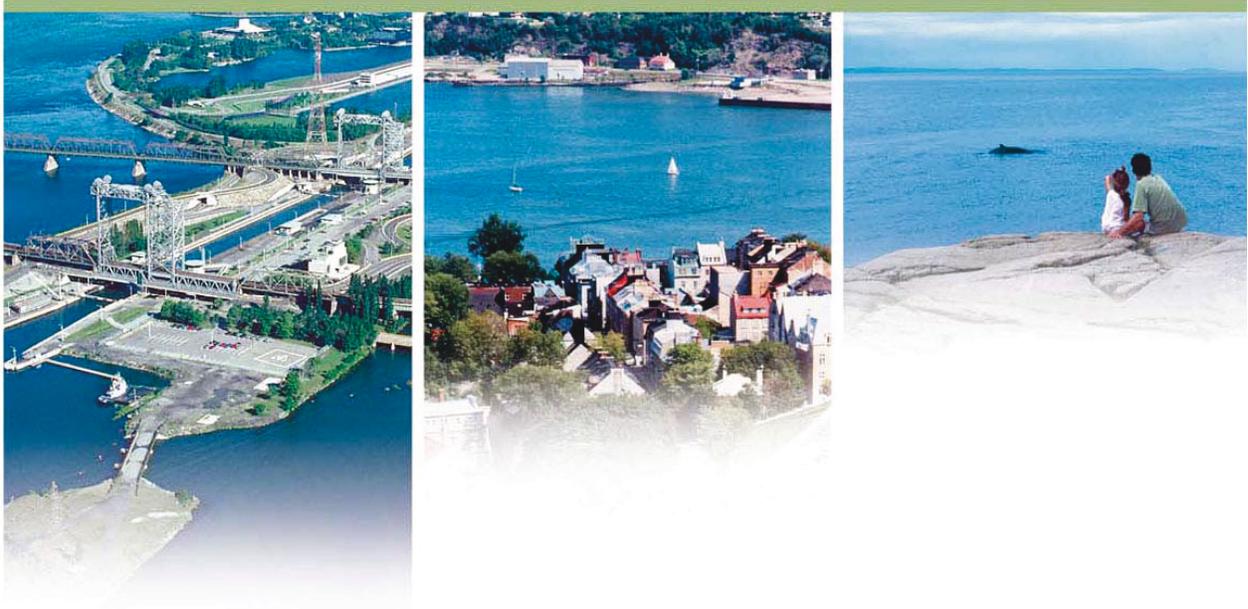


# **Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec et cadres d'application : prévention, dragage et restauration**

Environnement Canada  
et  
Ministère du Développement durable,  
de l'Environnement et des Parcs du Québec



Ce document doit être cité de la façon suivante :

Environnement Canada et ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 2007. *Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec et cadres d'application : prévention, dragage et restauration*. 39 pages.

Pour plus d'information sur le développement des Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec :

L'équipe de travail a également produit un rapport intitulé *Document de référence – Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec et cadres d'application : prévention, dragage et restauration* (Environnement Canada et ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 2006). Ce document décrit plus amplement la démarche adoptée pour la révision des critères de qualité des sédiments et contient toutes les informations colligées durant l'exercice de révision.

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, représentée par le ministre de l'Environnement, 2008

Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec et cadres d'application [ressource électronique] : prévention, dragage et restauration.

Monographie électronique en format PDF.

Mode d'accès: World Wide Web.

Publ. aussi en anglais sous le titre: Criteria for the assessment of sediment quality in Quebec and application frameworks, prevention, dredging and remediation

Également publ. en version imprimée.

Comprend des réf. bibliogr.

ISBN 978-0-662-08296-5

No de cat.: En154-50/2008F-PDF

1. Sédiments fluviaux–Québec (Province)–Analyse. 2. Sédiments fluviaux–Saint-Laurent, Fleuve–Analyse. 3. Sédiments contaminés–Québec (Province)–Mesure. 4. Sédiments contaminés–Saint-Laurent (Fleuve)–Mesure. 5. Sédiments marins–Québec (Province)–Analyse. 6. Eau–Pollution–Québec (Province)–Mesure. 7. Eau–Qualité—Gestion–Québec (Province). I. Canada. Environnement Canada. Région du Québec.

GB1399.C3C7414 2008

363.739'409714

C2008-980046-X

## **Mot des coprésidents du Comité de concertation Navigation**

---

Au nom de tous les membres du Comité de concertation Navigation (CCN), nous saluons le travail rigoureux et soutenu mené par un groupe d'experts provenant d'Environnement Canada et du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, qui a participé à la production de ce document.

Ce travail fort complexe a été réalisé dans un réel esprit de collaboration, afin de favoriser l'avancement de cet important projet, qui s'inscrit dans le cadre de la Stratégie de navigation durable.

Le CCN est fier d'avoir soutenu l'élaboration de ce document. Nous sommes confiants que ces nouveaux critères de qualité contribueront à la valorisation/mise en valeur du fleuve Saint-Laurent, pour le plus grand bénéfice des générations futures.

Vincent Jarry  
Transports Canada

Claire Poulin  
Transports Québec

# Équipe de réalisation

---

## ***ÉQUIPE DE TRAVAIL***

### ***Environnement Canada***

- Caroll Bélanger, Division des activités de protection de l'environnement, Eaux et sites contaminés
- Suzie Thibodeau, Division des activités de protection de l'environnement, Eaux et sites contaminés
- Christian Gagnon, Direction de la science et des technologies, Recherche sur les écosystèmes fluviaux
- Magella Pelletier, Direction de la science et des technologies, Monitoring et surveillance de la qualité de l'eau

### ***Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs***

- Lise Boudreau, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Service des avis et des expertises – Milieu aquatique
- Isabelle Guay, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Service des avis et des expertises – Milieu aquatique
- Louis Martel, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, Direction de l'analyse et de l'étude de la qualité du milieu
- Pierre Michon, Direction des évaluations environnementales, Service des projets en milieu hydrique

## ***COLLABORATEURS***

### ***Conseiller principal***

- Jean-Claude Belles-Isles, Roche ltée, Groupe-conseil

### ***Support***

- Jean-Pierre Savard, InteRives Ltée
- Marc Pelletier, Procéan Environnement inc.

## ***RÉVISION LINGUISTIQUE ET TRADUCTION***

- Version française, Michèle Létienne-Prévost, Direction générale des communications, Environnement Canada
- Version anglaise, Patricia Potvin, Direction générale des communications, Environnement Canada

## Remerciements

---

L'équipe de travail désire remercier les personnes suivantes pour leurs commentaires constructifs émis lors de l'exercice de révision par les pairs :

Susan Roe et Kelly Potter du Bureau national des recommandations et des normes à Environnement Canada; Hugues Ouellette de la Direction des politiques en milieu terrestre au ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec; Michel Leboeuf de l'Institut Maurice-Lamontagne à Pêches et Océans Canada; Claire Alary et Philippe Bataillard du Centre national de recherche sur les sites et sols pollués en France; Linda Porebski de la Section des programmes de protection marine à Environnement Canada.

L'équipe de travail tient aussi à remercier toutes les personnes qui ont contribué, de près ou de loin, à la réalisation de ce document.

# Avant-propos

---

Le présent document remplace la publication intitulée *Critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent* (Centre Saint-Laurent et ministère de l'Environnement du Québec, 1992). Les nouveaux critères de qualité pourront être mis à jour suivant l'évolution des informations scientifiques sur lesquelles ils sont fondés.

Cette publication a été réalisée conjointement par Environnement Canada et le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, avec le soutien du Comité de concertation Navigation.

Des problèmes d'application des *Critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent*, en raison notamment des concentrations naturellement élevées de certains métaux dans le Saint-Laurent, ont été soulevés durant les années 1990. La publication par le Conseil canadien des ministres de l'environnement de *Recommandations canadiennes pour l'évaluation de la qualité des sédiments* (CCME, 1995, 1999) et l'obtention de nouvelles données sur plusieurs substances d'intérêt pour le Saint-Laurent ont également amené les responsables de la gestion des sédiments à analyser le besoin de revoir les critères intérimaires adoptés en 1992. Un atelier de travail auquel ont participé les divers intervenants en matière de dragage et de gestion des sédiments en 1996 (TPSGC, 1996) a été suivi d'un rapport d'étude (Belles-Iles et Savard, 2000), puis à nouveau d'un atelier de travail en 2000, afin d'élaborer un plan de travail pour la révision des critères de qualité. Des propositions ont pu être dégagées (GTGIDS, 2001), et certaines ont été retenues par le Groupe de travail sur la gestion intégrée du dragage et des sédiments.

Le développement et l'amélioration des différents outils d'évaluation de la qualité des sédiments figurent parmi les recommandations formulées pour réduire les incertitudes scientifiques relatives au dragage (GTGIDS, 2004). Le Groupe de travail a en effet conclu à la nécessité (1) de revoir et réviser les critères de qualité des sédiments de façon à tenir compte de la spécificité du Saint-Laurent et des connaissances récentes obtenues depuis la publication des critères de qualité en 1992, (2) de compléter le développement d'outils d'évaluation complémentaires communs requis pour une connaissance plus approfondie de la qualité et des effets potentiels des sédiments sur les organismes aquatiques et (3) d'établir un schéma décisionnel qui permette d'encadrer plus rigoureusement les façons de procéder, favorisant ainsi l'uniformité et l'équité dans le traitement des dossiers.

Ce document présente les résultats de la révision des *Critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent*. Cet exercice a conduit à l'adoption de nouveaux critères de qualité qui sont présentés ici et qui remplacent ceux de 1992. Les critères pour l'évaluation de la qualité de sédiments constituent un outil de dépistage de la contamination chimique des sédiments. D'autres outils d'aide à la gestion des sédiments, dont une démarche d'évaluation écotoxicologique, sont en cours d'élaboration. La complémentarité de ces divers outils est prise en considération dans le présent document. Ainsi, les directives et les recommandations pour l'application des critères de qualité intègrent le recours aux autres outils d'analyse lorsqu'il y a lieu. Les nouveaux critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec sont basés sur l'approche retenue par le Conseil canadien des ministres de l'environnement (1995). Les deux valeurs seuils proposées par le Conseil (CCME, 1999) sont adoptées ainsi que trois valeurs seuils additionnelles, calculées à partir de la même base de données et selon une méthode similaire, afin de répondre aux besoins de gestion des sédiments dans les divers contextes propres au Québec.

L'évaluation de la qualité des sédiments a également recours aux teneurs naturelles et aux teneurs ambiantes du site à l'étude conjointement aux critères de qualité. Des échantillonnages récents effectués dans la partie fluviale du Saint-Laurent ont permis de déterminer les teneurs naturelles des sédiments préindustriels et des argiles postglaciaires de même que les teneurs ambiantes de ce secteur.

La gestion des sédiments au Québec se fait dans trois contextes distincts, soit la prévention de la contamination des sédiments, la gestion des déblais de dragage et la restauration de sites aquatiques contaminés. Des directives et des recommandations pour l'application des critères de qualité sont formulées pour chacun de ces trois contextes de gestion.

Une description plus détaillée de la démarche suivie pour la révision des critères de qualité des sédiments ainsi que toutes les informations colligées durant cet exercice sont présentées dans un document de référence (Environnement Canada et ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, 2006).

## Résumé

---

Ce document présente les résultats de la révision des *Critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent* adoptés en 1992. Au cœur de ce rapport, sont décrits les nouveaux critères de qualité retenus par Environnement Canada et le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec ainsi que la démarche qui a conduit à leur détermination. S'y trouvent également des informations pertinentes et, dans certains cas, inédites sur les concentrations naturelles et ambiantes de diverses substances dans les sédiments du Saint-Laurent. Des directives et des recommandations pour l'interprétation et l'application des critères de qualité y sont également présentées.

Il a été estimé, après évaluation des nouvelles données et des critères de qualité développés par d'autres juridictions, qu'il y avait avantage à remplacer les critères publiés en 1992 par des critères de qualité fondés sur l'approche adoptée par le Conseil canadien des ministres de l'environnement. L'exhaustivité et la mise à jour potentielle de la banque de données toxicologiques du Conseil de même que l'accès à des données sur les sédiments en eau douce et en eau marine et estuarienne ont été des facteurs déterminants dans le choix de l'approche méthodologique.

Afin d'assurer la protection de la vie aquatique, le Conseil canadien des ministres de l'environnement a établi pour les sédiments d'eau douce et les sédiments marins deux valeurs de référence pour une trentaine de substances chimiques. Ces valeurs de référence sont définies par une Concentration seuil produisant un effet (CSE) et une Concentration produisant un effet probable (CEP). Ces deux valeurs de référence ont été retenues parmi les nouveaux critères de qualité des sédiments, mais ne suffisent pas à déterminer tous les seuils nécessaires à la gestion des sédiments au Québec dans une diversité de contextes. Trois autres critères de qualité ont donc été définis à partir de la base de données du Conseil canadien des ministres de l'environnement, en utilisant un mode de calcul similaire à celui utilisé pour déterminer la CSE et la CEP. Il s'agit (1) de la Concentration d'effets rares (CER), (2) de la Concentration d'effets occasionnels (CEO) et (3) de la Concentration d'effets fréquents (CEF).

L'ensemble de ces critères constitue un outil de dépistage qui permet d'évaluer le degré de contamination des sédiments. Utilisés conjointement avec les teneurs naturelles, ces critères peuvent prévenir la contamination de sites qui sont vulnérables à un apport de contaminants d'origine anthropique. Utilisés avec d'autres outils d'évaluation de la contamination comme les essais de toxicité et les études biologiques de terrain, ils permettent de définir, en fonction du degré de contamination mesuré, les modes appropriés de gestion des sédiments dragués. Ils peuvent servir aussi d'indicateurs relativement aux mesures correctrices nécessaires à apporter à des sites contaminés ainsi qu'à définir des objectifs de restauration.

## Abstract

---

This report presents the results of a review of the *Interim Criteria for Quality Assessment of St. Lawrence River Sediment* adopted in Quebec in 1992. It describes the new quality criteria adopted by Environment Canada and the Quebec Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs and the process leading to their development. The report also contains relevant and, in certain cases, unpublished information on natural and ambient concentrations of various substances in the sediments of the St. Lawrence River. Guidelines and recommendations for interpreting and applying these quality criteria are also presented.

Following an assessment of new data and the quality criteria developed by other jurisdictions, it was concluded that the criteria published in 1992 should be replaced by new quality criteria based on the approach of the Canadian Council of Ministers of the Environment. In selecting the methodological approach, elements such as data completeness and the potential for updating of the Council's toxicological database, as well as the availability of data on freshwater, marine and estuarine environments, were considered, among other things.

To protect aquatic life, the Canadian Council of Ministers of the Environment has determined two reference values for some thirty substances in freshwater and marine sediments: a threshold effect level (TEL) and a probable effect level (PEL). These two values were adopted for the new sediment quality criteria, and three other levels were derived to define all of the intervention levels needed for sediment management in Quebec under a diversity of circumstances. These were defined using the Council's database and a calculation method similar to the one used to determine the TEL and PEL. They are: (1) the rare effect level (REL), (2) the occasional effect level (OEL), and (3) the frequent effect level (FEL).

This set of criteria is a screening tool for assessing the degree of contamination of sediment. Employed in conjunction with background levels, these criteria can prevent the contamination of sites that are sensitive to inputs of anthropogenic contaminants. Used with other assessment tools, such as toxicity assays and biological field studies, the criteria assist in determining the appropriate management method for dredged material based on its degree of contamination. They can also serve as indicators of the remedial measures required at contaminated sites and help to define restoration objectives.

