Étude comparée de la fixation
et de la désorption du zinc 65
par un mollusque marin
(*Mytilus galloprovincialis* LmK)
et un mollusque dulcicole (*Unio requieni* Michaud)

L. FOULQUIER (*), J.-P. BAUDIN (**)

(Manuscrit reçu le 30 octobre 1975)

RÉSUMÉ

Deux espèces de mollusques bivalves, l'une marine (*Mytilus galloprovincialis* LmK), l'autre dulcicole (*Unio requieni* Michaud) sont contaminées par du zinc 65. Pour chaque espèce, les auteurs ont étudié la dynamique de la contamination et la distribution du radiozinc dans les animaux.

Pour *Unio requieni* le facteur de concentration est d'environ 500 après 50 jours. Il n'est que de 30 pour *Mytilus galloprovincialis* au 31^e jour de contamination. Le radioélément fixé est retrouvé essentiellement dans les organes internes : 82,5 p. cent pour *Unio requieni* et 68,1 p. cent pour *Mytilus galloprovincialis*.

Les auteurs étudient ensuite la désorption du zinc 65. Ce phénomène est beaucoup plus lent et progressif que la contamination. Deux périodes biologiques du zinc 65 sont déterminées pour chacune des espèces. La période courte est voisine dans les deux cas (5 jours), la période longue a une durée légèrement plus grande chez *Mytilus galloprovincialis* (130 jours) que chez *Unio requieni* (80 jours).

(*) Commissariat à l'Énergie atomique, Département de Protection, Service d'Études et de Recherches sur l'environnement, Section de Radioécologie, C.E.N. Cadarache, B. P. n° 1, 13115 Saint-Paul-lès-Durance.

(**) Attaché de Recherche au C.N.R.S.

La distribution du zinc 65 restant dans l'organisme est un peu différente de celle observée en fin de contamination. Par rapport à l'activité totale de l'animal, on retrouve une proportion plus élevée de radioélément dans les organes internes : 96 p. cent pour *Unio requieni* et 72,6 p. cent pour *Mytilus galloprovincialis*.

ABSTRACT

The kinetics of zinc 65 contamination and distribution was studied in two species of mollusks: a salt water (*Mytilus galloprovincialis* LmK) and a fresh-water (*Unio requieni* Michaud) species.

After 50 days the concentration factor was approximately 500 for *Unio requieni*, but only 30 for *Mytilus galloprovincialis* on the 31st day of contamination. Radionuclide retention was essentially localized in the internal organs: 82.5 p. cent for *Unio requieni*, and 68.1 p. cent for *Mytilus galloprovincialis*.

Zinc 65 desorption was also examined. It was a much slower and gradual process than contamination. Two biological half-lives for zinc 65 were determined for each species. The shorter half-life was similar in both cases (5 days), while the second was somewhat longer for *Mytilus galloprovincialis* (130 days) than for *Unio requieni* (80 days).

The distribution of zinc 65 remaining in the organism was slightly different from that observed at the end of the contamination period. With respect to the total activity in the animal the radionuclide concentration in the internal organs was higher: 96 p. cent for *Unio requieni* and 72.6 p. cent for *Mytilus galloprovincialis*.

I. INTRODUCTION

Le zinc 65 qui provient de certains effluents des centrales nucléaires [1] et des explosions atomiques [2] peut se rencontrer assez fréquemment *in situ*. Décelé dans divers milieux [3-5], il donne lieu à de nombreuses études radio-écologiques, *in situ* ou expérimentales, sur les différents composants des biotopes [6-9]. D'autre part le zinc 65 peut servir de traceur dans des études écologiques fondamentales concernant le cycle du zinc stable [10-12] qui est un oligoélément indispensable au déroulement des processus biologiques [13-15]

Nous présentons ici quelques résultats d'expériences poursuivies avec le zinc 65 sur deux espèces de mollusques bivalves. L'une *Unio requieni* Michaud d'eau douce, l'autre *Mytilus galloprovincialis* LmK, marine mais récoltée en eau saumâtre. Il faut souligner que les mollusques bivalves constituent d'excellents indicateurs biologiques de contamination à cause de leurs faibles déplacements et de leur capacité de fixation due à leurs caractéristiques biologiques et physiologiques [16-21].

Les contaminations expérimentales sont réalisées avec du chlorure de zinc 65 en solution acide (HCl N/10) sans entraîneur. Les mesures de l'activité de l'eau, des organes et des animaux vivants sont faites sur un sélecteur d'amplitude monocanal.

II. RÉSULTATS

II.1. ÉTUDE DE LA FIXATION ET DE LA DÉSORPTION DU ZINC 65 PAR *Unio requieni* MICHAUD

II.1.1. Étude dynamique

a) Contamination

Cinq *Unios* sont placés dans un bac contenant 30 l d'eau et dont le fond est recouvert d'une couche de gravier. La contamination de l'eau s'est effectuée par trois apports successifs d'une solution de zinc 65.

