

**MODALITÉS DE LA CONTAMINATION
D'UNE CHAÎNE TROPHIQUE MARINE BENTHIQUE
PAR L'ARGENT 110 m (1).
I - CONTAMINATION DE QUELQUES ORGANISMES MARINS
PAR L'INTERMÉDIAIRE DE L'EAU.**

par

Jean-Claude Amiard

Laboratoire de Biologie marine, Université de Nantes (2)

Résumé

Modalités de la contamination d'une chaîne trophique marine benthique par l'argent 110 m. I. Contamination de quelques organismes marins par l'intermédiaire de l'eau.

Les facteurs de concentration de l'argent 110 m ont été déterminés expérimentalement pour quatre espèces d'organismes marins constituant une chaîne trophique naturelle. L'évolution des formes physico-chimiques de l'argent 110 m dans les conditions expérimentales est étudiée. A l'équilibre, les Diatomées *Navicula incerta* et *N. biskanteri* accumulent fortement l'argent 110 m et les facteurs de concentration (F.C.) sont respectivement de 13130 et 50750. Ce facteur de concentration est beaucoup plus faible pour le Mollusque *Scrobicularia plana* (205) et pour le Crustacé *Carcinus maenas* (376). A partir des données de la littérature, des comparaisons sont faites avec les teneurs en argent stable dans ces groupes zoologiques et avec les facteurs de concentration obtenus *in situ* ou expérimentalement.

Introduction

L'argent 110 m, émetteur de rayonnements $\beta\gamma$ hautement énergétiques, accompagnés d'émissions X et e^- , de période radioactive 250 jours (Legrand et coll., 1975), est introduit dans les milieux aquatiques soit avec les effluents des centrales électro-nucléaires et des sous-marins (Fukai et Murray, 1974), soit avec ceux des usines de retraitement des combustibles irradiés (Scheidhauer et coll., 1974), soit encore par les retombées des explosions thermonucléaires (Beasley et Held, 1971).

D'autre part, les sels d'argent sont assez toxiques vis-à-vis des organismes marins (Clarke, 1947 ; Soyer, 1964 ; Amiard, 1976 a et b) et il est donc intéressant de connaître le devenir de ce métal dans les écosystèmes.

Pour beaucoup d'auteurs, l'argent n'a aucun rôle biologique. Par contre, Robertson (1967) suppose que l'argent a un rôle non négligeable pour certains groupes comme les Céphalopodes.

(1) Cet article a pu être rédigé à l'occasion d'études effectuées dans les laboratoires de la Section de Radioécologie du Commissariat à l'Energie Atomique (DPr/SERE).

(2) 2, rue de la Houssinière, 44072 Nantes Cedex.

Nous avons regroupé dans le tableau 1 un certain nombre de données fournies par la littérature sur les concentrations en argent stable de l'eau de mer et de diverses espèces appartenant aux groupes étudiés ici.

TABLEAU 1
Teneur de l'eau de mer et de quelques organismes marins en argent stable ($\mu\text{g/g sec}$).

Echantillon		Teneur ($\mu\text{g/sec}$)	
Eau de mer		0,0003 0,0015 0,00014 0,00001 0,00004	a,b,c (1) c (1) d (1) e (1) f (1)
Algues brunes		0,25 à 0,28	a
Plancton		3,13	h
Zooplancton		1,4 à 1,9 0,4	g f
Animaux marins		3 à 11	j,k
Mollusques : <i>Crassostrea virginica</i>		12,1 à 16,4	l
	adulte	1,2	l
	œufs	0,39 à 1,3	o (1)
	muscles	7,9 à 8,2	o (1)
	<i>Spisula solidissima</i>		
	chair	23 à 32	o (1)
	glde digestive	1,3 à 2,5	o (1)
	rein	0,48 à 0,53	o (1)
	branchie	0,37 + 0,15	m
	<i>Mytilus galioprovincialis</i>		
	chair	0,71	h
	<i>Meganyctiphanes norvegica</i>		
	in toto	2,9	h
	mue	2,1	h
	fèces	1	n
Crustacés : <i>Euphausiacés</i>			
	<i>Cancer irroratus</i>	0,21 à 0,78	o (1)
		1,1 à 6,3	o (1)
	<i>Homarus americanus</i>	0,37 à 0,54	o (1)
	<i>Lithodes</i> sp.	0,0024	o
		0,023	o
	hépatopancréas	1	i (2)
	« King crabe »		
	<i>Carcinus maenas</i>	ND	p
		0,38±0,52	p
(1) $\mu\text{g/g}$ frais		a Black and Mitchell, 1952	
(2) $\mu\text{g/g}$ cendre		b Goldberg, 1965	
ND non détecté		c Schultz and Turekian, 1965 a,b	
		d Fukai, and Hyunh-Ngoc, 1971	
		e Robertson, 1971	
		f Preston and coll., 1972	
		g Greig, 1975	
		h Fowler, 1977	
		i Vogt and coll., 1968	
		j Vinogradov, 1953	
		k Bowen, 1966	
		l Greig and coll., 1975	
		m Fowler and coll., 1974	
		n Robertson, 1967	
		o Isackson and Seymour, 1968	
		p Amiard, 1978	

Notre but était de définir les diverses modalités de transfert de l'argent 110 m dans une chaîne trophique marine benthique caractéristique d'un faciès de vasière :

Navícula incerta

Gronow ex Van Heurck $\rightarrow$ *Scrobicularia plana* $\rightarrow$ *Carcinus maenas* L.

