



HAL
open science

L'évaluation du risque écotoxicologique du rejet en eau libre des sédiments, en soutien à la gestion des projets de dragage en eau douce

Mélanie Desrosiers, L. Martel, G. Triffault Bouchet, P. Michon, L. Boudreau, S. Lepage, M. Cormier, S. Thibodeau, C. Bélanger, C. Gagnon, et al.

► To cite this version:

Mélanie Desrosiers, L. Martel, G. Triffault Bouchet, P. Michon, L. Boudreau, et al.. L'évaluation du risque écotoxicologique du rejet en eau libre des sédiments, en soutien à la gestion des projets de dragage en eau douce. [Rapport de recherche] irstea. 2013, pp.54. hal-02599137

HAL Id: hal-02599137

<https://hal.inrae.fr/hal-02599137v1>

Submitted on 16 May 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



L'évaluation du risque écotoxicologique du rejet en eau libre des sédiments, en soutien à la gestion des projets de dragage en eau douce

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



N° de cat. : En14-95/2013F-PDF
ISBN : 978-0-660-21008-7

Le contenu de cette publication ou de ce produit peut être reproduit en tout ou en partie, et par quelque moyen que ce soit, sous réserve que la reproduction soit effectuée uniquement à des fins personnelles ou publiques mais non commerciales, sans frais ni autre permission, à moins d'avis contraire.

On demande seulement :

- de faire preuve de diligence raisonnable en assurant l'exactitude du matériel reproduit;
- d'indiquer le titre complet du matériel reproduit et l'organisation qui en est l'auteur;
- d'indiquer que la reproduction est une copie d'un document officiel publié par le gouvernement du Canada et que la reproduction n'a pas été faite en association avec le gouvernement du Canada ni avec l'appui de celui-ci.

La reproduction et la distribution à des fins commerciales est interdite, sauf avec la permission écrite de l'administrateur des droits d'auteur de la Couronne du gouvernement du Canada, Travaux publics et Services gouvernementaux (TPSGC). Pour de plus amples renseignements, veuillez communiquer avec TPSGC au 613-996-6886 ou à droitdauteur.copyright@tpsgc-pwgsc.gc.ca.

Ce document doit être cité de la façon suivante :

Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec et Environnement Canada. 2013. *L'évaluation du risque écotoxicologique (ERE) du rejet en eau libre des sédiments, en soutien à la gestion des projets de dragage en eau douce*. 35 pages + annexes.

Photo de la couverture : © Thinkstockphotos

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada représentée par la ministre de l'Environnement, 2013

Also available in English

Équipe de réalisation

Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP)

- Mélanie Desrosiers, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, Direction des expertises et des études
- Louis Martel, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, Direction des expertises et des études
- Gaëlle Triffault-Bouchet, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, Direction des expertises et des études
- Pierre Michon, Direction de l'évaluation environnementale des projets hydriques et industriels
- Lise Boudreau, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Service des avis et des expertises

Environnement Canada

- Serge Lepage¹, Direction des activités de protection de l'environnement, Secteur public et ressources naturelles
- Mario Cormier, Direction des activités de protection de l'environnement, Secteur public et ressources naturelles
- Suzie Thibodeau, Direction des activités de protection de l'environnement, Évaluations environnementales et immersion en mer
- Caroll Bélanger¹, 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

Instea – Centre de Lyon

- Marc Babut (UR Milieux aquatiques, écologie, pollution – Laboratoire d'écotoxicologie)

Aquarium du Québec – SEPAQ

- Stéphane Masson

¹ Aujourd'hui retraité d'Environnement Canada.

Révision linguistique, traduction et édition

- Version française, Solange Deschênes, réviseure, Saint-Étienne-de-Lauzon
- Version anglaise, Services intermédiaires de traduction et de révision, Secrétariat ministériel, Environnement Canada

Remerciements

L'équipe de travail désire remercier Vicki Dasilva-Casimiro et Isabelle Guay pour leurs commentaires constructifs émis lors de l'exercice de révision ainsi que tous les évaluateurs anonymes sollicités lors du processus de publication des articles scientifiques.

L'équipe de travail tient aussi à remercier toutes les personnes qui ont participé, de près ou de loin, à la réalisation de ce document. Plusieurs personnes ont contribué à ce projet par leur participation durant les campagnes d'échantillonnage, ainsi qu'au cours des analyses réalisées dans les laboratoires. Nous tenons à remercier l'ensemble des participants présents lors des activités de terrain, en particulier Michel Arseneault, Germain Brault, André Lajeunesse, Yves Lamontagne, et Patrice Turcotte d'Environnement Canada, qui nous ont aidés au cours des deux années d'échantillonnage ainsi que toutes les personnes rattachées aux laboratoires de chimie inorganique, de chimie organique et de biologie de la Direction de l'analyse chimique et de la Direction des expertises et des études du Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec du ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec.

Ce projet a également été soutenu par le ministère des Relations internationales du Québec et le ministère des Affaires étrangères et européennes de la République française (Consulat général de France à Québec) lors de la 60^e Commission permanente de coopération franco-québécoise.

Avant-propos

En 1998, le Plan d'action Saint-Laurent Vision 2000 (phase III) s'est doté d'un volet Navigation dont le mandat était d'harmoniser les pratiques de la navigation commerciale et de plaisance afin de minimiser les répercussions environnementales qu'elles engendrent sur les écosystèmes aquatiques du Saint-Laurent, notamment celles qui sont reliées au dragage et à la gestion des sédiments. Le Comité de concertation Navigation (CCN) fut mis en place et ce dernier s'est donné le mandat d'établir et de mettre en œuvre une stratégie de navigation durable préconisant, entre autres, une gestion intégrée des sédiments de dragage (EC et MDDEP, 2004). Jusqu'à présent, les travaux des groupes de travail sur le dragage relevant du CCN ont permis d'améliorer les communications et la coordination entre les partenaires concernés par les activités de dragage (gouvernements, industries et commerces liés à la navigation, groupes communautaires), notamment en réduisant les disparités produites par le partage des champs de compétence fédéraux et provinciaux, en améliorant l'efficacité des processus d'autorisation et en favorisant l'intégration des intérêts du public tôt dans le processus.

Au Québec, ce sont des critères d'évaluation de la qualité chimique des sédiments qui constituent le premier outil d'évaluation des effets potentiels sur l'environnement de la contamination chimique présente dans les sédiments. Depuis 1992, les *Critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent* (CSL et MENV, 1992) étaient utilisés comme outil de gestion pour le dragage. Leur révision, effectuée lors des activités du Plan Saint-Laurent, a conduit à la publication, en janvier 2008, du document *Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec et cadres d'application : prévention, dragage et restauration* (EC et MDDEP, 2007). Ce document présente les fondements des nouveaux critères de qualité, les valeurs seuils retenues pour 33 substances chimiques et leur application selon le contexte de gestion donné. Cependant, au-delà de l'application des critères, l'intégration des divers outils d'évaluation de la qualité des sédiments demeurerait à compléter. Ainsi, il était nécessaire de définir le type d'études requis dans chacun des contextes de gestion pour compléter les évaluations de la contamination des sédiments et du risque écotoxicologique qui y est associé. Des précisions relatives à l'interprétation des résultats et l'orientation des décisions qui en découlent étaient également attendues. Ainsi, la démarche d'évaluation du risque écotoxicologique décrite dans le présent document fournit l'information complémentaire qui permet d'affiner le cheminement de l'analyse environnementale concernant la gestion des sédiments de dragage et d'améliorer le processus de prise de décisions.

Une description détaillée de la démarche suivie durant cette étude ainsi que toutes les informations colligées sont présentées dans des articles complémentaires publiés dans des revues avec comité de lecture (Desrosiers *et al.*, 2008; 2010, 2012; Masson *et al.*, 2010).

Résumé

Il est reconnu que les activités de dragage peuvent, entre autres, engendrer des modifications du régime hydrologique et avoir des effets négatifs sur les habitats fauniques. En présence de sédiments contaminés, une gestion inappropriée peut entraîner des risques significatifs pour l'environnement. La plupart des projets de dragage doivent par conséquent faire l'objet d'une évaluation environnementale avant leur réalisation afin d'assurer la protection de l'environnement et d'optimiser la gestion des sédiments. En fonction du degré de contamination, le cadre de gestion actuel prévoit le recours à des outils d'évaluation complémentaires pour juger du risque écotoxicologique associé aux sédiments contaminés. Ainsi, la démarche d'évaluation du risque écotoxicologique (ERE) qui a été élaborée permet d'affiner le cheminement de l'analyse concernant l'évaluation du rejet en eau libre des déblais de dragage et d'améliorer le processus de prise de décision. L'évaluation doit donner une réponse à la question suivante : « Dans le contexte d'un projet de dragage spécifique, est-il acceptable de rejeter les sédiments dragués en eau libre? »

Cette démarche d'ERE a été établie à l'aide d'une étude écotoxicologique relative au fleuve Saint-Laurent comprenant la collecte et la caractérisation d'échantillons en milieu naturel, et utilisant des données de la littérature concernant le fleuve. Afin d'obtenir une caractérisation chimique, toxicologique et biologique des sédiments, deux campagnes d'échantillonnage ont été réalisées : la première à l'automne 2004 et la seconde à l'automne 2005. Lors de la sélection des stations d'échantillonnage, les zones de sédimentation (lacs fluviaux, zones portuaires, embouchures de tributaires, etc.) ont été favorisées, puisqu'il est reconnu que les plus fortes teneurs en contaminants sont associées à ces zones en raison de l'accumulation de particules fines qui s'y produit. La démarche d'ERE est constituée de deux étapes. L'étape 1 décrit la procédure de dépistage du niveau de contamination des sédiments en comparant les résultats des analyses chimiques aux critères d'évaluation de la qualité des sédiments établis pour le Québec. Lorsqu'elle est requise, l'étape 2 décrit la procédure d'évaluation de la toxicité des sédiments d'eau douce à partir d'essais de toxicité réalisés en laboratoire (mortalité et croissance de *Hyalella azteca* et *Chironomus riparius*). Selon les résultats de l'ERE, deux options de gestion sont possibles : 1) les sédiments peuvent être rejetés en eau libre ou être utilisés à d'autres fins, par exemple pour des usages bénéfiques tels que la création d'habitats fauniques ou le rechargement de plages, dans la mesure où le dépôt ne contribue pas à détériorer le milieu récepteur ou; 2) le dépôt en eau libre est proscrit et il faudra choisir une autre option de gestion. L'élaboration de la démarche d'ERE de même que ses règles d'application sont présentées dans le présent document.

Abstract

Dredging activities can have a number of potential impacts, such as changes in the hydrological regime and adverse effects on wildlife habitats. Inappropriate management of contaminated sediments may also lead to significant environmental risk. Most dredging projects must therefore undergo an environmental assessment before they are carried out, in order to protect the environment and optimize sediment management. Depending on the degree of contamination, the current management framework includes the use of additional assessment tools to evaluate the ecological risk associated with contaminated sediments. Hence, the ecological risk assessment (ERA) approach presented in this document fine-tunes the analytical process surrounding the assessment of open-water disposal of dredged material and improves the decision-making process. The assessment must answer the following question: “In the context of a specific dredging project, is open-water disposal of dredged sediments acceptable?”

This ERA approach was developed using an ecotoxicological study on the St. Lawrence River that collected and characterized samples in the natural environment and incorporated data from literature on the St. Lawrence River. In order to obtain a chemical, toxicological and biological characterization of the sediments, two sampling campaigns were carried out: the first in the fall of 2004 and the second in the fall of 2005. During selection of the sampling stations, areas of sedimentation (fluvial lakes, port areas, mouths of tributaries, etc.) were preferred, since these areas are recognized as having the highest contaminant levels due to the accumulation of fine particles. The ERA approach is composed of two tiers. Tier 1 describes the procedure for detecting the level of sediment contamination by comparing the results of the chemical analyses to the sediment quality assessment criteria established for Quebec. Tier 2, when required, describes the procedure for assessing the toxicity of freshwater sediments based on laboratory toxicity tests (mortality and growth of *Hyalella azteca* and *Chironomus riparius*). Depending on the results of the ERA, there are two possible management options: (1) the sediments can be disposed of in open water or can be used for other purposes, for example for beneficial uses such as the creation of wildlife habitats or beach replenishment, provided that the receiving environment is not thereby adversely affected; or (2) open-water disposal is prohibited and another management option must be chosen. This document presents the process by which the ERA approach was developed as well as rules for applying this approach.

Table des matières

Remerciements.....	iii
Avant-propos.....	iv
Résumé.....	v
Abstract.....	vi
1.0 Contexte d'application de l'ERE	1
2.0 Élaboration de la démarche d'ERE.....	5
2.1 Collecte des données.....	5
2.2 Le modèle conceptuel.....	7
2.2.1 Analyse de la source de stress : description des impacts du rejet en eau libre des sédiments de dragage.....	8
2.2.2 Analyse de l'écosystème récepteur : identification des cibles biologiques et des réponses appréhendées	9
2.2.3 Hypothèses d'impacts écotoxicologiques pour le rejet en eau libre des sédiments de dragage	10
2.3 Les composantes de l'étape 1 de l'ERE : le dépistage du niveau de contamination des sédiments.....	11
2.3.1 Détermination de la qualité chimique des sédiments	12
2.3.2 Vérification de l'adéquation entre la qualité chimique et la toxicité mesurée.....	12
2.3.3 Recherche d'explications pour la toxicité non attendue (faux négatifs)	13
2.3.4 Discussion sur le besoin de revoir les modalités de l'étape 1	15
2.4 Les composantes de l'étape 2 de l'ERE : les essais de toxicité en laboratoire	19
2.4.1 Essais de toxicité	19
2.4.2 Granulométrie	20
2.4.3 Résultats obtenus et sélection des essais de toxicité.....	20
3.0 L'application de la démarche d'ERE.....	21
3.1 Étape 1 : Le dépistage du niveau de contamination des sédiments	21
3.2 Étape 2 : Évaluation de la toxicité des sédiments.....	25
Conclusion et recommandations.....	28
Bibliographie	30
Annexe A : Résumé des méthodes analytiques utilisées	36
Annexe B : Exemple de quotients utilisés pour estimer le risque écotoxicologique.....	41

1.0 Contexte d'application de l'ERE

La démarche d'évaluation du risque écotoxicologique (ERE) présentée dans ce document a été établie pour la portion d'eau douce du fleuve Saint-Laurent qui s'étend de Cornwall, en Ontario, à la pointe est de l'île d'Orléans, incluant les lacs Saint-François, Saint-Louis et Saint-Pierre. Étant donné que ces trois lacs fluviaux ont une profondeur moyenne relativement faible, soit 5,7 m, 3,4 m et 2,7 m respectivement, que le tronçon fluvial entre Montréal et Sorel est également peu profond et qu'il y a des rapides en plusieurs endroits, des travaux d'excavation ont été effectués dès le milieu du XIX^e siècle pour approfondir et élargir le chenal navigable. Notamment, de 1844 à 1999, la profondeur du chenal navigable entre Montréal et Québec est passée de 4,0 à 11,3 m et sa largeur, de 46 à 240 m. En parallèle, de nombreuses écluses ont été construites dans les secteurs de rapides. Cela a contribué à faire du fleuve Saint-Laurent l'une des plus grandes voies navigables au monde, voie navigable qui permet aux navires de haute mer de se rendre jusqu'au centre du continent nord-américain (CSL, 1996; EC et MDDEP, 2007).

La sédimentation dans le Saint-Laurent est un phénomène naturel et dynamique, déterminé globalement par la quantité de matières en suspension charriée par le fleuve et les caractéristiques hydrodynamiques près des rives et dans la colonne d'eau. Le débit du fleuve varie au rythme des saisons, engendrant d'importantes fluctuations des niveaux d'eau, principalement entre le lac Saint-Louis et le lac Saint-Pierre. Ces fluctuations de niveaux, associées aux forts courants, contribuent à une importante érosion des berges, principalement dans le secteur des îles de Boucherville, de Verchères, de Contrecoeur et du delta de Sorel. Conséquemment, cette érosion génère un apport de sédiments très appréciable avec plus de 4600 tonnes/an comparativement à un peu moins de 2300 tonnes/an en provenance des affluents (Rondeau *et al.*, 2000). Les plus grandes quantités de matières sont charriées lors des crues printanières, lorsque les débits et les forces hydrauliques, qui régissent les mécanismes d'érosion, sont à leur maximum. Cette charge particulière circulant dans le Saint-Laurent est sujette à sédimenter en divers endroits en fonction des conditions hydrodynamiques qui prévalent. Les zones protégées, et particulièrement les chenaux de navigation et les zones portuaires aménagées pour offrir un abri lors de l'accostage des navires commerciaux ou des embarcations de plaisance, constituent des secteurs privilégiés d'accumulation des sédiments dans le fleuve. Ces zones doivent donc être régulièrement entretenues afin de conserver leur usage portuaire ou de navigation. Par ailleurs, avec le développement industriel, l'essor agricole et l'éclatement démographique au siècle dernier, le Saint-Laurent a reçu des apports non négligeables de contaminants organiques et inorganiques. Ces contaminants se sont combinés aux apports sédimentaires provenant des Grands Lacs et des affluents du fleuve pour se retrouver dans les bassins sédimentaires des lacs fluviaux ainsi que dans les zones d'accumulation des sédiments.

Annuellement, ce sont environ 400 000 à 600 000 m³ de sédiments qui sont dragués dans le système Saint-Laurent, incluant le fleuve, l'estuaire, la baie des Chaleurs et le pourtour des îles de la Madeleine (EC, 1993; MTQ, 2003). Environ 45 % de ce volume est dragué dans le secteur d'eau douce du fleuve (Lalancette, 2001). Essentiellement, il s'agit de travaux de dragage d'entretien effectués pour assurer la navigation dans les ports et les chenaux de navigation. D'autres types de travaux peuvent nécessiter du dragage, comme l'excavation lors de travaux de génie maritime (ex., : construction de quais) ou la restauration d'un milieu aquatique contaminé. Or, il est reconnu que les

activités de dragage peuvent, entre autres, provoquer des modifications du régime hydrologique et avoir des effets négatifs sur les habitats fauniques. Dans le cas de sédiments contaminés, une gestion inappropriée peut entraîner des risques écotoxicologiques significatifs.

La plupart des projets de dragage doivent par conséquent faire l'objet d'une évaluation environnementale avant leur réalisation, de manière à protéger l'environnement et à optimiser la gestion des déblais. De plus, il importe de s'assurer que ces projets sont traités de façon équitable, quel que soit le cadre réglementaire auquel ils sont assujettis sur le plan fédéral ou sur le plan provincial.

Au Québec, en dehors de la zone visée par le Règlement sur l'immersion en mer², le premier outil d'évaluation de la qualité chimique des sédiments est constitué par une série de critères de qualité élaborés pour les métaux (cadmium, chrome, cuivre, mercure, nickel, plomb, zinc), un métalloïde (arsenic) et des contaminants organiques : biphényles polychlorés (BPC), hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), dioxines et furannes, pesticides organochlorés, nonylphénol et ses dérivés éthoxylés. Depuis 2008, ce sont les critères présentés dans le document *Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec et cadres d'application : prévention, dragage et restauration* qui sont en application (EC et MDDEP, 2007). Ils comprennent une série de critères de qualité pour les sédiments d'eau douce et une autre pour les sédiments marins. Ceux-ci remplacent les critères intérimaires qui étaient en vigueur depuis 1992. Ces nouveaux critères ont été élaborés à partir de la banque de données Biological Effects Database for Sediments et de l'approche retenue par le Conseil canadien des ministres de l'environnement. Seuls les critères applicables à la gestion des sédiments en eau douce sont considérés ici.

Les cadres de gestion des sédiments actuellement en vigueur au Québec et les options de gestion (EC et MDDEP, 2007) sont présentés de façon synthétique dans l'encadré 1. En fonction du degré de contamination des sédiments et selon le contexte de gestion donné, le protocole actuel prévoit le recours à des outils d'évaluation complémentaires pour juger du risque écotoxicologique associé aux sédiments contaminés. En ce qui concerne la gestion des sédiments résultant de travaux de dragage, deux seuils critiques sont utilisés pour évaluer, dans un premier temps, le degré de contamination des sédiments : la concentration d'effets occasionnels (CEO) et la concentration d'effets fréquents (CEF). La CEO constitue le seuil au-delà duquel les sédiments de dragage contaminés par une ou plusieurs substances chimiques ne peuvent être rejetés en milieu aquatique sans qu'il y ait eu démonstration au préalable de l'innocuité de ces sédiments. Lorsque la concentration d'une substance est supérieure à la CEF, le rejet en eau libre des sédiments est proscrit.

Ainsi, pour déterminer si le rejet en eau libre est une option de gestion possible lorsque les sédiments de dragage contiennent un contaminant dont la concentration est supérieure à la CEO et inférieure ou égale à la CEF, les analyses chimiques doivent être complétées par des essais de toxicité visant à préciser le risque écotoxicologique associé à ces sédiments.

² Le Règlement sur l'immersion en mer prescrit des critères de qualité pour évaluer la qualité chimique des sédiments dans la zone visée par le Programme sur l'immersion en mer. Dans cette zone, on utilise également les recommandations pour la qualité des sédiments marins du Conseil canadien des ministres de l'environnement.

L'utilisation de l'ERE comme aide à la prise de décision pour la gestion des sédiments contaminés est une pratique reconnue au niveau international. Ainsi, la démarche d'ERE décrite dans le présent document permet d'affiner le processus analytique et d'améliorer la prise de décisions relativement à la gestion des déblais de dragage. Seul le cadre de gestion concernant le dragage d'entretien ou de génie maritime prévoyant un dépôt en eau libre des sédiments dragués est considéré dans le présent document (encadré 1; figure 1-1 – traits gras). Ainsi, la question à laquelle l'évaluation doit répondre peut être formulée de la façon suivante : « Dans le contexte d'un projet de dragage spécifique, est-il acceptable de rejeter les sédiments dragués en eau libre? »

Encadré 1 : Les cadres de gestion des sédiments au Québec (EC et MDDEP, 2007)

Prévention de la contamination des sédiments (partie A de la figure A-1)

Ce cadre de gestion vise à prévenir la contamination des sédiments qui pourrait résulter d'un nouvel apport de contaminants dans un plan d'eau. Il s'agit donc de suivre l'évolution de la situation à un site vulnérable et de détecter un début de contamination. Dans ce contexte, les actions à mettre en place visent le contrôle des sources afin d'éviter une augmentation de la contamination ou un nouvel apport de contaminants.

Travaux de dragage d'entretien et de génie maritime (partie B de la figure A-1)

Lorsqu'il s'agit d'assurer la libre navigation (dragage d'entretien), d'améliorer les infrastructures portuaires ou de mettre en place d'autres infrastructures (travaux de génie maritime), le dragage est souvent nécessaire. Différentes options s'offrent alors pour la gestion des sédiments résultant de tels travaux. Le choix du mode de gestion doit être fait de façon à ce que les sédiments ne constituent pas un danger pour le biote aquatique ou terrestre. Ainsi, le rejet en eau libre des sédiments de dragage ne peut être considéré comme une option valable que si l'innocuité des sédiments pour le milieu récepteur est démontrée, par exemple par des essais de toxicité adéquats. Dans les cas où le rejet en eau libre est proscrit, les sédiments doivent être traités ou confinés de façon sécuritaire. L'option retenue pour la gestion des sédiments doit correspondre à l'option de moindre impact sur le milieu, tout en étant techniquement et 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.

Précisons aussi qu'en milieu marin la gestion des sédiments de dragage est assujettie aux dispositions de la partie 7, section 3, de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)*, (LCPE, 1999). Lorsque les sédiments de dragage sont gérés en milieu terrestre, c'est la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés de même que la grille de gestion relative à cette politique qui doivent être respectées (MEF, 1998).

Restauration de sites contaminés (partie C de la figure A-1)

La restauration d'un site aquatique contaminé est justifiée par le fait que les sédiments peuvent représenter une menace sérieuse à l'intégrité du système et aux organismes qui y vivent. Des études du milieu (essais de toxicité, évaluation et études biologiques, etc.) peuvent être nécessaires pour compléter l'évaluation de la contamination, juger du risque et statuer sur les besoins de restauration. Il faut établir si le processus de restauration est réalisable, déterminer les mesures à adopter en priorité et préciser les gains environnementaux de la restauration. 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.

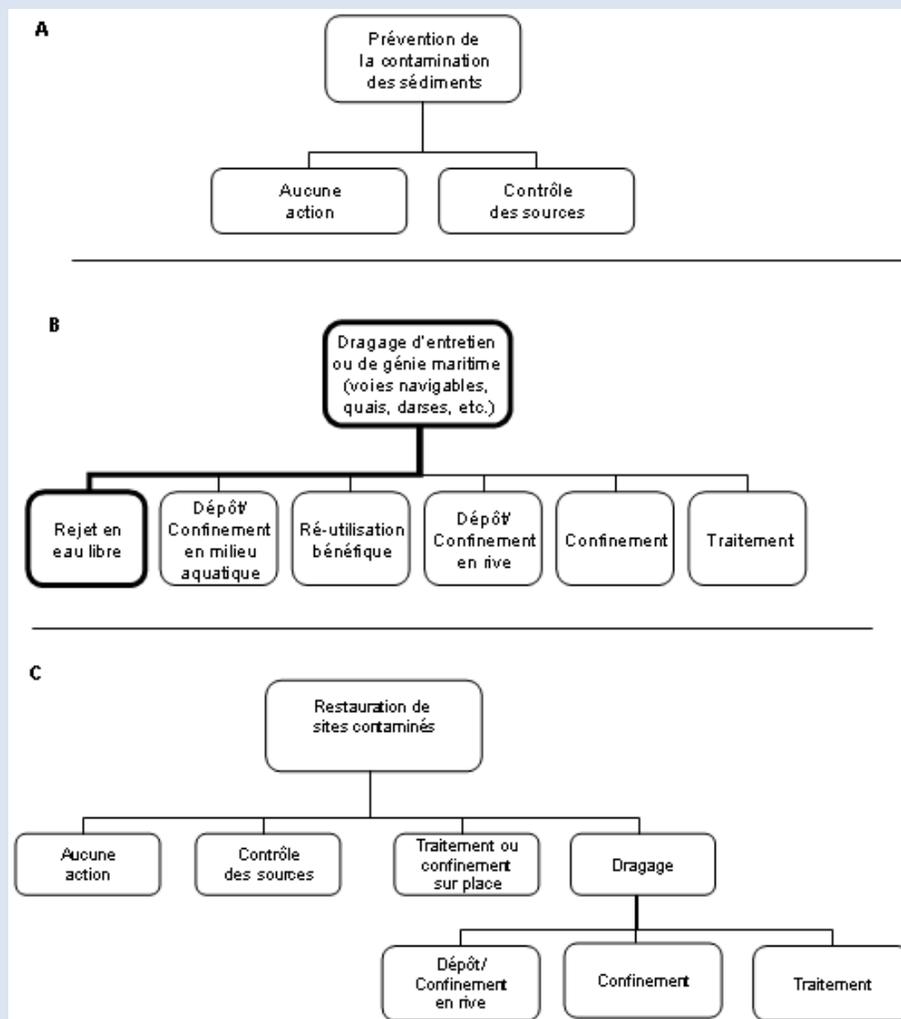


Figure 1-1: Synopsis des options de gestion disponibles pour (A) la prévention de la contamination; (B) les dragages d'entretien et de génie maritime; et (C) la restauration de sites contaminés.

2.0 Élaboration de la démarche d'ERE

De manière générale, l'ERE a pour objectif d'évaluer le risque écotoxicologique associé à une problématique donnée. L'évaluation peut viser un ou plusieurs lieux contaminés par un ou plusieurs contaminants et proposer les mesures à prendre en priorité. Elle permet, dans un premier temps, de dépister les situations problématiques dans un contexte précis, défini à partir de scénarios conservateurs. Elle peut conclure : (1) qu'il y a absence de risque et que l'évaluation se termine, (2) que des évaluations plus détaillées sont nécessaires, ou (3) que les options de gestion envisagées doivent être modifiées (CEAEQ, 1998).

De nombreux schémas d'ERE applicables aux sédiments contaminés ont été publiés, que ce soit pour les activités de dragage ou de restauration, notamment ceux de Babut *et al.* (2006), Chapman (2005), et Environnement Canada et ministère de l'Environnement de l'Ontario (2007). Par ailleurs, il existe au Québec une procédure d'évaluation du risque écotoxicologique pour les terrains contaminés (CEAEQ, 1998). Les schémas d'évaluation publiés reposent généralement sur des approches par étapes visant à optimiser les moyens investis en fonction de l'incertitude relative aux connaissances et aux données disponibles, dans la perspective d'une prise de décision. Si l'incertitude est trop grande à une étape donnée, il convient de passer à l'étape suivante où des investigations plus précises seront mises en œuvre. Ce sont ces principes qui ont été retenus pour l'élaboration de la présente démarche d'ERE.

Pour les projets de dragage réalisés au Québec, en dehors de la zone d'immersion en mer, les critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec stipulent que, pour déterminer les options de gestion possibles des sédiments de dragage, les analyses chimiques doivent être complétées par des essais de toxicité lorsque la concentration de l'un des contaminants visés par les critères de qualité et présent dans les sédiments se situe entre la CEO et la CEF (EC et MDDEP, 2007).

Dans le contexte de la présente étude, la capacité des valeurs seuils (CEO et CEF) à prédire la toxicité des sédiments, confrontée aux résultats de plusieurs essais de toxicité, a fait l'objet d'une analyse détaillée qui a jeté les bases de l'élaboration des étapes de la démarche d'ERE.

2.1 Collecte des données

La démarche d'ERE a été établie à l'aide d'une étude écotoxicologique sur le fleuve Saint-Laurent comprenant la collecte et la caractérisation d'échantillons en milieu naturel, et utilisant des données de la littérature concernant la problématique de gestion des sédiments dans le fleuve.

Afin d'obtenir une caractérisation chimique, toxicologique et biologique des sédiments, deux campagnes d'échantillonnage ont été réalisées : la première à l'automne 2004 et la seconde à l'automne 2005. Lors de la sélection des stations d'échantillonnage, les zones de sédimentation du Saint-Laurent fluvial (lacs fluviaux, zones portuaires, embouchures de tributaires, etc.) ont été favorisées, puisqu'il était reconnu, sur la base de campagnes d'échantillonnage antérieures, que les plus fortes teneurs en contaminants sont associées aux particules fines accumulées dans ces zones.

Des sédiments et des macro-invertébrés ont ainsi été échantillonnés dans 59 stations situées dans les lacs fluviaux (Saint-François, Saint-Louis et Saint-Pierre) et dans le secteur de l'île de Montréal (figure 1) afin de déterminer les variables suivantes :

- les contaminants inorganiques (aluminium, arsenic, calcium, cadmium, chrome, cuivre, fer, mercure, manganèse, nickel, plomb et zinc);
- les contaminants organiques (BPC, HAP, hydrocarbures pétroliers C₁₀-C₅₀, pesticides et organoétains);
- la granulométrie, les éléments nutritifs et le contenu en matière organique des sédiments;
- deux essais de toxicité sur eau interstitielle (*Pseudokirchneriella subcapitata* et *Brachionus calyciflorus*);
- deux essais de toxicité sur sédiments entiers (*Chironomus riparius*, *Hyaella azteca*);
- la structure taxonomique et fonctionnelle de la communauté de macro-invertébrés.

Les analyses chimiques et les essais de toxicité ont tous été réalisés dans les laboratoires du Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ) selon des méthodes standardisées et avec les contrôles de qualités requis. Les méthodes d'analyses sont brièvement présentées à l'annexe A.

L'identification des organismes benthiques a été réalisée par les Laboratoires SAB inc. de Longueuil (Québec). Plusieurs descripteurs des communautés benthiques ont ensuite été définis, par exemple : l'abondance (ou la présence) des genres ou des familles, les indices de structure des communautés (p. ex., l'indice d'abondance, de richesse) ou des indices biotiques de tolérance (p. ex., l'indice d'Hilsenhoff), et des traits fonctionnels ont été déterminés.

Une description détaillée de la démarche suivie ainsi que toutes les informations colligées durant cette étude sont présentées dans des articles complémentaires publiés dans des revues avec comité de lecture (Desrosiers *et al.*, 2008, 2010, 2012; Masson *et al.*, 2010).