# Table des matières

---

<b>Mot des coprésidents du Comité de concertation Navigation</b>	<b>iii</b>
<b>Équipe de réalisation</b>	<b>iv</b>
<b>Remerciements</b>	<b>v</b>
<b>Avant-propos</b>	<b>vi</b>
<b>Résumé</b>	<b>viii</b>
<b>Abstract</b>	<b>ix</b>
<b>Liste des figures</b>	<b>xii</b>
<b>Liste des tableaux</b>	<b>xii</b>
<b>Abréviations</b>	<b>xiii</b>

## *Chapitre 1*

<b>Choix de l'approche pour établir les critères de qualité</b>	<b>1</b>
---	----------

## *Chapitre 2*

<b>Élaboration des critères de qualité</b>	<b>2</b>
2.1 L'approche du Conseil canadien des ministres de l'environnement : une version modifiée de l'approche du National Status and Trends Program	2
2.2 L'approche adoptée au Québec : celle du Conseil canadien des ministres de l'environnement additionnée de nouvelles valeurs de référence	5
2.3 Détermination des cinq critères de qualité	6
2.4 Détermination d'une valeur de référence pour le nickel	7

## *Chapitre 3*

<b>Portée et limites des critères de qualité</b>	<b>10</b>
3.1 Portée scientifique des critères de qualité	10
3.2 Limites géographiques des critères de qualité	12
3.3 Limites physicochimiques des critères de qualité	12
3.3.1 Granulométrie des sédiments	12
3.3.2 Modification des résultats chimiques en fonction du contenu des sédiments en carbone organique total	13
3.3.3 Facteurs affectant la biodisponibilité et la toxicité des contaminants pour les organismes aquatiques	14

## *Chapitre 4*

<b>Détermination des teneurs naturelles et des teneurs ambiantes</b>	<b>15</b>
4.1 Teneurs naturelles	15

4.2	Teneurs ambiantes	16
-----	-------------------	----

## *Chapitre 5*

### **Application des critères de qualité** 19

5.1	Caractérisation physicochimique des sédiments	19
5.2	Application des critères de qualité pour la prévention de la contamination des sédiments	21
5.3	Application des critères de qualité pour la gestion des sédiments résultant de travaux de dragage	22
5.4	Application des critères de qualité pour la gestion de sites contaminés et leur restauration	24
5.5	Considérations des teneurs naturelles et des teneurs ambiantes	24

## *Chapitre 6*

### **Conclusion** 26

## **RÉFÉRENCES** 27

## **ANNEXES** 31

1	Facteurs d'équivalence de la toxicité	32
2	Caractéristiques des argiles postglaciaires : options possibles pour en faire la démonstration	33
3	Limites supérieures des teneurs naturelles et ambiantes des sédiments dans le chenal Laurentien, exprimées en concentrations totales	35
4	Approche recommandée pour l'analyse des biphényles polychlorés	36
5	Liste détaillée des hydrocarbures aromatiques polycycliques à analyser sur une base routinière	39

## Liste des figures

---

1	Répartition des données « avec effet biologique » (●) et « sans effet biologique » (○) selon un ordre croissant des concentrations de cuivre mesurées dans les sédiments marins et estuariens	4
2	Gradients de salinité, de température et de matières en suspension dans l'estuaire moyen du Saint-Laurent	13

## Liste des tableaux

---

1	Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments d'eau douce	8
2	Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments marins	9
3	Concentrations naturelles dans les sédiments du tronçon fluvial et de l'estuaire fluvial du Saint-Laurent	17
4	Concentrations ambiantes dans les sédiments des lacs fluviaux du Saint-Laurent	18
5	Sommaire des trois cadres d'application des critères de qualité des sédiments au Québec	23
A4.1	Liste de 41 congénères des biphényles polychlorés analysés avec la méthode par congénère	37
A4.2	Facteurs d'équivalence de la toxicité des congénères de biphényles polychlorés ayant des effets toxiques apparentés à ceux associés aux dioxines et aux furanes	38

## **Abréviations**

---

BEDS : Biological Effects Database for Sediments

CCME : Conseil canadien des ministres de l'environnement

CEF : Concentration d'effets fréquents

CEO : Concentration d'effets occasionnels

CEP : Concentration produisant un effet probable

CER : Concentration d'effets rares

CSE : Concentration seuil produisant un effet



## **Choix de l'approche pour établir les critères de qualité**

Après évaluation des nouvelles données issues du développement de critères au Canada et à l'étranger, l'équipe de travail chargée de la révision des critères de qualité a conclu qu'il y avait avantage à remplacer les critères publiés en 1992 par de nouveaux critères de qualité fondés sur l'approche du Conseil canadien des ministres de l'environnement (1995) pour les Recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments.

L'équipe de travail a considéré le fait que la base de données du Conseil canadien des ministres de l'environnement, la Biological Effects Database for Sediments, utilisée pour calculer les recommandations canadiennes, contient une grande quantité de données, dont celles du ministère de l'Environnement de l'Ontario (Jaagumagi, 1990a, 1990b) ayant servi à la détermination des critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent en 1992.

L'équipe a aussi considéré le fait que la base de données du Conseil est susceptible d'être mise à jour régulièrement, notamment parce que le protocole d'élaboration des recommandations canadiennes prévoit l'ajout de résultats des essais de toxicité sur sédiments dopés. L'équipe a également été sensible au fait que les recommandations canadiennes définissent des valeurs distinctes pour les milieux d'eau douce et pour les milieux marins et estuariens.

Enfin, l'équipe de travail chargée de la révision des critères de qualité a conclu que l'adoption de l'approche du Conseil canadien des ministres de l'environnement présente aussi l'avantage d'assurer une certaine harmonisation avec les provinces qui utilisent déjà les recommandations canadiennes et une plus grande cohérence avec le programme d'Immersion en mer d'Environnement Canada.

## Élaboration des critères de qualité

Les critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec intègrent les Recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments ainsi que trois valeurs additionnelles, calculées à partir de la même base de données avec une approche similaire à celle du Conseil canadien des ministres de l'environnement.

### ***2.1 L'approche du Conseil canadien des ministres de l'environnement : une version modifiée de l'approche du National Status and Trends Program***

En 1995, le Conseil canadien des ministres de l'environnement a adopté le *Protocole pour l'élaboration de recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments en vue de la protection de la vie aquatique*. Ce protocole prévoit l'utilisation conjointe de deux approches complémentaires qui permettent de relier les effets observés sur des organismes benthiques et pélagiques aux concentrations de substances chimiques présentes dans les sédiments. À l'heure actuelle, une seule de ces deux approches, soit celle du National Status and Trends Program, dans une version légèrement modifiée, est utilisée pour établir les Recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments. La deuxième approche, celle des Tests de toxicité des sédiments avec dopage, ne peut être utilisée en raison du manque actuel de données résultant de ce type de tests. C'est pourquoi à l'heure actuelle, le Conseil canadien des ministres de l'environnement définit des recommandations provisoires pour la qualité des sédiments (CCME, 2001a).

La base de données du National Status and Trends Program a été créée par la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) en 1990. Long et Morgan (1990) y ont colligé des informations sur les effets biologiques des contaminants présents dans les sédiments. À la demande d'Environnement Canada, cette base de données a été revue et élargie par l'ajout de nouvelles données provenant d'autres sites ou portant sur des substances chimiques additionnelles ou sur de nouvelles observations de manifestations biologiques. C'est cette base de données étendue qui est devenue la Biological Effects Database for Sediments (BEDS) et qui a servi à l'élaboration des recommandations pour la qualité des sédiments (RQS) au Canada. Cette base de données regroupe divers types de données permettant d'associer la concentration d'une substance chimique à l'observation d'un effet biologique ou de son absence. Ces données proviennent d'études de terrain et de laboratoire (abondance et richesse spécifiques des communautés benthiques, effets toxiques sur les organismes, notamment sur la croissance, la reproduction et la survie), d'essais de toxicité sur sédiments dopés ou de modèles fondés sur la partition à l'équilibre. Des critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments adoptés par d'autres autorités compétentes figurent également dans la base de données.

Pour constituer la Biological Effects Database for Sediments, l'acceptabilité des données a été évaluée selon des exigences strictes de fiabilité et de précision qui s'appliquent à la conception

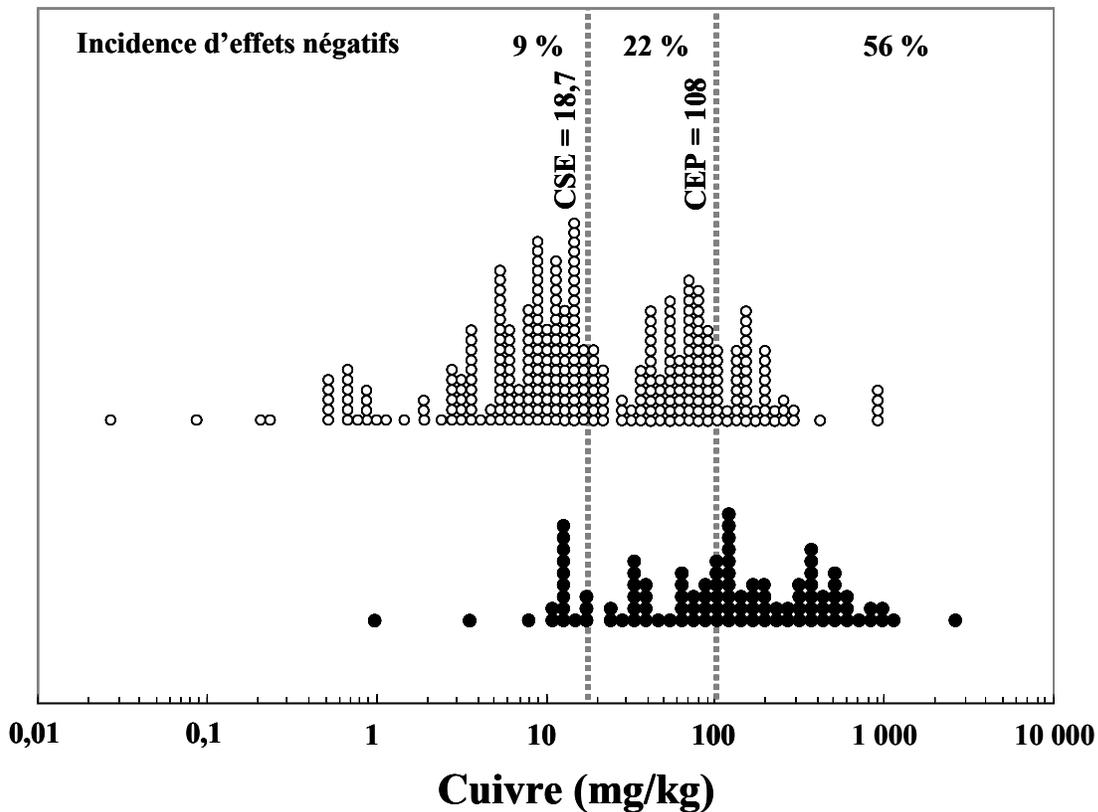
des essais, aux modes opératoires, aux méthodes d'analyse et au traitement statistique qui ont entouré chaque étude. Seules les données qui ont été jugées acceptables ont été retenues et compilées en intégrant la concentration mesurée de la substance chimique, le lieu, le type d'analyse ou d'approche, la durée du test, l'effet mesuré, l'espèce et le stade du cycle vital testés, les évidences d'effets observés et la référence de l'étude en cause. Les informations sur les caractéristiques des sédiments (distribution granulométrique, contenu en carbone organique total, sulfures volatils en milieu acide, etc.) et de la colonne d'eau sus-jacente ont également été compilées lorsqu'elles existaient. Les données pour lesquelles des effets biologiques observés ont été liés à la concentration mesurée de la substance chimique ont été classées dans la catégorie « données avec effets ». Celles pour lesquelles aucun effet n'a été observé ou pour lesquelles aucune ou peu de concordance entre les concentrations chimiques et les effets biologiques observés ont pu être établies ont été classées dans la catégorie « données sans effet ». La Biological Effects Database for Sediments est constituée à environ 10 % de données provenant d'études réalisées au Canada, et le reste, de données provenant de travaux réalisés aux États-Unis (D.D. MacDonald, communication personnelle).

Pour l'élaboration des recommandations pour la qualité des sédiments, le Conseil canadien des ministres de l'environnement a retenu une version modifiée par MacDonald (1993) de l'approche initiale du National Status and Trends Program (Long et Morgan, 1990). Contrairement à l'approche initiale, les données sur les sédiments d'eau douce et sur les sédiments marins sont traitées séparément. De plus, le traitement des données considère dans deux groupes distincts les données « avec effet » et les données « sans effet ». Les données sans effet ont été incluses dans la procédure parce qu'il a été considéré qu'elles procurent des informations pertinentes pour définir la relation entre les contaminants et la réponse biotique (MacDonald, 1994). Il doit y avoir un nombre minimal de données afin d'étayer par « le poids de la preuve » les liens entre les concentrations chimiques et les effets biologiques et, ainsi, d'assurer une protection adéquate des espèces aquatiques. La base de données doit comprendre au moins 20 entrées « avec effet » et 20 entrées « sans effet » pour chaque substance chimique à l'étude. Lorsque cette exigence est respectée, deux valeurs de référence sont établies. La première valeur définit la **Concentration seuil produisant un effet (CSE)**, et la seconde, la **Concentration produisant un effet probable (CEP)**.

Ces deux concentrations permettent de définir trois plages de concentrations de substances chimiques : (1) la plage des concentrations les plus faibles, à l'intérieur de laquelle des effets défavorables sont rarement observés, (2) la plage des effets possibles, située entre la CSE et la CEP, à l'intérieur de laquelle des effets défavorables sont occasionnellement observés, et (3) la plage des effets probables, à l'intérieur de laquelle des effets biologiques défavorables sont fréquemment observés. La définition de ces plages est fondée sur la prémisse selon laquelle la probabilité qu'une exposition à une substance chimique produise des effets toxiques augmente avec la concentration de cette substance dans les sédiments. La figure 1 présente un exemple de répartition des données avec effets et des données sans effet selon un ordre croissant de concentrations de la substance chimique analysée.

Pour vérifier que la CSE et la CEP obtenues pour chacune des substances déterminent des plages de concentrations qui respectent leur définition narrative, la fréquence d'effets néfastes est calculée pour chacune des plages de concentrations (CCME, 2002a). Le taux d'effets néfastes est obtenu en calculant le pourcentage que représente le nombre de données « avec effet » sur l'ensemble des données (« avec effet » + « sans effet ») présentes dans une plage de

concentrations (figure 1). Dans le cas de la majorité des substances, l'incidence d'effets négatifs calculée dans la plage des concentrations inférieures à la CSE, là où des effets devraient rarement être observés, est généralement d'environ 10 % ou moins, ce qui respecte la définition narrative de la concentration seuil. Le taux d'effets négatifs calculé dans la plage de concentrations supérieures à la CEP, là où des effets devraient fréquemment être observés, varie passablement d'une substance à l'autre et est parfois inférieur à 50 %, en particulier pour les sédiments d'eau douce (CCME, 2002a). La faible incidence d'effets négatifs observée dans cette plage pour plusieurs substances indique que les valeurs obtenues pour la CEP correspondent parfois un peu moins bien à la définition narrative de cette dernière, soit la concentration au-delà de laquelle des effets défavorables sont fréquemment observés, que dans le cas de la CSE.



Source : Adapté de CCME, 1999.

**Figure 1** Répartition des données « avec effet biologique » (●) et « sans effet biologique » (○) selon un ordre croissant des concentrations de cuivre mesurées dans les sédiments marins et estuariens

Afin de tenir compte de diverses incertitudes, comme lorsque les résultats ne correspondent pas à la définition narrative d'un critère, le protocole du Conseil canadien des ministres de l'environnement prévoit qu'un facteur de sécurité (appelé aussi facteur d'incertitude) peut être appliqué aux deux valeurs seuils obtenues (CCME, 1995, annexe C). C'est le cas pour les dioxines et les furanes (PCDD et PCDF)<sup>1</sup>.

La concentration seuil produisant un effet constitue actuellement la Recommandation provisoire pour la qualité des sédiments (RPQS). Toutefois, lorsque l'approche du National Status and Trends Program ne peut être utilisée par manque de données, le Conseil peut adopter les critères de qualité établis par d'autres autorités compétentes, comme c'est le cas pour l'Aroclor 1254 et le toxaphène, ou utiliser la Méthode de partition à l'équilibre, comme c'est le cas pour le nonylphénol.

## ***2.2 L'approche adoptée au Québec : celle du Conseil canadien des ministres de l'environnement additionnée de nouvelles valeurs de référence***

Les deux valeurs de référence calculées par le Conseil canadien des ministres de l'environnement, soit la Concentration seuil produisant un effet (CSE) et la Concentration produisant un effet probable (CEP), sont adoptées comme critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec. Toutefois, ces deux valeurs à elles seules ne suffisent pas pour la gestion des sédiments dans les divers contextes propres au Québec. Ainsi, trois nouvelles valeurs de référence ont été ajoutées afin de couvrir les besoins de gestion des trois contextes suivants :

### **a) La prévention de la contamination des sédiments due à des rejets industriels :**

Afin de prévenir la contamination des sédiments qui pourrait résulter de rejets industriels dans un cours d'eau, les critères de qualité sont comparés aux résultats des analyses chimiques et permettent de suivre l'évolution de la situation à un site vulnérable et d'indiquer un début de contamination. Un suivi peut être initié avant même que la CSE ne soit atteinte. Un nouveau seuil, inférieur à cette dernière, a été établi, soit la concentration en deçà de laquelle aucun effet n'est appréhendé : la **Concentration d'effets rares (CER)**.

La CER et la CSE constituent les deux balises de la prévention de la contamination.

### **b) La gestion des sédiments résultant des travaux de dragage :**

Le rejet en eau libre de sédiments résultant de travaux de dragage ne peut être envisagé que si ces matières ne constituent pas un danger pour le biote aquatique. Un seuil de contamination au-delà duquel des essais de toxicité doivent être effectués est requis. Les expériences passées indiquant que la plupart des essais de toxicité sont peu sensibles à un faible degré de contamination, un seuil supérieur à la CSE, mais inférieur à la CEP, a été établi, soit la

---

<sup>1</sup> Lors de l'élaboration des Recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments relatives aux dioxines et aux furanes, un facteur de sécurité (ou d'incertitude) de 10 a été appliqué à la CSE et à la CEP parce que (1) l'incidence d'effets négatifs dans la plage de concentrations inférieures à la CSE initiale était de 22 %, (2) qu'une proportion importante (79 %) des concentrations mesurées dans les sédiments au Canada est inférieure à la CSE initiale, (3) et qu'il subsiste des incertitudes au sujet de la bioaccumulation et de la bioamplification des dioxines et furanes (CCME, 1999).

concentration à partir de laquelle des effets néfastes sont appréhendés pour plusieurs espèces benthiques : la **Concentration d'effets occasionnels (CEO)**.

