

Aspects chimiques et physiologiques du transfert trophique du méthylmercure et du tributylétain chez deux prédateurs benthiques

Chemical and physiological factors affecting the trophic transfer of methylmercury and tributyltin in two benthic predators

C. ROULEAU

SUMMARY

It is well known that the physical and chemical characteristics of an organo-metal determine its fate within a given aquatic organism. The extent of uptake and the body distribution of a given organometal can vary greatly from one animal species to another. However, the effects of both chemical and physiological factors have rarely been considered simultaneously. This paper presents the results of a study on the pharmacokinetics and tissue distribution of dietary [^{113}Sn]-tributyltin (TBT), and [^{203}Hg]-methylmercury (MeHg) in a coastal benthic fish, the American plaice (*Hippoglossoides platessoides*), and a coastal benthic crustacean, the snow crab (*Chionoecetes opilio*). The main observations were:

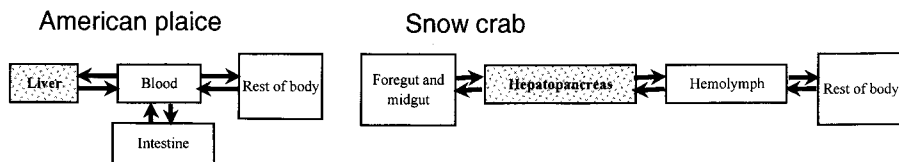
- the assimilation efficiencies (AE) of MeHg for the plaice and the snow-crab were high ($88\% \pm 8$ and $94\% \pm 4$, respectively), and it was slowly and uniformly distributed within the body of both American plaice and snow crab ($t_{0,95} = 35 \pm 4$ d and 42 ± 38 d, respectively);
- the biological half-life of MeHg was longer than that of TBT ($t_{0,5} \approx 600$ d and 50 d, respectively) for both species;
- the assimilation efficiency of TBT was lower for the plaice than for the crab ($47\% \pm 7$ and $92\% \pm 12$, respectively);
- TBT was rapidly ($t_{0,95} = 7 \pm 2$ d) and uniformly distributed in the American plaice, whereas only a minor fraction of the dose administered to snow crab reached tissues other than the hepatopancreas.

Institut national de recherche sur les eaux, Division de la recherche sur la protection des écosystèmes aquatiques, 867 chemin Lakeshore, CP 5050, Burlington (Ontario) Canada L7R 4A6.

* Correspondance. E-mail : clauderouleau@ec.gc.ca

** Les commentaires seront reçus jusqu'au 30 avril 2003.

These observations can be explained if physical and chemical properties of TBT and MeHg are taken into account, as well as the physiological properties of the two organisms. Chemical factors can explain some of the differences observed. For example, the lower *AE* values of TBT compared to MeHg in the American plaice may be due to steric factors. The much longer half-life of MeHg is due to its higher stability in biological media compared to TBT. The high affinity of MeHg for sulfhydryl groups, that are ubiquitous in living tissues, is most likely responsible for its uniform distribution in the body of both American plaice and snow crab. However, physiological factors must be considered to explain the more uniform and faster rate of distribution of TBT in the American plaice, when compared to the snow crab. Though hepatic metabolism of TBT occurs in both species, the physiological systems of the plaice and the snowcrab are fundamentally different. Fish are characterised by a mammillary structure (peripheral compartments connected in parallel to a central one), whereas crustaceans are characterised by a caternary structure (compartments connected in series only to their nearest neighbours) (see below). In the American plaice, binding of TBT to plasmatic proteins likely prevents its efficient removal from blood by the liver, resulting in a large proportion of the TBT dose being distributed throughout the body.



In the snow crab, TBT must first go through the site of metabolism before diffusing into the hemolymph for subsequent distribution to other tissues. This may limit the transfer of TBT or its metabolites to tissues other than the hepatopancreas.

These results suggest that there are different factors influencing the fate of organometals ingested by benthic predators. Because of its stability, it appears that the fate of MeHg is almost exclusively controlled by its chemical properties (i.e., its exceptional affinity for SH groups). In contrast, the physiological properties of the organisms appear to be a more important determinant of the fate of TBT. These observations illustrate the need to consider the trophic transfer of organometals from a multidisciplinary point of view.

