

SOMMAIRE

6212-06-004

Depuis près d'un demi siècle, l'utilisation des installations portuaires pour différentes activités industrielles et commerciales dans le secteur du quai de Gaspé ont laissé des traces évidentes de contamination au niveau des sédiments. Plusieurs études de caractérisation ont mis en évidence le niveau de contamination et la distribution de plusieurs substances chimiques dans ce secteur, notamment pour le cuivre, les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et les biphényles polychlorés (BPC).

À l'automne 2001, une caractérisation complémentaire du milieu a été effectuée afin d'évaluer les risques toxicologiques (santé) et écologiques (faune) associés à la présence de cuivre dans les sédiments dans le secteur du quai de Gaspé. Cette caractérisation visait également à définir des seuils d'intervention et de gestion des sédiments en fonction des résultats de tests de toxicité et de l'analyse des données environnementales disponibles.

En se basant sur les résultats des études antérieures, dix-sept (17) stations d'échantillonnage (incluant 2 stations complémentaires ou en duplicata) des sédiments ont été localisées dans le secteur du quai de Gaspé (zone exposée) en fonction d'un gradient de concentration de cuivre dans les sédiments et d'un gradient de profondeur. Quatre (4) stations témoins non contaminées (incluant 1 station complémentaire ou en duplicata) possédant des caractéristiques granulométriques similaires à celles des stations de la zone exposée ont également été identifiées dans le secteur de Penouille (zone de référence).

D'une manière générale, les sédiments de la zone à l'étude se composent principalement de particules fines ayant un contenu en matière organique d'environ 2 %. De plus, en ce qui concerne la zone exposée, les teneurs de métaux et de HAP dans les sédiments et dans l'eau interstitielle respectent le gradient défini lors de l'échantillonnage avec une diminution des concentrations en fonction de l'éloignement du quai. À l'exception du cuivre, des HAP et du plomb (station A1C), toutes les autres substances mesurées dans les sédiments présentent des concentrations inférieures au seuil d'effet néfaste (SEN).

Les tests de toxicité réalisés sur les polychètes (survie et croissance de *Neanthes*) et sur les amphipodes (survie et ré-enfouissement d'*Eohaustorius estuarius*) n'ont révélé aucune relation dose-réponse significative. En revanche, les résultats des tests de toxicité réalisés sur les larves de moules bleues (développement normal) et Microtox ont révélé des effets significatifs en réponse à la contamination de cuivre extractible (méthode Environnement Canada) et de HAP totaux des sédiments dans le secteur à l'étude.

Par ailleurs, la distribution spatiale des organismes benthiques dans la zone exposée n'est pas affectée par le gradient de concentration de cuivre défini *a priori* lors du choix des stations d'échantillonnage. De fait, la distribution de ces organismes semble plutôt reliée à la profondeur et à la nature du substrat (pourcentage de sable, pourcentage de COT).

Les mesures de métaux et de HAP dans les tissus des moules (chair), des polychètes (organismes entiers dépurés) et des homards (hépatopancréas) indiquent que seules les teneurs de cuivre contenues dans les spécimens de la zone exposée sont significativement plus élevées que celles de la zone de référence. Précisons toutefois qu'aucune différence significative des teneurs en cuivre dans la chair du homard n'a été observée entre ces deux zones.

En se basant sur les résultats des tests de toxicité, différents critères d'effet ont été définis. Ces critères sont basés sur la concentration maximale dans les sédiments ne produisant pas d'effet (polychètes et amphipodes) ou sur le choix d'une concentration seuil estimée à partir d'un modèle de régression linéaire (Microtox, moules bleues). En s'appuyant sur la distribution statistique de ces différents critères et en utilisant le 10^e centile de ces distributions, un seuil d'effet intégré a été calculé pour le cuivre et les HAP. Dans le cas du cuivre, la valeur seuil est 2 398 mg/kg tandis que pour les HAP totaux, le seuil limite s'établit à 8,1 mg/kg.

Les résultats de l'évaluation des risques écologiques indiquent aucun potentiel de risque pour les deux récepteurs écologiques considérés (garrot à œil d'or et plie). Sur la base des hypothèses formulées dans la première phase de l'analyse, la présence de cuivre dans le milieu aquatique à des niveaux dépassant le SEN ne provoquerait pas une inhibition de la croissance de l'avifaune et de la survie de l'ichtyofaune fréquentant le secteur du quai de Gaspé et utilisant les organismes associés aux sédiments comme source d'alimentation.

Par ailleurs, sur la base d'hypothèses et de scénarios conservateurs et des apports quotidiens jugés acceptables par les organismes de santé publique, l'analyse des risques toxicologiques a montré que l'exposition de la population locale au cuivre contenu dans les fruits de mer et les poissons de la zone exposée n'entraînerait pas d'effets délétères. De fait, les doses totales calculées permettraient de maintenir un niveau de cuivre adéquat dans l'organisme, en considérant l'exposition potentielle associée au site ainsi que celles attribuables à d'autres sources (bruit de fond).

En conclusion, la présente étude a permis de mettre en évidence que la contamination en place à proximité du quai de Gaspé n'entraîne pas de risques significatifs pour la santé et pour l'environnement. Les niveaux de cuivre mesurés dans les organismes marins n'affecteraient pas leur croissance ou leur survie et n'entraîneraient pas une exposition significative de la population locale par rapport au milieu naturel. Soulignons également que les tests de toxicité ont permis de définir des seuils intégrés d'effet pour le cuivre et les HAP totaux. Ces seuils pourront éventuellement servir pour la gestion des sédiments contaminés dans le secteur du quai de Gaspé.

ÉQUIPE DE RÉALISATION

Service d'analyse de risque QSAR inc.

- Sylvain Loranger, toxicologue-analyste
- Dany Dumont, biologiste

Environnement Illimité inc.

- Stéphane Lorrain, océanographe

Beak International inc.

- Paul McKee, écotoxicologue

Laboratoires SAB inc.

- Bernadette Jacquaz, biologiste

TABLE DES MATIÈRES

	PAGE
SOMMAIRE	i
ÉQUIPE DE RÉALISATION.....	iii
TABLE DES MATIÈRES	iv
Liste des tableaux.....	xi
Liste des figures.....	xiv
Liste des annexes.....	xvi
1 INTRODUCTION.....	1
1.1 Mise en contexte	1
1.2 Objectifs de l'étude	2
1.3 Approche générale utilisée.....	2
1.4 Organisation des activités	3
1.5 Organisation du rapport.....	6
2 DESCRIPTION GÉNÉRALE DU SITE.....	7
2.1 Localisation de la zone d'étude.....	7
2.2 Milieu physique.....	7
2.2.1 Sédimentologie.....	7
2.2.2 Hydrographie.....	9
2.2.3 Hydrologie générale	9
2.3 Milieu biologique.....	10
2.3.1 Végétation aquatique et riparienne.....	10
2.3.1.1 Végétation subaquatique	10

NORANDA INC./TRANSPORTS CANADA

Évaluation du risque à l'environnement et à la santé humaine
associé aux sédiments contaminés en cuivre – quai de Gaspé

Mars 2002

2.3.1.2	Végétation des marais salés.....	11
2.3.1.3	Prairie sèche côtière.....	11
2.3.2	Végétation terrestre	11
2.3.3	Invertébrés benthiques.....	11
2.3.4	Faune avienne.....	13
2.3.5	Amphibiens et reptiles.....	13
2.3.6	Faune ichtyenne.....	15
2.3.7	Mammifères marins.....	16
2.3.8	Espèces floristiques et fauniques susceptibles d’être désignées menacées ou vulnérables.....	16
2.3.8.1	Flore.....	16
2.3.8.2	Faune	18
2.4	Milieu humain	19
2.4.1	Utilisation actuelle du territoire.....	19
2.4.2	Population environnante.....	21
3	CARACTÉRISATION DU MILIEU	25
3.1	Design de l’étude.....	25
3.1.1	Déroulement des activités d’échantillonnage.....	25
3.1.2	Localisation des stations d’échantillonnage.....	27
3.1.2.1	Zone d’exposition.....	28
3.1.2.2	Zone de référence	28
3.2	Méthodes d’échantillonnage et de prélèvement.....	33
3.2.1	Prélèvement des sédiments et de l’eau interstitielle.....	33
3.2.2	Positionnement des stations d’échantillonnage.....	35
3.2.3	Prélèvement des organismes aquatiques	35

3.2.3.1	Communauté benthique.....	35
3.2.3.2	Mesures de bioaccumulation.....	36
3.3	Caractérisation physico-chimique de l'eau de surface.....	38
3.3.1	Méthodes d'analyses.....	38
3.3.2	Résultats.....	38
3.4	Caractérisation physico-chimique des sédiments et de l'eau interstitielle.....	40
3.4.1	Méthodes d'analyses physico-chimiques.....	40
3.4.1.1	Choix des substances d'intérêt.....	40
3.4.1.2	Sédiments.....	40
3.4.1.3	Eau interstitielle.....	42
3.4.2	Méthodes d'analyse statistique des données.....	43
3.4.3	Résultats d'analyses physico-chimiques des sédiments.....	43
3.4.3.1	Granulométrie.....	44
3.4.3.2	Métaux.....	44
3.4.3.3	Extraction séquentielle.....	47
3.4.3.4	Hydrocarbures aromatiques polycycliques.....	47
3.4.4	Résultats des analyses physico-chimiques de l'eau interstitielle.....	50
3.5	Caractérisation de la communauté benthique.....	53
3.5.1	Méthodes d'analyses des échantillons.....	53
3.5.1.1	Tri des organismes benthiques.....	53
3.5.1.2	Identification.....	53
3.5.2	Méthode d'analyses des données.....	53
3.5.2.1	Calcul de variables descriptives.....	54
3.5.2.2	Analyses en composantes principales.....	54

3.5.3 Résultats d'inventaire benthique	55
3.5.3.1 Composition générale de la communauté benthique.....	55
3.5.3.2 Composition de la faune benthique par station d'échantillonnage....	55
3.5.3.3 Interprétation de l'analyse en composantes principales.....	61
3.6 Mesures de bioaccumulation dans les organismes aquatiques.....	63
3.6.1 Méthode de préparation des échantillons	63
3.6.1.1 Polychètes.....	63
3.6.1.2 Homard.....	64
3.6.1.3 Moule bleue.....	64
3.6.1.4 Méthodes d'analyses chimiques des prélèvements	64
3.6.2 Analyse statistique des données	65
3.6.3 Résultats	65
3.6.3.1 Polychètes.....	65
3.6.3.2 Homard.....	65
3.6.3.3 Moule bleue.....	68
3.7 Tests de toxicité.....	72
3.7.1 Méthodes d'analyses en laboratoire	72
3.7.1.1 Test de survie et de ré-enfouissement de l'amphipode marin Eohaustorius estuarius.....	72
3.7.1.2 Test de survie et de croissance du polychète marin Neanthes	72
3.7.1.3 Test de développement larvaire de la moule bleue, Mytilus edulis ..	73
3.7.1.4 Test Microtox en phase solide.....	73
3.7.2 Résultats des tests de toxicité	74
3.7.2.1 Test de survie et de ré-enfouissement des amphipodes (Eohaustorius estuarius)	74

3.7.2.2	Test de survie et de croissance des polychètes (Neanthes)	74
3.7.2.3	Test de développement larvaire de la moule bleue (Mytilus edulis).....	77
3.7.2.4	Test Microtox	77
3.7.2.5	Évaluation de la concentration dans l'eau interstitielle après les tests de toxicité	80
4	INTÉGRATION DES DONNÉES PHYSICO-CHIMIQUES, BIOLOGIQUES ET ÉCOTOXICOLOGIQUES.....	82
4.1	Analyse intégrée des données environnementales et écotoxicologiques.....	82
4.1.1	Analyse en composantes principales.....	82
4.1.2	Relations entre les résultats des tests de toxicité et la chimie des sédiments et de l'eau interstitielle	86
4.1.2.1	Moule bleue.....	86
4.1.2.2	Microtox	92
4.1.3	Relations entre les résultats des tests de toxicité et la communauté benthique	96
4.1.4	Relations entre la chimie des sédiments et de l'eau interstitielle et la communauté benthique.....	96
4.2	Détermination des seuils intégrés	96
4.2.1	Détermination des critères d'effet.....	97
4.2.2	Interprétation des seuils intégrés	98
5	ANALYSE DE RISQUE ÉCOLOGIQUE.....	101
5.1	Problématique	101
5.1.1	Modèle conceptuel	101
5.1.1.1	Source de contamination	101
5.1.1.2	Devenir de la contamination.....	103
5.1.2	Sélection des substances et des récepteurs écologiques d'intérêt et choix des paramètres d'évaluation	103

5.1.2.1 Substances préoccupantes	103
5.1.2.2 Récepteurs écologiques d'intérêt.....	104
5.1.2.3 Formulation des hypothèses de travail	104
5.1.2.4 Règle de décision.....	105
5.1.2.5 Niveau de conservatisme	105
5.2 Estimation de l'exposition.....	107
5.2.1 Approche générale.....	107
5.2.1.1 Invertébrés aquatiques.....	108
5.2.1.2 Poissons	108
5.2.1.3 Oiseaux.....	108
5.2.2 Calcul de la dose d'exposition.....	109
5.2.3 Analyse de sensibilité.....	109
5.3 Détermination des valeurs de référence écotoxicologiques	114
5.4 Caractérisation du risque.....	115
5.4.1 Méthode de calcul du risque.....	115
5.4.2 Estimation du risque.....	115
6 ANALYSE DE RISQUE TOXICOLOGIQUE.....	118
6.1 Identification du danger	118
6.1.1 Source de contamination et sélection des substances d'intérêt	118
6.1.2 Population potentiellement affectée	118
6.2 Évaluation toxicologique	119
6.2.1 Revue des évaluations sur les données toxicologiques existantes	119
6.2.1.1 Effets toxiques associés au cuivre selon la littérature	119
6.2.2 Détermination des estimateurs de risque.....	120

6.2.2.1 Généralités.....	120
6.2.2.2 Cuivre.....	120
6.3 Estimation de l'exposition.....	121
6.3.1 Définition des conditions d'exposition.....	121
6.3.1.1 Choix du scénario et des groupes cibles.....	121
6.3.1.2 Choix des voies d'exposition.....	121
6.3.2 Estimation de l'exposition attribuable au site.....	122
6.3.3 Estimation de l'exposition associée au bruit de fond.....	128
6.3.3.1 Méthode de calcul et paramètres d'entrée.....	128
6.3.3.2 Résultats du calcul des doses d'exposition associées au milieu naturel (bruit de fond).....	129
6.4 Caractérisation du risque.....	129
6.4.1 Méthodes de calcul.....	129
6.4.2 Interprétation générale des résultats.....	132
7 DISCUSSION GÉNÉRALE.....	134
7.1 Concentrations dans les sédiments et l'eau interstitielle.....	134
7.2 Bioaccumulation dans les organismes benthiques.....	135
7.3 Tests de toxicité.....	136
7.4 Structure de la communauté benthique.....	138
7.5 Évaluation des risques écologiques (faune).....	138
7.6 Évaluation des risques toxicologiques (santé humaine).....	140
7.7 Établissement de seuils de décontamination.....	142
8 CONCLUSION.....	143
BIBLIOGRAPHIE.....	144

LISTE DES TABLEAUX

	PAGE
Tableau 2.1 : Colonies d'oiseaux répertoriées dans le secteur de la baie de Gaspé.....	14
Tableau 2.2 : Espèces de plantes vasculaires menacées, vulnérables ou susceptibles d'être désignées comme telles inventoriées à l'intérieur de la zone d'étude, havre de Gaspé	17
Tableau 2.3 : Répartition de la population par groupes d'âge dans un rayon de cinq kilomètres autour du quai de Gaspé	23
Tableau 2.4 : Répartition de la population de la zone d'étude selon l'orientation géographique et les distances par rapport au quai de Gaspé	24
Tableau 3.1 : Étapes de la campagne d'échantillonnage réalisée à l'automne 2001 dans la baie de Gaspé	27
Tableau 3.2 : Comparaison entre les teneurs de cuivre dans les sédiments (0-10 cm) récoltés en septembre 2001 et la plage des concentrations basée sur les données recueillies à l'automne 2000 au quai de Gaspé	30
Tableau 3.3 : Sommaire des mesures et prélèvements réalisés aux différentes stations d'échantillonnage des sédiments et des organismes marins dans la zone exposée et dans la zone de référence, havre et baie de Gaspé, automne 2001	31
Tableau 3.4 : Méthodes de collecte prévues et utilisées pour l'échantillonnage des sédiments dans la baie de Gaspé, automne 2001	34
Tableau 3.5 : Caractéristiques physico-chimiques de la colonne d'eau dans le havre de Gaspé, automne 2001	39
Tableau 3.6 : Régressions multiples entre les concentrations de métaux extractibles (méthode Environnement Canada) dans les sédiments (variable dépendante) et les teneurs dans l'eau interstitielle, le carbone organique total et le pourcentage de particules fines dans les sédiments (variables indépendantes), havre de Gaspé, automne 2001	52
Tableau 3.7 : Comparaison entre la composition taxonomique du benthos récolté en 1997 et en 2001 dans le secteur de Sandy Beach	56

Tableau 3.8 :	Abondance relative des taxons les plus abondants d'organismes benthiques par station, havre de Gaspé, automne 2001.....	59
Tableau 3.9 :	Concentrations de métaux mesurés dans les polychètes prélevés dans la zone exposée (quai de Gaspé) et dans la zone de référence (Penouille) à l'automne 2001	66
Tableau 3.10 :	Statistiques descriptives des métaux mesurés dans l'hépatopancréas et la chair des homards prélevés dans la zone exposée (quai de Gaspé) et dans la zone de référence (Haldimand) à l'automne 2001	67
Tableau 3.11 :	Statistiques descriptives des hydrocarbures aromatiques polycycliques mesurés dans l'hépatopancréas des homards prélevés dans la zone exposée (quai de Gaspé) et dans la zone de référence (Haldimand) à l'automne 2001	69
Tableau 3.12 :	Statistiques descriptives des métaux mesurés dans les moules de la zone exposée (quai de Gaspé) et de la zone de référence (Haldimand) à l'automne 2001	71
Tableau 3.13 :	Résultats des tests de survie et de ré-enfouissement des amphipodes (<i>Eohaustorius estuarius</i>) dans les sédiments entiers prélevés au quai de Gaspé à l'automne 2001.....	75
Tableau 3.14 :	Résultats des tests de survie et de croissance des polychètes (<i>Neanthes</i> sp) dans les sédiments entiers prélevés au quai de Gaspé à l'automne 2001	76
Tableau 3.15 :	Résultats des tests de développement larvaire de moules bleues (<i>Mytilus edulis</i>) dans l'eau interstitielle extraite des sédiments entiers prélevés au quai de Gaspé à l'automne 2001.....	78
Tableau 3.16 :	Résultats du test Microtox en phase solide à partir des sédiments entiers prélevés au quai de Gaspé à l'automne 2001.....	79
Tableau 3.17 :	Concentrations des métaux dans l'eau interstitielle avant et après la réalisation des tests de toxicité en laboratoire	81
Tableau 4.1 :	Concentrations de cuivre total extractible (méthode Environnement Canada) dans les sédiments des stations échantillonnées dans le secteur du quai de Gaspé (automne 2001) en fonction de la CI ₅₀ (Microtox) et de l'unité toxique maximale (UTM) déduite à partir de l'étude de Svenson <i>et al.</i> (1996)	94
Tableau 4.2 :	Matrice des seuils intégrés basés sur les tests de toxicité, quai de Gaspé, automne 2001	99

Tableau 4.3 :	Concentrations d'hydrocarbures aromatiques polycycliques totaux et de cuivre extractible dans les sédiments en fonction des critères d'effets présentés, quai de Gaspé, automne 2001.....	100
Tableau 5.1 :	Description des paramètres d'évaluation et de mesure utilisés pour l'évaluation des risques écologiques, quai de Gaspé, automne 2001.....	106
Tableau 5.2 :	Paramètres utilisés pour le calcul de la dose d'exposition au cuivre chez le garrot à œil d'or, quai de Gaspé, automne 2001	111
Tableau 5.3 :	Doses d'exposition par ingestion de cuivre et indice de risque calculés pour le garrot à œil d'or, quai de Gaspé, automne 2001	112
Tableau 5.4 :	Concentration d'exposition (eau interstitielle) et indice de risque calculés pour la plie, quai de Gaspé, automne 2001.....	116
Tableau 6.1 :	Voies et médias considérés pour l'estimation de l'exposition	123
Tableau 6.2 :	Concentrations moyennes de cuivre dans les homards, les moules et les poissons associés à la zone exposée, quai de Gaspé, automne 2001	125
Tableau 6.3 :	Taux de consommation de poissons et de fruits de mer en fonction des différentes classes d'âge.....	126
Tableau 6.4 :	Doses d'exposition associées à l'ingestion d'aliments d'origine locale, quai de Gaspé, automne 2001	127
Tableau 6.5 :	Concentrations ou doses d'exposition associées au milieu ambiant (bruit de fond) pour le cuivre, quai de Gaspé, automne 2001	130
Tableau 6.6 :	Doses d'exposition journalière au cuivre attribuables au milieu ambiant (bruit de fond), quai de Gaspé, automne 2001.....	131
Tableau 6.7 :	Calcul de l'indice de dépassement de la dose quotidienne recommandée associé à une exposition au cuivre, quai de Gaspé, automne 2001	133

LISTE DES FIGURES

	PAGE
Figure 1.1 : Schéma des activités réalisées dans le cadre de l'évaluation des risques, quai de Gaspé, automne 2001	4
Figure 2.1 : Localisation du secteur à l'étude et patron de circulation général dans le havre de Gaspé, automne 2001.....	8
Figure 3.1 : Localisation des stations d'échantillonnage des sédiments et des organismes marins dans le havre et la baie de Gaspé (zones exposée et de référence), automne 2001.....	26
Figure 3.2 : Localisation des stations d'échantillonnage des sédiments et des organismes marins dans la zone exposée à proximité du quai de Gaspé, automne 2001	29
Figure 3.3 : Granulométrie et contenu en carbone organique total des sédiments entiers récoltés à l'automne 2001 aux stations de la zone exposée et de la zone de référence, havre de Gaspé.....	45
Figure 3.4 : Teneurs en métaux et en hydrocarbures aromatiques polycycliques dans les sédiments récoltés à l'automne 2001 aux stations de la zone exposée et de la zone de référence, havre de Gaspé	46
Figure 3.5 : Importance relative des teneurs en cuivre dans les cinq fractions de l'extraction séquentielle (méthode Tessier adaptée) des sédiments récoltés à l'automne 2001 aux stations de la zone exposée et de la zone de référence, havre de Gaspé	48
Figure 3.6 : Teneurs des sept congénères d'hydrocarbures aromatiques polycycliques pour lesquels un critère du seuil d'effets néfastes est défini, havre de Gaspé, automne 2001	49
Figure 3.7 : Teneurs des paramètres analysés dans l'eau interstitielle extraite des sédiments récoltés à l'automne 2001 aux stations de la zone exposée et de la zone de référence, havre de Gaspé.....	51
Figure 3.8 : Densité, nombre de taxons et indices de diversité et de régularité des organismes benthiques aux stations de la zone exposée et de la zone de référence, havre de Gaspé, automne 2001.....	57

Figure 3.9 :	Abondance relative des grands groupes d'invertébrés benthiques aux stations de la zone exposée et de la zone référence, havre de Gaspé, automne 2001	60
Figure 3.10 :	Analyse en composantes principales, abondance des organismes benthiques (projection des stations), havre de Gaspé, automne 2001	62
Figure 3.11 :	Relation entre la concentration de cadmium et le poids de l'hépatopancréas des homards prélevés dans la zone exposée (quai de Gaspé) et dans la zone de référence (Haldimand) à l'automne 2001	70
Figure 4.1 :	Schéma d'analyse associé au traitement statistique des données environnementales et toxicologiques	83
Figure 4.2 :	Représentation graphique de la position des stations d'échantillonnage dans le plan des deux premières composantes principales définies à partir des données de physico-chimie des sédiments et de l'eau interstitielle, de l'inventaire benthique et des tests de toxicité	84
Figure 4.3 :	Corrélations non paramétriques entre les résultats des tests de toxicité et certaines variables chimiques mesurées dans l'eau interstitielle et les sédiments, quai de Gaspé, automne 2001	87
Figure 4.4 :	Résultats des tests de toxicité chez les larves de moules bleues en fonction de la concentration de cuivre dans l'eau interstitielle, quai de Gaspé, automne 2001	88
Figure 4.5 :	Résultats du test de toxicité chez les larves de moules bleues en fonction de la somme des unités toxiques des hydrocarbures aromatiques polycycliques, quai de Gaspé, automne 2001	90
Figure 5.1 :	Modèle conceptuel élaboré dans le cadre de l'analyse des risques écologiques et toxicologiques, quai de Gaspé, automne 2001	102
Figure 5.2 :	Résultats de l'analyse de sensibilité associés au calcul de la dose d'exposition par ingestion de cuivre chez le garrot à œil d'or, quai de Gaspé, automne 2001	113

LISTE DES ANNEXES

- Annexe A : Démarche générale de l'analyse des risques écologiques et toxicologiques
- Annexe B : Aires de concentration et d'exploitation des mollusques et crustacés dans la baie de Gaspé
- Annexe C : Liste des espèces vertébrées présentant un potentiel de présence dans le secteur de la baie de Gaspé
- Annexe D : Résultats des analyses chimiques réalisées dans les sédiments et l'eau interstitielle au quai de Gaspé
- Annexe E : Description générale des méthodes d'analyses statistiques
- Annexe F : Données relatives à l'abondance des organismes benthiques récoltés aux différentes stations d'échantillonnage
- Annexe G : Analyse en composantes principales
- Annexe H : Mesures de bioaccumulation chez les homards et les moules bleues

1 INTRODUCTION

1.1 Mise en contexte

Le quai de Gaspé a une vocation commerciale depuis plus de 50 ans. Des activités militaires ont également eu lieu dans ce secteur, particulièrement durant la deuxième guerre mondiale. À l'heure actuelle, il est utilisé pour le transbordement de produits pétroliers, de sel, de produits de la mer et de marchandises générales. Des navires de croisières font également escale à Gaspé. Jusqu'à tout récemment, des transbordements d'acide sulfurique et de concentré de cuivre ont eu lieu sur ce quai.

Depuis 1986, des études de caractérisation des sédiments ont été réalisées dans le secteur adjacent au quai de Gaspé (Sandy Beach), au quai de la Défense nationale et, plus à l'Est, au quai Old Pile (CPSEG, 1995). Les résultats de ces études ont mis en évidence une problématique d'enrichissement des sédiments en substances inorganiques (arsenic, chrome, cuivre, cadmium, nickel, plomb et zinc) et organiques (hydrocarbures aromatiques polycycliques ou HAP).

Plus spécifiquement, en ce qui concerne le quai de Gaspé, une première campagne de caractérisation sommaire s'y est déroulée en 1993. Cette campagne a révélé la présence de contaminants organiques et inorganiques à des concentrations jugées préoccupantes. Dans le but de bien circonscrire l'étendue de la zone contaminée en périphérie du quai de Gaspé, le consortium Noranda, inc., division Mines Gaspé, Transports Canada et Travaux publics et Services gouvernementaux Canada (TPSGC), a procédé à une caractérisation physico-chimique extensive de la zone portuaire. Cette caractérisation qui a été réalisée à l'automne 1997 a permis de mettre en évidence une relation causale entre la physico-chimie des sédiments (niveau de contamination), la structure de la communauté benthique et les effets toxiques sur certains organismes indicateurs (Beak International, 1998). Les résultats de cette étude ont montré l'absence de relations significatives entre ces trois composantes, malgré que les concentrations de cuivre de plusieurs stations dépassaient jusqu'à 68 fois le seuil d'effets néfastes (SEN = 86 ppm) (« *Critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent* »; Environnement Canada et MENVIQ, 1992a). L'absence de relations doses-réponses significatives pour les sédiments de Sandy Beach, malgré des concentrations dépassant 3 000 mg/kg de cuivre, a été associée notamment à la stabilité chimique du cuivre dans les sédiments.

Par ailleurs, une campagne de caractérisation a été réalisée en 2000 afin de déterminer l'étendue et l'importance de la contamination en cuivre dans les sédiments (Environnement Illimité, 2001). Les résultats géostatistiques ont montré qu'il existait un panache de contamination en cuivre (gradient) s'étendant vers le sud-est, en direction de la barre de Sandy Beach. D'autre part, soulignons que les résultats de cette caractérisation ont permis de confirmer que les sédiments contenaient des teneurs très faibles de

biphényles polychlorés (BPC) distribués de façon irrégulière dans le secteur du quai de Gaspé (Environnement Illimité, 2001). L'étude de 2001 a également montré la présence de HAP sur des étendues plus restreintes que le cuivre.

1.2 Objectifs de l'étude

L'objectif de la présente étude vise à évaluer les risques pour l'environnement et pour la santé reliés à la présence de cuivre dans les sédiments dans le secteur du quai de Gaspé et à présenter des seuils d'intervention et de gestion de ces sédiments basés sur les résultats des tests de toxicité et des analyses de risque.

De façon plus spécifique, les objectifs de la présente étude sont :

- de réaliser une caractérisation du milieu (sédiment, eau interstitielle, communauté benthique, tests de toxicité et mesures de bioaccumulation) en se basant sur le gradient de concentration de cuivre observé dans les sédiments du secteur du quai de Gaspé;
- de vérifier, au moyen des tests de toxicité sur des organismes marins, l'existence d'une relation dose-réponse significative entre le gradient de concentration de cuivre et les effets observés;
- d'évaluer les risques écologiques (faune) et toxicologiques (santé humaine) à partir des données recueillies durant la phase de caractérisation du milieu sur la base de scénario spécifique au secteur à l'étude.

Les objectifs de la présente étude ont été élaborés en conformité avec les principes d'utilisation et d'application des critères énoncés dans *Critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du St-Laurent*. En effet, tel que spécifié dans ce document, les critères de qualité constituent un outil d'évaluation du degré de contamination des sédiments d'un lieu donné, et fournissent des indications sur la nécessité de procéder à des analyses plus poussées. Ils représentent un élément important, mais non le seul, pour la détermination d'objectifs et de stratégies de restauration. Ces critères sont destinés à un usage général et n'ont pas été élaborés en fonction de conditions particulières à un lieu. Selon les circonstances qui prévalent localement, les critères peuvent être retenus directement ou modifiés afin de refléter les conditions particulières du site. Le document précise également que lorsque la contamination en place dépasse le seuil d'effets néfastes, une analyse des risques devrait être réalisée afin de juger de la pertinence d'intervenir.

1.3 Approche générale utilisée

Afin de répondre aux objectifs de la présente étude, et plus particulièrement pour obtenir une relation dose-réponse satisfaisante au niveau des tests de toxicité, l'approche générale utilisée pour la caractérisation du milieu a été précisée par l'établissement d'un protocole d'échantillonnage des sédiments et des organismes aquatiques basé sur un gradient de

concentration de cuivre tel que déterminé lors de l'étude géostatistique réalisée à l'automne 2000 (Environnement Illimité, 2001).

Ainsi, lors de la préparation du plan de travail, une douzaine de stations d'échantillonnage ont été localisées a priori sur une carte en fonction du gradient de concentration le long d'un transect partant du quai de Gaspé et s'étendant en direction ouest vers la pointe de Sandy Beach (azimut 112°). Le choix et la position exacte de ces stations d'échantillonnage a par la suite été confirmée par des analyses chimiques des sédiments sur le terrain lors de l'étape de reconnaissance.

Un autre aspect important de l'étude portait sur la sélection de stations de référence représentatives du secteur à l'étude comportant des sédiments non contaminés (< SSE) et dont la granulométrie et le contenu en matière organique des sédiments étaient comparables à ceux des stations du secteur contaminé.

Mentionnons enfin que trois autres stations d'échantillonnage ont également été déterminées dans le secteur contaminé afin d'évaluer l'effet du gradient de profondeur sur la distribution de la contamination et des organismes benthiques.

1.4 Organisation des activités

L'approche générale proposée pour réaliser l'étude comporte sept activités (figure 1.1) couvrant les travaux sur le terrain, les analyses physico-chimiques, biologiques et écotoxicologiques en laboratoire, les évaluations du risque écologique et toxicologique et, finalement, l'intégration de l'ensemble des données. Le texte qui suit résume l'essentiel des différentes activités.

La **première activité** (Échantillonnage des média environnementaux et caractérisation du milieu) vise à récolter des échantillons de sédiments, d'eau interstitielle et de la faune aquatique (ex. : invertébrés benthiques) selon le gradient de concentration de cuivre observé à proximité du quai de Gaspé. Précisons que les stations d'échantillonnage ont été sélectionnées de manière à minimiser l'effet de facteurs confondants, tels la profondeur, la granulométrie ou le contenu en matière organique. D'autre part, le choix de stations de référence représentatives et comparables au milieu contaminé a constitué un aspect important de cette activité. Cette activité a été réalisée par la firme Environnement Illimité.

La **seconde activité** (Inventaire de la communauté benthique) vise à décrire la composition et la structure de la communauté benthique et à identifier, le cas échéant, des variables indicatrices (ex. : diversité, groupe taxonomique, espèce cible) en fonction notamment du gradient de concentration de cuivre et du gradient de profondeur. Cette activité a été réalisée par la firme Les Laboratoires SAB.

Figure 1.1 : Schéma des activités réalisées dans le cadre de l'évaluation des risques, quai de Gaspé, automne 2001

La **troisième activité** (Tests de toxicité) consiste à réaliser une série de tests de toxicité sur des organismes benthiques à partir d'échantillons de sédiments et d'eau interstitielle reflétant le gradient de concentration de cuivre dans la zone exposée et les teneurs dans la zone de référence. Cette activité est particulièrement importante considérant que les résultats de l'étude de 1997 n'avaient pas permis d'obtenir une relation dose-réponse significative en raison possiblement de facteurs naturels non reliés à la contamination (ex. : toxicité associée au bruit de fond). Cette activité a été réalisée par la firme Beak International.

La **quatrième activité** (Mesures de bioaccumulation des organismes marins) consiste à estimer l'importance de la bioaccumulation du cuivre et de certaines autres substances d'intérêt par différents organismes marins en fonction des niveaux de contamination mesurés dans le secteur de Sandy Beach ainsi que dans la zone de référence. Cette évaluation vise à mettre en évidence la biodisponibilité potentielle du cuivre trouvé dans les sédiments et dans l'eau de surface ainsi que son transfert le long de la chaîne alimentaire. Les organismes marins ont été récoltés par Environnement Illimité. La préparation des échantillons pour les analyses chimiques des substances d'intérêt dans les organismes a été faite par les Laboratoires SAB tandis que les analyses chimiques ont été réalisées par PSC Services Analytiques.

La **cinquième activité** (Évaluation des risques écologiques) vise à évaluer les risques écologiques (environnement) pour des récepteurs écologiques d'intérêt. Dans le cadre de la présente étude, la démarche développée par le CCME (1996) et par Environnement Canada (1997) pour l'évaluation des substances d'intérêt prioritaire a été utilisée.

Elle s'appuie en grande partie sur l'approche américaine (U.S. EPA, 1998) et comprend quatre étapes : 1) Description de la problématique ; 2) Caractérisation des voies d'entrée et de l'exposition ; 3) Caractérisation des effets et 4) Caractérisation du risque. Une description de chacune des étapes est présentée à l'annexe A. Cette démarche s'appuie aussi sur la méthode fondée sur le poids de la preuve (Suter, 1993) et intègre aussi bien les informations issues de mesures effectuées *in situ* (ex. : mesures de bioaccumulation, concentrations dans l'eau interstitielle, etc.) et au laboratoire (ex. : tests de toxicité) que les résultats de l'analyse de risque proprement dite. Cette activité a été réalisée par la firme Service d'analyse de risque QSAR.

La **sixième activité** (Évaluation des risques toxicologiques) vise à évaluer les risques toxicologiques (santé humaine) pour des groupes cibles d'intérêt. Dans le cadre de la présente étude, la démarche générale comporte cinq étapes décrites de façon succincte à l'annexe A. Signalons que le but de l'analyse des risques toxicologiques est de vérifier l'existence d'un potentiel de risque pour des scénarios d'exposition conservateurs, mais réalistes. Cette activité a été réalisée par la firme Service d'analyse de risque QSAR.

La **septième activité** (Analyse des données, estimation du risque et rédaction des rapports) vise finalement à analyser et à intégrer l'ensemble des résultats des caractérisations physico-chimiques et biologiques, des tests de toxicité (ex. : dose-réponse) et de l'analyse

des risques toxicologiques et écologiques. Cette activité est particulièrement importante car elle vise à présenter des seuils de décontamination spécifiques basés sur l'interprétation globale des résultats.

1.5 Organisation du rapport

L'organisation du présent rapport correspond essentiellement aux différentes activités décrites précédemment et vise à répondre aux objectifs de l'étude. Ainsi, outre l'introduction qui constitue le premier chapitre du rapport, le document se subdivise ensuite en sept autres sections principales. Le deuxième chapitre présente la problématique à partir d'une description générale du secteur à l'étude du point de vue biophysique et humain. Le troisième chapitre expose les caractéristiques physico-chimiques et biologiques (inventaire benthique) du milieu à partir des mesures effectuées *in situ* dans la colonne d'eau, les sédiments et l'eau interstitielle. Ce chapitre décrit également les résultats des différents tests de toxicité réalisés à partir de l'eau interstitielle ou des sédiments. Le quatrième chapitre présente l'intégration des données physico-chimiques, biologiques et toxicologiques (tests de toxicité) afin de déterminer des seuils d'intervention potentiels dans un contexte de gestion des sédiments contaminés. Les cinquième et sixième chapitres présentent respectivement l'évaluation des risques écologiques (faune) et toxicologiques (santé humaine) associés à l'exposition des récepteurs écologiques et humains ciblés. Enfin, les septième et huitième chapitres présentent respectivement une discussion générale des résultats de l'étude ainsi qu'une brève conclusion.

2 DESCRIPTION GÉNÉRALE DU SITE

2.1 Localisation de la zone d'étude

La zone d'étude englobe la baie et le havre de Gaspé de même que les falaises qui les bordent (figure 2.1). La baie de Gaspé s'ouvre vers le golfe du Saint-Laurent, à l'extrémité est de la péninsule de la Gaspésie. Elle est bornée au nord par le cap de Gaspé à l'extrémité de la péninsule de Forillon où se situe le parc national du même nom et, au sud, par la pointe Saint-Pierre.

La baie de Gaspé forme une profonde échancrure marine qui pénètre à l'intérieur des terres. Elle s'étend sur une longueur d'environ 35 km et atteint une largeur de 9 km à son embouchure. Au fond de la baie, du côté ouest, se trouve le havre de Gaspé au bord duquel s'élève la ville du même nom. Le havre est en partie isolé par deux pointes sableuses qui se font face : la flèche de Sandy Beach, au sud, qui atteint 3 km de long et la pointe de Penouille, au nord.

Le secteur du quai de Gaspé est situé sur la rive sud du havre de Gaspé, compris entre les estuaires des rivières York et Dartmouth et les flèches sableuses de Penouille et de Sandy Beach. Des plages de sable étroites caractérisent ce secteur.

2.2 Milieu physique

2.2.1 Sédimentologie

Dans la zone côtière de 0 à 10 mètres de profondeur d'eau, le havre de Gaspé affiche un fond marin constitué de sable graveleux et de sable vaseux. En eaux plus profondes, au centre du havre, le substrat devient plus vaseux (MPO, 2001). La zone vaseuse est bordée par du sable vaseux et argileux, au nord-ouest et au sud-ouest (secteur des rivières Dartmouth et York), et par du sable, au nord (secteur de Penouille) et à l'est (secteur de la flèche sableuse de Sandy Beach).

De façon plus spécifique, les rivières Saint-Jean, Dartmouth et York forment à leur embouchure un delta sédimentaire, soumis au jeu des marées où l'eau est saumâtre. L'estuaire de la rivière Saint-Jean forme le barachois de Douglastown. Le sable trouvé à l'embouchure et à l'estuaire des trois rivières devient plus grossier en s'éloignant vers les flèches sableuses de Penouille et de Sandy Beach (CPSEG, 1995). Les flèches sableuses de Sandy Beach et de Penouille constituent des formes d'accumulations uniques en Gaspésie. Ces langues de terre jouent un rôle de brise-vagues et changent la dynamique

Figure 2.1 : Localisation du secteur à l'étude et patron de circulation général dans le havre de Gaspé, automne 2001

des courants à l'intérieur de la baie de Gaspé. L'effet de la houle et l'intensité des courants de marées empêchent l'accumulation de dépôts à cet endroit, créant ainsi une pente très abrupte (CPSEG, 1995).

La zone industrielle du secteur du quai de Gaspé est une pointe formée de dépôts meubles (CPSEG, 1995). Les sédiments de la partie peu profonde longeant la rive sud à partir du quai de Gaspé sont constitués d'une fraction sableuse non négligeable, de graviers et de cailloux épars (Procéan, 1997 ; Environnement Illimité, 2001).

2.2.2 Hydrographie

La masse d'eau rencontrée dans le secteur du quai de Gaspé est considérée comme étant salée. Elle est alimentée par le débit de la marée semi-diurne qui pénètre par le chenal étroit au sud de la presqu'île de Penouille et par le débit d'eau douce des rivières Dartmouth, à l'ouest, et York, au sud-ouest.

