

## Site de l'Île-aux-Chats - Projet de restauration des sédiments Étude d'impact environnemental



**VOLUME 5**

*Réponses aux questions et commentaires du Ministère de l'Environnement du Québec*

*Mars 1999*



**Tecsult Environnement Inc.**

experts-conseils

85, RUE STE-CATHERINE OUEST, MONTRÉAL (QUÉBEC) CANADA

en collaboration avec



5804-9700

---

**Site de l'Île-aux-Chats  
Projet de restauration des sédiments  
Étude d'impact environnemental**

**VOLUME 5**

*Réponses aux questions et commentaires du Ministère de l'Environnement  
du Québec*

*Mars 1999*



**Tecsult Environnement Inc.**

experts-consults  
85, RUE STE-CATHERINE OUEST, MONTRÉAL (QUÉBEC) CANADA

en collaboration avec



**RIFKIN  
AND ASSOCIATES**

## PRÉFACE

En décembre 1997, AlliedSignal soumettait au ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (MEF), l'étude d'impact environnemental du projet de restauration des sédiments au site de l'Île-aux-Chats. Le MEF a consulté de nombreux spécialistes, tant du MEF que d'autres Ministères provinciaux et fédéraux concernés par le projet. Lors d'une réunion tenue en mars 1998, AlliedSignal présentait les principaux éléments de l'étude à un groupe de spécialistes qui ont participé à la revue de l'étude d'impact environnemental. En juin 1998, le MEF publiait un document incluant les questions et commentaires des spécialistes sur l'étude d'impact.

Le présent document préparé par AlliedSignal et ses consultants entre juillet 1998 et février 1999, inclut les réponses à ces questions. Pour compléter les réponses, il a été nécessaire de réaliser des études additionnelles, des travaux d'échantillonnage sur le site et des analyses en laboratoire. De plus, les conseils d'un expert en recouvrement in situ, Dr. Louis Thibodeaux, reconnu internationalement, ont été jugés nécessaires par AlliedSignal en vue de valider la pertinence d'un recouvrement in situ au site de l'Île-aux-Chats.

Toutes ces informations, de même que les questions et commentaires originaux du MEF, sont inclus dans le présent document.

## Chapitre 4, Section 4.3

### Question et commentaire du MEF :

*Ce chapitre traite de l'hydrogéologie régionale mais très peu de l'hydrogéologie locale de l'île aux Chats. Il aurait été pertinent de présenter le nouveau patron hydrologique de l'île suite à sa restauration et à la présence de deux cellules de confinement. Les nouveaux niveaux piézométriques auraient pu être présentés sur une figure en plan incluant la localisation des piézomètres restants, les lignes équipotentiels et le sens de l'écoulement. Les données de suivi de la qualité des eaux souterraines depuis la restauration de l'île devraient aussi être présentées pour déterminer la qualité des eaux souterraines qui sortent de l'île. Ces renseignements supplémentaires pourront être utiles pour répondre aux interrogations concernant l'écoulement des eaux souterraines vers le secteur des cendres de pyrite et la migration des contaminants vers la nappe phréatique.*

### Réponse :

Depuis 1987, une importante quantité d'informations sur les conditions hydrogéologiques à l'Île-aux-Chats a été générée. L'ensemble de cette information a été présenté dans les rapports Phase II et Phase III (1988 et 1990) et des mises à jour régulières sont fournies dans les rapports annuels de suivi environnemental qui sont soumis au MEF (Bureau régional de Valleyfield). Un bref résumé des conditions hydrogéologiques à l'Île-aux-Chats a été introduit dans la section 4.3 de l'étude d'impact environnemental. Une présentation plus détaillée est fournie ci-après.

Deux nappes d'eau souterraine, séparées par un aquiclude constitué de till glaciaire, ont été observées sur l'Île : la nappe d'eau supérieure (nappe phréatique) s'écoule dans les dépôts superficiels et la nappe d'eau inférieure (nappe confinée) s'écoule dans le socle rocheux de calcaire sous-jacent.

## 1. Nappe Phréatique

La nappe phréatique peut être observée dans cinq (5) puits d'observation peu profonds encore existants sur le site. La localisation de ces puits et les niveaux piézométriques mesurés sont indiqués à la figure 1. Depuis la restauration de l'Île-aux-Chats, les niveaux d'eau dans les puits d'observation peu profonds ont été l'objet de mesures saisonnières. La qualité de l'eau souterraine de la nappe phréatique n'est plus l'objet d'un suivi suite à l'émission du certificat d'autorisation du MEF pour les travaux de restauration sur l'Île (Juillet 1991, N/D : G-7610-16-01-0075500).

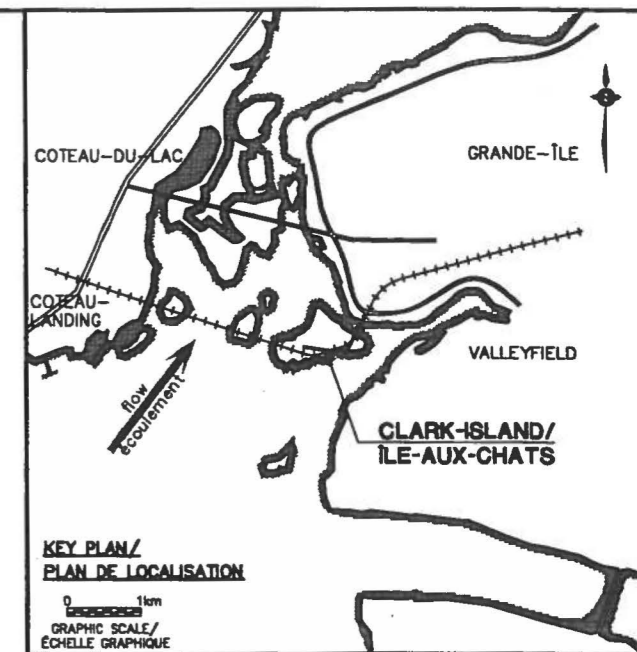
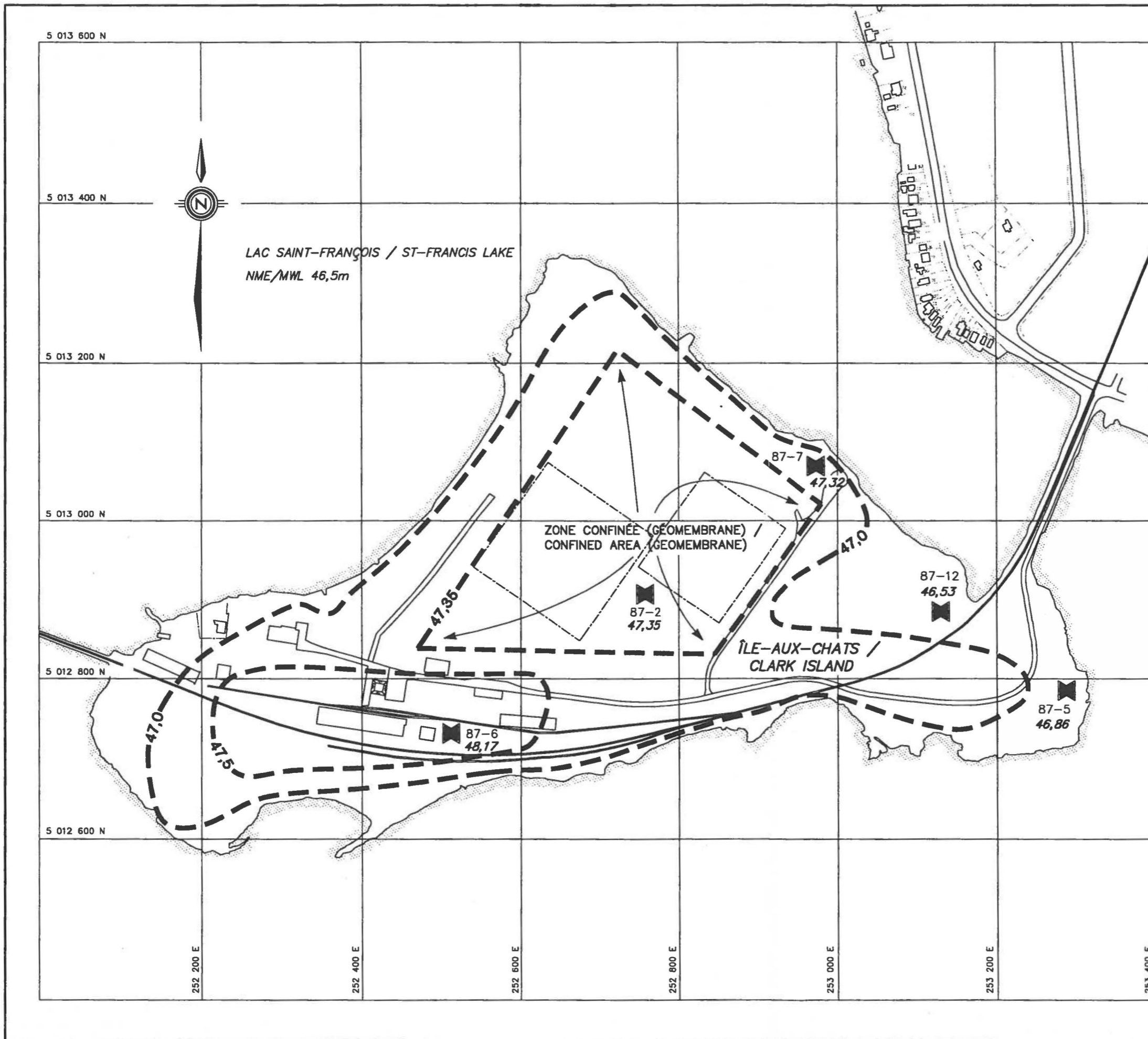
Tel qu'illustré à la figure 1, la nappe phréatique s'écoule radialement depuis l'Île vers le fleuve St-Laurent. Les niveaux d'eau sont plus ou moins constants sur toute la zone recouverte d'une géomembrane imperméable, ce qui indique un faible gradient hydraulique horizontal dans ce secteur. En effet, la géomembrane imperméable limite l'infiltration d'eau, ce qui entraîne la stabilisation de la nappe phréatique sous-jacente à des niveaux d'environ 1,2 m inférieurs aux niveaux de la période de pré-restauration de 1988.

Le gradient hydraulique vertical à travers les dépôts alluvionnaires et l'aquiclude de till est par conséquent réduit d'environ 50 %, réduisant ainsi le débit d'écoulement vertical vers l'aquifère confiné.



## 2. Nappe Confinée

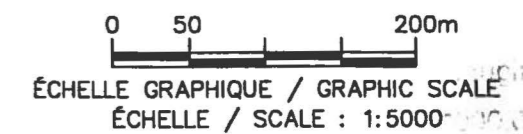
L'eau souterraine de l'aquifère de roc confiné s'écoule dans la direction nord-est, tel qu'illustré à la figure 2. Le gradient hydraulique horizontal dans l'aquifère confiné est très faible, soit d'environ 0,00015 m/m. Depuis 1988, la direction de l'écoulement ainsi que le gradient hydraulique n'ont pas été modifiés. Il est à noter que l'eau souterraine de l'aquifère confiné n'est pas utilisée comme eau potable par Produits Chimiques Général Ltée (PCGL), ni par les résidents du boul. Bord-de-l'eau.

La qualité de l'eau souterraine de l'aquifère confiné est suivie sur une base saisonnière. Les données sont compilées dans les rapports annuels de suivi environnemental soumis au MEF



**LÉGENDE / LEGEND:**

-  PUIITS CONSTRUITS PAR TECSULT (1987) / WELLS CONSTRUCTED BY TECSULT (1987)
- 46,53 NIVEAU MESURÉ DES EAUX SOUTERRAINES EN MÈTRES (AVRIL 1997) / MEASURED GROUNDWATER LEVEL IN METERS (APRIL 1997)
- NME/MWL NIVEAU MOYEN DES EAUX / MEAN WATER LEVEL
-  CONTOUR PIÉZOMÉTRIQUE APPROXIMATIF / APPROXIMATE PIEZOMETRIC CONTOUR



**Allied Signal**  
ENGINEERED MATERIALS

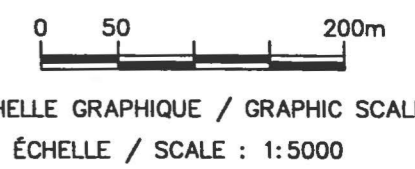
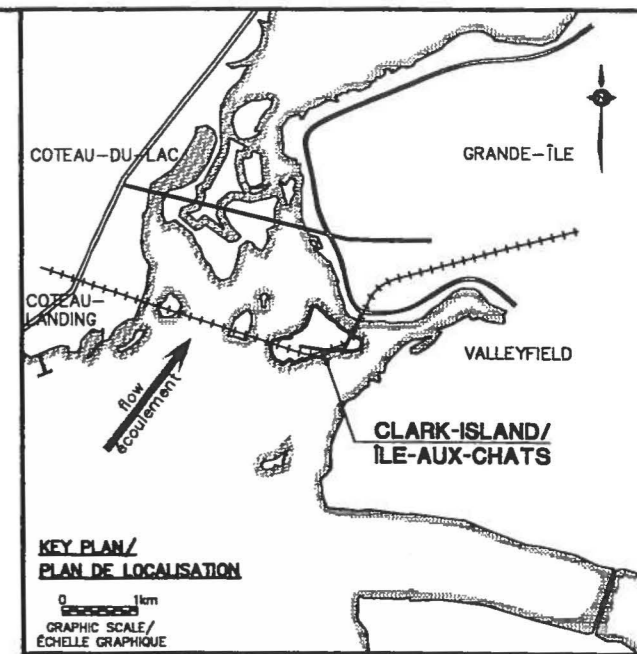
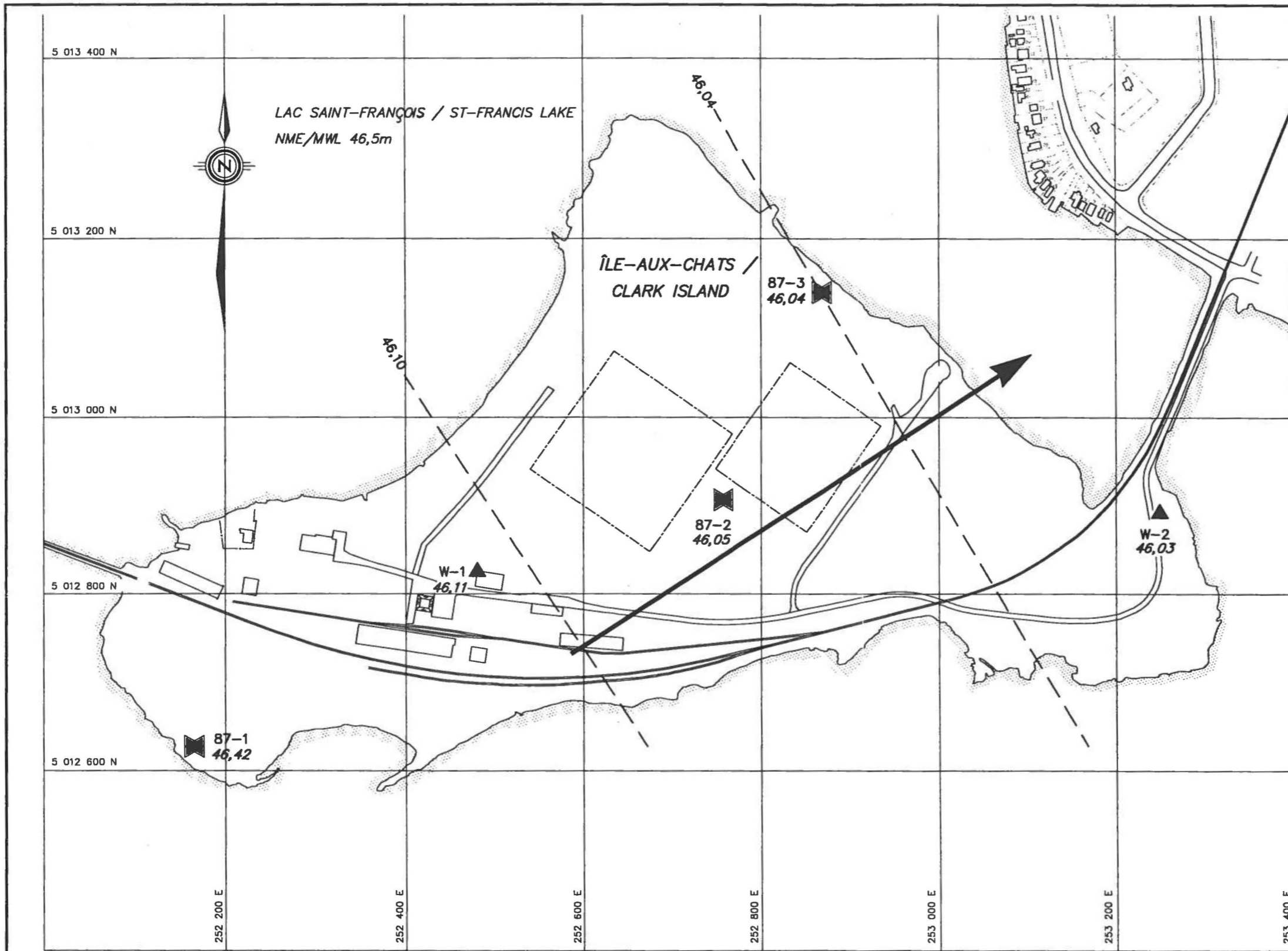
SITE DE L'ÎLE-AUX-CHATS / CLARK ISLAND SITE  
ÉTUDE D'IMPACT ENVIRONNEMENTAL/ENVIRONMENTAL IMPACT STUDY

NIVEAU PIÉZOMÉTRIQUE DE LA NAPPE PHRÉATIQUE /  
PIEZOMETRIC LEVEL OF THE UPPER WATER TABLE

DATE: 12/1998 PROJET/PROJECT: 5804

**TECSULT**

FIGURE 1



**LÉGENDE / LEGEND:**

- ▲ ANCIENS PUIS D'ALIMENTATION DE L'USINE PCGL / FORMER SUPPLY WELLS USED BY GCCL
- ◩ PUIS CONSTRUITS PAR TECSULT (1987) / WELLS CONSTRUCTED BY TECSULT (1987)
- 46,42 NIVEAU MESURÉ DES EAUX SOUTERRAINES EN MÈTRES (AVRIL 1997) / MEASURED GROUNDWATER LEVEL IN METERS (APRIL 1997)

- NME/MWL NIVEAU MOYEN DES EAUX / MEAN WATER LEVEL
- - - - - CONTOUR PIÉZOMÉTRIQUE APPROXIMATIF / APPROXIMATE PIEZOMETRIC CONTOUR
- ➔ DIRECTION APPROXIMATIVE DES EAUX DE LA NAPPE CONFINÉE / APPROXIMATE LOWER WATER TABLE FLOW DIRECTION



SITE DE L'ÎLE-AUX-CHATS / CLARK ISLAND SITE  
ÉTUDE D'IMPACT ENVIRONNEMENTAL/ENVIRONMENTAL IMPACT STUDY

NIVEAU PIÉZOMÉTRIQUE DE LA NAPPE CONFINÉE /  
PIEZOMETRIC LEVEL OF THE LOWER WATER TABLE

DATE: 12/1998 PROJET/PROJECT: 5804



FIGURE 2

(Bureau régional de Valleyfield). Des échantillons d'eau de neuf (9) puits d'observation sont l'objet d'analyses en laboratoire pour la détermination de leur pH et de leur conductivité, ainsi que de leurs concentrations en métaux lourds, fluorures et sulfates.

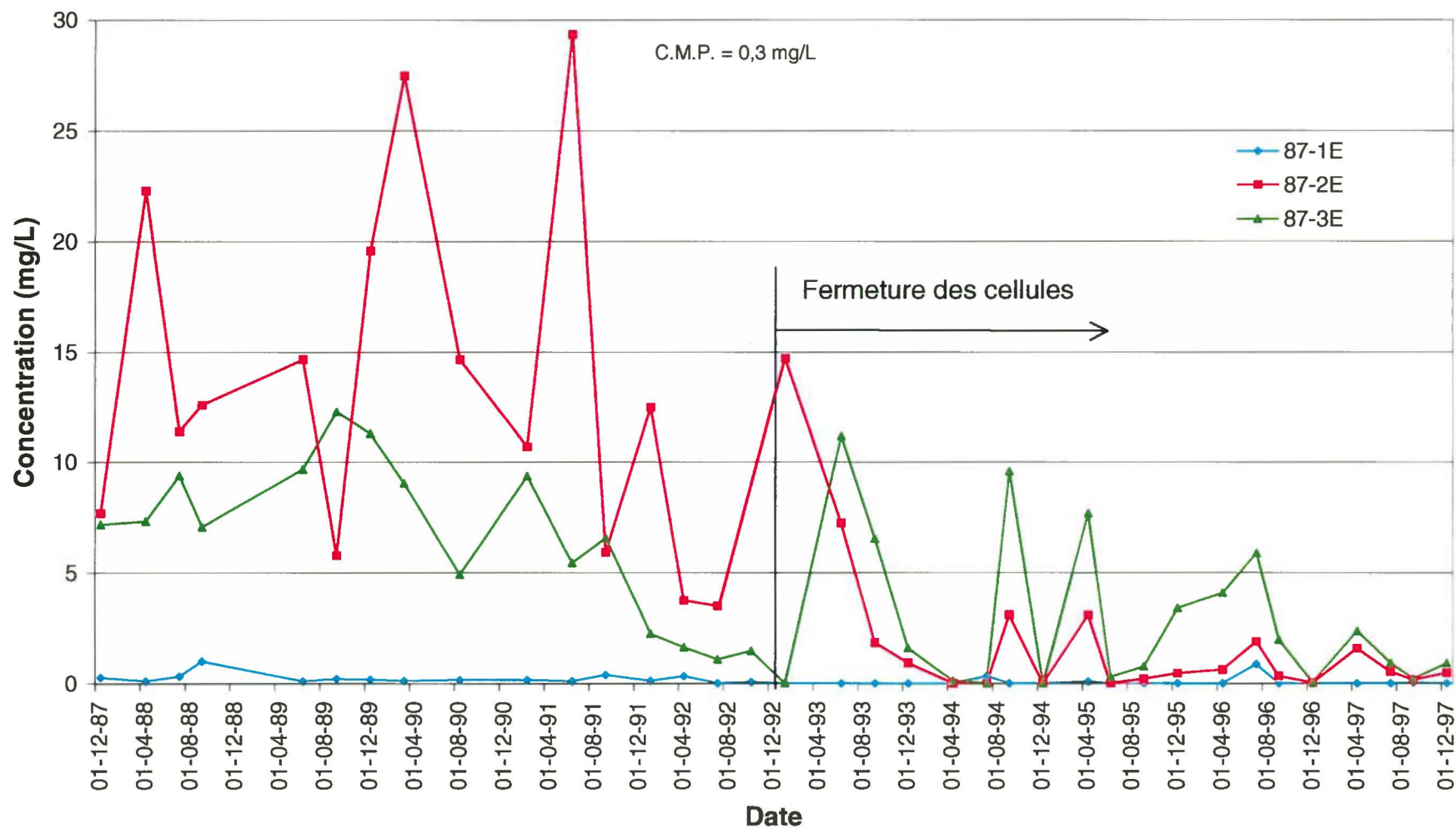
Tel que résumé au tableau 1, seuls le pH et les concentrations de fer et de sulfates excèdent les concentrations maximales permises (CMP) dans l'eau potable (Santé et Bien-être Social Canada). Les autres paramètres analysés, tel que les métaux lourds et les fluorures, ne sont généralement pas détectés ou sont mesurés en concentrations très faibles. Sont illustrées aux figures 3 à 6 les variations dans le temps des concentrations de fer, zinc, fluorures et sulfates mesurées depuis 1987 dans les eaux souterraines de l'aquifère confiné (puits de type « E »).

Les concentrations annuelles moyennes de fer et de sulfates sont indiquées au tableau 2. De façon générale, il a été observé que les concentrations diminuent dans le temps. En comparant avec la période de pré-restauration, la diminution des concentrations moyennes varie entre 27 % et 95 %.

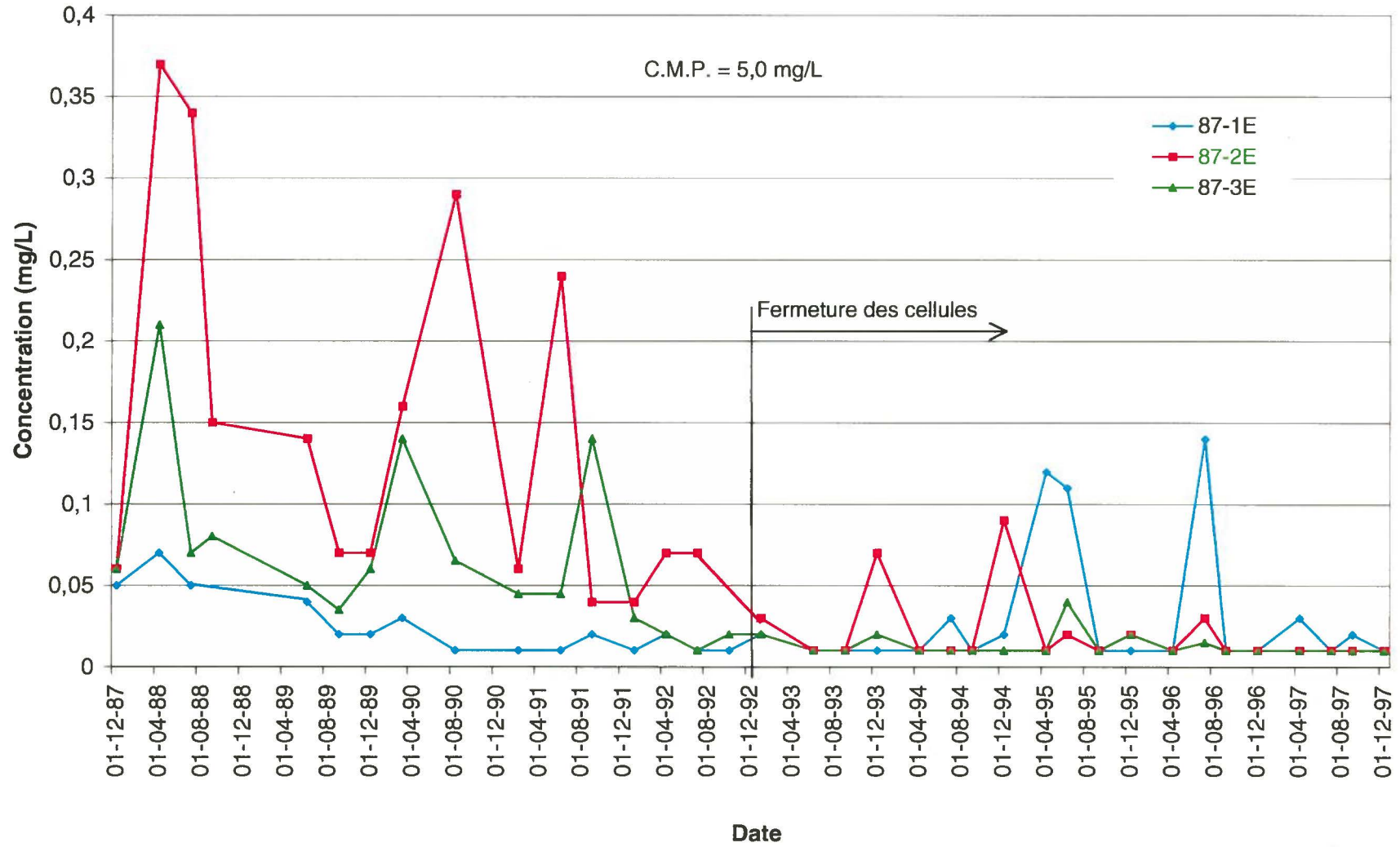
**TABLEAU 1**  
**PARAMÈTRES DANS L'EAU SOUTERRAINE QUI EXCÈDENT**  
**LES CONCENTRATIONS MAXIMALES PERMISES (CMP)**  
**DANS L'EAU POTABLE**

Puits	Paramètre	Observations
87-1D	pH	pH très basique mesuré depuis 1989
87-1E	--	--
87-2D	fer	--
87-2E	fer, sulfates	--
87-3D	fer, sulfates	--
87-3 <sup>E</sup>	fer, sulfates	--
87-3F	fer	--
W-1	fer, sulfates	--
W-2	--	--

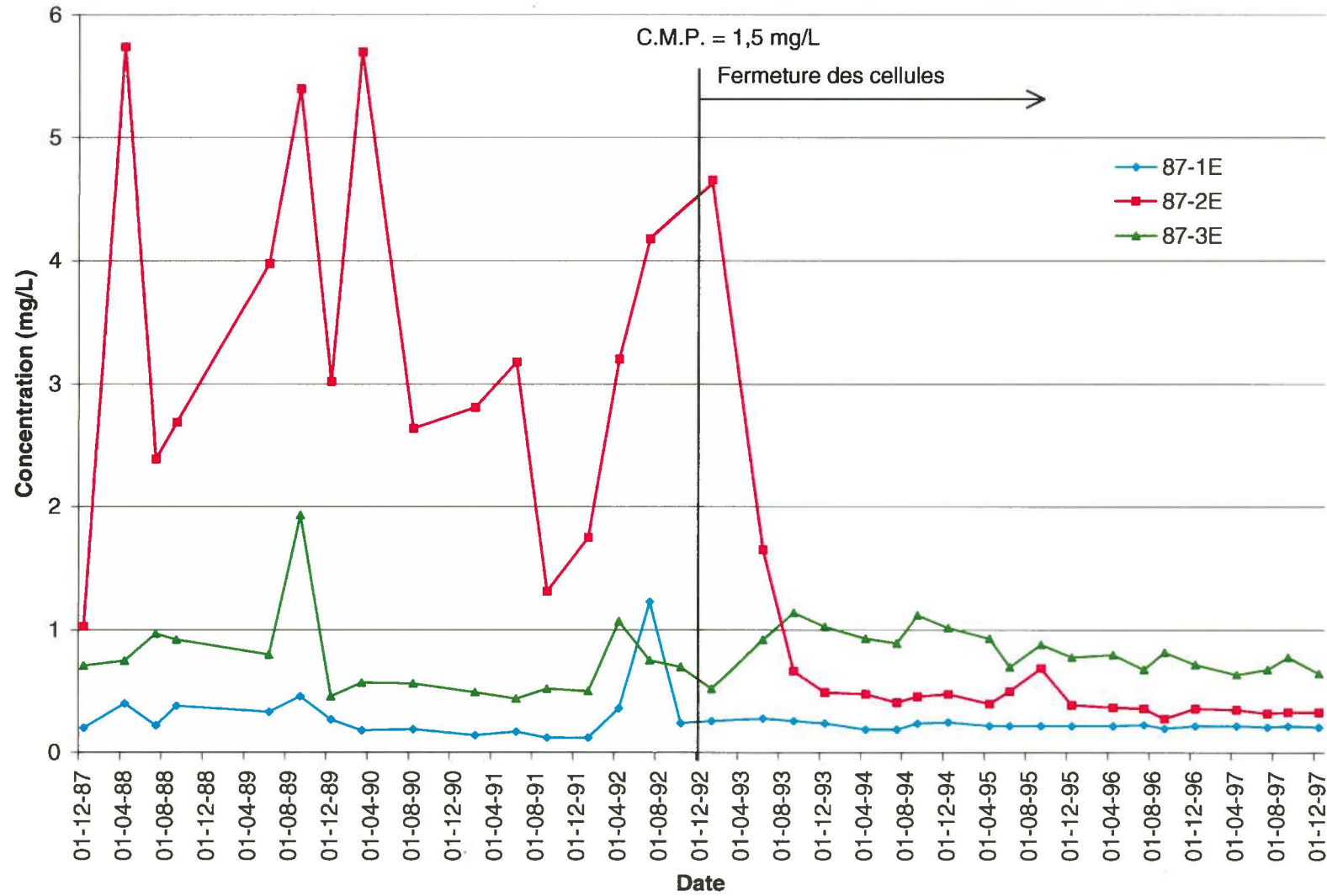
**FIGURE 3**  
**Puits de l'aquifère confiné**  
**Évolution des concentrations de fer**



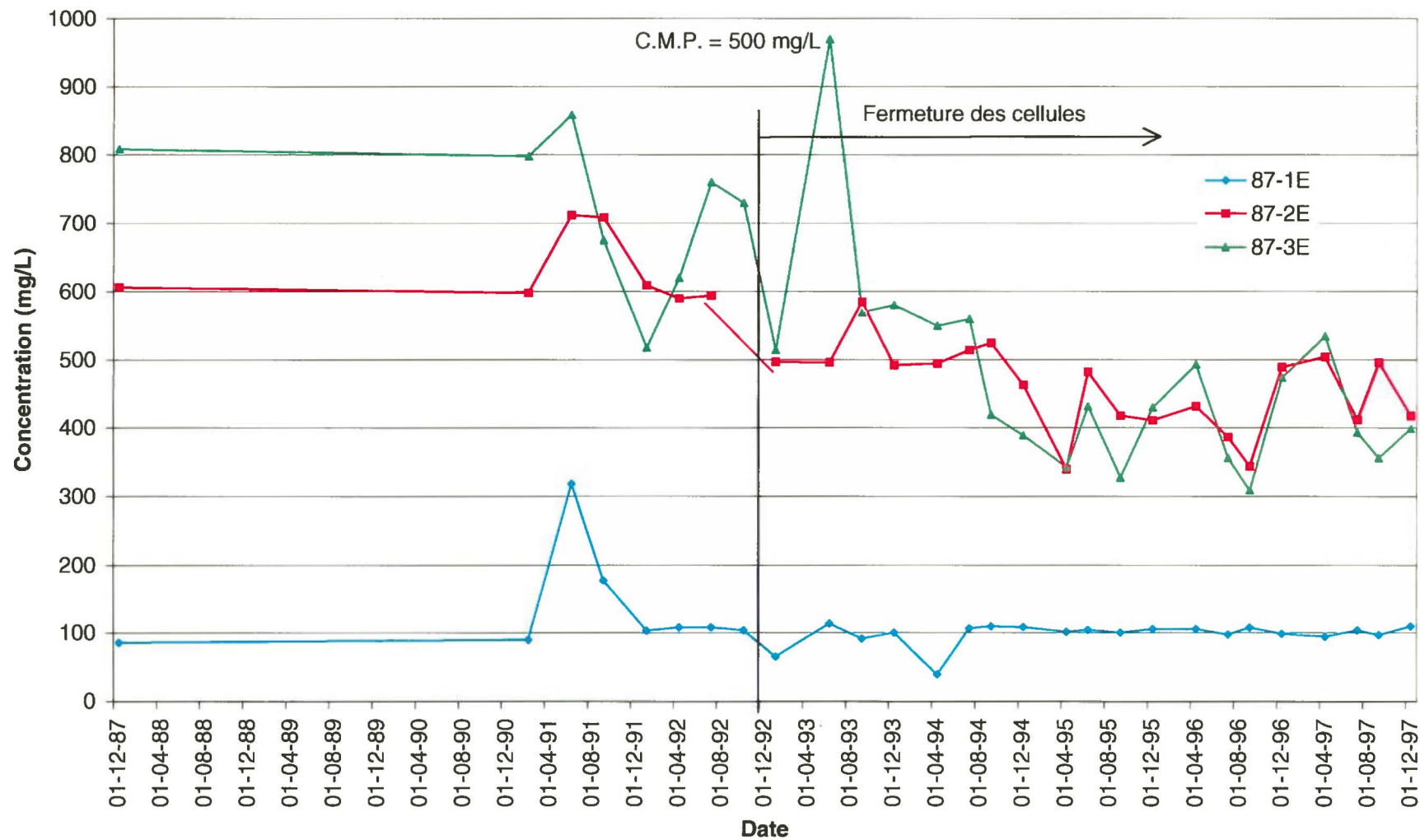
**FIGURE 4**  
**Puits de l'aquifère confiné**  
**Évolution des concentrations de zinc**



**FIGURE 5**  
**Puits de l'aquifère confiné**  
**Évolution des concentrations de fluorures**



**FIGURE 6**  
**Puits de l'aquifère confiné**  
**Évolution des concentrations de sulfates**



**TABLEAU 2**  
**CONCENTRATIONS ANNUELLES MOYENNES DE FER ET SULFATES**  
**DANS LES EAUX SOUTERRAINES**

	Année	Concentrations annuelles moyennes (mg/L)					
		Puits 87-1E (amont)		Puits 87-2E (milieu)		Puits 87-3E (aval)	
		Fer	Sulfates	Fer	Sulfates	Fer	Sulfates
<b>Période de pré-restauration</b>	1987-1992	0,24	129,3	14,0	625,5	6,86	748,0
<b>Période de post-restauration</b>	1993	< 0,01	93,3	6,21	518,1	4,84	658,8
	1994	0,09	91,5	0,78	499,8	2,46	479,5
	1995	0,03	103,5	0,95	416,0	2,98	383,3
	1996	0,19	103,6	0,73	413,3	3,59	397,0
	1997	0,03	101,5	0,71	458,0	1,13	420,8

## Chapitre 5, Section 5.3.1.2

### Question et commentaire du MEF :

*Le tableau 5.3 illustrant les résultats des échantillonnages de matières en suspension (MES) nous montre que les sections 2 et 5, les plus près des zones contaminées, subissent une hausse des matières en suspension lorsque l'on échantillonne près du fond. Les données du tableau 5.1 et de celui de la page 5-12 suggéreraient que des particules potentiellement polluées pourraient se déplacer et sortir des zones contaminées même lorsque les vitesses sont extrêmement faibles (0,02 à 0,05 m/s). Il y aurait lieu de vérifier si, lorsque les débits évacués sont maximaux au barrage de Coteau 1, il pourrait y avoir un phénomène de succion des sédiments contaminés. Les derniers paragraphes de la section 5.3.2.2 et 5.4.1 semblent en accord avec cette hypothèse. Le déplacement des particules pourrait donc survenir, de façon encore plus marquée, lors d'événements extrêmes ou en conditions hivernales qui « sont critiques et peuvent provoquer la remise en suspension d'une quantité appréciable de matières ».*

*Compte tenu de ce qui précède, une évaluation des conditions hydrologiques de la région pouvant être favorables à l'exportation de matériel contaminé, y compris dans les zones B et C où les particules sont plus fines, devrait être faite pour compléter le portrait du transport des particules dans ce secteur et cela, particulièrement lors d'événements extrêmes, incluant les forts débits, les glaces ou les vents.*

### Réponse :

Le MEF fait référence à l'étude hydrodynamique réalisée les 1 et 2 octobre 1996 près de l'Île-aux-Chats lorsque le débit total évacué aux ouvrages de contrôle de Coteau était de 628 m<sup>3</sup>/s. Les résultats de l'étude montrent que les particules de sédiments sont mises en suspension même à des vitesses de courant plutôt faibles. Les concentrations mesurées de matières en suspension sont généralement faibles, soit de l'ordre de 0,4 à 3,2 mg/L. Se basant sur ces résultats, le MEF s'inquiète de la possibilité que des débits supérieurs évacués aux barrages de Coteau puissent induire un phénomène de succion des sédiments.

Des débits élevés évacués à Coteau sont des événements généralement rares. Pour la période 1964-1991, de forts débits se sont produits à seulement deux occasions : 4 400 m<sup>3</sup>/s en mars 1973

et 4 500 m<sup>3</sup>/s en avril 1977 (source : Hydro-Québec, 1998). De tels débits entraînent nécessairement une augmentation des vitesses de courant dans les zones concernées.

Malgré la faible fréquence de forts débits aux ouvrages de Coteau, AlliedSignal a quand même procédé des modélisations hydrodynamiques détaillées, lesquelles sont présentées dans l'étude d'impact environnemental. Les conditions modélisées incluent les conditions extrêmes suivantes :

- débit élevé (4 533 m<sup>3</sup>/s à Coteau)
- vents forts (60 km/h)

Les vitesses de cisaillement calculées associées à ces conditions extrêmes sont présentées aux figures 24 et 26 du rapport de l'INRS présenté dans l'étude d'impact environnemental. Ces résultats incluent les Secteurs B et C tel que demandé dans les commentaires du MEF.

Lors de conditions de débits extrêmes, les vitesses de cisaillement dans le Secteur A varient entre 0,02 et 0,16 m/s. Les particules dont le diamètre  $d_{50}$  est inférieur à 0,37 mm peuvent être remises en suspension. De façon générale, les cendres de pyrite ont un  $d_{50}$  proche de 0,05 mm. Par conséquent, elles peuvent être transportées. Des traces d'érosion ont effectivement été observées à l'extrémité ouest du Secteur A (voir le rapport Phase II – 1988, Section 8.3.2).

Lors de conditions de débits extrêmes, les vitesses de cisaillement maximales dans le Secteur B sont inférieures à 0,02 m/s. Les particules dont le  $d_{50}$  est inférieur à 0,13 mm peuvent être remises en suspension. Le diamètre  $d_{50}$  des sédiments dans le Secteur B varie entre 0,008 et 0,08 mm. À cet égard, un débit extrême peut causer la remise en suspension des sédiments dans le Secteur B. Toutefois, les vitesses du courant dans ce secteur sont caractérisées par une rotation générale dans le sens des aiguilles d'une montre, tel qu'illustré à la figure 23 du rapport de l'INRS. Même si les sédiments fins du Secteur B sont remis en suspension, ils ne peuvent quitter la zone à cause de la nature des courants.

Lors de ces mêmes conditions extrêmes de courants, la vitesse de cisaillement maximale dans le Secteur C est généralement de l'ordre de 0,05 m/s. À cette vitesse, les particules dont le  $d_{50}$  est

inférieure à 0,22 mm peuvent théoriquement être remises en suspension. Les sédiments dans le Secteur C sont de diamètres variables et se caractérisent par des zones sableuses en aval, des affleurements rocheux et des zones plus silteuses. Cette morphologie est le résultat des courants qui ont dominé ce secteur dans le passé. Le fond du fleuve dans le Secteur C est soit érodé par les courants antérieurs, soit couvert d'une abondante végétation aquatique.

En conclusion, les constats suivants sont faits:

1. L'étude d'impact contient une évaluation détaillée des conditions hydrauliques et hydrodynamiques à l'intérieur de chacun des trois secteurs, et tient compte des conditions extrêmes de courants;
2. Des conditions extrêmes de courant peuvent générer le transport de particules hors du dépôt de cendres de pyrite (Secteur A). C'est une des raisons qui a conduit AlliedSignal à proposer la restauration de ce secteur;
3. Les matières remises en suspension dans le Secteur B peuvent difficilement s'échapper de la baie nord-est, même lors de conditions extrêmes de courant, compte tenu de la circulation rotative du courant qui maintient l'eau du Secteur B séparée du courant principal;
4. La re-suspension de matières fines dans le Secteur C est grandement empêchée par la présence d'une végétation aquatique dense. De grandes zones du Secteur C sont sableuses ou couvertes de cailloux et graviers. Cette morphologie est typique d'un fond érodé de rivière.

## Chapitre 6, Section 6.3.4

### Question et commentaire du MEF :

*Dans cette section, il est mentionné que « neuf stations de comparaison ont été retenues dont deux en aval des ouvrages de contrôle de Coteau pour ensuite être ramenées à cinq stations de comparaison ». Ceci correspondrait à la campagne de reconnaissance de l'automne 1996. À ce stade de l'étude, il est difficile de comprendre les critères qui ont conduit à la sélection de neuf puis de cinq autres stations de référence dont deux se retrouvent en aval des ouvrages de contrôle de Coteau dans un milieu radicalement différent de celui en amont. De plus amples informations sur le choix préliminaire et définitif de ces stations sont nécessaires avant d'aborder les résultats obtenus aux stations de comparaison et aux stations régulières. Ce commentaire est également valide pour le choix des stations de référence en regard de la végétation, du benthos et des poissons. Une section séparée traitant de cette question devrait être fournie pour bien clarifier les caractéristiques de ces stations, les raisons de leur choix et les types de comparaison qu'elles permettent.*

### Réponse :

Tel que noté, le choix des stations de comparaison a varié tout au long des phases successives de l'étude. De plus, le choix des stations de comparaison a varié en fonction des diverses composantes de l'étude, notamment la qualité chimique des sédiments (chapitre 6), l'analyse Triad (chapitre 9), les mollusques, les gastéropodes et les amphipodes (chapitre 9), et les poissons (chapitre 8). Le choix des stations de comparaison pour ces diverses composantes est expliqué ci-après. La localisation de toutes les stations de comparaison est montrée à la figure 7.

### Qualité chimique des sédiments (chapitre 6)

Au cours des quatre (4) campagnes d'échantillonnage des sédiments réalisées de 1987 à 1996, diverses stations amont ont été utilisées à titre comparatif. Ces stations étaient les suivantes :

<u>Campagne</u>	<u>Stations de comparaison</u>	<u>No. de station</u>
Campagne de 1987-88 :	2 stations - île de la Grosse-Pointe	SE-15, SE-16A
Campagne de 1990 :	5 stations - îles Lalonde, Giroux et d'Aloigny 3 stations - Coteau-Landing	SE-90-126 à SE-90-130 SE-90-30 à SE-90-32
Campagne de 1993 : (automne)	1 station - île de la Grosse-Pointe 1 station - îles Lalonde, Giroux et d'Aloigny	SE-93-91T SE-93-90T
Campagne de 1996 :	1 station - île de la Grosse-Pointe 1 station - Coteau-Landing 2 stations - îles Lalonde, Giroux et d'Aloigny 1 station - Entrée de la Baie de Valleyfield 2 stations - Région de la Pointe-Mouillée	ASR-07B ASR-06B AS-01R, AS-02R AS-03R AS-04R, AS-05R

Il est intéressant de noter que lors de la campagne de 1996, les sédiments de deux (2) stations situées en aval des ouvrages de Coteau ont aussi été prélevés et analysés à titre indicatif pour l'obtention de données régionales. Comme ces stations sont localisées en aval des ouvrages de Coteau, les données obtenues à celles-ci n'ont pas servi comme valeurs de comparaison dans l'analyse Triad.

Les premières stations de comparaison (1987-88) situées à l'Île de la Grosse-Pointe n'ont pas été considérées appropriées par le MEF (Note du MEF – 20 juillet 1990, Réf. : 5124-07-01-60305-2), qui a alors suggéré de choisir des stations de comparaison dans le secteur de Coteau-Landing. Ces stations près de Coteau-Landing ont par conséquent été choisies comme stations de comparaison lors de la campagne de 1990.

Les zones de comparaison situées à proximité des îles Lalonde, Giroux et d'Aloigny ont été choisies pour deux raisons : (i) compte tenu de la nature et de la granulométrie de ces sédiments, qui étaient similaires à ceux trouvés à l'Île-aux-Chats, et (ii) en raison de leur proximité de ceux de l'Île-aux-Chats reflétant ainsi un milieu avec des conditions physiques similaires.

L'analyse des données obtenues en 1996 aux différentes stations de comparaison a indiqué que les stations les plus récentes et les plus représentatives des conditions prévalant dans les

sédiments en amont de l'Île-aux-Chats, sont les stations AS-01R et AS-02R situées près des îles Lalonde, Giroux et d'Aloigny.

#### Analyse Triad (chapitre 9)

Le but principal de la campagne d'échantillonnage des sédiments réalisée en 1996 était d'obtenir des données pour l'étude écotoxicologique présentée au Chapitre 9 de l'étude d'impact. Sept (7) stations de comparaison localisées à divers endroits du lac Saint-François, à l'amont de l'Île-aux-Chats, ont tout d'abord été identifiées en vue d'être sélectionnées pour l'analyse Triad (campagne de reconnaissance). Cette première sélection s'est effectuée selon l'état des connaissances quant à la nature et la qualité des sédiments, le type d'habitat et les courants. Les sédiments à ces sept (7) stations ont donc été échantillonnés et soumis à des analyses chimiques. Lors de cette campagne de reconnaissance, l'habitat et les milieux physique et biologique à l'endroit de ces stations ont également été étudiés. De ces sept (7) stations amont, cinq (5) stations ont été retenues dans le cadre de l'analyse Triad en raison du faible niveau de contamination des sédiments, de la granulométrie de ceux-ci, souvent comparable à celle des sédiments situés à proximité de l'Île-aux-Chats, et des similitudes observées concernant l'habitat aquatique, plus particulièrement la densité de macrophytes submergés.

De plus, seulement quatre (4) de ces cinq (5) stations de comparaison sélectionnées ont été retenues suite à la comparabilité des essais de toxicité. Ainsi seules les stations de comparaison amont AS-01R, AS-02R, AS-03R et AS-04R ont été retenues pour l'analyse Triad.

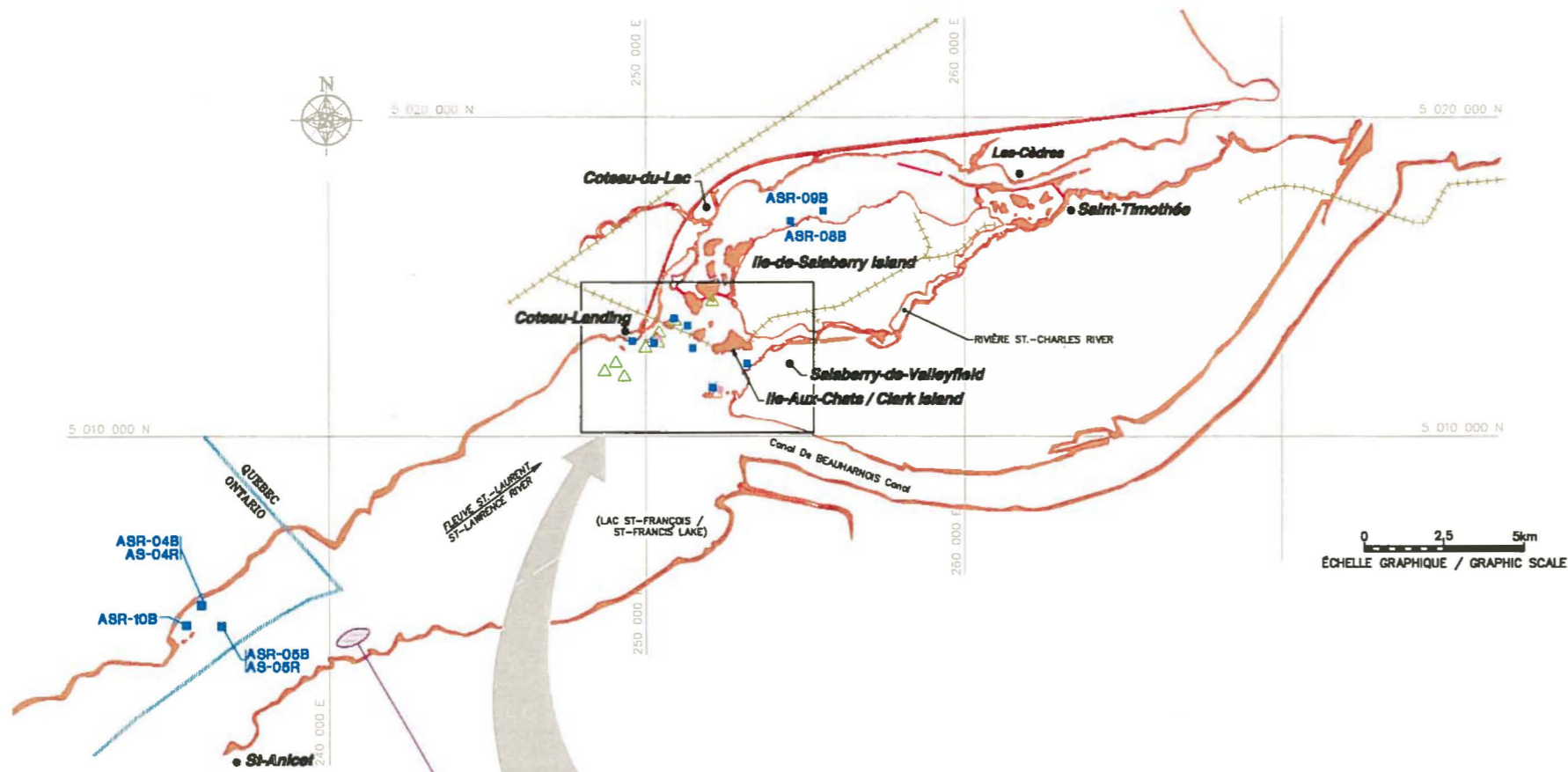
### Mollusques, gastéropodes et amphipodes (chapitre 9)

En 1996, quelques échantillons de mollusques et de gastéropodes ont été prélevés à certaines stations de comparaison sises en amont de l'Île-aux-Chats dans le but d'obtenir des données régionales sur la qualité de ces espèces. Ces mollusques et gastéropodes n'étant disponibles qu'à certaines stations, ils ont été prélevés systématiquement aux endroits où ils étaient présents. Tel que mentionné au Chapitre 9, une seule zone de comparaison ayant des caractéristiques similaires à celles du secteur B à l'Île-aux-Chats a été identifiée, soit la zone de la Pointe Mouillée où des mollusques ont été prélevés à trois sous-stations différentes.

Pour les amphipodes épibenthiques, ils ont été prélevés dans la zone de comparaison de l'île de la Grosse-Pointe compte tenu de la présence significative de la plante aquatique *Vallisneria americana* à laquelle ils sont généralement associés. Leur présence dans cette zone était significative par rapport aux autres zones de comparaison examinées dans le lac Saint-François.

### Poissons (chapitre 8)

En 1996 et 1997, des poissons (perchaudes et grand brochets) ont été pêchés dans la zone de comparaison de Saint-Anicet. Cette zone a été choisie en raison de la quantité importante de brochets, tel que mentionné par les pêcheurs locaux. Les brochets étant plus difficile à capturer que les perchaudes, il a été jugé adéquat de choisir cette zone, sise bien en amont de l'Île-aux-Chats.



**LÉGENDE / LEGEND:**

- SE-15-90 □ STATION D'ÉCHANTILLONAGE / SAMPLING STATION (1988)
- SE-90-30 △ STATION D'ÉCHANTILLONAGE / SAMPLING STATION (1990)
- SE-93-91T ● STATION D'ÉCHANTILLONAGE / SAMPLING STATION (1993)
- ASR-04B ■ STATION D'ÉCHANTILLONAGE / SAMPLING STATION (1986)

**STATIONS DE COMPARAISON CHOISIES: CHOSEN BACKGROUND STATIONS:**

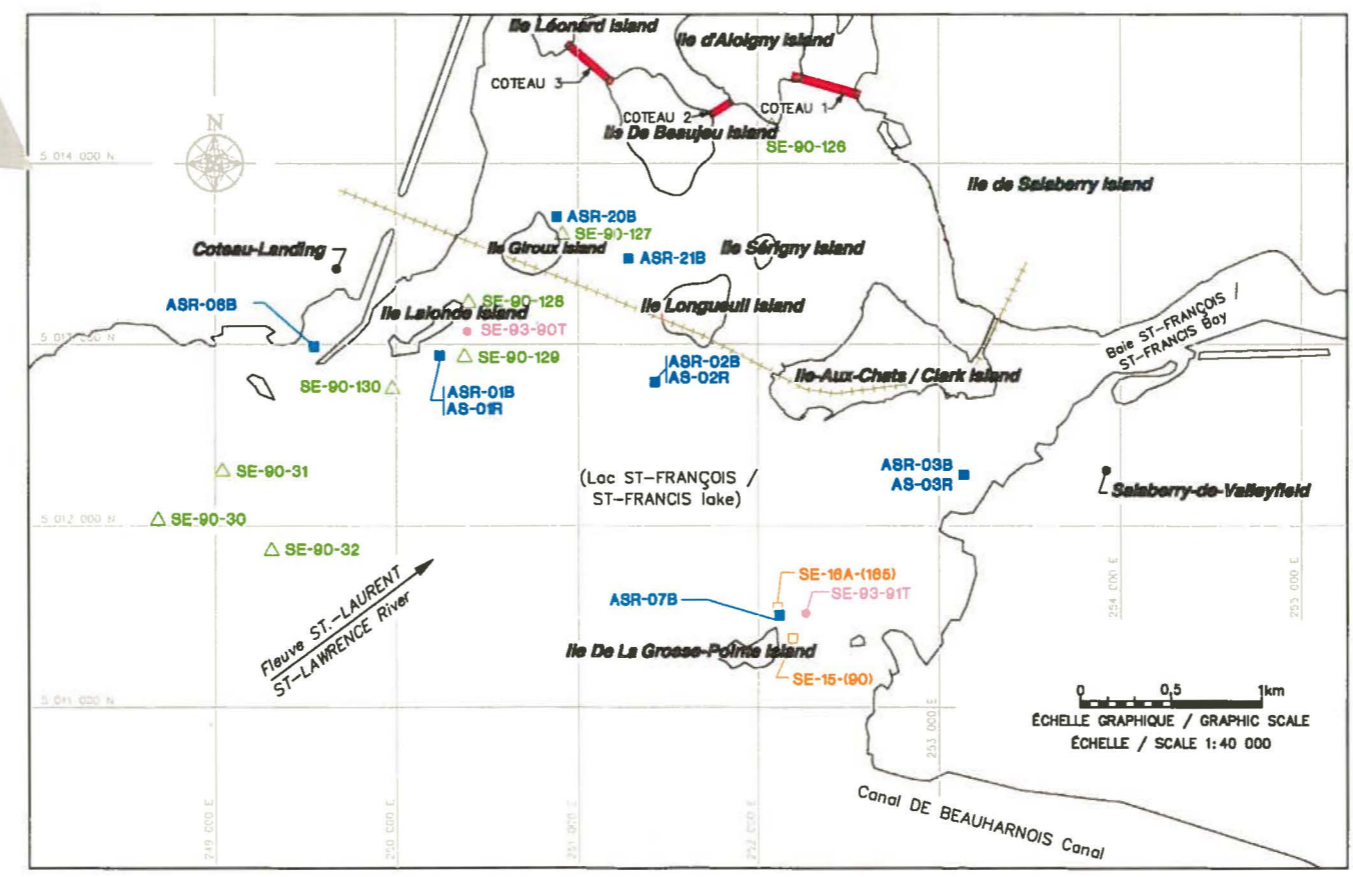
CHIMIE DES SÉDIMENTS / SEDIMENT CHEMISTRY:  
AS-01R, AS-02R


ANALYSE TRIAD / TRIAD ANALYSIS:  
AS-01R, AS-02R, AS-03R, AS-04R

MOLLUSQUES ET GASTÉROPODES / MOLLUSKS AND GASTEROPODS:  
AS-01R, AS-02R, ASR-06B, ASR-07B, ASR-08B, ASR-09B, ASR-10B, ASR-20B, ASR-21B

AMPHIPODES ÉPIBENTHIQUES / EPIBENTIC AMPHIPODS:  
ASR-07B

POISSONS (BROCHET ET PERCHES): FISH (NORTHERN PIKE AND YELLOW PERCH):  
SECTEUR DE ST-ANICET / AREA DOWNSTREAM OF ST-ANICET






**ENGINEERED MATERIALS**

SITE DE L'ÎLE-AUX-CHATS / CLARK ISLAND SITE  
ÉTUDE D'IMPACT ENVIRONNEMENTAL / ENVIRONMENTAL IMPACT STUDY

**STATIONS D'ÉCHANTILLONNAGE  
DANS LES ZONES DE COMPARAISON /  
BACKGROUND SAMPLING STATIONS**

DATE: 10 / 1998	PROJECT: 5804
	
FIGURE 7	

## Chapitre 6, Section 6.6

### Question et commentaire du MEF :

*Le dernier paragraphe de la page 6-44 fait référence au tableau 6.7 où l'on compile les concentrations de contaminants dans les sédiments aux stations de référence en amont de l'île aux Chats. L'affirmation indiquant que « seul le fer dans la région de Côteau-Landing dépassait légèrement le niveau de tolérance » devrait être corrigée car le sélénium dépasse également le critère de 5 mg/kg établi par la Commission mixte internationale pour les Grands Lacs et présenté au tableau 6.1.*

### Réponse :

Effectivement, les concentrations de sélénium dans les sédiments prélevés en 1990, en amont, dans la région de Coteau-Landing (SE-90-30, SE-90-31 et SE-90-32), dépassaient le critère de 5 mg/kg établi par la Commission Mixte Internationale (CMI) pour les Grands Lacs. Ces valeurs variaient de 15,30 à 19,40 mg/kg.

**Chapitre 6, Section 6.6 (suite)****Question et commentaire du MEF :**

*Cette section résume les données de sédiments prélevés au fil des ans dans les diverses zones contaminées et zones de comparaison et a été structurée de façon à mettre en évidence une diminution des concentrations des contaminants dans les sédiments de 1987 à 1996. Cette démonstration est cruciale puisqu'elle justifie le fait de ne considérer que les résultats de 1996, pour l'étude écotoxicologique, présentés au Chapitre 9.*

*Après analyse, on constate qu'il n'y a que quatre années de données, les échantillons sont en nombres variables, les stations varient, l'évolution des concentrations est différente selon les paramètres et les méthodes analytiques ont été changées. Les concentrations moyennes par secteur et par année (tableau 6.8 pour les inorganiques) ne présentent pas une image claire. À titre d'exemple, pour les secteurs A, B et C, les concentrations moyennes par année sont les plus faibles en 1987, 1990 ou 1993 pour les métaux suivants : As, Cd, Cu, Fe, Hg, Ni et Zn. Les échantillons de l'année 1996 ne présentent la plus faible concentration moyenne que pour le Pb (les 3 secteurs), le Se (2 secteurs) et le Cr (1 secteur). Notons, cependant, qu'il n'y a pas eu d'analyse chimique effectuée en 1993 pour ces trois métaux.*

*Les variations des concentrations moyennes en fonction de l'année d'échantillonnage pourraient-elles refléter une hétérogénéité horizontale de la contamination? Une analyse des résultats basée sur une comparaison détaillée entre les stations d'échantillonnage, de leur situation géographique précise, des caractéristiques physiques de leurs sédiments, des conditions sédimentologiques présentes ainsi que de l'épaisseur de la colonne de sédiments et de l'échantillon de sédiments, n'aurait-elle pas été nécessaire pour supporter l'hypothèse d'une diminution des concentrations dans le temps? L'analyse de l'évolution temporelle des concentrations devrait être reprise en ce sens afin de prouver, s'il y a lieu, que la contamination des sédiments a évolué à la baisse au cours des dernières années.*

**Réponse :**

Toutes les données sur la qualité des sédiments au pourtour de l'Île-aux-Chats sont présentées au Chapitre 6 et sont résumées aux tableaux 6.8 et 6.9 de l'étude d'impact. À titre indicatif, des moyennes annuelles pour chacun des secteurs ont été présentées au tableau 6.8. Il est à noter que les données obtenues en 1993 sont peu représentatives de l'ensemble d'un secteur puisqu'elles proviennent d'échantillons prélevés le long de la rive de Grande-Île seulement. Des courbes d'iso-

concentrations ont également été tracées tel qu'illustré aux figures 6.26 et 6.47. Ces courbes d'iso-concentrations pour chacun des métaux ont été présentées pour deux périodes distinctes, soit 1987-1993 et 1996. Les raisons qui ont justifié le choix de ces deux périodes sont principalement les suivantes :

- . la période 1987-1993 est représentative des conditions prévalant avant la restauration du site de l'Île-aux-Chats;
- . la période 1996 est représentative des conditions prévalant suite à la restauration du site de l'Île-aux-Chats;
- . les méthodes analytiques et les programmes de AQ/CQ se sont significativement améliorés dans les dernières années.

Toutes les données analytiques obtenues lors de chaque campagne d'échantillonnage sont présentées dans l'étude d'impact environnemental, sous forme de tableaux et de figures, et plusieurs interprétations sont possibles. La façon d'interpréter les données est basée sur les raisons évoquées précédemment.

Les résultats analytiques obtenus en 1996 ont été utilisés dans l'étude écotoxicologique parce qu'ils provenaient des mêmes échantillons homogénéisés prélevés aux mêmes stations que les sédiments utilisés pour les bio-essais (chapitre 9). Ces résultats ont donc été utilisés parce qu'ils constituaient une série consistante de données pour l'analyse Triad, et non parce que les données indiquaient une diminution générale des concentrations dans chacun des secteurs.

Tel que noté par le MEF, il est vrai que pour chacune des années d'échantillonnage, les échantillons sont en nombres variables, la localisation des stations varie et que les méthodes analytiques diffèrent parfois. À cet égard, il est probable que les concentrations annuelles moyennes par secteur ne représentent pas une image claire de la situation. Dans le but de mieux représenter les conditions du site avant et après la restauration de l'île, des courbes d'iso-concentrations ont été tracées.

Comme l'indiquent les courbes d'iso-concentrations, il est clair que, dans l'ensemble, il y a une diminution des concentrations de presque tous les métaux analysés. Cette diminution est probablement associée à la restauration de l'île, laquelle a permis d'éliminer la possibilité que les rejets au fleuve en provenance des eaux de ruissellement et de percolation ne continuent de contaminer les sédiments.

Dans l'étude d'impact environnemental, il est mentionné, qu'en 1996, il semble y avoir une certaine diminution des concentrations en métaux et de l'étendue de la contamination dans les sédiments de surface comparativement à la situation observée pour la période 1987-1993. Une analyse des résultats basée sur une comparaison détaillée entre les stations d'échantillonnage, leur situation géographique précise, les caractéristiques physiques des sédiments, les conditions sédimentologiques présentes et l'épaisseur de la colonne de sédiments, est relativement complexe à réaliser et ne permettrait probablement pas de conclure d'une façon plus convaincante compte tenu des nombreux facteurs à considérer. Bien qu'il y ait une certaine hétérogénéité horizontale de la contamination, il appert que la diminution observée est systématique dans tous les secteurs ainsi que pour presque tous les métaux. De plus, les stations d'échantillonnage choisies en 1996 sont relativement bien réparties sur l'ensemble des secteurs et devraient être représentatives de l'état de la contamination des sédiments de surface pour l'année 1996.

## Chapitre 6, Section 6.6.1

### Question et commentaire du MEF :

*Cette section présente, entre autres, les données sur le mercure. Malgré les hypothèses émises dans le rapport, il apparaît difficile de présumer que les concentrations élevées de Hg, mesurées en 1990, peuvent être attribuées à des problèmes analytiques. Ainsi :*

- A. *l'information du programme d'assurance-qualité sur les analyses de sédiments de 1990 (annexe 5 du Rapport Phase III, novembre 1990) ne fournit aucune indication laissant présager un problème analytique particulier ;*
- B. *les deux échantillons de 1996, apparemment prélevés aux mêmes endroits que les deux échantillons les plus concentrés en Hg de 1990, n'ont vraisemblablement pas été prélevés sur des sites pouvant être qualifiés de "mêmes endroits" comme l'illustre le tableau suivant :*

# Échantillon	[Hg]	Profondeur (m)	Remarques
SE-90-14	151,9	6,24	10 cm supérieurs d'une carotte boue noire et fine
AS-07B	8,57	5,64	10 cm supérieurs d'une benne silt sableux, traces d'huile
SE-90-15	158,9	4,95	15 cm supérieurs d'une carotte boue noire-rouge, sable
AS-09B	7,57	4,50	10 cm supérieurs d'une benne silt sableux, beaucoup de végétation

*Il faut considérer que l'échantillonnage par carottier, comme ce fut le cas pour les échantillons SE-90-14 et SE-90-15, permet généralement une récupération plus précise et fine des échantillons de sédiments. À titre d'exemple, sur les 19 échantillons de sédiments de surface récoltés dans la zone d'étude sans l'aide d'un carottier en juin 1990, 15 étaient constitués en partie ou en tout de substrat naturel. Un échantillonnage plus fin aurait permis de séparer les sédiments du substrat naturel.*

*Dans ce contexte, la présence de substrat naturel dans des échantillons et la dilution des sédiments contaminés pourraient-elles conduire à une sous-estimation du niveau de contamination des sédiments? Le tableau suivant, qui présente les moyennes des concentrations en Hg mesurées*

dans les échantillons SE-90-102 à SE-90-120 en fonction de la présence de substrat naturel dans l'échantillon et du secteur d'étude, suggère en effet cette hypothèse :

Secteur	Concentration de Hg	
	Présence de substrat naturel	Absence de substrat naturel
B	0,57 (7) <sup>1</sup> [nd - 1,69] <sup>2</sup>	4,62 (2) [3,90 - 5,35]
C	0,13 (3) [0,07 - 0,24]	2,30 (1)
Sud	0,09 (5) [0,02 - 0,33]	1,72 (1)

<sup>1</sup> : nombre de stations

<sup>2</sup> : écart des valeurs

Il y aurait lieu d'inclure, dans l'analyse de la contamination des sédiments, la possibilité que les résultats obtenus puissent être le reflet de variations fines de la distribution horizontale du Hg dans les sédiments. Il s'avère que des variations subtiles de la grosseur et du type de particules composant le sédiment ont un impact majeur sur les niveaux de Hg. Ceci implique que les variations fines de la bathymétrie et de la vitesse du courant sont des facteurs prépondérants dans la modulation de la variabilité spatiale des concentrations du Hg<sup>1</sup>.

Sur la base des renseignements disponibles, est-il justifié de traiter les données de 1996 indépendamment des autres données? Le regroupement de l'ensemble des données pour tracer la carte d'iso-concentration et d'étendue de la contamination pour le mercure et les autres métaux semble être une meilleure approche.

### **Réponse :**

En ce qui concerne la méthode d'échantillonnage des sédiments, AlliedSignal ne croit pas que l'utilisation d'un carottier permet une récupération plus fine et plus précise des échantillons de

<sup>1</sup> Bubb, J.M., Williams, T.P. et J.N. Lester, 1993. The behaviour of mercury within a contaminated tidal river system. Wat. Sci. Tech., 28 (8-9) : 329-338.

sédiments. La présence de la colonne d'eau aux stations à grande profondeur ainsi que la teneur en eau naturelle généralement élevée dans les sédiments génèrent souvent une faible récupération des échantillons prélevés à l'aide d'un carottier. Par exemple, aux stations SE-90-14 et SE-90-15, où les résultats de 1990 indiquent de fortes concentrations de mercure, la récupération des sédiments dans le carottier était respectivement de 86 % et de 66 %. Les échantillons prélevés en 1996 à l'aide d'un échantillonneur à benne de type "Van Veen" étaient des échantillons non-remaniés, correspondant à une récupération de 100 %. De plus, à chaque fois que des indications physiques étaient observées permettant de conclure que l'échantillon avait été remanié en cours d'échantillonnage, celui-ci était rejeté, et un autre échantillon était prélevé.