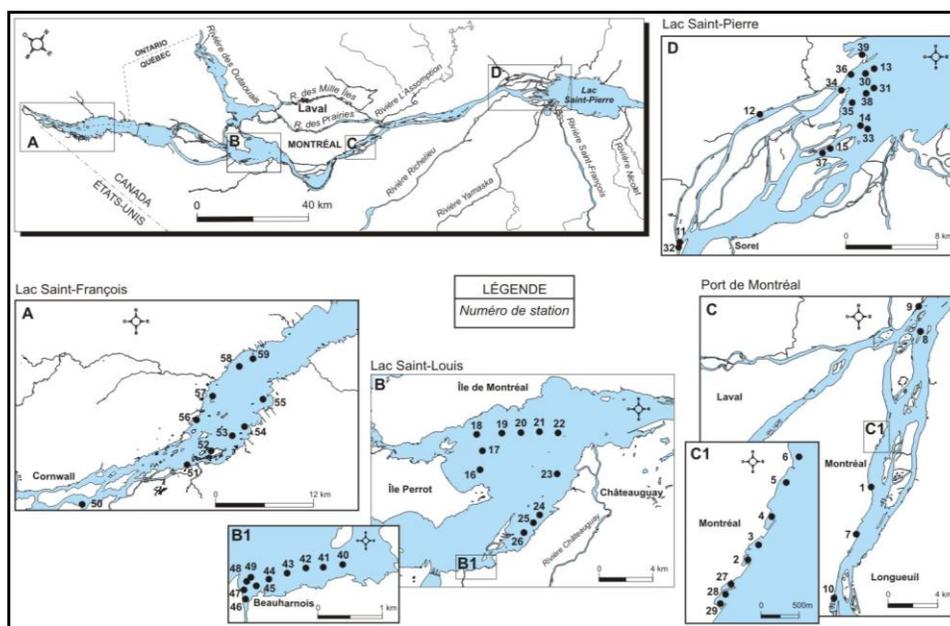


Figure 1 : Emplacement des stations échantillonnées dans les lacs Saint-François, Saint-Louis, Saint-Pierre et dans le port de Montréal

2.2 Le modèle conceptuel

L'élaboration du modèle conceptuel écotoxicologique du site à l'étude et de ses environs constitue la première phase de l'ERE. Ce modèle consiste en une représentation du système environnemental à l'étude, incluant les processus chimiques, physiques et biologiques qui déterminent la transformation des contaminants ainsi que leur transport depuis la source de contamination jusqu'aux récepteurs. Cette étape est essentielle à la détermination des voies d'exposition et des réponses écotoxicologiques potentielles des récepteurs (CEAEQ, 1998).

Dans cette section, nous présentons le modèle conceptuel générique établi pour couvrir de manière générale les activités de rejet en eau libre des sédiments de dragage. L'ensemble de la problématique est considéré, c'est-à-dire les sources d'exposition, les cibles biologiques et les effets appréhendés. La section 2.2.1 du document présente les sources de stress associées à l'impact du rejet en eau libre tandis que la description de l'écosystème récepteur, l'identification des cibles biologiques et des réponses appréhendées se trouvent à la section 2.2.2. Finalement, les hypothèses concernant les impacts écotoxicologiques du dépôt en eau libre des sédiments de dragage sont présentées à la section 2.2.3. Dans ces sections, les éléments qui doivent être évalués lors de la démarche d'ERE sont présentés, ainsi que des éléments complémentaires requis lors du processus d'évaluation environnementale pour la gestion des sédiments de dragage.

2.2.1 Analyse de la source de stress : description des impacts du rejet en eau libre des sédiments de dragage

Le comportement des sédiments lors d'un dépôt en eau libre se décrit en cinq phases distinctes : la convection, que l'on nomme aussi descente convective ou descente en masse, la diffusion passive, l'effondrement dynamique, la formation du dépôt et la dispersion après remise en suspension (Truitt, 1988; Jacinto *et al.*, 1999). La descente rapide de la masse de sédiments sous l'effet de la gravité constitue la première phase du processus, la convection. Cette descente convective se poursuit généralement jusqu'à ce que les sédiments atteignent le fond du plan d'eau. Cependant, par le phénomène de diffusion passive, des particules fines se détachent de la masse durant la descente, se dispersent et sont entraînées sous l'influence des courants. L'effondrement dynamique correspond à l'interruption de la descente convective lorsque la masse de sédiments atteint le fond et s'étale horizontalement. Un courant de densité se forme alors radialement autour du point d'impact, entraînant les sédiments plus ou moins loin selon la taille des particules. L'apparition d'un monticule de sédiments caractérise la formation du dépôt. En l'absence de perturbation hydrodynamique, ce dépôt se consolide et devient de plus en plus résistant au phénomène d'érosion. Par contre, si le milieu récepteur est un environnement où les forces hydrodynamiques sont suffisamment fortes pour remobiliser les sédiments déposés, il y aura érosion de ces sédiments à plus ou moins long terme et remise en suspension des particules sédimentaires. Ces particules, ou matières en suspension (MES), seront alors dispersées et transportées sur des distances variables jusqu'à ce qu'elles puissent sédimenter à nouveau. Selon la stabilité du dépôt, on parle d'un site dispersif ou non dispersif.

Compte tenu de la possibilité d'une remise en suspension et du transport des sédiments sur le fond avec le temps, l'impact écotoxicologique du dépôt en eau libre doit être évalué à court, moyen et long terme. Dans un premier temps, afin de déterminer si le rejet en eau libre représente un risque sur le plan écotoxicologique, des analyses des paramètres chimiques doivent être réalisées et les résultats sont comparés aux critères de qualité des sédiments (EC et MDDEP, 2007). Selon les résultats obtenus, l'utilisation d'outils d'évaluation du risque complémentaires aux critères de qualité, tels que les essais de toxicité, pourra s'avérer nécessaire.

Même lorsque les sédiments ne sont pas contaminés, il importe de limiter la dispersion des MES au moment du dragage ou de la mise en dépôt. On veut ainsi éviter que de fortes concentrations de MES affectent physiquement les organismes, par exemple par l'obstruction des branchies des poissons, ou les habitats par l'accumulation de sédiments dans des frayères en aval. En conséquence, lors de la surveillance effectuée durant les travaux, il faut porter attention à l'ampleur de la remise en suspension des sédiments et, si nécessaire, prendre des mesures pour limiter l'augmentation des concentrations de MES dans la colonne d'eau. À cet égard, des balises sont en cours d'élaboration pour la gestion des MES liées aux activités de dragage et de rejet en eau libre. Ces balises comprennent notamment des critères de gestion des MES propres au dragage, qui prennent en compte les critères de qualité de l'eau de surface³, les teneurs ambiantes en MES dans le Saint-Laurent et les concentrations mesurées en situation

³ Issus des *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement* et disponibles sur le site du ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec : www.mddefp.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.asp.

de dragage. Alors que les critères de qualité de l'eau servent d'objectifs à respecter dans le milieu naturel à l'aval immédiat de rejets d'eaux usées⁴, les critères de gestion pour le dragage, adaptés aux travaux dans le milieu aquatique, permettent de s'assurer que les meilleures pratiques seront appliquées pour réduire au minimum les impacts des MES sur le biote aquatique. Si le suivi des matières en suspension pendant les travaux de dragage est requis, les concentrations de sédiments en suspension devront être mesurées avant le début des travaux afin d'établir la plage des concentrations naturelles présentes dans le secteur concerné. Par la suite, la surveillance environnementale pendant les travaux permettra de vérifier l'atteinte des objectifs définis au préalable et d'adapter les mesures à instaurer, au besoin, pour limiter les impacts.

L'évaluation des impacts physiques potentiels de la dispersion des MES, de l'érosion des zones de dépôts ou du dépôt des sédiments dragués sur des zones sensibles est importante pour déterminer le risque de détérioration du milieu récepteur. Ces éléments ne font pas partie de la démarche d'ERE, mais doivent faire l'objet d'études complémentaires sur les perturbations physiques potentielles liées aux MES afin de sélectionner une zone de dépôt acceptable. Le choix du site de dépôt peut être ainsi influencé par la présence d'éléments sensibles des milieux naturel ou humain à proximité.

2.2.2 Analyse de l'écosystème récepteur : identification des cibles biologiques et des réponses appréhendées

L'écosystème récepteur comprend plusieurs cibles biologiques, telles que les espèces vivant dans la colonne d'eau, du phytoplancton aux poissons, et celles vivant sur et dans le sédiment, du périphyton aux macro-invertébrés. Les poissons et les macro-invertébrés présents dans les zones d'alimentation de juvéniles et les frayères représentent également des cibles significatives en cas d'érosion du dépôt initial. Certains oiseaux et mammifères qui dépendent du milieu aquatique pour leur nourriture ou leur habitat peuvent également faire partie de l'écosystème récepteur.

Au moment du largage des sédiments (descente en masse des sédiments et diffusion passive), le modèle conceptuel considère les effets à court terme du rejet des sédiments dragués sur la survie des organismes vivants dans la colonne d'eau (figure 2 – processus A : phytoplancton, zooplancton, poissons). Lors de la formation du dépôt, il y a de toute évidence destruction ou à tout le moins appauvrissement des communautés benthiques en place à la suite de leur enfouissement sous la masse de sédiments déposés (figure 2 – processus B). Cet effet peut se produire sur une superficie s'étendant au-delà des limites de l'aire de rejet puisque, d'une part, la masse de sédiments s'étale horizontalement au moment de l'impact sur le fond et, d'autre part, les forces hydrodynamiques en présence provoquent l'érosion du dépôt et son étalement à plus ou moins long terme (figure 2 – processus C). Cet effet à court et moyen terme du dépôt peut être compensé par la recolonisation du site par les communautés benthiques avoisinantes. Les déblais rejetés peuvent cependant présenter une granulométrie différente de celle des sédiments qui se trouvent naturellement sur le fond, ce qui affecterait le potentiel de recolonisation du site par les communautés benthiques. Il serait donc souhaitable pour la recolonisation d'opter pour un site de dépôt présentant une granulométrie similaire à celle des sédiments rejetés.

⁴ Calcul et interprétation des objectifs environnementaux de rejet pour les contaminants du milieu aquatique
<http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/oer/index..htm>.

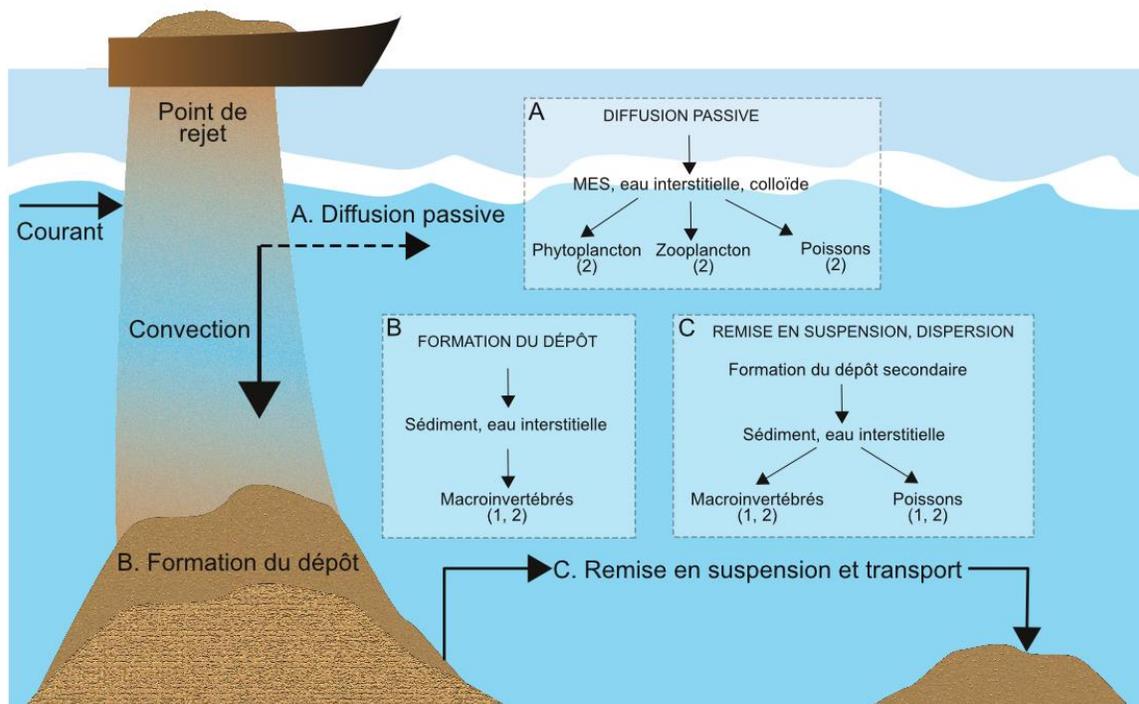


Figure 2 : Modèle conceptuel générique utilisé pour l'évaluation du risque écotoxicologique du rejet en eau libre des sédiments de dragage. Les effets écotoxicologiques appréhendés sur les organismes de chacun des compartiments sont : (1) la croissance; (2) la survie; (3) la reproduction des organismes aquatiques.

2.2.3 Hypothèses d'impacts écotoxicologiques pour le rejet en eau libre des sédiments de dragage

Le site visé pour le rejet des déblais de dragage peut abriter une communauté benthique et ainsi servir d'aire d'alimentation pour les poissons et les oiseaux qui fréquentent le site. Les poissons, surtout à un stade juvénile, peuvent en effet se nourrir majoritairement d'espèces benthiques du fleuve. Les opérations de dragage peuvent affecter indirectement les poissons en créant une perte relative de leurs aires d'alimentation. De plus, si un fort pourcentage de particules fines est entraîné vers l'aval, des effets de colmatage peuvent aussi survenir, notamment dans des zones de frayère. Les poissons présents dans des zones sensibles au colmatage peuvent ainsi être affectés par l'érosion du dépôt, notamment en période de crue. Les sédiments, même s'ils ne sont pas contaminés pourraient donc avoir un effet physique significatif sur l'intégrité des zones de frayère et des aires d'alimentation du poisson. De plus, si les sédiments érodés présentent de la contamination, il faut s'assurer que cette contamination n'aura pas d'effets significatifs sur la survie, la croissance et la reproduction des poissons (de ces sites) lorsque les sédiments érodés seront redéposés à l'aval.

Bien qu'ils soient partie prenante du processus d'évaluation des impacts d'un projet de dragage et de rejet en eau libre, plusieurs cibles biologiques ou effets appréhendés ne sont pas inclus dans la présente démarche d'ERE puisqu'ils sont déjà pris en considération à d'autres étapes du processus d'évaluation environnementale.

-
- L'évaluation de l'impact physique des sédiments de dragage sur les habitats fauniques sensibles (ex., frayères) n'est pas incluse dans la démarche d'ERE, mais elle doit être prise en considération lors du choix du site de rejet. Pour ce faire, il est suggéré d'utiliser l'*Atlas des habitats critiques connus ou d'intérêt particulier pour les poissons du fleuve Saint-Laurent entre le port de Montréal et l'île aux Coudres*. Cet atlas a été publié en 2003 par la Société de la faune et des parcs du Québec en vue précisément de l'application de critères fauniques pour le choix d'un site de rejet en eau libre de sédiments de dragage. Le fait que de tels habitats n'aient pas encore été répertoriés dans un secteur donné ne doit cependant pas être interprété comme une absence d'impact sur les espèces qui fréquentent le secteur.
 - Les impacts physiques de l'augmentation des concentrations de MES durant les travaux de dragage ne sont pas considérés dans la démarche d'ERE. L'augmentation des concentrations des MES associée aux travaux de dragage et de rejet en eau libre doit être prise en compte lors de l'étude d'impact et des mesures d'atténuation doivent être proposées afin de limiter les impacts physiques sur la vie aquatique. Le suivi des MES doit faire partie des programmes de surveillance mis en place durant les travaux. Les critères de gestion des MES liées aux activités de dragage et de rejet en eau libre, en cours d'élaboration, permettront de déterminer les objectifs à atteindre selon le secteur de dragage à l'étude.
 - Lors de la descente en masse des sédiments, les risques pour les communautés de poissons, de zooplancton ou d'algues sont considérés comme peu significatifs en comparaison du risque pour les communautés benthiques. En effet, il s'agit d'expositions de très courte durée, compte tenu de la faible portion des sédiments qui se détachent généralement de la masse lors du rejet et du fort potentiel de déplacement et de recolonisation des espèces pélagiques. De plus, les débits relativement élevés dans le fleuve Saint-Laurent permettent généralement une dispersion rapide des MES dans la colonne d'eau.

Finalement, l'acceptabilité du dépôt dépendra de la possibilité qu'une nouvelle communauté benthique, similaire à celle qui y était initialement, puisse s'installer sur le site. Cette recolonisation sera possible si le dépôt ne menace pas la survie, la croissance et la reproduction des espèces benthiques.

La démarche d'ERE exposée dans le présent document se concentre sur l'évaluation des risques pour les communautés benthiques exposées à court, moyen et long terme aux contaminants présents dans les sédiments de dragage. Cette contamination pourrait nuire à la recolonisation d'un site de dépôt et à la préservation d'une aire d'alimentation temporairement dégradée par une activité de rejet en eau libre.

2.3 Les composantes de l'étape 1 de l'ERE : le dépistage du niveau de contamination des sédiments

L'objectif de l'étape 1 de la démarche d'ERE pour la gestion des sédiments résultant des projets de dragage est de qualifier le niveau de contamination des sédiments. Cette étape repose sur la comparaison des concentrations de contaminants présents dans les sédiments avec les critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec (EC et MDDEP, 2007).

La base de données utilisée pour l'établissement de ces critères de qualité regroupe divers types de données qui permettent d'associer la concentration d'une substance chimique à l'observation ou non d'un effet biologique. Ces données proviennent d'études de terrain et de laboratoire (abondance et richesse propres aux communautés benthiques, effets toxiques sur les organismes, notamment sur la croissance, la reproduction et la survie), d'essais de toxicité sur des sédiments dopés ou de modèles fondés sur une partition à l'équilibre des contaminants dans les phases eau et sédiments. Des critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments adoptés par d'autres autorités compétentes figurent également dans la base de données.

2.3.1 Détermination de la qualité chimique des sédiments

Dans un premier temps, avec les données de caractérisation issues de l'étude écotoxicologique des sédiments du Saint-Laurent, les sédiments ont été classés en fonction des critères de qualité et selon le contaminant le plus déclassant. Cela signifie que le sédiment obtient la classe du contaminant ayant le plus mauvais classement. La classe 1 est attribuée lorsque la concentration de toutes les substances mesurées est inférieure ou égale à la CEO, la classe 2 est attribuée lorsque la concentration d'une ou plusieurs substances est supérieure à la CEO et inférieure ou égale à la CEF et la classe 3 est attribuée lorsque la concentration d'une ou plusieurs substances est supérieure à la CEF.

Ensuite, d'autres méthodes ont été évaluées pour estimer la qualité globale des sédiments et le risque qu'ils représentent pour le milieu aquatique. Par exemple, le risque associé à un contaminant donné peut être représenté par un quotient obtenu en faisant le rapport entre sa concentration mesurée dans le milieu étudié et un seuil d'effet. Pour tenir compte du risque associé à l'ensemble des contaminants présents dans les sédiments, des groupements de quotients sont proposés dans diverses équations permettant le calcul de moyennes ou de sommes (annexe B). La plupart des méthodes de groupement ont pour hypothèse l'additivité des risques, ce qui est généralement considéré comme acceptable dans la littérature (Long *et al.*, 1998; Ingersoll *et al.*, 2000; MacDonald *et al.*, 2000; Fairey *et al.*, 2001). Les contaminants peuvent également être groupés par familles chimiques (ex., : métaux, pesticides) (Ingersoll *et al.*, 2001). Avec les données de cette étude, plusieurs de ces méthodes d'attribution de classes de qualité ont été évaluées (Desrosiers *et al.*, 2010). Quelques exemples sont présentés à l'annexe B.

À la suite de cette évaluation des différentes méthodes, l'approche reposant sur la détermination de la classe de qualité d'un sédiment en utilisant le paramètre chimique le plus déclassant est maintenue. Cette approche, en plus d'être protectrice pour l'environnement, est également la plus simple des méthodes qui ont été testées et elle présente des résultats comparables à ceux obtenus par les approches utilisant des quotients.

2.3.2 Vérification de l'adéquation entre la qualité chimique et la toxicité mesurée

L'étude écotoxicologique a montré que huit des dix échantillons (80 %) ayant des niveaux de contamination inférieurs à la CEO (classe 1) ont présenté des résultats de toxicité

significatifs pour au moins un essai de toxicité. Dans la classe 2, la probabilité de détecter des effets négatifs sur les organismes benthiques est relativement élevée avec 20 des 29 échantillons (69 %) qui ont présenté des résultats de toxicité significatifs. L'étude démontre que les sédiments dans lesquels au moins un contaminant excède la CEF (classe 3) sont majoritairement toxiques avec 15 des 20 échantillons (75 %) qui ont présenté des résultats de toxicité significatifs. Les cinq autres sédiments de la classe 3, bien qu'ils ne soient pas toxiques pour les organismes utilisés, présentent un risque élevé de bioaccumulation et de transfert trophique puisqu'ils contiennent des concentrations élevées de mercure (Desrosiers *et al.*, 2010).

Dans la perspective d'une gestion durable des sédiments de dragage dans le Saint-Laurent, la présence de sédiments de classe 1 significativement toxiques pour les espèces testées ou potentiellement toxiques pour les communautés benthiques représente un problème que l'étude a tenté de comprendre. Le rejet en eau libre de sédiments de classe 2 ne peut être considéré comme une option envisageable que si l'innocuité des sédiments pour le milieu récepteur est démontrée par des essais de toxicité et que le dépôt ne contribue pas à détériorer le milieu récepteur. Pour les sédiments de classe 3, les observations confirment la forte probabilité de mesurer des effets biologiques néfastes.

2.3.3 Recherche d'explications pour la toxicité non attendue (faux négatifs)

Pour tenter d'expliquer la toxicité non attendue dans les sédiments de classe 1, la recherche a porté en premier lieu sur la recherche de sources potentielles de substances toxiques non mesurées lors de la caractérisation des sédiments (polybromodiphényléther [PBDE], dioxine/furane, etc.), mais pouvant être présentes aux stations de classe 1 où de la toxicité a été détectée.

L'activité agricole et les pesticides peuvent exercer une importante pression sur les écosystèmes (Hela *et al.*, 2005). Les pesticides peuvent provoquer de la toxicité pour les invertébrés (Anderson *et al.*, 2005) et modifier la structure des communautés benthiques ou des traits fonctionnels des espèces (Anderson *et al.*, 2005; Liess et Von Der Ohe, 2005). Certaines de nos stations de classe 1 peuvent être influencées par des activités agricoles. Par exemple, la station 51 se situe près des rivières au Saumon et Saint-Régis où quelques pesticides ont été mesurés en 1989 (Fortin *et al.*, 1994) et en 1992-1993 (Rondeau, 1996). Trois autres stations de classe 1 ayant montré une toxicité significative sont situées dans le lac Saint-Pierre (stations 13, 15 et 34). Ces stations ont été affectées par les rivières Maskinongé et Bayonne, dont les bassins versants présentent de l'agriculture extensive ou intensive (Robitaille, 1997, 2005; Giroux, 2007; Pelletier *et al.*, 2008).

Les effluents municipaux représentent une autre source de contaminants qui ne sont pas analysés dans cette étude, dont les produits pharmaceutiques. Leur toxicité n'est actuellement pas très bien connue (Fent *et al.*, 2006; Gros *et al.*, 2007) même si certains de ceux-ci sont reconnus pour être assez persistants dans l'environnement (Bendz *et al.*, 2005). Une station de classe 1, située dans le secteur de l'île de Montréal (station 9), présente de la toxicité mesurée par de la mortalité significative chez *Chironomus riparius*. Cette station est sous l'influence des eaux très turbides provenant de la rivière des Mille Îles, de la rivière des Prairies et de la rivière L'Assomption. Les deux premières

rivières collectent des effluents municipaux alors que le bassin versant de la rivière L'Assomption fait l'objet d'une forte pression agricole (Rondeau, 1996).

Dans le lac Saint-Louis, nous avons mesuré de la toxicité significative dans quatre stations de classe 1. La station 22 pourrait être sous l'influence d'eaux souterraines provenant de la ville de Montréal et potentiellement contaminées par des activités industrielles ou par de l'eau de surface provenant de petits ruisseaux contaminés (Deschamps *et al.*, 2005). Sur la rive sud, la station 23 pourrait être sous l'influence de la rivière Saint-Louis, même si les concentrations de contaminants sont nettement plus faibles que celles qui ont été mesurées dans les stations situées directement dans le panache de la rivière. Les stations 16 et 17 étant situées dans une zone de mélange des différentes masses d'eau généralement reconnue pour être peu contaminée, la toxicité observée demeure inexplicable pour ces deux stations (Desrosiers *et al.*, 2010).

En deuxième lieu, l'étude a porté sur l'influence de facteurs dits confondants. La biodisponibilité des contaminants et également leur toxicité peuvent être influencées par la granulométrie des sédiments (Watzin *et al.*, 1997), la présence de substances inorganiques (complexant) formant des complexes avec les métaux (Ankley, 1996; Bervoets *et al.*, 1997; Huerta-Diaz *et al.*, 1998; Fan et Wang, 2001) ou de matière organique (Bervoets *et al.*, 1997; Di Toro *et al.*, 2005). Dans ce contexte, l'utilisation des statistiques, et plus particulièrement des arbres de régression, aide à déterminer les variables chimiques ou environnementales qui peuvent influencer la réponse toxique ou du moins y être corrélées. Cet outil aide également à déterminer leur ordre d'importance et leur seuil d'effet probable. La principale conclusion de ces tests statistiques est que la réponse toxique observée pour les dix stations où les sédiments étaient de classe 1 est principalement expliquée par la présence de soufre total, une substance non visée par les critères de qualité mais qui expliquerait jusqu'à 80 % de la toxicité observée dans les sédiments de classe 1 (Desrosiers *et al.*, 2010).

Il est généralement reconnu que les sulfates et les sulfites peuvent se lier fortement aux métaux et, par conséquent, réduire la toxicité de ces derniers (Word *et al.*, 2005). Cependant, les sulfites sont également reconnus comme pouvant être potentiellement toxiques pour les invertébrés (Knezovich *et al.*, 1996; Wang et Chapman, 1999) et le soufre élémentaire, pour les bactéries et les poissons (Svenson *et al.*, 1998). Dans notre étude, à partir des résultats obtenus aux 59 stations, nous avons observé des relations positives significatives entre les concentrations de soufre total et certains contaminants inorganiques (arsenic, cadmium, cuivre, zinc) et organiques (BPC, HAP, hydrocarbures pétroliers). De plus, une relation significative entre le soufre total et le carbone organique a été observée. Cela appuie l'hypothèse d'une relation entre le soufre et la présence de contaminants organiques puisqu'ils sont inclus dans la mesure de carbone organique total (COT) (Desrosiers *et al.*, en préparation).

La pollution par le soufre peut avoir plusieurs origines, les principales sources étant l'agriculture (engrais, pesticide), les dépositions atmosphériques à la suite de la combustion d'énergie fossile, le drainage minier acide et le secteur industriel (Schlesinger, 1997). Au niveau de l'industrie, le soufre et particulièrement les sulfures sont reconnus pour être associés à plusieurs produits chimiques (lubrifiants, vernis) et différents types d'industries (tanneries, industrie papetière). On peut également trouver

du soufre associé à des matériaux de construction tels que le plâtre (Kloppmann *et al.*, 2011) ou dans les eaux usées des raffineries (van Leerdam *et al.*, 2006).

En troisième lieu, la recherche a porté sur l'évaluation de la structure des communautés de macro-invertébrés benthiques, et le soufre total ressort également comme un facteur influençant la structure des communautés benthiques dans les sédiments de classe 1 comme dans les autres (Masson *et al.*, 2010). De manière générale, les fortes concentrations de soufre sont associées à de faibles taux d'oxygène dans les sédiments. Les taxons généralement tolérants à l'hypoxie sont également tolérants au soufre comme les Diptères (Wiederholm, 1976, 1984; Pinder, 1986) et les Gastéropodes (Goodnight, 1973). Nous avons observé que certains macro-invertébrés peuvent coloniser des zones riches en soufre, probablement grâce à leur capacité d'utiliser l'oxygène disponible et de résister aux effets toxiques du soufre. De plus, les Crustacés et les Gastéropodes qui à l'opposé des Diptères sont relativement mobiles, peuvent éviter les conditions sévères d'anoxie et de fortes concentrations de soufre. Les macro-invertébrés peuvent développer des adaptations physiologiques leur permettant de se maintenir dans des zones anoxiques, soit par la production d'hémoglobine ou la ventilation (Stief *et al.*, 2005), ou en changeant leur comportement de mobilité (Salánki *et al.*, 2003), sélectionnant ainsi des taxons plus tolérants, au détriment d'espèces plus sensibles.

2.3.4 Discussion sur le besoin de revoir les modalités de l'étape 1

La toxicité observée dans les sédiments de classe 1 pourrait conduire à la modification de l'étape 1 de l'évaluation du risque telle qu'elle était prévue initialement, en suggérant par exemple l'introduction d'essais de toxicité dès le départ. Cependant, comme nous l'avons mentionné à la section 2.3.2, cette première étape de dépistage s'est avérée efficace pour la discrimination des sédiments de classes 2 et 3. Par ailleurs, les résultats des analyses statistiques présentés dans l'étude écotoxicologique ont montré que, pour le sous-ensemble des dix stations de classe 1, les concentrations de soufre total étaient associées à cette toxicité inattendue dans la majorité des cas. Ainsi, le dépassement de la concentration de 1 400 mg/kg de soufre total présent dans des sédiments de classe 1 semble être indicateur de la présence de soufre d'origine anthropogénique potentiellement associé à d'autres substances pouvant représenter un risque pour les organismes benthiques. Il est donc proposé de prendre en considération la concentration de soufre total lors de l'évaluation du risque écotoxicologique et d'en faire l'analyse en même temps que celle des contaminants pour lesquels des critères de qualité ont été déterminés. Bien qu'il soit exploratoire, le potentiel indicateur du soufre afin d'évaluer la présence d'une substance toxique autre que celles qui sont prises en compte dans les critères de qualité des sédiments doit être évalué avant l'autorisation d'un rejet en eau libre. Les données qui seront générées lors des suivis permettront de confirmer cette hypothèse. Selon l'étude écotoxicologique, l'ajout du soufre comme paramètre à analyser permet de diminuer significativement le pourcentage d'échantillons présentant de la toxicité dans les sédiments de classe 1 : de près de 80 % qu'il était pour la mortalité de *Hyalella azteca* et/ou de *Chironomus riparius*, il diminue à 30 % de faux négatifs lorsque la concentration du soufre est prise en compte (Desrosiers *et al.*, 2012).

En conclusion, la toxicité observée dans les sédiments de classe 1 aurait pu conduire à la modification de l'étape 1 de l'ERE, en suggérant par exemple l'introduction d'essais de toxicité dès le départ. Cependant, cette étape de dépistage s'est avérée efficace pour la discrimination des sédiments de classes 2 et 3. De plus, les résultats des analyses statistiques ont démontré que, pour le sous-ensemble des stations de classe 1, les concentrations de soufre total étaient associées à 60 % de cette toxicité inattendue. Ainsi, le dépassement de la concentration de 1 400 mg/kg de soufre total présent dans des sédiments non contaminés semble être indicateur d'un risque pour les organismes benthiques. Bien que ce ne soit qu'exploratoire, il est proposé de prendre en considération la concentration de soufre total lors de l'analyse du risque écotoxicologique et d'en faire l'analyse en même temps que celle des contaminants. En effet, le potentiel du soufre comme indicateur de la présence d'une substance toxique autre que celles prises en compte dans les critères d'évaluation de la qualité des sédiments, de même que son effet structurant sur les communautés benthiques doivent être évalués avant l'autorisation d'un rejet en eau libre en mesurant la concentration de soufre dans les sédiments. Le seuil de 1 400 mg/kg qui est proposé dans ce document est basé sur les résultats de l'étude écotoxicologique de même que sur les teneurs ambiantes observées dans les lac Saint-François et Saint-Pierre. Ce seuil pourra au besoin être modifié en fonction des teneurs ambiantes propres aux sites. Les données générées par le suivi des projets permettront de valider les orientations retenues pour la première étape de l'ERE.

L'utilisation des critères de qualité est conservée comme élément principal dans cette première étape de dépistage du processus d'évaluation du risque écotoxicologique. La liste des analyses chimiques à réaliser doit inclure des analyses de soufre total et les résultats doivent être comparés à la concentration de 1 400 mg/kg, concentration généralement supérieure aux teneurs ambiantes (encadré B) et susceptible d'indiquer la présence d'un risque potentiel pour les organismes benthiques.

