

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC

CINÉTIQUE DE BIOACCUMALATION ET DISTRIBUTION TISSULAIRE DU
CADMIUM-109 PAR LA NOURRITURE ET PAR L'EAU CHEZ LE PÉTONCLE
GÉANT (*PLACOPECTEN MAGELLANICUS*) ET LE PÉTONCLE D'ISLANDE
(*CHLAMYS ISLANDICA*)

MÉMOIRE

PRÉSENTÉ À

L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À RIMOUSKI

comme exigence partielle

du programme de maîtrise en Océanographie

PAR

PHILIPPE CORNELLIER

MARS 2010

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À RIMOUSKI
Service de la bibliothèque

Avertissement

La diffusion de ce mémoire ou de cette thèse se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire « *Autorisation de reproduire et de diffuser un rapport, un mémoire ou une thèse* ». En signant ce formulaire, l'auteur concède à l'Université du Québec à Rimouski une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de son travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, l'auteur autorise l'Université du Québec à Rimouski à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de son travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de la part de l'auteur à ses droits moraux ni à ses droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, l'auteur conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont il possède un exemplaire.

REMERCIEMENTS

Je souhaite dans un premier temps exprimer toute ma gratitude à mon directeur de recherche, monsieur Claude Rouleau, pour la confiance, le soutien et les encouragements qu'il m'a accordés tout au long de ce projet et pour m'avoir transmis son enseignement et ses connaissances avec autant d'enthousiasme et de passion.

Je remercie également mon co-directeur, monsieur Émilien Pelletier, pour son grand intérêt et son appui constant pour mes recherches. Ses conseils toujours très judicieux et sa grande disponibilité ont été fortement appréciés et d'un précieux soutien.

Merci aussi aux membres du jury, madame Catherine Couillard de Pêches et Océans Canada et monsieur Patrice Couture de l'INRS/ETE, pour avoir accepté de lire et d'évaluer ce mémoire.

Un énorme merci à Sylvie St-Pierre de l'Institut Maurice-Lamontagne et à Isabelle Desbiens de l'ISMER non seulement pour leur précieuse aide en laboratoire mais aussi pour leurs conseils, leur énergie et leur franche camaraderie. Avec le temps, elles sont devenues pour moi non seulement de bonnes collègues de travail mais aussi de véritables amies.

Merci à Bernadette Lagacé de NutrOcéan pour m'avoir fourni les différentes souches de micro-algues de même que pour le temps qu'elle m'a consacré malgré son horaire très chargé.

Je tiens de plus à remercier le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie (CRSNG) de même que le Fonds québécois de la recherche sur la nature et les technologies (FQRNT) qui, à titre d'organismes subventionnaires, ont contribué au financement de ce projet.

Sur une note plus personnelle, un immense merci à mes parents, Pierre et Louise, de même qu'à mon frère Bruno et ma sœur Marie-Claude pour avoir toujours cru en moi et en mes choix de même que pour leurs encouragements et leur appui inconditionnel.

La plus grande partie de ma reconnaissance va incontestablement à ma conjointe Françoise pour sa patience, sa confiance et pour tous les sacrifices qu'elle a dû faire au cours des dernières années afin que je puisse mener à bien ce projet. Merci pour m'avoir toujours soutenu et encouragé dans les bons et les moins bons moments et pour tout ce que tu as fait pour moi.

Enfin, je dédie ce mémoire à mes deux trésors adorés, Raphaëlle et Charles. Sans même le savoir, ils ont été pour moi une source d'inspiration et de motivation inestimable.

AVANT-PROPOS

Ce projet s'insère parmi les nombreux travaux réalisés par la division des sciences océaniques et de l'environnement de Pêches et Océans Canada concernant la cinétique d'accumulation des métaux traces dans les organismes aquatiques. Les travaux se sont déroulés au LaMeR (Laboratoire de radioécologie marine de Rimouski) situé dans les locaux de la station aquicole de l'Institut des sciences de la mer à Rimouski (ISMER). Cet endroit était tout désigné pour ce type de travaux étant le seul au Canada à disposer, sous un même toit, de l'instrumentation et de l'expertise nécessaire à l'approche méthodologique proposée, soit le radiomarquage, le comptage gamma *in vivo* d'organismes marins et l'autoradiographie.

Ce mémoire, présenté comme exigence partielle du programme de maîtrise en océanographie de l'Université du Québec à Rimouski (UQAR) est rédigé sous la forme d'un article scientifique qui sera soumis ultérieurement sous le titre de : Cornellier P., Rouleau C. et Pelletier É. 2009. *Comparative tissue distribution and uptake/depuration kinetics of dissolved and dietary ¹⁰⁹Cd in Iceland scallop (Chlamys islandica) and Atlantic deep-sea scallop (Placopecten magellanicus).*

RÉSUMÉ

En 2001, une entreprise exportant des pétoncles entiers s'est vue refuser l'accès au marché européen parce que la concentration de cadmium (Cd) dans les bivalves entiers excédait la norme européenne de $2 \mu\text{g Cd}\cdot\text{g}^{-1}$ poids humide (p.h.) (révisée depuis à $1 \mu\text{g Cd}\cdot\text{g}^{-1}$ p.h.). Pour déterminer l'état de la situation, un suivi du contenu en Cd des pétoncles du golfe du Saint-Laurent a été mené en 2002 et 2003 par Pêches et Océans Canada. Pour tous les sites échantillonnés, la concentration moyenne de Cd était supérieure à $1 \mu\text{g Cd}\cdot\text{g}^{-1}$ p.h. Ainsi, pour mieux comprendre la dynamique du Cd chez les pétoncles, la présente étude a pour objectif principal de déterminer la cinétique de bioaccumulation par la nourriture et par l'eau de même que la distribution tissulaire de ce métal chez le pétoncle géant (*Placopecten magellanicus*) et le pétoncle d'Islande (*Chlamys islandica*), et ce, à l'aide de techniques radioisotopiques de pointe. De fortes différences interspécifiques ont été observées tant au niveau de la cinétique que de la distribution suggérant la présence de mécanismes de séquestration et de détoxification du Cd très différents entre les espèces. Malgré des capacités de bioaccumulation très élevées chez les deux espèces, le pétoncle géant accumule le Cd quatre fois plus rapidement que le pétoncle d'Islande ($k_{upt} = 43,13 \pm 13,32$ vs $12,29 \pm 3,80 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$ p.h. $\cdot\text{j}^{-1}$) et les demies-vies biologiques indiquent de plus une élimination quatre fois plus lente chez cette espèce ($1105 \pm 480 \text{ j}$ vs $256 \pm 174 \text{ j}$). En ce qui a trait à la distribution tissulaire, la presque totalité du Cd est séquestré dans le rein chez le pétoncle d'Islande et ce, peu importe la voie d'exposition, tandis que chez le pétoncle géant, le Cd se concentre principalement dans l'hépatopancréas suite à une exposition via la nourriture et dans le rein suite à une exposition via l'eau. À partir des données cinétiques obtenues, un modèle de bioaccumulation quantitatif a été élaboré permettant de prédire avec justesse les concentrations en Cd présentes dans les pétoncles en milieu naturel et qui pourra ultérieurement servir comme outil de gestion de la ressource pour les pêcheries commerciales. Ce modèle a également permis de déterminer que la voie d'accumulation particulière contribuait pour plus de 99% de l'accumulation totale en Cd chez *P. magellanicus* et pour plus de 95% chez *C. islandica* et que le principal facteur affectant l'intensité de la distribution entre les deux voies est le coefficient de partage du métal entre la phase aqueuse et la matière particulaire en suspension.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	ii
AVANT-PROPOS	iv
RÉSUMÉ	v
TABLE DES MATIÈRES.....	vi
Liste des tableaux.....	viii
Liste des figures.....	xi
CHAPITRE I.....	1
INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
1.1. Le cadmium : caractéristiques et origines.....	1
1.2. Production et exploitation du cadmium	2
1.3. Le cadmium en milieu marin	2
1.4. Les pétoncles : biologie, distribution et exploitation	3
1.5. Le cadmium chez les Pectinidae	7
1.6. Problématique	8
1.7. Les objectifs	10
CHAPITRE II	11
COMPARATIVE TISSUE DISTRIBUTION AND UPTAKE/DEPURATION KINETICS OF DISSOLVED AND DIETARY CADMIUM-109 IN ICELAND SCALLOP (<i>CHLAMYS ISLANDICA</i>) AND ATLANTIC DEEP-SEA SCALLOP (<i>PLACOPECTEN MAGELLANICUS</i>).....	11
2.1. Abstract	12
2.2. Introduction.....	14
2.3. Materials and methods	17
2.3.1. <i>Sampling and acclimatization of organisms</i>	17
2.3.2. <i>Seawater exposure</i>	17

2.3.3.	<i>Food exposure</i>	19
2.3.4.	<i>Elimination</i>	20
2.3.5.	<i>In vivo gamma counting</i>	20
2.3.6.	<i>Whole body autoradiography (WBARG)</i>	24
2.3.7.	<i>Data analysis</i>	25
2.4.	Results	25
2.4.1.	<i>Metal kinetic uptake from seawater</i>	25
2.4.2.	<i>Elimination kinetic after water exposure</i>	29
2.4.3.	<i>Uptake and elimination kinetic from food</i>	32
2.4.4.	<i>Tissue distribution</i>	35
2.4.5.	<i>Modeling of Cd bioaccumulation</i>	43
2.5.	Discussion	47
2.5.1.	<i>Kinetic and tissue distribution</i>	48
2.5.2.	<i>Modeling of Cd bioaccumulation</i>	52
2.6.	Conclusion	54
CHAPITRE III		56
DISCUSSION GÉNÉRALE		56
3.1.	Cinétique	57
3.2.	Distribution tissulaire	59
3.3.	Le modèle biocinétique : un outil prédictif efficace	61
3.4.	Dissous ou particulaire : importance relative de chacune des phases	62
3.5.	Conclusion	64
BIBLIOGRAPHIE		67
ANNEXE A: Données de cinétique pour chacun des traitements		80
ANNEXE B : Détermination de l'âge des pétoncles		85
ANNEXE C : Détermination du taux de croissance instantané (g)		88

LISTE DES TABLEAUX

<p>Tableau 1 : <i>Placopecten magellanicus</i> et <i>Chlamys islandica</i>. Constante de vitesse d'accumulation du ^{109}Cd durant les expositions de 48 h et 21 j dans l'eau de mer. ($k_{upt} \pm$ écart-type) (n = 12 par traitement à l'exception de <i>C. islandica</i> 21 j pour lequel n=10).</p>	28
<p>Tableau 2 : <i>Placopecten magellanicus</i> et <i>Chlamys islandica</i>. Paramètres cinétiques d'élimination du ^{109}Cd provenant des pétoncles exposés via l'eau. Les valeurs (\pm écart-type) de l'efficacité de rétention (<i>RE</i>) et la constante de vitesse d'élimination (k_{ew}) ont été calculées à partir des données expérimentales en excluant les données obtenues avant la stabilisation de l'isotope dans les organismes. Les temps requis pour éliminer 95% de <i>RE</i> ($t_{0,95}$) de même que les demies-vies biologiques ($t_{0,5}$) ont été calculés avec $2,996/k_{ew}$ et $0,693/k_{ew}$ respectivement (n=8 par traitement à l'exception de <i>C. islandica</i> 21 j pour lequel n=6).</p>	31
<p>Tableau 3 : <i>Placopecten magellanicus</i> et <i>Chlamys islandica</i>. Paramètres cinétiques d'élimination (valeur \pm écart-type) du ^{109}Cd provenant des pétoncles soumis à 21 j d'alimentation avec du phytoplancton radiomarqué <i>Thalassiosira weissflogii</i>. Les temps requis pour éliminer 95% de <i>RE</i> ($t_{0,95}$) de même que les demies-vies biologiques ($t_{0,5}$) ont été calculés avec $2,996/k_{ew}$ et $0,693/k_{ew}$ respectivement. (<i>P. magellanicus</i>, n=5; <i>C. islandica</i>, n=9).</p>	34

Tableau 4 : *Placopecten magellanicus* et *Chlamys islandica*. Valeurs des paramètres utilisés dans le modèle cinétique pour prédire le niveau de bioaccumulation du Cd dans les pétoncles du golfe du Saint-Laurent, soit k_u ($L \cdot g^{-1} \cdot j^{-1}$), W ($\mu g \cdot L^{-1}$), AE , IR ($mg \cdot g^{-1} \cdot j^{-1}$), F ($\mu g \cdot mg^{-1}$), k_{ew} (j^{-1}), k_{ef} (j^{-1}) et g (d^{-1}). C_{max} et C_{min} sont un écart-type au dessus ou en dessous de la valeur moyenne 46

Tableau 5 : *Placopecten magellanicus* et *Chlamys islandica*. Constante de vitesse d'accumulation ($k_{upt} \pm$ écart-type) du ^{109}Cd durant une exposition via l'eau de mer. 82

Tableau 6 : *Placopecten magellanicus* et *Chlamys islandica*. Paramètres cinétiques d'élimination du ^{109}Cd provenant des pétoncles exposés durant 48 h via l'eau de mer. Les valeurs (\pm écart-type) de l'efficacité de rétention (RE) et la constante de vitesse d'élimination (k_{ew}) ont été calculées à partir des données expérimentales en excluant les données obtenues avant la stabilisation de l'isotope dans les organismes. Les temps requis pour éliminer 95% de RE ($t_{0,95}$) de même que les demies-vies biologiques ($t_{0,5}$) ont été calculés avec $2,996/k_{ew}$ et $0,693/k_{ew}$ respectivement. 83

Tableau 7 : *Placopecten magellanicus* et *Chlamys islandica*. Paramètres cinétiques d'élimination du ^{109}Cd provenant des pétoncles exposés durant 21 j via l'eau de mer. Les valeurs (\pm écart-type) de l'efficacité de rétention (RE) et la constante de vitesse (k_{ew}) ont été calculées à partir des données expérimentales.

Les temps requis pour éliminer 95% de RE ($t_{0,95}$) de même que les demies-vies biologiques ($t_{0,5}$) ont été calculés avec $2,996/k_{ew}$ et $0,693/k_{ew}$ respectivement..... 84

Tableau 8 : *Chlamys islandica*. Paramètres cinétiques d'élimination (valeur \pm écart-type) du ^{109}Cd provenant des pétoncles soumis à 21 j d'alimentation avec du phytoplancton radiomarqué *Thalassiosira weissflogii*. Les temps requis pour éliminer 95% de RE ($t_{0,95}$) de même que les demies-vies biologiques ($t_{0,5}$) ont été calculés avec $2,996/k_{ew}$ et $0,693/k_{ew}$ respectivement. 85

LISTE DES FIGURES

- Figure 1 :** a) Pétoncle géant (*Placopecten magellanicus*), b) Pétoncle d'Islande (*Chlamys islandica*). 6
- Figure 2 :** Gauche : Représentation graphique d'une cinétique d'élimination typique des rayons X et gamma chez des pétoncles soumis à une exposition au ^{109}Cd . Droite : Illustration graphique du ratio d'activité X/gamma à partir duquel une régression non-linéaire peut être réalisée permettant de déterminer à quel moment la redistribution du Cd dans l'organisme est complétée. CPM = coups par minute. 23
- Figure 3 :** *Placopecten magellanicus* et *Chlamys islandica*. Cinétique d'élimination (moyenne \pm écart-type) du ^{109}Cd chez des pétoncles exposés au métal via l'eau de mer. (*P. magellanicus*, n=8; *C. islandica*, n=6). 30
- Figure 4 :** *Placopecten magellanicus* et *Chlamys islandica*. Cinétique d'élimination (moyenne \pm écart-type) du ^{109}Cd chez des pétoncles exposés au métal via la nourriture pendant 21 j avec du phytoplancton radiomarké *Thalassiosira weissflogii* (*P. magellanicus*, n=5; *C. islandica*, n=10). 33
- Figure 5 :** *Placopecten magellanicus* et *Chlamys islandica*. Autoradiographies provenant de pétoncles entiers échantillonnés après 42 j d'élimination suite à une

exposition de 21 j à du ^{109}Cd dissous. Au=auricule, Gi=branchies, Go=gonades, Gs=bouclier gastrique, Hp=hépatopancréas, In=intestin, K=rein, Ma=manteau, Mu=muscle, O=œsophage, RPC=canal rénopéricardique, St=estomac. Les échelles des $\text{DLU}\cdot\text{mm}^{-1}$ ont été optimisées afin d'obtenir une meilleure définition des tissus et des organes..... 37

Figure 6 : *Placopecten magellanicus* et *Chlamys islandica*. Indice de concentration par rapport au muscle ($\text{IC}_{\text{muscle}}$) (moyenne \pm écart-type) de différents tissus de pétoncles après 48 h d'exposition au ^{109}Cd dissous (■) et après 42 j d'élimination dans de l'eau de mer non-contaminée (▣). K=rein, Hp=hépatopancréas, Gi=branchies, Go=gonades, Au=système auriculaire, Gs=bouclier gastrique, Ma=manteau, Wb=organisme entier. Chaque colonne sur l'histogramme représente un spécimen différent. Les valeurs sont calculées à partir de 3 à 20 sections selon le tissu et le spécimen. nd= non détecté. 38

Figure 7 : *Placopecten magellanicus* et *Chlamys islandica*. Indice de concentration par rapport au muscle ($\text{IC}_{\text{muscle}}$) (moyenne \pm écart-type) de différents tissus de pétoncles après 21 j d'exposition au ^{109}Cd dissous (■) et après 42 j d'élimination dans de l'eau de mer non-contaminée (▣) K=rein, Hp=hépatopancréas, Gi=branchies, Go=gonades, Au=système auriculaire, Gs=bouclier gastrique, Ma=manteau, Wb=organisme entier. Chaque colonne sur

l'histogramme représente un spécimen différent. Les valeurs sont calculées à partir de 3 à 20 sections selon le tissu et le spécimen. nd= non détecté. 39

Figure 8 : *Placopecten magellanicus* et *Chlamys islandica*. Autoradiographies provenant de pétoncles entiers échantillonnés après 103 j d'élimination suite à une période d'alimentation de 21 j avec du phytoplancton radiomarqué *Thalassiosira weissflogii*. Au=auricule, Go=gonades, Gs=bouclier gastrique, Hp=hépatopancréas, In=intestin, K=rein, Ma=manteau, Mu=muscle, O=œsophage, St=estomac. Les échelles des $DLU \cdot mm^{-1}$ ont été optimisées afin d'obtenir une meilleure définition des tissus et des organes 41

Figure 9 : *Placopecten magellanicus* et *Chlamys islandica*. Indice de concentration par rapport au muscle (IC_{muscle}) (moyenne \pm écart-type) de différents tissus de pétoncles après 21 j d'alimentation avec du phytoplancton radiomarqué *Thalassiosira weissflogii* (■) et après 103 j d'élimination dans de l'eau de mer non-contaminée (■). K=rein, Hp=hépatopancréas, Gi=branchies, Go=gonades, Au=système auriculaire, Gs=bouclier gastrique, In=intestin, An=anus, CS=stylet cristallin. Chaque colonne sur l'histogramme représente un spécimen différent. Les valeurs sont calculées à partir de 3 à 20 sections selon le tissu et le spécimen. nd= non détecté. 42

Figure 10 : *Placopecten magellanicus* et *Chlamys islandica*. Comparaison entre les concentrations en Cd prédites et les concentrations en Cd mesurées dans des pétoncles provenant du golfe du Saint-Laurent. Les barres d'erreur représentent C_{max} et C_{min} pour les valeurs prédites et l'écart-type pour les données de terrain.

