

BIOACCUMULATION ET REPARTITION TISSULAIRE DU MERCURE – HgCl₂ et CH₃HgCl – CHEZ *Salmo gairdneri* APRES CONTAMINATION PAR VOIE DIRECTE

F. RIBEYRE et A. BOUDOU

Laboratoire d'Ecologie Fondamentale et d'Ecotoxicologie, Université de Bordeaux I, 40 rue Lamartine,
33400 Talence, France

(Received August 2, 1983; revised November 30, 1983)

Résumé. L'étude de la contamination par voie directe de *Salmo gairdneri* avec les dérivés du mercure (HgCl₂ et CH₃HgCl) fait apparaître, au niveau de l'organisme entier, des tendances sigmoïdes dans l'augmentation des concentrations ou des teneurs du métal, au cours des 30 jours d'observation. La contamination avec le méthylmercure conduit à des valeurs de concentrations et de teneurs, environ 6 fois supérieures à celles rencontrées avec le chlorure mercurique, après 30 jours d'exposition. Ces évolutions logistiques trouvent leurs explications dans les comportements écotoxicologiques de certains organes, notamment le muscle squelettique et les arcs branchiaux.

A partir des différents comportements enregistrés pour les huit organes ou tissus considérés, nous avons réalisé une synthèse conduisant à quatre types essentiels de 'réponses' allant de la tendance exponentielle à la tendance sigmoïde.

L'étude de la relation 'vitesse d'accumulation ($\Delta C/\Delta t$)-concentration tissulaire moyenne' a permis de mettre en évidence l'action régulatrice de la concentration dans les processus d'accumulation et de révéler les décalages d'amplitude des phénomènes, traduisant la spécificité des organes et la cinétique de répartition du mercure dans l'organisme.

Pour finir, la notion de bioaccumulation du mercure chez *Salmo gairdneri* est abordée en prenant en considération les résultats obtenus lors d'expérimentations sur les processus de décontamination après contamination par voie directe.

Summary. The kinetics of mercury accumulation in the whole fish following direct contamination of *Salmo gairdneri* using two mercury compounds (HgCl₂ and CH₃HgCl) was characterised by a sigmoid curve. Both the mercury concentrations (Figure 2) and mercury contents (Figure 3, Table I), showed this tendency. During the 30 day experimental period the weight of the fish did not change significantly (Figure 1). Mercury accumulation in the fish was much greater when methylmercury was used (6 times greater after 30 days exposure).

The sigmoid tendency in the accumulation of mercury for the whole fish is the result of the ecotoxicological behavior of the different compartments examined. The study of mercury concentrations in the different organs (liver, brain, gills, muscle, posterior intestine, kidneys, spleen, and blood) over the experimental period was of interest as it gave an idea of the 'ecotoxicological risk' for each organ. These concentrations were higher following contamination with methylmercury (Table II).

The profile described by the mercury contents in the different organs are shown in Figure 4. The influence of exposure period on mercury bioaccumulation shown by sigmoid or exponential curves was apparent. These curves are more or less pronounced according to the organ in question (Table III).

The study of the 16 different profiles obtained allowed the demonstration of 4 main types of curves (Figure 5). These range from the sigmoid profile (type 1) to the exponential one (type 4).

The profile described by the mercury concentrations and contents in the whole fish is better understood following an examination of the 'relative' mercury contents in each organ (Table IV). In the case of HgCl₂, the muscle and the gills contained no less than 55% of total mercury in the fish. In the case of methylmercury these organs contained 60% of total mercury. Other organs which showed a high mercury accumulation were: the blood, 3 to 12% total mercury content; the liver, 2 to 5%; the kidneys, 2 to 7%. The brain, posterior intestine and spleen only account for 2% of total mercury content.

The phenomena observed during the experimental period were influenced by two processes: the first called 'cumulative' characterised by an increase in the rate of mercury accumulation and the second one

'limitative', characterised by a progressive slowing of mercury accumulation. The first is probably comparable to the second, but they do not occur simultaneously. For example, the case of a transitive phenomenon corresponding to a succession of mercury transfers between the different compartments of the fish.

The concentrations present in the tissues indicating the density of mercury within a specific organ seemed to play an important part in regulating mercury accumulation. As might be expected a relationship between the 'tissue concentrations' at 30 days and the 'accumulation rate' was observed during the period 20 to 30 days contamination. The high concentrations corresponded to slow accumulation rates (Figure 6).

The position occupied by the liver and kidneys at some distance from the regression line illustrating the relationship between tissue concentrations and inorganic mercury accumulation, at t.30 days (Figure 6), may be explained by the fact that mercury accumulation in these organs reached its maximum at this time. The other organs however showed a decrease or were stationary with regard to mercury accumulation.

As emphasised in the introduction of this article, the concept of bioaccumulation in the fish (for example), corresponds to the superposition of contamination (entry and stocking of mercury in the organism) and decontamination processes (transfer of the contaminant between the different organs or between the fish and the environment). Therefore, the comparative analysis of results obtained during direct contamination and the following decontamination period in *Salmo gairdneri* should permit a better understanding of bioaccumulation processes.

An analysis of results of this type (Figure 4) using those obtained during the decontamination period (Ribeyre and Boudou, 1983 – Figure 8) allowed the demonstration of two different types of ecotoxicological behavior:

- firstly those organs showing fast ratio of decontamination ('donor' organs) had a sigmoid profile during contamination phase.
- secondly, those organs whose mercury content is increased during the decontamination period ('receivers' organs) showed an exponential type accumulation curve during contamination.

Examination of the curves for each organ obtained during contamination by both mercury compounds and the decontamination period demonstrated 6 main ecotoxicological responses, extending from type 1: organs showing a saturated accumulation curve and a fast decontamination rate to type 6: characterised by a cumulative accumulation curve and an increase in mercury level during the decontamination phase (Figure 9).

These results are closely related to the method of contamination used (direct). Those obtained during trophic contamination are very different especially in the case of HgCl_2 which crosses the intestinal epithelium with difficulty.

1. Introduction

L'approche de la contamination des systèmes aquatiques par les dérivés du mercure repose sur la prise en compte des principaux éléments intervenant dans les processus écotoxicologiques :

- nature chimique des dérivés mercuriels et transformations au cours de leur cycle biogéochimique,
- localisation du contaminant dans les principaux compartiments du système et modifications de cette répartition spatiale,
- impact de la contamination sur les constituants du système, plus particulièrement sur les organismes vivants, et incidence aux différents niveaux d'intégration écologique avec modification des interactions,
- influence des facteurs abiotiques, à la fois sur les propriétés physico-chimiques des contaminants et sur les organismes,
- évolution des processus au cours du temps, analysée suivant une échelle d'observation.

L'écotoxicologie, reposant sur les trois pôles essentiels que sont les facteurs biotiques, les facteurs abiotiques et les modalités de la contamination, peut soit privilégier l'un d'entre eux (approche thématique), soit les considérer simultanément (approche systémique).

Par rapport aux études menées 'in situ' qui sont confrontées à l'ensemble des paramètres écologiques et à leurs variations spatiotemporelles, l'approche expérimentale est basée sur une 'segmentation' mieux contrôlée des différents 'espaces': temps, lieu, modalités de la contamination, organismes. L'approche expérimentale, par son pouvoir analytique, apporte des informations précises sur les mécanismes mis en jeu, mais se heurte à l'extrapolation des hypothèses explicatives qui en découlent. Une solution méthodologique satisfaisante paraît être l'utilisation conjointe de ces deux approches, la première permettant de bien poser les problèmes et servant de référentiel à la seconde, ceci pour les différentes étapes de l'étude: définition des objectifs, conception des modèles, interprétation et signification des résultats, par rapport aux observations effectuées en milieu naturel. Cette complémentarité entre les deux approches doit conduire à une meilleure compréhension des phénomènes écotoxicologiques naturels.