Navícula biskanteri Hustedt da Costa

(Diatomées)

(Mollusques Lamellibranches)

(Crustacés Décapodes)

Divers auteurs (Blegvad, 1914 ; Robert, 1971 ; Guelorget et Michel, 1974) ont attesté l'existence de relations trophiques entre ces diverses espèces.

Trois modalités différentes du transfert de l'argent 110 m ont été étudiées : contamination directe par l'eau ; contamination par l'intermédiaire de la nourriture ; contamination simultanée par l'eau et la nourriture.

Pour chaque voie de contamination, nous avons mesuré les pouvoirs d'autoépuration des divers organismes (décontamination), ainsi que la distribution de l'argent 110 m à la fin des phases de contamination et de décontamination (organotropisme).

Dans cette première publication, nous étudierons le transfert de l'argent 110 m directement du milieu (eau de mer) aux divers chaînons pris isolément.

PROTOCOLE EXPÉRIMENTAL

Conditions générales d'élevage

Les Diatomées (*Navicula incerta* et *N. biskanteri*) ont été cultivées dans des erlenmeyers contenant 400 ml d'eau de mer légèrement enrichie en sels (KNO_3 , Na_2SiO_3 , KH_2PO_4 et citrate de fer). Elles étaient éclairées en permanence avec une lumière artificielle reproduisant le spectre solaire. Les cultures de Diatomées étaient axéniques en milieu stérile.

Les Mollusques (*Scrobicularia plana*) étaient groupés par dix et les Crustacés (*Carcinus maenas*) étaient isolés dans des seaux en plastique renfermant 5 l d'eau de mer.

Aucune nourriture n'était distribuée aux animaux pendant la durée de l'expérimentation. Tous les élevages étaient effectués dans une pièce dont la température était maintenue constante à 17 ± 1 °C.

Techniques de contaminations radioactives

L'argent 110 m utilisé pour les contaminations se présentait sous forme de nitrate d'argent en solution nitrique (2,7 N). L'activité spécifique des solutions contaminantes utilisées était de 7,8 Ci/g d'argent stable. Le niveau de contamination réalisé était d'environ 5 $\mu\text{Ci/l}$ pour les Diatomées, 1 et 5 $\mu\text{Ci/l}$ pour les Scrobiculaires et 4 $\mu\text{Ci/l}$ pour les Crabes. Les animaux étaient introduits dans le milieu expérimental, soit avant la contamination de l'eau, soit après stabilisation de la radioactivité de l'eau. Dans le cas des Diatomées, la contamination et l'ensemencement du milieu de culture étaient simultanés.

Prélèvements et techniques de mesures radioactives des organismes

Des prélèvements d'eau étaient faits régulièrement pour suivre l'évolution de la radioactivité du milieu. La radioactivité des Diato-

mées était mesurée directement en spectrométrie γ dans leurs erlenmeyers après siphonage de l'eau contaminée et rinçage à l'eau inactive. La radioactivité des Scrobiculaires et des Crabes était mesurée régulièrement *in toto* après rinçage.

Les comptages étaient effectués sur divers scintillateurs à cristal plat d'iodure de sodium activé au thallium associés à un sélecteur monocanal ou à un sélecteur multicanaux. Il était tenu compte des rendements géométriques des échantillons et du système de détection, du bruit de fond et de la décroissance radioactive.

Les résultats étaient exprimés en nCi pour l'organisme entier ou rapportés à l'unité de poids de l'organisme frais. Lorsque l'état d'équilibre était atteint, nous calculions le facteur de concentration :

$$\text{F.C.} = \frac{\text{Radioactivité de l'échantillon biologique (nCi/g)}}{\text{Radioactivité de l'eau de mer (nCi/ml)}}$$

(La radioactivité de l'eau servant à ce calcul est une moyenne effectuée sur la durée totale de la contamination des organismes).

Toutes les moyennes sont accompagnées de l'erreur standard doublée ($m \pm 2Sm$) nous indiquant ainsi un intervalle de confiance (ou coefficient de sécurité) de 95 p. 100.

Formes physico-chimiques

L'évolution des formes physico-chimiques était suivie dans les divers milieux à l'aide de la technique de Chromatographie sur résines échangeuses d'ions (Schubert, 1948 ; Gueguénat, 1971 ; Marchand, 1974) et à l'aide de nitrations à 0,45 μ . Nous avons utilisé des résines cationiques et grâce à des régénérations et des éluions diverses (eau de mer, eau douce) nous avons pu distinguer les différentes formes physico-chimiques.