L'étude d'impact environnemental ne conclut pas en spécifiant qu'il n'y a pas de mercure dans les sédiments, mais questionne plutôt deux résultats analytiques obtenus en 1990 (> 100 ppm), qui sont étonnamment élevés, et qui ne se reproduisent pas dans les échantillons prélevés dans le même secteur en 1996. De telles concentrations élevées de mercure (> 100 ppm) n'ont jamais été observées dans les sédiments prélevés ailleurs dans le fleuve Saint-Laurent. Il semble plus vraisemblable que des problèmes analytiques se soient produits en 1990, bien que les données d'assurance et de contrôle de qualité n'apportent aucune évidence pour supporter cette affirmation. Il est possible qu'il y ait certaines variations dans la distribution horizontale du mercure dans les sédiments. Toutefois, les concentrations élevées de mercure obtenues en 1990 ne se sont jamais reproduites dans les années suivantes, et n'ont pas été mesurées dans les sédiments adjacents.

Le Ministère fait une comparaison entre les concentrations de mercure mesurées dans les sédiments de surface des stations SE-90-102 à SE-90-120 en présence et en l'absence de substrat naturel dans les échantillons prélevés. La différence entre le substrat naturel et les sédiments est plutôt subjective. Le substrat a de façon générale été associé aux sédiments constitués de particules plus grossières (sable), naturellement présentes à la surface du lit du fleuve. Le type de sédiments et les concentrations de mercure mesurées dans les échantillons prélevés aux stations SE-90-102 à SE-90-120 sont présentés au tableau 3.

TABLEAU 3

Nature et concentrations de mercure dans les échantillons de sédiments  
 des stations SE-90-102 à SE-90-120

Secteur	Granulométrie	Échantillon	Concentration en mercure (ppm)
B	Fine <sup>1</sup>	SE-90-108	5,35
		SE-90-109	1,69
		SE-90-110	1,01
		SE-90-111	3,9
	Grossière <sup>2</sup>	SE-90-112 <sup>3</sup>	0,78
		SE-90-113	0,36
		SE-90-114	0,08
		SE-90-115	0,06
		SE-90-116	-
C	Fine	SE-90-120	2,3
	Grossière	SE-90-117	0,07
		SE-90-118	0,24
		SE-90-119	0,08
Sud	Fine	SE-90-104	1,72
	Grossière	SE-90-102 <sup>3</sup>	0,05
		SE-90-103	0,03
		SE-90-105 <sup>3</sup>	0,33
		SE-90-106 <sup>3</sup>	0,02
SE-90-107	0,02		

<sup>1</sup> : Granulométrie fine : sédiments silteux

<sup>2</sup> : Granulométrie grossière : sédiments sableux

<sup>3</sup> : Granulométrie fine et grossière : sédiments silteux avec présence de sable

En comparant bien les échantillons SE-90-102 à SE-90-120 en terme de granulométrie et de concentrations en mercure, il apparaît plutôt que les concentrations les plus élevées sont généralement associées aux sédiments les plus fins (silt), ce qui corrobore la théorie selon laquelle les contaminants s'adsorbent plus facilement aux particules fines compte tenu de leur plus grande surface spécifique. Ceci explique les faibles concentrations de mercure dans les échantillons de sédiments plus grossiers, lesquels ont été identifiés comme du substrat naturel.

Compte tenu de ce qui précède, on ne peut pas dire qu'il y ait eu dilution des sédiments contaminés avec le substrat naturel. Les échantillons de sédiments sont en fait composés de sédiments à granulométrie fine ou grossière dépendant de la zone où ils ont été prélevés. La variation dans la distribution de leur granulométrie entraîne des variations importantes des concentrations de mercure.

Il est certain qu'il y a une certaine hétérogénéité horizontale de la contamination dans les sédiments de surface compte tenu d'une part de la nature des sédiments, et d'autre part, des nombreux facteurs physiques qui composent l'environnement naturel du milieu. Néanmoins, tel que spécifié précédemment, les données analytiques de 1996 sur la qualité des sédiments ont été traitées individuellement des autres puisqu'elles représentent l'état du milieu naturel suite à la restauration de l'Île-aux-Chats. Les données de 1996 ont également été obtenues en utilisant les plus récentes méthodes analytiques, et ont été l'objet d'un programme de AQ/CQ plus élaboré que dans les années antérieures.

Malgré une hétérogénéité horizontale présumée de la distribution de la contamination, il est clair que les données de 1996 montrent une diminution des concentrations et de l'étendue de la contamination par rapport aux données obtenues dans les années antérieures, et ce, pour la plupart des métaux à l'étude.

Le traitement des données de 1996 indépendamment des autres données constitue un choix professionnel, lequel a été jugé comme la meilleure approche pour évaluer les conditions actuelles suite à la restauration de l'Île-aux-Chats.

### Chapitre 6, Section 6.6.4.1

#### Question et commentaire du MEF :

*À la deuxième ligne de la page 6-80, on devrait plutôt lire « ...3,1 mg/kg et 0,86 mg/kg... » si on se réfère au tableau 6.14.*

#### Réponse :

Le Ministère a effectivement raison. À la seconde ligne de la page 6-80, le lecteur devrait lire 3,1 mg/kg et 0,86 mg/kg au lieu de 3 100 mg/kg et 860 mg/kg.

## Chapitre 7, Section 7.2

### **Question et commentaire du MEF :**

*Le tableau 7.1 et la section 7.2 utilisent deux critères de qualité de l'eau pour juger de la contamination engendrée par la zone contaminée. Il apparaît essentiel d'utiliser également des critères de toxicité chronique car ce sont ces derniers qui permettent d'assurer une protection à long terme des différents usages de l'eau. Il y aurait lieu de compléter le tableau et la section nommés plus haut en tenant compte de ces critères.*

### **Réponse :**

Les concentrations maximales permises (CMP) et les critères de toxicité aiguë (CTA) ont été utilisés dans l'étude d'impact environnemental pour évaluer la qualité des eaux du fleuve. L'utilisation des critères CMP est liée au fait que les eaux du fleuve peuvent être utilisées comme approvisionnement en eau potable. L'utilisation des critères CTA a été suggérée par le MEF à la fin de l'étude Phase III (1990) lorsque des valeurs de CTA spécifiques au site ont été publiées par celui-ci pour le projet de restauration de l'Île-aux-Chats.

Des critères de toxicité chronique (CTC) sont maintenant proposés par le Ministère en vue d'évaluer si les usages à long terme de l'eau sont également protégés. De façon générale, les critères de toxicité chronique sont beaucoup plus sévères que les critères de toxicité aiguë et les concentrations maximales permises dans l'eau potable, qui étaient tous les deux présentés dans l'étude d'impact environnemental. En général, les valeurs de CTC sont faibles et pour quelques paramètres (Cr, Cu, Hg), ces valeurs sont en fait inférieures aux limites actuelles de détection analytique. Les valeurs de CTC et les limites de détection analytique sont comparées au tableau 4.

Ces trois paramètres ont souvent été non détectés. Quand des concentrations étaient détectées pour ceux-ci, elles étaient mesurées en concentrations très proches de la limite de détection. Une comparaison de valeurs faibles ou non détectées avec des critères qui sont inférieurs aux limites de détection n'aurait pas de sens.

**TABLEAU 4**  
**CRITÈRES DE TOXICITÉ CHRONIQUE ET LIMITES DE DÉTECTION ANALYTIQUE**  
**POUR LES PARAMÈTRES CONCERNÉS**

Paramètre	Limite de Détection	C.T.C. <sup>1</sup>
<u>Caractéristiques</u> pH -	0,05	6,5 - 9,0
<u>Ions</u> Chlorures (mg/L)	0,2	230
<u>Métaux</u> Aluminium (mg/L) Arsenic (mg/L) Cadmium (mg/L) Chrome (total)(mg/L) Cuivre (mg/L) Fer (mg/L) Mercure (mg/L) Nickel (mg/L) Plomb (mg/L) Sélénium (mg/L) Vanadium (mg/L) Zinc (mg/L)	0,01 0,001 0,0003 0,003 0,01 0,01 0,0002 0,001 0,001 0,001 0,001 0,01	0,087 <sup>a</sup> 0,050 0,0013 <sup>b</sup> 0,002 0,0028 <sup>b</sup> 0,3 0,000006 0,184 <sup>b</sup> 0,004 <sup>b</sup> 0,005 0,014 0,137 <sup>b</sup>
<u>Organiques</u> BPC (µg/L)	0,1	0,001
<u>Pesticides</u> DDT + Métabolites (µg/L)	0,05 – 0,1	0,001

<sup>1</sup> :C.T.C. : critère de toxicité chronique (Direction du milieu aquatique, MEF, 1990)

<sup>a</sup> :valide pour un pH entre 6,5 et 9

<sup>b</sup> :dépend de la dureté : une dureté de 120 mg/L de CaCO<sub>3</sub> a été considérée pour le lac St-François

Cette comparaison est toutefois significative pour certains métaux détectés tels que le cadmium, le plomb et le zinc pour lesquels les limites de détection sont inférieures aux valeurs de CTC. Pour ces métaux, les dépassements des valeurs de CTC par les concentrations mesurées sont présentés au tableau 5.

Pour le cadmium et le zinc, les dépassements par rapport aux critères de toxicité chronique sont relativement marginaux. Les concentrations mesurées de cadmium ont dépassé le critère à deux occasions en 1990, et seulement une fois en 1995. Les concentrations mesurées de zinc ont dépassé le critère en 1988, et une fois seulement en 1993, et ce très marginalement.

Le plomb a dépassé le critère en janvier 1988, en juin 1990, en décembre 1993, et en août 1995. Pour janvier 1988, des dépassements ont été également notés dans la zone amont. En juin 1990, des valeurs au-delà du critère ont aussi été mesurées au sud de l'île, une zone non affectée par les activités industrielles de l'Île-aux-Chats. Ainsi pour ces deux événements précédents, il est fort possible que l'origine du plomb dans les eaux du fleuve autour de l'Île-aux-Chats se trouve en amont. En 1993 et en 1995, aucune station de comparaison amont n'a été échantillonnée. Il n'est donc pas possible de déterminer l'origine des valeurs de plomb mesurées dans les Secteurs A, B et C. Il faut également souligner que du plomb a été mesuré en concentration légèrement supérieure au critère de toxicité chronique en 1996 dans la zone de comparaison amont.

En résumé, la comparaison des données de qualité de l'eau du fleuve avec les critères de toxicité chronique semble être significative pour seulement le cadmium, le plomb et le zinc. Dans l'ensemble, le cadmium et le zinc ont dépassé les critères seulement au cours de la période 1988-1990, soit avant la restauration de l'Île-aux-Chats. Le plomb a dépassé le critère tant dans la zone de l'Île-aux-Chats que dans la zone de comparaison amont.

**TABLEAU 5**  
**PARAMÈTRES DANS LES EAUX DU FLEUVE**  
**QUI DÉPASSENT LES CRITÈRES DE TOXICITÉ CHRONIQUE**

Secteur	Date	No. de stations	Paramètres - Concentrations mesurées (mg/L)		
			Cadmium	Plomb	Zinc
A	Jan. 88	3	-	0,07	0,19
	Avril 88	1	-	-	0,34
	Juil. 88	1	-	-	0,38
	Oct. 88	2	-	-	0,18
	Juin 90	1	-	0,011	-
	Juil. 90	1	0,0018	-	-
	Août. 95	4	-	0,005	-
B	Juin 93	1	-	-	0,14
	Déc. 93	1	-	0,012	-
C	Jan. 88	2	-	0,07	-
	Juin 90	1	-	0,006	-
	Août. 95	3	0,0027	-	-
Sud de l'Île	Jan. 88	6	-	0,07	-
	Juin 90	2	-	0,005 - 0,010	-
	Juil. 90	1	0,005	-	-
Zone de comparaison amont	Jan. 88	3	-	0,07	-
	Août. 96	1	-	0,006	-
<b>Critères de toxicité chronique</b>			<b>0,0013</b>	<b>0,004</b>	<b>0,137</b>
<b>Limites de détection</b>			<b>&lt; 0,0050 et &lt; 0,0003</b>	<b>&lt; 0,05 et &lt; 0,001</b>	<b>&lt; 0,01</b>

**Chapitre 7, Section 7.4.3**

**Question et commentaire du MEF :**

À la lumière du tableau 7.10, on peut constater que la très grande majorité (86 % et 89 %) des échantillons d'eau ont été prélevés à la surface de l'eau dans les secteurs les plus contaminés (A et B). Il y a donc ici une sous-estimation probable de la contamination. Malgré cela, on remarque que dans la zone de comparaison, le pourcentage de détection est plus faible que dans les deux principales zones contaminées.

<b>Pourcentage de détection</b>			
<i>Élément</i>	<i>Zone de comparaison</i>	<i>Secteur A</i>	<i>Secteur B</i>
<i>Hg</i>	0 %	31 %	21 %
<i>Se</i>	0 %	31 %	37 %
<i>Zn</i>	57 %	52 %	46 %
<i>As</i>	14 %	33 %	41 %
<i>Fe</i>	43 %	86 %	84 %

*C'est donc dire que, pour des éléments fortement associés aux opérations passées de AlliedSignal, il est plus probable de détecter une contamination lorsqu'on échantillonne dans les deux principales zones contaminées par rapport à la zone de comparaison. Dans le cas du zinc, où les pourcentages de détection sont presque équivalents, on remarque que les dépassements du critère de toxicité chronique (0,124 mg/l) sont plus nombreux dans les zones contaminées que dans la zone de comparaison. À la lumière de ces résultats, l'initiateur pourrait-il nuancer son affirmation à l'effet que les zones contaminées A et B n'ont pas d'effet sur la qualité de l'eau du fleuve?*

**Réponse :**

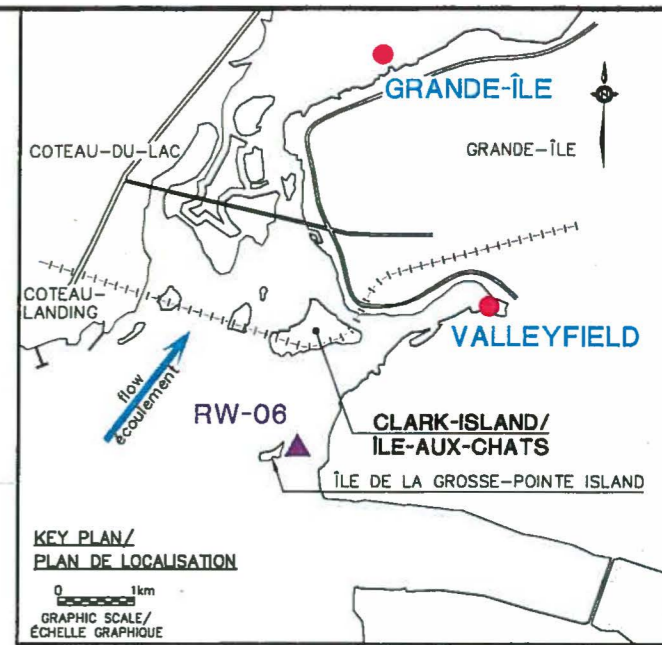
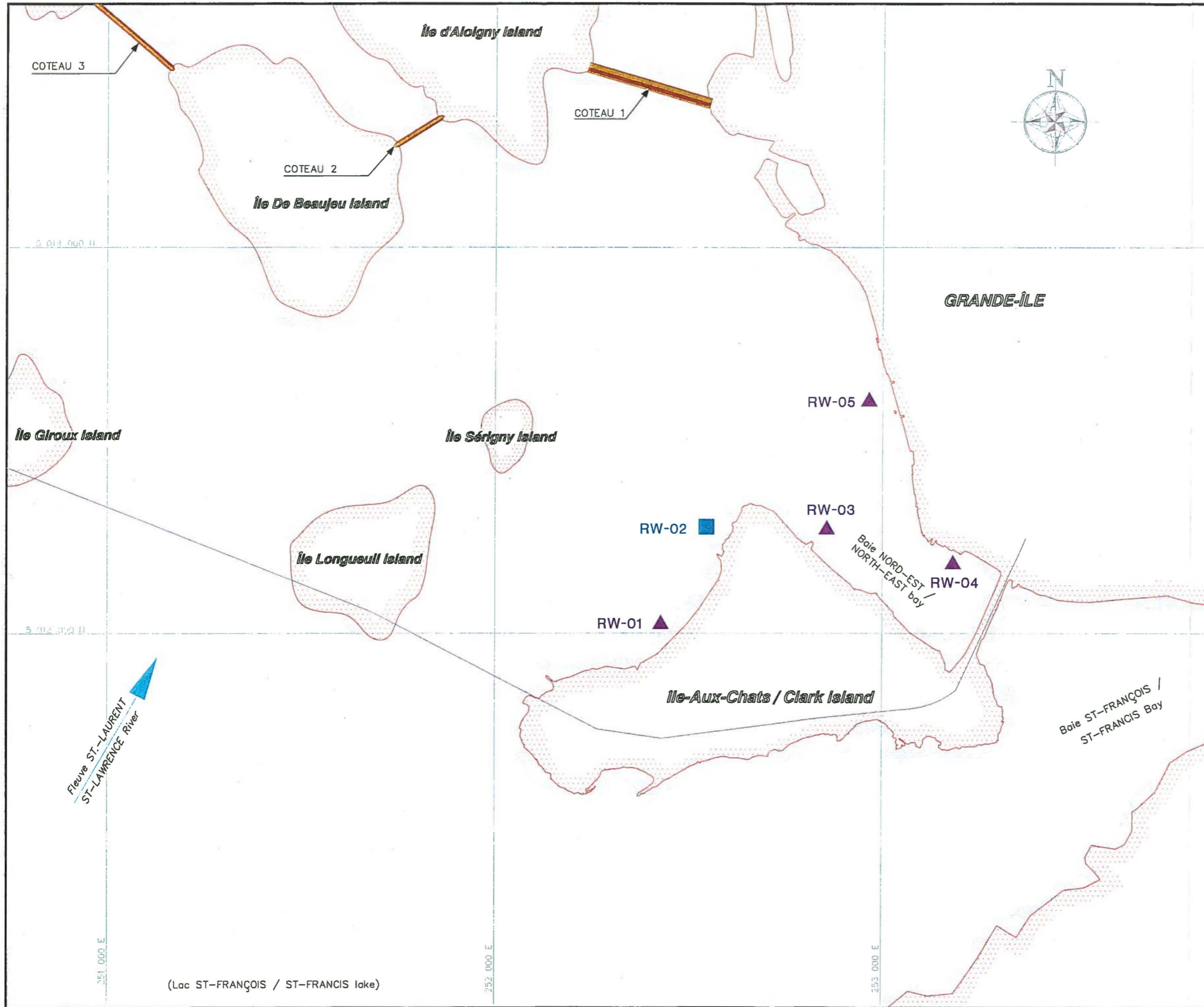
Le Ministère souligne que les résultats de qualité obtenus sur les eaux prélevées à la surface du fleuve sous-estiment la contamination de celles-ci. Tel que mentionné dans le Chapitre 7 de l'étude

d'impact environnemental, plusieurs échantillons d'eau ont effectivement été prélevés au 2/3 de la profondeur d'eau. Aucune différence significative entre la qualité des échantillons d'eaux prélevés à la surface du fleuve et ceux prélevés au 2/3 de la profondeur d'eau n'a été observée. De plus, à titre comparatif, des échantillons d'eau du fleuve ont été prélevés tant en surface qu'en profondeur à l'endroit de chaque station d'échantillonnage (voir la figure 8) lors de la récente campagne annuelle de suivi environnemental réalisée en 1998. Selon les résultats obtenus, tel que montré au tableau 6, les concentrations mesurées en surface et en profondeur sont souvent équivalentes. Quelques augmentations des concentrations depuis la surface jusqu'en profondeur ont été notées à seulement une occasion pour le fer et à seulement deux occasions pour le zinc. Il est raisonnable de conclure que l'échantillonnage de l'eau en surface est un moyen approprié pour évaluer la qualité des eaux du fleuve.




Le Ministère compare le pourcentage d'échantillons où des paramètres ont été détectés entre les Secteurs A, B et la zone de comparaison, sans considérer individuellement chacune des campagnes d'échantillonnage. Pourtant, pour seulement 4 des 16 campagnes d'échantillonnage, des échantillons ont été prélevés tant dans la zone de l'Île-aux-Chats que dans des secteurs de comparaison amont (1988, 1990 et 1996). La campagne de 1988 correspond aux conditions de pré-restauration, les valeurs de 1990 ont été obtenues lors de conditions de courants élevés et de forts vents, et les mesures effectuées en 1996 correspondent aux conditions de post-restauration. Ainsi, pour qu'une telle comparaison soit significative, le pourcentage d'échantillons où des paramètres ont été détectés doit être calculé séparément pour chacune des campagnes d'échantillonnage.

Les pourcentages de valeurs détectées, pour chacune des campagnes d'échantillonnage, où des échantillons d'eau du fleuve ont été prélevés autour de l'Île-aux-Chats et dans la secteur de comparaison amont, sont présentés au tableau 7.

L'analyse des pourcentages de détection montrés au tableau 7a est d'un intérêt limité compte tenu que ces valeurs correspondent aux conditions prévalant avant la restauration de l'île. Les pourcentages présentés au tableau 7b ne montrent pas de différences significatives entre les secteurs. Ceci peut être associé au fait que l'échantillonnage s'est produit lors de conditions de forts



**LÉGENDE / LEGEND:**

-  **RW-01** STATION D'ÉCHANTILLONNAGE DES EAUX DE SURFACE / SURFACE WATER SAMPLING STATION
-  **RW-02** STATION D'ÉCHANTILLONNAGE AU 2/3 DE LA PROFONDEUR / WATER SAMPLING STATION AT 2/3 OF THE WATER DEPTH
-  PRISE D'EAU MUNICIPALE / MUNICIPAL WATER INTAKE

0 500m  
ÉCHELLE GRAPHIQUE / GRAPHIC SCALE  
ÉCHELLE / SCALE 1:10000

**Allied Signal**  
ENGINEERED MATERIALS

SITE DE L'ÎLE-AUX-CHATS / CLARK ISLAND SITE  
ÉTUDE D'IMPACT ENVIRONNEMENTAL / ENVIRONMENTAL IMPACT STUDY

**STATIONS D'ÉCHANTILLONNAGE DES EAUX DU FLEUVE EN 1997 ET 1998 / 1997 AND 1998 RIVER WATER SAMPLING STATIONS**

DATE: 10 / 1998 PROJECT: 5804

**TECSULT** FIGURE 8

vents et de courants élevés. Les données présentées au tableau 7c mènent aux observations suivantes :

- le mercure, le sélénium et l'arsenic n'ont été détectés dans aucun des trois secteurs;
- le zinc et les fluorures ont été systématiquement détectés dans chacun des deux secteurs, ainsi que dans la zone de comparaison amont;

L'analyse des pourcentages de détection ne suggère aucunement que la qualité des eaux du fleuve dans le Secteur A diffère de celle en amont de l'Île-aux-Chats.

**TABLEAU 6**

**QUALITÉ DES EAUX DU FLEUVE - COMPARAISON ENTRE LES ÉCHANTILLONS PRÉLEVÉS EN SURFACE ET AU FOND  
CAMPAGNE DE 1998**

Paramètre	Unité	Secteur A						Secteur B				Amont (comparaison)	
		RW-1		RW-2		RW-3		RW-4		RW-5		RW-6	
		Surface	Fond	Surface	Fond	Surface	Fond	Surface	Fond	Surface	Fond	Surface	Fond
pH	-	8,1	8,1	8,1	8,1	8,4	8,4	8,3	8,2	8,2	8,1	7,9	7,1
Conductivité	µmhos/cm	310	300	300	300	280	280	290	290	310	310	310	330
Arsenic	mg/L	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,002	0,001	0,002	0,001	0,001	0,001	0,001
Cadmium	mg/L	<0,0003	<0,0003	<0,0003	<0,0003	<0,0003	<0,0003	<0,0003	<0,0003	<0,0003	<0,0003	<0,0003	<0,0003
Cuivre	mg/L	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,001	0,003
Fer	mg/L	0,11	0,11	0,9	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,9	0,14	0,10	0,10
Mercuré	mg/L	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002
Plomb	mg/L	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Sélénium	mg/L	<0,001	<0,001	0,001	<0,001	0,002	0,002	0,002	0,002	0,001	0,001	<0,001	<0,001
Zinc	mg/L	<0,01	<0,01	0,01	<0,01	0,01	0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,02	0,01	0,06
Chlorures	mg/L	20	21	20	21	20	20	20	20	20	20	20	20
Fluorures	mg/L	0,13	0,12	0,12	0,10	0,15	0,15	0,13	0,10	0,10	0,10	0,13	0,10
Sulfates	mg/L	23	25	24	25	24	24	26	26	27	26	26	28

**TABLEAU 7**  
**POURCENTAGE DE DÉTECTION DANS LES ÉCHANTILLONS D'EAU DU FLEUVE**

**a) Condition de Pré-restauration (1988)**

Paramètre	Zone de comparaison	Secteur A	Secteur B
Mercure	0 %	67 %	0 %
Sélénium	0 %	67 %	0 %
Zinc	75 %	100 %	100 %
Arsenic	0 %	67 %	0 %
Fluorures	0 %	33 %	0 %

**b) Conditions de courant et de vents élevés (1990)**

Paramètre	Zone de comparaison	Secteur A	Secteur B
Mercure	0 %	0 %	0 %
Sélénium	0 %	0 %	0 %
Zinc	0 %	16 %	0 %
Arsenic	50 %	67 %	100 %
Fluorures	100 %	100 %	100 %

**c) Conditions de post-restauration (1996)**

Paramètre	Zone de comparaison	Secteur A	Secteur B
Mercure	0 %	0 %	0 %
Sélénium	0 %	0 %	0 %
Zinc	100 %	100 %	100 %
Arsenic	0 %	0 %	0 %
Fluorures	100 %	100 %	100 %

**Chapitre 7, Section 7.4.3 (suite)****Question et commentaire du MEF :**

*Les conditions extrêmes exposées dans cette section sont de 1 500 m<sup>3</sup>/s évacués aux ouvrages de contrôle de Coteau (juin 1990) et de vents de 35 km/h du sud-ouest (juillet 1990). Tel qu'exprimé dans la section précédente, malgré le fait que les échantillons d'eau n'ont pas été prélevés dans les conditions favorables à la détection de substances contaminantes car ils ont été pris en surface, on peut tout de même voir un effet des sédiments. Puisque les conditions énoncées ci-dessus ne sont pas vraiment extrêmes par rapport à un débit de 5 000 m<sup>3</sup>/s évacués aux ouvrages de Coteau, on doit conclure que les événements réellement extrêmes n'ont pas été couverts par l'étude. Malgré cela, on remarque que dans le tableau 7.11, l'arsenic et le plomb sont en concentration plus élevée qu'à la station témoin et que les deux seules détections de Zn et de Se se trouvent dans la zone contaminée. En conséquence, l'initiateur pourrait-il revoir sa conclusion à l'effet que « les résultats ont permis d'établir que les conditions de débit élevé ne provoquaient aucune dégradation de la qualité de l'eau du fleuve » (page 7-30)?*

**Réponse :**

Pour la période 1964-1991, des conditions de courants extrêmes à Coteau ont été observées à deux occasions : en mars 1973 (4 400 m<sup>3</sup>/s) et en avril 1977 (4 500 m<sup>3</sup>/s). Des débits évacués à Coteau de 1 500 m<sup>3</sup>/s ou moins se produisent 70 % du temps (source: Hydro-Québec, 1998). Dans ces conditions, il est difficile de choisir une journée d'échantillonnage qui correspond à des conditions réellement extrêmes.

Les concentrations d'arsenic mesurées près de l'Île-aux-Chats en juin 1990 étaient supérieures à celles mesurées à la station de comparaison amont. Malgré ce fait, le critère de CMP n'a jamais été dépassé. De même, les concentrations de plomb mesurées à l'Île-aux-Chats en 1990 ont été supérieures à celles mesurées à la station de comparaison amont. Les valeurs de plomb qui dépassaient la valeur mesurée à la station de comparaison amont provenaient d'une station située en aval de l'île, et d'une autre située le long de sa rive sud. Ces concentrations plus élevées d'arsenic et de plomb peuvent également provenir de l'amont, compte tenu que la station de

comparaison en 1990 était située le long de la rive nord du lac Saint-François (Coteau-Landing) qui n'est généralement pas affectée par le même courant d'eau.

En résumé, il a été observé que les débits élevés de courant, tel que 1 500 m<sup>3</sup>/s, ne causaient aucune dégradation significative de la qualité des eaux du fleuve en aval de l'Île-aux-Chats. Même si les valeurs de comparaison ont été dépassées, les valeurs de CMP ont toujours été respectées. Toutefois, en considérant qu'un débit plus élevé de 4 500 m<sup>3</sup>/s est un événement probable et qu'une éventuelle dégradation de la qualité de l'eau du fleuve est possible, AlliedSignal a choisi de procéder à la restauration du dépôt de cendres de pyrite.

### Chapitre 8, Section 8.2.4.3

#### Question et commentaire du MEF :

*Les figures 8.6 et 8.8 montrent qu'une portion importante de la baie nord-est contient peu de végétation submergée (0-20 %). Étant donné que cette zone présente également des valeurs élevées de métaux dans les sédiments, l'initiateur peut-il évaluer la possibilité que ce secteur soit toxique pour les plantes ?*

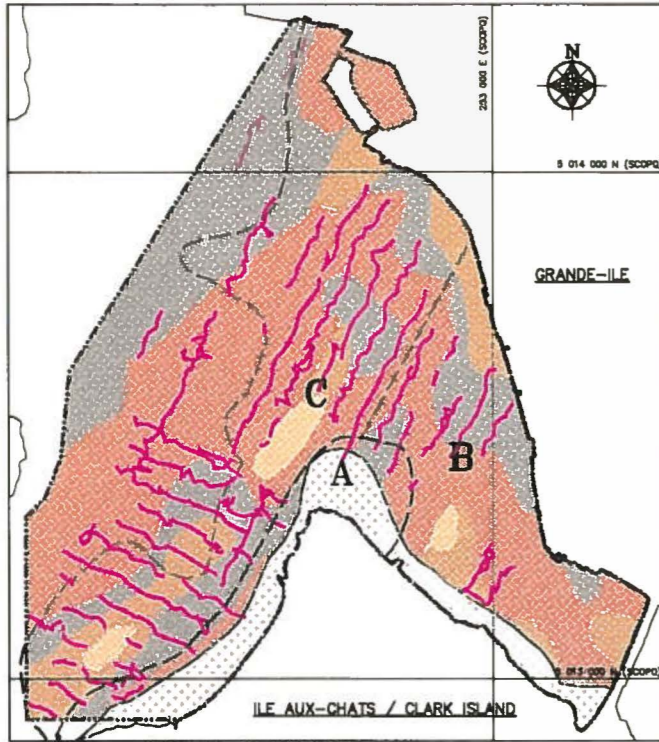
#### Réponse :

La densité de la végétation aquatique le long de la rive de l'Île-aux-Chats, dans la baie nord-est, est supérieure à 0-20 %. Effectivement, sur la figure 8.8, il est illustré que la densité de la végétation dans ce secteur est de 0-20 %. Cette figure est erronée. La figure corrigée est fournie à la figure 9.

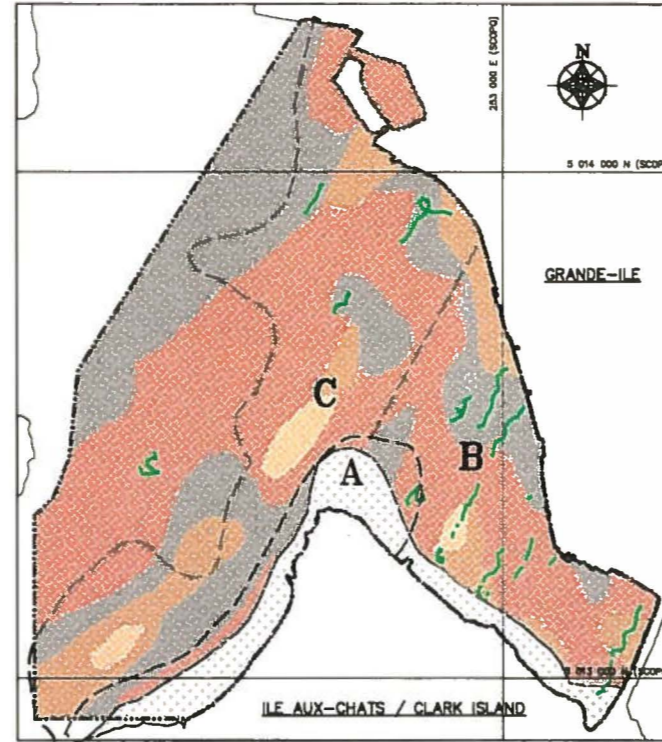
La végétation aquatique peu profonde est très dense, et se compose de vallisnérie d'amérique, de scirpe vigoureux, de naïas, d'algues chara et d'alisme graminioïde. Le type et la densité de cette végétation sont illustrés à la figure 8.7 de l'étude d'impact, et proviennent d'un relevé relativement détaillé réalisé en 1996. De plus, un important marais à scirpe occupe le fond de la baie nord-est.

La végétation aquatique profonde a été l'objet d'un inventaire où une caméra-vidéo sous-marine a permis la transmission sur écran des images captées sous l'eau le long de plusieurs transects. Treize (13) transects dans la baie nord-est ont ainsi été inventoriés tel qu'illustré à la figure 8.6 de l'étude d'impact. Sur cette figure, on constate que la densité de la végétation aquatique profonde varie dans la majeure partie du secteur, entre 20 % et 80 %, et qu'elle est parfois supérieure à 80 %. Les espèces les plus présentes qui composent la végétation aquatique profonde sont la vallisnérie d'amérique, le myriophylle de sibérie, la cornifle nageante, les potamogetons et l'hétéranthère litigieuse.

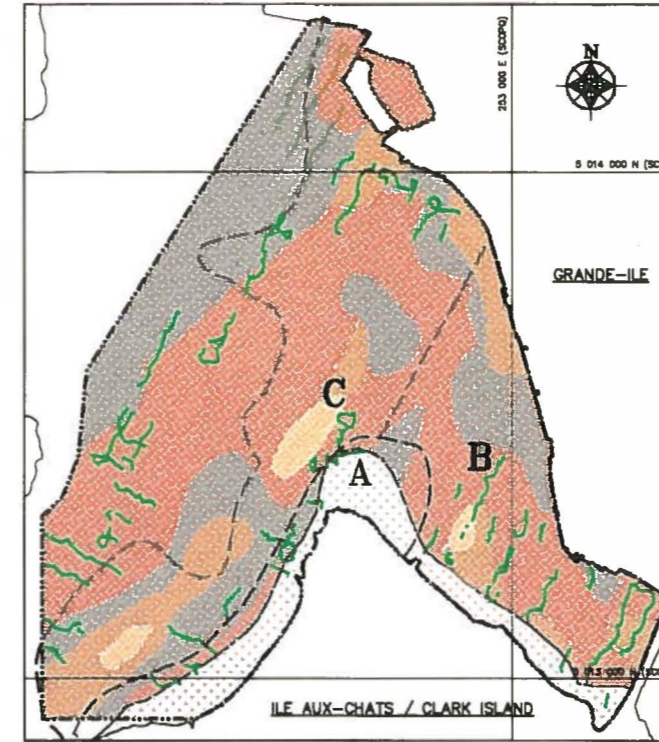
Toutes les espèces qui constituent la végétation aquatique profonde et peu profonde sont considérées comme de bons habitats pour les poissons, ainsi que des milieux appropriés pour l'élevage et la fraie.



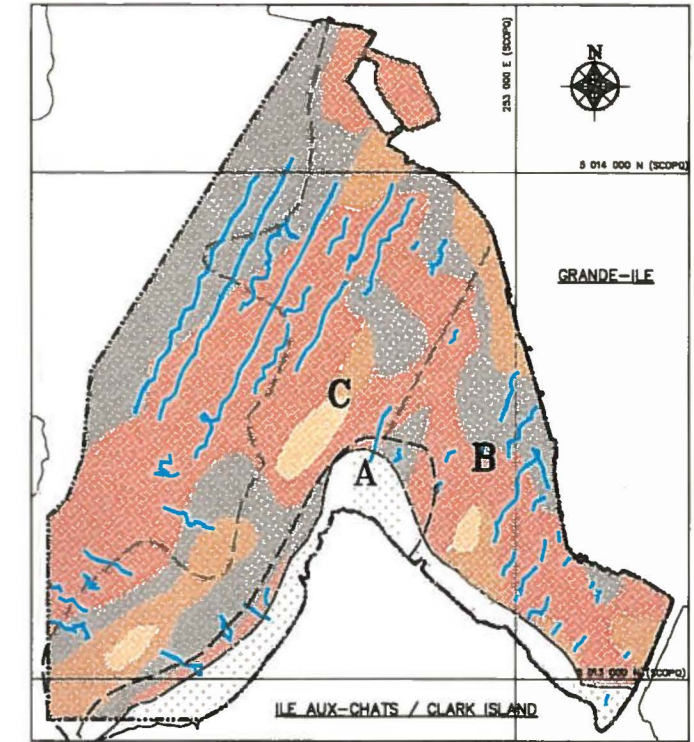
RÉPARTITION DE / DISTRIBUTION OF  
**CERATOPHYLLUM**



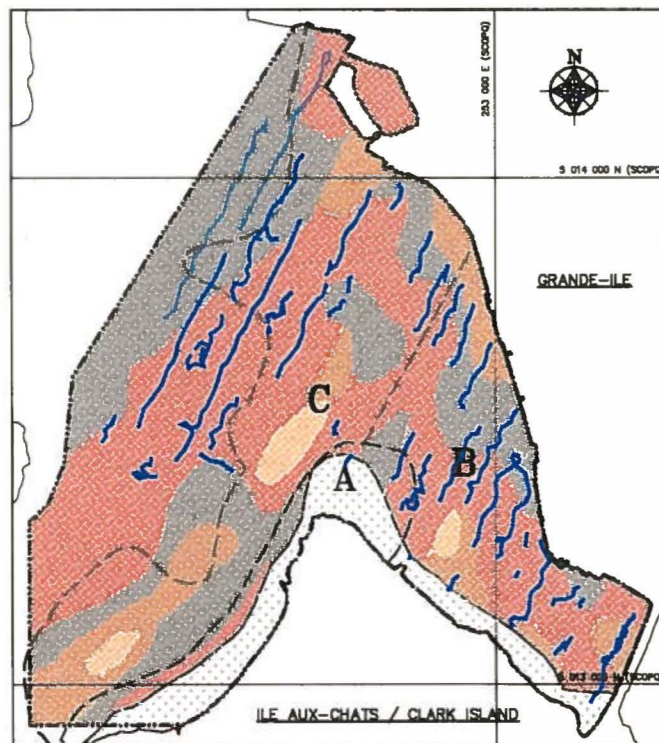
RÉPARTITION DE / DISTRIBUTION OF  
**ELODEA**



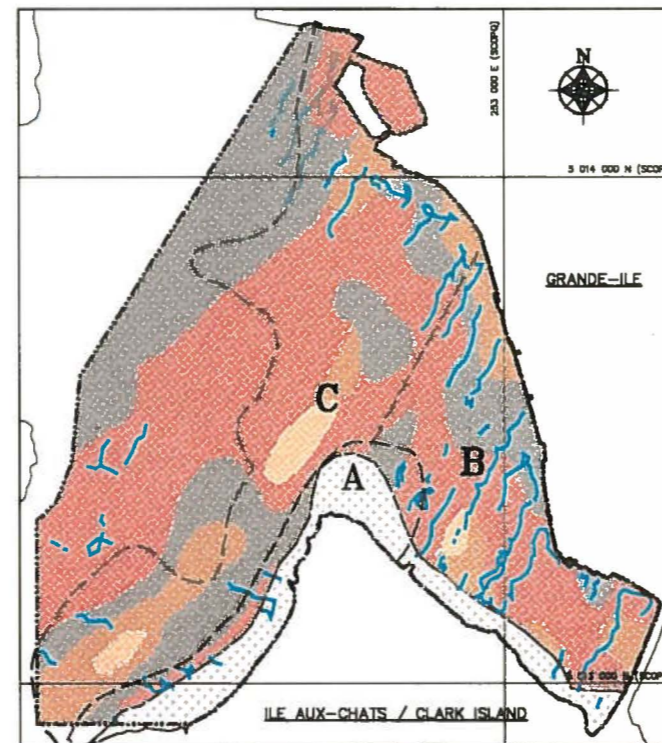
RÉPARTITION DE / DISTRIBUTION OF  
**HETERANTHERA**



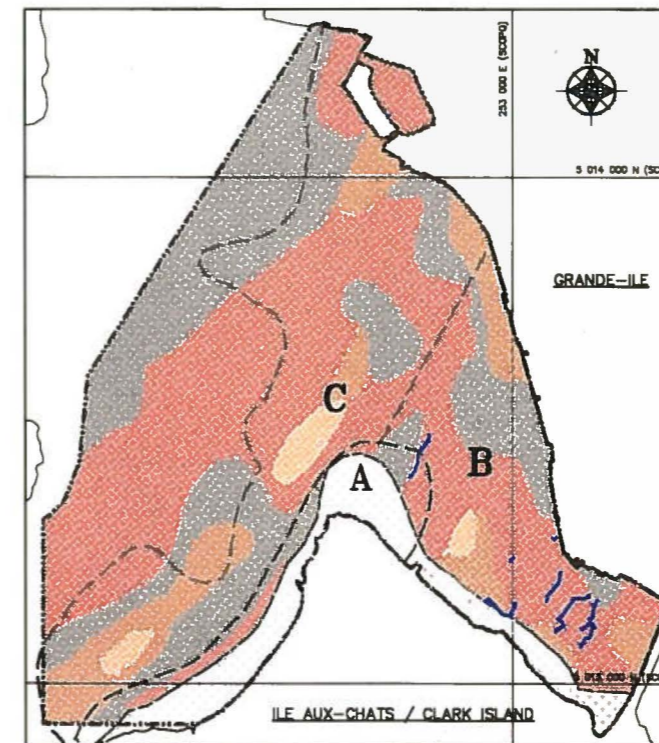
RÉPARTITION DE / DISTRIBUTION OF  
**MYRIOPHYLLUM**



RÉPARTITION DE / DISTRIBUTION OF  
**POTAMOGETON**



RÉPARTITION DE / DISTRIBUTION OF  
**VALLISNERIA**



RÉPARTITION DE / DISTRIBUTION OF  
**ZANNICHELLIA**

DENSITÉ DE L'ENSEMBLE DE LA VÉGÉTATION (TOUTES LES ESPÈCES) /  
OVERALL VEGETATION DENSITY (ALL SPECIES)

VOIR LA FIGURE 8.7 DE L'ÉTUDE D'IMPACT - VOLUME 1  
(VÉGÉTATION AQUATIQUE PEU PROFONDE) /  
SEE FIGURE 8.7 OF THE EIS - VOLUME 1 (SHALLOW AQUATIC VEGETATION)

- 0 % À TRACES / 0 % TO TRACE
- TRACES À 20 % / TRACE TO 20 %
- 20 - 80 %
- > 80 %

- [A] SECTEUR A : CENDRES DE PYRITE /  
STUDY ZONE A : PYRITE CINDERS
- [B] SECTEUR B : BAIE NORD-EST /  
STUDY ZONE B : NORTH-EAST BAY
- [C] SECTEUR C : ZONE AVAL /  
STUDY ZONE C : DOWNSTREAM AREA

**Allied Signal**  
ENGINEERED  
MATERIALS

SITE DE L'ÎLE AUX-CHATS / CLARK ISLAND SITE  
ÉTUDE D'IMPACT ENVIRONNEMENTAL /  
ENVIRONMENTAL IMPACT STUDY

HERBIERS PROFONDS  
RÉPARTITION SPATIALE DE SEPT ESPÈCES  
ET DENSITÉ DE L'ENSEMBLE DE LA VÉGÉTATION /  
DEEP AQUATIC VEGETATION  
SPATIAL DISTRIBUTION OF SEVEN SPECIES  
AND OVERALL VEGETATION DENSITY

DATE: 03 / 1999 PROJET/PROJECT: 5804

**TECSULT**

FIGURE 9  
5804-F9 (99.03.01)E

## Chapitre 8, Section 8.3.4.2

### Question et commentaire du MEF :

*Bien que la section 8.3.4.2 (p. 8-64 et suivantes) présente l'analyse de la contamination dans les tissus de poissons autour de l'île aux Chats, aucune interprétation de l'impact potentiel de cette contamination sur les prédateurs des poissons n'est présentée. L'initiateur peut-il expliquer pourquoi une évaluation de la bioamplification, pour le mercure et le sélénium, n'a pas été présentée?*

### Réponse :

La perchaude, le brochet et les mollusques autour de l'Île-aux-Chats et aux stations de comparaison ont été échantillonnés et analysés pour déterminer leur teneur en mercure et en sélénium. Puisque ces métaux ont la possibilité de se bioaccumuler chez les espèces piscivores ainsi que chez d'autres espèces, AlliedSignal a réalisé une évaluation préliminaire des risques potentiels associés à la bioaccumulation. Selon les résultats obtenus (résumés ci-après), il n'était pas justifié de poursuivre une évaluation écologique détaillée des seuils de consommation (dietary benchmarks) pour les récepteurs concernés.

En 1996, les moyennes géométriques des concentrations de mercure mesurées dans les deux espèces de poissons étaient plus élevées à la station de comparaison amont de St-Anicet qu'aux stations de l'Île-aux-Chats. Ceci, combiné au portrait général de la contamination au mercure dans le fleuve St-Laurent, et considérant la grande étendue de l'habitat de plusieurs prédateurs de poissons, a conduit AlliedSignal à considérer qu'il était inapproprié d'inclure, dans l'étude d'impact, une évaluation détaillée des impacts potentiels de la contamination sur les prédateurs de poissons. De plus, les concentrations de mercure total mesurées dans les gastéropodes et dans les petites et grosses moules zébrées prélevés à l'Île-aux-Chats, bien que dépassant les concentrations régionales des zones de comparaison, ne dépassaient pas les seuils de consommation (dietary benchmarks) pour les récepteurs concernés.

Le sélénium a toujours été détecté dans les filets de perchaude et de brochet prélevés à l'Île-aux-Chats ainsi qu'aux stations de comparaison de St-Anicet. Le niveau de 3,0 mg/kg pour la protection de la vie aquatique recommandé par la Commission Mixte Internationale (CMI) a seulement été dépassé à une seule occasion en 1997 dans un échantillon de tissus de perchaude. Les moyennes géométriques des concentrations de sélénium mesurées en 1997 ont été inférieures à la valeur recommandée par la CMI. AlliedSignal ne croit donc pas que ces résultats justifient l'inclusion dans l'étude d'impact d'une étude détaillée de bioaccumulation.

Il est également important de noter que l'USEPA procède actuellement à la révision du critère de protection de la vie aquatique pour le sélénium. Cette révision est nécessaire compte tenu de la biogéochimie complexe du sélénium dans le milieu aquatique. La bioaccumulation du sélénium dans les écosystèmes aquatiques et d'autres chaînes alimentaires rend également problématique l'établissement d'un critère de protection de la vie aquatique scientifiquement valable.

## Chapitre 9, Section 9.1.1.2

### **Question et commentaire du MEF :**

*On mentionne ici que les stations de comparaison ont été choisies en fonction de la présence et de la densité des macrophytes, car il est estimé que cette composante du milieu est la principale variable du milieu naturel qui influence la communauté benthique. Toutefois, le substrat et les courants peuvent également conditionner de façon significative la composition spécifique du benthos. Le poids de ces deux variables physiques sur la nature et l'abondance de la communauté benthique pourrait être traité en relation avec les commentaires portant sur la section 6.3.4.*

### **Réponse:**

AlliedSignal est d'accord que le substrat et les courants peuvent être des facteurs importants dans la composition des espèces de communautés benthiques et végétales. Alors que la section 9.1.1.2 de l'étude d'impact porte à croire que *seuls* les macrophytes ont été pris en considération dans la désignation des types d'habitats, en fait, on a tenu compte de la granulométrie lors de l'évaluation de la correspondance entre les stations du site et les stations de comparaison. Les sédiments des stations complètement recouvertes de végétation, situées autour de l'Île-aux-Chats, contenaient entre 42 et 83 % de particules fines; les sédiments des stations de comparaison correspondantes au point de vue de la couverture végétale, en contenaient entre 21 et 58 %. De même, les sédiments des stations partiellement recouvertes de végétation autour de l'Île-aux-Chats contenaient de 53 à 83 % de particules fines tandis que ceux des stations de comparaison correspondantes, 75 % de particules fines. Les sédiments des stations n'ayant pas de végétation contenaient entre 46 et 88 % de particules fines et ceux des stations de comparaison correspondantes contenaient 76 % de particules fines. À l'exception des stations complètement recouvertes de végétation, la granulométrie aux stations de comparaison correspond parfaitement à celle des stations situées autour de l'Île-aux-Chats.

La granulométrie est un indicateur des types de courants et, comme mentionné précédemment, elle était généralement semblable entre les stations de comparaison et celles situées autour de l'Île-aux-

Chats. De plus, les zones de comparaison ont été précisément sélectionnées de façon à ce que la profondeur d'eau et l'exposition par rapport à la rive adjacente soient analogues aux conditions observées autour de l'Île-aux-Chats.

### Chapitre 9, Section 9.1.1.3

#### **Question et commentaire du MEF :**

*Le fer et le sélénium sont exclus de l'analyse. La raison invoquée est que, puisqu'ils constituent des contaminants majeurs des sédiments de l'île aux Chats, ils pourraient masquer les dépassements des critères par les autres métaux. De plus, il est mentionné, à la page 9-6 que « la classification globale était peu modifiée lorsque l'aluminium, le fer et le sélénium ont été exclus ». En fonction des résultats présentés au Chapitre 6, il nous apparaît essentiel de considérer ces deux métaux dans l'analyse Triad.*

#### **Réponse:**

Pour la composante «chimie des sédiments» de l'analyse Triad, les concentrations des métaux à l'état de trace dans les sédiments ont été normalisées par rapport aux critères de qualité des sédiments de niveau 3 du MEF. Les critères de niveau 3 ne sont pas disponibles pour l'aluminium, le fer et le sélénium. Toutefois, un critère basé sur les teneurs du bruit de fond est disponible pour l'aluminium, le critère de la Commission Mixte Internationale est disponible pour le sélénium et un critère élaboré par le ministère de l'Environnement de l'Ontario (MEO) est disponible pour le fer. AlliedSignal a examiné la somme des ratios de dépassement du critère 3 avec et sans le fer, l'aluminium et le sélénium puisque les critères pour ces trois métaux n'étaient pas basés sur des considérations toxicologiques et que, par conséquent, la normalisation par rapport à des concentrations de fond ou d'autres critères pourrait ne pas être représentative des effets toxiques prévus et pourrait rendre les résultats moins faciles à interpréter.

La figure 10 illustre l'effet de l'inclusion de ces trois métaux sur les résultats généraux de l'analyse Triad. Cette nouvelle analyse permet de noter que l'inclusion de ces trois métaux ne change le classement d'aucune des 29 stations utilisées dans l'analyse Triad.

**Chapitre 9, Section 9.1.1.4****Question et commentaire du MEF :**

*Selon la méthode de classification retenue, la composante chimie de l'analyse Triad ne représente qu'un poids de 0,1 sur le résultat. De plus, cette composante constitue déjà l'intégration des résultats analytiques d'un grand nombre de substances chimiques. En conséquence, le poids de la contamination par une substance chimique sur le résultat de l'analyse Triad est très faible. Dans l'analyse Triad, la composante chimie est en effet la seule qui peut être utilisée pour juger de l'impact sur les récepteurs non benthiques (plancton, poisson de fond, etc.).*

*D'un autre côté, le poids accordé aux deux autres composantes de l'analyse Triad peut être questionné. Ainsi, les données de toxicité ont un poids de 0,4 alors qu'elles ne représentent que deux espèces d'organismes benthiques et deux types d'effets généralement considérés comme peu sensibles. Dans les sédiments, particulièrement en ce qui concerne la croissance, on observe fréquemment un effet positif lorsqu'il y a contamination, pour les individus qui survivent. Cet effet est associé à la présence simultanée de la contamination et de la matière organique qui sert de nourriture à ces organismes.*

*Pour ce qui est de la structure de la communauté benthique, qui représente un poids de 0,5, l'initiateur devrait préciser le niveau d'indépendance des cinq indicateurs (par exemple : richesse taxonomique par rapport au % d'oligochètes ou de chironomes, % des chironomes par rapport au % des taxons appartenant aux familles de chironomes).*

*La méthode de classification retenue ne montre pas d'équilibre entre les trois composantes de l'analyse Triad. Ceci est encore plus marqué lorsqu'on aborde la question au niveau des indicateurs inclus dans chaque composante. L'analyse Triad étant avant tout une approche basée sur le poids des évidences (weight-of-evidence), l'initiateur devrait expliquer pourquoi l'application d'une pondération inégale pour les trois composantes n'a pas été appuyée par un exercice systématique de pondération. Une pondération égale pour les trois composantes de l'analyse Triad ne pourrait-elle pas être appliquée, ce qui conduirait quand même à accorder un poids supérieur aux mesures biologiques (67 %) par rapport aux mesures chimiques (33 %) ?*

**Réponse:**

Même si la pondération inégale qui a été présentée semble influencer les résultats en faveur des mesures benthiques (50 %) et des mesures de toxicité (bioessais) (40 %), tout en reléguant la contamination chimique à un poids de 10 %, nous considérons cette pondération adéquate car,

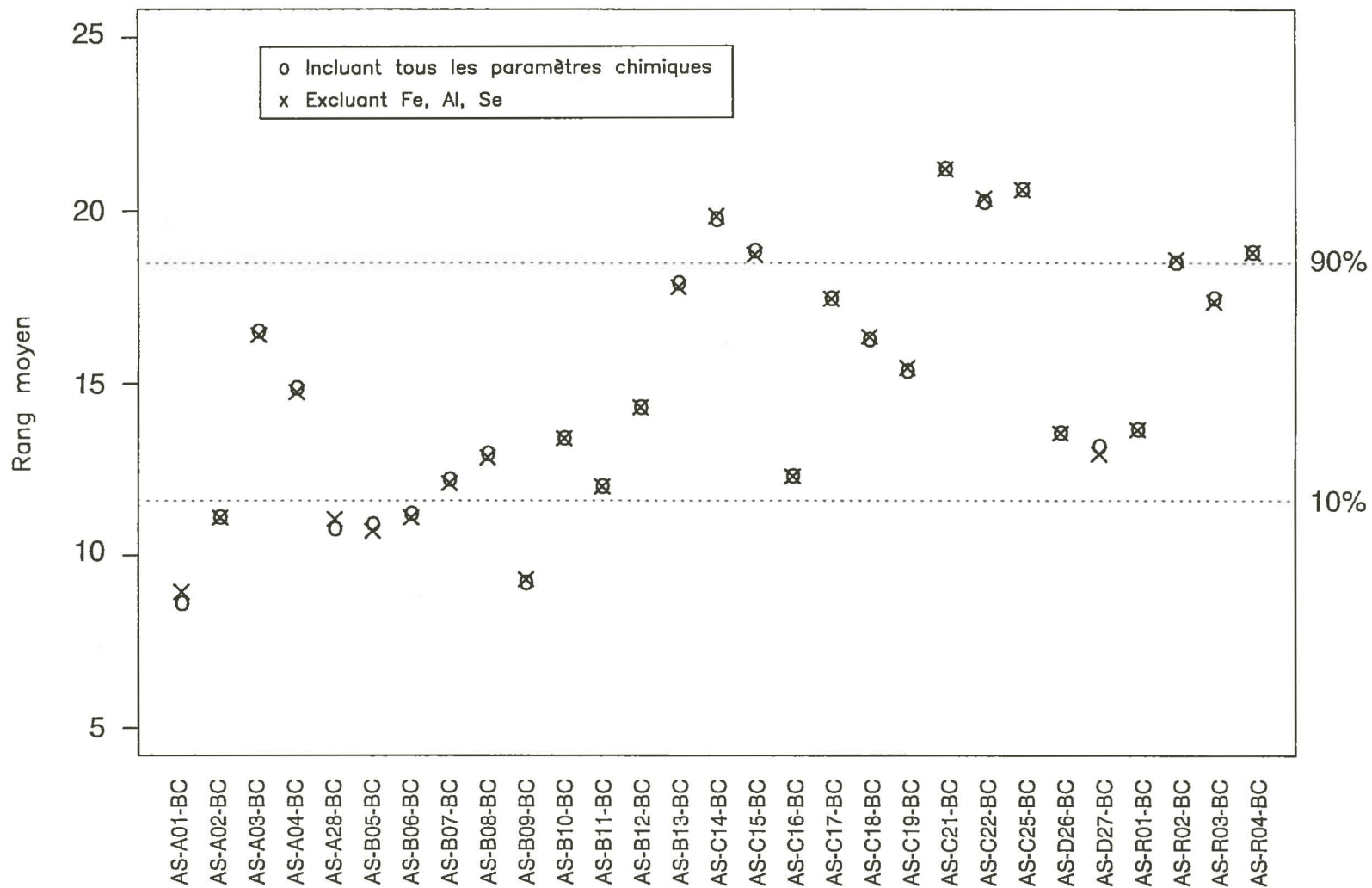


Figure 10 Classement des stations d'après leur rang moyen pour l'ensemble des résultats de l'analyse Triad, avec et sans le fer, l'aluminium et le sélénium

dans une analyse des effets des contaminants sur les communautés benthiques, l'accent doit être mis sur les effets in situ et sur les effets biologiques mesurés en laboratoire.

En se basant sur son meilleur jugement professionnel ainsi que sur son expérience dans le domaine de l'analyse de la qualité des sédiments, AlliedSignal conclut que l'approche utilisée dans l'analyse Triad à l'Île-aux-Chats constitue le moyen le plus approprié pour analyser les données disponibles. Pour faire suite aux commentaires du MEF, certaines analyses additionnelles ont été réalisées pour mieux comprendre l'effet qu'un changement du système de pondération aurait eu sur les résultats.

Un des commentaires relatifs à l'analyse Triad concernait le fait que les résultats chimiques avaient été intégrés en un seul indicateur de mesure. Le classement des stations par rapport à la somme des ratios de dépassements pour chaque élément chimique (comme cela a été fait dans l'étude) met l'accent sur chaque élément indicateur individuellement. Une station qui dépasse les critères pour la plupart des éléments chimiques aura un classement médiocre indépendamment de la performance des autres stations. Les dépassements importants se reflèteront aussi dans la somme, même s'ils ne concernent que quelques éléments chimiques. Si on classe en premier les dépassements individuels de chaque élément chimique, le rang obtenu se rapportera uniquement à l'élément chimique en question. La contribution de chaque élément chimique au classement final est la même, même si aucune des stations n'a dépassé les critères connus pour cet élément. Au niveau des indicateurs de la chimie des sédiments, l'analyse concerne donc le comportement et l'abondance de chaque élément chimique pris individuellement. Au niveau des indicateurs biologiques, l'analyse fait plutôt ressortir un effet global moyen étant donné que ces indicateurs ne sont pas complètement indépendants mais représentent plutôt des mesures différentes de la même chose (i.e.: la toxicité).

Le graphique montrant les classements moyens de l'analyse Triad a été repris en attribuant une pondération égale aux trois composantes de l'analyse Triad (le classement chimique obtenant un poids de 1/3; chacun des indicateurs de mesures benthiques obtenant un poids de 1/15 pour un poids total de 1/3 pour cette composante; et chacun des indicateurs des bio-essais obtenant un

poids de 1/12 pour un poids total de 1/3 pour la composante). Cette nouvelle analyse montre seulement quelques différences mineures dans les positions relatives des classements de chaque station, tel qu'illustré à la figure 11. Cependant, il est important de noter que les changements concernant les valeurs critiques d'acceptation (ligne de coupure) associés à une pondération égale des composantes (voir Conover, 1980 et Manly, 1997 pour une discussion des procédures pour les tests de distribution aléatoire) ne modifient pas vraiment les conclusions tirées des classements Triad (pour les sites affectés).

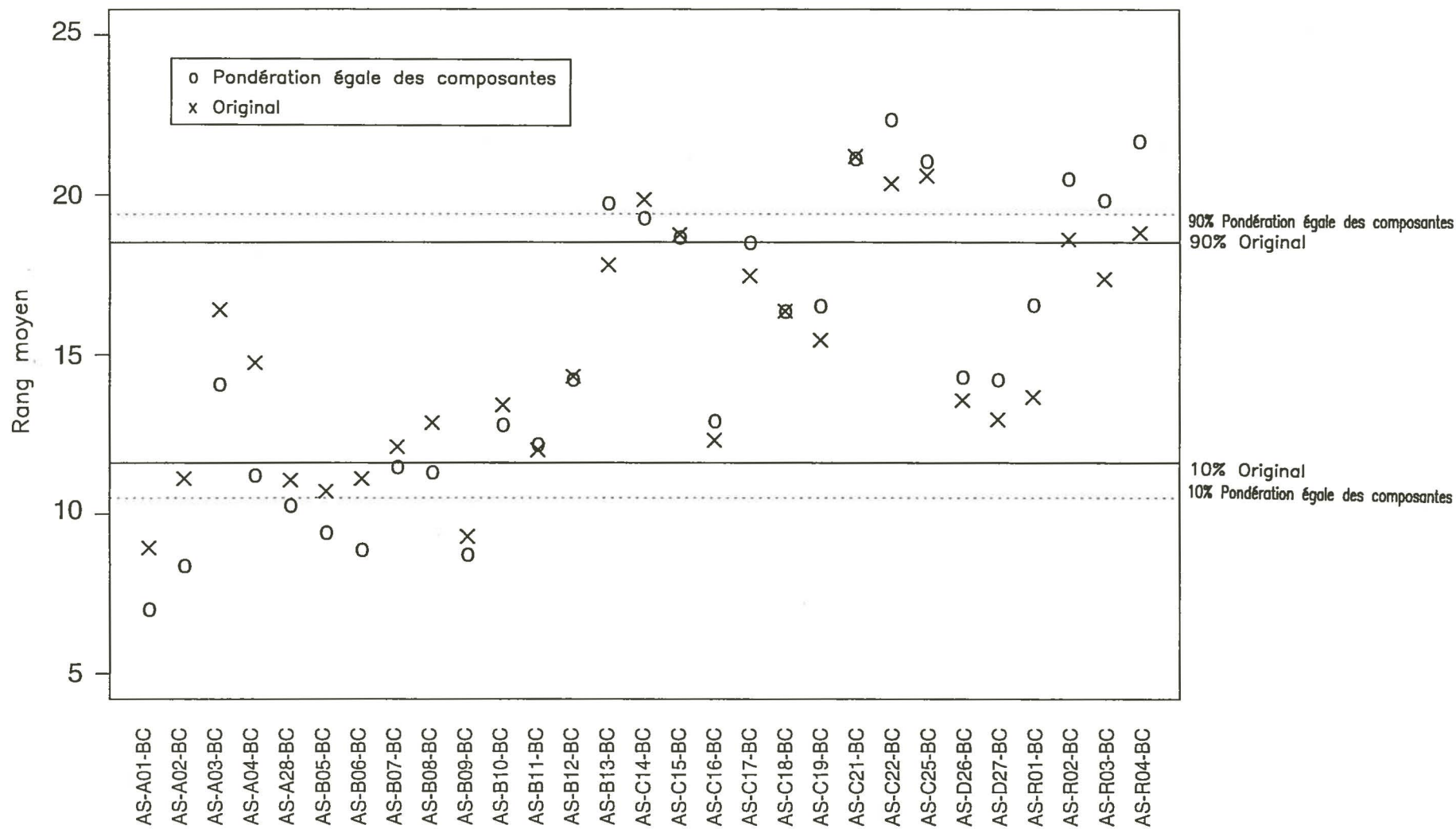


Figure 11 Rangs moyens des résultats de l'analyse Triad avec pondération originale et avec pondération égale des composantes

## Chapitre 9, Section 9.1.1.4 (suite)

### Question et commentaire du MEF :

*La méthode utilisée pour définir une limite de la cote moyenne sous laquelle les stations étaient considérées comme pauvres en benthos n'est valable que s'il y a indépendance des indicateurs de mesure utilisés. Tel que mentionné plus haut, ceci n'a pas été démontré dans la présente étude. À la lumière de cette observation, l'initiateur devrait réviser le choix de cette limite ainsi que la méthode utilisée pour la définir.*

### Réponse:

Dans l'analyse originale, AlliedSignal a considéré les diagrammes de dispersion de toutes les combinaisons possibles de paires d'indicateurs de mesures benthiques pour évaluer la dépendance de ces différents indicateurs de mesures de la communauté benthique. En particulier, AlliedSignal s'est assuré qu'aucun des indicateurs de mesures choisis pour l'analyse Triad n'était négativement corrélé, parce que cela causerait une confusion dans les résultats. Les diagrammes de dispersion (figure 12; figure 13 pour les indicateurs de bio-essais) montrent qu'il pourrait y avoir quelques corrélations entre les indicateurs de mesures benthiques, particulièrement entre l'abondance totale et la richesse taxonomique et entre les deux indicateurs de mesures des chironomes. Ceci n'est pas surprenant puisque les indicateurs de mesures ont été choisis pour être corrélés avec la dégradation environnementale. Le fait qu'il n'existe pas de justification biologique pour choisir un indicateur plus qu'un autre, combiné à la variabilité dans l'interrelation entre les indicateurs, est l'une des raisons qui justifie l'utilisation de mesures multiples pour chaque composante. Collectivement, l'ensemble des mesures multiples donnera une idée plus claire qu'avec une mesure unique. Si tous les indicateurs abondent dans le même sens (weight of evidence) pour suggérer un problème, alors il y en a probablement un. S'il y a une contradiction importante entre les indicateurs connus pour être reliés à une dégradation environnementale, alors les résultats sont incertains. Ceci reflète la complexité du site et les limites actuelles de la science pour mesurer les conditions écologiques.

Le manque d'indépendance totale entre les indicateurs benthiques n'invalide pas les valeurs critiques d'acceptation (cut-off points) de la classification. En fait, le but du processus est justement de montrer le manque d'indépendance totale entre les différents indicateurs. La distribution nulle utilisée pour déterminer les valeurs critiques a été générée en faisant une hypothèse d'indépendance. Selon l'hypothèse nulle, il n'y a pas de concordance entre les indicateurs de mesures, les classifications étant aléatoires pour chaque indicateur. De ce fait, si les rangs obtenus se situent au-delà des valeurs critiques prévues de cette distribution nulle, il y a alors preuve de concordance entre les indicateurs. Si cette concordance va principalement dans le sens de la dégradation, cela tend à prouver que le site est dégradé.

