

ENVIRONNEMENT CANADA

**ÉVALUATION DES OPTIONS DE RESTAURATION
DES SÉDIMENTS REPOSANT SUR LE
SITE DU NAUFRAGE DE L' IRVING WHALE
DANS LE SUD DU GOLFE SAINT-LAURENT**

PROJET No. 80283/12961

La version française de ce rapport a été traduite de l'original anglais. S'il y a des différences entre les deux versions, la version anglaise prédomine.

186907

PROJET No. 80283/12961

**ÉVALUATION DES OPTIONS DE RESTAURATION
DES SÉDIMENTS REPOSANT SUR LE
SITE DU NAUFRAGE DE L'IRVING WHALE
DANS LE SUD DU GOLFE SAINT-LAURENT**

PRÉPARÉ POUR

ENVIRONNEMENT CANADA

PRÉPARÉ PAR

**JACQUES WHITFORD ENVIRONMENT LIMITED
AVEC L'ASSISTANCE DE CANTOX ENVIRONMENTAL
590 NORTH RIVER ROAD
CHARLOTTETOWN, ÎLE DU PRINCE-ÉDOUARD
C1E 1K1**

TÉL: (902) 566-2866

FAX: (902) 566-2004

**en association avec le Comité directeur de la restauration
du site de l'Irving Whale
9 décembre 1998**



Eco-Logo Paper Paper Eco-Logo



TABLE DES MATIERES

1.0	INTRODUCTION	1
1.1	Objectifs du projet	3
1.2	Approche pour l'identification et l'évaluation des options.....	3
2.0	MÉTHODE DE L'ÉTUDE	4
2.1	Établissement des objectifs de restauration	4
2.2	Identification des options viables	5
2.3	Revue des options et critères de sélection - critères de seuil	5
2.3.1	Protection générale de la santé humaine et de l'environnement.....	6
2.3.2	Conformité avec la réglementation et les exigences en vigueur	6
2.4	Examen détaillé - Critères d'équilibre.....	6
2.4.1	Efficacité	6
2.4.2	Réduction des risques	8
2.4.3	Coûts	8
2.4.4	Autres considérations.....	8
3.0	DESCRIPTION DU SITE	9
3.1	Informations générales sur la zone	10
3.2	Caractéristiques physiques des sédiments	10
3.3	Océanographie physique du site	11
3.4	Caractéristiques de l'habitat	12
4.0	DÉTERMINATION DES OBJECTIFS DE RESTAURATION DU SITE	12
4.1	Historique, contexte et objectifs	12
4.2	Conditions actuelles des risques sur le site.....	14
4.3	Critères de restauration	15
4.4	Exigences de données supplémentaires	15
4.5	Zone contaminée par les BPC et volume.....	17
5.0	IDENTIFICATION DES OPTIONS VIABLES	18
5.1	Option 1: Aucune activité de restauration ultérieure	18
5.2	Option 2: Confinement in situ	18
5.2.1	Encapsulation.....	19
5.2.2	Solidification in situ.....	21
5.2.3	Options retenues pour une considération ultérieure.....	22
5.3	Option 3: Enlèvement des sédiments et disposition	22
5.3.1	Récupération	22
5.3.2	Drainage de l'eau.....	23
5.3.3	Réduction du volume	26
5.3.4	Transport.....	27
5.3.5	Disposition/élimination.....	28
5.3.6	Options retenues pour une considération ultérieure.....	29
6.0	ÉVALUATION DES CRITÈRES DE SEUIL.....	30
6.1	Protection de la santé humaine et de l'environnement.....	31
6.2	Réglementation et exigences en vigueur	31
6.2.1	Politique de gestion des substances toxiques.....	32
6.2.2	Loi canadienne sur la protection environnementale.....	33
6.2.3	Loi sur les pêches.....	34
6.2.4	Directives canadiennes sur la consommation des aliments	35



6.2.5	Loi sur le transport de marchandises dangereuses	35
6.2.6	Loi canadienne sur l'évaluation environnementale	35
6.2.7	Législation provinciale.....	37
6.2.8	Sommaire	37
7.0	ÉVALUATION DES CRITÈRES D'ÉQUILIBRE POUR CHAQUE OPTION.....	41
7.1	Efficacité.....	41
7.2	Réduction des risques	48
7.3	Autres considérations.....	48
7.3.1	Évaluation quantitative	48
7.3.2	Évaluation qualitative	50
7.4	Sommaire des coûts	50
8.0	SOMMAIRE DE L'ETUDE	52
9.0	REFERENCES	55

LISTE DES ANNEXES, TABLEAUX ET FIGURES

ANNEXES

Annexe A	Termes de référence du projet
Annexe B	Évaluation des risques de CanTox
Annexe C	Informations détaillées sur l'option 3 - Récupération
Annexe D	Questionnaire Comité de vigilance
Annexe E	Analyse détaillée des coûts

TABLEAUX

Tableau E-1	Sommaire des différentes options
Tableau 6.1	Sommaire des critères de seuil sur la protection des risques
Tableau 6.2	Option 1:Sommaire de la réglementation et des exigences
Tableau 6.3	Option 2:Sommaire de la réglementation et des exigences
Tableau 6.4	Option 3:Réglementation et exigences
Tableau 7.1	Sommaire des critères d'équilibre de l'option 1: Aucune activité de restauration ultérieure
Tableau 7.2	Sommaire des critères d'équilibre de l'option 2: Encapsulation
Tableau 7.3	Sommaire des critères d'équilibre de l'option 3: Dragage et décharge
Tableau 7.4	Sommaire des dépenses monétaires restant dans l'économie canadienne
Tableau 8.1	Sommaire des différentes options

FIGURES

Figure 1.1	Emplacement du site où la barge <i>Irving Whale</i> a coulé en septembre 1970
Figure 3.1	Carte de la distribution des concentrations de BPC (Aroclor 1242)
Figure 3.2	Carte de la distribution des concentrations de BPC et des sédiments
Figure 5.1	Placement de précision des agrégats
Figure 5.2	Unité de dragage commandée à distance
Figure 5.3	Unité de desorption à phase thermique
Figure 7.1	Illustration graphique de l'estimation des coûts de capital pour chaque option.

SOMMAIRE

Le consultant, Jacques Whitford Environment Limited (JWEL), et son souscontractant, CanTox Environmental, ont été retenus par Environnement Canada au nom du comité directeur d'évaluation de la restauration du site du naufrage de l'Irving Whale pour évaluer les éventuelles options de restauration des sédiments contaminés par des biphényles polychlorés (BPC) au site où la barge Irving Whale s'est échouée sur le fond marin dans le golfe du Saint-Laurent. La barge a coulé en 1970 à environ 60 km au nord-est de North Point, Île-du-Prince-Édouard, et à 100 km à l'ouest des Îles-de-la-Madeleine, au Québec. La contamination des sédiments par les BPC a été causée par la fuite de l'huile du système de chauffage du circuit fermé de l'Irving Whale après qu'il ait coulé et pendant le renflouage de la barge en 1996. On croit cependant qu'une grande part de la fuite des BPC a eu lieu au moment du naufrage. Les données disponibles à ce jour délimitent l'objectif de l'étude à la zone immédiatement autour de l'empreinte de la barge.

Objectifs du projet

L'objectif du projet est de préparer un rapport contenant les éléments suivants:

- identifier les options de restauration des sédiments et les techniques adaptées au site du naufrage de l'*Irving Whale*; y compris l'option d'aucune activité de restauration ultérieure,
- évaluer les mérites techniques, les limites, les coûts, les risques et les avantages pour l'environnement et la santé, la disponibilité des ressources, et les autres considérations identifiées concernant chaque technique à l'étude; et
- proposer le mécanisme ou l'approche la plus efficace pour présenter les résultats de l'évaluation des options considérées.

Méthode d'évaluation

La présente étude comprend un processus en cinq étapes pour déterminer si les options de restauration et les techniques sont adéquates pour la restauration des sédiments touchés par les BPC autour du site de naufrage de l'Irving Whale. Les étapes nécessaires pour atteindre ces objectifs sont les suivantes:

Étape 1	Définir les conditions du site
Étape 2	Définir les objectifs de la restauration - Revue des risques écologiques et pour la santé humaine
Étape 3	Identifier les options de restauration viables
Étape 4	Examiner les options et les techniques

Étape 5 Évaluer les options en détail

Au total, six critères généraux ont été établis après avoir consulté les groupes d'intérêts, les exigences obligatoires ainsi que d'autres sources pour déterminer la faisabilité et l'acceptabilité générales des différentes options. Ces critères sont divisés en deux groupes:

- Critères de seuil: des critères de réussite ou «d'échec». Une option n'est plus considérée si elle ne passe pas l'un des critères de seuil.
- Critères d'équilibre: Des critères qui à la fin doivent être comparés entre eux pour permettre le choix de la meilleure option de restauration.

Toutes les options et les techniques évaluées doivent satisfaire les critères de seuil afin d'être considérées dans les critères d'équilibre.

On identifiera les aspects positifs et les aspects négatifs ainsi que toute autre considération importante concernant certains aspects pour chaque critère d'équilibre (sauf les coûts).

Risques actuels et objectif de restauration

CanTox, membre de l'équipe d'étude, ont passé en revue leur précédente évaluation des risques d'avant le renflouage (1996) et ont évalué les résultats en fonction des nouvelles données. Ce travail a fourni une mise à jour des risques actuels et a donné un objectif révisé pour la restauration des sédiments. Sur la base de cette analyse, il a été conclu que:

- aucun effet négatif n'est prévu au niveau de la population de crabes des neiges mâles et femelles ou sur les organismes benthiques dans le golfe du Saint-Laurent, résultant de la contamination des sédiments par des BPC à l'intérieur et autour de l'empreinte de la barge.
- Des effets négatifs sont possibles pour les crabes des neiges femelles individuelles, mais il n'y a pas de données disponibles pour en déterminer les effets.
- On s'attend à des effets négatifs au niveau individuel sur les espèces benthiques sédentaires à l'intérieur et autour de la zone de l'empreinte de la barge. Cependant, il n'y a pas de données disponibles pour en déterminer les effets éventuels.
- Toutes les concentrations dans les tissus des crabes des neiges étaient inférieures aux 2,0 g par BPC/g de tissu donnés par les Directives canadiennes sur la consommation humaine des aliments.

Par conséquent, aucun effet négatif n'est prévu pour la consommation humaine des crabes des neiges.

L'évaluation des risques effectuée par CanTox a conclu qu'un objectif de restauration de 1 mg/kg pour ce site en particulier protège les communautés benthiques dans la zone d'étude.

Options de restauration

On a identifié trois options de restauration viables:

1. Option 1: Aucune activité de restauration ultérieure.
2. Option 2: Confinement in situ, qui consiste à poser une «capsule» d'agrégats sur les sédiments ayant une concentration de BPC supérieure à 1 mg/kg.
3. Option 3: Enlèvement et disposition, consistant à draguer les sédiments ayant une concentration de BPC supérieure à 1 mg/kg, séparer l'eau des solides, réduire le volume et finalement en disposer dans une usine accréditée en dehors de la province.

Ces trois options satisfont les critères «d'examen» de réussite/échec, dans le sens où elles a) sont faisables techniquement, b) fournissent une protection globale de la santé humaine et de l'environnement et c) sont conformes à la réglementation et aux exigences en vigueur.

La méthodologie de l'étude est basée sur quatre «critères d'équilibre» supplémentaires: l'efficacité, la réduction des risques, les autres considérations (socio-économiques, la perception de la communauté, l'acceptation des groupes d'intérêts), et finalement les coûts. Les options ont été comparées entre elles en identifiant le pour et le contre de chaque option selon plusieurs aspects de chaque critère.

Les termes de référence de cette étude n'impliquaient pas l'identification d'une option préférée; cependant, JWEL donne un sommaire des aspects les plus importants à considérer pour chacune des trois options viables. Ces aspects sont illustrés dans le tableau suivant.

Tableau E-1 Sommaire des différentes options

	Option 1 Aucune activité de restauration ultérieure	Option 2 Encapsulation	Option 3 Dragage et disposition
Sommaire de la technique	• Pas de restauration active. • Surveillance et étude à moyen ou long terme.	• Confinement des sédiments ayant une concentration supérieure à 1 mg/kg avec une couverture d'agrégats; surveillance après les travaux	• Enlèvement des sédiments ayant une concentration supérieure à 1 mg/kg. Destruction des BPC; surveillance après les travaux
Protection de la santé humaine et de l'environnement. Mise en place. Conformité avec les politiques et la réglementation.	• Toutes les options protègent la santé humaine et la population des crabes des neiges • L'option "d'aucune activité de restauration ultérieure" exige l'acceptation de quelques risques résiduels pour la communauté benthique sédentaire à l'intérieur et autour du site de l'empreinte • L'encapsulation et le dragage causeront l'enlèvement de la communauté benthique existante à l'intérieur du contour de 1 mg/kg, mais une nouvelle communauté benthique se rétablirait • Toutes les options sont techniquement faisables, prouvées et pratiques. • Toutes les options sont conformes aux politiques et à la réglementation en vigueur		
Efficacité de la technique	• Pas de réduction du volume des contaminants. Des études ultérieures réduiraient les incertitudes concernant les effets sur les crabes des neiges femelles et sur les organismes benthiques • Les contaminants continueraient à se répandre dans le Golfe • Surveillance requise.	• L'encapsulation est une technologie prouvée qui pourrait s'effectuer en une saison, mais de mauvaises conditions météorologiques pourraient occasionner des temps morts coûteux • Le placement d'un géotextile est une technologie complexe • L'utilisation de barges locales de disposition en surface pourrait faire durer le projet pendant plusieurs saisons • Pas de réduction du volume des contaminants • Pourrait occasionner la dispersion des BPC pendant les travaux • Pas conçu pour le confinement total des contaminants, un peu de dispersion se poursuivra • Surveillance et éventuel entretien nécessaires	• Le dragage est une technologie prouvée qui pourrait s'effectuer en une saison, mais de mauvaises conditions météorologiques pourraient occasionner des temps morts coûteux • Le transport de volumes d'eau contaminée de cette ampleur et le drainage successif n'ont pas été bien prouvés dans des projets semblables de cette nature • Réduction importante du volume des contaminants, bien que pas conçu pour l'enlèvement de tous les BPC; un peu de dispersion se poursuivra
Réduction des risques pour la santé humaine et l'environnement par rapport aux conditions présentes	• Pas d'effets négatifs sur la santé humaine • Pas d'effets négatifs sur les crabes des neiges mâles ou la population des crabes • Seuls effets négatifs présents sont sur les organismes benthiques et éventuellement sur les crabes des neiges femelles à l'intérieur de la zone d'intérêt • L'option maintient l'état localisé actuel de faible risque	• Pas d'effets négatifs sur la santé humaine • Pas d'effets négatifs sur les crabes des neiges mâles ou la population des crabes • L'objectif de contenir les sédiments qui causent des effets négatifs sur les organismes benthiques est atteint, cependant les travaux provoqueront l'enlèvement des organismes, avec l'établissement d'une nouvelle communauté benthique • Quelque réduction des risques pour les organismes benthiques locaux, cependant les BPC en dehors de la capsule continueront à se répandre dans l'environnement	• Pas d'effets négatifs sur la santé humaine • Pas d'effets négatifs sur les crabes des neiges mâles ou la population des crabes • L'objectif d'enlever les sédiments qui pourraient causer des effets négatifs sur les organismes benthiques est atteint, cependant les travaux provoqueront l'enlèvement des organismes, avec l'établissement d'une nouvelle communauté benthique • Quelque réduction des risques pour les organismes benthiques locaux, cependant les BPC en dehors de la zone de dragage continueraient à se répandre dans l'environnement • Quelque augmentation faible des risques pour les hommes à cause de leur exposition aux matériaux des BPC pendant les travaux de dragage et de transport
Autres considérations (acceptation des groupes d'intérêts, perception et questions socio-économiques)	• Cette option n'est pas acceptée à l'unanimité par les membres du Comité de vigilance, mais elle est acceptée par quelques personnes si elle protège la santé humaine et l'environnement • Les membres du Comité de vigilance veulent que la zone de fermeture de pêche soit justifiée ou bien ajustée en fonction de faits scientifiques	• Cette option n'est pas acceptée à l'unanimité par les membres du Comité de vigilance, a) étant donné que ce n'est pas l'option optimale ou b) étant donné qu'elle dépasse ce qu'il est nécessaire de faire	• Quelques membres du Comité de vigilance pensent que celle-ci est la méthode optimale, tandis que d'autres considèrent qu'elle dépasse ce qu'il est nécessaire de faire
	• Tous les membres du Comité de vigilance veulent qu'une décision soit prise immédiatement sur l'option à choisir		
Coûts de capital	96 000\$	Barge de disposition à partir de la surface: 5,5 à 8 millions de \$ Placement du tube d'éjection: 7,6 à 12,4 millions de \$	19 à 24,5 millions de \$
Coûts annuels (1)	~60 000\$ par année (surveillance)	~134 000\$ par année (surveillance)	~60 000\$ par année (surveillance)

Nota: Les tableaux 7.1, 7.2 et 7.3 fournissent plus de détail sur l'efficacité de chaque technique

1.0 INTRODUCTION

Le consultant, Jacques Whitford Environment Limited (JWEL), a été retenu par Environnement Canada au nom du comité directeur d'évaluation de la restauration du site de l'Irving Whale pour évaluer les éventuelles options de restauration des sédiments contaminés par des biphényles polychlorés (BPC) au site où la barge Irving Whale s'est échouée sur le fond marin dans le golfe Saint-Laurent. Le comité directeur est dirigé par Environnement Canada avec la participation de trois ministères fédéraux, celui des Pêches et des Océans du Canada, Transport Canada, et Travaux Publics et Services Gouvernementaux Canada, ainsi que le comité de vigilance des Îles-de-la-Madeleine et le comité de vigilance de l'Île-du-Prince-Édouard. La barge a coulé en 1970 à environ 60 km au nord-est de North Point, Île-du-Prince-Édouard, et à 100 km à l'ouest des Îles-de-la-Madeleine, au Québec, à environ 67 mètres de profondeur (Figure 1.1). La contamination des sédiments par les BPC a été causée par la fuite de l'huile du système de chauffage à circuit fermé de l'Irving Whale lors du naufrage et pendant le renflouage de la barge en 1996. On croit cependant qu'une grande part de la fuite des BPC a eu lieu lors du naufrage. Gilbert *et. al* (1998) donne la position exacte du site de naufrage de l'Irving Whale dans le golfe Saint-Laurent.



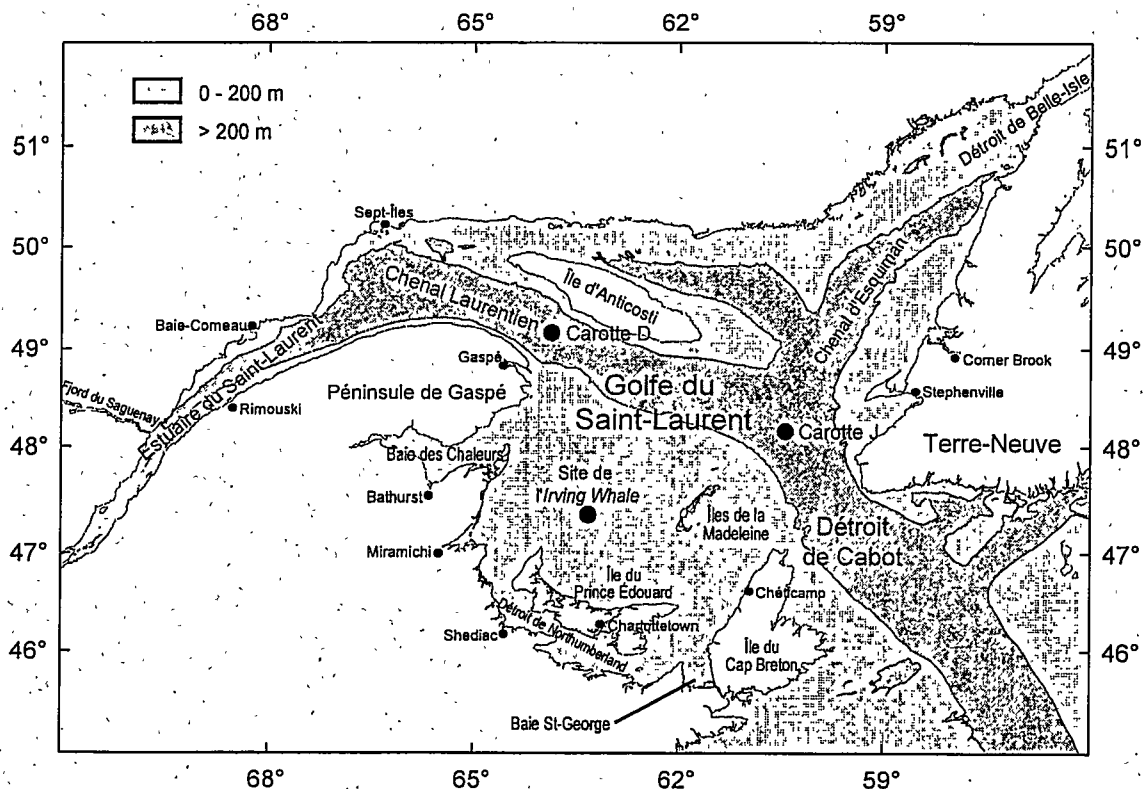


Figure 1.1 Emplacement du site où la barge *Irving Whale* a coulé en septembre 1970, dans le sud du golfe Saint-Laurent. (source: Ministère des Pêches et Océans du Canada et Environnement Canada, 1997)

Les termes de référence de l'étude se trouvent dans l'annexe A. Les données disponibles à ce jour limitent l'objectif de la présente étude à la zone entourant immédiatement l'empreinte de la barge. Ce rapport se réfère aux zones suivantes définies ci-dessous pour plus de clarté:

- Empreinte de la barge: la zone directement en-dessous de l'endroit où la barge reposait sur le fond marin, environ 80 m sur 15 m.
- Zone d'étude: la zone définie par de précédents travaux d'échantillonnage des sédiments et des organismes, environ 20 km sur 20 km autour de l'empreinte de la barge.
- Zone d'étude détaillée: les informations détaillées sur la qualité des sédiments sont définies dans une zone d'environ 200 m sur 200 m.
- Zone d'exclusion de pêche: la zone de 10 km sur 10 km, centrée autour de l'empreinte de la barge, que le ministère des Pêches et des Océans du Canada (MPO) a défini comme zone où la pêche est défendue.

Le mot «sédiment» apparaît dans tout le rapport. Pour beaucoup de personnes, ce mot implique certaines propriétés physiques. Cependant, dans ce rapport, à moins qu'il ne soit noté différemment, le mot «sédiment» se réfère à tous les matériaux non-consolidés, tels que le gravier, le sable et les grains fins. Là où c'est nécessaire, les grains fins souvent associés au mot «sédiment» seront appelés «grains fins», «limon» ou «argile».

Le présent rapport contient des informations obtenues lors de différentes études effectuées sur le site, ainsi qu'une évaluation des options potentielles pour restaurer et/ou gérer les BPC présentement sur le site.

1.1 Objectifs du projet

Tel que défini par les termes de référence (voir annexe A), l'objectif du projet est de préparer un rapport contenant les éléments suivants:

- identifier les options de restauration des sédiments, y compris l'option d'aucune restauration, et des techniques spécifiques pour restaurer le site du naufrage de l'Irving Whale;
- évaluer les mérites et les limites de chaque option, dont les techniques, les risques et les avantages pour l'environnement et la santé, la disponibilité, les coûts et les autres considérations identifiées; et
- proposer le mécanisme ou l'approche la plus efficace pour la présentation des résultats de l'évaluation des options considérées.

1.2 Approche pour l'identification et l'évaluation des options

La présente étude fut réalisée en cinq étapes pour déterminer les options de restauration et les techniques adéquates pour la restauration des sédiments contaminés par les BPC autour du site du naufrage de l'Irving Whale. Ces étapes sont les suivantes:

Étape 1	définir les conditions du site
Étape 2	définir les objectifs de la restauration en passant en revue les risques écologiques et envers la santé humaine
Étape 3	identifier les options de restauration viables
Étape 4	examiner les options et les techniques de restauration en fonction des critères obligatoires
Étape 5	évaluer les options en détail

La méthode détaillée de ce processus est décrite dans la section 2.0. Les conditions du site sont présentées dans la section 3 et les objectifs de restauration dans la section 4. La section 5 identifie les options de base viables (étape 3) qui pourraient s'appliquer au site; l'examen et l'évaluation détaillée des critères sont présentés dans les sections 6 et 7 respectivement. Les résultats de l'évaluation détaillée sont donnés dans la section 8.

2.0 MÉTHODE DE L'ÉTUDE

La présente étude fournit une analyse des différentes options pour la restauration des sédiments touchés par les BPC autour du site du naufrage de l'Irving Whale. Pour effectuer cette analyse, il a fallu définir les points suivants:

- les objectifs de restauration adéquats; et
- un cadre spécifique pour l'identification, l'examen et l'évaluation détaillée des options et des techniques viables et adéquates.

La présente section fournit les détails de la méthode utilisée pour satisfaire les points mentionnés ci-dessus. Les résultats de chacune de ces étapes d'analyse sont donnés dans les sections suivantes.

2.1 Établissement des objectifs de restauration

Avant d'évaluer les aspects techniques, financiers et logistiques de chaque option, l'étape 2 du processus d'étude identifie les risques posés par les BPC dans les sédiments pour la santé humaine ou l'environnement. Ceci permet de déterminer les points suivants:

- les exigences actuelles pour agir
- les objectifs à atteindre, basés sur les risques, en effectuant les activités de restauration.

Nous avons procédé à la revue des informations les plus récentes sur les sédiments et les données biologiques. Sur la base de ces nouvelles données, nous avons réévalué l'évaluation des risques écologiques (ÉRE) préparée par CanTox en 1996 avant le renflouage de la barge (CanTox, 1996). Il en résulte un objectif de restauration révisé pour les BPC dans les sédiments. L'évaluation complète se trouve à l'annexe B et elle est résumée dans la section 3.

Ces informations permettent de déterminer les limites de la zone et du volume autour du site pour les activités de restauration requises qui sont reportées dans l'examen et l'analyse des options.

2.2 Identification des options viables

L'étape 3 du processus d'étude consiste en l'identification des options viables. L'identification des technologies disponibles pour la restauration des BPC est basée sur l'expérience des projets de JWEL en Nouvelle-Écosse, Canada, et aux États-Unis, sur la revue de documentation existante, sur des discussions avec des compagnies de dragage locales et internationales, sur le travail récent sur les BPC effectué par les Travaux Publics et Services Gouvernementaux Canada (TPSGC), ainsi que sur des projets extracôtiers de pétrole et de gaz.

Mise en oeuvre

Toutes les options peuvent se diviser en deux grandes classes d'options. Celles qui permettent l'enlèvement des contaminants et celles qui isolent les contaminants du contact avec les hommes ou l'environnement. Dans chacune de ces classes, il existe un grand nombre d'approches techniques. Pour réduire le nombre total des techniques retenues pour l'analyse, la première étape de l'examen comporte l'identification des approches techniques spécifiques qui sont viables (ou qui peuvent être mises en oeuvre). Une approche viable implique l'utilisation de méthodes qui sont faisables techniquement, c'est-à-dire *qui sont réalisables et sont démontrées commercialement et qui peuvent être mises en place d'une manière pratique sur le site.*

2.3 Revue des options et critères de sélection - critères de seuil

Dans l'étape 4 du processus d'étude, toutes les options viables et les composantes de techniques pertinentes qui pourraient être utilisées pour chacune sont évaluées en tenant compte d'une série de facteurs légaux, sociaux et financiers. Au total, cinq critères généraux (en plus de «la mise en oeuvre») ont été établis après consultation avec les parties intéressées, y compris les exigences obligatoires ainsi que d'autres moyens de mesure pour déterminer la faisabilité et l'acceptabilité générales des différentes options. Dans les sections 6 et 7, toutes les options et les techniques relatives sont évaluées par rapport à deux grandes classes de critères:

- Critères de seuil: ces critères sont obligatoires. L'évaluation se base sur un processus de «passage» ou «d'échec». Une option n'est plus considérée si elle ne passe pas l'un des critères de seuil.
- Critères d'équilibre: Les critères doivent être comparés entre eux à la fin pour pouvoir choisir la meilleure option de restauration.

En plus de «la mise en oeuvre», les deux critères de seuil obligatoires comprennent:

- la protection de la santé humaine et de l'environnement; et
- la conformité avec la réglementation et les exigences en vigueur.

Les critères de seuil sont définis ci-dessous.

2.3.1 Protection de la santé humaine et de l'environnement

Ce critère vérifie si chaque option fournit une protection adéquate et décrit comment les risques posés par chaque voie d'exposition sont éliminés, réduits ou contrôlés par différentes techniques. Dans cette étude, les limites spatiales des options sont soumises à l'objectif de restauration des sédiments contaminés par les BPC.

2.3.2 Conformité avec la réglementation et les exigences en vigueur

Ce critère de seuil considère comment les politiques du gouvernement fédéral et la législation environnementale fédérale et provinciale s'appliqueraient aux trois options de restauration à l'étude.

En tant que promoteurs du projet, Environnement Canada et le Gouvernement du Canada doivent avant et par dessus tout prendre en considération sa *Politique de gestion des substances toxiques* (1995), en conjonction avec d'autres lois, dont les suivantes:

- la *Loi canadienne sur l'évaluation environnementale*,
- la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*,
- la *Loi sur les pêches*, et
- la *Loi sur le transport des marchandises dangereuses*.

La législation provinciale qui pourrait s'appliquer à l'une ou plusieurs des options est:

- la *Loi sur l'assainissement de l'environnement* du Nouveau-Brunswick.

2.4 Examen détaillé - Critères d'équilibre

Dans l'étape 5 du processus d'étude, les options qui ont passé les critères de seuil obligatoires ont ensuite été évaluées selon les critères d'équilibre suivants:

- Efficacité
- Réduction des risques

- Coûts
- Autres considérations (par ex.: bénéfices ou désavantages socio-économiques, acceptation des parties intéressées).

Les aspects positifs («pour») et les aspects négatifs («contre») sont identifiés pour chacun des critères (sauf les coûts). Cette analyse se trouve dans la section 7 de ce rapport. Une description détaillée de chaque critère d'équilibre est donnée ci-dessous.

Les termes de références initiaux de la présente étude comprenaient également la responsabilité éventuelle dans le cas d'une restauration inefficace et la conformité avec les politiques du gouvernement fédéral. La responsabilité n'a cependant pas été considérée dans la présente évaluation étant donné que cela exigerait une description en profondeur du projet ce qui n'est pas disponible à l'heure actuelle, mais devrait être déterminé à un stade ultérieur. La conformité avec les politiques du gouvernement fédéral fait partie du critère de seuil de la conformité avec la réglementation et les exigences en vigueur.

2.4.1 Efficacité

Pour comparer l'efficacité de chaque option, on considère les aspects suivants:

- Atteinte de l'objectif de restauration dans les temps prévus: en combien de temps l'option atteint-elle le résultat désiré?
- Maintien de l'objectif de restauration: à quel point l'option maintient-elle le résultat désiré dans un espace de temps spécifique?
- Confinement de la masse des contaminants: l'option confine-t-elle ou enlève-t-elle la masse des contaminants?
- Réduction du volume des contaminants: l'option réduit-elle le volume des BPC?
- Exigences de surveillance et/ou d'entretien: la surveillance ou l'entretien du système est-elle nécessaire pour que l'option ait la performance spécifiée?

L'efficacité est évaluée en termes d'échéanciers. L'efficacité pendant la mise en place et à terme a été considérée en évaluant si la technique est adéquate à court, moyen et long terme, comme décrit ci-dessous:

Efficacité à court terme: Cette période est définie comme l'efficacité de l'option ou de la technique pendant la mise en place ou les travaux. On utilise pour chaque technique les données de surveillance collectées lors d'autres projets réalisés dans le passé et on les compare avec les risques connus ou prévus de ces effets.

Efficacité à moyen terme: Cette période couvre le temps immédiatement après les travaux, ainsi qu'une période ultérieure de 5 à 10 ans.

Efficacité à long terme et permanence: Cette période est généralement définie comme la durée de vie d'une structure de génie. Ceci est généralement une évaluation de la permanence d'une structure (par ex.: l'encapsulation) au-delà d'une période de dix ans.

2.4.2 Réduction des risques

On a évalué les «pour» et les «contre» de la réduction des risques de chaque option par rapport aux risques actuels (données de 1997) pour la santé humaine et l'écologie (décrits en détail dans la section 4 du rapport), en considérant les aspects suivants:

- éviter les impacts physiques à court terme sur l'habitat local (court terme)
- réduction des effets écologiques négatifs par rapport aux conditions actuelles (1997) après le renflouage (moyen et long terme)
- réduction des effets négatifs sur la santé humaine par rapport aux conditions actuelles (1997) après le renflouage (moyen et long terme)

2.4.3 Coûts

Ce critère compare les coûts de capital, d'opération et d'entretien estimés pour chaque option globale. Il identifie une gamme d'estimations du coût du capital et le coût adéquat pour effectuer l'entretien ou la surveillance annuelle. On inclut dans l'analyse des coûts une estimation du contenu canadien et étranger.

2.4.4 Autres considérations

Cette évaluation compare les «pour» et les «contre» des bénéfices et désavantages socio-économiques (exprimés comme concepts et, si possible, comme valeur en dollars), la perception de l'environnement de la part de la communauté, et l'acceptation des options de la part des groupes d'intérêts. Lors de la

préparation et de l'analyse de ce critère, l'élément central a été de présenter et de discuter une série de questions avec les membres du comité de vigilance faisant partie du comité directeur.

3.0 DESCRIPTION DU SITE

L'étape 1 du processus d'étude donne une description générale des conditions autour du site de naufrage de l'Irving Whale. Les informations contenues dans cette section proviennent des différentes sources mentionnées dans la section 9.0

L'empreinte de la barge se trouve à 47°22'09" Nord et 63°19'46" Ouest dans le sud-ouest du golfe Saint-Laurent, à environ 60 km au nord-est de North Point (Île-du-Prince-Édouard) et à 100 km à l'ouest des Îles-de-la-Madeleine (Québec).

Lorsqu'elle a coulé, la barge Irving Whale contenait 4 270 tonnes de mazout de type «Bunker C» (comme cargaison), 7 500 kilogrammes de BPC et 1 900 kg de chlorobenzènes (dans le système de chauffage). La barge a coulé le 7 septembre 1970. La barge a par la suite été renflouée le 30 juillet 1996 et transportée ensuite jusqu'à Halifax pour y être décontaminée. Il a été estimé que pendant la période où la barge reposait sur le fond marin, environ 5 700 kg de BPC se sont déversés dans l'environnement et qu'environ 220 kg de BPC furent recueillis dans les sédiments immédiatement après le renflouage. On a estimé qu'il y avait en 1997 entre 150 et 350 kg de BPC dans les sédiments dans une zone de 62 500m² autour de l'empreinte de la barge (Gilbert, *et. al*, 1998). La figure 3.1 illustre l'empreinte de la barge et les contours des concentrations des sédiments.

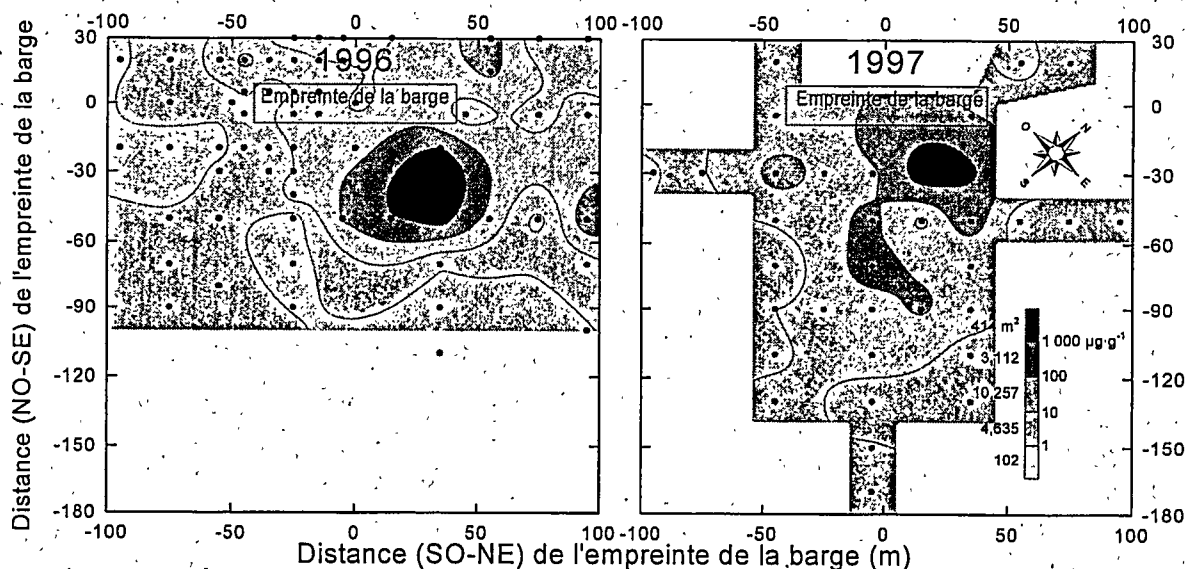


Figure 3.1 Répartition des concentrations de BPC (Aroclor 1242) dans les sédiments autour du site de l'Irving Whale en octobre 1996 et en mai et juin 1997 à partir d'échantillons collectés par un mini sous-marin. (source: Ministère des Pêches et des Océans du Canada et Environnement Canada, 1997)

Pour donner un ordre d'idée de la masse des BPC sur le site de l'Irving Whale par rapport à d'autres sources, il a été estimé qu'il y a actuellement un total d'environ 6 000 kg de BPC dans le golfe Saint-Laurent (à des profondeurs de plus de 200 m) et environ 24 000 kg de BPC dans le bas estuaire. Cette masse a cependant des concentrations beaucoup moins élevées que celles relevées sur le site de l'*Irving Whale*. (Gilbert, *et. al*, 1998).

