entreprises de dragage et des ingénieurs navals provient surtout du dragage aux fins de navigation. Il est donc important de s'assurer que la conception technique d'un projet de dragage environnemental a soigneusement tenu compte des exigences propres aux travaux de dragage environnemental.

Les renseignements fournis dans cette partie visent à souligner les aspects techniques à prendre en considération lors de l'évaluation d'un avant-projet de dragage environnemental.

3.2 Buts et objectifs

Les objectifs généraux d'un projet de gestion des sédiments auront déjà été fixés. Toutefois, les buts peuvent être plus particulièrement axés sur le dragage environnemental.

3.2.1 Buts du dragage

Lorsqu'il a été déterminé que le dragage permettra d'assainir le site (en tout ou en partie), la conception doit établir des buts propres au processus de dragage. Les buts particuliers liés au dragage se traduiront par des degrés d'assainissement définis et quantifiables, qui sont abordés plus loin.

Les buts du dragage doivent normalement refléter les éléments suivants.

1. Dragage précis : Le dragage devra être effectué en temps opportun et de manière rentable, conformément aux attentes en matière de transport et de mise en dépôt des sédiments contaminés. Afin de réduire les coûts du projet, il est important de limiter la quantité de « sédiments propres » qui seraient inutilement retirés lors de l'extraction des sédiments contaminés.
2. Limiter les résidus : Une caractéristique unique du dragage environnemental est la production et la gestion de résidus. Les résidus sont les sédiments contaminés qui restent en place après le dragage initial ou le prélèvement massif. Au cours du prélèvement massif des sédiments contaminés, des résidus peuvent être produits de plusieurs façons : la remise en suspension et la redispersion de sédiments contaminés par la drague, le déversement accidentel de matières

depuis la drague ou du chaland, ainsi que l'envasement ou le déplacement de sédiments contaminés depuis des zones adjacentes vers les zones draguées. Les résidus peuvent également prendre la forme de poches de matières plus profondes qui n'ont pas été extraites par le prélèvement massif. La conception devra comprendre un processus approprié pour évaluer les résidus et un protocole pour les gérer.

3. Limiter la remise en suspension de sédiments et le rejet de contaminants : Tous les projets de dragage risquent d'avoir des répercussions sur le milieu aquatique environnant en raison de la remise en suspension de sédiments. Pour les projets de dragage environnemental, ce risque est élevé en raison de la contamination importante présente dans les sédiments extraits du risque que ces sédiments se distribuent dans la colonne d'eau et soient transportés loin du site.

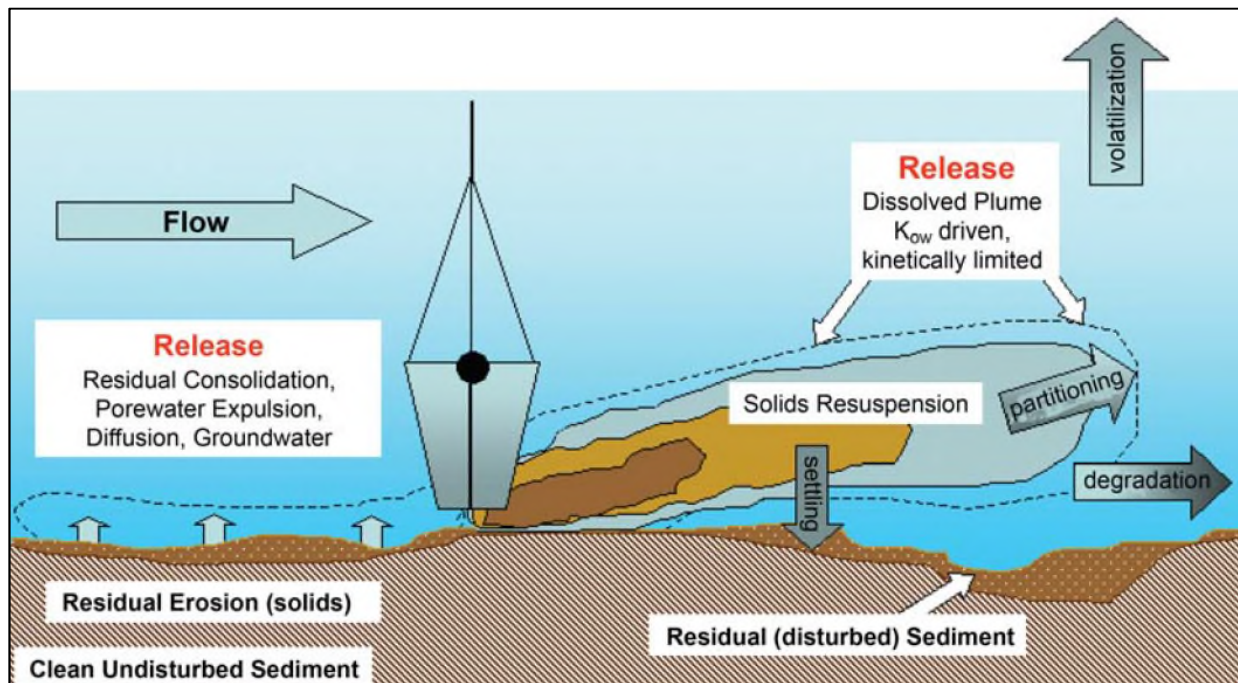


Figure 3-1 : Remise en suspension, résidus et rejets découlant du dragage (Bridges, 2008).

EN	FR
Flow	Débit
Release Residual Consolidation, Porewater Expulsion, Diffusion, Groundwater	Rejet Conglomération des résidus, expulsion d'eau interstitielle, diffusion, eaux souterraines
Residual Erosion (solids)	Érosion des résidus (solides)
Clean Undisturbed Sediment	Sédiments propres non perturbés
Volatilization	Volatilisation
Release Dissolved Plume K_{ow} driven, kinetically limited	Rejet Panache dissous en fonction du K_{oc} , limité sur le plan cinétique
Solids Resuspension	Remise en suspension de matières solides
Partitioning	Partage
Settling	Décantation
Degradation	Dégradation
Residual (disturbed) Sediment	Sédiments résiduels perturbés

À la conception, on devra fixer des normes de rendement pour un projet de dragage afin de garantir l'atteinte des buts et des objectifs généraux. Le degré d'assainissement obtenu par dragage est mesuré en limites ou critères numériques, typiquement des concentrations dans les sédiments à atteindre soit après le dragage, soit après un remblayage. Les degrés d'assainissement combinés à une étendue verticale bien définie de la contamination permettent de déterminer les profondeurs (ou hauteurs) cibles pour le dragage, ce qui constitue la principale façon dont un avant-projet établit l'étendue des travaux pour les entrepreneurs. Des profondeurs de dragage préétablies, combinées à une gestion appropriée des résidus après le dragage, sont souvent préférables au dragage jusqu'à un niveau d'assainissement. La difficulté du dragage jusqu'à un niveau d'assainissement précis est que les résidus contribuent considérablement aux concentrations en sédiments de surface après le dragage. D'autres moyens de gestion des résidus, tels que le remblayage en couche mince, peuvent être plus rentables.

Il peut y avoir d'autres normes liées au taux de production du dragage, à l'efficacité de l'enlèvement de matières, etc. Comme indiqué dans le document du Corps des ingénieurs de l'armée des États-Unis (USACE) intitulé *Technical Guidelines for Environmental Dredging of Contaminated Sediments* (Lignes directrices techniques pour le dragage environnemental de sédiments contaminés) [en anglais seulement] (Palermo et coll., 2008), les normes de rendement peuvent comprendre un ou plusieurs des éléments suivants :

- extraction des sédiments jusqu'à une profondeur déterminée dans des zones déterminées,
- extraction de tous les sédiments dont la concentration de contaminants est supérieure à un seuil d'intervention précis,
- réduction de la concentration moyenne pondérée dans les eaux de surface (CMPES) pour atteindre le niveau d'assainissement des sédiments,
- limites concernant la masse de sédiments contaminés superficiels demeurant comme résidus après le dragage,
- limites concernant la remise en suspension de sédiments causée par les travaux, et limites concernant les sédiments en suspension et le rejet de contaminants dissous atteignant une certaine distance en aval de l'endroit où les travaux de dragage ont lieu,
- limites concernant les rejets de contaminants dans l'air,
- limites de capacité concernant la teneur ou le volume de matières solides pour une mise en dépôt ou un traitement ultérieur,
- contraintes concernant le temps alloué pour l'achèvement du projet.

3.3 Caractérisation du site

Pour les projets de dragage, les caractéristiques physiques du site, ainsi que les caractéristiques des sédiments contaminés, influencent fortement la conception d'un projet. S'assurer que les caractéristiques physiques du site ont été correctement évaluées permet de confirmer le caractère satisfaisant de la conception. Lors de l'évaluation de la conception d'un projet de dragage, des données suffisantes doivent avoir été recueillies et elles doivent avoir été correctement utilisées dans la conception.

3.3.1 Sédiments

La caractérisation des sédiments ainsi que la délimitation des zones et de la profondeur de dragage requises constituent l'objectif évident de toute conception d'un dragage environnemental. Pour établir

la portée adéquate d'un projet de dragage, il est crucial de s'assurer que l'on a suffisamment tenu compte de ces éléments. Les zones à draguer, les profondeurs de dragage, les volumes de sédiments, les besoins en matière de matériel, les besoins en matière de surveillance et la planification globale de la construction reposent sur une évaluation adéquate des caractéristiques des sédiments.

Géotechnique

Établir convenablement les propriétés géotechniques des sédiments cibles en ce qui concerne le dragage a des répercussions importantes sur de nombreuses facettes de la conception : la dragabilité, la sélection du bon matériel de dragage, les besoins en matière de pompage (pour le dragage hydraulique), le transport par barge et les aires d'entreposage temporaire, les taux de production prévus, les besoins en matière d'assèchement et les besoins en matière de traitement de l'eau. Les paramètres géotechniques importants et l'influence qu'ils peuvent avoir sur le dragage et la consolidation des déblais de dragage sont les suivants.

- **Granulométrie** : La granulométrie aura une incidence sur le transport (besoins en matière de débit dans les conduites pour le dragage hydraulique), l'assèchement et la possibilité de traitements après le dragage, comme le désensablement.
- **Densité** : Les sédiments meubles peuvent être dragués en exerçant une force mécanique minimale, ou par agitation et succion. En contrepartie, les sédiments très indurés et plus denses (qui se retrouveraient probablement dans des endroits où la contamination est présente à de plus grandes profondeurs) nécessiteront une grande force mécanique pour la pénétration et l'extraction.
- **Stratigraphie** : Les sédiments varient verticalement, passant de sédiments meubles de surface à des matières denses sous-jacentes. Dans certains cas, plusieurs couches sédimentaires distinctes peuvent être présentes. La contamination des sédiments peut être liée à des couches précises et les caractéristiques des différentes couches peuvent avoir une incidence sur les décisions de gestion. Les projets de dragage requièrent des connaissances géotechniques sur les matières sous-jacentes aux sédiments contaminés, car elles sont étroitement liées à la dragabilité.
- **Résistance au cisaillement** : Plus la cohésion entre les sédiments est élevée, plus grande sera la résistance au cisaillement et plus la force nécessaire pour les extraire lors de travaux de dragage sera importante. En général, les sédiments contaminés devraient avoir une faible résistance au cisaillement. La résistance au cisaillement des sédiments est également liée à la stabilité des berges et aux limites possibles concernant la profondeur de dragage.
- **Limites d'Atterberg** : La plasticité d'un sédiment a une incidence sur son comportement. Elle a des répercussions importantes sur la dragabilité et, du point de vue de travaux de dragage hydraulique, sur la facilité de transport.
- **Teneur en eau** : La teneur en eau des sédiments a une incidence sur la faisabilité de certaines méthodes de dragage. Pour les opérations mécaniques de dragage, une forte teneur en eau se traduit par de plus grandes quantités d'eau sur les chalands et la nécessité d'activités d'assèchement et de traitement de l'eau.

Pour évaluer l'adéquation de la conception, on doit s'assurer que les propriétés géotechniques ont été suffisamment évaluées pour englober les paramètres précédents et si la conception des éléments de la construction comme la dragabilité, les taux de production, les pentes des talus et l'envasement, la stratigraphie des sédiments et des matières sous-jacentes, la remise en suspension, les résidus, la qualité de l'eau, les changements de volume et la mise en dépôt ont tenu compte de ces observations.

Les caractéristiques géotechniques des matières sous-jacentes déterminent la meilleure façon d'effectuer le dragage, y compris le type de matériel utilisé. En fonction de sa source, la contamination est souvent présente dans des couches précises de sédiments. L'épaisseur et la consistance des couches de sédiments contaminés déterminent la profondeur de dragage, la méthode de dragage et l'équipement requis.

Les propriétés géotechniques des matériaux de remblayage en couche mince (recouvrement des résidus) doivent également être comprises pour garantir que ceux-ci sont appropriés pour une utilisation sur le site.

D'autres considérations géotechniques jouent un rôle dans le dragage :

- la bathymétrie ou la topographie et la profondeur d'eau dans la zone de dragage,
- les défis possibles que présentent les matières sous-jacentes (c.-à-d. sédiments meubles, sol dur) en ce qui a trait à la dragabilité, à la production de résidus et aux conséquences du surdragage de volumes excessifs de sédiments propres,
- la construction des infrastructures liées au projet, telles que l'aire de dépôt pour l'assèchement, l'usine de traitement de l'eau et les installations de mise en dépôt (si nécessaire), qui nécessitera des données géotechniques pour obtenir une construction solide.

Dragabilité

La dragabilité des sédiments est un facteur essentiel de l'élaboration de la conception du dragage, la détermination de la faisabilité des travaux et le choix du bon matériel pour l'extraction. La résistance au cisaillement des sédiments cibles sera un facteur essentiel pour déterminer les besoins en matière de matériel de dragage et pour possiblement écarter certains matériels qui ne permettent pas d'effectuer les travaux adéquatement. Si la contamination s'étend plus profondément dans une matière plus rigide et plus indurée, le godet ou le désagrégateur de la drague devra permettre d'entamer cette matière. Par contre, si la contamination est limitée à des couches sédimentaires moins indurées et plus fragiles, un matériel plus petit ou différent (p. ex. une tarière verticale) peut présenter des avantages (Palermo et coll., 2008).

Contaminants préoccupants

La caractérisation de la nature, du niveau et de l'étendue de la contamination est essentielle pour l'élaboration des aspects propres à un projet de dragage. La détermination des produits chimiques préoccupants, de leurs concentrations et de leur emplacement est essentielle pour la conception du dragage. L'étendue latérale et l'étendue verticale de la contamination déterminent les besoins de base. Plus encore que les solutions de recouvrement, un projet de dragage nécessite une définition précise de l'étendue verticale de la contamination sur toute la zone du site afin de déterminer les profondeurs et le volume de dragage nécessaires, de sorte que le volume exact de matériaux à manipuler, à assécher et à mettre en dépôt puisse être déterminé.

Les sédiments contaminés ciblés aux fins d'enlèvement pourraient se limiter à la couche superficielle, s'étendre plus profondément dans les couches de subsurface et être stratifiés. La profondeur de la contamination et les couches sédimentaires touchées dépendent de la source de la contamination, de l'âge de la contamination, de l'utilisation du site et de processus physiques (p. ex. la circulation de l'eau interstitielle). Ces facteurs peuvent en fait varier sur de plus grands sites, ce qui entraîne une contamination à diverses profondeurs. La conception du dragage doit reposer sur un programme d'échantillonnage suffisamment solide pour définir l'étendue verticale et l'étendue horizontale de la contamination dans la zone de dragage. L'étendue verticale ou ligne d'assainissement déterminera les

profondeurs maximales de dragage nécessaires pour atteindre le niveau d'assainissement. La zone de dragage sera divisée en sous-zones de dragage distinctes, chacune ayant sa propre profondeur. Les sous-zones et les profondeurs correspondantes se combinent pour former des prismes de dragage, qui déterminent à leur tour le volume de sédiments nécessitant une gestion réelle (les considérations géotechniques pour déterminer les prismes de dragage sont abordées dans la sous-section 3.4.3.). La définition d'un prisme de dragage peut également nécessiter des transitions entre les sous-zones pour tenir compte de la stabilité géotechnique et des contraintes liées à l'utilisation de la drague. Les carottes de sédiments qui permettent d'évaluer la chimie des sédiments en profondeur doivent donc être distribuées de manière à définir de façon suffisante les lignes d'assainissement dans chacune des sous-zones de dragage.

La nature exacte de la contamination est déterminante quant à la façon dont les déblais de dragage sont manipulés, entreposés, transportés et mis en dépôt. Étant donné qu'un projet de dragage comprend l'enlèvement et la mise en dépôt à l'extérieur du site des sédiments extraits (à moins qu'une installation sur place ne soit construite), il est essentiel de connaître le type de contaminants et la gamme de concentrations pour déterminer la façon dont les sédiments extraits seront mis en dépôt et l'endroit où ils le seront. Pour certains contaminants, comme les BPC, il existe des exigences particulières pour la mise en dépôt des matières dont la concentration est plus élevée. La mise en dépôt à l'extérieur du site des matières très contaminées est souvent la contribution principale aux coûts élevés d'un projet de dragage. Il est donc essentiel de s'assurer que la conception du projet tient compte de la caractérisation chimique détaillée des sédiments à draguer. La conception doit également établir des éléments appropriés en matière de décontamination, de protection de la santé des travailleurs et de sécurité, en fonction de la nature des sédiments.

La chimie des sédiments contribue aussi directement aux possibles répercussions environnementales du projet, notamment sur l'écosystème aquatique et la qualité de l'air. Pendant le dragage des sédiments, il existe un risque de remise en suspension des sédiments et du transfert subséquent ou de la libération de contaminants dissous dans la colonne d'eau menant à des répercussions ultérieures en aval.

Selon le type de matériel de dragage, la réalisation d'un essai d'élutriation standard (SET) (qui correspond à l'essai d'élutriation de l'effluent de la sous-section 4.4.1) ou d'un essai d'élutriation des matériaux extraits (DRET), ou l'élaboration d'un modèle reposant sur les contaminants présents dans les sédiments extraits, permet de déterminer le risque d'incidence sur la qualité de l'eau et les répercussions possibles sur les ressources écologiques environnantes. On considère généralement que le SET est un test plus prudent et qu'il est une bonne représentation du dragage avec des équipements mécaniques, puisque la procédure est conçue pour simuler les rejets provenant des chalands ou des barges utilisés dans les projets de dragage mécanique. Le SET est également considéré comme une bonne option pour prévoir l'incidence des activités liées au dragage, telles que le mouillage, le battage au câble, le remous de l'hélice et l'enlèvement des débris. Le DRET se concentre principalement sur les répercussions de la remise en suspension continue des sédiments par la tête de la drague. Il est donc à privilégier pour prévoir les répercussions du dragage hydraulique (Vicinie et coll., 2011). La profondeur de la contamination détermine la profondeur de la tranchée de dragage, mais les tranchées de dragage plus profondes sont plus susceptibles de remettre en suspension plus de sédiments.

Avant l'achèvement de la conception, on devrait réaliser un SET ou un DRET pour simuler le rejet dans la colonne d'eau de contaminants liés aux sédiments et à l'eau interstitielle au point de dragage. L'eau du site et un échantillon composite de sédiments sont mélangés pour former une boue de dragage, qu'on laisse se déposer. Le liquide surnageant est prélevé et analysé pour détecter les contaminants. Les résultats peuvent être utilisés pour déterminer la qualité des eaux de surface à court terme pendant le dragage et pour évaluer les zones de mélange. Un SET ou un DRET est utilisé pour prévoir les

répercussions du dragage d'un site particulier et il tiendra compte des effets de la concentration en matières sèches, du temps d'aération et du temps de décantation sur les concentrations de contaminants (solubles et particulaires) dans l'eau (USACE, 2008).

Application de l'essai d'élutriation des matériaux extraits (DRET)

Pour le projet d'assainissement des sédiments du récif Randle, une procédure modifiée du DRET a été utilisée pour examiner les possibles effets chimiques et toxicologiques des sédiments du récif Randle à trois concentrations des solides en suspension totaux (soit 25, 50 et 75 mg/L). La procédure modifiée du DRET a permis de fixer des critères relatifs aux solides en suspension totaux qui sont propres au site et qui permettent de protéger l'environnement (Watson-Leung et coll., 2016).

Les concentrations prévues d'élutriats seraient prises en considération dans la conception du dragage, ainsi que d'autres facteurs tels que la remise en suspension, les vagues et les courants, afin d'aider à établir des mesures d'atténuation appropriées (p. ex. des barrières de rétention de limon) ou à modifier le matériel ou la méthode. Il est toutefois conseillé que la conception d'un dragage tienne compte de la possibilité que les concentrations réelles d'élutriats pendant l'exécution dépassent celles prévues par le SET ou le DRET.

Pendant le processus de dragage, certaines contaminations, comme les liquides non aqueux (LPNA), peuvent entraîner la création d'une nappe ou d'une pellicule d'hydrocarbures flottants. Des mesures d'atténuation particulières, comme l'utilisation d'estacade, devront être prises en considération dans la conception lorsque ce type de contamination est constaté.

L'eau produite par l'égouttage des sédiments extraits devra très probablement être traitée avant de pouvoir être rejetée dans l'environnement. Le système doit être conçu pour traiter les contaminants prévus qui se trouveront dans l'eau sous forme de matières en suspension et dans la phase dissoute, ce qui serait principalement déterminé par les contaminants préoccupants dans les sédiments à draguer.

Les incidences sur la qualité de l'air peuvent également devoir être prises en considération lorsque des composés organiques volatils sont présents dans les sédiments à draguer.

3.3.2 Environnement du site

Au-delà de la caractérisation des sédiments qui devront être dragués, il faut tenir compte du site et de son environnement immédiat. Des éléments tels que les matières sous-jacentes et les eaux sus-jacentes ont un effet direct sur les activités de dragage. Les répercussions possibles du dragage sur l'environnement immédiat et les restrictions éventuelles qui en découlent en ce qui concerne les activités du projet doivent également être prises en considération.

Infrastructures et utilisation des voies navigables

Les activités actuelles sur le site, plus particulièrement sur le plan d'eau, doivent être prises en considération dans la conception d'un dragage.

La protection des prises d'eau et des exutoires contre les activités de dragage pourrait comprendre des mesures compensatoires quant au dragage, des barrières physiques et des mesures de protection pour garantir que le projet ne perturbe pas leur utilisation. Les meilleures stratégies et le besoin exact quant à cette protection seront déterminés lors de la conception.

Les éléments de structure, tels que les quais qui empiètent sur un site, les conduites qui passent sous un site et les murs de quai qui sont adjacents à un site, peuvent tous limiter les activités de dragage, tant

latéralement que verticalement. Les quais constituent une barrière physique qui peut également nécessiter une mesure compensatoire ou une limite concernant la profondeur de dragage afin d'en protéger l'intégrité structurale. Les mêmes problèmes existent pour les murs de quai adjacents et parfois pour les grandes structures ou les gros engins qui pourraient être situés au bord de l'eau. La conception doit parfois comprendre la remise en état, le renforcement ou le contreventement temporaire de ces éléments pour que l'étendue des travaux soit réalisée. Les canalisations (dont les pipelines) et les infrastructures de services publics peuvent limiter le type ou la profondeur du dragage. Selon la nature de l'emplacement et de la fonction des infrastructures (p. ex. canalisation de gaz haute pression, ligne électrique) et les techniques de construction (p. ex. profondeur sous les sédiments, tranchée ou forage), une mesure compensatoire de chaque côté peut être nécessaire.

L'utilisation des propriétés adjacentes peut avoir une incidence sur le projet, et vice versa. Les activités industrielles ou commerciales ayant des considérations en matière d'environnement ou de santé et de sécurité (p. ex. le bruit, la poussière, les émissions atmosphériques) constituent l'un des principaux facteurs à considérer dans toute conception. Les répercussions combinées des propriétés ou projets adjacents et du projet de dragage sont évaluées à l'étape de l'évaluation environnementale et les conclusions devront être intégrées dans la conception.

Le trafic maritime et le mouillage sur le site d'un projet ou autour de celui-ci peuvent avoir une incidence sur la mise en œuvre. Ces activités peuvent idéalement être réduites pendant la mise en œuvre, mais ce n'est pas toujours possible, plus particulièrement dans les ports commerciaux. Les activités du projet pourraient devoir être adaptées pour tenir compte de l'utilisation des voies navigables, notamment le trafic maritime. La sécurité maritime liée aux interactions entre les navires du projet et le trafic maritime externe doit jouer un rôle important dans la conception du projet. L'équipement marin doit être correctement éclairé et marqué pour être visible par les autres personnes qui se déplacent sur les plans d'eau. Des éléments comme des conduites flottantes utilisées pour le dragage hydraulique peuvent constituer un danger pour la circulation externe et risquent d'être endommagés par celle-ci. Lors de travaux dans des zones où des navires et de l'équipement ne relevant pas du projet sont présents, la conclusion d'ententes ou d'accords pourrait être nécessaire pour déplacer les navires amarrés afin que le projet ait accès aux sédiments adjacents aux quais et aux murs de quai. Si des personnes participant au trafic maritime public peuvent accéder aux chantiers, des avis doivent être publiés pour s'assurer que le public est au courant des activités, des limites de vitesse et des restrictions concernant les itinéraires dans le passage. Dans le cas de projets plus étendus et de plus grande envergure, des éléments tels que les ponts levants peuvent limiter le déplacement de l'équipement du projet à certains moments.

Questions relatives à la qualité de vie

La conception devra également tenir compte des récepteurs adjacents éventuels de l'incidence du projet et comprendre des mesures d'atténuation appropriées. Lorsque ces récepteurs comprennent des institutions (p. ex. des hôpitaux ou des écoles), des zones résidentielles ou des zones publiques, l'incidence possible du projet sur la qualité de vie doit être examinée (p. ex. le bruit, l'éclairage nocturne, l'augmentation de la circulation et les odeurs). La réduction de ces répercussions peut entraîner des contraintes pour le projet, comme la limitation des heures de travail.

Déchets

La présence de déchets, voire d'infrastructures, abandonnés au fond d'un lac, d'un port ou d'une rivière ou enfouis dans les sédiments, peut constituer un grand obstacle à la réalisation d'un projet de dragage. Les déchets peuvent avoir une influence sur le taux de production du dragage, endommager le matériel, accroître la remise en suspension et les résidus, et entraîner des coûts supplémentaires pour la

décontamination et la mise en dépôt. Les problèmes relatifs aux débris peuvent entraîner des retards importants dans un projet et des dépassements de coûts considérables s'ils ne sont pas pris en considération dans la planification et la conception du projet. Comme la plupart des projets de dragage environnemental se déroulent dans des voies navigables en milieu urbain, la présence de débris est pratiquement certaine.

La conception d'un dragage doit soit intégrer les résultats d'un levé des débris, soit indiquer clairement la nécessité d'une évaluation des débris par un entrepreneur dans le cadre de son propre plan de travail. Un certain nombre d'appareils de sondage peuvent être utilisés pour évaluer les débris, notamment le sonar (à balayage latéral ou à faisceaux multiples), les sondeurs de sédiments, les magnétomètres et la vidéo sous-marine. Il convient toutefois de noter que ces méthodes souffrent d'un certain nombre de limites. Le sonar à balayage latéral ne permet pas de voir les objets enfouis. Les quais avoisinants, les structures et les scories industrielles présentes dans les sédiments peuvent perturber le fonctionnement des magnétomètres.

La nature et l'étendue des débris peuvent exiger une opération spéciale d'enlèvement des débris avant ou pendant le dragage des sédiments. Si un levé des débris n'a pas été réalisé avant le dragage, la conception doit établir clairement le processus d'enlèvement des débris, la personne responsable et la façon dont les sédiments en suspension seront réduits au minimum. Les éléments de ce plan comprennent le transport des débris (sur place et, si nécessaire, à l'extérieur du site), la décontamination et la mise en dépôt.

Accès et aires d'entreposage temporaire

Les projets de dragage nécessitent une aire d'entreposage temporaire à terre qui est affectée à la mobilisation de l'équipement et des fournitures, à la décontamination, aux opérations de transfert des matières, à l'assèchement des sédiments et au traitement de l'eau. L'aire d'entreposage temporaire devra être adaptée aux besoins du projet sur les plans de l'accessibilité à l'eau et à la terre. Idéalement, l'aire d'entreposage temporaire sera facilement accessible depuis le lieu où se déroule le dragage. L'aire d'entreposage temporaire peut être louée, achetée ou fournie au projet par un promoteur ou un intervenant. Selon la situation, un certain nombre d'accords juridiques devront être adoptés.

De plus, toutes les propriétés utilisées au cours d'un projet de dragage environnemental pourraient devoir être caractérisées avant le début du projet. La caractérisation géotechnique appuie toute construction nécessaire, tandis que la caractérisation environnementale servirait de condition de base pour l'aire d'entreposage temporaire avant son utilisation dans un projet. L'établissement de cette condition de base devient important si l'on croit que l'utilisation de la propriété pour le projet a entraîné des répercussions sur l'environnement.

Considérations écologiques

L'existence de ressources écologiques et d'habitats adjacents à des travaux de dragage doit être examinée. L'habitat faunique peut être touché par le projet et doit être protégé. Les habitats qui abritent des espèces en péril ou des espèces sauvages fragiles devront faire l'objet d'une étude toute particulière. La réduction au minimum de ces répercussions peut entraîner des contraintes particulières et la mise en œuvre d'approches de gestion propres au projet.

3.3.3 Eaux de surface

Profondeur d'eau et bathymétrie

Les profondeurs d'eau auront une incidence particulière sur la facilité de dragage, le choix du matériel, le risque de remise en suspension de sédiments et la production de résidus. Sur les sites de plus grande

envergure, où la profondeur d'eau varie, il peut être nécessaire d'envisager des stratégies et des équipements différents pour les différentes sections.

Hydrodynamique

Le vent, les vagues et les courants peuvent avoir une influence sur la capacité à effectuer les travaux de dragage en toute sécurité et de façon efficace, sur la facilité d'accès et de transport, sur le mouvement de sédiments contaminés remis en suspension par la drague ainsi que sur les méthodes d'atténuation requises pour éviter des répercussions sur la qualité de l'eau.

Dans toute activité de dragage, on estime que les sédiments remis en suspension se trouvent dans trois zones potentielles : la zone du mélange initial, la zone rapprochée et la zone éloignée (Bridges et coll., 2008). La zone du mélange initial est dominée par l'influence des activités de dragage elles-mêmes, tandis que les conditions du site relativement au vent, aux vagues et aux courants sont les facteurs prédominants qui touchent le transport des sédiments dans les zones rapprochées et éloignées.

La prévision et l'intégration des effets des courants dans la conception sont simples sur certains sites et plus complexes sur d'autres. Les grandes rivières à fort débit ont un courant prévisible et on dispose sur elles d'une grande abondance de données (y compris la variation du débit découlant à des événements pluviométriques). Les régions voisines du cours d'eau, telles que les petites anses, l'embouchure des affluents et les récifs ou plateformes peu profonds, peuvent nécessiter des études supplémentaires, car elles peuvent présenter des conditions uniques et locales et on dispose généralement de peu de données sur elles.

Les plus petits réseaux hydrographiques présentent une variation beaucoup plus grande dans leur schéma d'écoulement et, ainsi, une surveillance et une modélisation supplémentaires pourraient être nécessaires pour prévoir les conditions possibles qui pourraient avoir une incidence sur le projet. Les eaux libres des plus Grands Lacs ont souvent un courant dominant. Cependant, les ports et les échancrures sont beaucoup plus influencés par la géographie (p. ex. les caractéristiques du littoral et les affluents qui peuvent entraîner de la turbulence) ainsi que par les conditions météorologiques.

Les vagues sont produites par la quantité d'eaux libres, la direction du vent, la profondeur d'eau, la nature du littoral et l'énergie des tempêtes. Si les vents dominants traversent une grande étendue d'eaux libres pour souffler sur le site du projet, des vagues plus puissantes seront alors produites. Un littoral durci réfléchira les vagues, ce qui accroîtra l'agitation de l'eau. Le gros temps peut ralentir la vitesse du dragage et rendre les travaux difficiles.

Les fluctuations de la marée auront une influence considérable sur le moment où le dragage sera effectué et sur la façon dont il le sera, étant donné les changements de la hauteur d'eau.

Les eaux saumâtres, qui sont issues d'un mélange d'eau de mer et d'eau douce, peuvent également créer des circonstances uniques qui doivent être pleinement comprises.

Il faut évaluer avec précision la circulation de l'eau par l'un de ces processus afin d'établir des prévisions quantitatives pour ce qui est du transport et de la dispersion des panaches de sédiments d'un site de dragage. Les données météorologiques combinées aux observations sur place de la température de l'eau, de la salinité, de la concentration de matières en suspension, du débit de l'écoulement et de sa direction devraient servir d'assises aux éléments de conception liés au contrôle du transport des sédiments (Bridges et coll., 2008).

3.4 Construction

Les principaux éléments de conception liés à la mise en œuvre des projets de dragage sont abordés dans la présente partie.

3.4.1 Choix et fonctionnement de l'équipement

La conception d'un projet peut préciser le type de matériel requis pour effectuer les travaux ou mentionner des critères de conception et laisser le choix de l'équipement à l'entrepreneur (pour la plupart des projets, cette démarche est préférable). Toutefois, le propriétaire doit évaluer les types possibles d'équipement lors de l'établissement des estimations des coûts et de la détermination des besoins du projet, notamment les aires d'entreposage temporaire et les installations pour les opérations de transfert. Le dragage environnemental peut être effectué à l'aide de divers types de matériel. Les dragues sont généralement classées, selon la méthode de saisie et d'extraction des sédiments d'un lit de sédiments, dans l'un des deux types suivants : drague mécanique ou drague hydraulique. La conception d'un dragage doit étudier les avantages et les inconvénients des diverses options pour ce qui est de la faisabilité, de l'efficacité et de l'économie. Les conceptions pour les projets de plus grande envergure peuvent devoir comprendre plusieurs types d'équipement, de méthodes, de tailles ou de types de dragage.

Fonctionnement de l'équipement

Le choix de l'équipement de dragage et des méthodes utilisées pour effectuer le dragage dépend des facteurs suivants :

- caractéristiques physiques des matières à draguer
- quantités de matières à draguer
- profondeur des matières à draguer
- mode de mise en dépôt ou méthode de mise en place
- distance par rapport au lieu de mise en dépôt ou à l'aire d'entreposage temporaire
- milieu physique des zones de dragage
- milieu physique des lieux de mise en dépôt
- niveau de contamination des matières à draguer
- capacité de production de la drague.

En outre, il existe d'autres considérations quant au choix de l'équipement : l'efficacité de l'enlèvement, le taux de production, la remise en suspension de sédiments et le rejet de contaminants pendant le processus de dragage et le transport à l'extérieur d'un site, les sédiments résiduels laissés en place après le dragage, la compatibilité avec les options et les coûts de transport, de traitement et de mise en dépôt (Palermo et coll., 2008).

Il faudra également choisir l'équipement nécessaire pour transporter les déblais de dragage de la zone de dragage à la zone d'assèchement, puis au lieu de mise en dépôt ou à l'extérieur du site. De l'équipement sera nécessaire pour le traitement de l'eau et le déplacement des fournitures dans le chantier. Les détails de conception devront permettre de déterminer la façon dont tous les équipements sélectionnés fonctionneront ensemble pour accomplir efficacement les tâches du projet.

Dragues mécaniques

Le dragage mécanique est l'enlèvement physique de sédiments par l'application d'une force mécanique directe pour déloger et excaver les sédiments. Les sédiments cohérents qui sont dragués mécaniquement demeurent généralement intacts et leurs gros morceaux conservent leur densité et leur structure *in situ* tout au long du processus de dragage et de mise en dépôt. Les sédiments excavés à l'aide d'une drague mécanique sont généralement placés sur une barge ou un chaland de transport en vue de leur transport du site de dragage au lieu utilisé pour les opérations de transfert ou la mise en dépôt.

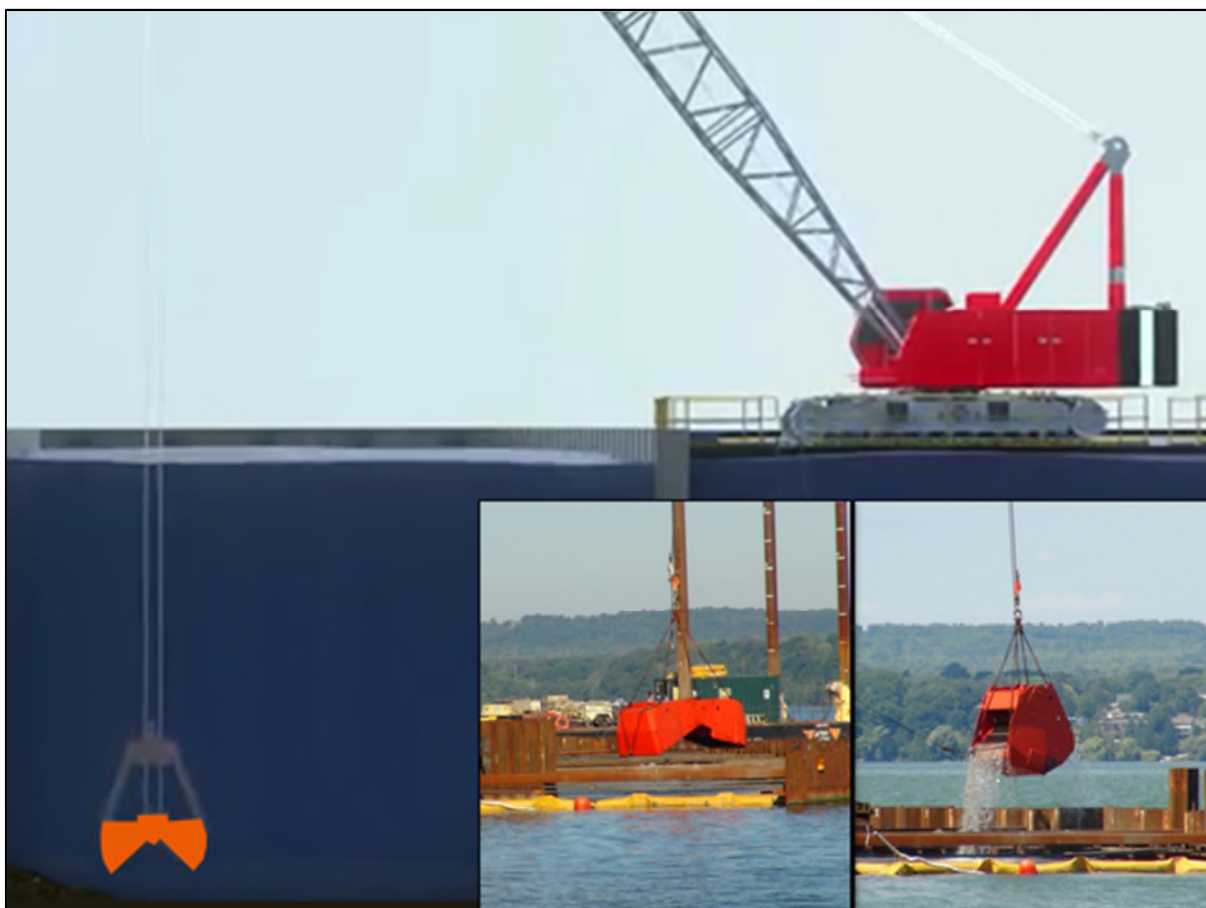


Figure 3-2 : Utilisation du godet d'une drague mécanique depuis une grue (reproduction autorisée par ECC).

La forme la plus courante de drague mécanique est une drague à benne preneuse, qui peut être commandée à partir d'une grue ou un bras articulé. Le choix concernant la façon d'utiliser une benne preneuse est lié à des facteurs comme la profondeur d'eau, les obstacles et la précision requise. D'autres configurations existent et les dragues mécaniques peuvent également être aussi simples qu'une excavatrice à bord d'une barge.

Les dragues mécaniques à benne preneuse sont disponibles dans toutes sortes de tailles et elles sont sélectionnées en fonction de la profondeur de dragage et de la précision requises. La drague à benne preneuse courante a une benne « ouverte » qui confine moins les matières prélevées. Ce type de benne est utilisé pour le dragage de sédiments non contaminés ou la mise en place de matériaux propres comme les matériaux de recouvrement. Les dragues à benne preneuse peuvent être utilisées depuis un câble de grue ou au bout d'un bras fixe. La méthode à l'aide d'un bras fixe offre une meilleure

manœuvrabilité et une plus grande précision pour un dragage ciblé. Un bras fixe peut également mieux draguer autour d'obstacles tels que des surplombs. Les dragues à benne preneuse au bout d'un câble permettent un dragage à de plus grandes profondeurs d'eau, mais sont limitées par le fait qu'on doit les utiliser directement au-dessus du point de dragage prévu. La circulation de l'eau dans la colonne d'eau aura une incidence sur la précision d'une drague à benne preneuse au bout d'un câble.

Lorsqu'une drague mécanique à benne preneuse entame les sédiments et remonte dans la colonne d'eau, des « retombées » de sédiments tombent souvent de la benne. Il s'agit d'une source importante de la couche de résidus produits. Les dragues environnementales comme celle de la figure 3-3 ont été conçues pour atténuer la remise en suspension des sédiments et la création de résidus. Les dragues environnementales sont des bennes qui se ferment de manière à ce que les déblais de dragage et l'eau ne puissent pas s'échapper lorsqu'ils sont tirés vers le haut dans la colonne d'eau. L'utilisation de dragues environnementales au bout d'un câble (également appelées « bennes soutenues par des câbles ») pour enlever mécaniquement les sédiments à de plus grandes profondeurs constitue une méthode courante, mais cette méthode d'exploitation présente des inconvénients liés au contrôle de la profondeur de la coupe. Les équipements mécaniques à bras fixe permettent de mieux contrôler la profondeur de la coupe. Les excavatrices à bras fixe articulé qui sont équipées de bennes hydrauliques à lame droite se sont également révélées très efficaces.

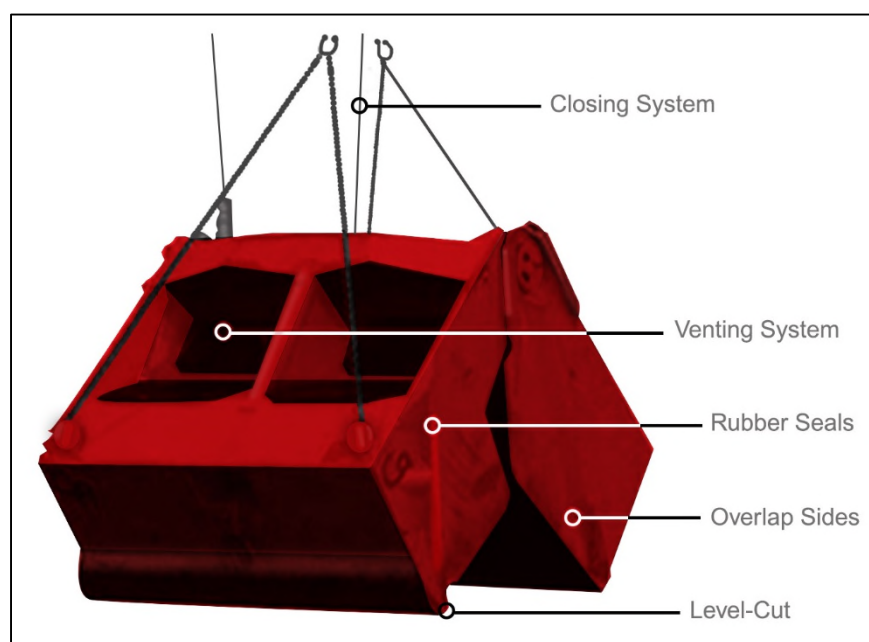


Figure 3-3 : Caractéristiques d'une drague environnementale (Cable Arm).

EN	FR
Closing System	Système de fermeture
Venting System	Évent
Rubber Seals	Joints d'étanchéité en caoutchouc
Overlap Sides	Parois chevauchantes
Level-Cut	Lame droite

Les principales caractéristiques des dragues environnementales sont :

- la capacité d'effectuer une coupe uniforme
- la possibilité de fermeture, qui limite les émissions de produits chimiques organiques volatils dans l'air
- des joints d'étanchéité et des événements conçus pour limiter le débit sortant de l'eau et des sédiments hors de la benne, ce qui limite la remise en suspension et la production de résidus.

Le dragage mécanique a souvent été caractérisé comme ayant des taux plus élevés de remise en suspension que le dragage hydraulique, ce qui était vrai dans le passé lorsque seules les dragues à benne preneuse traditionnelles étaient largement accessibles. Cependant, la disponibilité actuelle de bennes ayant des systèmes d'étanchéité et d'excavatrices à bras fixe articulé a amélioré le rendement du dragage mécanique en ce qui concerne la remise en suspension.

Un des problèmes de la drague mécanique à benne preneuse est les retombées, notamment lorsque la benne ne peut pas se fermer complètement, ce qui peut se produire si des débris empêchent la fermeture complète de la benne et qu'une partie des sédiments extraits est perdue lors de la remontée de la benne.

De plus, les sédiments qui adhèrent à l'extérieur de la benne peuvent se détacher lorsque celle-ci remonte dans la colonne d'eau et ainsi au fond ou être remis en suspension dans la colonne d'eau.

Chalands et barges

Dans les projets de dragage mécanique, les sédiments extraits sont généralement mis en place dans un chaland pour être transportés vers la zone d'assèchement, le site de dépôt confiné (SDC) ou le site de mise en dépôt en milieu terrestre. Le nombre de chalands et leur taille doivent être choisis pour optimiser la productivité du projet et le remplissage doit être effectué de manière à éviter les débordements. Lorsqu'ils sont remplis de sédiments et des eaux immédiatement sus-jacentes, les chalands se déplacent jusqu'au point de déchargement, où ils sont vidés par un dispositif mécanique ou hydraulique (ce qui nécessite un équipement spécialement conçu à cet effet). Les sédiments extraits subissent ensuite un traitement supplémentaire ou sont transportés vers un lieu de mise en dépôt. Un chaland à clapet dispose d'un puits à déblais au fond, où la coque se divise en deux portes, ce qui permet de « décharger par le fond » les sédiments lorsque les portes sont ouvertes. Cette pratique est courante dans les projets de dragage aux fins de navigation où la déposition en eaux libres est autorisée et lorsque les sédiments ne sont pas contaminés, en fonction des critères de gestion pertinents. Dans les projets de dragage environnemental, le déchargement par le fond en vue d'une mise en place en eaux libres serait problématique, compte tenu de la remise en suspension des sédiments qui se produirait pendant le rejet et la réintroduction de contaminants dans un milieu aquatique.



Figure 3-4 : Dragage mécanique avec chaland (reproduction autorisée par ECCC).

Les barges de travail sont également utilisées comme plateforme de travail pour les grues et les excavatrices utilisées pour le dragage mécanique. Les barges peuvent être munies de pieux d’ancrage qui peuvent être soulevés et abaissés pour la maintenir en place et assurer sa stabilité pendant les activités de dragage. Des barges sont également utilisées pour transporter l’équipement et les matériaux (p. ex. les matériaux de recouvrement) entre la zone de dragage et l’aire d’entreposage temporaire.



Figure 3-5 : Barge de travail avec son d'ancrage et ses pieux soulevés (reproduction autorisée par ECCC).

Dragues hydrauliques

Les dragues hydrauliques utilisent un mécanisme de coupe et d'aspiration pour recueillir les sédiments et l'eau, ce qui crée une boue de dragage qui est ensuite transportée par une conduite vers une installation d'égouttage ou un lieu de mise en dépôt.



Figure 3-6 : Drague hydraulique (reproduction autorisée par Pacific Productions).



Figure 3-7 : Drague hydraulique (reproduction autorisée par ECCC).

Le mécanisme de coupe est installé sur la tête de la drague, à l'extrémité d'une « échelle » qui est abaissée jusqu'aux sédiments. Il existe un certain nombre d'options en matière de mécanisme de coupe :

- **Désagrégateur** : Il s'agit d'une tête de drague rotative en forme de cône, dotée de dents pour entamer et ameublir les sédiments,
- **Tarière horizontale** : Il s'agit d'une tarière horizontale rotative qui peut remplacer le désagrégateur. La tarière entame moins agressivement les sédiments, mais elle est bien adaptée aux coupes de dragage droites dans les matières meubles,
- **Jet hydraulique** : Cette option n'est pas recommandée pour le dragage environnemental, à moins qu'elle soit réalisée dans un système de confinement. Comme solution de rechange aux moyens mécaniques, des jets d'eau à haute pression sont utilisés pour entamer les sédiments,
- **Succion simple** : Il s'agit de dragues hydrauliques qui fonctionnent sans action mécanique pour ameublir les sédiments.

L'action de cisaillement des sédiments par une drague à désagrégateur ou à tarière remanie les matières, qui tombent et s'éloignent de la berge pour former une couche créée par les déversements ou les retombées. Il s'agit d'une source importante de la couche de résidus produits en ce qui concerne les dragues hydrauliques. L'épaisseur de ces résidus dépend en grande partie des caractéristiques des sédiments, du fonctionnement de la drague et de sa structure (placement du désagrégateur et du tuyau d'aspiration, vitesse du tuyau de prise d'eau et vitesse de rotation du désagrégateur). À titre de règle empirique, l'épaisseur de la couche de déversement d'une drague traditionnelle à désagrégateur peut représenter environ 0,2 fois le diamètre de celui-ci ou 0,5 fois le diamètre du tuyau d'évacuation (Palermo et coll., 2008).

Dragues hybrides et dragage spécialisé

Les dragues hybrides combinent les caractéristiques des dragues mécaniques et hydrauliques. L'Amphibex en est un exemple : la combinaison d'une tête de drague et d'une benne est fixée à un bras articulés, pour obtenir les avantages d'une excavatrice et d'une tarière, et fonctionne sous pression positive.



Figure 3-8 : Drague hybride Amphibex (reproduction autorisée par ECCC).

Les autres méthodes hybrides comprennent : a) la mise en place des sédiments sur une barge par dragage mécanique, puis leur transformation en boues de dragage afin de les pomper dans une conduite jusqu'au site de traitement, où les sédiments sont asséchés avant leur mise en dépôt; b) la mise en place des sédiments dans le puits d'une pompe volumétrique pour les évacuer à faible vitesse et avec une teneur en eau minimale.

D'autres méthodes hybrides combinent l'utilisation du dragage mécanique et du dragage hydraulique sur un même site. Compte tenu des caractéristiques d'un site, le dragage hydraulique peut être avantageux dans une partie du site et le dragage mécanique peut se révéler plus efficace dans une autre partie.

Pompes et conduites

Le dragage hydraulique utilise des conduites pour transporter les déblais de dragage vers leur lieu de mise en dépôt ou d'assèchement. Ces conduites peuvent être flottantes ou immergées en fonction des besoins du projet.



Figure 3-9 : Conduite flottante (reproduction autorisée par ECCC).

Si les conduites s'étendent sur une longue distance, des pompes de surpression supplémentaires sont nécessaires pour maintenir la vitesse des déblais de dragage dans la conduite. Si la vitesse diminue dans une conduite, les sédiments commenceront à se déposer et à colmater la conduite.



Figure 3-10 : Structure d'une pompe de surpression (reproduction autorisée par ECCC).

Différents types de pompes peuvent être utilisés pour produire l'aspiration nécessaire à la capture et au transport des boues de sédiments et d'eau. Le transport de boues de sédiments et d'eau vers un SDC ou une zone d'assèchement se fera par une conduite. La conception du dragage devra définir les spécifications de la conduite en fonction des caractéristiques des sédiments (du sable par opposition à du limon ou de l'argile), de la concentration en matières sèches des boues (généralement entre 10 % et 20 % de solides), de la distance de pompage et de la profondeur (dans le cas de zones d'assèchement ou de sites de mise en dépôt en milieu terrestre). Les aspects de cette composante de la conception sont le diamètre de la conduite, le tracé de la conduite et les besoins concernant les pompes de surpression. Le nombre de pompes nécessaires, leur emplacement, leur taille et leur puissance doivent être pris en considération dans la conception.

Équipement auxiliaire de construction

De nombreux navires sont nécessaires pour un projet de dragage. Des bateaux-remorqueurs sont nécessaires pour déplacer les barges et les chalands sur le site. Des navires hydrographiques sont nécessaires pour effectuer des levés bathymétriques après le dragage. D'autres navires peuvent être nécessaires pour effectuer l'échantillonnage de l'eau et des sédiments, transporter l'équipement et l'équipe sur le site et gérer les rideaux de turbidité si on les utilise.

Le remous des hélices provoque une grande remise en suspension des sédiments lorsque les bateaux-remorqueurs poussent la drague en place et la déplacent à nouveau, et lorsqu'ils déplacent le long de la drague les barges utilisées pour les déblais de dragage. D'autres bateaux de service qui transportent l'équipe, l'équipement et les fournitures contribuent également aux remous et à la remise en suspension des sédiments. La conception doit tenir compte de toute remise en suspension causée par la dispersion.

D'autres équipements lourds seront nécessaires pour transporter les matières autour de l'aire d'entreposage temporaire et entre celle-ci et les lieux à l'extérieur du site. L'équipement pourrait comprendre des grues supplémentaires, des chariots élévateurs à fourche, des véhicules Bobcat et des remorques de transport.

Un assèchement passif peut être effectué lorsque le seul équipement mécanique nécessaire est semblable à une excavatrice qui empile les déblais de dragage (à l'aide d'une drague mécanique) sur le sol pour les drainer (et éventuellement les retourner ou les mélanger à des agents de solidification). Un assèchement actif nécessite des équipements mécaniques comme des presses à bande ou des filtres-presses. Le désensablement peut également être effectué à l'aide d'équipements tels que des centrifugeuses. Le traitement de l'eau peut utiliser des cellules de décantation, des filtres à sable et des filtres à charbon actif (ou une technologie assurant un traitement équivalent). L'assèchement, le désensablement et le système de traitement de l'eau nécessiteront tous un certain nombre de pompes, de conduites, de soupapes et de capteurs.

3.4.2 Mobilisation et démobilitation

Après avoir établi le chantier, l'aire d'entreposage temporaire, l'accès au site et l'équipement, il faudra déterminer les besoins et l'échéancier quant à la mobilisation sur le site. Un certain temps peut être nécessaire pour obtenir l'équipement spécialisé et le déplacer sur les lieux. De même, l'accès au site et à l'aire d'entreposage temporaire doit être établi suffisamment longtemps avant les travaux en milieu aquatique pour permettre la livraison et le montage éventuel de l'équipement et du matériel nécessaires (dragues, aires de dépôt pour l'assèchement, installations de traitement de l'eau). Un calendrier de la mobilisation, préparé avec minutie, permettra d'effectuer les travaux en milieu aquatique dans les délais prévus.

3.4.3 Unités de gestion et conception du prisme de dragage

La zone globale des sédiments contaminés à draguer qui a été délimitée doit être subdivisée en sous-groupes plus petits. L'établissement des Unités de gestion des sédiments (UGS) sera fondé sur des facteurs comme la profondeur d'eau et les caractéristiques physiques des sédiments. Les UGS seront à leur tour subdivisées en Unités de gestion du dragage (UGD) qui reposeront sur des facteurs tels que la séquence des travaux, le suivi de l'avancement des travaux et la profondeur de dragage ou de la ligne de coupe finale (Palermo et coll., 2008). La définition des prismes de dragage ainsi que des UGS et UGD correspondantes est nécessaire pour confirmer l'exactitude des profondeurs de dragage ou des lignes de coupe et le volume global de sédiments à draguer. Un prisme de dragage peut comprendre plusieurs UGD ayant des profondeurs de coupe différentes ou plusieurs UGD ayant toutes la même profondeur de coupe, en fonction du site.

Le prisme de dragage représente le volume tridimensionnel des sédiments à draguer de différentes UGD. Une caractérisation exacte du profil sédimentaire pour l'ensemble de la zone de dragage proposée est essentielle pour définir correctement le prisme de dragage. Les caractéristiques chimiques et physiques des sédiments influent sur les dimensions du prisme de dragage, plus particulièrement sur sa partie inférieure et ses côtés. La profondeur de la contamination à gérer déterminera les limites verticales du prisme de dragage (c.-à-d. la profondeur de dragage). L'étendue latérale et l'étendue verticale du dragage constituent la base de chaque prisme, mais certains facteurs supplémentaires déterminent également sa forme. Les caractéristiques physiques des sédiments et les problèmes qui y sont liés, tels que le risque d'envasement ou la nécessité de passer d'une profondeur de dragage à une autre, détermineront les angles des côtés du prisme.

Passages

Les passages nécessaires d'une zone à l'autre influent sur les dimensions du prisme. L'angle des pentes latérales peut être précisé dans la conception. Il sera fondé sur les propriétés géotechniques des sédiments (et possiblement sur la bathymétrie existante). Il est nécessaire d'incliner les parois latérales le long des bords d'une zone de dragage, à l'endroit où le prisme de dragage touche les zones de dragage ultérieures adjacentes, ou à proximité de matières non contaminées, pour assurer la stabilité et éviter l'envasement et l'érosion. La prévention de l'envasement et de l'érosion garantit que les zones où le dragage est terminé ne seront pas contaminées à nouveau par des sédiments contaminés environnants.

Tolérance de surdragage

La conception d'un dragage peut également prévoir un certain niveau de surdragage, c'est-à-dire l'enlèvement d'une certaine quantité de sédiments sous la limite verticale de la contamination. Une réduction des contaminants montrant peu de remaniement, une réduction de la production de résidus et une efficacité accrue sont des avantages du surdragage. Les inconvénients du surdragage sont l'augmentation des volumes de sédiments à assécher, à traiter et à mettre en dépôt ainsi que l'augmentation des coûts. En raison de la précision de l'équipement, la tolérance de surdragage devrait être plus stricte pour la conception du dragage environnemental que pour celle du dragage aux fins de navigation (Palermo, Hayes et coll., 2014). La conception du dragage doit tenir suffisamment compte des avantages et des inconvénients du surdragage, en fonction des caractéristiques des sédiments et du site, et avoir sélectionné la tolérance de surdragage en conséquence.

3.4.4 Séquence et acceptation des travaux

La séquence horizontale et la séquence verticale des travaux doivent être clairement définies dans la conception d'un projet. L'ordre dans lequel les UGD sont draguées détermine la séquence horizontale. Il est courant d'accorder la priorité à la séquence horizontale en fonction du niveau de contamination, mais d'autres conditions du site sont également prises en compte. L'emplacement des UGD en amont et en aval, les profondeurs de dragage et les caractéristiques physiques des sédiments sont tous des facteurs que l'on devrait considérer. Le dragage par UGD se déroule généralement d'amont en aval pour des conditions de courant unidirectionnel, comme dans une rivière. Le dragage par UGD se déroule aussi généralement de la pente ascendante à la pente descendante pour limiter l'envasement des matières contaminées dans les zones draguées.

La séquence verticale des travaux fait référence au nombre de passages de la drague et à l'épaisseur de chacune de ces coupes dans une UGD. Les conditions des sédiments (tant chimiques que physiques) dans une UGD aideront à déterminer les épaisseurs appropriées des coupes de la drague, qui à leur tour détermineront le nombre de passages de la drague requis pour atteindre la profondeur finale dans cette UGD. La taille de la drague peut également représenter un facteur déterminant pour les épaisseurs de coupe.

L'acceptation initiale de la fin du dragage dans l'UGD repose sur des levés bathymétriques qui confirment que la profondeur finale a été atteinte. Le projet comprendra également une vérification par échantillonnage pour s'assurer que la chimie des sédiments correspond au niveau d'assainissement préétabli et propre au projet. Des mesures de suivi telles qu'un deuxième passage de dragage ou le remblai en couche mince (recouvrement des résidus) sont déclenchées lorsque les zones draguées ne satisfont pas aux critères d'acceptation.

3.4.5 Taux de production prévus

Un autre aspect essentiel de la conception d'un dragage est la prévision précise de son taux de production, c'est-à-dire le taux auquel les sédiments contaminés peuvent être efficacement extraits, transportés, traités et mis en dépôt ou confinés. Tous ces aspects sont liés et influent sur la rapidité avec laquelle l'entrepreneur est en mesure de terminer les travaux, ce qui constitue à son tour la base de l'échéancier et du budget prévus pour le projet. Comme mentionné plus haut, les propriétés géotechniques des sédiments déterminent la manière dont ils doivent être extraits. Ces propriétés déterminent également la rapidité avec laquelle l'enlèvement peut être effectué (c.-à-d. le volume de sédiments qui peut être déplacé pendant une période donnée).

En supposant que la dragabilité ait été établie, ces autres facteurs doivent être évalués dans le cadre du processus de conception :

- **Besoins en matière de pompage (pour le dragage hydraulique) :** Si le dragage est hydraulique, les sédiments déblayés sont mélangés à de l'eau à la tête de la drague pour former une boue qui sera transportée. Les caractéristiques géotechniques telles que la cohésivité et la granulométrie peuvent avoir une incidence sur la facilité avec laquelle cette matière est pompée dans une conduite. Les matières cohésives comme l'argile peuvent s'agglomérer ou « engorger » la conduite, ce qui perturbe le processus de pompage. Les sables à plus gros grains peuvent se déposer dans la conduite. Sans une conception appropriée, les taux de production peuvent être ralentis ou arrêtés par des conduites partiellement ou totalement bloquées. La conception du système de pompage devra tenir compte des propriétés géotechniques et de la distance jusqu'au lieu de mise en dépôt, ainsi que du nombre requis de pompes, de la taille et de la puissance des pompes, et de l'emplacement approprié des pompes de surpression.