Key-words: *trophic transfer, tributyltin, methylmercury, benthos, fish, crustacean.*

RÉSUMÉ

Cet article discute des aspects chimiques et physiologiques du devenir des composés organométalliques chez les organismes aquatiques et est basé sur les résultats de travaux ayant porté sur la pharmacocinétique et l'organotropisme du tributylétain (TBT) et du méthylmercure (MeHg) ingérés avec la nourriture chez deux prédateurs benthiques : la plie canadienne (*Hippoglossoides platessoides*) et le crabe des neiges (*Chionoecetes opilio*). Les principales observations ont été les suivantes ;

- l'efficacité d'assimilation (*EA*) du MeHg est élevée (ca. 90 %) et il est lentement ($t_{0,95} \approx 40$ d) et uniformément distribué dans l'organisme de la plie et du crabe ;
- la demi-vie biologique du MeHg est beaucoup plus longue que celle du TBT ($t_{0,5} \approx 600$ d et 50 d, respectivement), et ce pour les deux espèces ;

- la plie canadienne assimile moins efficacement le TBT que le crabe des neiges ($EA = 47\%$ et 92% , respectivement) ;
- le TBT est rapidement ($t_{0,95} = 7$ d) et uniformément distribué dans l'organisme de la plie canadienne, alors que chez le crabe des neiges une faible fraction de la dose de TBT administrée avec la nourriture est retrouvée dans les tissus autres que l'hépatopancréas.

Certaines de ces observations peuvent être conciliées en tenant compte des propriétés physiques et chimiques du TBT et du MeHg, tels que l'encombrement stérique, la stabilité en milieu biologique, et l'affinité pour certains ligands biologiques. Cependant, des facteurs physiologiques doivent être invoqués pour concilier d'autres observations, comme l'étendue et la vitesse de la distribution du TBT chez la plie canadienne comparativement au crabe des neiges. Par exemple, bien que le TBT soit métabolisé au niveau hépatique chez les deux espèces, la structure du système dans lequel le TBT est distribué diffère fondamentalement. Ainsi, chez la plie canadienne, une importante proportion du TBT absorbé est distribuée à l'ensemble de l'organisme sans être capté par le foie, site de métabolisation, alors que chez le crabe la totalité du TBT absorbé doit d'abord traverser le site de métabolisation, l'hépatopancréas, avant d'être distribué au reste de l'organisme. Dans ce dernier cas, ceci peut avoir pour résultat de limiter le transfert du TBT vers les tissus autres que l'hépatopancréas. Ces résultats montrent que les facteurs ayant une influence dominante sur le transfert trophique et le devenir des organométaux chez les prédateurs benthiques peuvent différer selon le composé considéré ; du fait de sa stabilité, le devenir du MeHg semble être presque exclusivement contrôlé par ses propriétés chimiques, alors que dans le cas du TBT ce sont les « propriétés physiologiques » des organismes considérés qui ont une plus grande influence sur son devenir.

Mots clés : *transfert trophique, tributylétain, méthylmercure, benthos, poisson, crustacé.*

1 - INTRODUCTION

Les organométaux sont des composés chimiques dont la structure comporte au moins un lien covalent métal-carbone (CRAIG, 1986). Les deux organométaux les plus connus des chercheurs en chimie et en toxicologie environnementales sont le méthylmercure (MeHg) (*tableau 1*), dont la présence dans le milieu aquatique résulte de la méthylation bactérienne du mercure inorganique (BOENING, 2000), et le tributylétain (TBT) (*tableau 1*), qui est l'ingrédient actif des peintures anti-salissures (MAGUIRE, 2000).

L'étude du devenir du MeHg et du TBT dans l'écosystème aquatique revêt un intérêt particulier, puisqu'ils possèdent à la fois certaines des caractéristiques chimiques des métaux et des composés organiques (*tableau 1*). Comme les métaux, les composés organométalliques ont la capacité de créer des liens covalents ou de coordination avec divers ligands, tant inorganiques qu'organiques (CRAIG, 1986). Leur spéciation dans le milieu aquatique dépend donc d'un équilibre dynamique avec les ligands présents dans la phase aqueuse, comme OH^- , Cl^- , HCO_3^- , le carbone organique dissous (COD) et les ligands organiques et inorganiques présents sur la matière particulaire en suspension ou sédimentaire (CRAIG, 1997 ; PELLETIER, 1995). D'autre part, les groupements organiques liés à

Tableau 1 Propriétés physiques et chimiques du tributylétain et du méthylmercure.

Table 1 Physical and chemical properties of tributyltin and methylmercury.

	TBT	MeHg
Formule chimique	(n-C ₄ H ₉) ₃ Sn (IV)	CH ₃ Hg(II)
Volume moléculaire ¹	0,26 nm ³	0,04 nm ³
K _{ow} (eau de mer) ^{2,3,4,5}	5000-6300	1,5-1,9
Sites de liaison dans les tissus vivants ^{6,7,8}	-SH (covalent) -NH, -OH (coordination)	-SH (covalent)
Géométrie de liaison ^{7,6}	trigonale bipyramidale	linéaire
Stabilité relative dans les tissus vivants ^{7,9}	plus faible	plus élevée

¹BONDI, 1964 ; ²FAUST, 1992 ; ³MAJOR *et al.*, 1991 ; ⁴LAUGHLIN *et al.*, 1986 ; ⁵MASON *et al.*, 1996 ; ⁶CARTY et MALONE, 1979 ; ⁷RABENSTEIN, 1978a ; ⁸MUSMECI *et al.*, 1992 ; ⁹LEE, 1996.

l'atome métallique confèrent aux organométaux un caractère lipophile, lequel est fonction du nombre et du type de ces groupements, et qui affecte entre autres leur coefficient de partition eau/sédiment (O'LOUGHLIN *et al.*, 2000).