RÉSULTATS ET DISCUSSION

Évolution des formes physico-chimiques de l'argent 110 m

Dans l'eau de mer seule, au début de l'expérience, 95 p. 100 de l'argent 110 m se trouvait sous formes particulières et colloïdales. Après 5 à 7 jours ces formes disparaissaient au profit des formes anioniques qui représentaient alors 65 à 99 p. 100 de l'argent.

La radioactivité de l'eau ne décroît pas au cours du temps dans les récipients ne contenant aucun organisme. A la fin de toutes les expériences, les parois en verre ou en plastique des récipients présentent des radioactivités négligeables.

Dans le milieu de cultures des Diatomées, plus de 90 p. 100 de l'argent 110 m était sous formes insolubles, comme le montre la filtration à 0,45 μ . Les formes physico-chimiques de l'argent 110 m en présence des Diatomées étaient en majorité cationiques (55 à

70 p. 100) après 20 jours de contact, les formes particulières ne représentant que 12 à 24 p. 100. Puis, après un temps de contact plus long (37 à 48 jours), le pourcentage des formes cationiques diminuait (42 à 9 p. 100) au profit des formes solubles et colloïdales anioniques (38 à 87 p. 100).

Environ 75 p. 100 de l'argent 110 m était soluble (non retenu par la filtration à $0,45\ \mu$) en présence de Scrobiculaires. Après 1 heure à 8 jours de contact avec des Scrobiculaires, le pourcentage des formes anioniques augmentait de 22 à 72 p. 100 (dont 4 à 8 p. 100 de formes colloïdales négatives), celui des formes cationiques diminuait de 42 à 13 p. 100 tandis que le pourcentage des formes particulières restait constant (12 à 25 p. 100).

Le pourcentage de formes solubles à $0,45\ \mu$ chez les Crabes variait de 75 à 98 p. 100. Après 8 à 33 jours de contact avec les Crustacés, l'argent 110 m se retrouvait essentiellement sous forme anionique (73 à 88 p. 100) dont une partie importante était constituée de fins colloïdes négatifs (18 à 80 p. 100). Les formes cationiques étaient pratiquement inexistantes (2 à 10 p. 100) et il n'y avait plus de formes particulières.

Rappelons que, dans une précédente expérience (Pouvreau et Amiard, 1974) nous avons introduit l'argent 110 m sous forme de chlorure d'argent c'est-à-dire entièrement soluble et qu'il en était résulté dans nos milieux 50 p. 100 de formes cationiques et 50 p. 100 de formes anioniques.

Contamination de *Navícula incerta* et *N. biskanteri*

Au maximum de développement, les Diatomées se présentaient sous forme d'un thalle au fond des erlenmeyers. Le pH du milieu était alors de 9,8 à 9,9 pour *N. incerta* et de 8,5 à 9,2 pour *N. biskanteri*.

TABLEAU 2

Le facteur de concentration de l'argent 110 m dans les divers maillons de la chaîne trophique marine après contamination expérimentale de l'eau.

Espèce	Niveau trophique	Facteur de concentration
<i>Navícula incerta</i>	I	$13130 \pm 6450^*$
<i>Navícula biskanteri</i>	I	$50750 \pm 19730^*$
<i>Scrobicularia plana</i>	II	$205 \pm 64^*$
<i>Carcinus maenas</i>	III	$376 \pm 130^*$
* Intervalle de confiance à 95 p. 100.		

Le maximum de concentration en argent 110 m se réalisait pour les deux espèces entre 35 et 50 jours. Les facteurs de concentration (moyenne de 18 lots pour chaque espèce) étaient alors de 13 130 pour *N. incerta* et de 50 750 pour *N. biskanteri* (Tableau II). Cela est à rapprocher du fait qu'à l'équilibre le nombre de cellules présent par rapport au volume total était de $2,3$ à $3,5 \cdot 10^9$ pour

N. incerta et de 14,2 à 33,0 . 10⁹ pour *N. biskanteri*. Pour un poids sensiblement identique, le nombre de cellules de *N. biskanteri* est donc environ dix fois supérieur et son facteur de concentration de l'argent 110 m entre trois et quatre fois plus élevé. La variation du facteur de concentration en fonction du rapport volume/surface permet de supposer que la contamination des Diatomées s'effectue essentiellement par adsorption de l'argent 110 m sur les parois cellulaires, mode de contamination qui est habituellement important pour les radionucléides présents dans le milieu sous formes particulières ou colloïdales (Chipman, 1966 ; Amiard-Triquet et Amiard, 1976).

La même hypothèse peut expliquer que les Algues macrophytes accumulent moins *in situ* l'argent stable : 200 à 5 000 (Black et Mitchell, 1952 ; Preston et coll., 1972) ou expérimentalement l'argent radioactif : 1 600 à 2 800 (Pouvreau et Amiard, 1974) que les organismes unicellulaires (Tableau III).

TABLEAU 3

Données bibliographiques sur les facteurs de concentration de l'argent stable ou radioactifs (^{110m}Ag) chez quelques organismes marins.

