Exemples d'impact radioécologique de centrales nucléaires sur des cours d'eau français.

L. Foulquier, J. Garnier-Laplace, B. Descamps, A. Lambrechts
et M. Pally

*IPSN/DPEI/SERE/Laboratoire de Radioécologie des Eaux Continentales CEN Cadarache, BP 1
13108 Saint-Paul-Les-Durance Cedex*

Résumé. — Le parc électronucléaire français est constitué, début 1991, de 56 tranches installées. Leur fonctionnement entraîne l'émission, après traitement et selon la législation en vigueur, d'effluents liquides et gazeux faiblement radioactifs. Une méthodologie générale a été continuellement améliorée depuis 15 ans pour évaluer l'impact radioécologique des centrales dans les écosystèmes terrestres et aquatiques. Avant la divergence d'une installation, un constat radioécologique et un « point zéro » de référence sont réalisés. Ce dernier a nécessité après Tchernobyl une réactualisation pour les centrales n'ayant pas encore divergé. En cours de fonctionnement, des études particulières peuvent être conduites pour comprendre l'influence de divers paramètres du milieu. Un bilan après dix ans de fonctionnement de chaque centrale est planifié. Un « suivi radioécologique annuel » est actuellement mis en place.

Pour les écosystèmes aquatiques, de l'eau, des sédiments, des végétaux et des poissons sont prélevés, préparés et conditionnés afin de mesurer les concentrations en radioéléments (spectrométrie γ , radiochimie pour les ^{238}Pu , ^{239}Pu , le ^{90}Sr , le ^3H ...). A titre d'exemples, les résultats obtenus depuis les premières études radioécologiques sur les centrales de Golfech, Nogent, Cattenom, Dampierre, Fessenheim et Bugey sont interprétés. L'influence de l'impact de chaque installation est quantifiée par rapport aux autres termes sources : retombées nucléaires anciennes, retombées de Tchernobyl, fonctionnement d'autres installations nucléaires. Au bilan, le fonctionnement des centrales, même sur une longue période, se traduit par des niveaux de radioactivité artificielle très faibles dans le milieu aquatique.

Mots clés : Radioécologie aquatique, Centrale nucléaire, Sédiments, Végétaux, Poissons.

Abstract. — At the beginning of 1991, there are 56 installed nuclear power stations in France. Their operation leads to the emission, after treatment in accordance with prevailing legislation, of slightly radioactive liquid and gaseous wastes. A general methodology has been continuously improved over the last 15 years to evaluate the radioecological impact of the power plants in terrestrial and aquatic ecosystems. A radioecological report and a reference « zero point » are established before the installation: fission chain reaction is started. After Tchernobyl, reactualization of the reference « zero point » has been necessary for power stations whose fission reaction chain has not yet been started. In service, particular studies can be made to understand the effect of a number of the parameters in the surroundings. An assessment of each power station is scheduled after it has been in service for 10 years. An « annual radioecological follow-up » is ensured at present.

As regards aquatic ecosystems, water, sediment, plant and fish samples are taken, prepared and conditioned so that the concentration of radioelements can be measured (spectrometry γ , radiochemistry for $^{239-241}\text{Pu}$, ^{90}Sr , ^3H ...). By way of an example, the results obtained since the first radioecological studies were conducted, on the Golfech, Nogent, Cattenom, Dampierre, Fessenheim and Bugey nuclear power plants have been analysed. The effect of the impact of each installation is quantified with respect to the other source terms : former nuclear fallout, Tchernobyl fallout, operation of other nuclear installations. In conclusion, the operation of power plants, even over a long period, results in very low artificial radioactivity levels in the aquatic environment.

Key words : Aquatic radioecology, Nuclear power plant, Sediment, Vegetation, Fish.

SOMMAIRE

1. INTRODUCTION.	152
2. MÉTHODOLOGIE GÉNÉRALE POUR LA RÉALISATION DES ÉTUDES DE SITES	153
2.1. Etudes radioécologiques réalisées avant le démarrage d'une centrale.	154
2.2. Etudes radioécologiques réalisées au cours du fonctionnement d'une centrale.	156
3. DÉMARCHE UTILISÉE EN RADIOÉCOLOGIE AQUATIQUE	156
3.1. Complémentarité des études de terrain et de laboratoire.	156
3.2. Origine des radioéléments artificiels.	157
3.2.1. Retombées atmosphériques des essais militaires.	157
3.2.2. Retombées dues aux accidents sur des installations nucléaires.	157
3.2.3. Effluents liquides de centrales nucléaires en fonctionnement normal.	159
3.3. Matériels et méthodes.	160
3.3.1. Méthodes de prélèvements des échantillons.	165

3.3.2. Préparation et conditionnement des échantillons.	165
3.3.3. Métrologie.	165
3.3.4. Gestion des données.	168
4. CENTRALES NUCLÉAIRES CHOISIES POUR CETTE ÉTUDE.	168
4.1. Données sur les effluents liquides.	168
4.2. Etudes radioécologiques réalisées sur ces sites.	170
5. RÉSULTATS ET INTERPRÉTATION.	175
5.1. Site de Golfech.	176
5.2. Site de Cattenom.	178
5.2.1. Radioactivité artificielle des sédiments.	178
5.2.2. Radioactivité artificielle des végétaux immergés.	179
5.2.3. Radioactivité artificielle des poissons.	179
5.2.4. Bilan.	181
5.3. Site de Nogent sur Seine.	181
5.3.1. Radioactivité artificielle des sédiments.	181
5.3.2. Radioactivité artificielle des végétaux immergés.	184
5.3.3. Radioactivité artificielle des poissons.	184
5.3.4. Bilan.	185
5.4. Site de Dampierre.	187
5.4.1. Radioactivité artificielle des sédiments.	187
5.4.2. Radioactivité artificielle des végétaux semi-aquatiques.	188
5.4.3. Radioactivité artificielle des poissons.	188
5.4.4. Bilan.	189
5.5. Site de Fessenheim.	190
5.5.1. Radioactivité artificielle des sédiments.	190
5.5.2. Radioactivité artificielle des végétaux immergés.	190
5.5.3. Radioactivité artificielle des poissons.	191
5.5.4. bilan.	194
5.6. Site du Bugey.	195
5.6.1. Radioactivité artificielle des sédiments.	195
5.6.2. Radioactivité artificielle des végétaux immergés.	195
5.6.3. Radioactivité artificielle des poissons.	197
5.6.4. Bilan.	200
6. CONCLUSION	202
BIBLIOGRAPHIE.	206

1. - INTRODUCTION

Le parc électronucléaire français est constitué de 56 tranches installées (fig. 1). La filière des réacteurs à eau pressurisée est très nettement dominante avec 52 unités contre 2 de la

filrière à neutrons rapides et 2 de la filière uranium-graphite-gaz (CEA, 1991). Le fonctionnement normal de ces unités a pour conséquence, le rejet contrôlé dans l'environnement, d'effluents faiblement radioactifs, liquides et gazeux. Les limites et mo-

Fig. 1. - Situation du parc français au 01.01.1991.

dalités de ces rejets sont définies par les arrêtés du 10 août 1976 auxquels s'ajoutent les autorisations propres à chaque site nucléaire (Journal Officiel, 1976).

Afin de suivre l'évolution de la radioactivité dans l'environnement terrestre et aquatique proche d'un site de centrale nucléaire, Électricité de France confie à l'Institut de Protection et de Sécurité Nucléaire du Commissariat à l'Énergie Atomique (Service d'Études et de Recherches sur les transferts dans l'Environnement), en complément de ses propres travaux, la réalisation d'études radioécologiques depuis quinze ans. La radioécologie, constituant l'une des multiples branches de l'écologie, étudie au sein des écosystèmes, le transfert des radioéléments entre les différents composants physiques (eau, sédiment, sol) et vivants (organismes végétaux et animaux). Elle vise à définir les processus d'accumulation et de rétention des radionucléides dans les différents constituants des milieux récepteurs et à quantifier les voies de transferts possibles jusqu'à l'homme.

Dans ce cadre, une méthodologie générale a été élaborée pour évaluer l'impact radioécologique des centrales. Après une présentation sommaire des principales étapes qui jalonnent la réalisation des études de site, puis de la démarche utilisée plus précisément en radioécologie aquatique, cet article présente les résultats obtenus depuis les premières études de terrain, sur six centrales implantées sur les principaux cours d'eau français : Golfech (Garonne), Nogent (Seine), Cattenom (Mo-

selle), Dampierre (Loire), Fessenheim (Rhin) et Bugey (Rhône). Une description des caractéristiques des installations choisies (date de couplage au réseau, rejets, études de radioécologie aquatique réalisées) permet de préciser le contexte définissant chacune d'elles, de façon à estimer la part relative des diverses origines de la radioactivité artificielle présente dans les compartiments de l'écosystème aquatique. Une approche synthétique permet d'estimer globalement l'impact des retombées atmosphériques des anciens tirs nucléaires et des retombées de l'accident de Tchernobyl, en comparaison avec le fonctionnement de la centrale. Les résultats présentés ici, ne prennent en compte que les mesures de spectrométrie γ et de ^{90}Sr effectuées dans les sédiments, les végétaux aquatiques et les poissons de six centrales. Ils représentent cependant 880 analyses.

La conclusion générale qui s'appuie sur cette importante base de données, s'ouvre sur des perspectives de systématisation de suivis radioécologiques autour des sites effectués avec une fréquence annuelle, l'acquisition régulière de données dans les principaux compartiments du milieu aboutissant à l'amélioration de la qualité de l'interprétation des résultats obtenus.

2. — MÉTHODOLOGIE GÉNÉRALE POUR LA RÉALISATION DES ÉTUDES DE SITES

Dans ce cadre, plusieurs types de travaux sont nécessaires. Ils peuvent

être classés en deux catégories : ceux indispensables avant le démarrage de la centrale concernée et ceux réalisés après le couplage au réseau de l'installation (fig. 2). L'objectif principal des premiers est de définir l'état de référence des niveaux de radioactivité naturelle et artificielle des différents compartiments de l'environnement, les seconds visant à estimer globalement l'impact du fonctionnement de la centrale.