Cette dualité chimique qui caractérise le MeHg et le TBT fait en sorte qu'ils se comportent de façon distincte comparativement aux ions métalliques. Par exemple, le transfert proie-prédateur plus efficace du MeHg et sa plus longue demi-vie biologique comparativement au mercure inorganique résultent en des concentrations de MeHg plus élevées chez les organismes de niveau trophique supérieur que chez ceux de niveau trophique inférieur (BROUARD *et al.*, 1994 ; FRANCESCONI et LENANTON, 1992 ; HILL *et al.*, 1996 ; KIM et BURGGRAAF, 1999 ; MASON *et al.*, 2000). Ce phénomène de biomagnification n'est pas observé pour les ions inorganiques des métaux (BRYAN et LANGSTON, 1992). D'autre part, le TBT est un des composés chimiques les plus toxiques qui soient, ses effets se faisant sentir chez les organismes les plus sensibles à des concentrations extrêmement faibles, inférieures à 1 ng·L⁻¹ (MAGUIRE, 2000).

Il est connu que le devenir et les effets du MeHg et du TBT chez un organisme aquatique donné sont modulés par les propriétés physiques et chimiques de ceux-ci (ROULEAU *et al.*, 1995). Le contraire est également vrai, puisque le devenir d'un organométal donné peut varier de façon importante d'une espèce animale à une autre (KANNAN *et al.*, 1996). Cependant, l'influence de ces facteurs physiologiques et chimiques a rarement été examinée de façon simultanée. Le but poursuivi par la présentation de cet article est d'offrir une réflexion et une base de discussion sur la nécessité de considérer à la fois les divers aspects chimiques et physiologiques de la bioaccumulation des organométaux chez les organismes aquatiques. Cette discussion est basée sur les résultats de travaux ayant porté sur la pharmacocinétique et l'organotropisme du tributylétain (TBT) et du méthylmercure (MeHg) ingérés avec la nourriture chez deux prédateurs benthiques : la plie canadienne (*Hippoglossoides platessoides*) et le crabe des neiges (*Chionoecetes opilio*) (ROULEAU *et al.*, 1998, 1999).

2 – MATÉRIEL ET MÉTHODES

Les méthodes expérimentales utilisées ont été décrites en détail auparavant (ROULEAU, 1998 ; ROULEAU *et al.*, 1998, 1999, 2000 ; ROULEAU et BLOCK, 1997). En bref, 6 femelles de crabe des neiges et 6 femelles de plie canadienne ont reçu une dose unique de TBT et de MeHg radiomarqués, [^{113}Sn]-TBT et [^{203}Hg]-MeHg, avec leur nourriture. Le niveau de radioactivité a ensuite été mesuré de façon non-destructive par comptage gamma *in vivo* et ce, pendant 154 jours pour les crabes et 42 jours pour les plies. Les données recueillies ont permis de quantifier l'efficacité d'assimilation du TBT et du MeHg, de même que leur cinétique de distribution à l'intérieur de l'organisme et la cinétique d'élimination à l'aide de modèles pharmacocinétiques à deux compartiments. Des données sur la distribution des organométaux radiomarqués ont également été obtenues par macro-autoradiographie (JULLBERG *et al.*, 1982) et par dissection.

3 – RÉSULTATS

Les données sur la pharmacocinétique du TBT et du MeHg radiomarqués chez le crabe des neiges et la plie canadienne sont résumées à la *figure 1*. Dans tous les cas, l'élimination des organométaux radioactifs était biexponentielle et caractérisée par l'équation générale suivante :

$$Q_t = Ae^{-\alpha t} + Be^{-\beta t} \quad (1)$$

où Q_t est l'activité mesurée au temps t , α et β sont les constantes de vitesse de premier ordre caractérisant les deux phases d'élimination, les phases α et β . La phase α , au cours de laquelle l'élimination est plus rapide, correspond à la distribution des composés radiomarqués dans l'organisme de la plie et du crabe. La phase β correspond à une diminution de la vitesse d'élimination et survient lorsque la distribution a atteint l'équilibre. Ce dernier est techniquement défini comme étant atteint au temps correspondant à 95 % de la valeur d'équilibre théorique ($t = \infty$), c'est-à-dire lorsque $t_{0.95\alpha} = \alpha / -(\ln 0.05)$. La somme de A et B est égale à l'efficacité d'assimilation (EA).