Espèce		Stable	Radioactif
Algues	<i>Porphyra umbilicalis</i>	1900 b	
	<i>Fucus vesiculosus</i>	5000 b	
	<i>Fucus serratus</i>		2800 a
	<i>Corallina officinalis</i>		2700 a
	<i>Chondrus crispus</i>		1600 a
Plante marine		200 c	
Mollusques	<i>Patella vulgata</i>	31000 b	100 à 10 ⁵ d
	chair		1100 a
	coquille		50 a
	<i>Mytilus edulis</i>	330 e	
	<i>M. californianus</i> parties molles		4 f
	<i>Modiolus agripeta</i> parties molles		120 f
	<i>Ostrea edulis</i>	18700 e	92000 g
	<i>Ostrea gigas</i>		
	chair		32000 a
	coquille		50 a
	<i>Cardium edule</i>		
	chair		1700 a
	coquille		2400 a
	<i>Haliotis tuberculata</i>		
	chair		3000 a
	coquille		60 a
	<i>Loligo forbesi</i>	20000 h	
	<i>Pecten</i> sp.	2300 e	
Crustacés	<i>Palaemon serratus</i>		75 a
	<i>Cancer pagurus</i>		150 a
	branchie		125 a
	carapace		180 a
	<i>Pinnotheres pisum</i>		4000 a
	« Crabe » carapace		150 i
	foie et branchie		80 i
	cœur, gonade et muscles		10 à 20 i
a Pouvreau et Amiard, 1974		f Folsom and Young, 1965	
b Preston and coll., 1972		g Preston and coll., 1968	
c Black and Mitchell, 1952		h Robertson, 1967	
d Dutton, 1969		i Zesenko, 1965 cité par Polikarpov, 1966	
e Brooks and Rumsby, 1965			

La différence des pH des milieux de culture des deux espèces peut peut-être expliquer aussi l'écart de contamination des deux Diatomées.

Contamination de *Scrobicularia plana*

Que la contamination initiale ait été faite à 1 ou à 5 $\mu\text{Ci/l}$, le facteur de concentration de l'argent 110 m chez les *Scrobiculaires* était sensiblement le même pour les 4 lots de 10 individus : 205 ± 64 en moyenne (Tableau II). L'accumulation de l'argent 110 m était plus lente lorsque la contamination de l'eau avait précédé de 8 jours celle des organismes ; l'état d'équilibre étant atteint en 10-20 jours pour une contamination simultanée de l'eau et des organismes (Fig. 1), en 30-35 jours pour une contamination préalable de l'eau (Fig. 2). Cela est dû vraisemblablement à l'évolution des formes physico-chimiques et, notamment, à la disparition des formes particulières et colloïdales initiales (voir p. 128). Une contamination supplémentaire de 1 $\mu\text{Ci/l}$ entraînait une augmentation de la radioactivité des *Scrobiculaires* mais le facteur de concentration ne différait pas significativement de celui enregistré précédemment (test t de Student-Fisher) (Fig. 1).

Le facteur de concentration que nous avons déterminé pour *Scrobicularia plana* est assez voisin de ceux trouvés pour *Mytilus edulis in situ* (Folsom et Young, 1965) ou expérimentalement (Pouvreau et Amiard, 1974) mais nettement inférieur à ceux obtenus avec l'argent stable ou radioactif chez tous les autres Mollusques *in situ* (Brooks et Rumsby, 1965 ; Robertson, 1967 ; Preston et coll., 1968 et 1972 ; Dutton, 1969) ou expérimentalement (Pouvreau et Amiard, 1974) (Tableau III).

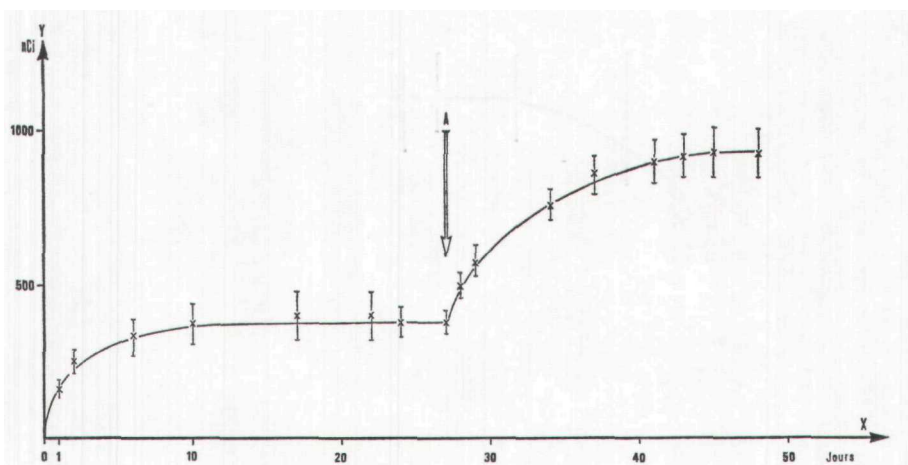


FIG. 1

Contamination directe de *Scrobicularia plana* par l'argent 110 m, dispersé dans l'eau (moyenne de dix individus). (La contamination de l'eau et l'introduction des organismes ont été simultanées).

