Les radiocobalts dans les fleuves français*

A. LAMBRECHTS**, Y. BAUDIN-JAULENT**, J.P. BAUDIN***
M. PALLY**, L. JOURD'HEUIL**

(Manuscrit reçu le 28 juillet 1995, accepté le 7 mai 1996)

RÉSUMÉ Les isotopes 58 et 60 du cobalt présents dans les effluents liquides des centrales électronucléaires et de l'usine de retraitement du combustible de Marcoule se fixent dans les différents compartiments des cours d'eau français. Les niveaux d'activité en radiocobalt varient en fonction de la nature des compartiments considérés selon l'ordre suivant: bryophytes > phanérogames immergées > sédiments > poissons. Par ailleurs, à partir d'expérimentations réalisées en laboratoire, il apparaît que la contamination des poissons s'effectue essentiellement à partir de l'eau plutôt qu'à partir de la nourriture. Le cobalt est retenu préférentiellement au niveau des reins ; la masse musculaire ne renferme pas plus de 30 % de l'activité totale présente dans l'animal.

ABSTRACT The isotopes 58 and 60 of cobalt present in liquid wastes from nuclear plants or from the fuel reprocessing plant of Marcoule are fixed in the different compartments of French rivers. The activity levels of radiocobalt vary according to the sampled compartments nature (bryophytes > immersed plants > sediment > fish). Elsewhere, laboratory experimentations show that the contamination of fish occurs essentially from the water way rather than from food. Cobalt is mainly fixed by kidneys ; muscles is no more than 30% of the total fish activity.

1. Introduction

Le programme électronucléaire français, initié dans les années 1970, est l'un des plus ambitieux du monde. Cette énergie représente 75 % de la production d'électricité nationale, assurée par une importante concentration de centrales et la maîtrise complète du cycle du combustible de la mine jusqu'au retraitement et au stockage des déchets. La figure 1 montre l'implantation des centrales nucléaires et des usines de retraitement du combustible irradié sur le territoire français. Sur les 22 sites représentés, 16 sont implantés sur les rives des grands fleuves dans l'eau desquels ils rejettent leurs effluents liquides.

* Ce texte fait partie d'une série d'articles de synthèse consacrés à la dosimétrie et qui sera publiée durant l'année 1996.

** Institut de Protection et de Sécurité Nucléaire, Département de Protection de l'Environnement et des Installations, Laboratoire de Radioécologie Continentale, IPSN/CEA, 13108 St-Paul-lez-Durance Cedex, France.

*** Centre National de la Recherche Scientifique, même adresse.

Fig. 1 – Situation du parc nucléaire français au 01/01/94.
French nuclear facilities on 01/01/94.

En 1993, les isotopes radioactifs du cobalt représentaient 42 % de l'activité γ totale des effluents liquides rejetés par les réacteurs à eau sous pression (REP) de 900 MWe (41 GBq) et 53 % pour celle rejetée par les REP de 1 300 MWe (28 GBq) (Anonyme, 1994). Pour les usines de retraitement du combustible irradié de Marcoule et la Hague, Ils représentent respectivement 0,5 % (28 GBq) et 2,3 % (1 790 GBq) des activités γ totales rejetées sous forme liquide.

D'un point de vue écologique, l'intérêt du cobalt est lié au fait qu'il constitue pour les organismes vivants un oligo-élément qui participe à un certain nombre de systèmes enzymatiques. Il est, par exemple, un composant de la vitamine B12. Il joue donc un rôle important dans le règne végétal et animal. Il est donc nécessaire de connaître le devenir des radiocobalts rejetés dans les fleuves français et de mesurer leur accumulation dans les constituants des écosystèmes aquatiques. Cet article décrit dans une première partie, les concentrations en radiocobalt mesurées dans les constituants du milieu aquatique, l'influence de quelques paramètres sur leur accumulation et, enfin, l'existence de bioindicateurs à partir d'études *in situ*. Dans une seconde partie sont présentés quelques résultats d'expériences menées en laboratoire sur le ^{60}Co . Ils permettent d'avoir une vue synthétique des facteurs de transfert concernant plusieurs organismes d'eau douce.

