

Accumulations simultanées de ^{54}Mn , ^{60}Co , ^{106}Ru , ^{137}Cs et ^{144}Ce par le poisson, *Chrysophrys major**

Yoshiro IZUMO**, Hiromitsu OGATA** et Shigémitsu MORITA***

Résumé: Cette étude est une contribution à la compréhension des mécanismes de la contamination réelle d'organismes marins vivants par des radioéléments provenant d'installations nucléaires. Pour ce faire, les accumulations simultanées de ^{54}Mn , ^{60}Co , ^{106}Ru , ^{137}Cs et ^{144}Ce chez un poisson, *Chrysophrys major*, ont été étudiées dans le but de se rapprocher de la contamination d'une espèce animale par divers éléments. Puis, pour aborder les mécanismes de l'accumulation, nous avons analysé d'une part la présence de ces radionucléides transférés dans les parties essentiellement protéiques des muscles et de la peau, et d'autre part l'état physico-chimique des éléments existant dans l'eau de mer. Nous avons observé des différences d'accumulation entre ces divers polluants, non seulement dans le poisson entier, dans ses tissus et ses organes, mais aussi entre ces divers tissus et organes ($p < 0.1$): les valeurs, exprimées en facteur d'accumulation, pour un poisson entier sont par exemple au 6^{ème} jour d'accumulations de Ce: $7.9 > \text{Cs}$: 1.8, Mn: $1.7 > \text{Co}$: 0.8, Ru: 0.6. Les valeurs importantes obtenues pour Ce sont probablement liées au fait que cet élément possède l'accumulation la plus forte parmi les radionucléides et que son élimination n'est pas forte. Le pourcentage de la radioactivité de Mn, Co, Ru et Ce distribué dans les écailles, la peau, les nageoires et les branchies, est supérieur à celui du poids humide de ces tissus et organes respectifs dans le poisson entier. Il est cependant inférieur pour les muscles et la moelle épinière. D'autre part, la radioactivité de Cs a une distribution assez homogène dans ces divers tissus et organes. Les contaminants distribués dans les parties principalement protéiques sont localisés essentiellement dans la fraction des protéines sarcoplasmiques pour Mn, Co et Ru, notamment dans les muscles (plus de 50 %, mais cependant de l'ordre de 33 % dans la peau), est dans les composés non-protéiques pour Cs (plus de 80 %). Toutefois, la distribution est homogène dans ces différentes parties pour Ce. D'autre part, on peut observer également une différence entre les distributions dans les muscles et la peau. En ce qui concerne le mécanisme de l'accumulation de Ce qui a donné des valeurs très importantes, nous considérons que cette accumulation est provoquée par l'absorption à l'état anionique et neutre du polluant, présent sous cette forme à plus de 50 % dans l'eau.

1. Introduction

Il existe de nombreux travaux sur l'accumulation expérimentale des produits de fission par des organismes marins dont le but est de définir les mécanismes de transfert des radioéléments introduits dans l'eau de mer. Cependant, la plupart de ces expériences ne traitent que le cas de l'accumulation d'une espèce de polluant par espèce d'organisme marin, à l'exception de quelques études plus complètes (ANCELLIN et VIL-

QUIN, 1966, 1968; AVARGUÉS *et al.*, 1968; NAKAMURA *et al.*, 1977; SUZUKI *et al.*, 1979; TATEDA et KOYANAGI, 1986; UEDA *et al.*, 1978, 1985). Ces dernières portent sur l'accumulation simultanée de diverses espèces de radionucléides par un ou plusieurs organismes, et se rapprochent ainsi des contaminations réelles en milieu marin.

Dans le cadre de nos expériences, et pour aborder les mécanismes de contaminations simultanées de radioéléments par une espèce d'organisme, nous avons étudié l'accumulation de ^{54}Mn , ^{60}Co , ^{106}Ru , ^{137}Cs et ^{144}Ce par le poisson, la daurade rose, *Chrysophrys major* ("madaï" en japonais), élevée dans l'eau de mer contaminée

* Manuscrit reçu le 20 juillet 1988

** Institut National de la Santé Publique, Shirokané-dai 4-6-1, Minato-ku, Tokyo, 108 Japon

*** Université de Tsukuba, Ténnou-dai 1-1-1, Tsukuba, Ibaraki-kén, 305 Japon

avec ces éléments, et les résultats ont fait l'objet d'une comparaison entre les différents polluants. Puis, en vue d'éclaircir les mécanismes de transfert dans l'organisme, nous avons analysé, d'une part, la distribution des contaminants transférés, notamment dans les parties protéiques des muscles et de la peau, et d'autre part, l'état physico-chimique de ces radionucléides présents dans l'eau de mer.

2. Matériels et Méthodes

(1) La daurade rose, *Chrysophrys major*, ont été prélevés au Centre d'Aquaculture de la Préfecture de Sihzuoka, puis transportés à notre Laboratoire de Tokyo. Le poids humide était de 20 à 40 g par individu.