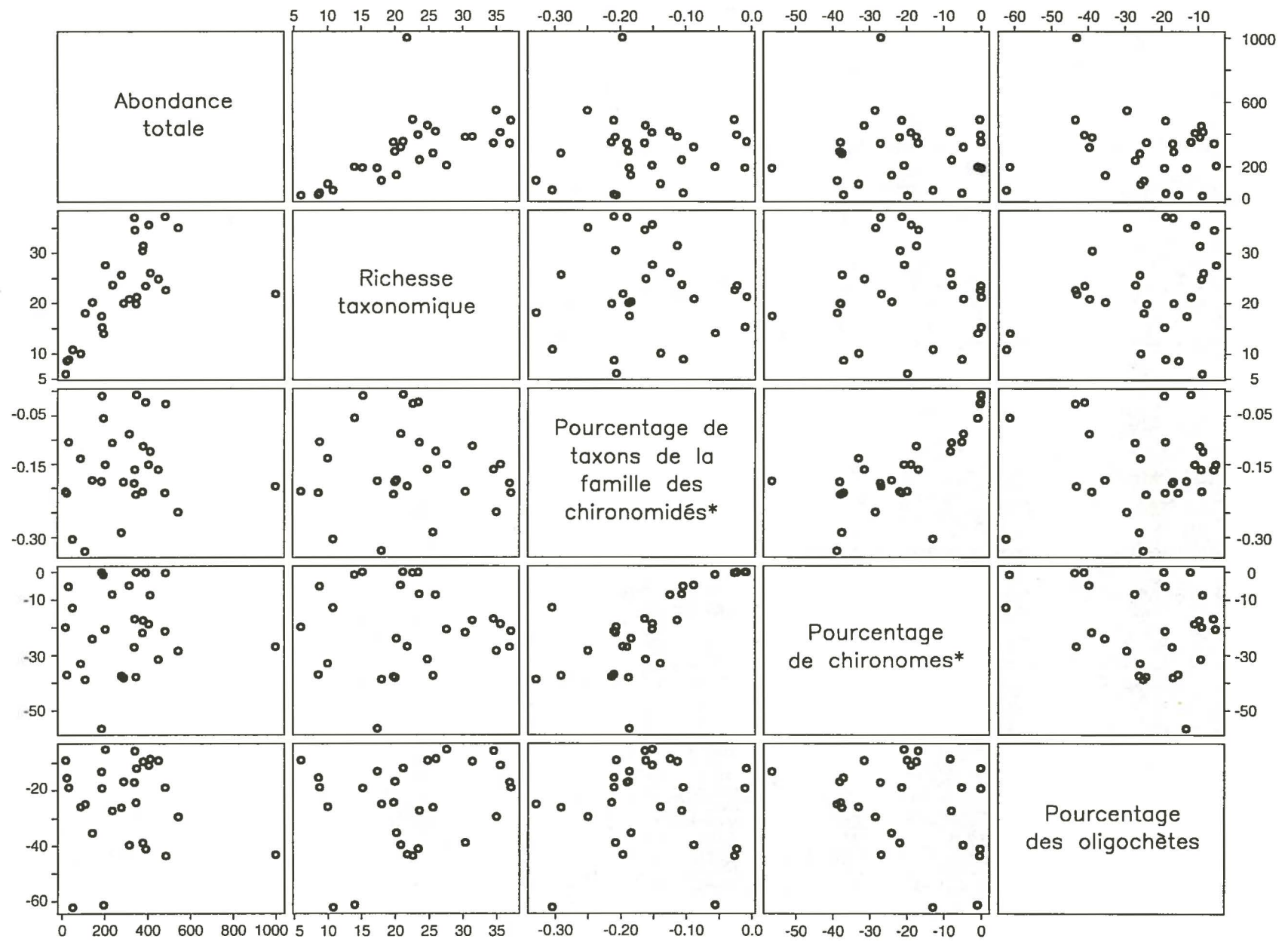


Figure 12 Diagramme de dispersion des indicateurs de mesures de la communauté benthique

\* Les valeurs pour ces indicateurs de mesures ont été multipliées par une valeur négative, de façon à ce que les valeurs faibles indiquent des conditions difficiles

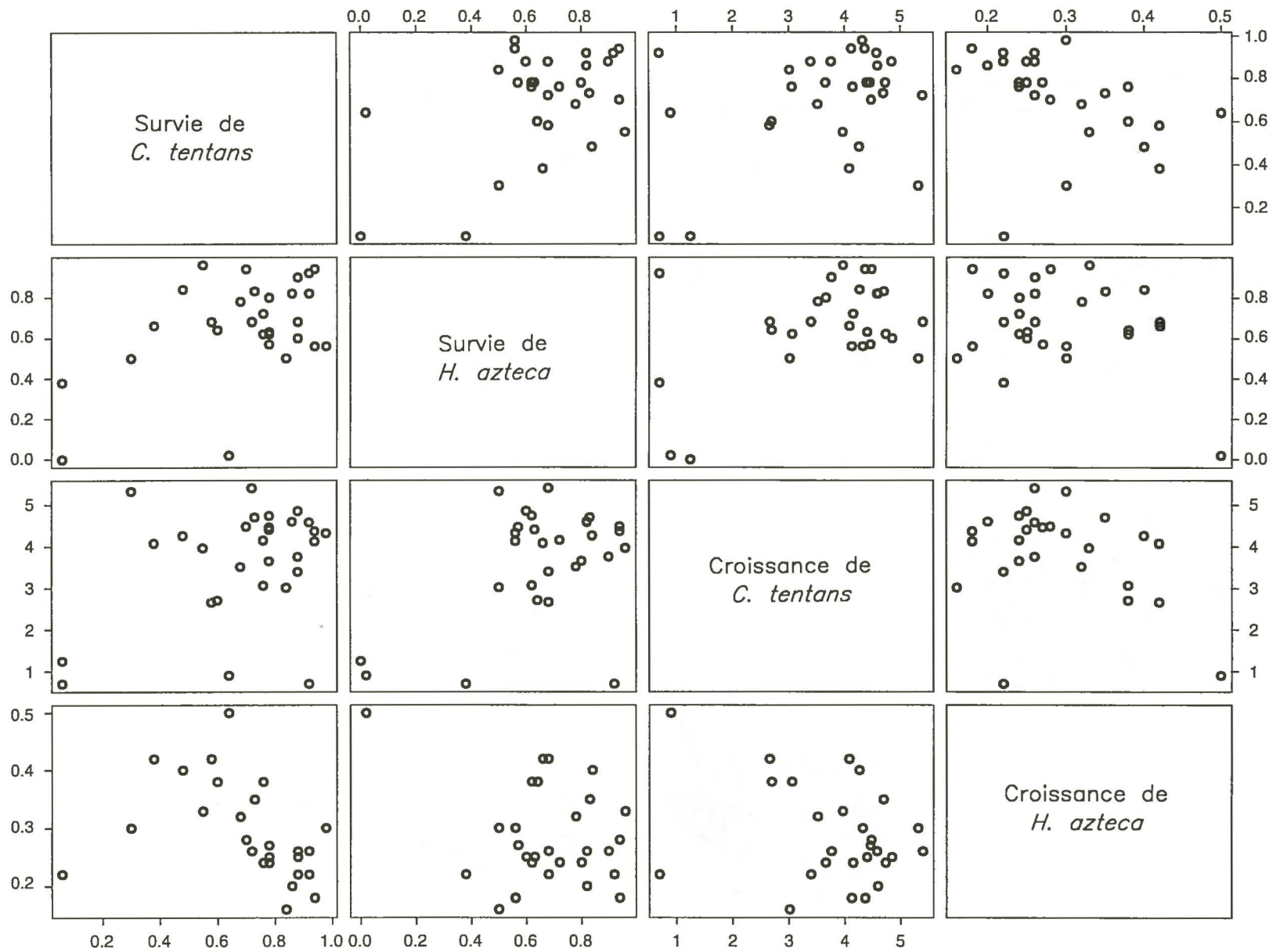


Figure 13 Diagramme de dispersion des indicateurs de mesures des bioessais

**Chapitre 9, Section 9.1.3.2**

**Question et commentaire du MEF :**

*Les résultats des tests avec *H. azteca* obtenus pour certains échantillons provenant des zones de comparaison comportent une variabilité importante intra et interlots d'analyse :*

Lot		Survie	Croissance
AS-01R	A	0,68 ± 0,15	0,38 ± 0,13
	B	0,58 ± 0,28	0,12 ± 0,13
AS-03R	A	0,44 ± 0,18	0,38 ± 0,16
	B	0,70 ± 0,25	0,16 ± 0,05

*On observe, entre autres, une différence de croissance d'un facteur de plus de 3 entre les deux lots pour AS-01R. Y a-t-il eu des problèmes analytiques lors de certains tests ? Des explications seraient nécessaires pour comprendre ces variations. De plus, si des problèmes analytiques sont survenus pour certains tests, ils devraient être indiqués. Les rapports fournis par les laboratoires d'analyses devraient être fournis en annexe.*

**Réponse:**

Deux copies complètes des rapports des laboratoires analytiques sont fournies au MEF pour consultation.

Les deux séries d'essais ont passé les tests d'AQ/CQ conçus pour déterminer si les données d'un test de toxicité devaient être considérées valides et acceptables pour être utilisées dans l'évaluation de la qualité des sédiments. Aucune indication dans les données enregistrées lors des essais ne révèle la présence d'un problème qui aurait pu causer la variabilité observée. Aussi, puisque le degré de variabilité observé n'a pas été remarqué dans tous les essais sur les sédiments (incluant les sédiments des zones de comparaison et les sédiments de l'Île-aux-Chats), on conclut que la

variabilité indiquerait des réactions différentes des espèces benthiques à ces sédiments. La variabilité entre les lots pourrait être due à une variabilité inhérente aux sédiments ou associée aux différents lots d'organismes testés dans les deux essais. Notons cependant que, pour les deux lots d'organismes, les tests ont été considérés acceptables au point de vue de leur performance par rapport aux paramètres de AQ/CQ.

## Chapitre 9, Section 9.1.3.2 (suite)

### Question et commentaire du MEF :

*Les résultats présentés dans le tableau 9.7 appuient le commentaire concernant le manque de sensibilité des tests de croissance avec des organismes benthiques que nous avons formulé pour la section 9.1.1.4.*

*Ainsi, pour l'échantillon AS-02A pour lequel une survie de seulement 2 % a été observée avec *H. azteca*, le résultat obtenu pour la croissance est le plus élevé de ceux obtenus pour l'ensemble des échantillons testés avec cet organisme (secteurs A, B, C et Sud, zones de comparaison, contrôles négatifs). On peut dès lors se questionner sur la pertinence de conserver les tests de croissance dans l'analyse Triad.*

*Comme dans le cas des tests avec *H. azteca*, une variabilité importante est observée lors des tests avec *C. tentans* sur les échantillons provenant des zones de comparaison. À la lumière de ces observations, une discussion beaucoup plus détaillée de ces résultats devrait être présentée. De plus, les rapports fournis par les laboratoires d'analyses devraient être fournis en annexe.*

*En considérant la variabilité importante observée pour les résultats obtenus pour les zones de comparaison, une analyse qualitative des résultats présentés aux tableaux 9.7 et 9.9 pourrait-elle être réalisée?*

*À titre d'exemple, en retenant comme barème d'évidence d'effet une survie de 60 % et moins, et comme barème de potentiel d'effet une survie entre 60 % et 70 % associée à un écart type de 25 % ou plus on obtiendrait l'interprétation suivante:*

<b>Station</b>	<b><i>H. azteca</i> survie (%)</b>	<b><i>C. tentans</i> survie (%)</b>	<b>Qualification</b>
AS-01A	0 ± 0	0,06 ± 0,09	Évidence
AS-02A	0,02 ± 0,04	0,64 ± 0,25	Évidence
AS-04A	0,50 ± 0,12		Évidence
AS-05B	0,56 ± 0,27		Évidence
AS-08B		0,60 ± 0,22	Évidence
AS-09B	0,68 ± 0,36	0,58 ± 0,26	Évidence
AS-10B	0,50 ± 0,16	0,30 ± 0,28	Évidence
AS-13B		0,48 ± 0,15	Évidence
AS-14C	0,68 ± 0,36		potentiel
AS-15C	0,62 ± 0,27		potentiel
AS-17C		0,38 ± 0,23	Évidence
AS-18C	0,68 ± 0,38		potentiel
AS-19C	0,56 ± 0,38		Évidence
AS-25C	0,60 ± 0,38		Évidence
AS-28A	0,38 ± 0,22	0,06 ± 0,09	Évidence
Comparaison			
X Lot A	0,81* (0,72)	0,74** (0,61)	
X Lot B	0,78	0,84	

\* : X sans AS-03R (avec AS-03R entre parenthèses)

\*\* : X sans AS-02R (avec AS-02R entre parenthèses)

À la lumière de ce qui précède, l'analyse des résultats des tests de toxicité devrait être revue en considérant les points suivants :

- *une remise en question de la pertinence des résultats de croissance, particulièrement pour *H. azteca*;*
- *une analyse détaillée des résultats bruts des tests de toxicité;*
- *une analyse qualitative des résultats;*
- *une description détaillée de l'approche statistique utilisée. Cette approche doit permettre, pour chaque station de la zone contaminée, de comparer la moyenne obtenue avec celle des stations de la zone de comparaison.*

**Réponse:**

AlliedSignal a revu l'interprétation des données sur les bioessais en utilisant l'approche qualitative recommandée par le MEF et l'approche quantitative utilisée dans l'évaluation originale. AlliedSignal trouve que l'utilisation de l'approche qualitative ne réduit pas l'incertitude associée aux ensembles de données et considère qu'il est préférable d'utiliser des analyses quantitatives pour les données biologiques. L'approche quantitative permet, en effet, d'examiner et d'inclure l'incertitude dans le processus d'évaluation des ensembles de données. Par contre, les approches plus qualitatives ne tiennent pas compte de la notion d'incertitude. Par exemple, les valeurs moyennes fournies par le MEF dans son analyse qualitative représentent des estimations ponctuelles qui sont utilisées pour comparer la toxicité potentielle des différents échantillons de sédiments. Des estimations ponctuelles ne peuvent être utilisées pour différencier la toxicité de deux échantillons de sédiments uniquement si les valeurs moyennes sont considérées être des mesures précises de la réponse des organismes. Cependant, dans cette étude, les valeurs moyennes représentent des estimations ponctuelles très imprécises comme l'indiquent les grands écarts-types qui leurs sont associés. Dans la méthode qualitative, l'imprécision des estimations ponctuelles ne peut être considérée pour déterminer si le taux moyen de survie indique une "preuve potentielle" de toxicité.

Tel que mentionné précédemment, deux (2) copies complètes des rapports des laboratoires analytiques sont fournis au MEF pour consultation.

**Chapitre 9, Section 9.1.3.3****Question et commentaire du MEF :**

*Cette section précise que 25 stations ont été échantillonnées autour de l'île aux Chats lors de la campagne d'investigation détaillée. Pourtant, la section 6.3.4 (p. 6-7) précise plutôt que « La deuxième étape, la campagne d'investigation détaillée, a été réalisée du 8 au 17 octobre 1996. Des sédiments ont été prélevés à l'endroit de quarante-deux (42) stations situées autour de l'île aux Chats ainsi qu'à cinq stations de comparaison... ». Il y a donc une différence de 17 stations entre ces deux versions des faits. Ces stations correspondent aux stations numérotées CC-1 à CC-17 (voir, entre autres, le tableau 6.3). L'initiateur devrait préciser pourquoi l'analyse Triad ignore ces 17 stations, et à quoi les résultats des analyses effectuées sur les sédiments prélevés à ces stations ont servi.*

**Réponse :**

Lors de la campagne d'investigation détaillée réalisée du 8 au 17 octobre 1996, des sédiments ont été prélevés à l'endroit de quarante-deux (42) stations situées autour de l'Île-aux-Chats. Ces stations sont les suivantes :

- . 25 stations localisées dans les Secteurs A, B, C et au sud de l'île (AS-01A à AS-27D);
- . 17 stations localisées à la limite du Secteur A (CC-1 à CC-17).

Le but de la campagne d'octobre 1996 était de prélever des échantillons de sédiments pour l'analyse Triad, le concept retenu dans l'étude écotoxicologique présentée au Chapitre 9 de l'étude d'impact environnemental. Vingt-cinq (25) stations, réparties uniformément dans la zone d'étude immédiate, ont donc été sélectionnées pour le prélèvement des sédiments. Ces stations sont AS-01A à AS-27D.

À la fin de cette campagne d'échantillonnage, il a été jugé opportun de profiter de la mobilisation des équipements d'échantillonnage pour déterminer plus précisément l'étendue du dépôt de cendres de pyrite dans le Secteur A. À cet effet, dix-sept (17) stations additionnelles ont été échantillonnées de part et d'autre de la limite extérieure du Secteur A dans le but de réaliser des analyses de la composition chimique des sédiments, et ainsi mieux définir l'étendue latérale du

dépôt de cendres de pyrite. Ces dix-sept (17) stations n'ont toutefois pas été utilisées dans l'analyse Triad compte tenu qu'elles n'étaient pas prévues à cette fin.

**Chapitre 9, Section 9.1.3.4****Question et commentaire du MEF :**

*Selon les informations fournies dans l'étude, le pourcentage de chironomes, qui est censé être positivement corrélé au niveau de dégradation des sédiments, présente des valeurs très faibles pour l'ensemble des stations du secteur A. Pourtant, ce secteur, dont les sédiments sont composés en bonne partie de cendres de pyrite, est considéré dégradé. La même question vaut également pour l'indicateur - pourcentage des taxons de la famille des chironomidés. -Est-il possible que, dans certaines conditions, les chironomes soient sensibles à la dégradation de la qualité des sédiments? Si cela s'avère être le cas, comme les résultats du tableau 9.12 semblent l'indiquer, l'intégration de cet indicateur à la composante appelée structure de la communauté benthique ne fait qu'amenuiser le pouvoir discriminant et la sensibilité de l'analyse Triad.*

**Réponse:**

Cette contradiction apparente est due à la nature extrême de l'habitat du Secteur A. Cette contradiction serait présente quelle que soit la mesure utilisée comme indicateur d'un impact écologique. La présence de chironomes va augmenter au fur et à mesure que les conditions vont se dégrader (en particulier face aux concentrations de métaux). Mais, passé un certain stade, la situation devient intolérable même pour les taxons tolérants. On peut donc s'attendre à ce que cet indicateur augmente de concert avec l'augmentation des concentrations de métaux; cependant, au-delà d'un certain seuil, cet indicateur commencera à diminuer. Ce fait n'affecte pas l'interprétation de l'analyse Triad; il renforce plutôt la nécessité d'avoir des indicateurs de mesures multiples pour la composante benthique de l'analyse Triad.

## Chapitre 9, Section 9.1.3.4 (suite)

### Question et commentaire du MEF :

*De plus, l'examen des résultats présentés au tableau 9.12 nous amène à questionner la pertinence des trois indicateurs % d'oligochètes, % de chironomes et % des taxons de la famille de chironomidés. L'initiateur devrait préciser l'importance des trois indicateurs mentionnés ici par rapport à la richesse taxonomique et à l'abondance totale.*

### Réponse:

Chacune de ces mesures fournit une image indépendante sur la santé d'une communauté benthique. Aucune mesure individuelle ne peut résumer adéquatement l'état de santé de la communauté benthique et c'est la raison pour laquelle les écologistes du benthos ont traditionnellement utilisé des indicateurs multiples. Les indicateurs utilisés dans l'analyse Triad sont tous des mesures standard d'évaluation des communautés benthiques. Les définitions suivantes peuvent aider à comprendre l'interprétation de la valeur de chacun de ces indicateurs:

- % oligochètes: Les oligochètes sont généralement abondants dans les zones ayant des sédiments fins et enrichis en matière organique. Des pourcentages élevés d'oligochètes sont considérés comme un indicateur négatif de la santé de la communauté, indiquant, en particulier, un pourcentage excessif de particules fines dans les sédiments et des concentrations élevées de carbone organique total.
- % chironomes: Les chironomes sont un groupe diversifié de mouches qui se retrouve dans presque tous les systèmes d'eau douce. Le groupe inclut une variété de stratégies d'alimentation et possède une large gamme de valeurs de tolérance. Généralement, une communauté équilibrée comprendra jusqu'à 30 % de chironomes. Cependant, un pourcentage plus élevé de chironomes indique que la qualité de l'eau ou celle des sédiments se détériore.
- % taxons de la familles des chironomidés: comme mentionné ci-dessus, la présence de plus de 30 % de chironomes dans une communauté benthique peut indiquer une dégradation de la qualité des sédiments. La présence, en grande abondance, d'un seul taxon ou d'une famille (comme les chironomes) connus pour leur tolérance, indique une communauté benthique soumise à une agression.

**Chapitre 9, Section 9.1.3.4 (suite)****Question et commentaire du MEF :**

*Le tableau 9.14 présente le sommaire des comparaisons statistiques des indicateurs de communauté benthique avec ceux de la zone de comparaison. Il y aurait lieu d'explicitier les méthodes statistiques qui ont conduit aux résultats exprimés dans ce tableau.*

*Les résultats exprimés dans cette section montrent que les zones A et B se ressemblent beaucoup si on compare la richesse taxonomique et le pourcentage d'oligochètes. Par contre, les chironomides sont nettement moins abondants dans le Secteur A. L'initiateur devrait élaborer davantage sur la signification écologique de ces ressemblances et sur l'absence de chironomides dans la zone A. De plus, l'étude d'impact indique que cinq stations dans la zone B affichent des abondances totales significativement en déclin. Ces conclusions, basées sur le tableau 9.12 devraient être plus largement étayées en relation avec la chimie des sédiments et leur toxicité.*

**Réponse:**

Les résultats des bioessais ont été analysés à l'aide d'une analyse de variance à un critère de classification (one-way ANOVA) suivie des tests de comparaison multiples de Scheffe. La normalité des valeurs résiduelles de l'ajustement ANOVA a été analysée à l'aide d'histogrammes et de graphiques-QQ, et l'homogénéité de la variance a été examinée à l'aide de graphiques comparant les valeurs résiduelles et les valeurs ajustées. Les écarts mineurs observés dans la normalité et l'homogénéité de la variance, ont été considérés négligeables vu la robustesse de l'ANOVA.

Des analyses de variance ANOVA ont été réalisées sur chacun des quatre indicateurs de toxicité, séparément pour chaque lot et pour chaque intervalle de profondeur. Les moyennes des échantillons sur le site ont été comparés. Le résultat moyen pour chaque échantillon sur le site et la moyenne générale des échantillons de comparaison correspondants ont été comparés en utilisant les tests de comparaison multiples de Scheffe.

Afin que les deux types d'erreurs de décision, erreurs de type  $\alpha$  (première espèce) (type I error) et de type  $\beta$  (seconde espèce) (type II error), soient minimales, le seuil de probabilité  $\alpha$  a été fixé à 0,15 pour cette analyse.

Les données sur la communauté benthique ont été analysées à l'aide d'une analyse de variance à un critère de classification (one-way ANOVA), suivie de tests de comparaison multiples de Scheffe. La normalité des valeurs résiduelles ajustées de l'ANOVA a été analysée à l'aide d'histogrammes et de graphiques-QQ, et l'homogénéité de la variance a été examinée à l'aide de graphiques comparant les valeurs résiduelles avec les valeurs ajustées. Les valeurs résiduelles pour l'abondance totale, le pourcentage de chironomes et le pourcentage d'oligochètes suivaient une distribution leptokurtique (extrémités de la distribution plus longues que dans une distribution normale) et il y avait une corrélation claire entre le niveau moyen de réponse et la variance. Ces mesures ont été converties à des classifications normalisées (rankits) pour corriger les violations des conditions d'application de l'analyse de variance. Les "rankits" sont les pointages -z (scores-z) prévus pour la classification dans une distribution normale. Des écarts mineurs de la normalité et de l'homogénéité de la variance ont été observés pour la richesse taxonomique et le pourcentage de tous les taxons dans la famille des chironomidés, mais ils ont été considérés négligeables vu la robustesse de l'ANOVA.

Les sites ont été séparés en trois analyses ANOVA selon le pourcentage de couvert végétal (couvert total, partiel ou aucun couvert). Le résultat moyen pour chaque échantillon de site et la moyenne générale des échantillons de comparaison correspondants ont été comparés en utilisant les tests de comparaisons multiples de Scheffe. Afin que les deux types d'erreurs de décision, erreurs de type  $\alpha$  (première espèce) (type I error) et de type  $\beta$  (seconde espèce) (type II error), soient minimales, le seuil de probabilité  $\alpha$  a été fixé à 0,15 pour cette analyse.

**Chapitre 9, Section 9.2.3****Question et commentaire du MEF :**

*L'étude d'impact fait mention que le ratio SEM/AVS est un indicateur du potentiel de disponibilité des métaux lorsque supérieur à 1. Les résultats de 1996 indiquent qu'il y a une grande variabilité selon la période à laquelle les échantillons ont été pris. Il y aurait lieu d'expliquer ces variations puisque selon le moment où les échantillons ont été prélevés, le portrait de la disponibilité des métaux varie grandement.*

**Réponse:**

Les concentrations d'AVS (Acid Volatile Sulfides) dans les sédiments dépendent de plusieurs variables, incluant un facteur temporel. Besser *et al.* (1996) ont étudié les effets de la variation spatiale et temporelle des AVS sur la biodisponibilité du cuivre et du zinc dans les sédiments d'eau douce, et ont rapporté les aspects suivants:

- les concentrations d'AVS étaient généralement beaucoup plus élevées dans les sédiments de surface (0-3 cm) comparées aux sédiments plus profonds (6-9 cm);
- les concentrations d'AVS avaient tendance à être plus élevées dans les sédiments de surface durant l'été – ce qui est en accord avec les observations voulant que les AVS s'accumulent dans les sédiments de surface pendant les saisons chaudes et qu'ils sont consommés durant les périodes plus froides à cause de l'oxydation du sulfure ou de la transformation chimique en pyrite.
- les changements en AVS étaient plus lents dans les sédiments ayant des proportions plus élevées de particules fines et des concentrations plus grandes de matière organique naturelle – probablement à cause de la diminution de la pénétration de l'oxygène.
- parmi les stations échantillonnées, les concentrations mesurées en juillet 1991, septembre 1991 et en août 1993, montraient des variations importantes en AVS ( $\mu\text{mol/g}$ ) selon la date d'échantillonnage et ce, à chacune des stations, tel que présenté ci-après (NM = non mesuré):

Station	Juillet 1991	Septembre 1991	Août 1993	Rang (% de la moyenne)
CF1	NM	0,3	2,9	163
CF3	NM	5,2	7,5	36
CF4	NM	13	21,9	51
MR2	15,6	NM	18,5	17
MR7	9,8	NM	15,2	43
MR11	2,5	NM	21,9	159
MR19	1,5	NM	7,5	133
MR25	12,6	NM	46,9	115

Les résultats observés entre les campagnes de reconnaissance et d'investigation détaillée sont probablement dus aux variables spatiales et temporelles décrites ci-dessus.

**Chapitre 9, Section 9.3.2.2****Question et commentaire du MEF :**

*Les auteurs associent la biodisponibilité des contaminants exclusivement à leur présence dans l'eau interstitielle des sédiments. Cependant, des travaux récents (L. Hare, INRS-Eau, communication personnelle) démontrent que pour certains organismes benthiques, l'exposition se fait principalement via l'ingestion de sédiments. Dans ce cas, l'exposition n'est pas associée à la présence des contaminants dans l'eau interstitielle. Cette nuance devrait compléter cette section.*

**Réponse:**

La plupart, sinon tout le travail qui a été réalisé pour démontrer que l'absorption des contaminants se fait par ingestion de sédiments, a été mené avec des composés organiques. Une étude récente a montré que cette voie d'absorption de la pyrène par l'oligochète *Lumbriculus variegatus*, représentait 61 % après 8 jours d'exposition (Leppanen and Kukkonen 1998). Cependant, tel que mentionné dans l'introduction de l'article en question, "le moyen principal d'accumulation des composés ayant un  $\log K_{ow} < 5$  est l'eau interstitielle" (Thomann *et al.* 1992; Belfroid *et al.* 1996).

L'accumulation des métaux dans les invertébrés benthiques a été étudiée par Hare (1992). Il conclut que l'accumulation des métaux est fonction du type de métal, de la source d'exposition et de la nourriture. Hare affirme que les modes d'accumulation des métaux sont variables:

- Le Zinc semble être accumulé via l'eau;
- Le Cadmium via la nourriture et l'eau (mixte);
- Le Cuivre via plus d'un moyen (mixte);
- Le Plomb à travers plus d'un moyen (mixte)– dans certains cas le Plomb s'est fixé à la surface du corps et non sur les organes internes.

La contribution relative de la nourriture dans l'accumulation totale des métaux dépend de:

- La biodisponibilité du métal dans la nourriture; la dimension des particules et la façon dont le métal est associé à la nourriture;

- Les processus digestifs comme le taux de passage des particules de nourriture. De plus, les insectes détritivores ont généralement un intestin dont le pH est presque neutre ou modérément basique;
- L'échange de métaux à travers les membranes biologiques.

La contribution en provenance de l'exposition à l'eau dépend de:

- La concentration de métaux aux sites d'absorption;
- L'échange de métaux à travers les membranes biologiques.

Selon les informations présentées dans Hare (1992), seule l'exposition à l'eau semble être le moyen principal d'exposition des macro-invertébrés aux métaux d'intérêt présents dans les sédiments autour de l'Île-aux-Chats. Ceci, en plus des multiples études qui ont été réalisées pour supporter les tests de SEM/AVS, indique que la mortalité observée était directement reliée aux concentrations dans l'eau interstitielle.

De plus, dans l'étude présentée ici, une approche Triad est utilisée pour évaluer les effets potentiels sur les organismes benthiques. Cette approche est basée sur les bioessais, les indices in situ sur la communauté, et des analyses chimiques des sédiments. Puisque les bioessais (à condition que les espèces utilisées soient des organismes benthiques qui ingèrent les sédiments) et les indices in situ fournissent une évaluation de l'exposition totale (et non seulement via l'eau interstitielle), toutes les voies d'exposition sont implicitement évaluées.

**Chapitre 9, Section 9.3.2.2 (suite)****Question et commentaire du MEF :**

*Les auteurs expliquent la plus faible densité d'amphipodes retrouvée dans la région de l'île aux Chats par le fait qu'une sénescence rapide des macrophytes submergés se produisait lors de l'échantillonnage dans cette région. Étant donné que les données sont exprimées en densité (nombre d'organismes par gramme de plante) pour tenir compte des variations de la quantité de macrophytes submergés présents dans l'échantillon et, qu'en second lieu, dans la zone de l'île de la Grosse-Pointe, la station affichant la plus forte densité d'amphipodes (GP-PA-R5) présente la plus faible quantité de macrophytes submergés, comment l'initiateur en arrive-t-il à cette interprétation ?*

**Réponse:**

Une gamme de densités d'amphipodes a été observée sur les plantes à la fois dans les zones de l'Île-aux-Chats et dans celles de l'île de la Grosse-Pointe. La station GP-PA-R5 présente l'une des densités les plus élevées (converties par unité de masse de plante). Le poids des plantes rapporté au tableau 9.22 de l'étude d'impact représente le poids de tissu recueilli. Vraisemblablement, si deux fois plus de tissu végétal a été prélevée à la station GP-PA-R5, deux fois plus d'amphipodes auraient aussi été prélevés, mais la densité normalisée par unité de masse de plantes serait la même.

Vu la sénescence rapide des plantes dans la zone de l'Île-aux-Chats par rapport aux plantes à l'île de la Grosse-Pointe, des différences à la fois quantitatives et qualitatives pourraient expliquer les variations dans les densités d'amphipodes. Quantitativement, la densité de matière vivante (i.e. : qui semblaient saines dans la mesure où les feuilles étaient vertes) par unité de plante, était beaucoup moins importante dans la région de l'Île-aux-Chats. Du point de vue de l'habitat pour les amphipodes, les plantes dans la région de l'Île-aux-Chats avaient une valeur d'habitat qualitativement moindre puisque les plantes étaient mourantes et ne fournissaient pas un bon couvert ou un substrat de nourriture pour les amphipodes.

### Chapitre 9, Section 9.3.2.3

#### **Question et commentaire du MEF :**

*Il est dit, dans cette section concernant le secteur B, que ce dernier ne représente aucun risque pour les organismes benthiques et présente des concentrations moyennes de métaux. Compte tenu des résultats présentés sur les indices de qualité de la communauté benthique et sur les concentrations de certains métaux, ces deux affirmations seraient à revoir ou à expliquer davantage puisqu'il semble y avoir une contradiction avec la section 9.1.3.4 commentée plus haut.*

#### **Réponse:**

La qualité des sédiments et la présence d'une communauté de macro-invertébrés benthiques en bonne santé dépendent de plusieurs facteurs incluant, sans y être limités, les concentrations de contaminants présents, la biodisponibilité des contaminants, la granulométrie des sédiments et le degré d'enrichissement organique. Les sédiments ayant des concentrations élevées de contaminants peuvent ne pas causer d'effets biologiques néfastes si les contaminants ne sont pas biodisponibles. Par ailleurs, les sédiments ayant des concentrations élevées de contaminants qui ne sont pas biodisponibles peuvent quand même causer des effets nocifs pour d'autres raisons, telles que des concentrations élevées d'ammoniaque ou de sulfures résultant d'un enrichissement organique. La composition de la communauté benthique peut être altérée par la présence d'une contamination chimique, de même que par de nombreuses conditions naturelles comme l'habitat, la vitesse du courant, la pénétration de la lumière, la température et le type de substrat. D'autres conditions d'origine anthropique, comme la sédimentation ou l'enrichissement organique, peuvent aussi avoir un effet.

Vu la multiplicité des facteurs pouvant affecter la communauté benthique dans une zone donnée, l'approche Triad a été choisie pour évaluer si les sédiments autour de l'Île-aux-Chats ont un impact négatif sur la communauté benthique. L'analyse Triad est une approche intégrée, basée sur les effets, qui vise à caractériser la qualité des sédiments en intégrant trois mesures synoptiques:

- La contamination chimique;
- Les effets biologiques dans des conditions contrôlées (bioessais en laboratoire);
- Les effets biologiques in-situ.

Ces trois mesures fournissent des informations complémentaires qui servent à l'identification des zones où la qualité des sédiments est dégradée et aident à confirmer que la qualité médiocre des sédiments est le résultat d'une contamination chimique. L'approche Triad est basée sur le concept voulant que plus le degré de concordance entre les mesures synoptiques (la contamination chimique, les essais de toxicité en laboratoire et les effets biologiques in-situ) est grand, plus grande est l'indication (la preuve) d'une dégradation de la qualité des sédiments liée à la contamination chimique. Une concordance entre les trois mesures indique une dégradation de la qualité des sédiments. En d'autres termes, cela veut dire que les sédiments contiennent des concentrations élevées de contaminants, que les sédiments causent des effets biologiques nocifs lors des essais de toxicité en laboratoire, et que la communauté de macro-invertébrés benthiques exposée à ces sédiments in situ est dégradée comparativement à une communauté normale. Selon l'approche Triad, des sédiments qui présentent un certain degré de concordance entre deux des trois mesures ne sont pas considérés dégradés à cause de la contamination chimique, mais on considère plutôt qu'ils ont une qualité dégradée à cause d'un autre facteur ou d'une combinaison de facteurs.

L'analyse Triad indique, qu'en général, la qualité des sédiments du Secteur B ne présente aucun risque pour les organismes benthiques. Cette conclusion est basée sur les résultats qui montrent une faible concordance entre les mesures synoptiques pour les stations du Secteur B. Trois stations ont montré un niveau de concordance plus ou moins élevé entre les mesures indiquant la présence d'une certaine dégradation de la qualité des sédiments.

Outre la qualité des sédiments, la qualité globale de l'habitat doit être considérée dans l'évaluation de la santé générale d'un site. Le Secteur B, qui contient des peuplements denses de macrophytes submergés et qui est protégé des vitesses élevées de courant, représente, probablement un habitat important pour la fraie et l'élevage d'une variété d'espèces de poissons.

La conclusion présentée dans l'étude d'impact qui indiquait que la santé générale du Secteur B était bonne et qu'aucune restauration n'était nécessaire, est basée sur les faits suivants: (i) le Secteur B offre un habitat de grande valeur; (ii) le poids de la preuve ne lie pas clairement les effets biologiques à la contamination chimique; et (iii) la faible preuve concernant la détérioration de la qualité des sédiments est limitée à une très petite portion de la surface totale.

## **Chapitre 12, Section 12.2**

### **Question et commentaire du MEF :**

*Il est mentionné dans cette section que la communauté benthique de la zone B est en santé et que la végétation y est abondante. Les résultats des analyses taxonomiques et l'inventaire des herbiers indiquent plutôt que le benthos de la zone B est largement constitué d'oligochètes et que la richesse taxonomique est très inférieure à ce qui se trouve dans la zone C. De plus, la végétation aquatique le long de la rive de l'île aux Chats est estimée, en général à 0-20 % de recouvrement. L'initiateur peut-il nuancer son affirmation en tenant compte des résultats des Chapitres 8 et 9?*

### **Réponse :**

Dans le Chapitre 9, le Secteur B a été identifié comme un secteur ne représentant aucun risque pour les organismes benthiques. Ce secteur offre un habitat de bonne qualité qui procure des zones propices à la fraie et à l'élevage des jeunes poissons. Seules certaines stations identifiées comme transitoires (AS-05B, AS-06B et AS-09B) présentent une communauté benthique en déclin, possiblement attribuable à un facteur non contaminant compte tenu que les sédiments à ces stations ne sont pas toxiques. En excluant ces trois stations transitoires, l'abondance totale moyenne et la richesse taxonomique moyenne du benthos dans le Secteur B ont des valeurs plus élevées indiquant ainsi que la communauté benthique aux autres stations du Secteur B est relativement en bonne santé. Il faut aussi souligner que le pourcentage d'oligochètes dans le Secteur B est moindre qu'aux stations de comparaison amont, bien que supérieur aux stations du Secteur C, qui est constitué d'un environnement très différent.

La végétation aquatique profonde et peu profonde le long de la rive de l'Île-aux-Chats, dans la baie nord-est, a un recouvrement supérieur à 20 %. La figure 8.8 de l'étude d'impact montre une densité de végétation erronée dans ce secteur. La figure corrigée a été présentée précédemment (figure 9).

Ainsi la description du milieu naturel présentée au Chapitre 12 où il est spécifié que le lit du fleuve dans le Secteur B abrite une communauté benthique en santé et que la végétation aquatique y est abondante reflète les résultats présentés aux Chapitres 8 et 9 de l'étude d'impact. Aucune modification de cette section du Chapitre 12 n'est donc requise.

## **Chapitre 12, Section 12.2 (suite)**

### **Question et commentaire du MEF :**

*La directive indique « que l'élaboration des solutions doit prendre en considération tous les secteurs où la contamination est supérieure au seuil d'effets néfastes et que le processus décisionnel proposé [...] devra respecter le processus décisionnel général exposé dans le document Critères intérimaires ». Étant donné les dépassements de critères relevés dans les sédiments au sud de l'île, l'étude d'impact doit permettre de comprendre pourquoi ce secteur n'a pas été pris en considération lors de la sélection du secteur d'intervention.*

### **Réponse :**

Le lit du fleuve dans le secteur à l'est de la route d'accès à l'Île-aux-Chats est principalement composé de sédiments silteux bruns avec présence de coquillages, à une profondeur d'eau variant de 1,5 m à 5,0 m. La végétation aquatique est très dense dans ce secteur, bien que l'abondance et la richesse de la communauté benthique soient réduites. Les sédiments n'étant pas toxiques, le déclin observé chez la communauté benthique résulte d'un facteur non-contaminant. Aussi, les concentrations chimiques mesurées dans les sédiments ne sont pas élevées. L'analyse Triad, qui tient compte de l'ensemble des facteurs précédents (chimie, toxicité et communauté benthique) n'indique pas que les sédiments de ce secteur génèrent des impacts négatifs sur la communauté benthique.

Le long du littoral au sud de l'île, le lit du fleuve est principalement composé de sédiments sableux plus grossiers, qui recouvrent un fond rocheux à une profondeur de moins de 1,5 m. Les herbiers aquatiques sont peu denses et peu diversifiés sur ce substrat granulaire. Les concentrations chimiques mesurées dans les sédiments de ce secteur sont faibles, et ne dépassent que marginalement le seuil d'effets néfastes pour quelques paramètres.

Les cinq facteurs décisionnels qui ont conduit au choix du secteur d'intervention sont les suivants:

- Caractérisation du lit du fleuve;
- Potentiel de migration des contaminants vers l'aval;

- Perception de la communauté locale de la situation;
- Potentiel d'un habitat pour les poissons;
- Impacts des sédiments sur la communauté benthique.

Chacun de ces facteurs décisionnels est expliqué à la section 12.4 de l'étude d'impact environnemental.

Les deux secteurs à l'est et au sud de l'île se classent de façon favorable pour tous les facteurs décisionnels. Les secteurs révèlent un lit du fleuve naturel et ne présentent aucun potentiel de transport des particules vers l'aval. La communauté locale ne perçoit pas ces secteurs comme ayant été affectés par les activités industrielles antérieures. Ces secteurs constituent un habitat favorable à la faune ichthyenne et deux territoires de fraie y ont été identifiés. Finalement, à l'endroit des deux stations situées à l'est de l'île où les sédiments ont été l'objet d'une étude écotoxicologique, aucun impact des sédiments sur la communauté benthique n'a été observé. Les sédiments à ces stations sont non toxiques et la présence d'une communauté benthique en déclin est liée à un facteur non-contaminant.

En plus de tous ces facteurs, il est important de rappeler que les activités antérieures sur l'Île-aux-Chats étaient plutôt concentrées dans la partie nord de l'île. Tel que mentionné dans le rapport de la Phase II, les bassins de déchets étaient situés au nord de la voie ferrée, la plupart des effluents de l'usine étaient évacués au nord, et la prétendue rupture des digues de cendres de pyrite s'est produite le long de la rive nord-ouest de l'île. Les rives sud et est de l'Île-aux-Chats n'ont jamais été perturbées par les principales activités industrielles. Ces secteurs ont été consacrés pendant plusieurs années à des activités récréatives pour le personnel de la compagnie.

Pour toutes ces raisons, les secteurs situés au sud de l'Île-aux-Chats et à l'est de la route d'accès à l'île ne sont pas inclus dans le plan d'intervention proposé.

## **Chapitre 12, section 12.4**

### **Question et commentaire du MEF :**

*La directive indique que « le lecteur doit comprendre en quoi le secteur d'intervention sélectionné est le plus pertinent, le plus souhaitable ou le plus acceptable selon l'initiateur du projet ». Cette section ne respecte pas cet énoncé. En effet, la terminologie et la signification donnée à deux de ces facteurs portent à confusion : s'agit-il de « potentiel pour la création d'un habitat pour les poissons », (tableau 12.1) ou de « potentiel d'habitat pour les poissons » dans les conditions actuelles (section 12.4.4) ? S'agit-il de « santé de la communauté benthique », (section 12.4.5) ou « d'impact des sédiments sur la communauté benthique », (tableau 12.1). Si ce dernier facteur décisionnel réfère aux résultats de l'évaluation écotoxicologique à l'aide de la méthode Triad, la terminologie est dans les deux cas discutable. Par conséquent, il y aurait lieu de préciser les termes employés dans l'argumentaire et le tableau 12.1.*

### **Réponse :**

La sélection du secteur d'intervention est résumée au tableau 12.1 de l'étude d'impact environnemental. Les facteurs décisionnels présentés dans ce tableau ont été mal traduits. La description appropriée de ces facteurs peut être lue comme suit :

Caractéristique du lit du fleuve	Nature of the river bottom
Potentiel de migration des contaminants vers l'aval	Potential for downstream migration of contaminants
Perception de la situation par la communauté locale	Local community perception of the situation
Potentiel d'habitat pour les poissons	Potential for fish fauna habitat
Impact des sédiments sur la communauté benthique	Impact of the sediment on the benthic community

Le facteur «Potentiel d'habitat pour les poissons» fait référence à la situation actuelle où chaque secteur présente des conditions qui sont favorables pour l'habitat de la faune ichthyenne, incluant l'élevage des jeunes poissons et des zones propices à la fraie. Le Secteur A obtient une cote neutre pour ce facteur décisionnel, tandis que les Secteurs B et C ont une cote favorable.

Le facteur «Impact des sédiments sur la communauté benthique» mesure l'étendue de l'impact que les sédiments d'un secteur peuvent avoir sur la communauté benthique. Cet impact a été évalué via l'étude écotoxicologique (analyse Triad). Dans le Secteur A, la communauté benthique est sévèrement affectée, ce qui résulte en l'attribution d'une cote défavorable. La cote est neutre et favorable pour les Secteurs B et C respectivement.

### **Chapitre 13, Section 13.1.2**

#### **Question et commentaire du MEF :**

*Selon des informations obtenues auprès de spécialistes dans le domaine, il existerait des méthodes de traitement qui pourraient être efficaces pour les cendres de pyrite et les sédiments, par exemple, un traitement physico-chimique couplé à un traitement biologique. Ces méthodes de traitement n'ont pas été documentées, bien qu'il existe au Québec des compagnies qui possèdent l'expertise pour identifier une méthode de traitement appropriée au type de matériel à traiter. Compte tenu de ce qui précède, l'initiateur devrait documenter davantage cet aspect.*

#### **Réponse :**

La section 13.1.2 de l'étude d'impact fait référence aux technologies de traitement in situ tel que l'immobilisation. Le commentaire du MEF fait référence à un éventail plus grand de méthodes de traitement, communément appelées les traitements physico-chimiques, lesquels sont associés à des traitements biologiques. Afin d'obtenir plus de détails sur ces méthodes de traitement, AlliedSignal a contacté le Ministère. Il semble qu'il y a une compagnie au Québec (Alex Sol Inc.) qui a entamé le développement de cette technologie et qui procède à des projets de démonstration pour la restauration des sols et des sédiments.

Les professionnels d'Alex Sol Inc., qui travaillent avec l'Institut National de la Recherche Scientifique (INRS-Eau), ont été contactés dans le but d'obtenir de plus amples informations sur cette nouvelle technologie de décontamination des sols et des sédiments. Alex Sol Inc. et l'INRS-Eau, en collaboration avec Environnement Canada, ont lancé, en septembre 1995, un projet à cet égard. La technologie visée allie des phases de séparation physique, chimique et biologique pour extraire les métaux qui contaminent les sols et les sédiments.

La séparation physique constitue la première étape et vise à séparer physiquement les métaux en fonction de la grosseur, de la densité, du magnétisme, du caractère hydrophobe ou hydrophile des matériaux contaminés.

La séparation chimique des métaux s'effectue généralement à l'aide d'acides de façon à transformer les métaux sous une forme soluble et ainsi les séparer des sédiments contaminés. Les métaux en solution sont ensuite précipités.

Le procédé biologique utilise certains microorganismes dans le but de solubiliser les métaux. Ce procédé est efficace pour plusieurs types de métaux, mais plus performant pour d'autres tels que le cadmium, le nickel et le zinc. Les bactéries utilisées oxydent les métaux et les sulfures pour produire de l'acide sulfurique et augmentent le potentiel d'oxydoréduction. Les métaux entrent alors en solution pour ensuite être précipités.

À son stade de développement présent, la technologie n'est pas applicable in situ. Elle nécessite préalablement l'excavation des matériaux et leur traitement ex situ.

Dans le cadre d'un projet de démonstration technologique, des échantillons de sols et de sédiments contaminés ont été prélevés sur des sites à Québec (35 tonnes), à Montréal (10 tonnes) et à Trois-Rivières (1,6 tonnes). Le procédé a été expérimenté sur ces sols et sédiments contaminés dans le but d'abaisser leurs concentrations sous le seuil du critère C émis par le MEF pour les sols afin de les utiliser ensuite comme matériaux de remblai. Dans les sédiments, seuls le cuivre et le zinc ont été vérifiés, et le pourcentage d'enlèvement a varié de 70 % à 88 %.

Dans le cas des sédiments de l'Île-aux-Chats, il faut au préalable spécifier que les cendres de pyrite dans le Secteur A sont des déchets et non des dépôts naturels. Même s'ils sont traités adéquatement, ces matériaux ne pourraient être utilisés comme remblai et devront de toute façon être enfouis sécuritairement dans un lieu spécifique.

Le procédé technologique développé par Alex Sol Inc. et l'INRS-Eau a permis de vérifier l'efficacité de l'enlèvement de seulement quatre métaux. Dans le cas des cendres de pyrite à l'Île-aux-Chats, au moins huit métaux devront être solubilisés et récupérés, ce qui complique le procédé et peut ainsi réduire les performances atteintes. Tel que mentionné par les professionnels d'Alex Sol Inc.,

le sélénium est un important contaminant de ces cendres de pyrite et ce type de métal n'a pas fait l'objet d'études approfondies.

Finalement les coûts de traitement des cendres de pyrite mentionnés par Alex Sol Inc. se situent entre 50 et 100 \$ par tonne sèche de sédiments traités. En considérant un volume de cendres de pyrite saturées de 120 000 m<sup>3</sup>, le poids sec atteint 113 000 tonnes, ce qui génère un coût additionnel variant de \$6 à \$11 millions.

Ces coûts sont additionnels compte tenu que ces cendres de pyrite, même après leur traitement, ne pourront être réutilisées à d'autres fins. Finalement, il faut souligner que cette technologie n'en est qu'au stade de l'essai en laboratoire et qu'aucun projet d'envergure n'a encore été réalisé permettant de valider à l'échelle réelle les performances de cette technologie.

**Chapitre 13, Section 13.2.1.1****Question et commentaire du MEF :**

*Il est exact que pour la plupart des dragues hydrauliques conventionnelles, la teneur en solides du matériel pompé n'excède pas 10 à 20 % de son poids. Il existe cependant au Québec une drague hydraulique dont la teneur en solides du matériel pompé peut être plus grande que 50 %. L'initiateur a-t-il écarté d'emblée cette technologie ? Dans l'affirmative, il devrait expliquer ses raisons. Dans le cas contraire, si cette technologie était considérée, les coûts des solutions impliquant du dragage seraient réévalués en tenant compte des volumes dragués.*

**Réponse :**

Le Ministère approuve le fait que la teneur en solides du matériel pompé à l'aide de la plupart des dragues hydrauliques conventionnelles n'excède pas 10 à 20 % de son poids. Les estimés de coût réalisés ont été basés sur une teneur moyenne en solides de 15 %.

La drague hydraulique fabriquée au Québec dont le Ministère fait mention concerne la drague Amphibex mise au point par les Industries Normrock. Cette drague est une excavatrice amphibie conçue de façon à allier performance et protection de l'environnement.

Une réunion a été tenue avec les fabricants de la drague Amphibex, durant laquelle certains projets de dragage réalisés dans les Grands Lacs ont été présentés. Un premier projet de restauration environnementale a été réalisé dans la rivière Welland en Ontario, où 10 000 m<sup>3</sup> de sédiments contaminés aux métaux lourds ont été dragués à l'aide de l'Amphibex. Le pourcentage moyen de solides dans les boues pompées était de 18,8 %, avec des pointes instantanées pouvant atteindre 80 %. L'autre projet réalisé concernait l'enlèvement de 35 000 m<sup>3</sup> de sédiments dans la région de Scarborough au lac Ontario. Dans ce cas-ci, la performance de la drague Amphibex a permis d'atteindre un pourcentage moyen de solides dans les boues pompées de 25 à 35 %.

Trois principaux types de matériaux ont été dragués dans le cadre du projet de la rivière Welland :

- Les sédiments de la rivière et de la plaine d'inondation étaient constitués d'argile de plasticité élevée ou de silts, avec des limites liquides variant de 70 à plus de 160 %;
- Les dépôts en rive étaient principalement composés de sable avec un peu de silt et graviers, avec un coefficient d'uniformité ( $C_u$ ) de 6;
- Les sédiments post-glaciaires (till) étaient constitués d'argile avec un peu de sable, de faible plasticité, ou d'argile/silt sableux avec un  $C_u$  moyen de 40.

Pour le projet de Scarborough, des descriptions visuelles des sédiments à draguer ont été obtenues à l'endroit de dix stations. À partir de la surface et jusqu'à un mètre de profondeur, les sédiments sont décrits comme des argiles ou des sables ou un mélange des deux. Presque les deux-tiers (63 %) des sédiments sont décrits comme des argiles, 28 % des sédiments sont décrits comme des sables, et la différence est composée de l'un ou l'autre.

Aucun des projets réalisés avec la drague Amphibex n'a permis l'atteinte d'un pourcentage moyen en solides de 50 % dans les boues draguées. Il est possible de réaliser de telles performances pour des projets de petite envergure dans des conditions idéales. Toutefois, le projet de l'Île-aux-Chats impliquerait le dragage d'une grande quantité de sédiments (120 000 m<sup>3</sup>) situés plutôt en eau peu profonde. Ces sédiments sont constitués de fines particules ayant une faible cohésion. Il est de l'opinion d'AlliedSignal qu'il sera difficile d'obtenir une teneur moyenne en solides dans les matériaux dragués supérieure à 25 %. Ce pourcentage est considéré assez optimiste tandis que le pourcentage de 15 % utilisé pour les estimations de coûts dans l'étude d'impact peut être considéré comme plutôt pessimiste. Ce dernier pourcentage constitue néanmoins une approche conservatrice. Selon les descriptions des matériaux dragués aux projets de la rivière Welland et de Scarborough, il semble que ces sédiments étaient plus faciles à draguer que ceux du Secteur A à l'Île-aux-Chats. Pour ces deux projets, les sédiments étaient soit des argiles, des matériaux relativement cohésifs, soit des sables avec un coefficient d'uniformité assez élevé. Ces matériaux sont beaucoup plus faciles à draguer que les silts fins sans cohésion dont sont constituées les cendres de pyrite.

L'estimation des coûts pour l'alternative impliquant le dragage et la mise en dépôt sur l'île a été revue afin de prendre en considération la possibilité que la nouvelle drague amphibienne permette l'obtention de conditions de dragage plus efficaces. L'estimation des coûts pour deux pourcentages en contenu solides dans les boues est présentée ci-dessous.

<b>Contenu en solides dans les boues draguées</b>	<b>Type de drague</b>	<b>Coût de dragage (Million \$)</b>	<b>Coût total <sup>(1)</sup> (Million \$)</b>
15 %	Conventionnelle (hydraulique)	6 187 900	21 744 100
25 %	Amphibex	4 366 000	16 638 400

<sup>(1)</sup> Les coûts totaux incluent le traitement des eaux et les coûts de confinement des cendres de pyrite qui ont été réévalués tel qu'expliqué à la Section 14.2.1.

## **Chapitre 14**

### **Question et commentaire du MEF :**

*La directive indique que « toutes les variantes possibles et raisonnables du projet doivent être identifiées ». Les commentaires qui suivent ont pour but d'inciter l'initiateur à améliorer sa présentation des variantes dans le but d'en faire un exercice crédible et utile dans le processus de choix de la variante préférable. Plus particulièrement, la directive indique que « chaque variante présentée possède à priori une faisabilité technique et permet la réalisation du projet à des coûts jugés abordables par l'initiateur ». La description des solutions faisables doit être révisée en réévaluant, avec les détails requis, certaines caractéristiques techniques et certains coûts associés à ces caractéristiques de manière à présenter des variantes présentant des coûts d'un même ordre de grandeur. Compte tenu de l'ampleur du projet, de ses caractéristiques novatrices, du moins au Québec, et du fait que la solution retenue doit garantir, à long terme, une protection optimale de l'environnement, il est important que l'étude d'impact soit la plus complète et la plus exacte possible au chapitre des solutions réalisables et de la solution retenue.*

*Parmi les technologies disponibles identifiées au Chapitre 13 (tableau de la page 13-2), la solution « dragage ou excavation à sec et traitement ex situ » est la seule qui n'a pas été retenue parmi les solutions faisables au Chapitre 14. Il y aurait lieu d'en expliquer les raisons.*

### **Réponse :**

Plusieurs technologies de traitement des sédiments contaminés ont été présentées au Chapitre 13 de l'étude d'impact environnemental. Le traitement ex situ n'a pas été retenu parmi les solutions faisables au Chapitre 14 pour les raisons suivantes:

- Dans le cas des sédiments de l'île-aux-Chats constitués de cendres de pyrite, les alternatives de traitement ex situ nécessitent tout de même la mise en cellule des sédiments traités compte tenu de la nature des cendres. En effet, celles-ci même traitées, ne pourraient être réutilisées à d'autres fins, par exemple, comme matériaux de remblai. À cet égard, le traitement ex situ de ces sédiments n'est pas une alternative de restauration technologiquement appropriée;
- Les technologies de traitement des sédiments n'ont généralement pas été appliquées à grande échelle mais plutôt lors d'études à l'échelle laboratoire ou lors d'essais-pilotes. La performance de ces technologies est donc difficile à prévoir pour un projet d'envergure comme celui de l'île-aux-Chats;

- les coûts associés au traitement des sédiments sont de façon générale très élevés, de l'ordre de plusieurs millions de dollars, rendant ainsi les alternatives de traitement ex situ moins intéressantes;

Le procédé technologique ex situ développé par Alex Sol Inc. a été discuté précédemment et implique des coûts additionnels variant de \$6 000 000 à \$11 000 000. De plus, cette technologie a seulement été vérifiée à l'échelle laboratoire, et aucun projet d'envergure n'a jusqu'à présent été complété pour valider la performance de cette technologie à l'échelle réelle.

### **Chapitre 14, Section 14.1.1**

#### **Question et commentaire du MEF : :**

*Le texte « Description » omet de mentionner certains impacts reliés à la présence des cendres de pyrite, en particulier les impacts décrits dans l'étude sur la vie aquatique (absence de végétation aquatique, etc.). De plus, l'espace de 96 000 m<sup>2</sup> occupé par la cendre de pyrite constitue une perte à très long terme d'habitat faunique. L'initiateur devrait expliquer pourquoi il n'a pas retenu cette perte d'habitat comme faisant partie des inconvénients dans la liste à la page 14-3.*

#### **Réponse :**

Le Ministère a raison de mentionner que certains inconvénients liés à la solution du statu quo/atténuation naturelle n'ont pas été cités au Chapitre 14 de l'étude d'impact. Effectivement, cette alternative où les cendres de pyrite sont laissés en place génère un impact négatif sur la vie aquatique, notamment sur la végétation et la santé de la communauté benthique, ce qui pourrait également engendrer un impact à long terme sur la faune aquatique. Ces impacts négatifs ne sont pas considérés comme les conséquences d'aucune des alternatives proposées. Ils sont plutôt une description de la situation qui prévaut depuis plusieurs années à ce site.

**Chapitre 14, Section 14.1.2****Question et commentaire du MEF :**

*Il est indiqué à la page 14-3 que le recouvrement sera fait à l'aide d'un géotextile et de couches successives de matériaux granulaires. Par contre, dans le Chapitre 16 (p. 16-2), le recouvrement est décrit comme une seule couche de matériaux granulaires (pierre concassée 19-40 mm) d'une épaisseur de 0,3 mètre. Il y aurait lieu de préciser laquelle des deux méthodes est réellement retenue.*

**Réponse :**

La solution de recouvrement des sédiments présentée au Chapitre 14 comprend la mise en place d'un géotextile et de matériaux granulaires sus-jacents. L'ensemble de la structure est sous l'eau. Les matériaux granulaires (pierre concassée 19-40 mm) placés à l'intérieur du perré de protection de la digue ont une épaisseur variable selon la bathymétrie, de façon à obtenir une épaisseur d'eau constante de 0,1 m au-dessus du recouvrement. Cette solution de recouvrement initiale nécessite la fourniture de 78 400 m<sup>3</sup> de pierre concassée.

Ce concept de recouvrement a été amélioré de façon à favoriser la création d'un environnement aquatique mieux adapté à l'écosystème de ce secteur du lac Saint-François, et pour bonifier l'aspect visuel créé par cette solution. Le concept amélioré du recouvrement des sédiments est présenté au Chapitre 16. Dans cette solution améliorée, le recouvrement de matériaux granulaires à l'intérieur du perré de protection de la digue a une épaisseur constante de 0,3 m, permettant ainsi une profondeur d'eau variable, suivant la bathymétrie actuelle, sur l'ensemble du secteur à restaurer. Bien entendu, une membrane géotextile est installée sous cette couche. Le perré de protection de la digue périphérique est soit émergent ou submergé le long de son parcours de 1 110 m de longueur. Cette solution améliorée proposée pour le recouvrement des sédiments est plus difficile à mettre en œuvre sur le site. Elle nécessite de grandes précautions pour le contrôle sous l'eau lors de la mise en place de la couche de pierre concassée. Toutefois, cette plus grande difficulté est largement compensée par la réduction significative du volume requis de pierre concassée (25 700 m<sup>3</sup>). Limiter la quantité de matériaux à transporter au site constitue un avantage significatif

de cette solution améliorée. Le transport de matériaux a, en effet, été l'un des principaux impacts associés au projet de restauration de l'île entre 1991 et 1993.

**Chapitre 14, Section 14.1.2 (suite)****Question et commentaire du MEF :**

*Il est indiqué à la page 14-3 que « Le recouvrement des cendres de pyrite permettra d'isoler les sédiments et leurs contaminants ». Le recouvrement peut effectivement isoler les sédiments mais pas nécessairement les contaminants. La couverture proposée est poreuse et la pression qu'elle exerce sur les cendres de pyrite peut faire migrer les contaminants dans la nappe phréatique et éventuellement, la colonne d'eau sus-jacente. Un projet de recherche réalisé dans le cadre du projet de décontamination du canal de Lachine a montré que les contaminants « ne se retrouvent pas dans l'eau de surface une fois scellés au fond de la membrane et la pierre de recouvrement », mais qu'ils « peuvent par contre migrer selon l'écoulement des nappes de fond vers les zones de recharge »<sup>2</sup>. Bien que les résultats de cette étude ne permettent pas d'évaluer le taux de transfert des contaminants dans la nappe phréatique, il n'en demeure pas moins que cette hypothèse de migration des contaminants a eu pour conséquence de privilégier une solution plus sûre pour le projet de restauration du canal de Lachine. Si cette possibilité de migration des contaminants ne peut s'appliquer dans le contexte du présent projet, la démonstration devra être plus convaincante que celle présentée à la page 14-7 où on mentionne la présence d'une couche imperméable sous le dépôt de cendres de pyrite et le pH neutre comme agent de protection des eaux souterraines.*

**Réponse :**

Le Ministère fait référence au projet de recherche réalisé dans le cadre du projet du Canal Lachine, et soulève ses préoccupations quant à la possibilité que les contaminants puissent s'échapper du dépôt de cendres de pyrite via, soit la colonne d'eau sus-jacente, soit la nappe d'eau souterraine sous-jacente. Ces deux possibilités sont discutées ci-après. De plus, un rapport technique préparé par Dr. Louis J. Thibodeaux de l'Université de l'État de la Louisiane, concernant l'efficacité du recouvrement des sédiments à l'Île-aux-Chats est présenté à l'annexe A.

<sup>2</sup> Tiré du volume intitulé "Démonstration de transfert et fixation de boues et de sédiments contaminés in situ : Bassin Wellington, canal de Lachine". Volume 1 : Sommaire exécutif. André Marsan et associés, juin 1986.

### Eau interstitielle expulsée vers les eaux du fleuve

Il n'est pas anticipé que la pression exercée par le recouvrement sur les cendres de pyrite cause la migration d'une importante quantité d'eau interstitielle vers les eaux du fleuve. Sur presque la majorité de la zone à couvrir, l'épaisseur du recouvrement est de 0,3 m, ce qui n'est pas suffisant pour créer d'importants tassements des cendres de pyrite sous-jacentes. Le tassement total calculé du dépôt de cendres de pyrite est de l'ordre de 5 cm. De plus, le tassement des cendres de pyrite se fera en grande partie instantanément. Le tassement à long terme sera, quant à lui, négligeable.

L'eau interstitielle dans les cendres de pyrite qui pourrait migrer vers la colonne d'eau sus-jacente, principalement lors du tassement à court terme, aura peu d'effets néfastes sur la qualité des eaux du fleuve. En effet, les analyses physico-chimiques (métaux lourds) réalisées sur des échantillons d'eau interstitielle dans les cendres de pyrite (chapitre 9 de l'étude d'impact) n'ont indiqué aucun dépassement des critères de toxicité chronique établis par le MEF pour la protection du milieu aquatique, sauf pour le fer.

Concernant la migration ascendante à long terme des contaminants vers la couche de recouvrement, puis vers la colonne d'eau sus-jacente, des calculs théoriques ont indiqué que le recouvrement de 0,3 m placé au-dessus des cendres de pyrite est efficace à près de 99 %. Le rapport technique préparé par Dr. Louis J. Thibodeaux présente les calculs théoriques sur la diffusion ascendante des contaminants à travers la couche de recouvrement. Ce rapport est présenté à l'annexe A.

Dans le cadre d'un projet de démonstration d'un recouvrement multi-couches au bassin Wellington du Canal Lachine, la qualité des eaux du bassin a été l'objet d'un suivi pendant plusieurs mois. Le recouvrement consistait en la mise en place d'un géotextile et d'une couche de pierre concassée d'une épaisseur d'environ 0,5 m. Les boues semi-liquides et les sédiments au fond du bassin se sont effectivement consolidés. Les relevés altimétriques ont montré que l'épaisseur de boues s'est comprimée d'environ 60 %, principalement dans les 4 à 6 premières semaines. Par la suite, les

tassements se sont produits très lentement. Ce projet de démonstration a permis d'observer qu'après quelques mois de stabilisation, il y avait une diminution des concentrations d'huiles et graisses, de zinc et de mercure dans les eaux du bassin.

#### Eau interstitielle percolant vers la nappe d'eau souterraine

Le point bas du dépôt de cendres de pyrite est situé à une élévation variant de 46 à 42 m. L'aquifère du socle rocheux sous-jacent est situé sous l'élévation 38 m (voir le rapport Phase II, chapitre 9, 1988). Selon ces données, il est déduit que les cendres de pyrite sont séparées de l'aquifère du socle rocheux par un aquiclude de 4 à 8 m d'épaisseur. Cet aquiclude est composé de silt argileux et de till de faible perméabilité. La migration de contaminants vers cet aquiclude se produit actuellement. La différence de niveau d'eau entre le fleuve et l'aquifère du socle rocheux est de l'ordre de 0,5 m. Le gradient hydraulique vertical varie de 0,06 à 0,12 m/m. La vitesse de percolation correspondante à travers l'aquiclude de silt argileux et de till est de l'ordre de 2 à 4 cm/an (en supposant une conductivité hydraulique de  $10^{-7}$  cm/s et une porosité effective de 10 %). Les contaminants se déplaceront encore plus lentement à travers cette couche compte tenu du phénomène de l'adsorption des contaminants par les particules de sédiments.

Il est conclu que la migration des contaminants depuis le dépôt de cendres de pyrite vers le socle rocheux sous-jacent se fait à une vitesse très lente. L'impact de cette migration sur la qualité des eaux souterraines du roc est considéré faible. La mise en place d'un recouvrement de pierre concassée n'aura aucun effet sur ce processus.

La mise en place d'un certain nombre de puits d'échantillonnage d'eau souterraine pourrait être un moyen d'évaluer si les contaminants migrent vers la nappe d'eau du socle rocheux. Ces puits pourraient être installés à travers les digues de protection en enrochement, une fois le recouvrement mis en place.

## **Chapitre 14, Section 14.1.2 (suite)**

### **Question et commentaire du MEF :**

*Les sols qui seront excavés pour l'ancrage du géotextile dans la zone non décontaminée lors de la restauration de la partie terrestre de l'île, devront être analysés et gérés selon les critères de la Politique de réhabilitation des terrains contaminés. S'il s'agit d'excavation de cendres de pyrite, l'analyse devra se faire sur le lixiviat et la gestion sera faite en fonction des normes du Règlement sur les matières dangereuses. L'étude devrait être complétée en spécifiant la gestion des sols contaminés et des cendres de pyrite excavées et en prévoyant un coût de gestion au tableau 14.1.*

*Le recouvrement des 900 m<sup>3</sup> de cendres de pyrite (laissés en place lors des travaux de restauration de l'île en 1992) proposé dans l'étude d'impact et illustré à la figure 16.2 n'est pas jugé suffisamment étanche et, dans le cas où cette solution est retenue, il sera nécessaire de modifier le concept pour qu'il soit aussi étanche qu'une cellule sécuritaire en milieu terrestre. L'initiateur devrait également examiner la possibilité de les excaver et de les éliminer.*

### **Réponse :**

La restauration de l'Île-aux-Chats en 1992 a permis d'enlever tous les sols contaminés et les cendres de pyrite trouvés sur l'île, et de les confiner de façon sécuritaire. Pour ce faire, un rideau de palplanches a été installé le long de la rive nord-ouest de l'Île-aux-Chats. Le Ministère a demandé à ce que la majeure partie de ce rideau soit mis en place sur la terre ferme, à quelques mètres de la rive. Par conséquent, une petite quantité de matériaux a été laissée en place à l'extérieur du rideau de palplanches.

Les sols contaminés et les cendres de pyrite laissés en place seront excavés jusqu'à l'élévation 46,6 m. Ils seront placés dans une cellule sécuritaire sur l'île. Puisque le volume total de ces matériaux est moins de 1 000 m<sup>3</sup>, ils peuvent être placés soit dans la cellule des cendres de pyrite existante, soit dans une nouvelle cellule sécuritaire de faible dimension, selon ce qui sera jugé le plus approprié.

Les matériaux laissés en place sous le niveau d'eau du fleuve et à l'extérieur de l'ancien rideau de palplanches, sont considérés comme des sédiments et seront traités comme tels. Une coupe détaillée de la zone de la rive est fournie à la figure 14.

L'estimation des coûts présentée dans l'étude d'impact (tableau 14.1) a été mise à jour pour tenir compte de l'excavation et du confinement sécuritaire des matériaux excavés. Ces coûts révisés sont présentés au tableau 8.

**TABLEAU 8**  
**RECouvreMENT DES CENDRES DE PYRITE (solution améliorée) - RÉVISION DES COÛTS ESTIMÉS**

ITEM	DESCRIPTION	UNITÉ	COÛT UNITAIRE	QUANTITÉ	COÛT TOTAL
<b>000</b>	<b>TRAVAUX GÉNÉRAUX</b>				
001	Mobilisation, démobilisation, installations et routes temporaires	lot	721,000 \$	1	721,000 \$
<b>100</b>	<b>TRAVAUX SUR L'ÎLE</b>				
101	Excavation de la tranchée d'ancrage	m <sup>3</sup>	7,68 \$	990	7,600 \$
102a	Excavation et disposition des matériaux contaminés	m <sup>3</sup>	8,78 \$	900	7,900 \$
102b	Construction d'une cellule de disposition	lot	57,500,00 \$	1	57,500 \$
103	Fourniture et installation du géotextile	m <sup>2</sup>	8,90 \$	8,025	71,400 \$
104	Remblayage de la tranchée d'ancrage	m <sup>3</sup>	8,79 \$	990	8,700 \$
105	Remblayage de la zone contaminée (till)	m <sup>3</sup>	9,77 \$	5,250	51,300 \$
106	Installation de perré sur la berge (0,15 m)	m <sup>3</sup>	23,38 \$	3,200	74,800 \$
<b>200</b>	<b>RECouvreMENT DES CENDRES DE PYRITE</b>				
201	Installation des barrières de turbidité	mise en place	42,728,57 \$	7	299,100 \$
202	Fourniture et installation du géotextile en eau peu profonde	m <sup>2</sup>	9,77 \$	63,500	620,200 \$
203	Fourniture et mise en place de la pierre concassée 19 @ 40 mm en eau peu profonde	m <sup>3</sup>	25,50 \$	12,900	328,900 \$
204	Fourniture et installation du géotextile en eau profonde	m <sup>2</sup>	13,74 \$	42,500	584,000 \$
205	Fourniture et mise en place de la pierre concassée 19 @ 40 mm en eau profonde	m <sup>3</sup>	32,96 \$	12,800	421,900 \$
206	Fourniture et installation du perré (0,6 m)	m <sup>3</sup>	32,41 \$	5,600	181,500 \$
207	Fourniture et installation du perré (0,4 m)	m <sup>3</sup>	26,59 \$	33,300	885,500 \$
208	Fourniture et mise en place du till	m <sup>2</sup>	3,00 \$	21,000	63,000 \$
<b>300</b>	<b>REVÉGÉTATION</b>				
301	Provision pour travaux de revégétation sur l'île	lot		1	150,000 \$
302	Provision pour travaux de revégétation dans le milieu aquatique	lot		1	200,000 \$
<b>400</b>	<b>AUTRES</b>				
401	Essais de laboratoire (barrières de turbidité, géotextile)	lot		1	30,000 \$
	<b>SOUS-TOTAL</b>				<b>4,764,300 \$</b>
	<b>CONTINGENCES (15%)</b>				<b>714,700 \$</b>
	<b>TOTAL</b>				<b>5,479,000 \$</b>
	<b>TOTAL (arrondi)</b>				<b>5,480,000 \$</b>

**Chapitre 14, Section 14.1.2 (suite)****Question et commentaire du MEF :**

*Il aurait été important de fournir des informations sur le suivi à long terme d'ouvrages de recouvrement afin de savoir, d'une part, si l'installation du matériel de recouvrement a permis de conserver en place tous les sédiments et les contaminants et, d'autre part, quelle est l'efficacité de tels systèmes dans la protection à long terme de l'environnement. Plus globalement, la présentation détaillée d'un ou plusieurs cas concrets, qui peuvent se comparer au projet à l'étude, est nécessaire pour démontrer si cette solution est bien réalisable et efficace dans le contexte de l'île-aux-Chats.*

**Réponse :**

Un rapport technique sur l'efficacité du recouvrement et le transfert de contaminants par diffusion concernant le projet des sédiments à l'Île-aux-Chats a été préparé par le Dr. Louis J. Thibodeaux de l'Université de l'État de la Louisiane. Ce rapport technique est présenté à l'annexe A.