2. Etudes effectuées *in situ*

2.1 Matériel et méthode

Sur le terrain, les sédiments sont prélevés au cône de Berthois. Les végétaux sont récoltés à la main, ou à l'aide de gaffes, de grappins ou de griffes, à partir de la berge ou de bateaux. Les poissons sont capturés par pêche électrique, ou au filet.

Les échantillons sont pesés frais, séchés à 110 °C dans une étuve ventilée et pesés sec. Les sédiments sont tamisés, broyés et conditionnés en boîtes plastiques. Les végétaux et les poissons sont incinérés dans un four dont la montée en température jusqu'à 560 °C est programmée sur un cycle de 24 heures. Les cendres obtenues sont pesées, broyées et mises dans des boîtes plastiques de géométrie définie (Garnier-Laplace *et al.*, 1994).

La mesure de l'activité des radiocobalts est faite par spectrométrie gamma germanium dans les locaux du Laboratoire de mesure de la radioactivité de l'environnement⁽¹⁾.

2.2 Concentration dans les sédiments

Les cobalts 58 et 60 sont souvent détectés dans les sédiments prélevés en aval des installations nucléaires. On les trouve parfois en amont lorsque ces installations sont elles même en aval d'autres sites nucléaires. C'est le cas pour les centrales de la Loire ou du Rhône ; il en est de même pour Fessenheim situé sur le Rhin en aval de deux centrales suisses. Globalement les concentrations en cobalt des sédiments sont inférieures à 180 Bq kg⁻¹ sec (Tab. I) (Lambrechts *et al.*, 1988, 1992). Ne figurent pas dans ce tableau (et dans les suivants) les installations où les radiocobalts n'ont pas été décelés dans les compartiments du milieu. C'est, par exemple, le cas de Golfech ou de Creys-Malville.

* IPSN/DPEI/LMRE, Le Bois-des-Rames, Bt 501, 91400 Orsay.

En aval de Marcoule, les concentrations en cobalt 60 des sédiments sont les plus élevées (le maximum trouvé parmi les 101 valeurs est de 270 Bq kg⁻¹ sec) (Lambrechts et Foulquier, 1994).

Gontier *et al.* (1994) ont étudié les sédiments prélevés, en 1993, en amont et en aval des centrales électronucléaires. Les valeurs maximales rencontrées dans les sédiments sont, pour le ⁵⁸Co de 7 Bq kg⁻¹ sec en aval de Fessenheim, et pour le ⁶⁰Co de 49 Bq kg⁻¹ en aval de Saint-Laurent-des-Eaux.

TABLEAU I

Concentration en cobalt 58 et cobalt 60 des sédiments prélevés en amont et en aval des installations nucléaires de 1978 à 1993 (en Bq kg⁻¹ sec)⁽¹⁾

	Cobalt 58		Cobalt 60	
	amont	aval	amont	aval
Fessenheim	1 à 48 (2)	1 à 10 (2)	4 à 5,5 (3)	2,2 à 8,2 (6)
Cattenom	8 (1)	2 à 10 (4)	14 (1)	1,2 à 11 (3)
Chooz	-	-	0,3 (1)	0,6 à 9,6 (5)
Nogent	-	96 (1)	-	2,1±1,2 (8)
Belleville	-	43 (1)	-	0,9 à 1,9 (2)
Dampierre	1,8 à 7,2 (3)	1,2 à 8 (3)	1,1 à 8,7 (2)	3,4±2,7 (8)
Saint-Laurent	0,3 à 18 (2)	7 à 11 (2)	1,1 à 11 (3)	4,4 à 49 (3)
Chinon	2,9 (1)	3 à 88 (3)	2,1 à 4,8 (3)	2,4 à 176 (6)
Bugey	-	2,4±1,2 (14)	-	8,0±4,2 (18)
Saint Alban	4 à 6 (3)	25±37 (10)	7 à 12 (5)	11,5±3,8 (18)
Cruas	4 à 21 (3)	3 à 26 (3)	4,0±3,1 (12)	4,4±1,0 (14)
Tricastin	1 à 54 (4)	1 à 16 (4)	4,5±3,1 (9)	4,8±2,6 (14)
Marcoule	3 à 21 (4)	9,7±2,8 (40)	3,9±2,5 (9)	10,5±5,2 (101)

(1) Dans les tableaux, les conventions suivantes sont utilisées : lorsqu'il y a moins de 7 données, seules figurent les valeurs minimales et maximales ; le nombre de valeurs est indiqué entre parenthèses. Dans les autres cas, la moyenne arithmétique est suivie de son écart calculé par la formule $\frac{ts}{\sqrt{n}}$ où t est la variable

de Student pour une probabilité de 95 %, s est l'écart-type population ($n - 1$) et n le nombre de valeurs indiqué entre parenthèses ; si aucune valeur n'existe, la case est occupée par un tiret.

