

ANNEXE 3

Évaluation des risques écotoxicologiques et
des risques pour la santé humaine



PROJET DE RÉHABILITATION DES SÉDIMENTS DE L'ANSE DU MOULIN, BAIE-COMEAU

ÉVALUATION DES RISQUES ÉCOTOXICOLOGIQUES ET DES RISQUES POUR LA SANTÉ HUMAINE

*Volume 1 : Rapport principal
Avril 2012*



V/Réf. : 111-21002-00
N/Réf. : RA11-291

SANEXEN
SERVICES ENVIRONNEMENTAUX INC.

PROJET DE RÉHABILITATION DES SÉDIMENTS DE L'ANSE DU MOULIN, BAIE-COMEAU



ÉVALUATION DES RISQUES ÉCOTOXICOLOGIQUES ET DES RISQUES POUR LA SANTÉ HUMAINE

Préparé par : _____
Pierre-Michel Bergeron, M.Sc.
Analyse de risques

Vérifié et approuvé par : _____
Jean-Pierre Trépanier
Directeur – Analyse de risques

Rapport présenté à



Lawrence J. McShea, P.E.
Directeur *Remediation Operations*

Jean-Pierre Barry
Directeur Environnement
Aluminerie de Baie-Comeau



Carl Gauthier, ing.
Directeur de projet

V/Réf. : 111-21002-00
N/Réf. : RA11-291

The logo for Sanexen, with the word 'SANEXEN' in large, bold, green capital letters, and 'SERVICES ENVIRONNEMENTAUX INC.' in smaller, green capital letters below it.

SANEXEN
SERVICES ENVIRONNEMENTAUX INC.

SOMMAIRE

L'aluminerie de Baie-Comeau, acquise par Alcoa en 2000 et auparavant propriété de la Société canadienne des métaux Reynolds, a été construite en 1957 par la *Canadian British Aluminum Company*. Au fil des années, les activités de l'usine ont entraîné la contamination des sédiments de l'anse du Moulin (ADM), où se déverse l'effluent de l'usine, et où sont situées les installations portuaires d'Alcoa. Des caractérisations chimiques antérieures ont démontré la présence de biphényles polychlorés (BPC) et d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dans les sédiments de l'ADM. Les installations portuaires d'Alcoa nécessitant des travaux de restauration importants, la compagnie s'est engagée auprès du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) à procéder, en parallèle de ces travaux, à la réhabilitation des sédiments de l'ADM. Dans ce contexte, le présent rapport vise à estimer les risques écotoxicologiques (faune, flore) et toxicologiques (santé humaine) liés à la contamination des sédiments, ainsi qu'à guider Alcoa dans la définition des options de réhabilitation de l'anse du Moulin en fonction de ces risques.

Afin de pouvoir réaliser une évaluation des risques adéquate, une caractérisation complémentaire de la qualité physico-chimique des sédiments a été réalisée. Les résultats de cette caractérisation ont servi à la réalisation de l'évaluation des risques. Celle-ci a été produite à partir des concentrations mesurées dans les sédiments, mais également à l'aide de biotests réalisés sur des organismes biologiques (amphipodes et polychètes) à partir des sédiments prélevés dans l'anse du Moulin.

L'analyse des risques indique que, dans son état actuel, le site présente des risques faibles pour la végétation aquatique, les invertébrés benthiques, ainsi que des oiseaux et mammifères consommant les poissons et les invertébrés marins de l'anse du Moulin. Ces risques sont principalement liés à la contamination par les HAP dans le cas des invertébrés marins, mais davantage aux BPC pour les oiseaux et les mammifères. Les concentrations d'aluminium dans les sédiments, bien que comparables aux teneurs observées dans l'ensemble de l'estuaire du Saint-Laurent, pourraient également être une source de risque écotoxicologique pour plusieurs récepteurs écologiques.

Par ailleurs, l'évaluation des risques indique également que la consommation de poissons d'origine locale par la population humaine pourrait constituer une source de risque d'atteintes à la santé, particulièrement pour des enfants nouveau-nés qui seraient allaités au sein maternel par des femmes consommant des poissons d'origine locale. Ce risque est essentiellement lié à la contamination par les BPC. Toutefois, les

informations disponibles suggèrent qu'aucune consommation du poisson provenant de l'anse du Moulin n'a lieu, et les risques pour la santé humaine sont donc, selon toute probabilité, inexistant dans ce contexte. Les résultats de l'analyse de risque indiquent toutefois qu'il est essentiel de maintenir les interdictions actuelles de consommation de fruits de mer locaux et les avis de contamination du poisson de manière à éviter la consommation effective de ces ressources par la population locale.

À compléter avec l'analyse des options de réhabilitation...

ABSTRACT

The aluminum smelting plant in Baie-Comeau (Quebec), built in 1957 by the Canadian British Aluminum Company and later owned by the Canadian Reynolds Metal Company, was acquired by Alcoa in 2000. Over the years, operation of the smelter has led to the contamination of the sediments in the Anse-du-Moulin (ADM), where the plant's effluent is discharged and its wharves are located. Previous chemical characterizations have shown sediment contamination by polychlorinated biphenyls (PCBs) and by polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). Because Alcoa's harbour facilities need important repairs, the company has agreed with Quebec's Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) on the concurrent remediation of ADM sediments. Thus, this report aims at estimating the risks associated with the contaminated sediments for fauna and flora (ecotoxicological risks) and human health (toxicological risks), as well as helping Alcoa define the remedial options for Anse-du-Moulin with respect to these risks.

In order to properly assess the risks, a complementary characterization of the physico-chemical properties of the sediments was performed. Risk assessment was based on the chemical concentration of the chemicals in the sediments, and on bioassays performed on marine organisms (amphipods and polychaetes) with sediments collected in the ADM.

The risk analysis shows that, in its present state, the Anse-du-Moulin poses low risks for aquatic plants, benthic invertebrates, and for some birds and mammals feeding on fishes and invertebrates from the ADM. The risks for the invertebrates are mainly associated with PAH contamination, while risks for birds and mammals mostly derive from the PCB contamination. Aluminum concentrations in sediments, although similar to values measured in St. Lawrence estuary, could also be a source of ecotoxicological risk for many ecological receptors.

Risk assessment also shows that human consumption of local fishes could be a significant source of health hazards, especially for newborns breastfed by mothers eating those fishes. The risk is mainly linked with the PCBs. However, available information suggests that people from Baie-Comeau do not feed on fish from the ADM: risks to human health would therefore be non-existent. Still, risk analysis shows it is necessary to maintain actual restrictions on local shellfish consumption and fish contamination notices, in order to prevent actual consumption of these animals by people.

To be completed with the analysis of the remedial scenarios ...

TABLE DES MATIÈRES

	PAGE
SOMMAIRE	I
ABSTRACT	III
TABLE DES MATIÈRES	V
LISTE DES ANNEXES	VIII
LISTE DES TABLEAUX	IX
LISTE DES FIGURES	XI
GLOSSAIRE	XIII
1 INTRODUCTION	1
2 ÉNONCÉ DU PROBLÈME	5
2.1 Renseignements existants sur le site	5
2.2 Objectifs spécifiques de l'étude	7
2.3 Sélection des contaminants potentiellement préoccupants	7
2.4 Modèle conceptuel général pour l'évaluation des risques	9
2.5 Évaluation des risques écotoxicologiques	11
2.6 Évaluation des risques pour la santé humaine	11
3 MÉTHODOLOGIE	12
3.1 Démarche générale	12
3.2 Caractérisation physico-chimique	14
3.3 Modélisation des concentrations dans les diverses composantes environnementales	16
3.3.1 Valeurs de paramètres physico-chimiques ajustées pour le milieu marin	17
3.3.2 Autres paramètres nécessaires aux modélisations	21

3.3.2.1	Contenu des sédiments en carbone organique total.....	21
3.3.2.2	Concentrations d'hydrocarbures dans les sédiments.....	22
3.3.2.3	Coefficients de métabolisme par les organismes marins.....	23
3.3.3	Équations utilisées pour l'estimation des concentrations multi-médias.....	24
3.3.3.1	Estimation de la concentration dans la colonne d'eau.....	24
3.3.3.2	Calcul des concentrations de contaminant dans les macrophytes aquatiques.....	25
3.3.3.3	Calcul des concentrations dans le phytoplancton/périphyton.....	25
3.3.3.4	Calcul des concentrations dans les micro-organismes marins.....	26
3.3.3.5	Estimation des concentrations dans les poissons.....	26
3.3.3.6	Estimation des concentrations dans les oiseaux.....	29
3.3.3.7	Estimation des concentrations dans les mammifères.....	32
3.3.3.8	Estimation des concentrations dans le lait maternel.....	35
3.4	Évaluation des risques écotoxicologiques.....	38
3.4.1	Approche par modélisations mathématiques.....	38
3.4.1.1	Sélection des récepteurs préoccupants.....	38
3.4.1.2	Voies d'exposition.....	39
3.4.1.3	Modèle conceptuel détaillé pour l'évaluation des risques écotoxicologiques.....	42
3.4.1.4	Objectifs de protection et niveau d'effet acceptable.....	50
3.4.1.5	Paramètres d'évaluation et paramètres de mesures.....	53
3.4.2	Approche par biotests.....	53
3.4.2.1	Méthodes.....	54
3.4.2.2	Justification des espèces choisies.....	55
3.4.2.3	Transformation des données et indicateurs composites de la contamination.....	56
3.5	Évaluation des risques pour la santé humaine.....	56
3.5.1	Démarche générale.....	56
3.5.2	Identification du danger.....	58
3.5.3	Estimation de l'exposition.....	58
3.5.3.1	Identification des voies d'exposition pertinentes.....	58
3.5.3.2	Estimation des concentrations dans les médias d'exposition.....	59
3.5.3.3	Taux de consommation de poissons locaux.....	59
3.5.4	Caractérisation toxicologique.....	60
3.5.4.1	Effets toxiques potentiels des substances à l'étude.....	60
3.5.4.2	Définition des valeurs toxicologiques de référence.....	64
3.5.4.3	Valeurs de référence toxicologiques utilisées.....	66
3.5.5	Estimation des risques.....	68
4	RÉSULTATS.....	70

4.1	Caractérisation physico-chimique des sédiments	70
4.1.1	Granulométrie.....	77
4.1.2	pH, matière organique et ammoniac	80
4.1.3	Métaux.....	80
4.1.4	Hydrocarbures pétroliers	83
4.1.5	Hydrocarbures aromatiques polycycliques	83
4.1.6	Biphényles polychlorés.....	85
4.2	Résultats des biotests	87
4.2.1	Validation des sites choisis	87
4.2.2	Résultats	87
4.2.3	Modélisation des réponses biologiques	90
4.2.4	Bioaccumulation dans les invertébrés.....	93
4.3	Évaluation des risques écotoxicologiques	95
4.3.1	Calcul des valeurs d'exposition estimées	95
4.3.2	Estimation des risques écotoxicologiques	104
4.4	Évaluation des risques toxicologiques	106
4.4.1	Concentrations estimées.....	106
4.4.2	Indices de risque	108
4.4.2.1	<i>Effets chroniques autres que le cancer</i>	108
4.4.2.2	<i>Cancer</i>	112
5	SCÉNARIOS DE RÉHABILITATION.....	113
5.1	Description des scénarios	113
5.2	Réévaluation des risques écotoxicologiques	113
5.3	Réévaluation des risques à la santé humaine	113
5.4	Recommandations	113
6	DISCUSSION ET CONCLUSIONS.....	114
7	RÉFÉRENCES.....	115

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE A	Facteurs de bioconcentration tirés de la base de données ECOTOX pour les différentes formes métalliques
ANNEXE B	Analyse détaillée du modèle conceptuel retenu pour l'écosystème de l'anse du Moulin
ANNEXE C	Utilisation de biotests en complément de l'approche par modélisation pour l'évaluation des risques écotoxicologiques reliés à la contamination des sédiments de l'anse du Moulin 1 – Biotests et modélisations 2 – Rapport de <i>Maxxam Analytics</i> pour les essais écotoxicologiques
ANNEXE D	Valeurs de référence toxicologiques pour les hydrocarbures pétroliers
ANNEXE E	Données brutes de caractérisation des sédiments de l'anse du Moulin et de la baie Saint-Pancrace
ANNEXE F	Distribution des contaminants dans les sédiments de l'anse du Moulin
ANNEXE G	Distribution des contaminants dans les sédiments de l'anse du Moulin en fonction des <i>critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec</i>
ANNEXE H	Concentrations mesurées dans la chair des organismes prélevés dans l'anse du Moulin et la baie de Godbout
ANNEXE I	Distribution des mesures d'hydrocarbures aromatiques polycycliques et de biphényles polychlorés dans la chair des organismes prélevés dans l'anse du Moulin et la baie de Godbout
ANNEXE J	Rapport TerraSys des modélisations des concentrations multi-médias pour les différents contaminants dans les compartiments biotiques et abiotiques du modèle conceptuel de l'anse du Moulin
ANNEXE K	Rapport TerraSys de l'estimation des risques écotoxicologiques pour les récepteurs de l'anse du Moulin

LISTE DES TABLEAUX

	PAGE
Tableau 1 : Études de caractérisation consultées relativement à la contamination de la Baie des Anglais.....	5
Tableau 2 : Liste des contaminants préoccupants retenus dans le modèle conceptuel.	8
Tableau 3 : Valeurs estimées du volume molaire des composés organiques.	18
Tableau 4 : Facteurs de bioconcentration utilisés pour la modélisation des concentrations multimédias.	21
Tableau 5 : Proportions types d'hydrocarbures dans le mélange d'huile #6 utilisé par les bateaux lourds.	23
Tableau 6 : Estimation des coefficients de métabolisme des substances organiques utilisées pour la modélisation des concentrations multimédias.....	24
Tableau 7 : Valeurs de facteur multiplicateur de niveau trophique pour le facteur de bioconcentration des poissons *	28
Tableau 8 : Facteurs de biotransfert diète – lait et doses maternelles utilisées pour estimer les concentrations dans le lait maternel.....	37
Tableau 9 : Liste des groupes et espèces utilisés dans le modèle conceptuel de l'anse du Moulin pour l'évaluation des risques écotoxicologiques.	39
Tableau 10 : Composition de la diète des récepteurs animaux du modèle conceptuel.	41
Tableau 11 : Synthèse des valeurs de référence écotoxicologiques utilisées.....	52
Tableau 12 : Sommaire des effets toxiques des substances considérées	61
Tableau 13 : Valeurs de référence toxicologiques retenues aux fins d'évaluation des risques pour la santé humaine	67
Tableau 14 : Statistiques descriptives pour les paramètres chimiques et physico-chimiques mesurés dans les sédiments de l'anse du Moulin	71
Tableau 15 : Comparaison des valeurs moyennes pour les métaux mesurés dans les sédiments de l'anse du Moulin et de la baie Saint-Pancrace	81
Tableau 16 : Valeurs du paramètre $\sum ESBTU_{FCV}$ calculé pour les échantillons de sédiments de l'anse du Moulin et de la baie Saint-Pancrace.	85
Tableau 17 : Comparaison entre l'anse du Moulin et la baie Saint-Pancrace des valeurs moyennes obtenues pour les paramètres biologiques mesurés à la fin des bioessais.	88
Tableau 18 : Modèles de régression multiple des réponses biologiques en fonction des composantes principales représentant les propriétés physico-chimiques et chimiques des sédiments de l'anse du Moulin et de la baie Saint-Pancrace.	92
Tableau 19 : Valeurs moyennes (ng/g) de biphényles polychlorés et d'hydrocarbures aromatiques polycycliques mesurées dans les tissus des oursins et buccins prélevés dans l'anse du Moulin et la baie de Godbout.....	94

Tableau 20 : Sommaire des concentrations multimédias modélisées à l'aide du logiciel TerraSys™ pour les différents récepteurs du modèle conceptuel de l'écosystème de l'anse du Moulin.	98
Tableau 21 : Résultats de l'estimation des risques écotoxicologiques correspondant à l'état actuel (avant réhabilitation).	104
Tableau 22 : Concentrations dans le poisson et dans le lait maternel utilisées pour l'évaluation des risques pour la santé humaine.....	107
Tableau 23 : Indices de risque estimés pour les diverses substances à l'étude.....	109
Tableau 24 : Indices de risque pour l'exposition bruit de fond.....	110
Tableau 25 : Indices de risque additionnels (effets autres que le cancer).	111
Tableau 26 : Risque additionnel de cancer et indices de risque correspondants estimés pour les personnes qui consommeraient régulièrement des poissons d'origine locale.....	112

LISTE DES FIGURES

	PAGE
Figure 1 : Carte de localisation des installations d'Alcoa à Baie-Comeau, et emplacement des sites d'étude et de référence.	3
Figure 2 : Évaluation des risques à l'anse du Moulin : modèle général.	10
Figure 3 : Démarche générale de l'évaluation des risques écotoxicologiques et des risques à la santé humaine.	13
Figure 4 : Distribution cumulée des valeurs de carbone organique total dans les échantillons prélevés dans l'anse du Moulin.	22
Figure 5 : Modèle conceptuel de l'écosystème de l'anse du Moulin utilisé pour l'évaluation des risques écotoxicologiques.	43
Figure 6 : Démarche générale de l'évaluation des risques pour la santé humaine.	57
Figure 7 : Distribution de la granulométrie des sédiments de l'anse du Moulin et de la baie Saint-Pancrace.	78
Figure 8 : Comparaison des classes granulométriques pour l'anse du Moulin et la baie Saint-Pancrace.	79
Figure 9 : Distribution des concentrations en métaux dans les sédiments de l'anse du Moulin relativement aux critères de qualité des sédiments du Québec.	82
Figure 10 : Distribution des concentrations en hydrocarbures aromatiques polycycliques dans les sédiments de l'anse du Moulin relativement aux critères de qualité des sédiments du Québec.	84
Figure 11 : Distribution des concentrations en biphényles polychlorés dans les sédiments de l'anse du Moulin relativement aux critères de qualité des sédiments du Québec.	86
Figure 12 : Diagrammes à boîtes des différents paramètres mesurés chez <i>N. arenaceodentata</i> (A) et <i>L. plumulosus</i> (B) après respectivement 20 et 28 jours d'exposition aux sédiments de l'anse du Moulin ou de la baie Saint-Pancrace.	89
Figure 13 : Valeurs propres (eigenvalues) pour chacune des composantes principales identifiées par Statistica à l'aide de l'algorithme NIPALS.	91
Figure 14 : Concentrations des contaminants mesurées dans les sédiments de l'anse du Moulin et utilisées pour la modélisation du transfert multimédias dans le cadre de l'évaluation du risque écotoxicologique.	96
Figure 15 : Concentrations des contaminants mesurées dans l'eau de l'anse du Moulin et utilisées pour la modélisation du transfert multimédias dans le cadre de l'évaluation du risque écotoxicologique.	97
Figure 16 : Concentrations modélisées des substances organiques pour les différents récepteurs écologiques de l'anse du Moulin.	102

Figure 17 : Concentrations modélisées des métaux pour les différents récepteurs
écologiques de l'anse du Moulin. 103

GLOSSAIRE

ACEE	Agence canadienne d'évaluation environnementale
ADM	Anse du Moulin
Ag	Argent
Al	Aluminium
As	Arsenic
ATSDR	<i>Agency for Toxic Substances and Diseases Registry</i>
Ba	Baryum
<i>BCF</i>	Facteur de bioconcentration
BDA	Baie des Anglais
Be	Béryllium
Bi	Bismuth
BMCL	<i>Benchmark concentration level</i>
BMDL	<i>Benchmark dose level</i>
BPC	Biphényles polychlorés
BSP	Baie Saint-Pancrace
Ca	Calcium
CCME	Conseil canadien des ministres de l'environnement
Cd	Cadmium
CEAEQ	Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec
CEF	Concentration d'effets fréquents
CEO	Concentration d'effets occasionnels
CEP	Concentration produisant un effet probable
CER	Concentration d'effets rares
CIRC	Centre international de recherche sur le cancer
CL ₅₀	Concentration létale pour 50 % des organismes
CO	Carbone organique
Co	Cobalt
Cr	Chrome
CSE	Concentration seuil produisant un effet
Cu	Cuivre
EC	Environnement Canada
Fe	Fer
HAP	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
Hg	Mercure
INERIS	Institut national de l'environnement industriel et des risques
IR	Indice de risque
IRIS	<i>Integrated Risk Information System</i>
K	Potassium
<i>K_d</i>	Coefficient d'adsorption
<i>K_{ow}</i>	Coefficient de partage octanol/eau

LDE	Limite de détection estimée
LDR	Limite de détection rapportée
Li	Lithium
LOAEL	<i>Lowest Observed Adverse Effect Level</i> : dose minimale avec effet néfaste observé
MDDEP	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec
MES	Matières en suspension
Mg	Magnésium
Mn	Manganèse
Mo	Molybdène
MPO	Ministère des Pêches et des Océans
MRLs	<i>Minimal risk levels</i>
MSSS	Ministère de la Santé et des Services sociaux
Na	Sodium
Ni	Nickel
NOAEL	<i>No Observed Adverse Effect Level</i> : dose la plus élevée sans effet néfaste observé
OMS	Organisation mondiale de la santé
ORNL	<i>Oak Ridge National Laboratory</i>
P	Phosphore
Pb	Plomb
PÉRÉ	Procédure d'évaluation du risque écotoxicologique pour la réhabilitation des terrains contaminés
RIVM	<i>National Institute for Public Health and the Environment</i> des Pays-Bas
Sb	Antimoine
Se	Sélénium
Sn	Étain
Sr	Strontium
TBT	Tributylétain
Ti	Titane
Tl	Thallium
TPHCWG	<i>Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group</i>
U	Uranium
U.S. EPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
V	Vanadium
VTR	Valeur toxicologique de référence
Zn	Zinc
Zr	Zirconium

1 INTRODUCTION

L'aluminerie de Baie-Comeau (Québec) est située en bordure de l'anse du Moulin (ADM), qui fait partie de la baie des Anglais (BDA) (voir la Figure 1). Construite en 1957, l'usine a été opérée successivement par la *Canadian British Aluminum Company*, puis par la Société canadienne des métaux Reynolds et, depuis l'an 2000, par Alcoa.

Depuis les années 1980, plusieurs caractérisations chimiques ont mis en évidence la présence de biphényles polychlorés (BPC) et d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dans les sédiments de la BDA, et particulièrement dans l'ADM, là où sont situées les installations d'Alcoa, ainsi que dans les organismes marins de la BDA (Bertrand *et al.* 1986; Delval *et al.* 1986; Bertrand *et al.* 1988; Langlet *et al.* 1991; GTCBA 1993; Pellerin-Massicotte *et al.* 1993; Brochu *et al.* 1995; SNCLE 1995, 1996; Lee *et al.* 1999; GENIVAR 2007; RETEC 2007; GENIVAR 2008, 2009; AECOM 2010).

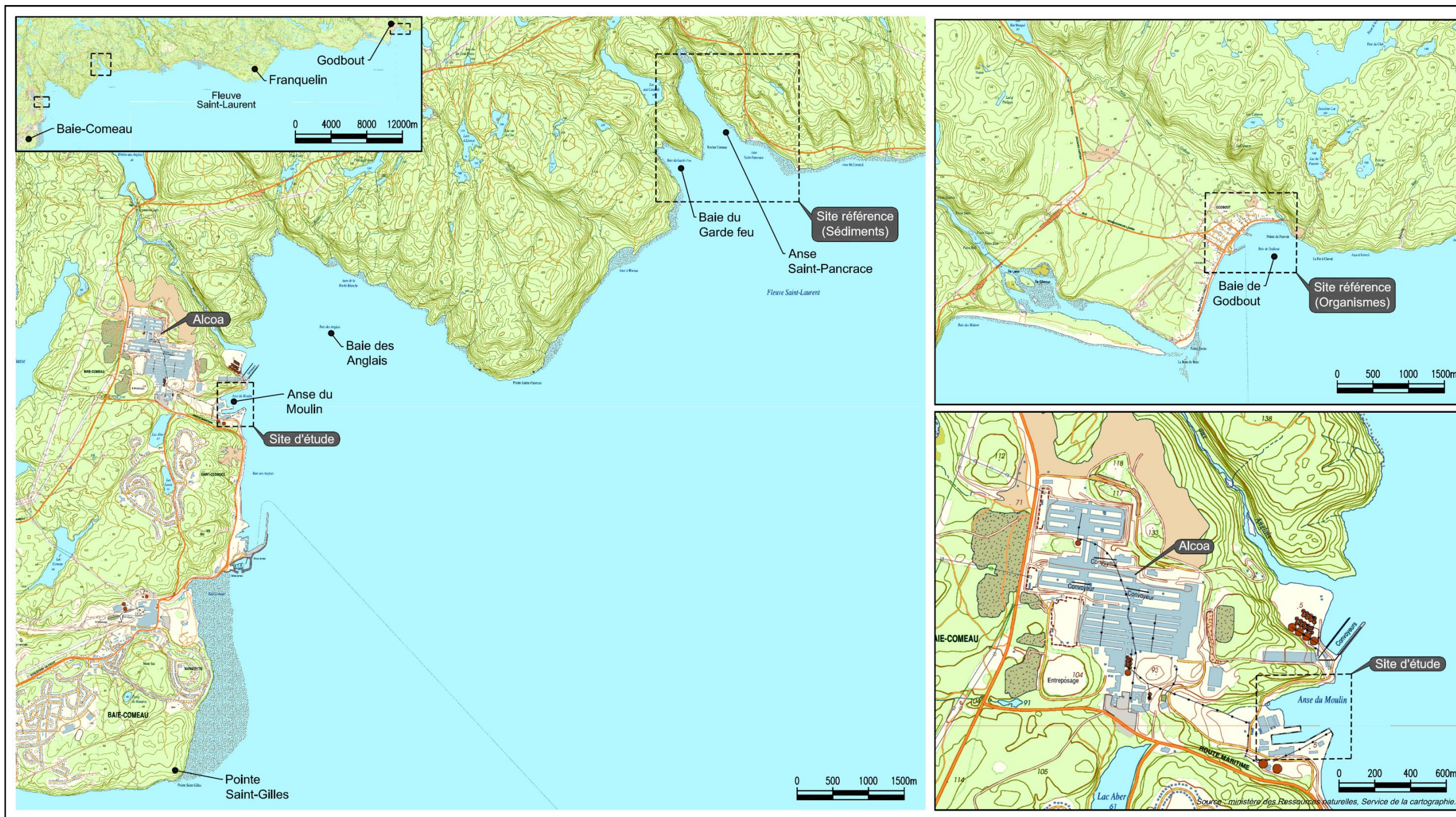
Il est soupçonné que la présence de BPC dans l'ADM découle des opérations de l'aluminerie, qui les utilisait comme lubrifiant et comme liquide caloporteur; des fuites ont pu entraîner la présence de BPC dans l'effluent de l'usine. De même, la contamination par les HAP proviendrait d'émissions des salles de cuves de l'aluminerie, ainsi que de poussières dégagées lors des opérations de transbordement du brai sur les bateaux amarrés aux quais de l'usine.

De nombreuses mesures correctives ont été mises en place au fil des années (retrait de tous les fluides contenant des BPC, livraison du brai par camion plutôt que par bateau, remplacement du système d'épuration des gaz à voie humide, mise en place d'un système de traitement des effluents, etc.). Les effluents industriels et les eaux de ruissellement qui sont émis à l'environnement respectent les limites permises par la réglementation, et la contamination en place est essentiellement historique. Cependant, les HAP et BPC étant des composés organiques très persistants dans l'environnement, la contamination des sédiments de l'ADM et de la BDA demeure préoccupante.

Par ailleurs, les installations portuaires d'Alcoa sont dans un état de détérioration avancée, et ont dû faire l'objet de travaux d'urgence en 2005. Un projet de restauration des quais, visant à assurer la durabilité de ses installations portuaires et l'opérationnalité de l'usine, a été déposé par Alcoa. En parallèle de ce projet de restauration, Alcoa s'est engagée auprès du Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) à procéder à la réhabilitation des sédiments contaminés de l'ADM, afin de réduire les risques écotoxicologiques présents et futurs et

ainsi assurer la protection du secteur de Baie-Comeau et de l'écosystème marin de l'ADM.

Figure 1 : Carte de localisation des installations d'Alcoa à Baie-Comeau, et emplacement des sites d'étude et de référence.



Echelle : Comme indiqué	Date de conception : 2012-03-22	Date de révision : 2012-03-22
Dessiné par : S. Zumeri	Vérifié par : P.-M. Bergeron	Approuvé par : J.-P. Trépanier
Projet no. : RA11-291-1	Dessin no. : RA11-291-1-01	Objet : Référence géographique : Aucune

SANEXEN
SERVICES ENVIRONNEMENTAUX INC.



Présenté à :

Propriété située :
Anse du Moulin,
Baie-Comeau

Figure 1
Localisation régionale du site

Projet de réhabilitation de
l'Anse du Moulin

2 ÉNONCÉ DU PROBLÈME

2.1 Renseignements existants sur le site

L'aluminerie d'Alcoa est située à Baie-Comeau, à proximité de l'anse du Moulin (ADM), où se trouvent les installations portuaires de l'usine. L'ADM fait partie de la baie des Anglais (BDA), elle-même délimitée par la pointe Saint-Gilles au sud-ouest, et par la pointe Saint-Panrace au nord-ouest (voir la Figure 1).

Par ailleurs, quelques industries ou installations sont également situées en périphérie de la BDA, ou à proximité, à savoir : une entreprise céréalière (incluant des installations portuaires), au nord de l'aluminerie, ainsi que le quai fédéral de Baie-Comeau et une papetière, au sud de l'aluminerie. Les activités reliées à ces installations sont également susceptibles d'avoir participé à la contamination de la BDA.

Une revue des études antérieures sur l'ADM ou la BDA (énumérées au Tableau 1) a été effectuée afin de dresser un portrait de la contamination du secteur..

Tableau 1 : Études de caractérisation consultées relativement à la contamination de la Baie des Anglais.

Étude	Site	CONTAMINANTS IDENTIFIÉS	
		Sédiments	Organismes
Bertrand <i>et al.</i> 1986	BDA	BPC, Hg	BPC (moule bleue, buccin, hareng, anguille)
Delval <i>et al.</i> 1986	BDA	–	BPC (moule bleue, buccin, hareng, anguille)
Bertrand <i>et al.</i> 1988	BDA	BPC	BPC (buccin, moule bleue)
Langlet <i>et al.</i> 1991	BDA	BPC	BPC (buccin)
GTCBA 1993	BDA	BPC, HAP	BPC (buccin)
Brochu <i>et al.</i> 1995	BDA	Dioxines/furannes	Dioxines/furannes (buccin, crabe des neiges, crevette)
SNCLE 1995	BDA / ADM	BPC, HAP, Hg, Cu, Zn	
SNCLE 1996	BDA	–	BPC (buccin, moule, crabe) HAP (buccin, moule)
Lee <i>et al.</i> 1999	BDA	BPC, HAP, dibenzofurannes	–
RETEC 2007	ADM	HAP	–
GENIVAR 2007	ADM	BPC, HAP	–
GENIVAR 2008	ADM	BPC, HAP	–
GENIVAR 2009	ADM	BPC, HAP, Cr, Cu, Hg, Zn, Pb	–
AECOM 2010	ADM	HAP, BPC, Hg (sédiments) B (eau)	BPC (buccin)

Ces études mettent en lumière la contamination des sédiments par les BPC et les HAP, tant dans l'ADM que la BDA. Par ailleurs, les analyses de métaux rapportées par ces études ne permettent pas de dégager une tendance claire, les valeurs étant généralement assez près des critères environnementaux, et les métaux dépassant ces critères n'étant pas les mêmes d'une étude à l'autre. Le mercure est le métal identifié le plus régulièrement, mais ses concentrations sont presque toujours inférieures à la concentration d'effets occasionnels (CEO) (EC et MDDEP 2007).

Certaines études ont aussi évalué la présence de dioxines et furannes dans les sédiments de la BDA; les niveaux rapportés sont faibles, et seraient acceptables en vertu des *Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec* (EC et MDDEP 2007). De plus, aucune des études n'a établi la présence de ces substances directement dans l'ADM. La contamination des sédiments de la BDA en dioxines et furannes est considérée faible par rapport à des environnements reconnus comme contaminés (Brochu *et al.* 1995).

Les études évaluant la bioaccumulation rapportent systématiquement la présence de BPC dans les tissus des organismes prélevés dans l'ADM ou la BDA, alors que la présence de HAP (SNCLE 1996) et de dioxines et furannes (Brochu *et al.* 1995) dans les organismes n'ont été rapportées qu'une seule fois chacune. Par contre, les teneurs en dioxines et furannes mesurées dans les tissus (en équivalent toxique) sont très inférieures aux critères pour les produits de la pêche (Brochu *et al.* 1995).

Deux tendances générales sont observables dans les études consultées : d'une part, la contamination semble maximale dans l'ADM et elle suit un gradient décroissant en s'éloignant dans la BDA; d'autre part, la contamination dans l'ADM semble diminuer progressivement au fil des années (GENIVAR 2009). La raison de cette diminution n'est pas bien définie, mais pourrait être due à la dégradation des substances, au recouvrement par des nouveaux sédiments, à la migration des contaminants vers la BDA, ou à la bioaccumulation dans les organismes.

Des essais écotoxicologiques ont également été réalisés à l'aide de sédiments prélevés dans l'ADM. Dans la première étude, tous les échantillons ont affecté significativement la survie d'amphipodes, mais aucun n'a réduit la croissance de polychètes, et un seul a entravé la fécondation des œufs d'oursin (SNCLE 1996). Dans la seconde étude, des réductions significatives de la survie, de la croissance et de la reproduction d'amphipodes ont été observées, sans toutefois qu'une corrélation puisse être établie avec la présence de contaminants dans les échantillons de sédiments; toutefois, cette étude n'a uniquement considéré et évalué que les HAP (RETEC 2007). Un lien de causalité avec les contaminants potentiellement présents dans les sédiments n'a pu

être établi. À partir des effets observés en laboratoire, il n'est donc pas possible de tirer des conclusions quand à la toxicité des sédiments.

L'ADM étant plutôt sablonneuse et homogène, et la végétation présente peu diversifiée, elle offre peu de possibilité de reproduction ou d'abri pour les poissons, et ne constitue pas un habitat de qualité pour l'ichtyofaune ou les mammifères marins (AECOM 2010). Par contre, les poissons peuvent venir s'y nourrir à partir d'une communauté d'invertébrés benthiques qui est abondante et diversifiée; ces observations témoignent d'une nette amélioration du statut des communautés benthiques, par rapport à ce qui était rapporté dans de précédentes études (AECOM 2010).

2.2 Objectifs spécifiques de l'étude

Alcoa et Genivar ont mandaté Sanexen Services Environnementaux Inc. (Sanexen) pour évaluer les risques toxicologiques (santé humaine) et écotoxicologiques (environnement) afin d'établir les risques actuels liés à la présence des HAP et des BPC dans les sédiments de l'ADM, et d'assister dans le choix des options de réhabilitation de l'ADM. Cette évaluation déterminera les niveaux de risques inacceptables pour l'environnement et la santé humaine. Ces données serviront à délimiter, à l'intérieur du secteur à l'étude, les aires où les risques sont les plus élevés, et où une éventuelle réhabilitation apportera les meilleurs bénéfices, afin de permettre à Alcoa d'orienter ses efforts de réhabilitation en priorisant les zones avec le plus fort potentiel de bénéfices environnementaux, tout en évitant de perturber les zones pour lesquelles le risque posé est marginal.

Étant donné les nombreuses activités industrielles ayant lieu en périphérie de la BDA (incluant l'opération de l'aluminerie), les sédiments de la BDA sont également reconnus comme contaminés; les sédiments de l'ADM pourraient d'ailleurs être une source de contamination pour la BDA. Cependant, la présente étude se limite à l'évaluation et à la réhabilitation de l'ADM, qui est le secteur le plus directement touché par l'aluminerie, et le plus fortement contaminé de toute la BDA. La réhabilitation de l'ADM entraînera donc une amélioration sur le plan écologique qui bénéficiera également à la BDA, réduira le niveau des contaminants disponibles et, par conséquent, le transport potentiel de ceux-ci à partir de l'ADM vers la BDA.

2.3 Sélection des contaminants potentiellement préoccupants

À la lumière des études consultées, les contaminants potentiellement préoccupants retenus pour l'évaluation des risques sont les BPC, les HAP, les métaux et les hydrocarbures pétroliers (voir le Tableau 2).

Tableau 2 : Liste des contaminants préoccupants retenus dans le modèle conceptuel.

Métaux et métalloïdes	HAP	Hydrocarbures pétroliers	BPC
Aluminium (Al)	Acénaphène	Aliphatiques C ₁₁ -C ₁₂	Aroclor 1248
Antimoine (Sb)	Acénaphylène	Aliphatiques C ₁₃ -C ₁₆	
Argent (Ag)	Anthracène	Aliphatiques C ₁₇ -C ₂₁	
Arsenic (As)	Benzo[a]anthracène	Aliphatiques C ₂₂ -C ₃₅	
Baryum (Ba)	Benzo[a]pyrène	Aromatiques C ₁₁ -C ₁₂	
Béryllium (Be)	Benzo[b&j]fluoranthène	Aromatiques C ₁₃ -C ₁₆	
Cadmium (Cd)	Benzo[g,h,i]pérylène	Aromatiques C ₁₇ -C ₂₁	
Chrome (Cr)	Benzo[k]fluoranthène	Aromatiques C ₂₂ -C ₃₅	
Cobalt (Co)	Chrysène		
Cuivre (Cu)	Dibenz[a,h]anthracène		
Manganèse (Mn)	Fluoranthène		
Mercure (Hg)	Fluorène		
Molybdène (Mo)	Indeno[1,2,3-cd]pyrène		
Nickel (Ni)	Méthylnaphtalène, 2-		
Plomb (Pb)	Naphtalène		
Sélénium (Se)	Phénanthrène		
Zinc (Zn)	Pyrène		

Pour les BPC, le mélange Aroclor 1248 a été identifié comme celui dont la proportion des différents congénères s'apparente le plus aux BPC retrouvés dans l'ADM. Le fluide hydraulique *Pydraul 230* qui était utilisé au cours des opérations de l'usine contenait principalement de l'Aroclor 1242. Ce dernier contient environ 30 % de congénères faiblement chlorés (1 ou 2 atomes de chlore), qui ont tendance à se dégrader plus rapidement que les formes plus chlorées. Après plusieurs années dans l'environnement, les proportions des congénères s'apparentent davantage au mélange plus chloré Aroclor 1248. Toutefois, comme les mélanges Aroclor sont majoritairement constitués des mêmes congénères (seules les proportions varient), les concentrations mesurées en Aroclor 1248 reflètent pratiquement la totalité des BPC. Il ne convient donc pas d'additionner les différentes formes d'Aroclor pour calculer les BPC totaux (Trépanier 1984), mais plutôt d'identifier le mélange qui reflète le mieux la somme des BPC. Dans le présent cas, les concentrations mesurées indiquent clairement que l'Aroclor 1248 représente la presque totalité des BPC..

Bien qu'une problématique liée aux hydrocarbures pétroliers n'ait jamais été soulignée, ces substances ont également été retenues, puisque les activités portuaires sont importantes dans l'ADM, et le passage fréquent de navires pourrait avoir occasionné le déversement accidentel de produits pétroliers près des quais. Une seule étude a évalué ces contaminants (GENIVAR 2009); plus de la moitié des échantillons étaient sous la limite de détection (100 mg/kg). Les hydrocarbures pétroliers ont néanmoins été inclus dans le programme de caractérisation de l'automne 2011.

Substances considérées mais non retenues

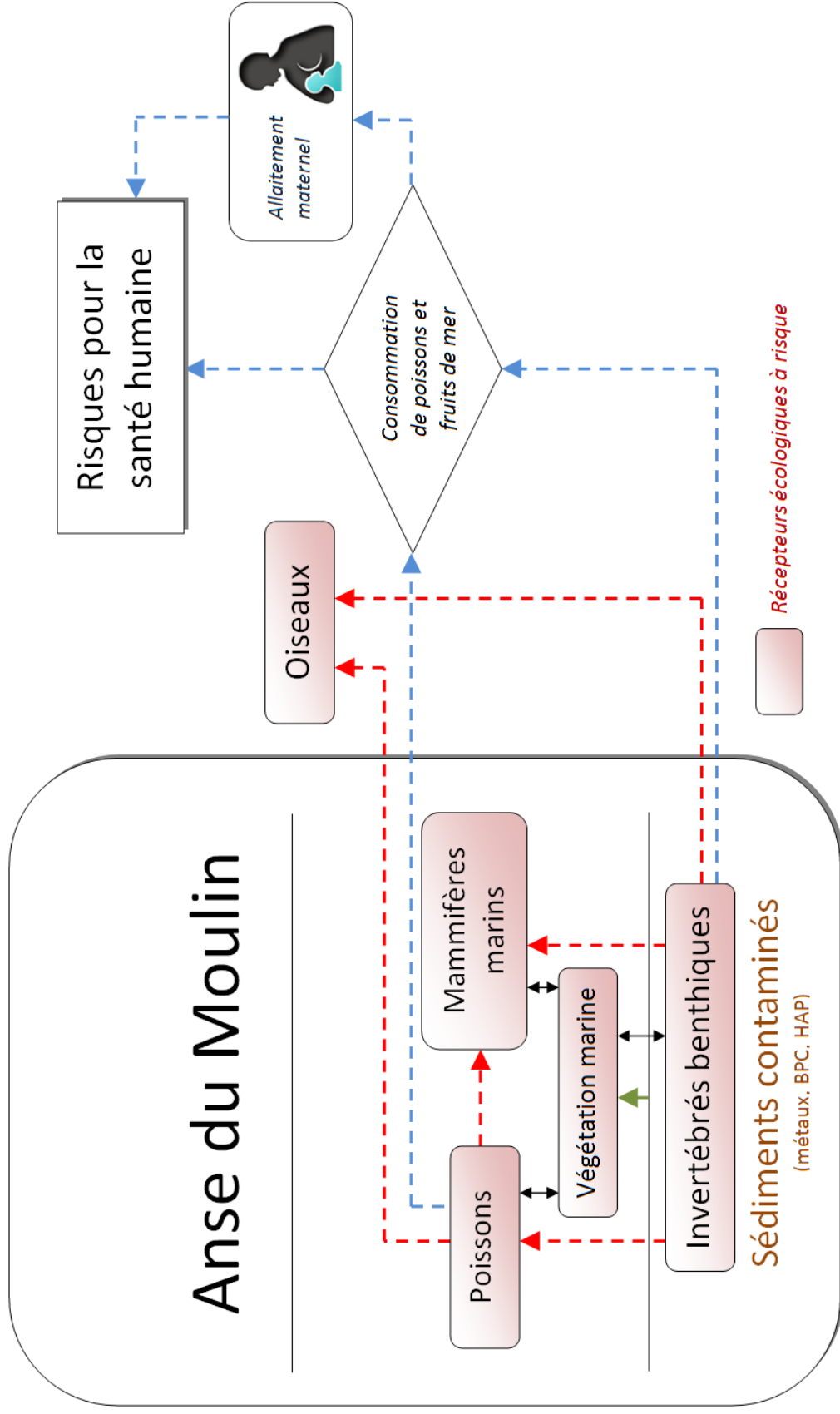
Les dioxines et furannes n'ont pas été retenus parmi les contaminants préoccupants, n'ayant pas été clairement identifiés dans les nombreuses études effectuées dans le secteur depuis plus de 20 ans. D'une part, tel qu'indiqué à la section précédente, bien que mesurés dans la BDA, leurs niveaux demeurent faibles, et lorsqu'on les compare aux critères en vigueur pour les sédiments (EC et MDDEP 2007), ces substances seraient peu susceptibles de constituer un risque écotoxicologique. De plus, comme les furannes peuvent constituer des impuretés dans les mélanges de BPC, leur présence éventuelle dans les sédiments serait intimement liée à la contamination en BPC. La gestion du risque que représentent les BPC devrait donc permettre de gérer adéquatement les furannes également.