Encadré 2 : Les teneurs ambiantes du soufre total dans les lacs Saint-François et Saint-Pierre

Dans les sédiments du fleuve Saint-Laurent, le soufre peut être d'origine naturelle ou anthropique. Le soufre fait partie de la structure minérale des sulfures et des sulfates. Les sulfures forment un groupe d'environ 350 minéraux dont le plus commun est le sulfure de fer ou pyrite (FeS_2) qui a comme principale caractéristique de s'oxyder facilement, libérant ainsi le soufre (Aubert et collab., 1978). Les sulfures sont présents dans les matériaux de base de la majorité des exploitations minières de Cu, Zn et Pb au Québec. On les trouve en abondance dans plusieurs roches sédimentaires et volcaniques comme celles des Appalaches et du Bouclier canadien (Hocq et collab., 1994; AFNOR, 2003; La Violette, 2004; MDDEP et EC, 2011). Le groupe minéral des sulfates (SO_4) compte environ 220 minéraux dont le plus connu est le gypse (sulfate de calcium) (Aubert et collab., 1978). Le soufre peut également provenir de la réduction de sulfate par les bactéries sulfato-réductrices en milieu riche en matière organique et déficient en oxygène. De par leurs caractères

plus solubles et plus friables, les sulfates sont abondamment utilisés comme engrais chimique, pour la fabrication des panneaux de gypse et aussi comme pesticide dans les peintures. Enfin, et toujours de manière naturelle, on trouve le soufre sous différentes formes organiques, principalement dans le pétrole, le charbon et le gaz naturel. L'apport anthropique en soufre vers l'environnement se fait principalement par des processus de traitement et de transformation des minéraux et des produits pétroliers.

Des données recueillies lors du suivi de la qualité de l'eau au Québec ont permis d'établir des teneurs ambiantes de soufre total pour les sédiments des lacs Saint-François et Saint-Pierre. Compte tenu que le soufre est présent à des concentrations potentiellement élevées dans la nature, les teneurs ambiantes ont été définies à l'aide du 75^e percentile de la distribution. La valeur ambiante pour l'ensemble des données est de 752 mg/kg, avec respectivement 1 730 mg/kg au lac Saint-François (LSF) et 538 mg/kg au lac Saint-Pierre (LSP) (figure B-1). Certaines zones du lac Saint-François présentent des teneurs ambiantes supérieures à 1 400 mg/kg avec une médiane observée de 872 mg/kg (figure B-2). Les teneurs ambiantes de soufre sont plus faibles au lac Saint-Pierre où la concentration maximale est de 1 202 mg/kg avec une valeur médiane de 370 mg/kg.

La concentration de 1 400 mg/kg de soufre total proposée dans la démarche d'ERE pour les sédiments de dragage correspond au 90^e percentile de la distribution globale des teneurs ambiantes. En conséquence, la concentration de 1 400 mg/kg proposée est globalement supérieure aux teneurs ambiantes dans le lac Saint-François et le lac Saint-Pierre. Cependant, il est important de rappeler que la concentration de 1 400 mg/kg de soufre total comme indicateur d'un risque potentiel a été établie avec un nombre relativement faible de stations (10). Ce paramètre devra donc faire l'objet de suivi à partir des études des cas de dragage qui auront lieu dans les prochaines années.

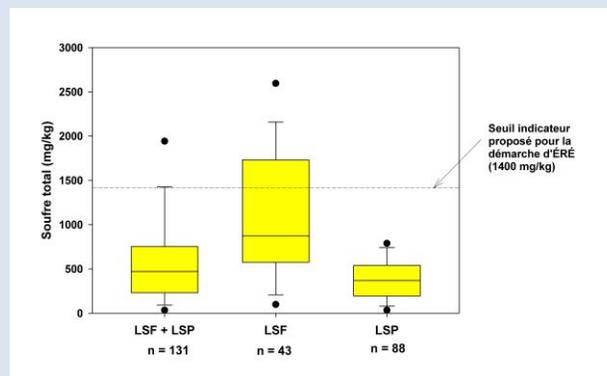


Figure 2-1 : Concentrations de soufre total dans les sédiments des lacs Saint-François (LSF) et Saint-Pierre (LSP) exprimées en mg/kg (minimum, les 10^e, 25^e, 50^e, 75^e et 90^e quantiles et le maximum).

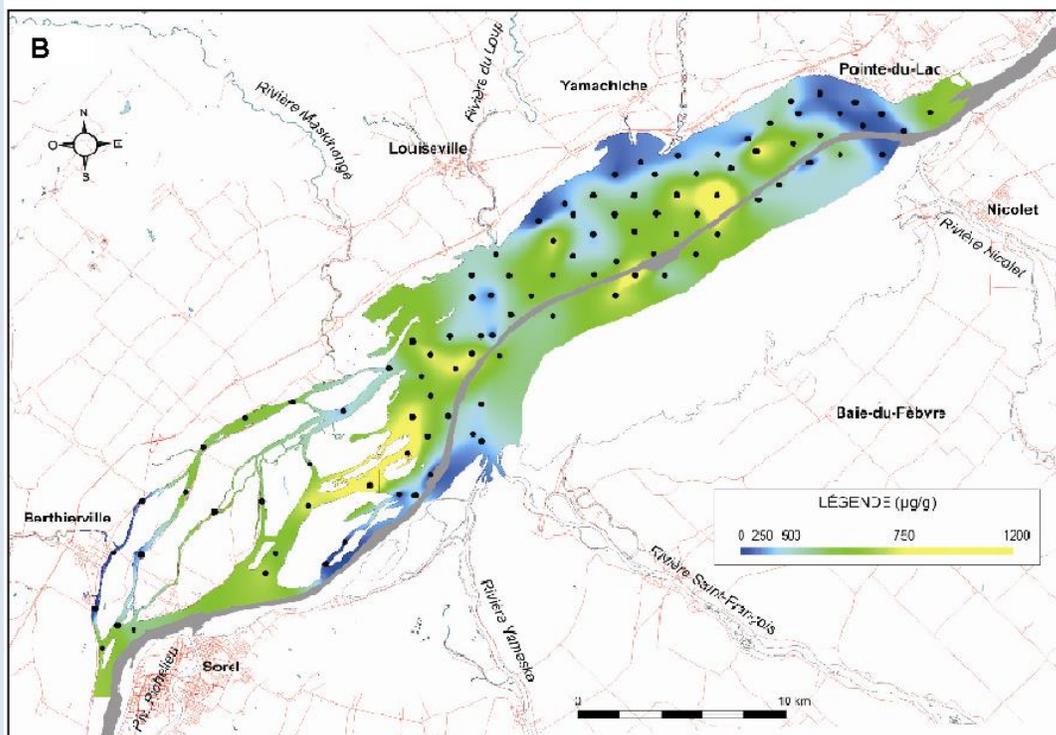
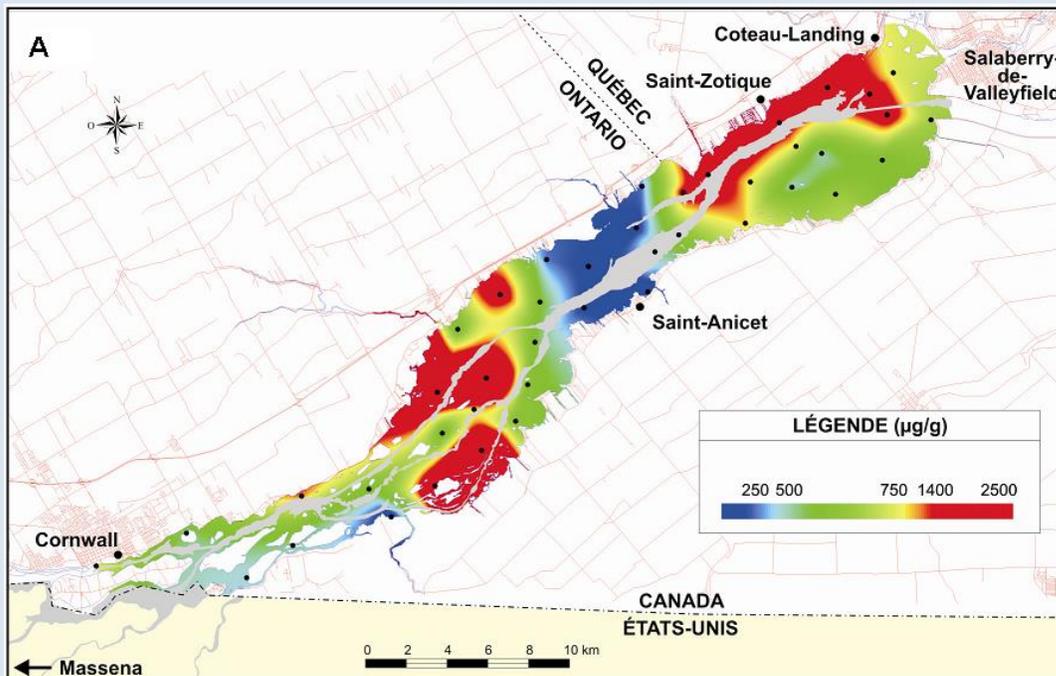


Figure 2-2 : Concentrations de soufre total dans les sédiments du lac Saint-François (A) et du lac Saint-Pierre (B).

2.4 Les composantes de l'étape 2 de l'ERE : les essais de toxicité en laboratoire

L'introduction des essais de toxicité à l'étape 2 permet de s'intéresser de manière complémentaire aux modes d'exposition et à l'impact sur les organismes aquatiques de l'ensemble des substances toxiques présentes dans les sédiments d'un site de dragage. Dans le présent rapport synthèse, seules les principales conclusions justifiant le choix des essais retenus sont présentées. Les résultats détaillés sont présentés dans un article scientifique (Desrosiers *et al.*, en préparation).

2.4.1 Essais de toxicité

Quatre essais de toxicité standardisés ont été évalués lors de cette étude : deux sur sédiments entiers et deux avec de l'eau interstitielle. Les essais de toxicité sur sédiments entiers ont été réalisés avec les amphipodes *Hyalella azteca* au stade juvénile, organismes épibenthiques vivant à l'interface eau-sédiment, et avec les larves de Chironomides *Chironomus riparius*, organismes benthiques. Les essais de toxicité sur sédiments entiers ont ainsi été réalisés avec des méthodes adaptées des protocoles standardisés :

- survie et croissance de *Chironomus riparius* en 7 jours (norme expérimentale AFNOR T 90 339-1 [EC, 1997b; AFNOR, 2004]).
- survie et croissance de *Hyalella azteca* en 14 jours (protocole modifié de la méthode SPE 1/RM/33 [EC, 1997a; AFNOR, 2003]).

Les essais de toxicité avec les eaux interstitielles ont été réalisés sur des organismes représentant deux niveaux trophiques : les algues *Pseudokirchneriella subcapitata*, représentant les producteurs primaires, et les rotifères *Brachionus calyciflorus*, représentant les consommateurs primaires. Le rotifère *Brachionus* a été préféré au cladocère *Ceriodaphnia*, car il permet de réaliser un essai de toxicité sur la reproduction plus rapidement (48 heures versus 7 jours) et nécessite beaucoup moins de volume d'eau interstitielle (20 à 30 ml versus quelques litres). Les essais de toxicité avec les eaux interstitielles ont ainsi été réalisés avec des méthodes adaptées de protocoles standardisés :

- reproduction de *Brachionus calyciflorus* en 48 heures (norme AFNOR T-90-377 [AFNOR, 2000]).
- croissance de l'algue unicellulaire *Pseudokirchneriella subcapitata* (anciennement *Selenastrum capricornutum*) en utilisant deux protocoles : celui en fiole (96h sans EDTA [CEAEQ, 2005]) et celui en microplaques (72 h avec EDTA [EC, 1992]).

Pour les quatre essais de toxicité, les seuils d'effet ont été validés en considérant la présence ou non d'une différence significative (t-test; $p < 0,05$) entre le test et son témoin, de même qu'en considérant la variabilité observée dans les témoins. Il a ainsi été déterminé que les sédiments sont préjudiciables à la survie ou à la croissance des organismes *Chironomus riparius* et *Hyalella azteca* (mortalité et croissance) lorsque la réponse est supérieure à 20 % d'effets et significativement différente de celle des témoins. En ce qui a trait aux essais avec de l'eau interstitielle, le seuil est de 15 % d'effets pour les deux essais avec *Pseudokirchneriella subcapitata* et de 40 % d'effets pour l'essai sur la reproduction de *Brachionus calyciflorus*.

2.4.2 Granulométrie

Outre le choix des essais à effectuer, un des premiers points qui a été étudié concernant les essais de toxicité sur sédiment entier était la pertinence de réaliser ces essais sur les fractions grossières et fines des sédiments. En effet, comme il a été mentionné dans la présentation du modèle conceptuel (section 2.2), lors de la mise en dépôt des sédiments, une différenciation granulométrique selon la vitesse du courant est possible. L'information relative à la distribution des sédiments déposés pouvant influencer l'appréciation du risque, plusieurs questions ont été étudiées en détail à partir des données générées à la suite des campagnes d'échantillonnage de 2004 et 2005, ainsi que de données historiques.

Le portrait global des relations entre la contamination chimique, les caractéristiques des sédiments (granulométrie, matière organique) et la toxicité est complexe. En effet, de manière générale, les relations observées sont très variables selon la base de données et les essais de toxicité utilisés, et aucune tendance générale n'a pu être mise en évidence lors de cette étude. Par exemple, dans la base des données historiques, la toxicité induite chez les *Hyalella* et les algues diminue lorsque la proportion d'argile augmente, ce qui n'est pas le cas avec le limon. En revanche, la toxicité observée avec ces essais augmente lorsque la proportion de sable augmente. On ne retrouve que partiellement cette influence de la granulométrie dans les données 2004-2005 : la mortalité de *Hyalella azteca* diminue en présence d'argile, mais on ne voit aucune influence du sable. Il n'y a donc pas à ce stade d'arguments justifiant d'exiger que des essais de toxicité soient systématiquement effectués sur différentes fractions de sédiments à l'étape 2.

2.4.3 Résultats obtenus et sélection des essais de toxicité

Le second point qui a été étudié concerne le choix de la batterie d'essais à réaliser et la complémentarité de ces essais. Les relations observées entre la contamination des sédiments et la réponse des essais de toxicité varient selon l'espèce. En effet, la mortalité de *Hyalella azteca* augmente significativement en présence d'arsenic, de cadmium, de cuivre, de plomb et de zinc, alors que la mortalité de *Chironomus riparius* augmente en présence de cadmium, de cuivre, de zinc et de butylétain. Par ailleurs, la croissance de *Hyalella azteca* et de *Chironomus riparius* est peu sensible à la présence de contaminants. Ce paramètre est plus sensible à la présence d'éléments nutritifs dans les sédiments.

L'essai *Brachionus calyciflorus* est un test de reproduction, un paramètre plus sensible que la mortalité, qui semble permettre la mise en évidence de l'influence de certains métaux (cadmium, plomb, zinc) et contaminants organiques (BPC, HAP et butylétain) dans la toxicité des sédiments. Certes, cela représente un avantage. Par contre, les résultats de cet essai peuvent s'avérer difficiles à interpréter. Par exemple, la stimulation de la reproduction pourrait éventuellement être liée à la présence de perturbateurs endocriniens, comme il a été observé lors de l'étude d'un site fortement influencé par l'agriculture. De plus, la variabilité des témoins paraît élevée, ce qui entraîne une augmentation du seuil de toxicité (≈ 40 % d'effets pour le paramètre « reproduction ») par rapport aux autres essais. Étant donné ces difficultés, il est recommandé de ne pas utiliser cet essai en solo (Desrosiers *et al.*, en préparation).

Dans la présente étude, les essais sur les algues, dont *Pseudokirchneriella subcapitata*, montrent assez souvent une stimulation de la croissance et ne semblent pas appropriés pour la mise en évidence de toxicité associée aux sédiments. Ils pourraient cependant avoir leur utilité si, dans l'étude d'un cas particulier, le paramètre d'évaluation incluait un risque d'eutrophisation (Desrosiers *et al.*, en préparation).

En raison des similitudes observées entre les résultats des essais de toxicité effectués à partir de l'eau interstitielle (*Pseudokirchneriella subcapitata* et *Brachionus calyciflorus*) et ceux des essais sur sédiments entiers (*Chironomus riparius* et *Hyalella azteca*) ainsi que de la difficulté d'interprétation lorsque ces essais sont effectués sur de l'eau interstitielle, ajoutant à cela la nécessité d'extraire cette eau, il ne semble pas y avoir d'avantage réel à inclure ce type d'essais dans la démarche d'ERE. De plus, comme cela a été mentionné dans la section 2.2, il se produit, lors d'un dépôt en eau libre, une importante dispersion des MES dans le fleuve et, par le fait même, une dilution des contaminants.

En conclusion, les essais sur sédiment entier effectués avec *Hyalella azteca* et *Chironomus riparius* ont été retenus dans la démarche d'ERE pour évaluer l'influence des sédiments de dragage sur les communautés benthiques.

3.0 L'application de la démarche d'ERE

La démarche d'ERE présentée dans ce document intègre les critères de qualité au début du processus d'évaluation (étape 1) et propose un cheminement par étapes successives qui permet de juger du risque écotoxicologique associé au dépôt en eau libre des sédiments de dragage grâce à la réalisation d'essais de toxicité (étape 2). L'objectif de cette démarche d'ERE est de déterminer si le rejet en eau libre des sédiments est acceptable sur le plan écotoxicologique pour les communautés benthiques.

3.1 Étape 1 : Le dépistage du niveau de contamination des sédiments

À l'étape 1 de la démarche, les résultats des analyses chimiques sont comparés aux critères d'évaluation de la qualité des sédiments adoptés au Québec (figure 3). Pour la gestion de sédiments de dragage, deux niveaux de contamination définissent les classes de qualité des sédiments, soit la CEO et la CEF (EC et MDDEP, 2007).

Les paramètres de base qui doivent généralement être analysés pour évaluer la qualité des sédiments lors d'un projet de dragage sont la granulométrie, les métaux (arsenic, cadmium, chrome, cuivre, mercure, nickel, plomb et zinc), les BPC, les HAP, le COT et les hydrocarbures pétroliers (C₁₀-C₅₀). Le soufre total doit également être ajouté à la liste compte tenu des observations concernant son rôle potentiel comme indicateur de la toxicité. Il existe des critères de qualité des sédiments pour les métaux, les BPC et les HAP (EC et MDDEP, 2007). Pour le soufre total, la concentration seuil retenue

est 1 400 mg/kg⁵ (encadré 4). D'autres paramètres peuvent s'ajouter à cette liste selon le contexte particulier de chaque dragage.

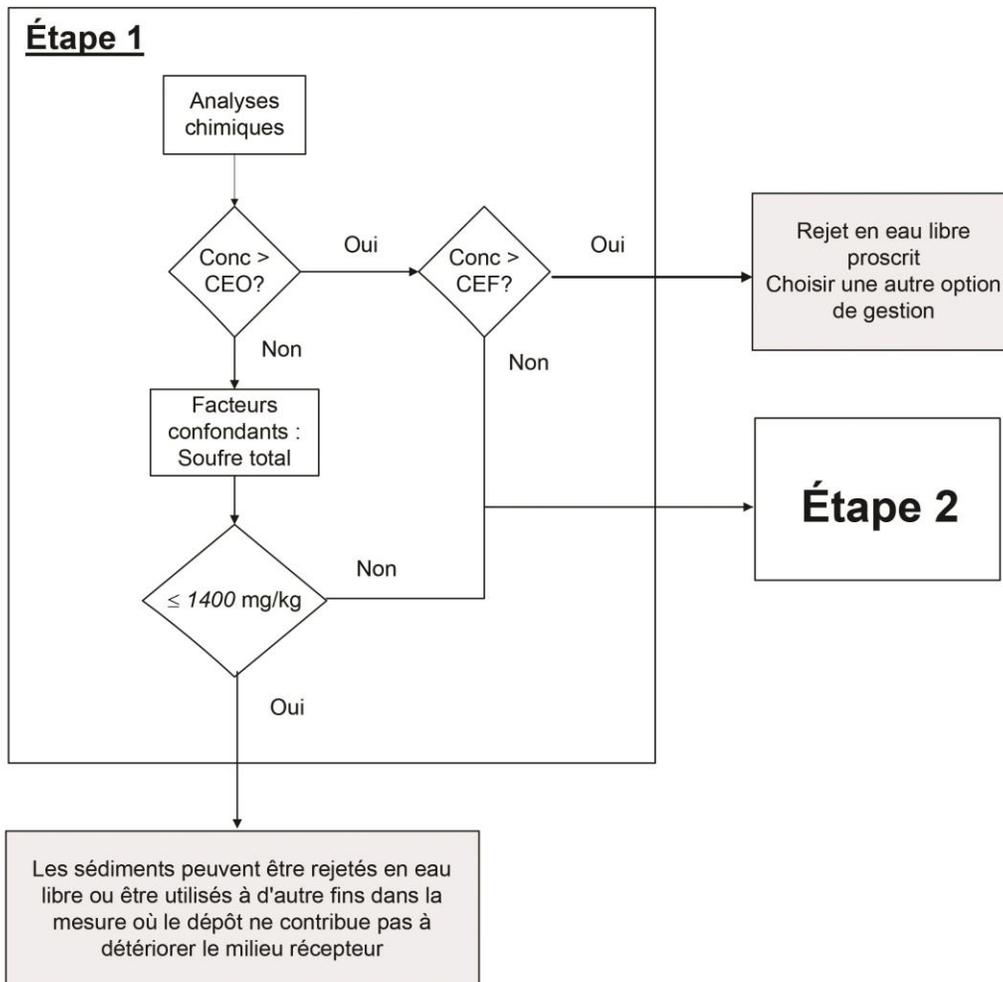


Figure 3 : Logigramme détaillé de l'étape 1 de la démarche d'évaluation du risque écotoxicologique

Situation 1 :

Un échantillon de sédiments est défini comme étant de classe 1 lorsque la concentration de tous les contaminants est inférieure ou égale à la CEO⁶, concentration pour laquelle la probabilité d'observer des effets biologiques néfastes est considérée comme relativement faible. Cependant, si les sédiments sont de classe 1 mais que la concentration de soufre total est supérieure à 1 400 mg/kg (ou supérieure à la teneur ambiante propre au secteur à l'étude, si cette dernière est supérieure à 1 400 mg/kg), cela peut être indicateur de la présence de substances toxiques non prises en compte par les critères d'évaluation de la qualité des sédiments. L'échantillon pourrait donc être toxique et représenter

⁵ D'après les résultats des recherches effectuées pour expliquer la réponse toxique des sédiments de classe 1 (Desrosiers *et al.*, 2010).

⁶ Le document des critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec prévoit la possibilité de comparer les concentrations aux teneurs naturelles si elles sont supérieures aux critères d'usages (EC et MDDEP, 2007).

un risque pour les organismes benthiques. Il est donc nécessaire de poursuivre l'évaluation avec l'étape 2 (figure 3).

Dans le cas où tous les contaminants sont inférieurs à la CEO et que le soufre total est inférieur à 1 400 mg/kg, l'ERE peut être considérée comme terminée (figure 3). Les sédiments peuvent être rejetés en eau libre ou être utilisés à d'autres fins, par exemple pour des usages bénéfiques tels que la création d'habitats fauniques ou le rechargement de plages, dans la mesure où le dépôt ne contribue pas à détériorer le milieu récepteur (voir encadré 3).

Encadré 3 : Le principe de non-détérioration du milieu récepteur

Bien que le respect des critères de qualité chimique assure en général une bonne qualité des sédiments, les écosystèmes peuvent tout de même être dégradés ou perturbés par le rejet des sédiments en eau libre. En premier lieu, la qualité chimique des sédiments qui seront déposés doit être équivalente ou supérieure à la qualité des sédiments présents dans la zone de dépôt, selon les classes de qualité attribuées. Par ailleurs, comme mentionné dans le modèle conceptuel, même sans la présence de substances toxiques, les dépôts de sédiments de dragage et les fortes augmentations de la concentration des matières en suspension qui accompagnent les dépôts peuvent altérer physiquement les écosystèmes aquatiques ou causer la perte d'habitats. Des considérations au sujet de la santé de l'écosystème récepteur, tant pour la vie aquatique que pour la santé humaine, ou la présence d'un usage précis ou d'une espèce vulnérable ou menacée, ou encore la présence de frayères 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 (EC et MDDEP, 2007).

Situation 2 :

Un échantillon de sédiments est défini de classe 2 lorsque la concentration d'au moins un contaminant se situe entre la CEO et la CEF. Entre ces deux seuils, la probabilité d'observer des effets biologiques néfastes est relativement élevée et elle augmente avec la concentration mesurée. En conséquence, et conformément à ce qui est suggéré dans le document sur l'évaluation de la qualité des sédiments (EC et MDDEP, 2007), des essais de toxicité seront alors réalisés sur ces sédiments et cette étape 2 devra démontrer leur innocuité pour que ceux-ci puissent être considérés aptes à être rejetés en milieu aquatique (figure 3).

Situation 3 :

Un échantillon de sédiments est défini de classe 3 lorsque la concentration d'au moins un contaminant est supérieure à la CEF, concentration au-dessus de laquelle la probabilité d'observer des effets biologiques néfastes est très élevée. En conséquence, dans le cas des sédiments de classe 3, le dépôt en eau libre est proscrit, tel qu'il est précisé dans le document présentant les critères de qualité des sédiments (EC et MDDEP, 2007) (figure 3). Dans ce cas, les sédiments doivent être traités ou confinés adéquatement.

Encadré 4 : Étape 1 : Le dépistage du niveau de contamination des sédiments

Paramètres de mesures

- Les métaux (arsenic, cadmium, chrome, cuivre, mercure, nickel, plomb, zinc), BPC, HAP et les hydrocarbures pétroliers (C₁₀-C₅₀).
- Le soufre total.
- La granulométrie, le carbone organique total (COT).
- D'autres paramètres peuvent être ajoutés selon le contexte particulier de chaque dragage (ex., : organoétain, retardateurs de flammes).
- 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 maritimes* (EC, 2002a, 2002b; MDDEFP et EC, 2013).
- Les analyses physicochimiques doivent être réalisées en respectant le guide de caractérisation physicochimique des sédiments (MDDEFP et EC, 2013).

Interprétation des résultats (figure 3)

- Attribution d'une classe de qualité selon le paramètre chimique ayant l'effet le plus déclassant.

Situation 1 :

- **La concentration de tous les contaminants est inférieure ou égale à la CEO et la concentration de soufre total est inférieure ou égale à 1 400 mg/kg.**
 - Si la concentration de tous les contaminants est inférieure ou égale à la CEO (ou à la teneur naturelle si cette dernière est supérieure à la CEO) et que le soufre total est inférieur à 1 400 mg/kg l'ERE peut être considérée comme terminée. 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.

Situation 2 :

- **La concentration d'au moins un contaminant se situe entre la CEO et la CEF ou la concentration de tous les contaminants est inférieure ou égale à la CEO, mais le soufre total est supérieur à 1 400 mg/kg.**
 - La probabilité de détecter des effets négatifs sur les organismes benthiques est relativement élevée dans cette classe.
 - Le rejet en eau libre peut être considéré comme une option valide seulement si l'innocuité des sédiments pour le milieu récepteur est démontrée par des essais de toxicité et que, comme pour les sédiments de classe 1, le dépôt ne contribue pas à détériorer le milieu récepteur.
 - L'évaluation des sédiments de classe 2 devra se poursuivre à l'étape 2, où des essais de toxicité seront réalisés.

Situation 3 :

- La concentration d'au moins un contaminant est supérieure à la CEF.

- 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 adéquatement.

3.2 Étape 2 : Évaluation de la toxicité des sédiments

Si, lors de l'étape 1, les sédiments de dragage ont été définis de classe 2, ou s'ils sont de classe 1, mais que le soufre total dépasse 1 400 mg/kg, le dépôt en eau libre ne peut être considéré comme une option valide que si l'innocuité des sédiments pour le milieu récepteur est clairement démontrée par des essais de toxicité (figure 4).

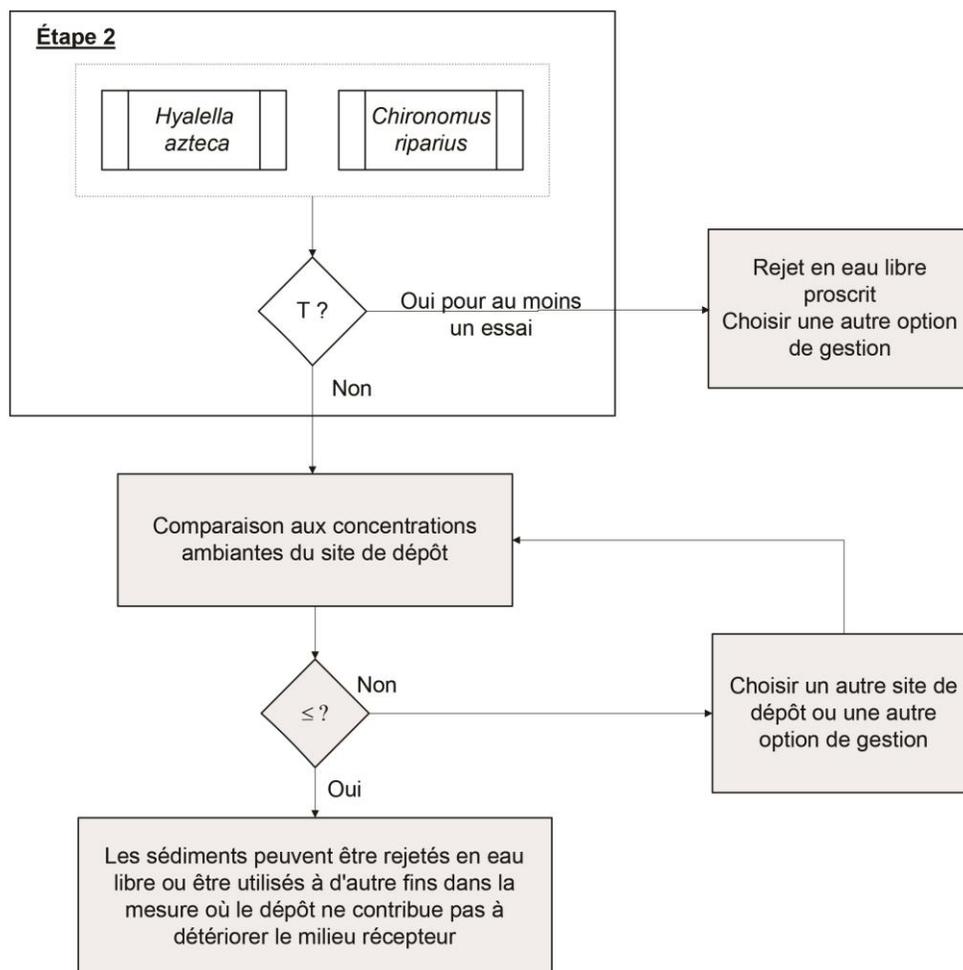


Figure 4 : Logigramme détaillé de l'étape 2 de la démarche d'évaluation du risque écotoxicologique pour les sédiments de dragage

Les deux essais de toxicité retenus pour cette démarche d'ERE font l'objet de nombreux protocoles d'essais standardisés. Pour les amphipodes (*Hyalella azteca*), le protocole d'essai de toxicité d'Environnement Canada (1997a) a été retenu et modifié pour le ratio eau/sédiment (4/1; MDDEFP et EC, en préparation). Pour les Chironomides, le protocole d'essai standardisé d'Environnement Canada (1997b) est plus adapté au cycle de vie de *Chironomus tentans*, plus long que celui de *Chironomus riparius*. Le protocole d'essai AFNOR (2004), mis au point pour *Chironomus riparius*, a donc été retenu et modifié pour la température (23 °C; MDDEFP et EC, en préparation). Il permet de réaliser l'essai en sept jours plutôt qu'en dix jours. Les essais de toxicité sur sédiment entier doivent être réalisés et interprétés selon les méthodologies proposées dans le *Guide de caractérisation physico-chimique et toxicologique des sédiments* (MDDEFP et EC, en préparation). Les résultats des essais de toxicité sont reconnus comme significatifs lorsque la différence de réponse observée entre les sédiments contaminés et les sédiments de référence de laboratoire est $\geq 20\%$ de mortalité ou d'inhibition de croissance.

Le dépôt en eau libre peut être considéré comme une option valide lorsque les essais de toxicité ne présentent aucune réponse toxique significative (figure 4). Si un ou plusieurs des essais effectués présentent une réponse toxique significative, les sédiments sont considérés comme préjudiciables à la santé des organismes benthiques et le dépôt en eau libre est alors proscrit.