2.3 Concentration dans les phanérogames immergées

Dans les végétaux aquatiques supérieurs (phanérogames immergées) les valeurs sont plus élevées que celles trouvées dans les sédiments (Tab. II). Les valeurs les plus élevées concernant le cobalt 58 sont rencontrées à l'aval du site du Bugey et correspondent à des végétaux prélevés en 1979 au moment de la divergence des 4 REP de 900 MWe ; de même à Belleville ou Nogent-sur-Seine les valeurs les plus élevées sont celles de végétaux prélevés en aval des sites au moment de la divergence des réacteurs. Les radiocobalts n'ont pas été détectés dans les végétaux de Dampierre, Chinon ou Golfech.

En 1993, la valeur maximale pour le ^{58}Co a été trouvée en aval de Cattenom (7 Bq kg⁻¹ sec) et pour le ^{60}Co en aval de Fessenheim (18 Bq kg⁻¹ sec) (Gontier *et al.*, 1994).

TABLEAU II

Concentration en cobalt 58 et cobalt 60 des phanérogames immergées prélevées en amont et en aval des installations nucléaires de 1978 à 1993 (en Bq kg⁻¹ sec)

	Cobalt 58		Cobalt 60	
	amont	aval	amont	aval
Fessenheim	8 à 51 (3)	25,4±13,3 (12)	5 à 18 (5)	8,5±3,3 (12)
Cattenom	28 à 34 (2)	56±39 (12)	6 à 7 (2)	8,9±3,3 (12)
Chooz	—	—	—	1,9±1,3 (7)
Nogent	—	1 à 319 (7)	—	2,8±1,5 (9)
Belleville	—	270 à 900 (3)	—	—
Saint-Laurent	6,5 (1)	16,4 (1)	4,2 (1)	12,3 (1)
Creys	0,7 (1)	1,2 (1)	—	—
Bugey	—	33 à 2410 (7)	—	88±105 (9)
Saint Alban	18,7±8,4 (9)	108±110 (42)	12,0±5,4 (11)	23,7±8,5 (44)
Cruas	24,8±14,1 (15)	43,3±18,2 (22)	9,2±3,4 (15)	11,7±3,2 (19)
Tricastin	24,4±11,2 (16)	100±58 (17)	9,1±2,8 (22)	35,0±20,4 (18)
Marcoule	30,5±9,1 (30)	56,7±25,5 (96)	20,8±8,7 (27)	63,1±24,8 (111)

2.4 Concentration dans les bryophytes

Dans les mousses aquatiques (bryophytes), les concentrations en cobalt 58 peuvent parfois être élevées avec un maximum de $3470 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ sec}$ en aval de Nogent en 1989 au moment de la mise en service industrielle des deux tranches de la centrale (Baudin *et al.*, 1991). Les concentrations en cobalt 60 dans les mousses sont maximales en aval de la centrale du Bugey en 1980.

TABLEAU III
Concentration en cobalt 58 et cobalt 60 des bryophytes prélevées en amont et en aval des installations nucléaires de 1978 à 1993 (en $\text{Bq kg}^{-1} \text{ sec}$)

	Cobalt 58		Cobalt 60	
	amont	aval	amont	aval
Fessenheim	1 à 53 (5)	73 ± 92 (8)	8 à 142 (6)	32 ± 29 (9)
Chooz	–	–	–	2,5 à 4,1 (4)
Nogent	–	1190 ± 790 (14)	0,7 (1)	47 ± 18 (12)
Bugey	–	150 ± 97 (13)	–	178 ± 83 (14)
Saint Alban	–	55 à 272 (3)	–	4 à 44 (3)
Cruas	120 ± 108 (10)	6 à 296 (3)	$15,5 \pm 7,2$ (13)	12 à 22 (3)
Tricastin	6 à 61 (4)	–	6 à 57 (4)	–
Marcoule	6,7 à 11,5 (5)	52 ± 31 (10)	5 à 23 (6)	55 ± 17 (13)

