

COMMISSARIAT A L'ENERGIE ATOMIQUE

C.22

ETUDE EXPERIMENTALE DU TRANSFERT
DU COBALT 60 ENTRE UNE ANNELIDE
MARINE (*Arenicola marina* L.)
ET SES PREDATEURS :
LE CRABE ENRAGE (*Carcinus maenas* L.)
ET LA PLIE (*Pleuronectes platessa* L.)

par

Claude AMIARD-TRIQUET, Jean-Claude AMIARD

DEPARTEMENT DE PROTECTION

Centre d'Etudes Nucléaires de Fontenay-aux-Roses

Rapport CEA-R-4658

PLAN DE CLASSIFICATION DES RAPPORTS ET BIBLIOGRAPHIES CEA

(Classification du système international de documentation nucléaire SIDON/INIS)

A 11	Physique théorique	C 30	Utilisation des traceurs dans les sciences de la vie
A 12	Physique atomique et moléculaire	C 40	Sciences de la vie : autres études
A 13	Physique de l'état condensé	C 50	Radioprotection et environnement
A 14	Physique des plasmas et réactions thermonucléaires		
A 15	Astrophysique, cosmologie et rayonnements cosmiques	D 10	Isotopes et sources de rayonnements
A 16	Conversion directe d'énergie	D 20	Applications des isotopes et des rayonnements
A 17	Physique des basses températures		
A 20	Physique des hautes énergies	E 11	Thermodynamique et mécanique des fluides
A 30	Physique neutronique et physique nucléaire	E 12	Cryogénie
		E 13	Installations pilotes et laboratoires
B 11	Analyse chimique et isotopique	E 14	Explosions nucléaires
B 12	Chimie minérale, chimie organique et physico-chimie	E 15	Installations pour manipulation de matériaux radioactifs
B 13	Radiochimie et chimie nucléaire	E 16	Accélérateurs
B 14	Chimie sous rayonnement	E 17	Essais des matériaux
B 15	Corrosion	E 20	Réacteurs nucléaires (en général)
B 16	Traitement du combustible	E 30	Réacteurs nucléaires (types)
B 21	Métaux et alliages (production et fabrication)	E 40	Instrumentation
B 22	Métaux et alliages (structure et propriétés physiques)	E 50	Effluents et déchets radioactifs
B 23	Céramiques et cermets		
B 24	Matières plastiques et autres matériaux	F 10	Economie
B 25	Effets des rayonnements sur les propriétés physiques des matériaux	F 20	Législation nucléaire
B 30	Sciences de la terre	F 30	Documentation nucléaire
		F 40	Sauvegarde et contrôle
C 10	Action de l'irradiation externe en biologie	F 50	Méthodes mathématiques et codes de calcul
C 20	Action des radioisotopes et leur cinétique	F 60	Divers

Rapport CEA-R-4658

Cote-matière de ce rapport : C.22

DESCRIPTION-MATIERE (mots clés extraits du thesaurus SIDON/INIS)

<i>en français</i>	<i>en anglais</i>
COBALT 60	COBALT 60
COBALT	COBALT
ANNELIDES	ANNELIDS
CRUSTACÉS	CRUSTACEANS
PLUIE	PLAICE
MÉTABOLISME	METABOLISM
CHAÎNES ALIMENTAIRES	FOOD CHAINS
CONCENTRATION RADIOÉCOLOGIQUE	RADIOECOLOGICAL CONCENTRATION
CINÉTIQUE DES RADIONUCLÉIDES	RADIONUCLIDE KINETICS
ABSORPTION DES RADIOÉLÉMENTS	UPTAKE
EAU DE MER	SEAWATER

- Rapport CEA-R-4658 -

Centre d'Etudes Nucléaires de Fontenay-aux-Roses
Département de Protection
Service de Recherches Toxicologiques et Ecologiques

ETUDE EXPERIMENTALE DU TRANSFERT DU COBALT 60 ENTRE
UNE ANNELIDE MARINE (*Arenicola marina* L.) ET SES PREDATEURS :
LE CRABÉ ENRAGE (*Carcinus maenas* L.) ET LA PLIE (*Pleuronectes platessa* L.)

par

Claude AMIARD-TRIQUET*, Jean-Claude AMIARD

* Laboratoire d'Ecologie Animale et Biologie Marine,
Université de Nantes, B.P. n° 1044, 44037 NANTES CEDEX

- Mars 1975 -

REMERCIEMENTS

Nous remercions Monsieur le Professeur SAUDRAY (Laboratoire de Biologie Marine de l'Université de Nantes) et Monsieur le Professeur DRACH (Laboratoire d'Océanographie Biologique de l'Université P. et M. Curie de Paris) pour les conseils et les encouragements qu'ils nous ont prodigués lors de ce travail.

CEA-R-4658 - AMIARD-TRIQUET Claude, AMIARD Jean Claude

ETUDE EXPERIMENTALE DU TRANSFERT DU COBALT 60 ENTRE UNE ANNÉLIDE MARINE (*APEVICOLA MARINA* L.) ET SES PREDATEURS : LE CRABE ENRAGE (*CARCINUS MAENAS* L.) ET LA PLAIE (*PLEUROPECTES PLATESSA* L.).

Sommaire. - L'absorption et l'excrétion par voies urinaire, branchiale et fécale, de cobalt 60 consécutives à l'administration de nourriture contaminée ont été mesurées pendant un à cinq mois chez les crabes et les plies. Les mêmes animaux ont ensuite été transférés dans une eau de mer non contaminée et l'élimination du cobalt 60 a été suivie pendant six mois pour les crabes et trois mois pour les plies. Le radio-cobalt et le cobalt stable qui lui est associé comme entraîneur dans la nourriture contaminée sont diversement assimilés suivant les espèces. Chez *Carcinus*, le taux d'assimilation est élevé. Chez *Pleuropectes*, il est très faible. Les isotopes du cobalt s'accumulent essentiellement dans l'hépatopancréas des crabes, dans le foie et les reins des plies. Du fait de la concentration élevée du cobalt 60 dans ces organes, les espèces considérées peuvent subir une irradiation interne très localisée mais assez intense et de longue durée puisque le cobalt semble être stocké sous une forme difficilement échangeable.

1975 - Commissariat à l'Energie Atomique - France

51 p.

CEA-R-4658 - AMIARD-TRIQUET Claude, AMIARD Jean Claude

EXPERIMENTAL STUDY OF THE TRANSFER OF ^{60}Co BETWEEN A MARINE ANNELID AND ITS PREDATORS : THE CRAB *CARCINUS MAENAS* AND THE PLAICE *PLEUROPECTES PLATESSA*.

Summary. - The absorption and urinary, branchial and fecal excretions of ^{60}Co resulting from the administration of contaminated food were followed in crabs and plaices between one and five months. Elimination following immersion of the animals in uncontaminated water was observed in the crabs and plaices for six and three months respectively. Assimilation rates of radiocobalt and stable cobalt as a carrier were different according to species : high in *Carcinus*, very low in *Pleuropectes*. Uptake of cobalt isotopes occurred mainly in the crabs' hepatopancreas and in the plaices' liver and kidneys. On account of the high concentration of ^{60}Co in these organs, there may result for these species internal exposures highly localized but fairly strong and long-lasting as cobalt seems to be retained in a hardly exchangeable form.

1975 - Commissariat à l'Energie Atomique - France

51 p.

IV - DISCUSSION ET CONCLUSIONS

- 1 - Comparaison des modalités de l'accumulation du cobalt chez *Pleuronectes platessa* et *Carcinus maenas*.
- 2 - Stockage comparé du cobalt chez *Pleuronectes platessa* et *Carcinus maenas*.
- 3 - Décontamination comparée de *Pleuronectes platessa* et de *Carcinus maenas*.
- 4 - Protection sanitaire.

I - INTRODUCTION

Jusqu'à une époque récente, les études sur le transfert des polluants métalliques stables ou radioactifs dans les chaînes alimentaires étaient très fragmentaires. Actuellement, quelques équipes centrent leurs travaux de recherche sur ce problème [3] [23] [30]. D'un point de vue de radioprotection, certains chercheurs se sont attachés à déterminer les parts respectives de l'eau et de la nourriture en tant que vecteurs de la contamination [9] [21] [22] [26] [31].