Le ruisseau qui traverse le marais de Sandy Beach se jette dans la partie ouest du havre de Gaspé. La rivière Saint-Jean se jette dans le barachois de Douglstown en se divisant en plusieurs chenaux séparés par des îlots marécageux.

Dans la baie de Gaspé, la bathymétrie passe graduellement d'une profondeur de 20 m au fond de la baie à une profondeur de 100 m à la hauteur de Douglstown (MPO, 2001). Dans le secteur du quai de Gaspé, la profondeur d'eau varie de 0 m à 32 m par rapport au niveau moyen de la marée la plus basse (S.H.C. 4416).

2.2.3 Hydrologie générale

Le havre de Gaspé est caractérisé par la présence presque permanente d'une couche d'eau douce provenant des rivières York et Dartmouth. L'épaisseur maximale de cette couche est de cinq à dix mètres, atteinte lors des crues printanières. Cette nappe d'eau douce influence particulièrement les secteurs peu profonds du havre.

Le havre de Gaspé est caractérisé par de grandes variations de salinité et de température de l'eau. En période d'étiage estival, la salinité de l'eau de surface augmente, mais des précipitations abondantes peuvent provoquer un abaissement soudain de cette salinité. Le réchauffement de l'eau de ce secteur est important en raison de la faible profondeur et de l'apport des cours d'eau se déversant dans le havre (CPSEG, 1995). En novembre, la masse d'eau se refroidit pour atteindre une température de $-1,6$ °C en surface et de 0 °C en profondeur. La formation des premières glaces débute à la mi-décembre. En février, la glace couvre la presque totalité de la baie. Le havre est complètement libéré des glaces à la fin du mois d'avril (CPSEG, 1995).

Dans l'ensemble de la baie de Gaspé, le patron de circulation est de type estuarien montrant une alternance des courants avec le flot longeant la rive nord et le jusant longeant la rive sud et la flèche sableuse de Sandy Beach (figure 2.1). L'intensité de ce

patron de circulation anti-cyclonique varie de manière saisonnière en fonction du débit des rivières York, Saint-Jean et Dartmouth (CPSEG, 1995). Plus spécifiquement, l'eau douce s'écoule vers l'extérieur de la baie de Gaspé en déviant sur la rive sud du havre. Elle longe ensuite la flèche de sable de Sandy Beach pour sortir entre Penouille et Sandy Beach. Les marées montantes entraînent un courant ascendant d'eau salée, pénétrant le havre par le chenal situé entre les deux pointes (CPSEG, 1995). Les marées sont de type semi-diurnes, avec une amplitude moyenne de 1,2 m et maximale de 1,7 m. Les courants de marées atteignent des vitesses maximales (36 cm/seconde) entre les flèches de sable de Sandy Beach et de Penouille. La vitesse moyenne des courants de marées dans ce secteur est de l'ordre de 20 cm/seconde (CPSEG, 1995).

2.3 Milieu biologique

Cette section décrit les différentes composantes du milieu biologique caractérisant le territoire à l'étude. La description des composantes a été réalisée à partir de la littérature existante et des informations recueillies auprès des différents organismes gouvernementaux et publics.

2.3.1 Végétation aquatique et riparienne

2.3.1.1 Végétation subaquatique

La végétation aquatique de la baie de Gaspé est caractérisée par des algues macroscopiques, des algues microscopiques et une plante vasculaire, la zostère marine (*Zostera marina*). Les macrophytes se présentent sur trois étages, conditionnés par le temps de submersion lors des marées. L'infralittoral est composé de végétation submergée, principalement des algues rouges (rhodophytes). Le littoral représente la zone inondée et exondée quotidiennement. Il est colonisé par des algues vertes (chlorophytes), des algues brunes (phéophytes) et de la zostère marine (*Zostera marina*). Le supralittoral, inondé seulement aux grandes marées, est occupé par la végétation riveraine et quelques chlorophytes (*Enteromorpha* spp.).

Les algues brunes forment des zones végétales distinctes qu'on qualifie de zone de fucacées (*Fucus* spp.), de zone de chordés (*Chorda filum*), de zone d'alarie (*Alaria esculenta*), de zone de laminaire (*Laminaria* spp.) et de zone d'agare criblée (*Agarum cribosum*). La seule espèce d'algue rouge caractéristique de la baie est la mousse d'Irlande (*Chondrus crispus*) (MPO, 2001). Les macrophytes représentent une source importante de nourriture pour plusieurs brouteurs benthiques dont les littorines (*Littorina* spp.), les patelles (*Acmea testudinalis*), les oursins verts (*Strongylocentrotus droebrachiensis*) et les oursins plats (*Echinarachnius parma*) (CPSEG, 1995).

La zostère marine est la plante vasculaire dominante des eaux peu profondes (fonds sableux ou vaseux) de la baie de Gaspé (MPO, 2001). Les bancs de zostère marine stabilisent les sédiments et constituent des habitats très productifs. Les herbiers de zostère

marine fournissent habitat et nourriture à une grande variété d'organismes (ex. : oiseaux aquatiques, plantes épiphytes, poissons et invertébrés).

2.3.1.2 Végétation des marais salés

Des marais salés intertidaux sont présents dans certains secteurs des estuaires des rivières Dartmouth, York et Saint-Jean (MPO, 2001). Ces habitats servent d'aires de nidification pour la sauvagine et comptent parmi les écosystèmes les plus productifs. La végétation émergente qu'on y trouve est typique des marais salés du golfe du Saint-Laurent. Les spartines, appelées aussi foin de grève ou foin salé, composent l'essentiel de la végétation de ces marais salés. Les trois espèces de spartine se répartissent, de la mer vers la terre, de la façon suivante : la spartine à fleurs alternes (*Spartina alterniflora*), la spartine étalée (*Spartina patens*) et la spartine pectinée (*Spartina pectinata*).

2.3.1.3 Prairie sèche côtière

Les flèches sableuses de Sandy Beach et de Penouille sont caractérisées par une végétation herbacée, dominée par des plantes halophiles telles l'élyme des sables (*Leymus arenarius*), l'ammophile à ligule courte (*Ammophila breviligulata*), le pois de mer (*Lathyrus maritimus*), le caquillier édentulé (*Cakile edentulata*) et le chiendent (*Elytrigia repens* var. *repens*). L'élyme des sables et l'ammophile à ligule courte jouent un rôle de plantes pionnières participant à la stabilisation du sable des dunes côtières.

2.3.2 Végétation terrestre

La zone à l'étude fait partie de la zone de végétation tempérée nordique, de la sous-zone de la forêt mélangée et du domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune du Québec (MRN, 2001).

La végétation terrestre aux abords de la baie de Gaspé est constituée essentiellement d'espèces pionnières telles l'épilobe à feuilles étroites (*Epilobium angustifolium*) et le framboisier (*Rubus idaeus*). On y trouve aussi la potentille ansérine (*Argentina anserina*), résistante aux embruns salins. Les falaises rocheuses de la rive sud de la baie sont constituées de roches sédimentaires de nature friable. Les processus d'érosion en font un habitat instable, abritant des plantes peu compétitives. Parmi ces dernières, on trouve plusieurs plantes arctiques-alpines dont la campanule à feuilles rondes (*Campanula rotundifolia*) (CPSEG, 1995).

2.3.3 Invertébrés benthiques

Mentionnons en premier lieu que la communauté benthique du secteur du quai de Gaspé a fait l'objet d'une caractérisation détaillée dans le cadre de la présente étude. Les résultats relatifs à cette caractérisation sont présentés au troisième chapitre.

Les sections qui suivent présentent un aperçu général de la communauté benthique caractérisant la baie de Gaspé. Les principaux groupements benthiques présents dans la baie y sont identifiés et une description des mollusques et crustacés ayant une valeur commerciale y est également faite. Les cartes de l'annexe B localisent les principales aires de concentration et d'exploitation des mollusques et crustacés dans la baie de Gaspé.

De nombreuses marelles se forment en aval des deltas sédimentaires à l'embouchure des rivières Saint-Jean, Dartmouth et York. Ces marelles sont des dépressions de taille variable résultant du retrait de matériaux meubles par le mouvement des glaces. Les marelles favorisent la présence d'une faune benthique diversifiée. Cette faune benthique est dominée par les polychètes, les gastéropodes et les mollusques bivalves.

Parmi les mollusques présents dans la baie de Gaspé, la mye commune (*Mya arenaria*) est l'espèce la plus cueillie et la plus consommée par la population (Environnement Canada, 2000a). Une petite concentration de moules bleues (*Mytilus edulis*) est également observée dans l'estuaire de la rivière Saint-Jean (MPO, 2001). Il est important de mentionner que la cueillette des mollusques est très restreinte dans la baie de Gaspé en raison des problèmes d'algues toxiques. La consommation de mollusques contaminés (surtout les moules et les myes) peut mener à l'intoxication paralysante. En fait, presque tout le secteur coquillier autour de la baie de Gaspé est fermé à part l'estuaire de la rivière Saint-Jean, considéré conditionnel (MPO, 2001).

Plusieurs colonies de pétoncles géants (*Placopecten magellanicus*) et de pétoncles d'Islande (*Chlamys islandica*), comprenant à la fois des adultes et des juvéniles, sont présentes dans la baie de Gaspé dont l'espèce prédominante est le pétoncle géant (MPO, 2001).

En ce qui a trait aux crustacés, la baie de Gaspé abrite aussi d'importantes populations de crabe araignée ou crabe des neiges (*Chionoecetes opili*) et de crabe commun (*Cancer irroratus*). Le crabe commun se trouve surtout aux abords côtiers tandis que le crabe des neiges se concentre dans la zone centrale de la baie. Les deux espèces comptent des adultes et des juvéniles (MPO, 2001). Aussi, la présence de homard (*Homarus americanus*) dans la baie de Gaspé est confirmée par l'existence d'une pêche commerciale (installation de casiers) dans ce secteur. Les zones de pêche au homard dans la baie de Gaspé sont illustrées à la carte « Exploitation » présentée à l'annexe B (MPO, 2001). Le régime alimentaire du homard se compose d'invertébrés de fond, de crabes, d'oursins, de moules, de polychètes, de buccins, d'étoiles de mer et de divers organismes morts. De plus, il consomme à l'occasion certains poissons et des plantes (MPO, 2000a). Le homard adulte fréquente de préférence les fonds rocheux présentant des abris, mais on le retrouve aussi sur des fonds sableux ou même vaseux (MPO, 2000b). Les homards entreprennent des déplacements saisonniers sur de courtes distances entre les eaux relativement profondes (15 à 18 m) en hiver, jusqu'aux eaux peu profondes (7 à 9 m) en été. Les homards côtiers semblent avoir un domaine vital limité, soit 2,2 km de rayon. Cependant, les gros homards peuvent migrer sur de plus grandes distances, soit jusqu'à quelques centaines de kilomètres (MPO, 2000a).

En ce qui concerne la pêche commerciale, on dénombre plusieurs pêcheurs de homard et de crabes tourteaux dans la baie de Gaspé. Soulignons que la pêche au homard était pratiquée dans le secteur de la baie de Gaspé par trois pêcheurs en 2001 (MPO, 2002). D'autre part, un seul pêcheur de pétoncle est actif dans le havre de Gaspé.

Mentionnons, en terminant, que le havre de Gaspé compte un secteur de mytilculture, exploité par la compagnie « Les Moules Forillon » (filiale de Marinard), située en face du Fort Ramsay.

2.3.4 Faune avienne

Les marais à spartine et les herbiers de zostère marine fournissent abri et nourriture à de nombreuses espèces d'oiseaux. La baie de Gaspé est fréquentée par plusieurs espèces d'oiseaux aquatiques lors de leurs migrations au printemps et à l'automne. C'est le cas de centaines de macreuses (macreuse noire (*Melanitta nigra*), macreuse à front blanc (*Melanitta perspicillata*) et macreuse brune (*Melanitta fusca*)) et de nombreuses bernaches (bernache du Canada (*Branta canadensis*) et bernache cravant (*Branta bernicla*)). Le printemps et l'automne, on observe aussi l'harelde kakawi (*Clangula hyemalis*) et l'eider à duvet (*Somateria mollissima*). En hiver, plusieurs espèces d'oiseaux aquatiques fréquentent les côtes de la Gaspésie (MPO, 2001). On y trouve principalement l'harelde kakawi, le harle huppé (*Mergus servator*), le garrot à œil d'or (*Bucephala clangula*) et le garrot d'Islande (*Bucephala islandica*). On peut aussi apercevoir le guillemot à miroir (*Cephus grylle*), le petit garrot (*Bucephala albeola*), le grèbe jougris (*Podiceps auritus*) et le mergule nain (*Alle alle*).

Les falaises de roches sédimentaires, caractéristiques de la baie de Gaspé, offrent un support idéal pour la nidification des oiseaux marins avec leurs nombreuses saillies et crevasses. Six colonies d'oiseaux ont été répertoriées dans le territoire à l'étude, la plus importante étant celle de la sterne pierregarin (*Sterna hirundo*) sur la pointe de Sandy Beach (colonie n° 43). Une colonie de cormorans à aigrettes (*Phalacrocorax auritus*) est été répertoriée dans le secteur de Gaspé. On y a dénombré 158 couples. Le tableau 2.1 présente les caractéristiques des six colonies d'oiseaux répertoriées.

2.3.5 Amphibiens et reptiles

Dans le secteur à l'étude, on observe 11 espèces d'amphibiens, réparties entre six familles, et une seule espèce de reptiles (DesGranges et Ducruc, 2000). Parmi les amphibiens, on retrouve le triton vert (*Notophthalmus viridescens*) ainsi que trois espèces de salamandres : la salamandre à points bleus (*Ambystoma laterale*), la salamandre maculée (*Ambystoma maculatum*) et la salamandre rayée (*Plethodon cinereus*). On a relevé aussi la présence du crapaud d'Amérique (*Bufo americanus*) et de la rainette crucifère (*Pseudacris crucifer*).

Tableau 2.1 : Colonies d'oiseaux répertoriées dans le secteur de la baie de Gaspé

Cinq espèces de grenouilles ont été répertoriées : la grenouille des bois (*Rana sylvatica*), la grenouille léopard (*Rana pipiens*), la grenouille des marais (*Rana palustris*), la grenouille verte (*Rana clamitans*) et la grenouille du Nord (*Rana septentrionalis*). Les reptiles sont représentés par la couleuvre rayée (*Thamnophis sirtalis*).

2.3.6 Faune ichthyenne

La baie de Gaspé abrite une faune ichthyenne riche et diversifiée. On y observe notamment l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*), l'épinoche (*Gasterosteus* sp.), le fondule barré (*Fundulus diaphanus*), l'éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*), et la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*). De plus, de jeunes plies (*Hippoglossoides platessoides*), de grosses poules de mer (*Cyclopterus lumpus*) et des spécimens adultes d'ombles de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) y sont aussi présents (MPO, 2001). De manière générale, la baie de Gaspé abrite un plus grand nombre d'espèces de poissons de fond que d'espèces pélagiques.

Les herbiers de zostère marine des lagunes peu profondes de la baie de Gaspé sont dominés par des espèces de petite taille comme l'épinoche, le fondule barré et le choquemort (*Fundulus heteroclitus*) qui s'y alimentent (FAPAQ, 2001a ; MPO, 2001).

Les flèches sableuses de Sandy Beach et de Penouille constituent des frayères régulières de capelan (*Mallotus villosus*) et les abords de la baie sont considérés comme des aires potentielles de reproduction pour plusieurs espèces. De plus, les estuaires des rivières Dartmouth et York constituent des aires de reproduction reconnues de l'épinoche à neuf épines (*Pungitius pungitius*) (MPO, 2001). Par ailleurs, des aires de reproduction du maquereau bleu (*Scomber scombrus*) sont présentes au centre de la baie ainsi que des aires potentielles de reproduction pour la merluche blanche (*Urophycis tenuis*), le long des côtes (MPO, 2001).

La majorité des poissons de la baie de Gaspé frayent le printemps ou l'été. Certaines espèces ne sont que de passage dans la baie et vont pondre dans les rivières. C'est le cas du saumon atlantique (*Salmo salar*) qui fraye dans les rivières York, Dartmouth et Saint-Jean (MPO, 2001). Les données actuelles font état de taux de montaisons très faibles pour le saumon atlantique, à l'exception de la rivière York dont les données actuelles font état du deuxième meilleur taux de montaison en 30 ans (Beak International inc., 2002). La production de juvéniles dans les rivières est encore bonne mais la survie en mer des adultes est très faible depuis dix ans. La rivière Saint-Jean est retenue comme rivière témoin par la FAPAQ dans le cadre d'études portant sur le saumon atlantique.

D'autres espèces résident dans la baie et remontent les rivières pour frayer. C'est le cas de la lamproie marine (*Petromyzon marinus*) et de la truite de mer (*Salvelinus fontinalis*) (CPSEG, 1995 ; MPO, 2001).

Plusieurs populations de poissons de la baie de Gaspé ont connu des baisses importantes de leurs effectifs au cours des vingt dernières années. Certaines frayères ne sont plus utilisées à l'heure actuelle, dont la majorité des frayères à hareng (*Clupea harengus*) (CPSEG, 1995; MPO, 2001).

En ce qui concerne les activités de pêche, la baisse importante des stocks de poissons de fond a entraîné le déclin de la pêche sportive en mer dans la région de Gaspé. Par contre, la pêche au maquereau sur les quais est encore très populaire auprès de la population. En ce qui concerne la baie de Gaspé, la pêche au capelan y est pratiquée au printemps, de même que la pêche à l'omble de fontaine dans la région de Douglstown. En hiver, la pêche blanche à l'éperlan arc-en-ciel est pratiquée dans le delta de la rivière Dartmouth, mais particulièrement à l'embouchure de la rivière York (MPO, 2001).

2.3.7 Mammifères marins

La baie de Gaspé compte parmi les meilleurs sites d'observation de mammifères marins au Québec. On peut y observer le dauphin à flancs blancs (*Lagenorhynchus acutus*), le globicéphale noir (*Globicephala nalaena*) et le marsouin commun (*Phocoena phocoena*). Le petit rorqual (*Balaenoptera acustorostrata*) et le rorqual à bosse (*Megaptera novaeangliae*) sont observés le printemps, l'été et l'automne. Le rorqual bleu (*Balaenoptera musculus*) et le rorqual commun (*Balaenoptera physalus*) fréquentent la baie l'été et l'automne (MPO, 2001).

La baie de Gaspé est visitée régulièrement par deux espèces de phoques : le phoque commun (*Phoca vitulina*) et le phoque gris (*Halichoerus grypus*) (MPO, 2001). Deux lieux de rassemblement (échoueries) de phoque commun et de phoque gris sont d'ailleurs présents sur la rive nord de la baie, à l'est de Penouille (MPO, 2001). De ces deux espèces, le phoque commun est le plus abondant et il met bas dans le secteur.

2.3.8 Espèces floristiques et fauniques susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables

La zone d'étude délimitée pour décrire les espèces floristiques et fauniques susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables englobe la baie et le havre de Gaspé ainsi que les falaises qui les bordent, de même que l'extrémité de la péninsule de Forillon.

2.3.8.1 Flore

Selon les informations obtenues de la Direction du patrimoine écologique et du développement durable du ministère de l'Environnement (MENV), treize espèces de plantes vasculaires menacées, vulnérables ou susceptibles d'être désignées comme telles ont été inventoriées à l'intérieur du secteur d'étude (voir tableau 2.2). Parmi ces espèces, on relève deux espèces d'arnica, plante arctique-alpine, observées dans le parc Forillon.

Tableau 2.2 : Espèces de plantes vasculaires menacées, vulnérables ou susceptibles d’être désignées comme telles inventoriées à l’intérieur de la zone d’étude, havre de Gaspé

Une de ces espèces, l'arnica de Griscom sous-espèce de Griscom (*Arnica griscomii* ssp. *Griscomii*), est désignée espèce floristique menacée selon le règlement sur les espèces floristiques menacées ou vulnérables et leurs habitats (L.R.Q. c. E-12.01, r.0.3). Elle a été observée sur les falaises calcaires de la face est du mont Saint-Alban. Le sénéçon fausse-cymbalaire (*Packera cymbalaria*) est une autre espèce désignée menacée, selon le même règlement. Elle se trouve sur la pente nord de la montagne située au nord-nord-ouest du mont Saint-Alban, dans le parc Forillon (MENV, 2001).

Aucune des treize espèces de plantes vasculaires menacées, vulnérables ou susceptibles d'être désignées comme telles identifiées par le MENV n'a été recensée dans le secteur immédiat du quai de Gaspé. Cependant, de par leur habitat préférentiel, deux espèces sont susceptibles d'être rencontrées dans le secteur immédiat du quai. La première est l'HUDSONIE TOMENTEUSE (*Hudsonia tomentosa*) retrouvée sur les sables maritimes du golfe du Saint-Laurent. Un spécimen a été cité à Penouille, avec un rayon d'exactitude de 1,5 km. La deuxième espèce est le troscart de la Gaspésie (*Triglochin gaspense*) retrouvé dans les marais salés à spartine ceinturant la baie de Gaspé. Le substrat favorable est un fond d'argile et de sable moyen à grossier. Il a été observé à Penouille dans la bande la plus basse de l'herbaciaie dominée par *Spartina alterniflora* ainsi qu'à Douglastown, à l'embouchure de la rivière Saint-Jean.

La base de données sur les espèces en péril au Canada, établie à partir de la liste du Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC, 2001), ne rapporte aucune espèce floristique faisant partie de cette liste pour le territoire à l'étude (Environnement Canada, 2002).

2.3.8.2 Faune

La Société de la faune et des parcs du Québec (FAPAQ) a fourni, pour le secteur de la baie de Gaspé et des rivières Dartmouth et York, une liste des mentions d'espèces vertébrées menacées ou vulnérables ou susceptibles d'être ainsi désignées ou d'intérêt. L'océanite cul-blanc (*Oceanodroma leucorhoa*) et l'aigle royal (*Aquila chrysaetos*) ont été observés au Parc national de Forillon ou à l'intérieur de la péninsule de Forillon, avec une précision de localisation de 8 km, ce qui peut englober le secteur immédiat du quai de Gaspé. Le râle jaune (*Coturnicops noveboracensis*) est mentionné dans le marais situé à la base de la pointe de Sandy Beach. Finalement, la musaraigne pygmée (*Sorex hoyi*) est citée dans le secteur de la ville de Gaspé (FAPAQ, 2001b).

De plus, la FAPAQ a identifié les espèces potentiellement présentes dans la zone d'étude appartenant à la liste des espèces vertébrées menacées ou vulnérables ou susceptibles d'être ainsi désignées (annexe C). On y retrouve quinze espèces de poissons et trois espèces d'oiseaux présentant de l'intérêt pour le CDPNQ. En ce qui concerne les espèces susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables, on relève une espèce d'oiseau et trois espèces de mammifères.

La consultation de la base de données sur les espèces en péril au Canada, établie à partir de la liste du Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, a permis d'identifier sept espèces animales en péril dans la zone d'étude. Quatre espèces de cétacés, une espèce de poisson, deux espèces d'oiseaux et une espèce de papillon ont été recensées (Environnement Canada, 2002).

Parmi les cétacés, une espèce est considérée menacée, soit le marsouin commun. Le rorqual bleu, le rorqual commun et le rorqual à bosses sont quant à eux reconnus comme des espèces préoccupantes.

La morue franche (*Gadus morhua*), en raison de son appartenance au stock de l'Atlantique, apparaît comme une espèce de poisson préoccupante.

La grive de Bicknell (*Catharus bicknelli*) et le râle jaune (*Coturnicops noveboracensis*) sont considérés comme des espèces d'oiseaux préoccupantes.

Finalement, le monarque (*Danaus plexippus*) est classé comme une espèce de lépidoptère préoccupante au Québec.

2.4 Milieu humain

La zone d'étude délimitée pour décrire la population environnante du quai de Gaspé couvre un rayonnement de 5 km autour de ce dernier.

2.4.1 Utilisation actuelle du territoire

La zone d'étude fait partie de la région administrative de la Gaspésie et des Îles-de-la-Madeleine. Elle chevauche la municipalité régionale de comté (MRC) de la Côte-de-Gaspé et recoupe une partie des 1 141 km² du territoire de la ville de Gaspé formé du regroupement de onze anciennes municipalités rurales et de l'ancienne ville de Gaspé.

Sur le plan économique, la Gaspésie est caractérisée par l'exploitation des ressources naturelles telles que la pêche, la foresterie et les mines. L'économie de la MRC Côte-de-Gaspé s'appuie d'ailleurs principalement sur l'exploitation et la première transformation des ressources naturelles (secteur primaire) et les services, dont les services gouvernementaux et l'industrie touristique.

La ville de Gaspé constitue un pôle urbain d'activités économiques à caractère régional, soit à l'échelle de la péninsule gaspésienne. Ayant l'avantage d'être desservie par des infrastructures portuaires fédérales qui assurent les échanges et le commerce avec les autres régions du Québec et même d'autres pays, elle offre une gamme variée de services et de commerces pouvant desservir une clientèle à l'échelle régionale et extra-régionale (centre de congrès et d'hébergement). La proximité du parc national Forillon, les musées et monuments historiques en font de plus un pôle récréo-touristique important.

La grande industrie (papetière, métallurgique, etc.) est absente du territoire de la ville, le seul secteur à vocation industrielle étant le port fédéral de Gaspé. Ces infrastructures portuaires sont utilisées depuis plus de quarante ans par la compagnie Noranda inc. (division Mines Gaspé) pour la réception du concentré de cuivre et l'exportation de l'acide sulfurique. Les pétrolières Irving et Ultramar y transbordent les produits pétroliers pour la région. Le quai est également utilisé à des fins touristiques et par quelques navires de pêche ainsi que pour le ravitaillement des navires fédéraux de Pêches et Océans et de la Garde côtière canadienne. Les eaux profondes et l'abri que confère la baie de Gaspé font de cet endroit un havre de qualité pour les navires. La circulation maritime de plaisance et commerciale sont d'ailleurs deux activités importantes dans la baie de Gaspé.

En ce qui a trait aux autres infrastructures, la route 132 dessert tout le littoral de la péninsule gaspésienne alors que la route secondaire 198 fait la liaison est-ouest avec l'intérieur des terres à la hauteur de la zone d'étude. Le lien ferroviaire du Canadien National à partir de Gaspé suit le même trajet que la route 132 vers la Baie-des-Chaleurs. Gaspé est par ailleurs desservi par un aéroport fédéral.

La ville de Gaspé est pourvue d'un réseau d'aqueduc et s'approvisionne en eau à partir de rivières et de lacs environnants (rivière Saint-Jean, petite Rivière-au-Renard, petit Lac Saint-Maurice et lac des Épinettes rouges). Quant aux installations d'assainissement des eaux, elles sont entrées en opération à Gaspé en 1998.

Le territoire gaspésien est essentiellement peuplé sur ses rives, le bâti étant localisé plus densément au sein des petites municipalités riveraines puis réparti de façon linéaire le long de la route principale, la route 132. Ce développement du territoire évoque l'importance de l'industrie de la pêche en Gaspésie à l'origine de la colonisation de cette région. Le territoire de la zone d'étude est ainsi peuplé sur ses rives mais est davantage concentré dans l'agglomération de l'ancienne ville de Gaspé. Ailleurs, le territoire est surtout occupé par la forêt et dans une moindre mesure, par les activités agricoles et le territoire protégé (Pointe de Penouille et arrière-pays du parc national Forillon).

L'agriculture est représentée sur le territoire de la ville de Gaspé par quelques activités d'élevage de volaille, de bovins de boucherie et de veaux, de porcs et de chevaux. Quant à l'espace cultivé, on y trouve quelques entreprises de culture en serre, de culture de petits fruits, de produits maraîchers, de pommes de terre et de pommiers ainsi que quelques hectares de grande culture d'avoine, de luzerne et de cultures fourragères (Statistiques Canada, 1996a).

La forêt publique occupe 65 % du territoire intérieur de la ville de Gaspé (incluant le parc national Forillon) contre 35 % de tenure privée. Le territoire forestier exploitable connaît cependant des problèmes de sous-exploitation attribuables à la topographie ou à un mauvais drainage (Bibeau *et al.*, 1997).

Les activités de pêche commerciale continuent à être omniprésentes en Gaspésie malgré la crise des pêches aux poissons de fond qui sévit depuis 1987 et affecte l'économie de la

région, tant dans le secteur primaire que dans celui de la transformation. Le homard, la crevette et le crabe des neiges constituent aujourd'hui l'essentiel des captures (Bibeau *et al.*, 1997). Dans la baie de Gaspé, quelques pêcheurs de homards, de poissons et même de pétoncles sont actifs. La seule usine de transformation du poisson encore en opération dans la baie de Gaspé, est localisée à L'Anse à Brillant, une dizaine de kilomètres à l'est. Par ailleurs, la baie de Gaspé et plus précisément le Havre de Gaspé, offre suffisamment d'abris et un milieu propice aux activités aquicoles, notamment à la Pointe de Penouille et à Sandy Beach. Le ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation y a d'ailleurs conduit quelques projets expérimentaux d'élevage de moules et de salmonidés (CPSEG, 1995).

Parmi les activités de prélèvement de la faune pratiquées dans la zone d'étude, on trouve la pêche sportive en rivière (notamment pour le saumon), en mer (poissons de fond) et à quai (maquereau). La pêche blanche à l'éperlan se pratique à l'embouchure de la rivière Dartmouth ainsi que dans l'estuaire de la rivière York. Au printemps, la pêche à la truite de mer a lieu principalement à l'embouchure des rivières Saint-Jean et Dartmouth. La pêche printanière au capelan est également très populaire parmi la population locale.

Comme mentionné précédemment, la récolte de mollusques (moules et myes) est une activité limitée dans la baie en raison de la contamination aux algues causant l'intoxication paralysante par les mollusques (IPM) présente dans la zone d'étude. Le barachois de Douglstown, à quelques kilomètres à l'est de la zone d'étude, est le seul site à proximité où cette activité peut être pratiquée.

Mentionnons de plus que la chasse à la sauvagine et aux canards de mer est très populaire dans la région. Le piégeage est également pratiqué dans la région, quoique la demande de permis soit à la baisse en raison principalement de la chute des prix offerts pour la plupart des fourrures (Bibeau *et al.*, 1997).

Parmi les activités récréatives, la navigation de plaisance, les croisières, le kayak de mer et la planche à voile comptent de nombreux amateurs (résidents et touristes) dans la zone d'étude. Rappelons de plus que le parc national Forillon offre de nombreux sentiers de randonnée et d'espaces voués à la pratique de diverses activités de plein-air et d'observation de la faune, dont l'observation de baleines. Ailleurs dans la zone d'étude, la randonnée à cheval et en véhicule tout-terrain en rive de même que la motoneige comptent de nombreux adeptes. Les plages de Penouille (parc national Forillon), de Sandy Beach et de Haldimand sont par ailleurs propices à la baignade. De plus, la pratique de la plongée sous-marine est une activité en pleine expansion dans la baie de Gaspé (CPSEG, 1995).

2.4.2 Population environnante

Sur le plan démographique, on note depuis un certain temps une diminution de la population au profit des grands centres urbains de Montréal et de Québec. D'un faible taux de croissance de 0,5 % entre 1981 et 1986, la population de la ville de Gaspé a diminué de 5,5 % pour la période de 1986-1991. Pour la période de 1991-1996, soit le

plus récent recensement de Statistiques Canada, les résultats indiquent un léger accroissement de la population de 0,7 %.

Le pôle urbain de Gaspé comptait 79 % de la population de la MRC Côte-de-Gaspé au recensement de 1996 (Statistiques Canada), soit plus de 16 500 habitants. La population totale, telle que comptabilisée à l'aide des données de Statistiques Canada par secteurs de dénombrement inclus dans la zone d'étude (banque de données de 1996), atteint 6 655 habitants (tableau 2.3). Toutefois, dans un rayon de 5 km autour du quai de Gaspé, la population est estimée à près de 5 629 habitants (Statistiques Canada, 1996b). La distribution de la population recensée en 1996 autour du quai de Gaspé est présentée aux tableaux 2.3 et 2.4.

La répartition de la population par groupes d'âge est présentée pour l'ensemble des secteurs de dénombrement inclus dans la zone d'étude (tableau 2.3). Les groupes d'âge de 0-19 ans, 20-39 ans, 40-59 ans, 60-79 ans et plus de 80 ans représentent respectivement 25,5 %, 30,9 %, 27,3 %, 13 % et 3,3 % de la population totale.

De plus, pour chacun des rayons de distance par rapport au quai de Gaspé, la répartition de la population totale est présentée en fonction des 16 secteurs d'orientation de la rose des vents (tableau 2.4). On y observe que près de 40 % de la population totale, estimée à quelque 5 629 habitants, est située selon l'orientation ouest, près de 30 % selon l'orientation ouest-nord-ouest et 12 % selon l'orientation ouest-sud-ouest. Ces orientations correspondent en fait au noyau urbain de l'ancienne ville de Gaspé.

Seulement 10 % de la population totale estimée dans un rayon de 5 km du quai de Gaspé (589 habitants) est regroupée à l'intérieur du rayon de distance de 0-2 km (soit 5 % dans le rayon 0-1 km et 5 % dans le rayon 1, 1-2 km), et ce, surtout selon les orientations ouest et ouest-sud-ouest.

Tableau 2.3 :
Répartition de la population par groupes d'âge dans un rayon de cinq kilomètres
autour du quai de Gaspé

Groupe d'âge (ans)	Nombre	Proportion (%)
0-4	345	5,2
5-9	395	5,9
10-14	450	6,8
15-19	510	7,7
20-24	430	6,5
25-29	430	6,5
30-34	555	8,3
35-39	640	9,6
40-44	615	9,2
45-49	530	8,0
50-54	360	5,4
55-59	310	4,7
60-64	270	4,1
65-69	230	3,5
70-74	215	3,2
75-79	150	2,3
80-84	115	1,7
85-89	55	0,8
90 et plus	50	0,8
Total	6 655	100,0

Source : Statistiques Canada, 1996b.

Tableau 2.4 :
Répartition de la population de la zone d'étude selon l'orientation géographique et les distances par rapport au quai de Gaspé

Orientation	Population totale (nombre)					
	0 – 1 km	1,1 – 2 km	2,1 – 3 km	3,1 – 4 km	4,1 – 5 km	Total
Nord	0	0	0	213	12	225
Nord-nord-est	0	0	0	213	0	213
Nord-est	0	0	0	0	0	0
Est-nord-est	0	0	0	0	0	0
Est	0	0	0	0	0	0
Est-sud-est	0	12	12	15	0	39
Sud-est	18	60	6	51	40	175
Sud-sud-est	24	0	0	0	100	124
Sud	10	0	0	0	20	30
Sud-sud-ouest	12	0	0	0	0	12
Sud-ouest	63	0	0	0	0	63
Ouest-sud-ouest	80	60	0	50	500	690
Ouest	100	150	530	538	878	2 196
Ouest-nord-ouest	0	0	0	888	761	1 649
Nord-ouest	0	0	0	0	0	0
Nord-nord-ouest	0	0	0	0	213	213
Total	307	282	548	1 968	2 524	5 629

Source : Statistiques Canada, 1996b.

3 CARACTÉRISATION DU MILIEU

3.1 Design de l'étude

Comme mentionné dans l'introduction, le protocole d'échantillonnage élaboré visait à localiser une série de stations reflétant un gradient de concentration de cuivre extractible dans les sédiments du secteur du quai de Gaspé (transect A) ainsi qu'un gradient en fonction de la profondeur des sédiments (transect B) (figure 3.1). La campagne d'échantillonnage devait également permettre de sélectionner des stations de référence dont la concentration de cuivre extractible des sédiments est représentative du bruit de fond naturel ou voisine du seuil sans effet (SSE = 28 mg/kg) et dont la granulométrie et le contenu en carbone organique total étaient comparables aux stations du transect A. Précisons que le choix des stations d'échantillonnage associées aux transects A et B et aux zones de référence a été établi *a priori* lors de la présentation du plan de travail final faite en septembre 2001. Ce choix a été réalisé à partir des cartes d'isoconcentrations de cuivre total extractible réalisées dans le cadre de l'étude de caractérisation de 2000 (Environnement Illimité, 2001).

Dans un second temps, le choix des stations d'échantillonnage a fait l'objet d'une validation *in situ* lors de l'étape de reconnaissance, à partir notamment de mesures préliminaires des concentrations de cuivre total dans les sédiments. Par la suite, la collecte d'échantillons de sédiments, d'eau interstitielle et d'organismes aquatiques visant à obtenir les données nécessaires à la réalisation des tests de toxicité, à l'inventaire de la communauté benthique, aux mesures de bioaccumulation dans les organismes aquatiques et à l'analyse des risques toxicologiques et écologiques a été réalisée.

Le texte qui suit présente un sommaire des activités de terrain réalisées et précise la localisation des stations d'échantillonnage retenues dans le cadre de l'étude.

3.1.1 Déroulement des activités d'échantillonnage

La campagne de terrain comportait plusieurs volets impliquant diverses manipulations reliées à l'échantillonnage, à la collecte de données *in situ* et à la préparation des échantillons destinés aux différentes analyses.

Le déroulement de la campagne d'échantillonnage s'est fait en fonction des étapes suivantes : préparation de la campagne d'échantillonnage, mobilisation, reconnaissance des sites d'échantillonnage, collecte des échantillons, démobilisation (tableau 3.1). Ces différentes étapes se sont déroulées entre le 10 et le 23 septembre 2001.

Figure 3.1 : Localisation des stations d'échantillonnage des sédiments et des organismes marins dans le havre et la baie de Gaspé (zones exposée et de référence), automne 2001

Tableau 3.1 :
Étapes de la campagne d'échantillonnage réalisée à l'automne 2001 dans
la baie de Gaspé

Étapes	Début	Fin	Commentaires
Mobilisation	10/09/01	11/09/01	
Reconnaissance	11/09/01	13/09/01	Transects A et B, stations de référence
Échantillonnage	14/09/01	19/09/01	Transects A et B
Reconnaissance	20/09/01	20/09/01	Rivière-au-Renard
Physico-chimie de la colonne d'eau	20/09/01	20/09/01	Transects A et B
Échantillonnage	21/09/01	21/09/01	Stations de référence
Pêche au homard	18/09/01	20/09/01	
Pêches expérimentales (poissons)	19/09/01	21/09/01	
Démobilisation	23/09/01	23/09/01	

La mobilisation de l'équipe de terrain s'est faite le 10 et 11 septembre 2001. La mise en place du laboratoire de terrain a été effectuée de manière concomitante avec le début de la phase de reconnaissance qui s'est échelonnée sur une période de quatre jours.

D'autre part, la phase de reconnaissance des stations de référence s'est déroulée en deux temps, entrecoupée par l'échantillonnage des sédiments des transects A et B. Aucune journée d'attente n'a résulté du mauvais temps.

3.1.2 Localisation des stations d'échantillonnage

Le secteur à l'étude a été subdivisé en deux zones principales (figure 3.1), soit :

- la zone d'exposition, située à l'ouest de la Pointe de Sandy Beach jusqu'au quai de Gaspé, entre la rive au sud et la Barre de Sandy Beach au nord ;
- la zone de référence située sur la rive nord du havre de Gaspé, dans le Bassin du nord-ouest.

3.1.2.1 Zone d'exposition

Au total, 15 stations d'échantillonnage ont été réparties le long des transects A et B dans le secteur du quai de Gaspé (figures 3.1 et 3.2). Le transect A comprenait 12 stations (stations A1, A1C, A2, A2C, A3, A5, A7, A8, A8B, A9, A10 et A12) réparties en fonction du gradient de concentration de cuivre total estimé par krigeage (modèle géostatistique) à l'automne 2000, par Environnement Illimité inc. Le transect B incluait trois stations (stations B1, B2 et B3) réparties en fonction de la profondeur.

L'emplacement des stations d'échantillonnage a été confirmé au début de la campagne d'échantillonnage. Des échantillons de sédiments ont été récoltés à la benne et envoyés pour analyse (cuivre extractible, granulométrie, matière organique) au laboratoire de Fonderie Gaspé (Murdochville) le jour même. Les analyses visaient à confirmer le choix de la station d'échantillonnage en fonction du gradient de concentration de cuivre prévu. Cependant, comme il s'agit d'un laboratoire métallurgique plutôt qu'environnemental, les résultats ont été utilisés uniquement à des fins de dépistage. Les résultats ont été discutés avec les représentants du groupe de travail présents sur le terrain. Des stations supplémentaires ont été échantillonnées pour que le gradient de concentration soit convenablement décrit et que les caractéristiques des sédiments de la zone de référence (< 30 mg/kg de cuivre) soient adéquates. La liste des stations retenues pour la phase finale d'échantillonnage est présentée au tableau 3.2 avec la correspondance entre les teneurs de cuivre et la plage de concentration du modèle géostatistique. Dans l'ensemble, la concordance avec le modèle est bonne, particulièrement lorsque l'on considère l'écart type des estimations (± 300 mg/kg à ± 400 mg/kg), à l'exception de la station B3 où la forte teneur mesurée en septembre 2001 ne suit pas le gradient attendu.