De même, il a été évalué que le tributylétain (TBT) ne constituait pas une substance préoccupante dans le cadre de cette étude. Le secteur de Baie-Comeau n'a été jugé que faiblement contaminé au TBT (Saint-Louis *et al.* 1997). Contrairement au port de Baie-Comeau, les quais de l'ADM sont par ailleurs considérés comme peu achalandés puisqu'ils sont fréquentés uniquement par les navires associés aux activités d'Alcoa. Dans ce contexte, il est donc peu probable qu'une contamination au TBT contribue significativement au risque écotoxicologique dans l'ADM.

2.4 Modèle conceptuel général pour l'évaluation des risques

La Figure 2 constitue le modèle conceptuel général de la problématique de contamination des sédiments de l'ADM, tant en ce qui concerne les risques écotoxicologiques que les risques pour la santé humaine. Les sédiments contaminés par les métaux lourds, les HAP et les BPC constituent une source de risque direct pour les invertébrés benthiques et la végétation marine, de même qu'une source indirecte de risques pour les poissons et mammifères marins vivant dans le milieu. Des oiseaux fréquentant le secteur et consommant des invertébrés marins ou des poissons de l'ADM sont également à risque de subir des effets indirects de la contamination. Enfin, pour ce qui concerne les risques pour la santé humaine, l'ingestion directe de poissons et fruits de mer, ainsi que la consommation de lait maternel pour les nouveau-nés constituent les voies d'exposition à considérer dans l'évaluation des risques.

Figure 2 : Évaluation des risques à l'anse du Moulin : modèle général.



2.5 Évaluation des risques écotoxicologiques

Dans le cadre de cette étude, les risques écotoxicologiques sont évalués pour différents récepteurs écologiques qui vivent dans l'ADM, la fréquentent occasionnellement, ou s'y alimentent. Les récepteurs susceptibles de subir des risques écotoxicologiques sont les invertébrés benthiques, les végétaux aquatiques, les poissons, les mammifères marins et les oiseaux. L'exposition aux contaminants peut se faire directement (contact avec les sédiments ou avec l'eau) ou encore indirectement, via l'alimentation (ingestion de nourriture contaminée).

L'évaluation des risques écotoxicologiques est réalisée selon les principes énoncés par le *Cadre pour l'évaluation du risque écotoxicologique* (CCME 1996) et par la *Procédure d'évaluation du risque écotoxicologique pour la réhabilitation des terrains contaminés* (PÉRE) (CEAEQ 1998).

2.6 Évaluation des risques pour la santé humaine

L'évaluation des risques toxicologiques pour la santé humaine se résume, pour le cas à l'étude, à l'évaluation des risques découlant de la consommation potentielle de poissons ou de fruits de mer provenant de l'ADM, ainsi que la consommation potentielle de lait maternel pour les nouveau-nés. Aucune autre voie d'exposition significative, directe ou indirecte, aux contaminants présents dans les sédiments n'est présente. Les récepteurs en cause (populations potentiellement exposées) se limitent donc aux consommateurs de poissons et fruits de mer locaux et aux nouveau-nés allaités par une mère qui consommerait des poissons ou fruits de mer locaux.

Cette évaluation est réalisée en se conformant, dans la mesure du possible, aux directives des ministères fédéral et provincial responsables des méthodologies d'évaluation des risques toxicologiques (Santé Canada 2007, Santé Canada 2010 et MSSS 2002).

3 MÉTHODOLOGIE

3.1 Démarche générale

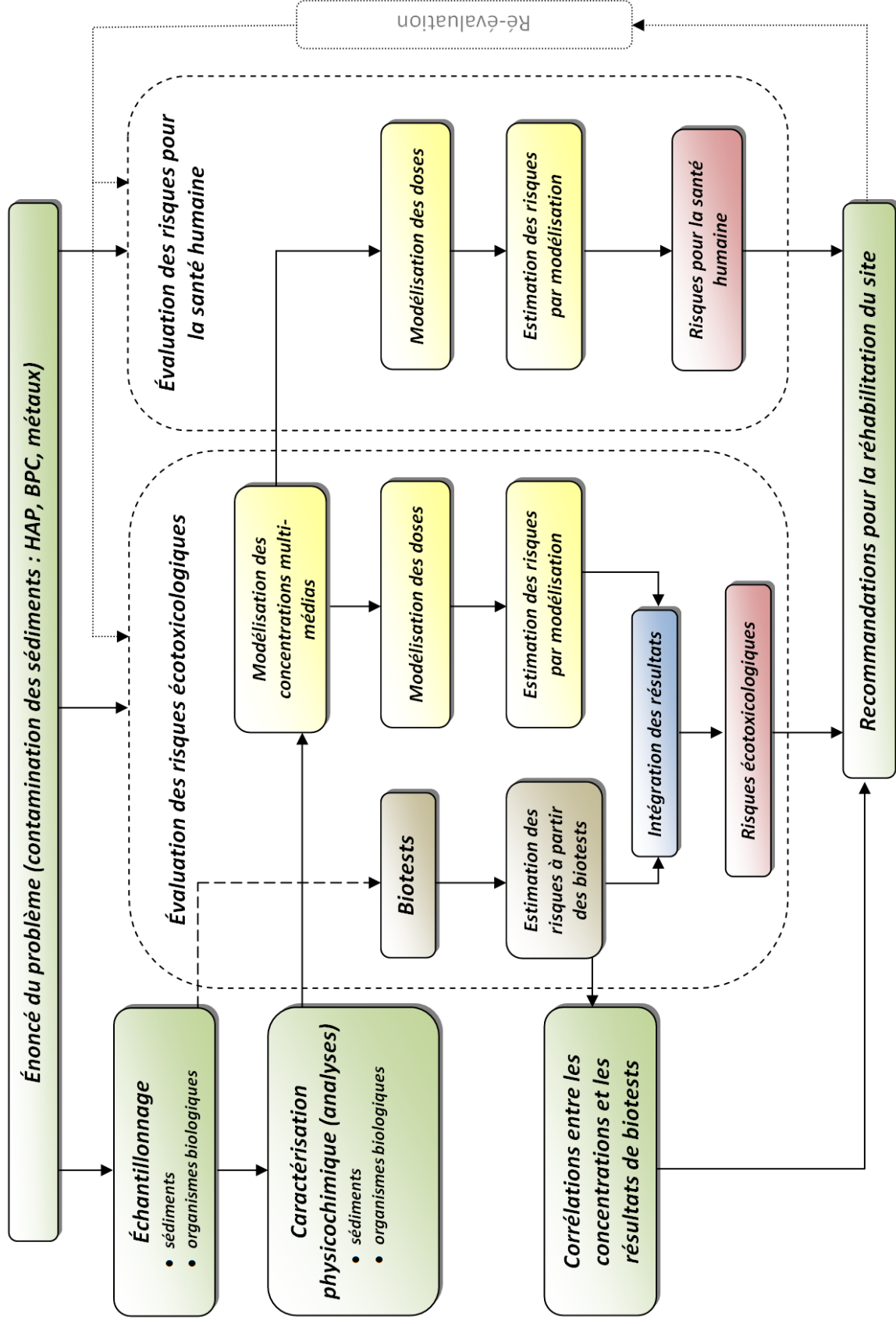
La Figure 3 présente schématiquement la démarche générale retenue pour l'évaluation des risques liés à la contamination des sédiments de l'ADM.

Afin d'acquérir les données nécessaires à l'évaluation des risques pour l'environnement et la santé humaine, un échantillonnage de sédiments et d'invertébrés benthiques (buccins et oursins) a été réalisé à l'automne 2011, afin de procéder à une caractérisation physicochimique du site à l'étude et des organismes qui y vivent. Ces caractérisations ont par la suite été utilisées afin de modéliser les concentrations des contaminants retenus pour les récepteurs écologiques habitant ou fréquentant l'ADM – végétation, invertébrés, poissons, oiseaux, mammifères. À partir de cette modélisation des concentrations multi-médias, les doses des contaminants et les risques associés ont été modélisés, tant pour les récepteurs écologiques que pour les êtres humains.

Par ailleurs, les échantillons de sédiments ont également été utilisés pour réaliser, en laboratoire, des biotests sur des invertébrés marins (amphipodes et polychètes). Les effets biologiques observés dans le cadre de ces biotests servent à compléter l'estimation des risques écotoxicologiques par modélisation, en reflétant des effets réels susceptibles de se produire chez les organismes de l'ADM. Les résultats obtenus lors des biotests sont de plus mis en relation avec la caractérisation physicochimique des sédiments, dans le but d'établir, s'il y a lieu, des corrélations entre les effets biologiques observés et les concentrations des contaminants analysés.

En se basant sur les risques modélisés (écotoxicologiques et à la santé humaine) et sur les risques écotoxicologiques, estimés par les biotests, des recommandations quant aux mesures de réhabilitation à entreprendre à l'ADM sont formulées, afin d'assurer la protection des récepteurs écologiques et humains. S'il y a lieu, les risques sont par la suite réévalués, en tenant compte des mesures de réhabilitation recommandées, afin de démontrer que la mise en place de ces mesures permettra effectivement la réduction des risques posés par les sédiments de l'ADM.

Figure 3 : Démarche générale de l'évaluation des risques écotoxicologiques et des risques à la santé humaine.



3.2 Caractérisation physico-chimique

En complément de la revue de la documentation disponible, un programme d'échantillonnage et de caractérisation a été élaboré pour l'automne 2011, en collaboration avec Genivar et Alcoa, afin d'obtenir un portrait actualisé de la contamination servant à l'évaluation des risques toxicologiques et écotoxicologiques. Les informations détaillées concernant la campagne d'échantillonnage sont fournies dans un rapport distinct (GENIVAR 2012b).

En bref, trente échantillons de sédiments ont été prélevés dans l'ADM (site d'étude), et dix autres dans un site de référence exempt de contamination, constitué des baies Saint-Pancrace (BSP) et du Garde-Feu, deux baies voisines situées à environ 7 km au nord-est de l'ADM. Les 40 échantillons, d'un volume approximatif de 4 litres chacun, ont été prélevés dans les 10 premiers centimètres de la couche sédimentaire, correspondant à la zone à plus forte activité biologique pour les organismes benthiques. Les échantillons ont été prélevés entre le 5 et le 10 octobre 2011, et ont ensuite été acheminés au laboratoire de *Maxxam Analytics* de Burnaby (Colombie-Britannique). Le personnel de ce dernier a effectué l'homogénéisation des sédiments et prélevé des sous-échantillons, afin de réaliser les différentes analyses physico-chimiques, chimiques et biologiques.

Tel que décrit à la section 2.3, plusieurs études relatives à la contamination de l'ADM et de la BDA ont été consultées, afin de dresser le portrait environnemental du site d'étude. Ces informations ont servi à établir une liste des substances d'intérêt pour l'analyse de risques. Ces substances, ainsi que quelques autres paramètres servant à la caractérisation des sédiments, ont été analysées par *Maxxam Analytics*. Ce laboratoire a déterminé le profil granulométrique de chacun des échantillons, en plus de procéder à des analyses physico-chimiques (métaux, hydrocarbures pétroliers, HAP, et BPC (congénères individuels et mélanges « Aroclor »)).

En plus des concentrations de HAP mesurées dans les sédiments, un paramètre intégrateur ($\sum ESBTU_{FCV}$) a été calculé, selon la méthode décrite par la U.S. EPA (2003)¹. Ce paramètre correspond, pour les n HAP analysés, à :

¹ $\sum ESBTU_{FCV} = \text{Equilibrium Partitioning Sediment Benchmark Toxic Unit}$

$$\sum ESBTU_{FCV} = \sum_{i=1}^n \frac{[HAP_i]/FCO}{[HAP_i]_{Préocc}}$$

où

$\sum ESBTU_{FCV}$:	Unité toxique du sédiment
i	:	Indice des différents HAP évalués
n	:	Nombre total de HAP évalués
$[HAP_i]$:	Concentration du HAP dans les sédiments ($\mu\text{g/g}$)
FCO	:	Fraction de carbone organique (g CO / g sédiments)
$[HAP_i]_{Préocc}$:	Concentration préoccupante du HAP dans les sédiments ² .

L'Agence environnementale américaine recommande de faire le suivi de 34 HAP; pour ceux-ci, une valeur de $\sum ESBTU_{FCV}$ inférieure à 1,0 est considérée protectrice des organismes benthiques, alors qu'une valeur supérieure à 1,0 indique que les organismes les plus sensibles pourraient être affectés par les HAP présents dans les sédiments.

Finalement, la campagne d'échantillonnage de 2011 a également servi à évaluer la bioaccumulation des contaminants préoccupants dans les organismes marins. Ainsi, des buccins communs (*Buccinum undatum*) et des oursins verts (*Strongylocentrotus droebachiensis*) ont été récoltés dans l'ADM et dans la baie de Godbout (utilisée comme site de référence). Ces organismes ont été sacrifiés, puis homogénéisés (oursins : totalité des tissus mous; buccins : muscles et viscères séparément), afin de procéder à l'analyse de leur contenu en HAP et BPC. Les analyses à haute résolution ont été effectuées par le laboratoire *Axys Analytical Services* de Sidney (Colombie-Britannique).

À cause de la quantité limitée de tissus disponibles, il n'était pas possible d'analyser l'ensemble des substances d'intérêt. Les HAP et BPC ont été retenus car ce sont des substances organiques à fort potentiel de bioaccumulation, et les seuls contaminants à être systématiquement mesurés dans l'ADM par les études de caractérisation antérieures. Aucun organisme de taille supérieure (p.ex. poissons) n'a été récolté pour évaluer la bioaccumulation. Des tentatives de capture lors de campagnes d'échantillonnage précédentes se sont révélées infructueuses, le temps nécessaire à la capture d'individus de l'espèce appropriée étant prohibitif. Les organismes choisis

² La concentration préoccupante dans les sédiments est dérivée de la *Final Chronic Value* (FCV), soit la concentration dans l'eau qui devrait protéger 95 % des espèces exposées (U.S. EPA 2003).

permettaient un compromis acceptable entre les efforts de capture et la quantité de tissus récoltés, tout en permettant une identification à l'espèce relativement aisée, ce qui n'aurait pas été le cas d'individus plus petits comme les polychètes.

Toutes les analyses statistiques ont été réalisées à l'aide du logiciel Statistica, version 7.1 (StatSoft 2006). Pour les résultats inférieurs à la limite de détection rapportée (LDR) ou à la limite de détection estimée (LDE), lorsque celle-ci était présentée, une valeur correspondant à 50 % de la LDR (ou de la LDE) a été utilisée pour les traitements statistiques subséquents.

3.3 Modélisation des concentrations dans les diverses composantes environnementales

L'évaluation des risques écotoxicologiques ou pour la santé humaine requiert de connaître les concentrations de contaminants dans tous les médias d'exposition potentielle. Dans le cas à l'étude, des concentrations ont été mesurées dans les sédiments et certains organismes vivants (oursins et buccins) lors d'une campagne de caractérisation préalable à l'évaluation des risques (voir section 3.2). Des concentrations dans l'eau ont également été mesurées dans une étude antérieure (AECOM 2010). Toutefois, les concentrations correspondantes dans les autres médias d'exposition potentielle (organismes vivants de la chaîne alimentaire) n'ont pas fait l'objet de mesures analytiques. Par conséquent, il est nécessaire d'estimer ces concentrations par modélisation mathématique.

La modélisation des concentrations dans les divers médias n'ayant pas fait l'objet de mesures a été réalisée à l'aide du logiciel TerraSys™. On peut trouver une description détaillée des équations utilisées par ce logiciel dans le manuel de référence (Sanexen 2002b). Dans le cas de la présente étude, toutefois, des adaptations ont dû être apportées au logiciel afin de tenir compte du milieu estuarien. Ces adaptations sont principalement de deux types :

1. Modification mineure pour tenir compte du point de départ différent des modélisations multi-médias : dans la version commerciale du logiciel, c'est le sol de surface qui constitue le point de départ des concentrations dans les autres médias. Dans le cas de l'ADM, ce sont plutôt les sédiments qui représentent le point de départ pour lequel des concentrations mesurées sont disponibles. Par conséquent, le logiciel a été adapté en conséquence, tant du point de vue de l'algorithme des modélisations que pour l'affichage du modèle conceptuel.

2. Révision des valeurs de propriétés physico-chimiques et environnementale des contaminants pour tenir compte de l'eau salée présente en milieu estuarien. Les adaptations nécessaires à cette fin sont résumées à la section 3.3.1.

3.3.1 Valeurs de paramètres physico-chimiques ajustées pour le milieu marin

Certaines propriétés physico-chimiques des contaminants présents à l'ADM peuvent varier en fonction de la présence d'eau salée plutôt que d'eau douce. C'est pourquoi il est nécessaire d'ajuster les valeurs de ces variables aux fins des modélisations.

Le coefficient de partage octanol/eau (K_{ow}) constitue le paramètre le plus important dans la mesure où plusieurs autres paramètres sont calculés à partir de ce coefficient. Les valeurs de K_{ow} ont été ajustées pour le milieu marin selon l'équation suivante (Mackintosh *et al.* 2006, Xie *et al.* 1997) :

$$K_{ow_{eau_salée}} = K_{ow} \times 0,0018 \times C_S \times V_H$$

où

- $K_{ow_{eau_salée}}$: coefficient de partage octanol/eau corrigé pour la salinité de l'eau
- K_{ow} : coefficient de partage octanol/eau standard
- $0,0018$: constante de proportionnalité reliant la solubilité de l'eau salée à celle de l'eau douce (L/cm³)
- C_S : concentration molaire du sel dans l'eau de mer (0,5 mole/L)
- V_H : volume molaire de Le Bas (cm³/mole).

Des valeurs de volume molaire de Le Bas n'étant pas disponibles dans la littérature pour toutes les substances à modéliser, ces valeurs ont été estimées sur la base de la structure moléculaire des composés organiques, selon la méthode décrite par Lyman *et al.* (1990). Les valeurs de volume molaire de Le Bas pour les composés organiques à l'étude apparaissent au Tableau 3.

Tableau 3 : Valeurs estimées du volume molaire des composés organiques.

Composé organique	Masse moléculaire	Formule moléculaire	Nombre d'atomes			Nombre de cycles			Volume molaire de Le Bas
			C	H	Cl	5	6	Anthracène / Naphthalène	
Acénaphthène	154,21	C ₁₂ H ₁₀	12	10		1	2	173,1	
Acénaphthylène	152,20	C ₁₂ H ₈	12	8		1	2	165,7	
Anthracène	178,23	C ₁₄ H ₁₀	14	10			3	196,7	
Aroclor 1248	291,99	C ₁₂ H ₆ Cl ₄	12	6	4		2	268,2	
Benzofluranthracène	228,29	C ₁₈ H ₁₂	18	12			4	250,8	
Benzoflapyrène (BaP)	252,32	C ₂₀ H ₁₂	20	12			5	265,4	
Benzofluoranthène	252,32	C ₂₀ H ₁₂	20	12		1	4	268,9	
Benzofluoranthène	276,34	C ₂₂ H ₁₂	22	12			6	280	
Benzofluoranthène	252,32	C ₂₀ H ₁₂	20	12		1	4	268,9	
Chrysène	228,29	C ₁₈ H ₁₂	18	12			4	250,8	
Dibenzofluoranthracène	278,35	C ₂₂ H ₁₄	22	14			5	302,4	
Fluoranthène	202,26	C ₁₆ H ₁₀	16	10		1	3	217,3	
Fluorène	166,22	C ₁₃ H ₁₀	13	10		1	2	187,9	
Hydrocarbures aliphatiques C ₁₁ -C ₁₂	144,2	C ₁₁ H ₁₂	11	12				207,2	
Hydrocarbures aliphatiques C ₁₃ -C ₁₆	184,3	C ₁₄ H ₁₆	14	16				266,4	
Hydrocarbures aliphatiques C ₁₇ -C ₂₁	252,5	C ₁₉ H ₂₄	19	24				370	
Hydrocarbures aliphatiques C ₂₂ -C ₃₅	390,6	C ₃₀ H ₃₀	30	30				555	
Hydrocarbures aromatiques C ₁₁ -C ₁₂	144,2	C ₁₁ H ₁₂	11	12			2	177,2	
Hydrocarbures aromatiques C ₁₃ -C ₁₆	184,3	C ₁₄ H ₁₆	14	16			3	221,4	
Hydrocarbures aromatiques C ₁₇ -C ₂₁	252,5	C ₁₉ H ₂₄	19	24			4	310	
Hydrocarbures aromatiques C ₂₂ -C ₃₅	390,6	C ₃₀ H ₃₀	30	30		1	4	483,5	
Indénol[1,2,3-cd]pyrène	276,34	C ₂₂ H ₁₂	22	12		1	5	283,5	
Méthynaphtalène, 2	142,20	C ₁₁ H ₁₀	11	10			2	169,8	
Naphtalène	128,17	C ₁₀ H ₈	10	8			2	147,6	
Phénanthrène	178,23	C ₁₄ H ₁₀	14	10			3	199,2	
Pyrène	202,26	C ₁₆ H ₁₀	16	10			4	213,8	

Par ailleurs, la solubilité aqueuse des composés organiques varie également en fonction de la salinité de l'eau. Arnot et Gobas (2006) indiquent que la solubilité de divers composés organiques est réduite par un facteur d'environ 1,36 en conditions d'eau salée (eau de mer).

Les valeurs de coefficients d'adsorption (K_d) et de facteurs de bioconcentration (BCF) peuvent, à défaut de valeurs mesurées, être estimées à partir des K_{ow} ou de la solubilité. Pour le cas à l'étude, les BCF pour les organismes vivants ont été estimés à partir des concentrations mesurées d'une part dans les sédiments et d'autre part dans ces organismes (buccins et oursins). Pour les composés ayant été mesurés dans les deux médias, les valeurs de BCF ont été estimées comme étant le ratio de la concentration dans les organismes vivants sur celle dans les sédiments. Pour les autres substances, en l'absence de valeurs mesurées ou disponibles dans la littérature, les valeurs de BCF ont été estimées selon les équations intégrées au logiciel TerraSys™ (Sanexen 2002b), en utilisant les valeurs ajustées pour l'eau salée de K_{ow} .

Les valeurs des paramètres suivants ont été recalculées pour toutes les substances organiques, afin de tenir compte du milieu estuarien :

- Solubilité aqueuse
- Diffusivité dans l'eau
- Constante de Henry
- Coefficient de partage octanol/eau
- Coefficient d'adsorption sur carbone organique
- Coefficient d'adsorption sur les sédiments
- Coefficient d'adsorption sur les matières en suspension
- Coefficient d'adsorption au sol
- Facteur de bioconcentration eau – macrophytes aquatiques
- Facteur de bioconcentration sédiments – racines des macrophytes aquatiques
- Facteur de bioconcentration eau – invertébrés aquatiques
- Facteur de bioconcentration sédiments – invertébrés aquatiques
- Facteur de bioconcentration eau – poisson

Une recherche dans la littérature scientifique n'a pas permis d'identifier des valeurs de K_d sur les sédiments spécifiques au milieu marin ou estuarien. Toutefois, Hatje *et al.* (2003) indiquent que, de manière générale, les valeurs de K_d diminuent en eau salée par rapport aux valeurs en eau douce. Bien que la publication n'indique pas en détails les valeurs mesurées pour les divers éléments, les graphiques de résultats indiquent que la diminution est relativement peu importante (généralement un facteur de 3 ou

moins). Dans une autre étude réalisée avec des sédiments contenant du Césium¹³⁷, Christensen *et al.* (1998) ont également noté que la valeur de Kd diminuait en milieu d'eau salée. Dans ce cas précis, les auteurs notent une diminution par un facteur de 4 à 7. À défaut de valeurs bien documentées, les valeurs utilisées dans le présent cas ont été estimées à partir des valeurs de K_{ow} révisées, selon les équations utilisées à cette fin par le logiciel TerraSys™ (Sanexen 2002b).

Il faut noter que le BCF pour les poissons n'a pas été recalculé pour les HAP à masse moléculaire élevée. Ces substances sont largement métabolisées par les poissons et les équations pour estimer les BCF (qui ne tiennent pas compte du métabolisme) ne sont pas applicables à ces substances. La valeur de $BCF_{poisson}$ proposée par U.S. EPA (1999) a donc été retenue à défaut de valeurs mesurées. Les HAP à plus faible poids moléculaire pour lesquels la valeur de $BCF_{poisson}$ a été recalculée sont l'acénaphène, l'acénaphylène, l'anthracène et le naphthalène.

Pour les métaux, nous n'avons trouvé aucune source d'information documentant des valeurs de BCF spécifiques au milieu d'eau salée. Afin d'estimer adéquatement les concentrations dans les organismes biologiques, une recherche a été réalisée dans la base de données ECOTOX de la U.S. EPA (<http://www.epa.gov/ecotox/>) (U.S. EPA 2007). Cette base de données contient notamment des valeurs de BCF mesurées dans diverses études scientifiques sur de nombreux contaminants. Toutes les valeurs utilisées lors de cette interrogation provenaient d'études réalisées en eau de mer. Les données colligées ont servi à calculer des valeurs *ad hoc* de BCF pour les végétaux aquatiques, les invertébrés aquatiques et les poissons, applicables au milieu estuarien. Comme les métaux peuvent être présents dans l'eau sous diverses formes (sulfates, chlorures, etc.) les valeurs de BCF ont été estimées distinctement pour chaque forme de métal et chaque type d'organismes. La moyenne arithmétique des valeurs disponibles pour chaque forme de métal a été calculée, et la valeur la plus élevée parmi les moyennes applicables aux diverses formes de métal a été retenue comme BCF utilisé lors de la modélisation des concentrations multi-médias. Les valeurs détaillées issues de la base de données ECOTOX, de même que les moyennes calculées pour chaque forme métallique et chaque type d'organismes sont regroupées à l'ANNEXE A. Les valeurs de BCF résultants sont indiquées au Tableau 4.

Tableau 4 : Facteurs de bioconcentration utilisés pour la modélisation des concentrations multimédias.

Métal	BCF Eau – Végétaux aquatiques	BCF Eau – Invertébrés aquatiques	BCF Eau – Poissons
Antimoine	12,7	1,93	0,275
Argent	19 590	4221	3814
Arsenic	47	9,35	20
Baryum	63	267	633
Béryllium	23 800	0,58	62
Cadmium	1075	3525	7,28
Chrome	1670	821	190
Cobalt	901	3194	5,5
Cuivre	8513	2326	83
Étain	17 400	115 646	4082
Manganèse	2500	1373	633
Mercure	213 900	8087	633
Méthylmercure	4123	183	375
Molybdène	32	4070	10
Nickel	330	28	16
Plomb	15,4	294	6,82
Sélénium	100	36	129
Zinc	10 631	1770	584

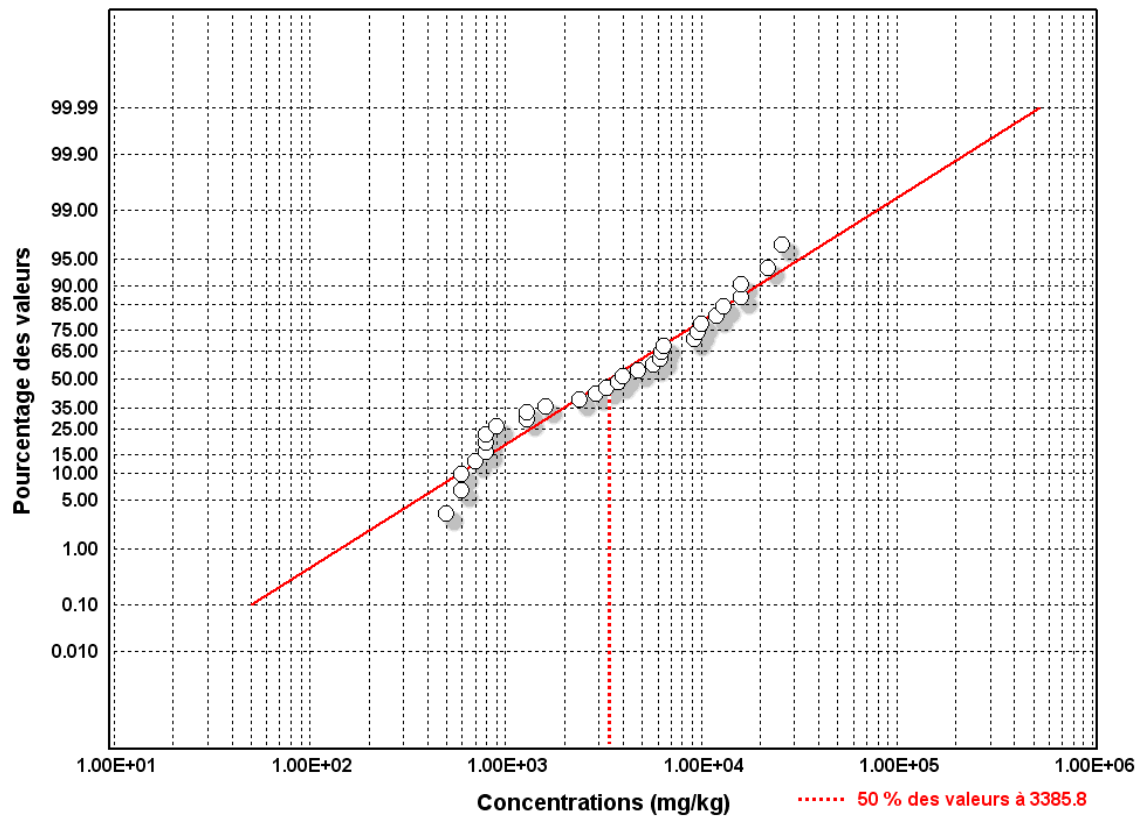
Note : Les cellules en gris correspondent à des valeurs par défaut du logiciel TerraSys™; pour ces cas, aucune valeur de *BCF* en milieu d'eau de mer n'était disponible dans la base de données ECOTOX.

3.3.2 Autres paramètres nécessaires aux modélisations

3.3.2.1 Contenu des sédiments en carbone organique total

Le contenu en carbone organique total des sédiments a été fixé à 0,34 %. Cette valeur correspond à la médiane des valeurs mesurées dans les échantillons de sédiments de l'ADM (Figure 4).

Figure 4 : Distribution cumulée des valeurs de carbone organique total dans les échantillons prélevés dans l'anse du Moulin.



3.3.2.2 Concentrations d'hydrocarbures dans les sédiments

À défaut d'une caractérisation précise des diverses classes d'hydrocarbures présentes dans le modèle conceptuel, les concentrations mesurées sous forme de fractions C_{10} - C_{16} , C_{16} - C_{34} et C_{34} - C_{50} ont été réparties selon les proportions types d'un mélange d'huile #6, présumé représenter approximativement la composition des carburants utilisés par les bateaux lourds utilisant le port de Baie-Comeau. Ces proportions sont les suivantes :

Tableau 5 : Proportions types d'hydrocarbures dans le mélange d'huile #6 utilisé par les bateaux lourds.

Aliphatiques C ₁₀ -C ₁₂	0,66 %
Aliphatiques C ₁₃ -C ₁₆	3,88 %
Aliphatiques C ₁₇ -C ₂₁	8,69 %
Aliphatiques C ₂₂ -C ₃₅	12,74 %
Aromatiques C ₁₀ -C ₁₂	69,28 %
Aromatiques C ₁₃ -C ₁₆	2,02 %
Aromatiques C ₁₇ -C ₂₁	2,58 %
Aromatiques C ₂₂ -C ₃₅	0,14 %
Total C₁₀-C₅₀ =	100,00 %

3.3.2.3 Coefficients de métabolisme par les organismes marins

Les organismes aquatiques ou marins peuvent métaboliser les substances dissoutes dans l'eau de leur milieu de support dans une mesure plus ou moins grande, selon les substances en cause. Ce métabolisme peut réduire significativement les concentrations résiduelles dans la chair des organismes vivants. Le logiciel TerraSys™ permet de considérer ce métabolisme au moyen de coefficients de métabolisme qui « corrigent » les concentrations calculées à partir des BCF ayant été estimés par régression, sans considérer le métabolisme.

Dans le cas à l'étude, les concentrations mesurées dans les organismes vivants (oursins et buccins) ont été utilisées pour calibrer les coefficients de métabolisme des substances organiques par les invertébrés aquatiques et les poissons. Pour ce faire, une première modélisation des concentrations a été réalisée sans tenir compte du métabolisme (coefficients fixés à 1,0). Les concentrations ainsi estimées ont été comparées aux concentrations mesurées à l'ADM (concentrations moyennes). Les valeurs de coefficients de métabolisme ont été calculées comme le rapport entre les concentrations mesurées et celles modélisées.

Des valeurs mesurées n'étant pas disponibles pour tous les HAP inclus au modèle conceptuel, la valeur moyenne de coefficient pour les HAP mesurés (0,014) a été retenue par défaut pour les HAP n'ayant pas été mesurés à l'ADM. Cette valeur moyenne a également été appliquée aux fractions d'hydrocarbures aliphatiques et aromatiques, pour lesquelles aucune valeur mesurée n'était disponible. Toutefois, pour les métaux, aucune correction pour métabolisme n'a été apportée aux valeurs modélisées (coefficients fixés à 1,0). Les valeurs de coefficients de métabolisme ainsi que les concentrations mesurées et modélisées ayant servi à calculer les coefficients sont indiquées au Tableau 6.

Tableau 6 : Estimation des coefficients de métabolisme des substances organiques utilisées pour la modélisation des concentrations multimédias.

Paramètre	Concentrations moyennes mesurées		Concentrations modélisées	Coefficient de métabolisme (organismes marins)
	µg/kg	mg/kg	mg/kg	
BPC totaux	301,74	0,30174	3,05	0,099
Acénaphène	6,48	0,00648	1,07	0,006
Acénaphylène	0,12	0,00012	0,014	0,009
Anthracène	12,61	0,01261	1,68	0,008
Benz[<i>a</i>]anthracène	51,78	0,05178	3,74	0,014
Benzo[<i>a</i>]pyrène	63,99	0,06399	3,34	0,019
Benzo[<i>b</i> / <i>i</i> / <i>k</i>]fluoranthène	123,52	0,12352	5,28	0,023
Benzo[<i>ghi</i>]pérylène	41,74	0,04174	1,51	0,028
Chrysène	76,43	0,07643	3,16	0,024
Dibenz[<i>a,h</i>]anthracène	8,99	0,00899	0,4	0,022
Fluoranthène	101,72	0,10172	7,65	0,013
Fluorène	4,5	0,0045	0,86	0,005
Indéno[1,2,3- <i>cd</i>]pyrène	40,69	0,04069	1,73	0,024
Méthylnaphtalène, 2-	1,38	0,00138	0,17	0,008
Naphtalène	3,63	0,00363	0,59	0,006
Phénanthrène	49,9	0,0499	5,85	0,009
Pyrène	84,27	0,08427	7,25	0,012
Moyenne des HAP :				0,014

3.3.3 Équations utilisées pour l'estimation des concentrations multi-médias

Pour le cas à l'étude, les concentrations devant être estimées se limitent essentiellement aux médias suivants :

- L'eau de l'ADM;
- La végétation marine;
- Les poissons;
- Les oiseaux et les mammifères consommant des invertébrés marins ou des poissons.

3.3.3.1 Estimation de la concentration dans la colonne d'eau

Pour le cas à l'étude, l'estimation des concentrations dans la colonne d'eau (concentration dissoute + contaminant adsorbé aux matières en suspension dans l'eau) a été réalisée à partir des concentrations mesurées dans les sédiments. Pour ce faire, la concentration moyenne des divers contaminants mesurés dans les sédiments de l'ADM a été utilisée. Les concentrations dans l'eau ont été estimées selon l'équation suivante :

$$C_{eau_totale} = \frac{C_{séd}}{Kd_{séd}} + (MES \times C_{séd} \times 0,000001)$$

où

- C_{eau_totale} : concentration totale dans l'eau (mg/L)
- $C_{séd}$: concentration moyenne mesurée dans les sédiments (mg/kg)
- $Kd_{séd}$: coefficient d'adsorption sur les sédiments (L/kg)
- MES : concentration de matières en suspension dans l'eau (mg/L)
- $0,000001$: facteur de conversion d'unités (mg à kg).

3.3.3.2 Calcul des concentrations de contaminant dans les macrophytes aquatiques

Les concentrations dans les macrophytes aquatiques ont été estimées selon :

$$C_{mac} = C_{dw} \times L_{mac} \times BCF_{eau-mac} \times k_{mét-vgt}$$

où

- C_{mac} : concentration en contaminant dans les macrophytes aquatiques (mg/kg)
- C_{dw} : concentration en contaminant dissous dans l'eau (mg/L)
- L_{mac} : contenu en lipides des macrophytes aquatiques (kg/kg)
- $BCF_{eau-mac}$: facteur de bioconcentration eau – macrophytes aquatiques
- $k_{mét-vgt}$: coefficient de métabolisme par les végétaux.

3.3.3.3 Calcul des concentrations dans le phytoplancton/périphyton

Les concentrations dans le phytoplancton et le périphyton sont estimées selon le même modèle que celui des macrophytes aquatiques, soit :

$$C_{phyt} = C_{dw} \times L_{phyt} \times BCF_{eau-phyt} \times k_{mét-vgt}$$

où

- C_{phyt} : concentration dans le phytoplancton/périphyton (mg/kg)
- C_{dw} : concentration en contaminant dissous dans l'eau (mg/L)
- L_{phyt} : contenu en lipides du phytoplancton/périphyton
- $BCF_{eau-phyt}$: facteur de bioconcentration eau – phytoplancton/périphyton
- $k_{mét-vgt}$: coefficient de métabolisme par les végétaux.

3.3.3.4 Calcul des concentrations dans les micro-organismes marins

La concentration de contaminants dans les micro-organismes marins vivant dans la colonne d'eau est estimée selon :

$$C_{inv.aq} = C_{dw} \times BCF_{eau-inv.aq} \times k_{m\acute{e}t-inv.aq}$$

où

- $C_{inv.aq}$: concentration dans les invertébrés aquatiques (mg/kg)
- C_{dw} : concentration de contaminant dissous dans l'eau (mg/L)
- $BCF_{eau-inv.aq}$: facteur de bioconcentration eau – microorganismes marins
- $k_{m\acute{e}t-inv.aq}$: coefficient de métabolisme du contaminant par les microorganismes marins.

Lorsque les organismes sont plutôt associés aux sédiments, la concentration est estimée selon :

$$C_{inv.aq} = C_{s\acute{e}d} \times BCF_{s\acute{e}d-inv.aq} \times k_{m\acute{e}t-inv.aq}$$

où

- $C_{inv.aq}$: concentration dans les invertébrés aquatiques (mg/kg)
- $C_{s\acute{e}d}$: concentration de contaminant dans les sédiments (mg/kg)
- $BCF_{s\acute{e}d-inv.aq}$: facteur de bioconcentration sédiments – microorganismes marins
- $k_{m\acute{e}t-inv.aq}$: coefficient de métabolisme du contaminant par les microorganismes marins.

3.3.3.5 Estimation des concentrations dans les poissons

Les concentrations dans les poissons ont été estimées selon l'équation suivante :

$$C_{pois} = C_{dw} \times BCF_{eau-pois} \times FCM \times \frac{L_{pois}}{0,06} \times k_{m\acute{e}t-pois}$$

où

- C_{pois} : concentration en contaminant dans les poissons (mg/kg)
- C_{dw} : concentration en contaminant dissous dans l'eau (mg/L)
- $BCF_{eau-pois}$: facteur de bioconcentration eau – poisson
- FCM : facteur multiplicatif de niveau trophique (sans unité)
- L_{pois} : contenu en lipides du poisson (fraction)
- $0,06$: contenu normalisé en lipides (pour lequel la valeur de $BCF_{eau-pois}$ est

$k_{m\acute{e}t-pois}$: calculée)
: coefficient de métabolisme par les poissons (sans unité).

La valeur du facteur multiplicateur de niveau trophique est établie en fonction du K_{ow} , tel qu'apparaissant au Tableau 7. Dans TerraSys™, les niveaux trophiques finaux sont calculés en pondérant les niveaux trophiques liés aux divers éléments de l'alimentation, en fonction des proportions de chaque élément dans l'alimentation. Aux fins du cas à l'étude, les valeurs de K_{ow} ont été corrigées pour tenir compte du milieu marin.

Tableau 7 : Valeurs de facteur multiplicateur de niveau trophique pour le facteur de bioconcentration des poissons *

log K_{ow}	FCM – Niveau trophique 3	FCM – Niveau trophique 4	log K_{ow}	FCM – Niveau trophique 3	FCM – Niveau trophique 4
2	1,005	1,000	6	10,556	15,996
2,5	1,010	1,002	6,1	11,337	17,783
3	1,028	1,007	6,2	12,064	19,907
3,1	1,034	1,007	6,3	12,691	21,677
3,2	1,042	1,009	6,4	13,228	23,281
3,3	1,053	1,012	6,5	13,662	24,604
3,4	1,067	1,014	6,6	13,980	25,645
3,5	1,083	1,019	6,7	14,223	26,363
3,6	1,103	1,023	6,8	14,355	26,669
3,7	1,128	1,033	6,9	14,388	26,669
3,8	1,161	10,42	7	14,305	26,242
3,9	1,202	1,054	7,1	14,142	25,468
4	1,253	1,072	7,2	13,852	24,322
4,1	1,315	1,096	7,3	13,474	22,856
4,2	1,380	1,130	7,4	12,987	21,038
4,3	1,491	1,178	7,5	12,517	18,967
4,4	1,614	1,242	7,6	11,708	16,749
4,5	1,766	1,334	7,7	10,914	14,388
4,6	1,950	1,459	7,8	10,069	12,050
4,7	2,175	1,633	7,9	9,162	9,840
4,8	2,452	1,871	8	8,222	7,798
4,9	2,780	2,193	8,1	7,278	6,012
5	3,181	2,612	8,2	6,361	4,519
5,1	3,643	3,162	8,3	5,489	3,311
5,2	4,188	3,873	8,4	4,683	2,371
5,3	4,803	4,742	8,5	3,949	1,663
5,4	5,502	5,821	8,6	3,296	1,146
5,5	6,266	7,079	8,7	2,732	0,778
5,6	7,096	8,551	8,8	2,246	0,521
5,7	7,962	10,209	8,9	1,837	0,345
5,8	8,841	12,05	9	1,493	0,226
5,9	9,716	13,964			

Note : pour les niveaux trophiques 1 et 2, la valeur de FCM est de 1,0.

K_{ow} : coefficient de partage octanol/eau.

* Selon U.S. EPA 1998

3.3.3.6 Estimation des concentrations dans les oiseaux

La concentration globale chez les oiseaux est estimée en faisant la sommation des concentrations liées aux voies potentielles d'exposition suivantes :

- concentration découlant de l'alimentation
- concentration découlant de l'ingestion de sol de surface
- concentration découlant de l'ingestion de sol de sous-surface
- concentration découlant de l'ingestion de sol en profondeur
- concentration découlant de l'ingestion de sédiments
- concentration découlant de l'ingestion d'eau
- concentration découlant de l'inhalation
- concentration découlant du contact cutané avec le sol de surface
- concentration découlant du contact cutané avec le sol de sous-surface
- concentration découlant du contact cutané avec le sol en profondeur
- concentration découlant du contact cutané avec les sédiments
- concentration découlant du contact cutané avec l'eau du cours d'eau ou plan d'eau.