(*P. magellanicus*, n=40; *C. islandica*, n=20)..... 47

CHAPITRE I

INTRODUCTION GÉNÉRALE

1.1. Le cadmium : caractéristiques et origines

Le cadmium (Cd) est un métal ductile, blanc argenté, faisant partie du sous-groupe IIb dans la série de transition du tableau périodique des éléments. Il possède 8 isotopes naturels stables et quatorze isotopes radioactifs. Parmi ces derniers, le ^{109}Cd possède le temps de demi-vie le plus long (462,6 j) et est très utilisé comme traceur radioactif (Martin-Garin & Simon, 2004). Dans l'environnement, on retrouve généralement le cadmium dans des minerais zincifères et, tout particulièrement, dans la greenockite (CdS) (Martin-Garin & Simon, 2004; Panagapko, 2007). À l'état naturel, le Cd se retrouve sous deux degrés d'oxydation (0 et +2). Toutefois, l'état métallique, correspondant au degré 0, est très rarement retrouvé dans l'environnement (Astruc, 1989). Quoique essentiellement insoluble, en milieu marin il peut former plusieurs composés, tel que le chlorure de cadmium (CdCl_2), qui lui, est très soluble dans l'eau et peut représenter jusqu'à 97% des formes ioniques de Cd (II) (Nriagu, 1980; Bewers *et al.*, 1987; Astruc, 1989). Dans la croûte terrestre, les concentrations moyennes en Cd sont relativement faibles se situant entre 0,1 et 0,5 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Panagapko, 2007). Toutefois, certains phénomènes naturels tels que les émissions volcaniques, les incendies de forêts et l'érosion des roches cadmifères permettent à ce dernier d'être libéré dans l'environnement (Nriagu, 1989).

1.2. Production et exploitation du cadmium

Pour combler les besoins industriels et commerciaux, le Cd est principalement obtenu par raffinage du zinc duquel il est un sous-produit. À cette fin, une tonne de concentré de zinc permet d'obtenir entre 1 et 3 kg de cadmium (Panagapko, 2007). Il peut aussi secondairement être récupéré lors du recyclage de déchets industriels (MacLatchy, 1992). À l'échelle mondiale, selon la United States Geological Survey, la production de cadmium raffiné se situait à environ 19 900 t en 2007. À ce titre, le Canada occupait le 4^e rang avec une production de 1388 t pour la même période. En raison des propriétés physico-chimiques du Cd, dont les principales sont une grande résistance, un faible point de fusion et une conductivité thermique très élevée, les principaux domaines d'utilisation du cadmium à l'échelle mondiale sont les piles rechargeables (83%), les pigments (8%) et les enduits (7%) (Gouvernement du Canada, 1994; Panagapko, 2007).

1.3. Le cadmium en milieu marin

Dans la nature, le cadmium n'est pas biodégradable, mais de nombreux processus physiques et chimiques peuvent affecter sa spéciation qui à son tour affecte sa mobilité, sa biodisponibilité et son temps de séjour dans différents milieux. Ainsi, en milieu aquatique, des valeurs élevées de pH, de salinité, de dureté et de concentration de matières en suspension auront un effet négatif sur la mobilité et la biodisponibilité du Cd, tandis qu'un potentiel d'oxydoréduction élevé aura l'effet inverse (Bewers *et al.*, 1987; Astruc, 1989).

Globalement, dans l'environnement marin, les principales sources d'exposition au cadmium sont les engrais phosphatés, la combustion des combustibles fossiles, la sidérurgie, la production de métaux non ferreux, les incinérateurs et, bien entendu, les sources naturelles provenant majoritairement de l'érosion (Nriagu & Pacyna, 1988; Panagapko, 2007). Toutefois, les zones industrielles et fortement agricoles étant évidemment plus soumises aux sources anthropiques que les régions inhabitées, la contribution relative de chacune de celles-ci est très variable géographiquement. Quoiqu'il en soit, peu importe la source, une exposition au Cd peut induire une large gamme d'effets délétères à plusieurs niveaux physiologiques (immunologique, reproductif, bioénergétique, biochimique, somatique etc.) pouvant avoir de graves impacts sur les populations et les écosystèmes (Cranford, 2006).

1.4. Les pétoncles : biologie, distribution et exploitation

Les pétoncles sont des mollusques bivalves marins appartenant à la famille des Pectinidae de l'ordre des Ostréidés (Black *et al.*, 1993). Ils sont constitués d'une coquille composée de deux valves retenues par des ligaments non calcifiés renfermant les tissus mous qui représentent environ 40 % du poids total (Morse & Zardus, 1997). Parmi ces tissus, celui qui est sans contredit le plus exploité commercialement est le muscle adducteur. Celui-ci, très riche en protéines et en glycogène, représente jusqu'à 13 % du poids total de l'animal et constitue une source d'alimentation de premier choix dans plusieurs régions du globe (Black *et al.*, 1993). Comme de nombreux autres bivalves, les

pétoncles se nourrissent par filtration. Pour ce faire, ils pompent de grandes quantités d'eau par leurs valves, retiennent les cellules planctoniques dans leurs filaments branchiaux pour ensuite les diriger vers leur système digestif après avoir effectué une sélection très fine des particules (Morse & Zardus, 1997; Beninger & Le Pennec, 2006).

À l'échelle de la planète, on retrouve environ 400 espèces de pétoncles réparties dans toutes les régions du globe et à des profondeurs pouvant atteindre plus de 7000 m (Brand, 2006). Toutefois, au Québec, deux espèces sont commercialement exploitées: le pétoncle géant (*Placopecten magellanicus*) et le pétoncle d'Islande (*Chlamys islandica*) (Giguère & Miller, 1993) (Figure 1).

Le pétoncle géant est un bivalve relativement gros pouvant atteindre une longueur de plus de 200 mm et vivre près de 30 ans. On retrouve ce dernier uniquement dans l'Atlantique Nord-Ouest, de Pistolet Bay (Terre-Neuve) au Nord jusqu'au Cap Hatteras (Caroline du Sud) au Sud, à des profondeurs allant de 10 à 100 m (Black *et al.*, 1993; Brand, 2006; Naidu & Robert, 2006). Du point de vue commercial, le pétoncle géant est le Pectinidae ayant la plus grande importance. Une taille, un taux de croissance et une fécondité élevés confèrent une grande valeur économique à cette espèce. À cette fin, en 2004, il représentait à lui seul 41% des débarquements mondiaux de pétoncles. Au Canada seulement, pour la même période, les débarquements de pétoncles géants se chiffraient à plus de 83 000 t pour une valeur estimée à plus de 119 millions de dollars (Pêches et Océans Canada, 2007).

Le pétoncle d'Islande est une espèce circumpolaire qui habite principalement les eaux subarctiques dans des profondeurs allant de 10 à 110 m (Black *et al.*, 1993; Brand, 2006). Plus petit que son cousin, il a un taux de croissance beaucoup plus faible et atteint rarement plus de 110 mm malgré une durée de vie pouvant dépasser les 20 ans (Garcia, 2006). De plus, comparativement au pétoncle géant qui atteint la maturité sexuelle dès la deuxième année (Naidu & Robert, 2006), le pétoncle d'Islande n'est pas mature avant l'âge de 5 ans (Garcia, 2006). Ainsi, étant donné un taux de croissance plus faible, un recrutement plus lent et une taille moindre il possède une plus petite part du marché avec environ 3 % des débarquements mondiaux de pétoncles (Naidu & Robert, 2006) mais constitue tout de même une source de revenus importante pour l'industrie pectinicole.

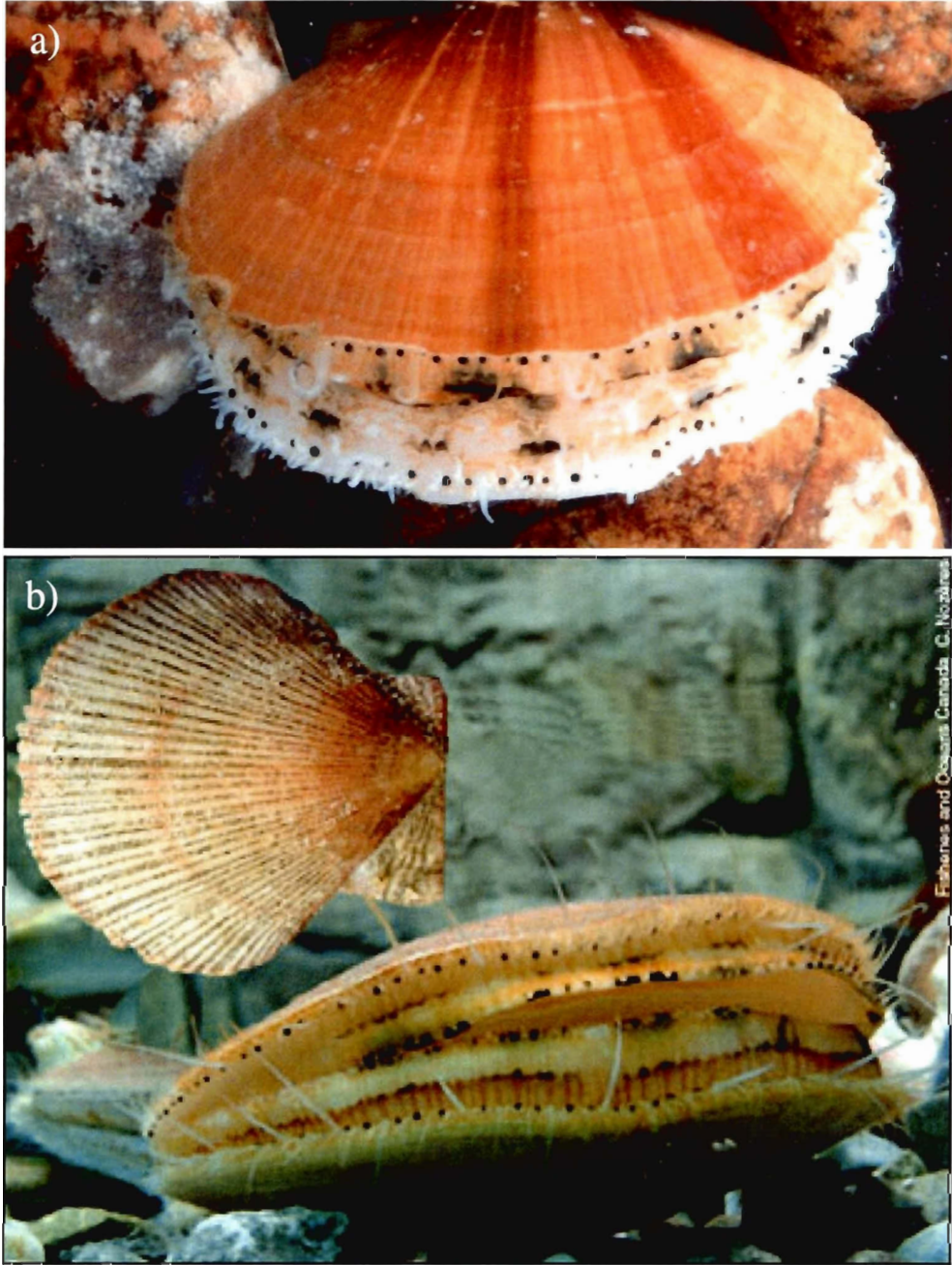


Figure 1 : a) Pétoncle géant (*Placopecten magellanicus*), b) Pétoncle d'Islande (*Chlamys islandica*)

1.5. Le cadmium chez les Pectinidae

En milieu marin, les conditions physico-chimiques du milieu favorisent la fixation du Cd aux particules inertes et vivantes en suspension dans la colonne d'eau résultant en un enrichissement de celles-ci en métal. Ces particules agissent par la suite comme source de Cd exposant ainsi les organismes sessiles ou à mobilité réduite comme les pétoncles à une exposition chronique même en absence de source de contamination spécifique (Burton & Statham, 1990; Martin-Garin & Simon, 2004; Cranford, 2006). De plus, les pétoncles, en raison de leur mode d'alimentation par filtration, sont contraints de filtrer de très grandes quantités d'eau pour assurer leur subsistance. Ainsi, en plus d'être exposé au Cd particulaire dans leur nourriture, ils sont fortement exposés au Cd dissous contrairement aux organismes non-filtreurs qui sont surtout exposés par la voie alimentaire. Le niveau de bioaccumulation total dépend donc à la fois du taux d'ingestion et de la proportion de métal absorbé via la forme dissoute (Pan & Wang, 2008b). La contribution relative de chacune de ces voies d'accumulation demeure toutefois encore obscure et ne fait toujours pas consensus au sein de la communauté scientifique. Malgré qu'il ait souvent été considéré que l'eau soit la principale voie d'accumulation des métaux pour les organismes marins (Janssen & Scholz, 1979; Borchardt, 1983; Riisgard *et al.*, 1987), de récentes études suggèrent que l'accumulation via la nourriture s'avère très importante (Wang & Fisher, 1999; Metian *et al.*, 2007), et ce, principalement pour les pétoncles, en raison des fortes concentrations en métaux retrouvées dans la glande digestive (Bargagli *et al.*, 1996; Bustamante & Miramand, 2005a; Guillemart, 2006).

Au cours des dernières décennies, de nombreuses études ont de plus démontré et confirmé les très fortes capacités de bioaccumulation et de bioconcentration du Cd chez les pétoncles (Ray & Jerome, 1987; Evtushenko *et al.*, 1990; Lukyanova *et al.*, 1993; Viarengo *et al.*, 1993; Bargagli *et al.*, 1996; Bustamante & Miramand, 2004; Metian *et al.*, 2007; Metian *et al.*, 2008; Pan & Wang, 2008a; b). De très hautes concentrations en Cd ont d'ailleurs été reportées dans des pétoncles provenant de milieux très peu contaminés suggérant que ces derniers auraient développé une capacité naturelle à accumuler, détoxiquer et emmagasiner ce métal dans leurs tissus (Lukyanova *et al.*, 1993; Viarengo *et al.*, 1993; Bargagli *et al.*, 1996; Bustamante & Miramand, 2004).

Ainsi, en raison de leur large distribution géographique, de leur importance économique et, principalement, de leur forte capacité de bioaccumulation pour une vaste gamme de polluants, les bivalves de la famille des Pectinidae sont parmi les organismes marins ayant reçu le plus d'attention de la part de la communauté scientifique et sont aujourd'hui régulièrement utilisés comme biomoniteurs de contamination (Bustamante & Miramand, 2005a; Cranford, 2006; Pan & Wang, 2008a).

1.6. Problématique

Au niveau commercial, les pétoncles sont essentiellement exploités pour leur chair qui constitue un mets raffiné de premier choix pour les consommateurs. Ainsi, en raison de leur très forte capacité de bioaccumulation pour le Cd, les Pectinidae sont un vecteur d'exposition majeur pour l'homme. À cette fin, une valeur de PTWI (Provisional Tolerable

Weekly Intake) ou dose hebdomadaire maximale recommandée chez l'homme de $7 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ de poids corporel est recommandée (JECFA, 2005). En raison de la très forte toxicité du Cd et de l'apport accru de ce métal en milieu aquatique, de nombreux pays ont adopté des normes règlementant le taux maximum permissible de Cd dans les produits de la mer. Hong-Kong, l'Australie et la Nouvelle-Zélande ont instauré une norme de concentration maximum permise de $2 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de chair humide tandis que l'Union Européenne a renforcé son contrôle et fixé la limite à $1 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ pour les bivalves (Communauté Européenne, 2001). Suite à l'implantation de cette législation, des stocks de pétoncles entiers « princess » provenant du Québec ont été refusés en 2001 par l'Union Européenne en raison d'une teneur en Cd qui dépassait les limites permises.

Suite à ce rejet des bivalves québécois et afin de déterminer l'état de la situation, un suivi du contenu en Cd des pétoncles du golfe du Saint-Laurent a été mené en 2002 et 2003 par Pêches et Océans Canada (Rouleau & Clermont, 2010). Les mesures obtenues lors de cette campagne ont démontrés que pour l'ensemble des sites échantillonnés, la concentration en Cd dans les pétoncles dépassait la limite de $1 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de chair humide. Puis, plus récemment, Guillemart (2006) a observé dans des pétoncles d'Islande (*Chlamys islandica*) et des pétoncles géants (*Placopecten magellanicus*) provenant des eaux de la Côte-Nord, au Québec, des concentrations en Cd pouvant atteindre $12,03 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de chair humide. Elle a de plus remarqué de très fortes différences interspécifiques au niveau de la distribution et de l'accumulation du Cd, phénomène également observé par Metian *et al.* (2007) entre deux autres espèces de Pectinidae (*Chlamys varia* et *Pecten maximus*).

Toutefois, malgré les nombreuses analyses de terrain démontrant la forte capacité de bioaccumulation du Cd chez les Pectinidae, très peu d'éléments sont connus relativement à la dynamique de ce métal dans cette famille de bivalves. Par conséquent, afin de déterminer la contribution de chacune des voies d'exposition à l'accumulation totale de Cd chez les deux espèces de pétoncles et de mieux comprendre les mécanismes impliqués dans la distribution et la séquestration du Cd au sein de ces organismes, une analyse exhaustive en milieu contrôlé dans laquelle chacune des voies d'exposition est analysée indépendamment s'imposait donc.

1.7. Les objectifs

Dans la présente étude, deux espèces de la famille des Pectinidae, soit le pétoncle d'Islande (*Chlamys islandica*) et le pétoncle géant (*Placopecten magellanicus*), ont été soumis à différentes conditions d'exposition de ^{109}Cd via la nourriture et via l'eau. Dans ce contexte, l'objectif principal est de déterminer la cinétique d'accumulation et d'élimination de ce métal et d'en effectuer la comparaison entre les deux espèces. Plus précisément, les objectifs spécifiques sont de déterminer (1) les cinétiques d'accumulation et d'élimination du Cd pour deux voies d'exposition, la nourriture et l'eau; (2) l'importance relative des deux voies d'accumulation à l'aide d'un modèle prédictif et quantitatif élaboré à partir des données cinétiques; (3) la distribution tissulaire du Cd par autoradiographie en fonction des différents traitements d'exposition chez les deux espèces.

CHAPITRE II

COMPARATIVE TISSUE DISTRIBUTION AND UPTAKE/DEPURATION KINETICS OF DISSOLVED AND DIETARY CADMIUM-109 IN ICELAND SCALLOP (*CHLAMYS ISLANDICA*) AND ATLANTIC DEEP-SEA SCALLOP (*PLACOPECTEN MAGELLANICUS*)

AUTHORS :

Philippe Cornellier¹, Claude Rouleau², Émilien Pelletier¹

INSTITUTIONS :

¹ Institut des sciences de la mer de Rimouski, Université du Québec à Rimouski

Rimouski, QC, Canada

² Fisheries and Oceans Canada, Maurice-Lamontagne Institute,

Mont-Joli, QC, Canada

2.1. Abstract

In 2001, a Canadian company exporting whole scallops was denied access to foreign market because the total cadmium (Cd) concentration in whole bivalves exceeded their commercialization standard of $2 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ wet weight (w.w.). To characterize the situation in eastern Canada, a subsequent monitoring campaign following the Cd content in scallops from the Gulf of St. Lawrence was conducted in 2002 and 2003 by Fisheries and Oceans Canada. It showed for all sites sampled that the average Cd concentration in scallops was greater than $1 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ w.w.. To better understand the dynamics of Cd in the scallops, the main objective of this study was to conduct a comparative study of the tissue distribution and uptake/depuration kinetics of dissolved and dietary ^{109}Cd in Atlantic deep-sea scallops (*Placopecten magellanicus*) and Iceland scallop (*Chlamys islandica*) using highly sensitive radiotracer techniques with radiolabelled ^{109}Cd . Large interspecific differences were observed for both kinetics parameters and tissue distribution suggesting the presence of different sequestration and detoxification mechanisms between species. Both species readily accumulated Cd via water, though accumulation rate in *P. magellanicus* was four times faster than in *C. islandica* ($k_{upt} = 43.13 \pm 13.32$ vs $12.29 \pm 3.80 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}_{\text{w.w.}} \text{ d}^{-1}$) and biological half-life measured indicate that it eliminated the metal four times slower (1105 ± 480 d vs 256 ± 174 d). With respect to tissue distribution determined by autoradiography, almost all Cd was sequestered in kidneys of *C. islandica* for both exposure routes, while in *P. magellanicus*, Cd was mainly concentrated in the hepatopancreas following exposure via food and in kidneys following exposure via seawater. Using kinetic data, a quantitative

biokinetic model was developed to accurately predict Cd concentrations in wild scallops. From this model, we also determined that the particulate pathway contributed to more than 99% of the global Cd accumulation in *P. magellanicus* and more than 95% in *C. islandica*. Results also showed that the main factor affecting the intensity of the distribution between the two accumulation pathways was the metal partition coefficient between the particulate and dissolved phases.