Les coordonnées géographiques initiales des stations d'échantillonnage ont été obtenues à partir de la carte géoréférencée des isoconcentrations en cuivre (Environnement Illimité, 2000). Les coordonnées géographiques finales des stations apparaissant sur les cartes correspondent à celles notées au moment de la collecte des échantillons.

Le sommaire détaillé des coordonnées géographiques des stations est présenté au tableau 3.3.

3.1.2.2 Zone de référence

Au total, trois stations d'échantillonnage (R8, R9 et R14) et un duplicata de terrain de la station R9 (nommé R109) ont été retenues dans la zone de référence.

Figure 3.2 : Localisation des stations d'échantillonnage des sédiments et des organismes marins dans la zone exposée à proximité du quai de Gaspé, automne 2001

Tableau 3.2 : Comparaison entre les teneurs de cuivre dans les sédiments (0-10 cm) récoltés en septembre 2001 et la plage des concentrations basée sur les données recueillies à l'automne 2000 au quai de Gaspé

Tableau 3.3 : Sommaire des mesures et prélèvements réalisés aux différentes stations d'échantillonnage des sédiments et des organismes marins dans la zone exposée et dans la zone de référence, havre et baie de Gaspé, automne 2001

Tableau 3.3 : Sommaire des mesures et prélèvements réalisés aux différentes stations d'échantillonnage des sédiments et des organismes marins dans la zone exposée et dans la zone de référence, havre et baie de Gaspé, automne 2001 (suite)

Sur la base des résultats de granulométrie et des concentrations de cuivre dans les sédiments, il est apparu que les stations choisies *a priori* à l'est de Sandy Beach ne rencontraient pas les exigences définies initialement (présence de limon sableux avec une teneur en cuivre < 30 mg/kg). En revanche, les analyses chimiques des sédiments réalisées par le laboratoire de Fonderie Gaspé, et confirmées par le laboratoire PSC Services Analytiques, ont montré que les stations R8, R9 et R14, situées sur la rive nord (Penouille et embouchure de la rivière Dartmouth), étaient adéquates pour l'étude en raison de leurs faibles teneurs en cuivre et de leur granulométrie.

3.2 Méthodes d'échantillonnage et de prélèvement

3.2.1 Prélèvement des sédiments et de l'eau interstitielle

La collecte des échantillons pour la caractérisation physico-chimique des sédiments entiers et de l'eau interstitielle a été faite par carottage (tableau 3.3). Les tubes de carottage étaient en butyrate (12 cm de diamètre extérieur) et en acier inoxydable (7 cm de diamètre extérieur). Les premiers étaient destinés à la collecte des sédiments entiers et les seconds devaient servir à l'extraction de l'eau interstitielle (tableau 3.4). Avec l'ajustement des méthodes de collecte et de sous-échantillonnage, les sédiments destinés à l'extraction de l'eau interstitielle ont été récoltés avec les deux types de tubes afin d'obtenir suffisamment de matériel.

Les échantillons destinés aux tests de toxicité (phase solide) ont été récoltés par carottage avec les tubes en butyrate (tableau 3.4). Dans tous les cas d'utilisation des carottiers, ceux-ci étaient marqués de manière à assurer une profondeur de pénétration uniforme (15 cm) contrôlée par le plongeur. Des carottes supplémentaires ont été prises à l'aide de tubes en butyrate dans le but d'extraire l'eau interstitielle au laboratoire par centrifugation.

L'ensemble des échantillons de sédiments a été sous-échantillonné le jour même de la cueillette et conservé ainsi. Les sous-échantillons destinés à l'analyse des sédiments entiers ont été homogénéisés sur le terrain dans un bol en acier inoxydable à l'aide d'une spatule en acier inoxydable jusqu'à l'obtention d'une consistance et d'une texture homogènes. Le matériel a ensuite été transféré dans trois contenants neufs en verre fournis par le laboratoire. Les contenants pour l'analyse du carbone organique et des HAP étaient fermés par un bouchon de plastique et une feuille d'aluminium traitée à l'hexane. Le contenant pour l'analyse des métaux était fermé par un bouchon de plastique seulement.

Les sous-échantillons destinés aux tests de toxicité et à l'extraction de l'eau interstitielle ont été transférés dans un sac en polyéthylène avant d'être mis dans une chaudière de plastique. Afin de limiter l'oxydation des sédiments durant l'entreposage et le transport, les chaudières ont été remplies avec des sédiments pour conserver les conditions anoxiques à partir de la troisième journée d'échantillonnage, pour tous les échantillons.

**Tableau 3.4 :
Méthodes de collecte prévues et utilisées pour l'échantillonnage des sédiments
dans la baie de Gaspé, automne 2001**

Analyses	Échantillonneur	
	Prévu	Utilisé
Sédiments – métaux Sédiments - granulométrie/carbone organique total Sédiments - hydrocarbures aromatiques polycycliques Sédiments - extraction séquentielle (méthode Tessier)	Butyrate (1)	Butyrate (1)
Benthos – caractérisation	Benne Ponar (2)	Benne Ponar (2)
Benthos – bioaccumulation	Benne Ponar (5)	Benne Ponar (5)
Sédiments - tests de toxicité (phase solide)	Butyrate (3)	Butyrate (3)
Eau interstitielle - physico-chimie Eau interstitielle - tests de toxicité	Acier inoxydable (3)	Acier inoxydable (2) et Butyrate (3)

Note : (2) indique le nombre de carottes ou de prélèvements à l'aide d'une benne.

Entre-temps, les chaudières qui n'avaient pas été remplies avec des sédiments furent remplies avec de l'eau de mer pour limiter l'oxydation des sédiments. La concentration en oxygène étant nettement plus faible (8,6 mg/L) dans l'eau que dans l'air ambiant (20 %), il est peu probable que l'utilisation de l'eau comme agent de préservation pour limiter l'oxydation ait eu un effet sur la ségrégation des métaux entre la phase solide et la phase liquide, d'autant plus que les conditions d'anoxie ont été maintenues par la suite.

À partir de la cinquième journée d'échantillonnage (18 septembre 2001), les sacs en polyéthylène ainsi que les chaudières en plastiques furent purgés avec de l'azote avant de les fermer. Les sacs et contenants récoltés auparavant ont aussi fait l'objet du même traitement. Finalement, tous les sacs ont été vidés d'air en limitant au maximum le volume mort sus-jacent.

Les échantillons destinés à l'analyse des métaux et des HAP ont été congelés. Ceux destinés à la détermination de la granulométrie et du carbone organique total, aux tests de toxicité ainsi qu'à l'extraction de l'eau interstitielle, ont été conservés en chambre froide la même journée. Les échantillons ont été conservés au laboratoire du MAPAQ à Gaspé. À la fin de la campagne, les échantillons congelés ont été transportés en contact avec de la glace sèche et les échantillons réfrigérés sur des sachets de glace.

3.2.2 Positionnement des stations d'échantillonnage

Le positionnement des stations a été réalisé à l'aide d'un GPS Garmin 12XL équipé d'un système de correction différentielle GBR 23 (Garmin) en temps réel. La balise de la garde côtière de Pointe Escuminac (319 kHz, 200 bps) a été utilisée. Certaines stations ont été visitées à quelques reprises et il a été possible de retrouver les traces d'échantillonnage précédentes (prélèvements à la benne au fond). Dans l'ensemble, la précision du positionnement était de 1 à 5 m. L'embarcation était ancrée avec deux ancres pour limiter son déplacement.

3.2.3 Prélèvement des organismes aquatiques

3.2.3.1 *Communauté benthique*

Les échantillons de benthos ont été récoltés à la benne Ponar (0,052 m²). Afin d'obtenir un volume suffisant de sédiment, deux prélèvements ont été effectués pour la collecte des échantillons visant à caractériser la communauté benthique et cinq autres pour les échantillons destinés à l'analyse des teneurs de contaminants dans les organismes aquatiques (tableau 3.3). Dans tous les cas, la pénétration et la fermeture de la benne étaient contrôlées par le plongeur afin d'assurer une profondeur d'échantillonnage systématique (10 cm approximativement) et la fermeture adéquate de l'échantillonneur.

Le choix des stations s'est effectué en fonction de la concentration en cuivre, de la granulométrie et de la profondeur (figures 3.1 et 3.2). Dans la zone exposée, le transect A

comprend douze stations et un réplicat, répartis en fonction du gradient de la concentration. Pour sa part, le transect B comprend trois stations et un réplicat répartis en fonction de la profondeur. La zone de référence comprend trois stations et un réplicat présentant une granulométrie similaire aux stations de la zone exposée et une concentration en cuivre inférieure à 30 ppm.

Au total, 21 stations ont été échantillonnées avec une benne Ponar entre le 14 et le 21 septembre 2001 pour fins de caractérisation de la communauté benthique. Le volume de sédiment recueilli pour chaque échantillon était d'environ 5 litres. Chaque échantillon a ensuite été tamisé sur un tamis de 0,5 mm et le refus du tamis a été transféré dans des pots identifiés, puis fixés dans du formol (10 %). Le transfert dans l'alcool (70 %) a été effectué dans les 24 heures suivant l'échantillonnage.

3.2.3.2 Mesures de bioaccumulation

- Polychètes

L'échantillonnage des polychètes faisant l'objet de mesures de bioaccumulation a été réalisé à quatre stations et un réplicat (A1, A1C, A2, A2C, A102C) dans la zone fortement exposée et à trois stations et un réplicat (R8, R9, R14, R109) dans la zone de référence (figures 3.1 et 3.2). Les organismes étaient triés sur le terrain immédiatement après l'échantillonnage et ils étaient ensuite placés dans un contenant rempli avec du sable et de l'eau salée prélevés en dehors de la zone exposée (Cap Haldimand) pour une déuration de 24 à 72 heures. Les organismes ont ensuite été congelés.

- Homard

Les homards ont été récoltés à l'aide de cages de pêche commerciale, fournies par un pêcheur local. La localisation des stations est indiquée à la figure 3.1. Le choix du site de référence (Haldimand) a été discuté avec le pêcheur et semblait le plus approprié en considérant la présence des homards et la teneur en cuivre des sédiments. Les cages ont été appâtées avec des restes de poissons et récupérées après 24 heures de pêche. Deux jours de pêche ont permis de recueillir les spécimens.

- Poissons

La pêche aux poissons a été faite à l'aide de filets maillants de 13 cm (maillés 3 dans 1). Ce type de filet était le seul disponible et devait s'avérer suffisant pour la pêche de spécimens de l'espèce ciblée (plie). À la zone exposée, les filets ont été positionnés de manière à ne pas gêner la navigation. Le site de référence (au large du cap Haldimand) a été choisi après discussion avec le pêcheur local. Les filets étaient ancrés au fond, perpendiculaires à la rive (figure 3.1). Ils ont été récupérés après une période de pêche de 24 heures. Compte tenu du faible rendement obtenu, la pêche a été arrêtée après deux jours.

- Moules

En raison de la quantité insuffisante de mollusques récoltés dans le secteur à l'étude, de l'importance de ce taxon et de la présence de cuivre, un échantillonnage complémentaire a été réalisé dans le but d'évaluer la bioaccumulation du cuivre par des moules de culture exposées *in situ*.

Au total, 18 lots de moules d'environ 2 à 3 cm de longueur provenant de deux stocks d'élevage commerciaux appartenant aux « Moules Forillon ltée » (stock du havre de Gaspé et stock de la baie des Chaleurs, Carleton) ont été placés dans des cages et exposés dans des secteurs fortement et moyennement contaminés en cuivre (Sandy Beach) ainsi que dans une zone de référence (rivière Dartmouth, voir figure 3.1). Ainsi, à chacune de des trois stations, trois cages contenant une centaine de moules provenant du havre de Gaspé et trois cages contenant une centaine de moules provenant de la baie des Chaleurs ont été mouillées (3 x 3 x 2).

Les cages étaient constituées d'une base carrée rigide en broche d'acier recouvert de plastique (30 cm x 30 cm) et d'un filet de forme pyramidale à maille fine (2 mm x 2 mm) en polyéthylène. Ces cages sont habituellement utilisées dans l'élevage du pétoncle et sont appelées « *Pearl Net* ». Un numéro de plastique a été fixé à chacune des cages pour en assurer l'identification. Les cages étaient fixées à des blocs de béton de 30 cm de hauteur et une bouée était fixée à l'extrémité supérieure de la cage pour en assurer la flottabilité. Finalement, une bouée de surface était reliée à chacun des blocs de béton pour en assurer la localisation et en faciliter la récupération.

Les moules ont été recueillies le 16 et le 17 octobre et ont été mises en cages le 18 octobre. La récupération des cages a été faite le 29 novembre pour une période d'exposition de 42 jours. Lors de la récupération, les moules ont été sorties des cages et placées dans des sacs de plastique identifiés. Les sacs ont par la suite été placés dans des glacières, puis expédiées au laboratoire. Des mortalités ont été observées surtout à la station du bassin du Nord-Ouest (Dartmouth). Ces mortalités sont principalement attribuables à la présence de prédateurs tels que les crabes et les étoiles de mer. En effet, certaines cages ont été endommagées par les crabes, ce qui a permis aux étoiles de mer d'y pénétrer. De plus, les moules de la baie des Chaleurs avaient tendance à s'agglutiner ensemble tandis que les moules du havre de Gaspé étaient plutôt dispersées dans les cages.

Précisons enfin que trois lots de moules du stock du havre de Gaspé et trois lots du stock de la baie des Chaleurs ont été analysés au début de l'expérimentation afin de déterminer les teneurs initiales en cuivre et en HAP des organismes.

3.3 Caractérisation physico-chimique de l'eau de surface

3.3.1 Méthodes d'analyses

Les paramètres physico-chimiques de l'eau ont été mesurés à l'aide d'une sonde multi-paramètres Data Sonde 4 (HYDROLAB). Le calibrage des sondes spécifiques a été fait sur le terrain juste avant la prise des mesures. Les paramètres ayant fait l'objet d'un calibrage sont les suivants :

- Conductivité : (24 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$)
- Oxygène dissous : (100 % avec correction barométrique)
- pH : (standard 4 et 7)
- Profondeur : (ajustement du zéro)

3.3.2 Résultats

Les caractéristiques physico-chimiques de l'eau ont été mesurées le 20 septembre 2001 à 14 des 18 stations dans le havre de Gaspé. Les mesures, prises entre 60 et 150 minutes après la marée haute, montrent des caractéristiques similaires sur l'ensemble de la zone d'étude avec de faibles différences entre la surface et le fond (tableau 3.5). L'homogénéité dans les deux secteurs visités (zone d'exposition et zone de référence) de la colonne d'eau témoigne de conditions bien mélangées à ce stade de la marée semi-diurne, avec une masse d'eau salée ($\approx 28,7 \text{ ‰}$), chaude ($\approx 11 \text{ °C}$), bien oxygénée ($\approx 8,3 \text{ mg/L}$ d'oxygène dissous) et légèrement basique ($\approx 8,5$). L'eau de fond est légèrement plus salée ($\delta = 0,42 \text{ ‰}$) et plus froide ($\delta = 1,35 \text{ °C}$) que l'eau de surface (différence significative; $p \leq 0,0004$). D'autre part, il n'existe aucune différence significative entre les mesures d'oxygène dissous, de conductivité et de pH pour l'eau de fond par rapport à l'eau de surface.

Au moment du flot, il semble que la pénétration de l'intrusion saline le long de la rive nord, contrôlée par le patron de circulation estuarien (courant anti-cyclonique) dans le havre de Gaspé, induit une stratification verticale périodique. Durant le jusant, le courant de sortie longe la rive sud et la baie de Gaspé à des vitesses atteignant 36 cm/s et, en moyenne, 20 cm/s (CPSEG, 1995).

Tableau 3.5 : Caractéristiques physico-chimiques de la colonne d'eau dans le havre de Gaspé, automne 2001

3.4 Caractérisation physico-chimique des sédiments et de l'eau interstitielle

3.4.1 Méthodes d'analyses physico-chimiques

3.4.1.1 Choix des substances d'intérêt

Lors de l'étude de caractérisation des sédiments réalisés en 1997 (Beak International, 1998), plusieurs substances inorganiques (arsenic, cadmium, chrome, cuivre, mercure, nickel, plomb et zinc) et organiques (HAP, BPC) ont été mesurées. Plusieurs d'entre elles ont montré des concentrations inférieures au SEN (ex. : chrome et mercure) et/ou une distribution spatiale se limitant aux abords immédiats du quai de Gaspé (ex. : arsenic).

La caractérisation complémentaire des sédiments réalisée en 2000 (Environnement Illimité, 2001) a mis en évidence les faibles teneurs de BPC à proximité du quai ainsi qu'un patron de distribution spatiale préférentielle (gradient) pour le cuivre et les HAP. Considérant les résultats de ces deux études, notamment en ce qui a trait aux patrons de variation spatiale et à la co-variation de certains éléments, les substances retenues dans le cadre de cette étude pour la caractérisation des sédiments entiers sont les suivantes : le cadmium, le cuivre, le nickel, le plomb, le zinc et les HAP.

3.4.1.2 Sédiments

- Granulométrie

La granulométrie a été déterminée par tamisage (Carter, 1993). Un aliquot d'environ 20 g à 30 g a été digéré au peroxyde d'hydrogène pour dissoudre la matière organique et à l'acide hydrochlorique pour dissoudre les carbonates. L'échantillon est ensuite dispersé dans une solution d'eau et de Calgon (métaphosphate de sodium) et tamisé à 63 µm. Le filtrat est séché et pesé pour donner le pourcentage de particules fines. Le matériel retenu par le tamis est séché et tamisé à travers un ensemble de tamis selon le nombre de classes granulométriques choisies. Les fractions granulométriques sont déterminées par gravimétrie (% poids sec) selon la classification de Wentworth (1922).

- Carbone organique total

L'analyse du carbone organique total a été réalisée sur un analyseur Leco après tamisage de l'échantillon entier (180 µm), séchage à l'air et broyage dans un mortier en porcelaine. Le carbone inorganique est dissous à l'acide sulfurique (0,3 %) et l'échantillon est de nouveau séché. Il est introduit dans l'analyseur pour une combustion complète et dosage du CO₂ correspondant à la fraction organique.

- Métaux extractibles

L'analyse des métaux a été faite selon deux approches de digestion comparable à la différence d'une étape de digestion supplémentaire au peroxyde d'hydrogène dans la méthode Environnement Canada. La méthode d'analyse d'Environnement Canada est recommandée et s'applique avec l'utilisation des critères de qualité des sédiments. La méthode *Aqua regia* a servi à valider les résultats de l'extraction séquentielle.

- Méthode *Aqua regia* + peroxyde d'hydrogène.

Les métaux ont été déterminés par spectrophotométrie d'émission atomique au plasma d'argon (« ICP ») après digestion à l'acide (*Aqua regia* : HCl et HNO₃) et au peroxyde d'hydrogène selon la méthode « *Standard Methods 3120B* » (Dosage ICP) et MA.200. MÉT.1.0 (digestion et dosage ICP), tel que stipulé dans le « *Guide méthodologique de caractérisation des sédiments* » (Environnement Canada et MENVIQ, 1992b).

- Méthode *Aqua regia*

Les métaux ont été déterminés par spectrophotométrie d'émission atomique au plasma d'argon (« ICP ») après digestion à l'acide (*Aqua regia* : HCl et HNO₃) seulement selon la méthode « *Standard Methods 3120B* » (Dosage ICP) et MA.200. MÉT.1.0 (digestion et dosage ICP).

- Extraction séquentielle

L'analyse du cuivre dans les sédiments entiers a été faite selon une méthode adaptée de celle de Tessier *et al.* (1979) pour déterminer la répartition des teneurs en métaux dans cinq fractions représentant des modes différents de séquestration. La méthode utilisée est comparable à celle de Tessier *et al.* (1979) à l'exception que la digestion se fait sur des sédiments humides et que la cinquième étape a été modifiée en utilisant une solution *Aqua regia* plutôt que de l'acide fluorhydrique.

La détermination des métaux dans les différentes fractions opérationnelles a donc été faite par spectrophotométrie d'émission atomique au plasma d'argon (ICP) après une extraction séquentielle selon les étapes suivantes :

Fraction	Définition	Méthode
1	Échangeable	Digestion à la température de la pièce du sédiment humide dans une solution de chlorure de magnésium (pH 7)
2	Associé aux carbonates	Digestion du résidu à la température de la pièce dans une solution d'acétate de sodium ajustée à pH 5 avec de l'acide acétique
3	Associé aux oxydes Fe-Mn	Digestion du résidu à 96 °C dans une solution d'hydroxylamine hydrochlorique et d'acide acétique
4	Associé à la matière organique	Digestion du résidu à 85 °C dans une solution d'acide nitrique et de peroxyde d'hydrogène à pH 2, suivi après refroidissement de l'ajout d'acétate d'ammonium pour prévenir l'adsorption des métaux sur les sédiments oxydés
5	Résiduel	Digestion du résidu dans une solution <i>Aqua regia</i> (acide nitrique et acide chlorhydrique)

La séparation du résidu et du surnageant à chacune des étapes a été faite par centrifugation (force de gravité relative = 2 238 xg) et le surnageant a été extrait à l'aide d'une pipette. Le résidu est rincé à chaque étape à l'eau déionisée.

- Hydrocarbures aromatiques polycycliques

Les HAP ont été déterminés par chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (« GC-MS »). Le spectromètre de masse a été opéré dans le mode fragmentométrie de masse (méthode « SIM ») visant les masses spécifiques aux composés recherchés. L'échantillon avait été préalablement digéré au dichlorométhane par Soxhlet selon la méthode du « *Guide méthodologique de caractérisation des sédiments* » (Environnement Canada et MENVIQ, 1992b). L'analyse portait sur 22 composés de HAP dont les 16 qui sont inclus dans la liste des « *Critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent* » (Environnement Canada et MENVIQ, 1992a), comprenant six composés à faibles poids moléculaires (deux et trois noyaux benzéniques) et 10 composés à poids moléculaires élevés (plus de trois noyaux benzéniques).

3.4.1.3 Eau interstitielle

- Extraction

L'eau interstitielle nécessaire pour la réalisation de ce test est préalablement extraite des sédiments par centrifugation. L'extraction de l'eau interstitielle a été réalisée au laboratoire du ministère de l'Environnement de l'Ontario à l'aide d'une ultracentrifugeuse sous atmosphère contrôlée (azote). Les échantillons de sédiments ont été transférés dans des bouteilles à centrifugation de 250 ml sous azote gazeux dans une boîte à gants hermétique faite de polyéthylène. Cette boîte permet la manipulation des échantillons sous atmosphère d'azote gazeux à l'aide de gants imperméables ajustés à l'intérieur de celle-ci. Tous les récipients ont été préalablement lavés à l'acide nitrique,

puis rincés à l'eau dé-ionisée. Les échantillons ont été centrifugés en deux étapes sous une température contrôlée (4°C) : 1) centrifugation du sédiment entier à 10,000 G durant 30 minutes; 2) centrifugation du surnageant (nettoyage) à 15,000 G durant 15 minutes. Le transfert du surnageant s'est fait sous azote gazeux dans une boîte à gants. La centrifugation des échantillons s'est déroulée jusqu'à l'atteinte du volume d'eau désiré pour chacune des stations (≥ 300 ml). Par la suite, l'eau interstitielle a été homogénéisée dans une bouteille de 1 litre (1 bouteille par échantillon) en polyéthylène conditionnée (trempage à l'acide nitrique pendant une demi-journée, rinçage avec un petit volume d'échantillon) fournie par PSC Services Analytiques, puis transférée (sous-échantillons) sous azote gazeux dans trois récipients propres afin d'y réaliser les différentes analyses.

- Carbone organique dissous

L'analyse du carbone organique dissous a été réalisée sur un auto-analyseur Technicon selon la méthode « *Standard Methods #5310c* ». Le carbone organique est oxydé en CO₂ avec l'ajout de persulfate en présence de lumière ultraviolet. Le CO₂ produit est injecté automatiquement dans l'instrument et dosé par le détecteur infrarouge.

- Métaux

La détermination des métaux dans l'eau interstitielle est basée sur la méthode U.S. EPA 200.8 et est applicable à l'extraction des métaux dans les échantillons d'eau douce et salée. L'extraction des métaux se fait par brassage de l'échantillon à l'aide d'une résine chélatrice dans un solvant après avoir ajusté le pH de l'échantillon (pH = 4,5) pour maximiser le pouvoir chélateur des micro-billes d'iminodiacétate utilisées pour former les complexes autour des ions métalliques en solution. Le solvant est ensuite séparé et une nouvelle étape d'extraction à l'acide nitrique est appliquée à la solution. La phase aqueuse est séparée et analysée par ICP-MS.

3.4.2 Méthodes d'analyse statistique des données

L'analyse des données physico-chimiques des sédiments et de l'eau interstitielle a été réalisée au moyen des paramètres usuels de la statistique descriptive (moyenne, écart type, coefficient de variation, etc.), d'analyses de régressions linéaires, de tests de comparaisons d'échantillons et d'une analyse en composantes principales (ACP). Toutes ces analyses ont été réalisées avec le logiciel SPSS (v7.0 pour Windows) et Statgraphics à partir de l'ensemble des mesures physico-chimiques réalisées sur les sédiments et l'eau interstitielle. Le texte qui suit décrit de façon succincte les approches d'analyses des données.

3.4.3 Résultats d'analyses physico-chimiques des sédiments

3.4.3.1 Granulométrie

La granulométrie et le contenu en carbone organique total (COT) ont été déterminés sur l'ensemble des échantillons récoltés. Aux stations visitées en septembre 2001, la nature des sédiments variait de la boue (> 75 % particules fines) au sable (> 75 % sable), selon la classification de Shepard (1954) (figure 3.3). Globalement, les sédiments sont dominés par la fraction fine (< 63 µm) avec une fraction de sable qui est importante (> 25 %).

Aucune différence significative ($p > 0,05$) n'a été observée entre les pourcentages moyens de sable, gravier et particules fines entre les stations de la zone exposée et de la zone de référence.

La proportion de matière organique, représentée par la concentration en COT, est plutôt faible ($\approx 2\%$) et varie de manière proportionnelle à la proportion de particules fines (figure 3.3). Les sédiments au contenu plus organique se retrouvent à proximité du quai (stations A1, A1C et A2C) et de la flèche de Sandy Beach (station A12), indiquant des conditions favorables à l'accumulation des sédiments. Soulignons qu'il existe une différence significative ($p < 0,05$) entre les stations de la zone exposée et de la zone de référence quant au contenu en COT des sédiments.

3.4.3.2 Métaux

Précisons tout d'abord que deux types d'extraction ont été appliqués sur les sédiments de référence entiers pour extraire les métaux : l'une plus forte avec une étape d'extraction supplémentaire au peroxyde pour éliminer la matière organique (méthode Environnement Canada), l'autre sans cette étape d'extraction (méthode *Aqua regia*). Globalement, l'écart moyen entre les résultats des deux méthodes est faible et varie selon l'élément considéré.

Les teneurs en métaux dans les sédiments du quai de Gaspé montrent un gradient décroissant en fonction de l'éloignement, à l'exception du nickel qui montre une tendance uniforme (figure 3.4 et annexe A). Les teneurs en nickel sont légèrement inférieures ou égale au SEN, mais l'absence de gradient spatial suggère qu'il s'agit de la teneur naturelle (moyenne ≈ 58 mg/kg). Les teneurs en cuivre dépassent le SEN sur l'ensemble de la zone exposée alors que les teneurs des autres métaux sont inférieures au SEN, même à proximité du quai, à l'exception du plomb à la station A1C. Il importe de souligner que l'utilisation des critères de qualité pour les sédiments doit se faire à titre indicatif car ceux-ci ont été développés à partir de données provenant de milieu d'eau douce. Il est permis de penser que les critères pour le cadmium et le nickel sont possiblement mal ajustés aux conditions naturelles qui caractérisent les eaux du golfe Saint-Laurent (Environnement Canada, 1993).

Figure 3.3 : Granulométrie et contenu en carbone organique total des sédiments entiers récoltés à l'automne 2001 aux stations de la zone exposée et de la zone de référence, havre de Gaspé

Figure 3.4 : Teneurs en métaux et en hydrocarbures aromatiques polycycliques dans les sédiments récoltés à l'automne 2001 aux stations de la zone exposée et de la zone de référence, havre de Gaspé

D'une manière générale, toutes les concentrations moyennes des métaux analysés dans les sédiments de la zone exposée, à l'exception du cadmium et du nickel, montrent des valeurs significativement supérieures ($p < 0,05$) par rapport à la zone de référence.

Par ailleurs, les teneurs moyennes en métaux mesurées à l'automne 2001 sont en général comparables à celles mesurées en 2000 (Environnement Illimité, 2001) et en 1997 (Beak International, 1998) dans la zone restreinte et adjacente au quai de Gaspé.

3.4.3.3 Extraction séquentielle

L'extraction séquentielle des sédiments adaptée de la méthode de Tessier *et al.* (1979) a été effectuée pour décrire la distribution du cuivre dans différentes fractions susceptibles d'être mises en solution selon différentes conditions environnementales. Cette méthode permet d'évaluer les concentrations des métaux dans les différentes fractions obtenues par des extractions de plus en plus fortes.

Précisons tout d'abord que les concentrations moyennes de toutes les fractions, à l'exception de la fraction F1 (fraction échangeable $MgCl_2$), sont significativement supérieures ($p < 0,05$) aux stations de la zone exposée par rapport à la zone de référence.

Les résultats montrent que la majeure partie du cuivre est séquestrée dans les fractions 4 (matière organique, HNO_3) et 5 (résiduel, *Aqua regia*), correspondant aux extractions les plus fortes, et ce, à toutes les stations (figure 3.5 et annexe D). La proportion de cuivre dans les trois premières fractions, considérées comme étant les plus labiles, augmente en fonction de l'éloignement, mais est généralement faible (teneur moyenne pour F1 à F3 : 27 mg/kg) à l'exception de la station A3 où une teneur totale de 98 mg/kg est rapportée (figure 3.5). La teneur en cuivre dans les trois premières fractions aux stations de référence est inférieure aux limites de détection. La valeur de la limite de détection a été utilisée pour le calcul des pourcentages à la figure 3.5.

3.4.3.4 Hydrocarbures aromatiques polycycliques

Les teneurs en HAP ont été déterminés sur l'ensemble des échantillons récoltés (annexe D). Les teneurs des HAP totaux suivent un gradient décroissant en fonction de l'éloignement (figure 3.4). Les SEN ont été établis pour sept HAP spécifiques plutôt que pour les HAP totaux, et ces critères (SEN) sont ajustés en fonction du carbone organique total. Les concentrations des HAP à chaque station ont été comparées au SEN corrigé pour le COT (figure 3.6). Les teneurs supérieures au SEN s'observent à proximité du quai (station A1, A1C, A2 et A2C) pour seulement trois des sept congénères pour lesquels un critère existe : le benzo(a)anthracène, le pyrène et le phénanthrène (figure 3.6). Les teneurs diminuent rapidement au fur et à mesure que l'on s'éloigne du quai.

Figure 3.5 : Importance relative des teneurs en cuivre dans les cinq fractions de l'extraction séquentielle (méthode Tessier adaptée) des sédiments récoltés à l'automne 2001 aux stations de la zone exposée et de la zone de référence, havre de Gaspé

Figure 3.6 : Teneurs des sept congénères d'hydrocarbures aromatiques polycycliques pour lesquels un critère du seuil d'effets néfastes est défini, havre de Gaspé, automne 2001

3.4.4 Résultats des analyses physico-chimiques de l'eau interstitielle

Tous les résultats de cadmium et de carbone organique dissous (COD) sont sous la limite de détection, sauf à la station A2C (COD = 26 mg/L) (figure 3.7, annexe D). Un effet de matrice attribuable à l'interférence des sels dans l'eau a nécessité des dilutions supplémentaires des échantillons pour l'analyse du carbone.

Les concentrations de métaux dans l'eau interstitielle sont faibles par rapport aux concentrations totales dans le sédiment entier. Dans l'eau interstitielle, aux stations de référence, les concentrations de métaux sont similaires aux concentrations retrouvées dans l'eau de mer à l'exception du nickel (figure 3.7). Pour ce dernier métal, la concentration dans l'eau interstitielle dans la zone de référence varie jusqu'au double de la concentration dans la zone exposée. Pour le cuivre et le plomb, la concentration dans l'eau interstitielle de la zone exposée est jusqu'à 100 fois plus élevée que celle retrouvée dans l'eau de mer ou dans la zone de référence, et jusqu'à 10 fois pour le Zinc. Pour les données non transformées, il n'y a pas de corrélations entre les concentrations de métaux dans les sédiments et dans l'eau interstitielle. Cependant, après une transformation logarithmique, le gradient de concentration pour les métaux dans l'eau interstitielle est corrélé avec celui observé dans les sédiments entiers (figure 3.4). Les valeurs élevées de cuivre et de plomb à la station A5 ne sont pas cohérentes avec le gradient de contamination et pourraient être associées à une combinaison de facteurs dont des artéfacts durant le sous-échantillonnage et les manipulations analytiques. Dans le cas du plomb et du zinc, les teneurs mesurées aux stations A8B, A9 et A10 sont comparables à celles rapportées pour la zone de référence alors que dans le cas du cuivre, les teneurs à toutes les stations du transect A sont supérieures à celles de la zone de référence (figure 3.7). L'augmentation à la station A12 pour le plomb et le zinc peut s'expliquer par les conditions d'accumulation favorables des sédiments et l'augmentation de la concentration dans les sédiments entiers.

Dans le cas du nickel, les teneurs sont généralement faibles et il n'existe aucune différence significative ($p > 0,05$) entre la zone exposée et la zone de référence (figure 3.7). Le gradient uniforme observé dans la zone exposée est cohérent avec ce qui est observé dans les sédiments entiers.

Afin de mettre en relations les concentrations mesurées dans l'eau interstitielle et celles obtenues dans les sédiments entiers, des équations de régression ont été calculées en considérant ces deux variables ainsi qu'une série de variables indépendantes. Le tableau 3.6 présente l'essentiel de ces résultats. D'une manière générale, il existe une relation significative ($p < 0,001$) entre la forme extractible dans les sédiments (variable dépendante) et la forme dissoute dans l'eau interstitielle dans le cas du cuivre, du plomb, du zinc et du nickel. La relation est nettement améliorée avec la prise en compte du COT et le pourcentage de particules fines avec une augmentation du r^2 de 20 à 30 %.

Figure 3.7 : Teneurs des paramètres analysés dans l'eau interstitielle extraite des sédiments récoltés à l'automne 2001 aux stations de la zone exposée et de la zone de référence, havre de Gaspé

Tableau 3.6 : Régressions multiples entre les concentrations de métaux extractibles (méthode Environnement Canada) dans les sédiments (variable dépendante) et les teneurs dans l'eau interstitielle, le carbone organique total et le pourcentage de particules fines dans les sédiments (variables indépendantes), havre de Gaspé, automne 2001

3.5 Caractérisation de la communauté benthique

3.5.1 Méthodes d'analyses des échantillons

3.5.1.1 *Tri des organismes benthiques*

En laboratoire, les deux échantillons pris à chacune des stations ont été combinés puis rincés à l'eau claire dans deux tamis superposés ayant des ouvertures de maille respectives de 2 mm (pour retenir les gros morceaux et la végétation) et de 0,5 mm. La fraction retenue par le tamis 2 mm a été triée en totalité à l'aide d'une loupe éclairante, tandis que la fraction 0,5 mm a été triée à l'aide d'une loupe stéréoscopique. Les organismes ont été dénombrés et regroupés selon les grands groupes taxonomiques. Les organismes ont ensuite été conservés dans l'éthanol (70 %) glycérolé jusqu'à leur identification.

En raison de la grande quantité de matériel retenue par le tamis de 0,5 mm, un sous-échantillonnage s'est avéré nécessaire afin d'assurer un temps de tri d'environ six à huit heures. La méthode utilisée consiste à homogénéiser le refus dans un tamis à maille de 0,5 mm, d'en retirer l'eau et de diviser le substrat en deux à l'aide d'une lamelle de plastique. Cette démarche pouvait se répéter selon le cas mais au moins 1/16 de l'échantillon était trié et au moins 100 organismes étaient prélevés. Les récipients contenant les fractions non triées des échantillons ont été conservés pour une éventuelle vérification.

Pour valider la méthode de partition, une analyse de variabilité a été effectuée sur trois échantillons. De plus, un contrôle de qualité du tri a été effectué sur deux échantillons. Il consistait en un tri des matières organiques conservées par une personne autre que le trieur d'origine.

3.5.1.2 *Identification*

L'évaluation taxonomique des organismes benthiques a été effectuée à partir des clés d'identification citées dans Brunel *et al.* (1998). Dans la mesure du possible, les organismes étaient identifiés à l'espèce, à l'exception de certains groupes comme les foraminifères et les nématodes pour lesquels aucune autre identification n'a été réalisée. Les spécimens identifiés ont été conservés dans de l'éthanol (70 %) glycérolé et séparés dans des fioles bien identifiées. L'identification des organismes a été effectuée par une équipe de taxonomistes qui se consultaient régulièrement pour résoudre les problèmes d'identification et valider leur détermination.

3.5.2 Méthode d'analyses des données

Lorsqu'un sous-échantillon était prélevé pour effectuer l'identification et le décompte des organismes, les données étaient ramenées à l'échelle de l'échantillon total en les

multipliant par l'inverse de la fraction analysée puis en additionnant, si nécessaire, les organismes récoltés dans la fraction grossière de l'échantillon (fraction de 2 mm).

Les données de dénombrement ont été saisies dans une matrice énumérant les taxons (espèce, genre, famille et taxons supérieurs) pour chacun des échantillons. Avant de procéder aux analyses statistiques, certains organismes ont été retirés de la matrice en raison d'une méthodologie d'échantillonnage non adaptée à la capture de ceux-ci. Les groupes retirés incluent les organismes planctoniques (copépodes cyclopoïdes), les foraminifères et les nématodes. Une attention particulière a été portée à la vérification des données saisies dans la matrice en s'assurant de la correspondance entre les données recueillies sur les feuilles de tri et celles présentées dans le rapport. La méthode de validation utilisée consiste à saisir les données deux fois pour ensuite comparer les deux tableaux en les soustrayant l'un à l'autre permettant ainsi d'identifier les erreurs.

3.5.2.1 Calcul de variables descriptives

La densité (nombre d'organismes/m²), l'abondance relative et la fréquence (nombre d'échantillons où un taxon est présent sur le nombre total d'échantillons) ont été calculées pour chacun des taxons retenus. De plus, la densité de tous les organismes benthiques et le nombre de taxons présents dans chacun des échantillons ont été déterminés.

Les indices de diversité (H') (Shannon-Weaver, 1963) et de régularité (J de Pielou) (Legendre et Legendre, 1984) ont aussi été déterminés pour chaque échantillon.

Finalement, le pourcentage d'abondance relative global des grands groupes taxonomiques (polychètes, mollusques, crustacés et autres) a également été réalisé. L'effet de la variabilité des variables à l'appui sur les variables descriptives du benthos a été étudié à l'aide de corrélations simples (corrélation de Pearson) et de diagrammes de dispersion.

3.5.2.2 Analyses en composantes principales

Une analyse en composantes principales (ACP) a été effectuée sur l'abondance. Pour la communauté benthique, il s'agit de représenter, dans un plan à deux dimensions, la variabilité exprimée par l'ensemble des variables biologiques mesurées sur chaque prélèvement. La représentation graphique permet d'identifier les relations entre toutes les variables simultanément et de mettre en lumière des groupes de variables se distribuant de façon similaire au niveau spatial. Cette analyse permet également d'illustrer la position relative des différents points de prélèvements ou stations d'échantillonnage dans cet espace réduit. Il est alors possible de juger de la contribution individuelle de chaque station à la variation globale de la matrice de corrélation. Une description générale de la méthode d'analyse est présentée à l'annexe E.

3.5.3 Résultats d'inventaire benthique

3.5.3.1 Composition générale de la communauté benthique

Parmi les 102 taxons répertoriés, le polychète *Nephtys neotena* est le plus abondant avec une densité de plus de 8 000 individus/m² et compose à lui seul 44 % de l'ensemble des organismes récoltés. D'autres polychètes comme *Mediomastus ambiseta* et *Prionosio steenstrupi* sont également bien représentés dans les échantillons avec des densités au-dessus de 1 000 individus/m² et des fréquences supérieures à 65 %. L'annexe F présente les données relatives à l'abondance des organismes benthiques récoltés aux différentes stations d'échantillonnage à l'automne 2001.

De façon générale, les espèces retrouvées en 2001 sont similaires à celles répertoriées à proximité du quai de Gaspé en 1997 (Beak International, 1998) (tableau 3.7). Cependant, on constate qu'il y a moins de taxons répertoriés en 2001 et que les espèces dominantes sont quelque peu différentes. Par exemple, *Mediomastus ambiseta* reste l'espèce dominante, mais certains groupes dominants en 1997 (ex. : *Nephtys* et *Pholoë*) n'ont pas été identifiés en 2001. Il faut mentionner toutefois que l'identification taxonomique de ces deux genres est difficile et fait souvent l'objet de divergences auprès des taxonomistes (Pocklington, 1989 ; Brunel *et al.*, 1998). De plus, le fait que les campagnes d'échantillonnage n'aient pas été réalisées durant le même mois pourrait expliquer certaines différences quant à la composition taxonomique.