La concentration chez les oiseaux découlant de l'alimentation est calculée selon :

$$C_{ois-alim} = \sum_{i=1}^{i=n} \left[C_{alim_i} \times f_{alim_i} \times FBT_{ois} \times TI_{ois} \times \frac{FCM_i}{FCM_{\mu}} \right] \times K_{mét-ois} \times F_{hab}$$

où

- $C_{ois-alim}$: concentration chez l'oiseau découlant de l'alimentation (mg/kg)
 i : indice de chaque élément de l'alimentation
 n : nombre d'éléments dans l'alimentation de l'oiseau
 C_{alim_i} : concentration dans l'élément i de l'alimentation de l'oiseau (mg/kg)
 f_{alim_i} : fraction de l'élément i dans l'alimentation de l'oiseau
 FBT_{ois} : facteur de biotransfert pour les oiseaux (jour/kg)
 TI_{ois} : taux d'ingestion alimentaire de l'oiseau (kg/jour)
 FCM_i : facteur multiplicatif de niveau trophique pour l'élément i de l'alimentation
 FCM_{μ} : facteur multiplicatif de niveau trophique moyen pour l'alimentation de l'oiseau
 $k_{mét-ois}$: coefficient de métabolisme du contaminant par les oiseaux (sans unité)
 F_{hab} : facteur d'ajustement pour l'aire d'alimentation.

La concentration découlant de l'ingestion d'eau, de sol ou de sédiments est estimée selon :

$$C_{ois-ing,m} = C_m \times FBT_{ois} \times TI_{ois,m} \times k_{mét-ois} \times F_{hab}$$

où

- $C_{ois-ing,m}$: concentration chez l'oiseau découlant de l'ingestion du média m (mg/kg)
- C_m : concentration dans le média m (mg/kg)
- FBT_{ois} : facteur de biotransfert pour les oiseaux (jour/kg)
- $TI_{ois,m}$: taux d'ingestion du média m de l'oiseau (kg/jour)
- $k_{mét-ois}$: coefficient de métabolisme du contaminant par les oiseaux (sans unité)
- F_{hab} : facteur d'ajustement pour l'aire d'alimentation.

Le facteur d'ajustement pour l'aire d'alimentation est calculé selon :

$$F_{hab} = \frac{S_{zone} \times f_{hab}}{S_{alim}} \quad \{F_{hab} \leq 1,0\}$$

où

- F_{hab} : facteur d'ajustement pour l'aire d'alimentation.
- S_{zone} : surface de la zone d'étude (m²)
- f_{hab} : fraction de la zone d'étude constituant un habitat propice à l'oiseau
- S_{alim} : aire d'alimentation de l'oiseau (m²).

La concentration découlant de l'inhalation est estimée selon :

$$C_{ois-inh} = C_{air} \times FBT_{ois} \times TInh_{ois} \times k_{mét-ois} \times F_{hab}$$

où

- $C_{ois-inh}$: concentration chez l'oiseau découlant de l'inhalation (mg/kg)
- C_{air} : concentration dans l'air (mg/m³)
- FBT_{ois} : facteur de biotransfert pour les oiseaux (jour/kg)
- $TInh_{ois}$: taux d'inhalation de l'oiseau (m³/jour)
- $k_{mét-ois}$: coefficient de métabolisme du contaminant par les oiseaux (sans unité)
- F_{hab} : facteur d'ajustement pour l'aire d'alimentation.

La concentration par absorption cutanée avec un média solide (sol, sédiments) est calculée selon :

$$C_{ois-cut.s} = \frac{\left[\frac{SC_{ois} \times f_s \times C_m \times 0,000001 \times \rho_b \times K_p^{sol}}{k_{sol} + k_{vol}} \right] \times \left(1 - e^{-(k_{sol} + k_{vol}) \times t} \right) \times (k_{mét-ois} \times f_{abs} \times F_{hab})}{m_{ois}}$$

où

- $C_{ois-cut.s}$: concentration chez l'oiseau découlant du contact cutané avec le média solide m (mg/kg)
- SC_{ois} : surface corporelle exposée de l'oiseau (cm²)
- f_s : fraction exposée de la surface corporelle
- C_m : concentration dans le média m (mg/kg)
- $0,000001$: facteur de conversion d'unité (cm³ à m³)
- ρ_b : densité du sol (kg/m³)
- K_p^{sol} : coefficient de perméabilité à partir du média m (cm/heure)
- k_{sol} : coefficient de disparition par absorption du média m (heure⁻¹)
- k_{vol} : coefficient de disparition par volatilisation du média m (heure⁻¹)
- t : durée du contact entre l'oiseau et le média m (heure)
- $k_{mét-ois}$: coefficient de métabolisme du contaminant par les oiseaux (sans unité)
- f_{abs} : fraction absorbée du contaminant par voie orale (convertit la dose par voie cutanée en dose équivalente)
- F_{hab} : facteur d'ajustement pour l'aire d'alimentation
- m_{ois} : poids corporel de l'oiseau (kg).

Note : La constante de disparition par volatilisation (k_{vol}) n'est considérée que dans le cas du sol de surface; dans les autres cas, cette variable vaut 0.

La concentration découlant du contact cutané avec un média liquide (eau de surface) est estimée selon :

$$C_{ois-cut.l} = \frac{C_m \times K_p^{eau} \times D_{exp} \times SC_{ois} \times f_s}{m_{ois}} \times k_{mét-ois} \times f_{abs} \times F_{hab}$$

où

- $C_{ois-cut.l}$: concentration chez l'oiseau découlant du contact cutané avec le média liquide m (mg/kg)
- C_m : concentration dans le média m (mg/cm³)
- K_p^{eau} : coefficient de perméabilité à partir de l'eau (cm/heure)
- D_{exp} : durée d'exposition (heure)
- SC_{ois} : surface corporelle exposée de l'oiseau (cm²)
- f_s : fraction exposée de la surface corporelle
- $k_{mét-ois}$: coefficient de métabolisme du contaminant par les oiseaux (sans unité)

- f_{abs} : fraction absorbée du contaminant par voie orale (convertit la dose par voie cutanée en dose équivalente)
 F_{hab} : facteur d'ajustement pour l'aire d'alimentation
 m_{ois} : poids corporel de l'oiseau (kg).

Note : Le facteur F_{hab} n'est pas considéré dans le calcul des concentrations chez les oiseaux associées aux concentrations bruit de fond dans l'environnement, ni dans le calcul des concentrations par contact cutané associé à un média liquide (eau de surface).

3.3.3.7 Estimation des concentrations dans les mammifères

La concentration globale chez les mammifères est estimée en faisant la sommation des concentrations liées aux voies potentielles d'exposition suivantes :

- concentration découlant de l'alimentation
- concentration découlant de l'ingestion de sol de surface
- concentration découlant de l'ingestion de sol de sous-surface
- concentration découlant de l'ingestion de sol en profondeur
- concentration découlant de l'ingestion de sédiments
- concentration découlant de l'ingestion d'eau
- concentration découlant de l'inhalation
- concentration découlant du contact cutané avec le sol de surface
- concentration découlant du contact cutané avec le sol de sous-surface
- concentration découlant du contact cutané avec le sol en profondeur
- concentration découlant du contact cutané avec les sédiments
- concentration découlant du contact cutané avec l'eau du cours d'eau ou plan d'eau.

La concentration dans les mammifères découlant de l'alimentation est calculée selon :

$$C_{mam-alim} = \sum_{i=1}^{i=n} \left[C_{alim_i} \times f_{alim_i} \times FBT_{mam} \times TI_{mam} \times \frac{FCM_i}{FCM_{\mu}} \right] \times k_{mét-mam} \times F_{hab}$$

où

- $C_{mam-alim}$: concentration chez le mammifère découlant de l'alimentation (mg/kg)
 i : indice de chaque élément de l'alimentation
 n : nombre d'éléments dans l'alimentation du mammifère
 C_{alim_i} : concentration dans l'élément i de l'alimentation du mammifère (mg/kg)
 f_{alim_i} : fraction de l'élément i dans l'alimentation du mammifère
 FBT_{mam} : facteur de biotransfert pour les mammifères (jour/kg)

- TI_{mam} : taux d'ingestion alimentaire du mammifère (kg/jour)
 FCM_i : facteur multiplicatif de niveau trophique pour l'élément i de l'alimentation
 FCM_{μ} : facteur multiplicatif de niveau trophique moyen pour l'alimentation du mammifère
 $k_{mét-mam}$: coefficient de métabolisme du contaminant par les mammifères (sans unité)
 F_{hab} : facteur d'ajustement pour l'aire d'alimentation.

La concentration découlant de l'ingestion d'eau, de sol ou de sédiments est estimée selon :

$$C_{mam-ing,m} = C_m \times FBT_{mam} \times TI_{mam,m} \times k_{mét-mam} \times F_{hab}$$

où

- $C_{mam-ing,m}$: concentration chez le mammifère découlant de l'ingestion du média m (mg/kg)
 C_m : concentration dans le média m (mg/kg)
 FBT_{mam} : facteur de biotransfert pour les mammifères (jour/kg)
 $TI_{mam,m}$: taux d'ingestion du média m du mammifère (kg/jour)
 $k_{mét-mam}$: coefficient de métabolisme du contaminant par les mammifères (sans unité)
 F_{hab} : facteur d'ajustement pour l'aire d'alimentation.

Le facteur d'ajustement pour l'aire d'alimentation est calculé selon :

$$F_{hab} = \frac{S_{zone} \times f_{hab}}{S_{alim}} \quad \{F_{hab} \leq 1,0\}$$

où

- F_{hab} : facteur d'ajustement pour l'aire d'alimentation.
 S_{zone} : surface de la zone d'étude (m²)
 f_{hab} : fraction de la zone d'étude constituant un habitat propice au mammifère
 S_{alim} : aire d'alimentation du mammifère (m²).

La concentration découlant de l'inhalation est estimée selon :

$$C_{mam-inh} = C_{air} \times FBT_{mam} \times TInh_{mam} \times k_{mét-mam} \times F_{hab}$$

où

- $C_{mam-inh}$: concentration chez le mammifère découlant de l'inhalation (mg/kg)

- C_{air} : concentration dans l'air (mg/m³)
 $F_{BT_{mam}}$: facteur de biotransfert pour les mammifères (jour/kg)
 $TInh_{mam}$: taux d'inhalation du mammifère (m³/jour)
 $k_{mét-mam}$: coefficient de métabolisme du contaminant par les mammifères (sans unité)
 F_{hab} : facteur d'ajustement pour l'aire d'alimentation.

La concentration découlant du contact cutané avec un média solide (sol, sédiments) est calculée selon :

$$C_{mam-cut.s} = \frac{\left[\left(\frac{SC_{mam} \times f_s \times C_m \times 0,000001 \times \rho_b \times K_p^{sol}}{k_{sol} + k_{vol}} \right) \times \left(1 - e^{-(k_{sol} + k_{vol}) \times t} \right) \times (k_{mét-mam} \times f_{abs} \times F_{hab}) \right]}{m_{mam}}$$

où

- $C_{mam-cut.s}$: concentration chez le mammifère découlant du contact cutané avec le média solide m (mg/kg)
 SC_{mam} : surface corporelle exposée du mammifère (cm²)
 f_s : fraction exposée de la surface corporelle
 C_m : concentration dans le média m (mg/kg)
 $0,000001$: facteur de conversion d'unité (cm³ à m³)
 ρ_b : densité du sol (kg/m³)
 K_p^{sol} : coefficient de perméabilité à partir du média m (cm/heure)
 k_{sol} : coefficient de disparition par absorption du média m (heure⁻¹)
 k_{vol} : coefficient de disparition par volatilisation du média m (heure⁻¹)
 t : durée du contact entre l'oiseau et le média m (heure)
 $k_{mét-mam}$: coefficient de métabolisme du contaminant par les mammifères (sans unité)
 f_{abs} : fraction absorbée du contaminant par voie orale (convertit la dose par voie cutanée en dose équivalente)
 F_{hab} : facteur d'ajustement pour l'aire d'alimentation
 m_{mam} : poids corporel du mammifère (kg).

Note : La constante de disparition par volatilisation (k_{vol}) n'est considérée que dans le cas du sol de surface; dans les autres cas, cette variable vaut 0.

La concentration découlant du contact cutané avec un média liquide (eau de surface) est estimée selon :

$$C_{m\text{am-cut.l}} = \frac{C_m \times K_p^{\text{eau}} \times D_{\text{exp}} \times SC_{\text{mam}} \times f_s}{m_{\text{mam}}} \times k_{\text{mét-mam}} \times f_{\text{abs}} \times F_{\text{hab}}$$

où

- $C_{m\text{am-cut.l}}$: concentration chez le mammifère découlant du contact cutané avec le média liquide m (mg/kg)
- C_m : concentration dans le média m (mg/cm³)
- K_p^{eau} : coefficient de perméabilité à partir de l'eau (cm/heure)
- D_{exp} : durée d'exposition, heure
- SC_{mam} : surface corporelle exposée du mammifère (cm²)
- f_s : fraction exposée de la surface corporelle
- $k_{\text{mét-mam}}$: coefficient de métabolisme du contaminant par les mammifères (sans unité)
- f_{abs} : fraction absorbée du contaminant par voie orale (convertit la dose par voie cutanée en dose équivalente)
- F_{hab} : facteur d'ajustement pour l'aire d'alimentation
- m_{mam} : poids corporel du mammifère (kg).

Note : Le facteur F_{hab} n'est pas considéré dans le calcul des concentrations chez les mammifères associées aux concentrations bruit de fond dans l'environnement, ni dans le calcul des concentrations par contact cutané associé à un média liquide (eau de surface).

3.3.3.8 Estimation des concentrations dans le lait maternel

La concentration dans le lait maternel est estimée selon l'équation suivante :

$$C_{\text{lait_maternel}} = Dose_{\text{mère}} \times FBT_{\text{lait_maternel}} \times \delta_{\text{lait_maternel}}$$

où

- $C_{\text{lait_maternel}}$: concentration dans le lait maternel (mg/L)
- $Dose_{\text{mère}}$: dose totale de la mère, en équivalent de dose par voie orale (mg/jour)
- $FBT_{\text{lait_maternel}}$: facteur de biotransfert pour le lait maternel (jour/kg)
- $\delta_{\text{lait_maternel}}$: densité du lait maternel (kg/L).

La dose de la mère est calculée en fonction des concentrations de contaminant dans les divers médias environnementaux, en utilisant les taux d'ingestion et d'inhalation appropriés pour une femme de 25 ans. Le facteur de biotransfert est estimé pour les substances organiques à partir du facteur de bioconcentration dans les tissus adipeux, lui-même estimé selon l'équation de Geyer *et al.* 1987 :

$$FBT_{\text{lait_maternel}} = \frac{BCF_{lm} \times 0,045}{2,15}$$

$$\text{avec : } \log BCF_{lm} = 2,54 \log Kow - 0,22 \log Kow^2 - 4,56$$

où

- $FBT_{\text{lait_maternel}}$: facteur de biotransfert pour le lait maternel (jour/kg)
- BCF_{lm} : facteur de bioconcentration dans les tissus adipeux
- Kow : coefficient de partage octanol/eau du contaminant
- $0,045$: fraction moyenne de lipides dans le lait maternel
- $2,15$: masse de la diète moyenne d'une femme enceinte (kg/jour).

Pour les substances inorganiques, à défaut de valeurs mesurées, les valeurs de facteur de biotransfert sont copiées sur les valeurs proposées par Baes III *et al.* (1984) pour le lait de vaches laitières. Les valeurs de facteur de biotransfert utilisées sont indiquées au Tableau 8. Ce tableau indique également les doses estimées des mères découlant de la consommation des poissons d'origine locale ($Dose_{mère}$).

Tableau 8 : Facteurs de biotransfert diète – lait et doses maternelles utilisées pour estimer les concentrations dans le lait maternel.

Contaminant	Facteur de biotransfert diète – lait (jr/L)	Dose maternelle (mg/jour)
Acénaphène	2,17E+00	9,39E-07
Acénaphylène	2,26E+00	9,60E-07
Aluminium	2,00E-04	5,44E-02
Anthracène	5,10E+00	5,53E-06
Antimoine	1,00E-04	1,07E-04
Argent	2,00E-02	4,05E-01
Aroclor 1248 (Somme des BPC)	1,05E+01	9,50E-03
Arsenic	6,00E-05	4,80E-02
Baryum	3,50E-04	5,85E-01
Benzo[a]anthracène	1,24E+01	2,09E-05
Benzo[a]pyrène (BaP)	1,04E+01	5,05E-05
Benzo[b]fluoranthène	1,24E+01	2,66E-04
Benzo[g,h,i]pérylène	6,49E+00	1,22E-04
Benzo[k]fluoranthène	1,24E+01	2,66E-04
Béryllium	9,00E-07	5,22E-02
Cadmium	1,00E-03	1,82E-02
Chrome total	1,50E-03	1,90E-01
Chrysène	1,21E+01	7,71E-05
Cobalt	2,00E-03	5,11E-03
Cuivre	1,50E-03	7,22E-02
Dibenzo[a,h]anthracène	7,62E+00	9,16E-05
Fluoranthène	1,05E+01	1,89E-05
Fluorène	3,42E+00	2,46E-06
Hydrocarbures aliphatiques C ₁₁ -C ₁₂	9,32E+00	1,54E-06
Hydrocarbures aliphatiques C ₁₃ -C ₁₆	1,22E+00	3,83E-11
Hydrocarbures aliphatiques C ₁₇ -C ₂₁	4,60E-04	1,55E-15
Hydrocarbures aliphatiques C ₂₂ -C ₃₅	1,50E-15	4,48E-18
Hydrocarbures aromatiques C ₁₁ -C ₁₂	2,75E+00	1,67E-02
Hydrocarbures aromatiques C ₁₃ -C ₁₆	4,96E+00	1,65E-01
Hydrocarbures aromatiques C ₁₇ -C ₂₁	8,26E+00	1,64E+00
Hydrocarbures aromatiques C ₂₂ -C ₃₅	1,23E+01	3,13E-05
Indéno[1,2,3-cd]pyrène	8,00E+00	1,09E-04
Manganèse	3,50E-04	1,17E-01
Mercure	4,50E-04	1,44E-03
Méthylnaphtalène, 2-	2,52E+00	3,81E-06
Molybdène	1,50E-03	9,25E-06
Naphtalène	5,58E-01	3,43E-07
Nickel	1,00E-03	3,17E-01
Phénanthrène	5,58E+00	5,53E-05
Plomb	2,50E-04	1,89E-05
Pyrène	9,14E+00	8,13E-06
Sélénium	4,00E-03	3,55E-04
Zinc	1,00E-02	1,08E-03

3.4 Évaluation des risques écotoxicologiques

3.4.1 Approche par modélisations mathématiques

L'évaluation des risques écotoxicologiques sert à déterminer les risques potentiels à la faune et à la flore posés par les contaminants préoccupants qu'on retrouve dans les sédiments de l'ADM. Elle est réalisée par modélisation mathématique, en suivant un cheminement en quatre étapes :

- a) Identification du danger : identification des contaminants présents dans la zone d'étude et susceptibles de poser un risque pour les récepteurs humains ou écologiques, et détermination des voies d'exposition aux contaminants pour ces récepteurs;
- b) Caractérisation toxicologique : identification des doses ou concentrations jugées sécuritaires pour les récepteurs;
- c) Caractérisation de l'exposition : estimation des doses ou concentrations auxquelles les récepteurs sont exposés, en fonction des concentrations estimées ou mesurées dans le milieu;
- d) Estimation des risques : comparaison entre les valeurs d'expositions estimées (étape c) et les valeurs jugées sécuritaires (étape b). Les risques ainsi estimés sont ensuite comparés avec les critères d'acceptabilité du MDDEP.

L'évaluation des risques écotoxicologiques vérifie donc l'absence ou la présence de risques pour la végétation aquatique, les communautés benthiques ou les différents vertébrés fréquentant le site et, par conséquent, fournit un aperçu de l'intégrité écologique de l'écosystème du site à l'étude.

3.4.1.1 Sélection des récepteurs préoccupants

Dans le cadre de cette étude, Genivar a réalisé une revue de la littérature existante sur la faune et la flore de la région de Baie-Comeau, afin d'établir la liste des espèces susceptibles de fréquenter le site de l'ADM (Chapitre 4 de *l'Étude d'impact sur l'environnement et le milieu social*, GENIVAR 2012a). De cette liste, les espèces à statut particulier (espèces vulnérables ou menacées) ont également été identifiées. Au total, quelques centaines d'espèces végétales et animales ont ainsi été recensées.

Sur la base de ces informations, des récepteurs écologiques pertinents ont été sélectionnés afin de construire un modèle conceptuel de l'écosystème de l'ADM représentant les principaux régimes alimentaires pour les différentes classes d'organismes et, autant que possible, les différents niveaux trophiques. Le modèle généré constitue donc une représentation simplifiée de l'écosystème à l'étude, et facilite ainsi l'estimation des risques écotoxicologiques. Avant son intégration dans les modélisations mathématiques, ce modèle a fait l'objet d'une révision par Genivar et Alcoa, ainsi que par l'Agence canadienne d'évaluation environnementale (ACEE), le MDDEP et le ministère des Pêches et des Océans (MPO).

Les espèces retenues pour le modèle conceptuel sont présentées dans le Tableau 9.

Tableau 9 : Liste des groupes et espèces utilisés dans le modèle conceptuel de l'anse du Moulin pour l'évaluation des risques écotoxicologiques.

Groupes	Espèce	Nom latin
Microorganismes marins	–	–
Phytoplancton / périphyton	–	–
Zooplancton	–	–
Invertébrés marins	–	–
Macrophytes	Ascophylle noueuse	<i>Ascophyllum nodosum</i>
	Laminaire digitée	<i>Laminaria digitata</i>
	Laitue de mer	<i>Ulva lactuca</i>
Poissons	*Anguille d'Amérique	<i>Anguilla rostrata</i>
	Chaboisseau à épines courtes	<i>Myoxocephalus scorpius</i>
	Capelan	<i>Mallotus villosus</i>
	Lançon d'Amérique	<i>Ammodytes americanus</i>
	*Morue franche	<i>Gadus morhua</i>
Oiseaux	Plie rouge	<i>Pseudopleuronectes americanus</i>
	Chevalier grivelé	<i>Actitis macularius</i>
	Goéland à bec cerclé	<i>Larus delawarensis</i>
	Balbusard pêcheur	<i>Pandion haliaetus</i>
Mammifères	Cormoran à aigrettes	<i>Phalacrocorax auritus</i>
	Petit Rorqual	<i>Balaenoptera acutorostrata</i>
	Phoque gris	<i>Halichoerus grypus</i>

*Espèces à statut particulier

3.4.1.2 Voies d'exposition

Le transfert des contaminants entre les différents compartiments abiotiques (sédiments, eau, air et sol) et à travers le réseau trophique a été modélisé à partir des concentrations mesurées dans les sédiments. Le transfert des contaminants a été considéré :

- Des sédiments vers l'eau;
- Des milieux de support (sédiments, eau) vers les récepteurs écologiques;
- D'un récepteur à un autre, via la chaîne alimentaire.

Toutes les interactions pertinentes (contact direct, ingestion, etc.) ont ainsi été intégrées dans la modélisation. Celle-ci s'avère donc complexe, étant donné la diversité de récepteurs et le grand nombre d'interactions; elle a été réalisée à l'aide du logiciel TerraSys™, spécialement conçu à cette fin (Sanexen 2002a). Toutes les équations mathématiques nécessaires aux modélisations sont disponibles dans le manuel de référence de TerraSys™ (Sanexen 2002b), ainsi qu'à la section 3.3.3 pour les équations adaptées spécifiquement à cette étude.

Les voies d'exposition pour les différents récepteurs sont donc :

- Contact direct avec les sédiments : macrophytes, invertébrés marins, poissons de fond (Chaboisseau à épines courtes, Lançon d'Amérique, Plie rouge);
- Contact direct avec l'eau : tous les organismes, tant animaux que végétaux;
- Ingestion : tous les récepteurs animaux.

Le taux de fréquentation du site à l'étude a été considéré pour les différents récepteurs afin d'évaluer l'exposition par contact direct (sédiments et eau), ainsi que les apports alimentaires. Afin d'estimer les transferts alimentaires des contaminants entre les divers récepteurs écologiques du modèle conceptuel, une approximation de leurs régimes respectifs, basée sur les informations disponibles dans la littérature (Scott et Scott 1988), a été utilisée (Tableau 10). Il importe de souligner que des valeurs précises ne sont généralement pas disponibles, et que la composition de la diète d'une espèce peut varier considérablement d'un site à l'autre, d'un individu à l'autre, ou encore pour un même individu en fonction des disponibilités alimentaires ou du caractère opportuniste de l'espèce. Les valeurs utilisées représentent donc une estimation, selon notre meilleur jugement professionnel, des proportions de la diète, en considérant une alimentation qui serait constituée uniquement des autres espèces représentées dans le modèle conceptuel.

Enfin, l'ingestion accidentelle de sédiments, qui peut être une source très significative d'exposition aux contaminants pour les animaux qui s'alimentent près du fond ou directement dans les sédiments, a également été ajoutée comme voie d'exposition pour les récepteurs suivants : Phoque gris, Chevalier grivelé, Cormoran à aigrettes, Goéland à bec cerclé, et Balbuzard pêcheur. Pour les poissons, il ne semble pas exister de valeur de taux d'ingestion accidentelle de sédiments. Néanmoins, afin de tenir compte du risque de contamination plus grand pour les poissons de fond, l'ingestion de sédiments a été estimée pour ceux-ci. Par exemple, pour une Plie rouge typique de 1,25 kg (Scott et Scott 1988), consommant en moyenne 3 % de son poids corporel par jour (Soladome 2011), en supposant un contenu en sédiments dans le

tractus gastro-intestinal de 0,46 (Doyle *et al.* 2011) et sous l'hypothèse que le taux d'excrétion des sédiments est identique à celui des fèces, le taux d'ingestion de sédiments correspondant est de 0,01725 kg/jour.

Tableau 10 :Composition de la diète des récepteurs animaux du modèle conceptuel.

Récepteur	DIÈTE		
	Composante	%	
Poissons	Anguille d'Amérique	Zooplancton	25 %
		Invertébrés marins	50 %
		Chabosseau à épines courtes	5 %
		Capelan	10 %
		Lançon d'Amérique	10 %
	Chabosseau à épines courtes	Zooplancton	50 %
		Invertébrés marins	35 %
		Capelan	15 %
	Capelan	Zooplancton	90 %
		Invertébrés marins	10 %
Lançon d'Amérique	Zooplancton	85 %	
	Invertébrés marins	15 %	
Morue franche	Invertébrés marins	20 %	
	Capelan	40 %	
	Lançon d'Amérique	40 %	
Plie rouge	Zooplancton	10 %	
	Invertébrés marins	90 %	
Oiseaux	Chevalier grivelé	Invertébrés marins	100 %
	Goéland à bec cerclé	Invertébrés marins	25 %
		Capelan	25 %
		Morue franche	25 %
		Lançon d'Amérique	25 %
		Capelan	40 %
	Balbuzard pêcheur	Lançon d'Amérique	40 %
		Morue franche	20 %
		Capelan	50 %
	Cormoran à aigrettes	Lançon d'Amérique	50 %
Petit Rorqual		Invertébrés marins	10 %
	Chabosseau à épines courtes	10 %	
	Capelan	25 %	
	Lançon d'Amérique	25 %	
	Morue franche	20 %	
	Plie rouge	10 %	
Mammifères	Phoque gris	Capelan	20 %
		Lançon d'Amérique	20 %
		Morue franche	40 %
		Plie rouge	20 %

3.4.1.3 *Modèle conceptuel détaillé pour l'évaluation des risques écotoxicologiques*

En se basant sur les informations détaillées aux sections précédentes, un modèle conceptuel a été établi pour l'écosystème de l'ADM, et intègre les récepteurs écologiques retenus, les substances préoccupantes, et les interactions entre les divers éléments.

Une représentation graphique de ce modèle, intégrant tous les éléments mentionnés et leurs interactions, est présentée à la Figure 5A; à des fins de clarté, les différents types d'interactions sont présentés séparément, aux Figures 5B à 5G.

La description détaillée du modèle conceptuel, incluant toutes les valeurs des variables requises pour les modélisations, se trouve à l'ANNEXE B.

Figure 5 : Modèle conceptuel de l'anse du Moulin utilisé pour l'évaluation des risques écotoxicologiques.

A. Toutes les interactions

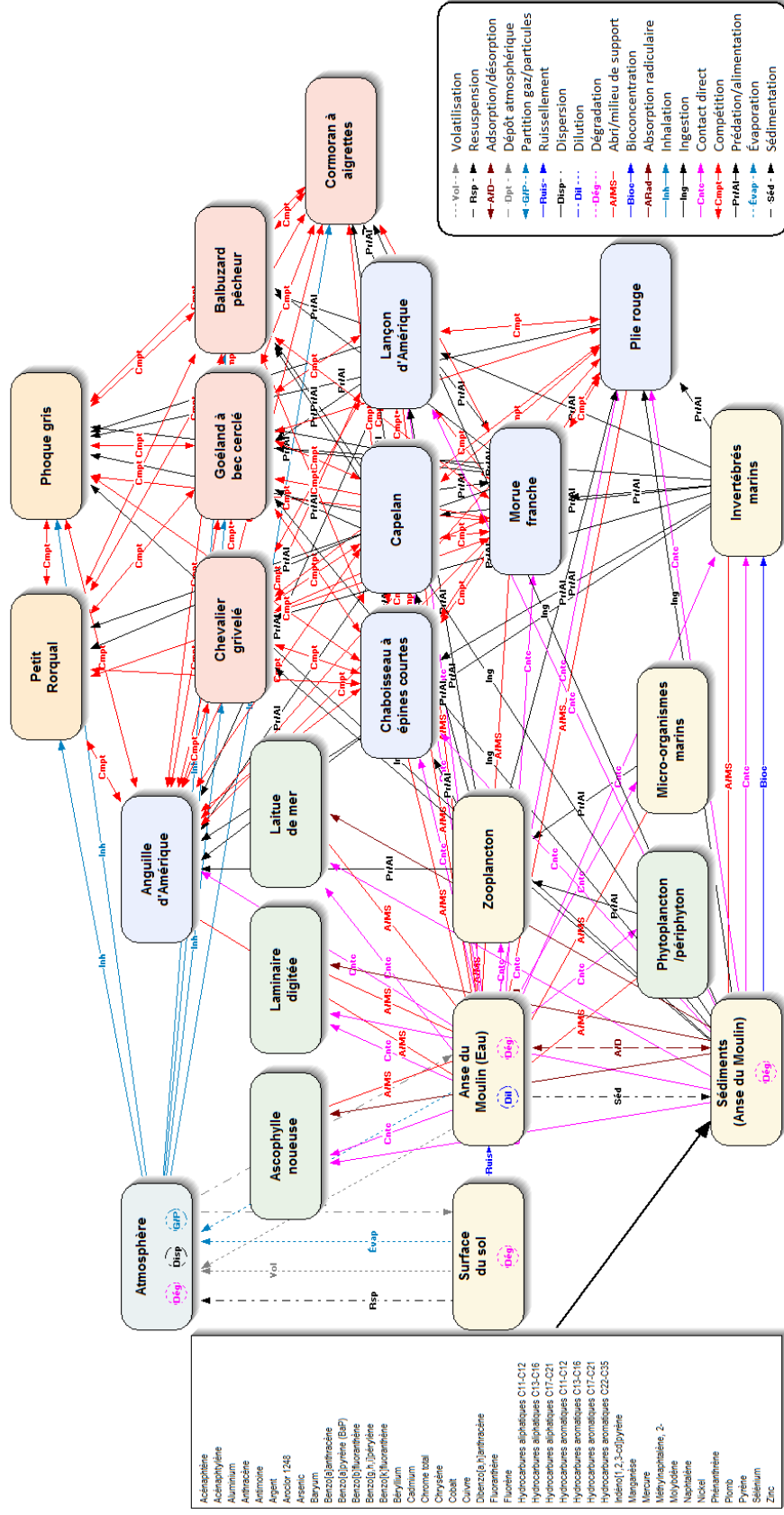


Figure 5 : Modèle conceptuel de l'écosystème de l'anse du Moulin utilisé pour l'évaluation des risques écotoxicologiques.

D. Contact direct

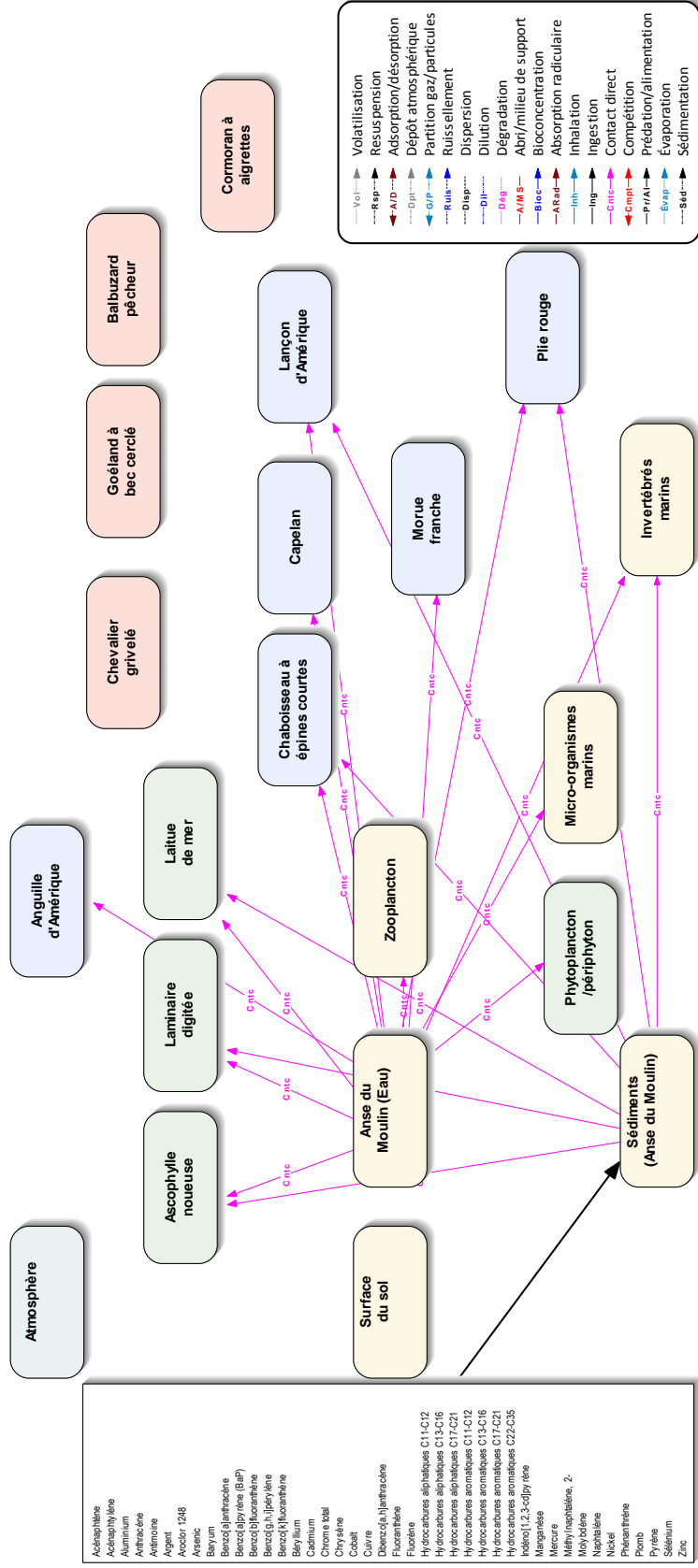


Figure 5 : Modèle conceptuel de l'écosystème de l'anse du Moulin utilisé pour l'évaluation des risques écotoxicologiques.

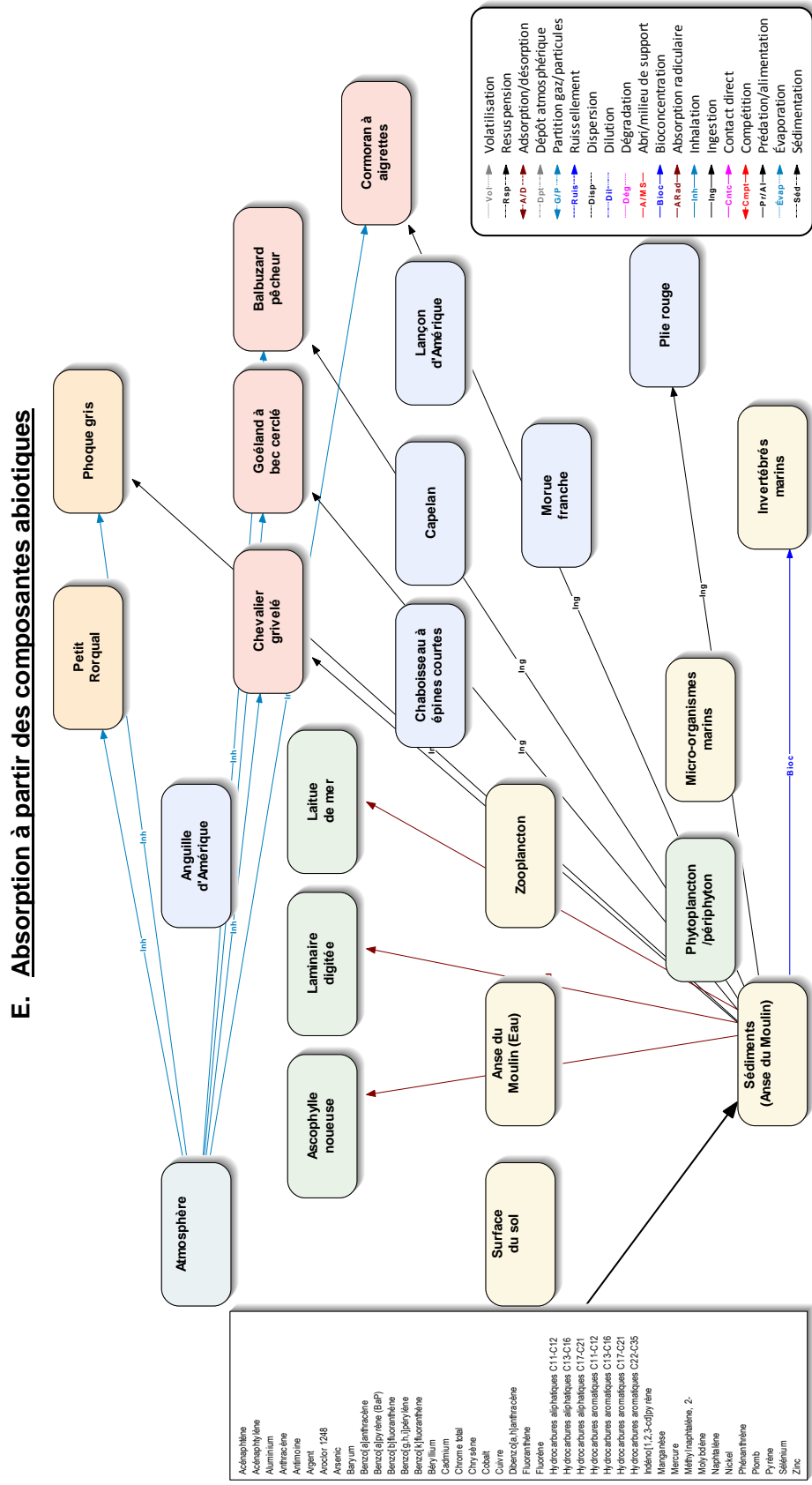


Figure 5 : Modèle conceptuel de l'écosystème de l'anse du Moulin utilisé pour l'évaluation des risques écotoxicologiques.

F. Relations de prédation/alimentation

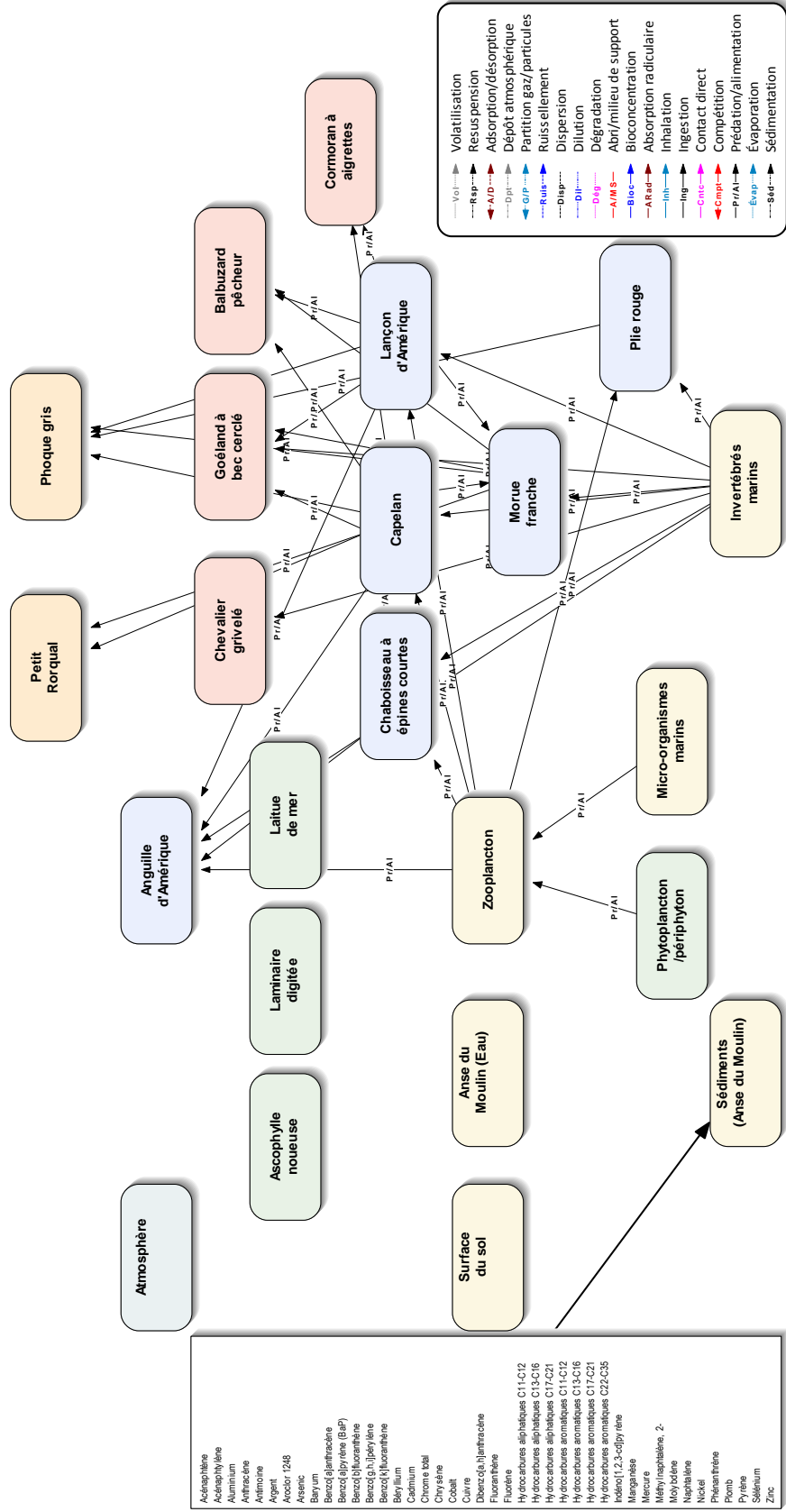
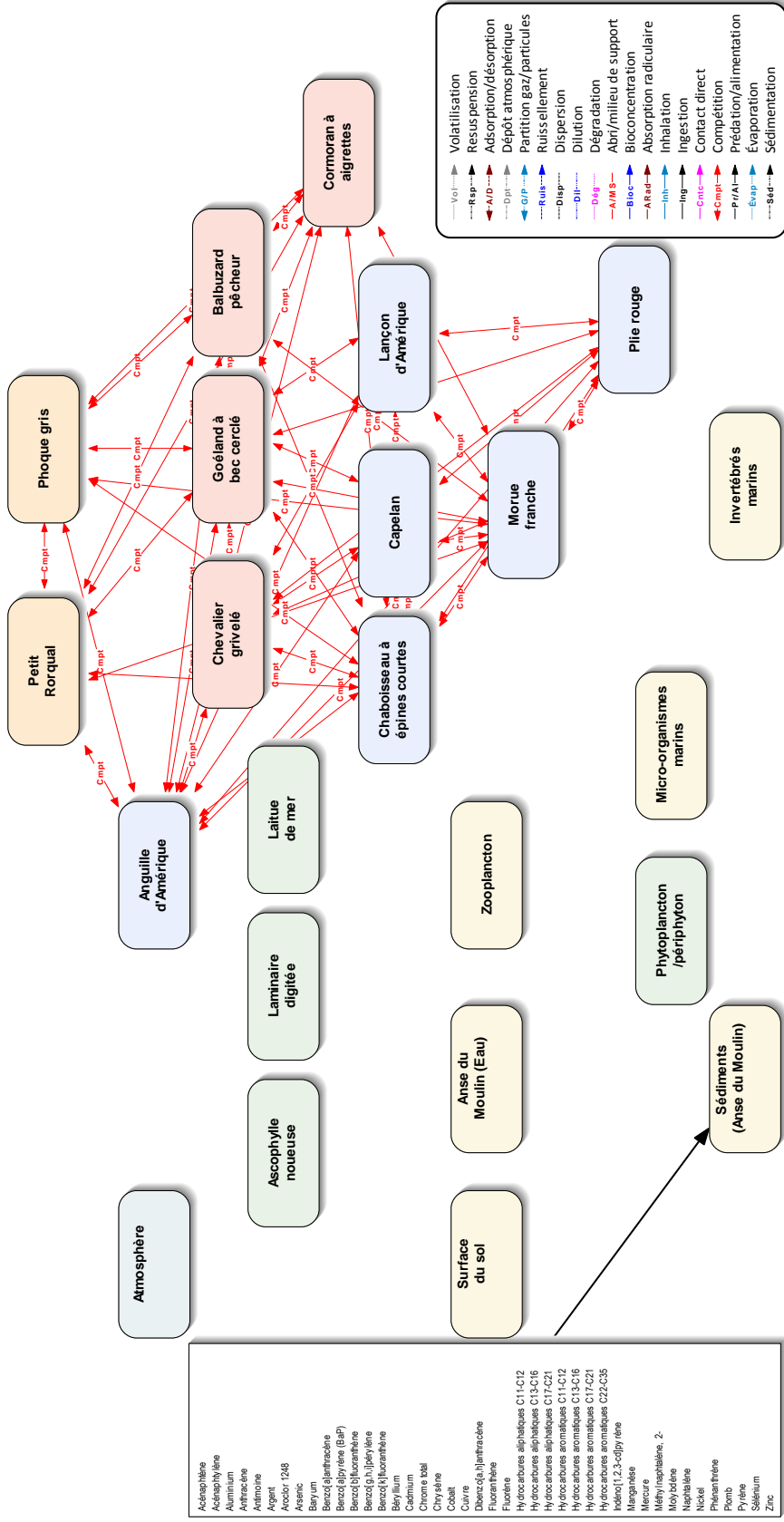


Figure 5 : Modèle conceptuel de l'écosystème de l'anse du Moulin utilisé pour l'évaluation des risques écotoxicologiques.

