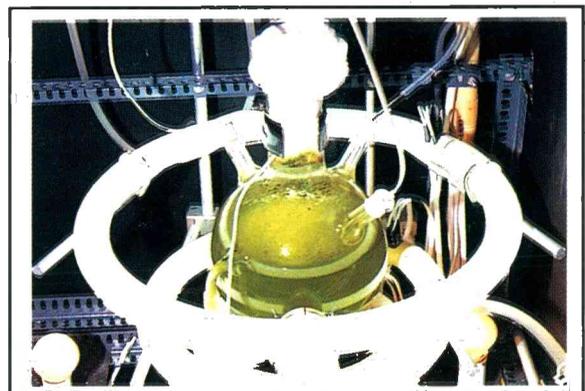
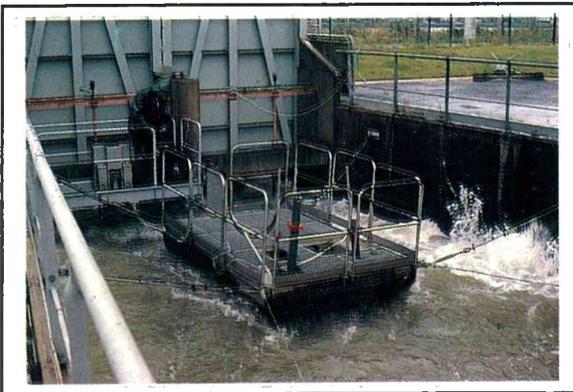
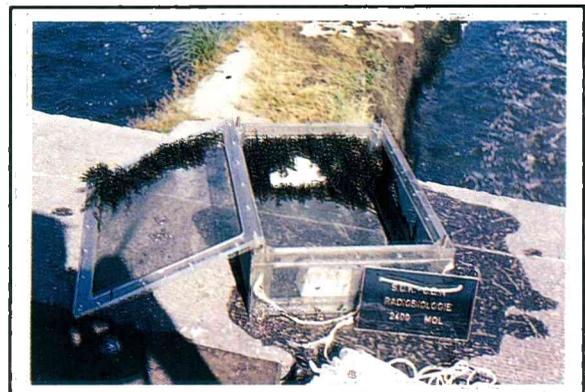
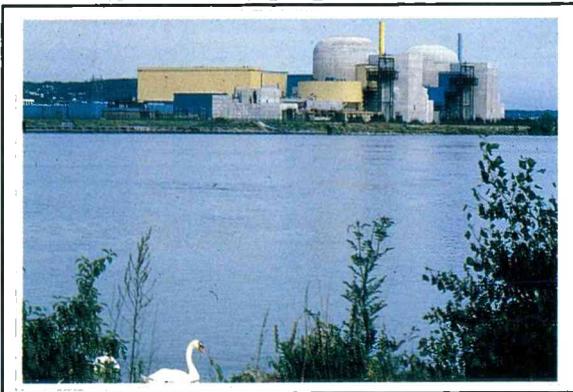


LA RADIOECOLOGIE DES GRANDS FLEUVES : des données de sites et de l'expérimentation à la modélisation

(application
à la Meuse et au Rhône)



Comité éditorial :
Kirchmann R.,
Vandecasteele C.M., Foulquier L.,
Lambinon J. et Sombé L.

Juin 1992
BLG 635

Photos de couverture :

En haut, à gauche : La centrale nucléaire de Saint-Alban, sur le Rhône.

En haut, à droite : Cage expérimentale pour l'exposition de mousses aquatiques utilisée en Meuse.

En bas, à gauche : Radeau pour expérimentation biologique, installé dans le canal de rejet de la centrale nucléaire de Tihange.

En bas, à droite : Turbidostat utilisé pour la culture expérimentale en semi-continu des algues microscopiques.

SN

**LA RADIOECOLOGIE
DES GRANDS FLEUVES :**
**des données de sites
et de l'expérimentation
à la modélisation**
(application
à la Meuse et au Rhône)

Comité éditorial :
Kirchmann R.,
Vandecasteele C.M., Foulquier L.,
Lambinon J. et Sombré L.

Juin 1992
BLG 635

AUTEURS DE L'ETUDE ET COLLABORATEURS

Commissariat à l'Energie Atomique (CEA), Institut de Protection et de Sûreté Nucléaire (IPSN), Département de Protection de l'Environnement et des Installations, CEN-Cadarache, St-Paul-lez-Durance (France) : L. Foulquier, J.-P. Baudin, A. Lambrechts, M. Pally, R. Nucho, A.F. Fritsch.

Centre d'Etude de l'Energie nucléaire (CEN/SCK), Laboratoires de Radioécologie et de Métrologie nucléaire, Mol : C.M. Vandecasteele, E. Bonnijns-Van Gelder, J. Colard, C. Hurtgen.

Electrabel, Centrale nucléaire de Tihange, Tihange : † L. Maesen, A. Marchal, G. Beuken.

Facultés universitaires Notre-Dame de la Paix (FUNDP), Unité d'Ecologie des Eaux douces (UNECED), Namur : J.-C. Micha, J.-P. Descy, A. Gillet.

Institut d'Hygiène et d'Epidémiologie (IHE), Section Radioactivité, Bruxelles : H. De Clercq-Versele.

Université Catholique de Louvain (UCL), Laboratoire de Physiologie végétale, Louvain-la-Neuve : C. Myttenaere, L. Sombré.

Université de Liège (ULg), Centre Environnement, Liège : J.S. Smitz, E. Everbecq.

Université de Liège (ULg), Laboratoire de Radioécologie, Liège : R. Kirchmann, J. Lambinon, M. Meurice-Bourdon.

Comité de lecture : G. Beuken, J.-P. Descy, E. Everbecq, R. Kirchmann, J. Lambinon, M. Meurice-Bourdon, L. Sombré, C.M. Vandecasteele.

TABLE DES MATIERES

INTRODUCTION	
1.	Justification et objectif du programme de recherches 7
2.	Approche du problème 7
3.	Collaborations et répartition des tâches 8
3.1.	Etudes <i>in situ</i> 8
3.2.	Etudes expérimentales 8
3.3.	Modélisation mathématique 8
I. DESCRIPTION GENERALE DES DEUX ECOSYSTEMES	
1.	Caractéristiques oro-hydrographiques 9
2.	Caractéristiques hydrologiques 9
3.	Aménagements 13
4.	Régime thermique 13
5.	Physico-chimie des eaux 14
6.	Sédiments et matières en suspension 15
7.	Biocénose 16
7.1.	Végétaux 16
7.2.	Invertébrés 17
7.3.	Poissons 17
7.4.	Bactérioplancton 19
II. RADIOECOLOGIE DE LA MEUSE ET DU RHONE	
1.	Introduction 20
1.1.	Sources de radiocontamination anthropique 20
1.2.	Inventaires des installations nucléaires sur la Meuse 20
1.3.	Inventaires des installations nucléaires sur le Rhône 21
2.	Radioactivité naturelle 21
2.1.	Meuse 21
2.2.	Rhône 21
3.	Radioactivité artificielle : situation avant Tchernobyl 22
3.1.	Meuse 22
3.1.1.	Impact des retombées atmosphériques provenant des tirs expérimentaux d'armes nucléaires 22
3.1.2.	Impact des effluents des centrales nucléaires 22
3.2.	Rhône 23
3.2.1.	Impact des retombées atmosphériques provenant des tirs expérimentaux d'armes nucléaires 23
3.2.2.	Impact des effluents des centrales nucléaires 23
3.2.3.	Impact des effluents de l'usine de retraitement du combustible irradié de Marcoule 25
4.	Radioactivité artificielle : situation après Tchernobyl (1986-1989) 25
4.1.	Meuse 25
4.2.	Rhône 26
4.2.1.	Mesures effectuées en mai 1986 26
4.2.2.	Mesures effectuées après mai 1986 27
5.	Conclusions 27
III. EXPERIMENTATION <i>IN SITU</i> DE L'IMPACT DES REJETS EN MEUSE	
1.	Biocénose 30
1.1.	Méthodologie 30
1.2.	Impact des rejets thermiques 30
1.3.	Impact des rejets chimiques 30
1.4.	Impact des rejets radioactifs 30
1.4.1.	Expérimentation sur les mousses aquatiques 32
1.4.2.	Expérimentation sur les poissons (vairon) 32

TABLE DES MATIERES

2.	Sédiments	32	
2.1.	Introduction	32	
2.2.	Matières en suspension (MES)	33	
2.2.1.	Echantillonnage	33	
2.2.2.	Résultats	33	
2.3.	Sédiments de fond	33	
2.3.1.	Prélèvements	33	
2.3.2.	Résultats	34	
2.4.	Comparaison des résultats obtenus par les diverses méthodes de prélèvement	37	
2.5.	Importance radiologique des sédiments	37	
IV. ETUDES EXPERIMENTALES DU TRANSFERT DES RADIONUCLEIDES			
1.	Introduction	38	
2.	Transfert eau-algues isolées de l'eau de Meuse	38	
2.1.	Méthodologie	38	
2.2.	Résultats et discussion	38	
2.2.1.	Recherche des formes organiques du ^3H et du ^{14}C dans les effluents	38	
2.2.2.	Transfert eau-algues du radiocobalt et du radiocésium	39	
3.	Transfert du radiocésium dans une chaîne trophique	41	
3.1.	Transfert eau - algues : accumulation et élimination du radiocésium	41	
3.2.	Transfert eau - algues - mollusques : accumulation du radiocésium par la voie eau et la voie algues	41	
3.2.1.	Voie de contamination directe eau - mollusques	41	
3.2.2.	Voie de contamination indirecte : algues - mollusques	42	
3.3.	Transfert mollusques - eau	44	
3.4.	Transfert eau - mollusques - poissons	46	
3.5.	Transfert poissons - poissons	47	
3.6.	Conclusions	49	
4.	Transfert du radiocobalt dans une chaîne trophique	49	
4.1.	Fixation et désorption du ^{60}Co par <i>Scenedesmus obliquus</i>	49	
4.2.	Accumulation et élimination du ^{60}Co chez deux invertébrés	51	
4.2.1.	Gammarex	51	
4.2.2.	Chironomes	51	
4.3.	Accumulation et élimination du ^{60}Co par la carpe	52	
5.	Conclusions	53	
V. MODELISATION DU TRANSFERT DES RADIONUCLEIDES			
1.	Introduction	54	
2.	Modélisation de la contamination de l'écosystème aquatique	54	
3.	Application du modèle au cas de la Meuse	55	
3.1.	Simulation de la contamination par le ^{137}Cs de l'eau et des sédiments	55	
3.2.	Simulation de la contamination par le ^{137}Cs d'un poisson vivant dans la haute Meuse belge	59	
4.	Application du modèle à d'autres sites	61	
5.	Conclusions	61	
VI. CONCLUSIONS GENERALES			62
REMERCIEMENTS			63
BIBLIOGRAPHIE			64

INTRODUCTION

1. Justification et objectif du programme de recherches

Le développement pacifique de l'énergie nucléaire a sans nul doute apporté un bénéfice appréciable à la société. Il a notamment permis d'accroître la production d'énergie nécessaire à la croissance économique, tout en diversifiant les sources d'approvisionnement énergétique et en limitant l'exploitation des énergies fossiles, entre autres responsable de l'accroissement de la teneur en CO₂ de l'atmosphère (effet de serre). Toutefois, au même titre que toute activité technologique moderne, l'utilisation de l'énergie nucléaire a engendré un certain nombre de préoccupations socio-économiques et sanitaires. Elle a surtout soulevé un ensemble de questions relatives aux risques auxquels sont, ou pourraient être, soumises les populations du fait du rejet de substances radioactives dans l'environnement, que ce soit en conditions de routine ou dans l'hypothèse d'une émission accidentelle liée à une défaillance technologique ou humaine ; l'accident de Tchernobyl a montré à suffisance les conséquences sur l'environnement d'une telle éventualité.

Les principes de la thermodynamique régissant le fonctionnement des centrales thermiques, qu'elles soient nucléaires ou conventionnelles, imposent de pouvoir disposer d'une source froide. Pour ce motif, ces installations sont implantées à proximité d'une source importante d'approvisionnement en eau (océan, mer ou cours d'eau ayant un débit suffisant). En outre, d'autres industries associées à l'exploitation de l'énergie nucléaire (usines d'enrichissement et de retraitement des combustibles irradiés) sont également installées en bordure d'un vecteur aquatique, de façon à pouvoir utiliser sa capacité à assurer la dilution des radiopolluants rejetés. L'écosystème aquatique apparaît donc comme le milieu le plus adéquat pour disperser des radionucléides rejetés sous forme liquide ; des normes précises ont, bien entendu, été définies en la matière par les législations en vigueur.

Par conséquent, l'écosystème aquatique constitue une voie privilégiée d'exposition des populations à la radioactivité artificielle et de transfert des radionucléides vers l'homme :

- directement en tant que source d'eau de boisson et de nourriture (poissons), ainsi qu'éventuellement comme cadre d'activités récréatives et sportives, et
- indirectement via la contamination des cultures par irrigation et/ou utilisation d'algues marines ou de boues de rivière comme fertilisant des sols.

Les études radioécologiques en milieu aquatique visent à définir et à quantifier les phénomènes de dispersion et les processus de bioaccumulation et de migration des radionucléides dans les écosystèmes marin et dulcicole. Ces études doivent fournir aux hygiénistes et aux exploitants des installations nucléaires les indications permettant de gérer ces installations dans le respect maximum du milieu environnant et des populations. Elles doivent également permettre de rassembler un maximum de données spécifiques de façon à pouvoir prédire les conséquences d'une contamination radioactive et à suggérer, le cas échéant, l'application de contre-mesures appropriées.

2. Approche du problème

Cette étude, limitée aux écosystèmes d'eau douce et, plus particulièrement, aux écosystèmes fluviaux, prend en considération trois aspects complémentaires : l'acquisition de données de sites, l'expérimentation en laboratoire et la modélisation mathématique des résultats obtenus en vue de prédictions futures.

Deux, parmi les grands fleuves ouest-européens, ont été sélectionnés comme modèles pour ce programme : le Rhône et la Meuse.

- Le choix du Rhône résulte de la densité et de la variété des installations nucléaires implantées le long de son cours, qui en font un terrain privilégié d'investigation. De plus, depuis la mise en service de la première centrale (Marcoule, 1956), le CEA-Cadarache a assuré le suivi radiologique du Rhône et a rassemblé une somme considérable d'informations relatives au comportement des radionucléides rejetés dans le fleuve.
- La Meuse possède deux sites nucléaires principaux : Chooz et Tihange. Elle fait l'objet depuis 1965 d'un suivi radiologique systématique dans le cadre des programmes de surveillance autour des installations nucléaires (MSP) ; elle a aussi servi de cadre à deux contrats de recherches subsidiés par la C.C.E. (de 1976 à 1984), relatifs à l'impact global des rejets de la centrale nucléaire de Tihange sur l'écosystème [BLG 555 : De Clercq-Versele et Kirchmann (eds), 1982 et BLG 573 : Kirchmann (ed.), 1985].

Etant donné la localisation géographique des deux fleuves, d'une part, et, d'autre part, les nombreuses facettes et la complexité du fonctionnement d'un écosystème fluvial, une telle étude ne pouvait aboutir qu'en associant des laboratoires belges et français, regroupant ainsi, en une étroite coopération, des compétences diverses et multiples. Cette collaboration fut appuyée par la Commission des Communautés Européennes et matérialisée dans le cadre de deux contrats de recherches coordonnées passés en 1985 avec, d'une part, le CEN/SCK-Mol (contrat n° B16-0040-B projet 2) et, d'autre part, le CEA/IPSN/SERE - Cadarache (contrat n° B16-0037-F projet 3). Ce programme fut également vivement appuyé par ELECTRABEL (Tihange) ; ce soutien se traduit notamment par un contrat de recherches conclu avec un des partenaires scientifiques belges et par la mise à disposition de ses installations de mesure.

3. Collaborations et répartition des tâches

3.1. Etudes *in situ*

L'acquisition des données de terrain relatives au Rhône pour la période 1985-1989 a été confiée au laboratoire de Radioécologie des Eaux Continentales du CEA-Cadarache. Des échantillonnages et mesures périodiques de sédiments, de végétaux aquatiques et de poissons ont été effectués en diverses stations du fleuve choisies en fonction de l'implantation des différentes installations nucléaires. Ces données récentes ont permis de compléter les données antérieures déjà incluses dans la banque de données « Rhône » de Cadarache.

Sur la Meuse, des échantillons de sédiments et de matières en suspension ont été régulièrement prélevés par la section Radioactivité de l'IHE, et ponctuellement par le laboratoire de Radioécologie du CEN/SCK lors du chômage et du « zéro radiologique » de Chooz B (en collaboration avec le CEA-Toulon) ; des végétaux aquatiques ont été échantillonnés par le laboratoire de Radioécologie du CEN/SCK et le laboratoire de Radioécologie de l'ULg, tandis que l'échantillonnage d'animaux aquatiques était confié à l'unité d'Ecologie des Eaux Douces des FUNDP. Les mesures de radioactivité des prélèvements *in situ* ont été effectuées par la section Radioactivité de l'IHE et par le CEN/SCK.

L'étude du régime alimentaire de diverses espèces de poissons a été menée par l'unité d'Ecologie des Eaux Douces des FUNDP.

3.2. Etudes expérimentales

Le laboratoire de Radioécologie des Eaux Continentales du CEA-Cadarache a réalisé, dans le contexte de ce programme, des études en conditions contrôlées concernant le transfert du radiocobalt dans plusieurs compartiments du milieu (eau et sédiments) et au travers de différents maillons de la chaîne trophique (larve de chironome, daphnie, limnée, carpe, ...). Il s'était auparavant intéressé au transfert du radiocésium selon un schéma similaire.

Le laboratoire de Physiologie Végétale de l'UCL a complété les données expérimentale relatives au transfert du radiocésium obtenues au CEA-Cadarache, en s'attachant à d'autres maillons de la chaîne trophique (algue verte, mollusque filtreur, poisson herbivore, poisson prédateur), tandis que le laboratoire de Radioécologie de l'ULg étudiait la dynamique de contamination en radiocobalt et -césium des algues planctoniques.

3.3. Modélisation mathématique

La modélisation mathématique de l'écosystème fluvial a été confiée au Centre Environnement de l'ULg, dans le but de développer, sur base des données de sites (caractéristiques hydrologiques et données radioécologiques) et des résultats expérimentaux, un modèle général du transfert des radionucléides en écosystème fluvial, permettant la prédiction des conséquences de rejets futurs, accidentels ou en routine.

Chapitre I. DESCRIPTION GENERALE DES DEUX ECOSYSTEMES

1. Caractéristiques oro-hydrographiques

La Meuse (fig. 1) est un fleuve de plaine qui s'étire sur environ 900 km entre sa source en France (Pouilly-en-Bassigny), à une altitude de 402 m, et la mer du Nord. Sa pente moyenne est de 0,045 %.

Depuis sa source, la Meuse coule en direction du nord pour entrer en Belgique après un parcours de 477 km en territoire français. Son cours belge s'étend sur 134 km, d'abord vers le nord jusqu'à son confluent avec la Sambre, à Namur, puis vers l'est. Le fleuve quitte alors la Belgique en direction du NNE pour entrer en territoire néerlandais sur une dizaine de kilomètres ; il revient ensuite constituer la frontière belgo-néerlandaise sur près de 50 km. Au delà, il effectue une large boucle en territoire néerlandais qui lui fait prendre un axe est-ouest à partir de Grave. Son cours se termine en un large delta, formé avec le Rhin, avant de se jeter en mer du Nord.

Le bassin versant de la Meuse couvre une superficie totale de 36011 km² (33181 km² si l'on exclut les nombreux bras du delta), qui se répartit à raison de 30 % en France, 40 % en Belgique, 18 % aux Pays-Bas et 12 % en Allemagne.

Le Rhône (fig. 2) prend sa source en Suisse, au glacier de la Furka, à 1735 m d'altitude. Il parcourt 812 km, dont 522 km en France, avant de se jeter dans la Méditerranée.

Son cours, d'abord orienté vers le sud-ouest, prend une direction nord-ouest à hauteur de Martigny. Lorsqu'il pénètre dans le lac Léman, le Rhône n'est plus qu'à 371 m d'altitude. Le Rhône français, à la sortie du lac Léman, prend une direction est-ouest, traversant les terrains calcaires du Jura méridional. Après sa confluence avec la Saône, à Lyon, il s'oriente vers le sud, encadré à l'ouest par le Massif Central cristallin et à l'est par le massif alpin calcaire. Après sa confluence avec le Gard, le Rhône se divise en deux bras, le Petit-Rhône vers l'ouest et le Grand-Rhône vers l'est, qui enserrant le delta de la Camargue.

La superficie totale du bassin versant du Rhône représente 98845 km².

2. Caractéristiques hydrologiques

Le régime hydrologique de la Meuse (Vereerstraeten, 1970) est de type fluvial océanique, avec des crues hivernales pouvant atteindre 2000 m³.s⁻¹ (à Ampsin-Neuville, station de jaugeage à l'amont de Liège) et des étiages marqués, de durée variable, durant lesquels les débits sont inférieurs à 50 m³.s⁻¹. Cette caractéristique naturelle est encore renforcée par les modifications anthropiques du bassin versant, notamment divers travaux hydrauliques, l'imperméabilisation des surfaces par des constructions de toute nature (habitations, routes, ...).

Avant sa confluence avec la Chiers, à Bazeilles, la Meuse ne reçoit que des affluents d'importance mineure. Son débit moyen à Commercy, en amont de Bazeilles, calculé sur la période 1954-1963, est de 29 m³.s⁻¹. Les fluctuations par rapport à cette valeur sont essentiellement dues aux précipitations et à la fonte des neiges sur le plateau de Langres. Cependant, la grande perméabilité du substrat calcaire dans le cours lorrain de la Meuse fait que les crues sont très rares. Dans la Meuse traversant les terrains primaires, entre l'aval de Charleville-Mézières et Liège, le débit du fleuve est essentiellement déterminé par les précipitations sur le bassin versant correspondant. Cette région est, de tout le bassin mosan, celle où les précipitations sont les plus abondantes, avec une moyenne annuelle de 1400 mm. Le débit moyen de la Meuse à Chooz, avant son entrée en Belgique, calculé pour la période 1970-1980, se monte à 131 m³.s⁻¹ ; à Ampsin-Neuville, après réception des affluents, principalement la Lesse, la Sambre et la Mehaigne, il s'élève à 175 m³.s⁻¹. A hauteur de Liège, la Meuse est grossie par l'Ourthe, l'Amblève et la Vesdre, dont le bassin versant, avec 3600 km², représente le plus important de tous ceux qui forment le bassin mosan ; elle voit ainsi son débit moyen porté à 227 m³.s⁻¹. En aval de Liège, une fraction de l'eau de la Meuse est utilisée pour l'alimentation de voies navigables (canal Albert : 12 m³.s⁻¹ ; Zuid-Willemsvaart et canaux campinois : 10-12 m³.s⁻¹ ; canal Juliana : 12 m³.s⁻¹), ce qui provoque une réduction du débit moyen jusqu'à 193 m³.s⁻¹ à Borgharen. En territoire néerlandais, la Meuse est grossie principalement par les eaux de la Rur (21 m³.s⁻¹), de la Dieze (17 m³.s⁻¹), du Niers (7,3 m³.s⁻¹) et de quelques autres affluents de moindre importance ; son débit moyen mesuré à Lith est ainsi porté à 271 m³.s⁻¹.

En général, les périodes de hautes eaux sont observées en hiver (fig. 3), avec un maximum mensuel en janvier-février, et les périodes d'étiages, entre juin et septembre. Le débit moyen de la Meuse (mesures à Ampsin-Neuville, pour un bassin versant correspondant à 16400 km² et calculé sur la période 1958-1989) est égal à 200 m³.s⁻¹ ; il est compris entre un minimum mensuel de 67 m³.s⁻¹ en septembre et un maximum mensuel de 381 m³.s⁻¹ en février.

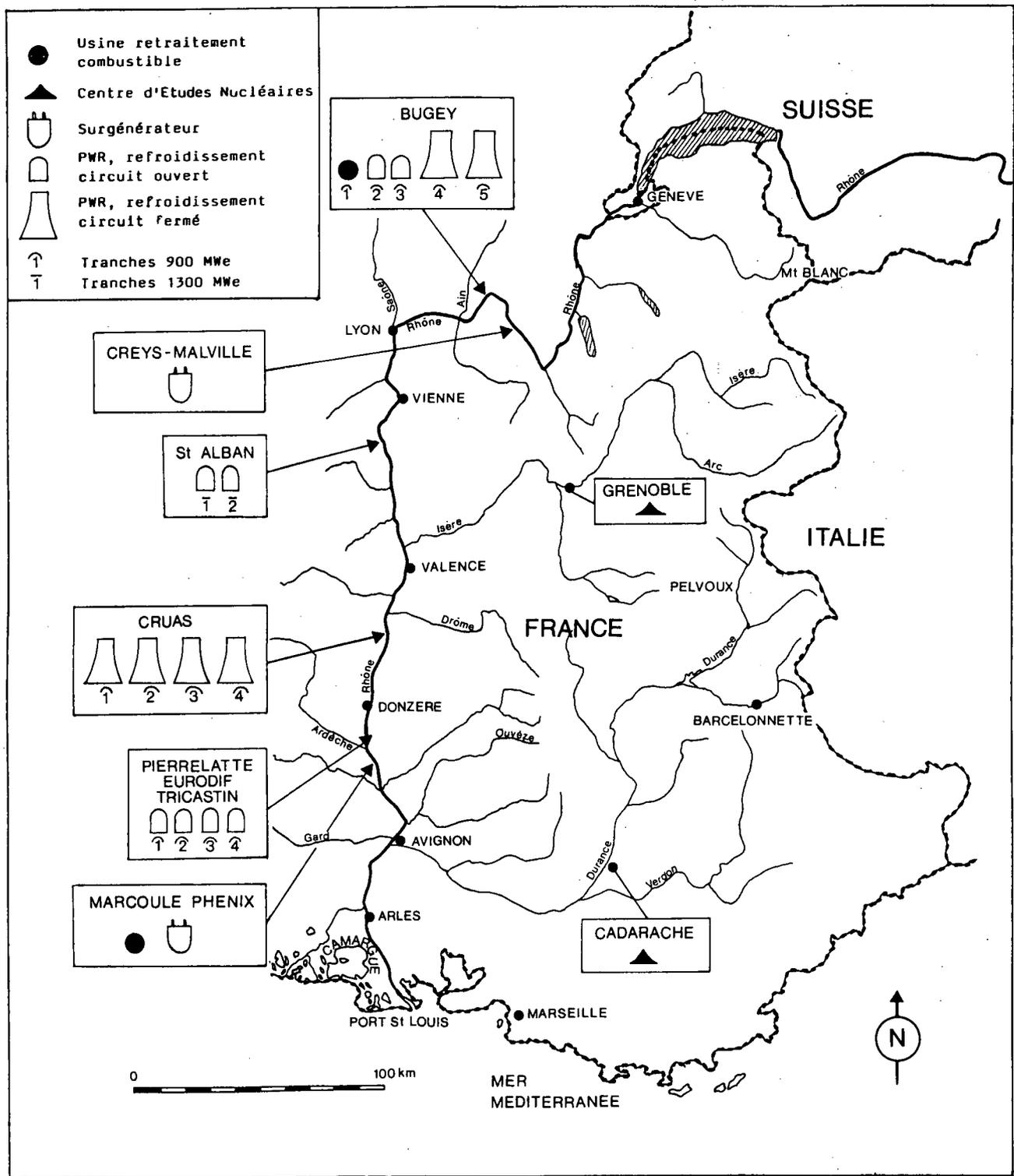


Figure 2. Bassin hydrographique du Rhône, avec l'implantation des sites nucléaires.

Tous les trois ans, la haute Meuse belge fait l'objet d'une opération de mise à l'étiage (« chômage »), consistant à ouvrir les barrages, dans le but d'abaisser le plan d'eau et de rendre possible les travaux d'entretien aux ouvrages et aux berges. La Meuse reprend alors durant quelques jours son cours naturel. Cette période privilégiée est mise à profit pour réaliser une campagne d'échantillonnage, facilitée par le faible niveau des eaux, dans les divers compartiments de l'écosystème (sédiments, végétaux, animaux).

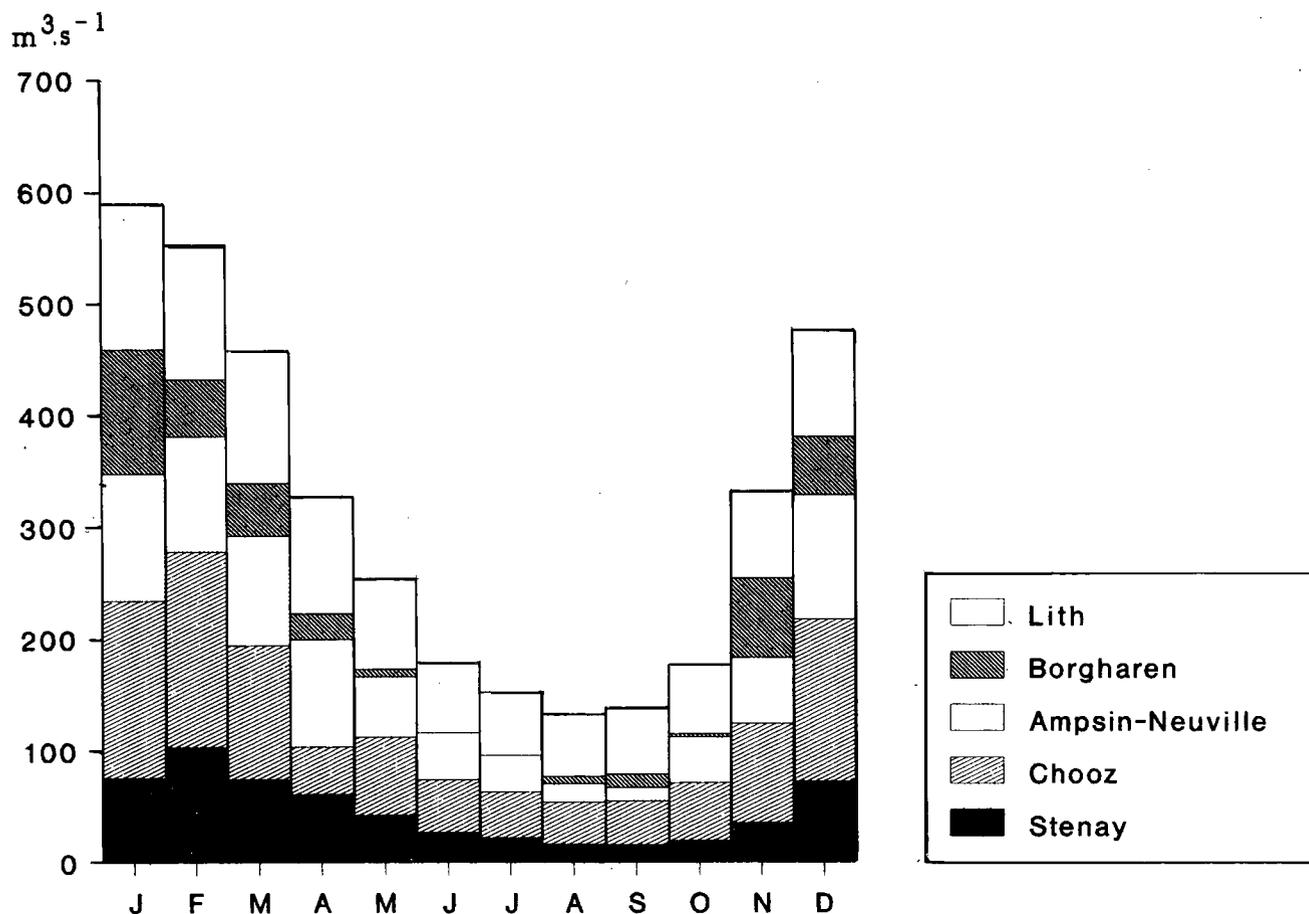


Figure 3. Régime hydrologique mensuel moyen caractéristique de la Meuse mesuré en divers points du cours du fleuve.

Le régime hydrologique du Rhône (Pardé, 1925), de caractère nival et glaciaire en amont de Lyon, évolue vers un type pluvial méditerranéen avec l'apport des affluents cévenols (Gard, Ardèche) et méditerranéens (Durance).

Dans son cours supérieur, jusqu'au lac Léman, le Rhône est un fleuve purement glaciaire. A la Porte de Sex, en amont du lac Léman, son débit moyen annuel est de $186 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$; en février, il s'abaisse à $26 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, et en juillet, période des plus hautes eaux, correspondant aux fontes de glace les plus fortes, il atteint en moyenne $323 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. A la sortie du lac Léman, l'Arve, descendant du massif du Mont-Blanc renforce l'influence glaciaire, qui n'est estompée qu'avec l'apport des eaux de l'Ain et surtout de la Saône. L'influence de la Saône joue un rôle considérable : à Givors, en aval de Lyon, le débit maximum s'observe en février-mars ; le débit moyen est porté à $1060 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, entre un maximum de $1230 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ et un minimum, en septembre, de $780 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. En aval, les eaux de l'Isère renforcent à nouveau l'influence nivo-glaciaire et reportent, sur le Rhône, les hautes eaux en juin. Plus bas, d'autres affluents (Ardèche, Gard, Durance), provenant de régions soumises à un climat méditerranéen, tendent à transformer à nouveau le régime du fleuve : à Beaucaire, le Rhône présente un débit moyen de $1820 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, avec un minimum estival en septembre ($1280 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) et un maximum au printemps ($2185 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), complété en novembre par une période secondaire de hautes eaux. Une visualisation graphique de données similaires, pour des périodes récentes (Kiener, 1986), est fournie à la figure 4.

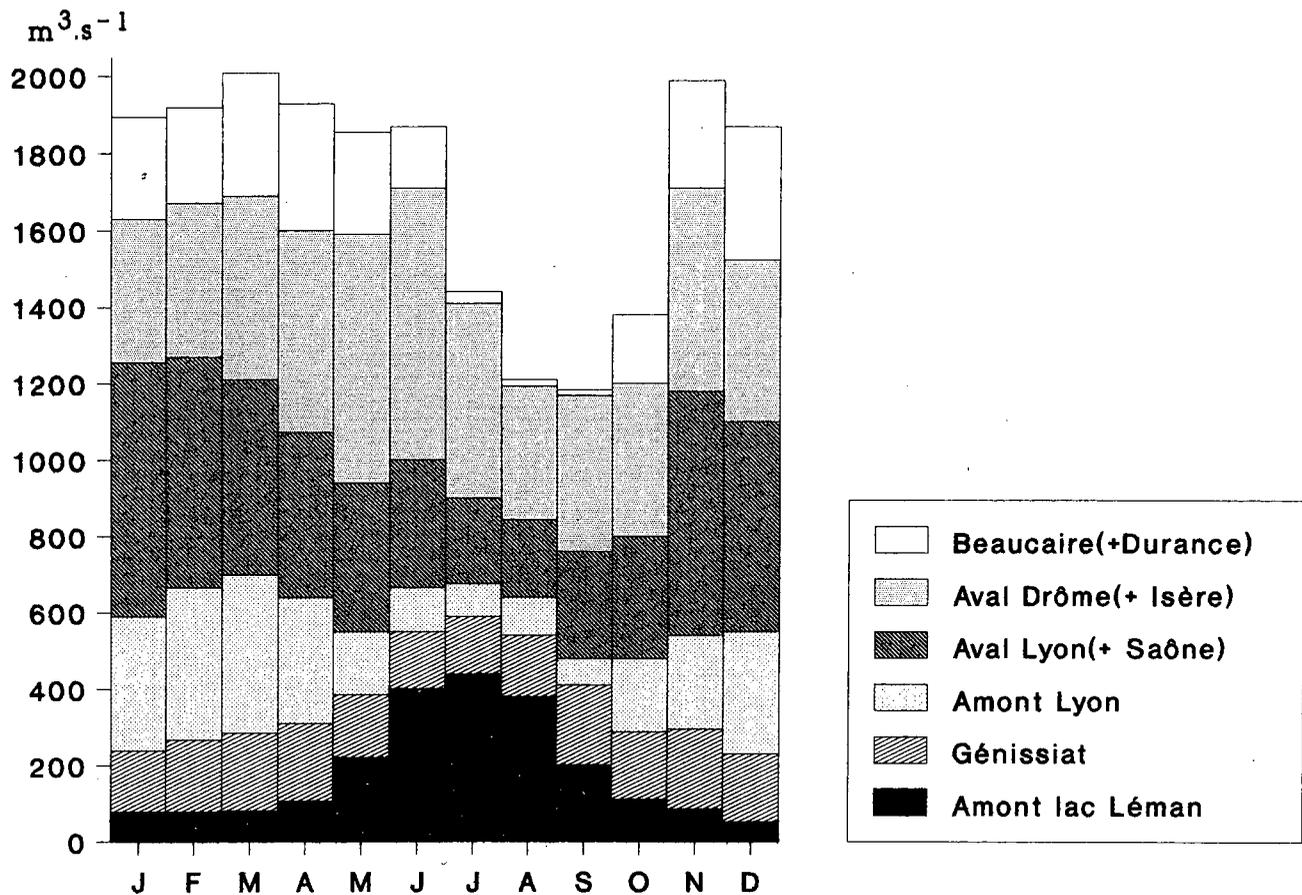


Figure 4. Régime hydrologique mensuel moyen caractéristique du Rhône mesuré en divers points du cours du fleuve.