3.5.3.2 Composition de la faune benthique par station d'échantillonnage

La densité des organismes benthiques est très variable selon les stations d'échantillonnage (figure 3.8). Mise à part la station A1 qui présente la densité la plus élevée d'organismes, c'est aux stations de référence ainsi qu'à la station A10 que les organismes sont les plus nombreux, soit entre 27 000 et 36 000 individus/m². La majorité des autres stations présentent une densité inférieure à 15 000 individus/m².

Ces densités restent cependant dans le même ordre de grandeur que celles enregistrées par Beak en 1997 (1 657 à 21 692 individus/m²) et en 1998 (7 154 à 36 202 individus/m²) (Beak International, 1998).

Le nombre de taxons est plus élevé dans les stations profondes (B2A et B3) avec plus de 30 taxons. Les autres stations présentent entre 10 et 20 taxons, à l'exception des stations A1, A10, B1, R8 et R14 qui renferment entre 21 et 28 taxons (figure 3.8). En comparant aux données de 1997 (18 à 46 taxons), le nombre de taxons semble moins élevé en 2001 (10 à 36 taxons). Ces différences pourraient s'expliquer par des profondeurs supérieures échantillonnées en 1997 où on retrouve plus de taxons (voir stations B2A et B3; Beak International, 1998).

Tableau 3.7 : Comparaison entre la composition taxonomique du benthos récolté en 1997 et en 2001 dans le secteur de Sandy Beach

Figure 3.8 : Densité, nombre de taxons et indices de diversité et de régularité des organismes benthiques aux stations de la zone exposée et de la zone de référence, havre de Gaspé, automne 2001

L'indice de diversité est supérieur à 3 aux stations A1, A10, B1 et R14. Ceci indique une communauté relativement équilibrée qui permet la présence de nombreux taxons représentés par une faible densité. Le nombre de taxons de ces stations est relativement élevé et la dominance de *Mediomastus ambiseta* et de *Nephtys neotena* ne dépasse pas 40,3 % (tableau 3.8 et figure 3.8). Les stations A7, A9 et A12 montrent, quant à elles, des indices très faibles (< 1,2) vraisemblablement en raison de la forte dominance de *Nephtys neotena* qui forme plus de 81 % de la faune récoltée à ces endroits (tableau 3.8) et du faible nombre de taxons (entre 10 et 13 taxons) (figure 3.8). Enfin, l'indice de régularité montre la même tendance que l'indice de diversité. Cependant, sa valeur la plus élevée est associée à la station A1C (figure 3.8).

Ainsi, l'indice de régularité, qui réfère quant à lui à l'abondance relative des différents taxons, indique par une valeur élevée que plusieurs espèces vivent dans le milieu en abondance relativement égale. La figure 3.8 montre que l'indice de régularité suit la même tendance que l'indice de diversité. Quoique sa valeur la plus élevée soit associée à la station A1C (0,79), les stations B1 et R14 correspondent encore une fois aux plus forts indices (> 0,70). La contribution de l'espèce dominante *Nephtys neotena* ne dépasse pas à nouveau 40,3 %. Les plus faibles valeurs de l'indice de régularité sont associées aux stations où la dominance de *Nephtys neotena* est très forte (stations A7, A9 et A12 avec plus de 81 %).

La composition taxonomique des principaux groupes de la faune benthique diffère selon la localisation des stations (figure 3.9). Les polychètes dominent à toutes les stations avec plus de 50 % des organismes. *Mediomastus ambiseta* est l'espèce la plus abondante aux stations A1, A2C et B1 (tableau 3.8) tandis que *Nephtys neotena* domine les autres stations du transect A (gradient de concentration en cuivre) où il compose jusqu'à 85 % des organismes et du transect B (gradient de profondeur) où il domine avec plus de 48 %. Cette espèce est aussi présente aux stations de référence (tableau 3.8) où la densité la plus élevée a été enregistrée (25 077 individus/m² à la station R8). D'autres polychètes sont également retrouvés en grand nombre dans la zone de référence, tels que *Prionosio steenstrupi* et *Ninnoe nigripes* (tableau 3.8).

Les mollusques sont particulièrement abondants aux stations du transect A, et plus particulièrement aux stations A1, A1C, A2 et A5 où ils composent plus de 28 % des organismes. Le groupe des bivalves domine avec les jeunes moules (*Mytilus edulis*) qui sont particulièrement nombreuses aux stations A1 et A1C où elles composent plus de 15 % des effectifs (tableau 3.8) Elles sont cependant absentes des stations de référence, tout comme *Hiatella arctica* qui se retrouve seulement aux stations A1, A1C et A2 (tableau 3.8). Ces deux bivalves peuvent être reliés aux activités d'élevage de moules dans le secteur.

Tableau 3.8 : Abondance relative des taxons les plus abondants d'organismes benthiques par station, havre de Gaspé, automne 2001

Figure 3.9 : Abondance relative des grands groupes d'invertébrés benthiques aux stations de la zone exposée et de la zone référence, havre de Gaspé, automne 2001

En effet, les stations A1 et A1C sont situées dans un secteur où les bateaux de compagnies actives dans la culture de moules sont régulièrement amenés à quai et nettoyés. Les jeunes moules (*Mytilus edulis*) et l'espèce *Hiatella arctica*, souvent associée aux moules, ont pu être amenées dans ce secteur par ces bateaux. À ces deux stations, ces espèces composent respectivement 19 % et 17 % des effectifs, tandis qu'à la station A2, *Cerastoderma pinnatum* domine les mollusques avec 14 % des organismes récoltés (tableau 3.8). Ce mollusque est également abondant à la station de référence R9 (tableau 3.8). À la station A5, les nombreux bivalves répertoriés forment 35 % des effectifs et sont dépourvus de coquille (coquille probablement dissoute par la préservation au formol). La plupart n'ont pu être identifiés plus précisément. Soulignons qu'en milieu marin, le formol est en général tamponné par l'eau de mer et un transfert relativement rapide dans l'alcool empêche la dissolution des coquilles des mollusques. Dans le cadre de ce projet, l'eau ne contenait probablement pas assez de sel car on observe une dissolution des coquilles malgré un transfert rapide dans l'alcool (en dedans de 24 heures). Il faut noter cependant que les spécimens sans coquilles étaient très petits (moins de 2 mm) et qu'à cette grosseur, les coquilles sont très fragiles.

Pour ce qui est des crustacés, ils sont nombreux (9 à 26 % de la faune benthique) aux stations de la zone de référence ainsi qu'aux stations B1 et A10. Les amphipodes *Photis c.f. pollex* sont abondants à la station R14 et *Corophium bonelli* sont nombreux à la station B1 (tableau 3.8). *Monoculodes* sp est exclusivement récolté dans la zone de référence aux stations R8 et R14. Le cumacé *Eudorella emarginata* compose quant à lui de 2 à 3 % des effectifs totaux des organismes benthiques des stations de référence et de la station A10. Pour sa part, l'isopode *Edotia triloba* est présent seulement dans la zone de référence, et ce, en grand nombre à la station R14 (tableau 3.8). Finalement, aucun crustacé n'a été capturé aux stations A1, A7 et A9.

3.5.3.3 Interprétation de l'analyse en composantes principales

Les résultats de l'analyse en composantes principales de la matrice d'abondance des taxons par station montrent que les stations B2 (A et B) et B3, qui sont plus profondes (entre 17,7 m et 19,2 m), se démarquent nettement des autres (figure 3.10). Les autres stations montrent des profondeurs inférieures à 13,7 m. Les stations de référence et les stations A10 et B1, où les proportions de sable sont élevées (> 49 %) et les valeurs de carbone organique total (COT) sont faibles (< 1,4 %), forment un autre groupe.

On remarque aussi que les concentrations de cuivre de ces stations ne dépassent pas 76 mg/kg. Les autres stations du transect A sont toutes regroupées ensemble. Ces stations montrent des proportions de COT un peu plus élevées (> 1,8 %). Ce dernier groupe se subdivise en deux sous-groupes composés, d'une part, des stations A7, A8, A9, A12, et A8B où les profondeurs sont supérieures 10 m et où les concentrations de cuivre sont situées entre 100 et 660 mg/kg, et d'autre part, des stations les plus à l'intérieur du quai (stations A1 à A5) caractérisées par de faibles profondeurs et des concentrations de cuivre plus fortes (entre 710 et 3 200 mg/kg).

Figure 3.10 : Analyse en composantes principales, abondance des organismes benthiques (projection des stations), havre de Gaspé, automne 2001

Du côté de la composition taxonomique, l'analyse en composantes principales fait ressortir certains taxons ayant contribué le plus à la formation des groupes de stations (annexe G). Parmi ceux-ci, on remarque le polychète *Mediomastus ambiseta* et le bivalve *Hiatella arctica* associés aux stations les plus à l'intérieur du quai. Le polychète est dominant à deux stations de ce groupe et le bivalve, souvent associé aux moules qui sont très abondantes à l'intérieur du quai, se retrouve seulement aux stations A1, A1C et A2. Le bivalve *Gemma gemma* que l'on retrouve seulement à la station A8B se situe dans le centre du diagramme où se regroupe les stations A5 à A12. Le polychète *Cossura longicirrata*, souvent associé aux eaux plus profondes (Appy *et al.*, 1980), et les ophiures, souvent capturés à des profondeurs supérieures à 15 m dans la baie de Gaspé (Brunel, 1970), sont associés aux stations profondes B2 et B3.

Du côté des stations de référence, on remarque que les taxons suivants se démarquent : les polychètes *Prionospio steenstrupi* que l'on retrouve en abondance aux stations A10, R9 et R14 et *Scoletoma tenuis* exclusivement dans les stations B2, B3, R8 et R9 ainsi que le cumacé *Eudorella emarginata* abondant aux stations A10 et R9 qui préfère les milieux sableux (Watling, 1979).

3.6 Mesures de bioaccumulation dans les organismes aquatiques

Il importe de rappeler que l'échantillonnage et la mesure des métaux (cadmium, cuivre, nickel, plomb et zinc) et de HAP ont été effectués chez trois espèces aquatiques, à savoir : les polychètes, le homard et la moule bleue. Dans le cadre de l'évaluation des risques écologiques, les mesures de bioaccumulation sont utilisées pour calculer l'exposition alimentaire d'une espèce d'oiseau au cuivre contenu dans les moules et les polychètes. De façon analogue, dans le cadre de l'évaluation des risques toxicologiques, elles servent à calculer l'exposition alimentaire de la population environnante au cuivre contenu dans les moules et les homards de la zone exposée. Ces mesures permettront également de mettre en évidence la biodisponibilité potentielle de ces substances présentes dans les sédiments ou l'eau de la zone exposée et de la zone de référence.

3.6.1 Méthode de préparation des échantillons

3.6.1.1 Polychètes

Les teneurs en métaux ont été déterminées chez deux espèces de polychètes, soit *Nereis diversicolor* (stations A1, A2C, R109 et R14) et *Glycera dibranchiata* (stations A2C, A102, R8 et R9). Seuls ces deux espèces ont été récoltées en quantité suffisante pour permettre de déterminer la concentration en métaux des tissus. Il faut noter que les spécimens de *Nereis* étaient suffisamment gros pour faire l'objet d'une mesure individuelle. Pour *Glycera*, entre 3 et 13 spécimens ont été combinés afin d'obtenir suffisamment de tissu (> 2 g) pour permettre d'effectuer des analyses.

3.6.1.2 *Homard*

Au total, neuf homards ont été capturés, soit cinq dans la zone exposée (quai de Gaspé) et quatre dans la zone de référence (Haldimand). L'hépatopancréas ainsi que la chair du homard (queue et pinces) ont été conservés pour fins d'analyses chimiques. Soulignons que l'hépatopancréas est un organe reconnu pour la bioaccumulation de métaux. Par ailleurs, il faut noter que certains hépatopancréas étaient liquéfiés lors du prélèvement. Cette situation résulte possiblement du trempage des spécimens dans de l'eau douce à une température élevée, ce qui semble avoir induit un choc osmotique et thermique important. Ce trempage visait à apaiser les spécimens pour faciliter le prélèvement. L'impact de cette manipulation sur le résultat des mesures de bioaccumulation semble non significatif (voir section 3.6.3.2).

3.6.1.3 *Moule bleue*

Au total, 18 lots de moules (50-75 spécimens par lot) provenant de deux stocks différents (havre de Gaspé et baie des Chaleurs) ont été placés dans des cages et déposés dans des secteurs fortement et moyennement contaminés en cuivre (Sandy Beach) ainsi que dans une zone de référence (rivière Dartmouth, figure 3.1). De plus, six lots de moules ont été analysés au début de l'expérimentation afin de déterminer la concentration initiale en cuivre et en HAP des organismes (lots de référence t_0). Les moules ont été exposées sur une période de 42 jours. Les moules de chaque lot a été retirée des coquilles, puis congelée avant d'être expédiée au laboratoire.

3.6.1.4 *Méthodes d'analyses chimiques des prélèvements*

Les analyses chimiques visant à déterminer les concentrations de métaux et de HAP dans les tissus des organismes marins ont été réalisées par PSC Services Analytiques. Les teneurs en métaux ont été déterminées par spectrophotométrie d'émission atomique au plasma d'argon (ICP). Les tissus sont préalablement homogénéisés jusqu'à l'obtention d'une purée. Une petite quantité de matériel biologique est mise à bouillir avec de l'acide nitrique pendant une durée de 5 heures. Une solution de 30 % de peroxyde est ajoutée pour compléter la digestion. Le digestat est injecté dans l'instrument et dosé selon la méthode EPA 6020. En ce qui concerne les HAP, les teneurs dans les tissus ont été déterminées par chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (GC-MS). Le spectromètre de masse a été opéré dans le mode fragmentométrie de masse (méthode SIM) visant les masses spécifiques aux composés recherchés. Les tissus sont préalablement homogénéisés jusqu'à l'obtention d'une purée. Un agent dessiccateur (NaSO_4) est ajouté pour assécher l'échantillon. L'extraction des composés organiques s'effectue au dichlorométhane à l'aide d'un Soxhlet durnat la nuit. L'extrait est ensuite injecté dans l'instrument et dosé selon la méthode EPA 8270.

Les polychètes et la chair des homards ont été analysés pour en déterminer la concentration en métaux (cadmium, cuivre, nickel, plomb et zinc). Les teneurs en métaux et en HAP des hépatopancreas de homard ont également été déterminées.

Les moules du lot de référence (t_0) et de la zone fortement enrichie en cuivre ont été analysées pour en déterminer les teneurs en cuivre et en HAP. Dans le cas des lots de la zone de référence et de la zone moyennement enrichie en cuivre, seul le cuivre a été retenu pour la détermination des teneurs dans les tissus.

Aucune mesure de bioaccumulation n'a été effectuée chez les poissons en raison du nombre insuffisant de capture réalisée par zone.

3.6.2 Analyse statistique des données

L'analyse des données de bioaccumulation a été réalisée à partir de statistiques descriptives (moyenne, écart type) et des résultats de trois méthodes statistiques, soit les corrélations non paramétriques (*tau* de Kendall), les régressions linéaires et les tests non paramétriques de comparaison d'échantillons (Mann-Whitney). Ces différentes méthodes statistiques sont décrites à l'annexe E. Toutes ces analyses ont été réalisées avec le logiciel SPSS (v7.0 pour Windows) à partir de l'ensemble des mesures de bioaccumulation réalisées sur les organismes aquatiques considérés.

3.6.3 Résultats

3.6.3.1 Polychètes

Comme précisé auparavant, des mesures de bioaccumulation ont été réalisées chez deux espèces de polychètes, soit *Nereis diversicolor* et *Glycera dibranchiata*. Des spécimens appartenant à ces deux espèces ont été récoltés à sept stations d'échantillonnage, soit trois situées dans la zone exposée (stations A1, A2C et A102) et quatre situées dans la zone de référence (stations R8, R9, R109 et R14).

D'une manière générale, les teneurs moyennes en cuivre sont près de 20 fois plus élevées dans les organismes de la zone exposée par rapport à la zone de référence (tableau 3.9). En ce qui concerne les autres métaux (cadmium, nickel, plomb et zinc), aucune différence significative n'a été observée entre les deux zones ($p > 0,05$).

3.6.3.2 Homard

Les teneurs en métaux et en HAP dans l'hépatopancreas et les teneurs en métaux dans la chair de neuf homards ont été déterminées (annexe H). Cinq spécimens provenaient de la zone exposée et quatre autres de la zone de référence. Le poids moyen des spécimens était de 850 g et 1 680 g respectivement (tableau 3.10). Soulignons qu'un des spécimens de la zone exposée pesait à lui seul 4 000 g.

Tableau 3.9 : Concentrations de métaux mesurés dans les polychètes prélevés dans la zone exposée (quai de Gaspé) et dans la zone de référence (Penouille) à l'automne 2001

Tableau 3.10 : Statistiques descriptives des métaux mesurés dans l'hépatopancréas et la chair des homards prélevés dans la zone exposée (quai de Gaspé) et dans la zone de référence (Haldimand) à l'automne 2001

À l'instar des polychètes, seules les teneurs en cuivre ont montré une différence significative entre les homards de la zone exposée et ceux de la zone de référence ($p = 0,02$) avec des concentrations moyennes de 597 ± 351 mg/kg et 24 ± 17 mg/kg respectivement (tableau 3.10). Précisons que l'exclusion du gros spécimen de l'analyse statistique ne modifie en rien cette différence.

Soulignons également que les teneurs en HAP sont faibles et ne se distinguent pas significativement d'une zone à l'autre (tableau 3.11).

Par ailleurs, aucune corrélation significative n'a été obtenue entre les différentes substances analysées ($p > 0,05$). Il faut toutefois noter que la variable « poids du spécimen » s'est avérée corrélée significativement avec le cadmium ($\tau = 0,92$; $p < 0,01$). Contrairement aux autres métaux essentiels (ex. : cuivre) ou retrouvés en concentrations trop faibles dans le milieu pour être bioaccumuler de façon notable (ex. : nickel et zinc), le cadmium montre une relation concentration-poids du spécimen très hautement significative ($p < 0,001$) avec un r^2 de 98 % (figure 3.11). Cette dernière relation permet de supposer que la liquéfaction des hépatopancreas lors des manipulations sur le terrain n'a pas modifié la qualité des échantillons quant à leur contenu en métaux ou en HAP.

3.6.3.3 Moule bleue

Comme précisé précédemment, des moules de culture ont été exposées aux sédiments de la zone exposée et de la zone de référence pendant 42 jours. Mentionnons tout d'abord que les moules de la zone exposée n'ont montré aucune bioaccumulation des HAP durant cette période, les concentrations mesurées étant pour la plupart non détectables ou près du seuil de détection (annexe H).

Par ailleurs, la comparaison des concentrations de métaux dans les moules des lots du havre de Gaspé et de la baie des Chaleurs n'a révélé aucune différence significative ($p > 0,05$). Ces deux lots ont donc été regroupés pour la suite de l'analyse.

La comparaison des concentrations moyennes de métaux dans les moules des différentes zones a mis en évidence une différence significative ($p < 0,001$) pour le cuivre. Les tests de comparaisons multiples (Student-Newman-Keuls) ont permis d'identifier deux groupes principaux, soit un premier groupement composé des moules de référence (t_0) et des moules de la zone de référence, et un second groupement composé des moules des zones moyennement et fortement exposées (tableau 3.12).

Quant aux teneurs de plomb, de cadmium et de zinc, aucune différence significative ($p > 0,05$) n'a été obtenue entre les moules des différentes zones (tableau 3.12).

En ce qui concerne le nickel, seules les moules du groupe de référence (t_0) ont montré des concentrations mesurables dans les tissus (moyenne = 0,41 mg/kg); les mesures réalisées chez les moules des autres lots étant sous le seuil de détection analytique (tableau 3.12).

Tableau 3.11 : Statistiques descriptives des hydrocarbures aromatiques polycycliques mesurés dans l'hépatopancréas des homards prélevés dans la zone exposée (quai de Gaspé) et dans la zone de référence (Haldimand) à l'automne 2001

Figure 3.11 : Relation entre la concentration de cadmium et le poids de l'hépatopancréas des homards prélevés dans la zone exposée (quai de Gaspé) et dans la zone de référence (Haldimand) à l'automne 2001

Tableau 3.12 : Statistiques descriptives des métaux mesurés dans les moules de la zone exposée (quai de Gaspé) et de la zone de référence (Haldimand) à l'automne 2001

3.7 Tests de toxicité

3.7.1 Méthodes d'analyses en laboratoire

3.7.1.1 Test de survie et de ré-enfouissement de l'amphipode marin *Eohaustorius estuarius*

Ce test d'une durée de 10 jours vise à évaluer la toxicité de sédiments chez des espèces d'amphipodes fouisseurs marins, soit *Eohaustorius estuarius* dans le cas présent. La méthodologie de ce test est conforme aux amendements de 1998 de la méthode d'Environnement Canada (1992). Avant de débiter le test de toxicité, les organismes doivent subir une période d'acclimatation de 3 à 10 jours dans une chambre contenant un sédiment de contrôle (c'est-à-dire, provenant du site de prélèvement des amphipodes) et de l'eau salée.

Les tests sont effectués dans des récipients de verre de 1 litre, avec 175 ml de sédiments recouverts de 775 ml d'eau d'une salinité de 30 ± 2 ‰ et d'une température de 15 ± 2 °C. L'eau est préalablement aérée avant l'introduction des organismes et l'aération se continue durant toute la période du test. Une illumination directe et constante de 500 à 1 000 lux est maintenue tout au long du test. De plus, une vérification physico-chimique des conditions en oxygène dissous, pH et salinité est réalisée au début ainsi qu'à la fin du test. Pour chaque échantillon testé, 20 organismes sont introduits dans 5 réplicats, pour un total de 100 organismes. Un témoin de laboratoire contenant un sédiment de sable de silice propre et un autre témoin contenant un sédiment sablonneux provenant du site de récolte des amphipodes sont utilisés. De plus, un test d'une durée de quatre jours est effectué avec une substance de référence (chlorure de cadmium, eau seulement) dans la journée suivant le début des tests avec les sédiments. Les résultats de ce test ont montré que les effets mesurés ($CL_{50} = 5,74$ mg/L, $IC_{95\%} = 4,70-7,02$ mg/L) se situaient dans les limites du groupe contrôle (laboratoire). À la fin du test, le pourcentage moyen d'amphipodes morts est calculé pour la période d'exposition de 10 jours (pourcentage de mortalité au 10^e jour). Après cette période, les individus ayant survécu sont introduits dans les sédiments témoins et leur enfouissement est surveillé et enregistré comme une réponse sublétales.

3.7.1.2 Test de survie et de croissance du polychète marin *Neanthes*

Ce test, d'une durée de 20 jours, évalue la survie et la croissance de polychètes juvéniles du genre *Neanthes*. La méthodologie employée suit la procédure U.S. EPA Puget Sound (U.S. EPA, 1990). Les tests sont effectués dans des récipients de verre de 1 litre contenant 2 cm de sédiments et 950 mL d'eau ayant une salinité de 30 ± 2 ‰ et une température de 20 ± 1 °C. Une illumination directe et constante de 500 à 1000 lux est maintenue tout au long du test. Pour chaque échantillon de sédiment, 5 réplicats sont utilisés contenant chacun 5 individus, soit 25 animaux par échantillon. L'eau est préalablement aérée avant

l'introduction des organismes et un tiers de l'eau est remplacée avec de l'eau de mer fraîche à tous les trois jours pendant le test. L'oxygène dissous, le pH et la salinité sont mesurés à tous les deux jours. Les polychètes sont nourris durant le test. Un témoin de laboratoire contenant un sédiment de sable de silice propre et un autre témoin contenant un sédiment sablonneux provenant du site de récolte des polychètes sont utilisés. La substance de référence testée est le sulfate de cuivre en solution aqueuse en l'absence de sédiments. Pour cette substance, la concentration la plus faible observée produisant un effet (« *LOEC* ») et celle ne produisant pas d'effets (« *NOEC* ») sont respectivement de 0,25 et 0,125 mg/L. Les résultats de ce test ont montré que les effets mesurés ($CL_{50} = 0,144$ mg/L de cuivre, $IC_{95\%} = 0,118-0,176$ mg/L) se situaient dans les limites acceptables pour ce test. Après les 20 journées nécessaires au test, la survie des individus est déterminée et la biomasse (poids sec) est mesurée après un séchage au four jusqu'à l'atteinte d'un poids stable.

3.7.1.3 Test de développement larvaire de la moule bleue, *Mytilus edulis*

L'eau interstitielle pour les tests de toxicité a été extraite en même temps que l'eau pour les analyses chimiques (voir section 3.4.1.3).

La procédure de l'ASTM (1998) est utilisée afin de tester l'effet de l'eau interstitielle de sédiments sur le développement des larves de moules bleues pendant 48 heures. L'eau interstitielle a été aérée au besoin (stations A2C et A8B) afin d'assurer une saturation en oxygène dissous supérieure à 60 % avant le début des tests. Les moules sont fertilisées et lorsque l'éclosion des larves est confirmée, les embryons sont introduits dans les échantillons d'eau interstitielle. Le test est réalisé dans des récipients contenant 50 ml d'eau interstitielle à 15°C et une salinité de 30 ‰. Quatre réplicats par échantillon sont utilisés avec environ 1 000 embryons par réplicat, soit approximativement 20 embryons par millilitre. L'oxygène dissous, le pH et la salinité sont mesurés à la fin de la période d'exposition de 48 heures. Après cette période, les échantillons sont fixés en utilisant une solution de formol (10 %). L'examen d'un sous échantillon de 100 embryons par réplicat permet d'évaluer leur développement. Celui-ci est jugé normal ou anormal. Quatre témoins de laboratoire utilisant de l'eau de mer synthétique sont réalisés et ce, quatre fois chacun. De plus, cinq tests utilisant un toxique de référence (sulfate de cuivre) sont réalisés. Le contenu en ammoniacque est déterminé par la « méthode du kit de Hatch » sur un sous-échantillon pris à la suite du sous-échantillonnage réalisé pour les tests de toxicité et les analyses chimiques.

3.7.1.4 Test Microtox en phase solide

Les tests Microtox en phase solide ont été réalisés au laboratoire d'Environnement Canada à Moncton, suivant la procédure préliminaire d'Environnement Canada (2000b). Les échantillons sont envoyés du laboratoire de Beak à Environnement Canada, après avoir subi une homogénéisation et un sous-échantillonnage pour les tests sur les amphipodes et les polychètes. Pour ce test, des dilutions de la solution d'eau salée contenant des sédiments mis en suspension sont préparées pour chacun des échantillons et des bactéries

phosphorescentes sont laissées en contact avec cette suspension pendant 20 minutes. Les sédiments solides sont ensuite extraits par filtration et le liquide est laissé au repos pour 10 minutes supplémentaires. L'émission de lumière est mesurée à l'aide d'un photomètre. Le résultat (CI_{50}) est déterminé en utilisant le programme « Microbics Corp. solid phase ». La CI_{50} correspond à la concentration de matières en suspension (mg en poids sec de sédiment/L d'eau) entraînant une diminution de 50 % de la photoluminescence des bactéries. Le programme d'AQ/CQ inclut une analyse en triplicat du contenu en humidité des sédiments et la réalisation de tests de contrôle utilisant du matériel de référence certifié NRC (HS-5) dilué avec du SPD012L (Environment Canada, 2001). La CI_{50} pour ce test est de 7 270 mg/L ($IC_{95} \% = 6\ 800 - 7\ 770$) et atteint les exigences et les critères de validité pour un tel test.

3.7.2 Résultats des tests de toxicité

3.7.2.1 Test de survie et de ré-enfouissement des amphipodes (*Eohaustorius estuarius*)

Les tests réalisés sur *Eohaustorius estuarius* sont présentés au tableau 3.13. Pour toutes les analyses, les exigences et les critères de validité en termes de AQ/CQ ont été rencontrés avec un taux de mortalité moyen de 4 % pour le groupe contrôle et des valeurs situées à l'intérieur des limites acceptables pour les tests réalisés avec la substance étalon (chlorure de Cd + eau).

Les résultats des tests de survie des amphipodes n'ont montré aucune différence significative entre les stations du transect A et celles de la zone de référence (t de Student, $p > 0,05$). Le taux de survie des amphipodes a varié entre 87 % et 99 % pour les stations de la zone exposée et entre 91 % et 94 % pour les stations de référence.

D'autre part, les taux de ré-enfouissement dans les sédiments des amphipodes ayant survécu aux tests sont comparables entre les stations des deux zones (t de Student, $p > 0,05$) avec des valeurs observées supérieures ou égales à 97 %.

3.7.2.2 Test de survie et de croissance des polychètes (*Neanthes*)

Les résultats des tests réalisés sur *Neanthes* sont présentés au tableau 3.14. Dans tous les cas, les exigences du test en termes de AQ/CQ ont été atteintes, tant au niveau de la substance étalon (sulfate de cuivre) qu'au niveau du taux de survie des organismes du groupe contrôle (98 %).

Les taux de survie des polychètes n'ont montré aucune différence significative entre les stations de la zone exposée et celles de la zone de référence (t de Student, $p > 0,05$). Le taux de survie des polychètes était très élevé à toutes les stations avec des valeurs supérieures à 87 %.

Tableau 3.13 : Résultats des tests de survie et de ré-enfouissement des amphipodes (*Eohaustorius estuarius*) dans les sédiments entiers prélevés au quai de Gaspé à l'automne 2001

Tableau 3.14 : Résultats des tests de survie et de croissance des polychètes (*Neanthes* sp) dans les sédiments entiers prélevés au quai de Gaspé à l'automne 2001

Quant aux résultats de croissance, les différences observées sont également non significatives ($p > 0,05$), malgré la faible augmentation du poids des organismes aux stations A1, A1C, A2 et A2C par rapport aux groupes contrôles (laboratoire et terrain).

3.7.2.3 Test de développement larvaire de la moule bleue (*Mytilus edulis*)

Les résultats des tests réalisés sur les larves de *Mytilus edulis* à la suite d'une exposition de 48 heures dans l'eau interstitielle sont résumés au tableau 3.15. Tous les critères de qualité en termes de AQ/CQ ont été rencontrés tant au niveau du groupe contrôle, avec un taux de développement normal des larves de 89 % (limite acceptable ≥ 60 %), qu'au niveau des cinq tests réalisés avec la substance étalon (sulfate de cuivre). Ce taux était également élevé aux stations de référence avec une valeur moyenne de 87 %.

Par ailleurs, cinq des neuf stations (stations A1, A1C, A2, A8B et A12) présentaient un taux de mortalité embryonnaire de 100 %. Seules les stations A8, A9 et A10, situées dans la zone exposée, n'ont montré aucune différence significative par rapport aux stations de la zone de référence. Le développement des larves de moule bleue était significativement plus faible à neuf des douze stations de la zone exposée (stations A2C, A3, A5 et A7) par rapport à celles de la zone de référence (t de Student, $p < 0,05$).

3.7.2.4 Test Microtox

Comme précisé précédemment, les tests Microtox ont été réalisés au laboratoire d'Environnement Canada et toutes les exigences et critères de validité en termes de AQ/CQ ont été rencontrés (voir section 3.7.1.4)

Les résultats des tests Microtox sont présentés au tableau 3.16. D'une manière générale, les sédiments des stations de la zone de référence ont montré un niveau de toxicité faible mais très variable avec des CI_{50} moyen de 2 550 (R14B), 8 240 (R8) et 13 800 (R9) mg de sédiment sec/L. Cette grande variabilité explique l'absence de différence statistique (t de Student, $p > 0,05$) entre les stations des zones exposées et de référence. Il faut noter que la granulométrie de ces stations était plus grossière qu'à toutes les stations de la zone exposée. Toutefois, après transformation logarithmique des données, la station A1 (transect A) a montré une différence significative par rapport aux stations regroupées de la zone de référence (t de Student, $p < 0,05$).

Notons enfin que plusieurs stations du transect A (stations A1, A1C, A2 et A8B) montrent des CI_{50} inférieurs au critère limite provisoire défini par Environnement Canada (1996) pour les rejets en mer ($< 1\ 000$ ppm).

Tableau 3.15 : Résultats des tests de développement larvaire de moules bleues (*Mytilus edulis*) dans l'eau interstitielle extraite des sédiments entiers prélevés au quai de Gaspé à l'automne 2001

Tableau 3.16 : Résultats du test Microtox en phase solide à partir des sédiments entiers prélevés au quai de Gaspé à l'automne 2001

3.7.2.5 *Évaluation de la concentration dans l'eau interstitielle après les tests de toxicité*

Pour faire suite aux tests de toxicité avec les larves de moules réalisés avec l'eau interstitielle et à son analyse chimique préalable, une autre série d'analyses chimiques a été effectuée sur certains échantillons 10 jours après les tests afin d'évaluer les modifications chimiques de l'eau interstitielle avec le temps.

D'une manière générale, les concentrations de plomb et de cuivre dans l'eau interstitielle ont augmenté entre les mesures initiales (avant les tests de toxicité) et la seconde série de mesures (tableau 3.17). Dans le cas du cadmium, du nickel et du zinc, les seuils de détection n'ont pas permis d'effectuer une comparaison valide. Ces résultats indiquent qu'il pourrait y avoir une dissolution lente du cuivre et du plomb associée aux particules fines présentes dans les échantillons.

Il faut rappeler que l'eau interstitielle a été extraite par double centrifugation sous azote (N₂) et décantée dans des contenants pour être par la suite analysée en laboratoire. Ces échantillons d'eau ont été conservés à 4°C sans maintenir l'atmosphère azotée 10 jours avant de procéder à l'analyse. Un petit résidu était visible au fond des récipients, possiblement associé à des particules fines qui sont demeurées en suspension après la centrifugation. Il importe de préciser toutefois qu'avant d'effectuer les tests de toxicité ou les analyses chimiques, le surnageant était décanté dans les récipients prévus à cet effet en s'assurant, dans la mesure du possible, d'éliminer toutes les microparticules visibles. Par conséquent, tant dans l'analyse chimique initiale qu'après les tests de toxicité, seule la forme de cuivre dissous et les particules en suspension non sédimentées sont présumées être présentes dans les échantillons. Au niveau des tests effectués sur la moule bleue, il est néanmoins possible que des particules de sédiments soient demeurées dans l'échantillon d'eau et aient mené à une augmentation de la toxicité avec le temps.

Tableau 3.17 : Concentrations des métaux dans l'eau interstitielle avant et après la réalisation des tests de toxicité en laboratoire

4 INTÉGRATION DES DONNÉES PHYSICO-CHIMIQUES, BIOLOGIQUES ET ÉCOTOXICOLOGIQUES

La présente section vise à intégrer les résultats des études de caractérisation chimique et biologique du milieu ainsi que des tests de toxicité afin, d'une part, de mettre en évidence les facteurs environnementaux affectant l'écosystème aquatique à proximité du quai de Gaspé, et d'autre part, de proposer des seuils d'intervention pour le secteur exposé.

4.1 Analyse intégrée des données environnementales et écotoxicologiques

Le schéma d'analyse des données environnementales (physico-chimie, inventaire benthique) et des tests de toxicité est présenté à la figure 4.1. Les méthodes statistiques utilisées sont décrites à l'annexe E. La présente section vise à décrire plus particulièrement les résultats de l'analyse en composantes principales et des corrélations non paramétriques réalisées sur la matrice de données.

4.1.1 Analyse en composantes principales

La position des stations d'échantillonnage dans l'espace réduit des deux premières composantes est présentée à la figure 4.2 (voir l'annexe G pour le graphique complet des projections des variables dans le plan des deux premières composantes). Ce plan explique 51 % de la variabilité totale de la matrice de corrélations (axe 1 = 36 %, axe 2 = 15 %).

La première composante (axe 1) est associée principalement aux variables définissant le gradient de concentration des substances d'intérêt (cuivre, nickel, plomb, zinc et HAP), tel qu'illustré par la variable « gradient » (distance par rapport au quai). La position de cette dernière variable dans la partie négative de l'axe 1 s'explique par la corrélation inverse entre l'augmentation de la distance par rapport au quai sur le transect A et la diminution proportionnelle des concentrations des différentes variables chimiques associées. Dans la partie positive de cette première composante, la plupart des métaux et HAP mesurés dans l'eau interstitielle et les sédiments ainsi que le carbone organique total (COT) sont regroupés; ces variables étant fortement corrélées positivement entre elles ($\tau > 0,44$; $p < 0,01$). En plus de la variable « gradient », on trouve dans la portion négative de l'axe 1 les variables « densité des organismes benthiques », « pourcentage de développement normal des larves de moules » et « CI_{50} » du test Microtox. Celles-ci sont également fortement corrélées entre elles et inversement corrélées aux variables chimiques situées dans la portion positive ($p < 0,05$).

Figure 4.1 : Schéma d'analyse associé au traitement statistique des données environnementales et toxicologiques

Figure 4.2 : Représentation graphique de la position des stations d'échantillonnage dans le plan des deux premières composantes principales définies à partir des données de physico-chimie des sédiments et de l'eau interstitielle, de l'inventaire benthique et des tests de toxicité

Quant à la seconde composante (axe 2), celle-ci décrit l'influence des variables associées aux caractéristiques physiques et biologiques. Ainsi, les variables « profondeur », « pourcentage de particules fines » et « pourcentage d'humidité » dans les sédiments sont fortement corrélées entre elles ($\tau > 0,4$; $p < 0,05$) et inversement corrélées à certaines variables biologiques telles « l'abondance de mollusques », la « régularité » et la « diversité des organismes benthiques » ($\tau > -0,4$; $p < 0,05$). Ajoutons que le « pourcentage de sable » est corrélé significativement ($p < 0,05$) à ce dernier groupe de variables.

L'ensemble des corrélations entre les variables physico-chimiques, biologiques et toxicologiques retenues nous permet de discerner trois regroupements de stations, soit (en partant de la partie négative de l'axe 1) :

- le groupe 1 : R8, R9, R109(dupl. de R9), R14, B1 et A10;
- le groupe 2 : A7, A8, A8B, A9, A12, B2A, B2B et B3;
- le groupe 3 : A1, A1C, A2, A2C, A102C(dupl. de A2C), A3 et A5.

Le premier groupe se caractérise notamment par de faibles concentrations en métaux, plus particulièrement en cuivre extractible (méthode Environnement Canada, ≤ 150 mg/kg) et en HAP totaux ($\leq 1,1$ mg/kg). De plus, le pourcentage moyen de sable dans les échantillons de sédiments y est plus élevé par rapport aux autres groupes (groupe 1 = 70 %; groupe 2 et 3 = 36 %) tandis que le pourcentage moyen de COT y est plus faible (groupe 1 = 1,1 %; groupes 2 et 3 = 2,6 %). Quant aux crustacés, ceux-ci privilégient les zones plus sableuses associées notamment aux stations de la zone de référence.

Le second groupe s'explique surtout par les variables associées à la deuxième composante (axe 2), soit la profondeur et les particularités granulométriques. Ainsi, les stations de ce groupe sont caractérisées par des profondeurs d'échantillonnage plus élevées (10,1 à 19,2 m), un pourcentage moyen de particules fines élevé (76 %) et des concentrations de cuivre (méthode Environnement Canada) se situant entre 110 et 830 mg/kg.

Le troisième groupe se distingue sur la base des concentrations élevées en métaux et en HAP. Par exemple, dans le cas du cuivre total extractible et des HAP, les valeurs oscillent de 1 100 à 3 800 mg/kg et de 8,3 à 28,6 mg/kg respectivement. Quant au pourcentage de COT, la valeur moyenne pour ce groupe de station est de 2,8 %.

Il est important d'observer que l'analyse en composantes principales ne permet pas d'associer clairement les liens entre les principaux taxons ou espèces benthiques et les 3 groupes identifiés.

4.1.2 Relations entre les résultats des tests de toxicité et la chimie des sédiments et de l'eau interstitielle

La présente section vise à décrire les corrélations non paramétriques entre les résultats des différents tests de toxicité et les variables chimiques suivantes : le COT, les concentrations de cuivre extractible, les différentes fractions de l'extraction séquentielle (méthode Tessier), les HAP totaux dans les sédiments, le carbone organique dissous (COD) et les concentrations de cuivre dans l'eau interstitielle.

D'une manière générale, aucune relation significative ($p > 0,05$) n'a été obtenue entre les taux de survie et de croissance des polychètes (*Neanthes*) et les autres paramètres chimiques mesurés dans les sédiments. Il en va de même pour le test de survie et de ré-enfouissement des amphipodes (*Eohaustorius estuarius*) avec notamment le cuivre extractible (méthode Environnement Canada) et les HAP totaux.

Dans le cas du développement normal des embryons de moules bleues et du test Microtox, les corrélations obtenues montrent des similitudes (figure 4.3). En effet, pour ces deux tests, on observe des relations négatives significatives ($\tau > -0,55$; $p < 0,05$) avec les concentrations de cuivre extractible, les fractions F3 (métaux liés aux oxydes de fer et de manganèse), F4 et F5 (métaux résiduels emprisonnés dans la matrice minérale) de l'extraction séquentielle, les HAP totaux et le COT. Soulignons également que les tests de développement normal des larves de moules et Microtox montrent une relation hautement significative ($\tau > 0,95$; $p < 0,01$) entre eux, indépendamment du fait que le premier ait été réalisé à partir de l'eau interstitielle et le deuxième à partir des sédiments entiers.