(2) Radioéléments: ^{54}Mn (Amersham Int. plc., Grande Bretagne, MFS-2), ^{60}Co (Am., CKS-1), ^{106}Ru (CEA, France, EL-5), ^{137}Cs (Am., CDS-2) et ^{144}Ce (Am., CHS-1) se présentent sous forme de chlorures dans des solutions de 0,1~1N-HCl.

(3) Eau de mer contaminée par les radionucléides

① accumulation: le mélange de polluants neutralisés (environ 2 à 7.5 MBq) par une solution de 1N-NaOH est introduit dans l'eau de mer artificielle prélevée dans un aquarium en matière plastique de 40 l sans sédiments placés au fond. L'eau est oxygénée par des diffuseurs d'air pendant 3 semaines. Puis les poissons sont introduits dans cette eau et élevés pendant 1 à 6 jours. Au moment de l'introduction de ces animaux, la radioactivité de chaque élément dans l'eau (cpm/ml) est mesurée à raison d'une fois par 3 à 7 jours. Elle diminue dans le temps, atteint presque une valeur constante au 7^{ème} jour et indique 94.7 % pour ^{54}Mn , 85.1 % pour ^{60}Co , 78.0 % pour ^{106}Ru , 81.3 % pour ^{137}Cs , et 43.5 % pour ^{144}Ce au 21^{ème} jour par rapport à la valeur initiale.

② analyses de l'état physico-chimique des radionucléides: un mélange de ces mêmes éléments préparés de façon identique à celle décrite précédemment (①) est introduit dans l'eau de mer placée dans un aquarium en polyéthylène contenant 50 ml, et puis oxygéné pendant 30 minutes.

(4) Mesures des accumulations

D'après la méthode utilisée lors de nos ex-

périences précédentes (IZUMO et TAKASÉ, 1982) employée pour des crevettes, les poissons sont introduits dans l'eau de mer contaminée et élevés pendant 1 à 6 jours dans une salle climatisée (17 à 19°C). Pendant la durée de l'expérience, trois individus sont prélevés à chaque fois, sacrifiés, puis après dissection et prélèvement des tissus et organes, le poids humide et la radioactivité des échantillons sont mesurés. Les résultats sont représentés sous la forme de facteur d'accumulation (FA) défini de la façon suivante:

$$FA = \frac{\text{radioactivité du radioélément dans le poisson entier et dans les tissus et organes (exprimée en impulsions/min/g poids humide)}}{\text{radioactivité du radioélément dans l'eau de mer (exprimée en impulsions/min/ml)}}$$

Nous avons aussi mesuré le pourcentage de poids humide des tissus et organes et le pourcentage de la radioactivité des polluants distribués à l'intérieur de ces tissus.

(5) Mesures des éliminations

Les poissons élevés dans l'eau de mer polluée sont transférés dans l'eau de mer non-contaminée fournissant un système de circulation et de filtration à travers des sables placés au fond de l'aquarium, et élevé pendant 2 à 10 jours. Au cours de cette période, nous avons mesuré la radioactivité des éléments puis calculé le pourcentage de la radioactivité rémanente dans le corps des poissons (PR), exprimant de l'élimination, suivant le rapport:

$$PR(\%) = \frac{\text{radioactivité du radioélément dans les tissus et organes du poisson élevé en eau de mer non-contaminée (exprimée en impulsions/min/g poids humide)}}{\text{radioactivité du radioélément dans les tissus et organes du poisson élevé en eau de mer contaminée pendant 6 jours (exprimés en impulsions/g poids humide)}} \times 100$$

D'autre part, l'eau de mer employée a été remplacée par l'eau renouvelée une fois par 1 à 3 jours pour éviter une contamination de l'eau par les éléments étant été éliminés à partir des poissons.

(6) Analyses des radioéléments transférés dans les parties principalement protéiques des muscles et de la peau

Les poissons sont élevés pendant 3 jours dans l'eau de mer contaminée, puis sacrifiés, et leurs

muscles et leur peau sont recueillis. Selon la méthode utilisée précédemment (HASHIMOTO *et al.*, 1979; IZUMO et TAKASÉ, 1983; IZUMO et OGATA, en préparation), les parties essentiellement protéiques des ces tissus sont séparées: composés nitriques non-protéiques (CNNP), protéine sarcoplasmique (PS), protéine myofibrillaire (PM), protéine soluble à la solution alcaline de 0,1N-NaOH (PA) et stroma (ST), et le pourcentage de leur radioactivité distribuée respective a été mesuré.

(7) Analyse de l'état physico-chimique des radioéléments dans l'eau de mer

Les échantillons de 2ml d'eau de mer contaminée sont analysés par chromatographie sur colonne de résine cationique (Dowex 50W-X8, 100 à 200 mailles, ions H^+) et de résine anionique (Dowex 1-X8, 50 à 100 mailles, ions Cl^-) 2×10 cm, par passage de 80 ml d'une

solution d'eau distillée, 0,1N et 2N-HCl. Puis la radioactivité des éléments élués et sa distribution exprimée en pourcentage sont mesurées.