À partir de ces données, on note que :

- l'efficacité d'assimilation (EA) du MeHg est élevée (ca. 90 %), tant chez la plie que chez le crabe ;
- la plie canadienne assimile moins efficacement le TBT que le crabe des neiges (EA = 47 % et 92 %, respectivement) ;
- le MeHg est lentement ($t_{0.95\alpha} \approx 40-60$ d) distribué dans l'organisme de la plie et du crabe ;
- le TBT est rapidement ($t_{0.95\alpha} = 7$ d) distribué dans l'organisme de la plie canadienne, alors que chez le crabe des neiges la durée de la phase α est similaire à celle observée pour le MeHg ;

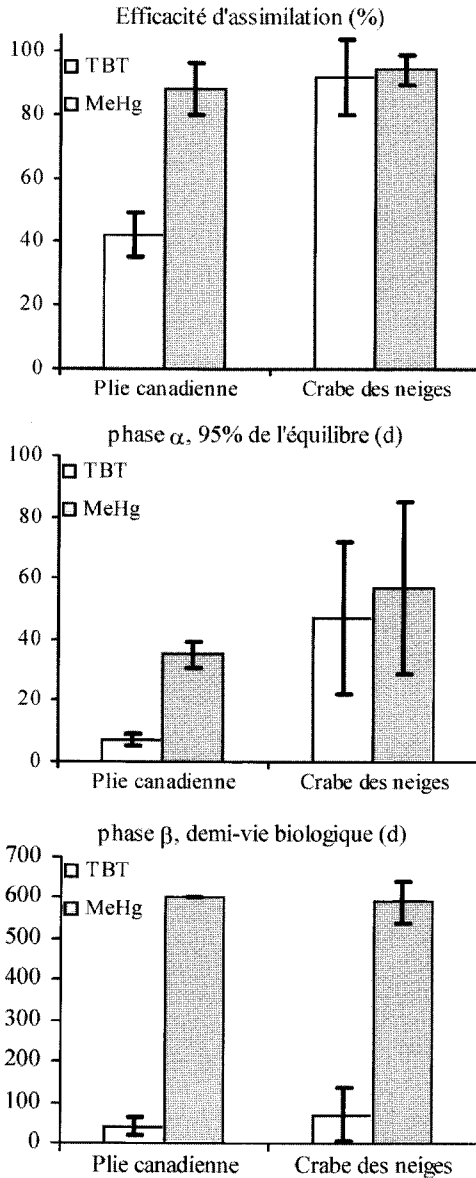


Figure 1

Efficacité d'assimilation, temps d'équilibre (95 %) pour la phase d'élimination rapide (phase α), et demi-vie biologique pour la phase d'élimination lente (phase β) pour le TBT et le MeHg administrés par voie trophique chez la plie canadienne et le crabe des neiges.

Moyenne \pm déviation standard, $n = 6$.

Assimilation efficiency, equilibrium time (95 %) for the fast elimination phase (α phase), and biological half-life for the slow elimination phase (β phase) of dietary TBT and MeHg in the American plaice and the snow crab.

Mean \pm standard deviation, $n = 6$.

- la demi-vie biologique du MeHg est beaucoup plus longue que celle du TBT ($t_{0,5\beta} = \beta / -(\ln 0,5) \approx 600$ d et 50 d, respectivement) et ce, pour les deux espèces.

Les autoradiogrammes (figure 2) et les données obtenues par dissection des animaux à la fin des expériences (ROULEAU *et al.*, 1998, 1999) montrent que le MeHg et le TBT chez la plie, de même que le MeHg chez le crabe, sont distribués à l'ensemble des tissus. Cependant, la plus grande partie du TBT contenu dans le crabe des neiges se concentre dans le système digestif, comme en fait foi le marquage important de l'estomac, de l'intestin et de l'hépatopancréas dans l'autoradiogramme de la figure 2. Le marquage des autres tissus, comme les gonades et le tissu musculaire, est très faible.