— A chacun des apports de radiozinc correspond une activité élevée de l'eau. Celle-ci baisse ensuite très rapidement pour atteindre un faible niveau (*fig. 1*). Après la troisième contamination, l'activité de l'eau reste plus élevée qu'après les deux premières. Le fait qu'une forte activité ait été introduite ne suffit pas à expliquer ce phénomène. On peut penser qu'il y a aussi une saturation progressive du sédiment.

— Il apparaît une corrélation nette entre l'activité de l'eau et celle des *Unios*. Après chaque apport de zinc 65, leur activité spécifique augmente fortement avant de décroître lorsque l'eau a perdu la majeure partie de son activité (*fig. 1*). Signalons que DUKE et coll. [11] ont observé le même phénomène lors d'une expérience *in situ*.

De cette expérience nous retiendrons les faits suivants :

— Tout d'abord on observe une « réponse » très rapide des *Unios* à l'introduction du zinc 65 dans le milieu. Ce phénomène est assez général chez ce groupe de mollusques [22-23]. Il peut s'expliquer par l'activité intense de filtration propre à ces animaux [24].

— On remarque un décalage entre la décroissance de l'activité de l'eau, qui est très rapide, et de celle des animaux qui n'intervient que plusieurs jours après.

— Nous n'avons pas pu observer un état d'équilibre pendant la première moitié de l'expérience; ceci s'explique par les apports successifs de zinc 65. En fin d'expérience, 30 jours après la troisième contamination, l'activité des *Unios*, et celle de l'eau, évoluent toujours. Ceci montre que l'instauration d'un état d'équilibre, s'il doit avoir lieu, n'interviendra qu'après un temps très long.

b) Décontamination

Cette expérience s'est déroulée en deux parties (*fig. 2*). Tout d'abord les *Unios* contaminés sont placés pendant 28 jours dans un bac dont l'eau est renouvelée tous les 3 jours. Puis, ils sont introduits dans un aquarium en circuit ouvert où le renouvellement de l'eau est permanent.

La décontamination apparaît comme un phénomène beaucoup plus lent et moins intense que la contamination [25]. Pendant la première partie de l'expérience, la décontamination est régulière. On peut déterminer alors une période biologique ($T_1 b_2$) de l'ordre de 74 jours. Dans la deuxième partie de

FIG. 1. — Dynamique de la fixation du zinc 65 par *Unio requieni* Michaud après trois contaminations successives de l'eau (Comptage des animaux vivants).

l'expérience, l'élimination du zinc 65 est plus rapide, plus importante et se déroule en deux phases. Dans un premier temps on assiste à une élimination rapide à laquelle correspond une période biologique courte ($T_2 b_1$) d'environ 5 jours. Le processus se ralentit ensuite pour devenir semblable à celui observé pendant la première partie de l'expérience. On peut alors déterminer une deuxième période biologique ($T_2 b_2$) de l'ordre de 80 jours.

II.1.2. Étude quantitative

II.1.2.1. Contamination

Au cours de cette expérience, deux *Unios* sont prélevés et disséqués à différents intervalles de temps afin de suivre l'évolution de l'activité des divers organes. Dans un bac contenant 70 l d'eau et 15 kg de vase, on a placé 42

FIG. 2. — Dynamique de la décontamination d'*Unio requieni* Michaud et détermination de la période biologique du zinc 65 (Comptage des animaux vivants).

Unios. La contamination de l'eau ($4 \mu\text{Ci/l}$) est effectuée par l'apport unique d'une solution de zinc 65. Si on examine la répartition du radioélément en fin d'expérience (fig. 3 A), il apparaît que le sédiment en a fixé la majeure partie (96 p. cent).

a) Résultats généraux

Nous retrouvons ici la décroissance rapide de l'activité de l'eau qui atteint un niveau très bas en fin d'expérience. Au bout de 5 jours, l'activité spécifique des *Unios* est déjà très élevée et n'augmentera que très peu ensuite.

FIG. 3. — Répartition du zinc 65 dans l'aquarium après 49 jours de contamination. Poids des organes des *Unios* en fonction du poids moyen total de l'animal.

Le facteur de concentration croît rapidement pour atteindre des valeurs élevées, de l'ordre de 1 000, après 49 jours d'expérience (fig. 4), sans qu'on soit parvenu à l'équilibre.

b) *Activité au niveau des organes*

L'évolution de la fixation du zinc 65 est semblable pour la coquille, les liquides et les tissus mous. Les activités spécifiques atteignent rapidement des valeurs élevées (tableau I). On note des écarts individuels importants; cependant, il apparaît nettement que la teneur en zinc, pendant toute la durée de l'expérience, est dix fois plus élevée pour les tissus mous que pour la coquille et les liquides internes [5]. D'autre part les activités spécifiques des divers organes sont très différentes. Par ordre décroissant d'activité, on trouve les

FIG. 4. — Évolution de l'activité spécifique des *Unios* et du facteur de concentration après un apport unique de zinc 65 dans l'eau (étude par dissection).

palpes et les branchies, le manteau, les viscères et les muscles. Ainsi les organes qui interviennent dans la filtration de l'eau ont des teneurs en zinc 65 particulièrement élevées [22, 26, 27].