4.1.2.1 Moule bleue

Les tests réalisés sur les moules n'ont montré aucune relation significative avec les concentrations de métaux dans l'eau interstitielle ($p > 0,05$), et ce, en dépit du fait que ce test soit réalisé dans ce média. Cette particularité a été analysée plus en détail en comparant les relations doses-réponses établies à partir de la substance de référence (sulfate de cuivre) et des tests réalisés sur les larves de *Mytilus edulis* à la suite d'une exposition de 48 heures (stations du transect A et de la zone de référence regroupées) (figure 4.4). Il faut préciser auparavant que la réponse des organismes est non corrélée aux concentrations d'ammoniac ou d'oxygène dissous dans l'eau. Les résultats suggèrent que la réponse obtenue à partir des sédiments contaminés est beaucoup plus importante que prévue par rapport à la substance de référence, selon les courbes obtenues pour le sulfate de cuivre, ce qui implique qu'un autre facteur, distinct de la concentration de cuivre, agirait sur la réponse des organismes. Il faut rappeler que la solubilisation de microparticules contenant du cuivre dans l'eau interstitielle durant le test (voir section 3.7.2.5) n'explique pas à elle seule la toxicité apparente plus élevée du cuivre dissous par rapport à la substance de référence. L'induction de la toxicité est possiblement aussi associée à la présence d'autres substances telles les HAP.

Figure 4.3 : Corrélations non paramétriques entre les résultats des tests de toxicité et certaines variables chimiques mesurées dans l'eau interstitielle et les sédiments, quai de Gaspé, automne 2001

Figure 4.4 : Résultats des tests de toxicité chez les larves de moules bleues en fonction de la concentration de cuivre dans l'eau interstitielle, quai de Gaspé, automne 2001

À ce propos, Magnusson *et al.* (1996) ont montré que les larves de moules bleues pouvaient être affectées par une exposition aux HAP dans les sédiments et ce, dans la gamme de concentrations retrouvées autour du quai de Gaspé. En se basant sur cette étude et sur la corrélation significative obtenue entre ce test et la concentration de HAP dans les sédiments, cette hypothèse a été testée en utilisant les coefficients de partage ainsi que les valeurs de FCV (« *Final Chronic Values* ») proposés par l'U.S. EPA (2000) pour différents congénères de HAP. La FCV est dérivée pour chacun des HAP spécifiques à partir des données de toxicité aiguë et du rapport toxicité aiguë / toxicité chronique (« *acute / chronic ratio* »). Dans le calcul de l'unité toxique totale à chaque stations, la valeur de FCV est utilisée pour normaliser la concentration de chacun des HAP spécifiques en fonction de leur toxicité respective. La concentration des différents congénères dans l'eau interstitielle a été estimée à partir de l'équation suivante :

$$C_i(\text{eau interstitielle}) = ((\text{HAP}_i \text{ mg/kg}) / \text{foc}) / \text{Koc}_i$$

où Koc_i est le coefficient de partage pour le carbone organique pour chaque congénère HAP_i et le foc est la fraction de carbone organique dans les sédiments.

Les unités toxiques pour chaque congénère, à l'exception du benzo(g,h,i)pérylène, ont été calculées à partir du ratio C_i / FCV_i , puis additionnées pour obtenir une unité toxique totale pour les HAP totaux. Les congénères ayant des concentrations systématiquement sous la limite de détection ont été éliminés du calcul. Tel qu'illustré à la figure 4.5, la toxicité des larves de moules bleues est corrélée significativement ($p < 0,05$) avec la sommation des unités toxiques, avec une valeur approchant l'unité pour les échantillons les plus toxiques (stations A1, A1C, A2 et A2C). Cette relation, combinée à l'absence de corrélation entre la toxicité et la concentration de cuivre dans l'eau interstitielle ainsi que l'absence de relation avec la toxicité mesurée avec CuSO_4 (figure 4.4) suggèrent que les HAP contribuent de façon significative à la toxicité mesurée.

En s'appuyant sur ce résultat, la relation entre la concentration de HAP dans les sédiments entiers et les résultats du test sur la moule bleue a été analysée plus en détail. Cette relation a été évaluée pour les HAP totaux, légers et lourds exprimés en milligramme de substance par gramme de carbone organique. La figure 4.6 présente la relation obtenue pour les HAP totaux avec et sans les stations A8B et A12. Il faut préciser que les résultats obtenus à ces stations montrent un effet toxique anormalement élevé en raison possiblement de facteurs confondants. De fait, la présence de sédiments fins résiduels après centrifugation pourrait expliquer cette anomalie (voir section 3.7.2.5). L'élimination de ces stations permet d'obtenir une meilleure corrélation ($r^2 = 77\%$ contre 34%) et une droite de régression reflétant mieux les faibles concentrations de HAP (HAP totaux $< 100 \mu\text{g/g}$ de C). Ajoutons que les coefficients de détermination obtenus pour les HAP légers et lourds sont également élevés avec des valeurs respectives de 70% et 79% .

Figure 4.5 : Résultats du test de toxicité chez les larves de moules bleues en fonction de la somme des unités toxiques des hydrocarbures aromatiques polycycliques, quai de Gaspé, automne 2001

Figure 4.6 : Résultats du test de toxicité chez les larves de moules bleues en fonction de la concentration des hydrocarbures aromatiques polycycliques totaux dans les sédiments (avec et sans les stations A8B et A12), quai de Gaspé, automne 2001

En éliminant les stations A8B et A12, on obtient la relation suivante :

développement normal = -0,001 HAP (mg/kg de C) + 0,8589 (équation 4.1)
des larves de moules

$$r^2 = 0,77; p < 0,001$$

4.1.2.2 Microtox

Les résultats obtenus avec le test Microtox ont montré une relation significative avec les concentrations de cuivre extractible (méthode d'Environnement Canada) dans les sédiments entiers ($p = 0,001$, figure 4.7). Il faut noter que, comme pour les tests de toxicité avec les larves de moules, les résultats obtenus aux stations A8B et A12 montrent également un effet toxique anormalement élevé en raison possiblement de facteurs confondants. Une équation a donc été développée en excluant ces stations afin d'évaluer la relation entre les concentrations de cuivre extractible (méthode d'Environnement Canada) dans les sédiments entiers et les résultats du test Microtox:

$\log CI_{50} = -0,45306 \log \text{cuivre} + 4,43424$ (équation 4.2)

$$r^2 = 0,60 ; p < 0,002$$

Soulignons que la comparaison des résultats obtenus du test Microtox au quai de Gaspé avec ceux obtenus par Svenson *et al.* (1996) à partir de sédiments contaminés par plusieurs composés organiques et inorganiques, dont le cuivre, indique que cette dernière substance pourrait contribuer de façon directe à la toxicité observée par le test Microtox (tableau 4.1). En fait, la concentration de cuivre estimée dans les sédiments en suspension à partir des CI_{50} mesurées aux différentes stations est généralement supérieure à la CI_{50} associée au cuivre dissous proposée par Svenson *et al.* (0,384 mg/L) et qui détermine le potentiel toxique de cette substance (unité toxique ≥ 1). Toutefois, les unités toxiques obtenues étant très variables d'une station à l'autre dans la zone exposée, il est possible que d'autres facteurs que le cuivre puissent expliquer l'effet observé.

Ainsi, la relation entre le test Microtox et la concentration de HAP dans les sédiments a été explorée en utilisant la concentration de HAP totaux normalisé pour la concentration de carbone organique total. La relation entre la CI_{50} et les HAP totaux est présentée à la figure 4.8 et est décrite par l'équation suivante :

$\log CI_{50} \text{ (mg/L)} = -0,5006 \log \text{HAP (mg/kg de C)} + 4,2347$
(équation 4.3)

$$r^2 = 0,50; p = 0,003$$

Figure 4.7 : Résultats de CI_{50} avec Microtox en fonction de la concentration de cuivre extractible dans les sédiments (avec et sans les stations A8B et A12), quai de Gaspé, automne 2001

Tableau 4.1 : Concentrations de cuivre total extractible (méthode Environnement Canada) dans les sédiments des stations échantillonnées dans le secteur du quai de Gaspé (automne 2001) en fonction de la CI₅₀ (Microtox) et de l'unité toxique maximale (UTM) déduite à partir de l'étude de Svenson *et al.* (1996)

Figure 4.8 : Résultats de CI_{50} avec Microtox en fonction de la concentration des hydrocarbures aromatiques polycycliques totaux dans les sédiments (avec et sans les stations A8B et A12), quai de Gaspé, automne 2001

De toute évidence, le test Microtox répond aux HAP aussi bien qu'au cuivre présent dans les sédiments. Il faut souligner que les coefficients de corrélation et de détermination obtenus pour les HAP lourds et légers sont similaires à ceux des HAP totaux.

4.1.3 Relations entre les résultats des tests de toxicité et la communauté benthique

Sur la base des corrélations non paramétriques réalisées entre l'abondance totale des différents taxons associés à la communauté benthique et des résultats des tests de toxicité, seuls les crustacés ont montré une relation significative positive ($p < 0,05$) avec les tests Microtox ($\tau = 0,41$) et la survie de *Neanthes* ($\tau = 0,54$). En raison des faibles coefficients de corrélation et des facteurs environnementaux en cause, cette relation est difficilement interprétable.

4.1.4 Relations entre la chimie des sédiments et de l'eau interstitielle et la communauté benthique

D'une manière générale, les crustacés ont montré une corrélation négative significative ($p < 0,01$) avec les teneurs en HAP totaux ($\tau = -0,41$) et en cuivre extractible ($\tau = -0,39$). Les németes présentent quant à eux une abondance totale inversement proportionnelle aux concentrations de cuivre extractible dans les sédiments ($\tau = 0,35$). Tous les autres taxons (annélides, arachnides, mollusques, échinodermes) n'ont montré aucune relation significative avec les concentrations de métaux ou de HAP dans les sédiments. Mentionnons que seuls les annélides ont montré une relation inverse significative avec les teneurs de cuivre dans l'eau interstitielle ($\tau = 0,57$).

D'autre part, le nombre de taxons et les indices de diversité et de régularité n'ont pas montré de relation significative avec le gradient de concentrations. En somme, ces résultats indiquent que les caractéristiques chimiques des sédiments affectent peu l'abondance des différentes espèces benthiques dans le secteur et que la structure de la communauté benthique locale est probablement régit par certaines caractéristiques de l'habitat (ex. : profondeur, granulométrie des sédiments).

4.2 Détermination des seuils intégrés

L'objectif général de cette étude est de fournir les informations nécessaires pour déterminer un seuil non préoccupant pour les organismes benthiques et l'environnement. Une approche basée sur le poids des évidences a été utilisée de façon à tenir compte de l'ensemble des réponses biologiques observées.

Pour ce faire, les relations entre les concentrations des contaminants d'intérêt et les résultats des tests de toxicité et des inventaires de communautés benthiques devaient être résumés dans une matrice de seuils. Cependant, en raison de l'absence de relations significatives entre les différents paramètres benthiques et les paramètres physico-

chimiques, uniquement les résultats des tests de toxicité ont été utilisés pour déterminer les seuils. En absence d'effets toxiques, la concentration la plus élevée testée a été utilisée de façon conservatrice comme seuil. En présence d'effets toxiques, un critère d'effet spécifique à chaque test a été utilisé pour calculer un seuil à partir des relations doses-réponses obtenues pour chacun des contaminants. Finalement, l'ensemble des seuils ainsi déterminés a été intégré selon un niveau de protection acceptable.

4.2.1 Détermination des critères d'effet

Les seuils sont développés sur la base des relations significatives entre la réponse des tests de toxicité et la concentration de cuivre total extractible ou de HAP dans les sédiments et sur des critères d'effets. Tel que mentionné à la section 4.1, les tests de survie et de croissance des polychètes (*Neanthes*) et le test de survie et de ré-enfouissement des amphipodes (*Eohaustorius estuarius*) n'ont pas montré une relation significative ($p > 0,05$) en fonction de la concentration de cuivre extractible ou de HAP dans les sédiments.

Dans le cas de la moule bleue, il importe de rappeler qu'aucune relation significative n'a été obtenue entre la concentration de cuivre dans l'eau interstitielle et le développement larvaire, et ce, en dépit du fait que ce test ait été réalisé spécifiquement sur ce média plutôt que sur des sédiments entiers. En revanche, une relation significative a été obtenue entre la concentration de HAP totaux estimée dans l'eau interstitielle en utilisant l'approche par coefficient de partage (U.S. EPA, 2000) et la réponse toxique. La sensibilité de ce test aux HAP est consistante avec l'étude de Magnusson *et al.* (1996).

En développant un critère d'effet basé sur une réduction de 50 % de la proportion de larves se développant normalement par rapport au taux moyen de développement aux stations de référence (87 %) et en utilisant l'équation 4.1, le taux obtenu serait de 0,435 et correspondrait à une concentration de 385 mg/kg de C selon l'équation 4.3, soit environ 8 mg/kg HAP totaux (basé sur une valeur moyenne de COT de 2,16 % ± 0,90).

Pour le test Microtox, rappelons qu'une relation significative a été obtenue avec le cuivre et les HAP totaux. Porebski *et al.* (1999) ont appliqué, tel que recommandé par Environnement Canada, une CI_{50} de 1 000 mg/L comme critère de succès / échec pour le test de Microtox dans l'évaluation des sédiments contaminés provenant de la baie des Chaleurs. Ces auteurs concluaient qu'il n'était pas nécessaire d'ajuster le critère intérimaire de succès/échec en se basant sur les résultats des tests effectués. Pour le quai de Gaspé, le critère de 1 000 mg/L semble être valable car il tend à séparer les sédiments ayant les concentrations les plus élevées de cuivre de ceux ayant les concentrations les plus faibles. Dans le cas du cuivre, une CI_{50} de 1 000 mg/L serait équivalente, selon l'équation 4.2, à une concentration de 1 464 mg/kg de cuivre dans les sédiments entiers. Dans le cas des HAP, une CI_{50} de 1 000 mg/L serait équivalente, selon l'équation 4.3, à une concentration limite de 363 mg/kg de C dans les sédiments entiers, soit 8 mg/kg HAP totaux (basé une valeur moyenne de COT de 2,16 % ± 0,90).

Finale­ment, sou­lignons que la méthode statistique préconisée pour estimer les critères d'effet, soit la régression linéaire utilisant des données transformées sous forme logarithmique, vise essentiellement à augmenter la précision du modèle tout en respectant les conditions d'application de la méthode (linéarité de la relation, homogénéité des variances, normalité des distributions de données).

4.2.2 Interprétation des seuils intégrés

Le tableau 4.2 résume l'ensemble des seuils intégrés calculés pour les différents critères d'effet considérés.

D'une manière générale, les critères d'effet pour les HAP totaux obtenus à partir du test Microtox et celui du développement des larves de moules bleues sont relativement similaires avec une valeur d'environ 8 mg/kg. Dans le cas du cuivre, le critère d'effet développé à partir du test Microtox et des concentrations de cuivre extractible est de 1 464 mg/kg. Il faut rappeler que ces critères ont été établis sans considérer les stations A8B et A12 compte tenu du biais engendré par la présence possible d'un facteur confondant (particules de sédiments fins). Pour les tests de toxicité n'ayant pas montré de relations dose-réponse significatives (amphipodes et polychètes), la concentration maximale de cuivre ou de HAP totaux mesurée dans les sédiments testés a été utilisée.

Considérant le biais potentiel résultant du faible effectif (cuivre : $n = 5$, HAP : $n = 6$), de la forme asymétrique de la distribution de données et des concentrations maximales de cuivre extractible et de HAP totaux utilisés pour définir le critère d'effet des amphipodes et des polychètes, l'utilisation d'un paramètre statistique comme la moyenne n'est pas appropriée pour définir un seuil intégré.

Par ailleurs, l'utilisation du 10^e centile des seuils calculés pour les HAP et le cuivre constitue une alternative acceptable. En effet, la valeur du 10^e centile est fréquemment utilisée en analyse de risque pour définir un niveau de risque acceptable visant par exemple à protéger 90 % des espèces cibles (Hall *et al.*, 1998). En utilisant cette dernière valeur et en l'associant aux concentrations mesurées aux différentes stations (tableau 4.3), on obtient deux groupes de stations selon la substance considérée. Dans le cas des HAP, les stations dépassant le seuil intégré (8 mg/kg) sont A1, A1C, A2, A2C, A3 et A5 tandis que celles se retrouvant en-deçà de ce seuil sont A7, A8, A8B, A9, A10, A12, R8, R9 et R14B. Notons que le 1^{er} groupe de stations défini à partir de ce seuil est identique au groupe 3 (stations A1, A1C, A2, A2C, A102C, A3 et A5) obtenu à partir du plan de projection des stations de l'analyse en composantes principales. En utilisant cette fois-ci le seuil calculé pour le cuivre, seules les stations A1C, A2 et A2C dépasseraient le seuil intégré établi à 2 398 mg/kg.

Tableau 4.2 : Matrice des seuils intégrés basés sur les tests de toxicité, quai de Gaspé, automne 2001

Tableau 4.3 : Concentrations d'hydrocarbures aromatiques polycycliques totaux et de cuivre extractible dans les sédiments en fonction des critères d'effets présentés, quai de Gaspé, automne 2001

5 ANALYSE DE RISQUE ÉCOLOGIQUE

5.1 Problématique

Les principaux éléments de la problématique ont été traités en détail dans les chapitres précédents. Les sections suivantes présentent certains aspects particuliers relatifs aux besoins spécifiques de l'analyse des risques écologiques. Compte tenu des informations décrites précédemment, l'approche d'évaluation retenue vise à déterminer si les sédiments contaminés situés dans le secteur du quai de Gaspé entraîne un potentiel de risque pour le biote. Cette approche est complémentaire à l'évaluation écotoxicologique qui a permis de proposer un seuil spécifique pour la protection du milieu.

5.1.1 Modèle conceptuel

Le modèle conceptuel vise à synthétiser sous forme schématique les liens possibles entre la source de contamination (c'est-à-dire, les sédiments contaminés) et les récepteurs écologiques ciblés selon un continuum source → devenir → cible → effet (figure 5.1). Il permet d'illustrer les différents mécanismes de transfert, de transport ou de transformation des substances d'intérêt associées à une source donnée au travers les différents compartiments ou médias environnementaux (ex. : air, eau de surface, sédiments). Le devenir de ces substances peut entraîner une exposition des récepteurs écologiques ciblés et, éventuellement, l'apparition d'effets délétères pour l'organisme et une réponse écotoxicologique néfaste pour la population biologique affectée.

5.1.1.1 Source de contamination

La source de contamination a été décrite en détail aux chapitres précédents. Le choix des substances d'intérêt a été fait selon les concentrations rapportées dans les études antérieures et les distributions spatiales (voir section 3.4.1.1). Plusieurs des métaux et HAP analysés ont été retrouvés à des teneurs inférieures aux SEN respectifs (voir section 3.4.3).

Les sédiments de la zone d'étude sont fortement enrichis en cuivre avec des teneurs maximales atteignant 3 800 mg/kg à proximité du quai de Gaspé. Cette contamination résulte vraisemblablement des opérations de transbordement de minerai de cuivre qui ont eu lieu au quai jusqu'en avril 2002. Par ailleurs, selon l'étude de Beak International (1998), la contamination en cuivre serait plus importante dans les sédiments de surface (0 à 10 cm de profondeur). De plus, il a été clairement établi qu'il existait un gradient de concentration de cuivre en direction est (azimut 112°) par rapport au quai (Environnement Illimité, 2000).

Figure 5.1 : Modèle conceptuel élaboré dans le cadre de l'analyse des risques écologiques et toxicologiques, quai de Gaspé, automne 2001

D'autres substances organiques et inorganiques ont également été retrouvées dans les sédiments du secteur à des concentrations pouvant dépasser celles associées au bruit de fond (voir section 3.4.3.2). Toutefois, les mesures réalisées dans la présente étude montre que seuls les HAP, le cuivre, le plomb et le nickel dépassent le seuil d'effet néfaste (SEN).

5.1.1.2 *Devenir de la contamination*

Les sédiments qui s'accumulent dans le secteur du quai de Gaspé sont affectés par de nombreux processus physiques, chimiques et biologiques qui déterminent le profil actuel des substances d'intérêt. Il faut préciser que le secteur est affecté par deux cycles de marées quotidiennes ainsi que par un courant anti-cyclonique entraînant une stratification verticale (salinité et température) des eaux (CPSEG, 1995). La distribution des sédiments contaminés en cuivre semble suivre ce patron d'écoulement (Environnement Illimité, 2001). Quant à la dynamique sédimentaire d'échange du cuivre dissous ou particulaire entre les sédiments, l'interface eau-sédiment et la colonne d'eau, celle-ci est difficile à prédire en raison des caractéristiques hydrodynamiques des eaux de surface et des processus physiques (ex. : déposition, remise en suspension), chimiques (ex. : adsorption, oxydo-réduction, etc.) et biologiques (ex. : bioturbation) qui ont lieu dans les sédiments.

5.1.2 Sélection des substances et des récepteurs écologiques d'intérêt et choix des paramètres d'évaluation

Le modèle conceptuel illustré à la figure 5.1 illustre les principaux mécanismes de transport et de transformation des substances d'intérêt dans le milieu environnant. Ce schéma conduit à la formulation d'hypothèses explicites qui reposent sur les quatre éléments descriptifs suivants :

- les substances préoccupantes ;
- le récepteur écologique potentiellement exposé ;
- les réponses écotoxicologiques appréhendées ;
- les limites spatiales (c'est-à-dire, le site et ses environs).

5.1.2.1 *Substances préoccupantes*

Les substances pouvant affecter potentiellement les organismes retrouvés dans la zone exposée ont été sélectionnées sur la base des dépassements des critères de qualité des sédiments pour l'une ou l'autre des stations, notamment la valeur correspondant aux SEN. Ce premier critère de sélection a permis de retenir, *a priori*, le cuivre, le nickel, le plomb et les HAP, les concentrations de zinc et de cadmium extractible (méthode Environnement Canada) dans les sédiments étant inférieures au SEN.

Puisque le potentiel de bioaccumulation constitue la meilleure estimation de l'exposition, seules les substances bioaccumulées seront considérées comme substances préoccupantes dans le cadre de l'analyse de risque. Parmi les substances dont les teneurs dépassent le SEN, seul le cuivre a été bioaccumulé de façon significative par les organismes marins dans la zone exposée par rapport à la zone de référence ($p < 0,05$). Les mesures des autres métaux dans les polychètes, le homard (chair et hépatopancréas) et les moules n'ont montré aucune différence significative entre les zones exposée et de référence ($p > 0,05$). Il en est de même pour les mesures de HAP dans l'hépatopancréas du homard et dans les moules qui révèlent que ces organismes ne bioaccumulent pas de façon significative les HAP, les concentrations mesurées étant au niveau du seuil de détection analytique (voir section 3.6.3). Donc, seul le cuivre sera considéré comme substance préoccupante dans cette analyse de risque écologique (niveau dépistage).

5.1.2.2 Récepteurs écologiques d'intérêt

Le choix des récepteurs écologiques a été réalisé en considérant la source de contamination et le devenir environnemental des différentes substances d'intérêt. Ainsi, l'évaluation des risques écologiques sera effectuée en considérant une espèce d'oiseau, le garrot à œil d'or, et une espèce de poisson, la plie. Le choix du garrot s'explique par son abondance, par l'établissement de nids dans le secteur du havre de Gaspé et par sa diète composée d'organismes benthiques. Dans le cas de la plie, cette espèce est commune dans le secteur et sert de nourriture pour d'autres espèces fauniques. Il s'agit également d'un poisson de fond se nourrissant à la surface des sédiments. Précisons également que dans le cadre de la présente évaluation, d'autres récepteurs aquatiques (polychètes et moules) ont été pris en compte et considérés comme source de nourriture pour le garrot.

Quant aux autres récepteurs écologiques identifiés au niveau du modèle conceptuel (ex. : mammifères marins, plantes aquatiques, plancton, etc.), ces derniers n'ont pas été considérés, soit parce que leur exposition est négligeable par rapport à la source de contamination (ex. : espèce pélagique), soit parce que certains groupes taxonomiques appartiennent aux maillons inférieurs de la chaîne alimentaire et sont considérés de façon indirecte dans l'évaluation des risques lors du calcul de l'exposition des organismes supérieures (via le phénomène de bioamplification).

5.1.2.3 Formulation des hypothèses de travail

Dans le cadre de la présente évaluation des risques écologiques, les hypothèses suivantes ont été formulées :

- la présence de cuivre dans le milieu aquatique à des niveaux dépassant le SEN provoque une inhibition de la croissance ou une diminution de la survie de l'avifaune fréquentant le secteur du quai de Gaspé ;
- la présence de cuivre dans le milieu aquatique à des niveaux dépassant le SEN provoque une mortalité chez l'ichtyofaune fréquentant le secteur du quai de Gaspé.

NORANDA INC./TRANSPORTS CANADA

Évaluation du risque à l'environnement et à la santé humaine
associé aux sédiments contaminés en cuivre – quai de Gaspé

Mars 2002

Sur la base de cette hypothèse de perturbations potentielles, les paramètres d'évaluation retenus pour l'évaluation des risques écologiques sont les suivants :

- diminution de la survie ou de la croissance de la population de garrot à œil d'or ;
- diminution de la survie de la population de plie.

Le tableau 5.1 présente les différents paramètres de mesures utilisés pour estimer les paramètres d'évaluation choisis.

5.1.2.4 Règle de décision

L'évaluation des risques écologiques de 1^{er} niveau (dépistage) est basée sur une règle de décision qui implique l'ensemble des récepteurs écologiques ciblés. Cette règle est dictée par la méthode quotient, soit le rapport entre l'exposition estimée et la valeur de référence.

Sur la base du quotient, si la valeur de l'un ou l'autre des paramètres d'évaluation est supérieure à l'unité, alors une évaluation des risques écologiques de 2^e niveau (détaillée) pourrait être réalisée pour le ou les paramètres en question. Il faut souligner que dans le cadre d'une analyse de 1^{er} niveau, le dépassement de l'unité n'indique pas nécessairement un risque réel. Le dépassement reflète possiblement le niveau élevé de conservatisme appliqué dans la formulation des hypothèses et du choix des valeurs utilisées pour le calcul du risque. La réalisation d'une évaluation de 2^e niveau vise alors à augmenter la précision de l'analyse et à réduire l'incertitude entourant les différents choix méthodologiques.

Si toutes les valeurs sont égales ou inférieures à l'unité, alors l'évaluation des risques écologiques est terminée en concluant qu'il y a absence de risque significatif pour l'ensemble des récepteurs écologiques selon les informations disponibles et l'analyse qui en est faite.

5.1.2.5 Niveau de conservatisme

Le résultat d'une analyse des risques écologiques est fonction du niveau d'effort et de la précision désirée compte tenu des objectifs de l'étude. Depuis plusieurs années, des organismes gouvernementaux ont établi différentes catégories ou niveau (*Tier*) d'évaluation selon une échelle de complexité croissante (ASTM, 1998; Environnement Canada, 1997; CCME, 1996, 2000), à savoir :

- niveau 1 : analyse préliminaire conservatrice (dépistage) ;
- niveau 2 : analyse préliminaire réaliste ;
- niveau 3 : analyse détaillée.

Chaque niveau nécessite une qualité et une quantité d'information toujours plus importante, tant en ce qui concerne l'estimation de l'exposition que le choix des valeurs de référence écotoxicologiques, afin d'augmenter la précision de l'évaluation.

Tableau 5.1 : Description des paramètres d'évaluation et de mesure utilisés pour l'évaluation des risques écologiques, quai de Gaspé, automne 2001

Dans le cadre de la présente étude, l'évaluation des risques écologiques constitue une analyse de niveau 1 (dépistage). Par conséquent, les scénarios et hypothèses retenus et décrits ci-après sont basés sur l'approche du pire cas vraisemblable (conservateur), notamment en ce qui a trait aux paramètres d'exposition et aux valeurs de références utilisées.

5.2 Estimation de l'exposition

L'exposition peut être définie comme étant le contact entre un récepteur et une substance chimique ou un agent physique ou biologique. Quant à l'estimation de l'exposition, c'est la procédure qui permettra de décrire ce contact en fonction de voies d'exposition et de variations spatio-temporelles (ex. : durée, fréquence) et de quantifier la quantité de la substance aux zones d'échange ou aux tissus cibles du récepteur.

Les sections qui suivent décrivent, pour chaque récepteur, la méthode de calcul utilisée pour estimer les doses ou concentrations d'exposition.

5.2.1 Approche générale

Généralement, l'exposition est estimée selon une méthode dite déterministe qui consiste à attribuer aux différents paramètres du calcul de la dose ou concentration d'exposition des valeurs uniques correspondant à celles se situant proches des valeurs extrêmes observées. L'estimation ainsi obtenue prend la forme d'une valeur unique (*point estimate* ou valeur déterministe) et comporte généralement un degré élevé de conservatisme.

Cependant, afin de fournir des estimations plus réalistes et plus adaptées au processus de gestion du risque, on tend de plus en plus vers l'utilisation de méthodes stochastiques ou probabilistes (ex. : simulations Monte Carlo) qui tiennent compte de la variabilité des différents paramètres du calcul de l'exposition. Ces méthodes consistent à utiliser, non pas des valeurs uniques, mais un ensemble de valeurs issues des distributions statistiques des paramètres. Le résultat obtenu correspond alors à une distribution de réponses possibles ou probables. L'approche probabiliste permet en fait d'intégrer la variabilité des différents paramètres d'entrée, tant en ce qui concerne le calcul des concentrations dans les différents médias environnementaux que le calcul des doses d'exposition et des valeurs de référence. Les limites de cette approche tiennent notamment au choix des paramètres statistiques (moyenne, écart type, minimum, maximum) et à la forme de la distribution de chaque paramètre d'entrée.

Afin de fournir des estimations plus réalistes et plus adaptées au processus de gestion du risque, l'approche probabiliste a été utilisée dans le cadre de l'évaluation des risques écologiques. Les simulations de Monte Carlo ont été réalisées avec le logiciel Crystal Ball 4.0 (Decisioneering Inc., 1996) à partir d'équations programmées dans le chiffrier Excel.

5.2.1.1 *Invertébrés aquatiques*

Les invertébrés benthiques servent de nourriture à de nombreux organismes aquatiques et terrestres. Dans le cas présent, deux groupes taxonomiques ont été utilisés comme source alimentaire pour le garrot à œil d'or, soit les polychètes et les moules.

Les concentrations de cuivre mesurées dans les polychètes et dans les moules prélevés dans le secteur à l'étude (zone exposée) ont ainsi servi au calcul de la dose d'exposition du garrot à œil d'or. Soulignons que la moyenne et l'écart type des concentrations mesurées dans les tissus des polychètes (tableau 3.9) et des moules (tableau 3.12) ainsi qu'une distribution lognormale ont été utilisés comme paramètres initiaux pour les simulations de Monte Carlo. Le choix de la distribution lognormale est basé sur la distribution de fréquence généralement observée pour ce type de données.

5.2.1.2 *Poissons*

L'exposition des poissons aux substances chimiques présentes dans l'eau est généralement évaluée à partir de la concentration dans l'eau de surface. L'exposition par contact cutané est donc la voie privilégiée par rapport au calcul d'une dose par ingestion. Ainsi, lors du calcul du risque, la concentration dans l'eau est comparée directement à la valeur de référence toxicologique reconnue (voir section 5.4.2). Dans le cas présent, la concentration de cuivre dans l'eau de surface est présumée similaire à la concentration moyenne de 9,2 µg/L mesurée dans l'eau interstitielle au niveau de la zone exposée. Ce choix vise à considérer le pire cas possible.

5.2.1.3 *Oiseaux*

D'une manière générale, l'avifaune peut être exposée aux substances d'intérêt selon plusieurs voies et médias d'exposition : par inhalation, par ingestion de nourriture, d'eau et de sol ainsi que par contact cutané. Dans le contexte de l'étude, l'assemblage du modèle conceptuel a permis de mettre en évidence que la seule voie d'exposition pertinente est l'ingestion de nourriture, les autres voies étant considérées comme négligeables par rapport à la source de contamination (ex. : ingestion d'eau). Pour le garrot à œil d'or, les doses d'exposition ont été calculées selon la méthode probabiliste (simulations Monte Carlo).

- Garrot à œil d'or

Dans le cas du garrot, sa diète est composée de 79,5 % de moules et de 20,5 % de vers polychètes (Paquin et Caron, 1998); cette hypothèse est confirmée par Custer et Custer (1996) qui soulève que la diète de cette espèce est constituée essentiellement de moules et qu'une contribution additionnelle de vers marins a été considérée dans un contexte de pire cas, ce groupe taxonomique montrant des concentrations moyennes de cuivre près de cinq fois supérieures à celles des moules.

L'équation suivante décrit les paramètres utilisés pour le calcul de la dose :

$$E_{n_gar} = \frac{(TI_{mou} \times C_{mou} + TI_{pol} \times C_{pol})}{PC} \times \left(\frac{S_n}{DV} \right)$$

- où : E_{n_gar} = exposition par ingestion de nourriture (mg/kg/j)
 TI_{mou} = taux d'ingestion de moules (kg/j) – 79,5 % de la diète
 TI_{pol} = taux d'ingestion de polychètes (kg/j) – 20,5 % de la diète
 C_{mou} = concentration de cuivre dans les moules (mg/kg de poids frais)
 C_{pol} = concentration de cuivre dans les polychètes (mg/kg de poids frais)
 PC = poids corporel (kg)
 S_n = superficie potentiellement contaminée (ha)
 DV = domaine vital de l'animal (ha)

Les paramètres utilisés pour le calcul de la dose d'exposition chez le garrot à œil d'or sont présentés au tableau 5.2. Précisons que d'une manière générale, le poids du garrot ainsi que les taux d'ingestion de nourriture (Warrington, 2001) montrent une faible variabilité aléatoire avec des coefficients de variation de 10 % (Warrington, 2001).

5.2.2 Calcul de la dose d'exposition

Le tableau 5.3 présente la dose d'exposition au cuivre calculée pour le garrot à œil d'or. La dose estimée à partir des simulations de Monte Carlo s'établit à $10,0 \pm 3,5$ mg/kg/j et montre des variations allant de 3,0 mg/kg/j à 34,4 mg/kg/j. Le coefficient de variation de 35 % témoigne d'une bonne précision des estimations compte tenu de la variabilité de chaque paramètres utilisés pour les calculs (voir tableau 5.2).

5.2.3 Analyse de sensibilité

L'analyse de sensibilité vise à évaluer l'effet de chaque paramètre sur le calcul de la dose d'exposition. L'évaluation des paramètres sensibles est réalisée via un processus de simulation (Monte Carlo) par lequel la réponse de la variable de sortie (ex. : dose d'exposition par ingestion) est analysée en fonction de faibles variations (ex. : 1 %) de chacun des paramètres du modèle (ex. : superficie du domaine vital, concentration dans les aliments). Cette analyse permet d'identifier les paramètres clés et de les classer en fonction de leur sensibilité. Il est à noter que l'analyse de sensibilité se distingue de l'analyse de l'incertitude par le fait que cette dernière intègre la variation simultanée de tous les paramètres tandis que l'analyse de sensibilité évalue les paramètres un à un. Précisons enfin que l'analyse de sensibilité a été réalisée à l'aide du logiciel Crystal Ball 40 (Decisioneering inc., 1996).

La figure 5.2 présente les résultats de l'analyse de sensibilité réalisée pour le garrot à œil d'or dans le cas du calcul de la dose d'exposition par ingestion de cuivre.

Tableau 5.2 : Paramètres utilisés pour le calcul de la dose d'exposition au cuivre chez le garrot à œil d'or, quai de Gaspé, automne 2001

Tableau 5.3 : Doses d'exposition par ingestion de cuivre et indice de risque calculés pour le garrot à œil d'or, quai de Gaspé, automne 2001

Figure 5.2 : Résultats de l'analyse de sensibilité associés au calcul de la dose d'exposition par ingestion de cuivre chez le garrot à œil d'or, quai de Gaspé, automne 2001

D'une manière générale, les principaux paramètres affectant la distribution de la variable de sortie (dose d'exposition) sont les concentrations de cuivre mesurées dans les polychètes et les moules qui contribuent à plus de 85 % de la variabilité observée.

5.3 Détermination des valeurs de référence écotoxicologiques

La valeur de référence écotoxicologique ou valeur d'exposition sans effet observé (VESEO) utilisée pour le garrot à oeil d'or a été tirée du document publié par le *Oak Ridge National Laboratory* (Sutter II *et al*, 1996).

Dans le cas de la plie, la donnée est tirée d'une compilation effectuée par Hall *et al* (1998) à partir des documents de l'U.S. EPA (1985), de la banque de donnée AQUIRE et d'une revue de la littérature de sources académiques, gouvernementales et industrielles (Hall *et al*, 1998).

Le texte qui suit décrit sommairement l'étude supportant l'établissement de la valeur de référence pour le cuivre retenue pour le garrot à oeil d'or et la plie.

Une étude portant sur des poussins d'un jour ingérant de l'oxyde de cuivre sur une période de 10 semaines a été menée par Mehring *et al.* (1960). Les paramètres d'évaluation considérés étaient la croissance et la mortalité. La consommation de 570 ppm d'oxyde de cuivre n'a entraîné aucun effet sur la croissance des poussins. Par contre, l'ingestion d'une dose de 749 ppm d'oxyde de cuivre a réduit le taux de croissance de plus de 30 % et a provoqué un taux de mortalité de l'ordre de 15 %. La dose quotidienne de cuivre ingéré a été estimée à partir de la consommation de nourriture des poussins de cinq semaines, et ce, dans le but d'obtenir une valeur moyenne pour les 10 semaines. Des valeurs chroniques de « *NOAEL*¹ » et de « *LOAEL*² » ont été fixées respectivement à 47 mg/kg/jour et à 61,7 mg/kg/jour (Sample *et al.*, 1996). Pour la présente évaluation des risques, la valeur correspondant au « *NOAEL* », soit 47 mg/kg/j, a été retenue comme VESEO (valeur estimée sans effet observé) pour le garrot à œil d'or.

Dans le cas des poissons marins, la plupart des études répertoriées sont essentiellement basées sur des effets aigus (CL₅₀) associés à une exposition inférieures à cinq jours chez les saumons coho (*Oncorhynchus kisutch*), chinook (*Oncorhynchus tshawytschah*), sockeye (*Oncorhynchus nerka*) et de l'atlantique (*Salmo salar*). Sur la base de la distribution des données de toxicité répertoriées par Hall *et al.* (1998), la concentration correspondant au 10^e centile de cette distribution visant à protéger 90 % des espèces ichthyennes marines exposées au cuivre est de 16 µg/L. C'est cette dernière valeur qui a été retenue pour le calcul du risque pour la plie.

¹ Lowest Observed Adversed Effect Level, ou dose minimale produisant un effet néfaste.

² No Observed Adverse Effect Level, ou dose sans effet néfaste observé.

5.4 Caractérisation du risque

5.4.1 Méthode de calcul du risque

Dans le cadre d'une évaluation des risques écologiques de type préliminaire, le risque est estimé au moyen de la méthode du quotient. Cette méthode permet de vérifier l'absence d'un risque significatif, sans toutefois caractériser son ampleur. Elle est utilisée pour estimer qualitativement le risque pour tout récepteur exposé à un agent stressant (ex. : une substance d'intérêt).

L'équation générale de la méthode du quotient est la suivante :

$$RE = \sum_{j=1}^n (EE_j / VR_j)$$

où : RE = risque estimé pour une substance

EE_j = dose ou concentration d'exposition estimée pour la voie d'exposition *j*

VR_j = valeur de référence pour la voie d'exposition *j* (VESEO)

Le risque estimé est donc obtenu par la sommation des rapports entre la valeur d'exposition et la valeur de référence correspondant au niveau de réponse tolérable pour le récepteur.

Dans le cas des poissons marins, le calcul de risque est basé sur le rapport entre la concentration dans l'eau de surface et le seuil d'effet critique (aigu) défini par Hall *et al.* (1998). Cette valeur vise à protéger 90 % des espèces ichthyennes exposées à une concentration limite donnée pour l'eau de mer.

5.4.2 Estimation du risque

Le tableau 5.3 présente les indices de risque associé à une exposition au cuivre calculés pour le garrot à œil d'or. Ainsi, les indices de risque calculés par simulations de Monte Carlo (IR minimum 0,1 et maximum 0,7) ainsi que la valeur déterministe (IR = 0,2) sont tous inférieurs à l'unité.

Dans le cas de la plie, l'indice de risque (déterministe ou moyenne par simulation de Monte Carlo) calculé à partir de la concentration de cuivre dans l'eau de surface (concentration présumée similaire à la concentration moyenne de 9,2 µg/L mesurée dans l'eau interstitielle de la zone exposée) et du critère de protection du milieu aquatique retenu (16 µg/L) conduit à une valeur de 0,6 (tableau 5.4).

Tableau 5.4 : Concentration d'exposition (eau interstitielle) et indice de risque calculés pour la plie, quai de Gaspé, automne 2001

Les résultats obtenus indiquent donc l'absence d'un potentiel de risque pour les deux récepteurs écologiques considérés (garrot à œil d'or et plie). Sur la base des hypothèses formulées dans la première phase de l'analyse, la présence de cuivre dans le milieu aquatique à des niveaux dépassant le SEN ne provoquerait pas une inhibition de la croissance de l'avifaune ou de la survie de l'ichtyofaune fréquentant le secteur du quai de Gaspé et utilisant les organismes benthiques du secteur pour leur alimentation.