G. Relations de compétition entre les récepteurs



3.4.1.4 Objectifs de protection et niveau d'effet acceptable

Les niveaux de risque sont estimés à partir de valeurs de référence écotoxicologiques, qui sont des doses d'exposition ou des concentrations dans le milieu de support correspondant à un niveau d'effet donné. Ces valeurs de référence sont basées sur différentes études toxicologiques et chacune représente, dans l'évaluation des risques, la valeur seuil d'un contaminant au-delà de laquelle des effets toxiques sont susceptibles d'apparaître. Dans le cadre de l'évaluation des risques écotoxicologiques à l'ADM, les valeurs de référence proviennent de différentes sources, selon que le récepteur est un organisme benthique, aquatique ou terrestre. Les valeurs utilisées incluent :

- La concentration d'effets fréquents (CEF) (EC et MDDEP 2007), pour les contaminants où cette valeur existe, lorsqu'applicable à des organismes exposés directement aux sédiments;
- Le critère du MDDEP pour la protection de la vie aquatique (MDDEP 2009), lorsque disponible, pour des organismes exposés par contact avec l'eau;
- Les valeurs de références N2 et N3 du MDDEP (2006) pour les récepteurs terrestres;
- Les valeurs *Toxicological benchmarks* – NOAEL³ et LOAEL⁴ (ORNL 2012);
- À défaut de disponibilité ou d'applicabilité des valeurs précédentes, la valeur de référence utilisée correspond au 50^{ème} percentile des CL₅₀ (concentration létale pour 50 % des organismes) identifiés à partir d'études répertoriées dans la base de données ECOTOX (U.S. EPA 2007).

Ces valeurs de référence correspondent, dans la mesure du possible, au niveau de protection recommandé par le MDDEP (CEAEQ 1998) pour des terrains à usage commercial ou industriel, soit un faible niveau de réponses écologiquement significatives, c'est-à-dire un faible changement structurel ou fonctionnel pouvant excéder la variabilité naturelle, mais ne mettant pas en cause la pérennité des récepteurs.

Par ailleurs, pour trois métaux (Ba, Be et Mn), les critères de qualité de l'eau du MDDEP pour la protection de la vie aquatique en eau salée varient en fonction de la dureté de l'eau (MDDEP 2009). Pour ces métaux, le critère a donc été calculé en se

³ *No observed adverse effect level*, soit la dose la plus élevée sans effet néfaste observé.

⁴ *Lowest observed adverse effect level*, soit la dose minimale avec effet néfaste observé.

basant sur une dureté moyenne de 4500 mg/L, qui correspond à la moyenne des valeurs dans l'eau de l'ADM rapportées par AECOM (2010) .

Pour chacun des contaminants préoccupants et des récepteurs du modèle conceptuel, les valeurs de référence ont été identifiées ou calculées, et sont présentées au Tableau 11.

Tableau 11 : Synthèse des valeurs de référence écotoxicologiques utilisées.

	Micro-organismes marins	Phytoplancton/périphyton	Zooplancton	Ascophylle nueuse	Laminaire digitée	Laitue de mer	Invertébrés marins	Chabousseau à épines courtes	Capelan	Langon d'Amérique	Morue franche	Plie rouge	Chevalier grivelé	Goéland à bec cerclé	Balazard pêcheur	Cormoran à aigrettes	Anguille d'Amérique	Petit Rorqual	Phoque gris
Acénaphène	0,038 mg/L	0,038 mg/L	0,038 mg/L	0,038 mg/L	0,038 mg/L	0,038 mg/L	0,94 mg/kg	0,038 mg/L	0,038 mg/L	0,038 mg/L	0,038 mg/L	0,038 mg/L	-	-	-	-	0,038 mg/L	-	-
Acénaphthylène	-	-	-	-	-	-	0,34 mg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Aluminium	0,087 mg/L	0,087 mg/L	0,087 mg/L	0,087 mg/L	0,087 mg/L	0,087 mg/L	-	0,087 mg/L	0,087 mg/L	0,087 mg/L	0,087 mg/L	0,087 mg/L	109,70 mg/kg/jr	109,70 mg/kg/jr	109,70 mg/kg/jr	109,70 mg/kg/jr	0,087 mg/L	0,82 mg/kg/jr	2,15 mg/kg/jr
Anthracène	-	-	-	-	-	-	1,10 mg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Antimoine	0,50 mg/L	0,50 mg/L	0,50 mg/L	0,50 mg/L	0,50 mg/L	0,50 mg/L	-	0,50 mg/L	0,50 mg/L	0,50 mg/L	0,50 mg/L	0,50 mg/L	-	-	-	-	0,50 mg/L	0,053 mg/kg/jr	0,14 mg/kg/jr
Argent	1,00E-04 mg/L	1,00E-04 mg/L	1,00E-04 mg/L	1,00E-04 mg/L	1,00E-04 mg/L	1,00E-04 mg/L	0,12 mg/L	1,00E-04 mg/L	1,00E-04 mg/L	1,00E-04 mg/L	1,00E-04 mg/L	1,00E-04 mg/L	-	-	-	-	1,00E-04 mg/L	-	-
Aroclor 1248	-	-	-	-	-	-	0,49 mg/kg	-	-	-	-	-	0,20 mg/kg/jr	0,20 mg/kg/jr	0,20 mg/kg/jr	0,20 mg/kg/jr	-	0,0031 mg/kg/jr	0,0082 mg/kg/jr
Arsenic	0,036 mg/L	0,036 mg/L	0,036 mg/L	0,036 mg/L	0,036 mg/L	0,036 mg/L	150,00 mg/kg	0,036 mg/L	0,036 mg/L	0,036 mg/L	0,036 mg/L	0,036 mg/L	5,60 mg/kg/jr	5,60 mg/kg/jr	5,60 mg/kg/jr	5,60 mg/kg/jr	0,036 mg/L	0,14 mg/kg/jr	0,37 mg/kg/jr
Baryum	25,00 mg/L	25,00 mg/L	25,00 mg/L	25,00 mg/L	25,00 mg/L	25,00 mg/L	-	25,00 mg/L	25,00 mg/L	25,00 mg/L	25,00 mg/L	25,00 mg/L	64,10 mg/kg/jr	64,10 mg/kg/jr	64,10 mg/kg/jr	64,10 mg/kg/jr	25,00 mg/L	0,72 mg/kg/jr	1,88 mg/kg/jr
Benzo[a]anthracène	-	-	-	-	-	-	1,90 mg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Benzo[a]pyrène (BaP)	-	-	-	-	-	-	1,70 mg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,29 mg/kg/jr	0,74 mg/kg/jr
Benzo[b]fluoranthène	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Benzo[g,h,i]pérylène	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Benzo[k]fluoranthène	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Béryllium	36,00 mg/L	36,00 mg/L	36,00 mg/L	36,00 mg/L	36,00 mg/L	36,00 mg/L	-	36,00 mg/L	36,00 mg/L	36,00 mg/L	36,00 mg/L	36,00 mg/L	-	-	-	-	36,00 mg/L	0,052 mg/kg/jr	0,14 mg/kg/jr
Cadmium	0,0093 mg/L	0,0093 mg/L	0,0093 mg/L	0,0093 mg/L	0,0093 mg/L	0,0093 mg/L	7,20 mg/kg	0,0093 mg/L	0,0093 mg/L	0,0093 mg/L	0,0093 mg/L	0,0093 mg/L	3,50 mg/kg/jr	3,50 mg/kg/jr	3,50 mg/kg/jr	3,50 mg/kg/jr	0,0093 mg/L	0,11 mg/kg/jr	0,30 mg/kg/jr
Chrome total	0,050 mg/L	0,050 mg/L	0,050 mg/L	0,050 mg/L	0,050 mg/L	0,050 mg/L	290,00 mg/kg	0,050 mg/L	0,050 mg/L	0,050 mg/L	0,050 mg/L	0,050 mg/L	5,00 mg/kg/jr	5,00 mg/kg/jr	5,00 mg/kg/jr	5,00 mg/kg/jr	0,050 mg/L	1,04 mg/kg/jr	2,70 mg/kg/jr
Chrysène	-	-	-	-	-	-	2,20 mg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cobalt	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3,70 mg/kg/jr	3,70 mg/kg/jr	3,70 mg/kg/jr	3,70 mg/kg/jr	-	0,59 mg/kg/jr	1,53 mg/kg/jr
Cuivre	0,0037 mg/L	0,0037 mg/L	0,0037 mg/L	0,0037 mg/L	0,0037 mg/L	0,0037 mg/L	230,00 mg/kg	0,0037 mg/L	0,0037 mg/L	0,0037 mg/L	0,0037 mg/L	0,0037 mg/L	4,80 mg/kg/jr	4,80 mg/kg/jr	4,80 mg/kg/jr	4,80 mg/kg/jr	0,0037 mg/L	1,55 mg/kg/jr	4,05 mg/kg/jr
Dibenzo[a,h]anthracène	-	-	-	-	-	-	0,20 mg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Fluoranthène	0,0016 mg/L	0,0016 mg/L	0,0016 mg/L	0,0016 mg/L	0,0016 mg/L	0,0016 mg/L	4,20 mg/kg	0,0016 mg/L	0,0016 mg/L	0,0016 mg/L	0,0016 mg/L	0,0016 mg/L	-	-	-	-	0,0016 mg/L	-	-
Fluorène	0,012 mg/L	0,012 mg/L	0,012 mg/L	0,012 mg/L	0,012 mg/L	0,012 mg/L	1,20 mg/kg	0,012 mg/L	0,012 mg/L	0,012 mg/L	0,012 mg/L	0,012 mg/L	-	-	-	-	0,012 mg/L	-	-
Hydrocarbures aliphatiques C ₁₁ -C ₁₂	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hydrocarbures aliphatiques C ₁₃ -C ₁₆	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hydrocarbures aliphatiques C ₁₇ -C ₂₁	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hydrocarbures aliphatiques C ₂₂ -C ₃₅	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hydrocarbures aromatiques C ₁₁ -C ₁₂	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hydrocarbures aromatiques C ₁₃ -C ₁₆	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hydrocarbures aromatiques C ₁₇ -C ₂₁	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hydrocarbures aromatiques C ₂₂ -C ₃₅	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Indéno[1,2,3-cd]pyrène	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Manganèse	55,00 mg/L	55,00 mg/L	55,00 mg/L	55,00 mg/L	55,00 mg/L	55,00 mg/L	-	55,00 mg/L	55,00 mg/L	55,00 mg/L	55,00 mg/L	55,00 mg/L	92,00 mg/kg/jr	92,00 mg/kg/jr	92,00 mg/kg/jr	92,00 mg/kg/jr	55,00 mg/L	22,43 mg/kg/jr	58,53 mg/kg/jr
Mercure	0,0011 mg/L	0,0011 mg/L	0,0011 mg/L	0,0011 mg/L	0,0011 mg/L	0,0011 mg/L	1,40 mg/kg	0,0011 mg/L	0,0011 mg/L	0,0011 mg/L	0,0011 mg/L	0,0011 mg/L	0,80 mg/kg/jr	0,80 mg/kg/jr	0,80 mg/kg/jr	0,80 mg/kg/jr	0,0011 mg/L	0,23 mg/kg/jr	0,59 mg/kg/jr
Méthylnaphtalène, 2-	-	-	-	-	-	-	0,38 mg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Molybdène	3,20 mg/L	3,20 mg/L	3,20 mg/L	3,20 mg/L	3,20 mg/L	3,20 mg/L	-	3,20 mg/L	3,20 mg/L	3,20 mg/L	3,20 mg/L	3,20 mg/L	35,30 mg/kg/jr	35,30 mg/kg/jr	35,30 mg/kg/jr	35,30 mg/kg/jr	3,20 mg/L	0,066 mg/kg/jr	0,17 mg/kg/jr
Naphtalène	0,011 mg/L	0,011 mg/L	0,011 mg/L	0,011 mg/L	0,011 mg/L	0,011 mg/L	1,20 mg/kg	0,011 mg/L	0,011 mg/L	0,011 mg/L	0,011 mg/L	0,011 mg/L	-	-	-	-	0,011 mg/L	-	-
Nickel	0,0083 mg/L	0,0083 mg/L	0,0083 mg/L	0,0083 mg/L	0,0083 mg/L	0,0083 mg/L	0,80 mg/L	0,0083 mg/L	0,0083 mg/L	0,0083 mg/L	0,0083 mg/L	0,0083 mg/L	7,00 mg/kg/jr	7,00 mg/kg/jr	7,00 mg/kg/jr	7,00 mg/kg/jr	0,0083 mg/L	6,32 mg/kg/jr	16,48 mg/kg/jr
Phénanthrène	0,0046 mg/L	0,0046 mg/L	0,0046 mg/L	0,0046 mg/L	0,0046 mg/L	0,0046 mg/L	2,10 mg/kg	0,0046 mg/L	0,0046 mg/L	0,0046 mg/L	0,0046 mg/L	0,0046 mg/L	-	-	-	-	0,0046 mg/L	-	-
Plomb	0,0085 mg/L	0,0085 mg/L	0,0085 mg/L	0,0085 mg/L	0,0085 mg/L	0,0085 mg/L	180,00 mg/kg	0,0085 mg/L	0,0085 mg/L	0,0085 mg/L	0,0085 mg/L	0,0085 mg/L	11,30 mg/kg/jr	11,30 mg/kg/jr	11,30 mg/kg/jr	11,30 mg/kg/jr	0,0085 mg/L	6,32 mg/kg/jr	16,48 mg/kg/jr
Pyrène	0,0072 mg/L	-	0,0072 mg/L	-	-	-	3,80 mg/kg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sélénium	0,071 mg/L	0,071 mg/L	0,071 mg/L	0,071 mg/L	0,071 mg/L	0,071 mg/L	1,34 mg/L	0,071 mg/L	0,071 mg/L	0,071 mg/L	0,071 mg/L	0,071 mg/L	1,00 mg/kg/jr	1,00 mg/kg/jr	1,00 mg/kg/jr	1,00 mg/kg/jr	0,071 mg/L	0,024 mg/kg/jr	0,062 mg/kg/jr
Zinc	0,086 mg/L	0,086 mg/L	0,086 mg/L	0,086 mg/L	0,086 mg/L	0,086 mg/L	430,00 mg/kg	0,086 mg/L	0,086 mg/L	0,086 mg/L	0,086 mg/L	0,086 mg/L	130,90 mg/kg/jr	130,90 mg/kg/jr	130,90 mg/kg/jr	130,90 mg/kg/jr	0,086 mg/L	25,27 mg/kg/jr	65,95 mg/kg/jr

	Concentration avec effet fréquent (CSE - sédiments)
	Valeur de référence du MDDEP - N3
	Valeur de référence du MDDEP - N2
	Critère du MDDEP pour la protection de la vie aquatique
	Toxicological Benchmarks - NOAEL
	Toxicological Benchmarks - LOAEL
	Distribution de valeurs - 50 %ile des CL50

3.4.1.5 Paramètres d'évaluation et paramètres de mesures

Chacune des valeurs de référence présentée ci-dessus et utilisée dans l'évaluation des risques écotoxicologiques est dérivée de diverses études de toxicité aiguë ou chronique. Les paramètres d'évaluation qui sont ainsi liés à l'utilisation de ces valeurs de référence sont variés, et incluent la mesure de :

- Effets sur la survie;
- Effets sur la croissance;
- Effets sur la reproduction
- Effets sur le développement embryonnaire;
- Perturbations histopathologiques;
- Altération de l'abondance et de la richesse spécifiques des communautés benthiques.

Les paramètres de mesure utilisés pour dériver les risques écotoxicologiques sont :

- Pour les récepteurs à contact direct : les concentrations des contaminants mesurées dans les sédiments et dans l'eau de l'ADM;
- Pour les récepteurs à contact indirect : les doses totales, estimées par modélisation.

3.4.2 Approche par biotests

Une approche complémentaire, basée sur l'utilisation de biotests, permet l'évaluation en laboratoire des effets écotoxicologiques causés par des échantillons provenant du site à l'étude sur des récepteurs spécifiques, aussi représentatifs que possible des espèces indigènes au site. Les effets biologiques ainsi observés servent alors d'indicateurs directs de l'impact écotoxicologique réel causé par le site dans son état actuel, et sont utilisés en complément de l'approche par modélisation pour estimer les risques pour les récepteurs écologiques. De plus, lorsque des corrélations peuvent être établies entre les effets biologiques et la présence de contaminants spécifiques, les biotests peuvent aussi aider à orienter les mesures de réhabilitation à entreprendre.

Dans le cadre de cette étude, des biotests ont été réalisés sur des invertébrés marins, à l'aide des échantillons de sédiments de l'ADM prélevés pour la caractérisation physico-chimique (section 3.2). Le choix des biotests a été limité par la disponibilité des protocoles standardisés pour les sédiments marins entiers, qui se restreint aux amphipodes (crustacés) et aux polychètes (vers marins). Néanmoins, les tests ont été sélectionnés avec le souci de représenter le plus fidèlement possible les espèces

présentes dans l'ADM tout en maximisant le nombre de paramètres biologiques mesurés (voir section 3.4.2.2).

Cependant, la réalisation des bioessais selon les protocoles standardisés ne permettait pas de tester plus d'une dizaine d'échantillons à la fois. Il a été choisi de ne pas effectuer de réplicats expérimentaux, afin de plutôt être en mesure de réaliser les tests simultanément sur l'ensemble des échantillons récoltés. Cette stratégie permet d'obtenir une meilleure couverture spatiale de la zone étudiée, tout en évitant l'introduction de biais expérimentaux tels que des différences de durée de conservation des échantillons, manipulation des sédiments, lot des organismes, température, luminosité, etc.

Les biotests ont été réalisés par le laboratoire *Maxxam Analytics* de Burnaby, suivant des protocoles de la U.S. EPA. La description détaillée des bioessais utilisés est disponible à l'ANNEXE C.

3.4.2.1 Méthodes

Les deux biotests sont réalisés dans des bocaux de verre contenant environ 175 mL de sédiments (échantillons de l'ADM, de la BSP, ou sédiment contrôle du laboratoire) et 750 mL d'eau de mer. Les bocaux sont maintenus à température ambiante, sous éclairage continu.

Pour l'amphipode *Leptocheirus plumulosus*, 20 individus sont introduits dans les bocaux au départ du test et, après 28 jours d'exposition, les organismes (adultes et juvéniles) sont récupérés par tamisage (U.S. EPA 2001). Les paramètres évalués sont les suivants :

- Survie : nombre d'adultes vivants à la fin du test, comparativement aux 20 individus introduits initialement;
- Croissance : gain moyen de poids des adultes survivants, comparativement au poids moyen des organismes au départ du test;
- Reproduction : nombre total de juvéniles vivants à la fin du test, et nombre de juvéniles par adulte survivant.

Pour le polychète *Neanthes arenaceodentata*, seulement 5 organismes sont introduits dans chaque bocal, et sont récupérés par tamisage après 20 jours d'exposition (U.S. EPA 1990), afin d'évaluer :

- Survie : nombre d'adultes vivants à la fin du test, comparativement aux 5 individus introduits initialement;
- Croissance : gain moyen de poids des adultes survivants, comparativement au poids moyen des organismes au départ du test.

3.4.2.2 Justification des espèces choisies

Les biotests sur *L. plumulosus* et *N. arenaceodentata* ont tous deux été réalisés suivant des protocoles de la U.S. EPA. Environnement Canada (EC) a également établi des protocoles expérimentaux similaires à ceux de l'agence américaine pour les amphipodes (EC 1998) et les polychètes (EC 2001). Cependant, dans le cas des amphipodes, la méthode d'EC prévoit uniquement l'évaluation de la létalité. Le protocole de la U.S. EPA a donc été préféré puisqu'il permet, en plus, l'évaluation d'effets chroniques, ce qui fournit des informations supplémentaires pertinentes pour l'évaluation des risques écotoxicologiques. De plus, bien que *L. plumulosus* ne soit pas une espèce indigène à l'ADM ou à la BDA, il s'agit d'une espèce provenant de la côte atlantique de l'Amérique du Nord. Sa pertinence écologique a été jugée équivalente à celle des espèces atlantiques proposées par EC, puisqu'aucune de celles-ci n'a été identifiée dans le secteur à l'étude (AECOM 2010).

Du côté des polychètes, *N. arenaceodentata* est une espèce à très large distribution qu'on peut trouver tant sur les côtes de l'Amérique du Nord que celles de l'Europe. La méthode d'EC est plutôt réalisée avec *Polydora cornuta*, une espèce vivant dans le nord de l'Atlantique, principalement sur les côtes du Labrador (EC 2001). Des spécimens de *Polydora* ayant été identifiés antérieurement dans la BDA (AECOM 2010), le protocole d'EC aurait donc été également applicable. Toutefois, aucun des laboratoires contactés ne pouvait réaliser à la fois le biotest avec *P. cornuta* et celui avec *L. plumulosus*. Il a été jugé non-souhaitable de réaliser ces essais dans des laboratoires différents, de crainte d'introduire un biais indésirable dans les données récoltées (manipulations dans des laboratoires distincts, différences dans la formation du personnel, variations dans les procédures d'homogénéisation, délais supplémentaires de transport et de conservation des sédiments, etc.). D'une part, l'essai avec *L. plumulosus* a été jugé préférable puisqu'il permet l'évaluation de plus de paramètres biologiques, incluant des effets chroniques; d'autre part, l'essai avec *N. arenaceodentata* a été jugé acceptable puisque, étant donné sa distribution, l'espèce présente tout de même une pertinence écologique pour l'ADM. Le choix des protocoles de la U.S. EPA, réalisés simultanément par le même laboratoire

représentait donc le meilleur compromis possible au niveau des paramètres biologiques évalués et de la représentativité écologique.

3.4.2.3 Transformation des données et indicateurs composites de la contamination

Afin de modéliser les réponses biologiques mesurées par les biotests, et étant donné le grand nombre de paramètres physico-chimiques analysés, une analyse factorielle exploratoire est employée pour identifier la présence de sous-ensembles de paramètres dont l'information serait redondante, pouvant ainsi ultimement être combinés en un nombre restreint de variables synthétiques. Les paramètres ont tous été normalisés, afin de leur donner un poids équivalent dans l'analyse factorielle, malgré des échelles de mesure différentes et des résultats variant parfois de plusieurs ordres de grandeur. Pour chaque paramètre mesuré, la normalisation est effectuée en soustrayant de chaque résultat la moyenne des valeurs pour ce paramètre, et en divisant ensuite par l'écart-type de ces valeurs :

$$x_{i_{\text{normalisé}}} = \frac{x_i - \bar{x}}{SD_x}$$

Tous les paramètres ainsi transformés présentent alors une moyenne de 0 et un écart-type de 1.

3.5 Évaluation des risques pour la santé humaine

3.5.1 Démarche générale

La Figure 6 résume la démarche générale de l'évaluation des risques pour la santé humaine, tel qu'applicable dans le cas à l'étude. L'étape initiale d'identification du danger consiste essentiellement à identifier les substances toxiques préoccupantes, c'est-à-dire pouvant constituer une source de risque significatif pour la santé des personnes. Dans le cas à l'étude, ces substances incluent les métaux lourds, les hydrocarbures pétroliers, les BPC et les HAP.

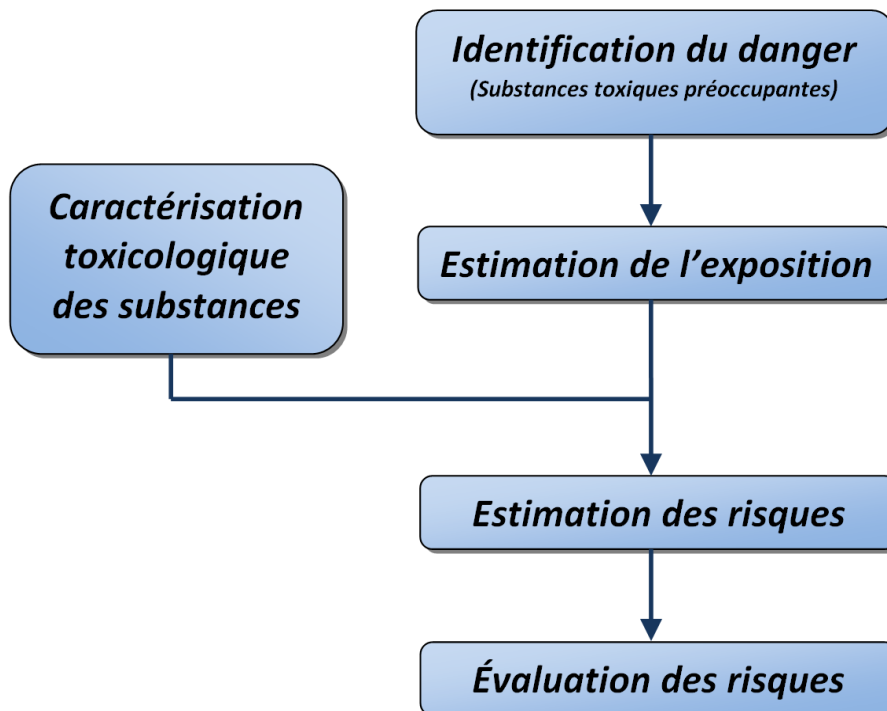
L'étape d'estimation de l'exposition consiste à définir et quantifier les voies d'exposition potentielle des personnes aux contaminants présents dans l'ADM. Tel qu'indiqué précédemment, les voies d'exposition sont limitées, dans le cas à l'étude, à la consommation de poissons et fruits de mer provenant de l'ADM, ainsi qu'à la consommation de lait maternel pour les nouveau-nés de mères consommant des poissons ou fruits de mer. La quantification de l'exposition potentielle requiert de

connaître les concentrations des contaminants préoccupants dans les organismes susceptibles d'être consommés. Cette information peut être acquise par mesures directes des concentrations, ou par modélisation mathématique.

L'étape d'estimation des risques requiert, en plus de l'estimation de l'exposition, une caractérisation toxicologique des substances préoccupantes. Elle consiste essentiellement en la mise en relation de ces deux types d'information, par une comparaison des niveaux estimés d'exposition potentielle des personnes avec les niveaux considérés sécuritaires d'exposition aux substances. L'étape préalable de caractérisation toxicologique consiste donc précisément à définir ces niveaux sécuritaires.

Enfin, l'étape finale d'évaluation des risques consiste à juger de l'acceptabilité des risques estimés quantitativement à l'étape précédente. Cette évaluation peut être réalisée en fonction de critères d'acceptabilité des risques prédéfinis, ou par comparaison avec d'autres risques.

Figure 6 : Démarche générale de l'évaluation des risques pour la santé humaine



3.5.2 Identification du danger

Tel qu'indiqué à la section 2.3, les substances à considérer sont les métaux, les hydrocarbures pétroliers, les HAP et les BPC. De manière plus particulière, le milieu de l'ADM est présumé contaminé par les BPC et les HAP. La contamination de la baie par les métaux, bien que présente, est relativement faible en comparaison des concentrations retrouvées de BPC et de HAP. Aux fins de l'évaluation des risques pour la santé humaine, les BPC, du fait de leur potentiel de bioaccumulation élevé, présentent le plus fort potentiel de contamination des poissons et fruits de mer, ainsi que du lait maternel des femmes qui consommeraient des poissons et fruits de mer contaminés.

3.5.3 Estimation de l'exposition

L'exposition potentielle des personnes aux contaminants présents dans les sédiments de l'ADM dépend principalement de trois facteurs, soit les voies d'exposition en cause, les concentrations dans les médias d'exposition, et les taux d'exposition potentielle.

3.5.3.1 *Identification des voies d'exposition pertinentes*

Tel qu'indiqué à la section 2.6, l'évaluation des risques pour la santé humaine se limite, pour le cas à l'étude, aux risques découlant de la consommation potentielle de poissons ou de fruits de mer et de la consommation de lait maternel pour les nouveau-nés de mères qui consommeraient des poissons et fruits de mer. Aucune autre voie d'exposition significative, directe ou indirecte, aux contaminants présents dans les sédiments n'est présente.

L'occurrence de consommation de poissons et fruits de mer d'origine locale (ADM) par la population de Baie Comeau ne peut être totalement exclue, mais les informations disponibles indiquent qu'une telle consommation est très improbable. D'une part, il y a interdiction de pêche aux mollusques dans toute la BDA, incluant l'ADM (Pêches et Océans Canada, ordonnance # 2010Q-ST-164, datée du 2010-06-10). D'autre part, en ce qui concerne les poissons et crustacés, il n'y a pas d'interdiction, mais la problématique de contamination de la BDA est connue de la population locale. Par conséquent, les pêcheurs vont plus au large pour pêcher, soit à l'extérieur de la BDA (Julie Malouin, Genivar, communication personnelle, 23 mars 2012).

Malgré ces informations, et afin d'éviter une sous-estimation possible des risques, nous avons considéré que des personnes pouvaient consommer des poissons capturés localement. Le nombre de personnes ainsi potentiellement exposées est certainement

très restreint, mais la prise en compte de cette consommation potentielle garantit de ne pas sous-estimer le risque potentiel lié à la présence de la contamination de l'ADM et, de façon élargie, de la BDA.

La consommation de lait maternel provenant de mères consommant des poissons capturés localement est encore plus improbable. Puisque le nombre de personnes consommant des poissons locaux est certainement très limité, le nombre de femmes allaitant leur enfant nouveau-né parmi ces consommateurs est forcément encore plus restreint. Malgré cela, toujours afin d'éviter une sous-estimation possible des risques, cette voie d'exposition a été retenue aux fins de l'étude. Il faut toutefois interpréter les résultats en tenant compte du caractère très improbable d'une telle exposition.

3.5.3.2 *Estimation des concentrations dans les médias d'exposition*

Considérant les voies d'exposition en cause, les concentrations de contaminants à estimer se limitent, pour les fins de l'évaluation des risques pour la santé humaine, aux teneurs dans les poissons de consommation locale (provenant spécifiquement de l'ADM) et dans le lait maternel de mères qui consommeraient du poisson d'origine locale. À défaut de valeurs mesurées, ces concentrations ont dû être estimées par modélisation mathématique. Les informations détaillées concernant le calcul de ces concentrations sont regroupées aux sections 3.3.3.5 et 3.3.3.8.

3.5.3.3 *Taux de consommation de poissons locaux*

Les taux de consommation de poissons d'origine locale utilisés pour l'évaluation des risques ont été établis selon les indications de Santé Canada (2007). Ces taux de consommation sont nettement supérieurs à la valeur de 15 g/jour recommandée pour tous les groupes d'âge dans les lignes directrices d'évaluation des risques du MSSS (2002). Les valeurs retenues assurent donc ainsi de ne pas sous-estimer le risque lié à cette consommation potentielle. Les taux d'ingestion de poisson retenus sont les suivants :

<u>0 à 6 mois</u>	<u>0,5 à 5 ans</u>	<u>5 à 12 ans</u>	<u>12 à 20 ans</u>	<u>20 ans et +</u>
0	56 g/jour	90 g/jour	104 g/jour	111 g/jour

Par ailleurs, toujours dans le but de ne pas sous-estimer les risques, la totalité des taux d'ingestion de poisson a été allouée au poisson d'origine locale.

3.5.4 Caractérisation toxicologique

La caractérisation toxicologique comporte deux objectifs distincts :

- Identifier les effets possibles de l'exposition à une substance toxique sur la santé;
- Déterminer les valeurs toxicologiques de référence (VTR) qui permettront d'estimer quantitativement le risque pour une exposition donnée.

Deux grands types d'effets sont considérés :

- *Les effets cancérigènes*; pour ce type d'effet, on considère généralement qu'il n'existe pas de « seuil » d'effet, c'est-à-dire qu'à toute dose non nulle est associé un niveau de risque qui est d'autant plus élevé que la dose (dose cumulée) est importante;
- *Les autres effets*, pour lesquels un « seuil » de toxicité est généralement admis. Ce seuil correspond à la dose à laquelle une personne peut être exposée (pendant une durée déterminée) sans subir d'effets toxiques.

3.5.4.1 Effets toxiques potentiels des substances à l'étude

Le Tableau 12 résume les principaux effets toxiques liés aux substances à l'étude. Les effets indiqués à ce tableau ne correspondent pas forcément aux effets susceptibles de se manifester aux plus faibles doses pouvant découler d'une exposition environnementale. Il s'agit plutôt des effets liés à des doses toxiques, souvent élevées, des substances.

Tableau 12 : Sommaire des effets toxiques des substances considérées

Substance	CAS	Effets
Acénaphthène	83-32-9	Effets hépatotoxiques possibles. Non classable pour son potentiel cancérigène chez l'humain (CIRC). Potentiel cancérigène chez l'humain non évalué par U.S. EPA. Coefficient de cancérigénicité déterminé par INERIS et RIVM.
Acénaphthylène	208-96-8	Non classable pour son potentiel cancérigène chez l'humain (U.S. EPA). Potentiel cancérigène chez l'humain non évalué par le CIRC. Coefficient de cancérigénicité déterminé par INERIS et RIVM. Aucune autre donnée concernant les effets potentiels sur la santé de cette substance n'a été identifiée.
Aluminium	7429-90-5	Possibilité d'atteintes au système nerveux. Lésions possibles au cerveau et au système osseux chez des personnes ayant des problèmes rénaux limitant l'élimination de l'aluminium. Possibilité (non confirmée) d'accroissement du risque de maladie d'Alzheimer.
Anthracène	120-12-7	Irritation de la peau et du système respiratoire. Non classable pour son potentiel cancérigène chez l'humain (U.S. EPA et CIRC). Coefficient de cancérigénicité déterminé par INERIS.
Antimoine	7440-36-0	Irritation possible des yeux, de la peau et des poumons (lorsque inhalé). Problèmes cardiaques (électrocardiogrammes altérés). Diarrhée et vomissements. Risque d'anémie.
Argent	7440-22-4	Effets possibles sur la coloration de la peau et d'autres tissus (argyrose), et sur le système respiratoire. Réactions allergiques possibles. Non classable pour son potentiel cancérigène chez l'humain (U.S. EPA). Potentiel cancérigène chez l'humain non évalué par le CIRC.
Arsenic	7440-38-2	Irritation des voies respiratoires et de la peau. Effets possibles sur le tractus gastro-intestinal, le sang, le système cardio-vasculaire et le développement. Cancers des poumons et de multiples organes internes (foie, rein et vessie) ainsi que cancers de la peau observés chez l'humain. Classé comme cancérigène pour l'humain (U.S. EPA, CIRC et Santé Canada).
Baryum	7440-39-3	Effets possibles sur le tractus gastro-intestinal, les muscles, le système cardiovasculaire et les reins. Non classable pour son potentiel cancérigène chez l'humain (U.S. EPA et Santé Canada). Potentiel cancérigène chez l'humain non évalué par le CIRC.
Benzo[a]anthracène	56-55-3	Tumeurs dans le foie, les poumons et la peau (souris). Classé comme cancérigène probable chez l'humain (U.S. EPA et CIRC). Aucune autre donnée concernant les effets potentiels sur la santé de cette substance n'a été identifiée.
Benzo[a]pyrène	50-32-8	Effets possibles sur la reproduction et le développement. Tumeurs dans le système digestif (rat, souris et hamster), le système respiratoire (cobaye, hamster et rat) et tumeurs au niveau des sites d'injection (application cutanée, intra péritonéale, etc. (cobaye, souris, rat, hamster et primate)). Classé comme cancérigène probable chez l'humain (U.S. EPA et CIRC).
Benzo[b,j,k]fluoranthène	205-99-2	Tumeurs dans le foie, les poumons (souris, rat), le thorax (rat) et la peau (souris). Classé comme cancérigène possible (CIRC) ou probable (U.S. EPA) chez l'humain.
Benzo[g,h,i]pérylène	191-24-2	Non classable pour son potentiel cancérigène chez l'humain (U.S. EPA et CIRC). Aucune autre donnée concernant les effets potentiels sur la santé de cette substance n'a été identifiée.
Béryllium	7440-41-7	Par inhalation : lésions aux poumons, risque de cancer, et risque d'allergie au béryllium pouvant entraîner des inflammations ou des réactions immunitaires. Possibilité d'atteintes au cœur. Risque de lésions à l'intestin lorsque ingéré.

Substance	CAS	Effets
Biphényles polychlorés (BPC)	1336-36-3	Acné et démangeaisons, effets possible sur le foie, anémie, dommages à l'estomac et la glande thyroïde, affaiblissement du système immunitaire, effets sur le comportement et sur la reproduction/développement. Tumeurs du foie et du tractus biliaire chez l'humain, cancer du foie chez le rat. Classé comme cancérigène probable chez l'humain par le CIRC et U.S. EPA.
Cadmium	7440-43-9	Effets possibles sur les systèmes respiratoire, cardiovasculaire et gastro-intestinal, les reins, le sang, le squelette et le développement. Tumeurs dans les testicules (rat et souris), les glandes mammaires (rat mâle), les poumons et dans d'autres organes non spécifiés (rat). Classé comme cancérigène pour l'humain par le CIRC et comme probablement cancérigène pour l'humain par U.S. EPA et Santé Canada.
Chrome hexavalent (Cr VI)	18540-29-9	Irritation nasale, ulcères cutanés (avec certains composés du chrome). Effets possibles sur le tractus gastro-intestinal, les reins, le foie et la reproduction. Réactions allergiques possibles (peau). Par inhalation, classé comme cancérigène pour l'humain (U.S. EPA, Santé Canada et CIRC). Par ingestion : non classable pour son potentiel cancérigène chez l'humain (U.S. EPA).
Chrome trivalent (Cr III)	16065-83-1	Élément essentiel. Effets possibles sur les reins. Non classable pour son potentiel cancérigène chez l'humain (U.S. EPA).
Chrysène	218-01-9	Tumeurs dans le foie, les poumons et la peau (rat mâle uniquement). Classé comme cancérigène probable chez l'humain (U.S. EPA). Non classable pour son potentiel cancérigène chez l'humain (CIRC). Aucune autre donnée concernant les effets potentiels sur la santé de cette substance n'a été identifiée.
Cobalt	7440-48-4	Élément essentiel (vitamine B12). Effets possibles sur les poumons, le cœur, la peau, le foie, les reins et la reproduction. Classé comme possiblement cancérigène pour l'humain par le CIRC. Potentiel cancérigène chez l'humain non évalué par U.S. EPA.
Cuivre	7440-50-8	Élément essentiel. Irritation du nez et de la gorge. Effets possibles sur le tractus gastro-intestinal, le foie, les reins et le développement. Non classable pour son potentiel cancérigène chez l'humain (U.S. EPA). Potentiel cancérigène chez l'humain non évalué par le CIRC.
Dibenzo[a,h]anthracène	53-70-3	Effets possibles sur la peau (photosensibilisation). Tumeurs mammaires, de la peau, dans les poumons et le tissu conjonctif (souris). Classé comme cancérigène probable chez l'humain (U.S. EPA et CIRC). Substance devant être assimilée comme une substance cancérigène pour l'homme (Union Européenne).
Fluoranthène	206-44-0	Effets possibles sur le foie, les reins, le sang et le développement. Non classable pour son potentiel cancérigène chez l'humain (U.S. EPA et CIRC). Coefficient de cancérigénicité déterminé par le RIVM.
Fluorène	86-73-7	Effets possibles sur le sang. Non classable pour son potentiel cancérigène chez l'humain (U.S. EPA et CIRC). Coefficient de cancérigénicité déterminé par INERIS.
Hydrocarbures pétroliers	-	Cette catégorie comporte de nombreuses substances aux caractéristiques physico-chimiques et toxicologiques variables. De manière générale, certains hydrocarbures peuvent affecter le système nerveux central (maux de tête, somnolence, neuropathie périphérique, etc.), le sang, le système immunitaire, les poumons, la peau, les yeux, le foie, les reins, la reproduction et/ou le développement. Certains composés (HAP, tels que benzo[a]pyrène par exemple) sont classés comme cancérigènes probables ou possibles pour l'humain par le CIRC.