3. Aménagements

Les deux fleuves revêtent une grande importance économique. Ce sont, tout d'abord, des voies de navigation essentielles, de par le tonnage transporté. De plus, leurs eaux servent à l'alimentation en eau potable de plusieurs grandes agglomérations et à l'irrigation de cultures riveraines ; elles sont, en outre, utilisées par les nombreuses industries installées le long de leur cours, pour le refroidissement des installations ou comme matière première entrant dans des procédés de fabrication (usines de pâte à papier, industries chimiques, ...). Une vingtaine d'aménagements hydroélectriques sont installés sur le Rhône, produisant quelque 16600 GWh par an ; quatre centrales hydroélectriques sont implantées sur le cours belge de la Meuse, produisant annuellement environ 280 GWh.

Pour satisfaire tous ces besoins, il a fallu régulariser le débit de ces fleuves et, parfois, leur cours lui-même. Il en résulte une artificialisation poussée du lit et des berges, dont l'influence sur le peuplement biologique et l'écologie du fleuve est considérable : ainsi, pour la Meuse belge, 78 % du cours en amont de Namur et 96 % du cours aval sont aménagés (G. Verniers in Micha et Pilette (eds), 1988 : 83-93). De nombreux barrages et écluses ont été installés et, en certains endroits, le cours naturel des deux fleuves a été doublé par des canaux endigués où circule l'essentiel du débit, réservant toutefois un débit minimum sur le cours naturel.

4. Régime thermique

Les variations temporelles des températures en Meuse, mesurées en aval de Tihange, sont illustrées à la figure 5 ; les températures minimales sont observées de décembre à mars, tandis que les valeurs maximales se situent de juin à septembre. En dehors des zones affectées par les rejets thermiques, la température de la Meuse dépasse rarement les 25° C. Les variations spatiales, le long du cours, sont peu marquées. Elles sont principalement liées aux rejets thermiques dus aux centrales électriques, nucléaires (Chooz, Tihange) ou non (Awirs, Bressoux), ainsi qu'aux industries sidérurgiques. L'écart entre les valeurs

extrêmes est de l'ordre de 6° C. Les rejets thermiques des deux sites nucléaires de Chooz et de Tihange se marquent nettement dans ce profil par une élévation de température de l'eau à hauteur de ces sites.

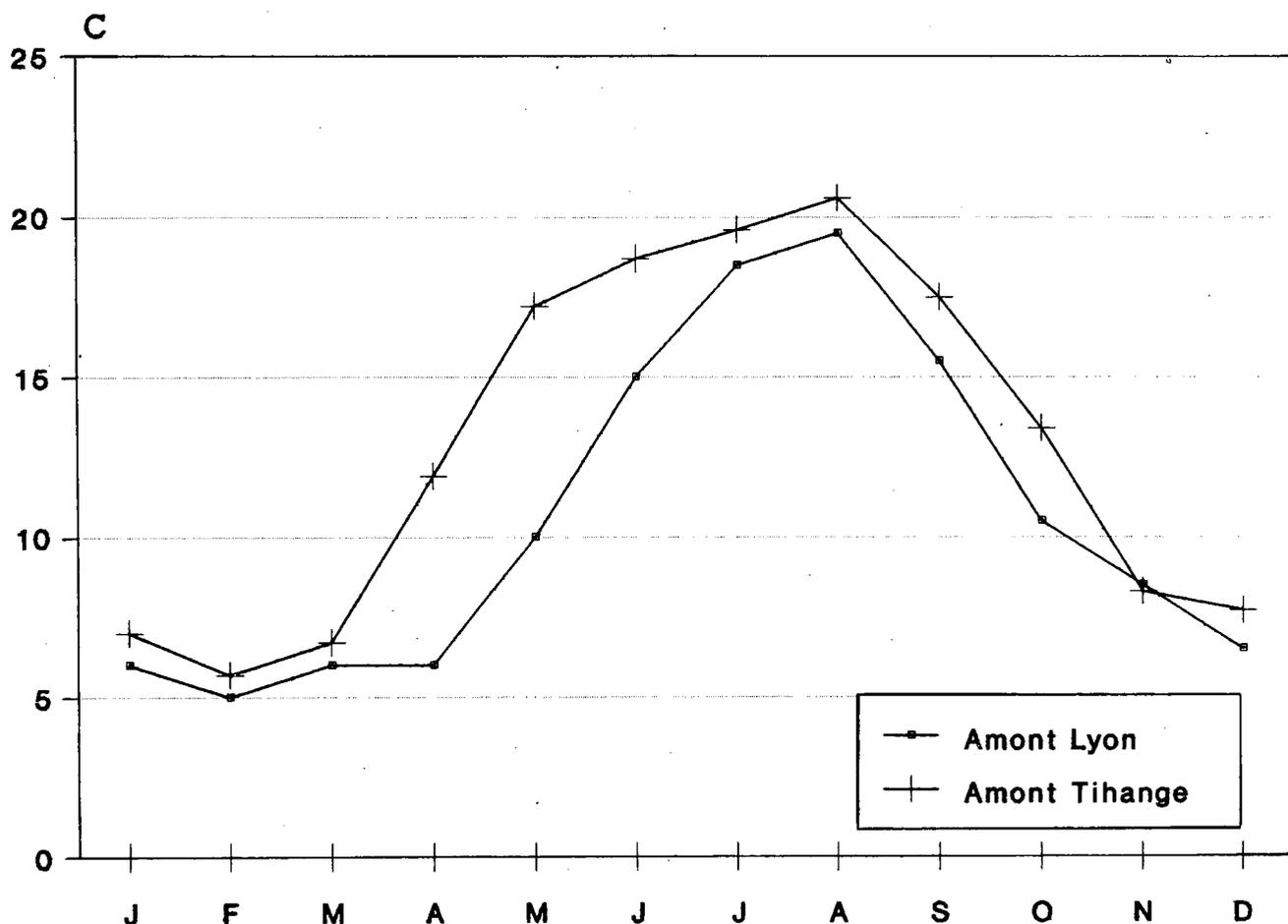


Figure 5. Variation mensuelle de la température moyenne des eaux de la Meuse (amont de Tihange) et du Rhône (amont de Lyon).

Malgré sa situation plus méridionale que la Meuse, le Rhône est aussi un fleuve « froid » (faible fréquence des températures supérieures à 20° C), du fait de son mode d'alimentation et de ses principaux affluents (Saône et Isère). Les variations de température, mesurées en amont de Lyon, en fonction de la saison (fig. 5), sont également très comparables à ce qui est observé en Meuse ; de même, l'écart maximum mesuré sur le profil longitudinal du fleuve, entre Lyon et le delta camarguais, est d'environ 5° C.

5. Physico-chimie des eaux

Les eaux de la Meuse et du Rhône (tableau 1) sont alcalines (bicarbonatées calciques), riches en éléments nutritifs et bien tamponnées (peu de variation de pH). Dans les deux cas cependant, la qualité des eaux peut varier dans une large mesure sur le cours du fleuve.

En ce qui concerne la Meuse, un premier secteur comprenant le cours français et le cours belge jusqu'à la confluence avec la Sambre est de qualité généralement bonne à satisfaisante ; il faut cependant souligner la richesse en éléments nutritifs qui peut conduire, en conditions favorables à la croissance des algues, à une eutrophisation importante. Un deuxième secteur, compris entre la confluence avec la Sambre et l'amont de l'agglomération liégeoise, se caractérise par un accroissement marqué des concentrations en sels dissous (notamment en chlorures, provenant surtout des usines Solvay situées sur la Sambre) ; une certaine pollution organique se manifeste localement, liée aux apports de la Sambre, aux rejets des grandes agglomérations (Namur, Huy) et aux rejets saisonniers de la sucrerie de Wanze. Dans le troisième secteur, représenté par la Meuse « liégeoise », la qualité des eaux du fleuve subit une dégradation croissante suite à la combinaison de pollutions diverses (résidus organiques, orthophosphates, métaux

lourds tels que plomb, cadmium, arsenic et zinc, substances toxiques diverses parmi lesquelles phénols, cyanures et fluorures) résultant des rejets industriels et domestiques. Enfin, dans le dernier secteur, on observe une autoépuration partielle des eaux de la Meuse jusqu'à Roermond ; ensuite, à partir de la confluence avec la Rur, les eaux présentent une qualité assez médiocre : si l'on n'atteint pas un niveau de pollution vraiment critique, les concentrations en sels dissous et en substances eutrophisantes restent assez élevées.

La situation du Rhône est comparable : la qualité des eaux est acceptable en amont de Lyon, mais elle se dégrade en aval, suite aux apports de la Saône, aux rejets de Lyon et du « couloir de la chimie ». La qualité des eaux du fleuve est minimale en amont de l'Isère, mais elle se restaure partiellement à partir de Donzère ; la récupération n'est cependant pas totale à son embouchure (André, 1988).

Tableau 1. Caractéristiques physico-chimiques des eaux de la Meuse (moyennes pour les années 1976 à 1988) et du Rhône (André, 1988) mesurées en différentes stations le long de leur cours.

paramètres	Meuse		
	amont Namur (Jambes)	aval Namur (Namèche)	aval Liège (Monsin)
Conductivité ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	374	515	497
Na ⁺ (mg.l ⁻¹)	9,7	25,8	23,9
K ⁺ (mg.l ⁻¹)	2,6	3,3	3,3
Mg ⁺⁺ (mg.l ⁻¹)	7,4	9,0	9,5
Ca ⁺⁺ (mg.l ⁻¹)	63,7	72,5	69,6
Cl ⁻ (mg.l ⁻¹)	23,4	60,1	54,2
Alcalinité (mg CaCO ₃ .l ⁻¹)	155	163	153
SO ₄ ⁻ (mg.l ⁻¹)	35,5	42,9	46,5
pH	8,2	8,1	7,9
	Rhône		
	amont Lyon	aval Lyon	Arles
Conductivité ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	314	418	439
Na ⁺ (mg.l ⁻¹)	6,0	27,1	23,8
K ⁺ (mg.l ⁻¹)	1,6	2,7	2,1
Mg ⁺⁺ (mg.l ⁻¹)	5,4	5,1	6,3
Ca ⁺⁺ (mg.l ⁻¹)	61	75	74
Cl ⁻ (mg.l ⁻¹)	3,7	63	11,9
Alcalinité (mg CaCO ₃ .l ⁻¹)	136	147	144
SO ₄ ⁻ (mg.l ⁻¹)	33,2	46,3	53,4
pH	7,9	7,8	7,8

6. Sédiments et matières en suspension

Le transport de sédiments en Meuse belge se fait essentiellement en suspension (très peu par charriage). De plus, les zones de sédimentation importante ne se localisent qu'à l'amont immédiat des barrages et ne représentent qu'une faible fraction de la surface totale du lit du fleuve. Les matières en suspension (MES) dans la Meuse sont de nature essentiellement minérale et leur concentration varie généralement entre 2 et 150 mg.l⁻¹. A Jambes, en amont du confluent avec la Sambre, 90 % des concentrations en MES mesurées sont inférieures à 35 mg.l⁻¹. Entre Namur et Liège, plusieurs carrières contribuent significativement à accroître la charge solide du fleuve, spécialement après les pluies ; à Liège, 90 % des valeurs observées sont inférieures à 50 mg.l⁻¹. Le transport de matières en suspension par la Meuse à hauteur de Liège est estimé à 3.10⁵ t par an.

Les valeurs de concentration en MES relevées dans la Meuse néerlandaise tendent à diminuer vers l'aval : les moyennes sur la période 1977-1980 décroissent de 40 mg.l⁻¹ à Eijsden, à 33 mg.l⁻¹ à Linne, à 27 mg.l⁻¹ à Lith et tombent à 19 mg.l⁻¹ à Keizersveer.

Les concentrations moyennes en MES dans le Rhône sont du même ordre de grandeur que celles rencontrées en Meuse ; elles augmentent d'amont en aval, de 20 mg.l⁻¹ à Lucey à 50 mg.l⁻¹ à Arles (Lambrechts et Foulquier, 1987).

Les caractéristiques des sédiments du Rhône (granulométrie, minéralogie et composition chimique) sont

relativement constantes sur l'ensemble du fleuve, avec cependant une granulométrie plus grossière en amont de Lyon comparativement à ce que l'on trouve en aval de cette ville (fig. 6). Ils sont composés de quartz (20-50 %), de calcite (20-35 %) et de feldspath (5-12 %). La capacité totale d'échange mesurée dans les sédiments est bien corrélée à la teneur en fraction fine ($< 2\mu\text{m}$).

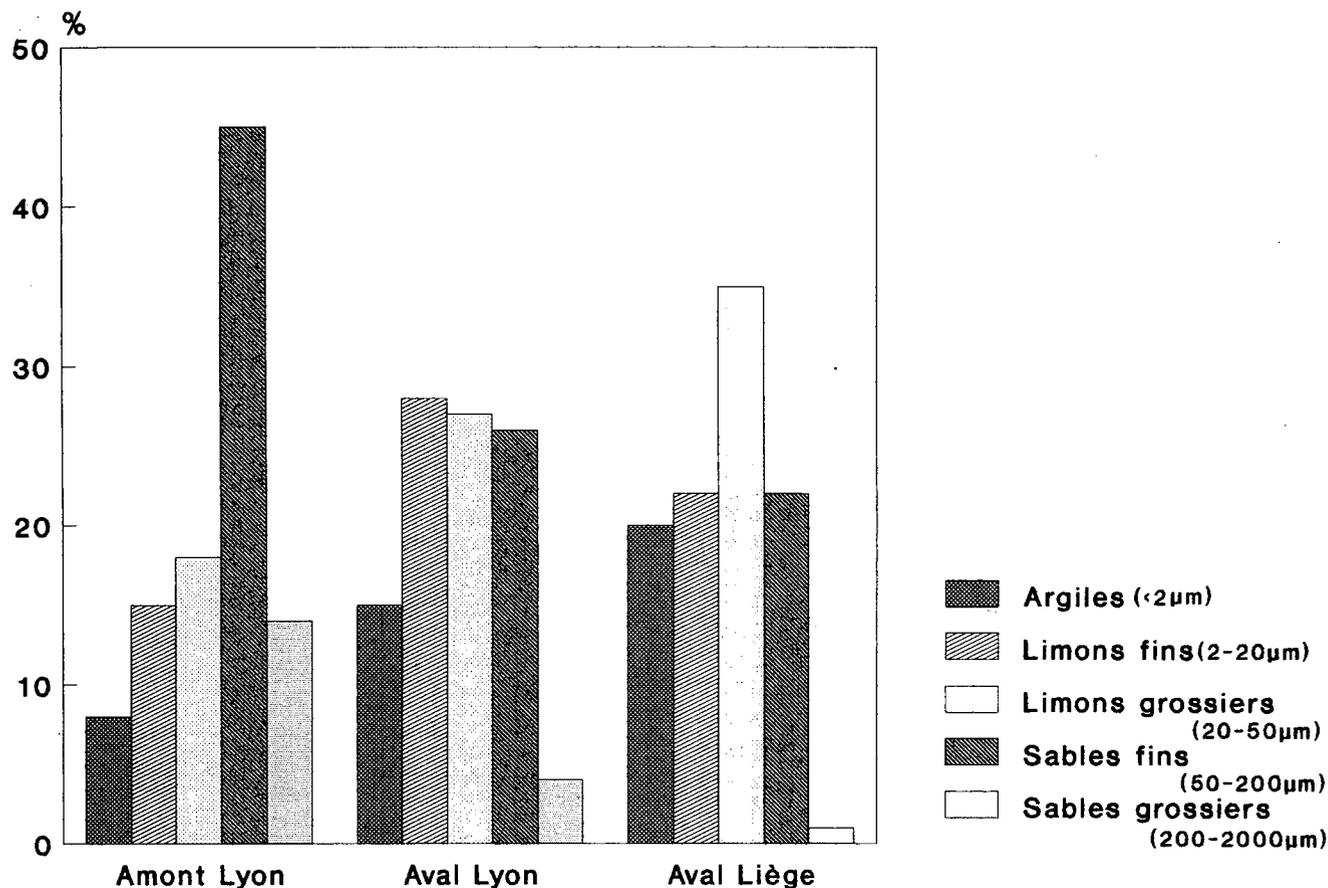


Figure 6 Granulométrie des sédiments des deux fleuves : sédiments de fond dans le cas du Rhône (en amont et en aval de Lyon) et récoltes dans des bacs à boue dans le cas de la Meuse (Monsin, en aval de Liège).

7. Biocénose

7.1. Végétaux

Dans la majeure partie des deux fleuves, la production primaire est essentiellement de nature planctonique. Dans leur cours supérieur (telle la Meuse lorraine), des peuplements de plantes vasculaires aquatiques (nénuphars, myriophylles, cératophylles, potamots et renoncules principalement) jouent cependant un rôle appréciable. De telles formations, de même que des ceintures d'hélophytes (phragmites, scirpes, rubaniers, laiches, ...), ont certes existé pratiquement tout le long des deux fleuves, mais les nombreux aménagements apportés, tant aux berges qu'au lit, n'en ont laissé subsister que quelques bandes ténues et banalisées.

Des hydrophytes cryptogamiques macroscopiques, croûtes d'algues bleues, algues filamenteuses et bryophytes essentiellement, forment des ceintures sur les berges et ouvrages d'art, souvent d'extension d'ailleurs limitée par la faible transparence de l'eau ; certaines algues, telles que des *Cladophora*, peuvent proliférer en cas d'eutrophisation locale marquée. Le reste du phytobenthos est constitué par du périphyton, dominé par des diatomées. Dans des sites à courant rapide (en aval des barrages notamment), là où l'oxygénation des eaux est optimale, un peuplement plus riche peut s'observer, caractérisé entre autres par des mousses rhéophiles du genre *Clinclidotus*.

Quant au phytoplancton, dont on a souligné le rôle essentiel, sa biomasse dans la Meuse peut dépasser $150 \text{ mg chl.a.m}^{-3}$ en période de « bloom » ; il est dominé par des diatomées, notamment des centriques des genres *Stephanodiscus* et *Cyclotella*, et des algues vertes ; des études prolongées menées dans ce fleuve ont permis de répertorier plus de 240 taxons différents.

7.2. Invertébrés

Les macroinvertébrés rencontrés dans les deux fleuves sont essentiellement benthiques. Parmi ceux-ci, larves de chironomes, crustacés, mollusques et oligochètes sont les mieux représentés. La composition de ces populations, qui peuvent être très diversifiées (ainsi, environ 90 taxons de cette catégorie sont connus en Meuse belge), évolue en fonction de la qualité des eaux et peut être modifiée radicalement par la pollution du fleuve. Comme dans le cas des diatomées, on a d'ailleurs recours à de tels organismes pour déterminer des indices de qualité biologique des divers tronçons des cours d'eau.

Le zooplancton, constitué de protozoaires, de rotifères, de crustacés et de larves de mollusques, joue évidemment aussi un rôle écologique dans la chaîne trophique, par la pression de « grazing » exercée sur le phyto- et le bactérioplancton. L'effet de ce phénomène peut être clairement mis en évidence sur la biomasse algale, qui n'est guère contrôlée que par ce facteur en conditions climatiques et hydrologiques favorables, les nutriments n'étant généralement pas limitants.

7.3. Poissons

La composition spécifique des populations piscicoles de la Meuse (voir J.-C. Philippart in Micha et Pilette (eds), 1988 : 107-121) et du Rhône est très comparable (tableau 2). La plupart des espèces sont communes à l'un et l'autre fleuve. Dans les deux cas, la famille des cyprinidés est la mieux représentée ; les principaux prédateurs sont la perche, la sandre et le brochet, qui est cependant menacé par la disparition de ses sites de reproduction. Quelques espèces ont été introduites, telles que la perche-soleil et le poisson-chat.

La répartition des espèces évolue en fonction des conditions hydrologiques du fleuve : la vandoise, particulièrement abondante dans le haut Rhône, diminue progressivement vers l'aval du fleuve et disparaît complètement à partir de Vallabrègues ; d'autres espèces telles que le sandre et le black-bass sont caractéristiques du bas Rhône. Quant à la Meuse, elle appartient naturellement, dans son cours français, à la « zone à barbeau » (abondance de chevesne, hotu, vandoise et barbeau) ; toutefois, les secteurs fortement aménagés pour la navigation relèvent de la « zone à brème » (dominée par le gardon, le rotengle, la brème, la carpe et la tanche). De même, sur le cours belge, la pente du fleuve, modifiée par la régulation du plan d'eau pour la navigation, est favorable aux cyprinidés limnophiles de la « zone à brème » ; cependant, en période de crue, la Meuse belge est plus proche de son faciès originel, qui relève de la « zone à barbeau ». Plus loin, entre Borgharen et Maasbracht, là où le fleuve forme la frontière belgo-néerlandaise et où l'absence d'aménagement lui a conservé un cours plus naturel, la Meuse est une « zone à barbeau ». En aval de Maasbracht, la pente de la rivière diminue fortement, ce qui en combinaison avec la présence de barrages, contribue à un ralentissement important du courant et à une modification subséquente des populations piscicoles ; la Meuse redevient alors dans cette section une « zone à brème ». Enfin, dans le cours inférieur du fleuve, on peut observer des migrations occasionnelles de poissons d'eau de mer.

En fonction de la compréhension et de la modélisation des transferts trophiques, une étude approfondie de l'alimentation des consommateurs primaires et secondaires a été entamée en 1976. Cette recherche a concerné le gardon, la perche et le sandre ; elle complète des travaux antérieurs, réalisés *in situ*, concernant la croissance et la reproduction des mêmes espèces et de l'ablette.

Le gardon est une espèce omnivore à tendance herbivore (Richard, 1980) : la présence de végétaux (essentiellement algues vertes, algues bleues, diatomées et *Vaucheria*) est observée dans 89 % des estomacs examinés, tandis que la présence d'animaux (bivalves, crustacés et insectes) ne l'est que dans 48 % des cas. Le régime alimentaire du gardon évolue avec sa croissance : les jeunes individus (< 15 cm) témoignent d'une tendance plus franchement herbivore que ceux de taille plus importante. En outre, le régime alimentaire varie en fonction de la présence et de l'abondance de certains aliments dans le milieu, et donc, en fonction de la saison et de la zone du fleuve fréquentée par le poisson. Ainsi, la consommation des algues vertes ou des mollusques est maximale en été.

La perche a un régime carnivore (Leroy, 1987). Les chironomes constituent la part la plus importante (54 %) du bol alimentaire ; les crustacés (aselles, gammares et *Corophium*) représentent 26 % ; la perche ingère aussi des trichoptères (10 %), des larves d'éphéméroptères et de diptères. Elle est occasionnellement piscivore (6,4 %, principalement ablettes et chevesnes). L'alimentation de la perche est également liée à sa taille : constitué essentiellement de zooplancton chez les individus de taille inférieure à 8 cm, son régime alimentaire évolue progressivement vers des proies plus importantes (trichoptères, gammares et *Corophium* chez les individus de 8 à 10 cm, éphéméroptères chez ceux de 14 à 16 cm et petits poissons au-delà de 16 cm). Une variation saisonnière s'observe aussi chez ce poisson : en automne, la base du régime repose sur le zooplancton, des crustacés et des larves d'insectes ; au printemps, il s'étend aux poissons.

Tableau 2. Inventaire des principales espèces de poissons présentes actuellement dans la Meuse belge et dans le Rhône français.

FAMILLE	Nom scientifique (nom vernaculaire)	Meuse belge	Rhône français
ANGUILLIDAE	<i>Anguilla anguilla</i> (anguille)	x	x
BLENNIDAE	<i>Blennius fluviatilis</i> (blennie fluviatile)		x
CENTRARCHIDAE	<i>Lepomis gibbosus</i> (perche-soleil)	x	x
	<i>Micropterus salmoides</i> (black-bass à grande bouche)		x
COBITIDAE	<i>Noemacheilus barbatulus</i> (loche franche)	x	x
COTTIDAE	<i>Cottus gobio</i> (chabot)	+	x
CYPRINIDAE	<i>Abramis brama</i> (brème commune)	x	x
	<i>Alburnoides bipunctatus</i> (ablette de rivière)	+	x
	<i>Alburnus alburnus</i> (ablette commune)	x	x
	<i>Barbus barbus</i> (barbeau commun)	x	x
	<i>Blicca bjoerkna</i> (brème bordelière)	x	x
	<i>Carassius carassius</i> (carassin)	x	x
	<i>Chondrostoma nasus</i> (hotu)	x	x
	<i>Chondrostoma toxostoma</i> (soffie)		x
	<i>Cyprinus carpio</i> (carpe)	x	x
	<i>Gobio gobio</i> (goujon)	x	x
	<i>Leuciscus cephalus</i> (chevesne)	x	x
	<i>Leuciscus leuciscus</i> (vandoise)	x	x
	<i>Phoxinus phoxinus</i> (vairon)	+	x
	<i>Pseudorasbora parva</i> (pseudorasbora)		x
	<i>Rhodeus sericeus</i> (bouvière)	x	x
	<i>Rutilus rutilus</i> (gardon)	x	x
<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (rotengle)	x	x	
<i>Tinca tinca</i> (tanche)	x	x	
ESOCIDAE	<i>Esox lucius</i> (brochet)	x	x
ĠADIDAE	<i>Lota lota</i> (lotte de rivière)		x
GASTEROSTEIDAE	<i>Gasterosteus aculeatus</i> (épineche)	x	x
ICTALURIDAE	<i>Ictalurus melas</i> (poisson-chat)	x	x
MUGILIDAE	<i>Liza ramada</i> (mulet porc)		x
	<i>Mugil cephalus</i> (mulet cabot)		x
PERCIDAE	<i>Aspro asper</i> (apron du Rhône)		x
	<i>Gymnocephalus cernua</i> (grémille)	x	x
	<i>Perca fluviatilis</i> (perche)	x	x
	<i>Stizostedion lucioperca</i> (sandre)	x	x
POECILIDAE	<i>Gambusia affinis</i> (gambusie)		x
SALMONIDAE	<i>Oncorhynchus mikiss</i> (truite arc-en-ciel)		x
	<i>Salmo trutta fario</i> (truite de rivière)	x	x
	<i>Thymallus thymallus</i> (ombre commun)	+	+
SILURIDAE	<i>Silurus glanis</i> (silure glane)	x	x

x présent dans le fleuve ; + présent essentiellement dans les affluents.

Le sandre est un autre prédateur, mais au contraire de la perche, c'est un ichthyophage strict. Les grands individus capturés en Meuse se nourrissent d'ablettes, tandis que les jeunes individus, capturés dans les noues, consomment plus volontiers des gardons et des brèmes (Galvez, 1986 ; Kapinga, 1987).

7.4. Bactérioplancton

Comme dans tout écosystème aquatique eutrophe, une fraction majeure de la production primaire de la Meuse est dégradée par les bactéries hétérotrophes (Servais, 1987 ; J.-P. Descy et P. Servais in Micha et Pilette (eds), 1988 : 39-49). Ainsi, dans la partie de la Meuse belge relativement peu polluée par des effluents organiques, la production bactérienne est de l'ordre de $20 \text{ g C.m}^{-3}.\text{an}^{-1}$, ce qui correspond à une activité organotrophe totale de plus de $200 \text{ g C.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$. Les biomasses sont à l'ordre de $0,1$ à 1 g C.m^{-3} . Dans la partie aval du cours belge, suite aux accroissements successifs des rejets organiques d'origine domestique et industrielle, l'activité bactérienne s'amplifie encore : en aval de Liège, elle augmente d'un facteur six à sept par rapport à l'amont de Namur. Outre les effets sur la qualité chimique de l'eau (oxygénation, concentration en NH_4 , ...), il s'ensuit notamment de sérieux problèmes d'état sanitaire des eaux du fleuve : suite à un excès de germes pathogènes, les eaux de la Meuse sont pratiquement partout impropres à la baignade, si l'on se réfère aux directives de la CCE en la matière. Il en va de même pour la potabilisation des eaux, puisque la Meuse ne satisfait pas, dans une bonne partie de son cours belge, aux normes impératives A2.

Chapitre II. RADIOECOLOGIE DE LA MEUSE ET DU RHONE

1. Introduction

1.1. Sources de radiocontamination anthropique

La radioactivité des eaux fluviales est liée d'abord à la présence des radionucléides naturels. A cette source vient s'ajouter une contribution anthropique provenant des radionucléides artificiels dispersés dans l'environnement et aux rejets de certains radionucléides naturels concentrés, résidus de divers processus industriels. Les termes sources anthropiques peuvent être subdivisés en cinq catégories :

- 1° Les produits de fission (essentiellement ^{137}Cs et ^{90}Sr) injectés dans l'atmosphère lors des tirs expérimentaux d'armes nucléaires ($4,4 \cdot 10^6$ EBq en 30 ans), déposés sur les bassins versants et drainés vers le fleuve par les eaux de ruissellement ; l'importance de ce terme source s'est progressivement estompée depuis 1963 (traité de limitation des essais atmosphériques, Moscou 5 août 1963), mais il était encore nettement perceptible en 1984 dans les végétaux aquatiques récoltés en amont des zones d'influence des installations nucléaires.
- 2° Les radionucléides plus récemment rejetés dans l'atmosphère lors de l'accident de la centrale nucléaire (CN) de Tchernobyl, le 26 avril 1986 (1-2 EBq, gaz nobles Xe et Kr exclus) ont donné lieu à un pic marqué de radiocontamination (principalement en $^{103-106}\text{Ru}$ et $^{134-137}\text{Cs}$) dans les différents compartiments de l'écosystème fluvial.
- 3° Les rejets liquides en provenance du cycle du combustible nucléaire : mines, centrales, usines d'enrichissement et de retraitement des combustibles.
- 4° Les radionucléides utilisés en milieu hospitalier à des fins thérapeutiques ou de diagnostics ou par les laboratoires de recherche restent une source potentielle, dans la mesure où le confinement de la quantité totale des radioisotopes mis en œuvre n'est pas toujours réalisé (p. ex. patient traité regagnant son domicile). Dans le cas des usages médicaux, les isotopes utilisés, à l'exception du ^3H , ont cependant des demi-vies courtes (< 1 an).
- 5° Enfin, certaines industries (usines de production d'engrais phosphatés, charbonnages, ...), bien que n'engendrant pas de radionucléides artificiels, concentrent dans leurs résidus d'exploitation des radionucléides naturels (^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th , ...) dont une partie est déversée dans les cours d'eaux avec les eaux usées. L'importance de ce terme est toutefois difficilement quantifiable.

1.2. Inventaire des installations nucléaires sur la Meuse

La Meuse est actuellement équipée de 4 réacteurs nucléaires, implantés sur deux sites, 1 à Chooz et 3 à Tihange. Deux nouveaux réacteurs sont en construction sur le site de Chooz (tableau 3.a, fig. 1).

En plus des rejets de réacteurs de puissance installés le long de son cours, la Meuse hollandaise reçoit également, via un de ses affluents (la Rur), les effluents de 2 réacteurs de recherche et de synchrotron du Centre de Recherche Nucléaire de Jülich.

Tableau 3 a. Situation et caractéristiques des installations nucléaires implantées le long de la Meuse.

site	tranche	type	puissance (MWe)	divergence	arrêt
Chooz Tihange	SENA	PWR	305	19.10.1966	30.10.1991
	1	PWR	870	21.02.1975	
	2	PWR	902	05.10.1982	
	3	PWR	1006	05.06.1985	
Chooz	B1	PWR	1390	1995	
	B2	PWR	1390	1995	

Les activités rejetées en Meuse en provenance des installations nucléaires varient selon les années, avec la mise en service de nouvelles unités et le vieillissement des unités déjà en fonctionnement, ainsi que selon le type d'installation considérée.

Tableau 3 b. Situation et caractéristiques des installations nucléaires implantées le long du Rhône (source AIEA, 1990).

site	tranche	type	puissance (MWe)	divergence	arrêt
Creys	SPX1	FBR	1200	07.09.1985	
	SPX2	FBR	1200	02.1986	
Bugey	1	NUGR-GER	540	21.03.1972	
	2	PWR	920	20.04.1978	
	3	PWR	920	31.08.1978	
	4	PWR	900	17.02.1979	
	5	PWR	900	15.07.1979	
Saint-Alban	1	PWR	1335	04.08.1985	
	2	PWR	1335	07.06.1986	
Cruas	1	PWR	880	02.04.1983	
	2	PWR	915	01.08.1984	
	3	PWR	880	09.04.1984	
	4	PWR	880	01.10.1984	
Tricastin	1	PWR	915	21.02.1980	
	2	PWR	915	22.07.1980	
	3	PWR	915	29.11.1980	
	4	PWR	915	31.05.1981	
Marcoule	G1	NUGR	2	01.1956	1968
	G2	NUGR	38	07.1958	1980
	G3	NUGR	40	06.1959	1984
	Phenix	FBR	233	31.08.1973	

1.3. Inventaire des installations nucléaires sur le Rhône

Sur 300 km de cours, le Rhône est équipé de 6 sites nucléaires regroupant 17 réacteurs de puissance, une usine d'enrichissement du combustible (Pierrelatte) et une usine de retraitement des combustibles irradiés (Marcoule). La figure 2 situe ces installations tandis que le tableau 3.b en indique les principales caractéristiques:

Sur deux des affluents du Rhône, l'Isère et la Durance, sont implantés deux centres d'études nucléaires (Grenoble et Cadarache) ainsi qu'une usine de fabrication du combustible (Romans).

Les rejets des centrales sont variables selon les années et le type de centrale (Bidard et Bardin, 1987). Ils contiennent principalement du ^{58}Co (40 à 75 %), du ^{60}Co (17 à 25 %), du ^{54}Mn (2 à 4 %), du ^{137}Cs (1 à 3 %) et, en quantité moindre, du ^{134}Cs , du $^{110\text{m}}\text{Ag}$, du $^{124-125}\text{Sb}$, ... Les rejets les plus importants proviennent de l'usine de retraitement des combustibles irradiés à Marcoule, qui, à titre d'exemple, a rejeté en 1983 environ 40.10^{12} Bq de radionucléides (soit 80 fois plus que la CN du Tricastin). Ils comportent en ordre principal du ^{106}Ru ($< 30.10^{12}$ Bq.an $^{-1}$), du ^{90}Sr et du ^{137}Cs ($< 6.10^{12}$ Bq.an $^{-1}$) et, en quantité plus faible, d'autres radionucléides tels les ^{144}Ce , ^{54}Mn , ^{95}Zr , ^{89}Sr , $^{58-60}\text{Co}$, $^{110\text{m}}\text{Ag}$, ^{125}Sb , $^{238-239-240}\text{Pu}$, ^{241}Am , ^{151}Eu , ... (Calmet et al., 1985).

2. Radioactivité naturelle

2.1. Meuse

Certains radionucléides d'origine naturelle (par exemple ^7Be , ^{40}K , ^{226}Ra et ^{232}Th) ont été mesurés dans des échantillons prélevés dans les divers compartiments de l'écosystème aquatique, à l'occasion de campagnes de « chômage » notamment (tableau 4).

2.2. Rhône

La radioactivité naturelle présente dans tous les compartiments du fleuve est due principalement au ^{40}K , aux 14 éléments en équilibre de la famille de l'uranium et aux 10 éléments de la famille du thorium,

auxquels s'ajoutent parfois le ^7Be et le ^{210}Pb . Pour l'ensemble des compartiments, le rapport $^{238}\text{U}/^{226}\text{Ra}$ est proche de 1, ce qui signifie que les deux radionucléides sont à l'équilibre. A des fins de comparaison avec la Meuse, un certain nombre de résultats sont aussi repris dans le tableau 4.

