INTRODUCTION
A L'ÉTUDE DE LA FIXATION DU ^{137}Cs
CHEZ *ANGUILLA ANGUILLA* L.

par B. REYNIER, L. FOULQUIER, A. GRAUBY

SOMMAIRE

Introduction, données bibliographiques	101
1. Conditions expérimentales	104
1.1. Techniques de contamination et de comptage	104
1.2. Composition chimique de l'eau et des organismes ..	105
1.3. Les types d'expériences	106
2. Résultats	108
2.1. Comportement du radiocésium dans l'aquarium d'eau douce	108
2.1.1. Comportement du radiocésium dans l'eau : Bilans	108
2.1.2. Accumulation du radiocésium par les anguilles.	110
2.2. Comportement du radiocésium dans les aquariums d'eaux saumâtres	117
2.2.1. Comportement du radiocésium dans l'eau	117
2.2.2. Accumulation du radiocésium par les anguilles.	121
Conclusions	125

INTRODUCTION, DONNÉES BIBLIOGRAPHIQUES

Introduction.

Le radiocésium, produit de fission à vie longue, occupe une place importante dans les déchets issus du fonctionnement normal des centrales nucléaires ou dans les retombées résultant des explosions atomiques [EISENBUD 1963]. Le césium-137, isotope radioactif du césium-133, appartient comme le potassium, au premier groupe de la classification périodique des éléments. Sa période radioactive est de 30 ans; et son métabolisme est voisin de celui du potassium [FUJITA 1966, DAVIS 1961]. La présence de césium-137 à de très faibles doses dans les effluents rejetés en rivière, justifie l'étude

des modalités de radiocontamination de la chaîne alimentaire jusqu'à l'homme.

Nous présentons nos résultats relatifs à la radiocontamination de l'anguille par le césium-137.

La présente étude a été réalisée dans les laboratoires de la Section de Radioécologie du Département de Protection Sanitaire du CEA, à Cadarache dont le souci principal est l'étude des capacités et des mécanismes de fixation des radioéléments par les divers compartiments du milieu.

Nous exposerons dans le chapitre I, les modalités de la contamination des aquariums expérimentaux, les techniques de préparation et de comptage des échantillons radioactifs, et les analyses chimiques de l'eau et des organismes.

Les résultats de nos expériences, mentionnés dans le chapitre II illustrent la cinétique d'accumulation du césium-137 chez l'anguille en eau douce et en eau saumâtre.

— Dans l'étude de la contamination en eau douce, nous avons suivi l'évolution de l'activité de l'eau et des anguilles et déterminé, à l'équilibre, le facteur de concentration du ^{137}Cs . Nous avons insisté sur les mécanismes de migration du radioélément dans les organes et son stockage dans le tissu musculaire.

— La contamination en milieu saumâtre permet de mettre en évidence l'influence de la salinité de l'eau sur la distribution du radionucléide entre les divers constituants du milieu. Nous avons essayé d'établir une relation entre la salinité de l'eau et le facteur de concentration du ^{137}Cs chez la petite anguille, en reliant les mécanismes de l'osmorégulation à ceux de la contamination.

Données bibliographiques.

Études in situ

Le niveau d'accumulation du césium-137 par les poissons a été étudié in situ, dans les lacs et les rivières par de nombreux radioécologistes. Aux Etats-Unis DAVIS [1961], KRUMHOLZ [1957] ont montré la rapidité de la migration du césium-137 dans un écosystème aquatique, et les très hautes valeurs du facteur de concentration, en particulier chez les algues, les bactéries et les organismes primitifs. D'après GUSTAFSON [1966], la concentration du ^{137}Cs chez les poissons dulcicoles est plus forte que chez les poissons marins, à cause de la faible teneur des eaux douces en ions K^+ . La nature de la nourriture consommée conditionne le taux d'accumulation des radioisotopes. Dans le Red Lake (Minnesota), les brochets, carnassiers stricts, sont deux fois plus contaminés que les perches, dont le régime alimentaire est plus varié.

HASANEN, KOLEHMAINEN, MIETTINEN [1966] ont trouvé une corrélation négative entre la conductivité électrique des lacs finlandais et le niveau d'accumulation du ^{137}Cs chez les poissons. POLIKARPOV et coll. [1966] ont mis en valeur le rôle des courants océaniques et des migrations planctoniques dans la contamination des poissons marins.

Études au laboratoire

La dynamique du radiocésium chez les poissons d'eau douce a fait l'objet de nombreux travaux (étude de la sorption et la désorption : périodes biologiques). [POLIKARPOV, 1966 — HASANEN, KOLEHMAINEN, MIETTINEN, 1966]. L'accumulation du radioélément est de nature physiologique et régie par les facteurs biotiques et abiotiques. Une interprétation du cheminement du ^{137}Cs chez la carpe a été donnée par KEVERN et GRIFFITH [1965]. Ces auteurs ont insisté sur le rôle des viscères et du milieu intérieur, vecteurs du radioisotope et sur celui du tissu musculaire comme lieu de stockage.

Des expériences de contamination d'*Ameiurus nebulosus* L. par de la nourriture marquée au ^{137}Cs [BAUDIN 1968], ont montré chez ce poisson une migration très rapide du radioisotope depuis le tube digestif vers les muscles, la peau et le squelette.

Chez les bivalves d'eau douce (*Margaritana margaritifera*, *Unio requieni* et *Anodonta cygnea*), la masse musculaire représente aussi un lieu de stockage du césium. [FOULQUIER, 1967, 1968, 1969].

1. — CONDITIONS EXPÉRIMENTALES

Nous avons employé dans nos expériences, de petites anguilles jaunes, de sexe indifférencié [GANDOLFI-HORNYOLD, 1929, 1931, 1932, 1937, TESCH, 1928], mesurant 30 à 35 cm, pesant de 50 à 80 grammes. Ces poissons étaient dans leur 3^e année de vie dans les eaux continentales.

1.1. — TECHNIQUES DE CONTAMINATION ET DE COMPTAGE

La solution contaminante utilisée dans les expériences est composée de 11 $\mu\text{g/g}$ de $\text{CO}_3^{--}(\text{Cs}^+)_2$ en HNO_3 ($N = 0,1$) à 2,6 $\mu\text{Ci/cc} \pm 3\%$ de césium-137. A partir de cette solution, on se ramène, par dilutions aqueuses à une activité de 2 $\mu\text{Ci/ml}$. On déverse à la surface des aquariums expérimentaux 30 à 45 ml de cette solution, ce qui représente une radioactivité de 60 à 90 μCi . Chaque aquarium contient 30 litres d'eau et 20 anguilles.

Par la suite, on mesure l'évolution de l'activité de l'eau et des organismes. en fonction du temps.