Nos recherches sur les processus de bioaccumulation et de transferts des dérivés du mercure, en milieu aquatique continental, reposent actuellement sur l'utilisation d'une chaîne trophique expérimentale, constituée de quatre maillons (*Chlorella vulgaris* – *Daphnia magna* – *Gambusia affinis* – *Salmo gairdneri*), et intègrent un nombre croissant de paramètres abiotiques (température, pH, nature chimique du dérivé ...) et biotiques (voies de contamination, espèce, taille des organismes ...). Les résultats présentés dans cet article se rapportent à l'étude de la contamination par voie directe de *Salmo gairdneri*, maillon terminal de notre modèle, avec un dérivé organique du mercure (CH_3HgCl) et un dérivé inorganique (HgCl_2). La quantification des teneurs et des concentrations du métal est effectuée sur l'organisme entier et sur huit organes (foie, cerveau, arcs branchiaux, muscle squelettique, intestin postérieur, reins, rate, et sang) et ceci d'un point de vue dynamique (5, 10, 20, et 30 jours).

Ces résultats s'inscrivent dans le cadre d'un programme de recherches plus étendu, incluant notamment l'étude de l'influence des voies de contamination – directe et trophique – sur les mécanismes de transferts, ainsi que celle des processus de décontamination, l'objectif essentiel de ces travaux étant une meilleure compréhension des processus globaux de bioaccumulation des dérivés du mercure chez *Salmo gairdneri* (Delarche et Ribeyre, 1978; Boudou, 1982).

2. Matériel et Méthodes

Les truites utilisées* (*Salmo gairdneri* Richardson) sont, après une acclimatation de deux semaines (température, milieu, alimentation), placées dans des modules automatisés de contamination qui permettent le maintien d'une concentration constante de mercure dans l'eau ($\pm 0,1 \mu\text{g Hg L}^{-1}$ – HgCl_2 ou CH_3HgCl), à une température stable

* Les poissons proviennent de la pisciculture 'La Truite Argentière', Factice-Biganos, Gironde.

($10 \pm 0,5$ °C), avec un renouvellement périodique du milieu (Ribeyre et Boudou, 1981). Huit lots homogènes de 6 poissons (poids moyen: 26 ± 3 g) sont placés séparément dans chaque enceinte expérimentale (8 enceintes par module automatisé) afin de quantifier la bioaccumulation du mercure aux temps 5, 10, 20, et 30 jours, pour les deux dérivés. Les poissons sont nourris quotidiennement avec des aliments synthétiques et soumis à une photopériode de 16 heures d'éclairage.

Les calculs des concentrations et des teneurs en mercure sont effectués, pour chaque condition expérimentale, dans l'organisme entier et dans les principaux organes: foie, cerveau, arcs branchiaux, muscle squelettique, intestin postérieur, reins, rate, sang. Certains organes n'étant pas prélevés dans leur totalité, le calcul des teneurs en mercure nécessite la connaissance de leurs poids respectifs. Des expérimentations complémentaires, sur des poissons de même origine et de même taille, nous ont permis d'estimer ce paramètre, par rapport au poids des organismes entiers (Boudou et Ribeyre, 1983). Les poids du muscle squelettique et du sang sont calculés à partir des pourcentages trouvés par Randall (1970) et Gibling et Massaro (1973): 55% et 3%. Afin de ne prendre en considération que les quantités de mercure bioaccumulées lors de la contamination par voie directe, les valeurs des concentrations et des teneurs en mercure mesurées sur des populations 'témoins' sont déduites de chaque valeur expérimentale.

Les dosages sont effectués par spectrophotométrie d'absorption atomique sans flamme (VARIAN AA 475), après minéralisation des tissus (attaque nitrique à chaud en milieu pressurisé) et réduction au chlorure stanneux. Les résultats, exprimés en $\mu\text{g Hg g}^{-1}$ – poids frais –, ou $\mu\text{g Hg}$, permettent de calculer des moyennes sur 6 échantillons, ainsi que leurs intervalles de confiance à $P = 0,05$; une analyse des données, prenant en compte les informations recueillies et les paramètres retenus, permet de tracer les courbes ajustées (régression polynomiale), de rechercher les liaisons interparamètres (corrélations), et de représenter simultanément l'ensemble des observations (analyse factorielle des correspondances).

3. Résultats et Discussion

3.1. CONCENTRATIONS ET TENEURS EN MERCURE DANS L'ORGANISME ENTIER

Les lots de poissons ont des poids moyens comparables, au temps zéro de la période de contamination, et ce paramètre évolue peu au cours des 30 jours d'expérimentation (Figure 1); d'autre part, la comparaison entre les deux conditions de contamination – HgCl_2 et CH_3HgCl – ne fait pas apparaître de différences significatives entre les moyennes pondérales quelle que soit la durée considérée. Ces résultats ne préjugent pas d'une influence éventuelle du mercure sur la croissance des poissons mais ils montrent, d'une part, que le facteur 'poids', compte tenu de sa faible évolution au cours des 30 jours d'expérimentation, modifiera peu la relation 'concentration–teneur' pour l'organisme entier et les différents organes, et, d'autre part, qu'une comparaison stricte peut être faite entre les deux dérivés mercuriels. Les 'écarts réduits' ($s \text{ m}^{-1}$) sont de l'ordre de 15 à 20%, traduisant une bonne homogénéité des lots de poissons.

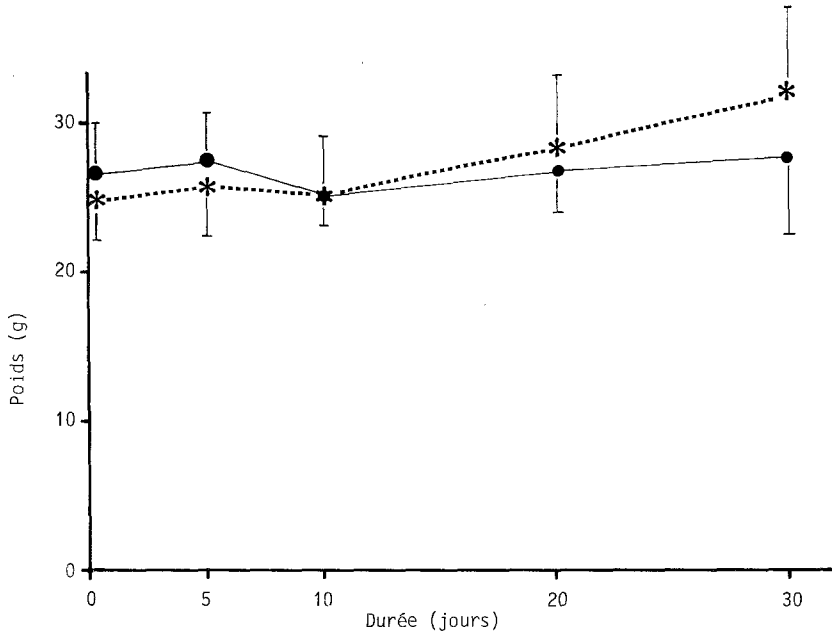


Fig. 1. Evolution pondérale des poissons au cours des 30 jours d'expérimentation pour les deux dérivés du mercure (HgCl_2 ★---★ et CH_3HgCl ●—●).