6 ANALYSE DE RISQUE TOXICOLOGIQUE

6.1 Identification du danger

Cette section vise à identifier les principaux aspects environnementaux, toxicologiques ou humains qui déterminent si, du point de vue de la santé publique, une situation donnée est problématique. Tel qu'exposé précédemment, la première partie du présent rapport a présenté en détail plusieurs aspects reliés à la description du site, aux milieux biologique et humain environnant ainsi qu'aux caractéristiques physico-chimiques et biologiques de l'eau de surface, des sédiments et de l'eau interstitielle du secteur à l'étude.

Les sections qui suivent ne reprendront que les éléments pertinents nécessaires à l'identification de la situation problématique, notamment en ce qui concerne la source de contamination et la population potentiellement affectée par la contamination.

6.1.1 Source de contamination et sélection des substances d'intérêt

La source de contamination et les substances d'intérêt sont les mêmes que pour le risque écologique (voir section 5.1.2).

D'autre part, bien que les sédiments montrent des traces évidentes de contamination en cuivre, l'exposition directe à ce média ou à l'eau de surface par la population environnante est très limitée. En revanche, plusieurs organismes marins potentiellement consommés par les humains (ex. : moule, homard, poisson) peuvent fréquenter le secteur à l'étude et y croître.

6.1.2 Population potentiellement affectée

Tel que mentionné précédemment, le territoire à l'étude comporte une population composée essentiellement d'adultes (74,4 %, tableau 2.3). En revanche, les enfants de moins de 5 ans comptent pour environ 5,2 % de la population. Il faut noter également que la majorité des individus associés à la population environnante sont regroupés à Gaspé, situé à environ 4 km du site à l'étude (Sandy Beach) et que seulement 307 individus ont été recensés à moins d'un kilomètre du site (tableau 2.4).

6.2 Évaluation toxicologique

6.2.1 Revue des évaluations sur les données toxicologiques existantes

Cette section présente une revue des principaux effets toxiques du cuivre ainsi que les doses recommandées pour éviter des effets délétères.

Cette revue s'appuie sur les informations contenues dans les différentes évaluations effectuées par les organismes suivants :

- Santé Canada (Recommandations canadienne pour la qualité de l'environnement) ;
- Organisation mondiale de la santé (OMS) ;
- Environmental Protection Agency (U.S. EPA) ;
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR).

La littérature scientifique autre que celle produite par les organisations précédemment nommées a également été consultée afin de compléter les informations colligées.

6.2.1.1 Effets toxiques associés au cuivre selon la littérature

En tant qu'élément constituant de nombreuses enzymes, le cuivre est un oligo-élément essentiel pour l'être humain. La toxicité chronique de ce métal est peu documentée. Chez l'animal, l'ingestion de fortes doses de cuivre provoque une nécrose hépatique et rénale, des effets hématologiques (ATSDR, 1990) ainsi que des effets sur le développement et la reproduction (WHO, 1998). De plus, des études de toxicité sous-chronique ont montré que le cuivre inhalé entraîne des effets sur les systèmes respiratoire et immunitaire (Johansson *et al.*, 1983, 1984; Drummond *et al.*, 1986).

Chez l'humain, le cuivre est métabolisé rapidement et efficacement par l'entremise du système hépatique et une ingestion importante via la diète ne cause généralement pas d'effets délétères. Toutefois, des effets gastro-intestinaux et une hépatotoxicité peuvent être observés chez des personnes ayant consommé de l'eau à très forte teneur en cuivre (7,8 mg/L) (Spitalny *et al.*, 1984). De plus, selon certaines études citées par l'ATSDR (1990), l'exposition d'origine professionnelle par voie pulmonaire provoquerait des atteintes de l'appareil respiratoire (irritation, altération des muqueuses du nez et de la gorge). Des effets sur le système sanguin ont été mis en évidence par une diminution des taux d'hémoglobine et d'érythrocytes (Finelli *et al.*, 1981). Les effets les plus critiques sont observés chez les individus atteints de la maladie de Wilson. De fait, cette maladie héréditaire entraîne une accumulation du cuivre dans l'organisme et des effets éventuellement fatals au foie, au reins et au cerveau. (Ferenci, 1999)

Soulignons enfin qu'en raison de l'absence de données chez l'humain et des résultats insuffisants et contradictoires chez les animaux, le cuivre n'a pas été classé quant à sa cancérogénicité chez l'humain (groupe D; U.S. EPA, 2001).

6.2.2 Détermination des estimateurs de risque

6.2.2.1 Généralités

Les estimateurs de risque sont des valeurs calculées pour chaque substance d'après les informations fournies par la relation entre la dose d'exposition de la substance et les effets toxiques qu'elle peut causer chez l'être humain en terme de gravité et d'incidence.

Dans le cas des effets autres que le cancer, l'estimateur de risque est généralement appelé *dose de référence* et représente la dose à laquelle un individu (incluant les sujets hypersensibles) peut être exposé sur une base quotidienne durant toute sa vie sans risque de subir des effets néfastes pour la santé. Cette dose, exprimée en mg de substance par kg de poids corporel et par jour, est calculée à partir d'une dose avec effet (« *LOAEL* ») ou sans effet (« *NOAEL* ») issue d'études animales ou d'études cliniques ou épidémiologiques et à laquelle on applique différents facteurs d'incertitude. Ces facteurs tiennent compte, entre autres, des variabilités intra et inter-espèce, de la durée de l'étude, et de l'utilisation d'un « *LOAEL* » plutôt que d'un « *NOAEL* ».

6.2.2.2 Cuivre

Il est important de spécifier que dans le cas du cuivre, aucun estimateur de risque (ingestion ou inhalation) n'a été établi en raison du manque de données pertinentes chez l'humain et chez l'animal (OMS, 1998; CCME, 1999a; U.S. EPA, 2001). Cependant, compte tenu du caractère essentiel de cet élément, Santé Canada (CCME, 1999a) a établi une liste de doses considérées comme adéquates et sécuritaires, c'est-à-dire suffisantes pour prévenir une carence. Ces doses sont de 0,03 mg/kg/j chez les adultes et de 0,05 à 0,1 mg/kg/j chez les enfants âgés de 3 à 11 ans. Pour sa part, l'OMS (1998) a fixé la limite inférieure de l'intervalle de dose acceptable par ingestion à 0,02 mg/kg/j chez les adultes et à 0,05 mg/kg/j chez les enfants en bas âge. Cet organisme précise que la limite supérieure de l'intervalle n'est pas connue avec certitude, mais il est probable qu'elle soit de l'ordre de quelques milligrammes par jour (plus de 2 à 3 mg/jour).

Aux fins de la présente étude, les valeurs de référence retenues pour les calculs sont basées sur les recommandations de Santé Canada (CCME, 1999a), soit : 0,03 mg/kg/j pour les adultes et le groupe d'âges 12 à 19 ans et 0,075 mg/kg/j pour les trois autres groupes d'âges. Le choix de cette dernière valeur pour les enfants âgés de moins de 6 mois et entre 7 mois et 4 ans se justifie par le fait que l'ingestion quotidienne de cuivre chez ces deux groupes est évaluée respectivement à 0,074 et 0,066 mg/kg/j. Notons que ces choix demeurent très conservateurs puisque ces valeurs, qui s'approchent de la limite inférieure

recommandée par l’OMS, représentent plus un apport quotidien requis pour prévenir une carence. Les résultats seront donc discutés en tenant compte de cette particularité.

6.3 Estimation de l’exposition

L’exposition humaine peut être définie comme étant le contact d’un individu avec un agent chimique ou physique. L’importance de cette exposition est déterminée en estimant la quantité de cet agent disponible pour chacune des voies d’exposition selon la fréquence et la durée de l’exposition. D’une manière générale, l’exposition humaine aux différentes substances d’intérêt s’effectue par le biais de l’ingestion d’aliments, d’eau ou de sol, l’inhalation de gaz et de poussières, ou encore par contact cutané.

6.3.1 Définition des conditions d’exposition

Les sections qui suivent décrivent les choix relatifs au scénario d’exposition et aux groupes cibles susceptibles d’être exposés au cuivre, aux voies et médias d’exposition considérés et aux paramètres de modélisation.

6.3.1.1 *Choix du scénario et des groupes cibles*

La population retenue correspond aux individus habitant dans un rayon de 5 km et ayant accès régulièrement au site à l’étude. Cinq groupes cibles (sexes combinés) ont été identifiés comme étant les plus susceptibles d’être exposés aux aliments contaminés, soit : les nourrissons (< 0,5 an), les enfants de 7 mois à 4 ans et de 5 à 11 ans, les adolescents de 12 à 19 ans et les adultes de 20 ans et plus. Chaque groupe a été traité de façon distincte pour l’estimation de l’exposition. Les paramètres d’exposition (ex. : poids corporel, ingestion, durée d’exposition) ont par conséquent été choisis en fonction du groupe cible considéré. Ces valeurs sont tirées essentiellement des lignes directrices produites par le MSSS (1999).

D’une manière générale, la dose d’exposition quotidienne calculée pour une voie donnée est exprimée en milligramme de substance, par kilogramme de poids corporel et par jour (mg/kg/j).

6.3.1.2 *Choix des voies d’exposition*

Dans le cadre de l’estimation de l’exposition de la population à différents composés chimiques, il est important de décrire tous les mécanismes de transfert, de transport ou de transformations des substances problématiques associées à la source de contamination au travers des différents compartiments ou médias environnementaux (ex. : air, sol, eau souterraine et eau de surface, etc.).

Le modèle conceptuel présenté à la figure 5.1 synthétise sous forme graphique les liens possibles entre la source de contamination, l’exposition environnementale des groupes

cibles et les effets potentiels sur la santé pour les substances cancérigènes et non cancérigènes.

Ainsi, la voie d'exposition retenue dans le cadre de la présente étude est associée essentiellement à l'ingestion d'aliments, d'eau ou de sol (tableau 6.1). Il faut préciser ici que toutes ces médias d'exposition sont utilisés pour le calcul de l'exposition associée au bruit de fond (milieu naturel) et que seul l'ingestion de fruits de mer et de poissons d'origine locale servira à l'estimation de l'exposition associée au site.

6.3.2 Estimation de l'exposition attribuable au site

Tel que précisé au tableau 6.1, la dose d'exposition estimée pour les différents groupes cibles considérés et attribuable au site est associée essentiellement à l'ingestion de fruits de mer (moules et homards) et de poissons d'origine locale (plie). L'équation générale utilisée pour le calcul est présentée ci-après :

$$D_{ing} = \frac{(C_{alim_mou} \times ING_{alim_mou}) + (C_{alim_hom} \times ING_{alim_hom}) + (C_{alim_poi} \times ING_{alim_poi})}{Poids}$$

où :

- D_{ing} : dose par ingestion (mg/kg/j);
- C_{alim_mou} : concentration de cuivre mesurée dans les moules (mg/kg);
- C_{alim_hom} : concentration de cuivre mesurée dans la chair et l'hépatopancréas de homard (mg/kg);
- C_{alim_poi} : concentration de cuivre estimées dans la chair de la plie (mg/kg);
- ING_{alim_mou} : taux d'ingestion de moules (kg/j);
- ING_{alim_hom} : taux d'ingestion de homards (kg/j);
- ING_{alim_poi} : taux d'ingestion de poissons marins d'origine local (kg/j);
- $Poids$: poids corporel propre à la classe d'âge : 0 à 6 mois : 8,2 kg; 7 mois à 4 ans : 16,5 kg ; 5 à 11 ans : 32,9 kg ; 12 à 19 ans : 59 kg ; 20 ans et plus : 70,7 kg.

**Tableau 6.1 :
Voies et médias considérés pour l'estimation de l'exposition**

Voies et médias d'exposition possibles	Population environnementale ^(a)
- Inhalation d'air ambiant	
- Ingestion d'eau potable ^(b)	✓
- Ingestion de sol et de poussières intérieures ^(b)	✓
- Ingestion d'aliments ^(c)	✓
- Ingestion de fruits de mer (homard et moules) et de poisson d'origine locale (plie)	✓
- Contact cutané à partir du sol ou des sédiments	

^(a) : La population exposée est composée des 5 groupes cibles définis dans les lignes directrices du MSSS (1999); la population environnementale inclut la population vivant dans un rayon d 5 km du site;

^(b) : Le calcul de l'exposition attribuable au milieu naturel (bruit de fond) intègre la consommation d'eau et d'aliments.

^(c) : Fruits et légumes, céréales, viandes, poissons, etc.

Les concentrations moyennes de cuivre dans la chair et l'hépatopancréas des homards, dans les moules et dans la chair des plies utilisées pour les calculs de la dose d'exposition des aliments d'origine locale sont présentées au tableau 6.2. Précisons que, dans le cas des moules et des homards, il s'agit de valeurs mesurées dans les spécimens capturés dans la zone exposée.

Dans le cas du poisson (pie), les concentrations de cuivre ont été estimées à l'aide d'un facteur de bioconcentration moyen (FBC) de 541,8 calculé à partir de données d'espèces marines colligées dans un document de l'U.S. EPA (U.S. EPA, 1999). Ce facteur correspond essentiellement au ratio des concentrations d'un contaminant donné dans la chair d'un poisson avec celle mesurée dans l'eau de surface environnante. Ce facteur permet ainsi de déduire la concentration dans la chair du poisson à partir de la concentration mesurée ou estimée dans l'eau de surface [$C_{\text{poisson}}(\text{mg/kg}) = C_{\text{eau de surface}}(\text{mg/L}) \times \text{FBC}$]. Dans le cas présent, la concentration dans l'eau interstitielle de la zone exposée a été utilisée pour ce calcul. Compte tenu des réactions physico-chimiques à l'interface eau-sédiment, il est peu probable que la concentration à l'interface eau-sédiment dans la zone exposée soit du même ordre de grandeur que celles mesurées dans l'eau interstitielle. Toutefois, par souci de conservatisme, la concentration moyenne en cuivre ($9,2 \pm 8,7 \mu\text{g/L}$) mesurée dans l'eau interstitielle de la zone exposée a été utilisée pour estimer la teneur dans la chair de la pie à partir du FBC.

Les taux d'ingestion quotidiens de moules et de homards pour un consommateur typique ont été fixés respectivement à 1,7 g/j (Saint-Laurent Vision 2000, 1998) et à 1,6 g/j (Mahoney, 1995). Quant au taux d'ingestion de la pie, celui-ci a été fixé à 20 % du taux d'ingestion provenant de la consommation de poissons et de fruits de mer associés au bruit de fond tel que défini dans les lignes directrices du MSSS (1999). Pour un adulte, ce taux équivaut approximativement à la valeur du 95^e centile proposée par l'U.S. EPA (1997) pour la consommation de poissons marins par les individus de la côte nord est des États-Unis (environ 20 g/j). Précisons ici que les valeurs tirées des lignes directrices du MSSS ont aussi servi à établir la contribution relative des poissons et fruits de mer d'origine locale pour les différentes classes d'âge (voir tableau 6.3).

Les doses journalières multivoies associées à une exposition au cuivre retrouvé dans les aliments d'origine locale sont présentées par groupe d'âge au tableau 6.4. D'une manière générale, les doses d'exposition au cuivre calculées pour le homard, notamment en ce qui concerne l'hépatopancréas, contribuent de façon relativement plus importante que les autres aliments (poissons, moules) à la dose totale avec un pourcentage relatif de près de 85 %.

Tableau 6.2 : Concentrations moyennes de cuivre dans les homards, les moules et les poissons associés à la zone exposée, quai de Gaspé, automne 2001

Tableau 6.3 : Taux de consommation de poissons et de fruits de mer en fonction des différentes classes d'âge

Tableau 6.4 : Doses d'exposition associées à l'ingestion d'aliments d'origine locale, quai de Gaspé, automne 2001

6.3.3 Estimation de l'exposition associée au bruit de fond

6.3.3.1 Méthode de calcul et paramètres d'entrée

L'estimation de l'exposition attribuable au bruit de fond a pour but d'évaluer l'ampleur selon laquelle les différents groupes cibles peuvent être exposés au cuivre présent dans leur environnement quotidien, excluant la source de contamination étudiée. Les médias d'exposition par lesquels les individus peuvent entrer en contact avec le cuivre sont le sol (ex. : particules), l'air (ex. : poussières, fumée), l'eau potable et les aliments.

À l'instar du calcul de la dose associée au site, le calcul de la dose d'exposition multimédias et multivoies attribuable au bruit de fond nécessite essentiellement l'utilisation de trois paramètres :

- la concentration du contaminant dans le média considéré;
- le taux de contact de l'individu avec le média (ex. : taux d'inhalation); et
- le poids corporel de l'individu.

Les équations qui suivent décrivent la relation entre ces paramètres pour le calcul de la dose.

- **Ingestion d'aliments ou d'eau potable**

$$D_{ing-alim_i} = \frac{C_{alim_i} \times ING_{alim_i} \times 0,000001}{Poids}$$

où :

$D_{ing-alim_i}$: dose par ingestion de l'aliment i (mg/kg/j);

$C_{ing-alim_i}$: concentration de la substance dans l'aliment i (mg/kg);

$ING_{ing-alim_i}$: taux d'ingestion de l'aliment i (mg/j) ou de l'eau (L/j);

$Poids$: poids corporel (kg);

0,000001 : facteur de conversion d'unités (de kg en mg).

- **Ingestion de sol**

$$D_{\text{ing-sol}} = \frac{C_{\text{sol}} \times \text{ING}_{\text{sol}} \times 0,000001}{\text{Poids}}$$

où :

- $D_{\text{ing-sol}}$: dose par ingestion de sol (mg/kg/j);
- C_{sol} : concentration de la substance dans le sol (mg/kg);
- ING_{sol} : taux d'ingestion de sol (mg/j);
- Poids : poids corporel (kg);
- 0,000001 : facteur de conversion d'unités (de kg en mg).

Les concentrations de cuivre dans les médias environnementaux (air, eau et sol) ainsi que les doses d'exposition associées à l'ingestion de nourriture sont présentées au tableau 6.5.

6.3.3.2 *Résultats du calcul des doses d'exposition associées au milieu naturel (bruit de fond)*

Les doses journalières multivoies associées à une exposition au cuivre retrouvé dans le milieu naturel sont présentées au tableau 6.6. D'une manière générale, la dose d'exposition au cuivre calculée pour les différents groupes cibles est due essentiellement à l'ingestion d'aliments (contribution de près de 99 % par rapport à la dose totale multivoie).

6.4 **Caractérisation du risque**

6.4.1 Méthodes de calcul

L'estimation du risque consiste à mettre en relation les doses d'exposition estimées pour la population et la valeur de référence toxicologique. Cette estimation se calcule différemment, selon qu'il s'agit de substances à effets cancérigènes ou non cancérigènes. Or, il importe de préciser que dans la présente étude, la valeur de référence toxicologique est associée à une dose quotidienne recommandée et non pas à une dose de référence basée sur un « *LOAEL* » ou un « *NOAEL* » (voir section 6.2.2.1). Rappelons aussi que le cuivre n'est pas considéré comme substance cancérigène (U.S. EPA, 2001).

**Tableau 6.5 : Concentrations ou doses d'exposition associées au milieu ambiant
(bruit de fond) pour le cuivre, quai de Gaspé, automne 2001**

Tableau 6.6 : Doses d'exposition journalière au cuivre attribuables au milieu ambiant (bruit de fond), quai de Gaspé, automne 2001

Pour le cuivre, l'indice de risque ou de dépassement de la dose quotidienne est établi, pour chacune des voies d'exposition considérées, selon l'équation générale suivante :

$$IR_{nc} = \frac{D_{max} + BF}{DR}$$

où : IR_{nc} = indice de risque brut (effets non cancérogènes);

D_{max} = dose d'exposition maximale estimée (inhalation, ingestion ou cutanée) sur une période donnée (en mg/kg de poids corporel/j);

BF = bruit de fond ou dose d'exposition présente dans l'environnement pour une voie d'exposition donnée (mg/kg de poids corporel/j);

DR = dose de référence (ou recommandée) d'une substance pour une voie d'exposition donnée (mg/kg de poids corporel/j).

Généralement, lorsqu'une dose de référence par ingestion est disponible, un indice global de risque supérieur à l'unité pour l'ensemble des voies d'exposition considérées signale la présence d'un potentiel de risque pour la santé des populations exposées. Dans le cas du cuivre, il s'agit essentiellement d'un dépassement de l'apport recommandé.

6.4.2 Interprétation générale des résultats

Les résultats détaillés des calculs d'indice de risque ou de dépassement pour le cuivre sont présentés au tableau 6.7. D'une manière générale, un indice supérieur à l'unité a été obtenu chez les enfants et les adultes exposés au cuivre via l'ingestion d'hépatopancréas de homard. Toutefois ce dépassement est attribuable essentiellement à l'exposition associée au bruit de fond (milieu naturel) et non pas à l'ingestion d'aliments provenant potentiellement de la zone exposée. Dans le cas du scénario impliquant la consommation de chair de homard, les indices calculés sont tous inférieurs à l'unité. Par ailleurs, il faut préciser que l'exposition associée à la consommation exclusive, soit d'hépatopancréas ou soit de chair, constitue des cas limites puisque la consommation réelle se situe nécessairement entre ces deux extrêmes.

Il faut noter enfin que la diminution des doses d'exposition (bruit de fond et associées au site) et de l'indice de risque en fonction de l'augmentation de l'âge est attribuable essentiellement au paramètre « poids corporel » placé au dénominateur de la formule de calcul de la dose (voir section 6.3.2). Ainsi, de manière générale, plus le poids augmente, plus la dose diminue, et ce, en considérant les taux de contact respectifs à chaque groupe (ex. : taux d'ingestion d'eau ou d'aliments).

Tableau 6.7 : Calcul de l'indice de dépassement de la dose quotidienne recommandée associé à une exposition au cuivre, quai de Gaspé, automne 2001

7 DISCUSSION GÉNÉRALE

7.1 Concentrations dans les sédiments et l'eau interstitielle

Les résultats des analyses chimiques des sédiments de surface (0 – 10 cm) du secteur du quai de Gaspé montrent un gradient de concentration en métaux (cadmium, cuivre, plomb et zinc) et en HAP conforme au plan d'échantillonnage et au patron de distribution du cuivre estimé par géostatistique (Environnement Illimité, 2001). Soulignons que la contamination en place serait associée essentiellement à cette couche superficielle des sédiments (Beak International, 1998). À l'exception du cuivre, des HAP et du plomb (station A1C), toutes les autres substances mesurées dans les sédiments ont des concentrations inférieures au SEN.

Par ailleurs, le gradient de concentration des métaux dans l'eau interstitielle est consistant avec celui observé dans les sédiments entiers mais la tendance spatiale est moins nette. La cause de la variabilité n'est pas claire et pourrait être associée à une combinaison de facteurs associés à l'échantillonnage, aux manipulations en laboratoire (ex. : extraction) ou à une variabilité naturelle entre les stations.

Néanmoins, la concentration de cuivre dans l'eau interstitielle est faible par rapport à d'autres sédiments contaminés en cuivre ayant des concentrations totales similaires (Cusack et Mihelcic, 1999). De plus, la concentration de cuivre dans l'eau interstitielle est corrélée à la concentration de cuivre total extractible dans les sédiments ($r^2 = 0,67$; $p < 0,001$). Soulignons que plusieurs études ont également montré des relations similaires entre le cuivre dans l'eau interstitielle et le cuivre extractible dans les sédiments en milieu marin (Hagen, 2001; cité dans Antcliffe, 2001). Cette relation passe même à 88 % lorsque l'on considère l'effet combiné de la granulométrie (pourcentage de particules fines) et du contenu en carbone organique total (COT) dans les sédiments. Il faut noter dans ce dernier cas que la fraction dissoute (COD) du carbone organique total serait théoriquement une meilleure variable prédictive que le COT pour exprimer la relation entre le cuivre dans l'eau interstitielle et les sédiments. Toutefois, les valeurs de COD mesurées aux différentes stations étant généralement sous la limite de détection en raison d'un effet de matrice attribuable à l'interférence des sels dans l'eau, cette variable n'a donc pu être utilisée pour les calculs.

Par ailleurs, selon les résultats de l'extraction séquentielle, la majeure partie du cuivre dans les sédiments de la zone d'étude serait associée aux fractions 4 (matière organique, HNO_3) et 5 (résiduel, *Aqua regia*), soit aux extractions les plus fortes; la proportion de cuivre dans les trois premières fractions est généralement faible. Quoique ce type d'extraction décrit essentiellement le lien chimique entre un métal et les sédiments, les fractions 3 et 4, plus labiles, peuvent toutefois être considérées pour évaluer la biodisponibilité potentielle d'un métal particulier (Tessier *et al.*, 1979). Il faut noter

également que la répartition des différents métaux dans les fractions sédimentaires varie selon les propriétés de chacun en montrant une affinité plus importante pour certaines fractions (Förstner et Wittman, 1983; Salomons et Förstner, 1984).

7.2 Bioaccumulation dans les organismes benthiques

La bioaccumulation observée chez les organismes marins est reliée à la biodisponibilité du cuivre résultant de divers facteurs physico-chimiques (ex. : pH, potentiel d'oxydo-réduction, granulométrie), biologiques (ex. : comportement alimentaire, activités métaboliques) et géochimiques (ex. : teneurs en matière organique, en oxydes de fer et de manganèse et en sulfures) (Luoma, 1995; CCME, 1999b) Le cuivre, comme plusieurs autres éléments essentiels, constitue une composante de la structure biochimique de plusieurs enzymes et est par conséquent nécessaire au biote pour accomplir plusieurs fonctions métaboliques (Goyer, 1991). Selon sa biodisponibilité, le cuivre absorbé est généralement régulé afin de demeurer dans des limites homéostatiques permettant le développement optimal de l'organisme via des mécanismes d'absorption, de séquestration et d'élimination. Le cuivre peut donc dans certaines conditions être bioaccumulé par l'organisme sans nécessairement entraîner des effets toxiques apparents (Seligman et Zirino, 1998).

Les résultats des mesures de métaux et de HAP dans les organismes marins retenus pour l'étude (homards, moules, polychètes) indiquent que seul le cuivre a montré une concentration significativement plus élevée dans l'hépatopancréas de homard, les moules et les polychètes entiers dépurés de la zone exposée par rapport à la zone de référence. Précisons toutefois qu'aucune différence significative des teneurs en cuivre dans la chair du homard n'a été observée entre les deux zones.

Ainsi, les concentrations moyennes de cuivre mesurées dans l'hépatopancréas des homards de la zone exposée (597 ± 351 mg/kg) sont près de 25 fois supérieures à celles mesurées dans la zone de référence (24 ± 17 mg/kg). En revanche, les teneurs mesurées dans la chair des homards des zones exposée et de référence sont de 8 ± 6 mg/kg et de 6 ± 3 mg/kg respectivement. Quoiqu'il soit impossible d'évaluer l'effet associé aux teneurs élevées de cuivre dans l'hépatopancréas des homards de la zone exposée, il appert que la fonction homéostatique de cet organe soit suffisamment efficace pour réduire le transfert de cet élément aux autres tissus comestibles, à en juger par les faibles concentrations mesurées dans la chair et, contrairement au cadmium, à l'absence de corrélations significatives entre le poids et la concentration dans la chair. À titre comparatif, mentionnons que les concentrations moyennes de cuivre mesurées dans l'hépatopancréas de homards échantillonnés sur la côte de la Nouvelle-Écosse sont de 35 ± 22 mg/kg (Chou *et al.*, 1998). Ces teneurs sont comparables à celles mesurées chez les homards de la zone de référence.

Bien que la bioaccumulation du cuivre par les moules soient significativement plus élevées dans la zone contaminée, cette bioaccumulation demeure faible et n'est pas

associée à des effets toxiques. Les concentrations moyennes de cuivre dans les moules montrent un gradient entre le groupe contrôle ($2,0 \pm 0,4$ mg/kg), le groupe de la zone de référence ($2,6 \pm 0,8$ mg/kg), le groupe de la zone moyennement exposée ($11,4 \pm 9,9$ mg/kg) et celui de la zone fortement exposée ($20,3 \pm 10,8$ mg/kg). Soulignons toutefois que cette relation entre la concentration de cuivre dans les tissus et les niveaux d'exposition (faible, moyen, fort) n'est pas significative en raison de la variabilité interindividuelle et du manque de puissance (faible effectif). Par ailleurs, il faut noter que les concentrations mesurées dans les moules sont, d'une manière générale, plus faibles que la valeur ayant montré un effet toxique ($ED_{50} = 67,4$ mg/kg) chez cette espèce (Martin, 1979).

En ce qui a trait aux polychètes, malgré le fait que deux espèces (*Nereis diversicolor* et *Glycera dibranchiata*) ont dû être combinées afin de réaliser les analyses chimiques, un écart important entre la concentration moyenne de cuivre mesurée chez les organismes de la zone exposée et ceux de la zone de référence a été noté avec des teneurs de 107 ± 44 mg/kg et 6 ± 4 mg/kg respectivement. Toutefois, les concentrations élevées mesurées chez les spécimens de la zone exposée ne semblent pas affecter ce taxon compte tenu de son importance sur le plan de l'abondance et de sa représentativité au sein de la communauté benthique. De plus, l'absence de résultats significatifs en ce qui concerne les tests de toxicité réalisés sur ce taxon confirme cette hypothèse.

Par ailleurs, une étude réalisée en milieu estuarien a montré que *Nereis diversicolor* pouvait bioconcentrer de façon importante le cuivre avec des concentrations tissulaires pouvant atteindre 28, 106 et 1 142 mg/kg pour des teneurs dans les sédiments de 41, 436 et 3 020 mg/kg respectivement (Brian et Hummerstone, 1971). Quoique ces auteurs ne précisent pas de seuils d'effet toxiques, il semble évident que le cuivre retrouvé dans les sédiments soit potentiellement plus biodisponible comparativement au quai de Gaspé. De fait, ces auteurs ont mesuré une bioaccumulation près de 10 fois plus importante qu'à Sandy Beach pour une concentration en cuivre similaire dans les sédiments (environ 3 000 mg/kg).

7.3 Tests de toxicité

D'une manière générale, les résultats des tests de toxicité réalisés sur les larves de moules bleues (développement normal) et par Microtox ont révélé des effets significatifs en réponse à la contamination de cuivre et de HAP des sédiments du secteur du quai de Gaspé. En revanche, les tests réalisés sur les polychètes (survie et croissance de *Neanthes*) et les amphipodes (survie et ré-enfouissement d'*Eohaustorius estuarius*) n'ont révélé aucune relation dose-réponse significative.

Malgré l'absence de relations doses-réponses significatives pour ces derniers tests, il est néanmoins possible de les comparer avec les résultats obtenus par Environnement Canada avec *Neanthes* et divers amphipodes en utilisant des sédiments enrichis avec du sulfate de cuivre (Ken Doe, communication personnelle). Les paramètres d'évaluation portaient sur

la survie, la croissance et la reproduction des organismes. Globalement, les valeurs maximales d'exposition sans effet observé (« *NOAEL* ») se situaient entre 100 mg/kg et 200 mg/kg, tandis que les valeurs minimales d'exposition avec effets observés (« *LOAEL* ») étaient comprises entre 200 mg/kg et 300 mg/kg. De fait, les résultats des tests d'Environnement Canada sont d'environ 10 fois inférieurs aux « *NOAEL* » suggérés par les tests sur les amphipodes et les polychètes réalisés avec les sédiments du secteur du quai de Gaspé. Ces résultats suggèrent également que la biodisponibilité du cuivre est plus faible dans les sédiments du secteur du quai de Gaspé par rapport aux sédiments enrichis avec du sulfate de cuivre.

Par ailleurs, dans le cas du test sur les moules, il faut noter que les différences significatives observées entre les stations de la zone exposée et de la zone de référence ne suivent pas rigoureusement le gradient des teneurs de cuivre dans les sédiments puisque sept des neuf stations montrant un taux de développement significativement anormal (stations A1, A1C, A2, A2C, A3, A5 et A7) se trouvent près du quai de Gaspé. Il faut préciser dans ce dernier cas que certains facteurs confondants, telle la présence de sédiments fins dans l'eau interstitielle, ont possiblement entraîné une réponse significative malgré les faibles concentrations de cuivre dans l'eau interstitielle par rapport aux autres stations plus contaminées. De plus, la relation entre l'effet observé et la concentration de cuivre dans l'eau interstitielle est non significative, et ce, en dépit du fait que ce test soit réalisé sur ce média. L'absence d'une relation dose-réponse évidente avec le cuivre est probablement encore une fois reliée à certains facteurs confondants, dont la présence de sédiments fins dans l'eau interstitielle. En revanche, il a été possible de démontrer qu'à l'instar de Magnusson *et al.* (1996), la toxicité observée chez les larves de moules bleues serait reliée à la présence de HAP dans l'eau interstitielle.

En ce qui a trait au test Microtox, la relation significative entre la CI_{50} et les concentrations de cuivre extractible dans les sédiments (méthode Environnement Canada) est similaire à celle obtenue par Svenson *et al.* (1996) à partir de sédiments marins contaminés par différentes substances organiques et inorganiques, dont le cuivre. Ces auteurs utilisent la toxicité du sulfate de cuivre en solution aqueuse comme indicateur du potentiel toxique du cuivre (0,384 mg de cuivre/L d'eau). L'utilisation de cette approche a permis de confirmer la contribution potentielle du cuivre dans les sédiments de la zone exposée du quai de Gaspé malgré l'importante variabilité observée entre les stations. C'est également le cas pour la station de référence R9, ce qui souligne que cette approche est très conservatrice puisqu'elle considère que tout le cuivre présent (phase solide et dissoute) est biodisponible. L'utilisation de l'approche « par coefficient à l'équilibre » développée par l'U.S. EPA (2000) a permis d'expliquer en partie cette variabilité. De fait, il s'avère que la réponse toxique du test Microtox, à l'instar des tests sur les larves de moules bleues, serait reliée significativement à la concentration de HAP totaux présents dans les sédiments.

De manière générale, il semble évident que plusieurs facteurs autres que le gradient de contamination en cuivre expliquent l'absence ou la présence de relations dose-réponse obtenues à partir des différents tests de toxicité réalisés dans le cadre de la présente étude.

Sans être limitatif, ces facteurs peuvent être reliés directement ou indirectement aux caractéristiques chimiques (ex. : COT, concentrations en métaux et en HAP) et physiques (ex. : granulométrie) des sédiments. Pour ce dernier aspect, Benton *et al.* (1995) ont montré que la CI_{50} peut varier de façon inversement proportionnelle au contenu en silt et en argile des sédiments. Dans le cas présent, la variabilité granulométrique importante entre les zones exposée et de référence ainsi qu'entre les stations de la zone exposée seulement ne permet pas d'obtenir une telle relation et réduit également la force de la relation dose-réponse pour ce test.

7.4 Structure de la communauté benthique

Les caractéristiques biologiques évaluées au niveau de la communauté benthique (diversité, densité, abondance relative, richesse spécifique, régularité) ne sont pas influencées par le gradient de concentration des substances chimiques observées dans les sédiments du secteur du quai de Gaspé. De fait, la distribution des espèces benthiques est plutôt reliée aux caractéristiques du substrat (pourcentage de sable, pourcentage de COT) et à la profondeur (transect B) qu'à la contamination des sédiments. Les polychètes dominent généralement à toutes les stations, quoique les crustacés et certains échinodermes (ex. : ophiures) privilégient les zones plus sableuses associées notamment aux stations de la zone de référence. Notons que le contenu en matière organique peut favoriser le développement de certaines espèces benthiques en réduisant la toxicité du cuivre (CCME, 1999b; Austen *et al.*, 1994). À ce propos, les résultats des extractions séquentielles indiquent que la fraction F4 associée à la matière organique prédomine dans les sédiments avec une proportion se situant entre 25 et 65 % par rapport aux autres fractions. Ajoutons que les proportions les plus élevées (> 50 %) se retrouvent aux stations les moins contaminées de la zone exposée (stations A8, A8B, A9, A10 et A12) et aux stations de la zone de référence (stations R8, R9 et R14).

7.5 Évaluation des risques écologiques (faune)

Les résultats de l'évaluation des risques écologiques indiquent aucun potentiel de risque pour les deux récepteurs écologiques considérés (garrot à œil d'or et plie).

Sur la base des hypothèses formulées dans la première phase de l'analyse, la présence de cuivre dans le milieu aquatique à des niveaux dépassant le SEN ne provoquerait pas une inhibition de la croissance ou de la survie de l'avifaune ou une mortalité des espèces ichtyennes fréquentant le secteur du quai de Gaspé et utilisant les organismes associés aux sédiments comme source d'alimentation.

Pour le garrot, cette conclusion se base sur le ratio entre la dose d'exposition calculée (valeur déterministe = 9 mg/kg/j) et la valeur de référence (VESEO) retenue (47 mg/kg/j) tandis que pour la plie, il s'agit plutôt du ratio entre la concentration d'exposition (4,96 mg/kg) et la concentration limite considérée (8,67 mg/kg).

Dans le cas de la dose d'exposition calculée pour le garrot, l'analyse de sensibilité a montré que les paramètres associés à la concentration de cuivre dans les polychètes et les moules sont les plus sensibles et affectent le plus le calcul de la dose. Considérant que ces concentrations découlent essentiellement de mesures *in situ*, l'incertitude entourant le calcul de la dose peut être considérée comme faible. De plus, la variabilité entourant les autres paramètres utilisés (ex. : domaine vital, superficie contaminée, taux d'ingestion) n'affecte que peu le calcul de la dose, d'autant plus que le coefficient de variation (écart-type/moyenne x 100) relié au calcul de la dose par simulation de Monte Carlo est relativement faible (35 %).

Par ailleurs, l'utilisation de la VESEO correspondant à la dose maximale ne produisant pas d'effets significatifs (« *NOAEL* ») sur des poussins ingérant des oxydes de cuivre est empreinte d'une incertitude qu'il est difficile à quantifier (Mehring *et al.* 1960). Soulignons néanmoins que la forme chimique utilisée pour ces tests, le type d'organisme (jeunes oiseaux) ainsi que le mode et les niveaux d'exposition (ingestion via la diète) visent à optimiser l'obtention d'une relation dose-réponse. Or, dans le cas de la présente étude, le cuivre se retrouve naturellement dans la diète (organismes benthiques) sous une forme probablement moins toxique que des oxydes de cuivre, le cuivre absorbé étant métabolisé par l'organisme. Ajoutons enfin qu'aucun facteur d'ajustement n'est suggéré dans la littérature ou par les organismes gouvernementaux pour considérer l'incertitude associée, par exemple, à l'extrapolation inter-espèce.

Dans le cas de la plie, le calcul du risque est basé sur le ratio de la concentration de cuivre dans l'eau de surface et d'un critère de protection du milieu aquatique calculé à partir d'effets observés sur différentes espèces de poissons marins (16 µg/L). Dans le cadre de la présente étude, la concentration de cuivre dans l'eau de mer a été présumée similaire à la concentration moyenne mesurée (9,15 µg/L) dans l'eau interstitielle de la zone exposée. L'utilisation de la teneur moyenne de cuivre se veut représentative du niveau d'exposition moyen des poissons se déplaçant dans toute la zone exposée. À titre d'exemple, l'écart entre les valeurs minimale et maximale mesurées dans l'eau interstitielle (1,6 à 33 µg/L) et dans l'eau de mer (0,3 à 0,5 µg/L) dans le secteur de Belledune au Nouveau-Brunswick peut varier par un facteur de 3 (1,6/0,5) à plus de 100 (33/0,3) (Yeats *et al.*, 1978). Par ailleurs, le critère utilisé pour le calcul du risque (16 µg/L) vise la protection de 90 % des espèces de poissons marins exposés à une contamination. Il faut mentionner qu'une étude effectuée spécifiquement sur l'exposition de larves de plie au chlorure de cuivre n'a pas montré d'effets létaux ou sur la croissance même à une concentrations de 30 µg/L (Blaxter, 1977), soit près de deux fois le critère de protection du milieu aquatique utilisée pour le calcul du risque.

Dans le cadre de la présente étude, l'indice de risque final calculé pour la plie (IR = 0,6) est principalement affecté par l'incertitude entourant le choix de la concentration de cuivre dans l'eau de surface. L'approche conservatrice utilisée pour le calcul du risque à partir de la concentration moyenne de cuivre mesurée dans l'eau interstitielle de la zone exposée vise ainsi à considérer cette dernière valeur comme un pire cas.

7.6 Évaluation des risques toxicologiques (santé humaine)

Il importe de préciser qu'un élément essentiel comme le cuivre demande une attention particulière lors de l'évaluation des risques puisque les valeurs de référence utilisées correspondent de fait à un apport quotidien minimal ou suggéré par les organismes de la santé. Ces doses varient en fonction de l'âge et des besoins nutritionnels et visent à prévenir une carence. Le dépassement de la valeur critique (unité) lors du calcul de l'indice de risque ne doit pas être considéré comme un potentiel de risque mais plutôt comme un dépassement de la dose recommandée dans le cadre d'une diète équilibrée.