2.2. Introduction

Cadmium (Cd) is a relatively rare element of the Earth's crust without any known functions in living organisms, but known to have teratogenic, carcinogenic and mutagenic effects (Burger, 2008). It is naturally present in the environment but can also be introduced as a result of industrial activities (Government of Canada, 1994). Although a very small fraction of Cd from land is transferred to the aquatic environment by runoff and atmospheric transport, many previous studies have shown that Cd is strongly accumulated in aquatic organisms and especially in bivalves (Kruzynski, 2004; Serafim & Bebianno, 2007). However, the majority of the studies addressing the uptake and depuration kinetics of metal bioaccumulation focused on certain groups of bivalves such as oysters and mussels, and very few paid attention to Pectinidae, the taxonomic family to which scallops belong (Metian *et al.*, 2007; Metian *et al.*, 2008; Pan & Wang, 2008b). In addition to being the first living organisms in which the presence of Cd was detected (Fox & Ramage, 1931), scallops are widespread across the globe, have an immense capacity for Cd accumulation and, therefore, are regularly used as contamination biomonitors (Bustamante & Miramand, 2005a; Cranford, 2006; Pan & Wang, 2008a). It is noteworthy that very high Cd concentrations have been reported in scallops from pristine marine areas, suggesting that these bivalves have developed a natural ability to accumulate, detoxify and store this metal in their tissues (Lukyanova *et al.*, 1993; Viarengo *et al.*, 1993; Bargagli *et al.*, 1996; Bustamante & Miramand, 2004).

Because of the high Cd toxicity and contamination concerns of the aquatic environment by this metal, many countries adopted commercialization guidelines for Cd in seafood. Hong Kong, Australia and New Zealand established a threshold for a maximum allowable concentration of $2 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ wet weight (w.w.) (Kruzynski, 2004) while the European Union authorities strengthened their control and set the limit at $1 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ w.w. for bivalves (Communauté Européenne, 2001). Currently, Canada doesn't have a specific guideline but is warning the population that elevated Cd level may be found in whole bivalves. It is therefore suggested to eat bivalves that have been processed through a federally approved and inspected processing plants (Canadian Food Inspection Agency, 2003).

In 2001, a Canadian company exporting whole scallops was denied access to foreign market because the total cadmium (Cd) concentration in whole bivalves exceeded their commercialization standard of $2 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ w.w.. To have a better understanding of the situation in eastern Canada, a monitoring campaign was conducted in the Gulf of St. Lawrence 2002 and 2003 by Fisheries and Oceans Canada (Rouleau & Clermont, 2010). The analytical results from this campaign have demonstrated that Cd concentration in scallops exceeded the limit of $1 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ w.w. for all sites sampled. More recently, Guillemart (2006) observed in the Iceland scallop (*Chlamys islandica*) and Atlantic deep-sea scallop (*Placopecten magellanicus*) from the north-eastern part of the Gulf of St. Lawrence (Quebec, Canada) Cd concentrations up to $12 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ w.w.. The author also noticed very strong interspecific differences in Cd distribution and accumulation, a phenomenon also observed by Metian *et*

al. (2007) between two other Pectinidae species (*Chlamys varia* and *Pecten maximus*). Nevertheless, very little is known about the dynamics of this Cd uptake and elimination in this bivalve family.

In their environment, scallops are exposed to dissolved Cd from water and particulate Cd from food. Thus, the total level of bioaccumulation in tissues depends on the ratio between the accumulation from Cd-containing food, the rate of accumulation of dissolved metal ions from water and the rate of depuration (Pan & Wang, 2008b). Despite the fact that it has often been considered that water is the major route of metal accumulation in marine organisms, recent studies suggest the accumulation via food as a very important route (Wang & Fisher, 1999; Metian *et al.*, 2007). This uptake route appears to be particularly important for the scallops because of the very high trace metal concentrations usually found in their hepatopancreas (Bargagli *et al.*, 1996; Bustamante & Miramand, 2005a). In order to determine the contribution of each exposure pathway to the total Cd accumulation in these organisms, an exhaustive analysis in a controlled environment, in which each of the exposure pathways is independently analyzed, was required.

In this study, two bivalves from the Pectinidae family, the Iceland scallop (*Chlamys islandica*) and the Atlantic deep-sea scallop (*Placopecten magellanicus*) were subjected to radiolabelled Cd (^{109}Cd) exposure via food and via seawater. In this context, the main objective was to determine the accumulation and elimination kinetics of this metal and to make the comparison between the two species. The specific objectives were to determine

(1) the Cd accumulation and elimination kinetics for both exposure pathways; (2) the relative importance of the two accumulation routes with a quantitative and predictive model developed from the kinetic data, (3) the tissue distribution of ^{109}Cd by whole-body autoradiography (WBARG) for each exposure route.

2.3. Materials and methods

2.3.1. *Sampling and acclimatization of organisms*

Commercial size scallops were collected in the springs of 2007 and 2008 in the north-eastern Gulf of St. Lawrence and/or Magdalena Islands (Scallops Fishing Areas 16 and 20) and were transported to the Laboratoire de radioécologie marine de Rimouski (Université du Québec à Rimouski). Individuals were then carefully cleaned of their epibionts and acclimatized for four to six weeks in tanks supplied with running seawater and aeration. The scallops were fed twice a week with a suspension of phytoplankton ($3 \cdot 10^5$ cells·mL⁻¹) composed of a mixture of three species (*Isochrysis galbana*, *Nannochloropsis oculata* and *Pavlova lutheri*).

2.3.2. *Seawater exposure*

To quantify the bioaccumulation kinetics and tissue distribution upon exposure to dissolved Cd, scallops were exposed to two different concentrations of ^{109}Cd according to the exposure duration. Briefly, the experimental setup consisted of two tanks containing 30 liters of filtered seawater (Whatman 0.45 μm) and maintained at St. Lawrence Estuary

natural temperature and salinity (8 to 14°C and 22 to 28‰, respectively during the experiment) by placing them in a 400-liter tank with running seawater. Constant aeration was also provided throughout the experiment. The ^{109}Cd radiotracer (Ritverc™ as Cd (II) in HCl 0.1 N, $15.5 \text{ MBq}\cdot\text{mg}^{-1}$, $t_{1/2} = 462.6 \text{ d}$) was added to the exposure water 30 min before adding the scallops to ensure a good homogenization of the solution. Just before the addition of organisms and for each radioactivity measurement in scallops, the water radioactivity was measured in duplicate 10-mL samples in duplicate with a Wizard 1480 gamma counter (Wallac®).

In the short-term exposure, 12 mature individuals of each species (6 males and 6 females) were placed in two tanks (one tank per species) each containing $7.4 \text{ kBq}\cdot\text{L}^{-1}$ of ^{109}Cd . Radioactivity was measured in each individual every 6 to 8 h for a 48-h period as described below. This

For the long-term exposure (21 d), 12 other mature individuals of each species (6 males and 6 females) were placed in two tanks (one tank per species) and a concentration of $1.0 \text{ kBq}\cdot\text{L}^{-1}$ of ^{109}Cd was used. The water activity was measured daily throughout the exposure period, and ^{109}Cd was added as needed to maintain a stable concentration. Scallops radioactivity was measured every day and a complete water renewal of the exposure tanks was conducted twice a week. During water renewal periods, scallops were placed in two other tanks containing 30 liters of clean seawater and were fed for 2 to 3 h

with the same micro-algae solution than during the acclimatization period, and then put back in the renewed contaminated water.

2.3.3. Food exposure

To quantify the uptake kinetics and tissue distribution in organisms due to particulate Cd accumulation from food, the scallops were fed with phytoplankton previously contaminated with ^{109}Cd . The diatom *Thalassiosira weissflogii* was chosen as a food source because of its good capacity to accumulate Cd.

To radiolabel phytoplankton cells, aliquots of strain of *T. weissflogii* in exponential phase in batch culture were placed in sterile culture medium in Erlenmeyers containing one liter of filtered seawater (0.22 μm) enriched with silicate and f/2 medium (Fritz Industries Inc.). Prior to the addition of algae, the radiotracer ^{109}Cd was added to the culture medium along with an equivalent volume of 0.1 M sodium carbonate to neutralize the acid from the radiolabel solution. The cells were maintained in culture at room temperature under a photoperiod of 20 h of light: 4 h of darkness for a period of 4 to 5 days (minimum of 5 cellular divisions). After this period, the cells were collected by filtration on Nuclepore[®] polycarbonate membrane (3 μm), rinsed to remove the non-absorbed metal and resuspended in 250 mL of filtered seawater (Wang *et al.*, 1995). The radioactivity associated with the dissolved and particulate fractions was subsequently measured by gamma counting to determine the absorption ratio by the cells (10 to 12%).

For the exposure experiment, 12 scallops of each species (6 males and 6 females) were placed in two 70-liter Krescel[®] tanks with running seawater. During a 3-week period at a rate of three times per week, the organisms were fed a 20 kBq ration of ¹⁰⁹Cd contaminated plankton. During feeding periods, water supply was interrupted for three hours and the decrease of radioactivity in water, corresponding to the consumption of plankton cells by scallops, was measured every 30 min. The activity in individual scallops was measured every day.

2.3.4. *Elimination*

At the end of each exposure period, scallops were removed from the contaminated media and placed in a 400-liter tank supplied with running seawater for a period of three to ten months. During that period, the radioactivity was measured by *in vivo* gamma counting every 8 to 12 h for the first three days, once daily for the next five days, 2 to 3 times a week for the following five weeks and once a week thereafter. At the end of the elimination period, the remaining individuals were dissected and the activity of individual tissues (hepatopancreas, gill, gonad, kidney and muscle) was measured with a Wizard 1480 gamma counter (Wallac[®]).

2.3.5. *In vivo gamma counting*

¹⁰⁹Cd activity in whole scallops was measured with a NaI(Tl) gamma detector (76-mm diameter, Canberra) inserted in a 2-cm thick cylindrical lead shield (Rouleau *et al.*,

1998). For the measurements, scallops were placed in a plastic dish positioned 2.0 cm away from the detector.

Radioactivity of scallops was measured for a 2-min period (ensuring less than 5% counting error), quantified using Genie 2000 3.1 software, and then corrected for the isotope decay. To increase the kinetic data accuracy, the X-ray (22-24 keV) and gamma-ray (88 keV) peaks were measured. The more energetic gamma-rays, which were very slightly absorbed by the tissues and shell of scallops, have a low emission probability (3.6 %). In addition, lead shielding in the NaI counter emits fluorescence at energy levels very close to those of Cd resulting in lower accuracy for weak activities. On the other hand, X-rays are more easily absorbed by tissues and shell but they have a much higher emission probability (nearly 100 %) and are not influenced by lead fluorescence. The time course of ^{109}Cd can thus be measured more accurately, but only after the stabilization of the radiotracer distribution in the scallops since the amount of X-rays detected depends on the location of the isotope in the animal and self-absorption at that location. To determine when this stabilization occurs, a non-linear regression of the X-ray/gamma-ray count ratio as a function of time was performed (Figure 2). It has yielded, for each individual, a redistribution constant (k) from which the moment when the redistribution is completed (t_{ss}) can be calculated.

$$(1) \quad t_{ss} = \frac{k}{-\ln 0,01}$$

Thus, to determine the kinetic parameters, the retention percentage (*RE*) was calculated with gamma-ray counts, since they are not influenced by the Cd redistribution in the tissues, and the rate constant was calculated using the X-rays.

To convert counts per minute data to Bq of ^{109}Cd , two standards for each species were made. Multiple layers of absorbent paper were placed between empty scallop valves and inoculated uniformly with a solution containing 5 kBq of ^{109}Cd . During each activity measurement in scallops, the activity of standards was also measured.

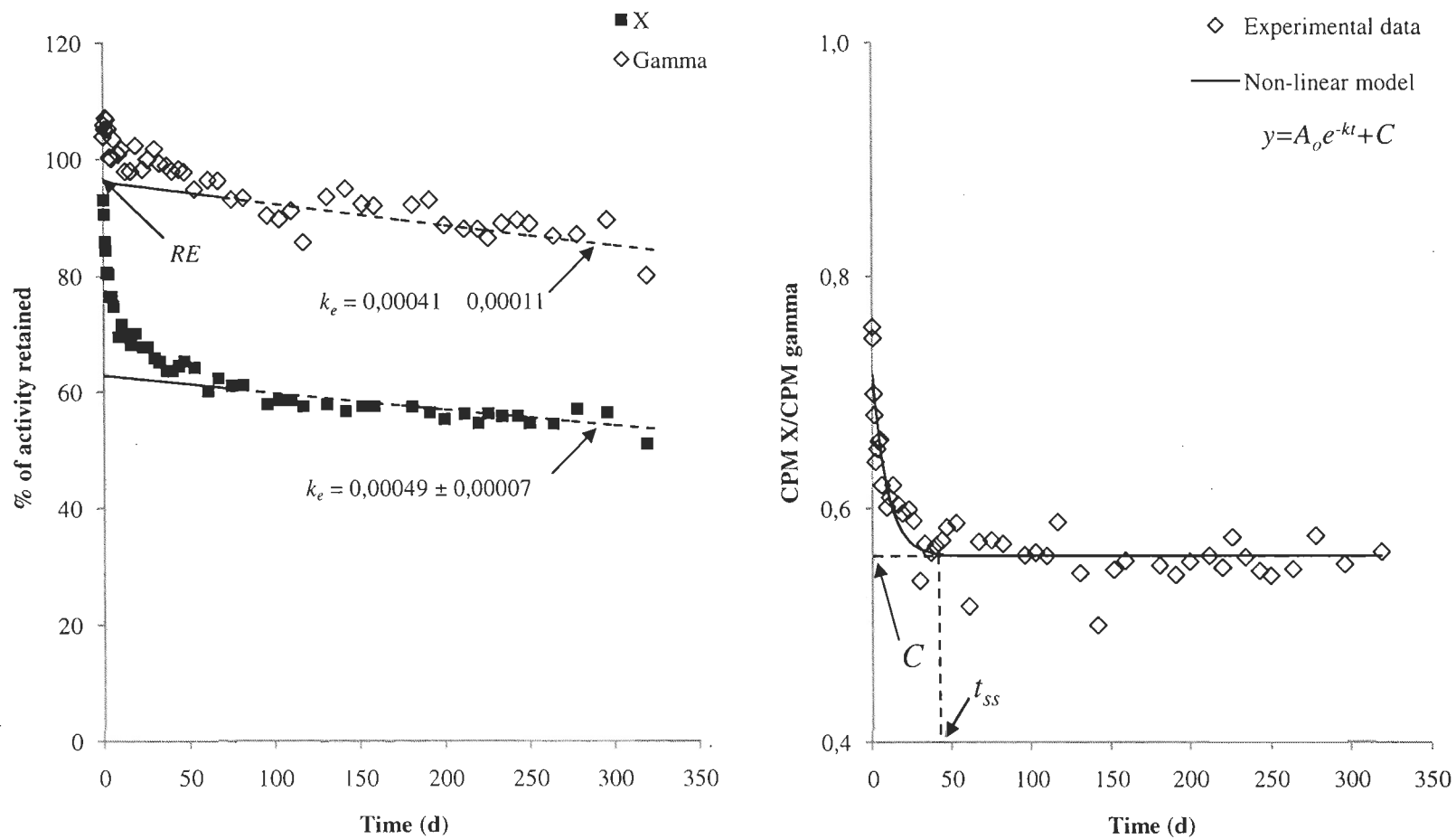


Figure 2: Left: Typical ^{109}Cd loss kinetic pattern in scallops measured from X and gamma-rays emitted by the radioisotope. Right: Graphical illustration of the X/gamma activity ratio from which a non-linear regression can be performed to determine when the Cd redistribution is completed within the organisms. CPM = counts per minute.

2.3.6. Whole body autoradiography (WBARG)

At the end of the exposure periods and after six weeks of elimination, two individuals of each species (one male and one female) were used for WBARG. Immediately after removal of the experimental medium, scallops soft tissues were carefully separated from the shell and embedded in a carboxymethylcellulose gel. They were then flash-frozen in liquid nitrogen. In order to sample all tissues, 20 to 25 pairs of 50 μm thick sections were collected at different levels in each block using a specially-designed cryomicrotome (Leica CM3600). After 32 h of freeze-drying, the sections were exposed on phosphor screens for a period of one week. These screens were then scanned with a Cyclone Phosphor Imager (Packard BioScience) and ^{109}Cd activity in tissues quantified with the Optiquant 4.0 software (Canberra-Packard) as DLU (Digital Light Unit) per mm^2 (Rouleau *et al.*, 2003). These data were corrected for exposure time, background and isotope decay. The ^{109}Cd distribution in the tissues was expressed by a concentration index relative to muscle tissue ($\text{IC}_{\text{muscle}}$) according to the following equation

$$(2) \quad \text{IC}_{\text{muscle}} = \frac{(\text{DLU} \cdot \text{mm}^{-2})_{\text{tissue}}}{(\text{DLU} \cdot \text{mm}^{-2})_{\text{muscle}}}$$

Muscle was privileged as a reference tissue because of its presence in all tissue sections.

2.3.7. Data analysis

To determine the kinetic parameters of different accumulation and elimination models as well as the compartmentalization of Cd in the organisms, data analysis was carried out by linear and non-linear regression with the LabFit (Wilton and Cleide P. Silva) and Microsoft Office Excel 2007 (Microsoft Corporation) software. The inter-species comparisons (kinetics, tissue distribution) were performed by one-way ANOVA using the JMP 7 (SAS Institute Inc.) software. Homogeneity of variances was verified with the residuals distribution and residuals normality was tested with the Shapiro-Wilk test. If required, data were log-transformed to meet the assumption for the tests.

2.4. Results

2.4.1. Metal kinetic uptake from seawater

The kinetic parameters of the dissolved Cd accumulation were calculated with the model adapted by Børretzen and Salbu (2009). Briefly, the basic scheme illustrating the accumulation level of a contaminant in an organism can be mathematically represented by the following classical equation:

$$(3) \quad \frac{dC}{dt} = k_{up}W - k_{ew}C$$

where C and W stand for the concentrations of contaminants in the organism ($\text{Bq}\cdot\text{g}^{-1}$) and in the water ($\text{Bq}\cdot\text{mL}^{-1}$) respectively, and where k_{upt} and k_e are the uptake and efflux rates constants. However, in a short-term exposure, like in this study, the contaminant elimination is negligible compared to its accumulation. Thus, the concentration within the organism is solely dependent on the concentration in water resulting in the simplified relationship:

$$(4) \quad \frac{dC}{dt} = k_{upt}W$$

In the 48-h exposure, during which Cd concentration in water was time dependent due to the organism uptake, the uptake rate constant can be obtained by the integration of equation (4) for which the result is:

$$(5) \quad C = k_{upt} \int Wdt$$

From this relationship it is possible to determine k_{upt} by linear regression of C as a function of $\int Wdt$. The latter is obtained by using the trapezoidal rule to calculate the area below the curve (Børretzen & Salbu, 2009).

In the 21-d exposure, since the Cd concentration in the water was stable over time (*P. magellanicus* = 0.68 kBq·L⁻¹; *C. islandica* = 0.83 kBq·L⁻¹), the integration of the equation 4 gives:

$$(6) \quad C = k_{upt} Wt$$

The uptake rate constants were not different between exposure groups, for both *P. magellanicus* (p>0.05) or *C. islandica* (p>0.05). Thus, to increase statistical power, the rate constant values of both treatments were pooled for each species. The result clearly shows that *P. magellanicus* accumulated dissolved Cd much more rapidly than *C. islandica* (p<0.0001) (Table 1).

Table 1: *Placopecten magellanicus* and *Chlamys islandica*. Uptake rate constant ($k_{upt} \pm$ SD) of ^{109}Cd during 48-h and 21-d seawater exposure (n = 12 per treatment except for *C. islandica* 21-d exposure where n=10).