La dose d'irradiation délivrée aux espèces des niveaux trophiques les plus élevés du fait de l'ingestion d'un aliment contaminé, dépend de facteurs éminemment fluctuants et présente donc une grande variabilité [7]. Ces facteurs sont de deux ordres : facteurs écologiques et facteurs physiologiques.

Parmi les facteurs écologiques relatifs aux polluants, il en est un essentiel : l'état physico-chimique de l'élément. Lors de son introduction dans le milieu, l'élément se trouve souvent dans un état physico-chimique différent de celui de l'isotope naturellement présent dans le milieu et qui a atteint un état d'équilibre [18] [27]. Citant divers travaux, AUBERT et coll. [4] rapportent que les complexes des éléments métalliques sont généralement moins intensément prélevés que les formes ioniques simples.

Les phénomènes de dilutions chimique et isotopique dans le milieu de dispersion des radionucléides revêtent une grande importance dans la contamination des espèces par l'intermédiaire de l'eau et, entre autres, des espèces

constituant les premiers échelons de la pyramide de productivité.

La contamination radioactive des organismes par l'intermédiaire de la chaîne alimentaire est fortement influencée par les variations de la quantité de nourriture disponible, par la durée de l'alimentation et le rythme des repas [12] [5]. Les espèces dont le cycle biologique comporte une période de jeûne (saumon - anguille) sont les moins contaminées. Chez les Téléostéens d'eau douce qui jeûnent pendant la saison froide, le même phénomène a été observé [15].

Parmi les facteurs physiologiques influençant le transfert et l'assimilation des radionucléides par le prédateur, la nature du vecteur alimentaire a été également mise en évidence. Par exemple, la carpe assimile 7 % du ^{134}Cs ingéré avec des débris et 80 % du ^{134}Cs ingéré avec des algues [16].

Le rendement du repas varie selon que les radioéléments sont liés à du matériel non assimilé dans la lumière du tube digestif de la proie ou qu'ils participent au métabolisme de ses tissus [5]. La disponibilité d'un oligo-élément ou d'un radionucléide pour les niveaux trophiques les plus élevés peut dépendre du degré de décomposition de la nourriture ingérée au cours de son passage dans l'intestin. Si l'élément est fixé dans les organes internes ou dans la masse du squelette de la proie, les concentrations qui en résultent chez le prédateur peuvent être faibles.

L'importance des fonctions biologiques de certains radionucléides semble influencer sur leur transfert dans la chaîne trophique. Par exemple, il existerait une concentration très sélective du phosphore [12] [35].

La forme physico-chimique des radioéléments et leurs dilutions chimique et isotopique dans les aliments ingérés influent sur leur transfert au niveau trophique supérieur. De plus, la contamination consécutive à l'ingestion d'un aliment pollué peut être modifiée par l'ingestion concomitante de produits susceptibles de complexer les radioéléments lors de leur transit gastro-intestinal [7].

En raison de la multitude des paramètres réglant le transfert des éléments au long des chaînes trophiques, plusieurs auteurs ont cherché à réaliser

des modèles mathématiques [6][7][8][26] .

Connaissant individuellement les différentes phases d'un système, il devient possible de décrire avec succès des situations plus complexes à l'aide de modèles analogiques. Il est donc important de déterminer les voies de passage des éléments le long de la chaîne alimentaire, le taux d'assimilation à chaque échelon et la période biologique des éléments chez les diverses espèces.

C'est ce que nous avons tenté de faire avec le cobalt 60 dans certains maillons de chaînes trophiques marines.

Le cobalt 60 est un produit d'activation entrant dans la composition des effluents radioactifs liés à l'utilisation de l'énergie nucléaire. D'un point de vue de protection sanitaire, cet isotope est particulièrement important en raison de sa période relativement longue (5,2 ans). De plus en tant que constituant de la vitamine B₁₂, le cobalt remplit un rôle vital chez la plupart des espèces animales [29]. D'autre part, il peut participer aux systèmes enzymatiques [10] .

Dans la nature, les Annélides et l'arénicole en particulier, constituent une part notable du régime de la plie, tandis que les crabes sont susceptibles d'utiliser pour nourriture de nombreux organismes benthiques, y compris ces Polychètes.

II - PROTOCOLE EXPERIMENTAL

1 - La nourriture.

L'Annélide Polychète *Arenicola marina* L. a pu être récoltée en grande quantité à Urville - Hague (Manche). Ces vers nous ont servi de vecteur alimentaire dans l'étude de la contamination radioactive des plies et des crabes par l'intermédiaire de la nourriture.

Ils ont été mis en stabulation dans des aquariums contenant 40 l d'eau de mer contaminée par 10 $\mu\text{Ci/l}$ de cobalt 60. En fonction de l'activité spécifique de la source, ce taux de contamination correspond à l'addition de 0,5 $\mu\text{g/l}$ de cobalt (^{60}Co + entraîneur). Pendant toute l'expérience l'eau de mer a été filtrée et aérée. La température est demeurée constamment entre 14 et 16°C.

Les arénicoles fournies comme nourriture aux plies pesaient de 0,8 à 1,5 g, celles fournies aux crabes étaient comprises entre 2 et 4 g.

Une étude précédente [32] nous avait permis de constater que la concentration du cobalt 60 dans le sang de ces Annélides était particulièrement élevée.

2 - Les consommateurs.

Les plies ont été pêchées à la senne à Quinéville (Manche). Les crabes ont été récoltés à Goury (Manche).

Le poids des plies était compris entre 25 et 56 g, leur longueur totale

entre 130 et 188 mm. Le poids des crabes variait de 167 mg et la largeur de la carapace de 39 à 60 mm.

Les spécimens des deux espèces ont été placés en acclimatation pendant un mois, à une température variant entre 14 et 16°C, dans des aquariums individuels contenant 6,2 l d'eau de mer et un diffuseur assurant l'aération. Aucun sédiment n'était présent.

Après cette période préliminaire, des repas réguliers ont été distribués aux animaux. Les plies (15 spécimens) recevaient une ou deux arénicoles contaminées entières en un repas hebdomadaire. Lorsque l'Annélide n'était pas ingérée immédiatement, elle était laissée à la disposition de la plie pendant 15 heures au maximum. Durant ce laps de temps, la décontamination des arénicoles est négligeable [2]. Les crabes (30 spécimens) étaient sortis des aquariums et placés dans des cristallisoirs garnis d'un fond de gravier. Ils recevaient ensuite, deux fois par semaine, un à cinq morceaux d'arénicole dont le liquide coelomique avait été éliminé.

La radioactivité γ des arénicoles entières ou des morceaux était préalablement mesurée.

L'eau des aquariums était renouvelée quatre jours après chaque repas pour les plies et trois jours pour les crabes, c'est-à-dire lorsque la digestion était terminée et les fèces éliminées (observations personnelles).

La décontamination des plies a commencé alors que ces animaux recevaient de la nourriture contaminée depuis plus de cinq mois. A ce moment leur radioactivité n'était pas encore stabilisée. L'eau a été changée régulièrement et les plies ont été nourries avec des arénicoles non contaminées.

La décontamination des crabes a commencé alors que les animaux recevaient de la nourriture contaminée depuis 1 à 3 mois. Deux groupes expérimentaux ont été formés. Pour chacun d'eux l'eau a été changée régulièrement mais le premier ne recevait aucune nourriture alors que le second était nourri avec des arénicoles non contaminées.

Afin de tester l'action éventuelle d'un complexant, après deux mois, on a ajouté 1 mg/l d'EDTA dans l'eau des aquariums de deux crabes appartenant à chacun des groupes expérimentaux. En vue d'étudier l'influence de la dilution isotopique, après trois mois et demi, on a ajouté 3,3 mg/l de chlorure de cobalt stable dans l'eau des aquariums de trois crabes.