Tableau 4. Teneurs comparées en radionucléides d'origine naturelle des principaux compartiments du Rhône et de la Meuse (en amont des installations nucléaires).

	Rhône		Meuse
Eau			
Bq.l. ⁻¹	0,07	^{40}K	0.07
	0,03	^{226}Ra	0.0025
Sédiment			
Bq.kg ⁻¹ MS	39 ± 40	^7Be	129 (16) et 33 (6)
Bryophytes	91 ± 45 (*)	^{232}Th	14 (24) (**)
Bq.kg ⁻¹ (*) MS	206 ± 68 (*)	^7Be	219 (21) (**)
(**) MF	319 ± 93 (*)	^{40}K	≈ 217 (21) (**)
Poissons	4,6	^{226}Ra	25
Bq.kg ⁻¹ MF	88	^7Be	
	2,3	^{40}K	≈ 88 (17)
	0,7	^{226}Ra	2.0
		^{232}Th	≤ 5.4 (13)
Les valeurs entre parenthèses indiquent, dans ce tableau et les suivants, le nombre d'échantillons mesurés. MS = matière sèche ; MF = matière fraîche.			

3. Radioactivité artificielle : situation avant Tchernobyl

3.1. Meuse

3.1.1. Impact des retombées atmosphériques provenant des tirs expérimentaux d'armes nucléaires

La contamination des compartiments de l'écosystème mosan par les radionucléides à longue période provenant de ces retombées (^{90}Sr et ^{137}Cs) n'a pu être caractérisée qu'à l'amont de la CN-Chozy, tant dans les végétaux aquatiques (Kirchmann et Lambinon, 1973) que dans les sédiments. Quelques valeurs illustratives sont indiquées dans le tableau 5.

3.1.2. Impact des effluents des centrales nucléaires

Parmi les différentes catégories d'indicateurs radioécologiques, ce sont les mousses aquatiques, en particulier *Cinclidotus danubicus*, qui ont jusqu'à ce jour fourni le plus de renseignements, à la fois sur l'évolution spatiale de la pollution radioactive de l'écosystème mosan et sur les variations au cours du temps de la contamination de ces végétaux aquatiques en fonction de la nature et de l'importance des rejets d'effluents liquides par les centrales nucléaires (Mouvet et al., 1984). A noter que ce sont essentiellement les radiocobalt et radiocésium ainsi que le radiomanganèse qui sont concentrés par ces bioindicateurs (tableau 6).

En ce qui concerne la radiocontamination des poissons de la Meuse, les échantillonnages ont été effectués de manière régulière jusqu'en 1983, ce qui a permis de suivre l'activité moyenne annuelle. On a constaté que les teneurs en ^{137}Cs ont diminué progressivement jusqu'en 1983, année au cours de laquelle les valeurs deviennent inférieures au seuil de détection par la spectrométrie γ . Les résultats ont montré que les teneurs en ^{137}Cs étaient légèrement supérieures chez les prédateurs (la perche en l'occurrence), le rapport des activités prédateur/proie variant de 1 à 3,3 (sur base du poids frais = MF). Par ailleurs, les facteurs de concentration (poisson/eau) ont été évalués à 795 chez le gardon et à 1312 chez la perche (Meurisse-Genin et al., 1984).

3.2. Rhône

3.2.1. Impact des retombées atmosphériques provenant des tirs expérimentaux d'armes nucléaires

Dans la zone 1, du lac Léman à Creys-Malville, soumise aux seules retombées des essais d'armes nucléaires, le ^{137}Cs est visible dans tous les compartiments du fleuve. Le ^{90}Sr est mesuré dans les poissons ($1,2 \pm \text{Bg.kg}^{-1}$ PF). La radioactivité artificielle liée aux retombées des explosions nucléaires dans l'hémisphère nord reste 100 fois inférieure à la radioactivité naturelle dans l'eau ; dans les bryophytes, la radioactivité liée à ces retombées est 1000 fois inférieure à leur radioactivité naturelle. On a aussi remarqué que la concentration en radiocésium est 2 ou 3 fois plus élevée dans les poissons du lac Léman que dans ceux du haut Rhône (tableau 5). Ceci met en évidence la capacité de rétention des radionucléides par les lacs à grand bassin versant et à faible renouvellement d'eau.

Tableau 5. Teneurs comparées en radionucléides provenant des retombées atmosphériques des tirs expérimentaux d'armes nucléaires.

	Rhône		Meuse
Sédiment			
Bq.kg ⁻¹ MS	$9,9 \pm 5,1$ (10)	^{137}Cs	15 (1) (1977)
Bryophytes	$3,1 \pm 7$ (3) (*)	^{137}Cs	1,4 (6) (1971) (**)
Bq.kg ⁻¹ (*) MS			
(**) MF	—	^{90}Sr	$2,5 \pm 1,0$ (1) (*)
Poissons			
Bq.kg ⁻¹ MF Rhône	$0,4 \pm 0,1$	^{137}Cs	—
Lac Léman	$1 \pm 0,4$ (93)	^{137}Cs	—

3.2.2. Impact des effluents des centrales nucléaires

Les analyses radioactives des échantillons prélevés dans la zone 2 (de Creys à Marcoule) mettent en évidence la présence d'une douzaine de radionucléides. Les teneurs des compartiments indiqués dans le tableau 6 concernent les radionucléides qui ont été recherchés et mesurés dans les deux écosystèmes, à titre comparatif. Il faut souligner que le suivi de la radioactivité de l'eau est difficile à réaliser car, du fait de son renouvellement rapide, les concentrations mesurées sont souvent proches des limites de détection des appareils de mesure.

Comme dans le cas de la Meuse, les végétaux confirment leur qualité de bioindicateurs. Bien que d'un niveau plus faible, la radioactivité des poissons reflète la composition des effluents des centrales nucléaires (Bidard et al., 1987). Une étude des moyennes annuelles montre l'évolution de la radioactivité dans le temps, comme, par exemple, le cas des césium et cobalt dans les poissons prélevés en aval de la CN-Bugey (fig. 7).

A la radioactivité provenant des effluents du réacteur à uranium naturel, modéré au graphite et refroidi au gaz, s'ajoute celle des réacteurs à eau pressurisée mis en service de 1978 à 1980. La concentration des deux radiocésiums dans les poissons augmente d'un facteur 3 ou 4. L'apparition des radiocobalts dans les poissons traduit l'activation des gaines de combustibles au démarrage des réacteurs. Les niveaux de radioactivité reviennent ensuite aux valeurs moyennes que l'on mesurait avant la divergence.

La radioactivité artificielle - hors tritium - des compartiments de la zone 2 du Rhône reste de 10 à 50 fois inférieure à leur radioactivité naturelle. Il est à noter que, d'un point de vue qualitatif et quantitatif, les radionucléides mesurés reflètent la composition des effluents liquides des centrales nucléaires (Foulquier et al., 1985).

Tableau 6. Teneurs comparées en radionucléides provenant des effluents des centrales nucléaires dans divers compartiments du Rhône et de la Meuse.

	Rhône		Meuse
Eau			
Bq.l ⁻¹	≤ 8 (2)	¹³⁷ Cs	15 (1)
Sédiment			
Bq.kg ⁻¹ MS	5,4 (5)	⁵⁸ Co	166 (\bar{x} 10 ans)
	4,1 (5)	⁶⁰ Co	176 (\bar{x} 10 ans)
	95 (1)	¹⁰⁶ Ru	87 (\bar{x} 9 ans)
	1,6 (5)	¹³⁴ Cs	169 (\bar{x} 10 ans)
	15,2 (16)	¹³⁷ Cs	184 (\bar{x} 10 ans)
Bryophytes			
Bq.kg ⁻¹ MS	48 à 296 (2)	⁵⁸ Co	9705 (36)
	16 à 22 (2)	⁶⁰ Co	200 à 4385 (16)
	8,8 (1)	¹³⁴ Cs	≤ 85 (24) à 1660 (32)
	12 à 24 (2)	¹³⁷ Cs	110 (5) à 1185 (10)
	10 à 15 (2)	⁵⁴ Mn	1350 (25) à 13015 (10)
Poissons			
Bq.kg ⁻¹ MF	16 (35)	⁵⁸ Co	≤ 30 à < 46 (5 ans)
(sauf mention contraire)	2,3 (57)	⁶⁰ Co	≤ 1,2 à ≤ 2,1 (9 ans)
	0,4 (78)	¹³⁴ Cs	≤ 3,4 à ≤ 10,8 (9 ans)
	1,1 (326)	¹³⁷ Cs	3,4 à 16,6 (10 ans)
	2 (19)	⁵⁴ Mn	≤ 3,2 à 55,1 (10 ans)
	1,6 (45)	⁹⁰ Sr	330 (4) MS
	20 à 1320 (12)	³ H (OBT)	70 à 460 MS

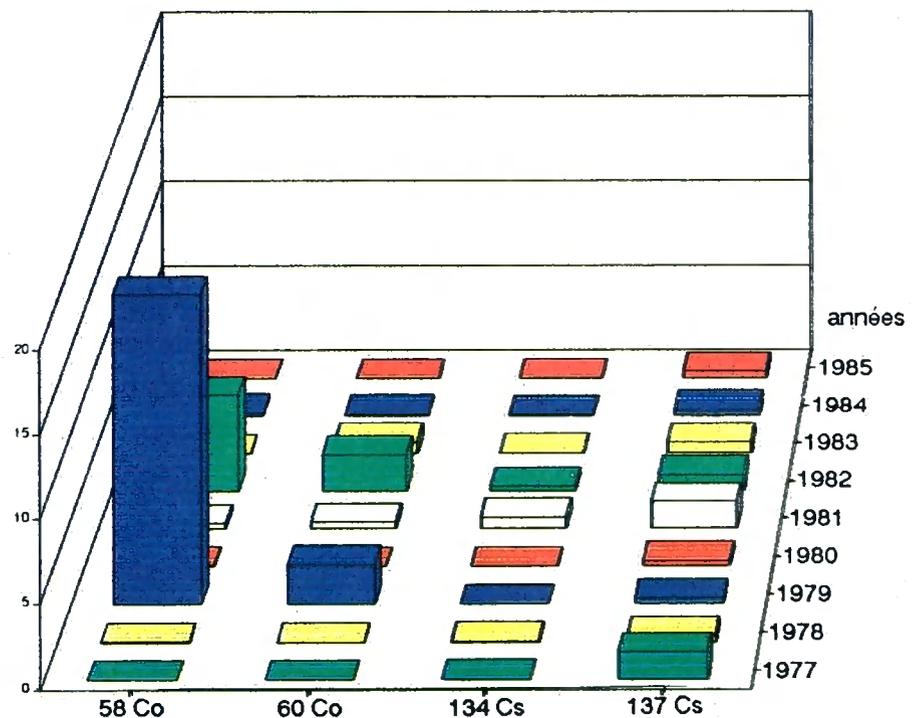


Figure 7. Evolution de l'activité en radiocésium et radiocobalt des poissons prélevés en aval de la centrale nucléaire du Bugey (Bq.kg⁻¹ MF).

3.2.3. Impact des effluents de l'usine de retraitement du combustible irradié de Marcoule

Dans la zone 3 du Rhône, soumise aux effluents de l'usine de retraitement du combustible irradié, de nouveaux radionucléides apparaissent (^{241}Am , $^{144}\text{Ce}+\text{Pr}$, ^{103}Ru , $^{106}\text{Ru}+\text{Rh}$ et des traces de $^{238-239-240}\text{Pu}$). Les radionucléides qui existaient en amont de l'usine augmentent de façon significative (tableau 7).

Après 30 années de fonctionnement de l'usine, la radioactivité artificielle - hors tritium - des compartiments du fleuve, mesurée en aval de Marcoule, reste inférieure à la radioactivité naturelle ou est du même ordre de grandeur que celle-ci.

Tableau 7. Teneurs comparées en radionucléides d'origine artificielle dans divers compartiments de la zone 3 du Rhône (aval de l'usine de Marcoule) (1976-1986).

nucléides	eau Bq.l ⁻¹	sédiments Bq.kg ⁻¹ MS	phanérogames immergées Bq.kg ⁻¹ MS	poissons Bq.kg ⁻¹ MF (sauf mention contraire)
^{110m}Ag		7,2 ± 2,3 (14)	5,3 ± 2,9 (9)	0,28 (1)
^{241}Am		14,9 ± 3,7 (11)	5,1 ± 3,0 (5)	0,1 (1)
$^{144}\text{Ce}+\text{Pr}$	0,5 ± 1 (12)	139 ± 28 (16)	77 ± 19 (23)	0,3 à 5,7 (4)
^{57}Co	LD (4)	1 (2)	0,3 à 14 (6)	
^{58}Co	0,01 ± 0,003 (43)	5,7 ± 1,5 (8)	139 ± 86 (27)	0,06 à 0,35 (2)
^{60}Co	0,01 ± 0,003 (39)	6,8 ± 1,6 (17)	51 ± 32 (30)	1,9 ± 3,4 (18)
^{134}Cs	0,01 ± 0,003 (63)	58 ± 16 (19)	47 ± 17 (29)	2,3 ± 0,4 (97)
^{137}Cs	0,03 ± 0,006 (100)	403 ± 114 (20)	245 ± 18 (31)	11,5 ± 2,2 (136)
^{54}Mn	0,01 ± 0,003 (43)	34 ± 12 (15)	204 ± 85 (31)	1,9 ± 2,1 (21)
^{103}Ru				0,15 à 4,8 (2)
$^{106}\text{Ru}+\text{Rh}$	0,45 ± 0,09 (100)	368 ± 100 (18)	765 ± 211 (30)	1,5 à 26 (6)
^{123}Sb	0,05 ± 0,02 (86)	13,2 ± 6,1 (12)	13,8 ± 7,6 (16)	
^{65}Zn				4,5 (1)
^{95}Zr		7 (1)	4,2 à 59 (3)	
^{90}Sr	0,04 ± 0,007 (11)		7,6 ± 1,2 (11)	1,5 ± 0,3 (55)
^3H	19,3 ± 2,8 (20)	1800 ± 450 (10)	126 ± 47 (8)	148 ± 24 (OBT) (21)
^{238}Pu		LD (1)	0,9 ± 0,5 (7)	≤ 0,03 (4)
$^{239-240}\text{Pu}$		0,7 (1)	2,4 ± 1,4 (10)	0,05 ± 0,04 (11)

LD = limite de détection.

4. Radioactivité artificielle : situation après Tchernobyl (1986-1989)

4.1. Meuse

Suite à l'accident survenu à la CN-Tchernobyl, le 26 avril 1986, on a estimé qu'un dépôt d'environ 3 kBq.m⁻² de ^{137}Cs a contaminé le bassin mosan belge ; d'autres radionucléides (^{131}I , ^{134}Cs , $^{103-106}\text{Ru}$, ...) ont aussi été déposés début mai 1986 et mis en évidence dans la Meuse.

Un programme d'échantillonnage varié a été exécuté en septembre 1986, afin d'évaluer les effets des retombées de Tchernobyl (radionucléides à vie moyenne et longue) sur la radiocontamination de la biocénose de l'écosystème mosan. Les résultats ont montré que les teneurs en ^{137}Cs étaient remontées d'au moins un ordre de grandeur chez les végétaux aquatiques, alors que l'impact de l'accident de Tchernobyl était moins accusé chez les animaux aquatiques (Kirchmann et Van Gelder-Bonnyns, 1987).

Les teneurs en ^{134}Cs des mousses aquatiques ont aussi augmenté d'un ordre de grandeur à la suite de ces retombées. Un point intéressant à souligner est celui du rapport $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ observé dans les mousses récoltées en septembre 1986 : ce rapport se situait entre 2,0 et 3,1, la moyenne étant de 2,4 pour les mousses récoltées en amont de la CN-Chooz et de 2,3 pour celles récoltées en aval. L'impact des retombées de Tchernobyl est donc manifeste et masque totalement les rejets en ^{134}Cs et ^{137}Cs effectués au cours des trois premiers mois de 1986 par la CN-Chooz, avec un rapport moyen $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ égal à 3,9.

En ce qui concerne les ruthéniums, ils ne sont plus repérés dans les échantillons de bryophytes récoltés en 1987, notamment le ^{106}Ru qui a cependant une période physique suffisante (368 jours) pour permettre sa détection dans ces échantillons, lorsque l'activité initialement présente est suffisante.

Quant au tritium organique, les teneurs observées chez les mousses aquatiques sont du même ordre de grandeur que celles des autres végétaux aquatiques analysés ; ces teneurs n'ont guère varié de 1982 à 1987. A noter que la mesure de ce radionucléide, après séparation radiochimique, ne pose pas de problème après une situation accidentelle de type Tchernobyl, en raison même de la méthode qui élimine les autres radioéléments présents dans l'échantillon avant la mesure du tritium.

On sait que les poissons concentrent dans leurs muscles les radiocésiums, raison pour laquelle ces animaux aquatiques sont utilisés comme bioindicateurs de ces radionucléides. Il faut cependant souligner que les mesures d'activité relatives aux poissons doivent s'entourer de précautions méthodologiques sérieuses, les variations liées à l'âge, au sexe et surtout aux organes étant souvent importantes (Kirchmann et al., 1979). En septembre 1986, le rapport observé dans les poissons varie de 2,0 à 2,4 avec une moyenne de 2,3, alors que le rapport dans les effluents de la CN-Chooz rejetés au cours des trois mois précédents était de 3,9. Comme dans le cas des mousses, l'impact des retombées de Tchernobyl est donc manifeste et a masqué l'influence des rejets de la CN-Chooz.

Quant aux sédiments, récoltés mensuellement, ce sont surtout les radiocésiums et radioruthéniums des retombées de Tchernobyl qui les ont marqués (voir fig. 10 à 12, cas des radiocésiums). Les teneurs observées étaient 2,5 fois plus élevées dans le cas des radiocésiums que celles observées dans la zone 1 du Rhône et de 4 à 8 fois plus importantes dans le cas des radioruthéniums. Le temps nécessaire pour que le compartiment « sédiments » perde la moitié de sa radioactivité, pour chacun des 4 radionucléides considérés, est indiqué dans le tableau 8.

Tableau 8. Temps nécessaire (en jours) pour que certains compartiments des deux écosystèmes Rhône et Meuse perdent la moitié de leur radioactivité provenant des retombées de l'accident de Tchernobyl.

	radionucléides	sédiments	bryophytes	phanérogames	poissons
Rhône zone 1	¹³⁴ Cs	180	120	100	230
	¹³⁷ Cs	260	140	140	260
	¹⁰³ Ru	30	30	40	—
	¹⁰⁶ Ru	80	110	220	—
Meuse Ivoz-Ramet * Tailfer ** Ivoz-Ramet * Ivoz-Ramet + Tailfer **	¹³⁴ Cs	75			
	¹³⁷ Cs	80			
	¹⁰³ Ru	23			
	¹⁰⁶ Ru	60			
* = bac à boue de type Rhin ; ** = bac à décantation, premier compartiment.					

4.2. Rhône

En fonction des conditions météorologiques, le panache radioactif issu de Tchernobyl a survolé l'Est de la France la première semaine de mai 1986. Les radionucléides ont été apportés dans le Rhône essentiellement par voie humide, à la faveur des pluies ou par lessivage des sols.

Dix-neuf radionucléides ont été détectés dans les retombées de Tchernobyl (Ballestra et al., 1987), mais 7 seulement ont été mis en évidence de façon significative dans le Rhône : ¹³²Te, ¹³¹I, ¹⁰³Ru, ¹⁰⁶Ru, ¹³⁷Cs et ^{110m}Ag. Globalement, le niveau de radioactivité de l'eau, du sédiment, des végétaux et des poissons du fleuve augmente rapidement. Les nucléides à période courte (¹³²Te et ¹³¹I) disparaissent dès la mi-mai ; pour les autres, le processus est plus lent.

4.2.1. Mesures effectuées en mai 1986

C'est dans la zone 1 du Rhône que l'impact de Tchernobyl a été le plus important et le plus visible du fait de l'absence d'installation nucléaire. La radioactivité artificielle mesurée en mai 1986, dans cette zone, est de l'ordre de grandeur de celle que l'on mesurait antérieurement en aval de toutes les installations nucléaires (zone 3). Les végétaux aquatiques sont bien les meilleurs indicateurs de la contamination

radioactive du milieu. La radioactivité des poissons est faible et n'a aucune incidence, d'un point de vue sanitaire, sur les populations riveraines qui les consomment.

Dans la zone 2 (de Creys à Marcoule), on observe une augmentation des concentrations en radiocésium, la présence plus fréquente du ^{110m}Ag et du ^{106}Ru ainsi que l'apparition du ^{103}Ru (tableau 9). La radioactivité provenant de Tchernobyl est venue se cumuler avec celle des effluents des centrales électrogènes.

Tableau 9. Radioactivité artificielle des divers compartiments du Rhône en mai 1986 (situation induite par l'accident de Tchernobyl).

nucléides	zones	sédiments Bq.kg ⁻¹ MS	phanérogames immergées Bq.kg ⁻¹ MS	poissons Bq.kg ⁻¹ MF
^{134}Cs	1	122 (1)	192 (1)	4,2 ± 1,6 (14)
	2	90 (7)	122 (7)	4,2 ± 1,1 (44)
	3	195 (1)	179 (1)	3,1 ± 0,8 (6)
^{137}Cs	1	240 (1)	389 (1)	8,8 ± 3,2 (14)
	2	178 (7)	363 (7)	9,2 ± 2,4 (44)
	3	520 (1)	386 (1)	21,4 ± 8,1 (6)
^{103}Ru	1	160 (1)	594 (1)	2,1 ± 1,4 (6)
	2	257 (7)	1964 (7)	3,0 ± 1,2 (44)
	3	610 (1)	983 (1)	6,7 (1)
$^{106}\text{Ru} + \text{Rh}$	1	120 (1)	385 (1)	
	2	152 (7)	1154 (7)	
	3	520 (1)	702 (1)	11,1 (1)
^{110m}Ag	2	6,1 (7)	17 (7)	1,1 ± 3,4 (3)
	3	14 (1)	10 (1)	3,1 ± 0,8 (6)

L'influence de Tchernobyl est plus faible en aval de Marcoule, car la zone 3 du fleuve est située à la frange du passage du panache radioactif.

4.2.2. Mesures effectuées après mai 1986

Après mai 1986, on constate la décroissance de la radioactivité dans tous les compartiments du fleuve. Ce phénomène dépend d'une part de la période physique des radionucléides et d'autre part de la période biologique des organismes et des zones du fleuve. C'est dans la zone 1 que les phénomènes sont les plus visibles. La figure 8 montre l'évolution de la radioactivité du sédiment, des bryophytes, des phanérogames immergées et des poissons, de mai 1986 à fin 1988. Le ^{103}Ru disparaît en quelques semaines, tandis que le ^{106}Ru reste visible plusieurs mois dans les végétaux. A fin de 1988, seuls les ^{134}Cs et ^{137}Cs sont encore présents.

Dans les zones 2 et 3, du Rhône, les effluents des installations nucléaires viennent masquer en partie la disparition de la radioactivité issue de Tchernobyl.

En fin de 1988, on retrouve, dans toutes les zones du Rhône, des niveaux de radioactivité de l'ordre de grandeur de ceux que l'on mesurait avant l'accident de Tchernobyl. Celui-ci aura donc marqué significativement les compartiments pendant une période de deux ans.

5. Conclusions

En ce qui concerne les teneurs en radionucléides naturels des compartiments étudiés des deux fleuves, on peut conclure qu'elles sont du même ordre de grandeur, excepté dans le cas du ^{226}Ra , où la concentration dans l'eau du Rhône est une douzaine de fois plus élevée qu'en Meuse. Quant au ^{137}Cs , provenant des retombées des tirs expérimentaux dans l'atmosphère d'armes nucléaires, les teneurs observées dans les sédiments et les végétaux aquatiques considérés sont également du même ordre de grandeur dans les deux écosystèmes.

Si l'on examine les niveaux de contamination par les radioéléments artificiels provenant des centrales nucléaires, on constate que, d'une façon générale, les compartiments de la Meuse sont nettement plus contaminés (un à deux ordres de grandeur) que ceux du Rhône. Cependant si l'on « normalise » ces données en prenant comme base une puissance installée de 1000 MWe et un débit moyen de 100 m³.s⁻¹

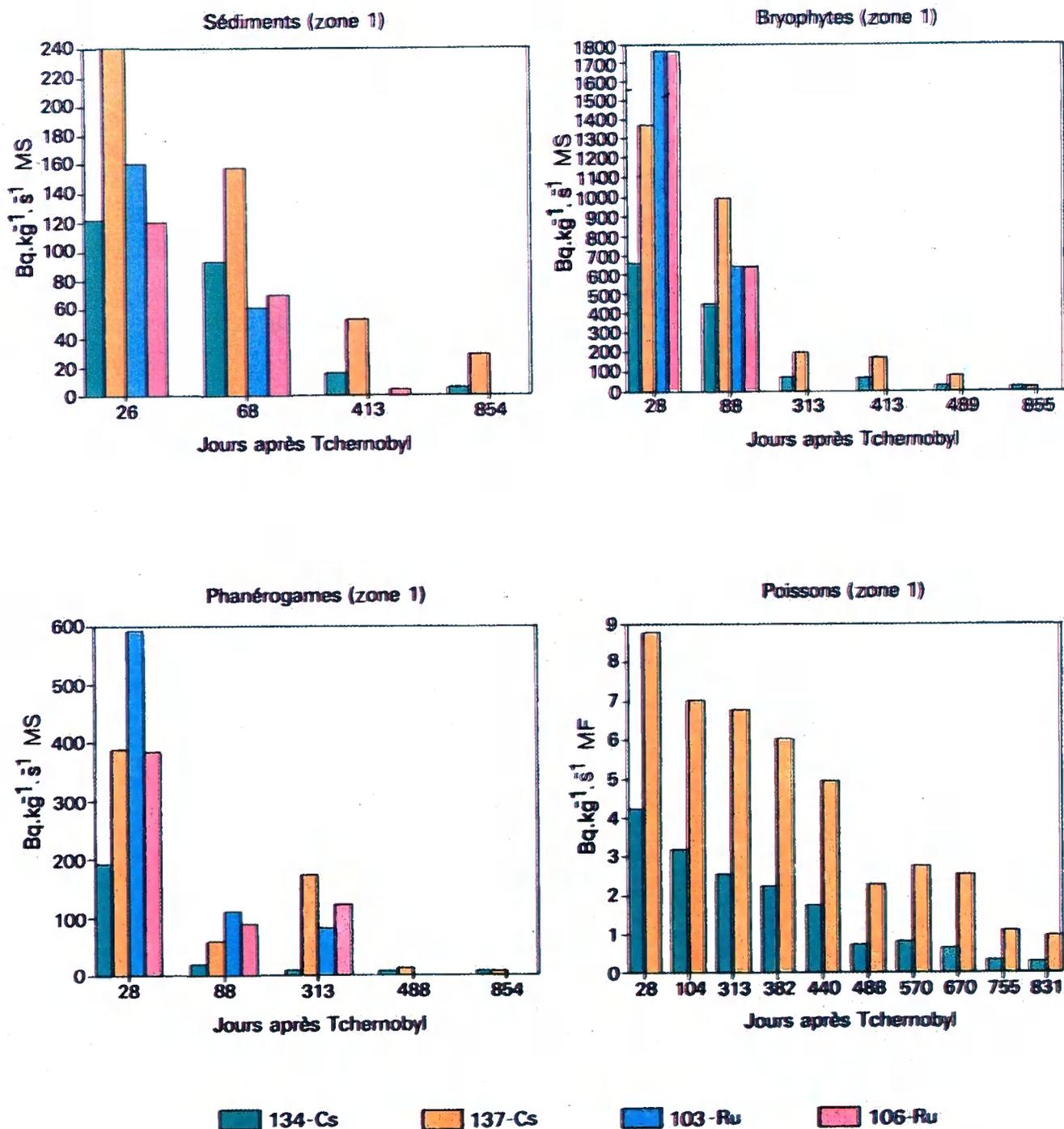


Figure 8. Evolution de l'activité en radiocésium et radioruthénium dans quatre compartiments de la zone 1 du Rhône, durant la période post-Tchernobyl (mai 1986 à fin 1988) ($Bq.kg^{-1} MS$).

dans les zones d'implantation de ces centrales (tableau 10), on arrive à la conclusion que la Meuse liégeoise et la section de Creys à Marcoule pour le Rhône ont des niveaux de contamination du même ordre de grandeur, excepté pour le tritium, dont les valeurs sont plus élevées dans cette section du Rhône. La haute Meuse belge, en aval de Chooz, accuse des teneurs d'environ un ordre de grandeur plus élevées. Enfin si l'on compare, sur la même base « normalisée », la zone du Rhône en aval de Marcoule avec la zone amont, on constate que les niveaux de contamination des sédiments en produits de fission et d'activation sont de deux, voire trois ordres de grandeur plus élevés, excepté pour le tritium ; cette différence est la conséquence des installations nucléaires de retraitement implantées dans cette zone.

Tableau 10. Comparaison des niveaux de contamination par les radioéléments provenant de centrales nucléaires de divers compartiments de la Meuse et du Rhône, valeurs normalisées à 1000 MWe installés et 100 m³.s⁻¹ de débit moyen du fleuve.

		Meuse		Rhône	
		haute (aval Chooz)	liégeoise (aval Tihange)	zone 2 (Creys à Marcoule)	zone 3 (aval Marcoule)
sédiments Bq.kg ⁻¹ MS	³ H	—	23	5900	186203
	⁵⁴ Mn	1155	37,8	—	1771
	⁵⁸ Co	991	—	5,3	297
	⁶⁰ Co	—	35	4,1	354
	⁹⁰ Sr	15,5	2,1	—	—
	¹⁰⁶ Ru	512	33,3	94	19173
	¹³⁴ Cs	1251	25,6	1,6	3022
	¹³⁷ Cs	1256	44	15	20996
bryophytes Bq.kg ⁻¹ MS	³ H	—	< 92	—	
	⁵⁴ Mn	5670	—	10 à 15	
	⁵⁸ Co	40740	—	48 à 296	
	⁶⁰ Co	1535	255	16 à 22	
	⁹⁰ Sr			—	
	¹⁰⁶ Ru			—	
	¹³⁴ Cs	≤ 355	≈ 175	8,8	
	¹³⁷ Cs	420	≈ 21	12 à 24	
poissons Bq.kg ⁻¹ MF (sauf mention contraire)	³ H (OBT)	630	54	20 à 1320	7710
	⁵⁴ Mn	≤ 13,4		2	99
	⁵⁸ Co	≤ 172	1,8	16	3,1
	⁶⁰ Co	7,6	2,0	2,3	99
	⁹⁰ Sr		0,5	1,6	78
	¹⁰⁶ Ru				78 à 1355
	¹³⁴ Cs	< 24,8		0,4	120
	¹³⁷ Cs	7,6	0,9	1,1	599

Chapitre III. EXPERIMENTATION *IN SITU* DE L'IMPACT DES REJETS EN MEUSE

1. Biocénose

1.1. Méthodologie

Afin de mieux préciser l'impact global des effluents rejetés par la CN-Tihange sur les organismes aquatiques, un dispositif d'expérimentation a été installé dans le canal d'alimentation en eau de refroidissement de la centrale ainsi que dans le canal de rejet des eaux usées. Au début du programme (seule la tranche Tihange-1 étant alors en service), ce dispositif était constitué par deux radeaux entièrement construits en tôle inoxydable (voir photo de couverture) ; par la suite, alors que la tranche de Tihange-2 venait s'ajouter à partir de 1984, l'un de ces radeaux devait être transféré en amont, à l'écluse de Ben-Ahin, et l'autre en aval, à l'écluse d'Ampsin. Sur le site même, ils ont été remplacés par deux piscines d'expérimentation alimentées, l'une par l'eau du canal d'amenée, l'autre par l'eau du canal de rejet de Tihange-1.

Ces dispositifs expérimentaux ont permis de réaliser des études sur l'effet des eaux de rejet de la centrale :

- sur la productivité et la biomasse des algues microscopiques benthiques (microphytobenthos) ;
- sur diverses espèces animales (écrevisses, paludines, moules, crevettes, gardons et chevesnes) ;
- sur la radiocontamination d'animaux exposés aux eaux du rejet.

On a pu également étudier divers effets de l'échauffement des eaux (croissance ou développement de divers organismes), ainsi que l'action du chlore sur les animaux ou sur l'activité photosynthétique de végétaux aquatiques.

1.2. Impact des rejets thermiques

D'une façon générale, on constate relativement peu d'influence des rejets de la CN-Tihange sur la qualité des eaux de la Meuse, du moins à l'aval immédiat après mélange des eaux. Cependant, en dessous d'un débit de $200 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, l'activité de la centrale (Tihange 1 et 2) se traduit généralement par un réchauffement de la Meuse de l'ordre de 2°C ; la différence amont-aval peut atteindre un maximum se situant entre 4 et 5°C en débit d'étiage (cf. chapitre I, § 5 et fig. 5).

Au point de vue de la reproduction, on constate généralement, chez le gardon comme chez l'ablette commune, un léger décalage de la gamétogenèse : celle-ci commence et finit plus tôt à l'aval. Toutefois, en 1983, le décalage observé pour la reproduction du gardon est nettement plus élevé, de l'ordre de un mois entre l'amont et l'aval. Ceci met en évidence l'importance de la variation des facteurs climatiques naturels combinés au réchauffement des eaux provoqué par la centrale. L'étude histologique de l'ovogenèse chez l'ablette confirme le décalage amont-aval des cycles de reproduction, accompagné tout au long de l'année d'une résorption des ovocytes plus importante en aval, ce qui tiendrait plus d'un processus pathologique que normal.

1.3. Impact des rejets chimiques

Les expériences effectuées dans le canal de rejet de la centrale ont montré que les concentrations en chlore libre, dont les maxima n'ont pas dépassé la limite réglementaire de $0,5 \text{ ppm}$, entraînent une diminution de l'activité photosynthétique des mousses *Cinclidotus danubicus* et de *Platyhypnidium riparioides*. En ce qui concerne la biomasse du microphytobenthos, aucun effet immédiat n'est constaté ; par contre on a observé, à des températures élevées de l'eau, un effet cumulatif des chlorations entraînant une chute de biomasse. Les poissons et les écrevisses réagissent également à des teneurs n'ayant pas dépassé $0,5 \text{ ppm}$: ils manifestent des signes d'asphyxie et tentent de sortir des cages où les cantonnent les conditions expérimentales.

Des expériences en laboratoire ont cependant bien démontré l'impact potentiel, sur des algues de la Meuse, du chlore résiduel, même à des concentrations très basses ($0,05 \text{ mg.l}^{-1}$) et pour des temps de contact de l'ordre de quelques minutes (fig. 9).

1.4. Impact des rejets radioactifs

Des études antérieures au programme décrit dans le présent rapport ont été menées, au début des années 70, en haute Meuse belge. L'objet de ces travaux ainsi que les résultats essentiels sont résumés ci-après.

