

TABLE DES MATIERES

REMERCIEMENTS	ii
RESUME	iii
TABLE DES MATIERES	iv
LISTE DES TABLEAUX	vii
LISTE DES FIGURES	x
1.0 INTRODUCTION	1
1.1 Le cadmium à l'échelle globale.....	1
1.2 Le cadmium et les organismes marins.....	2
1.3 La problématique.....	4
1.4 Caractéristiques du site d'étude.....	5
1.5 Les objectifs.....	11
2.0 MATERIEL ET METHODES	12
2.1 La collecte des échantillons.....	12
2.2 La préparation des échantillons.....	14
2.2.1 Filtration des échantillons d'eau.....	14
2.2.2 Les pétoncles.....	15
2.3 Analyses de la chlorophylle <i>a</i>	16
2.4 Analyses chimiques.....	16

2.4.1 Digestion des échantillons.....	16
2.4.2 Préconcentration du Cd dans l'eau de mer.....	17
2.4.3 Les analyses chimiques de l'eau et des tissus.....	17
2.4.4 Le contrôle qualité de nos analyses.....	18
2.5 Analyses statistiques.....	18
3.0 RESULTATS.....	20
3.1 Concentration de Cd chez les pétoncles.....	20
3.1.1 Concentration de Cd chez les pétoncles sauvages.....	20
3.1.2 Concentration de Cd chez les pétoncles d'élevage géants (PEC NORD).....	24
3.1.3 Comparaison de la concentration en Cd entre les pétoncles géants sauvages et d'élevage.....	34
3.2 Concentration de Cd dans l'environnement.....	36
3.2.1 Concentration du Cd dans l'eau des rivières.....	36
3.2.2 Concentration du Cd dans l'eau de mer.....	43
3.2.3 Concentration du Cd dans le zooplancton.....	48
3.2.4 Concentration du Cd dans le sédiment de surface.....	50
3.2.5 Caractérisation de la Baie Jacques Cartier.....	52
3.3 Facteurs de bioconcentration et de biomagnification.....	54
3.3.1 Facteurs de bioconcentration et de biomagnification des pétoncles.....	54
3.3.2 Facteurs de bioconcentration et de biomagnification du zooplancton.....	56

4.0 DISCUSSION	58
4.1 Le Cd sur la Côte Nord, une réelle problématique.....	58
4.1.1 Teneurs de Cd élevées dans les pétoncles.....	58
4.1.2 Influence spatio-temporelle.....	59
4.1.3 Différences inter-espèces dans l'accumulation et la distribution du Cd.....	61
4.1.4 Un phénomène mondial.....	66
4.2 Les sources probables du Cd sur la Côte Nord.....	67
4.2.1 Un environnement non pollué.....	67
4.2.2 L'apport des rivières.....	69
4.2.3 La remontée d'eau profonde.....	70
4.3 L'accumulation du Cd par les pétoncles	72
4.3.1 Le pétoncle comme « bioconcentrateur ».....	72
4.3.2 Le pétoncle comme bioindicateur.....	73
4.3.3 Le pétoncle comme vecteur d'exposition.....	74
5.0 CONCLUSION ET PERSPECTIVES	76
BIBLIOGRAPHIE	80

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Positions des échantillonnages effectués dans les rivières et les stations.....	9
Tableau 2 : Contrôle de qualité de nos analyses	19
Tableau 3 : Concentration de Cd ($\mu\text{g/g}$ poids humide) chez les pétoncles géants d'élevage (ferme PEC NORD, aux sites Black Duck Pond (BDP) et Isaac Cove Shoal (ICS)) prélevés du 29 juin au 25 août 2004, en suspension, au fond et selon le sexe.....	25
Tableau 4 : Concentration de Cd ($\mu\text{g/g}$ poids humide) selon le tissu considéré chez les pétoncles géants d'élevage (ferme PEC NORD) prélevés du 29 juin au 25 août 2004, en suspension et au fond (n=8)	28
Tableau 5 : Comparaison de la concentration en Cd chez les pétoncles géants sauvages et d'élevage entre le printemps et l'été 2004.	35
Tableau 6 : Valeurs des différentes variables environnementales (a) et des concentrations de Cd total, de PCd (n=3) et de DCd (n=2) pour les sept rivières échantillonnées en juillet/août 04 (b).....	37

Tableau 7 : Valeurs des différentes variables environnementales étudiées à la station Natashquan, en amont et en aval, en juillet/août 04.....	42
Tableau 8 : Valeurs moyennes des différentes variables environnementales pour les missions de mai et juillet/août 2004 en fonction des stations.....	44
Tableau 9 : Concentrations de Cd total, de PCd (n=8 ou 16) et de DCd (n=4, 8 ou 16) et de la valeur du coefficient de partage (Kd), pour les stations échantillonnées en mai et en juillet/août 04.....	47
Tableau 10 : Valeurs des différentes variables environnementales étudiées à la Baie Jacques Cartier, en suspension et sur le fond, en juillet/août 04 (n=1 pour chaque).....	53
Tableau 11 : Valeurs des facteurs de bioconcentration (BCF) et de biomagnification (BMF) pour les pétoncles sauvages et d'élevage.....	55
Tableau 12 : Valeurs des facteurs de bioconcentration (BCF) et de biomagnification (BMF) pour le zooplancton.....	57

- Tableau 13 : Tableau comparatif du nombre de pétoncles consommables au maximum en fonction du poids corporel, par jour et par semaine et en fonction de l'espèce considérée de la Côte Nord (CN) et des Îles de la Madeleine, d'après la dose tolérable de l'OMS (JECFA, 2003).64
- Tableau 14 : Tableau comparatif de la concentration moyenne ($\mu\text{g/g}$ poids humide) et de la répartition moyenne du Cd (%) dans les tissus des pétoncles de la Côte Nord (CN) et des Îles de la Madeleine (IDM).65
- Tableau 15 : Calcul des apports de Cd total, de PCd et de DCd en (kg/an) pour quatre des rivières échantillonnées en juillet/août 2004, en fonction de leur débit moyen.71

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : (a) Le pétoncle géant (<i>Placopecten magellanicus</i>) et (b) Le pétoncle d'Islande (<i>Chlamys islandica</i>).....	7
Figure 2 : Stations d'échantillonnage de Sept îles à Lourdes de Blanc Sablon.....	8
Figure 3 : Matériaux superficiels sur le bassin de drainage de la Côte Nord. <i>Source : Ressources naturelles Canada (2003)</i>	10
Figure 4: Concentration moyenne de Cd ($\mu\text{g/g}$ poids humide ; $n=20$) chez les pétoncles sauvages d'Islande pour les missions de mai et juillet 2004 en fonction des stations d'échantillonnage de Sept îles à Lourdes.....	21
Figure 5 : Concentration de Cd ($\mu\text{g/g}$ poids humide) selon le sexe des pétoncles sauvages d'Islande, pour les missions de mai et juillet 2004 et en fonction des stations d'échantillonnages de Sept îles à Lourdes. * station qui diffère significativement par rapport aux autres.....	23

- Figure 6 : Concentration de Cd ($\mu\text{g/g}$ poids humide) selon le tissu considéré chez les pétoncles géants d'élevage (ferme PEC NORD, aux sites Black Duck Pond et Isaac Cove Shoal), prélevés du 29 juin au 25 août 2004, en suspension et au fond (n=2 pour chaque point).....27
- Figure 7 : Pourcentage de Cd dans chaque tissu par rapport au contenu de Cd total chez les pétoncles géants d'élevage en suspension (a) et ensemencés au fond (b).....29
- Figure 8 : Concentration de Cd dans la gonade chez les pétoncles géants d'élevage (en $\mu\text{g/g}$ de poids humide) en fonction du poids mou de cet organe (en g).....30
- Figure 9 : Concentration de Cd en fonction de diverses tailles chez trente pétoncles géants d'élevage (Ferme PEC NORD) additionnels (de 18 mm à 128 mm) collectés le 9 août 2004 à Cross Cove sur le fond.32
- Figure 10 : Relation de la taille en mm en fonction du poids mou en g des 30 pétoncles géants d'élevage.....33
- Figure 11 : Le coefficient de partage (K_d) correspondant à la quantité de PCd (ng/l) par rapport à la quantité de DCd (ng/l) est représenté en moyenne pour chaque rivière échantillonnée (n=3).39

Figure 12 : Le coefficient de partage (K_d , sans unité) est représenté en fonction de la salinité (psu) et ce pour chacune des sept rivières échantillonnées et de ces répliqués, de Moisie à St Augustin.	41
Figure 13 : Concentration en MPS en mg/l (a) et en chlorophylle <i>a</i> en $\mu\text{g/l}$ (b) pour les missions de mai et juillet/août 2004 en fonction des stations d'échantillonnage de Sept îles à St Paul.	45
Figure 14 : Concentration de Cd ($\mu\text{g/g}$ poids sec) chez le zooplancton pour les missions de mai et juillet/août 2004 en fonction des stations d'échantillonnage de Sept îles à St Paul.	49
Figure 15 : Concentration de Cd (ng/g poids sec) dans le sédiment pour les missions de mai et juillet/août 2004 en fonction des stations d'échantillonnage de Sept îles à St Paul	51

1.0 INTRODUCTION :

1.1 Le cadmium à l'échelle globale :

Le cadmium (Cd) est un élément non essentiel pour les organismes vivants et peut être considéré comme l'un des métaux lourds les plus toxiques. Ce xénobiotique peut être bioaccumulé par les organismes vivants bien qu'il soit présent dans l'environnement marin à de faibles concentrations.

On retrouve cet élément tout d'abord naturellement dans l'environnement, *via* : (1) les feux de forêts et les émissions volcaniques ; (2) l'altération et l'érosion du sol, du till et du sous-sol rocheux dont les roches phosphatées dans lesquelles le Cd forme une impureté (Nriagu, 1980a). Parmi les sources naturelles de cadmium dans l'environnement canadien, l'altération et l'érosion des roches cadmifères sont peut-être les plus importantes (Environnement Canada, 2006) ; (3) un enrichissement en Cd dû à l'upwelling des eaux profondes (Roméo *et al.*, 1999 ; Shih-Chieh *et al.*, 2003).

A l'échelle mondiale, on l'utilise dans cinq grands domaines : les piles Ni-Cd (~50 % de la production mondiale), les enduits (20 %), les pigments (18 %), les stabilisants dans les plastiques et les produits synthétiques (6 %) et les alliages (6 %) ainsi que de plus petites quantités dans les accumulateurs, l'industrie nucléaire et dans l'électronique (Cossa et Lassus, 1989).

Certaines sources anthropiques contribuent aussi à la présence du Cd dans l'environnement, *via* : (1) l'extraction du zinc de son minerai lequel contient entre 0,1 à 0,3 % de Cd (MacLatchy, 1992) ; (2) l'application de certains fertilisants de phosphate inorganique utilisés dans le passé en agriculture (McLaughlin & Singh, 1999) ; (3) la combustion du charbon et du pétrole. La majeure partie du Cd rejeté dans l'atmosphère se dépose en 4 semaines ou moins, dans un rayon de 1 000 km de sa source (Bewers *et al.*, 1987).

1.2 Le cadmium et les organismes marins :

Le cadmium ne se dégrade pas dans l'environnement, mais des processus physiques et chimiques peuvent modifier sa mobilité, sa biodisponibilité et son temps de séjour dans différents milieux (Environnement Canada, 2006).

Ce métal peut se retrouver dans le milieu aquatique et affecter aussi les organismes y vivant. Le lessivage par l'eau de pluie d'aires manufacturières de zinc est la source d'une pollution chronique au Cd dans le système fluvial de la Garonne qui a été décelé par des concentrations anormalement élevées de Cd chez les huîtres (au-dessus de 100 µg/g de poids sec ; Latouche, 1992). Une seule aire dans le Golfe du St Laurent a été hautement contaminée par le Cd, le Port de Belledune dans la Baie des Chaleurs par des rejets d'usine de fonte de plomb, estimé à 25 t annuellement (Cossa, 1990) engendrant la fermeture de la pêche commerciale aux homards (Uthe *et al.*, 1986).

Le Cd est capable de se bioconcentrer dans les organismes marins à différents niveaux trophiques, du protozoaire (Fernandez-Leborans et Herrero, 1999), au phytoplancton et zooplancton (Cossa, 1976 ; Hardstedt-Romeo et Laumond, 1980) jusqu'aux oiseaux et mammifères marins (Elinder, 1992 ; Caurant *et al.*, 1999). Par contre, il existe peu ou pas de biomagnification le long des réseaux trophiques tant aquatiques que terrestres (Fowler, 1982). Le Cd peut s'accumuler à de hautes concentrations chez des organismes tels les poissons (Roméo *et al.*, 1999), les crustacés (Uthe *et al.*, 1986 ; McPherson et Brown, 2001) et les mollusques (AbdAllah et Moustafa, 2002 ; Koyama *et al.*, 2000 ; Kruzynski, 2004; Adami *et al.*, 2002). D'ailleurs, Cardellicchio *et al.* (1998) ont reporté que les moules accumulent ce métal par filtration d'eau de mer, avec des facteurs de bioconcentration élevés de 10^3 à 10^6 . Vattuone *et al.* (1976) et Gould & Fowler (1991) ont observé que le pétoncle bioconcentre plus que la moule bleue. Plusieurs auteurs observent les teneurs élevées de Cd chez les pétoncles (Stone *et al.*, 1986 ; Skul'sky *et al.*, 1989 ; Kruzynski, 2004). Ces organismes sont principalement des consommateurs à la base de la chaîne alimentaire et peuvent accumuler le Cd *via* la biofiltration, prise directe par l'eau ainsi que par leur régime alimentaire (prise indirecte ; Black *et al.*, 1993).

Les Pectinidae peuvent donc être un vecteur d'exposition pour l'homme consommateur de fruit de mer. Une valeur PTWI (« Provisional Tolerable Weekly Intake ») ou dose hebdomadaire recommandée, égale à 1 µg de Cd/kg de poids corporel/jour (JECFA, 2003) est conseillée. Les Européens et les Asiatiques sont des consommateurs de coquillages frais, friands essentiellement du muscle adducteur et de la gonade (corail) des

pétoncles ou « coquille St Jacques » (et potentiellement le rein qui s'y trouve lié, Stone *et al.*, 1986).

La plupart des pays ont adopté des réglementations visant à encadrer cette consommation. Hong Kong, l'Australie et la Nouvelle Zélande ont standardisé une concentration maximum permise à 2 µg de Cd/g de chair humide alors que la Communauté Européenne a renforcé son contrôle et fixé une concentration maximale de Cd à 1 µg/g de chair humide pour les mollusques bivalves (Règlement (CE) n° 466/2001). Conséquemment, Kruzynski (2004) reporte un rejet de stock d'huîtres de Colombie Britannique par le département de l'hygiène environnemental de Hong Kong, excédant la limite d'importation.

1.3 La problématique :

Récemment des stocks de pétoncles en provenance de la Côte Nord du Québec ont connu la même problématique en Espagne dû à ce renforcement du contrôle de la qualité des denrées alimentaires en Europe. La teneur en cadmium pour le pétoncle pris en entier excédait la limite d'importation pour les mollusques bivalves, fixée à 1 µg Cd/g de chair humide. Actuellement, il n'existe au Canada aucune ligne directrice fixant des limites acceptables de Cd dans les fruits de mer destinés à la consommation humaine.

Suite à cet évènement, un suivi du contenu en Cd des pétoncles dans le Golfe du Saint-Laurent a été menée en 2002 et 2003 par l'Institut Maurice Lamontagne (Rouleau *et al.*, données non publiées). Cette campagne a permis de constater des concentrations

anormalement élevées de Cd dépassant la plupart du temps la valeur limite de 1 µg/g, chez les deux espèces de pétoncle de la Côte Nord, soit le pétoncle géant et le pétoncle d'Islande (Figure 1). La glande digestive est l'organe où le Cd est le plus concentré (jusqu'à 600 µg Cd/g) et dont la fraction du Cd total présent dans la totalité de l'organisme varie entre 80 et 90 % chez le pétoncle géant, et est d'environ 43 % chez le pétoncle d'Islande. Par contre, les concentrations de Cd dans le muscle sont plus faibles (inférieur à 2 µg/g). Le problème du cadmium se pose donc plus particulièrement dans le cas des pétoncles vendus entiers. Les données préliminaires indiquent qu'un gradient croissant des concentrations d'ouest en est se dessine chez les pétoncles à mesure que l'on s'éloigne de toute source industrielle. De plus, ces teneurs de Cd augmentent avec la taille du pétoncle. Ce constat pourrait avoir un impact sur l'économie et le commerce des pêcheurs au Québec et menacer le marché de l'exportation.

1.4 Caractéristiques du site d'étude :

Les stations échantillonnées se répartissent sur une étendue d'environ 1285 km et s'échelonnent de la Moyenne à la Basse Côte Nord du Québec, Canada (Figure 2 ; Tableau 1) : Sept-îles ; Havre St Pierre ; Natashquan ; Kégashka ; Gros Mécatina ; St Augustin ; Baie Jacques Cartier (ferme d'élevage PEC NORD) ; St Paul et Lourdes de Blanc Sablon.

Deux espèces de pétoncles indigènes vivent dans le golfe du Saint-Laurent, le pétoncle géant (*Placopecten magellanicus*) et le pétoncle d'Islande (*Chlamys islandica* ; Figure 1). Ces deux espèces sont sédentaires et vivent en gisements sur des fonds

principalement de gravier, de coquillage ou de roche. Le pétoncle d'Islande est présent sur l'étendue de la Côte Nord tandis que le pétoncle géant y vit de manière plus éparse.

La présence du Cd le long de la Côte Nord du golfe du Saint-Laurent semble être d'origine naturelle puisque aucune source de pollution d'origine anthropique n'est mise en évidence. Les caractéristiques géochimiques locales du bassin de drainage de la Côte Nord (majoritairement recouvert de till, Ressources naturelles Canada, 2003 ; Figure 3) ainsi que les caractéristiques des eaux y circulant contribueraient à augmenter la mobilité et la biodisponibilité du Cd dans le milieu naturel (Environnement et santé Canada, 1994). Des événements de remontées d'eaux profondes froides le long de la Côte Nord et les entrées d'eaux du Labrador peuvent aussi être des sources ponctuelles de Cd (Saucier *et al.*, 2003 ; Shih-Chieh *et al.*, 2003 ; Roméo *et al.*, 1999).

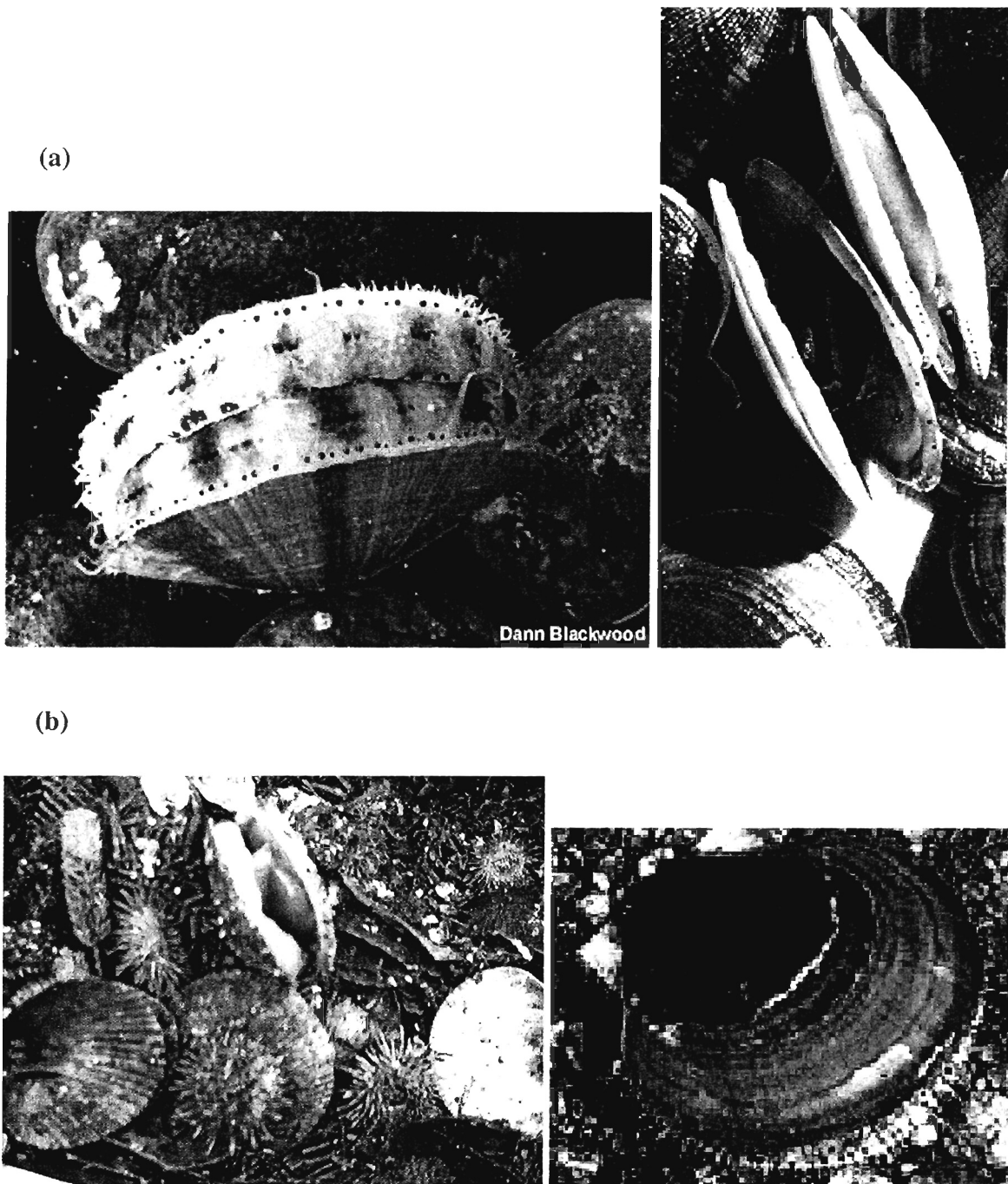


Figure 1 : (a) Le pétoncle géant (*Placopecten magellanicus*) et (b) Le pétoncle d'Islande (*Chlamys islandica*).