2.5 Concentration dans les poissons

La plupart des valeurs significatives sont comprises entre $0,05$ et 4 Bq kg^{-1} frais pour le cobalt 58 et entre $0,05$ et 2 pour le cobalt 60. Souvent les concentrations en radiocobalt ne sont pas décelables. C'est en particulier le cas à Cattenom, Chooz, Nogent, Dampierre, Saint-Laurent-des-eaux, Chinon et Creys-Malville.

En aval du Bugey, des concentrations plus élevées ont été mesurées au moment de la divergence des réacteurs (Foulquier *et al.*, 1986), atteignant 210 Bq kg^{-1} frais pour le ^{58}Co et 40 pour le ^{60}Co .

TABLEAU IV

Concentration en cobalt 58 et cobalt 60 des poissons prélevés en amont et en aval des installations nucléaires de 1978 à 1993 (en Bq kg⁻¹ frais)

	Cobalt 58		Cobalt 60	
	amont	aval	amont	aval
Fessenheim	0,1 (1)	0,5 (1)	—	—
Belleville	—	—	—	0,1 à 0,2 (4)
Bugey	0,5 (1)	19,8±17,9 (28)	0,1 à 1,9 (5)	2,6±2,1 (52)
Saint Alban	1,8 (1)	0,3 à 1,1 (3)	0,1 à 0,6 (2)	0,3±0,3 (7)
Cruas	0,05 à 0,3 (2)	0,4 à 0,8 (2)	—	—
Tricastin	0,1 à 0,3 (2)	0,6±0,3 (10)	0,1 à 0,2 (4)	0,2±0,1 (25)
Marcoule	0,3 à 0,5 (2)	0,3±0,2 (7)	—	0,3±0,1 (51)

2.6 Influence de quelques paramètres sur l'accumulation des radiocobalts.

2.6.1 Influence de la distance

La figure 2 montre les concentrations en cobalt 58 et en cobalt 60 de végétaux aquatiques prélevés en 1992 en amont et en aval de 14 centrales électro-nucléaires continentales. Les stations sont situées dans un tronçon allant de 40 km en amont des installations à 40 km en aval.

En amont des installations les concentrations sont très faibles à l'exception des zones influencées par la présence d'autres installations situées plus en amont (carrés clairs).

En aval, c'est dans une zone située entre 0 et 10 km du rejet que sont trouvées dans les végétaux aquatiques les activités les plus élevées, comprises entre 0 et 266 Bq kg⁻¹ sec pour le ⁵⁸Co et entre 0 et 171 Bq kg⁻¹ sec pour le ⁶⁰Co. La fraction des radio-cobalt biodisponible pour les végétaux décroît quand la distance augmente. Ainsi, entre 10 et 30 km les activités maximales sont de 10 Bq kg⁻¹ sec pour le ⁵⁸Co et 15 Bq kg⁻¹ sec pour le ⁶⁰Co. Au delà de 30 km en aval des centrales les activités sont de l'ordre de grandeur de ce qu'elles étaient en amont.

Un autre exemple concerne les concentrations en radiocobalt des sédiments prélevés en aval de Marcoule, en 1992, dans 8 stations distantes de 0,5 à 113 km du point de rejet des effluents liquides (Fig. 3) (Lambrechts *et al.*, 1992, 1994).

Fig. 2 – Concentrations en Co-58 et Co-60 dans les végétaux aquatiques collectés dans les cours d'eau, en amont et en aval des quatorze centrales électronucléaires continentales françaises (1992)

Co-58 and Co-60 concentrations in aquatic vegetation sampled upstream and downstream from the fourteen french continental electronuclear plants (1992)

L'usine ne rejetant pratiquement pas de ^{58}Co , les concentrations mesurées en aval immédiat de Marcoule (2 et 3 $\text{Bq kg}^{-1} \text{sec}$) sont probablement dues à la centrale du Tricastin. Ce nucléide n'est plus mesuré au delà de Caderousse.