Par ailleurs, en l'absence de toxicité, une caractérisation adéquate du site de dépôt est requise pour que le dépôt en eau libre puisse être réalisé. Les concentrations mesurées dans les sédiments dragués doivent ainsi être inférieures ou égales aux teneurs mesurées dans les sédiments du site de dépôt. Cette comparaison doit être effectuée en fonction de leur classe de qualité pour chacune des substances visées par les critères de qualité. Cette procédure fait en sorte que des sédiments de classe 2 non toxiques ne peuvent pas être déposés sur des sédiments de classe 1. Il convient également de s'assurer que le choix de l'emplacement du dépôt des sédiments de dragage limite les conséquences négatives sur le milieu et sur les activités qui y sont reliées. La procédure d'application de l'étape 2 est résumée dans l'encadré 5.

Encadré 5 : Étape 2 : Les essais de toxicité

Paramètres de mesures :

Les essais de toxicité à réaliser sur sédiment entier sont les suivants :

- Survie et croissance de *Chironomus riparius* en 7 jours (norme expérimentale AFNOR T 90 339-1 [AFNOR, 2004]).
- Survie et croissance de *Hyalella azteca* en 14 jours (méthode SPE 1/RM/33 [EC, 1997a]).
- Caractérisation physicochimique des sédiments utilisés pour les essais de toxicité (voir les paramètres de mesure étape 1).

Interprétation des résultats (figure 4) :

- Les sédiments sont considérés comme préjudiciable à la santé des organismes benthiques et **le dépôt en eau libre est proscrit** si :
 - Un des essais de toxicité ou plus présente une réponse toxique significative :
 - Les résultats des essais de toxicité sont reconnus significatifs lorsque la réponse observée est ≥ 20 % de mortalité ou d'inhibition de croissance.
 - Les sédiments doivent alors être traités ou confinés adéquatement.
- **Le dépôt en eau libre peut être considéré comme une option** valide si :
 - Aucun des essais de toxicité ne présente une réponse toxique significative.
 - Le choix de l'emplacement du dépôt des déblais de dragage limite les conséquences physiques négatives sur le milieu et sur les activités qui y sont reliées.
 - Les concentrations dans les sédiments dragués sont inférieures ou égales aux teneurs mesurées dans les sédiments du site de dépôt. Cette comparaison doit être effectuée en fonction de la classe de qualité pour chaque contaminant.

Conclusion et recommandations

La démarche complète d'évaluation du risque écotoxicologique en soutien à la gestion des sédiments de dragage dans le fleuve Saint-Laurent est présentée à la figure 5.

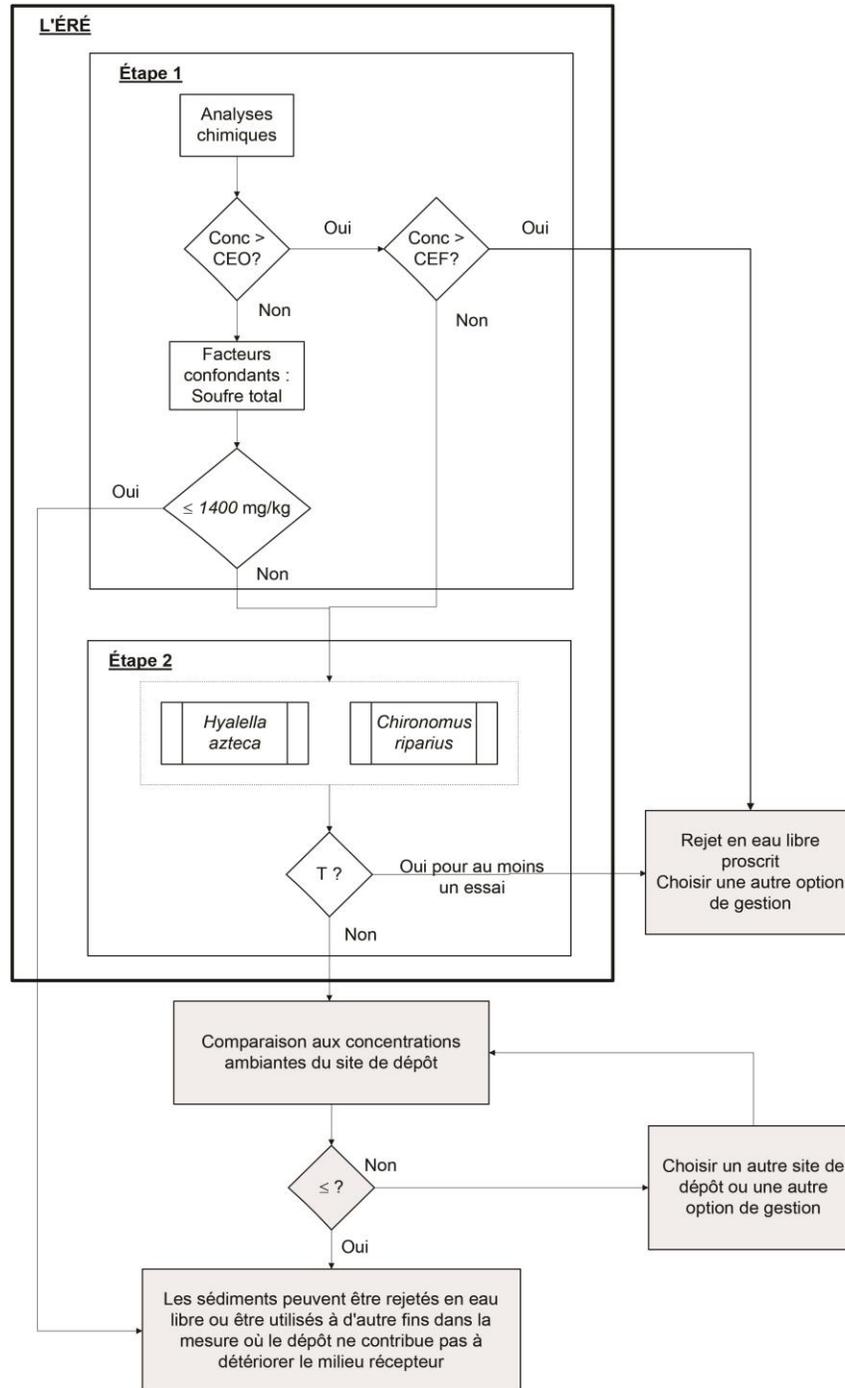


Figure 5 : Démarche d'évaluation du risque écotoxicologique en soutien à la gestion des sédiments de dragage dans le fleuve Saint-Laurent

Cette démarche d'évaluation du risque écotoxicologique du rejet en eau libre de sédiments, en soutien à la gestion des projets de dragage, a été établie à partir de données générées pour la portion d'eau douce du fleuve Saint-Laurent. En conséquence, cette démarche d'ERE ne s'applique que pour les travaux de rejet en eau libre de sédiments de dragage qui se situent dans la portion d'eau douce du Saint-Laurent, soit de Cornwall, en Ontario, à la pointe est de l'île d'Orléans, incluant les lacs Saint-François, Saint-Louis et Saint-Pierre. Lors de travaux de dragage prévus en eau salée, il est recommandé de se reporter aux procédures et aux essais de toxicité prescrits dans le Programme sur l'immersion en mer d'Environnement Canada (voir le site Web d'Environnement Canada). En ce qui concerne la zone d'eau saumâtre, un projet en développement du Plan d'action Saint-Laurent (PASL) permettra d'établir les limites de tolérance des essais de toxicité proposés en eau douce comme en eau salée et de concevoir ou d'adapter des essais de toxicité aux conditions d'eau saumâtre présentes dans le fleuve. De plus, dans un autre projet du PASL, il est prévu d'élaborer une démarche d'évaluation du risque écotoxicologique dont l'objectif principal sera de définir, à partir des outils d'évaluation et de prédiction disponibles, les critères et le cheminement de l'analyse qui permettront de juger du risque écotoxicologique applicable aux sites de sédiments contaminés et potentiellement à restaurer.

Finalement, il est important de rappeler que la concentration de 1 400 mg/kg de soufre total comme indicateur d'effet toxique potentiel a été établie avec un nombre relativement faible de stations (10). Ce paramètre devra donc faire l'objet de suivi à partir des études des cas de dragage qui auront lieu dans les prochaines années. Nous recommandons également la poursuite des travaux de recherches afin de : 1) compléter l'établissement des teneurs de fond (ambiantes et naturelles), particulièrement en ce qui concerne le lac Saint-Louis et le tronçon fluvial; et 2) déterminer la nature des contaminants associés au soufre dans les différents secteurs du fleuve Saint-Laurent.

Bibliographie

- AFNOR. 2000. *Qualité de l'eau – Détermination de la toxicité chronique vis-à-vis de Brachionus calyciflorus en 48 h. NF T 90-377*. Paris, France, Rapport technique, AFNOR.
- AFNOR. 2003. *Qualité de l'eau – Détermination de la toxicité des sédiments d'eaux douces vis-à-vis de Hyalella azteca – XP T 90-338-1*. Paris, France, Rapport technique, AFNOR.
- AFNOR. 2004. *Détermination de la toxicité des sédiments d'eau douce vis-à-vis de Chironomus riparius – XP T90-339-1*. Paris, France, Rapport technique, AFNOR.
- Anderson, B. S., B. M. Phillips, J. Hunt, K. Worcester, M. S. Adams, N. Kapellas et R. S. Tjeerdema. 2005. « Evidence of pesticide impacts in the Santa Maria river watershed, California, USA », *Environ Sci Technol* 25: 1160-1170.
- Ankley, G. T. 1996. « Assessing the Ecological Risk of Metals in Sediments », *Environ Toxicol Chem* 15: 2053-2055.
- Aubert, G., C. Guillemin et R. Pierrot. 1978. *Précis de minéralogie*. Paris, Masson.
- Babut, M. P., H. Delmas, M. Bray, C. Durrieu, Y. Perrodin et J. Garric. 2006. « Characterizing the Risks to Aquatic Ecosystems: A Tentative Approach in the Context of Freshwater Dredged Material Disposal », *Integr Environ Assess Manag* 2: 330-343.
- Bendz, D., N. A. Paxéus, T. R. Ginn et F. J. Loge. 2005. « Occurrence and Fate of Pharmaceutically Active Compounds in the Environment, a case study: Höje River in Sweden », *J Hazard Mater* 122: 195-204.
- Bervoets, L., R. Blust, M. de Wit et R. Verheyen. 1997. « Relationships between River Sediment Characteristics and Trace Metal Concentrations in Tubificid Worms and Chironomid Larvae », *Environ Pollut* 95: 345-356.
- [CEAEQ] Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. 1998. *Procédure d'évaluation du risque écotoxicologique pour la réhabilitation des terrains contaminés*, ministère de l'Environnement et de la Faune, gouvernement du Québec.
- [CEAEQ] Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. 2005. *Détermination de la toxicité : inhibition de la croissance chez l'algue Pseudokirchneriella subcapitata – MA 500 - P. sub 1.0*, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec.
- Chapman, P. M. 2005. *Development of a Canada-Ontario Decision-Marking Framework for Contaminated Sediments in the Great Lakes (and Elsewhere)*. Final Report, EVS Environment Consultants-Golder Associates, North Vancouver, BC, Canada.
- [CSL et MENV] 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.
- [CSL] Centre Saint-Laurent. 1996. *Rapport synthèse sur l'état du Saint-Laurent. Volume 1. L'écosystème du Saint-Laurent*, Environnement Canada – région du Québec, Conservation de l'environnement et Éditions Multimondes, Montréal, coll. « Bilan Saint-Laurent ».

-
- Deschamps, G., R. Mallet, J. P. Lafleur et C. Tremblay. 2005. « Qualité des cours d'eau de Montréal ». *Rapport annuel 2005, Ville de Montréal*, Service des infrastructures, transport et environnement, Direction de l'environnement, Planification et suivi environnemental, RSMA.
- Desrosiers, M., C. Gagnon, S. Masson, L. Martel et M. P. Babut. 2008. « Relationships Among Total Recoverable and Reactive Metals and Metalloid in the St. Lawrence River Sediment: Bioaccumulation by Chironomids and Implication for Ecological Risk Assessment », *Sci Total Environ* 389: 101-114.
- Desrosiers, M., G. Triffaut-Bouchet, M. Pelletier, S. Masson, L. Martel, M. Babut. Relationships between sediment toxicity and chemical contamination in the St. Lawrence River (Canada) in support of the development of an ERA framework design. *En préparation*
- Desrosiers, M., M. P. Babut, M. Pelletier, C. Bélanger, S. Thibodeau et L. Martel. 2010. « Efficiency of Sediment Quality Guidelines for Predicting Toxicity: The Case of the St. Lawrence River », *Integr Environ Assess Manag* 6: 225-239.
- Desrosiers, M., L. Martel, L. Boudreau, M. Cormier, C. Gagnon, S. Lepage, S. Masson, P. Michon, M. Pelletier, S. Thibodeau, G. Triffaut-Bouchet et M. P. Babut. 2012. « Ecological Risk Assessment (ERA) of Open-water Disposal of Sediment to Support the Management of Dredging Project in the St. Lawrence River », *Journal of ASTM International*. Selected technical Papers, STP1554, on contaminated Sediments, 5th Volume : Restoration of Aquatic Environment : 105-125
- Di Toro, D. M., W. J. Berry, R. M. Burgess, D. R. Mount, T. P. O'Connor et R. C. Swartz. 2005. « Predictive Ability of Sediment Quality Guidelines Derived Using Equilibrium Partitioning », dans *Use of Sediment Quality Guidelines and Related Tools for the Assessment of Contaminated Sediments*. Éditeurs: R. J. Wenning, G. E. Batley, C. G. Ingersoll and D. W. Moore, Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC): 557-588.
- Environnement Canada. 1992. *Méthode d'essai biologique : essai d'inhibition de la croissance de l'algue d'eau douce Selenastrum capricornutum - SPE 1/RM/25*. Ottawa, Direction de la protection de l'environnement, Environnement Canada.
- Environnement Canada. 1993. *Qualité des sédiments et bilan des dragages sur le Saint-Laurent*, Centre Saint-Laurent, Direction du développement technologique, Division des technologies de restauration.
- Environnement Canada. 1997a. *Méthode d'essai biologique : essai de survie et de croissance de l'amphipode dulcicole Hyalella azteca dans les sédiments*. SPE 1/RM/33, Technical Report. Ottawa, Ontario, Canada.
- Environnement Canada. 1997b. *Méthode d'essai biologique: essai de survie et de croissance des larves dulcicoles de chironomes (Chironomus tentans ou Chironomus riparius) dans les sédiments*, Environnement Canada, Ottawa, Ontario.
- Environnement Canada. 2002a. *Guide d'échantillonnage des sédiments du Saint-Laurent pour les projets de dragage et de génie maritime*. Volume 1 : *Directive de planification*, Environnement Canada, Direction de la protection de l'environnement, région du Québec, Section innovation technologique et secteurs industriels.

-
- Environnement Canada. 2002b. *Guide d'échantillonnage des sédiments du Saint-Laurent pour les projets de dragage et de génie maritime*. Volume 2 : *Manuel du praticien de terrain*, Environnement Canada, Direction de la protection de l'environnement, région du Québec, Section innovation technologique et secteurs industriels.
- Environnement Canada et ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. 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*, Groupe de travail sur la gestion intégrée du dragage et des sédiments.
- [EC et MDDEP] Environnement Canada et ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. 2007. *Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec et cadres d'application : prévention, dragage et restauration*: 39.
- Environnement Canada et ministère de l'Environnement de l'Ontario. 2007. *Cadre décisionnel pour Canada – Ontario : Concernant l'évaluation des sédiments contaminés des Grands Lacs*, Environnement Canada et ministère de l'Environnement de l'Ontario.
- Fairey, R., E. R. Long, C. A. Roberts, B. S. Anderson, B. M. Phillips, J. W. Hunt, H. R. Puckett et C. J. Wilson. 2001. « An Evaluation of Methods for Calculating Mean Sediment Quality Guideline Quotients as Indicators of Contamination and Acute Toxicity to Amphipods by Chemical Mixtures », *Environ Toxicol Chem* 20: 2276-2286.
- Fan, W., et W.-X. Wang. 2001. « Sediment Geochemical Controls on Cd, Cr, and Zn Assimilation by the Clam *Ruditapes philippinarum* », *Environ Toxicol Chem* 20: 2309-2317.
- Fent, K., A. A. Weston et D. Caminada. 2006. « Ecotoxicology of Human Pharmaceuticals », *Aquatic Toxicology* 76: 122-159.
- Fortin, G., D. Leclair et A. Sylvestre. 1994. *Synthèse des connaissances sur les aspects physiques et chimiques de l'eau et des sédiments du lac Saint-François*. Rapport technique, ZIP 1-2, Environnement Canada.
- Giroux, I. 2007. *État de l'écosystème aquatique du bassin versant de la rivière Bayonne : faits saillants 2001-2005*. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-50101-5, 16 p.
- Goodnight, C. J. 1973. « The use of Aquatic Macroinvertebrates as Indicators of Stream Pollution », *Transaction of the American Microscopical Society* 92: 1-13.
- Gros, M., M. Petrovic et D. Barcelo. 2007. « Wastewater Treatment Plants as a Pathway for Aquatic Contamination by Pharmaceuticals in the Ebro River Basin (Northeast Spain) », *Environ Toxicol Chem* 26: 1553-1562.
- Hela, D. G., D. A. Lambropoulou, I. K. Konstantinou et T. A. Albanis. 2005. « Environmental Monitoring and Ecological Risk Assessment for Pesticide Contamination and Effects in Lake Pamvotis, Northwestern Greece », *Environ Toxicol Chem* 24: 1548-1556.

-
- Hocq, M., P. Verpaelst, F. Chartrand, T. Clark, D. Lamothe, D. Brisebois, J. Brun et G. Martineau. 1994. *Géologie du Québec*, Les Publications du Québec.
- Huerta-Diaz, M. A., A. Tessier et R. Carignan. 1998. « Geochemistry of Trace Metals Associated with Reduced Sulfur in Freshwater Sediments », *Appl Geochem* 13: 213-233.
- Ingersoll, C. G., C. D. Ivey, E. L. Brunson, D. K. Hardesty et N. E. Kemble. 2000. « Evaluation of Toxicity: Whole-sediment Versus Overlying-water Exposures with Amphipod *Hyalella azteca* », *Environ Toxicol Chem* 19: 2906-2910.
- Ingersoll, C. G., D. D. MacDonald, N. Wang, J. L. Crane, L. J. Field, P. S. Haverland, N. E. Kemble, R. A. Lindskoog, C. Severn et D. E. Smorong. 2001. « Prediction of Sediment Toxicity Using Consensus-based Freshwater Sediment Quality Guidelines », *Arch Environ Contam Toxicol* 41: 8-21.
- Jacinto, R. S., P. Le Hir et P. Bassoullet. 1999. « Modélisation mathématique des rejets de dragage », dans *Dragages et environnement marin : état des connaissances*. Éditeurs: C. Alzieu, IFREMER.
- Kloppmann, W., P. Bromblet, J. M. Vallet, V. Verges-Belmin, O. Rolland, C. Guerrot et C. Gosselin. 2011. « Building Materials as Intrinsic Sources of Sulphate: A Hidden Face of Salt Weathering of Historical Monuments Investigated Through Multi-isotope Tracing (B, O, S) », *Sci Total Environ* 409: 1658-1669.
- Knezovich, J. P., D. J. Steichen, J. A. Jelinski et S. L. Anderson. 1996. « Sulfide Tolerance of Four Marine Species Used to Evaluate Sediment and Pore-Water Toxicity », *Bull Environ Contam Toxicol* 57: 450-457.
- La Violette, N. 2004. « Les lacs fluviaux du Saint-Laurent : hydrologie et modifications humaines », *Le Naturaliste canadien* 128: 98-104.
- Lalancette, J. 2001. *Portrait des activités de dragage sur le Saint-Laurent. Les aspects opérationnels et environnementaux*, Québec, ministère des Transports, 58 p. et annexes.
- Liess, M., et P. C. Von Der Ohe. 2005. « Analyzing Effects of Pesticides on Invertebrate Communities in Streams », *Environ Toxicol Chem* 24: 954-965.
- Long, E. R., L. J. Field et D. D. MacDonald. 1998. « Predicting Toxicity in Marine Sediments with Numerical Sediment Quality Guidelines », *Environ Toxicol Chem* 17: 714-727.
- MacDonald, D. D., L. M. Dipinto, J. Field, C. G. Ingersoll, E. R. Long et R. C. Swartz. 2000. « Development and Evaluation of Consensus-based Sediment Effect Concentration for Polychlorinated Biphenyls », *Environ Toxicol Chem* 19: 1403-1413.
- Masson, S., M. Desrosiers, B. Pinel-Alloul et L. Martel. 2010. « Relating Macroinvertebrate Community Structure to Environmental Characteristics and Sediment Contamination at the Scale of the St. Lawrence River », *Hydrobiologia* 647: 35-50.
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs et Environnement Canada. En préparation. *Guide de caractérisation physico-chimique et toxicologique des sédiments*. Plan Saint-Laurent : Environnement Canada, ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec. Titre temporaire, en préparation.

-
- [MEF] Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec. 1998. *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés – Nouvelle politique*, Les Publications du Québec, ISBN 2-551-18001-5, 124 p.
- [MTQ] Ministère des Transports du Québec. 2003. *Portrait des activités de dragage sur le Saint-Laurent : les aspects opérationnels et environnementaux*, Québec, Canada, Direction du transport maritime aérien et ferroviaire.
- Pelletier, M., B. Rondeau, C. Gagnon et F. Messier. 2008. *Les polybromodiphényléthers (PBDE) dans le Saint-Laurent : de nouveaux contaminants à surveiller*. Colloque du Chapitre Saint-Laurent, Québec.
- Pinder, L. C. V. 1986. « Biology of Freshwater Chironomidae », *Annual Review of Entomology* 31: 1-23.
- Robitaille, P. 1997. *Qualité des eaux des bassins des rivières Maskinongé et du Loup, 1979 à 1996*, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques.
- Robitaille, P. 2005. *État de l'écosystème aquatique du bassin versant de la rivière Maskinongé (région de Lanaudière et de la Mauricie : faits saillants 2001-2003*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Envirodoq n°ENV/2005/0110, collection n° QE/157. 7.
- Rondeau, B. 1996. *Pesticides dans les tributaires du fleuve Saint-Laurent 1989-1991*. Rapport ST-62, Environnement Canada.
- Rondeau, B., D. Cossa, P. Gagnon et L. Bilodeau. 2000. « Budget and Sources of Suspended Sediment Transported in the St. Lawrence River, Canada », *Hydrological Process* 14: 21-36.
- Salánki, J., A. Farkas, T. Kamardina et K. S. Rózsa. 2003. « Molluscs in Biological Monitoring of Water Quality », *Toxicology Letters* 140-141: 403-410.
- Schlesinger, W. H. 1997. *Biogeochemistry: An Analysis of Global Change*. Academic Press, San Diego. 558 p.
- Stief, P., L. Nazarova et D. D. Beer. 2005. « Chimney Construction by *Chironomus riparius* Larvae in Response to Hypoxia: Microbial Implications for Freshwater Sediments », *Journal of the North American Benthological Society* 24: 858-871.
- Svenson, A., T. Viktor et M. Remberger. 1998. « Toxicity of Elemental Sulfur in Sediments », *Environmental Toxicology Water and Quality* 13: 217-224.
- Truitt, C. L. 1988. « Dredged Material Behavior during Open-water Disposal », *Journal of Coastal Research* 4: 489-497.
- Van Leerdam, R. C., F. A. M. de Bok, B. P. Lomans, A. J. M. Stams, P. N. L. Lens et A. J. H. Janssen. 2006. « Volatile Organic Sulfur Compounds in Anaerobic Sludge and Sediments: Biodegradation and Toxicity », *Environ Toxicol Chem* 25: 3101-3109.
- Wang, F., et P. M. Chapman. 1999. « Biological Implications of Sulfide in Sediment – A Review Focusing on Sediment Toxicity », *Environ Toxicol Chem* 18: 2526-2532.

-
- Watzin, M. C., A. W. McIntosh, E. A. Brown, R. Lacey, D. C. Lester, K. L. Newbrough et A. R. Williams. 1997. « Assessing Sediment Quality in Heterogeneous Environments: A Case Study of a Small Urban Harbor in Lake Champlain, Vermont, USA », *Environ Toxicol Chem* 16: 2125-2135.
- Wiederholm, T. 1976. *Chironomids as Indicators of Water Quality in Swedish Lakes*. *NLU Information 10*. Paper presented at the 6th International symposium on Chironomidae. Prague.
- Wiederholm, T. 1984. « Responses of Aquatic Insects to Environmental Pollution », dans *The Ecology of Aquatic Insects*. Éditeurs: V. H. Resh and D. M. Rosenberg. New York, Praeger Publisher: 508-557.
- Word, J. Q., W. W. Gardiner et D. W. Moore. 2005. « Influence of Confounding Factors on SQGs and Their Application to Estuarine and Marine Sediment Evaluations », dans *Use of Sediment Quality Guidelines and Related Tools for the Assessment of Contaminated Sediments*. Éditeurs: R. J. Wenning, G. E. Batley, C. G. Ingersoll and D. W. Moore, *Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC)*: 633-686.

Annexe A : Résumé des méthodes analytiques utilisées

Tableau A-1 : Résumé des méthodes d'analyses utilisées pour les métaux et métalloïdes, les éléments nutritifs, la matière organique et la granulométrie des sédiments et dans l'eau interstitielle

Variables mesurées	Matrice	Méthode	Appareil utilisé	Limite de détection	Référence
Al As Ca Cd Cr Cu Fe Mn Ni Pb Zn	Sédiments	Spectrométrie d'émission au plasma d'argon avec deux méthodes de minéralisation : Fraction extractible totale (HCL 2.4N/HNO ₃ 8N; 3/1) Fraction extractible au HCl (HCl 1N)	Optima 3000DV; Perkin Elmer Elan DRCII; Perkin Elmer	12,0 mg/kg 0,27 mg/kg 17,0 mg/kg 0,22 mg/kg 3,0 mg/kg 2,1 mg/kg 18,0 mg/kg 1,1 mg/kg 0,6 mg/kg 1,2 mg/kg 2,5 mg/kg	MA. 200 – Mét. 1.1 (CEAEQ, 2003e)
As Cd Cr Cu Ni Pb Zn	Chironomides	Spectrométrie d'émission au plasma d'argon la méthode de minéralisation suivante : Fraction extractible totale (HCL 2.4N/HNO ₃ 8N; 3/1)	Optima 3000DV; Perkin Elmer Elan DRCII; Perkin Elmer	0,01 mg/kg 0,01 mg/kg 0,01 mg/kg 0,01 mg/kg 0,01 mg/kg 0,01 mg/kg 0,1 mg/kg	MA. 200 – Mét. 1.1 (CEAEQ, 2003e)
Hg	Sédiments	Décomposition thermique et spectromètre à absorption atomique	DMA-80; Milestone	0,035 mg/kg	MA. 207 – HG 2.0 (CEAEQ, 2007)
Soufre total	Sédiments	Spectrophotométrie infrarouge	LECO SC-444	50 mg/kg	(CEAEQ, 2006a)
Carbone organique total (COT)	Sédiments	Titration		0,05 %	(CEAEQ, 2006g)
Azote total Kjeldahl (NTK)	Sédiments	Méthode colorimétrique	Technicon Model II	100 mg/kg	(CEAEQ, 2006f)
Phosphore total (PT)	Sédiments	Méthode colorimétrique	Technicon Model II	200 mg/kg	(CEAEQ, 2006f)
Granulométrie	Sédiment	Sédimentométrie	Hydromètre de type 152H	0,1 %	(Pelletier, 2008)
pH	sédiment	Méthode électrométrique	Accumet AP72 portable pH meter	Sans objet	Sans objet
Carbone organique dissous (COD)	Eau interstitielle	Spectrophotométrie infrarouge	Shimadzu Model TOC-5000A	0,20 mg/l	(CEAEQ, 2003g)

Tableau A-1 (suite)

Variables mesurées	Matrice	Méthode	Appareil utilisé	Limite de détection	Référence
Phosphore total dissous (PTD)	Eau interstitielle	Méthode colorimétrique	Skalar San ^{plus} system	0,01 mg/l	(CEAEQ, 2006d)
Orthophosphate (H ₂ PO ₄)	Eau interstitielle	Méthode colorimétrique	Technicon Model II	0,01 mg/l	(CEAEQ, 2005)
Nitrite et nitrate (NO ₂ -NO ₃)	Eau interstitielle	Méthode colorimétrique	Skalar San ^{plus} system	0,02 mg/l	(CEAEQ, 2006e)
Ammonium (NH ₄)	Eau interstitielle	Méthode colorimétrique	Skalar San ^{plus} system	0,02 mg/l	(CEAEQ, 2003d)

Tableau A-2 : Résumé des méthodes analytiques utilisées pour doser les contaminants organiques dans les sédiments.

Variable mesurée	Méthode	Appareil utilisé	Limite de détection	Référence
BPC	Méthode par congénère (41) avec un spectromètre de masse basse résolution Extractions acétone/hexane et dichlorométhane Purification sur colonne de silice et avec ajout de cuivre activé	GC/MS; Agilent, GC 6890N, MS 5973N	2 - 6 µg/kg	MA. 400 – BPC 1.0 (CEAEQ, 2003h)
HAP	Dosage par chromatographie en phase gazeuse couplé à un spectromètre de masse Extractions acétone/hexane et dichlorométhane Purification sur silice	GC/MS; Agilent, GC 6890N, MS 5973N	0,02 - 0,10 mg/kg	MA. 400 – HAP 1.1 (CEAEQ, 2003c)
Pesticides organochlorés	Chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse Extraction acétone/hexane Purification sur Florisil	GC/MS; Thermo Quest, GC trace GC et MS trace MS	1-18 µg/kg	MA. 416 – P. OCI 1.0 (CEAEQ, 2003a)
Pesticides organophosphorés	Chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse Extraction acétate d'éthyle	GC/MS; Agilent, GC 6890N, MS 5973N	5-260 µg/kg	MA. 416 – Pest 1.0 (CEAEQ, 2003f)

Tableau A-2 (suite)

Variable mesurée	Méthode	Appareil utilisé	Limite de détection	Référence
Pesticides aryloxyacides	Chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse Extractions NaHCO ₃ et sur colonne C-18 Purification sur gel de silice	GC/MS; Agilent, GC 6890N, MS 5973N	1-7 µg/kg	MA. 416 – P. ChIP 1.1 (CEAEQ, 2006c)
Pesticides toxaphènes	Chromatographie en phase gazeuse couplée à un détecteur à capture d'électrons (DCE) Extraction acétone/hexane et séparation sur silice désactivée	GC/ECD; Hewlett Packard, GC 5890 série II, ECD	3,5 mg/kg	MA. 405 – Toxaphène 1.0 (CEAEQ, 2003b)
Hydrocarbures pétroliers	Chromatographique en phase gazeuse couplée à un détecteur à ionisation de flamme (GC-FID) Extraction hexane	GC/FID; Hewlett Packard, GC 5890 série II, FID	12 mg/kg	MA. 416 – C10C50 1.0 (CEAEQ, 2006b)
Organoétains	Chromatographie liquide couplée à un spectromètre de masse Extraction Acetate/THF	LC/MS/MS; LC: Waters, 1525 µ MS: Micromass, Quattro Ultima PT	0.6-1.5 µg/kg	–

Bibliographie des méthodes analytiques

- [CEAEQ] Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. 2003a.
Détermination des métaux et du phosphore dans les sédiments : méthode par spectrométrie au plasma d'argon après minéralisation acide, MA. 205 – Mét/P 1.0, ministère de l'Environnement du Québec.
- [CEAEQ] Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. 2003b.
Détermination du carbone inorganique dissous, du carbone organique dissous et du carbone organique total : méthode par détection infrarouge. MA. 300 – C 1.0, ministère de l'Environnement du Québec.
- [CEAEQ] Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. 2003c.
Détermination de l'azote ammoniacal dans l'eau; méthode colorimétrique automatisée avec le salicylate de sodium. MA. 303 – N 1.0, ministère de l'Environnement du Québec.
- [CEAEQ] Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. 2003d.
Détermination des biphényles polychlorés; méthode par congénères. MA. 400 – BPC 1.0, ministère de l'Environnement du Québec.
- [CEAEQ] Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. 2003e.
Détermination des hydrocarbures aromatiques polycycliques; dosage par chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse MA 400-HAP 1.1, ministère de l'Environnement du Québec.