Une revue de la littérature existante sur les projets de recouvrement a aussi été effectuée. Cette revue est présentée à l'annexe B. Sept (7) projets y sont résumés, et les principales conclusions telles que l'efficacité du recouvrement in situ y sont présentées. Plusieurs projets de recouvrement in situ à l'échelle réelle se sont déroulés avec succès, notamment dans le Puget Sound dans l'État de Washington aux États-Unis. Au Canada, un projet-pilote a été effectué dans le Port de Hamilton sur le lac Ontario dans la région des Grands Lacs. La plupart des projets réalisés ont nécessité la mise en œuvre d'un suivi à long terme afin de documenter l'efficacité de cette technique d'isolation des sédiments contaminés. Dans la littérature consultée, le suivi à long terme de ces projets varie de 1 à 10 ans.

De façon générale, les résultats de suivi des projets de recouvrement sont très positifs. Les analyses chimiques sur les sédiments indiquent que le recouvrement fonctionne tel que prévu en séparant les contaminants des organismes aquatiques. Après plusieurs années, aucune migration significative des contaminants n'a été observée suite à la mise en place du recouvrement.

## **Chapitre 14, Section 14.1.2 (suite)**

### **Question et commentaire du MEF :**

*Il est indiqué, dans les inconvénients associés à la solution de recouvrement (p. 14-7), que des difficultés d'exécution de certains travaux sous l'eau sont appréhendées. L'initiateur devrait documenter plus en détail ce qu'il entend par cela et quels sont les risques réels associés à cette méthode.*

### **Réponse :**

Les difficultés potentiellement associées au projet de recouvrement proposé sont les suivantes :

- la mise en place du géotextile lors de conditions de grands vents et de courants forts peut être difficile à réaliser et peut être temporairement arrêtée ;
- la mise en place de la pierre concassée en eau profonde va nécessiter un contrôle précis en vue de s'assurer que la couche de recouvrement aura une épaisseur uniforme.

Ces difficultés seront étudiées en détails avec l'entrepreneur choisi lors du processus d'appel d'offres. Si elles se manifestent, ces difficultés pourront nécessiter des délais d'exécution plus longs et de la main-d'œuvre additionnelle. Aucune des difficultés envisagées n'est suffisamment préoccupante pour mettre en doute la faisabilité du projet.

L'EPA a récemment publié un document technique intitulé « Guidance for In-situ Subaqueous Capping of Contaminated Sediments » (novembre 1998). Les équipements requis et les techniques de mise en place des matériaux de recouvrement, tel que les matériaux granulaires, les couches d'enrochement de protection et les membranes géosynthétiques sont discutés dans ce document. Une revue exhaustive de ce document et d'autres documents pertinents disponibles sera effectuée à la phase de conception détaillée du projet.

**Chapitre 14, Section 14.1.2 (suite)****Question et commentaire du MEF :**

*Les figures 14.2 et 14.3 présentent des coupes qui montrent la limite de l'enrochement en profondeur qui recouvre tout juste la limite de la zone de cendres de pyrite. Cette façon de faire est-elle sûre en terme de recouvrement?. L'enrochement qui retiendra le géotextile en profondeur ne devrait-il pas être localisé à l'extérieur de la limite de la zone de cendres de pyrite pour assurer le recouvrement total de cette zone? Si la solution de recouvrement est retenue, est-ce qu'une évaluation plus précise de la limite de la zone de cendres de pyrite, à l'aide de sondeur, sera effectuée lors de l'installation du géotextile?*

**Réponse :**

Le projet proposé implique que le géotextile sera installé au moins 10 m à l'extérieur de la zone des cendres de pyrite de façon à s'assurer que toute la zone soit couverte. Ce critère a été pris en considération lors de la conception préliminaire du projet proposé. Il n'est donc pas requis de relocaliser la structure d'enrochements au large pour complètement couvrir le dépôt de cendres de pyrite.

## Chapitre 14, Section 14.2.1

### **Question et commentaire du MEF :**

*Comme il a été dit plus haut, des systèmes de dragage, actuellement disponibles au Québec, peuvent être plus performants que ceux proposés dans l'étude. L'utilisation de deux dragues de ce type permettrait une diminution significative du nombre de jours requis pour le dragage et du volume d'eau à traiter. Tel que mentionné plus haut, l'initiateur précisera si le choix de cette technologie a été écarté. Dans le cas contraire, la description, la conception et l'évaluation globale de cette option devrait être révisée.*

### **Réponse :**

Tel que mentionné précédemment, la performance de la drague Amphibex, fabriquée au Québec, atteint, selon le scénario le plus optimiste, un pourcentage moyen de solides dans les boues draguées de 25 %. Le volume correspondant de matériaux dragués atteindrait ainsi environ 480 000 m<sup>3</sup>. Les coûts associés à cette alternative ont été révisés.

En considérant que la capacité de production de la drague Amphibex est d'environ 50 m<sup>3</sup>/hr ou 500 m<sup>3</sup>/jour (en assumant des journées de travail de 10 hrs), le projet de dragage sera complété en environ 960 jours ou 5,7 ans (en assumant 170 jours de travail par an) si seulement une drague était utilisée. Il a donc été considéré que trois (3) dragues pourraient être utilisées, permettant ainsi de réduire la durée du projet à une période minimale de deux (2) ans.

**Chapitre 14, Section 14.2.1 (suite)****Question et commentaire du MEF :**

*On retrouve, dans le tableau 14.4, le détail des coûts pour la solution qui consiste au dragage et au confinement des sédiments sur l'île. On indique que la construction des bassins et le processus de traitement des eaux coûtera 40 millions de dollars. Cette estimation fait grimper le coût total de la solution nettement au-dessus des autres solutions proposées, ce qui, à toute fin pratique, l'élimine, tout comme celle du dragage et de l'élimination hors site. Selon des informations prises auprès de spécialistes dans le domaine, le coût total de cette option, avec un dragage plus performant et des coûts de traitement de l'eau réévalués, pourrait être du même ordre de grandeur que le coût d'un recouvrement in situ.*

**Réponse :**

Dans l'étude d'impact environnemental, le coût de traitement utilisé est de 50 \$/m<sup>3</sup>, ce qui est beaucoup plus bas que les coûts réels de traitement des eaux encourus lors de la restauration de l'île-aux-Chats en 1992. Pour ce dernier projet, les critères de rejet spécifiques au site établis par le MEF correspondaient aux critères de toxicité aiguë. Le volume total d'eau qui a été traitée s'élevait à 14 650 m<sup>3</sup> pour un coût total de \$ 3 438 900. Ainsi, le coût unitaire réel du traitement d'eau était de 234,75 \$/ m<sup>3</sup>.

Il existe diverses technologies de traitement des eaux qui dépendent des caractéristiques des boues à traiter et des critères de rejet qui doivent être respectés. Le traitement le plus simple consiste en un traitement physico-chimique. Les traitements plus spécialisés sont les traitements membranaires ou sur résine par échange ionique. Les coûts associés à ces traitements varient de 5 \$/m<sup>3</sup> à 100 \$/m<sup>3</sup> de boues à traiter. Si les critères de rejet doivent atteindre les critères de toxicité aiguë du MEF, des traitements plus spécialisés seront vraisemblablement requis, impliquant ainsi des coûts plus élevés.

En avril 1998, le Ministère émettait des critères spécifiques pour le projet de restauration des sédiments à l'Île-aux-Chats. Ces critères sont de façon générale moins sévères que les critères de toxicité aiguë, tel que montré au tableau 9, sauf pour l'arsenic et le mercure.

**TABLEAU 9**

**COMPARAISON DES CRITÈRES DE TOXICITÉ AIGUË ET DES OBJECTIFS  
DE REJETS ENVIRONNEMENTAUX ÉTABLIS EN 1998  
POUR LE PROJET DES SÉDIMENTS À L'ÎLE-AUX-CHATS**

Paramètre	Unité	Critère de toxicité aiguë	Objectifs de rejet du MEF 1998 <sup>1</sup>
Aluminium	µg/L	750	Aucun
Arsenic	µg/L	360	81
Cadmium	µg/L	5	120
Cuivre	µg/L	23	1 281
Fer	µg/L	300	28 000
Mercure	µg/L	24	1
Nickel	µg/L	1 660	Aucun
Plomb	µg/L	111	360
Sélénium	µg/L	20	480
Zinc	µg/L	150	12 200
Fluorures	µg/L	Aucun	Aucun
Chlorures	µg/L	860 000	Aucun
Sulfates	µg/L	Aucun	Aucun
Solides en suspension	µg/L	Aucun	33 000
Toxicité aiguë	Uta	Aucun	1
Toxicité chronique	Utc	Aucun	100

<sup>1</sup> Ces critères ont été établis selon un rejet de 28 l/s et sur une période de moins d'un an dans le cas de l'arsenic.

Ces nouveaux critères ont été développés en considérant les niveaux des concentrations amont dans les eaux du fleuve, ainsi qu'un facteur de dilution de 1/100 pour le fleuve St-Laurent.

Afin de répondre aux préoccupations du Ministère, AlliedSignal a initié une campagne d'échantillonnage et d'analyse en septembre 1998. Cette campagne a permis l'échantillonnage des sédiments de cendres de pyrite et de l'eau du fleuve, et la réalisation d'essais en laboratoire sur le mélange eau-sédiments. L'objectif premier de ces essais était de mesurer les variations des concentrations de plusieurs paramètres dans le surnageant des eaux usées (mélange eau-sédiments), après différentes périodes de décantation, et de comparer ces concentrations avec les nouveaux critères de rejet émis par le MEF. Le deuxième objectif de ces essais était d'évaluer les coûts de traitement des eaux avant leur rejet au fleuve St-Laurent. Un rapport complet des essais en laboratoire, et de la conception et du coût du système de traitement des eaux est présenté à l'annexe C.

Selon les résultats des essais en laboratoire, un traitement physique, tel qu'une décantation, pourrait théoriquement être suffisant pour traiter les eaux usées générées par les opérations de dragage. Le système de traitement des eaux pourrait être équipé de quatre (4) bassins de décantation ayant un temps de résidence de 24 heures. Deux (2) bassins primaires installés en parallèle seraient équipés d'une plaque déflectrice permettant d'augmenter le pourcentage de particules piégées dans ces bassins. L'eau serait dirigée par gravité, depuis ces bassins, via un déversoir, vers les bassins secondaires pour une période de décantation additionnelle de 24 heures. Les boues accumulées au fond des bassins primaires devraient être enlevées à tous les deux jours.

Si les eaux usées traitées ne respectent pas les critères de rejet du MEF pour certains paramètres, une unité de traitement mobile pourrait être installée et opérée sur le site. Il est anticipé qu'un traitement plus élaboré pourrait être nécessaire pour environ 20 % des eaux usées.

Le coût estimé pour l'équipement et l'opération d'un système de traitement des eaux tel que décrit précédemment, s'élève à \$5 249 600. Selon ce coût de traitement des eaux usées, le coût révisé de l'alternative de dragage des sédiments et de leur mise en dépôt sur l'île est d'environ \$16 638 000, tel

que détaillé au tableau 10. Il est à noter que si le MEF modifie les critères de rejet pour des critères plus sévères, les coûts de traitement des eaux usées pourraient augmenter dramatiquement.

Si une performance plus faible des opérations de dragage est considérée, tel qu'un pourcentage de 15 % de solides dans les boues, les coûts estimés du système de traitement et de l'alternative de dragage et de mise en dépôt sur l'île pourraient être respectivement de \$7 206 600 et \$21 744 000, tel que détaillé au tableau 11.

**TABLEAU 10**  
**DRAGAGE DES SÉDIMENTS ET DISPOSITION SUR L'ÎLE - RÉVISION DES COÛTS ESTIMÉS**  
**(25 % SOLIDES)**

ITEM	DESCRIPTION	UNITÉ	COÛT UNITAIRE	QUANTITÉ	COÛT TOTAL
<b>100</b>	<b>TRAVAUX GÉNÉRAUX</b>				
101	Mobilisation, démobilisation, installations et routes temporaires	lot		1	1,442,000 \$
<b>200</b>	<b>CONSTRUCTION DE LA CELLULE DE CONFINEMENT</b>				
201	Excavation de la cellule et nivellement	m³	5,74 \$	71,100	408,000 \$
202	Construction de la cellule	m³	2,57 \$	28,000	72,000 \$
203	Géosynthétiques	m²	26,24 \$	31,300	821,200 \$
204	Assèchement des boues	m²	19,65 \$	22,600	444,000 \$
205	Drain 100 mm enrobé d'un géotextile - système de lixiviation	m	23,29 \$	850	19,800 \$
206	Drain 150 mm enrobé d'un géotextile - système de lixiviation	m	27,06 \$	170	4,600 \$
207	Drain BIG "O" 200 mm	m	27,22 \$	720	19,600 \$
208	Pierre concassée 10-20 mm	m³	19,71 \$	1,400	27,600 \$
209	Pierre concassée 0-10 mm	m³	40,00 \$	35	1,400 \$
210	Remplissage de la cellule avec les sédiments contaminés	mois	22,310,53 \$	19	423,900 \$
211	Géomembrane (couvert)	m²	16,49 \$	27,800	458,300 \$
212	Sable (couvert)	m³	14,98 \$	11,200	167,800 \$
213	Till (couvert)	m³	6,56 \$	16,700	109,600 \$
214	Terre végétale et ensemencement	m³	13,68 \$	5,600	76,600 \$
<b>300</b>	<b>SYSTÈME DE TRAITEMENT DES EAUX</b>				
301	Enlèvement de la terre végétale et nivellement	m³	8,07 \$	2,700	21,800 \$
302	Construction des digues	m³	4,58 \$	17,400	79,700 \$
303	Construction des digues - imperméabilisation en argile	m³	9,90 \$	1,596	15,800 \$
304	Construction des digues - fond en sable	m³	14,55 \$	1,650	24,000 \$
305	Tuyauterie pour le pompage des boues (bassins primaires)	m	119,55 \$	220	26,300 \$
306	Déversoir et puits de pompage (bassins primaires)	lot	26,250,00 \$	2	52,500 \$
307	Tuyauterie pour le pompage des boues (bassins secondaires)	m	119,55 \$	220	26,300 \$
308	Déversoir et puits de pompage (bassins secondaires)	lot	26,250,00 \$	2	52,500 \$
309	Enlèvement des sédiments dans les bassins et mise en cellule	mois	64,357,89 \$	19	1,222,800 \$
310	Démantèlement des bassins - Équipement	lot	18,800,00 \$	1	18,800 \$
311	Démantèlement des bassins - voir recouvrement de la cellule	lot	- \$	1	- \$
312	Démantèlement des bassins - Remise en état du site	m²	4,29 \$	17,500	75,100 \$
313	Provisions pour la fourniture d'un unité de traitement d'eau	lot	1,150,000 \$	1	1,150,000 \$
314	Provisions pour l'opération d'un unité de traitement d'eau	m³	34,50 \$	72,000	2,484,000 \$
<b>400</b>	<b>EXCAVATION SUR L'ÎLE</b>				
401	Excavation et disposition des matériaux contaminés	m³	4,78 \$	5,250	25,100 \$
402	Remblayage des excavations	m³	9,77 \$	5,250	51,300 \$
<b>500</b>	<b>DRAGAGE</b>				
501	Mobilisation et démobilisation de l'équipement de dragage	nombre	43,383,33 \$	6	260,300 \$
502	Dragage des sédiments	m³	7,68 \$	480,000	3,685,300 \$
503	Dragage des sédiments - corrections finales	mois	39,900,00 \$	3	119,700 \$
504	Installation de barrières de turbidité	installation	42,957,14 \$	7	300,700 \$
<b>600</b>	<b>REVÉGÉTATION</b>				
601	Provision pour travaux de revégétation sur l'île	lot		1	150,000 \$
<b>700</b>	<b>ESSAIS DE LABORATOIRE</b>				
701	Barrières de turbidité	lot		1	30,000 \$
702	Test de conformité sur les sédiments après dragage	lot		1	50,000 \$
703	Échantillonnage de l'eau des bassin de décantation	lot		1	50,000 \$
	<b>SOUS-TOTAL</b>				<b>14,468,400 \$</b>
	<b>CONTINGENCES 15%</b>				<b>2,170,000 \$</b>
	<b>TOTAL</b>				<b>16,638,400 \$</b>
	<b>TOTAL (arrondi)</b>				<b>16,638,000 \$</b>

**TABLEAU 11**  
**DRAGAGE DES SÉDIMENTS ET CONFINEMENT SUR L'ÎLE - RÉVISION DES COÛTS ESTIMÉS**  
**(15 % SOLIDES)**

ITEM	DESCRIPTION	UNITÉ	COÛT UNITAIRE	QUANTITÉ	COÛT TOTAL
<b>100</b>	<b>TRAVAUX GÉNÉRAUX</b>				
101	Mobilisation, démobilisation, installations et routes temporaires	lot		1	1,921,600 \$
<b>200</b>	<b>CONSTRUCTION DE LA CELLULE DE CONFINEMENT</b>				
201	Excavation de la cellule et nivellement	m³	5,74 \$	71,100	408,000 \$
202	Construction de la cellule	m³	2,57 \$	28,000	72,000 \$
203	Géosynthétiques	m²	26,24 \$	31,300	821,200 \$
204	Assèchement des boues	m²	19,65 \$	22,600	444,000 \$
205	Drain 100 mm enrobé d'un géotextile - système de lixiviation	m	23,29 \$	850	19,800 \$
206	Drain 150 mm enrobé d'un géotextile - système de lixiviation	m	27,06 \$	170	4,600 \$
207	Drain BIG "O" 200 mm	m	27,22 \$	720	19,600 \$
208	Pierre concassée 10-20 mm	m³	19,71 \$	1,400	27,600 \$
209	Pierre concassée 0-10 mm	m³	40,00 \$	35	1,400 \$
210	Remplissage de la cellule avec les sédiments contaminés	mois	22,311,54 \$	26	580,100 \$
211	Géomembrane (couvert)	m²	16,49 \$	27,800	458,300 \$
212	Sable (couvert)	m³	14,98 \$	11,200	167,800 \$
213	Till (couvert)	m³	6,56 \$	16,700	109,600 \$
214	Terre végétale et ensemencement	m²	13,68 \$	5,600	76,600 \$
<b>300</b>	<b>SYSTÈME DE TRAITEMENT DES EAUX</b>				
301	Enlèvement de la terre végétale et nivellement	m³	8,07 \$	2,700	21,800 \$
302	Construction des digues	m³	4,58 \$	17,400	79,700 \$
303	Construction des digues - imperméabilisation en argile	m³	9,90 \$	1,596	15,800 \$
304	Construction des digues -fond en sable	m³	14,55 \$	1,650	24,000 \$
305	Tuyauterie pour le pompage des boues (bassins primaires)	m	119,55 \$	220	26,300 \$
306	Déversoir et puits de pompage (bassins primaires)	lot	26,250,00 \$	2	52,500 \$
307	Tuyauterie pour le pompage des boues (bassins secondaires)	m	119,55 \$	220	26,300 \$
308	Déversoir et puits de pompage (bassins secondaires)	lot	26,250,00 \$	2	52,500 \$
309	Enlèvement des sédiments dans les bassins et mise en cellule	mois	64,357,69 \$	26	1,673,300 \$
310	Démantèlement des bassins - Équipement	lot	18,800,00 \$	1	18,800 \$
311	Démantèlement des bassins - voir recouvrement de la cellule	lot	- \$	1	0 \$
312	Démantèlement des bassins - Remise en état du site	m²	4,29 \$	17,500	75,100 \$
313	Provisions pour la fourniture d'un unité de traitement d'eau	lot	1,276,500 \$	1	1,276,500 \$
314	Provisions pour l'opération de l'unité de traitement d'eau	m³	34,50 \$	112,000	3,864,000 \$
<b>400</b>	<b>EXCAVATION SUR L'ÎLE</b>				
401	Excavation et disposition des matériaux contaminés	m³	4,78 \$	5,250	25,100 \$
402	Remblayage des excavations	m³	9,77 \$	5,250	51,300 \$
<b>500</b>	<b>DRAGAGE</b>				
501	Mobilisation et démobilisation de l'équipement de dragage	nombre	41,550,00 \$	10	415,500 \$
502	Dragage des sédiments	m³	7,68 \$	680,000	5,220,800 \$
503	Dragage des sédiments - corrections finales	mois	39,900,00 \$	4	159,600 \$
504	Installation de barrières de turbidité	installation	39,200,00 \$	10	392,000 \$
<b>600</b>	<b>REVÉGÉTATION</b>				
601	Provision pour travaux de revégétation sur l'île	lot		1	150,000 \$
<b>700</b>	<b>ESSAIS DE LABORATOIRE</b>				
701	Barrières de turbidité	lot		1	30,000 \$
702	Test de conformité sur les sédiments après dragage	lot		1	50,000 \$
703	Échantillonnage de l'eau des bassins de décantation	lot		1	75,000 \$
	<b>SOUS-TOTAL</b>				<b>18,908,100 \$</b>
	<b>CONTINGENCES 15%</b>				<b>2,836,000 \$</b>
	<b>TOTAL</b>				<b>21,744,100 \$</b>
	<b>TOTAL (arrondi)</b>				<b>21,744,000 \$</b>

**Chapitre 14, Section 14.2.1 (suite)****Question et commentaire du MEF :**

*Les cendres de pyrite draguées devront être gérées de façon conforme. Pour ce faire, le statut de celles-ci devra être déterminé en procédant à de nouveaux tests de lixiviation ou en se référant à des tests qui ont été réalisés lors des différentes phases de caractérisation. Les résultats des tests de lixiviation devront être comparés aux normes du Règlement sur les matières dangereuses pour déterminer le statut des cendres de pyrite (matière dangereuse, spéciale ou solide) et en déterminer le mode de gestion.*

*La conception de la cellule en milieu terrestre pour le confinement des cendres de pyrite devra respecter les exigences du Guide d'implantation et de gestion de lieux d'enfouissement sécuritaire, MEF 1994.*

*Dans les inconvénients de cette solution, l'initiateur a retenu la capacité d'entreposage et une superficie suffisamment grande sur l'île pour y confiner les sédiments. Il y aurait lieu d'expliquer en quoi cela constitue un inconvénient puisque, selon les figures fournies dans l'étude, l'espace sur l'île est suffisant.*

**Réponse :**

AlliedSignal a opté pour le recouvrement des cendres de pyrite comme alternative de restauration recommandée. Toutefois, afin de répondre aux préoccupations du MEF, il est clair que tout projet de dragage à réaliser devrait être géré en conformité avec les règlements du Ministère. Dans un tel cas, il est anticipé que le confinement dans une cellule à sécurité accrue serait autorisé, comme c'est le cas au Québec pour les déchets spéciaux.

Au Québec, les déchets spéciaux, s'ils ne sont pas traités, doivent être éliminés dans un site à sécurité accrue. Ce type de cellule pourrait aussi être conçu sur le site de l'Île-aux-Chats. La conception d'une telle cellule serait conforme au « *Guide d'implantation et de gestion de lieux d'enfouissement sécuritaire* », MEF 1994.

---

Restauration des sédiments – Site de l'Île-aux-Chats

La capacité d'entreposage sur l'île pour y confiner les sédiments a été considérée comme un inconvénient dans l'évaluation des solutions impliquant le confinement des cendres de pyrite, compte tenu que l'espace disponible est très limité (site de construction de faible superficie) en raison de la présence des deux autres cellules, et du fait qu'il serait difficile de confiner un volume de sédiments additionnel. De plus, l'Île-aux-Chats est la propriété de Produits Chimiques Général Ltée (PCGL). L'occupation d'une partie du site par une cellule de confinement de sédiments nécessite au préalable l'approbation de PCGL.

## Chapitre 15, Section 15.1

### **Question et Commentaire du MEF :**

*Le choix de certains critères nous apparaît discutable pour les raisons suivantes : le critère « conformité à la réglementation existante » ne permet pas de discriminer les options puisque toutes les options, sauf le statu quo, sont considérées conformes à la réglementation existante. De plus, certains critères ne sont pas indépendants. Ainsi, le critère « impacts suite aux travaux » englobe les trois critères suivants « réduction de la toxicité, protection de la vie aquatique et potentiel pour la création de nouvel habitat ». Par ailleurs, le critère efficacité est décrit comme un critère environnemental et non technique et l'initiateur aurait pu ajouter, par exemple, le critère environnemental « remise du milieu à son état naturel » pour caractériser les options. L'initiateur peut-il reprendre l'exercice de sélection de l'option préférable en révisant le choix et l'appellation de ces critères?*

### **Réponse :**

Tout choix de critères de sélection est discutable et naturellement, subjectif. L'interdépendance de certains critères est presque inévitable. En vue de réduire en partie cette subjectivité, AlliedSignal a choisi de développer des critères de sélection basés sur ceux utilisés par l'USEPA pour les projets «Superfund».

Le critère technique « efficacité » mesure la capacité technologique de l'action à répondre aux objectifs environnementaux, qui constituent la raison d'être de ce projet.

Le critère environnemental proposé « remise du milieu à son état naturel », pourrait difficilement permettre de discriminer les alternatives proposées. En fait, toute action de nature humaine échouera dans son initiative de retourner le milieu biologique à son état naturel.

**Chapitre 15, Section 15.1.2****Question et commentaire du MEF :**

*On mentionne dans cette section que certaines activités techniques, tel que le dragage, produisent plus d'impacts environnementaux que le recouvrement. La démonstration de cette affirmation à l'aide de cas réels n'a pas été faite, ce qui représente une lacune de l'étude. Comme le projet est bénéfique pour l'environnement, les enjeux portent beaucoup plus sur la méthode de réalisation que sur le but ou la nature du projet. Il faut donc qu'une telle démonstration soit faite pour prouver, s'il y a lieu, à partir de cas connus, que le recouvrement est bien la meilleure des solutions tant pendant la construction qu'à plus long terme.*

**Réponse :**

Une revue détaillée de la littérature a été réalisée en vue de documenter l'expérience acquise ailleurs dans les projets de recouvrement et de dragage. La revue des projets de recouvrement est présentée à l'annexe B, tandis que les projets de dragage sont discutés à l'annexe D.

Également, un rapport technique préparé par le Dr. Louis J. Thibodeaux, de l'Université de l'État de Louisiane, concernant le recouvrement des sédiments à l'Île-aux-Chats est présenté à l'annexe A.

Selon la littérature consultée, les projets de dragage environnemental ont été associés à de nombreux problèmes incluant des impacts négatifs majeurs sur la qualité des eaux, des problèmes opérationnels, et des niveaux élevés de contamination résiduelle. Pour le projet de l'Île-aux-Chats, il est de l'opinion d'AlliedSignal que le dragage des cendres de pyrite n'est pas garanti compte tenu des risques inhérents de la technologie, du niveau de contamination résiduelle qui sera laissé en place, et des impacts négatifs que le dragage aura sur l'habitat naturel des organismes benthiques et aquatiques, ainsi que sur la communauté locale.

La revue de la littérature sur les projets de recouvrement a montré que les résultats de suivi environnemental de ces projets sont très positifs, même dix ans après la mise en place du

Restauration des sédiments – Site de l'Île-aux-Chats

recouvrement. AlliedSignal recommande donc de procéder à la réalisation de l'alternative de recouvrement du dépôt de cendres de pyrite pour le projet des sédiments à l'Île-aux-Chats.

**Chapitre 15, Section 15.3****Question et commentaire du MEF :**

*Le classement total résultant de l'ensemble des critères de sélection (tableau 15.3) place cinq solutions sur huit au-dessus de 40 et trois d'entre elles sont entre 44 et 48. Dans ce contexte, il est d'autant plus pertinent qu'une étude portant sur des cas réels soit fournie car, théoriquement, avant de tenir compte des coûts, trois solutions pourraient, en pratique, être considérées égales. La révision des solutions demandées dans les commentaires du chapitre précédent pourrait également modifier le résultat du classement.*

*Il est indiqué, en conclusion de la section, que la solution de recouvrement présente de nombreux avantages, entres autres :*

- 1. son efficacité est parfaite pour protéger la vie aquatique ;*
- 2. il s'agit de la solution la plus appropriée pour favoriser la création de nouveaux habitats ;*
- 3. elle permet la constitution d'une zone attrayante pour les activités humaines.*

*Étant donné qu'il s'agit de jugements de valeur, l'initiateur aurait avantage à donner dans l'étude les détails requis à l'appui de ces affirmations.*

**Réponse :**

Tel que noté par le MEF, le processus de sélection a indiqué que le classement de certaines alternatives était au-dessus de 40. Ces alternatives sont les suivantes :

- |                          |       |
|--------------------------|-------|
| . Recouvrement in situ : | 48    |
| . Excavation à sec :     | 44-45 |
| . Dragage :              | 42    |

Des cas réels de projets de recouvrement in situ sont présentés à l'annexe B.

Les projets d'excavation à sec pour l'enlèvement de sédiments n'ont pas été documentés. Toutefois, de nombreux projets ont nécessité la construction de batardeaux étanches en milieu aquatique, notamment pour la fermeture temporaire de rivières pendant la construction de centrales hydroélectriques. L'expertise requise pour la réalisation de tels ouvrages est disponible au Québec et s'est plus particulièrement développée lors de la construction des grands ouvrages hydrauliques du Complexe « La Grande » à la Baie-James.

Les problèmes associés au dragage environnemental sont présentés à l'annexe D.

Les coûts ainsi que l'échéancier des travaux des trois meilleures alternatives décrites précédemment ont été comparés. Tel que mentionné dans l'étude d'impact environnemental, le coût de la solution de recouvrement in situ, bien que significatif, est clairement un avantage par rapport aux deux autres solutions. De plus, les travaux de construction peuvent être complétés beaucoup plus rapidement pour le recouvrement in situ que pour les deux autres solutions, limitant ainsi énormément les nuisances aux résidents locaux.

Les principaux avantages de l'alternative de recouvrement in situ identifiés en conclusion du Chapitre 15 de l'étude d'impact sont le résultat d'une analyse détaillée des différentes alternatives. En fait, ces avantages mettent en lumière les principaux critères pour lesquels l'alternative de recouvrement in situ s'est classée la meilleure par rapport aux autres. Ces avantages sont discutés plus à fond ci-après.

#### Le recouvrement est très efficace pour la protection de la vie aquatique

À l'heure actuelle, le dépôt de cendres de pyrite ne supporte aucune communauté aquatique en santé. Le recouvrement amélioré proposé va permettre l'apport d'un substrat approprié à la croissance de la végétation aquatique. La conception des digues en enrochements au large va permettre la création d'une enceinte d'eau protégée, laquelle est anticipée favorable à l'élevage des jeunes poissons et à la fraie.

Le recouvrement est l'alternative la plus appropriée pour favoriser la création de nouveaux habitats

Tel que discuté dans l'étude d'impact, le projet de recouvrement proposé est conçu pour être favorable à une recolonisation rapide du secteur par les communautés végétales et benthiques. Il favorise aussi la création de nouveaux habitats pour les communautés de poissons et d'oiseaux.

Le recouvrement permet la création d'une zone intéressante pour la pratique d'activités récréatives

La pêche, la pêche sur glace et la navigation de plaisance sont parmi les activités qui pourraient se pratiquer le long de la rive nord-ouest de l'Île-aux-Chats, une fois le recouvrement proposé installé. La présence de la petite baie intérieure et des petites îles qui seront créées constitueront fort probablement un endroit attrayant pour certains usagers.

Le recouvrement est l'alternative qui prend le moins de temps à implanter et a le moins d'impacts

Tel que discuté dans l'étude d'impact, le recouvrement peut être implanté en une saison de construction; les autres alternatives vont prendre beaucoup plus de temps. De plus, compte tenu de la courte période de construction, le recouvrement constitue l'alternative qui générera le moins d'impacts causés par les activités de construction.

## Chapitre 16, Section 16.1

### **Question et commentaire du MEF :**

*Afin d'assurer la sécurité des navigateurs pendant et après les travaux, et afin d'indiquer la position des digues submergées et émergées une fois le projet réalisé, l'étude d'impact devrait fournir des informations relatives au mode de balisage utilisé.*

### **Réponse :**

Tel que demandé par la Garde Côtière Canadienne, des bouées seront installées de façon à assurer la sécurité des navigateurs. Ces bouées seront mises en place de façon temporaire pendant les travaux de construction et de façon permanente suite aux travaux. Leur localisation sera déterminée en accord avec les responsables de la Garde Côtière Canadienne et fera partie de la phase de suivi continu du projet.

**Chapitre 16, Section 16.1 (suite)****Question et commentaire du MEF :**

*Il est indiqué dans cette section que le recouvrement aura «partout une épaisseur de 0,3 mètre» et que cette épaisseur «est suffisante pour isoler des sédiments contaminés». Il y aurait lieu de fournir les données techniques consultées sur lesquelles repose ce choix en spécifiant quel serait le rôle du géotextile et celui des matériaux granulaires.*

**Réponse :**

L'épaisseur du recouvrement de 0,3 m est effectivement jugée suffisante pour prévenir toute migration chimique des contaminants vers la colonne d'eau sus-jacente. Tel que souligné à l'annexe B, plusieurs expériences en laboratoire ont été effectuées par Brannon *et al.* (1985), Rubinstein, Gillian et Gregory (1984) et Surgis et Gunnison (1988). Ces expériences ont permis d'observer qu'une épaisseur de 22 cm était suffisante pour arrêter tout échange chimique entre les sédiments contaminés et la colonne d'eau, et ce, en l'absence de bioturbation. Afin de contrer les effets de la bioturbation, une épaisseur additionnelle de 20 cm est normalement recommandée puisque les espèces benthiques peuvent creuser jusqu'à une profondeur de 3 à 20 cm. Cependant, dans le cas du projet de l'Île-aux-Chats, une épaisseur supplémentaire de 8 cm serait plus que suffisante pour empêcher la bioturbation vu la mise en place du géotextile qui représente, en soi, une barrière à la bioturbation.

La mise en place d'un géotextile entre les sédiments contaminés et le recouvrement granulaire joue plusieurs rôles. Il permet de créer une barrière à la bioturbation, empêche les mélanges entre les matériaux granulaires du recouvrement et les sédiments sous-jacents et réduit les tassements différentiels de la couche de sédiments recouverte.

Le rôle principal des matériaux granulaires à l'intérieur du perré de protection périphérique consiste à maintenir le géotextile en place et à créer une barrière à la migration chimique entre les sédiments sous-jacents et la colonne d'eau. La granulométrie de ces matériaux de recouvrement est telle qu'ils

ne peuvent pas être érodés par l'action des vagues et des courants. Finalement, leur nature (gravier) favorise la création d'habitats de reproduction et d'alevinage diversifiés.

**Chapitre 16, Section 16.2 (suite)****Question et commentaire du MEF : :**

*Il est indiqué qu'un «perré sera mis en place selon une pente de 1V : 5H». Lorsque la pente naturelle d'une berge est plus faible que 1V : 2H, l'utilisation d'un perré pour stabiliser la berge est inutile. Le rôle de ce perré est-il de recouvrir le géotextile dans la partie qui sera en dehors de l'eau, jusqu'au point d'ancrage ? Si ce n'est pas le cas, une stabilisation à l'aide de végétation ne serait-elle pas mieux adaptée ?*

**Réponse :**

La configuration détaillée proposée le long de la rive a déjà été discutée et est présentée dans la coupe de la figure 14. La pente de 1V:5H a été choisie afin de limiter la dimension du perré. Le rôle principal du perré est de protéger la rive de l'action des vagues, du courant et de la glace. Par la même occasion, le perré installé le long de la rive protégera la partie du géotextile qui est émergente et qui est ancrée à la rive.

Tel que montré à la figure 16.1 de l'étude d'impact, la zone immédiatement adjacente au perré de protection sera recouverte d'une végétation aux espèces appropriées. Cette végétation améliorera l'aspect visuel de la solution proposée et fournira des conditions favorables au développement des espèces aquatiques.

## Chapitre 16, Section 16.2 (suite)

### **Question et commentaire du MEF :**

*Une estimation des coûts de la version finale de l'option de recouvrement in situ devrait être effectuée en tenant compte des modifications qui y sont apportées par rapport à la version préliminaire décrite au Chapitre 14. Ne faudrait-il pas tenir compte, entre autres, des coûts de construction des nouvelles digues émergentes et submergées ainsi que des coûts associés à la conception et à la création d'un habitat aquatique et riverain favorable ?*

### **Réponse :**

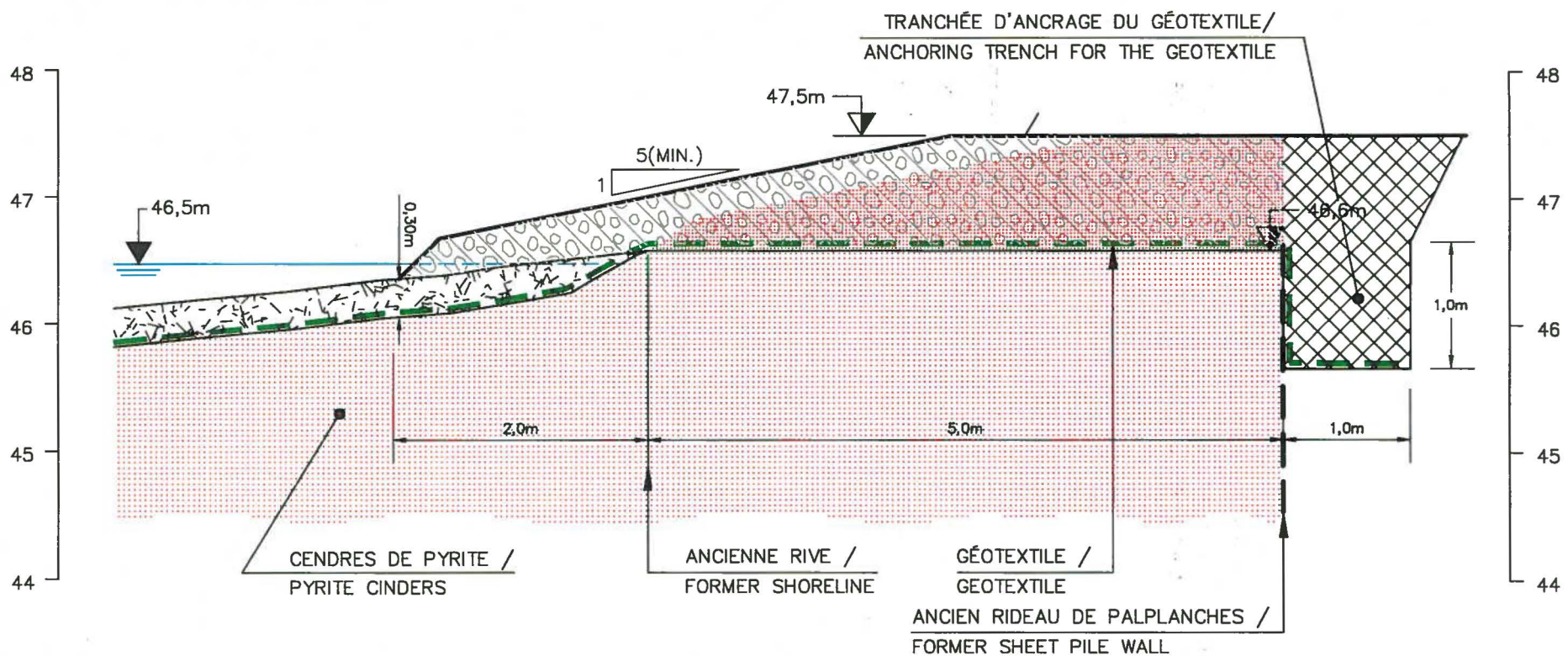
AlliedSignal est d'accord; les coûts de la solution améliorée de recouvrement auraient dû être présentés dans l'étude d'impact environnemental. Ces coûts ont été présentés au tableau 8 et s'élèvent à 5 480 000 \$. Cette estimation révisée du coût inclut les coûts de construction des digues submergées et émergentes ainsi que les coûts associés à la création d'un habitat aquatique et riverain favorable.

**Chapitre 16, Section 16.2 (suite)****Question et commentaire du MEF :**







*Il est indiqué que 900 m<sup>3</sup> de cendres de pyrite ont été laissées en place sur le rivage lors des travaux de restauration de l'île en 1992 et que ces cendres seront recouvertes à l'aide d'une géomembrane. De quelle façon sera fixée cette géomembrane, quelle superficie couvrira-t-elle et à quel endroit ? Il faut rappeler ici que des commentaires sur ce volume de cendres de pyrite ont déjà été faits au Chapitre 14.*

**Réponse :**

Comme mentionné auparavant (section 14.1.2), les cendres de pyrite situées dans la zone non-restaurée le long de la rive nord-ouest de l'île seront excavés jusqu'au niveau 46,6 m et mis en dépôt dans l'une des cellules existantes ou dans une nouvelle cellule qui sera construite sur l'île à cette fin. Le géotextile sera ancré tel que montré à la figure 14.



**LÉGENDE / LEGEND**

-  PERRÉ / RIPRAP :  $D_{50} = 0,15 \text{ m}$
-  PIERRE CONCASSÉE / CRUSHED STONE (19 - 40 mm)
-  REMLAI / BACKFILL
-  CENDRES DE PYRITE / PYRITE CINDERS
-  ZONE D'EXCAVATION DES MATÉRIAUX CONTAMINÉS EN RIVE / CONTAMINATED MATERIALS EXCAVATION AREA ALONG THE SHORELINE
-  GÉOTEXTILE / GEOTEXTILE

ÉCHELLE / SCALE 1:50

 <b>Allied Signal</b> ENGINEERED MATERIALS	SITE DE L'ÎLE-AUX-CHATS / CLARK ISLAND SITE ÉTUDE D'IMPACT ENVIRONNEMENTAL/ENVIRONMENTAL IMPACT STUDY		
	<b>ZONE D'EXCAVATION DES MATÉRIAUX CONTAMINÉS EN RIVE / EXCAVATION AREA OF CONTAMINATED MATERIALS ALONG THE SHORELINE</b>		
 <b>TECSULT</b>	<b>Tecsult Inc.</b> experts-consells/consultants MONTRÉAL, CANADA		N° contrat <b>5, 8, 0, 4</b>
	Date <b>07.12.98</b>		<b>FIGURE 14</b>

## Chapitre 16, Section 16.2 (suite)

### Question et commentaire du MEF :

*Des vérifications particulières seront-elles faites pour s'assurer de la résistance du géotextile et de la géomembrane en contact avec la couche de matériaux granulaires, avec le poids de la colonne d'eau et de l'effet des glaces ?*

### Réponse :

Des discussions ont été tenues, lors de l'étude du projet, avec des manufacturiers de géosynthétiques du Québec. Le but de ces discussions était de choisir un produit qui pourrait être facilement submergé dans l'eau, qui aurait une bonne résistance aux déchirures et qui séparerait adéquatement les cendres de pyrite de la pierre concassée. Le géotextile proposé est un polyester non tissé spécialement conçu pour l'obtention des propriétés typiques suivantes:

- Densité relative 1,38
- Épaisseur 3,2 mm
- Résistance à la tension 40 kN/m dans chaque direction
- Élongation à la rupture 55-90 %
- Résistance à la perforation 1 650 N

Ce géotextile a été conçu spécialement pour ce projet. Il satisfait aux exigences du concepteur du projet.

Pendant la phase de conception du projet, une série d'essais sera réalisée pour s'assurer que le produit fourni satisfait aux exigences mentionnées ci-dessus. De plus, des essais de filtration seront effectués pour s'assurer que le géotextile sélectionné constitue un filtre efficace pour les cendres de pyrite.

En ce qui a trait à l'effet de la glace, des informations obtenues d'Hydro-Québec indiquent que la glace près de l'Île-aux-Chats fond sur place compte tenu des faibles courants évacués aux

ouvrages de Coteau lors de la débâcle. Il est à noter que les programmes de surveillance et de suivi qui seront mis en place durant la période de post-restauration permettront de vérifier régulièrement la structure de recouvrement et des actions correctives seront prises, si nécessaire, au moment opportun.

*[Faint mirrored text bleed-through from the reverse side of the page]*

*[Faint mirrored text bleed-through from the reverse side of the page]*

*[Faint mirrored text bleed-through from the reverse side of the page]*

*[Faint mirrored text bleed-through from the reverse side of the page]*

*[Faint mirrored text bleed-through from the reverse side of the page]*

Restoration des sédiments – Site de l'Île-aux-Chats

**Chapitre 16, Section 16.2 (suite)**

**Question et commentaire du MEF :**

*On mentionne que le géotextile permettra d'éviter le tassement de la cendre de pyrite par le matériel granulaire en répartissant les charges. Cet aspect est très important car la réaction de la cendre de pyrite au poids du matériel granulaire pourrait entraîner des difficultés techniques lors de l'installation, d'autant plus qu'il est mentionné, à la section 12.4.2, que la cendre de pyrite n'est pas cohésive. Des informations supplémentaires devraient être fournies sur cette question, compte tenu de la nature, de la cohésion et de la densité du matériel à recouvrir.*

**Réponse :**

Le dépôt de cendres de pyrite subira un tassement sous le poids du recouvrement granulaire placé au-dessus. Ce tassement ne devrait pas être nuisible et sera probablement limité. Le géotextile n'empêchera pas un tel tassement, mais réduira plutôt les tassements différentiels.

Les caractéristiques géotechniques des cendres de pyrite ont été mesurées durant les différentes phases de ce projet. En ce qui concerne les cendres de pyrite submergées, ces valeurs typiques sont les suivantes:

- |                               |               |
|-------------------------------|---------------|
| • Limite liquide              | 62 %          |
| • Teneur en eau naturelle     | 86 %          |
| • Densité relative des grains | 4,78          |
| • Indice des vides initial    | 4,1           |
| • Indice de compression       | 0,77 (estimé) |

En se basant sur ces paramètres, le tassement total calculé du dépôt de cendres de pyrite sous le recouvrement de 0,3 m sera d'environ 5 cm.

**Chapitre 16, Section 16.2 (suite)****Question et commentaire du MEF :**

*On indique ici que de la moraine sera employée comme matériel de recouvrement pour le secteur nord-est de la zone restaurée. L'initiateur devrait fournir des informations supplémentaires sur la résistance de ce substrat à l'érosion une fois que les digues de ceinture seront installées. A priori, on peut anticiper des problèmes de stabilité avec ce type de substrat qui est, par nature, plus hétérogène que le matériel granulaire proposé*

**Réponse :**

Le MEF questionné la résistance du till à l'érosion une fois que les digues extérieures seront placées.

Le till sera utilisé comme matériau de recouvrement dans une zone située au nord de la pointe de l'Île-aux-Chats tel que montré à la figure 16.1 de l'étude d'impact. Dans cette zone, le fond du fleuve est peu profond (moins d'un mètre) et sa pente est de moins de 1%. La zone est protégée des vagues par la présence d'une digue émergente de 350 m de longueur. Durant les conditions de débit extrême, cette zone sera au-dessus du niveau de l'eau. Lors de conditions de vents extrêmes, les vagues générées dans cette zone ont une hauteur insuffisante pour causer une érosion quelconque.

**Chapitre 16, Section 16.2 (suite)**

(en)

**Question et commentaire du MEF :**

Question et commentaire du MEF :

*De plus, il y aurait lieu d'évaluer le succès de colonisation des espèces proposées dans l'étude sur un substrat qui, à première vue, n'est pas adapté aux exigences de ces espèces.*

**Réponse :**

Le substrat qui sera placé au-dessus de la zone restaurée (gravier fin, gravier grossier, substrat silteux et organique) aura une épaisseur d'à peu près 0,3 m. L'origine précise des matériaux sera déterminée lors de la phase d'exécution du projet. Il est intéressant de noter que la partie est de l'île pourrait être une source intéressante de substrat organique. En effet, outre le fait que c'est un substrat convenable, ce matériau contient des graines et des rhizomes qui favoriseront l'implantation rapide d'une végétation diverse qui est adaptée aux caractéristiques locales de l'environnement. Finalement, des plantes similaires à celles de la baie située dans la partie est de l'île pourraient accélérer l'implantation d'une végétation aquatique et semi-aquatique.

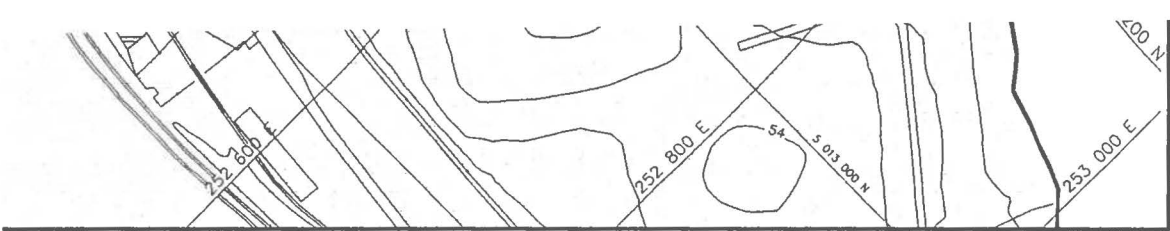
## Chapitre 16, section 16.2 (suite)

### Question et commentaire du MEF :

*La figure 16.2 qui présente le projet en coupe est très difficile d'analyse. Les échelles et les légendes devraient être revues afin de faciliter la lecture et la compréhension de cette figure.*

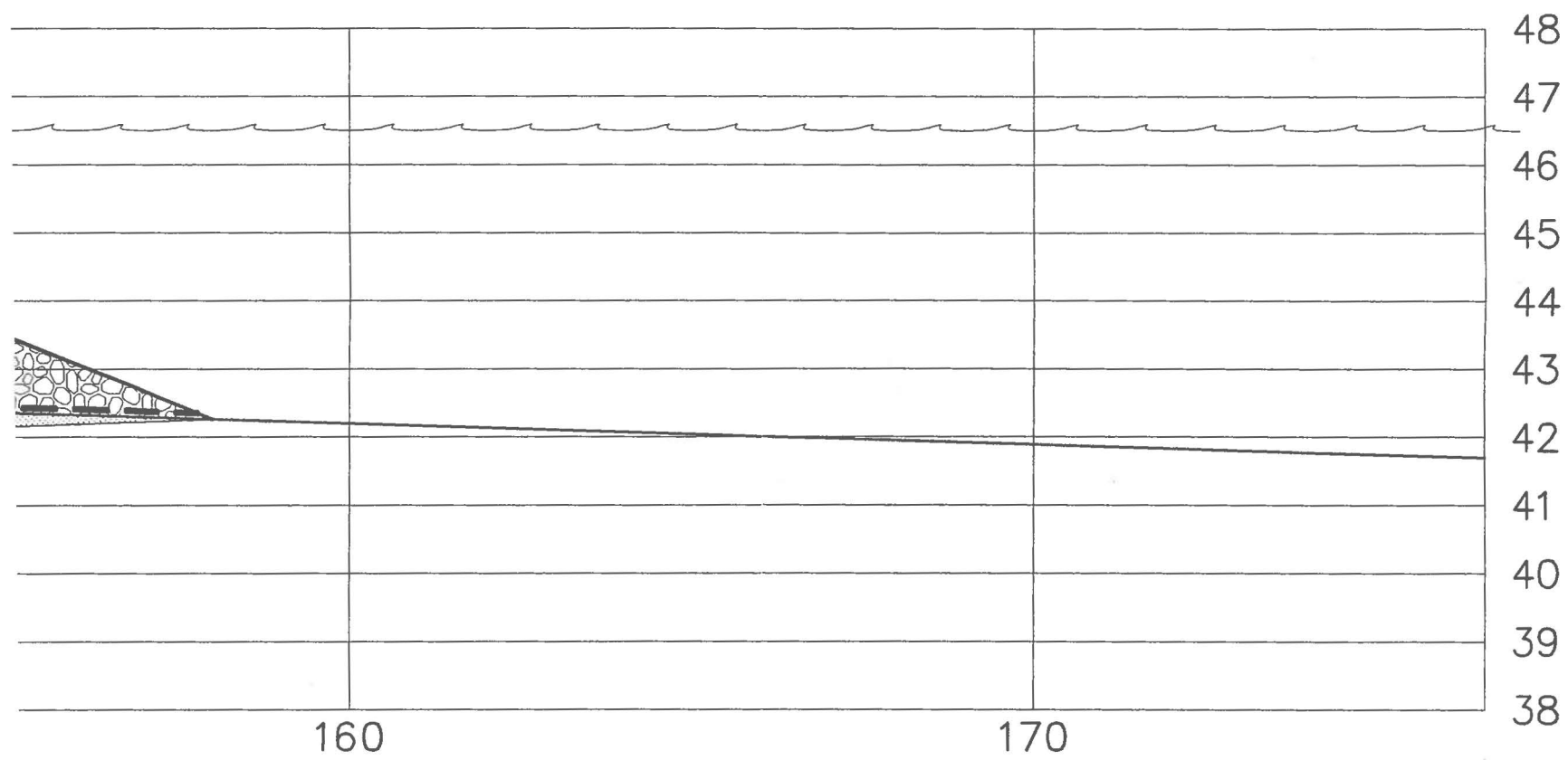
### Réponse :

Les échelles utilisées pour les coupes dans la figure 16.2 de l'étude d'impact sont de 1:1000 pour l'horizontale et de 1:200 pour la verticale. Le fait que les échelles horizontales et verticales soient différentes crée une distorsion. Pour éliminer cette distorsion, une nouvelle série de coupes à l'échelle 1:200 pour l'horizontale et la verticale est présentée à la figure 15.



0 25 100m

ÉCHELLE GRAPHIQUE /  
GRAPHIC SCALE



 **Allied Signal**  
ENGINEERED  
MATERIALS

SITE DE L'ÎLE-AUX-CHATS / CLARK ISLAND SITE  
ÉTUDE D'IMPACT ENVIRONNEMENTAL /  
ENVIRONMENTAL IMPACT STUDY

ALTERNATIVE RETENUE – RECOUVREMENT  
IN-SITU / *SELECTED ALTERNATIVE –*  
*IN-SITU CAPPING*  
COUPES-TYPES / *CROSS-SECTIONS*

DATE: 12-1998

PROJET/PROJECT: 5804

 **TECSULT**

FIGURE 15

### Chapitre 16, Section 16.3

#### Question et commentaire du MEF :

*Une simulation de l'écoulement a été réalisée pour différents débits, avec et sans la structure proposée. L'ajustement du modèle hydraulique a été effectué au débit de 8 200 m<sup>3</sup>/s, dont 550 m<sup>3</sup>/s évacués par les ouvrages de contrôle de Coteau 1 et 3. Toutefois, une validation de la ligne d'eau lorsque le débit transitant par Coteau 1 et 3 est élevé (débit > 5 000 m<sup>3</sup>/s) serait nécessaire afin de vérifier la possibilité du découverture de la structure lors de crues extrêmes.*

#### Réponse :

Tel que remarqué par le MEF, l'étude sur les simulations hydrodynamiques présentée dans l'étude d'impact prévoit un abaissement du niveau d'eau quant le débit atteint 4 500 m<sup>3</sup>/s aux ouvrages de contrôle de Coteau 1 et 3. Cet abaissement du niveau d'eau est de l'ordre de 50 cm, comme cela est indiqué dans le rapport de l'INRS. De ce fait, une partie de la structure de recouvrement proposée sera au-dessus du niveau d'eau.

Selon des informations obtenues d'Hydro-Québec, le niveau d'eau à Coteau-Landing, en amont du pont du CN, est pratiquement constant. Ce niveau a seulement varié de 46,33 à 46,63 m au cours des trente dernières années. Le modèle de simulation concorde avec ces données de niveau d'eau à Coteau-Landing. L'abaissement du niveau d'eau prévu apparaît seulement en aval du pont du CN.

Cependant, il est important de se rappeler qu'un débit de 4 533 m<sup>3</sup>/s à Coteau est un événement exceptionnel. Selon les données de débit obtenues d'Hydro-Québec, le débit à Coteau est supérieur à 3 000 m<sup>3</sup>/s seulement 1 % du temps.

TABLEAU 12

## Conditions de vagues et de courants à l'Île-aux-Chats

## Enrochements de protection (recouvrement intérieur 19 - 40 mm)

Conditions	Plage de vitesse de cisaillement (m/s)	Plage de hauteur de vagues (m)	Diamètre $d_{50}$ requis <sup>1</sup> (mm)	Diamètre proposé dans le design (mm)
<b><u>Recouvrement intérieur</u></b>				
Débit de 4 533 m <sup>3</sup> /s à Coteaux	0.00 - 0.10	-	16	19 - 40
Vent du sud-ouest de 93 km/h (récurrence 1/1000 ans)	0.00 - 0.60	0.1 - 0.7	NA <sup>2</sup>	19 - 40
Vent du nord-nord-ouest de 62 km/h (récurrence 1/1000 ans)	0.00 - 0.60	0.1 - 0.6	NA <sup>2</sup>	19 - 40
<b><u>Perré de protection au large</u></b>				
Débit de 4 533 m <sup>3</sup> /s à Coteaux	0.00 - 0.16	-	40	400 - 600
Vent du sud-ouest de 93 km/h (récurrence 1/1000 ans)	0.20 - 1.40	0.40 - 1.10	400	400 - 600
Vent du nord-nord-ouest de 62 km/h (récurrence 1/1000 ans)	0.20 - 1.40	0.30 - 1.00	370	400 - 600

<sup>1</sup> : Pour les conditions de débit extrême, le  $d_{50}$  est calculé à partir des vitesses de cisaillement selon la méthode empirique développée par Shields. Pour les conditions de vent extrêmes, le  $d_{50}$  est calculé à partir des hauteurs de vagues selon la méthode du Shore Protection Manual

<sup>2</sup> : Il n'y a pas d'effet des vagues sur le fond compte tenu que la profondeur d'eau est supérieure à la moitié de la hauteur de la vague.

## Chapitre 16, section 16.3 (suite)

### Question et commentaire du MEF ::

*Depuis quelques années surviennent des événements très rares qui égalent ou excèdent les limites considérées lors du dimensionnement de structures. Dans ce contexte, il y aurait lieu de montrer comment le projet de restauration de l'île aux Chats prend en compte ce type d'événement.*

### Réponse:

Tel que mentionné précédemment, l'effet des courants sur le dimensionnement de l'ouvrage de recouvrement n'est pas considéré comme un facteur contrôlant. Les courants générés par un débit extrême de 4 533 m<sup>3</sup>/s à Coteau n'engendrent pas d'effets sur le recouvrement proposé, à l'exception du fait qu'une partie de l'ouvrage sera exondée.

La tempête de verglas de janvier 1998 a engendré l'arrêt de la centrale de Beauharnois, ce qui normalement induit l'évacuation de la majeure partie des eaux du fleuve via les ouvrages de Coteau. Toutefois, compte tenu de l'urgence de la situation, le débit évacué à Cornwall a été considérablement réduit à 5 500 m<sup>3</sup>/s. Malgré l'arrêt de la centrale de Beauharnois, les débits suivants ont quand même pu être évacués à la centrale :

#### Centrale de Beauharnois

#### Débit évacué lors de la tempête de verglas de janvier 1998

via les turbines à vide  
via l'évacuateur des crues

2 000 m<sup>3</sup>/s  
1 100 m<sup>3</sup>/s

Ainsi, au plus fort de la crise, le débit évacué aux ouvrages de Coteau a été de l'ordre de 2 400 m<sup>3</sup>/s, soit largement inférieur au débit extrême de 4 533 m<sup>3</sup>/s.

Quelque temps après la crise, le débit au fleuve à Cornwall a été légèrement augmenté, et jusqu'à ce que la centrale de Beauharnois soit en état de fonctionner normalement, un débit de l'ordre de 4 000 m<sup>3</sup>/s a dû être évacué à Coteau pendant une période de quelques jours.

Durant toute la période de la crise du verglas, le niveau d'eau du lac St-François a varié d'environ seulement 10 cm.

## Chapitre 17, Section 17.3.1.2

### **Question et commentaire du MEF ::**

*Il est mentionné à la page 17-15 que la structure de recouvrement sera en grande partie exondée pour un débit maximal de 9 622 m<sup>3</sup>/s dont 4 500 m<sup>3</sup>/s (et non 5 700 m<sup>3</sup>/s) est évacué aux ouvrages de Coteau. Il s'agit probablement de l'impact sur la structure de recouvrement dans sa première version, tel que le modèle hydrodynamique le prédit pour ces conditions. Qu'en est-il exactement des niveaux d'eau au droit de la structure de recouvrement dans sa version modifiée et présentée au Chapitre 16 ? Il est important, pour ne pas mettre en péril l'écosystème en reconstitution ainsi que les aménagements aquatiques, d'indiquer pendant combien de temps, à quelle saison, à quel endroit et sur quelle superficie cette situation d'exondation pourrait se produire.*

### **Réponse:**

Les conditions extrêmes de débit de 9 622 m<sup>3</sup>/s dont 4 533 m<sup>3</sup>/s sont évacués à Coteau ont été simulées pour la structure de recouvrement améliorée présentée au Chapitre 16 de l'étude d'impact environnemental. Certaines figures de résultats des simulations présentées dans l'étude d'impact suggèrent incorrectement que la structure de recouvrement sera entièrement découverte (hors de l'eau) lors de tels événements. Ceci est dû à une erreur d'impression. Les résultats de ces simulations sont fournis à l'annexe E. Elles montrent que pour un débit extrême (4 533 m<sup>3</sup>/s à Coteau), seulement une partie de la structure est exondée (hors de l'eau).

Tel que mentionné précédemment, ces conditions extrêmes de courant se produisent rarement. En effet, sur une période de l'ordre de 30 ans, un tel débit n'a été évacué à Coteau qu'à seulement deux occasions, et ce pendant des périodes relativement courtes. Ainsi, le fait que la structure de recouvrement puisse être exondée aurait des impacts mineurs. Les écosystèmes aquatiques naturels peu profonds subissent périodiquement des épisodes d'exondation. Par conséquent, ce phénomène ne devrait pas nuire à la faune et à la flore aquatiques.

**Chapitre 17, Section 17.3.1.2(suite)****Question et commentaire du MEF ::**

*Les impacts hydrodynamiques sont souvent décrits en termes qualitatifs. Par exemple, on indique (page 17-15) que « les vitesses de cisaillement sont relativement faibles». Il serait bon de revoir la section sur les impacts hydrodynamiques afin de décrire ceux-ci en termes quantitatifs plutôt que qualitatifs lorsque les modélisations effectuées le permettent.*

**Réponse:**

Tel qu'indiqué à la section 16.2, l'ouvrage de recouvrement prévu est constitué d'enrochements de grosseur largement suffisante pour protéger la structure lors d'événements extrêmes (débit élevé, vagues significatives).

Ainsi, les vitesses de cisaillement peuvent toutes être qualifiées de relativement faibles par rapport à leurs effets sur la structure proposée. Les figures présentées dans le rapport de l'INRS-Eau ainsi qu'à l'annexe E peuvent être consultées pour quantifier, à un endroit précis, les vitesses de cisaillement, les vitesses orbitales près du fond, les hauteurs de vagues ainsi que les vitesses du courant.

## Chapitre 17, Section 17.3.1.2(suite)

### Question et commentaire du MEF ::

*Cette section fait état des conditions hydrodynamiques qui ont prévalu dans la modélisation de l'effet des vagues sur l'érosion du matériel en place. La vitesse extrême du vent servant à la modélisation est de 60 km/h. À des vitesses de vent supérieures, il y aurait lieu de préciser si la digue extérieure avec ses ouvertures permettra de réduire la vitesse de cisaillement en dessous de celle jugée critique pour l'érosion du matériel.*

### Réponse:

Tel que discuté dans la réponse de la section 16.2, des simulations additionnelles ont été réalisées pour tenir compte des conditions extrêmes de vagues générées par des vents exceptionnels. Ces conditions étaient celles qui ont été utilisées pour la conception de l'ouvrage de recouvrement, et elles sont les suivantes :

- Vagues générées par des vents du nord-nord-ouest de 62 km/h;
- Vagues générées par des vents du sud-ouest de 93 km/h.

Les simulations effectuées par l'INRS-Eau sont présentées à l'annexe E. Dans les deux cas, la hauteur significative des vagues dans la zone de recouvrement sera limitée. Elle atteint 0,7 m à l'entrée des ouvertures.

À partir des simulations pour les conditions extrêmes de vagues, il a été montré dans la réponse à la section 16.2 que les enrochements prévus de la structure de recouvrement étaient suffisants pour protéger l'ouvrage lors de ces événements exceptionnels.

**Chapitre 17, Section 17.3.2****Question et commentaire du MEF ::**

*La restauration ne doit pas être conçue tel qu'indiqué (page 17-17), « pour recréer des habitats du même type que ceux présents avant les travaux », mais plutôt pour favoriser un retour à la situation qui prévalait avant l'accumulation des cendres de pyrite.*

**Réponse:**

Le but de ce projet de restauration est d'éliminer tout rejet potentiel de contaminants en provenance du dépôt de cendres de pyrite. L'action proposée est adéquate pour réaliser cet objectif. De plus, l'action proposée favorise la recréation d'un habitat aquatique typique des rives dans la zone du projet.

Un retour à la situation prévalant avant l'accumulation de cendres de pyrite n'est pas envisageable. Même l'enlèvement complet des cendres de pyrite ne permettrait pas d'atteindre ce but puisque celles-ci seraient remises en suspension lors des opérations de dragage et se re-déposeraient sur le lit du fleuve. Le substrat naturel sous-jacent au dépôt de cendres de pyrite a été affecté par celui-ci pendant plusieurs années. La capacité de ce substrat à promouvoir la recréation d'une vie aquatique saine est discutable.

### Chapitre 17, Section 17.3.2.3

#### **Question et commentaire du MEF ::**

*Étant donné qu'une partie de la section aménagée pourrait être exondée en hiver, la communauté benthique risque d'en être affectée. De plus, le substrat suggéré ne correspond pas nécessairement à celui existant dans le secteur avant la contamination. Ces points devraient être pris en compte dans la description et l'évaluation des impacts.*

#### **Réponse:**

Les commentaires du MEF font allusion à l'éventualité peu probable que la zone aménagée soit exondée. Comme il a déjà été mentionné, une pareille situation pourrait se présenter seulement si des débits très élevés sont évacués aux ouvrages de contrôle de Coteau. Lors de tels événements, le niveau d'eau dans la zone de recouvrement est abaissé d'environ 0,5 m. Il a été montré que de pareils débits sont des événements très rares. De plus, il est important de noter que lorsque le niveau d'eau au nord de l'Île-aux-Chats est abaissé, la majeure partie des rives de la baie nord-est est aussi exposée. Les impacts d'un assèchement peu probable de la zone aménagée sont considérés faibles.

Le MEF mentionne aussi que le recouvrement en matériaux granulaires ne constitue pas un lit du fleuve comparable à celui qui existait dans le secteur avant la contamination. Ceci est vrai. Cependant, il est considéré que le recouvrement en matériaux granulaires proposé constitue un substrat adéquat la création d'un habitat de reproduction et d'alevinage diversifié. L'enlèvement du dépôt de cendres de pyrite exposerait le substrat naturel qui a été affecté pendant des décennies par la présence de ces cendres. De plus, la contamination résiduelle causée par la re-déposition des matériaux dragués ne permettrait pas un retour rapide à l'état naturel.

**Chapitre 17, Section 17.3.3****Question et commentaire du MEF ::**

*Les impacts sur les activités récréatives en milieu aquatique sont peu documentés, bien que ces activités semblent présentes et diversifiées dans la zone d'étude, tel qu'indiqué au Chapitre 10. Certains impacts devraient être pris en considération, en particulier les impacts du rehaussement du fond du lac et de la présence des digues submergées et émergentes sur l'accessibilité et sur la sécurité des usagers.*

**Réponse:**

En aval du pont du CN, le plan d'eau couvre la région depuis Grande-Île vers le rivage de Coteau-du-Lac, et jusqu'aux ouvrages de Coteau. C'est une région beaucoup plus étendue que le secteur qui sera affecté par le projet de recouvrement prévu et par les structures permanentes qui en résulteront.

En été, cette région est principalement utilisée par les résidents qui vivent à proximité. Ces derniers pratiquent certaines activités, comme la natation et la navigation de plaisance, près de leurs propriétés. Les amateurs de moto-marines et les pêcheurs parcourent la région entière, et le ski nautique est aussi pratiqué.

Les participants aux séances d'information et de consultation publiques ont cependant mentionné, qu'ils utilisaient la totalité du lac St-François et que, comparée au lac en entier, la région en aval du pont du CN n'était pas très utilisée.

Il est à noter que les résidents de cette région, et plus particulièrement ceux de Grande-Île, doivent contourner l'Île-aux-Chats pour se rendre dans la partie amont du lac St-François afin de pratiquer la pêche ou la navigation de plaisance.

Restauration des sédiments – Site de l'Île-aux-Chats

Les travaux prévus occuperont, une bande de 50 à 175 m de large au nord-ouest de l'Île-aux-Chats et à son extrémité nord. Cependant, durant la période de construction, la bande aura une largeur additionnelle de 50 m. Les activités de natation, qui sont pratiquées le long des rives habitées (Grande-Île, Coteau-du-Lac), ne seront pas du tout affectées, et il y aura suffisamment d'espace pour la circulation des bateaux. En fait, durant la période de construction, un passage, de près de 375 m entre l'Île-aux-Chats et l'île Longueuil et de 400 m entre l'extrémité nord de l'Île-aux-Chats et de Grande-Île, sera disponible pour la navigation. Les limites de la zone de construction seront identifiées par des bouées.

Une fois le projet terminé, la présence de petits îlots et de la petite baie qu'ils créeront, constitueront une zone attrayante pour certain usagers. Afin d'assurer la sécurité des usagers du plan d'eau, la structure submergée sera localisée par des bouées.

**Chapitre 17, Section 17.4.2.2****Question et commentaire du MEF ::**

*Il est indiqué dans cette section que les travaux de construction affecteraient de façon permanente les quatre frayères identifiées au Chapitre 8. Il y aura donc une perte d'habitat qui pourrait être compensée par la récupération d'un habitat de meilleure qualité, une fois la restauration terminée. Toutefois, pour compléter l'information sur les pertes et les gains d'habitats, l'initiateur devrait inclure dans cette section une évaluation de la superficie des frayères perdues par rapport au gain anticipé après restauration.*

**Réponse:**

Le plan détaillé des caractéristiques des sites aménagés, qui favoriseront une re-colonisation végétale et fourniront un habitat de reproduction et d'alevinage pour les poissons, sera présenté à la phase de réalisation du projet. La construction de ces habitats sera inspirée des travaux réalisés dans le domaine, en particulier ceux de Hammer (Creating freshwater wetlands, 1992) et adaptée aux particularités du milieu observées à l'Île-aux-Chats. Les critères de base qui seront retenus pour aménager ces habitats et le bilan des gains et des pertes d'habitats sont synthétisés au tableau 13.