- Les échantillons d'eau (10 échantillons de 1 ml chacun) sont placés dans des capsules en aluminium, puis évaporés.
- Les poissons sont sacrifiés et les organes prélevés. On isole les viscères, le foie, le cœur, la rate, la fraction comestible (muscles), le squelette, la peau et le sang. Les organes sont placés dans des capsules en aluminium, puis séchés à l'étuve, à 120° C pendant 30 heures.

L'activité des capsules contenant les échantillons d'eau et de poisson est comptée à l'aide d'un compteur à scintillation.

Le scintillateur est un cristal de NaI (activé au thallium) de 1"3/4 2" relié à un sélecteur d'amplitude monocanal. La sonde est du type $\text{SC}_3\text{N}_4\text{O}$. La radioactivité de chaque échantillon mesurée pendant 5 minutes est exprimée en des/mn/gr de matière sèche. C'est ce que l'on appelle l'activité spécifique.

1. 1 $\mu\text{Ci} = 10^{-6} \text{Ci}$. Le curie est la radioactivité d'une quantité de nucléide radioactif dans laquelle il se produit $3,7 \cdot 10^{10}$ désintégrations par seconde ou $222 \cdot 10^{10}$ des.mn⁻¹. 1 $\mu\text{Ci} = 222 \cdot 10^4$ des.mn⁻¹.

1.2. — COMPOSITION CHIMIQUE DE L'EAU ET DES ORGANISMES

L'eau employée dans nos expériences, a été prélevée en Camargue, en même temps que les poissons, et maintenue dans les aquariums expérimentaux à la température de $15^\circ \text{C} \pm 1$. Dans le tableau I est indiquée la teneur en certains éléments des différentes eaux utilisées.

TABLEAU I. — Composition chimique des eaux utilisées.

Nature de l'eau	Teneur en sels mg/l	Cl-	Na+	K+	Ca++	Mg++
Eau douce		30	5	2	55	5
Eau saumâtre à 10 % d'eau de mer		1 925	1 060	40	88	132
Eau saumâtre à 30 % d'eau de mer		5 715	3 172	116	158	385

La composition chimique de 100 grammes de muscles d'anguilles se répartit comme suit (tableau II).

TABLEAU II. — Composition chimique de 100 grammes de muscles d'anguilles.

Éléments	S	P	Cl	Na	K	Mg	Ca	Zn, Fe, I
Teneur en mg/100 gr	0,14	0,17	0,03	0,04	0,22	0,02	0,02	traces

La teneur en eau des tissus et le poids relatif des organes sont mentionnés dans le tableau III.

TABLEAU III. — Poids relatifs et teneur en eau des organes de l'anguille.
(Moyennes établies sur 30 poissons disséqués.)

	Poids-organe Poids-poisson . 100		Poids sec-organe Poids frais-organe
Tissu musculaire (comestible)	77	%	0,37
Peau	13	%	0,33
Squelette	4,0	%	0,57
Tube digestif	2,30	%	0,30
Foie	1,55	%	0,27
Branchies	1,40	%	0,24
Reins	0,85	%	0,22
Cœur	0,20	%	0,20
Rate	0,15	%	0,22

Le sédiment garnissant le fond de l'aquarium est du gravier dont les grains ont de 10 à 15 mm de diamètre. Il fixe une grande partie de la radioactivité introduite, par des phénomènes d'adsorption de surface². La « biomasse » représentée par les anguilles constitue en poids 2,5 % de la totalité du milieu :

— 20 poissons de 50 gr chacun :	1 kg
— 30 litres d'eau :	30 kg
— 10 kg de gravier :	10 kg
	<hr/>
	40 kg

1.3. — LES TYPES D'EXPERIENCES

TABEAU IV. — Les différents types de radiocontaminations expérimentales par le ^{137}Cs , et leur but.

2. Le phénomène est ici uniquement pelliculaire; alors que dans les sédiments meubles (argiles et vases), les ions sont retenus jusqu'à une profondeur de quelques centimètres [WLODEK, 1966 — REYNOLDS et GLOYNA 1961].

Le tableau IV expose les différents types d'expériences. Nous avons schématisé les aquariums et indiqué la quantité de radio-césium introduite ainsi que la salinité de l'eau.

Nous avons étudié la contamination de l'anguille dans des milieux de salinité différente car, par sa biologie de migrateur, ce poisson est susceptible de passer de l'eau douce à l'eau de mer et réciproquement. Les modifications chimiques du milieu (teneur en sels) peuvent entraîner, dans la nature, des variations du taux d'accumulation des radioéléments par les poissons.

2. — RÉSULTATS

2.1. — COMPORTEMENT DU RADIOCÉSIIUM DANS L'AQUARIUM D'EAU DOUCE

2.1.1. Comportement du radiocésium dans l'eau — Bilans.

Nous avons déversé, en une seule fois, 60 μCi de ^{137}Cs dans les 30 litres d'eau de l'aquarium, ce qui représente une quantité de radioisotope inférieure au microgramme, c'est-à-dire considérée comme impondérable. Nous rappelons que les anguilles séjournaient depuis un mois dans l'aquarium.

Une heure après la contamination, il ne reste dans l'eau que 53 % de la radioactivité introduite et 1 jour après, 17,3 % seulement (fig. 1 - TABLEAU V).

Vers le 30^e jour, cette décontamination de l'eau se ralentit et un état d'équilibre s'établit; il ne subsiste dans l'eau que 1 % de la radioactivité introduite. L'activité spécifique de l'eau est de 30 des.mn⁻¹/ml, alors qu'elle était de 4 440 des.mn⁻¹/ml à l'instant de la contamination. Le ^{137}Cs s'est fixé sur le gravier par un mécanisme d'adsorption. De plus, la microflore qui se développe sur le gravier pendant la durée de nos expériences contribue à la fixation du radioélément.

TABLEAU V. — Evolution de l'activité de l'eau après contamination.

Temps après la contamination	Activité spécifique de l'eau des.mn ⁻¹ /ml	% ^{137}Cs restant dans l'eau
0 heure	4 440	100 %
1 h	2 360	53,1 %
18 h	820	18,5 %
1 jour	770	17,3 %
4 j	700	15,7 %
6 j	520	11,7 %
9 j	360	8,1 %
10 j	320	7,2 %
13 j	300	6,8 %
16 j	150	3,4 %
30 j	50	1,1 %
45 j	30	0,7 %
60 à	30	0,7 %
170 jours	30	0,7 %

A l'équilibre vers le 40^e jour, quand la migration du ^{137}Cs a cessé, l'activité de l'eau demeure constante et très faible; il ne reste que 1 % de l'activité totale introduite; alors que le sédiment et les poissons retiennent 99 % et 0,6 % du ^{137}Cs déversé (fig. 2).

FIG. 1. — Comportement du Radiocesium dans l'eau douce. Evolution de l'activité de l'eau.

FIG. 2. — Localisation de la radioactivité (60 μCi) dans l'aquarium, à l'équilibre.