- **Besoins concernant les opérations de transfert (pour le dragage mécanique) :** Les sédiments extraits par dragage mécanique sont normalement mis en place sur des barges ou des chalands qui les transporteront jusqu'à une installation de traitement ou d'assèchement, d'où ils seront de nouveau transportés pour leur mise en dépôt. La distance du transport, le nombre et la capacité des barges utilisées ainsi que d'autres facteurs peuvent influencer sur le taux de production global. Le taux de production peut également être déterminé par la capacité de l'installation de déchargement ou celle du processus de traitement et d'assèchement. Tous ces facteurs doivent être pris en considération dans la conception et il faut tenir compte de la redondance des équipements essentiels afin d'éviter les goulots d'étranglement dans le débit traversier global.
- **Besoins en matière d'assèchement :** Que les sédiments extraits soient mis en dépôt à l'extérieur du site ou laissés sur place dans une cellule de confinement (terrestre ou aquatique), la majorité des projets exigeront que ces matières soient d'abord asséchées. Les sédiments extraits par dragage mécanique ont une teneur en eau beaucoup plus faible que ceux enlevés par dragage hydraulique. Lorsque les sédiments ont été transformés en boues dans le cadre de projets de dragage hydraulique, l'assèchement dépendra de la méthode de mise en place et du traitement. Les matières pompées directement dans une cellule de confinement subiront une décantation et une consolidation. Les matières pompées vers une installation d'assèchement ou de traitement mécanique peuvent être asséchées à l'aide de clarificateurs ou de filtres-presses.
- **Besoins en matière de traitement de l'eau :** L'assèchement des sédiments extraits signifie donc qu'il sera nécessaire de traiter l'eau résultante avant de la rejeter dans l'environnement. Les sédiments contenant une plus grande proportion de matières à grains fins peuvent produire un effluent initial ayant une plus grande concentration de solides en suspension.
- **Réutilisation bénéfique :** La séparation et la réutilisation bénéfique des parties propres des sédiments extraits peuvent être réalisées par un processus de désensablement ou de lavage du sol, où les sédiments à gros grains sont séparés des sédiments à grains fins auxquels les contaminants se sont liés. L'effluent de dragage est alors traité à l'aide d'une série d'étapes pouvant comprendre des décanteurs, des centrifugeuses, l'ajout de polymères, des filtres et des presses. Le temps nécessaire à ce processus pourrait limiter la production du dragage, en fonction de la taille de l'installation de traitement et de la capacité d'empilement des sédiments de dragage.

Les taux de production sont également déterminés par la durée d'utilisation de la drague. Cette durée d'utilisation peut être mesurée sur une base quotidienne, hebdomadaire, mensuelle ou annuelle. De nombreux facteurs peuvent avoir une influence (p. ex. la capacité de l'équipement et du personnel, la prise en compte d'autres activités du site, les considérations saisonnières et les règlements administratifs municipaux relativement au bruit).

3.4.6 Remise en suspension, devenir et transport, résidus

La remise en suspension est définie comme le processus par lequel un dragage et ses opérations connexes délogent des particules de sédiments stratifiés et les dispersent dans la colonne d'eau (Bridges et coll., 2008). Les sédiments remis en suspension dans la colonne d'eau peuvent être transportés hors du site par les courants locaux. Une importante remise en suspension peut produire des résidus lors de la redéposition des sédiments. Les propriétés géotechniques des sédiments à draguer, le type de dragage et la méthode d'exploitation sont les principaux facteurs qui déterminent la remise en suspension. Ces propriétés comprennent la masse volumique apparente, la granulométrie et la

minéralogie. La conception doit comprendre une évaluation en bonne et due forme de ces propriétés et les prendre en considération pour évaluer le risque de remise en suspension.

La production de résidus correspondante doit également être prise en considération dans la conception, grâce à un suivi approprié, à des mesures d'atténuation ou à une estimation de la quantité supplémentaire requise de travaux de dragage ou de remblai en couche mince (recouvrement des résidus).

3.4.7 Qualité de l'eau

La remise en suspension des sédiments dans la colonne d'eau est un problème, car elle peut avoir des répercussions sur la qualité de l'eau. La principale conséquence découlera des contaminants liés aux particules en suspension. La remise en suspension de sédiments contaminés peut également accroître la quantité de contaminants dissous dans la colonne d'eau.

3.4.8 Changements concernant le volume

Le volume de sédiments extraits sera différent du volume final mis en dépôt, en fonction du type de dragage (hydraulique ou mécanique) et des méthodes utilisées pour les opérations de transfert, le transport, l'assèchement et la mise en dépôt. L'estimation de ces volumes peut être fondée sur des essais de traitabilité ou des tests de décantation en colonne (voir la partie 4).

Le dragage au-delà de la tolérance de surdragage peut également contribuer de manière importante à une augmentation du volume des déblais de dragage. L'avant-projet peut aborder cette question en établissant des pénalités ou des incitations visant à limiter le surdragage.

3.4.9 Mesures de gestion et éventualités

La planification des mesures d'urgence constitue un aspect important de tous les projets et la conception doit être détaillée. Pour les projets de dragage, des problèmes inattendus tels que la présence de débris enfouis, d'un sol dur, d'infrastructures non définies, de défauts du matériel, de problèmes liés au rendement de l'entrepreneur, de contamination inattendue et de conditions météorologiques peuvent contribuer à un certain nombre de défis à relever. Ces défis comprennent, sans toutefois s'y limiter, la remise en suspension d'une quantité inacceptable de sédiments, le rejet de contaminants, la production de résidus, l'impossibilité d'atteindre les degrés d'assainissement, les répercussions sur la qualité de l'air, les répercussions sur les ressources écologiques (mortalité massive de poissons par exemple), les plaintes relatives au bruit, les répercussions sur le bien-être public, les obstacles à la navigation et les questions de sécurité. Un plan de gestion adaptative doit être élaboré au cours de la conception du projet pour faire face aux incertitudes. Le plan de surveillance doit être combiné aux mesures de gestion qui seront adoptées pour surmonter ces difficultés et atténuer les répercussions négatives qui y sont liées.

3.4.10 Prévision de la remise en suspension des sédiments et résidus

La remise en suspension de sédiments et la formation de résidus au cours d'un projet de dragage environnemental peuvent nuire à l'efficacité à long terme des travaux réalisés. Les résidus sont une mince couche de sédiments contaminés restés sur place après l'achèvement du dragage. Ce sont souvent des sédiments à grains fins auxquels la majorité des contaminants ont adhéré. Par conséquent, les sédiments de surface après le dragage peuvent encore contenir des concentrations de contaminants se rapprochant de celles de la surface originale avant le dragage, voire supérieures à celles-ci. Bien que les résidus forment généralement une mince couche de matériaux, puisqu'ils constituent la nouvelle

surface des sédiments, leur exposition à l'écosystème est considérable. Les résidus produits par le dragage sont également beaucoup moins stables que les sédiments préexistants et donc le risque d'érosion et de remise en suspension est donc beaucoup plus élevé que celui des sédiments peu remaniés. Cela peut présenter un risque accru pour la qualité de l'eau et un risque que la contamination soit transportée en aval vers de nouvelles aires de sédimentation. Le contrôle et la gestion des résidus sont reconnus comme l'un des principaux défis que doit relever la conception de tout dragage.

L'ampleur de la remise en suspension des sédiments et le risque de transport à l'extérieur du site des contaminants pendant des travaux de dragage sont influencés par de nombreux facteurs (USEPA, 2005), notamment :

- les propriétés physiques des sédiments (p. ex. leur granulométrie)
- la distribution verticale des contaminants dans les sédiments
- la vitesse de l'eau et le degré de turbulence
- le type de drague
- les méthodes d'exploitation de la drague
- la compétence des conducteurs de drague
- l'étendue des débris
- la salinité de l'eau
- l'ampleur des activités des bateaux de service et des bateaux-remorqueurs
- la déclivité des pentes coupées par la drague
- la quantité de sédiments contaminés remis en suspension par les travaux de dragage
- l'étendue des mesures de limitation de la dispersion des sédiments remis en suspension (p. ex. barrières de rétention de limon, écrans de palplanches)
- le profil vertical des concentrations de contaminants dans les sédiments par rapport à l'épaisseur des sédiments à enlever
- les concentrations de contaminants dans les zones environnantes non draguées en raison des effets possibles d'agitation par les dragues, ainsi que la dispersion
- les caractéristiques des sédiments ou du substratum rocheux sous-jacents (p. ex. si le surdragage est possible)
- les obstructions ou l'aire de manœuvre confinée (p. ex. pouvant limiter l'efficacité des travaux de dragage).

Des résidus peuvent être produits pendant le dragage lorsque les sédiments sont remués, retombent partiellement de la drague ou s'ensavent depuis les zones adjacentes. Les poches de contamination qui descendent sous le niveau de dragage établi peuvent également être considérées comme des résidus et sont appelées « résidus peu remaniés ». Les résidus montrant peu remaniés sont souvent liés à des obstacles au dragage tels que des débris, un sol dur, des infrastructures ou une caractérisation verticale incomplète (Bridges et coll., 2008).

Prévoir et établir de façon efficace une méthode de gestion des résidus produits représentent l'une des plus grandes difficultés auxquelles une conception de dragage environnemental doit faire face. Comme mentionné plus haut, les propriétés géotechniques des sédiments à draguer contribuent directement à

la quantité prévue de résidus. D'autres facteurs, tels que le type d'équipement et la compétence du conducteur de drague, contribuent également à cette quantité.

Le calcul du volume et de la concentration attendus des résidus contribuera à la conception du dragage un bon point de départ pour planifier la gestion nécessaire des résidus. Il est possible de prévoir les concentrations approximatives de contaminants dans une couche de résidus, en se fondant sur la concentration moyenne de sédiments dans le profil de coupe final de production (Palermo et coll., 2008). La fourchette des masses de résidus a été confirmée par une analyse d'ensembles de données détaillées après le dragage, qui indiquent une plage de 1 % à 11 % et un pourcentage plus élevé de masses de résidus pour une densité moyenne *in situ* plus élevée de déblais de dragage (Patmont et coll., 2017). Cependant, il n'existe pas de méthode absolue de prévision des volumes ou des concentrations de résidus. Il faudra attendre la fin des travaux de dragage pour connaître la production réelle de résidus.

3.4.11 Résidus : mesures préventives et de gestion

Tout assainissement d'un site de dragage générera des résidus. La prévention ou la réduction des résidus et des sédiments remis en suspension devrait constituer un élément essentiel de toute conception de dragage, de même que la gestion des résidus créés. Les contrôles opérationnels et les contrôles techniques devraient faire partie de la conception de tous les projets de dragage. Ils peuvent être décrits de manière adaptative en fonction de l'avancement global d'un projet et de la production de résidus.

Les contrôles opérationnels consistent à régler les équipements et les techniques de dragage dans le but de réduire autant que possible la production de résidus. Une caractérisation verticale complète des contaminants sur le site est la méthode la plus efficace pour éviter les résidus peu remaniés, mais des poches de contamination peuvent demeurer non découvertes. En outre, l'emplacement exact et précis des passages de dragage, y compris l'enlèvement des sédiments au-dessus de la ligne de coupe, est manifestement une méthode efficace. Une autre stratégie efficace pour limiter la production de résidus peut toutefois consister à s'assurer que les travaux sont effectués de manière mesurée et efficace (à un rythme approprié pour éviter toute remise en suspension ou retombée excessive des sédiments de dragage). Des techniques contrôlées de dragage devraient réduire le déversement de sédiments de la benne ou de la tête de la drague pendant les travaux. Puisque la circulation de navires peut contribuer de manière considérable à la remise en suspension, la gestion de l'accélération et de la vitesse des navires ainsi que le choix approprié des navires de soutien seront importants. Une bonne séquence de dragage (d'amont en aval ou du haut d'une pente vers le bas) peut également contribuer à réduire les résidus générés par le processus de dragage.

Des contrôles techniques peuvent être mis en œuvre pour limiter la dispersion des sédiments remis en suspension et la production de résidus, notamment :

- Choisir le type de dragage approprié (mécanique ou hydraulique) en fonction des caractéristiques des sédiments et du site.
- Utiliser des dragues environnementales ayant des joints d'étanchéité qui sont destinés à réduire la remise en suspension et la production de résidus, ou munir les têtes des dragues hydrauliques de capots qui sont destinés à capturer les sédiments remis en suspension.
- Interdire le débordement des chalands qui reçoivent les déblais de dragage.
- Utiliser des barrières pour isoler l'ensemble du site de dragage des plans d'eau environnants, notamment :
 - Des écrans temporaires de palplanches d'acier qui sont retirées après la fin du dragage.



Figure 3-11 : Confinement temporaire au moyen de palplanches (reproduction autorisée par ECCC).

- Des barrières de rétention de limon, qui sont des barrières flexibles à faible perméabilité suspendues à la surface de l'eau à l'aide d'une série de flotteurs à la surface et d'une chaîne de fond lestée ou d'une ancre et qui redirigent le débit d'eau (Francingues et Palermo, 2005). Les barrières de rétention de limon réduiront les répercussions de la turbidité sur les eaux environnantes, mais ne confineront pas nécessairement les résidus contaminés dans une zone couverte par une barrière. Il est impossible ou inefficace d'utiliser des barrières de rétention de limon traditionnelles en condition de débit élevé (c.-à-d. supérieur à 0,46 m par seconde) et à des profondeurs supérieures à 3,05 ou 3,66 m, où les charges sur les barrières et les corps d'amarrage sont excessives. Les forts courants, les vents violents, les fluctuations du niveau de l'eau (p. ex. la marée), la hauteur excessive des vagues (y compris le sillage des navires), les glaces et les débris à la dérive ainsi que le mouvement de l'équipement à l'intérieur et à l'extérieur de la zone constituent d'autres limites pratiques à l'efficacité des barrières de rétention de limon (et des filtres à limon, voir le point suivant). En général, les barrières de rétention de limon sont plus efficaces dans des eaux relativement peu profondes et à faible régime hydrodynamique, sans fluctuations importantes de la marée (Francingues et Palermo, 2005). Dans des conditions de fort débit ou de grandes fluctuations de la marée, le recours à des barrières de rétention dont la structure a été renforcée (support au moyen de pieux en H) peut être envisagé.



Figure 3-12 : Utilisation d'une barrière de rétention de limon (reproduction autorisée par ECCC).

- Les filtres à limon, qui sont faits de toiles de géotextile, sont plus perméables que les barrières de rétention susmentionnées. Ces filtres permettent à une fraction importante de l'eau de s'écouler, mais retiennent une grande partie des solides en suspension (Francingues et Palermo, 2005).
- Les barrières à bulles, qui sont créées en installant une canalisation le long du lit de sédiments. Ces canalisations dégagent ensuite des bulles d'air sur toute leur longueur pour former une « barrière » d'air qui perturbe le débit de l'eau et limite le transport des sédiments en suspension dans le chantier. Les barrières à bulles peuvent être utilisées dans des lieux où le trafic maritime entre et sort fréquemment du chantier.



©ECCC, Benjamin Fortier 2017

Figure 3-13 : Utilisation d'une barrière à bulles sur le fleuve Saint-Laurent (reproduction autorisée par ECCC).



©ECCC, Benjamin Fortier 2017

Figure 3-14 : Utilisation d'une barrière à bulles sur le fleuve Saint-Laurent (reproduction autorisée par ECCC).



Figure 3-15 : Utilisation d'une barrière à bulles (reproduction autorisée par ECCC).

- Les « puits centraux », qui sont constitués de barrières de rétention de limon lestées autour de la zone immédiate de la drague d'exploitation et qui limitent ainsi la dispersion des sédiments remis en suspension. Bien que la production de résidus puisse encore se produire, elle est confinée et plus susceptible d'être capturée pendant le dragage de cette zone (voir la figure 3-16).
- Les caissons, qui peuvent être installés temporairement pour un dragage spécialisé dans des lieux particulièrement fragiles. Le dragage à l'intérieur des caissons est généralement assez coûteux et nécessite habituellement l'enlèvement et la réinstallation des caissons de manière à ce qu'ils se chevauchent afin de s'assurer que tous les sédiments contaminés sont capturés.
- Rincer les bennes pour enlever les sédiments qui y ont adhéré avant la fin d'un dragage.



Figure 3-16 : Barge-grue avec puits central rattaché et bacs récepteurs en usage (M. Roberts, A. Corbin, P. Doody, T. Peters et C. Robinson, 2017).

3.4.12 Dragage spécialisé pour les passages de l'assainissement

Le dragage des résidus peut également être effectué à l'aide d'un équipement spécialement conçu à cet effet pour enlever les matières meubles. La tête de drague Vic Vac^{MD} est un exemple précis de tête de drague environnementale conçue pour effectuer des passages d'assainissement pour des projets environnementaux de grande envergure comme la rivière Fox et la rivière Ashtabula (Palermo et coll., 2008). La conception peut stipuler l'utilisation de ces dragues spécialisées afin d'optimiser la capacité à enlever les résidus.

3.4.13 Recouvrement ou couverture des résidus

Au cours des dernières années, la méthode de recouvrement ou de couverture des résidus (remblai en couche mince) s'est imposée comme l'une des principales stratégies pour la gestion des résidus de dragage. La conception doit tenir compte de la manière dont une méthode de recouvrement des résidus sera adoptée et du moment où elle le sera. Cela sera déterminé par un processus décisionnel analogue à l'ordinogramme de la figure 3-20. Dans les situations où une reprise de dragage ne servirait à rien, comme dans le cas de minces couches de résidus très meubles, le recouvrement des résidus pourrait être mis en œuvre. Pour déterminer si cela s'applique, des vérifications du dragage par échantillonnage doivent avoir permis de déterminer à la fois la concentration de contaminants et leur épaisseur dans la couche de résidus. La granulométrie constitue également un facteur important à considérer qui est lié à la stabilité du recouvrement, au déplacement du remblai en couche mince (recouvrement des résidus) et au mélange avec les sédiments de résidus qui se produit initialement et au fil du temps. Le processus de recouvrement des résidus est équivalent au processus de recouvrement en couche mince présenté à la partie 6. Les différences les plus importantes sont que les matières résiduelles à recouvrir sont beaucoup moins conglomérées que les sédiments non dragués et qu'elles sont souvent moins épaisses.

La conception devra indiquer les exigences relatives aux matériaux de recouvrement, à savoir leurs caractéristiques chimiques et physiques. Les exigences relatives au recouvrement ou à la couverture des

résidus peuvent être estimées lors de la conception aux fins du budget, de l'établissement de l'échéancier et de la passation de marchés, mais cette estimation est très variable en fonction de la nature des résidus produits par le dragage. Les exigences relatives à la mise en place doivent être précisées, ainsi que le processus de détermination de l'épaisseur du recouvrement, qui repose sur la masse de contamination résiduelle.

3.4.14 Gestion des déblais de dragage

Désensablement

Lorsque la composition des sédiments s'y prête, la conception du dragage peut intégrer un processus de désensablement afin de réduire le volume et le coût de mise en dépôt des sédiments contaminés. Les contaminants sont généralement liés aux sédiments plus fins, tandis que les particules de sable à plus gros grains sont généralement propres. Si les sédiments extraits ont une teneur importante en sable, un processus de désensablement peut être souhaitable et réalisable. Le procédé de séparation peut être réalisé de plusieurs manières, notamment par centrifugation ou tamisage. Ces procédés sont appliqués plus efficacement si on utilise une drague hydraulique pour extraire ces matières. Si les matières sont extraites à l'aide d'une drague mécanique, une opération distincte sera nécessaire pour les transformer en boues. Le désensablement présente également l'avantage de produire un matériau sableux propre qui peut faire l'objet d'une réutilisation bénéfique, soit dans le cadre du projet ou à l'extérieur de celui-ci. La réutilisation pourrait comprendre des projets de construction, des matériaux de remblayage, des recouvrements de sites d'enfouissement et le remblayage de plages. Des essais et des évaluations appropriés doivent être effectués dans le cadre de la conception pour confirmer que le sable ainsi séparé conviendra à une gestion distincte ou à un dépôt avec valorisation des sédiments.

Assèchement

Toute conception de dragage doit tenir compte d'un certain degré d'assèchement. Le volume et la complexité de l'assèchement nécessaire dépendent de la technique de dragage, des caractéristiques des sédiments, des contaminants et du mode de mise en dépôt. La mise en dépôt ultime des sédiments extraits joue également un rôle dans le degré d'assèchement requis. La conception devra soit présenter les besoins en matière d'assèchement, soit présenter une méthode exigée pour l'assèchement. Les options d'assèchement peuvent varier considérablement en complexité et peuvent aller de l'assèchement passif à l'assèchement actif. En ce qui a trait au dragage mécanique, l'option la plus simple est d'empiler les sédiments extraits dans une cellule de confinement et de laisser l'eau s'écouler. Dans le cas du dragage hydraulique, la boue de sédiments peut être pompée directement vers un SDC dans des tubes géotextiles ou vers une usine de traitement des sédiments en vue d'une déshydratation mécanique. En ce qui concerne les SDC, la boue est pompée vers un site de confinement où la décantation et la consolidation assurent l'assèchement (voir la partie 4).

Les tubes géotextiles (récipients cylindriques en géotextile) permettent à la boue de s'écouler au fil du temps, car ils fonctionnent comme un filtre qui laisse passer l'eau, mais retient les sédiments. Les tubes géotextiles sont généralement remplis et empilés les uns sur les autres dans une structure pyramidale, où le poids supplémentaire des tuyaux empilés aide davantage à « essorer » par compression l'eau des sédiments. Des additifs, tels que des polymères, peuvent être utilisés dans les tubes géotextiles pour accélérer la décantation.

Des presses à bande ou des filtres-presses, qui exercent une force mécanique pour comprimer physiquement les sédiments et éliminer l'eau restante, constituent les principaux exemples d'assèchement mécanique.

Les facteurs déterminants pour le choix de certaines options d'assèchement sont limités par l'espace disponible pour les activités d'assèchement, le temps imparti, le volume de sédiments et le coût de mise en dépôt correspondant. Par exemple, si l'utilisation de tubes géotextiles est précisée, l'avant-projet devrait alors garantir qu'une zone ayant la taille et les caractéristiques appropriées (altitude, considérations géotechniques, propriétés environnantes) est disponible. Un temps suffisant sera également nécessaire pour permettre la compression progressive sous l'effet de la gravité des tubes géotextiles remplis de sédiments.

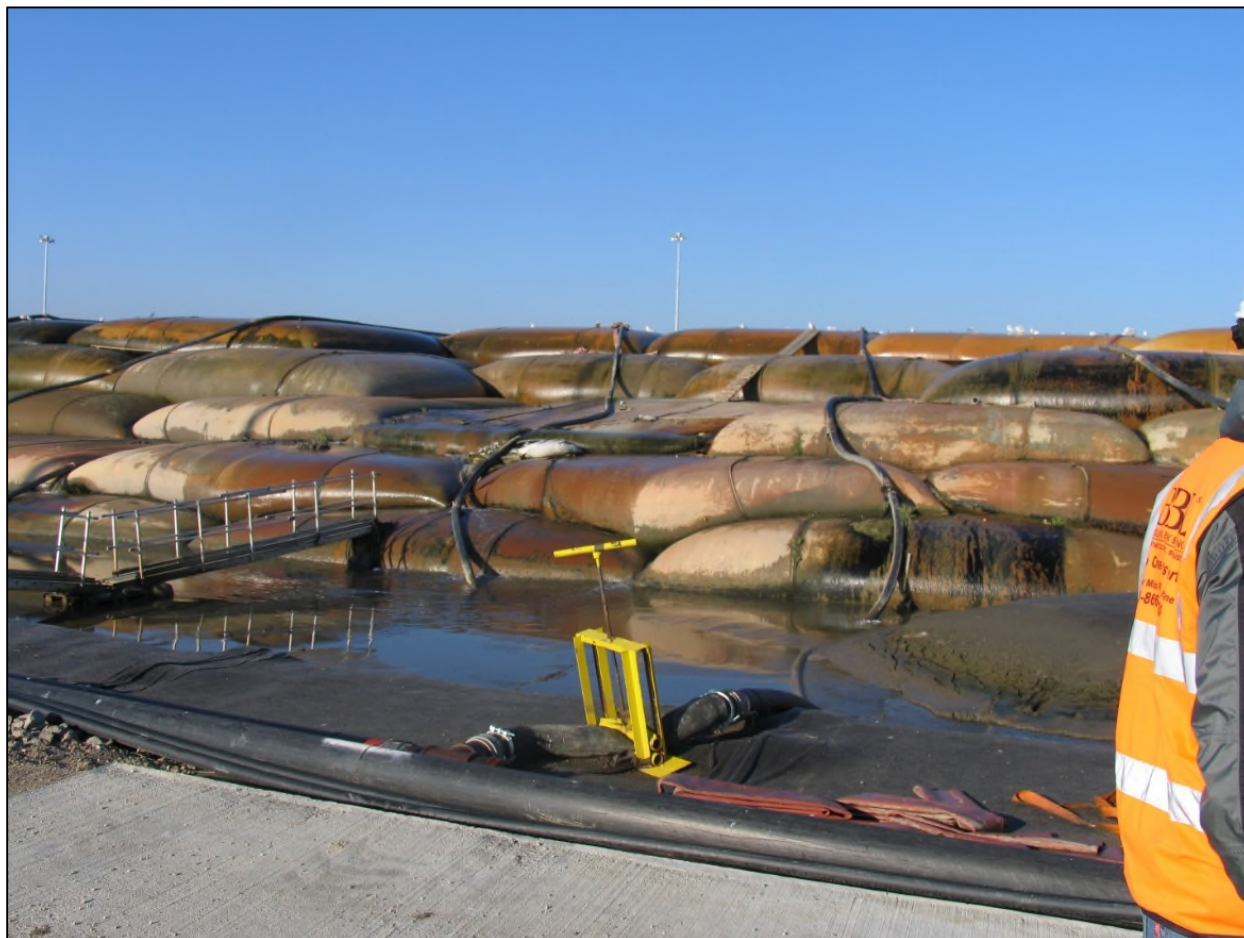


Figure 3-17 : Empilement de tubes géotextiles (reproduction autorisée par ECCC).

Traitement de l'eau

L'assèchement est une composante commune des projets de dragage et les besoins en matière de traitement de l'eau qui sont propres à un projet doivent être déterminés. Tout rejet dans un plan d'eau de l'excès d'eau produit par un projet nécessitera le respect de critères préétablis en matière de qualité de l'eau. Les critères relatifs aux rejets peuvent être basés sur des exigences réglementaires et sur des conditions ambiantes existantes.

Les systèmes de traitement de l'eau remédient à deux répercussions sur la qualité de l'eau, à savoir les solides en suspension (et les concentrations des produits chimiques connexes) et les concentrations de produits chimiques dissous. Les solides en suspension sont généralement traités par une combinaison de cellules de décantation et de filtres. La taille des cellules de décantation doit être déterminée en fonction du volume d'eau à traiter et de son rythme de production. La décantation des particules solides

dans ces cellules peut être augmentée par l'utilisation de coagulants et de floculants. La décantation produit des déchets sous forme de boues à éliminer.



Figure 3-18 : Cellules de décantation dans un système de traitement de l'eau du projet d'assainissement des sédiments du récif Randle (reproduction autorisée par ECCC).

La technologie de filtration la plus communément utilisée repose sur le recours à des récipients remplis d'un milieu sableux. Les particules restantes seront extraites de l'eau lors de leur passage dans ces récipients. Or, tout filtre à sable finira par atteindre sa capacité maximale et le sable devra alors être remplacé ou rafraîchi grâce à un processus de lavage à contre-courant.

Le charbon actif est le plus souvent utilisé pour traiter les contaminants dissous qui restent dans l'eau filtrée. Pour ce faire, il faut utiliser des récipients de filtration remplis de charbon actif ou intégrer le charbon actif dans l'eau et poursuivre l'agitation. Le charbon actif finit lui aussi par atteindre sa capacité maximale et par être épuisé. Le charbon utilisé devient alors un déchet. Il pourrait aussi faire l'objet d'un processus de réactivation au cours duquel les produits chimiques accumulés sont éliminés.



Figure 3-19 : Récipients de filtration par le sable et de nettoyage au charbon actif d'une usine de traitement de l'eau (reproduction autorisée par ECCC).

Traitement des sédiments

Les technologies de traitement des sédiments peuvent être intégrées dans la conception d'un dragage comme solution de rechange à la mise en dépôt ou comme traitement préliminaire avant la mise en dépôt. Pour les projets de dragage, cette opération sera effectuée à l'extérieur du site après l'assèchement. En présence de plusieurs contaminants, un procédé de traitement peut remédier à une partie de la contamination, mais pas à la totalité. Le traitement préliminaire peut réduire les coûts de mise en dépôt des sédiments, qui seraient autrement considérés comme des déchets dangereux. Les technologies de traitement possibles sont les suivantes (Palermo et coll., 2014) :

- la biorestauration,
- la désorption thermique,
- l'extraction ou le lavage,
- le traitement chimique,
- la stabilisation ou la solidification.

La détermination de la viabilité des technologies de traitement des sédiments (à l'exception peut-être de la stabilisation ou de la solidification) dépend des exigences propres à un projet. Un scénario

présentant des options limitées de mise en dépôt peut encourager l'utilisation de technologies de traitement des sédiments. Souvent, l'efficacité des technologies de traitement n'est pas prouvée et nécessite des essais initiaux sous la forme de projets à l'échelle du laboratoire et à l'échelle pilote. Les technologies plus avancées ou expérimentales mentionnées plus haut peuvent également être coûteuses et exiger des périodes de traitement plus longues (biorestauration).

Mise en dépôt

Le document de conception doit établir les exigences relatives au transport et à la mise en dépôt définitive des déchets de sédiments. Le transport vers des installations de mise en dépôt sur place et à l'extérieur du site peut se faire de différentes façons, notamment à l'aide de conduites, de chalands, de camions ou de trains. L'évaluation des itinéraires possibles doit reposer sur la distance, les dangers possibles et les répercussions sur les propriétés environnantes. Si la route de transport traverse une propriété privée, il sera nécessaire de conclure un accord.

Après l'assèchement et un éventuel traitement préliminaire, les sédiments contaminés restants doivent être mis en dépôt dans une installation existante ou propre au projet. Les installations de mise en dépôt peuvent être situées en milieu terrestre ou aquatique. Les cellules de confinement en milieu aquatique sont abordées à la partie 4.

Les installations spécialement construites en milieu terrestre et les sites d'enfouissement existants auront tous des exigences précises visant l'acceptation des déchets. D'un point de vue physique, la teneur en eau d'une matière doit être suffisamment faible pour que celle-ci soit considérée comme un déchet solide à mettre en place dans un site d'enfouissement. Par exemple, soumettre des sédiments asséchés à un équivalent de l'« essai d'affaissement du béton » (ASTM C143) est une exigence pour l'acceptation par les sites d'enfouissement en Ontario.

Les caractéristiques chimiques des déchets de sédiments déterminent aussi leur acceptation par les sites d'enfouissement. Certains contaminants, ainsi que leurs concentrations, sont visés par des contraintes réglementaires, ce qui peut limiter les destinations possibles de mise en dépôt. En Ontario, les déchets sont soumis à la procédure de lixiviation pour déterminer les caractéristiques de la toxicité (TCLP) [telle que définie dans le *Règlement 558/00* de l'Ontario] afin de confirmer s'ils sont désignés comme « déchets dangereux ». Les déchets dangereux doivent être éliminés dans des sites d'enfouissement spécialisés. Les sédiments contenant au moins 50 mg/kg de BPC sont soumis à des restrictions en vertu du *Règlement sur les BPC (DORS/2008-273)* de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*.

3.4.15 Surveillance et atténuation dans le cadre d'un projet

Une surveillance doit être effectuée sur les sites de sédiments contaminés pour diverses raisons, notamment :

- pour évaluer la conformité avec les normes de conception et de rendement en matière de construction
- pour évaluer le rendement des solutions à court terme et leur efficacité quant à l'atteinte des degrés d'assainissement des sédiments
- pour évaluer l'efficacité des solutions à long terme dans la réduction des risques pour la santé humaine et l'environnement (USEPA, 2005).

Le plan de surveillance doit être conçu intégralement avec le plan de gestion adaptative pour fournir une rétroaction aux entreprises de dragage afin qu'elles puissent gérer de manière adaptative les activités d'un projet, au besoin, et améliorer les résultats.

Vérification après le dragage

La méthode de vérification de l'achèvement d'un dragage environnemental doit être intégrée dans la conception du dragage afin de tenir compte de la bathymétrie et de la contamination. Le dragage sera généralement effectué dans une zone ou une unité de dragage précise, puis une bathymétrie sera nécessaire après le dragage pour déterminer si les profondeurs de coupe prévues dans la conception ont été respectées.

Le prélèvement d'échantillons en vue d'une vérification dans l'ensemble de l'UGS est nécessaire pour confirmer que la contamination supérieure au niveau d'assainissement du projet a été éliminée ou gérée (au moyen d'un recouvrement après le dragage).

La conception d'un projet devra stipuler la façon dont les résultats de la vérification seront pris en considération et la façon dont le niveau d'assainissement du projet peut être respecté. L'utilisation des CMPES est une méthode courante, qui permet de comparer les résultats des CMPES au niveau d'assainissement plutôt qu'aux résultats des échantillons individuels. La plupart des conceptions de dragage environnemental établissent un processus décisionnel qui décrit clairement les étapes d'un programme de vérification par échantillonnage pour déterminer si une zone dans laquelle le dragage est terminé a atteint le niveau d'assainissement, ainsi que les prochaines étapes. L'ordinogramme suivant, utilisé pour le projet du récif Randle, illustre ce type de cadre décisionnel.

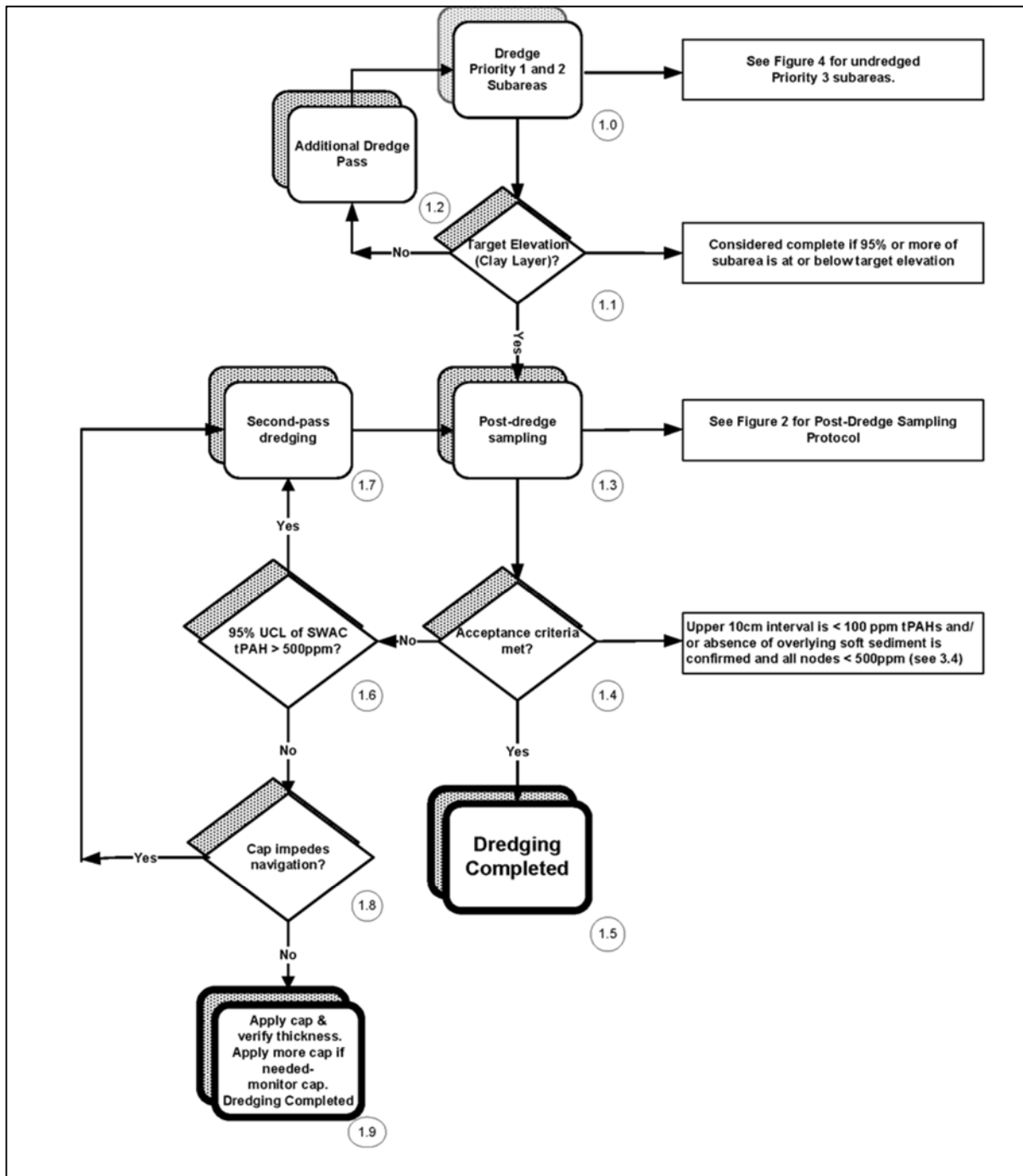


Figure 3-20 : Cadre décisionnel pour la conception d'un dragage.

EN	FR
Dredge Priority 1 and 2 Subareas	Sous-zones de dragage de priorité 1 et de priorité 2
See Figure 4 for undredged Priority 3 subareas.	Voir la figure 4 pour les sous-zones de priorité 3 non draguées
Additional Dredge Pass	Nouveau passage de la drague

No	Non
Target Elevation (Clay Layer)?	Profondeur cible (couche d'argile)?
Considered complete if 95% or more of subarea is at or below target elevation	Dragage terminé si au moins 95 % de la sous-zone atteint la profondeur cible ou est sous celle-ci
Yes	Oui
Post-dredge sampling	Échantillonnage après le dragage
See figure 2 for Post-Dredge Sampling Protocol	Voir la figure 2 pour le protocole d'échantillonnage après le dragage
Second-pass dredging	Deuxième passage de la drague
95% UCL of SWAC tPAH > 500ppm?	La concentration totale d'HAP de la CMPES est-elle supérieure à 500 ppm pour le NA de 95 %?
Acceptance criteria met	Respect des critères d'acceptation
Upper 10cm intervals is < 100 ppm tPAHs and/or absence of overlying soft sediment is confirmed and all nodes < 500ppm (see 3.4)	Les intervalles des 10 cm supérieurs ont une concentration totale d'HAP inférieure à 100 ppm ou l'absence de sédiments meubles sus-jacents est confirmée et la concentration de tous les nœuds est inférieure à 500 ppm (voir la section 3.4).
Cap impedes navigation?	Le recouvrement est-il un obstacle à la navigation?
Dredging Completed	Dragage terminé
Apply cap & verify thickness. Apply more cap if needed-monitor cap. Dredging Completed.	Appliquer le recouvrement et vérifier son épaisseur. Appliquer un plus grand recouvrement au besoin et le surveiller. Dragage terminé.

Ce type de cadre décisionnel permet d'établir une méthode uniforme pour la détermination des prochaines étapes après l'évaluation des résultats des échantillons prélevés en vue de la vérification. D'autres facteurs, tels que l'épaisseur des couches de résidus, peuvent également être pris en considération dans ce cadre.

La vérification par échantillonnage du dragage peut consister en un mélange d'échantillons ponctuels et de carottes. Le prélèvement de carottes permettra d'évaluer l'épaisseur de toute couche de résidus (le cas échéant). L'épaisseur est importante, car une couche épaisse ayant la même concentration de contaminants qu'une couche plus mince contient une masse de contaminants beaucoup plus importante qui risque de migrer par l'intermédiaire de l'écoulement des eaux souterraines ou de se mélanger aux eaux de surface.

Les concentrations de contaminants dans tous les échantillons ou dans la CMPES d'une zone doivent atteindre le niveau d'assainissement du projet pour que les mesures de gestion soient considérées comme achevées. En cas de non-respect de ce niveau, un dragage supplémentaire ou une gestion par un remblayage en couche mince serait nécessaire.

Qualité de l'eau

Les programmes de surveillance de la qualité de l'eau représentent un élément essentiel d'un projet. Ils garantissent que les effets négatifs sur l'écosystème sont minimes et déclenchent des mesures de

gestion au besoin. Les effets sur la qualité de l'eau sont généralement surveillés à l'aide de ces trois méthodes :

1. **Solides en suspension totaux** : La remise en suspension de solides dans la colonne d'eau peut avoir une incidence sur la vie aquatique, indépendamment des concentrations chimiques dans ces sédiments. Les solides en suspension totaux sont mesurés en prélevant des échantillons ponctuels et en déterminant la masse de solides dans un volume d'eau. Il existe des critères concernant les solides en suspension totaux afin de protéger la vie aquatique.
2. **Turbidité** : La turbidité est la mesure de la pénétration de la lumière dans l'eau. On peut établir une corrélation entre la turbidité et les solides totaux en suspension et, par ricochet, la chimie de l'eau. La turbidité peut être mesurée en temps réel, ce qui constitue un avantage. La turbidité est donc utilisée pour la surveillance continue des activités de dragage. Les dispositifs de surveillance sont généralement utilisés avec un dispositif de surveillance en amont (pour obtenir une valeur de référence) et un certain nombre de dispositifs en aval (à divers angles). Les dispositifs de surveillance de la turbidité utilisés autour d'un site de dragage devront être déplacés en fonction de l'avancement des travaux de dragage. Puisqu'il peut exister une variabilité entre les différents modèles de turbidimètres, le programme de surveillance devra en tenir compte et assurer une méthode uniforme.
3. **Chimie** : Les contaminants préoccupants présents dans les sédiments ont une incidence sur la qualité de l'eau lorsque les sédiments sont remis en suspension. Les contaminants passeront également à la phase dissoute. Le prélèvement d'échantillons ponctuels et l'analyse de l'échantillon d'eau non traitée pour détecter des concentrations de produits chimiques permettront de mesurer ces deux éléments. La chimie de l'eau sera directement influencée par les variations des solides en suspension totaux découlant des activités de dragage.

La surveillance de la qualité de l'eau montrera si des mesures de lutte contre la pollution sont nécessaires. Les seuils devront être établis pour chaque type d'activité de surveillance effectuée. La conception d'un projet de dragage pourrait présenter de façon détaillée les méthodes d'atténuation ou les détails concernant l'atténuation, ou compter sur les entrepreneurs pour soumettre des plans d'atténuation en vue de respecter les critères requis.

Qualité de l'air

Les répercussions du dragage environnemental sur la qualité de l'air sont très variables et propres aux projets. La chimie des sédiments, le type d'équipement, le processus de dragage et les besoins en matière d'assèchement sont des facteurs importants qui permettent de déterminer les risques pour la qualité de l'air et pour la santé des conducteurs de drague. De nombreux projets d'envergure pour le dragage de sédiments contaminés comportent un volet sur la surveillance de la qualité de l'air. La surveillance de la qualité de l'air présente des similitudes avec la surveillance de la qualité de l'eau. Des échantillons ponctuels (à l'aide de bouteilles SUMMA^{MD}, de sacs Tedlar^{MC}, etc.) peuvent être prélevés et analysés pour déterminer les concentrations réelles de produits chimiques des composés volatils. D'autres éléments, tels que les métaux ou les HAP non volatils, peuvent nécessiter le prélèvement d'échantillons de particules en suspension dans l'air (si cela est considéré comme un risque d'un projet).

La surveillance de la qualité de l'air en temps réel peut être effectuée à l'aide d'appareils permettant de détecter les concentrations totales de composés organiques volatils dans l'air (p. ex. un détecteur à photo-ionisation). Les résultats de ce type de surveillance ne sont pas propres à un seul contaminant préoccupant et une corrélation doit être établie au préalable.

Au-delà des concentrations chimiques réelles émises par un projet de dragage, toute odeur produite par le projet peut devenir un problème, plus particulièrement en milieu urbain en raison des zones résidentielles ou publiques à proximité. Une odeur peut être liée aux contaminants préoccupants, mais également à une matière organique contenue dans les déblais de dragage et à la production de gaz tels que le sulfure d'hydrogène. La surveillance des odeurs constitue un défi en raison de la nature subjective de ce qui est considéré comme une odeur désagréable. Les approches en matière de surveillance ont adopté le recours à des groupes d'individus évaluant les odeurs et à des olfactomètres afin d'essayer de quantifier les conséquences de ces odeurs.

3.5 Surveillance et entretien à long terme

Un projet de dragage environnemental mis en œuvre avec succès aura généralement moins d'exigences en matière de surveillance à long terme que d'autres types de gestion des sédiments, comme le recouvrement. Si un recouvrement des résidus (remblayage en couche mince) est nécessaire, une surveillance à long terme semblable à celle d'un projet de recouvrement en couche mince doit être adoptée. Cependant, les résidus produits par le dragage qui sont recouverts ne représentent généralement qu'une mince couche meuble de matières restantes et une surveillance à long terme n'est souvent pas exigée. Des circonstances particulières liées à la gestion des résidus d'un projet peuvent entraîner l'inclusion d'une surveillance à long terme. Comme mentionné, le plan de surveillance doit être réfléchi de manière à ce que les résultats de la surveillance puissent guider les mesures d'adaptation aux conditions ou aux résultats de la surveillance qui sont inconnus.

3.6 Difficultés et incertitudes

La mesure dans laquelle un dragage supplémentaire ou un remblayage en couche mince sera nécessaire pour gérer des résidus sera toujours inconnue jusqu'à la mise en œuvre d'un projet. Comme les travaux de dragage sont effectués depuis un navire, les conditions météorologiques, en particulier le vent, les vagues et les courants, ont une incidence inconnue sur le projet. Malgré tous les levés des débris effectués, il est toujours possible de faire face à une certaine quantité de débris non définis. Le dysfonctionnement et les pannes de l'équipement représentent une incertitude pour tout projet. Une conception solide doit tenir compte de certaines de ces incertitudes dans la mesure du possible. La conception et le devis correspondant doivent également comprendre une provision suffisante pour les imprévus de construction afin de couvrir de façon raisonnable les frais supplémentaires. Les imprévus de construction des projets de dragage doivent être fondés sur les facteurs propres à chaque projet ou site et sur le degré de risque. Si des difficultés liées à la gestion des sédiments empêchent le projet d'atteindre ses objectifs, le plan de gestion adaptative devrait être mis en œuvre.

4. Sites de mise en dépôt confinés

L'objectif des auteurs est que cette partie soit lue en parallèle avec l'analyse sur la caractérisation d'un site et la surveillance à long terme présentées dans les parties 2 et 9. On doit noter que les sous-titres sont les mêmes dans la présente partie, mais que celle-ci comprend des renseignements précis sur la caractérisation d'un site et la surveillance à long terme qui sont pertinents concernant les sites de dépôt confinés et les cellules de confinement.

4.1 Introduction

Un site de dépôt confiné (SDC) est une structure artificielle composée de digues ou de murs qui s'étendent au-dessus de toute surface d'eau adjacente et qui entourent un lieu de mise en dépôt destiné au confinement de déblais de dragage afin d'isoler ceux-ci des eaux ou des terres adjacentes. Les digues ou les murs sont souvent construits en sable et en pierre. Ils permettent d'évacuer l'eau par-dessus un déversoir ou de la filtrer à travers les murs. Les SDC ont généralement été utilisés pour la mise en dépôt de déblais de dragage contaminés provenant de dragage aux fins de navigation. Cependant, plus récemment, ils ont également été utilisés pour la mise en dépôt de sédiments contaminés provenant de projets de dragage environnemental.

Les SDC peuvent être construits de trois façons.

1. **SDC en milieu littoral** – L'installation est située le long du littoral de telle sorte que l'un des murs est constitué du littoral lui-même.
2. **SDC insulaire** – L'installation est complètement entourée d'eau.
3. **SDC en milieu terrestre** – L'installation n'est pas située dans l'eau, mais sur terre. Il peut également s'agir d'un lieu d'enfouissement technique. Le type de site d'enfouissement nécessaire (sanitaire ou de déchets dangereux) dépend du type de contaminant, de sa concentration et de sa lixivabilité. Les sites d'enfouissement exigent que les sédiments soient asséchés avant leur acceptation en vue d'une mise en dépôt.

Un SDC peut également consister en une structure entièrement confinée et déconnectée sur le plan hydraulique du plan d'eau environnant. Ces types de SDC sont généralement construits avec des écrans de palplanches et sont également appelés « installations de confinement artificielles (ICA) » (Graham et coll., 2012). Les SDC peuvent également comprendre des cas où, par exemple, un ancien poste à quai d'un navire est utilisé pour confiner et isoler des sédiments contaminés provenant du plan d'eau adjacent.

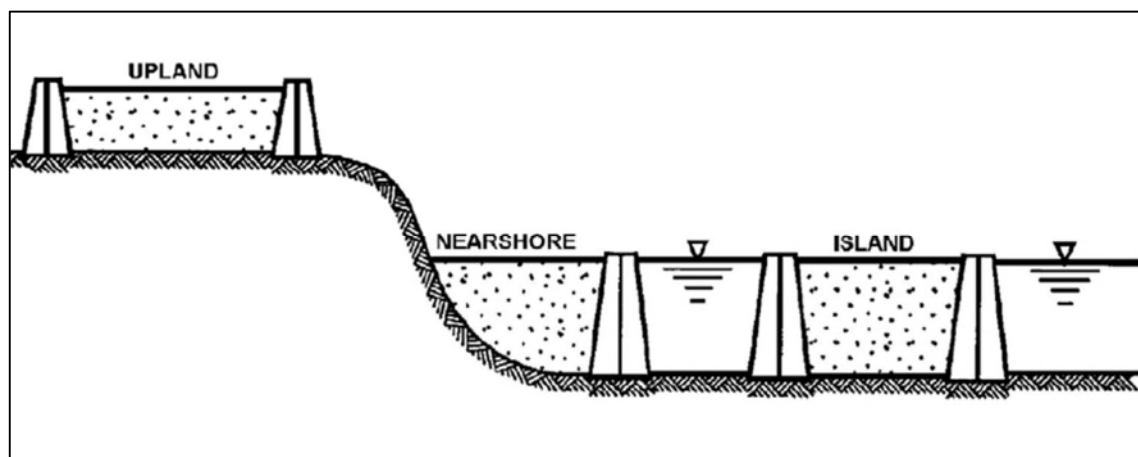


Figure 4-1 : SDC en milieu terrestre, SDC en milieu littoral et SDC insulaire (USACE, 2015).

EN	FR
UPLAND	EN MILIEU TERRESTRE
NEARSHORE	EN MILIEU LITTORAL
ISLAND	INSULAIRE

Un SDC peut comporter une grande cellule de confinement pour le dépôt de matières ainsi que des cellules de confinement adjacentes pour la rétention et la décantation d'eaux turbides et surnageantes.

L'objectif de cette partie est de mettre l'accent sur les exigences en matière de conception pour ce qui est des SDC en milieu littoral et des SDC insulaires. Les SDC en milieu terrestre sont réglementés par les provinces et doivent se conformer aux critères de conception établis pour les sites d'enfouissement.

La liste suivante constitue une vue d'ensemble de l'information qui doit être intégrée dans la conception de la mise en place de sédiments contaminés dans un nouveau SDC ou dans un SDC existant :

- une caractérisation des sédiments contaminés qui seront déposés dans le SDC : en plus des caractéristiques connues des contaminants préoccupants, les propriétés géotechniques des sédiments contaminés sont nécessaires
- une caractérisation du site du SDC : ces renseignements doivent comprendre une évaluation géotechnique, une évaluation du milieu environnant et de l'environnement (les autres utilisateurs de la zone) ainsi que l'hydrodynamique du milieu aquatique et de l'environnement des eaux souterraines
- une évaluation des voies d'exposition possibles du SDC (le devenir et le transport des contaminants); un modèle conceptuel facilitera cette évaluation, qui devrait déboucher sur une série de procédures d'essai pour chaque voie d'exposition possible.

La liste suivante donne une vue d'ensemble des renseignements qui doivent être intégrés dans la conception d'un nouveau SDC ou dans la modification d'un SDC existant afin de limiter la perte de contaminants dans l'environnement immédiat (USACE, 2003). Ces renseignements sont également essentiels pour déterminer les contrôles opérationnels à utiliser afin de réduire autant que possible la perte de contaminants :

- les données provenant des voies d'exposition possibles, de la caractérisation du site et de l'évaluation géotechnique peuvent aider à la conception et à la construction d'un nouveau SDC ou à la modification d'un SDC existant en vue de limiter la perte de contaminants (USACE, 2003),
- de même, les données susmentionnées sont essentielles pour déterminer les contrôles opérationnels à utiliser pour réduire autant que possible la perte de contaminants,
- un plan d'entretien et de surveillance à long terme : ces renseignements sont importants pour assurer la stabilité et la fonctionnalité des SDC.

Ces renseignements sont exposés plus en détail dans la présente partie.

4.2 Buts et objectifs

L'objectif d'un SDC est d'isoler les contaminants de l'environnement immédiat au moyen de cellules ou de structures de confinement et de réduire autant que possible la perte de contaminants dans l'environnement immédiat. La réduction des pertes de contaminants est obtenue en fixant des critères de conception pour chaque voie d'exposition (la qualité de l'eau de l'effluent et des eaux de ruissellement, la qualité de l'air des substances volatiles et des considérations similaires pour la qualité des eaux souterraines et l'absorption biologique). Certains projets peuvent avoir d'autres objectifs secondaires (l'utilisation finale d'un SDC rempli, comme un habitat naturel ou un parc), qui doivent également être pris en considération dans la conception d'un projet. Puisque ces structures sont conçues dans une vision à long terme, il faut en être propriétaire et en assurer l'entretien et la surveillance à long terme pour garantir qu'elles fonctionnent comme prévu. Il est essentiel que la propriété de l'installation soit clairement définie, car le propriétaire est légalement responsable de toutes les activités ultérieures d'exploitation, de surveillance et d'entretien.

4.3 Caractérisation du site

4.3.1 Sédiments

Géotechnique

Avant de construire ou de modifier des SDC, il faut bien comprendre les propriétés géotechniques des sédiments à draguer et du site de confinement.

En ce qui concerne les sédiments contaminés, certains paramètres géotechniques seront nécessaires pour effectuer la modélisation de deux processus distincts qui surviendront dans le SDC, nommément la décantation et la consolidation. L'évaluation géotechnique doit intégrer les six paramètres susmentionnés à la sous-section 2.2.1.

Sur le plan hydraulique, on place les déblais de dragage dans un SDC afin qu'ils se déposent au fond de la cellule. Il est essentiel de comprendre la façon dont les déblais de dragage se comporteront lorsqu'ils placés dans la cellule afin de déterminer la capacité initiale de stockage de celle-ci et la qualité des effluents rejetés. Le test de sédimentation en colonne à long tube (TSCLT) est généralement utilisé pour

créer les courbes de décantation d'une cellule (veuillez consulter la sous-section 4.4.1 pour obtenir plus de détails sur ce test). En outre, après la mise en place des sédiments extraits, ceux-ci se tassent au fil du temps du fait de leur propre poids. La modélisation de ce compactage fournira le taux d'affaissement et l'ampleur de celui-ci, ce qui permettra de déterminer la capacité de stockage de la cellule à court et à long terme. À cette fin, on peut utiliser des programmes de modélisation offerts dans le domaine public.

Les aspects de la conception côtière et géotechnique des digues de rétention ou des murs de soutènement doivent être pris en considération pendant l'étude des options pour la gestion des sédiments avant que la conception d'un SDC ne soit entièrement mise au point (voir la section 4.1). Ces aspects dépassent la portée du présent document. En outre, il faut également tenir compte des points suivants :

- les exigences relatives à l'utilisation finale de l'installation (p. ex. si elle est destinée à être utilisée comme installation portuaire, les types de chargements qu'elle devra supporter),
- les considérations sismiques,
- la stabilité de la pente des murs,
- le compactage du sol de fondation (importance et taux),
- la remontée des eaux souterraines,
- la perméabilité des fondations et des murs.

La détermination du compactage du sol de fondation sous le SDC est essentielle pour comprendre le comportement et le rendement à long terme du SDC. Pour ce faire, il faut procéder à la modélisation du compactage des déblais de dragage.

Contaminants préoccupants

Une connaissance approfondie des contaminants préoccupants présents dans les sédiments à draguer devrait déjà être acquise grâce aux analyses ayant mené à la détermination de la nécessité d'une gestion des sédiments (voir la sous-section 2.2.1). Cette connaissance doit englober les contaminants qui sont présents ainsi que leurs concentrations. Elle doit indiquer si les degrés de contamination varient à l'intérieur du site de dragage (c'est-à-dire que les sédiments de certaines parties du site peuvent présenter des concentrations plus faibles ou plus élevées de certains contaminants et que le dragage et la mise en place de ces sédiments dans le SDC doivent en tenir compte pour ce qui est de la mise en place et de la séquence). Ces renseignements peuvent être utilisés si la mise en place ou la superposition sélective de sédiments très contaminés, par rapport à celle de sédiments moins contaminés, permet d'améliorer l'efficacité de l'isolement.

4.3.2 Environnement du site

Il faut tenir compte de l'évaluation de l'environnement immédiat actuel et futur. En plus des éléments généraux décrits à la sous-section 2.2.2, il faut tenir compte de la possible création d'odeurs, des préoccupations relatives à la qualité de l'air, de la zone disponible pour le confinement, des conditions climatiques, de l'utilisation de terres adjacentes ainsi que des voisins (p. ex. déterminer si un SDC risque de bloquer les prises d'eau existantes d'une installation industrielle voisine ou de nuire à l'utilisation d'un parc adjacent) avant d'installer un SDC sur le site. L'évaluation de l'environnement immédiat est généralement effectuée dans le cadre d'une évaluation d'impact sur l'environnement.

4.3.3 Considérations écologiques

La connaissance de l'écologie locale est essentielle à la conception des SDC. En plus des éléments généraux décrits à la sous-section 2.2.3, il faut tenir compte de la proximité de milieux ou de récepteurs écologiques sensibles et de l'attraction des oiseaux aquatiques. Les installations de confinement insulaires et en milieu littoral éliminent l'habitat aquatique des plans d'eau où elles sont construites. La conception devrait comprendre toute compensation requise de l'habitat (p. ex. la création d'un habitat du poisson pour compenser les répercussions d'un projet, ce qui entraînera un changement neutre de l'habitat après l'achèvement du projet) ou des mesures d'atténuation (p. ex. le sauvetage du poisson). Lors de la construction, des mesures d'atténuation supplémentaires comme un dispositif d'effarouchement peuvent être requises pendant les activités de remplissage. Les permis appropriés doivent être obtenus pour mener ces activités. Cela est généralement effectué dans le cadre d'une évaluation d'impact sur l'environnement.

4.3.4 Eaux de surface

Alors que les considérations générales relatives aux eaux de surface sont présentées à la sous-section 2.2.4, les considérations précises relatives à la conception des SDC sont présentées ici. Lors de la création d'un SDC insulaire ou en milieu littoral, l'hydrodynamique à proximité du site du SDC doit être comprise (c.-à-d. les courants, l'énergie des vagues et la marée). La modélisation hydrodynamique doit être réalisée dans deux situations, soit avant la création du SDC et après celle-ci. Les résultats doivent ensuite être intégrés dans la conception du SDC. L'objectif de la modélisation avant la création du SDC est de comprendre les conditions existantes avant la création de l'installation. La modélisation après la création du SDC indique la façon dont la construction de l'installation modifiera les conditions existantes. Les résultats de la modélisation après la création du SDC peuvent être utilisés pour modifier les contrôles opérationnels si les modifications hydrodynamiques prévues sont inacceptables ou pour revoir la conception du SDC en question. Les effets potentiels des changements climatiques doivent également être pris en considération dans cette évaluation. Comme pour toute modélisation, les modèles doivent être vérifiés autant que possible au moyen de mesures réelles à jour avant d'être utilisés pour des prévisions.

4.3.5 Hydrogéologie

La caractérisation des conditions hydrogéologiques à proximité du SDC est nécessaire. L'écoulement des eaux souterraines, notamment la remontée des eaux souterraines, peut avoir une incidence sur un SDC. L'écoulement des eaux souterraines peut constituer une possible voie de contamination depuis le SDC, de sorte que l'installation devra être conçue pour atténuer tout problème relevé concernant les eaux souterraines. La remontée des eaux souterraines à l'intérieur d'un SDC pourrait également entraîner un gradient de pression positif dans les eaux de surface sus-jacentes, ce qui pourrait à son tour augmenter le taux de rejet du SDC. Les remontées d'eau peuvent également augmenter la teneur en eau des déblais de dragage mis en place, ce qui ralentit leur compactage et réduit possiblement la capacité du SDC au fil du temps. L'eau peut également s'infiltrer à travers les murs du remblai d'un SDC. Le compactage des matières finement granulées peut réduire la perméabilité des murs ainsi que de la base du SDC. Si les problèmes persistent, on pourra envisager l'accroissement de l'assèchement, notamment par des drains verticaux préfabriqués et le creusement de tranchées.

4.4 Construction

La conception stipulera la taille, la forme et les éléments de structure. La conception de chaque SDC propre à un site s'appuiera sur les caractéristiques physiques et chimiques des sédiments contaminés, les caractéristiques physiques et environnementales du site, les voies possibles de rejet des contaminants, les aquifères environnants et situés sous le site, les utilisations des zones environnantes et l'utilisation ultérieure prévue du site.

4.4.1 Transport et devenir des contaminants

La conception et l'exploitation d'un SDC doivent viser à réduire autant que possible les pertes de contaminants tout en optimisant le compactage des sédiments. Il faut donc dresser la liste des voies possibles de rejet de contaminants, puis sélectionner les endiguements et les structures qui le limiteront. Comme le montre la figure 4-2, les voies courantes de rejet des contaminants sont les suivantes :

- l'effluent (excès d'eau et solides en suspension) provenant des sédiments contaminés mis en place,
- les eaux de ruissellement attribuables aux précipitations,
- les eaux d'infiltration et le lixiviat des eaux souterraines,
- la volatilisation,
- l'absorption par les plantes et les animaux.

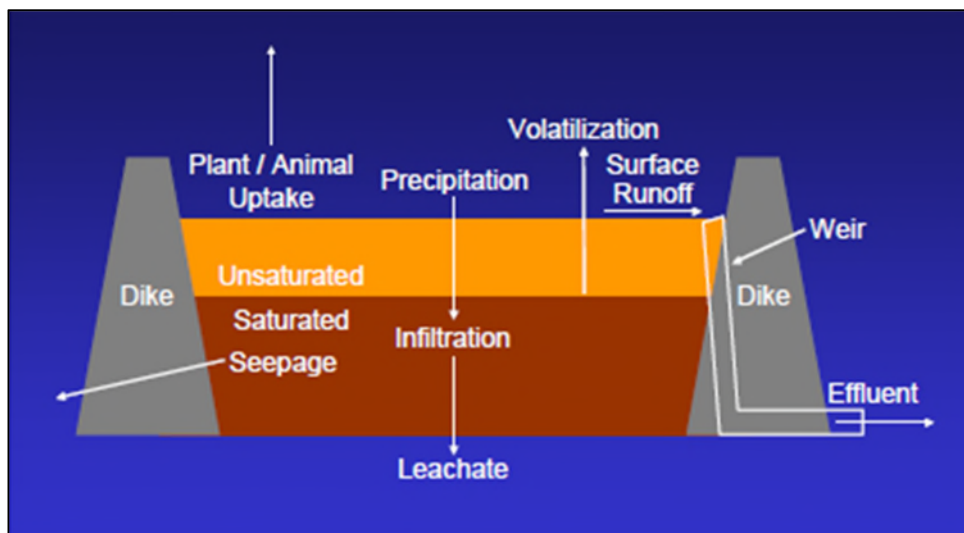


Figure 4-2 : Voies de rejet de contaminants depuis un SDC (USACE, 2003).