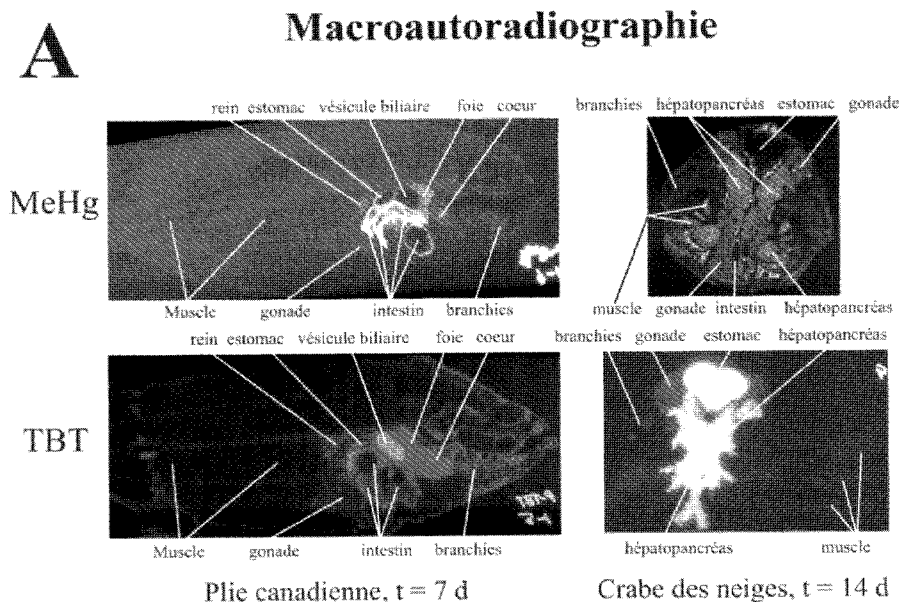


Figure 2 A Autoradiogrammes montrant la distribution du TBT et du MeHg chez la plie canadienne (à t = 7 d) et chez le crabe des neiges (à t = 14 d). Les zones claires correspondent à des concentrations plus élevées d'organométal radiomarqué.

Autoradiograms showing the distribution of TBT and MeHg in the American plaice (at t = 7 d) and in the snow crab (at t = 14 d). White areas correspond to higher concentrations of radiolabelled organometal.

4 - DISCUSSION

Les différences observées entre le comportement du TBT et du MeHg pour un organisme donné ne seront pas discutées ici, cela ayant été fait en détail dans des publications antérieures (ROULEAU *et al.*, 1998, 1999). Il suffit de dire ici que ces différences peuvent être expliquées si on tient compte des proprié-

B

Dissection

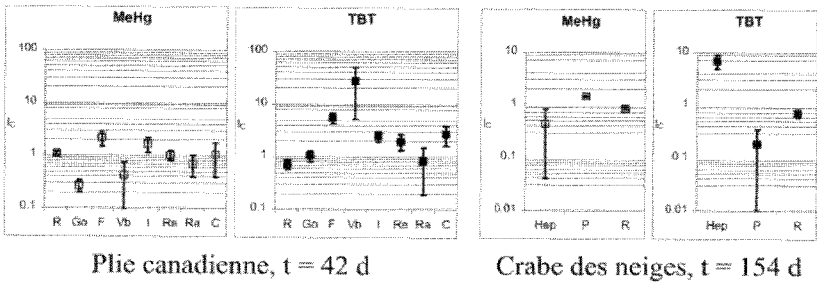


Figure 2 B Valeurs de l'indice de concentration (I_C = concentration dans un tissu donné/concentration moyenne dans l'organisme) pour différents organes et tissus de la plie canadienne et du crabe des neiges calculées à partir des données obtenues lors de la dissection des animaux à la fin des expériences.

Les valeurs de $I_C \approx 1$ pour le MeHg montrent que celui-ci a été distribué de façon à peu près uniforme à l'ensemble des tissus de la plie canadienne et du crabe des neiges, alors que les données pour le TBT montrent qu'il s'est concentré dans les tissus hépatiques. C : cœur, F : foie, Go : gonades, Hep : hépatopancreas, I : intestin, P : pattes, R : reste du corps, Ra : rate, Re : rein, Vb : vésicule biliaire.

Values for the concentration indice (I_C = concentration in a given tissue/average whole-body concentration) for various organs and tissues of the American plaice and snow crab, calculated from data collected by dissecting the animals at the end of the experiments.

Values of $I_C \approx 1$ for MeHg show that it has been distributed evenly to all the tissues of the American plaice and snow crab, whereas data for TBT show that it has concentrated in hepatic tissues. C: heart, F: liver, Go: gonads, Hep: hepatopancreas, I: intestine, P: legs, R: rest of body, Ra: spleen, Re: kidney, Vb: gall bladder.

tés physiques et chimiques de ces deux organométaux, comme l'encombrement stérique, le volume moléculaire et le mécanisme de diffusion membranaire.

Lorsque l'on compare le comportement du MeHg chez la plie canadienne et le crabe des neiges, on constate peu de variations ; il est accumulé très efficacement, il est distribué lentement à l'ensemble des tissus, et sa demi-vie biologique est très longue. Cette similitude indique que les facteurs qui gouvernent le devenir du MeHg sont communs aux deux espèces. Le MeHg est connu pour son affinité exceptionnelle pour les groupements sulfhydryles (RABENSTEIN, 1978a), que l'on retrouve dans tous les tissus vivants, et pour la facilité avec laquelle il peut être transféré d'un groupement sulfhydryle à un autre (BALLATORI, 1991). Ces deux facteurs, combinés à la grande stabilité du MeHg en milieu biologique (RABENSTEIN, 1978b), sont probablement à l'origine de sa distribution uniforme chez la plie canadienne et le crabe des neiges.