Substance	CAS	Effets
Indéno[1,2,3-c,d]pyrène	193-39-5	Tumeurs dans les poumons (souris et rat) et le thorax (rat). Classé comme cancérigène possible (CIRC) ou probable (U.S. EPA) chez l'humain. Aucune autre donnée concernant les effets potentiels sur la santé de cette substance n'a été identifiée.
Manganèse	7439-96-5	Élément essentiel. Effets possibles sur le système nerveux, le système respiratoire et la reproduction. Tumeurs du pancréas et de la thyroïde observées chez des rongeurs. Non classable pour son potentiel cancérigène chez l'humain (U.S. EPA). Potentiel cancérigène chez l'humain non évalué par le CIRC.
Mercure	7439-97-6	Irritation du système respiratoire et de la peau (sensibilisation). Effets possibles sur les systèmes respiratoire, gastro-intestinal, nerveux, cardiovasculaire, hépatique, musculo-squelettique, hématologique et immunitaire, et sur les reins, la reproduction et le développement. Non classable pour son potentiel cancérigène chez l'humain (CIRC et U.S. EPA).
2-Méthylnaphtalène	91-57-6	Irritation des yeux. Effets possibles sur le système respiratoire. Non classable pour son potentiel cancérigène chez l'humain selon U.S. EPA. Potentiel cancérigène chez l'humain non évalué par le CIRC.
Molybdène	7439-98-7	Élément essentiel. Effets possibles sur la reproduction. Potentiel cancérigène chez l'humain non évalué par le CIRC et U.S. EPA.
Naphtalène	91-20-3	Irritation des voies respiratoires et des yeux. Effets possibles sur le système nerveux central, le sang (anémie hémolytique) et les poumons. Tumeurs bénignes et malignes dans le système respiratoire (souris), tumeurs malignes dans le nez (rat). Classé comme cancérigène possible chez l'humain selon le CIRC. Le potentiel cancérigène chez l'humain ne peut être déterminé pour l'instant selon U.S. EPA. Potentiel cancérigène chez l'humain non évalué par Santé Canada.
Nickel, métal	7440-02-0	Allergie de contact (peau). Effets possibles sur le système respiratoire, l'estomac, le sang, les reins, la reproduction et le développement. Classification du potentiel cancérigène chez l'humain variable selon les formes chimiques (cancérigène, probablement cancérigène ou non classable) (U.S. EPA, CIRC et Santé Canada).
Phénanthrène	85-01-8	Non classable pour son potentiel cancérigène chez l'humain (U.S. EPA et CIRC). Aucune autre donnée concernant les effets potentiels sur la santé de cette substance n'a été identifiée.
Plomb	7439-92-1	Effets possibles sur le système nerveux, le système cardio-vasculaire, le cerveau, les reins, le sang, le tractus gastro-intestinal, les muscles, la reproduction et le développement. Tumeurs dans le rein (rat et souris). Classé comme cancérigène probable (U.S. EPA et CIRC) ou possible (Santé Canada) chez l'humain.
Pyrène	129-00-0	Irritation de la peau. Effets possibles sur les reins et le foie. Non classable pour son potentiel cancérigène chez l'humain (U.S. EPA et CIRC).
Sélénium	7782-49-2	Élément essentiel. Irritation du tractus respiratoire. Effets possibles sur le tractus gastro-intestinal, les phanères, le système nerveux, le système respiratoire et la reproduction. Non classable pour son potentiel cancérigène chez l'humain (U.S. EPA et CIRC).
Zinc	7440-66-6	Élément essentiel. Effets possibles sur le tractus gastro-intestinal, le sang et la reproduction. Non classable pour son potentiel cancérigène chez l'humain (U.S. EPA). Potentiel cancérigène chez l'humain non évalué par le CIRC.

3.5.4.2 Définition des valeurs toxicologiques de référence

Les VTR sont les indicateurs numériques permettant d'estimer quantitativement le risque d'effets toxiques liés à une exposition donnée. Selon le type d'effets en cause (cancer ou autres effets), les VTR prendront des formes distinctes :

- Pour le risque de cancer, les VTR sont exprimées sous forme de *coefficient de cancérogénicité*; cette valeur correspond au « potentiel cancérigène » de la substance; plus la substance en cause est fortement cancérigène, plus la valeur du coefficient est élevée. Ce coefficient est généralement exprimé en $(\text{mg}/\text{kg}/\text{jour})^{-1}$; le produit de l'exposition (dose ou concentration) multipliée par le coefficient fournit directement la valeur de risque additionnel de cancer. Lorsqu'il s'agit de risque de cancer, on estime le risque *additionnel* de cancer plutôt que le risque total. Le risque additionnel correspond au risque supplémentaire encouru à la suite de l'exposition spécifiquement liée à la problématique à l'étude. Ce risque s'ajoute au risque « bruit de fond » découlant de l'exposition des personnes à l'ensemble des agents cancérogènes.
- Pour les effets autres que le cancer, les VTR sont exprimées sous la forme de dose « seuil » en-deçà de laquelle il n'est pas prévu de voir apparaître des effets toxiques. Ces seuils sont généralement déterminés pour une voie d'exposition et une durée d'exposition données. Dans le cas des effets autres que le cancer, il importe de comparer la dose *totale* à la valeur toxicologique de référence; la dose totale inclut à la fois l'exposition « bruit de fond » (exposition générale de la population, sans lien avec la situation à l'étude) et l'exposition additionnelle (liée à la situation à l'étude). Dans plusieurs cas, toutefois, l'exposition « bruit de fond » des substances n'est pas documentée avec précision. Dans ces cas, les lignes directrices de Santé Canada (2007) recommandent de comparer la dose estimée avec une fraction seulement de la dose de référence, de manière à tenir compte de l'exposition bruit de fond qui n'est pas connue. Santé Canada a établi à 20 % de la dose de référence la valeur à laquelle devrait être comparée l'exposition estimée afin d'évaluer le risque dans le cas de substance pour lesquelles le bruit de fond n'est pas disponible.

Les VTR sont établies à partir des résultats d'études toxicologiques ou épidémiologiques. Différents organismes gouvernementaux ou paragouvernementaux proposent des valeurs de référence pour diverses substances, dont plusieurs retenues aux fins de la présente étude. Bien que les méthodes utilisées par ces divers

organismes pour l'établissement des valeurs de référence puissent varier, elles sont généralement toutes basées sur des approches similaires. Selon le type d'effet, ces méthodes peuvent être résumées comme suit :

- Les coefficients de cancérogénicité sont généralement dérivés d'études toxicologiques conduites sur des animaux en laboratoire. La valeur du coefficient pour une substance donnée correspond à la valeur de la pente reliant l'incidence de cancer à la dose. Selon la méthode utilisée pour établir le coefficient de cancérogénicité, la valeur retenue peut correspondre à la valeur de la pente calculée à partir d'un point quelconque sur la courbe dose-réponse, ou à partir de la limite supérieure (selon un niveau de confiance de 95 %) de la pente reliant l'incidence à la dose, dans la région des faibles doses. Cette pente représente, sous l'hypothèse de quasi-linéarité à faibles doses, la relation dose-réponse (en termes de risque de cancer) pour cette substance, par cette voie. Dans la pratique, les coefficients de cancérogénicité sont généralement établis pour l'humain en procédant à une conversion de doses (animal-humain) appropriée. De plus les coefficients sont souvent élaborés en tenant compte de plusieurs études qui fournissent des valeurs de pente différentes; dans de tels cas, la moyenne géométrique des pentes estimées est souvent retenue comme valeur finale de coefficient de cancérogénicité.
- Pour les effets autres que le cancer, les valeurs toxicologiques de référence sont généralement établies à partir d'une dose ou d'une concentration sans effet observé (NOAEL), déterminée expérimentalement ou d'une dose minimale avec effet observé (LOAEL) qui est divisée par des facteurs de sécurité afin de tenir compte de la variabilité et/ou de l'incertitude associée à cette valeur. Les valeurs de NOAEL ou de LOAEL sont parfois remplacées par des valeurs de BMDL (*Benchmark dose level*) ou de BMCL (*Benchmark concentration level*), qui représentent un niveau de dose ou de concentration estimé comme correspondant à un niveau donné d'effet (ex. : 10 % de réduction des lymphocytes dans le sang) considéré comme significatif sur le plan toxicologique. Les facteurs de sécurité appliqués à la valeur de NOAEL, de LOAEL ou de BMDL sont variables d'un organisme réglementaire à un autre, mais concernent généralement la variabilité inter-espèces (extrapolation de l'animal à l'humain), la variabilité intra-espèces (entre animaux de la même espèce), la durée d'exposition (ex. : extrapolation d'une étude sous-chronique à chronique), l'extrapolation d'une voie à l'autre (ex. : étude par inhalation utilisée pour dériver une dose de référence par voie orale) et la qualité de la base de

données toxicologiques (gamme des effets investigués, qualité des études, etc.).

3.5.4.3 Valeurs de référence toxicologiques utilisées

Les valeurs toxicologiques de référence retenues pour la présente étude ont été proposées par diverses agences gouvernementales. Afin de pouvoir disposer de valeurs pour le plus grand nombre possible des substances à l'étude, plusieurs agences ont dû être consultées. Les valeurs retenues sont issues, par ordre décroissant de préférence, des sources suivantes :

- Santé Canada : valeurs de référence et coefficients de cancérogénicité;
- Agence de protection de l'environnement des États-Unis (U.S. EPA) : base de données IRIS (*Integrated Risk Information System*);
- *Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) : Minimal Risk Levels (MRLs)* présentés dans les *Toxicological Profiles*;
- *National Institute for Public Health and the Environment (RIVM)* des Pays-Bas.

Dans le cas des HAP, une valeur de coefficient de cancérogénicité par ingestion n'était disponible de Santé Canada que pour le benzo[a]pyrène. Pours sa part, le RIVM a proposé des valeurs de coefficients par ingestion pour plusieurs HAP, incluant le benzo[a]pyrène. C'est pourquoi, par souci de cohérence et de complétude, les valeurs du RIVM ont été retenues, même pour le benzo[a]pyrène, de préférence à la valeur de Santé Canada.

Enfin, pour les hydrocarbures pétroliers (C₁₀-C₅₀), des valeurs de référence *ad hoc* sont proposées à partir d'une compilation des valeurs proposées par différentes sources (CCME, RIVM, TPHCWG⁵). La justification des valeurs retenues est présentée à l'ANNEXE D.

Le Tableau 13 regroupe l'ensemble des valeurs toxicologiques de référence utilisées dans la présente étude, et indique la source de chacune de ces valeurs.

⁵ *Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group*

Tableau 13 : Valeurs de référence toxicologiques retenues aux fins d'évaluation des risques pour la santé humaine

Contaminant	Dose de référence (mg/kg/jour)					Coefficient de cancérogénicité /(mg/kg/jr)
	0 – 0,5 ans	0,5 – 5 ans	5 – 12 ans	12 – 20 ans	20+ ans	
Acénaphène	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,0002
Acénaphthylène						0,002
Aluminium	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	
Anthracène	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	
Antimoine	0,0002	0,0002	0,0002	0,0002	0,0002	
Argent	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	
Aroclor 1248 (Somme des BPC)	0,00013	0,00013	0,00013	0,00013	0,00013	2,0
Arsenic	0,0003	0,0003	0,0003	0,0003	0,0003	1,8
Baryum	0,016	0,016	0,016	0,016	0,016	
Benzo[a]anthracène						0,02
Benzo[a]pyrène (BaP)						0,2
Benzo[b]fluoranthène						0,02
Benzo[g,h,i]pérylène	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	
Benzo[k]fluoranthène						0,02
Béryllium	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002	
Cadmium	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	
Chrome total	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	
Chrysène						0,002
Cobalt	0,0014	0,0014	0,0014	0,0014	0,0014	
Cuivre	0,09	0,09	0,1	0,1	0,1	
Dibenzo[a,h]anthracène						0,2
Fluoranthène	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	
Fluorène	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	
Hydrocarbures aliphatiques C ₁₁ -C ₁₂	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	
Hydrocarbures aliphatiques C ₁₃ -C ₁₆	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	
Hydrocarbures aliphatiques C ₁₇ -C ₂₁	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	
Hydrocarbures aliphatiques C ₂₂ -C ₃₅	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	
Hydrocarbures aromatiques C ₁₁ -C ₁₂	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	
Hydrocarbures aromatiques C ₁₃ -C ₁₆	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	
Hydrocarbures aromatiques C ₁₇ -C ₂₁	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	
Hydrocarbures aromatiques C ₂₂ -C ₃₅	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	
Indéno[1,2,3-cd]pyrène						
Manganèse	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	
Mercure	0,0003	0,0003	0,0003	0,0003	0,0003	
Méthylnaphtalène, 2-	0,004	0,004	0,004	0,004	0,004	
Molybdène	0,023	0,023	0,023	0,027	0,028	
Naphtalène	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	
Nickel	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	
Phénanthrène	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	
Plomb	0,0036	0,0036	0,0036	0,0036	0,0036	
Pyrène	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,0002
Sélénium	0,0055	0,0062	0,0063	0,0062	0,0057	
Zinc	0,5	0,5	0,5	0,5	0,6	

	Source : IRIS (U.S. EPA 2012)
	Source : ATSDR
	Source : RIVM
	Source : Santé Canada (Santé Canada 2004)
	Différentes sources (voir texte et ANNEXE D)

3.5.5 Estimation des risques

L'estimation des risques pour la santé humaine est réalisée en calculant, pour chaque substance, un indice de risque (IR). Les indices de risque constituent un moyen simple d'exprimer les risques de manière à pouvoir identifier rapidement les substances qui présentent un potentiel d'effets toxiques. L'indice de risque est le ratio de l'exposition estimée (pour un récepteur, une substance, une période et une voie d'exposition données) sur la valeur d'exposition considérée sécuritaire. Pour les effets autres que le cancer, le niveau considéré sécuritaire correspond à la valeur toxicologique de référence utilisée, celle-ci correspondant elle-même à un niveau présumé sans effet. Dans le cas de la présente étude, la seule voie d'exposition considérée est l'ingestion. Dans ce cas, l'indice de risque est calculé à partir de la dose d'exposition :

$$\text{Indice de Risque} = \frac{\text{Dose d'exposition}}{\text{Dose de référence}}$$

Les valeurs toxicologiques de référence pour les effets autres que le cancer étant établies comme des niveaux d'exposition sans effet, une valeur d'indice de risque inférieure à 1,0 signifie que l'exposition estimée n'est pas de nature à provoquer des effets toxiques. À l'inverse, un indice de risque supérieur à 1,0 implique la possibilité d'effets toxiques. Il faut cependant noter que les valeurs toxicologiques de référence sont élaborées en intégrant des facteurs de sécurité. Pour cette raison, un indice de risque supérieur à 1,0 n'entraîne pas nécessairement la présence d'effets toxiques, mais il signifie que l'exposition estimée *pourrait* entraîner de tels effets.

Considérant la définition de l'indice de risque, la valeur de 1,0 constitue normalement le repère pour déterminer s'il y a présence ou non d'un risque pour la santé. Toutefois, les indices de risque pour les effets autres que le cancer doivent tenir compte de l'exposition totale, incluant l'exposition bruit de fond. Dans les faits, celle-ci est rarement bien documentée et il y a donc lieu de réajuster la valeur d'indice de risque servant de critère pour la présence ou l'absence d'un risque significatif. Tel que mentionné à la section 3.5.4.2, Santé Canada a établi à 20 % de la dose de référence la valeur à laquelle devrait être comparée l'exposition estimée afin d'évaluer le risque dans le cas de substances pour lesquelles le bruit de fond n'est pas disponible. Dans ces cas, un indice de risque de 0,2 (plutôt que 1,0) doit être interprété comme représentant une possibilité de risque d'effets.

Dans le cas du risque de cancer, il n'existe pas de niveau considéré « sans risque ». Pour ce type de risque, il est généralement considéré que toute dose non nulle entraîne un certain risque, plus ou moins important selon la dose. Par conséquent, il n'est pas possible de calculer un indice de risque à partir d'un niveau « sans effet ». Dans ces cas, on calcule plutôt l'indice de risque comme le ratio du risque additionnel de cancer estimé pour l'exposition en cause sur le niveau de risque additionnel de cancer considéré acceptable ou négligeable :

$$\text{Indice de Risque} = \frac{\text{Risque additionnel de cancer estimé}}{\text{Risque de cancer considéré négligeable}}$$

Conformément aux lignes directrices du Ministère de la Santé et des services sociaux du Québec (MSSS 2002), le niveau de risque considéré négligeable aux fins de la présente étude a été fixé à 1 cas sur 1 million de personnes qui seraient exposées à la situation à l'étude (1×10^{-6}). Les indices de risque pour le cancer sont donc calculés selon :

$$\text{Indice de Risque} = \frac{\text{Risque additionnel de cancer estimé}}{1 \times 10^{-6} \text{ (1 cas sur 1000000)}}$$

4 RÉSULTATS

4.1 Caractérisation physico-chimique des sédiments

Le Tableau 14 présente un résumé statistique de la caractérisation physico-chimique des sédiments. Les résultats détaillés sont présentés à l'ANNEXE E, et les principaux résultats sont brièvement discutés ci-dessous. De manière générale, la caractérisation physico-chimique révèle des concentrations significativement plus élevées dans l'ADM que dans la BSP pour une très grande majorité des substances. La distribution des contaminants potentiels dans les sédiments de l'ADM est présentée graphiquement à l'ANNEXE F, alors que l'ANNEXE G présente les concentrations en fonction des *Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec* (EC et MDDEP 2007). Dans l'ADM, les teneurs des contaminants sont généralement plus élevées à proximité des quais d'Alcoa.

Tableau 14 : Statistiques descriptives pour les paramètres chimiques et physico-chimiques mesurés dans les sédiments de l'anse du Moulin

Paramètres	N	Minimum	Quartile inférieur	Médiane	Quartile supérieur	Maximum	Intervalle	Ecart interquartile	Moyenne	Ecart-type
Granulométrie										
< 4 φ (16 mm)	40	100	100	100	100	100	0	0	100	0
< 3 φ (8 mm)	40	100	100	100	100	100	0	0	100	0
< 2 φ (4 mm)	40	100	100	100	100	100	0	0	100	0
< 1 φ (2 mm)	40	45	79	98	99	100	55	20	89,275	14,7318
< 0 φ (1 mm)	40	18	69,5	95,5	98	100	82	28,5	83,175	20,8522
< +1 φ (0,5 mm)	40	7,1	51	81,5	93	99	91,9	42	71,1275	25,8266
< +2 φ (0,25 mm)	40	2,1	24	43	59,5	93	90,9	35,5	43,9825	25,6421
< +3 φ (0,12 mm)	40	1,2	4,95	9,8	25,5	66	64,8	20,55	16,92	15,7055
< +4 φ (0,062 mm)	40	1	1,65	2,45	4,4	44	43	2,75	4,58	7,3067
< +5 φ (0,031 mm)	40	0,9	1,6	2,25	3,65	41	40,1	2,05	4,0225	6,74793
< +6 φ (0,016 mm)	40	0,9	1,5	2,25	3,15	37	36,1	1,65	3,6525	6,06106
< +7 φ (0,0078 mm)	40	0,9	1,5	2,2	3,05	9,9	9	1,55	2,595	1,69916
< +8 φ (0,0039 mm)	40	0,9	1,5	2,15	2,9	6	5,1	1,4	2,3525	1,14869
< +9 φ (0,0020 mm)	40	0,9	1,35	1,8	2,35	4,9	4	1	2,0225	0,920281
% Gravier	40	0,1	1	2,3	21	55	54,9	20	10,7825	14,687
% Sable	40	43	75	93	97	98	55	22	84,625	15,4964
% Silt	40	0,05	0,1	0,5	1,5	38	37,95	1,4	2,2725	6,45509
% Argile	40	0,9	1,5	2,15	2,9	6	5,1	1,4	2,3525	1,14869
Propriétés physico-chimiques										
pH	40	7,51	8,075	8,195	8,325	8,49	0,98	0,25	8,152	0,248144
% humidité	40	13	16,5	20	21	33	20	4,5	19,225	3,7908
Cyanures	40	0,01	0,0205	0,066	0,275	29,6	29,59	0,2545	1,85388	6,3728
Fluorures lixiviables	40	0,084	0,11	0,35	1,2	14	13,916	1,09	1,10663	2,31664
Azote ammoniacal	40	2,1	3,85	6,2	8,7	22	19,9	4,89	7,615	5,28881
Conductivité	40	7030	14150	16850	19900	32500	25470	5750	17339,3	5244,05
% Saturation	40	28,8	32,35	36,7	40,75	62,3	33,5	8,4	37,295	6,59339
Carbone organique total (COT)	40	0,5	0,85	1,6	6,4	26	25,5	5,55	5,025	6,22076
Métaux										
Aluminium (Al)	40	1840	2440	4100	8375	14 600	12 760	5935	5774	3945,13
Antimoine (Sb)	40	0,05	0,05	0,05	0,05	0,3	0,25	0	0,08375	0,073334
Argent (Ag)	40	0,025	0,025	0,025	0,025	0,183	0,158	0	0,09625	0,025236
Arsenic (As)	40	1	1,55	1,495	2,17	5,61	4,61	1,015	1,88675	1,05756
Baryum (Ba)	40	8,72	11,35	15,6	21,95	96,9	88,18	10,6	19,8815	15,8934
Béryllium (Be)	40	0,2	0,2	0,2	0,2	0,57	0,37	0	0,24125	0,101481
Bismuth (Bi)	40	0,05	0,05	0,05	0,05	0,14	0,09	0	0,05575	0,020617
Cadmium (Cd)	40	0,025	0,025	0,077	0,1105	0,342	0,317	0,0855	0,092525	0,075875
Calcium (Ca)	40	1600	2630	3105	4150	7300	5700	1520	3518,25	1329,26
Chrome (Cr)	40	3,4	6,45	7,7	9,15	42,5	39,1	2,7	9,16	6,80568
Cobalt (Co)	40	1,08	1,575	1,925	2,35	8,07	6,99	0,775	2,1755	1,23974
Cuivre (Cu)	40	1,43	2,095	3,87	8,815	27,6	26,17	6,72	6,91475	6,68771
Étain (Sn)	40	0,14	0,195	0,3	0,525	1,88	1,74	0,33	0,45025	0,401615
Fer (Fe)	40	4500	6385	7860	9395	18400	13900	3010	8707,5	3354,98
Lithium (Li)	40	2,5	2,5	5,9	7,9	17,5	15	5,4	6,0125	4,08494
Magnésium (Mg)	40	1170	1550	1820	2335	8270	7100	785	2140,5	1223,02

Projet de réhabilitation des sédiments de l'Anse du Moulin, Baie-Comeau –
Évaluation des risques écotoxicologiques et des risques pour la santé humaine

Paramètres	N	Minimum	Quartile inférieur	Médiane	Quartile supérieur	Maximum	Intervalle	Écart interquartile	Moyenne	Écart-type
Manganèse (Mn)	40	36	53.3	60.85	81.8	210	174	28.5	71.3525	32.6914
Mercuré (Hg)	40	0.025	0.025	0.025	0.025	0.342	0.317	0	0.032925	0.050122
Molybdène (Mo)	40	0.11	0.235	0.335	0.455	0.97	0.86	0.22	0.3835	0.22594
Nickel (Ni)	40	2.42	3.38	4.54	6	21.5	19.08	2.62	5.3925	3.50953
Phosphore (P)	40	262	459.5	542.5	642.5	937	675	183	559.1	145.874
Plomb (Pb)	40	0.69	0.945	1.64	3.625	9.52	8.83	2.68	2.59725	2.23784
Potassium (K)	40	390	493	650.5	1030	4740	4350	537	889.475	775.044
Sélénium (Se)	40	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	0	0	0.25	0
Sodium (Na)	40	823	1250	1630	2020	4730	3907	770	1722.43	742.012
Strontium (Sr)	40	6.44	11.2	15.9	21.4	42.8	36.36	10.2	17.6605	8.65262
Thallium (Tl)	40	0.025	0.0565	0.0655	0.0935	0.205	0.18	0.037	0.07365	0.034017
Titane (Ti)	40	200	267.5	304.5	376	1370	1170	108.5	353.85	203.628
Uranium (U)	40	0.175	0.2325	0.339	0.385	0.677	0.502	0.1525	0.3439	0.130686
Vanadium (V)	40	8.2	12.2	14.9	16.9	38.1	29.9	4.7	16.0625	5.90057
Zinc (Zn)	40	9.2	13.4	23.9	41.05	148	138.8	27.65	37.3275	35.807
Zirconium (Zr)	40	0.25	0.25	0.25	0.65	3.86	3.61	0.4	0.5515	0.647166
Hydrocarbures										
Hydrocarbures, C ₁₀ -C ₁₆	40	5	5	5	10.5	69	64	5.5	11.625	14.0597
Hydrocarbures, C ₁₆ -C ₃₄	40	5	5	18	465	2600	2595	460	364.325	589.053
Hydrocarbures, C ₃₄ -C ₅₀	40	5	140	27.5	140	530	525	135	102.25	144.516
Huiles & graisses	40	50	295	610	2050	4300	4250	1755	1169.5	1185.96
HAP										
Acénaphtène	40	0.025	0.025	0.165	2.6	11	10.975	2.575	1.49988	2.36854
Acénaphtylène	40	0.025	0.025	0.025	0.025	0.025	0	0	0.025	0
Anthracène	40	0.025	0.025	0.26	4.1	25	24.975	4.075	2.86515	4.84317
Benzoflavantracène	40	0.025	0.0875	0.96	16.5	68	67.975	16.4125	10.4073	15.9264
Benzoflpyrène	40	0.025	0.1025	1.2	17.5	70	69.975	17.3975	11.3948	17.5644
Benzoflfluoranthène	40	0.025	0.1275	1.5	20	87	86.975	19.8725	13.6215	21.1716
Benzofl, h, ipérylène	40	0.025	0.0675	0.715	9.5	38	37.975	9.4325	6.287	9.70784
Benzofl, fluoranthène	40	0.025	0.0485	0.475	7.6	24	23.975	7.5515	4.41433	6.51085
Chrysène	40	0.025	0.0825	0.955	16	59	58.975	15.9175	9.10975	13.7866
Dibenzofl, h, anthracène	40	0.025	0.025	0.15	2.65	9.6	9.575	2.625	1.5945	2.38365
Fluoranthène	40	0.025	0.1375	1.75	30	130	129.975	29.8625	16.8803	26.5639
Fluorène	40	0.025	0.025	0.1195	2.15	12	11.975	2.125	1.30325	2.27598
Indeno[1,2,3-cd]pyrène	40	0.025	0.025	0.92	12.5	50	49.975	12.4275	8.1245	12.5656
Méthylanthracène, 2-	40	0.025	0.025	0.025	0.315	1.5	1.475	0.29	0.2222	0.351713
Naphthalène	40	0.025	0.025	0.057	0.84	3.9	3.875	0.815	0.634975	1.05022
Phénanthrène	40	0.025	0.0825	1.065	19	96	95.975	18.9175	0.4625	17.8993
Pyrène	40	0.025	0.1225	1.45	26.5	120	119.975	26.3775	15.1135	24.2485
HAP de faible poids moléculaire	40	0.025	0.0825	1.65	28.5	150	149.975	28.4175	16.9955	28.7221
HAP de poids moléculaire élevé	40	0.025	0.4825	6.45	110	450	449.975	109.5175	64.2998	99.0239
HAP totaux	40	0.025	0.5625	8.1	145	600	599.975	144.4375	81.5513	127.456
\sum ESBTU FCV	40	0.395	1.3414	11.809	25.826	85.874	85.478	24.4841	16.1259	17.5822

Projet de réhabilitation des sédiments de l'Anse du Moulin, Baie-Comeau –
Évaluation des risques écotoxicologiques et des risques pour la santé humaine

Paramètres	N	Minimum	Quartile inférieur	Médiane	Quartile supérieur	Maximum	Intervalle	Écart interquartile	Moyenne	Écart-type
BPC – Aroclor										
Aroclor 1242	40	0,015	0,015	0,015	0,015	1,5	1,485	0	0,08925	0,327771
Aroclor 1248	40	0,015	0,033	0,21	1,65	360	359,985	1,617	0,9019	56,9247
Aroclor 1254	40	0,015	0,015	0,015	0,335	1,5	1,485	0,32	0,2402	0,404263
Aroclor 1260	40	0,015	0,015	0,015	0,015	101	100,985	0	2,61528	15,9582
BPC totaux	40	0,015	0,033	0,235	1,95	360	359,985	1,917	11,0603	56,8983
BPC - Congénères										
2-MonoCB-(1)	40	0,00065	0,003575	0,04765	0,7195	5,04	5,03935	0,7161425	0,662696	1,20123
3-MonoCB-(2)	40	0,000475	0,0003925	0,00203	0,0335	0,169	0,1689525	0,0331075	0,027991	0,04567
4-MonoCB-(3)	40	0,0006	0,00171	0,01935	0,4065	2,17	2,16994	0,40479	0,30267	0,512392
2,2-DiCB-(4)	40	0,000375	0,02046	0,299	4,43	26	25,99625	4,40954	3,39947	5,66801
2,3-DiCB-(5)	40	0,000325	0,000875	0,00595	0,12	0,63	0,629675	0,119125	0,080894	0,130721
2,3'-DiCB-(6)	40	0,00026	0,011425	0,165	2,665	11,9	11,89974	2,653575	1,9704	2,89219
2,4-DiCB-(7)	40	0,000315	0,001645	0,01545	0,3195	1,43	1,429685	0,317855	0,208891	0,32491
2,4'-DiCB-(8)	40	0,000305	0,04839	0,5485	10,4	56,4	56,399695	10,35161	6,88699	11,3828
2,5-DiCB-(9)	40	0,00026	0,00226	0,0225	0,427	2,29	2,28974	0,42474	0,310711	0,499183
2,6-DiCB-(10)	40	0,000155	0,000725	0,009825	0,1295	1,06	1,059845	0,128775	0,123797	0,227009
3,3'-DiCB-(11)	40	0,00095	0,0037	0,0095	0,1405	1,74	1,73905	0,1368	0,147482	0,312163
DiCB-(12)+(13)	40	0,000315	0,004655	0,0465	0,83	3,37	3,369685	0,825345	0,502289	0,772119
3,5-DiCB-(14)	40	0,0001	0,0003625	0,00049	0,01375	0,0665	0,0664	0,0010125	0,001418	0,001841
4,4'-DiCB-(15)	40	0,000475	0,0346	0,348	6,715	33	32,999525	6,6804	4,29849	6,91736
2,2'-TriCB-(16)	40	0,000345	0,106	1,105	21,9	131	130,999655	21,7994	15,4031	26,6791
2,2,4-TriCB-(17)	40	0,00034	0,00138	0,8775	17,4	119	118,99966	17,39862	13,9221	24,9952
TriCB-(18)+(30)	40	0,0006	0,2186	2,52	51,05	279	278,9994	50,8314	34,427	58,6846
2,2,6-TriCB-(19)	40	0,000125	0,019375	0,204	3,735	23,8	23,799875	3,715625	2,63821	4,81315
TriCB-(20)+(28)	40	0,00324	0,4105	4,65	69,45	405	404,99676	69,0395	52,4646	87,6133
TriCB-(21)+(33)	40	0,0009	0,157145	1,245	27,05	169	168,9991	26,892855	20,721	35,4566
2,3,4-TriCB-(22)	40	0,0008	0,13745	1,415	24,8	145	144,9992	24,66255	18,4337	31,2165
2,3,5-TriCB-(23)	40	0,0009	0,000315	0,001025	0,02405	0,144	0,14391	0,023735	0,018256	0,034129
2,3,6-TriCB-(24)	40	0,000115	0,0004425	0,00185	0,004325	0,017	0,016885	0,0038825	0,002993	0,003636
2,3,4'-TriCB-(25)	40	0,000115	0,018565	0,1765	2,82	14,1	14,099885	2,801435	1,96052	3,23729
TriCB-(26)+(29)	40	0,000195	0,052225	0,4545	8,045	49,2	49,199805	7,992775	5,9782	10,4914
2,3,6-TriCB-(27)	40	0,000085	0,010375	0,10965	1,935	11,5	11,499915	1,924625	1,51026	2,61217
2,4,5-TriCB-(31)	40	0,0013	0,36187	3,45	58,6	366	365,99987	58,23813	45,218	77,1573
2,4,6-TriCB-(32)	40	0,00015	0,00122	0,3705	8,055	34,6	34,59985	8,05378	4,87687	8,38002
2,3,5'-TriCB-(34)	40	0,0007	0,001255	0,006795	0,145	0,81	0,80993	0,143745	0,105558	0,178194
3,3,4-TriCB-(35)	40	0,0007	0,02015	0,0252	0,299	1,22	1,21993	0,296985	0,186851	0,292046
3,3,5-TriCB-(36)	40	0,0000345	0,0001275	0,0002375	0,0012	0,0046	0,0045655	0,0010725	0,000799	0,001066
3,4,1-TriCB-(37)	40	0,000475	0,08748	1,181	14,15	79,7	79,699525	14,06252	1,333	18,4394
3,4,5-TriCB-(38)	40	0,0007	0,0004725	0,003625	0,03135	0,25	0,24993	0,0308775	0,026498	0,050104
3,4,5'-TriCB-(39)	40	0,0008	0,003395	0,0395	0,4635	2,59	2,58992	0,460105	0,365518	0,551258
TetraCB-(40)+(41)+(71)	40	0,00076	0,33145	4,515	47,75	310	309,99924	47,41855	41,6281	69,933
2,2',3,4'-TetraCB-(42)	40	0,00027	0,12538	1,86	18,95	118	117,99973	18,82462	15,4965	26,2894
2,2,3,5'-TetraCB-(43)	40	0,00055	0,000325	0,026475	0,308	12,6	12,599945	0,307675	1,13498	2,514
TetraCB-(44)+(47)+(65)	40	0,00221	0,553715	7,41	77	477	476,99779	76,446285	62,8356	105,952
TetraCB-(45)+(51)	40	0,000425	0,10915	1,3235	15,15	98,2	98,1999875	15,040985	12,4824	21,3897
2,2',3,6'-TetraCB-(46)	40	0,000055	0,04338	0,592	5,965	39	38,999945	5,92162	4,80988	8,30959
2,2',4,5-TetraCB-(48)	40	0,00019	0,142195	1,675	20,15	122	121,99981	20,007805	16,4332	28,1043
TetraCB-(49)+TetraCB-(69)	40	0,00045	0,287875	3,745	40,05	253	252,99955	39,762125	32,687	55,9211
TetraCB-(50)+(63)	40	0,000395	0,087465	0,876	10,85	76,3	76,2999605	10,762535	9,29157	16,3441

Projet de réhabilitation des sédiments de l'Anse du Moulin, Baie-Comeau –
Évaluation des risques écotoxicologiques et des risques pour la santé humaine

Paramètres	N	Minimum	Quartile inférieur	Médiane	Quartile supérieur	Maximum	Intervalle	Écart interquartile	Moyenne	Écart-type
2255-TetraCB-(52)	40	0.00327	0.534245	7.085	73.4	451	450.99673	72.865755	58.859	100.344
2266-TetraCB-(54)	40	0.00055	0.0011675	0.01528	0.1605	0.826	0.825945	0.1593325	0.119775	0.193537
2334-TetraCB-(55)	40	0.0005	0.0002425	0.009485	0.315	2.41	2.40995	0.3147575	0.254896	0.516215
2334-TetraCB-(56)	40	0.00104	0.280355	3.58	41.5	216	215.99896	41.219645	31.3277	50.4229
2335-TetraCB-(57)	40	0.00037	0.000165	0.00457	0.1345	0.773	0.772963	0.134335	0.092046	0.169172
2335-TetraCB-(58)	40	0.000455	0.000495	0.1455	1.375	7.39	7.3899545	1.374505	0.987928	1.72781
TetraCB-(59)+(62)+(75)	40	0.0000315	0.04083	0.578	6.135	38.1	38.099685	6.09417	4.98051	8.50479
2344-TetraCB-(60)	40	0.00375	0.166465	2.015	25.7	166	165.999625	25.535355	21.3608	37.8719
TetraCB-(61)+(70)+(74)+(76)	40	0.0032	0.92195	11.755	139.5	847	846.9968	138.57805	109.828	188.768
2345-TetraCB-(63)	40	0.00055	0.0174375	0.21	2.79	18	17.999945	2.27596	4.03472	4.03472
2346-TetraCB-(64)	40	0.000385	0.001945	1.0075	27.35	157	156.999615	27.348055	20.0529	34.6162
2344-TetraCB-(66)	40	0.00174	0.447715	6.005	68.65	393	392.99826	68.202285	51.8358	88.9148
2345-TetraCB-(67)	40	0.000085	0.011055	0.1515	1.72	10.6	10.599935	1.708945	1.42749	2.45073
2345-TetraCB-(68)	40	0.000043	0.000525	0.0108	0.123	0.63	0.629957	0.122475	0.091453	0.150245
2355-TetraCB-(72)	40	0.00036	0.00175	0.0201	0.2285	1.31	1.309984	0.22677	0.79143	0.306627
2356-TetraCB-(73)	40	0.000034	0.00008	0.0021	0.230475	14	13.999966	0.230395	1.11553	2.99918
3344-TetraCB-(77)	40	0.0002	0.04082	0.611	6.76	39.1	39.0998	6.71918	5.30051	9.16474
3345-TetraCB-(78)	40	0.000385	0.0001675	0.000365	0.00294	0.0155	0.0154615	0.0027725	0.002017	0.003255
3345-TetraCB-(79)	40	0.00034	0.002565	0.0404	0.3125	1.7	1.699966	0.309935	0.248539	0.41037
3355-TetraCB-(80)	40	0.000415	0.0001775	0.000395	0.003075	0.017	0.0169585	0.0028975	0.002154	0.00362
3445-TetraCB-(81)	40	0.000485	0.0018525	0.02675	0.3115	2.06	2.0599515	0.3096475	0.266116	0.481291
22334-PentaCB-(82)	40	0.000195	0.0543865	0.997	9.295	61.6	61.599805	9.240135	8.02342	14.1913
PentaCB-(83)+(99)	40	0.00095	0.188	3.34	30.85	199	198.99905	30.662	26.1414	45.5721
22336-PentaCB-(84)	40	0.00075	0.110915	2.105	18.75	123	122.99925	18.639085	15.8738	27.3446
PentaCB-(85)+(116)+(117)	40	0.0002	0.07814	1.3635	11.45	77.1	77.0998	11.37186	10.1744	17.8865
PentaCB-(86)(87)(97)(109)(119)(125)	40	0.00165	0.2386	4.43	37	237	236.99835	36.7614	31.5853	54.0441
PentaCB-(88)+(91)	40	0.000095	0.0594795	1.0075	9.66	58.6	58.599905	9.6005205	7.7163	13.3902
22346-PentaCB-(89)	40	0.000355	0.008435	0.1385	1.545	9.71	9.7099645	1.536565	1.28679	2.31046
PentaCB-(90)+(101)+(113)	40	0.0135	0.278	4.99	44.15	250	249.9865	43.872	34.6784	57.1736
22355-PentaCB-(92)	40	0.00008	0.04053	0.806	6.75	39.8	39.79992	6.70947	5.46101	9.0899
PentaCB-(93)+(98)+(100)+(102)	40	0.00037	0.021155	0.343	3.74	23.3	23.299963	3.718845	3.02768	5.36029
22356-PentaCB-(94)	40	0.000045	0.0030125	0.0458	0.516	3.45	3.449985	0.5129875	0.431796	0.777797
22356-PentaCB-(95)	40	0.00572	0.21695	3.89	32.85	179	178.99428	32.63305	25.0608	40.8295
22366-PentaCB-(96)	40	0.00036	0.04275	0.06315	0.7495	5.04	5.039964	0.745225	0.628532	1.10662
22456-PentaCB-(103)	40	0.000295	0.00169	0.02555	0.264	1.53	1.5299705	0.26231	0.206201	0.354967
22466-PentaCB-(104)	40	0.00026	0.000925	0.004115	0.07385	0.06	0.059974	0.0072925	0.06104	0.011969
23344-PentaCB-(105)	40	0.0009	0.158095	2.97	24.2	162	161.9991	24.041905	21.4352	37.1697
23345-PentaCB-(106)	40	0.000275	0.000105	0.00025	0.001025	0.00295	0.0029225	0.00092	0.000603	0.000784
23345-PentaCB-(107)	40	0.00013	0.020825	0.4115	3.415	22.8	22.79987	3.394175	2.96449	5.21926
PentaCB-(108)+(124)	40	0.000085	0.0102515	0.2145	1.385	9.9	9.899915	1.3747485	1.30144	2.26174
PentaCB-(110)+(115)	40	0.00911	0.3543	6.235	52.05	310	309.99089	51.6957	42.5387	70.7446
23355-PentaCB-(111)	40	0.00003	0.000115	0.00051	0.0107	0.0689	0.06887	0.010585	0.007868	0.014491
23356-PentaCB-(112)	40	0.000395	0.00014	0.0002925	0.0007	0.0031	0.0030605	0.00056	0.000497	0.000573
23445-PentaCB-(114)	40	0.00033	0.0081625	0.1745	1.56	11.7	11.699967	1.5518375	1.45893	2.67477
23445-PentaCB-(118)	40	0.00651	0.3045	5.57	44.15	265	264.99349	43.8455	36.441	61.5499
23455-PentaCB-(120)	40	0.000023	0.0001775	0.002805	0.03455	0.202	0.201977	0.0343725	0.027534	0.048638
23456-PentaCB-(121)	40	0.0000295	0.00012	0.0002975	0.000775	0.0125	0.0124705	0.000655	0.000975	0.002133
23345-PentaCB-(122)	40	0.0000295	0.0044475	0.082	0.6535	4.71	4.7099705	0.6490525	0.51809	1.0324
23445-PentaCB-(123)	40	0.0000335	0.007525	0.13	0.8865	5.74	5.7399665	0.878975	0.762447	1.33191
33445-PentaCB-(126)	40	0.0000325	0.00072	0.0165	0.172	0.837	0.8369675	0.17128	0.119384	0.202518
33455-PentaCB-(127)	40	0.000027	0.0001225	0.00095	0.01625	0.14	0.139973	0.0161275	0.016021	0.031326

Projet de réhabilitation des sédiments de l'Anse du Moulin, Baie-Comeau –
Évaluation des risques écotoxicologiques et des risques pour la santé humaine