Les concentrations en cobalt 60 sont maximales à proximité des barrages, entre Caderousse et Fourques, c'est à dire entre 3 et 68 km avec des valeurs comprises entre 11 et 14 $\text{Bq kg}^{-1} \text{sec}$. Elles diminuent ensuite dans le Grand Rhône pour atteindre des valeurs de 2 $\text{Bq kg}^{-1} \text{sec}$ au Mas de l'Hoste et 4 $\text{Bq kg}^{-1} \text{sec}$ à la Palissade presque à l'embouchure du fleuve. Notons au passage que nous n'avons jamais détecté de radiocobalt dans les canaux et roubines du delta de la Camargue.

2.6.2 Relation entre les rejets de radiocobalt et les concentrations trouvées dans les végétaux aquatiques

La diminution des quantités de cobalt rejetées annuellement par la centrale de Cattenom de 1986 à 1992, se traduit par une décroissance des concentrations en cobalt 58 et 60 des végétaux immergés (Fig. 4). En 1987 après le démarrage du premier R.E.P., la centrale rejetait 14,7 GBq de ^{58}Co et 0,4 GBq de ^{60}Co ; les concentrations trouvées dans les végétaux étaient respectivement de 286 et 4,4 $\text{Bq kg}^{-1} \text{sec}$. En 1991, après le couplage du 4^e R.E.P.,

Fig. 3 – Concentrations en Co58 et Co60 dans les sédiments prélevés en aval de Marcoule en 1992
Co-58 and Co-60 concentrations in sediments sampled downstream from Marcoule in 1992

Concentration maximale observée (Bq.kg⁻¹ sec)

Fig. 4 – Concentrations en Co-58 et en Co-60 dans les végétaux immergés prélevés en aval de la centrale nucléaire de Cattenom

Co-58 and Co-60 concentration in immersed vegetation sampled downstream from the nuclear plant of Cattenom

la centrale rejetait 5,0 GBq de ⁵⁸Co et 2,3 GBq de ⁶⁰Co; les concentrations dans les végétaux immergés étaient alors respectivement de 16 et 23 Bq kg⁻¹

sec. Par ailleurs, on peut noter que les rapports $\frac{^{58}\text{Co}}{^{60}\text{Co}}$ sont, aproximativement et pour une date donnée, du même ordre de grandeur, dans les effluents et dans les végétaux aquatiques.

2.6.3 Comparaison de la qualité de radioindicateurs de plusieurs constituants d'un cours d'eau.

La figure 5 montre comment trois constituants ont fixé les cobalt 58 et 60 rejetés par la centrale de Nogent-sur-Seine en 1989. Si l'on trouve environ 100 Bq kg⁻¹ sec de cobalt 58 dans les sédiments, on en trouve trois fois plus dans le végétal immergé nommé potamogeton, et 34 fois plus dans la mousse aquatique nommée fontinale. Les concentrations en cobalt 60 présentent les mêmes caractéristiques (Baudin *et al.*, 1991).

Fig. 5 – Comparaison de la qualité de différents indicateurs de l'impact radioécologique des effluents liquides rejetés par la centrale de Nogent-sur-Seine en 1989
Comparison of several indicators quality of the liquid effluents radioecological impact from the Nogent-sur-Seine plant in 1989

A l'évidence les bryophytes (mousses) sont les meilleurs indicateurs des rejets de cobalt. Des expériences d'immersion de mousses dans des cours d'eau ont été entreprises, en collaboration avec les exploitants, pour étudier, *in situ*, leur capacité de fixation des radionucléides présents dans les effluents liquides des R.E.P. (Baugelin-Seiller *et al.*, 1994).

3. Expérimentations effectuées en laboratoire

L'ensemble des travaux réalisés en laboratoire correspond à l'étude des transferts du ⁶⁰Co au sein d'un écosystème expérimental théorique, comportant deux unités abiotiques, l'eau et le sédiment, et divers organismes constituant une chaîne trophique comportant quatre niveaux :

- une espèce phytoplanctonique (*Scenedesmus obliquus*) représentant les producteurs primaires,
- trois espèces représentant les consommateurs de premier ordre : une larve limicole d'insecte (chironome), un mollusque (limnée) et un crustacé (gammare) ;

- une espèce de poisson représentant les consommateurs de deuxième ordre (carpe) ;
- une espèce de poisson représentant les consommateurs de troisième ordre (truite).