-
- [CEAEQ] Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. 2003f.
Détermination de pesticides de type organochloré dans les sols et des sédiments : extraction avec acétone et hexane : dosage par chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse. MA. 416 P. Ocl 1.0, ministère de l'Environnement du Québec.
- [CEAEQ] Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. 2003g.
Détermination de pesticides de type organophosphoré, triazine, carbamate urée substituée, phtalimide et pyréthriinoïde : extraction avec de l'acétate d'éthyle; dosage par chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse. MA. 416 – PEST 1.0, ministère de l'Environnement du Québec.
- [CEAEQ] Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. 2003h.
Détermination du toxaphène dans les sols par chromatographie en phase gazeuse. MA. 405 – Toxaphène 1.0, ministère de l'Environnement du Québec.
- [CEAEQ] Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. 2005.
Détermination des orthophosphates dans l'eau; méthode colorimétrique automatisée à l'acide ascorbique MA 303-P1.0, Rév. 2, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec.
- [CEAEQ] Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. 2006a.
Détermination du carbone et du soufre : méthode par combustion et dosage par spectrophotométrie infrarouge, MA. 310 – CS 1.0, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec.
- [CEAEQ] Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. 2006b.
Détermination du carbone organique total dans les solides : dosage par titration MA. 405 – C 1.0, Rév. 3, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec.
- [CEAEQ] Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. 2006c.
Détermination de l'azote total kjeldahl et du phosphore total : digestion acide – méthode colorimétrique automatisée MA. 300-NTPT 1.1, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec.
- [CEAEQ] Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. 2006d.
Détermination du phosphore total dissous et du phosphore total en suspension dans les eaux : dosage par méthode colorimétrique automatisée avec du molybdate d'ammonium. MA 303-P 3.0, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec .
- [CEAEQ] Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. 2006e.
Détermination des nitrates et des nitrites dans l'eau; méthode colorimétrique automatisée avec le sulfate d'hydrazine et le N.E.D. MA. 303 – NO3 1.0, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec.
- [CEAEQ] Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. 2006f.
Détermination de pesticides de type aryloxyacide dans les sols et les sédiments : extraction aqueuse en milieu basique, passage sur C-18 suivi d'une estérification: dosage par chromatographie en phase gazeuse couplé à un spectromètre de masse. MA. 416 – P. Chlp 1.1, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec.

[CEAEQ] Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. 2006g. *Dosage des hydrocarbures pétroliers C10 à C50 dans les eaux MA. 400 - C10C50 1.0 rév. 1*, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec.

[CEAEQ] Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. 2007. *Détermination du mercure dans les tissus biologiques et les sédiments par décomposition thermique : dosage par photométrie UV M.A. 207 – Hg 2.0*, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec.

Pelletier, M. 2008. Évolution spatiale et temporelle de la dynamique et de la géochimie des sédiments du lac Saint-Pierre. Rapport scientifique et technique ST- 240, Environnement Canada, Sciences et de la technologie, Monitoring et surveillance de la qualité de l'eau, région du Québec.

Annexe B : Exemple de quotients utilisés pour estimer le risque écotoxicologique

Le premier quotient testé est un quotient moyen incluant tous les contaminants ayant un critère de qualité (SQG) :

$$Q_{moyen} = \frac{\sum \left(\frac{C_i}{SQG_{s_i}} \right)}{20}$$

Où C_i correspond aux concentrations en As, Cd, Cr, Hg, Ni, Pb, Zn, BPC totaux, HAP1, HAP2, etc., HAP11.

Le deuxième quotient Q_{add} est basé sur l'additivité des contaminants. Dans ce quotient, tous les ratios entre la concentration dans les sédiments et les critères de qualité sont additionnés :

$$Q_{add} = \sum \frac{C_i}{SQG_i}$$

Le dernier exemple de groupement évalué a été développé pour les Grands Lacs laurentiens (Grapentine *et al.*, 2002b; Marvin *et al.*, 2004) : l'Indice de qualité des sédiments (IQS). Cet indice peut être considéré comme un quotient moyen qui tient compte de trois autres éléments : l'étendue, soit le nombre de variables non conformes aux recommandations, la fréquence qui représente le nombre de fois où ces recommandations ne sont pas respectées et l'amplitude qui correspond à l'écart des mesures non conformes par rapport aux recommandations. Cet indice peut être calculé pour chacun des sites et, dans ce cas, seules l'étendue et l'amplitude sont considérées (Grapentine *et al.*, 2002a; Marvin *et al.*, 2004). Les calculs ont été effectués à l'aide de IQS 0.1 : Calculateur d'Indice de Qualité des Sédiments (un classeur MS EXCEL qui contient des macros; CCME 2006).

La capacité prédictive des quotients est évaluée à l'aide d'une méthode mise au point par Shine *et al.* (2003) et par Vidal et Bay (2005) où l'on considère le nombre d'échantillons supérieurs ou inférieurs au seuil de toxicité ou > et < à une valeur de quotient moyen (figure A-1) :

$$\text{Sensibilité} = B/(A + B)$$

$$\text{Spécificité} = C/(C + D)$$

$$\text{Spécificité de la réponse toxique} = B/(B + D)$$

$$\text{Spécificité de la réponse non toxique} = C/(A + C)$$

$$\text{Rendement global} = (B + C)/(A + B + C + D)$$

$$\text{Erreur de type I} = (D/(D + B)) * 100$$

$$\text{Erreur de type II} = (A/(A + C)) * 100$$

Dans ces équations, A représente le nombre d'échantillons où la toxicité est significative, mais le $Q_{moyen} < 1$ (ou un SQI entre 80-100), B représente le nombre d'échantillons où la toxicité est significative et le $Q_{moyen} > 1$ (ou un SQI < 80), C et D représentent le nombre d'échantillons sans toxicité significative, qui ont respectivement des quotients < ou > au seuil (figure A-1). L'erreur de type II représente le pourcentage de stations pour lesquelles la toxicité est significative parmi les stations dont le quotient

est inférieur au seuil choisi, alors que l'erreur de type I représente les stations pour lesquelles il n'y a pas de toxicité observée parmi les stations dont le quotient est supérieur au seuil choisi. Dans cette portion de l'étude, seuls les essais de toxicité considérés comme les plus prometteurs ont été conservés, soit la mortalité de *Hyalella azteca* et de *Chironomus riparius* et l'inhibition de la reproduction de *Brachionus calyciflorus* (voir l'étape 2).

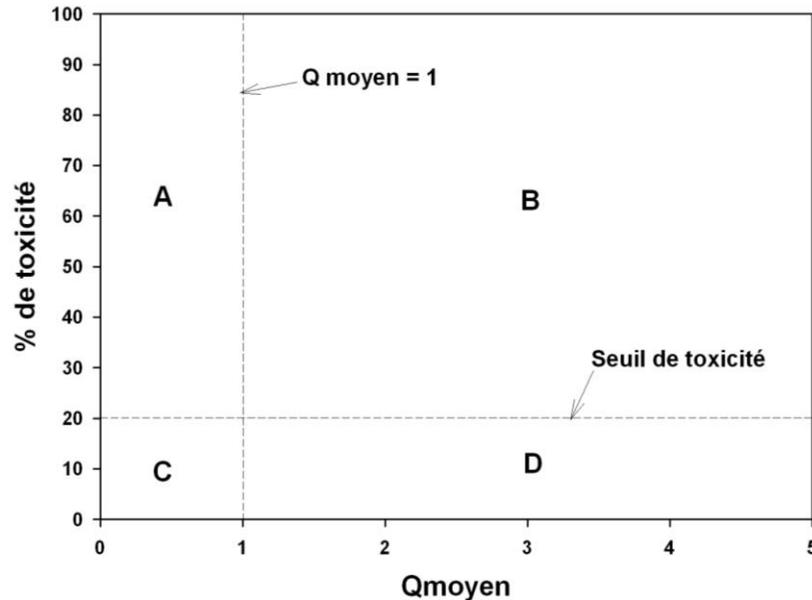


Figure A-1 : Exemple des seuils à déterminer afin d'évaluer la capacité prédictive des critères de qualité (inspiré de Shine et al., 2003; Vidal et Bay, 2005)

Bibliographie

- Grapentine, L., J. Anderson, D. Boyd, G. A. Burton, C. DeBarros, G. Johnson, C. Marvin, D. Milani, S. Painter, T. Pascoe, T. Reynoldson, L. Richman, K. Solomon et P. M. Chapman. 2002a. « A Decision Making Framework for Sediment Assessment Developed for the Great Lakes », *Human Ecol Risk Assess* **8**: 1641-1655.
- Grapentine, L., C. Marvin et S. Painter. 2002b. « Initial Development and Evaluation of a Sediment Quality Index for the Great Lakes Region », *Human Ecol Risk Assess* **8**: 1549-1567.
- Marvin, C., L. Grapentine et S. Painter. 2004. « Application of a Sediment Quality Index to the Lower Laurentian Great Lakes », *Environ Monit Assess* **91**: 1-16.
- Shine, J. P., C. J. Trapp et B. A. Coull. 2003. « Use of Receiver Operating Characteristic Curves to Evaluate Sediment Quality Guidelines for Metals », *Environ Toxicol Chem* **22**: 1642-1648.
- Vidal, D. E., et S. M. Bay. 2005. « Comparative Sediment Quality Guideline Performance for Predicting Sediment Toxicity in Southern California, USA », *Environ Toxicol Chem* **24**: 3173-3182..



Environnement
Canada

Environment
Canada

***Développement durable,
Environnement,
Faune et Parcs***

Québec 

The logo for the province of Quebec, featuring the word "Québec" in a bold, serif font, followed by a blue square containing four white fleur-de-lis symbols arranged in a 2x2 grid.



Ecological Risk Assessment of Open-Water Sediment Disposal to Support the Management of Freshwater Dredging Projects

Ministère du Développement durable, de l'Environnement,
de la Faune et des Parcs du Québec
and Environment Canada



Cat. No. En14-95/2013E-PDF
ISBN: 978-1-100-22425-1

Information contained in this publication or product may be reproduced, in part or in whole, and by any means, for personal or public non-commercial purposes, without charge or further permission, unless otherwise specified.

You are asked to:

- Exercise due diligence in ensuring the accuracy of the materials reproduced;
- Indicate both the complete title of the materials reproduced, as well as the author organization; and
- Indicate that the reproduction is a copy of an official work that is published by the Government of Canada and that the reproduction has not been produced in affiliation with or with the endorsement of the Government of Canada.

Commercial reproduction and distribution is prohibited except with written permission from the Government of Canada's copyright administrator, Public Works and Government Services of Canada (PWGSC). For more information, please contact PWGSC at 613-996-6886 or at droitdauteur.copyright@tpsgc-pwgsc.gc.ca.

This document should be cited as follows:

Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec and Environment Canada. 2013. *The Ecological Risk Assessment (ERA) of the Open-Water Sediments Disposal to Support the Management of Freshwater Dredging Projects*. 34 pages + appendices.

Cover photo: © Thinkstockphotos

© Her Majesty the Queen in Right of Canada, represented by the Minister of the Environment, 2013

Aussi disponible en français

Production Team

Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP)

- Mélanie Desrosiers, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, Direction des expertises et des études
- Louis Martel, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, Direction des expertises et des études
- Gaëlle Triffault-Bouchet, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, Direction des expertises et des études
- Pierre Michon, Direction de l'évaluation environnementale des projets hydriques et industriels
- Lise Boudreau, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Service des avis et des expertises

Environment Canada

- Serge Lepage¹, Environmental Protection Operations Directorate, Public Sector and Natural Resources
- Mario Cormier, Environmental Protection Operations Directorate, Public Sector and Natural Resources
- Suzie Thibodeau, Environmental Protection Operations Directorate, Environmental Assessments and Disposal at Sea
- Caroll Bélanger,¹ Environmental Protection Operations Division, Water and Contaminated Sites
- Christian Gagnon, Science and Technology Branch, Fluvial Ecosystem Research Section
- Magella Pelletier, Science and Technology Branch, Water Quality Monitoring and Surveillance

Instea – Centre de Lyon

- Marc Babut (UR Milieux aquatiques, écologie, pollution – Laboratoire d'écotoxicologie)

Aquarium du Québec – SEPAQ

- Stéphane Masson

¹ Now retired from Environment Canada.

Linguistic Revision, Translation and Editing

- French version: Solange Deschênes, editor, Saint-Étienne-de-Lauzon
- English version: Translation Brokering and Editing Services, Corporate Secretariat, Environment Canada

Acknowledgements

The project team would like to thank Vicki Dasilva-Casimiro and Isabelle Guay for their constructive comments during the review process as well as all the anonymous evaluators for their input during the publication process for the scientific articles.

The project team would also like to thank all those who participated, directly or indirectly, in the production of this document. Many individuals contributed to this project through their participation in the sampling campaigns and laboratory analyses. We would like to thank all those who took part in the field activities, in particular Michel Arseneault, Germain Brault, André Lajeunesse, Yves Lamontagne and Patrice Turcotte from Environment Canada, who assisted us during the two years of sampling. We are also indebted to the entire staff of the inorganic chemistry, organic chemistry and biology laboratories of the Direction de l'analyse chimique and the Direction des expertises et des études, both part of the Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, which falls under Quebec's Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs.

This project was also supported by Quebec's Ministère des Relations internationales and the Ministère des Affaires étrangères et européennes de la République française (General Consulate of France in Quebec City) during the 60^e Commission permanente de coopération franco-québécoise.

Foreword

In 1998, the St. Lawrence Vision 2000 Action Plan (Phase III) adopted a navigation component, with the goal of harmonizing commercial and recreational navigation practices in order to minimize their environmental impacts on the aquatic ecosystems of the St. Lawrence, specifically with reference to dredging and sediment management. The Navigation Consensus-building Committee (NCC) was established with the mandate to establish and implement a sustainable navigation strategy, including integrated management of dredged sediments (EC and MDDEP 2004). To date, the work carried out by the NCC's dredging working groups has helped improve communication and coordination among the various partners involved in or affected by dredging activities (governments, the shipping industry and related business sectors, community groups), in particular by reducing disparities arising from shared jurisdiction (federal and provincial) for certain areas, by improving the efficiency of the authorization processes, and by ensuring that public interests receive due consideration early in the process.

In Quebec, criteria for assessing the chemical quality of sediments constitute the first tool for assessing the potential environmental effects of chemical contamination present in sediments. The *Interim Criteria for Quality Assessment of St. Lawrence River Sediment* (SLC and MENV 1992) were introduced in 1992 and were used as a dredging management tool. These criteria were reviewed as part of the activities of the St. Lawrence Plan, culminating in the publication, in January 2008, of the *Criteria for the Assessment of Sediment Quality in Quebec and Application Frameworks: Prevention, Dredging and Remediation* (EC and MDDEP 2007). This document outlines the fundamental principles on which the new quality criteria are based, as well as the threshold values adopted for 33 chemicals and how these values should be applied in a particular management context. However, beyond applying the criteria, there was still work to be done to fully incorporate the various tools for assessing sediment quality. For instance, it was necessary to determine the type of studies required in each management context in order to complete the assessments of sediment contamination and its associated ecological risks. More detailed guidance was also required concerning the interpretation of results and how they should be used in the decision-making process. The ecological risk assessment approach described in this document thus provides additional information to help fine-tune the environmental analysis process for managing dredged sediments, thereby improving the decision-making process.

A detailed description of the approach followed during this study is presented in related articles published in peer-reviewed journals (Desrosiers et al. 2008, 2010, 2012; Masson et al. 2010).

Résumé

Il est reconnu que les activités de dragage peuvent, entre autres, engendrer des modifications du régime hydrologique et avoir des effets négatifs sur les habitats fauniques. En présence de sédiments contaminés, une gestion inappropriée peut entraîner des risques significatifs pour l'environnement. La plupart des projets de dragage doivent par conséquent faire l'objet d'une évaluation environnementale avant leur réalisation afin d'assurer la protection de l'environnement et d'optimiser la gestion des sédiments. En fonction du degré de contamination, le cadre de gestion actuel prévoit le recours à des outils d'évaluation complémentaires pour juger du risque écotoxicologique associé aux sédiments contaminés. Ainsi, la démarche d'évaluation du risque écotoxicologique (ERE) qui a été élaborée permet d'affiner le cheminement de l'analyse concernant l'évaluation du rejet en eau libre des déblais de dragage et d'améliorer le processus de prise de décision. L'évaluation doit donner une réponse à la question suivante : « Dans le contexte d'un projet de dragage spécifique, est-il acceptable de rejeter les sédiments dragués en eau libre ? »

Cette démarche d'ERE a été établie à l'aide d'une étude écotoxicologique relative au fleuve Saint-Laurent comprenant la collecte et la caractérisation d'échantillons en milieu naturel, et utilisant des données de la littérature concernant le fleuve. Afin d'obtenir une caractérisation chimique, toxicologique et biologique des sédiments, deux campagnes d'échantillonnage ont été réalisées : la première à l'automne 2004 et la seconde à l'automne 2005. Lors de la sélection des stations d'échantillonnage, les zones de sédimentation (lacs fluviaux, zones portuaires, embouchures de tributaires, etc.) ont été favorisées, puisqu'il est reconnu que les plus fortes teneurs en contaminants sont associées à ces zones en raison de l'accumulation de particules fines qui s'y produit. La démarche d'ERE est constituée de deux étapes. L'étape 1 décrit la procédure de dépistage du niveau de contamination des sédiments qui compare les résultats des analyses chimiques aux critères d'évaluation de la qualité des sédiments établis pour le Québec. Lorsqu'elle est requise, l'étape 2 décrit la procédure d'évaluation de la toxicité des sédiments d'eau douce à partir d'essais de toxicité réalisés en laboratoire (mortalité et croissance de *Hyalella azteca* et *Chironomus riparius*). Selon les résultats de l'ERE, deux options de gestion sont possibles : 1) les sédiments peuvent être rejetés en eau libre ou être utilisés à d'autres fins, par exemple pour des usages bénéfiques tels que la création d'habitats fauniques ou le rechargement de plages, dans la mesure où le dépôt ne contribue pas à détériorer le milieu récepteur ou; 2) le dépôt en eau libre est proscrit et il faudra choisir une autre option de gestion. L'élaboration de la démarche d'ERE de même que ses règles d'application sont présentées dans le présent document.

Abstract

Dredging activities can have a number of potential impacts, such as changes in the hydrological regime and adverse effects on wildlife habitats. Inappropriate management of contaminated sediments may also lead to significant environmental risk. Most dredging projects must therefore undergo an environmental assessment before they are carried out, in order to protect the environment and optimize sediment management. Depending on the degree of contamination, the current management framework includes the use of additional assessment tools to evaluate the ecological risk associated with contaminated sediments. Hence, the ecological risk assessment (ERA) approach presented in this document fine-tunes the analytical process surrounding the assessment of open-water disposal of dredged material and improves the decision-making process. The assessment must answer the following question: “In the context of a specific dredging project, is open-water disposal of dredged sediments acceptable?”

This ERA approach was developed using an ecotoxicological study on the St. Lawrence River that collected and characterized samples in the natural environment and incorporated data from literature on the St. Lawrence River. In order to obtain a chemical, toxicological and biological characterization of the sediments, two sampling campaigns were carried out: the first in the fall of 2004 and the second in the fall of 2005. During selection of the sampling stations, areas of sedimentation (fluvial lakes, port areas, mouths of tributaries, etc.) were preferred, since these areas are recognized as having the highest contaminant levels due to the accumulation of fine particles. The ERA approach is composed of two tiers. Tier 1 describes the procedure for detecting the level of sediment contamination by comparing the results of the chemical analyses to the sediment quality assessment criteria established for Quebec. Tier 2, when required, describes the procedure for assessing the toxicity of freshwater sediments based on laboratory toxicity tests (mortality and growth of *Hyalella azteca* and *Chironomus riparius*). Depending on the results of the ERA, there are two possible management options: (1) the sediments can be disposed of in open water or can be used for other purposes, for example for beneficial uses such as the creation of wildlife habitats or beach replenishment, provided that the receiving environment is not thereby adversely affected; or (2) open-water disposal is prohibited and another management option must be chosen. This document presents the process by which the ERA approach was developed as well as rules for applying this approach.

Table of Contents

Acknowledgements	iii
Foreword	iv
Résumé	v
Abstract	vi
1.0 ERA Application Context.....	1
2.0 Development of the ERA Approach	5
2.1 Data Collection	5
2.2 The Conceptual Model	7
2.2.1 Analysis of the source of stress: description of the impacts of open-water disposal of dredged sediments.....	7
2.2.2 Analysis of the receiving ecosystem: identification of biological targets and anticipated responses	8
2.2.3 Ecotoxicological impact hypotheses for open-water disposal of dredged sediments	9
2.3 ERA Tier 1 Components: Detecting Sediment Contamination Levels.....	11
2.3.1 Determining the chemical quality of sediments	11
2.3.2 Cross-validating chemical screening and toxicity test results	11
2.3.3 Looking for explanations for the unexpected toxicity (false negatives)	12
2.3.4 Discussion on the need to review the methodology used in Tier 1 ...	14
2.4 ERA Tier 2 Components: Laboratory Toxicity Tests	18
2.4.1 Toxicity tests	18
2.4.2 Particle size distribution.....	19
2.4.3 Results obtained and selection of toxicity tests	19
3.0 Application of the ERA Approach	20
3.1 Tier 1: Detecting Sediment Contamination Level	20
3.2 Tier 2: Assessing Sediment Toxicity.....	24
Conclusion and Recommendations	27
Bibliography	29
Appendix A: Summary of the Analytical Methods Used.....	35
Appendix B: Example of Quotients Used to Estimate Ecological Risk.....	39

1.0 ERA Application Context

The ecological risk assessment (ERA) approach presented in this document was developed for the freshwater portion of the St. Lawrence River, which extends from Cornwall, Ontario, to the eastern tip of Île d'Orléans, and includes Lake Saint-François, Lake Saint-Louis and Lake Saint-Pierre. Because these three fluvial lakes have a relatively low average depth—5.7 m, 3.4 m and 2.7 m respectively; because the fluvial section between Montréal and Sorel is also shallow; and because there are rapids at several locations, excavation work has been carried out since the mid-19th century to deepen and widen the navigation channel. Specifically, between 1844 and 1999, the depth of the navigation channel between Montréal and Québec was increased from 4.0 m to 11.3 m, and the width was expanded from 46 m to 240 m. At the same time, numerous locks were constructed in the rapids sections. This helped make the St. Lawrence River one of the largest navigable waterways in the world—one that allows ocean-going vessels to reach the heart of the North American continent (SLC 1996; EC and MDDEP 2007).

Sedimentation in the St. Lawrence is a natural and dynamic process, generally determined by the quantity of suspended solids carried by the St. Lawrence River and the hydrodynamic conditions near the shores and in the water column. The flow rate of the St. Lawrence River varies with the seasons, resulting in significant fluctuations in water levels, primarily between Lake Saint-Louis and Lake Saint-Pierre. These fluctuations in levels, combined with strong currents, contribute to significant bank and shoreline erosion, primarily in the Île de Boucherville, Île de Verchères, Île de Contrecoeur and Sorel Delta sector. Consequently, this erosion generates very high sediment inputs of more than 4600 tonnes per year, compared to just under 2300 tonnes per year originating from the tributaries (Rondeau et al. 2000). The largest quantities of materials are carried during spring freshets, when the flow rates and hydraulic forces that govern the mechanisms of erosion are at their maximum. This particle load circulating in the St. Lawrence tends to settle in various locations as a function of the prevailing hydrodynamic conditions. Protected areas, particularly navigation channels and port areas constructed to provide shelter to commercial vessels or pleasure craft during berthing, are some of the main areas where sediments tend to accumulate in the St. Lawrence River. These areas must therefore be regularly maintained in order to preserve their intended uses. In addition, as a result of industrial development, the expansion of agriculture and the population explosion in the last century, the St. Lawrence has received significant inputs of organic and inorganic contaminants. These contaminants combine with sediment inputs from the Great Lakes and from the tributaries of the St. Lawrence River and eventually end up in the sedimentary basins of the fluvial lakes as well as in the sediment accumulation areas.

Approximately 400 000–600 000 m³ of sediments are dredged annually from the St. Lawrence system, including the St. Lawrence River, the St. Lawrence Estuary, Chaleur Bay and the area around the Magdalen Islands (EC 1993; MTQ 2003). Approximately 45% of this volume is dredged in the freshwater section of the St. Lawrence River (Lalancette 2001). This mainly involves maintenance dredging work carried out to keep the navigation channels and ports open for vessels. Other types of work may also require dredging, such as excavation during marine engineering work (e.g. wharf construction) or remediation of a contaminated aquatic environment. However, dredging activities can have a number of potential impacts, such as changes

in the hydrological regime and adverse effects on wildlife habitats. In the case of contaminated sediments, inappropriate management can lead to significant ecological risks.

Most dredging projects must therefore undergo an environmental assessment before they are carried out in order to protect the environment and optimize the management of dredged sediments. In addition, it is important to ensure that these projects are all dealt with in the same way, regardless of the federal or provincial regulatory framework to which they may be subject.

In Quebec, outside the area covered by the *Disposal at Sea Regulations*,² the first tool for assessing the chemical quality of sediments consisted of a series of quality criteria developed for metals (cadmium, chromium, copper, mercury, nickel, lead and zinc), one metalloid (arsenic) and various organic contaminants: polychlorinated biphenyls (PCBs), polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), dioxins and furans, organochlorine pesticides, and nonylphenol and its ethoxylates. The criteria presented in the *Criteria for the Assessment of Sediment Quality in Quebec and Application Frameworks: Prevention, Dredging and Remediation* (EC and MDDEP 2007) have been applied since 2008. They include one set of quality criteria for freshwater sediments and another for marine sediments. These criteria replace the interim criteria that had been in effect since 1992. These new criteria were developed based on the Biological Effects Database for Sediments and the approach adopted by the Canadian Council of Ministers of the Environment. Only the criteria applicable to the management of sediments in freshwater are considered here.

A summary of the sediment management frameworks currently in effect in Quebec and the management options (EC and MDDEP 2007) is provided in Text Box 1. Depending on the degree of sediment contamination and the particular management context, the current protocol provides for the use of additional assessment tools to determine the ecological risk associated with contaminated sediments. For the management of sediments resulting from dredging work, two critical thresholds are used for the initial assessment of the degree of sediment contamination: the occasional effect level (OEL) and the frequent effect level (FEL). The OEL constitutes the threshold above which dredged sediments contaminated by one or more chemicals cannot be disposed of in the aquatic environment unless it has first been demonstrated that these sediments will not adversely affect the receiving environment. When the concentration of a substance is higher than the FEL, disposal of the sediments in open water is prohibited.

To determine whether open-water disposal is a possible management option when dredged sediments contain a contaminant whose concentration is higher than the OEL but lower than or equal to the FEL, chemical analyses must be supplemented by toxicity tests aimed at more clearly identifying the ecological risk associated with these sediments.

² The *Disposal at Sea Regulations* prescribe quality criteria for assessing the chemical quality of sediments in the area covered by the Disposal at Sea Program. In this area, the marine sediment quality guidelines of the Canadian Council of Ministers of the Environment are also used.

The use of ERA as a decision support tool for managing contaminated sediments is an internationally accepted practice. The ERA approach described in this document makes it possible to fine-tune the analytical process and improve decision making with respect to the management of dredged material. This document examines only the management framework relating to maintenance dredging or dredging for marine engineering projects for which open-water disposal of the dredged sediments is being considered (Text Box 1; Figure 1-1 – lines indicated in bold). The question that the assessment must answer can be stated as follows: “In the context of a specific dredging project, is open-water disposal of dredged sediments acceptable?”

Text Box 1: Sediment management frameworks in Quebec (EC and MDDEP 2007)

Prevention of sediment contamination (Part A of Figure A-1)

This management framework aims to prevent any sediment contamination caused by a new input of contaminants into a water body. This therefore requires that the status of vulnerable sites be monitored in order to provide advance warning of incipient contamination. In this context, the actions to be taken are aimed at controlling the sources in order to avoid increasing the contamination or to avoid a new input of contaminants.

Maintenance dredging and marine engineering projects (Part B of Figure A-1)

Dredging is often necessary in order to keep navigation channels open (maintenance dredging), improve port infrastructures or construct additional infrastructures (marine engineering projects). In these cases, various options are available for managing the sediments resulting from this type of work. The management method chosen must ensure that the sediments do not pose a threat to aquatic or terrestrial biota. Open-water disposal of dredged sediments can therefore be considered a valid option only if it has been demonstrated, for example through appropriate toxicity testing, that the sediments have no adverse effects on the receiving environment. In cases where open-water disposal is prohibited, the sediments must be treated or safely contained. The sediment management option that is chosen must be the one that entails the least impact on the environment, while also being technically and economically feasible, regardless of the level of sediment contamination. In analyzing the options, the beneficial use of sediments in a terrestrial or aquatic environment must also be considered.

It should also be pointed out that the management of dredged sediments in the marine environment is subject to the provisions of Part 7, section 3, of the *Canadian Environmental Protection Act, 1999* (CEPA 1999), while in the terrestrial environment, this activity is governed by Quebec’s Soil Protection and Contaminated Sites Rehabilitation Policy as well as the management grid applicable to that policy (MEF 1998).

Remediation of contaminated sites (Part C of Figure A-1)

Remediation of a contaminated aquatic site is justified by the fact that the sediments can pose a serious threat to the integrity of the ecosystem and to the organisms that live in it. Environmental studies (toxicity tests, biological studies and assessment, etc.) may be required to supplement the assessment of the contamination, evaluate the risk and determine the remediation requirements. It is necessary to determine the feasibility of the remediation process, set the priorities for action and identify the environmental gains. The decision to remediate a contaminated site is generally made after an in-depth analysis concludes that the advantages of restoring the site outweigh the disadvantages.

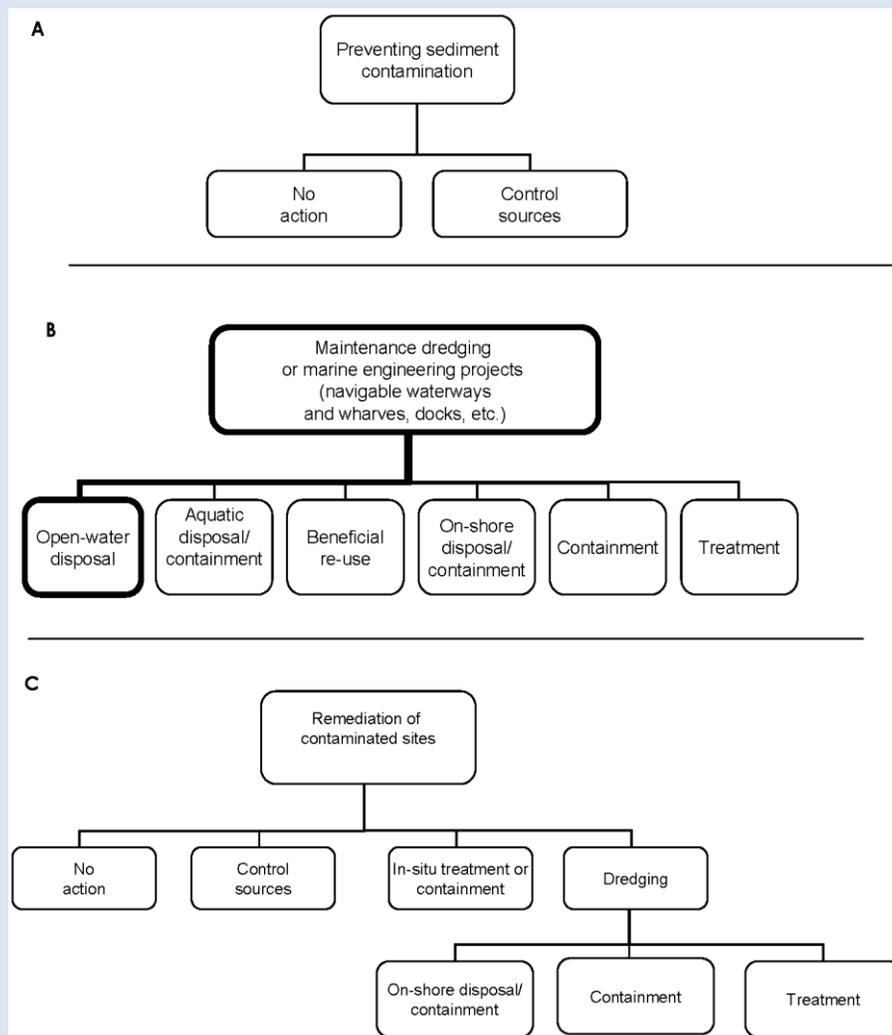


Figure 1-1: Synopsis of management options available for (A) preventing contamination; (B) maintenance dredging and marine engineering projects; and (C) remediation of contaminated sites.