**TABLEAU 13**  
**BILAN DES GAINS ET DES PERTES D'HABITATS**

Type d'habitat	Espèces utilisatrices des habitats de fraie ou d'alevinage	Superficie perdue (m <sup>2</sup> )	Superficie aménagée (m <sup>2</sup> )	Profondeur (cm)	Substrat ajouté	Bilan des gains et pertes d'habitats
Plage peu profonde de substrat fin	Méné émeraude Dard à ventre jaune Queue à tache noire	4 900	4 900	0-30	Sable ou gravier fin	Nul
Plage peu profonde de gravier	Fondule barré Ventre-pourri Méné bleu Méné émeraude Raseux-de-terre Dard à ventre jaune Crapet de roche	3 800	3 800	0-30	Gravier grossier	Nul
Marais à quenouille (typha) et à carex	Perchaude Grand brochet Ventre-pourri Chatte de l'est Queue à tache noire	-	9 500	0-50	Silt argileux, organique	9 500
Herbier à cirpes et à alisme	Ventre-pourri Méné émeraude Dard à ventre jaune Queue à tache noire Meunier noir Achigan à grande bouche Lépisosté osseux	2 800	3 900	15-50	Silt argileux, organique	1 100
Herbier à valisnérie cornifle et potamogeton	Carpe allemande	4 200	1 400	50-150	Silt argileux, organique	(2 800)*
<b>TOTAL</b>		<b>15 700</b>	<b>23 500</b>	--	--	<b>7 800</b>

\* Ce type d'habitat est très abondant dans le secteur

Il est à noter que les frayères autour de l'Île-aux-Chats ont été principalement localisées à partir des concentrations de géniteurs observées et de l'homogénéité du type de milieu rencontré. Leur délimitation demeure donc approximative. De façon générale, le projet de restauration des sédiments autour de l'Île-aux-Chats, avec les aménagements proposés, engendrera un bilan nettement positif des superficies d'habitats de fraie et d'alevinage pour les poissons. En effet, la superficie totale d'habitats de fraie perdue est de 15 700 m<sup>2</sup> tandis que les frayères aménagées couvrent une superficie de 23 500 m<sup>2</sup> pour un bilan global positif de 7 800 m<sup>2</sup>. De plus, la protection du site par les digues créera un habitat d'alevinage nettement plus productif.

Par ailleurs, la gestion des niveaux d'eau du lac Saint-François, caractérisée par un très faible marnage annuel, limite considérablement la superficie de la plaine inondable pour l'ensemble du plan d'eau. La pente particulièrement faible du lit du fleuve dans le secteur aménagé permettra de créer un étalement de la toposéquence végétale qui favorisera l'implantation d'une plaine inondable plus large. Cet habitat de fraie important pour les poissons, et particulièrement peu abondant dans le lac Saint-François, induira un impact positif significatif.

**Chapitre 17, Section 17.5****Question et commentaire du MEF :**

*La grille d'évaluation des impacts présentée aux figures 17.1 et 17.2 serait à réviser puisqu'on présente dans ces figures des modifications permanentes ou temporaires et les impacts permanents ou temporaires qui en découlent. Il est difficile de faire le lien entre les modifications et leurs impacts respectifs et de comprendre l'utilité de distinguer modifications et impacts.*

**Réponse:**

La distinction entre les modifications et les impacts est expliquée par le fait que les changements apportés par le projet au milieu physique ne peuvent pas être considérés comme positifs ou négatifs. Par contre, les changements apportés par le projet aux milieux biologique et humain peuvent vraiment être caractérisés comme étant positifs ou négatifs.

Par exemple, les changements apportés à la bathymétrie sont considérés comme positifs ou négatifs seulement lorsqu'ils ont une influence sur l'habitat, la faune aquatique ou les activités aquatiques des résidents. La même chose s'applique aux caractéristiques hydrodynamiques du cours d'eau, aux caractéristiques de l'eau, au profil du rivage, au niveau de bruit et aux caractéristiques de l'air.

Le projet en soi et les modifications qu'il induira sur le milieu physique pourraient générer des impacts sur les milieux biologique et humain. Ces impacts résulteront des activités qui auront lieu durant la phase de construction du projet (remblayage, création d'emplois, camionnage, etc.), ainsi que de la présence des ouvrages (îlot, etc.) laissés en place, qu'ils causent, ou non, des modifications sur le milieu physique (bathymétrie, caractéristiques de l'eau, niveau de bruit, niveau de poussières dans l'air, etc.)

Le tableau 14 montre la relation entre les modifications au milieu physique et les impacts sur les milieux biologique et humain, le cas échéant.

**TABLEAU 14**  
**RELATION ENTRE LES MODIFICATIONS ET LES IMPACTS**

<b>Modifications du milieu physique</b>	<b>Les composantes affectées des milieux biologique et humain</b>
Bathymétrie	Végétation aquatique, communauté benthique, poissons, activités récréatives, pêche commerciale, esthétique.
Hydrodynamique	Végétation aquatique, communauté benthique, poissons, activités récréatives, pêche commerciale.
Caractéristiques de l'eau	Végétation aquatique, communauté benthique, poissons, activités récréatives, pêche commerciale, distribution d'eau potable, esthétique.
Profil du rivage	Végétation aquatique et riveraine, communauté benthique, poissons, activités récréatives, pêche commerciale, esthétique.
Niveau de bruit	Qualité de vie.
Caractéristiques de l'air	Qualité de vie.

## Chapitre 18

### Question et commentaire du MEF :

*Un plan détaillé de surveillance (surveillance de l'ensemble des travaux de construction) et de suivi (suivi de certaines composantes du milieu pendant et après la construction) est habituellement déposé et rendu public avec l'étude d'impact. Nous convenons cependant que ces plans détaillés pourront être préparés au moment opportun, en prévision de la décision gouvernementale. Toutefois, il serait pertinent de fournir des indications sur les composantes du milieu qui ont fait l'objet de suivi dans d'autres cas de restauration et de justifier celles présentées dans le présent chapitre. Par ailleurs, la Régie régionale de la santé et des services sociaux souhaite être associée à l'élaboration du plan de suivi.*

*Tel qu'indiqué, une section du programme de suivi portera sur le suivi de l'habitat aquatique recréé (flore et faune). Cette section devrait, entre autres, documenter l'efficacité du rétablissement des communautés végétales, benthiques et ichtyennes de façon à savoir quel est le niveau de succès des aménagements créés et pour s'assurer que cette restauration aura permis de récupérer les habitats perdus lors des travaux.*

### Réponse :

Le programme détaillé du suivi environnemental sera développé par AlliedSignal lorsque l'approbation gouvernementale sera obtenue. Ce programme sera discuté avec la « Régie régionale de la santé et des services sociaux ». Il sera également soumis à l'approbation du MEF avant la réalisation du projet.

La revue d'une série de programmes de suivi environnementaux pour des projets de recouvrement in situ a été effectuée afin d'identifier les éléments du milieu qui font généralement l'objet d'un programme de suivi. Cette revue est présentée à l'annexe B. Selon cette revue, les éléments importants du milieu environnant qui peuvent faire l'objet d'un programme de suivi suite à la mise en œuvre d'un projet de recouvrement in situ sont les suivants :

- La performance tant mécanique que chimique du recouvrement;
- La santé et l'abondance des communautés benthiques sur la zone recouverte;
- La qualité de l'eau du fleuve au-dessus du recouvrement et en aval;
- La santé et l'abondance des communautés ichthyennes aux alentours de la zone du projet;
- La santé et l'abondance de la végétation aquatique sur la zone recouverte.

## Chapitre 18 (suite)

### **Question et commentaire du MEF :**

*Le suivi de la qualité de l'eau de la prise d'eau de Grande-Île est l'aspect le plus préoccupant en regard de la santé humaine. L'initiateur indiquera s'il a l'intention de transmettre tous les résultats de l'échantillonnage quotidien, effectué à cette prise d'eau, à la Direction de la santé publique de la Montérégie dans les plus brefs délais, et non seulement les résultats hors normes. Le plomb devrait être inclus avec les autres métaux qui seront analysés (As, Cd, Cu, Fe, Hg, Se, Zn).*

### **Réponse :**

À la demande du MEF, les résultats obtenus lors de l'échantillonnage journalier de l'eau à la prise d'eau de Grande-Île, durant la période de construction, seront envoyés à la « Direction de la santé publique de la Montérégie ».

Oui, le plomb sera inclus dans la liste des métaux à analyser.

**Chapitre 18 (suite)****Question et commentaire du MEF :**

*Les eaux du fleuve autour de l'île aux Chats seront échantillonnées hebdomadairement à trois stations d'échantillonnages durant les travaux. Des critères de contamination de l'eau seront utilisés au-delà desquels il faudra limiter les activités aquatiques. Il serait pertinent de décrire quel(s) mécanisme(s) d'alerte et d'information de la population seront mis en place lors d'un dépassement de ces critères.*

**Réponse :**

Lors du projet de restauration de l'Île-aux-Chats, une série de mesures a été prise par AlliedSignal en vue d'informer la population locale du déroulement des travaux. Ces mesures incluaient la distribution de bulletins, l'organisation de réunions d'information, etc. Le comité de suivi environnemental mis sur pied par AlliedSignal et la Ville de Grande-Île a également collaboré à tenir le public bien informé.

Il est proposé que des moyens similaires soient implantés lors du projet de restauration des sédiments. La population locale sera tenu informée du déroulement des travaux par le biais de bulletins ainsi que par des réunions d'informations pré-établies. En cas d'urgence, telle qu'une soudaine détérioration de la qualité de l'eau du fleuve, AlliedSignal organisera une campagne spéciale d'information porte-à-porte. Des représentants techniques d'AlliedSignal visiteront chaque résident concerné afin d'expliquer la situation. L'information sera laissée aux résidences inoccupées.

## CHAPITRE 19

### **Question et commentaire du MEF :**

*Ce chapitre présente les grandes lignes du programme d'information et de consultation publiques réalisé par l'initiateur. Deux questionnaires ont été utilisés pour recueillir des informations auprès des utilisateurs du milieu aquatique et de la population. Afin d'identifier tous les impacts possibles du projet sur ces activités, les réponses à ces questionnaires devraient être présentées en annexe.*

### **Réponse :**

Les questionnaires utilisés pour recueillir de l'information de la part des utilisateurs du plan d'eau et des résidents locaux ont été présentés dans les annexes de l'étude d'impact environnemental. Les réponses obtenues contiennent de l'information sur un nombre important de sujets incluant les zones de pêche. À la demande des pêcheurs locaux, les réponses fournies sur les zones de pêche seront tenues confidentielles.

## **AUTRES ÉLÉMENTS**

### **Commentaire du MEF :**

*En ce qui concerne l'application de lois et règlements autres que ceux prévus par la Loi sur la qualité de l'environnement, l'initiateur est avisé qu'advenant la réalisation de ce projet et que celui-ci entraîne l'occupation du domaine hydrique public, il se verra dans l'obligation de régulariser cette occupation auprès du Service de la gestion du domaine hydrique du Ministère, selon la réglementation en vigueur pour le domaine hydrique public.*

### **Réponse :**

Suite à l'approbation du projet, AlliedSignal clarifiera son occupation du domaine hydrique publique auprès du «Service de la gestion du domaine hydrique» du Ministère selon la réglementation en vigueur.

**AUTRES ÉLÉMENTS (suite)****Commentaire du MEF :**

*De plus, la Garde côtière canadienne émettra un document d'approbation en vertu de l'article 5.1 de la Loi sur la protection des eaux navigables (LPEN), lequel déclenche le processus fédéral d'évaluation environnementale prévu à la Loi canadienne sur l'évaluation environnementale. Le requérant devra faire parvenir une demande formelle d'approbation en regard de la LPEN accompagnée de six copies des plans des ouvrages proposés ainsi que le devis de réalisation des travaux.*

**Réponse :**

Des copies complètes de l'étude d'impact environnemental ont été envoyées par le MEF aux groupes suivants du gouvernement fédéral :

- Environnement Canada
- Gestion de l'habitat du poisson (Pêches et Océans Canada)
- Garde Côtière Canadienne

Le groupe de Pêches et Océans Canada est supposé préparer un rapport préliminaire concernant la revue environnementale du projet de restauration des sédiments à l'Île-aux-Chats. Le contenu de ce rapport préliminaire sera transmis au MEF ainsi qu'à AlliedSignal dans les prochains mois, probablement avant la période des audiences publiques, si elles se produisent.

Selon l'article 5.1 de la loi sur la Protection des Eaux Navigable (LPEN), AlliedSignal soumettra après l'approbation officielle du projet de restauration des sédiments de l'Île-aux-Chats, une demande formelle d'approbation à la Garde Côtière Canadienne. Cette demande inclura six (6) copies des plans et devis techniques des travaux proposés. Le processus fédéral d'évaluation environnementale prévu à la loi canadienne sur l'évaluation environnementale sera alors déclenché. À ce moment, le groupe de Pêches et Océans Canada publiera officiellement son rapport final de revue environnementale qui inclura des mesures compensatoires pour l'amélioration de la qualité de l'habitat du poisson.

## **Annexe A**

---

Rapport du Dr. Louis J. Thibodeaux  
sur le recouvrement des sédiments

## **Annexe A-1**

---

Recouvrement in-situ  
Rapport d'experts  
(version française, traduite par Tecsuit)

**RECOUVREMENT IN SITU DU DÉPÔT DE SÉDIMENTS CONTAMINÉS  
ÎLE-AUX-CHATS  
Quebec, Canada**

**par**

**Louis J. Thibodeaux, Ph.D., P.E.**

**pour**

**AlliedSignal, Inc., Morristown, NJ**

**1<sup>er</sup> mars, 1999, Baton Rouge, Louisiane**

## TABLE DES MATIÈRES

---

pages

1	ASPECTS GÉNÉRAUX DU RECOUVREMENT IN SITU.....	2
1.1	Mécanismes de transport par dissolution chimique dans les sédiments .....	2
1.2	Théorie du recouvrement.....	4
1.3	Applicabilité et limitations du recouvrement .....	6
1.4	Recouvrement pour isoler la fraction chimique liée aux particules .....	7
1.5	Résumé.....	8
2	RECOUVREMENT D'UN DÉPÔT CONTAMINÉ DE CENDRES DE PYRITE À L'ÎLE- AUX-CHATS .....	9
2.1	Introduction .....	9
2.2	Données sur les métaux avant le recouvrement.....	10
2.3	Dissolution des métaux avant le recouvrement.....	11
2.4	Équilibres massiques dans la colonne d'eau avant le recouvrement .....	12
2.5	Résumé du processus de dissolution à l'intérieur du dépôt.....	13
2.6	L'efficacité du recouvrement et sa capacité à réduire la perte de métaux.....	14
2.7	Efficacité du recouvrement à réduire les concentrations dans l'eau interstitielle.....	15
2.8	Délai nécessaire au transit chimique.....	16
2.9	Résumé.....	17
	RÉFÉRENCES .....	18
	Tableau 1. Données chimiques de l'eau .....	19
	Tableau 2. Données chimiques du dépôt de sédiments de cendres de pyrite .....	20
	Tableau 3. Concentrations et efficacités du recouvrement.....	21
	Figure 1 Coefficients de partition des métaux	

## 1 ASPECTS GÉNÉRAUX DU RECOUVREMENT IN SITU

### 1.1 Mécanismes de transport par dissolution chimique dans les sédiments

Le recouvrement in situ est un procédé d'ingénierie qui imite les processus naturels qui se produisent dans les sédiments. Ce procédé est utilisé pour restaurer les sédiments de surface contaminés, dans les milieux aquatiques. Il peut être utilisé efficacement pour les substances organiques ou inorganiques, les métaux, les métalloïdes et les particules. Le procédé isole les contaminants en place, à l'aide d'une couche de matériaux propres, et assure la protection de cette couche de façon à ce que le fond du cours d'eau puisse recouvrer un état de santé adéquat. Cette section présente la théorie du recouvrement, un bref aperçu des études de terrain et de laboratoire qui ont été réalisés pour appuyer la théorie ainsi que les techniques d'ingénierie qui sont déployées pour l'implantation de la technologie. Les limites de la technologie sont aussi passées en revue.

Généralement, un dépôt contaminé est constitué d'une couche de matériaux dont la profondeur varie entre quelques centimètres et un mètre. Il existe plusieurs mécanismes, agissant à l'intérieur ou à la surface du dépôt contaminé, qui peuvent entraîner la libération dans la colonne d'eau des contaminants du dépôt de sédiments <sup>(1)</sup>. Ces mécanismes incluent l'action décapante du courant sur les particules à la surface du dépôt, la diffusion moléculaire de solutés libérés des surfaces solides sur lesquelles ils étaient adsorbés, la diffusion Brownienne de particules colloïdales contaminées, l'advection ascendante causée par l'eau souterraine, l'advection localisée à l'intérieur des dépôts de sédiments causée par les formes du dépôt comme les saillies sablonneuses, et même le transport ascendant par les bulles de gaz produites à l'intérieur du dépôt. En général, tous ces mécanismes n'agissent pas en même temps à un site donné. Certains d'entre eux sont beaucoup plus actifs que d'autres, dominant ainsi le mouvement des contaminants à partir du fond du dépôt vers sa surface ou directement dans la colonne d'eau. Dans les deux cas, (que les contaminants demeurent sur la surface du dépôt ou entrent dans la colonne d'eau), il peut y avoir un contact facile entre les organismes aquatiques (qu'on peut classer comme benthiques ou pélagiques) et les contaminants. Une fois présents dans les espèces biologiques et dans la colonne

---

<sup>1</sup> Les références sont indiquées à la fin du texte.

d'eau, les polluants sont extrêmement mobiles et peuvent donc représenter un risque à l'écologie et à la santé humaine si leurs concentrations sont suffisamment élevées s'il y a un contact avec eux.

Historiquement, plusieurs dépôts contaminés ont fait preuve d'une capacité étonnante de résistance aux mécanismes naturels mentionnés ci-dessus. Indubitablement, certaines quantités de contaminants ont été libérées dans la colonne d'eau depuis la formation de ces dépôts, bien que ces derniers soient en place depuis quarante à cinquante ans et même plus dans certains cas. Dans la plupart d'entre eux, sinon tous, il y a eu peu de migration des contaminants vers l'aval. Le fait que ces dépôts se trouvent dans l'eau assure une très grande protection aux contaminants à cause de la nature des matériaux sédimentaires, leur mode de déposition et le fait qu'ils soient retenus à l'emplacement du dépôt.

Généralement, ces sites existent parce qu'ils contiennent des matériaux fins provenant d'un bassin hydrographique lesquels sont déposés dans des secteurs normalement protégés des forces naturelles qui les auraient, sinon, délogés et déplacés. Les dépôts consolidés empêchent grandement le mouvement de va-et-vient de l'eau dans le dépôt car ils sont composés essentiellement de particules fines comme le silt et l'argile. Cet aspect physique et la découverte d'autres facteurs d'influence chimiodynamique peuvent maintenant être utilisés pour expliquer la raison pour laquelle les contaminants piégés dans les dépôts sont très immobiles.

La migration descendante des contaminants est dominée par la diffusion moléculaire même en présence d'un mouvement minime de l'eau. Un examen des profils de BPC dans les profondeurs d'un dépôt contaminé a révélé que les coefficients effectifs de diffusion étaient extrêmement faibles avec des valeurs qui variaient entre 5 et  $16 \times 10^{-9} \text{ cm}^2/\text{s}^{(2)}$ . En général, ce nombre est équivalent au coefficient de diffusion de l'hydrogène, qui est une petite molécule, à travers l'acier. La plupart des molécules contaminées sont beaucoup plus grandes.

Le processus très lent de transport chimique dans le dépôt commence avec la désorption de la molécule, depuis les solides, vers l'eau interstitielle adjacente. Cette désorption est relativement rapide et il a été montré que l'hypothèse de l'équilibre local pouvait être faite. Une fois que la molécule passe dans l'espace interstitiel, elle est sujette au bombardement thermique des molécules d'eau adjacentes. La diffusion moléculaire dans l'eau de la plupart des contaminants est de l'ordre de  $10^{-6} \text{ cm}^2/\text{s}$ . Cependant, durant leur diffusion, les contaminants rencontrent

inévitables des particules solides dans les sédiments qui contiennent très peu ou pas de contaminants et sont par conséquent adsorbés. Cette adsorption par les solides a un effet net de ralentissement du transport par diffusion. Dans le cas des BPC, la préférence de cette substance pour les surfaces solides explique sa vitesse de diffusion relativement lente, et son mouvement de 2 à 3 pouces en 42 ans. Les processus mentionnés ci-dessus ont fait l'objet d'études en laboratoire. Un appareil expérimental a été construit afin d'isoler et de contrôler avec précision les conditions qui recréent exactement les conditions et les processus ayant lieu dans les dépôts de sédiments. Ce faisant, les coefficients effectifs de diffusion rapportés ci-dessus ont été vérifiés<sup>(3)</sup>. De plus, une théorie de transport massique a été développée pour expliquer d'une manière complète les données de terrain et celles de laboratoire. Avec toute cette information, il est désormais possible d'extrapoler à d'autres sédiments et substances chimiques en toute confiance.

## 1.2 Théorie du recouvrement

Le concept de base du recouvrement consiste à rendre les conditions chimiodynamiques à la surface du dépôt tout à fait semblables à celles qu'on retrouve plus en profondeur. La mise en place adéquate d'une épaisseur visée de matériaux appropriés peut permettre l'atteinte de cet objectif. Une fois la mise en place des matériaux de recouvrement terminée, plusieurs processus clés du transport chimique à l'intérieur du dépôt seront modifiés. Ce qui est important dans ce processus est le fait que la nouvelle interface sédiments/eau est déplacée vers le haut par une distance presque égale à l'épaisseur du recouvrement (après consolidation). Les solutés et les particules colloïdales libérées doivent alors se diffuser à travers les vides entre les pores des matériaux de recouvrement pour atteindre la surface. De faibles porosités peuvent être obtenues avec le sable et le silt. Lors de la recolonisation par les organismes benthiques, la bioturbation et les autres processus biologiques qui remuent la surface du dépôt ont lieu dans des matériaux propres, permettant ainsi d'éliminer le processus plus rapide de transport chimique.

Compte tenu de la teneur élevée en matières organiques, le dépôt d'origine ne contenait probablement pas d'oxygène, ce qui, généralement, favorise la libération des métaux et leur mobilité. L'utilisation d'un matériau de recouvrement à faible teneur en matières organiques aide au maintien de conditions aérobies sous l'interface. En présence de pareilles conditions, la plupart des polluants métalliques demeurent à la surface ou à l'intérieur des surfaces solides du dépôt.

Une fois le recouvrement en place, les contaminants organiques et métalliques commenceront, très lentement, à migrer vers le haut. Les coefficients effectifs de diffusion peuvent être aussi petits que ceux indiqués précédemment pour le mouvement en direction descendante, selon les capacités d'adsorption et d'absorption des matières solides dans le recouvrement nouvellement installé<sup>(3)</sup>. Des équations théoriques pour le temps de transit ("breakthrough time") ont été développées à partir de principes de transfert de masse et ont été vérifiées au cours d'expériences en laboratoire avec plusieurs types de matériaux de recouvrement et de substances chimiques<sup>(4,5)</sup>. Les expériences ont impliqué des recouvrements minces dont l'épaisseur atteignait seulement jusqu'à 1 centimètre, et ce, à cause de la longue période de temps requise. Une extrapolation des résultats à un recouvrement en sable de 30 cm pour les BPC du port de New Bedford, par exemple, donne un temps de transit de 200 ans. Il est intéressant de noter que lorsque le temps de transit est écoulé, la première indication de traces de concentrations chimiques apparaît à l'interface entre les sédiments et l'eau.

Nous avons défini le temps de transit comme étant le temps nécessaire pour que la concentration dans l'eau interstitielle à la surface du dépôt atteigne une valeur de un sur dix mille (1/10 000) de la concentration de l'eau interstitielle contaminée présente dans le dépôt d'origine. Ce temps de transit est grandement déterminé par la vitesse de diffusion effective des paramètres chimiques. Quand un écoulement permanent est atteint, ce qui pourrait théoriquement nécessiter 100 à 200 ans supplémentaires, les concentrations chimiques à l'intérieur du recouvrement et à l'interface se seront stabilisées. A ce moment-là, la vitesse du mouvement chimique est, typiquement, inférieure à 1,0% de sa valeur initiale, ce qui implique que l'efficacité du recouvrement et sa capacité à retenir les substances chimiques et à retarder leur libération dans la colonne d'eau est, normalement, supérieure à 99%. Dans ces conditions, les organismes benthiques et pélagiques se retrouvent dans des conditions saines et pratiquement dépourvues de contaminants. Il est à noter que le recouvrement ne bloque pas toute migration chimique vers le haut. En fait, aucun procédé réaliste, y compris l'enlèvement par dragage, ne peut permettre l'atteinte d'un pareil objectif. Toutefois, les recouvrements peuvent être conçus avec une épaisseur adéquate pour le développement d'un écosystème en santé.

### 1.3 Applicabilité et limitations du recouvrement

Les recouvrements sont plus appropriés aux endroits où une accrétion du dépôt a lieu. En d'autres termes, le recouvrement a une meilleure fiabilité à long-terme dans les systèmes aquatiques où il y a une déposition de particules. Le "Armoring", un procédé qui consiste à utiliser une gradation de matériaux et d'enrochements disposés en couches successives au-dessus de la barrière chimique de sable / silt, est un moyen efficace de protéger le recouvrement dans les endroits où il y a peu ou pas d'accrétion<sup>(6)</sup>. Les recouvrements peuvent être inappropriés dans les cours d'eau actifs et à fort débit où le courant normal déplace constamment de grandes quantités de sédiments. L'ancrage du recouvrement avec de grands enrochements peut quand même être entrepris. Cependant, la défaillance partielle ou totale de toutes les zones du recouvrement est possible.

Même dans les endroits où le recouvrement est approprié, certaines défaillances partielles peuvent et vont se produire. Certaines parties du recouvrement peuvent être complètement enlevées et d'autres parties peuvent devenir moins épaisses lors de conditions extrêmes comme les tempêtes ayant une récurrence de 500 et même de 100 ans. Cependant, les zones mises à découvert ou dont l'épaisseur est amoindrie, peuvent être localisées et restaurées. Les contaminants déterrés doivent alors être repérés et leur effet sur l'écosystème évalué et traité convenablement. Il est irréaliste de penser que le recouvrement, comme c'est le cas de n'importe quelle structure d'ingénierie, peut être laissé sans surveillance et sans entretien. Le suivi et l'entretien du recouvrement doivent être des activités continues. Jusqu'à présent, il a été montré que même les sites qui ont été dragués doivent être surveillés et entretenus et possiblement dragués à nouveau ou recouverts. Il est malheureux que la plupart des sites dont les sédiments de fond sont les plus contaminés soient grands et complexes, et qu'il y ait uniquement quelques sites banals où la situation est différente. De ce fait, la réussite des processus de restauration, dans le présent et le futur proche quant à l'élimination de toutes les sources de contamination et l'atteinte du risque zéro, n'est pas parfaite.

Le recouvrement est inapproprié dans les cas où on ne peut pas tolérer un fond marin peu profond. Pareille situation peut se présenter quand il est nécessaire de maintenir une certaine profondeur pour le passage des navires et des bateaux. Cependant, dans le cas de Bayou Bonfouca (Louisiane), par exemple, le dragage a été utilisé pour enlever certains sédiments contaminés dans un chenal alors que les sédiments restants ont été recouverts. Une profondeur adéquate pour les

navires a néanmoins été maintenue<sup>(7)</sup>. Si le recouvrement est mis en place près de la rive, des "surfaces boueuses" seront créées dans les zones peu profondes et ceci pourrait ne pas être très acceptable d'un point de vue esthétique. Cependant, dans certains cas, les marais formés près des rives sont appréciés pour l'habitat faunique diversifié qu'ils permettent de créer. La mise en place de couches épaisses (c.à.d. > 20 cm) détruirait tous les organismes de fond. Toutefois, l'utilisation d'un procédé "d'émission de particules" permet la mise en place, étalée dans le temps, de couches peu épaisses permettant ainsi à certains organismes de survivre au processus. Même si ce procédé peut nécessiter plusieurs années pour atteindre l'épaisseur de recouvrement requise, cette approche a l'avantage de préserver les organismes du fond. L'idée principale est que le recouvrement est clairement inapproprié dans certains cas alors qu'il peut faire partie, dans d'autres, d'une conception créative devenant ainsi un des éléments d'une restauration totale ou de la mise en valeur d'un site contaminé.

#### 1.4 Recouvrement pour isoler la fraction chimique liée aux particules

La majeure partie de ce qui précède se rapporte à la fraction chimique soluble qui est disponible dans le dépôt. Cependant, le recouvrement est aussi efficace pour l'isolation de la fraction liée aux particules, de la colonne d'eau. Même si l'isolation de la fraction chimique soluble et de la fraction liée aux particules est réalisée à l'aide du même recouvrement, la rétention de particules implique l'utilisation d'un composite comprenant trois éléments. Le premier élément est un géosynthétique qui est placé sur le fond du cours d'eau afin d'éviter la remise en suspension de grandes quantités de matériaux contaminés lors de l'installation du recouvrement. Le géosynthétique est poreux et ses pores permettent à l'eau de passer facilement tout en empêchant le passage des particules fines. Une fois le géosynthétique en place, la barrière conçue pour retarder le transport chimique par dissolution est installée et remblayée à l'épaisseur désirée. Le troisième élément de la couche composite est une couche de gravier ou d'enrochements. Cette couche protège la couche agissant comme barrière chimique des forces normales d'érosion exercées par la colonne d'eau comme décrit ci-dessus.

Les courants hydrauliques générés par les vents ou par une différence d'élévation, peuvent causer la remise en suspension des particules déposées à la surface du dépôt. Une augmentation de la vitesse de l'eau augmente les forces de cisaillement au fond, lesquelles sont horizontales à la surface du dépôt. Si les forces de gravité et d'attraction entre les particules sont dépassées par

cette action de cisaillement, les particules deviennent mobiles. Ces dernières se déplacent en glissant et en rebondissant le long du fond (par un phénomène de saltation). Avec le temps, des couches entières du dépôt peuvent être enlevées et des cavités ressemblant à des excavations peuvent apparaître au fond. Quand c'est le cas, le matériau qui agit comme barrière chimique devient moins épais et des zones mises à découvert peuvent se former. Afin de pallier à l'action des forces de cisaillement au fond, il est nécessaire de protéger la couche de matériaux fins avec une couche de gravier ou d'enrochements ayant une dimension prédéterminée. La taille de l'enrochement ou du gravier est reliée à l'importance de la tempête ou des courants de fond maximaux projetés au site. La couche supérieure d'enrochements ou de gravier consiste en un dépôt non consolidé pour lequel il existe des critères de conception qui ont été vérifiés dans des conditions de terrain<sup>(6)</sup>.

## 1.5 Résumé

En résumé, il existe des critères qui permettent la conception de recouvrements. Des objectifs de conception peuvent être spécifiés pour la fraction chimique soluble ainsi que pour la fraction chimique liée aux particules des dépôts contaminés. Le recouvrement a plusieurs objectifs qui sont les suivants:

- La rétention des particules et des contaminants qui leur sont associés;
- La réduction de l'exposition des organismes benthiques;
- La réduction du flux chimique vers la colonne d'eau;
- Le confinement à long-terme des contaminants et la restauration d'habitats.

Le recouvrement des sédiments a été réalisé avec succès à plus d'une vingtaine d'endroits. Plusieurs technologies sont disponibles pour réaliser le procédé<sup>(8)</sup>, et il est possible de mettre en place des couches épaisses ou minces de matériaux propres en eaux profondes et peu profondes. Le recouvrement in situ est actuellement sérieusement considéré pour un projet au large de la Côte du Pacifique impliquant du DTT à une profondeur variant entre 50 et 150 m. Les développements de la théorie, l'expérience acquise ainsi que l'amélioration de la technologie sont en train d'élargir l'horizon des applications, ce qui fait que l'utilisation du recouvrement comme un élément de la restauration des sédiments est de plus en plus reconnue et acceptée.

## 2 RECOUVREMENT D'UN DÉPÔT CONTAMINÉ DE CENDRES DE PYRITE À L'ÎLE-AUX-CHATS

### 2.1 Introduction

Le dépôt de cendres de pyrite de l'Île-aux-Chats ne pose pas de défis particuliers quant à la restauration par un recouvrement in situ. Les contaminants dans le dépôt sont majoritairement des métaux et des métalloïdes. Pour tous les sédiments analysés dans les Secteurs A, B et C, les concentrations d'arsenic, de cadmium, de cuivre, de fer, de mercure, de plomb, de sélénium et de zinc dépassent les critères de qualité et les valeurs dans les secteurs de comparaison. Les composés organiques sont présents dans des concentrations très faibles et ne représentent pas de danger d'un point de vue de santé environnementale.

Les particules fines des cendres de pyrite dont le diamètre est inférieur à 30  $\mu\text{m}$  sont mis en suspension et ont été observés dans la colonne d'eau lors de certaines journées venteuses. Ces particules silteuses sont principalement composées d'oxyde de fer. Lors de vents forts en provenance du sud-ouest, des concentrations d'arsenic et de cadmium plus élevées que les teneurs de fond ont été mesurées dans l'eau du fleuve. Cependant, ces concentrations sont inférieures aux niveaux de toxicité aiguë établis pour le fleuve St-Laurent. Le secteur A présente une rive artificielle ayant une végétation aquatique et riveraine pauvre. L'analyse Triad a montré l'existence de concentrations élevées de métaux, de systèmes biologiques désorganisés lors d'essais en laboratoire, ainsi qu'une altération probable mais discutable de la structure de la communauté benthique sur le terrain. Il a été conclu que les sédiments du Secteur A représentent un haut risque aux organismes benthiques. Ce secteur est caractérisé par : un substrat principalement composé de cendres de pyrite, des concentrations élevées de métaux dans les sédiments, des sédiments très toxiques, des communautés benthiques pauvres, et une végétation aquatique éparse. Les Secteurs B et C ne montrent généralement pas de conditions aussi sévères. De ce fait, les commentaires suivants sur la restauration concernent spécifiquement le Secteur A. Les aspects techniques du recouvrement in situ seront évalués relativement à la capacité de ce procédé à réaliser les objectifs suivants: 1) protéger la qualité de l'eau, 2) protéger l'usage récréatif du lac et de l'île, 3) protéger la vie aquatique et 4) éliminer la coloration rouge de l'eau lors de périodes de vents et de courants forts.

## 2.2 Données sur les métaux avant le recouvrement

Les analyses sur l'eau interstitielle (Tableau 9.19, réf. 9) et le lixiviat (Tableau 6.12, réf. 9) ainsi que les tests d'éluatriation (Tableau 6.13, réf. 9) ont été réalisés sur certains échantillons de sédiments. Dans le cadre de la définition élargie du terme dissolution, les résultats de ces tests reflètent les concentrations présentes dans l'eau interstitielle. Les valeurs mesurées pour l'eau interstitielle ont été généralement les plus basses et représentent probablement les conditions réelles dans le dépôt de cendres de pyrite. Les valeurs mesurées pour le lixiviat ont été les plus élevées et représentent probablement les pires concentrations dans l'eau interstitielle. Les valeurs qui apparaissent au tableau 1 représentent les valeurs maximales tirées des tableaux mentionnés ci-dessus, pour chaque métal. Toutes ces valeurs sont inférieures à 1 ppm à l'exception de celles du Zn et du Fe; la valeur de ce dernier est une vraie anomalie. Leur utilisation dans les calculs ultérieurs permettra de maximiser la projection de la fraction de métaux dissous qui sera libérée du dépôt de cendres de pyrite dans la colonne d'eau. Le tableau 1 montre aussi les concentrations d'eau de surface qui ont été tirées du tableau 7.10 (réf. 9). Ces valeurs maximales proviennent du Secteur A durant la période de post-restauration de l'Île-aux-Chats (1993-1996). Les vitesses de diffusion moléculaire des huit paramètres chimiques et de leurs formes ioniques apparaissent aussi au tableau 1; ces vitesses sont tirées de sources techniques générales (voir réf. 1).

Des mesures de concentrations de matières en suspension dans la colonne d'eau près de l'Île-aux-Chats ont été réalisées à plusieurs endroits (figure 5-7, réf. 9) en octobre 1996. Les particules obtenues pendant l'échantillonnage comprennent probablement des sédiments naturels et des cendres de pyrite. Les concentrations en aval du courant, au transect no 5 ont varié entre <0,3 et 3,2 mg/L, la valeur maximale étant mesurée près du fond, à presque un mètre au-dessus du dépôt. L'eau entrant dans le Secteur A contenait <0,3 mg/L de matières en suspension.

En général, ces concentrations de sédiments en suspension sont basses. De façon générale, l'entrée du lac St-François a une concentration moyenne de matières en suspension égale à 2,5 mg/L (page 5-9, réf.9).

### 2.3 Dissolution des métaux avant le recouvrement

A l'intérieur du dépôt, le processus de dissolution des métaux se compose, généralement, d'une série de mécanismes très complexes mettant en jeu le pH, l'eau interstitielle, des réactions d'oxydo-réduction, des échanges ioniques avec les surfaces solides des particules, etc. Il existe des modèles géochimiques pour prédire les conditions d'équilibre des métaux et des métalloïdes entre la phase solide et la phase aqueuse contiguë. Cependant, dans le cas présent, les concentrations mesurées dans l'eau interstitielle sont disponibles. De telles concentrations, lorsqu'elles sont mesurées adéquatement, réduisent l'incertitude associée à l'utilisation de modèles dont les prédictions sont basées sur la connaissance des formes minérales des paramètres métalliques présents, dans ce cas, dans les cendres de pyrite. Ceci est assez problématique, puisque les cendres de pyrite proviennent d'un procédé industriel et non d'un processus naturel de minéralisation.

Les concentrations des paramètres métalliques dans les sédiments ont été mesurées. Les données pour la période 1990-1996 ont été tirées du tableau 6.8 (réf.9) et une plage de valeurs apparaît au tableau 2. Les coefficients apparents de partition à l'équilibre (i.e.  $K_D$ ) peuvent être estimés à partir du rapport de la concentration dans les particules solides à la concentration dans l'eau interstitielle. Comme les deux phases se sont trouvées dans un voisinage immédiat pendant trente à quarante années, l'hypothèse d'équilibre local est probablement valide. Les coefficients de partition apparents qui apparaissent au tableau 2 ont été obtenus en utilisant des concentrations moyennes dans la phase solide. Normalement, ces coefficients pour l'As, le Cd, le Cu et le Zn, sont beaucoup plus petits que les coefficients de partition associés à des sédiments plus naturels et à des eaux superficielles (voir la figure 1).

Actuellement, le dépôt de cendres de pyrite dans le Secteur A libère des quantités de métaux dans la colonne d'eau sous la forme soluble et sous la forme liée aux particules. La forme soluble est considérée en premier. Le transport chimique est motivé par la différence entre les concentrations dans l'eau interstitielle et dans la colonne d'eau sus-jacente. Une fois les paramètres chimiques libérées de la phase solide des sédiments, ils se déplacent vers le haut par des processus moléculaires et d'autres processus de diffusion. Ce mouvement est retardé par le chemin tortueux et irrégulier que les paramètres doivent suivre, et est bloqué par les solides qu'ils rencontrent, de telle façon que les vitesses de diffusion montrées au tableau 1 sont grandement réduites. Dans des

conditions d'équilibre, la vitesse du mouvement chimique est proportionnelle au produit  $K_l (C_{pw} - C_0)$ , où  $K_l$  (cm/h) représente le coefficient de transfert de masse,  $C_{pw}$  (mg/L) représente la concentration dans l'eau interstitielle et  $C_0$  (mg/L) représente la concentration dans l'eau de surface. Le produit de  $K_l (C_{pw} - C_0)$  avec la surface  $A$  ( $m^2$ ) donne le taux d'émission des paramètres chimiques en g/année.

## 2.4 Équilibres massiques dans la colonne d'eau avant le recouvrement

La colonne d'eau au-dessus du Secteur A consiste en une couche hydrodynamique frontière à travers laquelle les paramètres chimiques se déplacent en quittant le dépôt. Cette couche frontière est en mouvement et on peut l'associer à un volume d'eau ayant une profondeur  $h$  (m) et projeté sur une surface  $A$ . Le débit volumétrique à travers cette couche est déterminé par la vitesse moyenne de l'eau,  $v$  (m/s), qui y entre et par une surface projetée perpendiculairement,  $hw$  ( $m^2$ ) où  $w$  représente la largeur du dépôt. En considérant le volume d'eau au-dessus du dépôt comme étant un compartiment complètement mélangé, un équilibre massique des paramètres solubles donne la concentration à la sortie,  $C_0$ , en fonction de la concentration à l'entrée, ou teneur de fond,  $C_b$  (mg/L). Typiquement, les teneurs de fond des métaux dans les eaux du lac St-François sont peu élevées et on considérera qu'elles sont égales à zéro. La mise en équation des taux d'entrée et de sortie des paramètres métalliques de ce compartiment produit l'équation suivante pour le coefficient effectif de transfert massique des paramètres chimiques:

$$K_l = (Q / A) (C_b - C_0) / (C_{pw} - C_0) \quad (1)$$

Avec des valeurs de  $Q = 0,02 \text{ m/s} \times 1,5 \text{ m} \times 80 \text{ m} = 2,4 \text{ m}^3/\text{s}$  et  $A = 96\,700 \text{ m}^2$ , les données du tableau 1 sont utilisées pour obtenir  $K_l$  pour chaque métal. Les valeurs de  $K_l$  ainsi obtenues sont consignées dans le tableau 2. D'après les concentrations dans l'eau de surface, le mercure semble se déposer sur le dépôt de cendres de pyrite et ne sera pas inclus, de ce fait, dans les calculs à venir.

Les valeurs numériques des coefficients effectifs de transfert massique tournent autour d'une valeur moyenne de 0,26 cm/h, sauf pour le Fe dont la valeur est beaucoup plus faible. Toutes ces valeurs se trouvent à l'intérieur de la gamme attendue de coefficients de transport observés lorsque la diffusion à l'intérieur du dépôt représente le mécanisme de transport le plus important. Le coefficient de transport dans l'eau devrait être d'à peu près 5,5 cm/h en prenant en considération une vitesse

de frottement  $V_* = 0,16$  m/s aux alentours de l'Île-aux-Chats. Par comparaison, les valeurs apparaissant au tableau 2 laissent croire que le processus de libération des métaux est contrôlé par les mécanismes physiques et chimiques prenant place à l'intérieur du dépôt de sédiments.

En plus d'être libérés dans la fraction soluble, les métaux sont aussi libérés du Secteur A par l'intermédiaire des particules érodées de la surface du dépôt. En se basant sur les concentrations de solides en suspension (SS) mesurées en octobre 1996 autour du Secteur A, et en considérant une vitesse de 0,05 m/s (fig. 5.9, réf. 9), une profondeur de 1,5 m, une largeur de 80 m et une concentration SS et une charge de métaux comme indiqué au tableau 2, la quantité de métaux,  $\eta_A$ , libérée de cette manière peut être estimée, en g/s, pour chaque métal. Il est supposé que les solides en suspension (SS) sont uniquement constitués de particules de cendres de pyrite. Cependant, ce n'est probablement pas le cas, en réalité, ce qui implique que les valeurs obtenues sont des surestimations. Si la valeur SS moyenne de 1,5 mg/L au transect 5-4 (voir figure 5.7, réf. 9) est utilisée, on trouve que 7,2 g/s de solides quittent le Secteur A. Si une valeur moyenne de 0,63 mg/L au transect 5-2 est utilisée, le taux selon lequel les solides quittent le Secteur A diminue à 2,0 g/s. Les concentrations de métaux qui apparaissent au tableau 2 peuvent être utilisées pour calculer la vitesse avec laquelle chaque métal quitte le Secteur A.

En résumé, les calculs de l'équilibre massique pour la Secteur A montrent que des quantités de métaux sont libérées dans la colonne d'eau à l'aide des mécanismes de transport chimique par dissolution et par l'intermédiaire des particules. Dans le cas du fer, le transport chimique par dissolution, représente une perte de 0,8 g/s alors que la fraction perdue par l'intermédiaire des particules représente une perte de 0,8 à 2,8 g/s. Ces valeurs sont peu élevées et correspondent aux concentrations peu élevées dans la colonne d'eau rapportées au tableau 1. Des calculs similaires laissent supposer que, pour les autres métaux, les quantités perdues sont aussi peu élevées.

## 2.5 Résumé du processus de dissolution à l'intérieur du dépôt

Les vitesses de diffusion à l'intérieur du dépôt peuvent être estimées par  $D_e = D\varepsilon^{4/3}$  où  $D$  représente la vitesse de diffusion moléculaire et  $\varepsilon$  représente la porosité du dépôt. Des essais réalisés en laboratoire sur des sédiments représentatifs de cendres de pyrite remaniés ont montré que les sédiments avaient une teneur en eau de 86 % (tableau 2, annexe B, Réf. 10) et un poids spécifique

de  $4\,780\text{ kg/m}^3$ , ce qui implique une porosité de 0,80. Si on utilise cette valeur de  $\varepsilon = 0,80$  pour le dépôt de cendres de pyrite, la vitesse de diffusion moléculaire peut être calculée pour chaque paramètre métallique. Ces valeurs sont montrées au tableau 2. Le rapport de  $D_e$  à  $K_l$  donne la distance approximative à laquelle la dissolution des paramètres chimiques a lieu dans le dépôt. La distance moyenne est de 1,8 mm, sauf pour le Fe dont la distance moyenne est de 95 mm. À part l'exception représentée par le fer, les valeurs obtenues indiquent que les concentrations maximales dans l'eau interstitielle sont très proches de l'interface sédiments/eau. Dans les profondeurs du dépôt, les concentrations dans l'eau interstitielle devraient être uniformes et similaires à celles du tableau 1.

En résumé, un équilibre massique allié à une analyse du processus indiquent que la libération et le transport des métaux dans le dépôt vont de pair avec la désorption suivie par la diffusion moléculaire dans les pores. De plus, si une advection de l'eau interstitielle est en train d'avoir lieu, elle est aussi lente que la diffusion moléculaire mais probablement de moindre ou d'égale importance. Cependant, on ne peut pas complètement écarter la bioturbation, comme mécanisme de transfert actif. Des relevés réalisés sous-l'eau montrent que le Secteur A est relativement dépourvu d'organismes aquatiques alors que la situation est différente dans le cas des Secteurs B et C. Dans ces derniers, la concentration de matières organiques est plus élevée et un nombre plus élevé d'organismes benthiques a été observé. Cependant, les données disponibles ne sont pas suffisantes pour déterminer si la bioturbation est un mécanisme actif ou pas.

## 2.6 L'efficacité du recouvrement et sa capacité à réduire la perte de métaux

En l'absence d'un recouvrement, les métaux s'échappent du Secteur A par l'érosion des cendres de pyrite et par les processus de dissolution qui ont lieu à l'intérieur du dépôt. Les flux respectifs sont  $\eta_p$ , et  $K_l (C_{pw} - C_o)$  tous les deux exprimés en  $\text{Kg/m}^2\cdot\text{s}$ . La mise en place d'un recouvrement d'épaisseur  $h$  (m) réduit dramatiquement le flux soluble. Ce dernier devient  $D_e (C_{pw} - C_o)/h$ , alors que la contribution des particules est complètement éliminée. Il est raisonnable de supposer que, dans le cas des cendres de pyrite, la combinaison d'un géosynthétique et d'un remblai de gravier rendra l'érosion des particules nulle. Il est pratique de définir l'efficacité,  $E$  (%), du recouvrement composite quant à sa capacité à retarder les processus chimiques, comme étant égale à 100 fois le rapport de la réduction dans le flux des paramètres chimiques au flux initial. En ce qui concerne les équations du flux, l'algorithme servant à calculer l'efficacité de rétention des métaux devient:

$$E = [1 - D_e/h(K_i + \eta_p/\Delta C)]100 \quad , \text{ où} \quad (2)$$

$\Delta C \equiv C_{pw} - C_o$  et les autres termes ont été déjà définis. Cette équation montre clairement qu'une augmentation de  $h$  résulte en une augmentation de  $E$ .

Le recouvrement qui va être placé dans le Secteur A aura 0,3 m d'épaisseur. Il sera composé de particules de 19 à 40 mm de diamètre ayant une porosité de 0,32. Les vitesses effectives de diffusion basées sur  $D_e = D\varepsilon^{4/3}$  apparaissent au tableau 3. Les valeurs prévues pour l'efficacité  $E$ , basées sur l'équation 2, apparaissent aussi au tableau 3. Le taux le moins élevé d'érosion des particules de 2,0 g/s a été utilisé dans les calculs d'efficacité, en se basant sur les concentrations de sédiments en suspension observées autour du Secteur A en octobre 1996. Le recouvrement devrait être efficace à plus de 99% pour retenir les métaux à l'intérieur du dépôt du Secteur A.

## 2.7 Efficacité du recouvrement à réduire les concentrations dans l'eau interstitielle

En plus de réduire la mobilité de chaque paramètre métallique comme on l'a quantifié précédemment, la présence du recouvrement diminue les concentrations dans l'eau interstitielle près de la surface du nouveau recouvrement. Ceci est important car les métaux sont moins bio-disponibles aux organismes qui vivent sur et dans le dépôt lorsque leurs concentrations sont moins élevées. A l'état d'équilibre, qui représente la pire condition, les concentrations dans l'eau interstitielle sont maximales à une profondeur de 30 cm et la colonne 4 du tableau 1 montre ces concentrations pour chaque métal. À la surface du recouvrement, les concentrations dans l'eau interstitielle sont égales à celles que l'on retrouve dans la colonne d'eau sus-jacente et elles apparaissent dans la colonne 5 du tableau 1. Les concentrations dans l'eau interstitielle à l'intérieur du dépôt varient linéairement avec la profondeur à travers le dépôt. Par exemple, la concentration de fer, 15 cm sous la surface, est approximativement de 66 mg/L. De même, sa concentration, à 5 cm sous la surface, est de  $(5 / 30) \times 131 = 22$  mg/L. Des calculs pareils ont été réalisés pour chaque métal et les résultats apparaissent au tableau 3. En fait, les concentrations dans l'eau interstitielle près de la surface du nouveau recouvrement sont grandement réduites, et celles à 5 cm de profondeur représentent ce à quoi les organismes vivant à la surface du dépôt et près de celui-ci vont subir. La réduction en pourcentage, comparée à la concentration initiale de l'eau interstitielle dans le dépôt, est déterminée pour le fer comme étant égale à  $(131 - 22) / 131 \times 100 = 83\%$ . Les

réductions en pourcentage pour chaque métal apparaissent aussi au tableau 3. Dans tous les cas, les concentrations de l'eau interstitielle de surface sont réduites par plus de 83% grâce à la présence du recouvrement.

## 2.8 Délai nécessaire au transit chimique

Les résultats ci-dessus sont fondés sur l'hypothèse de l'état d'équilibre. En réalité, plusieurs années s'écouleront avant que les taux et les concentrations élevées indiquées au tableau 3 n'aient, effectivement, lieu. De ce fait, avant l'atteinte de l'état d'équilibre, les taux et les concentrations à l'intérieur du dépôt seront beaucoup plus bas. Ceci est dû à la lenteur du processus de diffusion moléculaire allié au potentiel d'adsorption des matériaux de recouvrement.

L'algorithme suivant est utile pour déterminer le délai nécessaire au temps de transit,  $t_{bt}$ , qui représente le temps nécessaire pour que des traces de chaque métal apparaissent à l'interface entre les sédiments et l'eau.

$$t_{bt} = (h^* / 2.8)^2 K_D \rho_B / 4 D_e \quad (3)$$

où  $h^*$  représente l'épaisseur du recouvrement moins la profondeur de bioturbation et  $\rho_B$  représente la densité du matériau de recouvrement. Une valeur de 2 200 kg/m<sup>3</sup> a été utilisée pour  $\rho_B$  alors que les valeurs de  $D_e$  sont indiquées au tableau 3. Vu la taille des particules des matériaux de recouvrement, on suppose que la bioturbation est inexistante.

Les temps de transit pour chaque paramètre chimique ont été calculés et ils apparaissent dans la dernière colonne du tableau 3. Les valeurs de  $K_D$  utilisées sont celles des solides dans les cendres de pyrite, et apparaissent au tableau 2. Idéalement, les valeurs  $K_D$  du matériau de recouvrement proposé auraient dû être utilisées, mais ces valeurs n'ont pas été mesurées. Les sédiments naturels utilisés comme matériaux de recouvrement ont des valeurs  $K_D$  qui sont plus grandes que celles du dépôt de cendres de pyrite, soit d'un ordre de grandeur ou plus. Ceci porte à croire que les temps de transit estimés au tableau 3 sont faibles. Une fois que le transit a eu lieu, l'approche de l'état d'équilibre est aussi un processus très lent et il n'est pas irréaliste de considérer que l'atteinte de l'état d'équilibre nécessiterait 100 années supplémentaires, au moins. Après cette période de temps totale, les efficacités et les concentrations en surface du recouvrement, indiquées au tableau 3,

seront théoriquement applicables. La conclusion est que le recouvrement devrait fournir au Secteur A une couche très propre pour une très longue période de temps.

## **2.9 Résumé**

Si un matériau de recouvrement adéquat est mis en place et maintenu sur le dépôt de cendres de pyrite, la surface de ce dernier recouvrera un état en santé, et cette portion de l'écosystème aquatique sera restaurée. Le taux de perte des métaux solubles sera réduit par plus de 99% et les concentrations de métaux dans les sédiments de surface (c.à.d. les premiers 5 cm) seront réduites par plus de 83%. Des organismes benthiques diversifiés seront capables de se rétablir dans le matériau propre du lit du fleuve. Les espèces aquatiques plus développées (les poissons) qui se nourrissent de ces organismes de fond ne manqueront pas de réagir positivement à un environnement aquatique plus propre.

## RÉFÉRENCES

1. Thibodeaux, L.J., Environmental Chemodynamics, Ch. 5, Wiley, NY (1996).
2. Thibodeaux, L.J., D.D. Reible, W.S. Bosworth and L.C. Sarapas, "A Theoretical Evaluation of the Effectiveness of Capping PCB Contaminated New Bedford Harbor Bed Sediment." Final Report, La. St. University Hazardous Waste Research Center, Baton Rouge, LA, Nov. 14, 1990, page 11 and Table 7.
3. Formica, S.J., J.A. Baron, L.J. Thibodeaux and K.T. Valsaraj, Environ. Sci. Technol., Vol. 22, No. 12, 1988, p. 1435-1440.
4. Wang, X.Q., L.J. Thibodeaux, K.T. Valsaraj and D.D. Reible, Environ. Sci. Technol., 25, 1578-1584 (1991).
5. Thoma, G.J., D.D. Reible, K.T. Valsaraj and L.J. Thibodeaux, Environ. Sci. Technol., 27, 2412-2419 (1993).
6. Palermo, M.R., S. Maynard, J. Miller and D.D. Reible, "Guidance for In-Situ Subaqueous Capping of Contaminated Sediments," Assessment and Remediation of Contaminated Sediments (ARCS) Program, Great Lakes National Program Office, US EPA 905-B96-004.
7. Thibodeaux, L.J., et al., "A Study of the Effectiveness of Environmental Dredging - Bayou Bonfouca, Louisiana," L.S.U. Hazardous Substance Research Center Draft Report, Baton Rouge, Oct. 1998.
8. Palermo, M.R., et al., "Guidance for Subaqueous Dredged Material Capping," prepared for US Army Corps of Engineers, Technical Report DOER-1, June 1998.
9. Environmental Impact Study. Report by Tecsalt Environment Inc., Montreal, Quebec, Canada, No. 5804, December 1997.
10. Response to Questions and Comments on the Environmental Impact Study from the Quebec Ministry of Environment and Wildlife (MEF) – Sediment Remediation, Clark Island Site. Tecsalt Environment Inc., Montreal, Canada. Dec. 1998. Table 2, App.B. (Version préliminaire du présent rapport).

**Tableau 1. Données chimiques de l'eau**

(1) Paramètre	(2) Vitesse de diffusion (cm <sup>2</sup> /s x 10 <sup>5</sup> )	(3) Forme ionique	(4) C <sub>pw</sub> Concentrations dans l'eau interstitielle (mg/L)	(5) C <sub>o</sub> Concentrations dans l'eau de surface (mg/L)
Arsenic (As)	0,91	H <sub>2</sub> AsO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	0,56	0,015
Cadmium (Cd)	0,72	Cd <sup>2+</sup>	0,03	<0.0003
Cuivre (Cu)	0,73	Cu <sup>2+</sup>	0,71	0,04
Fer (Fe)	0,72	Fe <sup>2+</sup>	131	0,03
Mercure (Hg)	2,9	Hg <sup>0</sup>	<0,0002	0,0008
Plomb (Pb)	0,95	Pb <sup>2+</sup>	0,79	0,005
Sélénium (Se)	0,95	SeO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	0,036	0,002
Zinc (Zn)	0,72	Zn <sup>2+</sup>	7,55	0,07

La colonne 1 contient les noms des métaux et leurs symboles chimiques.

La colonne 2 montre les vitesses de diffusion moléculaire de chaque paramètre dans l'eau douce à 25°C

La colonne 3 représente la forme ionique correspondant aux valeurs de la colonne 2.

La colonne 4 montre les concentrations de métaux contenues dans l'eau interstitielle du dépôt de cendres de pyrite.

La colonne 5 montre les concentrations de métaux contenues dans l'eau de surface du fleuve proche de l'Île-aux-Chats.

Les données des colonnes 4 et 5 sont basées sur des valeurs mesurées; voir le texte pour les détails.

**Tableau 2. Données chimiques du dépôt de sédiments de cendres de pyrite**

(1) Paramètre	(2) Concentrations de contaminants (gamme) (mg/kg)	(3) $K_D$ (L/kg)	(4) $K_i$ (cm/h)	(5) Dépôt de pyrite $D_e$ (cm <sup>2</sup> /h)
As	85-103	170	0,25	24 $10^{-3}$
Cd	7,4-17	410	0,090	19 $\times 10^{-3}$
Cu	860-1 200	1 450	0,53	20 $\times 10^{-3}$
Fe	3,8 $\times 10^5$ -3,9 $\times 10^5$	3 000	0,0020	19 $\times 10^{-3}$
Hg	2,9-14	>42 000	—	78 $\times 10^{-3}$
Pb	84-99	120	0,057	25 $\times 10^{-3}$
Se	51-59	1500	0,53	25 $\times 10^{-3}$
Zn	2 800-3 700	430	0,084	19 $\times 10^{-3}$

La colonne 1 représente les symboles chimiques des paramètres métalliques respectifs.

La colonne 2 montre la plage des concentrations de métaux qu'on trouve dans les fractions solides des sédiments du dépôt de cendres de pyrite.

La colonne 3 représente les coefficients apparents de partition entre les phases solides et liquides pour chaque paramètre métallique; ce coefficient est calculé comme étant le ratio des valeurs moyennes de la colonne 2 divisées par les concentrations dans l'eau interstitielle montrées à la colonne 4 du tableau 1.

La colonne 4 contient les valeurs des coefficients généraux de transfert massique se rapportant à la libération des paramètres solubles du dépôt de cendres de pyrite; l'équation 1 a été utilisée pour les calculs.

La colonne 5 contient les valeurs des coefficients effectifs de diffusion pour chaque paramètre métallique dans le dépôt de cendres de pyrite.

**Tableau 3. Concentrations et efficacités du recouvrement**

(1) Paramètre	(2) Matériaux de recouvrement $D_e$ ( $\text{cm}^2/\text{h}$ )	(3) Efficacité du recouvrement (%)	(4) $C@5\text{ cm}$ ( $\text{mg/L}$ )	(5) Réduction de la concentration de l'eau interstitielle (%)	(6) Temps de transit (années)
As	$7,2 \times 10^{-3}$	99,90	0,091	84	170
Cd	$5,7 \times 10^{-3}$	99,80	0,005	84	520
Cu	$5,8 \times 10^{-3}$	99,96	0,11	84	1 800
Fe	$5,7 \times 10^{-3}$	99,21	22	83	3 800
Hg	$23 \times 10^{-3}$	—	—	—	NA
Pb	$7,5 \times 10^{-3}$	99,57	0,13	83	115
Se	$7,5 \times 10^{-3}$	99,95	0,0057	84	1 400
Zn	$5,7 \times 10^{-3}$	96,78	1,25	84	540

La colonne 1 représente les symboles chimiques des paramètres métalliques respectifs.

La colonne 2 contient les valeurs des coefficients effectifs de diffusion pour chaque paramètre métallique dans les matériaux de recouvrement.

La colonne 3 représente, en pourcentage, l'efficacité du recouvrement à réduire la libération des métaux; l'équation 2 a été utilisée dans ces calculs.

La colonne 4 représente les concentrations dans l'eau interstitielle, 5 cm sous la surface du recouvrement.

La colonne 5 représente le degré de réduction des concentrations dans l'eau interstitielle à 5 cm de profondeur, tel que généré par le recouvrement à l'état d'équilibre.

La colonne 6 représente le temps de transit chimique lorsque des traces de chaque métal commencent à apparaître à la surface du recouvrement. L'équation 3 a été utilisée dans ces calculs.

NA – Non applicable

## Chemical Equilibrium at Environmental Interfaces

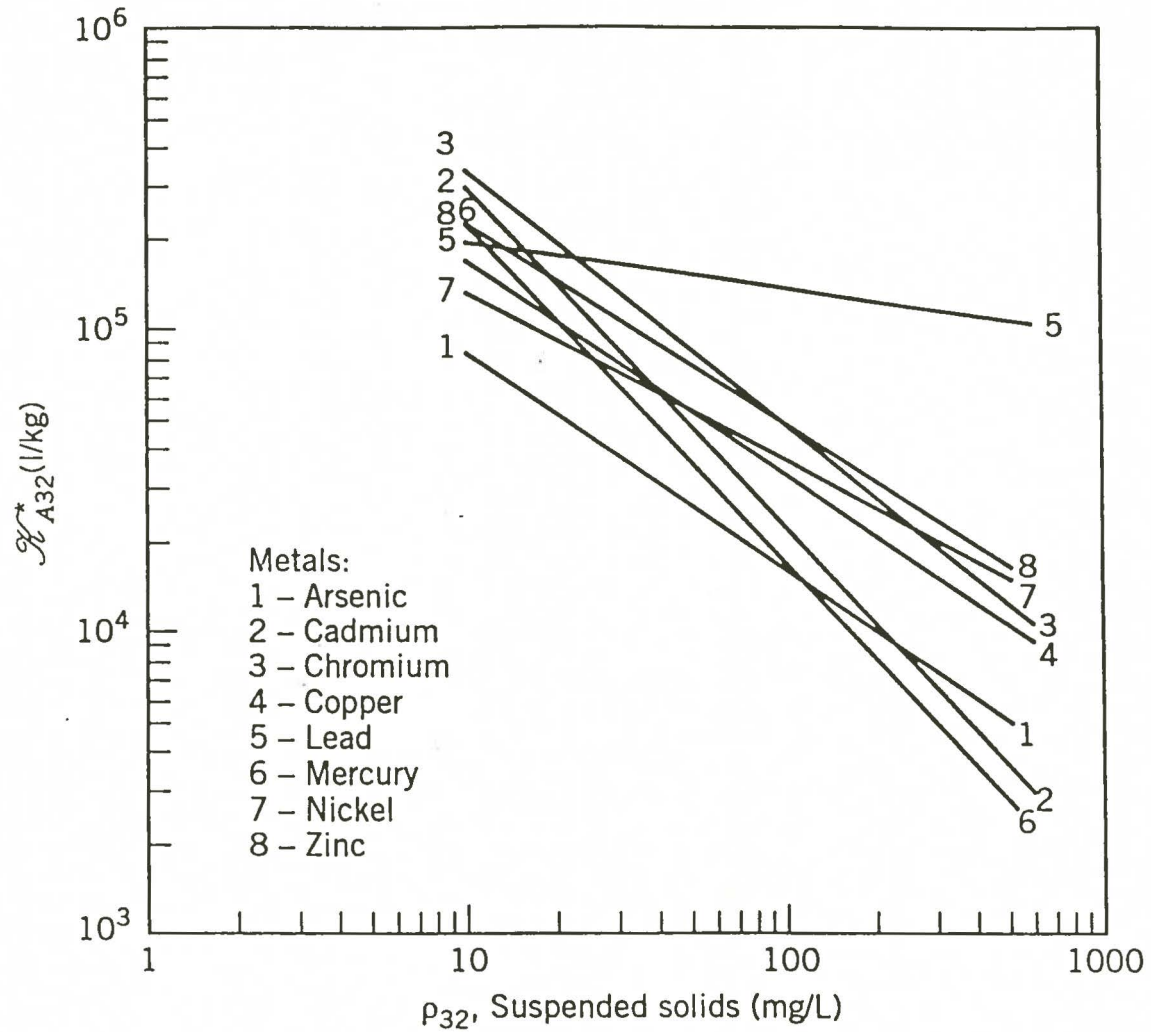


Figure 2.1-4. Metal partition coefficients as a function of suspended solids in streams. (From Ref. 32. Reprinted by permission, J. V. DePinto, 1995.)

Figure 1. Reproduced from Ref. 1

## **Annexe A-2**

---

In Situ Capping of Contaminated Bed Sediments  
(version originale, anglaise)

March 3, 1999  
Baton Rouge, LA

Mr. M.A. Vazquez  
Speciality Chemicals Engineering  
Allied Signal, Inc.  
P.O. Box 2105  
Morristown, NJ 07962-2105

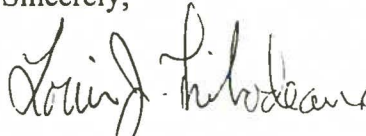
RE: Clark Island Sediment Remediation

Dear Mr. Vazquez:

I have completed a study of the feasibility and effectiveness of in-situ capping for remediation the sediment beds around Clark Island. Comments and corrections offered by the review panel have been incorporated into the final draft. The full document is enclosed.

In addition, I am available to participate in one or more meetings with the public, elected officials, and/or regulator agencies to explain, clarify and respond to questions on this and related issues. This includes an assessment of the environmental impacts of capping versus environmental dredging.

Sincerely,



Louis J. Thibodeaux, P.E., Ph.D.

Enclosure

cc: Erik Rifkin  
C.M. Wilson ✓

IN SITU CAPPING OF CONTAMINATED  
BED SEDIMENTS - CLARK ISLAND,  
Quebec, Canada

by

Louis J. Thibodeaux, Ph.D., P.E.

for

Allied Signal, Inc., Morristown, NJ

March 1, 1999. Baton Rouge, Louisiana

## TABLE OF CONTENTS

	Page
1. GENERAL ASPECTS OF IN SITU CAPPING	4
1.1 Mechanisms of Soluble Chemical Transport in Sediment Beds	4
1.2 The Theory of Capping	6
1.3 Appropriateness and Limitations of Capping	7
1.4 Capping for the Particle-Bound Chemical Fraction	8
1.5 Summary	9
2. CAPPING A PYRITE CINDER CONTAMINATED BED	9
2.1 Introduction	9
2.2 Pre-capping Metal Data	10
2.3 Pre-capping Metal Dissolution	11
2.4 Pre-capping Water Column Mass Balances	12
2.5 In-bed Dissolution Process Summary	13
2.6 Capping Efficiency and Metal Loss Reductions	14
2.7 Capping Efficiency and Reduced Porewater Concentrations	14
2.8 Time Lapse to Chemical Breakthrough	15
2.9 Summary	16
REFERENCES	17
Table 1 Chemical Data for Water	18
Table 2 Chemical Data for Sediment Bed	19
Table 3 Concentrations and Effectiveness of Cap	20
Figure 1 Metal Partition Coefficients	21

## 1. GENERAL ASPECTS OF IN SITU CAPPING

### 1.1 Mechanisms of Soluble Chemical Transport in Bed Sediments

In situ capping is an engineered process which mimics the natural processes within bed sediment and is used to remediate surficial bottom sediment contamination in aquatic environments. It can be used effectively on organics, inorganics, metals, metalloids and particles. The process isolates the contaminants in-place with a layer of clean material and provides for its protection so that the bottom of the water-body can return to a healthy state. This section contains the theory of capping, a brief review of field and laboratory studies that have been made to support the theory and engineering operations that are used to implement the technology. Limitations of the technology will also be covered.

Typically, a contaminated bed is a layer of material a few centimeters to a meter in depth. Within and on the surface there are numerous mechanisms that result in contaminants exiting the bed and entering the water column<sup>(1)</sup>. These include the hydraulic flow scouring of particles from the surface, molecular diffusion of solutes which have desorbed from solid surfaces, Brownian diffusion of colloidal particles containing contaminants, upward advection by groundwater, localized in-bed advection due to bed forms such as sand ripples and even upward transport by gas bubble generation within the bed. In general, all of the above processes are not operative simultaneously at a particular site. Some are much more active than others and thereby dominate the movement of contaminants from depth in the bed to the surface or directly to the water column. In either location, surficial or water column, there is easy contact with biological forms. These are termed benthic or pelagic. Once present in the biological species and in the water column the pollutants are imminently mobile and thereby may become a risk to the ecology and human health if contact is made and concentrations are high enough.

Historically, many beds with contaminant loads have displayed an amazing degree of resilience to the above described natural processes. Undoubtedly quantities of contaminants have been lost to the water column since these beds were formed, never-the-less they have been in-place for forty to fifty years and some even longer. In most, if not in all, there has been little downward migration of contaminants. This in-water location provides a very high degree of protection for the contaminants

otherwise why do they remain? The answer lies in the nature of the sedimentary material, its delivery and retention at the site.

Typically these sites exist because they contain fine grained materials that arrive from the watershed and come to rest in locations where they are protected, generally, from natural forces that would otherwise dislodge and relocate them. Being made of fine grained particles, clay and silt being main components, the consolidated bed significantly hinders the movement of water in or out. This physical aspect and the discovery of other contributing chemodynamic factors can now be used to explain why in-bed contaminants are highly immobile.

The downward migration of contaminants is dominated by molecular diffusion even in the presence of the small degree of water movement that may exist. An examination of PCB profiles on the deep end of the contaminated bed revealed effective diffusion coefficients that were extremely small; the numerical values were 5 to 16  $10^{-9}$  cm<sup>2</sup>/second<sup>(2)</sup>. Generally speaking this number is equivalent to the diffusion coefficient for hydrogen gas, which is a small molecule, through steel. Most contaminant molecules are much larger.