2.1.2. Accumulation du radiocésium par les anguilles.

Les poissons fixent rapidement le ^{137}Cs durant les 20 premiers jours de contamination, leur activité spécifique augmentant très vite, puis elle se stabilise, fluctuant de part et d'autre d'une valeur moyenne : 1 500 des.mn⁻¹/gr.sec (TABLEAU VI).

2.1.2.1. NOTION DU FACTEUR DE CONCENTRATION ET D'ÉQUILIBRE.

Le niveau d'accumulation d'un radioélément par les êtres aquatiques s'exprime par le *Facteur de concentration* (FC) qui est le rapport entre la radioactivité d'un gramme de poisson et celle d'un millilitre d'eau, à l'équilibre.

Fig. 3. — Evolution du Facteur de concentration du ^{137}Cs chez les anguilles (état d'équilibre, plateau d'accumulation).

$$\text{FC} = \frac{\text{Activité spécifique de l'eau}}{\text{Activité spécifique du poisson}} = \frac{\text{des. mn}^{-1}/\text{gr.sec}}{\text{des. mn}^{-1}/\text{ml}}$$

Le FC est un nombre dépourvu d'unité.

— Chez les poissons l'absorption du radioélément a d'abord lieu rapidement [POLIKARPOV 1966]. Dans notre expérience le FC passe de 2 à 40 cm en 40 jours de contamination (fig. 3, TABLEAU VI). Pendant cette phase rapide, le phénomène de l'absorption est prépondérant sur le phénomène de l'excrétion du radioélément. Cet échange est qualifié d'asymétrique. L'évolution du facteur de concentration (FC) en fonction du temps (T) de contamination, nous dit POLIKARPOV, peut s'exprimer par diverses relations, en particulier

$$\log \text{FC} = f(\log T) \quad (\text{fig. 3, construite en échelle } \log \times \log)$$

A partir du 45° au 50° jour de contamination; dans notre expérience le FC est sensiblement constant.

FC # 50

On atteint le stade du plateau d'accumulation, partie de la courbe parallèle à l'axe des x.

A ce stade, l'accumulation du radioélément se ralentit, et le poisson est en équilibre avec l'eau ambiante. « L'accumulation de l'élément et sa perte s'opèrent simultanément et d'égales façons; un échange du type symétrique est réalisé entre l'hydrobionte et l'environnement aquatique » [POLIKARPOV 1966 e].

La valeur moyenne du FC du ^{137}Cs chez l'anguille est de 50, du 45° jour jusqu'à la fin de l'expérience (170° jour).

TIMOFEYEVA-RESOVSKAYA [1963] a trouvé pour le ^{137}Cs un FC de 55 chez la carpe.

TABLEAU VI. — Evolution de la concentration du ^{137}Cs chez l'anguille, en fonction du temps de contamination.

*	Temps (jours)	
**	Activité spécifique des poissons	: des .mn ⁻¹ /gr.sec.
***	Activité spécifique de l'eau	: des .mn ⁻¹ /ml.
****	Facteur de concentration du poisson.	

* 0,j	1 j	3 j	6 j	9 j	10 j	13 j	16 j	30 j	45 j	60 j	74 j	80 j	90 j	110 j	120 j	140 j	170 j
** /	334	780	1000	1050	1650	1200	1500	1300	1600	1200	1400	1100	1500	1500	1200	2000	1500
*** 4440	770	700	520	360	320	300	150	50	30	30	30	30	30	30	30	30	30
**** /	0,4	1,1	1,9	3,0	5,2	4,0	10,0	26,0	53,3	40,0	46,6	36,6	50,0	50,0	40,0	66,6	50,0

Le facteur de concentration du ^{137}Cs chez les organismes dulci-
coles est susceptible, dans la nature, de subir d'importantes varia-
tions. Ainsi POLIKARPOV [1966 e] conclut-il dans son étude : « Le
facteur de concentration d'un radioélément dans un organisme dul-
cicole, devra être examiné comme un cas particulier ».

2.1.2.2. TRANSPORT ACTIF DU ^{137}Cs DANS LES ORGANES, LIEUX DE STOCKAGE.

Fig. 4. — Migration du ^{137}Cs dans les organes de l'anguille en fonction du temps de contamination.

La contamination du poisson à partir de l'eau peut s'effectuer par 3 voies principales : téguments, tube digestif, branchies.

Les travaux de BLACK [1957] ont écarté l'hypothèse d'un passage rapide du césium à travers la peau de l'anguille. Le radioélément ne serait pas absorbé, non plus, au niveau des branchies [SEXTON

et MEYER]. Le césium, au niveau buccal serait absorbé par un tissu spécialisé appelé tissu oral [BLACK 1957]. Il peut y avoir aussi, une entrée directe du césium-137 dans le tube digestif par l'eau de boisson.

KEVERN et GRIFFITH [1965], ILYIN et MOSKALEV [1957] ont ensuite montré chez le poisson dulcicole que le ^{137}Cs , après passage dans les viscères, est déposé dans les muscles, par l'intermédiaire du sang et de la lymphe [POLIKARPOV, 1966 e — KOLEHMAINEN, 1966 — BOROUGHS, 1957 — KEVERN et GRIFFITH, 1964, 1965].

FIG. 5. — Migration du ^{137}Cs dans les organes de l'anguille, en fonction du temps de contamination.

— *Activité des viscères et de la masse musculaire.*

Les tableaux VII a et VII b et les figures 4, 5, 6, mettent en relief le comportement au métabolisme du ^{137}Cs dans les viscères et les petits organes d'une part, et d'autre part, dans la masse musculaire et le squelette.

TABLEAU VII a. — Activité spécifique des organes, transit du ^{137}Cs .

Organes et tissus	Activité spécifique du maxima (8° au 13° j) des . mn ⁻¹ /gr. sec	Activité spécifique du minima (18° au 25° j) des . mn ⁻¹ /gr. sec	Baisse de l'activité spécifique (en %)
Rate	50 000	5 000	90 %
Reins	10 000	2 600	74 %
Cœur	15 000	1 500	90 %
Tube digestif	7 000	1 400	80 %
Branchies	9 500	1 200	87 %
Foie	7 000	1 000	85 %
Peau	1 500	700	54 %
Sang	1 000	420	58 %

TABLEAU VII b. — Activité spécifique des tissus, stockage du ^{137}Cs .

Masse musculaire	1 500	} L'activité reste constante à partir du 30° jour Lieux de stockage du ^{137}Cs
Squelette	220	

Le tube digestif, le foie, la peau, la rate, le cœur, les branchies et les reins présentent un pic d'activité et se décontaminent partiellement (fig. 4 et 5). Le radiocésium ne fait qu'y transiter. L'activité perdue par les organes, principalement les viscères, est véhiculée par le sang et la lymphe et déposée dans les tissus de stockage : masse musculaire et squelette (fig. 6). On comparera les figures 5 et 6. La masse musculaire (fraction comestible) et le

FIG. 6. — Accumulation du ^{137}Cs dans les tissus de l'anguille (muscles et squelette) en fonction du temps de contamination.

squelette accumulent le ^{137}Cs sans phénomène de décontamination. L'activité spécifique moyenne de la masse musculaire est de 1 500 des.mn⁻¹/gr.sec et celle du squelette 220 des.mn⁻¹/gr.sec.