Bien que les poissons et les crustacés puissent métaboliser le TBT au niveau hépatique (FENT, 1996), le devenir de ce composé chez la plie canadienne et le crabe des neiges diffère cependant de façon importante. En effet, bien que la demi-vie biologique du TBT soit similaire pour les deux espèces, le

crabe des neiges assimile une proportion plus importante de la dose de TBT administré. De plus, le TBT assimilé par la plie canadienne est très rapidement distribué à l'ensemble des tissus, alors que chez le crabe des neiges la phase initiale de distribution dure plus longtemps et une faible proportion seulement du TBT assimilé est effectivement transférée vers les tissus autres que l'estomac, l'hépatopancréas et l'intestin. Dans ce cas, des facteurs physiologiques doivent être invoqués pour tenter de concilier ces observations.

Chez la plie canadienne, on peut comparer le site d'assimilation, l'intestin, à un tube simple que le bol alimentaire parcourt sur toute sa longueur, sans possibilité de retour (figure 3). Chez le crabe des neiges, c'est au niveau des diverticules de l'hépatopancréas que survient l'absorption. Cependant, comme il existe un échange constant de liquides entre l'hépatopancréas et la partie antérieure de l'intestin (DALL et MORIARTY, 1983), le TBT qui n'est pas absorbé initialement peut revenir vers l'hépatopancréas au lieu d'être éliminé (figure 3). Ce « recyclage » pourrait expliquer la plus grande valeur de EA observée pour le crabe.

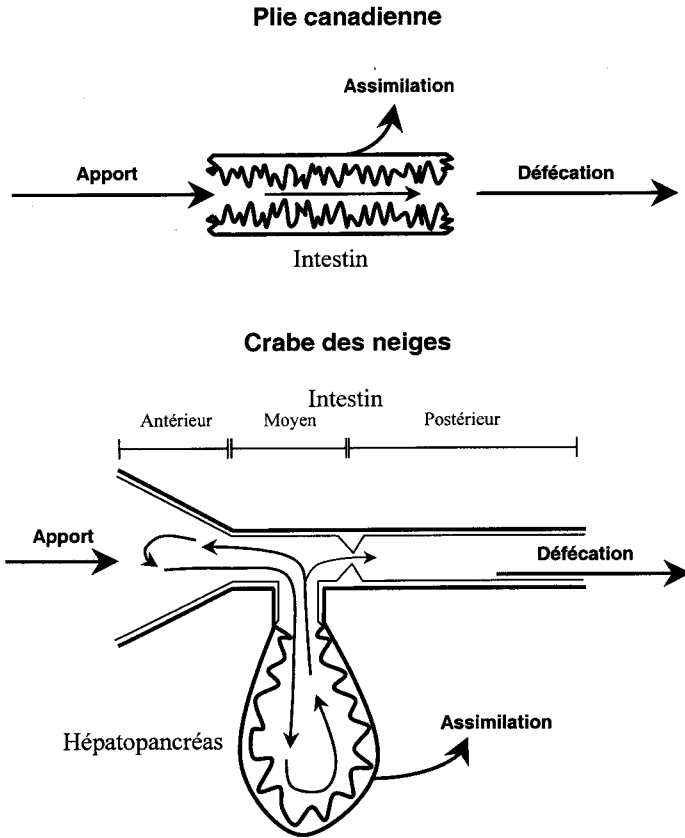


Figure 3 Représentation schématique du processus de digestion chez les poissons et les crustacés décapodes.
Schematic representation of the digestive process in fish and decapod crustaceans.

En ce qui a trait à la distribution, étant donné la lipophilicité élevée du TBT (*tableau 1*) on pourrait être tenté d'invoquer un contenu plus élevé en lipides de l'hépatopancréas du crabe comparativement au foie de la plie pour expliquer l'importante rétention observée dans le premier. Cependant, ces deux organes contiennent une proportion similaire de lipides, soit $13 \pm 6 \%$ pour l'hépatopancréas du crabe (PELLETIER *et al.*, 1999) et $9 \pm 4 \%$ pour le foie de la plie (LEBEUF, communication personnelle). Une différence de l'affinité chimique du TBT pour les ligands présents dans les tissus de la plie et du crabe est également peu probable, les groupements sulfhydryles, hydroxyles et amines (*tableau 1*) étant présents en abondance dans tous les tissus vivants.

Cependant, si on considère l'organisation du système dans lequel le TBT est distribué après son assimilation par la plie et le crabe, on constate une différence structurelle importante. Chez la plie canadienne, on peut illustrer ce système par des compartiments périphériques connectés en parallèle à un compartiment central constitué par le sang (*figure 4*). Bien que presque tout le sang provenant des viscères aboutisse à la veine porte hépatique pour subséquentement irriguer le foie (OLSON, 2000), ce dernier ne capte pas nécessairement tout le TBT, particulièrement si celui-ci est lié à une quelconque composante du sang. Il a été démontré chez deux poissons plats, *Paralichthys olivaceus* et *Limanda yokohamae*, que le TBT est lié à une protéine plasmatique d'un poids moléculaire d'environ 50 000 (OSHIMA *et al.*, 1998). Il est donc possible que le TBT assimilé par la plie canadienne puisse être distribué à l'ensemble de l'organisme avant d'être capté au niveau du site de métabolisation. Chez le crabe des neiges, la totalité du TBT absorbé doit d'abord passer par le site de métabolisation, l'hépatopancréas, avant qu'il (ou ses métabolites) puisse diffuser dans le système circulatoire et être distribué au reste de l'organisme. Ceci résulte en un système de distribution constitué de compartiments connectés en série à leurs voisins immédiats seulement (*figure 4*). Ceci pourrait expliquer les faibles niveaux de radioactivité relevés chez le crabe des neiges dans les tissus autres que l'hépatopancréas, particulièrement si les métabolites du TBT, le dibutylétain et le monobutylétain, sont moins mobiles.