The very slow in-bed chemical transport process commences with the desorption of the molecule from the solid into the adjoining pore water channel; this is a relatively fast process and it has been shown that local equilibrium is a very good assumption. Once the molecule is in the pore space it is subject to the thermal bombardment of the adjoining water molecules. The molecular diffusivity of most contaminants in water is the order of  $10^{-6}$  cm<sup>2</sup>/second (Ref. 2). However, as it diffuses it unavoidably encounters sediment solids containing reduced quantities or are void of the molecule and it is adsorbed. This capture by the solid has the net overall effect of retarding the diffusive transport. In the case of PCB's, its preference for solid surfaces explains its low effective diffusivity and movement of 2 to 3 inches in 42 years. The above processes have been investigated in the laboratory. Experimental apparatus have been constructed to isolate and precisely control conditions that exactly mimic bed sediment conditions and processes. In doing so, the effective diffusion coefficients reported above have been verified<sup>(3)</sup>. In addition, a mass-transport theory has been developed to fully explain both the field and laboratory data. With this body of information it is now possible to extrapolate to other sediments and chemicals with a high degree of confidence.

## 1.2 The Theory of Capping

The key idea exploited in capping is to make the chemodynamic conditions at the upper bed surface mimic those which occur at depth. The proper placement of the appropriate material to a target thickness can achieve this design goal. Once completed, several key in-bed chemical transport processes have been altered. Significant in this process is that the new sediment/water interface is now displaced upward by a distance approximately equal to the cap thickness (after consolidation). Solute and colloidal releases must now diffuse through the pore spaces in the cap material to reach the surface. Low porosities can be achieved with sand and silts. Upon recolonization by benthic organisms, bioturbation and other biological bed-surface stirring processes are now carried out in the clean material and the once rapid chemical transport process has been eliminated.

Due to relatively high organic matter content, the original bed was likely void of oxygen and this usually enhances metal release and mobility. The use of a capping material with low organic matter content helps maintain aerobic conditions below the interface. Under these conditions most metal pollutants remain on or within the solid surfaces of the bed.

Once the cap is in-place, contaminants (both organics and metals) will begin to migrate upward; however, this is a very slow process. Depending on the sorptive capacity of the fresh cap solid material, the effective diffusion coefficients can be as small as those given earlier for the downward direction<sup>(3)</sup>. Theoretical equations for breakthrough time have been developed from mass-transfer principles and these have been verified in laboratory experiments with several types of cap materials and chemicals<sup>(4,5)</sup>. The experiments involved thin caps up to a centimeter in thickness; this is because the times are so large. Extrapolating to a 30 cm sand cap for PCBs in New Bedford Harbor, for example, results in a breakthrough time of 200 years! At breakthrough, the first indication of trace chemical concentrations appear at the sediment water interface.

We have defined breakthrough as the time when the concentration in porewater at the surface is one in ten thousand of the contaminated porewater in the original bed; it is determined in large degree by the effective diffusivity of the chemical species. When steady state flux is finally achieved, and theoretically this may be in another 100 to 200 years, the in-cap and interface chemical concentrations have stabilized. Once this occurs, the rate of chemical movement is less than 1.0% of its original value, typically. This means that the cap is usually greater than 99% efficient in

containing the chemical and retarding its release to the water column. Under these conditions, life-forms, (both benthic and pelagic) can return to a healthy and nearly contaminant-free conditions. Be clear on the point that the cap does not block all upward chemical migration upward, (no realistic process, including removal by dredging, can achieve this objective). However, caps can be designed with appropriate thickness to achieve healthy ecosystem endpoints.

### 1.3 Appropriateness and Limitations of Capping

Caps are more appropriate at locations where bed accretion occurs. In other words, it has better long-term reliability in aquatic systems where there is net particle deposition. Armoring, a process of using graded material and stones layered on top of the sand/silt chemical barrier is an effective means of protecting the cap in locations with little or no net bed accretion<sup>(6)</sup>. Caps are possibly inappropriate in active, high flowing streams where the normal flow constantly moves large quantities of bed sediment. Although anchoring the cap with large stones may be attempted; failure, possible complete failure, of all areas of the cap in this case is possible.

Even in locations where capping is appropriate, there can and will be some partial failures. Portions of the cap may be removed completely and some other portions may be thinned under extreme conditions, (500 or even 100 year storms for example). The bald or thin spots can be located and repaired, however. The disinterred contaminants must then be located, their effect on the ecosystem evaluated and tended to as appropriate. It is unrealistic to think that the cap, as with any engineered structure, can be left unattended and not maintained. Monitoring the cap will be an on-going activity as will the maintenance of it. The record to date has shown that even sites that have been dredged must be monitored and maintained with possible re-dredging or capping. It is unfortunate that most contaminated bed-sediment sites are large and complex; there are only a few trivial sites where this may be otherwise, so that for now and the foreseeable future, remediation processes will be less than 100% successful in eliminating the entire sources and producing zero risk.

Capping is inappropriate in locations where an elevated bottom surface cannot be tolerated; maintaining a certain depth for boat or ship traffic is one example. If done near shore, "mud- flats" are created in the shallows and this may not be aesthetically pleasing. However, in the case of Bayou Bonfouca, Louisiana, dredging was used to remove some contaminated channel sediment and the

remainder was capped all the while maintaining proper depth for waterborne vessels<sup>(7)</sup>. Further, in some cases the wetlands formed near shore are valued for the diverse wildlife habitat created. Placement of thick layers (i.e., >20 cm) will destroy all bottom life forms. However, the use of “particle broadcasting” allows thin layers to be placed over several time intervals. This allows some life forms to survive the process. After several layers the necessary capping depth is achieved; the process may take a few years but beneficial bottom forms are maintained. The point which needs to be emphasized is that capping is clearly inappropriate in some cases but in others it can be part of a creative engineering design becoming one element in the overall restoration or enhancement of a contaminated site.

#### 1.4 Capping for the Particle-Bound Chemical Fraction

Most of the above relates to the soluble chemical fraction that is available in the bed. Capping is also effective in isolating the particle-bound fraction from the water column. Both are achieved with the same cap, however particle retention design involves a composite. In order to avoid suspending quantities of contaminated material during the cap installation process a geofabric cover is placed first. This material is porous and allows water easy passage, but since the geofabric is designed with small pore sizes, fine particles are retained. Once this fabric is on bottom, the barrier designed to retard soluble chemical transport is installed and backfilled to the desired thickness. The third element of the composite is a layer of gravel or stones; this layer is used to protect the chemical barrier-layer from the normal erosive forces of the water column as described above.

Both elevation and wind-driven hydraulic flows are capable of re-suspending bed residing particles. With increased water velocity, these bottom shear forces, which are horizontal to the bed surface, increase in magnitude. Once gravity and particle-to-particle attraction forces are exceeded by this shearing action, the particles become mobile. By sliding and bouncing along the bottom (i.e. saltation) individual particles are moved. With time whole layers of the bed may be removed and excavation-like cavities appear on the bottom. When this occurs to the material which formed the chemical barrier, thin or “bald” spots are formed. Since the retarding forces of this bottom shear are directly related to particle diameter, this layer of fine-grained material can be protected by a layer of gravel or stone of some predetermined larger size. Size is related to the magnitude of the storm event or projected maximum bottom currents likely to occur at the site. The stone or gravel upper

layer is an unconsolidated bed for which design algorithms are available and verified under field conditions<sup>(6)</sup>.

## 1.5 Summary

In summary, algorithms exist by which caps can be designed. Design objectives can be specified for both the soluble chemical fraction and the particle-bound chemical fraction of contaminated beds. There are several objectives of capping and these are: retention of particles and associated contaminants, reduction of benthic animal exposure, reduction of chemical flux to the overlying water column, the long-term containment of contaminants or the restoration of habitat. Capping has been performed successfully at over twenty locations. Various technologies are available to implement the process<sup>(8)</sup>. The capabilities allow placement of thin or thick layers of clean material in shallow and deep waters. An offshore Pacific Coast project involving DDT in 50 to 150 m water is under serious consideration for in situ capping at this time. Developments in the theory, experience and technology enhancements are moving the envelope of applications forward so that the use of capping as part of bed-sediment remediation is gaining wide recognition and acceptance.

## 2. CAPPING A PYRITE CINDER CONTAMINATED BED

### 2.1 Introduction

The pyrite cinder bed poses no particular challenges to remediation by in situ capping. Contaminants within the bed are primarily metals and metalloids. For all sediments tested in Zones A, B and C, it has been found that arsenic, cadmium, copper, iron, mercury, lead, selenium and zinc exceed quality criteria and background levels. Organic compounds are present in very low concentrations but are of no concern from an environmental health perspective.

Fine pyrite cinder particles less than 30 $\mu$ m are being put into suspension and have been observed in the water column on selected windy days. These silt-size particles are primarily composed of iron oxide, primarily. During high southwestern wind conditions higher than background arsenic and cadmium concentrations result in the river water; however, these are lower than the acute toxicity

levels for the St. Lawrence River. Zone A presents an artificial shoreline with poor aquatic and riparian vegetation. The Triad analysis indicates elevated metals, disrupted biological systems in laboratory tests and a presumptive but questionable alteration of benthic community structure in the field. It has been concluded that the bed sediments in Zone A pose a significant risk to benthic organisms. This zone is characterized by: a substrate consisting mainly of pyrite cinders, elevated concentrations of metals, highly toxic sediments, poor benthic communities and sparse aquatic vegetation. Zones B and C generally do not display such severe characteristics. In light of the above, the following comments on remediation will focus on Zone A. Technical aspects of in situ capping will be evaluated as to its ability to achieve the objectives of: 1) protecting water quality, 2) protecting recreational use of the lake-island, 3) protecting aquatic life and 4) alleviating the red color of the water during high wind/hydraulic current conditions.

## 2.2 Pre-capping Metal Data

Porewater (Table 9.19, Ref. 9), leachate (Table 6.12, Ref. 9) and elutriation test (Table 6.13, Ref. 9) were performed on selected sediment samples. Within the broad definition of the term solubilization, this data reflects porewater concentrations. The values measured for porewater were generally the lowest and likely represents actual conditions within the pyrite bed. The leachate measurements were generally the highest and therefore likely represents the worst-case porewater metal concentrations. The values appearing in Table 1 represent maximum values culled from the above listed tables for each metal species. All are in the sub-ppm range except for Zn and Fe; the latter is a true anomaly. Their use in subsequent calculations will aid to maximize the projected loss of the soluble metal fraction from the pyrite bed to the water column. Also appearing are surface water concentrations; these were selected from Tables 7.10 of Ref. 9. These maximum values are from within Zone A and during the Clark Island post-remediation period (1993-1996). Molecular diffusivities of all eight species and assumed ionic forms appear in Table 1 as well; these were obtained from general technical sources (see Ref. 1).

Measurements of suspended sediment concentrations in the water column near Clark Island were taken at several locations (Figure 5-7, Ref. 9) in October 1996. The particles obtained in sampling likely include both natural sediments and pyrite cinders. The down-current concentrations at

vertical-5 ranged from <0.3 to 3.2 mg/L; the maximum being near the bottom, about one meter above the bed. The water entering Zone-A contained <0.3 mg/L suspended solids.

In general these suspended sediment concentrations are low. Typically, the inlet of St. Francis Lake has a mean concentration of suspended material equal 2.5 mg/L (Page 5-9, Ref 9).

### 2.3 Pre-capping Metal Dissolution

Within the bed, the metal dissolution process is usually a series of very complex mechanisms. It involves porewater, pH, oxidation-reduction reactions, ion exchange with the solid surfaces of the particles, etc. Although geochemical models are available for predicting equilibrium conditions of metal and metalloid species between the solid and the adjoining aqueous phases, in this case measured porewater concentrations are available. Such measurements, when performed properly, reduce the uncertainties associated with models which are predicted upon knowing the mineral forms of the metal species in the pyrite cinders. This could be problematic since the pyrite cinders are the result of a manufacturing process and not a natural mineralization process.

Loading measurements of the species on the sediments have been performed, ~~1990-1996~~<sup>?</sup> period data was selected from Table 6.8 Ref. 9 and a range of values appear in Table 2. Apparent equilibrium partition coefficients (i.e.  $K_D$ 's) can be estimated from the ratio of concentration on the solid particles to the concentration in the porewater. Since the two phases have been in close proximity for thirty to forty years, the assumption of local equilibrium is likely valid. When using mid-range solid phase concentrations values the apparent partition coefficients in Table 2 result. Typically these values for As, Cd, Cu and Zn are much lower than partition coefficients reported for more natural sediments and surface waters; see Figure 1.

At present the bed of pyrite is delivering metal quantities to the water column. Although it is doing so with soluble as well as particle-bound quantities, former will be considered first. Chemical transport is driven by the difference between concentrations in the porewater and the overlying waters. Once released from the sediment solid phase the species move upward by molecular and other diffusive processes. This transport is retarded by the tortuous irregular path and blocked by the fraction solid volume so that the diffusivities in Table 1 are reduced significantly. Under steady-state conditions the rate of chemical movement is proportional to the mass-transfer coefficient,  $K_1$ (cm/h), and the concentration difference between porewater,  $C_{pw}$ (mg/L) and surface water,

$C_o$ (mg/L) product. This yields the flux of the species from the bed; when multiplied by the bottom surface area,  $A$ (m<sup>2</sup>), the release rate in g/year is obtained.

#### 2.4 Pre-capping Water Column Mass Balances

The water column above Zone A consists of a hydrodynamic boundary layer into which the species move when exiting the bed. This boundary layer is in motion and can be simplified into a volume of water with depth,  $h$ (m), projected over area  $A$ . The volumetric flow through is determined by its average water velocity,  $v$ (m/s), and a projected perpendicular area,  $hw$ (m<sup>2</sup>), where  $w$  is the width of the bed. By treating the volume of water above the bed as a completely-mixed compartment, a soluble species mass balance yields the exit concentration,  $C_o$ , as a function of the inlet concentration or background concentration,  $C_b$ (mg/L). Typically the background metal concentrations in the Lake St. Francis waters are low and zero will be assumed. Equating rates of metal species in and out of this compartment yields an equation for the species effective mass-transfer coefficient.

$$K_l = \left( \frac{Q}{A} \right) (C_o - C_b) / (C_{pw} - C_o) \quad (1)$$

With values of  $Q=0.02 \text{ m/s} \times 1.5 \text{ m} \times 80 \text{ m} = 2.4 \text{ m}^3/\text{s}$  and  $A = 96,700 \text{ m}^2$  the data in Table 1 is used to obtain  $K_l$  for each species. These appear in Table 2. Based on its surface water concentration Hg appears to be depositing onto the pyrite bed and therefore will be omitted in subsequent calculations.

The numerical values of the effective mass-transfer coefficients are grouped around an average of 0.26 cm/h except for Fe; its value is much lower. All these are within the ranges expected of transport coefficients observed when in-bed diffusion is the significant transport mechanism for release. The water-side coefficient is expected to be approximately 5.5 cm/h based on  $V_* = 0.16 \text{ m/s}$  friction velocity in the vicinity of Clark Island. In comparison the values appearing in Table 2 suggest that the metal release process is controlled by in-bed kinetics.

In addition to the soluble fraction, metals depart Zone-A in the particles eroded from the bed surface. Based on the October 1996 suspended solids (ss) concentrations around Zone-A, this quantity,  $\eta_A$ , in g/s of each metal can be estimated. With velocity 0.05 m/s (Fig. 5.9, Ref. 9) depth 1.5 m, width 80 m and, ss concentration and metal loading in Table 2, each can be quantified. It is assumed that the ss are all pyrite particles; this is likely not the case so the numbers obtained are over estimates.

Using the average ss of 1.5 mg/L at location 5-4 (see Figure 5.7, Ref. 9) yields 7.2 g/s solids departing Zone-A. Using 0.63 mg/L at location 5-2 yields 2.0 g/s. Values for each metal may be obtained based on the loading in Table 2.

In summary, the mass balance computation for Zone-A indicates that metal quantities are being lost to the water column by both mechanisms. In the case of iron, it amounts to 0.8 g/s in solution and 0.8 to 2.8 g/s for the particulate fraction. These are low values and correspond to the low water column concentrations reported in Table 1. Similar computations suggest low lost quantities for the remaining metals.

## 2.5 In-Bed Dissolution Process Summary

In-bed effective diffusivities can be estimated by  $D_e = D\epsilon^{4/3}$ , where  $D$  is the molecular diffusivity and  $\epsilon$  is the void fraction of the bed. Laboratory tests performed on an average remoulded pyrite cinders sediments had a water content of 86% (Table 2, App. B, Ref. 10) with a specific gravity for solids of 4,780 kg/m<sup>3</sup>. This results in a porosity of 0.80. Using  $\epsilon = .80$  for the pyrite cinder bed yields values for each species; these appear in Table 2. The ratio of  $D_e$  to  $K_1$  yields the approximate distance within the bed where species dissolution is occurring. The average distance is 1.8 mm except for Fe which is 95 mm. With the one exception these values indicate the maximum porewater concentrations are very close to the sediment/water interface. At depth in the bed, the porewater concentrations should be uniform and approximate the values in Table 1.

In summary, a mass balance and coupled process analysis indicates that the in-bed metal release and transport is consistent with desorption followed by pore space molecular diffusion. In addition, if porewater advection is ongoing it is slow as well and likely equal or less than molecular diffusion in magnitude. Bioturbation, however, cannot be completely ruled out as an active transport mechanism. Underwater surveys suggest Zone A is relatively barren of aquatic organism; this may not be the case in Zones B and C. In these zones the organic matter concentration is higher and more benthic life forms were observed. Nevertheless, insufficient data exist to explore whether or not bioturbation is an active mechanism.

## 2.6 Capping Efficiency and Metal Loss Reductions

Prior to placing the cap metals have been lost from Zone-A by the erosion of pyrite cinders and by the in bed dissolution processes. The respective fluxes are  $\eta_p$ , and  $K_r(C_{pw} - C_o)$  both in  $\text{Kg/m}^2 \cdot \text{s}$ . The placement of a cap of thickness  $h$ ,  $\text{m}$ , reduces the soluble flux dramatically; it is  $D_e (C_{pw} - C_o)/h$ , while the particle contribution is completely eliminated. It is reasonable to assume in the case of the pyrite cinders that the combination of a geofabric and gravel fill will render particle erosion nil. It is convenient to define the chemical retarding efficiency of the composite cap,  $E(\%)$ , as 100 times the ratio of the reduction in metal species flux divided by the initial flux. In term of the respective flux equations, the algorithm for efficiency of retaining metals becomes:

$$E = [1 - D_e/h(K_r + \eta_p/\Delta C)]100 \quad (2)$$

where  $\Delta C \equiv C_{pw} - C_o$ . The other terms have be defined previously. This result clearly shows as  $h$  increases so does  $E$ .

The cap to be placed over Zone-A will be 0.3 m in thickness. It will be made of particles 19 to 40 mm in diameter which have a porosity of 0.32. Effective diffusivities based on  $D_e = D_e^{4/3}$  appear in Table 3. Predicted values of efficiency,  $E$ , based on Eq. 2 also appear in Table 3. The lower particle erosion rate of 2.0 g/s was used in the efficiency calculation based on the October 1996 suspended sediment concentration observed around Zone-A. The cap is expected to be greater than 99% efficient in retaining all metals species within the bed of Zone-A.

## 2.7 Capping Efficiency and Reduced Porewater Concentrations

In addition to reducing the mobility of each metal species, as quantified in a previous section the presence of the cap lowers the concentrations in the porewater near the surface of the new bed. This is important because at lower concentration the metals are less bioavailable to organisms living on and in the new bed. At steady state, which is the worst condition, the porewater concentration is at its maximum at 30 cm (see Table 1, column 4). At the surface of the cap the porewater concentration is equal to that in the overhead water column; these appear in column 5 of Table 1. In-bed porewater concentrations vary linearly with depth throughout the bed. For example, the concentration of iron 15 cm below the surface is approximately 66 mg/L. In a similar fashion its concentration at 5 cm below the mudline is  $(5 \div 30) \times 131 = 22 \text{ mg/L}$ . In effect, the porewaters near

the surface of the new bed are significantly reduced and those at a 5 cm depth likely represent what surface and near surface organisms will likely encounter. Such calculations were performed for each metal species and they appear in Table 3. The percent reduction compared to the original bed porewater is determined for iron as  $(131-22) \div 131 \times 100 = 83\%$ . Percent reductions for each metal also appear in Table 3. In all cases the surficial porewaters concentrations are reduced by greater than 83% due to the presence of the cap.

## 2.8 Time Lapse to Chemical Breakthrough

The above results are predicated upon the steady-state assumption. In reality, it will take many years for these high conditions (rates and in-bed concentrations, reported in Table 3) to be manifest; prior to achieving steady-state they will be much lower. This is due to the slowness of the molecular diffusion process coupled with the adsorptive potential of the cap material. The following algorithm is useful in estimating the species breakthrough time,  $t_{bt}$ . This is the time when traces of each metal begin to appear at the sediment / water interface.

$$\tau_{bt} = \left( \frac{h^*}{2.8} \right)^2 K_D \rho_b / 4D_e \quad (3)$$

where  $h^*$  is the cap thickness minus the depth of bioturbation and  $\rho_B$  is the bulk density of the cap material, a value of  $2,200 \text{ Kg/m}^3$  was used.  $D_e$  values are given in Table 3. Due to the particle size of the cap material, bioturbation is assumed to be absent.

Breakthrough times were computed for each species; these appear in the last column of Table 3. The  $K_D$  values used are those of the pyrite cinder solids and appear in Table 2. Ideally the  $K_D$ 's of the proposed cap material should be used, however, these have not been measured. Natural sediments used as cap material display  $K_D$  values an order magnitude or larger than those apparently operative in the pyrite cinder bed. This suggests that the breakthrough times estimated in Table 3 may be low. After breakthrough the approach to steady-state is also a very slow process; so that it is not unrealistic to assume an additional 100 years, as a minimum, for this to occur. Theoretically, after that total time period, the efficiencies and surficial concentrations in Table 3 will be manifest. This means that the cap should provide a very clean layer in Zone-A for a very, very long time.



## 2.9 Summary

If an adequate cap material can be placed upon the pyrite cinders and maintained, the bed surface will be returned to a healthy state, and this portion of the aquatic ecosystem will be remediated. The metal loss rate into riverwater is reduced by greater than 99% and surficial sediment (i.e. top 5 cm) metal concentrations are reduced by greater than 83%. Benthic forms can now reestablish and diversify in clean bottom material. Higher forms of aquatic species (i.e. fish) which feed upon these bottom dwellers will likewise respond to the cleaner aquatic environment.

## REFERENCES

1. Thibodeaux, L.J., Environmental Chemodynamics, Ch. 5, Wiley, NY (1996).
2. Thibodeaux, L.J., D.D. Reible, W.S. Bosworth and L.C. Sarapas, "A Theoretical Evaluation of the Effectiveness of Capping PCB Contaminated New Bedford Harbor Bed Sediment." Final Report, La. St. University Hazardous Waste Research Center, Baton Rouge, LA, Nov. 14, 1990, page 11 and Table 7.
3. Formica, S.J., J.A. Baron, L.J. Thibodeaux and K.T. Valsaraj, *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 22, No. 12, 1988, p. 1435-1440.
4. Wang, X.Q., L.J. Thibodeaux, K.T. Valsaraj and D.D. Reible, *Environ. Sci. Technol.*, 25, 1578-1584 (1991).
5. Thoma, G.J., D.D. Reible, K.T. Valsaraj and L.J. Thibodeaux, *Environ. Sci. Technol.*, 27, 2412-2419 (1993).
6. Palermo, M.R., S. Maynard, J. Miller and D.D. Reible, "Guidance for In-Situ Subaqueous Capping of Contaminated Sediments," Assessment and Remediation of Contaminated Sediments (ARCS) Program, Great Lakes National Program Office, US EPA 905-B96-004.
7. Thibodeaux, L.J., et al., "A Study of the Effectiveness of Environmental Dredging - Bayou Bonfouca, Louisiana," L.S.U. Hazardous Substance Research Center Draft Report, Baton Rouge, March 1999.
8. Palermo, M.R., et al., "Guidance for Subaqueous Dredged Material Capping," prepared for US Army Corps of Engineers, Technical Report DOER-1, June 1998.
9. Environmental Impact Study. Report by Tecsalt Environmental Inc., Montreal, Quebec, Canada. December 1997.
10. Response to Questions and Comments on the Environmental Impact Study from the Quebec Ministry of Environment and Wildlife (MEF) - Sediment Remediation, Clark Island Site. Tecsalt Environmental Inc., Montreal, Canada. Dec. 1998. Table 2, App. B.

Table 1. Chemical Data for Water

(1) Metal	(2) Diffusivity (cm <sup>2</sup> /s x E5)	(3) Ionic Form	(4) Porewater Concentrations (mg/L)	(5) Surface Water Concentrations (mg/L)
arsenic (As)	0.91	H <sub>2</sub> AsO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	.56	.015
cadmium (Cd)	0.72	Cd <sup>2+</sup>	.03	<.0003
copper (Cu)	0.73	Cu <sup>2+</sup>	0.71	.04
iron (Fe)	0.72	Fe <sup>2+</sup>	131	.03
mercury (Hg)	2.9	Hg <sup>0</sup>	<.0002	.0008
lead (Pb)	0.95	Pb <sup>+2</sup>	.79	.005
selenium (Se)	0.95	SeO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	.036	.002
zinc (Zn)	0.72	Zn <sup>2+</sup>	7.55	.07

Column 1 contains metal name and chemical symbol. Column 2 is the molecular diffusivity of each species in freshwater at 25°C. Column 3 is the ionic form of the diffusivity value given in Column 2. Column 4 are the assumed metal concentrations in the porewater of the pyrite bed; its symbol is C<sub>pw</sub>. Column 5 are the assumed metal concentrations in the surface waters near Clark Island; its symbol is C<sub>o</sub>. The data in Columns 4 and 5 are based on measured values; see the text for details.

Table 2. Chemical Data for Pyrite Cinders Sediment Bed

(1) Metal	(2) Loading (range) (mg/Kg)	(3) $K_D$ (L/Kg)	(4) $K_t$ (cm/h)	(5) Pyrite Bed $D_e$ (cm <sup>2</sup> /h)
As	85-103	170	.25	24 E-3
Cd	7.4-17	410	.090	19 E-3
Cu	860-1200	1450	.53	20 E-3
Fe	3.8E5-3.9E5	3,000	.0020	19 E-3
Hg	2.9-14	>42,000	—	78 E-3
Pb	84-99	120	.057	25 E-3
Se	51-59	1500	.53	25 E-3
Zn	2800-3700	430	.084	19 E-3

Column 1 is the chemical symbol of the respective metal species. Column 2 is the range of metal concentrations on the pyrite bed sediment solids. Column 3 is the apparent solid-to-water partition coefficient for each metal species; it is computed as the ratio of the mid-range values in Column 2 divided by the porewater concentrations of Column 4, Table 1. Column 4 contains values of the overall mass-transfer coefficient for soluble species release from the pyrite bed; Equation 1 is used in its computation. Column 5 contains values of the effective diffusion coefficient of each metal species in the porous pyrite bed.

Table 3. Concentrations and Efficiencies of Cap

(1) Species	(2) Cap Material $D_e$ ( $\text{cm}^2/\text{h}$ )	(3) Cap Effectiveness (%)	(4) $C@5\text{ cm}$ ( $\text{mg}/\text{L}$ )	(5) Porewater Concentration Reduction (%)	(6) Breakthrough time (years)
As	7.2 E-3	99.90	.091	84	170
Cd	5.7 E-3	99.80	.005	84	520
Cu	5.8 E-3	99.96	.11	84	1800
Fe	5.7 E-3	99.21	22.	83	3800
Hg	23 E-3	—	—	—	NA
Pb	7.5 E-3	99.57	.13	83	115
Se	7.5 E-3	99.95	.0057	84	1400
Zn	5.7 E-3	96.78	1.25	84	540

Column 1 is the chemical symbol of the respective metal species. Column 2 contains values of the effective diffusion coefficient of each metal species in the porous cap material. Column 3 are the percent efficiencies in metal loss reduction provided by the cap; Equation 2 is used in its calculation. Column 4 is the porewater concentration 5 cm below the cap surface. Column 5 is the extent of reduction in porewater concentration at 5 cm provided by the cap at steady-state. Column 6 is the time to chemical breakthrough when traces of each metal begin to appear at the surface of the cap; Equation 3 is used in its calculation.

NA - not applicable.

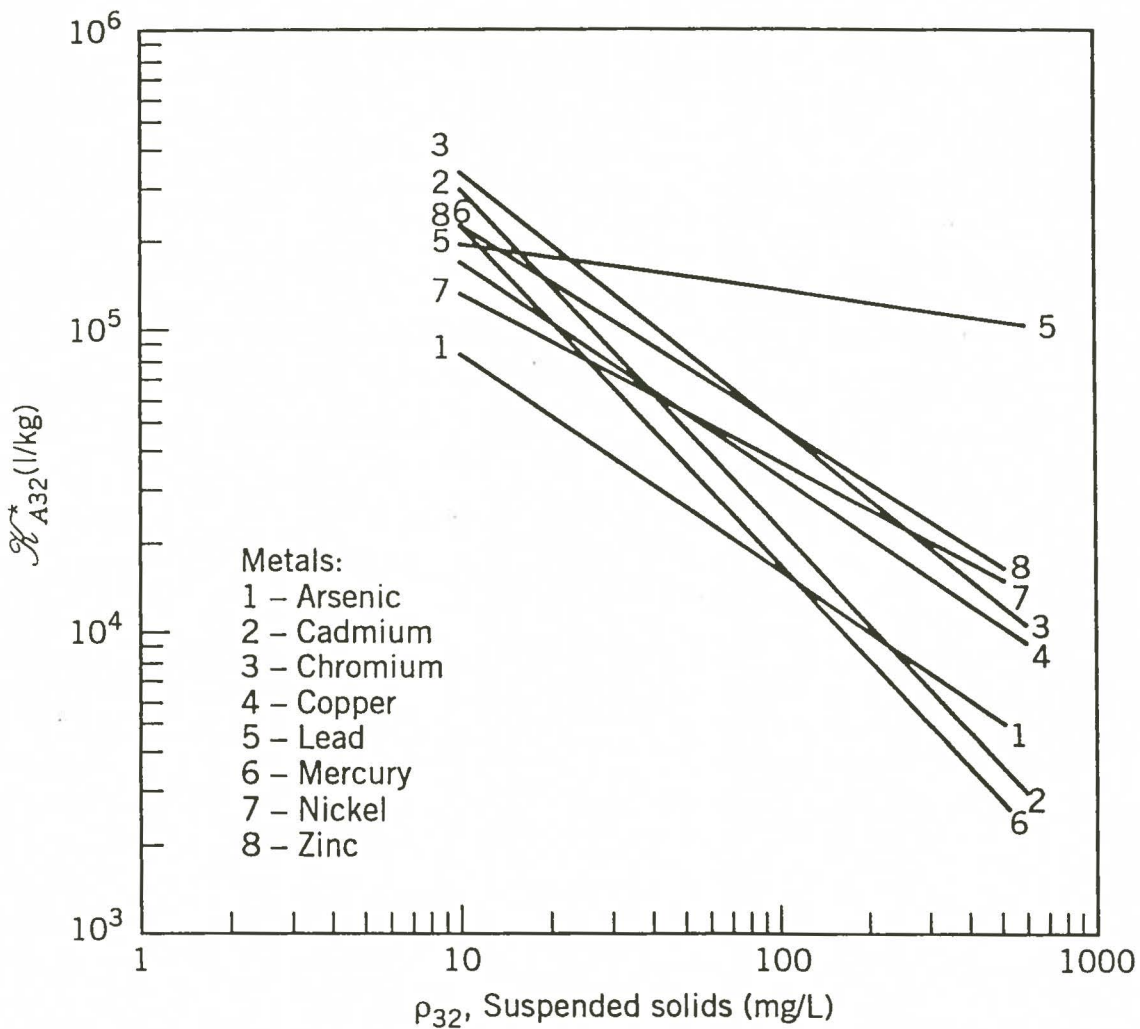


Figure 2.1-4. Metal partition coefficients as a function of suspended solids in streams. (From Ref. 32. Reprinted by permission, J. V. DePinto, 1995.)

Figure 1. Reproduced from Ref. 1

## **Annexe B**

---

Recouvrement sous l'eau des  
sédiments contaminés

**Recouvrement sous l'eau  
de sédiments contaminés**

5804

Mars 1999



**Tecsult Environnement Inc.**

experts-conseils  
85, RUE STE-CATHERINE OUEST, MONTRÉAL (QUÉBEC) CANADA

## TABLE DES MATIÈRES

---

	page
1 INTRODUCTION .....	1
2 SUCCÈS DES PROJETS DE RECOUVREMENT .....	3
2.1 Compagnie Simpson Tacoma Kraft, Puget Sound, WA, É.-U.....	5
2.2 Fjord Soerfjorden, Norway .....	8
2.3 Port de Hamilton, lac Ontario, Canada .....	9
2.3.1 Résultats théoriques et test de recouvrement en laboratoire.....	9
2.3.2 Projet de démonstration sur le terrain.....	12
2.4 Égout de Denny Way, Puget Sound, WA, É.-U.....	14
2.5 Restauration du site Superfund du port "Eagle", Puget Sound, WA, É.U. ....	17
2.6 Recouvrement de la Jetée 53-55, Puget Sound, WA, É.-U.....	18
2.7 Projet de recouvrement de la Jetée 64, Puget Sound, WA, É.-U.....	21
3 ÉPAISSEUR ET EFFICACITÉ RELATIVE DU MATÉRIAU DE RECOUVREMENT .....	23
4 CONCLUSION.....	25

## 1 INTRODUCTION

Le recouvrement sous l'eau fait référence à la mise en place d'un recouvrement ou d'un couvert au-dessus d'un dépôt in situ de sédiments contaminés. Le recouvrement peut être construit à l'aide de sédiments propres, de sable, de gravier, ou il peut impliquer une conception plus complexe avec des géotextiles, des géomembranes et des géomembranes multiples.

Les contaminants du dépôt de sédiments contaminés peuvent être transportés dans la colonne d'eau sus-jacente via les mécanismes d'advection et de diffusion. Les organismes qui remuent la couche supérieure des sédiments contaminés provoquent une exposition continue des sédiments contaminés à l'interface sédiments-eau où les contaminants peuvent être libérés dans la colonne d'eau. La bioaccumulation des contaminants par les organismes benthiques qui sont en contact direct avec les sédiments contaminés peut entraîner le passage des contaminants dans la chaîne alimentaire. La resuspension des sédiments causée par des forces d'érosion naturelle ou artificielle, peut augmenter grandement l'exposition de la colonne d'eau aux contaminants, et peut entraîner le déplacement de quantités importantes de sédiments contaminés vers l'aval. Selon l'USEPA dans son document intitulé "Guidance for In-Situ Subaqueous Capping of Contaminated Sediments" (novembre 1998), le recouvrement in situ peut remédier à certains sinon tous ces impacts négatifs grâce à trois fonctions principales:

- l'isolation physique des sédiments contaminés de l'environnement benthique;
- la stabilisation des sédiments contaminés, prévenant ainsi leur remise en suspension et leur transport à d'autres sites;
- la réduction du flux de contaminants dissous dans la colonne d'eau.

Le recouvrement sous l'eau est devenu une importante méthode d'isolation des sédiments fins contaminés de l'environnement aquatique. Le "United States Army Corps of Engineers" considère le recouvrement comme une technologie adéquate pour l'isolation chimique et biologique efficace des contaminants. La "London Dumping Convention" reconnaît, elle aussi, le recouvrement comme une technique de gestion qui rend les sédiments contaminés et les matériaux dragués rapidement inoffensifs. Les projets de recouvrement ont commencé à la fin des années 1970 et l'expérience

dans ce domaine a été acquise pour une variété de conditions de terrain. Des sédiments tant cohésifs que granulaires ont été considérés comme des matériaux convenables de recouvrement. La plupart des projets de recouvrement décrits dans la littérature concerne le recouvrement sous l'eau de matériaux contaminés dragués, soit dans le cadre de projets de recouvrement de fond soit dans le cadre de projets de structures de confinement (Confined Disposal Facilities). Au Japon, le terme recouvrement fait allusion à la mise en place de couches de sable propre au-dessus de sédiments contaminés.

Les arguments contre la mise en œuvre du recouvrement comme mesure de restauration des sédiments contaminés incluent l'instabilité potentielle du couvert à l'effet des vagues et des courants de fond, la perturbation et le mélange des sédiments contaminés mous avec les matériaux de la couche de recouvrement lors de la mise en place de cette dernière, le transfert potentiel des contaminants à travers la couche de recouvrement dû à la consolidation, à la bioturbation et à la diffusion, et enfin, à l'impact du recouvrement sur les organismes aquatiques.

La plupart de ces problèmes sont abordés dans le rapport technique qui a été préparé par le Dr. Louis Thibodeaux et qui est présenté à l'annexe A. Un recouvrement adéquatement conçu techniquement va permettre de minimiser tous ces problèmes. Ces concepts incluent la mise en place d'une couche de matériau granulaire, l'installation d'un géosynthétique sous cette couche, et la conception d'un couvert d'une épaisseur appropriée pour l'établissement de conditions favorables à un écosystème sain.

## 2 PROJETS DE RECOUVREMENT

Plusieurs projets par lesquels le recouvrement a été mis en œuvre comme solution de restauration pour les sédiments contaminés in situ sont présentés ci-après. La plupart des projets à l'échelle réelle ont été réalisés dans le Puget Sound dans l'état du Washington aux Etats-Unis. Le tableau 1 présente un sommaire de l'information relative aux projets de recouvrement ainsi que de structure de confinement (Confined Disposal Facilities). Un projet pilote a été réalisé dans les Grands Lacs au Canada, et un projet à l'échelle réelle impliquant l'utilisation d'un géotextile a été réalisé en Norvège. La plupart de ces projets ont nécessité un suivi à long terme (1 à 10 ans) pour documenter l'efficacité de cette technique en ce qui a trait à l'isolation des sédiments contaminés. Les conclusions relatives à l'efficacité de cette technique sont présentées ci-après.

TABLEAU 1

PROJETS DE RECOUVREMENT IN SITU

No	Projet/lieu	Date	Surface de recouvrement	Contaminants dans les sédiments	Méthode de recouvrement	Épaisseur du recouvrement	Volume du recouvrement	Coût (construction et suivi)	Suivi	Références
1	Simpson Tacoma Kraft Co., projet de recouvrement et de restauration d'habitat, Tacoma, WA, É.-U	Août-88	69 000 m <sup>2</sup>	HAP, naphthalène, phénol, glycol, benzène, p-cresol	Un sable moyen dragué hydrauliquement a été utilisé pour le recouvrement; une barge avec dissipateur d'énergie a été utilisée pour épandre le sable	1,5 - 6,0 m	182 000 m <sup>3</sup>	Const.: 2 millions de \$ US Suivi.: 150 000 à 300 000 \$ US par année	Relevés, chimie des carottes, des gaz et des sédiments de surface; tests sur le benthos, l'épibenthos et les macrophytes	Larson (89) Paramatrix (89, 91, 93, 94) Sumeri (89)
2	Fjord Soerfjorden, Norvège	Nov-92	100 000 m <sup>2</sup>	Zn, Cu, Pb, Hg, Cd	Géotextile recouvert d'une couche de sable	0,30 - 0,60 m	Non spécifié	Inconnu	Non documenté	Instanes (94)
3	Port de Hamilton, Lac Ontario, Canada	Été-95	10 000 m <sup>2</sup>	Métaux et contaminants organiques	Le sable a été placé à l'aide d'une barge épandeuse	0,34 m	Non spécifié	Inconnu	Relevé acoustique, de la texture des sédiments, turbidité, carottes par vibration, eau interstitielle	Zeman (97)
4	Égout de Denny Way, Seattle, WA, É.-U	Mar-90	12 000 m <sup>2</sup>	Pb, Hg, Zn, HAP, phénanthrène, BPC, fluoranthène, pyrène	Recouvrement effectué par déversement de sable uniforme dragué	0,53 - 1,00 m	15 300 m <sup>3</sup>	Inconnu	Carottes pour chimie des séd., profil par caméra, benthos, chimie des séd. de surface	METRO (94) Sumeri (89, 91)
5	Recouvrement du site Superfund de Eagle Harbor, Seattle, WA, E.-U	Sep-93	219 000 m <sup>2</sup>	HAP, Hg	Sable dragué déversé à partir d'une barge	0,15 - 1,83 m	212 000 m <sup>3</sup>	Const.: 504 222 \$ US Suivi.: 564 000 \$ US	Relevés, profil sous le fond, profil par caméra, chimie de l'eau et des séd., biologie, trappes à sédiments	US Army COE (94)
6	Recouvrement de la zone de l'égout situé à la Jetée 53-55, Seattle, WA, É.-U	Mar-92	18 000 m <sup>2</sup>	Cu, Pb, Hg, Ag, Zn, phénanthrène, BPC, chrysène, pyrène	Sable dragué déversé à l'aide d'un système d'épandage	0,30 - 0,91 m	17 040 m <sup>3</sup>	Const.: 41 595 \$ US	Carottes pour chimie des séd., profil par caméra, benthos, chimie des séd. de surface	METRO (93)
7	Projet de recouvrement de la Jetée 64, Seattle, WA, É.-U	Mar-94	16 200 m <sup>2</sup>	Pb, Hg, Zn, HAP, BPC, acide benzoïque, dibenzofurane	Sable dragué déversé à l'aide d'un système d'épandage	0,30 m	10 044 m <sup>3</sup>	Const.: 35 000 \$ US	Relevés, granulométrie et chimie des sédiments	Beak (94) Hart Crowser (94)

## 2.1 Compagnie Simpson Tacoma Kraft, Puget Sound, WA, É.-U.

L'usine de pâtes et papier de la compagnie Simpson Tacoma Kraft située à l'embouchure de la rivière Puyallup a déversé, depuis 1927, son effluent dans la baie Commencement de Tacoma. Les eaux usées de l'usine ont donc été déversées sans traitement pendant 37 ans. Un traitement primaire a été ajouté dans les années 60 et un traitement secondaire a été ajouté en 1977. L'usine produit du papier naturel et du papier blanchi, des pâtes, du carton et d'autres matériaux similaires. Les sédiments peu profonds situés à proximité du rivage dans la baie Commencement, près de l'usine, ont été contaminés par des produits chimiques provenant de l'effluent de l'usine et par des débris organiques provenant des bûches et des copeaux de bois. De plus, des produits chimiques toxiques à la vie aquatique comme les phénols, les crésols, les cymènes et les dioxines se sont déposés dans les sédiments du port, près de la décharge de l'usine. Avant l'achat de l'usine par Simpson, une grande partie de la baie de Commencement, proche du rivage et des cours d'eau, avait été ajoutée à la liste Superfund des sites de restauration prioritaire au niveau national.

La compagnie Simpson a passé en revue différentes alternatives de restauration et a finalement décidé de recouvrir la zone contaminée proche du rivage avec une couche de 0,6 – 3,7 m d'épaisseur de sable. Celui-ci a été dragué dans le cours d'eau adjacent de la rivière Puyallup. De cette façon, l'exposition de la vie marine aux sédiments contaminés sur le site a été minimisée. Le sable dragué a aussi servi à hausser le fond marin de façon à créer un habitat plus productif pour les oiseaux, les poissons et les autres organismes aquatiques vivant à proximité de l'usine. Les matériaux dragués du delta de la rivière Puyallup consistaient principalement en du sable moyen (85 – 95 %). La fraction résiduelle de ce sable était constituée de 2 – 6 % d'argile, avec de faibles proportions de sable fin et grossier et des traces de gravier. Les analyses chimiques et les bioessais réalisés sur les sédiments de la rivière Puyallup ont montré qu'ils pouvaient être utilisés comme matériaux de recouvrement.

À l'été 1988, la compagnie Simpson Tacoma Kraft a recouvert approximativement 6,9 ha (69 000 m<sup>2</sup>) de terrain contaminé proche du rivage, avec une couche de sable de 1,5 – 6 m d'épaisseur, dragué de la rivière Puyallup, ce qui a permis de créer près de 2,4 ha (24 000 m<sup>2</sup>) de topographie convenable pour un habitat inter-marées. Environ 182 000 m<sup>3</sup> de sable ont été dragués

hydrauliquement et transportés, via des conduits flottants et submergés à près de 1 km. Des trous distribués le long du bas et des côtés du diffuseur externe ont permis de distribuer le sable mélangé à l'eau sur une grande surface, épandant ainsi le sable sur les sédiments fins contaminés du fond. Le recouvrement a été réalisé depuis une zone de remblayage au large jusqu'au rivage de façon à assurer une protection contre les vagues. La mise en place de la berme de confinement et de dissipation des vagues en sable, a été réalisée de la même façon. La partie du recouvrement dédiée à l'habitat inter-marées a été couverte de roches de carrière à une densité d'environ une roche par mètre carré, de façon à améliorer l'habitat marin inter-marée comme zone de reproduction et d'alimentation. Les roches agiront comme substrat pour les algues et les invertébrés sessiles qui ne peuvent pas vivre sur des substrats mous. L'entente de restauration exigeait un suivi à long terme pour déterminer si le recouvrement fonctionnait comme prévu, et pour vérifier si la zone pouvait être recontaminée par les sédiments recouverts, ou par l'usine. Ce suivi à long terme visait aussi à vérifier si les organismes marins repeuplaient la zone restaurée près du rivage, et de vérifier si des mesures correctives étaient requises.

Ce projet a été l'un des premiers projets de restauration aquatiques réalisés aux Etats-Unis dans le cadre du programme Superfund, et n'a nécessité ni des fonds publics ni des procédures légales compliquées. Le projet a montré que le recouvrement, malgré la présence de forces d'érosion naturelles, pouvait être utilisé tant pour contrôler les problèmes de pollution que pour restaurer et améliorer les ressources en poissons ainsi que l'habitat estuaire, par ailleurs rare.

Depuis la mise en place du recouvrement, un programme de suivi a été réalisé. Le programme de suivi d'une durée de plus de 10 ans a inclus: un suivi physique de la stabilité du recouvrement grâce à des relevés topographiques, un suivi chimique des sédiments de surface et des sédiments sous-jacents, un suivi des gaz dans les événements, des infiltrations causées par les marées, ainsi qu'un suivi biologique des communautés benthiques, épibenthiques et macrophytes. Le suivi (à l'exception du cas des macrophytes) a été basé sur les seuils d'alerte. Lorsque des variations dans les paramètres mesurés dépassaient des valeurs prédéterminées, et qu'un problème était identifié, des mesures correctives étaient requises.

Cinq transects, relevés annuellement depuis la mise en place du recouvrement, montrent que les niveaux du toit du recouvrement ont été modifiés. Cette modification a cependant diminué depuis

les trois dernières années. La zone proche du rivage est toujours adéquatement recouverte. La couche de recouvrement dépasse toujours l'épaisseur de 1,2 m prévue lors de la conception. La majeure partie du recouvrement a de 2,6 à 6,6 m d'épaisseur.

Le suivi biologique montre que les communautés benthiques et épibenthiques se portent toujours bien, même mieux que celles des stations de comparaison situées dans la baie de Commencement. Les analyses chimiques ont inclus l'échantillonnage et l'analyse des sédiments à la surface du recouvrement (1991 et 1992), des sédiments à l'intérieur de la couche du recouvrement (annuellement jusqu'en 1993), des sédiments infiltrés par l'action des marées (1991 et 1993), et des sédiments déposés dans les événements d'échappement des gaz (1989, 1991 et 1992). Des analyses de dépistage des dioxines et des furanes dans les sédiments de surface et dans les sédiments sous-jacents ont été ajoutés par l'EPA en 1991.

Le suivi chimique des sédiments de surface n'a montré aucune valeur dépassant les seuils d'alerte. Des traces de métaux, d'hydrocarbures aromatiques, de phénols, d'acides résineux et d'acétone ont été détectés dans les échantillons de sédiments de surface mais en quantités inférieures aux seuils d'alerte. Les sédiments s'infiltrant par l'action des marées ont donné les mêmes résultats lors du suivi chimique. Aucune substance chimique n'a été détectée à des valeurs supérieures aux seuils d'alerte. Le suivi des gaz dans les événements a été arrêté après 1992, compte tenu qu'aucun gaz n'a été détecté dans les 456 analyses chimiques réalisés sur une période de plus de trois ans. Les échantillons de sédiments prélevés à l'intérieur du recouvrement avaient des concentrations comparables à celles des sédiments de la rivière Puyallup. Six paramètres chimiques n'ont pas été détectés dans les échantillons prélevés en 1993, indiquant ainsi qu'il n'y avait pas de migration chimique à l'intérieur du recouvrement.

Le suivi chimique tout au long de l'année 1993 n'a pas montré de mouvements inexplicables des substances chimiques situées sous le recouvrement vers ce dernier. Les événements de gaz et les infiltrations dues aux marées n'ont pas servi de cheminements préférentiels aux substances chimiques. Aucune recontamination en provenance de l'usine ou d'autres sources à l'extérieur de la zone recouverte n'a affecté le recouvrement. Ce dernier est en train d'agir comme prévu étant donné que les cinq années de suivi chimique ont permis de détecter très peu de valeurs au-dessus des seuils d'alerte. Toutes ces valeurs ont été révisées, et il a été conclu qu'elles n'indiquaient

aucun problème mettant en doute l'efficacité ou le fonctionnement du recouvrement. Ainsi, dans les prochaines années, l'accent sera plus mis sur le suivi biologique tandis que le suivi chimique sera réduit.

## 2.2 Fjord Soerfjorden, Norway

Le fjord Soerfjorden est situé sur la côte ouest de la Norvège et a été identifié, dans les années 1970, comme étant l'un des fjords les plus pollués au monde. Des concentrations extrêmement élevées de métaux lourds ont été mesurées dans les sédiments du fjord et les sources de pollution incluaient un certain nombre d'industries. Plusieurs alternatives pour restaurer les sédiments les plus contaminés de la baie Eitrheim (située dans le fjord) ont été envisagées avant d'adopter l'alternative du recouvrement qui était basée sur quatre composantes principales:

- Une couverture géotextile avec un couvert sablonneux s'étendant sur toute la baie entre +2 et -10 mètres.
- Une barrière de palplanches située à environ 150 mètres au large de la partie intérieure de la baie Eitrheim.
- Une conduite d'eau de surface dans la partie intérieure de la baie Eitrheim pour intercepter l'eau de surface.
- Une protection du rivage par des gabions.

Le géotextile utilisé était un géotextile composite en polyester tissé avec un module d'élasticité élevé, une résistance longitudinale de 50 kN/m et une résistance transversale de 100 kN/m. Après l'installation du géotextile, des gabions ont été utilisés pour ancrer ce dernier dans la zone du rivage et pour offrir une protection contre les courants, l'action humaine, les animaux etc. Par la suite, toute la zone couverte d'un géotextile a été recouverte d'une couche de sable de 300 – 600 mm d'épaisseur, qui avait trois fonctions principales :

- Agir comme poids sur le géotextile empêchant ainsi tout mouvement causé par les courants et les vagues.

- Maintenir l'équilibre hydraulique dans les résidus sous-jacents empêchant ainsi l'infiltration des métaux lourds dans l'eau de mer.
- Créer un fond marin naturel pour les organismes comme les algues et les moules.

Le but principal du projet de restauration de Soerfjorden était de réduire de 90 % la diffusion des métaux lourds des sédiments de la baie Eitrheim. En réalité, une réduction de 96 % a été observée au printemps de 1994. La conclusion du projet était qu'il était faisable et efficace d'utiliser les géotextiles et le sable comme recouvrement du fond marin, et que la combinaison géotextile-sable permettait d'empêcher, avec succès, la diffusion de métaux lourds dans l'eau environnante.

### **2.3 Port de Hamilton, lac Ontario, Canada**

#### 2.3.1 Résultats théoriques et test de recouvrement en laboratoire

Le recouvrement sous l'eau est considéré comme l'une des mesures de restauration des sédiments dans les zones préoccupantes des Grands Lacs identifiées par la Commission Mixte Internationale (CMI). Dans ce contexte, la préparation d'un projet de démonstration au site contaminé du port de Hamilton sur le lac Ontario a inclus un test de recouvrement en laboratoire, ainsi que des calculs théoriques.

Le port est situé à un endroit où la contamination des sédiments de fond est inquiétante. Les principaux contaminants d'intérêt sont les métaux lourds et les composés organiques persistants. Une partie importante des sédiments du port de Hamilton dépasse le seuil de "niveau d'effets néfastes" établi dans la directive du ministère de l'Environnement de l'Ontario pour les métaux et les contaminants organiques. Les concentrations dans les sédiments atteignent des niveaux pour lesquels des dommages environnementaux significatifs sont anticipés. Vu le grand volume de sédiments contaminés, il est irréaliste de recommander le dragage et le confinement en milieu terrestre de tous les sédiments qui dépassent les niveaux d'effets néfastes.

Le transfert des contaminants depuis les sédiments vers la colonne d'eau sus-jacente et les organismes vivants se fait via divers processus, comme la désorption, la diffusion moléculaire, l'advection de l'eau interstitielle et la bioturbation des sédiments. L'évaluation théorique de ces processus a mené à la conclusion que la bioturbation représentait le mécanisme de transport

prédominant, et qu'elle était d'un ordre de grandeur plus rapide que la diffusion moléculaire. Par conséquent, l'effet le plus important de la restauration qui découle du recouvrement résulte du déplacement de la couche de bioturbation active, soit depuis les sédiments contaminés au recouvrement constitué de matériaux propres. Il existe deux autres processus additionnels qui atténuent le transfert des contaminants à travers le recouvrement. Premièrement, au fur et à mesure que l'eau interstitielle s'infiltré dans la couche de recouvrement en provenance des sédiments contaminés sous-jacents qui se tassent, de nouveaux sites d'adsorption deviennent disponibles pour les contaminants. Ces derniers seront dissous dans l'eau et s'immobiliseront sur les surfaces solides des matériaux du recouvrement. Ainsi, à titre d'exemple, l'analyse de l'équilibre massique réalisée sur des sédiments contaminés aux BPC porte à croire que la pénétration des BPC dans la couche de recouvrement devrait être de l'ordre de 1 cm ou moins. Deuxièmement, le silt et l'argile propres qui s'accumuleront à la surface du recouvrement contiennent des substances organiques naturelles qui vont stimuler la croissance du benthos et fournir des sites pour l'adsorption des contaminants. Ces considérations théoriques sont appuyées par les profils chimiques dans les sédiments provenant de sites de recouvrement existants. Ces sites ont été suivis pendant 3 à 11 ans suite à l'installation du recouvrement et aucun déplacement ascendant, à long terme, des métaux lourds et des matières organiques vers la couche de recouvrement n'a été décelé. La portion supérieure du recouvrement a le rôle d'atténuer les effets de la bioturbation en confinant ce processus à l'intérieur de la couche du recouvrement. Une estimation conservatrice de l'épaisseur de cette couche est de l'ordre de 20 cm. Les 30 cm restants agissent comme une barrière chimique. Selon les résultats publiés des tests de laboratoire et selon le suivi à long terme sur le terrain, il est anticipé qu'un recouvrement de 50 cm d'épaisseur sera efficace pour prévenir le transfert à long terme des contaminants, incluant l'effet de bioturbation.

Des études antérieures ont montré que les matériaux fins et sableux peuvent constituer des recouvrements efficaces. Les recouvrements en sable sont plus faciles à mettre en place et sont plus résistants à l'érosion. De plus, il est plus facile de distinguer les recouvrements en sable des sédiments d'origine lors des relevés géophysiques réalisés suite à la construction, et lors des campagnes d'échantillonnage par forages. Comme Brannon et al. l'ont souligné, les recouvrements en matériaux fins sont probablement des barrières chimiques plus efficaces que les recouvrements en sable à cause de leur capacité supérieure d'adsorption. Cependant, les recouvrements constitués de matériaux fins peuvent généralement être érodés, plus facilement, et nécessiteraient,

de ce fait, des réparations fréquentes. Gunnison et al. ont conclu que l'épaisseur du recouvrement, plutôt que sa texture, était le paramètre qui contrôlait l'efficacité avec laquelle ce dernier pouvait isoler les contaminants de la colonne d'eau.

La connaissance du tassement des sédiments contaminés sous l'effet d'une charge imposée par une couche de recouvrement est importante pour les deux raisons suivantes: (i) il est souhaitable de pouvoir distinguer entre les changements à la surface du recouvrement dus à une érosion potentielle de ce dernier, et entre le tassement des sédiments contaminés; et (ii) la quantité et la composition de l'eau interstitielle libérée par le tassement devrait être estimée et son effet déterminé. Zeman a analysé le tassement des sédiments du port de Hamilton causé par la charge appliquée par un recouvrement en sable de 50 cm d'épaisseur. Les échantillons utilisés pour l'analyse ont été obtenus de deux endroits dans le port et d'un endroit dans le lac Ontario afin de pouvoir comparer les résultats. Les échantillons ont fait l'objet de tests de consolidation avec mesures de la pression interstitielle. L'importance et le taux de tassement ont été calculés en utilisant l'analyse classique de la consolidation (Terzaghi) et l'analyse des contraintes par éléments finis. Les deux méthodes d'analyse utilisées ont permis d'estimer que les tassements ultimes minimaux variaient entre 14 et 16 cm pour le premier mètre de sédiments. Il est ainsi supposé que le tassement ultime de la surface du recouvrement variera entre 14 et 21 cm, selon l'épaisseur des sédiments compressibles sous-jacents. Il est estimé que le tassement primaire devrait se produire à l'intérieur d'une période d'environ 10 à 50 jours. L'eau déplacée par le tassement migrera vers le haut et remplacera l'eau interstitielle initiale contenue dans le recouvrement. Le volume total d'eau interstitielle à l'intérieur du recouvrement de 0,5 m d'épaisseur et composé de sable moyen à grossier avec une porosité de 40 % à 50 %, sera de l'ordre de 200 à 225 L/m<sup>2</sup>. Le volume total d'eau déplacé par le tassement sera de l'ordre de 140 à 210 L/m<sup>2</sup>, desquels seulement 68 à 76 L/m<sup>2</sup> proviendront de la couche contaminée la plus élevée qui a une épaisseur de 30 cm. Par conséquent, il est anticipé que toute l'eau interstitielle déplacée sera confinée à l'intérieur de la couche de recouvrement, et que les contaminants ne migreront pas à long terme de manière importante.

Des études de laboratoire ont été réalisées dans un réservoir d'observation de 3,6m x 3,6m x 3,7m dans le but d'étudier qualitativement le comportement du sable et des sédiments durant et après les travaux de recouvrement. Bien que des efforts aient été déployés pour simuler les conditions

de terrain, les propriétés géotechniques in situ et les conditions aux frontières n'ont pas pu être adéquatement reproduites par le test. Une couche d'argile silteuse de 60 cm d'épaisseur, provenant du lac Ontario et simulant les sédiments du port, a été placée dans un réservoir intérieur de 1,3 m x 1,3 m x 1,3m avec un indice de vides initial de 6,7. Le réservoir d'observation a été ensuite rempli avec de l'eau et on a laissé les sédiments se tasser sous l'effet de leur propre poids. À la suite de ce tassement, l'indice de vides de la boue de surface était de 4,3. Une couche de sable d'une épaisseur de 20 cm et avec des particules de 0,5 mm de diamètre s'est ensuite sédimentée, à travers la colonne d'eau, sur la surface des sédiments. Le tassement observé dû au poids du recouvrement en sable était d'environ 4 cm. Il n'y a pas eu de pénétration notable de sable dans les sédiments sous-jacents. Ces résultats concordent avec l'analyse théorique antérieure qui avait estimé la vitesse d'impact du sable et sa pénétration à l'intérieur de la couche de sédiments. La conception d'une jauge de tassement, d'un échantillonneur à dialyse pour le suivi de l'eau interstitielle et de protecteurs de forages pour l'examen physique et chimique en laboratoire des sédiments et du recouvrement, a été jugée satisfaisante.

Les résultats initiaux présentés ont indiqué que le recouvrement sous l'eau était une option de restauration faisable et efficace pour la partie profonde du port de Hamilton où, compte tenu du volume important de sédiments contaminés, il n'est pas réaliste de recommander le dragage et la mise en dépôt en milieu terrestre. Les résultats seront évalués plus en détail à la lumière de l'issue du projet de démonstration et des programmes de suivi qui s'y rattachent.

### 2.3.2 Projet de démonstration sur le terrain

À l'été 1995, un projet pilote de mise en place d'un recouvrement en sable a été réalisé dans le port de Hamilton. Le site du projet de démonstration est situé au large de la rive nord du port, et couvre une superficie de 100 m x 100 m. La profondeur d'eau sur le site varie entre 12 et 17 m. Les sédiments au fond sont composés d'environ 30 cm d'argile silteuse très noire (contaminée par des sources industrielles) recouvrant du silt et de l'argile molle et de couleur gris-marron (sédiments naturels du port). Le recouvrement a été placé avec l'intention de minimiser les perturbations aux sédiments lors des opérations. Le sable utilisé pour le recouvrement a été chargé sur une barge d'épandage qui a été amenée au site à l'aide d'une remorque. Du sable moyen à grossier, obtenu d'une sablière avoisinante, a été utilisé. Le diamètre moyen des particules était de 0,5 mm. Près de

6 000 tonnes de sable ont été utilisées pour la mise en place du recouvrement. Un système de trémie spécialement conçu, a permis d'épandre le sable le long de 101 transects. Chaque transect a ainsi reçu, en théorie, trois couches de sable. Les trois couches combinées de sable appliqués à chaque transect ont été conçues pour produire un recouvrement d'une épaisseur totale de 50 cm.

Un programme de suivi a été mis en place pendant et après les travaux, et ce programme se poursuit toujours. Les profondeurs d'eau avant et après le recouvrement, les solides en suspension dans la colonne d'eau, et le climat sont des données qui ont été notées.

Le suivi de la qualité de l'eau réalisé lors de la mise en place du recouvrement a mis en évidence des panaches de turbidité autour de la zone de mise en place du sable. Les résultats préliminaires indiquent que les matières en suspension semblent être presque entièrement composées de particules fines provenant du recouvrement en sable.

Deux jauges de tassement ont été endommagées lors des opérations de recouvrement, et les plongeurs ont eu du mal à trouver certaines autres à cause de la mauvaise visibilité. En septembre 1995, les indications initiales des jauges restantes ont montré un tassement variant entre 6 et 8 cm.

Même si l'épaisseur du recouvrement prévue dans la conception était de 50 cm, l'épaisseur moyenne réelle du recouvrement a été de 34 cm à cause de l'épandage horizontal du sable. Cette épaisseur, inférieure à celle prévue, est quand même considérée efficace puisque le recouvrement de 50 cm était considéré conservateur. L'épaisseur prévue de 50 cm était basée sur des tests de laboratoire impliquant des substances chimiques très mobiles et qui ne peuvent pas être adsorbées. Les carottes obtenues par vibration sur le site du recouvrement ont aussi montré une interface nette entre le recouvrement en sable et les sédiments, ce qui a confirmé les expériences de laboratoire antérieures réalisées dans le réservoir d'observation de 3,6m x 3,6m x 3,7m.

Sur la base des données recueillies, il est confirmé que le recouvrement en sable a été mis en place avec succès à l'endroit prévu, et ce avec le minimum de perturbations des sédiments. Il est anticipé que ce recouvrement maintienne son efficacité.

## 2.4 Égout de Denny Way, Puget Sound, WA, É.-U.

Le front de mer de Seattle proche du rivage au pied du Denny Way a été classé comme l'un des fronts de mer les plus contaminés de la baie Elliott. De 1895 à 1969, un égout de Seattle déversait des eaux non traitées sur le site. Cet égout a ensuite été détourné vers un intercepteur, longeant la berge, et construit par la municipalité du Seattle Métropolitain (METRO) dans le cadre d'un plan régional de traitement des eaux usées. Cependant, un égout combiné (sanitaire et pluvial) a continué de déverser des trop-pleins d'eaux usées non traitées lorsqu'il y avait des pluies d'intensité modérée. À la fin des années 1980, METRO a mis en place un programme pour réduire les déversements de contaminants provenant au site de l'égout combiné. L'utilisation de matériaux dragués pour isoler les contaminants au site de Denny Way a été envisagée. Le dragage n'a pas été recommandé pour la restauration des sédiments le long du front de mer de Seattle à cause des niveaux élevés de BPC à des profondeurs de 30 – 40 cm, et de la présence d'autres substances chimiques jusqu'à une profondeur de 6 m. À la suite des résultats positifs obtenus aux projets de recouvrement du West Waterway DAC et de Simpson, METRO et le US Army Corps of Engineers ont coopéré pour poursuivre un projet de démonstration de recouvrement. La zone de recouvrement mesurait 61 m par 183 m, et se trouvait à une profondeur d'eau entre 6 et 18 m sous le niveau d'eau inférieur moyen. Les contaminants dans les sédiments incluait le plomb, le mercure, le zinc, les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et les BPC.

En mars 1990, le District de Seattle a procédé au recouvrement, de trois acres de fond marin contaminé, par une couche uniforme de sable propre de près de deux à trois pieds d'épaisseur. Le recouvrement consistait en treize chargements de barges ou près de 15 300 m<sup>3</sup> de sable uniforme dragué depuis le cours d'eau Upper Duwamish. Des tests antérieurs avaient montré que ce sable était chimiquement propre et était convenable comme matériau de recouvrement.

Au niveau ingénierie, les aspects techniques considérés au site de recouvrement ont inclus les courants dus aux marées, l'érosion due aux vagues, les caractéristiques des sédiments de fond, les contaminants, la bathymétrie, l'utilisation future du site, les eaux souterraines, le potentiel de recontamination, les types d'organismes fouisseurs locaux qui pourraient endommager le recouvrement et l'épaisseur de recouvrement voulue. Une barge à coque hydrauliquement ouvrable

de type Zeidell de 55 m de long par 15,3 m de large a été utilisée pour transporter 1 000 à 1 450 m<sup>3</sup> de sable amoncelé.

METRO a mené un suivi pendant les travaux de recouvrement et a mené par la suite un programme de suivi post recouvrement d'une durée de 5 ans. Les mesures de suivi de METRO ont inclus l'analyse avant dragage pour vérifier que les sédiments qui allaient être utilisés pour le recouvrement étaient chimiquement convenables, un test d'oxygène dissous pendant la mise en place du recouvrement, et des mesures, à six endroits, des plaques et tiges de métal installées, pour déterminer le tassement des fondations et l'épaisseur du recouvrement. Le suivi post recouvrement a inclus l'échantillonnage à la benne des sédiments de surface pour mesurer la chimie du couvert en vue de vérifier s'il y avait une recontamination, ainsi que pour mesurer la taxonomie benthique pour évaluer le degré de recolonisation; un relevé des conditions générales du fond à l'aide d'une caméra vidéo; la prise de photos du profil vertical des sédiments pour évaluer le matériau de recouvrement en terme de recolonisation et d'étendue du recouvrement; et enfin des carottes à travers le recouvrement avec des analyses chimiques à 15 cm d'intervalle pour déterminer l'efficacité du recouvrement quant à l'isolation des substances chimiques.

Le but du relevé du profil vertical des sédiments, complété 19 mois après la mise en place du recouvrement, était d'identifier les limites du matériau de recouvrement et de documenter la nature des communautés benthiques vivant sur le recouvrement. Un total de 106 images de profil des sédiments ont été prises à 38 stations situées à l'intérieur et à côté de la limite du recouvrement. Aucun mélange vertical entre le recouvrement et les sédiments d'origine n'a été observé, même lorsque la caméra a pénétré à travers le recouvrement jusqu'aux sédiments d'origine. Le sable de recouvrement s'est étendu au-delà de la limite du recouvrement, et a été observé jusqu'à 26 m et 64 m de distance de cette dernière.

Trois endroits ont été choisis pour le prélèvement de carottes. Deux carottes de 10 cm ont été extraites à chaque endroit par des plongeurs qui ont inséré des tubes à paroi mince d'aluminium à l'aide de marteaux piqueurs, et ce à travers le recouvrement jusqu'aux sédiments contaminés. Des carottes ont été prises initialement après le recouvrement en 1990 et aussi en 1991, 1992 et 1994. Des échantillons de chaque carotte ont été pris dans le matériau sous-jacent au recouvrement, et à des intervalles de 15 cm dans le recouvrement, et ont été analysés pour les

pesticides, les BPC, les composés organiques volatils et les métaux. Les concentrations mesurées ont été comparées avec les "Washington Sediments Management Standards (SMS)". Les carottes de 1990 ont été prises six à huit semaines après l'installation du recouvrement. Les concentrations chimiques des sédiments en métaux et en composés organiques étaient en général de un à deux ordres de grandeur inférieures à celles des matières contaminées sous le recouvrement, et étaient presque uniformes à travers le recouvrement. L'interface entre les sédiments contaminés et les sédiments du recouvrement était évidente. Les carottes prises en 1991 étaient destinées à l'analyse de la chimie des sédiments pour déceler tout mouvement de contaminants vers le recouvrement en provenance de la zone contaminée sous-jacente, et pour comparer avec les contaminants de cette zone contaminée. Seule la partie des sédiments située sous le recouvrement et la première partie des sédiments situés au-dessus ont été l'objet d'analyses. Les autres parties situées au-dessus ont été conservées en cas de besoin. Aucune preuve de migration des substances chimiques dans la partie du recouvrement juste au-dessus des sédiments contaminés n'a été notée, et de ce fait, les autres parties n'ont pas été analysées. Les analyses réalisées jusqu'en 1994 n'ont toujours pas indiqué qu'il y avait une migration des substances chimiques vers la couche de recouvrement.

Quatre stations de sédiments de surface ont été échantillonnées en 1990, 1991, 1992 et 1994. Les échantillons ont été analysés pour les métaux, les composés organiques et les autres paramètres conventionnels. Les premiers échantillons représentaient les conditions initiales pour établir l'évolution des échantillons ultérieurs, quant à leurs concentrations chimiques. Les analyses de 1990, réalisées quelques jours après le recouvrement, ont montré que les échantillons du recouvrement étaient plutôt homogènes et avaient des concentrations chimiques dans les sédiments comparables à celles des matériaux dragués utilisées pour le recouvrement. Tout au long de 1991 et 1992, les concentrations de contaminants en surface ont continué à augmenter. Les relevés vidéo et les profils verticaux des sédiments obtenus à l'aide d'une caméra REMOTS et réalisés en 1990, 1991 et 1992 ont montré une couche fine de sédiments mélangés à des débris organiques et à de la végétation qui semblait devenir plus épaisse d'année en année. Les sources de recontamination sont probablement l'égout combiné ou les sédiments contaminés situés près du rivage, ou les deux.