La littérature scientifique consultée a montré que les BPC peuvent se dégrader sous certaines conditions. Cependant, le temps de dégradation n'a pas été estimé.

Après le renflouage de la barge, il y a eu plusieurs essais pour restaurer les sédiments autour de l'empreinte de la barge. Ces efforts comprenaient l'utilisation de pompes à grande capacité pour transférer les sédiments contaminés dans des récipients en acier posés sur le fond marin, ainsi que la récupération des sédiments par des plongeurs. Il a été démontré que ces méthodes causaient la remise en suspension des sédiments contaminés et augmentaient davantage la dispersion des BPC. Il y a eu également une tentative d'utiliser le pompage par succion à air pour transférer l'eau et les sédiments vers une barge à la surface. Cette méthode a eu un certain succès, mais on n'a pu récupérer qu'une tonne de sédiments pour 35 tonnes d'eau.

3.1 Informations générales sur la zone

Le fond marin de la zone étudiée est relativement plat à environ 60-80 mètres de profondeur. Autour de l'empreinte de la barge, la profondeur est d'environ 67 m.

Le courant moyen des eaux à proximité du site est d'environ 0,5 noeuds et la température se situe entre 1°C et 1,5°C, sauf à l'automne alors que la température peut dépasser 2°C tout au long de la colonne d'eau. La variabilité d'orientation et d'amplitude du flux résiduel est relativement élevée à proximité du site et son rythme montre un cercle presque fermé avec une amplitude atteignant 7 cm/s dans certaines zones. Les courants résiduels sont orientés nord-nord-est vers le Chenal Laurentien. À la fin de l'été et au début de l'automne, des queues d'ouragans peuvent survenir dans cette zone. La remise en suspension et la redéposition de sédiments contaminés par les BPC sont possibles à cause des courants et des conditions météorologiques de la zone.

3.2 Caractéristiques physiques des sédiments

Le fond de l'océan sur le site est couvert de boue, de sable, de roches et de rochers pêle-mêle. Les sédiments consistent en une couche fine de sable (87%), de gravier (11%) et d'argile (2%) sur un fond rocheux de grès. Tel qu'illustré à la figure 3.2, l'épaisseur des matériaux non-consolidés est très variable autour de l'empreinte de la barge, allant de 1 mm jusqu'à 200 mm (ministère des Pêches et des

Océans du Canada (MPO) & Environnement Canada (EC), 1996). Pendant le programme d'échantillonnage de 1997, une vidéo filmée sous l'eau par EC a montré que les rochers sont relativement rares et varient en grandeur jusqu'à un mètre en diamètre.

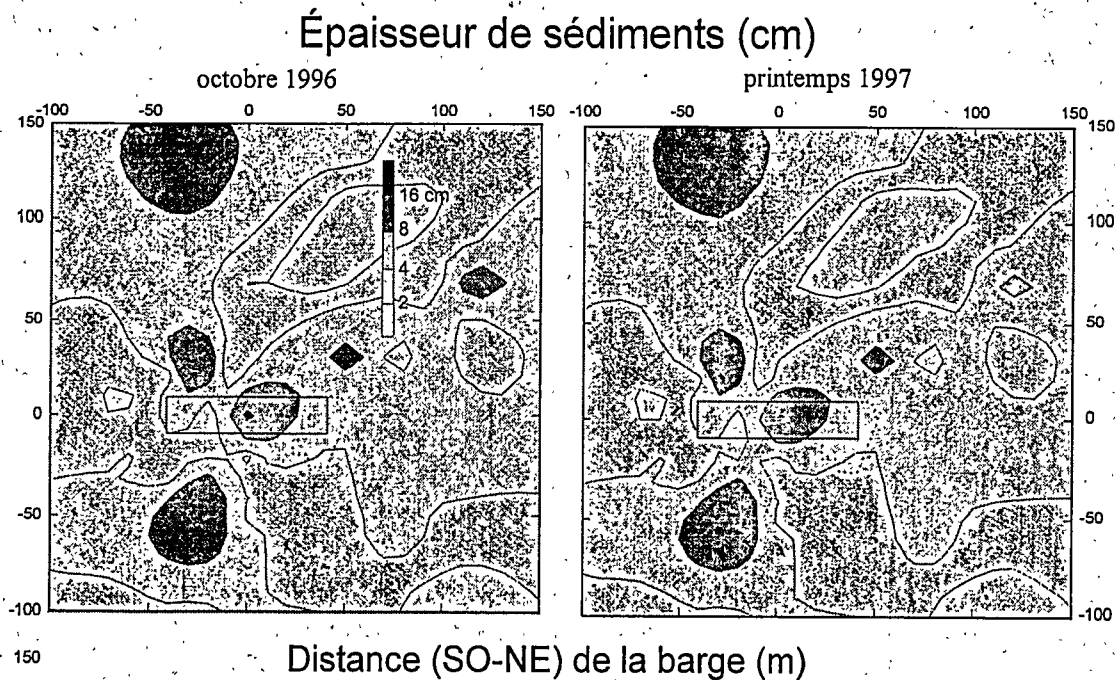


Figure 3.2 Répartition de l'épaisseur des sédiments mesurées en octobre 1996 et au printemps 1997 (source: Ministère des Pêches et des Océans Canada et Environnement Canada, 1997)

3.3 Océanographie physique du site

Il se peut que les sédiments du site soient relargués par des processus et des événements naturels tels que les courants de marées et des tempêtes. Le mouvement des vagues est probablement moins important à cause de la profondeur du site. Le courant des marées dans la zone est de l'ordre de 0,2 m/s. Les courants de tempêtes peuvent approcher 3% de la vitesse du vent; ainsi, une tempête avec un vent de 20m/s peut produire des courants supplémentaires de 0,6 m/s sur une période pouvant aller de quelques heures à plusieurs jours. Les théories sur le déplacement des sédiments suggèrent que les taux de déplacement varient selon la vitesse; donc, il se peut que les tempêtes jouent un rôle important dans la détermination de l'occurrence et la direction du déplacement des matériaux dans le golfe Saint-Laurent (Mark McNeil, commentaires personnels).

Depuis le renflouage de la barge le 30 juillet 1996, il semble que les sédiments dans un périmètre de quelques centaines de mètres autour du site aient perdu des grains fins et soient devenus moins compacts. Ceci suggère que la barge a créé un genre de talus de protection qui a favorisé le dépôt de sédiments à grains fins (Gilbert, *et. al*, 1998). Depuis l'enlèvement de la barge, l'équilibre

sédimentaire semble s'être modifié et certains de ces sédiments ont été dispersés par des processus naturels. Ces observations sur la composition des sédiments se basent sur des échantillonnages faits par le MPO et EC pendant l'automne de 1996 et le printemps de 1997 (Gilbert, *et. al*, 1998). Les rapports météorologiques de l'aéroport de Charlottetown relatifs à l'époque sans glace de cette période suggèrent que les vents de l'automne 1996 et du printemps 1997 étaient un peu plus faibles que la moyenne avec relativement peu de tempêtes fortes.

3.4 Caractéristiques de l'habitat

Il est important de comprendre les caractéristiques de l'habitat du site pour pouvoir effectuer correctement une évaluation des risques et pour placer tout objectif de restauration dans le contexte de la partie sud du Golfe.

Aucune évaluation spécifique d'habitat n'a été effectuée sur le site. La revue de la documentation existante sur les caractéristiques de l'habitat dans le sud du Golfe, dont les informations préparées par EC et le MPO, révèle les conclusions générales suivantes en ce qui concerne l'habitat local:

- l'habitat du site de l'Irving Whale n'est pas unique; les caractéristiques de l'habitat et les espèces rencontrées sur le site sont très similaires à celles qui existent dans une grande partie du sud du Golfe;
- de par sa nature, cet habitat non-unique (décrit ci-dessus) n'est pas propice à une densité de populations benthiques supérieure à la moyenne.

Bien qu'il soit reconnu que le site du naufrage de l'Irving Whale est situé au milieu de la zone de pêche du crabe des neiges, ce site ne représente pas une portion importante de la zone (zone actuelle fermée à la pêche ~0,26% de la Zone 12 de pêche).

4.0 DÉTERMINATION DES OBJECTIFS DE RESTAURATION DU SITE

4.1 Historique, contexte et objectifs

L'étape 2 du processus d'étude consiste en la détermination d'un objectif de restauration adéquat. L'évaluation des risques est un outil souvent utilisé sur les sites contaminés pour quantifier les vrais risques envers l'être humain et les espèces de manière à prendre des décisions efficaces en ce qui concerne la gestion de ces risques. L'évaluation des risques est faite en conformité avec la *Politique fédérale sur la gestion des substances toxiques*. Lorsqu'on prend en considération les questions plus vastes des risques existants, les objectifs de restauration réalisables et les inquiétudes socio-

économiques, on peut utiliser l'évaluation des risques pour déterminer les critères de restauration adéquats sur les sites contaminés.

L'évaluation des risques écologiques peut se concentrer sur les points suivants:

- effets sur les individus
- effets sur les populations (populations des espèces à l'intérieur et au-delà de la zone affectée)
- effets sur les communautés (peut comprendre les populations de plusieurs espèces)
- effets sur l'écosystème (rarement effectuée à cause de sa complexité)

Lorsqu'on détermine les objectifs de restauration, il est plus approprié de se concentrer sur les critères de restauration envers la protection des populations, étant donné que les effets au niveau des populations sont plus mesurables et sont un indicateur plus pertinent de la santé de l'écosystème (comme indiqué dans les exemples du CCME, 1994).

Avant que l'Irving Whale ne soit renfloué, une évaluation détaillée des risques environnementaux avait été effectuée en 1996 par CanTox pour évaluer les risques éventuels des sédiments contaminés par les BPC sur les récepteurs aquatiques vulnérables et pour développer des critères de restauration des sédiments spécifiques au site pour les organismes indigènes sur le site de l'Irving Whale (CanTox, 1996). L'évaluation des risques, effectuée par CanTox (annexe B), a réévalué les risques actuels en se basant sur les données disponibles les plus récentes (Gilbert, *et. al.*, 1998).

Les objectifs de la présente évaluation des risques ont été les suivants:

- passer en revue les risques actuels posés dans la zone d'étude en utilisant les données biologiques et les sédiments collectés après le renflouage;
- réévaluer les conclusions de l'évaluation des risques écologiques de 1996; et
- si nécessaire, définir un objectif et un critère de restauration.

Les sections suivantes donnent un résumé des résultats de la présente évaluation des risques.

4.2 Conditions actuelles des risques sur le site

L'évaluation des données d'après-renflouage présentée dans ce rapport (Annexe B) a pris en considération trois récepteurs: a) le crabe des neiges, b) la communauté benthique dans les sédiments et c) l'être humain (bien que indirectement). Cette évaluation est arrivée aux conclusions suivantes:

- on soupçonne qu'il y ait des effets négatifs sur la communauté benthique sédentaire, mais seulement à l'intérieur et autour de l'empreinte de la barge.
- Aucun effet négatif par exposition aux BPC dans la zone d'étude n'est prévu pour les crabes des neiges mâles individuels.
- Étant donné que les crabes des neiges femelles ont tendance à être moins mobiles et qu'elles sont plus enclines que les mâles à rester dans une certaine zone, on pourrait prévoir qu'elles seraient plus exposées à n'importe quel produit chimique présent dans les sédiments. Par conséquent, si les femelles devaient passer un laps de temps important à proximité de l'empreinte de la barge, leur risque serait plus élevé que celui des mâles. Cependant, étant donné qu'aucune concentration des tissus des crabes des neiges femelles n'est disponible, il n'y a pas assez de données pour tirer des conclusions en ce qui concerne les risques éventuels sur les crabes des neiges femelles. Malgré cette incertitude, le faible risque pour les crabes des neiges mâles suggère que même des effets négatifs sur des femelles individuelles ne causeraient pas d'effets négatifs au niveau de la population. Il faut cependant noter que les risques possibles pour les crabes femelles devraient être quantifiés lors de futurs programmes de surveillance pour en déterminer les effets éventuels.
- Toutes les concentrations retrouvées dans les tissus des crabes des neiges étaient en-dessous de la norme de 2,0 µg de BPC/gramme de tissus établis par les Directives canadiennes sur la consommation humaine des aliments. Par conséquent, aucun effet négatif n'est prévu pour la consommation humaine des crabes des neiges¹.

L'étude de CanTox a conclu que bien qu'il soit difficile d'extrapoler l'estimation des risques sur une zone plus vaste que la zone étudiée (comme le golfe Saint-Laurent), on peut se baser sur une considération qualitative des résultats de la présente évaluation des risques, sur les résultats du programme de surveillance le plus récent (Gilbert, *et. al*, 1998) et sur d'autres questions de base, et conclure qu' aucun effet négatif au niveau de la population n'est prévu pour les crabes des neiges mâles et femelles ou pour les benthos dans le golfe Saint-Laurent suite à la contamination des sédiments par les BPC à l'intérieur et autour de la zone de l'empreinte de la barge. Il faut cependant noter que cette affirmation se base sur un nombre limité de données.

¹ Dans cette zone, les crabes des neiges femelles ne sont pas pêchées pour la consommation humaine.

4.3 Critères de restauration

L'évaluation des risques de CanTox a déterminé les points suivants:

- aucune activité de restauration n'est nécessaire pour protéger la santé humaine; par conséquent aucun critère de restauration des sédiments n'est nécessaire à cet effet;
- aucune activité de restauration n'est nécessaire pour protéger la population des crabes des neiges; par conséquent, aucun critère de restauration des sédiments n'est nécessaire à cet effet, à condition de continuer à surveiller les effets sur le site;
- il existe la possibilité d'effets négatifs sur la communauté benthique si les concentrations des sédiments dépassent 1 mg/kg. Ce niveau de concentration se trouve à l'intérieur et autour de l'empreinte de la barge.

Si la restauration est nécessaire, un objectif de restauration adéquat du site serait donc de restaurer les sédiments à l'intérieur et immédiatement autour de l'empreinte de la barge jusqu'à un niveau de critère de restauration de moins de 1 mg/kg ou bien d'isoler tout sédiment dépassant ce niveau de 1 mg/kg de la communauté benthique de façon à réduire les risques d'effets négatifs potentiels sur la communauté benthique.

La décision de restaurer un site contaminé et les objectifs finaux de restauration devraient inclure d'autres considérations et non seulement l'application des critères de qualité des sédiments (MPO et EC (1997)). Les critères de qualité des sédiments BPC sont des valeurs prudentes qui se basent généralement sur la toxicité des espèces sensibles qui ne peuvent comprendre qu'une petite portion d'une communauté ou d'un écosystème donné. D'autres impacts environnementaux associés à la restauration peuvent avoir une importance écologique plus grande que la contamination des BPC (Dexter and Field, 1989). Les considérations clés dans l'établissement des objectifs de restauration comprennent les concentrations existantes et la nature et grandeur de la zone touchée dans l'écosystème.

4.4 Exigences de données supplémentaires

Les conclusions données ci-dessus sont conservatrices à cause des incertitudes identifiées dans l'étude (voir détails dans l'annexe B). Pour réduire ces incertitudes, ces activités pourraient être entreprises:

- passer en revue le plus récent programme d'échantillonnage des sédiments et organismes. Les données présentées dans Gilbert, *et. al* (1998) démontrent que le profil des BPC dans les sédiments et organismes est clairement en train de changer par rapport aux résultats des échantillonnages de l'année précédente. Si cette tendance a continué pendant l'hiver 1997, les estimations des risques telles qu'elles sont rapportées dans la présente évaluation pourraient changer. De plus, ceci permettrait d'établir la répartition spatiale actuelle de la contamination des sédiments par les BPC.
- Surveillance de la présence des BPC chez les crabes des neiges y compris la collecte de données sur les glandes digestives et les tissus des crabes des neiges femelles pour évaluer d'une manière quantitative les risques potentiels sur les femelles qui pourraient être plus exposées que les mâles parce qu'elles sont moins mobiles (Dufour, 1988).
- La surveillance future du crabe des neiges devrait prendre en considération les différentes classes d'âge et les changements saisonniers de la condition physiologique des crabes, puisque ces facteurs peuvent affecter la dynamique des contaminants dans les tissus des crabes des neiges.
- La récolte de données sur le bruit de fond dans d'autres sites de référence pour mieux évaluer si les concentrations des sédiments et des crabes des neiges dans la zone d'intérêt sont supérieures aux valeurs de référence.
- La collecte de plus d'échantillons de crabes des neiges au-delà de la zone d'exclusion de pêche de 10 km sur 10 km.
- La cueillette d'informations supplémentaires sur les populations d'invertébrés benthiques (par ex.: diversité des espèces, abondance, concentration de BPC dans les tissus, etc.) dans la zone autour de l'empreinte de la barge et dans un endroit de référence adéquat afin d'évaluer les coûts et les avantages des efforts de restauration pour la protection de ce groupe d'organismes.
- La surveillance ultérieure des sédiments devrait inclure la granulométrie et la concentration du carbone organique total dans les sédiments, étant donné que ces facteurs permettent d'évaluer la biodisponibilité des BPC pour les organismes benthiques.
- La cueillette de données sur la concentration en BPC des tissus d'organismes vivants appartenant à différents niveaux trophiques du golfe Saint-Laurent. Ces données pourraient être analysées par la méthode des composantes principales afin d'évaluer l'étendue de la contamination.
- maintenir une zone d'exclusion jusqu'à ce que des surveillances ultérieures confirment une tendance de diminution significative des concentrations de BPC dans les sédiments.

Certaines de ces recommandations pourraient ne pas être nécessaires si on effectue une restauration du site.

4.5 Zone contaminée par les BPC et volume

En mars 1997, le MPO et EC ont publié un rapport de situation suite au renflouage de l'Irving Whale. Ce document rapporte que l'épaisseur des sédiments dans une zone de 200 m sur 200 m autour de l'empreinte de la barge était de 1 cm à 16 cm. Une étude effectuée en 1997 par le MPO (Gilbert, *et. al*, 1998) a conclu qu'il y avait entre 150 et 350 kg de BPC dans les sédiments sur une épaisseur de 1 mm à 200 mm sur le substrat rocheux à l'intérieur d'une zone de 62 500 m² autour de l'empreinte de la barge. Les informations présentées dans le rapport de situation du MPO de 1998 montrent que la zone d'étude des sédiments de 20 000 m² contenait de 155 à 280 m³ de sédiments contaminés. Cette zone est entourée d'un isoplèthe d'environ 5 mg/kg de BPC dans les sédiments.

Tel que mentionné dans la section 4.3, les concentrations des sédiments supérieures à 1 mg/kg pourraient occasionner des effets négatifs à la communauté benthique. Sur la base des informations du rapport de MPO et EC de 1997², on considère que la zone entourée par l'isoplèthe de 1 mg/kg est elle-même entourée par une zone de 200 m sur 200 m ou 40 000 m². Les volumes n'ont pas été calculés pour cette plus grande zone, mais on suppose qu'une zone deux fois plus grande que la zone d'étude initiale de 20 000 m² devrait contenir deux fois le volume de sédiments. Si on prend le chiffre de 280 m³, ou le volume le plus élevé calculé dans le rapport de 1998 d'EC, l'estimation révisée du volume entourée par l'isoplèthe de 1 mg/kg est d'environ 600 m³. La présente étude est basée sur des estimations de 600 m³ de volume et 40 000 m² de zone pour évaluer les options de restauration éventuelles.

Des études environnementales précédentes sur les sédiments contaminés, comprenant des matériaux sédimentaires fins, ont montré que la majorité de la contamination se trouve attachée aux fractions de sédiments les plus fines (c'est-à-dire des sables très fins, limon, argile, et des particules organiques présentes naturellement)³. Ainsi, il est possible qu'une grande proportion des sédiments ne soit presque pas contaminée et pourrait être traitée avec des techniques conventionnelles de réduction de volume. Cependant, après le renflouage de la barge en 1996, on a rapporté que des flaques de produits en phase libre ont été récupérées dans la zone immédiate autour de l'empreinte de la barge (commentaires personnels, Dr. Tay, Environnement Canada). Par conséquent, il est possible que du BPC en phase libre puisse encore être présent dans les eaux interstitielles de certains secteurs très localisés.

²Évaluation scientifique de la contamination des BPC dans les sédiments et organismes autour du site du naufrage de la barge Irving Whale, Situation, Ministère des Pêches et Océans *et. al*, 1997.

³ Restauration du Port de Elbug, Pays Bas, L. van Geldermalsen, Restauration des sédiments 95, Windsor, Ontario.



5.0 IDENTIFICATION DES OPTIONS VIABLES

L'étape 3 du processus d'étude a consisté en l'identification des options viables sur la base de «mise en oeuvre».

Toutes les approches de restauration sont comprises dans trois classes générales d'options, notamment:

1. Aucune activité de restauration ultérieure (Option 1);
2. Confinement *in situ* des sédiments contaminés par les BPC (Option 2); et
3. Enlèvement des sédiments contaminés par les BPC (Option 3).

Chacune de ces options pourrait être mise en place en utilisant un certain nombre de techniques. Les techniques potentielles sont évaluées dans cette section afin d'identifier les moyens viables pour mettre en place chacune des trois options générales, en considérant la disponibilité, la nature démontrée de la technologie et sa performance passée. Les techniques qui franchissent ce critère d'examen sont considérées plus en détail dans les sections suivantes de ce rapport sous les critères de seuil et d'équilibre.

5.1 Option 1: Aucune activité de restauration ultérieure

Cette option n'entraînerait aucune restauration ultérieure des sédiments contaminés par les BPC qui seraient laissés dans leur état actuel. Cette option n'envisage pas d'amélioration ou de modification du site. Comme il est noté dans la section 4, des incertitudes mineures quant à l'évaluation des risques pourraient être précisées par des échantillonnages ultérieurs. Des contrôles institutionnels pourraient être nécessaires, y compris la surveillance continue des aspects physiques, chimiques et biologiques dans la zone d'étude pour identifier des changements ou des altérations de la concentration et de la distribution des BPC, et pour identifier les modifications des conditions qui poseraient des risques inacceptables aux organismes benthiques locaux.

5.2 Option 2: Confinement *in situ*

Cette approche impliquerait de laisser sur place les sédiments contaminés par les BPC répertoriés à l'intérieur du contour de 1 mg/kg et de les enfouir *in situ*. Après le confinement dans la zone de contour de 1 mg/kg, il resterait une zone significative de sédiments qui ne seraient pas restaurés. Deux approches de base ont été prises en considération pour cette option:

- l'encapsulation en utilisant une décharge en surface ou des méthodes de placement précises; et
- la solidification *in situ*.

5.2.1 Encapsulation

Dans l'option d'encapsulation, un recouvrement granulaire fournirait un mécanisme permanent pour éviter l'exposition ou la dispersion future des sédiments contaminés par les BPC. Avant d'entreprendre le programme d'encapsulation, il faudrait effectuer une investigation de pré-travaux à haute résolution pour définir la zone d'encapsulation et placer des marqueurs de position commandés à distance sur le fond pour aider au positionnement précis des navires et du matériel d'encapsulation. Une capsule composée de différentes tailles d'agréats serait posée au-dessus de la zone délimitée par le contour d'isoplèthe de 1 mg/kg.

Des précautions spéciales seraient nécessaires pour protéger la couche très fine de sable contaminé pour qu'elle ne soit pas remise en suspension sous l'impact de l'agréat. Ceci est particulièrement difficile à contrôler si on utilise des techniques de décharge en surface. La perte de sédiments à l'intérieur de l'isoplèthe de 1 mg/kg pourrait être contrôlée en utilisant un géotextile placé sur les sédiments par un système de déploiement sous l'eau. Après la mise en place du géotextile, une couche d'agréat serait appliquée à une profondeur de 600 mm au-dessus du géotextile. D'une manière idéale, ces agrégats devraient être bien nivelés et contenir un mélange de sable et de gravier. Une couche supplémentaire de 500 mm de pierre d'armure allant jusqu'à 150 mm de diamètre serait placée sur la première couche d'agréats pour protéger le recouvrement des forces des courants.

L'encapsulation a été efficacement démontrée pour le confinement de sédiments contaminés au site de dépôt à Portland, (Casco Bay), et dans le port de Massachusetts aux États-Unis pour recouvrir des sédiments contaminés à des profondeurs de plus de 70 m. Ces capsules furent placées sur d'épais monticules de déchets de dragage contaminés dans des zones à moins de 25 km de la côte. Il n'y a pas d'exemples d'application de cette technologie sur des couches minces de sédiments contaminés (de moins de 160 mm d'épaisseur) situés dans des sites lointains extracôtiers en haute mer. Il est raisonnable de supposer que ces techniques peuvent s'appliquer au site de l'Irving Whale. Après la mise en place, il serait nécessaire d'effectuer un programme de surveillance à long terme sur la performance physique, chimique et biologique pour déterminer l'efficacité de la capsule à contenir les sédiments contaminés par les BPC. De plus, cette option pourrait nécessiter un entretien continu et périodique des matériaux de recouvrement en cas d'érosion.

Techniques d'installation précise

L'installation précise de capsules d'agrégats est une technologie commune utilisée par des compagnies de pipeline et de télécommunications pour poser des tuyaux et des câbles sous l'eau. Cette technique peut s'effectuer en utilisant des navires équipés d'un «tube d'éjection» allant de la surface jusqu'au fond marin. Des systèmes plus spécialisés ajoutent un bec de dispersion au bout du tube d'éjection pour étaler le matériau plus uniformément. Les techniques de tubes d'éjection sont utilisées depuis plusieurs années dans des sites en haute mer jusqu'à plusieurs centaines de mètres de profondeur (Figure 5.1). Les navires équipés avec ces appareils sont disponibles commercialement dans le monde entier. L'expertise locale qui utilise ces méthodes de tubes d'éjection est disponible bien qu'elle semble limitée aux zones de ports maritimes peu profonds (30 mètres de profondeur).

Les plus grand navires d'agrégats avec une capacité allant jusqu'à 10 000 tonnes sont disponibles au niveau international et sont utilisés sur des sites en haute mer tel que celui présenté dans la figure 5.1. Des discussions avec plusieurs grandes compagnies internationales de dragage ont révélé que bien que ces systèmes aient été utilisés pour encapsuler des sédiments contaminés, l'objectif principal de ces systèmes était de fournir une technique d'installation très précise dans des sites en haute mer. Les compagnies de dragage ont utilisé cet équipement dans des eaux jusqu'à force 7 avec des vagues de deux à trois mètres.

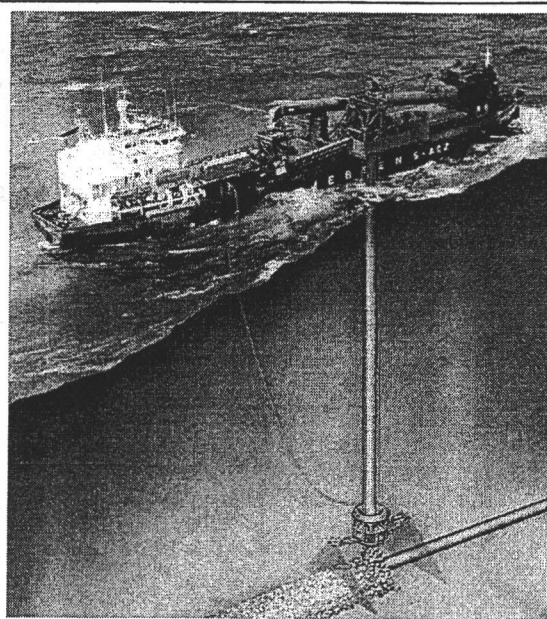


Figure 5.1 Placement de précision des agrégats

Pour le déploiement de géotextiles en haute mer, des compagnies de dragage en Europe, telle que VanOord ACZ, utilisent un appareil simple de cadres et d'engrenages qui sont installés sur le fond marin et débobinent les géotextiles en utilisant les câbles et treuils à bord du navire. D'une manière typique, les géotextiles sont utilisés dans des applications sous-marines pour couvrir des sédiments mous ne pouvant supporter beaucoup de poids. Ces systèmes peuvent déployer les géotextiles directement devant le bec répartiteur; des géotextiles modifiés avec des blocs de poids en ciment peuvent aussi être tissés directement dans le tissu. Bien que les quelques exemples de capsules en haute mer n'aient pas employé de géotextiles dans leur conception, aucun n'a été confronté aux conditions uniques de l'Irving Whale où l'épaisseur très mince des sédiments (moins de 160 mm) est bordée en dessous par le substrat rocheux. Les géotextiles ont été utilisés au Canada pour encapsuler des sédiments contaminés peu profonds dans le Port d'Halifax, en Nouvelle-Écosse et le Port de Georgetown dans l'Île-du-Prince-Édouard.

Bien que les techniques d'installation de précision pourraient s'appliquer au site de l'Irving Whale, un essai pilote serait utile pour déterminer si la mince épaisseur des sédiments poserait des problèmes inattendus.

Techniques de décharge en surface

La décharge de matériaux sur le fond marin se fait depuis plusieurs années en utilisant des barges spécialement conçues à cet effet. Deux types de barges de décharge de surface sont facilement disponibles dans les provinces atlantiques: les barges à décharge latérale et les barges à fond ouvrable. La capacité de ces vaisseaux varie typiquement entre 100 m³ et 750 m³. Traditionnellement, la précision de la décharge n'a pas été de la plus haute importance pour ces vaisseaux étant donné qu'ils étaient employés pour rejeter les déblais de dragage dans l'océan. Des études effectuées par le Corps des ingénieurs de l'armée des États-Unis au large de la côte du Maine ont montré que ces vaisseaux doivent être positionnés avec une très grande précision avant de décharger le matériau d'encapsulation. La modélisation de la dispersion des matériaux d'encapsulation sous l'effet des courants de l'océan est également une exigence essentielle pour la réussite d'une opération.

À la suite de discussions avec plusieurs compagnies de dragage, il s'avère que cette méthode comporte un grand risque de non-performance à cause de la perte de sédiments contaminés, déplacés lors de l'impact des matériaux d'encapsulation. Plusieurs compagnies se sont inquiétées du fait que cette méthode pourrait exiger bien plus de matériaux granulaire pour permettre une dispersion adéquate le long de la colonne d'eau. Les zones non protégées par des géotextiles au-delà de l'isoplèthe de 1 mg/kg seraient également assujetties à une remise en suspension significative par l'impact des matériaux d'encapsulation. Bien que l'applicabilité soit moins sûre que l'installation de précision, cette technique a été retenue à la demande du comité directeur.

5.2.2 Solidification *in situ*

La solidification *in situ* de sédiments contaminés en haute mer n'a pas été démontrée au niveau commercial. Bien que la méthode soit techniquement faisable dans des conditions sans courants, il y aurait une grande possibilité que des matériaux fins contaminés soient perdus quand on ajoute et mélange les matériaux cimenteux. Les approches alternatives de cette technique impliqueraient l'enlèvement des sédiments du fond, l'enlèvement de l'eau et le recouvrement du sable, du gravier et des particules fines contaminées, le mélange des matériaux cimenteux et le renvoi du mélange sur le fond marin. Le matériau rejeté dans l'océan contiendrait des BPC dépassant le critère de 0,1 mg/kg des règlements sur l'immersion de déchets en mer. Cette technique a été retirée avant toute autre considération étant donné qu'elle n'était pas viable commercialement et ne correspondrait probablement pas aux exigences de la réglementation.



5.2.3 Options retenues pour une considération ultérieure

Sur la base de ce qui précède, on considère que la décharge de surface et les techniques d'installation de précision pour l'encapsulation *in situ* sont des options viables; elles sont donc considérées d'une manière plus approfondie sous les Critères de seuil et d'équilibre dans les sections suivantes de ce rapport.

5.3 Option 3: Enlèvement des sédiments et disposition

La troisième option concernant les résidus de BPC dans les sédiments est la récupération des matériaux touchés. Les sédiments touchés par les BPC seraient dragués du fond de l'océan et ramenés à terre pour être traités. Dans cette option, il y a plusieurs aspects qui, dans le cadre de ce rapport, sont appelés des composantes d'opération. Ce sont les suivantes:

- enlèvement;
- drainage de l'eau;
- réduction du volume;
- transport; et
- disposition/destruction.

5.3.1 Récupération

Toute une variété de technologies sont disponibles pour récupérer des sédiments sur le fond marin. Cependant, seules quelques unes sont capables de ramener les sédiments jusqu'à la surface à une profondeur allant jusqu'à 80 m comme c'est le cas sur le site. La plupart des technologies de dragage disponibles pour l'enlèvement de sédiments peuvent être divisées en quatre catégories:

- les technologies à benne
- les technologies à coupeur
- les technologies de succion
- les technologies de pompage

L'annexe C présente un résumé des capacités et des limites de plusieurs technologies de dragage disponibles commercialement pour la récupération de sédiments en haute mer.

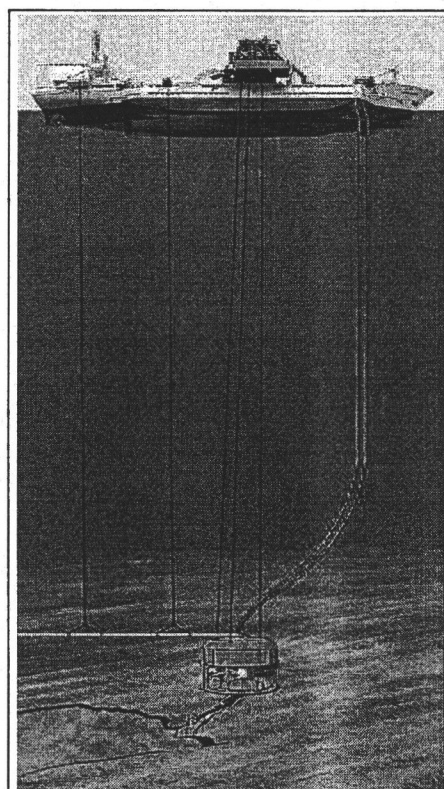


Figure 5.2 Appareil de dragage commandée à distance

D'une manière générale, l'équipement de dragage a été évalué en fonction des critères suivants:

- capacité de traiter des boues avec un faible contenu de solides (sédiments),
- capacité de récupérer les matériaux dans des sites profonds (au-delà de 65 mètres),
- capacité d'enlever des couches minces de sédiments,
- précision dans le positionnement des têtes de dragage,
- capacité de travailler dans des mers avec des vagues de quatre mètres,
- possibilité d'occasionner la remise en suspension des sédiments autour de la tête de dragage,
- démonstration que l'équipement a fait ses preuves commercialement, et
- démonstration que l'équipement peut traiter une gamme de sédiments, dont des roches et des pierres.

Les technologies de dragage possibles qui n'ont pas satisfait les critères sus-mentionnés ont été successivement éliminés de toute considération ultérieure (Annexe C). Sur la base de cette revue, les technologies suivantes ont été considérées comme viables pour la récupération de sédiments contaminés:

- Dragage à succion
- Système de dragage à air/Oozer («Pneuma/Oozer»)
- Technologie de pompe à air

La description des technologies de dragage qui pourraient être utilisées pour le projet à l'étude est donnée en Annexe C. La figure 5.2 montre la configuration générale d'une unité de dragage commandée à distance.

5.3.2 Drainage de l'eau

Pendant l'opération de récupération, un volume important d'eau et de sédiments serait généré. Étant donné que l'eau contiendrait un grand volume de sédiments contaminés en suspension, elle devrait être traitée avant d'être relarguée. Ceci nécessiterait un drainage pour séparer les sédiments contaminés de l'eau. On a considéré quatre méthodes pour le drainage, notamment:

- des systèmes terrestres utilisant la floculation chimique en combinaison avec une séparation simple par gravité,
- des systèmes terrestres utilisant la floculation chimique en combinaison avec une séparation mécanique,
- des systèmes terrestres utilisant la floculation chimique en combinaison avec un filtrage par des couches de sable et le nettoyage au charbon actif, et
- des technologies en mer pour le drainage à l'océan.

Les systèmes à terre

La première approche générale consiste dans le transport de l'eau et des matériaux dragués à un lieu de traitement à terre et le drainage des sédiments. Bien que le dragueur ait une grande capacité en volume, on estime qu'on utiliserait une «barge navette» pour transférer à terre la plupart des sédiments récupérés et l'eau. Il est très probable que la plupart des BPC seraient associés aux particules fines des sédiments qui ont tendance à rester en suspension et nécessitent des techniques de drainage spéciales pour les stabiliser. Avant d'entreprendre ce travail, il serait nécessaire d'étudier plus à fond la concentration des BPC par rapport aux différentes tailles de particules des sédiments. Il est possible que la plupart des sables et graviers ne nécessiteraient pas de traitement ultérieur et pourraient être rejetés directement dans l'océan ou dans un site terrestre.