Paramètres	N	Minimum	Quartile inférieur	Médiane	Quartile supérieur	Maximum	Intervalle	Écart interquartile	Moyenne	Écart-type
HexaCB-(129)+(166)	40	0,0011	0,028405	0,713	3,185	17,9	17,8989	3,156595	2,96133	4,60095
HexaCB-(129)+(138)+(163)	40	0,019	0,221	4,315	19	99,7	99,681	18,779	18,1403	28,3218
22'3345'-HexaCB-(130)	40	0,000435	0,009905	0,2505	1,13	6,48	6,479565	1,120095	1,05139	1,63154
22'3346'-HexaCB-(131)	40	0,000355	0,004515	0,058	0,3005	1,76	1,7599645	0,295985	0,261735	0,414651
22'3346'-HexaCB-(132)	40	0,006	0,0885	1,795	7,86	43,6	43,594	7,7715	7,614	11,7276
22'3355'-HexaCB-(133)	40	0,000036	0,001625	0,0395	0,181	0,95	0,949984	0,179375	0,168933	0,263132
HexaCB-(134)+(143)	40	0,0006	0,011025	0,209	1,003	5,78	5,7794	0,991975	0,906749	1,41705
HexaCB-(135)+(151)	40	0,0656	0,07095	1,25	6,88	49	48,99344	6,80005	6,61744	11,2736
22'3366'-HexaCB-(136)	40	0,000225	0,021775	0,4815	2,445	15,1	15,09775	2,42325	2,09231	3,38957
22'3344'5'-HexaCB-(137)	40	0,000085	0,0068	0,269	1,375	10,1	10,09915	1,3682	1,23949	2,15753
HexaCB-(139)+(140)	40	0,000415	0,0052	0,0875	0,417	2,57	2,569585	0,4118	0,36823	0,594416
22'3455'-HexaCB-(141)	40	0,0052	0,0542	0,8925	4,25	30,1	30,0948	4,1958	4,09068	6,80859
22'3456'-HexaCB-(142)	40	0,000037	0,000575	0,001915	0,00525	0,0594	0,059363	0,004675	0,005495	0,010735
22'3456'-HexaCB-(144)	40	0,000375	0,00681	0,181	1,036	6,94	6,939625	1,02919	0,973013	1,62669
22'3466'-HexaCB-(145)	40	0,000028	0,000125	0,00277	0,01785	0,11	0,109972	0,017725	0,014672	0,024123
22'3455'-HexaCB-(146)	40	0,00185	0,028885	0,5325	2,34	14,1	14,09815	2,311115	2,30276	3,69374
HexaCB-(147)+(149)	40	0,0095	0,224	3,495	14,85	101	100,9905	14,626	14,7291	24,1641
22'3456'-HexaCB-(148)	40	0,000028	0,000175	0,001135	0,00984	0,0641	0,064072	0,009665	0,008371	0,014393
22'3466'-HexaCB-(150)	40	0,0000275	0,000195	0,003715	0,0199	0,2	0,1999725	0,019705	0,021868	0,040927
22'3566'-HexaCB-(152)	40	0,0000205	0,0001625	0,003805	0,025	0,152	0,1519795	0,0248375	0,020733	0,033541
HexaCB-(153)+(168)	40	0,0185	0,197	3,075	13,5	95,6	95,5815	13,3291	13,3291	22,1773
22'4456'-HexaCB-(154)	40	0,0000315	0,0006125	0,0177	0,12	0,889	0,8889685	0,1193875	0,103626	0,198231
22'4466'-HexaCB-(155)	40	0,0000225	0,0000675	0,00012	0,0002975	0,010705	0,01010275	0,00023	0,000232	0,000261
HexaCB-(156)+(157)	40	0,00187	0,019655	0,6135	2,68	14	13,99813	2,660345	2,36658	3,69205
23'3446'-HexaCB-(158)	40	0,0023	0,022255	0,5255	2,34	12,8	12,7977	2,317745	2,2112	3,45741
23'3455'-HexaCB-(159)	40	0,000055	0,000153	0,002	0,01035	1,37	1,369945	0,101347	0,102801	0,238989
23'3456'-HexaCB-(160)	40	0,000035	0,00022	0,0004475	0,001375	0,005	0,004965	0,001155	0,001103	0,001444
23'3456'-HexaCB-(161)	40	0,0000265	0,00016	0,000335	0,00105	0,004	0,0039735	0,00089	0,000852	0,001117
23'3455'-HexaCB-(162)	40	0,000055	0,0004625	0,014	0,0635	1,12	1,119945	0,0630375	0,092656	0,20936
23'3456'-HexaCB-(164)	40	0,0002	0,017615	0,327	1,45	6,8	6,798	1,432385	1,31696	2,02747
23'3455'-HexaCB-(165)	40	0,0000335	0,000405	0,00075	0,002585	0,0138	0,0137665	0,00218	0,00199	0,00278
23'4455'-HexaCB-(167)	40	0,000375	0,007225	0,195	0,8635	4,23	4,229625	0,856275	0,746339	1,14439
33'4455'-HexaCB-(169)	40	0,000046	0,00015	0,0003125	0,00545	0,068	0,067954	0,0053	0,007402	0,015912
22'3344'5'-HeptaCB-(170)	40	0,0029	0,06555	0,782	4,17	41,7	41,6971	4,10445	3,62498	7,53523
HeptaCB-(171)+(173)	40	0,0007	0,0186	0,2055	1,0345	11,2	11,1993	1,0159	0,954328	2,02242
22'33455'-HeptaCB-(172)	40	0,00035	0,00955	0,099	0,498	5,71	5,70965	0,48845	0,456427	1,02235
22'33456'-HeptaCB-(174)	40	0,00481	0,0752	0,759	3,635	45,3	45,29519	3,5598	3,62814	8,31326
22'33456'-HeptaCB-(175)	40	0,000085	0,00249	0,025	0,1315	1,65	1,649915	0,12901	0,126768	0,290638
22'33466'-HeptaCB-(176)	40	0,000305	0,00756	0,077	0,4275	5,17	5,169695	0,41984	0,407483	0,928328
22'33456'-HeptaCB-(177)	40	0,0026	0,034245	0,3625	1,74	20,5	20,4974	1,705755	1,64125	3,67102
22'33556'-HeptaCB-(178)	40	0,00041	0,011295	0,117	0,5885	7,21	7,20959	0,557205	0,572449	1,31618
22'33566'-HeptaCB-(179)	40	0,00151	0,0244	0,251	1,28	16,4	16,39949	1,2556	1,29571	3,03471
HeptaCB-(180)+(193)	40	0,00818	0,13545	1,345	6,565	80,4	80,39182	6,42955	6,58379	14,8247
22'34456'-HeptaCB-(181)	40	0,00005	0,0001625	0,009135	0,0345	0,173	0,17295	0,0343375	0,028694	0,045681
22'34456'-HeptaCB-(182)	40	0,0000285	0,00013	0,00157	0,007635	0,085	0,0849715	0,007505	0,007218	0,015043
22'34456'-HeptaCB-(183)	40	0,00211	0,03511	0,3455	1,62	19,4	19,39789	1,58489	1,6296	3,69558
22'34456'-HeptaCB-(184)	40	0,0000205	0,0000605	0,000185	0,0006845	0,029	0,0289795	0,000624	0,001317	0,004621
22'34566'-HeptaCB-(185)	40	0,000055	0,00109	0,0435	0,1565	2,62	2,619945	0,15541	0,160722	0,432131
22'34566'-HeptaCB-(186)	40	0,000023	0,0001025	0,000215	0,00069	0,0477	0,0005875	0,000695	0,000695	0,001189
22'34566'-HeptaCB-(187)	40	0,00523	0,0923	0,917	4,445	55,2	55,19477	4,3527	4,48195	10,3593
22'34566'-HeptaCB-(188)	40	0,0000255	0,000125	0,0002375	0,001165	0,063	0,0629745	0,00104	0,0024	0,009906

Projet de réhabilitation des sédiments de l'Anse du Moulin, Baie-Comeau –
Évaluation des risques écotoxicologiques et des risques pour la santé humaine

Paramètres	N	Minimum	Quartile inférieur	Médiane	Quartile supérieur	Maximum	Intervalle	Écart interquartile	Moyenne	Écart-type
2334455-HeptaCB-(189)	40	0,000085	0,002105	0,027	0,1395	1,34	1,339915	0,137395	0,126328	0,250357
2334456-HeptaCB-(190)	40	0,000375	0,01087	0,1145	0,586	6,67	6,669625	0,57513	0,539643	1,18109
2334456-HeptaCB-(191)	40	0,00007	0,00226	0,0225	0,1155	1,31	1,30993	0,11324	0,106139	0,230962
2334556-HeptaCB-(192)	40	0,0000435	0,0001	0,00019	0,0003425	0,0018	0,0017565	0,0002425	0,000346	0,0004
22334455-OctaCB-(194)	40	0,00055	0,02973	0,249	1,0715	17,7	17,69945	1,04177	1,35591	3,35837
22334456-OctaCB-(195)	40	0,0003	0,013025	0,1045	0,446	7,79	7,7897	0,432975	0,556678	1,41981
22334456-OctaCB-(196)	40	0,000047	0,01519	0,135	0,6405	10,9	10,899953	0,62531	0,804073	2,0465
22334456-OctaCB-(197)	40	0,00032	0,012825	0,007305	0,04815	0,994	0,993988	0,0468675	0,62906	0,17367
OctaCB-(198)+(199)	40	0,0007	0,034245	0,326	1,535	21,3	21,2993	1,500755	1,80548	4,37488
22334566-OctaCB-(200)	40	0,0000245	0,0022025	0,037	0,143	2,24	2,2399755	0,1407975	0,180754	0,44991
22334566-OctaCB-(201)	40	0,000032	0,00404	0,0345	0,1605	2,42	2,419968	0,15646	0,193466	0,486698
22335566-OctaCB-(202)	40	0,000195	0,00687	0,068	0,3205	3,96	3,9599805	0,31363	0,359333	0,848153
22344556-OctaCB-(203)	40	0,00039	0,02357	0,207	1,036	14,5	14,49961	1,01243	1,8725	2,90099
22344566-OctaCB-(204)	40	0,000024	0,000055	0,000095	0,0001875	0,00156	0,001536	0,0001325	0,000177	0,000267
23344556-OctaCB-(205)	40	0,00035	0,011895	0,145	0,645	1,17	1,169965	0,062605	0,61537	0,211413
223344556-NonaCB-(206)	40	0,000165	0,008145	0,078	0,504	5,49	5,489835	0,495855	0,535421	1,17938
223344566-NonaCB-(207)	40	0,0001	0,0006225	0,00862	0,04815	0,618	0,6179	0,0475275	0,054611	0,126992
223345566-NonaCB-(208)	40	0,000125	0,001	0,02	0,1325	0,967	0,966875	0,1315	0,127397	0,23502
DecaCB-(209)	40	0,000105	0,000455	0,00577	0,0455	0,225	0,224895	0,045045	0,033953	0,05511
BPC totaux (congénères)	40	0,195	10,4345	135	1660	8190	8189,805	1649,5655	1150,38	1855,03

4.1.1 Granulométrie

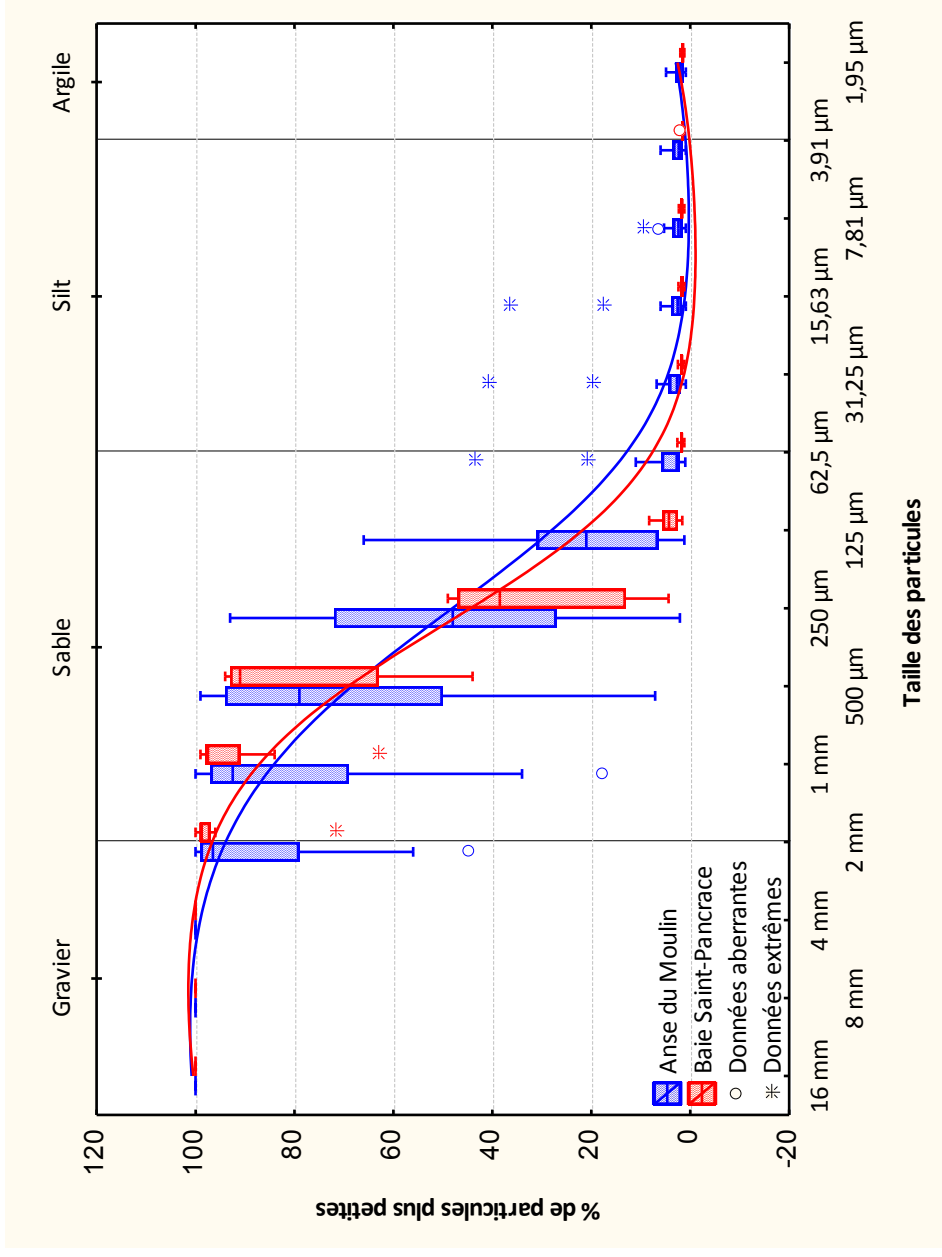
Au total, 40 échantillons de sédiments ont été récoltés dans l'Anse du Moulin et la Baie St-Pancrace (site témoin). Ces 40 échantillons sont tous constitués de particules d'une taille maximale de 4 mm ($-2 \phi^6$), qui correspond à du gravier fin. La totalité des particules est de taille inférieure aux classes les plus grossières (-4ϕ , -3ϕ et -2ϕ).

Tel qu'illustré à la Figure 7, les échantillons de sédiments récoltés à l'ADM et à la BSP sont principalement constitués de sable. Dans l'ensemble, les deux sites présentent des profils de granulométrie similaires. Cependant, le profil granulométrique du site témoin (BSP) chute plus rapidement que celui de l'ADM, indiquant une plus faible proportion de particules fines dans la BSP. Les deux sites montrent des différences significatives pour les classes $+3 \phi$ (125 μm), $+8 \phi$ (3,9 μm) et $+9 \phi$ (1,95 μm).

Ces différences s'observent également lors de l'analyse des classes granulométriques (gravier, sable, silt, argile) (Figure 8). Les échantillons de l'ADM contiennent significativement moins de sable et plus d'argile que la BSP. Cependant, tant pour l'ADM que la BSP, les deux catégories les plus abondantes sont les mêmes, soit le sable (81,5 % et 93,9 %) et le gravier (13 % et 4,1 %), alors que le silt et l'argile combinés ne représentent que 5,6 % et 1,8 % des particules respectivement pour l'ADM et la BSP.

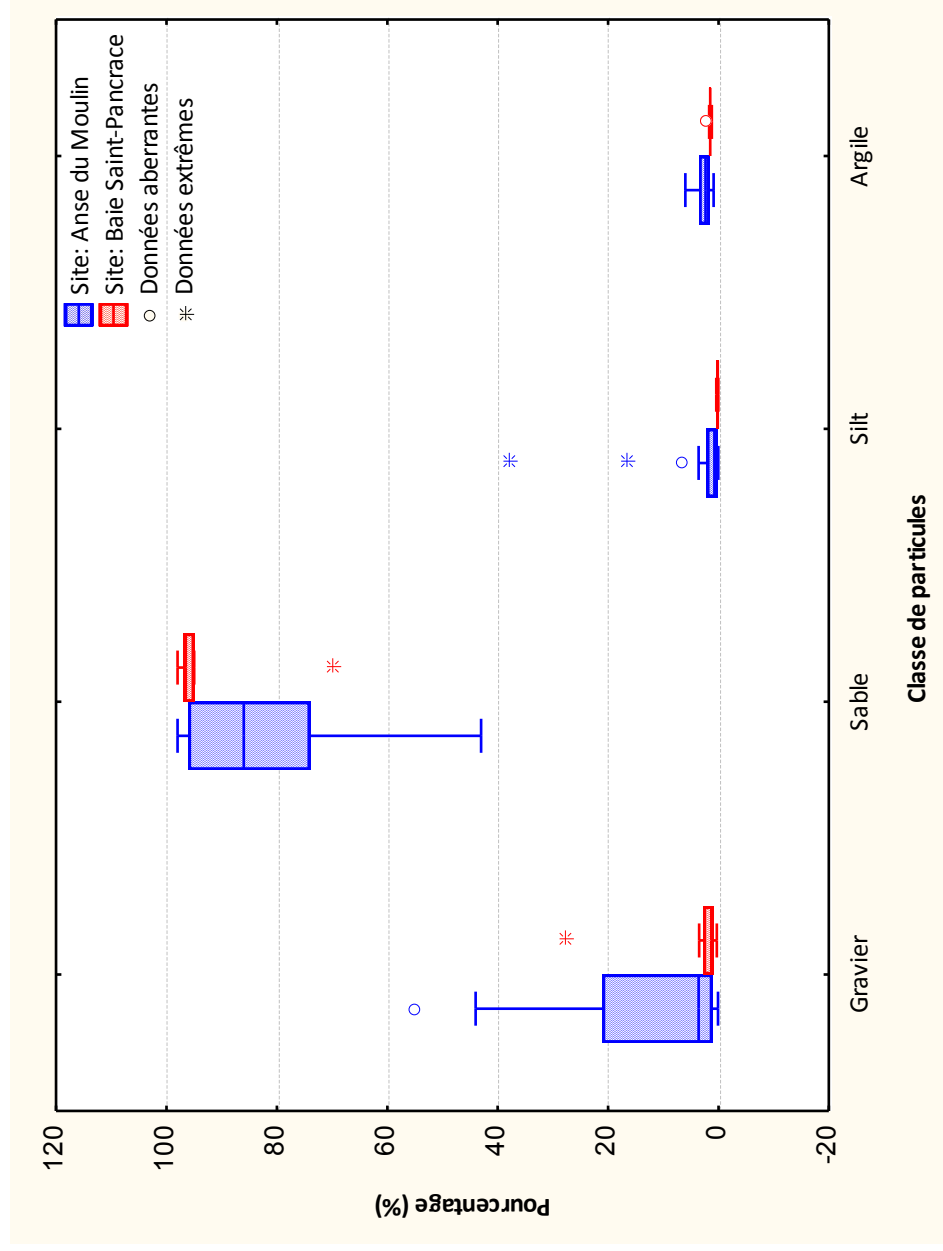
⁶ L'unité phi (ϕ) est une échelle logarithmique de mesure de la taille des particules, correspondant au négatif du log (base 2) du diamètre des particules (en mm) : $\phi = -\log_2 d$. Ainsi, 1 mm équivaut à 0 ϕ , 2 mm équivaut à 1 ϕ , etc.

Figure 7 : Distribution de la granulométrie des sédiments de l'anse du Moulin et de la baie Saint-Pancrace.



Légende : La médiane est indiquée par la ligne au centre des boîtes, qui représentent l'intervalle interquartile. Un facteur de 1,5 et 3 fois l'intervalle interquartile au-delà des 1^{er} et 3^e quartiles détermine les données aberrantes et les données extrêmes. Les courbes de régression montrent la grande similarité des deux sites.

Figure 8 : Comparaison des classes granulométriques pour l'anse du Moulin et la baie Saint-Pancrace.



Légende : La médiane est indiquée par la ligne au centre des boîtes, qui représentent l'intervalle interquartile. Un facteur de 1,5 et 3 fois l'intervalle interquartile au-delà des 1^{er} et 3^e quartiles détermine les données aberrantes et les données extrêmes.

4.1.2 pH, matière organique et azote ammoniacal

Des différences significatives sont observées pour le pH entre l'ADM et la BSP (légèrement plus alcalin dans l'ADM, à 8,24 contre 7,89 pour la BSP), de même que pour la teneur en azote ammoniacal (presque 3 fois plus élevée dans la BSP, 14,32 vs 5,38) et le contenu en carbone organique (CO) (environ 6 fois supérieur dans l'ADM, 6,32 contre 1,13).

L'élévation du CO dans l'ADM se veut le reflet des nombreux contaminants présents (voir les sections suivantes). La présence de ceux-ci pourrait altérer la chimie des sédiments et expliquer le pH moyen plus élevé dans les échantillons de l'ADM. Par contre, la forte teneur en azote ammoniacal dans les échantillons témoins de la BSP est plus étonnante, et pourrait indiquer une plus faible oxygénation ou une moins bonne circulation de l'eau dans la BSP. Cependant, il faut noter que de nombreux bivalves étaient présents dans les échantillons de la BSP, tel que rapporté par le laboratoire (ANNEXE C); la mort de ces organismes dans les seaux suite à la collecte des échantillons de sédiments pourrait suffire à expliquer le taux élevé d'azote ammoniacal.

4.1.3 Métaux

Les concentrations en métaux dans les sédiments sont presque systématiquement plus importantes dans les sédiments de l'ADM que dans ceux de la BSP : des 32 métaux analysés, 16 sont significativement plus élevés, entre 1,6 et 5 fois, dans l'ADM (Tableau 15). La différence entre les deux sites pourrait vraisemblablement s'expliquer par les activités industrielles passées et présentes ayant lieu dans l'ADM et à proximité.

À l'exception du Na, les concentrations moyennes en métaux dans les échantillons de sédiments sont toutes inférieures aux teneurs naturelles⁷ rapportées pour le tronçon fluvial et l'estuaire fluvial du Saint-Laurent (EC et MDDEP 2007). Toutefois, quelques valeurs individuelles de Cd, Cu et Zn dépassent ces teneurs naturelles, dans 3 à 6 échantillons tous situés à proximité des installations portuaires d'Alcoa. Les échantillons 11ECO11 et 11ECO16, situés plus au centre de l'ADM présentent aussi, respectivement, des valeurs de Tl et de Hg supérieures aux teneurs naturelles rapportées.

⁷ Les teneurs naturelles du tronçon fluvial et de l'estuaire fluvial correspondent au 90^{ème} centile des valeurs obtenues à partir d'échantillons de sédiments prélevés par carottage dans le fleuve Saint-Laurent, approximant ainsi les valeurs naturelles maximales tout en limitant l'influence d'éventuelles données aberrantes et des erreurs analytiques (EC et MDDEP 2007).

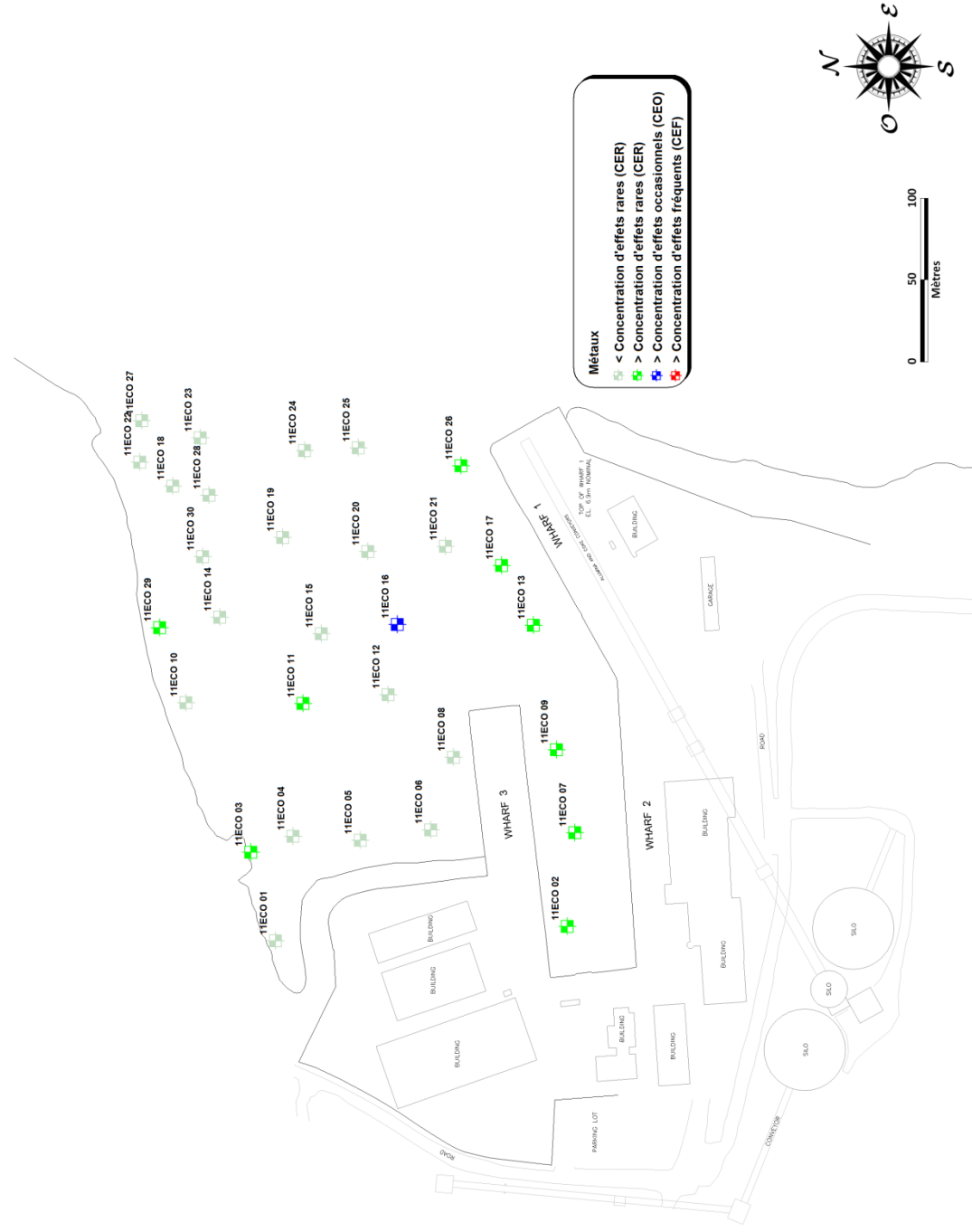
Par ailleurs, les concentrations de métaux mesurées sont toutes inférieures à la concentration d'effets fréquents (CEF) (Figure 9). On note un seul dépassement de la concentration d'effets occasionnels (CEO), pour le Hg dans l'échantillon 11ECO16 ainsi que quelques dépassements de la concentration seuil produisant un effet (CSE) (Cu, 3 échantillons; Zn, 2 échantillons) et de la concentration d'effets rares (CER) : As (3 échantillons), Cd (1 échantillon), Cr (1 échantillon), Cu (5 échantillons) et Zn (5 échantillons). Ces dépassements des divers critères de qualité sont observés uniquement pour les échantillons de l'ADM.

Tableau 15 : Comparaison des valeurs moyennes pour les métaux mesurés dans les sédiments de l'anse du Moulin et de la baie Saint-Pancrace

	Concentrations mesurées		Teneurs naturelles Sédiments préindustriels
	Anse du Moulin	Baie Saint-Pancrace	
Aluminium (Al)	7020,33	2035	23 000
Antimoine (Sb)	0,1	0,05	
Arsenic (As)	1,84	2,04	6,6
Baryum (Ba)	22,95	10,69	150
Béryllium (Be)	0,26	0,2	0,82
Bismuth (Bi)	0,06	0,05	
Cadmium (Cd)	0,11	0,05	0,20
Calcium (Ca)	3659	3096	15 000
Chrome (Cr)	10,25	5,9	60
Cobalt (Co)	2,42	1,43	13
Cuivre (Cu)	8,64	1,74	19
Fer (Fe)	8918,67	8074	30 000
Plomb (Pb)	3,15	0,94	13
Lithium (Li)	7,18	2,5	22
Magnésium (Mg)	2385,33	1406	10 000
Manganèse (Mn)	79,11	48,07	550
Mercure (Hg)	0,04	0,03	0,083
Molybdène (Mo)	0,43	0,25	
Nickel (Ni)	6,2	2,97	29
Phosphore (P)	577,4	504,2	960
Potassium (K)	1028,83	471,4	6100
Sélénium (Se)	0,25	0,25	
Argent (Ag)	0,03	0,03	
Sodium (Na)	1784,57	1536	850
Strontium (Sr)	19,45	12,3	59
Thallium (Tl)	0,08	0,05	0,16
Étain (Sn)	0,53	0,21	
Titane (Ti)	382,03	269,3	
Uranium (U)	0,37	0,28	1,1
Vanadium (V)	15,86	16,67	73
Zinc (Zn)	45,99	11,33	86
Zirconium (Zr)	0,64	0,29	

Note : Les cases grisées désignent le site avec la valeur moyenne la plus élevée; les valeurs en caractères gras indiquent les valeurs significativement différentes dans l'ADM, par rapport à la BSP. Le sodium est le seul métal dont la valeur moyenne est supérieure aux teneurs naturelles.

Figure 9 : Distribution des concentrations en métaux dans les sédiments de l'anse du Moulin relativement aux critères de qualité des sédiments du Québec.



*Selon les critères établis par EC et MDDEP 2007.

4.1.4 Hydrocarbures pétroliers

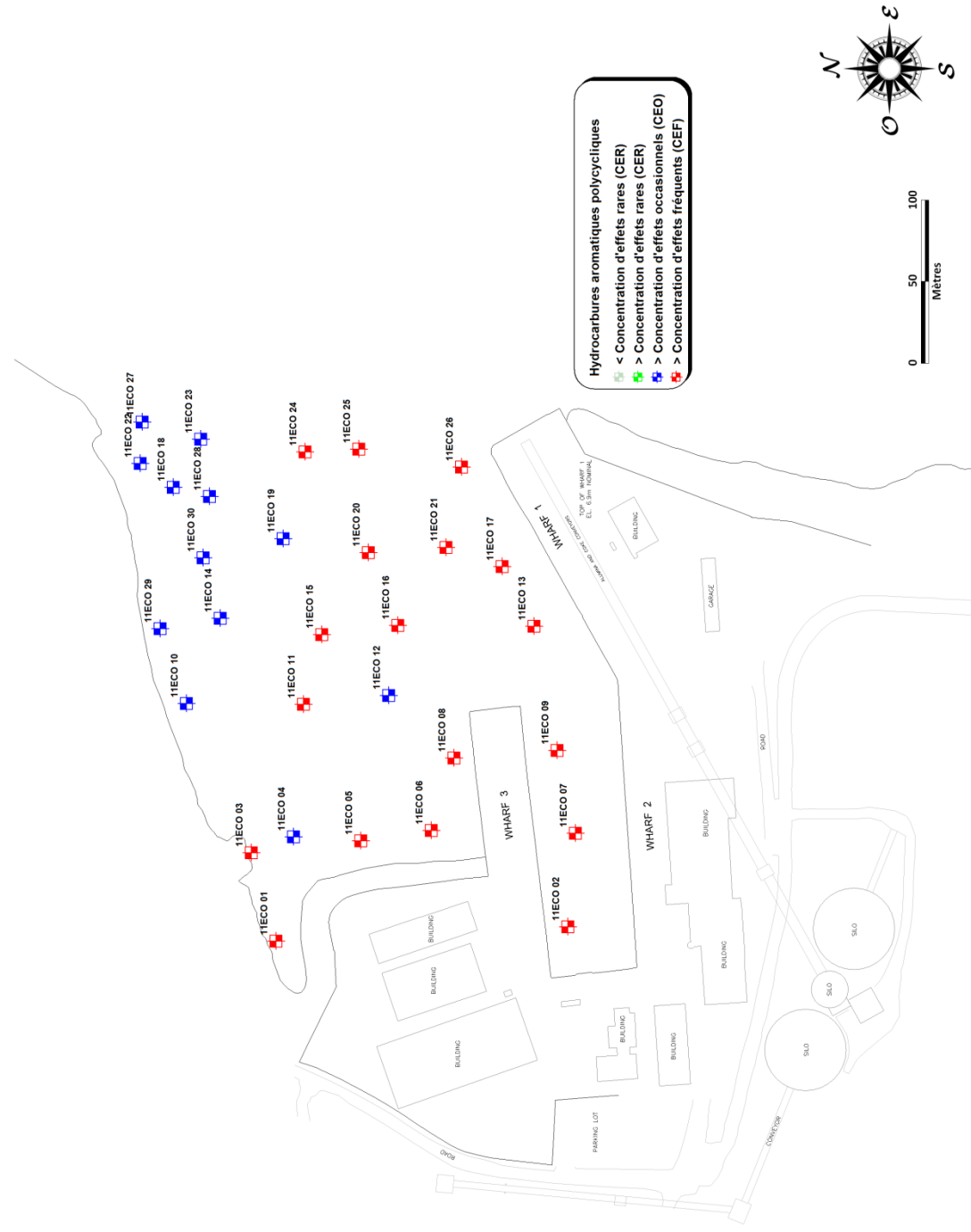
Les fractions C₁₀-C₁₆, C₁₆-C₃₄ et C₃₄-C₅₀ sont indétectables (inférieures à 10 mg/kg) dans tous les échantillons de la BSP, alors que dans l'ADM les valeurs moyennes sont de 13,83, 484,10 et 134,67 mg/kg, avec des maximums de 69, 2600 et 530 mg/kg, respectivement. Les teneurs des fractions les plus lourdes C₁₆-C₃₄ et C₃₄-C₅₀ sont significativement plus élevées dans l'ADM, de même que les huiles et graisses (1476,67 vs 248 mg/kg).

4.1.5 Hydrocarbures aromatiques polycycliques

Les échantillons de l'ADM sont fortement contaminés par les HAP. À l'exception de l'acénaphthylène, tous les HAP analysés, ainsi que les 3 paramètres intégrateurs (HAP de faible poids moléculaires, HAP de poids moléculaire élevé, HAP totaux), se révèlent significativement plus élevés dans l'ADM, alors que dans la BSP, tous les échantillons sont sous la limite de détection de 0,05 mg/kg. De plus, à l'exception de l'acénaphthylène, on note pour tous les HAP pour lesquels il existe des critères de qualité des sédiments (EC et MDDEP 2007) des dépassements de la CEF dans plusieurs des 30 échantillons de l'ADM (minimum 8 échantillons, et jusqu'à 19 échantillons pour certains HAP) (Figure 10).

Les échantillons les plus contaminés en HAP sont ceux situés le long des quais #1 et 2 d'Alcoa, soit 11ECO02, 11ECO07, 11ECO09, 11ECO13, 11ECO16, 11ECO21; ce dernier contient 600 mg/kg de HAP, et pour plusieurs de ceux-ci les valeurs dépassent la CEF de 30 à 48 fois.

Figure 10 : Distribution des concentrations en hydrocarbures aromatiques polycycliques dans les sédiments de l'anse du Moulin relativement aux critères de qualité des sédiments du Québec.



*Selon les critères établis par EC et MDDEP 2007.

Dans le cadre de cette étude, bien que seuls 17 HAP aient été mesurés, au lieu des 34 qui composent normalement l'indice $\sum ESBTU_{FCV}$ (voir la section 3.2), tous les échantillons de l'ADM dépassent la valeur seuil de 1,0. (Tableau 16), avec une valeur maximale de 85,9 (échantillon 11ECO21). Inversement, 1 seul échantillon de la BSP (11ECO33) dépasse le seuil de 1,0, mais comme tous les HAP y sont inférieurs à la limite de détection, ce résultat ne peut être considéré comme significatif.

Tableau 16 : Valeurs du paramètre $\sum ESBTU_{FCV}$ calculé pour les échantillons de sédiments de l'anse du Moulin et de la baie Saint-Panrace.

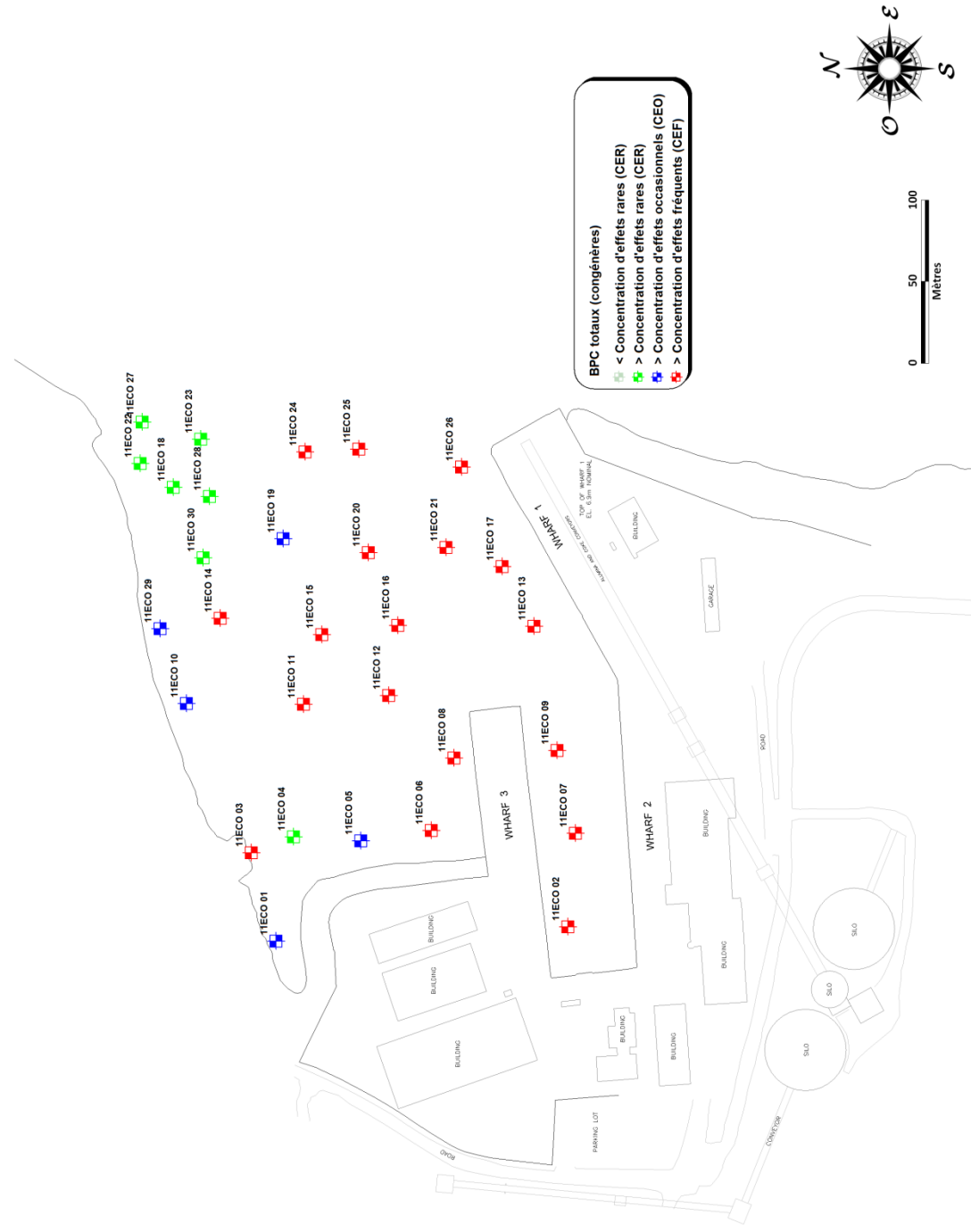
Anse du Moulin					Baie Saint-Panrace (site témoin)		
11ECO01	41,759	11ECO11	26,240	11ECO21	85,874	11ECO31	0,904
11ECO02	31,149	11ECO12	16,525	11ECO22	2,924	11ECO32	0,791
11ECO03	34,777	11ECO13	13,514	11ECO23	5,367	11ECO33	1,054
11ECO04	11,398	11ECO14	5,994	11ECO24	13,501	11ECO34	0,703
11ECO05	12,221	11ECO15	15,546	11ECO25	45,596	11ECO35	0,395
11ECO06	33,393	11ECO16	30,853	11ECO26	35,312	11ECO36	0,395
11ECO07	25,029	11ECO17	25,411	11ECO27	4,471	11ECO37	0,575
11ECO08	18,635	11ECO18	8,599	11ECO28	10,955	11ECO38	0,452
11ECO09	34,304	11ECO19	17,807	11ECO29	1,629	11ECO39	0,487
11ECO10	2,591	11ECO20	21,762	11ECO30	5,662	11ECO40	0,487

Note: Une valeur supérieure à 1,0 (pour les 34 HAP qui devraient normalement être mesurés, selon la U.S. EPA) indique la présence d'un risqué pour les organismes benthiques. Les cases grisées soulignent les échantillons qui dépassent ce seuil de 1,0 (bien que seulement 17 HAP aient été analysés).

4.1.6 Biphényles polychlorés

Il n'existe pas de critères de qualité de sédiments pour les congénères individuels de BPC, ni pour les mélanges « Aroclor »; des critères n'existent que pour les BPC totaux. Alors qu'aucun des échantillons de la BSP n'excède ces critères (les BPC sont indétectables dans près des deux tiers des analyses), les 30 échantillons de l'ADM sont toujours au moins supérieurs à la CER, incluant 18 qui dépassent la CEF (Figure 11). Les niveaux de BPC sont significativement plus élevés dans l'ADM pour 114 des 164 congénères analysés, ainsi que pour le total des BPC (1533 µg/kg contre 0,3 dans la BSP).

Figure 11 : Distribution des concentrations en biphényles polychlorés dans les sédiments de l'anse du Moulin relativement aux critères de qualité des sédiments du Québec.



*Selon les critères établis par EC et MDDEP 2007.

4.2 Résultats des biotests

4.2.1 Validation des sites choisis

Le choix d'un site de référence adéquat revêt une grande importance pour la réalisation et l'interprétation subséquentes des bioessais. Le site de référence doit être exempt de contamination, tout en présentant des caractéristiques les plus similaires possibles avec le site à l'étude, afin de minimiser l'introduction de biais dans l'étude écotoxicologique. Dans le cadre de cette étude, l'utilisation de la BSP comme site de référence s'avère un choix judicieux. Dans l'ensemble, les caractéristiques physico-chimiques des échantillons des deux sites sont très similaires, et la majorité des concentrations des contaminants mesurées dans l'ADM sont significativement inférieures (ou carrément indétectables) dans la BSP.

4.2.2 Résultats

Les essais écotoxicologiques ont été menés par *Maxxam Analytics*, dans ses laboratoires de Burnaby, du 20 octobre au 9 novembre 2011 pour les polychètes *N. arenaceodentata* et du 20 octobre au 17 novembre 2011 pour les amphipodes *L. plumulosus*.

En tout, cinq paramètres biologiques ont été mesurés dans ces tests, soit : le nombre de survivants et le poids sec moyen (en mg par organisme) à la fin du test pour *N. arenaceodentata*; le nombre de survivants, le poids sec moyen (mg par organisme), et le nombre de juvéniles pour *L. plumulosus*. Pour ce dernier, un paramètre additionnel a également été calculé, soit le taux de reproduction (le nombre de juvéniles produits divisé par le nombre de survivants).