Species	k_{upt} (mL·g ⁻¹ _{w.w.} ·d ⁻¹)		
	48 h exposure	21 d exposure	Pooled data
<i>P. magellanicus</i>	44.83 ± 15.33	41.43 ± 11.38	43.13 ± 13.32
<i>C. islandica</i>	11.09 ± 3.33	13.74 ± 3.98	12.29 ± 3.80

2.4.2. Elimination kinetic after water exposure

The temporal variation of the ^{109}Cd gamma activity in scallops following a dissolved metal exposure, illustrated in Figure 3, indicates that *P. magellanicus* and *C. islandica* follow a mono-exponential elimination pattern. To obtain the kinetic parameters related to the elimination, a non-linear regression of the ^{109}Cd activity as a function of time was plotted using the following relationship

$$(7) \quad C_t = A_0 e^{-k_{ew}t}$$

where k_{ew} is the efflux rate constant and A_0 is the initial activity in scallops corresponding to the retention percentage (*RE*) of the organism after removal of unbound Cd.

Again, for both species, the exposure duration to dissolved Cd did not influence the efflux rate ($p > 0.05$) or the retention efficiency ($p > 0.05$). The kinetic parameters of both treatments were then pooled again to increase statistical power. On average, the retention efficiency of absorbed Cd was similar between the two species. However, an inter-species comparison of the efflux rate showed that *P. magellanicus* depurated Cd much slower than *C. Islandica* with an average biological half-life time of 1105 and 256 d, respectively (Table 2).

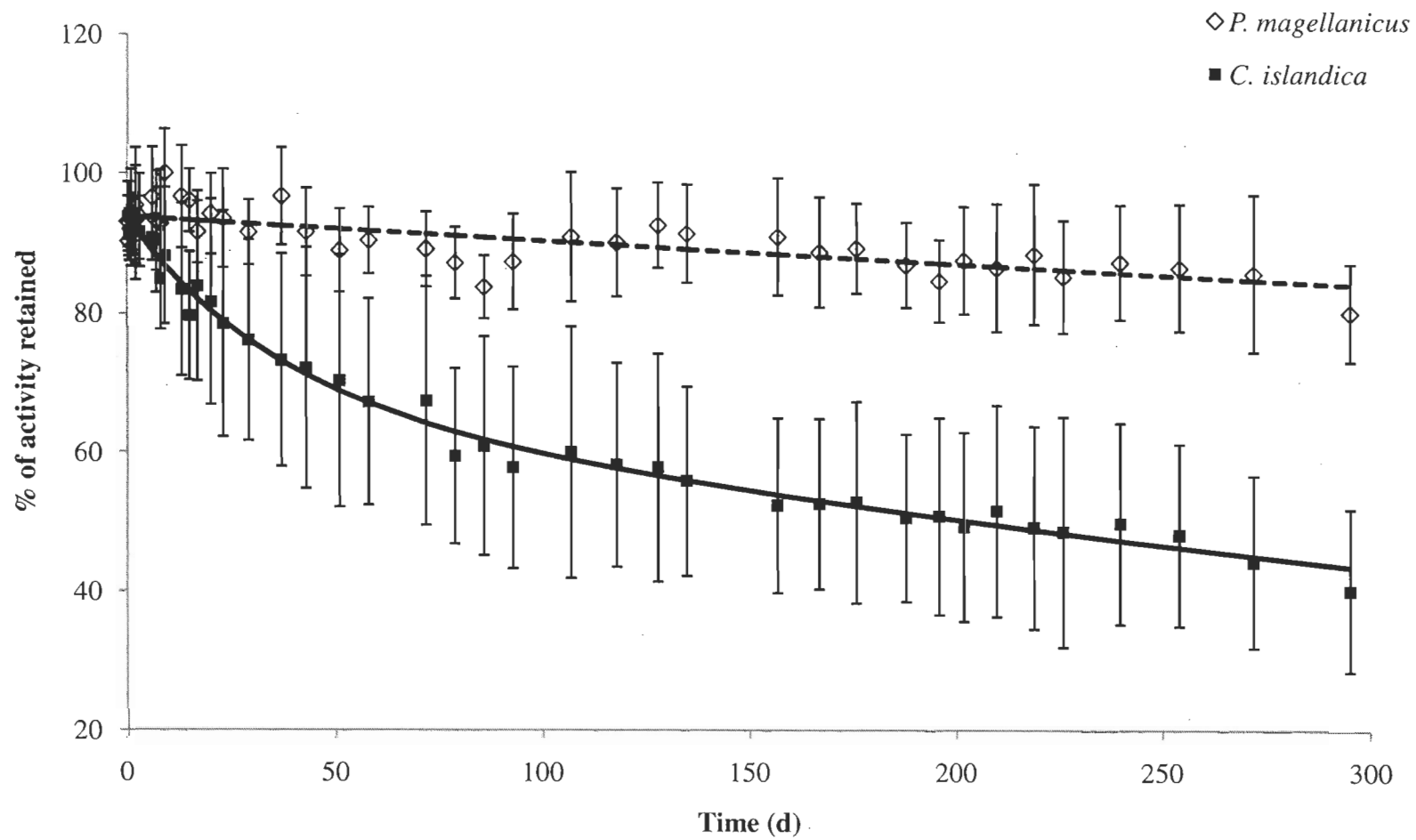


Figure 3: *Placopecten magellanicus* and *Chlamys islandica*. Loss kinetics (mean \pm SD) of ^{109}Cd in scallop exposed to metal via seawater. (*P. magellanicus*, n=8; *C. islandica*, n=6).

Table 2: *Placopecten magellanicus* and *Chlamys islandica*. Loss kinetic parameters of ^{109}Cd in scallops exposed via seawater. Values (\pm SD) of Retention efficiency (RE) and elimination rate constant (k_{ew}) were calculated from experimental data, excluding data prior to isotope stabilization in the organisms. Time to eliminate 95% of RE ($t_{0,95}$) and biological half-life ($t_{0,5}$) were calculated with $2.996/k_{ew}$ and $0.693/k_{ew}$ respectively (n=8 per treatment except for *C. islandica* 21 d exposure where n=6).

Species	RE (%)	k_{ew} (d^{-1})	$t_{0,5}$ (d)	$t_{0,95}$ (d)
48 hour exposure				
<i>P. magellanicus</i>	97.5 \pm 5.1	0.00066 \pm 0.00032	1254 \pm 500	5422 \pm 2161
<i>C. islandica</i>	96.0 \pm 7.9	0.00413 \pm 0.00192	230 \pm 173	999 \pm 746
21 days exposure				
<i>P. magellanicus</i>	94.0 \pm 3.2	0.00088 \pm 0.00041	955 \pm 439	4131 \pm 1900
<i>C. islandica</i>	84.1 \pm 11.6	0.00326 \pm 0.00196	288 \pm 186	1247 \pm 804
Pooled data				
<i>P. magellanicus</i>	95.7 \pm 4,5	0.00077 \pm 0.00037	1105 \pm 480	4776 \pm 2775
<i>C. islandica</i>	90,9 \pm 11,0	0.00376 \pm 0,00191	256 \pm 174	1105 \pm 751

2.4.3. Uptake and elimination kinetic from food

For both species, scallops accumulated dietary Cd at a constant rate during the exposure period and ingested 60 to 70% of the food ration they received (*P. magellanicus* = 61,6%; *C. islandica* = 62,1%). The elimination curves plotted following an accumulation via food are presented in Figure 4. Due to a water quality problem in the flow-through system, the elimination period had to be stopped after 103 days reducing the accuracy of the kinetic parameters obtained, mainly in *P. magellanicus* because of their very slow elimination rate. Data interpretation is nevertheless possible and the mono-exponential model is again the one giving the best fit.

A correlation performed on the residuals of the relationship between the retention percentage and time indicates that the efflux rate constant (k_{ef}) of *P. magellanicus* did not exceed 0.00088 d^{-1} , representing a biological half-life of at least 800 days. In the case of *C. islandica*, the efflux rate of Cd was faster, with an average value for k_{ef} of $0.00312 \pm 0.00145 \text{ d}^{-1}$, which is converted to a biological half-life of $278 \pm 163 \text{ d}$ (Table 3).

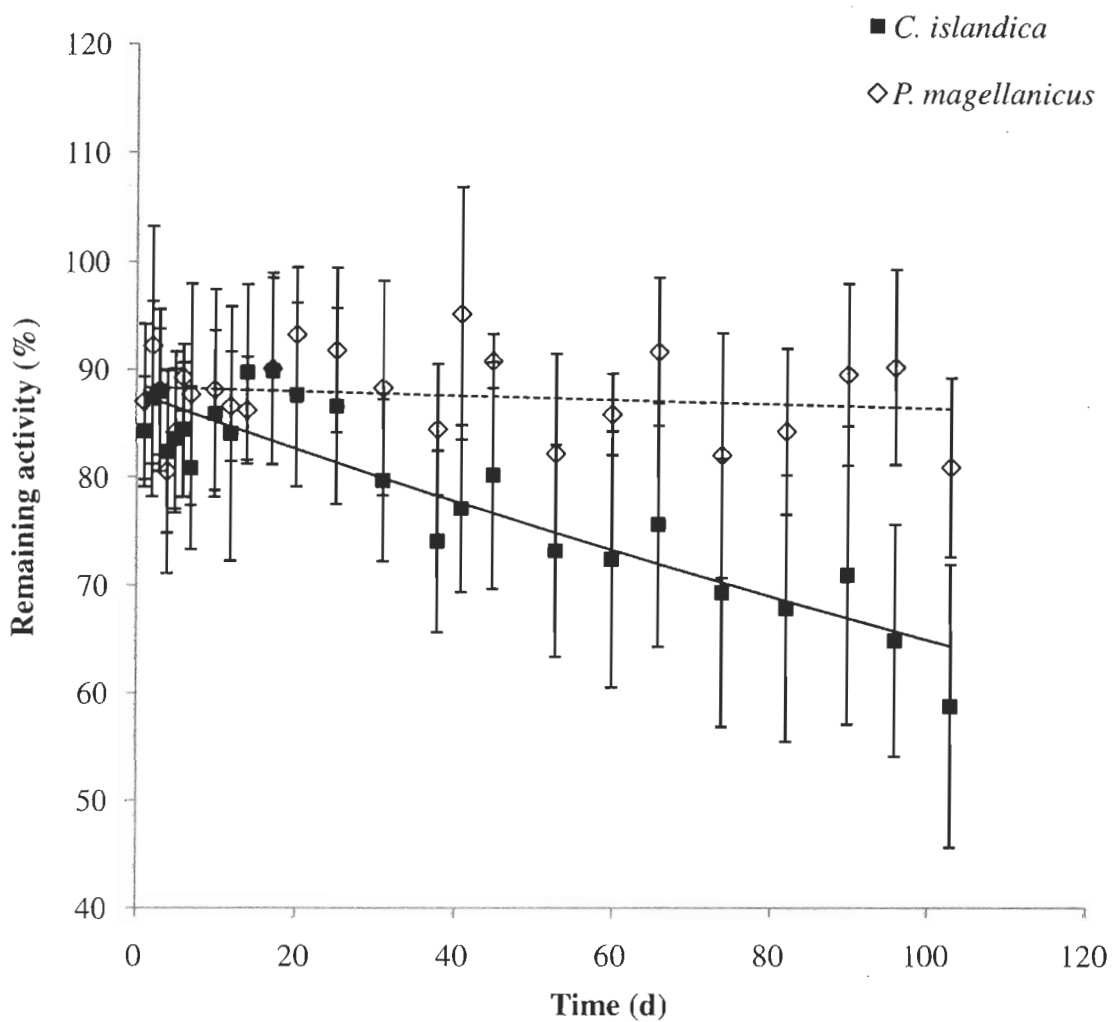


Figure 4: *Placopecten magellanicus* and *Chlamys islandica*. Loss kinetics (Mean \pm SD) of ^{109}Cd in scallop after 21 d of feeding on radiolabelled phytoplankton *Thalassiosira weissflogii* (*P. magellanicus*, n=5; *C. islandica*, n=10).

Table 3: *Placopecten magellanicus* and *Chlamys islandica*. Loss kinetic parameters (value \pm SD) of ^{109}Cd in scallops after 21 d of feeding on ^{109}Cd radiolabelled phytoplankton *Thalassiosira weissflogii*. Values of assimilation efficiency (AE) and elimination rate constant (k_{ef}) were calculated from experimental data. Time to eliminate 95% of AE ($t_{0.95}$) and biological half-life ($t_{0.5}$) were calculated with $2.996/k_{ef}$ and $0.693/k_{ef}$ respectively. (*P. magellanicus*, n=5; *C. islandica*, n=9).

Species	AE (%)	k_{ef} (d^{-1})	$t_{0.5}$ (d)	$t_{0.95}$ (d)
<i>P. magellanicus</i>	88.4 ± 5.5	<0.00088	>800	>3400
<i>C. islandica</i>	87.9 ± 5.3	0.00312 ± 0.00145	278 ± 163	1202 ± 662

2.4.4. Tissue distribution

To compare and determine the various tissues radiolabelling, autoradiograms were digitalized and quantified in $\text{DLU}\cdot\text{mm}^{-2}$. Typical autoradiograms for both species after 42 days of depuration following a seawater exposure are illustrated in Figures 5. Autoradiograms obtained after 103 days of depuration following a food exposure are shown in Figure 8.

After water exposure, qualitative tissue distribution was similar for the two species. The main storage tissues were, in both cases, kidneys and auricle (including pericardial glands and renopericardial canal) followed by the hepatopancreas (Figure 5). However, tissue distribution quantitatively differed between species. In *C. islandica*, ^{109}Cd concentrated very strongly and almost exclusively in the kidney and auricle while the labeling of other tissues was 100 to 1000 times lower (Figure 6 and 7). In *P. magellanicus*, although kidneys and auricle also contained the major part of the accumulated Cd, the metal was more evenly distributed in the organism and the difference compared to the other tissues is less important.

To facilitate the comparison between tissues, a tissue relative concentration index ($\text{IC}_{\text{muscle}}$) was determined for each tissue (Figure 6, 7 and 9). In *P. magellanicus*, the only tissue with labeling variability was the gastric shield in which an apparent migration of Cd with time is shown by the $\text{IC}_{\text{muscle}}$ values (Figure 6 and 7). Indeed, these values ranged from zero after a 48-h exposure to over 130 after 42 days of elimination (Figure 6) and from 30-

50 after a 21-d exposure to more than 100 after the 42-d elimination period (Figure 7). Beside this, the general distribution in *P. magellanicus* was rather stable and did not seem to have been influenced by the exposure duration.

On the other hand, IC_{muscle} values of *C. islandica* sampled immediately after exposure periods showed important differences between treatments (short term vs. long term). In individuals subjected to a 48-h exposure (Figure 6, black bars) IC_{muscle} values from organisms sampled immediately after exposure tended to be lower (2-10 times) than those from individuals sampled immediately after the 21-d exposure (Figure 7, black bars) for most tissues, particularly for the kidney, the auricle and the hepatopancreas. However, this trend diminished with time.

Indeed, when comparing scallops collected after 42 days of elimination (Figures 6 and 7; light gray bars), IC_{muscle} values from both treatments were very similar. Since a change in IC_{muscle} value indicates a modification in the ^{109}Cd concentrations ratio between the two tissues (Equation 2), a variation of IC_{muscle} values over time therefore suggests a redistribution of Cd within the scallop soft tissues.

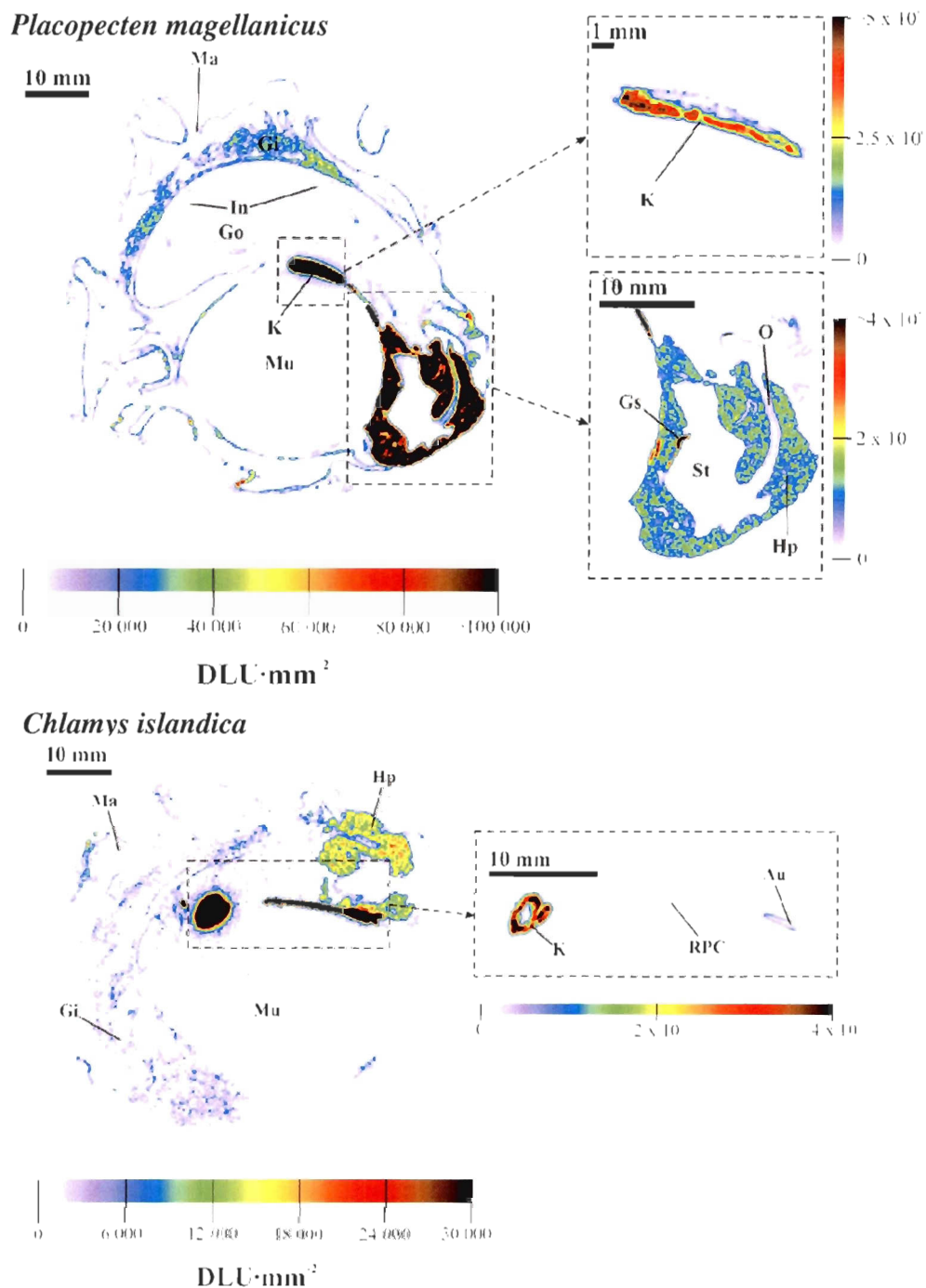


Figure 5: *Placopecten magellanicus* and *Chlamys islandica*. Whole-body autoradiography from scallops sampled after 42 days of depuration following a 21 days exposure to dissolved ^{109}Cd . Au=auricle, Gi=gills, Go=gonads, Gs=gastric shield, Hp=hepatopancreas, In=intestine, K=kidney, Ma=mantle, Mu=muscle, O=oesophagus, RPC=renopericardial canal, St=stomach. $DLU \cdot mm^{-1}$ scales have been optimized to increase structural details in tissues and organs.