EN	FR
Dike	Digue
Plant / Animal Uptake	Absorption par les plantes et les animaux
Unsaturated	Eaux non saturées
Saturated Seepage	Exfiltration d'eaux saturées
Precipitation	Précipitation
Infiltration	Infiltration
Leachate	Lixiviat

Volatilization	Volatilisation
Surface Runoff	Écoulement de surface
Weir	Déversoir
Effluent	Effluent

Les contaminants placés dans un SDC peuvent subir des transformations physiques et chimiques (USACE/USEPA, 2004). Le remaniement des sédiments lié à la mise en place peut augmenter la teneur en oxygène des sédiments, ce qui augmente la mobilité de certains contaminants (p. ex. les métaux) et la déchloration de certains contaminants organiques. Le document du Corps des ingénieurs de l'armée des États-Unis *Evaluation of Dredged Material Proposed for Disposal at Island, Nearshore, or Upland Confined Disposal Facilities – Testing Manual* (Évaluation des déblais de dragage proposés pour la mise en dépôt dans des sites de dépôt confinés insulaires, en milieu littoral ou en milieu terrestre – Manuel d'essai) présente une structure et des procédures d'évaluation détaillées pour déterminer le devenir et le transport des contaminants (USACE, 2003). Les détails concernant l'évaluation des voies de contamination suivantes figurent dans ce document.

Effluent

Le terme effluent désigne l'eau de décantation des sédiments extraits dans le SDC. La caractérisation de l'effluent est nécessaire afin de déterminer si un traitement est requis avant le rejet. La qualité de l'eau de l'effluent est fonction du débit des déblais de dragage, des concentrations de contaminants, de la teneur en matières solides et de la granulométrie, ainsi que de la structure et du volume de la cellule de confinement. La détermination du temps de séjour total de l'eau de décantation, en plus de la teneur en solides en suspension totaux de l'effluent, est essentielle pour déterminer les besoins de traitement avant le rejet.

Des essais à l'échelle du laboratoire sont effectués pour estimer la qualité de l'effluent à rejeter du SDC. Ces essais comprennent généralement des échantillons composites des sédiments à draguer, mélangés à de l'eau provenant du site. Les essais à l'échelle du laboratoire peuvent comprendre les éléments suivants :

- **Test de sédimentation en colonne à long tube (TSCLT)** – Cet essai est utilisé pour évaluer les concentrations de solides en suspension totaux et les concentrations totales de contaminants préoccupants dans l'effluent. L'eau du site et un échantillon composite de sédiments sont mélangés pour former une boue de dragage, puis le tout est vigoureusement aéré. Des échantillons pour les solides en suspension totaux, la turbidité et les contaminants préoccupants sont au fil du temps prélevés à différentes profondeurs dans la colonne pour estimer les concentrations attendues et créer des courbes de décantation (voir la figure 4-3),
- **Essai d'élutriation de l'effluent** – Cet essai est utilisé pour déterminer la qualité de l'eau attendue après une décantation passive dans l'installation. L'eau du site et un échantillon composite de sédiments sont mélangés pour former une boue de dragage, aérée pendant une heure, qu'on laisse se déposer pendant 24 heures. Le surnageant est ensuite analysé pour détecter les contaminants (figure 4-4).

De plus, le Corps des ingénieurs de l'armée des États-Unis a produit un logiciel qui réduit les données du TSCLT et les interprète en temps d'exigences en matière de conception pour le stockage initial et la rétention des matières solides. Le programme s'appelle SETTLE (analyse assistée par ordinateur de données sur la décantation) et il permet de prévoir les concentrations de solides en suspension totaux de l'effluent dans diverses conditions d'endiguement et de débit dans le SDC (USACE/USEPA, 2004).

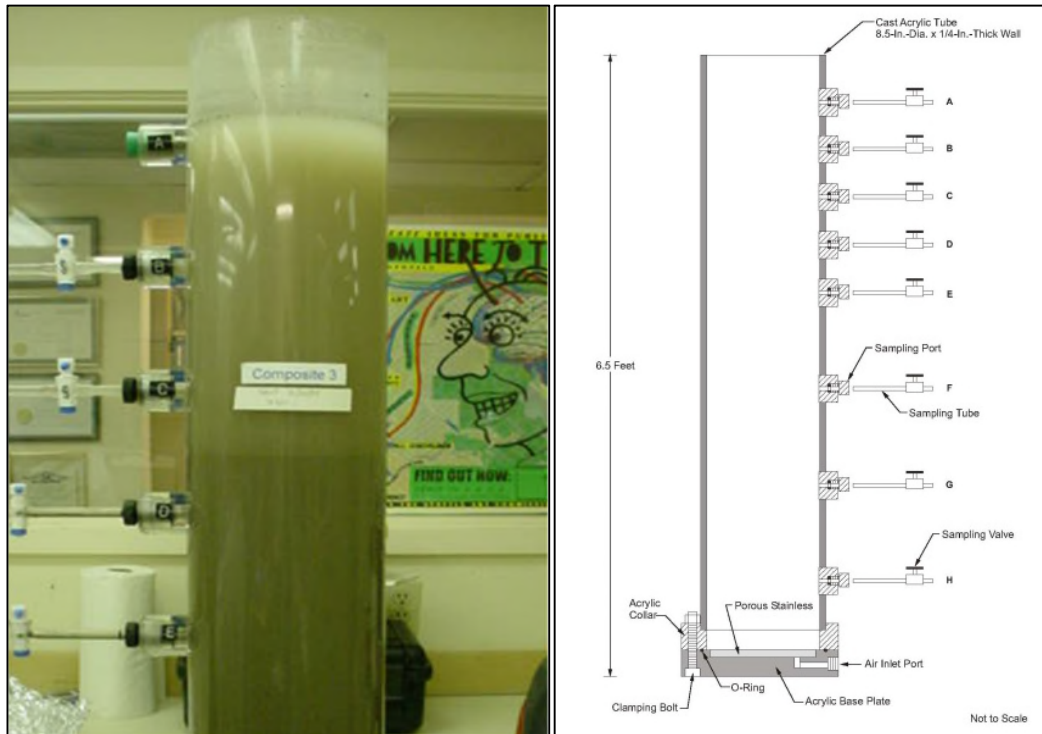


Figure 4-3 : Test de sédimentation en colonne à long tube (Blasland, Bouck & Lee inc. et coll., 2006).

EN	FR
Composite 3	Composite 3
Cast Acrylic Tube 8.5-In.-Dia. X 1/4In. Thick Wall	Tube d'acrylique moulé Diamètre de 8,5 po et paroi de ¼ po d'épaisseur
6.5 Feet	6,5 pi
Sampling Port	Trou pour prise d'échantillons
Sampling Tube	Tube de prélèvement
Sampling Valve	Robinet d'échantillonnage
Acrylic Collar	Bague en acrylique
Porous Stainless	Acier inoxydable poreux
Air Inlet Port	Trou de la prise d'air
Clamping Bolt	Boulon de serrage
O-Ring	Joint torique
Acrylic Base Plate	Plaque de base en acrylique
Not to Scale	Le dessin n'est pas à l'échelle

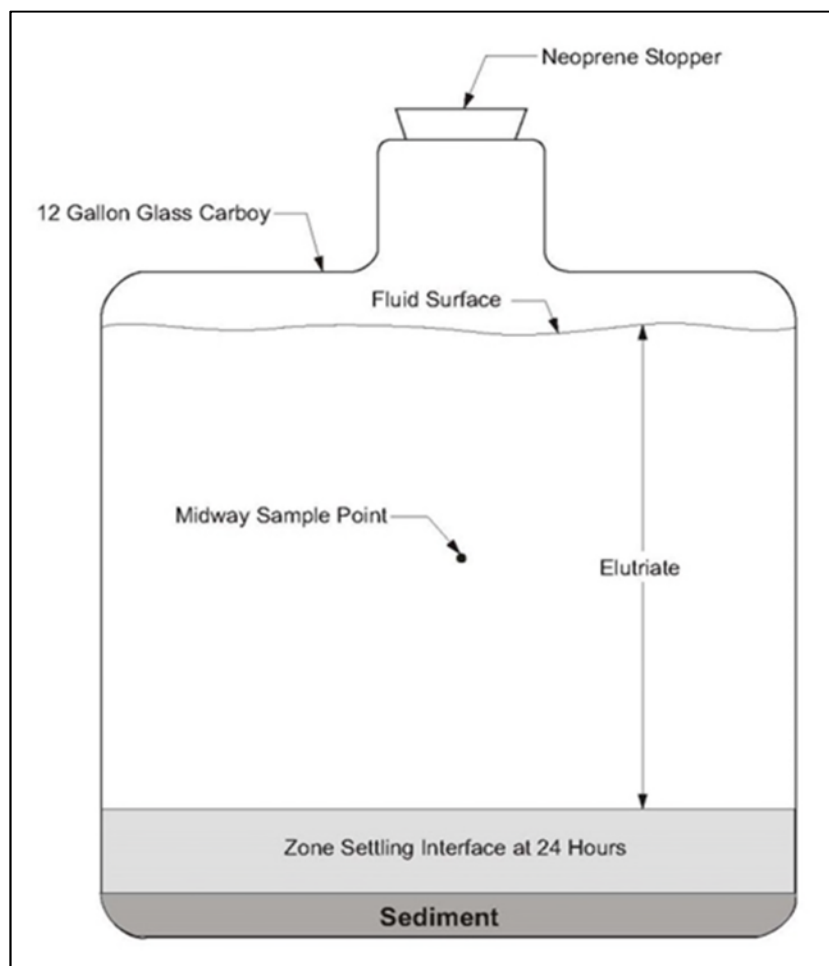


Figure 4-4 : Schéma de l'appareil pour l'essai d'éluatriation de l'effluent (Blasland, Bouck & Lee inc. et coll., 2006).

EN	FR
Neoprene Stopper	Bouchon de néoprène
12 Gallon Glass Carboy	Bonbonne en verre de 45 L
Fluid Surface	Surface du liquide
Midway Sample Point	Point central de l'échantillon
Elutriate	Élutriat
Zone Settling Interface at 24 Hours	Interface de la zone de décantation après 24 heures
Sediment	Sédiments

Eaux de ruissellement

Lorsque des sédiments contaminés sont encore exposés dans un SDC, les précipitations causent un ruissellement depuis la surface du SDC. Une fois qu'un SDC est plein, les eaux retenues sur le dessus des sédiments extraits sont décantées. Les contaminants sont ainsi exposés à l'oxygène contenu de l'air. Ils peuvent alors devenir plus solubles et donc mobiles lors de précipitations.

La qualité des eaux de ruissellement peut être initialement analysée en utilisant les principes du partage à l'équilibre et les hypothèses de la zone de mélange. Si une approche plus détaillée est nécessaire, les essais suivants peuvent être effectués :

- **Méthode simplifiée d'analyse en laboratoire des eaux de ruissellement (SLRP)** – Cette méthode d'analyse permet de prévoir la qualité des eaux de ruissellement en utilisant diverses caractéristiques d'exposition. Elle tient également compte du séchage à long terme des déblais de dragage en évaluant l'oxydation potentielle et l'augmentation de la solubilité des métaux qui en découle.
- **Simulateur de pluie et système d'essai lysimétrique (RSLs)** – Ce système simule la qualité des eaux de ruissellement en utilisant un simulateur mécanique de pluie mécanique qui fait pleuvoir sur les sédiments de dragage. La qualité des eaux de ruissellement et les débits de ruissellement sont alors directement mesurés.

Si un recouvrement est conçu pour l'installation lorsque le SDC est plein, les eaux de ruissellement ne seront plus en contact avec les contaminants et ne constitueront plus une voie de transport des contaminants. La conception du projet devra toutefois tenir compte des étapes intermédiaires au cours desquelles les sédiments contaminés pourraient être exposés ou le seront.

Eaux d'infiltration et lixiviat des eaux souterraines

Le lixiviat provenant de l'installation peut être créé par l'écoulement des eaux souterraines, les précipitations et le drainage par gravité. Il peut migrer par le fond ou les côtés du SDC. La qualité du lixiviat est un paramètre qui doit être connu. La qualité du lixiviat peut être initialement analysée à l'aide des principes du partage à l'équilibre. Les essais suivants sont utilisés pour obtenir des données à introduire dans la modélisation de l'écoulement des eaux souterraines et du transport des solutés :

- **Essai de lixiviation en colonne en couche mince (ELCCM)** – Cet essai simule la lixiviation de contaminants depuis les déblais de dragage dans une installation de confinement (dans des conditions anoxiques). De l'eau distillée est traversée un échantillon composite de sédiments pour un nombre déterminé de volumes d'espaces vides. Le lixiviat est ensuite analysé pour détecter les contaminants. Les coefficients de partage eau-sédiment propres au site peuvent également être déterminés à l'aide de cet essai (voir la figure 4-5),
- **Essai de lixiviation séquentiel par lots (ELSL)** – Cet essai est utilisé pour produire des courbes isothermes sur la désorption des contaminants en mélangeant les sédiments avec de l'eau distillée et désionisée. Les sédiments et l'eau sont amenés à l'équilibre, centrifugés pour éliminer l'eau des sédiments, puis analysés pour détecter les contaminants. Le procédé est répété plusieurs fois pour produire les courbes isothermes. Les courbes isothermes propres aux contaminants peuvent ensuite être utilisées pour produire des coefficients du partage à l'équilibre. Cet essai est recommandé pour les sédiments d'eau douce uniquement (voir la figure 4-6),
- **Essai d'adsorption de type ELSL ou ELCCM** – Cet essai est utilisé pour déterminer l'adsorption des contaminants sur des matériaux propres, en plus de l'atténuation. Cet essai est identique à l'ELSL ou à l'ELCCM, mais les sédiments contaminés sont remplacés par des matériaux propres (du sol de fondation ou du sol provenant de la construction des murs) et le lixiviat est utilisé pour traverser les matériaux propres,
- **Essai d'extraction de l'eau interstitielle** – Cet essai est utilisé pour déterminer les concentrations de contaminants lorsqu'ils sont à l'équilibre avec les sédiments. Les échantillons composites de sédiments sont centrifugés et l'eau interstitielle qui en découle est prélevée et

analysée pour détecter les contaminants. Les coefficients de partage eau-sédiment propres au site peuvent également être déterminés à l'aide de cet essai. Il convient de noter que des techniques plus récentes, connues sous le nom d'échantillonnage passif, permettent de surmonter certaines des limites et des difficultés liées à la centrifugation de l'eau interstitielle et pourraient être envisagées ici (voir la figure 4-7).

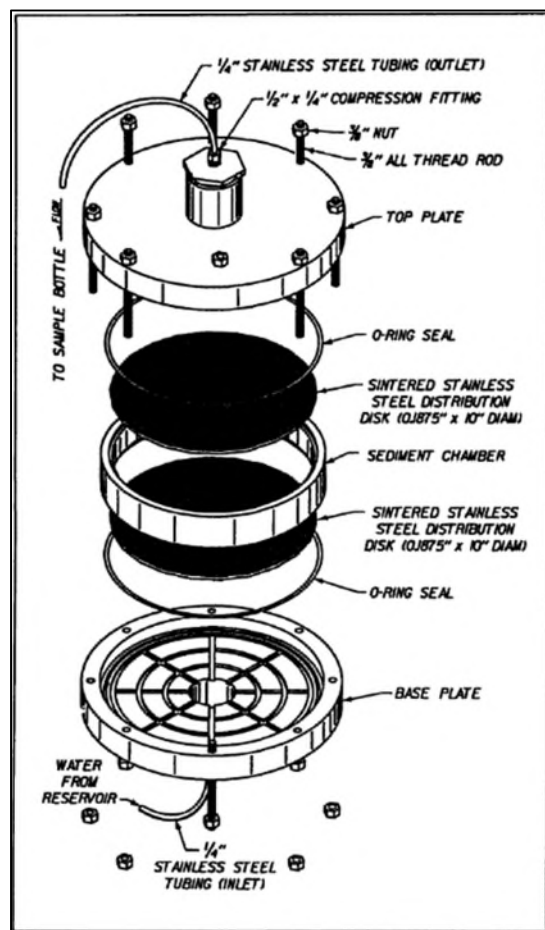


Figure 4-5 : Essai de lixiviation en colonne en couche mince (Blasland, Bouck & Lee inc. et coll., 2006; Brannon et coll., 1994).

EN	FR
TO SAMPLE BOTTLE	VERS LA BOUTEILLE D'ÉCHANTILLON
1/4" STAINLESS STEEL TUBING (OUTLET)	TUYAU EN ACIER INOXYDABLE DE 1/4 PO (ÉVACUATION)
1/2" x 1/4" COMPRESSION FITTING	RACCORD À COMPRESSION DE 1/2 PO PAR 1/4 PO
3/8" NUT	ÉCROU DE 3/8 PO
3/8" ALL THREAD ROD	TIGE ENTIÈREMENT FILETÉE DE 3/8 PO
TOP PLATE	PLAQUE SUPÉRIEURE
O-RING SEAL	JOINT TORIQUE
SINTERED STAINLESS STEEL DISTRIBUTION DISK (0.875" x 10" DIAM.)	PLAQUE DE DRAINAGE EN ACIER INOXYDABLE FRITTÉ (0,875 PO ET DIAMÈTRE DE 10 PO
SEDIMENT CHAMBER	CHAMBRE DE SÉDIMENTATION

BASE PLATE	PLAQUE DE BASE
WATER FROM RESERVOIR	EAU PROVENANT DU RÉSERVOIR
¼" STAINLESS STEEL TUBING (INLET)	TUYAU EN ACIER INOXYDABLE DE 0,63 CM (PRISE D'EAU)

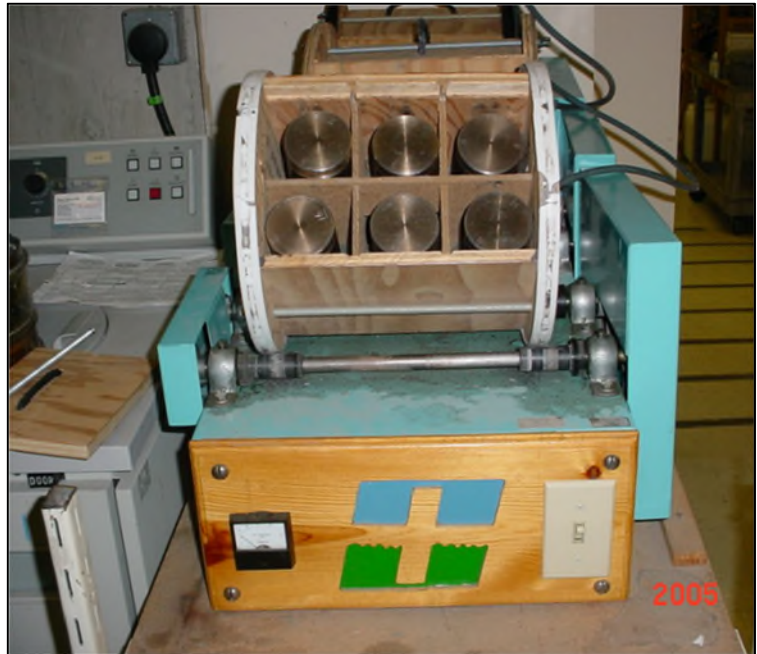


Figure 4-6 : Essai d'adsorption par les milieux par lot séquentiel (Blasland, Bouck & Lee inc. et coll., 2006).

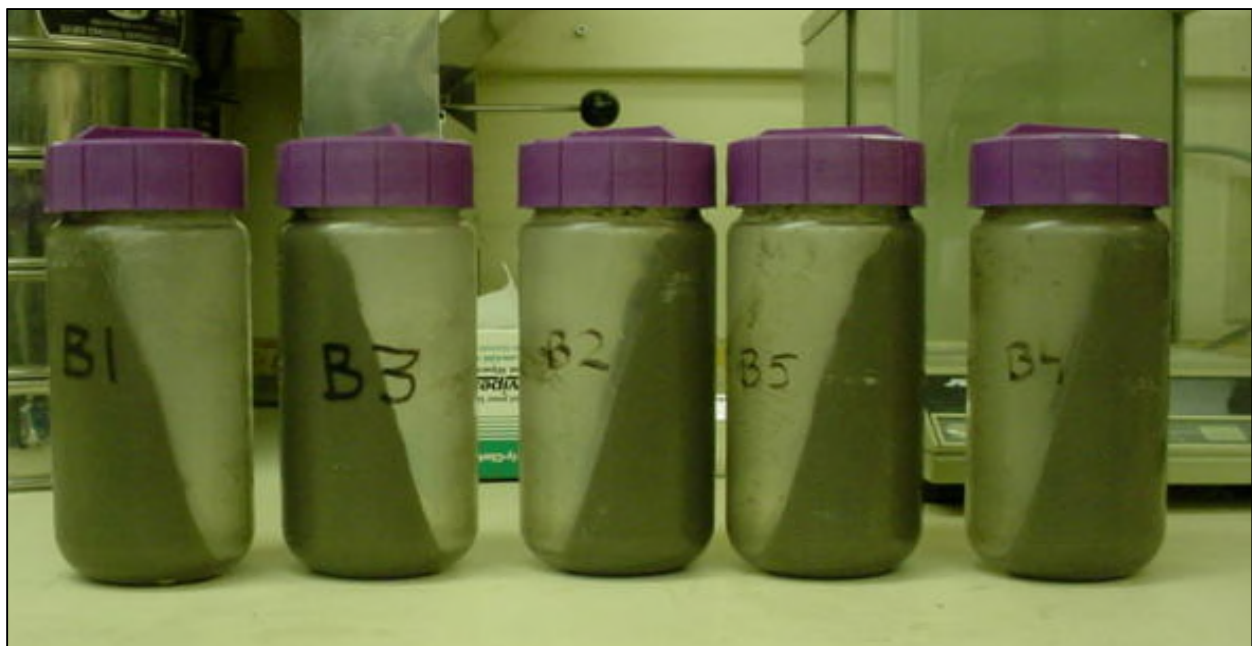


Figure 4-7 : Essai d'extraction de l'eau interstitielle (après la centrifugation) (Blasland, Bouck & Lee inc. et coll., 2006).

Si une membrane est installée sur le fond et les côtés d'un SDC pour isoler les contaminants à l'intérieur de celui-ci, alors cette voie ne constitue pas un problème.

Volatilisation

La volatilisation dépend des caractéristiques chimiques des contaminants. Les taux de transfert de masse des sédiments vers l'air, de l'eau vers l'air et des sédiments vers l'eau doivent être connus (USACE/USEPA, 2004). La volatilisation peut se produire dans quatre conditions :

1. L'exposition directe des déblais de dragage à l'air,
2. un site de dragage ou un autre plan d'eau où la quantité de solides en suspension est élevée,
3. un SDC endigué au repos, ayant une faible concentration de solides en suspension,
4. des déblais de dragage recouverts de végétation (USACE/USEPA, 2004).

Les taux de rejet dépendent des concentrations des contaminants à la source, de la superficie de la source et de la mesure dans laquelle les déblais de dragage sont en contact direct avec l'air. Les taux de rejet peuvent être initialement analysés en utilisant des hypothèses de partage chimique. L'exposition des récepteurs aux taux définis est ensuite évaluée pour déterminer le risque correspondant.

Si une évaluation plus détaillée est nécessaire, on peut utiliser l'essai suivant :

- **Essai de volatilité dans la chambre de flux (EVCF)** – Cet essai est utilisé pour déterminer la concentration de contaminants dans l'air après le passage d'air sur un échantillon de sédiments extraits.

La modélisation des émissions atmosphériques doit toujours tenir compte des conditions atmosphériques (direction et force du vent, humidité relative, etc.). La qualité de l'air ambiant et les effets provenant des émetteurs environnants, qui risquent d'avoir des effets cumulatifs, doivent également être pris en considération.

Absorption par les plantes et les animaux

Dans le cas d'un SDC, il existe un risque d'absorption des contaminants par les plantes et les animaux. Cela peut se produire lorsque des espèces aquatiques (p. ex. des oiseaux aquatiques) sont exposées à une installation de confinement qu'on laisse partiellement remplie ou lorsque des espèces terrestres sont exposées à une installation de confinement qui est remplie et asséchée. Il est possible de créer un modèle conceptuel du site et d'appliquer les procédures normalisées d'évaluation des risques écologiques pour déterminer si l'absorption par les plantes et les animaux représente un risque. Les contaminants bioaccumulatifs sont particulièrement préoccupants lorsqu'il s'agit de l'absorption par les animaux et les métaux sont généralement préoccupants pour l'absorption par les plantes (USACE, 2004). On utilise habituellement les lombrics comme espèce indicatrice du risque d'absorption par les animaux. Si une évaluation plus détaillée est nécessaire, les essais suivants peuvent être utilisés pour déterminer si l'absorption par les plantes ou les animaux est préoccupante :

- **Essai de bioaccumulation concernant les animaux** – Il s'agit d'un essai biologique qui utilise des vers exposés aux sédiments extraits pendant une période déterminée. Après l'exposition, les vers sont analysés pour déterminer la concentration de contaminants dans leurs tissus. Les concentrations de contaminants sont ensuite comparées aux échantillons témoins,

- **Essai d'extraction à l'aide d'acide diéthylène triamine pentaacétique (DTPA)** – Il s'agit d'un essai simple qui permet de prévoir la bioaccumulation potentielle dans les plantes en extrayant les métaux des sédiments à l'aide de DTPA. Cet essai ne s'applique qu'aux métaux,
- **Programme sur l'absorption par les plantes (PAP)** – Il s'agit d'un programme informatique qui permet de prévoir la bioaccumulation de métaux provenant des déblais de dragage d'eau douce dans des plantes d'eau douce. On utilise les résultats de l'essai d'extraction à l'aide de DTPA comme base du PAP (USACE/USEPA, 2004),
- **Essai de bioaccumulation par les plantes** – Il s'agit d'un essai biologique qui utilise des plantes indicatrices qui ont été exposées aux sédiments extraits pendant une période déterminée. La croissance des plantes et les concentrations de contaminants dans les tissus végétaux sont mesurées. Les concentrations de contaminants sont ensuite comparées aux échantillons témoins.

Si le SDC est surmonté d'une couverture artificielle qui ne permet aucune vie végétale ou animale, cette voie d'accès n'est pas préoccupante.

Transport des particules

Dans un SDC, le transport de particules peut être préoccupant. Les particules peuvent être transportées si les sédiments de surface sont secs et que des vents intenses soufflent. Les outils permettant de quantifier cette voie ne sont pas bien développés (USACE/USEPA, 2004). Le transport des particules n'est généralement pas préoccupant si une couverture artificielle recouvre le dessus du SDC.

Mesures de contrôle des voies de contamination

S'il est déterminé qu'une voie de contamination particulière ne peut pas respecter les critères applicables, des mesures de contrôle des voies de contamination seront nécessaires. Le contrôle des contaminants peut être réalisé grâce aux mesures techniques suivantes :

- doubler l'intérieur du remblai ou des murs du SDC (et éventuellement au fond) par un revêtement imperméable à,
- installer une barrière imperméable au cœur du remblai ou des murs (c.-à-d. un écran de palplanches d'acier étanche ou des matériaux réactifs, comme du charbon actif, permettant de traiter les contaminants avant qu'ils ne traversent le remblai ou les murs et atteignent le plan d'eau adjacent),
- traiter l'effluent, les eaux de ruissellement et le lixiviat, si nécessaire,
- mettre en place un recouvrement sur le SDC lorsque les mesures de mise en dépôt sont terminées.

4.4.2 Considérations techniques

Pour le confinement, un SDC est généralement formé d'un remblai de terre, de sable, de gravier ou d'enrochement, qui servent à filtrer l'eau qui s'échappe tout en retenant les matières solides et les contaminants. Lorsque le rejet d'eau n'est pas souhaité, un SDC (parfois appelé ICA) peut également être construit à l'aide d'écrans de palplanches d'acier plat ou d'acier cellulaire. Les emboîtements de palplanches doivent être étanches afin d'assurer un confinement approprié des contaminants. Dans certains cas, un écran de palplanches d'acier à double paroi est utilisé, avec une paroi intérieure étanche qui assure l'isolement et une paroi extérieure qui assure la stabilité structurelle (Graham et coll., 2012).

Les facteurs techniques à prendre en considération lors de la conception comprennent notamment :

- les caractéristiques géotechniques de la fondation du SDC,
- la construction et la hauteur des digues,
- le compartimentage du SDC en cellules de confinement distinctes,
- la superficie et la profondeur du SDC,
- la durée de vie du SDC (y compris l'application de revêtements ou la protection cathodique des structures en acier),
- la fréquence d'utilisation prévue,
- l'utilisation prévue du SDC après son remplissage.

Ces considérations liées à la conception détermineront la superficie et la profondeur d'endiguement nécessaires pour obtenir une sédimentation efficace, le volume de confinement requis pour le stockage (y compris le franc-bord requis) et le dimensionnement approprié pour les déversoirs.

Les éléments de la conception des structures doivent tenir compte de tous les phénomènes appropriés, tels que les pressions du vent, les vagues et les courants dus au vent, l'action des vagues et l'érosion, la poussée des glaces et les surcharges prévues. Les changements climatiques et, pour certains endroits, la hausse du niveau de la mer sont également des facteurs importants. En général, les éléments de la conception sont modélisés en utilisant des conditions qui représentent la période de récurrence de cent ans (ou plus). La période de récurrence sera déterminée par la durée de vie souhaitée de la structure.

Hauteur des digues ou des murs de confinement

La hauteur des murs de confinement dépendra de plusieurs facteurs, tels que la stabilité des murs, l'utilisation finale prévue et les niveaux d'eau. Le niveau d'eau prévu pour le site doit tenir compte des niveaux d'eau mensuels moyens ainsi que des moyennes à court et à long terme des valeurs minimales et maximales. La conception doit prendre en considération les exigences en matière d'endiguement et de franc-bord pour le remplissage, le risque de déversement en raison de l'action des vagues, les effets potentiels d'un déversement et le potentiel d'érosion des murs d'un SDC.

Les murs doivent également être conçus pour satisfaire aux exigences relatives au volume initial de stockage dans le SDC, qui dépend du volume à draguer *in situ*, et à l'augmentation des changements de volume qui se produiront pendant les activités de mise en place dans le cadre du dragage. Les changements de volume peuvent être déterminés en utilisant le TSCLT décrit à la sous-section 4.4.1.

Perméabilité des murs de confinement

Le degré de perméabilité des murs de confinement est un facteur qui limite l'accumulation des eaux retenues dans l'installation. Lorsque la limite du franc-bord est atteinte, les taux de production du dragage sont limités en conséquence. À mesure que les eaux retenues fuient à travers le mur de la digue, la hauteur du franc-bord augmente, ce qui permet de maintenir le taux de production du dragage. La perméabilité des murs de confinement diminue et le franc-bord est réduit, ce qui a une incidence sur le taux de production. Un pompage actif et un traitement de l'eau peuvent être nécessaires pour maintenir les taux de production de dragage souhaités.

Pour les installations en milieu littoral, le risque d'infiltration de contaminants dans les eaux souterraines environnantes peut également être pris en considération dans la conception.

Compartimentage en cellules

Dans de nombreux cas, un SDC est compartimenté en cellules pour la séparation des sédiments ou le traitement de l'effluent. La séparation des sédiments permet de contrôler la mise en place des

contaminants (c.-à-d. que certains types de contaminants sont concentrés dans certaines zones du SDC). Le traitement passif de l'effluent peut également être réalisé en utilisant des cellules pour augmenter le temps de rétention de l'effluent dans le SDC. Les cellules peuvent également permettre une décantation et un compactage plus efficaces des sédiments, en évitant le court-circuitage de l'écoulement du point de mise en place dans le SDC directement vers le point de rejet des eaux de décantation. La structure optimale du compartimentage peut être déterminée à l'aide de techniques de modélisation.

4.4.3 Contrôles opérationnels pour la mise en place des déblais de dragage

En plus des aspects techniques de la construction ou de la modification d'un SDC existant en vue de réduire autant que possible la perte de contaminants par les voies déjà évaluées, un certain nombre de contrôles opérationnels doivent être pris en considération.

Taux de production du dragage

Le taux de production du dragage est le taux auquel les sédiments extraits entrent dans le SDC. La conception d'un SDC déterminera les débits d'entrée autorisés. Si la taille d'un SDC impose des contraintes sur la superficie disponible et le temps de rétention, la conception doit fixer une limite en ce qui concerne le débit d'entrée. Les entrepreneurs qui soumissionnent pour les travaux doivent être informés de ces limites afin que la taille de la drague et les taux de pompage puissent être adaptés à la capacité du SDC.

Le taux requis pour le traitement de l'effluent est directement influencé par le taux de production du dragage. Si le rejet de l'effluent n'est pas conforme aux normes de qualité de l'eau, la conception doit intégrer les modifications nécessaires. Bien que cela ne soit pas souhaitable, l'une de ces options consiste à réduire le taux de dragage de façon à réduire les taux d'entrée et de sortie du SDC. Des renseignements supplémentaires sur le taux de production de dragage sont fournis à la partie 3 (Dragage environnemental).

Transport vers des sites de mise en dépôt confinés

Idéalement, le SDC devrait être situé très près du site contaminé. Réduire autant que possible la distance entre le site de mise en dépôt confiné et le site contaminé permettra de réduire non seulement les coûts, mais aussi le risque de déversement. Les répercussions potentielles du transport sur les propriétés voisines le long de l'itinéraire de transport doivent également être prises en considération. Les facteurs à considérer comprennent les obstacles à la navigation ou au trafic maritime, les odeurs et l'esthétique. Les mécanismes de transport typiques comprennent le déchargement direct à l'aide de conduites lorsque le dragage hydraulique est utilisé et la mise en place directe à l'aide d'une drague mécanique ou le déchargement hydraulique (transformation en boues et pompage des sédiments) lorsque le dragage mécanique est utilisé.

Mise en place sélective

La mise en place sélective peut être utilisée comme un contrôle opérationnel efficace lors de la mise en place de matériaux contaminés. Par exemple, l'utilisation de couches alternées de sédiments contaminés et de matériaux propres peut aider à contenir les contaminants et fournir un mécanisme d'atténuation (par la sorption). En outre, l'utilisation de couches de sable entre les couches contaminées peut améliorer l'assèchement et le compactage. La mise en place de matériaux moins contaminés à titre de dernière couche aidera également à limiter les pertes de contaminants par les eaux de ruissellement, l'absorption par les plantes et les animaux et la volatilisation.

Il est également important de noter que la mise en place de matériaux à grains fins entraîne généralement un effet d'autoscellage, car la perméabilité des matériaux diminue considérablement

après leur compactage. Cela sert également à diminuer les vides de construction dans les remblais et les murs au fil du temps, ce qui les rend plus étanches sur le plan hydraulique. La diminution des eaux retenues au-dessus des déblais de dragage abaissera également la pression hydrostatique ou un renversement du gradient hydraulique et finira par réduire ou éliminer la migration des contaminants du SDC par lixiviat.

Assèchement des sédiments

Afin d'enlever l'eau, les SDC utilisent une méthode d'assèchement passif par la gravité et le compactage sous le propre poids des sédiments. L'assèchement passif prend beaucoup plus de temps que les méthodes mécaniques. L'assèchement des sédiments est décrit plus en détail à la partie 3 (Dragage environnemental).

Temps de rétention accru

Si l'effluent n'est pas conforme aux normes de qualité de l'eau, il est possible d'envisager d'augmenter la superficie et la profondeur de l'endiguement du SDC, ainsi que de déplacer les points d'entrée et les points de rejet de l'effluent, dans le but d'augmenter le temps de rétention. Une évaluation du court-circuitage doit être effectuée.

Traitement de l'effluent

Si l'effluent non traité n'est pas conforme aux critères de rejet établis pour le site, un traitement est nécessaire. Une évaluation du traitement physique visant à retirer les solides en suspension et les contaminants qui y sont liés et un traitement visant à enlever les contaminants dissous doivent être effectués au besoin. Les systèmes de traitement utilisent une technologie semblable à celle décrite dans la partie sur le dragage environnemental. Des essais de traitabilité à l'échelle du laboratoire doivent être effectués pour déterminer la méthode de traitement la plus appropriée avant l'achèvement de la conception. Voici des essais typiques à l'échelle du laboratoire :

- **Essai de floculation en flacon** – L'eau du site et un échantillon composite de sédiments sont mélangés pour former une boue de dragage, qu'on laisse se déposer pendant une heure. Le surnageant qui en résulte est ensuite séparé et combiné à divers flocculants ou coagulants afin d'en déterminer l'efficacité (voir la figure 4-8),
- **Test de décantation en colonne** – L'eau du site et un échantillon composite de sédiments sont mélangés pour former une boue de dragage, puis le tout est vigoureusement aéré. Des flocculants ou coagulants sont ajoutés, puis des échantillons pour les solides en suspension totaux et la turbidité sont prélevés à diverses profondeurs dans la colonne au fil du temps pour créer des courbes de décantation. Cela permet également de déterminer l'efficacité des flocculants et coagulants,
- **Essai de filtration sur milieu en colonne** – Cet essai utilise le surnageant de l'essai d'élutriation de l'effluent pour passer à travers divers matériaux filtrants ou adsorbants (p. ex. sable, charbon actif en granulés) afin de déterminer l'efficacité du milieu de traitement quant à l'enlèvement des contaminants dissous (voir la figure 4-9),
- **Essai par lots de l'adsorption par les milieux** – Cet essai est utilisé pour déterminer la capacité d'adsorption d'un milieu choisi (p. ex. charbon actif en granulés) en déterminant la quantité de transfert de contaminants dissous du surnageant au milieu choisi (Brannon, 1994).

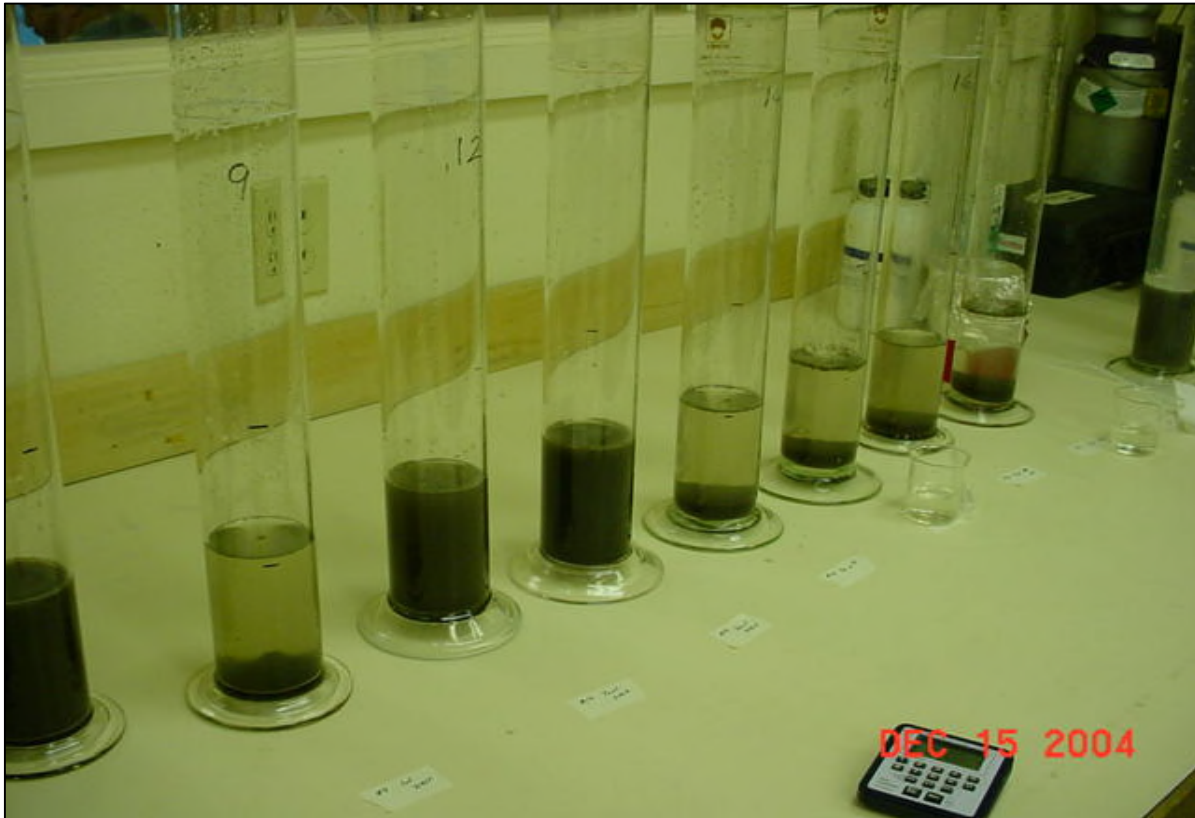


Figure 4-8 : Essai de floculation en flacon (après la centrifugation) (Blasland, Bouck & Lee inc. et coll., 2006).

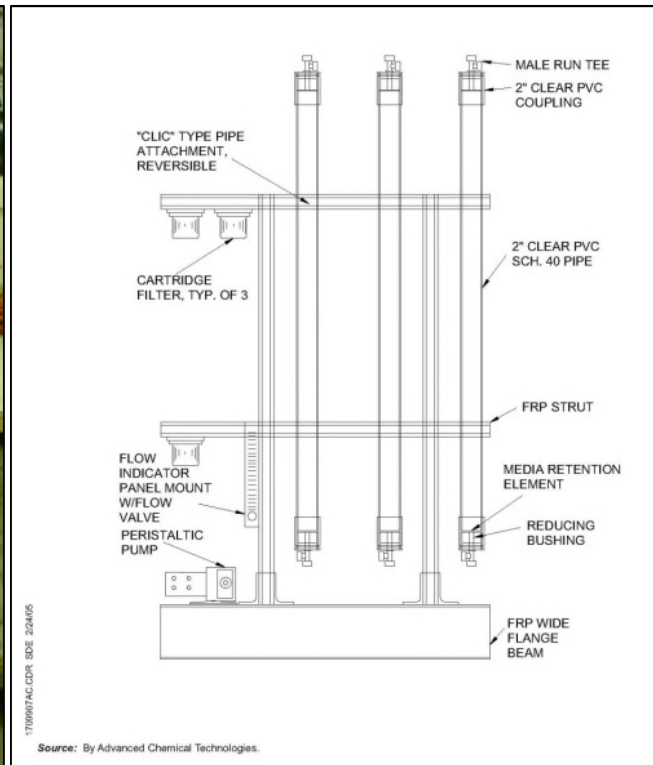


Figure 4-9 : Essai de filtration sur milieu en colonne (après la centrifugation) (Blasland, Bouck & Lee inc. et coll., 2006).

EN	FR
MALE RUN TEE	RACCORD MÂLE EN « T »
2" CLEAR PVC COUPLING	MANCHON DE 2 PO EN PVC TRANSPARENT
"CLIC" TYPE PIPE ATTACHMENT REVERSIBLE	DISPOSITIF DE FIXATION RÉVERSIBLE AVEC SERRAGE DE TYPE « CLIC » POUR TUYAUX
CARTRIDGE FILTER, TYP. OF 3	FILTRE À CARTOUCHE DE TYPE 3
2" CLEAR PVC SCH. 40 PIPE	TUYAU DE 2 PO EN PVC TRANSPARENT DE SÉRIE 40
FRP STRUT	SUPPORT EN POLYESTER RENFORCÉ À LA FIBRE DE VERRE (FRP)
MEDIA RETENTION ELEMENT	DISPOSITIF DE RÉTENTION DU MILIEU
REDUCING BUSHING	BAGUE DE RÉDUCTION
FLOW INDICATOR PANEL MOUNT W/FLOW VALVE	DÉBITMÈTRE MONTÉ SUR PANNEAU AVEC VANNE DE RÉGLAGE
PERISTALTIC PUMP	POMPE PÉRISTALTIQUE
FRP WIDE FLANGE BEAM	POUTRELLE À LARGES AILES EN FRP
Source: By Advanced Chemical Technologies	Source : par Advanced Chemical Technologies

Suivi et atténuation des risques

Le suivi et l'atténuation des risques pendant le remplissage du SDC sont identiques à la description de ceux qui sont effectués pendant le processus de dragage. La surveillance de la qualité de l'eau est essentielle pour s'assurer que les contaminants ne pénètrent pas dans le plan d'eau adjacent. En fonction du type de contaminants visés par le dragage, il peut être nécessaire de surveiller les émissions atmosphériques pour détecter les produits chimiques préoccupants et les odeurs.

4.4.4 Couverture des sites de mise en dépôt confinés

La conception de la couverture d'un SDC (épaisseur et matériaux) dépend de l'utilisation finale de celui-ci et vise habituellement à réduire les répercussions sur l'environnement immédiat des eaux de ruissellement, des eaux d'infiltration et du lixiviat des eaux souterraines, de la volatilisation ainsi que de l'absorption par les plantes et les animaux. La hauteur ou l'épaisseur de la couverture est liée à la profondeur finale prévue pour les sédiments contaminés dans le SDC ainsi qu'aux profondeurs et au nivellement requis et prévus pour le point le plus élevé de l'installation. La couverture doit également être conçue pour permettre une surveillance à long terme afin de garantir que l'installation et la couverture fonctionnent comme prévu.

Dans l'optique d'un isolement à long terme, la conception de la couverture comprend généralement la prise en considération des éléments suivants :

- le débit prévu de contaminants à travers la couverture (qui affecte la volatilisation, la bioaccumulation et le risque de ruissellement des eaux de surface),
- l'hydrogéologie du site,
- le ruissellement des eaux de surface,
- la résistance et la stabilité géotechniques des sédiments de dragage,

- les niveaux d'eau actuels et futurs prévus dans le port,
- les infrastructures des services publics.

Les couvertures des SDC peuvent être soit perméables, soit imperméables, soit une combinaison des deux. Une couverture perméable pourrait convenir à un SDC ayant des matériaux réactifs (les murs sont conçus pour laisser passer l'eau). Une couverture imperméable conviendrait à un SDC dont les murs sont imperméables et qui est déconnecté du plan d'eau adjacent sur le plan hydraulique. Une couverture combinée pourrait convenir à n'importe quel SDC et comprendrait une couche perméable sur une couche imperméable, ce qui isolerait les contaminants à l'intérieur du SDC tout en permettant à la végétation de pousser.

Lors de l'installation d'une couverture, la capacité portante des déblais de dragage doit être suffisante pour supporter le poids du matériau de recouvrement. La première couche de la couverture est généralement la plus difficile à installer en raison de la question de la capacité portante. Si la capacité portante initiale est insuffisante, diverses techniques peuvent être utilisées, soit le remblai des fondations, la mise en place hydraulique (si les conditions le permettent), la surcharge par l'extraction de l'eau interstitielle (c.-à-d. drains verticaux préfabriqués), les géotextiles et les géogrilles. Quelles que soient les techniques utilisées pour augmenter la capacité portante, la consolidation des déblais de dragage est nécessaire, ce qui peut prendre beaucoup de temps (c.-à-d. des mois, voire des années).

Selon le type de contaminants, un système de collecte et de transport des émissions volatiles peut être nécessaire. De même, un système de collecte des eaux souterraines peut être nécessaire si les conditions hydrogéologiques indiquent que la remontée des eaux souterraines à travers la couverture est un problème.

La gestion des eaux de ruissellement est également un facteur important à considérer dans la conception des couvertures. En général, les SDC contenant des sédiments contaminés nécessitent une couverture qui réduit l'infiltration des précipitations. Cela peut être réalisé par le nivellement ou l'installation d'un système de collecte des eaux de ruissellement.

4.4.5 Utilisation future

L'utilisation finale prévue ou potentielle de l'installation doit être connue dès le début de la phase de la conception. Cela permet de s'assurer que la conception des murs et des couvertures ainsi que la modélisation de la consolidation sont effectuées correctement au moyen de paramètres réalistes et propres au site. Somme toute, la résistance de la couverture et des déblais de dragage doit pouvoir supporter l'utilisation prévue de l'installation. L'utilisation finale déterminera également les infrastructures requises. Les besoins en infrastructures pourraient comprendre l'accès routier et ferroviaire ainsi que les services publics. Une autre utilisation finale peut être un habitat pour les plantes et les animaux, un parc ou une réserve naturelle, où l'absorption des contaminants et la bioaccumulation constitueraient une préoccupation à prendre en considération.

4.4.6 Durée de vie

La durée de vie typique de la conception des structures d'un SDC est d'au moins cent ans. Toutefois, le propriétaire du SDC doit en assurer la gestion et l'entretien à perpétuité. La conception séculaire doit tenir compte de l'intégrité physique, en plus de l'événement pluviohydrologique séculaire et de tout autre événement applicable en ce qui concerne les changements climatiques.

4.4.7 Surveillance de la construction

Comme pour tous les projets de construction, une surveillance doit être effectuée pendant la construction pour déterminer si le SDC est construit conformément aux plans et cahiers de charges, pour vérifier l'absence de rejets de contaminants dans l'environnement et pour s'assurer que la décantation et la consolidation correspondent à ce qui avait été prévu.

4.5 Plans de surveillance et d'entretien à long terme

Les principaux objectifs des plans de surveillance et d'entretien à long terme sont de s'assurer que les contaminants demeurent confinés et que la stabilité des structures de l'installation demeure solide. Ces plans doivent être élaborés dans le cadre de la conception du SDC.

Pour garantir que les contaminants demeurent confinés, les techniques suivantes peuvent être envisagées :

- la surveillance du périmètre de la structure (c.-à-d. des puits de surveillance installés au moment de la construction) pour les contaminants,
- des mesures de la charge hydraulique dans les puits de surveillance (s'il y en a) aux fins de comparaison avec les mesures du niveau d'eau du plan d'eau adjacent afin de déterminer le risque d'écoulement de l'eau et sa direction à travers les murs,
- la surveillance des niveaux de contaminants dans l'effluent et dans les eaux de ruissellement qui se déversent de l'installation.

Pour garantir la stabilité des structures de l'installation, les techniques suivantes peuvent être envisagées :

- des levés topographiques pour déterminer tout mouvement des structures,
- des manomètres pour l'eau interstitielle afin de déterminer si de l'eau s'infiltré dans l'installation et si la pression augmente à l'intérieur de celle-ci,
- des mesures au moyen d'un inclinomètre pour déterminer la verticalité des murs,
- des levés bathymétriques pour déterminer les zones d'affouillement adjacentes aux structures,
- des inspections à l'aide de la vidéo sous-marine pour déterminer les problèmes visibles sous la ligne d'eau,
- des inspections visuelles pour déterminer les problèmes visibles au-dessus de la ligne d'eau (corrosion, dommages, etc.),
- la surveillance des eaux pluviales ou du drainage pour déterminer si la conception fonctionne comme prévu,
- des mesures de l'épaisseur des palplanches d'acier (si les murs sont construits avec des palplanches) pour en déterminer la détérioration et estimer la durée de vie restante.

La surveillance doit être effectuée chaque année pendant les cinq premières années suivant la construction. Si, après cinq ans, les résultats de la surveillance n'indiquent aucun problème, le plan peut être réévalué et la surveillance peut être effectuée à une fréquence moins élevée (tous les cinq ans). Si les résultats de la surveillance indiquent un problème, un entretien sera nécessaire pour atténuer le problème trouvé. Les mesures de gestion mentionnées dans le plan de gestion adaptative doivent également être envisagées si la surveillance indique que l'installation ne fonctionne pas comme prévu.

Les mesures de gestion pourraient comprendre des contrôles opérationnels, des drains verticaux préfabriqués ou des tranchées, la modification des modèles d'écoulement ou des changements dans le traitement de l'effluent pour augmenter les gains d'efficacité du traitement.

4.5.1 Mesures administratives

Les mesures administratives (parfois appelées contrôles institutionnels) font référence à un ensemble de règles et de mécanismes permettant de gérer les activités dans le SDC et autour de celui-ci. Une restriction d'accès est un exemple de mesure administrative pour un SDC. La restriction d'accès est une mesure préventive visant à empêcher que le site ne soit endommagé et à réduire les risques pour les personnes qui pourraient vouloir se rendre sur place. La restriction d'accès pourrait être matérialisée par des panneaux et des clôtures. Les mesures administratives seront régies par l'emplacement du SDC et par les utilisations des terres adjacentes.

4.6 Difficultés et incertitudes

La construction et l'exploitation d'un SDC présentent plusieurs défis à relever. L'un des défis les plus difficiles à relever est le processus de sélection de l'emplacement. L'acceptation par le public de la construction de SDC est généralement difficile à obtenir. Le public peut également s'inquiéter de la qualité de l'air en raison de la volatilisation de contaminants ou des odeurs.

Les autres défis comprennent la capacité d'une entreprise de dragage à limiter le surdragage, ce qui aura également un effet direct sur le volume de sédiments que le SDC peut contenir. Les défis peuvent également comprendre les caractéristiques géotechniques des déblais de dragage après leur mise en place. Ni les caractéristiques géotechniques ni le taux de consolidation ne peuvent être vraiment connus avant la fin de la mise en place. Si les difficultés liées à la gestion des sédiments empêchent le projet d'atteindre ses objectifs, on devra envisager une gestion adaptative.

5. Recouvrement d'isolement

L'objectif des auteurs est que cette partie soit lue en parallèle avec l'analyse sur la caractérisation d'un site et la surveillance à long terme présentées dans les parties 2 et 9. Il est à noter que les sous-titres sont les mêmes dans la présente partie, mais que celle-ci comprend des renseignements précis sur la caractérisation d'un site et la surveillance à long terme qui sont pertinents concernant le recouvrement d'isolement.

5.1 Introduction

Le recouvrement d'isolement de sédiments contaminés consiste à isoler physiquement et chimiquement des sédiments contaminés de l'écosystème aquatique. Dans le contexte de la gestion des sédiments, il est également appelé « recouvrement *in situ* », un terme qui désigne généralement le recouvrement de sédiments contaminés à leur emplacement d'origine. La mise en place d'une couverture artificielle immergée, ou d'un recouvrement artificiel immergé, sur un dépôt *in situ* de sédiments contaminés comporte des conceptions techniques comme des interactions chimiques complexes destinées à confiner des contaminants et à les rendre indisponibles pour les récepteurs benthiques et aquatiques ainsi que pour les humains.

Les recouvrements d'isolement sont également utilisés pour la fermeture de cellules de mise en dépôt aquatique confiné (MDAC). Les cellules de MDAC sont des enceintes de confinement immergées où sont mis en place les sédiments contaminés enlevés d'un lieu, qui sont ensuite recouverts. Une cellule de MDAC peut consister en une dépression immergée existante, comme un banc d'emprunt, ou une cellule creusée à dessein sur le fond d'un plan d'eau. Traditionnellement, les cellules de MDAC ont été surtout utilisées pour la mise en dépôt des déblais du dragage aux fins de navigation lorsque les contaminants présents empêchaient le rejet en eaux libres. À notre connaissance, aucun projet de gestion des sédiments contaminés au Canada n'a recouru à la MDAC.

Le recouvrement est une solution de rechange au dragage, qui a fait ses preuves (Reible, 2014) quand les sites de sédiments contaminés ont une grande profondeur d'eau et que la navigation ne pose pas problème, pas plus qu'aucun autre facteur propre au site.

5.2 Buts et objectifs

Selon Reible (2014), le recouvrement est conçu pour atteindre un ou plusieurs des objectifs suivants :

1. confiner physiquement des sédiments contaminés pour éliminer le risque de leur remise en suspension,
2. confiner chimiquement des contaminants dans les sédiments pour réduire leur migration et leur libération,
3. empêcher la communauté benthique d'interagir avec les sédiments contaminés sous-jacents et de s'en nourrir (c.-à-d. la bioturbation).

Par conséquent, des différences dans la conception des recouvrements sont utilisées dans la gestion des sédiments contaminés. Les objectifs 1 et 3 peuvent essentiellement être atteints grâce à un simple recouvrement de sable, tandis que l'objectif 2 peut nécessiter des sorbants ou d'autres amendements du sol.

Dans les zones où existent des conditions météorologiques difficiles ou du trafic maritime, la conception doit prévoir un enrochement du recouvrement afin d'assurer une protection des structures et une stabilité à long terme. Une autre option de conception consiste à placer au sommet du recouvrement, une couche servant d'habitat au benthos et à d'autres organismes. Ces divers objectifs aboutissent généralement à la conception d'un recouvrement comportant plusieurs composantes. Par exemple, un recouvrement peut comprendre des composantes liées à l'habitat, à la stabilité contre l'érosion (une couche d'enrochement) et à l'isolation contre les produits chimiques.

Lorsque le recouvrement est considéré comme le principal plan de gestion ou comme une partie d'un plan de gestion plus large, on doit prendre en compte de nombreux éléments complexes. Des documents d'orientation détaillés sur le recouvrement d'isolement aux fins de la gestion des sédiments ont été produits par le corps des ingénieurs de l'armée des États-Unis, l'agence de protection de l'environnement des États-Unis et d'autres organismes (USEPA, 2005; Palermo et coll., 1998a; EPRI 2008; Reible, 2014). Ces documents d'orientation fournissent des procédures pour la caractérisation du site et des sédiments, la conception du recouvrement, les activités de mise en place du recouvrement et la surveillance et on devrait les consulter aux fins d'une analyse détaillée des divers sujets liés à la conception du recouvrement.

Un bon aperçu du processus de conception d'un recouvrement est présenté à la figure 5 -1, tirée de Palermo et coll. (1998a). Suivent ensuite des parties décrivant sommairement les principaux facteurs à considérer relativement au recouvrement d'isolement.

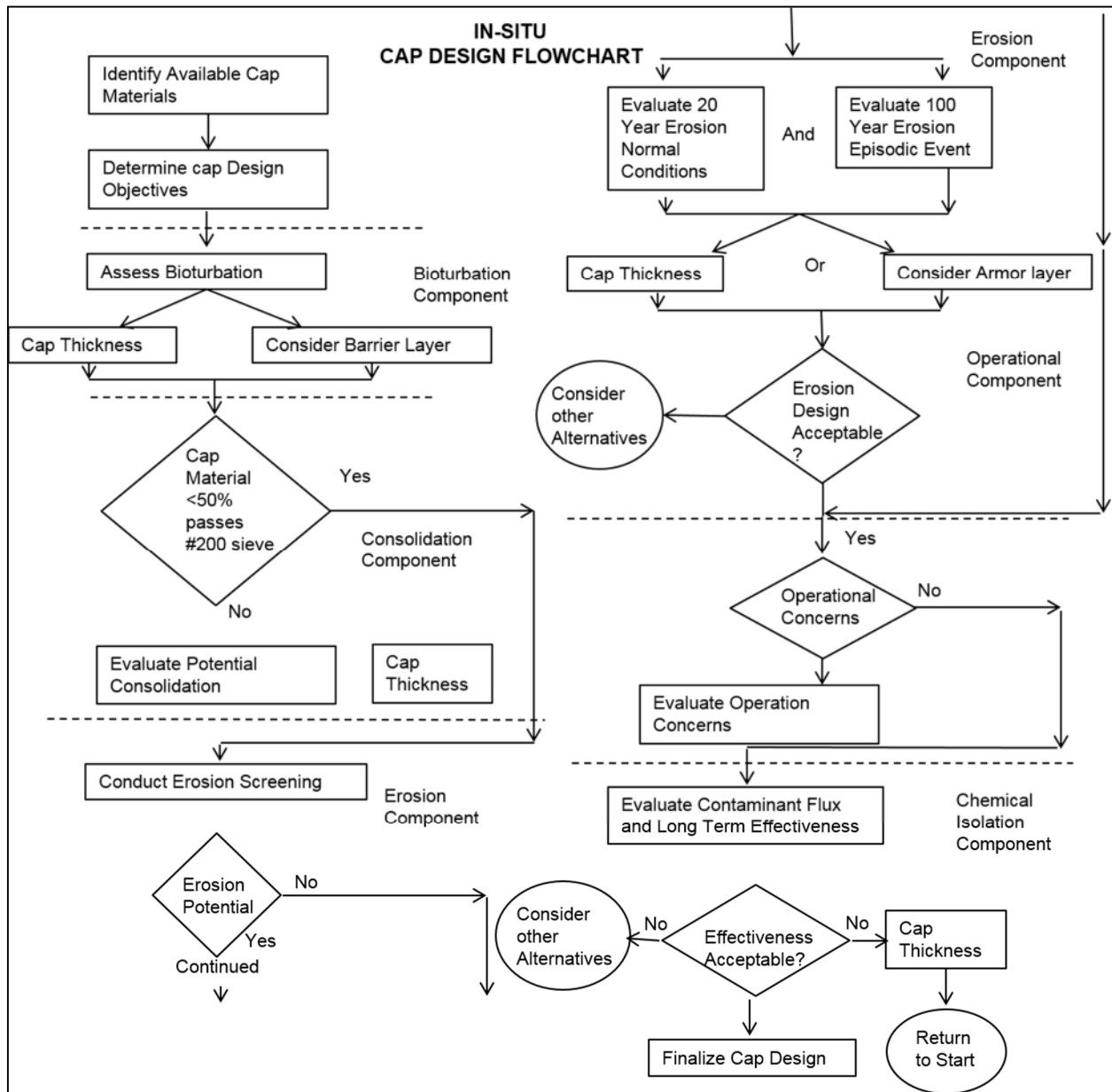


Figure 5-1 : Organigramme de la conception des recouvrements (Palermo et coll., 1998a).