Un mois après le début de la décontamination, il a été ajouté 3,3 mg/l de chlorure de cobalt stable dans l'eau des aquariums de quatre plies.

3 - Techniques de prélèvements et de mesures.

Au moment de changer l'eau, les fèces étaient recueillies par filtration. Leur radioactivité globale était mesurée (radioactivité excrétée sous forme solide).

Un litre du filtrat était prélevé et le cobalt 60 qu'il contenait était concentré par absorption sur le bioxyde de manganèse [14]. Connaissant le contenu exact de l'aquarium et compte-tenu du rendement de la technique, il était ensuite possible de déterminer la quantité de cobalt rejetée sous forme liquide entre deux repas consécutifs.

Les formes physico-chimiques du cobalt 60 excrété sous forme liquide ont été déterminées par élution sur une résine cationique DOWEX 50 X-8 (100 à 200 mesh) selon la technique décrite par MARCHAND [19].

Après chaque repas, la digestion étant achevée, la radioactivité de l'animal entier était mesurée *in vivo*.

Les plies étaient endormies dans une solution de MS 222 SANDOZ (40 à 60 mg/l). Les crabes étaient simplement enfermés dans un béccher en plastique adapté à leur taille.

La répartition du cobalt 60 dans les divers organes n'a pu être suivie chez les plies en raison de radioactivités trop faibles pour être détectées par notre technique d'analyse. Cependant, à la fin de l'expérience de décontamination, tous les individus ont été disséqués et la radioactivité a été mesurée sur seize organes pour chaque spécimen.

Par contre de 1 à 6 crabes ont été disséqués après chacun des dix premiers repas et la radioactivité a été mesurée sur la carapace, les pièces buccales, les branchies, le moulinet gastrique, l'hépatopancréas, les organes génitaux, la lymphe et les muscles.

Les mesures de radioactivité des animaux entiers ont été réalisées sur un cristal - plat d'iodure de sodium activé au thallium associé à un analyseur 800 canaux (INTERTECHNIQUE DIDAC 800). Etant données les variations importantes de la géométrie des échantillons d'un comptage à l'autre, on évalue l'incertitude sur le comptage à 10 %.

Toutes les autres mesures ont été effectuées à l'aide d'un sélecteur 400 canaux (INTERTECHNIQUE SA 40 B) muni d'une tête scintillatrice à cristal - puits d'iodure de sodium activé au thallium.

Les résultats ont été corrigés en tenant compte de la différence de rendement entre les deux systèmes de détection.

Dans l'exposé de ces résultats, nous entendrons par "activité spécifique" la radioactivité (en nCi) de 1 g de tissus frais.

III - RESULTATS

1 - Contamination expérimentale des plies : étude *in vivo*.

Les courbes représentatives de l'évolution de la contamination en fonction du temps ont généralement une pente faible, ce qui correspond à une augmentation très lente de l'activité des plies (Fig. 1 à 4).

Nous observons que de très grandes variations de la radioactivité de la nourriture absorbée (de quelques centaines à plusieurs dizaines de milliers de nCi) n'entraînent pas de variations corrélées notables de la contamination des plies.

Alors qu'elles ont reçu pendant plus de cinq mois de la nourriture contaminée, la "radioactivité spécifique" des plies en fin d'expérience est faible (de 0,1 à 4,1 nCi/g). Nous constatons que les plies les plus contaminées sont également les plus petites et ce, dès les premiers repas.

Le "rendement" des repas est faible : la quantité de cobalt 60 retenue par les plies après chaque repas est en moyenne comprise entre 0 et 1% de la quantité ingérée. Sur l'ensemble de l'expérience, ce rendement est de $0,55 \pm 0,24$ % (Tableau II). Pour les plies de poids inférieur à 40 g, le pourcentage de cobalt 60 assimilé varie de 0,44 à 1,20 %. Pour les plies de poids supérieur à 40 g, le rendement des repas varie de 0,23 à 0,54 % (Tableau I).

Le pourcentage de cobalt 60 excrété après chaque repas, tant sous forme solide que sous forme liquide - par voies urinaire et branchiale -, a été calculé pour chaque spécimen biologique et pour chaque repas. On ne constate pas

de différence significative entre les résultats obtenus pour les premiers et les derniers repas. En moyenne, $3,44 \pm 0,95$ % du cobalt 60 ingéré sont excrétés avec les fèces (Tableau III). On observe une corrélation entre les deux modes d'excrétion : les individus présentant une forte excrétion de cobalt 60 sous forme solide, présentent également une forte excrétion liquide.

Le cobalt 60 excrété sous forme liquide se trouve pour un cinquième à l'état colloïdal, pour quatre cinquièmes à l'état cationique.

REMARQUE - Dans de nombreux cas, la radioactivité des plies mesurée après les deux premiers repas est très élevée. Ceci s'explique par le fait que ces mesures ont eu lieu trois jours seulement après le repas, au lieu de quatre par la suite. Dans ces conditions, la plupart des plies n'avaient pas achevé leur digestion. Accidentellement, des valeurs anormalement élevées apparaissent en cours de décontamination (plies 2 et 8, et à un moindre degré 5 et 10). Il est probable que la même explication est valable.

2 - Décontamination de plies.

a) - Etude *in vivo*.

Au cours de la période de décontamination, l'élimination du cobalt 60 est très faible. L'addition de chlorure de cobalt stable à l'eau n'accélère pas l'excrétion du radiocobalt (Fig. 5).

b) - Répartition du radiocobalt dans l'organisme.

Les plies ont été disséquées après être restées trois mois en décontamination. La figure 6 réunit les pourcentages de concentration du cobalt 60 dans les divers organes de la plie. Ces pourcentages ont été calculés à partir de la "radioactivité spécifique" de chaque organe rapportée à la somme des "radioactivités spécifiques" de tous les organes.

Le cobalt 60 est concentré essentiellement dans le foie et le rein, le coeur et la rate.

Le tube digestif, les muscles, les branchies et les organes externes sont peu contaminés. Chacun de ces organes correspond très généralement à moins de 5 % du cobalt 60 accumulé dans l'organisme.

3 - Continuation des crabs

a) - Etude de durée.

L'évolution de la contamination des crabs au cours du temps a été représentée graphiquement (Fig. 7 à 9).

La radioactivité des crabs contaminés se stabilise 45 à 90 jours après le début de l'expérience chez des spécimens ayant reçu 6 à 12 repas. Elle atteint alors 37,9 à 107,9 nCi/g. Le temps mis pour arriver à l'état stable ne dépend pas du niveau de contamination de la nourriture distribuée, pas plus que de la taille ou du sexe des individus.

On n'observe pas de différence de la contamination globale en fonction du sexe. Par contre l'état de maturité sexuelle et les stades d'intermue interviennent indirectement : en effet avant de pondre ou de muer, les crabs cessent de s'alimenter.

En ce qui concerne les crabs ayant atteint leur maximum de contamination, on constate que les plus petits sont les plus contaminés. Il en est de même à une phase antérieure pour des groupes expérimentaux de crabs ayant reçu le même nombre de repas.

La quantité de cobalt 60 assimilé correspond en moyenne à 50 ± 13 % de la quantité ingérée pendant toute l'expérience (Tableau III). On constate que, pour les crabs ayant reçu un petit nombre de repas, le pourcentage assimilé est plus élevé que pour les animaux alimentés pendant un temps plus long, ces derniers approchant de leur niveau de radioactivité maximum.

Les crabs auxquels ont été fournis 2 à 6 repas ont assimilé 52 à 93 % du cobalt 60 ingéré. Ce pourcentage varie de 28 à 53 % pour des individus ayant reçu plus de 10 repas (Tableau II).

Le pourcentage de cobalt 60 excrété sous forme liquide (par voie urinaire ou tranchiale) ou avec les fèces a été calculé après chaque repas pour tous les individus.

Le pourcentage de cobalt 60 excrété sous forme solide semble corrélé au pourcentage excrété sous forme liquide. Il atteint en moyenne $1,44 \pm 0,95 \%$. Le pourcentage excrété sous forme liquide atteint en moyenne $32,18 \pm 17,86 \%$ (Tableau III). Il est faible pour les individus ayant reçu peu de repas (Tableau II).