2.1. Etudes radioécologiques réalisées avant le démarrage d'une centrale

Le choix d'un site doit répondre à de multiples considérations d'ordre géographiques, géologiques, économiques, démographiques et écologiques. Ce choix effectué, deux types d'études sont réalisées avant la divergence de la centrale : un constat radioécologique et un « point zéro ».

Le constat est une étude préliminaire sur dossier devant être parfaitement calquée sur la définition donnée par l'arrêté du 10 août 1976 « relatif aux conditions dans lesquelles doit être effectuée l'étude préliminaire en vue de la demande d'autorisation de rejets d'effluents radioactifs liquides provenant des installations nucléaires » (Journal Officiel, 1976). Son objectif est de dresser l'inventaire des connaissances sur les caractéristiques de l'environnement et de la population concernée afin de permettre l'évaluation de la dose d'irradiation qui sera reçue par le groupe de population dite « critique ». Il comprend trois étapes : une enquête approfondie sur l'environ-

nement du site en tenant compte des connaissances acquises dans des domaines variés (géographie, météorologie, hydrologie, géologie, démographie, activités économiques principales...), une identification des différentes voies de transfert des radioéléments vers l'homme et un bilan radiologique de l'alimentation de la population concernée avec les premiers calculs de doses délivrées.

Le « point zéro » radioécologique doit permettre de disposer d'un état de référence pour les niveaux de radioactivité naturelle et artificielle des compartiments de l'environnement proche du site. Il doit donner une vision globale des mécanismes contribuant à la distribution des radioéléments dans l'environnement, et aboutir à la détermination des voies de transferts à l'homme les plus critiques ainsi qu'au choix des meilleurs radioindicateurs pour le suivi de la radiocontamination de l'environnement. Il est composé d'une mesure du rayonnement γ ambiant sur un rayon de 20 km autour de la centrale, et de l'exploration de écosystèmes terrestre et aquatique (continental ou marin) en privilégiant les vecteurs d'atteinte à l'homme. Les différents prélèvements effectués (eaux de pluie, de boisson et d'irrigation, lait et produits transformés, fourrage, végétaux comestibles, sols pour l'écosystème terrestre, et eaux, sédiments, organismes aquatiques végétaux et animaux pour l'écosystème aquatique) font l'objet de mesures α et β globales, de spectrométries α et γ , de radiochimie β , ainsi que de diverses analyses physico-chimiques.

Fig. 2. - Etudes radioécologiques conduites sur le site de Nogent sur Seine.

A la suite de l'accident de Tchernobyl qui a modifié les niveaux de radioactivité dans l'environnement, il s'est avéré nécessaire de réactualiser les données définissant le « point zéro » initial si la centrale n'avait pas encore divergé.

2.2. Etudes radioécologiques réalisées au cours du fonctionnement d'une centrale

Plusieurs types d'études peuvent être effectuées au cours du fonctionnement d'une centrale.

Des études radioécologiques particulières peuvent être réalisées pour comprendre l'impact d'une situation ponctuelle telle que la sécheresse par exemple. Des traçages *in situ* pour connaître les modalités de diffusion liquide (Anonyme, 1977a; 1977b), et des expérimentations en laboratoire sur les transferts possibles (échanges eau-matières en suspension-sédiments (Cartier *et al.*, 1990), transfert aux organismes aquatiques (Baudin *et al.*, 1989)) peuvent également être nécessaires, tout comme des synthèses bibliographiques sur certains thèmes (Pally et Foulquier, 1979; 1983).

Pour l'ensemble des sites, une révision du « point zéro » est effectuée systématiquement après dix ans de fonctionnement lors de la révision décennale. Cette première révision a eu lieu pour Fessenheim (Descamps *et al.*, 1990) et Bugey (Lambrechts *et al.*, 1990), et est planifiée pour toutes les centrales jusqu'en l'an 2000. Elle a pour objectif d'évaluer l'impact sur l'environnement des rejets liquides et gazeux de l'installation, par comparaison

avec le « point zéro » et les études particulières qui ont pu être réalisées.

Cet éventail d'études radioécologiques est complété par la mise en place d'un suivi annuel qui doit permettre de définir la situation de l'environnement de chaque centrale par comparaison dans le temps et l'espace. Ces bilans portant sur une longue période, nécessitent la continuité des méthodes afin d'assurer la validité des comparaisons. Ils doivent également permettre la progression des techniques et l'optimisation des études.

3. – DÉMARCHE UTILISÉE EN RADIOÉCOLOGIE AQUATIQUE

La démarche utilisée en radioécologie aquatique continentale a été développée afin de comprendre et de quantifier les mécanismes de transfert des radionucléides. Elle s'appuie sur l'acquisition d'informations à partir des études de terrain (stratégie d'échantillonnage, prélèvements, préparation et conditionnement des échantillons, métrologie, gestion et analyse des données), sur les connaissances acquises quant à l'origine possible des divers radioéléments artificiels, et sur la complémentarité entre les études de terrain et les études de laboratoire.

3.1. Complémentarité des études de terrain et de laboratoire

Etant données la complexité des phénomènes mis en jeu et la multiplicité des paramètres régissant la contami-

nation des écosystèmes naturels par les radionucléides, la radioécologie aquatique a déployé, en liaison étroite avec la réalisation d'études *in situ*, diverses méthodologies d'expérimentation en laboratoire. En effet, les études de terrain suscitent de nombreuses questions que seules les approches expérimentales peuvent essayer de résoudre grâce à leur potentiel analytique puissant. Ainsi, à partir de l'analyse des données issues d'études *in situ* et d'une synthèse bibliographique faisant le bilan des connaissances actuelles sur le thème choisi, une méthodologie expérimentale de l'approche du problème est élaborée telle que, par exemple, l'étude des différents transferts possibles d'un radioélément donné, au sein d'un écosystème expérimental simplifié. La démarche expérimentale permet de caler les paramètres définissant la base d'un modèle mathématique de simulation de la distribution du radioélément au sein d'une chaîne trophique dans lequel les paramètres écologiques majeurs peuvent être intégrés (courbe de croissance des poissons, cycle saisonnier du phytoplancton et du zooplancton...). Les données de terrain, si elles sont suffisantes, doivent alors permettre de valider le modèle mathématique sous diverses hypothèses de fonctionnement (contamination de nature aiguë ou chronique, se produisant à une saison donnée...). De tels travaux ont déjà été conduits pour divers radioéléments, donnant des premiers résultats fort encourageants (^{137}Cs par Lambrechts (1984), ^{110m}Ag par Garnier-Laplace (1991), ^{226}Ra par

Bruno (1991)). Le développement de tels travaux est conditionné par l'alimentation régulière des bases de données de radioécologie de terrain.

3.2. Origine des radioéléments artificiels

La présence dans la biosphère de radioisotopes artificiels résulte des apports anthropogéniques liés à l'utilisation militaire du combustible nucléaire, à son utilisation civile dans les installations nucléaires en fonctionnement normal et aux accidents qui se sont produits (tab. 1).

3.2.1. Retombées atmosphériques des essais militaires

Les essais nucléaires atmosphériques qui se sont déroulés essentiellement de 1956 à 1963, ont libéré des produits de fission, en majorité du ^{137}Cs , du ^{90}Sr et les radioisotopes 238 et 239 du plutonium. Les retombées ont conduit à une contamination chronique de l'environnement depuis l'arrêt des essais américains et soviétiques en août 1963. La figure 2 démontre ce phénomène par le biais de l'évolution, en fonction du temps, de la concentration en ^{137}Cs mesurée dans les aérosols en France.

3.2.2. Retombées dues aux accidents sur des installations nucléaires

L'accident ayant entraîné l'émission radioactive quantitativement la plus importante est celui de Tchernobyl, survenu le 26 avril 1986. Cet accident libère dans l'atmosphère des radioéléments divers représentatifs du cœur

Tableau 1. – Origine des radioéléments artificiels dans l'environnement. Aspects qualitatif et quantitatif.**Tableau 1 - Origine des radioéléments artificiels dans l'environnement.**
Aspects qualitatif et quantitatif.

Origine	Estimation de la radioactivité libérée dans l'atmosphère (en Bq)	Principaux radioéléments émis
Essais nucléaires atmosphériques USA + URSS 1961 à 1964 ¹	2.10 ²⁰	137Cs 90Sr 238 + 239 + 240Pu
Accidents sur des installations nucléaires:		
Kychtim 1957	8.10 ¹⁶	90Sr, 144Ce, 106Ru
Windscale 1957	9,3.10 ¹⁴	131I, 137Cs
Three Mile Island 1979	1,9.10 ¹¹ à 1,9.10 ¹² demeurés à l'intérieur de la barrière de confinement	—
Tchernobyl 26.04.1986	2.10 ¹⁸	134Cs, 137Cs 131I, 132Te 140Ba 103Ru, 106Ru 144Ce, 90Sr
Fonctionnement normal des réacteurs nucléaires électrogènes	5,6.10 ¹¹ hors ³ H et 4.10 ¹³ ³ H autorisés par tranche 1300MWe et par an 3,7.10 ¹¹ hors ³ H et 2,75.10 ¹³ ³ H autorisés par tranche 900MWe et par an	³ H 58Co, 60Co, 110mAg 124Sb 131I, 54Mn 134Cs, 137Cs

¹ Le 16 octobre 1980, le tir nucléaire chinois introduit dans l'atmosphère les ¹⁴⁴Ce + Pr, le ⁹⁵Nb et le ⁹⁵Zr.

du réacteur dont les plus abondants sont les ¹³⁴⁺¹³⁷Cs, l'¹³¹I, le ¹³²Te, le ¹⁴⁰Ba et les ¹⁰³⁺¹⁰⁶Ru. La progression du nuage a conduit, surtout dans l'est et le sud-est de la France, à partir du 29 avril, à une remontée très nette de la radioactivité des aérosols (fig. 3). Les dépôts essentiellement sous forme

humide, ont affecté directement et par lessivage des sols, plusieurs bassins versants français (Descamps et Baudin-Jaulent, 1988; Foulquier, 1988; Lambrechts *et al.*, 1988), tout comme les écosystèmes aquatiques de l'est et du nord de l'Europe (Foulquier et Baudin-Jaulent, 1989). Le rapport

Fig. 3. — Evolution de la concentration en ^{137}Cs dans les aérosols atmosphériques prélevés en France depuis 1959 (d'après Philippot, 1988).

isotopique $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ caractérisant les retombées de Tchernobyl est égal à 2 à l'émission. Il augmente au cours du temps en fonction des périodes physiques très différentes des deux radioéléments (fig. 4). La comparaison de ce rapport théorique (RI_T) avec la valeur mesurée (RI_M) pour les échantillons de l'environnement permet de déceler la part relative due à l'accident dans la contamination artificielle globale.