— *Rôle du tissu sanguin.*

Dans une autre expérience qui a duré 44 h 30, nous avons suivi dans le détail, l'évolution de l'activité du sang de l'anguille, ainsi que celle des reins et des viscères. Aux alentours de la 20^e heure d'immersion dans la solution à 2,5 μCi de ^{137}Cs par litre, le sang, le tube digestif et les reins des anguilles présentent un pic d'activité (TABLEAU VIII, fig. 7). L'activité spécifique du sang est la plus faible, et celle des reins la plus élevée. Ceci semble vérifier l'hypothèse de BLACK [1957] selon laquelle le césium serait réabsorbé à partir du sang au niveau du tubule proximal.

TABLEAU VIII. — Evolution de l'activité spécifique de quelques organes de l'anguille immergée dans une solution de 2,5 $\mu\text{Ci/l}$ de radio-Cs.

** Temps d'immersion en heures.

* ^{137}Cs dans l'eau de l'aquarium et les organes (des .mn⁻¹/ml ou gr. sec.)

* \ **	Tissus et organes de l'anguille			
	Eau de l'aquarium	Sang	Tube digestif	Reins
0 h 10	4 420	—	60	800
1 h 20	4 420	700	1 440	1 230
5 h 00	4 420	1 760	4 250	10 080
6 h 00	4 420	2 510	1 370	4 030
16 h 00	4 420	4 700	6 500	17 600
19 h 00	4 420	20 380	14 860	38 560
20 h 50	4 420	16 310	20 800	58 830
24 h 00	4 420	4 780	20 810	41 850
43 h 00	4 420	3 200	4 350	10 440
44 h 30	4 420	2 480	22 700	22 730

Cette réabsorption entraînerait une forte contamination des reins (activité spécifique maximale 58 830 des.mn⁻¹/gr.sec), alors que le sang est beaucoup moins actif (activité spécifique maximale : 20 380 des.mn⁻¹/gr.sec).

— *Localisation de la radioactivité dans les tissus et les organes.*

A l'issue de la longue expérience de contamination dans la solution à 2 μCi de ^{137}Cs par litre d'eau, nous avons disséqué, le 100^e jour, 5 anguilles et déterminé la localisation du radiocésium

FIG. 7. — Evolution de la radioactivité du sang, du tube digestif et des reins de l'anguille immergée dans une solution de 25 μ Ci de 137 Cesium par litre d'eau. Les activités des tissus et organes sont exprimées en des $\text{mn}^{-1}/\text{gr. sec.}$ ou activités spécifiques. Chaque mesure représente la moyenne calculée sur 3 poissons disséqués (30 poissons ont été en tout sacrifiés).

FIG. 8. — Localisation de la radioactivité dans les organes et tissus de l'anguille, le 100^e jour de contamination (exprimée en % par rapport à la radioactivité totale du poisson).

dans les organes et les tissus (*fig. 8*). La quantité fixée par chaque organe est exprimée en % par rapport à la radioactivité totale du poisson, à l'équilibre. Ces pourcentages sont indépendants de l'activité spécifique des poissons.

$$\frac{\% \text{ du } ^{137}\text{Cs} \text{ dans l'organe}}{\% \text{ du } ^{137}\text{Cs} \text{ dans le poisson}} = \frac{\text{ACTIVITÉ TOTALE DE L'ORGANE}}{\text{ACTIVITÉ TOTALE DU POISSON}} = \frac{\text{des.mn}^{-1}/\text{gr.sec}}{\text{des.mn}^{-1}/\text{gr.sec}}$$

Les muscles et la peau représentent respectivement 72 % et 3,5 % de la radioactivité totale, les branchies, les reins et le foie respectivement 2,1 % et 2,6 % (*fig. 8*).

2.2. — COMPORTEMENT DU RADIOCÉSIIUM DANS LES AQUARIUMS D'EAUX SAUMATRES

Dans les eaux salées, le radiocésium ne se comporte pas vis-à-vis du sédiment comme dans l'eau douce, et sa dynamique est affectée par la composition chimique du milieu.

2.2.1. — Comportement du radiocésium dans l'eau : bilans.

Données bibliographiques.

La rétention du ^{137}Cs par les sédiments des eaux douces est beaucoup plus forte que la rétention par les sédiments des milieux salés [REYNOLDS et GLOYNA, 1961 — GUSTAFSON, 1966]. Dans les eaux salées, la migration de l'ion Cs^+ de l'eau vers le sédiment est ralentie par la haute teneur en ions monovalents Na^+ et K^+ , antagonistes du Cs^+ et dont l'action inhibitrice s'exerce comme suit [REYNOLDS et GLOYNA, 1961] :

$$\text{K}^+ > \text{Na}^+ > \text{Ca}^{++} \approx \text{Mg}^{++}$$

Nous reportons ici un extrait des travaux de REYNOLDS et GLOYNA sur l'adsorption du ^{137}Cs par un sédiment meuble en fonction de la salinité de l'eau, tableau IX. Ces valeurs ont été relevées sur le graphique expérimental. La salinité était portée en abscisse (échelle logarithmique) et le % de ^{137}Cs fixé par le sédiment en ordonnée (échelle millimétrée).

TABLEAU IX. — Sorption du ^{137}Cs en fonction de la salinité d'après REYNOLDS et GLOYNA [1961].

Uptake and release of Radionuclides by stream sediments.

Salinité de l'eau (mg/l)	1	100	1 000	5 000	12 000	18 000	22 000	30 000
% ^{137}Cs sorbé par sédiment	92,5 %	90 %	75 %	48 %	30 %	18 %	10 %	8 %
% ^{137}Cs non sorbé par sédiment	7,5 %	10 %	25 %	52 %	70 %	82 %	90 %	92 %

On voit bien d'après ces valeurs qu'une eau douce de faible salinité (1 à 100 mg/ml) ne garde qu'un faible pourcentage du césium introduit, le sédiment en fixant plus de 90 %. Une eau de même salinité que notre eau à 10 % d'eau de mer (2 700 mg/l) est comprise entre 1 000 et 5 000 mg et il reste dans cette eau entre 25 % et 52 % du césium introduit. Notre eau à 30 % d'eau de mer (8 035 mg/l) se situe dans le tableau ci-dessus entre 5 000 et 12 000 mg/l et il reste d'après les auteurs 52 % à 70 % du césium introduit.