(8) Mesures de la radioactivité

La radioactivité des contaminants est mesurée par comptage en spectrométrie gamma pendant 1 à 10 minutes au moyen d'appareils de multi canaux 4000 (Canberra SA, 40 MCA, Les États-Unis) équipé d'un détecteur de semiconducteur de Ge (Li) (Canberra SA).

3. Résultats

(1) Accumulation

Pour prévoir la différence d'accumulation entre les radionucléides, nous avons mesuré au début des études d'accumulations expérimentales les valeurs du FA des polluants dans les poissons élevés pendant 6 jours dans l'eau de mer contaminée.

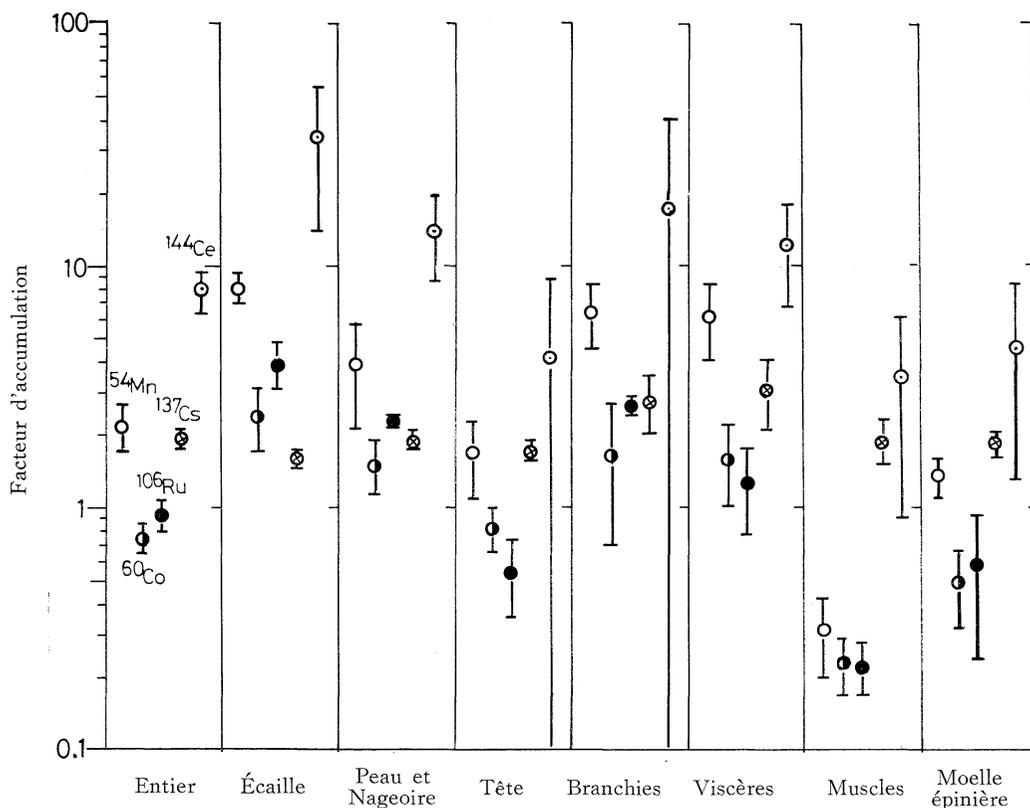


Fig. 1. Accumulation des radionucléides (exprimée en facteur d'accumulation (FA)) chez le poisson entier, *Chrysophrys major*, et dans les tissus et organes. Poisson élevé pendant 6 jours dans l'eau de mer contaminée par les polluants. Les points représentent une valeur moyenne \pm déviation standard.

On trouvera dans la Fig. 1 les résultats obtenus. Les valeurs sont différentes entre les radioéléments pour le poisson entier et ses différents tissus et organes, et entre ces tissus eux-mêmes, c'est-à-dire:

① pour le poisson entier, les valeurs sont respectivement de Ce: $7.9 > Cs: 1.8$, $Mn: 1.7 > Co: 0.8$, $Ru: 0.6$ ($p < 0.1$).

② les valeurs de Ce sont les plus importantes parmi les radioéléments, même dans les tissus et organes, et celles du Ru sont en général inférieures aux autres.

③ les valeurs se rapportant aux muscles et à la moelle épinière sont en moyenne moins élevées que dans les autres tissus.

④ les valeurs de Cs pour les muscles et la moelle épinière, sont plutôt supérieures à celles de Mn, Co et Ru.

Par ailleurs, la Fig. 2 donne les pourcentages respectifs de la radioactivité des éléments distribués dans les tissus et organes.