## 2.5 Restauration du site Superfund du port "Eagle", Puget Sound, WA, É.U.

Le port Eagle est situé sur l'île Bainbridge dans le Puget Sound, de l'autre côté de Seattle, dans un estuaire de 1,8 km<sup>2</sup>. La partie extérieure de l'estuaire abrite un terminus de ferry très achalandé qui fait la navette entre les deux bords du bras de mer. Une ancienne usine de traitement du bois et un ancien chantier naval sont situés, respectivement, dans le port extérieur et le port intérieur. Des concentrations élevées de HAP et de mercure, mesurées au milieu des années 1980 dans les poissons, les mollusques et les crustacés du fond marin ainsi que dans les sédiments, ont conduit à l'inclusion du port et de l'ancienne usine de traitement du bois dans la liste des Priorités Nationales de l'EPA en 1987. En 1991, l'EPA a décidé de restaurer le fond marin contaminé en le recouvrant de sédiments propres dans le but d'isoler les contaminants des organismes aquatiques et de s'assurer que les sédiments du fond satisfont aux "Washington Sediment Management Standards" (SQS).

La profondeur de l'eau dans la zone du recouvrement variait entre 30 et 50 pieds (9 et 15 m). L'objectif de l'EPA était de placer une couche uniforme de 3 pieds (0,9 m) d'épaisseur constituée de matériaux dragués, tout en minimisant le déplacement des sédiments contaminés du fond marin.

Le suivi physique du recouvrement a été réalisé grâce à des mesures bathymétriques, des plaques de tassement, des relevés faits à distance par caméra vidéo, des profils stratigraphiques et des mesures physiques à partir de forages dans les sédiments. Le suivi chimique lors de la mise en place du recouvrement a inclus des mesures de la qualité de l'eau (solides totaux en suspension, oxygène dissous, ammoniacque et sulfures) près de la surface et près du fond marin, ainsi que des mesures des concentrations chimiques dans les sédiments recueillis à partir de six "trappes à sédiments" distribués à l'extérieur de la zone du recouvrement. Les critères de la qualité de l'eau de l'État n'ont pas été dépassés lors de la mise en place du recouvrement. Les taux de sédimentation mesurés suggèrent que ceux-ci ont augmenté à l'extérieur de la zone de restauration pendant les opérations de recouvrement. Les analyses chimiques des sédiments recueillis dans les "trappes à sédiments" ont montré que trois des six stations n'ont pas satisfait aux critères SQS de l'État en ce qui a trait aux HAP légers. Les études de modélisation indiquent que suite à la dilution des HAP légers avec les sédiments et suite à leur biodégradation, la qualité des sédiments dans

les zones entourant le recouvrement est supposée, après quelques mois, satisfaire aux critères de l'État. Le suivi à long terme permettra d'en faire la vérification.

## **2.6 Recouvrement de la Jetée 53-55, Puget Sound, WA, É.-U.**

Les sédiments situés au large de la Jetée 53-55 ont été historiquement contaminés par la sortie d'égout située au pied de la rue Madison. Les rejets d'eaux d'égout non traitées ont continué jusqu'en 1969 quand la municipalité du Seattle Métropolitain (METRO) a construit le collecteur Elliott Bay de 3 m de diamètre le long du front de mer. Après 1969, la sortie de l'égout combiné (sanitaire et pluvial), située rue Madison, n'était utilisée que pour les trop-pleins d'eaux usées lors d'épisodes de pluie. Aujourd'hui, les rejets de l'égout combiné ont été réduits à près d'un épisode par an. Vu les concentrations chimiques importantes dans les sédiments, la zone a été considérée à haute priorité sur la liste de sites contaminés à nettoyer. En mars 1992, la ville de Seattle et le District de Seattle ont coopéré pour recouvrir une superficie de 1,8 ha. La mise en place du recouvrement a été presque identique à celle du projet de recouvrement de Denny Way. La différence principale a été que dans le cas de la Jetée 53-55, à la fois un recouvrement de 3 pieds d'épaisseur (0,9 m) et un recouvrement d'un pied (0,3 m) d'épaisseur ont été mis en place, en plus de favoriser une zone à l'atténuation naturelle. Une barge à sept compartiments avec des portes à deux gonds ouvrant au milieu de chaque compartiment a été utilisée. Sept béliers hydrauliques avec des chaînes reliées aux portes ont été utilisés pour les ouvrir. Des plaques de tassement ont été installées par des plongeurs pour contrôler l'épaisseur et pour mesurer l'épaisseur du recouvrement après sa mise en place.

Le suivi a été réalisé par METRO en 1992 (2 mois après la mise en place) et en 1993. Des carottes ont été prises à cinq stations à chaque année en utilisant la même méthode employée à Denny Way. Sept échantillons de surface ont été recueillis à l'intérieur de la zone du recouvrement à chaque année. Au sud de la zone du recouvrement, les échantillons de surface à quatre stations en 1992, et trois en 1993, ont été prélevés. La recolonisation benthique a été évaluée à l'aide de deux échantillons de surface recueillis, à chaque année, dans la zone du recouvrement et dans la zone d'atténuation naturelle favorisée.

Mis à part la présence, dans le sable du recouvrement, d'une motte d'argile qui avait des concentrations plus élevées de métaux dans la partie juste au-dessus du recouvrement, les concentrations de métaux et de composés organiques dans le recouvrement ont été généralement de un à deux ordres de grandeur inférieurs aux concentrations dans les sédiments contaminés en-dessous du recouvrement. L'interface entre le recouvrement et les couches sous-jacentes était bien définie. Les concentrations détectées au-dessus du recouvrement ont été bien inférieures aux niveaux SQS (Sediment Quality Standard) de l'État à l'exception de l'échantillon provenant de la boule d'argile dans la couche de recouvrement.

Les concentrations chimiques dans les sédiments de surface recueillis à l'aide d'un échantillonneur Van Veen en 1992 se sont avérées être un peu plus élevées que celles mesurées dans les carottes recueillies à l'intérieur du recouvrement. Cependant, les concentrations chimiques en surface se sont avérées être bien en dessous de celles mesurées dans la couche d'origine sous-jacente au recouvrement, et des niveaux SQS. Les concentrations de surface légèrement plus élevées peuvent avoir été causées, soit par la présence de matériaux fins dans le recouvrement qui se seraient déposés au-dessus du recouvrement en sable, soit par la resuspension des sédiments contaminés près du rivage et au sud du site de recouvrement, soit par les trop-pleins de l'égout combiné de la rue Madison.

Un relevé benthique réalisé avant le recouvrement a montré la présence d'un grand nombre d'espèces qui sont normalement caractéristiques d'environnements exposés à des conditions défavorables, ce qui pourrait être le signe d'une possible exposition à la contamination. L'évaluation de la taxonomie benthique, complétée cinq mois après le recouvrement, a montré l'existence de 134 espèces présentes en petits nombres et avec peu de biomasse. La quantité de biomasse dans la zone d'atténuation naturelle favorisée était seulement un peu plus élevée que dans la zone de recouvrement de 0,9 m. Des images, prises par un système SVPS (Sediment Vertical Profiling System) sept mois plus tard, montrent que le recouvrement a été recolonisé par des communautés benthiques éparses. Les communautés benthiques existant avant le recouvrement ne semblent pas avoir survécu à l'enfouissement rapide.

En 1993, un an après sa mise en place, le recouvrement a encore une fois été l'objet d'un suivi. Des plongeurs ont mesuré les épaisseurs du recouvrement à l'endroit des plaques de tassement et ont

inspecté le recouvrement pour déceler des signes éventuels d'érosion. Quatre carottes et sept échantillons de surface ont alors été encore pris à l'intérieur de la zone de restauration. Trois échantillons de surface ont aussi été prélevés au sud de la zone du recouvrement. Deux échantillons de surface provenant du recouvrement de 0,9 m et deux provenant de la zone d'atténuation naturelle favorisée ont été évalués en ce qui a trait à la recolonisation benthique.

Les mesures de l'épaisseur du recouvrement ont seulement montré des changements mineurs; une des mesures a montré un gain de 15 cm. L'augmentation de l'épaisseur du recouvrement peut avoir été causée par les travaux de démolition d'un terminal de ferry plus au sud. L'inspection des plongeurs n'a montré aucune érosion du recouvrement.

Les carottes ont montré que l'interface entre le recouvrement et les sédiments contaminés est demeurée nette. Les analyses chimiques des sédiments ont montré que les concentrations de métaux et de composés organiques sont demeurées uniformes à travers le recouvrement et que les contaminants sous-jacents n'avaient pas migré.

Les échantillons de sédiments de surface recueillis en 1993 ont montré que toute la zone de restauration avait été recontaminée. La recontamination semble être le résultat des travaux de démolition du terminal de ferry adjacent qui incluaient l'extraction de pieux traités d'un mur construit avec des pieux en bois. Des signes visibles de créosote ont été retrouvés dans les sédiments de surface dans la partie de la zone restaurée la plus proche du terminal de ferry. L'un des échantillons de surface du recouvrement contenait de petits morceaux de pieux traités au créosote ainsi que des gouttes d'huile. Deux échantillons de surface à l'endroit où le mur avait été enlevé contenaient un suintement épais et noir qui avait une consistance pareille à celle de la mayonnaise et une odeur de goudron.

En 1993, un échantillonnage taxonomique de la communauté benthique a montré que le nombre moyen d'individus a augmenté de quatre fois, atteignant 923; le nombre d'espèces a augmenté de 35 % atteignant 123; et la biomasse a augmenté de 30% atteignant une moyenne totale de 2,9 grammes pour toutes les stations et toutes les espèces.

## 2.7 Projet de recouvrement de la Jetée 64, Puget Sound, WA, É.-U.

Dans le cadre du projet "Central Waterfront" du port de Seattle, le Port en collaboration avec la ville de Seattle et le "Washington Department of Natural Resources" avait l'intention de mettre en place une marina publique polyvalente pour les séjours de courte durée. Le port de Seattle construirait, gèrerait et entretiendrait les amarres et serait l'agence responsable de l'obtention des permis nécessaires. Les sédiments le long de cette zone du front de mer contenaient plusieurs des polluants considérés comme prioritaires par l'EPA, et ce, en concentrations supérieures aux normes acceptables. Ces polluants incluent: Pb, Hg, Zn, HAP légers, HAP lourds, acide benzoïque, bis (2-ethylhehyl) phtalate, dibenzofurane, BPC et d'autres substances chimiques. Les problèmes de contrôle des sources de pollution et de recontamination le long du front de mer n'étant pas encore complètement résolus, tout effort de restauration des sédiments pourrait causer une recontamination. Par ailleurs, une atténuation naturelle par sédimentation serait trop longue. Cependant, comme une forme ou une autre de restauration des sédiments serait vraisemblablement requise au futur, le Port a choisi de travailler avec le District de Seattle pour mettre en place une couche de sable dragué de 15 à 45 cm d'épaisseur au-dessus du fond marin avant de construire les amarres. Ce recouvrement améliorerait l'atténuation naturelle, isolerait immédiatement les organismes vivants des contaminants, réduirait la remise en suspension lors de l'enfoncement des pieux, et permettrait de ne pas réduire excessivement les profondeurs de navigation. Un enrochement de protection et du sable additionnel couvrirait la zone proche du rivage compte tenu qu'elle est trop peu profonde pour qu'une barge puisse y avoir accès.

En mars 1994, cinq barges ont lentement déchargé du sable dans 6,1 à 18,3 m d'eau au-dessus du site. Près de 10 000 m<sup>3</sup> de sable, qui avaient été dragués dans le cours d'eau Upper Duwamish dans le cadre d'un dragage d'entretien, ont été avantageusement utilisés. La mise en place du sable a été réalisée grâce à une barge à sept compartiments telle que celle utilisée pour le recouvrement de la Jetée 53. Avant de mettre le recouvrement en place, des plongeurs ont enfoncé dix barres d'acier de 3 m de long jusqu'au fond. Une longueur de 0,9 m de chaque barre avait été laissée saillante. Les barres ont été utilisées pour mesurer l'épaisseur du recouvrement lors des travaux de recouvrement et 6 mois après.

Des échantillons de sédiments de surface ont été prélevés avant le recouvrement et six mois après pour déterminer la granulométrie des sédiments et pour réaliser des analyses chimiques. Les analyses sur les sédiments de surface étaient originellement prévues pour 1996. Cependant, afin de se conformer aux conditions imposées par l'État, ces analyses ont été réalisées plus tôt que prévu, et avant toute autre activité de construction du Port de Seattle, et ce afin d'établir les niveaux de référence qui serviraient à évaluer une recontamination éventuelle. Les résultats des analyses granulométriques des sédiments pour le recouvrement étaient proches de ceux des matériaux dragués du Upper Duwamish. Toutes les concentrations se sont avérées être inférieures d'un ordre de grandeur ou plus aux objectifs minimaux de restauration. Les concentrations de métaux se sont avérées être aussi inférieures d'un ordre de grandeur aux concentrations qui prévalaient avant le recouvrement. Les paramètres chimiques organiques (incluant les HAP), dans la zone recouverte, ont montré une diminution importante des concentrations d'avant le recouvrement, à l'exception des BPC. Les concentrations de ces derniers dans les échantillons de surface d'avant le recouvrement ne dépassaient pas les niveaux SQS.

### 3 ÉPAISSEUR ET EFFICACITÉ RELATIVE DES MATÉRIAUX DE RECOUVREMENT

La capacité des matériaux de recouvrement à isoler les sédiments contaminés de la colonne d'eau, et de la vie aquatique, a été vérifiée par des essais en laboratoire. Ces essais sont basés sur le fait que les organismes ont tendance à accumuler les contaminants auxquels ils sont exposés. Ainsi, si les contaminants migrent vers la couche de surface du recouvrement, les organismes vivant en surface seront exposés aux contaminants, et les accumuleront dans leurs tissus. Si les contaminants migrent à travers la couche de recouvrement et sont dissous dans l'eau sus-jacente, les organismes vivant dans l'eau seront alors exposés aux contaminants, et sont de la même façon, susceptibles d'accumuler ces contaminants dans leurs tissus.

Brannon et al (1985) ont développé une méthode expérimentale pour tester l'efficacité des recouvrements à isoler les matériaux dragués contaminés des organismes aquatiques et de la colonne d'eau. La méthode utilise à la fois de grands (250 L) et de petits (23 L) réacteurs de laboratoire, des produits chimiques non-adsorbants comme l'oxygène ( $O_2$ ), l'ammoniaque-azote ( $NH_4-N$ ) et l'orthophosphate-phosphore (Ortho-P) dans des expériences d'une durée de 40 jours en régime continu pour comparer l'efficacité des épaisseurs de recouvrement variant entre 5 cm et 50 cm. L'efficacité de trois matériaux de recouvrement, (le sable, le silt et l'argile) à empêcher le transfert de contaminants depuis les sédiments vers la colonne d'eau sus-jacente et les organismes aquatiques, a été évaluée. Brannon et al ont rapporté qu'une couche épaisse de recouvrement (50 cm ou plus), de n'importe quel matériau testé, a pu isoler efficacement la colonne d'eau et les organismes non fouisseurs, des sédiments contaminés. Ils ont aussi rapporté qu'une épaisseur de 22 cm de n'importe quel matériau de recouvrement, était suffisante pour empêcher tout échange chimique entre les sédiments contaminés et la colonne d'eau sus-jacente, en l'absence de bioturbation. En effet, un recouvrement de 5 cm semble, de façon générale, efficace pour prévenir le mouvement des contaminants vers la colonne d'eau sus-jacente et les organismes aquatiques. Ces conclusions étaient en accord avec les résultats de Rubinstein, Gillian, and Gregory (1984) qui ont montré qu'en isolant simplement les organismes (les poissons), et qu'en empêchant leur contact avec les sédiments contaminés à l'aide d'un filet doté de mailles espacés de 1 mm, la concentration de BPC dans les tissus des organismes testés avait grandement diminué par rapport aux organismes qui étaient restés en contact avec les sédiments.

Sturgis et Gunnison (1988) ont réalisé des essais en laboratoire en utilisant la méthode de Brannon et al. pour déterminer l'épaisseur de recouvrement qui isolerait chimiquement les sédiments du port de New Bedford de la colonne d'eau sus-jacente et des organismes aquatiques. Des réacteurs à petite échelle ont été utilisés, et la philosophie à la base de cette expérience voulait que si l'épaisseur de recouvrement utilisée pouvait efficacement empêcher le mouvement des traceurs solubles  $\text{NH}_4\text{-N}$  et Ortho-P, elle pourrait tout aussi efficacement empêcher le mouvement des BPC qui sont fortement adsorbés aux sédiments. Une durée d'essai de trente jours a été adoptée. Les résultats ont montré qu'un recouvrement de 35 cm d'épaisseur qui pouvait efficacement empêcher le passage du  $\text{NH}_4\text{-N}$  et du Ortho-P pouvait tout aussi efficacement empêcher le mouvement des BPC vers la colonne d'eau sus-jacente. En considérant que la couche maximale de bioturbation est de 20 cm, un recouvrement de 55 cm pour les sédiments du port de New Bedford a été recommandé.

Il est important de noter que la couche de bioturbation a varié d'un site à l'autre. Plusieurs études ont rapporté que les espèces benthiques fouissent jusqu'à une profondeur de 3 à 20 cm avec peu d'activité au-delà. Le "Georgia Institute of Technology" a aussi rapporté que la mise en place d'un géotextile entre les sédiments contaminés et la couche de recouvrement limite l'intrusion des fouisseurs dans les sédiments contaminés.

Selon le rapport du Dr. Louis Thibodeaux (annexe A), le recouvrement à l'Île-aux-Chats peut être conçu pour avoir une épaisseur adéquate permettant la création d'un écosystème en santé. De façon générale, l'efficacité d'un recouvrement à contenir les substances chimiques en empêchant leur diffusion ascendante et à ralentir leur libération dans la colonne d'eau, est supérieure à 99,9%.

#### 4 CONCLUSION

Le recouvrement des sédiments contaminés avec du sable propre a été réalisé d'une manière satisfaisante pour de nombreux de projets, comme le démontrent les résultats positifs des programmes de suivi. Plus de 360 000 m<sup>2</sup> de sédiments contaminés dans le Puget Sound ont été restaurés, et les fonds marins étaient aptes à servir d'habitats. Les recouvrements en sable avec un faible pourcentage de silt représentent des substrats adéquats pour la recolonisation biologique. Les analyses chimiques sur les sédiments montrent que les recouvrements fonctionnent, tel que prévu, en séparant les contaminants des organismes aquatiques.

La méthode de recouvrement a été utilisée au Japon, sur la côte ouest des États-Unis et en Europe. Le recouvrement élimine le besoin de construire de nouveaux sites de mise en dépôt, et de restaurer les sédiments contaminés. Cette méthode réduit aussi le potentiel de resuspension des sédiments dans la colonne d'eau. Par conséquent, le recouvrement in situ peut être considéré plus sain que le dragage d'un point de vue environnemental, lorsqu'il est conçu convenablement et exécuté dans des milieux adéquats. Le recouvrement semble être une technologie appropriée pour la restauration à long terme. Les résultats de laboratoire et de terrain existants, et provenant principalement des projets réalisés par le "US Army Corps of Engineers", ne montrent pas de migration importante des contaminants, même une décennie après la mise en place du recouvrement.

JK/hc..

## RÉFÉRENCES

Brannon J.M. et al. (1985). Effectiveness of Capping in Isolating Contaminated Dredged Material from Biota and the Overlying Water. US Army Engineer Waterways Experiment Station, Rapport technique numéro D-85-10, Department of the US Army Corps of Engineers.

Brannon J.M. and M.E Poindexter-Rollings (1990). Consolidation and Contaminant Migration in a Capped Dredged Material Deposit. *The Science of the Total Environment*, 91: 115-126.

Ficklin J. K. et al. (1988). St. Paul Waterway Remedial Action and Habitat Restoration Project. Contaminated Marine Sediments : Assessment and Remediation.

Instanes, D. (1994). Pollution Control of a Norwegian Fjord by Use of Geotextile. Cinquième conférence internationale sur les géotextiles, géomembranes et les produits s'y rattachant. Singapore. Pages 5-9.

Sumeri, Alex. Dredged Material is not Spoil. A Report on the Use of Dredged Material in Puget Sound to Isolate Contaminated Sediments. US Army Corps of Engineers, District de Seattle, Washigton.

Sumeri, Alex. (1989). Confined Aquatic Disposal and Capping of Contaminated Bottom Sediment in Puget Sound. XII<sup>th</sup> congrès mondial sur le dragage, Orlando, Floride. US Army Corps of Engineers, Seattle District, Washington.

Sumeri, A. et al. (1991). Sediments Chemistry Profiles of Capped In situ and Dredged Sediment Deposits : Results from Three US Army Corps of Engineers Offices. Actes du 24<sup>ème</sup> séminaire annuel sur le dragage, J.B. Herbich, rédacteur, Centre pour les études sur le dragage, rapport No. 321, Université A&M Texas, College Station, TX, pp. 161-188.

Thibodeaux L.J. et al. (1990). A Theoretical Evaluation of the Effectiveness of Capping PCB Contaminated New Bedford Harbor Bed Sediments. Université de Louisiane, Baton Rouge, La.

US Army Engineer Waterways Experiment Station, Environmental Laboratory (1988). A Procedure for Determining Cap Thickness for Capping Subaqueous Dredged Material Deposits. Environmental Effects of Dredging – notes techniques.

US Environmental Protection Agency (1998). Guidance for In-Situ Subaqueous Capping of Contaminated Sediments. Programme ARCS (EPA 905-B96-004).

Weldon S. and Louis J. Thibodeaux. (1990). Bioturbation: A Facilitator of Contaminant Transport in Bed Sediments. *Environmental Progress*, Vol. 9 No. 4.

Zeman, Alex J. (1994). Subaqueous Capping of Very Soft Contaminated Sediments. National Research Council Canada. Réimprimé du Canadian Geotechnical Journal, Volume 31, Number 4, Pages 570-577.

Zeman, A.J. and Patterson, T.S. (1997). Preliminary Results of Demonstration Capping Project in Hamilton Harbour. *Water Quality Resources Journal Canada*, Volume 32, No. 2, Pages 439-452.

## **Annexe C**

---

Options de dragage - Rapport sur le traitement  
des eaux

**Projet de restauration des sédiments de l'Île-aux-Chats**  
**Options de dragage – Traitement de l'eau**

5804

Mars 1999



**Teconsult Environnement Inc.**

experts-consultants  
65, RUE STE-CATHERINE OUEST, MONTRÉAL, (QUÉBEC) CANADA

## TABLE DES MATIÈRES

---

	page
1 INTRODUCTION .....	1
2 CONTEXTE GÉNÉRAL DU PROJET .....	2
3 MÉTHODOLOGIE .....	3
3.1 Méthode d'échantillonnage sur le terrain .....	3
3.2 Préparation des échantillons en laboratoire.....	5
3.3 Analyses chimiques et toxicologiques.....	6
3.3.1 Analyses Chimiques .....	6
3.3.2 Analyse toxicologique.....	10
4 RÉSULTATS DU LABORATOIRE .....	12
5 DISCUSSION .....	15
5.1 Solides en suspension .....	15
5.2 Toxicité .....	15
5.4 pH et conductivité .....	17
6 CONCEPTION PRÉLIMINAIRE DES BASSINS DE TRAITEMENT DE L'EAU.....	21
7 DÉTAILS DES COÛTS .....	23
8 CONCLUSION.....	26

## LISTE DES TABLEAUX

---

	page
TABLEAU 1 OBJECTIFS PRÉLIMINAIRES DE REJET DE L'EAU POUR LE PROJET DE RESTAURATION DES SÉDIMENTS DE L'ÎLE-AUX-CHATS .....	4
TABLEAU 2 RÉSUMÉ DU CONTENU DES BARILS .....	7
TABLEAU 3 MÉTHODES ET LIMITES DE DÉTECTION POUR LES ANALYSES CHIMIQUES SUR LES ÉCHANTILLONS D'EAU .....	8
TABLEAU 4 MÉTHODES ET LIMITES DE DÉTECTION POUR LES ANALYSES CHIMIQUES SUR LES ÉCHANTILLONS DE SÉDIMENTS .....	9
TABLEAU 5 MÉTHODES POUR LES ANALYSES TOXICOLOGIQUES .....	11
TABLEAU 6 RÉSULTATS DE LABORATOIRE DES ANALYSES CHIMIQUES DES SÉDIMENTS ET DU SURNAGEANT .....	13
TABLEAU 7 RÉSULTATS DE LABORATOIRE POUR LE PH ET LA CONDUCTIVITÉ .....	14
TABLEAU 8 CARACTÉRISTIQUES PHYSIQUES DES BASSINS .....	22
TABLEAU 9 RÉSUMÉ DES COÛTS ESTIMÉS DU TRAITEMENT DU MÉLANGE EAU-SÉDIMENTS .....	26
TABLEAU 10 RÉSUMÉ DES COÛTS INITIAUX ET ACTUELS DU TRAITEMENT DE L'EAU .....	27

## LISTE DES FIGURES

---

	page
FIGURE 1    CONCENTRATIONS DE SOLIDES EN SUSPENSION DANS LE SURNAGEANT .....	16
FIGURE 2    VARIATION DU PH AVEC LE TEMPS DANS LE SURNAGEANT .....	19
FIGURE 3    VARIATION DE LA CONDUCTIVITÉ AVEC LE TEMPS DANS LE SURNAGEANT .....	20

## 1 INTRODUCTION

L'objectif du présent rapport est de répondre aux commentaires du MEF concernant le dragage. Il est à noter, cependant, que l'option de dragage n'a pas été retenue par AlliedSignal comme alternative de restauration dans le projet de l'Île-aux-Chats. Le rapport présente les résultats des tests réalisés en laboratoire en septembre 1998 dans le but de statuer sur la faisabilité économique du traitement des eaux usées résultant du dragage des sédiments contaminés situés le long de la rive nord-ouest (Secteur A) de l'Île-aux-Chats afin qu'elles se conforment aux nouveaux critères de rejet établis par le ministère de l'Environnement du Québec (MEF). Les objectifs principaux des tests consistaient à (1) mesurer la variation des concentrations de plusieurs paramètres dans le surnageant après différentes périodes de décantation et (2) déterminer le coût de traitement de l'eau avant son déversement dans le fleuve St-Laurent. Le rapport est composé de 7 chapitres incluant l'introduction. Le Chapitre 2 donne des informations générales sur la méthode de dragage. Le Chapitre 3 décrit la méthodologie pour l'échantillonnage sur le terrain, la préparation des échantillons au laboratoire et la réalisation des analyses chimiques et toxicologiques en laboratoire. Les résultats des analyses de laboratoire sont résumés au Chapitre 4. Le Chapitre 5 présente une discussion des résultats et de leur interprétation. La conception envisagée du procédé de traitement de l'eau est présentée au Chapitre 6 alors que les données relatives aux coûts sont détaillées au Chapitre 7. Enfin, les conclusions du rapport sont présentées au Chapitre 8.

## 2 CONTEXTE GÉNÉRAL DU PROJET

Dans le but d'évaluer l'alternative de dragage des cendres de pyrite le long de la rive nord-ouest de l'Île-aux-Chats (Secteur A), la drague "Amphibex", dont la performance est jugée meilleure que celle des dragues hydrauliques conventionnelles, a été considérée. Le pourcentage moyen de solides dans les boues draguées est très variable mais il est estimé qu'il varie, dans le cas de l'Île-aux-Chats, entre 15 et 25 % du poids. Comme le volume total de sédiments à draguer atteint 120 000 m<sup>3</sup> de solides (cendres de pyrite saturées), les boues résultantes qui devront être pompées et traitées seront de l'ordre de 680 000 m<sup>3</sup> à 480 000 m<sup>3</sup>.

La capacité moyenne de pompage de boues de la drague "Amphibex" pour des sédiments semblables est d'environ 50 m<sup>3</sup>/hr (30 à 50 m<sup>3</sup>/hr selon les opérateurs de cette drague), ou 500 m<sup>3</sup>/jour (à raison de 10 heures de travail par jour). Ainsi, cela prendrait environ 960 jours ou 5,7 années (en considérant un volume optimiste de 480 000 m<sup>3</sup>) pour réaliser le projet de dragage si seulement une drague est utilisée. Cependant, si trois (3) dragues sont utilisées, la durée du projet serait réduite à 2 années. La quantité journalière de boues générées atteindrait alors 1 500 m<sup>3</sup>. Si seulement deux (2) dragues sont utilisées, le projet nécessiterait environ 3 années et la quantité journalière de boues générées serait proche de 1 000 m<sup>3</sup>.

Les boues générées par les activités de dragage devront faire l'objet d'un traitement primaire dans des bassins de décantation. Une conception préliminaire de ces bassins est présentée au Chapitre 5.

### 3 MÉTHODOLOGIE

Dans le but de vérifier la qualité du surnageant, après que les solides contenus dans les boues aient pu se déposer dans les bassins, et pour déterminer si l'effluent peut être déversé dans le fleuve St-Laurent sans traitement supplémentaire, des analyses chimiques ont été réalisées sur quatre (4) échantillons de surnageant obtenus après différentes périodes de décantation, soit 16, 24, 48 et 72 heures. Les analyses réalisées sur les échantillons ont inclus tous les paramètres chimiques mentionnés dans les nouveaux critères de rejet recommandés par le MEF pour ce projet (Tableau 1). Les analyses de toxicité ont porté sur trois échantillons: le premier après 48 heures de décantation, le second après 72 heures de décantation et le troisième sur l'eau de contrôle du fleuve après 72 heures.

La méthodologie qui a été suivie à la fois sur le terrain et au laboratoire est présentée ci-après :

#### 3.1 Méthode d'échantillonnage sur le terrain

1. Une quantité de 130 kg (75 litres) de cendres de pyrite saturées in-situ a été prélevée le long de la rive nord-ouest de l'Île-aux-Chats. Les sédiments ont été prélevés à l'aide d'une benne preneuse à cinq différents endroits dans le but d'obtenir un échantillon représentatif des différents types de cendres de pyrite et de boues dans le Secteur A, où la restauration est proposée.
2. Une quantité de 200 litres d'eau du fleuve a été directement prélevée dans le Secteur A, alors que 140 litres ont été prélevés en amont de l'Île-aux-Chats (Île-de-la-Grosse-Pointe) pour servir d'échantillon contrôlé dans la comparaison des résultats.
3. Les échantillons de sédiments et d'eau obtenus sur le site ont été placés dans des contenants étanches en polyéthylène d'un volume de 20 litres. Ces contenants ont été scellés pour protéger les sédiments d'une exposition à l'air qui pourrait causer une oxydation de la pyrite.

**TABLEAU 1****OBJECTIFS PRÉLIMINAIRES DE REJET DE L'EAU POUR LE  
PROJET DE RESTAURATION DES SÉDIMENTS DE L'ÎLE-AUX-CHATS**

<b>Paramètre</b>	<b>Concentration amont (µg/L)</b>	<b>Critères de qualité de l'eau<sup>2</sup> (µg/L)</b>	<b>Objectifs de rejet environnemental (µg/L)</b>
As	0,6	1,4	81
Cd	0,1	1,3	120
Cu	1,2	14	1 281
Fe	20	300	28 000
Hg	0,0003	0,0013	0,10
Pb	0,4	4,0	360
Se	0,2	5,0	480
Zn	2,0	124	12 200
MES	2 000	10 % de l'amont	33 000
Toxicité aiguë	-	1 Uta	1 Uta
Toxicité chronique	-	1 Utc	100 Utc

<sup>1</sup> : Cet objectif de rejet préliminaire est basé sur un débit de 28 L/s et pour une période de rejet de moins d'un an dans le cas de l'arsenic

<sup>2</sup> : Critères de qualité de l'eau du MEF, spécifiques au site, en bout du tuyau de rejet, dans la zone de mélange (à 300 m du rivage)

4. L'eau du fleuve ainsi que les échantillons de sédiments prélevés ont été aussitôt transportés au laboratoire analytique. Corporation des Services Analytiques Philip (Anjou, Québec).

### 3.2 Préparation des échantillons en laboratoire

1. Une fois au laboratoire, le poids des sédiments et leur teneur en eau ont été déterminés (selon la formule  $(P_{\text{eau}} / P_{\text{solides}}) * 100$ ). La teneur en eau moyenne est d'environ 86 %.
2. Après avoir déterminé la teneur en eau, la quantité théorique d'eau devant être ajoutée pour obtenir des boues contenant 25 % de solides secs (en poids) et 75 % d'eau (comme les boues qui seraient pompées par la drague "Amphibex") a été calculée à l'aide de la formule suivante:

$$P_{\text{eau}} = [(x / (1 + w)) * 3] - [(x * w / (1 + w))]$$

- où,
- |                  |   |   |
|------------------|---|---|
| $P_{\text{eau}}$ | = | poids de l'eau du fleuve qu'il faut ajouter                           |
| $x$              | = | poids de l'échantillon de sédiments saturés                           |
| $w$              | = | teneur en eau de l'échantillon de sédiments déterminée au laboratoire |

En pratique, trois (3) barils en acier de 225 litres ont été utilisés au laboratoire. Les deux (2) premiers ont été utilisés pour les boues de cendres de pyrite alors que le troisième a été uniquement rempli d'eau du fleuve obtenue en amont du site (pour des raisons de contrôle).

3. Environ soixante-cinq (65) kg de sédiments saturés ont été placés dans chacun des deux premiers barils, et ils ont été mélangés avec 80 litres d'eau du fleuve à l'aide de pales en acier inoxydable fixées sur une perceuse à fort rendement et à vitesses variables. Le but de l'exercice était de simuler, en laboratoire, les conditions qui prévaudraient dans les bassins de sédimentation primaires après le dragage. Cent (100) litres d'eau du fleuve obtenus en amont du site ont été placés dans le troisième baril pour servir de contrôle pour la comparaison des résultats chimiques et

toxicologiques entre les barils. Le tableau 2 donne un aperçu du contenu de chacun des trois barils.

### 3.3 Analyses chimiques et toxicologiques

#### 3.3.1 Analyses Chimiques

1. Tout au long de l'expérience, les barils ont servi de bassins de décantation. Des échantillons de surnageant ont été prélevés dans la partie supérieure des barils à l'aide de tubes de type "Wattera", qui permettaient de ne pas remuer le mélange eau-sédiments contenu dans les barils.
2. Trois (3) échantillons d'eau ont été retirés du premier baril à trois moments différents, soit à 16, 24 et 48 heures, alors que quatre (4) échantillons d'eau ont été retirés du second et du troisième (contrôle) baril à quatre moments différents soit à 16, 24, 48 et 72 heures. De plus, les sédiments dans les deux barils ont été analysés avant d'être mélangés avec l'eau du fleuve, et l'eau du troisième baril a été analysée au début de l'expérience (c.à.d. à  $t = 0$ ). Ainsi, à la fin, trois (3) groupes de résultats étaient disponibles à des fins de comparaison et pour vérifier l'exactitude des résultats. Il est à noter que le pH et la conductivité ont été mesurés à des intervalles réguliers de deux heures durant les heures d'ouverture du laboratoire.
3. Les analyses chimiques réalisées sur les échantillons de surnageant retirés des barils ont été effectuées par le laboratoire selon les méthodes et les limites de détection présentées au tableau 3, alors que les analyses chimiques réalisées sur les échantillons de sédiments ont été effectuées selon les méthodes et les limites de détection présentées dans le tableau 4. Des mesures d'assurance qualité et de contrôle de qualité, incluant des duplicata et des matériaux de référence certifiés, ont été appliquées par le laboratoire.

**TABLEAU 2**

**RÉSUMÉ DU CONTENU DES BARILS**

Baril	Humidité (mesurée en laboratoire) $\frac{P_{\text{eau}}}{P_{\text{total}}} \times 100$ (%)	Teneur en eau $\frac{P_{\text{eau}}}{P_{\text{solides}}} \times 100$ (%)	Poids des Sédiments (kg)	Quantité théorique d'eau qui doit être ajoutée pour avoir 25 % de solides en poids (L)	Quantité réelle d'eau ajoutée (L)	Pourcentage réel de solides dans le mélange eau-sédiments (%)
1	45,1	82	64,05	77,0	80	24,4
2	47,3	90	65,55	72,5	80	23,7
3	NA <sup>1</sup>	NA	0	NA	100	0

<sup>1</sup> NA: Non applicable

**TABLEAU 3**

**MÉTHODES ET LIMITES DE DÉTECTION POUR LES ANALYSES CHIMIQUES SUR LES ÉCHANTILLONS D'EAU**

<b>Paramètre</b>	<b>Méthodes analytiques</b>	<b>Référence</b>	<b>Limite de détection (µg/L)</b>
As	Génération d'hydrure	MENVIQ. 90.02/204-As 1.1	1,00
Cd	Détermination des métaux par ICP	Standard Methods, 3030 K and 3120. EPA 200.2	1,00
Cu	Détermination des métaux par ICP	Standard Methods, 3030 K and 3120. EPA 200.2	2,00
Fe	Détermination des métaux par ICP	Standard Methods, 3030 K and 3120. EPA 200.2	20,00
Hg	Vapeur froide	MENVIQ, Mercury Analysis Methods, Best 79-13	0,10
Pb	Détermination des métaux par ICP	Standard Methods, 3030 K and 3120. EPA 200.2	4,00
Se	Génération d'hydrure	MENVIQ. 90.02/204-Se 1.1	1,00
Zn	Détermination des métaux par ICP	Standard Methods, 3030 K and 3120. EPA 200.2	10,00
SS	Solides séchés à 103-105 degrés	Standard Methods, 2540 D	5 000
pH	Méthode électrométrique	MENVIQ.89.08/113 - pH 1.1	0,05
Conductivité	Cellule de conductivité	Standard Methods 2510 B	5 µS/cm

**TABLEAU 4****MÉTHODES ET LIMITES DE DÉTECTION POUR LES  
ANALYSES CHIMIQUES SUR LES ÉCHANTILLONS DE SÉDIMENTS**

<b>Paramètre</b>	<b>Référence</b>	<b>Limite de détection (mg/kg)</b>
As	STM-3114C	0,50
Cd	EPA-6010B	0,20
Cr	EPA-6010B	5,00
Cu	EPA-6010B	2,00
Fe	EPA-6010B	10,00
Hg	EPA-6010B	0,02
Ni	EPA-6010B	2,00
Pb	EPA-6010B	10,00
Se	EPA-6010B	0,50
Zn	EPA-6010B	5,00

### 3.3.2 Analyse toxicologique

1. Après 48 heures, les analyses chimiques sur le premier baril ont été arrêtées et 62 litres (la quantité minimale nécessaire pour les analyses toxicologiques) de surnageant ont été prélevés de la partie supérieure du baril et placés dans des conteneurs étanches de vingt (20) litres. Ces conteneurs ont été par la suite conservés à une température constante et transportés au laboratoire Envirolab (Ville de Québec).
2. Après 72 heures, les analyses chimiques sur le second baril ont été arrêtées et 62 litres de surnageant ont été retirés de la partie supérieure du baril (comme pour le premier baril) et envoyés à Envirolab.
3. L'eau provenant du troisième baril (baril de contrôle) a été aussi analysée après 72 heures en suivant la même procédure décrite ci-dessus.
4. Des analyses de toxicité ont été réalisées sur le surnageant selon les méthodes présentées au tableau 5. Le laboratoire, qui est accrédité par le MEF pour de telles analyses de toxicité, réalise des programmes des mesures typiques d'assurance-qualité et de contrôle de qualité comme des duplicata et des matériaux de référence certifiés.

**TABEAU 5**

**MÉTHODES POUR LES ANALYSES TOXICOLOGIQUES**

Analyse	Référence	Volume d'échantillon (litres)
<b>Toxicité aiguë</b>		
<i>Daphnia magna</i> (CL <sub>50</sub> -48h)	Centre d'analyses environnementales du Québec, MA 500 - D.mag. 2.0	1
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (CL <sub>50</sub> -96h)	Protocole d'Environnement Canada 1990, SPE 1/RM/13	20
<i>Pimephales promelas</i> (CL <sub>50</sub> -96h)	Protocole du U.S.EPA 1991, EPA/600/4-90-027	20
<b>Toxicité chronique</b>		
<i>Pimephales promelas</i> (croissance de larves)	Protocole d'Environnement Canada 1992, SPE 1/RM/22	20
<i>Selenastrum capricornutum</i> (croissance d'algues )	Centre d'analyses environnementales du Québec, MA 500 - S.cag. 2.0, 1997	1

#### 4 RÉSULTATS DU LABORATOIRE

Les résultats des analyses réalisées au laboratoire sont présentés dans les tableaux 6 et 7. Le tableau 6 résume les résultats des analyses chimiques qui ont été réalisées sur les sédiments et sur le surnageant, alors que le tableau 7 présente uniquement les mesures du pH et de la conductivité qui ont été prises à des intervalles réguliers de deux heures.

TABLEAU 6

## RÉSULTATS DE LABORATOIRE DES ANALYSES CHIMIQUES DES SÉDIMENTS ET DU SURNAGEANT

Paramètre	Unités		Baril 1 <sup>a</sup>				Baril 2 <sup>b</sup>					Baril 3 <sup>c</sup> (contrôle)					Objectif environnemental de rejet
	Sédiments	Eau	Sédiments	Eau-16 hrs	Eau-24 hrs	Eau-48 hrs	Sédiments	Eau-16 hrs	Eau-24 hrs	Eau-48 hrs	Eau-72 hrs	Eau-0 hrs	Eau-16 hrs	Eau-24 hrs	Eau-48 hrs	Eau-72 hrs	
Humidité= $P_{\text{eau}}/P_{\text{total}}$	%	NA <sup>1</sup>	45,1	NA	NA	NA	47,3	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Teneur en eau calculée= $P_{\text{eau}}/P_{\text{solides}}$	%	NA	82	NA	NA	NA	90	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Solides dans le mélange eau-sédiments <sup>2</sup>	%		24,4				23,7					NA					NA
pH	Unitless	Unitless	6,96	7,41	7,23	7,49	6,98	7,13	7,09	7,2	7,14	7,74	8,22	8,27	8,2	8,39	Aucun
Conductivité	NA	µS/cm	NA	640	710	830	NA	2 000	2 000	2 700	2 500	290	280	280	310	280	Aucun
Arsenic	mg/kg	µg/L	86	40	53	38	60	72	68	37	46	1	<1	<1	1	1	81
Cadmium	mg/kg	µg/L	13,0	1,0	1,0	1,0	12,0	1,0	1,0	1,0	1,0	<1	<1	<1	<1	<1	120
Chrome	mg/kg	µg/L	18	<2	<2	<2	18	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	Aucun
Cuivre	mg/kg	µg/L	1 100	14	7	3	960	11	5	2	2	<2	<2	<2	<2	<2	1 281
Fer	mg/kg	µg/L	480 000	2 600	2 100	950	370 000	6 000	5 900	3 200	4 600	20	30	<10	<10	<10	28 000
Mercure	mg/kg	µg/L	2,2	<0,1	<0,1	<0,1	0,04	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,10
Nickel	mg/kg	µg/L	33	<2	<2	<2	27	2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	Aucun
Plomb	mg/kg	µg/L	120	9	4	4	110	6	5	4	<4	<4	<4	<4	<4	<4	360
Sélénium	mg/kg	µg/L	190	25	16	10	130	23	16	15	17	1	<1	<1	<1	<1	480
Zinc	mg/kg	µg/L	2 600	55	32	19	2 400	52	34	21	23	14	10	12	17	14	12 200
Solides en suspension	NA	µg/L	NA	20 000	22 000	100 000	NA	10 000	28 000	13 000	12 000	<5 000	<5 000	<5 000	6 000	<5 000	33 000
<b>Toxicité aiguë</b>																	
CL50-48 <i>Daphnia magna</i>	NA	Uta	NA	NM <sup>3</sup>	NM	1,2	NA	NM	NM	NM	<1	NM	NM	NM	NM	<1	1 Uta
CL50-96 <i>Pimephales promelas</i>	NA	Uta	NA	NM	NM	<1	NA	NM	NM	NM	<1	NM	NM	NM	NM	<1	1 Uta
CL50-96 <i>Oncorhynchus mykiss</i>	NA	Uta	NA	NM	NM	<1	NA	NM	NM	NM	<1	NM	NM	NM	NM	<1	1 Uta
<b>Toxicité chronique</b>																	
<i>Pimephales promelas</i>	NA	Utc	NA	NM	NM	<1	NA	NM	NM	NM	<1	NM	NM	NM	NM	<1	100 Utc
<i>Sélénastrum capricornutum</i>	NA	Utc	NA	NM	NM	<1	NA	NM	NM	NM	<1	NM	NM	NM	NM	1,7	100 Utc

Notes: <sup>a</sup>Baril 1 : Surnageant du mélange eau-cendres de pyrite (poids de pyrite saturée = 64,05 kg)

<sup>b</sup>Baril 2 : Surnageant du mélange eau-cendres de pyrite (poids de pyrite saturée = 65,55 kg)

<sup>c</sup>Baril 3 : Eau du fleuve prélevée en amont de l'île-aux-Chats

<sup>1</sup> NA: Non applicable

<sup>2</sup> Calculé en divisant le poids des solides secs dans le mélange par le poids total des solides et de l'eau dans le mélange

<sup>3</sup> NM: Non mesuré

Les cellules ombrées dénotent les valeurs qui dépassent l'objectif environnemental de rejet

**TABEAU 7**

**RÉSULTATS DE LABORATOIRE POUR LE PH ET LA CONDUCTIVITÉ**

Temps	Baril 1		Baril 2		Baril 3	
	pH	Conductivité (µS/cm)	pH	Conductivité (µS/cm)	pH	Conductivité (µS/cm)
0 hrs	NM <sup>1</sup>	NM	NM	NM	7,74	290
16 hrs	7,41	640	7,13	2000	8,22	280
19 hrs	7,36	670	7,02	2000	8,3	270
21 hrs	7,36	700	7,06	2000	8,28	280
24 hrs	7,23	710	7,09	2000	8,27	280
40 hrs	7,50	790	7,19	2600	8,26	300
42 hrs	7,53	800	7,19	2600	8,32	290
44 hrs	7,51	780	7,20	2600	8,31	290
46 hrs	7,39	780	7,25	2600	8,32	300
48 hrs	7,49	830	7,20	2700	8,20	310
64 hrs	NM	NM	7,38	2700	8,31	310
66 hrs	NM	NM	7,49	2500	8,32	290
68 hrs	NM	NM	7,28	2500	8,33	290
70 hrs	NM	NM	7,27	2400	8,37	290
72 hrs	NM	NM	7,14	2500	8,39	280

**Notes:** Baril 1 : Surnageant provenant du mélange eau-cendres de pyrite

Baril 2 : Surnageant provenant du mélange eau-cendres de pyrite

Baril 3 : Eau du fleuve prélevée en amont de l'île-aux-Chats

<sup>1</sup>NM : Non mesuré

## 5 DISCUSSION

### 5.1 Solides en suspension

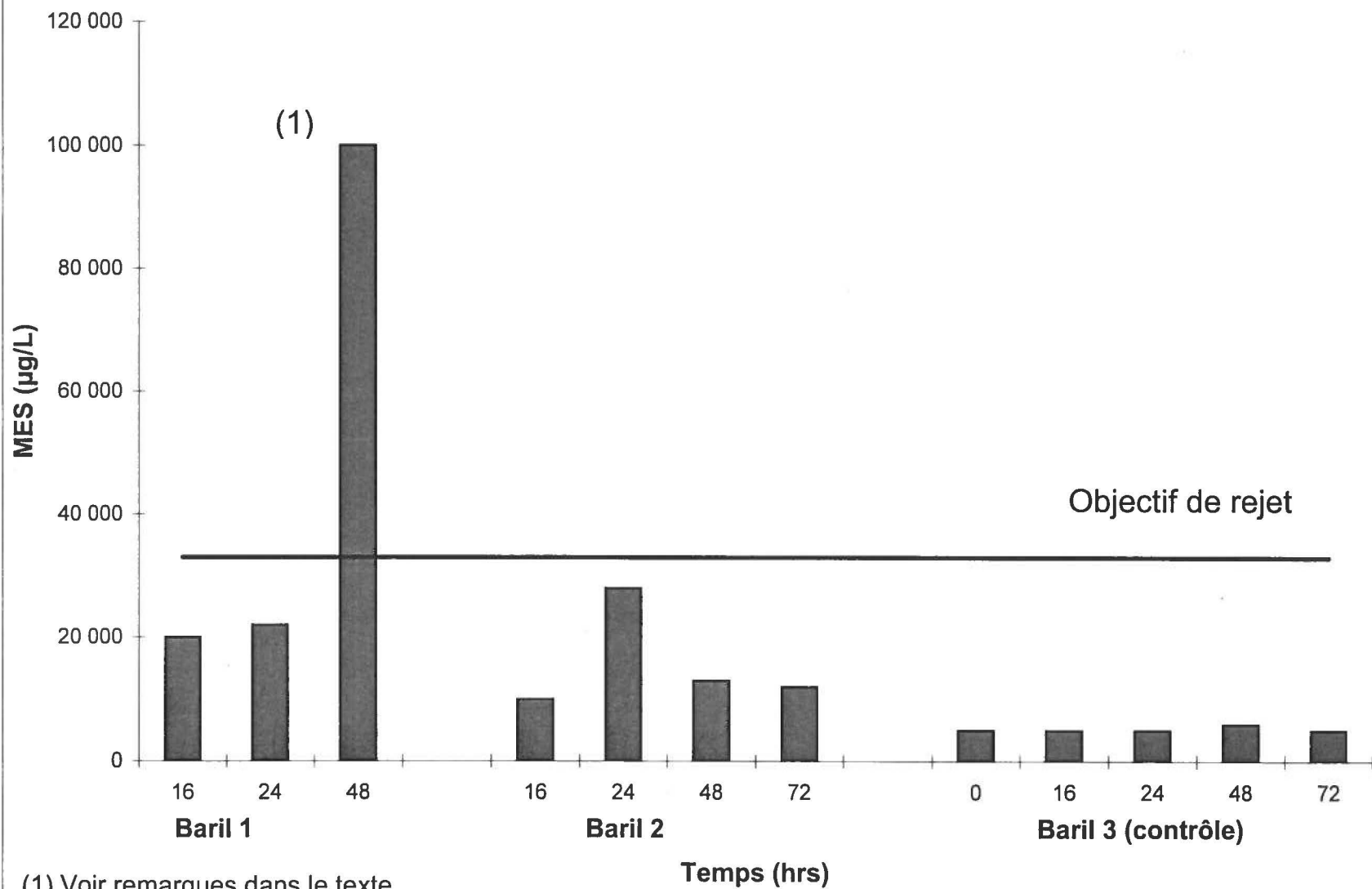
L'évolution dans le temps de la concentration des solides en suspension est montrée à la figure 1. Les concentrations mesurées étaient toutes en deçà des objectifs fixés par le MEF, mis à part la concentration mesurée après 48 heures dans le baril 1, qui était presque cinq fois plus grande que les concentrations mesurées après 16 et 24 heures dans le même baril. Cette valeur anormalement élevée est due au fait que l'échantillon d'eau analysé a été prélevé très près de l'interface entre les sédiments et l'eau dans le baril, ce qui a causé une remise en suspension des sédiments. De ce fait, cette valeur devrait être négligée parce qu'elle résulte d'un incident isolé. En fait, la concentration mesurée dans le baril 2 après 48 heures a été trois fois plus petite que l'objectif de rejet.

Les faibles fluctuations des concentrations des solides en suspension (c.à.d. le fait que certaines concentrations ont été plus élevées que celles mesurées précédemment) ont probablement été causées par la prise de certains échantillons très près de l'interface eau-sédiments où la concentration de particules est plus élevée.

### 5.2 Toxicité

En général, les analyses de toxicité aiguë et chronique réalisés sur le surnageant après 48 heures (pour le premier baril) et 72 heures (pour le second et le troisième baril) ont donné, dans tous les cas, des résultats qui étaient inférieurs aux objectifs du MEF sauf pour l'analyse de toxicité aiguë de *Daphnia magna* réalisé sur l'eau du baril 1 après 48 heures. Cette dernière valeur a légèrement dépassé l'objectif environnemental et ceci est dû à une remise en suspension des sédiments qui a eu lieu lorsqu'on a prélevé l'échantillon d'eau nécessaire aux analyses de toxicité. Cette remise en suspension a été causée par le fait qu'on a eu besoin de retirer presque tout le surnageant disponible pour obtenir les 62 litres représentant le minimum requis pour les analyses. Cette valeur n'est donc pas représentative des conditions réelles et doit être remise en question.

**Figure 1: Concentrations de solides en suspension dans le surnageant**



(1) Voir remarques dans le texte

### 5.3 Métaux

Les concentrations de dix métaux lourds ont été initialement mesurées dans les sédiments et dans l'eau de contrôle, puis dans le surnageant à différents intervalles de temps. Il y a eu une diminution générale des concentrations de métaux avec le temps, comme prévu, et les valeurs mesurées ont toutes été inférieures aux critères du MEF, 16 heures après le début de l'expérience. Il est intéressant de noter que les concentrations d'arsenic ont varié entre 50 et 90 % de l'objectif de rejet environnemental. Comme on l'a remarqué, l'objectif de rejet pour l'arsenic est basé sur une période de rejet d'un an seulement. L'arsenic pourrait facilement dépasser l'objectif si ce dernier devenait plus strict puisque le système de traitement de l'eau aurait à fonctionner pendant une période de plus d'un an.

### 5.4 pH et conductivité

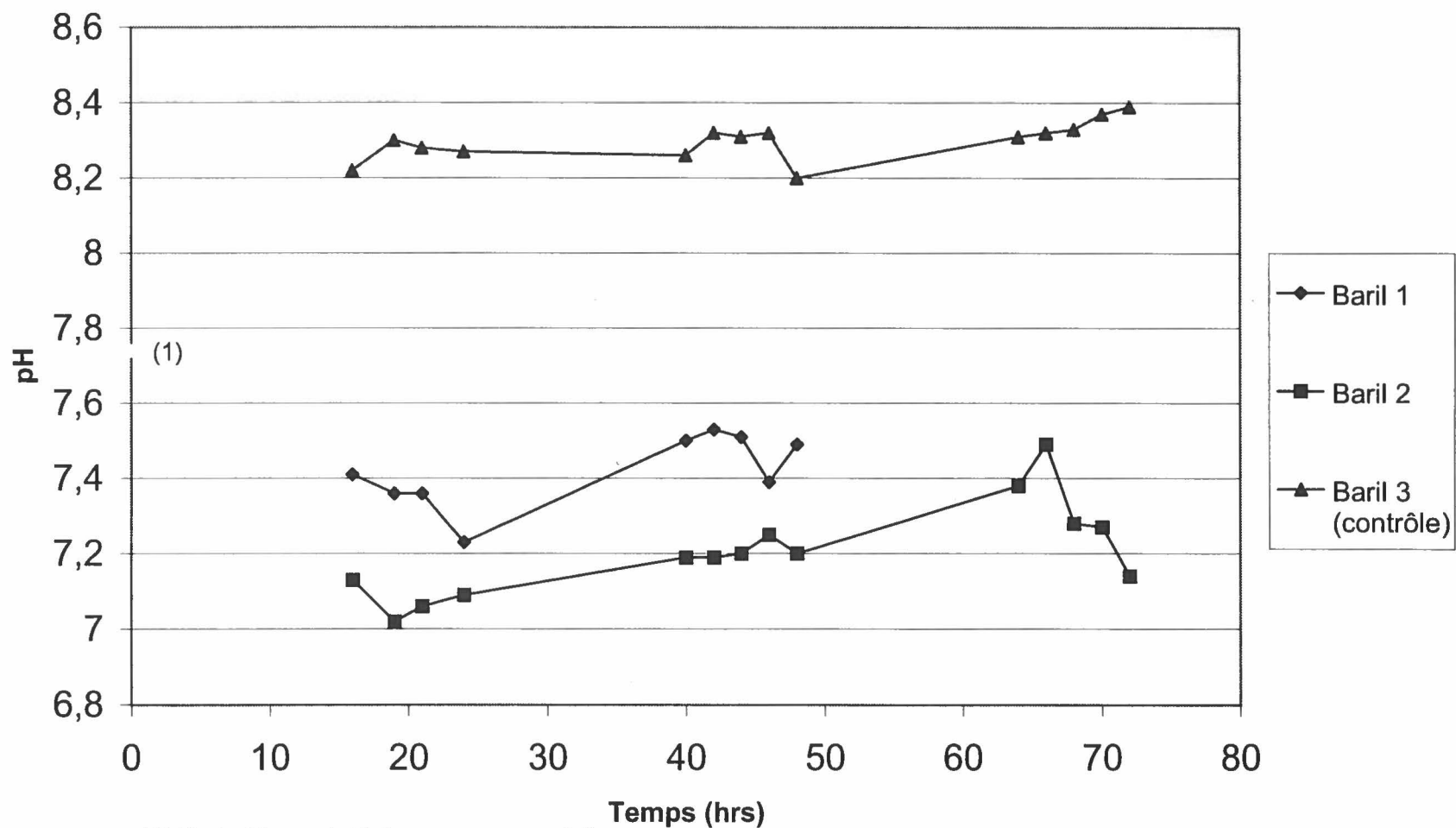
Le pH et la conductivité du surnageant ont été mesurés, dans les deux barils, à des intervalles réguliers de 2 heures durant les heures d'ouverture du laboratoire pour avoir une idée précise et fiable de l'évolution de ces deux paramètres dans le temps. Les figures 2 et 3 montrent cette évolution pour le pH et la conductivité respectivement.

Le pH mesuré s'est avéré être basique pour les trois barils. Cependant, il était moins élevé (et donc moins basique) dans le cas des barils 1 et 2 comparé au baril de contrôle, probablement à cause de la présence, en solution, de cations métalliques hydratés qui sont aussi des acides faibles. En ce qui concerne les tendances, le pH dans les barils 1 et 2 a fluctué autour d'une valeur moyenne de 7,4 pour le baril 1 et 7,2 pour le baril 2. Le pH dans le troisième baril s'est plus ou moins maintenu autour de 8,3 à l'exception de la valeur obtenue à  $t=0$ , qui peut avoir été causée par une erreur analytique.

La conductivité du surnageant a généralement augmenté avec le temps dans les barils 1 et 2 alors qu'elle est restée relativement constante pour le baril 3. La conductivité mesure la capacité d'une solution à transmettre un courant électrique et varie à la fois avec le nombre et le type d'ions en solution. L'augmentation de la conductivité dans les barils 1 et 2 avec le temps peut être attribuée

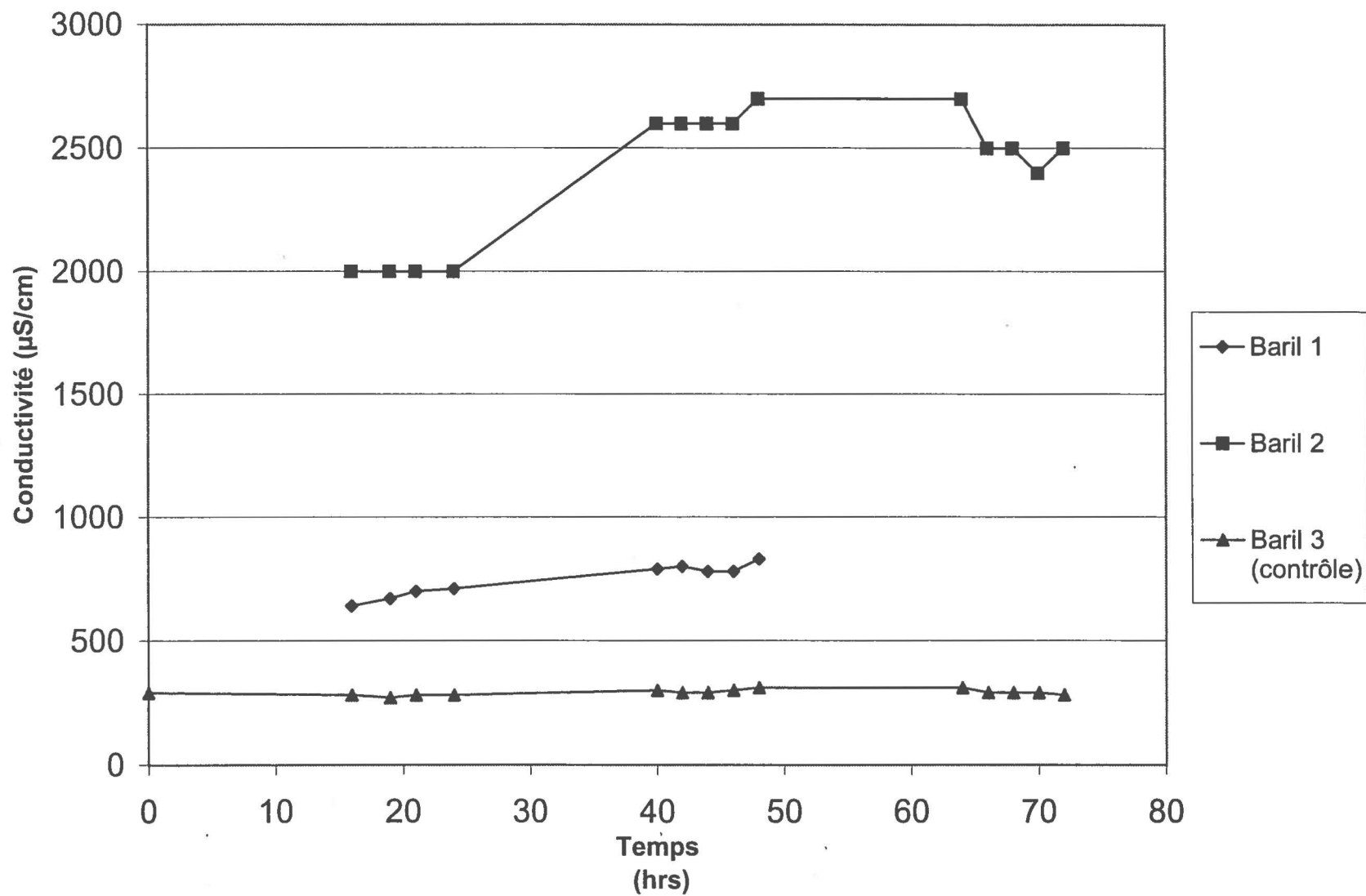
à une augmentation des solides dissous résultant de la longue exposition de l'eau aux sédiments contaminés dans les barils. La diminution apparente de la conductivité dans le baril 2 après 66 heures est probablement due à un échantillonnage très proche de la surface de l'eau.

Figure 2: Variation du pH avec le temps dans le surnageant



(1) Probablement dû à une erreur analytique

**Figure 3: Variation de la conductivité avec le temps dans le surnageant**



## 6 CONCEPTION PRÉLIMINAIRE DES BASSINS DE TRAITEMENT DE L'EAU

Les boues pompées par les dragues doivent être entreposées et traitées sur l'île avant de pouvoir déverser l'effluent dans le fleuve St-Laurent. D'après les résultats des analyses, il semble qu'une période de décantation de 24 heures est suffisante pour satisfaire les critères du MEF indiqués au tableau 1. Ainsi, 4 bassins de décantation ayant, chacun, une période de rétention de 24 heures, ont été envisagés.

Les bassins envisagés sont tous des bassins rectangulaires en terre de forme trapézoïdale avec des pentes de 2H:1V. Chacun des bassins a une capacité de 2 080 m<sup>3</sup>. Les caractéristiques physiques des bassins sont décrites au tableau 8. Deux bassins primaires et deux bassins secondaires ayant chacun un temps de rétention de 24 heures ont été considérés. Chaque bassin est doté d'une plaque déflectrice pour augmenter la proportion de particules piégées par le bassin. Les boues draguées sont pompées chaque jour dans l'un des bassins primaires pendant une période de 10 heures. Durant la même période, l'eau s'écoule, par gravité, via un déversoir, du bassin primaire vers l'un ou l'autre des bassins secondaires (ou les deux), selon le choix de l'opérateur. Vu l'accumulation relativement rapide de boues au fond des bassins primaires, ces derniers doivent être vidés et nettoyés chaque deux jours. Une pompe immergée enlève l'eau du bassin à nettoyer avant que les boues décantées ne soient enlevées mécaniquement et éliminées dans la cellule de confinement. On considère qu'il faudrait, en moyenne, une journée pour nettoyer un bassin primaire.

La surface requise pour la construction des quatre bassins est d'environ 10 000 m<sup>2</sup>. Les bassins devraient être construits au-dessus du niveau du terrain naturel puisque ce dernier n'est qu'à 0,5 m au-dessus du niveau de la nappe phréatique.

**TABLEAU 8****CARACTÉRISTIQUES PHYSIQUES DES BASSINS**

<b>Volume</b>	2 080 m <sup>3</sup>
<b>Profondeur</b>	2 m
<b>Superficie en haut</b>	1 344 m <sup>2</sup>
<b>Superficie en bas</b>	768 m <sup>2</sup>
<b>Rapport longueur/largeur au fond</b>	3:1
<b>Longueur au fond</b>	48 m
<b>Largeur au fond</b>	16 m
<b>Pente sur les côtés</b>	2H:1V
<b>Revanche</b>	0.3 m
<b>Temps de rétention</b>	24 heures

## 7 DÉTAILS DES COÛTS

Le coût de traitement du mélange eau-sédiments, qui proviendra du dragage des sédiments de l'Île-aux-Chats, est estimé au tableau 9. Le coût unitaire varie entre 10,60 \$ et 10,94 \$ par m<sup>3</sup> de boues. Le tableau 10 résume les coûts de traitement et les compare aux coûts qui avaient initialement été estimés dans l'étude d'impact environnemental.

**TABLEAU 9**  
**RÉSUMÉ DES COÛTS ESTIMÉS DU TRAITEMENT DU MÉLANGE EAU-SÉDIMENTS**

<b>Description</b>	<b>25 % de solides dans les boues</b>	<b>15 % de solides dans les boues</b>
Construction des bassins	141 300 \$	141 300 \$
Prises d'eau et déversoirs	157 600 \$	157 600 \$
Enlèvement des sédiments des bassins	1 241 600 \$	1 692 100 \$
Restauration du site	75 100 \$	75 100 \$
Unité de traitement de l'eau	1 150 000 \$	1 276 500 \$
Traitement de l'eau (si nécessaire)	(72 000 m <sup>3</sup> ) 2 484 000 \$	(112 000 m <sup>3</sup> ) 3 864 000 \$
<b>Coût total</b>	<b>5 249 600 \$</b>	<b>7 206 600 \$</b>
Volume de boues	480 000 m <sup>3</sup>	680 000 m <sup>3</sup>
<b>Coût unitaire</b>	<b>10,94 \$/m<sup>3</sup></b>	<b>10,60 \$/m<sup>3</sup></b>

**TABLEAU 10**  
**RÉSUMÉ DES COÛTS INITIAUX ET ACTUELS DU TRAITEMENT DE L'EAU**

	<b>Volume estimé (m<sup>3</sup>)</b>	<b>Coût unitaire du traitement (\$/m<sup>3</sup> de boues)</b>	<b>Coût total du traitement (\$)</b>
<b>Estimé initial</b>	800 000 <sup>1</sup>	50	40 000 000
<b>Estimé final</b>	480 000 <sup>2</sup>	10,94	5 249 600
	680 000 <sup>3</sup>	10,60	7 206 600

<sup>1</sup> basé sur une teneur en solides de 15 % (en volume) dans les boues draguées.

<sup>2</sup> basé sur une teneur en solides de 25 % (en poids) dans les boues draguées.

<sup>3</sup> basé sur une teneur en solides de 15 % (en poids) dans les boues draguées.

## 8 CONCLUSION

Les objectifs des essais en laboratoire dont les résultats sont présentés dans ce rapport, étaient de réévaluer les coûts de traitement de l'eau pour l'alternative du dragage, répondant ainsi aux préoccupations du MEF. Cette réévaluation était devenue nécessaire car (1) le ministère de l'Environnement (MEF) du Québec a récemment modifié les objectifs de rejet de l'eau pour ce projet, et (2) le MEF a demandé à ce que l'estimation du volume total des sédiments à draguer soit révisée en tenant compte de la performance supérieure de la drague "Amphibex" disponible au Québec.

En se basant sur les essais en laboratoire, la conclusion de ce rapport est qu'il coûterait, dans le meilleur des cas, environ 5 249 600 \$CAN pour traiter adéquatement l'eau qui proviendrait des activités de dragage. Le coût de traitement pourrait augmenter à 7 206 600 \$CAN dans le cas où un plus grand volume de boues devait être traité. Ce coût est substantiellement inférieur à l'estimation initiale présentée dans l'étude d'impact et qui était de l'ordre de 40 000 000 \$ CAN. Il y a deux raisons qui expliquent cette différence: (1) il y a eu un changement majeur dans les critères de rejet et (2) il y a eu un changement majeur dans l'estimation du volume de boues qui résulterait du dragage:

*(1) Changement dans les critères de rejet.* Le MEF a établi, en 1991-1992, un ensemble d'objectifs de rejet pour le projet de restauration de la partie terrestre de l'Île-aux-Chats. Ces critères ont été révisés en 1998 et le MEF a proposé un nouvel ensemble d'objectifs moins stricts que les objectifs initiaux.

*(2) Changement dans l'estimation du volume:* dans l'estimation initiale du volume de boues à draguer présentée dans l'étude d'impact, on avait supposé que les boues auraient une teneur en solides de 15 %. Le volume total de boues générées avait été alors estimé à près de 800 000 m<sup>3</sup>. Cependant, après avoir tenu compte du fait que la drague "Amphibex" pouvait pomper des boues ayant une teneur en solides de 25 %, le volume total de boues générées a été réestimé à possiblement 480 000 m<sup>3</sup>.