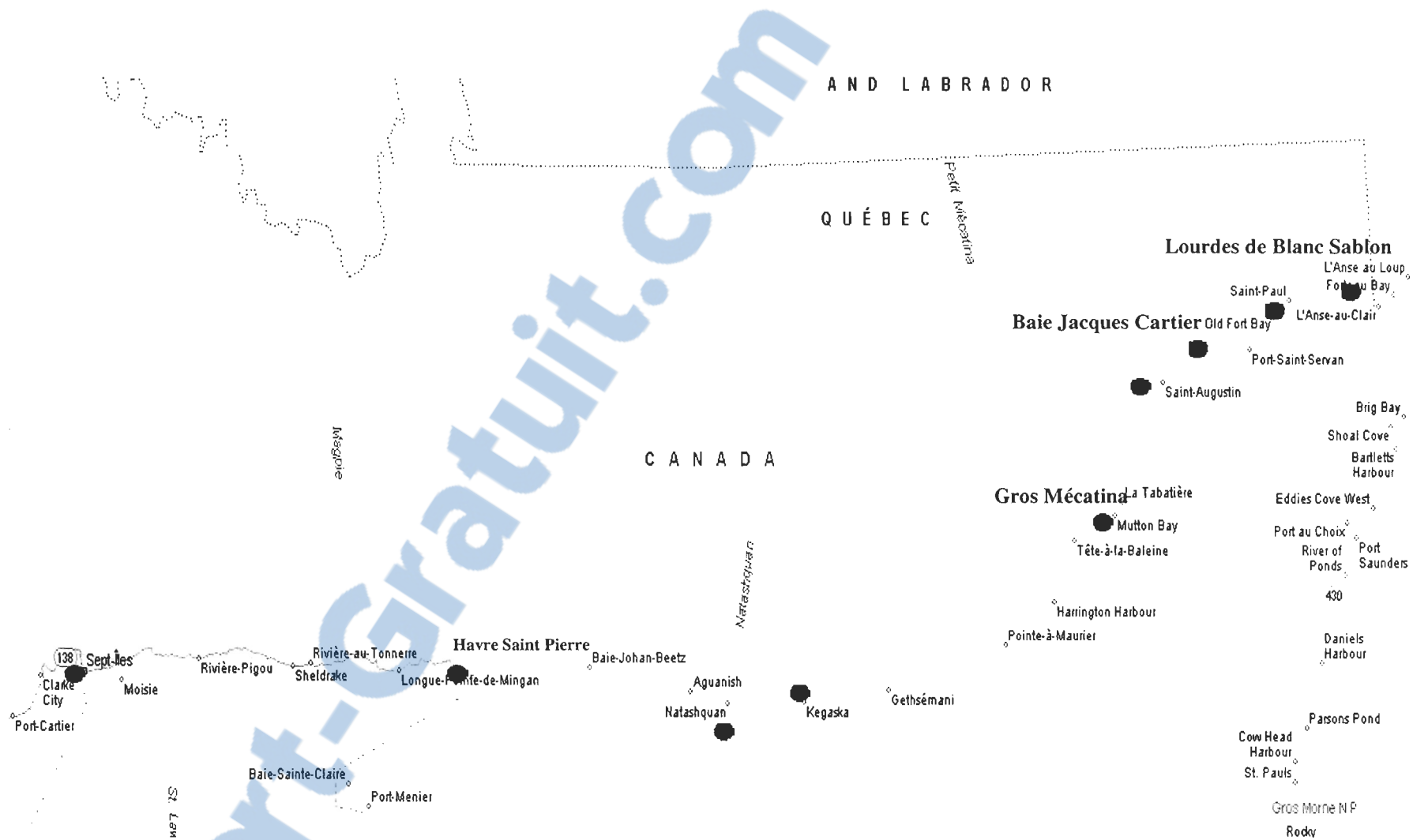


Figure 2 : Stations d'échantillonnage de Sept îles à Lourdes de Blanc Sablon.

Tableau 1 : Positions des échantillonnages effectués dans les rivières et les stations.

Stations	Sept-îles	Havre St Pierre	Natashquan	Kégashka	Gros Mécatina	St Augustin	St Paul	Lourdes de Blanc Sablon
Latitude	50°08.942'N	50°15.199'N	50°07.740'N	50°07.026'N	50°40.120'N	51°08.356'N	51°18.240'N	51°14.599'N
Longitude	66°04.964'O	63°53.063'O	62°10.567'O	61°19.300'O	59°04.710'O	58°16.358'O	57°42.300'O	57°18.400'O
Rivières	Moisie	Mingan	Romaine	Natashquan Eau salée	Natashquan Eau douce	Kégashka	Mécatina	Augustin
Latitude	50°15.985'N	50°17.997'N	50°18.365'N	50°06.945'N	50°21.940'N	50°10.884'N	50°48.280'N	51°13.420'N
Longitude	66°01.583'O	64°00.341'O	63°47.028'O	61°49.665'O	61°58.330'O	61°22.250'O	59°06.250'O	58°38.960'O
Baie Jacques Cartier	Isaac Cove Shoal	Black Duck Pond	Cross Cove					
Latitude	51°18.455'N	51°19.048'N	51°19.897'N					
Longitude	58°15.967'O	58°15.665'O	58°17.614'O					

Matériaux superficiels	
Glaciers	■
Alluvions	■
Boue et sable marins	■
Boue et sable lacustres	■
Sédiments éoliens	■
Sédiments organiques	■
Blocs et blocaille de colluvionnement	■
Fines et sable de colluvionnement	■
Sédiments glaciolacustres à grain fin	■
Sédiments glaciolacustres à grain grossier	■
Sédiments glaciomarins à grain fin	■
Sédiments glaciolacustres à grain grossier	■
Résidus de déflation glaciomarins	■
Plaine fluvioglaciaire	■
Complexe fluvioglaciaire	■
Nappe de till	■
Placage de till	■
Volcanites quaternaires	■
Complexes alpins	■
Sans division	■

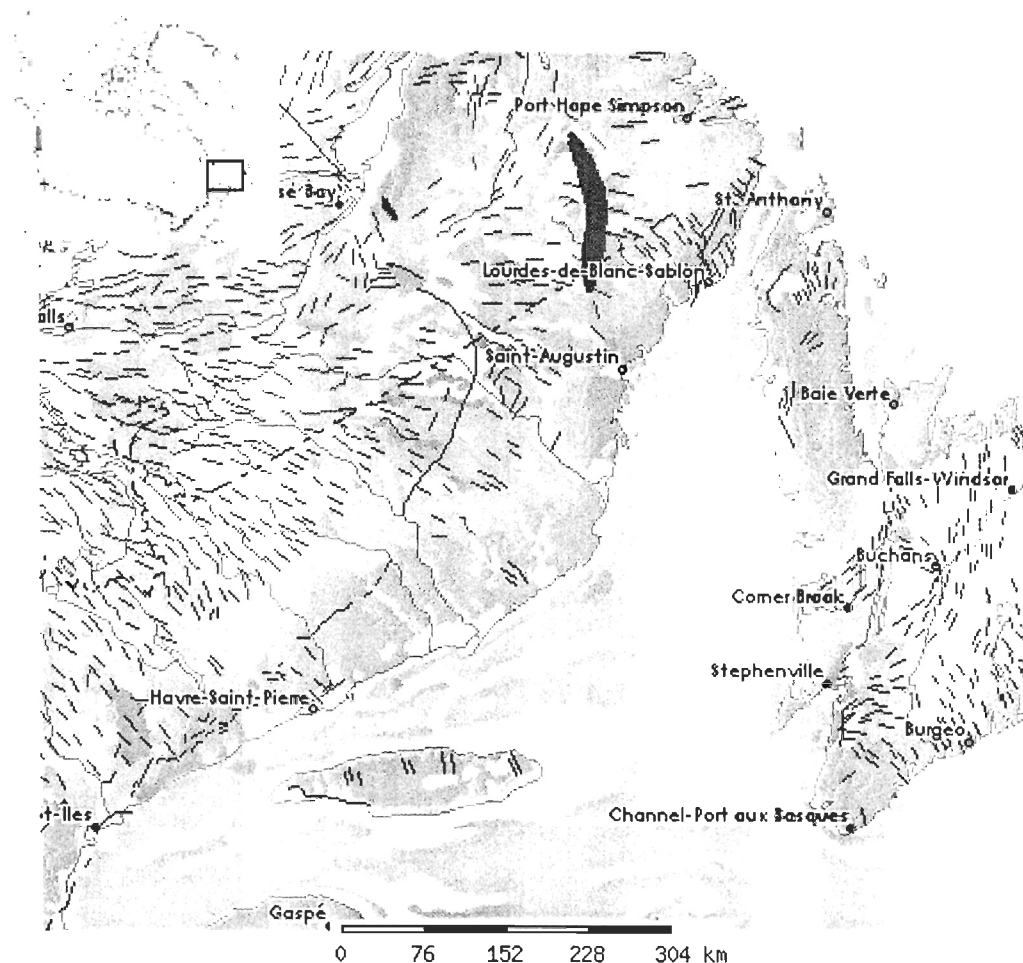


Figure 3 : Matériaux superficiels sur le bassin de drainage de la Côte Nord. *Source : Ressources naturelles Canada (2003)*

1.5 Les objectifs :

Dans ce contexte, l'objectif général visé par ce travail était d'évaluer la concentration en Cd total, chez deux espèces de Pectinidae sauvages et d'élevage, (*Placopecten magellanicus* et *Chlamys islandica*) ainsi que dans leur environnement (les eaux de rivière et de mer, le zooplancton, la MPS et le sédiment) entre mai et juillet/août 2004 et à plusieurs stations d'échantillonnages réparties sur la Moyenne et la Basse Côte Nord.

Les objectifs spécifiques étaient de quantifier (1) les variations spatio-temporelles du Cd dans l'habitat et la nourriture du pétoncle (gradient ouest-est, patron saisonnier) ; (2) les variations de la concentration en Cd entre les deux espèces de pétoncles et entre les sexes ; (3) la concentration de Cd en fonction de l'âge de l'organisme (taille) ; (4) les variations de la concentration en Cd entre les pétoncles sauvages et d'élevage (au fond et en suspension); (5) les concentrations de Cd dans les différents tissus des pétoncles (gonade, muscle, glande digestive et reste); (6) les facteurs de bioconcentration et de biomagnification chez les pétoncles et (7) l'acceptabilité alimentaire des produits pectinicoles de la Côte Nord.

2.0 MATERIEL ET METHODES

2.1 La collecte des échantillons :

L'échantillonnage a été réalisé en mai (condition printanière) et en juillet/août 2004 (condition estivale) à bord du Calanus II, navire de la Garde côtière canadienne.

Après la réalisation de profils de température-salinité et d'oxygène dissous (seulement lors de la première mission) avec une sonde CTD (YSI 6600 et SBE 19 of Sea-Bird), deux séries d'échantillons d'eau de mer ont été prélevées à l'aide de bouteille Niskin de 6L à quatre profondeurs (surface, 5 m, milieu de la colonne d'eau et à 5 m du fond) à marées basse et haute (lorsque cela était possible).

La remontée des cours d'eau en zodiac nous a permis l'échantillonnage d'eau douce de surface des rivières (proches des stations) avec des bouteilles en Téflon lors de la mission de juillet/août 2004.

Vingt pétoncles d'Islande (*Chlamys islandica*) ont aussi été prélevés à des profondeurs variant entre 20 et 90 m à l'aide d'une drague Digby et par une sélection au hasard de mâle et de femelle. Les pétoncles géants (*Placopecten magellanicus*) ont été seulement disponibles à la station de Havre St-Pierre. Les pétoncles prélevés sont de tailles commerciales de 65 à 127 mm et 79 à 123 mm, respectivement pour les pétoncles d'Islande et géants. Ces pétoncles ont été congelés entiers à bord du navire et conservés à -20°C jusqu'aux analyses en laboratoire.

Deux échantillons de zooplancton ont été échantillonnés avec un filet à plancton de type Bongo (mailles de 200 μm), par trait horizontal sur toute la hauteur de la colonne d'eau pendant 6 min à une vitesse d'un nœud chacun et conservés à -20°C . Trois échantillons de sédiment de surface ont été prélevés avec une benne Smith-McIntyre (mai) et Shippek (juillet/août) à une profondeur moyenne de 115 m, à proximité des stations d'échantillonnage caractérisées par des sédiments vaseux (Black et al., 1993) et conservés à -20°C .

Enfin, la ferme PEC NORD a recueilli à chaque deux semaines, du 29 juin au 25 août 2004, dix pétoncles géants de taille commerciale cultivés sur le fond et 10 autres cultivés en suspension, à deux sites (Isaac Cove Shoal et Black Duck Pond) de la Baie Jacques Cartier (proche de St-Augustin, Basse Côte Nord). Deux des pétoncles de chaque groupe d'échantillonnage ont servi à l'analyse du Cd dans différents tissus comme la glande digestive, le muscle, la gonade et le reste (constitué essentiellement par les reins, les branchies et le manteau). Trente pétoncles géants additionnels (de 18 mm à 128 mm) ont été échantillonnés le 9 août 2004 à Cross Cove dans la Baie Jacques Cartier.

2.2 La préparation des échantillons :

Pour toutes les opérations, l'eau ultrapure provenait d'un système MilliQ® de Millipore. Tout le matériel utilisé pour les analyses a été nettoyé par trempage pendant 24 h dans de l'acide nitrique à 25 %, puis rincée trois fois avec de l'eau MilliQ® avant son utilisation pour éviter la contamination. Les réactifs chimiques étaient de grade ultra-pur.

2.2.1 Filtration des échantillons d'eau :

A bord du navire, les échantillons d'eau de rivière (1 l) et d'eau de mer (2 l) pour chaque profondeur, ont été filtrés à l'aide d'une pompe à vide Millipore, d'unités de filtration Nalgene 47 mm en polysulfone et par des filtres pré-pesés en polycellulose (Millipore GAWP 0,45 µm). L'eau filtrée a été transférée dans des bouteilles en Téflon de 500 ml (Nalgene) et acidifiée à un pH inférieur à 2 avec de l'acide nitrique ultrapur (HNO₃ Seastar Chemicals Inc, 67-70 %) et conservée au réfrigérateur à 4°C jusqu'aux analyses subséquentes de Cd total dissous. Les filtres ayant recueilli les matières particulaires en suspension ont été congelés dans des plats de pétri en plastique, rincés à l'acide, avant leur séchage sous une hotte à flux laminaire au laboratoire. De plus, 1 l d'eau a été filtré pour chaque profondeur avec la même méthode de filtration pour l'analyse de la chlorophylle *a*. Les filtres en microfibre de verre utilisés (pour mai : Gelman Sciences Inc Michigan, type A/E, 47 mm, 1 µm et pour juillet/ août : Whatman GF/F, 47 mm, 0,7 µm) ont été congelés à -20°C dans des plats de pétri à l'obscurité jusqu'à l'extraction (Arar et Collins, 1997).

2.2.2 Les pétoncles :

Les analyses de Cd total ont été effectuées en considérant les pétoncles entiers (tissu mou entier). Pour deux pétoncles géants d'élevage en suspension ainsi que deux autres prélevés au fond et ce, pour chaque échantillonnage effectué, du 29 juin au 25 août 2004 à la ferme PEC NORD, la concentration de Cd total a été mesurée pour différents tissus comme la glande digestive, le muscle, la gonade et le reste (constitué essentiellement par les reins, les branchies et le manteau).

Les pétoncles ont été ouverts en laboratoire en enlevant le liquide palléal et en conservant l'entité du tissu mou. Une dissection en différents tissus a été réalisée comme mentionné ci-haut. Les paramètres biométriques tels le sexe, la taille, le poids mou, le poids de la coquille de chaque pétoncle ont été mesurés. Après homogénéisation de chaque pétoncle individuellement à l'aide d'un mélangeur de laboratoire avec lame en acier inoxydable, les échantillons furent congelés dans des contenants en plastique jusqu'à leur minéralisation. Un sous-échantillon de chaque homogénat de pétoncle humide a été pesé directement dans une bombe en Téflon (entre 0,25 et 0,5 g de tissu humide) et séché à froid au lyophilisateur Labconco 8, ce qui a permis de déterminer le pourcentage d'humidité des échantillons.

2.3 Analyses de la chlorophylle *a* :

Les pigments de chlorophylle *a* ont été extraits du phytoplancton par un trempage pendant 24 h dans 10 ml d'acétone à 90 % (Welschmeyer, 1994). Le filtre détrempé a été ensuite centrifugé à 2500 rpm pendant 20 min pour clarifier la solution. Le surnageant a été transféré dans un tube en verre et la fluorescence de la chlorophylle *a* a été mesurée à 664 nm avec un fluoromètre (TD 700, Turner Designs). La concentration est exprimée en µg/l. Les filtres témoins, obtenus suivant la même procédure, ont confirmé que la contamination était négligeable.

2.4 Analyses chimiques :

2.4.1 Digestion des échantillons :

Tous les échantillons (filtres de matières particulaires, pétoncles, sédiment et zooplancton) ont été minéralisés par une digestion totale à l'acide nitrique (Nakashima et *al.*, 1988). Un volume de 8 ml d'acide nitrique a été ajouté à une masse connue d'échantillon (0,25 à 0,5 g de tissus secs) dans un réacteur en Téflon. Puis, cette mixture a été minéralisée dans un four à micro-ondes de laboratoire (MARS 5, CEM) à une température et pression maximum de 200°C à 800 psi maintenu pendant 20 min. Pour les tissus biologiques, une pré-minéralisation a été requise pour diminuer la quantité de CO₂

produit lors de la minéralisation. Finalement, les solutions ont été transférées quantitativement dans des tubes de 50 ml propres en polyéthylène et diluées à un volume de 30 ml avec de l'eau MilliQ.

2.4.2 Préconcentration du Cd dans l'eau de mer :

Le Cd total dissout a été extrait de 100 ml d'échantillon d'eau dans des ampoules en Téflon, par un complexe d'ammonium pyrrolidine-*N*-carbodithioate (APDC) et de 8-hydroxyquinoline dans du di-isobutyl ketone (DIBK). Ce complexe a ensuite été préconcentré (33 fois) par une « back-extraction » dans de l'acide nitrique (1,5 M) et transféré dans des fioles coniques en téflon de 5 ml (Sturgeon et *al.* 1980). Lors de chaque série d'extractions, des blancs et des ajouts dosés ont été déterminés. Le taux de récupération était de $80,6 \pm 42,3 \%$ (n=5).

2.4.3 Les analyses chimiques de l'eau et des tissus :

Le Cd a été déterminé avec un spectrophotomètre d'absorption atomique couplé à un four au graphite (SAA-FG) avec un correcteur du bruit de fond Zeeman. Les analyses ont été effectuées en triplicata pour chaque échantillon. Les concentrations de Cd ont été déterminées à l'aide d'une courbe de calibration à 228,8 nm.

2.4.4 Le contrôle qualité de nos analyses :

La limite de détection, évaluée à trois fois l'écart type des mesures réalisées sur des blancs analytiques, est de 0,011 $\mu\text{g Cd/g}$. La justesse et la précision de la procédure analytique ont été déterminées en utilisant des matériaux de référence et les résultats sont présentés au tableau 2.

La répétabilité, calculée sur cinq réplicats de plusieurs échantillons, donne un écart type de 8,7 %. Tous les blancs analysés avaient des concentrations en Cd inférieures à la limite de détection confirmant que la contamination était négligeable.

2.5 Analyses statistiques :

Les données ont été transformées en log pour vérifier si les concentrations en Cd chez les pétoncles varient de façon spatio-temporelle et pour examiner les différences entre les sexes, les organes et les espèces. Des ANOVA à un ou deux facteurs ont été appliquées ainsi qu'un test post-hoc de Bonferroni pour tester les différences entre les échantillons (Systat 10, SYSTAT). Une analyse de régression linéaire a été effectuée pour étudier la relation entre la taille des organismes et la teneur en Cd.