En ce qui concerne les transferts à partir de l'eau, il apparaît que le facteur de concentration diminue du producteur primaire au consommateur terminal (Nucho et Baudin, 1986 ; Nucho *et al.*, 1988 ; Baudin et Fritsch, 1987 ; Veran, 1994). Ainsi, ce paramètre est de l'ordre de 2000 pour l'algue planctonique, 300 pour le gammare, 10 pour la carpe et 5 pour la truite.

Les études de contamination par la nourriture montrent que le facteur de transfert trophique ($[\text{radionucléide}]_{\text{cons.}}/[\text{radionucléide}]_{\text{nour.}}$ ⁽¹⁾ est toujours largement inférieur à 1 si bien qu'il est possible de conclure à une absence de bio-ampification du ⁶⁰Co le long de la chaîne trophique (Veran, 1994 ; Baudin et Fritsch, 1987 ; Baudin et Nucho, 1992). Pour la carpe, la valeur maximale de ce facteur est de 0,012 lors de l'ingestion de tissus mous de limnée, 0,023 lors de l'ingestion de larves de chironomes et de 0,051 lors de l'ingestion de gammarès (Baudin *et al.*, 1990). Ces différences, et notamment la plus forte valeur constatée lors de la consommation de gammarès contaminés, peuvent être attribuées à une plus grande disponibilité du radionucléide (⁶⁰Co essentiellement adsorbé sur la carapace des crustacés). Pour ce poisson, l'additivité des deux voies d'accumulation a pu être démontrée (Baudin et Fritsch, 1989) ainsi que la prédominance du transfert direct (à partir de l'eau) sur le transfert trophique. Pour la truite, la valeur maximale du facteur de transfert trophique est de 0,66 dans le cas d'une nourriture constituée de muscle de carpes contaminées. Cette valeur est de 10 à 50 fois supérieure à celle constatée pour la carpe. De tels écarts peuvent être attribués à des différences interspécifiques et à la plus forte teneur en protéines de la nourriture ingérée par les truites, favorisant une meilleure assimilation du radionucléide.

Dans le cas des poissons, la répartition tissulaire des radionucléides fixés constitue une donnée importante pour la radioprotection et représente, d'un point de vue physiologique, une contribution à la connaissance du métabolisme de l'élément. Chez la carpe, les viscères, et notamment le tube digestif et les reins, présentent les concentrations en ⁶⁰Co les plus élevées, quel que soit le vecteur de la contamination (eau ou nourriture) et la phase considérée (fin d'accumulation ou d'élimination). Inversement, dans les muscles la concentration du radionucléide est toujours la plus faible, si bien que leur contribution à la radioactivité totale du poisson est nettement inférieure à leur importance pondérale. Ainsi, pour une vingtaine de cas étudiés, la proportion de ⁶⁰Co fixé dans la masse musculaire des carpes a toujours été inférieure à 25 % alors que ce tissu représentait environ 40 % de la biomasse des poissons (Fritsch, 1985). Globalement, les données concernant la truite sont similaires à celles présentées précédemment. Une fois encore il faut souligner la forte contamination

(1) cons. : consommateur ; nour. : nourriture.

des reins, par rapport aux autres tissus et organes, et une contribution des muscles à la radioactivité totale du poisson ne dépassant pas 30 % pour une importance pondérale de l'ordre de 40 % (Veran, 1994).