3.2.3. Effluents liquides de centrales nucléaires en fonctionnement normal

L'exploitation d'un réacteur électrogène implique la génération d'isotopes stables et radioactifs issus de

la fission des noyaux du combustible, uranium et plutonium (produits de fission), ou de l'activation des différents matériaux de structure (produits d'activation). Après traitement et dilution, les effluents liquides faiblement radioactifs ainsi générés sont rejetés dans les cours d'eau dans le respect de la législation en vigueur. La limite de la radioactivité volumique, pour l'ensemble des radioéléments autres que le tritium, potassium 40 et radium, ajoutée au milieu récepteur quotidiennement est fixée à $0,8 \text{ Bq.l}^{-1}$ pour les sites en bord de rivières et 8 Bq.l^{-1} pour les sites de bord de mer (Bidard et Bardin, 1987), quels que soient la puissance et le nombre de réacteurs de site. Cette limite sur les concentrations est complétée par une limite

Fig. 4. — Evolution du rapport isotopique $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ caractérisant l'émission radioactive en provenance de Tchernobyl.

annuelle d'activité totale hors tritium, potassium 40 et radium, devant rester inférieure à $3,7 \cdot 10^{11}$ Bq par tranche de 900 MWe et $5,5 \cdot 10^{11}$ Bq par tranche de 1300 MWe (Pellerin et Moroni, 1987). La limite de la radioactivité volumique en tritium ajouté, quotidiennement au milieu récepteur est de 80 Bq.l⁻¹ pour les sites en bord de rivière et 800 Bq.l⁻¹ pour les sites en bord de mer. La limite annuelle d'activité tritium des effluents radioactifs liquides rejetés est fixée à $2,75 \cdot 10^{13}$ Bq par tranche de 900 MWe et $4 \cdot 10^{13}$ Bq par tranche de 1300 MWe.

3.3. Matériels et méthodes

3.3.1. Méthodes de prélèvements des échantillons (Photos 1 à 9)

L'objectif est de récolter des échantillons représentatifs des différents compartiments de l'écosystème aquatique considéré : eau, sédiments, végétaux et poissons. Pour une étude de site de centrale implantée sur les berges d'un cours d'eau, une à plusieurs stations de prélèvements sont définies à l'amont comme à l'aval de l'installation. L'eau est collectée à

Récolte de poissons

Bateau "ECOLOGIX"

Bugey

Pêche électrique

Dampierre : *Carex* sp.

Cattenom : Iris et Renouées

Dampierre : Pêche électrique

Nogent sur Seine

Pêche au filet

l'aide d'un appareil autonome, assurant le prélèvement d'un volume d'eau brute d'environ 100 litres, sa filtration à $0,8\mu\text{m}$ et sa concentration sur une série de résines échangeuses d'ions cationique et anionique puis sur un adsorbant neutre. La première campagne de radiosédimentologie réalisée sur un site nécessite la collecte d'échantillons de sédiments dits « composites ». Cette collecte réalisée en période d'étiage, s'appuie sur un échantillonnage serré dans les diverses zones de dépôts présentes dans le lit du cours d'eau. A partir des nombreux échantillons individuels récoltés, un lot d'échantillons composites, résultant du mélange des prélèvements individuels ayant des caractéristiques communes (localisation, radioactivité γ globale, granulométrie...) est constitué. Pour les études suivantes, la campagne est simplifiée par la collecte au cône de Berthois, d'échantillons individuels de sédiment dans les zones les plus intéressantes définies lors du point zéro. Les végétaux immergés ou semi-aquatiques (en fonction de l'inventaire floristique de la zone de prélèvements) sont cueillis à partir de la berge ou d'un bateau. Les principales espèces rencontrées sont répertoriées dans le tableau 2. Les campagnes sont réalisées de préférence en été, au moment où le développement végétatif est maximum. Pour les poissons dont la liste des espèces les

plus rencontrées est donnée dans le tableau 3, la collecte s'effectue principalement par pêche électrique.

3.3.2. Préparation et conditionnement des échantillons

Les échantillons sont rapidement transportés au laboratoire. L'eau, les sédiments et les végétaux sont conservés dans une chambre froide à 4°C , les poissons sont congelés à -40°C . Le conditionnement des échantillons vise à réduire les volumes par séchage ou incinération afin de pouvoir déterminer les niveaux de radioactivité qui sont très faibles. Filtres et résines issus des prélèvements d'eau sont séchés à 110°C puis incinérés à 560°C . Pour les sédiments, le séchage s'effectue à 40°C pour la réalisation des mesures physiques et chimiques, et à 110°C pour les mesures de radioactivité. Les végétaux sont soigneusement lavés, pesés frais et séchés à 110°C . Les produits secs sont pesés et broyés. Une partie est conservée pour les mesures du tritium organique⁽¹⁾. Le reste est incinéré à 550°C . Les poissons, une fois décongelés, pesés frais, éventuellement disséqués, subissent un traitement identique.

3.3.3. Métrologie

Tout échantillon est d'abord caractérisé par un certain nombre de mesures physiques et chimiques

(1) Une préparation particulière est nécessaire pour la mesure du ^3H dans un spectromètre β à scintillation liquide. L'eau brute est distillée et mélangée à de l'instagel. La séparation de l'eau interstitielle et du sédiment par pressage donne la radioactivité du ^3H de l'eau libre et celle de l'eau liée à la manière organique. Dans le cas des végétaux et des poissons, la mesure s'effectue sur l'eau obtenue par brûlage du produit sec (Foulquier et Pally, 1982).

Tableau 2. – Principales espèces de végétaux aquatiques rencontrées dans les cours d'eau concernés par les centrales étudiées.

Type	Nom français	Nom latin
Phanérogames aquatiques	Callitriche	<i>Callitriche truncata</i> (Guss) <i>Callitriche pedunculata</i> (D.C.)
	Cératophylle	<i>Ceratophyllum submersum</i> (L.) <i>Ceratophyllum demersum</i> (L.)
	Cresson	<i>Nasturtium officinale</i> (R. Br.)
	Elodée	<i>Elodea canadensis</i> (Rich)
	Lentille d'eau	<i>Lemna minor</i> (L.)
	Littorelle	<i>Littorella lacustris</i> (L.)
	Myriophylle	<i>Myriophyllum spicatum</i> (L.)
	Naïas	<i>Najas major</i> (L.) <i>Najas minor</i> (L.)
	Potamot pectiné	<i>Potamogeton pectinatus</i> (L.)
	Potamot crépu	<i>Potamogeton crispus</i> (L.)
	Potamot lancéolé	<i>Potamogeton lucens</i> (L.)
	Potamot nageant	<i>Potamogeton natans</i> (L.)
	Potamot flottant	<i>Potamogeton fluitans</i> (L.)
	Renoncule	<i>Ranunculus aquatilis</i> (L.)
	Véronique	<i>Veronica aquatica</i> (Bernh)
Phanérogames semi-aquatiques	Baldingère	<i>Phalaris arundinacea</i> (L.)
	Carex	<i>Carex</i> sp.
	Cypérus	<i>Cyperus esculentus</i> (L.)
	Faux cresson	<i>Sysymbrium silvestre</i> (L.)
	Iris faux acoré	<i>Iris pseudacorus</i> (L.)
	Jonc	<i>Juncus</i> sp.
	Massette	<i>Typha</i> sp.
	Nénuphar	<i>Nuphar luteum</i> (Sm.)
	Raiŕon	<i>Roripa amphibia</i> (L.) Besser
	Renouée	<i>Polygonum persicaria</i> (L.)
	Roseau	<i>Arundo phragmites</i> (L.)
	Rumex	<i>Rumex aquaticus</i> (L.)
	Scirpe	<i>Scirpus michelianus</i> (L.)

Tableau 3. – Principales espèces de poissons rencontrées dans les cours d'eau concernés par les centrales étudiées.