EN	FR
IN-SITU CAP DESIGN FLOWCHART	ORDINOGRAMME DE LA CONCEPTION D'UN RECOUVREMENT <i>IN SITU</i>
Identify Available Cap Materials	Déterminer quels matériaux de recouvrement sont disponibles
Determine cap Design Objectives	Définir les objectifs de conception du recouvrement
Assess Bioturbation	Évaluer la bioturbation
Bioturbation Component	Composante de la bioturbation
Cap Thickness	Épaisseur du recouvrement

Consider Barrier Layer	Envisager une couche imperméable
Cap Material <50% passes #200 sieve	Moins de 50 % du matériau de recouvrement passe à travers le tamis n° 200
Yes	Oui
Consolidation Component	Composante de la consolidation
No	Non
Evaluate Potential Consolidation	Évaluer la possible consolidation
Cap Thickness	Épaisseur du recouvrement
Conduct Erosion Screening	Effectuer une évaluation préalable de l'érosion
Erosion Component	Composante de l'érosion
Erosion Potential	Potentiel d'érosion
Continued	(suite)
Evaluate 20 Year Erosion Normal Conditions	Évaluer les conditions normales d'érosion après vingt ans
And	et
Evaluate 100 Year Erosion Episodic Event	Évaluer un événement ponctuel séculaire d'érosion
Cap Thickness	Épaisseur du recouvrement
Or	ou
Consider Armor layer	Envisager une couche d'enrochement
Operational Component	Composante opérationnelle
Erosion Design Acceptable?	La conception de l'érosion est-elle acceptable?
Consider other Alternatives	Envisager d'autres solutions
Operation Concerns	Problèmes opérationnels
Evaluate Operational Concerns	Évaluer les problèmes opérationnels
Evaluate Contaminant Flux and Long Term Effectiveness	Évaluer le débit de contaminants et l'efficacité à long terme
Chemical Isolation Component	Composante de l'isolation contre les produits chimiques
Consider other Alternatives	Envisager d'autres solutions
Effectiveness Acceptable?	L'efficacité est-elle acceptable?
Cap Thickness	Épaisseur du recouvrement
Return to Start	Retourner au début
Finalize Cap Design	Terminer la conception du recouvrement

5.3 Caractérisation du site

5.3.1 Sédiments

Contaminants préoccupants

Les recouvrements d'isolement sont conçus pour confiner les contaminants ainsi que pour réduire leur migration et leur rejet. Une connaissance approfondie des contaminants présents dans les sédiments est nécessaire pour concevoir et sélectionner correctement les matériaux d'un recouvrement. Les contaminants dissous qui se trouvent sous les recouvrements peuvent migrer par deux phénomènes principaux :

- l'advection, qui est le transport de contaminants dissous par la circulation de fluides (p. ex. la remontée des eaux souterraines),
- la diffusion moléculaire, qui est la migration d'une substance par un mouvement moléculaire aléatoire, allant d'une concentration élevée à une concentration faible.

Les recouvrements peuvent être constitués d'une ou de plusieurs couches, ce qui permet d'éviter la migration. Pour ce faire, on utilise la sorption, on retarde les contaminants, puis on les disperse et les dilue dans les matériaux de recouvrement. Les contaminants et leur concentration correspondante jouent un rôle important dans la modélisation de la conception des différents recouvrements et de leur rendement. Cette modélisation, qui est analysée plus en détail plus loin, est utilisée pour évaluer différents recouvrements et différentes couches afin d'établir une conception appropriée pour le site d'intérêt.

Les contaminants peuvent être classés en deux grandes catégories : les matières inorganiques (le plus souvent des métaux et des éléments non métalliques) et les matières organiques (p. ex. les BPC et les HAP). De nombreux sites présentent des mélanges des deux. Les différents facteurs à considérer relativement à la conception d'un recouvrement dépendent des contaminants présents. Par exemple, si un site contient des sédiments contaminés par des métaux uniquement, la conception du recouvrement pourrait prévoir une simple couverture de sable. L'enfouissement des sédiments contaminés par les métaux sous le sable peut susciter une zone anaérobie qui crée des conditions réductrices sous le recouvrement, ce qui favorise la production de sulfures. Les sulfures sont connus pour lier certains métaux, les rendant non disponibles pour les organismes aquatiques, mais ils peuvent augmenter la méthylation du mercure, un contaminant préoccupant sur certains sites. La méthylation du mercure transforme le mercure élémentaire en un composé organique, le rendant plus biodisponible, ce qui accroît le risque de bioaccumulation et de bioamplification. Si des polluants organiques constituent le contaminant préoccupant, des amendements adsorbants peuvent être nécessaires. Plusieurs sites sont à la fois contaminés par des métaux et des matières organiques.

De nombreux contaminants organiques présents dans les sédiments sont hydrophobes et donc fortement liés aux particules de sédiments fins et aux fractions organiques. Les métaux lourds, tels que le cadmium, le zinc, le nickel, le plomb, le cuivre et le mercure, sont également fortement liés aux particules de sédiments. Toutefois, la migration des métaux peut être très complexe. L'état d'oxydation des métaux influe sur leur solubilité et leur affinité ultérieure avec les particules de sédiments. D'autres paramètres, comme le potentiel d'oxydoréduction (Eh), le pH, l'activité microbienne et la présence de sulfures, de chlorures et de carbonates, influent sur la migration (Palermo et coll., 1998). Cet aspect est important pour la conception du recouvrement d'isolement, car il touche à la migration à travers le recouvrement, à la pénétration possible du contaminant et à la durée de vie du recouvrement.

Formation de bulle de gaz

La formation de bulles de gaz dans les sédiments peut faire migrer les contaminants vers la surface par sorption. Selon Reible (2014), la formation de bulles est souvent causée par la dégradation de matières organiques nouvellement déposées. La formation de bulles ne sera probablement importante que si elle est causée par la dégradation des contaminants ou la phase contenant les contaminants (p. ex. des LPNA). La migration par formation de bulles et le flux ultérieur de contaminants, s'ils sont considérés comme une préoccupation sur le site d'intérêt, doivent être pris en considération dans la modélisation du rendement du recouvrement.

Géochimie et action microbienne

Dans des conditions statiques, seuls les quelques millimètres supérieurs d'un sédiment seraient aérobies, mais la bioturbation créera des conditions aérobies bien plus bas (environ quinze centimètres dans l'eau douce et encore plus profondément dans les sédiments estuariens ou marins) [Clark et coll., 2001]. Sous cette profondeur se trouvent des zones anaérobies qui créent des conditions réductrices pour des composés comme le nitrate. La mise en place d'un recouvrement déplace la zone de bioturbation vers le recouvrement lui-même, de sorte que l'ancienne zone deviendra anaérobie après le recouvrement. Puisque ces zones ont des effets importants sur le devenir et le transport de nombreux contaminants, les connaissances propres au site seront donc importantes pour la conception et la modélisation du recouvrement.

Les conditions anaérobies sont avantageuses pour les métaux cationiques bivalents puisque, dans ces conditions, ceux-ci sont liés à des sulfures par la formation de complexes de sulfures métalliques insolubles. À cet égard, même un recouvrement de sable à très faible teneur en matières organiques serait bénéfique si les métaux constituent le principal contaminant préoccupant. Les conditions anaérobies ne sont toutefois pas idéales pour le mercure, car il a tendance à se méthyler et ainsi devenir biodisponible pour le benthos et d'autres niveaux trophiques. Des essais à l'échelle pilote et à l'échelle du laboratoire peuvent être utilisés pour comprendre le système à l'étude.

Les sédiments soumis à des conditions anaérobies, comme ce serait le cas sous un recouvrement d'isolement, subiront quand même une dégradation biologique et certains contaminants sont plus dégradés que d'autres dans ces conditions. Les contaminants organiques chlorés comme les BPC subiront une lente déchloration microbienne, ce qui entraînera une diminution du débit vers le recouvrement sus-jacent (Murphy et coll., 2006). D'autres contaminants chlorés peuvent subir une déchloration plus rapide. Il faut veiller à bien comprendre le système et la façon dont il réagira. Par exemple, la déchloration est une partie souhaitable et nécessaire du processus. Cependant, elle peut s'arrêter dans certaines conditions et les descendants (créés lors de l'élimination des atomes de chlore) peuvent être tout aussi problématiques, voire pires, que les précurseurs.

La dégradation à long terme des niveaux de concentration des contaminants est un facteur important à considérer dans la conception d'un recouvrement d'isolement. La dégradation microbienne sous des recouvrements se produit lorsque les microorganismes utilisent les électrons des contaminants comme source d'énergie. Si la concentration de contaminants n'est pas suffisamment élevée pour les microbes de dégradation ciblés, ceux-ci peuvent être « exclus » et remplacés par d'autres microbes moins souhaitables en matière de capacité de dégradation. Ce problème peut être résolu par l'utilisation d'amendements pour stimuler les microbes cibles, ce qui souligne une fois de plus la nécessité de bien comprendre le système du site d'intérêt.

Bioturbation

Les vingt centimètres supérieurs des sédiments sont souvent désignés comme la zone biologiquement active, où les organismes benthiques remanient les sédiments et où des niveaux élevés de matières organiques dégradables sont parfois déposés (Kristensen, 2005). La bioturbation est le mouvement des sédiments causé par les activités d'organismes aquatiques. Dans certains cas, la bioturbation est le processus naturel le plus important qui amène les contaminants à la surface des sédiments (USEPA, 2005). Les effets de la bioturbation comprennent le mélange des couches de sédiments, la modification des formes chimiques des contaminants, la bioaccumulation et le transport des contaminants des sédiments vers l'eau interstitielle ou la colonne d'eau. Au cours d'activités telles que l'alimentation, le déplacement et la construction d'abris, de nombreux organismes benthiques déplacent physiquement des particules de sédiments. Cela peut entraîner une modification de la

structure, de la biologie et de la chimie des sédiments. L'étendue et l'ampleur de cette modification dépendront de l'emplacement du site, du type de sédiment et des types d'organismes et de contaminants présents, ce qui souligne la nécessité de disposer de ces renseignements pour le site d'intérêt. Les conclusions des publications scientifiques diffèrent beaucoup sur la profondeur de la bioturbation. La méthode d'évaluation des sédiments benthiques (BEAST) élaborée par ECCC, qui sert à déterminer la nécessité de gérer les sédiments contaminés, estime que la bioturbation peut atteindre jusqu'à quarante centimètres de profondeur, mais utilise généralement les dix centimètres supérieurs des sédiments pour les essais de toxicité et la structure de la communauté benthique (Reynoldson et Day, 1998). Les imageurs de profils des sédiments (figures 5-2 et 5-3) sont un moyen d'évaluer visuellement l'étendue de la bioturbation et les types d'organismes présents sur un site.



Figure 5-2 : imageur de profils des sédiments et son cadre. L'objectif en forme de coin (au centre en bas) est enfoncé dans les sédiments (reproduction autorisée par Pêches et Océans Canada).



Figure 5-3 : Image du profil des sédiments montrant l'eau, l'interface eau-sédiment et les sédiments (reproduction autorisée par Pêches et Océans Canada).

La conception d'un recouvrement d'isolement et d'un recouvrement de MDAC doit tenir compte de la bioturbation comme mécanisme potentiel par lequel les contaminants visés pourraient traverser le recouvrement (p. ex. en établissant un lien entre l'épaisseur du recouvrement et la zone de bioturbation

du site). Il peut être souhaitable de choisir des matériaux de recouvrement qui découragent la colonisation par des organismes fouisseurs indigènes vivant en profondeur afin de limiter la bioturbation et le rejet de contaminants sous-jacents. Le facteur le plus important à considérer est que le recouvrement doit être plus épais que la profondeur de bioturbation prévue du site d'intérêt afin que les contaminants ne soient pas remaniés, à moins que les concentrations soient si faibles que le processus dans la zone de bioturbation permette de respecter la norme. À titre de règle empirique générale, on peut étudier une profondeur de bioturbation allant de quinze à vingt centimètres pour les systèmes d'eau douce et de cinquante centimètres ou plus pour les systèmes marins (Kristensen, 2005). Clarke et coll. (2001) donnent un résumé utile des épaisseurs de recouvrement recommandées, qui est reproduit ici dans le tableau 5-1.

Tableau 5-1 : Résumé des épaisseurs de recouvrement recommandées pour la composante de bioturbation considérée lors la conception d'un recouvrement (Clarke et coll., 2001).

Milieu	Matériau de recouvrement	Profondeur de la zone superficielle de mélange des sédiments (cm)	Augmentation de la profondeur de la zone de biodiffusion à mi-profondeur (cm)	Épaisseur totale de la composante de bioturbation du recouvrement (cm)
Milieux côtiers ou marins	Sables	10	10 à 35	20 à 45
	Limon ou argile	10 à 15	10 à 45	20 à 60
Eau douce	Sables	10	10 à 20	20 à 30
	Limon ou argile	10	10 à 30	20 à 40

Note: Dans l'exemple du recouvrement de sable dans un milieu côtier ou marin, une épaisseur de dix centimètres tiendrait compte de la couche superficielle intensivement mélangée et une épaisseur supplémentaire allant de dix à trente-cinq centimètres serait nécessaire pour tenir compte de la bioturbation à mi-profondeur. Ainsi, une épaisseur totale de recouvrement allant de vingt à quarante-cinq centimètres serait adéquate pour la bioturbation globale. Le choix de la limite inférieure pour l'épaisseur totale de la composante de bioturbation ne serait justifié que si une connaissance suffisante du benthos local appuyait le choix d'une profondeur moins élevée.

5.3.2 Géotechnique

Outre la caractérisation des contaminants dans les sédiments, les caractéristiques géotechniques sont importantes pour la conception du recouvrement. Il s'agit notamment de (USEPA, 2005) :

- la densité,
- la teneur en eau,
- la granulométrie,
- les limites d'Atterberg,

- la densité,
- la teneur en matières organiques,
- le compactage,
- la perméabilité,
- la résistance au cisaillement.

Le recouvrement des sédiments produit un poids sur les sédiments contaminés sous-jacents qui sont recouverts ainsi que sur tout autre sédiment non contaminé. Dans le cas de la MDAC où l'excavation d'un creux est nécessaire, des données géotechniques seront requises pour les sédiments situés sous la limite d'excavation. Les sédiments contaminés sont généralement des matières à grains fins, à forte teneur en eau et à faible résistance au cisaillement et ils sont compressibles lorsqu'un recouvrement est appliqué. Avec la MDAC, les sédiments mis en place ont une très faible résistance initiale au cisaillement en raison du remaniement causé par le dragage et la mise en place subséquente. En raison de cette très faible résistance initiale au cisaillement, il faut tenir compte de la stratification, du compactage et de la conductivité hydraulique des couches sous-jacentes ainsi que de celles des couches mises en place. Sur les surfaces en talus, il est important de s'assurer que le recouvrement ne provoque pas le glissement des sédiments contaminés sous-jacents, ce qui entraînerait la rupture générale du talus. Il faut évaluer la pente de la surface de sédiments du site, effectuer des analyses de stabilité et modéliser la résistance des sédiments en vue de calculer le facteur de stabilité de la pente.

Le compactage des sédiments sous-jacents pendant et après la construction d'un recouvrement peut introduire de l'eau interstitielle contaminée dans le recouvrement. Le risque de transfert de contaminants à travers le recouvrement est plus élevé que le processus de diffusion de contaminants dissous. Ce débit initial causé par le compactage attribuable au poids du recouvrement doit être pris en considération lors de la conception et de la modélisation du recouvrement proposé (Moo-Young et coll., 2001). La mesure de la masse volumique *in situ* des sédiments et la réalisation d'essais de compressibilité sont nécessaires pour une modélisation adéquate.

Si le matériau utilisé pour recouvrir les sédiments n'est pas un matériau à granulométrie fine (plus de 50 % en poids passant dans le tamis n° 200), Palermo et coll. (1998) indiquent que l'on peut supposer que le matériau de recouvrement lui-même ne se tassera pas et que le seul compactage sera causé par le poids du recouvrement qui entraînera le compactage des sédiments sous-jacents. Si le matériau de recouvrement est constitué d'un matériau à grains fins, un certain compactage du matériau de recouvrement se produira également, ce qui peut entraîner la nécessité d'ajouter du matériau de recouvrement pour atteindre l'épaisseur souhaitée.

5.3.3 Environnement du site

Les propriétés adjacentes peuvent être utilisées comme aires d'entreposage temporaire pour le matériel et le stockage du sable de recouvrement. La nature de ces propriétés ainsi que les voies d'accès correspondantes doivent avoir été correctement évaluées lors de la réalisation de la conception.

Climat

La connaissance du climat propre au site (c.-à-d. la température, les précipitations, les courants locaux, le régime des vagues et la variation des niveaux d'eau comme dans les Grands Lacs) est importante pour de nombreuses raisons et est liée à un certain nombre d'autres points de la présente sous-section. Les fluctuations saisonnières du débit ou l'érosion par la glace sont des exemples d'effets climatiques qui pourraient présenter un risque pour les recouvrements d'isolement en eau peu profonde et elles

doivent être prises en considération dans la conception. La planification de l'installation d'un recouvrement doit également tenir compte des situations météorologiques saisonnières prévues.

Utilisation des voies navigables

Il est important de connaître les types de navires qui utiliseront la voie navigable où se trouve le recouvrement, car les navires ont des tirants d'eau différents et créent des contraintes différentes sur les sédiments du fond (p. ex. le remous de l'hélice). Les profondeurs de navigation requises dans les zones de navigation commerciale et de plaisance peuvent limiter l'épaisseur du recouvrement qui sera installé. Il est également important de savoir si un dragage aux fins de navigation sera nécessaire dans l'avenir ou si d'autres plans existent.

Débris

Il peut être nécessaire d'enlever les débris à proximité de la zone du recouvrement avant de mettre celui-ci en place. De gros débris à la surface pourraient nuire à l'intégrité du recouvrement. Les débris qui se trouvent sous la surface (devant parfois être enfouis au moyen du matériau du recouvrement) peuvent être problématiques, car le compactage du recouvrement et des sédiments sous-jacents peut entraîner au fil du temps la pénétration de ces débris dans le recouvrement. Au moment de la conception, on pourra toutefois décider, avec une justification solide, qu'il est préférable de laisser les débris en place. Malgré tout, les voies navigables contiennent habituellement des débris et la présence ou l'absence de ceux-ci doit être déterminée et prise en considération dans la conception bien à l'avance.

Taux de dépôt

Il est important de connaître le taux de dépôt des sédiments dans la zone d'intérêt. Cela peut être utile pour déterminer le taux de sédimentation prévu sur le recouvrement et si une couche servant d'habitat sera nécessaire au sommet du recouvrement.

5.3.4 Eaux de surface

Profondeur d'eau

La profondeur d'eau influe sur le degré d'interaction des vagues ou de la glace avec la surface de recouvrement et sur le degré d'affouillement du matériau de recouvrement causé par des navires. Ceci, à son tour, a une incidence sur la constructibilité du recouvrement et les types d'équipement et de matériaux de recouvrement sélectionnés pour la mise en place.

Bathymétrie

Les données bathymétriques sont également nécessaires lors de la conception d'un recouvrement. La bathymétrie permet d'examiner la surface à recouvrir et de déterminer si la pente pose des problèmes de stabilité. Les recouvrements plus épais doivent également tenir compte de l'inclinaison des bords du recouvrement pour former une zone de transition, ce qui élimine le risque d'érosion et de défaillance de la pente du recouvrement. Il est également important de connaître la stabilité des sédiments sous-jacents dans ces zones inclinées. Puisque les recouvrements ajoutent de grandes masses de matériaux, il est important de tenir compte de la stabilité de la pente de sédiments. Pour ce qui est de la MDAC, les dépressions naturelles réduisent la nécessité de procéder à une excavation avant la mise en dépôt des sédiments contaminés. Les zones planes ou à faible pente sont préférables pour la MDAC, car elles réduisent le risque de migration horizontale lors de la mise en place de sédiments contaminés.

Hydrodynamique

Le mouvement orbital produit par les vagues dans la colonne d'eau, qui pourrait agiter les sédiments de fond ou les matériaux de recouvrement, est généralement minime à une profondeur égale à la moitié de la longueur de la vague existante (Masselink et Hughes, 2003). Les vagues peuvent également produire une force, analogue au pompage, dans les quelques centimètres supérieurs des recouvrements des sédiments (Eek et coll., 2008). La force des vagues a une incidence sur la constructibilité du recouvrement et le type de matériaux de recouvrement sélectionnés pour la mise en place.

Les courants au-dessus de l'interface eau-sédiment peuvent arracher les particules du fond, en fonction de la vitesse du courant, de la granulométrie et de la lithologie des matières. Les courants peuvent suivre ou non la direction du vent et sont souvent compliqués en raison de leur interaction avec des ouvrages longitudinaux, des batardeaux et d'autres structures sous-marines. Les courants de marée sont évidemment plus prévisibles pour ce qui est de la direction et du moment.

5.3.5 Hydrogéologie

Interface des eaux souterraines et des eaux de surface

Les milieux sédimentaires aquatiques ne sont souvent pas statiques verticalement. Une certaine forme d'écoulement, vers le haut ou le bas, est généralement présente entre l'eau interstitielle des sédiments sous-jacents et les eaux de surface sus-jacentes. La détermination de cette direction et la quantification de ce débit sont essentielles pour la conception des recouvrements, car ils ont une incidence sur le transport des contaminants à travers les matériaux de recouvrement. Le gradient vertical et le débit sont des renseignements importants, car les milieux sédimentaires contaminés qui sont dominés par un processus de diffusion peuvent être chimiquement confinés par des recouvrements de sable pendant des centaines d'années (Murphy et coll., 2006).

Lorsqu'il n'y a pas de circulation verticale des eaux souterraines ou de l'eau interstitielle et que la diffusion est le mécanisme de transport limitant la vitesse des contaminants à travers le recouvrement, les matériaux passifs comme le sable peuvent constituer des matériaux de couverture efficaces en raison de l'augmentation de la distance de migration de la diffusion, et donc de la dilution, au-dessus des sédiments recouverts (Eek et coll., 2008). Cependant, il existe de nombreux cas où des mécanismes autres que la diffusion prévalent : la remontée naturelle des eaux souterraines, la remontée de l'eau interstitielle attribuable au poids des nouveaux matériaux de recouvrement et la bioturbation. Il convient de noter que les effets de la remontée d'eau attribuable au poids du recouvrement peuvent être limités par l'utilisation d'un recouvrement dont l'épaisseur est suffisante pour confiner le volume total d'eau interstitielle extraite des sédiments (Palermo, 1998). Toutefois, l'utilisation des amendements devient plus courante et cette préoccupation peut être atténuée. Ceci est particulièrement utile pour les sites où la remontée des eaux souterraines est minime ou a un gradient négatif.

Une méthode commune et relativement simple utilisant un compteur des eaux d'infiltration est décrite par Lee (1977) et a été utilisée par les auteurs plus d'une fois pour mesurer le débit de l'eau interstitielle (voir la figure 5-4). D'autres moyens, dans les systèmes superficiels, comprennent l'utilisation de piézomètres et de compteurs des eaux d'infiltration plus perfectionnés. Au besoin, ils permettent également de prélever des échantillons pour mesurer la qualité de l'eau interstitielle.



Figure 5-4 : Un compteur des eaux d'infiltration d'Environnement et Changement climatique Canada (reproduction autorisée par ECCC).

5.4 Construction

Les recouvrements sont conçus pour isoler physiquement et chimiquement les sédiments contaminés et limiter l'exposition des organismes aquatiques et du milieu aquatique. La composition des recouvrements et leur profondeur sont les principaux éléments de conception. Pour déterminer ces éléments, on doit examiner soigneusement un certain nombre de variables, notamment les caractéristiques des sédiments et du site ainsi que des facteurs techniques précis, comme indiqué plus bas.

Les recouvrements doivent généralement être construits en couches minces pour éviter de surcharger de petites zones des sédiments contaminés sous-jacents. Les facteurs à considérer relativement à l'épaisseur des couches dépendront de l'épaisseur globale du recouvrement et de la force portante des sédiments sous-jacents, qui est propre au site. L'idée est de commencer progressivement et de construire lentement le recouvrement par couches. Il faut généralement éviter les méthodes qui déplacent les matières contaminées ou produisent un mélange avec celles-ci. L'équipement utilisé impose également des contraintes. Par exemple, l'épaisseur minimale d'une couche est de l'ordre de 0,15 m si une benne preneuse est utilisée pour la distribution, tandis que d'autres moyens comme les épanduses de sable peuvent appliquer des matériaux en couches plus minces.

5.4.1 Estimation des contraintes exercées sur le recouvrement par les hélices, les vagues, les courants fluviaux et les courants de marée

Les contraintes courantes auxquelles font face les recouvrements comprennent l'agitation par les hélices des bateaux et des navires, les courants et l'agitation orbitale causée par les vagues (lesquelles sont produites par le vent et par les navires). Les matériaux de recouvrement sont à risque lorsque la contrainte de cisaillement critique nécessaire à l'érosion des matériaux de recouvrement est dépassée par la contrainte en jeu.

Les contraintes exercées sur les recouvrements par les bateaux et les navires peuvent être estimées à l'aide d'une formule courante élaborée par Blaauw et van de Kaa et présentée Palermo et coll. (1998), qui requiert des données sur la puissance des moteurs, le diamètre des hélices, les tirants d'eau et la bathymétrie du site. La formule permet de calculer les vitesses au fond produites par la rotation des hélices. Celles-ci peuvent ensuite être converties en une contrainte de cisaillement, qui est ensuite liée à la contrainte de cisaillement critique pour l'érosion du matériau de recouvrement.

Dans les cas où un chenal de navigation se trouve à proximité d'un recouvrement d'isolement, les caractéristiques du chenal (largeur, profondeur et rayon de virage des navires) peuvent avoir un effet sur la force exercée sur le matériau de recouvrement. Un document d'orientation qui couvre ces variables est disponible auprès de Transports Canada (2009).

La contrainte exercée sur les recouvrements par les courants et les vagues peut être estimée en utilisant des courantomètres et en calculant la contrainte de cisaillement subséquente par la méthode du profil logarithmique (loi du mur) (Masselink et Hughes, 2003). Cette méthode de mesure des courants ne fournit des données que pour la période au cours de laquelle les instruments sont utilisés ainsi que pour l'emplacement précis des instruments. Il faut donc généralement recourir à la modélisation afin d'extrapoler les données pour des périodes extrêmes en matière de force du vent qui peuvent se produire à plus long terme ou à des intervalles moins rapprochés.

Le Corps des ingénieurs de l'armée des États-Unis (USACE, 2014) a donné des conseils sur la modélisation pour aider à évaluer le devenir à long terme des dépôts de sédiments ou des recouvrements, ainsi que d'autres éléments d'orientation. Le lecteur est également invité à consulter les travaux de Soulsby et Clark (2005) qui ont mis au point une méthode de calcul de la contrainte de cisaillement du lit combinée pour les vagues et les courants à l'aide d'équations algébriques clairement définies.

Bien que l'on puisse se servir de nombreux modèles utilisant uniquement des données sur le vent et la bathymétrie, cela n'est pas conseillé. Les courantomètres, tels que les courantomètres à effet Doppler acoustiques, permettent plutôt de vérifier et d'étalonner le modèle avant toute extrapolation. Cela permettra de choisir un « vent de dimensionnement », puis de le modéliser à l'aide d'un modèle qui a été vérifié par des instruments sur le terrain.

Les courants produits par la marée devront être mesurés et il faudra peut-être encore choisir une « marée de dimensionnement » pour représenter des événements extrêmes, en tenant compte des répercussions possibles des changements climatiques.

5.4.2 Estimation de la contrainte de cisaillement critique pour l'érosion des matériaux de recouvrement

Il est relativement simple d'établir des estimations raisonnables de la contrainte de cisaillement critique pour les matériaux granulaires. On peut trouver celle-ci en utilisant les expressions mathématiques de la

courbe de Shields. Par exemple, daSilva et Bolisetta (2000) ont mis au point une expression analytique approximative pour le diagramme de Shields. Celle-ci est utilisée dans Graham et coll., 2013.

Les matériaux n'ayant pas de cohésivité se comportent de manière beaucoup plus complexe en raison des forces de cohésivité entre les grains de sédiments. La meilleure façon de comprendre leur contrainte de cisaillement critique est de réaliser des essais *in situ* à l'aide de canaux portatifs ou d'extraire des carottes pour des essais ultérieurs dans des canaux en laboratoire (voir les figures 5-5, 5-6 et 5-9).



Figure 5-5 : Un canal portatif d'Environnement et Changement climatique Canada (reproduction autorisée par ECCC).



Figure 5-6 : Un canal portatif d'Environnement et Changement climatique Canada (reproduction autorisée par ECCC).

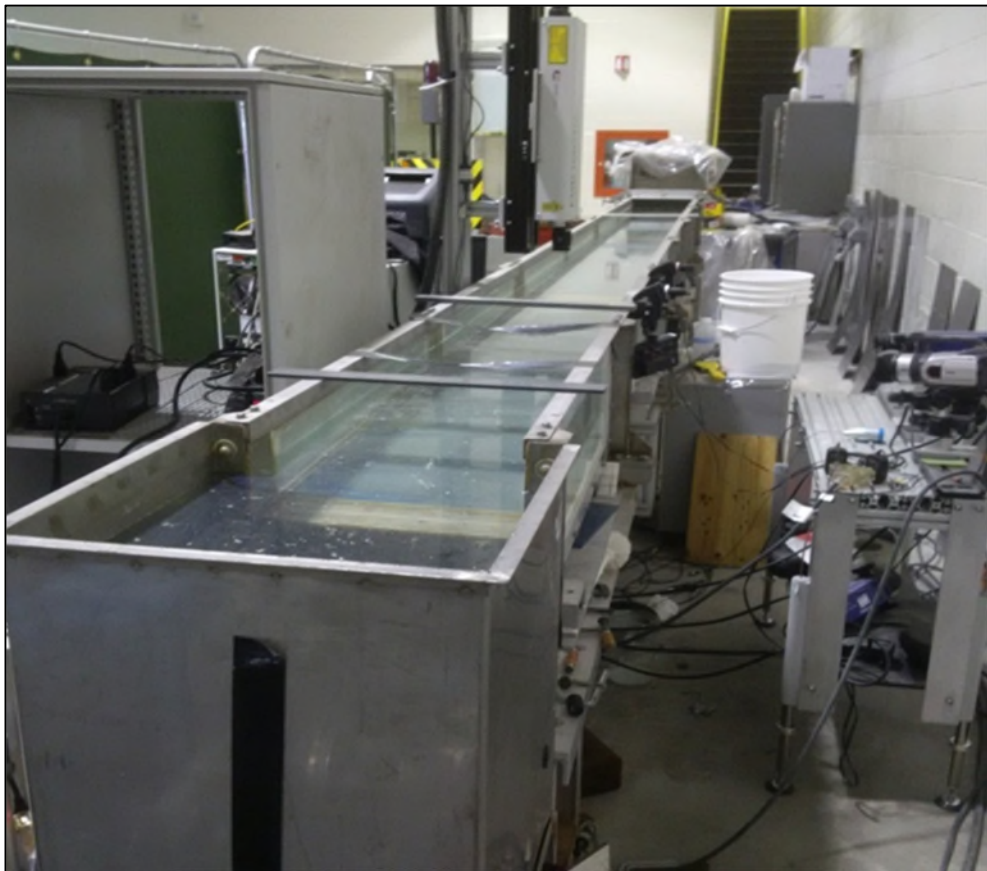


Figure 5-7 : Un canal linéaire d'Environnement et Changement climatique Canada (reproduction autorisée par ECCC).

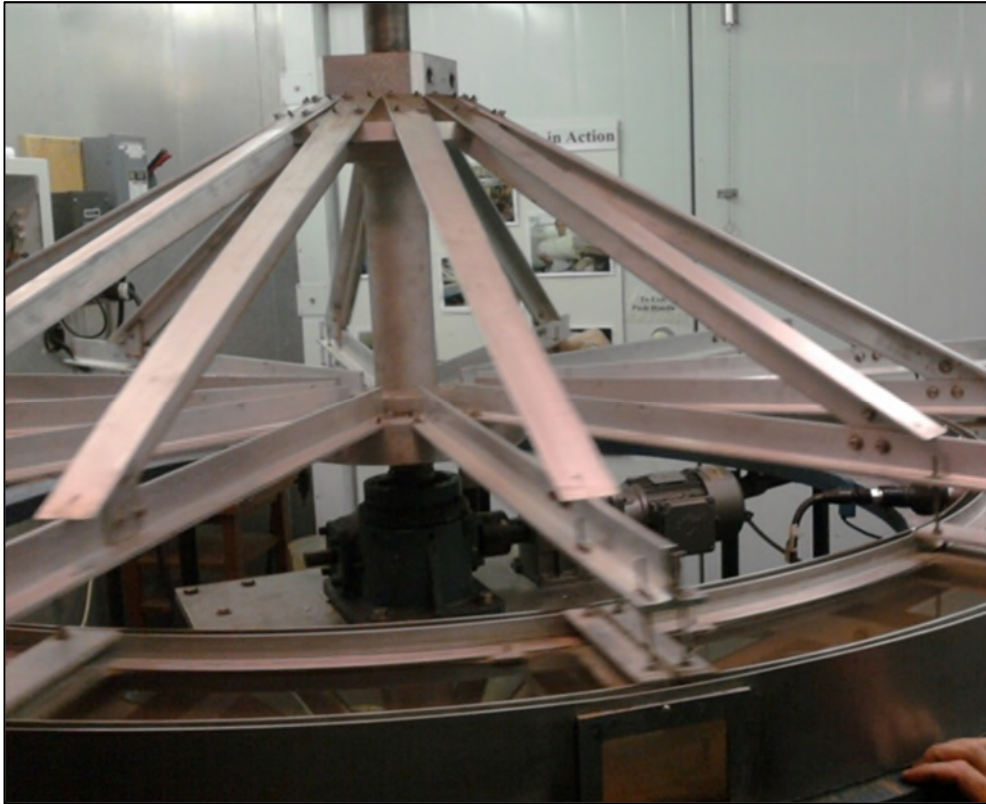


Figure 5-8 : Un canal circulaire d'Environnement et Changement climatique Canada (reproduction autorisée par ECCC).



Figure 5-9 : Prélèvement d'une carotte destinée à être utilisée dans le canal circulaire d'Environnement et Changement climatique Canada (reproduction autorisée par ECCC).

5.4.3 Modélisation du débit de contaminants

Les recouvrements doivent être conçus pour retarder et limiter le débit de contaminants de manière à maintenir à long terme les objectifs du recouvrement liés à l'isolation contre les produits chimiques. Cet aspect de la conception repose sur la modélisation du débit de contaminants. Reible (2014) présente un bon aperçu détaillé des concepts de modélisation du transport des contaminants. Des modèles sont nécessaires afin d'évaluer et de concevoir correctement des recouvrements pour des sédiments contaminés. Les modèles sont utilisés pour estimer le devenir et le transport à travers les diverses couches, puis pour concevoir des scénarios. Les modèles d'écoulement des eaux souterraines sont bien établis, mais pas ceux des recouvrements de sédiments contaminés. Selon Reible (2014), cela s'explique par le fait que la couche benthique qui se crée à la surface du recouvrement est soumise à des processus et à des taux de transport très différents de ceux des eaux souterraines ou des couches de sédiments sous le recouvrement. En outre, il y a parfois plusieurs couches dans un recouvrement, des gradients prononcés dans des conditions d'oxydoréduction dans les couches du recouvrement, la présence de bioturbation et des effets de l'érosion, du dépôt et du compactage. En raison de la petite échelle verticale d'intérêt, le devenir et le transport des contaminants dans les recouvrements de sédiments peuvent généralement être modélisés à l'aide d'une équation unidimensionnelle de réaction de diffusion par advection avec sorption. Danny Reible a mis au point un modèle, qui est passé d'une feuille de calcul à un modèle avec une interface complète (CAPSIM) et qui peut être consulté à l'adresse suivante :

<https://www.depts.ttu.edu/cweb/research/reiblesgroup/downloads.php> [en anglais seulement].

La conception d'un certain nombre de projets de gestion des sédiments a reposé sur ce modèle.

5.4.4 Principaux processus de modélisation

Cette méthode repose généralement sur l'hypothèse qu'un recouvrement est composé de plusieurs couches homogènes dans lesquelles divers processus se manifestent. Tout modèle utilisé pour concevoir et évaluer le rendement des recouvrements doit tenir compte de ces processus.

Sorption

La sorption est l'adhésion ou la fixation de contaminants sur des particules solides de la matrice du recouvrement. Si les concentrations de contaminants dans l'eau environnante diminuent, les contaminants peuvent se désorber. Toutefois, cela dépend également de la force et de la nature de la liaison de fixation. À cause de l'adsorption les variations de la concentration de contaminants sont « retardées » par rapport à celles à l'eau interstitielle et aux eaux souterraines de remontée. Le processus d'adsorption peut être linéaire ou non linéaire. Les recouvrements composés de matériaux granulaires auraient une adsorption très faible, car ils contiennent généralement peu de fines et de matières organiques.

Advection

Le transport de contaminants dissous par la circulation de fluides entraîne également une dispersion attribuable aux particules présentes dans la matrice du recouvrement, ce qui crée différentes voies lorsqu'un contaminant est transporté par l'eau interstitielle. Cela entraîne la dispersion longitudinale et transversale du panache de contamination.

Détérioration

Il s'agit de la décomposition des contaminants au fil du temps (p. ex. la déchloration de solvants chlorés). Il s'agit d'un processus complexe qui dépend de facteurs tels que le contaminant, le milieu microbien et la présence ou l'absence d'oxygène. Les réactions les plus simples sont des décompositions chimiques de premier ordre. La dégradation des contaminants dans les recouvrements est généralement problématique, car le recouvrement lui-même réduit l'apport de matières organiques et de nutriments importants pour la croissance microbienne, laquelle joue à son tour un rôle important dans la dégradation. L'apparition de conditions anaérobies ralentit également la dégradation de nombreux contaminants et, de plus, favorise le confinement et la séquestration des métaux. La dégradation des contaminants dans les recouvrements est un domaine qui nécessite d'autres recherches. Pour la plupart des conceptions, il est approprié et prudent de simplement ignorer la décomposition chimique.

Conditions limites

Tous les modèles d'écoulement nécessitent des conditions limites pour définir les conditions sur les bords de l'environnement spatial. Dans le cas des recouvrements de sédiments, il est important de définir les conditions limites initiales.

Diffusion

La diffusion moléculaire est la migration d'une substance en raison des mouvements moléculaires aléatoires. Elle peut être importante pour modéliser le transport des contaminants à travers un recouvrement. Elle dépend de la température, de la viscosité du fluide et de la taille de la molécule (Reible, 2014) engendre un écoulement dont la direction va d'une concentration élevée à une concentration faible. Reible souligne également que dans un recouvrement de sédiments, la diffusion moléculaire doit être corrigée pour tenir compte de la sinuosité et de la porosité des voies de diffusion

dans le milieu poreux. Il existe plusieurs façons de le faire, dont certaines sont décrites dans Reible (2014). Celles-ci doivent être prises en considération dans le modèle utilisé pour la conception, quel qu'il soit. Lorsque la diffusion est le mécanisme de transport limitant la vitesse des contaminants à travers le recouvrement, les matériaux passifs peuvent constituer des matériaux de recouvrement efficaces (Eek et coll., 2008) en raison de l'augmentation de la distance de migration de la diffusion au-dessus des sédiments recouverts. Cependant, il existe de nombreux cas où des mécanismes autres que la diffusion prévalent : la remontée naturelle des eaux souterraines, la remontée de l'eau interstitielle attribuable au poids des nouveaux matériaux de recouvrement et la bioturbation.

Couche limite benthique

Un modèle de recouvrement doit prendre en considération le transport de la masse de contaminants à travers l'interface eau-sédiment ainsi que la turbulence et la vitesse des eaux sus-jacentes. La bioturbation est un facteur important à considérer qui doit être compris dans toute modélisation.

État transitoire et équilibre

En général, un état transitoire est un état provisoire dans lequel un système produit un extrant qui varie en fonction des intrants. Il y a équilibre lorsque l'extrant du système n'est plus variable (c.-à-d. que l'extrant ne change pas au fil du temps). Selon Reible et coll. (2008), une grande limitation des modèles transitoires est l'hypothèse selon laquelle les solutions analytiques sont appliquées à la couche d'isolement du recouvrement contre les produits chimiques. Cependant, la protection d'un recouvrement est largement définie par le comportement des contaminants dans la zone biologiquement active, qui est soumise à des processus et à des taux de transport bien différents de ceux des couches sous-jacentes.

Les modèles transitoires demeurent utiles à titre : a) de premières approximations pour une seule couche d'isolement, car les solutions analytiques sont facilement accessibles; b) d'estimation des profils de concentration dans un recouvrement avant que la contamination n'atteigne la couche de bioturbation. Une autre approche consiste à ne tenir compte que des conditions de l'équilibre, lorsqu'il est possible d'étudier les complexités de la limite supérieure tout en utilisant des solutions analytiques relativement simples pour les équations de la migration chimique. Il s'agit d'une approche prudente, car le débit de contaminants à l'équilibre est maximal.

Dépôt

En fonction du milieu aquatique d'intérêt, des dépôts peuvent se produire et doivent être pris en considération dans la modélisation. Reible (2014) prévient qu'il est probablement irréaliste de supposer que des dépôts mesurés continueront à se produire pendant de longues périodes, car ils peuvent produire des épaisseurs de recouvrement irréalistes. Une définition de ce que pourrait constituer une surface de sédiments à l'équilibre pourrait plutôt être utilisée.

Exigences relatives aux données

La modélisation des recouvrements exige une grande quantité de données d'entrée, dont certaines sont propres à un site et d'autres pour lesquelles on peut utiliser des valeurs par défaut. En tant qu'examineur d'une conception qui comprend l'utilisation de la modélisation des recouvrements, le lecteur devrait consulter le modèle CAPSIM susmentionné, produit par le Reible Group de l'université Texas Tech, pour avoir une idée des intrants et des exigences et pour évaluer la façon dont la conception examinée en a tenu compte. La conception doit analyser les paramètres qui ont été modifiés et la manière dont ils l'ont été pour faire varier le résultat (p. ex. le temps de pénétration) afin de satisfaire aux exigences du projet.

Le lecteur est invité à consulter Reible (2014) pour une description plus détaillée des équations utilisées et pour d'autres méthodes et références utiles.

5.4.5 Équipement et matériaux de construction

Lors de l'application d'un recouvrement d'isolement, l'objectif est de mettre en place avec précision et de manière contrôlée les matériaux requis, en évitant tout mélange avec les sédiments contaminés sous gestion. Il est également souhaitable d'éviter toute remise en suspension de matières contaminées dans la colonne d'eau ainsi que la création excessive de solides en suspension provenant des matériaux de recouvrement eux-mêmes.

Matériaux de recouvrement

La conception d'un recouvrement doit permettre de déterminer le matériau de recouvrement approprié, en fonction des nombreuses préoccupations susmentionnées (stabilité du recouvrement, migration des contaminants, bioturbation, etc.). L'une des caractéristiques physiques essentielles du matériau de recouvrement est sa granulométrie. Elle aura une incidence sur l'efficacité de la mise en place des recouvrements à court terme et leur stabilité à long terme.

Lorsque des amendements sont utilisés, la densité du matériau de recouvrement, sa granulométrie et la méthode de mise en place auront une incidence sur l'uniformité de la répartition de l'amendement dans le recouvrement au moment de l'application. Si la densité de l'amendement diffère beaucoup de celle de la matrice de recouvrement, une stratification peut se produire et des amendements peuvent même être perdus pendant l'application.

Il faut également tenir compte de la chimie de tout matériau de recouvrement envisagé afin de confirmer que les concentrations chimiques (en particulier les matières inorganiques) sont acceptables pour le dépôt sur le site. L'obtention de matériaux de recouvrement dans les régions éloignées peut être un défi, la plus grande difficulté étant les coûts élevés de transport. Les matériaux de recouvrement utilisés pour isoler les sédiments contaminés doivent eux-mêmes être exempts de contaminants, d'où l'importance de la source. La plupart des sites s'approvisionnent en matériaux dans les sablières et les carrières locales. Ainsi, la seule préoccupation est généralement la concentration naturelle des métaux. Les matériaux provenant de ces sources et d'autres sources doivent être soigneusement examinés et mis à l'essai pour garantir leur adéquation. Les essais des matériaux doivent comprendre :

- des données d'essais qui montrent que la qualité physique et chimique de ces matériaux est adéquate et qu'ils sont disponibles en quantité suffisante pour satisfaire aux besoins du projet,
- on doit spécifier en mètres cubes les essais chimiques et physiques (effectués par des laboratoires agréés), ainsi que leur fréquence (p. ex. un échantillon pour tous les 3000 m³),
- un nombre minimal de points à échantillonner dans un tas (si l'on entasse les matériaux de recouvrement), un nombre minimal de sous-échantillons, un nombre minimal d'échantillons composites et un volume minimal. S'il est entassé, le matériau de recouvrement (p. ex., sable) doit provenir d'un point du tas suffisamment profond pour ne pas être influencé par les précipitations qui éluent les fines.

Un autre facteur à considérer est la granulométrie des matériaux de recouvrement laquelle peut influencer les capacités de sorption, la turbidité pendant l'utilisation (lorsque la teneur en fines augmente) et l'érodabilité.

Les géomembranes, qui servent à empêcher l'écoulement à travers les recouvrements, ne sont pas couramment utilisées dans la construction des recouvrements. On peut les utiliser pour accroître la stabilité des structures des recouvrements et séparer les différentes couches de recouvrement afin d'éviter le brassage.

Équipement

L'application des recouvrements peut être effectuée à l'aide d'équipements de dragage traditionnels comme les bennes preneuses (voir la figure 5-10) ou même les godets d'excavatrice. D'autres systèmes utilisés sont les tubes à trémie pour une mise en place ciblée au point de rejet d'un tuyau, les épandeurs (semblables aux camions épandeurs de sel ou de sable en hiver) qui font tomber les matériaux de recouvrement en pluie dans la colonne d'eau, la projection directe par jet d'eau depuis des barges ou le rejet en surface depuis des barges. Le mécanisme d'application dépend généralement des conditions du site telles que la profondeur d'eau et les courants, des caractéristiques physiques des sédiments contaminés *in situ* qui déterminent à leur tour le matériau à distribuer, ainsi que du type et de l'épaisseur de la couche à mettre en place. D'autres exemples et analyses sur les diverses techniques figurent dans Palermo (1998a) ainsi que dans Bailey et Palermo (2005). Pour certaines couches, il n'est pas souhaitable que le matériau tombe sur de grandes distances dans la colonne d'eau en raison du taux différentiel de compactage (qui est abordé plus loin). La turbidité créée lors de la mise en place peut également être réduite en abaissant le point de rejet.

Quel que soit l'équipement choisi, la précision de l'emplacement est très importante. La méthode de localisation et de contrôle de l'emplacement d'un recouvrement doit comprendre une gamme de systèmes électroniques de positionnement. On doit indiquer la précision horizontale du système choisi (p. ex. ± 1 m). La cinématique en temps réel (RTK) par un système de localisation GPS, ou un équivalent, est la norme actuelle. On doit également préciser la précision concernant la profondeur d'eau (p. ex. $\pm 0,1$ m).



Figure 5-10 : Recouvrement à l'aide d'une drague mécanique à benne preneuse (reproduction autorisée par ECCC).



Figure 5-11 : Épandeuse utilisée pour un recouvrement au site de Fox River (Wisconsin) [reproduction autorisée par J.F. Brennan Company inc.].



Figure 5-12 : Barge à fond plat pour l'épandage utilisée à Mock's Pond (Indiana) [reproduction autorisée par M. Palermo et C. Vogt].



Figure 5-13 : Barge hydraulique à fond incliné pour l'épandage utilisée au site de Fox River, (Wisconsin) [reproduction autorisée par M. Palermo et C. Vogt].

Amendements courants des recouvrements

Des amendements peuvent être nécessaires pour atteindre les objectifs environnementaux ou pour gérer les contraintes (p. ex. l'épaisseur). Les amendements courants comprennent le charbon, le biocharbon, les tapis de matériaux réactifs (reactive core mats^{MD}) et les argiles organo-modifiées.

Ces amendements s'appuient tous sur une fraction organique pour adsorber les contaminants et la plupart des sables locaux contiennent des composants organiques, même si leur proportion est faible. Les écrits scientifiques présentent des données solides sur la tendance des contaminants organiques hydrophobes à s'adsorber sur les fractions organiques (Murphy et coll., 2006). Toutefois, le rendement des divers amendements à base de charbon varie. Murphy souligne qu'il a été démontré que des amendements tels que le coke et le charbon actif ont des courbes isothermes de sorption non linéaires et des coefficients extrêmement élevés de partage de sorption à l'équilibre pour les BPC. Il a également été démontré que les HAP et les BPC liés au coke et au charbon actif sont moins biodisponibles que lorsqu'ils sont liés au carbone organique.

La capacité de sorption dépend du type d'amendement (ou des caractéristiques du matériau de recouvrement), de sa superficie et de la composition chimique de l'eau ou de l'eau interstitielle exposée. Les capacités de sorption doivent être mesurées site par site à l'aide d'essais de pénétration en colonne.

En général, les charbons actifs ont la plus grande capacité de sorption en raison de leur très grande surface. Cependant, puisqu'il s'agit d'un produit manufacturé, son prix est plus élevé. Le charbon actif est intégré dans un certain nombre de produits commerciaux conçus pour imiter la vitesse de chute de matériaux de recouvrement courants tels que le sable. Nombre de ces produits sont conçus de manière à ce que les matériaux environnants (dans lesquels ils sont logés) se dissolvent, ne laissant que le charbon actif.

Les biocharbons sont généralement produits à partir de fumier d'animaux, qui est décomposé au moyen d'un procédé thermochimique de pyrolyse pour former un produit carbonisé. Gomez-Eyles et coll. (2013) ont évalué un certain nombre de sources de carbone, notamment des charbons activés et des biocharbons non activés, pour leur capacité à adsorber des contaminants organiques comme les HAP. L'étude a montré que la capacité des charbons actifs à adsorber des contaminants organiques était systématiquement supérieure d'un ordre de grandeur (et souvent presque de deux). Bien que les biocharbons soient moins coûteux, de grandes quantités sont nécessaires pour obtenir la même

capacité d'adsorption que le charbon actif. Gomez-Eyles et coll. (2013) ont également analysé la présence de matériaux de carbone noir naturels (p. ex. la suie et le coke). Ces matières se trouvent en grande quantité dans les sédiments et les sols contaminés par les HAP. La présence du carbone noir et les effets d'atténuation par sorption pourraient faire en sorte que les amendements de biocharbon non activé aient peu ou pas d'effet sur la biodisponibilité de contaminants organiques, ce qui réduit considérablement la capacité du biocharbon à adsorber les contaminants. Ce phénomène nécessite des recherches plus approfondies.

Les argiles organo-modifiées sont des argiles soumises à un échange de cations de sodium (Na) contre des molécules organiques. Ces molécules servent ensuite de sorbants organiques. Selon Reible (2014), la capacité de sorption des argiles organo-modifiées est inférieure à celle des charbons actifs, mais leur risque d'engrassement est inférieur à la moitié de celui du charbon. En général, les charbons actifs sont des sorbants plus efficaces des contaminants organiques hydrophobes dissous et les argiles organo-modifiées sont des sorbants plus efficaces des LPNA. Lorsque des LPNA sont présents dans une partie de la zone à recouvrir, le processus de migration possible de la contamination doit être soigneusement examiné. Les LPNA peuvent être transportés par des forces advectives générées par le compactage ou par les eaux souterraines. Les argiles organo-modifiées peuvent également être mises en place dans des tapis lorsque l'espace ou le tirant d'eau d'un navire est un problème.

Plusieurs chercheurs ont noté que l'ingestion et la recherche de nourriture par le benthos dans les sédiments où des contaminants ont été concentrés dans les amendements sont préoccupantes. Cela met en évidence la nécessité de prendre en considération le contact possible entre le benthos et les couches du recouvrement à l'endroit où a lieu le traitement. Les mesures de protection peuvent comprendre une barrière physique ou une profondeur minimale de recouvrement sur le dessus.

Mélange et superposition

Lorsque des amendements sont utilisés dans les matériaux de recouvrement, ils peuvent être mis en place en couches minces distinctes ou mélangés à du sable ou à un autre matériau de recouvrement (voir la figure 5-14). L'essentiel est de s'assurer que le volume des amendements et la superficie présentée sont suffisants pour atteindre les objectifs de recouvrement.

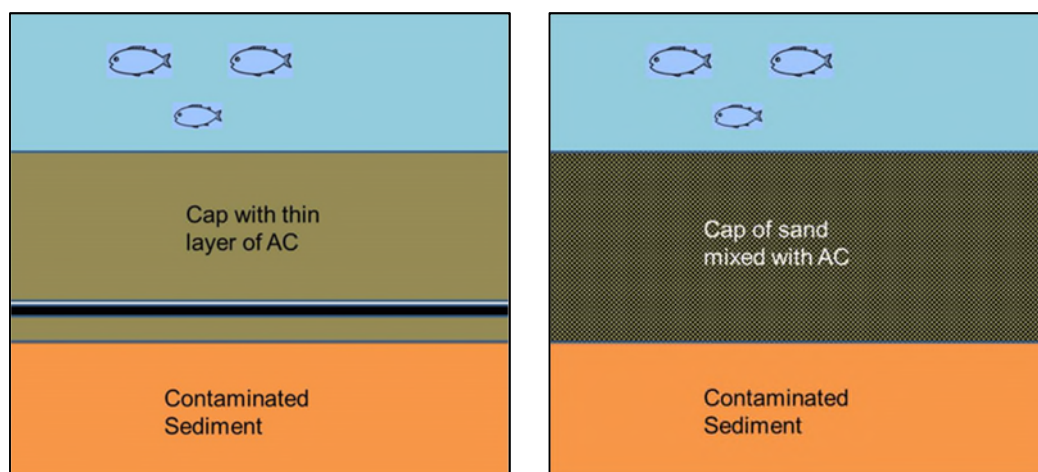


Figure 5-14 : Exemple de différentes façons d'appliquer un amendement.

EN	FR
Cap with thin layer of AC	Recouvrement contenant une mince couche de charbon activé
Contaminated Sediment	Sédiments contaminés

Cap of sand mixed with AC	Recouvrement d'un mélange de sable et de charbon actif
---------------------------	--

Couches pour le contrôle de la perméabilité

La perméabilité peut être contrôlée à l'intérieur des recouvrements par l'utilisation de couches à faible perméabilité, mais ces couches servent à détourner plutôt qu'à éliminer la remontée des eaux souterraines. Les eaux souterraines remontées migreront simplement autour de ces couches ou trouveront une autre voie. Ces couches ne seraient efficaces qu'avec une cellule de MDAC ou un petit recouvrement d'isolement où elles pourraient être utilisées pour détourner les eaux souterraines autour des sédiments contaminés mis en place et de la zone recouverte.

Contrôle de l'érosion et couches servant d'habitat

Lorsque les forces érosives (abordées dans la partie sur les conditions du site) sont définies, il est possible de déterminer la nécessité d'un enrochement et le type d'enrochement. L'enrochement consiste à mettre en place une ou plusieurs couches protectrices qui peuvent être constituées de matériaux granulaires (p. ex. du gravier, de la pierre de décantation ou des blocs rocheux) ou de produits fabriqués (p. ex. des tapis de mer). Des granulométries plus fines peuvent être mises en place sur les couches d'enrochement pour favoriser la création d'un nouvel habitat dans la zone. Cependant, ces couches servant d'habitat sont exposées aux forces érosives. Les recouvrements qui ont un enrochement attirent généralement une plus grande diversité de macroinvertébrés que les recouvrements de sable classiques (Palermo et coll., 1998). La recolonisation se produit lorsque de nouveaux sédiments auront rempli les vides interstitiels entre couches d'enrochement.

Différentes méthodes de mise en place

L'effet des densités des amendements et des vitesses de chute peut compliquer davantage la distribution et la mise en place des amendements lorsque l'on considère le mécanisme de distribution. Les profondeurs de rejet et les mécanismes de distribution peuvent modifier le mélange final du recouvrement amendé, ce qui doit être pris en considération dans la conception. Tous les amendements couramment utilisés (p. ex. les charbons actifs, les biocharbons) et d'autres produits moins utilisés (p. ex. le compost, le paillis et d'autres sources organiques) sont moins denses que les sables. Lorsqu'ils sont mélangés à des sables pour être utilisés dans un recouvrement, cette différence de vitesse de chute doit être prise en considération, car elle peut entraîner une distribution et une mise en place inégales, ce qui peut à son tour réduire l'efficacité du recouvrement. Un prétrempage du charbon actif pendant au moins huit heures augmente sa densité et, dans une certaine mesure, sa vitesse de chute. Comme nous l'indiquons plus haut, on offre de plus en plus de produits commerciaux qui contiennent des amendements, mais qui sont logés dans un matériau conçu pour leur donner la même vitesse de chute que celle du matériau de recouvrement.

Zones de transition au bord du recouvrement

Une zone de transition doit être prévue au bord du recouvrement afin de réduire autant que possible le risque d'instabilité localisée ou d'extraction latérale des sédiments sur le périmètre du recouvrement. Une zone de transition au bord du recouvrement comprend le bord du recouvrement et permet de réduire progressivement l'épaisseur du recouvrement. La pente vers les sédiments du lit et une épaisseur minimale de sable à la limite de la zone de transition au bord du recouvrement doivent être précisées dans la conception (voir la figure 5-15).

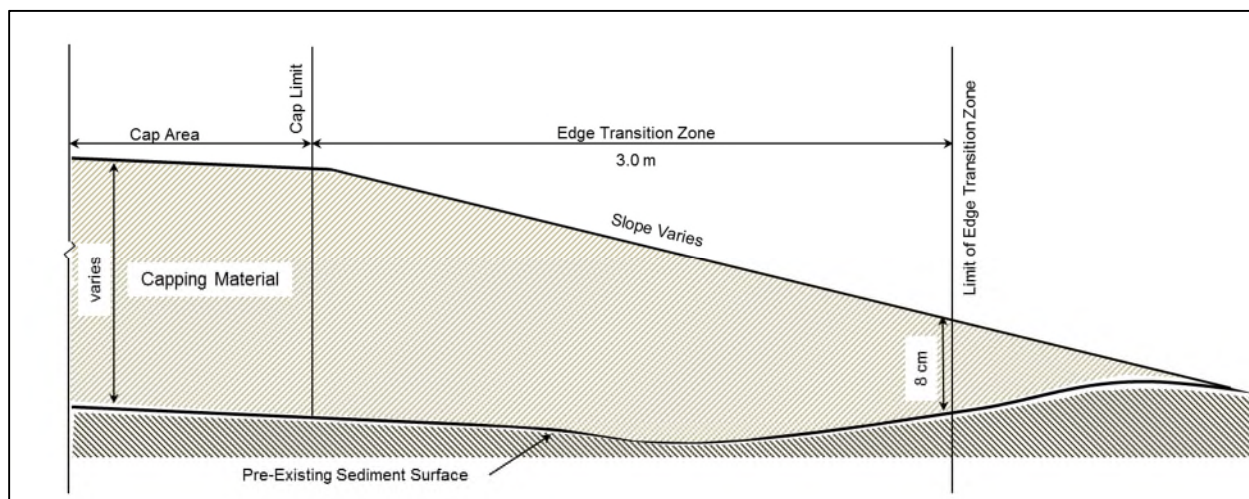


Figure 5-15 : Exemple de zone de transition au bord du recouvrement, utilisée dans le projet de recouvrement en couche mince du havre Peninsula à Marathon (Ontario).

EN	FR
Cap Area	Zone de recouvrement
Cap Limit	Limite du recouvrement
Edge Transition Zone	Zone de transition au bord du recouvrement
3.0 m	3 m
Limit of Edge Transition Zone	Limite de la zone de transition au bord du recouvrement
Varies	Variable
Capping Material	Matériau de recouvrement
Slope Varies	Pente variable
8 cm	8 cm
Pre-Existing Sediment Surface	Surface de sédiments préexistants

Remise en suspension attribuable à la mise en place d'un recouvrement

Comme pour tous les projets concernant les sédiments contaminés, le risque de remise en suspension des sédiments contaminés est une préoccupation qui doit être réduite autant que possible. Les problèmes de remise en suspension liés à la mise en place des recouvrements varient en fonction de la granulométrie et de la densité des sédiments contaminés. Les principales méthodes de contrôle de la remise en suspension dépendent des dispositifs utilisés pour appliquer les matériaux de recouvrement. Lyons et coll. (2006) ont évalué le risque de remise en suspension des contaminants sur deux sites de la côte est des États-Unis. Ils ont constaté que la remise en suspension des sédiments contaminés était mesurable, mais relativement faible lorsque le recouvrement était effectué sur des sédiments non recouverts, et que l'ampleur de la remise en suspension diminuait avec des couches successives de recouvrement. Ils ont conclu que la remise en suspension pendant le recouvrement peut être limitée en mettant en place le matériau de recouvrement par couches et en utilisant des techniques qui réduisent les perturbations potentielles. Les couches subséquentes peuvent être déversées en quantités plus grandes que la première couche. Les barrières de rétention de limon peuvent également être utilisées pour contrôler la dispersion des matières remises en suspension dans des zones distinctes ou entières du recouvrement d'isolement. Les barrières de rétention de limon sont généralement utiles pour les

zones dont la profondeur d'eau est inférieure à dix mètres (Ogilvie et coll., 2012). Ensuite, elles deviennent plus difficiles à installer et à entretenir. Les problèmes les plus courants comprennent les espaces au fond qui permettent la fuite de sédiments en suspension le long du fond ou l'affouillement causé par les courants à travers ces interstices. La stabilité des barrières de rétention de limon est également limitée par les courants. Ogilvie et coll. (2012) donnent plus de renseignements sur les barrières de rétention de limon.

5.4.6 Surveillance lors de construction

Comme pour tous les projets de construction, une surveillance doit être effectuée pendant la construction afin de déterminer si le recouvrement est composé des bons matériaux, s'il est correctement mis en place, s'il ne se mélange pas aux sédiments contaminés et s'il n'entraîne pas une remise en suspension ou une turbidité excessive dans la colonne d'eau. La surveillance doit également permettre de déterminer si le compactage se produit comme prévu par des méthodes comme des levés bathymétriques ou l'étude de plaques de compactage.

5.5 Surveillance et entretien à long terme

5.5.1 Surveillance physique

L'intégrité physique des recouvrements doit être surveillée au fil du temps pour s'assurer qu'ils ne s'érodent pas et ne s'effondrent pas de manière indésirable. Cette surveillance doit avoir lieu au moins une fois par an pendant quelques années, puis à des intervalles plus longs jusqu'à ce que la stabilité à long terme ait été confirmée. Les plans de surveillance doivent également prévoir une surveillance après tout événement pluvio-hydrologique qui dépasserait un seuil d'intensité établi dans les hypothèses de conception. Les sédiments qui s'accumulent sur le dessus du recouvrement doivent également être mesurés pour en déterminer la composition chimique.