1) Floculation chimique avec séparation par gravité

Cette technique est utilisée depuis plusieurs années pour le traitement d'eau contenant des sédiments contaminés en suspension. Ce processus comprend une opération en deux étapes. Dans la première étape, on utilise la gravité pour faire reposer au fond le sable et le gravier et pour permettre à l'eau, qui contient des sédiments contaminés en suspension, de passer dans une deuxième cellule de traitement. Pour enlever les sédiments fins contaminés en suspension, il faudrait traiter l'eau avec un floculent qui s'attacherait chimiquement au matériau fin et lui permettrait de se poser plus vite. Bien qu'il existe une variété de floculents chimiques disponibles sur le marché, seul un nombre limité est efficace en eau salée à une température de $\pm 3^{\circ}$ Celsius. Les sédiments floculés passeraient par une chambre de stabilisation où ils se déposeraient sur le fond; l'eau propre ressortirait et pourrait être successivement rejetée dans l'océan. Cette méthode nécessiterait un échantillonnage et une surveillance continue pour vérifier que les concentrations résiduelles de BPC dans l'effluent correspondent aux critères fédéraux d'immersion en mer. Étant donné qu'il n'y a qu'environ 2% de matériaux fins dans les sédiments existants, le volume total récupéré après floculation serait faible (2% de 600 m³, ou 12 m³ au

total). Ce matériel pourrait être recueilli dans un camion de transport fermé et enlevé du site pour être traité.

2) Floculation chimique avec séparation mécanique

Cette approche serait très semblable à la première technique. Cependant, après que l'eau libre de drainage soit enlevée des particules floculées, un drainage mécanique ultérieur pourrait favoriser une réduction supplémentaire du contenu en eau et réduire le volume des sédiments nécessaires pour être traités. Il existe plusieurs systèmes de drainage mécaniques, dont celui à centrifuge, à plaques, ou à presses de diaphragme. Le système à centrifuge est celui qui offre les moyens les plus économiques et les plus efficaces pour le drainage de ce type de matériau. S'il s'avère que le sable et les graviers nécessitent un traitement des BPC, on pourrait utiliser les systèmes mécaniques décrits ci-dessus pour un drainage ultérieur. L'équipement mécanique susmentionné a été utilisé depuis une vingtaine d'années pour le drainage de matériaux mouillés contaminés dans plusieurs sites au Canada et aux États-Unis, et il est disponible sur le marché auprès de plusieurs compagnies.

3) Floculation chimique avec filtration par couche de sable et nettoyage au charbon actif

Cette technique serait semblable à la première technique ci-dessus. Cependant, après l'ajout du floculent à l'eau, on laisserait le mélange réagir et passer par les couches de sable. Après le passage à travers le sable, les résidus de matériaux organiques dans l'eau pourraient être nettoyés dans un filtre à charbon. L'eau filtrée dans le sable serait déchargée dans l'océan et le sable utilisé ainsi que le charbon actif seraient envoyés au Québec pour en disposer. Cette technique a été utilisée sur une variété de contaminants organiques et elle est généralement moins coûteuse que les presses à plaque ou les centrifuges à cause du peu d'équipement mécanique requis. Cependant, l'efficacité de cette approche dépendrait de la distribution des BPC dans les sédiments récupérés.

Technologies en mer

On a considéré le drainage en mer des matériaux dragués récupérés. Cependant, à l'exception possible du système de couche de sable/charbon actif, il est probable que la plupart des techniques seraient incompatibles avec la vitesse du volume d'eau pompé. Les systèmes de centrifuge ne pourraient pas être utilisés en mer à cause des problèmes d'opération associés au mouvement du navire. Bien que les méthodes de filtrage par sable décrites ci-dessus soient techniquement possibles et utilisées fréquemment dans des opérations à terre, le passage en revue de documentations et des discussions avec des compagnies de dragages internationales n'ont pas fourni d'exemples prouvant l'efficacité commerciale de cette technique en mer. Pour cette raison, cette technique n'a pas été retenue pour considération ultérieure. Cependant, si l'Option 3 est choisie comme approche préférée, il faudrait

entreprendre des tests pilotes et en laboratoire étant donné que cette technique offre une possibilité considérable d'économiser du temps et de l'argent.

Pour le moment, il est recommandé que le drainage en mer ne soit pas considéré comme une composante technique viable. Les techniques de drainage viables suivantes sont retenues pour considération ultérieure:

- des systèmes terrestres utilisant la floculation chimique en combinaison avec une séparation simple par gravité,
- des systèmes terrestres utilisant la floculation chimique en combinaison avec une séparation mécanique, et
- des systèmes terrestres utilisant la floculation chimique en combinaison avec un filtrage par couche de sable et nettoyage au charbon actif.

5.3.3 Réduction du volume

La réduction du volume est souvent une méthode efficace pour réduire le montant de matériaux contaminés à traiter. Généralement, on utilise les techniques de réduction de volume pour réduire les coûts de destruction des BPC. Plusieurs technologies de réduction de volume sont disponibles dans le commerce pour le traitement de sols et de sédiments contaminés. D'une manière générale, les technologies se divisent en deux groupes: celles qui comprennent la séparation des particules par taille et celles qui enlèvent physiquement les contaminants organiques de la matrice du sol. Dans le but d'évaluer les coûts, on a étudié ces techniques pour déterminer si la réduction de volume pourrait être une solution. Avant de considérer ultérieurement ces techniques dans un système à grande échelle, il faudrait procéder à des tests pilotes et en laboratoire pour déterminer si les procédés sont complètement efficaces pour réduire le volume des contaminants à traiter. Il faudrait également effectuer une analyse détaillée de la distribution des BPC dans la matrice des sédiments (matériaux fins par rapport aux matériaux granulaires).

Techniques de séparation des particules par taille

La première méthode pour réduire le volume des sédiments contaminés est la séparation des particules par grosseur. Tel que mentionné ci-dessus, le processus de drainage enlèvera une grande partie des grains de sable et des graviers. La technique est basée sur la nature des matériaux organiques contaminés pour s'attacher de préférence aux particules de sable et d'argile. Si les tests le confirment, il se peut que les fractions de sable et de gravier puissent être rejetées dans l'océan ou être enfouies. La petite quantité de matériaux fins contaminés serait détruits.

Séparation par phase thermique

La séparation par phase thermique est un procédé qui enlève les BPC du sol en utilisant la chaleur indirecte. La figure 5.3 montre un procédé typique. D'une manière générale, on place les matériaux contaminés dans une grande chambre. On applique de la chaleur à l'extérieur de la chambre et elle chauffe indirectement les sédiments contaminés. On augmente graduellement la température à l'intérieur de la chambre jusqu'à ce que les contaminants se transforment en vapeur. Ensuite, les vapeurs de gaz contaminé sont extraites de la chambre, condensées et récupérées. Le liquide de BPC condensé est ensuite transporté jusqu'à un incinérateur pour être détruit. Présentement, il n'y qu'un appareil de désorption thermique accrédité pour opérer au Canada et il se trouve au Québec. Étant donné qu'il s'agit de petits volumes de sédiments, il est probable que les matériaux seraient transportés jusqu'à l'appareil et traités au Québec. Bien que cet appareil soit mobile, les coûts de transport sur le site ne pourraient se justifier vu les faibles volumes de sédiments impliqués.

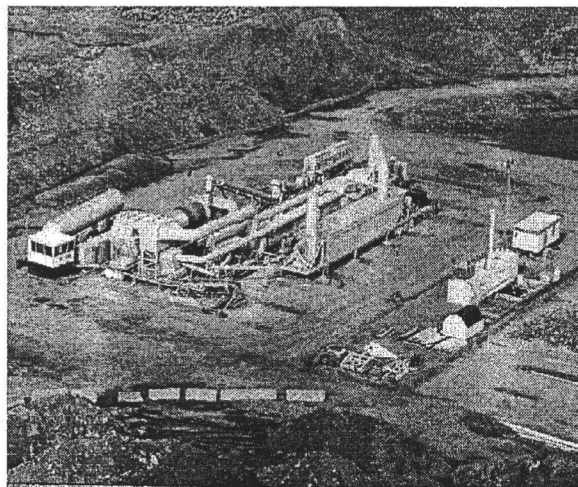


Figure 5.3 Appareil de séparation par phase thermique

Les techniques suivantes de réduction de volume sont considérées viables et sont donc rapportées:

- séparation de particules par taille, et
- désorption thermique.

5.3.4 Transport

Pour cette composante, on a considéré trois modes de transport:

- bateau,
- route,
- chemin de fer.

Pour le transport des matériaux du site à terre, il faudrait utiliser des navires et des barges équipés de réservoirs d'eau fermés. Le transport par barge de sédiments contaminés par des BPC de faible teneur s'effectue depuis plusieurs années dans toutes les provinces de l'Atlantique, d'une manière générale

pendant les travaux de dragage des ports. Il apparaît cependant que le grand volume d'eau et de sédiments contaminés à manipuler et à traiter dans ce projet n'a pas de précédent. Après le traitement, les sédiments contaminés seraient transportés pour être détruits. Plusieurs compagnies sont accréditées pour le transport par terre de matériaux ayant une concentration de BPC au-dessus de 50 mg/kg entre les provinces et le font depuis plusieurs années. Les véhicules utilisés pour le transport des déchets de BPC sont spécialement conçus pour manipuler ces matériaux. Selon le volume des matériaux, le transport par chemin de fer serait également faisable en vertu des lois canadiennes en vigueur. Les trois modes de transport ont été retenus pour considération ultérieure.

5.3.5 Disposition/élimination

Pour cette composante, on a considéré trois techniques:

- traitement,
- enfouissement,
- entrepôt.

Traitement

Il existe plusieurs technologies d'élimination sur le marché qui peuvent s'appliquer aux sédiments contaminés par des BPC; elles sont résumées dans l'annexe C. Pour ce projet, les technologies chimiques et biologiques n'ont pas été considérées comme alternatives viables pour plusieurs raisons, dont les suivantes: non-conformes à la réglementation en vigueur sur les BPC, technologies non disponibles dans le commerce, efficacité non démontrée des technologies, et incapacité de restaurer d'une manière efficace les sédiments contaminés par des BPC.

À l'heure actuelle, deux usines accréditées sont capables de recevoir et de détruire des sédiments contaminés par des BPC: Bovar Environmental, à Swan Hills en Alberta, et Bennett Environmental, au Québec. À cause de sa proximité, on a pris l'usine de Bennett Environmental comme exemple pour calculer les budgets des coûts de destruction. Ces deux usines sont retenues comme composantes viables et seront considérées ultérieurement.

Enfouissement

Étant donné qu'il y a des sédiments sur place possédant des concentrations de plus de 50 mg/kg, l'enfouissement n'a pas été considéré puisqu'il n'existe pas de site d'enfouissement pour déchets dangereux au Canada pour les recevoir.

Entreposage

La législation fédérale permet l'entreposage de matériaux BPC et de sédiments dans un site d'entrepôt certifié. La loi décrit les exigences spécifiques pour la construction des contenants, la surveillance de l'inventaire, la sécurité, etc. Il existe deux options pour entreposer les matériaux: des barils en acier de 205 litres ou des contenants en acier de transport maritime modifiés (ayant une capacité d'environ 35 m³). À cause des volumes en question, les barils en acier seraient coûteux et nécessiteraient une grande surface d'entrepôt étant donné qu'on ne peut entreposer plus de deux barils en hauteur. L'alternative serait d'utiliser des contenants de transport en acier et de les entreposer dans une usine d'entrepôt certifiée. Le nombre total de contenants nécessaires pour l'entreposage des matériaux dépendra de la présence de concentrations de BPC supérieures à 50 mg/kg dans le sable et les graviers.

Bien que cette option soit techniquement faisable et légalement acceptable, elle ne répond pas à la *Politique de gestion des substances toxiques* d'Environnement Canada. Cette approche implique également un coût d'entretien annuel à long terme, avec des inspections mensuelles, des réparations annuelles des contenants et l'entretien général de l'entrepôt.

5.3.6 Options retenues pour une considération ultérieure

Sur la base de ce qui précède, toutes les composantes de l'option 3 comprennent des techniques viables et sont donc rapportées dans les critères de seuil et d'équilibre dans les sections suivantes. Les techniques considérées plus à fond sont les suivantes:

Récupération

- Dragage à benne
- Système de dragage à air/Oozer («Pneuma/Oozer»)
- Technologie de pompe à air

Drainage

- des systèmes terrestres utilisant la floculation chimique en combinaison avec une séparation simple par gravité,
- des systèmes terrestres utilisant la floculation chimique en combinaison avec une séparation mécanique, et
- des systèmes terrestres utilisant la floculation chimique en combinaison avec un filtrage par couche de sable et nettoyage au charbon actif.

Réduction du volume

- séparation des particules par taille,
- désorption thermique

Transport

- navire,
- route,
- chemin de fer.

Entrepôt/destruction

- Incinération à haute température

6.0 ÉVALUATION DES CRITÈRES DE SEUIL

La section 5 a présenté les détails de trois options viables. Dans la présente section, chaque option est évaluée par rapport aux critères de seuil obligatoires suivants:

- la protection de la santé humaine et de l'environnement, et
- la conformité avec la réglementation et les exigences en vigueur.

6.1 Protection de la santé humaine et de l'environnement

Pour répondre à ce critère, une option doit:

- protéger la santé humaine, et
- protéger la qualité de l'environnement au niveau des populations.

La section 4 a présenté les risques existants posés par le site à la santé humaine et à l'environnement. Dès que les incertitudes auront été vérifiées, on ne prévoit pas d'effets négatifs sur la santé humaine. Les effets écologiques négatifs sont probablement limités à la communauté benthique à l'intérieur du contour de 1 mg/kg et possiblement aux crabes des neiges femelles. Les trois options fournissent soit une réduction des risques ou maintiennent le status quo; ainsi, les trois options respectent les critères de seuil exigeant qu'elles protègent la santé humaine et l'environnement. Le tableau 6.1 illustre le

raisonnement suivi pour retenir chacune des options pour une évaluation ultérieure, sur la base de la capacité de l'option à protéger la santé humaine et l'environnement.

Tableau 6.1 Sommaire des critères de seuil de protection des risques

Option	Répond aux critères de seuil protection de la santé humaine et de l'environnement?	Raisonnement
Option 1 - Aucune activité de restauration ultérieure	oui	La situation actuelle protège la santé humaine et l'environnement (voir la section 4). Nécessitera l'acceptation de quelques risques résiduels pour la communauté benthique sédentaire à l'intérieur et autour de la zone de l'empreinte.
Option 2 – Encapsulation	oui	Réduira un peu les risques pour les organismes benthiques locaux par rapport à la présente situation. L'encapsulation ne détruira qu'une très petite zone d'habitat des organismes benthiques.
Option 3 – Enlèvement	oui	Réduira un peu les risques pour les organismes benthiques locaux par rapport à la présente situation. L'enlèvement ne détruira qu'une très petite zone d'habitat des organismes benthiques.

6.2 Règlementation et exigences en vigueur

Cette section analyse comment les politiques du gouvernement fédéral et les lois environnementales fédérales et provinciales s'appliquent aux trois options de restauration considérées. La conformité avec les lois et les politiques en vigueur est un critère de seuil obligatoire.

En tant que promoteurs du projet, le Gouvernement du Canada doit donner préséance et une attention particulière à la *Politique de gestion des substances toxiques* (1995). Les lois fédérales qui pourraient s'appliquer à l'une ou plus des options sont les suivantes:

- la *Loi canadienne sur l'évaluation environnementale*,
- la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*,
- la *Loi sur les pêches*, et
- la *Loi sur le transport des marchandises dangereuses*.

La législation provinciale qui pourrait s'appliquer à l'une ou plusieurs des options est:

- la *Loi sur l'assainissement de l'environnement* du Nouveau-Brunswick.

6.2.1 Politique de gestion des substances toxiques

La *politique de gestion des substances toxiques* est un facteur primordial pour le projet de restauration proposé et évalué dans ce rapport. La politique met de l'avant une approche de prévention et de précaution pour traiter des substances entrant dans l'environnement et qui pourraient endommager l'environnement ou la santé humaine. La politique fournit une direction à ceux qui doivent prendre des décisions, et donne un cadre de gestion sur une base scientifique pour assurer que les programmes fédéraux soient consistants avec ses objectifs. L'objectif clé de la politique concernant le projet proposé est le suivant:

- l'élimination virtuelle de l'environnement des substances toxiques qui résultent principalement de l'activité humaine et qui sont persistantes et bioaccumulables (définies dans la politique comme substances de voie 1).

Les BPC sont des substances de voie 1, par conséquent la politique du gouvernement du Canada est d'éliminer complètement les BPC dans l'environnement. La politique impliquant l'élimination complète des substances de voie 1 dans l'environnement se basera sur des stratégies pour prévenir la décharge mesurable des substances dans l'environnement. L'objectif original du renflouage de l'Irving Whale, était de prévenir le déversement des BPC et des autres contaminants du navire naufragé.

Le projet actuel prend en considération une gamme d'options permettant d'atteindre cet objectif. Ainsi qu'il est stipulé dans la politique, bien que les facteurs socio-économiques n'aient pas de poids dans la détermination de l'objectif final des substances de voie 1 (l'élimination complète dans l'environnement), ces facteurs seront néanmoins pris en compte lors de la détermination d'objectifs intermédiaires, des stratégies de gestion adéquates et du calendrier pour la mise en oeuvre. La politique suggère que l'objectif peut être atteint en surveillant les sources d'émission dans l'environnement, en enlevant ou en gérant la substance si elle se trouve déjà dans l'environnement comme c'est le cas du présent projet.

La politique stipule qu'une restauration peut être entreprise lorsqu'une substance de voie 1 est déjà dans l'environnement. Pour les sites appartenant à la juridiction fédérale qui sont contaminés par une substance de voie 1, la politique stipule que les plans de gestion devront prendre en considération l'élimination de cette substance sur la base d'une analyse des risques, des coûts et des bénéfices. La restauration sera considérée lorsque les bénéfices pour l'écosystème ou la santé humaine d'enlever la substance sont supérieurs aux coûts de nettoyage, y compris la possibilité d'une dégradation ultérieure.

de l'environnement. Sinon, les stratégies de gestion devront se concentrer sur la minimisation de l'exposition et sur les risques potentiels du site. Pour les trois options de restauration prises en considération dans ce rapport, la présente approche basée sur les risques et coûts/bénéfices s'applique d'une manière consistante avec la politique.

Lors de la mise en place de sa politique, le gouvernement du Canada s'est engagé, entre autres, à permettre la participation du public (telle que la participation des comités de vigilance au comité directeur), et à l'ouverture et à la transparence dans la prise des décisions. Par conséquent, en plus des analyses des risques et des coûts/bénéfices contenus dans ce rapport, la participation du public dans ce projet a été mise en place par l'établissement d'un comité directeur. Donc, outre ce qui a été entrepris précédemment, l'évaluation environnementale permettra également la participation du public en vertu de la *Loi canadienne sur l'évaluation environnementale* (voir la section 4.1.1.6). Ainsi, cet aspect de la politique sera adéquatement couvert.

6.2.2 Loi canadienne sur la protection environnementale

La section 36 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (LCPE, 1998) s'applique à l'émission de substances toxiques dans l'environnement, y compris les BPC comme définis par la loi. Ainsi, une personne qui rejette une substance toxique doit prendre toutes les mesures d'urgence raisonnables et compatibles avec la sécurité publique pour en prévenir le rejet. Si on ne peut l'empêcher, il faut remédier à toute situation dangereuse, atténuer ou réduire tout danger pour l'environnement et/ou pour la santé humaine. Dans le cas du renflouage de l'Irving Whale, les options actuelles de restauration considérées dans ce rapport et qui seront considérées par EC pour leur mise en place, sont conçues pour répondre à ces exigences.

L'option 1, aucune activité de restauration ultérieure, semblerait ne pas être visée par la LCPE au-delà de ce qui est noté ci-dessus. S'il est décidé que l'option 1 remédiera toute situation dangereuse, la LCPE ne s'appliquerait pas.

Dans l'option 2, les activités proposées pourraient éventuellement disperser encore plus les BPC dans l'environnement, mais malgré cela elles doivent être considérées comme efficaces pour la correction de toute situation dangereuse comme décrit dans la section 36 de la LCPE. Le dépôt d'un matériau d'encapsulation, stabilisateur ou améliorant l'habitat serait également considéré comme un rejet en mer selon la LCPE. Ainsi, EC devrait délivrer un permis en vertu de la section 7.1 de la LCPE. En délivrant ce permis, le ministre doit considérer les facteurs spécifiés dans la section 7.2. Il est probable que les mesures d'atténuation proposées pour l'option 2 soient considérées comme adéquates et on peut raisonnablement penser qu'un tel permis serait délivré.

Dans l'option 3, tout traitement des sédiments contaminés par les BPC qui impliquerait la redéposition sur le fond marin de sédiments décontaminés ou non-contaminés serait considéré comme un rejet dans l'océan selon la section 7.1. Il est raisonnable de penser que les mesures de restauration proposées pour l'option 3 soient acceptables et qu'un permis serait délivré.

Des consultations juridiques ont soulevé quelques réserves sur la possibilité d'application de la réglementation quant à l'entreposage de BPC. Cependant, EC considère que cette réglementation ne peut s'appliquer aux sédiments contaminés in situ.

Actuellement, le gouvernement du Canada est en train de réviser la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* pour adjoindre, entre autres, dans la mise en place de cette politique, un cadre législatif. Si la loi, actuellement à l'étude au Parlement, devait être révisée avant la mise en place de l'option de restauration choisie, cela pourrait avoir des conséquences sur l'activité finale.

6.2.3 Loi sur les pêches

En vertu de la section 36 de la *Loi sur les pêches*, nul ne peut rejeter des substances dangereuses dans l'habitat des poissons. En vertu de la section 35, nul ne peut effectuer des travaux résultant en l'altération dangereuse, le dérangement ou la destruction de l'habitat du poisson. Ces sections s'appliquent d'une manière variable à deux des options considérées.

Pour l'option 2, le MPO pourrait considérer que la mise en place d'un matériau d'encapsulation est une destruction de l'habitat en vertu de la section 35, nécessitant une autorisation. Vu son objectif d'isoler une substance toxique, le MPO devrait considérer cela raisonnable et délivrerait probablement une autorisation. De plus, si le matériau pour l'encapsulation est choisi de façon à induire la colonisation de vie aquatique semblable à celle présente sur le site auparavant, ou est considéré comme une amélioration de l'habitat du poisson de valeur commerciale (comme compensation), il se peut que le projet soit considéré d'une manière plus favorable par le MPO pour la délivrance d'une autorisation.

Dans l'option 3, l'enlèvement des sédiments contaminés par les BPC serait probablement considéré comme une destruction de l'habitat. Il se peut qu'une amélioration soit nécessaire comme compensation par la sélection d'un remblayage qui favoriserait le développement de l'habitat du poisson. Vu l'objectif d'atténuation du projet, on peut s'attendre à ce que le MPO délivre l'autorisation requise.

6.2.4 Directives canadiennes sur la consommation des aliments

Ainsi qu'il a été conclu dans l'évaluation des risques (section 3.0) on s'attend à ce que toutes les options de restauration garantissent que les niveaux de BPC dans les récepteurs pêchés commercialement (par ex.: les crabes des neiges) ne dépassent pas les directives canadiennes de consommation des aliments.

6.2.5 Loi sur le transport de marchandises dangereuses

La Loi fédérale sur le transport de marchandises dangereuses et la législation provinciale correspondante s'appliqueront à l'option 3 en ce qui concerne le transport des BPC du site de l'Irving Whale jusqu'à terre, et ensuite lors du transport à travers le Nouveau-Brunswick jusqu'au Québec.

6.2.6 Loi canadienne sur l'évaluation environnementale

En vertu de la *Loi canadienne sur l'évaluation environnementale* (LCÉE), l'évaluation environnementale d'un projet est requise si une autorité fédérale exerce l'une ou plusieurs des tâches, pouvoirs ou fonctions (incitations) suivantes du projet:

- elle propose le projet,
- elle abandonne ses intérêts sur un territoire pour permettre au projet de continuer,
- elle fournit une assistance financière au projet, ou
- elle délivre un permis, une autorisation ou une licence comme décrit dans la réglementation des listes de lois.

En vertu de la LCÉE, un projet se définit de deux manières:

- un ouvrage (par ex.: construction, opération, modification) concernant un travail physique (dans la pratique, considéré comme une chose tangible à un endroit fixe construit avec de la main d'oeuvre humaine);
- une activité physique ne concernant pas un travail physique, qui est nommée spécifiquement dans la réglementation de la liste d'inclusion.

En ce qui concerne la *Règlementation de la liste d'inclusion*, il faut souligner que des points supplémentaires ont été proposés, ainsi que des changements à la liste existante. L'un des points supplémentaires proposé est «les activités physiques concernant la restauration de terre contaminée» où



le mot «terre» est défini d'une manière vaste. On prévoit que les changements et les ajouts à la liste d'inclusion entreront en vigueur au plus tôt à l'automne de 1998.

En ce qui concerne l'option 1, où il n'y a aucune restauration ultérieure, il n'y a pas de travail physique et par conséquent pas d'ouvrage (par ex.: l'abandon) concernant un travail physique. Ainsi, bien qu'il y ait «incitation» en vertu de la LCÉE, dans le sens où EC est une autorité responsable, il est peu probable que cette option constitue un projet visé par la LCÉE et il ne serait pas nécessaire d'effectuer une évaluation.

Dans l'option 2, où il y a le confinement *in situ* des sédiments contaminés par les BPC, il y a un ouvrage (construction) d'un travail physique (capsule) et par conséquent un projet visé par la LCÉE. Étant donné que EC est promoteur, il sera la principale autorité responsable (AR). Le placement des matériaux (encapsulation) implique l'octroi d'un permis de décharge en mer. Une autorisation est obligatoire en vertu de la section 35(2) de la *Loi sur les pêches* pour l'altération endommageable, le dérangement ou la destruction de l'habitat du poisson.

Bien que dans l'option 3 l'enlèvement des sédiments contaminés par les BPC par dragage/excavation constitue une activité physique, elle semble ne pas être comprise dans la liste d'inclusion étant donné que ce projet n'est pas réalisé dans le but d'assurer la navigabilité en eaux navigables. Sur cette base seulement, il est très probable que cette option ne constitue pas un projet.

Cependant, si le MPO décide qu'une autorisation est nécessaire en vertu de la section 35(2) de la *Loi sur les pêches* comme discuté ci-dessus, l'option 3 serait alors considérée comme un projet étant donné que cette activité se trouve sur la liste d'inclusion. Dans ce cas, EC, comme promoteur, serait la principale autorité responsable (AR) et le MPO serait une autorité responsable AR. S'il est décidé qu'une autorisation n'est pas requise en vertu de la section 35(2), l'option 3 ne serait pas un projet en vertu de la LCÉE et par conséquent ne nécessiterait pas d'évaluation. Il ne semble pas qu'il existe une exigence pour un permis d'immersion en mer pour l'option 3.

Bien que seule l'option 2 corresponde clairement à la définition d'un projet en vertu de la LCÉE, il serait prudent d'effectuer une évaluation environnementale au niveau préalable quelle que soit l'option choisie.

Étant donné qu'il est peu probable qu'un système de traitement des BPC soit construit pour le traitement des contaminants, les matériaux contaminés seront probablement traités dans une usine accréditée existante. Par conséquent, il ne serait pas nécessaire d'effectuer une étude approfondie en vertu de la Partie X, section 32 de la LCÉE.



Sommaire

Dans tous les cas, EC est une autorité responsable selon la LCÉE et agirait probablement comme principale AR ainsi qu'il est défini dans la *Règlementation de coordination fédérale*. Le MPO serait une AR s'il délivre une autorisation en vertu de la section 35(2) de la *Loi sur les pêches*.

L'option 1 ne semble pas répondre à la définition d'un projet selon la LCÉE. Une évaluation environnementale est requise pour l'option 2 où il est clair qu'il y a un projet. Il n'est pas certain que l'option 3 constitue un projet car c'est au MPO de le déterminer. Dans tous les cas, il serait prudent d'effectuer une évaluation au niveau préalable et d'impliquer le public.

6.2.7 Législation provinciale

Au Nouveau-Brunswick, le traitement des BPC sur un site terrestre sous l'option 3 nécessiterait son enregistrement en vertu de la *Loi sur l'assainissement de l'environnement*, et la *Règlementation sur l'évaluation d'impact environnemental*. Sur la base d'expériences précédentes, il est probable qu'une évaluation environnementale complète ne serait pas requise et que le projet échapperait au processus en vertu de l'évaluation environnementale fédérale effectuée sous la LCÉE. Un certificat d'autorisation serait requis en vertu de la *Loi sur l'environnement propre* pour opérer l'usine de traitement des BPC.

6.2.8 Sommaire

Les tableaux 6.2 à 6.4 illustrent les aspects ou questions importantes qui ont été pris en considération et identifiés pour une clarification ultérieure des options 1 à 3 respectivement.

Tableau 6.2 Option 1: Sommaire de la réglementation et des exigences

Critères de seuil	Détails	Commentaires
Répond à la réglementation et aux exigences en vigueur	Répond aux exigences de la Politique de gestion des substances toxiques	Si choisie comme option préférée sur la base de l'évaluation scientifique des risques et de l'analyse des coûts-bénéfices
	En vertu de la section 36 de la LCPE, une personne qui rejette une substance toxique doit remédier à la situation dangereuse, réduire, ou atténuer tout danger à l'environnement ou à la santé humaine.	Satisfait aux exigences si sélectionnée comme option préférée sur la base de l'évaluation scientifique des risques et de l'analyse des coûts-bénéfices
	Répond aux Directives canadiennes sur la consommation des aliments.	Pour les espèces pêchées commercialement.

Tableau 6.3 Option 2: Sommaire de la réglementation et des exigences

Critères de seuil	Détails	Commentaires
Répond à la réglementation et aux exigences en vigueur	Répond aux exigences de la Politique de gestion des substances toxiques	Si choisie comme option préférée sur la base de l'évaluation scientifique des risques et de l'analyse des coûts-bénéfices
	En vertu de la section 36 de la LCPE, une personne qui rejette une substance toxique doit remédier à la situation dangereuse, réduire, ou atténuer tout danger à l'environnement ou à la santé humaine.	Satisfait aux exigences si sélectionnée comme option préférée sur la base de l'évaluation scientifique des risques et de l'analyse des coûts-bénéfices
	Autorisation requise de la <i>Loi sur les pêches</i> en vertu des sections 35(2) et 37(2) pour l'altération endommageable, la destruction et le dérangement de l'habitat Permis d'immersion en mer nécessaire sous Partie VI de la LCPE.	Considère le problème de la destruction de l'habitat par la mise en place de la capsule.
	Répond aux Directives canadiennes sur la consommation des aliments.	Pour les espèces pêchées commercialement.
	Examen préalable selon la LCÉE.	La nécessité d'un permis d'immersion en mer impliquera un examen préalable selon la LCÉE..

Tableau 6.4 Option 3: Sommaire de la réglementation et des exigences

Critères de seuil	Détails	Commentaires
Répond à la réglementation et aux exigences en vigueur	Répond aux exigences de la Politique de gestion des substances toxiques	Si choisie comme option préférée sur la base de l'évaluation scientifique des risques et de l'analyse des coûts-bénéfices
	En vertu de la section 36 de la LCPE, une personne qui rejette une substance toxique doit remédier à la situation dangereuse, réduire, ou atténuer tout danger à l'environnement ou à la santé humaine.	Satisfait les exigences si sélectionnée comme option préférée sur la base de l'évaluation scientifique des risques et de l'analyse des coûts-bénéfices
	Autorisation requise de la <i>Loi sur les pêches</i> en vertu des sections 35(2) et 37(2) pour l'altération dangereuse, la destruction et le dérangement de l'habitat	Considère le problème de la destruction de l'habitat par l'enlèvement des matériaux contaminés par des BPC.
	Répond aux Directives canadiennes sur la consommation des aliments.	Pour les espèces pêchées commercialement.
	Examen préalable selon la LCÉE.	Détermination d'un examen préalable devra être faite par le MPO.

7.0 ÉVALUATION DES CRITÈRES D'ÉQUILIBRE POUR CHAQUE OPTION

Les trois options ont été décrites en détail et ont passé les critères de seuil obligatoires. L'étape 5 du processus d'étude consiste à évaluer d'une manière détaillée les options qui sont retenues. L'évaluation détaillée consiste en l'identification méthodique des «pour» et des «contre» des critères d'équilibre suivants:

- 1) efficacité (court, moyen et long terme)
- 2) réduction des risques (court, moyen et long terme)
- 3) Autres considérations (socio-économiques, perception de la part de la communauté, acceptation par les groupes d'intérêts)

Ainsi qu'il a été souligné dans la méthode d'évaluation (section 2.0), plusieurs aspects sont pris en considération pour chaque critère.

Les coûts sont également considérés comme critère d'équilibre. Ils sont pris en considération en identifiant une gamme de coûts de capital et des coûts annuels d'entretien et de surveillance.

Les points «pour» et «contre» de chaque aspect des critères d'équilibre sont présentés sous forme de tableaux. Le tableau 7.1 fournit le sommaire de l'option 1, le tableau 7.2 fournit le sommaire de l'option 2 et le sommaire de l'option 3 est donné dans le tableau 7.3.

Les sections suivantes soulignent les aspects importants de chacun des critères.

7.1 Efficacité

L'efficacité de chaque technique a été évaluée dans le court, moyen et long terme en considérant les points suivants:

- rapidité l'option à atteindre les objectifs de restauration;
- atteinte de l'objectif;
- capacité de contenir les sédiments de BPC pendant la mise en place et à long terme;
- obtention ou non d'une réduction de la masse des contaminants; et
- surveillance ou maintenance nécessaire.

En résumé, l'option «d'aucune restauration ultérieure» n'immobilise ou n'enlève aucun contaminant et pourrait nécessiter un programme de surveillance pour confirmer que les concentrations actuelles de BPC restent stables ou diminuent.

Pour les options 2 et 3, les technologies ont été démontrées et pourraient être mises en place en une saison de travaux; elles nécessiteraient probablement la réservation de l'équipement un an à l'avance. De mauvaises conditions météorologiques affecteraient la performance d'une manière importante. L'utilisation d'équipement local pour l'option 2 implique également un plus grand risque de prolonger les travaux sur plusieurs saisons à cause de la capacité limitée des barges. Seule l'option 3 fournit une réduction du volume des contaminants, mais tant l'encapsulation que le dragage laisseront des contaminants diffus sur place à des concentrations de moins de 1 mg/kg. De plus, dans les deux options 2 et 3, il restera quand même une zone touchée par les BPC au-delà du contour de 1 mg/kg qui ne sera pas restaurée.

Les tableaux 7.1, 7.2 et 7.3 fournissent plus de détails sur l'efficacité de chaque option.