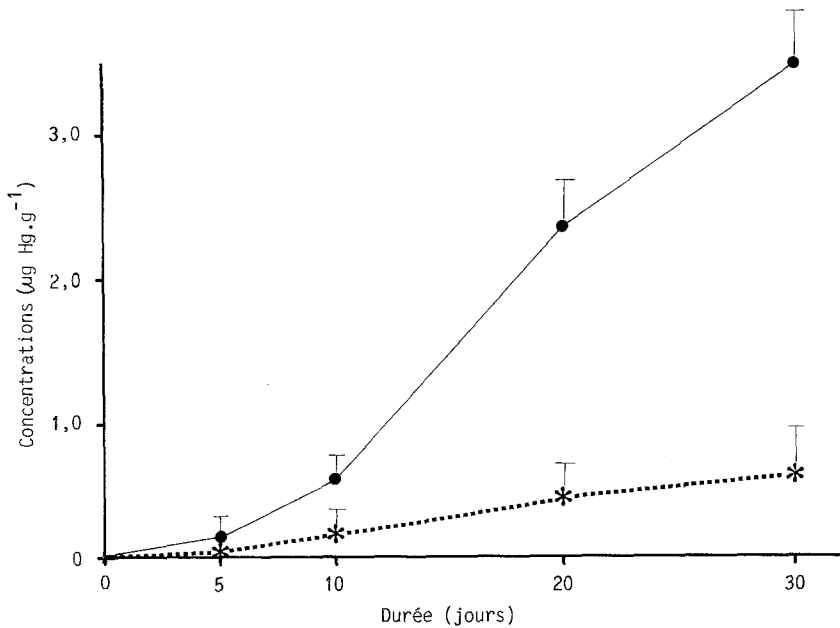


Fig. 2. Concentrations en mercure chez *Salmo gairdneri* après contamination par voie directe avec HgCl_2 (★---★) et CH_3HgCl (●—●).

Les mesures des concentrations de mercure dans l'organisme entier font apparaître, pour les deux dérivés, une augmentation importante au cours de 30 jours d'expérimentation (Figure 2). La contamination par le méthylmercure entraîne des concentrations toujours supérieures à celles obtenues pour le mercure minéral; au temps 30 jours, leurs valeurs respectives sont de $567 \pm 122 \mu\text{g Hg g}^{-1}$ et $3500 \pm 565 \mu\text{g Hg g}^{-1}$, ce qui correspond à un facteur de 6,2 en faveur du dérivé organique. La concentration en mercure est un indicateur du 'risque toxicologique' encouru par l'organisme. Au cours de ces expérimentations, nous n'avons pas enregistré de mortalité.

L'observation de l'évolution des teneurs en mercure dans les organismes entiers (Figure 3) conduit aux mêmes conclusions que celles développées pour les concentrations, le facteur 'poids' n'exerçant pas d'influence significative au cours des 30 jours de contamination. Par rapport au critère 'concentration', la teneur en mercure, chez un poisson, correspond à la quantité de métal potentiellement transférable vers les espèces prédatrices ou les décomposeurs par exemple.

Les tendances des courbes d'évolution de la concentration ou de la teneur en mercure, font apparaître le caractère fortement exponentiel de la phase initiale dans le cas du méthylmercure, suivie par l'amorce d'un plateau (tendance sigmoïde ou logistique). Pour le dérivé minéral, une tendance similaire se dégage, avec un 'plateau' moins prononcé. Ceci se traduit, dans le cas des teneurs (T), par une augmentation des vitesses d'accumulation durant la première phase d'observation, suivie d'un léger ralentissement (Tableau I).

Avant de rechercher des explications à ces tendances de courbes, il convient de discuter trois hypothèses relatives au bien fondé des interprétations:

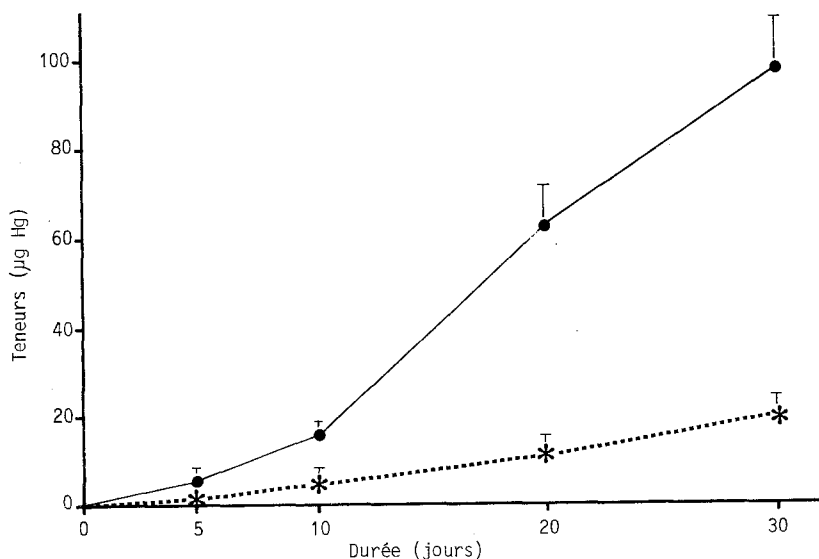


Fig. 3. Teneurs en mercure chez *Salmo gairdneri* après contamination par voie directe avec HgCl_2 (★---★) et CH_3HgCl (●—●).

TABLEAU I

Valeurs de l'accumulation quotidienne moyenne du mercure, chez *Salmo gairdneri* au cours des 30 jours d'expérimentation:

$$(T_u - T_{ij}) / (t_i - t_j) \text{ (}\mu\text{g Hg j}^{-1}\text{)}$$

Dérivé mercuriel	Durée d'exposition (jours)			
	0-5	5-10	10-20	20-30
HgCl ₂	+ 0,17	+ 0,59	+ 0,74	+ 0,69
CH ₃ HgCl	+ 0,96	+ 1,98	+ 4,69	+ 3,50

(1) Le phénomène observé est un 'artéfact' lié à des fluctuations des conditions expérimentales (concentrations du mercure dans l'eau définies à $\pm 10\%$, modifications du 'comportement' des poissons au cours des 30 jours d'expérience...). Celles-ci seraient à l'origine de l'augmentation de l'accumulation du mercure après les premiers jours d'expérimentation.

(2) Les écarts entre la courbe et une droite théorique, que l'on considère comme statistiquement significatifs, ne le sont pas en réalité. Sur un échantillon beaucoup plus important, l'évolution des concentrations serait de type linéaire.

(3) Les tendances observées sont vraies: il y a effectivement une tendance exponentielle, suivie d'un plateau à partir du 20ème jour d'exposition environ.

Compte tenu de nos conditions expérimentales et de leur contrôle fréquent pendant les 30 jours d'exposition, la première hypothèse ne peut expliquer des variations aussi importantes par rapport à la linéarité. De même, l'erreur statistique sur les tendances des deux courbes est hautement improbable, minimisant ainsi fortement l'intérêt de la deuxième hypothèse. Par contre, des résultats obtenus lors d'expérimentations antérieures - contamination par voie directe d'alevins de truites arc-en-ciel (CH₃HgCl, 1 $\mu\text{g Hg L}^{-1}$ dans l'eau) -, ont révélé des tendances similaires d'évolution de la teneur en mercure dans les poissons (Delarche et Ribeyre, 1978), en accord avec la troisième hypothèse émise précédemment. Toutefois, seule une analyse fine de la réponse écotoxicologique des principaux organes permettra de mieux comprendre les résultats observés au niveau organisme.