A partir de données rassemblées lors d'études *in situ*, pour les poissons du Rhône, toutes espèces confondues, un facteur de concentration du ^{60}Co de l'ordre de 100 a pu être estimé. La valeur de ce paramètre a été évalué à environ 20, au cours d'une expérience de contamination de la carpe, simultanément par l'eau et par de la nourriture constituée de tissus mous de limnée (Baudin et Fritch, 1989). En première analyse, cette différence peut paraître suffisamment importante pour mettre en question la validité des résultats expérimentaux ainsi que ceux des mesures réalisées sur les échantillons prélevés *in situ*. Toutefois, plusieurs explications peuvent valablement justifier cette distorsion et notamment la probable influence de facteurs écologiques et biologiques s'ajoutant à ceux liés à l'échantillonnage plurispécifique réalisé sur le terrain. Ainsi, certains poissons, dont la carpe, peuvent se contaminer *in situ* par ingestion de particules sédimentaires sur lesquelles du ^{60}Co est adsorbé. Par ailleurs, la consommation de proies, telles que des algues planctoniques ou de petits crustacés, qui accumulent le radionucléide à un niveau largement plus élevé que les limnées, peut conduire à une contamination supérieure des poissons. Enfin, lors de l'étude de la bioaccumulation du ^{60}Co par la voie trophique chez la carpe (Baudin et Fritch, 1989), l'analyse des résultats expérimentaux et des données bibliographiques a montré que la quantité de radiocobalt retenue était inversement proportionnelle à celle qui était absorbée avec la nourriture. Dans les expériences en laboratoire, la concentration en ^{60}Co de la nourriture étant très nettement supérieure à celle des espèces proies vivant dans les eaux du Rhône, la rétention du radionucléide par les poissons, et en conséquence le facteur de concentration par rapport à l'eau, va être minimisé par rapport à celui évalué *in situ*. Compte tenu de l'ensemble des raisons avancées, la confrontation de la valeur du facteur de concentration obtenue en laboratoire à celle tirée des études de terrain est très encourageante et prometteuse. Une plus juste comparaison nécessite essentiellement une amélioration de la stratégie d'échantillonnage des poissons dans les cours d'eau, notamment en multipliant le nombre de prélèvements, en séparant les individus par espèce et en les répartissant en lots homogènes par classe d'âge. Cette démarche permettrait, d'autre part, de valider, pour les isotopes radioactifs du cobalt, le modèle "TRANSAQUA" (Garnier-Laplace et Baudin, 1995) qui a pour vocation de simuler, en cas d'accident par exemple, la concentration des radionucléides dans les différentes espèces de l'écosystème aquatique concerné.

4. Conclusion

La présence des radiocobalts dans les compartiments des fleuves français est liée essentiellement aux rejets liquides des réacteurs électro-nucléaires, et à l'usine de retraitement du combustible irradié du site de Marcoule. Les concen-

trations les plus élevées en ^{58}Co et en ^{60}Co sont observées dans les mousses aquatiques, connues pour être de bons radioindicateurs. Ces radionucléides sont détectés avec des concentrations plus faibles dans les phanérogames immergées, les sédiments et les poissons. Dans l'ensemble des compartiments aquatiques, les activités sont d'autant plus fortes que les rejets sont importants et que, en général, les échantillons prélevés sont proches du rejet.

Le programme expérimental développé pendant plusieurs années a permis d'acquérir un ensemble de données permettant une bonne évaluation du transfert du ^{60}Co le long d'une chaîne trophique à quatre niveaux. Concernant les poissons, il apparaît que la contamination par l'eau est plus importante que celle résultant de la consommation de nourriture contaminée. Le cobalt se fixe fortement sur les reins ; la masse musculaire, malgré son importance, ne représente qu'environ 30 % de l'activité totale de l'animal. Dans sa globalité, la démarche suivie démontre l'indispensable complémentarité des travaux *in situ* et des recherches en laboratoire, pour une bonne évaluation des transferts des radionucléides entre les différents composants d'un écosystème d'eau douce à la suite d'une contamination accidentelle.