Tableau 7.1 Sommaire des critères d'équilibre pour l'option 1 - Aucune activité ultérieure de restauration

Critère d'équilibre	Aspects considérés	Pour	Contre	Questions importantes/commentaires
Efficacité de la technique (court terme: pendant la mise en place).	Atteinte de l'objectif de restauration dans les temps prévus.	Programme d'évaluation pourrait être mis en place promptement pour répondre aux incertitudes.	Certaines incertitudes doivent être étudiées.	Avec la source de contamination enlevée (barge), les concentrations de BPC pourraient diminuer dans la zone de restauration avec le temps à cause des courants qui propagent et diluent les contaminants.
	Confinement de la masse des contaminants pendant la mise en place.	Pas de mise en place. Pas applicable (PA).	PA.	
	Réduction du volume des contaminants	Aucune réduction du volume des contaminants nécessaire pour atteindre les objectifs de restauration pour l'humain et le crabe des neiges.	Pas de réduction du volume des contaminants.	
Efficacité de la technique (moyen terme: 1 à 5 ans).	Maintient l'objectif de restauration à moyen terme.	L'objectif de restauration pour l'humain et le crabe des neiges mâles serait maintenu.		Une surveillance continue fournirait une indication plus claire sur les changements du BPC dans les sédiments et organismes.
	Confinement de la masse des contaminants.	Le confinement de la masse des contaminants n'est pas nécessaire pour atteindre les objectifs de restauration pour l'humain et le crabe des neiges.	Dispersion illimitée des contaminants à cause des courants.	Les courants pourraient transporter les sédiments hors du site. Néanmoins, la charge nette est insignifiante par rapport à la charge totale qui entre dans le Golfe chaque année.
	Exigences de maintenance/surveillance	La surveillance pourrait s'effectuer en utilisant des méthodes et des techniques existantes facilement disponibles.	Surveillance continue de la qualité des sédiments et des organismes pourrait être nécessaire.	
Efficacité de la technique (long terme: 5 à 25 ans)	Maintient l'objectif de restauration à long terme.	L'objectif continuerait à être atteint.		
	Confinement de la masse des contaminants.	Le confinement de la masse des contaminants n'est pas nécessaire pour atteindre les objectifs de restauration pour l'humain et le crabe des neiges.	Dispersion illimitée des contaminants à cause des courants.	Les courants pourraient transporter les sédiments hors du site. Néanmoins, la charge nette est insignifiante par rapport à la charge totale qui entre dans le Golfe chaque année.
	Exigences de maintenance/surveillance	La surveillance pourrait être cessée après une meilleure compréhension de la dynamique du système.	Surveillance continue requise de la qualité des sédiments et des organismes.	
Réduction des risques pour la santé humaine et l'environnement (court terme: pendant la mise en place).	Évite les impacts physiques à court terme sur l'habitat local.	Pas de modification physique de l'habitat existant à cause de l'échantillonnage ou de l'étude d'évaluation. Pas d'augmentation des risques pendant l'échantillonnage et l'étude d'évaluation.	Pas de réduction des risques envers les espèces benthiques sédentaires à l'intérieur du contour de 1 mg/kg.	
Réduction des risques pour la santé humaine et l'environnement (moyen terme: 1 à 5 ans).	Réduction des effets écologiques négatifs par rapport aux présentes conditions (1997) après le renflouage.	La situation des risques actuels (1997) est faible. L'option maintient un état de risques faible.	Pas de réduction de la situation actuelle de faible risque. Effets négatifs possibles pour les organismes benthiques à l'intérieur du contour de 1 mg/kg s'il s'avère que les sédiment ne se dispersent pas avec le temps.	Pas d'effets négatifs sur la santé humaine. Pas d'effets négatifs sur les crabes des neiges mâles individuels. Pas d'effets négatifs sur la population des crabes des neiges. Effets négatifs prévus seulement sur la communauté benthique à l'intérieur du contour de concentration de 1 mg/kg. Cependant, les concentrations des sédiments, et par conséquent des effets négatifs, pourraient diminuer avec le temps si les sédiments sont dispersés par les courants locaux. Un échantillonnage ultérieur des sédiments et des organismes pourrait être nécessaire pour confirmer les suppositions faites dans l'évaluation des risques (voir le texte). Les informations mises à jour sur les concentrations de BPC des sédiments et des organismes pourraient être utilisées pour réévaluer les zones d'exclusion de pêche dans la région.
	Réduction des effets négatifs pour la santé humaine par rapport aux présentes conditions (1997) après le renflouage.	La situation des risques actuels (1997) est faible. L'option maintient un état de risques faible.	Pas de réduction de la situation actuelle de faible risque.	
Réduction des risques pour la santé humaine et l'environnement (long terme: 5 à 25 ans).	Réduction des effets écologiques négatifs par rapport aux présentes conditions (1997) après le renflouage.	La situation des risques actuels (1997) est faible. L'option maintient un état de risques faible.	Pas de réduction de la situation actuelle de faible risque. Effets négatifs possibles pour les organismes benthiques à l'intérieur de l'isopléthe de 1 mg/kg s'il s'avère que les sédiments ne se dispersent pas avec le temps.	
	Réduction des effets négatifs pour la santé humaine par rapport aux présentes consitions (1997) après le renflouage.	La situation des risques actuels (1997) est faible. L'option maintient un état de risques faible.	Pas de réduction de la situation actuelle de faible risque.	
Autres considérations	Acceptation des groupes d'intérêts	Acceptation de certains membres du Comité de vigilance à condition que cette option ne pose pas de risques pour la santé humaine ou l'environnement.	L'option n'est pas acceptée à l'unanimité par les membres du Comité de vigilance comme la meilleure option de restauration.	L'avis général est que les membres du Comité de vigilance veulent que soit justifiée la fermeture de la pêche telle qu'elle est, qu'elle soit ajustée ou enlevée sur la base de faits scientifiques.
	Avantages et désavantages socio-économiques	La surveillance continue génère la création d'emplois et des revenus (voir le texte pour la division des coûts). Quelques membres du Comité de vigilance considèrent que cette option ne causera pas d'effets négatifs à leurs revenus ou à leur communauté si la fermeture est levée.	Si la zone de fermeture du site de pêche aux crabes des neiges reste en vigueur, un certain montant du stock des crabes ne sera pas disponible pour la pêche. Éventuel désavantage économique perçu sur l'aspect de la qualité du crabe existera tant que la fermeture reste en place.	Tout travail ou revenu de la surveillance sera financé par les contribuables.
	Perception de l'environnement de la part de la communauté	Si on pouvait assurer que les crabes des neiges du site ne poseraient pas de risques pour la santé, cette option serait acceptable pour quelques membres du Comité de vigilance.	D'autres membres du Comité de vigilance pensent que tant qu'il y aura des sédiments contaminés sur place, il y aura un doute dans la communauté quant à la destinée des BPC.	L'opinion générale parmi les membres du Comité de vigilance est qu'ils veulent qu'une décision soit prise le plus tôt possible sur l'option qui sera choisie.
Coûts de capital	96 000\$			Contenu canadien: 100% du capital 100% des coûts annuels.
Coûts annuels(1)	~60 000\$ par année			

(1) La fréquence des coûts annuels dépendra des résultats de chaque session d'échantillonnage.

Tableau 7.2 Sommaire des critères d'équilibre pour l'option 2: Encapsulation

Critère d'équilibre	Aspects considérés	Pour	Contre	Questions importantes/commentaires
Efficacité de la technique (court terme: pendant la mise en place).	Atteinte de l'objectif dans les temps prévus.	Equipement facilement disponible. Encapsulation de précision: marché international. Décharge de surface: marché local. L'encapsulation pourrait se faire en une saison en fonction de la technologie utilisée et des conditions météorologiques. L'utilisation de vaisseaux plus grands pourrait augmenter les coûts mais diminuerait le risque de non-performance à cause des conditions météorologiques.	La demande actuelle du marché pour de grands vaisseaux (avec tube d'éjection) semble forte; forte probabilité qu'il faudra réserver les grands vaisseaux un an à l'avance. De mauvaises conditions météorologiques pourraient occasionner des retards inattendus résultant en des pertes de temps coûteuses et possiblement une deuxième saison de travail. L'utilisation de petites barges disponibles localement augmente le temps d'encapsulation et augmente la possibilité de devoir poursuivre une deuxième saison de travail. La dispersion de sédiments pendant le placement de l'agrégat en utilisant le rejet sur le fond pose des risques importants de non-performance.	Un équipement spécial sera nécessaire pour positionner les barges et contrôler le placement. Les barges locales ont une capacité maximale de 750m³. Les vaisseaux plus grands ont une capacité allant jusqu'à 5 000m³ mais nécessitent plus de temps pour les réserver. Les grands vaisseaux pourraient effectuer le travail en huit à dix voyages, par rapport à cinquante ou plus pour les vaisseaux plus petits.
	Confinement de la masse des contaminants pendant la mise en place.	La méthode de l'encapsulation a été prouvée sur d'autres sites en haute mer (à plus de 80 m de profondeur). Faible probabilité que la capsule soit dérangée par la pêche locale, les navires ou par les courants.	Toute activité près des sédiments contaminés occasionnera une remise en suspension limitée (par ex.: placement des géotextiles; impact des agrégats). La décharge en surface des agrégats résultera en une plus grande possibilité de remise en suspension des sédiments et la propagation des BPC ainsi qu'un déplacement des agrégats. Les sédiments touchés par les BPC avec moins de 1 mg/kg resteront non-capsulés.	L'utilisation des géotextiles pourrait minimiser la propagation des sédiments contaminés dans la zone de > 1 mg/kg. L'utilisation des techniques de tube d'éjection réduira le placement inadéquat des agrégats et la remise en suspension des sédiments pendant le placement. Informations existantes limitées sur la conception d'ingénierie. Une analyse détaillée de génie sur les techniques de placement sera nécessaire avant la conception finale. Ceci comprendra la modélisation des taux maximum de décharge en surface, une bathymétrie détaillée, la distribution des BPC dans les sédiments (sur des matériaux fins/gros, les courants, etc).
	Réduction du volume des contaminants.	Aucune réduction du volume des contaminants n'est nécessaire pour atteindre l'objectif de restauration pour la santé humaine et les crabes des neiges mâles.	Pas de réduction du volume des contaminants.	Une fois encapsulés, il est probable que les BPC se dégraderont très lentement.
Efficacité de la technique (moyen terme: 1 à 5 ans).	Maintient l'objectif de restauration à moyen terme.	Objectif de contenir les sédiments dans la zone de concentration > 1 mg/kg atteint.	Destruction complète de la communauté des organismes benthiques dans la zone encapsulée. Nécessite une surveillance à long terme et un entretien éventuel.	L'étendue de la capsule n'est limitée qu'à la zone ayant des concentrations supérieures à 1 mg/kg. N'est pas conçu pour le confinement total des contaminants. Possibilité à long terme de dispersion des sédiments contaminés par des BPC restants vers d'autres zones
	Confinement de la masse des contaminants.	Confinement des sédiments ayant une concentration > 1mg/kg.	Propagation illimitée des sédiments ayant des concentrations de < 1 mg/kg. Forte probabilité que la barge à décharge sur le fond occasionne la remise en suspension des sédiments.	
	Exigences d'entretien/surveillance.	La surveillance pourrait se faire en utilisant des méthodes et des techniques existantes facilement disponibles Les techniques de surveillance disponibles comprennent les sondeurs à écho ou SWATH.	La surveillance sera nécessaire pour vérifier l'intégrité de la capsule.	
Efficacité de la technique (long terme: 5 à 25 ans)	Maintient l'objectif de restauration à long terme.	Objectif de contenir les sédiments dans la zone de concentration > 1 mg/kg continuerait à être atteint. Il n'y a pas de forces importantes sur place pour déranger la capsule d'une manière significative. Une fois placée, la performance à long terme sera bonne, bien qu'une surveillance périodique sera nécessaire.	Un certain entretien pourrait être nécessaire pour maintenir l'objectif. Surveillance à long terme nécessaire et entretien éventuel. Exigera que la zone de fermeture de la pêche reste en vigueur, mais éventuellement sur une zone plus réduite.	
	Confinement de la masse des contaminants.	Confinement des sédiments ayant une concentration > 1mg/kg.	Dispersion illimitée des sédiments ayant des concentrations < 1mg/kg.	
	Exigences d'entretien/surveillance.	La surveillance pourrait se faire en utilisant des méthodes et des techniques existantes facilement disponibles	Surveillance continue de la performance et de l'intégrité de la capsule serait nécessaire. Il faudrait probablement continuer une certaine surveillance des organismes.	
Réduction des risques pour la santé humaine et l'environnement (court terme: pendant la mise en place).	Évite les impacts physiques à court terme sur l'habitat local.	Les conditions des risques présents (1997) sont faibles. L'option réduit l'état de risque faible par l'enterrement de la communauté benthique "contaminée," ce qui permet l'établissement d'une nouvelle communauté.	Destruction complète de la communauté des organismes benthiques dans la zone encapsulée. D'autres espèces (par ex.: poisson de fond, crabes des neiges) pourraient être affectées à un niveau individuel.	Il se peut que la concentration des BPC dans la population des crabes des neiges mâles ne soient pas inférieurs statistiquement à ceux présumés dans les conditions présentes (1997) à cause d'autres sources de BPC dans le Golfe.
Réduction des risques pour la santé humaine et l'environnement (moyen terme: 1 à 5 ans).	Réduction des effets écologiques négatifs par rapport aux conditions présentes (1997) après le renflouage.	A un niveau très localisé, on s'attend à une certaine réduction de la concentration des BPC dans le crabe des neiges par rapport à la situation présente. Les conditions des risques présents (1997) sont faibles. L'option réduit l'état de risque faible. La zone en question sera dérangée, mais une nouvelle communauté benthique se rétablirait.	Les sédiments ayant des concentrations de BPC < 1mg/kg resteront autour de la capsule et continueront à se répandre dans l'écosystème. Effets négatifs possibles pour les organismes benthiques à l'intérieur du contour de 1 mg/kg (destruction totale de l'habitat). Bien que très limitée en superficie, il se peut que l'encapsulation rende l'habitat actuel des crabes des neiges inadéquat. La zone sera dérangée, la communauté benthique qui s'établira sur la capsule sera différente de la communauté précédente.	
	Réduction des effets négatifs sur la santé humaine par rapport aux conditions actuelles (1997) après le renflouage.	On s'attend à une certaine réduction du contenu des BPC dans les tissus des crabes des neiges dans la zone locale, donc une faible réduction de l'exposition pour la santé humaine. Les conditions des risques actuels (1997) sont faibles. L'option réduit l'état de risque faible.	Les sédiments ayant des concentrations de BPC < 1mg/kg resteront autour de la capsule et continueront à se répandre dans l'écosystème.	

Tableau 7.2 Sommaire des critères d'équilibre pour l'option 2: Encapsulation

Critère d'équilibre	Aspects considérés	Pour	Contre	Questions importantes/commentaires
Réduction des risques pour la santé humaine et l'environnement (long terme: 5 à 25 ans).	Réduction des effets écologiques négatifs par rapport aux conditions présentes (1997) après le renflouage.	On s'attend à une certaine réduction de la concentration des BPC dans les tissus des crabes des neiges par rapport à la situation actuelle. Les conditions des risques présents (1997) sont faibles. L'option réduit l'état de risque faible. La zone en question sera dérangée, mais une nouvelle communauté benthique se rétablirait.	Les sédiments ayant des concentrations de BPC < 1 mg/kg resteront autour de la capsule et continueront à se répandre dans l'écosystème. Effets négatifs possibles pour les organismes benthiques à l'intérieur du contour de 1 mg/kg. La zone sera dérangée, la communauté benthique qui s'établira sur la capsule sera différente de la communauté précédente.	
	Réduction des effets négatifs sur la santé humaine par rapport aux conditions présentes (1997) après le renflouage.	On s'attend à une certaine réduction de la concentration des BPC dans les tissus des crabes des neiges, donc une faible réduction de l'exposition pour la santé humaine. Les conditions des risques présents (1997) sont faibles. L'option réduit l'état de risque faible.	Les sédiments ayant des concentrations de BPC < 1 mg/kg resteront autour de la capsule et continueront à se répandre dans l'écosystème.	
Autres considérations	Acceptation des groupes d'intérêts	Acceptation de quelques membres du Comité de vigilance comme une méthode de confinement acceptable pour les sédiments contaminés.	Option non acceptée à l'unanimité par les membres du Comité de vigilance car dans certains cas elle ne serait pas optimale (seul l'enlèvement le serait) et dans d'autres parce qu'elle pourrait dépasser ce qui est nécessaire si la situation actuelle pose de faibles risques.	
	Avantages et désavantages socio-économiques.	Avantage économique en une fois pour les services, matériaux et création d'emplois. La surveillance continue génère la création d'emplois et des revenus (voir les estimations de coûts dans le texte).	Si la zone de fermeture des crabes des neiges reste en vigueur, un certain montant du stock des crabes n'est pas disponible à la pêche (voir texte). La zone locale est perdue comme zone de production de crabes à cause de la destruction de l'habitat pendant un certain temps. Coût pour les contribuables pour effectuer l'atténuation in situ.	Tout poste de travail ou revenu créé serait financé par les contribuables.
	La perception de la communauté et l'environnement.	Quelques membres du Comité de vigilance pensent que cela serait une activité qui montrerait la détermination du gouvernement à contenir des sédiments contaminés.	D'autres membres du Comité de vigilance pensent que le fait d'effectuer toute activité ultérieure, que ce soit l'encapsulation ou l'enlèvement reviendrait à admettre qu'il existe un problème quand en fait l'analyse des risques montre un risque faible.	L'opinion générale des membres du Comité de vigilance est qu'ils veulent une décision sur l'option choisie le plus tôt possible.
Coûts de capital		Barge à décharge de fond: 5,5 à 8 millions de \$. Placement du tube de lestage: 7,6 à 12,3 millions de \$.		Contenu Canadien Décharge sur le fond: 100% canadien Tube d'éjection: 15% des coûts de capital, 100% des coûts annuels.
Coûts annuels(1) (Surveillance des organismes/sédiments et l'intégrité de la capsule)		~134 000 par année (entretien non-inclus; l'entretien pourrait être requis si la capsule est endommagée)		

(1) La fréquence des coûts annuels dépendra des résultats de chaque session d'échantillonnage.

Tableau 7.3 Sommaire des critères d'équilibre pour l'option 3 - Dragage et décharge

Critère d'équilibre	Aspects considérés		Pour	Contre	Questions importantes/commentaires
Efficacité de la technique (court terme: pendant la mise en place).	Atteinte de l'objectif dans les temps prévus.	Équipement facilement disponible. Équipement de dragage: marché international. Autre équipement: marché local. Le dragage devrait se faire en une saison de travail. L'usine d'élimination (Bennett Environmental) opère maintenant au Québec et a le droit de recevoir des sédiments de BPC pour les détruire. Le drainage terrestre est une technique prouvée et a de faibles risques de non-performance.		Il y a une forte probabilité qu'il faudra réserver les dragueurs au moins un an à l'avance. De mauvaises conditions météorologiques pourraient occasionner des retards inattendus résultant en des pertes de temps coûteuses et possiblement une deuxième saison de travail. Il serait nécessaire que les infrastructures terrestres (centres de traitement, contenants de confinement, etc.) reçoivent et traitent les sédiments/l'eau contaminés de manière à réaliser le projet dans les temps prévus. Les processus de drainage en haute mer ne sont pas prouvés. L'efficacité du drainage et de la réduction du volume dépendront d'un nombre de facteurs et pourraient nécessiter des tests en laboratoire.	Il n'existe que peu de vaisseaux au niveau international qui peuvent draguer d'une manière efficace à cette profondeur et contrôler la remise en suspension des sédiments pendant le récupérage. Pour limiter la possibilité de non-performance, on pourrait utiliser de grands vaisseaux, des barges navettes et l'équipement relatif.
	Confinement de la masse des contaminants pendant la mise en place.	L'utilisation de dragage de précision minimisera la remise en suspension des sédiments contaminés.		Toute activité près des sédiments contaminés occasionnera une remise en suspension limitée, mais elle devrait être limitée si l'activité est effectuée d'une manière adéquate. Quelques risques de dispersion de sédiments pendant les opérations de transfert.	Avant la conception finale, il faudra étudier plus à fond les techniques de placement.
	Réduction du volume des contaminants.	Le dragage jusqu'au contour de 1 mg/kg réduira la masse des contaminants.		La masse entière des contaminants ne sera pas enlevée. Les sédiments contaminés par les BPC avec moins de 1 mg/kg demeureront sur le site.	Une zone étendue de matériaux résiduels touchés par les BPC restera en place au-delà de la zone draguée (contour de 1 mg/kg). Seules les zones avec des concentrations > 1 mg/kg sont gérées. N'est pas conçu pour l'enlèvement total des BPC.
Efficacité de la technique (moyen terme: 1 à 5 ans).	Maintient l'objectif de restauration à moyen terme.	L'objectif d'enlever les sédiments dans la zone avec des concentrations de > 1 mg/kg est atteint.		Destruction complète de la communauté des organismes benthiques dans la zone draguée.	
	Confinement de la masse des contaminants.	Enlèvement et décharge des sédiments ayant des concentrations > 1 mg/kg.		Dispersion illimitée des sédiments avec des concentrations < 1 mg/kg.	
	Exigences d'entretien/surveillance.	Aucune structure résiduelle (per ex.: capsule) n'a besoin d'entretien après la mise en place.		Le MPO pourrait exiger des échantillonnages de confirmation sur les sédiments et les organismes pendant une période plus longue.	
Efficacité de la technique (long terme: 5 à 25 ans)	Maintient l'objectif de restauration à long terme.	L'objectif d'enlever les sédiments dans la zone avec des concentrations de > 1 mg/kg est atteint.		Destruction complète de la communauté des organismes benthiques dans la zone draguée.	
	Confinement de la masse des contaminants.	Enlèvement et élimination des sédiments avec des concentrations > 1 mg/kg.		Dispersion illimitée des sédiments avec des concentrations < 1 mg/kg.	
	Exigences d'entretien/surveillance.	Pas d'entretien nécessaire.		Le MPO pourrait exiger des échantillonnages de confirmation sur les sédiments et les organismes pendant une période plus longue.	
Réduction des risques pour la santé humaine et l'environnement (court terme: pendant la mise en place).	Évite les impacts physiques à court terme sur l'habitat local.	Les conditions présentes (1997) des risques sont faibles. L'option réduit l'état de faible risque en enlevant la communauté benthique "contaminée," ce qui permet l'établissement d'une nouvelle communauté.		Enlèvement de la communauté des organismes benthiques dans la zone draguée. D'autres espèces (par ex.: poisson de fond, crabes des neiges) pourraient être affectées à un niveau individuel par l'activité de mise en place. Augmentation faible éventuelle des risques de l'exposition pour la santé humaine pendant le drainage et le transport du matériel nécessaire aux travaux.	
Réduction des risques pour la santé humaine et l'environnement (moyen terme: 1 à 5 ans).	Réduction des effets écologiques négatifs par rapport aux conditions présentes (1997) après le renflouage.	Quelque réduction de la concentration des BPC dans le crabe des neiges par rapport aux conditions présentes du site (1997). Les conditions présentes (1997) des risques sont faibles. L'option réduit l'état de faible risque. La zone sera dérangée mais on s'attend à ce qu'une communauté benthique se rétablisse avec le temps dans la zone draguée.		Les sédiments avec des concentrations de BPC < 1 mg/kg resteront autour de la zone draguée et continueront à se répandre dans l'écosystème. Effets négatifs possibles pour les organismes benthiques à l'intérieur du contour de 1 mg/kg.	Il se peut que les taux de BPC dans les tissus ne soient pas inférieurs statistiquement à ceux escomptés dans les conditions présentes (1997) à cause des autres sources de BPC dans le Golfe.
	Réduction des effets négatifs sur la santé humaine par rapport aux conditions présentes (1997) après le renflouage.	Quelque réduction dans le taux de BPC des crabes des neiges, donc réduction de l'exposition pour la santé humaine.		Les sédiments avec des concentrations de BPC < 1 mg/kg demeureront sur le site autour de la capsule et continueront à se répandre dans l'écosystème.	
	Réduction des effets écologiques négatifs par rapport aux conditions présentes (1997) après le renflouage.	Quelque réduction dans la concentration des BPC dans le crabe des neiges par rapport à l'option 1. La zone sera dérangée mais on s'attend à ce qu'une communauté benthique se rétablisse avec le temps dans la zone draguée.		Les sédiments avec des concentrations de BPC < 1 mg/kg demeureront sur le site autour de la zone draguée et continueront à se répandre dans l'écosystème. Effets négatifs possibles pour les organismes benthiques à l'intérieur du contour de 1 mg/kg.	
	Réduction des effets négatifs sur la santé humaine par rapport aux conditions présentes (1997) après le renflouage.	Quelque réduction dans la concentration des BPC dans le crabe des neiges, donc réduction de l'exposition pour la santé humaine.		Les sédiments avec des concentrations de BPC < 1 mg/kg demeureront sur le site autour de la zone draguée et continueront à se répandre dans l'écosystème.	
Réduction des risques pour la santé humaine et l'environnement (long terme: 5 à 25 ans).					

Tableau 7.3 Sommaire des critères d'équilibre pour l'option 3 – Dragage et décharge

Critère d'équilibre	Aspects considérés	Pour	Contre	Questions importantes/commentaires
Autres considérations	Acceptation des groupes d'intérêts	Quelques membres du Comité de vigilance pensent que cette option est la méthode d'atténuation optimale pour les sédiments contaminés.	Quelques membres du Comité de vigilance pensent que cette option dépasserait ce qui est nécessaire si les risques sont faibles sur le site.	
	Avantages et désavantages socio-économiques.	Avantage économique en une fois pour les services, matériaux et création d'emplois. Surveillance pour confirmer que l'enlèvement crée des postes de travail et des revenus (voir texte pour le détail des coûts).	Si la zone de fermeture des crabes des neiges reste en place, un certain montant du stock des crabes n'est pas disponible pour la pêche (voir texte).	Tout poste de travail ou revenu créé serait payé par les contribuables.
	La perception de la communauté et l'environnement.	Quelques membres du Comité de vigilance pensent que cela serait une activité qui montrerait la détermination du gouvernement à contenir des sédiments contaminés.	D'autres membres du Comité de vigilance pensent que le fait d'entreprendre des activités telles que l'enlèvement des sédiments ou l'encapsulation quand les risques sont faibles pour l'environnement dépasserait ce qui est nécessaire.	L'opinion générale des membres du Comité de vigilance est qu'ils veulent une décision sur l'option choisie le plus tôt possible.
Coûts de capital		20 à 24,5 millions de \$.		Contenu Canadien 35% du capital 100% des coûts annuels.
Coûts annuels(1) Surveillance des organismes/sédiments		60 000\$ par année.		

(1) La fréquence des coûts annuels dépendra des résultats de chaque session d'échantillonnage.

7.2 Réduction des risques

On a étudié la réduction des risques de chaque technique en comparant la capacité de l'option à réduire les risques envers la santé humaine par rapport aux conditions présentes (données de 1997) à court, moyen et long terme.

En résumé, l'option d'aucune restauration ultérieure ne change pas la réduction des risques; les risques actuels sont cependant relativement faibles; on ne s'attend pas à des risques négatifs pour la santé humaine, et les seuls effets négatifs sur les organismes benthiques sont prévus dans une zone entourée par le contour de 1 mg/kg. Il pourrait y avoir quelques effets sur les crabes des neiges femelles individuelles, mais il y a un manque de données à ce sujet.

En ce qui concerne les options 2 et 3, les technologies détruiront complètement la communauté benthique dans le contour de 1 mg/kg, et de ce fait, ces options ne réduisent pas les risques envers ces organismes. On s'attend néanmoins à une certaine réduction des BPC dans les tissus par la réduction de leur exposition. Il pourrait cependant être difficile de mesurer cette réduction dans les tissus à cause de leur exposition à d'autres sources de BPC dans le Golfe.

Voir les tableaux 7.1, 7.2 et 7.3 pour plus de détails sur la réduction des risques de chaque option.

7.3 Autres considérations

La catégorie des «autres considérations» des critères d'équilibre implique l'identification des points pour et contre, a) des questions socio-économiques, b) de la perception de la part de la communauté, et c) de l'environnement et de l'acceptation des groupes d'intérêts. C'est une extension de l'étude effectuée en 1996 (Sawyer *et al.*) pour quantifier les impacts économiques possibles d'un déversement accidentel de BPC pendant la récupération de l'Irving Whale. L'étude de 1996 était une analyse approfondie sur le déversement possible de BPC occasionnant la fermeture à grande échelle de la pêche et autres effets économiques.

7.3.1 Évaluation quantitative

Il y aurait un éventuel désavantage économique si la zone de fermeture de la pêche aux crabes des neiges d'approximativement 85 km² devait rester en place, mais cela pourrait se produire pour chacune des trois options. De plus, il est difficile de prévoir les avantages économiques de la réouverture de la zone. Un calcul simpliste de premier ordre sur le pourcentage de la superficie des fonds potentiels de crabes dans la Zone 12 par rapport à la zone fermée (0,26% de la Zone 12) et l'extrapolation des pêches

de 1997 (MPO, 1998) montrent, d'une manière conservatrice, que la pêche aux crabes des neiges dans la zone de fermeture représente 40 tonnes. En 1997, la prise maximum de crabes des neiges dans la Zone 12 a été fixée à 15 400 tonnes. Ceci signifie que même si la zone était réouverte, l'impact se limiterait à une faible augmentation de l'efficacité des vaisseaux et des pêcheurs. Cela ne résulterait pas en une augmentation des revenus. Il est également important de noter qu'aucune dévaluation des pêches n'a été observée depuis le renflouage de la barge. À l'heure actuelle, la principale préoccupation du MPO est que si la zone était réouverte à la pêche, les sédiments contaminés par des BPC pourraient être remis en suspension par le matériel de pêche, comme, par exemple, le dragage. Étant donné que la zone contient jusqu'à six espèces commerciales, l'une des options possibles serait d'ouvrir la zone uniquement pour la pêche aux crabes des neiges pour éviter le dérangement des sédiments par d'autre matériel de pêche. Il faudra consulter et informer l'industrie de la pêche avant la réouverture de quelque partie que ce soit de la zone de fermeture.

Des avantages possibles de l'option d'aucune restauration ultérieure seraient les éventuels emplois et les revenus des tiers créés par la surveillance de l'environnement du site du naufrage de l'Irving Whale. Un éventuel avantage économique de l'option d'encapsulation serait la vente des matériaux utilisés pour l'encapsulation et les éventuels emplois temporaires, ainsi que les revenus du processus d'encapsulation et du suivi. La troisième option d'enlèvement des sédiments aurait d'éventuels avantages économiques directs pour les emplois temporaires et les revenus créés par le transport de l'équipement, le transport et l'élimination des matériaux contaminés, et le suivi sur le site. La méthode utilisée pour estimer les dépenses monétaires suppose les points suivants:

- 1) seuls les avantages pour la région de l'Atlantique sont considérés;
- 2) des contrats ouverts sur un marché libre, sans clause de bénéfices régionaux; et
- 3) les avantages sont comptabilisés en dollars de 1997.

En considérant le contenu canadien des coûts généraux pour mettre en place chaque option, le montant d'argent qui resterait au Canada à travers les dépenses fédérales pour le projet est donné dans le tableau 7.4.

Tableau 7.4 Sommaire des dépenses monétaires restant dans l'économie canadienne

	Montant du capital	Montants annuels
Option 1	96 000\$	60 000\$
Option 2	3,7 à 5,5 millions de \$	134 000\$
Option 3	5,3 à 13,6 millions de \$	60 000\$

Il faut noter que tous les groupes d'intérêts ont reconnu que l'argent proviendrait de la Couronne et serait par conséquent généré par les impôts.

7.3.2 Évaluation qualitative

On ne peut pas donner une valeur spécifique en dollars aux considérations qualitatives. Dans le cadre de la méthode d'étude et pour obtenir une opinion représentant les groupes d'intérêts du Comité de vigilance, cinq questions ont été formulées et posées aux membres du Comité de vigilance représentés au comité directeur. Les questions, présentées en annexe D, forment la base sur laquelle se résument les aspects considérés.

Sommaire des inquiétudes et questions socio-économiques

L'élimination de la zone de fermeture de la pêche aux crabes des neiges rendrait 85 km² de fonds de pêche aux pêcheurs. Ceci ne signifie pas nécessairement que le revenu direct reviendrait aux pêcheurs, mais plutôt que des fonds de pêches supplémentaires seraient disponibles leur permettant ainsi d'atteindre leur quota plus efficacement. Les trois options permettraient la reconsidération de la zone de fermeture des crabes des neiges sur une certaine période de temps. Les autres avantages économiques possibles qui proviendraient des activités de restauration directes (options deux et trois) seraient l'achat des matériaux et des services, ainsi que la création d'emplois temporaires dans la région.

Dans toutes les options, il y avait un point commun dans la perception des membres du Comité de vigilance quant aux avantages ou désavantages économiques de l'option de restauration. L'opinion est que tant qu'il existera chez le public un doute sur le fait que les sédiments contaminés par les BPC ne sont pas un risque pour l'environnement et/ou pour la santé humaine, il y aura une possibilité de désavantages économiques, tels que la possible dévalorisation du crabe des neiges sur le marché. Il n'est pas possible de donner une valeur à cette perception, mais elle doit être reconnue comme une inquiétude partagée par tous les membres du Comité de vigilance. Cependant, à ce jour de tels impacts sur le marché de la pêche du crabe des neiges n'ont pas été documentés.

7.4 Sommaire des coûts

Le budget de chaque option est présenté en annexe E. Les tableaux 7.1, 7.2 et 7.3 donnent le montant approximatif du coût de capital pour la mise en place et les coûts annuels pour l'entretien ou la surveillance. Les coûts annuels représentent le budget de surveillance pour entreprendre les travaux.

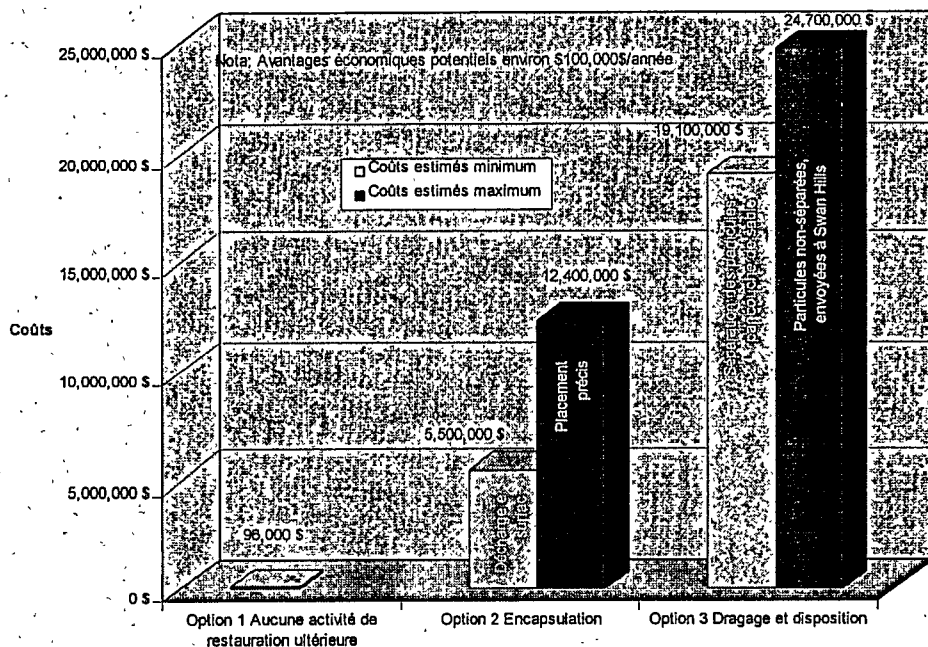


Figure 7.1 Gamme des coûts de capital pour chaque option

Le graphique 7.1 illustre les coûts de capital pour chaque option.

Étant donné qu'il n'y avait qu'une série de techniques pour l'option 1, on n'a pas calculé une gamme de coûts. Pour l'option 2, plusieurs variantes ont été considérées, l'une utilisant un vaisseau à quille ouvrable pour placer les agrégats, et l'autre utilisant un vaisseau équipé d'un tube d'éjection. L'estimation pour la méthode du tube d'éjection a été préparée en considérant des méthodes simples d'éjection en ligne droite ainsi que des systèmes plus sophistiqués et précis qui utilisent des technologies de bec diffuseur.

Pour l'option 3, le budget pour mettre en place le programme de restauration est estimé à environ 20 millions de dollars jusqu'à 24,5 millions de dollars en fonction de la stratégie de décharge. Cette estimation ne comprend pas le concept de drainage en mer qui pourrait faire économiser environ 2 millions de dollars si des tests pilotes donnaient des résultats positifs. L'analyse financière des technologies prouvées indique que l'alternative la moins coûteuse dans l'option 3 est le drainage des sédiments et la réduction du volume en utilisant la séparation des particules par taille et le transfert au Québec des résidus contaminés pour leur destruction. L'alternative la plus coûteuse dans l'option 3 est de n'utiliser aucune méthode de réduction du volume et de transporter tous les matériaux en Alberta pour leur destruction.

8.0 SOMMAIRE DE L'ÉTUDE

Ce rapport a suivi une méthodologie par étapes pour:

- identifier les options de restauration des sédiments et les techniques relatives pour le site du naufrage de l'Irving Whale, y compris l'option d'aucune activité de restauration ultérieure; et
- évaluer les avantages techniques, les limites, les coûts, les risques/avantages pour l'environnement et la santé humaine, la disponibilité des ressources et d'autres considérations, et ce pour chacune des options.

Cette méthode a impliqué la détermination d'un objectif de restauration adéquat. Il a été conclu que dans les conditions actuelles il n'existe pas d'effet négatif pour les humains et la population des crabes des neiges. Des effets négatifs sont probables pour la communauté benthique à l'intérieur d'une zone délimitée et des effets négatifs sont possibles pour les crabes des neiges femelles individuelles, mais il manque des données concluantes à ce sujet.

Il a été conclu que si une restauration devait être nécessaire pour atténuer les effets négatifs sur la communauté benthique, l'objectif de 1 mg/kg protégerait la communauté benthique sédentaire dans cette zone.

On a identifié trois options de restauration viables:

1. Option 1: aucune activité de restauration ultérieure.
2. Option 2: confinement in situ, qui consiste à poser une «capsule» d'agrégats sur les sédiments ayant une concentration de BPC supérieure à 1 mg/kg.
3. Option 3: Enlèvement et élimination, qui consiste à draguer les sédiments ayant une concentration de BPC supérieure à 1 mg/kg, séparer l'eau des solides, la réduction du volume et finalement l'élimination dans une usine accréditée en dehors de la province.

Ces trois options respectent les critères obligatoires de réussite/échec, (également appelés critères de seuil), dans le sens où elles sont faisables techniquement; elles fournissent une protection générale de la santé humaine et de l'environnement et elles sont conformes à la réglementation et aux exigences en vigueur.

La méthodologie de l'étude est basée sur quatre critères d'équilibre supplémentaires: l'efficacité, la réduction des risques, les autres considérations (par ex.: socio-économiques, la perception de la communauté, l'acceptation des groupes d'intérêts), et finalement les coûts. Les options ont été comparées entre elles en identifiant les points «pour» et «contre» de chaque option selon plusieurs aspects de chaque critère.

Les termes de référence de cette étude n'impliquaient pas l'identification d'une option préférée. Par contre, le tableau 8.1 illustre le résumé des aspects les plus importants pour chaque option considérée.