Dans le domaine de la protection sanitaire, le facteur de concentration est une donnée très importante. Elle exprime la capacité de fixation d'un

radionucléide par un organe ou un organisme. Comme pour l'activité spécifique, on peut noter que les tissus mous concentrent beaucoup plus fortement

TABLEAU I

ÉVOLUTION DE LA TENEUR EN ZINC 65 DES ORGANES DES *Unios*
EN FONCTION DU TEMPS

TEMPS (jours)	ACTIVITÉS SPÉCIFIQUES (Dés/min/g frais)							
	Palpes	Masse viscérale	Masse Musculaire	Branchies	Manteau	Coquille	Liquides	Parties molles
1	47 290	19 620	18 340	45 920	20 328	1 870	2 260	23 990
	2 880	1 210	1 710	8 550	2 280	670	300	2 570
5	34 310	30 260	12 690	57 610	26 560	2 780	1 560	28 500
	587 230	49 530	32 880	91 510	45 980	2 010	3 230	54 000
7	28 700	5 600	4 140	54 980	7 373	880	930	11 190
	47 880	8 360	4 830	44 700	10 140	660	430	14 120
14	90 750	40 820	34 160	84 930	54 450	3 430	2 050	51 850
	29 630	20 820	24 110	59 620	37 900	6 330	920	32 950
21	168 780	53 890	58 650	146 150	74 660	1 240	4 280	72 390
	—	34 550	35 220	66 110	39 430	1 150	1 740	36 670
28	28 040	35 020	10 200	58 430	38 080	2 110	360	34 230
	11 520	18 660	8 160	34 300	25 730	2 490	280	21 020
49	40 690	29 345	57 370	23 320	40 130	2 070	1 020	31 330
	243 500	64 920	198 830	46 110	103 030	3 380	2 860	75 040
	7 117 000	23 240	21 880	17 100	163 300	1 880	1 590	27 300
	126 460	12 510	21 860	15 000	27 880	3 590	730	17 510
	146 000	28 270	31 320	34 940	55 000	5 560	1 690	36 440
	27 260	16 980	9 610	28 430	21 000	2 750	980	18 370

le radiozinc que la coquille et les liquides (tableau II). Les valeurs sont très élevées, en particulier pour les palpes, les branchies et le manteau, mais restent toujours inférieures à celles trouvées lors d'études *in situ* [28].

c) *Distribution du zinc 65*

La distribution du zinc 65 dans les *Unios* varie peu dans le temps. La seule évolution notable est une diminution pour les liquides internes et une augmentation pour les organes. A la fin de l'expérience, la majeure partie du radio-

TABLEAU II

ÉVOLUTION DU FACTEUR DE CONCENTRATION DU ZINC 65 DES ORGANES DES *Unios*
EN FONCTION DU TEMPS

TEMPS (jours)	FACTEURS DE CONCENTRATION DU ZINC 65							
	Palpes	Masse viscérale	Masse Musculaire	Branchies	Manteau	Coquille	Liquides	Parties molles
1	26	11	10	25	34	1	1,3	13,4
	1,6	0,6	1	5	1,3	0,4	1,7	1,4
5	73	64	27	123	56	6	3,3	60,6
	1 249	105	70	195	98	4,3	6,9	114,8
7	82	16	12	157	21	2,5	2,6	32
	137	24	14	128	29	1,9	1,2	40,5
14	504	226	190	472	302	19	11,4	288
	164	115	52	331	211	35	5,1	183
21	1 298	414	451	1 124	574	9,5	33	556
	—	265	271	508	303	9	13	305
28	701	875	255	1 461	951	53	9	856
	288	466	204	858	643	62	7,1	526
49	2 034	1 467	2 864	1 166	2 006	104	51	1 566
	12 175	3 245	9 941	2 306	5 151	169	143	3 752
	—	1 162	1 094	855	8 165	94	80	1 365
	6 323	625	1 092	750	1 394	180	36	875
	7 300	1 413	1 566	1 747	2 790	278	84	1 821
	1 363	849	481	1 421	1 050	137	49	919

élément (82,5 p. cent) est fixée au niveau des tissus mous qui, pourtant, ne représentent que 23,2 p. cent du poids de l'animal (*fig. 3 B et 5 A a*). Ainsi se trouve confirmée l'importance de l'activité physiologique et méta-

bolique dans la fixation du zinc 65 par rapport au phénomène passif de l'adsorption sur la coquille [5, 26].

Si on ne considère que l'activité totale des tissus mous, il est intéressant d'observer comment le zinc 65 se distribue entre les différents organes (fig. 3 C

FIG. 5. — Distribution du zinc 65 dans les organes des *Unios* après 49 jours de contamination et 91 jours de décontamination.

et 5 A b). La proportion de radiozinc trouvée dans les viscères et le manteau correspond à l'importance pondérale de ces organes. Le pourcentage est plus faible pour la masse musculaire et, par contre, plus élevé pour les branchies ce qui souligne l'importance physiologique de cet organe.