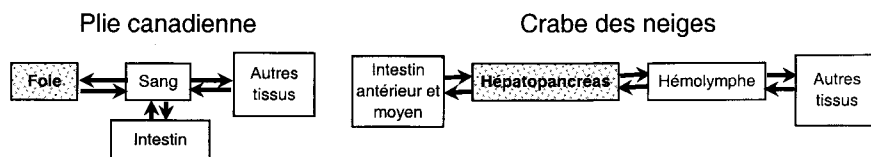


Figure 4 Représentation schématique du système de distribution chez les poissons et chez les crustacés décapodes.

Schematic representation of the distribution system in fish and decapod crustaceans.

5 – CONCLUSION

Les résultats présentés ici, bien que limités, montrent que les facteurs ayant une influence dominante sur le transfert trophique et le devenir des organométaux chez les prédateurs benthiques peuvent différer selon le composé consi-

déré, d'où la nécessité d'aborder le problème d'un point de vue multidisciplinaire. Du fait de sa stabilité, il apparaît que le devenir du MeHg est presque exclusivement contrôlé par ses propriétés chimiques, à savoir son affinité exceptionnelle pour les groupements sulfhydryles. Cependant, dans le cas du TBT, ce sont les « propriétés physiologiques » des organismes considérés qui semblent avoir une plus grande influence sur son devenir.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- BALLATORI N., 1991. Mechanisms of metal transport across liver cell plasma membranes. *Drug. Metabol. Rev.*, 23, 83-132.
- BOENING D.W., 2000. Ecological effects, transport, and fate of mercury: a general review. *Chemosphere*, 40, 1335-1351.
- BONDI A., 1964. Van der Waals volumes and radii. *J. Phys. Chem.*, 68, 441-451.
- BROUARD D., DOYON J.F., SCHETAGNE R., 1994. Amplification of mercury concentration in lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*) downstream from the La Grande 2 reservoir, James Bay, Quebec. In: WATRAS C.J., HUCKABEE J.W. (ed.), *Mercury pollution: Integration and synthesis*, 369-379.
- BRYAN G.W., LANGSTON W.J., 1992. Bioavailability, accumulation and effects of heavy metals in sediments with special reference to United Kingdom estuaries: a review. *Environ. Pollut.*, 76, 89-131.
- CARTY A.J., MALONE S.F., 1979. The chemistry of mercury in biological system. In: NRIAGU J.O. (ed.), *The biogeochemistry of mercury in the environment*, 433-479.
- CRAIG P.J., 1986. Organometallic compounds in the environment ; LONGMAN, Royaume-Uni.
- CRAIG P.J., 1997. Analysis and speciation of organometallic compounds in the marine environment: General considerations. In: GIANGUZZA A. (ed.), *Marine chemistry*, 161-171.
- DALL W., MORIARTY D.J.W., 1983. General anatomy. In: GIANGUZZA A. (ed.), *The biology of Crustacea: Vol. 5, Internal anatomy and physiological regulation*, 215-261.
- FAUST B.C., 1992. The octanol/water distribution coefficient of methylmercuric species: the role of aqueous-phase chemical speciation. *Environ. Toxicol. Chem.*, 11, 1373-1376.
- FENT K., 1996. Ecotoxicology of organotin compounds. *Crit. Rev. Toxicol.*, 26, 1-117.
- FRANCESCONI K.A., LENANTON R.C.J., 1992. Mercury contamination in a semi-enclosed marine embayment: organic and inorganic mercury content of biota, and factors influencing mercury levels in fish. *Mar. Environ. Res.*, 33, 189-212.
- HILL W.R., STEWART A.J., NAPOLITANO G.E., 1996. Mercury speciation and bioaccumulation in lotic primary producers and primary consumers. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 53, 812-819.
- KANNAN K., CORSOLONI S., FOCARDI S., TANABE S., TATSUKAWA R., 1996. Accumulation pattern of butyltin compounds in dolphin, tuna, and shark collected from Italian coastal waters. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 31, 19-23.
- KIM J.P., BURGGRAAF S., 1999. Mercury bioaccumulation in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and the trout food web in lakes Okareka, Okaro, Tarawera, Rotomahana and Rotorua, New Zealand. *Water Air Soil Pollut.*, 115, 535-546.
- LAUGHLIN R.B. JR, GUARD H.E., COLEMAN W.M., 1986. Tributyltin in seawater: speciation and octano-water partition coefficient. *Environ. Sci. Technol.*, 20, 201-204.
- LEE R.F., 1996. Metabolism of tributyltin by aquatic organisms. In: CHAMP M.A., SELIGMAN P.F. (ed.), *Organotin: environmental fate and effects*, 369-382.