A : nouvelle contamination de l'eau ; X : temps de contamination en jours ; Y : radioactivité des organismes en nCi. Intervalle de confiance à 95 p. 100.

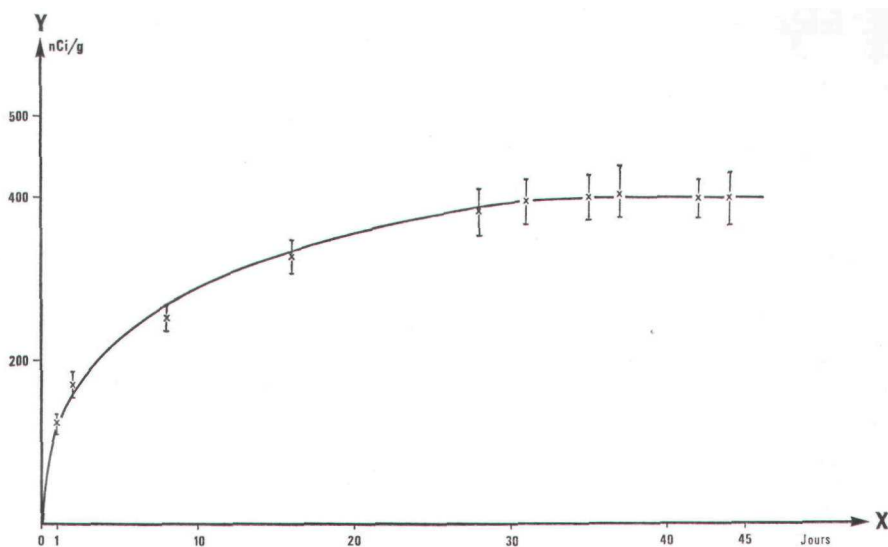


FIG. 2

Contamination directe de *Scrobicularia plana* par l'argent 110 m, dispersé dans l'eau (moyenne de dix individus). (La contamination de l'eau a précédé l'introduction des organismes).

X : temps de contamination en jours ; Y : radioactivité des organismes en nCi/g de poids frais. Intervalle de confiance à 95 p. 100.

Contamination de *Carcinus maenas*

Les Crabes atteignaient leur état d'équilibre en 22-25 jours (Fig. 3). A ce moment le facteur de concentration des Crabes

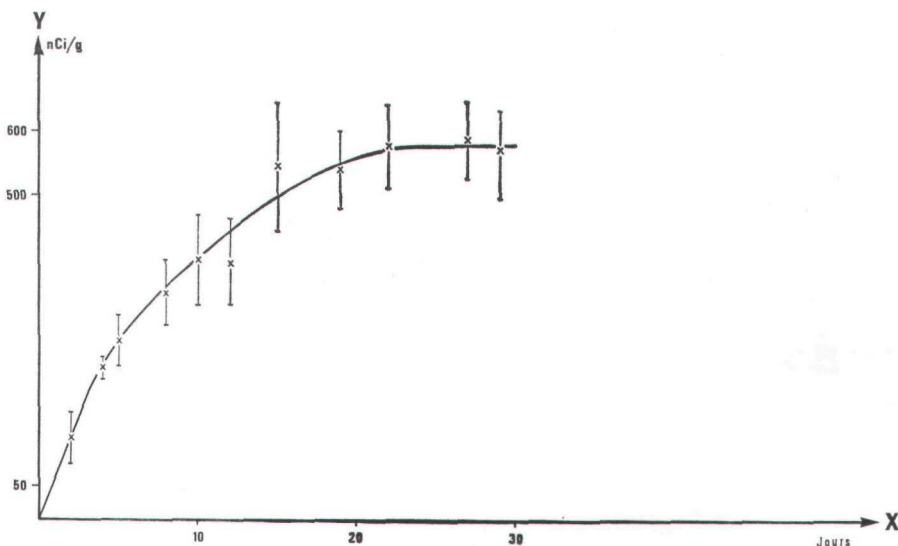


FIG. 3

Contamination directe de *Carcinus maenas* par l'argent 110 m, dispersé dans l'eau (moyenne de six individus).

X : temps de contamination en jours ; Y : radioactivité des organismes en nCi/g de poids frais. Intervalle de confiance à 95 p. 100.

(8 individus) était de 376 ± 130 , c'est-à-dire légèrement supérieur à ceux observés *in situ* ou obtenus expérimentalement chez la majorité des Crustacés (Zesenko, 1965 ; Pouvreau et Amiard, 1974) (Tableaux II et III).

Nous avons pu observer que les Crabes éliminaient 78,9 p. 100 de leur radioactivité totale avec leur mue (sur la base de l'unité de poids, la mue représentait 91,3 p. 100 de la radioactivité). L'importance des mues de Crustacés dans l'élimination des radionucléides a été montrée pour de nombreuses espèces (Wiser et Nelson, 1964 ; Fowler et coll., 1969 et 1971 ; Van Weers, 1975).