Le radiocobalt excrété sous forme liquide se retrouve pour moitié sous forme colloïdale et pour moitié sous forme cat'ionique.

b) - Répartition du radiocobalt dans l'organisme.

L'évolution de la répartition du cobalt 60 chez les crabes est représentée à la figure 10. En ordonnées sont portés les pourcentages correspondant à la 'radioactivité spécifique' de chaque organe rapportée à la somme des 'radioactivités spécifiques' de tous les organes.

Nous constatons que le cobalt 60 est essentiellement concentré au niveau de l'hépatopancréas, du premier au dixième repas. Cependant, le pourcentage représenté par cet organe diminue au cours du temps (d'environ 20 %). Cette diminution semble se faire au profit de la lymphe qui après un repas unique correspond à 3,3 % de la somme des 'radioactivités spécifiques' et après dix repas atteint 21,5 %.

Relativement à la somme des 'radioactivités spécifiques', la concentration du cobalt 60 dans le moulinet gastrique diminue au cours du temps (de 8 %). Dans les branchies, cette concentration, très stable pendant les premiers repas augmente à partir du cinquième repas.

Les muscles et les organes génitaux sont très faiblement contaminés à ce stade (moins de 5 %). La contamination de la carapace est négligeable : moins de 1 %.

La figure 11 A donne la répartition du cobalt 60 dans l'organisme des crabes après le dixième repas.

REMARQUE : Après 8 à 10 repas, nous avons observé que l'hépatopancréas (qui est normalement d'une teinte ôcre et d'une consistance relativement ferme) devenait noirâtre et se ramollissait plus ou moins.

4 - Décontamination des crabes.

a) - Etude in vivo.

La figure 12 représente l'évolution de la radioactivité des crabes placés en milieu non pollué après avoir été expérimentalement contaminés par la nourriture. Chez les individus qui, lors de la contamination, avaient atteint leur niveau maximum de radioactivité (B, G, C'), il n'y a aucune élimination de cobalt 60 pendant une période de plus de cinq mois. Une légère décontamination apparaît pour les individus dont la radioactivité n'était pas encore stabilisée à la fin de la phase expérimentale de contamination (A', J', R). Elle atteint 20 à 30 % de la concentration initiale de cobalt 60 au bout de 180 jours.

Elle n'est pas influencée par le jeûne ou l'ingestion de nourriture non contaminée, par l'addition d'EDTA (1 mg/l) ou de chlorure de cobalt stable (0,5 mg/l) dans l'eau de mer.

b) - Répartition du radiocobalt dans l'organisme.

Les dissections ont été effectuées cinq mois après le début de la phase de décontamination. A ce moment l'hépatopancréas est noirâtre et déliquescent. Les mesures de radioactivité ont été faites sur les zones qui avaient conservé une apparence de structure organisée.

Sur la figure 11B, la contamination des divers organes est exprimée comme le pourcentage de la "radioactivité spécifique" de chaque organe par rapport à la somme des "radioactivités spécifiques" de tous les organes.

Nous constatons que pendant la période de décontamination le pourcentage de concentration correspondant à l'hépatopancréas diminue, passant de 44,3 à 21,4 %. Ce pourcentage diminue légèrement également pour le moulinet gastrique et augmente pour tous les autres organes mais en particulier pour la lymphe (de 21,5 à 32,4 %) et les organes génitaux (de 1,7 à 13 %).

5 - Bilan

Le tableau III résume les résultats obtenus.

Sur l'ensemble de l'expérience, les crabes ont assimilé environ 50 % du cobalt 60 ingéré avec la nourriture. Ces Crustacés éliminent le cobalt essentiellement sous forme liquide (32 % environ). L'excrétion avec les fèces est faible (7,47 %).

Les plies assimilent environ 0,55 % du cobalt 60 ingéré pendant la durée totale de l'expérience et excrètent 77% de ce cobalt sous forme liquide et 3,5 % sous forme solide.

REMARQUES : Nous constatons que la somme des pourcentages assimilés et excrétés moyens atteint 81 % pour les plies et 90 % pour les crabes (Tableau III). La différence entre ces sommes et 100 % semblent correspondre à la forte radioactivité retrouvée sur les parois des aquariums et dans les systèmes de filtration. La contamination du matériel d'aquariologie provient vraisemblablement de la fixation d'une fraction du cobalt 60 excrété. Il paraît donc évident que nos calculs sous-estiment cette excrétion.

La différence observée entre les plies et les crabes est très probablement liée au fait que le cobalt 60 excrété par voie urinaire ou branchiale se trouve à des états physico-chimiques différents.

En effet, les plies et les crabes n'excrètent pas les formes colloïdales et ionique du cobalt dans les mêmes proportions.

Il faut signaler que les excréta demeurent pendant un ou deux jours dans l'eau des aquariums avant d'être prélevés, une faible fraction du cobalt 60 lié aux fèces est resolubilisée. Ce phénomène nous a conduit à une légère sous-estimation de l'excrétion fécale du cobalt 60.

Autre incertitude de l'expérience : les excréta liquides présents dans le milieu pendant plusieurs jours peuvent être responsables d'une contamination secondaire des spécimens biologiques. Ce phénomène est probablement peu important car nous constatons que la radioactivité des organes externes chez les plies et les crabes est faible.

Ces remarques ne peuvent pas mettre en cause les résultats obtenus en ce qui concerne la contamination et la décontamination proprement dites.

IV - DISCUSSION ET CONCLUSIONS

1 - Comparaison des modalités de l'accumulation du cobalt chez *Pleuronectes platessa* et *Uca decapoda maenas*.

Pendant toute la durée de l'expérience, la quantité de cobalt 60 assimilée à chaque repas par une plie déterminée est sensiblement constante : en effet, les courbes représentant l'activité spécifique des individus en fonction du temps et, corrélativement, du nombre des repas, sont assimilables à des droites (Fig. 1 à 4). Cette quantité n'est pas proportionnelle à la quantité de cobalt 60 fournie avec la nourriture (Fig. 1 à 4). Chez les crabes, la quantité de cobalt 60 assimilée est également indépendante de la quantité ingérée (Fig. 7 à 9).

Il semble donc que la contamination de *Pleuronectes platessa* et de *Uca decapoda maenas* par le cobalt ne se fait pas de manière anarchique. Nous ne pouvons pas actuellement préciser la nature du phénomène qui limite l'assimilation du cobalt. Un premier barrage peut se manifester lors du passage à travers la paroi du tractus digestif (Fig. 13). Ce mécanisme n'est pas très important puisque le cobalt 60 excrété avec les fèces représente environ 3,44 % du cobalt ingéré (Q_1) par la plie et 7,47 % du cobalt 60 ingéré par le crabe.

Pour les deux espèces, l'excrétion sous forme liquide ($Q_u + Q_b$) est beaucoup plus importante que l'excrétion sous forme solide ($Q_i - Q_a$) + Q_f . Le contrôle de l'assimilation du cobalt pourrait donc se situer à ce niveau.

REMARQUE : Ces deux espèces étant euryhalines, il y a lieu de préciser que toutes les expériences ont été faites dans une eau de mer naturelle prélevée en Manche (salinité = 35 ‰).

Il est à noter que pendant la phase d'accumulation du cobalt 60 l'excrétion liquide est beaucoup plus importante chez les plies que chez les crabes. Le phénomène est inversé en ce qui concerne l'élimination du cobalt 60 avec les fèces. D'autre part, les proportions des formes colloïdales et cationique du cobalt excrété sous forme liquide par *P. platessa* et *C. maenas* ne sont pas identiques (Tableau I).

A titre de comparaison, signalons que chez le rat, 80 % du radiocobalt administré (en une seule dose) par voie orale sont éliminés par voie fécale, 10 % par voie urinaire. Chez le bétail dans les mêmes conditions, 80 % du cobalt ingéré se retrouve dans les fèces, 0,5 % dans les urines. Après injection intraveineuse, 65 % de la radioactivité apparaissent dans les urines, 7 à 30 % dans les fèces [29].