Régime alimentaire	Nom français	Nom latin
Carnivore (zooplancton, petits animaux de fond) (* piscivorie au stade adulte)	Ablette	<i>Alburnus alburnus</i> (L.)
	Alose	<i>Alosa alosa</i> (L.)
	Anguille	<i>Anguilla anguilla</i> (L.)
	Black-bass	<i>Micropterus salmoides</i> (Lac.)
	Blageon	<i>Leuciscus souffia agassizi</i> (C.V.)
	Brème	<i>Abramis brama</i> (L.)
	Brochet *	<i>Esox lucius</i> (L.)
	Chabot *	<i>Cottius gobio</i> (L.)
	Chevaline *	<i>Leuciscus cephalus</i> (L.)
	Corégone	<i>Coregonus pidschian</i> (L.)
	Epinoche *	<i>Gasterosteus aculeatus</i> (L.)
	Goujon	<i>Gobio gobio</i> (L.)
	Grémille *	<i>Gymnocephalus cernua</i> (L.)
	Lotte *	<i>Lotta lotta</i> (L.)
	Ombre *	<i>Thymallus thymallus</i> (L.)
	Perche *	<i>Perca fluviatilis</i> (L.)
	Perche soleil *	<i>Eupomotis gibbosus</i> (L.)
	Poisson chat *	<i>Ictalurus melas</i> (Raf.)
	Sandre *	<i>Stizostedion lucioperca</i> (L.)
	Silure *	<i>Silurus glanis</i> (L.)
	Spirilin	<i>Alburnoides bipunctatus</i> (Bloch)
	Truite fario *	<i>Salmo trutta fario</i> (L.)
	Truite arc en ciel *	<i>Salmo gairdneri irideus</i> (Gib.)
Omnivore	Barbeau commun	<i>Barbus barbus</i> (L.)
	Barbeau méditerranéen	<i>Barbus meridionalis</i> (Risso)
	Carpe	<i>Cyprinus carpio</i> (L.)
	Gardon	<i>Rutilus rutilus</i> (L.)
	Hotu	<i>Chondrostoma nasus</i> (L.)
	Muge	<i>Mugil cephalus</i> (L.)
	Rotengle	<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (L.)
	Soffie	<i>Chondrostoma toxostoma</i> (Vallot)
	Tanche	<i>Tinca tinca</i> (L.)
	Vandoise	<i>Leuciscus leuciscus</i> (L.)

classiques (analyse chimique classique de l'eau, des sédiments, des végétaux et des poissons, granulométrie et minéralogie du sédiment, détermination de certains métaux stables par activation neutronique sur les échantillons de toute nature...). Une spectrométrie γ est effectuée sur tous les échantillons au laboratoire de Métrologie de l'Environnement et d'Intervention à Orsay (CEA, IPSN/DPEI/SERE) qui dispose d'installations très spécifiques. Au sous-sol, une chambre blindée de grande dimension protégée de 130 tonnes de plomb, recouverte de cuivre et séparée du rez-de-chaussée par une épaisseur de 3 m de béton, abrite l'ensemble des détecteurs Ge (Philippot, 1988). La radiochimie du ^{90}Sr est effectuée sur certains échantillons au laboratoire d'Analyses Radiotoxicologiques et Biochimiques à Fontenay-aux-Roses (CEA, IPSN/DPHD/SEAPS). En fonction du type d'études conduites, des mesures de ^3H peuvent compléter la détermination des émetteurs β (CEA, IPSN/DPEI/SERE/Laboratoire d'Étude du Milieu Terrestre, Pierrelate). Une spectrométrie α peut également être réalisée pour la détermination des concentrations en $^{238+239}\text{Pu}$, ^{240}Pu , ^{241}Am ... (CEA, IPSN/DPEI/SERE/ Groupe d'Études des Transferts dans les Sols, Cadarache et CEA, DAM/ Service Mixte de Sécurité Radiologique, Montlhéry).

3.3.4. Gestion des données

L'ensemble des données acquises à partir des études de terrain est géré au sein d'une base de données relationnelle baptisée IDOMENEE (Infor-

matisation des Données issues des Mesures dans l'Environnement : Ecologie des Eaux), sous le système de gestion SQL/DS d'IBM (Structured Query Language/Data System). Elle contient actuellement les résultats classés en 225 rubriques différentes, obtenus sur plus de 5000 échantillons. Elle permet, grâce à l'acquisition régulière de données de terrain et à une mise à jour permanente, de disposer à tout moment d'une manière rapide et exhaustive par simple consultation, de l'ensemble des résultats de terrain obtenus sur un sujet précis.

4. – CENTRALES NUCLÉAIRES CHOISIES POUR CETTE ÉTUDE

Six sites nucléaires (Golfech, Cattenom, Nogent, Dampierre, Fessenheim, Bugey) ont été sélectionnés afin d'évaluer leur impact sur le milieu aquatique grâce aux diverses études radioécologiques réalisées jusqu'en 1990 (fig. 1). Ces exemples, en fonction de leur implantation, sur les principaux cours d'eau français, de la diversité des filières et de leur âge, permettent d'avoir une vue d'ensemble de l'état radioécologique de l'environnement aquatique du parc nucléaire français.

4.1. Données sur les effluents liquides

Le tableau 4 résume l'état du parc nucléaire pris en compte. La compo-

Tableau 4. – Caractéristiques des sites choisis au 01.01.1991.

Site		Implantation	Date de couplage au réseau	Filière
Golfech	1	Garonne	06 - 1990	REP ¹ - 1300 MWe
	2		en construction	REP - 1300 MWe
Cattenom	1	Moselle	11 - 1986	REP - 1300 MWe
	2		09 - 1987	REP - 1300 MWe
	3		07 - 1990	REP - 1300 MWe
	4		en construction	REP - 1300 MWe
Nogent	1	Seine	10 - 1987	REP - 1300 MWe
	2		12 - 1988	REP - 1300 MWe
Dampierre	1	Loire	03 - 1980	REP - 900 MWe
	2		12 - 1980	REP - 900 MWe
	3		01 - 1981	REP - 900 MWe
	4		08 - 1981	REP - 900 MWe
Fessenheim	1	Rhin	04 - 1977	REP - 900 MWe
	2		10 - 1977	REP - 900 MWe
Bugey	1	Rhône	04 - 1972	UNGG ² - 540 MWe
	2		05 - 1978	REP - 900 MWe
	3		09 - 1978	REP - 900 MWe
	4		03 - 1979	REP - 900 MWe
	5		07 - 1979	REP - 900 MWe

1 REP : Réacteur à Eau Pressurisée

2 UNGG: Uranium Naturel-Graphique-Gaz

tion des rejets hors tritium est donnée pour chaque site depuis leur date de divergence jusqu'en 1989 (tab. 5 à 9). En 1989, ils représentent 1,5% de la limite annuelle autorisée pour la centrale de Cattenom, et environ 5% pour les autres sites à eau pressurisée. En ce qui concerne le tritium, les quantités rejetées avoisinent en moyenne 50% de la limite fixée. Dans l'ensemble, les centrales à eau pressurisée rejettent principalement du ⁵⁸Co. Le tableau 10 et la figure 5 dressent le bilan des huit principaux radionucléides identifiés et du tritium, pour l'année 1989 et les 16 sites de centrales à eau pressurisée. Cependant, il est nécessaire de remarquer que la composition des effluents est variable d'une centrale à l'autre, en fonction de sa conception, de son

mode d'exploitation et de son âge. Les rejets de la tranche UNGG de la centrale du Bugey sont essentiellement composés des ¹³⁴Cs et ¹³⁷Cs. Les centrales appartenant à la filière REP 900 MWe (Dampierre, Fessenheim, Bugey après 1977) rejettent surtout du ⁵⁸Co, accompagné en quantité moindre de ⁶⁰Co, de ⁵⁴Mn, d'¹³¹I et des ¹³⁴⁺¹³⁷Cs. Au cours de leur vieillissement (4 à 5 ans d'exploitation), l'^{110m}Ag et l'¹²⁴Sb apparaissent en des proportions pouvant atteindre respectivement 50 et 24%. Pour la filière REP 1300 MWe (Nogent et Cattenom), le ⁵⁸Co est également le radioélément principalement produit; par contre, le ¹²⁴Sb apparaît dès la première année de fonctionnement. Pour Cattenom, l'^{110m}Ag est détecté dès le démarrage. L'évolution au

Tableau 5. — Composition annuelle des rejets hors tritium pour la centrale de Cattenom.

Année	⁵⁸ Co %	⁶⁰ Co %	^{110m} Ag %	¹²⁴ Sb %	⁵⁴ Mn %	¹³¹ I %	¹³⁴ Cs %	¹³⁷ Cs %	Somme GBq
1987	69,5	2,1	0,7	13,0	1,4	8,8	1,1	3,5	21,1
1988	57,0	5,2	2,6	25,9	1,0	2,1	1,6	4,7	19,3
1989	31,9	8,0	8,0	41,1	1,2	—	1,8	8,6	16,3

Tableau 6. — Composition annuelle des rejets hors tritium pour la centrale de Nogent sur Seine.

Année	⁵⁸ Co %	⁶⁰ Co %	^{110m} Ag %	¹²⁴ Sb %	⁵⁴ Mn %	¹³¹ I %	¹³⁴ Cs %	¹³⁷ Cs %	Somme GBq
1988	35,0	1,0	—	3,9	1,9	14,6	9,7	34,0	10,3
1989	68,1	1,4	—	20,7	0,9	1,1	1,8	5,9	56,1

Tableau 7. — Composition annuelle des rejets hors tritium pour la centrale de Dampierre.

Année	⁵⁸ Co %	⁶⁰ Co %	^{110m} Ag %	¹²⁴ Sb %	⁵⁴ Mn %	¹³¹ I %	¹³⁴ Cs %	¹³⁷ Cs %	Somme GBq
1980	85,9	4,5	—	—	1,5	—	—	—	155,0
1981	91,2	3,4	—	—	1,5	4,1	—	—	937,0
1982	70,7	12,1	—	—	2,4	5,2	3,0	6,6	182,5
1983	60,1	12,5	—	—	2,7	5,4	9,3	7,5	333,0
1984	39,8	9,5	22,1	9,2	0,7	0,8	11,9	6,0	338,9
1985	34,5	6,2	28,9	15,8	1,1	4,3	9,0	6,3	390,4
1986	44,1	12,8	18,7	6,3	1,6	1,7	7,5	7,3	292,7
1987	33,4	6,9	36,8	16,5	1,1	1,1	1,8	2,5	437,5
1988	23,9	10,6	53,2	4,8	1,6	1,1	2,1	2,7	188,0
1989	25,2	22,0	40,3	5,2	1,1	1,0	2,0	3,4	71,5

cours du temps de la composition des rejets pour ces cas « types » est représentée au travers des exemples de Cattenom (fig. 6), Dampierre (fig. 7) et Bugey (fig. 8) ayant respectivement 2, 11 et 19 ans d'exploitation.

4.2. Etudes de radioécologie aquatique réalisées sur ces sites.

Les six exemples choisis permettent de fournir un éventail complet des différents types d'études de radioécologie.

Tableau 8. – Composition annuelle des rejets hors tritium pour la centrale de Fessenheim.