Tableau 8.1 Sommaire des différentes options

	Option 1 Aucune activité de restauration ultérieure	Option 2 Encapsulation	Option 3 Dragage et disposition
Sommaire de la technique	• Pas de restauration active. • Surveillance et étude à moyen ou long terme.	• Confinement des sédiments ayant une concentration supérieure à 1 mg/kg avec une couverture d'agrégats; surveillance après les travaux	• Enlèvement des sédiments ayant une concentration supérieure à 1 mg/kg. Destruction des BPC; surveillance après les travaux
Protection de la santé humaine et de l'environnement. Mise en place. Conformité avec les politiques et la réglementation.	• Toutes les options protègent la santé humaine et la population des crabes des neiges • L'option "d'aucune activité de restauration ultérieure" exige l'acceptation de quelques risques résiduels pour la communauté benthique sédentaire à l'intérieur et autour du site de l'empreinte • L'encapsulation et le dragage causeront l'enlèvement de la communauté benthique existante à l'intérieur du contour de 1 mg/kg, mais une nouvelle communauté benthique se rétablirait • Toutes les options sont techniquement faisables, prouvées et pratiques. • Toutes les options sont conformes aux politiques et à la réglementation en vigueur		
Efficacité de la technique	• Pas de réduction du volume des contaminants. Des études ultérieures réduiraient les incertitudes concernant les effets sur les crabes des neiges femelles et sur les organismes benthiques • Les contaminants continueront à se répandre dans le Golfe • Surveillance requise.	• L'encapsulation est une technologie prouvée qui pourrait s'effectuer en une saison, mais de mauvaises conditions météorologiques pourraient occasionner des temps morts coûteux • Le placement d'un géotextile est une technologie complexe • L'utilisation de barges locales de disposition en surface pourrait faire durer le projet pendant plusieurs saisons • Pas de réduction du volume des contaminants • Pourrait occasionner la dispersion des BPC pendant les travaux • Pas conçu pour le confinement total des contaminants, un peu de dispersion se poursuivra • Surveillance et éventuel entretien nécessaires	• Le dragage est une technologie prouvée qui pourrait s'effectuer en une saison, mais de mauvaises conditions météorologiques pourraient occasionner des temps morts coûteux • Le transport de volumes d'eau contaminée de cette ampleur et le drainage successif n'ont pas été bien prouvés dans des projets semblables de cette nature • Réduction importante du volume des contaminants, bien que pas conçu pour l'enlèvement de tous les BPC; un peu de dispersion se poursuivra
Réduction des risques pour la santé humaine et l'environnement par rapport aux conditions présentes	• Pas d'effets négatifs sur la santé humaine • Pas d'effets négatifs sur les crabes des neiges mâles ou la population des crabes • Seuls effets négatifs présents sont sur les organismes benthiques et éventuellement sur les crabes des neiges femelles à l'intérieur de la zone d'intérêt • L'option maintient l'état localisé actuel de faible risque	• Pas d'effets négatifs sur la santé humaine • Pas d'effets négatifs sur les crabes des neiges mâles ou la population des crabes • L'objectif de contenir les sédiments qui causent des effets négatifs sur les organismes benthiques est atteint, cependant les travaux provoqueront l'enlèvement des organismes, avec l'établissement d'une nouvelle communauté benthique • Quelque réduction des risques pour les organismes benthiques locaux, cependant les BPC en dehors de la capsule continueront à se répandre dans l'environnement	• Pas d'effets négatifs sur la santé humaine • Pas d'effets négatifs sur les crabes des neiges mâles ou la population des crabes • L'objectif d'enlever les sédiments qui pourraient causer des effets négatifs sur les organismes benthiques est atteint, cependant les travaux provoqueront l'enlèvement des organismes, avec l'établissement d'une nouvelle communauté benthique • Quelque réduction des risques pour les organismes benthiques locaux, cependant les BPC en dehors de la zone de dragage continueront à se répandre dans l'environnement • Quelque augmentation faible des risques pour les hommes à cause de leur exposition aux matériaux des BPC pendant les travaux de dragage et de transport
Autres considérations (acceptation des groupes d'intérêts, perception et questions socio-économiques)	• Cette option n'est pas acceptée à l'unanimité par les membres du Comité de vigilance, mais elle est acceptée par quelques personnes si elle protège la santé humaine et l'environnement • Les membres du Comité de vigilance veulent que la zone de fermeture de pêche soit justifiée ou bien ajustée en fonction de faits scientifiques	• Cette option n'est pas acceptée à l'unanimité par les membres du Comité de vigilance, a) étant donné que ce n'est pas l'option optimale ou b) étant donné qu'elle dépasse ce qu'il est nécessaire de faire	• Quelques membres du Comité de vigilance pensent que celle-ci est la méthode optimale, tandis que d'autres considèrent qu'elle dépasse ce qu'il est nécessaire de faire
	• Tous les membres du Comité de vigilance veulent qu'une décision soit prise immédiatement sur l'option à choisir		
Coûts de capital	96 000\$	Barge de disposition à partir de la surface: 5,5 à 8 millions de \$ Placement du tube d'éjection: 7,6 à 12,4 millions de \$	19 à 24,5 millions de \$
Coûts annuels (1)	~60 000\$ par année (surveillance)	~134 000\$ par année (surveillance)	~60 000\$ par année (surveillance)

Nota: Les tableaux 7.1, 7.2 et 7.3 fournissent plus de détail sur l'efficacité de chaque technique

9.0 RÉFÉRENCES

Canada. *Toxic Substances Management Policy 1995*. Government of Canada: Environment Canada, June 1995.

Cantox Inc. 1996. Ecological risk assessment and development of site-specific PCB sediment remediation criteria for the protection of snow crab at the Irving Whale site. Final report (submitted to Environment Canada under contract agreement). 33 pp.

CCME. 1996. A Framework for Ecological Risk Assessment: General Guidance. Canadian Council of Ministers of the Environment.

Dexter, R., and J. Field. 1989. A discussion of sediment target levels for the protection of aquatic organisms. *Oceans 89 - The global ocean*, Vol. 2 Ocean pollution. p. 452-456. Cited in: Fisheries and Oceans Canada and Environment Canada, 1997.

Department of Fisheries and Oceans (DFO) and Environment Canada (EC). 1996. The Further Assessment Of The Recovery Of The Irving Whale In Light Of The Presence Of PCBs.

Department of Fisheries and Oceans (DFO) Science. 1998. Southern Gulf Snow Crab, Stock Status Report. C3-01. 14 pp.

Environment Canada. 1995. Draft. Interim sediment quality guidelines. Soil and Sediment Quality Section, Guidelines Division, Ecosystem Conservation Directorate, Evaluation and Interpretation Branch. Ottawa, ON. Sept. 1995. 8 pp.

Fisheries and Oceans Canada and Environment Canada. 1997. Scientific Assessment Of The PCB Contamination In Sediments And Biota Around The Site Of The Sinking Of The Barge Irving Whale. Status report. 48 pp.

Gilbert, M., R. Alexander J. Arsenault, W. R. Ernst, W. Fairchild, P. Hennigar, G. Julien, T. King, M. Lebeuf, and D. Lefavre. 1998. PCB Contamination Of Sediments And Snow Crab (*Chionoecetes opilio*) Around The Site Of The Sinking Of The *Irving Whale* Barge After Its Recovery. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2204: x + 28 p.

L. van Geldermalsen, 1995, Remediation of the Harbour Elbug, The Netherlands, Conference Proceedings, Sediment Remediation 95, Windsor Ontario

M.B Wiley, 1992. Monitoring Cruise at the Portland Disposal Site, July 1992, US Army Corps of Engineers- New England Division, Final Report. 46 pp.

M.B Wiley, 1995, Deep Water Capping, US Army Corps of Engineers- New England Division, Final Report. 35 pp.

Sawyer Enviro Economic Consulting, 1996, "Economic Assessment of the Options Related to the Salvage of the Barge Irving Whale with Emphasis on the Release of PCB's", Submitted to Environment Canada Atlantic Region.





Annexe A

Termes de référence du projet

ÉVALUATION DES DIFFÉRENTES OPTIONS POUR LA RESTAURATION DU SITE DE L'IRVING WHALE - MANDAT

A. Historique

Immédiatement après le renflouage de l'*Irving Whale*, à l'été 1996, des mesures correctives ont été entreprises pour retirer les sédiments contaminés aux BPC autour du périmètre de la barge. Il s'agissait, à l'aide d'une drague suceuse, d'extraire les sédiments qui, selon l'analyse des sédiments effectuée après le renflouage, étaient les plus contaminés. Environ 100 m³ de sédiments répartis sur une superficie de 300 m² et contenant un total de 220 kg de BPC ont été retirés de cette façon. Les travaux de restauration ont été interrompus en raison des mauvaises conditions météorologiques et du redéploiement des ressources affectées aux travaux de restauration immédiatement après le renflouage. D'après les échantillons prélevés à la suite de ces travaux, la contamination aux BPC dépassait la zone de restauration (Pêches et Océans Canada et Environnement Canada, 1997).

En octobre 1996, on a estimé qu'il restait au total environ 119 kg de BPC à l'intérieur d'approximativement 487 m³ de sédiments s'étendant sur une zone estimée à 20 000 m² autour du site. En juin 1997, les estimations concernant cette même zone étaient d'environ 76 kg dans 210 m³ de sédiments (Gilbert et al., 1998). Selon l'échantillonnage de 1997, dans une zone élargie de 60 000 m² là où se trouvait l'épave, les sédiments contenaient au total environ 150 kg de BPC. Il est probable que la quantité de BPC a diminué ou s'est dispersée depuis le dernier échantillonnage.

Devant les comités de consultation publique de l'Île-du-Prince-Édouard et des Îles-de-la-Madeleine, Environnement Canada (EC) s'est engagé à évaluer diverses options pour la gestion future du site contaminé. La liste des options à examiner doit à tout le moins comprendre ce qui suit : laisser le site intact, le recouvrir de matières non contaminées, retirer les sédiments contaminés ou choisir une combinaison d'options. À ce moment-ci, ce qu'il faut, c'est élaborer une méthodologie pour évaluer ces options et les techniques s'y rapportant, à la lumière de leur bien-fondé technique, de leurs limites, de leurs coûts, des risques et avantages qu'elles présentent pour l'environnement et la santé et de tout autre point à considérer. Toutes les activités proposées doivent répondre aux exigences fondamentales de restauration immédiate après le renflouage; entre autres, aucune eau ayant une concentration en BPC supérieure à 10 µg/l (partie par milliard) ne doit s'écouler pendant l'opération et aucune technique utilisée ne doit provoquer de resuspension des sédiments contaminés qui aurait pour effet de les redisperser dans l'environnement.

Un groupe d'orientation, présidé par EC, région de l'Atlantique, a été formé pour superviser la méthodologie proposée. Ce groupe donnera des conseils au ministre de l'Environnement au sujet d'autres options de restauration du site contaminé. Le groupe d'orientation comptera des représentants d'EC (région de l'Atlantique et du Québec), de P&O, de TPSGC et des comités de consultation publique de l'Île-du-Prince-Édouard et des Îles-de-la-Madeleine.

B. Objectif

1. Dresser la liste des diverses options de restauration des sédiments du site de l'*Irving Whale* et des techniques s'y rapportant, y compris la possibilité de ne prendre aucune mesure.
2. Évaluer le bien-fondé technique, les limites, les coûts, les risques et les avantages pour l'environnement et la santé, la disponibilité des ressources et tout autre élément pertinent de chacune des techniques envisagées.
3. Proposer le mécanisme et/ou le procédé le plus efficace pour présenter les résultats de l'évaluation des options envisagées.

C. Aperçu du plan de travail

1. Dresser la liste des options de restauration possibles du site de l'*Irving Whale*, en faisant un examen de la littérature (voir la bibliographie ci-jointe).
2. Identifier et décrire les techniques reconnues auxquelles on pourrait faire appel pour restaurer le site et elles doivent entrer dans la catégorie générale du recouvrement, du dragage - ou de toute autre option de restauration possible ou de combinaison d'options.
3. Évaluer toutes les techniques énumérées en fonction des critères suivants :
 - a. Contraintes techniques :
 - Efficacité des techniques (p. ex. rendement passé; faisabilité; efficience prévue; caractère permanent de la solution);
 - possibilités de mise en oeuvre des techniques énumérées (p. ex. calendrier de travail);
 - disponibilité de l'expertise, de l'équipement et des matériaux nécessaires;
 - risque d'échec ;
 - contraintes de l'opération (p. ex. conditions météorologiques; calendrier de mise en oeuvre des différentes options; temps de mobilisation et de démobilisation);
 - contraintes de la réglementation (examen environnemental préalable - *LCEE*);
 - permanence/reprises;
 - impacts résiduels.

- b. Coûts :
- Les contrats (p. ex. conception, achats, coûts de mobilisation et de démobilisation, notamment coûts associés à l'utilisation d'équipement étranger; frais d'assurance; frais de transport, concentration et élimination de l'eau et des sédiments contaminés ainsi que des BPC presque purs);
 - cartographie de la répartition des BPC avant le nettoyage;
 - évaluation après-nettoyage de la contamination résiduelle dans les sédiments et les biotes (le cas échéant);
 - techniques d'échantillonnage et de laboratoire, notamment le contrôle de la qualité ;
 - coûts internes pour le gouvernement (p. ex. médias, surveillance et communication).
- c. Risques et avantages pour l'environnement et la santé associés à chacune des techniques :
- resuspension des sédiments;
 - incidences sur l'habitat;
 - évaluation des risques des contaminants présents dans les sédiments grâce à une analyse axée sur les pêches (crabe des neiges) et les composantes écologiques;
 - quantité de BPC dans le golfe du Saint-Laurent (en particulier dans le cas de non-intervention);
 - plan de sécurité du site.
- d. Autres points à considérer :
- conflits avec les pêches (p. ex. répercussions sur les moyens de subsistance des gens, la pêche, la perception);
 - responsabilité (dans le cas d'une restauration non réussie);
 - plan de communication avec la collectivité, en ce qui concerne le déchargement, l'entreposage, le transport, le traitement et l'élimination des déchets;
 - respect des politiques du gouvernement fédéral;
 - retombées technologiques et économiques directes/indirectes des options.
4. Proposer le mécanisme et/ou le procédé le plus efficace pour présenter les résultats de l'évaluation des options envisagées, en utilisant les critères énumérés au point 3 et tout autre critère utile que pourrait établir l'entrepreneur. La question sera abordée avec le groupe d'orientation.

D. Rapport

- Des rapports d'étape (maximum de deux pages indiquant les progrès accomplis et les problèmes rencontrés) devront être présentés toutes les deux semaines.
- Une ébauche de rapport final (dans les deux langues officielles) devra être remise lors d'une présentation au groupe d'orientation.
- Un rapport (comprenant une description détaillée des méthodes utilisées, des références, des personnes-ressources, des sources d'information) doit être présenté sur copie papier (10 copies) et sur fichier Microsoft Word (version 7 ou inférieure pour Windows 95) (une disquette).

Durée du projet :

Du 15 mars 1998 au 15 juin 1998.

Coût total du projet : Pas plus de 50 000 \$, plus le coût de la traduction.

Modalités de paiement : À négocier.

Évaluation de la proposition : L'évaluation de chaque proposition sera basée sur les critères d'évaluation des propositions de contrat d'EC ci-annexées.

Représentants du Ministère

K. L. Tay
Section des urgences et de la restauration
Division de la gestion des produits toxiques
Direction de la protection de l'environnement
EC, région de l'Atlantique
Tél. : (902) 426-8304
Télec. : (902) 426-3897
Courr. électr. : kok-leng.tay@ec.gc.ca

Vincent Jarry
Chef intérimaire
Section Interventions et restauration
Direction de la protection de l'environnement
EC, Région du Québec
Tél. : (514) 283-6418
Télec. : (514) 496-2901
Courr. électr. : vincent.jarry@ec.gc.ca

Annexe B

Évaluation des risques de CanTox

1.0 INTRODUCTION

A detailed ecological risk assessment was conducted in 1996 by CanTox to evaluate the potential risks from PCB-contaminated sediment to critical aquatic receptors and to develop site-specific sediment remediation criteria for indigenous biota at the *Irving Whale* site. This site-specific approach was considered appropriate to ensure protection of the highly valued commercial fishery species in the area and to ensure that remediation options, priorities and costs would be based on site-specific environmental conditions. The site-specific ecological risk assessment (ERA) was conducted using existing sediment and snow crab digestive gland PCB concentrations (Government of Canada, 1996) to determine the potential risks to snow crab at the *Irving Whale* site. The snow crab was selected as an important ecological receptor in the 1996 assessment due to its abundance, its exposure to contaminated sediments at the site and its social and economic value. This ERA was conducted according to the Environment Canada Framework for Ecological Risk Assessment at Contaminated Sites (Gaudet *et al.*, 1994).

The 1996 assessment was conducted prior to the lift of the Irving Whale (the barge was removed from the sea floor on July 30th, 1996); thus it does not reflect current conditions and does not consider more recent data which has been collected since the lifting of the barge. Based on a review of the available post-lift data, current conditions are quite different from those which existed in 1996 when the original risk assessment was conducted. Some of the major differences include the following:

- ▶ Removal of the Irving Whale barge, which has resulted in a change in biological habitat, current flow and sediment contamination in the area;
- ▶ An altered study boundary (with respect to sediment contamination), compared to that assessed in 1996. The most recent available data (Gilbert *et al.*, 1998) shows a wider dispersal pattern of PCB sediment contamination; and
- ▶ Differing concentrations of PCBs within sediments, compared to those reported in 1995 and 1996. The most recent data indicates that former "hot spots" have decreased in concentration since 1996 (Gilbert *et al.*, 1998).

Therefore, in order to determine whether or not remedial action is required (based on current conditions), update the boundaries of the remedial effort, and appropriately evaluate potential remedial options for this site, it was necessary to confirm whether or not the post-lift data would change the conclusions of the 1996 risk assessment study. The available post-lift data which were considered included: Fisheries and Oceans Canada and Environment Canada (1997) and Gilbert *et al.*, (1998).

To evaluate the potential impact of the post-lift data on the 1996 risk assessment conclusions, recent sediment and biological data (Fisheries and Oceans Canada and Environment Canada (1997), Gilbert *et al.*, (1998) were examined with respect to possible changes to the approach that was applied in the 1996 assessment, study boundary issues, and the derivation of appropriate remedial objectives. The current assessment focuses on potential risks to the marine aquatic receptor, snow crab (*Chionoecetes opilio*), as this species was identified as a critical receptor in

the 1996 ecological risk assessment. In addition, the current assessment separately addresses the risk to sedentary benthic invertebrates, as this group of organisms would likely incur higher exposures than the snow crab.

2.0 THE ECOLOGICAL RISK ASSESSMENT FRAMEWORK

In Canada, a tiered framework for ecological risk assessment exists (Gaudet *et al.*, 1994; CCME, 1996), which includes:

- I. Screening Assessment
- II. Preliminary Quantitative Ecological Risk Assessment
- III. Detailed Quantitative Ecological Risk Assessment

Each tier is successively more detailed, with assessment characteristics ranging from relatively simple qualitative and literature-based approaches in Screening Assessments, to more complex, quantitative and predictive approaches for the Detailed Quantitative Ecological Risk Assessment (CCME, 1996). While each tier differs in terms of level of effort, detail and complexity, all have five main components:

- ▶ Planning Stage
- ▶ Receptor Characterization
- ▶ Exposure Assessment
- ▶ Hazard Assessment
- ▶ Risk Characterization

Each of these stages of ecological risk assessment are discussed with respect to the Irving Whale site in the sections which follow.

3.0 PLANNING STAGE

The planning stage is one of the most critical stages of an ERA, as this is the stage that determines what information will be used, what issues will be addressed, and what direction the ERA will take. The Planning Stage is typically comprised of the following steps: i. site characterization; ii. problem identification; iii. identification of Valued Ecosystem Components (VECs); iv. establishment of ERA objectives; v. selection of assessment and measurement endpoints; vi. establishment of level of effort; vii. selection of background (reference) sites; and viii. development of a conceptual model. Most of these aspects have been addressed in previous studies (*i.e.*, CanTox, 1996; Fisheries and Oceans Canada and Environment Canada, 1997; Gilbert *et al.*, 1998). This report only presents those aspects of the Planning Stage that are critical to the current assessment. The level of effort of the current assessment lies between the Screening and Preliminary Quantitative tiers of the ERA framework.

3.1 Purpose and Objectives of Baseline Risk Assessment

The objectives of the ecological risk assessment portion of the current project are to:

- ▶ Review the baseline risk for the study area, using recent post-lift sediment and biological data;
- ▶ Determine whether or not the conclusions of the 1996 Ecological Risk Assessment change in light of this review; and
- ▶ Update the boundaries of the remedial effort and remediation criteria, if necessary.

3.2 Extent of PCB Contamination in Sediments and Biota at the Former Site of the *Irving Whale*

Based on a review of the available post-lift data from Fisheries and Oceans Canada and Environment Canada (1997), and Gilbert *et al.*, (1998), only the sediment and biota data from Gilbert *et al.*, (1998) were used in the review of the baseline risk at the former Irving Whale site. The following section provides a rationale for the selection of the Gilbert *et al.*, (1998) data set in the current assessment:

- ▶ Sediment and biological data in Gilbert *et al.*, (1998) is the most recent data available; thus it best reflects current conditions.
- ▶ The 1997 sampling program reported in Gilbert *et al.*, (1998) was well-conducted (*i.e.*, sampling locations were based on hotspots identified in the 1996 sampling program and modelling of bottom residual currents around the site (Gilbert and Walsh, 1996)); and an adequate number of data points were available.
- ▶ Both phases of the 1996 sampling program reported in Fisheries and Oceans Canada and Environment Canada (1997) were conducted within 3 months of the barge lift; thus equilibration of PCB contamination with sediments and biota may not have occurred by the time samples were taken.
- ▶ All 1997 sediment samples were taken within 10 cm depth whereas some 1996 sediment samples were taken at depths >10 cm; thus they are less biologically relevant.
- ▶ A number of significant changes were observed in both sediment and crab contamination profiles from the 1996 to 1997 sampling programs (*e.g.*, hotspots decreased, overall PCB load decreased in study area, all crabs caught in 1997 had tissue concentrations less than Canadian guideline of 2 mg/kg; while 20% of crabs in 1996 exceeded this value).

3.3 PCB Concentrations in Sediment

Table 3.1 presents sediment PCB concentrations and sample locations from the Spring, 1997 sampling program (*i.e.*, Gilbert *et al.*, 1998). Figure 3.1 shows the PCB sediment concentrations in relation to distance and direction from the barge footprint.

Table 3.1 PCB Sediment Concentrations (Aroclor 1242) Collected Around the Former Irving Whale Site in the Spring of 1997^a		
Sample Code	Distance from the barge footprint (m)^b	PCB Sediment Concentration^c (mg/kg dry weight)
A5	-95 / -30	0.72
B5	-75 / -30	8.8
D0	-45 / -130	19
D1	-45 / -110	6.7
D2	-45 / -90	10
D3	-45 / -70	1.4
D4	-45 / -50	14
D5	-45 / -30	250
D7	-45 / -5	13
D10	-45 / 20	71
F2	-25 / -90	24
F5	-25 / -30	70
H(-2)	-5 / -170	43
H(-1)	-5 / -150	13
H0	-5 / -130	2
H1	-5 / -110	53
H2	-5 / -90	34
H3	-5 / -70	320
H4	-5 / -50	140
H5	-5 / -30	70
J2	15 / -90	130
J4	15 / -50	5.5
J5	15 / -30	4000

Table 3.1 PCB Sediment Concentrations (Aroclor 1242) Collected Around the Former Irving Whale Site in the Spring of 1997^a

Sample Code	Distance from the barge footprint (m) ^b	PCB Sediment Concentration ^c (mg/kg dry weight)
K0	35 / -130	3.3
K1	35 / -110	2.9
K2	35 / -90	42
K3	35 / -70	40
K4	35 / -50	330
K5	35 / -30	1500
K7	35 / -5	120
L4	55 / -50	2.4
L10	55 / 20	3.8
M4	75 / -50	8.9
M10	75 / 20	57
N4	95 / -50	3.5

^a Source: Gilbert *et al.*, 1998.

^b South West - North East / South East - North West; negative values are South of the barge footprint while positive values are North.

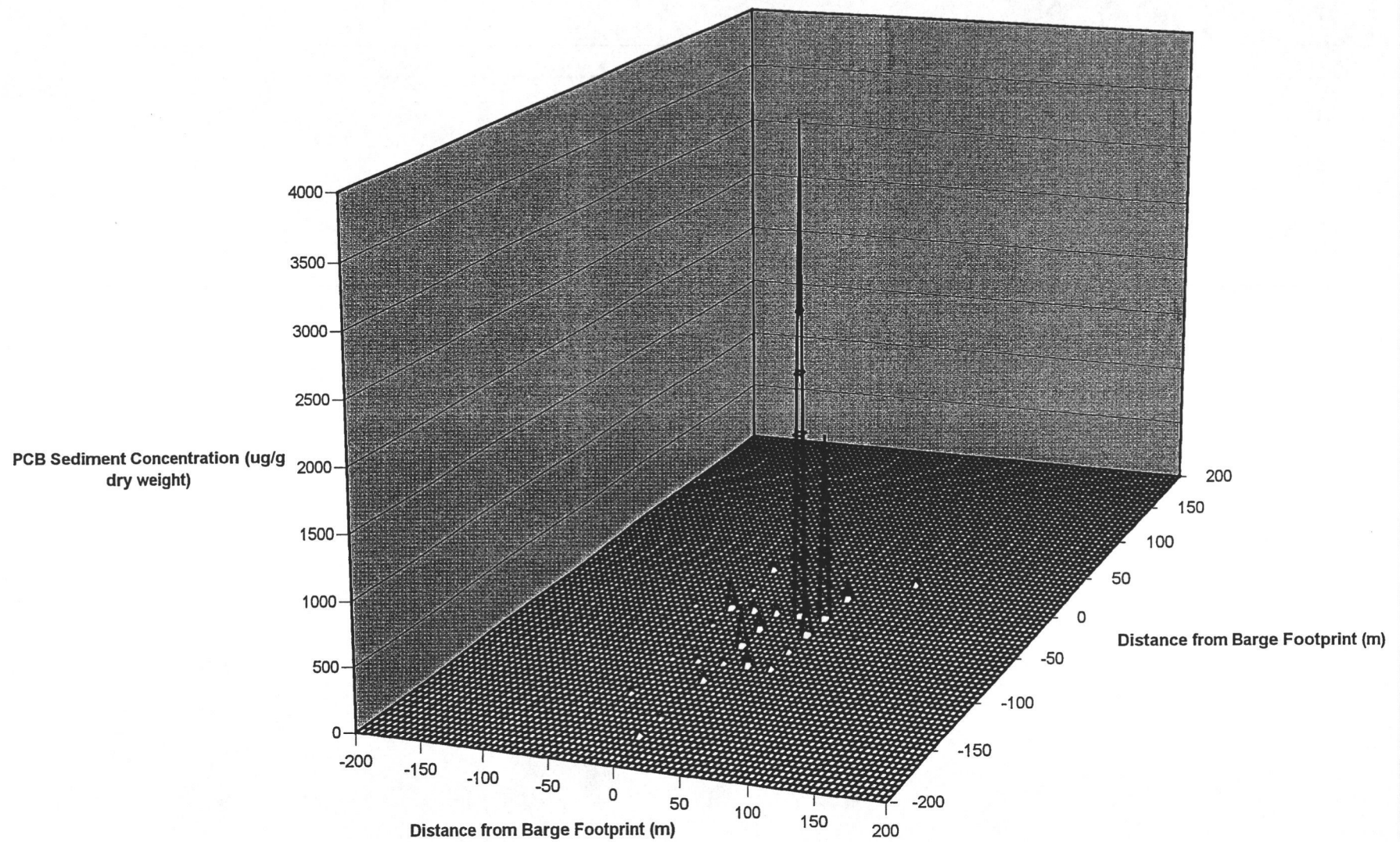
^c Although PCB sediment concentrations were obtained from three different laboratories (*i.e.*, Environment Canada, Moncton; Phillips Analytical Services, Halifax; and New Brunswick Research and Productivity Council, Fredericton - RPC), only results from Phillips Analytical Services are reported as they were generally higher, and therefore more conservative than the results reported by the other two laboratories. In addition, this laboratory conducted the analyses in the 1996 sampling program; therefore the analytical methods and equipment used were consistent with previous sediment analyses. PAS also had the best PCB matrix spike recoveries of the three labs (Gilbert *et al.*, 1998).

All sediment samples were taken at depths ranging from 0.5 to 10 cm.

Water content of sediment samples ranged from 21 to 70%.

All PCB concentrations were measured as Aroclor 1242.

Figure 3.1 - Sediment PCB Concentrations in Relation to Distance and Direction from the Barge Footprint



3.3.1 PCB Concentrations in Biota

Table 3.2 presents snow crab digestive gland and muscle PCB concentrations and sample locations from the Spring, 1997 sampling program (*i.e.*, Gilbert *et al.*, 1998). For comparison purposes, the 1996 data (Fisheries and Oceans Canada and Environment Canada, 1997) are also presented, but are not considered in the current assessment, as previously discussed in Section 3.2. Figure 3.2 shows the 1997 snow crab digestive gland PCB concentrations in relation to distance and direction from the barge footprint.

Table 3.2 Concentration of PCBs^a in Snow Crab Samples Collected in the Former Vicinity of the Irving Whale

Sample Location ^b	Digestive Gland Concentration (µg/g wet weight)		Muscle Tissue Concentration (µg/g wet weight)	
	October, 1996 ^d	May, 1997 ^c	October, 1996 ^d	May, 1997 ^c
Barge Footprint				
0-N-1	2.5	0.9	0.56	0.009
0-N-2	27.2	0.63 / 0.65 ^f	2.2	0.007 / 0.006 ^f
0-N-1 ^c	0.68	0.410	-	-
0-N-2 ^c	0.32	0.450	-	-
0-N-3 ^c	1.1	0.420	-	-
0-N-4 ^c	0.54	0.250	-	-
0-N-5 ^c	0.72	0.330	-	-
North				
0.54-N-1	0.31	-	0.034	-
1-N-1	2.1	-	0.044	-
2.5-N-1	-	0.410	-	0.001
5-N-1	-	0.450	-	0.003
30-N-1	0.2	0.250 / 0.250 ^f	0.008	0.004 / 0.002 ^f
East				
0.54-E-1	2.00	-	0.035	-
1-E-1	0.47	-	0.022	-
2.5-E-1	0.16	0.520	0.002	0.008
5-E-1	-	0.310	-	0.001

Table 3.2 Concentration of PCBs^a in Snow Crab Samples Collected in the Former Vicinity of the Irving Whale

Sample Location ^b	Digestive Gland Concentration (µg/g wet weight)		Muscle Tissue Concentration (µg/g wet weight)	
	October, 1996 ^d	May, 1997 ^e	October, 1996 ^d	May, 1997 ^e
Southeast				
0.13-SE-1	0.76	-	0.027	-
0.27-SE-1	0.55	-	0.014	-
0.54-SE-1	0.96	-	0.013	-
1-SE-1	0.46	-	0.006	-
1.35-SE-1	0.27	0.460	0.001	0.003
2.7-SE-1	0.55	0.340	0.004	0.004
5.4-SE-1	0.96	-	0.088	-
South				
0.54-S-1	0.29	-	0.015	-
1-S-1	3.3	-	0.100	-
2.5-S-1	0.25	0.320	0.021	0.003
5-S-1	-	0.230	-	0.013
West				
0.54-W-1	0.25	-	0.030	-
1-W-1	0.43	-	0.013	-
2.5-W-1	-	0.32	-	0.002
5-W-1	-	0.48	-	0.002

^a PCBs were measured as total PCBs. The analytical method used is capable of detecting 159 PCB congeners.

^b Sample locations are coded as: distance from barge footprint (nautical miles) - orientation from barge footprint - laboratory number. (One nautical mile = 1.85 km = 1850 m).

^c Individual samples.

^d From Fisheries and Oceans Canada and Environment Canada, 1997.

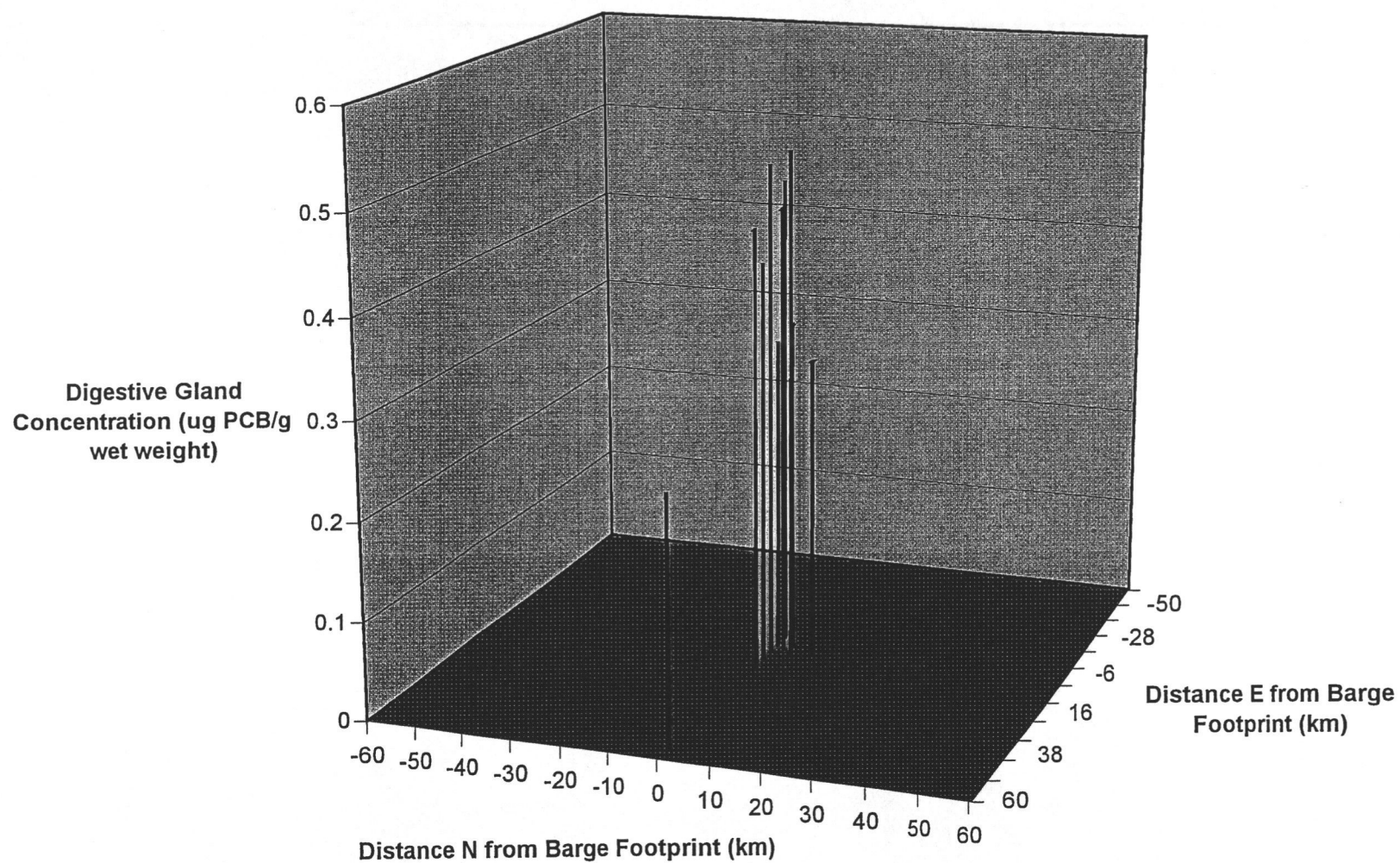
^e From Gilbert *et al.*, 1998.

^f Laboratory duplicate samples.

"-" represents locations for which samples were not taken at.

The shaded row is the reference site, 30 nautical miles (56 km) north of the barge footprint.

Figure 3.2 - Snow Crab PCB Concentrations in Relation to Distance and Direction From the Barge Footprint



4.0 SELECTION OF VALUED ECOSYSTEM COMPONENTS AND RECEPTOR CHARACTERIZATION

A wide variety of aquatic species, many of which are valued fisheries resources, are found in the Gulf of St. Lawrence ecosystem. Included among the commercially important species are: crustaceans (*e.g.*, northern shrimp, snow crab, American lobster); molluscs (*e.g.*, several species of clam, oyster, mussel, and scallops). There is also a diversity of benthic invertebrates, (including polychaetes, echinoderms, crustaceans), numerous species of pelagic and demersal fish, various seabirds and marine mammals (*e.g.*, several species of seal and whale). In order to evaluate potential risk at the former *Irving Whale* site, it was considered appropriate to select aquatic receptors that would be exposed both through consumption of contaminated prey or food, and also be exposed to PCB-contaminated sediments directly, through consumption of sediment and/or behavioural activities which involve direct contact with surficial sediments.

It is also important that the selected receptors meet the criteria for valued ecosystem components (VECs). As described in Beanlands and Duinker (1983), VECs are resources or environmental features that are:

- ▶ Important to human populations;
- ▶ Have economic and/or social value;
- ▶ Have intrinsic ecological significance; and/or
- ▶ Serve as a baseline to evaluate impacts of a particular development.

Selection of the receptors for the current assessment were based on a careful consideration of the above criteria.