Quant au choix des valeurs de référence toxicologiques ou doses recommandées utilisées pour les différents groupes cibles (adulte : 0,03 mg/kg/j; enfant : 0,075 mg/kg/j), ils semblent que ces dernières fassent l'objet d'une certaine unanimité auprès des organismes gouvernementaux (CCME, 1999a; OMS, 1998). Rappelons que ces valeurs sont considérées comme des doses limites visant à prévenir une carence de cuivre dans l'alimentation.

Dans la présente étude, les valeurs obtenues pour les différents groupes cibles oscillent autour de l'unité avec une contribution plus ou moins importante du bruit de fond, et ce, tant pour le scénario considérant l'ingestion d'hépatopancréas que celui impliquant la consommation de chair de homard. En somme, l'exposition additionnelle au cuivre associée à la consommation de fruits de mer et de poisson provenant potentiellement de la zone exposée n'affecterait pas de façon significative l'équilibre d'une diète normale en cuivre.

Par ailleurs, l'évaluation des éléments d'incertitude rattachés au calcul du risque, associé à l'exposition humaine à des aliments contaminés au cuivre, doit considérer les prémisses ou les hypothèses de base ayant servi d'assises à l'évaluation des risques. Dans le cadre de la présente étude, le scénario retenu considère une exposition quotidienne « à vie » des différents groupes cibles à une concentration moyenne de cuivre mesurée dans les fruits de mer (moules, homards) et estimée dans le poisson (plie) à partir de la concentration dans l'eau interstitielle et du FBC. Dans le cas des fruits de mer, l'utilisation de la concentration moyenne mesurée dans les organismes de la zone exposée vise à donner une appréciation réaliste de la teneur « probable » dans ces aliments. L'utilisation de la limite supérieure de l'intervalle de confiance de la moyenne aurait doublé la concentration de cuivre dans ces aliments et, de façon correspondante, engendré une dose d'exposition ainsi qu'un indice de risque deux fois plus élevé. Dans la présente étude, ce calcul n'aurait pas modifié les conclusions de l'analyse mais aurait engendré une baisse de la contribution du bruit de fond à la dose d'exposition totale.

Quant à la concentration estimée dans le poisson, il faut rappeler que l'utilisation de la concentration dans l'eau interstitielle se veut une approche conservatrice en raison des teneurs élevées dans ce média par rapport à l'eau de surface. De plus, le FBC utilisé est un paramètre conservateur compte tenu que le cuivre présent dans l'eau n'est pas nécessairement biodisponible. Il faut noter également que la concentration calculée pour

la plie (5 mg/kg) est nettement plus élevée que les teneurs rapportées par plusieurs auteurs (Jorgensen et Pedersen, 1994; Collings *et al.*, 1996) chez cette espèce en milieu marin (< 1 mg/kg). Quoiqu'il en soit et en dépit de l'incertitude associée au calcul de la concentration de cuivre dans le poisson, il faut retenir que sa consommation contribue peu à la dose d'exposition totale et à l'indice de dépassement par rapport aux autres fruits de mer locaux (homards, moules).

Par ailleurs, le calcul de la dose d'exposition pour le homard considère l'ingestion soit d'hépatopancréas fortement contaminé en cuivre, ou soit de chair contenant une concentration en cuivre équivalente au bruit de fond naturel. De fait, puisqu'il n'y a pas de différences significatives de bioaccumulation du cuivre dans la chair entre la zone contaminée et la zone de référence, il n'y a pas d'exposition au cuivre associée spécifiquement au site pour ce qui est de la consommation de chair de homard. Ainsi, le scénario consommation de chair de homard correspond essentiellement au calcul du risque associé à la consommation d'autres sources. Or, la quantité consommée de chair versus d'hépatopancréas varie selon les préférences individuelles, mais il est également possible de faire un calcul de l'indice de dépassement en assumant la consommation du homard entier, soit la chair et l'hépatopancréas. Des mesures réalisées récemment sur près de 400 spécimens dans le port de Belledune (Nouveau-Brunswick) indiquent que le ratio du poids frais des hépatopancréas par rapport à celui de la chair comestible (H/CC) est d'environ $22 \pm 5,7\%$. En appliquant ce pourcentage aux concentrations moyennes de cuivre mesurées dans les hépatopancréas ($22\% \times 597 \text{ mg/kg}$) et dans la chair ($78\% \times 8 \text{ mg/kg}$) des homards capturés dans la zone exposée, puis en additionnant ces deux valeurs, on obtient alors la concentration moyenne équivalente pour un homard entier, soit environ 138 mg/kg . Considérant la contribution majoritaire du bruit de fond à la dose totale par ingestion, l'utilisation de cette dernière valeur ne modifierait pas de façon importante l'indice de dépassement par rapport à celui calculé pour la chair seulement.

D'autre part, l'exposition des groupes cibles aux aliments contaminés est basée sur un taux d'ingestion de fruits de mer (Saint-Laurent Vision 2000, 1998; Mahoney, 1995) et de poissons (U.S. EPA, 1997) correspondant à un consommateur typique. Selon la littérature, ces taux pourraient être jusqu'à 10 fois plus élevés pour de très gros consommateurs. Il faut considérer par ailleurs que la pêche aux homards ou la cueillette de moules sont à toutes fins pratiques inexistantes dans la zone exposée. En conséquence, les doses d'exposition calculées pour les différents groupes cibles, en considérant les valeurs des paramètres utilisés, peuvent être considérées comme très conservatrices.

Dans le cas des données associées au milieu ambiant (bruit de fond), les concentrations de cuivre dans les différents médias environnementaux (ex. : air, eau, sol) ainsi que les doses d'exposition provenant de l'alimentation ont été tirées de la littérature. Les concentrations rapportées dans les médias environnementaux de même que les doses provenant de l'alimentation sont très variables et empreintes d'une certaine incertitude. Cette source d'exposition peut, dans certains cas, être importante.

7.7 Établissement de seuils de décontamination

La détermination d'un seuil d'effet intégré est basée sur l'analyse de l'ensemble des données physico-chimiques, biologiques et toxicologiques disponibles et doit considérer la variabilité (erreurs aléatoires et systématiques) ou l'incertitude entourant ces données de même que les limites et hypothèses qui sous-tendent chaque critère d'effet retenu.

Dans la présente étude, seuls les tests de toxicité effectués sur les larves de moules bleues et le test Microtox ont permis de définir un critère d'effet néfaste pour le cuivre et les HAP présents dans les sédiments sur la base de relations dose-réponse significatives. Dans le cas des autres tests de toxicité (amphipodes, polychètes), l'absence de relation dose-réponse a été associée à l'absence d'effet associé à la concentration maximale de cuivre et de HAP totaux mesurés dans les sédiments du secteur du quai de Gaspé. En se basant sur le 10^e centile de la distribution des concentrations calculées à partir des différents critères d'effet, deux groupes de stations se démarquent en fonction de la substance considérée. Dans le cas des HAP, 6 stations excèdent le seuil intégré limite de 8,1 mg/kg ou 374 mg/kg C (stations A1, A1C, A2, A2C, A3 et A5) contre 4 pour le cuivre avec un seuil intégré défini à 2 398 mg/kg (stations A1, A1C, A2 et A2C). Toutes ces stations se trouvent essentiellement à moins de 150 m du quai du Gaspé dans l'axe du transect A. Il faut également noter qu'en regard de leurs caractéristiques physico-chimiques (dont le gradient de contamination) et biologiques, ces stations forment également un groupe distinct sur la base de la projection des stations dans l'espace réduit des deux premières composantes principales associées à la matrice de corrélation. Ce dernier groupe traduit cependant l'influence conjointe du gradient de contamination en cuivre, de la contamination organique en place (ex. : HAP) et de la distribution spatiale des organismes benthiques en fonction des caractéristiques édaphiques du site.

8 CONCLUSION

D'une manière générale, l'étude de caractérisation complémentaire du milieu a confirmé le gradient de concentration de cuivre dans les sédiments à proximité du quai de Gaspé, de même qu'un patron de distribution similaire des concentrations pour plusieurs autres métaux et HAP. Ce gradient, allié au choix de stations de référence représentatives, a permis d'obtenir une relation dose-réponse significative avec deux des six réponses toxiques mesurées, soit Microtox (cuivre et HAP dans les sédiments) et le développement normal des larves de moules bleues (HAP dans l'eau interstitielle). Ces résultats suggèrent différents seuils intégrés limites pour la gestion des sédiments contaminés dans le secteur du quai de Gaspé. Ainsi, en se basant sur le dépassement des seuils limites proposés, deux groupes se distinguent en fonction de la substance considérée. Un de ces groupes possède également des caractéristiques biologiques et physico-chimiques particulières les distinguant des autres stations sur la base de la projection des stations dans l'espace réduit des deux premières composantes principales associées à la matrice de corrélation.

Quoique l'importance des échanges sédiment-eau et la biodisponibilité des différents contaminants soient difficiles à évaluer précisément, il appert néanmoins que certains organismes benthiques (polychètes, moules, homards) auraient tendance à bioaccumuler de façon significative le cuivre dans la zone exposée par rapport à la zone de référence. Toutefois, les concentrations de cuivre présentes dans les sédiments, dans l'eau interstitielle ou dans ces organismes n'entraîneraient pas de risques potentiels pour les oiseaux et les poissons fréquentant la zone exposée.

D'autre part, les différents paramètres descriptifs de la communauté benthique (richesse, diversité, régularité, abondance et densité) ne montrent aucune relation directe en rapport avec le gradient de concentration de cuivre dans les sédiments. La structure de la communauté benthique inféodée à ce secteur semble être conditionnée par la nature du substrat (pourcentage de sable, pourcentage de COT) et la profondeur d'eau.

Enfin, sur la base d'hypothèses conservatrices et des apports quotidiens jugés acceptables par les organismes gouvernementaux, l'analyse des risques toxicologiques a montré que l'exposition au cuivre contenu dans les fruits de mer et les poissons de la zone exposée permettait de maintenir un niveau de cuivre sécuritaire et adéquat dans l'organisme, tout en considérant l'exposition associée au milieu naturel (bruit de fond).

BIBLIOGRAPHIE

- AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (ATSDR) (1990) : *Toxicological Profile for Copper*, U.S. Department of Health and Human Services, 147 p.
- AMERICAN SOCIETY OF TESTING AND MATERIALS (ASTM) (1998). *Standard Guide for Conducting Static Acute Toxicity Tests Starting with Embryos of Four Species of Saltwater Bivalve Molluscs*. Annual Book of ASTM Standards Vol. 11.05. Biological Effects and Environmental Fate; Biotechnology; Pesticides.
- ANONYME (1996). Observations ornithologiques, été 1995. Le Guillemot. 14 : 29.
- ANTCLIFFE, B. DOE (2001). *Britannia sediment assessments in 2001 - Interpretation*. Presented at the Britannia Sediment Assessment - Workshop #1, September 21, 2001, Simon Fraser University at Harbour Centre, Vancouver, BC.
- APPY, T.D., L.E. LINKLETTER et M.J. DADSWELL (1980). *A guide to the marine flora and fauna of the bay of Fundy : Annelida Polychaeta*. Fisheries and Marine service technical report n° 920. 124 p.
- AUSTEN, M. C., A. J. MCEVOY et R. M. WARWICK (1994). *The Specificity of Meiobenthic Community Responses to Different Pollutants : Results from Microcosm Experiments*. Mar. Pollut. Bull. 28 : 557-563.
- BEAK INTERNATIONAL INC. (1998). *Caractérisation des sédiments en périphérie du quai commercial de Sandy Beach*. Rapport d'analyse et d'interprétation., Noranda inc., Transport Canada et Travaux Publics et Services Gouvernementaux Canada: 51 p.
- BEAK INTERNATIONAL INC. (2002). Étude environnementale de la rivière York, Gaspésie, 2001. Rapport à Noranda inc., Fonderie Gaspé, Murdochville.
- BENTON, M. J., M. L. MALOTT, S. S. KNIGHT, C. M. COOPER AND W. H. BENSON (1995). *Influence of Sediment Composition on Apparent Toxicity in a Solid-Phase Test Using Bioluminescent Bacteria*. Env. Tox. Chem. 14 : 411-414.
- BIBEAULT, J. F., N. GRATTON et P. DIONNE. (1997). *Synthèse des connaissances sur les aspects socio-économiques du secteur d'étude Golfe du Saint-Laurent-Baie des Chaleurs*, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent: 256 p.
- BLAXTER, J.H.S. (1977). *The Effect of Copper on the Eggs and Larvae of Plaice and Herring*. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 57 : 849-858.

- BRIAN G. W. and HUMMERSTONE L. G. (1971). *Adaptation of Polychetes Nereis diversicolor to Estuarine Sediment Containing High Concentration of Heavy Metals*. J. Mar. Biol. Ass. UK 51 : 845-863.
- BRODEUR, S., B. LIMOGES ET R.A. ANDRESS (2001). *Proposition de projet de partenariat – Restauration de la colonie de Sterne pierregarin (Sterna hirundo) de Sandy Beach*. Parc national de Forillon, UQCN et Parc national des îles du Saint-Laurent. 6 p.
- BRUNEL, P. (1970). *Aperçu sur les peuplements d'invertébrés marins des fonds meubles de la baie de Gaspé, 1956-1960*. Naturaliste canadien, 97 : 679-710.
- BRUNEL, P., *et al.* (1998). "Catalogue des invertébrés marins de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent." *Publ. Spéc. can. sci. halieut. aquat.* 126: 405 p.
- CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF ENVIRONMENT (CCME) (2000). *Reference Method for the Canada Wide Standard for Petroleum Hydrocarbons in Soil - Tier 1 Method*. Revision 5.0, for Draft CWS PHC Agreement. CCME.
- CANADIAN COUNCIL OF THE MINISTERS OF ENVIRONMENT (CCME) (1996). *A Framework for Ecological Risk Assessment : General Guidance*. Canadian Council of the Ministers of Environment.
- CARTER, M. R., Ed. (1993). *Soil Sampling and Method of Analysis.*, Canadian Society of Soil Science, Lewis Publisher.
- CHAPDELAINE, G. (1976). *Les colonies d'oiseaux aquatiques autour de la péninsule de Gaspésie moins l'île Bonaventure et le Rocher Percé*. Service canadien de la faune. Région du Québec. Manuscrit inédit. 12 p.
- CHAPDELAINE, G. ET P. BROUSSEAU (1992). « Distribution, Abundance, and Changes of Seabird Populations of the Gaspé Peninsula, Québec, 1979 to 1989 ». *Canadien Field Naturalist* n° 106, p. 427-434.
- CHOU, C. L., L. PAON, J. MOFFATT and B. ZWICKER (1998). *Concentrations of Metals in the American Lobster (Homarus americanus) and Sediments from Harbours of the Eastern and Southern Shores and the Annapolis Basin of Nova Scotia, Canada*. Can. Tech. Rep. of Fisheries and Aquatic Sciences 2254. Department of Fisheries and Oceans, Bedford Institute of Oceanography, Dartmouth, N.S. 68 p.
- COLLINGS, S.E., M.S. JOHNSON and R.R. LEAH (1996). *Metal Contamination of Angler-Caught Fish from the Mersey Estuary*. Mar. Environ. Res. 41 : 281-297.

- COMITÉ DE PROTECTION DE LA SANTÉ ET DE L'ENVIRONNEMENT DE GASPÉ (CPSEG) (1995). *Étude de mise en valeur et de protection de l'écosystème de la baie de Gaspé*. Comité de protection de la santé et de l'environnement de Gaspé inc. et Ministère des Pêches et Océans, Saint-Laurent Vision 2000.
- CONSEIL CANADIEN DES MINISTRES DE L'ENVIRONNEMENT (CCME) (1999a). *Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : Environnement et santé humaine - Cuivre (1999)*, dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999.
- CONSEIL CANADIEN DES MINISTRES DE L'ENVIRONNEMENT (CCME) (1999b). *Recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments : Protection de la vie aquatique – Cuivre*, dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999.
- COSEPAC (2001). *Espèces canadiennes en péril*, novembre 2001. Ottawa, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada.
- CUSACK C. C., MIHELICIC J. R. (1999). *Sediment Toxicity from Copper in the Torch Lake (MI) Great Lakes Area of Concern*. J. Great Lakes Res. 25(4) :735-43.
- CUSTER, C. M. and T. W. CUSTER (1996). Food habits of diving ducks in the Great Lakes after the zebra mussel invasion. J. Field Ornithology 67(1):86-99. Jamestown, ND: Northern Prairie Wildlife Research Center. Home Page. <http://www.npwrc.usgs.gov/resource/2002/divduck/divduck.htm> (Version 31JAN2002).
- DANN, T. (1990). *Results from Inhalable Particulate Matter (PM10) Sampling Network (1984-1987)*. Environment Canada. Pollution Measurement Division.
- DECISIONEERING INC. (1996). Logiciel Crystal Ball version 4.0.
- DESGRANGES, J. L. ET J. P. DUCRUC, (sous la direction de) (2000). *Portrait de la biodiversité du Saint-Laurent*. Service canadien de la faune, Environnement Canada, région du Québec et Direction du patrimoine écologique, ministère de l'Environnement du Québec. Version électronique. <http://www.qc.ec.gc.ca/faune/biodiv>
- DRUMMOND JG, ARANYI C, SCHIFF LJ *et al*, (1986) : *Comparative study of various methods used for determining health effects of inhaled sulfates*, Environ Res 41 : 514-528.
- ENVIRONMENT CANADA (2000b). *Solid-Phase Reference Method for Determining the Toxicity of Sediment Using Luminescent Bacteria (Vibrio fischeri)*. Draft, March 2000.

- ENVIRONMENT CANADA (2001). *Microtox Sediment Samples Reporting form*, Toxicology Laboratory, Moncton, N.B. October 5, 2001.
- ENVIRONNEMENT CANADA (1992). *Biological Test Method: Acute Test for Sediment Toxicity Using Marine or Estuarine Amphipods*. Amended, October 1998.
- ENVIRONNEMENT CANADA (1993). *Qualité des sédiments et bilan des dragages sur le Saint-Laurent*. Centre Saint-Laurent.
- ENVIRONNEMENT CANADA (1996). *National Compendium Monitoring at Ocean Disposal Sites*. Ottawa, Environment Canada.
- ENVIRONNEMENT CANADA (1997). *Évaluation environnementale des substances d'intérêt prioritaire conformément à la Loi canadienne sur la protection de l'environnement*, Guide Version 1.0. Division de l'évaluation des produits chimiques, Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux.
- ENVIRONNEMENT CANADA (2000a). *Recommandations de classification. Programme de salubrité des eaux coquillères*, Direction de la protection de l'environnement, région du Québec: Mult. + fiches.
- ENVIRONNEMENT CANADA (2002). *Cartographie des espèces en péril au Canada*. Site internet : <http://www.sis.ec.gc.ca>.
- ENVIRONNEMENT CANADA ET MENVIQ (1992a). *Critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent.*, Centre Saint-Laurent.
- ENVIRONNEMENT CANADA ET MENVIQ (1992b). *Guide méthodologique de caractérisation des sédiments*, Centre Saint-Laurent.
- ENVIRONNEMENT ILLIMITÉ (2000). *Caractérisation des sédiments de surface : cartographie et analyse géostatistique (Gaspé-1997)*. Travaux Publics et Services Gouvernementaux Canada.
- FERENCI, P. (1999). *Wilson's disease*. Ital. J. Gastroenterol. Hepatol., 31 : 416-25.
- FINELLI VN, BOSCOLO P, SALIMEI E *et al.* (1981) *Anemia in men occupationally exposed to low levels of copper*, Heavy metals in the environment : 475-478.
- FÖRSTNER, U., ET G.T.W. WITTMAN (1983). *Metal Pollution in the Environment*, Springer-Verlag.
- GELDAMCHER-VON MALLINCKRODT M. (1991). *Acute Metal Toxicity in Humans*. Dans : *Metals and their Compounds in the Environment, Occurrence, Analysis and Biological Relevance*, Ed. By Ernest Merian, VCH.

- GOYER R A (1991). « Toxic Effects Of Metals » dans Casarett and Doull's Toxicology, The Basic Science of Poisons, Fourth Ed., Mary O Amdur, John Doull, Curtis D Klaassen, McGraw-hill, 1991.
- GUILLEMETTE, M. (1993). *État des populations de Sternes pierregarin (Sterna hirundo) de la Gaspésie et causes de l'insuccès de la reproduction en 1993*. Rapport présenté au Service canadien de la faune. 81 p.
- HALL, L.W. SCOTT, M.C., KELLEN, W.D. (1997). *A Scening Level Probabilistic Ecological Risk Assessment of Copper and Cadmium in the Chesapeake Bay Watershed*. U.S. EPA, Annapolis MD.
- HALL, L.W. SCOTT, M.C., KELLEN, W.D. (1998). *Ecological Risk Assessment of Copper and Cadmium in Surface Waters of Cheasepeake Bay Watershed*. *Env. Toxicol. Chem.*, 17 : 1172-1189
- JOHANSSON A, CAMNER P, JARSTRAND C, *et al.* (1983). *Rabbit alveolar macrophages after inhalation of soluble cadmium, cobalt, and copper: A comparison with the effects of soluble nickel*. *Environ Res* 31 : 340-354.
- JOHANSSON A, CURSTED T., ROBERTSON B. (1984). *Lung Morphology and Phospholipids after Experimental Inhalation of Soluble Cadmium, Copper, and Cobalt*. *Environ Res* 34 : 295-309.
- JORGENSEN, L.A. and B. PEDERSEN. (1994). *Trace Metals in Fish used for Time Trend Analysis and as Environmental Indicators*. *Mar. Pollut. Bul.* 28 : 24-32.
- LEGENDRE, L., ET P. LEGENDRE (1984). *Écologie numérique*. Tome 1. Le traitement multiple des données écologiques. Montréal, Masson, Paris et les Presses de l'Université du Québec.
- LUOMA, S. M. (1995). *Prediction of Metal Toxicity in Nature from Bioassays : Limitations and Research Needs*. In : *Metal Speciation and Bioavailability in Aquatic System*. A. Tessier et D. R. Turner (eds), John Wiley and Sons, Chichester, UK. pp 609-659.
- MAGNUSSON, K., R. EKELUND, G.D.A. GRANMO, L. FORLILN, L. WENNBERG, M.O. SAMUELSSON, M. BERGREEN, and E. BRORSTROM-LUNDEN (1996). *Contamination and Correlation with Toxicity of Sediment Samples from the Skagerak and Kattegat*. *J. Sea. Res.* 35 : 223-234.
- MAHONEY, E. (1995). A Review of Seafood Ingestion Rates Utilized by Various Agencies for Assessing Human Health Risks Associated with Ingesting Contaminated Seafood. Society for Risk Analysis 1995 annual meeting, www.riskworld.com/Abstract/1995/SRAam95/ab5aa172.htm

- MARTIN J. L. M. (1979). *Schema of Lethal Action of Copper on Mussels*. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 21 : 808 - 814.
- MEHRING, A.L. Jr., J.H. BRUMBAUGH, A.J. SUTHERLAND, AND H.W. TITUS (1960). The Tolerance of Growing Chickens for Dietary Copper. *Poult. Sci.* 39 : 713-719.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT (MENV) (2001). *Liste des plantes vasculaires menacées ou vulnérables ou susceptibles d'être ainsi désignées - banque de données informatisée*. Centre de données sur le patrimoine naturel du Québec (CDPNQ).
- MINISTÈRE DE LA SANTÉ ET DES SERVICES SOCIAUX DU QUÉBEC (1999). *Évaluation du risque toxicologique au Québec*, Document de consultation, 90 p.
- MINISTÈRE DES PÊCHES ET DES OCÉANS (MPO) (2000a). *Lignes directrices - exigences relatives à la qualité de l'habitat du homard., Planification de l'habitat*, Région des Maritimes.
- MINISTÈRE DES PÊCHES ET DES OCÉANS (MPO) (2000b). *Le homard des eaux côtières du Québec en 1999*, MPO - Sciences, Région Laurentienne.
- MINISTÈRE DES PÊCHES ET DES OCÉANS (MPO) (2001). *Système d'information pour la Gestion de l'habitat du poisson (SIGHAP)*. Cartes thématiques des ressources du secteur de la baie de Gaspé.
- MINISTÈRE DES PÊCHES ET DES OCÉANS (MPO) (2002). *Nombre de pêcheurs débarquant à Sandy Beach*. Banque de données. Service des statistiques.
- MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES (MRN) (2001). *Zones de végétation et domaines bioclimatiques du Québec*. Division des inventaires forestiers.
- MINISTÈRE DU LOISIR, DE LA CHASSE ET DE LA PÊCHE (MLCP) (1978). Banque de données.
- PAQUIN, J. et G. CARON (1998). *Oiseaux du Québec et des Maritimes*. Éditions Michel Quintin.
- POCKLINGTON, P. (1989). *Polychaetes of eastern Canada. An illustrated key to polychaetes of eastern Canada including the eastern arctic*. Project funded by Ocean dumping control act research fund, National museums of Canada, Department of Fisheries and Oceans. 274 p.
- POREBSKI, L.M., K.G. DOE, B.A. ZAJDLIK, D. LEE, P. POCKLINGTON and J.M. OSBORNE (1999). *Evaluating the techniques for a tiered testing approach to*

dredged sediment assessment – a study over a metal concentration gradient. Env. Tox. Chem. 18 : 2600-2610.

PROCÉAN (1997). *Caractérisation sédimentaire aux quais de Mont-Louis et de Gaspé*. Travaux Publics et Services Gouvernementaux Canada.

QSAR (2001). *Évaluation du risque à l'environnement et à la santé humaine associé aux sédiments contaminés en cuivre*. Plan de travail et d'échantillonnage.

SAINT-LAURENT VISION 2000 (1998). *Le Saint-Laurent et la santé : l'état de la question*. Gouvernement du Canada, Gouvernement du Québec, 48 p.

SALOMONS, W., ET U. FÖRSTNER (1984). *Metals in the Hydrocycle*, Springer-Verlag.

SAMPLE, B.E., D.M. OPRESKO AND G.W. SUTER II (1996). *Toxicological Benchmarks for Wildlife : 1996 Revision*. ES/ER/TM-86/R3, Lockheed Martin Energy System Inc., Oak Ridge, TN.

SCHERRER, B. (1984). *Biostatistique*. Chicoutimi, Québec, Gaétan Morin éditeur.

SELIGMAN, P. F. et A. ZIRINO (1998). *Chemistry, Toxicity and Bioavailability of Copper and its Relationship to Regulation in The Marine Environment*. Office of Naval Research Workshop Report. Technical document no. 3044. San Diego Ca. 76 p.

SHANNON, C. E., ET W. WEAVER (1963). *The Mathematical Theory of Communication*. Urbana, Illinois, University of Illinois Press.

SHEPARD, F. P. (1954). *Nomenclature Band on Sand-Silt-Clay Ratios*. Journal of Sedimentary Petrology, vol. 24 : 151-8

SOCIÉTÉ DE LA FAUNE ET DES PARCS DU QUÉBEC (FAPAQ) (2001a). Lettre en réponse à une demande d'information sur le secteur à l'étude. Direction de l'aménagement de la faune, Gaspé.

SOCIÉTÉ DE LA FAUNE ET DES PARCS DU QUÉBEC (FAPAQ) (2001b). *Liste des espèces fauniques menacées ou vulnérables ou susceptibles d'être ainsi désignées - banque de données informatisée*. Centre de données sur le patrimoine naturel du Québec (CDPNQ).

SPI TALNY KC, BRONDUM J, VOGT RL *et al.* (1984) : *Drinking-water-induced copper intoxication in a Vermont family*, Pediatrics 74 : 1103-1106.

STATISTIQUE CANADA (1996a). Recensement de l'agriculture de 1996. Banque de données.

- STATISTIQUE CANADA (1996b). Recensement de la population de 1996. Banque de données.
- SUTER, G.W. (1993). *Ecological Risk Assessment*. Lewis Publishers. Chelsea, Michigan. p. 497-505.
- SVENSON, A., E. EDSHOLT, M. RICKING, M. REMBERGER, and J. ROTTORP (1996). *Sediment Contaminants and Microtox Toxicity Tested in a Direct Contact Exposure Test*. *Envir. Toxicol. Qat. Qual.* 11 : 293-300.
- TESSIER, A., *et al.* (1979). *Sequential Extraction procedure for the Speciation of Particulate trace metals*. *Analytical Chemistry* 51(7): pp. 844-851.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA) (1985) *Ambient aquatic life criteria for copper*. Office of Research and Development. Narrangansett, Rhode Island, 142 p. EPA 440/5-84-031.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA) (1990). *Protocol for Juvenile Neanthes Sediment Bioassay*. Puget Sound Estuary Program.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA) (1993). *Wildlife Exposure Factors Handbook – volumes I et II*. Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC 20460, EPA/600/R-93/187a.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA) (1997). *Exposure Factors Handbook, volume II – Food Ingestion Factors*. Office of Research and Development, National Center for Environment Assessment, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC 20460, EPA/600/P-95/002Fa.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA) (1998). *Framework for Ecological Risk Assessment*. Washington, D.C.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA) (1999). *Screening Level Ecological Risk Assessment Protocol for Hazardous Waste Combustion Facilities, volume I, Peer Review Draft*. Solid Waste and Emergency Response, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC 20460, EPA530-D-99-001A.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA) (2000). *Equilibrium Partitioning Sediment Guidelines (ESGs) for the Protection of Benthic Organisms : PAH mixtures*. Office of Science and Technology and Office of Research and Development. Final draft document.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA) (2001) : *Integrated Risk Information System (IRIS)*, Office of Research and Development, Washington.

VILLE DE MONTRÉAL (1995). *Résultats des analyses sur l'eau de consommation produite aux usines de la Ville de Montréal en 1994.*

WARRINGTON P. D. (2001). *Animal Weights and Their Food and Water Requirements – Resource Document 1996 (minor updates 2001).* – Government of British Columbia, Ministry of water, land and air protection. Site internet : <http://wlapwww.gov.bc.ca/wat/wq/reference/foodandwater.html>

WATLING, L. (1979). *Marine flora and fauna of the Northeastern United States. Crustacea : Cumacea.* National Oceanic and Atmospheric Administration Technical Report (NMFS Circular 423). 23 p.

WENTWORTH, C.K. 1922. *A scale of grade and class terms for clastic sediments.* J. Geol. 30, 377-392.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO-OMS) (1998). *Environmental Health Criteria 200 : Copper,* International Programme in Chemical Safety (IPCS).

YEATS P.A. 1988. *Trace metals in the water column.* Dans Strain P.M. Chemical Oceanography in the Gulf of St.Lawrence. Canadian Bulletin of Fisheries and Aquatic Sciences 220.

YEATS, P. A., J. M. BEWERS and A. WALTON (1978). *Sensitivity of Coastal Waters to Anthropogenic Trace Metal Emissions.* Mar. Poll. Bull. 9 : 264 - 268.

ANNEXE A
DÉMARCHE GÉNÉRALE DE L'ANALYSE DES RISQUES
ÉCOLOGIQUES ET TOXICOLOGIQUES

Annexe A
DÉMARCHE GÉNÉRALE DE L'ANALYSE
DES RISQUES ÉCOLOGIQUES

1) Description de la problématique

Cette étape vise à colliger toutes les informations relatives à la source de contamination, au devenir environnemental des composés chimiques dans la zone à l'étude, aux organismes ou récepteurs écologiques exposés et des effets potentiels ou appréhendés résultant de l'exposition aux contaminants. Cette étape nécessite également la création d'un modèle conceptuel résumant toutes les relations causales suivant le continuum source → devenir → récepteur cible → effet. Ainsi, tous les rapports antérieurs incluant les différentes études de caractérisation, de même que toutes les données chimiques, physiques, biologiques et toxicologiques relatives au site à l'étude seront utilisées afin de bien décrire l'amplitude du problème.

2) Caractérisation des voies d'entrée et de l'exposition

a) Caractérisation des voies d'entrée

Ce volet vise essentiellement la quantification des sources naturelles et anthropiques des substances d'intérêt. Considérant les limites spatiale et temporelle de la présente étude, ce volet sera intégré directement à la première étape.

b) Caractérisation de l'exposition

À la suite de l'analyse du modèle conceptuel, le choix définitif des récepteurs écologiques cibles, des critères d'effet et des variables d'effet sera réalisé. La valeur estimée de l'exposition (VEE) sera calculée en terme de concentration ou de dose pour les récepteurs caractérisés dans la zone d'intérêt, soit par mesures directes, soit par modélisation. Lorsqu'il y a contact avec la peau (ex. : poisson), les VEE peuvent être exprimées en concentration dans le milieu externe (ex. : eau). Lorsque les voies d'exposition (ex. : ingestion) sont impliquées, les VEE s'expriment sous forme de doses d'exposition. Dans plusieurs cas, il est nécessaire d'évaluer le facteur de bioaccumulation ou de bioconcentration. Ces facteurs seront calculés, soit directement à partir des mesures de bioaccumulation réalisées sur le terrain ou soit à partir des données empiriques retrouvées dans la littérature. Un aspect très important de ce volet consistera à évaluer l'exposition associée au niveau « bruit de fond ». Cette évaluation sera réalisée à l'aide des données relatives au site de référence. Cet aspect est particulièrement important dans le cas d'éléments essentiels tel que le cuivre.

3) Caractérisation des effets

Les valeurs critiques de toxicité (VCT) disponibles dans la littérature pour les récepteurs cibles sélectionnés seront utilisées. Par ailleurs, les résultats des tests de toxicité seront mis à profit dans la mesure où les organismes testés permettront d'obtenir une relation dose-réponse satisfaisante pour le cuivre.

4) Caractérisation du risque

Sur la base du ratio (quotient) des VEE et des VCT calculées aux étapes précédentes, une estimation du risque écologique sera réalisée. La caractérisation du risque intégrera également une évaluation des éléments de preuve disponibles concernant notamment la biodisponibilité du cuivre, les caractéristiques de la communauté benthique, les résultats des tests de toxicité ainsi que l'analyse des autres facteurs physiques, chimiques ou biologiques pouvant agir sur l'exposition et le risque qui en découlent.

DÉMARCHE GÉNÉRALE DE L'ANALYSE DES RISQUES TOXICOLOGIQUES

1) Identification du danger

À cette étape, les sources potentielles de contamination et d'exposition seront décrites à partir des informations disponibles et des résultats de la caractérisation complémentaire, s'il y a lieu. Les substances problématiques ou d'intérêt pour la santé humaine seront identifiées sur la base des mesures réalisées sur le site et des informations toxicologiques disponibles pour ces substances. De plus, une évaluation de la population potentiellement affectée et du milieu physique et biologique environnant sera réalisée à cette étape.

2) Évaluation toxicologique

L'évaluation toxicologique vise la détermination et la validation des estimateurs de risque (c.-à-d., doses de référence et coefficients de cancérogénéité) pour les substances d'intérêt choisies. Le choix de ces estimateurs sera réalisé à partir d'une revue exhaustive des données toxicologiques provenant des différentes banques de données gouvernementales et de la littérature scientifique (ex. : IRIS, HEAST, ATSDR, OMS, HSDB, CalEPA).

3) Estimation de l'exposition

Dans cette partie, on identifiera les groupes cibles, les médias environnementaux problématiques, les voies d'exposition ainsi que les différents scénarios d'exposition. Le choix de ces scénarios sera basé notamment sur les caractéristiques générales du site à l'état actuel. Le type d'occupation du territoire et le patron d'activité général des différentes populations cibles seront également considérés. L'estimation du devenir environnemental des différentes substances d'intérêt de la source à la cible ainsi que le calcul de l'exposition humaine attribuable à la source de contamination et au bruit de fond seront réalisés à l'aide de modèles mathématiques ou d'équations reconnues.

4) Estimation du risque

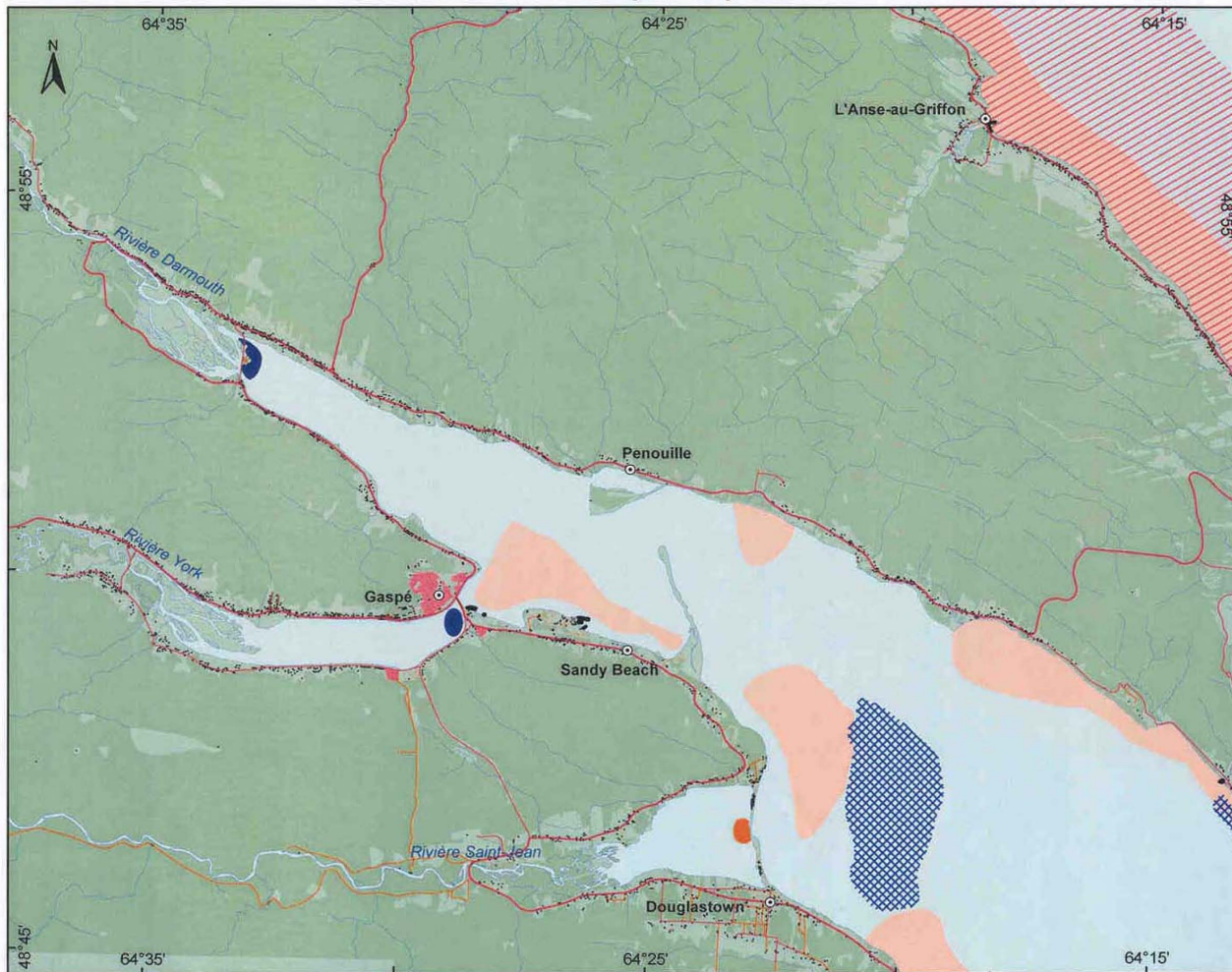
À la suite du calcul des doses d'exposition multimédia et multivoies pour chacun des scénarios d'exposition définis et de l'obtention d'estimateurs de risque reconnus, des indices de risque (effets cancérigènes et non cancérigènes) seront calculés pour les différentes substances d'intérêt et les différents scénarios à l'aide de formules mathématiques spécifiques.

5) Évaluation et gestion du risque

Cette étape intégrera une évaluation des choix et des hypothèses associés aux scénarios d'exposition, aux paramètres d'exposition ainsi qu'aux estimateurs de risque utilisés. Cette évaluation intégrera une analyse de l'incertitude avec les méthodes quantitatives appropriées (ex. : simulation de Monte Carlo). Une analyse synthèse des résultats sera réalisée à la lumière des mesures correctrices ou d'intervention proposées afin de réduire l'exposition et le risque à un niveau acceptable et sécuritaire pour la population.