Année	⁵⁸ Co %	⁶⁰ Co %	^{110m} Ag %	¹²⁴ Sb %	⁵⁴ Mn %	¹³¹ I %	¹³⁴ Cs %	¹³⁷ Cs %	Somme GBq
1977	85,6	11,8	—	0,1	2,0	0,5	—	—	245,3
1978	82,1	8,8	—	—	7,6	1,5	—	0,1	158,4
1979	73,8	16,7	—	—	6,3	3,0	—	0,3	366,1
1980	57,3	21,3	1,9	—	6,4	12,7	—	0,4	314,3
1981	36,9	41,2	3,1	1,8	3,1	2,7	5,0	6,3	116,6
1982	15,1	55,4	3,5	2,4	1,7	0,9	9,8	11,3	54,2
1983	50,6	29,3	4,5	1,7	1,3	0,6	5,9	6,1	164,0
1984	59,3	16,0	15,2	2,6	0,2	2,2	1,9	2,7	131,6
1985	32,3	9,1	34,3	6,3	2,6	5,1	4,4	5,9	49,5
1986	51,0	13,0	17,5	6,7	1,0	7,4	1,0	2,4	74,5
1987	27,8	12,9	40,9	0,6	0,6	14,6	0,9	1,6	61,1
1988	58,3	18,9	11,7	6,3	1,1	0,5	1,3	2,1	42,9
1989	58,9	27,9	3,8	1,9	3,6	0,7	1,2	1,9	41,9

Tableau 9. – Composition annuelle des rejets hors tritium pour la centrale du Bugey.

Année	⁵⁸ Co %	⁶⁰ Co %	^{110m} Ag %	¹²⁴ Sb %	⁵⁴ Mn %	¹³¹ I %	¹³⁴ Cs %	¹³⁷ Cs %	Somme GBq
1977	—	28,9	—	—	—	—	26,3	44,7	7,6
1978	82,2	10,0	—	0,1	0,5	—	1,7	5,5	384,3
1979	91,9	5,9	—	0,6	1,0	0,0	0,1	0,4	1545,4
1980	77,3	15,9	—	1,2	2,9	1,0	0,2	1,5	1171,2
1981	70,8	17,4	—	0,7	3,9	4,2	0,5	2,5	771,3
1982	49,7	27,8	—	4,1	2,4	3,5	4,6	7,8	237,3
1983	54,0	19,7	0,6	6,0	2,4	7,0	2,2	8,0	220,0
1984	46,6	19,4	6,5	6,7	1,8	2,6	8,4	8,0	241,4
1985	36,7	16,2	6,0	13,7	2,4	4,5	9,3	11,2	338,0
1986	26,1	19,8	13,6	7,6	1,2	4,9	7,9	18,9	313,2
1987	30,1	18,8	9,7	21,9	0,8	1,5	7,6	9,6	278,1
1988	25,4	18,2	19,4	20,4	0,9	2,9	5,6	7,2	170,8
1989	27,6	24,5	14,6	24,2	1,6	1,8	1,8	3,9	193,3

gie aquatique effectuées. Le tableau 11 en dresse le bilan.

Golfech est un exemple de réalisation d'un point zéro radioécologique postérieur à l'accident de Tchernobyl. Aucune installation nucléaire n'existant à l'amont de ce site, les valeurs

obtenues permettent d'estimer l'impact des retombées dans la zone ouest de l'Europe, 50 jours après l'accident.

Pour Nogent-sur-Seine, le même type de bilan peut être dressé : estimation des retombées anciennes à

Fig. 5. — Composition moyenne, pour l'année 1989, des rejets liquides tritium et hors tritium pour les 16 centrales à eau pressurisée.

Fig. 6. — Evolution de la composition des rejets liquides hors tritium pour la centrale de Cattenom.

Fig. 7. – Evolution de la composition des rejets liquides hors tritium pour la centrale de Dampierre.

Fig. 8. – Evolution de la composition des rejets liquides hors tritium pour la centrale du Bugey.

Tableau 10. – Composition moyenne pour l'année 1989 et pour les 16 sites de centrales à eau pressurisée, des effluents liquides hors tritium.

Radioéléments	Moyenne (en GBq)	%
^{58}Co	$32,2 \pm 13,3$	36,4
^{60}Co	$15,8 \pm 7,1$	17,9
$^{110\text{m}}\text{Ag}$	$14,6 \pm 6,5$	16,5
^{124}Sb	$10,4 \pm 6,5$	11,7
^{54}Mn	$1,6 \pm 0,6$	1,8
^{131}I	$0,9 \pm 0,6$	1,1
^{134}Cs	$2,9 \pm 3,3$	3,3
^{137}Cs	$4,7 \pm 4,5$	5,3
Autres ¹	$5,5 \pm 5,7$	6,2
Total	$88,5 \pm 37,9$	100,0

¹ Radioéléments autres que les huit principaux identifiés qui, pris individuellement, présentent une activité au moins supérieure à 3 % de la somme des huit (^{51}Cr , ^{65}Zn , ^{55}Fe , ^{59}Fe , ^{57}Co , ^{95}Zr , ^{63}Ni ...)

Tableau 11. – Etudes de radioécologie aquatique effectuées par le SERE pour les sites choisis.

Site	Point zéro radioécologique	Point zéro complémentaire après Tchernobyl	Etudes particulières	Révision décennale
Golfèch	Juin à Septembre 1986	—	—	—
Cattenom	Février à Décembre 1982	Mai à Octobre 1986	—	—
Nogent	Août 1980 à Novembre 1981	Novembre 1986	Juillet à Septembre 1989	—
Dampierre	Octobre 1977 à Mai 1978	—	Juillet 1989 Septembre à Décembre 1990	—
Fessenheim	1	—	—	Juillet 1989
Bugey	Septembre 1976 à Septembre 1977	—	—	Juillet 1989

¹ Un état de référence a été établi de 1973 à 1976 par l'INRA et le Centre de Recherche Nucléaire de Strasbourg. Il concerne essentiellement le domaine terrestre, très peu de mesures ayant été réalisées dans l'écosystème aquatique.

partir du point zéro initial, impact de Tchernobyl dans le centre de la France à partir de la réactualisation. L'étude particulière conduite en 1989 en aval du site, permet d'estimer l'impact de 2 années de rejets.

L'exemple de la centrale de Cattenom, seule installation nucléaire implantée sur la Moselle, permet de dresser le bilan de la radioactivité due aux retombées des essais nucléaires anciens. La réactualisation du point zéro effectuée après Tchernobyl et avant la divergence de la première tranche, autorise la comparaison de l'impact de l'accident par rapport aux retombées anciennes. Elle donne également des éléments d'information sur les niveaux de radioactivité artificielle engendrée dans l'est de la France par cet événement.

Sur le site de Dampierre, aucune installation nucléaire n'existant à l'amont lors de la réalisation du point zéro, une nouvelle estimation des retombées atmosphériques anciennes peut être effectuée. Les études particulières conduites en 1989 dans le cadre d'une étude comparative des mesures de radioactivité dans l'environnement aquatique des sites de Nogent, Dampierre, Bugey et Fessenheim, et en 1990 suite à la période de sécheresse estivale particulièrement importante sur la Loire, permettent de quantifier l'impact de 9 et 10 ans de fonctionnement.

L'exemple de Fessenheim est un bilan après douze années d'exploitation. Il permet également de noter l'impact de Tchernobyl 3 ans après, dans l'extrême est de la France. L'in-

terprétation demeure délicate en raison de la présence à l'amont, des centrales suisses de Beznau et de Leibstadt.

Le point zéro du site du Bugey permet de disposer d'un état de référence de l'environnement aquatique sous l'influence des rejets d'un réacteur graphite-gaz. Avant l'accident de Tchernobyl, les données en amont du site donne une estimation de l'impact des retombées des anciens tirs nucléaires. La révision décennale permet d'évaluer l'impact de la centrale après dix années d'exploitation des tranches REP, ainsi que l'évolution de la radioactivité artificielle des sédiments, végétaux et poissons pendant cette période influencée également par Tchernobyl.

Ces exemples doivent permettre d'obtenir une évaluation pour l'ensemble du territoire de la radioactivité artificielle des sédiments, végétaux et poissons due aux retombées des anciens tirs aériens nucléaires, une comparaison de l'impact de l'accident de Tchernobyl dans l'est, le centre et l'ouest et une estimation de l'impact radioécologique dû au fonctionnement normal d'une centrale après plusieurs années d'exploitation.

5. - RÉSULTATS ET INTERPRÉTATION

Les résultats obtenus sont présentés site par site avec, pour objectif final, l'estimation de l'impact de chaque terme source et la comparaison entre les sites. Dans les tableaux, les valeurs minimales et maximales mesu-

rées pour chaque radioélément décelé, ainsi que leur fréquence de détection (nombre d'échantillons où le radioélément est détecté de manière significative/nombre d'échantillons total) permettent de donner une vision synthétique des données brutes. Les résultats concernant le compartiment eau ne sont pas exposés ici dans le but de ne pas alourdir le texte. De plus, ils sont souvent peu représentatifs de l'état réel de la radioactivité artificielle présente dans le milieu. Les moyennes rapportées dans le texte ont été calculées sur l'ensemble des données brutes avec un intervalle de confiance à 95 % seulement dans les cas où le nombre d'échantillons est suffisant (≥ 7). Les principaux radionucléides décelés par spectrométrie γ et radiochimie dans le milieu sont répertoriés dans le tableau 12 avec leur période physique.

5.1. Site de Golfech (tabl. 13)

Les données sur les sédiments indiquent un marquage par les retombées de Tchernobyl comme le montre le rapport isotopique mesuré $\left[R_{IM} = \frac{Cs^{137}}{Cs^{134}} = 2,7 \right]$. Sa légère supériorité par rapport à la valeur théorique 50 jours après l'accident (fig. 4) dénote l'existence d'un pool de ^{137}Cs préalable à l'accident, lié aux retombées atmosphériques des anciens tirs nucléaires. Les traces de ^{90}Sr décelées soutiennent cette hypothèse (Ottavi et Descamps, 1988).