II.1.2.2. Décontamination

Après avoir séjourné dans l'eau contaminée, les 24 *Unios* restants sont introduits dans un bac dont l'eau est renouvelée en permanence. Tous les 7 jours, deux *Unios* sont prélevés et disséqués.

FIG. 6. — Dynamique de la décontamination de la coquille des *Unios* et détermination de sa période biologique.

a) Animal total, liquides, tissus mous, coquille

Pour l'animal total, on observe une très légère décontamination, phénomène difficile à déceler pour les parties molles [29]. Pour les liquides, on note une légère diminution de l'activité spécifique au début de l'expérience. Par contre, la décontamination apparaît beaucoup plus nettement pour la coquille dont l'activité spécifique décroît très sensiblement. Cette décontamination se déroule en deux phases de durée très inégale (fig. 6). Deux périodes biologiques apparaissent donc; l'une très courte de 3 à 4 jours, l'autre plus longue de 55 jours environ.

L'étude de la distribution du zinc 65 (tableau III) apporte également de précieux renseignements. Dès le premier prélèvement, la répartition du radio-nucléide apparaît différente de celle observée en fin de contamination et

TABLEAU III

ÉVOLUTION DE LA DISTRIBUTION DU ZINC 65 DANS LES ORGANES DES *Unios*
PENDANT LA DÉCONTAMINATION

TEMPS (jours)	POURCENTAGE DE ZINC 65 CONTENU DANS LES ORGANES EN FONCTION DE L'ACTIVITÉ TOTALE DE L'ANIMAL						
	Masse Viscérale	Masse Musculaire	Branchies	Manteau	Coquille	Liquides	Parties molles
14	39,9	13,8	18,6	21,8	4,6	0,6	94,7
	36,5	11	25,7	23,8	3,5	1,6	98,3
21	32,6	13,8	17,3	30,2	1,7	1,8	96,4
	28,9	17,1	16,9	27,4	2,9	3,2	93,9
28	26,2	11,2	20	36,1	3	1,5	95,4
	24	8,4	7,6	46,3	3,6	7,6	88,6
35	31,9	13	18,5	28	1,5	4,1	94,3
	36	15,1	9,5	31,2	1,8	3,8	94,3
42	25,7	18,6	24,6	23	1	4,9	94
	32,4	13,5	12	33,9	3,1	2,8	94
49	32,2	12,1	20,4	25,6	4,6	2,7	92,6
	41,4	11,1	16	23,1	1,1	3,9	95,3
56	27,4	14,8	19,9	31,6	3,2	1,2	95,5
	35,9	13,3	19,2	26,6	1,3	1,8	96,8
63	40,9	11,3	22,8	18	1	3,4	95,5
	5	9,8	8,9	9,2	57,4	9,6	32,9
70	39,9	14,3	15,2	26,8	1	1	97,9
	33	10,7	23,6	25,8	1,4	3,6	94,9
77	39,1	12,6	21	22,3	1,1	2,1	96,7
	15,8	16,8	21,6	40,9	0,6	2,2	97,1
84	36,6	11	13,6	29,9	4,7	2	93,2
	8	2,9	5,8	5	71,6	5,1	23,2
91	45,1	10,9	21,6	15,2	0,9	3,3	95,3
	40,3	11,6	25,9	17,3	2,4	1,1	96,3

n'évolue plus par la suite. La plus grande partie du zinc 65 restant se trouve dans les tissus mous alors que la coquille n'en contient plus qu'une très faible partie (fig. 5 B a). Cet ensemble de résultats permet de penser que le zinc 65 perdu par les *Unios* provient presque exclusivement de la coquille.

FIG. 7. — Évolution de l'activité spécifique des moules (*Mytilus galloprovincialis*) et du facteur de concentration après un apport unique de zinc 65 dans l'eau.

b) Les organes

Si on considère les principaux organes, il est difficile là aussi, compte tenu des écarts individuels, d'observer nettement une décontamination, ce qui est conforme au fait que les tissus mous, dans leur ensemble, se sont peu décontaminés. L'étude de la répartition du zinc 65 (tableau III) montre, par contre, qu'il y a une évolution surtout dans les premiers jours de la décontamination. Parallèlement à la perte légère de radiozinc, on peut penser qu'il y a aussi une redistribution du radionucléide restant entre les organes (fig. 5 B b), notamment entre le manteau et les viscères.

II.2. ÉTUDE DE LA FIXATION ET DE LA DESORPTION DU ZINC 65 PAR *Mytilus galloprovincialis* LmK

Les spécimens utilisés dans nos expériences proviennent d'un étang saumâtre, l'étang de Citis (Bouches-du-Rhône). Bien que les « comptages » s'effectuent en cours d'expérience sur les animaux vivants, l'utilisation d'étalons nous a permis d'en connaître l'activité exacte. En fin d'expérience, les moules sont sacrifiées afin d'étudier l'activité au niveau de la coquille, des organes et des liquides.

FIG. 8. — Distribution du zinc 65 dans les organes des moules (*Mytilus galloprovincialis*) après 31 jours de contamination et 84 jours de décontamination.