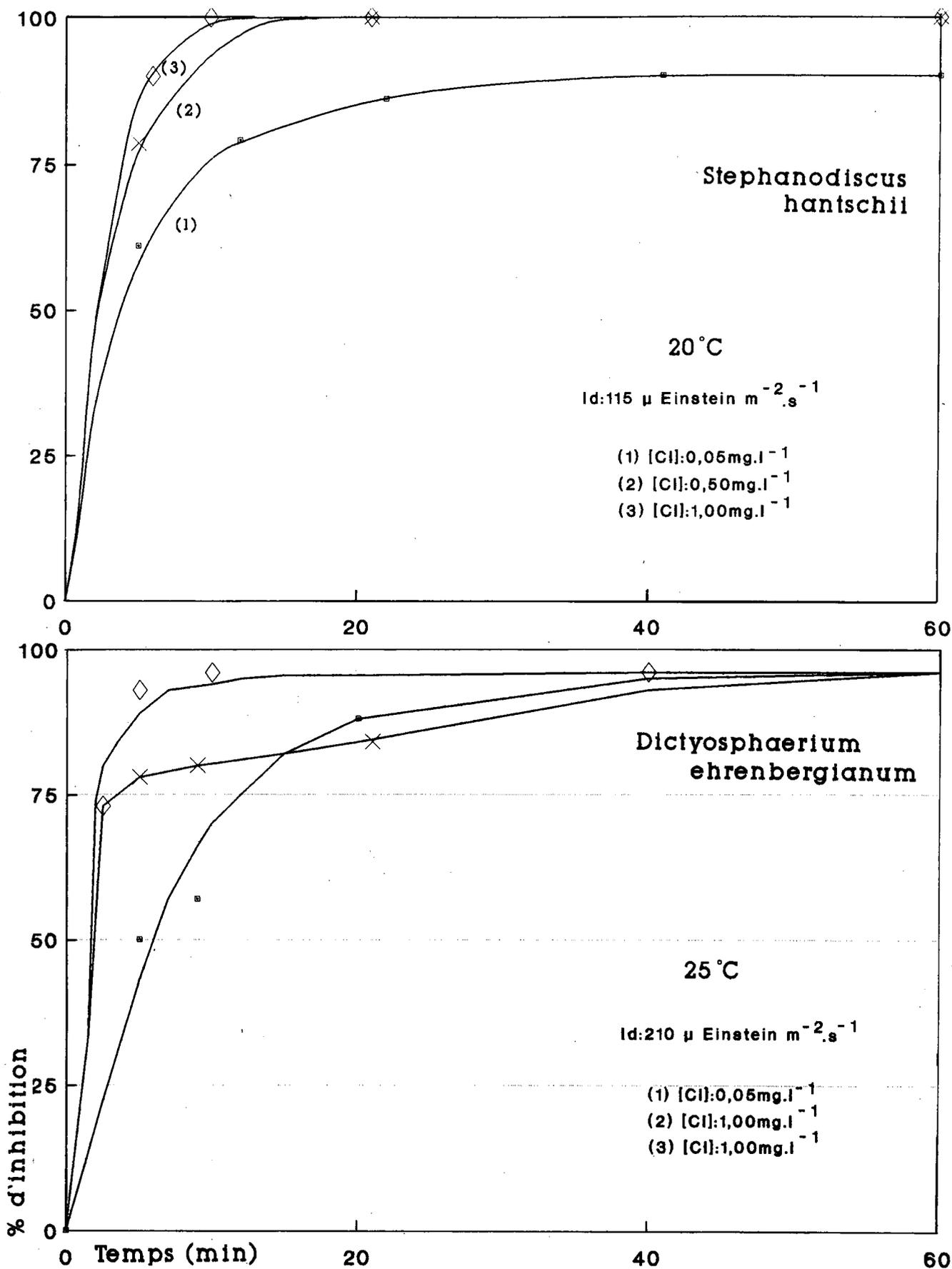


Figure 9. Relation entre le temps de contamination et le degré d'inhibition du taux d'assimilation du CO₂, pour deux espèces d'algues planctoniques testées pour différentes concentrations en chlore total.

1.4.1. Expérimentation sur les mousses aquatiques

Afin d'améliorer nos connaissances sur le comportement en conditions naturelles, du radiocobalt et du radiomanganèse présents entre les effluents réels, un programme de rejets concertés d'effluents de la CN-Chooz a été exécuté en automne 1970 au niveau du barrage d'Hastière. Deux expériences ayant pour but l'évaluation de la répartition des ^{54}Mn , ^{58}Co et ^{60}Co entre l'eau et les matières en suspension, ainsi que la disponibilité biologique de ces produits d'activation, ont été réalisées. La détermination du degré d'homogénéisation de la dilution des effluents à hauteur de l'écluse d'Hastière (10 km en aval du point de rejet) a pu être effectuée en utilisant l'eau tritiée, présente dans les effluents, comme indicateur.

Des mousses, presque exclusivement *Cinclidotus danubicus*, ont été récoltées au barrage de Ham-sur-Meuse (amont de la CN-Chooz), la veille du début du rejet concerté d'effluents et placées en « cage » au niveau du déversoir du barrage d'Hastière pendant respectivement une et deux semaines (Kirchmann et Cantillon, 1972). Leur analyse indique que les rapports de concentration (Bq.g^{-1} MF/ Bq.ml^{-1} eau de Meuse) oscillent autour de 300 pour chacun des trois produits d'activation étudiés. Des valeurs obtenues en laboratoire, à partir d'un milieu contenant les ^{54}Mn et ^{60}Co sous forme ionique, sont sensiblement les mêmes que celles obtenues, aussi en laboratoire, en utilisant des effluents réels de la CN-Chooz comme solution contaminante. Les résultats montrent en outre que la disponibilité biologique relative des ^{58}Co et ^{60}Co est similaire.

1.4.2. Expérimentation sur les poissons (vairon)

Depuis la mise en service de la CN-Chooz en 1967, l'eau, la faune et la flore de la Meuse ont été régulièrement échantillonnées pour suivre leur radiocontamination. Notamment, les teneurs en ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{60}Co et ^{54}Mn ont été recherchées chez les poissons. Comme, d'une manière générale, la radioactivité de ceux-ci est faible, diverses expériences ont été effectuées pour mieux cerner les mécanismes de radiocontamination des poissons ; l'animal expérimental choisi dans le cas présent était le vairon.

Des poissons « froids » ont été placés en aval de la CN-Chooz, durant une période de rejet. Après deux semaines d'exposition, les teneurs en émetteurs γ précités ont été déterminées (Micholet-Coté et al., 1973).

Par ailleurs, des vairons contaminés pendant 7 jours, respectivement par du $^{60}\text{Co}^{++}$ et du $^{54}\text{Mn}^{++}$, ont ensuite été transférés en amont de la CN-Chooz pour en suivre la cinétique de décontamination.

Cette expérimentation a permis de dégager les points suivants :

- la contamination des poissons de la Meuse par les rejets d'effluents liquides de la CN-Chooz est mesurable après un court temps d'exposition ;
- cette absorption de radioéléments par les poissons reste néanmoins relativement faible en milieu naturel et ne pose pas de problème sanitaire ; à noter cependant que les valeurs maximales du rapport de concentration poisson/eau observées sont de quelques centaines pour les radioéléments concernés ;
- la contamination expérimentale des poissons par les ^{54}Mn et ^{60}Co provenant d'effluents réels suit une courbe similaire à celle de ces deux radioisotopes sous leur forme ionique ;
- la courbe de décontamination de ces poissons a une allure similaire, que le phénomène se passe en laboratoire ou en Meuse.

2. Sédiments

2.1. Introduction

Les phénomènes d'adsorption et de désorption des radionucléides entre l'eau et les particules de sédiments apparaissent comme les processus de base qui gouvernent le comportement des radioéléments dans les eaux de surface. Cependant, ce processus est extrêmement dépendant des caractéristiques physiques et chimiques des sédiments ; en particulier, les radioéléments sont généralement fortement adsorbés par les petites particules (argiles et limons fins), et très peu par les grosses particules de sédiments.

Les processus hydrodynamiques de sédimentation et de remise en suspension sont aussi influencés par les caractéristiques granulométriques (et d'autre propriétés physico-chimiques) du sédiment : la fraction grossière est caractérisée par une vitesse de sédimentation élevée, tandis que la fraction fine sédimente très lentement et reste aisément en suspension dans la colonne d'eau.

Les transferts entre la phase liquide et la phase solide non-vivante ne font pas explicitement partie du programme de recherches qui fait l'objet de la présente synthèse, axée essentiellement sur les transferts au sein de la biocénose. Toutefois, les matières solides jouent un rôle important dans ces phénomènes,

en tant que réservoir (sédiments de fond) ou en tant que vecteur (matières en suspension) des différents radionucléides ; ceux-ci peuvent dès lors entrer dans les chaînes trophiques, notamment par le biais des organismes filtreurs. Il convient de distinguer les matières en suspension proprement dites (MES) et celles qui se déposent dans des bacs, des sédiments de fond (ou lit de la rivière) qui font l'objet d'échantillonnages occasionnels (lors de chômages par exemple).

2.2. Matières en suspension (MES)

2.2.1. Echantillonnage

Dans le cadre des programmes de surveillance radiologique autour des sites nucléaires, il existe plusieurs stations en Meuse belge où les matières sédimentables sont collectées en continu, soit au moyen d'un bac à décantation comprenant deux compartiments en série (Tailfer), soit par l'emploi de bacs à boue de type Rhin (Hastière, Ivoz-Ramet, Monsin).

La technique de centrifugation d'importants volumes d'eau du fleuve (plusieurs mètres cubes) a aussi été employée à quelques reprises, pendant des périodes limitées dans le temps (2 ou 3 jours), afin de disposer à des fins d'analyses de quantités appréciables (plusieurs dizaines de grammes de matière sèche) de MES proprement dites.

2.2.2. Résultats

2.2.2.1. Granulométrie

Les analyses effectuées par sédimentographie fournissent des courbes de distribution granulométrique des MES. Comme les modèles de transport de sédiments considèrent différentes classes pour la granulométrie des particules, il a semblé opportun d'adopter ce classement pour présenter les résultats obtenus (tableau 11). Les débits de la Meuse correspondant aux périodes d'échantillonnage des MES figurent aussi dans ce tableau, car la charge en MES et la granulométrie des alluvions varient en fonction du débit du cours d'eau : la charge en MES peut atteindre et dépasser 200 mg.l⁻¹ en période de crue alors qu'à l'étiage elle n'est que de 5 mg.l⁻¹. La fraction granulométrique grossière sera aussi nettement plus élevée en période de crue qu'à l'étiage, ce qui est important à souligner puisque les radionucléides sont d'autant mieux fixés que les particules sont plus abondantes.

2.2.2.2. Niveaux de radioactivité

Les mesures des matières sédimentées dans les bacs à boue de type Rhin, récoltées dans le cadre du programme de surveillance radiologique autour des centrales nucléaires indiquent, pour la plupart des radionucléides artificiels analysés, une diminution d'activité d'un à deux ordres de grandeur depuis 1970 (voir le Rapport Commission Meuse CCE, 1985). On a cependant observé une remontée temporaire, en 1975, de l'activité en ⁵⁴Mn, ⁵⁸Co, ⁶⁰Co, ¹³⁴Cs et ¹³⁷Cs dans les boues récoltées aux quatre stations belges de surveillance. Après 1975, l'activité de la plupart des radionucléides artificiels diminue à nouveau pour se situer, par exemple dans le cas des ¹³⁷Cs et ¹³⁴Cs, aux niveaux indiqués dans le graphique relatif à la station d'Ivoz-Ramet (fig. 12) pour l'année 1985 et le début de 1986.

Comme on l'a vu au chapitre II, les retombées consécutives à l'accident survenu le 26 avril 1986 à la CN-Tchernobyl ont provoqué une augmentation considérable des concentrations en ¹⁰³⁻¹⁰⁶Ru, ⁹⁵Nb, ¹³⁴Cs et ¹³⁷Cs dans les échantillons récoltés en mai 1986, suivie d'une diminution progressive (fig. 10 à 12).

2.3. Sédiments de fond

2.3.1. Prélèvements

Grâce à l'appui de la section Radioécologie du CEA, un bateau spécialisé pour la radiosédimentologie a effectué deux campagnes de prélèvements de sédiments de lit, respectivement en 1974 et en 1987. La première campagne a porté sur le tronçon Huy-Visé et la seconde sur celui de la haute Meuse belge. Deux types de prélèvements ont été effectués : au grappin (vrac) et par carottage. En 1987, 19 échantillons ont été récoltés par la première méthode et 58 par la seconde.

Par ailleurs, les périodes de chômage trisannuelles ont été mises à profit pour prélever des carottes manuellement, là où les dépôts alluvionnaires sont accessibles à la suite de la baisse importante de niveau de l'eau.

Tableau 11. Composition granulométrique (% des différentes classes) des MES échantillonnées en haute Meuse belge.

dates (1987)	méthodes d'échantillonnage et stations	débits Meuse $m^3.s^{-1}$ (Chooz)	argiles $< 2 \mu m$	limons fins 2-20 μm	limons grossiers 20-50 μm	sables $> 50 \mu m$
mars	bac à décant. Tailfer	120-570				
	comp. n° 1		3,6	26,4	42	28
avril	comp. n° 2 Tailfer	90-220	7,1	62,9	26	4
	comp. n° 1		5,7	51,3	33	10
juin	comp. n° 2 Tailfer	70-200	8,4	69,6	19	3
	comp. n° 1		4,9	43,1	38	14
août	comp. n° 2 Tailfer	100-200	6,8	55,2	33	5
	comp. n° 1		5,8	47,2	39	8
sept. (28-29)	comp. n° 2 centrifugation Hastièrre	60-120	7,8	64,2	24	4
	comp. n° 1		22	70	8	0
octobre	bac à décant. Tailfer	50-600				
	comp. n° 1		4,4	38,6	38	19
décembre	comp. n° 2 Tailfer		6,6	60,4	28,5	4,5
	comp. n° 1		5,0	45	35	15
moyennes	comp. n° 2		7,1	54,9	29	9
	comp. n° 1		$4,9 \pm 0,8$	$41,9 \pm 8,7$	$37,5 \pm 3,1$	$15,7 \pm 7,2$
			$7,3 \pm 0,7$	$61,2 \pm 5,6$	$26,6 \pm 4,8$	$4,9 \pm 2,1$

2.3.2. Résultats

2.3.2.1. Situation avant la mise en service de la CN-Tihange : « état zéro » (campagnes mai-juin 1974)

Qualitativement, tous les dépôts fins présents sur les fonds de la Meuse sont, avant le démarrage du réacteur de Tihange, marqués par trois nucléides existant normalement dans les effluents d'un réacteur type PWR, à savoir ^{137}Cs , ^{134}Cs et ^{60}Co . Ce marquage provient essentiellement des rejets de la CN-Chooz. On rencontre à l'état de traces les ^{54}Mn et ^{144}Ce . Par contre, les ^{58}Co , ^{51}Cr , ^{59}Fe , ^{95}Zr et ^{131}I , présents dans les effluents de Chooz, n'ont pu être mis en évidence. Les faibles quantités rejetées, la période

Tableau 12. Contamination moyenne des sédiments de fond de la Meuse ($Bq.kg^{-1}$ MS) : prélèvements effectués dans le dernier km en amont de chaque barrage (mai-juin 1974).

lieu de prélèvement → ↓ radioélément	barrage d'Ampsin	barrage d'Ivoz-Ramet	barrage de Monsin
^{137}Cs	130	110	80
^{134}Cs	85	60	40
^{60}Co	40	30	15

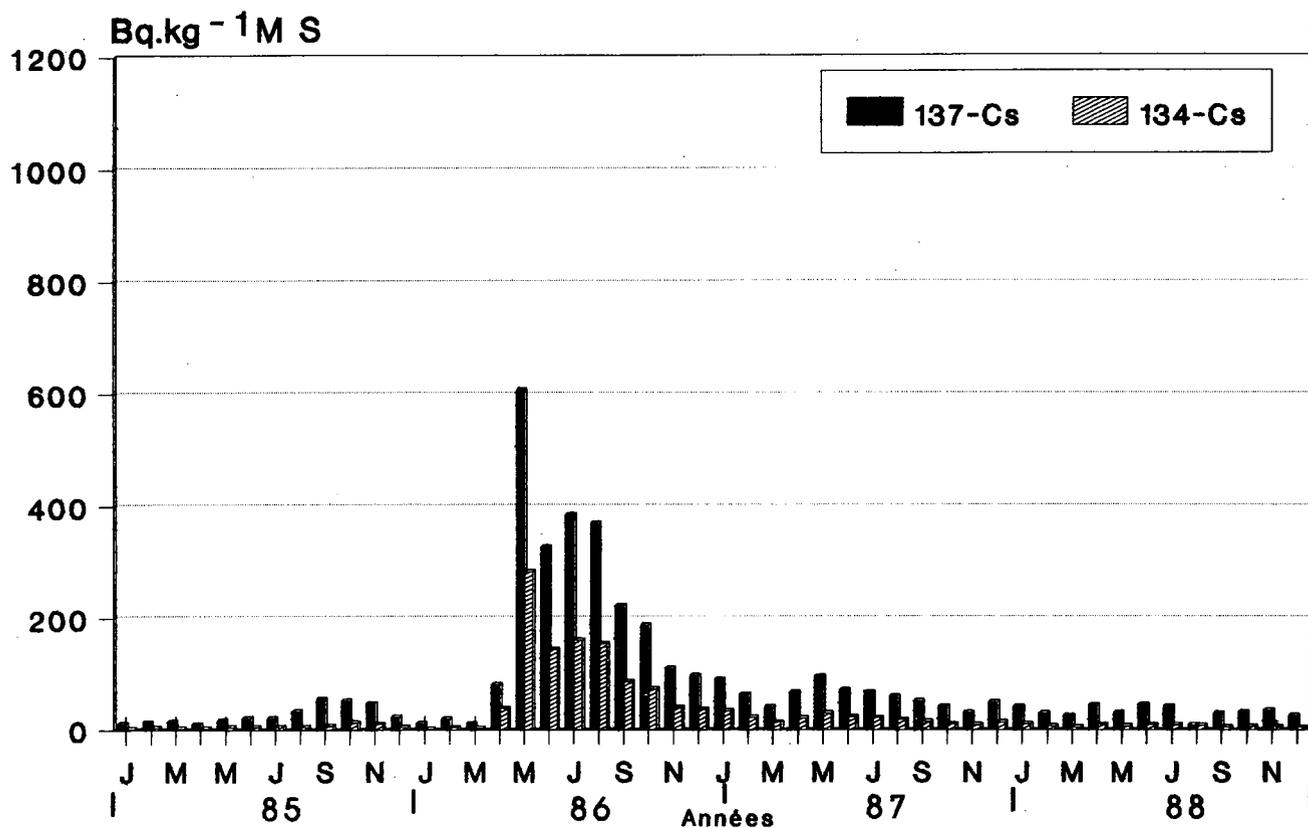


Figure 10. Evolution de 1985 à 1988 de la radioactivité mesurée dans les matières en suspension (MES) récoltées à Tailfer dans le premier compartiment de bacs à décantation.

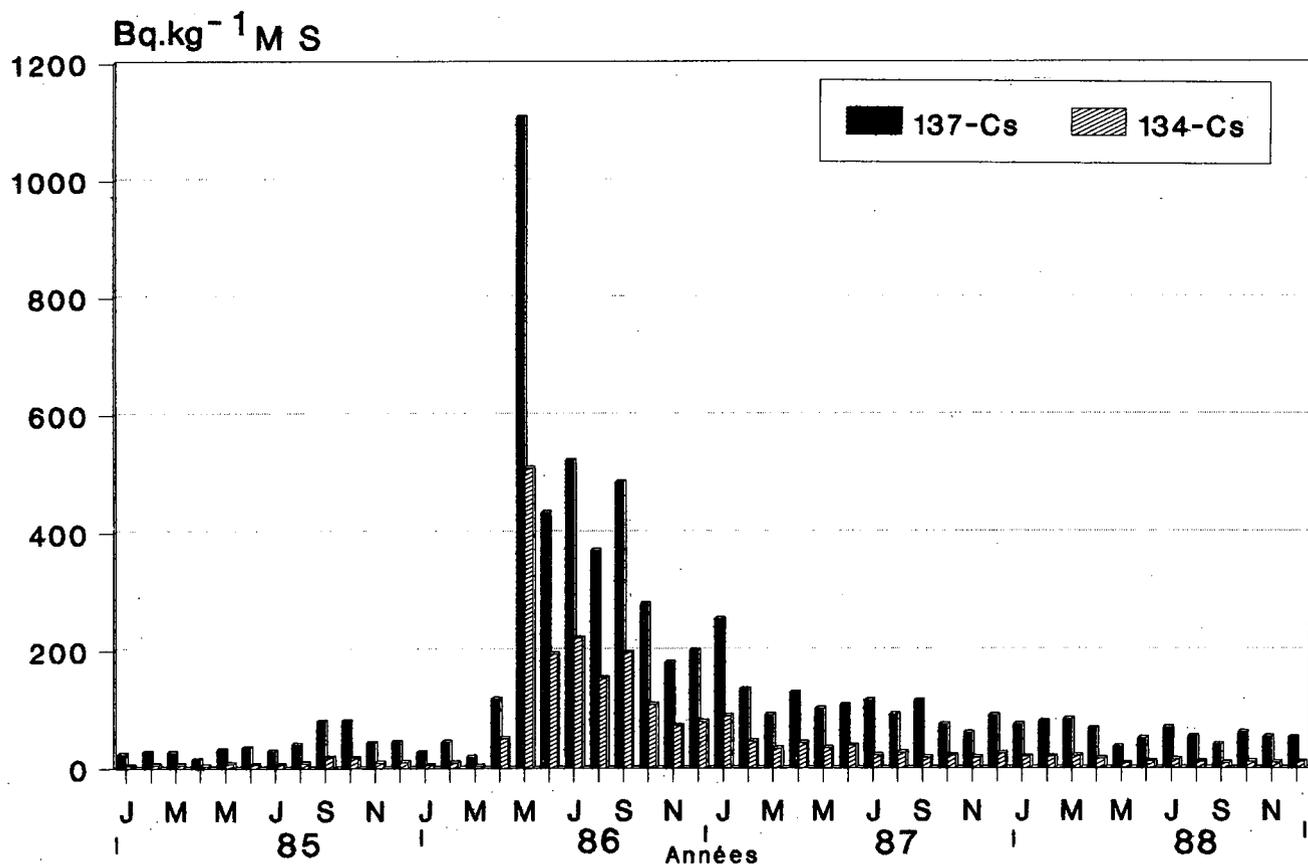


Figure 11. Evolution de 1985 à 1988 de la radioactivité mesurée dans les matières en suspension (MES) récoltées à Tailfer dans le second compartiment de bacs à décantation.

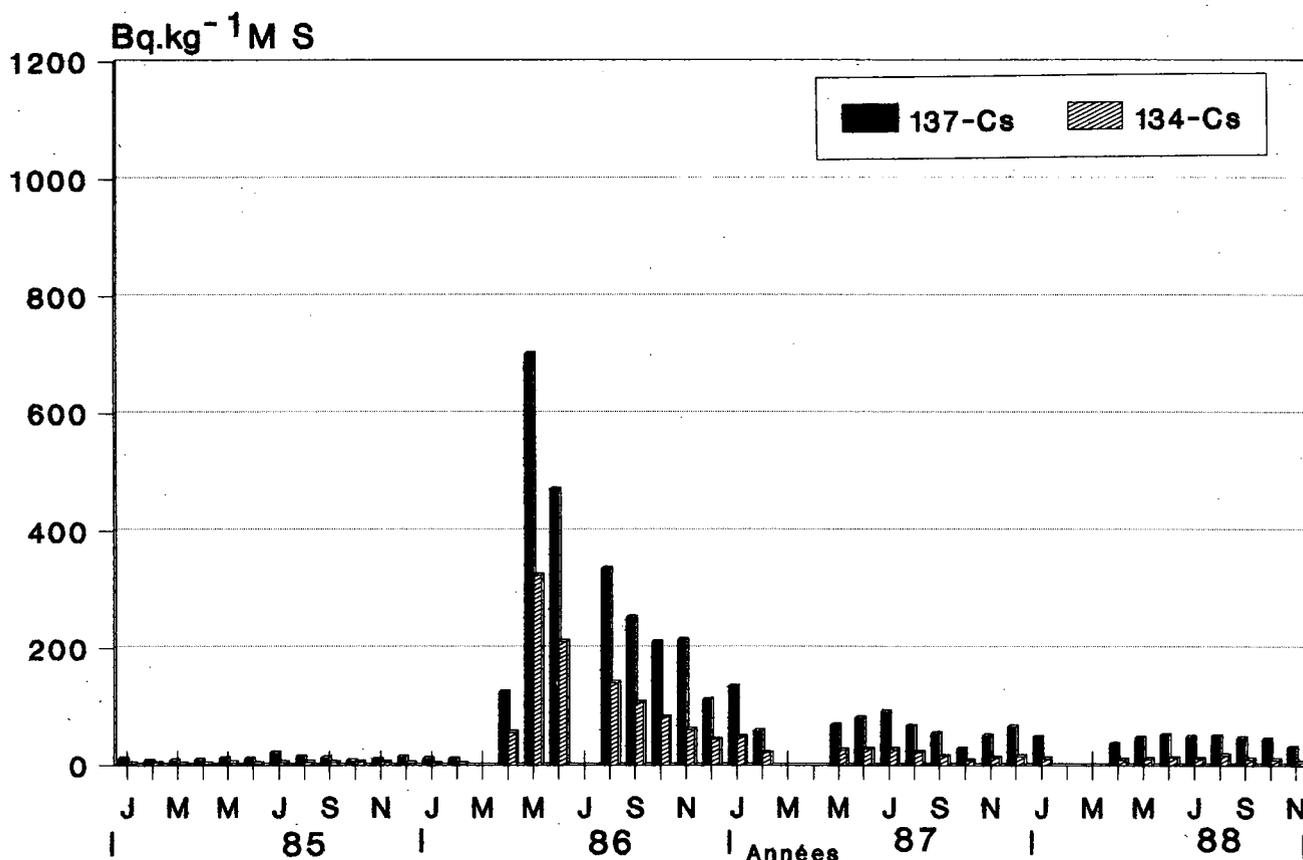


Figure 12. Evolution de 1985 à 1988 de la radioactivité mesurée dans les matières en suspension (MES) récoltées à Ivoy-Ramet dans des bacs à boue de type Rhin.

relativement courte de ces émetteurs et une affinité peut-être moindre pour les matériaux sédimentaires peuvent expliquer leur non détection au niveau des dépôts.

Quantitativement, les relevés détaillés effectués dans les zones de sédimentation fine situées aux abords immédiats des barrages d'Ampsin, d'Ivoy-Ramet et de Monsin en Meuse, donnent les résultats figurant dans le tableau 12.

L'étude de la distribution verticale de la radioactivité, grâce aux carottages, révèle que dans les zones de sédimentation fine situées en amont des barrages d'Ampsin, d'Ivoy-Ramet et de Monsin, l'épaisseur des dépôts contaminés par les rejets de Chooz est relativement faible : respectivement 20, 45 et 70 cm. Ces dépôts sont en outre peu consolidés. Ces deux faits traduisent une capacité modeste d'accumulation dans les dépôts des radioéléments rejetés en Meuse, ceux-ci étant susceptibles d'être remobilisés aisément lors des crues.

L'activité totale présente dans les zones de dépôts situées en amont des trois barrages précités est estimée à 4,4 GBq pour le ^{134}Cs (soit 19 % du rejet moyen annuel de Chooz), 1,5 GBq en ^{137}Cs (10 % de rejets) et 2,6 GBq en ^{60}Co (9 % de rejets). La retenue de Monsin apparaît d'autre part comme la plus efficace pour fixer la radioactivité.

2.3.2.2. Campagne d'août 1987 en haute Meuse belge

On remarque cette fois que les activités en ^{103}Ru se situent en dessous du seuil de détection et que généralement celles du ^{106}Ru sont également inférieures à ce seuil. Par contre, les ^{134}Cs et ^{137}Cs sont mesurables dans les échantillons récoltés au grappin (vrac) : la moyenne générale des 19 échantillons (valeurs se rapportant à la MF) est respectivement de 29 Bq.kg⁻¹ pour le ^{137}Cs et de 9,6 Bq.kg⁻¹ pour le ^{134}Cs .

La valeur de 3 obtenue pour le rapport $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ correspond à celle attendue pour les radionucléides

dispersés après l'accident de Tchernobyl, compte tenu de la valeur de ce rapport, estimé à 2, lors du dépôt début mai 1986 et de la décroissance des deux radioisotopes.

A noter que les activités en ^{60}Co sont également mesurables dans les échantillons récoltés en vrac en aval de la CN-Chooz mais pas dans ceux prélevés en amont. Par contre, les teneurs en ^{90}Sr sont mesurables dans tous les échantillons, indiquant une origine datant des retombées des tirs nucléaires expérimentaux à côté du ^{90}Sr provenant des effluents rejetés par l'installation nucléaire.

2.4. Comparaison des résultats obtenus par diverses méthodes de prélèvement

On observe une teneur en radiocésium d'apport récent de 3 à 4 fois plus élevée dans la couche 0-10 cm des carottes que dans l'échantillon prélevé en vrac. Par contre, il n'y a pas de différence significative en ce qui concerne le ^{90}Sr , qui est présent depuis plusieurs décennies dans l'environnement.

La centrifugation de volumes d'eau importants permet d'isoler des MES dont les teneurs en ^{137}Cs sont environ 4 fois plus élevées que celles observées dans les MES déposées dans le premier compartiment du bac à décantation, lesquelles ont des teneurs de moitié moindre que celles déposées dans le second compartiment. Cela n'est guère surprenant si l'on examine la granulométrie respective dans les trois types de récolte. On ne dispose pas d'une série de valeurs vraiment comparatives provenant d'échantillons collectés dans des bacs à boue de type Rhin. Une estimation peut cependant être faite en comparant les teneurs en radiocésium des échantillons collectés à Ivoz-Ramet avec celles des matières décantées à Tailfer durant les mêmes périodes. On peut en conclure que les valeurs fournies par les bacs à boue correspondent plutôt à celles obtenues dans le premier compartiment du bac à décantation ; cela traduit une moins bonne collecte des argiles par les bacs à boue.

2.5. Importance radiologique des sédiments

Le mouvement des sédiments le long du lit des rivières est un processus dynamique qui varie dans l'espace et dans le temps. Aux faibles débits, le mouvement des sédiments de lit est peu influencé par la vitesse du courant, mais aux débits élevés, le phénomène de transport s'amplifie : une partie du sédiment transporté se dépose dans le lit d'hiver, qui est fréquemment constitué de pâtures, d'où l'existence d'une voie de transfert des polluants associés aux sédiments dans la chaîne alimentaire.

Le dépôt de sédiment dans les passes navigables pose des problèmes à la navigation, ce qui rend nécessaire l'évacuation périodique des boues par dragage. En Belgique, celles-ci sont déversées sur des terrains à vocation industrielle ; elles ne sont jamais utilisées comme amendement pour les terres agricoles.

Chapitre IV. ETUDES EXPERIMENTALES DU TRANSFERT DES RADIONUCLEIDES

1. Introduction

Une fois dispersés dans le milieu, les radionucléides rejetés dans les écosystèmes aquatiques sont partiellement intégrés dans les chaînes trophiques dulcicoles. L'étude du transfert des radioéléments dans les écosystèmes aquatiques doit dès lors permettre de mieux comprendre le fonctionnement de ces derniers et donc de mieux les respecter par une gestion optimisée des installations nucléaires.

Une série de travaux ont donc été réalisés en conditions contrôlées, portant sur l'étude du transfert du radiocésium et du radiocobalt entre l'eau, les sédiments et différents organismes importants dans la chaîne alimentaire d'eau douce (algues vertes, diatomées, invertébrés, mollusques, poissons, etc.). Tous les radionucléides présents dans l'effluent ne se retrouvent pas nécessairement dans les algues. Par contre, certains radioéléments sont observés dans les algues alors qu'ils n'ont pas été détectés, en raison de leur faible concentration, dans l'effluent incorporé au milieu de culture.

Des recherches ont été effectuées également sur le transfert des radioéléments entre les maillons de la chaîne trophique pris deux à deux, afin de pouvoir quantifier et modéliser les flux de contamination et de décontamination. On s'intéressera ainsi d'abord au transfert des radiocésium et radiocobalt chez l'algue *Scenedesmus obliquus* à partir de différents milieux, dont des effluents de centrale dilués. On présentera ensuite les résultats obtenus concernant le transfert, respectivement du radiocésium et du radiocobalt dans la chaîne trophique dulcicole.

Toutes les valeurs des facteurs de transfert et de concentration (FT et FC) se rapportant aux algues et aux invertébrés sont exprimées sur base du poids sec ; pour les poissons, ces mêmes valeurs sont exprimées sur base du poids frais.

2. Transfert eau-algues isolées de l'eau de Meuse

2.1. Méthodologie

Les algues vertes, les diatomées du phytoplancton et le phytoplancton total récolté aux quatre saisons ont été isolés de la Meuse. Une trentaine de souches bactériennes contaminant les algues vertes et les diatomées ont été identifiées et testées pour leur résistance aux antibiotiques, afin de purifier les algues et d'obtenir des cultures axéniques.

Les conditions de culture des algues ont été déterminées, en veillant à ce qu'elles restent proches des conditions existant *in situ* et en répondant aux exigences pratiques des expérimentations faites en laboratoire. Différents milieux de culture ont été testés ; la croissance des algues en culture axénique a été suivie (cellule de Thoma, compteur Coulter et densité optique) et les taux de croissance établis en fonction de différents paramètres (température, intensité lumineuse).

Deux algues représentatives du phytoplancton mosan, *Scenedesmus obliquus* (sensu Hegewald, 1982) (algue verte représentée généralement en culture par des cellules isolées) et *Cyclotella meneghiniana* (diatomée centrique), ainsi que le phytoplancton total ont été cultivés dans différents milieux :

- eau de Meuse ;
- milieu synthétique (de Schlösser) ;
- effluents dilués, provenant des unités 1, 2 et 3 de la CN-Tihange.

Ce dernier milieu a été choisi pour son grand intérêt lors d'études d'impact des effluents rejetés par la centrale sur la croissance des algues d'une part, et sur leur radiocontamination d'autre part. Ces effluents ont été dilués soit avec un milieu synthétique, soit avec de l'eau de la Meuse. Leur concentration est environ 10^5 fois plus élevée que la valeur réelle diluée après le rejet en Meuse.

2.2. Résultats et discussion

2.2.1. Recherche des formes organiques du ^3H et du ^{14}C dans les effluents

Cette étude prolonge celles entreprises antérieurement (De Clercq-Versele et Kirchmann, 1982 ; Kirchmann et al., 1977 ; Kirchmann et Dupont, 1981 ; Bourdon et al., 1984). Au cours de la période 1981-1984, l'étude de l'incorporation du tritium et un début d'expérience sur l'incorporation du ^{14}C ont été réalisés.

Les teneurs comparées en tritium et en ^{14}C de *Scenedesmus obliquus* cultivé sur les effluents mensuels rejetés en 1982 par la CN-Tihange 1, après dilution, sont indiquées dans le tableau 13. On constate que les concentrations en ^{14}C égalent en général la moitié de celles en tritium. Cette constatation est

surprenante si l'on considère que les niveaux en tritium, similaires à ceux de l'eau de combustion des algues, sont aisément mesurables dans l'effluent brut (Bourdon et al., 1984), alors que le ^{14}C n'est pas directement détectable dans celui-ci. On peut en conclure que le ^{14}C mesuré dans les algues cultivées dans ces conditions provient essentiellement de molécules organiques en solution. Afin de vérifier cette hypothèse, il a été procédé à un prétraitement des effluents avant culture, en vue d'éliminer le carbone inorganique. Les résultats indiquent qu'une partie du ^{14}C est présent dans l'effluent brut sous une forme inorganique, l'autre partie étant représentée par une forme organique biologiquement disponible (Bourdon et al., 1984), qui est concentrée par les algues cultivées sur l'effluent dilué.

Tableau 13. Incorporation par *Scenedesmus obliquus* en culture, du tritium et du carbone-14 présents dans les effluents mensuels de la CN-Tihange 1 au cours de l'année 1982.

mois	^3H		^{14}C	
	Bq.g ⁻¹ MS		Bq.g ⁻¹ MS	
	témoin	effluent (dilué 2 x)	témoin	effluent (dilué 2 x)
avril	23	90	40	120
mai	20	80	30	60
juin	15	80	20	40
juillet	15	50	10	20
août	15	200	15	70
septembre	10	180	10	40
octobre	8	200	ND	90
novembre	7	130	ND	110
décembre	9	180	ND	310

ND = activité trop faible pour un dosage.

2.2.2. Transfert eau-algues du radiocobalt et du radiocésium

2.2.2.1. Radiocobalt

La disponibilité biologique de deux radioisotopes du cobalt présents dans les effluents liquides de la CN-Tihange 1 a été étudiée en laboratoire en utilisant comme organisme-test *Scenedesmus obliquus*. Les résultats (tableau 14) montrent que cette algue n'opère pas de discrimination entre les deux radioisotopes (^{58}Co et ^{60}Co).

Tableau 14. Disponibilité biologique de deux radioisotopes du cobalt présents dans les effluents de la CN-Tihange 1.

période de rejet	$^{58}\text{Co} / ^{60}\text{Co}$	
	effluent	<i>Scenedesmus</i>
1976 - septembre	6,2	7,9
octobre	3,4	8,0
novembre	18,7	18,7
décembre	12,7	13,5
1977 - janvier	3,6	3,2
avril - mai	0,90	0,90
juin - juillet	0,65	0,58
août - septembre	0,45	ND

ND = activité trop faible pour un dosage.