3.2. REPARTITION TISSULAIRE DU MERCURE CHEZ *Salmo gairdneri*

L'analyse de l'évolution des concentrations en mercure dans les principaux organes des truites, après contamination par voie directe (Tableau II) présente un intérêt quant aux risques toxicologiques encourus au niveau tissulaire. L'association des facteurs 'concentration en mercure' et 'durée d'évolution', en relation avec l'ensemble des autres paramètres biotiques et abiotiques, peut conduire à des effets spécifiques pour chaque organe et avoir des conséquences plus ou moins marquées au niveau de l'organisme entier, suivant le niveau d'atteinte des fonctions tissulaires (inhibitions enzymatiques, perturbations métaboliques, nécroses cellulaires...).

TABLEAU II

Concentrations en mercure (ng Hg g^{-1}) dans les organes de *Salmo gairdneri* et intervalles de confiance associés (F = foie, C = cerveau, B = branchies, M = muscle, I = intestin postérieur, Re = reins, Ra = rate, S = sang).

	Durée (j)	F	C	B	M	I	Re	Ra	S
HgCl ₂	5	57	19	564	10	34	109	118	38
		± 39	± 18	± 133	± /	± 30	± 29	± 62	± 4
	10	267	154	1562	61	98		729	253
		± 73	± 33	± 191	± 13	± 25		± 382	± 60
20	1179	391	5367	134	336	2948	4188	1177	
	± 305	± 102	± 1303	± 51	± 165	± 1137	± 1436	± 369	
30	2509	675	6855	232	602	5292	5272	1428	
	± 837	± 149	± 1058	± 68	± 235	± 1630	± 1155	± 513	
CH ₃ HgCl	5	704	104	1714	112	412	1047	737	715
		± 179	+ 56	± 308	± 61	± 84	± 272	± 408	± 381
	10	1478	817	8439	427	988		2829	
		± 365	+ 388	± 1530	± 74	± 253		± 262	
20	7083	1604	13607	1565	1847	10775	20136	6971	
	± 1412	+ 171	± 1233	± 135	± 317	± 2747	± 3763	± 1083	
30	11016	2830	16337	2967	3506	13685	23812	10206	
	± 1853	+ 320	± 1069	± 1057	± 1494	± 2010	± 8269	± 2229	

D'autre part, les concentrations en mercure peuvent jouer un rôle de régulateur vis-à-vis des transferts du métal entre les différents compartiments (milieu extérieur, organisme, organes). Cette propriété a déjà été mise en évidence lors de l'analyse expérimentale de la décontamination chez *Salmo gairdneri* (Ribeyre et Boudou, 1983).

Après contamination par voie trophique, cette conformité de comportement des organes à l'égard de la bioaccumulation préférentielle du méthylmercure n'est pas aussi nette (Boudou et Ribeyre, 1983).

Les valeurs des concentrations en mercure ($\mu\text{g Hg g}^{-1}$, ppm) sont, pour chaque organe, toujours supérieures après contamination par le dérivé organique. Après 30 jours d'exposition, quatre groupes d'organes peuvent être distingués, en fonction des niveaux de contamination:

- concentrations inférieures à 1 ppm: cerveau, muscle squelettique et intestin postérieur pour HgCl₂,
- concentrations comprises entre 1 et 3 ppm: foie et sang pour HgCl₂, cerveau et muscle pour CH₃HgCl,
- concentrations comprises entre 3 et 9 ppm: arcs branchiaux, reins et rate pour HgCl₂, intestin postérieur pour CH₃HgCl,
- concentrations supérieures à 9 ppm: foie, arcs branchiaux, reins, rate et sang pour CH₃HgCl.

Les risques toxicologiques pour les différents organes, en fonction des concentrations en mercure mesurées pendant la période de contamination, sont également liés aux processus de décontamination. Ces derniers dépendent fortement des tissus considérés. Par exemple, certains organes – branchies notamment – ont une décontamination très élevée – proche de 100% par rapport aux concentrations mesurées en fin des périodes

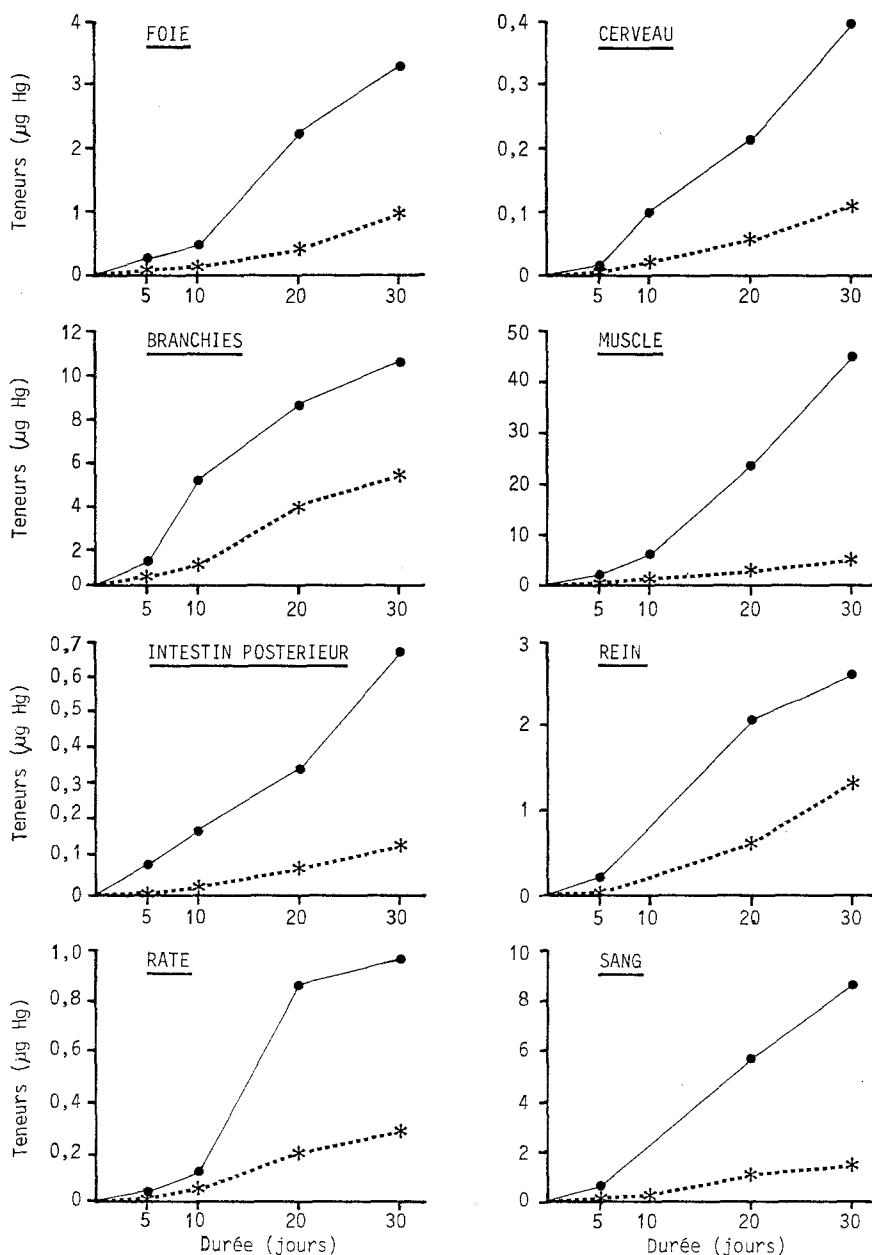


Fig. 4. Teneurs en mercure dans les principaux organes ou tissus de *Salmo gairdneri* au cours des 30 jours d'exposition (HgCl_2 ★---★ et CH_3HgCl ●—●).

d'exposition –, et très rapide – quelques jours –. Un tel comportement peut atténuer les risques encourus. Par contre, d'autres organes, le muscle squelettique et le cerveau par exemple, ont des teneurs qui continuent à croître après suppression de la contamination par voie directe. Ces processus de transfert inter-organes pendant la phase de décontamination peuvent accroître les risques toxicologiques encourus, plus particulièrement dans le cas de poissons à croissance lente, l'évolution pondérale n'entraînant de ce fait qu'un faible effet de 'dilution' pour le contaminant présent dans les tissus.