5.5.2 Surveillance chimique

La surveillance chimique des recouvrements d'isolement consiste principalement à surveiller l'eau interstitielle à différents niveaux du recouvrement ainsi qu'au-dessus de la couche supérieure au fil du temps, afin de vérifier que la modélisation était raisonnablement précise et qu'il n'y a pas de pénétration précoce ou de pénétration à des niveaux inacceptables. La surveillance doit être ciblée au moins une fois par an et peut être réduite progressivement au fil du temps à des intervalles moins rapprochés, à mesure qu'une confiance est acquise à l'égard du recouvrement. Les méthodes traditionnelles de prélèvement d'échantillons d'eau interstitielle aux fins d'analyse chimique sont compliquées, coûteuses et pas toujours représentatives de l'emplacement ou de l'intervalle de profondeur prévu pour l'eau interstitielle. Les techniques d'échantillonnage passif élaborées plus récemment constituent une méthode simple, fiable et représentative pour mesurer avec précision les concentrations de composés organiques hydrophobes (COH) dans l'eau interstitielle des sédiments.

L'un des types les plus courants d'échantillonneurs passifs utilisés pour la mesure des COH dans les sédiments est une tige en polyéthylène basse densité (PEBD), en polyéthylène (PE) ou en polyoxyméthylène (POM), qui sorbe les COH de l'eau interstitielle adjacente dans l'échantillonneur (ESTCP, 2016). L'échantillonneur est généralement recouvert d'une enveloppe protectrice perforée ou d'un grillage (voir la figure 5-16).

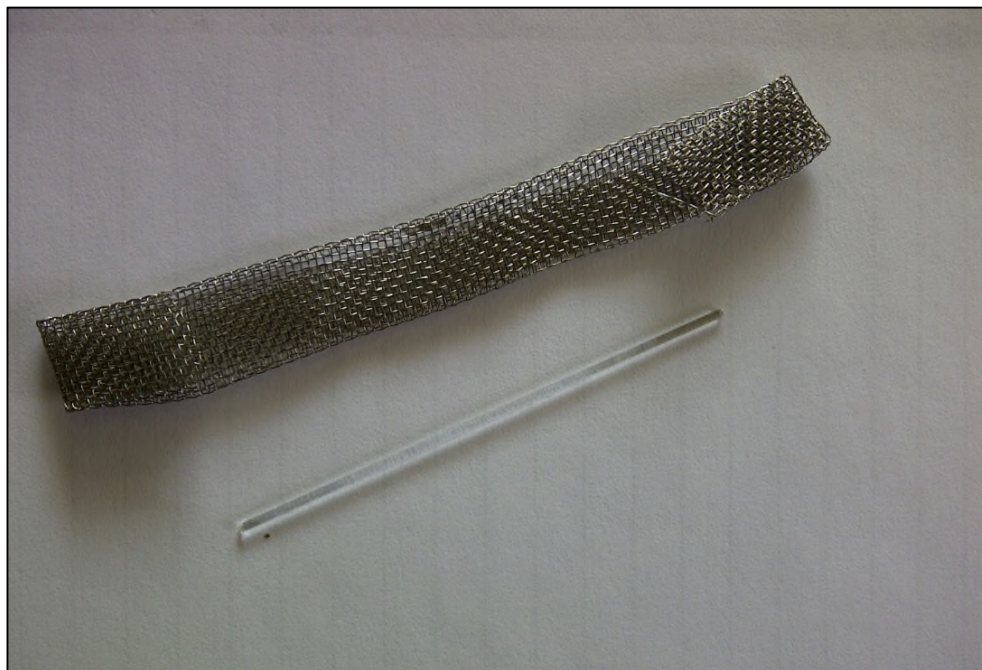


Figure 5-16 : Tige en polyéthylène et exemple d'enveloppe protectrice (reproduction autorisée par ECCC).

L'échantillonneur est inséré jusqu'à la profondeur d'intérêt, puis retiré des sédiments après une période déterminée. Les COH présents dans l'échantillonneur sont ensuite extraits à l'aide d'un solvant et les concentrations de COH dans le solvant sont mesurées par un laboratoire d'analyse. Le polyéthylène a une forte affinité avec les COH, alors seule une petite quantité est nécessaire pour obtenir une concentration détectable dans le solvant qui a été utilisé pour extraire les COH de l'échantillonneur. La quantité des produits chimiques cibles qui s'accumulent dans l'échantillonneur à l'équilibre est liée de manière linéaire à la concentration du contaminant d'intérêt dans l'eau interstitielle. Les concentrations de COH dans l'eau interstitielle sont calculées sur la base des coefficients de partage des contaminants, de la masse de contaminants dans le solvant utilisé pour extraire les COH de l'échantillonneur passif, de la masse de l'échantillonneur passif lui-même et du degré d'équilibre atteint entre l'échantillonneur et l'eau interstitielle pour les composés d'intérêt. Les méthodes de calcul de la concentration dans l'eau interstitielle sont décrites dans ESTCP (2011).

L'élément le plus difficile de l'analyse est de déterminer quand l'échantillonneur a atteint l'équilibre, ce qui dépend d'un certain nombre de variables propres à un site. Les périodes d'équilibre peuvent être déterminées en utilisant des microcosmes de laboratoire pour représenter le recouvrement ou, plus couramment, en utilisant des composés de référence en matière de rendement (CRR). Les CRR qui couvrent la gamme des coefficients de partage octanol-eau (K_{oe}) des composés d'intérêt à surveiller dans l'eau interstitielle sont chargés au préalable dans l'échantillonneur à des concentrations connues avant l'utilisation. Pendant leur utilisation, les CRR s'équilibrent au fil du temps entre le milieu adjacent d'eau interstitielle et de sédiments et l'échantillonneur passif. Après le prélèvement des échantillons, la fraction de chaque CRR restant dans l'échantillonneur qui est comparée à la concentration initiale est utilisée pour évaluer dans quelle mesure l'échantillonneur passif est près de l'équilibre pour chaque CRR. De plus amples renseignements sur l'utilisation des CRR sont fournis dans ESTCP (2011).

Lorsque les métaux sont un sujet de préoccupation, leur concentration dans l'eau interstitielle peut être mesurée à l'aide d'échantillonneurs passifs à gradients de diffusion en couche mince (DGT). Les DGT sont des échantillonneurs cinétiques utilisés lorsque les concentrations dans l'eau interstitielle sont

calculées en fonction de la durée d'utilisation de l'échantillonneur. Ils n'ont donc pas besoin d'atteindre l'équilibre entre l'eau interstitielle et l'échantillonneur.

Les échantillonneurs passifs peuvent également être utilisés sur des tapis de matériaux réactifs si une certaine quantité de sédiments est mise en place sur un tapis pour permettre l'utilisation de l'échantillonneur et servir de milieu pour l'accumulation des contaminants de l'eau interstitielle. Si ces échantillonneurs indiquent que l'eau interstitielle contaminée subit une lixiviation, un échantillonnage supplémentaire est probablement justifié, ainsi qu'un nouvel examen de la conception au moyen du plan de gestion adaptative.

5.5.3 Surveillance de l'écosystème

D'autres mesures de contrôle visant à évaluer la reconstitution de la zone par les plantes aquatiques, les invertébrés et les poissons doivent également être appliquées. L'objectif est que la zone refasse partie de l'écosystème local.

5.5.4 Mesures administratives

Les mesures administratives représentent un élément essentiel de la plupart des projets de recouvrement. Si possible, demander aux navires d'éviter les zones de recouvrement contribuera à prévenir la perturbation physique des recouvrements (p. ex. par l'utilisation d'ancres). Les recouvrements devraient être marqués sur les cartes marines et les cartes, et des bouées repères devraient possiblement être utilisées afin que la présence des recouvrements soit bien connue. Le propriétaire ou l'administrateur doit s'engager à assurer une surveillance et un entretien du recouvrement dans l'avenir.

5.5.5 Gestion adaptative

L'objectif de la gestion adaptative est de définir et de décrire les mesures d'urgence qui seront prises au cas où les données de la surveillance à long terme indiqueraient que le recouvrement n'est pas efficace pour réduire le risque comme prévu. Le plan de gestion adaptative doit comprendre les éléments suivants :

- les mesures à mettre en œuvre si nécessaire (p. ex. mesures administratives supplémentaires, ajout de sédiments propres supplémentaires dans des zones exposées),
- le délai de mise en œuvre des mesures de gestion adaptative,
- la partie responsable du financement et de la mise en œuvre,
- le suivi des mesures mises en œuvre.

5.6 Difficultés et incertitudes

La plus grande incertitude liée au recouvrement d'isolement est probablement la modélisation du rendement du recouvrement et du temps de pénétration possible. Les recouvrements d'isolement sont souvent constitués de plusieurs niveaux et l'interaction complexe entre les contaminants préoccupants, les matériaux de recouvrement, les eaux souterraines et l'eau interstitielle, les amendements et les microbes est difficile à modéliser. Les conditions environnementales futures représentent une autre incertitude. Ce problème est généralement résolu en utilisant des critères de conception tels que l'événement pluvio-hydrologique séculaire. Toutefois, avec des conditions météorologiques extrêmes, il

peut être nécessaire d'augmenter la fréquence d'un tel événement. Le mauvais fonctionnement et les pannes de l'équipement représentent une autre incertitude pour tout projet.

Une conception solide doit tenir compte de certaines de ces incertitudes dans la mesure du possible. La conception et le devis correspondant doivent également comprendre une provision suffisante pour les imprévus de construction afin de couvrir de façon raisonnable les frais supplémentaires. Si les difficultés liées à la gestion des sédiments empêchent le projet d'atteindre ses objectifs, le plan de gestion adaptative doit être mis en œuvre.

6. Recouvrement en couche mince (amélioration du rétablissement naturel)

L'objectif des auteurs est que cette partie soit lue en parallèle avec l'analyse sur la caractérisation d'un site et la surveillance à long terme présentées dans les parties 2 et 9. Il est à noter que les sous-titres sont les mêmes dans la présente partie, mais que celle-ci comprend des renseignements précis sur la caractérisation d'un site et la surveillance à long terme qui sont pertinents concernant le recouvrement en couche mince.

6.1 Introduction

Le recouvrement en couche mince (RCM) consiste à mettre en place une mince couche (jusqu'à quinze centimètres) de matériaux propres, généralement du sable, sur des sédiments contaminés afin de réduire les concentrations de produits chimiques dans la zone de bioturbation et d'accélérer les processus du rétablissement naturel jusqu'à des concentrations acceptables. On s'attend à ce que le matériau de recouvrement propre se mélange avec les sédiments contaminés au fil du temps, ce qui réduira les concentrations de produits chimiques en surface. Le recouvrement en couche mince est également appelé « mise en place en couche mince » ou « amélioration du rétablissement naturel » (USEPA, 2005; ITRC, 2014).

Il existe une distinction claire entre l'utilisation du RCM comme mesure corrective et le remblai en couche mince (recouvrement des résidus) après le dragage. Le RCM s'applique au traitement des sédiments contaminés *in situ* lorsqu'une faible contamination s'étendrait à des profondeurs plus importantes dans le profil des sédiments. L'objectif est de former et de maintenir une surface acceptable de sédiments propres ayant des concentrations de contaminants préoccupants inférieures aux degrés d'assainissement. Cela tranche avec le remblai en couche mince après le dragage, qui consiste à mettre en place une mince couche de matériaux propres sur les sédiments contaminés résiduels.

Le RCM se distingue également du recouvrement d'isolement, étant donné que les recouvrements d'isolement ont généralement une épaisseur supérieure à quinze centimètres et sont utilisés pour isoler les contaminants.

6.2 Buts et objectifs

L'objectif du RCM est de réduire les concentrations de contaminants dans la zone de bioturbation à des niveaux acceptables afin de protéger les organismes aquatiques et la santé humaine. Cette réduction du risque doit être obtenue dans un délai acceptable et prédéterminé. Le RCM est souvent utilisé sur des sites où le rétablissement naturel prendrait trop de temps pour atteindre des niveaux de risque acceptables.

Grâce au RCM, les sédiments contaminés sont laissés en place sans être remaniés. Le RCM repose sur le mélange du matériau de recouvrement avec les sédiments contaminés sous-jacents en vue d'atteindre le niveau d'assainissement souhaité. Le RCM n'a pas pour but d'isoler complètement les sédiments contaminés comme le recouvrement d'isolement. Le RCM peut être utilisé sur des sites où :

- les risques pour la santé humaine et les risques écologiques sont faibles à modérés,

- la vitesse ou le taux des processus naturels (c.-à-d. la dégradation, la transformation et l'enfouissement) visant à réduire la biodisponibilité ou la toxicité des contaminants dans les sédiments prendrait trop de temps pour atteindre des niveaux de risque acceptables,
- il y a des sédiments contaminés résiduels provenant du dragage environnemental (appelé « remblai en couche mince »).

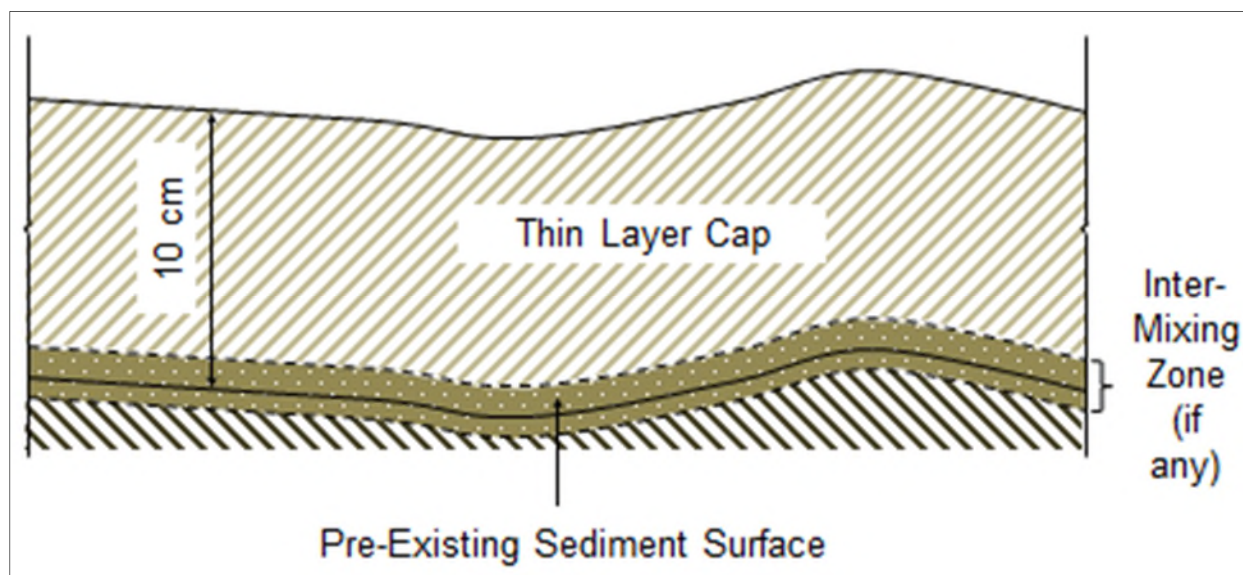


Figure 6-1 : Exemple d'un recouvrement de sable en couche mince de dix centimètres.

EN	FR
10 cm	10 cm
Thin Layer Cap	Recouvrement en couche mince
Inter-Mixing Zone (if any)	Zone de mélange (le cas échéant)
Pre-Existing Sediment Surface	Surface de sédiments préexistants

6.2.1 Normes de rendement et degrés d'assainissement

La conception devra respecter les normes de rendement et les degrés d'assainissement fixés pour un projet de RCM. Les degrés d'assainissement devraient avoir été établis lors de l'évaluation des risques et des options en matière de gestion des sédiments. Les degrés d'assainissement sont des limites ou des critères numériques, généralement des concentrations de sédiments, qui permettent de déterminer la zone à recouvrir d'un matériau de recouvrement en couche mince. Les normes de rendement d'un RCM peuvent comprendre les éléments suivants :

- le recouvrement de tous les sédiments dont la concentration de contaminants est supérieure à un seuil d'intervention (niveau d'assainissement) précis,
- les besoins relatifs à l'épaisseur du recouvrement,
- les limites quant à la remise en suspension de sédiments contaminés qui est créée par l'activité de recouvrement,
- les limites de rejet de fines provenant du matériau de recouvrement lors de l'activité de recouvrement.

6.3 Caractérisation du site

Pour une conception réussie d'un RCM, il est impératif d'avoir une compréhension approfondie des caractéristiques physiques du site et des caractéristiques des sédiments contaminés, car elles influencent fortement la conception du projet. Certains sites (p. ex. les sites touchés par l'érosion ou le trafic maritime intense) ne conviennent pas au RCM et, à ce titre, assez de données hydrologiques locales doivent être recueillies et intégrées dans le processus d'évaluation des options en matière de gestion des sédiments. S'assurer que des données suffisantes ont été recueillies et que le travail de conception les a correctement utilisées permet de confirmer le caractère satisfaisant de la conception. La section 2.2 contient des éléments d'orientation sur la caractérisation d'un site.

Pour être efficace, le RCM nécessite une compréhension approfondie des caractéristiques physiques du site : profondeur d'eau, granulométrie et stratigraphie des sédiments, bathymétrie, force et configuration des courants, énergie des vagues, climat, marée et utilisation des voies navigables. Des éléments d'orientation détaillés sur ces paramètres figurent dans les sections 2.2 et 5.3.

6.3.1 Sédiments

Une conception adéquate d'un RCM nécessite la caractérisation des sédiments. Les niveaux de contaminants dans les sédiments doivent être caractérisés afin de délimiter la zone qui doit être recouverte. S'il y a des sédiments meubles, il faut déterminer si les sédiments existants peuvent supporter le poids d'un recouvrement en couche mince.

Géotechnique

Les sédiments doivent avoir une résistance suffisante pour supporter le poids du recouvrement en couche mince sans subir de déplacement latéral. Les propriétés géotechniques (granulométrie, densité, résistance au cisaillement, limites d'Atterberg, teneur en eau) doivent être recueillies, et la force portante des sédiments contaminés en place doit être évaluée afin de déterminer le poids du recouvrement que le site peut supporter. La force portante n'est généralement pas un problème. Le RCM nécessite de minces couches de matériaux de recouvrement, ce qui ne constitue pas une limite dans la plupart des cas. La plupart des propriétés géotechniques ne sont pas un problème pour le RCM, mais ces propriétés peuvent être importantes si les sédiments naturellement présents sont meubles et ne peuvent pas supporter le poids d'un recouvrement. La mesure dans laquelle les sédiments sous-jacents et le matériau de recouvrement se mélangent lors de la mise en place est également une considération essentielle. Si le mélange laisse les sédiments superficiels au-dessus du niveau d'assainissement, la conception doit alors être réexaminée et repensée avec un recouvrement plus épais ou un recouvrement d'isolement traditionnel. Les propriétés géotechniques des sédiments peuvent donc influencer sur l'épaisseur et le nombre de couches nécessaires à la mise en place du recouvrement en couche mince. Des renseignements supplémentaires sur les paramètres géotechniques sont présentés dans la sous-section 2.2.1.

Contaminants préoccupants

La conception d'un RCM nécessite une connaissance approfondie des contaminants présents dans les sédiments. Des éléments d'orientation sur la caractérisation des contaminants se trouvent dans les sous-sections 2.2.1 et 5.3.1. Les contaminants préoccupants, puis l'étendue et l'ampleur de la zone contaminée, y compris les « points chauds », doivent être déterminés. La concentration et l'emplacement des contaminants détermineront la conception du RCM (c.-à-d. la zone à recouvrir, le type de matériau de recouvrement et l'épaisseur du RCM).

6.3.2 Environnement du site

En plus de la caractérisation des sédiments, il faut tenir compte de l'influence de l'environnement immédiat sur le projet de RCM et des répercussions possibles de celui-ci sur l'environnement immédiat, y compris les restrictions possibles concernant l'utilisation du site. L'évaluation de l'environnement immédiat (p. ex. les infrastructures littorales et en milieu aquatique, les débris, les zones d'accès et les aires d'entreposage temporaire ainsi que l'utilisation des voies navigables) est généralement effectuée dans le cadre d'un processus d'évaluation environnementale et les résultats de l'évaluation doivent être intégrés dans la conception du RCM. Les terrains adjacents peuvent également être utilisés comme aires d'entreposage temporaire pour l'équipement et l'empilement du matériau de recouvrement. La nature de ces terrains ainsi que les voies d'accès correspondantes doivent avoir été correctement évaluées lors de la réalisation de la conception.

Infrastructures littorales et en milieu aquatique

Des études des infrastructures littorales et en milieu aquatique doivent être effectuées pour déterminer les structures, les conduites et les tuyaux de prise d'eau au-dessus du sol, car elles peuvent nécessiter des équipements différents ou des méthodes différentes pour la pose du recouvrement. Par exemple, les conduites placées sur ou sous le lit de sédiments entraveront la pose du matériau de recouvrement en raison du risque que représente le mouillage ou l'amarrage des barges et des équipements lourds. La mise en place du matériau de recouvrement peut être limitée dans les prises d'eau et les structures du fond océanique ou du lit de lac et autour de celles-ci. Des plans détaillés pour traiter ce type d'infrastructures et d'autres types (p. ex. les quais) doivent être intégrés dans la conception du RCM.

Débris

Un levé des débris doit être effectué et une décision doit être prise quant à leur enlèvement, car certains débris nuisent aux activités de recouvrement. Par exemple, les barrières de rétention de limon sont souvent utilisées pour contrôler la turbidité dans la colonne d'eau, or, les débris dans les eaux peu profondes peuvent limiter le mouvement de ces barrières. La conception doit intégrer des procédures pour traiter les débris dans les zones peu profondes lorsque ces barrières sont utilisées.

Accès et aires d'entreposage temporaire

Les projets de RCM nécessitent une aire d'entreposage temporaire à terre pour entreposer le matériau de recouvrement et l'équipement. Lors de l'entreposage du matériau de recouvrement, une clôture anti-érosion appropriée doit être installée pour empêcher qu'il sorte de l'aire d'entreposage.

Utilisation des voies navigables

Pour la conception d'un RCM, il est important de connaître le type de navires qui utiliseront la zone, car ces navires ont des tirants d'eau différents et créent des contraintes différentes sur les sédiments du fond. Si le recouvrement n'est pas correctement conçu, tous les matériaux de recouvrement peuvent être érodés par des facteurs tels que le remous des hélices, ce qui expose les sédiments contaminés. Dans des zones de fort maritime ou de passage de navires de gros tonnage, on a utilisé un matériau de recouvrement à plus gros grains et un recouvrement plus épais pour réduire le déplacement du recouvrement à l'extérieur du site.

Considérations écologiques

La connaissance de l'écologie locale est essentielle à la conception des RCM. En plus des éléments généraux décrits à la sous-section 2.2.3, il faut tenir compte de la proximité de milieux ou de récepteurs écologiques sensibles. Les zones littorales fragiles doivent être définies et protégées contre le recouvrement par des fines provenant du matériau de recouvrement. Les poissons qui vivent dans ces

zones doivent être protégés de la turbidité pendant le processus de recouvrement. Des mesures d'atténuation telles que des barrières de rétention de limon doivent être utilisées pour protéger les habitats du poisson et les poissons sensibles. Les mesures d'atténuation sont généralement définies dans le cadre d'une évaluation d'impact sur l'environnement.

6.3.3 Eaux de surface

Profondeur d'eau, bathymétrie et hydrodynamique

La profondeur d'eau influera sur le choix de l'équipement pour le recouvrement. Plus l'eau est profonde, plus le matériau de recouvrement prendra plus de temps pour atteindre le fond et se dispersera davantage dans la colonne d'eau, ce qui nécessitera des barrières de rétention de limon plus longues pour maîtriser la turbidité. Les eaux plus profondes peuvent également nécessiter un équipement spécialisé pour mettre en place le matériau de recouvrement.

L'hydrodynamique saisonnière permet généralement de maîtriser le potentiel d'érosion des sédiments du site. Pour qu'un RCM soit envisagé, le lit de sédiments doit être stable et le taux de dépôt des sédiments doit être supérieur au taux d'érosion. Les événements pluvio-hydrologiques inhabituels et à forte énergie, qui pourraient causer l'érosion du recouvrement, sont préoccupants et doivent être pris en considération dans la conception. Les forces hydrodynamiques saisonnières dominantes doivent être définies et quantifiées, car elles causent le transport des sédiments. Les profils précis des courants, de la marée et des vagues doivent être utilisés pour modéliser le potentiel d'érosion et le transport des sédiments. Le RCM doit demeurer dans la zone, se mélanger aux sédiments contaminés existants et ne pas s'éroder.

Si la surface du recouvrement en couche mince est grande, il peut y avoir des conditions hydrodynamiques différentes qui nécessitent plus d'un type de recouvrement en couche mince (c.-à-d. plus d'une épaisseur de recouvrement ou plus d'une taille de grains pour le matériau de recouvrement). Le mouvement orbital des vagues dans la colonne d'eau peut agiter le RCM, selon la profondeur d'eau (Masselink et Hughes, 2003) et l'éroder. Dans les zones à forte énergie, un RCM n'est pas recommandé.

6.4 Construction

Les recouvrements en couche mince sont conçus de manière à ce que le matériau de recouvrement propre se mélange aux sédiments contaminés afin de réduire l'exposition des organismes aquatiques aux sédiments contaminés. La quantité de mélange lors de l'application dépend de nombreuses variables telles que le matériau de recouvrement, les sédiments à recouvrir et la méthode de mise en place. Le mélange à long terme dépend de bon nombre des mêmes variables, mais aussi des conditions hydrologiques auxquelles le recouvrement est exposé. Des modèles sont utilisés pour concevoir et évaluer le rendement des recouvrements. Divers processus et facteurs essentiels qui ont une incidence sur un RCM sont présentés à la section 5.4. Les types de matériaux de recouvrement, l'épaisseur de recouvrement, les niveaux de contaminants cibles acceptés dans le recouvrement, l'eau interstitielle et le biote doivent tous être pris en considération dans la conception d'un RCM (USEPA, 2013).

Lors de la construction d'un recouvrement en couche mince, l'objectif est de mettre en place le matériau de recouvrement de manière précise et contrôlée afin de réduire la suspension de sédiments contaminés ainsi que le rejet dans la colonne d'eau de fines provenant du matériau de recouvrement.

6.4.1 Matériaux de recouvrement

La granulométrie et la teneur en carbone organique du matériau de recouvrement propre à utiliser pour la mise en place du recouvrement en couche mince doivent être soigneusement étudiées en consultation avec des biologistes de la vie aquatique. Si possible, il convient dans la plupart des cas d'utiliser des matériaux naturels (par opposition à des matériaux fabriqués) se rapprochant des substrats courants qui se trouvent dans la zone.

Les matériaux de recouvrement doivent être mis à l'essai (voir la sous-section 4.4.5 de la partie sur le recouvrement d'isolement) et respecter les lignes directrices ou critères locaux relatifs à la qualité des sédiments. Les méthodes analytiques présentant des seuils de détection pour chaque contaminant préoccupant à vérifier doivent être fournies. Dans certaines zones, les concentrations de métaux peuvent être élevées en raison des concentrations naturelles de fond. Dans ces cas, les concentrations naturelles de métaux pourraient être utilisées comme critères pour le matériau de recouvrement si elles sont approuvées par les organismes appropriés.

Le choix du matériau de recouvrement doit être basé sur l'habitat *in situ* ou l'habitat final souhaité. En général, on utilise le plus souvent du sable, du gravier et un mélange de sable et de gravier, avec l'approbation des organismes de réglementation. La présence de matériaux à granulométrie fine dans le matériau de recouvrement devra également être évaluée. Une quantité maximale de fines doit être précisée dans la conception, car elles augmenteront encore les problèmes liés à la turbidité lors de l'application.

Lorsque les caractéristiques physiques du matériau de recouvrement sont différentes de celles des sédiments naturellement sur place, l'approbation d'organismes gouvernementaux pourrait être nécessaire puisque l'habitat benthique sera modifié. En fonction du nombre d'habitats similaires et de l'importance de ces habitats dans la zone, une approbation peut être donnée ou non pour utiliser le matériau de recouvrement qui est différent du sédiment naturel. Comme indiqué précédemment dans la présente section, une très mince couche de matériau semblable aux sédiments *in situ* peut être appliquée sur le sable et le gravier utilisés pour le recouvrement afin de favoriser la reconstitution du benthos. La granulométrie du matériau de recouvrement doit être sélectionnée en fonction de la contrainte de cisaillement critique et du potentiel d'érosion du site, afin que le recouvrement ne s'érode pas complètement. De plus amples renseignements sur la mesure de la contrainte de cisaillement critique se trouvent à la sous-section 4.4.1. En fonction de l'énergie érosive des lieux, il pourrait être nécessaire d'utiliser différentes tailles de grains pour le recouvrement.

Idéalement, le matériau de recouvrement devrait demeurer dans la zone du recouvrement et se mélanger aux sédiments existants. Le mélange du matériau de recouvrement et des sédiments sous-jacents peut être inexistant ou total, dans la mesure où le niveau d'assainissement est atteint à la surface. La vitesse de courant attribuable aux ondes de tempête doit être évaluée sur le site du lac, de la rivière ou du port afin de veiller à ce qu'un matériau de recouvrement qui résiste à l'érosion soit sélectionné.

Accessibilité des matériaux de recouvrement

Il convient de rechercher des sources locales pour les matériaux de recouvrement. L'obtention de matériaux de recouvrement depuis des lieux éloignés peut être difficile, le plus grand défi à cet égard étant les coûts de transport plus élevés. Le matériau de recouvrement peut être livré sur le site par voie terrestre ou maritime. Plus d'une source peut être nécessaire pour le matériau de recouvrement, en fonction du volume et du type du matériau de recouvrement précisé.

6.4.2 Épaisseur du recouvrement

L'objectif du RCM est de réduire les concentrations de contaminants dans la zone de bioturbation à des valeurs acceptables. L'épaisseur effective d'un recouvrement doit être déterminée en tenant compte du niveau de concentration chimique, du degré de réduction souhaité, du type de matériau de recouvrement utilisé, du degré prévu de mélange avec les sédiments sous-jacents et des données hydrodynamiques propres à un site (une épaisseur supplémentaire peut être ajoutée pour compenser les pertes attribuables aux écoulements et aux courants).

Lorsque l'on utilise des matériaux non sorbants comme du sable et de la pierre concassée, une épaisseur de RCM égale à la profondeur de la couche de bioturbation bien mélangée (quinze à vingt centimètres en eau douce) est appliquée, mais un recouvrement plus mince peut permettre d'atteindre le niveau d'assainissement souhaité.

Si la zone de recouvrement proposée est vaste, de multiples conditions hydrodynamiques peuvent nécessiter différents types de matériaux de recouvrement et différentes épaisseurs de recouvrement.

Mesure de l'épaisseur du recouvrement

Les épaisseurs minimales, maximales et moyennes acceptables des recouvrements doivent être précisées dans la conception. On peut mesurer l'épaisseur d'un recouvrement après sa mise en place, mais l'équipement doit avoir la précision nécessaire pour mesurer les changements d'épaisseur du recouvrement. De ce fait, d'autres méthodes de mesure de l'épaisseur du recouvrement, telles que le carottage ou les études à l'aide d'imageurs de profils des sédiments, ou encore la mise en place de règles jaugées avant le recouvrement et la prise de mesures après celui-ci, peuvent être plus utiles. L'épaisseur du recouvrement peut être mesurée du milieu de la zone de mélange jusqu'au sommet du recouvrement.

6.4.3 Déroulement du recouvrement

Le déroulement du recouvrement doit être flexible pour s'adapter à la météo défavorable et aux problèmes opérationnels. Il faut tenir compte de la fenêtre des travaux régionaux en milieu aquatique (c.-à-d. du temps). Si nécessaire, on pourra présenter une demande de modification de la fenêtre des travaux à l'organisme approuvé, mais celui-ci n'est pas tenu de donner son approbation.

6.4.4 Préoccupations liées à la remise en suspension et au rejet de contaminants

Comme pour tous les projets concernant les sédiments contaminés, le risque de remise en suspension des sédiments contaminés est une préoccupation qui doit être réduite autant que possible. Avec un RCM, la remise en suspension de sédiments contaminés est un problème moins important qu'avec un recouvrement d'isolement, car le RCM repose sur le mélange des sédiments contaminés avec le matériau de recouvrement.

Selon la nature de chaque contaminant préoccupant, les contaminants peuvent être rejetés dans la colonne d'eau par dissociation des particules ou des matières organiques ou par volatilisation pendant le processus de recouvrement. Le matériau de recouvrement doit être délicatement déposé à l'aide d'une épandeuse ou d'un autre équipement afin de limiter la libération de contaminants. Des barrières de rétention de limon peuvent être utilisées pour limiter la dispersion de contaminants découlant de l'activité de pose du recouvrement.

6.4.5 Contraintes exercées sur le recouvrement

Veillez consulter la section 5.4 pour obtenir des renseignements sur l'évaluation des contraintes. Un recouvrement en couche mince doit être conçu pour résister à ces contraintes afin qu'il ne s'érode pas. Dans les cas où un chenal de navigation se trouve très près d'un recouvrement en couche mince, les caractéristiques du chenal et du trafic maritime (c.-à-d. la largeur et la profondeur du chenal ainsi que le rayon de rotation et remous des hélices) peuvent avoir un effet sur la force exercée sur le matériau de recouvrement. Un document d'orientation qui couvre ces variables est disponible auprès de Transports Canada (2009). Il a été utilisé pour le projet de recouvrement en couche mince du havre Peninsula à Marathon, en Ontario.

6.4.6 Infrastructures littorales et en milieu aquatique et débris

Si la conception du projet exige l'enlèvement de débris, on doit y présenter une description des méthodes d'enlèvement des débris, un plan de contrôle de la turbidité, l'emplacement de l'entreposage temporaire des débris sur place, si nécessaire, et un lieu de mise en dépôt à l'extérieur du site. Si la conception exige le maintien des structures et des débris, on doit y présenter une description de la façon dont le recouvrement sera posé autour des structures et des débris.

6.4.7 Aire d'entreposage temporaire ou zone de dépôt

La conception doit inclure des renseignements détaillés sur les routes de transport jusqu'à l'aire d'entreposage temporaire ou la zone de dépôt ainsi que des procédures détaillées pour l'entreposage temporaire et le chargement des camions et barges dans les bancs d'emprunt, le déchargement et l'inspection ou l'entretien des voies d'accès proposées. L'aire d'entreposage temporaire ou la zone de dépôt doit être conforme à tous les règlements provinciaux et aux pratiques exemplaires de gestion relativement aux mesures de contrôle du transport des sédiments par ruissellement. Cette zone doit être remise dans son état initial à la fin du projet à la satisfaction des organismes gouvernementaux.

6.4.8 Transport des matériaux de recouvrement et aire d'entreposage temporaire

On doit décrire la source d'approvisionnement en sable ainsi que sa capacité d'approvisionnement quotidienne et totale pour le projet. Si l'offre est en deçà de 100 % de la demande totale, une autre source doit être trouvée.

6.4.9 Construction, équipement et mise en place d'un RCM

La conception doit comprendre les éléments suivants :

- la technique de mise en place (p. ex. diffuseur, benne, courroie avec un système de pulvérisation),
- les épaisseurs minimale, maximale et moyenne acceptables du recouvrement,
- le mode de transport du sable de l'aire d'empilement aux barges utilisées pour le recouvrement,
- les méthodes de localisation. Les méthodes utilisées pour localiser et contrôler l'emplacement d'un recouvrement doivent comprendre une gamme de systèmes électroniques de positionnement. La précision horizontale de l'emplacement du recouvrement doit être indiquée (p. ex. ± 1 m). On doit utiliser la cinématique en temps réel (RTK) par système de localisation GPS, ou son équivalent. La précision de la mesure la profondeur d'eau doit également être précisée (p. ex. $\pm 0,1$ m),

- les épaisseurs prévues des couches (épaisseur du recouvrement avec un passage),
- le chevauchement des mises en place successives pour assurer un recouvrement uniforme,
- un recouvrement à la limite de la zone de sédiments contaminés,
- les taux de production,
- la zone horizontale recouverte.

La sous-section 5.4.5 traite plus en détail de l'équipement et des techniques de transport et de mise en place du matériau de recouvrement.

6.4.10 Surveillance de la construction

L'objectif de la surveillance de la construction est d'évaluer la conformité avec les normes de conception et de rendement (c.-à-d. déterminer si un recouvrement est correctement mis en place, en ce qui concerne la couverture de la zone et l'épaisseur du recouvrement) et de déterminer les répercussions possibles sur la qualité de l'eau et les zones en aval.

Des parcelles d'essai pourraient être comprises dans la conception afin de mettre à l'essai diverses méthodes de mise en place en vue de déterminer les taux de production et de surveiller l'efficacité de ces méthodes dans un éventail de conditions de site. Des carotteurs ou des imageurs de profils des sédiments peuvent être utilisés pour mesurer l'épaisseur et la zone de mélange du recouvrement.

Des mesures de la qualité de l'eau doivent être prises pour évaluer le rejet de tout contaminant au cours des diverses méthodes de mise en place. Les volumes de sable mis en place doivent être surveillés pour permettre l'estimation de la surface recouverte et de l'épaisseur du recouvrement.

Les éléments à évaluer sont les suivants :

- la qualité et quantité du matériau de recouvrement,
- l'épaisseur du recouvrement,
- la superficie de la couverture par le recouvrement,
- la qualité de l'eau (remise en suspension de sédiments et de contaminants).

Les méthodes d'évaluation peuvent comprendre les éléments suivants :

- le carottage des sédiments,
- des observations visuelles (p. ex. observations de plongeurs),
- l'imagerie du profil des sédiments,
- la surveillance de la qualité de l'eau :
 - la surveillance de la remise en suspension de contaminants,
 - la surveillance de la turbidité (substitut de la surveillance des solides en suspension totaux).

Surveillance et mesures de contrôle de la qualité de l'eau pendant la construction

Les principales préoccupations pour les projets de RCM sont les solides en suspension totaux qui découle du rejet de fines provenant du matériau de recouvrement et la remise en suspension des sédiments contaminés en raison de la chute du matériau de recouvrement sur les sédiments contaminés. La surveillance en temps réel (turbidité) et le prélèvement d'échantillons ponctuels pour l'analyse en laboratoire des solides en suspension totaux et des concentrations chimiques doivent être précisés dans la conception.

Il faut prévoir des critères de rendement relatifs à la qualité de l'eau, un programme de surveillance de la qualité de l'eau (c.-à-d. les paramètres à mesurer, les méthodes de prélèvement d'échantillons, la fréquence d'échantillonnage, les lieux d'échantillonnage et les méthodes d'analyse des contaminants) ainsi qu'une figure indiquant les stations d'échantillonnage.

Des échantillons d'eau doivent être prélevés pour mesurer la remise en suspension de contaminants et la méthode de prélèvement de ces échantillons doit être décrite. Toutes les mesures et tous les échantillons doivent être enregistrés avec le numéro d'identification de la station, la date, l'heure, l'emplacement, la profondeur, l'état de l'activité de recouvrement, les observations météorologiques et toute autre observation pertinente.

La surveillance doit être effectuée à des périodes distinctes et englober des paramètres préoccupants propres à un projet (un exemple suit) :

- **surveillance de base** – avant les travaux intensifs en milieu aquatique (p. ex. **en temps réel** : turbidité, conductivité électrique, oxygène dissous; **échantillons** : solides en suspension, contaminants préoccupants),
- **surveillance intensive initiale** – pendant le démarrage des activités ou la production initiale (p. ex. **en temps réel** : turbidité, température, conductivité électrique, oxygène dissous; **échantillons** : solides en suspension, contaminants préoccupants),
- **surveillance normale** – pendant un nombre minimal déterminé de jours par semaine (**en temps réel** : turbidité, température, conductivité électrique, oxygène dissous; **échantillons** : solides en suspension si un dépassement de la turbidité est observé),
- **surveillance conditionnelle** – s'il y a un changement important de l'activité, une modification des procédures ou une incidence visible sur la qualité de l'eau (se rapportant à un cas particulier).

Des méthodes visant à limiter la turbidité et le rejet de contaminants pendant le recouvrement doivent être intégrées dans la conception. Les rideaux de turbidité sont normalement utilisés pour limiter les fines et le rejet de contaminants pendant un RCM, mais ils sont soumis à des limites en matière de faisabilité (p. ex. la profondeur et les courants).

La limite de conformité doit être déterminée avec des organismes gouvernementaux et elle est utilisée pour évaluer si tous les paramètres respectent les critères relatifs à la qualité de l'eau. Une certaine distance du lieu d'exploitation ou du point de rejet des matériaux de recouvrement, ou encore une distance jusqu'à une terre située à l'extérieur de la barrière de contrôle, peut être utilisée comme limite de conformité.

Les critères relatifs aux avertissements et à l'interruption des travaux doivent également être précisés et les mesures que doit prendre l'entrepreneur en fonction des résultats de la surveillance doivent être intégrées dans la conception.

Mesures de contrôle de la construction des recouvrements (épaisseur et couverture)

Pour surveiller l'efficacité d'un recouvrement, il faut prévoir un programme de surveillance de l'épaisseur et de la couverture du recouvrement ainsi qu'une figure indiquant les emplacements du carottage et les critères acceptables. Il faut prévoir des mesures de contrôle de la mise en place du sable (pour assurer l'épaisseur finale du recouvrement et la couverture de la zone) ainsi que l'équipement et les méthodes nécessaires pour vérifier l'épaisseur du recouvrement. Les méthodes de vérification comprennent :

- la mesure en fonction du poids : les balances pour les marchandises doivent être homologuées conformément aux lois et règlements provinciaux applicables. L'homologation doit être effectuée dans un délai d'au plus un an avant la date d'utilisation. Pour les envois en provenance d'installations et de lieux à l'extérieur du site, les camions doivent être pesés à l'installation de réception,
- la mesure en fonction du volume : les volumes mesurés à titre de volumes sur place peuvent être déterminés en mesurant le poids du sable mis en place et en convertissant le poids en volume selon la méthode indiquée dans la conception,
- la mesure en fonction de la zone : la zone de mise en place du recouvrement doit être mesurée au moyen de la dimension carrée (en utilisant la longueur et la largeur) ou du rayon, puis vérifiée par le représentant de la surveillance sur place. Les procédures de mesure doivent être décrites dans la conception.

6.5 Surveillance et entretien à long terme

En plus de la surveillance de la construction, une surveillance à long terme doit être effectuée pour étudier les répercussions d'un projet sur l'environnement, et vice versa, en vue d'évaluer l'efficacité à court et à long terme d'un RCM quant à la réalisation des objectifs de gestion (c.-à-d. la surveillance du rendement à long terme).

6.5.1 Surveillance du rendement à long terme

L'objectif de la surveillance du rendement (physique, chimique et biologique) est de déterminer si un RCM fonctionne comme prévu et si les concentrations de contaminants et les risques correspondants ont été réduits à des niveaux acceptables. La conception doit stipuler

un plan de surveillance du rendement à long terme, y compris les volets, les fréquences et la durée de la surveillance. L'existence de données de référence convenables (destinées à être comparées avec les futures données de surveillance) doit être évaluée. Si de telles données n'existaient pas, il faudrait recueillir des données supplémentaires avant l'installation d'un RCM.

Surveillance physique et chimique

L'intégrité physique des recouvrements doit être surveillée au fil du temps pour veiller à ce qu'ils ne s'érodent pas. Lors de l'application initiale, la couverture de la zone faisant l'objet d'un recouvrement en couche mince peut être évaluée par le prélèvement de carottes ou des profils sédimentaires de transects dans la zone recouverte. Des images vidéo peuvent également être utilisées dans des zones où il existe des différences visibles entre le recouvrement et les sédiments environnants à l'extérieur du recouvrement. Si on utilise du matériel audiovisuel, il faut s'assurer qu'il possède la résolution nécessaire pour permettre de voir clairement le recouvrement.

L'épaisseur des sédiments accumulés sur le sommet d'un recouvrement peut être mesurée afin de déterminer la vitesse de déposition. Les vitesses de déposition peuvent être estimées en utilisant :

- une règle sur place pour mesurer les sédiments déposés,
- des pièges à sédiments pour quantifier les sédiments entrants,
- des différences bathymétriques historiques (la précision peut être un problème).

Puisque les sources de contaminants sont régulées avant un RCM, tout matériau nouvellement déposé ajoutera une efficacité supplémentaire au recouvrement en couche mince. La vitesse de déposition et

les concentrations chimiques dans le recouvrement peuvent être utilisées pour aider à la modélisation de la concentration future de contaminants dans le recouvrement en couche mince afin d'évaluer si celui-ci respectera toujours le niveau d'assainissement dans l'avenir. Le matériau nouvellement déposé peut également être analysé pour évaluer la qualité des sédiments qui arrivent dans la zone d'un RCM.

La surveillance physique doit être effectuée conformément au plan de surveillance à long terme et après tout événement pluvio-hydrologique important qui dépasse un certain seuil établi dans les hypothèses de conception.

La surveillance d'un RCM peut comprendre la surveillance des sédiments de surface (c.-à-d. les matériaux nouvellement déposés et le matériau de recouvrement) et leur comparaison avec les degrés d'assainissement. Pour de plus amples renseignements sur la surveillance chimique, veuillez consulter la sous-section 5.5.2.

Surveillance biologique

La végétation aquatique immergée peut être cartographiée avant la construction du recouvrement en couche mince, puis étudiée après la pose du recouvrement pour évaluer la reconstitution de la végétation. Des sédiments de surface peuvent être prélevés et des essais de toxicité peuvent être effectués pour évaluer les changements. Des invertébrés benthiques sur le dessus du recouvrement peuvent également être prélevés pour évaluer reconstitution et la structure du benthos. Si un nombre suffisant d'invertébrés benthiques peut être prélevé, ceux-ci peuvent être analysés pour détecter des contaminants préoccupants. Le plan d'échantillonnage pour l'étude des tissus d'invertébrés benthiques doit préciser s'il faut les éviscérer. Les tissus de poissons et d'organismes de niveaux trophiques plus élevés peuvent également être échantillonnés pour détecter la bioaccumulation de contaminants, puis comparés aux données de base pour évaluer les changements après un RCM.

6.5.2 Gestion adaptative

L'objectif de la gestion adaptative est de définir et de décrire les mesures d'urgence qui seront prises au cas où les données de la surveillance à long terme indiqueraient que le recouvrement n'est pas efficace pour réduire le risque comme prévu. La gestion adaptative doit comprendre les éléments suivants :

- les mesures à mettre en œuvre si nécessaire (p. ex. autres mesures de contrôle à la source, mesures administratives supplémentaires, mise en place de sédiments propres supplémentaires dans des zones exposées, le cas échéant),
- le délai de réalisation de l'objectif,
- les parties responsables du financement et de la mise en œuvre,
- le suivi des mesures mises en œuvre.

6.6 Difficultés et incertitudes

La plus grande incertitude liée au RCM est son rendement. Le rendement d'un recouvrement dépendra de la qualité des matériaux des zones environnantes qui seront déposés sur le recouvrement ainsi que de l'action des vagues et des courants, qui peuvent déplacer le matériau de recouvrement à l'extérieur du site. Si ces difficultés empêchent le projet d'atteindre ses objectifs, on devra mettre en œuvre le plan de gestion adaptative.

7. Techniques de gestion *in situ*

L'objectif des auteurs est que cette partie soit lue en parallèle avec l'analyse sur la caractérisation d'un site et la surveillance à long terme présentées dans les parties 2 et 9. Il est à noter que les sous-titres sont les mêmes dans la présente partie, mais que celle-ci comprend des renseignements précis sur la caractérisation d'un site et la surveillance à long terme qui sont pertinents concernant les techniques de gestion *in situ*.

7.1 Introduction

Les solutions *in situ* sont des techniques de gestion des sédiments qui sont appliquées directement aux sédiments contaminés en place sans qu'il soit nécessaire de les extraire du plan d'eau ou d'ajouter un matériau de recouvrement sus-jacent. Par conséquent, elles sont généralement limitées aux éléments suivants :

- la liaison physique des contaminants et des sédiments dans leur ensemble,
- la liaison chimique des contaminants,
- la modification de la géochimie de l'environnement immédiat pour prévenir ou maîtriser certaines réactions.

Les connaissances dans ce domaine sont encore en émergences, mais on peut regrouper ces techniques en deux catégories générales : la solidification-stabilisation *in situ* (SSIS) et l'ajout d'amendements *in situ*. D'autres techniques *in situ*, comme la phytoremédiation, ont été utilisées dans une mesure très limitée (marais littoraux). Elles ne seront toutefois pas abordées dans la présente partie.

La SSIS comprend deux processus. La solidification désigne le processus qui transforme physiquement les sédiments en un matériau solide continu. La stabilisation désigne les réactions chimiques associées qui lient chimiquement les contaminants dans les matériaux, ce qui limite leur disponibilité. Idéalement, la solidification et la stabilisation sont réalisées ensemble, mais elles peuvent se produire indépendamment l'une de l'autre.

Les techniques de la SSIS utilisent un liant physique, souvent du ciment Portland et souvent en combinaison avec d'autres constituants tels que les cendres volantes. Ces substances sont mélangées aux sédiments pour produire un matériau solide qui ne peut pas être pénétré par le benthos ou les plantes aquatiques ni déplacé par les courants. Les additifs (c.-à-d. les liants) peuvent être mélangés aux sédiments au moyen de tarières, ce qui nécessite de nombreuses colonnes se chevauchant en partie, ou grâce à d'autres moyens mécaniques. Dans certains cas, cette technique peut utiliser des équipements de construction courants comme des excavatrices pour mélanger les agents liants, si ce travail peut être effectué à sec en isolant et en asséchant la zone.

Les ajouts d'amendements *in situ* consistent généralement à mélanger des amendements dans les couches supérieures de sédiments contaminés, à épandre des amendements sur des sédiments contaminés, ou à mélanger au préalable des amendements avec du sable, puis à épandre le mélange sur des sédiments contaminés. Il convient de noter que le fait de mélanger au préalable des amendements avec du sable pour ensuite étendre le mélange sur des sédiments contaminés constitue une forme d'amélioration du recouvrement d'isolement ou du recouvrement en couche mince. Une partie du présent document est consacré à chacune de ces techniques, ainsi elles ne seront pas abordées en particulier dans la présente partie.

La plupart des amendements ont pour effet d'adsorber les contaminants, ce qui les rend non disponibles pour les récepteurs.

L'amendement le plus courant est le charbon actif en granulés (CAG). D'autres amendements courants sont les argiles organo-modifiées et les biocharbons. Il existe sur le marché plusieurs amendements fabriqués qui sont connus sous diverses appellations commerciales. Ceux-ci utilisent toujours les amendements courants, mais l'amendement est souvent contenu dans une capsule de distribution qui facilite la mise en place. Un problème courant avec les amendements utilisés dans la gestion des sédiments est leur densité, ce qui signifie qu'ils ne se déposent pas au même rythme que les matériaux avec lesquels ils sont mélangés. Des capsules de distribution telles que l'encastrement du CAG dans une enveloppe externe en argile visent à résoudre ce problème.

Des amendements peuvent également être ajoutés pour modifier la géochimie du système. Par exemple, du nitrate peut être ajouté pour prévenir ou réduire la production de méthylmercure dans la colonne d'eau. Le mercure est un contaminant particulier dans la mesure où les plus grandes répercussions en matière de toxicité et de bioamplification proviennent de la conversion du mercure inorganique en méthylmercure organique. Le méthylmercure est absorbé par des invertébrés benthiques et sa concentration dans les organismes augmente en montant dans le réseau trophique, ce qui peut avoir une incidence sur la santé des humains qui consomment du poisson. Un apport accru de nitrates dans la colonne d'eau peut empêcher le développement de conditions anaérobies dans les sédiments, ce qui entraîne une baisse de la production de méthylmercure (Matthews et coll., 2013). D'autres amendements qui ont été utilisés pour réduire ou empêcher la méthylation du mercure comprennent l'oxyde de fer, les sulfures de fer, le fer à valence zéro, le molybdate et les oxydes de manganèse. Le processus de réduction des sulfates cause la méthylation du mercure. Par conséquent, une alternance du profil d'oxydoréduction visant à causer la réduction des sulfates plus profondément dans les sédiments contribue à réduire la distribution du méthylmercure dans l'écosystème.

Les additifs phosphatés peuvent réduire la biodisponibilité de métaux par adsorption, échange d'ions, substitution isomorphe et précipitation (USEPA, 2013). Le minéral phosphaté le plus couramment utilisé est l'apatite. L'agence de protection de l'environnement des États-Unis (2013) indique que ce minéral est avantageux, car il donne des produits terminaux stables, peut être facilement mis en place sur des sédiments contaminés, peut être mélangé à d'autres additifs, est facilement accessible et est non toxique. La limite la plus importante en ce qui concerne les additifs phosphatés est le risque de rejet de phosphate soluble, qui peut augmenter l'eutrophisation, un problème existant dans de nombreux plans d'eau. En outre, l'ajout de phosphate n'a été mis à l'essai qu'à l'échelle pilote jusqu'à présent.

7.2 Buts et objectifs

L'objectif des techniques de gestion *in situ* est de gérer les sédiments contaminés sur place sans avoir à enlever quoi que ce soit du cours d'eau. Cela réduit les risques pour ce qui est de la remise en suspension et du transport de sédiments contaminés et supprime également la nécessité de mettre en dépôt (et dans certains cas d'assécher) les sédiments contaminés.

7.3 Caractérisation du site

Il est impératif que l'application de toute technique de SSIS ou d'ajout d'amendements se fasse avec une connaissance approfondie des caractéristiques physiques du site.

7.3.1 Sédiments

Géotechnique

Si le mélange physique d'amendements avec les sédiments est envisagé, les caractéristiques géotechniques doivent avoir été suffisamment évaluées pour permettre le choix d'un équipement approprié. Les caractéristiques géotechniques des sédiments pourraient influencer sur la pénétration des amendements dans les sédiments et leur distribution ou mélange efficace dans les sédiments.

La SSIS de sédiments contaminés entraîne des charges sur les sédiments sous-jacents. Il faut tenir compte de la migration verticale de l'eau interstitielle, créée par le poids des sédiments solidifiés et relativement imperméables, ainsi que de la formation de bulles de gaz.

Puisque les techniques de SSIS requièrent une connaissance approfondie de la lithologie des sédiments, il est essentiel qu'une analyse adéquate de la granulométrie accompagne les diagraphies des carottes.

Si des sédiments contaminés provenant d'une autre zone sont extraits et mis en place en vue de plans ultérieurs de stabilisation, le compactage de ces sédiments doit être pris en considération lors du travail sur la géométrie de la zone de gestion. Cela nécessite des essais de compressibilité propres à un site.

Contaminants préoccupants

En ce qui concerne la SSIS, il est important de comprendre la charge de produits chimiques et la composition chimique des sédiments, car ceux-ci seront mélangés à un agent liant et parfois à un amendement. Ce type de gestion doit toujours faire l'objet d'essais à l'échelle du laboratoire et souvent à l'échelle pilote pour déterminer quels sont les bons mélanges et si les concentrations résultantes de produits chimiques dans les lixiviats sont acceptables. La remise en suspension de contaminants provenant du mélange *in situ* et du transport à l'extérieur du site doit être prise en considération dans la conception.

L'amendement de sédiments contaminés exige de comprendre pleinement la charge de contaminants afin de déterminer le type et la concentration de l'amendement qui sera mélangé aux sédiments contaminés. Cela nécessite également des essais à l'échelle du laboratoire et une modélisation afin de comprendre de quelle façon les contaminants se comporteront avec les amendements dans les sédiments évalués.

Toute modification de la géochimie d'un site nécessitera évidemment une connaissance approfondie des concentrations de contaminants et d'autres paramètres des sédiments, tels que la teneur en carbone organique, l'apport de carbone organique, le potentiel d'oxydoréduction et des données sur l'activité microbienne.

En ce qui a trait à l'application pratique, la variation des concentrations de produits chimiques dans l'espace sur le site devra également être clairement délimitée (ainsi que les limites et la profondeur de la contamination). Les quantités d'amendements mélangés aux sédiments dans l'ensemble du chantier peuvent devoir être corrigées pour veiller à ce que les « points chauds » soient traités de manière appropriée. La contamination, qui s'étend à une plus grande profondeur, peut jouer un rôle dans le choix du matériel permettant d'atteindre la profondeur requise.

Géochimie et action microbienne

Lorsqu'un amendement est utilisé pour modifier le système géochimique, la caractérisation géochimique est extrêmement importante. Dans des conditions statiques, seuls les quelques millimètres supérieurs des sédiments seraient aérobies. Cependant, la bioturbation formera des conditions aérobies bien plus profondément (environ quinze centimètres dans l'eau douce et plus profondément encore

dans les sédiments estuariens ou marins [Clarke et coll., 2001]). Sous cette profondeur se trouvent des zones anaérobies qui créent des conditions réductrices pour des composés comme le nitrate, le fer, le sulfate et d'autres électroaccepteurs.

Un phénomène particulièrement important est la méthylation du mercure. Les bactéries réductrices de sulfates ainsi que, dans une moindre mesure, les agents réducteurs du fer sont les principaux agents de méthylation du mercure inorganique (Matthews et coll., 2013). Le méthylmercure est converti par des conditions anaérobies et est lié à l'apport de mercure inorganique, de sulfate et de carbone organique labile. Le profil d'oxydoréduction, qui existe dans la zone d'interface entre les sédiments et les eaux de surface, détermine l'étendue et la profondeur auxquelles se produisent la réduction des sulfates et la méthylation du mercure qui y est liée (voir la figure 7-1).

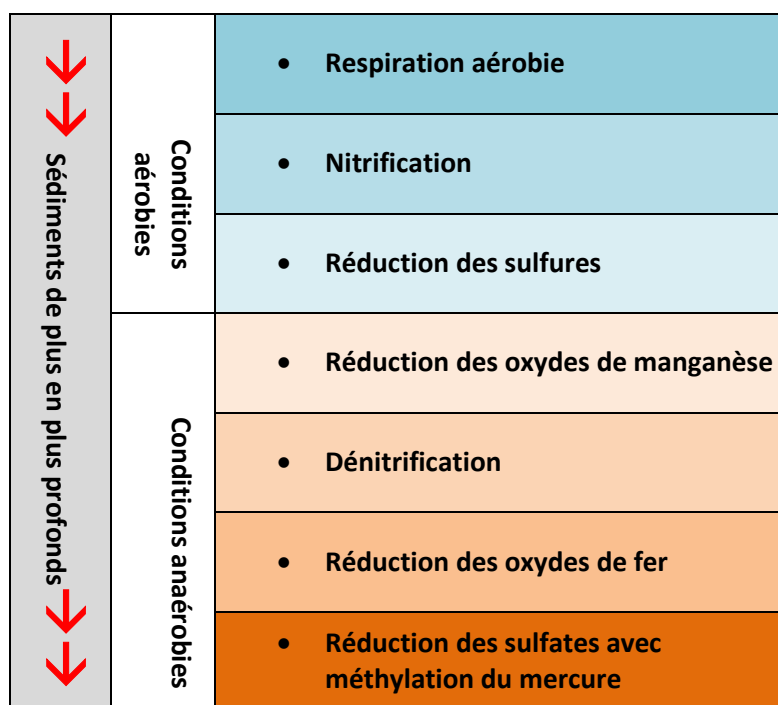


Figure 7-1 : Changements du profil sédimentaire en fonction de la profondeur.

La compréhension des espèces microbiennes présentes et des concentrations variables d'oxydes de manganèse, de nitrates, d'oxydes de fer et de sulfates dans la zone anaérobie des sédiments permet de déterminer le risque de méthylation existant et la façon dont la modification de la géochimie ou de la communauté microbienne peut avoir une incidence sur la production de méthylmercure.

7.3.2 Eaux de surface

Profondeur d'eau

La profondeur d'eau influe sur le degré d'interaction des vagues ou de la glace avec la surface amendée et sur le degré d'affouillement causé par des navires sur les sédiments de fond amendés. Elle influe également sur la capacité à livrer des amendements et à mélanger efficacement des agents de liaison.

Énergie des vagues

Le mouvement orbital produit par les vagues dans la colonne d'eau peut servir à agiter les sédiments du fond amendés (Masselink et Hughes, 2003). Les vagues peuvent également servir à produire une force, analogue à un pompage, dans les quelques centimètres supérieurs des sédiments amendés (Eek et coll.,

2008). Les vagues influenceront également sur la capacité de mélanger les agents de liaison dans les sédiments depuis une plateforme flottante.

Bathymétrie

En ce qui concerne la profondeur d'eau, il est important de connaître la topographie sous-marine de la zone où les amendements sont appliqués. La profondeur d'eau influe sur la facilité de distribuer des amendements et des agents liants, sur le choix de l'équipement et sur les coûts.

Force et configuration des courants

Les courants au-dessus de l'interface eau-sédiment peuvent arracher les particules du fond et les amendements, en fonction de la vitesse du courant, de la granulométrie et de la lithologie de la matière. Les courants peuvent suivre ou non la direction du vent et sont souvent complexes en raison de leur interaction avec les murs de quai et d'autres structures sous-marines. Les courants de marée sont évidemment plus prévisibles pour ce qui est de la direction et du moment. Le forage à la tarière dans des sédiments contaminés et l'ajout d'agents liants génèrent de la turbidité et nécessitent ainsi généralement une forme de réduction ou de barrière de rétention de la turbidité.

Stratification

Lors de l'étude de l'altération géochimique, il est important de comprendre la stratification des plans d'eau. En outre, les eaux des lacs stratifiés peuvent représenter des zones particulièrement actives pour la production de méthylmercure si tous les bons éléments sont présents. Lorsque la stratification entraîne la formation d'un hypolimnion anaérobie, la réduction des sulfates et la méthylation du mercure qui y est liée peuvent se produire dans les eaux de l'hypolimnion (ainsi que dans les sédiments). La stratification des lacs est un processus saisonnier surtout thermique, mais d'autres facteurs comme des densités d'eau différentes peuvent contribuer à la stratification. Lorsque le méthylmercure est produit dans la colonne d'eau, la voie d'entrée dans le réseau trophique est le phytoplancton, qui absorbe le méthylmercure et est ensuite consommé par d'autres organismes (Matthews et coll., 2013).

7.3.3 Environnement du site

Climat

La connaissance du climat propre au site (p. ex. la température, les précipitations, les courants locaux et le régime des vagues) est importante pour de nombreuses raisons et elle est interreliée à un certain nombre d'éléments traités dans la présente partie. La modification de la géochimie de l'environnement immédiat, comme l'utilisation de nitrates pour limiter la production de méthylmercure, exige des connaissances particulières du site sur les plans de la superposition et de la stratification thermique annuelle du plan d'eau, comme indiqué dans la partie précédente.