II.2.1. Contamination

Six moules sont maintenues pendant 31 jours dans 1 l d'eau contaminée par l'apport unique d'une solution de zinc 65. L'activité totale initiale de l'eau est de 0,6 μ Ci.

a) Dynamique de la contamination

Malgré l'absence de sédiment, on observe une décroissance rapide de l'activité de l'eau. Ce phénomène s'explique ici par la faible quantité de zinc 65

et d'eau par rapport à la biomasse des moules. En effet, dans d'autres conditions on a observé qu'une plus grande quantité de radionucléide demeurait dans l'eau [30]. En fin d'expérience, la quasi-totalité du radiozinc est retrouvée dans les animaux.

TABLEAU IV

ACTIVITÉ SPÉCIFIQUE DE LA COQUILLE, DES LIQUIDES, DES ORGANES
ET DE L'ANIMAL TOTAL
APRÈS 31 JOURS DE CONTAMINATION PAR LE ZINC 65

MOULES	ACTIVITÉS SPÉCIFIQUES (Dés/min/g frais)						
	A	B	C	D	E	F	Moyenne
Coquille	8 160	3 965	8 650	6 865	9 440	3 600	6 780
Organes	20 660	19 495	17 510	15 425	22 160	27 260	20 420
Liquides	790	1 340	830	410	785	725	810
Animal total	10 290	6 270	8 400	7 095	7 835	5 750	7 600

Parallèlement à la baisse de l'activité de l'eau, on observe une rapide contamination des moules (*fig. 7*). L'activité spécifique est très vite élevée et le maximum est atteint dès le 5^e jour. Par la suite, les moules perdent lente-

TABLEAU V

FACTEURS DE CONCENTRATION DU ZINC 65 DE L'ANIMAL TOTAL,
DE LA COQUILLE, DES ORGANES ET DES LIQUIDES
APRÈS 31 JOURS DE CONTAMINATION

MOULES	FACTEURS DE CONCENTRATION DE ^{65}Zn						
	A	B	C	D	E	F	Moyenne
Coquilles	34	16	36	28	39	15	28
Organe	86	81	73	64	92	113	85
Liquides	3	5	3	2	3	3	3
Animal total	43	26	35	29	32	24	31

ment une partie du radionucléide fixé quand l'activité de l'eau devient très faible. Le facteur de concentration rend compte de cette évolution et souligne le fait qu'à la fin de l'expérience il n'y a pas instauration d'un état d'équilibre.

TABLEAU VI

RÉPARTITION DU ZINC 65 DANS LA COQUILLE, LES ORGANES ET LES LIQUIDES
APRÈS 31 JOURS DE CONTAMINATION

MOULES	POURCENTAGE DE ZINC 65 CONTENU DANS LES DIFFÉRENTES PARTIES EN FONCTION DE L'ACTIVITÉ TOTALE DE L'ANIMAL						
	A	B	C	D	E	F	Moyenne
Coquilles	22,7	24	29,4	25,4	37,1	24,2	27,1
Organes	74,6	67	66,6	72,2	57,9	70,1	68,1
Liquides	2,6	8,9	3,9	2,3	4,8	5,6	4,7

Sa valeur n'est pas très élevée (≈ 40) et reste nettement inférieure à celles trouvées dans la nature pour diverses espèces de bivalves marins [31-33].

TABLEAU VII

ACTIVITÉ SPÉCIFIQUE DE LA COQUILLE, DES ORGANES, DES LIQUIDES
ET DE L'ANIMAL TOTAL
APRÈS 84 JOURS DE DÉCONTAMINATION

MOULES	ACTIVITÉS SPÉCIFIQUES (Dès/min/g frais)						
	A	B	C	D	E	F	Moyenne
Coquille	3 120	3 470	3 305	2 460	2 850	3 315	3 090
Organes	24 940	6 280	20 770	33 295	16 350	22 760	20 730
Liquides internes	610	230	390	640	630	510	500
Moule totale	5 790	2 340	8 110	9 520	4 130	6 200	6 010

b) Contamination de la coquille, des liquides et des organes

En fin de contamination, on observe (tableau IV) que l'activité spécifique des liquides est très faible. Les organes ont, par contre, une teneur élevée en zinc 65 et qui est très supérieure à celle de la coquille [25, 31, 34]. Ces différences

FIG. 9. — Dynamique de la décontamination des moules (*Mytilus galloprovincialis*). Étude par comptage des animaux vivants.

sont soulignées par l'évaluation des facteurs de concentration (tableau V) qui montrent que les organes ont une grande affinité pour le zinc ⁶⁵.

Il faut souligner que les facteurs de concentration du zinc ⁶⁵, pour l'animal total ou pour ses différentes parties, sont toujours beaucoup plus faibles que ceux observés pour le zinc stable* [6, 35, 36].