Les résultats relatifs à l'évolution des teneurs en mercure dans les différents organes sont représentés dans la Figure 4. Ils font ressortir l'influence de la durée d'exposition sur les quantités de mercure bioaccumulé, se traduisant par des courbes à tendance soit sigmoïde soit exponentielle, les tendances étant plus ou moins marquées suivant les organes et le dérivé considéré (Tableau III).

Une synthèse, réalisée à partir des 16 tendances d'évolution précédentes, conduit à définir 4 types principaux, allant de la tendance sigmoïde (type 1) à la tendance exponentielle (type 4), chaque organe étant associé, suivant le dérivé du mercure considéré, à l'une ou l'autre de ces courbes (Figure 5).

TABLEAU III

Augmentation des teneurs journalières moyennes $((T_{it} - T_{ij})/t_i - t_j)$ (ng Hg j⁻¹) dans les organes de *Salmo gairdneri* (F = foie, C = cerveau, B = branchies, M = muscle squelettique, I = intestin postérieur, Re = reins, Ra = rate, S = sang) et tendances d'évolution (E = exponentielle; S = sigmoïde).

	Durée d'exposition	F	C	B	M	I	Re	Ra	S
HgCl ₂	0-5	3,3	0,5	67,6	28,2	1,2	3,9	0,9	5,9
	5-10	12,6	3,5	119,8	139,4	2,3	38,0	4,9	32,2
	10-20	30,9	3,5	260,5	123,9	5,0		15,5	81,0
	20-30	56,4	5,3	159,9	200,2	7,1	62,7	8,0	37,0
	Tendance	E	E	S	E	E	E	S	S
CH ₃ HgCl	0-5	45,1	2,9	219,4	336,0	15,7	39,8	6,3	117,3
	5-10	40,7	17,5	759,5	831,0	17,9	123,2	15,2	332,7
	10-20	167,7	11,4	354,0	1712	18,3		73,9	
	20-30	132,9	18,0	202,0	2205	31,5	55,3	10,7	289,4
	Tendance	S	E	S	E	E	S	S	S

3.3. TENEURS RELATIVES EN MERCURE DE CHAQUE ORGANE ET TENEURS DANS L'ORGANISME ENTIER

Si l'on veut mieux comprendre l'évolution des concentrations, ou des teneurs, dans l'organisme entier (Figures 2 et 3), il est nécessaire de considérer les teneurs relatives de chaque organe (Tableau IV). En effet, les concentrations tissulaires ne peuvent pas, à elles seules, expliquer le comportement écotoxicologique au niveau global; certains organes, bien qu'ayant des concentrations très élevées – rate notamment – ont, du fait

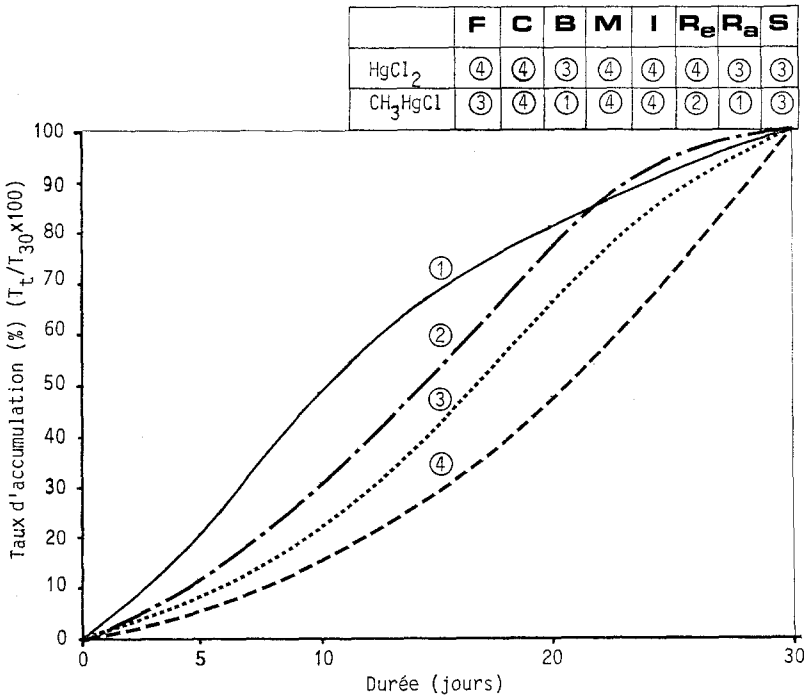


Fig. 5. Synthèse des tendances d'évolution des teneurs en mercure dans les organes ou tissus de *Salmo gairdneri*, après contamination par voie directe (F = foie, C = cerveau, B = branchies, M = muscle squelettique, I = intestin postérieur, Re = reins, Ra = rate, S = sang).

de leur faible poids, une influence négligeable dans le calcul des concentrations, ou des teneurs, pour l'organisme entier.

L'ensemble des huit organes prélevés représente, aux temps 5, 10, 20, et 30 jours, respectivement 65, 61, 71, et 72% pour le mercure minéral et 82, 90, 70, et 75 pour le méthylmercure, pourcentages calculés par rapport aux teneurs dans l'organisme entier.

TABLEAU IV

Teneurs en mercure dans les organes de *Salmo gairdneri* par rapport à la teneur globale (%)

Contaminant	Durée (j)	F	C	B	M	I	Re	Ra	S
HgCl ₂	5	2,0	0,3	40,4	16,4	0,7	2,3	0,6	3,5
	10	2,1	0,5	24,7	22,1	0,5	3,4	0,8	5,0
	20	3,5	0,5	31,6	18,5	0,6	5,3	1,6	8,9
	30	5,3	0,6	28,4	22,5	0,8	6,7	1,5	7,6
CH ₃ HgCl	5	4,5	0,3	21,9	35,2	1,6	4,0	0,6	11,7
	10	2,9	0,7	33,3	39,7	1,1	3,8	0,7	10,2
	20	3,6	0,4	13,7	37,3	0,6	3,3	1,4	9,1
	30	3,6	0,4	10,8	46,6	0,7	2,7	1,0	8,8

Les valeurs plus réduites, rencontrées avec le dérivé inorganique, sont probablement liées à la non prise en compte du compartiment 'peau' dans notre étude: en effet, lors d'une contamination directe, ce tégument peut représenter 15% des teneurs globales du mercure mesurées chez un poisson. Le muscle squelettique et les arcs branchiaux renferment environ 55% du mercure présent dans l'organisme entier, pour HgCl_2 , et 65% pour CH_3HgCl . Parmi les autres organes pouvant jouer un rôle de stockage relativement important, nous retiendrons le sang (3 à 12% de la teneur globale), les reins (2 à 7%), et le foie (2 à 5%). Le cerveau, l'intestin postérieur et la rate ne représentent environ que 2% des teneurs globales mesurées.