De plus, pour faciliter la gestion des déblais de dragage, il est nécessaire de déterminer un seuil de contamination suffisamment élevé, au-delà duquel tout rejet de sédiments en eau libre est proscrit sans besoin d'analyse supplémentaire. La CEP ne constituant pas un seuil suffisamment élevé pour ce type de décision, une nouvelle valeur de référence a été établie, soit la concentration à partir de laquelle des effets néfastes sont appréhendés pour la majorité des espèces benthiques : la **Concentration d'effets fréquents (CEF)**.

La CEO et la CEF constituent les deux valeurs seuils qui encadrent la mise en dépôt des sédiments résultant de travaux de dragage.

c) **La restauration des sites aquatiques contaminés :**

La décision de restaurer un site contaminé résulte en général d'une analyse approfondie, où les avantages de la restauration ont été jugés supérieurs aux inconvénients. Alors que le dépassement de la CEP indique la pertinence d'entreprendre de telles études, une valeur de référence plus élevée, soit la CEF, indique que la restauration du site est souhaitable et que des études de faisabilité doivent être entreprises.

La CEP et la CEF constituent les deux valeurs seuils permettant d'orienter les décisions de restauration.

Les trois nouvelles valeurs de référence sont donc utilisées de concert avec la CSE et la CEP définies par le Conseil canadien des ministres de l'environnement, ce qui porte à cinq le nombre de valeurs de référence nécessaires pour la gestion des sédiments au Québec. Cependant, pour chacun des trois contextes de gestion des sédiments définis ici, seulement deux valeurs de référence sont utilisées. Ainsi, il s'agit d'identifier le contexte de gestion des sédiments pour obtenir les critères de qualité à utiliser. Les cadres de gestion et d'application des critères de qualité pour chacun de ces trois contextes sont présentés en détail aux sections 5.2, 5.3 et 5.4 et sont schématisés au tableau 5.

### ***2.3 Détermination des cinq critères de qualité***

Lors de la détermination des recommandations canadiennes (CCME, 1999), la Concentration seuil produisant un effet (CSE) et la Concentration produisant un effet probable (CEP) ont été calculées par la moyenne géométrique de deux valeurs, l'une provenant des données sans effet et l'autre des données avec effet. Pour des raisons d'uniformité et de cohérence, les trois valeurs de référence additionnelles – la Concentration d'effets rares (CER), la Concentration d'effets occasionnels (CEO) et la Concentration d'effets fréquents (CEF) – ont été définies en utilisant les données de la Biological Effects Database for Sediments et un mode de calcul similaire à celui utilisé pour les recommandations canadiennes. Les valeurs des cinq critères de qualité sont obtenues par les formules suivantes :

$$\mathbf{CER} = \sqrt{(E_{15} \times SE_{15})}$$

$$\mathbf{CSE} = \sqrt{(E_{15} \times SE_{50})}$$

$$\text{CEO} = \sqrt{(E_{50} \times SE_{50})}$$

$$\text{CEP} = \sqrt{(E_{50} \times SE_{85})}$$

$$\text{CEF} = \sqrt{(E_{85} \times SE_{85})}$$

- où  $E_{15}$  : 15<sup>e</sup> centile des données classées dans la catégorie « avec effet » ;  
 $E_{50}$  : 50<sup>e</sup> centile des données classées dans la catégorie « avec effet » ;  
 $E_{85}$  : 85<sup>e</sup> centile des données classées dans la catégorie « avec effet » ;  
 $SE_{15}$  : 15<sup>e</sup> centile des données classées dans la catégorie « sans effet » ;  
 $SE_{50}$  : 50<sup>e</sup> centile des données classées dans la catégorie « sans effet » ;  
 $SE_{85}$  : 85<sup>e</sup> centile des données classées dans la catégorie « sans effet » .

Les valeurs des cinq critères de qualité ainsi calculées pour plus de 30 substances sont présentées aux tableaux 1 et 2 pour les sédiments d'eau douce et les sédiments marins respectivement.

#### **2.4 Détermination d'une valeur de référence pour le nickel**

Dans le fleuve Saint-Laurent, le nickel est généralement associé aux argiles postglaciaires et, par dispersion de ces dernières, il enrichit les sédiments du lit du fleuve. Il constitue parfois l'un des principaux éléments de la contamination des sédiments et fait par conséquent partie des substances analysées de façon routinière lors d'études évaluant la qualité des sédiments (section 5.1). Il est donc souhaitable d'avoir en main des valeurs de référence permettant d'estimer le degré de toxicité associé aux concentrations de nickel mesurées dans les sédiments.

Comme le Conseil canadien des ministres de l'environnement n'a établi aucune valeur de CSE ou de CEP pour le nickel et que la Biological Effects Database for Sediments ne permet pas de calculer la CER, la CEO ou la CEF, la possibilité d'adopter à titre provisoire des valeurs établies par d'autres autorités compétentes a été envisagée. Toutefois, étant donné la problématique propre au Saint-Laurent, il apparaît plus pertinent de définir une valeur seuil qui permette d'orienter les décisions de gestion des déblais de dragage à partir des teneurs naturelles des sédiments connues pour le fleuve (section 4.1). Ainsi, seule une CEO a été déterminée pour les sédiments d'eau douce en calculant la moyenne géométrique de la teneur naturelle en nickel des sédiments préindustriels (29 mg/kg) et de la teneur naturelle des argiles postglaciaires (75 mg/kg) (tableau 3) : 47 mg/kg (tableau 1).

Cette valeur se compare à celles proposées par d'autres juridictions qui définissent les concentrations au-dessus desquelles il est probable d'observer des effets néfastes (similaire à la CEP). Selon MacDonald *et al.* (2000), ces valeurs varient de 33 à 75 mg/kg pour les sédiments d'eau douce.

**Tableau 1 Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments d'eau douce**

Groupes	Substances	Concentrations (mg/kg) <sup>a,b</sup>				
		CER	CSE	CEO	CEP	CEF
<b>Métaux et métalloïdes</b>	Arsenic	4,1	5,9	7,6	17	23
	Cadmium	0,33	0,60	1,7	3,5	12
	Chrome	25	37	57	90	120
	Cuivre	22	36	63	200	700
	Mercuré *	0,094	0,17	0,25	0,49	0,87
	Nickel	ND	ND	47	ND	ND
	Plomb	25	35	52	91	150
	Zinc	80	120	170	310	770
<b>Composés organiques</b>	BPC totaux *	0,025	0,034	0,079	0,28	0,78
	Nonylphénol et ses dérivés éthoxylés <sup>c</sup>	ND	1,4	ND	ND	ND
	PCDD et PCDF (ng éq. tox./kg) <sup>*d</sup>	0,27	0,85	10	22	36
<i>Hydrocarbures aromatiques polycycliques</i>	Acénaphène <sup>e</sup>	0,003 7	0,006 7	0,021	0,089	0,94
	Acénaphthylène <sup>e</sup>	0,003 3	0,005 9	0,030	0,13	0,34
	Anthracène <sup>e</sup>	0,016	0,047	0,11	0,24	1,1
	Benzo[ <i>a</i> ]anthracène	0,014	0,032	0,12	0,39	0,76
	Benzo[ <i>a</i> ]pyrène	0,011	0,032	0,15	0,78	3,2
	Chrysène	0,026	0,057	0,24	0,86	1,6
	Dibenzo[ <i>a,h</i> ]anthracène <sup>e</sup>	0,003 3	0,006 2	0,043	0,14	0,20
	Fluoranthène	0,047	0,11	0,45	2,4	4,9
	Fluorène <sup>e</sup>	0,010	0,021	0,061	0,14	1,2
	2-Méthylnaphtalène <sup>e</sup>	0,016	0,020	0,063	0,20	0,38
	Naphtalène <sup>e</sup>	0,017	0,035	0,12	0,39	1,2
	Phénanthrène	0,025	0,042	0,13	0,52	1,1
	Pyrène	0,029	0,053	0,23	0,88	1,5
	<i>Pesticides organochlorés</i>	Chlordane *	0,001 5	0,004 5	0,006 7	0,008 9
DDD* <sup>f</sup>		0,000 35	0,003 5	0,008 5	0,008 5	0,015
DDE* <sup>g</sup>		0,000 25	0,001 4	0,002 6	0,006 8	0,019
DDT* <sup>e, h</sup>		0,000 33	0,001 2	0,003 8	0,004 8	0,010
Dieldrine *		0,000 44	0,002 9	0,003 9	0,006 7	0,017
Endrine		0,000 63	0,002 7	0,036	0,062	0,33
Heptachlore époxyde		0,000 26	0,000 60	0,002 7	0,002 7	0,004 0
Lindane		0,000 22	0,000 94	0,001 4	0,001 4	0,011
Toxaphène* <sup>i</sup>	ND	0,000 10	ND	ND	ND	

*Légende.* – CER : Concentration d'effets rares. CSE : Concentration seuil produisant un effet. CEO : Concentration d'effets occasionnels. CEP : Concentration produisant un effet probable. CEF : Concentration d'effets fréquents.

\* Pour ces substances persistantes, toxiques et bioaccumulables (SLV 2000, 1999), des effets dus à la bioaccumulation peuvent toucher les consommateurs aquatiques, aviaires ou terrestres de divers niveaux trophiques. Les critères de qualité présentés ici ne tiennent pas compte de ces effets. Des précisions sur ces effets sont présentées à la section 3.1 et au point 2 de la section 5.2.

<sup>a</sup> Les valeurs ont été arrondies à deux chiffres significatifs. Dans les colonnes grises, apparaissent les valeurs calculées par le CCME, et dans les colonnes blanches, les valeurs de référence additionnelles.

<sup>b</sup> Toutes les valeurs sont exprimées en milligrammes par kilogramme (mg/kg) de sédiments secs à l'exception des PCDD et PCDF qui sont en unités d'équivalence de la toxicité en nanogrammes par kilogramme (ng éq. tox./kg).

<sup>c</sup> Valeur déterminée par le CCME (2002b) à partir de la méthode de partage à l'équilibre en supposant une teneur en carbone organique total (COT) de 1 %. Le calcul est basé sur les facteurs d'équivalence de la toxicité (annexe 1).

<sup>d</sup> PCDD et PCDF : Dibenzo-*p*-dioxines polychlorées et dibenzofuranes polychlorés; les valeurs sont exprimées en unité d'équivalence de la toxicité (annexe 1). Comme le prescrit le CCME (1999), les valeurs initiales obtenues lors du calcul des critères de qualité ont été corrigées en les divisant par un facteur de sécurité de 10.

<sup>e</sup> Par défaut les valeurs calculées pour les sédiments marins ont été retenues.

<sup>f</sup> DDD : 2,2-Bis(*p*-chlorophényl)-1,1-dichloroéthane ou dichlorodiphényldichloroéthane. Ce critère s'applique à la somme des isomères *p,p'* et *o,p'*.

<sup>g</sup> DDE : 1,1-Dichloro-2,2,bis(*p*-chlorophényl)-éthène ou dichlorodiphényldichloroéthylène. Ce critère s'applique à la somme des isomères *p,p'* et *o,p'*.

<sup>h</sup> DDT : 2,2-Bis(*p*-chlorophényl)-1,1,1-trichloroéthane ou dichlorodiphényltrichloroéthane. Ce critère s'applique à la somme des isomères *p,p'* et *o,p'*.

<sup>i</sup> Valeur adoptée du New York State Department of Environmental Conservation (1994) par le CCME (2002c). La valeur a été déterminée à partir de la méthode de partage à l'équilibre en supposant une teneur en carbone organique total (COT) de 1 %.

ND : Valeurs non déterminées.

**Tableau 2 Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments marins**

Groupes	Substances	Concentrations (mg/kg) <sup>a,b</sup>				
		CER	CSE	CEO	CEP	CEF
<b>Métaux et métalloïdes</b>	Arsenic	4,3	7,2	19	42	150
	Cadmium	0,32	0,67	2,1	4,2	7,2
	Chrome	30	52	96	160	290
	Cuivre	11	19	42	110	230
	Mercure *	0,051	0,13	0,29	0,70	1,4
	Nickel	ND	ND	ND	ND	ND
	Plomb	18	30	54	110	180
	Zinc	70	120	180	270	430
<b>Composés organiques</b>	BPC totaux *	0,012	0,022	0,059	0,19	0,49
	Nonylphénol et ses dérivés éthoxylés <sup>c</sup>	ND	1	ND	ND	ND
<b>Hydrocarbures aromatiques polycycliques</b>	PCDD et PCDF (ng éq. tox./kg) <sup>d, h</sup>	0,27	0,85	10	22	36
	Acénaphène	0,003 7	0,006 7	0,021	0,089	0,94
	Acénaphthylène	0,003 3	0,005 9	0,031	0,13	0,34
	Anthracène	0,016	0,047	0,11	0,24	1,1
	Benzo[a]anthracène	0,027	0,075	0,28	0,69	1,9
	Benzo[a]pyrène	0,034	0,089	0,23	0,76	1,7
	Chrysène	0,037	0,11	0,30	0,85	2,2
	Dibenzo[a,h]anthracène	0,003 3	0,006 2	0,043	0,14	0,20
	Fluoranthène	0,027	0,11	0,50	1,5	4,2
	Fluorène	0,010	0,021	0,061	0,14	1,2
	2-Méthylnaphtalène	0,016	0,020	0,063	0,20	0,38
	Naphtalène	0,017	0,035	0,12	0,39	1,2
	Phénanthrène	0,023	0,087	0,25	0,54	2,1
	Pyrène	0,041	0,15	0,42	1,4	3,8
	<b>Pesticides organochlorés</b>	Chlordane *	0,000 92	0,002 3	0,003 3	0,004 8
DDD <sup>* e</sup>		0,000 63	0,001 2	0,004 0	0,007 8	0,028
DDE <sup>* f</sup>		0,000 79	0,002 1	0,074	0,37	0,56
DDT <sup>* g</sup>		0,000 33	0,001 2	0,003 8	0,004 8	0,010
Dieldrine *		0,000 38	0,000 71	0,002 0	0,004 3	0,006 0
Endrine <sup>h</sup>		0,000 63	0,002 7	0,036	0,062	0,33
Heptachlore époxyde <sup>h</sup>		0,000 26	0,000 60	0,002 7	0,002 7	0,004 0
Lindane		0,000 22	0,000 32	0,000 51	0,000 99	0,001 9
Toxaphène <sup>* i</sup>		ND	0,000 10	ND	ND	ND

*Légende.* – CER : Concentration d'effets rares. CSE : Concentration seuil produisant un effet. CEO : Concentration d'effets occasionnels. CEP : Concentration produisant un effet probable. CEF : Concentration d'effets fréquents.

\* Pour ces substances persistantes, toxiques et bioaccumulables (SLV 2000, 1999), des effets dus à la bioaccumulation peuvent toucher les consommateurs aquatiques, aviaires ou terrestres des divers niveaux trophiques. Les critères de qualité présentés ici ne tiennent pas compte de ces effets. Des précisions sur ces effets sont présentées à la section 3.1 et au point 2 de la section 5.2.

<sup>a</sup> Les valeurs ont été arrondies à deux chiffres significatifs. Dans les colonnes grises, apparaissent les valeurs calculées par le CCME, et dans les colonnes blanches, les valeurs de référence additionnelles.

<sup>b</sup> Toutes les valeurs sont exprimées en milligrammes par kilogramme (mg/kg) de sédiments secs à l'exception des PCDD et PCDF qui sont exprimés en unités d'équivalence de la toxicité en nanogrammes par kilogramme (ng éq. tox./kg).

<sup>c</sup> Valeur déterminée par le CCME (2002b) à partir de la méthode de partage à l'équilibre en supposant une teneur en carbone organique total (COT) de 1 %. Le calcul est basé sur les facteurs d'équivalence de la toxicité (annexe 1).

<sup>d</sup> PCDD et PCDF : Dibenzo-p-dioxines polychlorées et dibenzofurannes polychlorés; les valeurs sont exprimées en unité d'équivalence de la toxicité (1). Comme le prescrit le CCME (1999), les valeurs initiales obtenues lors du calcul des critères de qualité ont été corrigées en les divisant par un facteur de sécurité de 10.

<sup>e</sup> DDD : 2,2-Bis(p-chlorophényl)-1,1-dichloroéthane ou dichlorodiphényldichloroéthane. Ce critère s'applique à la somme des isomères *p,p'* et *o,p'*.

<sup>f</sup> DDE : 1,1-Dichloro-2,2,bis(p-chlorophényl)-éthène ou dichlorodiphényldichloroéthylène. Ce critère s'applique à la somme des isomères *p,p'* et *o,p'*.