A titre de comparaison, des expériences visant à quantifier le transfert du ^{60}Co ajouté sous forme de chlorure ont été réalisées, en utilisant comme organisme-test la diatomée *Cyclotella meneghiniana*. Les résultats indiquent que les FC varient fortement en fonction du milieu de culture contaminé et que les valeurs des FC sont plus élevées lorsque la culture est contaminée en phase stationnaire de croissance (FC = 3400), dans le milieu synthétique, qu'au temps zéro de la culture (FC = 240).

Un troisième type d'expérience de radiocontamination à partir d'effluents de la CN-Tihange a été réalisé, en utilisant le phytoplancton total prélevé aux différentes saisons. La biomasse récoltée en fin de culture varie d'une part en fonction des saisons et d'autre part en fonction de l'origine des effluents. Les valeurs des rapports de concentration du ^{60}Co chez le phytoplancton total se situent dans une gamme allant de 200 à 1200 selon les saisons.

2.2.2.2. Radiocésium

Des expériences identiques à celles décrites pour le ^{60}Co ont été menées en laboratoire. Les résultats (tableau 15) montrent que, comme dans le cas précédent, l'algue n'opère pas de discrimination pour la paire de radioisotopes du césium (^{134}Cs et ^{137}Cs).

Tableau 15. Disponibilité biologique de deux radioisotopes du césium présents dans les effluents de la CN-Tihange 1.

période de rejet	$^{134}\text{Cs} / ^{137}\text{Cs}$	
	effluent	<i>Scenedesmus</i>
1976 - septembre	0,55	ND
octobre	0,55	ND
novembre	0,58	ND
décembre	0,55	0,54
1977 - janvier	0,60	0,65
avril - mai	0,52	0,56
juin - juillet	0,53	0,54
août - septembre	0,55	0,52

ND = activité trop faible pour un dosage.

Les rapports de concentration varient aussi selon le moment de la contamination et le milieu de culture contaminé utilisé :

Temps zéro :	milieu synthétique :	240 à 1900
	eau de Meuse :	1700 à 2060
	milieu synthétique + eau de la Meuse :	1700
	effluent dilué (2 fois) :	450 à 3200
Phase stationnaire :	milieu synthétique :	700 à 13900

Les FC en phase stationnaire pour le ^{134}Cs dans le milieu synthétique atteignent des valeurs nettement supérieures à celles obtenues pour le ^{60}Co dans les mêmes conditions.

Enfin, les valeurs de ces rapports de concentration du ^{134}Cs chez le phytoplancton total, cultivé dans les effluents dilués de la CN-Tihange, varient de 900 à 3200 selon les saisons.

2.2.2.3. Conclusions

Ces expériences de radiocontamination ont permis de constater qu'après culture, des radionucléides sont fixés dans les algues. Le nombre de ceux-ci varie d'un mois à l'autre, suivant la qualité de l'effluent. Il est par ailleurs intéressant d'observer que les paires de radioisotopes ^{58}Co et ^{60}Co d'autre part, ^{134}Cs et ^{137}Cs d'autre part, gardent les mêmes rapports de concentration chez les algues que dans les effluents.

3. Transfert du radiocésium dans une chaîne trophique

Les expériences réalisées en conditions contrôlées ont pour but d'étudier le transfert et la fixation du radiocésium par *Scenedesmus obliquus*, *Dreissena polymorpha* (mollusque bivalve filtreur), le barbeau (*Barbus barbus*) (poisson omnivore à tendance carnivore) et la perche (*Perca fluviatilis*) (poisson carnivore).

L'étude du comportement du radiocésium entre les compartiments pris deux à deux permet d'évaluer et de quantifier les cinétiques de transfert du radionucléide dans la chaîne alimentaire étudiée. Pour ce faire, différentes expériences ont été mises en œuvre (Sombrière, 1987, 1988) :

- transfert eau-algues
- transfert algues-eau (cinétiques de désorption)
- transfert eau-algues-mollusques
- transfert mollusques-eau (cinétique de désorption)
- transfert eau-mollusques-poissons
- transfert poissons-poissons.

3.1. Transfert eau-algues : accumulation et élimination du radiocésium

Scenedesmus obliquus est cultivé en turbidostat (voir photo de couverture) (installation de culture en semi-continu avec renouvellement périodique et automatique du milieu nutritif) (Kirchmann et al. (eds.), 1985), dans un milieu de H.M. Müller légèrement modifié (citrate de fer remplacé par Fe(III) EDTA-Na). Dans ces conditions, la suspension d'algues est maintenue en équilibre autour d'une biomasse fluctuant de $3,2 \cdot 10^6$ à $8,3 \cdot 10^6$ cellules par ml en 43 heures (le temps de doublement cellulaire t_d est d'environ 32 h). Toutes les 43 heures, 1000 ml \pm 100 ml de milieu frais diluent la culture.

Les facteurs de concentration (FC) du radiocésium vers *Scenedesmus obliquus* sont de 50 ± 6 . Lors de la croissance de la population algale, les FC varient de 45 à 90, respectivement pour la phase exponentielle de croissance et la phase de plateau.

Lors du renouvellement du milieu de culture, les algues sont récoltées à partir du turbidostat. La suspension est centrifugée et les algues sont mises en suspension dans du milieu non radioactif. A des durées de contact (algues-milieu « froid ») croissantes, 40 ml de suspension sont prélevés et centrifugés. Le culot après dessiccation (105° C - 24 h) est pesé et sa radioactivité déterminée.

Les phénomènes de désorption du radiocésium sont rapides et sont caractérisés par une élimination exponentielle négative bi-phasique. Deux périodes (ou demi-vies) biologiques sont déterminées : une période courte T_{b1} , d'environ 1 h (césium absorbé sur la gangue mucilagineuse entourant l'algue) et une période biologique longue T_{b2} de l'ordre de 1 jour (césium fixé au niveau de la cellule). Il semble que le processus d'adsorption priment, sans doute liés au rapport surface/volume important des cellules. Toutefois les phénomènes de désorption sont plus rapides pour les cultures éclairées que pour celles placées à l'obscurité et à basse température : ceci paraît indiquer que le métabolisme photosynthétique des algues est impliqué dans ce processus.

3.2. Transfert eau-algues-mollusques : accumulation du radiocésium par la voie eau et la voie algues

Dans le milieu naturel, les mollusques fixés (tel *Dreissena polymorpha*) baignent dans un flux continu d'eau et d'algues en suspension, le niveau de radioactivité des algues étant en équilibre avec celui de l'eau. *D. polymorpha* est radiocontaminé par filtration à partir de l'eau et des algues.

Recréer un tel système conduit expérimentalement à définir la contribution des algues seules dans la contamination radioactive des bivalves. L'eau et les algues étant indissociables pour ces derniers, il s'agira de quantifier le transfert trophique (apport de césium par les algues) indirectement par différence entre un transfert « global » de l'ensemble eau + algues vers les mollusques et un transfert direct de l'eau seule vers ceux-ci.

Pour ce faire, le protocole expérimental retenu simule un flux continu d'eau et d'algues par des renouvellements périodiques et successifs des milieux (eau + algues et eau). Les mollusques filtreurs sont alors confrontés, entre chaque phase de renouvellement des milieux (toutes les 48 heures), à des conditions radioécologiques peu évolutives et proches des conditions initiales (trois phases de 48 heures en pratique).

3.2.1. Voie de contamination directe eau-mollusques

La figure 13 décrit l'évolution du rapport de concentration moyen du ^{134}Cs de l'eau vers les parties molles du mollusque. Le traitement de l'ensemble des données (cinq répétitions) permet d'ajuster une courbe dont l'équation et les paramètres sont repris dans le tableau 16.

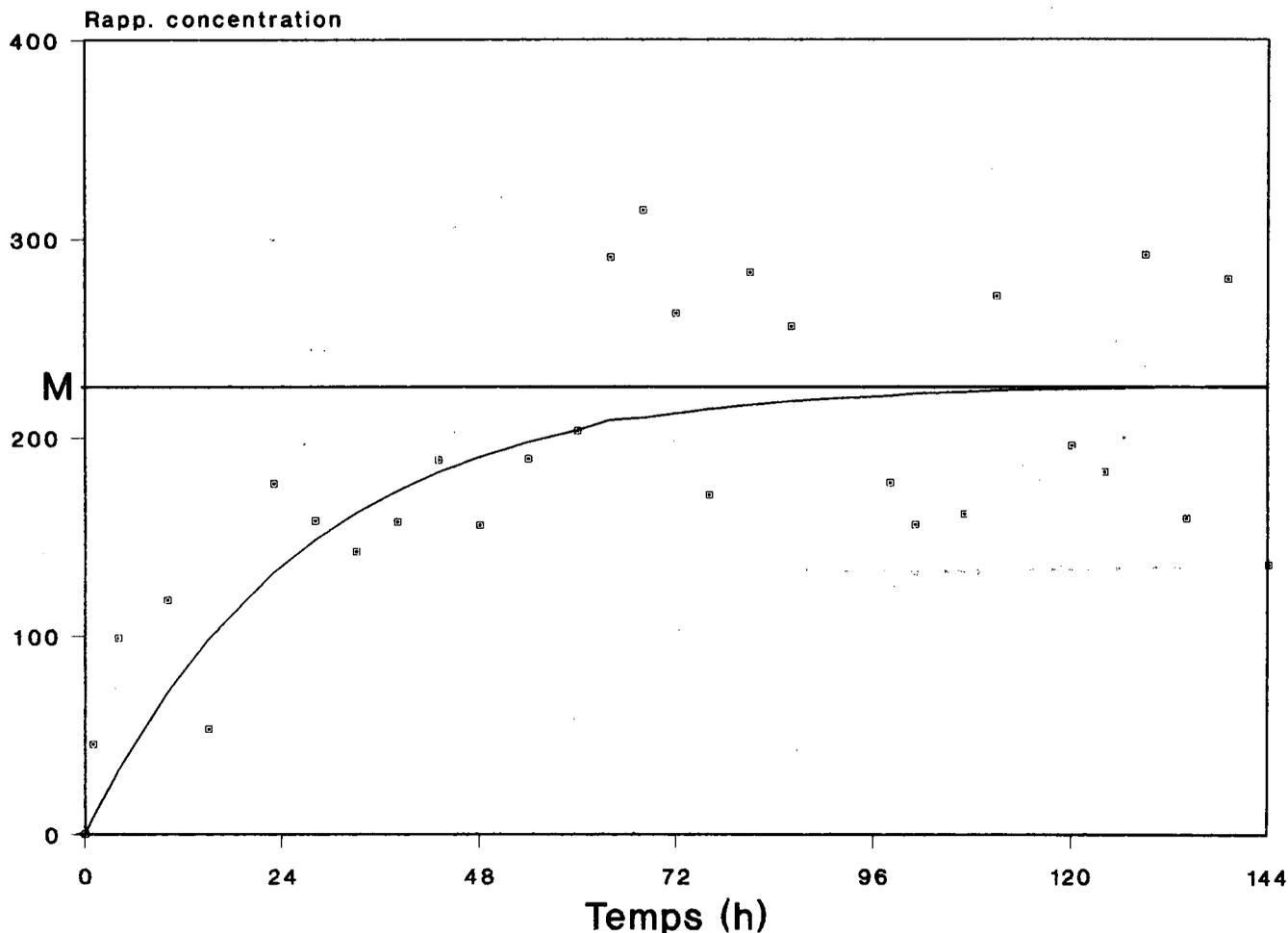


Figure 13. Evolution du rapport de concentration du ^{134}Cs chez *Dreissena polymorpha* (parties molles) en fonction du temps. M = valeur du facteur de concentration à l'équilibre.

Tableau 16. Voie de contamination directe de *Dreissena polymorpha* par l'eau : équation du rapport de concentration (RC) du ^{134}Cs de l'eau vers le mollusque entier, les parties molles et les coquilles en fonction du temps (heures).

composante	RC = FC.(1-e ^{-t/b})	
	FC	b
mollusque entier	124,3 ± 18,5	55,3 ± 19,5
parties molles	227,1 ± 18,3	26,4 ± 9,2
coquille	37,8 ± 1,3	14,2 ± 3,7

Les parties molles à l'équilibre sont caractérisées par un facteur de concentration élevé, à savoir 230 ; les coquilles accumulent le moins, avec un FC d'environ 38. Ces résultats confirment les données obtenues par d'autres auteurs (220 et 25 chez *Lampsilis radiata* : Harvey, 1969 ; 292 et 19 chez *Anodonta cygnea* : Foulquier et Lambrechts, 1972).

3.2.2. Voie de contamination indirecte : algues-mollusques

La figure 14 illustre l'évolution du rapport de concentration du ^{134}Cs des algues vers *D. polymorpha*,

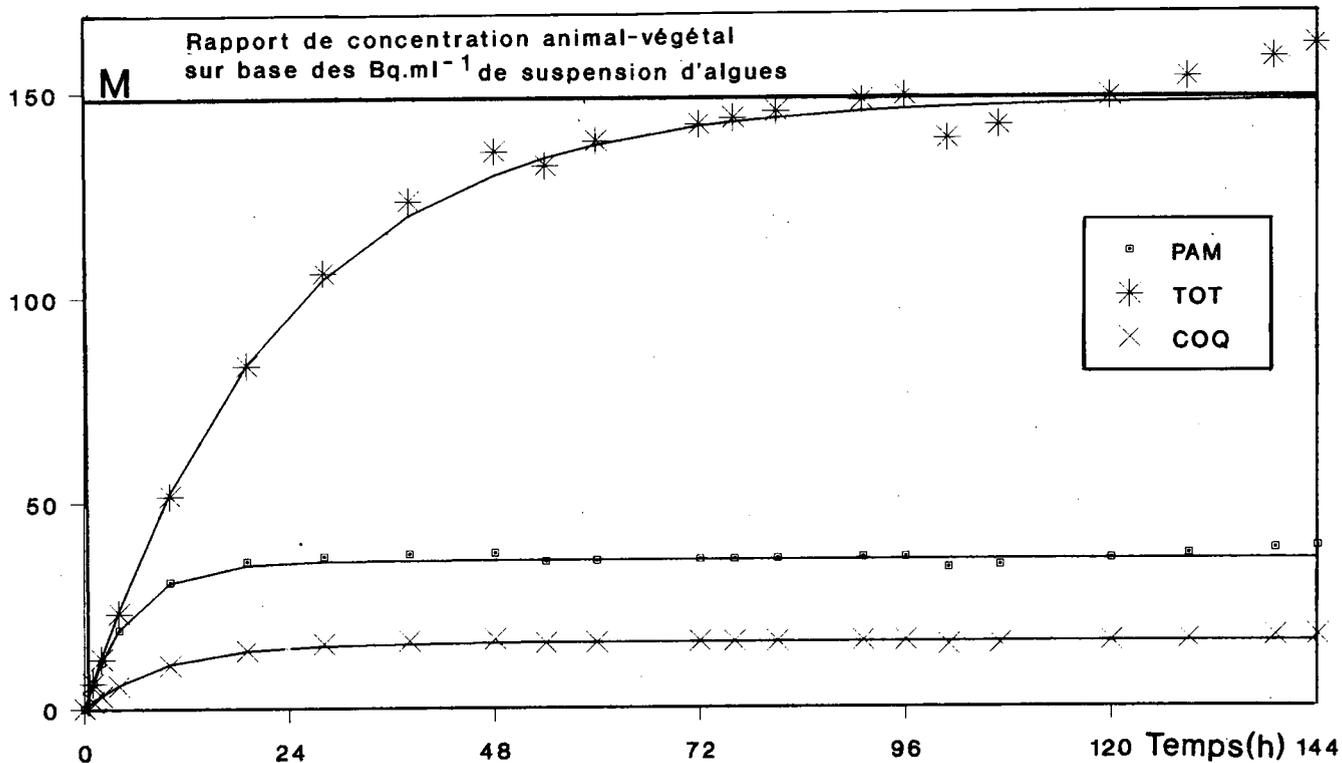
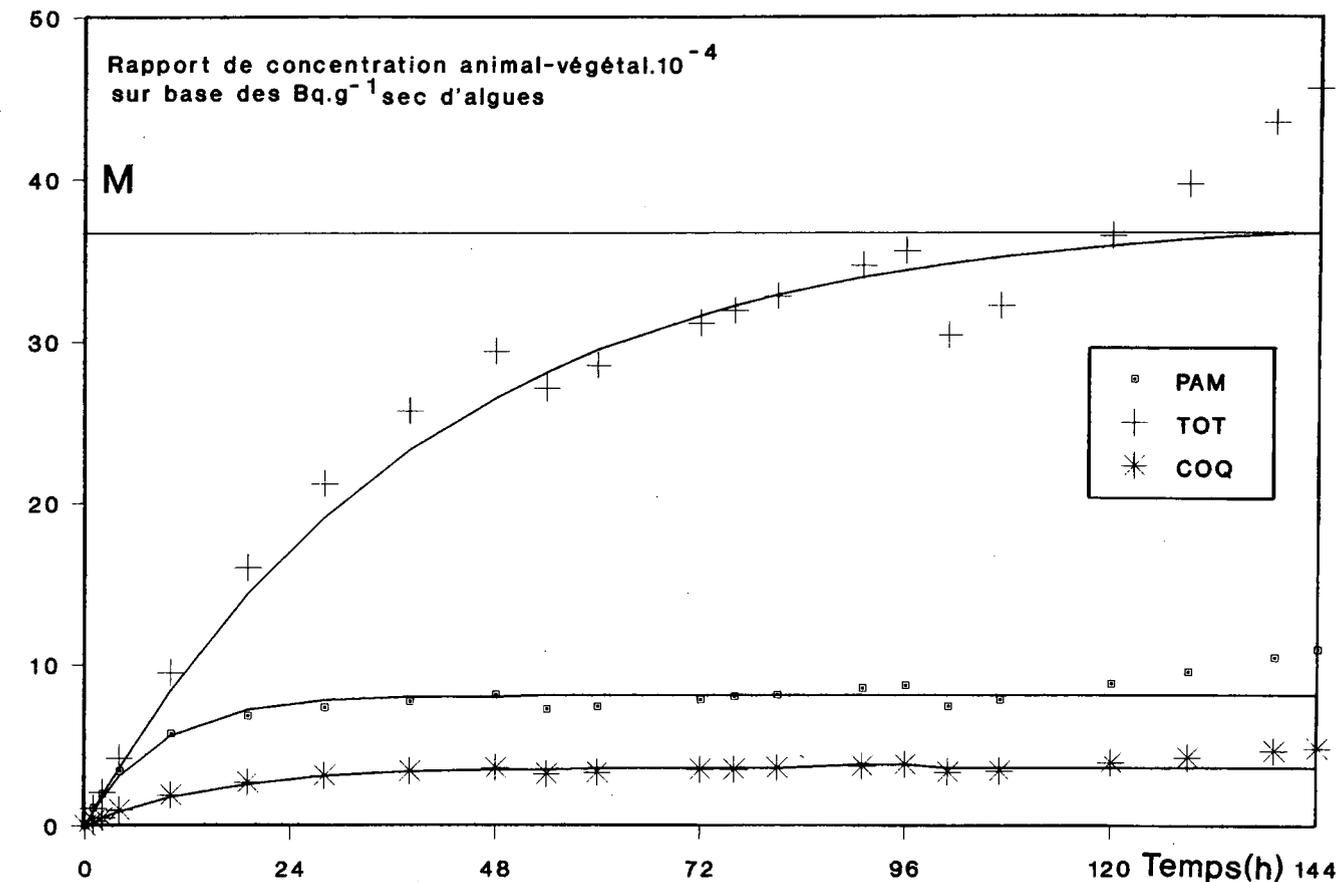


Figure 14. Evolution du rapport de concentration RC du ^{134}Cs chez *Dreissena polymorpha* pour l'animal entier (TOT), les parties molles (PAM) et la coquille (COQ) en fonction du temps. M = valeur du facteur de concentration à l'équilibre.

considéré soit au niveau de l'animal entier, soit des parties molles et de la coquille prises séparément. Les rapports de concentration sont calculés classiquement (graphique supérieur) sur la base de la radioactivité massique des algues (Bq.g^{-1} MS) mais aussi sur la base de la radioactivité « volumique » des algues (Bq.ml^{-1} de suspension d'algues) (graphique inférieur). Dans ce dernier cas, la radioactivité associée aux algues est ramenée à l'unité de volume d'eau les contenant, ce qui permet de comparer les résultats à ceux obtenus pour la voie de contamination directe par l'eau.

Le tableau 17 reprend les estimations des paramètres de la courbe décrivant l'évolution du rapport de concentration du ^{134}Cs des algues vers les mollusques.

Tableau 17. Voie de contamination indirecte de *Dreissena polymorpha* par les algues : équation du rapport de concentration (RC) du ^{134}Cs des algues vers le mollusque entier, les parties molles et les coquilles en fonction du temps (heures).

	RC = FT.(1-e ^{-t/b})			
	ramené au poids sec des algues		ramené à l'unité de volume de suspension des algues	
composante	FT.10 ⁻⁴	b	FT	b
mollusque entier	8 ± 0,1	8,3 ± 1,2	35,7 ± 0,2	5,2 ± 0,2
parties molles	37,7 ± 1,2	39,5 ± 3,8	147,8 ± 1,2	22,8 ± 0,9
coquille	3,6 ± 0,1	14,8 ± 1,8	15,8 ± 0,1	9,0 ± 0,4

Dès à présent, en comparant les valeurs des FT calculés sur la base de la radioactivité « volumique » des algues à celles des FC calculés pour la voie de contamination directe par l'eau (tableau 16), on remarque que dans les deux cas les facteurs à l'équilibre sont du même ordre de grandeur ; cela traduit le rôle non négligeable des algues en tant que vecteur de radiocontamination.

Dans nos conditions expérimentales (simulation d'une contamination radioactive chronique du système), la part des algues est prépondérante dans le niveau de radioactivité de *D. polymorpha* (fig. 15). En effet, *Scenedesmus obliquus* contribue pour environ 70 % dans le niveau de radioactivité des parties molles du mollusque (60 % pour les coquilles : dépôt d'algues en surface).

Ceci montre bien que pour une quantité de radioactivité donnée, un rejet en continu aboutira à un niveau de radioactivité plus élevé dans le mollusque (contribution de la voie trophique : Sombré, 1987).

3.3. Transfert mollusques-eau

Des expériences de décontamination des mollusques préalablement radiocontaminés en ^{134}Cs par les algues et/ou l'eau (§ 3.2) montrent que l'élimination du radiocésium est un phénomène répondant à une décroissance exponentielle bi-phasique. L'ajustement des données permet d'estimer les paramètres des deux exponentielles et d'évaluer les périodes biologiques T_{b1} et T_{b2} associées à ces deux phases (tableau 18). La figure 16 illustre l'analyse compartimentale effectuée afin de déterminer les paramètres de l'exponentielle bi-phasique.

On remarque que :

- le radiocésium apporté par l'eau est plus rapidement éliminé par les parties molles des mollusques ($T_{b2} \approx 17$ jours) et seulement 37 % du césium sont désorbés en quelques heures ;
- le radiocésium apporté par les algues est beaucoup plus fortement retenu par les parties molles de *D. polymorpha* : 80 % sont métabolisés, comme l'indique la période biologique longue T_{b2} estimée à $\approx 3,7$ ans (estimation mathématique traduisant simplement une élimination très lente) ;
- les coquilles, quelle que soit la voie de contamination, éliminent rapidement le césium, les périodes biologiques T_{b1} et T_{b2} restant du même ordre de grandeur. Cela traduit le fait que la fixation du radioélément est liée à un simple phénomène de surface (adsorption) ainsi qu'à l'intervention de la couverture de microorganismes s'y développant.

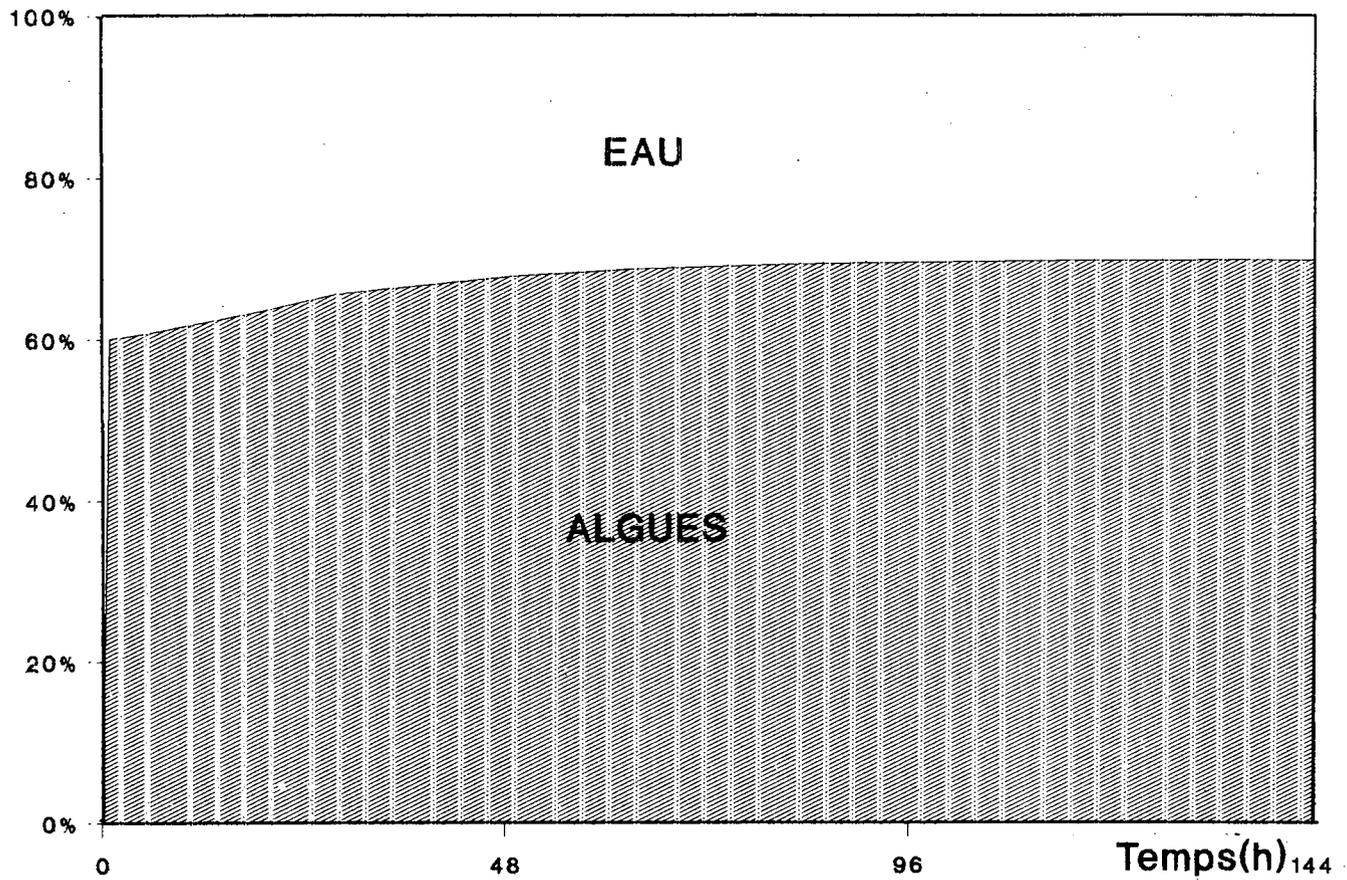


Figure 15. Evolution dans le temps de la contribution de l'eau et des algues dans le niveau de radioactivité de *Dreissena polymorpha*.

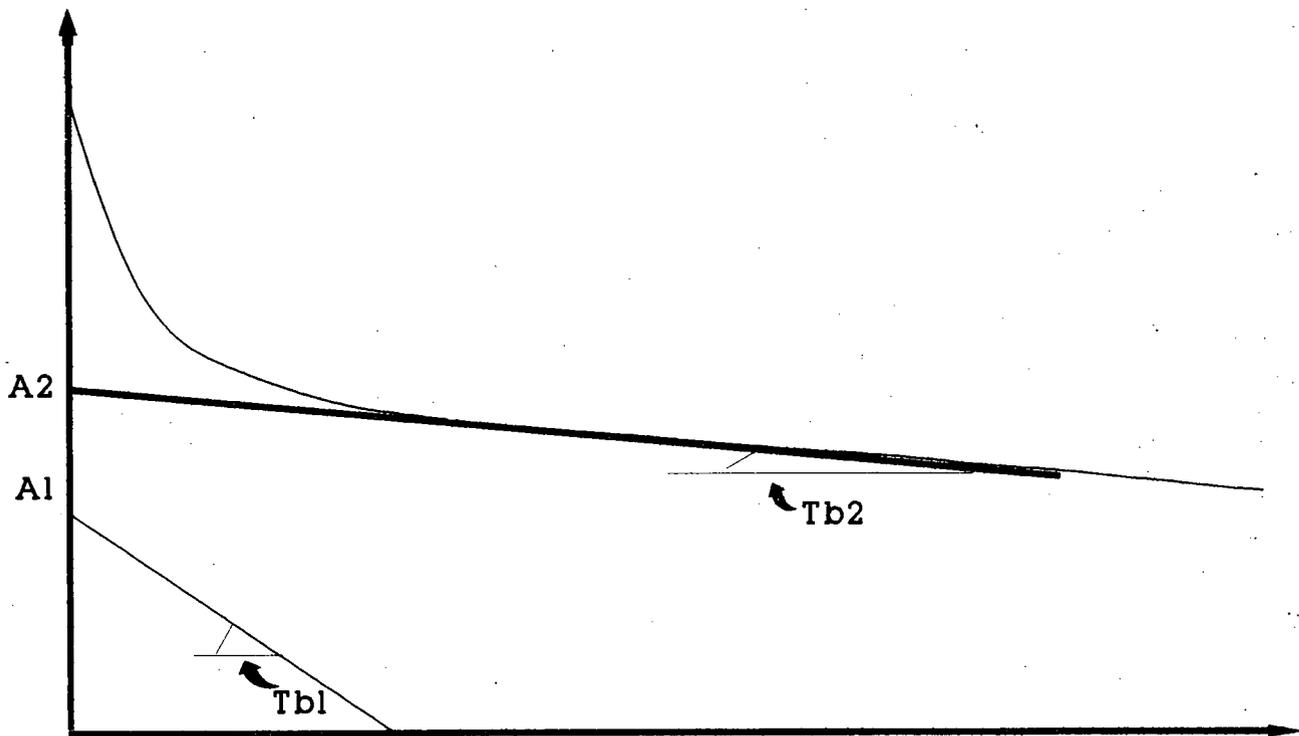


Figure 16. Illustration graphique d'une analyse compartimentale réalisée en représentation semi-logarithmique. Tb1, Tb2 = périodes biologiques. A1, A2 = pourcentages de radioactivité initiale.

Tableau 18. Périodes biologiques T_{b_1} et T_{b_2} obtenues lors des cinétiques du ^{134}Cs par les parties molles et la coquille de *Dreissena polymorpha* après 144 heures de contamination directe par l'eau (E) et indirecte par les algues (A).

	compartiment 1		compartiment 2	
	T_{b_1} (h)	% radioactivité initiale (A_1)	T_{b_2} (j)	% radioactivité initiale (A_2)
parties molles E	9,1	36,8	16,9	63,2
A	10,5	19,5	1360	80,5
coquille E	3,8	43,7	15,7	56,3
A	—	—	8,8	100

Ces résultats confirment les conclusions précédentes. En effet, une diminution drastique du niveau de radioactivité de l'eau ne permet pas d'éliminer rapidement le radiocésium associé aux algues filtrées et digérées par les bivalves.

3.4. Transfert eau-mollusques-poissons

Des barbeaux ont été contaminés pendant 73 jours, directement avec du ^{137}Cs à partir de l'eau (370 Bq.ml⁻¹) et indirectement avec du ^{134}Cs à partir de parties molles de *Dreissena polymorpha*.

En fin de période de contamination par la voie « eau », le rapport de concentration atteint 20,6, soit 56 % de la valeur maximale « plateau » à l'équilibre (FC = 36,7 à 280 jours) ; pour la voie nourriture, le rapport de concentration s'élève à 1,1, soit \approx 19 % de la valeur maximale à l'équilibre (FT = 5,84 à 3 ans).

Ces estimations sont comparables aux données obtenues par d'autres auteurs (contamination directe par l'eau : FT = 45, poisson-chat : Baudin et al., 1968 ; FT = 12, carpe : Fritsch et Baudin, 1984 ; FT = 7,2, carpe : Lambrechts, 1984 ; contamination indirecte par la nourriture : FT = 0,29, daphnies - carpes : Foulquier et Lambrechts, 1982 ; 0,67, daphnies - lébistes ; 0,39, lébistes - anguilles : Foulquier et al., 1978).

Le temps nécessaire pour que la nourriture permette aux barbeaux d'atteindre un équilibre radioactif (FT \approx 6 en 3 ans) est très certainement surévalué. En effet, dans nos expériences, les rapports de biomasse entre proies et prédateurs (1,76 g MF de parties molles de mollusques par jour pour \approx 60 g MF de barbeaux au total en début d'expérience) sont très différents de ceux rencontrés dans la nature, où l'on estime qu'en général, les proies représentent entre 80 et 90 % de la biomasse pour 20 à 10 % pour les prédateurs. De plus, la ration alimentaire quotidienne offerte aux poissons est d'environ 3 % de leur poids frais total, ce qui est tout juste suffisant au maintien pondéral des barbeaux.

Après 73 jours, la voie trophique (nourriture) n'est responsable que de 2 % de la contamination totale des barbeaux. Cependant, si l'on replace la voie trophique dans son contexte, c'est-à-dire comme étant un intermédiaire entre l'eau et les poissons, par des calculs théoriques basés sur l'expression mathématique des facteurs de transfert, on arrive à long terme (4 à 5 ans) aux constatations suivantes (Sombé, 1987, 1988) :

- transfert eau-poissons : 10 % ;
- transfert via la chaîne trophique (eau-mollusques-poissons) : 90 % .

Dans ce cas, la nourriture est donc responsable de 90 % du niveau de radioactivité des barbeaux.

Cette situation est corroborée par de nombreuses études réalisées en laboratoire (CEN-Cadrache). Lambrechts (1984), lors d'une étude portant sur le transfert du ^{137}Cs entre l'eau, des sédiments, des larves de chironome et des carpes, détermine que la voie directe (eau) est responsable de 4 % de la contamination globale des carpes, contre 51 % pour la nourriture et 45 % pour les sédiments. Dans une approche complémentaire, l'auteur démontre que les larves de chironome « apportent » 90 % de la radioactivité totale des poissons (absence de sédiments). Foulquier et al. (1978) estiment que la nourriture à long terme représente 83 % de la contamination de lébistes alimentés de daphnies marquées en ^{137}Cs ; ce pourcentage atteint 96 % dans le cas d'anguilles nourries de lébistes.

3.5. Transfert poissons-poissons

Des barbeaux (1,52 g de poids frais moyen) contaminés en ^{137}Cs pendant 15 jours à partir de l'eau (1480 Bq.ml⁻¹) sont utilisés pour nourrir de jeunes perches (≈ 15 cm) pêchées en Meuse. Les perches calibrées ($33,5 \pm 8,5$ g MF) sont placées dans deux aquariums (250 l) compartimentés en logettes individuelles où circule, en circuit fermé, une eau à 18-20° C initialement non radioactive. Après pesage et comptage, des barbeaux prélevés au hasard dans un lot préalablement contaminé sont distribués à la fréquence de 3 par semaine à chaque perche. Pendant les 14 semaines que dure l'expérience, un couple de perches (2 répétitions) est sacrifié périodiquement (à t = 1, 2, 3, 4, 6, 8, 10, 12 et 14 semaines). Elles sont disséquées, les différents organes séparés, pesés et leur radioactivité mesurée.

Dans nos conditions expérimentales, où le rapport des biomasses proie/prédateur et le taux de conversion moyen mesuré, égal à 3,84, sont proches des conditions naturelles (ainsi, pour le brochet en étang, le taux de conversion — quantité de proie en g MF nécessaire à la production de 1 g MF chez le prédateur — est de 5 pour des tailles < 20 cm), les résultats obtenus permettent de décrire l'évolution du rapport de concentration pour la perche entière.

Au tableau 19, sont présentés l'équation et les paramètres estimés de la courbe ajustée sur base des données acquises.

Tableau 19. Equation du rapport de concentration (RC) du ^{137}Cs lors du transfert des barbeaux vers la perche, en fonction du temps (semaines).

RC = FC.(1-e ^{-t/b})	
FT	b
1,14 ± 0,36	7,35 ± 4,52 (*)
1,46 ± 0,25	11,0 ± 3,0 (**)
(*) par rapport à la radioactivité du dernier repas ingéré ;	
(**) par rapport à la radioactivité de la somme des repas ingérés.	