RÉFÉRENCES

- Anonyme (1994) Rapport d'activité Environnement 1993. EDF, Production Transport, Département Sécurité Radioprotection Environnement, 30 p. et annexes.
- Garnier-Laplace J., Arnaud M., Gontier G., Lumia G., Masson M., Pujol E. et Foulquier L. (1994) Suivi radioécologique des centrales nucléaires françaises (spectrométrie γ), année 1992. IPSN/DPEI document SERE 94/030(P), 797 p. + annexes.
- Lambrechts A., Foulquier L. et Pally M. (1988) Etude comparée de l'impact radioécologique des installations nucléaires et de l'accident de Tchernobyl sur le fleuve Rhône. In: *Impact des accidents d'origine nucléaire. IV symposium International de Radioécologie, C.E.N. Cadarache, France, 14-18 mars 1988*, 7 p.
- Lambrechts A., Foulquier L. et Pally M. (1992) Synthèse des connaissances sur la radioécologie du Rhône. Comité de Bassin Rhône Méditerranée Corse. Groupe de travail "Qualité des eaux du Rhône" sous-groupe "Micropollution toxique", 172 p.
- Lambrechts A. et Foulquier L. (1994) Suivi radioécologique du Rhône de l'amont du site de Marcoule à l'embouchure (1992-1993). IPSN/DPEI document SERE 94/026(P), 35 p. + annexes.
- Gontier G., Jourd'Heuil L., Lumia G., Masson M., Pujol E., Bouisset P. et Foulquier L. (1994) Suivi radioécologique des centrales nucléaires françaises (spectrométrie γ), année 1993. IPSN/DPEI document SERE 94/075(P), 619 p. + annexes.
- Baudin J.P., Lambrechts A. et Pally M. (1991) Utilisation des mousses aquatiques comme bioindicateurs de contamination radioactive. *Hydroécol. Appl.* 3 (2), 209-240.
- Foulquier L., Descamps B. et Baudin-Jaulent Y. (1985) Mesure et interprétation des teneurs en radionucléides des poissons du Haut-Rhône français, *Verh. Int. Verein. Limnol.* 22, 2470-2475.

- Lambrechts A., Foulquier L., Pally M. (1994) Synthèse des connaissances sur la radioécologie du Rhône. Comité de Bassin Rhône Méditerranée Corse, Groupe de travail qualité des eaux du Rhône, Sous Groupe " Micropollution toxique. 69496 Pierre Bénite, 172 p.
- Beaugelin-Seiller K., Baudin J.P. et Brottet D. (1994) Use of aquatic mosses for monitoring artificial radionuclides downstream of the nuclear power plant of Bugey (river Rhone, France). *J. Env. Radioact.* **24**, 217-233.
- Nucho R., Baudin J.P. (1986) Données expérimentales sur la rétention du ^{60}Co par une algue planctonique, *Scenedesmus obliquus*. Influence de la température et de la photopériode. *Sci. eau* **5** (4), 361- 376.
- Nucho R., Rambaud A., Foulquier L. et Baudin J.P. (1988) Bioaccumulation du ^{60}Co par une algue planctonique *Scenedesmus obliquus* Türps. (Kütz). Influence du stade de développement de la culture sur la fixation du radionucléide. *Acta Oecol. Oecol. Appl.* **9** (2), 111-125.
- Baudin J.P. et Fritch A.F. (1988) Influence de la température sur l'accumulation par la voie directe du ^{60}Co chez un poisson dulçaquicole. *Rev. Sci. eau* **1** (4), 387-402.
- Veran M.P. (1994) Etude des transferts du ^{54}Mn , du ^{60}Co et du ^{137}Cs à la truite. D.E.A. "Chimie de l'Environnement et Santé", Université de Provence (Aix-Marseille I), 21 p.
- Baudin J.P. et Fritch A.F. (1987) Retention of ingested ^{60}Co by a freshwater fish. *Water, Air Soil Pollut.* **36**, 207-217.
- Baudin J.P. et Nucho R. (1992) ^{60}Co accumulation from sediment and planctonic algae by midge larvae (*Chironomus luridus*). *Env. Pollut.* **76**, 133-140.
- Baudin J.P., Fritsch A.F. et Georges J. (1990) Influence of labelled food type on the accumulation and retention of ^{60}Co by a freshwater fish, *Cyprinus carpio* L. *Water, air, Soil Pollut.* **51**, 261-270.
- Baudin J.P. et Fritch A.F. (1989) Relative contribution of food and water in the accumulation of ^{60}Co by a freshwater fish. *Water Res.* **23** (7), 817-823.
- Fritch A.F. (1985) Etude expérimentale de l'accumulation, de l'élimination du ^{60}Co par *Cyprinus carpio* L. Evaluation de la contribution respective des voies trophique et directe dans les processus de radiocontamination. Influence du facteur thermique. Thèse Docteur Ingénieur, Univ. Aix-Marseille II, 114 p.
- Garnier-Laplace J. et Baudin J.P. (1995) The model "TRANSAQUA" : a tool for simulating the transfer of radionuclides through aquatic trophic chains. *Final Report of "the Rivers and Reservoirs sub-Group" of the "Validation of Environmental Model Prediction Program"*, IAEA, Vienne (sous presse).