4.1 Rationale for Selection of Snow Crab as an Aquatic Receptor in the 1996 Ecological Risk Assessment

In the 1996 ecological risk assessment, snow crab were selected as the main receptor species and were considered to be representative of the indigenous ecological populations in the vicinity of the *Irving Whale*. This species was selected as the most appropriate aquatic receptor for the following key reasons:

- (i) The snow crab fishery is a highly valued economic resource in the area;
- (ii) Snow crabs are continually in direct contact with sediments and feed on organisms within the sediment bed, thereby increasing their exposure potential;

- (iii) Snow crabs are higher trophic level organisms which are somewhat mobile, but have periods of time when they are relatively sedentary and therefore could spend periods of time in the immediate vicinity of the barge;
- (iv) Site-specific data were available for snow crab digestive glands (Government of Canada, 1996);
- (v) Snow crab are abundant in the area.

It was recognized in the 1996 assessment that sedentary benthic invertebrates would potentially incur higher exposure levels than snow crab, and could therefore be an additional receptor group. However, limited data on these organisms were available in 1996; thus sedentary benthic invertebrates were not selected as aquatic receptors, but possible effects on this group of organisms were discussed.

In order to further evaluate the possible use of the snow crab as a receptor in the current ERA, additional information on snow crab biology was obtained through conducting recent detailed literature searches, as well as discussions with a snow crab biologist (*i.e.*, D. Maynard, personal communication). Thus, the following section (Section 4.2) is an updated and more detailed version of snow crab biology than that which appeared in the 1996 Receptor Characterization section of CanTox (1996).

4.2 Snow Crab Biology

The snow crab fishery in the Gulf of St. Lawrence is a highly valued economic resource. Only male crabs with a carapace width of at least 95 mm (the minimum legal size) are allowed to be harvested. Snow crabs (*Chionoecetes opilio*) are benthic crustaceans which are directly exposed to sediment contamination as they crawl along the surface or dig into the sediments searching for food. The feeding behaviour of the snow crab is not well characterized, but its claws are designed for sifting and sieving of sediments, rather than pinching and crushing hard-shelled prey (Maynard, 1998, personal communication). Snow crabs are omnivorous and have a broad diet which includes dead fish, other crabs (cannibalism), polychaetes, benthic crustaceans, algae, anemones, tube worms, small benthic fish species, bivalves, gastropods, and echinoderms (Wieczorek and Hooper, 1995; Barnes, 1980; Maynard, 1998, personal communication). Dietary (or food chain) exposure is likely the more significant exposure route to chemicals than direct sediment contact. Snow crabs appear to be mainly opportunistic feeders with no detectable differences in feeding patterns between sexes, among size groups, or between individuals with old and new carapaces (Wieczorek and Hooper, 1995). However, Lefebvre and Brethes (1991) observed different feeding behaviour between large and small crabs, and suggested that different size classes may associate with different benthic communities. Prey such as sponges, small crustaceans, and polychaetes appear to be preferred food choices, depending on their availability. Snow crabs may also ingest substantial amounts of sediment particles, and small pieces of rubber, plastic and metal garbage (Wieczorek and Hooper, 1995).

The most important predators of snow crab in the Gulf of St. Lawrence appear to be cod, hake, sculpin and thorny skates, as well as hard-shelled adult male snow crabs which may cannibalize softer-shelled males (Robichaud *et al.*, 1991; Watson, 1971). This cannibalistic behaviour is most evident during breeding seasons and likely reflects aggressive competition for females. Birds and marine mammals may also be important occasional predators of snow crab. It is mainly the male snow crab that is preyed upon due to its larger size and greater mobility than females. Males are especially vulnerable to predation during moulting periods. The smaller female crabs tend to bury in sediments and remain sedentary for extended periods of time (Dufour, 1988; Maynard, 1998, personal communication).

The spatial distribution of snow crabs in the Gulf of St. Lawrence is patchy and appears to be related to temperature, bottom substrate, and seasonally to reproduction and growth (Comeau *et al.*, 1998). The preferred habitat of adult snow crabs is mud or sandy-mud sediments at depths of 70 to 160 m and temperatures of between -1 and 2° C (Powles, 1968). Juveniles tend to inhabit shallower areas with gravel bottoms (Lovrich *et al.*, 1995).

Crab reproduction is generally not well understood (Elner and Benninger, 1992). However, recent research indicates a biennial reproductive cycle in female snow crabs in the Gulf of St. Lawrence, with at least two or three egg clutches being produced in a female's lifespan (Sainte-Marie, 1997; 1993). There is much uncertainty over the relationship between moulting (especially the terminal moult) and mating in snow crab. However, the terminal moult in males (sometimes called the moult to maturity) has been linked to reproductive success. In males, the terminal moult may be triggered by both the success and failure of juveniles to copulate (Elner and Beninger, 1995). For example, juvenile males that are not successful at mating may greatly increase their success by undergoing their terminal moult and achieving mature male status. Conversely, juvenile males that are already successful will quickly molt to maturity to maintain their success, and reduce the risk of mortality (predation and cannibalism) by continuing to moult (Elner and Beninger, 1995). During mating, "podding" behaviour has been observed where large piles of female crabs are found in the presence of mature male crabs (Comeau *et al.*, 1998). Such behaviour is common to many crab species. Field studies have suggested that a distinct mating hierarchy exists for mature male snow crabs. This hierarchy is based on the developmental stage and size of males, where adults may outcompete adolescents and larger adults may outcompete smaller adults (Elner and Beninger, 1995; Sainte-Marie and Hazel, 1992). Female snow crabs, once they have matured, may engage in repeat and multiple matings (Sainte-Marie *et al.*, 1997). Gulf of St. Lawrence females typically mate in March and April and eggs hatch mainly from April to June (Sainte-Marie, 1993). The number of broods produced by females depends on the life expectancy following their terminal moult (Sainte-Marie, 1993).

The average lifespan of this species is 5 to 10 years (Jamieson *et al.*, 1988), although higher life expectancy has been reported in some populations (*e.g.*, 13 and 19 years for males and females, respectively in Bonne Bay, Newfoundland) (Comeau *et al.*, 1998). The life expectancy of males following terminal moulting may reach 5 to 6 years (Sainte-Marie and Dufour, 1994). However, within approximately 4 years after the terminal moult, male crabs decline in their market value

and are less likely to survive due to increasing numbers of missing limbs, decreased hardness, and reduced exoskeleton rigidity (Sainte-Marie, 1997). Females also tend to live for 4 years after their terminal moult (Comeau *et al.*, 1991). However, it should be noted that male and female snow crabs may be several years old before they terminally moult.

Snow crabs are a relatively mobile benthic species; however, mobility of the crabs appears to be quite variable. Mature male snow crabs which were tagged and released in Bonavista Bay, Newfoundland from 1979 to 1982 were found to have travelled distances ranging from 0.6 to 74.1 km (mean of 10.7 km), based on where crabs were recaptured (Taylor, 1992). Lefebvre and Brethes (1991) found that male snow crabs moved a distance of 14 km on average, during a 1 to 2 year period, with approximately two thirds of the crabs moving less than 15 km. Snow crabs in Eastern Canada are known to migrate in the early spring (April-May) towards shallower waters for mating. Early spring migration towards shallower waters also appears to occur in an effort to avoid predation and/or cannibalism during moulting stages, when the crabs are most vulnerable (Comeau *et al.*, 1998). Following the breeding season, snow crabs return to deeper waters. Another major movement of snow crabs involves the migration of juveniles into deeper waters preferred by adult snow crabs at a certain stage in their life cycle (Dufour, 1988). Movements at other times of the year appear to be random, with increased activity at night. Maynard and Webber (1987), in a study which employed the use of ultrasonic transmitters attached to crabs, found that diurnal movements of male and female snow crabs differed, suggesting that there are different strategies of movement for male and female crabs at particular life stages. No clear pattern of diurnal movement was apparent for male snow crabs. Short-term movements appear to be related to food, shelter and the distribution of predators and competitors. The majority of snow crabs in eastern Canada cover less than 25 km during long-term movements (Dufour, 1988) and females and terminally moulting males may be relatively sedentary for extended periods (as much as 2 or 3 years in females), with movements of less than 1 km. When not mating, female snow crabs are especially immobile and may bury in sediments and remain motionless for extended periods of time (Dufour, 1988).

4.3 Selection of Aquatic Receptors

Based on the above discussion of snow crab biology in the Gulf of St. Lawrence (Section 4.2), its use as an aquatic receptor in the 1996 (pre-lift) and current (post-lift) ecological risk assessment of the Irving Whale site is considered appropriate. However, there are a number of difficulties and uncertainties associated with the use of the snow crab as a receptor species which stem from its life history and patterns of behaviour. The major problem with the snow crab is that it is a relatively mobile species with complex patterns of movement. Mobile or migratory species are generally not as suitable as more sedentary species due to the inherent difficulties in estimating their exposure. For example, mobile species can not be assumed to spend 100% of their time in a contaminated area. Furthermore, when there are uncertainties surrounding the pattern of movement for a species, as is the case with snow crab, estimates of exposure become even more difficult.

The problem of utilizing a mobile receptor species was illustrated in the 1996 assessment (CanTox, 1996). Review of the sediment and biota data and consideration of several approaches for correlating the two data sets led to the conclusion that the crab PCB exposure was not directly related to the sediment concentration at the location where the crabs were captured. While PCB concentrations measured in crab digestive glands are clearly a consequence of exposure to contaminated sediments, the magnitude of the tissue residue is a function of both the dietary and/or sediment concentration (exposure concentration) and the exposure duration. Exposure duration is a function of the time snow crabs may spend at a given location, which in turn, is a function of crab mobility.

The 1996 and 1997 post-lift sampling programs (Fisheries and Oceans Canada and Environment Canada, 1997; Gilbert *et al.*, 1998) also revealed a number of uncertainties associated with the use of snow crab as an aquatic receptor. First, the mobility of the snow crab suggests that they would likely not remain in the vicinity of hot spots for an appreciable time. In addition, the Irving Whale, prior to its recovery, was covered with a variety of marine organisms, many of which are prey for the snow crab. Removal of the barge has removed this local food source, thus crabs may have dispersed in search of better foraging areas. The activity on the sea floor surrounding the barge removal (*i.e.*, presence of divers and equipment; sediment disturbance) may have induced the migration of a significant portion of crabs that were resident within or around the sunken barge. There are also uncertainties with respect to the developmental stages of the crabs that were sampled in both the 1996 and 1997 sampling programs. While all crabs caught were males of legal commercial size (*i.e.*, >95 mm carapace width), it was not clear if the crabs represented different year classes. As mentioned in Section 4.2, there is considerable variation with respect to the age at which snow crabs undergo their terminal moult, as well as the life expectancy following the terminal moult. This makes it difficult to assess exposures to different crab cohorts. Additionally, the post-lift snow crab sampling to date has been unable to account for seasonal changes in snow crab physiology (*i.e.*, reproduction, moulting), which could affect contaminant dynamics in their tissues (Gilbert *et al.*, 1998). The uncertainties surrounding snow crab mobility and physiology have made it difficult to predict the future intensity and spatial extent of snow crab PCB contamination (Fisheries and Oceans Canada and Environment Canada, 1997).

Although such uncertainties create difficulties in estimating snow crab exposure, the selection of snow crab as a receptor in the current assessment was considered to be appropriate as this species is a highly valued fishery resource, it is clearly in direct contact with sediments, its diet is comprised of sediment dwelling organisms, and it is abundant within the study area.

In addition to the snow crab, sedentary benthic invertebrates are also assessed in the current ERA. As previously indicated, this group of organisms would likely incur greater PCB exposures than snow crab due to their limited mobility. As a result, risk estimates for sedentary benthos could be higher than those for the snow crab, as indicated in CanTox (1996). As the exposure potential for snow crab and sedentary benthos likely differ substantially, risks identified for snow crabs may not be representative of risks to non-mobile benthic species which do not

have the option of moving away from contaminated sediments. Therefore, snow crab and sedentary benthic invertebrates are assessed separately in the current assessment.

5.0 EXPOSURE ASSESSMENT

5.1 The 1996 Exposure Assessment

In the 1996 assessment, small sample sizes for sediment and biota data necessitated the derivation of site-specific bioaccumulation factors (BAFs) from the available sediment and male snow crab digestive gland concentrations. BAFs for female snow crab could not be derived due to a lack of tissue residue data. PCBs are well known to bioaccumulate due to their persistence and lipophilic nature. A BAF quantifies the magnitude of PCBs propensity to bioaccumulate, and is determined by dividing the tissue concentration within an organism by the concentration of chemical in an environmental medium (*i.e.*, the exposure concentration). However, a review of the sediment and biota data and consideration of several approaches for correlating the two data sets led to the conclusion that the crab PCB concentrations were not directly related to the sediment concentrations at the locations where the crabs were captured (see Section 4.3). To allow for BAF values to be derived, a more detailed analysis of the data, involving ANOVA, statistical tests of comparison, and stochastic modelling were conducted. The result was a range of possible BAF values (*i.e.*, 12-100) within which the true site-specific BAF was believed to lie. The range of BAF values could not be narrowed any further using the 1996 sediment and crab digestive gland concentrations. This BAF range of 12 to 100 was considered reasonable for the Irving Whale site. In addition, this range was not considered to be substantially different from BAF values reported in the literature, when species differences, tissue differences, and different routes of exposure were considered.

The application of this derived BAF range in the 1996 risk characterization step produced site-specific sediment remediation criteria that were within 10% of existing sediment quality guidelines (*i.e.*, Environment Canada (1995) TEL and PEL). Therefore, for the current assessment it was considered unnecessary to apply a similar BAF approach.

5.2 The 1998 Exposure Assessment

PCBs are the only chemicals considered to be of concern for the current assessment of the former site of the Irving Whale. As mentioned in Section 4.3, snow crabs and sedentary benthic invertebrates are assessed separately. The exposure assessment of sedentary benthic species is based on the most recent sediment PCB concentrations available, while the exposure assessment of snow crabs is based on the most recent snow crab digestive gland and muscle tissue PCB concentrations (*i.e.*, Gilbert *et al.*, 1998).

5.2.1 PCB Concentrations in Sediment

The 1997 sediment sampling program was based on previously observed contamination hotspots (from the 1996 sampling program) as well as the modelling of bottom residual currents around the site (*i.e.*, Gilbert and Walsh, 1996). This modelling and the 1996 sampling results showed that the highest sediment contamination was located southeast of the barge footprint. Therefore, 30 sediment samples were collected at sites that ranged from the vicinity of the barge footprint to 170 m southeast of the barge footprint. Table 3.1 presents sediment PCB concentrations and sample locations from the Spring, 1997 sampling program (*i.e.*, Gilbert *et al.*, 1998).

PCB concentrations within the area sampled range from 0.72 to 4000 µg PCB/g dry weight of sediment, and decrease with distance from the barge footprint (see Figure 3.1). Gilbert *et al.*, (1998) compared the 1997 sediment concentrations to those obtained in the 1996 post-lift sampling program (Fisheries and Oceans Canada and Environment Canada, 1997; data not shown). A summary of their key findings follows:

- ▶ Elevated PCB concentrations occurred in the same general area as in the 1996 sampling program.
- ▶ Contamination hotspots (areas where sediment PCB concentrations exceeded 100 mg/kg) were found to be located mainly southeast of the barge footprint, as was the case in 1996.
- ▶ The area of >100 mg/kg PCB sediment concentrations increased by 1.5-fold between 1996 and 1997.
- ▶ The area delimited by PCB sediment concentrations >10 mg/kg was found to be more spread out towards the south direction in 1997 than in 1996.
- ▶ Contrary to 1996 data, no areas with sediment PCB concentrations of <1 mg/kg were found within 100 m southeast of the barge footprint.
- ▶ Comparison of sites at which samples were collected in both years showed that PCB concentrations decreased significantly within contamination hotspots identified in 1996.
- ▶ A 6-fold decrease in mean PCB concentrations was observed for all sites that were sampled in both years.

5.2.2 PCB Concentrations in Biota

Snow crab samples were collected at 12 locations around the former site of the Irving Whale, six of which had been sampled in the second phase (October) of the 1996 sampling program. These locations included two sites at the barge footprint, sites that were 2.5 and 5 nautical miles N, W, S, and E, and 1.35 and 2.7 nautical miles southeast of the barge footprint, as well as a reference

site 30 nautical miles to the north of the site. Only male crabs with carapace widths ranging from 85 to 135 mm were dissected and analyzed for PCB concentrations in digestive gland and muscle tissue. Snow crab digestive gland and muscle tissue PCB concentrations from both the 1997 and 2nd phase of the 1996 sampling program are presented in Table 3.2, along with sample locations. All digestive gland and muscle tissue concentrations represent composite samples (five crabs per sample), unless indicated otherwise.

Total 1997 PCB concentrations ranged from 0.23 to 0.9 mg/kg in the digestive gland, with the highest concentrations in samples collected at the barge footprint. Muscle tissue concentrations ranged from 0.001 to 0.013 mg/kg, 17.7 to 900-fold lower than the more lipid-rich digestive gland concentrations. The digestive gland and muscle tissue concentrations from the reference site (0.250 and 0.004/0.002 mg/kg, respectively, were within the ranges found at locations around the barge footprint. Digestive gland PCB concentrations around the barge footprint varied from 10% below, to 3.6-fold above the reference site concentration. Muscle tissue concentrations from around the former Irving Whale site varied from 8-fold below, to 10% above the reference site concentration. Digestive gland and muscle concentrations decrease significantly with distance from the barge for both 1996 and 1997 snow crab samples (see Figure 3.2).

A comparison of 1997 snow crab tissue concentrations to those obtained in the 1996 sampling program revealed the following (Gilbert *et al.*, 1998):

- ▶ Digestive gland and muscle PCB concentrations that exceeded 2.0 mg/kg decreased from 25% and 5% of pooled snow crab samples in 1996 to 0% (both digestive gland and muscle) in 1997.
- ▶ Snow crabs caught close to the barge footprint in 1997 had lower concentrations of low-chlorinated PCBs in digestive glands than in 1996.
- ▶ Concentration of high-chlorinated PCBs in digestive glands was relatively unchanged between 1996 and 1997, with the exception of one highly contaminated 1996 sample from the barge footprint.

No other marine biota were analyzed for tissue or whole body PCB concentrations in the Spring, 1997 sampling and analytical programs.

6.0 TOXICITY ASSESSMENT

A review of marine PCB sediment quality guidelines and peer-reviewed literature on the marine sediment toxicology of PCBs was conducted to determine the maximum exposure level which could occur that would result in a low potential for measurable adverse effects on snow crab and sedentary benthic invertebrates.

6.0 TOXICITY ASSESSMENT

A review of marine PCB sediment quality guidelines and peer-reviewed literature on the marine sediment toxicology of PCBs was conducted to determine the maximum exposure level which could occur that would result in a low potential for measurable adverse effects on snow crab and sedentary benthic invertebrates.

6.1 Marine Sediment Quality Guidelines

Marine sediment quality guidelines (or concentration limits) for total PCBs are available from three Canadian jurisdictions, and are presented in Table 6.1. These guidelines are intended to protect the most sensitive species, thus they are considered generally protective of marine benthic biota. There are no sediment quality guidelines available for Aroclor 1242 specifically.

Table 6.1 Canadian Marine Sediment Quality Guidelines for Total PCBs

Jurisdiction	Type of Sediment Quality Guideline	Guideline Value (mg/kg dry weight)
Environment Canada (Interim), 1995	Threshold Effect Level (TEL) Probable Effect Level (PEL)	0.0215 0.189
Environment Canada and MEQ, 1992	No Effect Threshold (NET) Minimal Effect Threshold (MET) Toxic Effect Threshold (TET) ^a	0.02 0.2 1 ^a
BC MOEE, 1995	No Effect Level (NEL) ^a	0.02 ^a

^a Sediment Quality Guidelines are derived based on 1% TOC and need to be adjusted for site-specific TOC concentrations (*i.e.*, SQG x %TOC). EC and MEQ, 1992 recommend no SQG adjustment beyond 10% TOC in sediments.

No site specific TOC data was available from either the 1997 or 1996 studies. Thus, the current assessment focuses on the TEL and PEL SQGs (Environment Canada, 1995), as these SQGs do not require adjustment for site-specific TOC, and they are more conservative than EC and MEQ (1992). In addition, the use of these guidelines allows for assessment of the potential for both effects and adverse effects on benthic species. An "effect" was considered to be any consequence of exposure where a measurable change occurs in some biological parameter, but where this change does not result in significant harm or injury to the organism, or cause significant diminished biological function. This is represented by the TEL. An "adverse effect" was considered to be any consequence of exposure where a measurable change occurs in some biological parameter, which results in significant harm or injury to the organism, or causes significant diminished biological function. This is represented by the PEL. "Adverse effects" were assumed to have a high probability of manifesting themselves at the population level while "effects" were assumed to be measurable mainly at the individual level.

A number of U.S. jurisdictions have also developed sediment quality benchmarks for total PCBs. The National Oceanic and Atmospheric Administration has an Effects Range-Low and an Effects Range-Median of 0.0227 and 0.180 mg/kg, respectively (Long *et al.*, 1995). The Florida Department of Environmental Protection has a TEL and PEL of 0.0216 and 0.189 mg/kg, respectively (MacDonald, 1994). Chapman (1996) derived a sediment effects concentration (SEC) for total PCBs in marine sediments of 0.592 mg/kg dry weight. A SEC is intended to be a sediment benchmark above which adverse effects would be expected to occur. The Environment Canada (1995) TEL and PEL are equally or more conservative than these American guideline values which further supports their use in the current assessment.

6.2 Summary of the Toxicology of PCBs in Marine Benthic Invertebrates

In the 1996 assessment, CanTox conducted literature searches to identify relevant toxicological studies conducted with crabs and/or other marine invertebrates from which to derive an appropriate concentration limit for snow crabs. This information was presented in the 1996 report as a summary of available toxicological information. For the current assessment, recent literature searches were conducted to identify any relevant literature that has been published since the 1996 assessment. The following section updates the 1996 aquatic toxicology summary and focuses on the marine sediment toxicity of PCBs to benthic invertebrates, which includes the snow crab.

6.2.1 Bioavailability, Bioaccumulation and Biomagnification

PCBs are chemically stable, persistent, lipophilic compounds with a tendency to bioaccumulate in lipid-rich tissues of aquatic biota. There are 209 congeners of PCBs with varying potentials for bioaccumulation, biomagnification and toxicity, depending on the amount of chlorine substitution. Because of their lipophilic nature, PCBs tend to associate with high organic carbon content sediments, with the more highly chlorinated PCBs tending to bind the strongest (Eisler and Belisle, 1996). Most PCB congeners are insoluble in water and preferentially associate with the sediment phase or dissolved particulate matter (Baker *et al.*, 1986). Water solubility of PCBs has been found to decrease as salinity increases (Weise and Griffin, 1978), thus PCBs are particularly insoluble in sea water. Binding coefficients (K_{oc} values) and octanol-water partition coefficients (K_{ow}) can be used to predict the behaviour of PCBs in water and sediments, and their potential to bioaccumulate and exert toxic effects (Eisler and Belisle, 1996). Log K_{ow} values for PCBs are high, with values of 4.5 to 5.8 reported for Aroclor 1242 (the principal congener released from the Irving Whale) (Moore and Walker, 1991).

In general, PCBs bound to organic carbon-rich sediments have been found to have reduced bioavailability to benthic invertebrates (Rubinstein *et al.*, 1983; McElroy and Means, 1988), although PCBs are accumulated to a greater extent by sediment-ingesting organisms than filter-feeders (Rubinstein *et al.*, 1983). No specific sediment organic content data was available for the barge footprint area in the current assessment. Some studies have found that uptake of PCBs from sediments is a major exposure pathway for certain benthic species (Stein *et al.*, 1987).

Ingestion, respiration, and dermal sorption may be important exposure routes for organisms in direct contact with contaminated sediments. However, bioavailability of PCBs is greatly influenced by sediment organic carbon content, particle size, feeding behaviour of organisms, and lipid content of their tissues.

Bioconcentration factors (BCFs) have been found to vary considerably with the physical-chemical properties of PCBs, sediments, and across aquatic species. For marine benthic invertebrates, BCF ranges of 12,000 to >400,000 have been reported (NAS, 1979; Evans and Landrum, 1989). The rates of uptake for aquatic organisms appear to depend primarily on life stage, reproductive stage, and diet (Eisler, 1986). PCBs have been estimated to be capable of biomagnifying greater than a million times from water concentrations to top trophic levels (Norstrom *et al.*, 1978). The highly chlorinated PCBs tend to show the greatest transfer up to higher trophic levels.

As PCBs are insoluble in water, BCFs (which are tissue concentrations divided by water concentrations) are difficult to interpret and are of questionable value in the aquatic risk assessment of PCBs. Unfortunately, BSAFs (ratio of tissue concentrations to sediment concentrations) have been less studied. However, a recent study by Columbo *et al.*, (1995) estimated a BSAF range of 380-9700 for total PCBs on a lipid weight basis for Asiatic clams (*Corbicula fluminea*) in the Rio de La Plata estuary, Argentina; a sandy environment similar to the Magdalen Shallows in the Gulf of St. Lawrence. On a wet weight basis, assuming 90% water content in clams, the BSAF range was estimated as 3 to 87. Clark *et al.*, (1986) found that fiddler crabs (*Uca pugilator*, *Uca minax*) did not bioaccumulate PCBs to a substantial degree based on BSAFs of 0.19 to 1.07. In general, sediment BSAFs for PCBs have been reported to range from <1 to several orders of magnitude higher, depending on species, sediment type, and exposure duration, thus hindering efforts to predict PCB concentrations at various trophic levels from sediment concentrations (Dexter and Field, 1989).

6.2.2 Marine Sediment Toxicity Studies

The marine sediment toxicity database for PCBs is weak and there are few studies available where marine test organisms were chronically exposed to PCBs in sediments. No studies on the sediment toxicity of Aroclor 1242, specifically, were identified in the literature reviewed. The bulk of PCB aquatic toxicity studies were conducted in the 1970's and early 1980's and typically involved acute waterborne exposures using carrier solvents. It should be noted that waterborne PCB exposure is not a relevant pathway for benthic organisms, as PCBs are relatively insoluble in water and readily partition into the sediment phase (see Section 6.2.1).

Toxicity of PCBs in sediments varies among the PCB congeners and may be different for sediments with similar total PCB concentrations but differing congener composition. Thus, when congener profiles are unavailable (which is usually the case), it is difficult to compare effects observed in one study (or site) to another where the congener composition may be quite different. For example, non-ortho (or planar) congeners 77, 126, and 169 are considered to be

among the most toxic, with toxic potencies similar to 2,3,7,8-TCDD (Ahlborg *et al.*, 1994). The commercial PCB mixture released from the Irving Whale (*i.e.*, Aroclor 1242) does not contain the 126 or 169 congeners and is only 0.45% congener 77 (Schultz *et al.*, 1989).

Significant mortality and an impaired ability of surviving test animals to rebury in clean sediments were observed in infaunal marine amphipods (*Rhepoxynius abronius*) exposed to sediments spiked with 1.0 to 5.2 µg PCBs (Aroclor 1254)/g dry weight for a 10 day exposure period (Plesha *et al.*, 1988). Sand worms (*Nereis diversicolor*) displayed 50% mortality when exposed to spiked sediments containing 15 mg/kg dry weight of an Aroclor 1254 formulation for 62.5 days (Polikarpov *et al.*, 1983). A sediment toxicity study using freshwater copepods (Dipinto *et al.*, 1993), found that Aroclor 1254, at a sediment concentration of 4 mg/kg, impaired reproduction. This same study also estimated LC₅₀ values of 251 mg/kg for females, and 117 mg/kg for males.

A number of studies have correlated PCB tissue concentrations or body burdens with a variety of effects in both marine and freshwater benthic invertebrates. Several of these studies are summarized in Table 6.2. These data should be interpreted with caution as the exposures were waterborne and PCB uptake may have been facilitated by the use of carrier solvents. Thus, tissue uptake rates may not be indicative of those under field exposure conditions.

Table 6.2 PCB Tissue Concentrations and Associated Effects in Marine and Freshwater Benthic Invertebrates					
Species	Chemical	Exposure Duration and Concentration	Observed Effects	Tissue Concentration (µg/g wet weight)	Reference
Marine species					
juvenile pink shrimp	Aroclor 1254	20 d; 5 µg/L	72% mortality	dead shrimp - 16 µg/g survivors - 33 µg/g	Duke <i>et al.</i> , 1970
juvenile blue crabs	Aroclor 1254	20 d; 5 µg/L	5% mortality	survivors had 18-27 µg/g	Duke <i>et al.</i> , 1970
oysters	Aroclor 1254	168 d; 5 µg/L 210 d; 1 µg/L 180 d; 5 µg/L	reduced growth and altered connective tissue structure at 5 µg/L; no observed effects at 1 µg/L	oysters displaying reduced growth and abnormal connective tissue had 50 µg/g	Nimmo <i>et al.</i> , 1975
shrimp	Aroclor 1254	30 d; 3 µg/L	altered hepatopancreas structure	3 µg/g	Nimmo <i>et al.</i> , 1975

Table 6.2 PCB Tissue Concentrations and Associated Effects in Marine and Freshwater Benthic Invertebrates					
Species	Chemical	Exposure Duration and Concentration	Observed Effects	Tissue Concentration (µg/g wet weight)	Reference
Freshwater Species					
amphipod (<i>Gammarus</i>)	Aroclor 1242	60 d; 3-234 µg/L	inhibited reproduction at 9-234 µg/L	>320 µg/g in inhibited animals; those that reproduced had 76 µg/g	Nebeker and Puglisi, 1974
amphipod (<i>Hyaella</i>)	Aroclor 1242	70 d; 3-100 µg/L	adverse effects on survival, growth, and reproduction at >30 µg/L	animals displaying toxic effects had 30-100 µg/g	Borgmann <i>et al.</i> , 1990

Niimi (1996) summarized data on PCB concentrations in a variety of macroinvertebrate aquatic organisms at which effects and adverse effects have been reported. Based on the available data, it was concluded that adverse effects on survival, growth, and reproduction may occur at body burden concentrations exceeding 25 µg/g PCBs. Lower concentrations in whole organisms or in tissues may result in cellular and biochemical changes (Niimi, 1996).

6.3 Determination of Protective Concentration Limits for PCBs

At present, there do not appear to be any Canadian tissue residue guidelines for the protection of fish and shellfish, based on the literature reviewed for the current assessment. In the 1996 assessment, 25 µg/g (as reported by Niimi, 1996) was considered to be a conservative and appropriate concentration limit for marine benthic macroinvertebrates. An uncertainty factor of 10 was applied to this value to account for differences in species sensitivity, a lack of sediment exposure data, and the limited data set from which this value was derived, to yield a derived concentration limit of 2.5 µg PCB/g tissue (wet weight).

In order to protect human consumers of snow crab, any recommended PCB tissue residue limit for the protection of snow crab and other shellfish should not be greater than the Canadian tissue residue guideline of 2.0 µg PCB/g tissue intended for human consumption of fish and fish products. (There are presently no Canadian PCB tissue residue guidelines for the human consumption of shellfish and shellfish products, specifically). Since the derived concentration limit of 2.5 µg/g (based on Niimi, 1996) approximates the Canadian human consumption guideline of 2.0 µg/g, this Canadian guideline was considered to be an appropriate and conservative concentration limit for the protection of snow crab in the 1996 assessment.

For the current assessment, the use of 2 µg/g as a concentration limit that is protective of snow crab was again considered appropriate and conservative.

As there were no post-lift tissue or whole body PCB concentrations available for any sedentary benthic invertebrates, sediment quality guidelines recommended by Environment Canada (1995)(*i.e.*, TEL and PEL), were considered to be appropriate concentration limits for this group of organisms in the current assessment.

7.0 RISK CHARACTERIZATION

In the 1996 assessment, the site-specific BAF range of 12-100 was applied to the concentration limit of 2.0 µg/g to derive an acceptable sediment concentration range. In turn, measured PCB sediment concentrations were divided by this range to obtain CR values. This BAF-based approach was not considered appropriate for the current assessment (see Section 5.1). In the current assessment, the risk potential for snow crabs and sedentary benthic invertebrates from exposure to PCB-contaminated sediments at the former site of the Irving Whale are characterized separately for reasons previously outlined in Sections 4.3 and 5.2.

7.1 Risk to Snow Crab

Concentration ratios (CR's) for PCBs in snow crab digestive gland and muscle tissue were calculated to determine if the measured exposure levels (*i.e.*, tissue concentrations) posed a risk of adverse health effects to snow crabs. CR values were calculated as follows:

$$CR = \frac{\text{exposure concentration (measured tissue concentration)}}{\text{concentration limit}}$$

The concentration limit of 2.0 µg/g was used in the CR calculation. A CR value less than one indicates that the exposure is less than the concentration limit, and therefore no risk of adverse health effects is expected. However, there may still be effects at concentrations less than the concentration limit. Such effects would be expected to be confined to individual organisms and would likely occur at the cellular or biochemical level, rather than manifesting themselves at the individual level. A CR value greater than one indicates that the exposure concentration exceeds the recommended concentration limit, and may pose a high risk of adverse health effects. CR values that are marginally less than, or greater than one require re-evaluation of the assumptions of the assessment before the potential risks to aquatic organisms can be characterized.

The concentration limit of 2.0 µg/g, which is considered protective of snow crab in the current assessment, is equivalent to the Canadian human consumption limit for marine and freshwater fish recommended by Health Canada. This concentration criterion is employed as the action level by Fisheries and Oceans Canada Inspection Services for all fish and shellfish products. It is intended for edible portions of fish and fish products and is expressed on a wet weight basis.

This edible fish tissue criterion was based on attributing 100% of the tolerable daily intake (1 µg/kg body weight/day) to dietary exposure and assuming 100% bioavailability via ingestion. This criterion is considered to be protective of humans under average exposure situations (e.g., consumption of fish and fish products). It should be noted however, that exceedance of the 2.0 µg/g tissue residue level would not necessarily result in fishing and harvesting bans. If this guideline were to be exceeded, the information would be provided to Health Canada, who would assess the situation and determine if action is required. Such action could likely take the form of a consumption advisory that limits consumption to certain protective levels which would vary for different consumer groups.

Concentration ratios for PCBs in both the digestive gland and muscle tissue of snow crabs captured during the 1997 sampling program are presented in Table 7.1.

Table 7.1 Concentration Ratios for PCBs^a in Digestive Gland and Muscle Tissue of Snow Crabs		
Sample Location^b	Digestive Gland Concentration Ratio	Muscle Tissue Concentration Ratio
Barge Footprint		
0-N-1	0.45	0.0045
0-N-2	0.32 / 0.33 ^f	0.0035 / 0.003 ^f
0-N-1 ^c	0.21	ND
0-N-2 ^c	0.23	ND
0-N-3 ^c	0.21	ND
0-N-4 ^c	0.13	ND
0-N-5 ^c	0.17	ND
North		
0.54-N-1	ND	ND
1-N-1	ND	ND
2.5-N-1	0.21	0.0005
5-N-1	0.23	0.0015
30-N-1	0.13 / 0.13 ^f	0.002 / 0.001 ^f
East		
0.54-E-1	ND	ND
1-E-1	ND	ND
2.5-E-1	0.26	0.004

Table 7.1 Concentration Ratios for PCBs^a in Digestive Gland and Muscle Tissue of Snow Crabs		
Sample Location^b	Digestive Gland Concentration Ratio	Muscle Tissue Concentration Ratio
5-E-1	0.16	0.0005
Southeast		
0.13-SE-1	ND	ND
0.27-SE-1	ND	ND
0.54-SE-1	ND	ND
1-SE-1	ND	ND
1.35-SE-1	0.23	0.0015
2.7-SE-1	0.17	0.002
5.4-SE-1	ND	ND
South		
0.54-S-1	ND	ND
1-S-1	ND	ND
2.5-S-1	0.16	0.0015
5-S-1	0.12	0.007
West		
0.54-W-1	ND	ND
1-W-1	ND	ND
2.5-W-1	0.16	0.001
5-W-1	0.24	0.001

^a PCBs were measured as total PCBs. The analytical method used is capable of detecting 159 PCB congeners.

^b Sample locations are coded as: distance from barge footprint (nautical miles) - orientation from barge footprint - laboratory number. (One nautical mile = 1.85 km = 1850 m).

^c Based on individual samples.

^d Based on Fisheries and Oceans Canada and Environment Canada, 1997.

^e Based on Gilbert *et al.*, 1998.

^f Laboratory duplicate samples.

ND CR values could not be calculated as samples were not taken at these locations in the 1997 program. The shaded row is the reference site, 30 nautical miles (56 km) north of the barge footprint.

All CR values are <0.5, which suggests that adverse health effects on the snow crab would not be expected. The 1997 digestive gland PCB concentrations were 2.2 to 8.3-fold below the

concentration limit of 2.0 µg/g (as indicated by CR's of 0.12 to 0.45), while muscle tissue PCB concentrations were 154 to 2000-fold below this value (as indicated by CR's of 0.0005 to 0.007). Digestive gland PCB concentrations are the most relevant for assessing potential risk to the snow crab as this gland is lipid rich relative to muscle tissue, and PCBs preferentially partition into lipid-rich tissues. However, it should be noted that whole body concentrations for snow crab would be less than digestive gland concentrations as PCBs accumulate to a greater degree in this lipid-rich tissue, than in the rest of the crab body. Thus, basing risk estimates on digestive gland concentrations is a highly conservative approach that likely overestimates risk.