Après 14 semaines de contamination indirecte, le rapport de concentration atteint 0,91 - (1) - et 1,08 - (2) -, soit 79 % et 74 % de la valeur maximale « plateau » estimée à l'équilibre.

Aoyama et Inove (1973) avancent un FT de 0,044 pour de petits brochets nourris de vairons contaminés en radiocésium. L'étude du transfert du ^{137}Cs de lébistes vers des anguilles permet à Foulquier et al. (1978) d'évaluer un FT de 0,39.

Gustafson (1967) a étudié en milieu lacustre les rapports de teneurs en ^{137}Cs en fonction du niveau trophique ; il observe un FT de 1,85 entre la perche et un mélange de petits poissons. Ce facteur de transfert augmente encore à un niveau supérieur de la chaîne trophique. Dans ce sens, Pendleton et al. (1965) mettent en évidence un FT de 3,3 entre *Lepomis machrochirus* et des poissons proies dont la majorité sont de jeunes perches soleil.

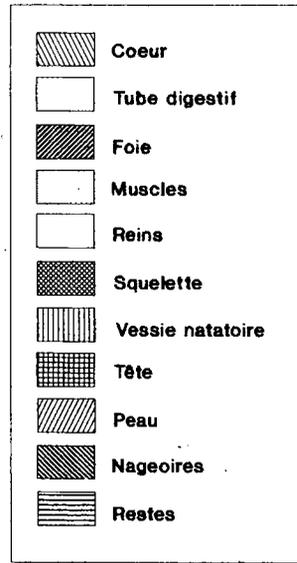
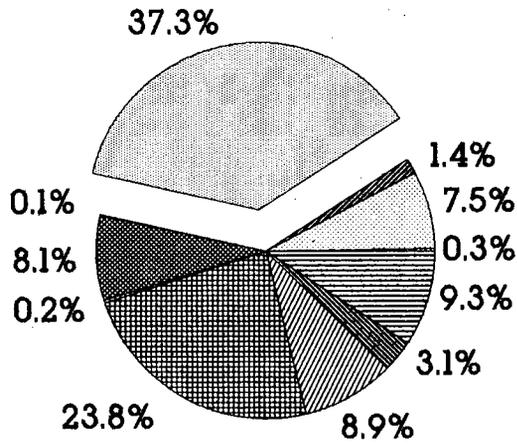
Nos estimations sont comparables à celles trouvées dans la littérature. Cependant, après examen des observations rapportées par les divers auteurs, on doit faire remarquer, comme Foulquier (1979), que les FT entre proies et prédateurs peuvent sensiblement varier : les facteurs de transfert évoluent en fonction des conditions de milieu (*in situ* ou expérimentales), de l'espèce de poisson, de l'âge et de la taille des individus, de la quantité et de la qualité de la nourriture contaminée.

La figure 17 présente l'évolution dans le temps (après 1 et 14 semaines) de la répartition de la radioactivité dans les organes de la perche. Les pourcentages sont indépendants de la radioactivité spécifique des poissons au moment des prélèvements.

Après 14 semaines de contamination, la masse musculaire totalise 61 % de la radioactivité totale du poisson ; viennent ensuite la tête (14 %), le tube digestif (9 %), le squelette (6 %), la peau (5 %) et le foie (1 %). Le cœur et les reins sont radiocontaminés d'une façon négligeable.

Foulquier et al. (1978), dans les organes d'*Anguilla anguilla* après une contamination par la nourriture, observent une distribution de la radioactivité comparable : muscles 50 %, squelette 5 %, peau et

1 SEMAINE



14 SEMAINES

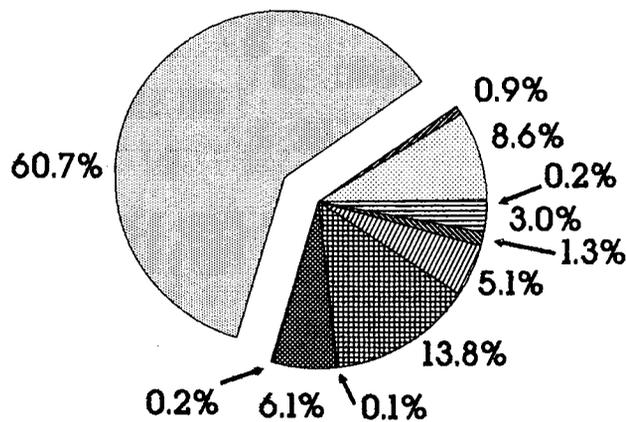


Figure 17. Répartition du ¹³⁷Cs dans les organes des perches, après 1 semaine et 14 semaines.

Tableau 20. Comparaison des variations relatives de masse et de niveau de radioactivité en ¹³⁷Cs entre 1 et 14 semaines, dans différents organes chez le barbeau.

organes	variation de masse relative (%)	variation de radioactivité relative (%)
muscles	+ 3,5	+ 24
squelette	- 0,6	- 2
tête	- 2,2	- 10
peau	- 0,6	- 4
tube digestif	+ 1,7	0

mucus 13 %, tube digestif 11 %. Chez les perches prélevées dans le lac Majeur, De Bortoli et al. (1968) constatent que la masse musculaire représente toujours au minimum 40 % de la radioactivité totale en ^{137}Cs du poisson.

Dans les conditions de la présente expérimentation, l'augmentation ou la diminution de la radioactivité relative des organes (de 1 à 14 semaines) doit être interprétée comme la résultante d'un double phénomène :

- une rétention de la radioactivité liée à l'incorporation plus ou moins forte du radiocésium métabolisé,
- un processus différent de croissance relative des organes du poisson.

En effet, l'alimentation en barbeaux, homogène dans le temps et calibrée en poids et en radioactivité, s'est avérée plus que suffisante pour induire une croissance des perches (taux de conversion moyen : $3,84 \pm 1,22$). Entre 1 et 14 semaines, on observe pour certains organes (les muscles en particulier) une variation de masse et de niveau de radioactivité relatif (fig. 17). Des régressions linéaires mettant en relation le poids de l'organe et celui de la perche entière, permettent d'estimer le gain de poids relatif de chaque organe des poissons prélevés après 14 semaines. Cette démarche permet de vérifier si l'accumulation de radioactivité est liée ou non au seul gain de poids relatif des organes. Le tableau 20 rassemble les principaux résultats obtenus.

A l'examen de la figure 17 et du tableau 20, trois types d'organes se différencient en ce qui concerne leur pouvoir de stockage du radiocésium. On distingue : un organe « cible », les muscles, dont la capacité de fixation et de concentration du césium est de loin supérieure à leur gain de masse relative ; des organes de « transit », tube digestif et foie, pour lesquels le niveau de radioactivité mesurée évolue parallèlement à leur masse ; enfin des organes à fixation non négligeable du fait de leur masse mais sans capacité réelle de stockage du césium (tête, peau). Le squelette, dont la masse évolue en 14 semaines proportionnellement à celle du poisson entier, ne se comporte pas comme un organe « cible » ; à long terme, il peut cependant fixer le radiocésium de manière continue et non négligeable (Baudin et al., 1970).

De nombreuses études expérimentales montrent que les muscles totalisent environ 50 % du ^{137}Cs mesuré chez les poissons. Cette valeur peut être plus grande encore, soit après une phase de décontamination (décontamination très lente du radiocésium fixé par la masse musculaire : Lambrechts, 1984), soit lors de prélèvements réalisés *in situ*. Dans ce cas, comme dans nos conditions expérimentales qui tendent à se rapprocher d'une situation naturelle, le ^{137}Cs est fortement fixé par les muscles, à l'inverse de ce que l'on observe dans d'autres organes caractérisés par une capacité de décontamination élevée et/ou par une faible fixation du radiocésium.

3.6. Conclusions

Ces études mettent en évidence toute l'importance de la chaîne alimentaire dans le transfert du radiocésium en écosystème aquatique. Si à court terme, la voie de contamination directe (eau) représente le vecteur principal de contamination, à plus long terme la voie de contamination trophique devient prépondérante.

Les algues, de par leur capacité à fixer rapidement le radiopolluant, constituent un maillon important dans le transfert de la radioactivité vers les niveaux supérieurs de la chaîne trophique, surtout en cas de contamination des écosystèmes aquatiques lors des périodes de « bloom » phytoplanctonique.

Enfin, pour les poissons, la chaîne alimentaire en milieu naturel peut prolonger la radiocontamination de ces derniers bien après la disparition de toute trace de radioactivité dans l'eau.

4. Transfert du radiocobalt dans une chaîne trophique

Des travaux menés entre septembre 1982 et octobre 1989 ont été consacrés à plusieurs types d'organismes : à nouveau l'algue planctonique *Scenedesmus obliquus*, deux invertébrés (*Gammarus pulex* et *Chironomus luridus*) et un poisson (la carpe, *Cyprinus carpio*) (fig. 18).

4.1. Fixation et désorption du ^{60}Co par *Scenedesmus obliquus*

Les expériences ont été réalisées dans diverses conditions permettant d'évaluer les capacités de fixation et de rétention du ^{60}Co (Nucho, 1989 ; Nucho et Baudin, 1986 ; Nucho et al., 1988 ; Nucho et Baudin, 1989a, 1989b). Les paramètres essentiels pris en compte sont l'âge des cultures, leur état physiologique, la concentration du milieu en ^{60}Co et en élément stable et le mode de contamination du milieu (apport unique ou répété du radionucléide). A la suite de ces expériences de fixation, la désorption du radionucléide a été suivie pour les mêmes paramètres.

Les cultures sont effectuées dans des ballons de verre contenant 2000 ml de milieu nutritif carencé

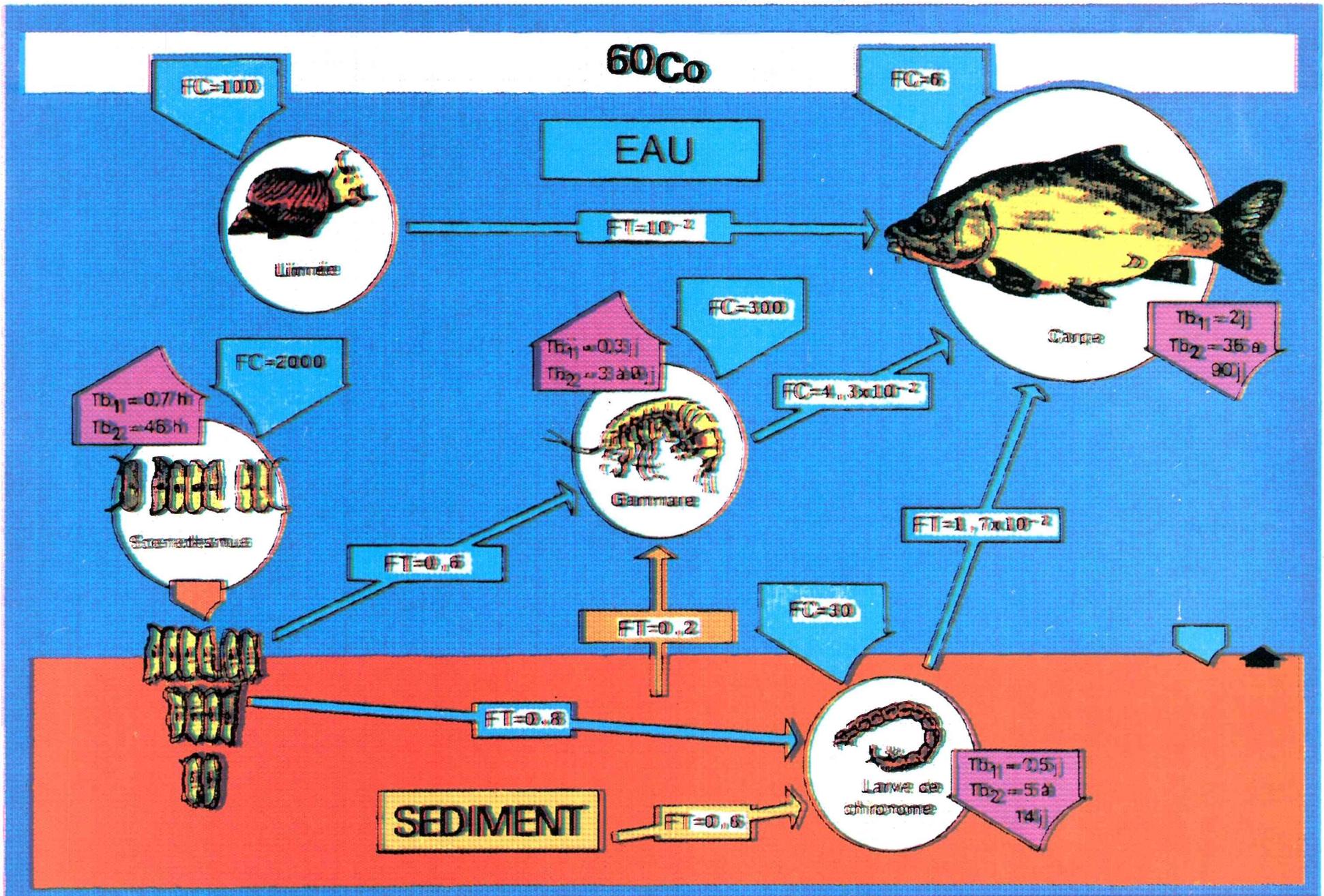


Figure 18. Transfert du ^{60}Co en écosystème d'eau douce. FT = facteur de transfert. FC = facteur de concentration. Tb_1 , Tb_2 = périodes biologiques.

en cobalt afin d'éliminer toute compétition isotopique avec le ^{60}Co . La cinétique d'accumulation du cobalt par les cellules est suivie par des prélèvements effectués à intervalles rapprochés au cours de la première journée, puis plus espacés ensuite.

Quelle que soit la situation expérimentale considérée, l'essentiel de l'accumulation du radionucléide se produit au cours de la première demi-heure de contact, constatation qui suggère une fixation initiale par adsorption sur la membrane cellulaire. La seconde phase d'accumulation, caractérisée par une faible augmentation de la contamination, correspond vraisemblablement à la pénétration intracellulaire du ^{60}Co . Le FC est de 2000.

L'élimination du ^{60}Co par les algues est caractérisée par deux périodes biologiques du radionucléide, dont les moyennes pour toutes les expériences sont respectivement de 0,7 et 46 heures.

4.2. Accumulation et élimination du ^{60}Co chez deux invertébrés

Il est apparu nécessaire de savoir si le ^{60}Co fixé par les algues pouvait être intégré dans les réseaux trophiques, après le dépôt et l'incorporation des cellules au sédiment. A cet effet, des expériences ont été réalisées avec un crustacé benthique (*Gammarus pulex*) et des larves limicoles d'insecte (*Chironomus luridus*). Afin de pouvoir évaluer le plus exactement possible l'importance du transfert du ^{60}Co à partir des algues, la contamination de ces deux organismes à partir de l'eau et du sédiment a été également étudiée.

Les gammares (300 individus) sont placés dans des récipients de faible profondeur et les larves de chironome (50 individus) dans des piluliers maintenus à une température de 10°C afin d'empêcher la nymphose. Chaque prélèvement est constitué de 20 gammares et des 50 larves contenues dans un pilulier. Les études se sont déroulées pendant une période de 10 à 40 jours, selon le degré de compatibilité des conditions expérimentales avec la survie des organismes.

4.2.1. Gammares

L'accumulation, par les gammares, du ^{60}Co à partir de l'eau est un phénomène très rapide qui peut s'expliquer par une adsorption massive du radionucléide sur l'exosquelette. Cette hypothèse est confirmée par le fait qu'une désorption du radiocobalt se produit après quelques jours, lorsque la radioactivité de l'eau a fortement diminué. La valeur maximale du FC du ^{60}Co , qui de l'ordre de 300, est atteinte après de 5 à 6 jours.

Lorsque les gammares sont placés en présence de sédiment contaminé, le niveau maximal de contamination est également atteint très rapidement, mais il est peu élevé (FT = 0,2). De plus, le ^{60}Co ingéré est peu assimilé, car en 2 jours de jeûne les individus perdent 80 % de leur radioactivité.

L'ingestion d'algues marquées conduit à une accumulation plus lente mais progressive du ^{60}Co . Toutefois, dans ce cas également, l'assimilation du radionucléide est faible (FT = 0,6), la rétention étant de l'ordre de 30 % après 24 heures de jeûne. La comparaison des résultats des expériences de contamination à partir d'algues mélangées à du sédiment contaminé ou non, démontre clairement que plus de 90 % du ^{60}Co accumulé provient des cellules phytoplanctoniques.

L'analyse de l'ensemble des données relatives à l'accumulation du ^{60}Co par *Gammarus pulex* permet de conclure que la fixation à partir de l'eau est prépondérante à court terme. Toutefois, la consommation de phytoplancton contaminé peut conduire à une concentration importante du radionucléide, compte tenu du niveau élevé de contamination de ce type d'organisme et du fait que l'accumulation par cette voie, qui est un processus continu, peut se poursuivre au delà de la période durant laquelle le ^{60}Co est présent dans l'eau.

4.2.2. Chironomes

Certaines expériences menées avec les larves de chironomes ne correspondent pas à une réalité écologique mais ont essentiellement un but comparatif. Il s'agit notamment des études d'accumulation à partir de l'eau et de cellules de *Scenedesmus obliquus*, en l'absence de sédiment. Dans les deux cas, la contamination atteint son niveau maximal en quelques heures et correspond à un FC de 30 (eau) et à un FT de $4 \cdot 10^{-3}$ (algues).

L'accumulation du ^{60}Co par les larves de chironome à partir du sédiment brut reste à un très faible niveau. Durant les 20 jours de l'expérience, la concentration des larves en radionucléide augmente régulièrement, mais elle reste nettement inférieure à celle du sédiment. En conséquence, la valeur maximale du FT est de 0,6.

Comme pour les gammares, les cellules de *Scenedesmus obliquus* constituent un vecteur nettement plus important que le sédiment pour l'accumulation du ^{60}Co par les larves de chironome (FT = 0,8). Ainsi entre le 10^e et le 20^e jour de l'expérience, la contribution des algues à la contamination des larves est de l'ordre de 90 %.

Placées dans un milieu inactif, les larves de chironome contaminées perdent rapidement une fraction importante du ^{60}Co accumulé. Après 7 jours, quelle que soit la voie d'absorption, le taux de rétention du radionucléide est inférieur à 30 %. Dans tous les cas, la cinétique de la décontamination se caractérise par deux périodes biologiques, respectivement de 0,5 et une dizaine de jours.

Il est possible de conclure, au vu de ces expériences, qu'une partie du ^{60}Co fixé par *Scenedesmus obliquus* peut être intégrée dans les réseaux trophiques d'eau douce, par l'intermédiaire des gammares et des larves de chironome (Baudin et Nucho, 1992). Toutefois, il n'y a pas bioamplification, même à long terme. En effet, le facteur de transfert du ^{60}Co reste nettement inférieur à 1 et, de plus, l'élimination du radionucléide par les organismes après la consommation des cellules algales contaminées est très rapide. Cette voie de transfert reste cependant importante, dans la mesure où les algues concentrent fortement le ^{60}Co .

4.3. Accumulation et élimination du ^{60}Co par la carpe

Le dernier maillon de la chaîne trophique choisie est la carpe (*Cyprinus carpio*), poisson omnivore très représentatif des écosystèmes d'eau douce.

Plusieurs expériences ont été effectuées pour étudier les modalités d'accumulation et d'élimination du ^{60}Co par la carpe et tester divers paramètres tels que l'influence de la température ou du type de nourriture sur la rétention du radionucléide. L'importance relative de la contamination par la voie directe (à partir de l'eau) et par la voie trophique a également été étudiée. De nombreuses expériences ont été réalisées, représentant plusieurs années de travail, et ont fait l'objet de plusieurs publications (Baudin et Fritsch, 1987, 1988, 1989 ; Foulquier et al., 1989 ; Baudin et al., 1990). Les principales conclusions de ces études sont énoncées ci-après :

— Quatre températures (entre 8 et 25° C) ont été testées. L'élévation de la température se traduit par une légère augmentation de la valeur du FC et la diminution sensible de la durée de la phase conduisant à l'état d'équilibre. Ainsi, les FC atteignent une valeur maximale de 3,6 au bout de 310 jours à 8° C, de 4,4 au bout de 120 jours à 15° C, de 5,1 au bout de 125 jours à 20° C et de 6 au bout de 110 jours à 25° C. L'élimination du radionucléide est de l'ordre de 30 %, après 110 jours pour les carpes placées à 8 et 15° C ; ce taux est de 32 % après 162 jours à 20° C ; il est de 17 % après 150 jours à 25° C.

— L'eau représente le vecteur essentiel de la contamination des carpes.

— Il y a additivité de l'accumulation par la voie directe et la voie trophique. Cette rétention cumulative suggère que les tissus et organes de la carpe participant à l'accumulation du ^{60}Co seraient différents selon la voie d'absorption. En prenant en compte l'ensemble des données, la contribution de l'eau à l'accumulation du ^{60}Co par la carpe peut être estimée à 75 % dans le cas d'une contamination simultanée par les deux voies.

— En fonction de la voie d'accumulation, la cinétique d'élimination du ^{60}Co par la carpe présente des différences significatives. Par exemple, la fraction de radionucléide excrétée est inférieure chez les poissons contaminés à partir de l'eau (70 % après 63 jours) à celle excrétée par ceux qui sont contaminés via la nourriture (79 % après 49 jours). Cela signifie que la période biologique correspondant à l'élimination lente (T_{b2}) est plus longue pour le premier groupe que pour le second (respectivement 87 et 35 jours). En ce qui concerne les carpes contaminées par les deux voies simultanément, les valeurs des paramètres relatifs à l'élimination sont intermédiaires entre celles évaluées pour les deux autres lots (75 % de ^{60}Co éliminé après 71 jours et $T_{b2} = 70$ jours).

— L'évaluation de l'influence du type de nourriture sur l'accumulation du ^{60}Co par *Cyprinus carpio* peut être valablement fondée sur le facteur de transfert, qui représente le mieux la capacité de fixation d'un radionucléide par un organisme contaminé par la voie trophique. Ce paramètre est nettement différent suivant le type de nourriture consommé : il est de $12,1 \cdot 10^{-3}$ pour les limnées (après 155 jours), $23,4 \cdot 10^{-3}$ pour les larves de chironome (après 295 jours) et $51 \cdot 10^{-3}$ pour les gammares (après 230 jours).

L'élimination du ^{60}Co n'a pu être suivie pendant une longue période que pour deux des trois traitements, les individus préalablement contaminés à partir des gammares étant morts après 4 jours d'expérience. La cinétique de décontamination des carpes est similaire mais le taux d'élimination du radiocobalt est plus élevé pour les poissons ayant consommé les tissus mous de limnée que pour ceux nourris avec des larves de chironome. Cette différence se traduit par une période biologique longue du ^{60}Co dont la valeur, pour les deux types de proies, est respectivement de 35 et 50 jours. Compte tenu de ces données et de celles concernant l'accumulation du ^{60}Co , on peut émettre l'hypothèse que l'élimination du radionucléide serait d'autant plus rapide que le FT est faible. Cette hypothèse est confirmée par l'analyse de

l'élimination du ^{60}Co au cours des quatre premiers jours, les résultats obtenus pour les poissons préalablement contaminés à partir des gammares pouvant alors être pris en compte. Ainsi, il apparaît qu'après 4 jours de décontamination, les taux de rétention du radionucléide pour les trois lots de carpes se classent dans l'ordre inverse des valeurs du facteur de transfert, calculées lors de la phase d'accumulation. L'écart entre les valeurs extrêmes est de l'ordre de 30 % (85 % de ^{60}Co retenus pour le lot contaminé par les gammares et 55 % pour celui contaminé par les tissus mous de limnées).

5. Conclusions

Ces études montrent que les producteurs primaires (algues) concentrent fortement la radioactivité, cette accumulation étant rapidement réversible. Leur rôle est néanmoins important car, comme ces organismes se placent à la base de la pyramide écologique, ils agissent comme vecteur de radiocontamination vers les niveaux supérieurs de la chaîne trophique.

De plus, il est nécessaire de dissocier le court terme et le moyen-long terme dans ce type d'études : si à court terme la voie de contamination directe par l'eau est primordiale (caractérisée par des facteurs de concentration élevés), à plus long terme la contamination indirecte par la chaîne trophique devient essentielle, même si les facteurs de transfert atteignent des valeurs d'autant plus faibles que le niveau trophique considéré est élevé.

Le cheminement de la radioactivité dans la chaîne trophique en milieu naturel entraîne une persistance de la contamination des consommateurs secondaires alors même que toute trace de pollution radioactive de l'eau a disparu.

Chapitre V. MODELISATION DU TRANSFERT DES RADIONUCLEIDES

1. Introduction

L'évolution des radioéléments dans le milieu aquatique concerne en premier lieu trois compartiments : l'eau, les matières en suspension et les sédiments déposés sur le fond. Ces trois compartiments constituent alors les voies de contamination préférentielle pour les biocénoses qui se développent dans un tel milieu. La connaissance de la radiocontamination des écosystèmes aquatiques passe donc nécessairement par celle des phénomènes qui gouvernent le devenir des radioéléments rejetés en rivière : phénomènes d'adsorption/désorption entre l'eau et les matières en suspension, phénomènes de sédimentation/remise en suspension des sédiments, ...

La présence de nombreuses variables indépendantes rend la description d'un tel système très difficile. La simple collecte des données et leur compilation sont des tâches tellement considérables que l'on a souvent ignoré la nécessité d'en faire plus. Cependant, la surveillance, la gestion et le contrôle de l'environnement ne sont possibles que si on peut prédire l'évolution de variables représentatives et si on peut déterminer, par optimisation, les meilleures solutions. En résumé, il s'agit de construire un modèle de l'écosystème qui doit être capable non seulement de représenter la situation actuelle, mais également de prévoir comment le système réagit lorsqu'il est perturbé.

Ce modèle sera un modèle mathématique, c'est-à-dire une représentation du système réel dans laquelle les relations entre les différentes variables (vitesse du courant, concentrations, ...) sont exprimées à l'aide d'équations, celles-ci étant ensuite résolues numériquement sur ordinateur. Ces équations expriment la conservation de quantité de mouvement, de masses, de radioéléments... et se traduisent par des relations entre les variations temporelles des variables et les causes de ces variations (forces extérieures, imports et exports, interactions internes, transport par les courants, ...). Ce type de modèle, construit sans faire intervenir les données propres au site (les mesures de terrains servent à la validation du modèle, mais pas à sa construction), est donc capable non seulement de simuler ce qui s'est passé, mais aussi ce qui se passerait si on prend telle ou telle décision.

Ce type de modèle est d'application générale ; il permet d'établir une estimation de la relation rejets/débits/contaminations du milieu aquatique, et ce dans des conditions non stationnaires qui correspondent aux situations réelles.

Les nombreuses interactions qui existent entre les variables physiques, chimiques, écologiques et radiologiques exigent que ce modèle soit construit, en collaboration, par plusieurs équipes scientifiques : ce sera un modèle interdisciplinaire où les contacts entre les différentes équipes devront être très fréquents.

2. Modélisation de la contamination de l'écosystème aquatique

Compte tenu de ces éléments, la modélisation des transferts des radioéléments dans un écosystème aquatique (type « rivière » par exemple) ne peut se faire sans la connaissance préalable :

- des caractéristiques hydrodynamiques de la rivière (débits, vitesses, ...),
- du transport des matières en suspension et des sédiments de fond (y compris les processus d'advection, de sédimentation et de remise en suspension).

La connaissance de ces éléments permet alors successivement, à partir des données de rejet :

- 1) d'évaluer la contamination de l'eau, des matières en suspension et des sédiments,
- 2) d'évaluer la contamination des organismes vivants (contamination de la chaîne trophique).

Dans le cadre du présent programme, un modèle déterministe de la contamination du milieu aquatique par des radioéléments a été développé. Il s'agit d'un modèle non stationnaire unidimensionnel, obtenu par l'intégration des équations tridimensionnelles de l'écoulement sur la section droite du fleuve. Cela permet de réduire fortement le nombre de données nécessaires, tout en donnant une description satisfaisante de l'hydrodynamique. Ce modèle est organisé en 4 sous-modèles successifs :

- 1) le sous-modèle hydrodynamique : pour calculer les débits, les hauteurs d'eau, les sections, les tensions sur le fond, ... (à tout instant et en tout endroit) ;
- 2) le sous-modèle sédiments : pour évaluer la concentration de matières en suspension (g.m^{-3}) dans la colonne d'eau et la concentration de sédiments (g.m^{-2}) au fond de la rivière, y compris les phénomènes de sédimentation et remise en suspension. Les phénomènes de sédimentation et de remise en suspension, ainsi que ceux d'adsorption et de désorption des radionucléides entre l'eau et les particules en suspension dépendent fortement de la taille de celles-ci. Diverses classes de matières en suspension sont donc distinguées en fonction de leur granulométrie ;

3) le sous-modèle radioéléments : pour évaluer l'évolution des radioéléments dans la rivière, et leur distribution dans l'eau, les sédiments et les matières en suspension (à tout instant et à tout endroit).

Le sous-modèle des radioéléments inclut les mécanismes de :

- 1) transport par l'eau,
- 2) transport par les sédiments en suspension,
- 3) adsorption des radioéléments de la phase liquide sur les sédiments en suspension et sur les sédiments du fond,
- 4) désorption des radioéléments adsorbés,
- 5) décroissance radioactive.

Le sous-modèle « radioéléments » appliqué à la Meuse calcule l'activité des radioéléments (^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{60}Co , ^{58}Co) dans l'eau ($\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$), l'activité dans les sédiments en suspension ($\text{Bg}\cdot\text{kg}^{-1}$ MS) et l'activité dans les sédiments de fond ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ MS).

4) le sous-modèle radioécologique : pour calculer les radioéléments incorporés dans les différents compartiments biologiques.

Ce sous-modèle peut être construit et calibré indépendamment des sous-modèles hydrodynamique, sédiments et radioéléments, à partir de modèles « processus » qui simulent des expériences de laboratoire. Dans le cadre du présent programme, des modèles de contamination eau/algues et eau/algues/mollusques filtreurs ont été mis au point en collaboration avec les différentes équipes expérimentales (CEA/CADARACHE : A. Lambrechts, R. Nucho ; UCL : L. Sombé ; ULg : M. Meurice-Bourdon) (cf. chapitre IV).

Les éléments obtenus par ces études expérimentales ont permis d'élaborer un modèle du transfert du ^{137}Cs dans une chaîne trophique simplifiée, de manière à pouvoir représenter la contamination dynamique du poisson. Dans ce modèle, le transfert du césium vers un poisson (la carpe) est le résultat d'échanges multiples existant entre l'eau, le sédiment, les matières en suspension, des organismes vivants (larves de chironome, mollusques filtreurs) et le poisson. Les données d'entrée de ce sous-modèle sont seulement les activités dans l'eau, les matières en suspension et les sédiments. Une fois calibré, il peut donc être directement injecté dans le modèle global.

3. Application du modèle au cas de la Meuse

3.1. Simulation de la contamination par le ^{137}Cs de l'eau et des sédiments

Durant l'année 1975, la CN-Chozy (SENA) était en fonctionnement et a donc rejeté dans la Meuse des radioéléments. Les données de rejets sont disponibles pour chacun de ceux-ci, sous forme de valeurs moyennes mensuelles ; des données de contamination du milieu aquatique ont été produites dans le cadre des programmes de surveillance de routine menés par le CEN/SCK et l'IHE (Ministère de la Santé Publique), cela depuis 1965.

A cette époque, cette centrale fournissait les seuls rejets en Meuse de radioéléments en provenance d'une unité nucléaire. De plus, la contamination de l'écosystème mosan résultant des tirs nucléaires expérimentaux était faible, comparée à celle due à la centrale (Kirchmann et al., 1976). Comme les données des rejets existent, ainsi que quelques données de contamination du milieu aquatique, on se trouve devant une configuration telle que l'appréciation de la fonction de transfert rejets/contamination est possible.

Il a donc été décidé pour cette raison d'appliquer le modèle au cas de la Meuse en réalisant une simulation non-stationnaire du transport et de l'accumulation des radioéléments rejetés par la centrale au cours de l'année 1975, ce qui doit permettre une comparaison cohérente entre résultats des calculs et valeurs mesurées *in situ*.

L'extension géographique couverte par le modèle est la partie française (depuis la source) et la partie belge de la Meuse (km 0 - km 600).

Les activités en ^{137}Cs dans l'eau, les matières en suspension et les sédiments de fond, calculées par le modèle (simulation de l'année 1975) à Hastière (km 488, 15 km en aval du point de rejet) sont présentées aux figures 19 à 21. Sur la figure 21 sont également reportées les valeurs mesurées mensuellement par l'IHE. On constate que l'accord est excellent. La figure 22 représente les flux calculés de ^{137}Cs transportés d'une part par l'eau et d'autre part par les matières en suspension. On constate que le transport par les matières en suspension correspond à peu près à la moitié du transport global. La figure 23 représente les activités en ^{60}Co calculées et mesurées à Hastière en 1975.

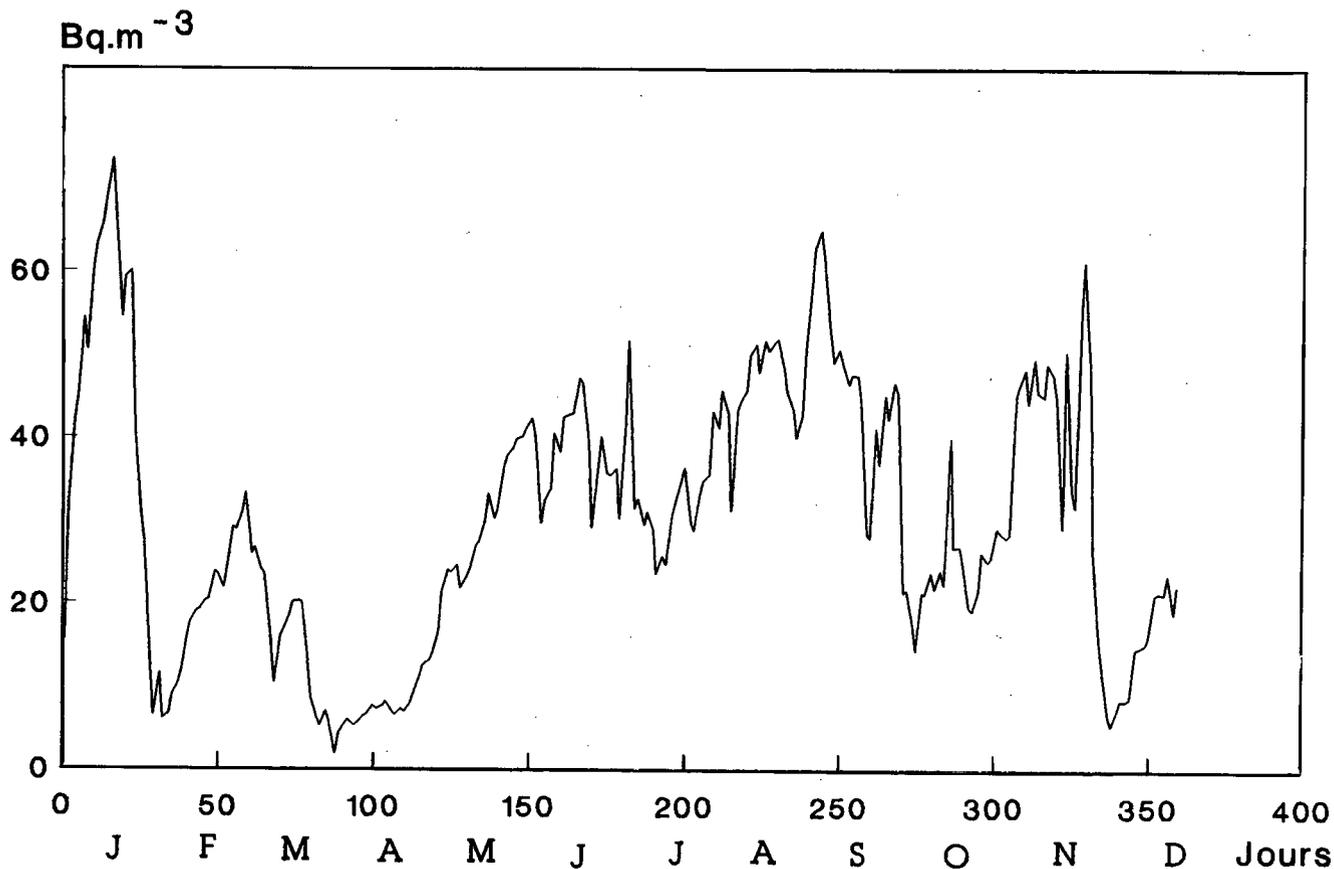


Figure 19. Activités en ^{137}Cs dans l'eau de la Meuse à Hastière : valeurs calculées par le modèle pour 1975 ($\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$).