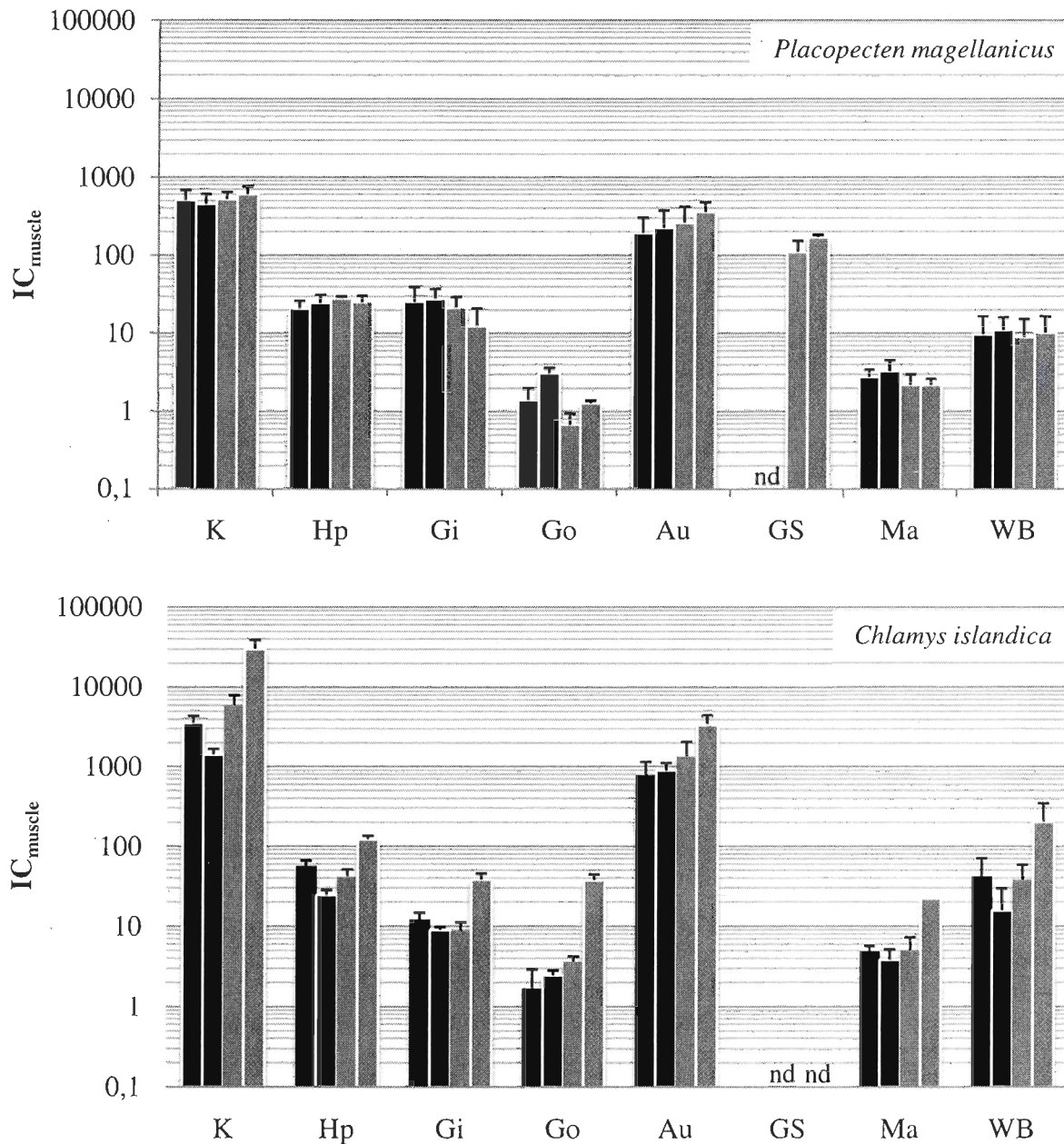


Figure 6: *Placopecten magellanicus* and *Chlamys islandica*, IC_{muscle} (Mean \pm SD) for various scallops tissues after 48 h of exposure to dissolved ^{109}Cd (■) and after 42 d of depuration in clean water (◼). K=kidney, Hp=hepatopancreas, Gi=gills, Go=gonads, Au=auricular system, GS=gastric shield, Ma=mantle, Wb=whole body. Each bar on the histogram stands for a separate specimen. Values are calculated from 3 to 20 sections depending on the tissue and the specimen. nd= not detected.

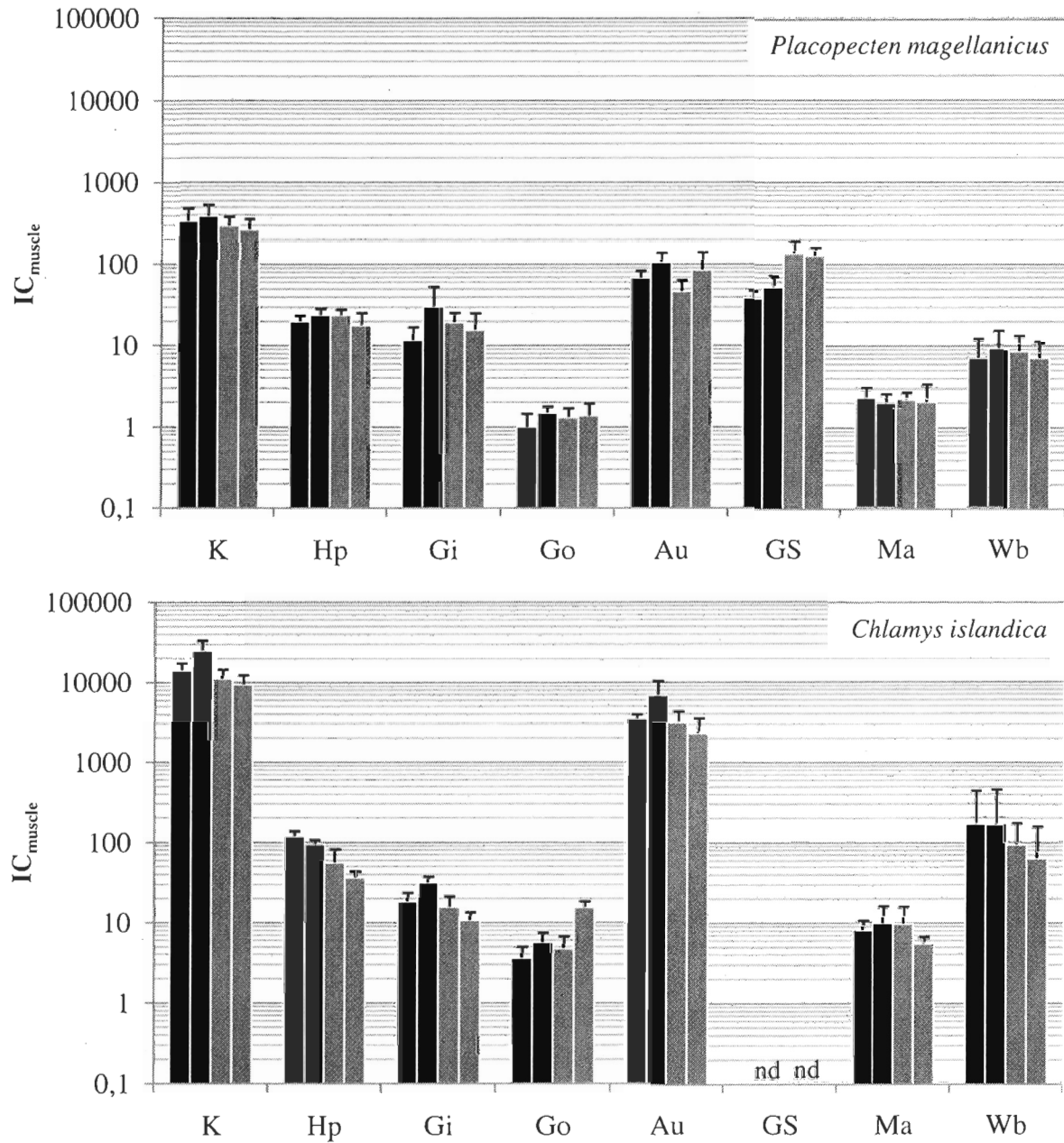


Figure 7: *Placopecten magellanicus* and *Chlamys islandica*, IC_{muscle} (Mean \pm SD) for various scallops tissues after 21 d of exposure to ^{109}Cd via seawater (■) and after 42 d of depuration in clean seawater (▨). K=kidney, Hp=hepatopancreas, Gi=gills, Go=gonads, Au=auricular system, GS=gastric shield, Ma=mantle, Wb=whole body. Each bar on the histogram stands for a separate specimen. Values are calculated from 3 to 20 sections depending on the tissue and the specimen. nd= not detected.

As expected, ^{109}Cd tissue distribution was quite different in scallops following exposure via food (Figure 8). At the end of the exposure period, all tissues of the digestive system (hepatopancreas, intestine, gastric shield, crystalline style, anus), for both species, showed high levels of radiolabelling. However, the autoradiograms obtained after 103 days of elimination show that some digestive tissues were now ^{109}Cd -free, most likely due to the natural excretion of non-retained Cd by the organisms (Figure 9).

Once again, very high inter-specific variability in the tissue distribution could be observed. At the end of the 103-d elimination period, when the tissue redistribution was considered to be completed, the distribution of ^{109}Cd in *C. islandica* was very similar to the picture observed after water exposure (Figures 5 and 8), showing high ^{109}Cd concentration in the kidney and the auricle with $\text{IC}_{\text{muscle}}$ values well above 1000 for each individual. However, in *P. magellanicus* the metal distribution within specimens was quite different from that observed after water exposure (Figure 5 and 8). This time, even after more than 100 days of elimination, ^{109}Cd is mainly concentrated in the hepatopancreas and particularly in the gastric shield ($\text{IC}_{\text{muscle}} > 7000$) whilst it was mainly in the kidney after the water exposure. Compared to *C. islandica*, the kidney had a much lower Cd concentration as shown by the $\text{IC}_{\text{muscle}}$ values measured (*P. magellanicus* \approx 200 vs. *C. islandica* \approx 5000) (Figure 9).

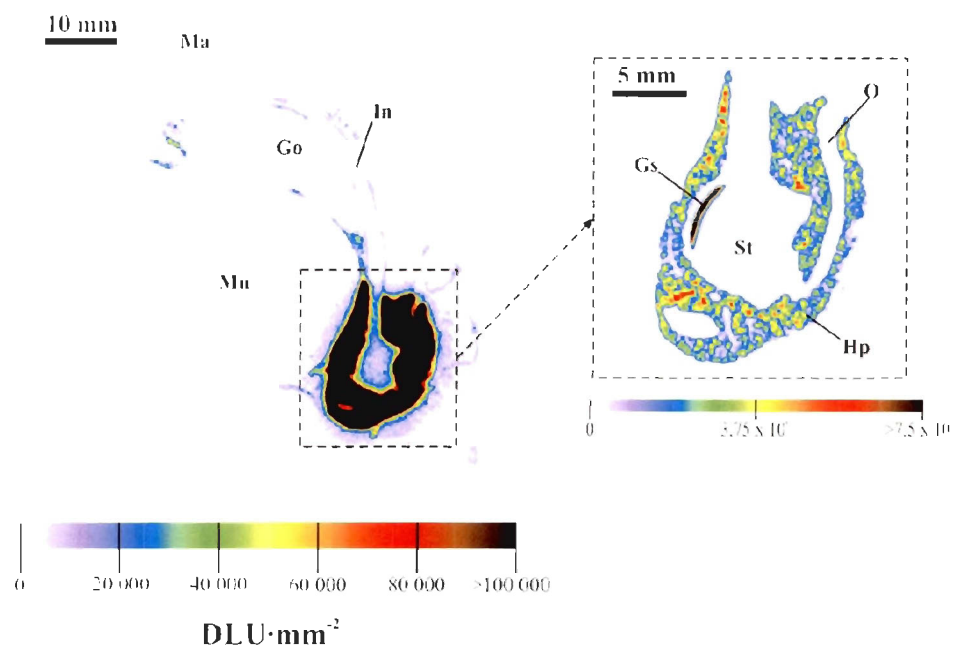
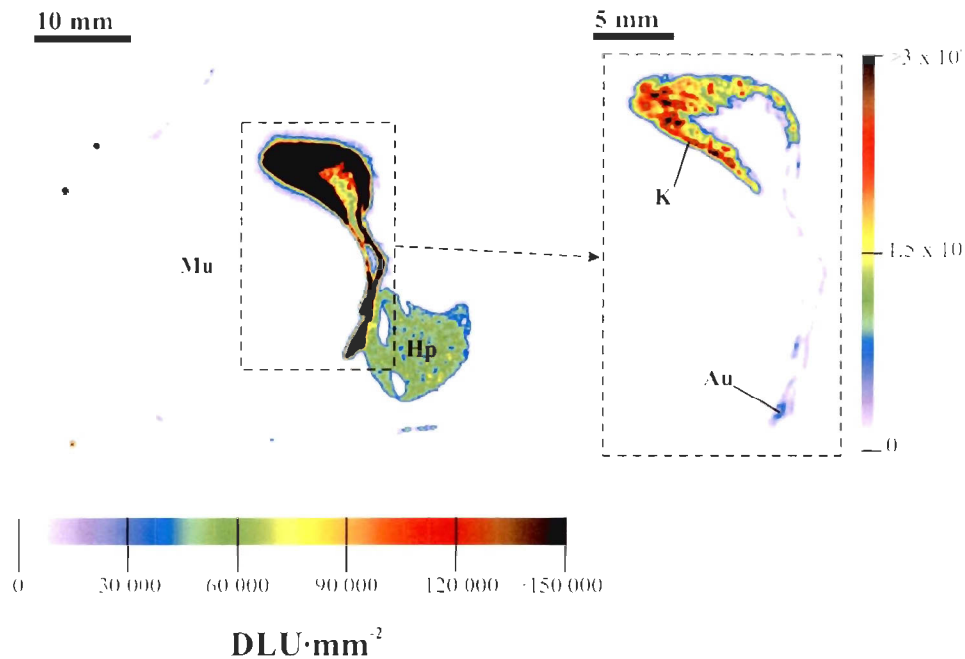
Placopecten magellanicus*Chlamys islandica*

Figure 8: *Placopecten magellanicus* and *Chlamys islandica*. Whole-body autoradiography from scallops sampled after 103 d of depuration following 21 d of feeding on radiolabelled phytoplankton *Thalassiosira weissflogii*. Au=auricle, Go=gonads, Gs=gastric shield, Hp=hepatopancreas, In=intestine, K=kidney, Ma=mantle, Mu=muscle, O=oesophagus, St=stomach. $\text{DLU} \cdot \text{mm}^{-1}$ scales have been optimized to increase structural details in tissues and organs.

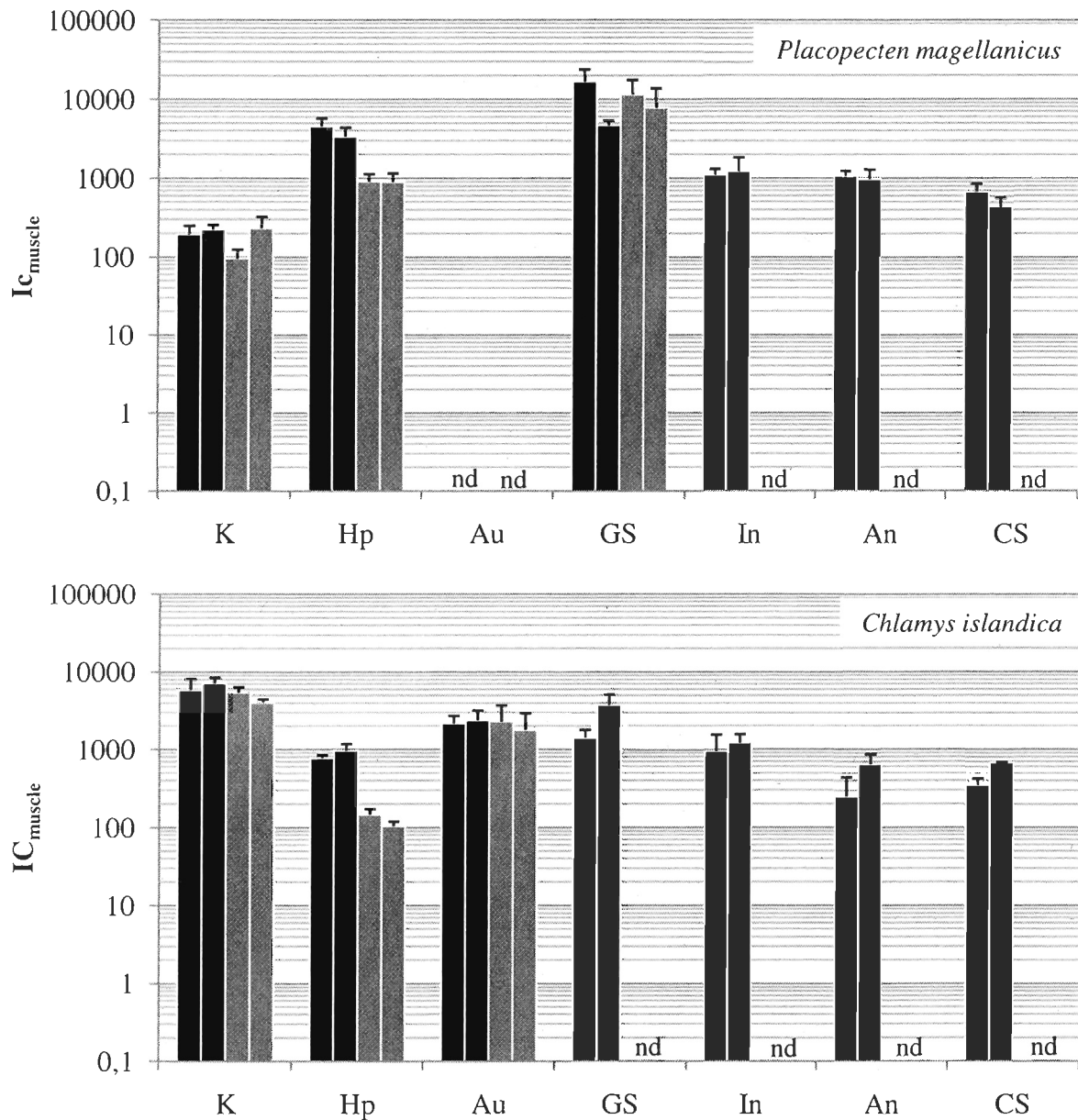


Figure 9: *Placopecten magellanicus* and *Chlamys islandica*, IC_{muscle} (Mean \pm SD) for various tissues of scallops after 21 d of feeding on radiolabelled phytoplankton *Thalassiosira weissflogii* (■) and after 103 d of depuration in clean seawater (▨). K=kidney, Hp=hepatopancreas, Gi=gills, Go=gonads, Au=auricular system, GS=gastric shield, In=intestine, An=anus, CS=crystalline style. Each bar on the histogram stands for a separate specimen (n=4). Values are calculated from 3 to 20 sections depending on the tissue and the specimen. nd= not detected.

2.4.5. Modeling of Cd bioaccumulation

Cd accumulation in scallops as well as the relative contribution of each of the exposure pathways can be estimated by the following first-order biokinetic equation (Wang *et al.*, 1996) :

$$(8) \quad C = \left[\left(\frac{RE \times k_{upt} \times W}{k_{ew} + g} \right) \times \left(1 - e^{-(k_{ew} + g)t} \right) \right] + \left[\left(\frac{AE \times IR \times F}{k_{ef} + g} \right) \times \left(1 - e^{-(k_{ef} + g)t} \right) \right]$$

where C ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) is the Cd concentration in the scallop, RE is the retention efficiency, k_{upt} is the dissolved metal uptake rate ($\text{L}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$), W is the Cd concentration in water ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), AE is the assimilation efficiency of ingested particles, IR is the ingestion rate ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$), which is equal to the scallop clearance rate (CR) (Vahl, 1980; MacDonald & Thompson, 1986) multiplied by the suspended particulate matter concentration (SPM) in water (Guillemart, 2006), F is the metal concentration in food ($\mu\text{g}\cdot\text{mg}^{-1}$), whereas k_{ew} and k_{ef} are the efflux rate following exposure to dissolved and particulate Cd (d^{-1}), g is the growth rate (d^{-1}) and t is the age of scallops (d). This model assumes that the accumulation from each phase is additive and proportional to the Cd concentration in the phase. Values of k_{upt} , AE , k_{ew} and k_{ef} were obtained in this study while values of IR , W , F , g and t were taken from the literature. Since the ingestion rate of wild scallops is greatly influenced by food quality, it is misleading to apply the calculated IR in the model. Cranford & Gordon (1992) found that individual *P. magellanicus* filtered pure algal cells diet three times faster than natural

seston particles. Therefore, the accumulation results have been multiplied by a factor of 0.33 to mimic the field *IR*. For the *F* value, we used the partition coefficient (*Kd*) value to calculate the Cd concentration in natural seston with the following equation: $F=W*Kd$. Since the *Kd* can vary considerably in the environment, a median value of 10 000 was chosen for the model from literature data (Fisher *et al.*, 2000; Ke & Wang, 2001). Finally, since the elimination rate is very low, the time it takes to eliminate the accumulated Cd ($t_{0.95}$) is in some cases greater than the age of the organism. The steady state is thus not always attained and the age of the organism must be taken into consideration into the model. Values of each parameter for both species are presented in Table 4.