2.0 Development of the ERA Approach

Generally, the objective of an ERA is to assess the ecological risk associated with a given problem or project. The assessment may cover one or more sites contaminated by one or more contaminants and suggest priorities for action. An ERA makes it possible, first of all, to identify problem situations in a specific context defined based on conservative scenarios. This process can lead to three possible conclusions: (1) that there is no risk and that the assessment is complete, (2) that more detailed assessments are required, or (3) that the management options being considered must be modified (CEAEQ 1998).

Numerous ERA frameworks applicable to contaminated sediments have been published, either for dredging activities or remediation, including Babut et al. (2006), Chapman (2005), and EC and OME (2007). In addition, in Quebec, there is an ecological risk assessment procedure for contaminated lands (CEAEQ 1998). From a decision-making standpoint, the published assessment frameworks are generally based on tiered approaches intended to optimize the resources invested, taking into account any uncertainty surrounding the available knowledge and data. If the uncertainty is considered too great at a given tier, it is necessary to move on to the next tier, where more comprehensive investigations will be conducted. These are the principles that guided the development of the ERA approach presented here.

For dredging projects carried out in Quebec outside the disposal at sea area, the *Criteria for the Assessment of Sediment Quality in Quebec* stipulate that, in order to determine the possible management options for dredged sediments, chemical analyses must be supplemented by toxicity tests when the concentration of one of the contaminants listed in the quality criteria and present in the sediments falls between the OEL and the FEL (EC and MDDEP 2007).

In the context of this study, a detailed analysis was carried out on the ability of the threshold values (OEL and FEL) to predict sediment toxicity, compared to the results of several toxicity tests; this analysis provided the foundation for the development of the tiers in our ERA approach.

2.1 Data Collection

The ERA approach was developed using an ecotoxicological study on the St. Lawrence River that collected and characterized samples in the natural environment and incorporated data from the literature on managing St. Lawrence River sediments.

In order to obtain a chemical, toxicological and biological characterization of the sediments, two sampling campaigns were carried out: the first in the fall of 2004 and the second in the fall of 2005. During selection of the sampling stations, areas of sedimentation in the fluvial section of the St. Lawrence (fluvial lakes, port areas, mouths of tributaries, etc.) were preferred, since previous sampling campaigns have shown that these areas have the highest contaminant levels due to the accumulation of fine particles.

Sediments and macroinvertebrates were sampled in 59 stations located in the fluvial lakes (Saint-François, Saint-Louis and Saint-Pierre) and in the Montréal island area (Figure 1) in order to determine the following variables:

- inorganic contaminants (aluminum, arsenic, calcium, cadmium, chromium, copper, iron, mercury, manganese, nickel, lead and zinc)
- organic contaminants (PCBs, PAHs, petroleum hydrocarbons C₁₀–C₅₀, pesticides and organotins)
- particle size distribution, nutrients and organic matter content of the sediments
- two pore water toxicity tests (*Pseudokirchneriella subcapitata* and *Brachionus calyciflorus*)
- two whole-sediment toxicity tests (*Chironomus riparius* and *Hyalella azteca*)
- the taxonomic and functional structure of the macroinvertebrate community

All the chemical analyses and toxicity tests were performed in the Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ) laboratories according to standardized methods and with the requisite quality controls. The analytical methods are briefly presented in Appendix A.

The identification of benthic organisms was carried out by Laboratoires SAB Inc. in Longueuil, Quebec. Several descriptors of the benthic communities were then defined; examples include the abundance (or presence) of genera or families, community structure indices (e.g. abundance index, richness index) and biotic tolerance indices (e.g. the Hilsenhoff Biotic Index). Functional traits were also determined.

A detailed description of the approach followed as well as all the information compiled during this study are presented in additional articles published in peer-reviewed journals (Desrosiers et al., 2008, 2010, 2012; Masson et al., 2010).

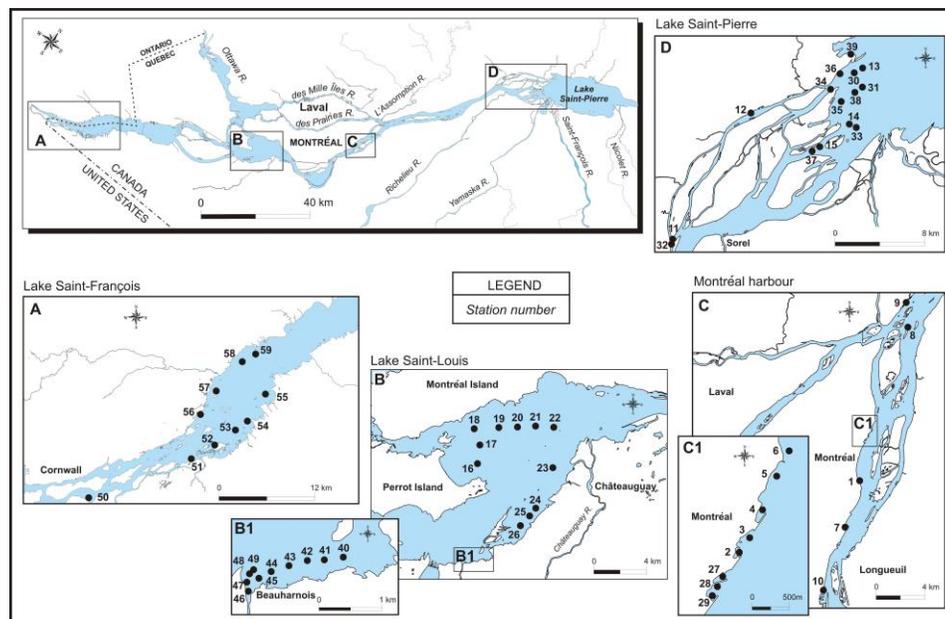


Figure 1: Location of the stations sampled in Lake Saint-François, Lake Saint-Louis, Lake Saint-Pierre and Montréal harbour

2.2 The Conceptual Model

The first phase of the ERA involved the development of the conceptual ecotoxicological model of the study site and surrounding area. This model consists of a representation of the environmental system under study, including the chemical, physical and biological processes that determine the transformation of contaminants as well as contaminant transport from the source of contamination to the receiving environments. This step is essential to determining the routes of exposure and the potential ecotoxicological responses of the receptors (CEAEQ 1998).

In this section, we present the generic conceptual model developed to cover the open-water disposal of dredged sediments in general. All aspects of the problem are considered, i.e., sources of exposure, biological targets and anticipated effects. Section 2.2.1 presents the sources of stress associated with the impacts of open-water disposal, while the description of the receiving ecosystem, the identification of the biological targets and the anticipated responses are provided in section 2.2.2. Finally, the hypotheses concerning the ecotoxicological impacts of open-water disposal of dredged sediments are presented in section 2.2.3. In these sections, the elements that must be assessed during the ERA approach are presented, as well as additional elements required during the environmental assessment process for the management of dredged sediments.

2.2.1 Analysis of the source of stress: description of the impacts of open-water disposal of dredged sediments

The behaviour of sediments during open-water disposal can be described in five distinct phases: convection (also called convective descent or mass descent), passive diffusion, dynamic collapse, deposit formation and dispersion after resuspension (Truitt 1988; Jacinto et al. 1999). The rapid descent of the sediment mass under the influence of gravity constitutes the first phase of the process, i.e., convection. This convective descent usually continues until the sediments reach the bottom of the water body. However, as a result of the process of passive diffusion, fine particles detach from the mass during descent, disperse and are carried by currents. Dynamic collapse is the interruption of the convective descent when the sediment mass reaches the bottom and spreads out horizontally. A density current then forms radially around the point of impact, carrying the sediments over varying distances depending on the size of the particles. Deposit formation is characterized by the development of a sediment mound. In the absence of hydrodynamic disturbances, this deposit consolidates and becomes increasingly resistant to erosion. However, if the hydrodynamic forces in the receiving environment are sufficiently strong to remobilize the deposited sediments, this will cause erosion of these sediments over the medium to long term and resuspension of the sediment particles. These particles, or suspended solids (SS), will then be dispersed and transported over varying distances until they settle again. Disposal sites may be described as dispersive or non-dispersive depending on the stability of the deposit.

The ecotoxicological impact of open-water disposal must be assessed over the short, medium and long term, given the potential for resuspension and transport of sediments on the bottom over time. First, in order to determine whether open-water disposal poses an ecological risk, analyses of various chemical parameters must be performed and the results compared to the sediment quality criteria (EC and MDDEP 2007). Depending on

the results, the use of other assessment tools in addition to the quality criteria, such as toxicity tests, may be necessary.

Even when sediments are not contaminated, it is important to limit the dispersion of SS during dredging or disposal in order to prevent high concentrations of SS from physically affecting organisms, for example by obstructing fish gills, or affecting habitats through accumulation of sediments in spawning grounds downstream. Consequently, the extent of sediment resuspension must be carefully monitored during the work and, if necessary, measures must be taken to limit the increase in SS concentrations in the water column. Guidelines are therefore being developed for managing SS associated with dredging activities and open-water disposal. These guidelines will include criteria for managing SS specific to dredging, taking into account the surface water quality criteria,³ ambient SS concentrations in the St. Lawrence and the concentrations measured during dredging. While the surface water quality guidelines consist primarily of objectives to follow in the natural environment immediately downstream of effluent discharges,⁴ the management criteria for dredging that have been adapted for work in aquatic environments help ensure that best practices are put in place to minimize the impacts of SS on aquatic biota. If monitoring of suspended solids during dredging work is required, the concentrations of suspended sediments will have to be measured before the work begins in order to determine the range of natural concentrations in the affected area. Subsequent environmental monitoring during the work will make it possible to verify that the predefined objectives are being met and to adjust the actions for minimizing the impacts, as necessary.

It is important to assess the potential physical impacts of SS dispersion, erosion of the disposal sites and the disposal of dredged sediments in sensitive areas in order to determine whether the receiving environment is at risk of degradation. These aspects are not included in the ERA approach; however, they must be the subject of further studies on the potential physical disturbances of SS in order to guide the process of selecting an acceptable disposal site. The choice of disposal site can thus be influenced by the presence of sensitive components in nearby natural or human environments.

2.2.2 Analysis of the receiving ecosystem: identification of biological targets and anticipated responses

The receiving ecosystem includes various biological targets, such as the species living in the water column, from phytoplankton to fish, and the species living on and in the sediment, from periphyton to macroinvertebrates. The fish and macroinvertebrates present in juvenile feeding grounds and spawning grounds also represent significant targets in the event of erosion of the initial deposit. Certain birds and mammals that depend on the aquatic environment for food or habitat may also be part of the receiving ecosystem.

³ Based on the *Canadian Environmental Quality Guidelines*, and available from the Quebec Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) website (www.mddefp.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.asp).

⁴ Calculation and Interpretation of Effluent Discharge Objectives for Contaminants in the Aquatic Environment, available from the MDDEFP website (www.mddep.gouv.qc.ca/eau/oer/index.htm).

When sediments are released into the water during open-water disposal (mass descent of the sediments and passive diffusion), the conceptual model considers the short-term effects of dredged sediment disposal on the survival of the organisms in the water column (Figure 2 – process A: phytoplankton, zooplankton, fish). During deposit formation, one would obviously expect to see the partial or complete destruction of the existing benthic communities as a result of their being buried under the mass of sediments deposited (Figure 2 – process B). This effect can extend over an area well beyond the boundaries of the release point since, firstly, the sediment mass spreads out horizontally upon impact with the bottom and, secondly, hydrodynamic forces cause erosion and spreading of the deposit over the medium to long term (Figure 2 – process C). This short- and medium-term effect of sediment disposal may be offset by recolonization of the site by adjacent benthic communities. However, the particle size distribution of the dredged material dumped may be different from the sediments naturally found on the bottom, which would affect the potential for recolonization of the site by benthic communities. To promote recolonization, a disposal site with a particle size distribution similar to that of the sediments being disposed of should be chosen.

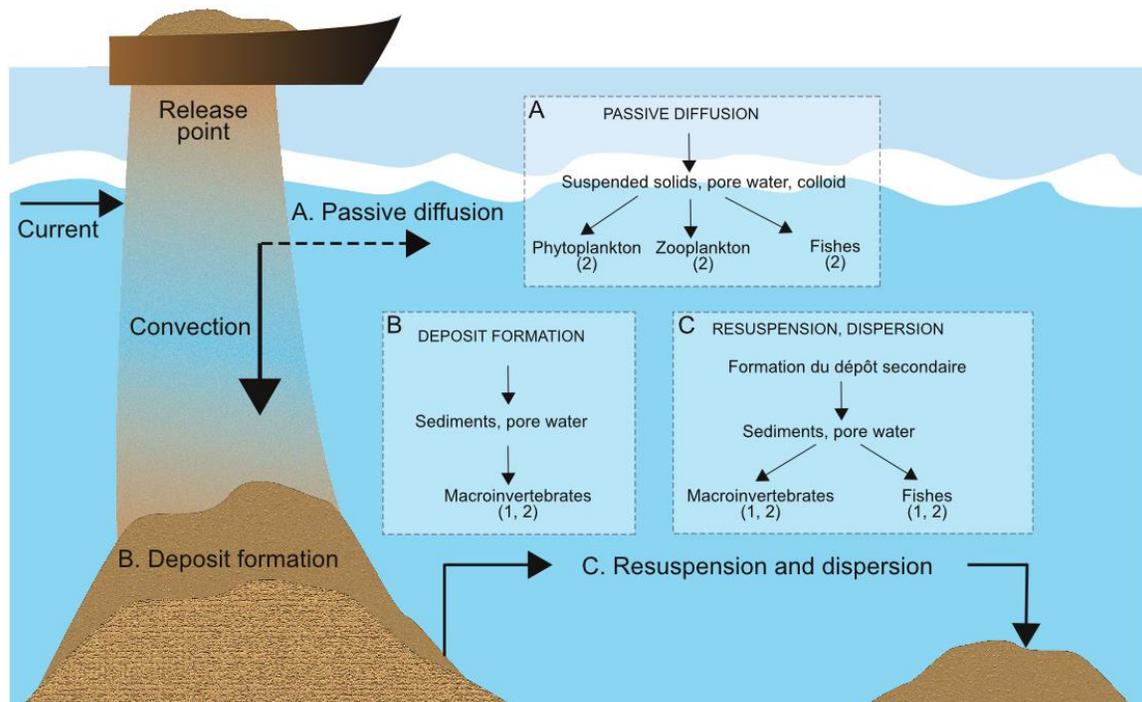


Figure 2: Generic conceptual model for the ecological risk assessment of open-water disposal of dredged sediments. The anticipated ecotoxicological effects on organisms for each compartment are the (1) growth, (2) survival, and/or (3) reproduction of aquatic organisms.

2.2.3 Ecotoxicological impact hypotheses for open-water disposal of dredged sediments

The target disposal site for dredged material may host a benthic community and thus serve as a feeding ground for fish and birds in the area. Many St. Lawrence fish species, especially juveniles, feed mainly on benthic organisms. Dredging operations can therefore indirectly affect fish by causing a relative loss of their feeding grounds. In

addition, if a high percentage of fine particles are carried downstream, silting effects can also occur, particularly in spawning grounds. Fish in areas sensitive to silting can thus be affected by erosion of the deposit, especially during flood periods. Hence, even non-contaminated sediments could have a significant physical effect on the integrity of fish spawning and feeding grounds. In addition, if the eroded sediments are contaminated, it is necessary to ensure that this contamination will not have significant effects on the survival, growth and reproduction of fish (at these sites) when the eroded sediments are redeposited downstream.

Although they are an inextricable part of the process of assessing the impacts of a dredging and open-water disposal project, several biological targets or anticipated effects are not included in this ERA approach since they are already taken into account in other stages of the environmental assessment process:

- Assessment of the physical impact of dredged sediments on sensitive wildlife habitats (e.g. spawning grounds) is not included in the ERA approach, but must be considered when selecting the disposal site. To this end, it is suggested that reference be made to the *Atlas des habitats critiques connus ou d'intérêt particulier pour les poissons du fleuve Saint-Laurent entre le port de Montréal et l'Île aux Coudres*. This atlas was published in 2003 by the Société de la faune et des parcs du Québec with the specific goal of applying wildlife criteria when selecting sites for open-water disposal of dredged sediments. However, the fact that these habitats may not have been surveyed to date in a particular area should not be interpreted to mean that there are no impacts on species in that area.
- The physical impacts of the increase in SS concentrations during dredging work are not considered in the ERA approach. The increase in SS concentrations associated with dredging work and open-water disposal must be considered during the environmental impact study, and mitigation measures must be proposed in order to minimize the physical impacts on aquatic life. Monitoring programs implemented during the work must include SS. The criteria (currently under development) for managing SS associated with dredging and open-water disposal activities will make it possible to set objectives based on the dredging area under study.
- During the mass descent of sediments, the risks to fish, zooplankton and algae communities are considered minor compared to the risks to benthic communities, given the short exposure time, the small proportion of sediments that generally detach from the mass during disposal, and the high mobility and recolonization potential of pelagic species. In addition, the relatively high flow rates in the St. Lawrence River generally permit rapid dispersion of SS in the water column.

Finally, the acceptability of sediment disposal will depend on whether a new benthic community, similar to the original community, can be established at the site. This recolonization will be possible if the sediment disposal does not threaten the survival, growth and reproduction of benthic species.

The ERA approach presented in this document focuses on assessing the risks to benthic communities exposed over the short, medium and long term to contaminants in dredged sediments. This contamination could adversely affect the recolonization of a disposal site and the preservation of feeding grounds temporarily degraded by open-water disposal activities.

2.3 ERA Tier 1 Components: Detecting Sediment Contamination Levels

The objective of Tier 1 of the ERA approach for the management of dredged sediments is to qualify the level of sediment contamination. This step is based on comparing sediment contaminant concentrations with the *Criteria for the Assessment of Sediment Quality in Quebec* (EC and MDDEP 2007).

The database employed in developing these quality criteria contains various types of data that can be used to establish links between the concentration of a given chemical and the presence or absence of a biological effect. These data were derived from field and laboratory studies (species abundance and richness of benthic communities, and toxic effects on living organisms, especially on growth, reproduction and survival), spiked-sediment toxicity tests and equilibrium partitioning models of contaminant in water and sediment phases. The database also includes sediment quality assessment criteria adopted by other competent authorities.

2.3.1 Determining the chemical quality of sediments

First, using the characterization data obtained from the ecotoxicological study of St. Lawrence sediments, the sediments were classified based on the quality criteria and according to the most critical factor. This meant that the sediment under study was assigned the quality rating associated with the chemical with the worst ranking. Class 1 is assigned when the concentration of all the toxic substances measured is lower than or equal to the OEL, class 2 is assigned when the concentration of one or more substances is higher than the OEL but lower than or equal to the FEL, and class 3 is assigned when the concentration of one or more substances is higher than the FEL.

Other methods were then used to assess overall sediment quality and the risk to the aquatic environment. For example, the risk associated with a given contaminant can be represented by a quotient obtained by calculating the ratio between the concentration of the contaminant measured in the environment under study and a threshold effect. To consider the risk associated with the various sediment contaminants, aggregated quotients are proposed in various equations that can be used to calculate means or sums (Appendix B). Most clustering methods assume that risk is additive, which is generally considered acceptable in the literature (Long et al. 1998; Ingersoll et al. 2000; MacDonald et al. 2000; Fairey et al. 2001). Contaminants can also be grouped by chemical family (e.g. metals, pesticides) (Ingersoll et al. 2001). With data from this study, various methods for assigning quality classes were evaluated (Desrosiers et al. 2010). A few examples are presented in Appendix B.

Following the assessment of different methods, the approach whereby the sediment is assigned the quality class of the chemical with the worst ranking was maintained. In addition to protecting the environment, this approach is the simplest of the methods that we tested, and its results are comparable to the quotient-based approaches.

2.3.2 Cross-validating chemical screening and toxicity test results

The ecotoxicological study showed that 8 of the 10 samples (80%) with contamination levels below the OEL (class 1) had significant toxicity results on at least one toxicity test. In class 2, the probability of detecting adverse effects on benthic organisms was relatively

high, with 20 of 29 samples (69%) presenting significant toxicity results. This study showed that the majority of the sediments in which at least one contaminant exceeded the FEL (class 3) were toxic, with 15 of 20 samples (75%) presenting significant toxicity results. Although the other 5 class 3 sediments were not toxic to the organisms tested, they posed a high risk of bioaccumulation and trophic transfer, since they contained high concentrations of mercury (Desrosiers et al. 2010).

From the perspective of sustainable management of dredged sediments in the St. Lawrence, the presence of class 1 sediments that were significantly toxic to the tested species or potentially toxic to benthic communities posed a problem that the study sought to understand. The open-water disposal of class 2 sediments can only be considered a valid option if toxicity tests have demonstrated that the sediments will not have adverse effects on the receiving environment and if the disposal does not contribute to degradation of the receiving environment. For class 3 sediments, these observations were consistent with a high probability that adverse biological effects will be observed.

2.3.3 Looking for explanations for the unexpected toxicity (false negatives)

In an effort to explain the unexpected toxicity in the class 1 sediments, we first looked for potential sources of toxic substances not measured during sediment characterization (polybrominated diphenyl ethers [PBDEs], dioxins/furans, etc.), but that might be present at the class 1 stations where the toxicity was detected.

Agricultural activities and pesticides can exert significant pressure on ecosystems (Hela et al. 2005). Pesticides can be toxic to invertebrates (Anderson et al. 2005) and can modify the structure of benthic communities or the functional traits of species (Anderson et al. 2005; Liess and Von Der Ohe 2005). Some of our class 1 stations may be affected by agricultural activities. For example, station 51 is located near the Rivière au Saumon and the Saint-Régis River, where a few pesticides were measured in 1989 (Fortin et al. 1994) and in 1992–1993 (Rondeau 1996). Three other class 1 stations that showed significant toxicity are located in Lake Saint-Pierre (stations 13, 15 and 34). These stations were affected by the Maskinongé and Bayonne rivers; there is extensive or intensive agriculture in the watersheds of these two rivers (Robitaille 1997, 2005; Giroux 2007; Pelletier et al. 2008).

Municipal wastewater represents another source of contaminants, including pharmaceuticals, that were not analyzed in this study. Currently, little is known about the toxicity of pharmaceuticals (Fent et al. 2006; Gros et al. 2007), although some of them are known to be fairly persistent in the environment (Bendz et al. 2005). One class 1 station, located in the Montréal island area (station 9), presented toxicity as measured by the significant mortality of *Chironomus riparius*. This station is influenced by highly turbid water coming from the Rivière des Mille Îles, the Rivière des Prairies and the Rivière L'Assomption. The first two rivers collect municipal wastewater, while the watershed of the Rivière L'Assomption is subject to heavy agricultural pressure (Rondeau 1996).

In Lake Saint-Louis, we measured significant toxicity in four class 1 stations. Station 22 may be influenced by groundwater coming from the city of Montréal and may potentially be contaminated by industrial activities or by surface water coming from small

contaminated streams (Deschamps et al. 2005). On the south shore, station 23 could be influenced by the Saint-Louis River, even though the contaminant concentrations are clearly lower than those measured in the stations located directly in the river's plume. Since stations 16 and 17 are located in a zone where there is mixing of water masses that are generally considered to be only weakly contaminated, the toxicity observed for these two stations remains unexplained. (Desrosiers et al. 2010)

Second, the study examined the effect of confounding factors. The bioavailability and toxicity of contaminants can be influenced by sediment particle size (Watzin et al. 1997) and by the presence of inorganic substances that form complexes with metals (Ankley 1996; Bervoets et al. 1997; Huerta-Diaz et al. 1998; Fan and Wang 2001), or organic matter (Bervoets et al. 1997; Di Toro et al. 2005). In this context, the use of certain statistical tools, specifically regression trees, is helpful in determining the chemical or environmental variables that can influence or at least be correlated with the toxic response. Statistical tools are also helpful in determining the relative contribution and probable threshold effect level of these variables. The main conclusion of these statistical tests was that the toxic response observed for the 10 stations with class 1 sediments was explained mainly by total sulphur, a substance not targeted by the quality criteria but which might explain up to 80% of the toxicity observed in the class 1 sediments (Desrosiers et al. 2010).

It is generally recognized that sulphates and sulphites can bind strongly with metals and, consequently, reduce the toxicity of the metals (Word et al. 2005). However, sulphites are also recognized as being potentially toxic to invertebrates (Knezovich et al. 1996; Wang and Chapman 1999), while elemental sulphur has been shown to be potentially toxic to bacteria and fish (Svenson et al. 1998). In our study, based on the results obtained at the 59 stations, we observed significant positive relationships between the concentrations of total sulphur and certain inorganic (arsenic, cadmium, copper, zinc) and organic (PCBs, PAHs, petroleum hydrocarbons) contaminants. In addition, a significant relationship between total sulphur and organic carbon was observed, thus supporting the hypothesis of a relationship between sulphur and the presence of organic contaminants included in the measurement of total organic carbon (TOC) (Desrosiers et al. in preparation).

Sulphur pollution can originate from many sources, the main ones being agriculture (fertilizers, pesticides), atmospheric depositions as a result of combustion of fossil fuels, acid mine drainage and industry (Schlesinger 1997). In industry, sulphur and especially sulphides are known to be associated with many chemicals (lubricants, varnishes) and various types of industrial processes (tanning, paper making). Sulphur can also be found associated with construction materials such as plaster (Kloppmann et al. 2011) and in refinery wastewater (van Leerdam et al. 2006).

Third, our research also assessed the structure of benthic macroinvertebrate communities; total sulphur was found to be a factor that influences the structure of benthic communities in class 1 sediment as in others (Masson et al. 2010). Generally, high concentrations of sulphur are associated with low levels of oxygen in sediments. The taxa that are generally hypoxia-tolerant are also sulphur-tolerant, such as diptera (Wiederholm 1976, 1984; Pinder 1986) and gastropods (Goodnight 1973). We observed that certain macroinvertebrates can colonize sulphur-rich areas, probably because of their ability to use the available oxygen and to resist the toxic effects of sulphur.

In addition, crustaceans and gastropods, which, unlike diptera, are relatively mobile, can avoid severe conditions of anoxia and high sulphur concentrations. Macroinvertebrates can develop physiological adaptations that enable them to survive in anoxic areas, either through hemoglobin production or ventilation (Stief et al. 2005), or by changing their mobility behaviour (Salánki et al. 2003), thus creating selection pressure in favour of the more tolerant taxons and to the detriment of more sensitive species.

2.3.4 Discussion on the need to review the methodology used in Tier 1

The toxicity observed in the class 1 sediments could have led to changes in the original Tier 1 risk assessment model, by suggesting for example that toxicity tests be incorporated from the outset. However, as mentioned in section 2.3.2, this first screening step proved effective in distinguishing class 2 and class 3 sediments. In addition, the statistical analysis results presented in the ecotoxicological study demonstrated that for the subset of the 10 class 1 stations, this unexpected toxicity was in most cases associated with total sulphur concentration. Hence, exceeding the 1400 mg/kg total sulphur concentration in class 1 sediments appears to be indicative of the presence of sulphur of anthropogenic origin potentially associated with other substances that could pose a risk to benthic organisms. It is therefore proposed that the total sulphur concentration be considered during the ecological risk assessment and analyzed at the same time as the contaminants for which quality criteria have been established. Although this is only exploratory, the use of sulphur as a potential indicator to assess the presence of a toxic substance other than those included in the sediment quality criteria must be evaluated before authorizing open-water disposal. The data collected during monitoring will make it possible to confirm this hypothesis. According to the ecotoxicological study, adding sulphur as an analytical parameter significantly reduces the percentage of samples determined to be toxic in class 1 sediments—from a figure of nearly 80% based on *Hyaella azteca* and/or *Chironomus riparius* mortality to 30% of false negative when the sulphur concentration is taken into consideration (Desrosiers et al. 2012).

In conclusion, the toxicity observed in class 1 sediments could have led to changes in ERA Tier 1, by suggesting for example that toxicity tests be incorporated from the outset. However, this screening step proved to be effective for distinguishing class 2 and class 3 sediments. In addition, the statistical analysis results demonstrated that for the subset of class 1 stations, total sulphur concentrations were significantly associated with this unexpected toxicity. Although this is only exploratory, it is proposed that the total sulphur concentration be considered during the ecological risk assessment and analyzed at the same time as the contaminants. In fact, the use of sulphur as a potential indicator of the presence of a toxic substance other than those considered in the sediment quality assessment criteria, as well as its effect on the structure of benthic communities, must be evaluated before authorizing open-water disposal by measuring the concentration of sulphur in the sediments. The 1400 mg/kg threshold proposed in this document is based on the results of the ecotoxicological study as well as on the ambient levels observed in Lake Saint-François and Lake Saint-Pierre. This threshold may need to be changed depending on site-specific ambient levels. The data generated by project monitoring will make it possible to validate the approach adopted for ERA Tier 1.

Quality criteria therefore remain the foundation of this first screening tier of the ecological risk assessment process. The list of recommended chemical analyses must include

analyses of total sulphur, and the results must be compared to the concentration of 1400 mg/kg, which is generally higher than ambient levels (see Text Box B) and likely to indicate the presence of a potential risk for benthic organisms.

Text Box 2: Ambient total sulphur levels in Lake Saint-François and Lake Saint-Pierre

In St. Lawrence River sediments, sulphur can be of natural or anthropogenic origin. Sulphur is part of the mineral structure of sulphides and sulphates. Sulphides form a group of approximately 350 minerals, the most common of which is iron sulphide or pyrite (FeS_2), whose primary characteristic is that it oxidizes easily, thus releasing the sulphur (Aubert et al. 1978). Sulphides are present in the basic materials used in the majority of Cu, Zn and Pb mining operations in Quebec. They are found in abundance in many sedimentary and volcanic rocks such as those of the Appalachians and the Canadian Shield (Hocq et al. 1994; AFNOR 2003; La Violette 2004; MDDEP and EC in preparation). The mineral group of sulphates (SO_4) includes approximately 220 minerals, the most well-known of which is gypsum (calcium sulphate) (Aubert et al. 1978). Sulphur can also come from the reduction of sulphate by sulphate-reducing bacteria in environments rich in organic matter and deficient in oxygen. Because of their more soluble and more friable characteristics, sulphates are used extensively in chemical fertilizers, in the manufacture of gypsum board and also as pesticides and in paints. Finally, sulphur is also found, again naturally, in various organic forms, primarily in oil, coal and natural gas.

Anthropogenic input of sulphur into the environment is primarily through mineral and petroleum products treatment and processing processes.

Data collected during water quality monitoring in Quebec have made it possible to determine the ambient levels of total sulphur for sediments in Lake Saint-François and Lake Saint-Pierre (Magella Pelletier, Environment Canada, personal communication). In view of the fact that sulphur is present in potentially high concentrations in nature, the ambient levels were determined using the 75th percentile of distribution. The average ambient value for the data taken as a whole is 752 mg/kg, with 1730 mg/kg in Lake Saint-François (LSF) and 538 mg/kg in Lake Saint-Pierre (LSP), respectively (Figure B-1). Certain areas of Lake Saint-François have ambient levels higher than 1400 mg/kg, with an observed median of 872 mg/kg (Figure B-2). Ambient sulphur levels are lower in Lake Saint-Pierre, with a maximum concentration of 1202 mg/kg and a median value of 370 mg/kg.

The total sulphur concentration of 1400 mg/kg proposed in the ERA approach for dredged sediments corresponds to the 90th percentile of the overall distribution of the ambient levels. Consequently, the proposed concentration of 1400 mg/kg is generally higher than the ambient levels in Lake Saint-François and Lake Saint-Pierre. However, it is important to bear in mind that the total sulphur concentration of 1400 mg/kg as an indicator of a potential risk was determined based on data from a relatively small number of stations (10). This parameter will therefore have to be monitored based on studies of dredging carried out in the coming years.