CONCLUSIONS

Quelle que soit la méthode employée pour mesurer quantitativement l'accumulation de l'argent par les organismes marins (mesures *in situ* ou *in vitro*, argent stable ou radioactif), les résultats obtenus échappent aux classifications généralement utilisées pour d'autres radionucléides en fonction de l'échelle systématique ou du niveau trophique. Les Mollusques sont généralement les plus contaminés mais la Scrobiculaire et la Moule constituent des exceptions à cette règle. Elles ne peuvent s'expliquer en fonction du régime alimentaire, des brouteurs (Patelle, Ormeau), des carnivores (Calmar) et des filtreurs (Coque, Huître) présentant des capacités d'accumulation très élevées tandis que deux espèces aussi proches, quant au comportement alimentaire, que l'Huître et la Moule ont des facteurs de concentrations en argent très différentes.

La prédominance des formes particulières au début de l'expérience est probablement à l'origine d'une contamination importante des organismes par adsorption. Le rôle du rapport volume/surface dans ce mode de contamination est vraisemblablement à l'origine des différences de concentrations observées chez les Diatomées en fonction de leur taille. L'exosquelette de *Carcinus maenas* constitue un « piège à contaminant » (80 p. 100 de l'argent 110 m présent dans l'organisme) comme cela a été montré pour cette structure chez de nombreux Crustacés et pour divers radionucléides et métaux (Wiser et Nelson, 1964 ; Martin, 1972 ; Fowler et coll., 1973 ; Benayoun et coll., 1974 ; Fowler et Benayoun, 1974 ; Fowler, 1977 ; Van Weers, 1975, etc.).

Nous avons pu constater au cours de nos expériences que les organismes influencent grandement l'évolution des formes physico-chimiques de l'argent 110 m. Cette évolution est sensiblement la même pour les diverses espèces.

Au début de l'expérience, l'eau renferme 95 p. 100 de formes particulières qui disparaissent plus ou moins complètement au cours de la contamination. Les formes cationiques disparaissent ensuite et à la fin de l'expérience, le milieu liquide renferme presque exclusivement des formes anioniques solubles ou colloïdales fines (72 à 88 p. 100). Il est vraisemblable que les diverses formes

physico-chimiques sont accumulées par les organismes avec des cinétiques différentes, l'argent 110 m particulière étant rapidement adsorbé. L'évolution de ces formes peut être aussi liée au rôle du métabolisme des organismes. Ceux-ci sont susceptibles de modifier la forme de l'argent 110 m au cours des processus d'assimilation et d'excrétion. Ce phénomène doit être cependant assez faible lorsque la contamination des organismes se fait essentiellement par adsorption.

Les facteurs de concentration des organismes marins dépendent beaucoup des formes physico-chimiques des radionucléides. Or ces formes évoluent souvent *in situ* et au laboratoire de façon différente quel que soit le protocole expérimental retenu (milieu statique ou milieu renouvelé périodiquement). Il s'ensuit souvent des distorsions entre les valeurs obtenues dans le milieu naturel et expérimentalement. L'avantage de nos expériences est d'avoir fixé de nombreux paramètres et d'avoir suivi l'évolution de ces formes physico-chimiques. De plus, nos valeurs de facteurs de concentration sont souvent en parfait accord avec celles obtenues *in situ* pour l'argent stable ou radioactif. Nous pouvons donc accorder un certain crédit à ces résultats. Les facteurs de concentration établis dans des conditions expérimentales identiques nous permettent une bonne comparaison interspécifique de l'accumulation de l'argent 110 m.

Nous remercions vivement MM. Gruet, Maestrini et Puel qui nous ont fourni le matériel biologique utilisé dans cette étude.

Summary

Concentration of silver 110m in a marine food chain.

I. Concentration through water.

Concentration factors for silver 110m were determined experimentally for four marine species of a natural food chain. The evolution of the physico-chemical forms of silver 110m was studied. At equilibrium, uptake of silver 110m by the diatomae *Navicula incerta* and *N. biskanteri* was high, with concentration factors (FC) of 13130 and 50750 respectively. The concentration factor was much lower for the mollusk *Scrobicularia plana* (205) and the crustacea *Carcinus maenas* (376). Using data from the literature comparisons were made between stable silver levels in these zoological groups and concentration factors obtained by field or experimental investigations.

INDEX BIBLIOGRAPHIQUE

- AMIARD, J.-C., 1976 a. — Les variations de la phototaxie des larves de Crustacés sous l'action de divers polluants métalliques : mise au point d'un test de toxicité subléthale. *Mar. Biol.*, 34 (3), pp. 239-245.
- AMIARD, J.-C., 1976 b. — Etude expérimentale de la toxicité aiguë de sels de cobalt, d'antimoine, de strontium et d'argent chez quelques Crustacés et leurs larves et chez quelques Téléostéens. *Rev. Intern. Océanogr. Méd.*, 43, pp. 79-95.
- AMIARD, J.-C., 1978. — Contribution à l'étude de l'accumulation et de la toxicité de quelques polluants stables et radioactifs chez des organismes marins : l'antimoine, l'argent, le cobalt et le strontium chez des Mollusques, des Crustacés et des Téléostéens. Thèse d'Etat, Université P. et M. Curie, Paris, 150 pp. Rapport CEA-R-4928.