Nous constatons (Fig. 7 à 9) que les crabes atteignent leur maximum de radioactivité après 6 à 12 repas alors que les plies qui ont reçu 21 repas n'ont pas encore atteint ce palier. Il semble donc que le turn-over et le stockage du cobalt soient moins rapides chez *Pleuronectes platessa* que chez *Carcinus maenas*.

Ceci explique qu'à la fin de la phase de contamination, le pourcentage de cobalt assimilé par les plies est environ cent fois inférieur à celui retenu par les crabes. En conséquence, la "radioactivité spécifique" atteinte à ce moment est beaucoup moins élevée pour les plies (0,1 à 4,1 nCi/g) que pour les crabes (12 à 168 nCi/g). La comparaison de ces concentrations est d'autant plus significative que la teneur en eau des tissus est sensiblement identique (70 à 80 %) chez les deux espèces [34].

Nous remarquons que l'activité spécifique des plies et des crabes est nettement inférieure à celle des arénoicoles (75 à 340 nCi/g).

Nous ne disposons pas de données sur les concentrations naturelles du cobalt stable chez *Macronectes platessa* et *Carcinus maenas* (mesures en cours) mais VINOGRADOV [34] indique les concentrations mesurées sur diverses espèces de Téléostéens et de Crustacés (Tableau IV). Les valeurs correspondant à ces deux groupes zoologiques ne paraissent pas essentiellement différentes.

2 - Stockage comparé du cobalt chez *Macronectes platessa* et *Carcinus maenas*.

Chez les plies, à la fin de la phase de stabulation en milieu non contaminé, les sites d'accumulation essentiels du cobalt 60 sont le foie et le rein et, à un moindre degré, la rate et le cœur qui sont donc des lieux de stockage.

Cette répartition est proche de celle observée par FRAIZIER et ANCELLIN [13] lorsque la contamination s'est faite essentiellement par l'intermédiaire de l'eau.

Nous avons suivi l'évolution de la répartition du cobalt 60 chez les crabes au cours de la phase de contamination et nous avons constaté que l'hépatopancréas constituait le site d'accumulation préférentiel du radiocobalt (Fig. 10 et 11A). A la fin de la phase de décontamination, la répartition du radiocobalt est sensiblement modifiée : c'est la lymphe qui est le plus fortement contaminée, puis viennent l'hépatopancréas, les organes génitaux, les branchies, le moule gastrique. Les organes externes sont les moins contaminés (Fig. 11B).

Etant donné le mauvais état de l'hépatopancréas à ce stade, ces résultats sont délicats à interpréter. En effet, la répartition observée résulte-t-elle normalement du métabolisme du cobalt ou bien est-elle la conséquence d'un état pathologique ?

La nécrose de l'hépatopancréas a pu entraîner une contamination parasite des organes voisins.

REMARQUES : Lorsque le crabe souffre de mal-nutrition, ce qui peut être le cas en aquarium, les réserves stockées dans l'hépatopancréas sont utilisées. Dans ces conditions, cet organe devient moins consistant mais il conserve une teinte jaune clair à jaune orangé.

Il ne semble donc pas impossible que le noircissement anormal de l'hépatopancréas soit lié à un effet toxique du cobalt 60. Nous ne pouvons actuellement préjuger du mécanisme de cet effet. Est-il lié à l'irradiation expérimentale aiguë subie par l'hépatopancréas ? En effet, en fonction du taux de contamination expérimental atteint, nous avons déterminé que la dose reçue était de l'ordre de 5 à 35 rads environ pour les seules émissions γ . Pour tenir compte du rayonnement β intervenant dans l'irradiation interne totale, ces valeurs devraient être multipliées par un facteur 2 ou 3.

La nécrose de l'hépatopancréas est-elle liée à la nature chimique du cobalt, en dehors de tout phénomène radioactif ? En effet, chez de nombreuses espèces animales, la nocivité du cobalt à forte dose est reconnue [1] [33].

La répartition du cobalt chez les deux espèces étudiées est très comparable. Pour d'autres espèces, il a été constaté que ce sont le foie et les reins qui accumulent préférentiellement le radiocobalt [11] [20] [29] [33].

3 - Décontamination comparée de *Pleuronectes platessa* et de *Carcinus maenas*.

Nos résultats et les études intérieures sur d'autres espèces montrent que tant chez les Vertébrés que chez les Invertébrés, le cobalt 60 accumulé expérimentalement s'élimine difficilement [2] [25] [28]. Pour *Pleuronectes platessa* et *C. maenas*, le jeune, l'ingestion de nourriture inactive, l'addition d'EDTA ou de chlorure de cobalt stable dans le milieu ne modifient pas la concentration du cobalt 60 dans l'organisme.

Il semble donc que le cobalt est stocké sous une forme difficilement échangeable.

Cependant les possibilités d'autoépuration paraissent plus importantes lorsque la phase de contamination a été courte [17] [28]. De même, on observe une certaine décontamination (20 à 30 % de la concentration initiale en ^{60}Co en 180 jours) des crabes dont la radioactivité n'était pas encore stabilisée à la fin de la phase expérimentale de contamination. Bien que pour aucune des plies la radioactivité spécifique n'ait été stabilisée au moment où a débuté

la décontamination, l'élimination du cobalt 60 a été pratiquement nulle pendant une période de trois mois.

Ces observations étayent encore l'hypothèse émise précédemment : le turn-over du cobalt serait plus lent chez *Pleuronectes platessa* que chez *Carcinus maenas*.

4 - Protection sanitaire.

Du point de vue de la protection sanitaire, nous retiendrons les points suivants :

Le radiocobalt et le cobalt stable qui lui est associé comme entraîneur dans la nourriture contaminée sont diversement assimilés suivant les espèces. Chez le Crustacé *Carcinus maenas*, le taux d'assimilation est élevé. Chez le Téléostéen *Pleuronectes platessa*, il est très faible.

Cependant, notre étude et les travaux antérieurs de CHIPMAI [9] et de QUEIRAZZA et coll. [24] montrent que le pourcentage de cobalt 60 présent dans les tissus diminue progressivement vers les niveaux trophiques les plus élevés.

Les isotopes du cobalt s'accumulent essentiellement dans des organes (hépatopancréas ou foie et rein) qui, au moins chez les espèces marines, ne sont pas comestibles.

Cependant, du fait de la concentration élevée du cobalt 60 dans ces organes, les espèces considérées peuvent subir une irradiation interne très localisée mais assez intense ; et de longue durée puisque les possibilités d'auto-épuration sont très faibles.

BIBLIOGRAPHIE

- [1] AMIARD J.C.
Etude expérimentale de la toxicité aiguë des sels de cobalt, de strontium, d'antimoine et d'argent chez quatre espèces de Crustacés et leurs larves et chez deux espèces de Téléostéens
(à paraître)
- [2] AMIARD-TRIQUET C.
Etude de la décontamination d'*Arenicola marina* L. (Annélide Polychète) après contamination expérimentale par le caesium 137 et le cobalt 60
(à paraître)
- [3] AUBERT M.
Pollutions chimiques et chaînes trophodynamiques marines
Rev. Intern. Océanogr. Méd., 1972, 28, 9-25.
- [4] AUBERT M., BITTEL R., LAUMOND F., ROMEO M., DONNIER B. & BARELLI M.
Utilisation d'une chaîne trophodynamique de type pélagique pour l'étude des transferts des pollutions métalliques
Rev. Intern. Océanogr. Méd., 1972, 28, 27-52.