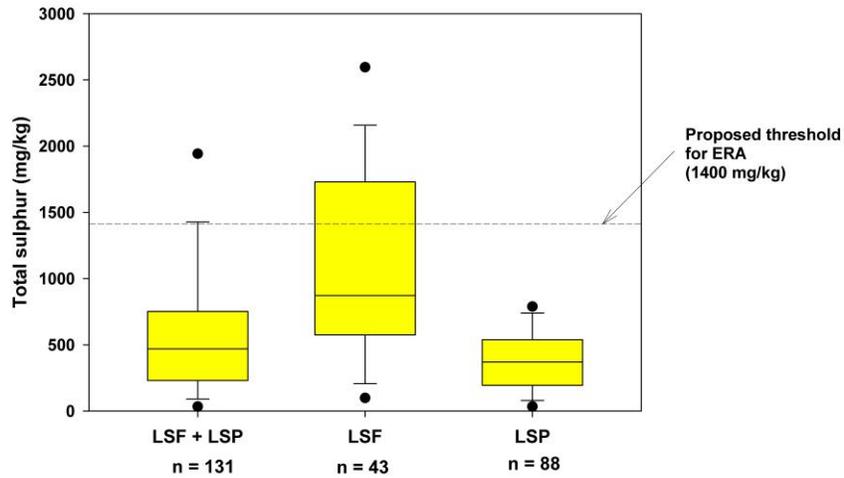
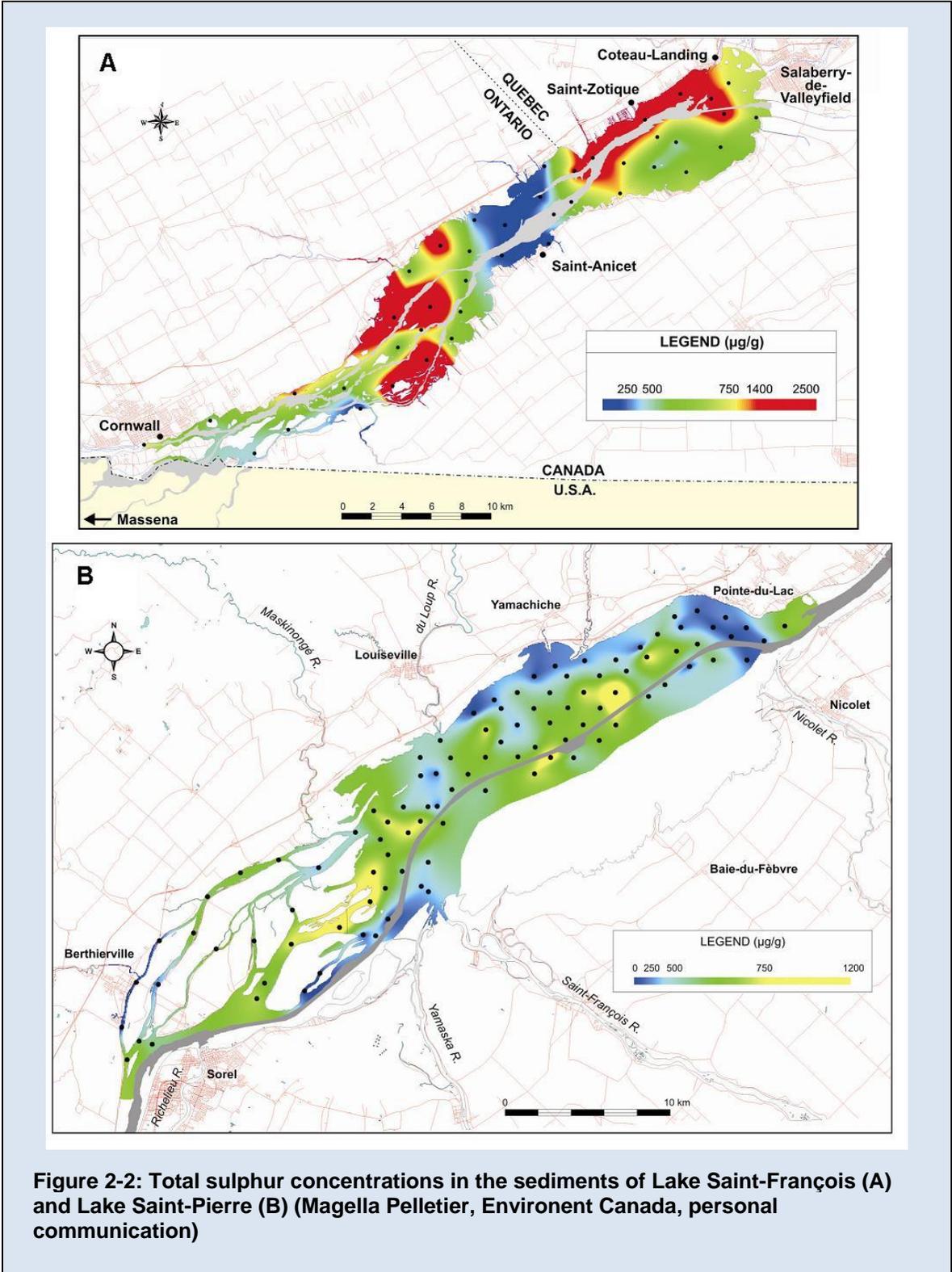


Figure 2-1: Total sulphur concentrations in the sediments of Lake Saint-François (LSF) and Lake Saint-Pierre (LSP) expressed in mg/kg (minimum, 10th, 25th, 50th, 75th and 90th quantiles and maximum) (Magella Pelletier, Environment Canada, personal communication).



2.4 ERA Tier 2 Components: Laboratory Toxicity Tests

Introducing toxicity tests in Tier 2 enabled us to examine, alongside the quality criteria, the exposure routes and the impact on aquatic organisms of all the toxic substances in dredged sediments. This summary report presents only the main findings that served as the basis for deciding which tests would be included in the assessment approach. The detailed results are presented in a scientific article (Desrosiers et al. in preparation).

2.4.1 Toxicity tests

Four standardized toxicity tests were evaluated during this study: two whole-sediment tests and two pore water tests. The whole-sediment toxicity tests were conducted with juvenile amphipods (*Hyalella azteca*), epibenthic organisms living at the water-sediment interface, and with chironomid larvae (*Chironomus riparius*), benthic organisms. The whole-sediment toxicity tests were conducted with methods adapted from standardized protocols:

- 7-day survival and growth of *Chironomus riparius* (AFNOR Experimental Standard T 90 339-1 [EC 1997b; AFNOR 2004])
- 14-day survival and growth of *Hyalella azteca* (modified protocol of Method EPS1/RM/33 [EC 1997a; AFNOR 2003])

The pore water toxicity tests were carried out on organisms representing two trophic levels: the alga *Pseudokirchneriella subcapitata*, representing primary producers, and the rotifer *Brachionus calyciflorus*, representing primary consumers. The rotifer *Brachionus* was preferred over the cladoceran *Ceriodaphnia* because a toxicity test on reproduction can be performed faster (48 hours versus 7 days) and a much smaller volume of pore water is required (20 to 30 ml versus a few litres). The pore water toxicity tests were carried out with methods adapted from standardized protocols:

- 48-hour reproduction of *Brachionus calyciflorus* (AFNOR Standard T-90-377 [AFNOR 2000])
- growth of the unicellular algae *Pseudokirchneriella subcapitata* (formally *Selenastrum capricornutum*) using two protocols: one with the flask technique (96 hours without EDTA [CEAEQ 2005]) and one with the microplate technique (72 hours with EDTA [EC 1992])

For the four toxicity tests, the effect thresholds were validated by considering whether or not there was a significant difference (t-test; $p < 0.05$) between the test sample and the control sample, as well as considering the variability observed in the controls. It was thus determined that the sediment was detrimental to the survival or growth of *Chironomus riparius* and *Hyalella azteca* (mortality and growth) when the response (observed effect) was greater than 20% and significantly different from the control results. For the pore water tests, the threshold was 15% for the two tests with *Pseudokirchneriella subcapitata* and 40% for the reproduction test with *Brachionus calyciflorus*.

2.4.2 Particle size distribution

Apart from selecting which tests to use, one of the main points studied concerning whole-sediment toxicity tests was whether these tests should be carried out on the coarse or fine fractions of the sediments. In fact, as was mentioned in the presentation of the conceptual model (Section 2.2), during open-water dumping of sediments, current velocity may result in differentiation by particle size. Since information on the particle size distribution of the sediments to be dumped can influence the risk assessment, several questions were studied in detail based on the data collected during the 2004 and 2005 sampling campaigns, as well as on historical data.

The general picture of the relationships between chemical contamination, sediment characteristics (particle size distribution, organic matter) and toxicity is complex. In fact, generally, the relationships observed were highly variable depending on the database and the toxicity tests used, and no general trend could be identified during our study. For example, in the historical database, the effects of toxicity in *Hyalella* and algae declines as the proportion of clay increases, although this is not the case with silt. However, in our tests, the toxicity observed increased as the proportion of sand increased. This influence of particle size distribution is only partially observed in the 2004–2005 data: *Hyalella azteca* mortality declined in the presence of clay, but sand had no apparent effect. Hence, at this stage, there is no evidence to support a requirement to systematically conduct toxicity tests on different sediment fractions in Tier 2.

2.4.3 Results obtained and selection of toxicity tests

The second point studied concerns the choice of the battery of tests to be performed and the complementarity of the tests. The relationships observed between sediment contamination and the toxicity test response varied with the species. Indeed, *Hyalella azteca* mortality increased significantly in the presence of arsenic, cadmium, copper, lead and zinc, whereas *Chironomus riparius* mortality increased in the presence of cadmium, copper, zinc and butyltin. *Hyalella azteca* and *Chironomus riparius* growth was not very sensitive to the presence of contaminants. This parameter was more sensitive to the presence of nutrients in the sediment.

The *Brachionus calyciflorus* test is a reproduction test. Reproduction was a more sensitive parameter than mortality, and the test appeared to demonstrate the influence of certain metals (cadmium, lead and zinc) as well as organic contaminants (PCBs, PAHs and butyltin) on sediment toxicity. This was a real advantage. However, the results of this test can be difficult to interpret. For example, it is possible that stimulation of reproduction may be linked to the presence of endocrine disruptors, as was observed during the study of a site exposed to significant pollutant loads from agriculture. In addition, the variability of the controls seemed high, which resulted in an increase in the toxicity threshold ($\approx 40\%$ effect for the “reproduction” parameter) compared to the other tests. In view of these problems, it is recommended that this test not be used alone (Desrosiers et al. in preparation).

In the present study, the tests on algae, including *Pseudokirchneriella subcapitata*, frequently showed growth stimulation and did not seem appropriate for detecting toxicity in sediments. However, these tests could be useful if the assessment parameter in a particular case study included a risk of eutrophication (Desrosiers et al. in preparation).

Because of the similarities observed between the results of the pore water toxicity tests (*Pseudokirchneriella subcapitata* and *Brachionus calyciflorus*) and the whole-sediment toxicity tests (*Chironomus riparius* and *Hyalella azteca*) as well as the difficulty of interpreting the results when these tests were performed on pore water, not to mention the need to extract this water, there did not appear to be any real benefit in including these types of pore water tests in the ERA approach. In addition, as mentioned in section 2.2, during open-water disposal, significant dispersion of SS occurs in the St. Lawrence River, which tends to dilute the contaminants.

In conclusion, the whole-sediment tests conducted with *Hyalella azteca* and *Chironomus riparius* were retained in the ERA approach to assess the impact of dredged sediments on benthic communities.

3.0 Application of the ERA Approach

The ERA approach presented in this document incorporates the quality criteria at the outset of the assessment process (Tier 1) and outlines a multi-tier process for assessing the ecological risk associated with open-water disposal of dredged sediments that incorporates toxicity tests in the second tier. The objective of this ERA approach is to determine whether open-water disposal of sediments is acceptable from an ecotoxicological perspective for benthic communities.

3.1 Tier 1: Detecting Sediment Contamination Level

In Tier 1 of the approach, the chemical analysis results are compared with the sediment quality assessment criteria adopted in Quebec (see Figure 3). In managing dredged sediments, sediment quality classes are determined based on two contamination levels: the OEL and the FEL (EC and MDDEP 2007).

The basic parameters that must generally be analyzed in order to assess sediment quality during a dredging project are particle size distribution, metals (arsenic, cadmium, chromium, copper, mercury, nickel, lead and zinc), PCBs, PAHs, TOC and petroleum hydrocarbons (C₁₀–C₅₀). Total sulphur must also be added to the list in view of the observations concerning its role as a potential indicator of toxicity. Sediment quality criteria are available for metals, PCBs and PAHs (EC and MDDEP 2007). For total sulphur, the threshold chosen is 1400 mg/kg⁵ (see Text Box 4). Other parameters may be added to this list depending on the specific context of each dredging operation.

⁵ According to the results of research carried out to explain the toxic response of class 1 sediments (Desrosiers et al. 2010).

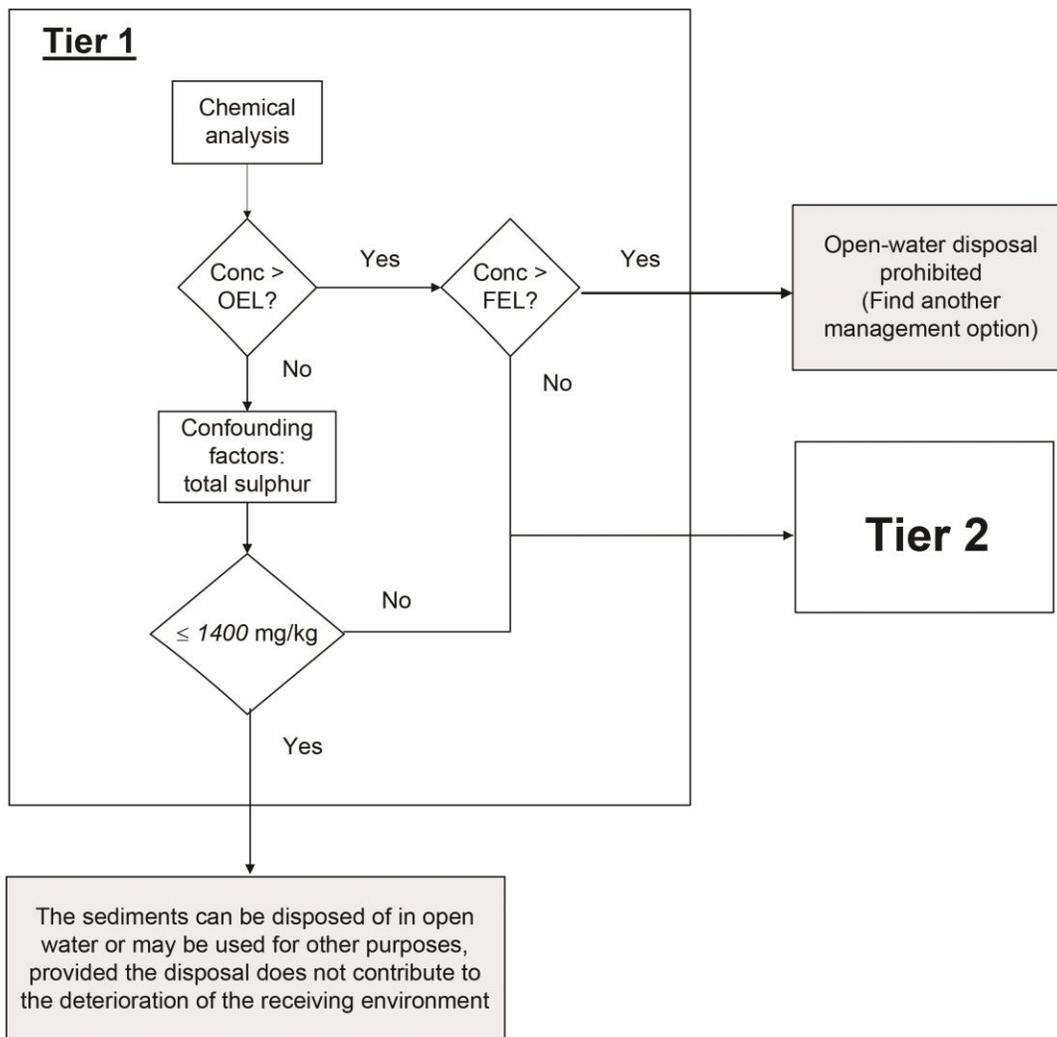


Figure 3: Detailed logic diagram of Tier 1 of the ecological risk assessment approach

Situation 1:

A sediment sample is defined as class 1 when the concentration of all the contaminants is less than or equal to the OEL,⁶ the concentration at which the probability of observing adverse biological effects is considered relatively low. However, if a sediment is classified as class 1, but the total sulphur concentration is higher than 1400 mg/kg (or higher than the ambient level specific to the study area if that level is higher than 1400 mg/kg), it may indicate the presence of toxic substances not taken into account by the sediment quality assessment criteria. The sample could therefore be toxic and pose a risk to benthic organisms. For that reason it is necessary to proceed to Tier 2 of the assessment (see Figure 3).

⁶ The *Criteria for the Assessment of Sediment Quality in Quebec* document includes the possibility of comparing the concentrations to natural background levels if they are higher than the standard criteria (EC and MDDEP 2007).

If all the contaminants are below the OEL and total sulphur is less than 1400 mg/kg, the ERA can be considered complete (see Figure 3). The sediments can be disposed of in open water or be used for other purposes, for example for beneficial uses such as creating wildlife habitats or for beach replenishment, provided that the receiving environment is not thereby adversely affected (see Text Box 3).

Text Box 3: The principle of non-degradation of the receiving environment

Although meeting chemical quality criteria is generally indicative of good sediment quality, ecosystems may still be degraded or disturbed by open-water disposal of sediments. First of all, the chemical quality of the sediments to be disposed of must be equivalent to or higher than the sediment quality present in the disposal area, based on the quality classes assigned. In addition, as mentioned in the conceptual model, even if the sediments are not toxic, the process of dumping dredged sediments and the accompanying significant increases in the concentration of suspended solids can physically alter aquatic ecosystems or cause habitat loss. Considerations relating to the health of the receiving ecosystem, in terms of protecting both aquatic life and human health or in terms of a specific use of the site, the need to protect a threatened or vulnerable species, or the presence of spawning grounds, may require specific mitigation measures or additional actions. At no time should the sediment quality criteria be considered as implicit approval to allow a site to degrade until it reaches the adopted threshold values (EC and MDDEP 2007).

Situation 2:

A sediment sample is defined as class 2 when the concentration of at least one contaminant is between the OEL and the FEL. Between these two thresholds, the probability of observing adverse biological effects is relatively high and increases with the concentration measured. As a result, and in accordance with what is suggested in the sediment quality assessment document (EC and MDDEP 2007), toxicity tests will be performed on these sediments, and these Tier 2 results will have to demonstrate that the sediments are safe in order to be considered suitable for disposal in an aquatic environment (see Figure 3).

Situation 3:

A sediment sample is defined as class 3 when the concentration of at least one contaminant is higher than the FEL, the concentration above which the probability of observing adverse biological effects is very high. As a result, in the case of class 3 sediments, open-water disposal is prohibited, as stipulated in the document describing the sediment quality criteria (EC and MDDEP 2007) (see Figure 3). In this case, the sediments must be treated or properly contained.

Text Box 4: Tier 1 – Detecting sediment contamination levels

Measurement Parameters

- Metals (arsenic, cadmium, chromium, copper, mercury, nickel, lead and zinc), PCBs, PAHs and petroleum hydrocarbons (C₁₀–C₅₀).
- Total sulphur.
- Particle size distribution, TOC.
- Other parameters may be added depending on the specific context of each dredging operation (e.g. organotins, flame retardants)
- Sediment sampling must be carried out in accordance with the *Sediment Sampling Guide for Dredging and Marine Engineering Projects on the St. Lawrence River* (EC 2002a, 2002b; MDDEP and EC in preparation).
- Physicochemical analyses must be carried out in accordance with the *Guide de caractérisation physico-chimique et toxicologique des sédiments* (MDDEP and EC in preparation).

Interpreting the Results (Figure 3)

- In this approach to assigning quality classes, a sediment is assigned the quality class of the chemical with the worst ranking.

Situation 1:

- **The concentration of all the contaminants is less than or equal to the OEL and the total sulphur concentration is less than or equal to 1400 mg/kg.**
 - If the concentrations of all the contaminants are less than or equal to the OEL (or the natural background level if that level is higher than the OEL) and if the total sulphur is less than 1400 mg/kg, the ERA can be considered complete. The sediments can be disposed of in open water or can be used for other purposes, provided that the receiving environment is not thereby adversely affected.

Situation 2:

- **The concentration of at least one contaminant is between the OEL and the FEL or the concentration of all the contaminants is less than or equal to the OEL, but total sulphur is higher than 1400 mg/kg.**
 - The probability of detecting adverse effects on benthic organisms is relatively high in this class.
 - Open-water disposal can be considered a valid option only if toxicity tests demonstrate that the sediments will not have adverse effects on the receiving environment and that, as for class 1 sediments, disposal does not contribute to the degradation of the receiving environment.
 - In the case of class 2 sediments, it will be necessary to proceed to assessment Tier 2, where toxicity tests will be performed.

Situation 3:

- **The concentration of at least one contaminant exceeds the FEL.**
 - The probability of observing adverse biological effects is very high.
 - Open-water disposal is prohibited.
 - The sediments must be treated or properly contained.

3.2 Tier 2: Assessing Sediment Toxicity

If the dredged sediments were rated as class 2 during Tier 1, or if rated as class 1 but total sulphur concentration is higher than 1400 mg/kg, open-water disposal can only be considered a valid option if toxicity tests clearly demonstrate that the sediments are safe for the receiving environment (see Figure 4).

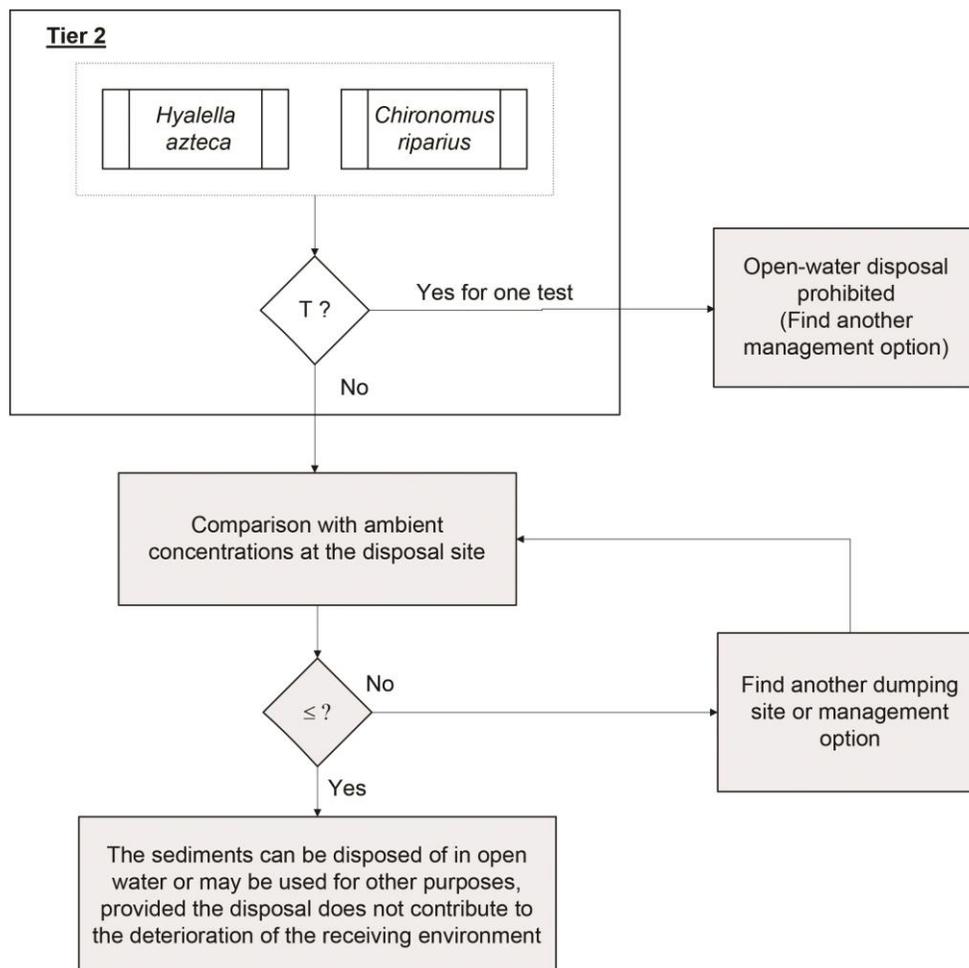


Figure 4: Detailed logic diagram of Tier 2 of the ecological risk assessment approach for dredged sediments

The two toxicity tests adopted for this ERA approach have been the subject of numerous standardized test protocols. For amphipods (*Hyalella azteca*), the toxicity test protocol of Environment Canada (1997a) was chosen and modified for the water/sediment ratio (4/1; MDDEFP and EC in preparation). For chironomids, since the standardized test protocol of Environment Canada (1997b) is more suited to the life cycle of *Chironomus tentans*, which is longer than that of *Chironomus riparius*, the test protocol of AFNOR (2004), developed for *Chironomus riparius*, was therefore chosen and modified for temperature (23°C; MDDEFP and EC in preparation). This makes it possible to complete the test in 7 days instead of 10. The whole-sediment toxicity tests must be performed and interpreted in accordance with the methodologies outlined in the *Guide de caractérisation physico-chimique et toxicologique des sédiments* (MDDEFP and EC in preparation). The toxicity test results are considered significant when the difference in response (observed effect) between the contaminated sediments and the laboratory reference sediments is $\geq 20\%$ in terms of mortality or growth inhibition.

Open-water disposal can be considered a valid option if none of the toxicity tests yields a significant toxic response (see Figure 4). If a significant toxic response is observed on one or more of the tests performed, the sediments are considered detrimental to the health of benthic organisms and open-water disposal is therefore prohibited.

In addition, even in the absence of toxicity, a proper characterization of the disposal site is required before authorizing open-water disposal. The concentrations measured in the dredged sediments must be less than or equal to the levels measured in the sediments at the disposal site. This comparison must be carried out based on the sediment quality class for each of the substances targeted by the quality criteria. According to this procedure, non-toxic class 2 sediments cannot be deposited on top of class 1 sediments. It is also advisable to ensure that the site selected for disposal of the dredged sediments minimizes adverse effects on the environment and related activities. The Tier 2 application procedure is summarized in Text Box 5.

Text Box 5: Tier 2 – Toxicity tests

Measurement parameters

The whole-sediment toxicity tests to be performed are as follows:

- 7-day survival and growth of *Chironomus riparius* (AFNOR Experimental Standard T 90 339-1 [AFNOR 2004]).
- 14-day survival and growth of *Hyalella azteca* (Method EPS1/RM/33 [EC 1997a]).
- Physicochemical characterization of the sediments used for the toxicity tests (see Tier 1 measurement parameters).

Interpreting the results (Figure 4)

- Sediments are considered detrimental to the health of benthic organisms and ***open-water disposal is prohibited*** if
 - One or more of the toxicity tests produces a significant toxic response:
 - The toxicity test results are considered significant when the response observed is $\geq 20\%$ in terms of mortality or growth inhibition in comparison with controls.
 - The sediments must then be treated or properly contained.
- ***Open-water disposal can be considered a valid option*** if
 - None of the toxicity tests produces a significant toxic response;
 - The site selected for disposal of the dredged material minimizes the adverse physical effects on the environment and related activities; and
 - The concentrations in the dredged sediments are less than or equal to the levels measured in the sediments at the disposal site. This comparison must be carried out based on the quality class for each contaminant.

Conclusion and Recommendations

The complete ecological risk assessment approach to support the management of dredged sediments in the St. Lawrence River is presented in Figure 5.

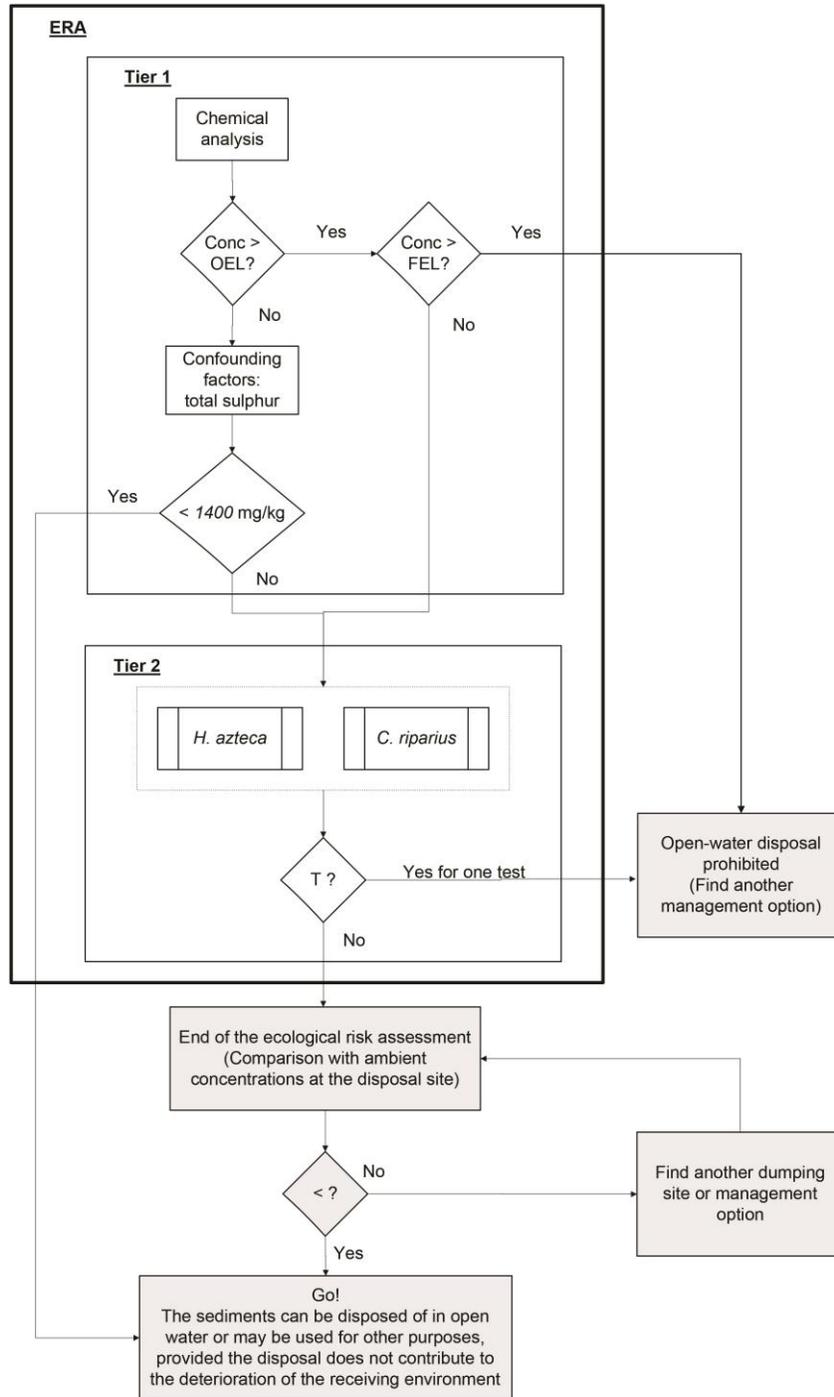


Figure 5: Ecological risk assessment approach to support the management of dredged sediments in the St. Lawrence River

This ecological risk assessment approach for open-water disposal of sediments to support the management of dredging projects was developed using data collected from the freshwater portion of the St. Lawrence River. Consequently, this ERA approach applies only to open-water disposal of dredged sediments located in the freshwater portion of the St. Lawrence, i.e., from Cornwall, Ontario, to the eastern tip of Île d'Orléans, including Lake Saint-François, Lake Saint-Louis and Lake Saint-Pierre. For dredging work planned in saltwater, it is recommended that reference be made to the procedures and toxicity tests outlined in Environment Canada's Disposal at Sea Program (see Environment Canada website). For the area of brackish water, a project under development as part of the St. Lawrence Action Plan (SLAP) will determine the tolerance limits of toxicity tests for use in freshwater and saltwater and develop or adapt toxicity tests to the brackish water conditions present in certain parts of the St. Lawrence River. In addition, as part of another SLAP project, there are plans to develop an ecological risk assessment approach whose primary objective will be to determine, using available prediction and assessment tools, the criteria and analytical process for assessing the ecological risk applicable to contaminated sediment sites that may be candidates for remediation.

Finally, it is important to bear in mind that the total sulphur concentration of 1400 mg/kg as an indicator of potential toxic effects was established based on data from a relatively small number of stations (10). This parameter will therefore have to be monitored based on studies of dredging carried out in the coming years. We also recommend continued research in order to (1) obtain more accurate and complete data on background levels (ambient and natural), particularly for Lake Saint-Louis and the fluvial section; and (2) determine the nature of the contaminants associated with sulphur in the various sections of the St. Lawrence River.