Utilisation des voies navigables

Il est important de connaître les types de navires qui emprunteront la voie navigable où sera placé l'amendement, car les navires ont différents tirants d'eau et créent des contraintes différentes sur les sédiments du fond. Le matériel nécessaire pour l'application et le mélange avec les amendements seront probablement posés sur une barge qui devra naviguer dans le trafic existant.

Pour les facteurs à considérer à long terme, il est également important de savoir si un dragage aux fins de navigation sera nécessaire dans l'avenir et de connaître la profondeur requise. Les travaux *in situ* ne doivent pas être envisagés pour des sédiments qui seront probablement enlevés ultérieurement.

Débris

Avant le traitement *in situ*, il pourrait être nécessaire d'enlever les débris dans le voisinage de la zone où l'amendement sera placé ou on pourra décider qu'il est préférable de laisser ces débris sur place. Les gros débris peuvent nuire au fonctionnement de l'équipement, compte tenu de la technique utilisée pour ajouter l'amendement aux sédiments. Par exemple, les tarières utilisées pour mélanger des amendements aux sédiments pourraient être endommagées par des débris comme des câbles métalliques. Les débris pourraient endommager l'équipement et ralentir les travaux d'ajout d'amendements. Il est courant que les voies navigables contiennent des débris et on doit déterminer bien à l'avance leur présence ou leur absence.

Taux de déposition

Il est important de connaître le taux de déposition des sédiments dans la zone d'intérêt. Il peut être utile pour déterminer si l'application d'une couche servant à l'habitat sur les sédiments solidifiés sera nécessaire. La technique d'évaluation du taux de déposition est semblable à celle utilisée pour les projets de RNS ou de recouvrement.

Stabilité des pentes

Lors de la conception d'un projet *in situ*, il est important de connaître la bathymétrie de la zone où se déroule l'interaction et, si elle n'est pas plane, sa stabilité. La SSIS ou le mélange d'amendements dans des sédiments existants peut déstabiliser davantage la zone et le risque d'envasement doit être évité.

Considérations écologiques

Certaines études ont montré que l'application d'amendements sur des sites de sédiments peut en fait augmenter la toxicité pour certains invertébrés benthiques présents à ces endroits. Certaines études portant sur l'application de charbon actif dans des milieux marins ont indiqué des répercussions graves sur le benthos qui se sont accrues au fil du temps et ont ralenti de quatre ans le rétablissement après la mise en place. On a constaté que les organismes filtreurs et les suspensivores dont l'activité de bioturbation est plus grande sont plus vulnérables (Raymond et coll., 2015). Cela étant dit, Patmont et coll. (2015) soulignent que l'acceptabilité d'une option d'assainissement dépendra de la prédominance des avantages de l'approche sur les possibles effets négatifs environnementaux ou écologiques, par rapport à d'autres options. Patmont et coll. (2015) ont analysé une étude de 2013 qui a révélé que des répercussions sur les organismes benthiques découlant de l'exposition au charbon actif ont été observées dans le cinquième des 82 essais. Il s'agissait principalement d'études en laboratoire. L'étude de Patmont indique également que des effets sur les communautés ont été observés moins fréquemment dans les démonstrations à l'échelle pilote du charbon actif sur le terrain que dans les essais en laboratoire et que ces effets diminuent souvent dans l'année ou les deux années qui suivent la mise en place, en particulier dans les milieux de sédimentation où de nouveaux sédiments, souvent plus propres, sont déposés. Les effets possibles du charbon actif sur le benthos peuvent également être atténués par l'application d'une couche servant d'habitat.

Avant l'application de tout amendement aux sédiments, la communauté benthique existante doit être comprise, ainsi que la structure souhaitée pour cette communauté après la mise en œuvre. La compréhension de la toxicité possible de tout amendement pour les espèces existantes et souhaitées est essentielle pour évaluer la faisabilité de son utilisation.

Les répercussions de l'application d'amendements sur les espèces aquatiques autres que le benthos, comme les poissons, les crustacés et la végétation, doivent également être prises en considération.

À titre de règle empirique générale concernant la bioturbation, on peut étudier une profondeur de bioturbation allant jusqu'à vingt centimètres pour les systèmes d'eau douce et jusqu'à cinquante centimètres ou plus pour les systèmes marins (Kristensen, 2005). La bioturbation ne devrait pas influencer sur le rendement des amendements ni, manifestement, sur les sédiments solidifiés.

7.3.4 Hydrogéologie

Interface des eaux souterraines et des eaux de surface

Les milieux sédimentaires aquatiques ne sont souvent pas statiques sur la verticale. Une certaine forme d'écoulement, aussi ascendant que descendant, est généralement présente entre l'eau interstitielle des sédiments sous-jacents et les eaux de surface sus-jacentes. L'établissement de cette direction ainsi que la quantification du débit sont importants pour la conception de la stabilisation, car l'eau interstitielle ainsi que les bulles de gaz migrent par advection lorsqu'elles rejoignent les sédiments stabilisés.

Des données sur le débit vertical des eaux souterraines sont également importantes pour les sédiments amendés puisque le débit amènera les contaminants à travers l'amendement, ainsi que pour estimer lors de la modélisation des éléments tels que l'épaisseur de l'amendement et le temps de pénétration.

Une méthode commune et relativement simple utilisant un compteur des eaux d'infiltration est décrite par Lee (1977) et a été utilisée par les auteurs plus d'une fois. Une description de cette technique est fournie à la sous-section 5.3.5. D'autres méthodes, dans les systèmes superficiels, comprennent l'utilisation de piézomètres et de compteurs des eaux d'infiltration plus perfectionnés. Elles peuvent également être utilisées pour tester la chimie de l'eau interstitielle, bien que des travaux soient en cours dans ce domaine concernant la qualité de ces données.

7.4 Construction

7.4.1 Amendements

Les sédiments amendés sont conçus pour séquestrer chimiquement les contaminants des sédiments et réduire ainsi l'exposition des organismes aquatiques et du milieu aquatique. Un certain nombre de variables doivent être soigneusement examinées, notamment les caractéristiques des sédiments et du site ainsi que des facteurs techniques précis, comme indiqué ci-après.

Estimation des contraintes exercées sur les sédiments par le remous des hélices, les vagues, les courants fluviaux et les courants de marée

Des renseignements sur les contraintes habituelles subies par les sédiments de fond, y compris les moyens de mesurer ces contraintes et la contrainte de cisaillement critique pour l'érosion, sont présentés à la partie 5. Compte tenu de l'amendement proposé, les sédiments instables qui s'érodent de façon continue ou périodique et qui sont transportés hors site pourraient ne pas constituer un bon choix pour l'ajout d'amendements *in situ*. Il faut, en effet, évaluer la stabilité entièrement et à l'avance. La stabilité de toute couche d'amendement ou de tout mélange d'amendements et de sédiments doit être pleinement comprise. Une érosion périodique pointe vers un risque d'exposition aux sédiments contaminés sous la surface amendée. Ce risque peut nécessiter une modification du mélange ou une injection plus profonde d'amendements.

Dans les cas où un chenal de navigation se trouve très près d'une application *in situ*, les caractéristiques du chenal (sa largeur, sa profondeur et le rayon de rotation des navires) peuvent avoir un effet sur la

force exercée sur les sédiments de fond, qu'ils soient solidifiés ou amendés. Transports Canada (2009) a produit un document d'orientation qui couvre ces variables.

Modélisation du débit de contaminants

Les amendements doivent être conçus pour la sorption ainsi que pour retarder et limiter le taux du débit de contaminants à travers la couche de sédiments stabilisés et celui provenant des sédiments contaminés sous-jacents qui peuvent ne pas être stabilisés, de manière à ce que les objectifs de gestion des sédiments liés à l'isolation contre les produits chimiques soient maintenus à long terme. Cet aspect de la conception repose sur la modélisation du débit de contaminants. Veuillez consulter la partie 5 pour obtenir plus de détails sur la modélisation du débit de contaminants.

Amendements courants

Les amendements courants utilisés dans le processus de construction comprennent le charbon activé, les biocharbons, les tapis de matériaux réactifs (reactive core mats^{MD}) et les argiles organo-modifiées. Ces amendements s'appuient tous sur une fraction organique pour adsorber les contaminants et même la plupart des sables à l'état natif contiennent certains composés organiques, même s'ils sont faibles. Les écrits scientifiques présentent des données solides sur la tendance des contaminants organiques hydrophobes à s'adsorber sur les fractions organiques (Murphy et coll., 2006). Toutefois, le rendement des divers amendements à base de charbon varie. Murphy et coll. soulignent qu'il a été démontré que des amendements tels que le coke et le charbon actif ont des courbes isothermes de sorption non linéaires et des coefficients extrêmement élevés de partage de sorption à l'équilibre pour les BPC. Il a également été démontré que les HAP et les BPC liés au coke et au charbon actif sont moins biodisponibles que lorsqu'ils sont liés au carbone organique.

La capacité d'absorption dépend du type d'amendement, de sa superficie et de la composition chimique de l'eau ou de l'eau interstitielle exposée. Les capacités d'absorption doivent être mesurées site par site à l'aide d'essais de pénétration en colonne.

En général, les charbons actifs ont la plus grande capacité d'absorption en raison de leur superficie extrêmement élevée d'environ 1 000 m²/g (Beckingham and Ghosh, 2011). Cependant, il s'agit d'un produit manufacturé et son prix est ainsi plus élevé. Le charbon actif est intégré dans un certain nombre de produits commerciaux conçus pour imiter la vitesse de chute des matériaux de recouvrement courants tels que le sable. Nombre de ces produits sont conçus de manière à ce que les matériaux environnants (dans lesquels ils sont logés) se dissolvent, ne laissant que le charbon actif.

Les biocharbons sont généralement produits à partir de fumier d'animaux, qui est décomposé au moyen d'un procédé thermo-chimique par pyrolyse pour former un produit carbonisé. Gomez-Eyles et coll. (2013) ont évalué un certain nombre de sources de carbone, notamment des charbons activés et des biocharbons non activés, pour leur capacité à adsorber des contaminants organiques comme les HAP. L'étude a montré que la capacité des charbons actifs à adsorber des contaminants organiques était systématiquement supérieure d'un ordre de grandeur (et souvent presque de deux). Bien que les biocharbons soient moins coûteux, il faut beaucoup plus de masse pour obtenir la même capacité d'adsorption que le charbon actif. Gomez-Eyles et coll. (2013) ont également analysé la présence de matériaux de carbone noir naturels (p. ex. suie et coke). Ces matériaux sont très courants dans les sédiments et les sols contaminés par les HAP. La présence du carbone noir et les effets d'atténuation par adsorption pourraient faire en sorte que les amendements de biocharbon non activé aient peu ou pas d'effet sur la biodisponibilité de contaminants organiques, ce qui réduit considérablement la capacité du biocharbon à adsorber les contaminants. Ce phénomène nécessite des recherches plus approfondies.

Les argiles organo-modifiées sont des argiles soumises à un échange de cations contre des molécules organiques. Ces molécules servent ensuite de sorbants organiques. Selon Reible (2014), la capacité d'absorption des argiles organo-modifiées est inférieure à celle des charbons actifs, mais leur risque d'encrassement est inférieur de moitié de celui du charbon. En général, les charbons actifs sont des sorbants plus efficaces des contaminants organiques hydrophobes dissous et les argiles organo-modifiées sont des sorbants plus efficaces des LPNA. Lorsque des LPNA sont présents dans une partie de la zone à recouvrir, le processus de migration possible de la contamination doit être soigneusement examiné. Les LPNA peuvent être transportés par des forces advectives causées par le compactage ou par les eaux souterraines. Tout comme d'autres amendements tels que le charbon actif, les argiles organo-modifiées peuvent également être mises en place dans des tapis lorsque l'espace ou le tirant d'eau des navires est un problème.

Plusieurs chercheurs ont noté que l'ingestion et la recherche de nourriture par le benthos dans les sédiments contaminés où les contaminants ont été concentrés dans les amendements sont une préoccupation. Cela met en évidence la nécessité de veiller à ce que le benthos n'entre pas en contact avec les couches du recouvrement à l'endroit où le traitement est appliqué. L'une des solutions peut être la mise en place d'une couche servant d'habitat au sommet du recouvrement.

La distribution d'amendements dans la colonne d'eau dans le but de modifier ou d'empêcher des réactions n'est pas encore bien développée à l'heure actuelle. Par conséquent, il n'y a pas grand-chose à signaler en matière de conception. Évidemment, l'essentiel en ce qui concerne ces ajouts serait de s'assurer que la couverture de l'amendement est suffisante. Sur un site du lac Onondaga, dans l'État de New York, du nitrate de calcium a été utilisé pour que le nitrate empêche la production de méthylmercure dans l'hypolimnion. Le nitrate de calcium a été distribué sous la forme d'un panache à flottabilité neutre au centroïde de trois cellules, chacune mesurant environ deux kilomètres carrés ou moins.

Mise en place

Lors de la mise en place d'amendements, l'objectif est de mettre en place avec précision le matériau requis de manière contrôlée, en le mélangeant aux sédiments contaminés dans la mesure déterminée par des études à l'échelle du laboratoire ou à l'échelle pilote. Il est également souhaitable de réduire ou de maîtriser la remise en suspension de matières contaminées dans la colonne d'eau ainsi que la création excessive de solides en suspension provenant des amendements eux-mêmes.

Lorsque des amendements sont utilisés pour gérer des sédiments contaminés, ils sont généralement appliqués selon trois méthodes (énumérées ci-dessous et illustrées à la figure 7-2) :

1. mettre en place l'amendement dans un tapis préfabriqué, où l'amendement est contenu entre deux couches de géotextile,
2. mettre en place l'amendement sur les sédiments contaminés à titre de nouvelle couche. Les amendements sont généralement mélangés au préalable à une couche inerte, mais peuvent être mis en place à titre de couche distincte. Il s'agit essentiellement d'un recouvrement en couche mince avec un amendement (voir la partie 6),
3. labourer les amendements au moyen d'un motoculteur (ou les mélanger par d'autres moyens) directement dans les sédiments contaminés.

Équipement

Tous les travaux *in situ* en milieu aquatique nécessitent des pièces d'équipement de base semblables à celles des autres solutions. La grande majorité de l'équipement et des matériaux sera utilisée sur le site

par l'intermédiaire de barges, ainsi qu'au moyen des bateaux-remorqueurs et autres navires de soutien nécessaires. Les besoins particuliers en matière d'équipement pour les solutions *in situ* sont liés au mécanisme utilisé pour injecter ou mélanger des amendements directement dans les sédiments, comme le montre la figure 7-2.

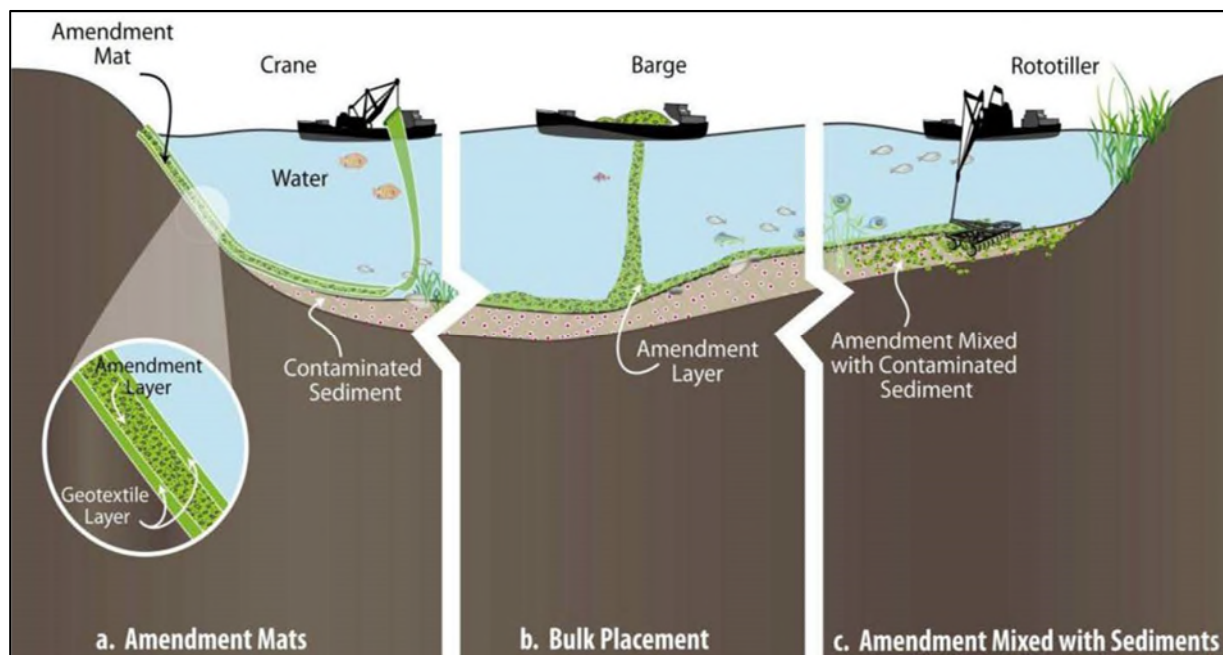


Figure 7-2 : Utilisation d'amendements pour l'assainissement in situ de sites de sédiments couverts par le Superfund des États-Unis (USEPA, 2013).

1. EN	FR
Amendment Mat	Tapis d'amendement
Crane	Grue
Water	Eau
Contaminated Sediment	Sédiments contaminés
Amendment Layer	Couche d'amendement
Geotextile Layer	Couche de géotextile
a. Amendment Mats	a. Tapis d'amendement
Barge	Barge
Amendment Layer	Couche d'amendement
b. Bulk Placement	b. Mise en place massive
Rototiller	Motoculteur
Amendment Mixed with Contaminated Sediment	Amendement mélangé à des sédiments contaminés
c. Amendment Mixed with Sediments	c. Amendement mélangé à des sédiments

L'option 1 nécessiterait l'utilisation d'une grue montée sur une barge pour soulever, abaisser et mettre en place le tapis sur la zone contaminée. Compte tenu de la taille et de la structure des chantiers, l'aide de plongeurs constituera probablement aussi un besoin pour la mise en place définitive.

L'option 2 est généralement réalisée à l'aide d'équipements de dragage traditionnels comme les dragues à benne preneuse. D'autres systèmes, comme les tubes à trémie ou les épanduses semblables aux camions épandeurs de sel ou de sable pour l'hiver, peuvent être utilisés pour disperser des matériaux ou faire « pleuvoir » les matériaux dans la colonne d'eau. Le lavage direct au jet d'eau depuis des barges et le rejet en surface depuis des barges peuvent également être utilisés. Le mécanisme de distribution dépend généralement des matériaux à distribuer ainsi que du type et de l'épaisseur de la couche à mettre en place. Pour certaines couches, il n'est pas souhaitable que les matériaux tombent sur de grandes distances dans la colonne d'eau en raison du taux différentiel de compactage (qui est abordé plus loin). La turbidité créée lors de la mise en place peut également être réduite en abaissant le point de rejet, en utilisant des rideaux de turbidité ou, dans les zones de marée, en mettant en place les matériaux pendant l'étalement.

L'option 3 exigerait l'exploitation d'un appareil de râtelage, d'un motoculteur ou d'une tarière au bout d'un bras articulé. Les tarières peuvent également être étendues jusqu'à la surface de l'eau et être exploitées directement depuis des appareils de forage montés sur des barges. Le mélange à l'aide d'une tarière peut également être effectué à l'intérieur de caissons fermés pour garantir que les proportions souhaitées sont atteintes et que la remise en suspension de sédiments contaminés est évitée. Compte tenu de la nature nouvelle de ces travaux, de l'équipement spécialisé pourrait facilement être conçu en fonction de chaque projet pour injecter ou mélanger des amendements dans les sédiments.

Utilisation d'amendements classiques par opposition à des produits préformulés

Plusieurs produits sur le marché enferment le charbon actif dans des grains préformulés d'agrégat. Dans certains d'entre eux, l'agrégat distribué se dissout dans l'eau au fil du temps, ce qui fait de l'amendement présent un milieu flexible. Ces mécanismes de distribution sont généralement conçus pour augmenter la vitesse de chute du charbon actif afin que la distribution et la mise en place soient uniformes lorsqu'il est mis en place avec des sables et d'autres matériaux. Tous les amendements couramment utilisés (c.-à-d. les charbons actifs, les biocharbons) et d'autres produits moins utilisés, comme le compost, le paillis et d'autres sources organiques, sont moins denses que les sables. Lorsqu'ils sont mélangés à des sables pour être utilisés comme amendement, cette différence de vitesse de chute doit être prise en considération, car elle peut entraîner une distribution et une mise en place inégales, ce qui peut à son tour réduire l'efficacité du recouvrement. Le prétrempage du charbon actif pendant au moins huit heures augmentera sa densité et sa vitesse de chute dans une certaine mesure.

Contrôle de l'érosion et les couches servant d'habitat

Avant de procéder à la mise en place de l'amendement, il est nécessaire de comprendre les forces érosives (abordées à la section 7.3 sur les sites) afin de déterminer le type d'encrochement et la nécessité de celui-ci. Une couche d'encrochement protégerait les sédiments et les amendements nouvellement mélangés, la couche d'amendement ou les tapis contre les affouillements ou les dommages possibles. Les méthodes d'encrochement sont semblables à celles utilisées pour les recouvrements d'isolement.

Les recouvrements plus fins peuvent être mis en place sur les couches d'encrochement pour favoriser la création d'un nouvel habitat dans la zone. Ces couches servant d'habitat sont toutefois exposées aux forces érosives. Les recouvrements qui ont un encrochement attirent généralement une plus grande diversité de macroinvertébrés que les recouvrements de sable classiques (Palermo et coll., 1998). La recolonisation survient une fois que de nouveaux sédiments auront rempli les vides interstitiels de l'encrochement.

Préoccupations liées à la remise en suspension

Comme pour tous les projets concernant les sédiments contaminés, le risque de remise en suspension de sédiments contaminés est une préoccupation et on doit l'éviter autant que possible. Les problèmes de remise en suspension varient en fonction de la granulométrie et de la densité des sédiments contaminés. Les problèmes de remise en suspension dans le cadre d'un assainissement *in situ* sont principalement axés sur des activités qui entraînent le remaniement ou l'agitation des sédiments. La remise en suspension potentielle des sédiments pendant le mélange de l'amendement dans les sédiments (par des mesures telles que le raclage, la préparation du sol ou le forage à l'aide d'une tarière) doit être évaluée dans la conception. L'application d'une couche d'amendement comporte moins de risques de remise en suspension, mais il existe toujours un risque qui est tributaire de la nature de la technique de mise en place. Des programmes d'atténuation et de surveillance de la remise en suspension doivent être élaborés en fonction du risque.

7.4.2 Solidification/stabilisation *in situ*

Aucune conception n'est établie pour la SSIS concernant la capacité de solidifier et de stabiliser les sédiments contaminés. La conception de la SSIS dépendra de la granulométrie et de la lithologie des sédiments ainsi que du type de contaminants présents et de leur concentration. La SSIS a été appliquée sur un certain nombre de petits sites d'étude pilote, le plus souvent à l'aide de ciment Portland. Cependant, des essais propres aux sites à l'échelle du laboratoire sont nécessaires pour évaluer les propriétés de solidification ainsi que la capacité du procédé à lier les contaminants. On évalue généralement ces éléments à l'aide d'un essai de lixiviation sur les matériaux solidifiés. Un grand nombre des facteurs mentionnés pour les amendements doivent être pris en considération pour la SSIS. Des facteurs supplémentaires (mentionnés ci-après) doivent également être évalués.

Estimation des indices de foisonnement

Le foisonnement se produit lors de la SSIS en raison de l'ajout de réactifs de traitement et peut être estimé en suivant les normes de l'ASTM en ce qui concerne la densité apparente et la masse volumique apparente des déchets. L'ajout de ciment entraîne souvent de faibles réductions du volume. Les indices de foisonnement peuvent être un problème si la SSIS est réalisée sur des sédiments dans une zone confinée ou si le maintien des profondeurs d'eau est une préoccupation.

Il convient de noter que même après le foisonnement initial, les sédiments solidifiés peuvent encore subir un compactage après la fin du procédé de mélange initial. Ce compactage peut se produire sur une plus longue période, mais il pourrait contrecarrer une partie de l'effet de foisonnement.

Évaluation de la perméabilité des sédiments solidifiés

La connaissance de la perméabilité des sédiments solidifiés peut également être importante pour le plan global de gestion des sédiments et le modèle conceptuel du site. La prise en considération de la perméabilité des sédiments solidifiés et stabilisés, lorsqu'elle est combinée à l'écoulement des eaux souterraines et de l'eau interstitielle, aidera à déterminer si la SSIS est une méthode applicable. Les contaminants présents dans la phase dissoute des eaux de remontée pourraient passer à travers la masse solidifiée perméable et avoir malgré tout des répercussions environnementales sur les eaux de surface et le biote. Il s'agit d'une question particulièrement pertinente si la solidification ou la stabilisation n'est effectuée que sur les sédiments de surface et que des sédiments contaminés non traités demeurent sous cette couche.

Équipement de construction

Au moment de la rédaction de ce document, les auteurs n'ont connaissance que de l'utilisation de la SSIS en milieu aquatique au moyen du forage à la tarière, lorsque les agents de solidification sont mélangés aux sédiments contaminés dans des colonnes forées par tarière. Dans les étangs de goudron de Sydney, en Nouvelle-Écosse, on a utilisé des excavatrices pour mélanger les agents de solidification. Toutefois, ce mélange a été effectué à sec après le détournement d'un ruisseau autour des sédiments contaminés (voir la figure 7-3).



Figure 7-3 : Sédiments se solidifiant à sec dans les étangs de goudron de Sydney (reproduction autorisée par la Sydney Tar Ponds Agency [Agence des étangs de goudron de Sydney]).

Couches servant d'habitat

Si la reconstitution écologique d'une zone de SSIS est l'objectif d'un projet, la mise en place de matériaux à granulométrie plus fine sur la surface solidifiée peut servir à favoriser la création d'un nouvel habitat dans la zone.

7.4.3 Surveillance de la construction

Comme pour tous les projets de construction, une surveillance doit être effectuée pendant la construction afin de déterminer si la SSIS ou l'ajout d'amendements respecte le cahier des charges en matière de mise en place et si cela n'entraîne pas une remise en suspension ou une turbidité excessive dans la colonne d'eau. Dans le cas de la SSIS, le mélange dans les sédiments ne doit pas entraîner le rejet de produits en phase libre. On peut utiliser un confinement ou effectuer le mélange à sec pour éviter le rejet.

7.5 Surveillance et entretien à long terme

7.5.1 Surveillance physique

L'intégrité physique de la SSIS doit être surveillée au fil du temps pour s'assurer que les sédiments solidifiés sont toujours intacts et pour déterminer si de nouveaux sédiments propres s'accumulent par-dessus pour former un nouveau substrat.

Les sédiments amendés doivent faire l'objet d'une surveillance physique périodique et après tout événement pluvio-hydrologique important qui dépasse un seuil d'intensité établi dans les hypothèses de conception (qui provoque l'érosion de la couche amendée). Les sédiments qui s'accumulent sur le dessus des sédiments amendés doivent également être mesurés pour déterminer leur composition chimique.

7.5.2 Surveillance chimique

La surveillance des sédiments amendés comprend généralement l'évaluation de l'eau interstitielle dans les sédiments ainsi que de tout débit qui en découle au fil du temps. Il s'agit de vérifier que la modélisation était raisonnablement précise et qu'il n'y a pas de pénétration à un niveau inacceptable. La surveillance doit être ciblée au moins une fois par an et peut être progressivement réduite au fil du temps à des intervalles moins rapprochés, à mesure qu'une confiance est acquise à l'égard des sédiments amendés. Les méthodes traditionnelles de prélèvement d'échantillons d'eau interstitielle aux fins d'analyse chimique sont compliquées, coûteuses et pas toujours représentatives de l'emplacement ou de l'intervalle de profondeur prévu pour l'eau interstitielle. Les techniques d'échantillonnage passif élaborées plus récemment constituent une méthode simple, fiable et représentative pour mesurer avec précision les concentrations de COH dans l'eau interstitielle des sédiments. D'autres détails sur l'échantillonnage passif sont présentés à la partie 5.

7.5.3 Mesures administratives

Les mesures administratives font souvent partie d'un projet de gestion des sédiments. Si possible, demander aux navires d'éviter les zones amendées contribuera à prévenir la perturbation physique des couches d'amendement ou les zones où l'amendement n'est mélangé qu'à une certaine profondeur. Ces zones devraient être marquées sur les cartes marines et on pourrait placer des bouées repères pour bien signaler leur présence.

7.5.4 Gestion adaptative

L'objectif de la gestion adaptative est de définir et de décrire les mesures d'urgence qui seront prises au cas où les données de la surveillance à long terme indiqueraient que le recouvrement n'est pas efficace pour réduire le risque comme prévu. Le plan de gestion adaptative doit comprendre les éléments suivants :

- les mesures à mettre en œuvre si nécessaire (p. ex. mesures administratives supplémentaires ou mise en place de sédiments propres supplémentaires dans des zones exposées),
- l'échéancier pour la mise en œuvre,
- la partie responsable du financement et de la mise en œuvre,
- le suivi des mesures mises en œuvre.

7.6 Difficultés et incertitudes

Une incertitude importante liée à l'ajout d'amendements est l'efficacité de la méthode de mélange ou de distribution des additifs pour obtenir une couverture et une intégrité appropriées de la zone traitée ainsi qu'une épaisseur suffisante de la couche. Une autre incertitude est de savoir si la modélisation du comportement de l'amendement peut représenter fidèlement la réalité sur le terrain.

Dans le but de modifier ou d'empêcher des réactions, le milieu microbien géochimique est également très complexe, mais devrait s'améliorer au fil du temps, à mesure que cette technique est appliquée et perfectionnée.

Une incertitude importante liée à la SSIS est la stabilité à long terme (chimique et physique) du mélange et les effets qui en découlent sur la perméabilité des sédiments solidifiés, lesquels ont tous une incidence sur la pénétration des contaminants.

De nombreuses incertitudes seront dissipées et les difficultés correspondantes seront comprises pendant et après la mise en œuvre d'un projet. Si ces difficultés empêchent le projet d'atteindre ses objectifs, le plan de gestion adaptative doit être mis en œuvre.

8. Rétablissement naturel surveillé

L'objectif des auteurs est que cette partie soit lue en parallèle avec l'analyse sur la caractérisation d'un site et la surveillance à long terme présentées dans les parties 2 et 9. Il est à noter que les sous-titres sont les mêmes dans la présente partie, mais que celle-ci comprend des renseignements précis sur la caractérisation d'un site et la surveillance à long terme qui sont pertinents concernant le rétablissement naturel surveillé.

8.1 Introduction

Le rétablissement naturel surveillé (RNS) est une option de gestion des sédiments qui utilise les processus biologiques, chimiques et physiques naturels continus pour réduire les risques. Il s'appuie sur des processus naturels comme la biodégradation, la sorption et l'enfouissement par des processus naturels de sédimentation pour réduire la mobilité et la toxicité des contaminants. Le rétablissement doit être démontré dans le cadre d'une surveillance à long terme. Le RNS n'est pas une approche « attentiste », il nécessite au contraire une surveillance étendue.

Le document *Technical Resource Document on Monitored Natural Recovery* (Document de ressources techniques sur le rétablissement naturel surveillé) [en anglais seulement], publié par l'agence de protection de l'environnement des États-Unis (USEPA, 2014) ainsi que Magar et coll. (2009) donnent un bon aperçu de ces processus de rétablissement d'origine naturelle. Ces documents comprennent les sources de données utilisées pour soutenir le RNS, le rôle des modèles conceptuels du site dans la caractérisation du site, le processus d'évaluation des solutions pour la gestion des sédiments, la sédimentation et l'isolement des contaminants ainsi que le devenir et les procédés de traitement des contaminants dans les sédiments. Des éléments d'orientation sur la surveillance à long terme et les prévisions propres aux sites sont également fournis au moyen de modèles de prévision. Le coût de la mise en œuvre du RNS est relativement faible. Cette méthode n'est pas invasive, mais nécessite une caractérisation détaillée d'un site, une modélisation et une surveillance à long terme.

Une surveillance complète à long terme est nécessaire pour démontrer la réduction réelle du risque. Un plan de surveillance à long terme, un plan sur les mesures administratives et un plan de gestion adaptative (si le RNS ne réduit pas le risque de façon efficace) doivent être intégrés dans la conception du RNS.

8.2 Buts et objectifs

L'objectif du RNS est d'utiliser les processus continus d'origine naturelle pour réduire le risque à un degré acceptable (concentrations naturelles ou conditions de référence) dans un délai raisonnable.

8.3 Caractéristiques du site et admissibilité au RNS

Une conception satisfaisante d'un projet de RNS exige une caractérisation détaillée du site qui permettra de constater une réduction de l'exposition et du risque qui devrait se poursuivre dans l'avenir. Pour bien fonctionner, le RNS nécessite une surveillance et, le cas échéant, une gestion adaptative. Le RNS est efficace dans les plans d'eau qui sont relativement profonds et qui se déplacent lentement. Il peut être utilisé sur des sites où (USEPA, 2005) :

- le risque est faible à modéré,

- les utilisations prévues des terres et des voies navigables ou de nouvelles structures ne sont pas incompatibles avec le rétablissement naturel,
- les sources de contamination ont été maîtrisées et ne contribuent plus à la contamination du site,
- les processus naturels de rétablissement se poursuivront, selon un degré raisonnable de certitude, à des rythmes qui confineront, détruiront ou réduiront la biodisponibilité ou la toxicité des contaminants dans un délai acceptable,
- les taux de sédimentation dépassent les taux d'érosion,
- l'exposition prévue des personnes est faible ou raisonnablement maîtrisée par des mesures administratives,
- des milieux sensibles et uniques pourraient être endommagés de manière irréversible par un recouvrement ou des travaux de dragage,
- le lit de sédiments est raisonnablement stable et devrait le rester,
- les sédiments sont résistants à la remise en suspension (p. ex. sédiments non érosifs ou ayant une cohésivité),
- les concentrations de contaminants dans le biote et la zone biologiquement active des sédiments évoluent vers des objectifs fondés sur les risques,
- les contaminants sont rapidement biodégradables ou se transforment facilement en formes moins toxiques,
- les concentrations de contaminants sont faibles et couvrent des zones diffuses,
- les contaminants ont une faible capacité de bioaccumulation,
- les dommages causés à la communauté écologique par le remaniement des sédiments l'emportent sur la réduction des risques que représente un assainissement actif.

8.3.1 Modélisation

Un modèle conceptuel du site contiendra des renseignements sur les mesures de réduction à la source et les processus propres au site, y compris les processus continus liés au devenir et au transport des contaminants. À partir des sources, des voies et des liens présentés dans le modèle conceptuel du site, on devrait produire un mathématique quantitatif qui décrit la réponse du système (passée, présente et future) aux processus naturels. Les prévisions effectuées à l'aide de la modélisation doivent être validées sur le terrain par des données de surveillance. Le lecteur est invité à consulter Mager et coll. (2009) et USEPA (2014) pour obtenir des éléments d'orientation sur la façon d'utiliser les modèles numériques en vue d'évaluer le RNS.

8.4 Surveillance et entretien à long terme

La surveillance à long terme du RNS permet d'observer les tendances en matière de rétablissement et de vérifier l'atteinte des objectifs et des buts d'un projet. La surveillance des mesures de réduction des sources doit également faire partie du plan de surveillance à long terme, car le rétablissement peut être arrêté, voire inversé si elles sont insuffisantes. L'objectif principal de la surveillance à long terme est de déterminer les progrès réalisés en vue d'atteindre l'assainissement.

Le plan de surveillance à long terme doit également tenir compte d'événements perturbateurs tels que les tempêtes et les changements climatiques. Une surveillance sera nécessaire pour déterminer l'étendue spatiale du rejet de contaminants, le degré d'exposition accrue et si les sédiments contaminés enfouis ont été remaniés ou transportés. Lorsque l'on évalue que l'exposition s'est accrue, il convient de tenir compte de la durée pendant laquelle les organismes peuvent être exposés à des concentrations plus élevées de contaminants.

Pour évaluer l'efficacité du RNS, les tendances suivantes (c.-à-d. sources de données) pourraient être utilisées pour la surveillance à long terme (USEPA, 2005) :

- une tendance à la baisse à long terme des contaminants préoccupants dans la colonne d'eau,
- une tendance à la baisse à long terme des concentrations de contaminants dans les sédiments de surface, de la toxicité des sédiments ou de la masse de contaminants dans les sédiments,
- des données tirées de carottes de sédiments qui montrent une tendance à la baisse de la concentration historique de contaminants au fil du temps,
- une tendance à la baisse à long terme de la concentration de contaminants dans les invertébrés ou le biote de niveau trophique supérieur.

L'existence de données de base convenables destinées à être comparées avec les futures données de surveillance doit être évaluée. Si de telles données n'existent pas ou sont insuffisantes, on devrait obtenir des données supplémentaires.

Sur les sites où les concentrations de produits chimiques dans les sédiments de surface sont égales ou inférieures aux degrés d'assainissement, mais où les concentrations dans les sédiments plus profonds les dépassent, la surveillance peut être axée sur le maintien du *statu quo*.

Un plan d'échantillonnage et d'analyse à l'appui du plan de surveillance à long terme doit être intégré dans le rapport de conception technique.

Le plan de surveillance à long terme doit être flexible pour s'adapter aux données sur les tendances à mesure qu'elles sont observées. Par exemple, si trois résultats de surveillance consécutifs indiquent des tendances à la baisse pendant une période donnée, la fréquence de la surveillance peut être redéfinie pour permettre des périodes plus longues entre les activités de surveillance. Si les données indiquent que les niveaux de produits chimiques ne diminuent pas, on doit alors entreprendre des recherches pour déterminer les raisons pour lesquelles le système ne se rétablit pas et modifier le plan de RNS et le plan de surveillance à long terme en conséquence. Le risque d'événements pluvio-hydrologiques majeurs et le plan de surveillance correspondant doivent également être intégrés dans le plan de surveillance à long terme. Enfin, le plan de surveillance à long terme doit indiquer le moment où celle-ci ne sera plus nécessaire. Des éléments d'orientation détaillés sur la conception d'un plan de surveillance à long terme sont fournis dans de nombreux documents (Document d'orientation sur la planification du suivi à long terme du PASCF, 2013; USEPA, 2005; USEPA, 2005a).

8.4.1 Mesures administratives

Les sédiments contaminés demeurent en place pendant le RNS. Par conséquent, comme pour les projets de recouvrement et *in situ*, les mesures administratives constituent un facteur important à considérer lors de la conception. Ces mesures sont un outil administratif qui permet d'établir des procédures ou des approches administratives pour garantir que les sédiments contaminés ne sont pas remaniés, exposés ou remis en suspension. En ce qui a trait au RNS, les activités susceptibles de nuire au processus de rétablissement naturel ou de le contrecarrer doivent être limitées. Il peut s'agir de limites concernant

les aménagements en milieu aquatique, les modifications apportées aux sites et les activités récréatives qui impliquent du dragage, du remblayage et du recouvrement, du clapage ou de l'affouillement qui risquent de remanier, d'exposer ou de remettre en suspension les sédiments contaminés. Les zones d'interdiction d'ancrage, la réduction de la vitesse des navires, les zones d'interdiction de pêche et les avis sur la consommation de poisson sont des exemples de mesures administratives qui s'appliquent aux sites visés par le RNS.

8.4.2 Gestion adaptative

L'objectif de la gestion adaptative est de définir et de décrire les mesures d'urgence qui seront prises au cas où les données de la surveillance à long terme indiqueraient que le RNS n'est pas efficace pour réduire le risque comme prévu. Le plan de gestion adaptative doit comprendre les éléments suivants :

- les mesures à mettre en œuvre si nécessaire (autres mesures de contrôle à la source, mesures administratives supplémentaires ou réévaluation complète qui pourraient se traduire par une méthode différente pour une partie ou l'ensemble du projet, comme la mise en place d'une mince couche de sédiments propres [RCM] afin d'améliorer le rétablissement naturel ou un assainissement actif [dragage ou recouvrement]),
- le délai relatif à la décision d'intervenir (le moment où les mesures d'adaptation seront mises en œuvre),
- les parties responsables du financement et de la mise en œuvre,
- le suivi des mesures mises en œuvre.

8.5 Difficultés et incertitudes

Les défis et les incertitudes qui auront une incidence sur le RNS comprennent une compréhension incomplète des systèmes aquatiques très complexes, des changements climatiques et des modifications dans l'utilisation des terres avoisinantes (sources possibles de contaminants). Si ces difficultés empêchent le projet d'atteindre ses objectifs, on devrait mettre en œuvre le plan de gestion adaptative.

9. Surveillance

Toutes les options pour la gestion des sédiments, à l'exception du rétablissement naturel surveillé, comportent des travaux en milieu aquatique et ainsi un risque d'effets négatifs sur l'écosystème aquatique. Ces effets se produisent généralement par la création et la migration de sédiments contaminés en suspension et de contaminants dissous. La hausse des solides en suspension et des contaminants dissous pourrait avoir des conséquences graves et permanentes sur le plan écologique (p. ex. l'engorgement des branchies des poissons, la modification du comportement des poissons, l'altération de l'habitat et des changements dans les activités de reproduction) [Birtwell et coll., 2008; Wilbur et Clark, 2001]. Par conséquent, il est impératif que tout projet de gestion des sédiments soit assorti d'un programme de surveillance de la qualité de l'eau pour veiller à l'atténuation des répercussions possibles sur l'écosystème aquatique. La forme de surveillance la plus courante est celle des solides en suspension totaux dans la colonne d'eau, qui constitue une mesure directe du risque de répercussions découlant de travaux en milieu aquatique. Comme les solides en suspension totaux ne peuvent pas actuellement être mesurés en temps réel, la turbidité est couramment utilisée comme substitut. Pour ce faire, il faut créer pour le site d'intérêt un lien entre les solides en suspension totaux et la turbidité qui lui est propre. La plupart des gouvernements ont émis des lignes directrices sur la turbidité et les solides en suspension totaux en ce qui concerne les conséquences physiques causées par les sédiments en suspension. La turbidité, dans le cas de sédiments contaminés remis en suspension, peut également servir d'indicateur de la présence de contaminants dans une colonne d'eau.

9.1 Surveillance et vérification de la construction

La surveillance et la vérification de la construction sont effectuées pour évaluer si un projet respecte les normes de conception et si la conception permet d'atteindre les objectifs et les critères de rendement du projet.

Les résultats de la surveillance de la construction déclenchent des mesures précises pendant la mise en œuvre d'un projet. Les dépassements peuvent entraîner la modification des travaux, voire leur arrêt temporaire. Les échantillons prélevés pour la vérification qui dépassent les degrés d'assainissement déclencheront d'autres mesures nécessaires pour atteindre ceux-ci.

9.2 Surveillance à long terme

La surveillance à long terme permet de cerner les tendances du rétablissement dans le temps. La surveillance à long terme doit être effectuée pour évaluer l'efficacité à court et à long terme des activités de gestion du risque dans la réalisation des buts et des objectifs de gestion. La surveillance à long terme peut comprendre une surveillance physique, chimique ou biologique, qui est utilisée pour démontrer que le projet atteint les objectifs à long terme et permet le rétablissement de l'écosystème.

La surveillance à long terme peut être réévaluée si elle a déterminé que les sédiments contaminés ne présentent pas de risques inacceptables pour les humains ou l'environnement dans un avenir prévisible, de sorte que d'autres mesures de gestion ne sont pas nécessaires. La réévaluation peut aboutir à une réduction de la fréquence et de l'intensité de la surveillance à long terme et pourrait aboutir à la suppression de certains de ses volets. La réévaluation doit également comprendre les circonstances locales, en soulignant notamment la vulnérabilité d'un site aux inondations et aux risques liés aux changements climatiques. Le plan de surveillance à long terme doit comprendre des objectifs, des outils, des méthodes et des critères de sortie. Il doit être examiné et accepté par les organismes concernés.

Des éléments d'orientation pour la planification de la surveillance à long terme figurent dans de nombreuses sources (PASCF, 2013 et USEPA, 2005a).

10. Mot de la fin

Les renseignements présentés dans le présent document fournissent au lecteur les bases sur lesquelles repose la majorité des projets de gestion des sédiments et exposent les principaux facteurs à prendre en considération dans la conception de projets de gestion des sédiments contaminés.

Les stratégies de gestion des sites de sédiments mettront inmanquablement et plus fréquemment en jeu des solutions combinées pour remédier aux nombreux aspects chimiques, physiques, biologiques et socioéconomiques. Certains sites peuvent également nécessiter la réalisation d'une série de petits projets sur une période plus longue afin de surmonter les difficultés qui pourraient retarder un projet d'envergure (approbation réglementaire, partenaires multiples, accords, accès, financement ou conflits d'horaire).

Évidemment, le développement de la technologie et des techniques de gestion des sédiments se poursuivra au fil du temps afin d'offrir davantage d'options à prendre en considération. Il en va de même pour ce qui est de la compréhension des défis qu'entraînent les changements climatiques et des exigences requises pour rendre la gestion *in situ* résiliente aux conséquences des conditions changeantes. La nécessité de mettre en place des projets durables à l'avenir accroîtra également l'accent mis sur la réutilisation bénéfique des sédiments contaminés dans la mesure du possible. Somme toute, les sujets abordés dans le présent document représenteront toujours des éléments essentiels pour la plupart des travaux de conception en matière de gestion des sédiments. Ce document sera une ressource utile aux gestionnaires de projet qui doivent gérer ou examiner l'élaboration de la conception de projets de gestion des sédiments pour un site particulier ou fournir des conseils à cet égard.

11. Bibliographie

BAILEY, R.C., NORRIS, R.H. et REYOLDSON, T.R. *Bioassessment of freshwater ecosystems using the reference condition approach* (Évaluation biologique des écosystèmes d'eau douce à l'aide de l'approche des conditions de référence) [en anglais seulement], Boston, Kluwer Academic Publishers, 2004, 184 p.

BAILEY, S. E. et PALERMO, M. R. *Equipment and placement techniques for subaqueous capping* (Équipement et techniques de mise en place pour le recouvrement subaquatique) [en anglais seulement], Vicksburg (Mississippi), U.S. Army Engineer Research and Development Center, 2005, « DOER Technical Notes Collection » (ERDC TN-DOER-R9). Accessible sur le site <http://el.erd.c.usace.army.mil/dots/doer/>.

BECKINGHAM, B. et GHOSH, U. *Field-scale reduction of PCB bioavailability with activated carbon amendment to river sediments* (Réduction à échelle réelle de la biodisponibilité des BPC avec un amendement au charbon actif dans les sédiments de rivière) [en anglais seulement], Environmental Science and Technology, 2011, p. 10567 à 10574, n° 45.

BIRTWELL, I.K., FARRELL, M. et JONSON, A. *The validity of including turbidity criteria for aquatic resource protection in land development guidelines (Pacific and Yukon region)* (La validité de l'inclusion de critères de turbidité pour la protection des ressources aquatiques dans les lignes directrices d'aménagement de terrain [région du Pacifique et du Yukon]) [en anglais seulement], Rapport manuscrit canadien des sciences halieutiques et aquatiques, 2008, xiii + 72 p., n° 2852.

BLASLAND, BOUCK & LEE INC., HART CROWSER INC., RIGGS ENGINEERING et OCEAN AND COASTAL CONSULTANTS INC. *Randle Reef Sediment Remediation Project Basis of Design Report* (Rapport sur la base de conception du projet d'assainissement des sédiments du récif Randle) [en anglais seulement], Blasland, Bouck & Lee Inc., Hart Crowser Inc., Riggs Engineering et Ocean and Coastal Consultants Inc., Hamilton (Ontario), 2006.

BRANNON, J.M., MYERS, T.E. et TARDY, B.A. *Batch media adsorption test (or batch equilibrium test) – Leachate testing and evaluation for freshwater sediments* (Essai par lots de l'adsorption par les milieux [ou essai d'équilibration fractionnée] – Essai de lixiviation et évaluation des sédiments d'eau douce) [en anglais seulement], 1994. Préparé pour le Corps des ingénieurs de l'armée des États-Unis en avril 1994.

BRIDGES, T. S., ELLS, S., HAYES, D., MOUNT, D., NADEAU, S., PALERMO, M., PATMONT, C. et SCHROEDER, P. *The four Rs of environmental dredging: Resuspension, release, residual, and risk* (Les quatre R du dragage environnemental : remise en suspension, rejet, résidu et risque) [en anglais seulement], Vicksburg (Mississippi), U.S. Army Engineer Research and Development Center, 2008, Rapport technique ERDC/EL TR-08-4.

CHAPMAN, P.M. *The sediment quality triad approach to determining pollution-induced degradation* (L'approche triple relative à la qualité des sédiments pour déterminer la dégradation causée par la pollution) [en anglais seulement], Science of the Total Environment, 1990, p. 815 à 825, n° 97/98.

CLARKE, D. G., PALERMO, M. R. et STURGIS, T. C. *Subaqueous cap design: Selection of bioturbation profiles, depths, and rates* (Conception du recouvrement subaquatique : sélection des profils, des profondeurs et des taux de la bioturbation) [en anglais seulement], Vicksburg (Mississippi), U.S. Army Engineer Research and Development Center, 2001, « DOER Technical Notes Collection » (ERDC TN-DOER-C21). www.wes.army.mil/el/dots/doer

DASILVA, A.M. et BOLISSETTI, T. *A method for the formulation of Reynolds number functions* (Méthode pour la formulation des fonctions du nombre de Reynolds) [en anglais seulement], *Revue canadienne de génie civil*, 2000, p. 829 à 833, n° 27.

EEK, E., CORNELISSEN, G., KIBSGAARD, A. et BREEDVELD, G. D. *Diffusion of PAH and PCB from contaminated sediments with and without mineral capping; measurement and modelling* (Diffusion des HAP et des PCB provenant de sédiments contaminés avec et sans recouvrement minéral; mesure et modélisation) [en anglais seulement], *Chemosphere*, 2008, p. 1629 à 1638, n° 71.

ELECTRICAL POWER RESEARCH INSTITUTE (EPRI). *Sediment capping resource guide for manufactured gas plant sites: With highlighted case studies (1015557)* (Guide de ressources sur le recouvrement des sédiments pour les sites d'usines de fabrication de gaz : mise en évidence d'études de cas [1015557]) [en anglais seulement], EPRI, Palo Alto (Californie), 2008.

ENVIRONNEMENT ET CHANGEMENT CLIMATIQUE CANADA. *Document d'orientation sur l'évaluation du risque écotoxicologique – Module 5 : définition des conditions de fond et utilisation des concentrations de fond*. ISBN 0660339749 et 978-0-660-33975-7, 2020.

ENVIRONNEMENT ET CHANGEMENT CLIMATIQUE CANADA. *Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCF) : Étape 10 – surveillance à long terme*, ISBN 978-0-660-22160-1, 2013.

FISCHENICH, C., VOGT, C. et coll. *The application of adaptive management to ecosystem restoration projects* (L'application de la gestion adaptative aux projets de restauration des écosystèmes) [en anglais seulement], ERDC TN-EMRRP-EBA-10. Avril 2012.

FRANCINGUES, N. R. et PALERMO, M. R. *Silt curtains as a dredging project management practice* (Les barrières de rétention de limon comme pratique de gestion des projets de dragage) [en anglais seulement], Vicksburg (Mississippi), U.S. Army Engineer Research and Development Center, 2005, « DOER Technical Notes Collection » (ERDC TN-DOER-E21). Accessible sur le site <http://el.ercd.usace.army.mil/dots/doer/doer.html>.

GOMEZ-EYLES, J., YUPANQUI, C., BECKINGHAM, B., RIEDEL, G., GILMOUR, C. et GHOSH U. *Evaluation of biochars and activated carbons for in situ remediation of sediments impacted with organics, mercury, and methylmercury* (Évaluation de biocharbons et de charbons actifs pour l'assainissement *in situ* de sédiments contaminés par des matières organiques, du mercure et du méthylmercure) [en anglais seulement], *Environmental Science and Technology*, 2013, p. 13721 à 13729, n° 47.

GRAHAM, M., HARTMAN, E., HE, C. et DROPPO I.G. *Estimating thin-layer cap behaviour in a freshwater industrial harbour* (Estimation du fonctionnement d'un recouvrement en couche mince dans un port industriel en eau douce) [en anglais seulement], *Journal of Soils and Sediments*, 2013, p. 1515 à 1526, n° 13.

GRAHAM, M., HARTMAN, E., JOYNER, R. et SANTIAGO, R. *PAH-contaminated sediment remediation: An overview of a proposed large-scale clean-up in a freshwater harbour* (Assainissement des sédiments contaminés par les HAP : aperçu d'un projet d'assainissement d'envergure proposé dans un port en eau douce) [en anglais seulement], paru dans *Contaminated Sediments : 5^e volume*, *Restauration du milieu aquatique*, publié sous la direction de C. N. Mulligan et S.S. Li, West Conshohocken (Pennsylvanie), ASTM International, 2012, STP 1554:1-23, numéro DOI :10.1520/STP104354.

GREENE, G., BUHR, V. et BINSFELD, M. *Controlling dredge cut accuracy, sediment resuspension, and sediment dewatering: Fox River OU1 contaminated sediment project* (Contrôle de la précision de la coupe de dragage, de la remise en suspension des sédiments et de l'assèchement des sédiments : projet OU1 de sédiments contaminés à Fox River) [en anglais seulement], dans les actes de la

4^e Conférence internationale sur l'assainissement des sédiments contaminés, Savannah (Géorgie), du 22 au 25 janvier 2007.

HAYES, D. F., BORROWMAN, T. D. et SCHROEDER, P. R. *Process-based estimation of sediment resuspension losses during bucket dredging* (Estimation fondée sur les processus des pertes causées par la remise en suspension des sédiments pendant le dragage à l'aide d'une drague à godets) [en anglais seulement], Western Dredging Association (WEDA), dans les actes du 18^e Congrès mondial sur le dragage, Lake Buena Vista (Floride), 2007.

INTERSTATE TECHNOLOGY & REGULATORY COUNCIL (ITRC). *Contaminated sediments remediation: Remedy selection for contaminated sediments* (Assainissement des sédiments contaminés : sélection de solutions pour les sédiments contaminés) [en anglais seulement], Interstate Technology & Regulatory Council, Contaminated Sediments Team, Washington (D.C.), ITRC CS-2, 2014. Accessible sur le site http://www.itrcweb.org/contseds_remedy-selection.

INTERSTATE TECHNOLOGY & REGULATORY COUNCIL (ITRC). *Technical/regulatory guidance for incorporating bioavailability considerations into the evaluation of contaminated sediment sites* (Document d'orientation technique et réglementaire pour l'intégration des considérations relatives à la biodisponibilité dans l'évaluation des sites de sédiments contaminés) [en anglais seulement], Interstate Technology & Regulatory Council, Contaminated Sediments Team, Washington (D.C.), février 2011.

JBF SCIENTIFIC CORPORATION. *An analysis of the functional capabilities and performance of silt curtains* (Une analyse des capacités fonctionnelles et de l'efficacité des barrières de rétention de limon) [en anglais seulement], Vicksburg (Mississippi), U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, 1978, Rapport technique D-78-39.

JERSAK, J., GÖRANSSON, G., OHLSSON, Y., LARSSON, L., FLYHAMMAR, P. et LINDH, P. *In situ capping of contaminated sediments* (Le recouvrement *in situ* des sédiments contaminés) [en anglais seulement], Linköping (Suède), Institut géotechnique de Suède, 2016, publication 30-6E.

KRISTENSEN, E. *Interactions between macro- and micro-organisms in marine sediments* (Les interactions entre les macroorganismes et les microorganismes dans les sédiments marins) [en anglais seulement], American Geophysical Union, 2005, p. 125 à 158.

KUPRYIANCHYK, D., RAKOWSKA, M., REIBLE, D., HARMSEN, J., CORNELISSEN, G., VAN VEGGEL M., HALE, S., GROTENHUIS, T. et KOELMANS, A. *Positioning activated carbon amendment technologies in a novel framework for sediment management* (Mise en place de technologies d'amendement au charbon actif dans un nouveau cadre pour la gestion des sédiments) [en anglais seulement], Integrated Environmental Assessment and Management, vol. 2, n^o 11, 2015, p. 221 à 234.

LAMPERT, D., SARCHET, W. et REIBLE, D. *Assessing the effectiveness of thin-layer sand caps for contaminated sediment management through passive sampling* (Évaluation de l'efficacité des recouvrements de sable en couche mince pour la gestion des sédiments contaminés grâce à l'échantillonnage passif) [en anglais seulement], Environmental Science and Technology, 2011, p. 8437 à 8443, n^o 45.

LEE, D.R. *A device for measuring seepage flux in lakes and estuaries* (Instrument pour mesurer le débit des eaux d'infiltration dans les lacs et les estuaires) [en anglais seulement], Limnology and Oceanography, 1977, p. 140 à 147, n^o 22.

LYONS, T., ICKES, J. A., MAGAR, V. S., ALBRO, C. S., CUMMING, L., BACHMAN, B., FREDETTE, T., MYERS, T., KEEGAN, M., MARCY, K. et GUZA, O. *Evaluation of contaminant resuspension potential during cap placement at two dissimilar sites* (Évaluation du risque de remise en suspension des contaminants

pendant la mise en place d'un recouvrement à deux sites dissemblables) [en anglais seulement], *Journal of Environmental Engineering*, vol. 4, n° 132, 2006, p. 505 à 514.

MAGAR, V., CHADWICK, D., BRIDGES, T., FUCHSMAN, P., CONDER, J., DEKKER, T., STEEVENS, J., GUSTAVSON, K. et MILLS, M. *Development of guidance for monitored natural recovery at contaminated sediment sites* (Élaboration de lignes directrices pour le rétablissement naturel surveillé sur des sites de sédiments contaminés) [en anglais seulement], Environmental Security Technology Certification Program (ESTCP), projet ER-0622, mai 2009.

MASELINK, G. et HUGHES, M.G. *An introduction to coastal processes and geomorphology* (Introduction aux processus côtiers et à la géomorphologie) [en anglais seulement], Londres (Angleterre), Hodder Arnold, 2003.

MATTHEWS, D. A., BABCOCK, D. B., NOLAN, J. G., PRESTIGIACOMO, A.R., EFFLER, S.W., DRISCOLL, C.T., TODOROVA, S.G. et KUHR, K.M. *Whole-lake nitrate addition for control of methylmercury in mercury-contaminated Onondaga Lake, NY* (Ajout de nitrate à l'ensemble du lac Onondaga [New York], contaminé par le mercure, pour réduire le méthylmercure) [en anglais seulement], *Environmental Research*, 2013, p. 52 à 60, n° 125.

MEMBRES DU GROUPE DE TRAVAIL SUR LES SÉDIMENTS DE L'ACCORD CANADA-ONTARIO CONCERNANT L'ÉCOSYSTÈME DU BASSIN DES GRANDS LACS (ACO). *Cadre décisionnel pour Canada-Ontario concernant l'évaluation des sédiments contaminés des Grands Lacs*, Environnement Canada [Environnement et Changement climatique Canada] et ministère de l'Environnement de l'Ontario. ISBN 978-0-662-09471-5, N° au Catalogue En164-14/2007F, PIBS n° 6223f, 2007.

MOO-YOUNG, H., MYERS, T., TARDY, B., LEDBETTER, R., VANADIT-ELLIS, W. et SELLASIE, K. *Determination of the environmental impact of consolidation-induced convective transport through capped sediment* (Détermination des répercussions sur l'environnement du transport convectif résultant du compactage à travers des sédiments recouverts) [en anglais seulement], *Journal of Hazardous Materials*, 2001, p. 53 à 72, n° 85.

MURPHY, P., MARQUETTE, A., REIBLE, D. et LOWRY, G. *Predicting the performance of activated carbon-, coke-, and soil-amended thin-layer sediment caps* (Prévision de l'efficacité de recouvrements en couche mince de sédiments ayant fait l'objet d'un amendement de charbon actif, de coke et de sol) [en anglais seulement], *Journal of Environmental Engineering*, 2006, vol. 7, n° 132, p. 787 à 794.

PALERMO, M. *Design sequence for environmental dredging* (Séquence de conception pour le dragage environnemental) [en anglais seulement], Western Dredging Association (WEDA), dans les actes de la 26^e Conférence annuelle de la WEDA, San Diego (Californie), juin 2006.

PALERMO, M. et HAYES, D. *Sediment dredging, treatment and disposal* (Dragage, traitement et mise en dépôt de sédiments) [en anglais seulement], dans « Processus, évaluation et assainissement de sédiments contaminés », publié sous la direction de D. Reible, 2014, collection de monographies sur les technologies d'assainissement de l'environnement du Strategic Environmental Research and Development Program (SERDP) et du ESTCP.

PALERMO, M., MAYNORD, S., MILLER, J. et REIBLE, D. *Assessment and remediation of contaminated sediment (ARCS) program: Guidance for in situ subaqueous capping of contaminated sediments Appendix A* (Programme Assessment and Remediation of Contaminated Sediment [ARCS] : document d'orientation pour le recouvrement subaquatique *in situ* de sédiments contaminés, annexe A) [en anglais seulement], 1998a, EPA 905 B96-004.

PALERMO, M., SCHROEDER, P., ESTES, T. et FRANCINGUES, N. *Technical guidelines for environmental dredging of contaminated sediments* (Lignes directrices techniques pour le dragage environnemental de sédiments contaminés) [en anglais seulement], Vicksburg (Mississippi), U.S. Army Engineer Research and Development Center, 2008, Rapport technique ERDC/EL TR-08-29.

PALERMO, M.R. *Design considerations of in situ capping of contaminated sediments* (Facteurs à considérer pour la conception d'un recouvrement *in situ* de sédiments contaminés) [en anglais seulement], *Water Science & Technology*, 1998, vol. 6-7, n° 37, p. 315 à 321.

PATMONT, C. et PALERMO, M. *Case studies environmental dredging residuals and management implications* (Études de cas sur les résidus et les répercussions sur la gestion du dragage environnemental) [en anglais seulement], article D-066 dans *Remediation of Contaminated Sediments*, actes de la 4^e Conférence internationale sur l'assainissement des sédiments contaminés, Savannah (Géorgie), janvier 2007. Columbus (Ohio), Battelle Press.