Since Cd concentrations measured in organisms from the environment often show strong inter-individual variations because of different bioaccumulation capacities, an evaluation of the maximum (C_{max}) and minimum (C_{min}) concentrations in the organisms was also performed. To do this, C_{max} and C_{min} were calculated with k_{upt} , k_{ew} , k_{ef} and *RE* values that were 1 SD above or below the average value (Table 4), assuming that they were normally distributed and were independent from each other.

Comparison between the predicted values and field data is given in Figure 10. Considering that the predictions issued by the model were calculated from experimental data obtained in laboratory, the model appears highly predictive for both species, as the predicted values were comparable to the actual measurements in the scallops collected in different locations from the Gulf of St. Lawrence.

Table 4: *Placopecten magellanicus* and *Chlamys islandica*. Values of parameters used in the biokinetic model to predict bioaccumulation of Cd in scallop in the Gulf of St. Lawrence. Values of k_u ($L \cdot g^{-1} \cdot d^{-1}$), W ($\mu g \cdot L^{-1}$), AE , IR ($mg \cdot g^{-1} \cdot d^{-1}$), F ($\mu g \cdot mg^{-1}$), k_{ew} (d^{-1}), k_{ef} (d^{-1}) et g (d^{-1}). C_{max} and C_{min} are 1 SD above or below average values.

	Average	C_{min}	C_{max}	References
<i>P. magellanicus</i>				
<i>RE</i>	95.7	92.2	100.0	This study
k_u	0.0431	0.0298	0.0564	This study
<i>W</i>	0.017	0.017	0.017	(Guillemart, 2006)
<i>AE</i>	0.884	0.832	0.936	This study
<i>IR</i>	79	79	79	See text
<i>F</i>	0.00017	0.00017	0.00017	See text
k_{ew}	0.00077	0.00114	0.00040	This study
k_{ef}^*	0.00060	0.00088	0.00032	This study
<i>g</i>	0.0003	0.0003	0.0003	Annexe C
<i>C. islandica</i>				
<i>RE</i>	90.9	79.8	100.0	This study
k_u	0.0123	0.0085	0.0161	This study
<i>W</i>	0.017	0.017	0.017	(Guillemart, 2006)
<i>AE</i>	0.879	0.826	0.932	This study
<i>IR</i>	185	185	185	See text
<i>F</i>	0.00017	0.00017	0.00017	See text
k_{ew}	0.00376	0.00567	0.00184	This study
k_{ef}	0.00312	0.00456	0.00167	This study
<i>g</i>	0.00016	0.00016	0.00016	Annexe C

* Since only the C_{min} value of k_{ef} was available for *P. magellanicus*, the same SD ratio than k_{ew} was used to calculate the average and C_{max} values.

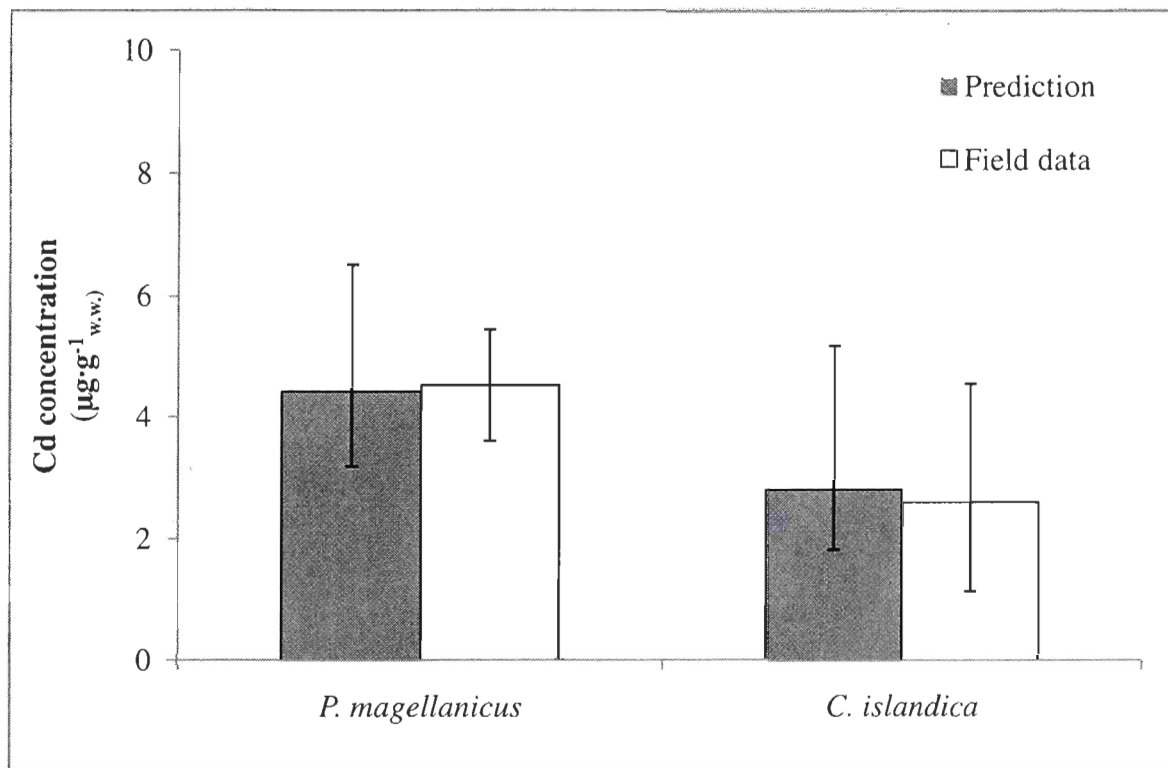


Figure 10: *Placopecten magellanicus* and *Chlamys islandica*. Comparison between predicted and measured metal concentrations in scallops from the Gulf of St. Lawrence. Bars represent C_{max} and C_{min} for predicted values and SD for field data. (*P. magellanicus*, n=40; *C. islandica*, n=20).

2.5. Discussion

Determination of the biokinetics and tissue distribution of trace metal in aquatic organisms at realistic environmental levels of contamination using traditional methods is a difficult task, mainly because of the low concentrations often present in particulate and dissolved phases as well as in tissues and organs. Thus, results are often inaccurate and difficult to interpret. The combination of analytical methods used in the present study (*in vivo* gamma counting and whole body autoradiography) allowed to monitor the activity of a radioactive metal over a long period in the same individuals, reducing the influence of inherent natural variability, and to determine tissue distribution at a scale much smaller than it would have been possible with conventional methods (Rouleau *et al.*, 2001; Rouleau *et al.*, 2003).

Our study showed that two scallop species from the same environment have very different accumulation capacities and a great interspecific variability with respect to the internal Cd management once assimilated by the organism. Indeed, when comparing the kinetics and tissue distribution data between the two species, discrepancies have been observed. First of all, tissues of *P. magellanicus* appear to have a stronger affinity for Cd than *C. islandica* as demonstrated by its four times higher uptake rate and four times lower efflux rate. Then, once assimilated by the organism, *P. magellanicus* prioritize the hepatopancreas as a storage tissue whereas *C. islandica* concentrates Cd very strongly in the kidneys. Also, the WBARG allowed to identify storage tissues that had never been

observed before. To this end, in both species, but particularly in *P. magellanicus*, it appears that the gastric shield plays a significant role in Cd management as demonstrated by the very high metal concentration found in this peculiar tissue. This study also proved that a biokinetic model can predict accurately the levels of Cd accumulation found in scallops from different locations as well as the relative contribution of each of the exposure routes which was previously unknown for these species.

2.5.1. Kinetic and tissue distribution

In this study, in order to determine if the exposure duration affected the uptake rate of scallops, two experiments with different exposure duration were conducted. Although the exposure duration did not affect the ^{109}Cd uptake rate in the organisms, it appears, from calculated $\text{IC}_{\text{muscle}}$, that immediately after a 48-h exposure, the tissue distribution observed may not reflect the reality over the long term since the immobilization of the Cd wasn't completed at this moment. A longer exposure duration seems then more suitable to determine accurately the metal distribution in the organisms. However, after few days of depuration, the tissue distribution in the scallops from both experiments (short-term and long-term) was similar. This revealed that although the Cd uptake rate is very fast for both species, the scallops need few days to metabolize the metal and distribute it in their storage compartments. Thus, to determine the Cd distribution in scallops, the short-term exposure gives similar results as the long-term one but only if one waits long enough after the exposure period before measuring the tissue concentrations. Moreover, exposure to

dissolved Cd revealed a very strong difference between species with respect to the Cd uptake rate. Indeed, for both exposure periods, *P. magellanicus* absorbed Cd nearly four times faster than *C. islandica*. Such interspecific variability was previously observed between mussels and clams and was shown to be positively correlated to the filtration rate of the animals (Wang, 2001). However, when comparing the filtration rate of the two species, *P. magellanicus* should accumulate Cd more slowly since it has a lower filtration rate than *C. islandica* (1.318 vs $3.09 \text{ L}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{g}^{-1}_{\text{d.w}}$) (Vahl, 1980; MacDonald & Thompson, 1986). MacDonald (1995) found that epithelial cells from the pallial cavity of *P. magellanicus* were regularly released into the environment. Release of a large number of these cells may lead to an underestimation of the filtration rate. In addition, other biological or physiological factors such as gills permeability, tissues surface area and, of course, absorption efficiency of dissolved metals (Wang *et al.*, 1996; Wang, 2001) could also explain the high Cd uptake rate present in *P. magellanicus* despite an apparently lower filtration rate.

Regarding the elimination capacities of scallops, the long half-life times obtained in *P. magellanicus* and *C. islandica* indicate the lack of an active depuration process for tissues of Pectinidae. Our results show that *P. magellanicus* has an efflux rate 3 to 4 times slower than *C. islandica* whether the accumulation was from dissolved or particulate Cd. A closer examination of the Cd tissue distribution between species can give insights on this contrasting variability.

The first difference observed is the high variability in tissue distribution between species. In *C. islandica*, almost all ^{109}Cd was rapidly concentrated in the kidney, suggesting a much faster redistribution and metabolism than in *P. magellanicus* where Cd was more uniformly distributed. Another striking difference between the two species was the very high Cd concentration observed in *P. magellanicus* gastric shield, even when the accumulated Cd came from seawater and not from food. This very peculiar tissue, present in both species, is used in conjunction with the crystalline style to grind food in the bivalve stomach and facilitate its absorption by the animal (Beninger & Le Pennec, 2006). The observed affinity of Cd for the gastric shield in *P. magellanicus* was unexpected and only revealed by a radiolabelling technique. It may imply the presence of enzymes or macromolecules with a high affinity for Cd in this particular species that are not found in *C. islandica*.

As often observed in other Pectinidae, Cd concentrated preferentially in two tissues: kidneys and hepatopancreas (Uthe & Chou, 1987; Bustamante & Miramand, 2004; Bustamante & Miramand, 2005b; Julshamn *et al.*, 2008; Metian *et al.*, 2008). However, the ratio between the concentrations present in each of these tissues was very different between species. This demarcation was particularly evident among scallops subjected to exposure through food (Figure 8). As previously observed by Bustamante and Miramand (2004) and Metian *et al.* (2007) in scallops from the *Pecten* genus, the concentration ratio [hepatopancreas]:[kidney] is much higher than in the scallops from the *Chlamys* genus. The

presence of different sequestration and excretion mechanisms between the two species can be discussed in link with previous studies on metal bioaccumulation in bivalves.

Many previous studies demonstrated that up to 90% of Cd present in the hepatopancreas cells could be bound to metallothioneins (Viarengo *et al.*, 1985; Viarengo *et al.*, 1993; Bustamante & Miramand, 2004). These low molecular weight and cysteine-rich proteins are known for their ability to bind with certain metals contributing to their detoxification in many organisms (Amiard *et al.*, 2006). Within the hepatopancreas cells, the metalloproteins are hydrolyzed by lysosomes releasing the metal in the cytoplasm which would subsequently be recaptured by newly produced proteins (Viarengo & Nott, 1993). There appears therefore to exist a recycling system in the hepatopancreas preventing most of the accumulated Cd to follow elimination routes, such as natural excretion in feces, and thus contributing to the Cd sequestration in this tissue. Consequently, the long biological half-life time coupled with the high Cd concentrations found in *P. magellanicus* hepatopancreas suggest a possible involvement of proteins of the metallothioneins family in a Cd sequestration and detoxification mechanism.

On the other hand, high Cd levels found in *C. islandica* kidneys and auricular system suggest a different sequestration mechanism than from *P. magellanicus*. One of the mechanisms that could explain this particular Cd distribution was observed by George *et al.* (1980). A microscopic examination of the kidneys of scallops exposed to Cd allowed to see the gradual development of highly mineralized granules from the lysosomal membranes.

These granules, regularly observed in *C. islandica* and which can represent more than 20% of kidney volume, appear to play an important role in metal bioavailability, detoxification and excretion in these bivalves (Carmichael & Fowler, 1981; Ray & McLeese, 1987; Langston *et al.*, 1998).

2.5.2. Modeling of Cd bioaccumulation

Wild scallops can accumulate Cd in its dissolved or particulate form with a varying intensity depending mainly on the relative Cd concentration in water and food and on the relative abundance of food available to organisms. Thus, given the wide variability of these two conditions in the environment, the relative contribution of each accumulation pathway is highly dependent on actual environmental conditions. Therefore, neither of the two pathways can be considered as always predominant (Fowler, 1982; Wang & Fisher, 1999).

The kinetic model built with experimental and field data was able to predict accurately the Cd concentrations in two species of scallops from different populations. However, to determine the relative contribution of the particulate and dissolved pathway, a subsequent operation must be made.

According to the model, the accumulated Cd in an organism corresponds to the additive accumulation from two phases (dissolved and particulate). Thus, by breaking Equation (6), it is possible to determine the relative contribution of each of the two exposure routes with the following equations:

$$(9) \quad C_w = \left(\frac{RE \times k_{upl} \times W}{k_{ew} + g} \right) \times \left(1 - e^{-(k_{ew} + g)t} \right)$$

$$(10) \quad C_f = \left(\frac{AE \times IR \times F}{k_{ef} + g} \right) \times \left(1 - e^{-(k_{ef} + g)t} \right)$$

where the contribution of the dissolved phase is C_w/C and the contribution of particulate phase is C_f/C . Since kinetic parameters are not significantly different between the two exposure pathways and for both species, the contribution of each of these routes is therefore mainly depending upon the Cd partition coefficient (Kd) in the environment. Thus, the greater the proportion of particulate Cd in a given environment, the greater the Kd will be and, consequently, the contribution of the particulate pathway will be higher. For example, when inserting the Gulf of St-Lawrence field data and the kinetic data obtained in laboratory (values in Table 4) in the equations 7 and 8, it turns out that $C_f/C = 0.993$ for *P. magellanicus* and 0.951 for *C. islandica* which means that the particulate exposure contributes respectively to more than 99% and 95% of the total Cd concentration found in these scallop species. In opposition to what was stated in previous work where seawater was considered as the main source of accumulation in bivalves (Janssen & Scholz, 1979; Borchardt, 1983; Riisgard *et al.*, 1987), our results coincide with the distribution data recently obtained for similar environments (Wang & Fisher, 1999; Bustamante & Miramand, 2005a; Guillemart, 2006) and confirm the great importance of the particulate pathway as a source of Cd accumulation in Pectinidae.

Although the model is a good predictive tool, the application of laboratory kinetics data to predict Cd accumulation in wild scallops must be considered carefully. As stated earlier, the actual conditions in the marine environment are temporally and spatially variable. Consequently, even if the uptake from seawater appeared negligible in the present case, the situation may be different in another environment. Uptake of both dissolved and particulate metal forms should then always be considered when evaluating Cd accumulation in scallops.

2.6. Conclusion

This study showed that two scallop species from the same environment may have very different accumulation capacities and a great interspecific variability with respect to the Cd internal management once assimilated by the organism because of their different accumulation, detoxification and storage strategies. Despite these differences, kinetics data demonstrated that following an exposure to Cd, both species have the capacity to assimilate and store the metal with a great efficiency. This study also illustrates how a biokinetic model can predict accurately the levels of Cd accumulation found in scallops as well as the relative contribution of each of the exposure routes as long as all the parameters used are correctly identified and quantified. Then, when using scallops as biomonitoring species it is important to have a good understanding of these various parameters to ensure a good interpretation of the data. In order to refine the model, more accurate data on physiological and environmental conditions, particularly in regard to the composition of the particulate

phase and metabolism of Cd by the organisms, are required. Moreover, to better understand the sequestration and detoxification mechanisms, a thorough knowledge of the Cd intracellular speciation is required.

CHAPITRE III

DISCUSSION GÉNÉRALE

Les Pectinidae sont bien connus pour leur capacité de bioaccumuler certains métaux comme le Cd à des concentrations souvent très élevées (Ray & Jerome, 1987; Evtushenko *et al.*, 1990; Lukyanova *et al.*, 1993; Viarengo *et al.*, 1993; Bargagli *et al.*, 1996; Bustamante & Miramand, 2004; Metian *et al.*, 2007; Metian *et al.*, 2008; Pan & Wang, 2008a; b). Ce fort potentiel de bioaccumulation pour le Cd ne serait d'ailleurs pas limité aux organismes provenant de milieux ayant subi une contamination anthropique, mais serait également présent chez des individus retrouvés dans des milieux très faiblement influencés par l'homme (Lukyanova *et al.*, 1993; Viarengo *et al.*, 1993; Bargagli *et al.*, 1996; Bustamante & Miramand, 2004). Ainsi, les très fortes concentrations en Cd souvent observées dans les pétoncles ne seraient pas toujours induites par un haut degré de pollution mais seraient plutôt, dans de nombreux cas, le résultat de phénomènes tout à fait naturels reflétant les nombreuses adaptations biologiques qu'ont pu développer les organismes marins pour gérer les métaux toxiques. Néanmoins, en raison de la très forte capacité de bioaccumulation retrouvée chez les pétoncles, l'absorption de métaux traces toxiques par l'homme suite à l'ingestion de bivalves contaminés est toujours une problématique inquiétante.

Dans l'environnement, les pétoncles peuvent accumuler le Cd sous sa forme dissoute ou sous sa forme particulaire avec une intensité variable selon les conditions présentes.

Cependant, encore aujourd'hui, il n'existe toujours pas de consensus au sein de la communauté scientifique permettant de déterminer quelle est la voie d'accumulation prépondérante chez les pétoncles car la distinction entre chaque route est souvent occultée par de nombreuses incertitudes. Par exemple, le Cd dissous peut se retrouver incorporé dans la couche de mucus présente sur les branchies et être par la suite assimilé par le système digestif ou encore, il peut tout simplement être absorbé par l'épithélium du système digestif laissant ainsi croire à une accumulation par la nourriture. À ce jour, très peu d'études ont tenté de déterminer avec rigueur la contribution relative de chacune des voies d'exposition en relation avec la concentration totale en métaux retrouvée dans les bivalves. La plupart des informations disponibles proviennent de données théoriques ou de déductions souvent difficilement transposables au milieu naturel. Ainsi, afin de mieux comprendre les mécanismes impliqués dans la distribution du Cd chez les pétoncles et de déterminer avec précision la contribution relative de chacune de ces voies, nous avons effectué une analyse exhaustive en milieu contrôlé dans laquelle chacune des voies d'exposition est analysée indépendamment s'imposait donc.