FIG. 9. — Comportement du Radiocésium dans les eaux de salinités différentes. Comparer l'évolution de l'activité de l'eau douce et des eaux saumâtres.

Résultats.

Examinons la figure 9 et le tableau X qui montrent le comportement du radiocésium dans les 3 aquariums contenant les eaux de salinités différentes (eau douce, eau saumâtre à 10 % d'eau de mer, eau saumâtre à 30 % d'eau de mer). Chaque aquarium de 30 litres a reçu 90 μCi de ^{137}Cs . Les résultats (TABLEAU X) sont exprimés sous forme d'activité spécifique et en % de ^{137}Cs restant dans l'eau.

TABLEAU X. — Comportement du Cesium-137 en fonction de la salinité de l'eau.

Temps (jours)	DOSE RADIOACTIVE INTRODUITE : 3 $\mu\text{Ci/l}$					
	Eau douce		Eau saumâtre à 10 % eau mer		Eau saumâtre à 30 % eau mer	
	Activité spécifique des.mn ⁻¹ .ml ⁻¹	*	Activité spécifique des.mn ⁻¹ .ml ⁻¹	*	Activité spécifique des.mn ⁻¹ .ml ⁻¹	*
0	6 600	100 %	6 600	100 %	6 600	100 %
1	1 700	25,5 %	3 600	54,5 %	4 630	69,1 %
2	2 000	30,0 %	3 580	54,2 %	5 000	74,6 %
4	1 800	27,0 %	3 000	45,4 %	4 660	69,5 %
6	1 600	24,0 %	2 680	40,6 %	4 300	64,1 %
10	1 300	19,5 %	2 600	39,3 %	3 900	58,2 %
15	900	13,5 %	2 000	30,3 %	3 500	52,2 %
20	760	11,4 %	1 800	27,2 %	4 000	59,7 %
30	300	4,5 %	1 600	24,2 %	3 000	44,7 %
40	35	0,5 %	1 700	25,7 %	3 000	44,7 %
50	50	0,8 %	1 710	25,9 %	2 900	43,2 %
60	50	0,8 %	1 900	25,5 %	2 800	45,0 %

*NB (%) = pourcentage de l'activité introduite restant dans l'eau).

L'activité spécifique de l'eau de chacun des bacs à l'instant zéro de la contamination était de 6 600 des.mn⁻¹/ml (TABLEAU X, 1^{re} ligne).

Après la radiocontamination, l'activité spécifique de l'eau douce baisse très rapidement (fig. 9, TABLEAU X, 1^{re} colonne). De 6 600 des.mn⁻¹/ml, activité initiale, elle passe en 10 jours à 1 300 des.mn⁻¹/ml et tombe à 50 des.mn⁻¹/ml, le 60^e jour. Il ne reste alors que 0,8 % à 1 % du ^{137}Cs introduit (fig. 10).

Dans les milieux saumâtres à 10 % et 30 % d'eau de mer, les activités spécifiques moyennes de l'eau des 2 aquariums mesurées le 60^e jour sont respectivement de 1 900 et 2 800 des.mn⁻¹/ml, et il reste 25,5 % et 45 % du ^{137}Cs introduit (fig. 10).

Les résultats ne concordent pas exactement, au point de vue qualitatif, avec ceux de REYNOLDS et GLOYNA. Les auteurs ont trouvé de plus forts pourcentages de ^{137}Cs restant dans l'eau

FIG. 10. — Localisation du *Radiocésium* dans les aquariums, à l'équilibre (exprimée en % par rapport à la quantité radioactive introduite dans chaque aquarium).

(tableau bibliographique IX). Les différences peuvent provenir du sédiment employé : nous avons employé du gravier et l'expérience de REYNOLDS et GLOYNA s'était déroulée avec du sédiment meuble. De plus, la présence des anguilles dans un volume d'eau restreint (30 litres) peut constituer par l'excrétion de fèces et de mucus, un facteur perturbant la fixation du ^{137}Cs sur les constituants du milieu.

Les deux ensembles de résultats sont comparables au point de vue qualitatif, car ils démontrent bien le rôle de la salinité sur la répartition du césium dans les divers compartiments du milieu.

Dans les eaux de salinité élevée les phénomènes de compétition entre les sels dissous (Na^+ , K^+) et le Cs^+ ralentissent sa fixation sur le gravier et entraînent un niveau de contamination plus élevé que dans l'aquarium d'eau douce (fig. 9 et 10). Cette propriété se répercute, comme nous allons le voir, sur la contamination des anguilles.

2.2.2. — Accumulation du radiocésium par les anguilles.

Dans les 2 aquariums d'eaux saumâtres (à 10 % et 30 % d'eau de mer), les activités spécifiques des poissons sont respectivement de 5 200 des.mn⁻¹/gr.sec et 10 000 des.mn⁻¹/gr.sec au bout de 40 jours environ (TABLEAU XI), alors qu'au même moment, les anguilles de l'aquarium d'eau douce ont une radioactivité spécifique de 3 000 des.mn⁻¹/gr.sec, car elles baignent dans un milieu d'activité très faible (TABLEAU X, colonne 1).

TABLEAU XI. — Evolution de l'activité spécifique des anguilles contaminées dans les aquariums d'eau douce et saumâtres (10 % et 30 % d'eau de mer).

Temps	Activité spécifique des poissons des.mn ⁻¹ /gr.sec.)		
	Eau douce	Eau à 10 % eau de mer	Eau à 30 % eau de mer
1	200	880	2 550
2	/	580	/
4	/	/	4 850
6	1 000	1 600	/
7	/	/	4 210
9	2 280	1 200	/
11	/	/	4 780
14	2 400	3 000	/
18	/	/	7 770
21	4 460	/	/
28	3 830	3 300	/
34	/	/	6 000
38	2 900	/	/
40	/	/	10 000
44	3 000	5 200	
50	4 000	/	
60	3 500	8 000	

2.2.2.1. FACTEUR DE CONCENTRATION.

Données bibliographiques.

Le facteur de concentration du ^{137}Cs chez les poissons marins est, d'après les auteurs plus faible que chez les poissons dulcicoles. Au cours d'expériences de radiocontamination, le FC a été déterminé chez de nombreuses espèces marines.

- *Pleuronectes platessa* : totalité 6, muscles 7 [TEMPLETON, 1959].
- *Micropogon undulatus* : muscles 6 [BOROUGHES, CHIPMAN, 1957].
- *Chasmichthys gulosus* : muscles 5.10 [ICHIKAWA, 1961].

— *Acanthogobius flavimanus* : 25 muscles - 3,5 squelette [HIYAMA et SHIMIZU, 1964].

Par comparaison, chez les espèces dulcicoles, les radioécologistes ont trouvé les valeurs suivantes :

— *Ameiurus nebulosus* : totalité 100-175 [BAUDIN, 1968].
— *Cyprinus carpio* : totalité 55 [TIMOFEYeva RESOVSKAYA, 1963].