TABLEAU VIII
RÉPARTITION DU ZINC ⁶⁵ DANS LA COQUILLE, LES ORGANES
ET LES LIQUIDES DES MYTILUS
APRÈS 84 JOURS DE DÉCONTAMINATION

MOULES	POURCENTAGE DE ⁶⁵ Zn CONTENU DANS LES DIFFÉRENTES PARTIES EN FONCTION DE L'ACTIVITÉ TOTALE DE L'ANIMAL						
	A	B	C	D	E	F	Moyenne
Coquilles	19,8	45,8	17,9	9,5	28,6	18,7	23,4
Organes	75,7	49,3	80,1	88	65	77,7	72,6
Liquides internes	4,4	4,9	2	2,5	6,4	3,6	3,9

(* Pour les moules de l'étang de Citis nous avons trouvé des facteurs de concentrations en zinc stable de l'ordre de 1 000 pour la coquille et 2 800 pour les tissus mous.

L'étude de la répartition du radionucléide (tableau VI et fig. 8 A et 8 B) montre que celui-ci se retrouve principalement (68,1 p. cent) dans les organes qui, pourtant, ne représentent que 23,4 p. cent du poids d'une moule. Ce résultat est très important du point de vue de la protection sanitaire, ces moules étant

FIG. 10. — Détermination de la période biologique de *Mytilus galloprovincialis* LmK.

consommées. Pour les huîtres, SKAUEN [37] donne une répartition différente, la coquille retenant une proportion plus grande de zinc 65. Ce résultat suggère que la forme de la coquille joue un rôle important puisque l'adsorption est alors responsable de la fixation du radiozinc [5].

II.2.2. Décontamination

Des moules, ayant séjourné pendant 28 jours dans une eau contaminée par du zinc 65, sont placées dans de l'eau inactive fréquemment renouvelée.

a) *Dynamique de la décontamination de l'animal total*

Comme pour la contamination, la décontamination s'effectue en deux phases. Pendant les quinze premiers jours la perte de zinc 65 est assez nette et rapide, puis le processus se ralentit fortement (fig. 9). Ce fait est mis en évidence par la détermination de deux périodes biologiques : l'une très courte d'environ 5 jours, l'autre beaucoup plus longue de l'ordre de 130 jours (fig. 10). Il faut souligner que ce ne sont pas des valeurs absolues car il semble que les périodes biologiques dépendent, entre autres facteurs, du temps de séjour des moules dans l'eau contaminée [30, 38].

Après 84 jours, les moules n'ont perdu qu'environ 50 p. cent du zinc 65 qu'elles avaient fixé en 28 jours. Ces résultats montrent bien la lenteur de la désorption par rapport à la fixation et suggère que le zinc 65 doit être, en partie du moins, métabolisé [26].

b) *Décontamination de la coquille, des liquides et des organes*

A la fin de la décontamination, l'activité spécifique des organes est sept fois supérieure à celle de la coquille, alors que le rapport n'était que de trois en fin de contamination. Bien qu'il s'agisse d'individus différents et que les écarts soient parfois importants, il apparaît que la coquille a perdu plus de zinc 65 que les organes (tableau VII). L'étude de la répartition du radiozinc (tableau VIII) confirme ces résultats. En effet, on retrouve proportionnellement plus de zinc 65 dans les organes et moins dans la coquille qu'après la contamination; la différence est d'environ 4 p. cent. Pour les liquides l'évolution est peu marquée, comme l'indiquent l'activité spécifique et la proportion de radionucléide retenue.

III. CONCLUSIONS

Malgré des conditions expérimentales un peu différentes, il est possible d'établir certaines comparaisons entre les deux espèces de mollusques étudiées. Si la fixation du zinc 65 s'effectue selon une dynamique semblable, les taux de contamination sont très différents. En effet, au 30^e jour d'expérience, le facteur de concentration du radiozinc est d'environ 200 pour *Unio requieni* alors qu'il n'est que de 30 pour *Mytilus galloprovincialis*. On note également des différences sensibles dans la distribution du radionucléide fixé. Alors que les organes internes représentent, pour les deux espèces, environ 25 p. cent du poids total de l'animal, ils contiennent 82,5 p. cent du zinc 65 retenu chez *Unio requieni* et 68 p. cent chez *Mytilus galloprovincialis*. Par contre, on observe le phénomène inverse pour la coquille : celle de *Mytilus galloprovincialis* fixant plus de radiozinc que celle d'*Unio requieni*.

On peut faire sensiblement les mêmes observations pour la désorption du zinc 65 dont la dynamique est la même pour les deux espèces. La décontamination d'*Unio requieni* est cependant un peu supérieure à celle de *Mytilus galloprovincialis*. On retrouve, dans les deux cas, deux périodes biologiques du zinc 65. La période courte est la même (5 jours), la durée de la période

longue est un peu plus élevée chez *Mytilus galloprovincialis* (130 jours) que chez *Unio requieni* (80 jours). A propos des périodes biologiques, il faut noter que leur nombre (une ou deux) et leur durée sont différents selon les auteurs. Ceci pour les mollusques bivalves, en général, mais aussi pour la même espèce ou des espèces très voisines [17, 30, 39-41]. On peut penser que cette diversité tient aux conditions expérimentales ou naturelles dans lesquelles sont effectuées les études sur la décontamination.