Tableau 2 : Contrôle de qualité de nos analyses.

Matériaux de référence	Valeur certifiée ($\mu\text{g/g}$)	Justesse (%)	Précision (%)
Tissus d'huîtres 1566-b (NIST) (n=13)	$2,48 \pm 0,08$	7,3	8,1
HISS-1 (NRC-CNRC) (n=4)	$0,024 \pm 0,009$	-11,6	14,9
MESS-3 (NRC-CNRC) (n=7)	$0,24 \pm 0,01$	-0,9	14,1
CASS-4 (NRC-CNRC) (n=4)	$0,026 \pm 0,003$	-3,5	15,4

3.0 RESULTATS :

La première partie de cette section présente la concentration de Cd chez les deux espèces de pétoncles sauvage et d'élevage (*Chlamys islandica* et *Placopecten magellanicus*). Nous allons observer comment la concentration de Cd varie selon les stations, les saisons, l'espèce, le sexe, le mode d'élevage et les tissus considérés ainsi qu'en fonction de la taille des pétoncles. Nous présenterons par la suite la teneur de Cd présente dans l'environnement immédiat où nos pétoncles ont été échantillonnés. Enfin, nous calculerons les facteurs de bioconcentration et de biomagnification.

3.1 Concentration de Cd chez les pétoncles :



3.1.1 Concentration de Cd chez les pétoncles sauvages :

Les teneurs de Cd chez le pétoncle d'Islande sauvage varient significativement entre les stations pour les deux missions. Cependant, les concentrations de Cd chez tous les pétoncles entiers analysés individuellement sont supérieures à 1 µg/g : de 1,12 à 4,53 µg/g et de 1,80 à 12,03 µg/g respectivement au printemps ($p < 0,001$, $F = 9,36$) et à l'été 2004 ($p < 0,001$, $F = 4,47$; voir figure 4). En se dirigeant vers l'est, de Sept-Îles à Kégashka, un patron de distribution se dessine de façon identique en mai et en juillet/août.

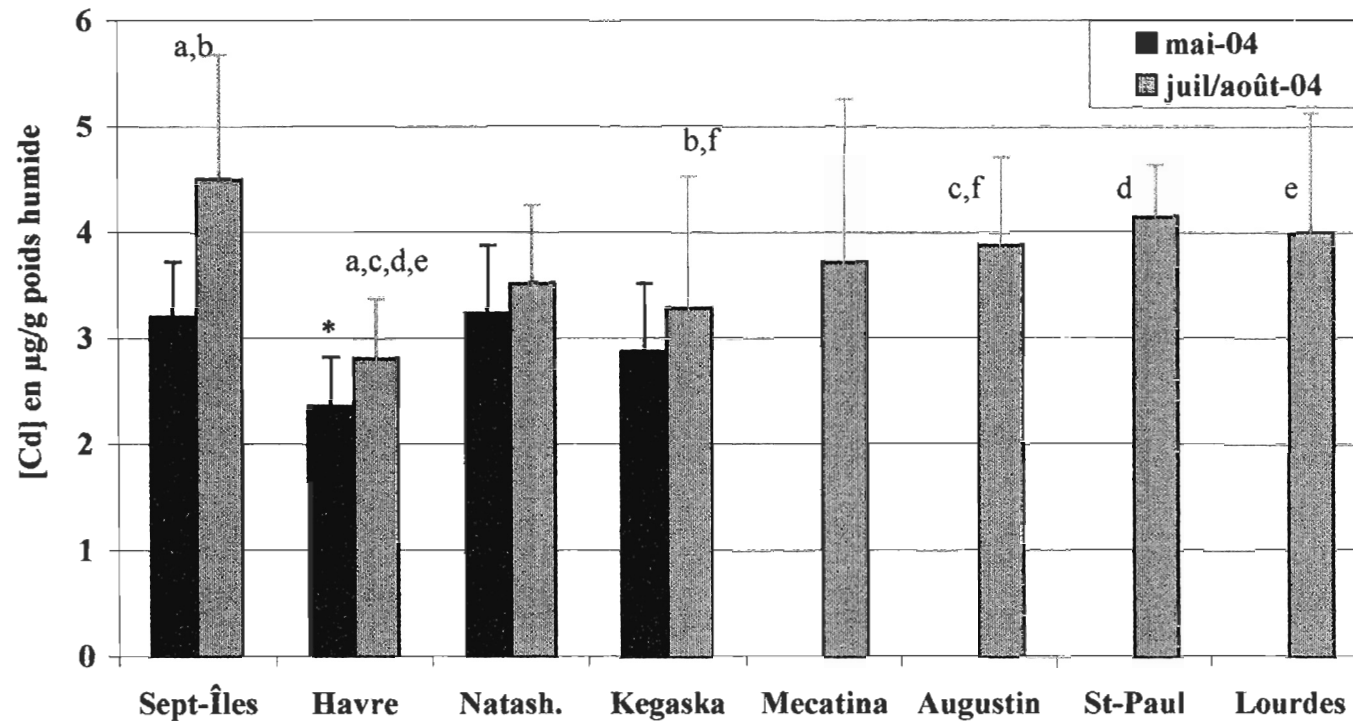


Figure 4 : Concentration moyenne de Cd ($\mu\text{g/g}$ poids humide ; $n=20$) chez les pétoncles sauvages d'Islande pour les missions de mai et juillet 2004 en fonction des stations d'échantillonnage de Sept-Îles à Lourdes.

* Havre St-Pierre diffère significativement par rapport aux autres stations en mai 2004.

a, b, c d, e, f : Stations ayant la même lettre diffèrent significativement entre elles.

Sur le reste de la Basse Côte Nord, pour la mission de juillet/août, la concentration moyenne est de $3,93 \pm 0,18 \mu\text{g/g}$ passant par un maximum à St-Paul. La concentration moyenne en Cd chez les pétoncles d'Islande sauvages est plus élevée en été ($3,53 \pm 0,71 \mu\text{g/g}$) qu'au printemps ($2,92 \pm 0,41 \mu\text{g/g}$) et ce, pour toutes les stations ($p < 0,001$, $F = 10,55$).

Au Havre St-Pierre, les pétoncles géants sauvages (données non-montrées dans la figure 4) présentent des concentrations moyennes de Cd de $4,38 \pm 0,48 \mu\text{g/g}$ ($n = 3$) et de $4,72 \pm 0,55 \mu\text{g/g}$ ($n = 2$), respectivement en mai et juillet/août ($p = 0,519$). A cette même station, on remarque que les pétoncles géants ont une teneur de Cd en moyenne de 1,7 à 1,9 fois plus élevée que les pétoncles d'Islande ($2,35 \pm 0,46$ et à $2,81 \pm 0,56 \mu\text{g/g}$, respectivement en mai ($p < 0,001$, $F = 32,62$) et en juillet/août ($p < 0,001$, $F = 12,57$).

La figure 5 reprend les données présentées en figure 4 en précisant le sexe des pétoncles. Cet indice n'influe pas la teneur de Cd au printemps ($p = 0,399$) contrairement à la seconde mission où la concentration de Cd chez les femelles est supérieure ($6,74 \pm 1,33 \mu\text{g/g}$; $n = 2$) à celle des mâles ($4,26 \pm 0,91 \mu\text{g/g}$; $n = 19$) à la station de Sept îles ($p < 0,05$).

Les pétoncles géants femelles récoltés au Havre St-Pierre ont une concentration moyenne de Cd de $4,60 \pm 0,41 \mu\text{g/g}$ ($n = 2$) au printemps et de $4,72 \pm 0,55 \mu\text{g/g}$ ($n = 2$; $p = 0,846$) à l'été. Notons que nous n'avons qu'un seul pétoncle géant mâle en mai ($3,94 \mu\text{g/g}$) et aucun en juillet.

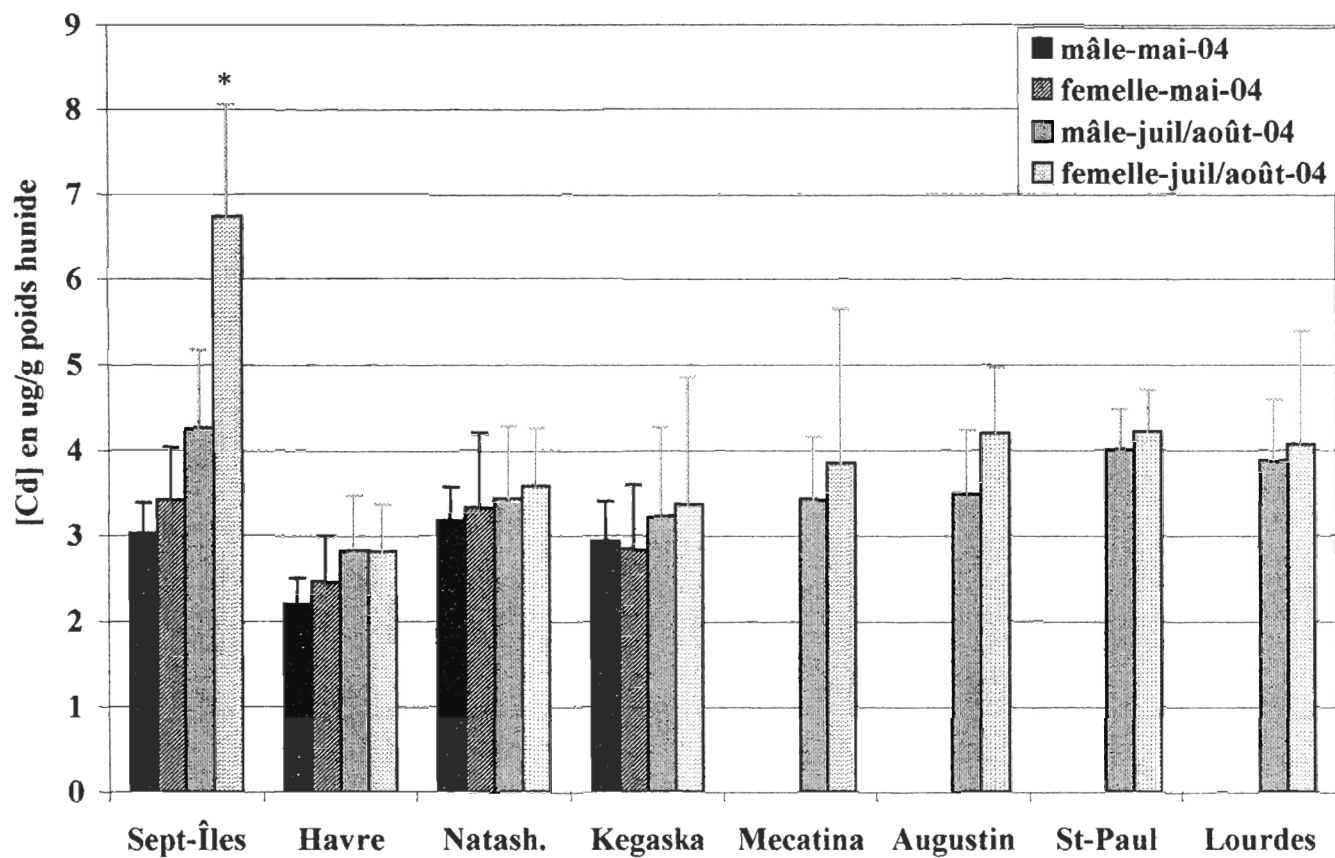


Figure 5 : Concentration de Cd ($\mu\text{g/g}$ poids humide) selon le sexe des pétoncles sauvages d'Islande, pour les missions de mai et juillet 2004 et en fonction des stations d'échantillonnages de Sept-Îles à Lourdes. * station qui diffère significativement par rapport aux autres.

3.1.2 Concentration de Cd chez les pétoncles d'élevage géants (PEC NORD) :

Au courant de l'été, la concentration moyenne de Cd chez les pétoncles géants d'élevage ne varie pas ($p > 0,05$) mais ces valeurs sont toutes supérieures à $1 \mu\text{g/g}$ pour tous les pétoncles entiers analysés individuellement. Le sexe n'a aucune influence ($p > 0,05$; tableau 3). De plus, la concentration moyenne de Cd ne diffère ni selon le mode d'élevage, en suspension ($4,91 \pm 0,82 \mu\text{g/g}$, $n=40$) et au fond ($4,77 \pm 0,90 \mu\text{g/g}$, $n=40$; $p > 0,05$) ; ni selon le site de prélèvement, à Black Duck Pond ($4,84 \pm 0,15 \mu\text{g/g}$; $n=40$) et à Isaac Cove Shoal ($4,85 \pm 0,42 \mu\text{g/g}$; $n=40$; $p=0.894$; Tableau 3). Afin de pouvoir comparer ultérieurement la teneur de Cd entre les pétoncles géants sauvage et d'élevage (voir section 3.1.3), on peut remarquer qu'au mois de juin la concentration moyenne atteint $4,84 \pm 0,59 \mu\text{g/g}$ ($n=16$) et $4,84 \pm 0,92 \mu\text{g/g}$ en juillet/août ($n=64$; $p=0,780$).

Tableau 3 : Concentration de Cd ($\mu\text{g/g}$ poids humide) chez les pétoncles géants d'élevage (ferme PEC NORD, aux sites Black Duck Pond (BDP) et Isaac Cove Shoal (ICS)), prélevés du 29 juin au 25 août 2004, en suspension, au fond et selon le sexe.

[Cd] en $\mu\text{g/g}$	29 juin 04	12 juillet 04	26 juillet 04	9 août 04	25 août 04
En suspension (n=8)	4,86 \pm 0,75 (BDP)	5,09 \pm 1,05 (BDP)	5,10 \pm 1,11 (ICS)	4,74 \pm 0,49 (BDP)	4,57 \pm 0,63 (BDP)
Femelles	4,37 \pm nd (n=1)	3,79 \pm nd (n=1)	5,49 \pm nd (n=1)	4,58 \pm 0,65 (n=2)	4,77 \pm 0,67 (n=8)
Mâles	4,93 \pm 0,77 (n=7)	5,28 \pm 0,98 (n=7)	5,04 \pm 1,19 (n=7)	4,79 \pm 0,49 (n=6)	nd
Au fond (n=8)	4,81 \pm 0,42 (ICS)	4,45 \pm 0,40 (ICS)	4,73 \pm 1,02 (BDP)	5,42 \pm 0,92 (ICS)	4,46 \pm 1,24 (ICS)
Femelles	5,04 \pm 0,16 (n=2)	4,47 \pm 0,52 (n=4)	4,15 \pm 1,05 (n=3)	5,15 \pm 0,75 (n=5)	4,44 \pm 0,41 (n=4)
Mâles	4,74 \pm 0,47 (n=6)	4,42 \pm 0,31 (n=4)	5,08 \pm 0,93 (n=5)	5,87 \pm 1,17 (n=3)	4,47 \pm 1,85 (n=4)

La glande digestive est l'organe accumulant le plus le Cd total entre 29,86 et 94,65 $\mu\text{g/g}$ ($p < 0,05$; figure 6). Ensuite, la gonade et le reste présentent des concentrations, respectivement de 0,11 à 3,54 $\mu\text{g/g}$ et de 0,98 à 3,32 $\mu\text{g/g}$ alors que le muscle comestible est le moins contaminé de 0,13 à 0,69 $\mu\text{g/g}$. Les différents tissus présentent des teneurs semblables au cours de l'été, que les pétoncles soient en suspension ou au fond ($p > 0,05$) ; à l'exception du muscle pour les pétoncles en suspension et en particulier entre le 12 et le 26 juillet 2004 ($p = 0,042$ test post hoc de Bonferroni). Contrairement au reste, les tissus tels la glande digestive, le muscle et la gonade ont des concentrations en Cd chez les pétoncles en suspension de 1,4 à 3,4 fois plus élevées que ceuxensemencés sur le fond (ANOVA à 2 facteurs : date et type d'élevage ; $p < 0,05$; voir tableau 4).

La distribution du Cd en pourcentage, dans chaque tissu par rapport au contenu total, est illustrée à la figure 7, respectivement pour les pétoncles géants d'élevage en suspension etensemencés sur le fond. Le Cd se répartit en moyenne à 95,2 % dans la glande digestive puis à 3,1 % et 1,3 % respectivement dans le reste et la gonade. Enfin, le muscle détient le plus faible pourcentage de Cd (0,4 %). La gonade contient 1,8 % du Cd total chez les pétoncles en suspension, qui est 2,6 fois plus élevé que les pétonclesensemencés sur le fond (0,7 %). La teneur de Cd dans les gonades chez les pétoncles géants d'élevage diminue significativement en fonction du poids mou de cet organe (Figure 8).

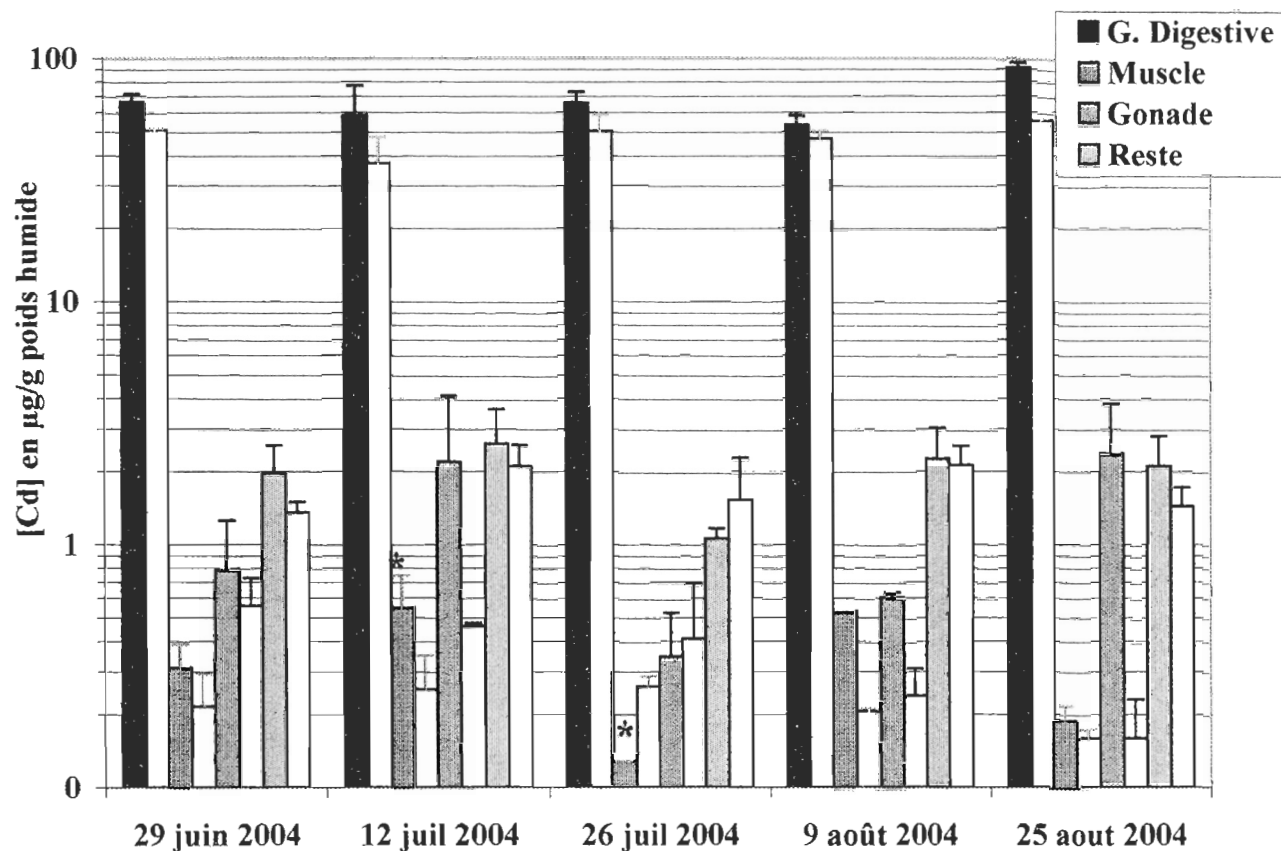


Figure 6 : Concentration de Cd ($\mu\text{g/g}$ poids humide) selon le tissu considéré chez les pétoncles géants d'élevage (ferme PEC NORD, aux sites Black Duck Pond et Isaac Cove Shoal), prélevés du 29 juin au 25 août 2004, en suspension et au fond ($n=2$ pour chaque point). La barre pleine est utilisée pour annoter le mode de culture en suspension et la barre vide pour l'ensemencement sur le fond. * station qui diffère significativement par rapport aux autres.

Tableau 4 : Concentration de Cd ($\mu\text{g/g}$ poids humide) selon le tissu considéré chez les pétoncles géants d'élevage (ferme PEC NORD) prélevés du 29 juin au 25 août 2004, en suspension et au fond (n=8).

[Cd] en $\mu\text{g/g}$	Glande Digestive	Muscle	Gonade	Reste
Suspension	$66,95 \pm 14,67^a$	$0,34 \pm 0,19^b$	$1,26 \pm 0,95^c$	$2,00 \pm 0,58$
Fond	$48,24 \pm 6,80^a$	$0,22 \pm 0,04^b$	$0,37 \pm 0,16^c$	$1,71 \pm 0,38$

^{a,b,c} Concentrations qui diffèrent significativement entre elles.