Résultats.

L'évolution du FC du ^{137}Cs chez les anguilles des bacs d'eau douce et d'eaux saumâtres est indiquée sur la figure 11.

Nous constatons bien que le FC est plus faible en eau saumâtre qu'en eau douce [FOULQUIER, 1969].

Le 40^e jour : anguilles/eau douce FC = 40 — anguilles/eau saumâtre à 10 ‰ eau de mer FC = 3,0 — anguilles/eau saumâtre à 30 ‰ eau de mer FC = 3,3.

Ces différences du facteur de concentration sont surtout occasionnées par la cinétique différente du ^{137}Cs en eau douce et en eau saumâtre (fig. 9). L'activité de l'eau douce, 30 à 40 jours après la contamination devient très faible. Ces faibles valeurs de la radioactivité de l'eau faisant apparaître chez les anguilles un FC anormalement grand, le dénominateur de la fraction devenant très petit

$$\text{FC} = \frac{\text{activité du poisson/gr}}{\text{activité de l'eau/ml}}$$

Par contre dans les milieux saumâtres, l'activité spécifique de l'eau reste plus élevée; le facteur de concentration sera moins fort qu'en eau douce (fig. 9).

Ces différences d'activités spécifiques des eaux douces et saumâtres (après l'introduction de quantités identiques de ^{137}Cs dans chaque milieu), constituent une des causes des variations du FC. Il faut aussi rechercher d'autres causes parmi les mécanismes de la régulation osmotique et ionique de l'anguille en eau saumâtre. Le poisson étant soumis à une déshydratation et une minéralisation intenses; les mécanismes osmorégulateurs s'opposent à une entrée massive de sels et de ^{137}Cs dans son milieu intérieur.

Nous ne pouvons qu'établir des suppositions sur le rôle inhibiteur ou activateur de l'osmorégulation sur l'accumulation du ^{137}Cs chez l'anguille. Nos expériences (fig. 11), nous incitent à penser que la salinité pourrait activer les échanges du radiocésium entre l'anguille et l'eau ambiante. Les anguilles employées dans nos expériences sont jeunes et sexuellement à peine différenciées. A ce stade juvénile de développement correspond une régulation osmotique imparfaite du milieu intérieur [FONTAINE et BOUCHER-FIRLY, 1933, 1935] TABLEAU XII.

TABLEAU XII. — « Rapports existants entre quelques stades de développement de l'anguille et le point de congélation de son sérum, lors du passage en eau de mer » d'après FONTAINE et BOUCHER-FIRLY [1935].

Stade de développement des anguilles	Δ . Pt de congélation des anguilles en eau douce	Δ' . Pt de congélation des anguilles transportées en eau de mer	$\Delta' - \Delta$ Variation de la pression osmotique
Anguilles jaunes marais - BRIERE	$-0^{\circ}62$	$-0^{\circ}92$	$-0^{\circ}30$
♂ argentés marais - BRIERE	$-0^{\circ}59$	$-0^{\circ}69$	$-0^{\circ}10$
Petites ang. jaunes marais - SARTHE	$-0^{\circ}55$	$-0^{\circ}70$	$-0^{\circ}15$
Grosses ang. jaunes	$-0^{\circ}57$	$-0^{\circ}64$	$-0^{\circ}07$
Grosses anguilles argentées	$-0^{\circ}64$	$-0^{\circ}65$	$-0^{\circ}01$

FIG. 11. — Evolution du facteur de concentration du Césium 137 chez les anguilles contaminées dans les milieux saumâtres.

L'insuffisance osmotique chez la petite anguille jaune pourrait s'accompagner, lors du passage en eau saumâtre, d'une certaine entrée de sels et, corrélativement, de radiocésium qui est pompé comme le potassium. Cette entrée de ^{137}Cs se traduit par une légère augmentation du FC, liée au gradient de salinité. Ceci est une interprétation possible, mais nous ne saurions l'affirmer sans avoir refait d'autres expériences de radiocontamination.

2.2.2.2. TRANSFERT ACTIF DU RADIOCÉSIIUM DANS LES ORGANES — LIEUX DE STOCKAGE.

Nous n'avons pas trouvé, par rapport à la contamination en eau douce, de grandes différences dans la migration du ^{137}Cs dans les viscères et son stockage dans le muscle (*fig. 12*). Cependant, lorsque l'anguille est immergée en eau saumâtre, ses branchies jouent un très grand rôle dans la régulation osmotique et ionique du milieu intérieur [SMITH, 1930], car elles fonctionnent comme le rein des mammifères [KROG, 1937]. L'anguille maintient sa pression osmotique constante en avalant de l'eau salée qui est diluée dans l'intestin postérieur. Les sels en excès sont, après absorption intestinale, excrétés par les branchies [SMITH, 1930].

— En eau douce comme en eau saumâtre, le radiocésium est retenu dans les tissus de l'anguille selon les mêmes proportions. La fraction musculaire comestible représente plus de 70 % de l'activité totale du poisson (*fig. 12*). Ces proportions de répartition du ^{137}Cs sont toujours les mêmes, chez l'anguille, quelle que soit l'activité introduite dans les aquariums.

FIG. 12. — Localisation du Radiocésium dans les organes et tissus de l'anguille à l'équilibre. Poissons des bacs d'eaux saumâtres à 10 ‰ et 30 ‰ d'eau de mer (localisation exprimée en % par rapport à l'activité totale du poisson).

CONCLUSIONS

De cette étude de la radiocontamination de l'anguille par le ^{137}Cs , nous en avons déduit :

— *La valeur moyenne du facteur de concentration* du nucléide par le poisson FC moyen = 50 (au stade du plateau d'accumulation) dans une eau douce contenant 2 ppm de K^+ .

— *Le rôle des viscères et du sang* dans le pompage, le transfert et le transport du radiocésium depuis l'eau jusqu'au tissu musculaire, en notant le rôle très important joué par les reins dans la réabsorption du césium à partir du sang. De tous les organes et tissus, les reins ont toujours pratiquement la plus forte activité par gramme sec, alors que le sang présente une des plus faibles activités.

— *Le comportement du ^{137}Cs dans des aquariums de salinité croissante*. Les anguilles contaminées dans des milieux riches en sels dissous (eaux saumâtres) ont un FC du ^{137}Cs beaucoup plus faible qu'en eau douce, de l'ordre de 3.

Cependant la présence d'un sédiment dans ces expériences rend délicate l'interprétation de ces valeurs du FC. Nous avons entrepris d'étudier le FC du ^{137}Cs chez des anguilles contaminées dans des eaux douce et salée sans sédiment.

Cette étude de pollution radioactive nous a permis d'entrevoir l'influence de quelques facteurs (d'ordre physico-chimique et biologique).