<sup>g</sup> DDT : 2,2-Bis(p-chlorophényl)-1,1,1-trichloroéthane ou dichlorodiphényltrichloroéthane. Ce critère s'applique à la somme des isomères *p,p'* et *o,p'*.

<sup>h</sup> Par défaut les valeurs calculées pour les sédiments d'eau douce ont été retenues.

<sup>i</sup> Valeur adoptée du New York State Department of Environmental Conservation (1994) par le CCME (2002c). La valeur a été déterminée à partir de la méthode de partage à l'équilibre en supposant une teneur en carbone organique total (COT) de 1 %.

ND : Valeurs non déterminées.

## Portée et limites des critères de qualité

### 3.1 Portée scientifique des critères de qualité

Les critères de qualité relatifs aux sédiments constituent un des outils qui existent actuellement pour évaluer la qualité des sédiments. Ils permettent d'évaluer la contamination chimique des sédiments et de définir des seuils de gestion appropriés selon le degré de contamination. D'autres outils, dont les essais de toxicité et des études biologiques de terrain, peuvent également servir à évaluer la qualité des sédiments ou les effets de la contamination des sédiments sur les organismes aquatiques. Chacun de ces outils procure une information qui lui est propre, et il sera souvent nécessaire d'avoir recours à plusieurs d'entre eux pour obtenir des informations complémentaires qui permettent d'approfondir l'analyse de la situation.

OUTILS	PORTÉE	LIMITES
<b>Critères de qualité chimiques propres à chaque substance</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Couvrent un large éventail d'espèces et d'effets pour un même contaminant.</li> <li>Identifient les substances problématiques.</li> <li>Orientent les mesures de mitigation puisqu'une ou des substances sont identifiées.</li> <li>Permettent de définir des seuils de gestion (ex. : seuil de restauration, limite de rejet en eau libre).</li> <li>Peuvent servir à prévenir la contamination à un site donné.</li> <li>Tiennent partiellement compte de la biodisponibilité des contaminants puisque plusieurs données proviennent du milieu.</li> <li>Ne coûtent pas cher lorsque peu de contaminants doivent être analysés.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Tiennent compte uniquement des contaminants qui sont connus et qui ont été recherchés.</li> <li>Ne tiennent pas compte entièrement de la biodisponibilité des contaminants présents dans les sédiments à l'étude.</li> <li>Ne tiennent pas compte de la bioaccumulation et de la contamination des organismes pour la consommation humaine ou la faune piscivore.</li> <li>N'intègrent pas systématiquement les effets toxiques combinés de la présence de plusieurs substances.</li> <li>Entraînent des coûts importants si de nombreux contaminants doivent être analysés.</li> </ul>
<b>Essais de toxicité sur sédiments</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Intègrent les effets toxiques de plusieurs substances à la fois.</li> <li>Mesurent aussi les effets des contaminants inconnus.</li> <li>Mesurent les effets des contaminants pour lesquels il n'y a pas de critère chimique.</li> <li>Tiennent compte de la biodisponibilité des contaminants des sédiments à l'étude.</li> <li>Mesurent la toxicité réelle des sédiments testés.</li> <li>Peuvent tenir compte de la bioaccumulation et prévenir la contamination des organismes.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Représentent un patron toxicologique restreint (seuls quelques espèces et quelques effets sont testés).</li> <li>N'orientent pas directement les mesures de mitigation, telles les technologies de traitement, puisqu'ils n'identifient pas la ou les substances en cause.</li> <li>Ne procurent pas d'information sur la cause de la contamination.</li> </ul>
<b>Études biologiques de terrain</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Mesurent les effets présents dans le milieu.</li> <li>Intègrent les effets qui ont eu lieu sur une longue période et permettent d'établir des tendances dans le temps.</li> <li>Intègrent les effets de toutes les sources, incluant les sources inconnues.</li> <li>Intègrent les effets liés aux substances toxiques et ceux liés à toute autre agression (dégradation du milieu physique, parasitisme, etc.).</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>N'évaluent pas les effets sur de courtes durées.</li> <li>Ne cernent pas une cause unique pour l'effet observé.</li> <li>Ne distinguent pas toujours les sources.</li> <li>Mesurent les effets une fois qu'ils ont eu lieu (ne sont pas préventives).</li> <li>Nécessitent des budgets importants pour obtenir un bon niveau de discrimination.</li> </ul>

Les considérations suivantes indiquent les limites des critères de qualité en tant qu'outil d'évaluation de la qualité des sédiments.

- Les critères de qualité retenus dans ce document ont pour objectif de protéger la vie aquatique contre les effets toxiques des substances chimiques. Les sédiments contaminés peuvent également exercer des effets de type esthétique, organoleptique ou physique, susceptibles d'affecter la qualité du milieu ou des organismes aquatiques. Lorsqu'ils sont bien documentés, ces effets peuvent être considérés au cas par cas.
- Bien que le respect des critères de qualité chimiques indique en général une bonne qualité des sédiments, les écosystèmes peuvent tout de même être perturbés. Même sans la présence de substances toxiques, les dépôts de déblais de dragage et les fortes augmentations de la concentration des matières en suspension (MES) qui accompagnent les dépôts peuvent altérer les écosystèmes aquatiques ou causer la perte d'habitats. Des considérations au sujet de la santé de l'écosystème, tant pour la vie aquatique que pour la santé humaine, ou encore la présence d'un usage précis ou d'une espèce vulnérable ou menacée peuvent nécessiter des mesures d'atténuation particulières ou des interventions supplémentaires.
- En aucun cas, les critères de qualité ne doivent être considérés comme une approbation implicite de la dégradation d'un site jusqu'aux valeurs seuils retenues.
- Les critères de qualité présentés ici ne tiennent compte ni de la bioaccumulation, ni de la bioamplification dans la chaîne alimentaire. Certaines substances très bioaccumulables peuvent ne pas avoir d'incidence sur les organismes benthiques qui y sont directement et continuellement exposés à très petites doses. Toutefois, ces organismes les accumulent dans leurs tissus et deviennent eux-mêmes une source plus concentrée pour leurs prédateurs. Les données à la base des critères de qualité présentées dans ce document réfèrent en général à des effets observés sur des organismes benthiques ou sur des stades larvaires pélagiques et non sur les organismes représentatifs des différents échelons de la chaîne trophique. Il est donc probable que dans le cas des substances fortement bioaccumulables, ces critères de qualité ne permettent pas de prévenir la contamination des organismes qui seront par la suite consommés par des espèces de niveaux trophiques plus élevés (les organismes benthivores et piscivores, la faune aviaire et terrestre ainsi que l'être humain), d'où la nécessité parfois de compléter l'évaluation de la qualité des sédiments à l'aide d'autres outils, comme des essais de bioaccumulation. Le Conseil canadien des ministres de l'environnement a aussi développé, pour plusieurs substances fortement bioaccumulables (biphényles polychlorés, dichlorodiphényl-trichloroéthane, méthylmercure, dioxines et furanes polychlorés, toxaphène), des Recommandations canadiennes pour les résidus dans les tissus visant la protection des espèces fauniques consommant le biote aquatique (CCME, 2001b). Pour compléter l'évaluation de la contamination des sédiments en un lieu donné, ces recommandations peuvent être utilisées en combinaison avec les présents critères.
- Bien que les critères de qualité aient été établis substance par substance, les effets additifs, synergiques ou antagonistes de plusieurs substances sont pris en considération dans une certaine mesure, car les données qui ont servi aux calculs proviennent de sédiments prélevés dans le milieu et qui sont le plus souvent contaminés par plusieurs substances chimiques. Toutefois, les combinaisons de substances varient d'un endroit à l'autre, et les conditions qui prévalent dans un lieu donné peuvent être passablement différentes de celles représentées par les critères de qualité. Des essais de toxicité sur des espèces sensibles avec les sédiments

prélevés à un endroit peuvent rendre compte des effets interactifs de plusieurs substances chimiques. Aussi, pour mieux cerner la problématique propre à un site, il faut tenir compte de certains facteurs qui influencent la biodisponibilité des éléments chimiques (section 3.3).

### **3.2 Limites géographiques des critères de qualité**

Étant donné que les critères de qualité ont été établis à partir de données provenant de différentes sources, ils sont utilisés pour évaluer la qualité des sédiments dans les plans d'eau et cours d'eau de l'ensemble du territoire québécois conjointement aux teneurs naturelles ou ambiantes régionales des sédiments (chapitre 4).

Dans le Saint-Laurent, les critères de qualité pour les sédiments d'eau douce et les critères de qualité pour les sédiments marins sont utilisés en fonction des trois secteurs suivants :

- De la sortie des Grands Lacs à la pointe est de l'île d'Orléans, le Saint-Laurent ne reçoit que des eaux douces. Pour cette section du Saint-Laurent, qui comprend le tronçon fluvial (de la sortie des Grands Lacs à l'aval du lac Saint-Pierre) et l'estuaire fluvial (de l'aval du lac Saint-Pierre à la pointe est de l'île d'Orléans), ce sont les critères de qualité pour les sédiments d'eau douce qui sont utilisés.
- De la pointe est de l'île d'Orléans à l'île aux Coudres, s'étend l'estuaire moyen supérieur, caractérisé par un mélange d'eaux douces et d'eaux salées. Le degré de salinité y varie selon un gradient longitudinal qui s'échelonne de < 1 ‰ à l'île d'Orléans à 15 ‰ à l'île aux Coudres (Ouellet et Cerceau, 1976; Gagnon et al., 1998; Leclerc, 2000) (figure 2). Dans ce secteur d'eaux saumâtres, l'ichtyofaune est dominée par des espèces dulcicoles, mais comprend également plusieurs espèces diadromes et marines (Leclerc, 2000). Afin de protéger l'ensemble des espèces présentes dans ce secteur, il convient d'utiliser pour chaque substance analysée les critères de qualité les plus restrictifs pour les sédiments d'eau douce et les sédiments marins.
- En aval de l'île aux Coudres, la salinité augmente rapidement, atteignant 27 ‰ à l'embouchure du Saguenay. Pour l'ensemble de la zone qui couvre l'estuaire moyen inférieur (de l'île aux Coudres au Saguenay), l'estuaire salin (du Saguenay à l'île d'Anticosti) et le golfe du Saint-Laurent, ce sont les critères de qualité pour les sédiments marins qui sont utilisés.

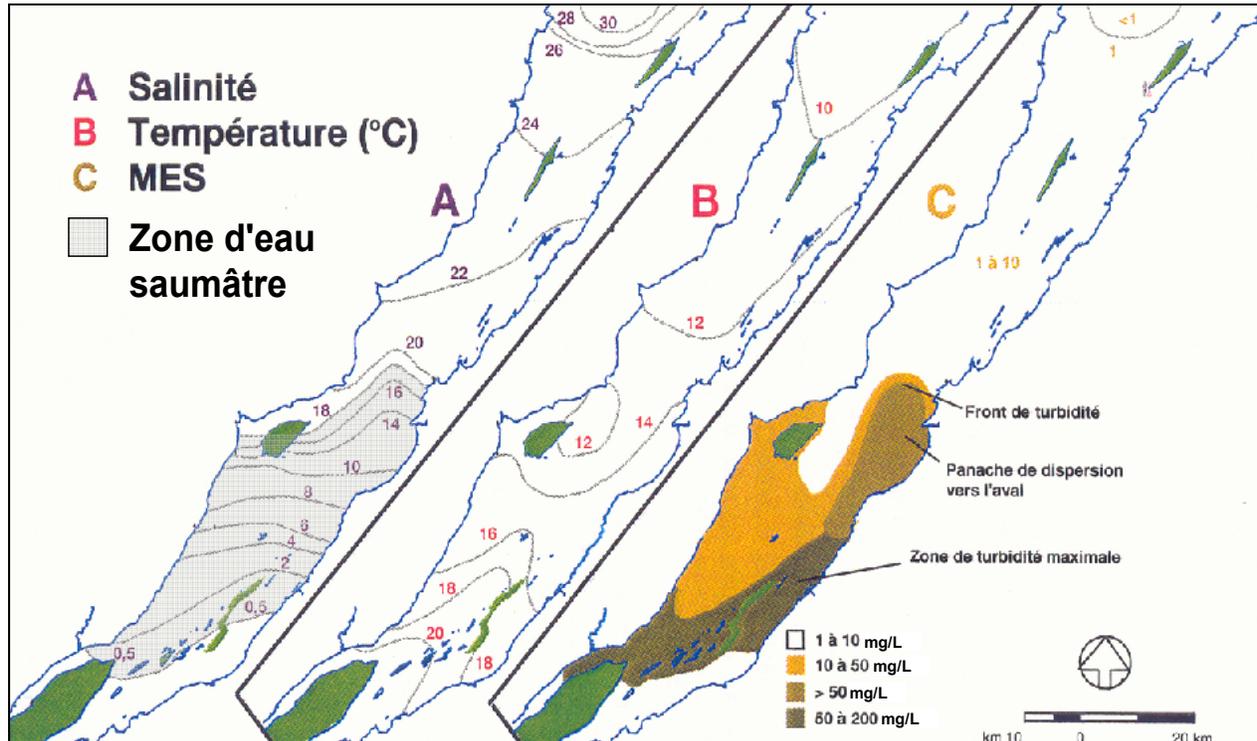
### **3.3 Limites physicochimiques des critères de qualité**

#### **3.3.1 Granulométrie des sédiments**

Dans la mesure où les critères de qualité ont été élaborés à partir de données se rapportant à des sédiments ayant une distribution granulométrique très variable, ils s'appliquent à tous les types de sédiments, sauf à ceux dont les particules ont une taille supérieure à 2 mm. Également, en raison de la grande diversité de la distribution granulométrique des sédiments qui ont servi à définir les critères de qualité, il n'est pas approprié de normaliser les résultats des analyses chimiques en fonction de la composition des sédiments. La distribution granulométrique des sédiments à l'étude servira notamment à évaluer la dynamique sédimentaire.

### 3.3.2 Modification des résultats chimiques en fonction du contenu des sédiments en carbone organique total

Bien que la teneur en carbone organique total (COT) des sédiments puisse réduire la biodisponibilité des substances organiques non polaires et, par conséquent, leur toxicité pour les organismes benthiques, les données utilisées afin d'établir les critères sont insuffisantes pour permettre de quantifier et de prédire l'influence de ce paramètre sur la toxicité des contaminants (CCME, 1995). Par conséquent, les critères qui s'appliquent aux hydrocarbures aromatiques polycycliques et aux autres composés organiques, à l'exception du toxaphène et du nonylphénol, ne devraient pas être ajustés en fonction du contenu en COT. Dans le cas du toxaphène et du nonylphénol et ses dérivés éthoxylés, étant donné que les Concentrations seuils produisant un effet (CSE) ont été calculées sur la base d'un contenu des sédiments en COT de 1 %, la valeur du critère de qualité peut être corrigée en multipliant la CSE par le pourcentage de COT de l'échantillon, et ce, jusqu'à une valeur maximale de 10 % de COT.



Sources : Tiré de Gagnon *et al.*, 1998. Adapté de Lavoie et Beaulieu, 1971; Bousfield *et al.* 1975; Greisman et Ingram, 1977; Gagnon *et al.*, 1983; Fortier et Gagné, 1990; pour la salinité. Adapté de Vigeant, 1984 pour la température. Adapté de Souci *et al.*, 1976; d'Anglejan, 1981; pour les matières en suspension.

**Figure 2** Gradients de salinité, de température et de matières en suspension dans l'estuaire moyen du Saint-Laurent

### **3.3.3 Facteurs affectant la biodisponibilité et la toxicité des contaminants pour les organismes aquatiques**

Outre la distribution granulométrique des sédiments et leur teneur en COT, d'autres facteurs comme les conditions d'oxydoréduction et de pH, de même que la présence de sulfures volatils en milieu acide (SVMA) ou d'oxydes de fer ou de manganèse sont connus pour modifier la biodisponibilité et la toxicité des substances chimiques pour les organismes aquatiques. Bien que dans l'ensemble, les critères de qualité intègrent ces caractéristiques parce qu'ils sont issus de la compilation de données de divers milieux, il pourrait être utile de tenir compte davantage de certains facteurs dans l'étude d'un site particulier, et ce, même si les données actuelles ne permettent pas d'établir de facteurs de correction pour ajuster les critères de qualité en fonction des paramètres présentés dans l'encadré.

#### **Facteurs influençant la biodisponibilité et la toxicité des contaminants pour les organismes aquatiques**

**Conditions d'oxydoréduction et pH :** Une baisse du pH et une variation du potentiel d'oxydoréduction dans le milieu ambiant peuvent libérer les métaux associés aux sédiments. Leur biodisponibilité augmente alors, et ils deviennent plus susceptibles d'être toxiques pour les organismes benthiques. Les principaux métaux et métalloïdes connus pour être influencés par les conditions d'oxydoréduction et le pH sont l'arsenic, le cadmium, le chrome, le mercure, le plomb et le zinc.