3.1. Cinétique

La présente étude a permis de mettre à jour la présence de très grandes variabilités interspécifiques quant à la gestion du Cd chez deux espèces de Pectinidae occupant le même milieu et étant soumis aux mêmes conditions environnementales. Dès les premières heures d'exposition des organismes au Cd dissous, on remarque que *P. magellanicus*

possède des capacités de bioaccumulation de beaucoup supérieures à celles présentes chez *C. islandica*. En effet, pour les deux durées d'exposition, *P. magellanicus* a absorbé le métal près de quatre fois plus rapidement que *C. islandica*. Une telle variabilité interspécifique a également été observée antérieurement (Wang, 2001; Pan & Wang, 2008a) et serait positivement corrélée au taux de filtration des organismes (Wang, 2001). Toutefois, en comparant les taux de filtration des deux espèces étudiées (Vahl, 1980; MacDonald & Thompson, 1986), *P. magellanicus* devrait accumuler le Cd plus lentement puisque son taux de filtration est plus faible que celui de *C. islandica* (1,318 vs 3,09 L·h⁻¹·g⁻¹_{d.w.}). Cependant, chez *P. magellanicus*, MacDonald (1995) a observé que des cellules épithéliales de la cavité palléale étaient régulièrement libérées dans l'environnement pouvant ainsi causer une sous-évaluation du taux de filtration. De plus, d'autres facteurs biologiques ou physiologiques tels que la perméabilité des branchies, la surface d'absorption des tissus et bien évidemment, l'efficacité d'assimilation par les organismes (Wang *et al.*, 1996; Wang, 2001) pourraient aussi expliquer le fort taux d'accumulation du Cd présent chez *P. magellanicus* malgré un taux de filtration apparemment plus faible.

En ce qui à trait aux capacités d'élimination des Pectinidae, les demies-vies biologiques obtenues chez *P. magellanicus* et *C. islandica* confirment la capacité naturelle que possèdent les Pectinidae pour concentrer et séquestrer le Cd dans leurs tissus. L'expérimentation a également permis de dénoter, encore une fois, une forte variabilité interspécifique. En effet, que ce soit suite à une accumulation de Cd dissous ou particulaire, *P. magellanicus* présente une vitesse d'élimination de 3 à 4 fois plus lente que *C. islandica*.

Cette variabilité, à première vue difficilement explicable, peut être élucidée en partie grâce à l'examen de la distribution du Cd dans les tissus des bivalves.

3.2. Distribution tissulaire

L'analyse des autoradiogrammes a permis de dénoter des différences interspécifiques encore une fois très importantes. Quoique chez les deux espèces, comme souvent observé chez les Pectinidae, le Cd se concentre préférentiellement dans deux tissus (rein et hépatopancréas) (Uthe & Chou, 1987; Bustamante & Miramand, 2004; Bustamante & Miramand, 2005b; Julshamn *et al.*, 2008; Metian *et al.*, 2008), la proportion entre les concentrations relatives présentes dans chacun de ces tissus est fort différente, particulièrement suite à une exposition au Cd particulaire. En effet, tel qu'observé par Bustamante et Miramand (2004) et par Metian *et al.* (2007), chez les pétoncles du groupe des *Pecten*, comme *P. magellanicus*, le ratio de concentration [Hépatopancréas]/[Rein] est beaucoup plus élevé que chez les pétoncles du groupe des *Chlamys* dont fait partie *C. islandica*. Il est difficile de bien comprendre ce phénomène puisque, de façon générale, l'information disponible relativement à la spéciation cellulaire du Cd chez les Pectinidae est plutôt faible. Néanmoins, il est possible d'en déduire la présence de mécanismes de séquestration et d'excrétion très différents entre les deux espèces.

De nombreuses études antérieures ont observé que jusqu'à 90 % du Cd présent dans les cellules de l'hépatopancréas pouvait être lié aux métallothionéines (Viarengo *et al.*, 1985; Viarengo *et al.*, 1993). Ces protéines, de faible poids moléculaire et riches en

cystéine, sont connues pour leur grande capacité de liaison avec certains métaux contribuant à leur détoxification chez de nombreux organismes (Amiard *et al.*, 2006). Au sein des cellules de l'hépatopancréas, les métalloprotéines sont hydrolysées par les lysosomes relâchant ainsi le métal qui est par la suite de nouveau lié à des protéines fraîchement synthétisées par le métabolisme. Il existe donc, dans cet organe, un système de recyclage empêchant la majeure partie du Cd accumulé de suivre les voies d'élimination standard, telle que l'excrétion naturelle par les fèces, et favorisant ainsi la séquestration du Cd dans ce tissu (Viarengo, 1985; Viarengo & Nott, 1993). Conséquemment, les longues demies-vies biologiques couplées aux fortes concentrations en Cd retrouvées dans la glande digestive chez *P. magellanicus* suggèrent une possible implication des protéines de la famille des métallothionéines comme mécanisme de séquestration et de détoxification du Cd.

D'un autre côté, les fortes teneurs en Cd retrouvées dans les tissus excréteurs chez *C. islandica* suggèrent un mécanisme de séquestration différent de celui de *P. magellanicus*. Un des mécanismes qui pourraient expliquer cette distribution particulière du Cd chez cette espèce a été observé par George *et al.* (1980). Un examen par microscopie du rein de pétoncles exposés au Cd a permis de constater le développement graduel de granules fortement minéralisées à partir des membranes lysosomales. Ces granules, pouvant atteindre plus de 20 % du volume du rein, joueraient un rôle important dans la détoxification des métaux et participeraient également à leur élimination par l'urine de l'organisme (Carmichael & Fowler, 1981; Langston *et al.*, 1998).

3.3. Le modèle biocinétique : un outil prédictif efficace

Chez les organismes marins, la bioaccumulation des métaux consiste en la résultante nette des vitesses d'accumulation et d'élimination. Quand la vitesse d'accumulation dépasse la vitesse d'élimination, il y a une accumulation nette de métal dans l'organisme. Ainsi, afin de déterminer ou prédire avec exactitude les concentrations en métaux présentes dans les organismes en milieu naturel sans avoir à effectuer de nombreuses mesures complexes et à sacrifier un grand nombre d'organismes, un modèle biocinétique est utilisé (Équation 8). Au cours des dernières années, de nombreuses études ont démontré la robustesse de ce modèle (Wang *et al.*, 1996; Chong & Wang, 2001; Pan & Wang, 2008a; b). De plus, en autant que l'ensemble des paramètres utilisés soient correctement quantifiés et caractérisés, celui-ci s'avère beaucoup plus flexible que les études empiriques pour prédire l'accumulation des métaux dans l'environnement.

À cette fin, une comparaison entre les valeurs de concentrations en Cd prédites par le modèle et les mesures obtenues dans des pétoncles du golfe du St-Laurent permet de confirmer, dans le cas présent du moins, l'efficacité du modèle. Effectivement, considérant que les prédictions émises par le modèle ont été calculées à partir de données expérimentales obtenues en laboratoire, la comparaison entre les concentrations modélisées et prédites est excellente (Figure 10).

3.4. Dissous ou particulaire : importance relative de chacune des phases

Selon le modèle, la concentration de Cd accumulée par un organisme correspond à l'addition de l'accumulation provenant de l'eau et de la nourriture. Ainsi, l'importance relative de chacune des voies d'exposition est fortement dépendante de l'intensité de l'accumulation provenant de chaque phase (particulaire et dissoute) (Équations 7 et 8). De ce fait, le coefficient de partage (Kd) du Cd qui prévaut dans le milieu est par conséquent le paramètre qui contrôle l'importance relative de chacune des voies d'exposition. Donc, plus la proportion de Cd particulaire est grande comparativement à la proportion de Cd dissous dans un environnement donné, plus le Kd sera élevé et plus la contribution de la voie d'accumulation particulaire sera grande. À cette fin, en introduisant les paramètres environnementaux provenant du golfe du St-Laurent et les données cinétiques obtenues en laboratoire dans le modèle, la voie d'accumulation particulaire contribuerait pour plus de 99% de la charge totale en Cd chez *P. magellanicus* et pour plus de 95% chez *C. islandica*. Ces résultats, couplés aux données de distribution obtenues récemment pour des milieux similaires (Wang & Fisher, 1999; Bustamante & Miramand, 2005a; Guillemart, 2006), confirment la très grande importance que revêt la voie particulaire comme source d'accumulation du Cd chez les Pectinidae contrairement aux résultats antérieurs selon lesquelles l'eau était considérée comme la principale voie d'exposition (Janssen & Scholz, 1979; Borchardt, 1983; Riisgard *et al.*, 1987).

Toutefois, bien que le modèle permette de prédire les concentrations en métaux retrouvées dans les organismes avec une bonne justesse, son application doit être effectuée avec précaution. Tel que mentionné précédemment, les conditions présentes dans l'environnement marin sont très variables temporellement et spatialement. Conséquemment, même si le taux d'accumulation provenant de la phase dissoute semble négligeable dans la présente étude, la situation peut être fort différente en un autre endroit ou un autre moment. Ainsi, la contribution relative de chacune des routes d'accumulation doit être prise en considération lorsque vient le temps d'effectuer une évaluation environnementale des concentrations en métaux dans les pétoncles.

Une des raisons pour laquelle il est primordial de bien déterminer la provenance du Cd absorbé se situe au niveau de la toxicité et de la biodisponibilité du métal pour les maillons supérieurs de la chaîne alimentaire. En effet, il semblerait que les liaisons chimiques du Cd au sein des organismes seraient variables selon la voie d'exposition, ce qui influencerait la biodisponibilité du métal et l'intensité du transfert trophique. À cette fin, Wallace et Lopez (1997) ont observé que lorsque des crevettes étaient alimentées avec des oligochètes contaminés au Cd, le métal associé au métallothionéines était beaucoup plus facilement assimilé que le métal lié aux granules. Également, chez les copépodes, Reinfelder et Fisher (1991) ont démontré que l'efficacité d'assimilation des métaux absorbés était fortement corrélée à la concentration présente dans le cytoplasme des cellules ingérées. Ainsi, les métaux qui possèdent une grande affinité pour l'exosquelette et se retrouvant sous forme insoluble sont beaucoup moins biodisponibles que les métaux présents dans le cytoplasme

sous une forme dissoute. Ainsi, lors de la réalisation d'une évaluation environnementale, non seulement faut-il tenir compte de la concentration totale présente dans les organismes, mais il est également important de prendre en considération la forme que prend le contaminant une fois absorbé par l'organisme.

3.5. Conclusion

La présente étude a démontré clairement que deux espèces de pétoncles provenant d'un même milieu peuvent posséder des capacités de bioaccumulation très différentes et présenter une grande variabilité en ce qui a trait à la gestion du Cd une fois assimilé par l'organisme. Lorsque l'on compare les deux espèces, *P. magellanicus* possède des capacités d'accumulation et de stockage près de quatre fois supérieures à celles observées chez *C. islandica*. D'après les résultats obtenus, la voie d'exposition ne présente pas d'effet significatif sur la cinétique de bioaccumulation du Cd mais possède par contre une certaine influence sur la distribution tissulaire du métal dans les pétoncles. Chez les deux espèces, suite à une exposition au Cd dissous, celui-ci se concentre principalement dans le rein avec une intensité variable selon l'espèce. Cependant, suite à une exposition au Cd par la nourriture, *P. magellanicus* concentre le Cd majoritairement dans l'hépatopancréas et *C. islandica* presque exclusivement dans le rein. Cette étude a également permis de démontrer que le modèle biocinétique utilisé permet de prédire efficacement les niveaux d'accumulation de Cd retrouvés dans les pétoncles de même que la contribution relative de chacune des voies d'exposition en autant que les nombreux paramètres que comporte le

modèle soient correctement caractérisés et quantifiés. Selon le modèle, pour les pétoncles du golfe du St-Laurent et en fonction des conditions présentes et de l'espèce, plus de 95% du Cd présent dans les organismes serait issu de la voie d'exposition particulière.

Les données de distribution indiquent qu'une très faible proportion du Cd absorbé se retrouve dans les tissus comestibles (muscle et gonade) suggérant que, malgré les fortes teneurs en métal retrouvées dans les pétoncles, les risques reliés à leur consommation pour la santé humaine sont relativement faibles en autant que seuls ces tissus soient consommés et que ces derniers soient préalablement bien nettoyés. Aussi, malgré les teneurs élevées en Cd retrouvées dans les bivalves du golfe du St-Laurent, il est possible que le métal absorbé lors de la consommation des pétoncles ne soit pas sous une forme assimilable par l'homme. Des études plus approfondies concernant la biodisponibilité du Cd permettraient donc de déterminer si le Cd ingéré se retrouve sous une forme biodisponible et toxique pour l'humain ou sous une forme non assimilable moins dommageable. Concernant la problématique liée à l'exportation des pétoncles vers des pays pour lesquels il existe une réglementation particulière, les pectiniculteurs devraient procéder à une première transformation de leur produit de façon à n'exporter que le muscle pour lequel les concentrations en Cd sont généralement sous les limites de commercialisation en vigueur dans les pays importateurs (Guillemart, 2006; Rouleau & Clermont, 2010).

Cette étude, de concert avec les travaux effectués au cours des dernières années, se veut un premier pas vers la compréhension des nombreuses et complexes interactions qui

existent entre les métaux et les bivalves. Toutefois, malgré cet avancement important, encore aujourd'hui, très peu de métaux ont été bien caractérisés dans les organismes marins et ces derniers le sont sur un nombre d'espèces très restreint. Comme il a été démontré dans cette étude, des différences énormes existent entre les diverses espèces d'un même groupe. Conséquemment, de façon à pouvoir appliquer le présent modèle aux autres métaux et espèces marines, des connaissances approfondies sur la bioaccumulation dans un contexte plus général doivent d'abord être acquises. De plus, on connaît encore peu de choses sur la synergie pouvant exister entre les différents métaux ou sur les effets possibles d'une pré-exposition aux contaminants. Il est donc important de ne pas s'arrêter ici car de nombreuses questions demeurent sans réponses. Ainsi, afin de raffiner le modèle, des données plus précises relatives aux conditions environnementales et physiologiques, plus particulièrement concernant la spéciation et la métabolisation du Cd par les organismes, sont requises.

BIBLIOGRAPHIE

- Amiard JC, Amiard-Triquet C, Barka S, Pellerin J, Rainbow PS (2006) Metallothioneins in aquatic invertebrates: Their role in metal detoxification and their use as biomarkers. *Aquatic Toxicology* 76:160-202
- Astruc M (1989) Chemical speciation of trace metals. In: Boudou A, Ribeyre F (eds) *Aquatic ecotoxicology: Fundamental concepts and methodologies*, Vol 1. CRC Press, Inc., Boca Raton, p 97-106
- 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
- Beninger PG, Le Pennec M (2006) Structure and function in scallops. In: Shumway SE, Parsons GJ (eds) *Scallops: Biology, Ecology and Aquaculture*. Elsevier, Boston, p 123-227
- Bewers JM, Barry DJ, MacGregor DJ (1987) Distribution and cycling of cadmium in the environment. In: Nriagu JO, Sprague JB (eds) *Cadmium in the aquatic environment*. John Wiley and Sons, Toronto, p 1-18

- Black GAP, Mohn RK, Robert G, Tremblay MJ (1993) Atlas of the biology and distribution of the Sea scallop *Placopecten magellanicus* and Iceland scallop *Chlamys islandica* in the Northwest Atlantic. Report No. 1915, Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences, 49 pages
- Borchardt T (1983) Influence of food quantity on the kinetics of cadmium uptake and loss via food and seawater in *Mytilus edulis*. *Marine Biology* 76:67-76
- Børretzen P, Salbu B (2009) Bioavailability of sediment-associated and low-molecular-mass species of radionuclides/trace metals to the mussel *Mytilus edulis*. *Journal of Environmental Radioactivity* 100:333-341
- Brand AR (2006) Scallop ecology: Distribution and behavior. In: Shumway SE, Parsons GJ (eds) *Scallops: Biology, Ecology and Aquaculture*. Elsevier, Boston, p 651-744
- Burger J (2008) Assessment and management of risk to wildlife from cadmium. *Science of the Total Environment* 389:37-45
- Burton JD, Statham PJ (1990) Trace metals in seawater. In: Furness RW, Rainbow PS (eds) *Heavy metals in marine environment*. CRC Press, Boca Raton, p 5-27

- Bustamante P, Miramand P (2004) Interspecific and geographical variations of trace element concentration in Pectinidae from European waters. *Chemosphere* 57:1355-1362
- Bustamante P, Miramand P (2005a) 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
- Bustamante P, Miramand P (2005b) Subcellular and body distributions of 17 trace elements in the variegated scallop *Chlamys varia* from the French coast of the Bay of Biscay. *Science of the Total Environment* 337:59-73
- Canadian Food Inspection Agency (2003) Food safety facts on bivalve shellfish in British Columbia. Fact Sheet. P0273E-03.
- Carmichael NG, Fowler BA (1981) Cadmium accumulation and toxicity in the kidney of the bay scallop *Argopecten irradians*. *Marine Biology* 65:35-43
- Chong K, Wang WX (2001) Comparative studies on the biokinetics of Cd, Cr, and Zn in the green mussel *Perna viridis* and the Manila clam *Ruditapes philippinarum*. *Environmental Pollution* 115:107-121

- Communauté Européenne (2001) Règlement (CE) no. 466/2001. Fixation de teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires. Journal Officiel L077 du 16 mars 2001, p 14-21
- Cranford PJ (2006) Scallops and marine contaminants. In: Shumway SE, Parsons GJ (eds) Scallops: Biology, Ecology and Aquaculture. Elsevier, Boston, p 745-764
- Cranford PJ, Gordon DC (1992) The influence of dilute clay suspensions on sea scallop (*Placopecten magellanicus*) feeding activity and tissue growth. Netherlands Journal of Sea Research 30:107-120
- Evtushenko ZS, Lukyanova ON, Belcheva NN (1990) Cadmium bioaccumulation in organs of the scallop *Mizuhopecten yessoensis*. Marine Biology 104:247-250
- Fabens AJ (1965) Properties and fitting of the von Bertalanffy growth curve. Growth, Development and Aging 29:265-289
- Fisher NS, Stupakoff I, Sañudo-Wilhelmy S, Wang WX, Teyssié JL, Fowler SW, Crusius J (2000) Trace metals in marine copepods: A field test of a bioaccumulation model coupled to laboratory uptake kinetics data. Marine Ecology Progress Series 194:211-218

- Fowler SW (1982) Biological transfer and transport processes. In: Kullenberg G (ed) Pollutant Transfer and Transport in the Sea, Vol II. CRC Press Inc., Boca Raton, p 1-65
- Fox HM, Ramage H (1931) A Spectrographic Analysis of Animal Tissues. Proceedings of the Royal Society of London Series B, Containing Papers of a Biological Character 108:157-173
- Garcia EG (2006) The fishery of Iceland scallop (*Chlamys islandica*) in the Northeast Atlantic. In: Southward AJ, Sims DW (eds) Advances in Marine Biology, Vol 51. Elsevier, San Diego, p 2-58
- George SG, Pirie BJS, Coombs TL (1980) Isolation and elemental analysis of metal-rich granules from the kidney of the scallop, *Pecten maximus* (L.). Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 42:143-156
- Giguère M, Miller R (1993) Revue des pêcheries de pétoncles au Québec. Report No. 217, Rapport canadien à l'industrie sur les sciences halieutiques et aquatiques, 24 pages
- Gouvernement du Canada (1994) Loi canadienne sur la protection de l'environnement. Liste des substances d'intérêt prioritères. Rapport d'évaluation. Le cadmium et ses

composées. Environnement Canada et Santé Canada. Le plan vert du Canada, 106 pages

Government of Canada (1994) Canadian Environmental Protection Act. Priority Substances List. Assessment Report. Cadmium and its Compounds. Environment Canada and Health Canada. Canada's Green Plan, 106 pages

Guillemart C (2006) Accumulation du cadmium chez le pétoncle géant et le pétoncle d'Islande de la Côte-Nord du Saint-Laurent (Québec). Mémoire de maîtrise en océanographie, Université du Québec à Rimouski, 92 pages

Janssen HH, Scholz N (1979) Uptake and cellular distribution of cadmium in *Mytilus edulis*. Marine Biology 55:133-141

JECFA (2005) Summary and conclusion of the sixty-fourth meeting of the joint FAO/WHO Expert Committee and Food Additives. Rome, 8-17 February 2005

Julshamn K, Duinker A, Frantzen S, Torkildsen L, Maage A (2008) Organ distribution and food safety aspects of cadmium and lead in great scallops, *Pecten maximus* L., and horse mussels, *Modiolus modiolus* L., from Norwegian waters. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 80:385-389