Il est particulièrement intéressant d'étudier la contamination radioactive des poissons euryhalins grands migrateurs. Les modifications chimiques du milieu extérieur à l'occasion des migrations catadromes entraînent un fonctionnement accru des systèmes osmorégulateurs; ce qui a une grande influence sur la concentration des radioéléments dans les tissus des poissons.

De plus, le type de migration conduisant le poisson de la rivière vers la mer peut être conditionné, selon les espèces, par des tendances trophiques (saumon) ou reproductrices (anguilles). L'origine de la contamination marine de ces deux espèces présentera des différences. En mer, l'anguille prête à pondre ne s'alimente plus, alors que le saumon effectue le plus fort de sa croissance en se nourrissant de crevettes roses.

Quant à l'anguille, beaucoup de recherches restent à entreprendre en ce domaine. Les modalités de la fixation des radionucléides chez ce poisson seront conditionnées dans la nature, par sa biologie. L'anguille, par sa physiologie, l'adaptation à tous les milieux, constitue un matériau de choix pour l'étude de l'accumulation et de l'excrétion des radioéléments chez les poissons. Nous continuons

des expériences de contamination de l'anguille en eau de mer, afin de mieux définir quantitativement les niveaux d'accumulation du ^{137}Cs chez ce poisson en eau douce et en eau salée.

RÉSUMÉ

Après une contamination radioactive par le ^{137}Cs , les auteurs ont étudié la cinétique et la localisation du radioélément dans les aquariums d'eau douce et d'eau saumâtre contenant des anguilles de Camargue (*Anguilla anguilla* L.).

1. En eau douce, à la fin de l'expérience (100 jours) une très grande fraction, plus de 90 %, de la radioactivité est localisée sur le sédiment. Les ions Césium y sont fixés par des mécanismes d'adsorption. Les poissons n'accumulent qu'une faible partie de l'activité : 0,6 % à 1 %. Le ^{137}Cs pompé depuis l'eau, au niveau des branchies ou du tissu oral, est ensuite déposé dans le muscle où il est longuement retenu.

2. En eau saumâtre, le radiocésium se répartit selon des proportions plus homogènes dans les 3 compartiments de l'aquarium : sédiments 53 %, eau 45 %, poissons 3 %. La migration du radiocésium est ici moins rapide à cause de l'action inhibitrice des ions monovalents de l'eau saumâtre. Toutefois, le ^{137}Cs est distribué entre la masse musculaire et les viscères, selon les mêmes proportions qu'en eau douce.

EXPERIMENTAL CONTAMINATION OF *ANGUILLA ANGUILLA* (L.) BY ^{137}Cs , AND DECONTAMINATION

After an experimental radioactive contamination by ^{137}Cs , the kinetics and localisation of the radioactive element was studied in freshwater and brackishwater aquaria with eels from the Camargue (*Anguilla anguilla*).

— In freshwater, at the end of the experiment (100 days), more than 90 % of the radioactivity was localised on the sediment, where ^{137}Cs was fixed by adsorption. The fishes amassed only a small part of the radioactivity : 0,6 % to 1 %. The ^{137}Cs extracted from the water at the gill or oral tissue level settled in the muscle where it was retained for a long time.

— In brackish water, ^{137}Cs was more evenly distributed in the three parts of the aquarium : sediment 53 %, water 45 %, fishes 3 %. The migration of ^{137}Cs was less rapid because of the inhibitory action of the monovalent ions.

However, the ^{137}Cs was distributed in the muscles and in the viscera in the same ratio as in freshwater.

STUDIE ÜBER DIE VERSUCHSKONTAMINIERUNG VON *ANGUILLA ANGUILLA* L. DURCH CÄSIUM 137 UND SEINE WIEDERBEFREIUNG VON DIESER VERSEUCHUNG

Nach einer radioaktiven Versuchskontaminierung mit ^{137}Cs , haben die Autoren die Kinetik und die Lokalisierung des Radioelements in Süß- und Brackwasser-Aquarien, die mit Aalen aus der Camargue besetzt waren, untersucht.

Im Süsswasser befindet sich bei Ende des Versuchs (nach 100 Tagen) ein sehr grosser Teil, mehr als 90 %, der Radioaktivität im Sediment u. z. sind die Caesiumionen durch Adsorptionsmechanismen fixiert. Die Fische reichern nur einen geringen Teil 0,6 %-1 % der Aktivität an. Das ^{137}Cs wird zunächst die Kiemen und das Orlgewebe gepumpt wandert dann in die Muskeln, wo es langezeit festgehalten wird.

Im Brackwasser verbreitet sich das radioaktive Caesium in regelmässigeren Proportionen in den 3 Bestandteilen des Aquariums : Sediment 53 %, Wasser 45 % und Fische 3 %. Die Migration des radioaktiven Caesiums geht hier langsamer vor sich, was durch die Bremswirkung der monovalenten Ionen bedingt ist.

Nichtsdestoweniger verteilt sich das ^{137}Cs zwischen der Muskelmasse und den inneren Organen in den selben Proportionen wie im Süsswasser.

TRAVAUX CITÉS

- BAUDIN (J.-P.), ABELOOS (A.), GRAUBY (A.), FOULQUIER (L.). 1968. — Aperçu sur les modalités de la contamination expérimentale d'un poisson d'eau douce (*Amiurus nebulosus* Lesueur) par le ^{137}Cs . *Annls Faculté Sciences Marseille*, 41 : 81-93.
- BERTIN (L.). 1951. — Croissance de l'anguille européenne. Les otolithes. In *Les Anguilles* : 45,48, *Éditions Payot, Paris*.
- BLACK (V. S.). 1957. — Excretion and osmoregulation. In *Physiology of fishes* (edited by M. E. Brown), 1 : 163-205, *Academic Press New York*.
- BOROUGHES (H.), CHIPMAN (W. A.), RICE (R.). 1957. — Laboratory experiments on the uptake, accumulation and loss of radionuclides by marine organisms. In *The effects of atomic radiation on oceanography and fisheries*, 551 : 80-87, *National Academy Washington*.
- BOUCHER-FIRLY (S.), FONTAINE (M.). 1933. — Rapports existant entre quelques stades de développement de l'anguille et le point de congélation de son sérum lors du passage en eau de mer. *C. R. Soc. Biol.*, 112 : 462-464.
- DAVIS (J. J.). 1961. — Cesium and its relationships to potassium in ecology (cycle of cesium in ecological systems). In *Radioecology* (edited by Schultz and Klement), 539-551. *Published by Reinhold publishing corporation and the american institute of biological sciences*.
- EISENBUD (M.). 1963. — Biological uptake of radionuclides. In *Environmental radioactivity* : 113,118, *Mc Graw-Hill Book Cy. Inc.*
- EISENBUD (M.). 1963. — Studies of environmental contamination from accidents. In *Environmental radioactivity* : 335-360, *Mc Graw-Hill Book Cy. Inc.*
- FONTAINE (M.), BOUCHER-FIRLY (S.). 1935. — Le milieu intérieur de l'anguille au cours de son développement. *Congrès international de physiologie de Moscou*, 15 : 99-100.
- FONTAINE (Y.). 1960. — La contamination radioactive des milieux et des organismes aquatiques. *Rapport C.E.A.*, n° 1588 : 1-155, *C.E.N. Saclay (France)*.
- FOULQUIER (L.), BOVARD (P.), GRAUBY (A.), 1967. — Contamination expérimentale de *Margaritana margaritifera* (L.) par le césium-137. *C. R. Acad. Sc. Paris*, 265, pp. 1745-1748.