As previously described in Section 4.2, digestive gland and muscle tissue concentrations from the reference location (0.250 and 0.004/0.002 µg/g, respectively), were within the ranges found at locations around the barge footprint. Digestive gland PCB concentrations around the barge footprint varied from 10% below, to 3.6-fold above the reference site concentration. Muscle tissue concentrations from around the footprint varied from 8-fold below, to 10% above the reference site concentration. Based on these data, digestive gland and muscle tissue PCB concentrations from snow crabs captured around the barge footprint do not appear to be substantially elevated above background. The reference location (30-N-1) is considered to be outside the range of influence of the Irving Whale site as it is 30 nautical miles (56 km) north of the barge footprint.

Other reference site snow crab samples collected near Cheticamp, Nova Scotia in August of 1995 found an average digestive gland PCB concentrations of 0.11 (± 0.001) µg/g, based on two analyses that were comprised of digestive gland tissue from 5 crabs (Gilbert and Walsh, 1996). All digestive gland PCB concentrations measured in the 1997 program exceed this background concentration by factors of 2.1 to 8.2. Thus, it appears as though digestive gland PCB concentrations from snow crabs captured around the barge footprint are elevated above background. By comparison, St. Lawrence estuary snow crabs were found to have maximum digestive gland concentrations of 0.75 µg/g (Gilbert and Walsh, 1996). All but one of the measured digestive gland concentrations (*i.e.*, 0.9 µg/g at 0-N-1) from crabs collected in the 1997 sampling program are below this concentration.

In addition to all 1997 snow crab digestive gland concentrations being below the concentration limit of 2.0 µg/g, all digestive gland PCB concentrations are also considerably lower than tissue or whole body concentrations reported in toxicity studies where the residues were associated with effects or adverse effects. For example, the highest digestive gland PCB concentration (0.9 µg/g) reported in Gilbert *et al.*, (1998) is 2.7-fold less than the most conservative (*i.e.*, lowest) tissue concentration reported in Section 6.2.2, Table 6.2 (*i.e.*, shrimp with body burden of 3.0 µg/g displayed altered hepatopancreas structure (Nimmo *et al.*, 1975)). Taken together, these data suggest a limited exposure of snow crab to PCB-contaminated sediments in the area around the barge footprint. This is likely a function of snow crab mobility (see Section 4.2). The hypothesis of increased crab mobility following barge removal is supported by the presence of several 1997 crab samples collected away from the barge footprint with higher PCB digestive gland concentrations than in the 1996 sampling program (Gilbert *et al.*, 1998).

It is also noteworthy that some of the snow crab samples collected around the barge footprint are believed to have been contaminated by PCBs originating from a source other than the Irving Whale (Gilbert *et al.*, 1998). This belief is based on the results of a Principle Components Analysis which revealed that a number of snow crab samples had a lower prevalence of PCB congeners typical of Aroclor 1242, and also contained some congeners which are not usually components of this particular Aroclor formulation.

Based on the above information, and the conservative nature of the assessment, adverse health effects on snow crabs around the area of concern are not expected. However, there may be biochemical and histological effects in individual organisms, especially those that are sensitive or exposed to the highest PCB sediment concentrations. Crab digestive gland PCB concentrations do not appear to differ substantially from available background data, and all concentrations are below the conservative concentration limit of 2.0 µg/g. Therefore, snow crab exposure to sediment PCB contamination appears to be low, likely due to their relatively high mobility. Thus, PCB contamination in the digestive glands of snow crabs appears to pose a low risk potential to this species.

It should be noted however, that all available snow crab PCB concentrations were measured in male crabs of legal commercial size; thus this assessment only characterizes exposure and risk for males. Exposures and potential risks to female snow crabs have not been quantified in this, or any previous assessment conducted on the Irving Whale site. In addition, there is a lack of data in the literature which would enable a prediction of female snow crab PCB exposure. Despite this lack of data, the low risk potential determined for male snow crabs combined with the relatively small spatial extent of PCB sediment contamination in the barge footprint area suggests that the risk potential for females is likely low, when considered on a population basis.

7.2 Risk to Sedentary Benthic Invertebrates

Concentration ratios (CR's) for PCBs in sediments were calculated to determine if the measured exposure levels (*i.e.*, sediment concentrations) posed a risk of adverse health effects to sedentary benthic invertebrates. CR values were calculated as follows:

$$CR = \frac{\text{exposure concentration (measured sediment concentration)}}{\text{concentration limit}}$$

The concentration limit used in the CR calculation was the probable effects level (PEL) of 0.189 mg/kg recommended by Environment Canada, 1995. The rationale for the use of EC (1995) sediment quality guidelines has been previously discussed in Section 6.1. The PEL was chosen over the TEL (threshold effect level) for the CR calculation as it is more indicative of potential population level effects which are considered to be a more relevant and measurable indicator of aquatic ecosystem health.

A sediment concentration divided by the PEL is considered to represent an “adverse-effects” concentration ratio (AECR) (ARG, 1998), as sediment concentrations which exceed the PEL are considered to be within the “probable effects range”, where adverse effects are predicted to occur frequently (Environment Canada, 1995). An AECR value less than one indicates that the exposure is less than the concentration limit, and therefore adverse health effects are not expected. However, there may still be effects at concentrations less than the concentration limit; with such effects expected to be confined to individual organisms and mainly occurring at the cellular or biochemical level. An AECR value greater than one indicates that the exposure concentration exceeds the recommended concentration limit, and that adverse effects are expected. However, an AECR >1.0 does not necessarily imply a high risk potential to benthic species. To refine the potential for adverse effects to benthic biota, the following criteria (ARG, 1998) were used to interpret AECR values.

- ▶ AECR < 1.0 - low potential for adverse effects.
- ▶ AECR > 1.0 and < 1.5 - marginal potential for adverse effects.
- ▶ AECR > 1.5 and < 6 - moderate potential for adverse effects.
- ▶ AECR > 6 - high potential for adverse effects.

Concentration ratios for PCBs in sediment samples collected in the 1997 sampling program are presented in Table 7.2.

Table 7.2 PCB (Aroclor 1242) Sediment Adverse Effect (AECR) Concentration Ratios		
Sample Code	Distance from the barge footprint (m)^a	Sediment AECR^b
A5	-95 / -30	4
B5	-75 / -30	47
D0	-45 / -130	101
D1	-45 / -110	35
D2	-45 / -90	53
D3	-45 / -70	7
D4	-45 / -50	74
D5	-45 / -30	1323
D7	-45 / -5	69
D10	-45 / 20	376
F2	-25 / -90	127
F5	-25 / -30	370
H(-2)	-5 / -170	228
H(-1)	-5 / -150	69
H0	-5 / -130	11
H1	-5 / -110	280
H2	-5 / -90	180
H3	-5 / -70	1693
H4	-5 / -50	741
H5	-5 / -30	370
J2	15 / -90	688
J4	15 / -50	29
J5	15 / -30	21,164
K0	35 / -130	17
K1	35 / -110	15
K2	35 / -90	222

Table 7.2 PCB (Aroclor 1242) Sediment Adverse Effect (AECR) Concentration Ratios

Sample Code	Distance from the barge footprint (m) ^a	Sediment AECR ^b
K3	35 / -70	212
K4	35 / -50	1746
K5	35 / -30	7937
K7	35 / -5	635
L4	55 / -50	13
L10	55 / 20	20
M4	75 / -50	47
M10	75 / 20	302
N4	95 / -50	19

^a South West - North East / South East - North West; negative values are South of the barge footprint while positive values are North

^b AECR values are rounded to the nearest significant figure.

With the exception of sample A-5 (0.72 mg/kg), which indicates a moderate potential for adverse effects, all AECR values suggest a high potential for adverse effects on benthic biota. AECR values in Table 7.2 range from 4 to 21,164.

No background PCB sediment data was collected in the 1997 sampling program. In fact, few measurements of PCBs exist for sediments in offshore regions of the Gulf of St. Lawrence that could be considered as ambient background PCB concentrations (Gilbert and Walsh, 1996). However, limited sediment sampling that occurred from 1988 to 1992 in the Gulf of St. Lawrence, the St. Lawrence Trough, and the St. Lawrence estuary, at varying depths, found PCB sediment concentrations to range from 1×10^{-4} to 0.1 mg/kg (Gilbert and Walsh, 1996). PCB sediment concentrations from the 1997 sampling program around the barge footprint are 7.2 to 40,000-fold greater than the highest "background" concentration (0.1 mg/kg). Halifax Harbour, although inappropriate as a background location, had a mean sediment PCB concentration of 0.60 (± 0.41) mg/kg, based on samples collected around the Irving Nova Dock (where the recovered barge was decommissioned) in October, 1997 (Gilbert *et al.*, 1998). PCB sediment concentrations from around the barge footprint exceed this mean concentration by 1.2 to 6667-fold. Thus, PCB concentrations in the sediments within the barge footprint area are substantially elevated compared to other locations in the Gulf of St. Lawrence - St. Lawrence Estuary and Atlantic Region.

No post-lift body-burden or tissue-residue data were available for benthic species other than the snow crab. While some tissue residue data for benthic species were collected in 1995, these data

could not be used to derive benthic invertebrate tissue-residue concentration ratios in the current assessment for the following reasons:

- ▶ These data represent pre-lift conditions; the tissue burdens in benthic species could be considerably different since the barge was lifted (*e.g.*, Gilbert *et al.*, 1998).
- ▶ Small sample sizes; thus statistical confidence is low.
- ▶ Hazard information from which to interpret benthic tissue residue data is extremely limited.

Attempts to derive post-lift estimates of PCB residues in benthic species were unsuccessful due to a lack of appropriate BSAF values (from the Irving Whale site and other sites, based on available literature), and a lack of site-specific data on sediment organic carbon content.

As previously indicated in Section 7.1, PCBs appear to be of limited bioavailability to snow crab. Available sediment toxicity data indicates that PCB sediment concentrations around the Irving Whale footprint are elevated enough to cause acute and/or chronic effects on local sediment biota. Similar conclusions were arrived at in the 1996 assessment (pre-lift).

Significant mortality and an impaired ability of surviving test animals to rebury in clean sediments were observed in infaunal marine amphipods (*Rhepoxynius abronius*) exposed to sediments spiked with 1.0 to 5.2 µg PCBs (Aroclor 1254)/g dry weight for a 10 day exposure period (Plesha *et al.*, 1988). All but one sediment sample (*i.e.*, Sample A5; 0.72 mg/kg) collected around the barge footprint exceeded this sediment PCB concentration range. Sediment PCB concentrations from the former barge location were 1.4 to 400-fold above the concentration range reported by Plesha *et al.*, (1988). Thus, based on these data, increased amphipod mortality and impaired burrowing activity would be expected in the majority of locations where sediments were collected in 1997.

Sand worms (*Nereis diversicolor*) displayed 50% mortality when exposed to spiked sediments containing 15 mg/kg dry weight of an Aroclor 1254 formulation for 62.5 days (Polikarpov *et al.*, 1983). Approximately half (*i.e.*, 54%) of the sediment samples collected from various locations around the barge footprint exceeded this PCB sediment concentration range by factors of 1.3 to 267. Therefore, based on these data, sandworm mortality would be expected to be elevated within the study area.

A sediment toxicity study using freshwater copepods (DiPinto *et al.*, 1993), found that Aroclor 1254, at a sediment concentration of 4 mg/kg impaired reproduction. This same study also estimated LC₅₀ values of 251 mg/kg for females, and 117 mg/kg for males. Twenty seven of the thirty five (77%) sediment PCB concentrations measured from the study area samples exceeded the concentration at which impaired reproduction was observed by 1.4 to 1000-fold. Thus, based on these data, reduced reproductive success in copepods would be expected around the area of

concern. Only four of the 1997 sediment concentrations (*i.e.*, samples H3, J5, K4, and K5) exceeded the LC₅₀ value reported for female copepods (251 mg/kg), while eight sediment concentrations (*i.e.*, samples D3, H3, H4, J2, J5, K4, K5, and K7) exceeded the male LC₅₀ of 117 mg/kg. Thus, acute lethal effects on male and female copepods would be expected at these sampling locations, assuming that these organisms remain there. However, as the test animals used by DiPinto *et al.*, (1993) are freshwater pelagic organisms, it is difficult to estimate potential effects on marine benthos.

It should be noted that there may be differences in sediment toxicity between Aroclor 1254, which was used as the test chemical in the above toxicity studies, and Aroclor 1242, which was the PCB formulation released from the Irving Whale. The congener composition of these two Aroclors are not the same. For example, non-ortho (or planar) congeners 77, 126, and 169 are considered to be among the most toxic, with toxic potencies similar to 2,3,7,8-TCDD (Ahlborg *et al.*, 1994). Neither the commercial PCB mixture released from the Irving Whale (*i.e.*, Aroclor 1242) nor Aroclor 1254 contains the 126 or 169 congeners (Schultz *et al.*, 1989; Smith *et al.*, 1990; Safe *et al.*, 1985; Bush *et al.*, 1985). Aroclor 1242 is 0.45% congener 77, which is not present at all in Aroclor 1254 (Smith *et al.*, 1990; Safe *et al.*, 1985; Bush *et al.*, 1985; Schultz *et al.*, 1989). However, when the mono-ortho congeners are also considered, Aroclor 1254 is approximately 3.5 times more toxic than Aroclor 1242, as it contains congeners 105, 118, and 156 in greater abundance.

Based on the above information, and the conservativeness of the assessment, sediment PCB concentrations around the area of concern suggest a high potential for adverse effects on sedentary benthic organisms. These PCB concentrations appear to be substantially elevated compared to other locations in the Gulf of St. Lawrence - St. Lawrence Estuary and Atlantic Region. Available sediment toxicity data indicates that the PCB sediment concentrations are elevated enough to cause acute and/or chronic effects on sedentary sediment biota, such as mortality, altered behaviour, and impaired reproduction. Therefore, sediment PCB concentrations within and around the barge footprint area are considered to pose a high risk potential to sedentary benthic species.

8.0 SUMMARY AND CONCLUSIONS

8.1 1996 Findings

In the 1996 assessment, the following conclusions were made:

- The presence of PCBs in sediments immediately adjacent to the *Irving Whale* poses an elevated risk to the ecological health of snow crabs, especially relatively sedentary females. PCB concentrations in sediment up to 0.1 km east and 0.45 km southeast of the *Irving Whale* also pose a potential risk to snow crab populations.

- ▶ The level of PCB contamination in sediments immediately adjacent to the *Irving Whale* is likely to result in acute toxicity to sedentary benthic invertebrate species.
- ▶ The site-specific BAF range for the *Irving Whale* site of 12 to 100 results in acceptable sediment concentrations of 0.02 to 0.17 mg/kg for the protection of snow crab and human consumption of snow crab.

1996 Remediation Criterion

In the 1996 assessment, the upper limit of the derived site-specific remediation criteria range (0.17 mg/kg) was recommended to be used as the sediment remediation criterion for the Irving Whale site. This recommendation was based on:

- ▶ The low probability of snow crab spending the majority of their lifespan within PCB-contaminated sediments around the Irving Whale (due to their mobility).
- ▶ Relative confinement of the highest PCB sediment contamination to the vicinity of the barge.
- ▶ 1996 pre-lift sediment and biota PCB concentrations.

If the barge was successfully removed and the sediments beneath it were remediated to 0.17 mg/kg, currents and natural dispersion processes were estimated to be likely to re-distribute the remaining contamination such that PCB concentrations would be relatively low throughout the study area. However, if a spill occurred during the lift, the lower site-specific remediation criterion of 0.02 mg/kg was recommended.

These recommended remediation criteria were based on the protection of individual snow crabs, rather than the snow crab population in the vicinity of the barge. At the time of the 1996 assessment, focusing remedial criteria towards the protection of individuals was considered an acceptable practice. Presently however, it is considered more appropriate to focus remedial criteria towards the protection of populations, as population-level effects are a more measurable and relevant indicator of ecosystem health.

8.2 Present Study

This assessment concluded that:

- ▶ No adverse effects from exposure to PCBs in the study area are expected for individual male snow crabs
- ▶ As female snow crabs tend to be more sedentary than males, and are more likely to remain in a given area than males, they would be expected to incur higher exposures to

chemicals in sediment. Therefore, if females were to spend a significant amount of time in the vicinity of the barge footprint, their risk would be expected to be higher than that of males. However, as no female snow crab tissue concentrations are available, there is insufficient data with which to make conclusions regarding potential risk to female snow crabs. Despite this uncertainty, the lack of significant risk for male snow crab suggests that even adverse effects on individual females would not be expected to cause adverse effects at the population level. It should be noted however, that the risk potential to female crabs should be quantified in future monitoring programs.

- ▶ All snow crab tissue concentrations were below the 2.0 µg PCB/g tissue Canadian human consumption guidelines; thus no adverse effects from human consumption of snow crab are expected.
- ▶ Adverse effects are expected for sedentary benthic species within and around the barge footprint area only.

While it is difficult to extrapolate the risk estimates to a larger boundary than the study area (such as the Gulf of St. Lawrence), based on a qualitative consideration of the results of the current risk assessment, the findings of the most recent monitoring program (Gilbert *et al.*, 1998), and other key issues, no population level adverse effects would be anticipated for male and female snow crabs or for benthos in the Gulf of St. Lawrence, as a result of the PCB sediment contamination within and around the barge footprint area. It should be noted however, that this statement is based on a limited amount of data.

Remediation Criterion

The evaluation has determined the following:

- ▶ no remedial action is required to protect human health, therefore no sediment remediation criterion is required for this purpose;
- ▶ no remedial action is required to protect the snow crab population, therefore no sediment remediation criterion is required for this purpose, subject to the continued monitoring of effects at the site; and
- ▶ the potential exists for adverse effects to the benthic community if sediment concentrations exceed 1 mg/kg. This concentration has been identified in some sediment in and around the barge footprint.

If remediation is necessary, an appropriate remedial objective for the site would therefore be either to remediate sediment in and immediately around the barge footprint to less than a remediation criterion of 1 mg/kg or to otherwise isolate any sediment exceeding this 1 mg/kg

level from the benthic community, in order to protect the benthic community from adverse effects.

Some individual and possibly population level effects may occur at concentrations lower than 1 mg/kg, however, this concentration appears to be protective of sedentary benthic organisms based on available sediment toxicity data. The value of 1 mg/kg is more relevant to the protection of populations than 0.17 mg/kg (the TEL), which was recommended in the 1996 assessment. As previously stated, the 1996 0.17 mg/kg value was set to ensure protection of individual snow crabs; not populations of sedentary benthic invertebrates.

The decision to remediate at a contaminated site and final remedial objectives should involve considerations other than the application of sediment quality criteria alone (Fisheries and Oceans Canada and Environment Canada, 1997). PCB sediment quality criteria are conservative values that are generally based on toxicity to sensitive species that may comprise a small portion of a given community or ecosystem. Other environmental impacts associated with remediation may be of greater ecological importance than PCB contamination (Dexter and Field, 1989). Key considerations in establishing remedial objectives include background concentrations and the nature and size of the affected area within the ecosystem.

9.0 LIMITATIONS AND SOURCES OF UNCERTAINTY

As in any risk assessment study, the findings of the assessment are based on field data, in conjunction with a number of assumptions. Every effort is made to ensure these assumptions and data adequately represent field conditions, however, data are often limited, resulting in uncertainty in the assessment. Where uncertainty exists, assumptions are made and data are selected so as to err on the conservative side. The major limitations and sources of uncertainty associated with the ecological risk assessment of the Irving Whale footprint and surrounding area were:

- ▶ The most recent data available may not reflect current conditions.
- ▶ There is a lack of adequate reference or background data available for both sediment and snow crab PCB concentrations.
- ▶ The snow crab poorly represents potential exposures and risks to sedentary benthic species.
- ▶ The numerous uncertainties associated with snow crab behaviour and physiology makes it difficult to predict the future intensity and spatial extent of PCB contamination in this species.
- ▶ There is a weak database on the marine sediment toxicity of PCBs.

- ▶ The potential risk to female snow crabs can not be estimated as there are no PCB tissue residue data collected for females.
- ▶ There is presently no data on benthic community structure, diversity or abundance of benthos in the area around the area of concern.

10.0 REQUIREMENTS FOR ADDITIONAL DATA

The conclusions provided in Section 8 are conservative with respect to the uncertainties identified above. To reduce the uncertainty, the following actions are recommended:

- ▶ Review of the most recent sediment and biota sampling program. These data will be available by August, 1998. The data presented in Gilbert *et al.*, (1998) showed that PCB profiles in sediments and biota are clearly changing based on a comparison to the previous year's sampling results. If this trend has continued over the winter of 1997, estimates of risk, as reported in the current assessment may change. In addition, this would allow for the current spatial distribution of PCB sediment contamination to be established.
- ▶ Further sampling and monitoring of snow crabs including the collection of digestive gland and muscle tissue data from female snow crabs to quantitatively assess the risk potential to females that might incur greater exposures than males, due to less mobility (Dufour, 1988).
- ▶ Future snow crab monitoring should account for different age classes and seasonal changes in the physiological condition of crabs, as these may affect contaminant dynamics within snow crab tissues.
- ▶ Collection of ambient background data from reference sites, to better assess whether sediment and snow crab concentrations in the area of concern are elevated over background.
- ▶ Collection of more snow crab samples from beyond the 5 km x 5 km fishing exclusion zone
- ▶ The exclusion zone should remain in place until further monitoring is conducted to ensure the trend of decreasing PCB concentrations in the sediments continues.
- ▶ Additional information regarding benthic invertebrate populations (*i.e.*, species diversity; abundance; PCB body burdens etc.) for the area around the barge footprint and a suitable reference location are required to evaluate the costs and benefits of remedial efforts to protect this group of organisms.

- ▶ Further sediment monitoring should analyze samples for particle size, and Total Organic Carbon, as these factors can have a major influence on PCB bioavailability to benthic organisms.
- ▶ Tissue residue data, coupled with Principle Components Analysis data should be collected for organisms at various trophic levels to determine the extent of PCB entry into the Gulf of St. Lawrence ecosystem.

It should be noted that some of these recommendations may not be necessary should further remediation of the site be carried out.

11.0 REFERENCES

- Ahlborg, U.G., Becking, G.C., Birnbaum, L.S., Brouwer, A., Derks, H.J.G.M., Feeley, M., Golor, G., Hanberg, A., Larsen, J.C., Liem, A.K.D., Safe, S.H., Schlatter, C., Waern, F., Younes, M., and Yrjanheikki, E. 1994. Toxic equivalency factors for dioxin-like PCBs. *Chemosphere* 28:1049-67. Cited In: Gilbert and Walsh, 1996.
- ARG, 1998. Ecological Risk Assessment / Remedial Action Review, Argentina. Report 1: Shag, Little Shag, Island, The and Gull Ponds. Argentinia Remediation Group.
- Baker, J.E., Capel, P.D., and Eisenreigh, S. 1986. Influence of colloids on sediment-water partition coefficients of polychlorobiphenyl congeners in natural waters. *J Environ Technol* 20:1136.
- Barnes, R.D. 1980. Invertebrate Zoology, 4th Edition. Chapter 14: The Crustaceans. Saunders College, Philadelphia. pp. 662-803.
- BC MOEE. 1995. Approved and Working Criteria for Water Quality - 1995. Water Quality Branch, Environmental Protection Department, Ministry of Environment, Lands and Parks.
- Beanlands, G.E. and Duinker, P.N. 1983. An Ecological Framework for Environmental Impact Assessment in Canada. Institute for Resource and Environment Studies, Dalhousie University, Halifax, Nova Scotia and Federal Environmental Assessment Review Office.
- Borgmann, U., Norwood, W.P., and Ralph, K.M. 1990. Chronic toxicity and bioaccumulation of 2,5,2',5'- and 3,4,3',4'-tetrachlorobiphenyl and Aroclor 1242 in the amphipod *Hyaella azteca*. *Arch Environ Contam Toxicol* 19:558-564. Cited In: Niimi, 1996.
- Bush, B., Simpson, K.W., Shane, L., and Koblitz, R.R. 1985. PCB congener analysis of water and caddisfly larvae (Insecta: Trichoptera) in the upper Hudson River by glass capillary chromatography. *Bull Environ Contam Toxicol* 34:96-105. Cited In: Eisler and Belisle, 1996.
- CanTox Inc. 1996. Ecological risk assessment and development of site-specific PCB sediment remediation criteria for the protection of snow crab at the Irving Whale site. Final report. Submitted to Environment Canada. pp. 33.
- CCME. 1996. A Framework for Ecological Risk Assessment: General Guidance. Canadian Council of Ministers of the Environment.
- Chapman, P.M. 1996. A test of sediment effects concentrations: DDT and PCB in the Southern California Bight. *Environ Toxicol Chem* 15(7):1197-98.

- Clark, J.R., Patrick, J.M., Moore, J.R., and Forester, J.C. 1986. Accumulation of sediment-bound PCBs by fiddler crabs. *Bull Environ Contam Toxicol* 36:571-578. Cited In: Marcus and Mathews, 1987.
- Columbo, J.C., Bilos, C., Campanaro, M., Rodriguez Presa, M.J., and Catoggio, J.A. 1995. Bioaccumulation of polychlorinated biphenyls and chlorinated pesticides by the Asiatic clam *Corbicula fluminea*: its use as sentinel organism in the Rio de La Plata Estuary, Argentina. *Environ Sci Technol* 29:914-927. Cited In: Gilbert and Walsh, 1996.
- Comeau, M., Conan, G.Y., Maynou, R., Robichaud, G., Therriault, J.C., and Starr, M. 1998. Growth, spatial distribution, and abundance of benthic stages of the snow crab (*Chionoecetes opilio*) in Bonne Bay, Newfoundland, Canada. *Can J Fish Aquat Sci* 55:262-279.
- Comeau, M., Conan, G.Y., Robichaud, G., and Jones, D.A. 1991. Life history patterns and population fluctuations of snow crab (*Chionoecetes opilio*) in the fjord of Bonne Bay on the west coast of Newfoundland, Canada - from 1983 to 1990. *Can Tech Rep Fish Aquat Sci* No. 1817. Cited In: Sainte-Marie, 1993
- Dexter, R., and Field, J. 1989. A discussion of sediment target levels for the protection of aquatic organisms. *Oceans '89 - The global ocean, Vol. 2 Ocean pollution*. p. 452-456. Cited In: Fisheries and Oceans Canada and Environment Canada, 1997.
- Dipinto, L.M., Coull, B.C., and Chandler, G.T. 1993. Lethal and sublethal effects of the sediment-associated PCB Aroclor 1254 on a meiobenthic copepod. *Environ Toxicol Chem* 12(10):1909-1918.
- Dufour, R. 1988. Overview of the distribution and movement of snow crab (*Chionoecetes opilio*) in Atlantic Canada. In: Jamieson, G.S., and McKone, W.D. (Ed.) *Proceedings of the International Workshop on Snow Crab Biology*, December 8-10, 1987, Montréal, Québec. *Can MS Rep Fish Aquat Sci* 2005:75-82.
- Duke, T.W., Lowe, J.I., and Wilson, A.J. 1970. A polychlorinated biphenyl (Aroclor 1254) in the water, sediment, and biota of Escambia Bay, Florida. *Bull Environ Contam Toxicol* 5:171-180. Cited In: Niimi, 1996.
- Eisler, R. 1986. Polychlorinated Biphenyl Hazards to Fish, Wildlife, and Invertebrates: A Synoptic Review. Fish and Wildlife Service, (U.S.) Department of the Interior. Biological Report 85 (1.7). PB86-170057.
- Eisler, R., and Belisle, A.A. 1996. Planar PCB Hazards to Fish, Wildlife, and Invertebrates: A Synoptic Review. Prepared for U.S. Department of the Interior, National Biological Service, Washington, DC.

- Environment Canada. 1995. Draft. Interim sediment quality guidelines. Soil and Sediment Quality Section, Guidelines Division, Ecosystem Conservation Directorate, Evaluation and Interpretation Branch. Ottawa, ON Sept 1995. 8 pp.
- Environment Canada and Ministry of the Environment Quebec (MEQ). 1992. Interim Criteria For Quality Assessment of St. Lawrence River Sediment. Environment Canada and Ministère de l'Environnement du Québec. July, 1992.
- Elnor, R.W., and Beninger, P.G. 1992. The reproductive biology of snow crab, *Chionoecetes opilio*: a synthesis of recent contributions. *Amer Zool* 32:524-533.
- Elnor, R.W., and Beninger, P.G. 1995. Multiple reproductive strategies in snow crab, *Chionoecetes opilio*: physiological pathways and behavioural plasticity. *J Exp Mar Biol Ecol* 193:93-112. Cited In: Comeau *et al.*, 1998.
- Evans, M.S., and Landrum, P.F. 1989. Toxicokinetics of DDE, Benzo(a)pyrene, and 2,4,5,2',4',5'-hexachlorobiphenyl in *Pontoporia hoyi* and *Mysis relicta*. *J Great Lakes Res* 15(4):589-600.
- Fisheries and Oceans Canada and Environment Canada. 1997. Scientific assessment of the PCB contamination in sediments and biota around the site of the sinking of the barge, Irving Whale: status report. pp. 48.
- Gaudet, C., EVS Environmental Consultants, and Environmental and Social Systems Analysts. 1994. A framework for ecological risk assessment at contaminated sites in Canada: Review and recommendations. Scientific Series No. 199. Environment Canada, Ecosystem Conservation Directorate, Evaluation and Interpretation Branch, Ottawa, ON. 108 pp.
- Gilbert, M., Alexander, R., Arsenault, J., Ernst, W.R., Fairchild, W., Hennigar, P., Julien, G., King, T., Lebeuf, M., and Lefaivre, D. 1998. PCB contamination of sediments and snow crab (*Chionoecetes opilio*) around the site of the sinking of the Irving Whale barge after its recovery. *Can Tech Rep Fish Aquat Sci* 2204.
- Gilbert, M., and Walsh, G. eds. 1996. Potential consequences of a PCB spill from the barge Irving Whale on the marine environment of the Gulf of St. Lawrence. *Can Tech Rep Fish Aquat Sci* 2113. pp. 59.
- Government of Canada. 1996. The further assessment of the recovery of the *Irving Whale* in light of the presence of PCBs. March, 1996. 86 pp.
- Jamieson, G.S., Bailey, R., Conan, G.Y., Elnor, R.W., McKone, W.D., and Taylor, D.M. 1988. Workshop Report. In: Jamieson, G.S., and McKone, W.D. (Eds.) Proceedings of the International Workshop on Snow Crab Biology, December 8-10, 1987, Montréal, Québec. *Can MS Rep Fish Aquat Sci* 2005:1-15.

- Jones, D.S., Suter II, G.W., and Hull, R.N. 1997. Toxicological benchmarks for screening contaminants of potential concern for effects on sediment-associated biota: 1997 revision. Oak Ridge National Laboratory. Oak Ridge, TN. ES/ER/TM-95/R4.
- Lefebvre, L., and Brethes, J.C. 1991. Influence de la croissance et de facteurs du milieu sur l'alimentation du crabe des neiges, *Chionoecetes opilio* (O. Fabricius) dans le sud-ouest du golfe du Saint-Laurent. *Can J Zool* 69:489-494. Cited In: Comeau *et al.*, 1998.
- Long, E.R., MacDonald, D.D., Smith, S.L., and Calder, F.D. 1995. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environ Mgmt* 19(1):81-97. Cited In: Jones *et al.*, 1997.
- Lovrich, G.A., Sainte-Marie, B., and Smith, B.D. 1995. Depth distribution and seasonal movements of *Chionoecetes opilio* (Brachyura: Majidae) in Baie Sainte-Marguerite, Gulf of St. Lawrence. *Can J Zool* 73:1712-1726. Cited In: Comeau *et al.*, 1998.
- MacDonald, D.D. 1994. Approach to the assessment of sediment quality in Florida coastal waters. Florida Department of Environmental Protection, Tallahassee, FLA. Cited In: Jones *et al.*, 1997.
- Marcus, J.M., and Mathews, T.D. 1987. Polychlorinated biphenyls in blue crabs from South Carolina. *Bull Environ Contam Toxicol* 39:857-862.
- Maynard, D.R. 1998. Personal Communication. Jacques Whitford Environment Limited, PEI.
- Maynard, D.R., and Webber, D.M. 1987. Monitoring the movements of snow crab (*Chionoecetes opilio*) with ultrasonic telemetry. In: The Ocean - an International Workplace, Halifax, NS, September 28 to October 1st, 1987.
- McElroy, A.E., and Means, J.C. 1988. Factors Affecting the Bioavailability of Hexachlorobiphenyls to Benthic Organisms. In: Adams, W.J. Chapman, G.A., and Landis, W.G. (Eds.), Aquatic Toxicology and Hazard Assessment 10th Volume. pp. 149-157. Special Technical Publication, Philadelphia, PA.
- Moore, D.R.J., and Walker, S.L. 1991. Canadian water quality guidelines for polychlorinated biphenyls in coastal estuarine waters. Scientific series No. 186. Environment Canada, Inland Waters Directorate, Ottawa, ON. Cited In: Gilbert and Walsh, 1996.
- NAS. 1979. Polychlorinated Biphenyls. pp. 182. PCB's in Environment, Environmental Studies Board, Commission on Natural Resources, National Academy of Science, Washington, DC. Cited In: Eisler, 1986.

- Nebeker, A.V., and Puglisi, F.A. 1974. Effect of polychlorinated biphenyls (PCB's) on survival and reproduction of *Daphnia*, *Gammarus*, and *Tanytarsus*. Trans Am Fish Soc 103:722-728. Cited In: Niimi, 1996.
- Niimi, A.J. 1996. PCBs in aquatic organisms. In: Beyer, W.N., Heinz, G.H., and Redmon-
orwood, A.W. (Eds.) Environmental Contaminants in Wildlife. SETAC Special Publications Series. Clemson, South Carolina, USA. pp. 117-140.
- Nimmo, D.R., Hansen, D.J., Couch, J.A., Cooley, N.R., Parrish, P.R., and Lowe, J.I. 1975. Toxicity of Aroclor 1254 and its physiological activity in several estuarine organisms. Arch Environ Contam Toxicol 3:22-39. Cited In: Niimi, 1996.
- Norstrom, R., Hallett, D., and Sonstegard, R. 1978. Coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) and herring gulls (*Larus argentatus*) as indicators of organochlorine contamination in Lake Ontario. J Fish Res Board Can 35(22):1401-1409.
- Plesha, P.D., Stein, J.E., Schiewe, M.H., McCain, B.B., and Varanasi, U. 1988. Toxicity of marine sediments supplemented with mixtures of selected chlorinated and aromatic hydrocarbons to the infaunal amphipod *Rhepoxynius abronius*. Mar Environ Res 25:85-97. Cited In: Fisheries and Oceans Canada and Environment Canada, 1997.
- Polikarpov, G.G., Parsi, P., and Fowler, S.W. 1983. Chronic effects of a PCB (DP5) upon *Nereis diversicolor* in spiked Mediterranean sediments. Rapp.P.-V. Reun CIESM 28:167-168. Cited In: Fisheries and Oceans Canada and Environment Canada, 1997.
- Powles, H. 1968. Distribution and biology of the spider crab, *Chionoecetes opilio* in the Magdalen Shallows, Gulf of St. Lawrence. MS Rep Fish Res Board Can No. 957. Cited In: Comeau *et al.*, 1998.
- Robichaud, D.A., Elner, R.W., and Bailey, R.F.J. 1991. Differential selection of crab *Chionoecetes opilio* and *Hyas spp.* as prey by sympatric cod *Gadus morhua* and thorny skate *Raja radiata*. Fish Bull U.S. 89:669-680. Cited In: Sainte-Marie and Hazel, 1992.
- Rubinstein, N.I., Lores, E., and Gregory, N.R. 1983. Accumulation of PCB's, mercury and cadmium by *Nereis virens*, *Mercenaria mercenaria* and *Palaemonetes pugio* from contaminated harbor sediments. Aquat Toxicol 3:249-260.
- Safe, S., Safe, L., and Mullin, M. 1985. Polychlorinated biphenyls: congener-specific analysis of a commercial mixture and a human milk extract. J Agricult Food Chem 33:24-29. Cited In: Eisler and Belisle, 1996.
- Sainte-Marie, B. 1993. Reproductive cycle and fecundity of primiparous and multiparous female snow crab, *Chionoecetes opilio*, in the Northwest Gulf of St. Lawrence. Can J Fish Aquat Sci 50:2147-56.