- [5] BAPTIST J.P. & LEWIS C.W.
 Transfer of ^{65}Zn and ^{51}Cr through an estuarine food chain
 Second National Symposium on Radioecology, Ann Harbor, Mich., May 15-17,
 1967, NELSON D.J. & EVANS F.C., Ed, Oak Ridge, USAEC (Div. of Technical
 Information Extension), 420-470.
- [6] BERNHARD M.
 The utilization of simple model in radioecology
 Radioécologie marine, Cycle des radionucléides artificiels dans les
 chaînes alimentaires marines, Hambourg, 20-24 Sept. 1971, Paris, OCDE,
 1972, 129-187.
- [7] BITTEL R. & LACOURLY G.
 Essai d'évaluation des transferts de la pollution radioactive dans les
 chaînes alimentaires océaniques et marines
 4ème colloque International d'Océanographie Médicale, Naples, 2-5 Oct. 1969
 Rev. Intern. Océanogr. Méd., 1971, 21, 75-83.
- [8] BITTEL R. & LACOURLY G.
 Méthode d'approche pour l'évaluation des niveaux de pollution chimique
 ces milieux marins et des chaînes alimentaires marines
 FAO technical conference on marine pollution and its effects on living
 resources and fishing, Rome, 9-18 Déc. 1970
 Rev. Intern. Océanogr. Méd., 1971, 22/23, 129-142.
- [9] CHIPMAN W.A.
 Food chains in the sea
 RUSSEL R.S., Ed., Radioactivity and Human Diet, Oxford, Pergamon Press,
 1966, 421-453.

- [16] KEVERN N.R.
Feeding rate of carp estimated by a radioisotopic method
Trans. Amer. Fish. Soc., 1966, 95, 4, 363-371.
- [17] KUENZLER E.J.
Elimination of iodine, cobalt, iron and zinc by marine phytoplankton
Second National Symposium on Radioecology, Ann Harbor, Mich., May 15-17,
1967, NELSON D.J. & EVANS F.C., Ed, Oak Ridge, USAEC (Div. of Technical
Information Extension), 462-473.
- [18] LOWMAN F.G. & TING R.Y.
The state of cobalt in seawater and its uptake by marine organisms and
sediments
Radioactive contamination of the marine environment, Seattle, 10-14 July
1972, Vienne, I.A.E.A., 1973, 369-384.
- [19] MARCHAND M.
Considérations sur les formes physicochimiques du cobalt, manganèse,
zinc, chrome et fer dans une eau de mer enrichie ou non en matière or-
ganique.
Thèse de Spécialité, Université de Paris VI, 1972.
- [20] MERLINI M. & BITTEL R.
The uptake, loss and distribution of radiocobalt in a freshwater fish
Leuciscus gibelus L.
C.E.A., DPSR, DPS, Ed, Actes du Symposium International de Radioécologie
8-12 Sept. 1969, Cadarache, CEA/DPS, 1970, 399-412.

- [21] OPHEL T.L. & JUDD J.M.
 Experimental studies of radiostrontium accumulation by freshwater fish
 from food and water
 ABERG B. & HUNGATE F.P., International Symposium on Radioecological Con-
 centration Processes, Stockholm, April 25-29, 1966, Oxford, Pergamon
 Press, 1967, 859-865.
- [22] PENTREATH R.J. & JEFFERIES D.F.
 The uptake of radionuclides by I-group plaice (*Pleuronectes platessa*)
 of the Cumberland coast, Irish Sea
 J. mar. biol. Ass. U. K., 1971, 51, 963-976.
- [23] PORTMANN J.E.
 Trace metals in fish and shellfish from around England and Wales
 Aquatic Microbiology Group, Plymouth, 6-7 Sept. 1972.
- [24] QUEIRRAZA G., SMEDILE E. & TIBALDI E.
 Sul trasferimento di alcuni radionuclidi attraverso gli anelli di una
 catena alimentare fluviale
 Atti. Accad. Naz. Lincei Rend. Sc. fis. mat. e nat., 46, 81-90.
- [25] RAVERA O., MERLINI M. & MUSSO S.
 Assunzione ed eliminazione di radiocobalto da parte di un mollusco d'ac-
 qua dolce (*Unio mancus* var. *elongatus*)
 Fis. Sanit. Prot. Radiaz., 1969, 13, 301-305.
- [26] REICHLER D.E., DUNAWAY P.B. & NELSON D.C.
 Turn-over and concentration of radionuclides in food chains
 Nucl. Saf., 1970, 11, 1, 43-54.

- [32] TRIQUET C.
Etude de la contamination d'*Arenicola marina* L. (Annélide Polychète) par le cobalt-60
C.R. Acad. Sc. Paris, 1973, 276, 645-648.
- [33] UNDERWOOD E.J.
Trace elements in human and animal nutrition
New-York, Academic Press, 1971, 141-169.
- [34] VINOGRADOV A.P.
The elementary chemical composition of marine organisms
New Haven, Sears Foundation for Marine Research, memoir 2, 1953.
- [35] WHITTEN B.K. & GOODNIGHT C.J.
The role of Tubificid worms in the transfer of radioactive phosphorus in an aquatic ecosystem
Second National Symposium on Radioecology, Ann Harbor, Mich., May 15-17, 1967, NELSON D.J. & EVANS F.C., Ed, Oak Ridge, USAEC (Div. of Technical Information Extension), 270-277.

Manuscrit reçu le 17 janvier 1975

Liste des tableaux

- TABEAU I - Mesures individuelles sur les plies
- TABEAU II - Mesures individuelles sur les crabes
- TABEAU III - Assimilation et excrétion du cobalt-60 chez Pleuronectes platessa et Carcinus maenas.
- TABEAU IV - Concentrations du cobalt chez quelques espèces de Téléostéens et de Crustacés (d'ap. Vinogradov).

TABLEAU I - Mesures individuelles sur les plies

Individu	Poids en g.	Longueur standard en mm	Nombre de repas contaminés*	Act. spéc. en fin d'exp. en nCi/g	Cobalt assimilé en %	Cobalt excrété avec fécès en %	Cobalt excrété sous forme liquide en %
2	50,1	173	21	1,8	0,63	3,7	74,6
3	46,5	165	21	1,6	0,62	3,1	73,8
4	48,0	172	21	1,0	0,38	3,7	82,0
5	46,6	160	21	1,8	0,54	5,4	101,6
6	88,2	206	21	0,6	0,38	3,6	74,9
7	55,0	191	7 (†)	0,1	0,23	2,2	62,6
8	26,2	142	21	4,1	0,70	3,8	79,9
9	27,4	155	21	2,1	1,20	2,5	85,2
10	53,8	181	21	1,8	0,67	3,9	78,9
11	56,3	188	21	0,8	0,25	2,3	61,8
12	24,7	136	21	2,1	0,44	4,8	85,2
14	49,9	173	21	0,8	0,37	2,7	71,9
15	41,1	165	21	1,6	0,59	3,0	72,9

* Le nombre de repas contaminés est égal à la durée en semaines de l'expérience.

TABLEAU II - Mesures individuelles sur les crabes

Individu	Poids en g	Largeur de la carapace en mm	Sexe	Nombre de repas contaminés**	Act. spéc. en fin d'exp. en nCi/g	Cobalt assimilé en %	Cobalt excrété avec fécès en %	Cobalt excrété sous forme liquide en %
A	22,6	47	♀	6	60,1	65	9,6	27,4
B	30,5	47	♂	17	107,9*	53	12,8	24,2
C	24,9	46	♀	6	42	69	3,6	27,0
D	68,1	60	♂	4	11,7	60	1,9	15,8
E	16,0	39	♂	6	36,2	34	7,7	33,1
F	45,6	55	♂	25	50,8*	44	11,0	44,7
G	20,5	43	♀	19	69,9*	40	9,3	28,3
H	38,4	51	♂	15	37,9*	37,6	8,9	48,5
I	21,6	44	♀	5	38,5	52	6,6	70,4
J	24,0	44	♀	4	53,9	74	4,3	12,5
A'	23,8	45	♀	4	33,6	58	4,5	26,6
C'	45,8	55	♀	14	65,5*	28	9,6	15,8
I''	47,9	55	♂	10	59,9*	40	10,2	23,0
J''	23,2	44	♀	2	32,1	93	2,3	6,9
L'	28,9	46	♀	5	29,7	55	2,7	27,9
M'	22,9	42	♂	6	102,4	59	3,8	15,5
N'	15,4	41	♀	11	167,8	51	7,7	38,8
O'	15,9	39	♀	5	23,2	36	7,0	30,7

* Individus ayant atteint leur niveau maximum de radioactivité.