- Ke C, Wang W-X (2001) Bioaccumulation of Cd, Se, and Zn in an estuarine oyster (*Crassostrea rivularis*) and a coastal oyster (*Saccostrea glomerata*). *Aquatic Toxicology* 56:33-51
- Kruzynski GM (2004) Cadmium in oysters and scallops: The BC experience. *Toxicology Letters* 148:159-169
- Langston WJ, Bebianno MJ, Burt GR (1998) Metal handling strategies in molluscs. In: Langston WJ, Bebianno MJ (eds) *Metal metabolism in aquatic environments*. Chapman & Hall, New-York, p 219-283
- Lukyanova ON, Belcheva NN, Chelomin VP (1993) Cadmium bioaccumulation in the scallop *Mizuhopecten yessoensis* from an unpolluted environment. In: Dallinger R, Rainbow PS (eds) *Ecotoxicology of metals in invertebrates*. Lewis Publishers, London, p 25-35
- MacDonald BA, Thompson RJ (1986) Influence of temperature and food availability on the ecological energetics of the giant scallop *Placopecten magellanicus* - III. Physiological ecology, the gametogenic cycle and scope for growth. *Marine Biology* 93:37-48

- MacDonald BA, Ward JE, McKenzie CH (1995) Exfoliation of epithelial cells from the pallial organs of the sea scallop, *Placopecten magellanicus*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 191:151-165
- MacLachy J (1992) Metals data from base metal smelters and refineries, As, Cd, Cr, Ni, Pb, Hg. Direction des programmes industriels. Environnement Canada.
- Martin-Garin A, Simon O (2004) Fiche radionucléide:Cadmium 109 et environnement. Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire. Direction de l'environnement et de l'intervention - Service d'étude du comportement des radionucléides dans les écosystèmes
- Metian M, Bustamante P, Hédouin L, Warnau M (2008) Accumulation of nine metals and one metalloid in the tropical scallop *Comptopallium radula* from coral reefs in New Caledonia. *Environmental Pollution* 152:543-552
- Metian M, Warnau M, Oberhansli F, Teyssie JL, Bustamante P (2007) Interspecific comparison of Cd bioaccumulation in European Pectinidae (*Chlamys varia* and *Pecten maximus*). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 353:58-67
- Morse MP, Zardus JD (1997) Bivalvia. In: Harrison FW, Kohn AJ (eds) *Microscopic Anatomy of Invertebrates*, Vol 6a: Mollusca. Wiley-Liss, Toronto, p 7-118

- Naidu KS, Robert G (2006) Fisheries Sea scallop, *Placopecten magellanicus*. In: Shumway SE, Parsons GJ (eds) *Scallops: Biology, Ecology and Aquaculture*. Elsevier, Boston, p 869-905
- Nriagu JO (1980) Cadmium in the environment. Part 1: Ecological cycling. In: Nriagu JO (ed). John Wiley & Sons, Toronto, p 35-70
- Nriagu JO (1989) A global assessment of natural sources of atmospheric trace metals. *Nature* 338:47-49
- Nriagu JO, Pacyna JM (1988) Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature* 333:134-139
- Pan K, Wang WX (2008a) Allometry of cadmium and zinc concentrations and bioaccumulation in the scallop *Chlamys nobilis*. *Marine Ecology Progress Series* 365:115-126
- Pan K, Wang WX (2008b) Validation of biokinetic model of metals in the scallop *Chlamys nobilis* in complex field environments. *Environmental Science and Technology* 42:6285-6290

Panagapko D (2007) Cadmium: Annuaire des minéraux du Canada. Ressources naturelles Canada. 7

Pêches et Océans Canada (2007) Analyse économique et commerciale du pétoncle. Direction des politiques et de l'économique. 25 pages

Ray S, Jerome V (1987) Copper, zinc, cadmium, and lead in scallops (*Placopecten magellanicus*) from the Maritimes. Report No. 1519, Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Science, 29 pages

Ray S, McLeese DW (1987) Biological cycling of cadmium in marine environment. In: Nriagu JO, Sprague JB (eds) Cadmium in the Aquatic Environment. John Wiley & Sons, New-York, p 199-229

Reinfelder JR, Fisher NS (1991) The assimilation of element ingested by marine copepods. Science 251:794-796

Riisgard HU, Bjornestad E, Mohlenberg F (1987) Accumulation of cadmium in the mussel *Mytilus edulis*: Kinetics and importance of uptake via food and sea water. Marine Biology 96:349-353

- Rouleau C, Clermont Y (2010) Concentrations en cadmium dans les tissus du pétoncle géant (*Placopecten magellanicus*) et du pétoncle d'Islande (*Chlamys islandica*) dans le golfe du Saint-Laurent. Report No. XXXX, in press, Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Science
- Rouleau C, Gobeil C, Tjälve H (1998) Pharmacokinetics and distribution of dietary tributyltin compared to those of methylmercury in the American plaice *Hippoglossoides platessoides*. Marine Ecology Progress Series 171:275-284
- Rouleau C, Gobeil C, Tjälve H (2001) Cadmium accumulation in the snow crab *Chionoecetes opilio*. Marine Ecology Progress Series 224:207-217
- Rouleau C, Xiong Z-H, Pacepavicius G, Huang G-L (2003) Uptake of waterborne tributyltin in the brain of fish: Axonal transport as a proposed mechanism. Environmental Science & Technology 37:3298-3302
- Serafim A, Bebianno MJ (2007) Kinetic model of cadmium accumulation and elimination and metallothionein response in *Ruditapes decussatus*. Environmental Toxicology and Chemistry 26:960-969

- Uthe JF, Chou CL (1987) Cadmium in sea scallop (*Placopecten magellanicus*) tissues from clean and contaminated areas. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 44:91-98
- Vahl O (1980) Seasonal variations in seston and in the growth rate of the iceland scallop, *Chlamys islandica* (O.F. Müller) from balsfjord, 70°N. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 48:195-204
- Viarengo A (1985) Biochemical effects of trace metals. Marine Pollution Bulletin 16:153-158
- Viarengo A, Canesi L, Mazzucotelli A, Ponzano E (1993) Cu, Zn and Cd content in different tissues of the Antarctic scallop *Adamussium colbecki*: Role of metallothionein in heavy metal homeostasis and detoxication. Marine Ecology Progress Series 95:163-168
- Viarengo A, Nott JA (1993) Mechanisms of heavy metal cation homeostasis in marine invertebrates. Comparative Biochemistry and Physiology - C 104:355-372
- Viarengo A, Palmero S, Zanicchi G (1985) Role of metallothioneins in Cu and Cd accumulation and elimination in the gill and digestive gland cells of *Mytilus galloprovincialis* Lam. Marine Environmental Research 16:23-36

- Wallace WG, Lopez GR (1997) Bioavailability of biologically sequestered cadmium and the implications of metal detoxification. *Marine Ecology Progress Series* 147:149-157
- Wang WX (2001) Comparison of metal uptake rate and absorption efficiency in marine-bivalves. *Environmental Toxicology and Chemistry* 20:1367-1373
- Wang WX, Fisher NS (1999) Delineating metal accumulation pathways for marine invertebrates. *The Science of the Total Environment* 237/238:459-472
- Wang WX, Fisher NS, Luoma SN (1995) Assimilation of trace elements ingested by the mussel *Mytilus edulis*: effects of algal food abundance. *Marine Ecology Progress Series* 129:165-176
- Wang WX, Fisher NS, Luoma SN (1996) Kinetic determinations of trace element bioaccumulation in the mussel *Mytilus edulis*. *Marine Ecology Progress Series* 140:91-113

ANNEXE A: Données de cinétique pour chacun des traitements

Tableau 5 : *Placopecten magellanicus* et *Chlamys islandica*. Constante de vitesse d'accumulation ($k_{upt} \pm \text{écart-type}$) du ^{109}Cd durant une exposition via l'eau de mer.

Exposition de 48 h		Exposition de 21 j	
Pétoncle	k_{upt} ($\text{mL}\cdot\text{g}^{-1}_{\text{w.w.}}\cdot\text{j}^{-1}$)	Pétoncle	k_{upt} ($\text{mL}\cdot\text{g}^{-1}_{\text{w.w.}}\cdot\text{j}^{-1}$)
<i>Placopecten magellanicus</i>			
G01	39,73 ± 1,91	G02	18,73 ± 0,55
G06	42,90 ± 2,52	G03	51,45 ± 1,83
G08	38,45 ± 2,42	G04	54,90 ± 0,71
G10	31,70 ± 1,53	G05	35,80 ± 0,37
G11	47,59 ± 1,37	G07	45,19 ± 0,47
G15	42,64 ± 1,45	G09	27,78 ± 0,31
G18	36,51 ± 1,98	G12	49,17 ± 0,86
G19	87,06 ± 2,74	G13	29,22 ± 0,44
G20	24,63 ± 1,68	G14	48,25 ± 0,53
G21	49,22 ± 1,40	G16	52,54 ± 0,83
G23	45,68 ± 0,96	G17	44,73 ± 0,84
G24	51,84 ± 1,94	G22	39,33 ± 0,53
Moyenne	44,83 ± 15,33	Moyenne	41,43 ± 11,38
<i>Chlamys islandica</i>			
I02	17,64 ± 0,60	I01	15,66 ± 0,18
I04	9,35 ± 0,57	I03	14,78 ± 0,17
I05	8,76 ± 0,38	I06	12,98 ± 0,14
I08	8,57 ± 0,21	I07	12,18 ± 0,22
I09	10,84 ± 0,31	I13	9,46 ± 0,11
I10	10,11 ± 0,35	I14	9,33 ± 0,10
I11	13,04 ± 0,69	I16	13,52 ± 0,16
I15	6,20 ± 0,48	I17	9,49 ± 0,12
I19	10,2 ± 0,32	I20	20,77 ± 0,13
I21	8,67 ± 0,26	I23	19,18 ± 0,23
I22	14,11 ± 0,59		
I24	15,55 ± 0,50		
Moyenne	11,09 ± 3,33	Moyenne	13,74 ± 3,98

Tableau 6 : *Placopecten magellanicus* et *Chlamys islandica*. Paramètres cinétiques d'élimination du ^{109}Cd provenant des pétoncles exposés durant 48 h via l'eau de mer. Les valeurs (\pm écart-type) de l'efficacité de rétention (RE) et la constante de vitesse d'élimination (k_{ew}) ont été calculées à partir des données expérimentales en excluant les données obtenues avant la stabilisation de l'isotope dans les organismes. Les temps requis pour éliminer 95% de RE ($t_{0,95}$) de même que les demies-vies biologiques ($t_{0,5}$) ont été calculés avec $2,996/k_{ew}$ et $0,693/k_{ew}$ respectivement.

Pétoncle	RE (%)	k_{ew} (j^{-1})	$t_{0,5}$ (j)	$t_{0,95}$ (j)	r^2
<i>Placopecten magellanicus</i>					
G06	101,6 \pm 1,8	0,00051 \pm 0,00007	1359 \pm 194	5875 \pm 841	0,616
G10	94,9 \pm 2,1	0,00069 \pm 0,00010	1004 \pm 141	4342 \pm 610	0,686
G11	99,3 \pm 1,9	0,00130 \pm 0,00013	533 \pm 53	2305 \pm 230	0,810
G19	94,0 \pm 4,9	0,00061 \pm 0,00016	1136 \pm 298	4911 \pm 1288	0,891
G20	88,1 \pm 2,0	0,00044 \pm 0,00010	1575 \pm 358	6809 \pm 1548	0,408
G21	98,9 \pm 1,8	0,00034 \pm 0,00012	2038 \pm 719	8812 \pm 3110	0,476
G23	104,9 \pm 1,9	0,00042 \pm 0,00007	1650 \pm 283	7133 \pm 1223	0,620
G24	98,0 \pm 1,7	0,00094 \pm 0,00011	737 \pm 86	3187 \pm 373	0,714
Moyenne	97,5 \pm 5,1	0,00066 \pm 0,00032	1254 \pm 500	5422 \pm 2161	
<i>Chlamys islandica</i>					
I02	96,3 \pm 1,4	0,00690 \pm 0,00040	100 \pm 6	434 \pm 25	0,931
I04	82,5 \pm 1,4	0,00490 \pm 0,00032	141 \pm 9	611 \pm 40	0,924
I07	102,1 \pm 4,3	0,00116 \pm 0,00014	597 \pm 72	2583 \pm 312	0,910
I09	101,1 \pm 2,4	0,00360 \pm 0,00036	193 \pm 19	832 \pm 83	0,870
I10	92,5 \pm 2,3	0,00440 \pm 0,00038	158 \pm 14	681 \pm 59	0,909
I11	103,9 \pm 2,2	0,00450 \pm 0,00031	154 \pm 11	666 \pm 46	0,937
I21	87,2 \pm 4,0	0,00180 \pm 0,00062	385 \pm 133	1664 \pm 573	0,388
I24	102,0 \pm 1,9	0,00580 \pm 0,00034	119 \pm 7	517 \pm 30	0,942
Moyenne	96,0 \pm 7,9	0,00413 \pm 0,00192	230 \pm 173	999 \pm 746	

Tableau 7 : *Placopecten magellanicus* et *Chlamys islandica*. Paramètres cinétiques d'élimination du ^{109}Cd provenant des pétoncles exposés durant 21 j via l'eau de mer. Les valeurs (\pm écart-type) de l'efficacité de rétention (RE) et la constante de vitesse (k_{ew}) ont été calculées à partir des données expérimentales. Les temps requis pour éliminer 95% de RE ($t_{0,95}$) de même que les demies-vies biologiques ($t_{0,5}$) ont été calculés avec $2,996/k_{ew}$ et $0,693/k_{ew}$ respectivement.

Pétoncle	RE (%)	k_{ew} (d^{-1})	$t_{0,5}$ (d)	$t_{0,95}$ (d)	r^2
<i>Placopecten magellanicus</i>					
G04	93,1 \pm 1,6	0,00108 \pm 0,00012	642 \pm 71	2774 \pm 308	0,795
G05	99,2 \pm 2,2	0,00047 \pm 0,00013	1474 \pm 408	6374 \pm 1763	0,361
G07	94,5 \pm 1,2	0,00120 \pm 0,00009	578 \pm 43	2497 \pm 187	0,800
G09	97,9 \pm 3,6	0,00051 \pm 0,00012	1359 \pm 320	5875 \pm 1382	0,476
G13	90,3 \pm 1,3	0,00098 \pm 0,00009	707 \pm 65	3057 \pm 281	0,743
G14	94,5 \pm 1,1	0,00045 \pm 0,00006	1540 \pm 205	6658 \pm 888	0,580
G16	92,3 \pm 1,1	0,00076 \pm 0,00005	912 \pm 60	3942 \pm 259	0,854
G22	90,4 \pm 0,9	0,00160 \pm 0,00011	433 \pm 30	1873 \pm 129	0,856
Average	94,0 \pm 3,2	0,00088 \pm 0,00041	955 \pm 439	4131 \pm 1900	
<i>Chlamys islandica</i>					
I03	67,3 \pm 1,2	0,00109 \pm 0,00012	636 \pm 70	2749 \pm 303	0,779
I13	96,7 \pm 3,0	0,00223 \pm 0,00019	311 \pm 26	1343 \pm 114	0,989
I14	83,7 \pm 1,3	0,00348 \pm 0,00012	199 \pm 7	861 \pm 30	0,975
I15	75,3 \pm 1,6	0,00680 \pm 0,00056	102 \pm 8	441 \pm 36	0,864
I20	96,3 \pm 0,9	0,00239 \pm 0,00010	290 \pm 12	1254 \pm 52	0,949
I23	85,5 \pm 1,4	0,00359 \pm 0,00021	193 \pm 11	835 \pm 49	0,910
Average	84,1 \pm 11,6	0,00326 \pm 0,00196	288 \pm 186	1247 \pm 804	

Tableau 8 : *Chlamys islandica*. Paramètres cinétiques d'élimination (valeur \pm écart-type) du ^{109}Cd provenant des pétoncles soumis à 21 j d'alimentation avec du phytoplancton *Thalassiosira weissflogii* radiomarqué. Les temps requis pour éliminer 95% de RE ($t_{0,95}$) de même que les demies-vies biologiques ($t_{0,5}$) ont été calculés avec $2,996/k_{ew}$ et $0,693/k_{ew}$ respectivement.

Pétoncle	AE (%)	k_{ef} (d^{-1})	$t_{0,5}$ (d)	$t_{0,95}$ (d)	r^2
I01	83,4 \pm 1,4	0,00251 \pm 0,00038	276 \pm 42	1194 \pm 181	0,689
I02	88,9 \pm 2,1	0,00527 \pm 0,00053	131 \pm 13	569 \pm 57	0,834
I05	87,1 \pm 2,2	0,00352 \pm 0,00058	197 \pm 32	851 \pm 140	0,654
I06	95,0 \pm 2,0	0,00278 \pm 0,00053	249 \pm 48	1078 \pm 205	0,597
I07	85,4 \pm 1,2	0,00554 \pm 0,00032	125 \pm 7	541 \pm 31	0,941
I08	84,0 \pm 1,7	0,00218 \pm 0,00039	318 \pm 57	1374 \pm 246	0,597
I10	98,0 \pm 3,0	0,00237 \pm 0,00069	292 \pm 85	1264 \pm 368	0,476
I11	84,8 \pm 1,7	0,00288 \pm 0,00039	241 \pm 33	1040 \pm 141	0,717
I12	83,6 \pm 2,0	0,00103 \pm 0,00042	673 \pm 274	2909 \pm 1186	0,212
Moyenne	87,9 \pm 5,3	0,00312 \pm 0,00145	278 \pm 163	1202 \pm 662	

ANNEXE B : Détermination de l'âge des pétoncles

L'âge des pétoncles géants et d'Islande peut être modélisé à partir de courbes de croissance basées sur l'équation générale de von Bertalanffy (Fabens, 1965)

$$(11) \quad S_t = S_\infty(1 - e^{-K(t-t_0)})$$

où S_t est la taille à l'âge t (en année) et S_∞ , K et t_0 sont des constantes obtenues par régression non-linéaire de la taille en fonction de l'âge déterminé à partir des stries de croissance. Les données publiées pour la zone 16E dans le cas du pétoncle d'Islande et la zone 20 pour le pétoncle géant (H. Bourdages, Institut Maurice-Lamontagne, Mont-Joli, communication personnelle) donnent les expressions suivantes pour la taille en fonction de l'âge (basées sur l'équation 11) :

$$\text{Pétoncle géant :} \quad (12) \quad S_t = 151,7 \times \left(1 - e^{-0,2042(t-0,9711)}\right)$$

$$\text{Pétoncle d'Islande :} \quad (13) \quad S_t = 118,7 \times \left(1 - e^{-0,1211(t-0,4406)}\right)$$

On obtient une équation permettant de déterminer l'âge en fonction de la taille en isolant t , ce qui donne :

$$\text{Pétoncle géant :} \quad (14) \quad t = 0,9711 + \left[\frac{\ln\left(1 - \left(\frac{S_t}{151,7}\right)\right)}{-0,2042} \right]$$

$$\text{Pétoncle d'Islande : (15) } t = 0,4406 + \left[\frac{\ln\left(1 - \left(\frac{S_t}{118,7}\right)\right)}{-0,1211} \right]$$

L'âge obtenu pour chaque individu a été arrondi à l'unité près.

ANNEXE C : Détermination du taux de croissance instantané (g)

Le taux de croissance des pétoncles $[dS/dt]_t$ ($\text{mm}\cdot\text{an}^{-1}$) peut être modélisé en dérivant l'équation 11 en fonction de t , ce qui donne :

$$(16) \quad \left[\frac{dS}{dt} \right]_t = K \times S_{\infty} \times e^{-K(t-t_0)}$$

Le taux de croissance instantané g (an^{-1}) est obtenu en divisant l'équation (16) par l'équation (11) pour obtenir :

$$(17) \quad g = \frac{K \times e^{-K(t-t_0)}}{1 - e^{-K(t-t_0)}}$$

Comme la valeur de g n'est pas constante en fonction de l'âge, sa valeur moyenne a été estimée à partir de l'équation 17 pour la gamme d'âge des pétoncles géants et d'Islande échantillonnés par Guillemart *et al.* (2006) (*P. magellanicus*=4 à 9 ans; *C. islandica*=6 à 15 ans). C'est cette valeur moyenne qui a été utilisée dans le modèle d'accumulation (Équation 8, p. 43).