**Sulfures volatils en milieu acide :** Ces substances modifient la toxicité des métaux-traces cationiques, car ces derniers peuvent s'associer aux sulfures. Ils deviennent alors moins biodisponibles, donc moins toxiques pour les organismes aquatiques. Les principales substances connues pour être affectées par les sulfures volatils sont le cadmium, le cuivre, le mercure et le zinc.

**Présence d'oxydes de fer et/ou de manganèse :** Les métaux présents dans les sédiments peuvent être fortement associés aux particules d'oxydes de fer et de manganèse. Les principales substances connues pour être influencées par la présence d'oxydes de fer et/ou de manganèse sont l'arsenic, le chrome, le plomb et le zinc.

## Détermination des teneurs naturelles et des teneurs ambiantes

Une teneur est dite « naturelle » lorsque les sédiments n'ont subi aucune modification ou altération chimique d'origine anthropique. En pratique, les teneurs naturelles correspondent aux concentrations mesurées dans des sédiments préindustriels.

La teneur « ambiante », quant à elle, est une valeur qui caractérise la distribution des concentrations d'un élément ou d'un composé chimique dans la couche superficielle de sédiments à l'échelle d'une région. La source de ces substances chimiques peut être naturelle et/ou anthropique, et leur présence est le résultat d'un enrichissement diffus, touchant toute une région, plutôt qu'une contamination localisée ou ponctuelle générée par une source locale.

Dans le cadre de la révision des critères de qualité, les valeurs correspondant aux teneurs naturelles et aux teneurs ambiantes ont été déterminées uniquement pour les régions où des études statistiques portant sur l'analyse des données existantes sur les teneurs naturelles ont été effectuées.

### 4.1 Teneurs naturelles

Dans le Saint-Laurent, deux types de sédiments présentent des teneurs naturelles. Le premier type correspond aux argiles postglaciaires qui se sont déposées dans la Mer de Champlain il y a plus de 8000 ans. Ces sédiments sont identifiables par leurs propriétés physiques et chimiques (annexe 2). Le second type correspond aux sédiments plus récents datant de l'ère préindustrielle (avant 1920), qui ont formé de minces dépôts sur le lit des lacs fluviaux. Les données sur les sédiments préindustriels portent en général sur des sédiments recueillis dans des zones de dépôt permanent dans le tronçon fluvial, l'estuaire fluvial et, pour le golfe, dans le chenal Laurentien. Toutefois, les données ne permettent pas de caractériser chacun des lacs fluviaux ou des secteurs particuliers du fleuve.

Des échantillons de sédiments prélevés dans le Saint-Laurent entre 1999 et 2001 ont permis de déterminer les teneurs naturelles de la zone couvrant le tronçon fluvial et l'estuaire fluvial. Dans ces secteurs, les argiles postglaciaires et les sédiments préindustriels ont été échantillonnés par carottage, traités séparément et analysés pour 27 substances inorganiques. De plus, 22 hydrocarbures aromatiques polycycliques ont été analysés dans les sédiments préindustriels (Saulnier et Gagnon, 2003, 2006).

Pour la détermination des teneurs naturelles, le 90<sup>e</sup> centile des données a été retenu afin de minimiser l'influence potentielle de données aberrantes et caractériser les teneurs naturelles maximales, en évitant d'inclure les échantillons qui pourraient avoir fait l'objet d'erreurs analytiques.

Le tableau 3 présente les concentrations extractibles totales<sup>2</sup> des métaux autres que le mercure et les concentrations totales<sup>3</sup> du mercure et des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). Ces valeurs peuvent s'appliquer, comme teneurs naturelles, à tout le tronçon fluvial ainsi qu'à l'estuaire fluvial. Notons que les argiles postglaciaires affichent des teneurs en chrome, cuivre, nickel et zinc plus élevées que les sédiments préindustriels. Ces différences sont reliées à la variation minéralogique et à l'origine des matériaux constituant la matrice des différents sédiments (Saulnier et Gagnon, 2003, 2006).

Les données existantes sur les teneurs naturelles des sédiments de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent se rapportent à des sédiments prélevés au centre du chenal Laurentien, entre l'embouchure du Saguenay et le détroit de Cabot, à des profondeurs pouvant atteindre 300 m et qui ont une texture très fine (Gobeil, 1991, 2000). Ces types de sédiments ne sont généralement pas représentatifs des sédiments susceptibles d'être dragués le long du littoral. À titre indicatif seulement, ces données sont présentées à l'annexe 3 en concentrations totales et ne peuvent être utilisées que pour le chenal Laurentien. Faute d'études statistiques permettant d'établir les teneurs naturelles des sédiments des zones côtières de l'estuaire et du golfe, zones d'intérêt pour le dragage et toute autre intervention, aucune valeur n'a été définie pour ces secteurs.

## 4.2 *Teneurs ambiantes*

Les données sur les teneurs ambiantes du tronçon fluvial du Saint-Laurent recueillies entre 1999 et 2003 proviennent de stations d'échantillonnage de sédiments de surface, réparties selon un maillage systématique dans chacun des lacs fluviaux. Au total, 249 échantillons de sédiments ont été analysés pour les métaux, les métalloïdes et les HAP (Pelletier et Lepage, 2002; Pelletier, 2006).

Les teneurs ambiantes (tableau 4) correspondent au 75<sup>e</sup> centile des données, excluant ainsi les échantillons qui pourraient avoir été prélevés en zone influencée par une contamination locale ou qui auraient fait l'objet d'erreurs analytiques. De plus, le choix de ce percentile permet de tenir compte du fait que les résultats d'analyse des métaux correspondent aux concentrations totales et non pas aux concentrations extractibles totales<sup>4</sup>, comme c'est le cas pour les teneurs naturelles.

Comme dans le cas des teneurs naturelles, les données existantes sur les teneurs ambiantes dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent se rapportent à des sédiments prélevés au centre du chenal Laurentien (Gobeil, 1991, 2000) et ne sont pas représentatives des zones susceptibles d'être draguées le long du littoral. Ainsi, ces données sont présentées à l'annexe 3 à titre d'information et ne peuvent être utilisées que pour le chenal Laurentien. Comme dans le cas des teneurs naturelles du chenal Laurentien, les valeurs correspondent à des concentrations totales.

---

<sup>2</sup> La concentration extractible totale d'un métal correspond à la concentration mesurée après une minéralisation à l'eau régale (HNO<sub>3</sub> et HCl), sans dissoudre la matrice siliceuse (CEAEQ, 2006).

<sup>3</sup> La concentration totale d'un métal correspond à la concentration mesurée après une minéralisation complète de l'échantillon, incluant la matrice siliceuse, à l'aide de l'acide fluorhydrique (HF) ou de l'acide perchlorique (HClO<sub>4</sub>) (CEAEQ, 2006).

<sup>4</sup> De façon générale, dans le cas des métaux présents dans les sédiments du Saint-Laurent, les concentrations totales sont environ 10 % plus élevées que les concentrations extractibles totales (C. Gagnon, communication personnelle).

**Tableau 3 Concentrations naturelles dans les sédiments du tronçon fluvial et de l'estuaire fluvial du Saint-Laurent**

Groupes	Substances <sup>a</sup>	Concentrations (mg/kg) <sup>b</sup>	
		Sédiments préindustriels	Argiles postglaciaires
<i>Métaux et métalloïdes<sup>c</sup></i>	Aluminium	23 000	48 000
	<b>Arsenic</b>	<b>6,6</b>	<b>8,0</b>
	Baryum	150	350
	Béryllium	0,82	2,1
	<b>Cadmium</b>	<b>0,20</b>	<b>0,20</b>
	Calcium	15 000	29 000
	<b>Chrome</b>	<b>60</b>	<b>150</b>
	Cobalt	13	27
	<b>Cuivre</b>	<b>19</b>	<b>54</b>
	Fer	30 000	56 000
	Gallium	8,7	19
	Lanthane	37	56
	Lithium	22	72
	Magnésium	10 000	25 000
	Manganèse	550	1 100
	<b>Mercure</b>	<b>0,083</b>	<b>0,021</b>
	<b>Nickel</b>	<b>29</b>	<b>75</b>
	Phosphore	960	1 100
	<b>Plomb</b>	<b>13</b>	<b>16</b>
	Potassium	6 100	14 000
	Rubidium	39	99
	Sodium	850	2 200
	Strontium	59	110
Thallium	0,16	0,36	
Uranium	1,1	1,7	
Vanadium	73	120	
	<b>Zinc</b>	<b>86</b>	<b>150</b>
<i>HAP</i>	<b>Acénaphène</b>	<b>0,007 0</b>	-
	<b>Acénaphylène</b>	<b>&lt; 0,002 0</b>	-
	<b>Anthracène</b>	<b>0,036</b>	-
	1,2-Benzanthracène-7,12-diméthyl	< 0,002	-
	<b>Benzo[a]anthracène</b>	<b>0,020</b>	-
	Benzo[b+j+k]fluoranthène	0,14	-
	Benzo[ghi]pérylène	0,059	-
	Benzo[c]phénanthrène	< 0,002 0	-
	<b>Benzo[a]pyrène</b>	<b>0,062</b>	-
	<b>Chrysène</b>	<b>0,075</b>	-
	<b>Dibenzo[a,h]anthracène</b>	<b>0,011</b>	-
	Dibenzo[a,h]pyrène	< 0,004 0	-
	Dibenzo[a,i]pyrène	< 0,005 0	-
	Dibenzo[a,l]pyrène	< 0,003 0	-
	<b>Fluoranthène</b>	<b>0,13</b>	-
	<b>Fluorène</b>	<b>0,020</b>	-
	Indéno[1,2,3-cd]pyrène	0,062	-
	3-Méthylcholanthrène	< 0,005 0	-
	<b>2-Méthylnaphène</b>	<b>0,020</b>	-
	<b>Naphtalène</b>	<b>0,019</b>	-
<b>Phénanthrène</b>	<b>0,10</b>	-	
<b>Pyrène</b>	<b>0,15</b>	-	
<i>Autre paramètre</i>	Carbone organique total (%)	1,3	0,61

Source : Saulnier et Gagnon, 2003, 2006.

<sup>a</sup> Les substances en caractères gras sont celles pour lesquelles un ou des critères de qualité ont été déterminés (tableau 1).

<sup>b</sup> Les valeurs ont été arrondies à deux chiffres significatifs.

<sup>c</sup> Les valeurs correspondent aux concentrations extractibles totales (extraction par un mélange d'acide nitrique et d'acide chlorhydrique connu sous le nom « d'eau régale ») pour tous les métaux à l'exception du mercure. Pour le mercure, il s'agit de la concentration totale.

**Tableau 4 Concentrations ambiantes dans les sédiments des lacs fluviaux du Saint-Laurent**

Groupes	Substances <sup>a</sup>	Concentrations (mg/kg) <sup>b</sup>		
		Lac Saint-François	Lac Saint-Louis	Lac Saint-Pierre
<i>Métaux et métalloïdes<sup>c</sup></i>	Aluminium	58 000	70 000	71 000
	Antimoine	0,50	0,50	0,20
	<b>Arsenic</b>	<b>5,0</b>	<b>7,0</b>	<b>2,0</b>
	Baryum	630	720	820
	Béryllium	1,5	1,8	1,8
	Bismuth	< 0,10	0,20	< 0,10
	<b>Cadmium</b>	<b>0,80</b>	<b>1,0</b>	<b>0,40</b>
	Calcium	52 000	37 000	24 000
	<b>Chrome</b>	<b>52</b>	<b>93</b>	<b>66</b>
	Cobalt	9,6	20	13
	<b>Cuivre</b>	<b>27</b>	<b>41</b>	<b>24</b>
	Fer	26 000	47 000	34 000
	Gallium	15	20	17
	Lanthane	29	58	36
	Lithium	19	35	21
	Magnésium	15 000	17 000	12 000
	Manganèse	560	1 100	720
	<b>Mercure</b>	<b>0,15</b>	<b>0,19</b>	<b>0,044</b>
	Molybdène	0,90	1,1	0,70
	<b>Nickel</b>	<b>28</b>	<b>20</b>	<b>26</b>
	Phosphore	1 100	1 300	1 000
	<b>Plomb</b>	<b>25</b>	<b>38</b>	<b>19</b>
	Potassium	20 000	23 000	22 000
	Rubidium	66	100	68
	Sodium	18 000	17 000	24 000
	Strontium	330	320	400
	Thallium	0,44	0,61	0,38
	Uranium	1,7	2,3	1,5
Vanadium	58	97	78	
<b>Zinc</b>	<b>120</b>	<b>220</b>	<b>100</b>	
<i>Composés organiques</i>	<b>BPC totaux<sup>d</sup></b>	<b>0,12</b>	<b>0,069</b>	<b>0,034</b>
	<i>HAP</i> Acénaphène	< <b>0,005 0</b>	< <b>0,020</b>	< <b>0,005 0</b>
	Acénaphylène	<b>0,008 8</b>	< <b>0,020</b>	<b>0,006 8</b>
	Anthracène	<b>0,020</b>	< <b>0,020</b>	<b>0,010</b>
	Benzo[a]anthracène	<b>0,039</b>	< <b>0,020</b>	<b>0,021</b>
	Benzo[a]pyrène	<b>0,040</b>	< <b>0,010</b>	<b>0,023</b>
	Chrysène	<b>0,048</b>	< <b>0,020</b>	<b>0,026</b>
	Dibenzo[a,h]anthracène	<b>0,010</b>	<b>0,007 5</b>	<b>0,004 0</b>
	Fluoranthène	<b>0,069</b>	< <b>0,010</b>	<b>0,045</b>
	Fluorène	<b>0,009 0</b>	< <b>0,020</b>	<b>0,005 0</b>
	2-Méthylnaphtalène	<b>0,007 3</b>	< <b>0,030</b>	< <b>0,004</b>
	Naphtalène	< <b>0,010</b>	< <b>0,040</b>	<b>0,010</b>
	Phénanthrène	<b>0,029</b>	< <b>0,020</b>	<b>0,023</b>
	Pyrène	<b>0,058</b>	< <b>0,010</b>	<b>0,037</b>
	<i>Autre paramètre</i>	COT (%)	3,2	3,2

Source : M. Pelletier, communication personnelle.

<sup>a</sup> Les substances identifiées en caractères gras sont celles pour lesquelles des critères de qualité ont été déterminés (tableau 1). Pour les autres substances, aucun critère de qualité n'a été établi.

<sup>b</sup> Les valeurs ont été arrondies à deux chiffres significatifs.

<sup>c</sup> Les valeurs correspondent aux concentrations totales (mesurées à la suite d'une minéralisation complète de l'échantillon, incluant la matrice siliceuse, à l'aide de l'acide fluorhydrique (HF) ou de l'acide perchlorique (HClO<sub>4</sub>).

<sup>d</sup> Les valeurs des biphényles polychlorés (BPC) totaux correspondent aux concentrations calculées pour la somme des homologues de BPC.

## Application des critères de qualité

### 5.1 Caractérisation physicochimique des sédiments

1. L'échantillonnage des sédiments doit être effectué selon le *Guide d'échantillonnage des sédiments du Saint-Laurent pour les projets de dragage et de génie maritime* (Environnement Canada, 2002b, 2002c).
2. Lors de la caractérisation d'un site, la délimitation de zones de contamination homogènes permet la ségrégation des sédiments, qui peuvent alors être gérés de façon séparée en fonction de leur degré de contamination.
3. Les analyses physicochimiques doivent être réalisées en respectant le Guide de caractérisation physicochimique des sédiments (CEAEQ, en préparation). Les limites de détection des méthodes d'analyse doivent être inférieures aux critères de qualité.
4. La liste des paramètres analytiques dont il faut tenir compte de façon routinière dans tous les projets d'évaluation de la qualité des sédiments est présentée en encadré. Parmi les paramètres chimiques, seuls les contaminants majeurs généralement présents dans les sédiments sont indiqués. Cette liste n'est toutefois pas limitative et selon les conditions particulières du site ou du projet, le gestionnaire peut ajouter une ou plusieurs substances à cette liste. Par exemple, en zone agricole, il peut être pertinent d'évaluer la présence de pesticides, alors que dans un secteur influencé par un effluent industriel, il peut être judicieux d'analyser les substances susceptibles d'être rejetées et de s'associer aux particules sédimentaires.

#### **Paramètres analytiques retenus pour l'évaluation routinière de la qualité des sédiments \***

- Métaux et métalloïdes (arsenic, cadmium, chrome, cuivre, mercure, nickel, plomb, zinc)
- Hydrocarbures aromatiques polycycliques (liste détaillée à l'annexe 5)
- Biphényles polychlorés (approche décrite à l'annexe 4)
- Granulométrie
- Carbone organique total
- Hydrocarbures pétroliers (C10-C50)

\* Pour certains de ces paramètres, il n'existe actuellement aucun critère de qualité des sédiments. Les analyses sont néanmoins exigées pour faciliter l'interprétation des autres résultats et/ou pour vérifier, dans le cas d'une gestion en milieu terrestre, que les sédiments respectent les critères de qualité pour les sols (Beaulieu *et al.*, 1999).

5. Tous les résultats d'analyses chimiques doivent être présentés sur une base de poids sec, et les certificats d'analyses doivent être fournis avec les rapports complets de caractérisation et inclure les informations sur le contrôle de la qualité.