** Le nombre de repas contaminés est égal au double de la durée en semaines de l'expérience.

TABLEAU III - Assimilation et excrétion du cobalt⁶⁰ chez
Pleuronectes platessa et Carcinus maenas
 (en pourcentages par rapport au cobalt ⁶⁰ ingéré)

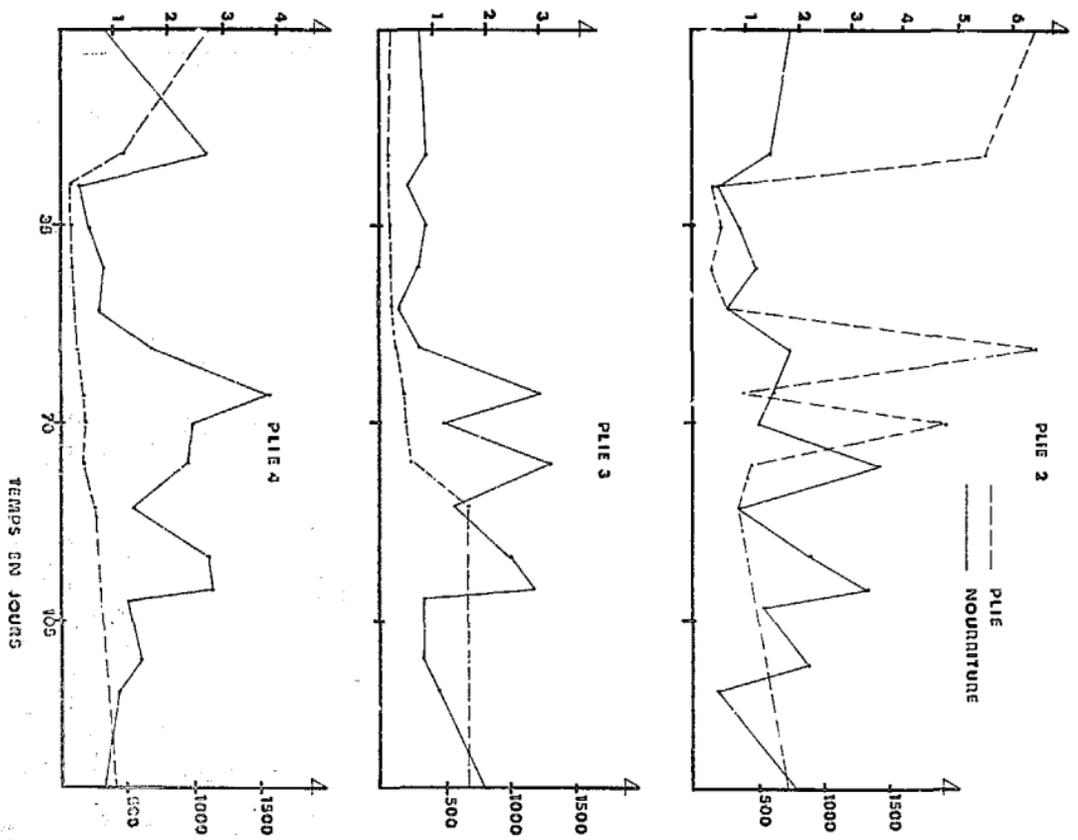
	Cobalt assimilé	Cobalt excrété avec fèces	Cobalt excrété sous forme liquide
CRABE	50 ± 13	7,47 ± 3,88	32,18 ± 17,86 { colloïdal 16,1 cationique 16,1
PLIE	0,55 ± 0,24	3,44 ± 0,95	77,33 ± 10,32 { colloïdal 15,5 cationique 61,8

TABLEAU IV - Concentrations du cobalt chez quelques espèces
 de Téléostéens et de Crustacés.
 (en ppm - d'après VINOGRADOV)

Espèce	Concentration
CRUSTACES	
<u>Palinurus</u> sp.	2,0
<u>Hyas araneus</u>	0,77
TELEOSTEENS	
<u>Osmerus eperlanus</u>	1,4
<u>Ctenolabrus rupestris</u>	3,8
<u>Gadus aeglefinus</u>	0,68
<u>Gadus marhua</u>	0,33
<u>Gadus marhua</u> (jeune)	0,42
<u>Gadus virens</u>	0,4

LISTE DES FIGURES

- Figures 1 à 4 - Evolution de la contamination des plies au cours du temps.
- Figure 5 - Radioactivité des plies pendant la phase de décontamination.
- Figure 6 - Répartition du cobalt 60 dans l'organisme de Pleuronectes platessa.
- Figures 7 à 9 - Evolution de la contamination des crabes au cours du temps.
- Figure 10 - Evolution de la répartition du cobalt 60 chez Carcinus maenas.
- Figure 11 - Répartition du cobalt 60 dans l'organisme de Carcinus maenas.
A - Après le dixième repas
B - Après 5 mois de décontamination
- Figure 12 - Radioactivité des crabes pendant la phase de décontamination.
- Figure 13 - Hypothèse de distribution du cobalt dans l'organisme de Pleuronectes platessa ou de Carcinus maenas.

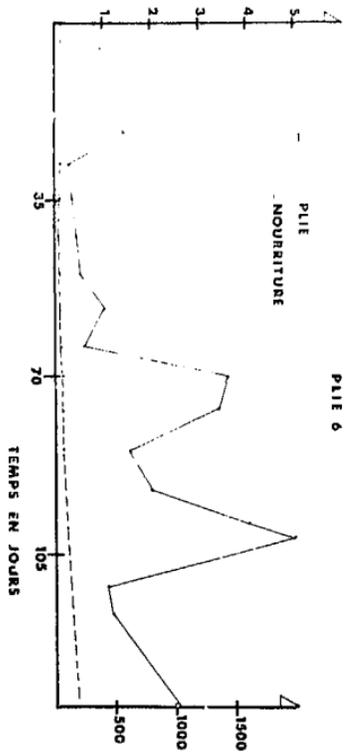


ACTIVITE DE LA NOURRITURE (nCi)

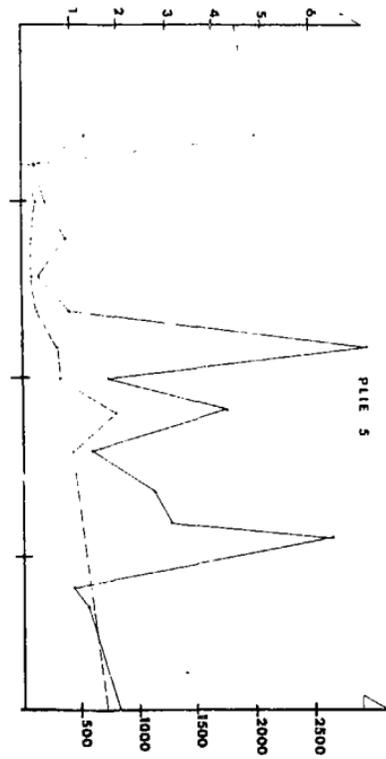
- Fig. 1 -

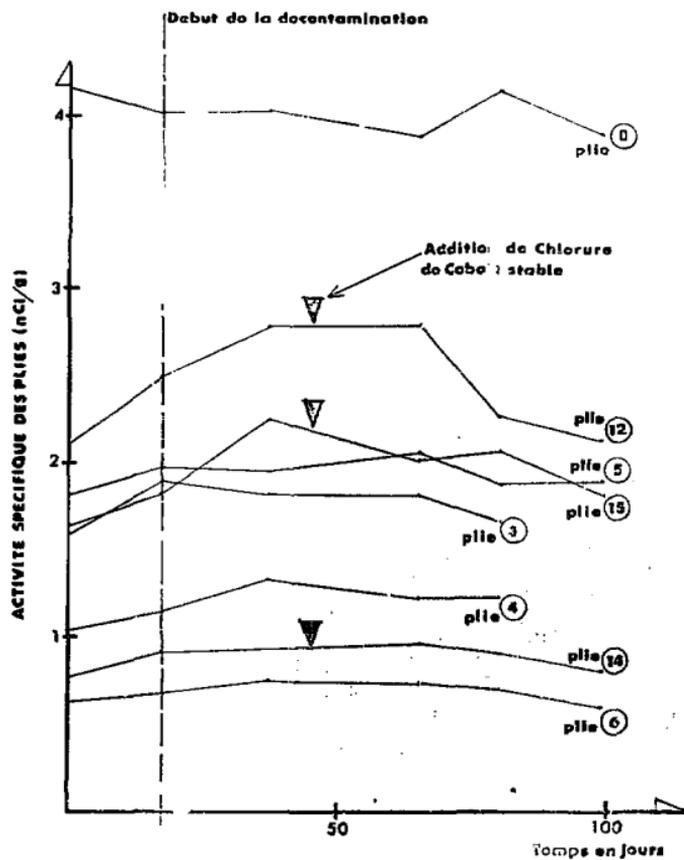
TEMPS EN JOURS

ACTIVITE SPECIFIQUE DE LA PLIE (nCi/g)