ANNEXE B
AIRES DE CONCENTRATION ET D'EXPLOITATION DES
MOLLUSQUES ET CRUSTACÉS DANS LA BAIE DE GASPÉ

Secteur Baie de Gaspé - Exploitation




Légende (Sources annexées)

Zone de pêche

-  Omble de fontaine (printemps)⁽⁷⁾
-  Éperlan arc-en-ciel - pêche blanche⁽⁷⁾
-  Hareng atlantique⁽⁸⁾
-  Homard d'Amérique - casier^(7, 8)


Gisement exploité

-  Pétoncle géant⁽⁸⁾



Surface de référence géodésique: NAD 83
Projection: UTM, Zone 20

Réalisation: SIGHAP, 2001

 Pêches et Océans / Fisheries and Oceans
Canada / Canada

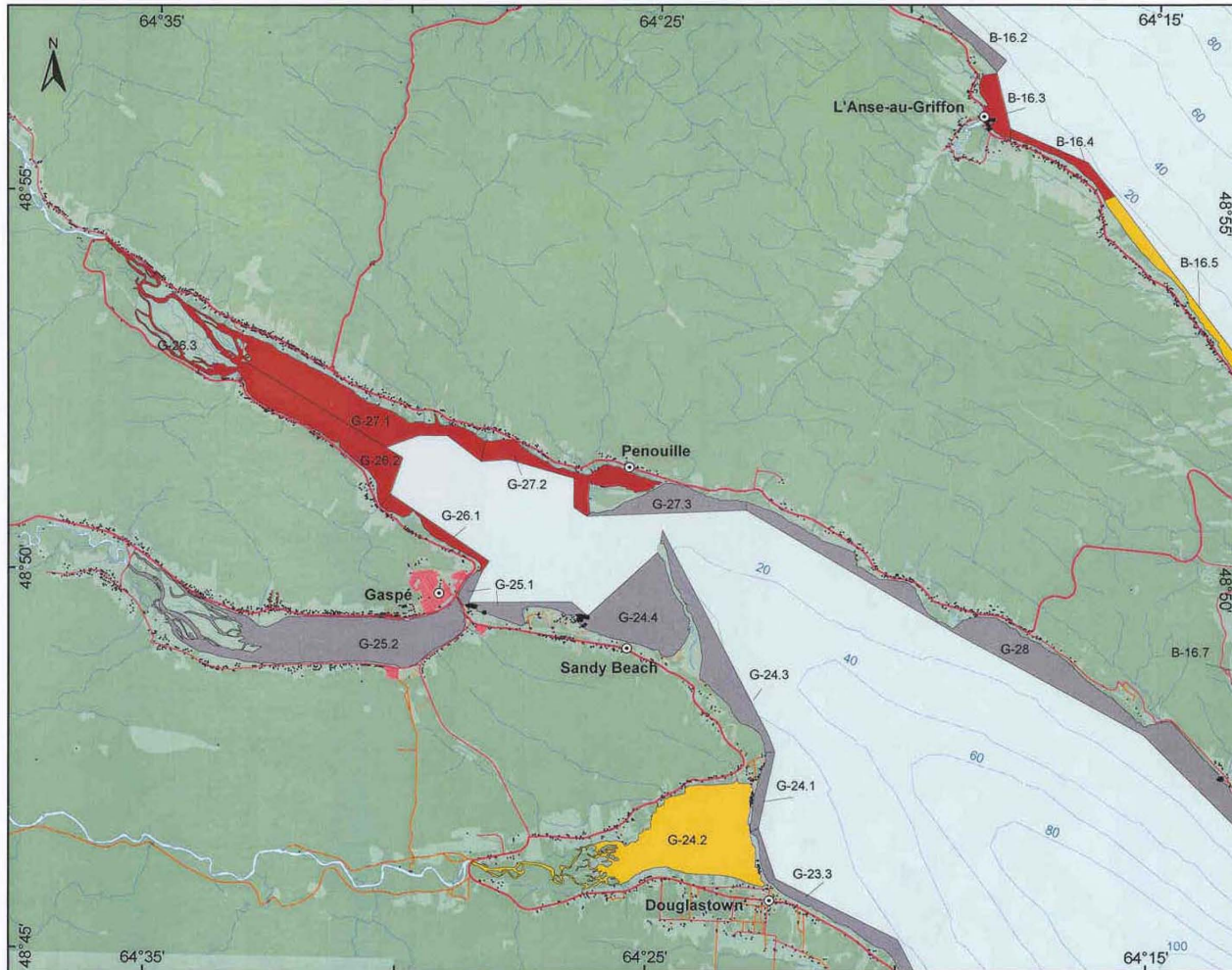




Noranda inc.
Transports Canada

Annexe B.1 :
Aires d'exploitation des mollusques et crustacés dans la baie de Gaspé

Secteur Baie de Gaspé - Secteur coquillier



Légende (Sources annexées)

Secteur coquillier ⁽⁶⁾

- Approuvé
- Conditionnel
- Fermé
- Fermé (non-évalué)

Bathymétrie (en mètre) ⁽²⁵⁾



Surface de référence géodésique: NAD 83
Projection: UTM, Zone 20

Réalisation: SIGHAP, 2001

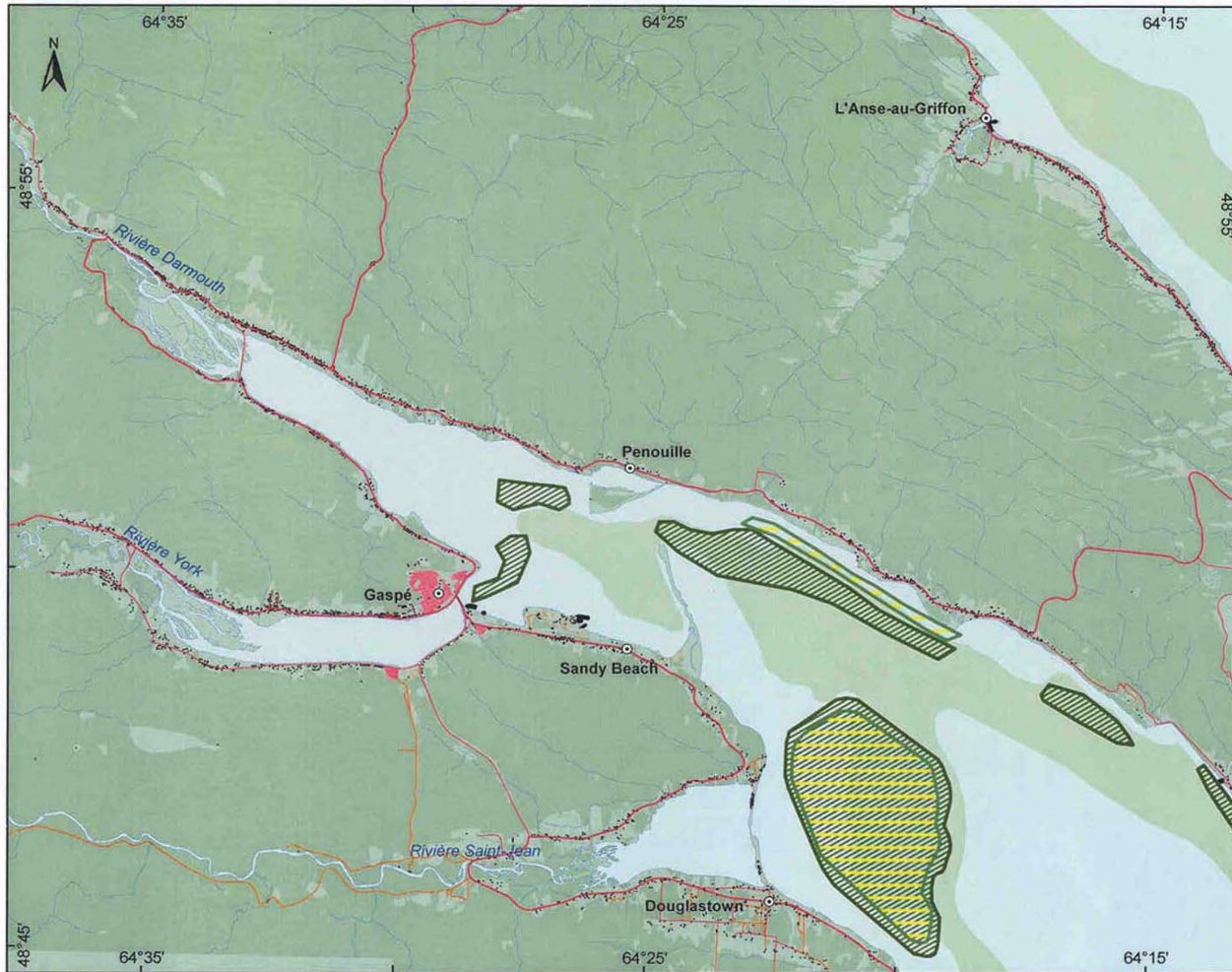
Pêches et Océans Canada / Fisheries and Oceans Canada



Noranda inc.
Transports Canada

Annexe B.2 :
Aires d'exploitation des mollusques et crustacés dans la baie de Gaspé

Secteur Baie de Gaspé - Invertébré



Légende (Sources annexées)


Présence de l'espèce


-  Pétoncle d'Islande - adultes⁽⁷⁾
-  Pétoncle d'Islande - juvéniles⁽⁷⁾
-  Pétoncle géant - adultes^(7, 8)
-  Pétoncle géant - juvéniles^(7, 8)
-  Pétoncle géant - adultes et juvéniles⁽⁹⁾



Surface de référence géodésique: NAD 83
Projection: UTM, Zone 20

Réalisation: SIGHAP, 2001

 Pêches et Océans Canada
Fisheries and Oceans Canada





Noranda inc.
Transports Canada

Annexe B.3 :
Aires de concentration des mollusques et crustacés dans la baie de Gaspé

ANNEXE C
LISTE DES ESPÈCES VERTÉBRÉES PRÉSENTANT UN POTENTIEL
DE PRÉSENCE DANS LE SECTEUR DE LA BAIE DE GASPÉ

Annexe C

Liste des espèces vertébrées désignées menacées ou vulnérables ou susceptibles d'être ainsi désignées ou d'intérêt pour le Centre de données sur le patrimoine naturel du Québec présentant un potentiel de présence dans le secteur de la baie de Gaspé ainsi que des rivières Darmouth et York

NOM SCIENTIFIQUE	NOM FRANÇAIS	COMMENTAIRES	CATÉGORIE
CLASSE DES POISSONS			
<i>Anguilla rostrata</i>	anguille d'Amérique		I
<i>Gadus morhua</i>	morue franche		I
<i>Gadus ogac</i>	Ogac		I
<i>Melanogrammus aeglefinus</i>	Aiglefin		I
<i>Merluccius bilinearis</i>	merlu argenté		I
<i>Pollachius virens</i>	Goberge		I
<i>Sebastes mentella</i>	sébaste atlantique		I
<i>Sebastes norvegicus</i>	sebaste orangé		I
<i>Pholis gunnellus</i>	sigouine de roche		I
<i>Glyptocephalus cynoglossus</i>	plie grise		I
<i>Hippoglossoides platessoides</i>	plie canadienne		I
<i>Hippoglossus hippoglossus</i>	flétan atlantique		I
<i>Pleuronectes americanus</i>	plie rouge		I
<i>Pleuronectes ferrugineus</i>	limande à queue jaune		I
<i>Mola mola</i>	Môle		I
CLASSE DES OISEAUX			
<i>Histrionicus histrionicus</i>	arlequin plongeur		S
<i>Grus canadensis</i>	grue du Canada		I
<i>Asio flammeus</i>	hibou des marais		I
<i>Catharus bicknelli</i>	grive de Bicknell		I
CLASSE DES MAMMIFÈRES			
<i>Microtus chrotorrhinus</i>	campagnol des rochers		S
<i>Lynx canadensis</i>	lynx du Canada		S
<i>Lynx rufus</i>	lynx roux		S

ANNEXE D
RÉSULTATS DES ANALYSES CHIMIQUES RÉALISÉES DANS LES
SÉDIMENTS ET L'EAU INTERSTITIELLE AU QUAI DE GASPÉ

Tableau D.1

**Résultats d'analyse des métaux dans les sédiments récoltés
au quai de Gaspé, automne 2001**

Stations	Métaux - Digestion <i>Aqua regia</i>					Métaux - Environnement Canada				
	Cadmium mg/kg	Cuivre mg/kg	Plomb mg/kg	Nickel mg/kg	Zinc mg/kg	Cadmium mg/kg	Cuivre mg/kg	Plomb mg/kg	Nickel mg/kg	Zinc mg/kg
LDR	0,2	5	10	5	5	0,2	5	10	5	5
A1C	1,4	3 200	230	56	370	1,2	3 800	190	63	390
A1	1,1	1 800	140	62	340	0,7	2 100	130	66	320
A2C	1,4	2 600	140	62	370	1	2 600	130	62	370
A2	0,7	1 800	76	53	210	0,6	2 400	110	59	260
A3	0,9	1 500	64	50	200	0,7	2 200	83	56	240
A5	0,6	710	32	51	96	<0,2	1 100	44	57	130
A7	0,2	660	31	53	89	<0,2	830	33	56	110
A8	0,3	100	22	57	77	<0,2	110	19	58	77
A8B	0,6	550	32	56	96	0,4	530	30	56	91
A9	0,2	340	21	55	73	<0,2	360	23	58	75
A10	<0,2	71	14	40	43	<0,2	150	19	55	66
A12	0,4	200	31	63	88	<0,2	210	32	65	89
A102C	1,3	2 400	120	60	320	1,5	2 700	130	66	340
B1	<0,2	59	<10	35	29	0,30	220	17	68	64
B2	0,6	210	25	59	78	0,30	230	28	65	91
B3	0,4	500	24	50	78	0,20	780	36	63	100
B2B	<0,2	190	21	57	76	0,40	200	27	66	87
R8	<0,2	16	<10	52	41	<0,2	22	<10	62	49
R9	<0,2	16	<10	47	38	0,6	24	11	56	53
R14	<0,2	11	<10	43	33	<0,2	17	<10	51	40
R109	<0,2	14	<10	44	37	<0,2	25	15	67	59

Tableau D.2

Résultats d'analyse des métaux dans les cinq fractions de la digestion séquentielle des sédiments récoltés au quai de Gaspé, automne 2001

Stations	Cuivre digestion séquentielle Valeurs mesurées par analyse						Cuivre digestion séquentielle Valeurs estimées (régression linéaire)					
	Fraction MgCl ₂ mg/kg	Fraction NaOAc mg/kg	Fraction NH ₂ OH-HCl mg/kg	Fraction HNO ₃ mg/kg	Fraction <i>Aqua regia</i> mg/kg	Somme rapportée ¹ mg/kg	Fraction MgCl ₂ mg/kg	Fraction NaOAc mg/kg	Fraction NH ₂ OH-HCl mg/kg	Fraction HNO ₃ mg/kg	Fraction <i>Aqua regia</i> mg/kg	Somme mg/kg
LDR	1	1	1	1	1	1						
A1C	<0,8	0,9	14	850	800	1 700	0,4	7,7	17,0	948	1 722	2 695
A1	<0,8	<0,8	17	750	1 200	1 900	0,4	6,5	13,7	619	1 013	1 652
A2C	<0,8	1,7	17	650	1 950	2 600	0,4	6,8	15,3	813	1 422	2 257
A2	1	16	25	500	1 250	1 650	0,5	20,0	22,5	619	1 013	1 675
A3	2,5	75	21	600	1 050	1 650	0,5	14,8	18,9	540	856	1 431
A5	<0,8	18	12	335	480	810	0,5	12,3	14,4	310	430	767
A7	<0,8	19	10	315	395	710	0,5	8,6	12,1	294	402	717
A8	<0,8	1,3	2,7	75	40	125	0,5	0,7	2,5	72	71	147
A8B	<0,8	14	9	300	295	600	0,5	3,6	7,9	257	339	608
A9	<0,8	8	8	235	145	380	0,5	4,0	7,3	180	218	409
A10	<0,8	<0,8	3,5	42	26,5	68	0,6	3,1	4,5	56	51	116
A12	<0,8	<0,8	<2,0	90	100	190	0,4	0,7	2,9	121	134	259
R8	<0,8	<0,8	<2,0	11	11	21	0,5	0,6	1,5	19	13	34
R9	<0,8	<0,8	<2,0	10	9	18	0,6	0,9	1,8	19	13	35
R14	<0,8	<0,8	<2,0	7	7	13	0,6	1,5	2,0	14	9	27

¹ La somme est effectuée à partir des données brutes et non des résultats présentés (Petro Oh, Laboratoire PSC Burlington, comm. pers.).

Tableau D.3

Résultats d'analyse des hydrocarbures aromatiques polycycliques dans les sédiments récoltés au quai de Gaspé, automne 2001

Stations	HAP totaux	HAP légers	HAP lourds	Naphtalène	2-Méthylnaphtalène	Acénaphthylène	Acénaphtène	Fluorène	Phénanthrène	Anthracène	Fluoranthène	Pyrène	Chrysène	Benzo(a)anthracène	Benzo (b+k+j)fluoranthène	Benzo (a)pyrène	Indeno (1,2,3-cd)pyrène	Dibenzo(ah)anthracène	Benzo (g,h,i)pérylène
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
LDR				0,003	0,003	0,002	0,002	0,001	0,001	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002	0,011	0,004	0,002	0,004	0,003
A1C	20,3	5,3	15,0	0,430	0,290	0,087	0,270	0,630	2,700	0,910	2,700	4,000	1,300	1,900	2,500	1,400	0,520	0,150	0,490
A1	21,6	4,8	16,8	0,220	0,160	0,078	0,240	0,440	2,800	0,870	3,600	3,300	1,700	2,100	2,900	1,600	0,710	0,210	0,680
A2C	25,2	6,3	18,9	0,300	0,260	0,087	0,340	0,630	3,600	1,100	4,300	3,500	1,900	2,200	3,200	1,800	0,860	0,310	0,780
A2	15,0	3,3	11,7	0,190	0,120	0,088	0,100	0,230	2,100	0,490	3,200	2,500	1,100	1,200	1,700	0,930	0,450	0,170	0,430
A3	9,0	1,7	7,3	0,091	0,070	0,066	0,070	0,130	0,970	0,300	1,700	1,400	0,750	0,810	1,200	0,690	0,360	0,100	0,330
A5	8,3	2,3	6,0	0,250	0,091	0,038	0,110	0,220	1,200	0,350	1,600	1,200	0,560	0,670	0,910	0,500	0,250	0,075	0,240
A7	2,8	0,5	2,3	0,043	0,047	0,025	0,015	0,034	0,230	0,086	0,490	0,410	0,280	0,290	0,400	0,220	0,110	0,033	0,110
A8	0,6	0,1	0,5	0,020	0,015	0,004	<0,007	0,012	0,070	0,014	0,086	0,068	0,048	0,045	0,089	0,047	0,033	0,012	0,035
A8B	2,1	0,4	1,7	0,034	0,026	0,015	0,021	0,037	0,240	0,064	0,360	0,280	0,160	0,170	0,290	0,170	0,095	0,031	0,095
A9	1,1	0,2	0,9	0,019	0,016	0,009	0,011	0,020	0,120	0,033	0,190	0,140	0,091	0,091	0,150	0,089	0,050	0,017	0,050
A10	1,1	0,3	0,8	0,010	0,007	0,012	<0,007	0,038	0,200	0,045	0,190	0,140	0,086	0,082	0,110	0,068	0,041	<0,016	0,042
A12	1,7	0,4	1,3	0,040	0,029	0,011	<0,017	0,033	0,180	0,050	0,380	0,180	0,110	0,120	0,240	0,110	0,071	0,024	0,075
A102C	28,6	7,4	21,2	0,250	0,180	<0,10	0,330	0,670	4,700	1,200	5,500	4,600	1,800	2,300	3,200	2,000	0,780	0,290	0,700
B1	0,2	0,1	0,1	0,008	0,007	<0,002	0,003	0,004	0,054	0,006	<0,022	0,019	0,027	0,015	0,025	0,014	0,008	<0,004	0,008
B2	1,2	0,2	1,0	0,027	0,020	0,012	0,013	0,020	0,110	0,034	0,300	0,140	0,095	0,088	0,180	0,081	0,050	0,014	0,051
B3	1,5	0,3	1,2	0,021	0,016	0,010	0,013	0,033	0,170	0,069	0,330	0,180	0,100	0,120	0,200	0,100	0,053	0,014	0,056
B2B	1,2	0,3	0,9	0,024	0,017	0,008	0,014	0,025	0,140	0,033	0,260	0,130	0,082	0,085	0,160	0,085	0,044	0,013	0,046
R8	0,2	0,05	0,1	0,010	0,005	<0,002	<0,002	0,003	0,022	0,003	<0,024	0,021	0,015	0,015	0,031	0,012	<0,009	<0,004	0,010
R9	0,1	0,03	0,1	0,006	0,003	<0,002	<0,002	0,002	0,012	<0,002	<0,012	0,009	0,008	0,007	0,023	0,006	<0,006	<0,004	0,006
R14	0,1	0,03	0,1	0,006	0,003	<0,002	<0,002	0,002	0,014	<0,002	<0,011	0,008	0,007	0,003	0,018	0,006	<0,004	<0,004	<0,005
R109	0,1	0,03	0,1	0,007	0,003	<0,002	<0,002	0,002	0,015	<0,002	<0,014	0,010	0,008	0,008	0,021	0,006	<0,006	<0,004	<0,006

Tableau D.4**Résultats des teneurs de contaminants dans l'eau interstitielle au quai de Gaspé,
automne 2001**

Stations	Eau interstitielle					
	Carbone organique dissous mg/L	Cadmium ug/L	Cuivre ug/L	Plomb ug/L	Nickel ug/L	Zinc ug/L
LDR	0,2	0,1	0,1	0,1	0,5	1
A1C	<16 ^(a)	0,1	9	0,6	0,9	7
A1	<16 ^(a)	0,1	5,8	1,1	1,2	4
A2C	26	<0,1	5,1	1	0,7	2
A2	<16 ^(a)	<0,1	16	0,8	1	8
A3	<16 ^(a)	0,1	8,5	0,7	0,7	4
A5	<16 ^(a)	0,1	33	2	1,3	6
A7	<16 ^(a)	<0,1	16	0,7	1	3
A8	<16 ^(a)	<0,1	6,7	0,3	0,8	2
A8B	<16 ^(a)	<0,1	2,6	0,2	0,7	1
A9	<16 ^(a)	<0,1	3,2	0,2	0,8	1
A10	<16 ^(a)	0,1	1,6	0,2	1,1	1
A12	<16 ^(a)	<0,1	2,3	0,4	0,7	2
R8	<16 ^(a)	<0,1	0,3	0,1	1,6	1
R9	<16 ^(a)	<0,1	0,4	0,1	1,7	1
R14	<16 ^(a)	<0,1	0,3	0,2	0,9	1
Résultats d'analyse après l'achèvement des tests de toxicité						
A1C	n.a.	<0,5	63	8,8	<2,0	16
A2	n.a.	<0,5	39	2,2	<2,0	8
A8B	n.a.	<0,5	3,6	0,5	<2,0	<5,0
A10	n.a.	<0,5	2,3	0,5	<2,0	<5,0
R8	n.a.	<0,5	2,5	1	3,1	<5,0

^(a) : Interférence de matrice.

ANNEXE E
DESCRIPTION GÉNÉRALE DES MÉTHODES
D'ANALYSES STATISTIQUES

Annexe E

DESCRIPTION GÉNÉRALE DES MÉTHODES D'ANALYSES STATISTIQUES

E.1 Transformation des données

Un test de Kolmogorov-Smirnov et de Levine a été réalisé afin de vérifier la normalité et l'homogénéité des variances des données. Lorsque les données présentaient une distribution non normale ainsi qu'une hétérogénéité des variances, les analyses statistiques ont été réalisées à l'aide de tests non paramétriques. Dans le cas des tests paramétriques, les données ont été transformées en rang afin de respecter les conditions d'application.

E.2 Tests de comparaison d'échantillons

Sans nécessairement entrer dans des notions de théories statistiques de la décision, le chercheur ou le gestionnaire est souvent confronté à la comparaison de deux ou plusieurs ensembles de données qu'il doit comparer afin de déterminer lequel se distingue des autres. En général, on fait appel à l'analyse de variance pour comparer deux ou plusieurs moyennes associées à autant d'échantillons statistiques. Lorsqu'il s'agit que de deux échantillons, l'analyse de variance correspond en fait à un test *t* de Student. S'il y a plus de deux échantillons, il faut alors recourir à un test de comparaisons multiples (ex. : Student-Newman-Keuls ou Tukey) afin de déterminer lesquels des sous groupes d'échantillons diffèrent les uns des autres.

Le test de Kruskal-Wallis est l'analogue non paramétrique de l'analyse de variance traditionnelle à un critère de classification destiné à l'analyse de données quantitatives normales sur plusieurs échantillons (Scherrer, 1984). Lorsqu'il n'y a que deux échantillons à comparer, ce test peut être substitué par celui de Mann-Whitney pour échantillons indépendants.

E.3 Corrélations non paramétriques (tau de Kendall)

Le coefficient de corrélation de Kendall permet essentiellement de mesurer l'intensité d'une relation monotone entre différentes paires de variables et de tester la signification de cette relation. Par exemple, une augmentation proportionnelle de la concentration d'un contaminant dans un organisme se traduira par l'obtention d'une corrélation positive entre ces deux variables. Le niveau de signification (probabilité) permettant de juger de la précision de la relation dépendra de la taille de l'échantillon (*n*) et de la force de la relation entre les deux variables retenues.

Le *tau* de Kendall est dit non paramétrique car il ne repose pas sur le calcul de paramètres de la population comme la moyenne et l'écart type et ne nécessite pas la binormalité de la population. Par conséquent, le manque de normalité et de linéarité n'affecte pas les coefficients de corrélation obtenus. Le coefficient de corrélation de Kendall varie de -1 , si les deux variables sont inversement corrélées, à $+1$, si la relation entre ces variables est

identique (Legendre et Legendre, 1984). Ajoutons que plus le coefficient calculé tend vers zéro, plus les variations de la première variable sont indépendantes des fluctuations de la seconde et vice versa. Le seuil d'acceptation d'une relation significative positive ou négative entre deux variables (c'est-à-dire le rejet de l'hypothèse principale H_0) est généralement fixé à 0,05. Précisons toutefois qu'il existe un effet statistique entre l'augmentation de l'effectif et la détection d'une relation significative. Ainsi, un échantillon comportant un nombre élevé de prélèvements ($n > 100$) permet de déclarer une relation significative ($p < 0,05$) malgré un coefficient de corrélation très petit (s'approchant de 0) et inversement.

E.4 Régression linéaire

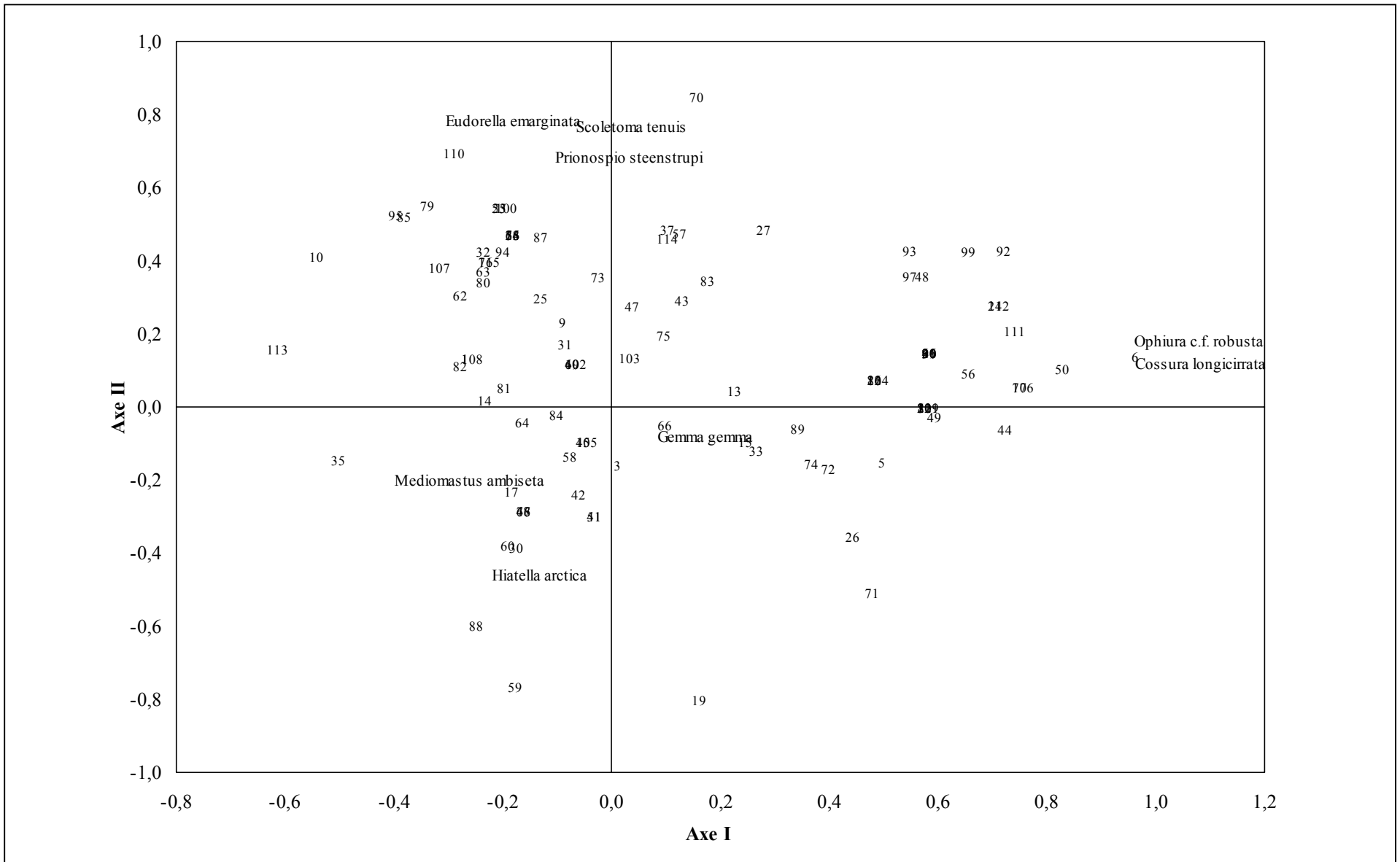
La régression linéaire (simple ou multiple) permet de résumer la relation existante entre une variable dépendante y (ex. : concentration dans l'eau interstitielle) et une ou plusieurs variables indépendantes ou explicatives x (ex. : concentration de cuivre dans les sédiments). Cette relation peut être linéaire ou polynomiale (ex. : 2^e degré). Dans la présente étude, nous avons assumé que la relation est linéaire, c'est-à-dire que l'équation décrivant le lien entre les variables x et y ($y = mx + b$, où m est la pente de la droite et b est l'ordonnée à l'origine) correspond à une ligne droite traversant au mieux le nuage de points. Le coefficient de détermination ou r^2 qui correspond à la proportion de la variance expliquée par le modèle permet de juger de la force de la relation. Plus la valeur se rapproche de l'unité (relation parfaite), plus le modèle est jugé satisfaisant.

E.5 Analyse en composantes principales

D'une manière générale, l'analyse en composantes principales est une méthode statistique dite multivariée permettant de résumer à quelques dimensions importantes (axes principaux) un phénomène multidimensionnel (avec plus de deux variables), de façon à rendre compte de la variabilité de la matrice de corrélation. Il s'agit en fait de représenter, dans un plan à deux dimensions, la variabilité exprimée par l'ensemble des variables physico-chimiques mesurées dans les sédiments et l'eau interstitielle. Le graphique produit permet d'identifier les relations entre toutes les variables simultanément et de mettre en lumière les groupes de variables se distribuant de façon similaire au niveau spatial. Cette analyse permet également d'illustrer la position relative des différents points de prélèvements ou stations d'échantillonnage dans cet espace réduit. Il est alors possible de juger de la contribution individuelle de chaque station à la variation globale de la matrice de corrélation.

ANNEXE F
DONNÉES RELATIVES À L'ABONDANCE DES ORGANISMES
BENTHIQUES RÉCOLTÉS AUX DIFFÉRENTES STATIONS
D'ÉCHANTILLONNAGE

ANNEXE G
ANALYSE EN COMPOSANTES PRINCIPALES



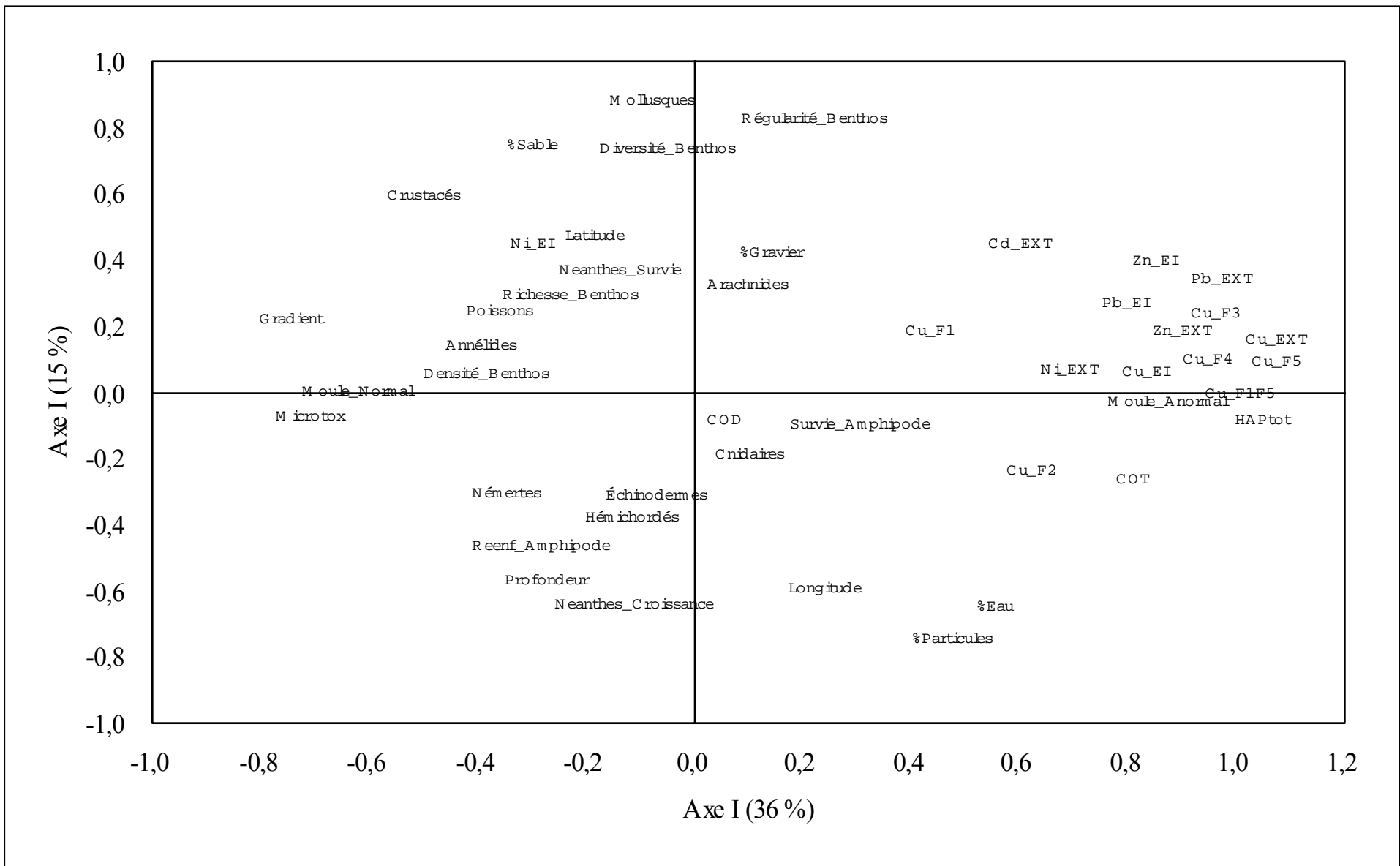
Noranda inc.
Transports Canada

Annexe G1 :
Analyse en composantes principales, abondance des organismes benthiques
(projection des variables), havre de Gaspé, automne 2001

Tableau G.1

**Analyse en composantes principales, abondance des organismes benthiques
(projection des variables), havre de Gaspé, automne 2001
Liste des variables**

Numéro	Nom de la variable	Numéro	Nom de la variable	Numéro	Nom de la variable
1	Acarina	40	Ischyrocercus sp.	79	Pholoë tecta
2	Aceroides latipes	41	Jaera albifrons	80	Photis c.f. pollex
3	Aeginina longicornis	42	Lacuna spallidula	81	Photis pollex
4	Anonyx sp.	43	LAT	82	Photis sp.
5	Arcteobia anticostiensis	44	Leitoscoloplos acutus	83	Phoxocephalus holbolli
6	Aricidea suecica	45	Leitoscoloplos sp.	84	Phyllodocidae
7	Astarte undata	46	Lepidonotus squamatus	85	Phyllodoce mucosa
8	Asterias vulgaris	47	Leptostylis ampullacea / villosa	86	Polychaeta spA
9	Bathymedon obtusifrons	48	Leucon nasica	87	Polychaeta (morceaux)
10	Bivalvia	49	LONG	88	Polydora cornuta
11	Byblis gaimardi	50	Lumbrineris fragilis	89	Pontoporeia femorata
12	Capitella capitata	51	Macoma balthica	90	Praxillella gracilis
13	Capitellidae	52	Maldane sarsi	91	Prionospio steenstrupi
14	Cerastoderma pinnulatum	53	Mediomastus ambiseta	92	PROF
15	Chaetozone setosa	54	Melinna cristata	93	Retusa obtusa?
16	Chone Euchone	55	Monoculodes sp	94	Sabellidae
17	Corophium bonelli	56	Monoculodes edwarsi	95	Sable
18	Cossura longicirrata	57	Mya arenaria	96	Scalibregma inflatum
19	COT	58	Mysidacea	97	Scalibregmidae
20	Cumacea	59	Mytilus edulis	98	Scoletoma tenuis
21	Diastylis sp.	60	Nassarius trivittatus	99	Scoletoma tetraura
22	Diplocirrus hirsutus	61	Nephtys ciliata	100	Scoletoma sp
23	Edotia triloba	62	Nephtys neotena	101	Spionidae
24	Enteropneusta	63	Nephtys picta	102	Spiophanes bombyx
25	Eteone flava	64	Nereis diversicolor	103	Strongylocentrotus droebachiensis
26	Eteone longa	65	Nicolea venustula/zostericola	104	Talitridae
27	Etusa	66	Ninoe nigripes	105	Terebellides stroemi
28	Euchone rubrocincta	67	Nudibranchiata	106	Terebellidae
29	Eudorella emarginata	68	Ophiura c.f. robusta	107	Annelida
30	Eumida sanguinea	69	Orchomenella minuta	108	Arachnida
31	Gammaridea	70	Ostracoda	109	Cnidaria
32	Gastropoda	71	Part_fi	110	Crustacea
33	Gattyana c.f.cirrosa	72	Pectinaria granulata	111	Echinodermata
34	Gemma gemma	73	Pherusa plumosa	112	Hemicordata
35	Glycera dibranchiata	74	Pholoë longa	113	Mollusca
36	Guerneia nordenskioldi	75	Pholoë minuta/longa	114	Nemertea
37	Hartmania moorei	76	Pholoë minuta	115	Pisces
38	Hiatella arctica	77	Pholoë sp		
39	Holothuroidea	78	Pholoë c.f. tecta		



Noranda inc.
Transports Canada

Annexe G2 :
Représentation graphique de la position des variables dans le plan des deux premières composantes principales définies à partir des données de physico-chimie des sédiments et de l'eau interstitielle, de l'inventaire benthique et des tests de toxicité

Tableau G.2

Représentation graphique de la position des variables dans le plan des deux premières composantes principales définies à partir des données de physico-chimie des sédiments et de l'eau interstitielle, de l'inventaire benthique et des tests de toxicité

Liste des variables

Variable	Description	Variable	Description
Annélides	Annélides	Moule_Normal	Développement larvaire normal des moules bleues
Arachnides	Arachnides	Neanthes_Croissance	Croissance des polychètes (<i>Neanthes</i>)
Cd_EXT	Cadmium extractible	Neanthes_Survie	Survie des polychètes (<i>Neanthes</i>)
Cnidaires	Cnidaires	Némertes	Némertes
COD	Carbone organique dissous	Ni_EI	Nickel dans l'eau interstitielle
COT	Carbone organique total	Ni_EXT	Nickel extractible
Crustacés	Crustacés	Pb_EI	Plomb dans l'eau interstitielle
Cu_EI	Cuivre dans l'eau interstitielle	Pb_EXT	Plomb extractible
Cu_EXT	Cuivre extractible	Poissons	Poissons
Cu_F1	Cuivre extractible - fraction 1 (Tessier)	Profondeur	Profondeur
Cu_F2	Cuivre extractible - fraction 2 (Tessier)	Reenf_Amphipode	Ré-enfouissement des amphipodes
Cu_F3	Cuivre extractible - fraction 3 (Tessier)	Régularité_Benthos	Indice de régularité des organismes benthiques
Cu_F4	Cuivre extractible - fraction 4 (Tessier)	Richesse_Benthos	Nombre de taxons pour les organismes benthiques
Cu_F5	Cuivre extractible - fraction 5 (Tessier)	Survie_Amphipode	Survie des amphipodes
Cu_F1F5	Cuivre extractible - fractions 1 à 5 (Tessier)	Zn_EI	Zinc dans l'eau interstitielle
Densité_Benthos	Densité des organismes benthiques	Zn_EXT	Zinc extractible
Diversité_Benthos	Indice de diversité des organismes benthiques	%Eau	Pourcentage d'humidité
Échinodermes	Échinodermes	%Gravier	Pourcentage de gravier
Gradient	Gradient	%Particules	Pourcentage de particules
HAPtot	Hydrocarbures aromatiques polycycliques totaux	%Sable	Pourcentage de sable
Hémichordés	Hémichordés		
Latitude	Latitude		
Longitude	Longitude		
Microtox	Test Microtox		
Mollusques	Mollusques		
Moule_Anormal	Développement larvaire anormal des moules bleues		

ANNEXE H
MESURES DE BIOACCUMULATION CHEZ LES HOMARDS
ET LES MOULES BLEUES