On notera ici aussi une différence de la distribution de la radioactivité propre à chaque élément

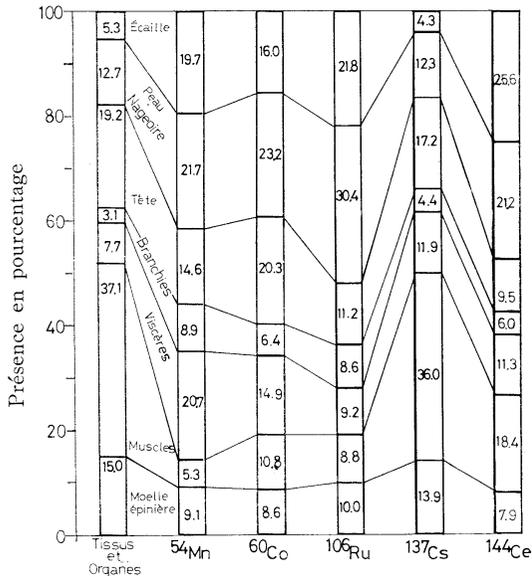


Fig. 2. Pourcentage de la radioactivité des radionucléides distribués dans les tissus et organes de poisson, et pourcentage du poids humide de ces tissus et organes. Poisson, *Chrysophrys major*, élevé pendant 6 jours dans l'eau de mer contaminée par les polluants. Les valeurs représentent une moyenne.

dans les tissus, c'est-à-dire:

① les ordres de grandeur de Mn, Co, Ru et Ce pour les écailles, la peau, les branchies et les viscères sont supérieures aux valeurs obtenues avec le poids humide, alors que les valeurs relatives aux muscles et à la moelle épinière sont inférieures.

② par contre, les valeurs de la radioactivité distribuée de Cs ne montrent pas de différence significative par rapport à celles du poids humide.

Au cours des expériences précédentes, nous avons observé des différences d'accumulation. Pour vérifier ces différences en fonction du temps, nous avons mesuré les valeurs de FA sur l'animal contaminé pendant 1 à 5 jours.

On trouvera dans la Fig. 3 les résultats des valeurs de FA mesurées pour le poisson entier, y compris les valeurs au 6^{ème} jour (voir Fig. 1) et celles de la radioactivité des contaminants dans l'eau de mer.

On remarque que FA augmente dans le temps

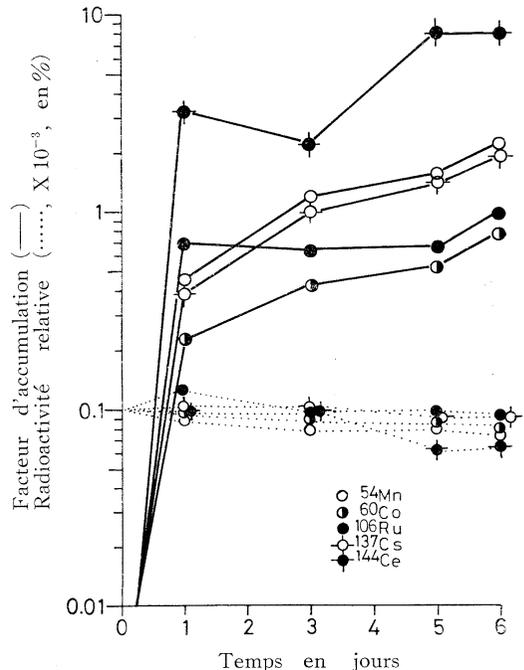


Fig. 3. Accumulation des radionucléides (exprimée en facteur d'accumulation (FA)) chez le poisson entier, *Chrysophrys major*, (élevé dans l'eau de mer contaminée par les radionucléides (—)), et radioactivité relative de ces radionucléides dans l'eau (.....) (exprimée en pourcentage). Les valeurs représentent une moyenne.

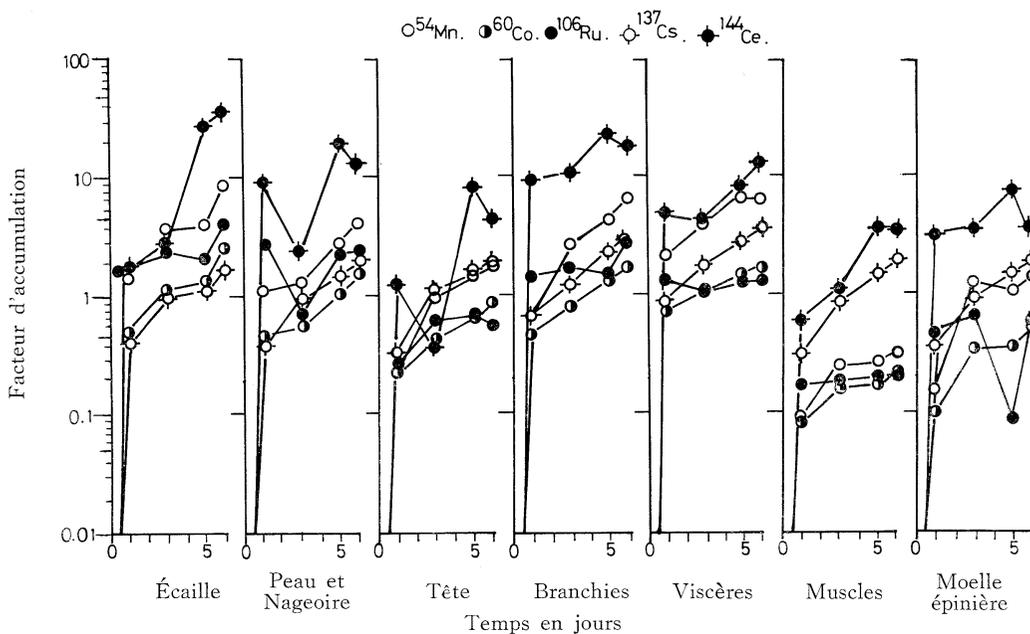


Fig. 4. Accumulation des radionucléides (exprimée en facteur d'accumulation (FA)) dans les tissus et organes du poisson, *Chrysophrys major* (élevé dans l'eau de mer contaminée). Les valeurs représentent une moyenne.