6. Pour les métaux, à l'exception du mercure, les critères de qualité s'appliquent aux concentrations extractibles totales obtenues par minéralisation à chaud des sédiments au moyen d'un mélange d'acide nitrique et d'acide chlorhydrique (HCl/HNO<sub>3</sub>). Cette méthode permet de mesurer la fraction métallique théoriquement assimilable et non les métaux résiduels (c'est-à-dire les métaux contenus dans la matrice même des sédiments). Dans le cas du mercure, c'est aussi à la concentration extractible totale que s'appliquent les critères de qualité. Cette concentration est cependant déterminée soit en minéralisant les sédiments avec des acides forts (nitrique, sulfurique et chlorhydrique) en milieu oxydant, soit en les décomposant thermiquement et chimiquement dans un four à combustion. Cette différence d'approche de détermination par rapport aux autres métaux découle de considérations analytiques particulières au mercure.
7. La teneur des sédiments en BPC totaux doit être mesurée par une méthode permettant de tenir compte adéquatement de leur profil réel dans les sédiments à l'étude. Il est conseillé d'utiliser la méthode *Détermination des biphényles polychlorés : Méthode par congénère* (CEAEQ, 2003) (annexe 4). Il est de plus fortement recommandé de présenter dans les rapports d'analyse des BPC les concentrations individuelles des 41 congénères et celles des groupes homologues, en plus de la concentration totale. Lorsque des effets toxiques similaires à ceux associés aux dioxines et furanes sont soupçonnés en raison de la possible présence dans les sédiments de quantités importantes de BPC planaires et coplanaires, l'approche analytique retenue devra aussi permettre d'obtenir à la fois les concentrations des BPC totaux et les concentrations des 12 congénères pour lesquels des facteurs d'équivalence de la toxicité au 2,3,7,8-TCDD ont été calculés pour les poissons (annexe 4).
8. Dans le cas des dioxines et des furanes, les critères de qualité sont exprimés en équivalents toxiques, calculés au moyen de facteurs d'équivalence de la toxicité, déterminés par l'Organisation mondiale de la santé (van den Berg *et al.* 1998) pour les poissons (annexe 1). Lorsque les concentrations mesurées sont exprimées en facteurs d'équivalence de la toxicité différents de ceux de l'Organisation mondiale de la santé, il convient de recalculer la concentration totale de dioxines et de furanes en utilisant les facteurs d'équivalence présentés à l'annexe 1.
9. Dans le cas du nonylphénol et ses dérivés éthoxylés, les critères de qualité sont exprimés en équivalents toxiques calculés aux moyens de facteurs d'équivalence de la toxicité déterminés par Servos *et al.* (2000) et adaptés par Environnement Canada (2002a) (annexe 1). Lorsque les concentrations mesurées sont exprimées en facteurs d'équivalence de la toxicité différents de ceux de Servos *et al.* (2000), il convient de recalculer la concentration totale du nonylphénol et de ses dérivés éthoxylés en utilisant les facteurs d'équivalence présentés à l'annexe 1.
10. Les critères de qualité pour le toxaphène et le nonylphénol et ses dérivés éthoxylés ont été calculés en supposant une teneur des sédiments en carbone organique total (COT) de 1 %. Ces valeurs peuvent être corrigées en multipliant la valeur du critère de qualité par le pourcentage de COT dans les sédiments de l'échantillon jusqu'à un maximum de 10 %. Les critères calculés pour les autres composés organiques ne doivent pas être ajustés en fonction du contenu en COT (section 3.3.2).
11. Pour chacun des trois contextes de gestion, les critères de qualité permettent de déterminer trois classes de contamination (tableau 5). On attribue aux sédiments la classe la plus élevée

obtenue pour au moins un contaminant présent dans ces sédiments. Ainsi, des sédiments contenant à la fois des substances appartenant aux classes 1 et 2 seront considérés comme appartenant à la classe 2.

Pour la mise en dépôt de sédiments dragués, la gestion des sédiments se fera en fonction de la classe du matériel à mettre en dépôt en s'assurant de respecter le principe de non-dégradation du milieu récepteur. Ainsi, des sédiments de classe 2 pourront être déposés sur des sédiments de classe 2 ou 3, mais non sur des sédiments de classe 1.

## ***5.2 Application des critères de qualité pour la prévention de la contamination des sédiments***

Pour la prévention de la contamination des sédiments due à un nouvel apport de contaminants dans un plan d'eau (exemple : rejets industriels ou urbains), la Concentration d'effets rares (CER) et la Concentration seuil produisant un effet (CSE) constituent les valeurs seuils qui permettent de définir le cadre de gestion (tableau 5).

1. Lorsque la concentration de toutes les substances analysées est inférieure ou égale à la CER (classe 1), aucune mesure n'est envisagée, car les sédiments sont jugés sans effet sur le milieu.
2. Toutefois, le mercure, les BPC, les dioxines et furanes chlorés, la dieldrine, le DDT (DDD+DDE), le chlordane et le toxaphène sont des substances visées par l'élimination virtuelle<sup>5</sup>. Ces substances persistantes, toxiques et bioaccumulables, même quand elles ne sont pas directement toxiques pour les espèces exposées, s'accumulent dans l'environnement, migrent et contaminent tous les compartiments (eau, sédiments, tissus des organismes) et finissent par nuire en fin de compte à des espèces qui n'ont pas été testées (comme les bélugas, l'être humain, la faune terrestre ou la faune piscivore). Des mesures permettant d'éliminer tout nouvel apport de ces substances dans l'environnement et de limiter leur expansion devraient être adoptées, même si aucun critère de qualité n'est dépassé.
3. Lorsque la concentration d'une ou de plusieurs substances dépasse la CER, mais est inférieure ou égale à la CSE (classe 2), la probabilité que les sédiments aient un impact sur le milieu est considérée comme faible. Des mesures de suivi peuvent toutefois être adoptées afin de vérifier l'évolution de la situation. S'il y a augmentation des teneurs, il faudra envisager de poursuivre les investigations pour identifier la source de contamination et évaluer l'impact sur le milieu.
4. Lorsque la concentration d'une ou de plusieurs substances est supérieure à la CSE (classe 3), la probabilité d'observer des effets néfastes sur les organismes benthiques augmente avec les concentrations mesurées. Si la concentration mesurée dépasse également les teneurs naturelles ou les teneurs ambiantes, les sources de contamination doivent être recherchées, et au besoin, des démarches doivent être entreprises auprès des responsables, afin de mettre en place les mesures nécessaires pour limiter la contamination. Pour éviter un nouvel apport de contaminants, des restrictions supplémentaires peuvent être imposées à toute nouvelle installation dont les rejets risquent d'entraîner une augmentation des concentrations au-delà

---

<sup>5</sup> L'élimination virtuelle signifie soit l'élimination totale des substances toxiques, persistantes et bioaccumulables dans l'environnement, soit la suppression des effets de ces substances sur l'environnement et l'écosystème (SLV 2000, 1999).

de la CSE ou au-delà des teneurs naturelles dans les zones d'accumulation en aval, et parfois même en amont<sup>6</sup>, des rejets.

### **5.3 Application des critères de qualité pour la gestion des sédiments résultant de travaux de dragage**

Pour la gestion des déblais de dragage, la Concentration d'effets occasionnels (CEO) et la Concentration d'effets fréquents (CEF) constituent les valeurs seuils qui permettent de définir le cadre de gestion (tableau 5).

1. L'option retenue pour la gestion des sédiments de dragage doit correspondre à l'option de moindre impact sur le milieu, tout en étant économiquement réalisable, et ce, peu importe le degré de contamination des sédiments. Le dépôt de déblais de dragage ne doit pas contribuer à détériorer le milieu récepteur. Lors des opérations de dragage ou de rejet des matériaux dragués, des mesures doivent être adoptées afin de limiter le plus possible l'augmentation de la concentration des matières en suspension. De plus, dans l'analyse des options de gestion, la valorisation des sédiments en milieu terrestre ou en milieu aquatique doit être considérée. Le dépôt et la valorisation des sédiments en milieu terrestre sont encadrés par la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* (Beaulieu *et al.*, 1999) ainsi que par le cadre législatif et réglementaire applicable.
2. Lorsque la concentration de toutes les substances analysées est inférieure ou égale à la CEO (classe 1), la probabilité d'observer des effets biologiques néfastes est relativement faible. Les sédiments peuvent donc être immergés en eau libre ou être utilisés à d'autres fins, dans la mesure toutefois où leur dépôt ne contribue pas à détériorer le milieu récepteur (impacts physiques des sédiments).
3. Lorsque la concentration d'un contaminant est supérieure à la CEO, mais est inférieure ou égale à la CEF (classe 2), la probabilité d'observer des effets biologiques néfastes est relativement élevée, et elle augmente avec la concentration. Le rejet en eau libre des déblais de dragage ne peut donc être considéré comme une option de gestion valable que si l'innocuité des sédiments pour le milieu récepteur est démontrée par des essais de toxicité adéquats. On devra également s'assurer que leur dépôt ne contribue pas à détériorer le milieu récepteur. Une caractérisation adéquate du site de dépôt est notamment requise avant de permettre le dépôt en eau libre. Les concentrations dans les sédiments dragués doivent être inférieures ou égales aux teneurs mesurées dans les sédiments du site de dépôt. Enfin, il convient également de s'assurer que le choix de l'emplacement du dépôt des déblais de dragage limite les impacts négatifs sur le milieu et sur les activités qui y sont reliées.
4. Lorsque la concentration d'une substance dépasse la CEF (classe 3), la probabilité d'observer des effets biologiques néfastes est très élevée, et le rejet en eau libre des déblais de dragage est proscrit. Les sédiments doivent plutôt être traités ou confinés de façon sécuritaire.

---

<sup>6</sup> Dans le fleuve Saint-Laurent, des inversions de direction de courant peuvent transporter les contaminants en amont du rejet.

**Tableau 5 Sommaire des trois cadres d'application des critères de qualité des sédiments au Québec**

Critères de qualité		Prévention de la contamination des sédiments due à des rejets industriels	Gestion des sédiments résultant de travaux de dragage*	Restauration de sites contaminés	
	Effets biologiques fréquemment observés**		La probabilité de mesurer des effets biologiques néfastes est très élevée. Le rejet en eau libre est proscrit. Les sédiments doivent être traités ou confinés de façon sécuritaire.	La contamination des sédiments est jugée problématique. Identifier les sources et intervenir auprès des responsables s'il y a lieu pour éliminer les apports de contaminants. La restauration du site est souhaitable. Il faut procéder à des évaluations biologiques afin d'établir si le processus de restauration est réalisable et quelles mesures doivent être adoptées en priorité et de préciser les gains environnementaux de la restauration. L'objectif de restauration est la concentration d'effets occasionnels ou la teneur ambiante.	
<b>5. CEF</b> $\sqrt{(E_{85} \times SE_{85})}$					
				La probabilité de mesurer des effets biologiques néfastes est relativement élevée, et elle augmente avec la concentration. Le rejet en eau libre ne peut être considéré comme une option valable que si l'innocuité des sédiments pour le milieu récepteur est démontrée par des tests de toxicité et que le dépôt ne contribue pas à détériorer le milieu récepteur.	Identifier les sources et intervenir auprès des responsables s'il y a lieu pour éliminer les apports de contaminants. Des études du milieu peuvent être nécessaires pour compléter l'évaluation de la contamination, juger du risque et statuer sur les besoins de restauration. L'objectif de restauration est la concentration d'effets occasionnels ou la teneur ambiante.
<b>4. CEP</b> $\sqrt{(E_{50} \times SE_{85})}$					
			Effets biologiques parfois observés	La probabilité de mesurer des effets néfastes augmente avec les concentrations mesurées. Examiner la problématique : poursuivre les investigations pour identifier la ou les sources de contamination et intervenir au besoin sur ces sources afin d'éviter une augmentation de la contamination ou un nouvel apport de contaminants.	
<b>3. CEO</b> $\sqrt{(E_{50} \times SE_{50})}$					Bien que des effets biologiques néfastes puissent être appréhendés, le degré de contamination ne justifie pas à lui seul la restauration du site.
		La probabilité de mesurer des effets biologiques néfastes est relativement faible. Les sédiments peuvent être rejetés en eau libre ou être utilisés à d'autres fins dans la mesure où le dépôt ne contribue pas à détériorer le milieu récepteur.			
<b>2. CSE</b> $\sqrt{(E_{15} \times SE_{50})}$					
	Effets biologiques rarement observés**	La probabilité que les sédiments aient un impact sur le milieu est faible. Un suivi peut être mis en place afin de vérifier l'évolution de la situation.			
<b>1. CER</b> $\sqrt{(E_{15} \times SE_{15})}$					
			Les sédiments sont considérés comme n'ayant pas d'impact. Aucune action n'est requise, sauf dans le cas où des substances persistantes, toxiques et bioaccumulables rejetées dans les plans d'eau risquent de s'accumuler dans les sédiments et dans les tissus des organismes.		

Légende :  Classe 1  Classe 2  Classe 3

CER : Concentration d'effets rares; CSE : Concentration seuil produisant un effet; CEO : Concentration d'effets occasionnels; CEP : Concentration produisant un effet probable; CEF : Concentration d'effets fréquents.

- Gestion des déblais de dragage : L'option retenue pour la gestion des sédiments doit correspondre à l'option de moindre impact sur le milieu, tout en étant économiquement réalisable, et ce, peu importe le degré de contamination des sédiments. Dans l'analyse des options, la valorisation des sédiments en milieu terrestre ou aquatique doit être considérée.
- \*\* Selon le CCME, 1995.

#### ***5.4 Application des critères de qualité pour la gestion de sites contaminés et leur restauration***

Pour la restauration des sites contaminés, la Concentration produisant un effet probable (CEP) et la Concentration d'effets fréquents (CEF) constituent les valeurs seuils qui permettent de définir le cadre de gestion (tableau 5).

1. Lorsque la concentration de tous les contaminants est inférieure à la CEP (classe 1), il n'y a pas lieu d'initier un processus de restauration, à moins que le site ne fasse l'objet de projets d'aménagement ou de travaux de dragage ou que des contextes de gestion autres que la protection de la vie aquatique ne l'exigent.
2. Lorsque la concentration d'un contaminant est supérieure à la CEP et est inférieure ou égale à la CEF (classe 2), il convient de vérifier la pertinence d'entreprendre un processus de restauration. Entre autres, des essais de toxicité et des études biologiques de terrain peuvent être nécessaires pour compléter l'analyse de la contamination et juger du risque associé aux sédiments contaminés. La possibilité de tarir la source de la contamination doit être envisagée.
3. Lorsque la concentration d'un contaminant est supérieure à la CEF (classe 3), la contamination des sédiments est jugée problématique. Des mesures doivent être prises pour tarir la source de la contamination. La restauration du site est souhaitable. Des évaluations biologiques devraient être entreprises afin d'établir la faisabilité d'un processus de restauration, de fixer les mesures à adopter en priorité et de préciser les gains environnementaux.
4. De façon générale, la CEO ou, selon le cas, la teneur ambiante (section 5.5) constituent le niveau de restauration à atteindre. Toutefois, l'objectif de la restauration peut également être établi au cas par cas par des études complémentaires appropriées. L'établissement du seuil de restauration peut nécessiter (1) une analyse de la toxicité des sédiments (à l'aide d'essais de toxicité), (2) la détermination des concentrations ambiantes ou naturelles des sédiments selon le cas, (3) une analyse des risques pour la santé humaine et l'environnement, (4) une évaluation des volumes de sédiments contaminés et (5) une analyse de faisabilité technique et économique des différents scénarios de restauration considérés.

#### ***5.5 Considérations des teneurs naturelles et des teneurs ambiantes***

1. Les critères de qualité peuvent être utilisés en combinaison avec les teneurs naturelles mesurées à un endroit. Lorsque pour une substance chimique, un critère de qualité est inférieur à la teneur naturelle propre à un secteur donné, le critère de qualité prend alors la valeur de la teneur naturelle, sauf s'il s'agit de la Concentration d'effets fréquents (CEF). Le tableau 3 fournit des valeurs considérées comme représentatives des teneurs naturelles dans le tronçon fluvial du Saint-Laurent. Ces valeurs ne s'appliquent toutefois qu'au tronçon fluvial. En l'absence de données pour un secteur ou un cours d'eau, il est possible de déterminer les teneurs naturelles pour un ou plusieurs contaminants en effectuant l'analyse d'échantillons représentatifs du secteur à l'étude (voir le point 6 de la présente section).
2. Les teneurs naturelles mesurées dans les argiles postglaciaires (tableau 3) peuvent être utilisées comme l'indique le point 1 de la présente section, dans la mesure où les sédiments qui font l'objet de la caractérisation sont identifiés comme des argiles postglaciaires. Il faut

donc démontrer que les sédiments concernés possèdent les caractéristiques des argiles postglaciaires (annexe 2).