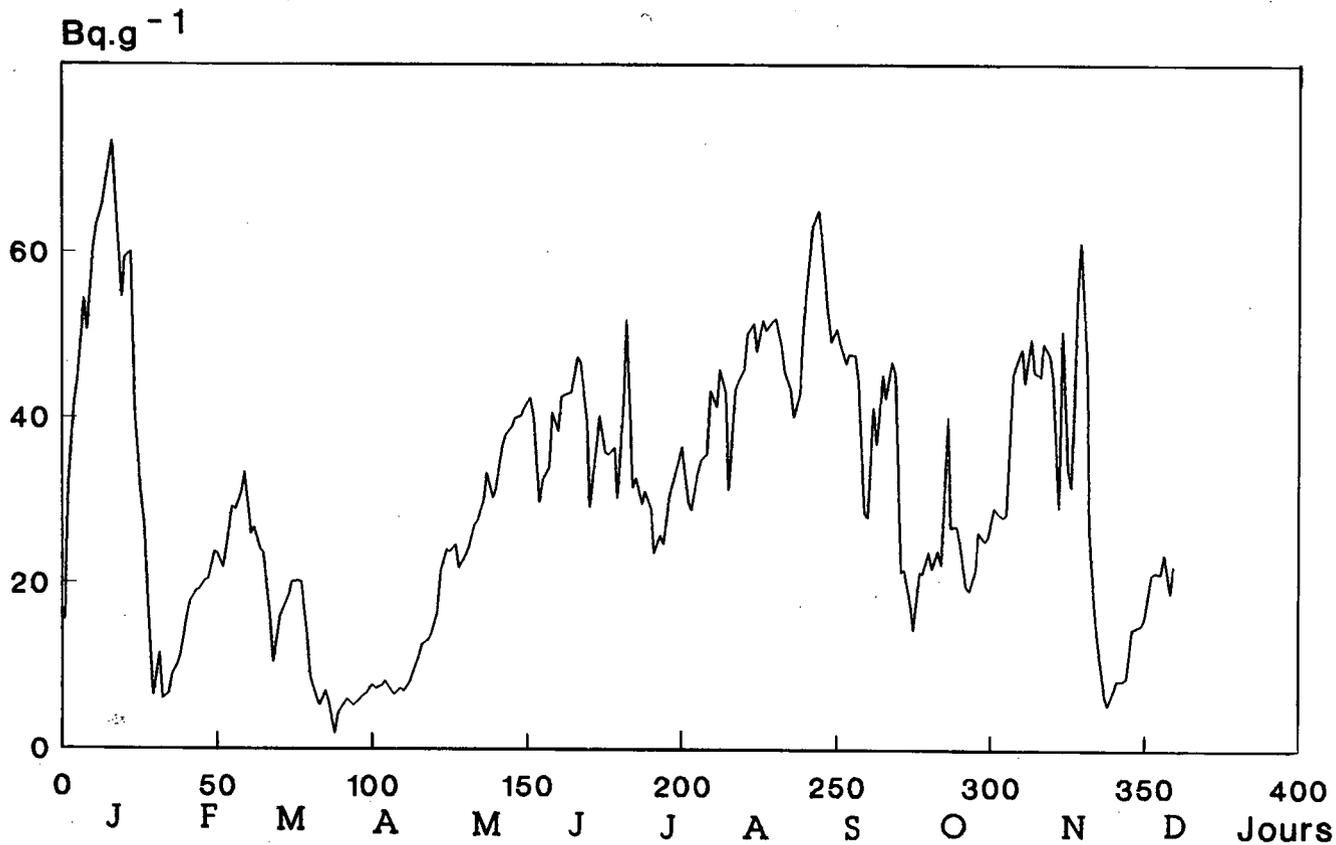


Figure 20. Activités en ^{137}Cs dans les matières en suspension à Hastière : valeurs calculées par le modèle pour 1975 ($\text{Bq}\cdot\text{g}^{-1}$ MS).

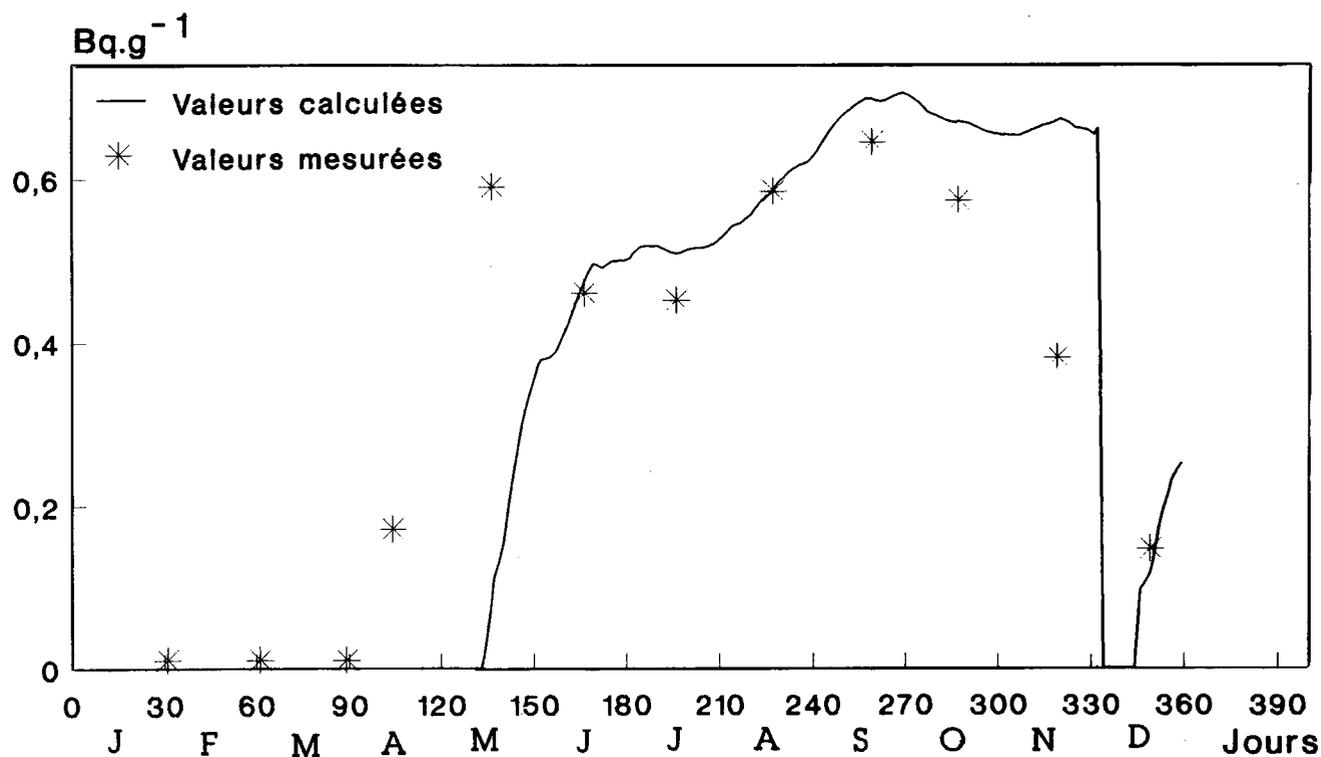


Figure 21. Activités en ^{137}Cs dans les matières sédimentables à Hastière : valeurs calculées par le modèle pour 1975 et valeurs mesurées cette même année (Bq.g^{-1} MS).

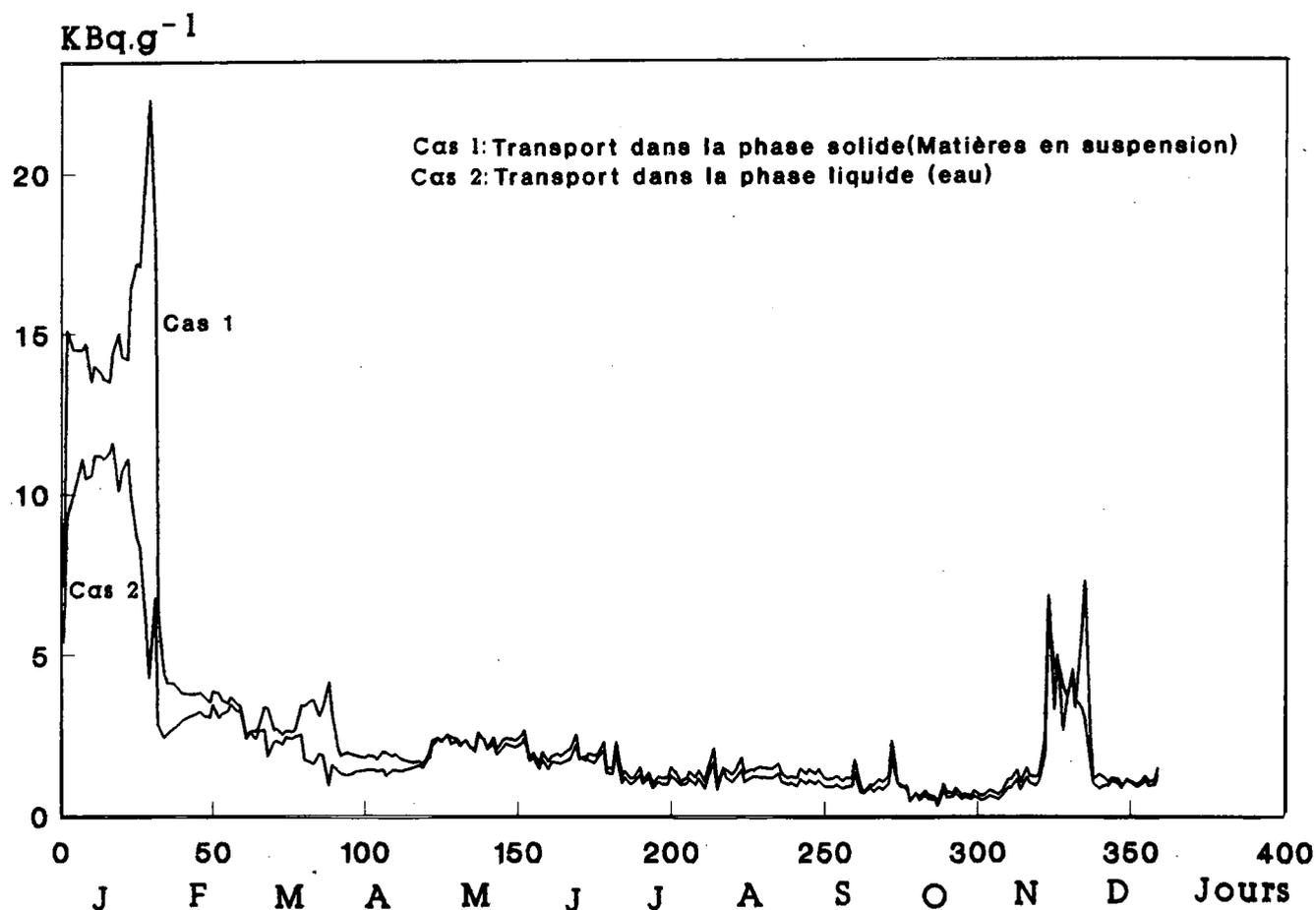


Figure 22. Flux de ^{137}Cs transportés, à Hastière en 1975, dans l'eau et dans les matières en suspension (KBq.s^{-1}).

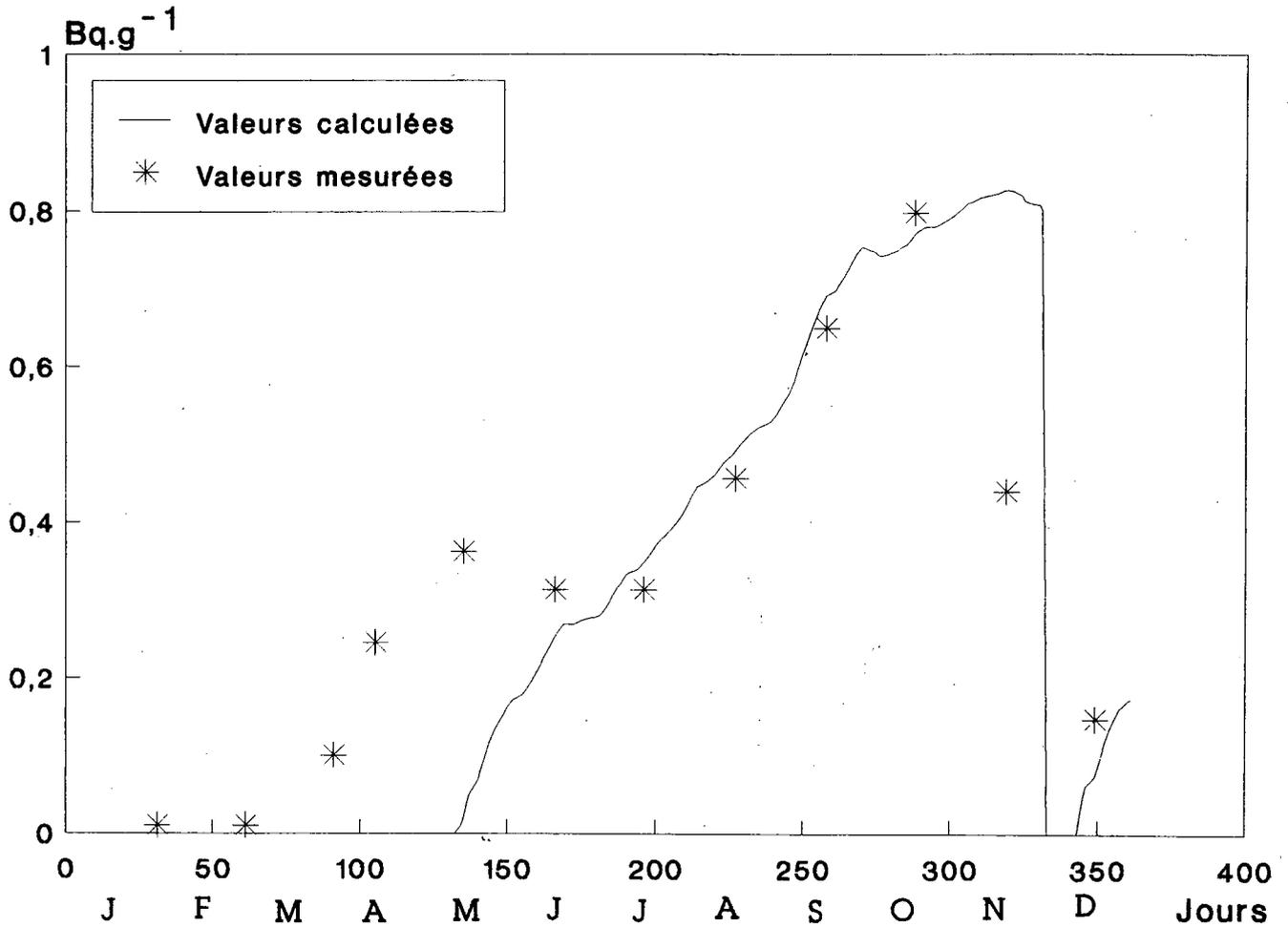


Figure 23. Activités en ^{60}Co dans les matières sédimentables à Hastière : valeurs calculées par le modèle pour l'année 1975 et valeurs mesurées cette même année (Bq.g^{-1} MS).

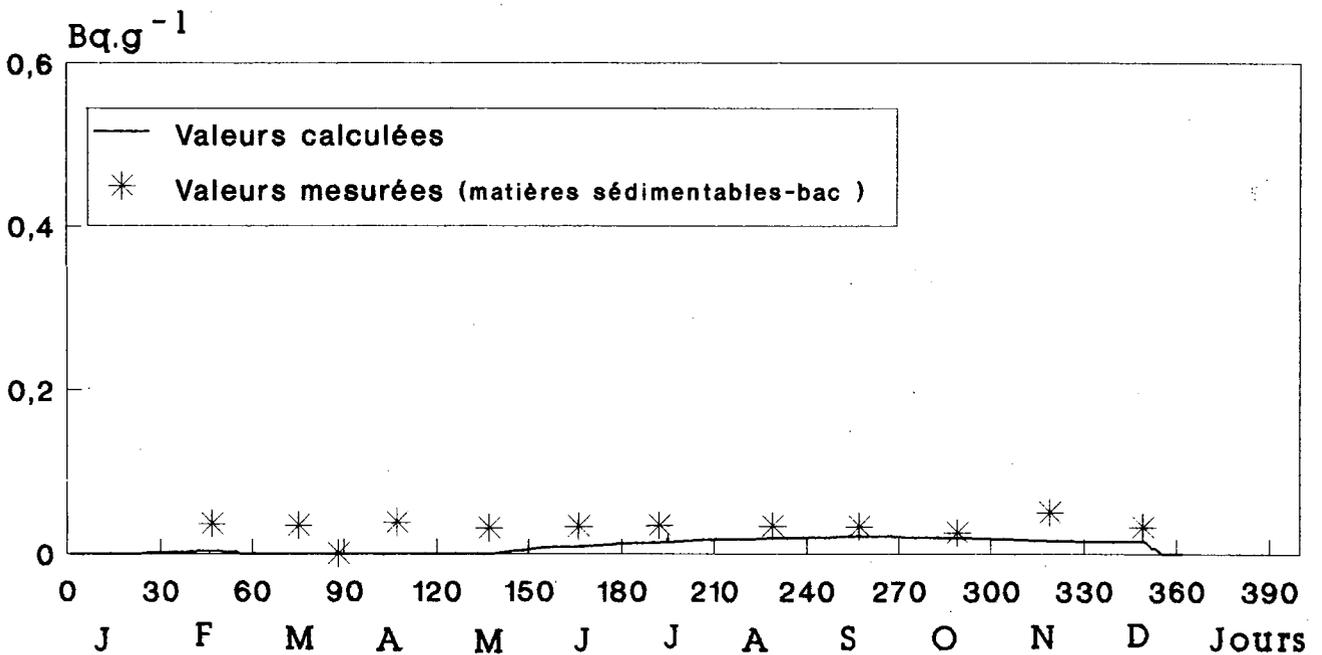


Figure 24. Activités en ^{137}Cs dans les matières sédimentables à Ivoz-Ramet : valeurs calculées par le modèle pour 1989 et valeurs mesurées cette même année (Bq.g^{-1} MS).

Pour une validation plus poussée, le modèle a été également testé sur une période plus récente : 1989. Sont inclus dans cette simulation de l'année 1989 les rejets mensuels de radionucléides des CN de Chooz et de Tihange. La figure 24 indique les concentrations en ^{137}Cs à Ivoz-Ramet. Sont également représentées sur cette figure les valeurs mesurées dans les bacs à boue à cette même station ; ces mesures de l'activité des matières sédimentales donnent une idée de l'ordre de grandeur de la contamination des sédiments. Les résultats sont tout à fait cohérents. On constate que la diminution très nette des rejets se marque aussi bien au niveau des mesures que dans les calculs.

3.2. Simulation de la contamination par le ^{137}Cs d'un poisson vivant dans la haute Meuse belge

La simulation de la contamination d'un poisson a été réalisée, pour un poisson dans la Meuse, dans le tronçon de rivière situé en aval de la CN-Chooz (distance à partir du point de rejet des radioéléments : environ 20 km). Le modèle simule l'évolution de la contamination d'un poisson durant cinq cycles annuels successifs équivalant à celui de l'année 1975. Les données d'entrée sont les rejets moyens mensuels réels de la CN-Chooz.

La figure 25 présente les valeurs simulées de l'activité spécifique dans une carpe pendant le cycle de ses cinq premières années. Le cas 1 est une simulation où la contamination se fait préférentiellement par les sédiments de fond ; le cas 2 est une simulation où la contamination se fait préférentiellement par les matières en suspension. Les résultats obtenus par le modèle montrent une contamination cyclique du poisson : augmentation de la contamination due à une ingestion maximale de nourriture en été, décontamination en hiver lorsque le flux de décontamination est plus important que le flux de contamination.

La figure 27 présente l'évolution au cours du temps des différents flux de contamination (eau-poisson, sédiment-poisson, nourriture-poisson). La contamination par la nourriture apparaît comme une voie importante dans le mécanisme de contamination. Les activités calculées pour une carpe-type de la Meuse (10-30 $\text{Bq.kg}^{-1}\text{MF}$) sont en bon accord avec les valeurs mesurées : les mesures de la contamination des poissons en Meuse durant l'année 1975 et les années suivantes (où les rejets de Chooz étaient du même ordre de grandeur qu'en 1975) varient entre 8 et 66 $\text{Bq.kg}^{-1}\text{MF}$ (Kirchmann, éd., 1985).

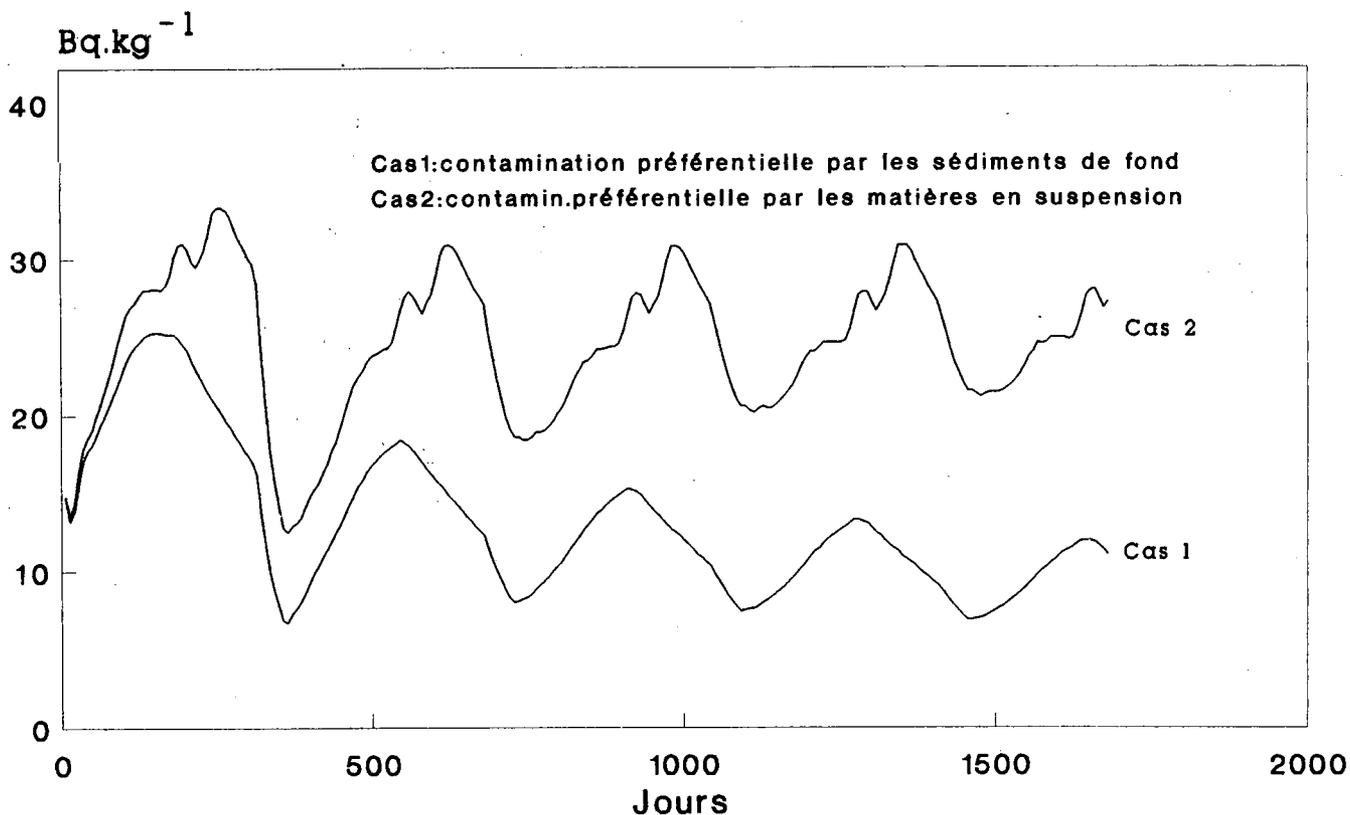


Figure 25. Activités en ^{137}Cs dans une carpe-type à Hastière, calculées par le modèle pendant le cycle de ses 5 premières années (d'après la situation de 1975) : 1, contamination préférentielle par les sédiments du fond ; 2, contamination préférentielle par les matières en suspension ($\text{Bq.kg}^{-1}\text{MF}$).

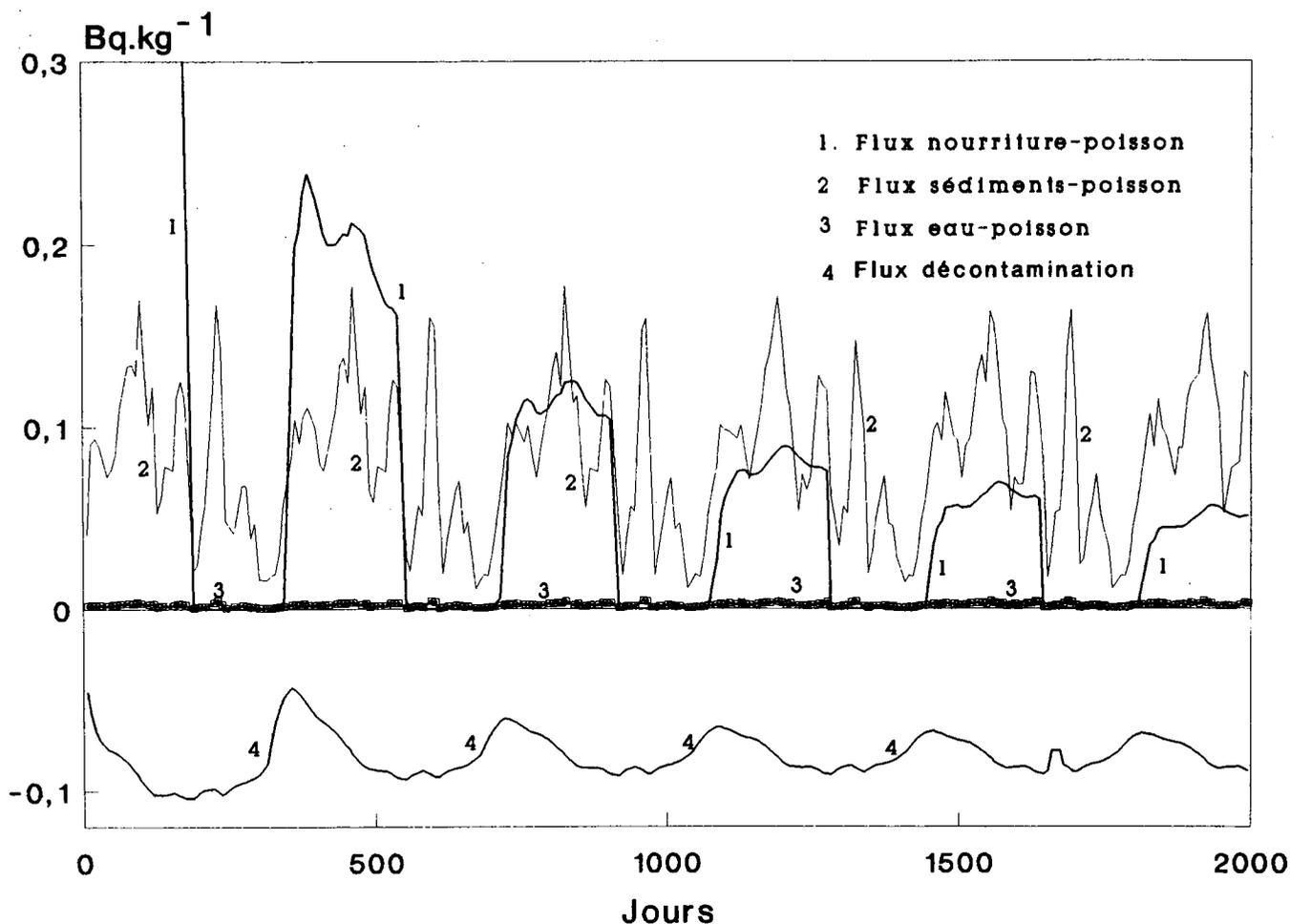


Figure 26. Flux de contamination en ^{137}Cs d'une carpe-type à Hastière, calculés par le modèle pour une période de 5 ans (d'après la situation de 1975), et flux correspondant de décontamination ($\text{Bq.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$).

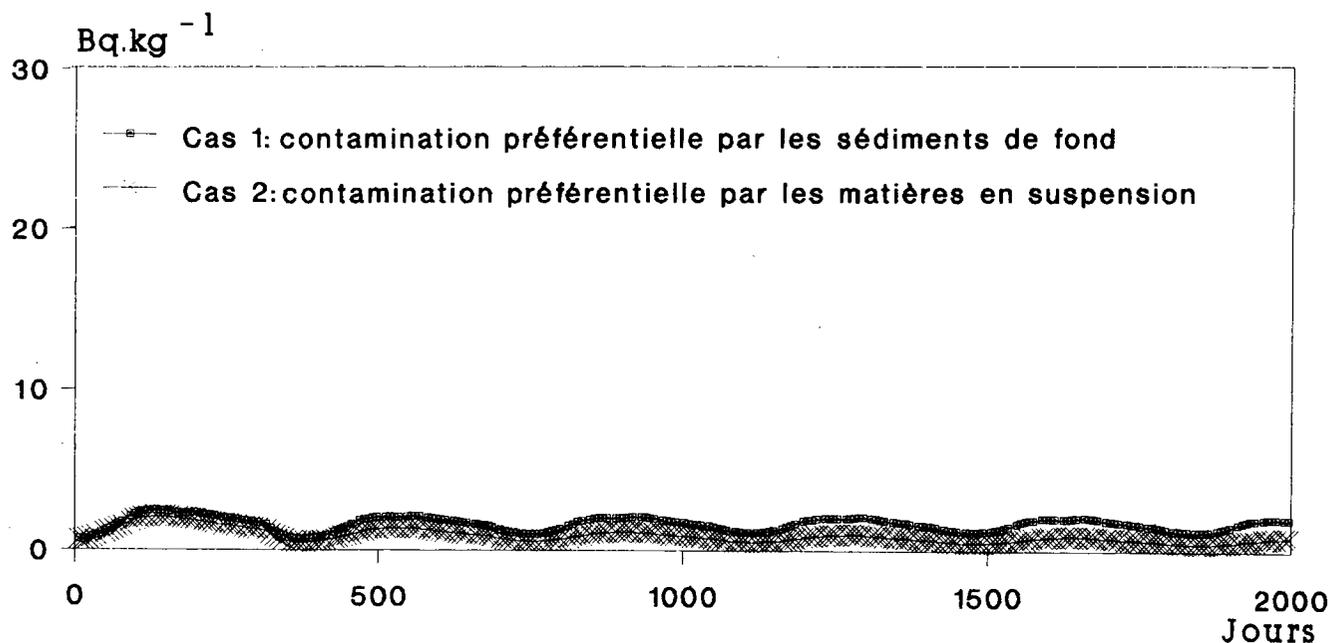


Figure 27. Activités en ^{137}Cs dans une carpe-type à Hastière, calculées par le modèle, pendant le cycle de ses 5 premières années (d'après la situation de 1989): 1, contamination préférentielle par les sédiments de fond; 2, contamination préférentielle par les matières en suspension (Bq.kg^{-1} MF).

La figure 28 présente les valeurs simulées de l'activité spécifique d'une carpe pour l'année 1989. On constate que les valeurs calculées ($1 \text{ à } 2 \text{ Bq.kg}^{-1} \text{ MF}$) sont nettement inférieures aux valeurs calculées en 1975. Les valeurs mesurées sont peu nombreuses et souvent non significatives (moins de $1 \text{ à } 2 \text{ Bq.kg}^{-1} \text{ MF}$), mais les rares valeurs significatives varient entre 1 et $3 \text{ Bq.kg}^{-1} \text{ MF}$, soit du même ordre que les valeurs calculées.

On peut donc considérer que ce modèle de contamination du poisson par le ^{137}Cs (utilisation en cascade des sous-modèles hydrodynamique, sédiments, radioéléments, et chaîne trophique simplifiée) donne d'excellents résultats. Les taux mesurés de la contamination des poissons de la Meuse présentent, par rapport aux valeurs calculées par le modèle, une dispersion plus large ; ceci est bien normal puisque les poissons prélevés en Meuse peuvent présenter des temps de séjour très variables dans le bief et peuvent avoir des habitudes alimentaires et des taux de croissances différents de ceux d'une carpe-type prise comme référence.

4. Application du modèle à d'autres sites

Le modèle développé est un modèle déterministe. La plupart des paramètres intervenant sont estimés à partir des déterminations expérimentales des processus élémentaires ; ils sont donc en général relativement indépendants du site. Le modèle est dès lors construit pour pouvoir être transporté sur un autre site sans grande difficulté.

Certaines caractéristiques du site changent cependant et doivent être connues.

Citons principalement :

- l'évolution au cours de l'année des débits de la rivière en un ou plusieurs points de mesure ;
- l'évolution longitudinale du bassin versant de la rivière ;
- les caractéristiques physiques de la rivière : pentes, rugosité, y compris l'existence de barrages et de déviations ;
- quelques données relatives aux sédiments : quantité, granulométrie, chimie.

Enfin, il est absolument nécessaire d'avoir une estimation au moins mensuelle de tous les rejets importants de radioéléments ayant lieu dans la totalité du bassin hydrographique. Le fait que des processus non linéaires soient inclus dans le modèle — taux d'adsorption/désorption variant avec la concentration dans le sédiment — fait qu'il est impossible de traiter un rejet sans tenir compte des autres.

Dans le cas du Rhône, les données sur le bassin versant et les sédiments peuvent s'obtenir en s'adressant à différentes administrations (agence de bassin, centres de recherches, ...). Une difficulté apparaît vu l'aménagement particulier du Rhône pour la navigation (déviations d'une partie de la rivière sur plusieurs dizaines de km), mais elle ne paraît pas trop gênante. Cependant, il nous a été impossible d'obtenir des autorités compétentes une estimation mensuelle des rejets de radionucléides dans le Rhône. Nous n'avons donc malheureusement pu tester le modèle sur ce fleuve.

5. Conclusions

Les phénomènes qui régissent le devenir des radioéléments rejetés dans les rivières varient énormément, à la fois dans le temps et dans l'espace. Il est donc difficile de décrire ces phénomènes en se contentant de prendre des mesures ponctuelles et il se révèle souvent nécessaire de construire un modèle.

Le modèle construit dans le cadre de ce programme est un modèle déterministe, c'est-à-dire intégrant les principaux phénomènes qui déterminent l'évolution des radioéléments dans le milieu aquatique. Les comparaisons entre les valeurs mesurées et les valeurs calculées sont généralement en très bon accord, ce qui permet d'estimer que la représentation adoptée décrit bien l'évolution de l'écosystème.

Il est à noter que cette approche permet également d'évaluer les activités dans des compartiments où elles sont difficilement mesurables (eau, matières en suspension) ou dans des situations de niveaux d'activité très faibles ; elle constitue donc une aide pour la conception d'un réseau de mesures. Enfin, cette approche permet de faire des évaluations prévisionnelles (effet de nouveaux rejets, ...).

VI. CONCLUSIONS GENERALES

Le Rhône et la Meuse, par l'ancienneté et la variété de leurs installations nucléaires, sont deux fleuves qui présentent un grand intérêt radioécologique.

Grâce à des programmes d'étude et de surveillance remontant à quelque 25 ans en ce qui concerne la Meuse et à une quinzaine d'années dans le cas du Rhône, il a été possible de mettre en évidence l'impact des radionucléides artificiels de différentes origines. En particulier l'accident de la CN-Tchernobyl a apporté, par radiocontamination aiguë, une radioactivité inattendue, due principalement aux radiocésium et radoruthénium, qui a pu masquer quelque temps l'impact de ces deux radionucléides provenant d'autres sources. Il faut à cette occasion souligner que les bioindicateurs ont confirmé leur utilité tant en situation normale qu'accidentelle.