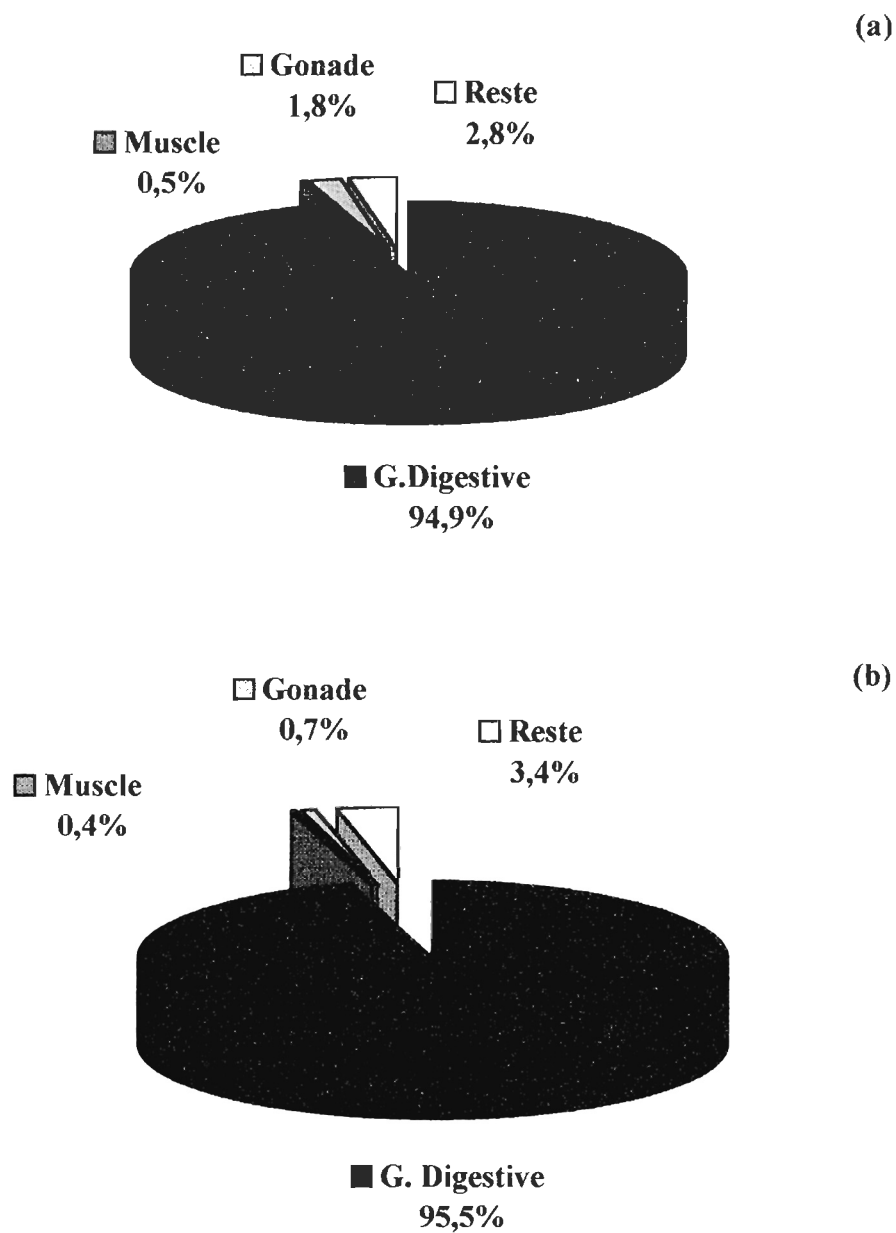


Figure 7 : Pourcentage de Cd dans chaque tissu par rapport au contenu de Cd total chez les pétoncles géants d'élevage en suspension (a) et ensemencés au fond (b).

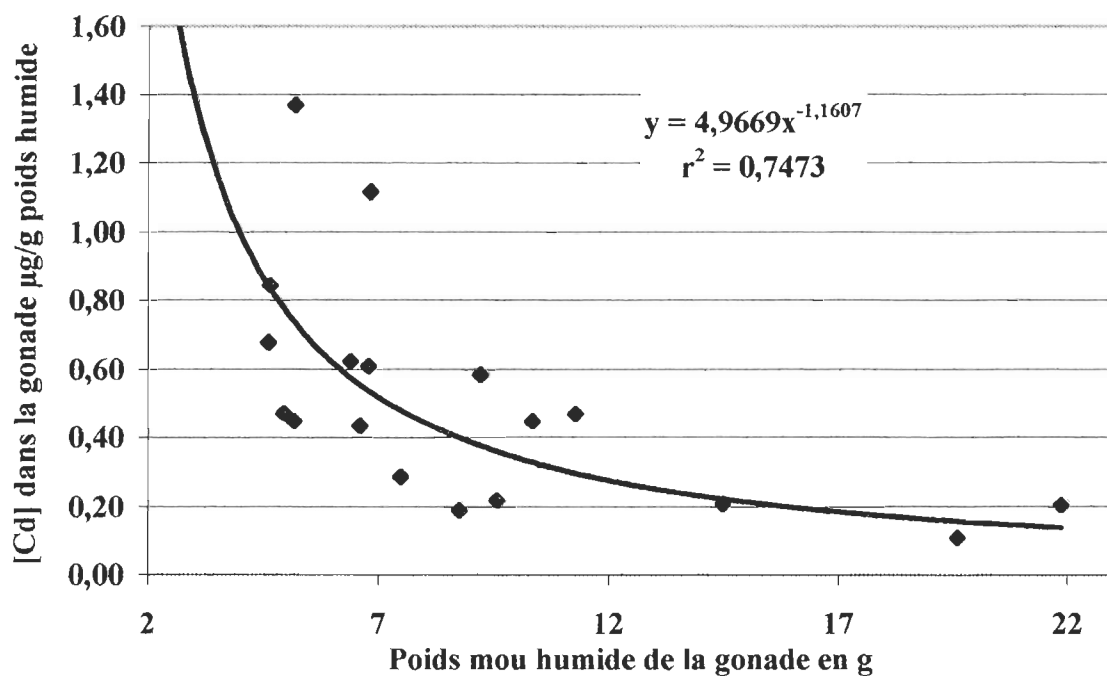


Figure 8 : Concentration de Cd dans la gonade chez les pétoncles géants d'élevage (en µg/g de poids humide) en fonction du poids mou de cet organe (en g).

Le contenu en Cd de trente pétoncles géants d'élevage additionnels a été analysé selon une gamme de taille variant de 18 mm à 128 mm (voir figure 9). La concentration de 1 $\mu\text{g/g}$ est dépassé pour chacun de ces trente pétoncles. Le bon état physiologique des pétoncles a été vérifié par la relation significative entre la taille et le poids mou ($r^2=0,988$, $p<0,001$, figure 10).

La figure 9 nous permet d'observer la relation linéaire significative entre la concentration en Cd et la taille des pétoncles ($r^2=0,436$, $p<0,001$). En effet, plus le pétoncle grandit et plus sa concentration en Cd augmente. La taille commerciale des pétoncles est approximativement de 70 mm et plus (suivant le site de pêche), à cette taille nous observons une concentration de 4,11 $\mu\text{g/g}$. Les pétoncles de taille inférieure à 40 mm présentent une concentration moyenne de $2,69 \pm 0,71$ $\mu\text{g/g}$ ($n=8$) où le plus petit pétoncle de 18 mm atteint une charge de 2,05 $\mu\text{g/g}$.

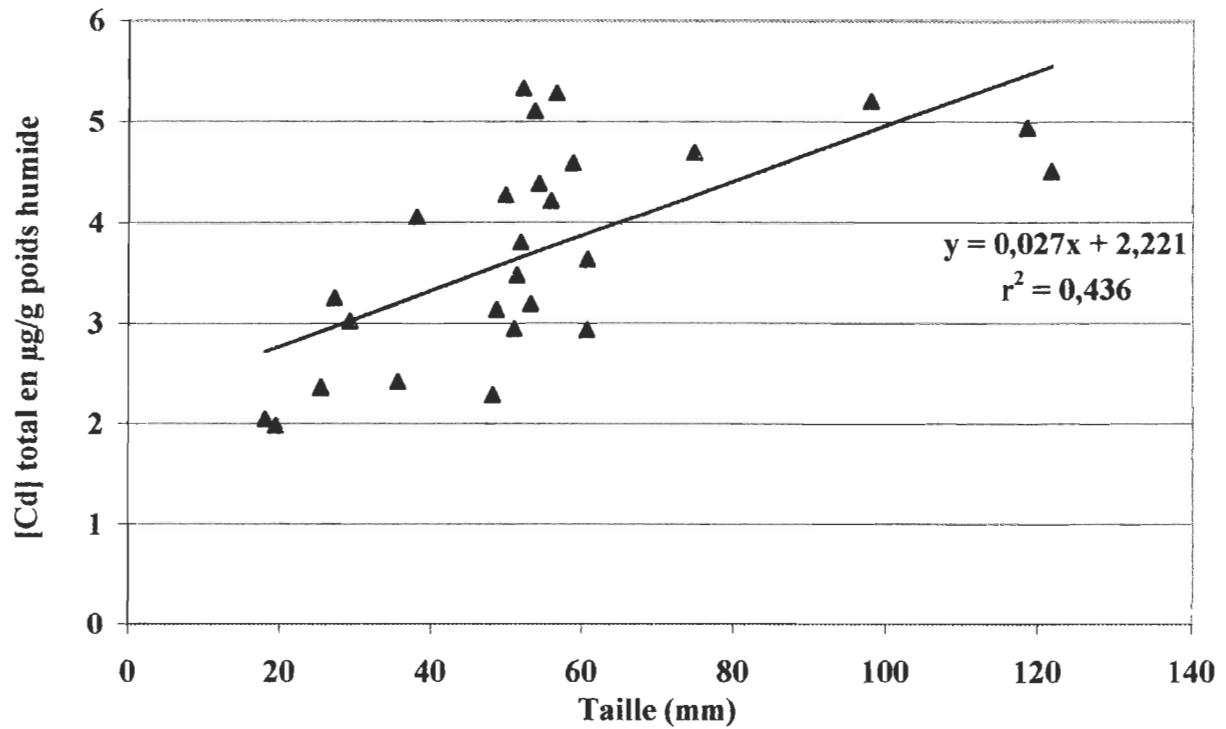


Figure 9 : Concentration de Cd en fonction de diverses tailles chez trente pétoncles géants d'élevage (Ferme PEC NORD) additionnels (de 18 mm à 128 mm) collectés le 9 août 2004 à Cross Cove sur le fond.

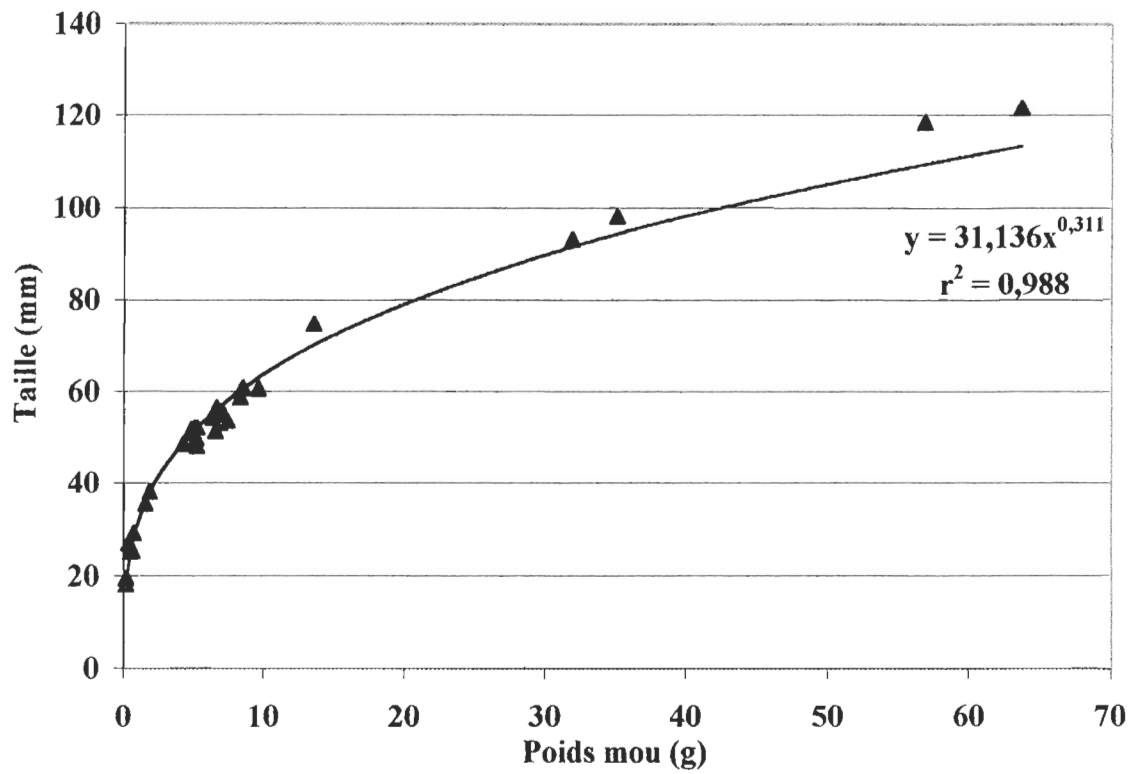


Figure 10 : Relation de la taille en mm en fonction du poids mou en g des 30 pétoncles géants d'élevage.

3.1.3 Comparaison de la concentration en Cd entre les pétoncles géants sauvages et d'élevage :

Le tableau 5 nous permet de comparer la concentration en Cd chez les pétoncles géants qu'ils soient sauvages (prélevés au Havre St-Pierre) ou d'élevage (récoltés à la ferme PEC NORD). Comme nous l'avons démontré précédemment (voir 3.1.1 et 3.1.2) la concentration en Cd ne subit pas de variation temporelle chez les pétoncles géants sauvages et d'élevage ($p > 0,05$). De plus, on remarque pour chaque saison, que la concentration en Cd est semblable chez le pétoncle qu'il soit sauvage ou d'élevage ($p > 0,05$).

Tableau 5 : Comparaison de la concentration en Cd chez les pétoncles géants sauvages et d'élevage entre le printemps et l'été 2004.

[Cd] en $\mu\text{g/g}$	Sauvage	Élevage
Printemps 2004	4,38 \pm 0,48 (n=3)	4,84 \pm 0,59 (n=16)
Été 2004	4,72 \pm 0,55 (n=2)	4,84 \pm 0,92 (n=64)

3.2 Concentration de Cd dans l'environnement :

Dans cette section, nous présentons la charge de Cd dans l'eau douce des rivières se jetant à proximité des stations, ainsi que la teneur de Cd présent dans l'environnement immédiat où les pétoncles sauvages ont été échantillonnés, soit dans l'eau de mer, le zooplancton et le sédiment de surface. Nous caractérisons ensuite le site de la baie Jacques Cartier où les pétoncles d'élevage ont été cultivés.

3.2.1 Concentration du Cd dans l'eau des rivières :

L'eau douce de surface de sept rivières se jetant à l'embouchure de nos stations d'échantillonnage et drainant le bassin versant de la Moyenne (Moisie, Mingan, Romaine, Natashquan et Kégashka) et Basse Côte Nord (Gros Mécatina et St-Augustin) a été échantillonnée lors de la mission de juillet/août 2004. Les variables environnementales et les concentrations de Cd de ces rivières sont présentées dans le tableau 6.

Les concentrations moyennes de Cd sous forme particulaire (PCd) et sous forme dissoute (DCd) ne varient pas significativement entre les rivières ($p > 0,05$). La concentration de PCd est en moyenne de 1470 ± 633 ng/l, passant par un maximum à la rivière Moisie à Sept-Îles, et par un minimum à la rivière Kégashka. A contrario, la teneur moyenne en DCd est 495 fois moins élevée ($2,97 \pm 0,35$ ng/l) que la PCd, avec un minimum à la rivière Moisie et un maximum à la rivière Gros Mécatina.

Tableau 6 : Valeurs des différentes variables environnementales (a) et des concentrations de Cd total, de PCd (n=3) et de DCd (n=2) pour les sept rivières échantillonnées en juillet/août 04 (b).

	Moisie	Mingan	Romaine	Natashquan	Kégashka	Mécatina	Augustin
(a)							
Température (°C)	19,97	19,39	20,44	21,99	21,08	15,26	21,76
Salinité (psu)	0,021	1,791	0,423	0,062	0,93	5,26	0,04
[MPS] (mg/l)	2,87 ± 2,69	2,32 ± 0,41	2,71 ± 1,25	1,87 ± 0,59	4,22 ± 0,28	4,86 ± 2,44	3,07 ± nd
[Chlorophylle a] (µg/l)	0,40	0,91	0,91	1,06	1,10	1,14	1,08
(b)							
[Cd total] (ng/l)	2437 ± 1916	1697 ± 286	1546 ± 1644	1567 ± 89	398 ± 280	1656 ± 190	1011 ± 326
[PCd] (ng/l)	2436 ± 1916	1693 ± 286	1545 ± 1644	1565 ± 89	393 ± 281	1651 ± 190	1009 ± 326
[DCd] (ng/l)	0,59 ± 0,32	4,77 ± nd	0,96 ± 0,79	2,57 ± nd	4,80 ± 0,90	5,35 ± 0,07	1,76 ± 0,69

Le Cd total est constitué en moyenne pour les rivières échantillonnées à $99,7 \pm 0,4$ % sous forme particulaire et de seulement $0,3 \pm 0,4$ % sous forme dissoute. Seule la rivière Kégashka révèle un pourcentage de DCd plus élevé qu'aux autres rivières à $1,6 \pm 0,8$ % et à $98,4 \pm 0,8$ % sous forme de PCd ; d'où un coefficient de partage (Kd) significativement plus faible ($p < 0,05$) comparativement aux rivières Moisie, Romaine et Natashquan (voir figure 11).

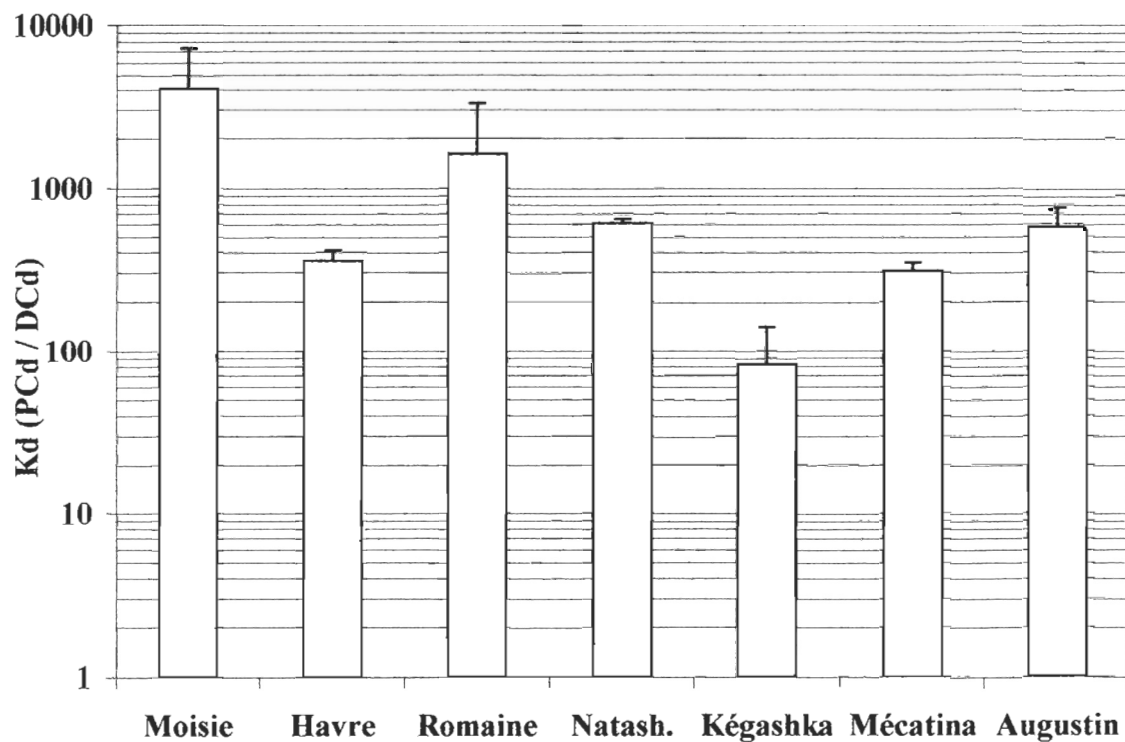


Figure 11 : Le coefficient de partage (K_d) correspondant à la quantité de PCd (ng/l) par rapport à la quantité de DCd (ng/l) est représenté en moyenne pour chaque rivière échantillonnée ($n=3$).