3. Dans le cas du chrome, les teneurs naturelles des argiles postglaciaires (tableau 3) dans le tronçon fluvial du Saint-Laurent peuvent être plus élevées que la CEF. Dans un contexte de gestion de déblais de dragage, lorsque la concentration mesurée de chrome dépasse la CEF, cette dernière devient le seuil qui déclenche des essais de toxicité. Il faut toutefois avoir démontré qu'il s'agit bien d'argiles postglaciaires (annexe 2).
4. La teneur naturelle préindustrielle peut être considérée comme une concentration généralement tolérée par les organismes benthiques qui vivent dans de telles conditions. Ainsi, dans un contexte de prévention, en l'absence de critères de qualité pour une substance donnée, la teneur naturelle préindustrielle, adéquatement déterminée pour le secteur à l'étude, peut être utilisée comme la Concentration seuil produisant un effet (CSE).
5. Lors de la restauration de sites contaminés, les teneurs ambiantes peuvent servir à définir l'objectif de restauration à atteindre.
6. Si, pour des fins de gestion, les teneurs naturelles ou ambiantes doivent être déterminées pour un secteur donné, le nombre d'échantillons prélevés doit être suffisant pour assurer une bonne représentativité du milieu. Le plan d'échantillonnage doit couvrir une superficie suffisamment grande pour permettre une bonne représentativité des teneurs locales ou régionales dans des endroits non influencés par une source de contamination ponctuelle. Le nombre d'échantillons nécessaires peut varier avec la superficie de la zone à l'étude; toutefois, au moins dix échantillons doivent être analysés. Le 75<sup>e</sup> centile de la distribution des valeurs devrait être utilisé pour définir les teneurs ambiantes ou naturelles maximales<sup>7</sup>. Dans les rapports de caractérisation, les travaux réalisés et les résultats obtenus doivent être clairement décrits, afin de pouvoir démontrer la représentativité des valeurs retenues pour déterminer les teneurs ambiantes et/ou naturelles.

---

<sup>7</sup> Le choix du 75<sup>e</sup> centile de la distribution des valeurs est une mesure de précaution justifiée dans l'optique où le nombre d'échantillons prélevés sera, selon toute vraisemblance, peu élevé.

# Conclusion

Les critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec sont dorénavant appliqués à tous les projets qui nécessitent une évaluation de la qualité des sédiments sur le territoire québécois. Leur usage permettra de vérifier si les valeurs seuils recommandées répondent bien aux besoins de gestion. Ainsi, il sera important de vérifier que la Concentration d'effets occasionnels (CEO) est bien la valeur seuil adéquate pour déclencher des essais de toxicité. Pour ce faire, l'analyse d'un grand nombre de résultats d'essais de toxicité sera nécessaire.

D'autres outils viendront également compléter et/ou valider les critères de qualité des sédiments. Ainsi, le développement d'une démarche d'évaluation écotoxicologique, qui fait présentement l'objet d'une étude conjointe fédérale-provinciale, porte entre autres sur l'analyse de la capacité prédictive de ces différents outils d'évaluation que sont les essais de toxicité, les études biologiques de terrain et les critères de qualité. Les résultats de cette étude permettront de valider la justesse des critères de qualité pour définir les seuils de gestion identifiés pour chacun des trois contextes de gestion.

Les connaissances nouvellement acquises sur les teneurs naturelles des sédiments préindustriels et des argiles postglaciaires du Saint-Laurent (Saulnier et Gagnon, 2003, 2006) permettent d'appliquer les critères de qualité en tenant compte des particularités géologiques du Saint-Laurent. Également, les connaissances sur les teneurs ambiantes des sédiments dans les lacs fluviaux du Saint-Laurent (Pelletier et Lepage, 2002; Pelletier, 2003, données non publiées) permettent de définir des objectifs réalistes de restauration de sites contaminés.

Il reste des informations à obtenir pour mieux connaître les effets des contaminants sur l'environnement aquatique et mieux évaluer la qualité des sédiments. Ainsi, il serait pertinent de documenter la contribution des BPC coplanaires à la toxicité de type dioxines et furanes pour les organismes benthiques. Il y aurait également lieu d'établir des critères de qualité pour les nouvelles substances émergentes comme les polybromodiphényléthers (PBDE) et les perturbateurs endocriniens et de développer des essais de toxicité pour ces derniers.

À ce stade-ci, le résultat de ce travail de révision et l'adoption de nouveaux critères de qualité permettent de mieux encadrer la gestion des sédiments au Québec. De nouveaux développements, dont l'élaboration d'une démarche d'évaluation écotoxicologique, pourront certainement contribuer à l'amélioration constante des connaissances et des outils de gestion en matière de dragage et de sédiments. De même, il serait nécessaire de posséder plus d'informations sur les teneurs naturelles et ambiantes du milieu marin afin de tenir compte de la spécificité de ce milieu lors de la gestion de sédiments.

## Références

---

- BEAULIEU, M., R. DROUIN et P. VÉZINA. 1999. *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés*. Publications du Québec, 124 pages.  
<http://www.mddep.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/index.htm>
- BELLES-ISLES, J.-C. et J.-P. SAVARD. 2000. *Élaboration d'un plan de travail pour la révision des critères intérimaires de la qualité des sédiments et détermination des bruits de fond de certains métaux et HAP dans le Saint Laurent. Volet 1. Plan de travail du processus de révision des critères de qualité. Volet 2. Évaluation de la pertinence des bruits de fond*. Groupe conseil Génivar inc., pour Environnement Canada.
- CEAEQ – CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC. En préparation. Guide de caractérisation physico-chimique des sédiments. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec.
- CEAEQ – CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC. 2006. *Terminologie recommandée pour l'analyse des métaux*. Ministère de l'Environnement du Québec. 13 pages.
- CEAEQ – CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC 2003. *Détermination des biphényles polychlorés : Méthode par congénère*. Ministère de l'Environnement du Québec. MA. 400 – BPC 1.0., 45 pages.
- CEAEQ – CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC 2002. *Détermination des dibenzo-para-dioxines et dibenzofuranes polychlorés : Dosage par chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse*. Ministère de l'Environnement du Québec. MA. 400 - D.F. 1.0., 42 pages.
- CEAEQ – CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC 2001. *Détermination des biphényles polychlorés (congénères) : Dosage par chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse à haute résolution*. Ministère de l'Environnement du Québec. MA. 400 - BPCHR 1.0, 43 pages.
- CENTRE SAINT-LAURENT et MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC. 1992. *Critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent*. Environnement Canada, Conservation et Protection, Région du Québec, Montréal.
- CCME – CONSEIL CANADIEN DES MINISTRES DE L'ENVIRONNEMENT. 2002a. « Recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments : Protection de la vie aquatique – Tableaux sommaires. Mise à jour », dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*. Winnipeg.
- CCME – CONSEIL CANADIEN DES MINISTRES DE L'ENVIRONNEMENT. 2002b. « Recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments : Protection de la vie aquatique – Le nonylphénol et ses dérivés éthoxylés », dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*. Winnipeg.
- CCME – CONSEIL CANADIEN DES MINISTRES DE L'ENVIRONNEMENT. 2002c. « Recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments : Protection de la vie aquatique – Le toxaphène. Mise à jour », dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*. Winnipeg.
- CCME – CONSEIL CANADIEN DES MINISTRES DE L'ENVIRONNEMENT. 2001a. « Recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments : Protection de la vie aquatique –

- Introduction. Mise à jour», dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*. Winnipeg.
- CCME – CONSEIL CANADIEN DES MINISTRES DE L'ENVIRONNEMENT. 2001b. «Recommandations canadiennes pour les résidus dans les tissus : Protection des espèces fauniques consommant le biote aquatique – Tableau sommaire», dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*. Winnipeg.
- CCME – CONSEIL CANADIEN DES MINISTRES DE L'ENVIRONNEMENT. 1999 et mises à jour 2001, 2002, 2003 et 2004. *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*. Winnipeg.
- CCME – CONSEIL CANADIEN DES MINISTRES DE L'ENVIRONNEMENT. 1995. *Protocole pour l'élaboration de recommandations pour la qualité des sédiments en vue de la protection de la vie aquatique*. Préparé par Environnement Canada, Division des recommandations, Secrétariat technique du CCME, Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux. Ottawa. (Repris dans le chapitre 6 des *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*.)
- ENVIRONNEMENT CANADA. 2002a. Canadian Environmental Quality Guidelines for Nonylphenol and its Ethoxylates. Scientific Supporting Document (Water, Sediment and Soil). Direction de la qualité de l'environnement, Bureau national des recommandations et des normes, Ottawa.
- ENVIRONNEMENT CANADA. 2002b. *Guide d'échantillonnage des sédiments du Saint-Laurent pour les projets de dragage et de génie maritime. Volume 1. Directives de planification*. Direction de la protection de l'environnement – Région du Québec, Section Innovation technologique et secteurs industriels.
- ENVIRONNEMENT CANADA. 2002c. *Guide d'échantillonnage des sédiments du Saint-Laurent pour les projets de dragage et de génie maritime. Volume 2. Manuel du praticien de terrain*. Direction de la protection de l'environnement – Région du Québec, Section Innovation technologique et secteurs industriels.
- ENVIRONNEMENT CANADA. 1999. Canadian Sediment Quality Guidelines for Polychlorinated Biphenyls (PCBs) and Arochlor 1254. Scientific Supporting Document. Direction de la qualité de l'environnement, Bureau national des recommandations et des normes, Ottawa.
- ENVIRONNEMENT CANADA et MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS. 2006. *Document de référence – Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec et cadres d'application : prévention, dragage et restauration*.
- GAGNON, M., P. BERGERON, J. LEBLANC et R. SIRON. 1998. *Synthèse des connaissances sur les aspects physiques et chimiques de l'eau et des sédiments de l'estuaire moyen du Saint-Laurent. Zones d'intervention prioritaire 15, 16 et 17*. Pêches et Océans Canada – Région Laurentienne, Division de la gestion de l'habitat et des sciences de l'environnement, Institut Maurice-Lamontagne et Environnement Canada – Région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent. Rapport technique.
- GOBEIL, C. 1991. *Inventaire de la contamination des sédiments du chenal Laurentien : Données sur les métaux et les éléments nutritifs*. Rapport statistique canadien des sciences halieutiques et aquatiques, n° 854, iv + 63 pages.
- GOBEIL C. et L. BEAUDIN. 2000. «Variations naturelles des teneurs en métaux dans les sédiments du chenal Laurentien», dans Groupe de travail sur la gestion intégrée du dragage et des sédiments (GTGIDS), 2001. *Atelier technique sur la révision des critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent – Compte-rendu final*.

- GTGIDS – GROUPE DE TRAVAIL SUR LA GESTION INTÉGRÉE DU DRAGAGE ET DES SÉDIMENTS, 2004. *Document d'orientation sur la gestion intégrée du dragage sur le Saint-Laurent*. Document de soutien à la stratégie de navigation durable du comité de concertation navigation. Plan d'action Saint-Laurent Vision 2000 – Volet Navigation.
- GTGIDS – GROUPE DE TRAVAIL SUR LA GESTION INTÉGRÉE DU DRAGAGE ET DES SÉDIMENTS. 2001. *Atelier technique sur la révision des critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent – Compte-rendu final*. Plan d'action Saint-Laurent Vision 2000 – Volet Navigation.
- JAAGUMAGI, R. 1990a. *Development of the Ontario Provincial Sediment Quality Guidelines for Arsenic, Cadmium, Chromium, Copper, Iron, Lead, Manganese, Mercury, Nickel and Zinc*. Ontario Ministry of the Environment, Water Resources Branch. 10 pages + annexes.
- JAAGUMAGI, R., 1990b. *Development of the Ontario Provincial Sediment Quality Guidelines for PCBs and the Organochlorine Pesticides*. Ontario Ministry of the Environment, Water Resources Branch.
- LAVOIE, J. et M. PELLETIER. 2003. *Vérification de la toxicité des argiles postglaciaires présentes dans le fleuve Saint-Laurent*. Procéan Environnement inc. (SNC Lavalin), pour Environnement Canada, Direction de la protection de l'environnement. 89 pages + annexes.
- LECLERC, J. 2000. « Les poissons marins du Saint-Laurent : le gradient de salinité », dans J.-L. DESGRANGES et J.-P. DUCRUC (éd.), *Portrait de la biodiversité du Saint-Laurent*. Environnement Canada, Service canadien de la faune, région du Québec et ministère de l'Environnement du Québec, Direction du patrimoine écologique. Version électronique sur le site [http://www.qc.ec.gc.ca/faune/biodiv/fr/poissons/ma\\_salinite.html](http://www.qc.ec.gc.ca/faune/biodiv/fr/poissons/ma_salinite.html).
- LONG, E.R. et L.G. MORGAN. 1990. *The Potential for Biological Effects of Sediment-sorbed Contaminants Tested in the National Status and Trends Program, Seattle (Washington)*. National Oceanic and Atmospheric Administration Technical Monograph. NOS OMA 52.
- MACDONALD, D.D. 1994. *Approach to the Assessment of Sediment Quality in Florida Coastal Waters*. Pour le Department of Environmental Protection de la Floride. MacDonald Environmental Sciences, Ltd., Ladysmith (C.-B.). Vol. 1, 123 pages.
- MACDONALD, D.D. 1993. *Development of an Approach to the Assessment of Sediment Quality in Florida Coastal Waters*. Pour le Department of Environmental Protection de la Floride. MacDonald Environmental Sciences, Ltd., Ladysmith (C.-B.). Vol. 1, 128 pages. Vol. 2, 117 pages.
- MACDONALD, D.D., C.G. INGESSOLL et T.A. BERGER. 2000. « Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems ». *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 39 : 20-31.
- OFFICE QUÉBÉCOIS DE LA LANGUE FRANÇAISE. *Grand dictionnaire terminologique* En ligne sur le site : <http://www.oqlf.gouv.qc.ca/ressources/gdt.html>, 2002. Mise à jour du 19 avril 2006. Consulté le 10 mai 2006.
- OUELLET, Y. et J. CERCEAU. 1976. « Mélange des eaux douces et salées du Saint-Laurent, circulation et salinité ». *Les Cahiers de Centreau*. Université Laval, Québec, 57 pages + annexe.
- PELLETIER, M. 2006. GISE (base de données sur les sédiments en ligne sur le site : [http://www.qc.ec.gc.ca/geo/sed/sed001\\_f.html](http://www.qc.ec.gc.ca/geo/sed/sed001_f.html)). Environnement Canada, Direction de la science et des technologies, Monitoring et surveillance de la qualité de l'eau.

- PELLETIER, M. et S. LEPAGE. 2002. *Évolution spatiale et temporelle de la géochimie et des processus sédimentaires du lac Saint-François au 20<sup>e</sup> siècle*. Environnement Canada – Région du Québec, Centre Saint-Laurent. Rapport scientifique et technique, RS-225, 83 pages + annexes.
- PELLETIER, M. et B. Long. 1990. « Évolution sédimentologique d'une partie de l'estuaire fluvial du Saint-Laurent : lac Saint-Pierre à Grondines ». Dans D. Messier, P. Legendre et C.E. Delisle (éd.), *Symposium sur le Saint-Laurent : un fleuve à reconquérir*. Association des biologistes du Québec et Centre Saint-Laurent. Collection « Environnement et géologie », 11 (44) : 615-636.
- SLV 2000 – SAINT-LAURENT VISION 2000. 1999. *L'élimination virtuelle des substances toxiques, persistantes et bioaccumulables : Une réalité pour Saint-Laurent Vision 2000. 2<sup>e</sup> édition*. Environnement Canada et ministère de l'Environnement du Québec. 4 pages.
- SAULNIER I. et C. GAGNON. 2006. « Background levels of metals in St. Lawrence River sediments: Implications for sediment quality criteria and environmental management ». *Integrated Environmental Assessment and Management*, 2 : 126-141.
- SAULNIER I. et C. GAGNON. 2003 *Concentrations naturelles et spéciation chimique des métaux dans les sédiments du Saint-Laurent : Incidence sur l'application des critères et la gestion des sédiments*. Rapport déposé au Groupe de travail sur la gestion intégrée du dragage et des sédiments, Plan d'action Saint-Laurent – volet Navigation. Environnement Canada – Région du Québec, Centre Saint-Laurent, 10 pages.
- SERVOS, M.R., R.J. MAGUIRE, D.T. BENNIE, H.B. LEE, P.M. CURETON, N. DAVIDSON, R. SUTCLIFFE et D.F.K. RAWN. 2000. Canadian Environmental Protection Act. Priority Substances List. Supporting Document for Nonylphenol and its Ethoxylates. Environnement Canada, Direction générale de la prévention de la pollution par les déchets toxiques, Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux, Ottawa. Manuscrit.
- TPSGC – TRAVAUX PUBLICS ET SERVICES GOUVERNEMENTAUX CANADA. 1996. *Atelier technique sur l'interprétation des critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent*. Compte rendu de l'atelier tenu à Sainte Foy, le 20 février 1996.
- VAN DEN BERG, M., L. BIRNBAUM, B.T.C. BOSVELD, B. BRUNSTRÖM, P. COOK, M. FEELEY, J.P. GIESY, A. HANBERG, R. HASEGAWA, S.W. KENNEDY, T. KUBIAK, J.C. LARSEN, F.X. ROLAF VAN LEEUWEN, A.K.D. LIEM, C. NOLT, R.E. PETERSON, L. POELLINGER, S. SAFE, D. SCHRENK, D. TILLITT, M. TYSKLIND, M. YOUNES, F. WAERN et T. ZACHAREWSKI. 1998. « Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife ». *Environmental Health Perspectives*, 106 : 775-792.