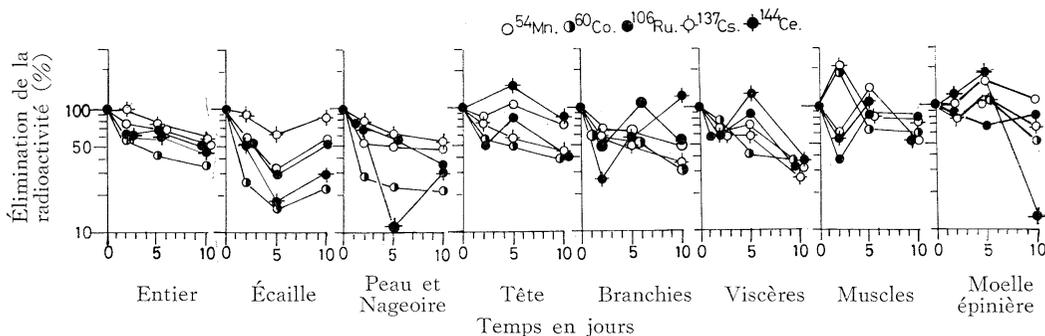


Fig. 5. Élimination des radionucléides dans le poisson entier, *Chrysophrys major*, et dans les tissus et organes (exprimée en pourcentage de la radioactivité (PR)). Poisson élevé dans l'eau de mer non-contaminée après accumulation des contaminants pendant 6 jours dans l'eau de mer polluée. Les valeurs représentent une moyenne.

sans devenir constant, mais qu'il existe néanmoins des différences entre les divers polluants.

En outre, la radioactivité des éléments dans l'eau de mer décroît en fonction du temps: environ 70 % pour Ce, de 75 % pour Mn et de 80 à 95 % pour Co, Ru et Cs, respectivement.

D'autre part, les valeurs mesurées pour les tissus et organes sont rassemblées dans la Fig. 4.

D'une façon générale, les valeurs de FA augmentent dans le temps, comme pour l'animal

entier (Fig. 3), malgré quelques différences d'accumulation entre les éléments.

(2) Élimination

À la suite des expérimentations sur l'accumulation, les poissons contaminés par les radionucléides ont été transférés dans l'eau de mer non-polluée et, pour définir les éliminations respectives sur une période de 2 à 10 jours, nous avons mesuré les valeurs de PR.

Les résultats obtenus pour le poisson entier et

ses tissus et organes sont représentés dans la Fig. 5.

On constate que les valeurs au poisson entier diminuent, bien entendu, en fonction du temps; par exemple, au 10^{ème} jour elles indiquent de 45 à 65 % pour Mn, Ru, Cs, et notamment 35 % pour Co.

D'autre part, les valeurs propres aux tissus et organes diminuent aussi dans le temps, de façon plus sensible dans les écailles, la peau et les nageoires notamment pour Co, Ru et Ce, bien que ces valeurs expriment de grandes variations. Il semble cependant qu'il n'y ait pas de grandes différences entre les radionucléides.

(3) Présence des radioéléments transférés dans les parties essentiellement protéiques des muscles et de la peau

Dans les expériences précédentes, nous avons observé une différence d'accumulations entre les radioéléments eux-mêmes, et entre les tissus et organes du poisson. Pour aborder les mécanismes de transfert de ces éléments dans le corps, nous avons analysé la radioactivité des contaminants, exprimée en pourcent, dans les parties principalement protéiques des muscles et de la peau, par exemple à l'intérieur et à l'extérieur des tissus.

On trouvera dans la Fig. 6 les résultats obtenus.

Dans les muscles, on remarque que les valeurs

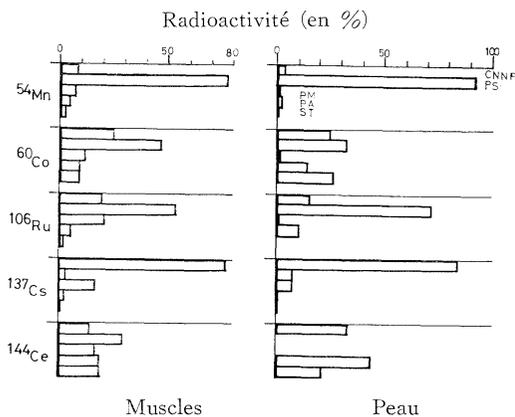


Fig. 6. Présence de la radioactivité des radionucléides (exprimée en pourcentage) distribués dans les parties principalement protéiques des muscles et de la peau du poisson, *Chrysophrys major*. CNNP, composés nitriques non-protéiques; PS, protéine sarcoplasmique; PM, protéine myofibrillaire; PA, protéine soluble à l'alcali; ST, stroma.

indiquent une différence notable entre les nucléides: plus de 50 % pour Mn, Co et Ru dans PS, et plus de 80 % pour Cs dans CNNP. Elles sont cependant approximativement de même niveau dans chacune des parties pour Ce.