La tendance sigmoïde, traduisant l'évolution de la teneur en mercure pour l'organisme entier (Figure 3), est la résultante des comportements individuels de chaque organe, notamment de ceux ayant des teneurs relatives importantes et qui peuvent être rattachés, soit à des tendances exponentielles (muscle par exemple), soit à des tendances sigmoïdes (branchies par exemple). Au cours de la période d'expérimentation retenue, les phénomènes enregistrés au niveau global sont soumis à l'influence de deux processus, l'un que l'on pourrait qualifier de 'cumulatif', correspondant à une élévation des vitesses d'accumulation du mercure, l'autre de 'limitatif', se traduisant par un ralentissement progressif de l'accumulation, le premier étant sans doute comparable au second, mais différé dans le temps. Il peut s'agir en effet d'un phénomène transitif d'accumulation correspondant par exemple à une succession de transferts entre les 'compartiments' internes du poisson.

Bien que soumis à des conditions de contamination identiques, notamment la concentration du mercure dans l'eau (1 ppb), les poissons présentent des réponses écotoxicologiques très différentes pour les deux dérivés mercuriels. Les tendances observées au niveau global (organisme entier) s'expliquent en très grande partie par le comportement des organes jouant un rôle prépondérant à l'égard des teneurs bioaccumulées, plus particulièrement les arcs branchiaux et le muscle squelettique.

Lors d'une contamination par voie directe, l'épithélium branchial et la peau représentent les organes de pénétration du mercure dans l'organisme, le sang assurant ensuite le transport du métal et les échanges avec les autres tissus, en relation notamment avec leur taux d'irrigation.

Les tendances d'évolution des concentrations du mercure dans les organes, pendant la période d'exposition par voie directe, sont à rattacher à leurs caractéristiques structurales et physiologiques, mais aussi à leurs niveaux de contamination.

Les concentrations tissulaires, reflétant la densité du mercure dans une structure biologique définie, semblent jouer un rôle important de 'régulateur d'accumulation'. En effet, une relation existe, pour chaque dérivé, entre les 'concentrations tissulaires' au temps 30 jours et les 'taux d'accumulation' entre les temps 20 et 30 jours de contamination: aux concentrations élevées correspondent des vitesses d'accumulation relativement faibles (Figure 6).

Cette 'loi toxicologique', particulièrement vraie pour le méthylmercure, est à nuancer pour le dérivé minéral, le foie et les reins étant très éloignés de la droite ajustée. Notons que des observations identiques ont été formulées lors de l'analyse des processus de

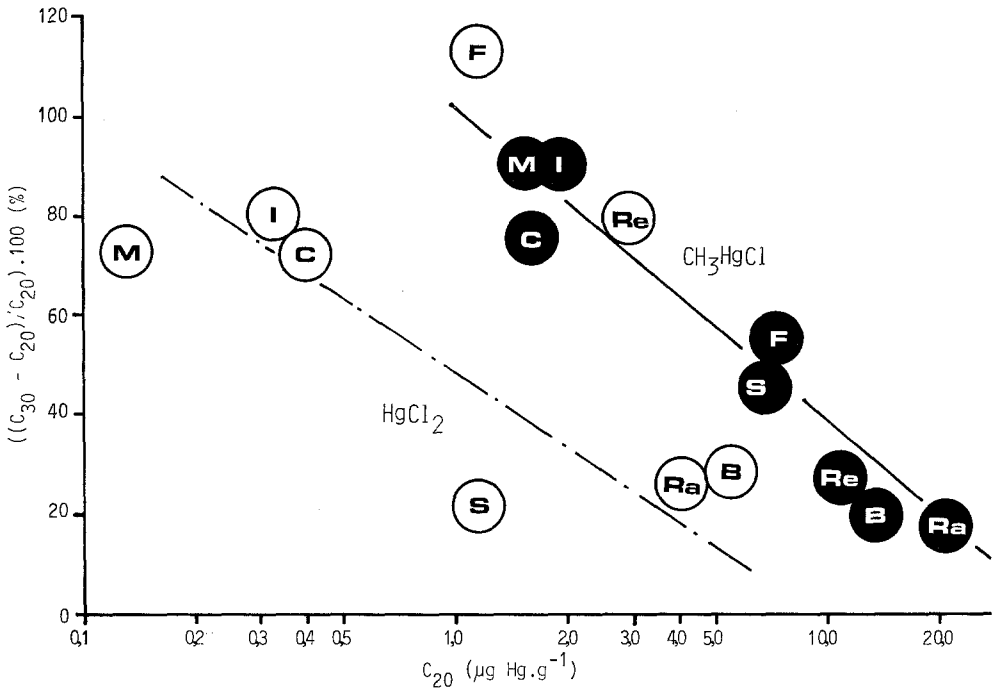


Fig. 6. Relation entre le taux d'évolution des concentrations tissulaires $((C_{30} - C_{20})/C_{20}) \cdot 100$ et les concentrations mesurées après 20 jours de contamination par voie directe (C_{20}). (F = foie, C = cerveau, B = branchies, M = muscle squelettique, I = intestin postérieur, Re = reins, Ra = rate, S = sang).

décontamination, après contamination par voie directe, chez *Salmo gairdneri* (Ribeyre et Boudou, 1983).

L'influence du paramètre 'concentration tissulaire' sur les cinétiques d'accumulation du mercure dans les différents organes, en fonction de la durée d'exposition, peut être appréciée par le biais de l'étude de l'évolution des vitesses d'accumulation ($\Delta C/\Delta t$) en fonction de la concentration moyenne du métal établie au cours de la période de contamination considérée $((C_{ii} + C_{ij})/2)$ (Figure 7).

L'ensemble des courbes révèle des décalages d'amplitude relatifs à l'accumulation des deux dérivés mercuriels dans les organes de la truite, pendant la période de contamination par voie directe. Les vitesses d'accumulation passent par des maxima, ceux-ci pouvant être conditionné par l'ensemble des paramètres déterminant la fixation du mercure dans le tissu considérés taux d'irrigation, abondance et accessibilité des sites de fixation, labilité des liaisons, turn-over cellulaire, ... Les valeurs maximales enregistrées, bien que d'amplitudes différentes, par exemple pour le méthylmercure, peuvent correspondre à des concentrations moyennes identiques dans certains organes, sang, reins, foie et branchies notamment. Par contre, pour la rate, la valeur modale de la vitesse d'accumulation est obtenue pour des concentrations en mercure beaucoup plus élevées.