PATMONT, C. R., GHOSH, U., LAROSA, P., MENZIE, C.A., LUTHY, R.C., GREENBURG, M.S., CORNELISSEN, G., EEK, E., COLLINS, J., HUL, J., HJARTLAND, T., GLAZA, E., BLEILER, J. et QUADRINI, J. *In situ sediment treatment using activated carbon: A demonstrated sediment cleanup technology* (Traitement *in situ* de sédiments à l'aide de charbon actif : une technologie d'assainissement des sédiments en démonstration) [en anglais seulement], *Integrated Environmental Assessment and Management*, 2015, vol. 2, n° 11, p. 195 à 207.

PATMONT, C. R., LAROSA, P. et NARAYANAN, R. *Environmental dredging residual generation, prediction, and management* (Production, prévision et gestion des résidus du dragage environnemental) [en anglais seulement], dans les actes de la 9^e Conférence internationale sur l'assainissement et la gestion des sédiments contaminés, La Nouvelle-Orléans (Louisiane), du 9 au 12 janvier 2017.

RAYMOND, C., GUNNARSSON, J.S., SAMUELSSON, G.S., AGRENIUS, S. et SCHAANNING, M.T. *In situ capping in the Grenland fjords, Norway: Effects on benthic macrofauna communities four years after capping* (Recouvrement *in situ* dans les fjords de Grenland, en Norvège : les effets sur les communautés de macrofaune benthique quatre ans après le recouvrement) [en anglais seulement], *Assainissement et gestion des sédiments contaminés*, 8^e Conférence internationale sur l'assainissement et la gestion des sédiments contaminés, La Nouvelle-Orléans (Louisiane), du 12 au 15 janvier 2015, ISBN 978-0-9819730-9-8.

REIBLE, D., éd. *Processes, assessment and remediation of contaminated sediments* (Processus, évaluation et assainissement de sédiments contaminés) [en anglais seulement], New York, Springer Science+Business Media, 2014.

REYNOLDS, T.B et DAY, K.E. *Biological Guidelines for the Assessment of Sediment Quality in the Laurentian Great Lakes* (Lignes directrices biologiques pour l'évaluation de la qualité des sédiments dans les Grands Lacs laurentiens) [en anglais seulement], Institut national de recherche sur les eaux (INRE), Environnement Canada [Environnement et Changement climatique Canada], 1998, collection de l'INRE n° 98-232.

SOULSBY, R. L. et CLARK, S. *Bed-shear stress under combined wave and currents on smooth and rough beds* (Contrainte de cisaillement du lit sous l'effet combiné des vagues et des courants sur des lits lisses et rugueux) [en anglais seulement], HR Wallingford, 2005, rapport de projet Defra FD1905.

TRANSPORTS CANADA. *Development of a guidance document with regard to a safe navigational envelope* (Élaboration d'un document d'orientation sur l'enveloppe de navigation sécuritaire) [en anglais seulement], préparé par AECOM Canada Ltd., mars 2009.

U.S. ARMY CORPS OF ENGINEERS et U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Evaluating environmental effects of dredged material management alternatives – A technical framework* (Évaluation des répercussions sur l'environnement des solutions de rechange pour la gestion des déblais de dragage – Cadre technique) [en anglais seulement], mai 2004a, EPA842-B-92-008.

U.S. ARMY CORPS OF ENGINEERS. *Dredging and dredged material management – Engineer manual* (Gestion du dragage et des déblais de dragage – Manuel de l'ingénieur) [en anglais seulement], 2015, EM 1110-2-5025.

U.S. ARMY CORPS OF ENGINEERS. *Evaluation of dredged material proposed for disposal at island, nearshore, or upland confined disposal facilities – Testing manual* (Évaluation des déblais de dragage proposés pour la mise en dépôt dans des sites de mise en dépôt confinés insulaires, en milieu littoral ou en milieu terrestre – Manuel d'essai) [en anglais seulement], 2003, ERDC/EL TR-03-1.

U.S. ARMY CORPS OF ENGINEERS. *Technical guidelines on performing a sediment erosion and deposition assessment (SEDA) at Superfund sites* (Lignes directrices techniques sur l'évaluation de l'érosion et du dépôt de sédiments [SEDA] sur les lieux couverts par le Superfund) [en anglais seulement], 2014, ERDC TR-14-9.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *ARCS remediation guidance document* (Document d'orientation du programme ARCS sur l'assainissement) [en anglais seulement], Bureau du Programme national des Grands Lacs, Chicago (Illinois), 1994, EPA 905-B94-003.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Climate change adaptation technical fact sheet: Contaminated sediment remedies* (Fiche d'information technique sur l'adaptation aux changements climatiques : solutions contre les sédiments contaminés) [en anglais seulement], Office of Superfund Remediation and Technology Innovation, avril 2015, EPA 542-F-15-009.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Contaminated sediment remediation guidance for hazardous waste sites* (Document d'orientation sur l'assainissement des sédiments contaminés pour les sites de déchets dangereux) [en anglais seulement], décembre 2005, EPA-540-R-05-12, OSWER 9355.0-85.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Roadmap to long-term monitoring optimization* (Feuille de route pour l'optimisation de la surveillance à long terme) [en anglais seulement], 2005a, EPA 542-R-05-003.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Technical resource document on monitored natural recovery* (Document de ressources techniques sur le rétablissement naturel surveillé) [en anglais seulement], préparé par Battelle, Columbus (Ohio), pour le National Risk Management Research Laboratory de l'agence de protection de l'environnement des États-Unis, avril 2014, EPA/600/R-14/083.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Use of amendments for in situ remediation at Superfund sediment sites* (Utilisation d'amendements pour l'assainissement *in situ* de sites de sédiments couverts par le Superfund) [en anglais seulement], Office of Superfund Remediation and Technology Innovation, avril 2013, 61 p.

VICINIE, A., MATKO, L., SHEETS, R., PALERMO, M. et MCISAAC, P. *A Review of the Applicability of Various Elutriate Tests and Refinements of these Methodologies* (Examen de l'applicabilité de divers essais d'éluatriation et améliorations de ces méthodes) [en anglais seulement], 6^e Conférence internationale sur l'assainissement des sédiments contaminés, février 2011.

WATSON-LEUNG, T., GRAHAM, M., HARTMAN, E. et WELSH, P.G. *Using a modified dredging elutriate testing approach to evaluate potential aquatic impacts associated with dredging a large freshwater industrial harbour* (Utilisation d'une méthode modifiée d'essai d'élutriation des matériaux extraits pour évaluer les répercussions aquatiques possibles liées au dragage d'un grand port industriel en eau douce) [en anglais seulement], *Integrated Environmental Assessment and Management*, 2016, vol. 1, n° 13, p. 155 à 166.

WILBER, D.H. et CLARK, D.G. *Biological effects of suspended sediments: A review of suspended sediment impacts on fish and shellfish with relation to dredging* (Effets biologiques des sédiments en suspension : examen des répercussions des sédiments en suspension sur les poissons, les mollusques et les crustacés en ce qui concerne le dragage) [en anglais seulement], *North American Journal of Fisheries Management*, 2001, p. 855 à 875, n° 21.

WORLD ASSOCIATION FOR WATERBORNE TRANSPORT INFRASTRUCTURE (PIANC). *Environmental guidelines for aquatic, nearshore and upland confined disposal facilities for contaminated dredged material* (Lignes directrices environnementales pour les sites de mise en dépôt contrôlés en milieu aquatique, littoral et terrestre pour les déblais de dragage contaminés) [en anglais seulement], rapport du groupe de travail n° 5 de la Commission pour l'environnement, Bruxelles, 2002.

12. Liste des abréviations

BPC	Biphényle polychloré
CAG	Charbon actif en granulés
CMPEs	Concentration moyenne pondérée dans les eaux de surface
COH	Composé organique hydrophobe
DRET	Essai d'élutration des matériaux extraits
DTPA	Acide diéthylènetriaminepentaacétique
ELCCM	Essai de lixiviation en colonne en couche mince
ELSL	Essai de lixiviation séquentiel par lots
EVCF	Essai de volatilité dans la chambre de flux
HAP	Hydrocarbure aromatique polycyclique
ICA	Installation de confinement artificielle
ITRC	Interstate Technology and Regulatory Council
LEP	<i>Loi sur les espèces en péril</i>
LPNA	Liquide en phase non aqueuse
MDAC	Mise en dépôt aquatique confiné
PAP	Programme sur l'absorption par les plantes
PASCF	Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux
RCM	Recouvrement en couche mince
RNS	Rétablissement naturel surveillé
SDC	Site de dépôt confiné
SSIS	Solidification/stabilisation <i>in situ</i>
TCLP	Procédure de lixiviation pour déterminer les caractéristiques de la toxicité
TSCLT	Test de sédimentation en colonne à long tube

UGD	Unité de gestion du dragage
UGS	Unité de gestion des sédiments
USACE	Corps des ingénieurs de l'armée des États-Unis
USEPA	Agence de protection de l'environnement des États-Unis

13. Liste des termes clés

Advection	Le transport de contaminants dissous qui est attribuable à la circulation de fluides (p. ex. remontée des eaux souterraines).
Aérobic	En présence d'oxygène.
Anaérobic	En absence d'oxygène.
Bioaccumulation	Il s'agit de l'accumulation d'un contaminant dans un organisme. Elle se produit lorsque l'absorption est plus rapide que la capacité de l'organisme à métaboliser et à excréter le contaminant, ou lorsque l'organisme n'a pas la capacité de le métaboliser.
Bioturbation	Il s'agit du creusement par des invertébrés aquatiques de galeries ou de terriers dans le sédiment.
Charge hydraulique	Il s'agit d'une mesure de l'énergie totale d'un fluide, qui est utilisée en hydrogéologie et dans d'autres sciences de l'eau pour estimer l'écoulement et la direction des eaux souterraines.
Coefficient de partage octanol-eau (K_{oe})	Il s'agit du rapport entre la concentration d'un produit chimique dans l'octanol et sa concentration dans l'eau, dans un système biphasique octanol-eau. K_{oe} = concentration dans l'octanol/concentration dans l'eau. Ce coefficient est utilisé pour déterminer la phase de préférence pour les contaminants, soit la phase organique (p. ex. tissu de poisson) ou la phase aqueuse.
Concentration moyenne pondérée dans les eaux de surface (CMPES)	Il s'agit d'une technique par laquelle la superficie de chaque valeur unique est intégrée dans le calcul d'une valeur moyenne, de sorte que les grandes superficies ont une plus grande influence sur la moyenne globale. Un système d'information géographique (SIG) est souvent utilisé, car il peut effectuer des interpolations spatiales (p. ex. au moyen de polygones de Thiessen).
Contaminants préoccupants	Il s'agit des contaminants présents sur un site qui sont considérés comme nécessitant une gestion. Lors des étapes préliminaires de l'évaluation d'un site, on répertorie les contaminants dont la concentration dépasse les lignes directrices pertinentes. La liste est souvent réduite grâce à l'évaluation des risques et, parfois, lorsque la concentration de certains contaminants est naturellement élevée (métaux).
Diffusion	La migration d'une substance, attribuable au mouvement aléatoire de ses molécules, allant d'une concentration élevée à une concentration faible.

Digue	Construction destinée à contenir les eaux, à guider leur cours ou à maintenir leur niveau.
Dragage hydraulique	Il s'agit d'un dragage où le substrat à draguer est retiré par aspiration sous forme de boues (c.-à-d. sédiment et eau) et pompé dans une conduite. La teneur en matières solides est généralement entre 10 et 15 %. Les dragues hydrauliques sont généralement équipées d'une sorte de désagrégateur qui sert à entamer les sédiments et à les agiter avant que la pompe aspirante ne retire les boues produites.
Eau interstitielle	Il s'agit de l'eau qui se situe dans les espaces interstitiels entre les particules de sédiments. Elle est particulièrement importante en ce qui concerne les contaminants, car la toxicité des sédiments a été principalement liée à des contaminants dans la phase d'eau interstitielle.
Essai d'élutriation des matériaux extraits (DRET)	Il s'agit d'un essai par lequel des échantillons de sédiments sont mélangés en laboratoire à l'eau du site pour créer des mélanges d'élutriats qui simulent le mélange qui pourrait se former à la tête d'une drague hydraulique. La chimie de l'élutriat est ensuite mesurée et utilisée dans des modèles pour prévoir le devenir et le transport de produits chimiques préoccupants. Les élutriats peuvent également faire l'objet d'essais de toxicité.
Évaluation des risques	Dans le contexte des sites contaminés, il s'agit du processus par lequel les risques relatifs aux agents stressants chimiques pour les récepteurs sont évalués sur un site particulier ou une zone particulière. En général, cette évaluation consiste à estimer les doses de contaminants et à les comparer aux limites toxicologiques dérivées.
Franc-bord	Il s'agit de la distance entre le niveau de l'eau et la crête d'un mur empêchant l'eau d'entrer (c.-à-d. la distance restante avant que l'eau ne s'écoule par-dessus la crête d'une digue, d'un talus ou d'un autre mur ou autre structure imperméable).
Hydrophile	Il s'agit de la caractéristique des contaminants qui sont plus fortement liés (par des liaisons ioniques ou hydrogènes) aux molécules d'eau qu'aux particules de sédiments et fractions organiques.
Hydrophobe	Il s'agit de la caractéristique des contaminants qui sont plus fortement liés aux particules de sédiments à granulométrie fine et aux fractions organiques.
Hypolimnion	Il s'agit de la couche d'eau dense au fond d'un lac stratifié, située sous la thermocline. Cette couche est la plus froide en été et la plus chaude en hiver (les couches supérieures sont gelées depuis la surface jusqu'à un certain point qui dépend des températures récentes).

<i>In situ</i>	Dans le contexte de l'assainissement des sédiments, il s'agit de l'assainissement effectué sur place, sans extraction physique des contaminants.
Liquide en phase non aqueuse (LPNA)	Il s'agit d'un liquide qui ne se dissout pas dans l'eau et qui, en tant que tel, demeure une phase distincte et séparée. Ce liquide peut être dense (LDPNA) ou léger (LLPNA). Les solvants chlorés sont des LDPNA et les hydrocarbures pétroliers, tels que le carburant diesel, sont des LLPNA.
Lixiviation	Elle résulte de la circulation de l'eau à travers les sols et les sédiments contaminés (eaux souterraines, eaux de pluie) qui peut entraîner l'élimination d'une partie des contaminants (le lixiviat) et leur transport ultérieur. Ce processus dépend largement du type de contaminant (hydrophobe ou hydrophile) et du pH de l'eau.
Magnétomètre	Dans le contexte de l'assainissement des sédiments, il s'agit d'un instrument géophysique qui est généralement remorqué derrière un navire pour mesurer les anomalies magnétiques. Un magnétomètre est utile pour localiser les débris qui contiennent des composants métalliques.
Modèle conceptuel du site	Ce modèle permet une compréhension globale et concise des conditions du site, y compris la source de contamination, les contaminants préoccupants, les voies d'exposition et les récepteurs.
Option de gestion des sédiments	Il s'agit d'un examen des options potentielles d'assainissement d'un site, de sorte qu'une option à privilégier soit sélectionnée.
Oxydation	Phénomène par lequel un composé chimique perd des électrons et, ainsi, subit une oxydation.
Pompe de surpression	Lorsque des dragues hydrauliques doivent transporter les boues de dragage sur de longues distances, des pompes de surpression sont nécessaires pour maintenir les boues en mouvement et empêcher les solides de se compacter et de boucher le conduit.
Phytoplancton	Il s'agit de microalgues qui utilisent la lumière du soleil et les nutriments de l'eau pour produire leur propre énergie. Le phytoplancton représente une source importante de nourriture pour l'écosystème aquatique.
Prisme de dragage	Il s'agit d'une zone tridimensionnelle définie de sédiments qui sont destinés à être enlevés.
Réduction	Phénomène par lequel un composé chimique capture des électrons et, ainsi, subit une réduction.

Solides en suspension totaux	Il s'agit de particules, comme des grains de minerai ou des déchets organiques en suspension dans la colonne d'eau. À partir d'une certaine concentration, ces particules sont préjudiciables à la vie aquatique. Les techniques d'assainissement des sédiments qui comportent un contact physique avec les sédiments mettent en suspension des solides dans la colonne d'eau. Des limites, une surveillance et, parfois, des mesures d'atténuation sont nécessaires dans ce contexte.
Solutions combinées	Il s'agit de la combinaison de deux ou plusieurs techniques différentes de gestion des sédiments les mieux adaptées aux conditions particulières d'un site, au budget ou aux objectifs de gestion.
Sondeur de sédiment	Il s'agit d'un sondeur acoustique utilisant des ondes kilométriques qui pénètrent différentes profondeurs de l'interface eau-sédiment avant de se réfléchir. Il fournit des données sur les couches stratigraphiques et le type de sédiment.
Sorbant	Dans le contexte de l'assainissement des sédiments, il s'agit généralement de matériaux qui adsorbent des contaminants (sur leur surface). Le charbon actif est un sorbant très efficace pour de nombreux contaminants en raison de sa grande surface active créée par le processus d'activation.
Turbidité	Il s'agit de la mesure de la pénétration de la lumière dans l'eau. Une corrélation peut être établie entre la turbidité et le total des solides en suspension. Celle-ci peut donc être utilisée comme substitut pour la surveillance des panaches issus des travaux de dragage. La turbidité peut être mesurée en temps réel. Elle présente donc l'avantage des mesures en temps réel.
Unité de gestion du dragage	Il s'agit du volume défini de sédiments d'un projet de dragage fondé sur une zone et une profondeur précises. Ces prismes sont définis par des recherches et des échantillonnages antérieurs. Les unités de gestion du dragage varient en taille et en forme en raison de la profondeur variable de la contamination et d'autres considérations comme la suite donnée aux essais de toxicité.

Annexe A : Documents d'orientation canadiens sur les stratégies de gestion des sédiments

- Cadre décisionnel pour Canada–Ontario concernant l'évaluation des sédiments contaminés des Grands Lacs
http://publications.gc.ca/collections/collection_2010/ec/En164-14-2007-fra.pdf
- Cadre d'évaluation et de gestion des sites aquatiques contaminés, conformément au Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCF)
<https://www.dfo-mpo.gc.ca/pnw-ppe/fcsap-pascf/docs/1-fra.htm>
- Système de classification des sites aquatiques du PASCF
<https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/sites-contamines-federaux/publications.html>
- Document d'orientation sur la planification du suivi à long terme du PASCF
<https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/sites-contamines-federaux/surveillance-long-terme.html>. Pour obtenir un exemplaire du document complet, veuillez communiquer avec le secrétariat du PASCF à l'adresse suivante : FCSAP.PASCF@ec.gc.ca.
- Document d'orientation sur l'évaluation et la gestion des sites aquatiques contaminés dans les ports actifs, conformément au PASCF, la version 1.0, juin 2019 est accessible sur demande à l'adresse suivante : ec.pascf-fcsap.ec@canada.ca
- *Guide to Monitored Natural Recovery (MNR) in Aquatic Sediment for Federal Contaminated Sites (FCSAP)* (Document d'orientation sur le rétablissement naturel surveillé [RNS] dans les sédiments aquatiques pour les sites contaminés fédéraux, conformément au PASCF) [en anglais seulement] **Ébauche**
- Outil conceptuel d'estimation des coûts de remédiation des sédiments du PASCF, accessible sur demande à l'adresse suivante : ec.pascf-fcsap.ec@canada.ca
- Lignes directrices supplémentaires du PASCF pour l'évaluation des risques pour les récepteurs de haut niveau, accessible sur demande à l'adresse suivante : ec.pascf-fcsap.ec@canada.ca
- Guide technique sur l'immersion en mer : caractérisation chimique des déblais de dragage destinés à l'immersion en mer. Veuillez communiquer avec : Environnement et Changement climatique Canada, Programme d'immersion en mer

- Recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments : protection de la vie aquatique (CCME)
<https://ccme.ca/fr/priorites-actuelles/recommandations-canadiennes-pour-la-qualite-de-lenvironnement>
- Guide supplémentaire sur l'évaluation des risques pour la santé humaine liés aux sédiments contaminés : voie du contact direct (ÉBAUCHE)
<http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contamsite/sediment-sediment/index-fra.php>
- Ontario – Lignes directrices pour identifier, évaluer et gérer les sédiments contaminés en Ontario : une approche intégrée
<https://www.ontario.ca/fr/document/lignes-directrices-pour-identifier-evaluer-et-gerer-les-sediments-contamines-en-ontario-une-approche-0>
- *A Guidance Manual to Support the Assessment of Contaminated Sediments in Freshwater, Estuarine, and Marine Ecosystems Volume I – An Ecosystem-Based Framework for Assessing and Managing Contaminated Sediments* (Document d'orientation en soutien à l'évaluation des sédiments contaminés dans l'écosystème d'eau douce, l'écosystème estuarien et l'écosystème marin : volume I – Un cadre d'évaluation et de gestion des sédiments contaminés fondé sur l'écosystème) [en anglais seulement]
https://www2.gov.bc.ca/assets/gov/environment/air-land-water/site-remediation/docs/technical-guidance/x19_v1.pdf
- Colombie-Britannique : *A Guidance Manual to Support the Assessment of Contaminated Sediments in Freshwater, Estuarine, and Marine Ecosystems in British Columbia Volume II – Design and Implementation of Sediment Quality Investigations in Freshwater Ecosystems* (Document d'orientation en soutien à l'évaluation des sédiments contaminés dans l'écosystème d'eau douce, l'écosystème estuarien et l'écosystème marin en Colombie-Britannique : volume II – Conception et mise en œuvre de recherches sur la qualité des sédiments dans l'écosystème d'eau douce) [en anglais seulement]
https://www2.gov.bc.ca/assets/gov/environment/air-land-water/site-remediation/docs/technical-guidance/x19_v2.pdf
- *A Guidance Manual to Support the Assessment of Contaminated Sediments in Freshwater, Estuarine, and Marine Ecosystems in British Columbia Volume III – Interpretation of the Results of Sediment Quality Investigations* (Document d'orientation en soutien à l'évaluation des sédiments contaminés dans l'écosystème d'eau douce, l'écosystème estuarien et l'écosystème marin en Colombie-Britannique : volume III – Interprétation des résultats des recherches sur la qualité des sédiments) [en anglais seulement]
https://www2.gov.bc.ca/assets/gov/environment/air-land-water/site-remediation/docs/technical-guidance/x19_v3.pdf

- Colombie-Britannique : *A Guidance Manual to Support the Assessment of Contaminated Sediments in Freshwater, Estuarine, and Marine Ecosystems in British Columbia Volume IV – Supplemental Guidance on the Design and Implementation of Detailed Site Investigations in Marine and Estuarine Ecosystems* (Document d'orientation en soutien à l'évaluation des sédiments contaminés dans l'écosystème d'eau douce, l'écosystème estuarien et l'écosystème marin en Colombie-Britannique : volume IV – Document d'orientation supplémentaire sur la conception et la mise en œuvre de recherches approfondies sur des sites dans l'écosystème estuarien et l'écosystème marin) [en anglais seulement]
https://www2.gov.bc.ca/assets/gov/environment/air-land-water/site-remediation/docs/technical-guidance/x19_v4.pdf
- Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec et cadres d'application : prévention, dragage et restauration
https://www.planstlaurent.qc.ca/fileadmin/publications/diverses/Qualite_criteres_sediments_f.pdf
- Québec – L'évaluation du risque écotoxicologique du rejet en eau libre des sédiments, en soutien à la gestion des projets de dragage en eau douce
https://www.planstlaurent.qc.ca/fileadmin/site_documents/documents/guide_ecotoxicologique_fr.pdf
- Québec – Guide pour l'élaboration de programmes de surveillance et de suivi environnemental pour les projets de dragage et de gestion des sédiments
https://www.planstlaurent.qc.ca/fileadmin/site_documents/documents/Usages/Guide_PSSE_final_francaisFinal.pdf

Annexe B : Études de cas

Étude de cas 1 : Solutions combinées, le projet *Northern Wood Preservers Alternative Remediation Concept* (NOWPARC), Thunder Bay, Ontario, Canada

La contamination des sédiments autour du site de la Northern Wood Preservers Inc. (NWP) a contribué à désigner Thunder Bay comme secteur préoccupant en vertu de l'Accord de 1987 relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs conclu entre le Canada et les États-Unis. Les sédiments contaminés contenaient des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), des chlorophénols, des dioxines et des furanes, provenant des activités de préservation du bois menées pendant cinquante ans sur le site. Afin de retirer le port de Thunder Bay de la liste des secteurs préoccupants, un assainissement des sédiments contaminés du site NWP était nécessaire.

NWP, Abitibi-Consolidated inc., la Compagnie des chemins de fer nationaux du Canada, Environnement Canada et le ministère de l'Environnement de l'Ontario ont travaillé ensemble sur le projet *Northern Wood Preservers Alternative Remediation Concept* (NOWPARC) pour assainir la zone entourant le site de NWP dans le port de Thunder Bay (Golder, 2005).

Un comité directeur composé de hauts représentants de chacune des organisations participantes a dirigé le projet à partir de 1997. Un comité de mise en œuvre composé de spécialistes techniques provenant d'un sous-ensemble des organisations participantes et d'experts-conseils en gestion de projet a fourni des avis au comité directeur.

La solution choisie était une solution combinée constituée de travaux de dragage, de traitement, d'isolement, de confinement et de rétablissement naturel surveillé. Le coût total du projet était de 20 millions de dollars (M\$).

Emplacement

Le site de NWP est situé dans le port de Thunder Bay, dans le nord de l'Ontario. L'installation de traitement et de transformation du bois de la Northern Wood Preservers est située sur des terres en grande partie gagnées sur le lac, du côté ouest du port de Thunder Bay à Thunder Bay, en Ontario.



Figure EC1-1 : Carte de localisation de la Northern Wood Preservers à Thunder Bay, en Ontario, au Canada (reproduction autorisée par ECCC).

EN	FR
INTERCITY	QUARTIER INTERCITY

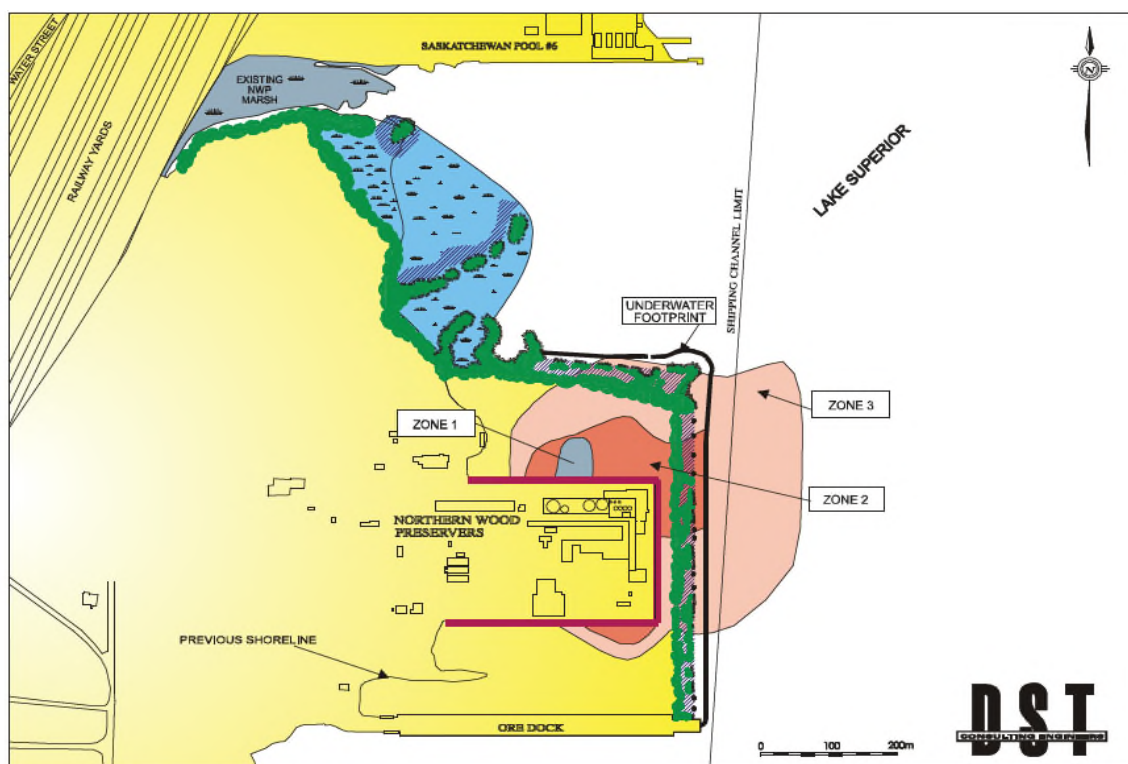
Contaminants préoccupants

Les études et les levés du site de NWP ont trouvé de fortes concentrations de sédiments contaminés par la créosote, contenant des hydrocarbures polycycliques aromatiques, des chlorophénols, des dioxines et des furanes. Ces contaminants altéraient la qualité de l'eau du port, les structures de la communauté biologique et la qualité des sédiments.

Caractérisation du risque

L'évaluation de site, fondée sur la chimie et les effets biologiques, a indiqué les quatre zones de contamination suivantes sur le site de NWP (ministère de l'Environnement de l'Ontario [MEO], 1998) :

1. Zone 1 : Une zone contenant un bassin de créosote.
2. Zone 2 : Une zone de toxicité aiguë (concentration d'HAP supérieure à 150 parties par million [ppm]) qui devait être extraite et traitée.
3. Zone 3A : Une zone de toxicité chronique (concentration d'HAP entre 30 ppm et 150 ppm) qui devait être isolée.
4. Zone 3B : Une zone de toxicité chronique (concentration d'HAP entre 30 ppm et 150 ppm) dont toutefois 80 % présentaient une concentration d'HAP inférieure à 50 ppm et qui a donc été désignée pour le RNS.



NOWPARC sediment contamination zones

Figure EC1-2 : Zones contaminées. Source : Brochure sur NOWPARC (gouvernement du Canada et gouvernement de l'Ontario)

EN	FR
WATER STREET	RUE WATER
RAILWAY YARDS	Gare de triage
EXISTING NWP MARSH	MARAIS EXISTANT DE NWP
SASKATCHEWAN POOL #6	SILO NO 6 DE LA SASKATCHEWAN POOL
LAKE SUPERIOR	LAC SUPÉRIEUR
SHIPPING CHANNEL LIMIT	LIMITE DU CHENAL DE NAVIGATION
UNDERWATER FOOTPRINT	EMPREINTE SOUS-MARINE
ZONE 1	ZONE 1
ZONE 2	ZONE 2
ZONE 3	ZONE 3
NORTHERN WOOD PRESERVERS	NORTHERN WOOD PRESERVERS
PREVIOUS SHORELINE	ANCIENNE BORDURE DU LAC
ORE DOCK	QUAI MINÉRALIER
NOWPARC sediment contamination zones	Zones de contamination des sédiments de NOWPARC

Source de contamination

Les activités de préservation du bois sur le site pendant cinquante ans ont contaminé le site de la NWP.

Objectifs d'assainissement

Le critère de la concentration totale d'HAP pour l'enlèvement des sédiments était de 150 ppm, sur la base de la toxicité aiguë des sédiments.

Des critères d'assainissement propres au site ont été produits pour trois zones s'étendant autour du site de NWP, sur la base de l'évaluation des effets biologiques réalisée en 1995 (évaluation de la toxicité des sédiments et de la communauté benthique). Les zones 1 et 2 ont été désignées pour l'enlèvement et le traitement, la zone 3A pour le confinement et la zone 3B pour le RNS. Au total, 60 000 m³ de sédiments contaminés ont dû être gérés.

Solution choisie

La solution choisie pour gérer les 60 000 m³ de sédiments contaminés combinait des travaux de dragage, de traitement, d'isolement, de confinement et de rétablissement naturel surveillé.

Les activités suivantes ont été réalisées dans les trois zones de gestion (Environnement Canada et coll., 1996) :

- **Zones 1 et 2 – Enlèvement et traitement** : Environ 11 000 m³ de sédiments très contaminés ont été retirés et traités pour respecter les critères industriels et commerciaux pour les sols, de 1991, du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME),
- **Zone 3A – Confinement et recouvrement** : Environ 21 000 m³ de sédiments contaminés (concentration d'HAP entre 30 ppm et 150 ppm) ont été confinés à l'intérieur de la digue de confinement en enrochement (RCB) qui a été construite et recouverte de remblai propre pour isoler ces sédiments du milieu aquatique,
- **Zone 3B – Rétablissement naturel surveillé** : Environ 28 000 m³ de sédiments légèrement contaminés à l'extérieur de la RCB ont été laissés en place en vue d'un rétablissement naturel. Près de 80 % de cette zone confinée présentait une concentration totale d'HAP de moins de 50 ppm et la firme Beak Consultants a effectué une modélisation prédictive qui a indiqué que les concentrations d'HAP continueraient de diminuer à mesure que les HAP se désintégrent. La majorité de ces sédiments légèrement contaminés se trouvaient également dans le chenal de navigation.

Les principales activités d'assainissement du site de NWP sont décrites ci-dessous.

Digue de confinement en enrochement

La digue de confinement en enrochement (RCB) a été conçue pour confiner la zone entourant le site de NWP. La construction de la RCB a commencé en août 1997 pour s'achever en décembre 1997. Environ 260 000 tonnes de schiste et 22 000 tonnes d'enrochements (pierre de

carapace) ont été utilisées pour construire la digue de 850 mètres (m) de longueur. Dans la RCB, 21 000 m³ de sédiments légèrement contaminés (ayant une toxicité chronique) ont été confinés et recouverts d'environ 800 000 tonnes de remblai propre.

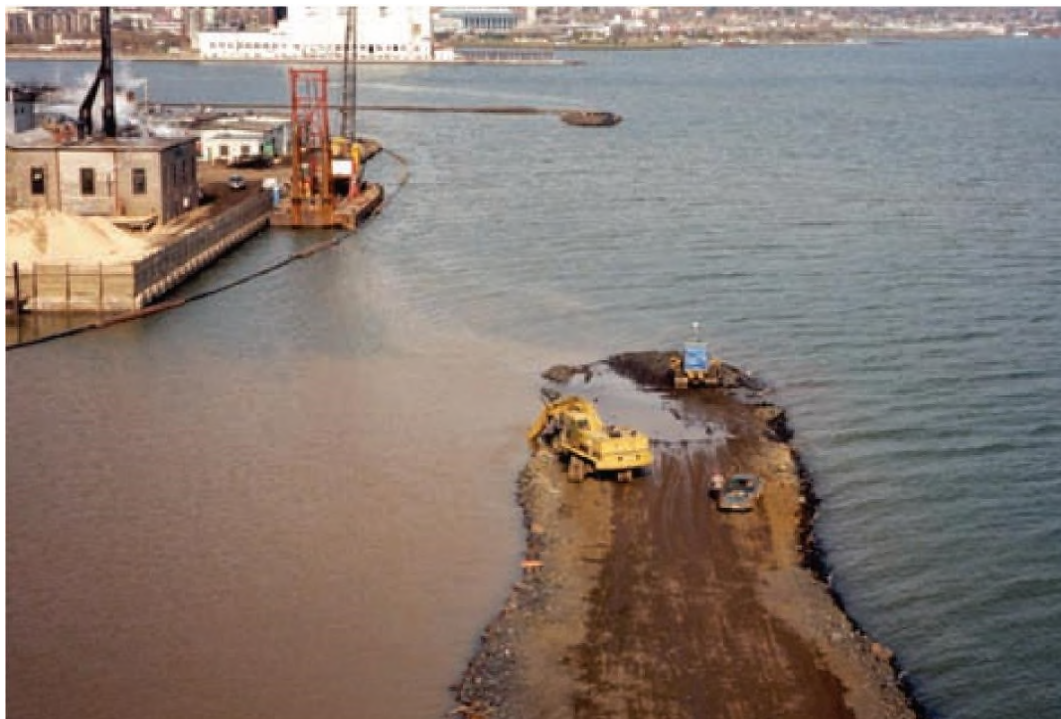


Figure EC1-3 : Construction de la digue de confinement en enrochement (RCB) (reproduction autorisée par ECCC).

Dragage environnemental

Au cours de l'automne 1997, environ 3200 m³ de sédiments contaminés (à toxicité aiguë) ont été retirés à l'aide d'une drague environnementale à benne preneuse Cable Arm afin de préparer le fond du lac pour la construction de la digue. En août 1998, les 7800 m³ de sédiments contaminés restants dans la RCB ont été extraits et mis en place dans des cellules d'assèchement avant d'être traités.

Les sédiments extraits en 1997 pour permettre la construction de la digue en enrochement ont été temporairement entreposés dans un vraquier autodéchargeur partiellement désarmé (un laquier retiré du service) amarré et adjacent au site du projet. Les sédiments extraits ont fait l'objet d'un pompage hydraulique, des chalands de la drague vers le navire servant à l'entreposage. En 1998, des camions-pompes ont été utilisés pour enlever les sédiments du laquier et les déposer dans une cellule de biorestauration artificielle (EBC) dans la RCB. En 1998, les sédiments extraits par dragage mécanique ont été placés dans des chalands, puis manutentionnés deux fois dans des cellules d'assèchement de 500 m³. Les sédiments asséchés ont ensuite été mélangés à l'amendement organique DARAMEND^{MD} et mis en place sur l'EBC. L'eau interstitielle des sédiments provenant de la cellule d'assèchement et l'effluent provenant du système de drainage souterrain de l'EBC ont été pompés vers un bassin de rétention.

L'effluent du bassin de rétention a été traité par une usine mobile de traitement des eaux usées sur place et rejeté dans les limites de la RCB.



Figure EC1-4 : Dragage de sédiments contaminés à l'aide d'une drague environnementale à benne preneuse Cable Arm et déposés sur un chaland (à gauche) et une vue d'ensemble de la manipulation des sédiments, de leur assèchement et de la zone de stockage temporaire (à droite) (reproduction autorisée par ECCC).

Traitement des sédiments (biorestauration et traitement thermique)

La biorestauration a été choisie comme méthode initiale de traitement des sédiments. En raison des concentrations de contaminants plus élevées que prévu, les critères d'assainissement propres au site n'ont pas été respectés pendant la période allant de septembre 1998 à février 2000.

Gestion adaptative

Les essais à l'échelle du laboratoire sur la biorestauration accrue ont confirmé la nécessité d'une autre technologie de traitement. Au cours de l'été 2001, environ 17 000 tonnes de sédiments contaminés ont été chargées dans des wagons entièrement revêtus, puis transportées vers une installation de traitement thermique en Colombie-Britannique.



Figure EC1-5 : Installation de traitement thermique (reproduction autorisée par ECCC).

Structures d'isolement des contaminants (isolement en argile et écran de palplanches de Waterloo^{MD})

Dans le cadre d'une démonstration technologique, une barrière d'isolement en argile longue de 600 m et adjacente au quai de NWP a été construite pour empêcher le mouvement des contaminants dans le port. La barrière, achevée en août 2000, contenait environ 114 000 tonnes d'argile.

Gestion adaptative

Les essais ont indiqué que la barrière d'isolement en argile permettait un bon confinement, mais ne respectait pas toujours les exigences en matière de conception quant à la perméabilité. Un écran de palplanches d'acier fabriquées par Waterloo Barrier^{MD} a été installé en octobre 2001 à titre de mesure d'urgence pour assurer le confinement des contaminants sur place. Constituée d'environ 6000 mètres carrés (m²) d'écrans de palplanches, la barrière a été mise en place le long d'une section de 660 m entourant le quai de NWP.



Figure EC1-6 : Installation de la barrière en écrans de palplanches d'acier de marque Waterloo Barrier^{MD} (reproduction autorisée par ECCC).

Régularisation et traitement des eaux de ruissellement et des eaux souterraines

Une installation de traitement des eaux souterraines a été nécessaire pour traiter les eaux souterraines contaminées qui s'accumulaient derrière la barrière d'isolement en argile et la barrière d'écrans de palplanches d'acier. Les niveaux des eaux souterraines sous le site de NWP ont été maintenus légèrement au-dessous du niveau du lac. Une installation de traitement au charbon actif en granulés (CAG) a été construite en 2001 pour traiter les eaux souterraines recueillies et l'effluent produit par les activités continues de NWP.

Des modifications ont été apportées au site industriel pour améliorer la gestion et le détournement des eaux de ruissellement. Un système de collecte a été installé le long de la tranchée de collecte des eaux souterraines.

Amélioration de l'habitat du poisson

Une étude sur l'amélioration de l'habitat du poisson a été faite pour évaluer et suivre la communauté ichtyologique autour de la propriété de NWP. L'étude a comparé les conditions avant et après l'assainissement et les a également comparées à celles d'autres sites dans le port de Thunder Bay.

La conception du projet prévoyait le remplacement d'environ 150 000 m² de l'habitat du poisson, perdus en raison des travaux de dragage et de remplissage. Dans le cadre de la compensation exigée par le ministère des Pêches et des Océans pour remédier à la perte de l'habitat du poisson, environ 48 000 m² d'habitat aquatique nouveau ou modifié ont été créés dans deux zones. La remise en état de l'habitat palustre perdu dans le marais du nord a été achevée en 1999. Des améliorations techniques de l'habitat le long de la digue ont été achevées en 2002. Un projet de plantation pour les espaces verts a été mis en œuvre en juin 2003.



Figure EC1-7 : Vue d'ensemble des caractéristiques de l'amélioration de l'habitat du poisson (reproduction autorisée par ECCC).

Surveillance de l'environnement

Une **surveillance de la qualité de l'eau** est entreprise pendant la construction des digues, l'isolement du site, la mise en place du remblai et le retrait de sédiments afin de confirmer que les mesures mises en œuvre permettent de protéger l'environnement et fournissent des données pour l'évaluation de la technologie d'enlèvement novatrice qui a été utilisée.

Une **surveillance de l'habitat de remplacement du poisson** a été effectuée pour mesurer la réussite des activités de création et de restauration de l'habitat du poisson. Afin d'éviter toute perte nette d'habitat du poisson, la digue et le littoral ont été traités pour améliorer leur capacité à servir d'habitat aux poissons et à d'autres animaux sauvages. L'efficacité de la création et de l'amélioration de l'habitat du poisson dans les secteurs intercostiers et marécageux du projet a été évaluée. Les résultats des études de 2004 et 2006 suggèrent que l'habitat du poisson autour des zones restaurées de NWP est semblable à celui d'autres sites dans le port de Thunder Bay. Étant donné que les mesures correctives n'ont pas été terminées avant 2003, la réponse de la communauté ichthyologique autour de la propriété de NWP est probablement en évolution et nécessitera un échantillonnage ultérieur pour la documenter davantage (Parker et coll., 2008).

Une **surveillance du milieu terrestre** a été effectuée pour consigner les répercussions sur la faune pendant la construction et pour évaluer l'utilisation par la faune des zones en milieu terrestre de la digue et de la barrière visuelle végétalisée.

Une **surveillance des eaux souterraines** a été effectuée pour mesurer les niveaux de contaminants et leurs changements dans les eaux souterraines à long terme, ainsi que pour mesurer les débits des eaux souterraines.

Une **surveillance des sédiments** et une **surveillance biologique** ont été effectuées dans le cadre du plan de surveillance à long terme (voir ci-dessous).



Figure EC1-8 : Échantillonnage de sédiments (reproduction autorisée par ECCC).

Surveillance à long terme

En 1999, on a réalisé une étude après la construction pour établir l'état fondamental du port. Les résultats de cette étude ont été utilisés pour assurer le suivi du rétablissement naturel des sédiments dans la zone 3B, située à l'extérieur de la RCB.

La surveillance a consisté en une analyse chimique des sédiments pour détecter des composés d'HAP et en une série d'essais biologiques dont la surveillance biologique des moules pour détecter des HAP, l'évaluation de la communauté benthique et la réalisation d'essais biologiques en laboratoire sur les sédiments. Quinze sites, situés à 50 m et à 100 m de la RCB, ont été échantillonnés.

Des études de suivi ont été réalisées en 2004, en 2009 et en 2014 afin de mesurer le rétablissement naturel dans la zone portuaire à l'extérieur de la RCB (ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs [MEPNP], 2020). Les données de 2014 ont indiqué que la contamination persistait dans certaines zones d'échantillonnage autour du site de NWP, plus particulièrement dans des zones situées dans le coin nord-est de la

digue en enrochement et à mi-chemin du côté est de la digue en partant du coin nord-est (ÉBAUCHE DU MEPNP, 2020). Des échantillons ont de nouveau été prélevés en 2020 pour évaluer le rétablissement de ces zones, mais les résultats sont toujours en cours d'analyse et d'évaluation.

Consultation publique et évaluation environnementale

Le projet a été évalué en vertu de la *Loi canadienne sur l'évaluation environnementale (LCEE)* de 1992 à titre d'étude approfondie. La *LCEE* a défini les responsabilités des projets auxquels participait le gouvernement du Canada ainsi que les procédures que ceux-ci devaient suivre pour évaluer les effets négatifs importants qu'ils pouvaient causer.

Environnement Canada était l'autorité responsable (AR) principale en vertu de la *LCEE* de 1992 et donc était responsable de la réalisation de l'évaluation globale, car il a accordé des fonds fédéraux au projet. Les autres AR comprenaient la Direction de la gestion des pêches et de l'habitat du ministère des Pêches et des Océans (MPO), en raison des déclencheurs de la *Loi sur les pêches* en vertu de la *LCEE* (1992), ainsi que la Garde côtière canadienne, qui faisait également partie du MPO, en raison des déclencheurs de la *Loi sur la protection des eaux navigables* [désormais la *Loi sur la protection de la navigation*] en vertu de la *LCEE* (1992). Une étude approfondie était nécessaire pour ce projet puisqu'il comprenait la construction d'une installation temporaire pour le traitement de matières pouvant être classées comme des déchets dangereux.

Durée du projet

Le projet a débuté en 1997 et s'est achevé en 2004.

Résumé des travaux

Au cours de ce projet, 11 000 m³ de sédiments très contaminés ont été retirés, traités et réutilisés, 21 000 m³ de sédiments contaminés ont été confinés, 28 000 m³ de sédiments ont été laissés sur place pour un rétablissement naturel surveillé et cinq hectares d'habitat du poisson ont été créés.



Figure EC1-9 : Site de NWP avant et après l'assainissement (reproduction autorisée par ECCC).

Coût

Le budget initial du projet était de 9,3 M\$ et sa réalisation a coûté 20 M\$.

Activité	Budget initial (en milliers de dollars)	Budget réel (en milliers de dollars)	Écart	Répartition Initiale (%)	Répartition Réelle (%)
Construction de la digue	1 950	2 200	250	22	11
Dragage	730	1 100	370	8	6
Traitement	2 300	4 300	2 000	26	23
Isolement	500	3 600	3 100	6	19
Confinement	1 450	2 000	550	17	10
Création d'habitats	250	390	140	3	2
Traitement des eaux souterraines	650	1 170	520	8	6
Gestion des eaux de ruissellement	150	335	185	2	2
Surveillance de l'environnement et de la construction	200	730	530	2	4
Surveillance à long terme	250	400	150	3	2
Gestion de projet	300	2 800	2 500	3	15
Imprévus et assurances	570	975	405		

Total	9 300	20 000	10 700	100	100
--------------	--------------	---------------	---------------	------------	------------

Leçons retenues

1. Il faut réaliser des essais à l'échelle pilote avant d'attribuer les contrats de construction, ce qui offre une plus grande souplesse pour s'adapter aux circonstances imprévues.
2. La mare de créosote aurait dû être traitée séparément des sédiments contaminés.
3. Il faut effectuer une caractérisation chimique et géotechnique complète de l'état d'un site.
4. Lors de l'évaluation des options pour la gestion des sédiments, il ne faut pas limiter le choix en fonction d'un budget prédéterminé.

Bibliographie

CONSEIL CANADIEN DES MINISTRES DE L'ENVIRONNEMENT (CCME). Critères provisoires canadiens de qualité environnementale pour les lieux contaminés, septembre 1991, Rapport du CCME EPC-CS34.

ENVIRONNEMENT CANADA, DST CONSULTING ENGINEERS INC. ET DILLON CONSULTING LIMITED. *Northern Wood Preservers Site Sediment Remediation Project, Thunder Bay Harbour, Comprehensive Study Report* (Rapport de l'étude approfondie du projet d'assainissement des sédiments contaminés du site de Northern Wood Preservers dans le port de Thunder Bay) [en anglais seulement], décembre 1996.

ENVIRONNEMENT CANADA (EC) ET LE MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DE L'ONTARIO (MEO). Brochure sur le projet Northern Wood Preservers Alternative Remediation Concept (NOWPARC), 2005, EN164-5/2005F, 0-662-74844-1.

GOLDER ASSOCIÉS. *Project Completion Report—Northern Wood Preservers Alternative Remediation Project (NOWPARC) Project, Northern Wood Preservers Site, Thunder Bay Ontario* [en anglais seulement], juin 2005, présenté au comité directeur de NOWPARC.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, DE LA PROTECTION DE LA NATURE ET DES PARCS (MEPNP) DE L'ONTARIO. (ÉBAUCHE). *Post-Remediation Monitoring of the Northern Wood Preservers Inc. Site in Thunder Bay Harbour: Results from the 2014 Biomonitoring Investigation* (Surveillance après l'assainissement du site de Northern Wood Preservers Inc. dans le port de Thunder Bay : résultats des recherches de la surveillance biologique de 2014) [en anglais seulement], rédigé par la Section de la surveillance biologique et la Section de la surveillance de l'eau du ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario, 2020.

PARKER, S., ADDISON, P.A, MACINTOSH, K. J., et GARACH, G.R. *Northern Wood Preservers Alternative Remediation Concept (NOWPARC), Fish community comparison between nearshore remediation areas of the Northern Wood Preservers facility and four nearshore areas within Thunder Bay Harbour in 2004 and 2006* (Comparaison des communautés ichthyologiques entre les zones littorales d'assainissement de l'installation de Northern Wood Preservers et quatre zones littorales du port de Thunder Bay en 2004 et en 2006) [en anglais seulement], Rapport du ministère des Richesses naturelles de l'Ontario [désormais le ministère des Richesses naturelles et des Forêts], de l'Unité de gestion des ressources des Grands Lacs supérieurs – lac Supérieur,

Thunder Bay, Ontario, Canada, et du Gouvernement du Canada, Pêches et Océans Canada,
Thunder Bay, Ontario, Canada, 2008.

Étude de cas 2 : Recouvrement en couche mince (RCM) au havre Peninsula (anse Jellicoe), Ontario, Canada

Le havre Peninsula est l'un des 43 secteurs préoccupants désignés dans le cadre de l'Accord de 1987 relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs conclu entre le Canada et les États-Unis. Il a été désigné ainsi parce qu'un examen des données existantes avait indiqué que la qualité de l'eau et la santé de l'environnement s'y étaient gravement détériorées. Une surveillance plus approfondie a montré des niveaux élevés de contaminants dans les poissons et les sédiments, une perte d'habitat du poisson ainsi que des communautés benthiques (les vers et insectes vivant sur le fond du lac) et ichtyologiques (les poissons) détériorées. Les sédiments contaminés de l'anse Jellicoe du havre Peninsula ont été recouverts d'une mince couche de sable propre en 2012. Il s'agissait du premier projet de recouvrement par une couche mince au Canada afin de gérer des sédiments contaminés.

Emplacement

Le havre Peninsula est situé sur la rive nord du lac Supérieur, près de la ville de Marathon, en Ontario (figure EC2-1). Dans le havre Peninsula, les concentrations de mercure dans les sédiments et les tissus des invertébrés étaient les plus élevées à l'anse Jellicoe. Les seuls affluents de l'anse Jellicoe sont deux petits ruisseaux, soit le ruisseau Shack et un ruisseau sans nom au nord de Shack Creek. À l'anse Jellicoe, la zone nécessitant une gestion a été délimitée en fonction du risque.



Figure EC2-1 : Anse Jellicoe, havre Peninsula, Ontario, Canada (reproduction autorisée par AECOM).

EN	FR
Blondin Island	île Blondin
Peninsula Harbour	Havre Peninsula
Skin Island	île Skin
Jellicoe Cove	Anse Jellicoe
Hawkins Island	île Hawkins
The Peninsula	La péninsule
Lake Superior	Lac Supérieur
Meters	Mètres
Source: Imagery from ESRI Imagery World 2D Layer	Source : Environmental Systems Research Institute (ESRI) Imagery World 2D Layer
Marathon Canada Sediment Remediation	Assainissement des sédiments à Marathon au Canada
Site Location Map	Carte de localisation du site

Date: 11,09	Date : 9 novembre
DRWN: J.E.B	DESSIN : J.E.B
Figure 1	Figure 1

Caractérisation du site

La zone de gestion des sédiments est d'environ 250 000 m² ou 25 ha. La profondeur d'eau dans la zone de gestion variait entre 4 et 20 m. En raison de l'éloignement des lieux, l'équipement et certains matériaux de recouvrement (sable grossier) ont été transportés sur de grandes distances (moyennant des coûts et des délais supplémentaires).

Contaminants préoccupants

Les contaminants préoccupants sont le mercure et les BPC. Les concentrations totales de mercure dans les sédiments superficiels variaient de 0,04 à 19,50 µg/g, ce qui dépasse le niveau d'effet sévère (NES) (Lignes directrices de l'Ontario sur la qualité des sédiments) à partir duquel les sédiments sont susceptibles de nuire à la santé des organismes qui y vivent. La concentration moyenne de mercure à la surface était de 7 ppm, soit 3,5 fois plus que le NES. Une concentration de BPC dans les sédiments allant jusqu'à 1058 ng/g a été trouvée dans l'anse Jellicoe (Hayton, 2005).

Source de contamination

La contamination des sédiments au havre Peninsula est attribuable aux activités passées de l'usine de pâte à papier et une usine de chlore-alcali. L'usine a cessé ses activités en 2009.

Caractérisation du risque

On a réalisé une évaluation des risques écologiques et une évaluation préalable des risques pour la santé humaine. Les résultats de l'évaluation des risques ont indiqué que :

- les invertébrés vivant dans les sédiments ne sont pas susceptibles de subir les effets négatifs du mercure ou des BPC,
- les fonctions reproductrices des poissons peuvent être réduites par le mercure et les BPC,
- les oiseaux ne sont pas susceptibles de subir les effets négatifs du mercure ou des BPC présents dans les poissons qu'ils consomment,
- certains jeunes visons peuvent subir les effets négatifs des BPC présents dans les poissons qu'ils mangent; les concentrations actuelles de mercure ne sont pas susceptibles de nuire au vison,
- les familles des pêcheurs peuvent être exposées à la présence de BPC dans les poissons provenant du secteur préoccupant. Les niveaux actuels de mercure ne sont pas susceptibles de nuire aux pêcheurs et à leur famille.

Critère d'assainissement

Le critère d'assainissement pour le havre Peninsula est un total de 3 mg/kg de mercure. La gestion des zones qui dépassent 3 mg/kg de mercure réduira à des teneurs acceptables le risque lié au mercure et aux BPC, car les zones contaminées par les BPC sont situées au même endroit que les zones contaminées par le mercure à plus de 3 mg/kg.

Solution choisie

Le recouvrement en couche mince a été choisi comme l'option à privilégier pour gérer les sédiments contaminés dans le havre Peninsula par les gestionnaires des risques d'ECCE et du ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique (MEACC) de l'Ontario, après un examen des commentaires des intervenants et du comité technique du havre Peninsula. Le recouvrement en couche mince à l'anse Jellicoe réduira la dispersion des sédiments contaminés de l'anse Jellicoe vers le reste du havre Peninsula.

Le rétablissement naturel surveillé, le recouvrement d'isolement, le recouvrement en couche mince et le dragage (ou une combinaison de ces options) sont des options qui ont été étudiées pour la gestion des sédiments. Le recouvrement en couche mince a été choisi comme l'option à privilégier, sur la base des commentaires reçus des intervenants locaux, de la collectivité autochtone et du public. Les critères suivants ont été utilisés pour choisir l'option définitive pour la gestion des sédiments :

- la capacité à atteindre les objectifs en matière de gestion des sédiments grâce à des cibles définies,
- la faisabilité technique (fiabilité, échéancier et exigences en matière de construction et d'exploitation),
- la préférence de la communauté,
- les effets sur l'environnement, les répercussions sur la santé humaine et la capacité à maîtriser la contamination résiduelle,
- les exigences en matière de surveillance chimique, physique et biologique,
- la conformité avec les exigences réglementaires,
- les coûts globaux du projet.

Conception du RCM

La base de la conception du RCM est que le matériau de recouvrement se mélange aux sédiments contaminés existants. La demande de propositions (DP) a été publiée sur la base du rendement et n'était pas normative. Elle indiquait une parcelle d'essai où des méthodes de mise en place du recouvrement devaient être mises à l'essai pour veiller à ce qu'elles respectent les critères de rendement avant la production à échelle réelle et permettent l'utilisation de nouvelles technologies ou méthodes.

Matériaux de recouvrement

Du sable propre, moyen et grossier a été choisi comme matériau de recouvrement. Le sable moyen était accessible à l'échelle locale, mais le sable grossier a été transporté par barge depuis l'île Manitoulin. Afin de protéger le matériau de recouvrement contre l'érosion attribuable à l'agitation par les hélices et aux courants locaux dans la zone recouverte, un sable plus grossier et un recouvrement plus épais ont été prévus le long du quai existant.

Une spécification pour le sable et les méthodes d'essai ont été élaborées pour évaluer la qualité du sable. Ces méthodes comprennent :

- obtenir un échantillon pour chaque volume de sable de 5000 m³ utilisé (quatre échantillons pour le sable grossier et six pour le sable moyen),

- s'assurer que chaque échantillon est un composite de cinq sous-échantillons prélevés dans l'ensemble du sable empilé (à la carrière),
- tester la masse volumique, la granulométrie et la chimie des échantillons,
- utiliser du sable moyen avec un diamètre moyen en masse (D_{50}) de 0,7 à 1,8 mm et du sable grossier avec un D_{50} de 3,1 à 3,8 mm,
- livrer du sable sur le site par camion (depuis la carrière locale) et par barge (depuis l'île Manitoulin),
- empiler le sable sur le quai pour garantir un approvisionnement suffisant,
- charger le sable du quai sur la barge servant à l'approvisionnement à l'aide d'une bande transporteuse.

Pour le sable moyen, le critère d'épaisseur du recouvrement était de 10 à 30 cm et l'épaisseur moyenne était de 15 cm. Pour le sable grossier, le critère était de 12,5 à 37,5 cm et l'épaisseur moyenne était de 20 cm.

Un recouvrement plus épais et un sable plus lourd ont été utilisés dans les zones de forte énergie hydrique (le long du quai MPI).

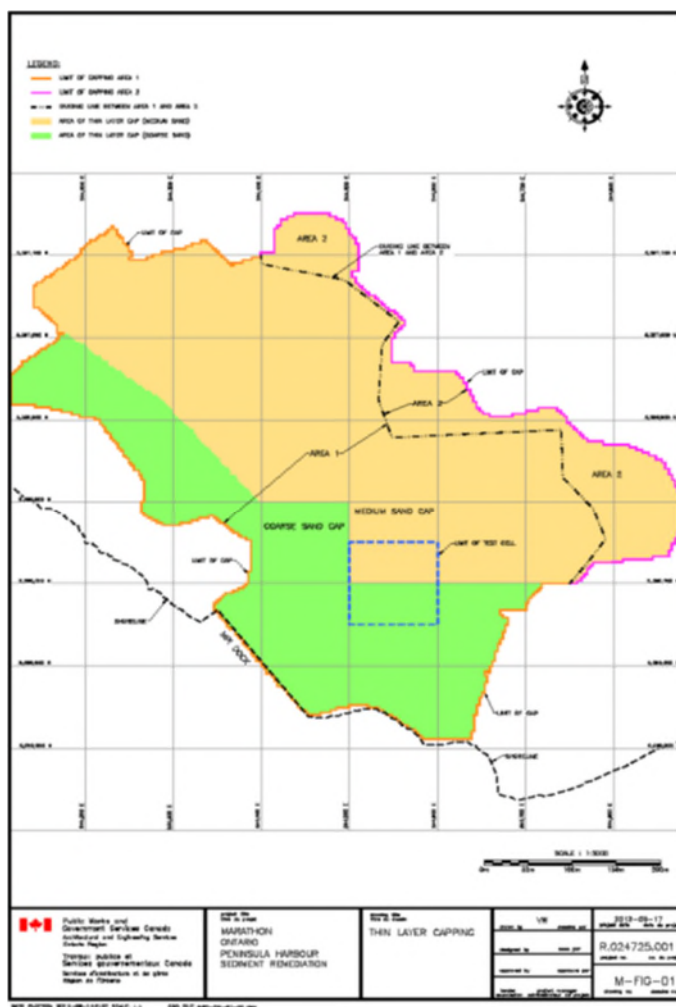


Figure EC2-2 : Zone recouverte (vert : sable grossier; beige : sable moyen) (reproduction autorisée par Services publics et Approvisionnement Canada).

Mesures d'atténuation environnementale et de contrôle environnemental

Des barrières de rétention de limon ont été utilisées pour réduire la dispersion des fines provenant du matériau de recouvrement et pour limiter celle de tout sédiment contaminé transporté en raison des activités de recouvrement. Des barrières de rétention de limon ont été suspendues au cadre d'une boîte fixée à la plateforme flottante, formant ainsi la structure d'un puits central.



Figure EC2-3 : Barrière de rétention de limon flottante suspendue à une boîte autour de la cellule de mise en place pour limiter le mouvement des fines (reproduction autorisée par Pacific Productions).



Figure EC2-4 : Barrières de rétention de limon autour d'habitats près du rivage pour protéger l'habitat du poisson (reproduction autorisée par ECCC).



Figure EC2-5 : Clôtures anti-érosion autour du sable empilé (matériau de recouvrement) (reproduction autorisée par ECCC).

Activités de recouvrement

Le recouvrement a été réalisé en deux phases :

- **Phase d'essai** : les techniques de mise en place ont été améliorées pour les sables moyens et grossiers afin d'optimiser la technique de mise en place tout en respectant les critères relatifs à l'épaisseur du recouvrement et à la qualité de l'eau,
- **Phase de production** : utilisation systématique de la méthode sélectionnée lors de la phase d'essai.

La mise en place des recouvrements à l'aide de godets a été choisie par l'entrepreneur. Cette méthode respectait les critères de rendement indiqués dans la DP.

Un système de positionnement DREDGEPACK^{MD} intégré avec RTK et GPS a été utilisé pour déterminer avec précision l'emplacement du godet sur la grille de mise en place (un godet dans chaque grille) et pour effectuer les tâches suivantes :

- contrôler le taux de mise en place du sable en limitant la taille de la grille. Par exemple, le pas de chaque grille a été établi à 2,95 m sur 2,95 m pour obtenir une épaisseur moyenne de recouvrement de 20 cm,
- consigner chaque godet et chaque grille à l'aide du logiciel DREDGEPACK^{MD},
- adapter périodiquement la taille de la grille de mise en place pour tenir compte de l'évolution des profondeurs d'eau et des taux de dispersion en fonction des résultats du carottage,
- appliquer du sable jusqu'à ce que toute la cellule soit recouverte, puis prélever des carottes pour vérifier l'épaisseur.