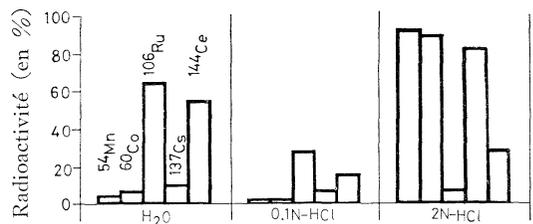
D'autre part, les valeurs relatives à la peau sont comparativement différentes de celles obtenues pour les muscles, plus particulièrement en ce qui concerne Cs, plus élevé dans PS de la peau que dans la même partie des muscles, et Ce, qui a disparu de PS et de PM.

(4) Etats physico-chimiques des radioéléments dans l'eau de mer

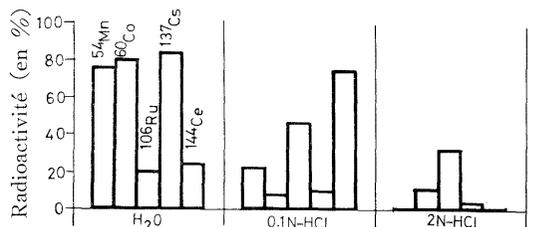
Pour étudier les mécanismes d'accumulation, des échantillons de l'eau de mer contaminée par les radioéléments ont été tout d'abord analysés par chromatographie sur colonne de résine cationique (H^+).

La distribution des polluants élués par différentes solutions, exprimée en pourcent, est représentée dans la Fig. 7 (a).

La majeure partie de la radioactivité liée à Mn, Co et Ce est éluee par passage d'une solu-



(a) Résine cationique, Dowex 50W-X8 (H^+), 100-200 mailles.



(b) Résine anionique, Dowex 1-X8 (Cl^-), 50-100 mailles.

Fig. 7. Distribution de la radioactivité des radionucléides (exprimée en pourcentage) dans les éluants analysés par chromatographie sur colonne (2×10 cm) par passage de 80 ml de solutions. Les valeurs se rapportent à la radioactivité totale éluee.

tion 2N-HCl (plus de 80 %), alors que celle relative à Ru et Ce est éluee principalement par l'eau distillée (plus de 55 %) et des solutions de 0.1N-HCl (20 à 30 %) et de 2N-HCl (5 à 25 %).

La Fig. 7(b) donne les résultats obtenus par analyses sur colonne de résine anionique (Cl^-). A l'inverse des résultats précédents, la plupart de la radioactivité de Mn, Co et Cs est éluee par passage de l'eau distillée (plus de 80 %) et à moins de 20 % en ce qui concerne Ru et Ce.

Compte tenu de ces résultats, nous pouvons constater que Mn, Co, et Cs sont à l'état cationique à plus de 80 %, contre moins de 50 % pour Ru et Ce.

4. Discussions

D'après les résultats obtenus, nous avons observé une différence entre l'accumulation des radioéléments dans le corps du poisson entier et dans les tissus et organes. Cette différence est commune à plusieurs espèces d'organismes marins (ANCELLIN *et al.*, 1972, 1972, BITTEL et LACOURLY, 1968; YAMAGATA, 1978; POLIKARPOV, 1966; RUSSEL, 1966; SHIMIZU, 1973), mais, nous n'avons pas trouvé de données relatives à la même espèce de poisson que celle employée dans notre expérience. Nous citerons cependant, à titre de comparaison avec notre travail, des valeurs obtenues avec d'autres espèces de poisson de biologie comparable. Selon SUZUKI *et al.* (1979) les valeurs calculées de FA chez *Seriola quinqueradiata*, obtenues au 7^{ème} jour d'accumulation, sont pour Cs:91.5 < Mn:40 > Co:26.7 > Ru:17.6 > Ce:14.3 (Ru: sous forme de complexe nitrate-nitrosyl, les autres éléments sous forme de chlorure); d'après ANCELLIN et VILQUIN (1968) les facteurs de concentration d'espèces de polluants chez *Pleuronectes platessa* et *Blennius pholis*, sont évaluées à Ce << 100 (chair: 1 à 5) << 40 > Ru 1; d'autre part, pour CHIPMAN (1966) l'ordre de grandeur chez des poissons prélevés *in situ* sur le littoral de la Mer d'Irlande sont: Mn: 100 à 1000 > Co, Cs et Ce: 10 à 100 > Ru: 1 à 10; et enfin selon MORITA (1980) ces valeurs chez *Salanx microdon* prélevé dans le secteur du Tokai du Japon atteignent: Ce: 160, Ru: 80 à 160 > Cs: 15 à 20. Il existe donc une faible concordance entre nos présents résultats et les données bibliographiques. Nous supposons que la différence provient essentiellement de la

différence de métabolisme des radioéléments liés à celle de l'espèce marine considérée, mais aussi des conditions de contamination expérimentale (nature de l'eau de mer naturelle ou artificielle employée, aquariologie, durée de contaminations et d'accumulation, etc).