## **Annexe D**

---

Dragage Environnemental

**ALLIEDSIGNAL INC.**

---

**Dragage Environnemental**

5804

Mars 1999



**Tecsult Environnement Inc.**

experts-conseils  
85, RUE STE-CATHERINE OUEST, MONTRÉAL, (QUÉBEC) CANADA

## TABLE DES MATIÈRES

---

	<b>pages</b>
1 INTRODUCTION.....	1
2 DEFINITION DU DRAGAGE ENVIRONNEMENTAL.....	2
3 ÉTUDES DE CAS.....	3
3.1 Sites Alcoa et GM, Massena, New York, É.-U.....	7
3.2 Bayou Bonfouca, Slidell, Louisiane, É.-U.....	7
3.3 Canaux Birmingham, Birmingham, G.-B.....	8
3.4 Ports de Collingwood et de Hamilton, Ontario, Canada.....	9
3.5 Port de Delfzijl, les Pays-Bas.....	10
3.6 Baie de Guanabara, Rio de Janeiro, Brésil.....	11
3.7 Lac Brabrand, Aarhus, Danemark.....	11
3.8 Lac Järnsjön, Rivière Eman, Suède.....	12
3.9 Marathon Battery, Cold Spring, New York, É.-U.....	13
3.10 Baie de Minamata Bay, Préfecture de Kumamoto, Japon.....	14
3.11 Port de New Bedford, Massachusetts, É.-U.....	15
3.12 Rivière Sheboygan, Wisconsin, É.-U.....	16
3.13 Rivière St. Johns, Floride, É.-U.....	17
3.14 Tylers Beach, Virginie, É.-U.....	18
3.15 Port de Waukegan, Illinois, É.-U.....	18
3.16 Rivière Welland, Ontario, Canada.....	19
4 RÉSUMÉ DES EFFETS BÉNÉFIQUES ET DES EFFETS NÉFASTES DU DRAGAGE ENVIRONNEMENTAL.....	20
4.1 Effets bénéfiques.....	20
4.1.1 L'enlèvement des sédiments contaminés.....	20
4.1.2 Les avantages pour la société.....	20
4.1.3 Loisirs.....	20

## TABLE DES MATIÈRES

---

	<b>pages</b>
4.2 Les effets néfastes .....	21
4.2.1 Impacts sur les cours d'eau .....	21
4.2.2 Problèmes de mise en dépôt des boues draguées .....	22
4.2.3 Problèmes opérationnels et de rendement .....	22
4.2.4 Contamination résiduelle .....	23
5 CONCLUSION.....	24
RÉFÉRENCES.....	26

## 1 INTRODUCTION

Le but de ce document est de fournir une revue de la pratique du dragage environnemental. Il est composé de cinq chapitres. Le chapitre 2 définit le dragage environnemental alors que le chapitre 3 passe en revue un grand nombre de projets et d'études de cas pour lesquels le dragage environnemental a été réalisé, et met l'accent sur les résultats réels obtenus sur le terrain. Le chapitre 4 décrit les principaux impacts positifs et négatifs du dragage environnemental. Finalement, le chapitre 5 consiste en une courte discussion sur l'applicabilité du dragage environnemental à la restauration des sédiments contaminés de l'Île-aux-Chats.

## 2 DÉFINITION DU DRAGAGE ENVIRONNEMENTAL

Le terme "dragage environnemental" a évolué dans les dernières années afin de distinguer le dragage, dont la restauration environnementale est le but premier, du dragage qui vise simplement à enlever les sédiments. L'application la plus courante du dragage inclut le maintien de profondeurs d'eau adéquates dans les ports, les rivières et les canaux, la construction de chenaux pour la navigation ou le contrôle des crues, et la préparation de fondations pour les constructions marines et fluviales. Actuellement, d'importants volumes de matériaux sont dragués régulièrement de par le monde, mais les gens sont de plus en plus conscients des effets que cette pratique a sur l'environnement. Le dragage environnemental, comme tel, nécessite l'enlèvement de quantités précises et relativement petites de sédiments contaminés tout en minimisant la dispersion des sédiments et la libération des contaminants dans le milieu aquatique. Ce dragage est normalement suivi d'une phase de traitement ou de mise en dépôt des sédiments à un autre endroit. D'une manière plus spécifique, les objectifs visés par le dragage environnemental comprennent:

- la minimisation de la dispersion des sédiments contaminés dans l'environnement que ce soit par remise en suspension, déposition sur les couches de surface, ou fuite du pipeline de la drague;
- l'atteinte des niveaux cibles de concentration de contaminants sans causer plus de dommages environnementaux au cours d'eau et au milieu avoisinant;
- le fonctionnement efficace quelques soient les contraintes particulières spécifiques au site (comme la présence de bas-fonds ou d'eau profonde, la présence de roches et de débris, la présence de végétation sous-marine etc.);
- la manipulation, le traitement et la mise en dépôt des matériaux dragués (l'eau et les sédiments) d'une manière sécuritaire pour l'environnement et socialement acceptable;
- la maximisation de l'enlèvement des sédiments contaminés tout en minimisant l'enlèvement de l'eau et des sédiments avoisinants non contaminés et ce, dans des délais raisonnables.

### 3 ÉTUDES DE CAS

Dans un grand nombre de cas où le dragage environnemental a été réalisé, il a été adopté beaucoup plus souvent à cause du besoin de dégager les cours d'eau et les ports des sédiments en excès pour faciliter la navigation, plutôt que seulement pour des raisons de restauration environnementale. Dans la plupart des cas, la raison pour laquelle le dragage environnemental a été adopté consistait en une combinaison de besoins environnementaux et de besoins de navigation, ces derniers jouant un rôle prédominant. Une revue exhaustive de la littérature concernant des projets récents de dragage environnemental a été réalisée. Plusieurs études de cas sont présentées dans les sections suivantes, et plus particulièrement les résultats réels obtenus et les problèmes rencontrés sur le terrain. Le tableau 1 résume les informations pertinentes pour chaque étude de cas.

**TABLEAU 1.**  
**Résumé des études de cas de dragage environnemental**

No.	Projet/Lieu	Date	Volume (m <sup>3</sup> )	Contaminants dans les sédiments	Coût (US \$)	Contamination résiduelle	Références
1	Sites Alcoa et Massena, NY, É.-U.	1995	2 660 (Alcoa) 10 500 (GM)	BPC	4 800 000 (Alcoa) 7 000 000 (GM)	75 ppm (Alcoa) 9 to 90 ppm (GM)	General Electric (97) White (98)
2	Bayou Bonfouca, LO, É.-U.	Vers 1994	121 600	Aromatiques polynucléaires (creosote)	Inconnu	100 ppm (non confirmé)	Palermo et al. (97) General Electric (97)
3	Canaux Birmingham, Birmingham, G.-B.	1993	24 000	Métaux lourds et huiles minérales	1 300 000 (environ)	Inconnu	Bromhead and Beckwith (94)
4	Ports de Collingwood et de Hamilton, Ontario, Canada	1987 (Col.) 1992 (Ham)	4 430 (Col.) 160 (Ham.)	BPC, métaux lourds, huiles et graisses	Inconnu	Inconnu	Herbich (95)
5	Port de Delfzijl, les Pays-Bas	1991	200 000	Hexachlorobenzène, mercure	Inconnu	Inconnu	Arts and Kok (94)
6	Baie de Guanabara, Rio de Janeiro, Brésil <sup>a</sup>	1996	N/A	Métaux lourds	N/A	N/A	Perin et al. (97)
7	Lac Brabrand, Aarhus, Danemark	Inconnu	450 000 <sup>b</sup>	Phosphore	Inconnu	Inconnu	Petersen
8	Lac Järnsjön, Suède	1994	147 000	BPC	6 500 000	Inconnu	Helgée and Svahn (98) Bremle (97)
9	Marathon Battery, NY, É.-U.	1995	58 100	Cadmium	Inconnu	20 ppm (non confirmé)	Palermo et al. (97) Herbich (95) General Electric (97)
10	Baie de Minamata, Kumamoto, Japon	1987	1 510 000	Mercure	Inconnu	8,75 ppm	Yoshinaga (95)
11	Port de New Bedford, MA, É.-U.	1995	11 400	BPC et métaux lourds	970 000 (non confirmé)	Inconnu	Palermo et al. (97), Otis (94) Herbich (95)
12	Rivière Sheboygan, WI, É.-U.	1990	1 911	BPC et métaux lourds	Inconnu	25 à 295 ppm	Herbich (95) General Electric (97) White (98)
13	Rivière St. Johns, FL, É.-U. <sup>c</sup>	1982	Inconnu	N/A	Inconnu	N/A	Herbich (95)
14	Plage Tylers, VA, É.-U. <sup>c</sup>	1991	13 760	N/A	Inconnu	N/A	Herbich (95)
15	Port de Waukegan, IL, É.-U.	1992	25 000	BPC	21 000 000	50 ppm (non confirmé)	Herbich (95) General Electric(97) White (98)
16	Rivière Welland, Ontario, Canada	1991 et 1995	150 et 10 000	Métaux lourds	Inconnu	Inconnu	Herbich (95) Miles and Marr (94) Environnement Canada (95)

<sup>a</sup> Projet de recherche

<sup>b</sup> Planifié

<sup>c</sup> Étude de terrain pour un dragage d'entretien

### 3.1 Sites Alcoa et GM, Massena, New York, É.-U.

Le site Alcoa consiste en un "secteur chaud" contaminé au BPC d'une superficie d'un acre situé en bordure de la rive de la rivière Grasse. À l'emplacement de ce site, l'EPA a financé un projet pilote de dragage à l'échelle réelle avec l'objectif d'atteindre un niveau résiduel de 10 ppm ou moins de BPC. En 1995, Alcoa a dragué et excavé près de 2 660 m<sup>3</sup>. Cependant, malgré des passages répétés avec une drague à tarière horizontale, une concentration résiduelle moyenne supérieure à 75 ppm a été atteinte dans les six premiers pouces des sédiments restants.

Le site GM consiste en une zone de 11 acres près des rives du fleuve St-Laurent, également, contaminé aux BPC. La zone a été divisée en six secteurs par des barrières de turbidité. Le dragage a ensuite été réalisé dans le but d'enlever plus de 85 % des sédiments et d'atteindre une concentration de BPC de 1 ppm ou moins. Près de 10 500 m<sup>3</sup> ont été dragués en 1995. Toutefois, les niveaux cibles de BPC n'ont pas été atteints malgré des efforts intensifs incluant de multiples passages avec une drague à tarière horizontale. Finalement, le projet s'est terminé avec l'approbation de l'EPA, même si des niveaux résiduels de BPC atteignant 9 ppm étaient toujours présents dans cinq des six secteurs. Dans le sixième secteur, des niveaux atteignant 90 ppm étaient toujours présents et le secteur a été finalement recouvert par 18 pouces de sable, de gravier et de pierre.

### 3.2 Bayou Bonfouca, Slidell, Louisiane, É.-U.

Bayou Bonfouca est un projet Superfund situé à Slidell, en Louisiane, à environ 45 milles de la Nouvelle-Orléans. Le site est une usine de traitement du bois au créosote, abandonnée, et située le long d'un cours d'eau, connu sous le nom de Bayou Bonfouca. Ce site est adjacent à un quartier résidentiel. La source de contamination est l'ancienne usine "American Creosote" qui a été construite au tournant du siècle pour produire des pilotis traités au créosote. L'usine est située à l'entrée d'un canal de navigation, propriété du gouvernement fédéral et inclut un petit port de plaisance. Le site terrestre consiste d'environ 50 acres. Plus de 160 000 vg<sup>3</sup> (près de 121 600 m<sup>3</sup>) de sédiments contaminés au créosote à Bayou Bonfouca ont été dragués.

L'objectif de la restauration était d'atteindre 100 mg/kg d'aromatiques polynucléaires totaux. Les matériaux à draguer et à mettre en dépôt consistaient principalement en du silt et de l'argile. Les excavations ont concerné aussi les matières silteuses fines et les matières argileuses dures qui se trouvent sous la couche de sédimentation du cours d'eau. Une nouvelle drague, spécialement conçue et assemblée pour ce site par la corporation "Bean Dredging", a été utilisée. Comme un dragage de précision était demandé dans le contrat, le dragage a été conçu pour enlever la couche de sédiments contaminés avec des marges d'erreur faibles. En pratique, les écarts étaient d'environ 6 pouces.

Selon Palermo *et al.*, les leçons principales à tirer de ce cas concernent le succès général de l'opération. L'utilisation d'une drague spécialement conçue, avec un contrôle soigné durant les opérations, a réduit la quantité de matériaux à traiter et a permis l'enlèvement précis des sédiments. Cependant, selon le rapport de General Electric (GE), il n'y a pas eu de confirmation des niveaux finaux de contamination réellement atteints. En fait, une certaine profondeur prédéterminée d'enlèvement (basée sur les analyses précédant le dragage) a été visée et atteinte, en partant de l'hypothèse qu'au-delà de cette profondeur, les sédiments étaient ou bien non contaminés, ou bien sous le seuil limite ciblé de contamination.

### **3.3 Canaux Birmingham, Birmingham, G.-B.**

Les sédiments dans certaines sections des canaux centraux de Birmingham sont extrêmement contaminés par des métaux lourds et des huiles minérales à cause d'activités industrielles passées. Les sédiments causent des niveaux élevés de métaux dans la colonne d'eau, ce qui empêche le développement d'une végétation aquatique et de bancs de poissons. De plus, la perturbation des sédiments par le passage des navires cause la libération d'huiles minérales qui produisent des reflets huileux peu esthétiques à la surface de l'eau.

"British Waterways", en coopération avec le "Birmingham City Council", a lancé un programme d'améliorations environnementales du système de canaux dans le centre de Birmingham. Le programme implique l'amélioration des cours d'eau en ce qui a trait aux poissons, à la faune, à la flore et à l'esthétique. La zone d'étude comprenait près de 5 km de canaux situés dans le centre

de Birmingham et dans des zones avoisinantes de développements résidentiels existants et nouveaux. La méthode de restauration adoptée consistait à draguer les sédiments jusqu'à une profondeur de 1,5 m sous le niveau de l'eau permettant ainsi l'enlèvement d'un volume de 24 000 m<sup>3</sup>. Les travaux ont débuté en février 1993 et ont été terminés en octobre 1993. La valeur totale des travaux a été de £800 000 (près de 1 300 000 \$US).

Le suivi de la qualité de l'eau à l'intérieur de la zone du projet a été réalisé sur une base hebdomadaire, à plusieurs endroits, à partir d'un navire ancré dans le centre du canal. La température, la conductivité, l'oxygène dissous, le pH et la turbidité ont été surveillés et des échantillons d'eau ont été pris sur une base bimensuelle pour des analyses en laboratoire. Les principaux résultats de la campagne de suivi sont résumés ci-dessous:

- les concentrations d'oxygène dissous sont redevenues comparables aux teneurs de fond à une distance de quelques centaines de mètres de la zone du projet. Cependant, les effets de la turbidité ont été beaucoup plus prononcés et ont influencé une zone située entre 500 m et 1 800 m en aval de la zone du projet. La dispersion du panache en amont a été considérablement moindre qu'en aval;
- les concentrations de nickel et de zinc dissous, comparées à celles des autres métaux ont montré des variations qui semblaient avoir une relation plus directe avec les activités de dragage;
- la DBO et la DCO ont tous deux augmenté suite au dragage à cause de la mise en suspension de matières organiques, d'huiles, et de micro-organismes dans la colonne d'eau;
- le nombre total d'individus et d'espèces invertébrées a diminué dans la zone du projet. Cependant, les nombres d'invertébrés observés à la station de contrôle ont aussi diminué sans raison évidente.

### **3.4 Ports de Collingwood et de Hamilton, Ontario, Canada**

Le port de Collingwood est situé à environ 150 km au nord de Toronto le long de la rive sud de la baie Georgienne. Les sédiments toxiques retrouvés dans le port sont la conséquence des chantiers maritimes qui occupaient le port il y a quelque 100 ans. En 1987, des concentrations élevées de BPC, de chrome, de cuivre, de plomb, de zinc, de fer et de huiles et graisses dépassant les

directives du Ministère de l'Environnement de l'Ontario (MEO) ont été mesurées. Un projet de démonstration de dragage a été réalisé avec une pompe Pneuma et près de 4 430 m<sup>3</sup> ont été dragués. Les niveaux totaux de solides en suspension mesurés lors des travaux de dragage ont été de 18 à 24 mg/l, soit supérieurs aux teneurs de fond.

Dans le cas du port de Hamilton, environ 160 m<sup>3</sup> de sédiments très contaminés ont été enlevés du port, en octobre 1992, dans le cadre d'un projet de démonstration visant à évaluer la performance d'une benne fermée. Selon Herbich, la benne a réussi à enlever les sédiments contaminés en minimisant la perturbation du milieu aquatique.

Il n'y a pas eu de problèmes majeurs rapportés dans le cas des deux sites décrits ci-dessus mais il doit être rappelé que ces projets n'étaient que des projets de démonstration à petite échelle et leurs résultats doivent, par conséquent, être considérés avec prudence.

### **3.5 Port de Delfzijl, les Pays-Bas**

Le port de Delfzijl est situé sur la rive est de la mer du Nord dans l'estuaire de la rivière Eems. Le port est constitué d'un port extérieur et de quelques ports intérieurs. La zone de restauration est située dans le port extérieur, le "Zeehavenkanaal" et est constituée d'un chenal reliant les installations portuaires à la mer.

L'analyse des sédiments, dragués pour faciliter la navigation, a montré qu'une zone bien déterminée était contaminée par deux contaminants, soit le hexachlorobenzène (793 mg/kg) et le mercure (4,5 mg/kg). En 1985, une partie de la couche superficielle contaminée a été enlevée dans le cadre d'un dragage d'entretien et a été mise en dépôt dans un site terrestre contrôlé. Cependant, seul le problème de navigation avait alors été résolu. En 1991, après une étude de la distribution spatiale de la pollution dans les couches de sédiments plus profondes du chenal, il a été décidé que la restauration du "Zeehavenkanaal" par le dragage de quelque 200 000 m<sup>3</sup> de sédiments contaminés était à la fois nécessaire et urgente.

Selon Arts et Kok, l'expérience acquise à la suite de la restauration par dragage, a montré qu'il était très difficile de procéder à un enlèvement sélectif des sédiments contaminés. À plusieurs endroits, les sédiments ont dû être dragués plus profondément qu'initialement prévu, pour s'assurer d'atteindre l'objectif ciblé pour l'enlèvement des sédiments contaminés.

### **3.6 Baie de Guanabara, Rio de Janeiro, Brésil**

La baie de Guanabara est un estuaire de 380 km<sup>2</sup> située entre les villes de Rio de Janeiro et Niteroi, au centre de la région métropolitaine de Rio de Janeiro. La baie reçoit 91 affluents et son bassin hydrographique a une superficie de près de 11 000 km<sup>2</sup>. Plusieurs industries sont situées dans la région de la baie, y compris deux raffineries de pétrole et plusieurs chantiers maritimes. Par conséquent, l'eau et les sédiments, dans la baie, sont pollués par des niveaux élevés de métaux lourds.

Un projet de recherche a été réalisé en vue de déterminer les facteurs impliqués dans la déposition des métaux dans le cours d'eau dans le but d'obtenir de l'information sur les risques environnementaux qui pourraient survenir lors d'une récupération possible de ces contaminants par l'utilisation de techniques standards comme le dragage de fond ou l'aération profonde.

La conclusion principale de l'étude a été que la perturbation des sédiments de fond par un dragage ou par une aération artificielle du fond devait être évitée parce qu'elle pouvait causer une détérioration rapide de l'environnement due à la formation accélérée de composés métalliques oxygénés plus solubles rendant ainsi les métaux toxiques plus disponibles à la faune benthique.

### **3.7 Lac Brabrand, Aarhus, Danemark**

Le lac Brabrand, situé dans la partie ouest de Aarhus au Danemark, est très pollué par le phosphore et est en train de se remplir de boue et de sable. La vie aquatique diminue dans le lac à cause du manque d'oxygène et de la présence des algues. Le lit du lac est couvert par de grandes quantités de silt accumulé à cause des décharges d'eaux usées résidentielles et industrielles, et des eaux de ruissellement agricole.

Vu la détérioration constante de l'état du lac, il a été décidé de nettoyer et de restaurer cette importante zone récréative pour les 250 000 personnes vivant autour et dans l'Aarhus. La solution retenue pour enlever la couche contaminée impliquait l'utilisation d'une drague Mud Cat qui a enlevé quelque 450 000 m<sup>3</sup> de silt du lit du lac à un coût prévu de 27 millions de couronnes danoises (près de 4 150 000 US \$). Le silt, une fois séché, pourrait être retourné aux champs et utilisé comme fertilisant vu sa haute teneur en phosphore.

Une partie des travaux, qui a déjà été terminée, a inclus l'enlèvement de 30 000 m<sup>3</sup> de sable à l'endroit où le ruisseau Aarhus se déverse dans le lac. Cependant, l'enlèvement du sable s'est avéré être une tâche plus ardue qu'initialement prévu car la zone d'où le sable avait été enlevé était très molle. Par conséquent, le sable a dû être enlevé par mouvements successifs et les routes d'accès ainsi que les zones des travaux ont dû être stabilisées au fur et à mesure.

### **3.8 Lac Järnsjön, Rivière Eman, Suède**

Le lac Järnsjön est un petit lac dans la rivière suédoise Eman situé à près de 10 kilomètres en aval d'une usine de pâtes et papiers qui recyclait, par le passé, du papier contenant des BPC. De grandes quantités de fibres contaminées aux BPC ont été déversées au fil des années et se sont accumulées dans le lac Järnsjön. Des études ont montré qu'approximativement 400 kg de BPC contenus dans le lac étaient libérés des sédiments et pouvaient causer des problèmes biologiques pour les années à venir dans la rivière, un des cours d'eau les plus précieux de la Suède.

En 1993 et en 1994, le lac a été dragué. Une barrière de turbidité a été utilisée dans sa partie est, qui contenait près de 80% de la quantité totale de BPC, pour réduire le transport et la remise en suspension des sédiments. Une quantité totale de près de 147 000 m<sup>3</sup> de sédiments, qui contenaient, plus de 95% des BPC dans le lac, a été draguée, asséchée et mise en dépôt. Le coût total des travaux de restauration s'est élevé à 6,5 millions de US \$. Durant la restauration, un certain nombre de paramètres ont été mesurés dans l'eau pour déterminer l'effet du dragage. Les concentrations de BPC n'ont pas été beaucoup plus élevées que celles mesurées avant la restauration. La turbidité était, en moyenne, près de 2 NTU alors que la valeur permise par les

autorités est de 5 NTU. Les solides en suspension ont été les seuls paramètres à présenter quelques problèmes lorsque la température est descendue au-dessous de zéro.

Un programme de suivi, qui s'est poursuivi pendant deux ans après l'achèvement des travaux de restauration, a montré une diminution de la concentration de BPC dans l'eau du lac. Durant l'été de 1996, près de deux années après la fin des travaux de restauration, une étude des concentrations de BPC dans les poissons de la rivière Eman a montré que la concentration de BPC dans les poissons âgés d'un an dans le lac Järnsjön avait diminué de moitié.

Il est intéressant de noter qu'il n'y avait pas d'informations disponibles concernant la contamination résiduelle dans les sédiments et qu'apparemment, on n'a pas essayé de mesurer cette contamination.

### **3.9 Marathon Battery, Cold Spring, New York, É.-U.**

Le projet Marathon Battery consistait en la restauration d'un site Superfund situé dans le village de Cold Spring, NY, en amont de la ville de New York, sur la rivière Hudson. L'usine Marathon Battery a produit des batteries à base de nickel-cadmium pour des usages militaires et commerciaux de 1952 à 1972. Lors de l'opération de l'usine, les eaux usées étaient déversées dans la rivière Hudson et dans l'anse et les marais reliés à l'Hudson, contaminant ainsi les sédiments dans ces zones avec du cadmium, du nickel et du cobalt. Le site a été inscrit en 1981 sur la Liste Prioritaire Nationale. Les études de faisabilité et les investigations de restauration ont abouti à un plan pour draguer le premier pied de sédiments pour atteindre un niveau résiduel de 10 ppm de cadmium dans les sédiments de l'anse, et un niveau de 100 ppm de cadmium dans les marais. Toutefois, pour atteindre le niveau ciblé dans les marais, il a fallu enlever entre 12 et 42 pouces de sédiments. Le projet prévoyait l'enlèvement d'environ 52 000 vg<sup>3</sup> (39 800 m<sup>3</sup>) de l'anse, 10 000 vg<sup>3</sup> (7,600 m<sup>3</sup>) des zones des jetées et 14 000 vg<sup>3</sup> (10,700 m<sup>3</sup>) des marais.

Les travaux de restauration ont commencé en juin 1993 et étaient presque terminés en 1995. Les principaux problèmes rencontrés au cours de ce projet incluaient la variabilité dans les types de

sédiments causant une variabilité dans les taux de production, et la présence de débris et de blocs qui ont dû être enlevés avant le dragage.

Selon le rapport de General Electric (1997), plusieurs passages avec la drague à tarière horizontale ont été faits jusqu'à des profondeurs excédant 1 pied (comme prévu à l'origine) pour tenter d'atteindre un niveau résiduel de contamination de 20 ppm (le double de celui prévu à l'origine).

### **3.10 Baie de Minamata, Préfecture de Kumamoto, Japon**

La baie de Minamata est située à l'extrémité sud de la préfecture de Kumamoto au sud-ouest du Japon. Des eaux usées contaminées au méthyle mercure ont été déversées par une usine chimique pendant de nombreuses années et se sont accumulées dans les poissons et les crustacés de la baie de Minamata. Cette contamination a causé une maladie du système nerveux central, connue sous le nom de maladie de Minamata, chez les personnes qui ont consommé de grandes quantités de poissons pendant longtemps. En fait, la maladie a été diagnostiquée chez plus de 2 000 personnes.

Dans le but de résoudre ce problème environnemental, il a été décidé de draguer les sédiments contaminés au mercure et de les mettre en dépôt dans une partie de la baie qui serait asséchée et isolée du reste de la baie. Le dragage et la mise en dépôt des sédiments ont commencé en 1977 et se sont terminés en 1987. Quatre dragues à succion sans tarières spécialement modifiées (sur lesquelles on avait installé des caméras et une tête de succion modifiée) ont été utilisées pour enlever 1 510 000 m<sup>3</sup> de sédiments éparpillés sur plus de 2 090 000 m<sup>2</sup>.

Un programme de suivi complet a été mis en place pour éviter qu'il n'y ait une pollution additionnelle lors du dragage causée par la mise en suspension des sédiments et le suintement ou la dispersion de substances nocives à partir de la zone restaurée. Des mesures en continu de la turbidité ont été réalisées à l'aide de turbidimètres de type "continu" installés aux têtes de succion de la drague, alors que le suivi de la clarté de l'eau a été réalisé à l'aide d'une caméra fonctionnant sous-l'eau. Le suivi de la qualité de l'eau, en conformité avec le programme de suivi,

a montré des variations de la turbidité, de la concentration d'ions hydrogène, de la demande chimique en oxygène et de l'oxygène dissous, probablement causées par des changements dans l'environnement naturel, (comme la pluie etc.). Toutefois, les concentrations de mercure et de tous les autres paramètres sont, ou bien restées sous le seuil de détection, ou n'ont pas dépassé les limites imposées. Cependant, il doit être mentionné que l'absence presque totale de courants de la baie de Minamata, où le dragage avait lieu, a contribué à réduire les impacts du dragage sur la qualité de l'eau.

Il a été déterminé à l'avance que le dragage des sédiments serait considéré comme terminé lorsque les concentrations moyennes de mercure mesurées aux quatre coins d'une grille seraient inférieures à 25 ppm pour chacune des grilles établies (intervalles de 200 m). En décembre 1987, et après un effort de dix ans, les sédiments dragués ont été échantillonnés et analysés, et la concentration de mercure la plus élevée mesurée a été de 8,75 ppm. Ainsi, il a été déterminé que le dragage avait été achevé d'une manière satisfaisante.

### **3.11 Port de New Bedford, Massachusetts, É.-U.**

Le site Superfund du port de New Bedford est situé à New Bedford, MA, au sud de Boston. La zone du port est formée par une large baie extérieure et un port intérieur. Les sédiments, partout dans le port, sont contaminés par les BPC et les métaux lourds (notamment le cadmium, le chrome, le cuivre et le plomb) à cause des déversements des industries qui opéraient le long du front de mer. Le port a été l'objet d'études intensives depuis la fin des années 1970.

Une zone d'étude (une "zone chaude") a été définie. Elle comprenait 20 200 m<sup>2</sup> directement adjacents à une usine de production de condensateurs électriques qui était la source principale de déversements de BPC dans le port. La zone chaude a été définie comme englobant les zones où les concentrations de BPC dans les sédiments était de 9 000 ppm ou plus. Des concentrations variant entre quelques ppm et plus de 100 000 ppm ont été détectées dans cette zone. Le volume de sédiments à enlever de la "zone chaude" a été estimé à l'origine à 7 650 m<sup>3</sup> mais s'est avéré être, finalement, près de 11 400 m<sup>3</sup>. Le dragage a commencé en avril 1994 et a été terminé en septembre 1995.

En général, il semble que la remise en suspension des sédiments a été diminuée par le ralentissement des paramètres opérationnels. Cependant, comme cette étude pilote a été soigneusement conçue, comme elle a utilisé le meilleur équipement disponible et comme elle a été observée et suivie de près, ses résultats ne reflètent pas les taux réels de resuspension auxquels on s'attendrait dans des projets nécessitant l'enlèvement de grands volumes de sédiments contaminés.

Les principaux aspects de ce projet qui valent la peine d'être soulignés sont les suivants:

- il y a eu des problèmes opérationnels et des délais principalement dus aux quantités considérables de débris qui bouchaient les orifices de la drague, des profondeurs inadéquates à marée basse et une teneur en solides inférieure à celle prévue;
- les taux de resuspension des sédiments au niveau de la tête de la drague ont varié entre 12 et 329 g/s. Ceci est équivalent à dire qu'en 6 mois, à raison de 10 heures par jour, le dragage causerait la resuspension d'une quantité variant entre 79 713 kg et 2 167 424 kg;
- le coût unitaire du dragage des 7 645 m<sup>3</sup> initiaux avait été estimé à près de 85 \$ par m<sup>3</sup> avant les travaux.

### 3.12 Rivière Sheboygan, Wisconsin, É.-U.

La rivière Sheboygan a une longueur de 278 km et se déverse dans le lac Michigan. Une partie de la rivière est un site Superfund comprenant les 22,5 km aval de la rivière, et un port de 40,5 hectares. Les sédiments sont contaminés par des BPC et des métaux.

Dans le cadre d'une étude pilote, un volume de 1 911 m<sup>3</sup> de sédiments avec une concentration en BPC supérieure à 700 ppm devait être enlevé dans le but d'atteindre un objectif officiel de 10 ppm. Le dragage a été réalisé, entre 1989 et 1990, à l'intérieur d'un système de confinement composé d'un géotextile interne jouant le rôle d'écran de turbidité et d'une géomembrane externe agissant comme barrière de turbidité. Le dragage a été réalisé dans 15 "secteurs chauds" ayant une superficie totale d'un acre, et a été suivi par l'échantillonnage et l'analyse des sédiments. En

premier lieu, un seul passage avec la drague a été fait pour enlever autant de sédiments que possible jusqu'à la couche dure sous-jacente. Ensuite, un second passage avec l'équipement de dragage a été réalisé pour permettre aux sédiments à l'intérieur de la zone des barrières de turbidité, de se décanter. Un ou deux passages additionnels avec la drague ont été faits dans des zones où les résultats des échantillonnages réalisés après le dragage ont montré des niveaux élevés de BPC. En tout, seulement 21 échantillons de vérification ont été obtenus après le dragage.

Le problème principal de ce projet était le fait que les niveaux résiduels de BPC dans huit "secteurs chauds" (d'un total de 15) ont varié entre 25 et 295 ppm, malgré les deux passages ou plus de la drague. Quatre secteurs qui ont été dragués ont dû être finalement renforcés et recouverts. Le recouvrement était composé d'un géotextile placé au-dessus des sédiments contaminés, d'une couche de gravier le recouvrant, d'un autre géotextile placé au-dessus de la couche de gravier et enfin d'une couche de cailloux et de roches calcaires.

### **3.13 Rivière St. Johns, Floride, É.-U.**

Le projet consistait en une étude sur le terrain d'un dragage d'entretien menée par le "US Army Corps of Engineers" près de Jacksonville en Floride, pour approfondir la jetée 139 (Pier 139) de la "US Naval Air Station". Le but de l'étude de terrain était de comparer directement les taux de resuspension des sédiments des dragues conventionnelles et de celles ayant une benne fermée.

Les sédiments ont été identifiés comme des silts dont 98 % avaient une granulométrie inférieure à 0,062 mm. Les valeurs moyennes des sédiments en suspension étaient de 47 mg/l près de la surface et de 72 mg/l près du fond. La ligne de contour de la concentration des sédiments en suspension la plus élevée pour la drague à benne ouverte était de 480 mg/l (6,7 fois la teneur de fond) et 360 mg/l (ou 5,0 fois la teneur de fond) pour la drague à benne fermée.

Les deux dragues ont affecté de grandes surfaces, variant entre 2,52 et 7,65 ha (selon la profondeur) pour la drague conventionnelle, et de 3,74 à 10,03 ha pour la drague à benne fermée.

### **3.14 Tylers Beach, Virginie, É.-U.**

Dans le cadre du Programme de Recherche en Dragage du "US Army Corps of Engineers" une étude de terrain a été réalisée à l'automne 1991 pour surveiller le mouvement des matériaux dragués à partir de la rivière James au large de Tylers Beach, VA. L'objectif principal de l'étude était de recueillir, sur une large zone, des mesures du courant et de la quantité de sédiments remis en suspension avant et durant les opérations de dragage d'entretien à Tylers Beach.

Le mouvement des sédiments dans la zone d'étude est dominé par les vagues causées par les vents et les marées. Les teneurs de fond des sédiments en suspension avaient des valeurs minimales variant entre 10 et 30 mg/l durant les périodes d'eau calme, et entre 60 et 70 mg/l lors des périodes de vitesses maximales associées aux marées basses et hautes. Près du fond du canal, les concentrations étaient supérieures à 100 mg/l.

Le problème principal observé lors des opérations de dragage a été le fait que les concentrations dans le voisinage immédiat et en aval des opérations de dragage ont atteint plus de 15 000 mg/l et que des nuages de matières en suspension ont été observés dans l'eau peu profonde de Point of Shoals.

### **3.15 Port de Waukegan, Illinois, É.-U.**

Le port de Waukegan a subi des déversements de BPC pendant près de 20 ans, jusqu'à la fin des années 1970, causant ainsi une grande contamination des sédiments du "North Ditch", un affluent du lac Michigan. La restauration du site a été basée sur une modélisation spécifique du transport des sédiments contaminés aux BPC du port vers le lac Michigan. Les résultats ont montré que si les concentrations de BPC étaient réduites à 100 ppm, le transport des sédiments contaminés serait éliminé. Un niveau de restauration de 50 ppm a été choisi par l'EPA pour s'assurer que les exigences étaient satisfaites et pour protéger les organismes aquatiques de la remise en suspension causée par le dragage. L'EPA avait déterminé que le niveau de 50 ppm résulterait en un taux d'enlèvement des BPC supérieur à 95 % dans la totalité de la zone du port où un volume de 25 000 m<sup>3</sup> a été dragué. Les travaux ont été achevés en février 1992.

Selon le rapport de GE, la faiblesse principale de ce projet a été la supposition faite par l'EPA selon laquelle l'atteinte d'une profondeur prédéterminée d'enlèvement de sédiments, plutôt qu'un niveau mesuré d'enlèvement de contaminants, permettrait la diminution des niveaux résiduels de BPC jusqu'à l'objectif visé de 50 ppm. Toutefois, comme les résultats finaux n'ont jamais été confirmés par des échantillonnages et des analyses additionnelles des sédiments, il n'est pas clair, si les concentrations en ppm visées ont été, oui ou non, atteintes.

### **3.16 Rivière Welland, Ontario, Canada**

Deux projets de démonstration de dragage ont eu lieu dans la rivière Welland. Le premier projet a eu lieu en 1991, en Ontario, près de la frontière américaine entre le lac Érié et le lac Ontario. Les contaminants détectés sur le site incluaient le chrome, le plomb et le nickel. Une drague spécialement modifiée (Mud Cat MC 915 ENV) a été utilisée pour enlever environ 150 m<sup>3</sup> de résidus industriels et de sédiments de silt argileux contaminés. Il n'y a pas eu de panaches soutenus de matières remises en suspension émanant de la drague, et les concentrations de solides totaux en suspension à l'intérieur d'un rayon de 25 m de la tête de la drague ont été inférieures aux critères d'Environnement Canada.

Le second projet de dragage a eu lieu en 1995 dans la municipalité de Niagara et a impliqué l'enlèvement de près de 10 000 m<sup>3</sup> de sédiments contaminés. Une drague amphibie, l'Amphibex, a été choisie pour ce projet. Le taux de production a varié entre 13 et 120 m<sup>3</sup>/h alors que le pourcentage moyen de solides dans les boues pompées a atteint en moyenne 18,8%. On a rapporté que les critères de turbidité ont été dépassés dans certains cas et que le taux d'enlèvement a été affecté par la quantité de débris, la qualité et l'épaisseur des sédiments, la distance de pompage et la charge hydraulique totale.

Il est à remarquer que la nature des sédiments, relativement cohésifs dans ce cas, a grandement facilité leur dragage.

## **4 RÉSUMÉ DES EFFETS BÉNÉFIQUES ET DES EFFETS NÉFASTES DU DRAGAGE ENVIRONNEMENTAL**

### **4.1 Effets bénéfiques**

#### 4.1.1 L'enlèvement des sédiments contaminés

L'avantage principal du dragage environnemental, et sa raison d'être, est l'enlèvement des sédiments contaminés des lacs, rivières, ports ou autres cours d'eau où on les trouve, dans le but de les isoler du milieu, protégeant ainsi la vie aquatique et restaurant la qualité de l'eau.

#### 4.1.2 Les avantages pour la société

Le dragage environnemental peut aussi avoir des impacts sociaux positifs surtout lorsqu'il est réalisé dans le but de développer des ports et de restaurer la qualité de leurs eaux, de faciliter la navigation dans les cours d'eau, ou de permettre à une activité économique de se poursuivre. Une amélioration des activités économiques est normalement synonyme avec des opportunités d'emploi accrues, ce qui représente un facteur important dans n'importe quel évaluation environnementale du fait de la relation directe avec le bien-être des individus.

#### 4.1.3 Loisirs

Le dragage environnemental peut mettre les activités de loisirs en valeur. En effet, une eau plus propre, un environnement restauré et l'accès à des lacs et à des canaux navigables sont tous des améliorations environnementales qui peuvent avoir un impact positif sur la communauté.

Mis à part ses effets positifs, le dragage environnemental comporte, en pratique, de multiples désavantages qui sont décrits ci-après.

## 4.2 Les effets néfastes

### 4.2.1 Impacts sur les cours d'eau

Les activités de dragage peuvent avoir différents impacts négatifs sur les cours d'eau. Ces impacts incluent les perturbations benthiques, la détérioration de la qualité de l'eau, les impacts sur la vie aquatique et la libération potentielle des contaminants.

Le dragage a des impacts nuisibles à court terme et à long terme sur les communautés benthiques dans les zones draguées. Le seul fait d'excaver le fond d'un cours d'eau et d'en enlever de grandes quantités de boue et de végétation cause des dommages irréparables aux organismes qui y vivent en détruisant leur habitat naturel.

Un autre impact majeur du dragage consiste en la remise en suspension d'une certaine proportion des sédiments contaminés qui sont enlevés et ce, à cause de l'action mécanique et de la succion exercée par les équipements de dragage. Pareille resuspension augmente la turbidité de l'eau et dégrade, par conséquent, la qualité de cette dernière nuisant ainsi aux organismes aquatiques. De plus, avant de se redéposer au fond, une quantité non contrôlée des contaminants présents dans les sédiments remis en suspension peut être libérée dans l'eau sous forme de contaminants solides ou de contaminants dissous, et dans l'atmosphère sous forme de contaminants volatils.

Même s'il est possible de contrôler jusqu'à un certain degré, la remise en suspension des sédiments, avec plus ou moins de succès, par l'utilisation de barrières de turbidité et par le ralentissement des activités de dragage, il n'est pas possible de l'éliminer complètement. Selon Oostrum et Vroege, les résultats de 22 campagnes de mesure de la turbidité sur le terrain réalisées aux Pays-Bas dans le cadre de projets de dragage, ont montré que jusqu'à 5 % des sédiments dragués pouvaient être remis en suspension par le dragage, et que la libération de contaminants organiques des sédiments remis en suspension pouvait être très élevée (60 – 100 % selon le type de substance chimique organique et selon les caractéristiques environnementales).

Finalement, le dragage engendre une couche résiduelle de sédiments contaminés qui se redépose après la remise en suspension et la redéposition des particules contaminées qui s'ensuit, et qui pourrait aussi augmenter la bio-disponibilité des contaminants dragués.

#### 4.2.2 Problèmes de mise en dépôt des boues draguées

Un autre désavantage majeur du dragage est le besoin d'éliminer de grandes quantités de matériaux dragués (déblais) d'une manière sûre pour l'environnement. Pour ce faire, plusieurs étapes sont nécessaires:

- le traitement de l'effluent: le dragage hydraulique (le plus souvent utilisé dans les projets de dragage environnemental) génère de grands volumes de boues qui sont plusieurs fois plus importantes que le volume des sédiments in situ. L'excès d'eau pompée avec les sédiments doit être traité (parfois cela nécessite l'addition de produits chimiques coûteux) avant qu'il ne puisse être évacué vers le cours d'eau;
- assèchement et traitement des boues: une fois l'eau en excès séparée du reste des boues, ces dernières doivent être asséchées avant d'être traitées. Il existe plusieurs méthodes de traitement des boues contaminées selon qu'on veuille simplement enlever les contaminants ou les décomposer en éléments inoffensifs;
- mise en dépôt: quand les boues contaminées ne sont pas traitées, elles doivent être mises en dépôt dans des sites de confinement adéquats et sécuritaires qui doivent parfois être spécialement construits, ce qui est souvent difficile et coûteux à réaliser.

En résumé, l'enlèvement des sédiments contaminés crée un problème de mise en dépôt complexe, qu'il est souvent difficile et coûteux de résoudre.

#### 4.2.3 Problèmes opérationnels et de rendement

Un certain nombre de problèmes opérationnels peuvent ralentir et parfois momentanément arrêter le processus de dragage. Ces problèmes incluent la présence de grands débris et de roches, des variations importantes dans la topographie des fonds, la présence d'une végétation dense, l'inaccessibilité de certains endroits pour les dragues, l'irrégularité des va-et-vient des dragues et les pannes de l'équipement, entre autres.

De plus, les projets de dragage produisent souvent de grands volumes de boues à cause du fait que de grands volumes d'eau sont pompés avec les sédiments contaminés durant le dragage.

#### 4.2.4 Contamination résiduelle

Outre les problèmes discutés ci-dessus, il est très difficile de prédire avec précision le niveau de contamination qui existera, une fois le dragage complété dans les sédiments, les poissons et les autres organismes aquatiques qui dépendent des plantes qui poussent dans les sédiments pour leur survie. En fait, il y aura toujours une certaine contamination résiduelle parce qu'il est pratiquement impossible de draguer une couche précise de sédiments et la contamination qu'elle recèle. Il existe principalement trois raisons qui expliquent cette contamination résiduelle:

1. Puisque les concentrations de contaminants dans les sédiments ne sont pas uniformes avec la profondeur et puisque le dragage a lieu suivant des niveaux prédéterminés, il atteint l'objectif de décontamination visé à certains endroits seulement mais pas à d'autres.
2. Les efforts visant à minimiser les volumes de boues pompés par la mise en œuvre d'un dragage de précision ont souvent pour résultat de manquer les zones contaminées situées plus profondément que la profondeur totale prédéterminée.
3. Les sédiments remis en suspension qui ne sont pas enlevés par la drague se redéposent par la suite sur la surface draguée.
4. L'incapacité de l'équipement de dragage à accéder à certains endroits cause une certaine contamination résiduelle.

## 5 CONCLUSION

Dans la grande majorité des projets qui ont été passés en revue dans ce rapport, de nombreux problèmes ont été rapportés allant des impacts négatifs majeurs sur la qualité de l'eau jusqu'aux niveaux élevés de contamination résiduelle, en passant par les problèmes opérationnels.

Dans le document préparé par la compagnie General Electric dans lequel 14 sites où on avait réalisé du dragage environnemental ont été étudiés et évalués, il a été rapporté que dans presque tous les cas, le dragage n'a pas réussi à réduire, d'une façon mesurable, le risque à l'environnement et à la santé humaine. Cependant, dans un document préparé par l'EPA (White, 98), et qui faisait l'inventaire de nombreux sites où le dragage a été choisi pour enlever des sédiments contaminés, il a été rapporté que plusieurs des sites en question avaient été restaurés avec succès et que les contaminants s'y trouvant avaient été réduits aux teneurs de fond dans les sédiments. Il est toutefois intéressant de noter que le Comité des Expropriations de la Chambre des Représentants aux États-Unis a interdit à l'EPA, en juin 1998, de recourir au dragage comme solution de restauration pour les sédiments contaminés aux BPC jusqu'à ce que le Congrès et les intervenants intéressés aient analysé l'efficacité du dragage comme solution de restauration. Cette étude de l'Académie Nationale des Sciences doit être finalisé vers le mois d'avril 1999. Le Comité des Expropriations a aussi souligné le fait que l'une des conclusions d'un rapport sur les sédiments produit par l'EPA en 1996 affirmait que le "moyen privilégié" de contrôle des risques posés par les sédiments à la santé humaine et à l'environnement était l'atténuation naturelle.

Dans le cas du projet de l'Île-aux-Chats, il a été déterminé que le dragage des sédiments de cendres de pyrite n'est pas justifié pour les raisons suivantes:

- les risques inhérents de la technologie du dragage, et en particulier:
  - le niveau résiduel de contamination qui demeurera en contact avec la colonne d'eau et les organismes aquatiques.
  - les impacts négatifs que le dragage aurait sur l'habitat naturel des communautés benthiques et des autres organismes;
- la durée requise pour les travaux:
  - 6 ans avec une drague;
  - 3 ans avec 2 dragues;
- la nécessité de traiter l'effluent et de mettre en dépôt sécuritaire les boues résultantes.

## RÉFÉRENCES

ARCS (Assessment and Remediation of Contaminated Sediments) (1994). ARCS Remediation Guidance Document—Chapter 4.

Arts T. and Kok A. (1994). Integrated Environmental Monitoring Dredging Projects in the Netherlands. In Proc. of: *Dredging '94*, ASCE, McNair E.C. Jr., Ed., 1370-1379.

Bray R.N., Bates A.D., and Land J.M. (1997). *Dredging : A Handbook for Engineers*, 2<sup>nd</sup> edition; Arnold, London.

Bremle G. (1997). Polychlorinated Biphenyls (PCB) in a River Ecosystem. *Abstract of Thesis in Ecotoxicology*, Lund University, Sweden.

Bromhead J.C. and Beckwith P. (1994). Environmental Dredging on the Birmingham Canals: Water Quality and Sediment Treatment. *Journal of the Institution of Water and Environmental Management* vol. 8, No.4, 350-359.

Environment Canada, Great Lakes 2000 Cleanup Fund (1995). Welland River Reef Cleanup Project.

General Electric (1997). An Evaluation and Critique of Scenic Hudson's Dredging Report.

Helgée A. and Svahn T. Remediation of PCB-Contaminated Sediments in Lake Järnsjön, Municipality of Hultsfred, Sweden..

Herbich J.B. (1995). Removal of Contaminated Sediments: Equipment and Recent Field Studies. In Proc. of: *Dredging, Remediation and Containment of Contaminated Sediments*, ASTM STP 1293, Demars K.R., Richardson, G.N., Yong, R.N. and Chaney R.C., Eds, 77-111.

*Inside EPA's Superfund Report (An Inside Washington Publication)* (1998) vol. XII, No.14.

Miles P. and Marr D. (1994). The Welland River Dredging Demonstration. In Proc. of: *Dredging '94*, ASCE, McNair E.C. Jr., Ed., 1061-1070.

Oostrum R.W. and Vroege Ir. P. (1995). Removal of Contaminated Sediments: Equipment and Recent Field Studies. In Proc. of: *Dredging, Remediation and Containment of Contaminated Sediments*, ASTM STP 1293, Demars K.R., Richardson G.N., Yong R.N. and Chaney R.C., Eds, 210-219.

Otis M.J. (1994). New Bedford Harbor, Massachusetts, Dredging/Disposal of PCB Contaminated Sediments. In Proc. of: *Dredging '94*, ASCE, McNair E.C. Jr., Ed., 579-587.

**RÉFÉRENCES (Suite)**

Palermo M.R., Francingues N.R. and Averett D.E. (1997). Environmental Dredging and Disposal Overview and Case Studies. In Proc. of: *National Conference on Management and Treatment of Contaminated Sediments, USEPA, EPA/625/R-98/001*, 65-69.

Perin G., Fabris R., Manente S., Rebello Wagener A., Hamacher C. and Scotto S. (1997). A Five-Year Study on the Heavy-Metal Pollution of Guanabara Bay Sediments (Rio De Janeiro, Brazil) And Evaluation of the Metal Bioavailability By Means of Geochemical Speciation. *Water Research* vol. 31, No.12, 3017-3028.

Petersen S. Mud Cat™ Auger Dredge Chosen for Rehabilitation of Lake Brabrand.

Sullivan J.; Bero K. and Skavroneck S., Eds. *Prepared for the USEPA*

Thackston E.L. and Palermo M.R. (1992). Predicting Effluent PCBs From Superfund Site Dredged Material. *Journal of Environmental Engineering* vol.118, No.5, 657-665.

USEPA. Pollution Prevention/Environmental Impact Checklist for Dredging.

White E. (1998). Realizing Remediation: A Summary of Contaminated Remediation Activities in the Great Lakes Basin..

Yoshinaga K. (1995). Mercury-Contaminated Sludge Treatment by Dredging in Minamata Bay. In Proc. of: *Dredging, Remediation and Containment of Contaminated Sediments, ASTM STP 1293*, Demars K.R., Richardson G.N., Yong R.N. and Chaney R.C., Eds, 182-191.

JK/hc..

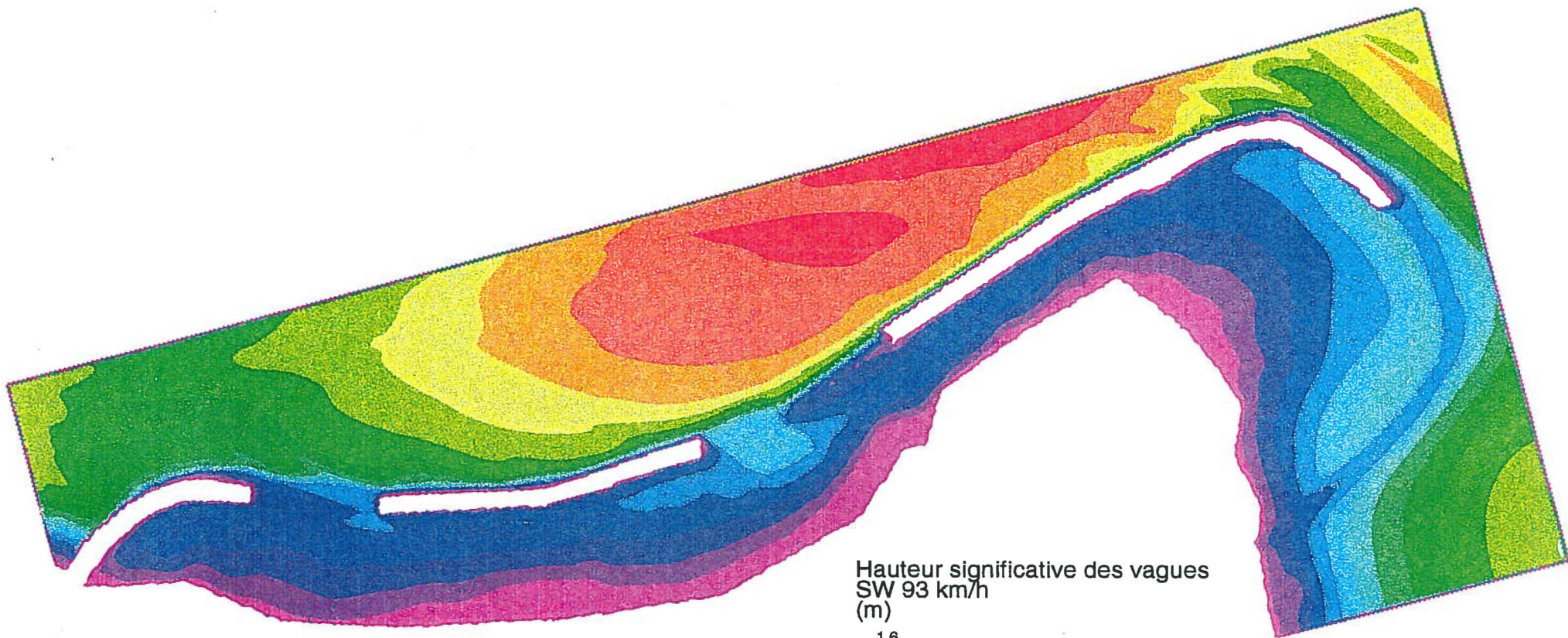
## **Annexe E**

---

Simulations hydrodynamiques additionnelles  
(INRS-Eau)

## LISTE DES FIGURES

- Figure 1 Île-aux-Chats - Lac St-François - Structure de recouvrement  
Hauteurs significatives des vagues - Vent de direction sud-ouest de 93 km/h
- Figure 2 Île-aux-Chats - Lac St-François - Structure de recouvrement  
Périodes des vagues - Vent de direction sud-ouest de 93 km/h
- Figure 3 Île-aux-Chats - Lac St-François - Structure de recouvrement  
Vitesses orbitales maximales, près du fond, générées par les vagues - Vent de direction sud-ouest de 93 km/h
- Figure 4 Île-aux-Chats - Lac St-François - Structure de recouvrement  
Hauteurs significatives des vagues - Vent de direction nord-nord-ouest de 62 km/h
- Figure 5 Île-aux-Chats - Lac St-François - Structure de recouvrement  
Périodes des vagues - Vent de direction nord-nord-ouest de 62 km/h
- Figure 6 Île-aux-Chats - Lac St-François - Structure de recouvrement  
Vitesses orbitales maximales, près du fond, générées par les vagues - Vent de direction nord-nord-ouest de 62 km/h
- Figure 7 Profondeurs près de l'Île-aux-Chats - Lac St-François  
Débit de 9 622 m<sup>3</sup>/s (2 687 m<sup>3</sup>/s à Coteau 1 et 1 846 m<sup>3</sup>/s à Coteau 3)
- Figure 8 Vitesses du courant près de l'Île-aux-Chats - Lac St-François  
Débit de 9 622 m<sup>3</sup>/s (2 687 m<sup>3</sup>/s à Coteau 1 et 1 846 m<sup>3</sup>/s à Coteau 3)
- Figure 9 Vitesses de cisaillement près de de l'Île-aux-Chats - Lac St-François  
Débit de 9 622 m<sup>3</sup>/s (2 687 m<sup>3</sup>/s à Coteau 1 et 1 846 m<sup>3</sup>/s à Coteau 3)
- Figure 10 Profondeurs près de l'Île-aux-Chats - Lac St-François  
Débit de 7 800 m<sup>3</sup>/s (800 m<sup>3</sup>/s à Coteau 1 et 200 m<sup>3</sup>/s à Coteau 3)
- Figure 11 Vitesses du courant près de l'Île-aux-Chats - Lac St-François  
Débit de 7 800 m<sup>3</sup>/s (800 m<sup>3</sup>/s à Coteau 1 et 200 m<sup>3</sup>/s à Coteau 3)
- Figure 12 Vitesses de cisaillement de l'Île-aux-Chats - Lac St-François  
Débit de 7 800 m<sup>3</sup>/s (800 m<sup>3</sup>/s à Coteau 1 et 200 m<sup>3</sup>/s à Coteau 3)



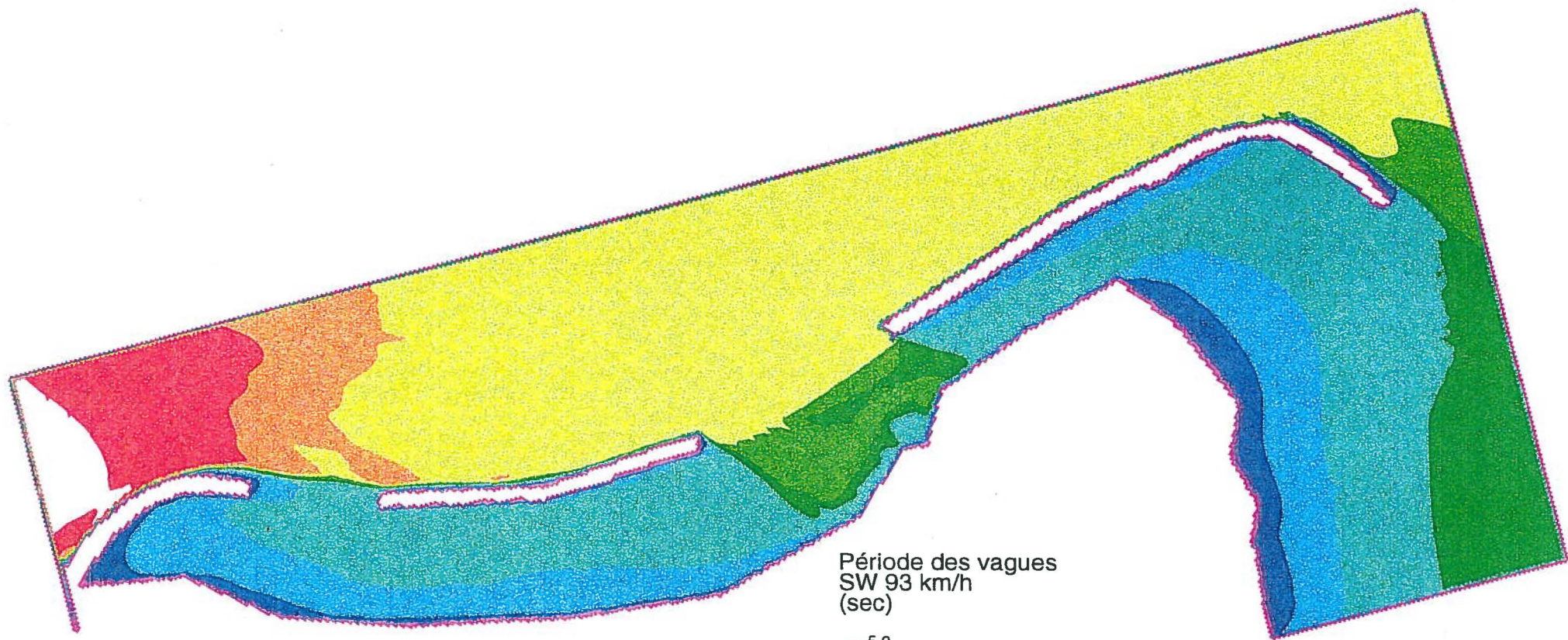
Hauteur significative des vagues  
SW 93 km/h  
(m)

- 1.6
- 1.5
- 1.4
- 1.3
- 1.2
- 1.1
- 1.0
- 0.9
- 0.8
- 0.7
- 0.6
- 0.5
- 0.4
- 0.3
- 0.2
- 0.1
- 0.0

Figure 1

Île aux Chats-Lac Saint-François  
Structure de recouvrement





Période des vagues  
SW 93 km/h  
(sec)

- 5.0
- 4.5
- 4.0
- 3.5
- 3.0
- 2.5
- 2.0
- 1.5
- 1.0
- 0.5
- 0.0

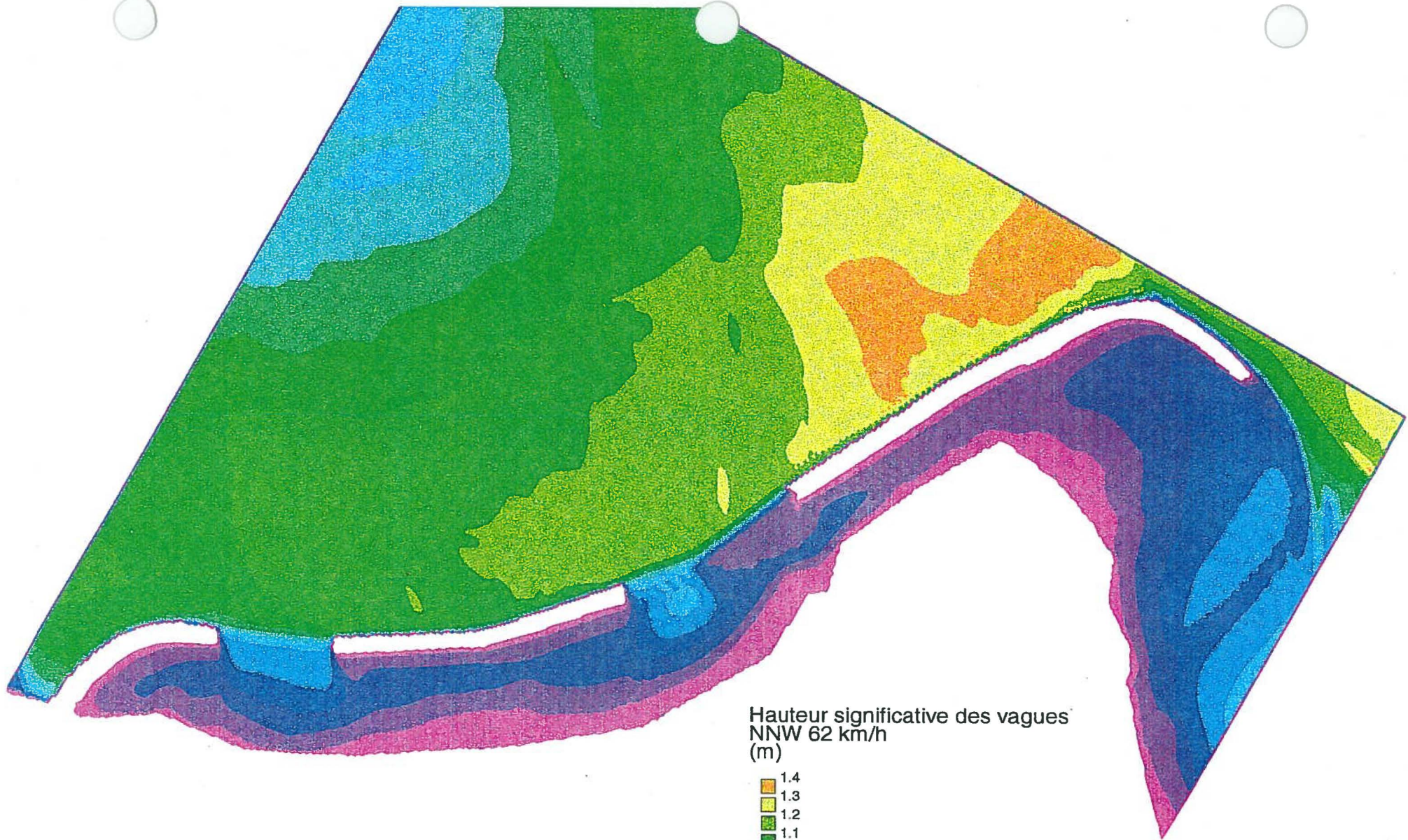
Figure 2  
Île aux Chats-Lac Saint-François  
Structure de recouvrement





Figure 3  
Île aux Chats-Lac Saint-François  
Structure de recouvrement





Hauteur significative des vagues  
 NNW 62 km/h  
 (m)

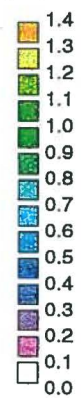
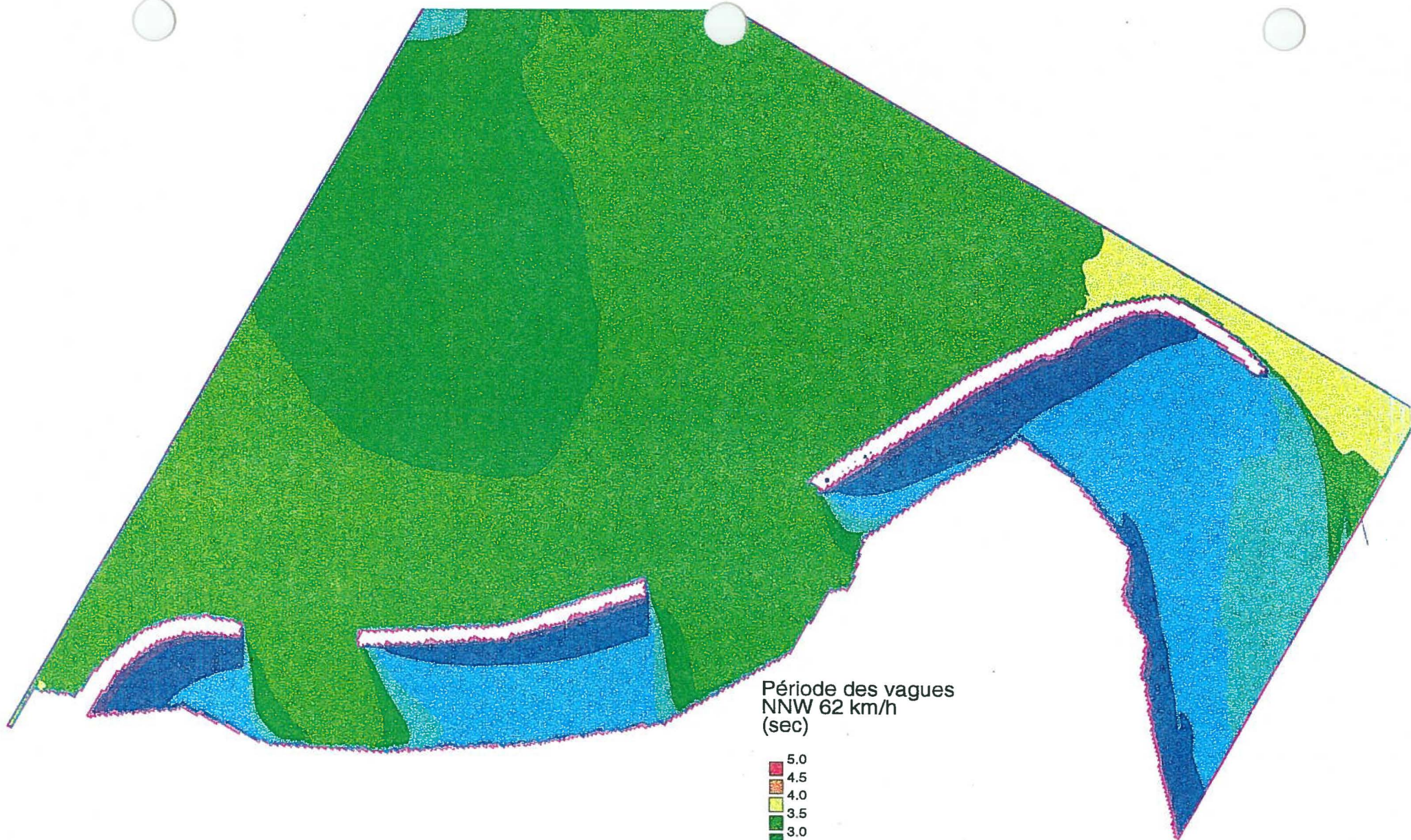


Figure 4  
 Île aux Chats-Lac Saint-François  
 Structure de recouvrement



Période des vagues  
 NNW 62 km/h  
 (sec)

- 5.0
- 4.5
- 4.0
- 3.5
- 3.0
- 2.5
- 2.0
- 1.5
- 1.0
- 0.5
- 0.0



Figure 5  
 Île aux Chats-Lac Saint-François  
 Structure de recouvrement

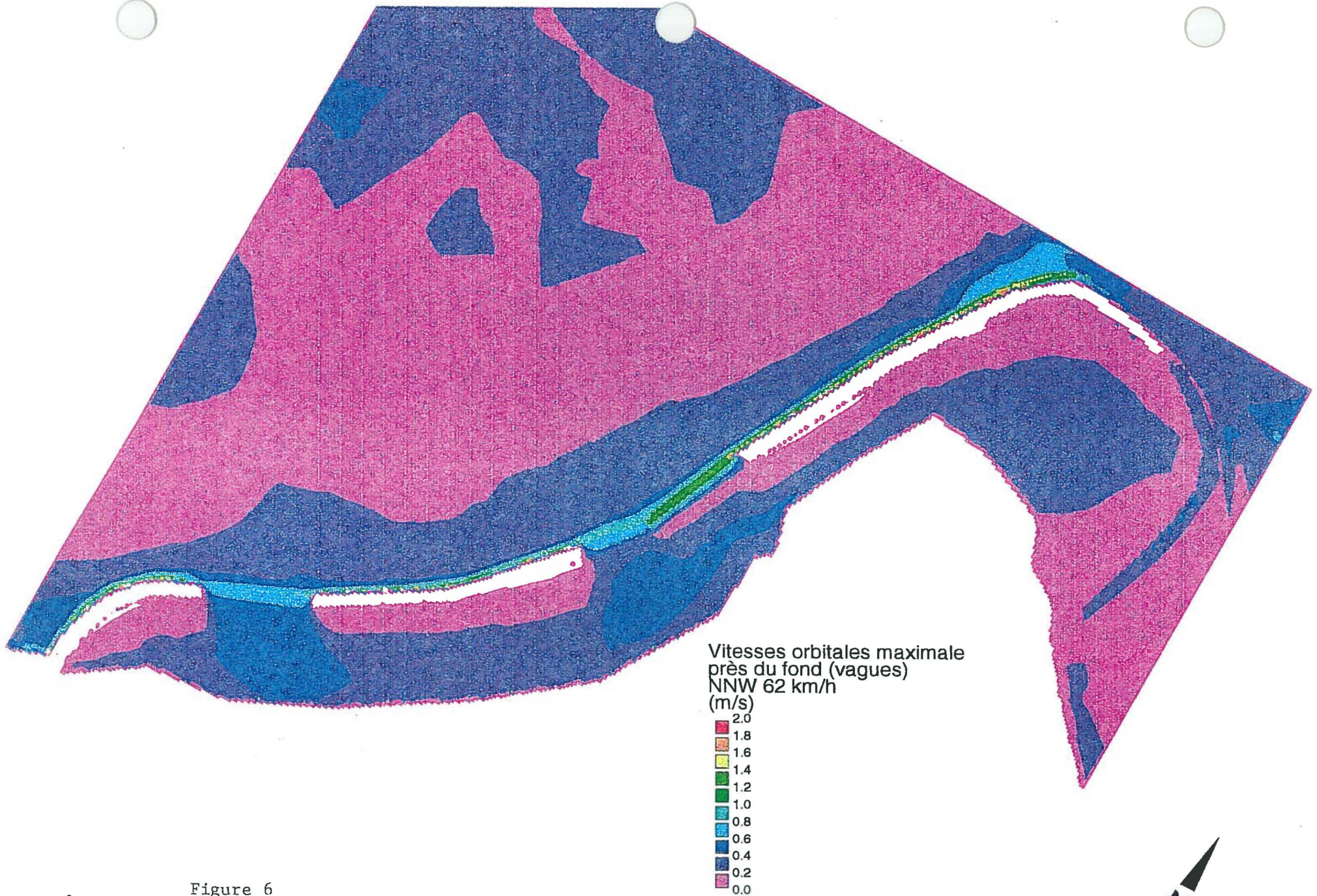


Figure 6  
Île aux Chats-Lac Saint-François  
Structure de recouvrement