Des carottes ont été prélevées à l'aide d'un dispositif de carottage à piston suspendu par des câbles, afin de garantir que les critères d'épaisseur du recouvrement étaient respectés.

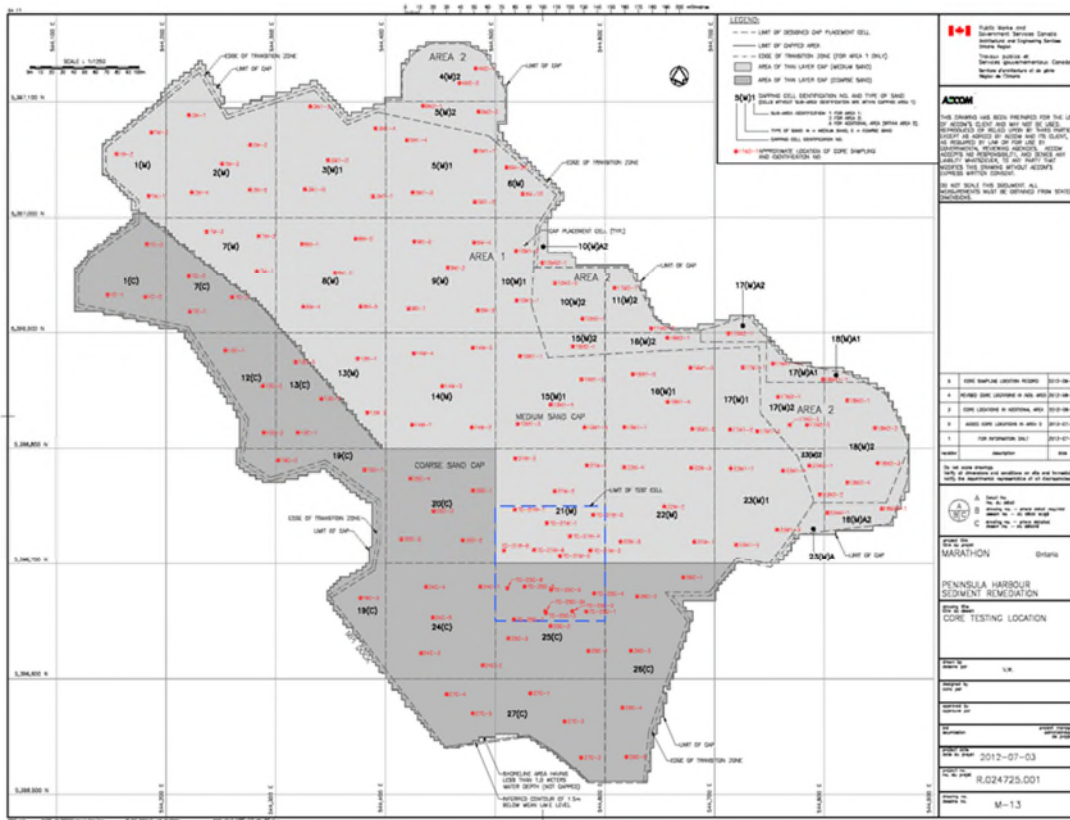


Figure EC2-5 : Zone recouverte et emplacements du carottage (gris foncé : sable grossier; gris : sable moyen) [reproduction autorisée par AECOM].



Figure EC2-6 : Vérification par carottage de l'épaisseur du recouvrement (reproduction autorisée par AECOM).

Surveillance de la construction

La couverture de la zone de recouvrement, l'épaisseur du recouvrement en couche mince et la qualité de l'eau ont été surveillées pendant la construction.

Surveillance de la qualité de l'eau

La surveillance de la qualité de l'eau a été divisée en quatre phases :

1. la phase de base (préalable au recouvrement),
2. la phase d'essai (une semaine intensive).

Pendant la phase d'essai, des mesures en temps réel (turbidité, solides en suspension totaux, température, conductivité électrique et oxygène dissous [OD]) ont été prises à des intervalles allant de 25 m à 100 m de la barge servant au recouvrement. Des échantillons d'eau ont été prélevés pour l'analyse des solides en suspension totaux et des échantillons d'eau supplémentaires ont été prélevés au fond (à 0,5 m du fond) pour l'analyse du mercure et des BPC.

3. la phase normale (exploitation).

Pendant l'exploitation, la surveillance a été effectuée deux fois par jour, deux fois par semaine. Des mesures en temps réel (turbidité, solides en suspension totaux, température, conductivité électrique et OD) ont été prises à 100 m de la barge servant au recouvrement. Le ruisseau Shack Creek, le site témoin et un autre site de référence ont également été échantillonnés pour établir les niveaux de fond.

4. la phase de surveillance conditionnelle ou supplémentaire.

Une surveillance supplémentaire a été effectuée lorsqu'une modification majeure a été apportée aux activités (modification des procédures) ou lorsqu'un panache visible s'étendant sur au moins 50 m depuis la barge servant au recouvrement a été observé. Une surveillance conditionnelle a été effectuée jusqu'à ce qu'il ait été confirmé que le changement opérationnel respectait les critères en matière de turbidité.

La qualité de l'eau à trois profondeurs (surface, milieu et fond) a été surveillée ainsi que sur des sites d'échantillonnage choisis en fonction de l'emplacement des activités de recouvrement. Des mesures de la turbidité, de la température et de l'oxygène dissous ont été prises.

Des échantillons d'eau ont également été prélevés en profondeur pour évaluer le rejet de mercure et de BPC provenant des sédiments contaminés en raison des activités de recouvrement.

Les critères pour la surveillance de la qualité de l'eau sont résumés dans le tableau 1.

Tableau B-1 : Critères pour la surveillance de la qualité de l'eau.

Critères	Zone en eaux peu profondes protégée par un rideau de turbidité (au besoin)		Zone sans rideau de turbidité	
	TSS (mg/L)	Turbidité [uTN]	TSS (mg/L)	Turbidité [uTN]

Critères primaires : un dépassement exige une déclaration immédiate de l'entrepreneur et l'arrêt des activités afin d'en évaluer la cause	45	15	150	50
Mesure prise à :	10 m du côté terrestre de la barrière de rétention de limon		100 m des activités de recouvrement	
Critères secondaires : un dépassement exige une déclaration immédiate de l'entrepreneur afin d'en évaluer la cause et d'en assurer un suivi continu; un deuxième excès dans une période d'une heure exige l'arrêt des activités pour en évaluer la cause	25	8	90	30
Mesure prise à :	tout emplacement dans les 10 m du côté terrestre de la barrière de rétention de limon		100 m des activités de recouvrement	
Remarques : <ul style="list-style-type: none"> • Le TSS est le critère de contrôle. La turbidité peut être corrigée à la suite d'un examen du lien propre au site entre le TSS et la turbidité. • Le niveau de fond sera déterminé par le calcul de la moyenne du TSS par rapport à la turbidité à toutes les profondeurs du site de référence. • Les critères sont comparés à la moyenne de la colonne d'eau selon les profondeurs de mesure indiquées ci-après. • Profondeur du prélèvement d'échantillons d'eau en temps réel : <ul style="list-style-type: none"> — ≤ 2 m : une mesure à mi-profondeur — > 2 m et < 4 m : deux mesures, soit une mesure à 0,5 m sous la surface et une autre à 0,5 m du fond — ≥ 4 m : trois mesures, soit une mesure à 0,5 m sous la surface, une mesure à mi-profondeur et une autre à 0,5 m du fond 				

Résumé de la surveillance de la qualité de l'eau

1. À la limite de conformité de 100 m, tous les relevés de turbidité et des solides en suspension totaux étaient conformes pendant la surveillance normale.

2. La surveillance conditionnelle a été effectuée trois fois pendant l'ensemble des travaux de recouvrement. Dans chaque cas, des changements opérationnels ont été effectués pour réduire la turbidité. L'excès de turbidité a été causé par :
 - le remous des hélices d'un remorqueur,
 - le grattage du fond du lac par le rideau de turbidité dans des zones peu profondes,
 - le recouvrement effectué sans rideau de turbidité complet.

Durée du projet

Le projet a commencé à l'été 2012 et s'est achevé en août 2012.

Coût

Le coût du projet était d'environ 7 M\$, excluant la surveillance à long terme.

Résumé des travaux de recouvrement

1. Recouvrement de 23 ha avec du sable moyen et grossier.
2. Mise en place de 36 000 tonnes de sable grossier et de 49 600 tonnes de sable moyen.
3. La production moyenne était de 4 635 m², ou 1 616 tonnes, par jour.
4. Le recouvrement a commencé le 5 juin 2012 et s'est terminé le 5 août 2012 (48 jours de travail avec des quarts de travail de 12 heures).
5. Trois heures de retard en raison de la météo et 26 heures de retard en raison d'ennuis mécaniques.
6. Une vidéo du projet de recouvrement en couche mince du havre Peninsula a été produite [en anglais seulement]. <https://www.youtube.com/watch?v=UZExnX5Q-70>

Surveillance du rétablissement de l'écosystème

Un plan de surveillance à long terme sur vingt ans a été conçu, il comprend les éléments suivants :

1. la reconstitution de la végétation aquatique immergée et le déplacement du recouvrement (0, 1, 3, 5 et 10 ans après le recouvrement),
2. la reconstitution de la communauté benthique (5, 10, 15 et 20 ans après le recouvrement),
3. une étude sur les tissus des invertébrés benthiques (mercure [Hg]) (5, 10, 15 et 20 ans après le recouvrement),
4. une étude sur les tissus des poissons (5, 10, 15 et 20 ans après le recouvrement),
5. la chimie des sédiments (5, 10, 15 et 20 ans après le recouvrement).

Les résultats de l'étude précédente permettent de déterminer les volets de l'étude suivante. La fréquence de la surveillance et les volets de l'étude dépendent des résultats de l'étude précédente. Même si une période de vingt ans est allouée à la surveillance à long terme du havre Peninsula, celle-ci peut se terminer plus tôt ou plus tard en fonction des résultats.

En 2017, une étude quinquennale de surveillance après le recouvrement a été menée au havre Peninsula et le rapport sera publié en 2019.

Leçons retenues

Il a été essentiel, pour la réussite du projet, de commencer les travaux de construction au début du printemps (trois heures d'arrêt de travail en raison de la météo).

La possibilité de modifier la séquence des cellules à recouvrir était précieuse pour maintenir la productivité, eu égard à l'optimisation des travaux de construction et à la réduction autant que possible de la perturbation du recouvrement.

Étude de cas 3 : Rétablissement naturel surveillé du fleuve Saint-Laurent, Cornwall, Ontario, Canada

Le bief du fleuve Saint-Laurent à Cornwall représente l'un des 43 secteurs préoccupants désignés dans le cadre de l'Accord de 1987 relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs conclu entre le Canada et les États-Unis. Elle a été désignée ainsi parce qu'un examen des données existantes a indiqué que la qualité de l'eau et la santé de l'environnement s'y étaient gravement détériorées.

Depuis la révolution industrielle, Cornwall est un centre industriel. De la fin du XIX^e siècle au XX^e siècle, les sources passées de pollution industrielle étaient ponctuelles. Au cours de la dernière décennie, les trois sources industrielles de contamination (Domtar, Imperial Chemical Industries [ICI] et Courtaulds) ont toutes été fermées et désaffectées. Les sites de sédiments du fleuve Saint-Laurent ont été étudiés depuis le milieu des années 1970 dans l'espoir de comprendre la nature et l'étendue de la contamination par le mercure dans le fleuve. Ces efforts ont permis de cerner trois zones de sédiments présentant de fortes concentrations de mercure devant être gérées.

Le fleuve Saint-Laurent a été le premier secteur préoccupant canadien à adopter le RNS à titre de stratégie de gestion des sédiments lorsque la stratégie relative aux sédiments contaminés (SSC) pour le secteur préoccupant du fleuve Saint-Laurent à Cornwall a déterminé en 2005 que le RNS était l'option à privilégier pour la gestion des sédiments. Un comité directeur composé de divers ministères et d'un groupe autochtone local a été formé pour superviser les progrès du RNS.

Diverses études ont été réalisées de 2005 à 2015 afin d'améliorer la compréhension de l'état du site et d'évaluer les progrès initiaux du RNS. Il a été reconnu en 2015 qu'un plan officiel pour vérifier la réussite du rétablissement était nécessaire conformément au RNS. Des objectifs d'assainissement et un plan de surveillance à long terme (PSLT) ont été élaborés en 2017 pour suivre les progrès du RNS et confirmer lorsque ces cibles seraient atteintes.

Emplacement

Le fleuve Saint-Laurent se déverse depuis le lac Ontario jusqu'au golfe du Saint-Laurent. Il traverse l'Ontario et le Québec ainsi que l'État de New York. La ville de Cornwall, en Ontario, se trouve sur la rive nord du fleuve Saint-Laurent, en face de New York et juste en amont du Québec (figure EC3-1). La contamination préoccupante par le mercure est située dans trois zones le long du littoral de Cornwall.

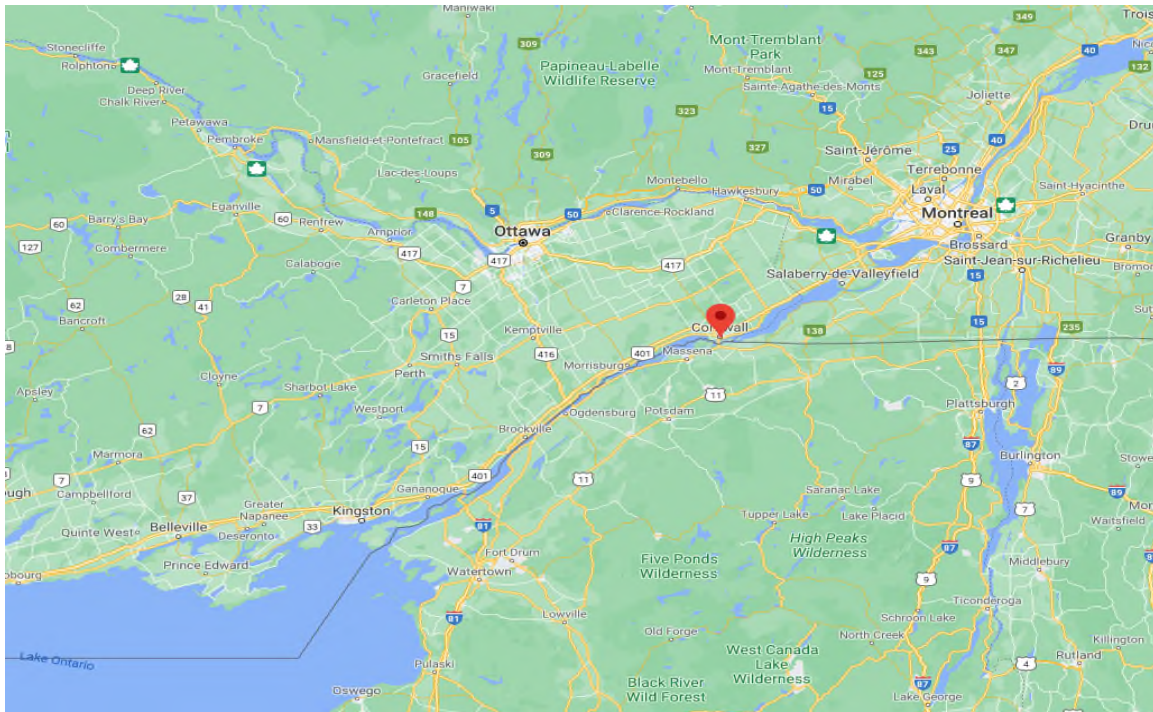


Figure EC3-1 : Carte du site de Cornwall.

Contaminants préoccupants

Le site du fleuve Saint-Laurent comporte environ 130 000 m³ de fond dont les sédiments présentent une concentration de métaux (cuivre, plomb, zinc et mercure) qui dépasse les lignes directrices de la province de l'Ontario. De plus, dans une de ces zones, on a aussi constaté un dépassement relativement aux normes sur les huiles et les graisses. Du point de vue d'un secteur préoccupant, le mercure est le principal contaminant préoccupant en raison du potentiel de bioaccumulation et de bioamplification.

Source de contamination

Les sources industrielles passées étaient ponctuelles et ont été actives de la fin du XIX^e siècle au XX^e siècle et comprennent une ancienne usine de chlore-alcali, la ICI Forest Products/Cornwall Chemicals, une ancienne usine de papier, une ancienne usine de textile et d'autres sites industriels.



Figure EC3-2 : Zones de contamination du site du fleuve Saint-Laurent (reproduction autorisée par le gouvernement du Canada et le gouvernement de l'Ontario).

EN	FR
ICI/CCL	Imperial Chemical Industries (ICI)/Cornwall Chemicals Limited (CCL)
Domtar	Domtar
ZONE 1	ZONE 1
ZONE 3	ZONE 3
Courtaulds	Courtaulds
ZONE 2	ZONE 2
PILON ISLAND	ÎLE PILON
CORNWALL ISLAND	ÎLE CORNWALL
Kilometers	Kilomètres



Figure EC3-3 : Photographies de la zone 1 (reproduction autorisée par ECCC).



Figure EC3-4 : Photographies de la zone 2 (reproduction autorisée par ECCC).



Figure EC3-5 : Photographies de la zone 3 (reproduction autorisée par ECCC).

Caractérisation du risque

Le principal outil pour évaluer les risques pour les organismes benthiques sur les sites est la méthode BEAST (évaluation des sédiments benthiques) d'Environnement et Changement climatique Canada (Reynoldson et coll., 2000). Cette méthode fait appel à quatre sources de données (chimie des sédiments, toxicité des sédiments, structure des communautés benthiques et mesure de la bioaccumulation) et comprend un grand nombre de sites de référence dans une base de données mise à jour en permanence aux fins de comparaison. Les concentrations de mercure et de méthylmercure dans les sédiments demeurent élevées par rapport aux sites de référence. La toxicité est présente pour certains des organismes utilisés dans ce travail, mais les effets de la toxicité sont demeurés relativement stables dans le temps. Les concentrations de méthylmercure dans le benthos sont pour la plupart stables, mais avec quelques légères augmentations dans les zones 1 et 3. La structure de la communauté est demeurée relativement stable jusqu'à présent et il y a généralement quelques petits écarts par rapport aux sites de référence, en fonction des paramètres examinés.

Les concentrations de base de mercure dans les tissus des poissons ont montré une grande variabilité.

Les risques pour la santé humaine ont également été évalués pour les trois zones pour ce qui est du contact direct avec les sédiments lors de la nage et de la pêche à gué. Compte tenu des utilisations actuelles de la zone, aucun risque pour la santé humaine n'a actuellement été signalé.

Critère de gestion

Les buts du RNS du site ont été définis et divisés comme suit en buts primaires (les plus importants pour montrer l'amélioration) et secondaires (fournissant des renseignements supplémentaires sur les progrès réalisés dans la réalisation des buts primaires).

Les buts primaires des zones 1 à 3 sont les suivants :

1. les concentrations de mercure total et de méthylmercure total dans les sédiments de surface des zones littorales et extracôtières des trois zones sont comparables aux concentrations en amont,
2. les concentrations de mercure total dans les tissus des jeunes de l'année ou des poissons-fourrages prélevés sur le littoral sont comparables aux concentrations en amont,
3. les concentrations de méthylmercure dans les invertébrés benthiques des zones littorales et extracôtières sont comparables aux concentrations en amont,
4. les concentrations de mercure total et de méthylmercure total dans les sédiments des bassins collecteurs sont comparables aux concentrations des bassins collecteurs de référence pour une évaluation des sources permanentes.

Les buts secondaires pour les zones de sédiments 1 à 3 sont les suivants :

1. Les tendances des concentrations de mercure total dans les sédiments des zones littorales et extracôtières en fonction de la profondeur des sédiments :
 - Le but sera atteint si les carottes prélevées lors d'un ou de plusieurs échantillonnages dans ces trois zones donnent des profils verticaux montrant une tendance décroissante de la concentration de mercure avec la baisse de la profondeur du sédiment. Les tendances à la baisse des concentrations et la baisse de la profondeur des sédiments peuvent être démontrées à l'aide de tests de régression statistique ou des comparaisons qualitatives.
 - Ces conclusions seront tirées séparément pour chacune des trois zones. Les conclusions générales reposeront sur la combinaison des preuves de chaque mesure indépendante.
2. L'intégrité et la stabilité des sédiments dans les trois zones pour évaluer si des sédiments plus profonds et plus contaminés seront exposés :
 - la stabilité des sédiments sera évaluée à l'aide d'une combinaison d'études au moyen d'un canal *in situ* (canal portatif utilisé sur le terrain), de carottes de sédiments (extraites du fond du fleuve et évaluées dans le canal en laboratoire), de caméras sous-marines et de courantomètres. Le risque d'érosion (par le courant) sera établi à l'aide de ces données et de la modélisation des courants au moyen d'un modèle hydrodynamique. Ce travail conduira à l'établissement d'un déclencheur de surveillance (probablement un seuil de débit à travers le barrage). Un traceur de sédiments (pollucite) sera mis en place et les concentrations de base seront mesurées afin de faciliter cette surveillance future (au besoin).

Solution choisie

L'examen des options d'assainissement a porté sur les trois options suivantes :

1. le rétablissement naturel surveillé,
2. le recouvrement,
3. le dragage.

Chaque option a été évaluée sur les plans de la faisabilité technique, des effets environnementaux qui pourraient en découler, des aspects socioéconomiques et de la capacité de respecter les critères liés au retrait du site de la liste des secteurs préoccupants.

Le RNS a été choisi puisque le risque pour le biote était faible dans les trois zones, une diminution d'origine naturelle des concentrations semblait probable, les conditions physiques (affectant la mobilité des sédiments) semblaient stables et le risque pour l'environnement de la mise en œuvre serait minime. Le RNS compterait sur l'accumulation naturelle de sédiments plus propres par-dessus la contamination. En outre, comme pour toute solution *in situ*, des mesures administratives visant à limiter certaines activités étaient également nécessaires afin de ne pas remanier les sédiments plus profonds et plus contaminés.

Comme le RNS exige une surveillance à long terme pour évaluer le rétablissement d'un site, un plan de surveillance à long terme a été élaboré pour le site.

Surveillance à long terme

Voici le PSLT élaboré (tous les cinq ans jusqu'à ce que le rétablissement naturel soit vérifié) en vue de vérifier que les processus du RNS permettent la réalisation des buts :

1. Sédiments de surface des zones littorales et extracôtières :
 - une évaluation des concentrations totales de mercure et de méthylmercure dans les sédiments de surface des zones extracôtières (profondeur d'eau de plus de trois mètres) des zones 1 à 3 et des zones de référence; une évaluation de base de la région de Cornwall réalisée en 2017; un échantillonnage de la zone de référence en amont (lac Saint-Laurent) en 2018,
 - une évaluation de la concentration de mercure et de méthylmercure dans les sédiments prélevés dans les zones littorales à des profondeurs d'eau de moins de trois mètres dans les zones 1 à 3 et les zones de référence. Une évaluation de base a été réalisée en 2017 et en 2018.
2. Concentration totale de mercure dans les tissus des jeunes de l'année ou des poissons-fourrages :
 - une évaluation des concentrations de mercure total dans les tissus des jeunes de l'année ou des poissons-fourrages prélevés dans la partie littorale des zones 1 à 3 et des zones de référence; une évaluation de base réalisée en 2017; l'intégration du méthylmercure dans ces études pour tenir compte de la variabilité du pourcentage de méthylmercure entre les espèces.
3. Invertébrés benthiques :
 - une évaluation des concentrations de méthylmercure chez les invertébrés benthiques des zones littorales et extracôtières des zones 1 à 3 et des zones de référence en amont du lac Saint-Laurent; une évaluation de base réalisée en 2017.
4. Bassins collecteurs :
 - une évaluation des concentrations de mercure total et de méthylmercure total dans les sédiments accumulés dans les bassins collecteurs des zones touchées par le réseau d'égouts; une évaluation de référence réalisée en 2017.
5. Profil vertical du mercure :
 - une évaluation des concentrations de mercure total dans les sédiments des zones littorales et extracôtières en fonction de la profondeur des sédiments; une nouvelle évaluation de base réalisée en 2017.
6. Intégrité des sédiments :
 - un plan de surveillance de l'intégrité des sédiments élaboré par ECCC en 2018 qui sera mis en œuvre en 2022; une stratégie combinée de méthodes *in situ* et *ex situ* à l'aide d'un canal qui sera utilisée pour déterminer le point auquel l'écoulement des eaux sus-jacentes pourrait éroder les sédiments de surface. Ces renseignements, combinés à la détermination de la force exercée par les vitesses de courant variables, permettraient de déterminer si la vitesse du courant dans le fleuve Saint-Laurent présente un risque

d'érosion et de réexposition du mercure enfoui et à quel moment ce risque serait présent. Si ces conditions apparaissent dans l'avenir, une surveillance supplémentaire sera déclenchée dans les endroits à risque. Afin d'obtenir un moyen robuste de surveiller ces zones à risque (dans l'avenir), un traceur de sédiments (pollucite) sera mis en place et des concentrations de référence seront mesurées.



Figure EC3-6 : Activités du PSLT dans le cadre du RNS; échantillonnage de sédiments de surface (en haut); échantillonnage de bassins collecteurs (en bas à gauche); canal in situ (en bas à droite) (reproduction autorisée par le St. Lawrence River Institute of Environmental Sciences [SLRIES], le gouvernement du Canada et le gouvernement de l'Ontario).



Upstream reference sites

AOC contaminated sites

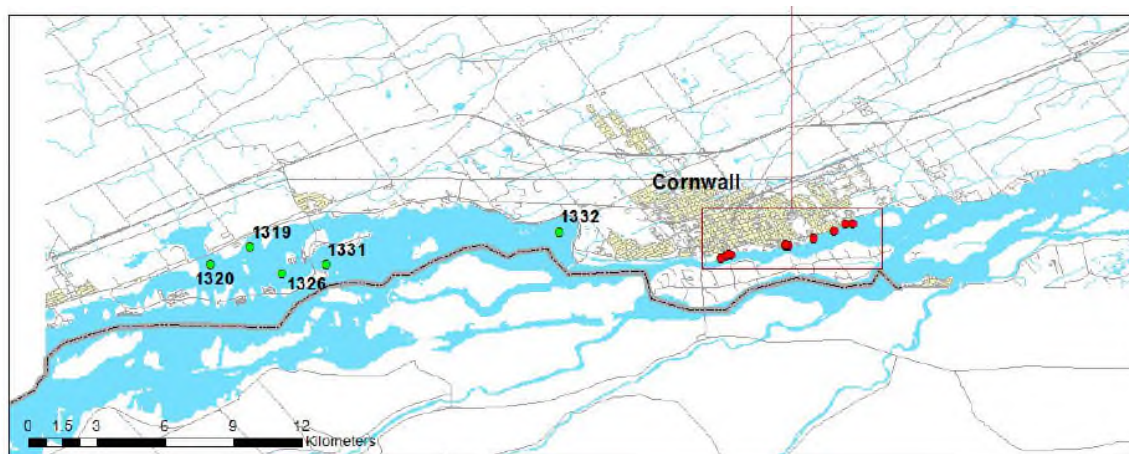


Figure EC3-7 : Sites de référence en amont par rapport aux zones d'étude sur les poissons (en haut) et le benthos (en bas) (reproduction autorisée par le SLRIES et ECCC).

EN	FR
Woodlands Islands	Îles Woodlands
Macdonell Island	Île Macdonell
Sheek Island	Île Sheek
Zone 1	Zone 1
Zone 3	Zone 3
Zone 2 West	Zone 2 ouest

Zone 2 East	Zone 2 est
Kilometers	Kilomètres
Upstream reference sites	Sites de référence en amont
AOC contaminated sites	Sites contaminés du SP

Coût

Du point de vue des coûts, comme pour tous les sites de RNS, le coût final demeurera inconnu jusqu'à ce que le dernier cycle de surveillance soit terminé et que le rétablissement soit vérifié. Le coût de base de l'échantillonnage était d'environ 350 000 \$.

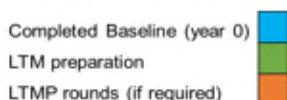
Chaque cycle d'échantillonnage suivant aura un coût variable, car la portée changera en fonction des résultats du cycle précédent. L'étendue spatiale de la surveillance sera réduite à mesure que le rétablissement sera confirmé dans certaines zones. Des éléments entiers du PSLT pourraient également ne plus être nécessaires si ces buts du rétablissement étaient réalisés et vérifiés. Le nombre requis de cycles de surveillance avant la vérification de la réussite du RNS est également une inconnue. Le déclenchement possible d'études ultérieures sur l'intégrité des sédiments (relativement aux préoccupations en matière d'érosion) constitue également une inconnue puisqu'il dépend des situations météorologiques dans l'avenir.

Un risque que présente le RNS du fleuve Saint-Laurent (et de tous les sites faisant l'objet d'un RNS) est que l'impossibilité de vérifier la réussite du rétablissement dans un délai raisonnable à l'aide des résultats du PSLT peut entraîner le besoin d'une gestion adaptative ultérieure. La nécessité d'une gestion adaptative, la portée de cette gestion et les coûts qui y sont liés constituent également une inconnue importante.

	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031	2032
LTMP Study																
Surface Sediment						1					2					3
Fish Tissue						1					2					3
Benthos						1					2					3
Catch Basins*						1					2					3
Vertical Hg Profile						1					2					3
Sediment Integrity																

If triggered

*Catch basin sampling could be conducted between rounds if conditions within the sewer system change



EN	FR
LTMP Study	Étude du PSLT
Surface Sediment	Sédiments de surface
Fish Tissue	Tissu des poissons

Benthos	Benthos
Catch Basins*	Bassins collecteurs*
Vertical Hg Profile	Profil vertical du mercure
Sediment Integrity	Intégrité des sédiments
If triggered	Si elle est déclenchée
*Catch basin sampling could be conducted between rounds if conditions with the sewer system change	* Un échantillonnage des bassins collecteurs peut être effectué entre les cycles si l'état du réseau d'égouts change.
Completed Baseline (year 0)	Surveillance de base effectuée (année 0)
LTM preparation	Préparation de la SLT
LTMP rounds (if required)	Cycles de SLT (le cas échéant)

Bibliographie

DEBARROS, C. et ANDERSON, J. *The 2005 Cornwall sediment strategy* (La stratégie relative aux sédiments contaminés de Cornwall de 2005) [en anglais seulement], ministère de l'Environnement de l'Ontario et Environnement Canada, 2010.

GOLDER ASSOCIÉS. *Cornwall Sediment Strategy: 2010 Update* (Stratégie relative aux sédiments contaminés de Cornwall : mise à jour de 2010) [en anglais seulement], préparé pour Environnement Canada, rapport n° 10-1151-0072, mars 2010.

RAMBOLL ENVIRON. *Conceptual Site Model St. Lawrence River AOC* (Modèle conceptuel du site du secteur préoccupant du fleuve Saint-Laurent) [en anglais seulement], présenté à Environnement et Changement climatique Canada, 15 août 2016.

RAMBOLL ENVIRON. *Final Report: Long-Term Monitoring Approaches: St. Lawrence River AOC Zones 1-3* (Rapport final : approches en matière de surveillance à long terme des zones 1 à 3 du secteur préoccupant du fleuve Saint-Laurent) [en anglais seulement], 22 juin 2017.

REYNOLDS, T.B., DAY, K.E. ET PASCOE, T. *The development of the BEAST: a predictive approach for assessing sediment quality in the North American Great Lakes* (L'élaboration de l'évaluation des sédiments benthiques [BEAST] : une méthode prédictive pour évaluer la qualité des sédiments dans les Grands Lacs en Amérique du Nord) [en anglais seulement], dans J.F. Wright, D.W. Sutcliffe et M.T. Furse (éd.), *Assessing the biological quality of fresh waters: RIVPACS and other techniques* (Évaluation de la qualité biologique de l'eau douce : système de classification et de prévision des invertébrés dans les cours d'eau [RIVPACS] et autres techniques) [en anglais seulement], Freshwater Biological Association, Royaume-Uni, 2000, p. 165 à 180.

Étude de cas 4 : Solutions combinées, récif Randle, port d'Hamilton, Ontario, Canada

Le port de Hamilton est l'un des 43 secteurs préoccupants désignés dans le cadre de l'Accord de 1987 relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs conclu entre le Canada et les États-Unis. Le récif Randle représente l'une des étapes importantes de l'assainissement du secteur préoccupant du port de Hamilton. Ce projet suit un modèle de financement partagé où un tiers est financé par le gouvernement fédéral, un tiers est financé par le gouvernement provincial et le dernier tiers est financé par des intervenants locaux. De ce fait, les partenaires financiers sont le gouvernement du Canada, le gouvernement de l'Ontario, ainsi que l'Administration portuaire de Hamilton, la Ville de Hamilton, la U.S. Steel Canada, la Municipalité de Burlington et la région d'Halton.

Emplacement

Le récif Randle est situé dans le port de Hamilton, à l'extrémité ouest du lac Ontario, au Canada. Une grande communauté commerciale et résidentielle entoure le port. Il s'agit du plus grand port canadien des Grands Lacs qui abrite l'une des plus grandes concentrations d'industries lourdes, y compris des aciéries, du Canada.

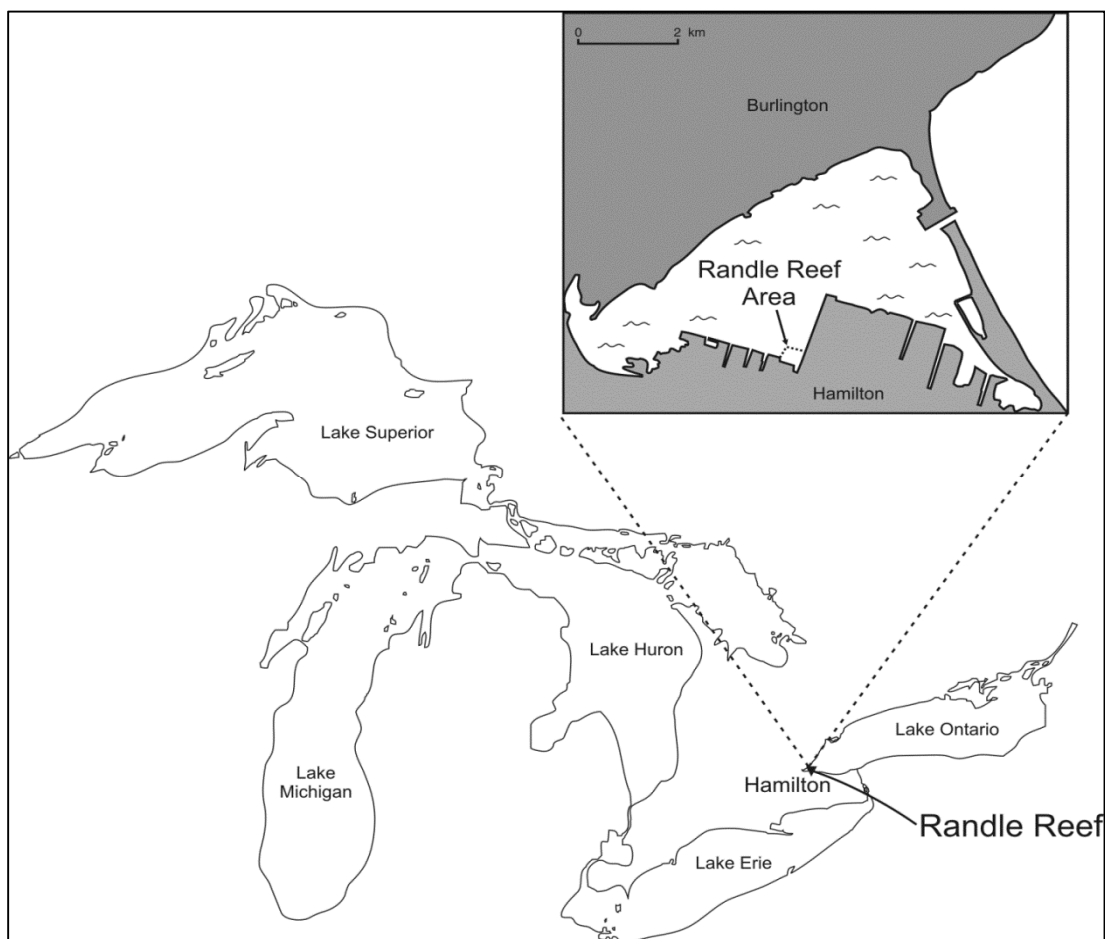


Figure EC4-1 : Carte de localisation du site du récif Randle.

EN	FR
Randle Reef Area	Zone du récif Randle
Lake Superior	Lac Supérieur
Lake Michigan	Lac Michigan
Lake Huron	Lac Huron
Lake Erie	Lac Érié
Lake Ontario	Lac Ontario
Randle Reef	Récif Randle

Contaminants préoccupants

Le chantier du projet d'assainissement des sédiments du récif Randle comprend environ 60 ha du fond du port qui sont contaminés par des HAP et des métaux lourds. Les concentrations totales d'HAP sur le site du récif Randle atteignent 166 000 mg/kg et la concentration moyenne sur le site est de 5 000 mg/kg dépassent le niveau d'effets sévères des lignes directrices de l'Ontario sur la qualité des sédiments est dépassé pour certains métaux, dont le cuivre, le cadmium, le plomb, le nickel, le manganèse, le fer et le zinc. La toxicité des sédiments a été prouvée dans la plupart des zones de gestion. Grâce à un vaste programme d'échantillonnage comprenant plus de 700 échantillons prélevés sur plusieurs années, combiné à des études sur la toxicité des sédiments, on a déterminé qu'environ 695 000 m³ de sédiments contaminés devaient être gérés. La profondeur de la contamination varie d'environ un à trois mètres sur le site.

Source de contamination

Plusieurs sources ont contribué à la contamination des sédiments au récif Randle sur une période de plus de 150 ans, notamment la gazéification du charbon, le raffinage du pétrole, la production d'acier et le cokage qui y est lié, les déchets municipaux, l'effluent des eaux usées et le drainage des eaux de surface. Plusieurs de ces sources n'existent plus et l'application du principe du pollueur-payeur n'était pas possible sur ce site. Les industries restantes dans le port sont maintenant très réglementées. Il y a encore des apports dans l'atmosphère qui proviennent de l'industrie et d'une grande autoroute (autoroute Queen Elizabeth) qui longe le port, de même que des dérivations occasionnelles des eaux usées. Il s'agit toutefois de conséquences à l'échelle du port qui ont été prises en considération dans le critère d'assainissement du site (Graham et coll., 2013).



Figure EC4-2 : Aciéries du port de Hamilton dans les années 1950 (reproduction autorisée par l'Administration portuaire de Hamilton-Oshawa).

Caractérisation du risque

La méthode BEAST (évaluation des sédiments benthiques) d'Environnement Canada (Reynoldson et coll., 2000) a été utilisée en 2000 et en 2002 pour évaluer la qualité des sédiments dans le port de Hamilton et, par la suite, plus particulièrement dans le récif Randle. La méthode BEAST consiste à évaluer la qualité des sédiments en fonction de techniques d'analyse à plusieurs variables qui utilisent des données sur les caractéristiques physiques et chimiques des sédiments et les eaux sus-jacentes, la structure de la communauté benthique et la réponse fonctionnelle d'organismes de laboratoire dans des essais de toxicité. Les données des sites d'étude sont comparées aux critères biologiques élaborés pour les cinq Grands Lacs du Canada et des États-Unis. On a eu recours à une analyse de régression supplémentaire, car la méthode BEAST n'intègre pas de données sur les contaminants organiques. Tout porte à croire qu'il y a une dégradation de la communauté des macroinvertébrés benthiques et une toxicité dans la zone du récif Randle.

Critère d'assainissement

Le critère d'assainissement du récif Randle est une concentration totale d'HAP de 100 mg/kg, fondée sur l'étude :

- de données sur la toxicité pour les organismes benthiques d'un autre site de sédiments contaminés similaire situé dans le port de Hamilton, ainsi que du récif Randle lui-même,
- des niveaux de fond d'HAP dans le port (40 mg/kg),
- des entrées indirectes incontrôlables d'HAP dans le port (p. ex. les émissions provenant des véhicules),

- d'autres critères d'assainissement pour les sites de sédiments contaminés par des HAP (site NOWPARC à Thunder Bay au Canada [150 mg/kg] et rivière St. Mary's à Sault Ste. Marie au Michigan [115 mg/kg]).

Les études approfondies menées pendant de nombreuses années ont permis de conclure que les concentrations totales d'HAP pouvaient être utilisées comme substitut pour d'autres contaminants. Ainsi, les métaux contribuant à la toxicité seront traités avec l'enlèvement des HAP.

Solution choisie

La solution choisie est une solution combinée qui comprend des travaux de dragage, le confinement dans une ICA, le recouvrement (d'isolement et en couche mince) et le rétablissement naturel surveillé.

Depuis 1987, ECCC travaille avec le ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario, l'Administration portuaire de Hamilton, ainsi qu'avec des représentants de l'administration locale, de l'industrie et du milieu universitaire pour caractériser et évaluer les sédiments contaminés du récif Randle. Le choix d'une installation de confinement artificielle (ICA) comme méthode privilégiée d'assainissement a été fait par un groupe consultatif de projet multilatéral en novembre 2001. Le groupe consultatif de projet a examiné un certain nombre d'options, y compris diverses méthodes d'enlèvement et de mise en dépôt, d'enlèvement et de réutilisation, et de confinement *in situ*. La méthode choisie devait respecter les objectifs du *projet d'assainissement des sédiments du récif Randle* et des intervenants pour :

- optimiser le confinement et l'enlèvement des sédiments à toxicité aiguë dans le port,
- veiller à ce que la santé et la sécurité des travailleurs et des citoyens soient assurées à toutes les étapes du projet,
- réduire autant que possible les émissions atmosphériques locales et celles dans la direction du vent pendant le processus d'assainissement,
- assurer la sécurité du transport des matières dangereuses à travers les zones résidentielles, si la mise en dépôt doit se faire dans un endroit à l'extérieur du site,
- éviter les solutions de rechange à risque élevé qui pourraient entraîner des défaillances technologiques, des dépassements de coûts et des calendriers de mise en œuvre prolongés,
- veiller à ce qu'il n'y ait pas de perte nette de la capacité de production de l'habitat du poisson,
- veiller à ce qu'il n'y ait pas de perte concernant les itinéraires de navigation,
- empêcher l'absorption de contaminants par la sauvagine,
- offrir des possibilités de partenariat,
- offrir une solution permanente et une durabilité à long terme.

En fonction de ces objectifs et de l'analyse des avantages et des inconvénients de chacune des solutions, le groupe consultatif de projet a recommandé en avril 2002 l'utilisation d'une ICA comme solution à privilégier. La rentabilité, le faible risque technologique et les possibilités accrues de ressources en partenariat constituent des avantages propres à la solution de l'ICA.

ICA

L'ICA s'étend sur 6,2 ha et vise 140 000 m³ des sédiments les plus contaminés. La construction de l'ICA à cet endroit fera en sorte que les sédiments les plus contaminés ne seront pas remaniés. En outre, environ 445 000 m³ de sédiments contaminés entourant l'ICA seront extraits et placés à l'intérieur de celle-ci. L'ICA est constituée d'écrans de palplanches d'acier à double paroi. La paroi extérieure permettra de répondre aux besoins relatifs aux structures, tandis que la paroi intérieure assurera l'isolement environnemental des sédiments. Les emboîtements de palplanches sur la paroi intérieure sont étanches pour créer une barrière imperméable. Les sédiments contaminés qui seront déposés dans l'ICA seront asséchés. L'eau de décantation extraite par ce procédé sera traitée dans un système de traitement de l'eau sur place pour satisfaire aux exigences réglementaires du ministère provincial, avant d'être rejetée dans le port de Hamilton. Lorsque l'assèchement sera terminé, les sédiments confinés seront recouverts

d'un recouvrement environnemental à couches multiples. Lorsque le projet sera terminé, l'Administration portuaire de Hamilton deviendra propriétaire de l'installation et sera responsable de la surveillance, de l'entretien et de l'aménagement du site à titre d'installation portuaire.

La conception de l'ICA s'appuie sur les résultats de nombreuses études. Des études géotechniques approfondies ont été réalisées pour déterminer les éléments de base de la conception des structures, tels que la stabilité, la longueur et l'épaisseur des palplanches, ainsi que la modélisation de la consolidation et l'hydrogéologie du site. Les autres études utilisées dans la conception comprennent des études hydrodynamiques afin de déterminer l'effet possible de la nouvelle structure sur le débit d'eau dans le port, la qualité et le devenir de l'effluent à l'échelle du laboratoire et la modélisation du transport pour déterminer si un autre traitement de l'eau sera nécessaire lorsque l'effluent sortira de l'ICA.

Le processus de conception comprenait une analyse approfondie des options qui a permis de répartir le projet en six volets de base : structure d'isolement, conception du dragage, gestion et assèchement des sédiments, confinement et recouvrement, canal de la U.S Steel et installation portuaire. Une comparaison d'autres méthodes permettant de réaliser l'objectif de chaque volet a été effectuée. Par exemple, la décision d'opter pour un système d'écrans de palplanches d'acier étanches provenait de l'évaluation de sept options :

- Option 1 – Écrans de palplanches avec emboîtements étanches,
- Option 2 – Écrans de palplanches standards,
- Option 3 – Murs de caissons en béton,
- Option 4 – Écrans de palplanches d'acier cellulaire,
- Option 5 – Digue de confinement en terre,
- Option 6 – Tranchées ou murs de traitement,
- Option 7 – Structures de confinement hybrides.

Dragage

Diverses études ont contribué à la conception du dragage. De nombreuses séries d'échantillons pris à la benne pour par un carottier ont servi à l'analyse des concentrations totales d'HAP et de métaux ont permis de déterminer l'étendue latérale et verticale du dragage nécessaire pour atteindre la cible d'une concentration totale d'HAP de 100 ppm dans les sédiments. Des données sur les concentrations de contaminants, les profondeurs, les propriétés géotechniques des sédiments et la bathymétrie du site, y compris des levés de sondeur de sédiment, ont été obtenues pour déterminer la forme et la taille des unités de dragage et les prismes de dragage correspondants. Les contaminants des sédiments et leurs concentrations ont également permis de sélectionner le dragage hydraulique comme méthode à privilégier, sur la base de la nécessité de limiter les émissions atmosphériques potentielles. Le problème des émissions atmosphériques était lié aux concentrations élevées de naphtalène, qui est assez volatile. L'assèchement pendant le dragage hydraulique se fera par décantation dans l'ICA (des polymères pourront être utilisés au besoin). L'excès d'eau sera pompé dans une usine de traitement de l'eau (conçue en fonction de la chimie des sédiments) et renvoyé dans le port.

Les données géotechniques, ainsi que l'évaluation de la stabilité des structures des infrastructures environnantes, ont permis d'améliorer la zone de dragage pour ce qui est des

mesures compensatoires et des pentes de transition nécessaires. La caractérisation physique des sédiments était également importante pour comprendre les exigences relatives au transport des sédiments par une conduite vers l'ICA ainsi que la décantation et la consolidation des sédiments extraits dans l'ICA. La vitesse de décantation et le degré de consolidation ont aidé à déterminer la capacité de l'ICA.

Comme indiqué plus haut, l'évaluation des risques écologiques par la réalisation de travaux d'évaluation des organismes benthiques (toxicité des sédiments et modification de la structure de la communauté) a permis de classer par ordre de priorité, en trois catégories (1, 2 et 3), les sédiments qui seront probablement retirés. Les sédiments de priorité 1 étaient depuis longtemps définis comme gravement contaminés et toxiques et devaient être extraits et placés en premier dans l'ICA. Les sédiments de priorité 2 sont toxiques et leur concentration d'HAP est supérieure à 100 ppm (mais inférieures à celles des sédiments de priorité 1). Ces sédiments seront les prochains à être extraits et mis en place dans l'ICA. Les sédiments de priorité 3 ont des concentrations d'HAP dépassant 100 ppm, mais ne sont pas toxiques. Une partie de ces sédiments sera extraite et mise en place dans l'ICA pour remplir la capacité restante.

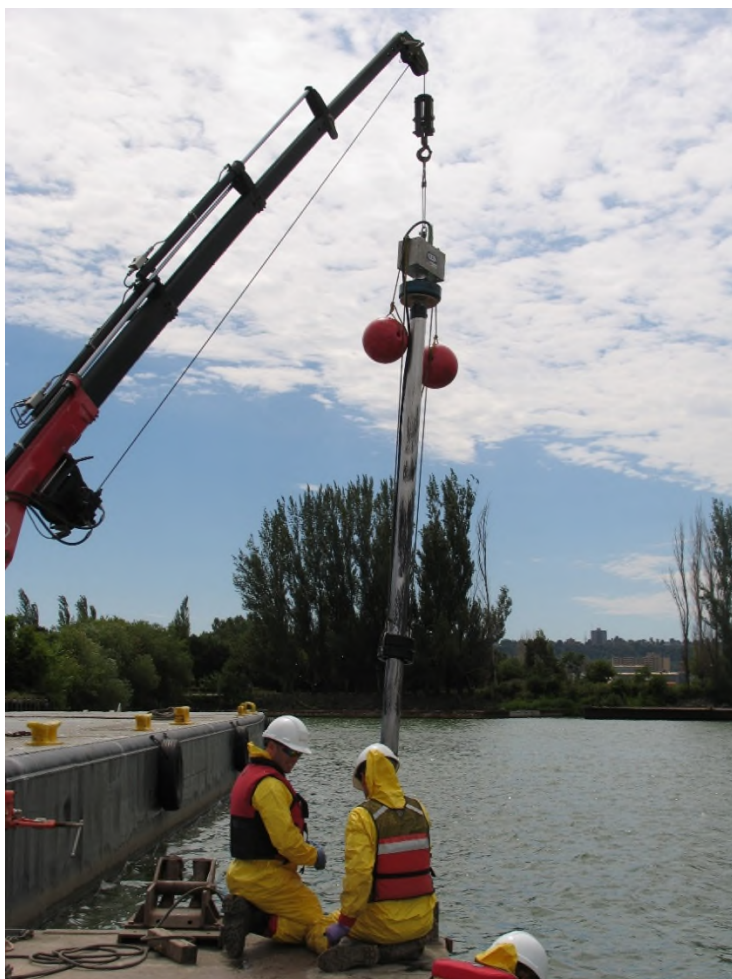


Figure EC4-3 : Carottage de sédiments sur le site du récif Randle à l'aide de très longs tubes d'aluminium pénétrant en profondeur (reproduction autorisée par ECCC).

Une modélisation de la qualité de l'air a également été réalisée pour déterminer le risque de contaminants atmosphériques pendant le remplissage de l'ICA par la drague, en raison de la nature volatile du naphthalène contenu dans les HAP. La modélisation de la qualité de l'air a indiqué que les émissions de naphthalène provenant du site pourraient être préoccupantes dans certaines conditions pour les récepteurs situés à l'extérieur du site. Ainsi, la majorité des travaux seront effectués par dragage hydraulique plutôt que mécanique afin de limiter l'exposition des sédiments à l'air.



Figure EC4-4 : Cartouches SUMMA^{MD} utilisées pendant le projet dans le cadre du programme de surveillance de la qualité de l'air (reproduction autorisée par ECCC).



Figure EC4-5 : Le dragage mécanique a été utilisé pour retirer les sédiments contaminés entre les deux parois de l'ICA (reproduction autorisée par Riggs Engineering).

Recouvrement d'isolement

La construction de l'ICA préservera un canal entre la paroi extérieure est de l'ICA et la propriété de la U.S Steel [anciennement la Stelco].



Figure EC4-6 : Le recouvrement d'isolement de la Stelco situé dans le canal (indiqué en rouge) entre la Stelco et l'ICA (reproduction autorisée par Riggs Engineering).

Ce canal est nécessaire en raison de la prise d'eau et des exutoires liés aux activités existantes de l'aciérie. Le dragage a été limité dans cette zone en raison de la prise d'eau adjacente, de la présence de scories (qui représentent un défi pour le dragage hydraulique) et de l'instabilité du mur de quai de la Stelco. Par conséquent, l'assainissement a consisté à mettre en place un recouvrement d'une épaisseur de 65 cm, composé de sable ayant au moins 3 % de carbone organique total (COT). Puisque l'emplacement physique de la prise d'eau (extrémité du canal) limite l'épaisseur du recouvrement dans la zone contiguë à la prise d'eau, on a placé des tapis de matériaux réactifs et des tapis en enrochement autour de la prise d'eau. L'utilisation des tapis de matériaux réactifs est avantageuse, car leur capacité est généralement supérieure, par unité d'épaisseur, à celle d'un recouvrement à base de sol, ce qui permet d'obtenir un recouvrement plus mince adaptable à l'emplacement des tuyaux de prise d'eau de la Stelco et pouvant être placés sous ceux-ci. En raison des débits plus élevés dans la zone de la prise d'eau, un enrochement a été appliqué sur les tapis de matériaux réactifs pour les protéger de l'érosion. La présence d'un LPNA trouvé dans certains endroits isolés du canal a également entraîné l'utilisation de tapis de matériaux réactifs en raison de leur capacité de confinement. Le LPNA trouvé a été défini non mobile, donc les tapis de matériaux réactifs ont été utilisés comme mesure préventive. Un enrochement a été appliqué sur le recouvrement de sable vers l'entrée du canal pour le protéger de l'affouillement lié à la circulation adjacente des navires le long du mur de quai de la Stelco. Pour concevoir ce recouvrement d'isolement, une modélisation de la migration des contaminants à travers différents recouvrements a été réalisée. Cette modélisation a nécessité des renseignements sur la chimie des sédiments de la zone, sur les amendements à prendre en considération et sur les vitesses de remontée des eaux souterraines.

Des compteurs des eaux d'infiltration et des données historiques ont été utilisés par ECCC pour estimer les vitesses de remontée des eaux souterraines en vue d'enrichir le modèle. Des données géotechniques et hydrauliques ont également été recueillies à proximité, ainsi que des renseignements sur l'utilisation future des navires, afin de garantir la suffisance de l'enrochement de certaines zones.



Figure EC4-7 : Mise en place du sable dans le recouvrement sous le canal de la Stelco (reproduction autorisée par Riggs Engineering).



Figure EC4-8 : Mise en place d'un tapis de matériaux réactifs (en haut) et prévention de l'érosion (en bas) (reproduction autorisée par Riggs Engineering).

Recouvrement en couche mince

Le dragage hydraulique d'une petite zone de sédiments contaminés (dans la partie nord de l'ICA qui est adjacente au mur de quai voisin) s'est révélé difficile en raison de la présence de scories. Par conséquent, d'autres essais ont été entrepris et les zones les plus contaminées ont fait l'objet d'un dragage mécanique. L'ensemble de la zone a ensuite été recouvert d'une couche de 150 mm de sable ayant une concentration de COT d'au moins 3 %.

Coût

Le coût du projet a été estimé à 138,9 M\$, incluant les éventualités et l'escalade des prix, puis que le projet s'étend sur huit ans. On a également tenu compte des coûts de la surveillance et de l'entretien à long terme. La conception a été réalisée en suivant des phases de plus en plus détaillées (c.-à-d. 30 %, 90 %, 95 % et 99 %), pour lesquelles les coûts augmentaient au fur et à mesure que les détails étaient réglés. Le projet est financé par plusieurs partenaires et, à ce titre, un budget global est établi. La première étape (construction de l'ICA et dragage entre les parois) a été réalisée à l'intérieur de l'enveloppe prévue.

Surveillance du rétablissement de l'écosystème

Pour évaluer l'efficacité de l'assainissement proposé pour le récif Randle au-delà de la méthode typique d'enlèvement massif des contaminants, Environnement et Changement climatique Canada a établi un programme de surveillance complet. Le programme comprend un certain nombre d'études (énumérées ci-dessous) à mener avant (surveillance de base) et après l'assainissement. Différentes études permettront de recueillir des données pendant la mise en œuvre. La surveillance se poursuivra pendant environ douze ans après l'assainissement.

Voici la liste de ces études :

1. concentrations et profils des HAP dans les sédiments en suspension,
2. caractérisation de la toxicité des sédiments et des communautés d'invertébrés benthiques,
3. effets sur la santé des poissons sauvages,
4. étude des tumeurs chez les poissons,
5. surveillance de la qualité des eaux de surface,
6. étude sur l'hirondelle rustique comme espèce indicatrice (effets sur ses tissus et ses fonctions reproductrices).

État

Le projet a débuté en 2015 et, à l'été 2021, la totalité des déblais de dragage prévus était confinée en toute sécurité dans l'ICA. Le recouvrement de l'ICA (étape 3) devrait commencer en 2022, afin de terminer le projet en 2024.



Figure EC4-9 : Photographie aérienne de l'ICA et des travaux de dragage prise à l'été 2019 (reproduction autorisée par Riggs Engineering).



Figure EC4-10 : Dragage hydraulique en exploitation sur le site du récif Randle (reproduction autorisée par ECCC).

Leçons retenues à ce jour

Aucun soumissionnaire retenu lors de l'appel d'offres pour l'étape 1 de la construction de l'ICA

En février 2014, le gouvernement du Canada a lancé un appel de propositions public pour l'étape 1 de la construction. Quatre propositions ont été soumises, mais elles dépassaient toutes nettement les prévisions budgétaires. À la clôture de l'appel d'offres, aucun marché n'a été passé.

Comme les prix offerts étaient nettement supérieurs aux prévisions budgétaires de l'étape 1 du projet, le gouvernement du Canada et les autres partenaires financiers ont décidé d'entreprendre des consultations avec les industries de la construction maritime et de la gestion environnementale. L'objectif de ces consultations avec l'industrie était de recueillir les avis des intervenants de l'industrie et de déterminer si des corrections pouvaient être apportées au projet (ampleur, mise en œuvre progressive, conception technique, échancier, modalités du contrat, gestion du risque) pour permettre la réalisation des objectifs du projet tout en respectant le budget du projet.

Après une évaluation approfondie de cinq autres méthodes possibles de réalisation du projet, on a décidé qu'une modification de la conception initiale, et d'autres stratégies d'approvisionnement permettraient de faire des économies et atteindre les objectifs environnementaux du projet. Si la modification de la conception initiale a permis de réduire les délais et les quantités de matériaux, l'offre de flexibilité aux entrepreneurs et la diminution de l'incertitude ont également joué un rôle important. Voici les principales modifications qui ont été apportées au cahier des charges de l'étape 1 afin d'accroître la flexibilité et de réduire l'incertitude.

1. Comme l'acier brut destiné aux écrans de palplanches d'acier était une contribution d'un partenaire (U.S. Steel Canada), il a été décidé que la fabrication de l'acier brut serait retirée du contrat de l'étape 1 et qu'un processus d'approvisionnement distinct serait réalisé sous l'autorité de la U.S. Steel Canada.
2. Une partie du mur du quai 15, contiguë au site, devait être réparée dans le cadre du projet, car son mauvais état ne permettait pas le dragage à proximité. Comme l'Administration portuaire de Hamilton est propriétaire du mur du quai 15, il a été décidé que celui-ci serait également retiré du contrat de l'étape 1 et qu'un processus distinct d'approvisionnement et de gestion de projet serait entrepris par l'Administration portuaire pour cette partie des travaux.
3. La séquence des travaux de construction a été modifiée pour donner plus de flexibilité à l'entrepreneur.
4. Un délai d'exécution plus long a été prévu pour tenir compte de la mobilisation nécessaire avant les travaux de construction.

Étanchéité des écrans de palplanches de la paroi intérieure

Le cahier des charges de l'étape 1 prévoyait l'étanchéité des emboîtements des écrans de palplanches de la paroi intérieure à l'aide de bentonite. Après le remplissage de l'ICA, le joint d'étanchéité en bentonite devait être remplacé lors de l'étape 3 par un coulis cimentaire. Ce coulis permettrait de garantir l'intégrité des joints d'étanchéité, car la façon dont le coulis

réagirait à la flexion de la structure pendant le chargement de l'ICA lors de l'étape 2 n'était pas connue.

Un essai d'évacuation a été déterminé à la fin de l'étape 1 pour vérifier l'intégrité des joints d'étanchéité en bentonite. L'essai a échoué. Il a été déterminé ultérieurement que le sous-traitant n'avait utilisé que des essais à l'échelle du laboratoire pour modéliser le comportement de la bentonite pendant l'essai d'évacuation et que cette méthode n'avait jamais été appliquée à l'échelle réelle auparavant.

Rétrospectivement, un essai à l'échelle pilote pour les joints d'étanchéité en bentonite aurait dû être indiqué dans le contrat afin de résoudre tout problème avant la mise en œuvre à l'échelle réelle. En outre, cet incident soulève également la nécessité de savoir si un essai d'évacuation est approprié pour mettre à l'essai les joints d'étanchéité. L'essai d'évacuation exerce sur les joints d'étanchéité une force bien plus grande que celle qu'ils devraient soutenir dans des conditions de travail normales. Un essai de rechange pour les joints d'étanchéité n'a pas encore été déterminé et la résolution de cette question est toujours en cours.

Bibliographie

GRAHAM, M., VIEIRA, C., HARTMAN, E ET SANTIAGO, R. *A summary of the Site Specific Clean-up Criterion Developed for the Randle Reef Sediment Remediation Project, Hamilton Harbour* (Résumé du critère d'assainissement propre au site établi pour le projet d'assainissement des sédiments du récif Randle, port de Hamilton) [en anglais seulement], rapport interne d'Environnement Canada, 2013.

REYNOLDS, T.B., DAY, K.E. ET PASCOE, T. *The development of the BEAST: a predictive approach for assessing sediment quality in the North American Great Lakes (L'élaboration de l'évaluation des sédiments benthiques [BEAST] : une méthode prédictive pour évaluer la qualité des sédiments dans les Grands Lacs en Amérique du Nord)* [en anglais seulement], dans J.F. Wright, D.W. Sutcliffe et M.T. Furse (éd.), *Assessing the biological quality of fresh waters: RIVPACS and other techniques* (Évaluation de la qualité biologique de l'eau douce : système de classification et de prévision des invertébrés dans les cours d'eau [RIVPACS] et autres techniques) [en anglais seulement], Freshwater Biological Association, Royaume-Uni, 2000, p. 165 à 180.