Pour les végétaux aquatiques immergés, le marquage de Tchernobyl

est plus visible. Le ^{103}Ru est détecté avec une fréquence de 100 %, le couple $^{106}Ru + Rh$ est mesuré épisodiquement. Dans ce compartiment, les radioisotopes 134 et 137 du césium présentent un rapport isotopique de $2,5 \pm 0,3$ également légèrement supérieur à la valeur théorique.

L'analyse des données concernant les poissons permet d'aboutir aux mêmes conclusions avec la détection de ^{137}Cs venant s'additionner à la concentration existante due aux retombées anciennes ($R_{IM} = 2,6 \pm 0,4$), et, épisodiquement, de ^{134}Cs et de ^{103}Ru .

Pour l'ensemble des compartiments, un calcul simple permet d'estimer pour le ^{137}Cs total ($[^{137}Cs]_{tot.}$) la part relative à l'accident de Tchernobyl ($[^{137}Cs]_{Tch.}$) et celle due aux retombées des tirs nucléaires aériens anciens ($[^{137}Cs]_{ret.anc.}$). Ce calcul est basé sur le fait que la seule origine possible pour le ^{134}Cs est Tchernobyl. Il s'effectue à partir de la relation entre le rapport isotopique calculé à partir des concentrations mesurées sur le terrain (R_{IM}) et le rapport théorique au moment de la mesure (R_{IT}), celui-ci étant égal à 2 au moment de l'émission.

$$[Cs^{137}]_{tot.} = [Cs^{137}]_{ret.anc.} + [Cs^{137}]_{Tch.}$$

$$[Cs^{137}]_{tot.} = [Cs^{137}]_{ret.anc.} + [Cs^{137}]_{Tch.}$$

$$[Cs^{134}]_{Tch.} = [Cs^{134}]_{Tch.} + [Cs^{134}]_{Tch.}$$

R_{IM}

R_{IT}

d'où :

$$[Cs^{137}]_{ret.anc.} = (R_{IM} - R_{IT}) \times [Cs^{134}]_{Tch.}$$

Tableau 12. — Périodes physiques des principaux radioéléments détectés dans les échantillons de terrain.

Radioélément	Période physique
^{134}Cs	2,06 ans
^{137}Cs	30 ans
^{58}Co	71 jours
^{60}Co	5,24 ans
$^{110\text{m}}\text{Ag}$	250 jours
^{54}Mn	312 jours
^{124}Sb	60 jours
^{131}I	8 jours
^{103}Ru	40 jours
^{106}Ru	372 jours
^{90}Sr	28 ans
^{144}Ce	285 jours
^{95}Nb	35 jours
^{95}Zr	64 jours
^{241}Am	432,6 ans
^{238}Pu	87,7 ans
^{239}Pu	24110 ans
^{240}Pu	6563 ans

Tableau 13. — Radioactivité artificielle des sédiments, végétaux immergés et poissons collectés dans la Garonne, en aval de la centrale de Golfech (juin à septembre 1986).

Radioéléments	^{134}Cs	^{137}Cs	^{103}Ru	^{106}Ru	^{90}Sr
Sédiments composites ($\text{Bq.kg}^{-1}\text{sec}$)					
moyenne $\pm$ écart moyen 95 %	$2,1 \pm 1,5$	$5,6 \pm 3,6$	—	—	—
minimum	0,4	1,3	—	—	—
maximum	5	13	—	—	<0,2
fréquence de détection ¹	9/9	9/9	—	—	9/9
Végétaux immergés ($\text{Bq.kg}^{-1}\text{sec}$)					
moyenne $\pm$ écart moyen 95 %	$10,5 \pm 9,1$	$25,8 \pm 22,0$	$14,0 \pm 7,7$	—	—
minimum	1,9	5,1	1,9	—	—
maximum	55,0	133,0	41,7	26,2	1,7
fréquence de détection	12/12	12/12	12/12	1/12	1/1
Poissons (Bq.kg^{-1} frais)					
moyenne $\pm$ écart moyen 95 %	$0,2 \pm 0,1$	$0,8 \pm 0,2$	—	—	—
minimum	0,2	0,4	—	—	—
maximum	0,8	1,8	0,5	—	<0,5
fréquence de détection	8/12	12/12	3/12	—	3/3

¹ nombre d'échantillons où le radioélément est détecté de manière significative sur nombre d'échantillons total.

et

$$[Cs^{137}]_{Tch.} = [Cs^{137}]_{tot.} - [Cs^{137}]_{ret.anc.}$$

Avec RI_T égal à 2,09, 50 jours après l'accident (fig. 4), les valeurs obtenues sont les suivantes :

— pour les sédiments :

$$[^{137}Cs]_{ret.anc.} = (2,67 - 2,09) \cdot 2,1 = 1,2 \text{ Bq.kg}^{-1}\text{sec}$$

soit 21 % du ^{137}Cs total,

$$[^{137}Cs]_{Tch.} = 5,6 - 1,2 = 4,4 \text{ Bq.kg}^{-1}\text{sec}$$

soit 79 % du ^{137}Cs total.

— pour les végétaux immergés :

$$[^{137}Cs]_{ret.anc.} = (2,5 - 2,09) \cdot 10,5 = 4,3 \text{ Bq.kg}^{-1}\text{sec}$$

soit 17 % du ^{137}Cs total,

$$[^{137}Cs]_{Tch.} = 25,8 - 4,3 = 21,5 \text{ Bq.kg}^{-1}\text{sec}$$

soit 83 % du ^{137}Cs total.

— pour les poissons :

$$[^{137}Cs]_{ret.anc.} = (2,6 - 2,09) \cdot 0,2 = 0,1 \text{ Bq.kg}^{-1}\text{frais}$$

soit 13 % du ^{137}Cs total,

$$[^{137}Cs]_{Tch.} = 0,8 - 0,1 = 0,7 \text{ Bq.kg}^{-1}\text{frais}$$

soit 87 % du ^{137}Cs total.

5.2. Site de Cattenom

5.2.1. Radioactivité artificielle des sédiments (tab. 14)

En 1982, la radioactivité des sédiments est uniquement due au ^{137}Cs dont la concentration varie de 1 à 20 $\text{Bq.kg}^{-1}\text{sec}$ en fonction de la granulométrie, les sédiments les plus fins présentant les valeurs les plus élevées. Avec les traces de ^{90}Sr ($\leq 4 \text{ Bq.kg}^{-1}\text{sec}$), cette situation reflète l'état radioécologique lié aux retombées atmosphériques des anciens tirs nucléaires (Descamps et Maubert, 1984). Trois mois après l'accident de Tchernobyl, le rapport isotopique $\left(\frac{Cs^{137}}{Cs^{134}}\right)$ calculé à partir des concentrations mesurées ($RI_M = 2,2$) est quasiment égal à la valeur théorique ($RI_T = 2,16$). La part des retombées

Tableau 14. — Radioéléments artificiels mesurés dans les sédiments collectés dans la Moselle, en amont et en aval de la centrale de Cattenom.

Etude	Point zéro		Réactualisation		Suivi radioécologique		
Date	02.1982 12.1982		07.1986		06.1987 11.1987	06.1988	
Zone par rapport à la centrale	Amont	Aval	Amont	Aval	Amont	Aval	Aval
^{134}Cs	-	-	100 (1/1)	110 (1/1)	1,2 à 85 (4/4)	15 à 87 (2/2)	4,7 à 60 (3/3)
^{137}Cs	11 à 20 (3/3)	1 à 14 (5/5)	220 (1/1)	240 (1/1)	6 à 280 (4/4)	24 à 60 (2/2)	18 à 225 (3/3)
^{58}Co	-	-	-	-	-	104 (1/2)	2 à 10 (2/3)
^{60}Co	-	-	-	-	-	2 (1/2)	-
^{103}Ru	-	-	-	126 (1/1)	-	-	-
^{106}Ru	-	-	180 (1/1)	130 (1/1)	36 à 80 (2/4)	10 à 114 (2/2)	-
^{110m}Ag	-	-	-	-	0.5 (1/4)	-	4 (1/3)

((/)) nombre d'échantillons où le radioélément est détecté de manière significative sur nombre d'échantillons total.

anciennes devient donc négligeable par rapport au pool de ^{137}Cs apporté à la suite de l'accident. Les ^{103}Ru et ^{106}Ru apparaissent également (Ottavi et Descamps, 1987). Le ^{103}Ru n'est plus décelable en 1987, le ^{106}Ru en 1988, en liaison avec leur décroissance physique (tab. 12).

En 1987 après le démarrage de la tranche 1 et en 1988 après celui de la tranche 2, la radioactivité due au ^{134}Cs et au ^{137}Cs décroît à l'amont comme à l'aval du site, en respectant le rapport isotopique qui caractérise la provenance de Tchernobyl. A l'aval, ces deux radioisotopes peuvent également provenir pour une faible part du fonctionnement de la centrale (tab. 5). L'impact de l'installation demeure cependant largement masqué par les retombées de Tchernobyl. Par contre, la présence épisodique de $^{58+60}\text{Co}$ et de $^{110\text{m}}\text{Ag}$ dans la zone aval, reflète les fluctuations annuelles de la composition des rejets. Pour les cobalts, les concentrations mesurées en 1988 sont inférieures à celle de 1987. Pour l' $^{110\text{m}}\text{Ag}$, la concentration en 1988 est supérieure à celle de 1987 où le radioélément n'est pas détecté. Ces fluctuations sont directement liées à celles de la composition des effluents (tab. 5).