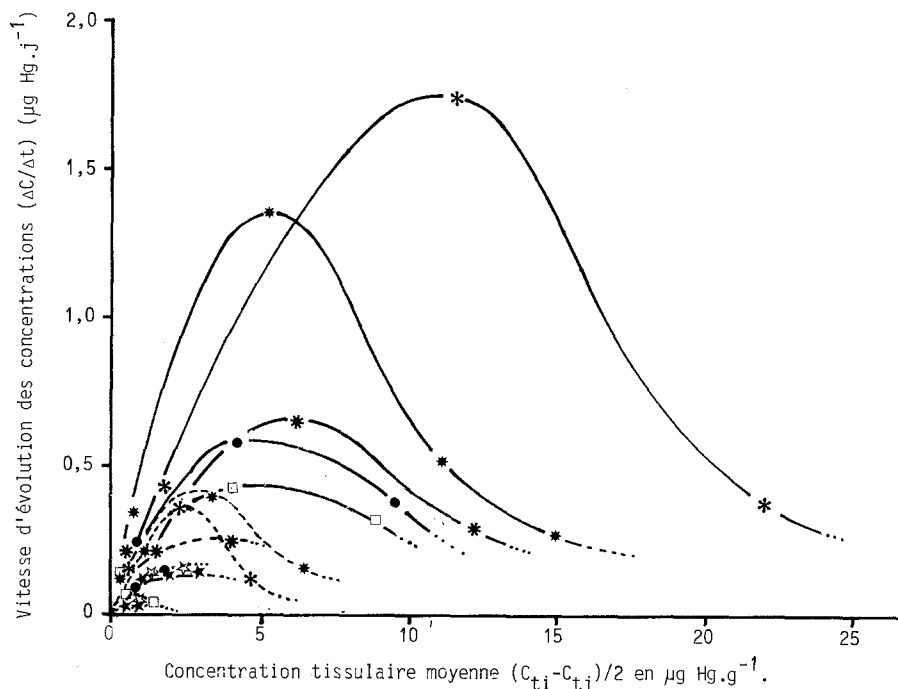


Fig. 7. Relation entre les vitesses d'évolution des concentrations tissulaires ($\Delta C/\Delta t$) et les valeurs des concentrations moyennes au cours de la période considérée (● = foie, ☆ = cerveau, * = branchies, ☆ = muscle squelettique, ☆ = intestin postérieur, * = reins, * = rate, □ = sang) (HgCl_2 ★---★ et CH_3HgCl ●—●).

La position excentrée du foie et des reins, par rapport à la droite ajustée caractérisant la relation entre les concentrations tissulaires mesurées après 30 jours d'exposition et le taux d'accumulation du mercure minéral dans les organes (Figure 6), peut être rattachée à la phase d'accumulation maximale dans laquelle ils se trouvent en fin de période de contamination. Les autres organes sont en phase de décroissance ou stationnaires à l'égard de ce critère.

D'une façon générale, il semble donc qu'indépendamment des caractéristiques propres à chacun des organes prélevés, des processus de régulation agissent sur la bioaccumulation des dérivés du mercure, déterminés notamment par la concentration tissulaire du contaminant.

A partir des connaissances sur la physiologie des poissons, et plus particulièrement de *Salmo gairdneri*, il est possible de rechercher des éléments permettant d'expliquer les concentrations tissulaires. Ainsi, le taux de vascularisation des organes est lié positivement à leur niveau de contamination en mercure (Boudou, 1982). Toutefois, ces analyses sont limitées par le peu d'informations précises dont on dispose actuellement.

Comme nous le soulignons dans l'introduction de cet article, le concept de bioaccumulation, pour un poisson par exemple, correspond à la superposition des processus

de contamination (entrées du mercure et stockage dans l'organisme) et des processus de décontamination (transferts du métal entre les organes et entre le poisson et le milieu environnant). Ainsi, l'analyse comparée des résultats relatifs à l'approche expérimentale de la contamination par voie directe de *Salmo gairdneri* et de la décontamination après

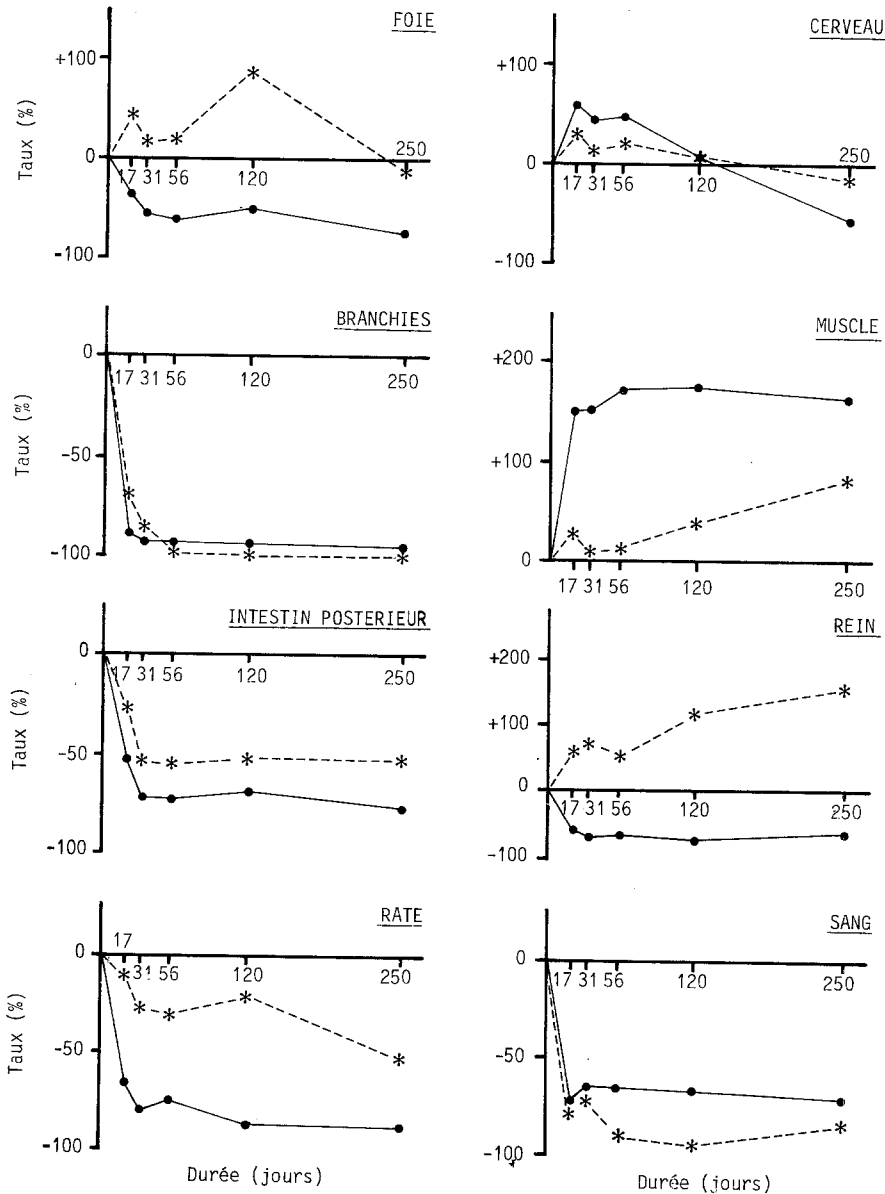


Fig. 8. Evolution des taux de transfert (τ) après contamination par voie directe avec HgCl_2 (★---★) et CH_3HgCl (●—●) (Ribeyre et Boudou, 1983).

contamination par voie directe doivent conduire à une meilleure compréhension des phénomènes globaux de bioaccumulation.

Durant la période de décontamination (analyse dynamique des processus pendant 250 jours), l'évolution des taux de décontamination, pour les huit organes retenus, montre des comportements très spécifiques, en relation avec la nature chimique du contaminant et le tissu considéré (Figure 8 – Ribeyre et Boudou, 1983).