Le pourcentage de la radioactivité de Mn, Co, Ru et Ce distribuée dans les muscles est inférieur à celui du poids humide respectif, mais il est par contre supérieur à celui des écailles, de la peau et nageoires. Le pourcentage de la radioactivité liée à Cs est cependant proche de celui du poids humide (Fig. 2). Il semble donc que les 4 contaminants (Mn, Co, Ru et Ce) ne sont pas facilement absorbés dans le corps à partir du tractus digestif après l'ingestion, à l'inverse de Cs. Toutefois, à propos de la raison des mécanismes de l'évolution remarquable de l'accumulation de Ce, on pourra constater que l'élément est adsorbé principalement à la surface des tissus et des organes et que cette adsorption peut être provoquée par des réactions physico-chimiques comme l'on voit dans des accumulations expérimentales pour les algues, les coquilles et le sédiment, comme le sable (ANCELLIN *et al.*, 1966, 1968, 1972, 1979). D'autre part que ce polluant ne peut pas être éliminé facilement dans l'eau de mer contaminée en comparaison avec des autres polluants.

Enfin, en ce qui concerne la principale raison invoquée pour une accumulation plus importante de Ce, bien que le pourcentage d'absorption à partir du tractus digestif chez les mammifères soit très faible (inférieur à 0.03 %, Cs: 100 %, Co: 5 à 30 %, Mn: 10 % et Ru: 5 %) (ICRP, 1979, 1980), nous pouvons suggérer que la possibilité que l'absorption est accélérée par changement de l'état ionique du polluant dans l'eau de mer: c'est-à-dire, Ce présent plus de 50 % aux états anionique et neutre (Fig. 7), bien qu'il doit être essentiellement dissocié à l'état cationique dans une solution électrolysable, ainsi que Ru. Par ailleurs, à propos de ces états anionique et neutre, il semble qu'ils existent à divers états des composés polymérisées, hydrolysées, particulaires et colloïdales (ANCELLIN *et al.*, 1979; GUÉGUÉNIAT, 1974; HIRANO, 1980; HONDA *et al.*, 1972, 1980; KLECHKOVSKII *et al.*, 1973; ROBERTSON, 1971).