5.2.2. Radioactivité artificielle des végétaux immergés (tab. 15).

En 1982, la radioactivité artificielle est uniquement due au ^{137}Cs (de 0,4 à $1,4 \text{ Bq.kg}^{-1} \text{ sec}$) et au ^{90}Sr (maximum $5,2 \text{ Bq.kg}^{-1} \text{ sec}$), marqueurs des retombées anciennes. Trois mois

après Tchernobyl, à l'amont comme à l'aval de la centrale, l'incidence des retombées de l'accident est très nette. ^{134}Cs et ^{137}Cs sont présents avec un rapport isotopique de $2,1 \pm 0,09$, ^{103}Ru et ^{106}Ru sont mesurés avec des fréquences de détection proches de 100 % tandis que $^{110\text{m}}\text{Ag}$ et ^{125}Sb apparaissent épisodiquement (1 fois sur 5 avec respectivement comme valeurs maximales $7 \text{ Bq.kg}^{-1} \text{ sec}$ et $13 \text{ Bq.kg}^{-1} \text{ sec}$). Les moyennes calculées à partir des données brutes permettent de quantifier l'impact de Tchernobyl sur le compartiment « végétaux immergés », dans l'est de la France en juillet 1986 :

- pour le ^{134}Cs :
 $87,7 \pm 39,7 \text{ Bq.kg}^{-1} \text{ sec}$
- pour le ^{137}Cs :
 $187,7 \pm 85,8 \text{ Bq.kg}^{-1} \text{ sec}$
- pour le ^{103}Cs :
 $140,3 \pm 48,5 \text{ Bq.kg}^{-1} \text{ sec}$
- pour le ^{106}Ru :
 $246,6 \pm 106,7 \text{ Bq.kg}^{-1} \text{ sec}$

En 1987 et 1988, après la divergence de la centrale, de nouveaux radioéléments apparaissent à l'aval du site : $^{57+58+60}\text{Co}$ et ^{54}Mn . La figure 9 permet de comparer pour l'année 1988 la composition en radioéléments artificiels dans une espèce de potamot et celle des rejets annuels de la centrale.

5.2.3; Radioactivité artificielle des poissons (tab. 16)

En 1982, seul le ^{137}Cs ($0,104 \pm 0,06 \text{ Bq.kg}^{-1} \text{ frais}$) et des traces de ^{90}Sr ($\leq 0,6 \text{ Bq.kg}^{-1} \text{ frais}$) sont

Tableau 15. — Radioéléments artificiels mesurés dans les végétaux immergés collectés dans la Moselle, en amont et en aval de la centrale de Cattenom.

Etude	Point zéro		Réactualisation		Suivi radioécologique			
Date	06.1982		07.1986		06.1987		06.1988	
Zone par rapport à la centrale	Amont	Aval	Amont	Aval	Aval	Amont	Aval	Amont
¹³⁴ Cs	-	-	31 à 47 (2/2)	77 à 162 (5/5)	2,8 à 7,5 (6/6)	3,5 à 7,2 (3/3)	1,7 (1/2)	3,7 (1/2)
¹³⁷ Cs	1,4 (2/2)	0,4 (1/2)	4 à 105 (2/2)	169 à 348 (5/5)	4,6 à 16,5 (6/6)	11,9 à 21 (3/3)	4,2 à 6,3 (2/2)	5,4 à 9,8 (2/2)
⁵⁷ Co	-	-	-	-	-	-	-	1 (1/2)
⁵⁸ Co	-	-	-	-	-	23 à 286 (2/3)	-	162 à 209 (2/2)
⁶⁰ Co	-	-	-	-	-	4,4 (1/3)	-	9,1 à 10 (2/2)
¹⁰³ Ru	-	-	91 à 97 (2/2)	118 à 244 (5/5)	-	-	-	-
¹⁰⁶ Ru	-	-	163 à 175 (2/2)	135 à 472 (5/5)	-	-	-	-
⁵⁴ Mn	-	-	-	-	-	-	-	4,2 à 8,5 (2/2)
⁹⁰ Sr	5,2 (1/1)	≤1,7 (1/1)	n.m.	2,1 (1/1)	n.m.	n.m.	n.m.	n.m.

(/) nombre d'échantillons où le radioélément est détecté de manière significative sur nombre d'échantillons

total.

n.m.

mesure non effectuée.

détectés. En 1986, l'accident de Tchernobyl entraîne l'apparition dans tous les échantillons, de ¹³⁴Cs, l'augmentation des concentrations en ¹³⁷Cs, et la détection épisodique en mai, de ¹⁰³Ru et d'^{110m}Ag. Les rapports isotopiques calculés pour les isotopes du césium correspondent à la valeur théorique pendant les trois années qui ont suivi l'accident (fig. 10). L'apport en ¹³⁷Cs lié aux retombées atmosphériques des anciens tirs nucléaires est donc négligeable face à l'impact de cet accident. L'influence du fonctionnement de la cen-

trale est totalement masquée par cet événement, même trois ans après. Le calcul de la période effective apparente du ¹³⁷Cs par les poissons $\left(\frac{1}{T_e} = \frac{1}{T_p} + \frac{1}{T_b} \right)$ avec T_p , la période physique et T_b , la période biologique) donne une valeur de l'ordre de 190 jours (fig. 11), correspondant à celle relevée par de nombreux auteurs pour des poissons de rivière (Camplin *et al.*, 1988; Foulquier, 1988; Foulquier et Baudin-Jaulent, 1989; Lambrechts *et al.*, 1988; Santschi *et al.*, 1988).

Tableau 16. — Radioéléments artificiels mesurés dans les poissons pêchés dans la Moselle, en amont et en aval de la centrale de Cattenom.

Etude	Point zéro		Réactualisation			Suivi radioécologique					
Date	06.1982		05.1986			06.1987		06.1988		06.1989 09.1989	
Zone par rapport à la centrale	Amont	Aval	Amont	Aval	Aval	Amont	Aval	Amont	Aval	Amont	Aval
¹³⁴ Cs	-	-	2,3 à 7,0 (3/3)	0,5 à 4,6 (7/7)	1,8 à 5,8 (6/6)	0,6 à 2,1 (11/11)	0,8 à 3,3 (10/10)	0,2 à 0,6 (14/18)	0,2 à 3,8 (17/20)	0,2 à 1 (12/13)	0,05 à 3 (8/14)
¹³⁷ Cs	0,19 à 0,20 (2/8)	0,05 à 0,3 (7/7)	4,6 à 13 (3/3)	1,3 à 10 (7/7)	3,9 à 13 (6/6)	1,7 à 6,2 (11/11)	2 à 10,1 (10/10)	0,7 à 2,5 (18/18)	0,7 à 14 (20/20)	0,7 à 6 (13/13)	0,4 à 1,5 (14/14)
¹⁰³ Ru	-	-	2,1 à 12 (9/3)	3 à 13 (3/7)	-	-	-	-	-	-	-
^{110m} Ag	-	-	-	0,4 (1/7)	-	-	-	-	-	-	-
⁹⁰ Sr	≤0,5 (2/2)	≤0,6 (2/2)	n.m.	0,5 (1/1)	n.m.	n.m.	n.m.	n.m.	n.m.	n.m.	n.m.

5.2.4. Bilan

Le point zéro radioécologique initial effectué en 1982 permet de quantifier dans tous les compartiments, l'impact des retombées des anciens tirs nucléaires. Des traces de ⁹⁰Sr sont décelées et les concentrations en ¹³⁷Cs sont de l'ordre de :

— 1 à 20 Bq.kg⁻¹ sec pour les sédiments,

— 0,4 à 1,4 Bq.kg⁻¹ sec pour les végétaux immergés,

— 0,10 ± 0,06 Bq.kg⁻¹ frais pour les poissons.

La réactualisation du point zéro après Tchernobyl permet d'estimer l'impact de l'accident peu de temps après le passage du nuage radioactif sur l'est du territoire. Compte tenu des très faibles concentrations en ¹³⁷Cs existant au préalable, le tableau 17 répertoriant les valeurs globales dans

tous les compartiments, donne une image pertinente de l'impact de cet accident.

L'influence du fonctionnement de la centrale conduit à la détection de manière significative de ⁵⁸Co ainsi qu'à l'apparition épisodique de ⁵⁷Co, ⁶⁰Co et ⁵⁴Mn dans les végétaux immergés. Les sédiments sont légèrement marqués en ⁵⁸Co, les poissons ne contiennent aucun de ces radioéléments.

5.3. Site de Nogent-sur-Seine

5.3.1. Radioactivité artificielle des sédiments (tab. 18)

La radioactivité artificielle des sédiments composites prélevés en 1981, un an après le tir nucléaire chi-

Fig. 9. — Comparaison de la composition de la radioactivité artificielle hors tritium entre un végétal aquatique et les rejets annuels de la centrale de Cattenom.

nois, est due à trois radionucléides : le ^{137}Cs ($4,3 \pm 2,6 \text{ Bq.kg}^{-1} \text{ sec}$), les $^{144}\text{Ce} + \text{Pr}$ ($3,3 \pm 3,0 \text{ Bq.kg}^{-1} \text{ sec}$) et le ^{95}Nb ($2,1 \pm 1,9 \text{ Bq.kg}^{-1} \text{ sec}$). La concentration en ^{137}Cs résulte de la somme de ce nouveau tir et des anciens essais aériens (Maubert et Descamps, 1983). Des traces de ^{90}Sr sont également décelables.

La campagne de novembre 1986 aboutit à la mesure de concentrations en ^{137}Cs 2 à 15 fois plus importantes que lors du point zéro initial, accompagné de l'isotope 134 avec un rapport isotopique de 2,56 (Ottavi et Descamps, 1987). La supériorité de ce rapport à la valeur théorique

($\text{RI}_T = 2,37$) montre, selon un calcul identique à celui effectué au paragraphe 5.1, que le ^{137}Cs en provenance de Tchernobyl représente 91 % à 93 % du ^{137}Cs total, le reste ayant pour origine les retombées atmosphériques des anciens tirs. En novembre, le seul autre radioélément décelable en provenance de Tchernobyl est le ^{103}Ru .

En 1989, les concentrations en radiocésiums ont nettement diminué. A l'aval du site, apparaissent de nouveaux radioéléments, en particulier les $^{58+60}\text{Co}$, et de manière plus épisodique, les ^{54}Mn et ^{124}Sb (1 fois sur 3 avec, respectivement, une valeur

concentration moyenne observée

(Bq/kg frais)

Cs-137

Cs-134

Fig. 10. — Evolution du rapport isotopique $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ mesuré chez les poissons prélevés en amont et en aval de la centrale de Cattenom après l'accident de Tchernobyl.