## **Annexes**

---

**Annexe 1 Facteurs d'équivalence de la toxicité**

<b>Substance chimique</b>	<b>FÉT</b>
2,3,7,8-TCDD*	1
1,2,3,7,8-PCDD*	1
1,2,3,4,7,8-HCDD*	0,5
1,2,3,6,7,8-HCDD*	0,01
1,2,3,7,8,9-HCDD*	0,01
1,2,3,4,6,7,8-HCDD*	0,001
OCDD*	0,0001
2,3,7,8-TCDF*	0,05
1,2,3,7,8-PCDF*	0,05
2,3,4,7,8-PCDF*	0,5
1,2,3,4,7,8-HCDF*	0,1
1,2,3,6,7,8-HCDF*	0,1
1,2,3,7,8,9-HCDF*	0,1
2,3,4,6,7,8-HCDF*	0,1
1,2,3,4,6,7,8-HCDF*	0,01
1,2,3,4,7,8,9- HCDF*	0,01
OCDF*	0,0001
Nonylphénol (NP)**	1
Nonylphénol éthoxylé (NP $n$ EO; $1 \leq n \leq 8$ )**	0,5
Nonylphénol éthoxylé (NP $n$ EO; $n \geq 9$ )**	0,005
Nonylphénol éthoxycarboxylé (NP1EC)** <sup>2</sup>	0,005
Nonylphénol éthoxycarboxylé (NP2EC)**	0,005
Octylphénol (OP)**	1
Octylphénol éthoxylé (OP $n$ EO; $1 \leq n \leq 8$ )**	0,5
Octylphénol éthoxylé (OP $n$ EO; $n \geq 9$ )**	0,005
Octylphénol éthoxycarboxylé (OP1EC)**	0,005
Octylphénol éthoxycarboxylé (OP2EC)**	0,005

\* Facteurs d'équivalence de la toxicité pour les congénères de dioxines et furanes (PCDD et PCDF) de l'Organisation mondiale de la santé (van den Berg *et al.*, 1998) pour les poissons.

\*\* Facteurs d'équivalence de la toxicité pour le nonylphénol et ses dérivés éthoxylés adaptés de Servos *et al.* (2000) par Environnement Canada (2002a).

## Annexe 2 *Caractéristiques des argiles postglaciaires : options possibles pour en faire la démonstration*

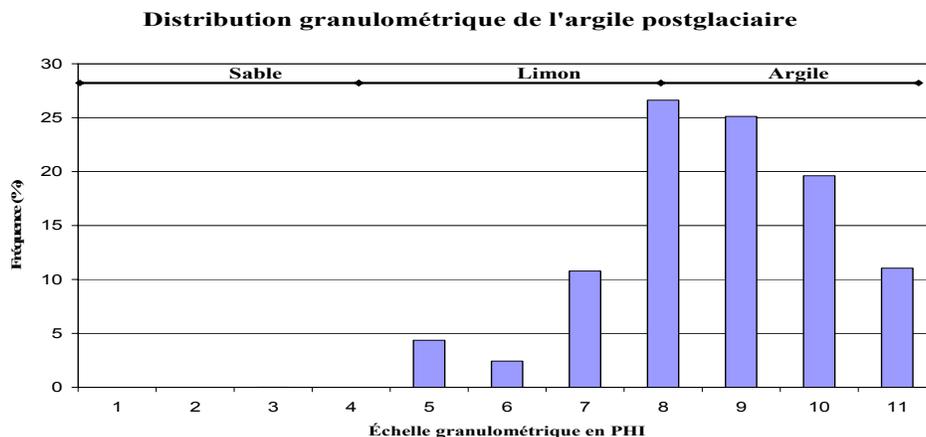
Les dépôts argileux de la Mer de Champlain ne font pas partie des dépôts sédimentaires récents du fleuve Saint-Laurent. Ils ont été constitués bien avant, dans un contexte marin complètement différent du contexte fluvial actuel. Toutefois, à cause de l'érosion des fonds et des berges et de l'apport des tributaires qui serpentent en partie sur ces dépôts argileux, ces derniers contribuent grandement à l'alimentation en particules fines des sédiments récents (Pelletier et Lepage, 2002).

Voici quelques caractéristiques physiques et chimiques qui permettent de différencier l'argile postglaciaire des sédiments préindustriels et des sédiments récents :

- L'argile postglaciaire, d'un gris bleuté, est très cohésive, fréquemment litée et difficile à éroder. L'argile est généralement compacte à plastique et présente des mouchetures noires et/ou des varves<sup>8</sup> (Lavoie et Pelletier, 2003).



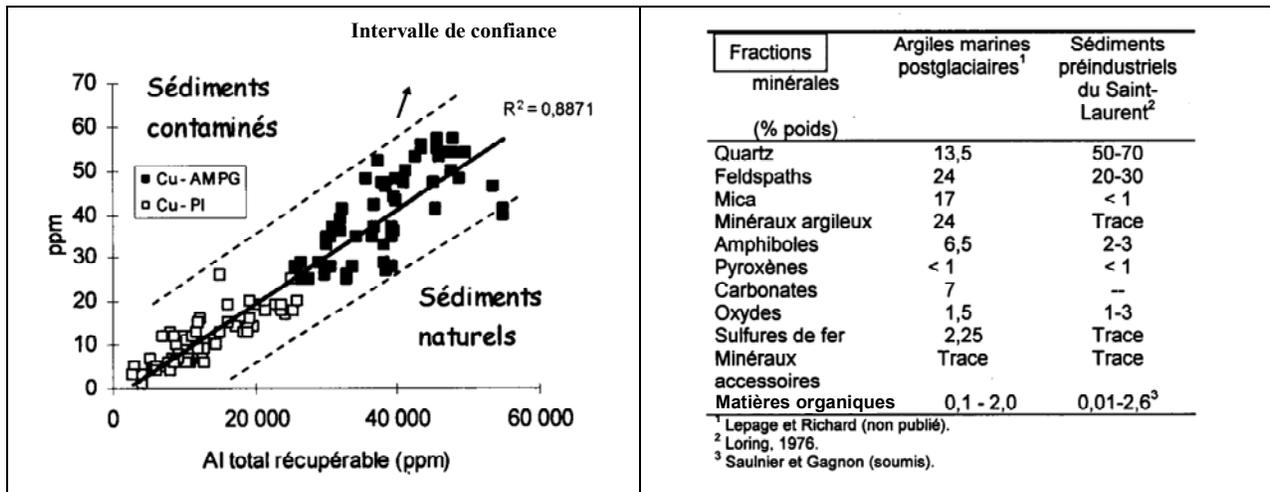
- La granulométrie de l'argile postglaciaire comporte un fort pourcentage de limons fins et d'argiles.



Source : Adapté de Lavoie et Pelletier, 2003.

<sup>8</sup> Dépôt lacustre commandé par un rythme saisonnier et s'effectuant dans un lac proglaciaire. Chaque varve est un dépôt annuel constitué d'une pellicule de matériau clair, pauvre en matières organiques, fournie par les troubles apportés au printemps et par les eaux de fonte en été, et d'une pellicule foncée, riche en matières organiques, déposée à l'automne et au début de l'hiver (Office québécois de la langue française, 2002).

- L'argile contient en général de 0 à 0,5 % de carbone organique, de 0,5 à 1,0 % de carbonate et enfin de 75 à 90 % de pélite (Pelletier et Long, 1990).
- La concentration d'aluminium est plus élevée dans les argiles postglaciaires que dans les sédiments préindustriels, et la composition minéralogique des argiles postglaciaires est différente de celle des sédiments récents (Saulnier et Gagnon, 2003 et 2006).



Cu-AMPG : concentrations de cuivre dans les argiles marines postglaciaires.

Cu-PI : concentrations de cuivre dans les sédiments préindustriels.

- La microfaune contenue dans l'argile postglaciaire est typique des milieux d'eau salée et de lacs d'eau froide formés durant une déglaciation (Lavoie et Pelletier, 2003).

**Annexe 3** *Limites supérieures des teneurs naturelles et ambiantes des sédiments dans le chenal Laurentien, exprimées en concentrations totales*

<b>Substances</b>	<b>Teneurs naturelles (mg/kg)</b>		<b>Teneurs ambiantes (mg/kg)</b>	
	<b>Estuaire</b>	<b>Golfe</b>	<b>Estuaire</b>	<b>Golfe</b>
Argent	0,05	0,07	0,15	0,07
Arsenic	5	5		15
Cadmium	0,2	0,35	0,13	0,2
Chrome	100		120	
Cuivre	16	30	25	30
Mercure	0,02	0,02	0,15	0,07
Nickel	50	55	50	55
Plomb	15	20	30	30
Zinc	110	110	150	120

\* Les données ont été extraites des travaux de Gobeil (1991, 2000). Les dates d'échantillonnage varient d'une station à l'autre; en gros, elles s'échelonnent de 1987 à 1996.

#### **Annexe 4      *Approche recommandée pour l'analyse des biphényles polychlorés***

Les données toxicologiques de la banque de données BEDS (Biological Effects Database for Sediments) qui ont servi au calcul des critères de qualité pour les biphényles polychlorés (BPC) proviennent de diverses études, et plusieurs méthodes d'analyse ont vraisemblablement été utilisées pour déterminer leurs concentrations (Environnement Canada, 1999). Dans ce contexte, le choix de l'approche analytique pour la détermination des BPC totaux et leur comparaison aux présents critères de qualité doit être fondé sur des considérations de justesse analytique. De plus, autant Environnement Canada que le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec recommandent que les BPC totaux soient dosés en utilisant une méthode basée sur la mesure d'un assortiment de congénères représentatif de ce qui est typiquement observé dans les échantillons environnementaux et sur la sommation des concentrations des différents groupes homologues de BPC.

Par conséquent, il est convenu de retenir une approche analytique basée sur l'analyse de 41 congénères (tableau A.1), soit la *Détermination des biphényles polychlorés : Méthode par congénère* (CEAEQ, 2003). En effet, en comparaison de la méthode d'analyse des BPC totaux qui dose des mélanges d'aroclors, celle qui a recours à l'analyse des congénères et des groupes homologues est plus juste, surtout lorsque les patrons d'aroclors sont altérés, comme c'est à toute fin pratique toujours le cas dans les situations de contamination des sédiments. De plus, la plupart des laboratoires qui offrent des services d'analyse des BPC au Québec utilisent déjà cette nouvelle façon de quantifier les BPC totaux.

Par ailleurs, comme certains congénères produisent des effets toxiques apparentés à ceux associés aux dioxines et aux furanes, il peut être pertinent, dans certaines situations, d'analyser les 12 congénères des BPC pour lesquels il existe des facteurs d'équivalence de la toxicité au 2,3,7,8-TCDD (tableau A.2). Dans ces cas, l'approche analytique retenue doit permettre d'obtenir à la fois les concentrations de BPC totaux et les concentrations individuelles des 12 congénères ayant un facteur d'équivalence de la toxicité. Il est alors nécessaire d'avoir recours à une méthode de dosage en haute résolution, comme la *Détermination des biphényles polychlorés (congénères) : Dosage par chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse à haute résolution* (CEAEQ, 2001). Cependant, il faut modifier légèrement l'étape de fractionnement sur colonne d'alumine, afin de procéder séparément à la détermination des BPC totaux et à celle des 12 congénères ayant un facteur d'équivalence de la toxicité. Des renseignements complémentaires à cet effet peuvent aussi être trouvés dans la méthode d'analyse des dioxines et furanes chlorés du Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ, 2002).

Une fois que les 12 congénères des biphényles polychlorés auront été analysés et que les concentrations auront été corrigées selon les facteurs d'équivalence de la toxicité, les résultats seront comparés aux critères de qualité qui s'appliquent aux dioxines et aux furanes, et ceux des analyses des BPC totaux seront comparés aux critères de qualité qui s'appliquent aux BPC totaux.

**Tableau A4.1 Liste de 41 congénères des biphényles polychlorés analysés avec la méthode par congénère**

Groupe homologue	Congénère		FÉT
	Numéro IUPAC	Position de substitution	2,3,7,8-TCDD
Trichlorobiphényles	17	2,2',4-BPC	
	18	2,2',5-BPC	
	28	2,4,4'-BPC	
	31	2,4',5-BPC	
	33	2',3,4-BPC	
Tétrachlorobiphényles	44	2,2',3,5'-BPC	
	49	2,2',4,5'-BPC	
	52	2,2',5,5'-BPC	
	70	2,3',4',5-BPC	
	74	2,4,4',5-BPC	
Pentachlorobiphényles	82	2,2',3,3',4-BPC	
	87	2,2',3,4,5'-BPC	
	95	2,2',3,5',6-BPC	
	99	2,2',4,4',5-BPC	
	101	2,2',4,5,5'-BPC	
	105	2,3,3',4,4'-BPC	X
	110	2,3,3',4',6-BPC	
118	2,3',4,4',5-BPC	X	
Hexachlorobiphényles	128	2,2',3,3',4,4'-BPC	
	132	2,2',3,3',4,6'-BPC	
	138	2,2',3,4,4',5'-BPC	
	149	2,2',3,4',5',6-BPC	
	151	2,2',3,5,5',6-BPC	
	153	2,2',4,4',5,5'-BPC	
	156	2,3,3',4,4',5-BPC	X
	158	2,3,3',4,4',6-BPC	
	169	3,3',4,4',5,5'-BPC	X
Heptachlorobiphényles	170	2,2',3,3',4,4',5-BPC	
	171	2,2',3,3',4,4',6-BPC	
	177	2,2',3,3',4',5,6-BPC	
	180	2,2',3,4,4',5,5'-BPC	
	183	2,2',3,4,4',5',6-BPC	
	187	2,2',3,4',5,5',6-BPC	
	191	2,3,3',4,4',5',6-BPC	
Octachlorobiphényles	194	2,2',3,3',4,4',5,5'-BPC	
	195	2,2',3,3',4,4',5,6-BPC	
	199	2,2',3,3',4,5,5',6'-BPC	
	205	2,3,3',4,4',5,5',6'-BPC	
Nonachlorobiphényles	206	2,2',3,3',4,4',5,5',6-BPC	
	208	2,2',3,3',4,5,5',6,6'-BPC	
Décachlorobiphényle	209	2,2',3,3',4,4',5,5',6,6'-BPC	

Source : CEAEQ, 2003.

**Tableau A4.2 Facteurs d'équivalence de la toxicité des congénères de biphényles polychlorés ayant des effets toxiques apparentés à ceux associés aux dioxines et aux furanes**

Congénères de BPC	FÉT pour les poissons*
<i>Non-ortho (planaires) :</i>	
BPC-77	0,000 1
BPC-81	0,000 5
BPC-126	0,005
BPC-169	0,000 05
<i>Mono-ortho (coplanaires) :</i>	
BPC-105	< 0,000 005
BPC-114	< 0,000 005
BPC-118	< 0,000 005
BPC-123	< 0,000 005
BPC-156	< 0,000 005
BPC-157	< 0,000 005
BPC-167	< 0,000 005
BPC-189	< 0,000 005

\* van den Berg *et al.*, 1998.

**Annexe 5**      **Liste détaillée des hydrocarbures aromatiques polycycliques à analyser sur une base routinière**

<b>HAP</b>	<b>Critères de qualité (tableaux 1 et 2)</b>
Acénaphène	X
Acénaphylène	X
Anthracène	X
Benzo[ <i>a</i> ]anthracène	X
Benzo[ <i>b</i> ]fluoranthène	
Benzo[ <i>j</i> ]fluoranthène	
Benzo[ <i>k</i> ]fluoranthène	
Benzo[ <i>c</i> ]phénanthrène	
Benzo[ <i>ghi</i> ]pérylène	
Benzo[ <i>a</i> ]pyrène	X
Benzo[ <i>e</i> ]pyrène	
Chrysène	X
Dibenzo[ <i>a,h</i> ]anthracène	X
Dibenzo[ <i>a,h</i> ]pyrène	
Dibenzo[ <i>a,i</i> ]pyrène	
Dibenzo[ <i>a,l</i> ]pyrène	
7,12-Diméthylbenzo[ <i>a</i> ]anthracène	
1,3-Diméthylnaphtalène	
Fluoranthène	X
Fluorène	X
Indéno[1,2,3- <i>cd</i> ]pyrène	
3-Méthylcholanthrène	
1-Méthylnaphtalène	
2-Méthylnaphtalène	X
Naphtalène	X
Phénanthrène	X
Pyrène	X
2,3,5-Triméthylnaphtalène	



Environnement  
Canada

Environment  
Canada

*Développement durable,  
Environnement  
et Parcs*

Québec 