Le rapport entre le K_d et la salinité est peu significatif ($r^2=0,298$; $n=21$; $p=0,011$; figure 12). Cette relation est plus évidente lorsque l'on considère seulement les salinités inférieures à 2 ($r^2=0,324$; $n=18$; $p=0,014$). Une eau à faible salinité présente un K_d plus élevé qu'une eau plus salée. En effet, les salinités des rivières Mingan, Kégashka et Gros Mécatina au moment de leur échantillonnage étaient respectivement les plus élevées et présentent les coefficients K_d les plus faibles correspondant aux concentrations en DCd les plus élevées contrairement aux autres rivières.

Rapport-gratuit.com 
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

De plus, nous avons eu l'opportunité, à la station Natashquan, de prélever de l'eau de la rivière directement à son embouchure, où l'eau de la rivière était salée, ainsi qu'en amont jusqu'où la salinité était quasi nulle. Les variables environnementales et les concentrations de Cd sont présentées dans le tableau 7. La concentration en Cd total est principalement constituée par la phase particulaire à 97,28 % et à 2,82 % par la phase dissoute en aval et à 99,84 % et 0,16 % en amont. Remarquons que les concentrations en Cd sont 8 et 8,3 fois plus élevée en amont qu'en aval respectivement pour le Cd total et la phase particulaire. Par contre, la phase dissoute est 2,1 fois plus concentrée en aval. C'est pourquoi, on observe, clairement que le coefficient de partage (K_d) de l'eau douce est nettement supérieur (de 17,7 fois) au K_d de l'eau salée ($p<0,001$).

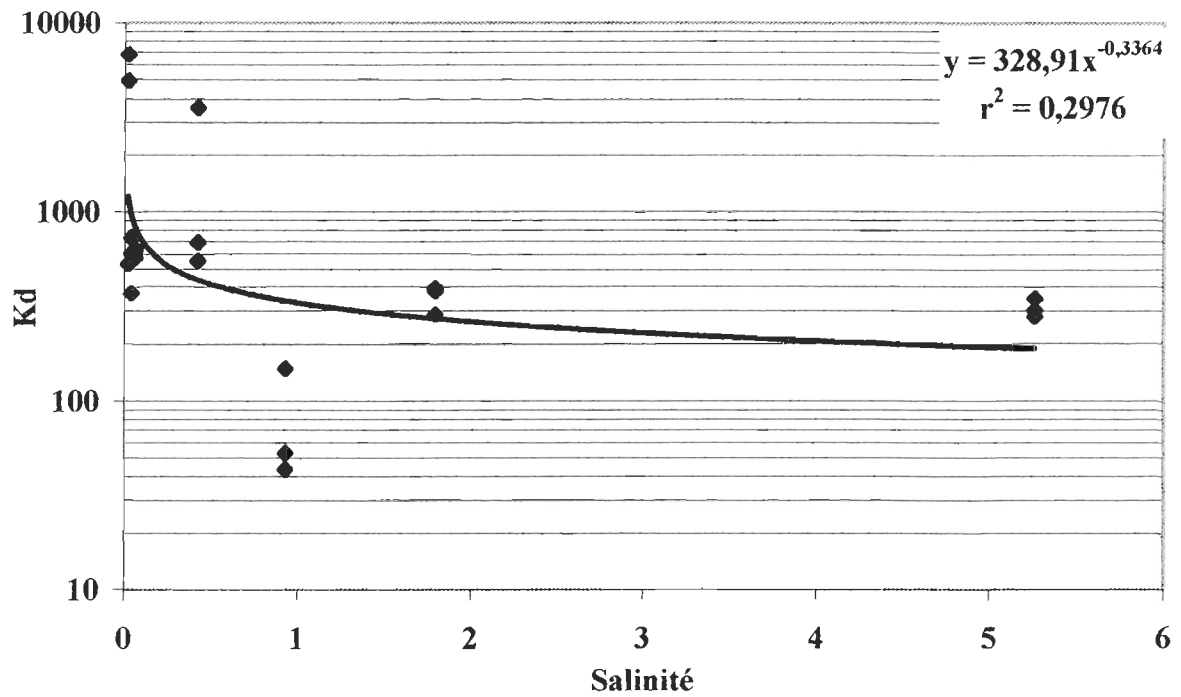


Figure 12 : Le coefficient de partage (Kd, sans unité) est représenté en fonction de la salinité (psu) et ce pour chacune des sept rivières échantillonnées et de ces répliqués, de Moisie à St Augustin.

Tableau 7 : Valeurs des différentes variables environnementales étudiées à la station Natashquan, en amont et en aval, en juillet/août 04.

	En Amont	En Aval
Température (°C)	21,99	13,73
Salinité (psu)	0,06	28,2
[MPS] (mg/l)	1,87 ± 0,59	14,13 ± 5,80
[Chlorophylle <i>a</i>] (µg/l)	1,06	1,45
[Cd total] (ng/l)	1567 ± 89	194 ± 20
[PCd] (ng/l)	1565 ± 89	188 ± 20
[DCd] (ng/l)	2,57 ± nd	5,45 ± nd
Kd	610 ± 34	34 ± 4

3.2.2 Concentration du Cd dans l'eau de mer :

Les variables environnementales des masses d'eau de chaque station étudiée sont présentées en tableau 8, exception faite pour la station de Sept-Îles au printemps. Lors des deux missions, la phase de marée n'a pas eu d'influence sur la température et la salinité des eaux échantillonnées ($p > 0,05$). En juillet/août, les eaux sont plus chaudes et plus douces en surface ($8,78 \pm 2,96^\circ\text{C}$ et $30,01 \pm 1,39$ psu ; $n=9$) puis se refroidissent et se salent le long de la colonne d'eau ($1,51 \pm 1,89^\circ\text{C}$ et $31,9 \pm 0,3$ psu au fond ; $n=9$).

La concentration en MPS ne varie pas selon la profondeur de la colonne d'eau ($p > 0,05$) ni selon l'état de la marée ($p > 0,05$). En mai, la teneur moyenne en MPS est plus élevée à Sept-Îles ($p < 0,05$, $F=4,65$) et plus faible pendant la période estivale ($p < 0,05$, $F=3,79$, voir figure 13a). En revanche, les concentrations moyennes en MPS sont assez comparables entre les deux périodes aux autres stations, avec une teneur moyenne plus élevée au printemps ($p < 0,001$, $F=27,93$).

La concentration moyenne en chlorophylle *a* ne subit pas l'influence de la marée ($p > 0,05$) ni celle de la profondeur en mai alors qu'en juillet/août on observe une diminution de la teneur en chlorophylle *a* le long de la colonne d'eau ($0,55 \pm 0,25$ et $0,26 \pm 0,36$ $\mu\text{g/l}$ respectivement en surface et au fond ; $n=9$). Au printemps, la concentration moyenne en chlorophylle *a* diminue d'ouest en est ; contrairement à l'été, où les concentrations moyennes sont assez comparables entre les stations (voir figure 13b). On observe un patron temporel similaire à la MPS pour chaque station de la Moyenne Côte Nord ($p < 0,001$, $F=16,64$).

Tableau 8 : Valeurs moyennes des différentes variables environnementales pour les missions de mai et juillet/août 2004 en fonction des stations. nd : non-disponible.

	Sept-Îles	Havre St-Pierre	Natashquan	Kégashka	Gros Mécatina	St-Augustin	St-Paul
Mai 2004							
Température (°C)	nd	1,03 ± 0,58	-0,35 ± 0,33	-0,67 ± 0,12	nd	nd	nd
Salinité (psu)	nd	28,9 ± 4,2	32,5 ± 0,3	32,7 ± 0,2	nd	nd	nd
O₂ (mg/l)	nd	12,97 ± 0,23	11,97 ± 0,25	11,94 ± 0,23	nd	nd	nd
Juillet/août 2004							
Température (°C)	4,95 ± 4,19	4,52 ± 0,35	9,96 ± 4,31	3,41 ± 2,59	5,13 ± 5,41	4,99 ± 5,15	4,95 ± 4,74
Salinité (psu)	30,81 ± 1,76	31,26 ± 0,13	30,33 ± 1,12	31,72 ± 0,31	31,21 ± 0,82	31,10 ± 1,02	31,17 ± 0,93
O₂ (mg/l)	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd

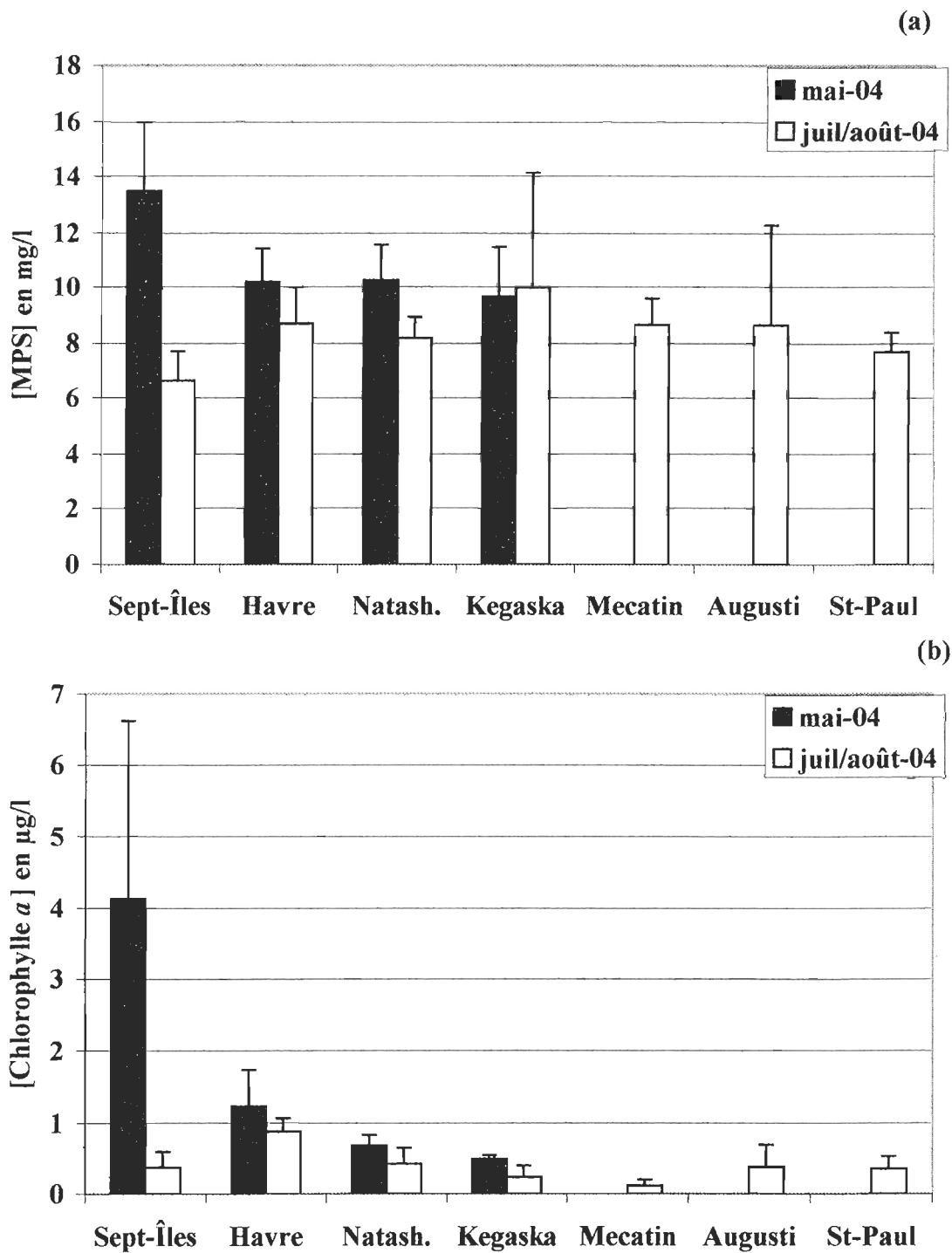


Figure 13 : Concentration en MPS en mg/l (a) et en chlorophylle *a* en µg/l (b) pour les missions de mai et juillet/août 2004 aux stations d'échantillonnage de Sept-Îles à St Paul.

Les concentrations moyennes en Cd particulaire (PCd) et en Cd dissout (DCd) ne varient pas significativement selon la profondeur de la colonne d'eau ($p > 0,05$; $n = 21$), ni selon la phase de la marée ($p > 0,05$; $n = 4$). C'est pourquoi, ces deux facteurs (profondeur et marée) ne sont plus pris en considération pour les analyses suivantes.

En mai, la concentration moyenne en PCd est significativement plus importante à Sept-Îles qu'au Havre St-Pierre ($p < 0,001$, $F = 14,38$; tableau 9). De même en juillet/août, la station St-Paul diffère par sa faible concentration en PCd comparativement aux stations Sept-Îles, Havre St-Pierre et Natashquan ($p < 0,001$). Pour chaque station de la Moyenne Côte Nord, la concentration moyenne en PCd est supérieure de 4,6 fois au printemps comparativement à l'été 2004. La concentration moyenne de DCd est de $14,01 \pm 3,12$ ng/l au printemps ($p > 0,05$; $n = 8$ ou 16) avec un maximum à Sept-Îles et un minimum à Natashquan. Pendant la saison estivale, la station Havre St-Pierre présente une concentration moyenne en DCd quatre fois plus faible comparativement aux autres stations ($p < 0,001$, $F = 8,18$) et jusqu'à huit fois à la station Gros Mécatina. Une variation temporelle entre les deux missions n'est observée qu'au Havre St-Pierre ($p < 0,05$). De plus, la concentration de PCd est 25,5 et 8,4 fois plus élevée que celle du DCd respectivement en mai et juillet/août ($p < 0,001$) ; d'où une concentration en Cd total composée à 95,4 et 88,9 % en moyenne sous forme particulaire et à 4,6 et 11,1 % sous forme dissoute respectivement pour les saisons printemps et été.

Tableau 9 : Concentrations de Cd total, de PCd (n=8 ou 16) et de DCd (n=4, 8 ou 16) et de la valeur du coefficient de partage (Kd), pour les stations échantillonnées en mai et en juillet/août 04.

	Sept-Îles	Havre St-Pierre	Natashquan	Kégashka	Gros Mécatina	St-Augustin	St-Paul
Mai 2004							
[PCd] (ng/l)	656 ± 220	175 ± 62	319 ± 223	282 ± 86	nd	nd	nd
[DCd] (ng/l)	16,89 ± 10,84	16,43 ± 8,35 *	10,67 ± 11,40	12,03 ± 3,03	nd	nd	nd
[Cd total] (ng/l)	673 ± 226	192 ± 67	330 ± 222	294 ± 86	nd	nd	nd
Kd	51 ± 36	12 ± 5	23 ± 21	25 ± 9	nd	nd	nd
Juillet/août 2004							
[PCd] (ng/l)	102 ± 44	54 ± 9	98 ± 45	52 ± 55	46 ± 33	64 ± 35	35 ± 43
[DCd] (ng/l)	4,51 ± 5,35	1,92 ± 2,35 *	12,28 ± 6,21	4,81 ± 5,64	15,22 ± 3,94	9,65 ± 11,10	5,07 ± 6,01
[Cd total] (ng/l)	106 ± 46	56 ± 9	110 ± 43	57 ± 56	61 ± 31	74 ± 41	40 ± 45
Kd	17 ± 8	28 ± 25	12 ± 11	8 ± 11	3 ± 3	5 ± 2	5 ± 6

*stations qui diffèrent significativement entre elles.

Le coefficient de partage (K_d) est le plus élevé à Sept-Îles en mai comparativement au plus faible à la station Gros Mécatina en juillet/août ($p < 0,001$; tableau 9). Sur la Moyenne Côte Nord, on observe que le K_d moyen est plus élevé au printemps qu'à l'été, dû à la diminution du pourcentage moyen de PCd au cours de la seconde mission comparativement au DCd, exception au Havre St-Pierre où la concentration en Cd total est représentée par 91,4 % et 8,6 % en mai contrairement à 96,6 % et 3,4 % en juillet/août respectivement pour les formes particulaire et dissoute. A noter, que la concentration en Cd total varie entre les saisons et est en moyenne 4,5 fois plus élevée en mai qu'en juillet/août sur la Moyenne Côte Nord ($p < 0,001$).

3.2.3 Concentration du Cd dans le zooplancton :

En mai, la concentration en Cd total est en moyenne de $0,71 \pm 0,26 \mu\text{g/g}$ et ne varie pas significativement entre les quatre stations de la Moyenne Côte Nord ($p > 0,05$) tandis qu'en juillet/août, cette teneur varie entre les stations échantillonnées de $0,76 \pm 0,16$ à $2,27 \pm 0,18 \mu\text{g/g}$ ($p < 0,05$, $F=13,01$; voir figure 14). Kégashka est la station présentant la concentration moyenne de Cd maximum alors que les concentrations moyennes les plus faibles sont observées aux deux stations les plus à l'est de la Côte Nord, à Saint-Augustin et à Saint-Paul. Une variation temporelle est observée seulement au Havre St-Pierre et à Kégashka ($p < 0,05$, $F=16,56$) avec une teneur moyenne plus élevée lors de la période estivale.

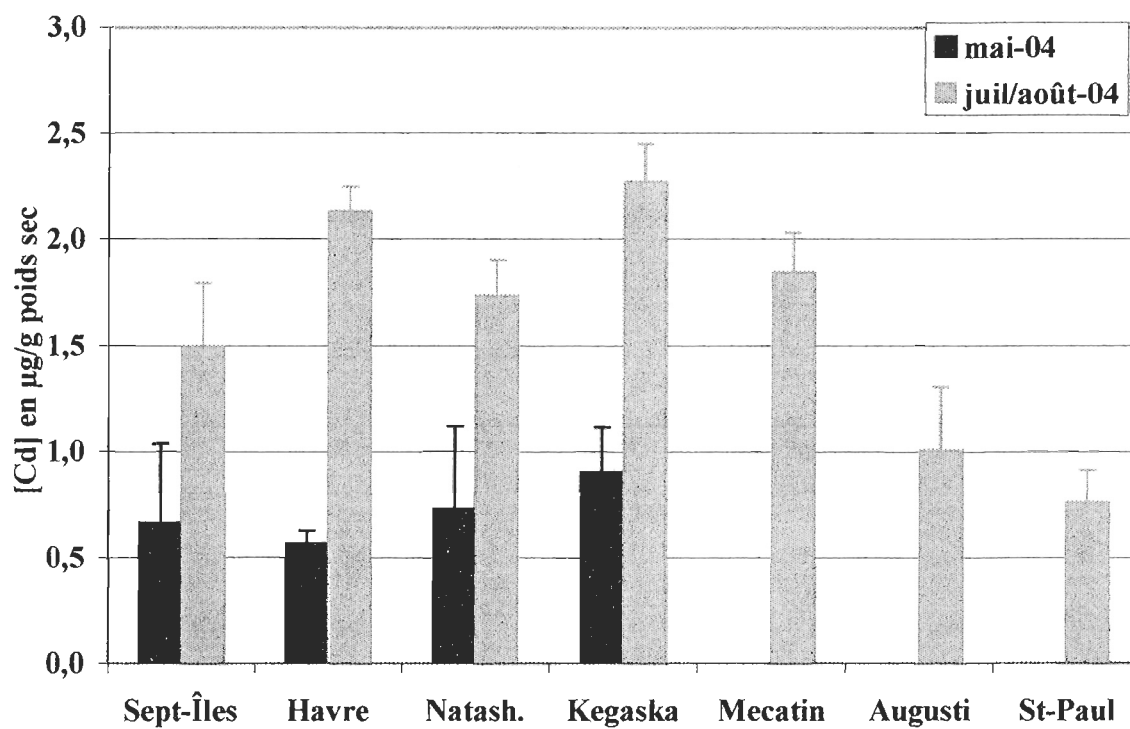


Figure 14 : Concentration de Cd ($\mu\text{g/g}$ poids sec) chez le zooplancton pour les missions de mai et juillet/août 2004 aux des stations d'échantillonnage de Sept îles à St Paul.

3.2.4 Concentration du Cd dans le sédiment de surface :

La concentration en Cd dans le sédiment de surface varie spatio-temporellement ($p < 0,001$; figure 15). En effet, on observe pour la mission de mai, que la concentration en Cd varie significativement de Sept-Îles à Kégashka due à une teneur de Cd plus faible à la station Kégashka ($p < 0,05$). Pendant l'été, les concentrations varient aussi d'une station à une autre ($p < 0,001$). Sur la Moyenne Côte Nord, de Sept-Îles à Kégashka, les concentrations moyennes en Cd sont de 3,7 fois plus faible que sur la Basse Côte Nord, de Gros Mécatina à St-Paul. Sur la Moyenne Côte Nord, la concentration de Cd total dans le sédiment de surface est (de 2,6 fois en moyenne) plus élevée en mai qu'en juillet/août 2004 et ce, pour chaque station de Sept-Îles à Kégashka ($p < 0,001$).