- AMIARD-TRIQUET, C., AMIARD, J.-C., 1976. — La pollution radioactive du milieu aquatique et ses conséquences écologiques. *Bull. Ecologie*, 7 (1), pp. 3-32.
- BEASLEY, T.M., HIELD, E.E., 1971. — Silver 108m in biota and sediments at Bikini and Eniwetok atolls. *Nature*, London, 230, pp. 450-451.
- BENAYOUN, G., FOWLER, S.W., OREGIONI, B., 1974. — Flux of cadmium through Euphausiids. *Mar. Biol.*, 27, pp. 205-212.
- BLACK, W.A., MITCHELL, R.L., 1952. — Trace element in the common brown algae and sea water. *J. mar. biol. Ass. U.K.*, 30, pp. 575-584.
- BLEGVAD, H., 1914. — Food and conditions of nourishment among the communities of Invertebrate animals found on or in the sea bottom in Danish waters, *Rep. Danish Biol. Stat.*, 22, pp. 41-77.
- BOWEN, H.J.M., 1966. — *Trace elements in Biochemistry*. Acad. Press. New York.
- BROOKS, R.R., RUMSBY, M.G., 1965. — The biochemistry of trace element uptake by some New-Zealand bivalves. *Limnol. Oceanogr.*, 10, pp. 521-527.
- CHIPMAN, W.A., 1966. — Food chains in the sea. In *Radioactivity and Human Diet*. Russell R.S., ed., Pergamon Press, New York, pp. 421-453.
- CLARKE, G.L., 1947. — Poisoning and recovery in barnacles and mussels. *Biol. Bull.*, 92 (1), pp. 73-91.
- DUTTON, J.W.R., 1969. — Gamma-spectrometric analysis of environmental materials. Technical report FRL-4.
- FOLSOM, T.R., YOUNG, D.R., 1965. — Silver-110m and cobalt-60 in oceanic and coastal organisms. *Nature*, London, 206, pp. 803-806.
- FOWLER, S.W., 1977. — Trace elements in zooplankton particulate products. *Nature*, 269, pp. 51-53.
- FOWLER, S.W., BENAYOUN, G., 1974. — Experimental studies on cadmium flux through marine biota. Comparative studies of food and environmental contamination, 27-31 Aug. 1973, Otaniemi. IAEA, Vienna, pp. 159-178.
- FOWLER, S.W., HEYRAUD, M., SMALL, L.F., BENAYOUN, G., 1973. — Flux of ¹⁴¹Ce through a Euphausiid Crustacean. *Mar. Biol.*, 21, pp. 317-325.
- FOWLER, S.W., OREGIONI, B., LA ROSA, J., RENFRO, W.C., 1974. — Trace element concentrations in mussels of the Ligurian sea. IAEA, Vienna, Technical reports series n° 163, pp. 119-125.
- FOWLER, S.W., SMALL, L.F., DEAN, J.M., 1969. — Metabolism of zinc-65 in Euphausiids. *2nd Nat. Symp. Radioecology*, 15-17 May 1967, Ann Arbor, Mich. Nelson D.J. and Evans F.C., eds., USAEC, pp. 399-411.
- FOWLER, S.W., SMALL, L.F., DEAN, J.M., 1971. — Experimental studies on elimination of zinc-65, cesium-137 and cerium-144 by Euphausiids. *Mar. Biol.*, 8 (3), pp. 224-231.
- FURAI, R., HUYNH-NGOG, L., 1971. — Variations of Silver in the sea water around Monaco. *J. Oceanogr. Soc. Jap.*, 27 (3), pp. 91-101.
- FURAI, R., MURRAY, C.N., 1974. — Environmental behaviour of Radiocobalt and Radiosilver released from nuclear power stations into aquatic systems. Environmental behaviour of radionuclides released in the nuclear industry, 14-18 May 1973, Aix-en-Provence. IAEA, Vienna, pp. 217-242.
- GOLDBERG, E.D., 1965. — Minors elements in sea water. In : *Chemical Oceanography*, Riley J.P. and Skirrows G., ed., Acad. Press, New York, pp. 163-196.
- GREIG, R.A., 1975. — Comparison of atomic absorption and neutron activation analyses for the determination of silver, chromium, and zinc in various marine organisms. *Anal. Chem.*, 47 (9), pp. 1682-1684.
- NGREIG, R.A., NELSON, B.A., NELSON, D.A., 1975. — Trace metal content in the American oyster. *Mar. Pollut. Bull.*, 6 (5), pp. 72-73.
- GUEGUENIAT, P., 1971. — Etude sur la physico-chimie du ruthénium dans l'eau de mer. Rapport CEA-R-3284, 45 pp.
- MGUELORGET, O., ICHEL, P., 1974. — Premières données quantitatives sur le peuplement benthique de l'étang du Prévost, importance des Vénéridés. *Bull. Union Océanogr. France*, 6 (2), p. 15.
- ISACKSON, J.S., SEYMOUR, A.H., 1968. — Radiometric and elemental analyses on marine organisms from Amchitka, Alaska. *BMI-171-113*, 27 pp.
- LEGRAND, J., PEROLAT, J.P., LAGOUTINE, F., LE GALLIC, Y., 1975. — *Table des radionuclides*. C.E.A., Laboratoire de Métrologie des Rayonnements Ionisants, ed., Saclay.
- MARCHAND, M., 1974. — Considérations sur les formes physico-chimiques du cobalt, manganèse, zinc, chrome et fer dans une eau de mer enrichie ou non de matière organique. *J. Cons. int. Explor. Mer*, 35 (2), pp. 130-142.