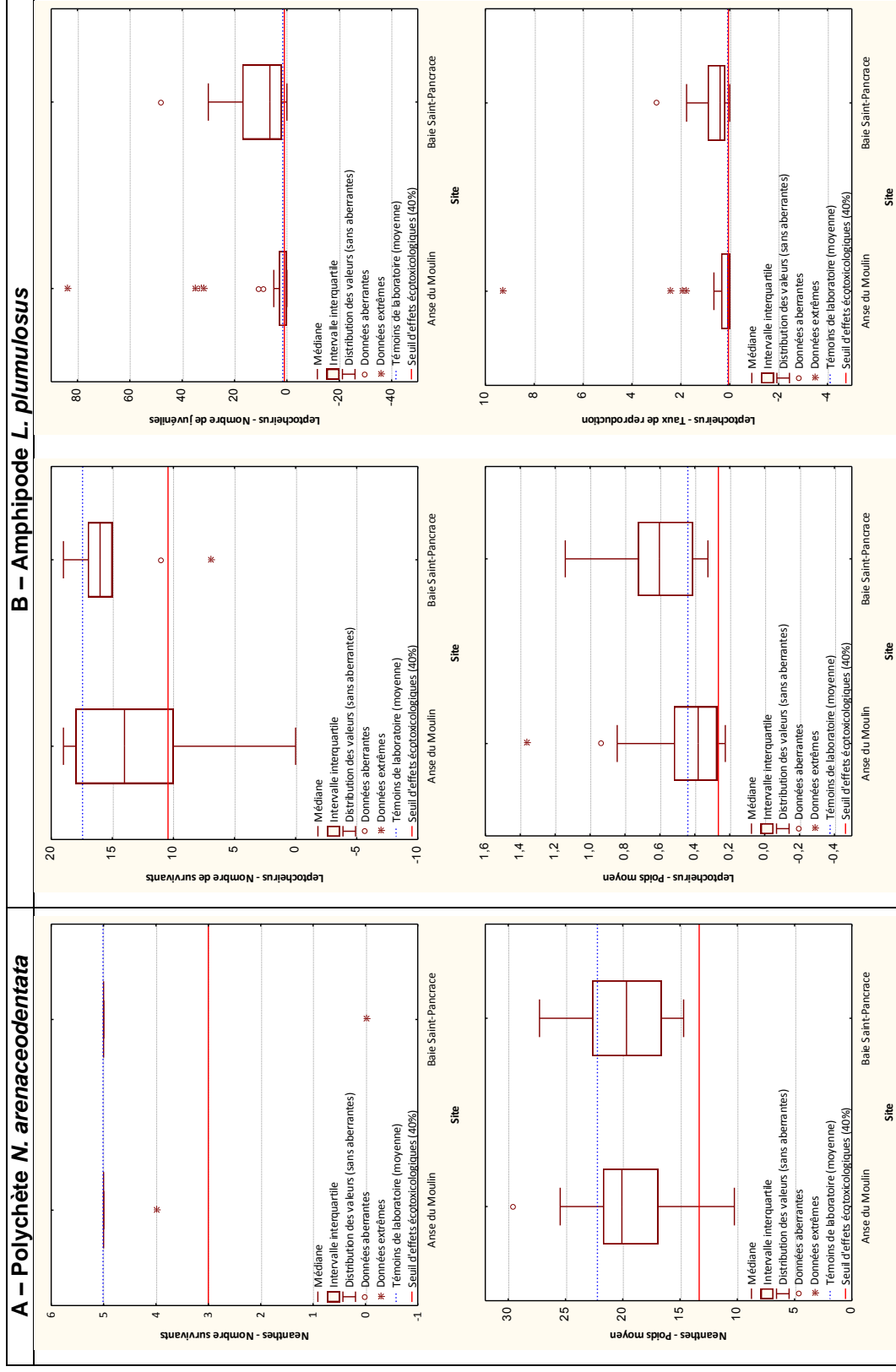
Les résultats complets des biotests peuvent être consultés à l'ANNEXE C. Aucun des six paramètres évalués dans le cadre des biotests n'a révélé de différence significative entre les échantillons de l'ADM et ceux de la BSP. Ces résultats sont résumés au Tableau 17, ainsi qu'à la Figure 12.

Tableau 17 : Comparaison entre l'anse du Moulin et la baie Saint-Pancrace des valeurs moyennes obtenues pour les paramètres biologiques mesurés à la fin des bioessais.

	PARAMÈTRES BIOLOGIQUES					
	Polychète <i>Neanthes arenaceodentata</i>		Amphipode <i>Leptocheirus plumulosus</i>			
	Nombre de survivants	Poids moyen	Nombre de survivants	Poids moyen	Nombre de juvéniles	Taux de reproduction
Témoins de laboratoire	5	22,2	17,4	0,44	1,6	0,09
Anse du Moulin	5,0	19,6	13,2	0,46	7,4	0,65
Baie Saint-Pancrace	4,5	20,2	15,3	0,61	12,2	0,77

Note : Aucune différence significative n'est mesurée entre les deux sites, ni par rapport aux témoins de laboratoire.

Figure 12 : Diagrammes à boîtes des différents paramètres mesurés chez *N. arenaceodentata* (A) et *L. plumulosus* (B) après respectivement 20 et 28 jours d'exposition aux sédiments de l'anse du Moulin ou de la baie Saint-Pancrace.



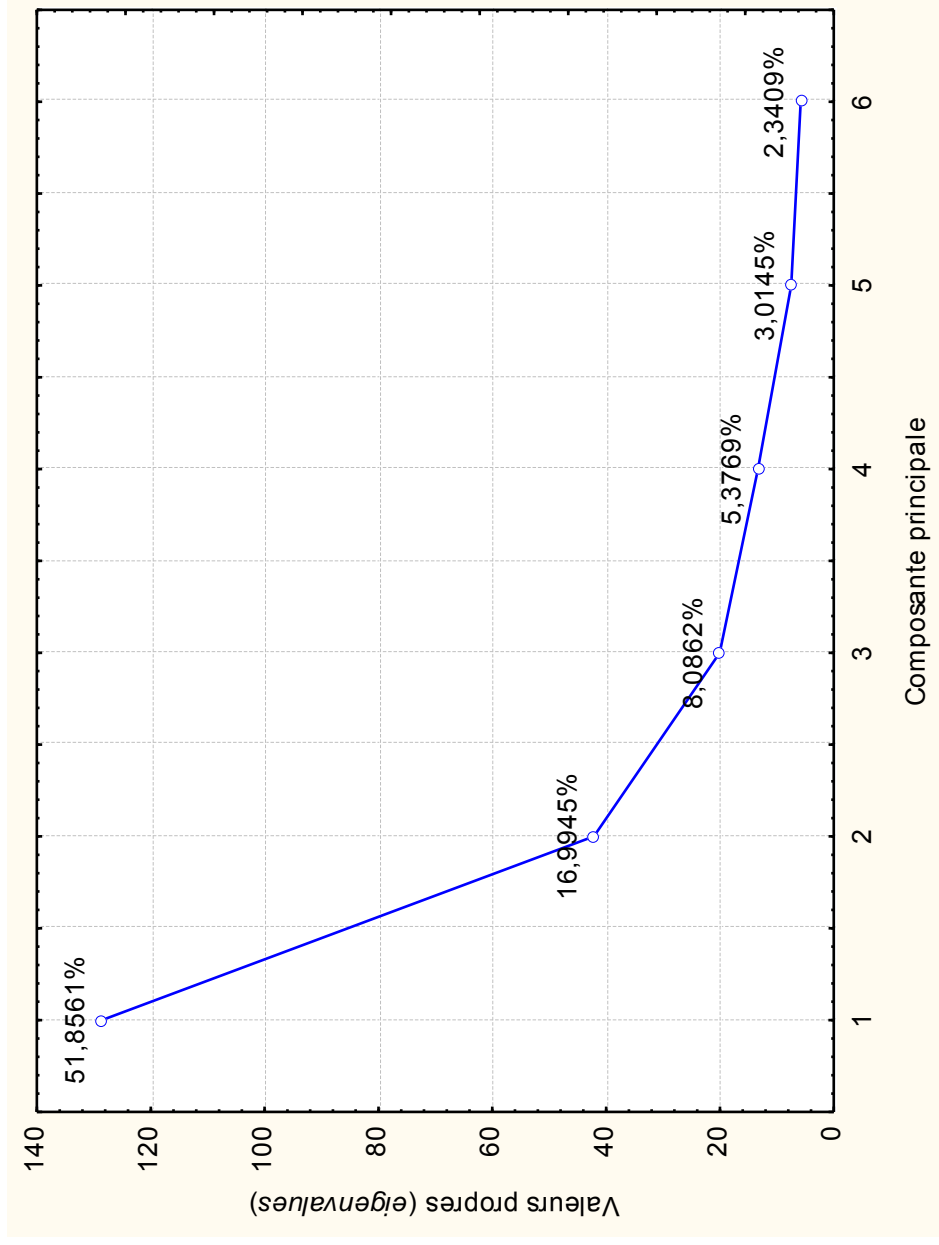
Note : La réponse aux deux sites n'est significativement différente pour aucun des paramètres.

4.2.3 Modélisation des réponses biologiques

L'analyse factorielle réalisée avec le logiciel Statistica (StatSoft 2006) indique que les 248 paramètres pourraient être réduits à 16 facteurs. Les facteurs prédominants montrent chacun une bonne corrélation avec un des différents groupes de contaminants et de paramètres mesurés. Ainsi, les deux premiers facteurs sont fortement corrélés aux valeurs de BPC, le troisième aux hydrocarbures pétroliers et aux HAP, le quatrième aux métaux et le cinquième aux diverses classes de granulométrie. La proportion de variabilité expliquée par ces 5 facteurs est, respectivement, de 51 %, 17 %, 8,4 %, 5,4 % et 2,4 %. Les facteurs suivants expliquent chacun une proportion de plus en plus négligeable de la variance des données, et sont plutôt corrélés à divers paramètres physico-chimiques, sans relation entre eux.

L'analyse factorielle ayant permis de dégager la tendance des données, une analyse en composantes principales a été utilisée pour réduire le jeu de données. L'algorithme NIPALS employé par Statistica sur 248 paramètres physico-chimiques identifie 6 composantes, expliquant 87,4 % de la variance (voir la Figure 13). Tel que mis en évidence par l'analyse factorielle, les deux premières composantes sont fortement liées aux différents BPC, alors que la troisième composante est liée aux HAP et hydrocarbures pétroliers. Les 6 composantes principales identifiées seront utilisées pour tenter de modéliser les réponses biologiques.

Figure 13 : Valeurs propres (eigenvalues) pour chacune des composantes principales identifiées par Statistica à l'aide de l'algorithme NIPALS



Légende : Les valeurs indiquées correspondent au pourcentage de la variance totale qui est expliquée par chacune des composantes principales

Cependant, la modélisation des réponses biologiques à l'aide des variables chimiques et physico-chimiques ou des variables synthétiques obtenues à l'aide d'une analyse en composantes principales s'est révélée infructueuse. Ceci était prévisible, étant donné l'absence de différence significative dans les réponses biologiques entre l'ADM et la BSP, alors que les deux sites diffèrent grandement au niveau des concentrations de contaminants. Les résultats de la modélisation des réponses biologiques sont détaillés à l'ANNEXE C, et sont résumés au Tableau 18.

Ces modèles s'avèrent peu prédictifs, et ne peuvent être utilisés pour estimer les effets biologiques et les risques en fonction des concentrations de contaminants. L'approche par modélisation sera donc employée seule pour l'évaluation du risque écotoxicologique (section 4.3).

Tableau 18 : Modèles de régression multiple des réponses biologiques en fonction des composantes principales représentant les propriétés physico-chimiques et chimiques des sédiments de l'anse du Moulin et de la baie Saint-Pancrace.

Paramètre biologique	Équation de la régression	R ²
<i>Polychètes</i>		
Survie	N/A	N/A
Poids moyen	$Poids\ moyen = 19,76945 - 0,13407 * CP1 - 0,28471 * CP3$	0,392
<i>Amphipodes</i>		
Survie	$\ln(p/1-p) = 1,173521 - 1,104327 * CP4$	0,115
Poids moyen	$\ln(poids\ moyen) = -0,814767 - 0,017733 * CP1 - 0,047533 * CP4$	0,365
Reproduction	$\frac{(Nombre\ juvéniles)^{0,5} - 1}{0,5} = 1,688508 - 0,177240 * CP1$	0,220
Taux de reproduction	$\sqrt{\frac{Nombre\ juvéniles}{Nombre\ survivants}} = 0,508656 - 0,023752 * CP1$	0,203

N/A : Non applicable

4.2.4 Bioaccumulation dans les invertébrés

Des mesures de BPC et de HAP ont été effectuées dans les tissus de buccins et d'oursins prélevés dans l'ADM et dans la baie de Godbout (site référence); les résultats de ces analyses sont présentés à l'ANNEXE H.

Les oursins prélevés dans l'ADM montrent des concentrations plus élevées que ceux prélevés dans la baie de Godbout pour tous les contaminants mesurés, sauf pour le 2,6-diméthylnaphtalène (voir Tableau 19). Dans 20 cas sur 34, les valeurs mesurées dans l'ADM sont d'ailleurs plus de 100 fois supérieures à celles du site référence.

Les buccins montrent également des valeurs systématiquement plus élevées dans l'ADM; pour tous les contaminants mesurés. Comme pour les oursins, dans de nombreux cas les valeurs mesurées sont supérieures de plusieurs centaines de fois dans les buccins de l'ADM, par rapport à ceux de la baie de Godbout, avec un maximum de près de 1500 fois pour le benzo[b,j,k]fluoranthène, dans les viscères des buccins. Tel qu'attendu, les contaminants s'accumulent préférentiellement dans les viscères des buccins (ratio viscères/muscles moyen de 8,3 pour les BPC et de 6,9 pour les HAP).

Les valeurs de BPC mesurées chez les deux espèces récoltées ne peuvent être comparées directement puisque les analyses n'ont pas été réalisées sur les mêmes tissus (oursins : totalité des tissus mous; buccins : muscles et viscères séparément). De plus, les échantillons analysés étaient des échantillons composites incluant des nombres variables d'individus de taille, de poids et de sexe différents. Toutefois, et en tenant compte de ces réserves, les concentrations de BPC sont généralement comparables chez les deux types d'organismes, alors que, pour les HAP, les concentrations chez les oursins sont plus élevées que chez les buccins.

L'ANNEXE I montre la distribution des concentrations mesurées dans les organismes prélevés dans l'ADM. Bien que plusieurs des stations d'échantillonnage soient situées sur la rive nord de l'ADM, à bonne distance des quais et des sédiments les plus contaminés, ces organismes montrent des teneurs élevées en BPC et HAP. Cependant, un gradient est observable d'ouest en est, la contamination des organismes s'atténuant lorsqu'on se déplace vers l'embouchure de l'ADM dans la BDA.

Tableau 19 : Valeurs moyennes (ng/g) de biphényles polychlorés et d'hydrocarbures aromatiques polycycliques mesurées dans les tissus des oursins et buccins prélevés dans l'anse du Moulin et la baie de Godbout

	Oursins		Muscles		Buccins		Ratio viscères/muscles	
	Moyenne ADM	Moyenne Godbout	Moyenne ADM	Moyenne Godbout	Moyenne ADM	Moyenne Godbout	ADM	Godbout
Biphényles polychlorés								
Monochloro-biphényles totaux	0,030	0,001	0,032	0,001	0,193	0,001	6,0	2,2
Dichloro-biphényles totaux	0,982	0,034	1,22	0,009	6,87	0,041	5,6	4,3
Trichloro-biphényles totaux	25,6	0,060	19,2	0,029	120	0,174	6,3	6,0
Tétrachloro-biphényles totaux	107	0,243	74,4	0,120	453	0,876	6,1	7,3
Pentachloro-biphényles totaux	76,5	0,365	60,0	0,269	377	2,26	6,3	8,4
Hexachloro-biphényles totaux	78,3	0,348	61,7	0,518	550	5,49	8,9	10,6
Heptachloro-biphényles totaux	42,0	0,117	29,0	0,264	260	2,76	9,0	10,5
Octachloro-biphényles totaux	5,74	0,016	3,22	0,040	32,5	0,448	10,1	11,2
Nonachloro-biphényles totaux	0,199	0,001	0,075	0,003	0,904	0,039	12,1	11,7
Decachloro-biphényle	0,008	0,001	0,003	0,001	0,035	0,010	13,0	11,2
BPC totaux	336	1,19	249	1,26	1801	12,1	7,2	9,6
Hydrocarbures aromatiques polycycliques								
Acénaphthène	11,9	0,145	0,151	0,040	1,87	0,094	12,4	2,4
Acénaphthylène	0,193	0,063	0,042	0,026	0,176	0,079	4,2	3,1
Anthracène	21,8	0,064	1,66	0,022	13,9	0,117	8,4	5,2
Benz[a]anthracène	90,8	0,136	5,61	0,018	43,1	0,092	7,7	5,2
Benz[a]pyrène	117	0,152	1,64	0,012	11,3	0,025	6,9	2,0
Benz[b]kifluoranthène	224	0,414	5,70	0,008	34,1	0,023	6,0	3,0
Benzoflujpyrène	94,4	0,195	5,87	0,011	32,8	0,067	5,6	6,0
Benzoflujpérylène	76,5	0,123	1,04	0,039	12,2	0,032	11,7	0,8
Chrysène	136	0,258	6,52	0,059	50,4	0,406	7,7	6,9
Dibenz[a,h]anthracène	16,4	0,045	0,314	0,016	2,17	0,031	6,9	1,9
Dibenzothiophène	4,57	0,067	0,136	0,024	1,01	0,035	7,5	1,5
Diméthylanthracène, 2,6-	56,0	86,0	0,129	0,071	6,73	3,09	52,3	43,7
Fluoranthène	174	0,481	14,8	0,132	69,9	0,212	4,7	1,6
Fluorène	8,23	0,182	0,131	0,037	1,44	0,298	11,0	8,1
Indeno[1,2,3-cd]pyrène	74,9	0,121	0,746	0,018	6,83	0,028	9,2	1,5
Méthylanthracène, 2-	2,24	0,777	0,359	0,257	0,805	0,387	2,2	1,5
Méthylphénanthrène, 1-	3,83	0,121	0,241	0,107	1,30	0,113	5,4	1,1
Naphtalène	5,57	1,97	0,905	0,813	2,07	1,40	2,3	1,7
Pérylène	27,4	0,285	0,325	0,013	2,47	0,027	7,6	2,1
Phénanthrène	90,2	0,533	2,56	0,364	27,5	2,13	10,8	5,8
Pyrene	146	0,331	11,2	0,587	65,5	0,170	5,8	0,3
Triméthylanthracène, 2,3,5-	0,598	0,423	0,097	0,049	0,353	0,133	3,6	2,7
HAP totaux	1383	92,9	60,1	2,72	388	8,99	6,5	3,3

4.3 Évaluation des risques écotoxicologiques

4.3.1 Calcul des valeurs d'exposition estimées

Les valeurs d'exposition des différents récepteurs écologiques doivent, à défaut de provenir de mesures dans les organismes, être modélisées à partir de concentrations environnementales. Cette modélisation des concentrations multimédias permet d'obtenir une estimation des valeurs des contaminants dans les organismes des différents niveaux trophiques ainsi que dans les divers milieux de support abiotiques. Les concentrations de départ utilisées pour réaliser cette modélisation sont les valeurs moyennes mesurées dans les sédiments dans le cadre de la campagne d'échantillonnage de l'automne 2011 (GENIVAR 2012b), ainsi que des valeurs récentes mesurées dans l'eau (AECOM 2010); ces concentrations sont représentées aux Figures 14 et 15.

Les valeurs d'exposition ont donc été modélisées à partir des concentrations dans l'eau et les sédiments à l'aide du logiciel TerraSys™, qui contient toutes les équations nécessaires à de telles modélisations. Certaines équations ou paramètres du logiciel ont été adaptées pour tenir compte du contexte particulier à cette étude (section 3.3). Le rapport complet des modélisations est présenté à l'ANNEXE J, et l'ensemble des concentrations modélisées est résumé au Tableau 20. Les concentrations des contaminants organiques et des métaux dans les récepteurs écologiques sont illustrées aux Figures 16 et 17.

Figure 14 : Concentrations des contaminants mesurées dans les sédiments de l'anse du Moulin et utilisées pour la modélisation du transfert multimédias dans le cadre de l'évaluation du risque écotoxicologique.

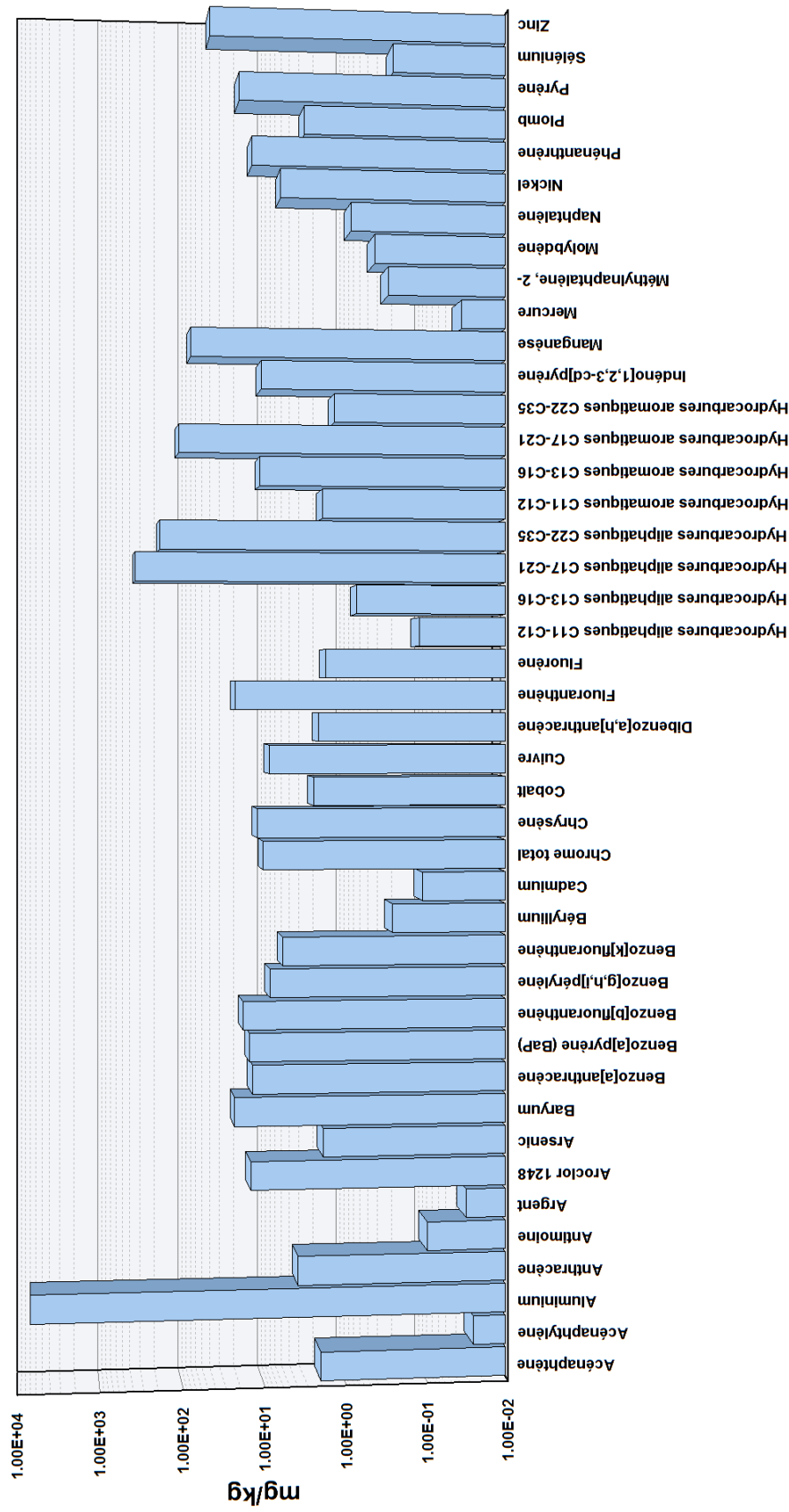
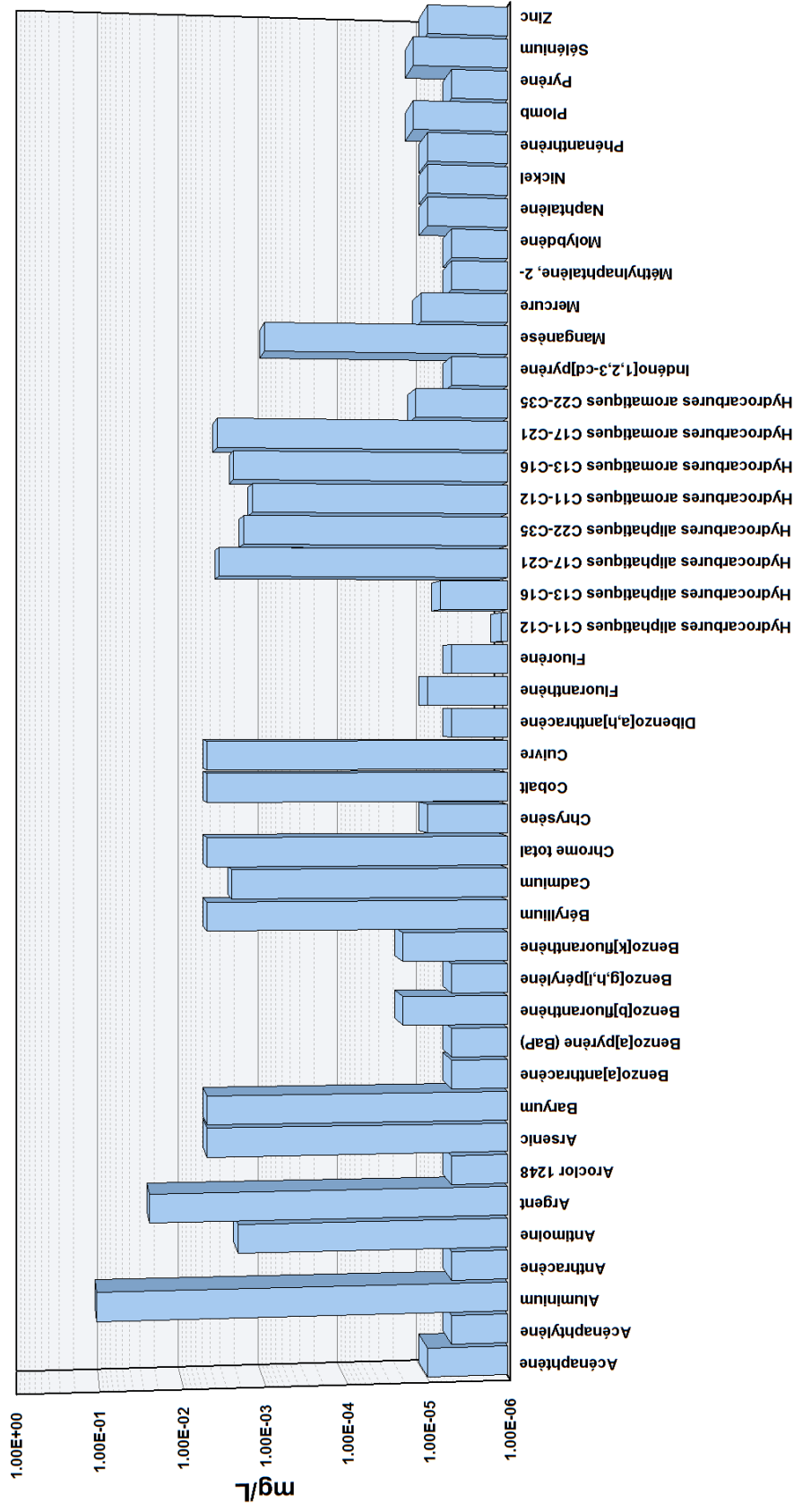


Figure 15 : Concentrations des contaminants mesurées dans l'eau de l'anse du Moulin et utilisées pour la modélisation du transfert multimédias dans le cadre de l'évaluation du risque écotoxicologique.



Note : Valeurs tirées de AECOM 2010.

Tableau 20 :Sommaire des concentrations multimédias modélisées à l'aide du logiciel TerraSys™ pour les différents récepteurs du modèle conceptuel de l'écosystème de l'anse du Moulin.

	Anse du Moulin *		Microorganismes marins (mg/kg)	Phytoplancton / périphyton (mg/kg)
	EAU (mg/L)	SÉDIMENTS (mg/kg)		
Acénaphène	1,00E-05	1,99	1,70E-03	2,86E-05
Acénaphylène	5,00E-06	0,025	1,14E-06	1,29E-05
Aluminium	0,11	7020,3	443,8	0,026
Anthracène	5,00E-06	3,81	3,16E-06	5,05E-05
Antimoine	2,10E-03	0,095	4,10E-03	8,60E-03
Argent	0,025	0,031	7,45	0,068
Aroclor 1248	5,00E-06	14,53	1,50E-03	8,00E-03
Arsenic	5,00E-03	1,84	0,047	5,20E-03
Baryum	5,00E-03	22,95	1,33	0,033
Benzo[a]anthracène	5,00E-06	13,87	6,41E-05	9,53E-04
Benzo[a]pyrène (BaP)	5,00E-06	15,18	2,00E-04	2,60E-03
Benzo[b]fluoranthène	2,00E-05	18,15	1,10E-03	0,012
Benzo[g,h,i]pérylène	5,00E-06	8,37	6,56E-04	7,10E-03
Benzo[k]fluoranthène	2,00E-05	5,88	1,10E-03	0,012
Béryllium	5,00E-03	0,26	2,70E-03	6,24E-04
Cadmium	2,50E-03	0,11	8,78	7,80E-03
Chrome total	5,00E-03	10,25	4,09	2,50E-03
Chrysène	1,00E-05	12,14	2,45E-04	2,20E-03
Cobalt	5,00E-03	2,42	15,95	3,10E-03
Cuivre	5,00E-03	8,64	10,89	3,30E-03
Dibenzo[a,h]anthracène	5,00E-06	2,12	4,81E-04	6,50E-03
Fluoranthène	1,00E-05	22,5	3,53E-05	4,43E-04
Fluorène	5,00E-06	1,73	1,07E-06	2,45E-05
Hydrocarbures aliphatiques C ₁₁ -C ₁₂	1,22E-06	0,12	1,55E-04	0,013
Hydrocarbures aliphatiques C ₁₃ -C ₁₆	6,94E-06	0,71	4,04E-04	0,076
Hydrocarbures aliphatiques C ₁₇ -C ₂₁	3,60E-03	372,76	0,057	39,03
Hydrocarbures aliphatiques C ₂₂ -C ₃₅	1,80E-03	187,9	1,69E-16	1,49E-16
Hydrocarbures aromatiques C ₁₁ -C ₁₂	1,40E-03	1,89	8,30E-03	0,21
Hydrocarbures aromatiques C ₁₃ -C ₁₆	2,40E-03	11,11	0,04	1,24
Hydrocarbures aromatiques C ₁₇ -C ₂₁	3,80E-03	111,34	0,28	12,35
Hydrocarbures aromatiques C ₂₂ -C ₃₅	1,40E-05	1,35	1,80E-03	0,15
Indéno[1,2,3-cd]pyrène	5,00E-06	10,82	7,83E-04	0,011
Manganèse	1,00E-03	79,11	1,37	5,52E-04
Mercuré	1,20E-05	0,036	0,097	5,25E-04
Méthylnaphtalène, 2-	5,00E-06	0,29	8,91E-07	1,11E-05
Molybdène	5,00E-06	0,43	0,02	9,60E-06
Naphtalène	1,00E-05	0,84	4,75E-07	6,44E-06
Nickel	1,00E-05	6,2	2,79E-04	6,15E-06
Phénanthrène	1,00E-05	13,94	8,36E-06	1,23E-04
Plomb	1,50E-05	3,15	4,40E-03	8,00E-04
Pyrène	5,00E-06	20,14	1,37E-05	1,80E-04
Sélénium	1,50E-05	0,25	5,40E-04	1,68E-05
Zinc	1,00E-05	45,99	0,018	7,59E-06

*Les concentrations dans l'eau et les sédiments de l'anse du Moulin sont des concentrations mesurées.

	Zooplankton (mg/kg)	Macrophytes			Invertébrés marins (mg/kg)
		Ascophylle noueuse (mg/kg)	Laminaire digitée (mg/kg)	Laitue de mer (mg/kg)	
Acénaphène	1,70E-03	7,16E-06	7,16E-06	7,16E-06	0,018
Acénaphthylène	1,14E-06	3,24E-06	3,24E-06	3,24E-06	2,50E-04
Aluminium	443,8	6,50E-03	6,50E-03	6,50E-03	6318,3
Anthracène	3,16E-06	1,26E-05	1,26E-05	1,26E-05	0,034
Antimoine	4,10E-03	2,20E-03	2,20E-03	2,20E-03	0,086
Argent	7,45	0,017	0,017	0,017	0,028
Aroclor 1248	1,50E-03	2,00E-03	2,00E-03	2,00E-03	0,47
Arsenic	0,047	1,30E-03	1,30E-03	1,30E-03	1,66
Baryum	1,33	8,20E-03	8,20E-03	8,20E-03	20,66
Benzo[a]anthracène	6,41E-05	2,38E-04	2,38E-04	2,38E-04	0,14
Benzo[a]pyrène (BaP)	2,00E-04	6,53E-04	6,53E-04	6,53E-04	0,18
Benzo[b]fluoranthène	1,10E-03	3,10E-03	3,10E-03	3,10E-03	0,69
Benzo[g,h,i]pérylène	6,56E-04	1,80E-03	1,80E-03	1,80E-03	0,12
Benzo[k]fluoranthène	1,10E-03	3,00E-03	3,00E-03	3,00E-03	0,69
Béryllium	2,70E-03	1,56E-04	1,56E-04	1,56E-04	0,23
Cadmium	8,78	1,90E-03	1,90E-03	1,90E-03	0,37
Chrome total	4,09	6,27E-04	6,27E-04	6,27E-04	4
Chrysène	2,45E-04	5,43E-04	5,43E-04	5,43E-04	0,21
Cobalt	15,95	7,80E-04	7,80E-04	7,80E-04	2,18
Cuivre	10,89	8,34E-04	8,34E-04	8,34E-04	2,59
Dibenzo[a,h]anthracène	4,81E-04	1,60E-03	1,60E-03	1,60E-03	0,025
Fluoranthène	3,53E-05	1,10E-04	1,10E-04	1,10E-04	0,27
Fluorène	1,07E-06	6,12E-06	6,12E-06	6,12E-06	0,013
Hydrocarbures aliphatiques C ₁₁ -C ₁₂	1,55E-04	3,30E-03	3,30E-03	3,30E-03	1,55E-04
Hydrocarbures aliphatiques C ₁₃ -C ₁₆	4,04E-04	0,019	0,019	0,019	4,08E-04
Hydrocarbures aliphatiques C ₁₇ -C ₂₁	0,057	9,76	9,76	9,76	0,057
Hydrocarbures aliphatiques C ₂₂ -C ₃₅	1,69E-16	3,74E-17	3,74E-17	3,74E-17	1,69E-16
Hydrocarbures aromatiques C ₁₁ -C ₁₂	8,30E-03	0,053	0,053	0,053	8,20E-03
Hydrocarbures aromatiques C ₁₃ -C ₁₆	0,04	0,31	0,31	0,31	0,039
Hydrocarbures aromatiques C ₁₇ -C ₂₁	0,28	3,09	3,09	3,09	0,28
Hydrocarbures aromatiques C ₂₂ -C ₃₅	1,80E-03	3,70E-02	3,70E-02	3,70E-02	1,80E-03
Indéno[1,2,3-cd]pyrène	7,83E-04	2,80E-03	2,80E-03	2,80E-03	0,042
Manganèse	1,37	1,38E-04	1,38E-04	1,38E-04	71,2
Mercuré	0,097	1,31E-04	1,31E-04	1,31E-04	0,032
Méthyl-naphtalène, 2-	8,91E-07	2,77E-06	2,77E-06	2,77E-06	3,00E-03
Molybdène	0,02	2,40E-06	2,40E-06	2,40E-06	0,39
Naphtalène	4,75E-07	1,61E-06	1,61E-06	1,61E-06	7,40E-03
Nickel	2,79E-04	1,53E-06	1,53E-06	1,53E-06	5,58
Phénanthrène	8,36E-06	3,07E-05	3,07E-05	3,07E-05	0,053
Plomb	4,40E-03	2,00E-04	2,00E-04	2,00E-04	1,98
Pyrène	1,37E-05	4,51E-05	4,51E-05	4,51E-05	0,22
Sélénium	5,40E-04	4,20E-06	4,20E-06	4,20E-06	0,23
Zinc	0,018	1,90E-06	1,90E-06	1,90E-06	26,21

Projet de réhabilitation des sédiments de l'Anse du Moulin, Baie-Comeau –
Évaluation des risques écotoxicologiques et des risques pour la santé humaine

	Poissons					
	Chaboisseau à épines courtes (mg/kg)	Capelan (mg/kg)	Langon d'Amérique (mg/kg)	Morue franche (mg/kg)	Plie rouge (mg/kg)	Anguille d'Amérique (mg/kg)
Acénaphène	4,63E-06	9,31E-06	1,86E-05	6,61E-06	8,46E-06	3,36E-05
Acénaphthylène	4,74E-06	9,51E-06	1,90E-05	6,77E-06	8,65E-06	3,43E-05
Aluminium	0,27	0,54	1,08	0,39	0,49	1,96
Anthracène	1,97E-05	3,26E-05	6,52E-05	4,98E-05	2,96E-05	1,59E-04
Antimoine	5,42E-04	1,10E-03	2,20E-03	7,88E-04	9,85E-04	3,90E-03
Argent	2,01	4,02	8,04	2,92	3,65	14,62
Aroclor 1248	0,048	0,092	0,18	0,083	0,083	0,36
Arsenic	0,092	0,18	0,37	0,13	0,17	0,67
Baryum	2,9	5,8	11,6	4,22	5,27	21,1
Benzo[a]anthracène	1,00E-04	2,07E-04	4,14E-04	1,31E-04	1,88E-04	7,22E-04
Benzo[a]pyrène (BaP)	2,55E-04	5,01E-04	1,00E-03	4,04E-04	4,55E-04	1,90E-03
Benzo[b]fluoranthène	1,40E-03	2,60E-03	5,20E-03	2,20E-03	2,40E-03	0,01
Benzo[g,h,i]pérylène	5,62E-04	1,00E-03	2,10E-03	1,10E-03	9,47E-04	4,30E-03
Benzo[k]fluoranthène	1,30E-03	2,60E-03	5,20E-03	2,20E-03	2,40E-03	9,90E-03
Béryllium	0,26	0,52	1,04	0,38	0,47	1,9
Cadmium	0,017	0,033	0,066	0,024	0,03	0,12
Chrome total	0,87	1,73	3,47	1,26	1,58	6,31
Chrysène	3,75E-04	7,65E-04	1,50E-03	4,96E-04	6,95E-04	2,70E-03
Cobalt	0,025	0,05	0,1	0,037	0,046	0,18
Cuivre	0,36	0,71	1,43	0,52	0,65	2,59
Dibenzo[a,h]anthracène	4,35E-04	8,09E-04	1,60E-03	8,25E-04	7,36E-04	3,30E-03
Fluoranthène	9,04E-05	1,87E-04	3,74E-04	1,11E-04	1,70E-04	6,42E-04
Fluorène	1,21E-05	2,44E-05	4,88E-05	1,71E-05	2,22E-05	8,77E-05
Hydrocarbures aliphatiques C ₁₁ -C ₁₂	7,87E-06	1,54E-05	3,08E-05	1,25E-05	1,39E-05	5,80E-05
Hydrocarbures aliphatiques C ₁₃ -C ₁₆	1,88E-10	3,79E-10	7,58E-10	2,66E-10	3,45E-10	1,36E-09
Hydrocarbures aliphatiques C ₁₇ -C ₂₁	7,68E-15	1,55E-14	3,09E-14	1,08E-14	1,40E-14	5,56E-14
Hydrocarbures aliphatiques C ₂₂ -C ₃₅	2,21E-17	4,44E-17	8,89E-17	3,12E-17	4,04E-17	1,60E-16
Hydrocarbures aromatiques C ₁₁ -C ₁₂	0,081	0,17	0,34	0,098	0,15	0,58
Hydrocarbures aromatiques C ₁₃ -C ₁₆	0,81	1,64	3,29	1,11	1,49	5,84
Hydrocarbures aromatiques C ₁₇ -C ₂₁	7,55	13,89	27,77	14,77	12,62	57,79
Hydrocarbures aromatiques C ₂₂ -C ₃₅	1,62E-04	3,11E-04	6,21E-04	2,76E-04	2,82E-04	1,20E-03
Indéno[1,2,3-cd]pyrène	4,76E-04	8,59E-04	1,70E-03	9,85E-04	7,81E-04	3,70E-03
Manganèse	0,58	1,16	2,32	0,84	1,05	4,22
Mercuré	6,90E-03	0,014	0,028	0,01	0,013	0,05
Méthylnaphtalène, 2-	1,88E-05	3,78E-05	7,56E-05	2,70E-05	3,43E-05	1,37E-04
Molybdène	4,58E-05	9,17E-05	1,83E-04	6,67E-05	8,33E-05	3,33E-04
Naphtalène	1,70E-06	3,40E-06	6,80E-06	2,46E-06	3,09E-06	1,23E-05
Nickel	1,46E-04	2,93E-04	5,86E-04	2,13E-04	2,66E-04	1,10E-03
Phénanthrène	1,03E-04	9,57E-05	1,91E-04	4,98E-04	8,70E-05	1,00E-03
Plomb	9,33E-05	1,87E-04	3,73E-04	1,36E-04	1,70E-04	6,79E-04
Pyrène	3,90E-05	8,05E-05	1,61E-04	4,89E-05	7,32E-05	2,78E-04
Sélénium	1,80E-03	3,50E-03	7,10E-03	2,60E-03	3,20E-03	0,013
Zinc	5,30E-03	0,011	0,021	7,80E-03	9,70E-03	0,039

	Oiseaux				Mammifères	
	Chevalier grivelé (mg/kg)	Goéland à bec cerclé (mg/kg)	Balbuzard pêcheur (mg/kg)	Cormoran à aigrettes (mg/kg)	Petit Rorqual (mg/kg)	Phoque gris (mg/kg)
Acénaphène	6,64E-08	2,76E-07	9,55E-09	8,08E-09	2,05E-11	8,55E-08
Acénaphthylène	8,17E-10	3,45E-09	1,23E-10	1,05E-10	1,98E-11	1,07E-09
Aluminium	0,13	0,32	5,55E-04	4,71E-04	1,55E-05	3,90E-03
Anthracène	4,06E-07	1,51E-06	5,87E-08	4,96E-08	2,80E-10	5,23E-07
Antimoine	1,16E-06	3,02E-06	1,78E-08	1,62E-08	2,07E-08	1,04E-07
Argent	1,13E-06	1,50E-03	1,43E-04	1,34E-04	2,30E-04	7,69E-04
Aroclor 1248	4,29E-04	1,90E-03	8,23E-05	7,26E-05	1,00E-04	6,38E-04
Arsenic	4,50E-05	1,56E-04	4,55E-06	4,22E-06	6,99E-06	2,47E-05
Baryum	4,21E-05	2,10E-04	1,05E-05	9,79E-06	1,66E-05	5,68E-05
Benzo[a]anthracène	2,49E-05	1,04E-04	3,46E-06	2,93E-06	2,31E-08	3,09E-05
Benzo[a]pyrène (BaP)	8,16E-05	3,18E-04	1,07E-05	9,06E-06	1,66E-07	9,61E-05
Benzo[b]fluoranthène	2,17E-04	6,67E-04	1,56E-05	1,31E-05	1,03E-06	1,38E-04
Benzo[g,h,i]pérylène	1,55E-04	5,58E-04	1,92E-05	1,63E-05	1,18E-06	1,74E-04
Benzo[k]fluoranthène	1,64E-04	4,19E-04	5,21E-06	4,44E-06	9,97E-07	4,58E-05
Béryllium	3,18E-06	7,11E-05	6,22E-06	5,79E-06	9,94E-06	3,33E-05
Cadmium	5,51E-04	1,80E-03	4,41E-05	4,10E-05	7,60E-08	2,59E-07
Chrome total	3,07E-04	1,90E-03	1,16E-04	1,08E-04	1,82E-04	6,29E-04
Chrysène	3,14E-05	1,22E-04	3,51E-06	2,97E-06	9,99E-08	3,18E-05
Cobalt	5,92E-04	1,60E-03	1,45E-05	1,32E-05	1,92E-05	8,22E-05
Cuivre	3,66E-04	1,80E-03	8,92E-05	8,27E-05	1,36E-04	4,86E-04
Dibenzo[a,h]anthracène	2,99E-05	1,15E-04	4,26E-06	3,62E-06	7,41E-07	3,75E-05
Fluoranthène	1,08E-05	4,51E-05	1,40E-06	1,18E-06	5,17E-09	1,25E-05
Fluorène	8,68E-08	3,71E-07	1,32E-08	1,12E-08	8,53E-11	1,18E-07
Hydrocarbures aliphatiques C ₁₁ -C ₁₂	6,17E-07	3,01E-06	1,28E-07	1,08E-07	7,51E-09	1,13E-06
Hydrocarbures aliphatiques C ₁₃ -C ₁₆	3,52E-06	1,73E-05	7,36E-07	6,22E-07	1,80E-13	6,57E-06
Hydrocarbures aliphatiques C ₁₇ -C ₂₁	1,80E-03	9,00E-03	3,86E-04	3,27E-04	7,32E-18	3,40E-03
Hydrocarbures aliphatiques C ₂₂ -C ₃₅	1,19E-12	5,96E-12	2,58E-13	2,18E-13	2,78E-29	2,30E-12
Hydrocarbures aromatiques C ₁₁ -C ₁₂	2,81E-06	1,03E-04	1,03E-05	9,78E-06	1,95E-05	6,86E-05
Hydrocarbures aromatiques C ₁₃ -C ₁₆	4,78E-05	3,10E-03	3,00E-04	2,80E-04	5,87E-04	2,00E-03
Hydrocarbures aromatiques C ₁₇ -C ₂₁	6,09E-04	0,043	3,60E-03	3,20E-03	7,20E-03	0,026
Hydrocarbures aromatiques C ₂₂ -C ₃₅	6,96E-06	3,42E-05	1,47E-06	1,25E-06	1,54E-07	1,30E-05
Indéno[1,2,3-cd]pyrène	2,68E-04	1,20E-03	4,86E-05	4,11E-05	1,91E-06	4,27E-04
Manganèse	3,87E-04	1,00E-03	7,16E-06	6,53E-06	8,85E-06	4,13E-05
Mercuré	1,23E-05	7,77E-05	4,67E-06	4,34E-06	1,58E-06	5,38E-06
Méthylnaphtalène, 2-	7,95E-09	3,28E-08	1,12E-09	9,52E-10	6,53E-11	9,99E-09
Molybdène	3,16E-05	7,86E-05	1,40E-07	1,19E-07	1,04E-08	9,90E-07
Naphtalène	7,12E-09	2,96E-08	1,03E-09	8,74E-10	1,92E-12	9,23E-09
Nickel	4,55E-04	1,10E-03	1,95E-06	1,65E-06	3,35E-08	1,38E-05
Phénanthrène	1,44E-06	6,07E-06	2,58E-07	2,18E-07	1,79E-09	2,31E-06
Plomb	8,16E-06	2,05E-05	4,96E-08	4,20E-08	1,06E-09	3,53E-07
Pyrène	7,77E-06	3,26E-05	1,04E-06	8,84E-07	1,86E-09	9,32E-06
Sélénium	3,50E-03	9,10E-03	6,23E-05	5,68E-05	1,56E-07	7,33E-07
Zinc	3,20E-03	8,00E-03	2,21E-05	1,88E-05	1,84E-08	1,59E-06

Figure 16 : Concentrations modélisées des substances organiques pour les différents récepteurs écologiques de l'anse du Moulin.