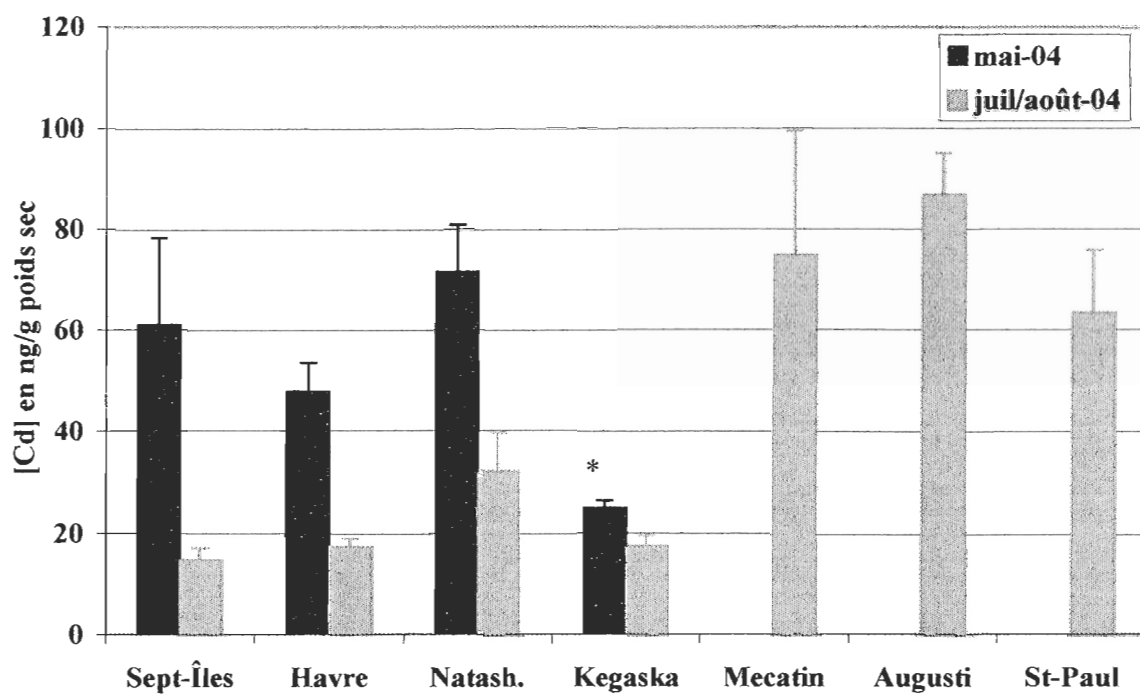


Figure 15 : Concentration de Cd (ng/g poids sec) dans le sédiment pour les missions de mai et juillet/août 2004 aux stations d'échantillonnage de Sept îles à St Paul.

* station qui diffère significativement par rapport aux autres.

3.2.5 Caractérisation de la Baie Jacques Cartier :

L'eau est plus chaude dans la Baie Jacques Cartier qu'aux stations d'échantillonnage, en moyenne de $7,9 \pm 0,8^{\circ}\text{C}$ et présente une salinité plus faible ($29,30$ psu). La concentration en MPS est en moyenne moins élevée qu'aux stations de $6,33 \pm 0,04$ mg/l contrairement à une teneur en chlorophylle *a* plus importante de $1,56 \pm 0,29$ µg/l.

Le tableau 10 présente les valeurs environnementales et les concentrations de Cd ainsi que le Kd pour les deux sites de la Baie Jacques Cartier.

On remarque que les concentrations en PCd et en DCd sont plus importantes au site d'Isaac Cove Shoal ; d'où une concentration en Cd total 1,3 fois plus élevée au fond qu'en suspension. La concentration en Cd total s'élève en moyenne à $219,14 \pm 38,25$ ng/l et est représentée à 94,0 % sous forme particulaire et à 6,0 % sous forme dissoute. On observe un coefficient de partage de $15,6 \pm 0,6$ comparativement au Kd moyen des stations échantillonnées en juillet/août de $11,2 \pm 8,7$.

Tableau 10 : Valeurs des différentes variables environnementales étudiées à la Baie Jacques Cartier, en suspension et sur le fond, en juillet/août 04 (n=1 pour chaque variable).

	Black Duck Pond (en suspension à 5 m)	Isaac Cove Shoal (au fond à 8 m)
Température (°C)	8,5	7,4
Salinité (psu)	29,3	29,3
[MPS] (mg/l)	6,30	6,35
[Chlorophylle a] (µg/l)	1,35	1,76
[Cd total] (ng/l)	192	246
[PCd] (ng/l)	180	232
[DCd] (ng/l)	11,89	14,49
Kd	15	16

3.3 Facteurs de bioconcentration et de biomagnification :

3.3.1 Facteurs de bioconcentration et de biomagnification des pétoncles :

Chez les pétoncles d'Islande sauvages, nous observons des facteurs de bioconcentration (BFC) plus élevés à Natashquan ($3,03 \pm 0,60$) $\times 10^5$ et au Havre St-Pierre ($1,47 \pm 0,29$) $\times 10^6$ respectivement au printemps et à l'été comparativement au Havre St-Pierre en mai et au Gros Mécatina à l'été ($1,43 \pm 0,28$) $\times 10^5$ et ($2,44 \pm 1,02$) $\times 10^5$ ($p < 0,001$). Le facteur de biomagnification (BMF) présente un minimum à Sept-Îles ($4,87 \pm 0,79$) $\times 10^3$ et à Natashquan ($3,60 \pm 0,75$) $\times 10^4$ respectivement en mai et juillet/août alors que l'on observe les maximums au Havre St-Pierre ($1,34 \pm 0,26$) $\times 10^4$ et à St-Paul ($1,17 \pm 0,14$) $\times 10^5$ respectivement pour les mêmes saisons ($p < 0,001$).

Au Havre St-Pierre, on remarque que le BCF et le BMF sont plus élevés pour les pétoncles géants sauvages que les pétoncles d'Islande sauvages lors des deux missions ($p < 0,001$; tableau 11). De plus, les deux espèces de pétoncle sauvages présentent des BFC et BMF plus élevés en juillet/août ($p < 0,001$; tableau 11).

En ce qui concerne les pétoncles géants d'élevage, on remarque qu'ils bioconcentrent et biomagnifient le plus lorsqu'ils se trouvent en suspension ($p < 0,001$).

Pour tous les pétoncles, le BCF est de 4 à 16 fois plus important que le BMF ($p < 0,001$). En moyenne, on remarque que le BCF chez les pétoncles sauvages d'Islande est plus élevé que chez les géants d'élevage. Le BMF est par contre semblable pour les pétoncles sauvages ($p > 0,05$) et diminue chez les pétoncles géants d'élevage ($p < 0,001$).

Tableau 11 : Valeurs des facteurs de bioconcentration (BCF) et de biomagnification (BMF) pour les pétoncles sauvages et d'élevage.

BCF = ([Cd] dans le pétoncle en $\mu\text{g/g}$ poids humide) / ([DCd] en mg/l)

BMF = ([Cd] dans le pétoncle en $\mu\text{g/g}$ poids humide) / ([PCd] en mg/l)

	BCF ($\times 10^5$)	BMF ($\times 10^3$)
Pétoncle d'Islande sauvage		
Mai 2004 (n=80)	2,17 \pm 0,73	9,65 \pm 3,72
Juillet/août 2004 (n=140)	7,10 \pm 4,50	65,6 \pm 32,8
Moyenne (n=220)	5,33 \pm 4,33	45,6 \pm 37,6
Pétoncle géant sauvage		
Mai 2004 (n=3)	2,67 \pm 0,29	25,0 \pm 2,76
Juillet/août 2004 (n=2)	24,6 \pm 2,87	87,4 \pm 10,2
Moyenne (n=5)	11,4 \pm 12,1	49,9 \pm 34,6
Pétoncle géant d'élevage		
En suspension (n=40)	4,13 \pm 0,69	27,3 \pm 4,54
Au fond (n=40)	3,29 \pm 0,62	20,6 \pm 3,88
Moyenne (n=80)	3,71 \pm 0,77	23,9 \pm 5,37

3.3.2 Facteurs de bioconcentration et de biomagnification du zooplancton :

Le BCF et le BMF sont calculés entre le zooplancton et respectivement le DCd et le PCd en assumant que le PCd est contenu dans les particules alimentant le zooplancton (tableau 12).

Nous observons chez le zooplancton des facteurs BFC plus élevés à Kégashka ($1,31 \pm 0,36$) $\times 10^6$ et au Havre St-Pierre ($1,67 \pm 0,12$) $\times 10^7$ respectivement au printemps et à l'été comparativement à des valeurs les plus faibles au Havre St-Pierre ($9,62 \pm 5,72$) $\times 10^5$ et au Gros Mécatina ($1,98 \pm 1,00$) $\times 10^6$ respectivement pour les mêmes saisons ($p < 0,001$).

Le facteur de biomagnification (BMF) présente un minimum à Sept-Îles ($3,24 \pm 3,12$) $\times 10^4$ et ($2,59 \pm 0,13$) $\times 10^5$ pour les deux missions alors que l'on observe les maximums au Havre St-Pierre ($9,03 \pm 5,36$) $\times 10^4$ et au Gros Mécatina ($6,61 \pm 3,34$) $\times 10^5$ respectivement au printemps et à l'été ($p < 0,001$).

Le zooplancton bioconcentre et biomagnifie respectivement de 4,2 à 7,7 fois plus en juillet/août ($p < 0,001$) ; avec en moyenne un BCF 12,6 fois plus important que le BMF ($p < 0,001$).

Tableau 12 : Valeurs des facteurs de bioconcentration (BCF) et de biomagnification (BMF) pour le zooplancton.

BCF = ([Cd] dans le zooplancton en $\mu\text{g/g}$ poids humide) / ([DCd] en mg/l)

BMF = ([Cd] dans le zooplancton en $\mu\text{g/g}$ poids humide) / ([PCd] en mg/l)

	BCF ($\times 10^6$)	BMF ($\times 10^5$)
Zooplancton		
Mai 2004 (n=8)	1,20 \pm 0,59	0,55 \pm 0,35
Juillet/août 2004 (n=15)	5,06 \pm 4,96	4,24 \pm 1,80
Moyenne (n=23)	3,72 \pm 4,39	2,95 \pm 2,30

4.0 Discussion :

4.1 Le Cd sur la Côte Nord, un réel problème ?

4.1.1 Teneurs de Cd élevées dans les pétoncles :

Au Canada, aucune ligne directrice n'a encore été émise quant à la concentration maximum de Cd permise dans les fruits de mer destinés à la consommation humaine. Les autorités canadiennes compétentes approchent donc les différentes problématiques alimentaires associées au Cd au cas par cas en se basant sur les réglementations appliquées ailleurs. Les critères appliqués le plus souvent sont les limites posées par la Commission Européenne (1 $\mu\text{g/g}$ de chair humide, Règlement CE, n° 466/2001) ou par les États Unis (4 $\mu\text{g/g}$ de chair humide) ainsi que par la dose hebdomadaire tolérable (DHT) de l'OMS (7 μg de Cd/kg de poids corporel par semaine ; JECFA, 2003).

A la lumière de nos résultats, on constate des concentrations de Cd total dans les pétoncles très élevées allant jusqu'à 12,03 $\mu\text{g/g}$ de chair humide sur toute l'étendue de la Côte Nord. Chaque pétoncle pris en entier et analysé individuellement sur les 355 organismes étudiés, sans exception dépassent le niveau de 1 $\mu\text{g/g}$ de chair humide. Il suffirait, pour un homme de 80 kg, de consommer plus de 2 pétoncles géants entiers ou plus de 4 pétoncles d'Islande entiers par semaine pour dépasser le seuil recommandé par l'OMS aux consommateurs de fruits de mer (Tableau 13).

Ce calcul n'inclut pas l'assimilation moyenne journalière par voie alimentaire évaluée à 10 μg de Cd ainsi qu'à celle additionnelle de 10 μg venant de la fumée de cigarette (US FDA, 1993).

4.1.2 Influence spatio-temporelle :



Giguère *et al.* (2000) observent que le taux de croissance du pétoncle d'Islande est plus élevé chez les pétoncles à l'est de la Côte Nord. Nous supposons trouver des concentrations en Cd plus importantes sur la Moyenne Côte comparativement à la Basse Côte (effet de dilution biologique). Contrairement à cette hypothèse, les données préliminaires indiquaient un gradient de concentration d'ouest en est (Rouleau *et al.*, comm. pers.), à mesure que l'on s'éloigne de toutes sources industrielles. Nos données démontrent finalement que les concentrations de Cd dans les pétoncles d'Islande présentent bien des différences significatives d'une station à une autre mais qu'aucun patron spatial ne se dessine.

La phase de marée aurait pu avoir des effets sur la circulation des masses d'eau et du Cd dissout qu'elles contiennent et mettre en évidence l'apport des panaches des rivières à marée basse aux stations échantillonnées (Jegou et Lazure, 1995). Mais la phase de marée n'a pas créé de différence significative sur les teneurs de Cd dans les eaux malgré une amplitude plus importante sur la Moyenne Côte (0,8 à 2 m) comparativement à la Basse Côte (inférieure à 0,9 m d'amplitude).

Un patron saisonnier se dessine puisque les teneurs de Cd dans le milieu naturel diminuent en juillet/août comparativement à une augmentation simultanée dans le zooplancton et le pétoncle. Ce phénomène peut être attribué à l'adsorption du Cd de l'eau par le bloom algal (identifié à Sept-Îles en mai) et par consommation trophique pour les organismes. Nous observons des facteurs de bioconcentration et de biomagnification plus élevés à l'été qu'au printemps pour le zooplancton et les deux espèces de pétoncle. De plus, suite à un bloom printanier, Cranford *et al.* (2005) ont identifié une corrélation positive entre le taux d'ingestion chez *Placopecten magellanicus* et la sédimentation de neige marine dans le bassin de Bedford. Le Cd a la propriété de s'accumuler à la surface des pelotes fécales et de la neige marine (Fisher *et al.*, 1991) d'où une biodisponibilité du Cd plus importante pour les bivalves suspensivores comme les pétoncles.

A l'été, la diminution des concentrations de Cd observée dans les sédiments vaseux, échantillonnés en moyenne à 115 m de profondeur à proximité des stations d'échantillonnage, peut s'expliquer par la diagenèse précoce du Cd. Environ 80 % du Cd associé à la matière organique arrivant au sédiment est retourné à la colonne d'eau (Gobeil *et al.*, 1987). Les sédiments côtiers agissent alors comme une source de Cd dissout pour les eaux sous-jacentes et les organismes benthiques. Cette biodisponibilité de Cd ne s'applique pas aux pétoncles qui se retrouvent principalement sur des fonds de gravier, de coquillage ou de roche, généralement à des profondeurs variant entre 20 et 90 mètres à nos stations d'échantillonnage.

4.1.3 Différences inter-espèces dans l'accumulation et la distribution du Cd :

Sur la Côte Nord, le pétoncle géant a une croissance en longueur plus rapide que le pétoncle d'Islande et atteint sa taille commerciale vers l'âge de 6 ans comparativement à l'âge de 8 ans pour le pétoncle d'Islande (MPO, 2005). Le pétoncle géant devrait alors présenter des concentrations moins élevées résultant de l'effet de dilution biologique. Une différence de concentration inter-espèces est identifiée mais ce sont les pétoncles géants qui présentent en moyenne de plus grandes teneurs de Cd ($4,52 \pm 0,48 \mu\text{g/g}$) plutôt que les pétoncles d'Islande au Havre St-Pierre ($2,58 \pm 0,56 \mu\text{g/g}$). Le pétoncle géant a probablement une plus grande capacité d'absorption due à sa plus grande taille (Black *et al.*, 1993) et présente d'ailleurs des facteurs de bioconcentration et de biomagnification plus élevés que chez les pétoncles d'Islande. Le taux de filtration de l'eau pour le pétoncle géant est estimé à $11,7 \pm 4 \text{ l/h}$ en période de bloom phytoplanctonique et ensuite diminue rapidement à $0,4 \pm 0,9 \text{ l/h}$ (Cranford *et al.*, 2005). De plus, le pétoncle géant accumule avec le temps puisque les concentrations de Cd augmentent significativement avec la taille de la coquille (Ringwood, 1993).

Par contre, aucune variation intra-espèce n'est remarquée concernant le pétoncle géant qu'il soit sauvage ($4,52 \pm 0,48 \mu\text{g/g}$) ou élevé en suspension ou sur le fond ($4,84 \pm 0,86 \mu\text{g/g}$) de la Baie Jacques Cartier. Aux Îles de la Madeleine (IDM), Tita *et al.* (2006) ont observé que les pétoncles géants pêchés en milieu ouvert bioaccumulent plus le Cd que ceux élevés en lagune. Ces auteurs suggèrent une source d'assimilation différente entre les

pétoncles grossis en lagune (source principale: phytoplancton) et en milieu ouvert (source principale: composante minérale des MPS et composante organique d'origine non végétale).

Le caractère sexuel n'influence pas de façon significative l'accumulation de Cd chez les deux espèces étudiées même si on observe à Sept-Îles en juillet/août une concentration de Cd chez les pétoncles femelles d'Islande supérieure de 1,6 fois à celle des mâles.

Les concentrations de Cd dans les différents tissus des pétoncles géants, dont les gonades, ne varient pas de juin à la fin d'août 2004 bien que la reproduction se déroule entre la mi-juillet et la fin août sur la Côte Nord (MPO, 2005). Norum *et al.* (2005) montre que chez le pétoncle géant du Pacifique et le pétoncle épineux en Colombie Britannique, la concentration de Cd des gonades suit le cycle reproducteur, augmentant lors du développement gonadique et diminuant lors de la ponte. Nous avons remarqué comme Mauri *et al.* (1990) que les teneurs de Cd dans la gonade ont tendance à diminuer plus cet organe grossit, suggérant sans doute une dilution du métal (Boyden et Phillips, 1981). On remarque tout de même une concentration moyenne de 5,09 $\mu\text{g/g}$ dans la gonade du pétoncle d'Islande (tableau 14). Sur le plan toxicologique, le cadmium stimule la croissance des gonades du pétoncle géant et a pour effet une maturation des gamètes et une ponte plus précoce (Gould *et al.*, 1988 et Gould *et al.*, 1985).

Les études de Belcheva *et al.* (2006), Evtushenko *et al.* (1990) ainsi que Uthe et Chou (1987) montrent une relation significative entre la concentration de Cd dans la glande digestive et la taille du pétoncle que nous ne retrouvons pas dans notre étude. La glande digestive est tout de même l'organe accumulant le plus le Cd total entre 29,86 et 94,65

$\mu\text{g/g}$. De plus, le Cd se trouve majoritairement dans la glande digestive (95,2 %) comparativement au muscle (0,4 %) chez les pétoncles géants. Cette observation est similaire à d'autres études sur différentes espèces de pétoncles (Vattuone *et al.*, 1976 ; Uthe et Chou, 1987 ; Viarengo *et al.*, 1993 ; Francesconi *et al.*, 1993 ; Wu et Groves, 1995 et Bustamante et Miramand, 2005). La glande digestive est considérée comme l'organe majeur de stockage de Cd (Uthe et Chou, 1987).

Par contre, nous observons une proportion nettement plus importante du Cd dans le muscle (10 fois plus pour la Côte Nord) chez le pétoncle d'Islande que chez les pétoncles géants (Tableau 14). Au Québec, le muscle est l'organe essentiellement consommé. Un homme de 80 kg pourrait consommer jusqu'à 17 muscles de pétoncles géants provenant de la Côte Nord par jour selon la dose tolérable fixé par l'OMS (Tableau 13).

Tableau 13 : Tableau comparatif du nombre de pétoncles consommables au maximum en fonction du poids corporel, par jour et par semaine et en fonction de l'espèce considérée de la Côte Nord (CN) et des Îles de la Madeleine (IDM), d'après la dose tolérable de l'OMS (JECFA, 2003).

* calcul basé sur la concentration moyenne de Cd $0,74 \pm 0,70 \mu\text{g/g}$ (Rouleau, données non publiées, étés 2002-2003).

** (données tirées de Tita *et al.*, 2006)

Poids corporel (kg)	Par jour			Par semaine		
	40	60	80	40	60	80
Pétoncle géant (CN)						
Entier	0	0	0	1	2	2
Muscle	9	13	17	61	91	122
Pétoncle d'Islande (CN)						
Entier	0	0	1/2	2	3	4
Muscle *	4	5	7	25	38	50
Pétoncle géant (IDM)**						
<i>Milieu ouvert</i>						
Entier	0,3	0,5	0,6	2,2	3	4
Muscle	7	11	14	50	75	100
L. Grande-Entrée						
Entier	0,4	0,5	0,7	2,5	4	5
Muscle	34	51	68	237	355	474

Tableau 14 : Tableau comparatif de la concentration moyenne ($\mu\text{g/g}$ poids humide) et de la répartition moyenne du Cd (%) dans les tissus des pétoncles de la Côte Nord (CN) et des Îles de la Madeleine (IDM).

* (Rouleau, données non publiées, étés 2002-2003).