— Le zinc 65 perdu par *Mytilus galloprovincialis*, en décontamination, provient à peu près également de la coquille et des organes internes [39]. Pour *Unio requieni*, c'est surtout la coquille qui se décontamine. Ceci apparaît nettement lorsqu'on étudie la distribution du zinc 65 restant à la fin de la décontamination. Alors que pour *Mytilus galloprovincialis* il a y un « déplacement » de zinc 65 d'environ 4 p. cent de la coquille vers les organes internes, il est de 13 à 14 p. cent chez *Unio requieni*.

Toutes les données obtenues montrent que les bivalves étudiés ont une grande affinité pour le zinc 65. Alors que la fixation de ce radionucléide est rapide et intense, la désorption est un phénomène lent et progressif.

BIBLIOGRAPHIE

- [1] FOSTER R. F., HONSTEAD J. F. Accumulation of zinc 65 from prolonged consumption of Columbia River fish. *Health Phys.*, 1967, **13**, 39-43.
- [2] HIYAMA Y., ICHIKAWA R., YASUDA F. Studies on the process of contamination of fish by the fission products. In *Research in the effects and influences of the Nuclear Bomb Test Explosion II*, Japan Society for the Promotion of Science, Tokyo, 1956, 1119-1133.
- [3] TEMPLETON W. L., PRESTON A. Transport and distribution of radioactive effluents in coastal and estuarine waters of the United Kingdom. In *Disposal of radioactive wastes into seas, oceans and surface waters*, Vienna, May 1966, AIEA, Vienne, 1966, 267-289.
- [4] CUSHING C. E., WATSON D. G. Accumulation and transport of radionuclides by Columbia River biota. In *Disposal of radioactive wastes*, Vienna, May 1966, AIEA, Vienne, 1966, 551-570.
- [5] GONG J. K., SHIPMAN W. H., WEISS H. V., COHN S. H. Uptake of fission products and neutron induced radionuclides by the clam. *Proc. Soc. Exp. Biol. Med.*, 1957, **95**, 451-454.
- [6] SEYMOUR H. A., LEWIS G. B. Radionuclides of Colombia River origin in marine organisms sediments and water collected from the coastal and offshore waters of Washington and Oregon 1961-1963. US. AEC report UWFL-86, 1964, 73 p.
- [7] DAVIS J. J., PERKINS R. W., PALMER R. F. Radioactive materials in aquatic and terrestrial organisms exposed to reactor effluent water. *Conf. Peaceful uses of atomic energy*, 1958, **2**, p. 11
- [8] CUSHING C. E., ROSE F. L. Cycling of zinc 65 by Columbia River periphyton in a closed lotic microcosm. *Limnol. Oceanogr.*, 1970, **15**, 762-767.
- [9] BAPTIST J. P., LEWIS C. W. Transfer of ^{65}Zn and ^{51}Cr through an estuarine food chain. *2nd National Symposium of Radioecology*, Ann Arbor, Mich., May, 1967, USAEC-CONF 670503, 420-430.
- [10] BACHMANN R. W. An experimental study of zinc cycle. Ph. D. Thesis, University of Michigan, 1961, 79 p.