- MAGUIRE R.J., 2000. Review of the persistence, bioaccumulation and toxicity of tributyltin in aquatic environments in relation to Canada's Toxic Substances Management Policy. *Water Qual. Res. J. Canada*, 35, 633-679.
- MAJOR M.A., ROSENBLATT D.H., BOSTIAN K.A., 1991. The octanol/water partition coefficient of methylmercuric chloride and methylmercuric hydroxide in pure water and salt solutions. *Environ. Toxicol. Chem.*, 10, 5-8.
- MASON R.P., LAPORTE J.M., ANDRES S., 2000. Factors controlling the bioaccumulation of mercury, methylmercury, arsenic, selenium, and cadmium by freshwater invertebrates and fish. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 38, 283-297.
- MASON R.P., REINFELDER J.R., MOREL F.M.M., 1996. Uptake, toxicity, and trophic transfer of mercury in a coastal diatom. *Environ. Sci. Technol.*, 30, 1835-1845.
- MUSMECI M.T., MADIONA G., LO GUIDICE M.T., SILVESTRI A., RUISI G., BARBIERI R., 1992. Interactions of organotins with biological systems. *Appl. Organomet. Chem.*, 6, 127-138.
- O'LOUGHLIN E.J., TRAINA S.J., CHIN Y.P., 2000. Association of organotin compounds with aquatic and terrestrial humic substances. *Environ. Toxicol. Chem.*, 19, 2015-2021.
- OLSON K.R., 2000. Circulatory system. In: OSTRANDER G.K. (ed.), *The laboratory fish*, 161-171.
- OSHIMA Y., NIRMALA K., YOKOTA Y., GO J., SHIMASAKI Y., NAKAO M., LEE R.F., IMADA N., HONJO T., KOBAYASHI K., 1998. Accumulation of tributyltin (TBT) in the blood of flounder and dab intraperitoneally administered with TBT. *Mar. Environ. Res.*, 46, 587-590.
- PELLETIER E., 1995. Environmental organometallic chemistry of mercury, tin, and lead: present status and perspectives. In: TESSIER A., TURNER D.A. (ed.), *Metal speciation and bioavailability in aquatic systems*, 103-148.
- PELLETIER E., CANUEL G., PADROS J., CLERMONT Y., GOBEIL C., 1999. Concentrations d'hydrocarbures aromatiques polycycliques chez quatre espèces de poissons et de crustacés de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent et du fjord du Saguenay. *Rapp. Stat. Can. Sci. Halieut. Aquat.* n°1052, 20 p.
- RABENSTEIN D.L., 1978a. The aqueous solution chemistry of methylmercury and its complexes. *Accounts Chem. Res.*, 11, 100-107.
- RABENSTEIN D.L., 1978b. The chemistry of methylmercury toxicology. *J. Chem. Educ.*, 55, 292-296.
- ROULEAU C., 1998. Synthesis of radioactive ^{113}Sn -tributyltin of high specific activity for use in environmental fate studies. *Appl. Organomet. Chem.*, 12, 435-438.
- ROULEAU C., BLOCK M., 1997. Fast and high-yield synthesis of radioactive $\text{CH}_3^{203}\text{HgCl}$ (II). *Appl. Organomet. Chem.*, 11, 751-753.
- ROULEAU C., PELLETIER E., TJÄLVE H., 1995. Distribution kinetics of trophic single dose of methylmercury, tributyltin and corresponding inorganic ions in the starfish *Leptasterias polaris*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 124, 143-158.
- ROULEAU C., GOBEIL C., TJÄLVE H., 1998. Pharmacokinetics and distribution of dietary tributyltin compared to those of methylmercury in the American plaice *Hippoglossoides platessoides*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 171, 275-284.
- ROULEAU C., GOBEIL C., TJÄLVE H., 1999. Pharmacokinetics and distribution of dietary tributyltin and methylmercury in the snow crab (*Chionoecetes opilio*). *Environ. Sci. Technol.*, 33, 3451-3457.
- ROULEAU C., GOBEIL C., TJÄLVE H., 2000. Accumulation of silver from the diet in two marine benthic predators: the snow crab (*Chionoecetes opilio*) and the American plaice (*Hippoglossoides platessoides*). *Environ. Toxicol. Chem.*, 19, 631-637.
- ULLBERG S., LARSSON B., TJÄLVE H., 1982. Autoradiography. In: GLEEN H.J. (ed.), *Biological applications of radiotracers*, 56-108.