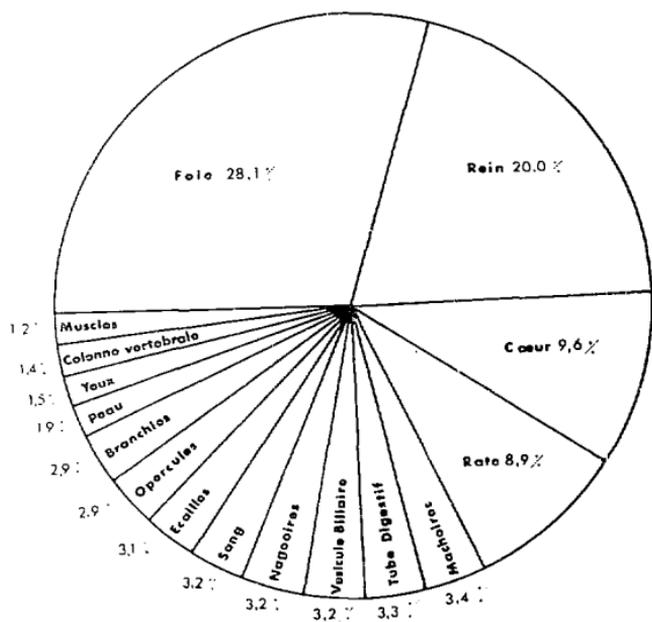


ACTIVITE DE LA NOURRITURE (nCi)

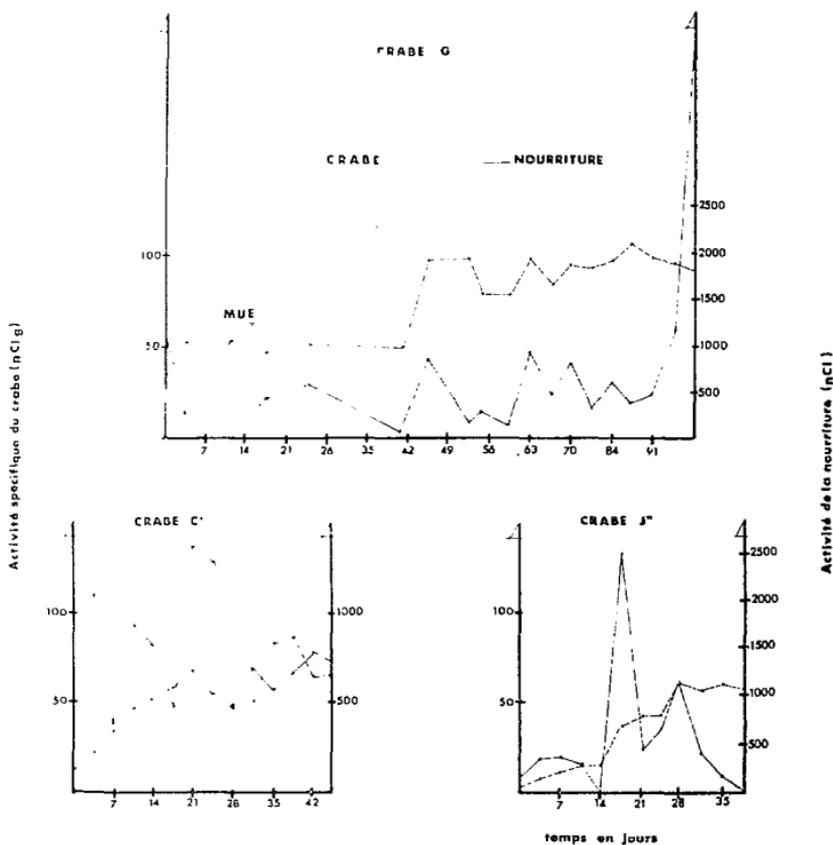




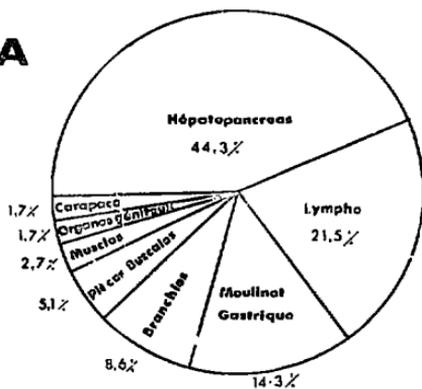
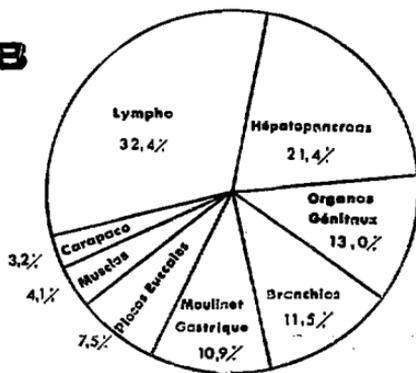
- Fig. 5 -



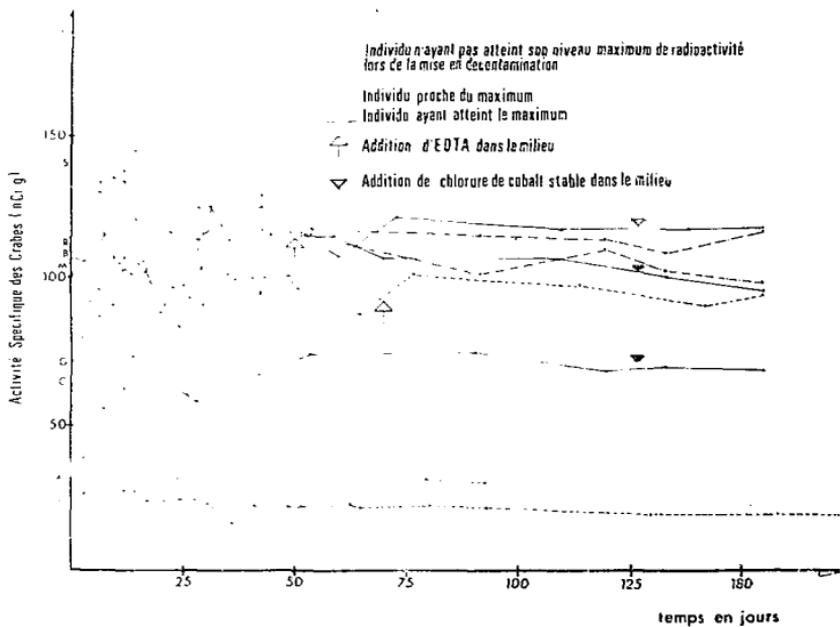
- Fig. 6 -



- Fig. 8 -

A**B**

- Fig. 11 -



- Fig. 12 -

Achevé d'imprimer
par
le CEA, Service de Documentation, Saclay
Mars 1975

DEPOT LEGAL
1er trimestre 1975