- FOULQUIER (L.), BOVARD (P.), GRAUBY (A.). 1968. — Étude de la cinétique et de la répartition du radiocésium chez un bivalve d'eau douce (*Unio requieni* Michaud). *Troisième Congrès International des Malacologistes européens — Vienne, 1^{er} au 7 septembre 1968*. (En cours de publication.)
- FOULQUIER (L.), BOVARD (P.), GRAUBY (A.). 1969. — Influence de la salinité de l'eau sur la capacité de fixation du césium-137 par *Physa anita* (Drap.). In *Verh. International. Verein. Limnol.*, **17** : 907-925, Stuttgart, Nov. 1969.
- FOULQUIER (L.), GRAUBY (A.). 1969. — Influence de l'âge, de la température et de la lumière sur la contamination expérimentale d'*Anodonta cygnea* (L.) par le césium-137. *Symp. Intern. Radioécologie 8 au 12 septembre 1969* : 269-318, C.E.N. de Cadarache.
- FUJITA (M.), YABE (A.), AKAISHI (J.), OHTANI (S.). 1966. — Relationship between ingestion, excretion and accumulation of fallout ^{137}Cs in man a long-term scale. In *Health physica*, **12** (12) : 1649-1653, Pergamon Press, New York.
- GANDOLFI-HORNYOLD (A. G.). 1929. — Recherches sur le sexe et l'âge de la petite anguille jaune en Anjou. *Bull. Soc. Zool. France, Paris*, **54** : 214-215, Paris.
- GANDOLFI-HORNYOLD (A. G.). 1931. — Le sexe, l'âge et la croissance de la petite anguille jaune des étangs de Thau, Ingril, Vic, Vaccarès. *Bull. Sc. Centrale Aquiculture et Pêche, Paris* : 38 : 1-43.
- GANDOLFI-HORNYOLD (A. G.). 1932. — Le sexe de la petite anguille de repeuplement du marais de la Grande Brière. *Bulletin Muséum Histoire Naturelle, Paris, 2^e série*, **14** : 63-70.
- GANDOLFI-HORNYOLD (A. G.). 1937. — Recherches sur l'âge et la croissance de 260 petites anguilles de l'étang de Berre. *Bulletin Institut Océanographique de Monaco*, **718** : 1-5.
- GUSTAFSON (P. F.). 1966. Comments on radionuclides in aquatic ecosystems. *International symposium on radiological concentration processes, Stockholm, 25-29 April* : 853-858, Pergamon Press.
- KOLEHMAINEN (S.), HASANEN (E.), MIETTINEN (K. J.). 1966. — ^{137}Cs levels in fish of different limnological types of lakes in Finland during 1963. In *Health Physics*, **12** (7) : 917-922.
- KROG (A.). 1937. — Osmotic regulation in fresh water fishes by active absorption of chloride ions. *Zeitschrift für vergleichende physiologie*, **129** : 656-666.
- KRUMHOLZ (L. A.), FOSTER (R. F.). 1957 a. — Accumulation and retention of radioactivity from fission products by fresh water organisms. In *The effects of atomic radiation on oceanography and fisheries*, **551** : 88-94, National Academy, Washington.
- KRUMHOLZ (L. A.), GOLDBERG (E. D.), BOROUGHS (H.). 1957 b. — Ecological factor involved in the uptake, accumulation and loss of radionuclides by aquatic organisms. In *The effects of atomic radiation on oceanography and fisheries*, **551** : 69-78, National Academy, Washington.
- KRUMHOLZ (L. A.). 1963. — Accumulation of radioactive fallout materials, in the biota of Doe Run, Meade County, Kentucky. In *International symposium on radioecological concentration processes, Stockholm 25-29 April* : 791-818.
- POLIKARPOV (G. G.). 1966 a. — Accumulation of radioactive substances by marine organisms. Summary of part II. In *Radioecology of aquatic organisms* : 180-182, North-Holland publishing company Amsterdam.

- POLIKARPOV (G. G.), 1966 b. — Concentration factor and their relationship to the environment. In *Radioecology of aquatic organisms* : 27-31.
- POLIKARPOV (G. G.), 1966 c. — Concentration of radionuclides of the first group of elements in the periodic system. In *Radioecology of aquatic organisms* : 61-77.
- POLIKARPOV (G. G.), 1966 d. — The role of aquatic organisms in migration of radioactive substance. In *Radioecology of aquatic organisms* : 175-179, North-Holland Publishing Company Amsterdam.
- POLIKARPOV (G. G.), ZAITSEV (Yu. P.), BARINOV (G. V.), PARCHEVSKY (V. P.), 1966 e. — General features of the concentration processes of radioactive substances by hydrobions in different seas of the world ocean. In *International symposium on radioecological concentration processes, Stockholm 25-29 April* : 771-778.
- REYNIER (B.), FOULQUIER (L.), ANGELIER (E.), GRAUBY (A.), 1969. — Premières données expérimentales sur la dynamique du césium-137 chez *Anguilla anguilla* (L.), *C. R. Académie des Sciences, Paris*, **270**, 862-865.
- REYNOLDS (T. D.), GLOYNA (E. F.), 1961. — Uptake and release of radionuclides by stream sediments. In *2nd International Conf. Water Pollution Res. Tokyo En. Int. n° 1 (8)* : 1-14.
- SMITH (H. W.), 1930. The absorption and excretion of water and salts by marine teleosts. *The american journal of physiology*, **93** : 480-504, Baltimore M.D.
- TESCH (J. J.), 1928. — On sex and growth investigations on the freshwater eel in Dutch waters. *J. Cons. Intern. Expl. Mer*, **3** (1) : 52-69.
- TOWNSLEY (S. J.), 1966. — The concentration of ^{90}Sr and other nuclides of strontium in fish. In *International symposium on radioecological concentration processes, Stockholm 25-29 April* : 867-877.
- WŁODEK (S.), 1966. — The behaviour of cesium-137 in freshwater reservoirs with particular reference to the reactions of plant communities to contamination. In *International symposium on radioecological concentration processes, Stockholm 25-29 April* : 897-911.

Commissariat à l'Énergie Atomique/DPS-GRC
Section de Radioécologie
CEN de Cadarache.