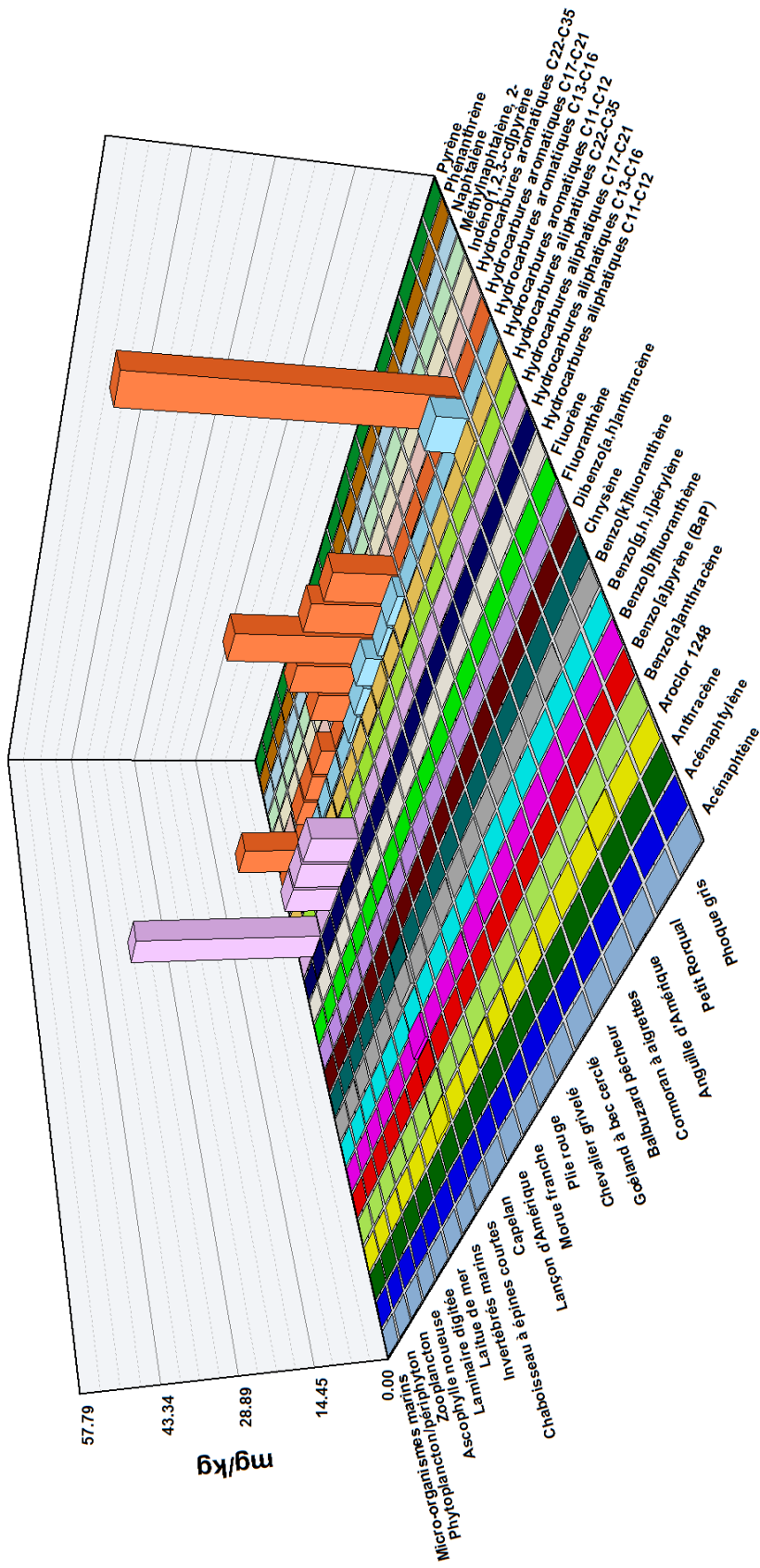
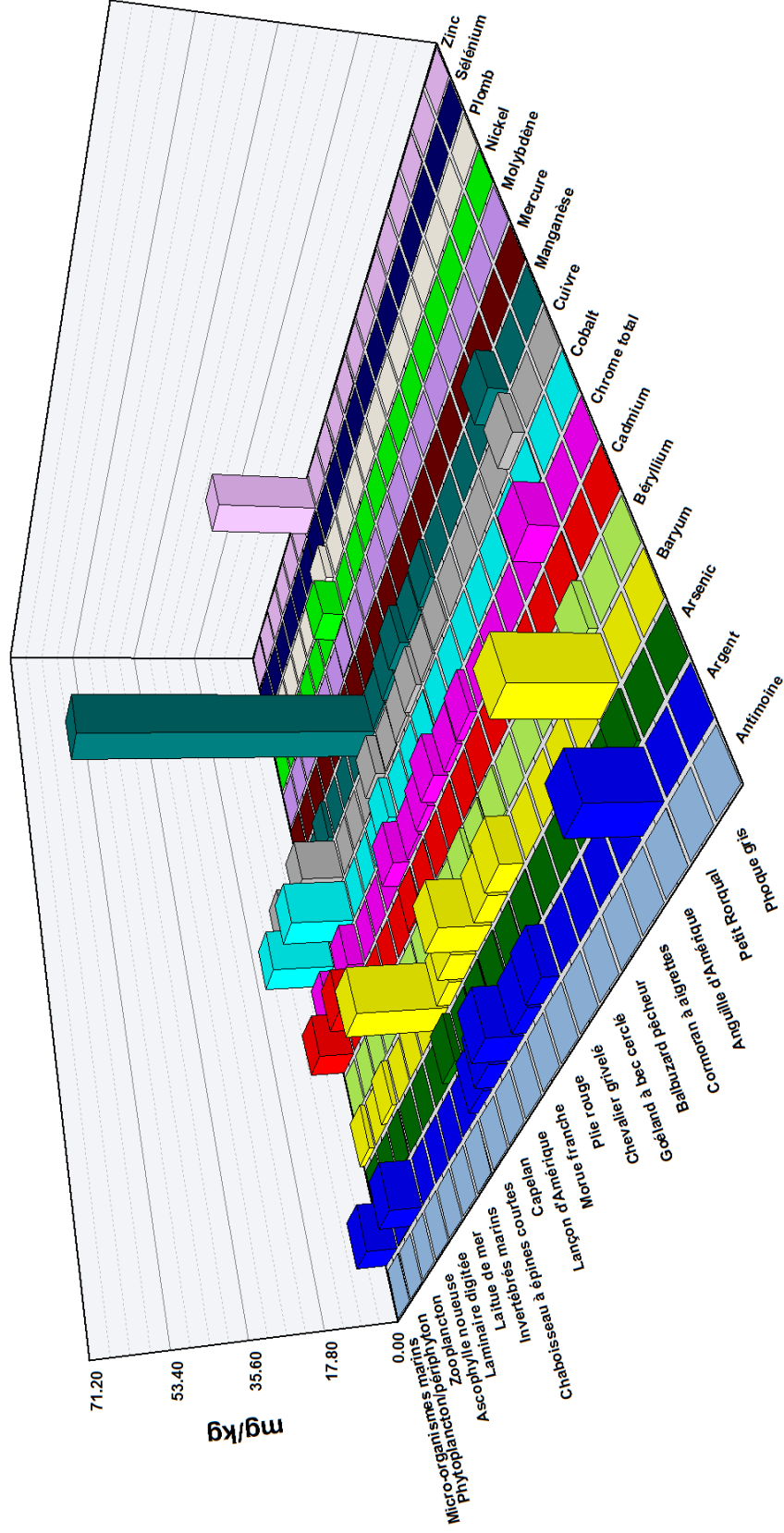


Figure 17 : Concentrations modélisées des métaux pour les différents récepteurs écologiques de l'anse du Moulin.



Note : Pour fins de clarté, les concentrations d'aluminium ne sont pas présentées sur le graphique, ces concentrations étant nettement plus importantes que celles des autres métaux.

4.3.2 Estimation des risques écotoxicologiques

Les résultats complets de l'estimation des risques écotoxicologiques sont présentés à l'ANNEXE K. Cette estimation, correspondant aux conditions actuelles dans l'ADM, indique la présence de risques généralement nuls ou faibles pour l'ensemble des récepteurs considérés. Des indices de risque supérieurs à 1,0 ont cependant été obtenus pour certaines combinaisons récepteur – substance. Le Tableau 21 résume l'essentiel des résultats de l'estimation des risques.

Tableau 21 : Résultats de l'estimation des risques écotoxicologiques correspondant à l'état actuel (avant réhabilitation).

Type de récepteur	Espèces/Groupes	Substances avec indices de risque > 1	Valeur maximale d'indice de risque
Récepteurs marins (eau)	Macrophytes aquatiques	Aluminium	1,26**
	Microorganismes marins	Argent	250*
	Phytoplancton/périphyton		
	Zooplancton	Cuivre	1,35
Récepteurs benthiques	Invertébrés marins	HAP [Σ HAP avec IR > 1]	10,6 [56,67]
		BPC (Aroclor 1248)	29,65
Oiseaux	Chevalier grivelé	Aluminium	27,98**
		BPC (Aroclor 1248)	1,74
	Goéland à bec cerclé	Aluminium	3,75**
Mammifères	Petit Rorqual	BPC (Aroclor 1248)	1,55
	Phoque gris	Aluminium	2,21**
		BPC (Aroclor 1248)	2,57

* Indice de risque calculé à partir de concentrations non détectables dans l'eau (voir texte).

** Indice de risque calculé à partir de concentrations d'aluminium inférieures aux teneurs naturelles rapportées pour les sédiments de l'estuaire du Saint-Laurent.

La valeur maximale d'indice de risque obtenue concerne l'argent (IR = 250). Cette valeur correspond au ratio de la concentration d'argent rapportée dans l'ADM (AECOM 2010) sur la valeur d'objectif de qualité des eaux pour la protection de la vie aquatique du MDDEP (0,1 µg/L) (MDDEP 2009). Toutefois, les concentrations d'argent « mesurées » par AECOM (2010) étaient, en fait, toutes inférieures à la limite de détection de la méthode analytique (< 0,05 mg/L). Dans de tels cas, la concentration utilisée pour la modélisation multimédias et l'estimation des risques correspondait à la

moitié de la limite de détection, soit 25 µg/L, ce qui est 250 supérieur à la valeur de référence de 0,1 µg/L, d'où un indice de risque de 250.

Considérant toutefois que cet indice de risque est basé sur des valeurs non détectables (qui pourraient être de beaucoup inférieures à la moitié de la limite de détection), on ne peut retenir la valeur d'indice de risque obtenue comme une indication de la présence réelle d'un risque. Tout au plus, ce résultat indique qu'il est possible que les concentrations d'argent puissent constituer une source de risque écotoxicologique, mais des vérifications approfondies, à l'aide de mesures réalisées selon une méthode d'analyse plus sensible, seraient requises pour confirmer un tel risque. Notons par ailleurs qu'il n'y a pas lieu de penser que les installations d'Alcoa ou leur opération ne constituent une source de contamination environnementale par l'argent; ce métal est d'ailleurs non détecté dans 28 des 30 échantillons prélevés dans l'ADM.

À l'exception de l'argent, les valeurs d'indice de risque les plus élevées concernent l'aluminium, les HAP et les BPC (Aroclor 1248). Il est à noter que des indices de risque supérieurs à 1,0 ont été obtenus pour l'aluminium avec plusieurs types différents de récepteurs, et plusieurs sources différentes de valeurs de référence : critère de qualité de l'eau du MDDEP, *Toxicological Benchmarks* pour les oiseaux (NOAEL) et le Phoque gris (LOAEL). Les modélisations des concentrations et l'estimation des risques ont été réalisées, pour l'aluminium, à partir des concentrations mesurées dans les sédiments (GENIVAR 2012b) et dans l'eau (AECOM 2010). Les données mesurées dans les sédiments indiquent que la moyenne des concentrations d'aluminium dans l'ADM (7020 mg/kg) est environ trois fois plus élevée que dans la zone témoin (BSP : 2035 mg/kg); les teneurs plus élevées dans l'ADM pourraient donc être attribuables aux activités de l'aluminerie d'Alcoa à Baie-Comeau. Cependant, il est bon de noter que les valeurs mesurées sont beaucoup plus faibles que d'autres valeurs rapportées pour le chenal Laurentien du fleuve Saint-Laurent à proximité de Baie-Comeau (84 100 ± 340 mg/kg; Gobeil 1991) ou pour différents autres tronçons du fleuve Saint-Laurent (23 000 à 71 000 mg/kg; EC et MDDEP 2007).

Selon la modélisation réalisée, les teneurs en aluminium de l'ADM pourraient entraîner un faible risque toxicologique pour les récepteurs aquatiques (IR = 1,26), pour le Chevalier grivelé (IR = 27,98), le Goéland à bec cerclé (IR = 3,75) et le Phoque gris (IR = 2,21). Le fait que le Chevalier grivelé obtienne la plus forte valeur d'indice de risque découle du régime alimentaire de cette espèce, qui est constitué principalement d'invertébrés benthiques que l'oiseau ingère directement à partir des sédiments. L'ingestion d'invertébrés benthiques et de sédiments est également la source des risques liés à l'aluminium pour le Goéland à bec cerclé et le Phoque gris.

Les risques découlant des HAP concernent essentiellement les invertébrés benthiques. Ces organismes sont en contact direct avec les sédiments contaminés, ce qui explique les valeurs relativement élevées d'indices de risque (IR = 56,67 pour la somme des HAP).

Enfin, en ce qui concerne les BPC (Aroclor 1248), les risques concernent les invertébrés benthiques (IR = 29,65), mais également des organismes de niveau trophique supérieur. Ce résultat est prévisible dans la mesure où les BPC sont des substances fortement bioaccumulables. Néanmoins, les indices de risque pour ces récepteurs demeurent faibles (Chevalier grivelé : 1,74; Petit Rorqual : 1,55; Phoque gris : 2,57).

4.4 Évaluation des risques toxicologiques (santé humaine)

4.4.1 Concentrations estimées

Le Tableau 22 regroupe les concentrations des divers contaminants qui ont été estimées spécifiquement pour l'évaluation des risques à la santé humaine. Ces concentrations concernent la chair des poissons potentiellement contaminés ainsi que le lait maternel de femmes qui consommeraient du poisson d'origine locale. Les concentrations dans le poisson utilisées pour l'évaluation des risques pour la santé humaine correspondent à la valeur maximale des concentrations modélisées pour la Morue franche et pour la Plie rouge. Considérant que celle-ci se nourrit davantage près des sédiments du fond, c'est généralement la concentration dans la Plie rouge qui est la plus élevée.

Tableau 22 : Concentrations dans le poisson et dans le lait maternel utilisées pour l'évaluation des risques pour la santé humaine.

Contaminant	Concentrations dans le poisson (mg/kg)	Concentration dans le lait maternel (mg/L)
Acénaphène	0,00000846	2,10E-06
Acénaphylène	0,00000865	2,23E-06
Aluminium	0,49	1,12E-05
Anthracène	0,0000498	2,90E-05
Antimoine	0,000968	1,11E-08
Argent	3,65	8,35E-03
Aroclor 1248 (Somme des BPC)	0,083	1,03E-01
Arsenic	0,17	2,97E-06
Baryum	5,27	2,11E-04
Benzo[a]anthracène	0,000188	2,66E-04
Benzo[a]pyrène (BaP)	0,000455	5,43E-04
Benzo[b]fluoranthène	0,0024	3,39E-03
Benzo[g,h,i]pérylène	0,0011	8,17E-04
Benzo[k]fluoranthène	0,0024	3,39E-03
Béryllium	0,47	4,84E-08
Cadmium	0,03	1,88E-05
Chrome total	1,58	2,94E-04
Chrysène	0,000695	9,61E-04
Cobalt	0,046	1,05E-05
Cuivre	0,65	1,11E-04
Dibenzo[a,h]anthracène	0,000825	7,19E-04
Fluoranthène	0,00017	2,04E-04
Fluorène	0,0000222	8,68E-06
Hydrocarbures aliphatiques C ₁₁ -C ₁₂	0,0000139	1,48E-05
Hydrocarbures aliphatiques C ₁₃ -C ₁₆	3,45E-10	4,82E-11
Hydrocarbures aliphatiques C ₁₇ -C ₂₁	1,4E-14	7,36E-19
Hydrocarbures aliphatiques C ₂₂ -C ₃₅	4,04E-17	4,90E-34
Hydrocarbures aromatiques C ₁₁ -C ₁₂	0,15	4,71E-02
Hydrocarbures aromatiques C ₁₃ -C ₁₆	1,49	8,45E-01
Hydrocarbures aromatiques C ₁₇ -C ₂₁	14,77	1,39E+01
Hydrocarbures aromatiques C ₂₂ -C ₃₅	0,000282	3,95E-04
Indéno[1,2,3-cd]pyrène	0,000985	9,01E-04
Manganèse	1,05	4,20E-05
Mercure	0,013	6,69E-07
Méthylnaphtalène, 2-	0,0000343	9,87E-06
Molybdène	0,0000833	1,43E-08
Naphtalène	0,00000309	1,97E-07
Nickel	0,000266	3,27E-04
Phénanthrène	0,000498	3,18E-04
Plomb	0,00017	4,86E-09
Pyrène	0,0000732	7,65E-05
Sélénium	0,0032	1,46E-06
Zinc	0,0097	1,11E-05

4.4.2 Indices de risque

4.4.2.1 Effets chroniques autres que le cancer

Les Tableaux 23 à 25 présentent les indices de risque calculés pour les effets toxiques chroniques autres que le cancer, pour l'exposition totale, l'exposition bruit de fond, et l'exposition additionnelle (découlant de la consommation spécifique de poissons d'origine locale). Les valeurs en rouge dans ces tableaux correspondent à des valeurs supérieures au seuil indiquant la présence ou l'absence de risque, soit 1,0 pour les substances dont l'exposition bruit de fond est documentée (arsenic, BPC, cadmium, chrome et nickel), et 0,2 pour les autres substances.

L'examen de ces résultats indique que l'exposition totale (bruit de fond + exposition additionnelle) à la plupart des substances ne pose aucun risque d'effets toxiques autres que le cancer. Toutefois, quelques substances ont obtenu des indices de risque supérieurs à la valeur représentant un risque potentiel (argent, Aroclor 1248 (BPC), arsenic, baryum, béryllium, chrome total, hydrocarbures aromatiques C₁₃-C₁₆ et C₁₇-C₂₁). Pour toutes ces substances, les indices de risque découlant de l'exposition bruit de fond excèdent la valeur représentant un risque potentiel pour au moins un groupe d'âge. Néanmoins, l'exposition additionnelle (spécifiquement liée à la contamination de l'anse du Moulin) a également produit des indices de risque supérieurs à la valeur représentant un risque potentiel pour chacune de ces substances, pour au moins un groupe d'âge. On doit donc considérer qu'il existe un risque potentiel d'atteintes à la santé humaine pour les personnes qui consommeraient du poisson d'origine locale ou pour les nouveau-nés qui seraient allaités au sein maternel par des femmes qui consommeraient du poisson d'origine locale. Les indices de risque ainsi estimés sont toutefois relativement faibles (< 3), sauf pour les BPC (IR = 66,32) et les hydrocarbures aromatiques C₁₇-C₂₁ (IR = 39,83) dans le groupe d'âge de 0 à 6 mois. Pour ce groupe d'âge, l'exposition estimée inclut l'allaitement maternel, ce qui contribue à augmenter de manière importante l'exposition aux substances fortement bioaccumulables telles que les BPC et les hydrocarbures aromatiques C₁₇-C₂₁. Il faut toutefois noter que le scénario prévoyant l'ingestion de lait maternel par les nouveau-nés est très conservateur (susceptible de surestimer les risques), la consommation de poissons d'origine locale étant elle-même improbable dans ce secteur (voir section 3.5.3.1).

Tableau 23 : Indices de risque estimés pour les diverses substances à l'étude.

Contaminant	Indice de risque				
	0 – 0,5 ans	0,5 – 5 ans	5 – 12 ans	12 – 20 ans	20+ ans
Acénaphthène	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Acénaphthylène	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
Aluminium	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Anthracène	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Antimoine	0,00	0,02	0,01	0,01	0,01
Argent	0,14	2,48	2,00	1,27	1,15
Aroclor 1248 (Somme des BPC)	68,42	2,26	1,80	1,15	1,03
Arsenic	4,48	6,53	5,45	3,35	2,26
Baryum	0,00	1,12	0,90	0,57	0,52
Benzo[a]anthracène	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
Benzo[a]pyrène (BaP)	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
Benzo[b]fluoranthène	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
Benzo[g,h,i]pérylène	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Benzo[k]fluoranthène	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
Béryllium	0,00	0,80	0,64	0,41	0,37
Cadmium	0,45	0,75	0,59	0,34	0,26
Chrome total	1,39	5,86	4,79	3,03	2,69
Chrysène	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
Cobalt	0,00	0,11	0,09	0,06	0,05
Cuivre	0,00	0,02	0,02	0,01	0,01
Dibenzo[a,h]anthracène	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
Fluoranthène	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Fluorène	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Hydrocarbures aliphatiques C ₁₁ -C ₁₂	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Hydrocarbures aliphatiques C ₁₃ -C ₁₆	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Hydrocarbures aliphatiques C ₁₇ -C ₂₁	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Hydrocarbures aliphatiques C ₂₂ -C ₃₅	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Hydrocarbures aromatiques C ₁₁ -C ₁₂	0,10	0,01	0,01	0,01	0,01
Hydrocarbures aromatiques C ₁₃ -C ₁₆	1,83	0,13	0,10	0,06	0,06
Hydrocarbures aromatiques C ₁₇ -C ₂₁	40,24	1,67	1,35	0,86	0,77
Hydrocarbures aromatiques C ₂₂ -C ₃₅	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Indéno[1,2,3-cd]pyrène	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
Manganèse	0,00	0,04	0,03	0,02	0,02
Mercure	0,00	0,15	0,12	0,08	0,07
Méthylnaphtalène, 2-	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Molybdène	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Naphtalène	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Nickel	1,13	0,82	0,51	0,29	0,22
Phénanthrène	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Plomb	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pyrène	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Sélénium	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Zinc	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Note : N.A. : Non applicable (aucune dose de référence pour les effets autres que le cancer).

Les valeurs en rouge correspondent à des indices de risque excédant la valeur considérée comme critère de présence de risque (voir texte).

Tableau 24 : Indices de risque pour l'exposition bruit de fond.

Contaminant	Indice de risque				
	0 – 0,5 ans	0,5 – 5 ans	5 – 12 ans	12 – 20 ans	20+ ans
Acénaphène	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Acénaphylène	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
Aluminium	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Anthracène	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Antimoine	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00
Argent	0,12	2,00	1,61	1,03	0,92
Aroclor 1248 (Somme des BPC)	2,11	0,09	0,06	0,04	0,03
Arsenic	4,48	6,74	5,62	3,46	2,36
Baryum	0,00	0,52	0,42	0,27	0,24
Benzo[a]anthracène	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
Benzo[a]pyrène (BaP)	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
Benzo[b]fluoranthène	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
Benzo[g,h,i]pérylène	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Benzo[k]fluoranthène	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
Béryllium	0,00	0,61	0,49	0,31	0,28
Cadmium	0,45	0,69	0,55	0,31	0,23
Chrome total	1,38	3,59	2,95	1,86	1,64
Chrysène	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
Cobalt	0,00	0,07	0,05	0,03	0,03
Cuivre	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Dibenzo[a,h]anthracène	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
Fluoranthène	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Fluorène	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Hydrocarbures aliphatiques C ₁₁ -C ₁₂	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Hydrocarbures aliphatiques C ₁₃ -C ₁₆	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Hydrocarbures aliphatiques C ₁₇ -C ₂₁	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Hydrocarbures aliphatiques C ₂₂ -C ₃₅	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Hydrocarbures aromatiques C ₁₁ -C ₁₂	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00
Hydrocarbures aromatiques C ₁₃ -C ₁₆	0,66	0,05	0,04	0,02	0,02
Hydrocarbures aromatiques C ₁₇ -C ₂₁	0,42	0,02	0,01	0,01	0,01
Hydrocarbures aromatiques C ₂₂ -C ₃₅	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Indéno[1,2,3-cd]pyrène	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
Manganèse	0,00	0,02	0,02	0,01	0,01
Mercure	0,00	0,10	0,08	0,05	0,05
Méthylnaphtalène, 2-	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Molybdène	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Naphtalène	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Nickel	1,13	0,82	0,51	0,29	0,22
Phénanthrène	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Plomb	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pyrène	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Sélénium	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Zinc	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Note : N.A. : Non applicable (aucune dose de référence pour les effets autres que le cancer).

Les valeurs en rouge correspondent à des indices de risque excédant la valeur considérée comme critère de présence de risque (voir texte).

Tableau 25 : Indices de risque additionnels (effets autres que le cancer).

Contaminant	Indice de risque				
	0 – 0,5 ans	0,5 – 5 ans	5 – 12 ans	12 – 20 ans	20+ ans
Acénaphthène	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Acénaphthylène	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
Aluminium	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Anthracène	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Antimoine	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00
Argent	0,03	0,48	0,39	0,25	0,22
Aroclor 1248 (Somme des BPC)	66,32	2,16	1,74	1,11	1,00
Arsenic	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Baryum	0,00	0,60	0,48	0,31	0,28
Benzo[a]anthracène	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
Benzo[a]pyrène (BaP)	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
Benzo[b]fluoranthène	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
Benzo[g,h,i]pérylène	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Benzo[k]fluoranthène	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
Béryllium	0,00	0,18	0,15	0,09	0,09
Cadmium	0,00	0,06	0,05	0,03	0,03
Chrome total	0,01	2,28	1,83	1,17	1,05
Chrysène	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
Cobalt	0,00	0,05	0,04	0,02	0,02
Cuivre	0,00	0,02	0,01	0,01	0,01
Dibenzo[a,h]anthracène	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
Fluoranthène	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Fluorène	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Hydrocarbures aliphatiques C ₁₁ -C ₁₂	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Hydrocarbures aliphatiques C ₁₃ -C ₁₆	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Hydrocarbures aliphatiques C ₁₇ -C ₂₁	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Hydrocarbures aliphatiques C ₂₂ -C ₃₅	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Hydrocarbures aromatiques C ₁₁ -C ₁₂	0,07	0,01	0,01	0,00	0,00
Hydrocarbures aromatiques C ₁₃ -C ₁₆	1,17	0,08	0,07	0,04	0,04
Hydrocarbures aromatiques C ₁₇ -C ₂₁	39,83	1,65	1,33	0,85	0,76
Hydrocarbures aromatiques C ₂₂ -C ₃₅	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Indéno[1,2,3-cd]pyrène	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
Manganèse	0,00	0,01	0,01	0,01	0,01
Mercure	0,00	0,04	0,04	0,02	0,02
Méthylnaphtalène, 2-	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Molybdène	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Naphtalène	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Nickel	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Phénanthrène	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Plomb	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pyrène	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Sélénium	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Zinc	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Note : N.A. : Non applicable (aucune dose de référence pour les effets autres que le cancer).

Les valeurs en rouge correspondent à des indices de risque excédant la valeur considérée comme critère de présence de risque (voir texte).

4.4.2.2 Cancer

Le Tableau 26 présente les risques de cancer estimés pour les substances potentiellement cancérigènes à l'étude. Le tableau indique également les valeurs d'indices de risque correspondant au risque estimé, pour une valeur de risque « négligeable » de 1 cas sur 1 million de personnes exposées (voir section 3.5.5).

Parmi les substances à l'étude, seuls les BPC entraînent un risque supérieur à la valeur de risque considérée comme « négligeable » (1×10^{-6}). L'exposition à cette substance représente environ 99,8 % du risque additionnel global. Selon l'exposition estimée, l'ingestion de lait maternel durant les premiers mois de la vie (pour un nouveau-né allaité par une mère consommant des poissons d'origine locale) représenterait environ le tiers du risque additionnel de cancer pour la vie.

Encore une fois, il convient de rappeler que le scénario prévoyant l'ingestion de lait maternel par les nouveau-nés surestime probablement le risque réel, la consommation de poissons d'origine locale étant improbable dans ce secteur. Les valeurs de risque additionnel de cancer estimées ne sont applicables qu'à des personnes qui consommeraient régulièrement du poisson d'origine locale.

Tableau 26 : Risque additionnel de cancer et indices de risque correspondants estimés pour les personnes qui consommeraient régulièrement des poissons d'origine locale.

Substance	Risque additionnel estimé	Indice de risque *
Acénaphène	3,20E-12	3,20E-06
Acénaphylène	2,41E-12	2,41E-06
Aroclor 1248 (Somme des BPC)	4,07E-04	4,07E+02
Arsenic	0,00E+00	0,00E+00
Benzo[a]anthracène	9,56E-09	9,56E-03
Benzo[a]pyrène (BaP)	2,21E-07	2,21E-01
Benzo[b]fluoranthène	1,22E-07	1,22E-01
Benzo[k]fluoranthène	1,22E-07	1,22E-01
Chrysène	3,51E-09	3,51E-03
Dibenzo[a,h]anthracène	3,68E-07	3,68E-01
Indéno[1,2,3-cd]pyrène	4,48E-08	4,48E-02
Pyrène	3,43E-11	3,43E-05
TOTAL :	4,08E-04	4,08E+02

* Indice de risque estimé pour un risque « négligeable » de 1 cas sur 1 million.

5 SCÉNARIOS DE RÉHABILITATION

5.1 Description des scénarios

5.2 Réévaluation des risques écotoxicologiques

5.3 Réévaluation des risques à la santé humaine

5.4 Recommandations

6 CONCLUSIONS

À rédiger après l'analyse des différentes options de réhabilitation...

7 RÉFÉRENCES

- AECOM (AECOM Tecslult Inc.). 2010. *Caractérisation du milieu biophysique au quai d'Alcoa à Baie-Comeau*. Présenté à Hatch Ltée et Alcoa Ltée. 58 pages et annexes.
- Arnot J. A. et F. Gobas. 2006. *A review of bioconcentration factor (BCF) and bioaccumulation factor (BAF) assessments for organic chemicals in aquatic organisms*. Environmental Reviews: 14 (4), 257-297.
- Baes III C. F., R. D. Sharp, A. L. Sjoreen et R. W. Shor. 1984. *A review and analysis of parameters for assessing transport of environmentally released radionuclides through agriculture*. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee. ORNL-5786. 150.
- Bertrand P., S. Fournier et Y. Vigneault. 1986. *Concentration en biphényles polychlorés et en métaux dans les sédiments et les organismes marins de la Baie des Anglais (Québec)*. Direction de la Recherche sur les Pêches,, Ministère des Pêches et des Océans. Rapport statistique canadien des sciences halieutiques et aquatiques, n° 568. 60 pages.
- Bertrand P., G. Verreault, Y. Vigneault et G. Walsh. 1988. *Biphényles polychlorés dans les sédiments et les organismes marins de la Baie-des-Anglais (Côte-Nord du golfe Saint-Laurent)*. Direction des Sciences biologiques,, Ministère des Pêches et des Océans. Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques, n° 1669. 56 pages.
- Brochu C., S. Moore et E. Pelletier. 1995. *Polychlorinated Dibenzo-p-Dioxins and Dibenzofurans in Sediments and Biota of the Saguenay Fjord and the St Lawrence Estuary*. Marine Pollution Bulletin: 30 (8), 515-523.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1996. *Cadre pour l'évaluation du risque écotoxicologique: Orientation générale*. Le Programme national d'assainissement des lieux contaminés,. 45 p.
- 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. 139 pages.
- Christensen G. C., T. D. S. Bergen et T. Baekken. 1998. *A Comparison of Sea Water and Fresh Water in a Study of Sediment-Water Exchange of Radionuclides*. Radiation Protection Dosimetry: 75 (1-4), 107-109.
- Delval C., S. Fournier et Y. Vigneault. 1986. *Polychlorinated biphenyl residues in some marine organisms from the Baie des Anglais (Baie-Comeau, Quebec, Saint-Lawrence Estuary)*. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology: 37, 823-829.
- Doyle J. R., A. M. Al-Ansari, R. L. Gendron, P. A. White et J. M. Blais. 2011. *A method to estimate sediment ingestion by fish*. Aquatic Toxicology: 103, 121-127.
- EC (Environnement Canada). 1998. *Méthode d'essai biologique: essai de toxicité aiguë de sédiments chez des amphipodes marins ou estuariens*. SPE 1/RM/26. 118 pages.

- EC (Environnement Canada). 2001. *Méthode d'essai biologique: essai de survie et de croissance des vers polychètes spionides (Polydora cornuta) dans les sédiments*. SPE 1/RM/41. 161 pages.
- EC et MDDEP (Environnement Canada et Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec). 2007. *Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec et cadres d'application: prévention, dragage et restauration*. 39 pages.
- GENIVAR. 2007. *Programme 2006 de caractérisation des sédiments dans l'anse du Moulin et la baie des Anglais - Rapport final*. Rapport de GENIVAR à Alcoa Ltée. 44 pages.
- GENIVAR. 2008. *Programme 2007 de caractérisation des sédiments dans l'anse du Moulin et la baie des Anglais - Rapport final*. Rapport de GENIVAR à Alcoa Ltée. 89 pages et annexes.
- GENIVAR. 2009. *Anse du Moulin and Baie des Anglais 2008 Sediment Sampling Program - Final Report*. Rapport de GENIVAR à Alcoa Ltée. 63 pages et annexes.
- GENIVAR. 2012a. *Étude d'impact sur l'environnement et le milieu social*.
- GENIVAR. 2012b. *Projet de réhabilitation des sédiments de l'anse du Moulin, Baie-Comeau - Caractérisation des sédiments et état de la contamination des organismes - Rapport d'activités 2011*. Rapport de GENIVAR à Alcoa Ltée. 25 pages et annexes.
- Geyer H. J., I. Scheunert et F. Korte. 1987. *Correlation between the bioconcentration potential of organic environmental chemicals in humans and their n-octanol/water partition coefficients*. Chemosphere: 16 (1), 239-252.
- Gobeil C. 1991. *Inventaire de la contamination des sédiments du chenal Laurentien : Données sur les métaux et les éléments nutritifs*. Direction des sciences physiques et chimiques, Ministère des Pêches et des Océans. Rapport statistique canadien des sciences halieutiques et aquatiques, n° 854. iv + 63 pages.
- GTCBA (Groupe de travail sur la contamination de la baie des Anglais). 1993. *Contamination de la baie des Anglais - Rapport final*. 206 pages.
- Hatje V., T. E. Payne, D. M. Hill, G. McOrist, G. F. Birch et R. Szymczak. 2003. *Kinetics of trace element uptake and release by particles in estuarine waters: effects of pH, salinity, and particle loading*. Environment International: 29, 619-629.
- Langlet B., M. Beaulieu, L. Robidoux, Y. Vigneault et Y. Lavergne. 1991. *État de la contamination en BPC dans les sédiments et les buccins (Buccinum undatum) de la Baie-des-Anglais*. Direction de la Gestion des pêches et de l'habitat, Ministère des Pêches et des Océans. Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques, n° 1792. 45 pages.
- Lee K., J. J. Nagler, M. Fournier, M. Lebeuf et D. G. Cyr. 1999. *Toxicological characterization of sediments from Baie des Anglais on the St. Lawrence estuary*. Chemosphere: 39 (6), 1019-1035.

- Lyman W. J., W. F. Reehl et D. H. Rosenblatt. 1990. *Handbook of chemical property estimation methods: environmental behavior of organic compounds*, 4th edition. American Chemical Society, Washington, DC.
- Mackintosh C. E., J. A. Maldonado, M. G. Ikonou et F. A. P. Gobas. 2006. *Sorption of Phtalate Esters and PCBs in a Marine Ecosystem*. Environmental Science & Technology: 40, 3481-3488.
- MDDEP (Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec). 2006. *Valeurs de référence intérimaires pour les récepteurs terrestres au Québec*. Division Écotoxicologie et Évaluation, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec.
- MDDEP (Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs). 2009. *Critères de qualité de l'eau de surface*. Direction du suivi de l'état de l'environnement, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Québec. 506 pages et 16 annexes.
- MSSS (Ministère de la Santé et des Services sociaux). 2002. *Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine dans le cadre de la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement et de l'examen des projets de réhabilitation de terrains contaminés*. 125 pages.
- ORNL (Oak Ridge National Laboratory). 2012. *The Risk Assessment Information System*. rais.ornl.gov. Consulté: Février 2012.
- Pellerin-Massicotte J., B. Vincent et E. Pelletier. 1993. *Évaluation écotoxicologique de la baie des Anglais à Baie-Comeau (Québec)*. Water Pollution Research Journal of Canada: 28, 665-686.
- RETEC (The RETEC Group Inc.). 2007. *Characterization of the Toxicity and Bioavailability of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Aquatic Sediments from the Anse du Moulin and Baie des Anglais, Baie-Comeau, Québec, Canada*. 59 pages.
- Saint-Louis R., C. Gobeil et E. Pelletier. 1997. *Le tributylétain et ses produits de dégradation dans l'estuaire du Saint-Laurent (Canada)*. Tributyltin and its Degradation Products in the St Lawrence Estuary (Canada). Environmental Technology: 18 (12), 1209-1218.
- Sanexen Services Environnementaux Inc. 2002a. TerraSys, version 1.0.
- Sanexen. 2002b. *TerraSys 1.0 – Manuel de référence*, édition. Sanexen Services Environnementaux inc., Varennes, QC.
- Santé Canada. 2004. *L'évaluation du risque pour les sites contaminés fédéraux au Canada. Partie II: Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada*. Division des sites contaminés, Programme de la sécurité des milieux, Santé Canada.
- Santé Canada. 2007. *L'évaluation du risque pour les sites contaminés fédéraux au Canada. Partie I: L'évaluation quantitative préliminaire des risques (ÉQPR) pour la santé humaine, Version 2.0. DRAFT*. Division des sites contaminés, Programme de la sécurité des milieux, Santé Canada. 88 pages.

- Santé Canada. 2010. *L'évaluation du risque pour les lieux contaminés fédéraux au Canada. Guide supplémentaire servant à élaborer l'énoncé des travaux (EDT) d'un contrat d'évaluation quantitative préliminaire des risques (ÉQPR) et dévaluation quantitative détaillée des risques (ÉQDR) pour la santé humaine*. Division des sites contaminés, Direction de la sécurité des milieux. 14 pages. <http://www.santecanada.gc.ca>
- Scott W. B. et M. G. Scott. 1988. *Atlantic Fishes of Canada*, édition. Canadian Bulletin of Fisheries and Aquatic Sciences, n° 219. 731 pages.
- SNCLE (SNC-Lavalin Environnement). 1995. *Study of Contamination in the Baie-des-Anglais - Baie-Comeau (Preliminary Report)*. 253 pages.
- SNCLE (SNC-Lavalin Environnement). 1996. *Caractérisation biologique de la Baie-des-Anglais - Baie-Comeau (Rapport préliminaire)*. 114 pages.
- Soladome. 2011. *How to calculate commercial fish feeding requirements*. <http://www.soladome.com.au/info/fishfood.html>. Consulté: 10 février 2012.
- StatSoft, Inc. 2006. STATISTICA (data analysis software system), version 7.1. <http://www.statsoft.com>
- Trépanier J.-P. 1984. *Biphényles polychlorés - Informations générales et situation au québec*. Ministère de l'Environnement du Québec, Service d'analyse des études d'impact. 192 pages.
- U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency). 1990. *Protocol for juvenile Neanthes sediment bioassay*. EPA-910/9-90-011. 17 pages.
- U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency). 1998. *Methodology for assessing health risks associated with multiple pathways of exposure to combustor emissions*. EPA, Washington, DC, USA. EPA/600/R-98/137.
- U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency). 1999. *Screening level ecological risk assessment protocol for hazardous waste combustion facilities, volume 3*. EPA, Washington, DC. EPA530-D-99-001C.
- U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency). 2001. *Method for assessing the chronic toxicity of marine and estuarine sediment-associated contaminants with the amphipod Leptocheirus plumulosus*. EPA 600/R-01/020. 102 pages et annexes.
- U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency). 2003. *Procedures for the derivation of equilibrium partitioning sediment benchmarks (ESBs) for the protection of benthic organisms: PAH mixtures*. EPA 600-R-02-013. 108 pages et annexes.
- U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency). 2007. *ECOTOX User Guide: ECOTOXicology Database System. Version 4.0*. <http://www.epa.gov/ecotox/>. Consulté: Février 2012.
- U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency). 2012. *Integrated Risk Information System (IRIS)*. <http://www.epa.gov/IRIS/index.html>. Consulté: Mars 2012.

Xie W.-H., W.-Y. Shiu et D. Mackay. 1997. *A Review of the Effect of Salts on the Solubility of Organic Compounds in Seawater*. *Marine Environmental Research*: 44 (4), 429-444.