** (données tirées de Tita *et al.*, 2006)

		Glande Digestive	Muscle	Gonade	Reste
Pétoncle géant					
CN (n = 8)	$\mu\text{g/g}$	$57,6 \pm 15,5$	$0,27 \pm 0,15$	$0,81 \pm 0,96$	$1,85 \pm 0,64$
	%	95,2	0,4	1,3	3,1
IDM ** (milieu ouvert) (n = 21)	$\mu\text{g/g}$	$131,0 \pm 105,8$	$0,22 \pm 0,12$	$0,24 \pm 0,20$	$1,27 \pm 0,55$
	%	57,7	4,5	4,4	39,4
IDM ** (L. Grande-Entrée) (n = 18)	$\mu\text{g/g}$	$38,1 \pm 16,3$	$0,07 \pm 0,04$	$0,22 \pm 0,16$	$0,64 \pm 0,23$
	%	89,9	0,86	0,76	8,5
CN* (n = 30)	$\mu\text{g/g}$	$6,2 \pm 4,6$	$0,74 \pm 0,70$	$5,09 \pm 4,67$	$2,23 \pm 0,85$
	%	43,3	5,2	35,8	15,7

4.1.4. Un phénomène mondial :

La problématique du Cd chez le pétoncle n'est pas un phénomène endémique à la Côte Nord puisqu'une situation similaire est observée à l'échelle du golfe St-Laurent et particulièrement aux Îles de la Madeleine (Tita *et al.*, 2006). D'ailleurs Ray et Jerome rapportaient en 1987 des teneurs de Cd dans les pétoncles géants des Maritimes de 3,2 à 20,9 $\mu\text{g/g}$ de chair humide. Nos données coïncident avec les teneurs trouvées pour les pétoncles entiers en Colombie Britannique où Kruzynski (2004) rapporte une concentration de Cd de 4,3 à 9,0 $\mu\text{g/g}$ de chair humide, avec une quantité de Cd dépassant le 80 $\mu\text{g/g}$ pour le système digestif. Le même phénomène est constaté en Nouvelle Zélande (Ashoka, 1999 ; Hunter *et al.*, 2001), au Japon (Sakuta *et al.*, 1992) en Antarctique (Viarengo *et al.*, 1993), en Australie (Wu et Groves, 1995), en France (Bustamante et Miramand, 2005) et au Groenland (Pedersen *et al.*, 2005). La problématique du Cd s'étend à l'échelle de l'espèce des Pectinidae. Il pourrait s'agir de mécanismes physiologiques propres aux bivalves pectinides (Ponzano *et al.*, 2001).

La seule étude ayant portée sur les teneurs de Cd dans les bivalves à proximité de notre site de travail est celle de Cossa et Bourget (1980) observant chez la moule (*Mytilus edulis*) dans l'estuaire et le Nord Ouest du golfe St-Laurent des concentrations en Cd de 1,12 à 3,20 $\mu\text{g/g}$ de chair humide. Ces auteurs excluaient déjà, (1) tout lien avec le taux de croissance, (2) l'état de maturation des organismes et (3) toute source ponctuelle de pollution, pour expliquer les variations des teneurs de Cd chez les moules mais suggéraient un lien avec les courants résiduels de surface.

Seule une aire dans le golfe du St-Laurent présentait une contamination élevée en Cd due l'activité humaine, soit au port de Belledune, dans la Baie des Chaleurs (Cossa, 1990) à cause des rejets d'eaux usées chargés en Cd provenant de l'usine de plomb et d'engrais (Uthe *et al.*, 1986).

Plusieurs études démontrent aussi que la source d'apport de Cd est peut être reliée à des phénomènes physiques naturels. Roméo et al. (1999) constatent que les hauts niveaux de Cd observés chez différentes espèces de mollusques des eaux Mauritanienne sont attribués à une remontée des eaux profondes naturellement riches en Cd prenant place le long de la Côte Ouest de l'Atlantique. Shih-Chieh *et al.* (2003) confirme qu'une gyre cyclonique dans le sud-est de la mer de Chine joue un rôle de pompe à Cd par la remontée d'eau profonde.

4.2. Les sources probables du Cd sur la Côte Nord :

4.2.1. Un environnement non pollué :

Aucune source de pollution anthropique n'a pu être identifiée sur notre site d'étude, seules les villes de Sept-Îles et du Havre St-Pierre présentent des activités minières (fer, aluminium). La Côte Nord est une région peu peuplée et l'accès aux villages à l'est de Natashquan s'effectue uniquement par voies navigable ou aérienne.

La teneur en Cd total dans l'eau de mer varie de 372 à 72 ng/l, respectivement en mai et en juillet/août, comparativement aux concentrations déjà reportées (18 à 34 ng/l)

dans l'estuaire maritime, le golfe du St-Laurent et l'océan Atlantique (Cossa, 1988 ; Kremling et Pohl, 1989). Ces concentrations peuvent être mises en relief avec celles observées dans le port de Belledune qui variaient en 1980 de 0,46 à 125 $\mu\text{g/l}$ (Uthe *et al.*, 1986). Les concentrations en Cd plus élevées au printemps peuvent être attribuées à l'influence du lessivage continental (Eaton, 1976) puisque cet apport est à 95,4 % sous forme particulaire. Le DCd de l'eau de mer varie de 2 à 17 ng/l et se compare aux teneurs rapportées (11 à 25 ng/l) par Cossa (1990).

Dans le zooplancton, les concentrations moyennes de Cd sont inférieures à 2 $\mu\text{g/g}$ de poids sec, ce qui est comparable aux teneurs retrouvées chez le zooplancton de la Mer du Nord (Radach et Heyer, 1997), de la Méditerranée (Hardstedt-Romeo et Laumond, 1980) et de la Mer Baltique (Pempkowiak *et al.*, 2006).

Nous observons dans le sédiment de surface des concentrations inférieures (20 à 74 ng/g de Cd en poids sec) à ce qui a déjà été rapporté dans le Chenal Laurentien, où les plus hautes concentrations en Cd dans le sédiment se trouvaient au niveau du golfe ouvert à l'océan Atlantique, éloigné de l'influence humaine (130 à 210 ng/g de Cd en poids sec, Silverberg et Sundby, 1990 ; Eaton, 1976). Comparativement, les concentrations de Cd dans le sédiment de surface à l'intérieur du Port de Belledune variaient de 4,6 à 19,8 $\mu\text{g/g}$ (Uthe *et al.*, 1986).

Finalement, les teneurs de Cd observées sur notre zone d'étude sont comparables aux aires non polluées ou à celle considérée comme niveau de base dans la plupart des secteurs marins côtiers comme l'ont montré Bargagli *et al.* (1996) près de la station antarctique italienne à Terra Nova Bay.

4.2.2. L'apport des rivières :

La source d'apport de Cd dans notre site d'étude peut probablement être associée aux entrées des nombreuses rivières qui drainent cette partie du Bouclier Canadien, la Province de Grenville, connue pour sa couverture de dépôts de till datant de la dernière glaciation et présentant une charge importante en Cd (Ressources naturelles Canada, 2003 ; Environnement Canada, 2006). L'apport en Cd total pour quatre des rivières échantillonnées est estimé à 69 t/an à 99,9 % sous forme de particules en juillet/août 2004 (Tableau 15). Cette contribution serait probablement plus importante en incluant l'apport en Cd lors des périodes de crue, de fonte des neiges et de lessivage des terres au printemps (Cossa, 1990) bien que nous n'ayons pu mettre en évidence l'apport de Cd dissout par les panaches des rivières aux stations échantillonnées, dû certainement à l'effet de dilution des masses d'eau en place (Jegou et Lazure, 1995).

Par ailleurs, la relation entre la salinité de l'eau et le DCd a été mise en évidence au cours de notre étude. Nos données suggèrent une désorption et une dissolution dans la phase dissoute du Cd avec l'augmentation de la salinité, contribuant à élever sa mobilité dans le milieu naturel et sa biodisponibilité pour les organismes (Environnement et Santé Canada, 1994 ; Boutier *et al.*, 1993 ; Kremling, 1985 ; Bewers *et al.*, 1987). La teneur de Cd dans les sédiments des rivières n'a pu être analysée mais se révélerait intéressante afin de déterminer si une précipitation du PCd se produit le long de la rivière ce qui permettrait d'étudier le possible rôle des sédiments des cours d'eau comme « piège à cadmium ».

4.2.3. La remontée d'eau profonde :

Au cours de notre étude, aucune remontée d'eau froide n'a été observée par nos profils CTD, ni de patron de distribution vertical particulier concernant le DCd et le PCd, bien que Rose et Leggett (1988) ainsi que Saucier *et al.* (2003) aient mis en évidence le phénomène de remontée le long de la Côte Nord du Québec. La remontée d'eaux froides provenant de la couche intermédiaire froide du Golfe St-Laurent se produit au courant de l'été lors de forts vents du Nord par transport d'Eckman. Cet apport sporadique pourrait être une source non négligeable de Cd sous forme de pulses dispersés et irréguliers (Helmets, 1996) comme une pompe à nutriments (Bruland et Franks, 1983). Cependant nos données ne nous permettent pas de confirmer cette hypothèse. Il est impossible de déterminer si un tel apport serait significatif compte tenu de l'énorme contribution provenant des rivières (Tableau 15).

Tableau 15 : Calcul des apports de Cd total, de PCd et de DCd en (kg/an) pour quatre des rivières échantillonnées en juillet/août 2004, en fonction de leur débit moyen.

* débit moyen estimé par le ministère de l'Environnement (annuaire hydrologique 1994-1995, <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/regions/region09/09-cote-nord.htm#21>).

	Moisie	Romaine	Natashquan	St-Augustin	Total
Débit moyen* (m3/s)	422	295	332	178	
Cd total (kg/an)	32427	14377	16412	5661	68877
PCd (kg/an)	32419	14368	16385	5651	68823
DCd (kg/an)	8	9	27	10	54

4.3. L'accumulation du Cd par les pétoncles :

4.3.1. Le pétoncle comme « bioconcentrateur » :

Le pétoncle présente deux voies d'assimilation, soit sous forme directe par absorption des substances dissoutes présentes dans l'eau de mer, soit par ingestion des particules en suspension. Ce bivalve filtreur se nourrit d'un large spectre de micro-organismes pélagiques et benthiques ainsi que de débris inorganiques et organiques, de 10 à 350 μm (Shumway et al., 1987). Les résultats indiquent que les facteurs de bioconcentration sont de 4 à 16 fois plus importants que les facteurs de biomagnification et ce, pour tous les pétoncles. Des investigations en cours, utilisant le radiotracteur ^{109}Cd , devraient aider à confirmer la voie de pénétration et la biocinétique de la prise du Cd par les pétoncles (Rouleau *et al.*, comm. pers.).

Les pétoncles accumulent et retiennent le Cd à de plus hautes concentrations que les huîtres, les moules et les myes (Sprague, 1986). Vattuone *et al.* (1976), Gould et Fowler (1991) ainsi que Tita *et al.* (2006) remarquent que le pétoncle concentre le Cd de 10 à 20 fois plus que la moule bleue, *Mytilus edulis*.

Les concentrations élevées de Cd peuvent refléter un rôle physiologique particulier chez les Pectinidae (Uthe & Chou, 1987). D'ailleurs, Ponzano *et al.* (2001) démontrent la présence de métallothionéines dans la glande digestive, dont la composition en acides aminés est spécifique. Belcheva *et al.* (2006) pense que la teneur de Cd dans la glande digestive du pétoncle est fonction de la quantité de calcium absorbé et retiendrait le Cd sous une forme

biologiquement inactive (i.e. granules) indisponible pour ces prédateurs (Wallace et Luoma, 2003).

4.3.2. Le pétoncle comme bioindicateur :

Dernièrement, le pétoncle en tant que bioindicateur de la présence de Cd a été envisagé par plusieurs auteurs compte tenu de sa capacité de bioaccumulation en vue d'une comparaison des niveaux de Cd dans les pétoncles de différentes régions (Belcheva *et al.*, 2006). Bustamante et Miramand (2005) montrent l'importance de considérer spécifiquement un tissu, une période d'échantillonnage et la taille dans les études utilisant les pétoncles comme espèces bioindicatrices. Plusieurs facteurs affectent la concentration de Cd dans les tissus et doivent être pris en considération comme l'espèce, le sexe et la maturation sexuelle, tel que constaté par Norum *et al.* (2005). De plus, des pétoncles de secteurs non contaminés peuvent présenter des teneurs de Cd plus élevées que les pétoncles vivant dans des secteurs pollués (Uthe & Chou, 1987 ; Ray *et al.*, 1984). Belcheva *et al.* (2006) ont observé le même phénomène et supposent que la performance de croissance des pétoncles dans les aires polluées est limitée par plusieurs facteurs environnementaux (température, type de fond, disponibilité en oxygène, salinité etc.) lesquels peuvent causer un certain stress, comme le démontre la petite taille des pétoncles dans les zones polluées. D'un autre côté, les pétoncles d'aires non polluées ont un métabolisme plus actif. Le haut « turn-over » du métabolisme et en particulier le haut « turn-over » du calcium peut faciliter l'accumulation du Cd. Wright & Frain (1981) suggèrent qu'une partie du Cd entre dans les

organismes aquatiques par le même mécanisme que le calcium *via* les canaux de calcium. Le Cd peut être recyclé et retenu sous une forme biologique inactive dans l'organisme en fonction de la quantité de calcium apporté par les canaux d'ions et ceci expliquerait l'augmentation de la concentration de Cd avec l'âge et la taille du pétoncle (Belcheva *et al.*, 2006).

Sur la Côte Nord, il faudrait prendre en compte les dimensions spatio-temporelles et les différences inter-espèces. Il serait peut être difficile d'envisager le pétoncle comme bioindicateur étant donné le recrutement sporadique des deux espèces et les mortalités massives récurrentes observées chez le pétoncle géant (MPO, 2005).

4.3.3. Le pétoncle comme vecteur d'exposition :

Les Pectinidae peuvent être un vecteur d'exposition pour l'humain consommateur de fruits de mer. Comme le montrent nos résultats, les concentrations de Cd de la totalité de la chair des pétoncles sont très élevées et dépassent les limites posées par les États Unis et la Commission Européenne, sans exception. Mais, puisque environ 43 à 95 % du Cd se trouve dans la glande digestive, les autres organes présentent des concentrations inférieures à ces limites à l'exception de la gonade du pétoncle d'Islande. Si on applique la recommandation de l'OMS, la consommation de muscles ne pose pas de problème. La quantité de muscles à consommer pour atteindre la dose journalière tolérable de Cd est sensiblement plus élevée pour les pétoncles géants que pour les pétoncles d'Islande en raison de la concentration de Cd plus faible dans le muscle des premiers. Concernant les

pétoncles entiers, elle serait déconseillée à l'échelle d'une consommation journalière (Tableau 11).

Le Cd est un xénobiotique chimique cancérigène chez l'homme (Environnement et Santé Canada, 1994 ; Environnement Canada, 2006). Il peut causer des dommages considérables aux poumons, aux reins et peut engendrer l'emphysème, l'ostéomalacie, la protéinurie et la décalcification des os (maladie Itai-Itai, Donglas-Wilson, 1972). Inaba *et al.* (2005) ont estimé à 3,1-3,8 g la charge de Cd chez les patients morts de la maladie Itai-Itai, dose trois fois supérieure à la charge observée actuellement au Japon. Benedetti *et al.* (1999) ont observé que chez 314 sujets Québécois (post-mortem) les concentrations maximales de Cd retrouvées chez le groupe d'âges des 50-59 ans étaient de 2,2 et 44,2 µg/g de tissu humide respectivement dans le foie et les reins. Les femmes ont tendance à absorber le Cd plus que les hommes (Satarug *et al.*, 2003). Vahter *et al.* (1996) indique que moins de 1 % du Cd ingéré est absorbé par les femmes se nourrissant d'une diète que ce soit avec ou sans fruits de mer. Cette dernière étude démontre que les facteurs nutritionnels tel la charge de fer dans le corps influence considérablement l'absorption gastro-intestinale du Cd.

5.0 CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES :

Notre travail a permis de constater que le pétoncle géant (*Placopecten magellanicus*) et le pétoncle d'Islande (*Chlamys islandica*) sont de toute évidence capable de bioaccumuler le Cd total et ce, jusqu'à des concentrations très élevées pouvant atteindre 12,03 µg/g de chair humide sur l'étendue de la Côte Nord du Québec.

De plus, on observe une différence inter-espèce du niveau d'accumulation et de la distribution du Cd chez le pétoncle géant et le pétoncle d'Islande. Les pétoncles géants présentent des concentrations plus élevées de Cd ($4,52 \pm 0,48$ µg/g) que les pétoncles d'Islande ($2,58 \pm 0,56$ µg/g), cadmium qui se répartit chez les pétoncles géants majoritairement dans la glande digestive à 95% et à seulement 0,4% dans le muscle comparativement à 43% et 5% chez le pétoncle d'Islande.

L'environnement naturel des pétoncles présente des teneurs de Cd comparable aux aires non polluées ou à celles considérées comme niveau de base dans la plupart des secteurs côtiers marins. En effet, la teneur en Cd total dans l'eau de mer varie de 72 à 372 ng/l, à 95,4 % sous forme particulaire. Le zooplancton présente des concentrations de Cd en moyenne inférieure à 2 µg/g de poids sec. Nous observons dans le sédiment de surface des concentrations inférieures (20 à 74 ng/g de Cd en poids sec) à ce qui a déjà été rapporté dans le Chenal Laurentien.

L'apport en Cd sur la Côte Nord du golfe St-Laurent est essentiellement d'origine naturelle et serait associé à la géologie du bassin de drainage et à l'apport des rivières. La contribution globale des nombreux cours d'eau n'est pas négligeable et représente plusieurs dizaines de tonnes par an à 99,9 % sous forme particulière.

Nos travaux démontrent l'ampleur du problème de la présence naturelle du Cd, le long de la Côte Nord du Québec, un résultat qui devrait inciter Santé Canada à prendre des mesures de protection des consommateurs canadiens et étrangers et ce malgré un impact possible sur l'économie et le commerce des pêcheurs au Québec ainsi que sur le marché de l'exportation pour le pétoncle entier. La pêche commerciale du pétoncle au Québec a débuté à la fin des années 1960 et depuis 1985, la Côte-Nord est la région du Québec où les débarquements de pétoncle sont les plus importants (MPO, 2005). D'ailleurs en 2004, les débarquements en coquilles de pétoncle au Québec ont totalisé un volume de 1 068 tonnes à 73 % en provenance de la Côte Nord et représentent 1,1 million de dollars (INFOCEANS, 2005).

Le gouvernement fédéral a établi le Programme Canadien de Contrôle de la Salubrité des Mollusques (PCCSM) pour réduire au minimum le risque de consommation de coquillages malsains ou dangereux pour la santé. Trois ministères participent à ce programme : Environnement Canada, l'Agence canadienne d'inspection des aliments (ACIA) et Pêches et Océans Canada (MPO).

Pour le moment, Santé Canada n'en est qu'au stade de prévention en avertissant les consommateurs que des concentrations élevées de Cd se retrouvent chez les huîtres et les pétoncles entiers en Colombie Britannique. Santé Canada recommande, pour limiter cet apport de Cd, de restreindre la consommation d'huîtres de Colombie Britannique à 460 g par mois pour les adultes et à 60 g pour les enfants (Agence canadienne d'inspection des aliments, 2003).

Notre travail se veut un premier constat de la situation actuelle. D'autres expériences sont en cours en laboratoire utilisant le radiotracteur, ^{109}Cd , pour confirmer la voie de pénétration et d'accumulation ainsi que la biocinétique du Cd chez les pétoncles via l'eau et la nourriture. Nos données recueillies permettront de valider le modèle prédictif et quantitatif de la bioaccumulation du Cd qui sera élaboré à partir des expériences en laboratoire, menées sous des conditions environnementales réalistes en prenant compte de la physiologie des pétoncles étudiés.

En considérant l'ensemble de notre travail, deux problématiques émergent : les risques pour la santé des consommateurs et l'exportation de pétoncles vers les pays appliquant des limites de concentrations de Cd dans les fruits de mer destinés à la consommation humaine.

Premièrement, selon la dose tolérable émise par l'OMS, seule la consommation du muscle du pétoncle ne pose pas de risques pour la santé des consommateurs. Par contre, la consommation du pétoncle en entier en provenance de la Côte Nord entraîne un dépassement de cette dose tolérable. Une étude portant sur le possible transfert du Cd à l'homme et le risque toxicologique en découlant devient d'une importance majeure afin de

gérer au mieux cette problématique et d'envisager des solutions durables. De plus, Santé Canada n'en restera qu'au stade des recommandations tant que des preuves scientifiques n'établissent pas un lien significatif entre des problèmes de santé et le cadmium naturel présent chez les coquillages (Agence canadienne d'inspection des aliments, 2003).

Deuxièmement, l'industrie pectinicole devrait procéder à une transformation des produits avant de les exporter vers les pays appliquant des limites comme l'exportation du muscle seul séparé du reste de la chair. Le même procédé pour la gonade serait une solution mais la concentration de Cd élevée dans les gonades des pétoncles d'Islande devrait faire l'objet d'une étude préalable plus exhaustive.