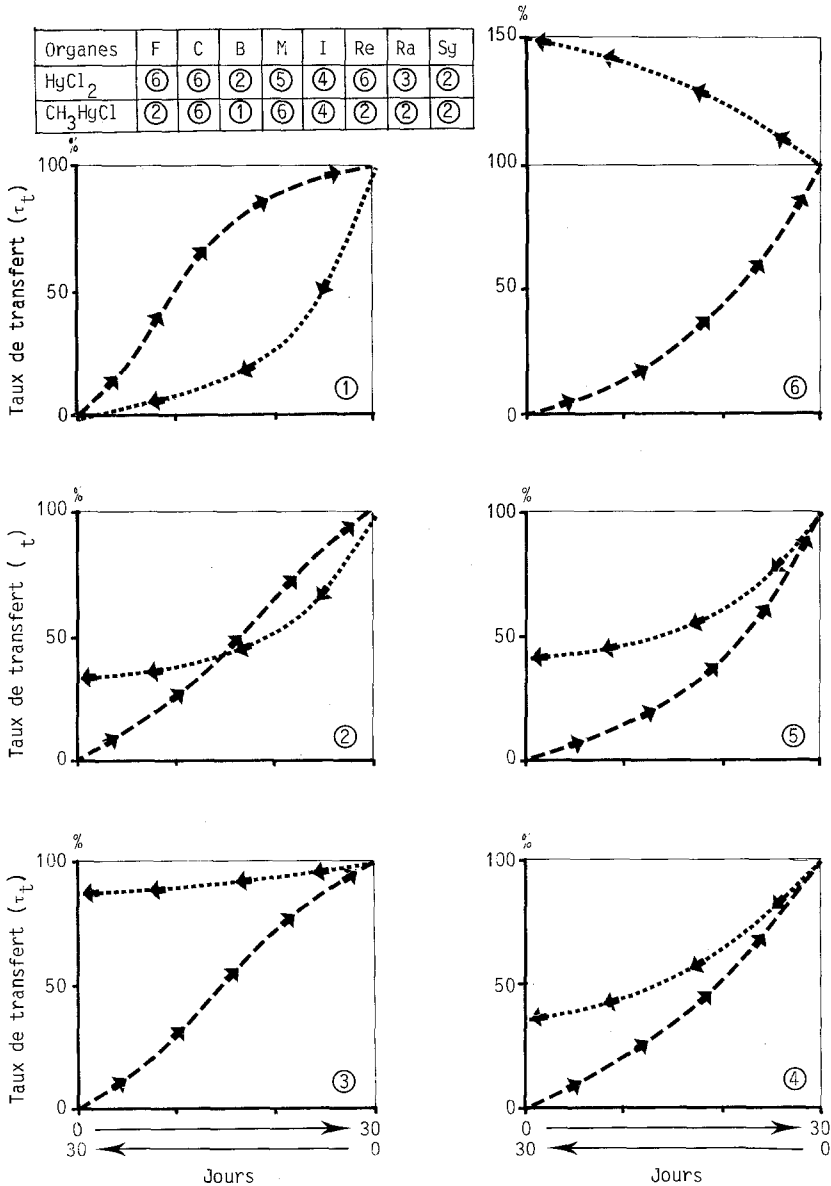


Fig. 9. Typologie des organes en fonction de leurs tendances en phase de contamination par voie directe et en phase de décontamination (contamination → → et décontamination ← ←).

Une confrontation de ces résultats avec ceux caractérisant l'évolution des teneurs en mercure dans les organes pendant la phase de contamination (Figure 4) révèle deux comportements opposés:

- d'une part, les organes dont la vitesse de décontamination est rapide (organes 'donneurs') présentent des tendances d'évolution sigmoïdes très marquées, en phase de contamination.
- d'autre part, les organes dont la teneur augmente pendant la période de décontamination (organes 'receveurs') sont caractérisés par une accumulation de type exponentiel durant la phase de contamination.

Une synthèse, réalisée à partir de l'ensemble des courbes caractérisant les huit organes retenus et les deux conditions de contamination, permet de dégager six comportements écotoxicologiques représentatifs, depuis le type 1, correspondant aux organes ayant une accumulation présentant une forte saturation et une décontamination rapide et quasi-totale pendant les 30 premiers jours d'observation, jusqu'au type 6, caractérisé par des processus cumulatifs lors de la contamination par voie directe et par un gain de mercure pendant la phase de décontamination (Figure 9).

Les types 2, 3, 4, et 5 représentent des comportements intermédiaires, entre les deux situations extrêmes.

Certaines tendances observées peuvent être le reflet d'un même phénomène, mais avec un décalage dans le temps. Ainsi, par exemple, le type 1 correspondrait aux organes qui, d'un point de vue chronologique, accumulent très tôt le mercure au sein de l'organisme; par contre, les organes correspondant au type 6 seraient caractéristiques d'une accumulation différée dans le temps. Pour des durées d'observation plus importantes que celles retenues dans cette étude, il est probable que les six types de courbes observés fusionneraient en un nombre plus restreint, reflétant alors la spécificité des organes face aux deux dérivés du mercure, absorbés par la voie directe de contamination.

4. Conclusion

Cette étude expérimentale nous a permis d'appréhender les processus d'accumulation des dérivés du mercure chez *Salmo gairdneri*, lors d'une contamination par voie directe. Les cinétiques d'accumulation des organes retenus permettent de dresser une typologie de leurs comportements écotoxicologiques et de rechercher des relations entre les différentes concentrations tissulaires d'une part, et entre les teneurs tissulaires et les teneurs et concentrations chez le poisson entier d'autre part.

Ces travaux s'inscrivant dans le cadre de recherches visant à caractériser l'influence des facteurs biotiques, abiotiques et des modalités de contamination, nous avons pu insérer dans cette étude les résultats obtenus lors d'expérimentations de décontaminations pour aboutir à une interprétation globale des processus de bioaccumulation. Les conclusions formulées sont étroitement liées à la voie de contamination directe; des expérimentations réalisées par voie trophique (proies contaminées) montrent des résultats très différents, notamment pour le dérivé inorganique qui traverse peu la barrière intestinale.

L'ensemble des résultats acquis – contamination ou décontamination, voie directe ou trophique – devrait nous permettre de dégager une synthèse reflétant les spécificités des organes face à des conditions expérimentales variées et de préciser les 'risques' qui leur sont associés.

Remerciements

Nour tenons à remercier Mesdames Serre, V. et Jouvenel, J., ainsi que Monsieur Bouillard, H. pour leur aide dans ce travail.

Ces recherches ont été financées en partie par le Ministère de l'Environnement et du Cadre de Vie et la Communauté Economique Européenne.

Bibliographie

- Boudou, A.: 1982, Thèse d'état N° 748 – Université de Bordeaux I, 297 pp.
- Boudou, A. et Ribeyre, F.: 1983, John Wiley and Sons publishers, Chapter 3, pp. 73–116. O. Nriagu (ed.) (13).
- Delarche, A. et Ribeyre, F.: 1978, Thèse de 3ème cycle N° 1436 – Université de Bordeaux I, 265 pp.
- Giblin, J. F. et Massaro, E. J.: 1973, *Toxicology and Applied Pharmacology* **24**, 81.
- Randall, R. J.: 1970, W. S. Hoars et D. J. Randall (éd.), *IV*, 133–172.
- Ribeyre, F. et Boudou, A.: 1981, *Environmental Technology Letter* **2**, 425–432.
- Ribeyre, F. et Boudou, A.: 1984, *Environmental Pollution A* (in press).