- [11] DUKE T. W., WILLIS J. N., PRICE T. J. Cycling of trace elements in the estuarine environment. I. : Movement and distribution of zinc 65 and stable zinc in experimental pond. *Chesapeake Sc.*, 1966, 7, 1-10.
- [12] CROSS F. A., WILLIS J. N., BAPTIST J. P. Distribution of radioactive and stable zinc in an experimental marine ecosystem. *J. Fish. Res. Bd. Canada*, 1971, 28, 1783-1788.
- [13] VALLEE B. L. Biochemistry, physiology and pathology of zinc. *Physiol. Rev.*, 1959, 39, 443-490.
- [14] ZIRINO A., HEALY M. L. Inorganic zinc complexes in seawater. *Limnol. Oceanogr.*, 1970, 15, 956-958.
- [15] WOLFE D. A. Zinc enzymes in *Crassostrea virginica*. *J. Fish. Res. Bd. Canada*, 1970, 27, 59-69.
- [16] POMEROY L. R., ODUM E. P., JOHANNES R. E., ROFFMAN B. Flux of ^{32}P and ^{65}Zn in a salt marsh ecosystem. In *Disposal of radioactive wastes into seas, oceans and surface water*, Vienna, May 1966, AIEA, Vienne, 1966, 177-186.
- [17] FOULQUIER L. Méthodologie pour la recherche d'un indicateur biologique en Radio-écologie. Exemple : le césium 137 et un mollusque d'eau douce, *Anodonta Cygnea* L. Rapport CEA-R-4373, 1972, 275 p.
- [18] RAVERA O., MERLINI M. A research program for the study of radioactivity in molluscs as a possible index to the contamination of a lake. Rapport italien CNI-58, 1960.
- [19] WOLFE D. A. Fallout cesium 137 in clams (*Rangia cuneata*) from the Neuse river estuary, North Carolina. *Limnol. Oceanogr.*, 1971, 16, 787-805.
- [20] TELITCHENKO M. M., TIMOFEEVA L. A. La moule *Anodonta complata* comme indicateur de la contamination des eaux par les radioisotopes du cérium, du ruthénium et du césium. *Biol. Nauki.*, 1969, 6, 58-61.
- [21] GONG J. R., SHIPMAN W. A. Uptake of fission products and neutron induced radionuclides by the clams. *Naval Radiol. Defense Lab.*, San-Francisco, USRNDL-Tr-119, 1956, 19 p.
- [22] FOULQUIER L., BOVARD P., GRAUBY A. Résultats expérimentaux sur la fixation du zinc 65 par *Anodonta cygnea* (L). 4^e Congrès des Malacologues européens, 7-11 septembre, Genève, 1971. *Malacologia*, 1973, 14, 107-124.
- [23] BOROUGH H., CHIPMAN W. A., RICE T. R. Laboratory experiments on the uptake, accumulation and loss of radionuclides by marine organisms. In *The Effects of atomic radiation on oceanography and fisheries*. Nat. Research Council, Washington D. C., Publ. 551, 1957, 80-87.
- [24] SCHELSKE C. L. Ecological implications of fallout radioactivity accumulated by molluscs. *American Association for the Advancement of science*, 13th Annual Meeting, Montreal, 1964, 21 p.
- [25] RUDER BOSKOVIC INSTITUTE. Uptake and loss of ^{65}Zn in mussels in the presence of E.D.T.A. Annual Report on Research-Contract n° 201/R1/RB, Institute Ruder Boskovic, Laboratory of Marine Radiobiology, Rovinj and Zagreb, Yougoslavie, juillet 1964-juin 1965, 66-77.
- [26] PAULEY G. B., NAKATANI R. E. Metabolism of the radioisotope zinc 65 in the freshwater mussel *Anodonta californiensis*. *J. Fish. Res. Bd. Canada*, 1968, 25, 2691-2694.
- [27] GIRARDI F., MERLINI M. Studies on the distribution of trace elements in a mollusk from a freshwater environment by activation analysis. *Symp. on radioactivation analysis and its application to the biological science*, Saclay, 26-28 septembre 1963, Presses Universitaires de France, Paris, 1964, 23-46.
- [28] HARVEY R. S. Uptake and loss of radionuclides by the freshwater clam *Lampsilis radiata* (Gmel). *Health Phys.*, 1969, 17, 149-154.

- [29] PRESTON A. The concentration of ^{65}Zn in the flesh of oysters related to the discharge of cooling pond effluent from the C.E.G.B. Nuclear Power Station at Bladwell-on-Sea. In *Radioecological Concentration Processes*, Stockholm, 25-29 avril, 1966 (Aberg, B, Hungate, F.P., Eds) Pergamon press, Oxford, 1967, 995-1004.
- [30] BAUDIN J.-P. Étude expérimentale de la fixation et de l'élimination du zinc 65 par *Mytilus galloprovincialis* (Lmk). *C. R. Acad. Sc. Paris*, 1973, 277, série D, 113-116.
- [31] POLIKARPOV G. G. Concentration of radionuclides of the second group of elements in the periodic system. In *Radioecology of aquatic organisms*, North-Holland Publishing Company, Amsterdam, 1966, 81-109.
- [32] ICHIKAWA R. On the concentration factor of some important radionuclides in the marine food organisms. *Bull. Jap. Soc. Sci. Fisheries*, 1961, 27, 66-74.
- [33] ROMERIL M. G. The uptake and distribution of ^{65}Zn in oysters. *Marine Biol.*, 1971, 9, 347-354.
- [34] HIMAYA Y., SHIMIZU M. On the concentration factors of radioactive Cs, Sr, Cd, Zn and Ce in marine organisms. *Rec. Oceanogr. Works, Japan*, 1964, 7, 43-77.
- [35] MAUCLINE J. A review of the biological significance of certain neutron induced radioisotopes in the marine environment. UKEA, Risley Report PG-248 W, 1961, 17 p.
- [36] CHIPMAN W. A., RICE T. R., PRICE T. J. Uptake and accumulation of radioactive zinc by marine plankton, fish and shell-fish. *Fishery Bull. Fish. Wildl. Serv. U. S.*, 1958, 135, (58), 278-292.
- [37] SKAUVEN D. M. Radioactive zinc in marine organisms in Fishers island Sound and its estuaries. TID-13509, 1961, 32 p.
- [38] KECKES S., OZRETIC B., KRAJNOVIC M. Loss of ^{65}Zn in the mussel *Mytilus galloprovincialis*, *Malacologia*, 1968, 7, 1-6.
- [39] YOUNG D. R., FOLSTOM T. R. Loss of zinc 65 from the California sea-mussel *Mytilus californianus*, *Biol. Bull.*, 1967, 133, 438-447.
- [40] WOLFE D. A. Levels of stable Zn and ^{65}Zn in *Crassostrea virginica* from North Carolina. *J. Fish. Res. Bd. Canada*, 1970, 27, 47-57.
- [41] SEYMOUR A. H. Accumulation and loss of zinc 65 by oysters in a natural environment. In *Disposal of radioactive wastes into seas, oceans and surface waters*, Vienna, May 1966, AIEA, Vienna, 1966, 605-620.