- Sainte-Marie, B. 1997. Comment - An improved link between industry, management and science: review of case history of the southwestern Gulf of St. Lawrence snow crab fishery. *Can J Fish Aquat Sci* 54:496-500.
- Sainte-Marie, B., Sevigny, J.M., and Gauthier, Y. 1997. Laboratory behaviour of adolescent and adult males of the snow crab (*Chionoecetes opilio*) (Brachyura: Majidae) mated noncompetitively and competitively with primiparous females. *Can J Fish Aquat Sci* 54: 239-248.
- Sainte-Marie, B., and Dufour, R. 1994. Snow crab in the estuary and northern Gulf of St. Lawrence. In: Status report on invertebrates 1993: crustaceans and molluscs on the Quebec coast and northern shrimp in the estuary and Gulf of St. Lawrence. *Can Manuscr Rep Fish Aquat Sci No. 2257*. pp. 2-20. Cited In: Sainte-Marie, 1997
- Sainte-Marie, B., and Hazel, F. 1992. Moulting and mating of snow crabs, *Chionoecetes opilio* (O. Fabricius) in shallow waters of the Northwestern Gulf of St. Lawrence. *Can J Fish Aquat Sci* 49:1282-93.
- Schulz, D.E., Petrick, G., and Duinker, J.C. 1989. Complete characterization of polychlorinated biphenyl congeners in commercial Aroclor and Clophen mixtures by multi-dimensional gas chromatography-electron capture detection. *Environ Sci Technol* 23:852-859. Cited In: Fisheries and Oceans Canada and Environment Canada, 1997.
- Smith, L.S., Schwartz, T.R., Felz, K., and Kubiak, T.J. 1990. Determination and occurrence of AHH-active polychlorinated biphenyls, 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin, and 2,3,7,8-tetrachlorodibenzofuran in Lake Michigan sediment and biota. The question of their relative toxicological significance. *Chemosphere* 21:1063-85. Cited In: Eisler and Belisle, 1996.
- Stein, J.E., Hom, T., Casillas, D., Friedman, A., and Varanasi, U. 1987. Simultaneous exposure of English sole (*Parophrys vetulus*) to sediment-associated xenobiotics. Part 2. Chronic exposure to an urban estuarine sediment with added ³H-benzo[a]pyrene and ¹⁴C-polychlorinated biphenyls. *Mar Env Res* 22:123-149. Cited In: Niimi, 1996.
- Taylor, D.M. 1992. Long-term observations of movements of tagged male snow crabs in Bonavista Bay, Newfoundland. *N Am J Fish Manage* 12:777-782.
- Watson, J. 1971. Ecdysis of the snow crab, *Chionoecetes opilio*. *Can J Zool* 49:1025-1027. Cited In: Sainte-Marie and Hazel, 1992.
- Weise, C.S., and Griffin, D.A. 1978. The solubility of Aroclor 1254 in saltwater. *Bull Environ Contam Toxicol* 19:403-411. Cited In: Gilbert and Walsh, 1996.

Wieczorek, S.K., and Hooper, R.G. 1995. Relationship between diet and food availability in the snow crab *Chionoecetes opilio* (O. Fabricius) in Bonne Bay, Newfoundland. J Crustacean Biol 15(2):236-247.

■

■

Annexe C

Informations détaillées sur l'option 3 – Récupération

This Appendix contains additional details on Option 3, sediment removal. Option 3 has several operational components including recovery (dredging), dewatering, volume reduction, destruction and disposal. Details are provided herein on the techniques available for dredging and PCB destruction. A summary of all techniques within each operational component is provided at the end of this Appendix, along with a summary of whether each technique passes the mandatory threshold criteria.

DREDGING SYSTEMS

Commercial Dredge Type	Ability to handle slurries with low sediment content,	Ability to operate in deep waters (approx. 67 m),	Ability to excavate thin layers of sediment,	Accuracy in positioning dredge head and in removal of contaminated sediment layer, (waves under 4 meters),	Potential for sediment resuspension,	Technology is proven and commercially available,	Ability to recover various grain size sediment, including rocks and cobbles	
Bucket Dredger	N	Y	N	L	L	H	Y	SD
Grab Dredger	N	N	N	M	L	H	Y	ND
Dipper Dredger	N	N	N	M	L	H	Y	ND
Trailing Suction Hopper	Y	Y	Y	L	M	M	Y	FD
Dustpan Dredger	N	Y	Y	M	M	M	Y	FD
Disc Bottom Cutter	Y	N	Y	H	M	M	Y	FD
Auger Dredger	Y	N	Y	M	M	H	Y	FD
Suction Dredger with Otter Head	Y	N	Y	H	M	M	Y	FD
Bucket Wheel Dredger	N	Y	N	M	L	M	Y	FD
Dipper Dredger with Pump	Y	N	N	H	M	M	Y	FD
Plough with Pump	N	N	N	L	M	M	Y	FD
Air Lift Technology	Y	Y	Y	M	H	L	Y	ND
Pneuma/Oozer	Y	Y	Y	H	H	L	Y	SD

Notes

Y = Yes

N = No

H = High

M = Moderate

L = Low

FD = Frequent Difficulty

SD = Some Difficulty

ND = No Difficulty

Figure C.1 Summary of Technical Constraints, Available Dredge Technologies

Several commercially available technologies were considered within the scope of this work. The ability of these technologies to function in deep ocean conditions was reviewed and summarized in Table C.1.

Specific information on those technologies which passed the threshold criteria is presented below.

Dustpan Dredger

The dustpan dredger is a stationary suction dredger which is typically moved longitudinally using anchor wires. This dredger has a wide flat suction mouth to remove thin layers of sediment in water greater than 1 to 2 m. When removing sand or consolidated silt, water jets are used to break any cohesion. When working in silt or clay-rich sediments, the system is prone to blockage around the suction mouth. If water jets are used to break up cohesive sediment, the suction mouth must be fitted with a shield to restrict loss of contaminated sediment and create potential turbidity problems. It is possible to accurately dredge both horizontally and vertically. However, the vertical accuracy is limited by the heave compensation ability of the surface vessel. Spillage and turbidity occur during the breaking of the sediment cohesion in the water and when the water jets are in use. However, it is unlikely this will be an issue with the silty sands found around the former Irving Whale site.

Pneuma/Oozer Dredging System

The Pneuma and Oozer systems are dredge pumps which make use of changing air pressure to cause the mixture of contaminants and sediment to flow into a suction mouth. Both systems use the different pressure that occurs when air is introduced at specific depths under water. The Oozer system is also equipped with a vacuum pump. Most dredging systems make use of a centrifugal pump which produces a specific vacuum. The advantage of the Pneuma and Oozer pump is that they function at great depths (i.e. 30 to 100 m) and with high mixture concentrations. If these pumps are installed on a stationary dredger and a special shaped suction mouth is used, dredging can be as accurate as with stationary dredgers using centrifugal pumps. As with the dustpan dredge systems, spillage and turbidity are a problem when attempting to break up cohesive sediments.

Suction Air Lift Technology

Air lift systems are an old and well proven technique which use air to create a suction vacuum system. Typically, air is pumped down to the ocean floor and released back into a flexible shaft pipe connected to a recovery barge at surface. As the air rises inside the pipe, strong suction pressures are developed creating an effective vacuum to lift sediments to surface. The technique is capable of mobilizing large volumes of material in a relatively short period of time. However, when used in conditions with limited sediment thicknesses, such as the Irving Whale site, there is a tendency to return large volumes of water along with the sediment. Under ideal conditions, air lift systems operating in areas with thin sediment thicknesses (such as the former Irving Whale Site) will tend to recover 100 m³ water for every 1 m³ of sediment (i.e. one percent slurry rate). A one percent slurry rate would translate to 30,000,000 litres of water recovered for every 300 cubic metres of impacted sediment. In the event of a system shut-down, there is a risk of sediment spillage and elevated turbidity in the vicinity of the lift unless careful precautions are taken. The suction air lift can operate efficiently at depths over 10 metres and can recover a broad range of silts, sands, and cobbles. More sophisticated systems use inflow nozzles directed by cables or remote power-heads equipped with lateral and vertical thrusters.

PCB REMEDIATION TECHNOLOGIES

Table C.2 presents a summary of the PCB remediation technologies reviewed for Option 3.

Table 3.6 PCB Remedial Technologies Reviewed For Option 3

Thermal - Infrared Units • OHM Corporation • Westinghouse Haztech
Thermal - Circulating Bed Combustor • Cintec Environmental Inc.
Thermal - Other • Eco Logic Process • Plasma Arc
Chemical • Ontario Hydro • Myers - BCD Process • OHM/Rust - DeChlor/KGME Process • Galson Remediation Corp - APEG PLUS™ Technology • Green Earth Technology
Biological • Ensite Environmental - SafeSoil Process • DeTox Industries • Myco Tech Corp.

THRESHOLD EVALUATION SUMMARY

Table C.3 contains a summary of each available technique within each of the five technical components. The table indicates which of the techniques pass the threshold criteria.

Option 3 Sediment Removal		Meets ARAR's	Protective of Human Health and Environment	Implementable	Comment/Notes
Recovery	Air Lift	Y	Y	Y	Most efficient, least cost method
	Dustpan	Y	Y	Y	May have some difficulty with boulders
	Ozer/Pneuma	Y	Y	Y	Requires special vessels to operate
	Bucket Dredge Systems	Y	N	N	Cannot operate in 65 m depth
	Positive Pressure Pump Systems	Y	N	N	Cannot operate in 65 m depth
	Divers	Y	N	N	Cannot control suspended sediments
Dewatering	Natural Settling	Y	Y	N	Only sand will settle, not contaminated silt
	Centrifuge	Y	Y	Y	Effective if used with chemical flocculants
	Plate Press	Y	Y	Y	Effective if used with chemical flocculants
	Diaphragm Press	Y	Y	Y	Effective if used with chemical flocculants
Volume Reduction	Sand Separation	Y	Y	Y	May provide up to 90% volume reduction
	Thermal Desorption	Y	Y	Y	Will require transport of material to Quebec
	Solvent Extraction	Y	Y	N	No systems permitted in Canada
Destruction	Thermal - Infrared Units	N	Y	N	No systems permitted in Canada
	Thermal - Circulating Bed Combustor	N	Y	N	No systems permitted in Canada
	Thermal - Chemical	N	Y	N	No systems permitted in Canada
	Incineration	Y	Y	Y	Swan Hills is only licenced facility in Canada
	Chemical	N	N	N	No systems permitted in Canada
Disposal	Biological	N	N	N	No proven, commercial systems
	Landfill	N	Y	Y	Cannot receive >50 ppm material
	Registered Storage Site	Y	Y	Y	Does not satisfy federal Toxic Management Policy well

Table C.3 Comparison of Threshold Criteria by Technique

[REDACTED]

Annexe D

Questionnaire Comité de vigilance

As part of the study methods, to record a representative view of the stakeholders on the PAC, a series of five questions were formulated and the questions posed to the PAC members on the Steering Committee. The responses to these questions formulate the basis on which these aspects considered are recorded.

Socio-economic Questions to the Remediation Option Study Steering Committee Members on PAC

1. *What do you feel would be a possible positive socio-economic benefit, including any effects that would be considered from direct action (i.e. vessel charter) or indirect action (i.e. peoples perception of a product), would there be for the option of no further remedial action?, of in-situ stabilization of impacted sediments (capping)? and of removal of impacted sediments?*
2. *What do you feel would be a possible economic disadvantage, including any direct (i.e. vessel charter) or indirect action (i.e. peoples perception of a product), for the option of no further remedial action?, of in-situ stabilization of impacted sediments (capping)? and of removal of impacted sediments?*
3. *What, if anything, do the members of your community presently feel about the PCB impacted sediments at the former Irving Whale site?*
4. *What do you think will happen to the environment and the community if no further remedial action is taken?, of in-situ stabilization of impacted sediments(capping), and of removal of impacted sediments.*
5. *What would your community feel is the best option?*

On June 15, 1998, before the draft report was distributed to the Steering Committee, Prince Edward Island PAC members Barry Murray and Ansel Ferguson were interviewed together at Barry Murray's residence in Seaview. On June 16, 1998 Magdalen Islands PAC member Helene Chevrier was interviewed via telephone conference call with Vincent Jarry and Ernest Bouffard attending the call, Mario Cyr was not available to participate in the interview. On July 4, 1998 at a meeting with all PAC Steering Committee members present the results of the draft report were discussed and further input was received. At this meeting it was agreed by the Steering Committee that there were divergent opinions on the most appropriate remediation option amongst the PAC members but that for the purposes of this report the opinions would be recorded but not accredited to specific PAC members.

Annexe E

Analyse détaillée des coûts

Table E.1 Summary of Annual Costs for Option 1, No Further Remediation

Confirming Risk Assessment Assumptions

	Unit Rate	# Units	Subtotal
Administration Costs	\$2,500	1 unit	\$2,500
Boat Rental	\$2,000	5 days	\$10,000
Survey/Positioning Systems	\$15,000	1 unit	\$15,000
Personnel Costs	\$700	10 Person Days	\$7,000
Misc. Equipment	\$2,000	1 unit	\$2,000
Analytical Costs			
Sediment Samples	\$100	35 Samples	\$3,500
Benthic and Species Dever	\$300	35 Samples	\$10,500
<i>Subtotal Sampling Program</i>			<i>\$50,500</i>

Data Analysis and Reporting

Professional Fees	\$700	60 Person Days	\$42,000
Disbursements	\$3,500	1 unit	\$3,500
<i>Subtotal</i>			<i>\$45,500</i>

Total Capital Cost **\$96,000**

Long Term Monitoring Program

	Unit Rate	# Units	Subtotal
Administration Costs	\$3,250	1 unit	\$3,250
Boat Rental	\$2,000	5 days	\$10,000
Survey/Positioning Systems	\$15,000	1 unit	\$15,000
Personnel Costs	\$700	10 Person Days	\$7,000
Misc. Equipment	\$2,000	1 unit	\$2,000
Analytical Costs			
Sediment Samples	\$100	35 Samples	\$3,500
Biological Samples	\$150	35 Samples	\$5,250
<i>Subtotal Sampling Program</i>			<i>\$46,000</i>

Data Analysis and Reporting

Personnel Costs	\$700	15 Person Days	\$10,500
Disbursements	\$3,500	1 unit	\$3,500
<i>Subtotal</i>			<i>\$14,000</i>

Total Annual Costs (Sample Collection and Reporting) **\$60,000**

Table E.2 In-Situ Capping, Precision Placement

Construction Program (Capital Cost Analysis)

	Unit Rate	# Units	Subtotal
Pre-Engineering			
Engineering Design	1	\$60,000	\$60,000
Pre-Construction Survey	1	\$50,000	\$50,000
Tender Development	1	\$15,000	\$15,000
Tender Process	1	\$15,000	\$15,000
<i>Subtotal Engineering</i>			\$140,000
Construction			
Environmental Monitoring	1 unit	\$15,000	\$15,000
Mobilization/Demobilization DSV	1 unit	\$1,000,000	\$1,000,000
Pre-Construction Survey	1 unit	\$80,000	\$80,000
Cap Construction			
Ship Rentals DP Flexible Fall Pipe Vessel	35 days	\$150000 /day	\$5,250,000
Supply/Place Geotextile	40000 sq.m	\$ 10 /sq.m	\$400,000
Supply/Place 0.5m lift Stone ¹	22000 cu.m	\$30 /cu.m	\$660,000
Supply/Place 0.5m lift Armor Stone ¹	22000 cu.m	\$30 /cu.m	\$660,000
Inspection Services	8%	\$8,065,000	\$645,200
Contingency	40%		\$3,484,080
<i>Subtotal Construction Works</i>			\$12,194,280
<i>Total Capital</i>			\$12.4 million

Long Term Monitoring Program

Annual Sampling Program

Administration Costs	\$2,750	1 unit	\$2,750
SWATH Survey	\$100,000	1 unit	\$100,000
Personnel Costs	\$700	10 Person Days	\$7,000
Misc. Equipment	\$2,000	1 unit	\$2,000
Analytical Costs			
Sediment Samples	\$100	35 Samples	\$3,500
Biological Samples	\$150	35 Samples	\$5,250
<i>Subtotal Sampling Program</i>			\$120,500

Data Analysis and Reporting

Personnel Costs	\$700	15 Person Days	\$10,500
Disbursements	\$3,500	1 unit	\$3,500
<i>Subtotal</i>			\$14,000

Total Annual Costs (Sample Collection and Reporting) \$134,500

Notes

- 1 Placement of Aggregate assumes 10% over-placement due to current and positioning equipment

Table E.3 In-Situ Capping, Precision Placement using Local Barges

Construction Program (Capital Cost Analysis)

	Unit Rate	# Units	Subtotal
Pre-Engineering			
Engineering Design	1	\$60,000	\$60,000
Pre-Construction Survey	1	\$50,000	\$50,000
Tender Development	1	\$15,000	\$15,000
Tender Process	1	\$15,000	\$15,000
<i>Subtotal Engineering</i>			\$140,000
Construction			
Environmental Monitoring	1 unit	\$15,000	\$15,000
Mobilization/Demobilization DSV	1 unit	\$100,000	\$100,000
Pre-Construction Survey	1 unit	\$80,000	\$80,000
Cap Construction			
Ship Rentals DP Flexible Fall Pipe Vessel	60 days	\$50000 /day	\$3,000,000
Supply/Place Geotextile	40000 sq.m	\$ 10 /sq.m	\$400,000
Supply/Place 0.5m lift Stone ¹	22000 cu.m	\$30 /cu.m	\$660,000
Supply/Place 0.5m lift Armour Stone ¹	22000 cu.m	\$30 /cu.m	\$660,000
Inspection Services	8%	\$4,915,000	\$393,200
Contingency	40%		\$2,123,800
<i>Subtotal Construction Works</i>			\$7,432,000
<i>Total Capital</i>			\$7.6 million

Long Term Monitoring Program

Annual Sampling Program

Adminstration Costs	\$2,750	1 unit	\$2,750
SWATH Survey	\$100,000	1 unit	\$100,000
Personnel Costs	\$700	10 Person Days	\$7,000
Misc. Equipment	\$2,000	1 unit	\$2,000
Anaytical Costs			
Sediment Samples	\$100	35 Samples	\$3,500
Biological Samples	\$150	35 Samples	\$5,250
<i>Subtotal Sampling Program</i>			\$120,500

Data Analysis and Reporting

Personnel Costs	\$700	15 Person Days	\$10,500
Disbursements	\$3,500	1 unit	\$3,500
<i>Subtotal</i>			\$14,000

Total Annual Costs (Sample Collection and Reporting) \$134,500

Notes

- 1 Placement of Aggregate assumes 10% over-placement due to current and positioning equipment

Table E.4 In-Situ Capping Using Bottom Dump Barges

Construction Program (Capital Cost Analysis)

	Unit Rate	# Units	Subtotal
Pre-Engineering			
Engineering Design	1	\$60,000	\$60,000
Pre-Construction Survey	1	\$50,000	\$50,000
Tender Development	1	\$15,000	\$15,000
Tender Process	1	\$15,000	\$15,000
<i>Subtotal Engineering</i>			\$140,000
Construction			
Environmental Monitoring	1 unit	\$15,000	\$15,000
Mobilization/Demobilization DSV	1 unit	\$100,000	\$100,000
Pre-Construction Survey	1 unit	\$80,000	\$80,000
Cap Construction			
Barge Rentals (2 - 750 cu.m barges)	70 days	\$3000 /day	\$210,000
Supply/Place Geotextile	40000 sq.m	\$ 10 /sq.m	\$400,000
Supply/Place Cap Aggregate Stone ¹	80000 cu.m	\$35 /cu.m	\$2,800,000
Inspection Services	8%	\$3,605,000	\$288,400
Contingency	40%		\$1,557,360
<i>Subtotal Construction Works</i>			\$5,450,760
<i>Total Capital</i>			\$5.5 million

Long Term Monitoring Program

Annual Sampling Program

Adminstration Costs	\$2,750	1 unit	\$2,750
SWATH Survey	\$100,000	1 unit	\$100,000
Personnel Costs	\$700	10 Person Days	\$7,000
Misc. Equipment	\$2,000	1 unit	\$2,000
Anaytical Costs			
Sediment Samples	\$100	35 Samples	\$3,500
Biological Samples	\$150	35 Samples	\$5,250
<i>Subtotal</i>			\$120,500

Total Annual Costs (Sample Collection and Reporting) \$220,500

Notes

- 1 Placement of Aggregate assumes 100% over-placement due to current and positioning equipment

Table E.5 Removal and Incinerate

All Sediments Sent For Treatment, No Separation of Sand and Gravel

Construction Program (Capital Cost Analysis)

	Unit Rate	# Units	Subtotal		
Pre-Engineering					
Engineering Design	1 unit	\$60,000	\$60,000		
Pre-Construction Survey	1 unit	\$50,000	\$50,000		
Tender Development	1 unit	\$15,000	\$15,000		
Tender Process	1 unit	\$15,000	\$15,000		
<i>Subtotal Engineering</i>			<i>\$140,000</i>		
Construction					
Environmental Monitoring	1 unit	\$15,000	\$15,000		
Recovery					
Vessel Mobilization/Demobilization	1 unit	\$1,300,000	\$1,300,000		
Barge Mobilization/Demobilization	1 unit	\$975,000	\$975,000		
Recovery Ship Rentals	35 days	\$180,000 /day	\$6,300,000		
Geo-positioning Survey Rental	1 unit	\$80,000	\$80,000		
Transport to Shore					
Barge #1 Rental	35 days	\$35,000 /day	\$1,225,000		
Dewatering Treatment System					
Temporary Water Storage	1 unit	\$500,000	\$500,000		
Dewatering					
Equipment Mobilization	1 unit	\$200,000	\$200,000		
Flocculant (0.01% Solution)	60,000 litres	\$10 /liter	\$600,000		
Centrifuge/Plate Press	60 days	\$12,500 /day	\$750,000		
Transport and Incinerate					
Transportation	75 Truckloads	\$15,000 /truckload	\$1,125,000	Swan Hills Alberta	Bennett Environmental
Incineration	600 cu.m	\$5,400 /cu.m	\$3,240,000	\$1,800 /truckload	\$135,000
Inspection Services	10%	\$11,945,000	\$1,194,500	\$1,000 /cu.m	\$600,000
Contingency	40%	\$17,504,500	\$7,001,800		
<i>Subtotal Construction Works</i>			<i>\$24,506,300</i>		<i>\$20,876,300</i>
Total Capital Cost			\$24.7 million		\$21.1 million

Long Term Monitoring Program

	Unit Rate	# Units	Subtotal
Administration Costs	\$3,250	1 unit	\$3,250
Boat Rental	\$2,000	5 days	\$10,000
Survey/Positioning Systems	\$15,000	1 unit	\$15,000
Personnel Costs	\$700	10 Person Days	\$7,000
Misc. Equipment	\$2,000	1 unit	\$2,000
Analytical Costs			
Sediment Samples	\$100	35 Samples	\$3,500
Biological Samples	\$150	35 Samples	\$5,250
<i>Subtotal Sampling Program</i>			<i>\$46,000</i>
Data Analysis and Reporting			
Personnel Costs	\$700	15 Person Days	\$10,500
Disbursements	\$3,500	1 unit	\$3,500
<i>Subtotal</i>			<i>\$14,000</i>
Total Annual Costs (Sample Collection and Reporting)			\$60,000

Table E.6 Removal and Destroy, With Sand/Gravel Separation

Fine Sediments Treated, Clean Sand and Gravel Mechanically Removed

Construction Program (Capital Cost Analysis)

	Unit Rate	# Units	Subtotal
Pre-Engineering			
Engineering Design	1 unit	\$60,000	\$60,000
Pre-Construction Survey	1 unit	\$50,000	\$50,000
Tender Development	1 unit	\$15,000	\$15,000
Tender Process	1 unit	\$15,000	\$15,000
<i>Subtotal Engineering</i>			<i>\$140,000</i>
Construction			
Environmental Monitoring	1 unit	\$15,000	\$15,000
Recovery			
Vessel Mobilization/Demobilization	1 unit	\$1,300,000	\$1,300,000
Barge Mobilization/Demobilization	1 unit	\$975,000	\$975,000
Recovery Ship Rentals	35 days	\$200000 /day	\$7,000,000
Geo-positioning Survey Rental	1 unit	\$80,000	\$80,000
Transport to Shore			
Barge #1 Rental	35 days	\$35000 /day	\$1,225,000
Dewatering Treatment System			
Temporary Water Storage	1 unit	\$500,000	\$500,000
Dewatering			
Equipment Mobilization	1 unit	\$200,000	\$200,000
Flocculant (0.01% Solution)	60000 litres	\$10 /liter	\$600,000
Centrifuge/Plate Press	60 days	\$12500 /day	\$750,000
Volume Reduction			
Equipment Mobilization	1 unit	\$50,000	\$50,000
Shale Shaker (Residual sand removal)	45 days	\$2000 /day	\$90,000
Dispose of Clean Sand (Ocean Dumping)			
Transportation	2 Shipload	\$100000 /shipload	\$200,000
Transport and Incinerate, Bennett Environmental			
Transportation	4 Truckloads	\$1800 /truckload	\$7,200
Incineration	20 cu.m	\$1000 /cu.m	\$20,000
Inspection Services	10%	\$12,985,000	\$1,298,500
Contingency	40%	\$14,310,700	\$5,724,280
<i>Subtotal Construction Works</i>			<i>\$20,034,980</i>
Total Capital Cost			\$20.2 million

Long Term Monitoring Program

	Unit Rate	# Units	Subtotal
Administration Costs	\$3,250	1 unit	\$3,250
Boat Rental	\$2,000	5 days	\$10,000
Survey/Positioning Systems	\$15,000	1 unit	\$15,000
Personnel Costs	\$700	10 Person Days	\$7,000
Misc. Equipment	\$2,000	1 unit	\$2,000
Analytical Costs			
Sediment Samples	\$100	35 Samples	\$3,500
Biological Samples	\$150	35 Samples	\$5,250
<i>Subtotal Sampling Program</i>			<i>\$46,000</i>
Data Analysis and Reporting			
Personnel Costs	\$700	15 Person Days	\$10,500
Disbursements	\$3,500	1 unit	\$3,500
<i>Subtotal</i>			<i>\$14,000</i>
Total Annual Costs (Sample Collection and Reporting)			\$60,000

Table E.7 Removal and Destroy, With Sand/Gravel Separation

Fine Sediments Treated, Clean Sand and Gravel Gravity Settlement

Construction Program (Capital Cost Analysis)

	Unit Rate	# Units	Subtotal
Pre-Engineering			
Engineering Design	1 unit	\$60,000	\$60,000
Pre-Construction Survey	1 unit	\$50,000	\$50,000
Tender Development	1 unit	\$15,000	\$15,000
Tender Process	1 unit	\$15,000	\$15,000
<i>Subtotal Engineering</i>			<i>\$140,000</i>
Construction			
Environmental Monitoring	1 unit	\$15,000	\$15,000
Recovery			
Vessel Mobilization/Demobilization	1 unit	\$1,300,000	\$1,300,000
Barge Mobilization/Demobilization	1 unit	\$975,000	\$975,000
Recovery Ship Rentals	35 days	\$200000 /day	\$7,000,000
Geo-positioning Survey Rental	1 unit	\$80,000	\$80,000
Transport to Shore			
Barge #1 Rental	35 days	\$35000 /day	\$1,225,000
Dewatering Treatment System			
Temporary Water Storage	1 unit	\$500,000	\$500,000
Dewatering			
Equipment Mobilization, setup	1 unit	\$200,000	\$200,000
Flocculant (0.01% Solution)	60000 litres	\$10 /liter	\$600,000
Volume Reduction			
Equipment Mobilization	1 unit	\$50,000	\$50,000
Shale Shaker (Residual sand removal)	45 days	\$2000 /day	\$90,000
Dispose of Clean Sand (Ocean Dumping)			
Transportation	2 Shipload	\$100000 /shipload	\$200,000
Transport and Incinerate, Bennett Environmental			
Transportation	4 Truckloads	\$1800 /truckload	\$7,200
Incineration	20 cu.m	\$1000 /cu.m	\$20,000
Inspection Services	10%	\$12,235,000	\$1,223,500
Contingency	40%	\$13,485,700	\$5,394,280
<i>Subtotal Construction Works</i>			<i>\$18,879,980</i>
Total Capital Cost			\$19.1 million

Long Term Monitoring Program

	Unit Rate	# Units	Subtotal
Administration Costs	\$3,250	1 unit	\$3,250
Boat Rental	\$2,000	5 days	\$10,000
Survey/Positioning Systems	\$15,000	1 unit	\$15,000
Personnel Costs	\$700	10 Person Days	\$7,000
Misc. Equipment	\$2,000	1 unit	\$2,000
Analytical Costs			
Sediment Samples	\$100	35 Samples	\$3,500
Biological Samples	\$150	35 Samples	\$5,250
<i>Subtotal Sampling Program</i>			<i>\$46,000</i>
Data Analysis and Reporting			
Personnel Costs	\$700	15 Person Days	\$10,500
Disbursements	\$3,500	1 unit	\$3,500
<i>Subtotal</i>			<i>\$14,000</i>
Total Annual Costs (Sample Collection and Reporting)			\$60,000

Table E.8 Removal and Incinerate With Thermal Desorption

All Sedimented Treated, Including Clean Sand and Gravel

Construction Program (Capital Cost Analysis)

	Unit Rate	# Units	Subtotal
Pre-Engineering			
Engineering Design	1 unit	\$60,000	\$60,000
Pre-Construction Survey	1 unit	\$50,000	\$50,000
Tender Development	1 unit	\$15,000	\$15,000
Tender Process	1 unit	\$15,000	\$15,000
<i>Subtotal Engineering</i>			<i>\$140,000</i>
Construction			
Environmental Monitoring	1 unit	\$15,000	\$15,000
Recovery			
Vessel Mobilization/Demobilization	1 unit	\$1,300,000	\$1,300,000
Barge Mobilization/Demobilization	1 unit	\$975,000	\$975,000
Recovery Ship Rentals	35 days	\$200000 /day	\$7,000,000
Geo-positioning Survey Rental	1 unit	\$80,000	\$80,000
Transport to Shore			
Barge #1 Rental	35 days	\$35000 /day	\$1,225,000
Dewatering Treatment System			
Temporary Water Storage	1 unit	\$500,000	\$500,000
Dewatering			
Equipment Mobilization	1 unit	\$200,000	\$200,000
Flocculant (0.01% Solution)	60000 litres	\$10 /liter	\$600,000
Centrifuge/Plate Press	60 days	\$12500 /day	\$750,000
Volume Reduction			
Transport To Thermal Unit	75 Truckloads	\$5000 /truckload	\$375,000
Thermal Desorption	600 cu.m	\$450 /cu.m	\$270,000
Dispose of Clean Sand (Ocean Dumping)			
Transportation	2 Shipload	\$100000 /shipload	\$200,000
Transport and Incinerate, Bennett Environmental			
Transportation	1 Truckloads	\$1800 /truckload	\$1,800
Incineration	30 cu.m	\$1000 /cu.m	\$30,000
Inspection Services	10%	\$13,490,000	\$1,349,000
Contingency	40%	\$14,870,800	\$5,948,320
<i>Subtotal Construction Works</i>			<i>\$20,819,120</i>
Total Capital Cost			\$21.0 million

Long Term Monitoring Program

	Unit Rate	# Units	Subtotal
Administration Costs	\$3,250	1 unit	\$3,250
Boat Rental	\$2,000	5 days	\$10,000
Survey/Positioning Systems	\$15,000	1 unit	\$15,000
Personnel Costs	\$700	10 Person Days	\$7,000
Misc. Equipment	\$2,000	1 unit	\$2,000
Analytical Costs			
Sediment Samples	\$100	35 Samples	\$3,500
Biological Samples	\$150	35 Samples	\$5,250
<i>Subtotal Sampling Program</i>			<i>\$46,000</i>
Data Analysis and Reporting			
Personnel Costs	\$700	15 Person Days	\$10,500
Disbursements	\$3,500	1 unit	\$3,500
<i>Subtotal</i>			<i>\$14,000</i>
Total Annual Costs (Sample Collection and Reporting)			\$60,000

Table E.9 Removal and Incinerate With Sand Separation & Thermal Desorption

Fine Sediment Treated, Clean Sand and Gravel Not Processed

Construction Program (Capital Cost Analysis)

	Unit Rate	# Units	Subtotal
Pre-Engineering			
Engineering Design	1 unit	\$60,000	\$60,000
Pre-Construction Survey	1 unit	\$50,000	\$50,000
Tender Development	1 unit	\$15,000	\$15,000
Tender Process	1 unit	\$15,000	\$15,000
<i>Subtotal Engineering</i>			<i>\$140,000</i>
Construction			
Environmental Monitoring	1 unit	\$15,000	\$15,000
Recovery			
Vessel Mobilization/Demobilization	1 unit	\$1,300,000	\$1,300,000
Barge Mobilization/Demobilization	1 unit	\$975,000	\$975,000
Recovery Ship Rentals	35 days	\$200000 /day	\$7,000,000
Geo-positioning Survey Rental	1 unit	\$80,000	\$80,000
Transport to Shore			
Barge #1 Rental	35 days	\$35000 /day	\$1,225,000
Dewatering Treatment System			
Temporary Water Storage	1 unit	\$500,000	\$500,000
Dewatering			
Equipment Mobilization	1 unit	\$200,000	\$200,000
Flocculant (0.01% Solution)	60000 litres	\$10 /liter	\$600,000
Centrifuge/Plate Press	60 days	\$12500 /day	\$750,000
Volume Reduction			
Equipment Mobilization	1 unit	\$50,000	\$50,000
Shale Shaker (Residual sand removal)	45 days	\$2000 /day	\$90,000
Transport To Thermal Unit	2 Truckloads	\$5000 /truckload	\$10,000
Thermal Desorption	40 cu.m	\$450 /cu.m	\$18,000
Dispose of Clean Sand (Ocean Dumping)			
Transportation	2 Shipload	\$100000 /shipload	\$200,000
Transport and Incinerate, Bennett Environmental			
Transportation	1 Truckloads	\$1800 /truckload	\$1,800
Incineration	10 cu.m	\$1000 /cu.m	\$10,000
Inspection Services	10%	\$13,013,000	\$1,301,300
Contingency	40%	\$14,326,100	\$5,730,440
<i>Subtotal Construction Works</i>			<i>\$20,056,540</i>
Total Capital Cost			\$20.2 million

Long Term Monitoring Program

	Unit Rate	# Units	Subtotal
Administration Costs	\$3,250	1 unit	\$3,250
Boat Rental	\$2,000	5 days	\$10,000
Survey/Positioning Systems	\$15,000	1 unit	\$15,000
Personnel Costs	\$700	10 Person Days	\$7,000
Misc. Equipment	\$2,000	1 unit	\$2,000
Anytical Costs			
Sediment Samples	\$100	35 Samples	\$3,500
Biological Samples	\$150	35 Samples	\$5,250
<i>Subtotal Sampling Program</i>			<i>\$46,000</i>
Data Analysis and Reporting			
Personnel Costs	\$700	15 Person Days	\$10,500
Disbursements	\$3,500	1 unit	\$3,500
<i>Subtotal</i>			<i>\$14,000</i>
Total Annual Costs (Sample Collection and Reporting)			\$60,000

Table E.10 Removal and Store In Registered Facility

Construction Program (Capital Cost Analysis)			
	Unit Rate	# Units	Subtotal
Pre-Engineering			
Engineering Design	1 unit	\$60,000	\$60,000
Pre-Construction Survey	1 unit	\$80,000	\$80,000
Tender Development	1 unit	\$15,000	\$15,000
Tender Process	1 unit	\$15,000	\$15,000
<i>Subtotal Engineering</i>			<i>\$170,000</i>
Construction			
Environmental Monitoring	1 unit	\$15,000	\$15,000
Recovery			
Vessel Mobilization/Demobilization	1 unit	\$1,300,000	\$1,300,000
Barge Mobilization/Demobilization	1 unit	\$975,000	\$975,000
Recovery Ship Rentals	35 days	\$200000 /day	\$7,000,000
Geo-positioning Survey Rental	1 unit	\$50,000	\$50,000
Transport to Shore			
Barge #1 Rental	35 days	\$35000 /day	\$1,225,000
Dewatering Treatment System			
Temporary Water Storage	1 unit	\$500,000	\$500,000
Dewatering			
Equipment Mobilization	1 unit	\$200,000	\$200,000
Flocculant (0.01% Solution)	60000 litres	\$10 /liter	\$600,000
Centrifuge/Plate Press	60 days	\$12500 /day	\$750,000
Storage Facility			
Containers	20 Containers	\$15000 /Container	\$300,000
Compound Yard Elements (fencing etc)	\$3,500	1 unit	\$3,500
Inspection Services	10%	\$12,615,000	\$1,261,500
Contingency	40%	\$14,180,000	\$5,672,000
<i>Subtotal Construction Works</i>			<i>\$19,852,000</i>
Total Capital Cost			\$20.1 million
Long Term Monitoring Program			
Annual Maintenance			
Storage Yard			
	Unit Rate	# Units	Subtotal
Adminstration Costs	\$3,600	1 unit	\$3,600
General Maintenance (painting, welding etc)	\$2,000	1 unit	\$2,000
Disbursements	\$3,500	1 unit	\$3,500
<i>Subtotal For Storage Yard</i>			<i>\$9,100</i>
Dredging Area After Removal			
Adminstration Costs	\$4,150	1 unit	\$4,150
Boat Rental	\$2,000	5 days	\$10,000
Survey/Positioning Systems	\$15,000	1 unit	\$15,000
Personnel Costs	\$700	10 Person Days	\$7,000
Misc. Equipment	\$2,000	1 unit	\$2,000
Anaytical Costs			
Sediment Samples	\$100	35 Samples	\$3,500
Biological Samples	\$150	35 Samples	\$5,250
<i>Subtotal Sampling Program</i>			<i>\$46,900</i>
Data Analysis and Reporting			
Personnel Costs	\$700	15 Person Days	\$10,500
Disbursements	\$3,500	1 unit	\$3,500
<i>Subtotal</i>			<i>\$14,000</i>
Total Annual Costs (Sample Collection and Reporting)			\$70,000