- MARTIN, J.L.M., 1972. — Etude de l'absorption, de la concentration et du métabolisme du strontium 85 chez le Crustacé Décapode *Carcinus maenas*. *Mar. Biol.*, 12 (2), pp. 154-158.
- POLIAKARPOV, G.G., 1966. — *Radioecology of aquatic organisms*. North-Holland Publishing Cpy, Amsterdam, 314 pp.
- POUVREAU, B., AMIARD, J.C., 1974. — Etude expérimentale de l'accumulation de l'argent 110 m chez divers organismes marins. Rapport CEA-R-4571, 21 pp.
- PRESTON, A., DUTTON, J.W.R., HARVEY, B.R., 1968. — Detection, estimation and radiological significances of Silver-110m in oysters in the Irish sea and the Blackwater estuary. *Nature*, 218 (5142), pp. 689-690.
- PRESTON, A., JEFFERIES, D.F., DUTTON, J.W.R., HARVEY, B., STEELES, A.K., 1972. — British Isles coastal waters: the concentration of selected heavy metals in sea water, suspended matter and biological indicators. A pilot survey. *Environ. Pollut.*, 3, pp. 69-82.
- ROBERT, J.M., 1971. — Etude d'un faciès à Scrobiculaires et aspects divers de la biologie de ce Mollusque. Rapport D.E.A., Université de Nantes.
- ROBERTSON, D.E., 1967. — Trace element in marine organisms. BNWL-481 (Pt 2), pp. 56-59.
- ROBERTSON, D.E., 1971. — Influence of the physico-chemical forms of radionuclides and stable trace elements in sea water in relation to uptake by the marine biosphere. 2nd Colloque OCDE-ENEA, 20-24 Sept. 1971, Hambourg, pp. 21-84.
- SCHEIDHAUER, J., AUSSET, R., PLANET, J., COULON, R., 1974. — Programme de surveillance de l'environnement marin du Centre de La Hague. Population dose evaluation and standards for man and his environment, 20-24 May 1974, Porto-Roz. IAEA, Vienna, pp. 347-366.
- SCHUBERT, J., 1948. — The use of ion exchangers for determination of physical properties of substances, particularly radiotracers in solution. *J. Phys. Colloid. Chem.*, 52, pp. 340-350.
- SHULTZ, D.F., TUREKIAN, K.K., 1965 a. — The investigation of the geographical and vertical distribution of several trace elements in sea water using neutron activation analysis. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 29, pp. 259-313.
- SCHULTZ, D.F., TUREKIAN, K.K., 1965 b. — The distribution of Cobalt, Nickel and Silver in ocean water profiles around Pacifique Antarctica. *J. Geophys. Res.*, 70, pp. 5519-5528.
- SOYER, J., 1964. — Contribution à l'étude des effets biologiques du mercure et de l'argent dans l'eau de mer. *Vie Milieu*, 14, pp. 1-36.
- VAN WEERS, A.W., 1975. — Uptake of cobalt 60 from sea water and from labelled food by the common shrimp *Crangon crangon* (L.). *Impacts of nuclear releases into the aquatic environment*, 30 June — 4 July 1975, Otaniemi. IAEA, Vienna, pp. 349-361.
- VINOGRADOV, A.P., 1953. — *The elementary chemical composition of marine organisms*. Sears Foundation for Marine Research, New-Haven, memoir 2, 647 pp.
- VOGT, J.R., HONES, J.E., EWING, R.A., 1968. — Radionuclide and stable element analyses of environmental samples from Amchitka Island, Alaska. BMI-171-110, 50 pp.
- WISER, C.W., NELSON, D.J., 1964. — Uptake and elimination of cobalt-60 by crayfish. *The American Midland Naturalist*, 72 (1), pp. 181-202.
- ZESENKO, A. Ya., 1965. — The distribution of radionuclides within marine animals. *Voprosy Gidrobiologii (Problems of Hydrobiology)*, Moscow, Nauka, pp. 174-175.