Bibliographie

- ANCELLIN, J. et A. VILQUIN (1966): Contaminations expérimentales d'espèces marines par le cérium-144, le ruthénium-106 et le zirconium-95. A.I. E.A., Vienne, 583-504.
- ANCELLIN, J. et A. VILQUIN (1968): Nouvelles études de contaminations expérimentales d'espèces marines par le césium 137, le ruthénium 106 et le cérium 144. Radioprotection, DUNOD, 3(3), 185-213.
- ANCELLIN, J., M. AVARGUÉS, P. GUÉGUÉNIAT et A. VILQUIN (1972): Aspects biologiques et physico-chimiques de la contamination radioactive d'espèces et de sédiments marins. IAEA-SM-258-19, 225-243.
- ANCELLIN, J., P. GUÉGUÉNIAT et P. GERMAIN (1979): Radioécologie marine. Eyrolles Paris.
- AVARGUÉS, M., J. ANCELLIN et A. VILQUIN (1968): Recherches expérimentales sur l'accumulation des radionucléides par les organismes marins. Rev. Intérn. Océanogr. Méd., 11, 87-100.
- BITTEL, R. et G. LACOURLY (1968): Discussion sur le concept de facteur de concentration entre les organismes marins et l'eau en vue de l'interprétation de mesures. Rev. Intérn. Océanogr. Méd., 11, 107-128.
- CHIPMAN, W.A. (1966): Food chains in the sea. p.421-453. In R.S. RUSSEL (ed.), Radioactivity and Human Diet. Pergamon Press, New York.
- GUÉGUÉNIAT, P. (1974): Comportement physico-chimique du ruthénium de fission dans le milieu marin. Thèse 874, Université de Loius Pasteur de Strasbourg.
- HASHIMOTO, K., S. WATABE, M. KONO et K. SHIRO (1979): Muscle protein composition of sardine and mackerel. Bull. Japan. Soc. Sci. Fish., 45, 1435-1441.
- HIRANO, S. (1980): États physico-chimiques d'éléments inorganiques dans l'eau de mer. 8^{ème} Colloque sur la radioactivité dans le milieu ambiant, entrepris par National Institute of Radiological Sciences au Japon, 16-26. (en japonais)
- HONDA, Y., Y. KIMURA et N. TSURII (1972): Electrolysis of ⁶⁰Co, ¹⁰⁶Ru and ¹⁴⁴Ce in sea water through ion-exchange membranes—On the effects of aging of ⁶⁰Co, ¹⁰⁶Ru and ¹⁴⁴Ce in sea water—. Radioisotopes, 21(5), 270-275.
- HONDA, Y. (1980): États physico-chimiques des radionucléides dans l'eau de mer. 8^{ème} Colloque sur la radioactivité dans le milieu ambiant, entrepris par National Institute of Radiological Sciences au Japon, 3-14. (en japonais)
- ICRP (1979): Limits for intakes of radionuclides by workers. Publ. 30, Part 1. Pergamon Press, New York.
- ICRP (1980): Limits for intakes of radionuclides by workers. Publ. 30, Part 2. Pergamon Press, New York.
- IZUMO, Y. et A. TAKASE (1982): Studies on transfer and accumulation of ¹⁰⁶Ru from seaweed to fish through crustacea. 1. Accumulation of ¹⁰⁶Ru in prawn (*Penaeus japonicus*) from the radioactive sea waters. Bull. Inst. Public Health, 31, 88-94.
- IZUMO, Y. et A. TAKASE (1983): États biochimiques du ¹⁰⁶Ru accumulé dans le muscle et le foie de la crevette, *Penaeus japonicus*. La Mer, 21, 191-197.
- IZUMO, Y. et H. OGATA: États biochimiques du césium-134 accumulé dans le muscle et le foie de la crevette, *Penaeus japonicus*. (en préparation)
- KLECHKOVSKII, V.M., G.G. POLIKAROV et R.M. ALEKSAKHIN (1973): Radioecology. John Wiley & Sons, New York.
- MORITA, S. (1980): Accumulations des radionucléides et leurs métabolismes. 8^{ème} Colloque sur la radioactivité dans le milieu ambiant, entrepris par National Institute of Radiological Sciences au Japon, 139-146. (en japonais)
- NAKAMURA, R., Y. SUZUKI et T. UEDA (1977): Distribution of radionuclides among green alga, marine sediments and sea water. J. Radiat. Res., 18, 322-330.
- POLIKARPOV, G.G. (1966): Radioecology of aquatic organisms. North Holland Publ. Co., Amsterdam-New York.
- ROBERTSON, D.E. (1971): Influence of the physico-chemical forms of radionuclides and stable trace elements in fresh water in relation to uptake by the marine biosphere. Marine Radioecology, OECD, Hamburg, 21-85.
- RUSSEL, R.S. (1966): Radioactivity and Human Diet. Pergamon Press, New York.
- SHIMIZU, M. (1973): Sur l'accumulation biologique de radionucléides dans le milieu ambiant. Radioisotopes, 22(11), 67-72. (en japonais)
- SUZUKI, Y., M. NAKAHARA, R. NAKAMURA et T. UEDA (1979): Roles of food and sea water in the accumulation of radionuclides by marine fish. Bull. Japan. Soc. Sci. Fish., 45, 1409-1416.
- TATEDA, Y. et T. KOYANAGI (1986): Accumulation of radionuclides by common mussel, *Septifer virgatus*. Bull. Japan. Soc. Sci. Fish. 52, 2019-2026.
- UEDA, T., R. NAKAMURA et Y. SUZUKI (1978): Comparison of influences of sediments and sea water on accumulation of radionuclides by marine organisms. J. Radiat. Res., 19, 93-99.
- UEDA, T., R. NAKAMURA et Y. SUZUKI (1985): Position of sediments in transfer of radionuclides released into coastal sea to human beings. Bull. Japan. Soc. Sci. Fish., 51, 1319-1324.

YAMAGATA, N. (1978): Accumulation biologique.
Sangyo-tosho, Tokyo. (en japonais)

マダイ *Chrysophrys major* による ^{54}Mn , ^{60}Co , ^{106}Ru , ^{137}Cs および ^{144}Ce の同時とりこみ

出雲義朗・緒方裕光・森田重光

要旨: 海洋中の生物による放射性核種の実際的な濃縮機構を解明する一端として、マダイによる海水からの ^{54}Mn , ^{60}Co , ^{106}Ru , ^{137}Cs および ^{144}Ce の同時とりこみにおける核種間の違いを中心に比較した。とりこみは、全身および組織・臓器とも核種間に違いが見られ、たとえば6日目の全身の濃縮比は、 $\text{Ce}: 7.9 > \text{Cs}: 1.8$, $\text{Mn}: 1.7 > \text{Co}: 0.8$, $\text{Ru}: 0.6$ ($p < 0.1$) であり、また各組織においてもCeは最も高かった。Mn, Co, Ru および Ce については、鱗、表皮鱗、鰓での放射能の存在割合が各重量割合より高く、筋肉や脊髄では低いが、Csは各組織に均等分布する傾向を示して、組織間の違いが見られた。Ceは、とりこみ量が多い一方排せつ量が比較的少ないため、高濃縮されることがわかった。他方、筋肉や表皮中の Mn, Co および Ru は主として筋しょう蛋白区に多く (>50%)、ただし表皮の Co は 33%)、また Cs は事実上非蛋白態窒素化合物区に見られた (>80%)。しかし、Ce は各区に分布する傾向を示した。これら核種の存在は両組織間にも違いが見られた。なお、Ce は、Ru と同様海水中で陰・中性イオンとして比較的多く存在する (>50%) ので、この存在状態のとりこみ増大への寄与が示唆された。