Dans tous les cas, on peut remarquer l'omniprésence du ^{137}Cs dans les termes sources et dans les compartiments du fleuve. C'est pourquoi la connaissance de son transfert dans les compartiments de l'écosystème aquatique a justifié une série d'études expérimentales menées en laboratoire. Les mécanismes de transfert du ^{60}Co ont fait l'objet d'une autre partie du programme, en raison de l'importance de ce produit d'activation dans les rejets liquides radioactifs. Par ailleurs, les cultures d'algues se sont avérées intéressantes comme moyen d'évaluation de la disponibilité biologique de certains radionucléides tels que le tritium et le ^{14}C , présents dans le circuit primaire des réacteurs à eau pressurisée (PWR), ainsi que de certaines paires de radioisotopes telles que $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ et $^{58}\text{Co}/^{60}\text{Co}$, présents dans les effluents liquides des centrales nucléaires.

Les résultats de ces études expérimentales, couplés avec les données recueillies *in situ*, fournissent aujourd'hui une bonne image du cheminement de la radioactivité dans un écosystème fluvial. En particulier, les producteurs primaires, à savoir essentiellement les algues, peuvent concentrer fortement les radionucléides mais le phénomène est rapidement réversible. Le rôle de ces organismes est évidemment essentiel, puisqu'ils sont à la base de la chaîne trophique, le long de laquelle chemine la radiocontamination, avec des valeurs des facteurs de transfert d'autant plus basses que l'on s'élève dans la pyramide alimentaire. Bien qu'il n'y ait donc pas de bioamplification chez les consommateurs d'ordre supérieur, le temps que nécessite la contamination indirecte par voie trophique fait qu'un certain niveau de radioactivité peut persister chez de tels organismes alors qu'a disparu toute pollution radioactive de l'eau.

La comparaison des données radioécologiques de la Meuse et du Rhône montre qu'actuellement les niveaux de radioactivité dans les poissons en aval des centrales nucléaires sont du même ordre de grandeur dans les deux fleuves. Cependant, les niveaux sont plus élevés dans le Rhône en aval de l'usine de retraitement des combustibles irradiés de Marcoule.

Une étude menée en Meuse s'est intéressée à l'importance radiologique des sédiments et notamment à la représentativité des différentes méthodes de prélèvement des matières en suspension et des sédiments de fond. Elle permet aussi de considérer que la capacité d'accumulation dans ce compartiment de l'écosystème des radionucléides rejetés dans le fleuve reste modeste, au moins en ce qui concerne ceux d'importance biologique ; cela est important à souligner compte tenu de la capacité de ces sédiments à être facilement remobilisés lors des crues.

La modélisation des résultats expérimentaux et la validation par les mesures de terrain doivent apporter une connaissance synthétique sur le devenir des polluants radioactifs dans le milieu aquatique. Un modèle déterministe, prenant en compte les principaux phénomènes régissant l'évolution des radionucléides dans l'écosystème fluvial, a été construit dans le cadre des programmes précités. Il doit s'avérer utile pour la mise au point rationnelle du réseau de mesures et surtout permettre une approche prédictive de l'impact des radionucléides dans un tel milieu, avec notamment comme objectif final l'évaluation de la dose aux populations exposées.

Dans les études menées *in situ* sur l'impact des rejets non radioactifs des installations nucléaires, l'attention s'est portée notamment sur le phytoplancton, ainsi que sur la croissance et la reproduction de certains représentants de la faune. Les modifications de la biocénose aquatique mises en évidence sont principalement quantitatives et fonctionnelles. C'est ainsi qu'il est conclu que l'augmentation de la température de la Meuse (généralement 2 à 3° C), bien que ne produisant aucun effet qualitatif détectable sur les différents maillons de l'écosystème, semble favoriser le développement d'espèces plus tolérantes à l'élévation et surtout aux variations de la température et influence des paramètres biologiques comme la croissance et la reproduction d'animaux aquatiques. Les chlorations, tout en respectant la limite réglementaire de 0,5 ppm au niveau des rejets, entraînent notamment une diminution de l'activité photosynthétique des mousses aquatiques et provoquent des signes d'asphyxie chez les poissons et les écrevisses. Par ailleurs, il faut insister sur le fait que l'estimation de l'impact des rejets thermiques et

chimiques d'une installation nucléaire telle que la CN-Tihange doit se situer dans le contexte écologique général de la pollution industrielle et urbaine du secteur considéré.

Comprendre le fonctionnement d'un écosystème est nécessaire afin de pouvoir intervenir efficacement en cas de pollution et, dans le cas qui nous occupe, pour réduire au maximum la « nuisance » des installations nucléaires. La radioécologie se doit de faire appel à des disciplines variées et doit allier étroitement études de terrain et démarches de laboratoire, pour déboucher sur la modélisation permettant des évaluations prévisionnelles. Pour cela, une coopération étendue entre exploitants des centrales, responsables de la radioprotection et scientifiques de formations très diversifiées s'avère indispensable : le long programme qui s'achève fut à tout le moins un modèle en ce domaine et une expérience enrichissante pour tous.

Remerciements

Le rôle important joué par la Commission des Communautés Européennes en favorisant la création d'équipes multidisciplinaires et en fournissant une partie des fonds nécessaires, doit être rappelé ici.

Nous avons déjà souligné l'esprit de coopération qui s'est créé et maintenu entre les diverses institutions et entreprises qui ont collaboré à l'heureux aboutissement de ce programme ambitieux. Un hommage particulier est rendu à la mémoire de Messieurs Robert Doyen et Louis Maesen, dont l'esprit de coopération a permis la réalisation des études expérimentales *in situ*.

Les remerciements vont aussi aux personnes qui ont collaboré à divers niveaux à la réalisation de l'étude ; la plupart sont citées en page 2. Mentionnons aussi Mesdames M. Lambion et L. Petit qui ont assuré la mise à jour et la reproduction des versions successives de ce document, ainsi que Madame R. Gago et Monsieur G. Beuken qui ont pris en charge la coordination graphique.

BIBLIOGRAPHIE

- André, B., 1988. Qualité du fleuve Rhône : synthèse des connaissances. Agence de Bassin Rhône-Méditerranée-Corse, Ministère de l'Environnement, délégation de bassin Rhône-Méditerranée-Corse, Lyon, 251 pp. + annexes.
- Aoyama, I. and Inoue, Y., 1973. Estimation and evaluation of radioactive contamination through a food web in an aquatic ecosystem. *J. Radiat. Research*, 14 : 375-381.
- Ballestra, S.B., Holm, E., Walton, A. and Whitehead, N.E., 1987. Fallout deposition at Monaco following the Chernobyl accident. *J. Environm. Radioactivity*, 4 : 391-400.
- Baudin, J.P. and Fritsch, A.F., 1987. Retention of ingested ^{60}Co by a freshwater fish. *Water, Air, and Soil Pollut.*, 36 : 207-217.
- Baudin, J.P. et Fritsch, A.F., 1988. Influence de la température sur l'accumulation par la voie directe du ^{60}Co chez un poisson dulçaquicole. *Rev. Sciences de l'Eau*, 1 : 387-402.
- Baudin, J.P. and Fritsch, A.F., 1989. Relative contribution of food and water in the accumulation of ^{60}Co by a freshwater fish. *Water Research*, 23 : 817-823.
- Baudin, J.P. and Nucho, R., 1992. ^{60}Co accumulation from sediment and planktonic algae by midge larvae (*Chironomus luridus*). *Environm. Pollut.* (sous presse).
- Baudin, J.P., Abeloos, M., Grauby, A. et Foulquier, L., 1968. Aperçu des modalités de la contamination expérimentale d'un poisson d'eau douce (*Amiurus nebulosus* Lesueur) par le ^{137}Cs . *Annales Fac. Sciences Marseille*, 41 : 81-93.
- Baudin, J.P., Foulquier, L. et Bovard, P., 1970. Dynamique du ^{137}Cs ingéré avec la nourriture chez un poisson d'eau douce (*Ictalurus melas*). *C.R. Acad. Agricult.*, 56 : 261-270.
- Baudin, J.P., Fritsch, A.F. and 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, and Soil Pollut.*, 51 : 261-270.
- Bidard, F. et Bardin, B., 1987. Exploitation des centrales nucléaires et environnement. Le secteur eau. *Rev. Génér. Nucléaire*, 1 : 24-32.
- Bourdon, M., Kirchmann, R., Binet, J., Fagniard, E. et Colette, A., 1984. Bilan de l'utilisation des cultures d'algues pour la détection des radioéléments présents dans les effluents des installations nucléaires. Workshop UIR/CCE « Role of Microorganisms on the behaviour of Radionuclides in aquatic and terrestrial systems and their transfer to man », Brussels, 25-27 April 1984, Proceedings, pp. 124-131.
- Calmet, D., Daburon, M.L. et Willemot, J.M., 1985. Etude radiotoxicologique de *Mytilus* sp. prélevée sur le littoral nord-occidental méditerranéen. *Rev. Intern. Océanogr. Méd.*, 77 : 60-70.
- De Bortoli, M., Gaglione, P., Malvicini, A. and Polvani, C., 1968. Concentration factors for strontium and cesium in fish of the lakes in the region of Varese (northern Italy). *Giorn. Fis. San. Radioprotection*, 12 : 324-331.
- De Clercq-Versele, H. et Kirchmann, R. (eds), 1982. L'impact des rejets de la centrale nucléaire de Tihange (Belgique) sur l'écosystème Meuse : cinq années d'étude in situ et d'approche expérimentale (1976-1980). BLG 555, 55 pp.
- Foulquier, L., 1979. Etude bibliographique sur la capacité et les modalités de la fixation du radiocésium par les poissons. Rapport CEA-BIB-231 (2), Cadarache, France, pp. 124-364.
- Foulquier, L. et Lambrechts, A., 1972. Méthodologie pour la recherche d'un indicateur biologique en radioécologie. Rapport CEA-R-4373, CEN-Cadarache, France, 275 pp.,
- Foulquier, L. et Lambrechts, A., 1982. Essai d'évaluation des taux de transfert directs et indirects du césium-137 dans une chaîne alimentaire d'eau douce simplifiée. Rapport CEA-R-5183, CEN-Cadarache, France, 71 pp.
- Foulquier, L., Grauby, A. et Lambrechts, A., 1978. Absorption directe et transfert du césium-137 dans une chaîne alimentaire d'eau douce simplifiée. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 20 : 1992-1998.
- Foulquier, L., Descamps, B. et Baudin-Jaulent, Y., 1985. Mesure et interprétation des teneurs en radionucléides des poissons du haut-Rhône français. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 22 : 2470-2475.
- Foulquier, L., Baudin, J.P. et Lambrechts, A., 1989. Données sur les transferts du ^{137}Cs et du ^{60}Co dans un écosystème fluvial : le Rhône. *Rev. Sciences de l'Eau*, 2 : 651-668.

- Fritsch, A.F. et Baudin, J.P., 1984. Etudes expérimentales de l'absorption et de la désorption par la carpe (*Cyprinus carpio* L.) d'un mélange de Co-60, Cr-51, Cs-137, Mn-54 et Na-22. Rapport CEA-R-5251, CEN-Cadarache, France, 59 pp.
- Galvez, M., 1986. Aspects de la répartition et de la biologie du sandre (*Stizostedion lucioperca* L.) en Belgique. Mém. Certificat Sciences Agronomiques, UCL, Louvain-la-Neuve, 88 pp.
- Gustafson, P.F., 1967. Comments on radionuclides in aquatic systems. In : Aberg, B. and Hungate, F.P. (eds), Radioecological concentration processes. Proceed. Internat. Symp. Stockholm, 25-29 April 1966, Pergamon Press, pp. 853-858.
- Harvey, R.S., 1969. Uptake and loss of radionuclides by the freshwater clam *Lampsilis radiata* (Gmel.). *Health Physics*, 17 : 149-154.
- Hegewald, E., 1982. Taxonomisch-morphologische Untersuchungen von *Scenedesmus* - Isolatens aus Stammsammlungen. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 60 (4) (Alg. Stud. 29) : 375-406.
- Kapinga, B., 1987. Etude de la biologie du sandre (*Stizostedion lucioperca* L.) et contamination par les métaux lourds en Haute-Meuse. Mém. Certificat d'Ecologie des Eaux Continentales, FUNDP, Namur, 67 pp.
- Kiener, A., 1986. Au fil de l'eau... en pays méditerranéen. Aubanel Ed., Avignon, 307 pp.
- Kirchmann, R. (ed.), 1985. L'impact des rejets de la centrale nucléaire de Tihange (Belgique) sur l'écosystème Meuse : études in situ et recherches expérimentales durant la période 1981-1984. BLG 573, 48 pp.
- Kirchmann, R. et Cantillon, G., 1972. Comportement en rivière, des radiocobalts et du radiomanganèse provenant d'effluents d'une Centrale PWR. Proc. Intern. Symp. « La radioécologie appliquée à la protection de l'homme et de son environnement », Rome, 7-10 sept. 1971, EUR 4800 d-f-i-e, pp. 425-441.
- Kirchmann, R. et Dupont, J.C., 1981. Rôle du tritium dans les rejets d'effluents radioactifs liquides provenant d'installations nucléaires. *Bull. Rech. Agron. Gembloux*. 16 : 111-136.
- Kirchmann, R. et Lambinon, J., 1973. Bioindicateurs végétaux de la contamination d'un cours d'eau par des effluents d'une centrale nucléaire à eau pressurisée. Evaluation des rejets de la Centrale de la SENA (Chooz, Ardennes françaises) au moyen des végétaux aquatiques et ripicoles de la Meuse. *Bull. Soc. Roy. Bot. Belgique*. 106 : 187-201.
- Kirchmann, R. et Van Gelder-Bonnyns, E. (eds), 1987. Radiocontamination de la flore et de la faune de la Haute Meuse belge : situation en septembre 1986. Rapport final du contrat avec le SPRI, CEN/SCK, 15 pp. + annexes.
- Kirchmann, R., Bonnyns-Van Gelder, E. et Cantillon, G., 1976. Surveillance radiologique des sites d'implantation des centrales nucléaires. Rapport d'avancement couvrant la période du 1^{er} au 31 décembre 1975. CEN/SCK - Minist. Santé Publ., 95 pp.
- Kirchmann, R., Piron, C., Meurice, M., Fagniard, E. et Sironval, C., 1977. Le tritium des effluents liquides d'installations nucléaires. *Annales Assoc. Belge Radioprot.* 2 : 163-182.
- Kirchmann, R., Lambinon, J., Empain, A. et Bonnyns-Van Gelder, E., 1979. Choix et performances de bioindicateurs pour la surveillance des sites d'installations nucléaires. II^e Symp. Intern. de Radioécologie, « La Radioécologie appliquée aux études des sites électro-nucléaires », Cadarache, pp. 557-592.
- Lambrechts, A., 1984. Essai de modélisation du transfert du Cs-137 dans les compartiments d'un écosystème d'eau douce simplifié. Thèse Doctorat d'Université, Université de Provence (Marseille I), Rapport CEA-R-5268, CEN-Cadarache, France, 181 pp.
- Lambrechts, A. and Foulquier, L., 1987. Radioecology of the Rhône basin : data on the fish of the Rhône (1974-1984). *J. Environm. Radioactivity*. 5 : 105-121.
- Leroy, M., 1987. Etude de la biologie de la perche (*Perca fluviatilis*) et de son régime alimentaire en Meuse. Mémoire Lic. Sc. Biol., FUNDP, Namur, 81 pp.
- Meurisse-Genin, M., Reydam-Detollenaere, A., Micha, J.-C. et Kirchmann, R., 1984. Contamination radioactive de la faune aquatique de la Meuse. In Proc. Seminar « Environmental transfer to man of radionuclides released from nuclear installations », Brussels, 17-21 Oct. 1983, vol. 1, CCE-Luxembourg, pp. 287-305.
- Micha, J.-C. et Pilette, S. (eds), 1988. L'impact de l'homme sur l'écosystème Meuse. Actes Coll. Namur 3 et 4 nov. 1988. CEE, CIF-AEE, MRW, UNCED (FUNDP), 141 pp.

- Micholet-Coté, C.M., Kirchmann, R., Cantillon, G., Colard, J. et Koch, G., 1973. Etude de la radioccontamination des poissons de la Meuse. Proc. Symp. « Environmental behaviour of radionuclides released in the nuclear industry », Aix-en-Provence, AIEA, Vienna, STI/PUB 345, pp. 413-427.
- Mouvet, C., Kirchmann, R. & Lambinon, J., 1984. The use of aquatic bryophytes for the estimation of freshwater radioactive contamination : general concepts and detailed results from the river Meuse. In Proc. Seminar « Environmental transfer to man of radionuclides released from nuclear installations », Brussels, 17-21 Oct. 1983, vol. 1, CCE-Luxembourg, pp. 155-172.
- Nucho, R., 1989. Modalités de la fixation et de la désorption du ^{60}Co par *Scenedesmus obliquus* et transfert du radioélément vers deux organismes benthiques. Thèse Doctorat Univ. Montpellier I, Rapport CEA-R-5496, CEN-Cadarache, 309 pp.
- Nucho, R. et Baudin, J.P., 1986. Données expérimentales sur la rétention du ^{60}Co par une algue planctonique *Scenedesmus obliquus* Tūrps. (Kütz.). Influence de la température et de la photopériode. *Sciences de l'Eau*, 5 : 361-376.
- Nucho, R. et Baudin, J.P., 1989a. Accumulation du ^{60}Co par *Scenedesmus obliquus*. Modalités et contribution relative de l'absorption et de l'adsorption du radionucléide. Rapport CEA-R-5485, CEN-Cadarache, 26 pp.
- Nucho, R. et Baudin, J.P., 1989b. ^{60}Co retention by a planktonic alga, *Scenedesmus obliquus*. *Environm. Pollut.*, 62 : 265-279.
- Nucho, R., Rambaud, A., Foulquier, L. et Baudin, J.P., 1988. Bioaccumulation du ^{60}Co par une algue planctonique *Scenedesmus obliquus* Tūrps. (Kütz.). Influence du stade de développement de la culture sur la fixation du radionucléide. *Acta Oecologica*, ser. *Oecol. Appl.*, 9 : 111-125.
- Pardé, M., 1925. Le régime du Rhône : Etude hydrologique. Masson Ed., Lyon, 2 vol., 867 + 440 pp.
- Pendleton, R.C., Mays, C.W., Lloyd, R.D. and Church, B.W., 1965. A trophic level effect on ^{137}Cs concentration. *Health Physics*, 11: 1503-1510.
- Richard, M.-J., 1980. Une première approche du régime alimentaire de *Rutilus rutilus* (L.) en Meuse. Mém. Lic. Sc. Zool., FUNDP, Namur, 90 pp.
- Servais, P., 1987. Etude de la dégradation de la matière organique par les bactéries hétérotrophes en rivière : développement d'une démarche méthodologique et application à la Meuse belge. Thèse Doctorat, ULB, Bruxelles, 271 pp.
- Sombré, L., 1987. Contribution à l'étude du transfert du radiocésium (^{134}Cs et ^{137}Cs) dans une chaîne alimentaire d'eau douce simplifiée : eau - algue verte (*Scenedesmus obliquus*) - mollusque filtreur (*Dreissena polymorpha*). Thèse Doctorat 3^e cycle en Ecologie (Radiohydrobiologie), Faculté des Sciences de Saint-Charles, Université de Provence (Aix-Marseille I), 146 pp.
- Sombré, L., 1988. Essai de modélisation du transfert du radiocésium (^{134}Cs et ^{137}Cs) dans une chaîne alimentaire d'eau douce simplifiée : eau - algue (*Scenedesmus obliquus*) - mollusque filtreur (*Dreissena polymorpha*) - poisson (*Barbus barbus*). Thèse Doctorat (Nouvelle thèse) de l'Université de Provence en Ecologie (Radiohydrobiologie), Faculté des Sciences de Saint-Charles, Université de Provence (Aix-Marseille I), 152 pp.
- Vereestraeten, J., 1970. Le bassin de la Meuse. Etude de géographie hydrologique. *Rev. Belge Géogr.*, 94 : 339 pp.
- Anonyme, 1985. The radiological exposure of the population in the Meuse basin. A report prepared by a Group of Experts set up by the Commission of the European Communities. Luxembourg, 58 pp. + annexes.

LA RADIOÉCOLOGIE DES GRANDS FLEUVES :
DES DONNÉES DE SITES ET DE L'EXPERIMENTATION A LA MODELISATION
(APPLICATION A LA MEUSE ET AU RHONE)

Résumé. — Ce rapport fait le point sur l'impact des installations nucléaires sur deux écosystèmes fluviaux tempérés, au terme de quelque 25 années d'étude pour la Meuse et d'une quinzaine d'années pour le Rhône ; dans le premier cas, il prolonge les résultats publiés dans les BLG 555 et 573. Après un bref rappel des caractéristiques naturelles des deux écosystèmes et des principaux aménagements dont ils ont fait l'objet, un chapitre est consacré à la radioécologie comparée des deux fleuves : radioactivité naturelle, radioactivité artificielle avant l'accident de Tchernobyl (essentiellement retombées atmosphériques et effluents provenant des installations nucléaires) et évolution de cette radioactivité durant la période post-Tchernobyl. Des données expérimentales recueillies *in situ*, dans la Meuse, sont ensuite rassemblées : effets des rejets thermiques, chimiques (chloration) et radioactifs ; des résultats d'analyse radiologique des sédiments, y compris une comparaison de plusieurs méthodes de prélèvement, sont aussi présentés. Un long chapitre traite alors des études expérimentales menées en laboratoire sur le transfert des radionucléides : transfert eau-algues isolées de la Meuse (donnant l'occasion de rechercher les formes organiques du tritium et du radiocarbonate dans les effluents), transfert du radiocésium et du radiocobalt dans une chaîne trophique aboutissant aux poissons. Enfin, un modèle déterministe est élaboré et appliqué au cas de la Meuse ; une simulation de la contamination par le radiocésium de l'eau, des sédiments et d'un « poisson-typique » est tentée et comparée, avec succès, aux données de sites. Cela permet aussi d'évoquer l'application possible d'un tel modèle à d'autres cas comparables.

RADIOECOLOGY OF LARGE RIVERS :
SITE AND EXPERIMENT DATA FOR MODELLING
(APPLICATION TO THE MEUSE AND THE RHONE)

Summary. — Present report deals with the impact of nuclear installations on two temperate fluvial ecosystems, as an issue of a 25-years study for the Meuse and some 15 years for the Rhône ; in the first case, it prolongs the results published in BLG reports 555 and 573. After a short survey of the natural characteristics of both ecosystems and of the main rearrangements they were the object of, a complete chapter is dedicated to the compared radioecology of both rivers : natural radioactivity, artificial activity before the Chernobyl accident (mainly atmospheric release and effluents originating from nuclear installations) and evolution of this radioactivity during the post-Chernobyl period. Experimental data, gathered *in situ*, in the Meuse river, are then collected : effects of the thermal, chemical (chlorations) and radioactive releases ; the results of radiological analysis of the sediments, including a comparison of different sampling methods, are also presented. A long chapter deals with experimental laboratory studies on the transfer of radionuclides : transfer water-isolated algae from the Meuse (giving the occasion to search the organic forms of tritium and radiocarbon in the effluents), transfer of caesium and radiocobalt in a trophical chain leading to the fish. Finally, a deterministic model is elaborated and applied on the Meuse ; a simulation of the caesium contamination of water, sediments and a « fish-typical » is tried and compared, with success, with the site data. This allows also to evoke the possible application of such a model to other comparable cases.

RADIOÉCOLOGIE VAN GROTE RIVIEREN :
VAN GEVEENS ROND DE SITES EN PROEFNEMINGEN TOT MODELISATIE
(TOEGEPAST OP DE MAAS EN DE RHONE)

Samenvatting. — Onderhavig verslag geeft de stand van zaken over de impact van kerninstallaties op twee gematigde rivierekosystemen, na ongeveer 25 jaar studie voor de Maas en een vijftiental jaar voor de Rhône ; in het eerste geval is dit een verlengstuk van de resultaten die gepubliceerd werden in de BLG-verslagen 555 en 573. Na een kort overzicht van de natuurlijke karakteristieken van beide ecosystemen en de voornaamste aanpassingen waarvoor ze het voorwerp uitmaakten, wordt een hoofdstuk gewijd aan een vergelijking van de radioécologie van beide rivieren : natuurlijke radioactiviteit, kunstmatige radioactiviteit voor het ongeval in Tsjernobyl (voornamelijk atmosferische neerslag en effluents afkomstig van de kerninstallaties) en evolutie van deze radioactiviteit tijdens de post-Tsjernobyl periode. De experimentele gegevens die *in situ* in de Maas werden verzameld, worden vervolgens bijeengebracht : gevolgen van termische, chemische (chloration) en radioactieve lozingen ; de resultaten van de radiologische analyse van de sedimenten, met inbegrip van een vergelijking tussen diverse monsternamen, methoden worden eveneens voorgesteld. Een uitgebreid hoofdstuk handelt vervolgens over de experimentele labostudies over de transfer van radionucliden : transfer water-geïsoleerde algen uit de Maas (waarbij de mogelijkheid wordt geboden een onderzoek in te stellen naar de organische vormen van tritium en radiokoolstof in de effluents), transfer van radiocesium en radiokobalt in een voedingsketen eindigend bij de vissen. Tenslotte wordt een deterministisch model opgesteld en toegepast op het geval van de Maas ; een simulatie van de besmetting door radiocesium van het water, de sedimenten en een « typisch vis » wordt getest en, met succes, vergeleken met de gegevens van de sites. Dit laat eveneens toe de mogelijke toepassing van dergelijk model op andere vergelijkbare gevallen te testen.

Радиоэкология крупных рек: данные, полученные с
помощью измерений на местах, а также с помощью
моделирования (применительно к рекам Мёзе и Роне)

Резюме. — В этом докладе излагается влияние атомных сооружений на две речные экосистемы умеренного пояса по истечении 25-летнего периода исследований для Мёзы и практически 15 лет для Роны; он продолжает в первом случае результаты, опубликованные в БЛЖ 555 и 573. После краткого напоминания естественных характеристик этих двух экосистем и основных сооружений на берегах двух рек одна глава посвящена их сравнительной радиоэкологии: естественной радиоактивности, искусственной радиоактивности до Чернобыльской катастрофы (в основном атмосферные осадки и выбросы атомных сооружений) и эволюции этой радиоактивности в послечернобыльский период. Экспериментальные данные, полученные на местах, в районе Мёзы, в дальнейшем классифицируются: воздействия термических, химических (хлор) и радиоактивных выбросов; результаты

радиологического анализа донных отложений, включая сравнение различных методов отбора образцов. Большая глава посвящена экспериментальным исследованиям миграции радионуклидов, проводимым в лабораторных условиях; миграция в системе водоросли из реки Мёзы (что дало возможность изучения органических форм трития и радиоуглерода в выбросах), миграция радиоцезия и радиокобальта в трофической цепи, ведущей к рыбам. Наконец, разработана и применена по отношению к Мёзе детерминистическая модель; проведена симуляция заражения радиоцезием воды, донных отложений и рыбы-типа, проведено успешное сравнение результатов с данными, полученными на местах. Это позволяет также предположить возможное использование этой модели в других подобных условиях.

FIGURE CAPTIONS

- Figure 1. Hydrographic basin of the Meuse, with implantation of the nuclear sites.
- Figure 2. Hydrographic basin of the Rhône, with implantation of the nuclear sites.
- Figure 3. Average monthly hydrological regime characteristic of the Meuse measured at various points on the flow of the river.
- Figure 4. Average monthly hydrological regime characteristic of the Rhône measured at various points on the flow of the river.
- Figure 5. Monthly variation of the average temperature of the Meuse (above Tihange) and Rhône (above Lyon) waters.
- Figure 6. Granulometry of the sediments of both rivers: bottom sediments in the case of the Rhône (above and below Lyon) and collected in the mud containers in the case of the Meuse (Monsin, below Liège).
- Figure 7. Evolution of the radiocaesium and radiocobalt activity in fish sampled below the nuclear power plant of Bugey ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ MF).
- Figure 8. Evolution of the radiocaesium and radoruthenium activity in four compartments of area 1 of the Rhône, during the post-Chernobyl period (May 1986 till end 1988) ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ MS).
- Figure 9. Relation between the contamination time and the inhibition degree of the assimilation rate of CO_2 , for two plankton algae species tested for different concentrations in total chlore.
- Figure 10. Evolution from 1985 till 1988 of the radioactivity measured in the matter in suspension (MES) collected at Tailfer in the first compartment of the decantation containers.
- Figure 11. Evolution from 1985 till 1988 of the radioactivity measured in the matter in suspension (MES) collected at Tailfer in the second compartment of the decantation containers.
- Figure 12. Evolution from 1985 till 1988 of the radioactivity measured in the matter in suspension (MES) collected at Ivoz-Ramet in the Rhine-type mud containers.
- Figure 13. Evolution of the concentration ratio of ^{134}Cs in *Dreissena polymorpha* (soft parts) as a function of time. M = value of the concentration factor in equilibrium.
- Figure 14. Evolution of the concentration ratio RC of ^{134}Cs in *Dreissena polymorpha* for the entire animal (TOT), the soft parts (PAM) and the shell (COQ) as a function of time. M = value of the concentration factor in equilibrium.
- Figure 15. Evolution in time of the contribution of water and algae in the radioactivity level of *Dreissena polymorpha*.
- Figure 16. Graphical illustration of a compartmental analysis realized in semi-logarithmic representation. T_{b1} , T_{b2} = biological periods. A1, A2 = percentages of initial radioactivity.
- Figure 17. Distribution of ^{137}Cs in the organs of perches, after 1 week and 14 weeks.
- Figure 18. Transfer of ^{60}Co in a fresh water ecosystem. FT = transfer factor. FC = concentration factor. T_{b1} , T_{b2} = biological periods.
- Figure 19. ^{137}Cs activities in the Meuse water at Hastière: values calculated via the model for 1975 ($\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$).
- Figure 20. ^{137}Cs activities in the matter in suspension at Hastière: values calculated via the model for 1975 ($\text{Bq}\cdot\text{g}^{-1}$ MS).
- Figure 21. ^{137}Cs activities in sedimental matter at Hastière: values calculated via the model for 1975 and values measured this same year ($\text{Bq}\cdot\text{g}^{-1}$ MS).

FIGURE CAPTIONS

- Figure 22. Flow of transported ^{137}Cs , at Hastière in 1975, in the water and in the matter in suspension ($\text{kBq}\cdot\text{s}^{-1}$).
- Figure 23. Activities in ^{60}Co in sedimental matter at Hastière : values calculated via the model for 1975 and values measured that same year ($\text{Bq}\cdot\text{g}^{-1}$ MS).
- Figure 24. Activities in ^{137}Cs in sedimental matter at Ivoz-Ramet : values calculated via the model for 1989 and values measured that same year ($\text{Bq}\cdot\text{g}^{-1}$ MS).
- Figure 25. Activities in Cs in a carp-type at Hastière, calculated via the model during the cycle of its first years (according to the situation in 1975) : 1, preferential contamination by the bottom sediments ; 2, preferential contamination by the matter in suspension ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ MF).
- Figure 26. Contamination flux of ^{137}Cs of a carp-type at Hastière, calculated via the model for a period of 5 years (according to the situation in 1975), and corresponding decontamination flux ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$).
- Figure 27. Activities in ^{137}Cs in a carp-type at Hastière, calculated via the model, during the cycle of its first five years (according to the situation in 1989) : 1, preferential contamination by the bottom sediments ; 2, preferential contamination by the matter in suspension ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ MF).

Легенды рисунков

- Рисунок 1: Гидрографический бассейн реки Мёзы с указанием АЭС.
- Рисунок 2: Гидрографический бассейн реки Роны с указанием АЭС.
- Рисунок 3: Среднемесячный гидрологический режим реки Мёзы, полученный в различных точках русла реки.
- Рисунок 4: Среднемесячный гидрологический режим реки Роны, полученный в различных точках русла реки.
- Рисунок 5: Ежемесячные изменения средней температуры воды рек Мёзы (выше Тианжа по течению) и Роны (выше Лиона по течению).
- Рисунок 6: Гранулометрия взвешенных веществ (ВВ) в воде рек Мёзы (Монсен) и Роны (выше и ниже Лиона по течению).
- Рисунок 7: Эволюция активности радиоцезия и радиокобальта в рыбах, выловленных выше и ниже по течению по отношению к атомной электростанции Бюже (Бк.кг⁻¹ свежего вещества).
- Рисунок 8: Эволюция активности радиоцезия и радиорутения в четырех отсеках зоны 1 реки Роны в послечернобыльский период (май 1986- конец 1988) (Бк.кг⁻¹ сухого вещества).
- Рисунок 9: Зависимость степени торможения усвоения CO₂ от длительности воздействия радиоактивных факторов для двух видов планктонных водорослей, исследованных при различных концентрациях общего количества хлора.
- Рисунок 10: Изменение в 1985-1988 гг. радиоактивности взвешенных веществ (ВВ), полученных на Тайфере в первом отсеке баков декантации (отстойников).
- Рисунок 11: Изменение в 1985-1988 гг. радиоактивности взвешенных веществ (ВВ), полученных на Тайфере во втором отсеке баков декантации (отстойников).
- Рисунок 12: Изменение в 1985-1988 гг. радиоактивности взвешенных веществ (ВВ), полученных на Иво-Раме в грязевых баках рейнского типа.
- Рисунок 13: Изменение зависимости концентрации ¹³⁴Cs в *Dreissena polymorpha* (мягкие ткани) от времени. M = значение фактора концентрации в равновесии.
- Рисунок 14: Изменение зависимости концентрации RC ¹³⁴Cs в *Dreissena polymorpha* для моллюска в целом (TOT), для мягких тканей (РАМ), для ракушки (СОQ) от времени. M = значение фактора концентрации в равновесии.
- Рисунок 15: Изменение во времени вклада воды и водорослей в уровень радиоактивности *Dreissena polymorpha*.
- Рисунок 16: Графическая иллюстрация компартиментального анализа в полу-логарифмическом представлении. T_{б1}, T_{б2} = биологические периоды. A₁, A₂ = проценты первоначальной радиоактивности.
- Рисунок 17: Распределение ¹³⁷Cs в органах окуня 1 неделю и 14 недель спустя.
- Рисунок 18: Миграция ⁶⁰Co в пресноводной экосистеме. FT = коэффициент миграции. FC = коэффициент концентрации. T_{б1}, T_{б2} = биологические периоды.
- Рисунок 19: Активность ¹³⁷Cs в воде реки Мёзы в районе Астьера: значения рассчитаны с помощью модели 1975 г. (Бк.м⁻³).
- Рисунок 20: Активность ¹³⁷Cs во взвешенном веществе в районе Астьера: значения рассчитаны с помощью модели 1975 г. (Бк.г⁻¹ сухого вещества).
- Рисунок 21: Активность ¹³⁷Cs в донных отложениях в районе Астьера: значения, рассчитанные с помощью модели 1975 г., а также значения, полученные с помощью измерений в том же году (Бк.г⁻¹ сухого вещества).
- Рисунок 22: Потоки ¹³⁷Cs, перенесенные водой и взвешенным веществом в районе Астьера в 1975 г. (кБк.с⁻¹).
- Рисунок 23: Активность ⁶⁰Co в донных отложениях в районе Астьера: значения, рассчитанные по модели 1975 г., а также значения, полученные с помощью измерений в том же году (Бк.г⁻¹ сухого вещества).
- Рисунок 24: Активность ¹³⁷Cs в донных отложениях на Иво-Раме: значения, рассчитанные по модели 1989 г., а также значения, полученные с помощью измерений в том же году (Бк.г⁻¹ сухого вещества).
- Рисунок 25: Активность ¹³⁷Cs в карпе-тиле в районе Астьера, рассчитанная по модели для 5 первых лет его жизни (по ситуации 1975 г.): 1, заражение преимущественно через донные отложения. 2, заражение преимущественно через взвешенные вещества (Бк.кг⁻¹ свежего вещества).
- Рисунок 26: Потоки заражения ¹³⁷Cs карпа-типа в районе Астьера, рассчитанные по модели на пятилетний период (по ситуации 1975 г.) и поток, соответствующий дезактивации (Бк.кг⁻¹ в день).
- Рисунок 27: Активность ¹³⁷Cs в карпе-тиле в районе Астьера, рассчитанная по модели для 5 первых лет его жизни (по ситуации 1989 г.): 1, заражение преимущественно через донные отложения. 2, заражение преимущественно через взвешенные вещества (Бк.кг⁻¹ свежего вещества).