BIBLIOGRAPHIE

- AbdAllah, A.T., Moustafa, M.A., 2002. Accumulation of lead and cadmium in the marine prosobranch *Nerita saxtilis*, chemical analysis, light and electron microscopy. *Environmental Pollution*, 116 : 185-191.
- Adami, G., Barbieri, P., Fabiani, M., Piselli, S., Predonzani, S., Reisenhofer, E., 2002. Levels of cadmium and zinc in hepatopancreas of reared *Mytilus galloprovincialis* from Gulf of Trieste (Italy). *Chemosphere*, 48 : 671-677.
- Agence canadienne d'inspection des aliments, 2003. L'innocuité des aliments et les coquillages bivalves en Colombie Britannique. Fiche d'information. P0273F-03. Site Internet de l'Agence canadienne d'inspection des aliments. www.inspection.gc.ca/francais/fssa/concen/specif/bivalvef.pdf
- Arar, E., Collins, G.B., 1997. In vitro determination of chlorophyll *a* and pheophytin *a* in marine and freshwater algae by fluorescence. Method 445.0. National Exposure Research Laboratory. Office of Research and Development. U.S. Environmental Protection Agency. Cincinnati, Ohio 45268.
- Ashoka, S., 1999. Trace metal levels in two New Zealand scallop species. *Pecten novozealandiae* and *Chlamys deliculata*. Msc Thesis, University of Otago, Dunedin, New Zealand, 156 p.
- Bargagli, R., Nelli, L., Ancora, S., Focardi, S., 1996. Elevated cadmium accumulation in marine organisms from Terra Nova Bay (Antarctica). *Polar Biology*, 16 : 513-520.

- Belcheva, N.N., Zakhartsev, M., Silina, A.V., Slinko, E.N., Chelomin, V.P., 2006. Relationship between shell weight and cadmium content in whole digestive gland of the Japanese scallop *Patinopecten yessoensis* (Jay). *Marine Environmental Research*, 61 : 396-409.
- Benedetti, J.L., Samuel, O., Dewailly, E., Gingras, S., Lefebvre, M.A., 1999. Levels of cadmium in kidney and liver tissues among a Canadian population (province of Quebec). *Journal of Toxicology and Environmental Health*, 56 : 145-163.
- Bewers, J.M., Barry, P.J., MacGregor, D.J., 1987. Distribution and cycling of cadmium in the environment. In : Nriagu, J.O., Sprague, J.B. (eds) *Cadmium in the aquatic environment*. John Wiley and Sons, 1-18.
- Black, G.A.P., Mohn, R.K., Robert, G., Tremblay, M.J., 1993. Atlas of the biology and distribution of the Sea scallop *Placopecten magellanicus* and Iceland scallop *Chlamys islandica* in the Northwest Atlantic. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences. N°1915.
- Boutier, B., Chiffolleau, J.F., Auger, D., Truquet, I., 1993. Influence of the Loire River on dissolved lead and cadmium concentrations in coastal waters of Brittany. *Estuarine Coastal Shelf Science*. 36 : 133-145.
- Boyden, C.R., Phillips, D.J.H., 1981. Seasonal variation and inherent variability of trace elements in oysters and their implications for indicator studies. *Marine Ecology Progress Series*, 5 : 29-40.

- Bruland, K.W., Franks, R.P., 1983. Mn, Ni, Cu, Zn and Cd in the western North Atlantic, 395-413. In : Wong, C.S., Boyle, E.A., Bruland, K.W., Goldberg, E.D. (eds.), Trace Metals in Seawater. Plenum Press, New York. 920 p.
- Bustamante, P., Miramand, P., 2005. Evaluation of the variegated scallop *Chlamys varia* as a biomonitor of temporal trends of Cd, Cu and Zn in the field. *Environmental Pollution*, 138 : 109-120.
- Cardellicchio, N., Brandini, E., Di Leo, A., Giandomenico, S., Annicchiarico, C., 1998. The influence of environmental and physiological factors on the accumulation of heavy metals in mussels (*Mytilus galloprovincialis*). *Analytica Chimica Acta*, 88 : 253-260.
- Caurant, F., Bustamante, P., Bordes, M., Miramand, P., 1999. Bioaccumulation of cadmium, copper and zinc in some tissues of three species of marine turtles stranded along the French Atlantic coasts. *Marine Pollution Bulletin*, 38 : 1085-1091.
- Cossa, D., 1976. Sorption du Cd par une population de diatomée *Phaeodactylum tricorutum* en culture. *Marine Biology*, 34 : 163-167.
- Cossa, D., 1988. Cadmium behaviour in the waters of the St. Lawrence estuary. International Symposium on fate and effects of toxic chemicals in large rivers and estuaries. Quebec (Canada), October. 10-14th, 1988.

- Cossa, D., 1990. Chemical contaminants in the St Lawrence Estuary and Saguenay Fjord. In : El-Sabh, M. I., Silverberg, N. (Eds.), Oceanography of a large scale estuarine system, the St. Lawrence. Coastal and Estuarine Studies 39 : 239-268. Springer Verlag.
- Cossa, D., Bourget, E., 1980. Trace elements in *Mytilus edulis* L. from the estuary and gulf of St Lawrence, Canada : lead and cadmium concentrations. Environmental Pollution Series A, Ecological and Biological, 23 : 1-8.
- Cossa, D., Lassus, P., 1989. Le cadmium en milieu marin et écotoxicologie. Biogéochimie et écotoxicologie. Rapports scientifiques et techniques de l'IFREMER, 16, 111 p.
- Cranford, P.J., Armsworthy, S.L., Mikkelsen, O.A., Milligan, T.G., 2005. Food acquisition responses of the suspension-feeding bivalve *Placopecten magellanicus* to the flocculation and settlement of a phytoplankton bloom. Journal of experimental Marine Biology and Ecology, 326 : 128-143.
- Donglas-Wilson, J.N., 1972. Cadmium pollution and "Itai-Itai" disease. Lancet 1 : 382-383.
- Eaton, A., 1976. Marine geochemistry of cadmium. Marine Chemistry, 4 : 141-154.
- Elinder, C.G., 1992. Cadmium as an environmental hazard. In : Cadmium in the human environment : Toxicity and Carcinogenicity, 123-132.

- Environnement Canada, 2006. Evaluation des substances existantes. Première liste de substances d'intérêt prioritaire (LSIP1) : Le cadmium et ses composés. La Voie verte^{MC}. Site Internet d'Environnement Canada.
www.ec.gc.ca/substances/ese/fre/pesip/lcip1_cadmium.cfm.
- Environnement et santé Canada, 1994. Loi canadienne sur la protection de l'environnement. Liste des substances d'intérêt prioritaire. Rapport d'évaluation. Le cadmium et ses composés. Gouvernement du Canada, Environnement Canada, Santé Canada. Le plan vert du Canada.
- Evtushenko, Z.S., Lukyanova, O.N., Belcheva, N.N, 1990. Cadmium bioaccumulation in organs of the scallop *Mizuhopecten yessoensis*. *Marine Biology*, 104 : 247-250.
- Fernandez-Leborans, G., Herrero, Y.O., 1999. Toxicity and bioaccumulation of cadmium in marine protozoa communities. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 43 : 292-300.
- Fisher, N.S., Nolan, C.V, Fowler, S.W., 1991. Scavenging and retention of metals by zooplankton fecal pellets and marine snow. *Deep Sea Research. Part A. Oceanographic Research Papers*, 38 : 1261-1275.
- Fowler, B.A., 1982. Biological transfer and transport processes. In : Kullenberg, G. (ed.), *Pollutant Transfer and Transport in Sea. II*. CRC Press, Boca Raton : 1-65.

- Francesconi, K.A., Moore, E.J., Joll, L.M., 1993. Cadmium in the saucer scallop, *Amusium balloti*, from Western Australian waters : Concentrations in adductor muscle and redistribution following frozen storage. Australian Journal of Marine and Freshwater Research, 44 : 787-797.
- Giguère, M., Brulotte, S., Goudreau, P., 2000. Etat des stocks de pétoncles des eaux côtières du Québec. MPO Sec. Can. Évaluation des Stocks, Document de Recherche, 2000/086, xi + 46p.
- Gobeil, C., Silverberg, N., Sundby, B., Cossa, D., 1987. Cadmium diagenesis in Laurentian trough sediments. Geochimica Cosmochimica Acta, 51 : 589-596.
- Gould, E., Fowler, B.A., 1991. Scallops and pollution. pp.495-515. In : Schumway, S.E. (Ed.). Scallops : biology, ecology and aquaculture. Developments in aquaculture and fisheries science. 21. Elsevier. Amsterdam.
- Gould, E., Greig, R.A., Rusanowsky, D., Marks, B.C., 1985. Metal-exposed sea scallops, *Placopecten magellanicus* (Gmelin) : a comparison of the effects and uptake of cadmium and copper. In Pollution Marine and Physiology : Recent Advances (Edited by Vernberg, F.J., Thurberg, F.P., Callabrese, A., Vernberg, W.B.), 157-186. South Carolina Press, Columbia.
- Gould, E., Thompson, R.J., Buckley, L.J., Rusanowsky, D., Sennefelder, G.R. 1988. Uptake and effects of copper and cadmium in the gonad of the scallop *Placopecten magellanicus* : concurrent metal exposure. Marine Biology, 97 : 217-223.
- Hardstedt-Romeo, M., Laumond, F., 1980. Zinc, copper and cadmium in zooplankton from the N.W. Mediterranean. Marine Pollution Bulletin, 11 : 133-138.

- Helmers, E., 1996. Trace metals in suspended particulate matter of Atlantic Ocean surface water (40°N to 20°S). *Marine Chemistry*, 53 : 51-67.
- Hunter, K.A., Frew, R.D., Peake, B.M., 2001. Cadmium in dredge oysters (*Tiostrea chilensis*) and related species in New Zealand coastal waters. In : Kruzynski, G.M., Addison, R., Macdonald, R.W., (Eds.), 2002. Proceedings of a workshop on possible pathways of cadmium into the Pacific oyster *Crassostrea gigas* as cultured on the coast of British Columbia, Institute of Ocean Sciences, 46-48. Canadian Technical. Report of Fisheries and Aquatic Sciences, vi + 65 pp.
- Inaba, T., Kobayashi, E., Suwazono, Y., Uetani, M., Oishi, M., Nakagawa, H., Nogawa, K., 2005. Estimation of cumulative cadmium intake causing Itai-Itai disease. *Toxicology Letters*. 159 : 192-201.
- INFOCEANS, 2005. Saison de pêche 2004 : excellent résultats. Bulletin d'informations de la région du Québec. MPO région du Québec. Vol. 8. N°1. Février-Mars 2005.
- JECFA, 2003. Joint FAO/WHO Expert committee on food additives. Sixty-first meeting, Rome 10-19 June 2003. JECFA/61/SC. www.ftp.fao.org/es/esn/jecfa/jecfa61sc.pdf.
- Jegou, A.M., Lazure P., 1995. Quelques aspects de la circulation sur le plateau atlantique. In: Actes du 4ème Colloque International d'Océanographie du Golfe de Gascogne. Santander, 12-14 avril 1994, 99-106.
- Koyama, J., Nanamori, N., Segawa, S., 2000. Bioaccumulation of waterborne and dietary cadmium by oval squid, *Sepioteuthis lessoniana*, and its distribution among organs. *Marine Pollution Bulletin*, 40 : 961-967.

- Kremling, K., 1985. The distribution of cadmium, copper, nickel, manganese and aluminium in surface waters of the open Atlantic and European shelf area. Deep sea research Part.A. Oceanographic research papers, 32 : 531-555.
- Kremling, K., Pohl, C., 1989. Studies on the spatial and seasonal variability of dissolved cadmium, copper and nickel in Northeast Atlantic surface waters. Marine Chemistry, 27 : 43-60.
- Kruzynski, G.M., 2004. Cadmium in oysters and scallops : the BC experience. Toxicology Letters, 148 : 159-169 .
- Latouche, C., 1992. La pollution par le cadmium des huîtres sauvages de l'Estuaire de la Gironde. Origine. Mécanismes responsables de la fixation du cadmium. Ichthyophysiological Acta, 15 : 139-152.
- MacLatchy, J., 1992. Metals data from base metal smelters and refineries, As, Cd, Cr, Ni, Pb, Hg. Direction des programmes industriels. Environnement Canada.
- Mauri, M., Orlando, E., Nigro, M., Regoli, F., 1990. Heavy metals in the Antarctic scallop *Adamussium colbecki*. Marine Ecology Progress Series, 67 : 27-33.
- McLaughlin, M.J., Singh, B.R., 1999. Cadmium in soils and plants. In : McLaughlin, M.J., Singh, B.R. (Eds.). Developments in plant and soil sciences. 85 : 1-7. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- McPherson, R., Brown, K., 2001. The bioaccumulation of cadmium by the blue swimmer crab *Portunus pelagicus* L. The Science of the Total Environment, 279 : 223-230.

- MPO, 2005. Évaluation des stocks de pétoncles des eaux côtières du Québec en 2004. Secrétariat Canadien de consultation scientifique du MPO, Avis scientifique 2005/031.
- Nakashima, S., Sturgeon, R.E., Willie, S.N., Berman, S.S., 1988. Acid digestion of marine samples for trace element analysis using microwave heating. *Analyst* 113 : 159-163.
- Norum, U., Lai, V.W., Cullen, W.R., 2005. Trace element distribution during the reproductive cycle of female and male spiny and Pacific scallops, with implications for biomonitoring. *Marine Pollution Bulletin*, 50 : 175-184.
- Nriagu, J.O., 1980a. Production, uses and properties of cadmium. Cadmium in the environment. Part 1 : Ecological cycling, Nriagu (éd.), John Wiley and Sons, Toronto (Ont.) 35-70.
- Pedersen, K.H., Jørgensen, B., Asmund, G., 2005. Cadmium content in Iceland scallop (*Chlamys islandica*) in Nuuk, Western Greenland, 2004, National Environmental Research Institute, Technical Report no 540. 41p.
- Pempkowiak, J., Walkusz-Miotk, J., Beldowski, J., Walkusz, W., 2006. Heavy metals in zooplankton from Southern Baltic. *Chemosphere*, 62 : 1697-1708.
- Ponzano, E., Dondero, F., Bouquegneau, J.M., Sack, R., Hunziker, P., Viarengo, A., 2001. Purification and biochemical characterization of a cadmium metallothionein from the digestive gland of the Antarctic scallop *Adamussium colbecki* (Smith, 1902). *Polar Biology*, 24 : 147-153.

- Radach, G., Heyer, K., 1997. A cadmium budget for the German Bight in the North Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 34 : 375-381.
- Ray, S., Jerome, V., 1987. Copper, zinc, cadmium and lead in scallops (*Placopecten magellanicus*) from the maritimes. Canadian Technical. Report of Fisheries and Aquatic Sciences, 1519, 29 pp.
- Ray, S., Woodside, M., Jerome, V.E., Akagi, H., 1984. Copper, zinc, cadmium, and lead in scallops (*Placopecten magellanicus*) from Georges and Browns banks. *Chemosphere*. 13 : 1247-1254.
- Règlement (CE) n° 466/2001, 8 mars 2001. Fixation de teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires. Journal officiel, n° L 077 du 16/03/2001. 14-21. www.legifrance.gouv.fr
- Ressources naturelles Canada(2003). www.atlas.nrcan.gc.ca/site/francais/maps/Environment/geology/majorrockcategories
- Ringwood, A.H., 1993. Age-specific differences in cadmium sensitivity and bioaccumulation in bivalve mollusc. *Marine Environmental Research*, 35 : 35-39.
- Roméo, M., Siau, Y., Sidoumou, Z., Gnassia-Barelli, M., 1999. Heavy metal distribution in different fish species from the Mauritania. *The Science of the Total Environment* 232 : 169-175.

- Rose, G.A., Leggett, W.C., 1988. Atmosphere-ocean coupling in the northern Gulf of St. Lawrence : frequency-dependent wind-forced variations in nearshore sea temperatures and currents. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 45 : 1222-1233.
- Sakuta, Y., Tomita, K., Yanabe, Y., 1992. Processing and utilizing technology of scallop wastes. Part 1. Variation of heavy metals content in scallops with their growth. *Report of the Hokkaido Research Institute* 291, 13-19.
- Satarug, S., Baker, J.R., Urbenjapol, S., Haswell-Elkins, M., Reilly, P.E.B., Williams, D.J., Moore, M.R., 2003. A global perspective on cadmium pollution and toxicity in non-occupationally exposed population. *Toxicology Letters*, 137 : 65-83.
- Saucier, F.J., Roy, F., Gilbert, D., Pellerin, P., Ritchie, H., 2003. Modelling the formation and circulation processes of water masses and sea ice in the Gulf of St. Lawrence, Canada, *Journal of Geophysical Research*, 108 : 1-20.
- Shih-Chieh, H., Fei-Jan, L., Woei-Lih, J., Tswen, Y.T., 2003. Spatial distribution of cadmium over a cyclonic eddy in the southern East China Sea. *Journal of Marine Systems* 39 : 153-166.
- Shumway, S.E., Selvin R., Schick, D.F., 1987. Food resources related to habitat in the scallop *Placopecten magellanicus* (Gmelin. 1791): A qualitative study. *Journal of Shellfish Research*, 6 : 89-95.

- Silverberg, N., Sundby, B., 1990. Sediment-water interaction and early diagenesis in the Laurentian Trough. 202-238. *In* : El-Sabbh, M.I., Silverberg, N. (ed.). Oceanography of a large-scale estuarine system : the St. Lawrence. Springer-Verlag Berlin. Coastal and estuarine studies, 39.
- Skul'sky, I.A., Burovina, I.V., Vasilyeva, V.F., Lukyanova, O.N., Nikiforov, V.A., Syasina, I.G., 1989. Uptake and microlocalization of cadmium in marine bivalve mollusc tissues. *Comparative Biochemistry and Physiology. Part C. Pharmacology, Toxicology*, 92 : 349-353.
- Sprague, J.B. 1986. Toxicity and tissue concentrations of lead, zinc and cadmium for marine bivalve molluscs and crustaceans. Report prepared for the International Lead Zinc Research organization , Inc., North Carolina, USA, 215 pp.
- Stone, H.C., Wilson, S.B., Overnell, J., 1986. Cadmium binding proteins in the scallop *Pecten maximus*. *Environmental Health Perspectives*, 65 : 189-191.
- Sturgeon, R.E., Berman, S.S., Desaulniers, A., Russell, D.S., 1980. Pre-concentration of trace metals from sea-water for determination by graphite furnace atomic absorption spectrometry. *Talanta*, 27 : 85-94.
- Tita G., St-Louis R., Pelletier É. (2006). Bioaccumulation du cadmium et de l'arsenic par le pétoncle géant (*Placopecten magellanicus*) aux Îles-de-la-Madeleine. Rapport scientifique présenté au Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'alimentation du Québec, 13 pp.

- US FDA, 1993. Guidance document for cadmium in shellfish. US Food and Drug Agency. Center for Food Safety and Applied Nutrition, 49 pp. www.cfsan.fda.gov/~frf/guid-cd.html.
- Uthe, J.F., Chou, C.L., 1987. Cadmium in sea scallop (*Placopecten magellanicus*) tissues from clean and contaminated areas. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 44 : 91-98.
- Uthe, J.F., Chou, C.L., Loring, D.H., Rantala, R.T.T., Bowers, J.M., Dalziel, J., Yeats P.A. et Charron, R.L., 1986. Effect of waste treatment at a lead smelter on cadmium levels in american lobster (*Homarus americanus*), sediments and seawater in the adjacent coastal zone, Marine Pollution Bulletin. 17 : 118-123.
- Vahter, M., Berglund, M., Nermell, B., Akesson, A., 1996. Bioavailability of cadmium from shellfish and mixed diet in women. Toxicology and Applied Pharmacology, 136 : 332-341.
- Vattuone, G.M., Griggs, K.S., McIntyre, D.R., Littlepage, J.L., Harrison, F.L., 1976. Cadmium concentrations in rock scallops in comparison with some other species. Lawrence Livermore National Laboratory. UCRL-52022. pp31.
- Viarengo, A., Canesi, L., Mazzucotelli, A., Ponzano, E., Orunesu, M., 1993 : Cu, Zn, Cd content in different tissues of the Antarctic scallop *Adamussium colbecki* (Smith 1902) : Role of metallothionein in the homeostasis and in the detoxication of heavy metals. Marine Environmental Research, 35 : 216-217.

- Wallace, W.G., Luoma, S.N., 2003. Subcellular compartmentalization of Cd and Zn in two bivalves. II. Significance of trophically available metal (TAM). *Marine Ecology Progress Series*, 257 : 125-137.
- Welschmeyer, N.A., 1994. Fluorometric analysis of chlorophyll *a* in the presence of chlorophyll *b* and pheopigments. *Limnology and Oceanography*, 39 : 1985-1992.
- Wright, D.A., Frain, J.W., 1981. The effect of calcium on cadmium toxicity in the freshwater amphipod, *Gammarus pulex* (L). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 10 : 321-328.
- Wu, R., Groves, A., 1995. Cadmium and lead in tissues of scallops from Port Philip Bay, Australia. *Water Science Technology*, 31 : 479-483.