Bibliography

- AFNOR. 2000. *Qualité de l'eau – Détermination de la toxicité chronique vis-à-vis de Brachionus calyciflorus en 48 h. NF T 90-377*. Technical report. Paris (FR): AFNOR.
- AFNOR. 2003. *Qualité de l'eau – Détermination de la toxicité des sédiments d'eaux douces vis-à-vis de Hyalella azteca – XP T 90-338-1*. Technical report. Paris (FR): AFNOR.
- AFNOR. 2004. *Détermination de la toxicité des sédiments d'eau douce vis-à-vis de Chironomus riparius*. Technical report XP T90-339-1. Paris (FR): AFNOR.
- Anderson, B.S., B.M. Phillips, J. Hunt, K. Worcester, M.S. Adams, N. Kapellas and R.S. Tjeerdema. 2005. Evidence of Pesticide Impacts in the Santa Maria River Watershed, California, USA. *Environ Sci Technol* 25:1160-1170.
- Ankley, G.T. 1996. Assessing the Ecological Risk of Metals in Sediments. *Environ Toxicol Chem* 15:2053-2055.
- Aubert, G., C. Guillemin and R. Pierrot. 1978. *Précis de minéralogie*. Paris (FR): Masson.
- Babut, M.P., H. Delmas, M. Bray, C. Durrieu, Y. Perrodin and J. Garric. 2006. Characterizing the Risks to Aquatic Ecosystems: A Tentative Approach in the Context of Freshwater Dredged Material Disposal. *Integr Environ Assess Manag* 2:330-343.
- Bendz, D., N.A. Paxéus, T.R. Ginn and F.J. Loge. 2005. Occurrence and Fate of Pharmaceutically Active Compounds in the Environment, a Case Study: Høje River in Sweden. *J Hazard Mater* 122:195-204.
- Bervoets, L., R. Blust, M. de Wit and R. Verheyen. 1997. Relationships between River Sediment Characteristics and Trace Metal Concentrations in Tubificid Worms and Chironomid Larvae. *Environ Pollut* 95:345-356.
- [CEAEQ] Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. 1998. *Procédure d'évaluation du risque écotoxicologique pour la réhabilitation des terrains contaminés*. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec.
- [CEAEQ] Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. 2005. *Détermination de la toxicité : inhibition de la croissance chez l'algue Pseudokirchneriella subcapitata MA 500 – P. sub 1.0*. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec.
- Chapman, P.M. 2005. *Development of a Canada-Ontario Decision-Marking Framework for Contaminated Sediments in the Great Lakes (and Elsewhere)*. Final Report. Prepared by EVS Environment Consultants-Golder Associates. North Vancouver (BC).
- Deschamps, G., R. Mallet, J.P. Lafleur and C. Tremblay. 2005. Qualité des cours d'eau de Montréal. *Rapport annuel 2005, Ville de Montréal*. Montréal (QC): Service des infrastructures, transport et environnement, Direction de l'environnement, Planification et suivi environnemental, RSMA.

-
- Desrosiers, M., G. Triffaut-Bouchet, M. Pelletier, S. Masson, L. Martel, M. Babut. Relationships between sediment toxicity and chemical contamination in the St. Lawrence River (Canada) in support of the development of an ERA framework design. *In preparation*.
- Desrosiers, M., C. Gagnon, S. Masson, L. Martel and M.P. Babut. 2008. Relationships Among Total Recoverable and Reactive Metals and Metalloid in the St. Lawrence River Sediment: Bioaccumulation by Chironomids and Implication for Ecological Risk Assessment. *Sci Total Environ* 389:101-114.
- Desrosiers, M., M.P. Babut, M. Pelletier, C. Bélanger, S. Thibodeau and L. Martel. 2010. Efficiency of Sediment Quality Guidelines for Predicting Toxicity: The Case of the St. Lawrence River. *Integr Environ Assess Manag* 6:225-239.
- Desrosiers, M., L. Martel, L. Boudreau, M. Cormier, C. Gagnon, S. Lepage, S. Masson, P. Michon, M. Pelletier, S. Thibodeau, G. Triffaut-Bouchet et M. P. Babut. 2012. Ecological Risk Assessment (ERA) of Open-water Disposal of Sediment to Support the Management of Dredging Project in the St. Lawrence River, *Journal of ASTM International*. Selected Technical Papers, STP1554, on Contaminated Sediments, 5th Volume : Restoration of Aquatic Environment : 105-125
- Di Toro, D.M., W.J. Berry, R.M. Burgess, D.R. Mount, T.P. O'Connor and R.C. Swartz. 2005. Predictive Ability of Sediment Quality Guidelines Derived Using Equilibrium Partitioning. In *Use of Sediment Quality Guidelines and Related Tools for the Assessment of Contaminated Sediments*, R.J. Wenning, G.E. Batley, C.G. Ingersoll and D.W. Moore, editors. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC):557-588.
- Environment Canada. 1992. *Biological Test Method: Growth Inhibition Test Using the Freshwater Alga Selenastrum capricornutum* EPS 1/RM/25. Ottawa (ON): Environmental Protection Directorate, Environment Canada.
- Environment Canada. 1993. *Sediment Quality and Dredging Activities in the St. Lawrence River*, St. Lawrence Centre, Technology Development Branch, Restoration Technologies Division.
- Environment Canada. 1997a. *Biological Test Method: Test for Survival and Growth in Sediment Using the Freshwater Amphipod Hyalella azteca* – EPS 1/RM33. Technical report. Ottawa (ON): Environment Canada.
- Environment Canada. 1997b. *Biological Test Method: Test for Survival and Growth in Ssediment Using the Larvae of Freshwater Midges (Chironomus tentans or Chironomus riparius)* – EPS 1/RM/32. Technical report. Ottawa (ON): Environment Canada.
- Environment Canada. 2002a. *Sediment Sampling Guide for Dredging and Marine Engineering Projects on the St. Lawrence River*. Volume 1: *Planning Guidelines*. Montréal (QC): Environment Canada, Environmental Protection Branch, Quebec Region, Technological Innovation and Industrial Sectors Section.
- Environment Canada. 2002b. *Sediment Sampling Guide for Dredging and Marine Engineering Projects on the St. Lawrence River*. Volume 2: *Field Operation Manual*. Montréal (QC): Environment Canada, Environmental Protection Branch, Quebec Region, Technological Innovation and Industrial Sectors Section.

-
- [EC and MDDEP] Environment Canada and Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. 2004. *Orientation Document on Integrated Management of Dredging on the St. Lawrence River: Supporting Document for the Sustainable Navigation Strategy of the Navigation Consensus Building Committee*. Sainte-Foy (QC): Working Group on Integrated Management of Dredging and Sediments.
- [EC and MDDEP] Environment Canada and Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. 2007. *Criteria for the Assessment of Sediment Quality in Quebec and Application Frameworks : Prevention, Dredging and Remediation*. 39 p.
- [EC and OME] Environment Canada Ontario Ministry of the Environment. 2007. *Canada-Ontario Decision-making Framework for Assessment of Great Lakes Contaminated Sediment*. Ottawa (ON): Environment Canada and Ontario Ministry of the Environment.
- Fairey, R., E.R. Long, C.A. Roberts, B.S. Anderson, B.M. Phillips, J.W. Hunt, H.R. Puckett and C.J. Wilson. 2001. An Evaluation of Methods for Calculating Mean Sediment Quality Guideline Quotients as Indicators of Contamination and Acute Toxicity to Amphipods by Chemical Mixtures. *Environ Toxicol Chem* 20:2276-2286.
- Fan, W., and W.-X. Wang. 2001. Sediment Geochemical Controls on Cd, Cr, and Zn Assimilation by the Clam *Ruditapes philippinarum*. *Environ Toxicol Chem* 20: 2309-2317.
- Fent, K., A.A. Weston and D. Caminada. 2006. Ecotoxicology of Human Pharmaceuticals. *Aquat Toxicol* 76:122-159.
- Fortin, G., D. Leclair and A. Sylvestre. 1994. *Synthèse des connaissances sur les aspects physiques et chimiques de l'eau et des sédiments du lac Saint-François*. Technical report, ZIP 1-2. Montréal (QC): Environment Canada, Quebec Region.
- Giroux, I. 2007. *État de l'écosystème aquatique du bassin versant de la rivière Bayonne : faits saillants 2001-2005*. Québec (QC): Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement. ISBN 978-2-550-50101-5. 16 p.
- Goodnight, C.J. 1973. The Use of Aquatic Macroinvertebrates as Indicators of Stream Pollution. *Transaction of the American Microscopical Society* 92:1-13.
- Gros, M., M. Petrovic and D. Barcelo. 2007. Wastewater Treatment Plants as a Pathway for Aquatic Contamination by Pharmaceuticals in the Ebro River Basin (Northeast Spain). *Environ Toxicol Chem* 26:1553-1562.
- Hela, D.G., D.A. Lambropoulou, I.K. Konstantinou and T.A. Albanis. 2005. Environmental Monitoring and Ecological Risk Assessment for Pesticide Contamination and Effects in Lake Pamvotis, Northwestern Greece. *Environ Toxicol Chem* 24:1548-1556.
- Hocq, M., P. Verpaerst, F. Chartrand, T. Clark, D. Lamothe, D. Brisebois, J. Brun and G. Martineau. 1994. *Géologie du Québec*. Québec (QC): Les Publications du Québec.

-
- Huerta-Diaz, M.A., A. Tessier and R. Carignan. 1998. Geochemistry of Trace Metals Associated with Reduced Sulfur in Freshwater Sediments. *Appl Geochem* 13: 213-233.
- Ingersoll, C.G., C.D. Ivey, E.L. Brunson, D.K. Hardesty and N.E. Kemble. 2000. Evaluation of Toxicity: Whole-sediment Versus Overlying-water Exposures with Amphipod *Hyalella azteca*. *Environ Toxicol Chem* 19:2906-2910.
- Ingersoll, C.G., D.D. MacDonald, N. Wang, J.L. Crane, L.J. Field, P.S. Haverland, N.E. Kemble, R.A. Lindscoog, C. Severn and D.E. Smorong. 2001. Prediction of Sediment Toxicity Using Consensus-based Freshwater Sediment Quality Guidelines. *Arch Environ Contam Toxicol* 41:8-21.
- Jacinto, R.S., P. Le Hir and P. Bassoullet. 1999. Modélisation mathématique des rejets de dragage. In *Dragages et environnement marin : état des connaissances*, C. Alzieu, editor. Plouzané (FR): Ifremer. 223 p.
- Kloppmann, W., P. Bromblet, J.M. Vallet, V. Verges-Belmin, O. Rolland, C. Guerrot and C. Gosselin. 2011. Building Materials as Intrinsic Sources of Sulphate: A Hidden Face of Salt Weathering of Historical Monuments Investigated Through Multi-isotope Tracing (B, O, S). *Sci Total Environ* 409:1658-1669.
- Knezovich, J.P., D.J. Steichen, J.A. Jelinski et S. L. Anderson. 1996. Sulfide Tolerance of Four Marine Species Used to Evaluate Sediment and Pore-Water Toxicity, *Bull Environ Contam Toxicol* 57: 450-457.
- La Violette, N. 2004. Les lacs fluviaux du Saint-Laurent : hydrologie et modifications humaines. *Le Naturaliste canadien* 128:98-104.
- Lalancette, J. 2001. *Portrait des activités de dragage sur le Saint-Laurent. Les aspects opérationnels et environnementaux*, Québec (QC): Ministère des Transports. 58 p. + appendices.
- Liess, M., and P.C. Von Der Ohe. 2005. Analyzing Effects of Pesticides on Invertebrate Communities in Streams. *Environ Toxicol Chem* 24:954-965.
- Long, E.R., L.J. Field and D.D. MacDonald. 1998. Predicting Toxicity in Marine Sediments with Numerical Sediment Quality Guidelines. *Environ Toxicol Chem* 17:714-727.
- MacDonald, D.D., L.M. Dipinto, J. Field, C.G. Ingersoll, E.R. Long and R.C. Swartz. 2000. Development and Evaluation of Consensus-based Sediment Effect Concentration for Polychlorinated Biphenyls. *Environ Toxicol Chem* 19:1403-1413.
- Masson, S., M. Desrosiers, B. Pinel-Alloul and L. Martel. 2010. Relating Macroinvertebrate Community Structure to Environmental Characteristics and Sediment Contamination at the Scale of the St. Lawrence River. *Hydrobiologia* 647:35-50.
- [MDDEP and EC] Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs and Environnement Canada. in preparation. *Guide de caractérisation physico-chimique et toxicologique des sédiments*. St. Lawrence Plan: Environnement Canada, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec. Provisional title, in preparation.

-
- [MEF] Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec. 1998. *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés – Nouvelle politique*. Sainte-Foy (QC): Les Publications du Québec. ISBN 2-551-18001-5. 124 p.
- [MTQ] Ministère des Transports du Québec. 2003. *Portrait des activités de dragage sur le Saint-Laurent : les aspects opérationnels et environnementaux*. Québec (QC): Direction du transport maritime aérien et ferroviaire.
- Pelletier, M., B. Rondeau, C. Gagnon and F. Messier. 2008. *Les polybromodiphényléthers (PBDE) dans le Saint-Laurent : de nouveaux contaminants à surveiller*. Colloque du Chapitre Saint-Laurent. Québec.
- Pinder, L.C.V. 1986. Biology of freshwater Chironomidae. *Annu Rev Entomol* 31:1-23.
- Robitaille, P. 1997. *Qualité des eaux des bassins des rivières Maskinongé et du Loup, 1979 à 1996*. Québec (QC): Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques.
- Robitaille, P. 2005. *État de l'écosystème aquatique du bassin versant de la rivière Maskinongé (région de Lanaudière et de la Mauricie : faits saillants 2001-2003*, Québec (QC): Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement. Envirodoq no. ENV/2005/0110. Collection no. QE/157. 7 p.
- Rondeau, B. 1996. *Pesticides dans les tributaires du fleuve Saint-Laurent 1989-1991*. Scientific and Technical Report ST-62. Montréal (QC): Environment Canada, Centre Saint-Laurent. 58 p.
- Rondeau, B., D. Cossa, P. Gagnon and L. Bilodeau. 2000. Budget and Sources of Suspended Sediment Transported in the St. Lawrence River, Canada. *Hydrol Process* 14:21-36.
- Salánki, J., A. Farkas, T. Kamardina and K.S. Rózsa. 2003. Molluscs in Biological Monitoring of Water Quality. *Toxicol Lett* 140-141:403-410.
- Schlesinger, W.H. 1997. *Biogeochemistry: An Analysis of Global Change*. San Diego (CA): Academic Press. 558 p.
- [SLC] St. Lawrence Centre. 1996. *State of the Environment Report on the St. Lawrence River. Volume 1. The St. Lawrence Ecosystem*. Environment Canada – Quebec Region. Montréal (QC): Conservation de l'environnement et Éditions Multimondes, Bilan Saint-Laurent Collection.
- [SLC and MENV] St. Lawrence Centre and Ministère de l'Environnement du Québec. 1992. *Interim Criteria for Quality Assessment of St. Lawrence River Sediment*. Montréal (QC): Environment Canada, Conservation and Protection – Quebec Region.
- Stief, P., L. Nazarova and D.D. Beer. 2005. Chimney Construction by *Chironomus riparius* Larvae in Response to Hypoxia: Microbial Implications for Freshwater Sediments. *J N Am Benthol Soc* 24:858-871.
- Svenson, A., T. Viktor and M. Remberger. 1998. Toxicity of Elemental Sulfur in Sediments. *Environ Toxicol Water Quality* 13:217-224.
- Truitt, C.L. 1988. Dredged Material Behavior During Open-water Disposal. *J Coastal Res* 4:489-497.

-
- Van Leerdam, R.C., F.A.M. de Bok, B.P. Lomans, A.J.M. Stams, P.N.L. Lens and A.J.H. Janssen. 2006. Volatile Organic Sulfur Compounds in Anaerobic Sludge and Sediments: Biodegradation and toxicity. *Environ Toxicol Chem* 25:3101-3109.
- Wang, F., and P.M. Chapman. 1999. Biological Implications of Sulfide in Ssediment – A Review Focusing on Sediment Toxicity. *Environ Toxicol Chem* 18:2526-2532.
- Watzin, M.C., A.W. McIntosh, E.A. Brown, R. Lacey, D.C. Lester, K.L. Newbrough and A.R. Williams. 1997. Assessing Sediment Quality in Heterogeneous Environments: A Case Study of a Small Urban Harbor in Lake Champlain, Vermont, USA. *Environ Toxicol Chem* 16:2125-2135.
- Wiederholm, T. 1976. *Chironomids as Indicators of Water Qquality in Swedish Lakes. NLU Information 10*. Paper presented at the 6th International Symposium on Chironomidae. Prague.
- Wiederholm, T. 1984. Responses of Aquatic Insects to Environmental Pollution. In *The Ecology of Aquatic Insects*, V.H. Resh and D.M. Rosenberg, editors. New York (NY): Praeger Publisher. p. 508-557.
- Word, J.Q., W.W. Gardiner and D.W. Moore. 2005. Influence of Confounding Factors on SQGs and their Application to Estuarine and Marine Sediment Evaluations. In *Use of Sediment Quality Guidelines and Related Tools for the Assessment of Contaminated Sediments*, R.J. Wenning, G.E. Batley, C.G. Ingersoll and D.W. Moore, editors. Pensacola (FL) Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) Press. p. 633-686.

Appendix A: Summary of the Analytical Methods Used

Table A-1: Summary of the analytical methods used for metals and metalloids, nutrients, organic matter and particle size distribution of the sediments and in pore water

Variables measured	Matrix	Method	Equipment used	Detection limit	Reference
Al As Ca Cd Cr Cu Fe Mn Ni Pb Zn	Sediments	Argon plasma emission spectrometry with two mineralization methods: a) Total extractable fraction (HCL 2.4N/HNO ₃ 8N; 3/1) b) HCl-extractible fraction (HCl 1N)	Optima 3000DV; Perkin Elmer Elan DRCII; Perkin Elmer	12.0 mg/kg 0.27 mg/kg 17.0 mg/kg 0.22 mg/kg 3.0 mg/kg 2.1 mg/kg 18.0 mg/kg 1.1 mg/kg 0.6 mg/kg 1.2 mg/kg 2.5 mg/kg	MA. 200 – Mét. 1.1 (CEAEQ 2003e)
As Cd Cr Cu Ni Pb Zn	Chironomids	Argon plasma emission spectrometry using the following mineralization method: a) Total extractable fraction (HCL 2.4N/HNO ₃ 8N; 3/1)	Optima 3000DV; Perkin Elmer Elan DRCII; Perkin Elmer	0.01 mg/kg 0.01 mg/kg 0.01 mg/kg 0.01 mg/kg 0.01 mg/kg 0.1 mg/kg	MA. 200 – Mét. 1.1 (CEAEQ 2003e)
Hg	Sediments	Thermal decomposition and atomic absorption spectrometry	DMA-80; Milestone	0.035 mg/kg	MA. 207 – HG 2.0 (CEAEQ 2007)
Total sulphur	Sediments	Infrared spectrophotometry	LECO SC-444	50 mg/kg	(CEAEQ 2006a)
Total organic carbon (TOC)	Sediments	Titration		0.05%	(CEAEQ 2006g)
Total Kjeldahl nitrogen (TKN)	Sediments	Colorimetric method	Technicon Model II	100 mg/kg	(CEAEQ 2006f)
Total phosphorus (TP)	Sediments	Colorimetric method	Technicon Model II	200 mg/kg	(CEAEQ 2006f)
Particle size distribution	Sediments	Sedimentation analysis	Hydrometer 152H	0.1%	(Pelletier 2008)
pH	Sediments	Electrometric method	Accumet AP72 portable pH meter	Not applicable	Not applicable
Dissolved organic carbon (DOC)	Pore water	Infrared spectrophotometry	Shimadzu Model TOC-5000A	0.20 mg/L	(CEAEQ 2003g)
Total dissolved phosphorus (TDP)	Pore water	Colorimetric method	Skalar San ^{plus} system	0.01 mg/L	(CEAEQ 2006d)

Table A-1 cont.

Variables measured	Matrix	Method	Equipment used	Detection limit	Reference
Orthophosphate (H ₂ PO ₄)	Pore water	Colorimetric method	Technicon Model II	0.01 mg/L	(CEAEQ 2005)
Nitrite and nitrate (NO ₂ -NO ₃)	Pore water	Colorimetric method	Skalar San ^{plus} system	0.02 mg/L	(CEAEQ 2006e)
Ammonium (NH ₄)	Pore water	Colorimetric method	Skalar San ^{plus} system	0.02 mg/L	(CEAEQ 2003d)

Table A-2: Summary of analytical methods used to measure the organic contaminants in sediments

Variable measured	Method	Equipment used	Detection limit	Reference
PCBs	Conger (41) method with low-resolution mass spectrometer Acetone/hexane and dichloromethane extractions Purification on silica gel column and addition of activated copper	GC/MS; Agilent, 6890N GC, 5973N MS	2–6 µg/kg	MA. 400 – BPC 1.0 (CEAEQ 2003h)
PAHs	Determination by gas chromatography/mass spectrometry Acetone/hexane and dichloromethane extractions Purification on silica gel	GC/MS; Agilent, 6890N GC, 5973N MS	0.02– 0.10 mg/kg	MA. 400 – HAP 1.1 (CEAEQ 2003c)
Organochlorine pesticides	Gas chromatography/mass spectrometry Acetone/hexane extraction Purification on Florisil	GC/MS; Thermo Quest, Trace GC and Trace MS	1–18 µg/kg	MA. 416 – P. OCI 1.0 (CEAEQ 2003a)
Organophosphate pesticides	Gas chromatography/mass spectrometry Ethyl acetate extraction	GC/MS; Agilent, 6890N GC, 5973N MS	5–260 µg/kg	MA. 416 – Pest 1.0 (CEAEQ 2003f)
Aryloxy acid pesticides	Gas chromatography/mass spectrometry NaHCO ₃ and C-18 column extractions Purification on silica gel	GC/MS; Agilent, 6890N GC, 5973N MS	1–7 µg/kg	MA. 416 – P. ChIP 1.1 (CEAEQ 2006c)
Toxaphene pesticides	Gas chromatography/electron capture detector (ECD) Acetone/hexane extraction and separation on deactivated silica gel	GC/ECD; Hewlett Packard, 5890 Series II CG/ECD	3.5 mg/kg	MA. 405 – Toxaphène 1.0 (CEAEQ 2003b)
Petroleum hydrocarbons	Gas chromatography/flame ionization detector (GC-FID) Hexane extraction	GC/FID; Hewlett Packard, 5890 Series II GC/FID	12 mg/kg	MA. 416 – C10C50 1.0 (CEAEQ 2006b)

Table A-2 cont.

Variable measured	Method	Equipment used	Detection limit	Reference
Organotins	Liquid chromatography/mass spectrometry Acetate/THF extraction	LC/MS/MS; LC: Waters, 1525 μ MS: Micromass, Quattro Ultima PT	0.6–1.5 μ g/kg	–

Analytical Methods Bibliography

- [CEAEQ] Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. 2003a.
Détermination des métaux et du phosphore dans les sédiments : méthode par spectrométrie au plasma d'argon après minéralisation acide, MA. 205 – Mét/P 1.0. Ministère de l'Environnement du Québec.
- [CEAEQ] Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. 2003b.
Détermination du carbone inorganique dissous, du carbone organique dissous et du carbone organique total : méthode par détection infrarouge. MA. 300 – C 1.0. Ministère de l'Environnement du Québec.
- [CEAEQ] Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. 2003c.
Détermination de l'azote ammoniacal dans l'eau; méthode colorimétrique automatisée avec le salicylate de sodium. MA. 303 – N 1.0. Ministère de l'Environnement du Québec.
- [CEAEQ] Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. 2003d.
Détermination des biphényles polychlorés; méthode par congénères. MA. 400 – BPC 1.0. Ministère de l'Environnement du Québec.
- [CEAEQ] Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. 2003e.
Détermination des hydrocarbures aromatiques polycycliques; dosage par chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse MA 400-HAP 1.1. Ministère de l'Environnement du Québec.
- [CEAEQ] Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. 2003f.
Détermination de pesticides de type organochloré dans les sols et des sédiments : extraction avec acétone et hexane : dosage par chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse. MA. 416 P. Ocl 1.0. Ministère de l'Environnement du Québec.
- [CEAEQ] Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. 2003g.
Détermination de pesticides de type organophosphoré, triazine, carbamate urée substituée, phthalimide et pyréthrianoïde : extraction avec de l'acétate d'éthyle; dosage par chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse. MA. 416 – PEST 1.0. Ministère de l'Environnement du Québec.
- [CEAEQ] Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. 2003h.
Détermination du toxaphène dans les sols par chromatographie en phase gazeuse. MA. 405 – Toxaphène 1.0. Ministère de l'Environnement du Québec.

-
- [CEAEQ] Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. 2005.
Détermination des orthophosphates dans l'eau; méthode colorimétrique automatisée à l'acide ascorbique MA 303-P1.0, Rév. 2. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec.
- [CEAEQ] Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. 2006a.
Détermination du carbone et du soufre : méthode par combustion et dosage par spectrophotométrie infrarouge, MA. 310 – CS 1.0. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec.
- [CEAEQ] Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. 2006b.
Détermination du carbone organique total dans les solides : dosage par titration MA. 405 – C 1.0, Rév. 3. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec.
- [CEAEQ] Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. 2006c.
Détermination de l'azote total kjeldahl et du phosphore total : digestion acide – méthode colorimétrique automatisée MA. 300-NTPT 1.1. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec.
- [CEAEQ] Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. 2006d.
Détermination du phosphore total dissous et du phosphore total en suspension dans les eaux : dosage par méthode colorimétrique automatisée avec du molybdate d'ammonium. MA 303-P 3.0. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec.
- [CEAEQ] Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. 2006e.
Détermination des nitrates et des nitrites dans l'eau; méthode colorimétrique automatisée avec le sulfate d'hydrazine et le N.E.D. MA. 303 – NO3 1.0. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec.
- [CEAEQ] Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. 2006f.
Détermination de pesticides de type aryloxyacide dans les sols et les sédiments : extraction aqueuse en milieu basique, passage sur C-18 suivi d'une estérification: dosage par chromatographie en phase gazeuse couplé à un spectromètre de masse. MA. 416 – P. Chlp 1.1. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec.
- [CEAEQ] Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. 2006g. *Dosage des hydrocarbures pétroliers C10 à C50 dans les eaux MA. 400 – C10C50 1.0 rév. 1.* Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec.
- [CEAEQ] Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. 2007.
Détermination du mercure dans les tissus biologiques et les sédiments par décomposition thermique : dosage par photométrie UV M.A. 207 – Hg 2.0. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec.
- Pelletier, M. 2008. *Évolution spatiale et temporelle de la dynamique et de la géochimie des sédiments du lac Saint-Pierre.* Scientific and technical report ST-240. Environment Canada, Science and Technology Branch, Water Quality Monitoring and Surveillance, Quebec Region.

Appendix B: Example of Quotients Used to Estimate Ecological Risk

The first quotient tested is a mean quotient including all the contaminants covered by the sediment quality guidelines (SQGs):

$$Q_{mean_1} = \frac{\sum \left(\frac{C_i}{SQG_i} \right)}{20}$$

Where C_i corresponds to the concentrations measured for each contaminant: As, Cd, Cr, Hg, Ni, Pb, Zn, total PCBs, PAH1, PAH2, ... PAH11.

The second quotient, Q_{add} , is based on contaminant additivity. In this quotient, all the ratios between the concentration in the sediments and the quality criteria are added together:

$$Q_{add} = \sum \frac{C_i}{SQG_i}$$

The last aggregation example evaluated was developed for the Laurentian Lakes (Grapentine et al. 2002b; Marvin et al. 2004): sediment quality index (SQI). This index can be considered a mean quotient that takes into consideration three other elements: scope, i.e., the number of variables that do not meet the recommendations; frequency, which represents the number of times these recommendations are not met; and amplitude, which corresponds to the degree of divergence of the non-compliant measurement relative to the recommendations. This index can be calculated for each site and, in this case, only scope and amplitude are considered (Grapentine et al. 2002a; Marvin et al. 2004). The calculations were performed using SQI 0.1: Sediment Quality Index Calculator (an MS EXCEL workbook that contains macros; CCME 2006).

The predictive ability of the quotients is evaluated using a method developed by Shine et al. (2003) and by Vidal and Bay (2005), in which we consider the number of samples above or below the toxicity threshold or $>$ and $<$ a mean quotient value (Figure A-1):

$$\text{Sensitivity} = B/(A + B)$$

$$\text{Specificity} = C/(C + D)$$

$$\text{Specificity of the toxic response} = B/(B + D)$$

$$\text{Specificity of the non-toxic response} = C/(A + C)$$

$$\text{Overall performance} = (B + C)/(A + B + C + D)$$

$$\text{Type I error} = (D/(D + B))*100$$

$$\text{Type II error} = (A/(A + C))*100$$

In these equations, A represents the number of samples where the toxicity is significant but the $Q_{mean} < 1$ (or an SQI of 80–100), B represents the number of samples where toxicity is significant and the $Q_{mean} > 1$ (or an SQI < 80), and C and D represent the number of samples with non-significant toxicity, which, respectively, have quotients $<$ or $>$ the threshold (Figure A-1). The type II error represents the percentage of stations for which the toxicity is significant among the stations whose quotient is less than the chosen threshold, while the type I error represents the stations for which there was no toxicity observed among the stations whose quotient is higher than the chosen

threshold. In this portion of the study, only the toxicity tests considered the most promising were retained, i.e., mortality of *Hyalella azteca* and *Chironomus riparius* and inhibition of reproduction of *Brachionus calyciflorus* (see Tier 2).

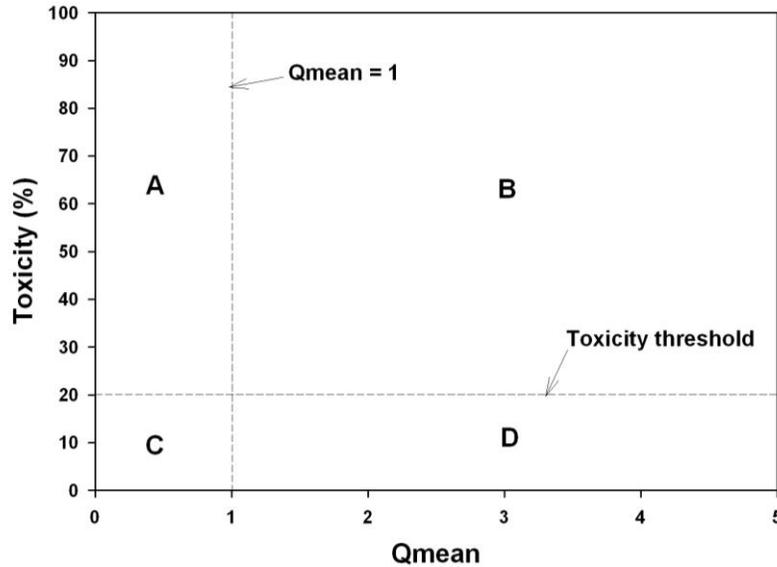


Figure A-1: Example of thresholds to be determined in order to evaluate the predictive ability of the quality criteria (inspired by Shine et al. 2003; Vidal and Bay 2005)

Bibliography

- Grapentine, L., J. Anderson, D. Boyd, G.A. Burton, C. DeBarros, G. Johnson, C. Marvin, D. Milani, S. Painter, T. Pascoe, et al. 2002a. A Decision-making Framework for Sediment Assessment Developed for the Great Lakes. *Human Ecol Risk Assess* 8:1641-1655.
- Grapentine, L., C. Marvin and S. Painter. 2002b. Initial Development and Evaluation of a Sediment Quality Index for the Great Lakes Region. *Human Ecol Risk Assess* 8:1549-1567.
- Marvin, C., L. Grapentine and S. Painter. 2004. Application of a Sediment Quality Index to the Lower Laurentian Great Lakes. *Environ Monit Assess* 91:1-16.
- Shine, J.P., C.J. Trapp and B.A. Coull. 2003. Use of Receiver Operating Characteristic Curves to Evaluate Sediment Quality Guidelines for Metals. *Environ Toxicol Chem* 22:1642-1648.
- Vidal, D.E., and S.M. Bay. 2005. Comparative Sediment Quality Guideline Performance for Predicting Sediment Toxicity in Southern California, USA. *Environ Toxicol Chem* 24:3173-3182.



Environment
Canada

Environnement
Canada

***Développement durable,
Environnement,
Faune et Parcs***

Québec 

The logo of the Government of Quebec, consisting of a blue square divided into four smaller blue squares, each containing a white fleur-de-lis.