Tableau 17. — Concentrations en radionucléides dans les sédiments, les végétaux immergés et les poissons de la Moselle, après Tchernobyl dans l'est de la France, sur le site de Cattenom en mai et juillet 1986.

Compartiments	sédiments Bq.kg ⁻¹ sec	végétaux immergés Bq.kg ⁻¹ sec	poissons Bq.kg ⁻¹ frais
Date	Juillet 1986	Juillet 1986	Mai 1986
^{134}Cs	100 à 110	$87,3 \pm 39,7$	$3,1 \pm 1,4$
^{137}Cs	220 à 240	$187,7 \pm 85,2$	$6,3 \pm 2,8$
^{103}Ru	126	$140,3 \pm 48,5$	$4,8 \pm 3,9$
^{106}Ru	130 à 180	$246,6 \pm 106,7$	—

Tableau 18. – Radioéléments artificiels mesurés dans les sédiments collectés dans la Seine, en amont et en aval de la centrale de Nogent.

Etude	Point zéro		Réactualisation	Etude particulière	
Date	10.1981		11.1986	07.1989	
Zone par rapport à la centrale	Amont	Aval	Aval	Amont	Aval
^{134}Cs	-	-	3 à 26 (3/3)	0,5 (1/1)	2,5 à 12 (2/3)
^{137}Cs	20 (1/1)	0,6 à 9 (7/7)	7 à 69 (3/3)	7 (1/1)	0,5 à 54 (3/3)
^{58}Co	-	-	-	-	43 à 96 (2/3)
^{60}Co	-	-	-	-	1,9 à 4,5 (2/3)
^{103}Ru	-	-	5 (1/3)	-	-
$^{144}\text{Ce} + \text{Pr}$	-	1 à 12 (7/7)	-	-	-
^{95}Nb	1,3 (1/1)	0,8 à 8 (7/7)	-	-	-
^{90}Sr	n.m.	≤ 7,4 (0/2)	≤ 2 à 4 (3/3)	n.m.	n.m.

maximale $1,5 \text{ Bq.kg}^{-1} \text{ sec}$ et $3 \text{ Bq.kg}^{-1} \text{ sec}$), en liaison avec la mise en service industrielle de la centrale à partir de fin 1987.

5.3.2. Radioactivité artificielle des végétaux immergés (tab. 19)

Le ^{137}Cs est décelé dans les sept échantillons prélevés pendant les deux étés où ont été conduites les campagnes relatives au point zéro, avec une concentration moyenne de $3,07 \pm 1,04 \text{ Bq.kg}^{-1} \text{ sec}$. Lors des études de 1981, six autres radioéléments artificiels sont détectés consécutivement au tir chinois : les $^{144}\text{Ce} + \text{Pr}$, ^{95}Nb et ^{95}Zr avec une fréquence de détection de 100 %, et épisodiquement, les ^{103}Ru , $^{106}\text{Ru} + \text{Rh}$ et ^{54}Mn . En 1986, ils ne sont plus décelables.

Seuls les radiocésiums sont mesurés au mois de novembre, soit 7 mois après l'accident de Tchernobyl. L'étude de 1989 (Pally, 1990) permet de mettre en évidence la diminution de leur concentration ainsi que l'apparition significative de radioéléments caractéristiques du fonctionnement d'une centrale les premières années suivant son démarrage (^{58}Co , ^{60}Co et ^{54}Mn).

5.3.3. Radioactivité artificielle des poissons (Tab. 20).

Dans ce compartiment, en 1980 et 1981, seul le ^{137}Cs est détecté avec une fréquence de 100 % et une concentration moyenne de $0,18 \pm 0,11 \text{ Bq.kg}^{-1} \text{ frais}$. En novembre 1986, le ^{134}Cs apparaît et les concentrations en ^{137}Cs sont multipliées par

concentration en Cs-137

(Bq/kg frais)

Fig. 11. — Evolution de la concentration en ^{137}Cs dans les poissons pêchés dans l'environnement du site de Cattenom après l'accident de Tchernobyl. Estimation de la période effective apparente.

10 à 40. En 1989, ces concentrations ont largement diminué. Le fonctionnement de la centrale n'entraîne l'apparition d'aucun radioélément nouveau dans les poissons.

5.3.4. Bilan

En 1980 et 1981, les concentrations en ^{137}Cs imputables aux retombées anciennes, sont de l'ordre de :

- $4,3 \pm 2,6 \text{ Bq.kg}^{-1} \text{ sec}$ pour les sédiments,
- $3,1 \pm 1,0 \text{ Bq.kg}^{-1} \text{ sec}$ pour les végétaux immergés,
- $0,18 \pm 0,11 \text{ Bq.kg}^{-1} \text{ sec}$ pour les poissons.

La réactualisation du point zéro permet de quantifier l'impact de Tchernobyl 193 jours après (novembre 1986), dans le centre du territoire (tab. 21).

Tableau 19. – Radioéléments artificiels mesurés dans les végétaux immergés collectés dans la Seine, en amont et en aval de la centrale de Nogent.

Etude	Point zéro		Réactualisation du point zéro		Etude particulière
Date	08.1980 07.1981		11.1986		07.1989
Zone par rapport à la centrale	Aval	Amont	Aval	Amont	Aval
¹³⁴ Cs	-	3,3 (1/1)	5,6 (1/1)	-	2 (1/6)
¹³⁷ Cs	1,7 à 4,4 (7/7)	8,7 (1/1)	12,8 (1/1)	4 (1/3)	1,5 à 11 (6/6)
⁵⁸ Co	-	-	-	-	8 à 900 (6/6)
⁶⁰ Co	-	-	-	-	2 à 5,1 (5/6)
¹⁰³ Ru	1,8 à 3,0 (2/7)	-	-	-	-
¹⁰⁶ Ru	20,4 (1/7)	-	-	-	-
⁵⁴ Mn	2,2 à 2,4 (2/7)	-	-	-	1,5 à 12 (3/6)
¹⁴⁴ Ce+Pr	21,4 à 30,6 (3/7)	-	-	-	-
⁹⁵ Nb	18,5 à 30,3 (3/7)	-	-	-	-
⁹⁵ Zr	10,4 à 14,4 (3/7)	-	-	-	-
⁹⁰ Sr	< 6,4 (3/3)	n.m.	1,3	n.m.	n.m.

Tableau 20. – Radioéléments artificiels mesurés dans les poissons pêchés dans la Seine, en amont et en aval de la centrale de Nogent.

Etude	Point zéro		Réactualisation	Etude particulière	
Date	08.1980 à 07.1981		11.1986	09.1989	
Zone par rapport à la centrale	Amont	Aval	Aval	Amont	Aval
¹³⁴ Cs	-	-	0,5 à 2,5 (7/7)	-	0,1 à 0,12 (3/7)
¹³⁷ Cs	0,01 à 0,19 (3/3)	0,02 à 0,19 (11/11)	1,3 à 5,2 (7/7)	0,2 à 0,3 (4/6)	0,09 à 0,4 (6/7)
⁹⁰ Sr	n.m.	n.m.	0,15 (1/1)	n.m.	n.m.

Tableau 21. — Concentrations en radionucléides dans les sédiments, les végétaux immergés et les poissons de la Seine, après Tchernobyl, sur le site de Nogent en novembre 1986.

Compartiments	sédiments Bq.kg ⁻¹ sec	végétaux immergés Bq.kg ⁻¹ sec	poissons Bq.kg ⁻¹ frais
¹³⁴ Cs	3 à 26	3,3 à 5,6	1,5 ± 0,6
¹³⁷ Cs	7 à 69	8,7 à 12,8	3,0 ± 1,6

La mise en service industrielle de la centrale fait apparaître le ⁵⁸Co, ⁶⁰Co et le ⁵⁴Mn dans les sédiments et les végétaux immergés qui constituent d'excellents radioindicateurs.

tion maximale de 5,5 Bq.kg⁻¹ sec (Picat *et al.*, 1979). Cette concentration relativement faible est à mettre en liaison avec une granulométrie majoritairement caractérisée par des sables grossiers.

5.4. Site de Dampierre

5.4.1. Radioactivité artificielle des sédiments (tab. 22)

En 1978, seul le ¹³⁷Cs est mesuré dans les 13 sédiments composites prélevés dans la Loire en amont et en aval du site, avec une concentra-

tion maximale de 5,5 Bq.kg⁻¹ sec (Picat *et al.*, 1979). Cette concentration relativement faible est à mettre en liaison avec une granulométrie majoritairement caractérisée par des sables grossiers.

Tableau 22. — Radioéléments artificiels mesurés dans les sédiments collectés dans la Loire, en amont et en aval de la centrale de Dampierre.

Etude		Etude particulière		Etude de l'ACIRAD (1990)		
Date		07.1989	09 à 12.1990		09 à 10.1989	03.1990
Zone par rapport à la centrale	Amont	Aval	Amont	Aval	Aval	Aval
¹³⁴ Cs	-	1,5 (1/2)	1,2 à 4,5 (4/7)	0,4 à 2,8 (7/7)	<0,5 à 2,9 (1/3)	<0,4 à 0,6 (1/2)
¹³⁷ Cs	2,1 (1/1)	2,2 à 4,9 (2/2)	2,3 à 29 (7/7)	0,4 à 27 (7/7)	<0,6 à 12,9 (1/3)	11,0 à 11,8 (2/2)
⁵⁸ Co	1,8 (1/1)	3,7 (1/2)	3,1 à 7,2 (2/7)	0,3 à 18 (6/7)	<0,7 à 3,8 (1/3)	<0,3 à 1,9 (1/2)
⁶⁰ Co	-	3,8 (1/2)	1,1 à 8,7 (2/7)	1,3 à 11 (7/7)	<0,5 à 7,7 (1/3)	<0,4 à 6,2 (1/2)
⁵⁴ Mn	-	-	1,1 (1/7)	-	<0,5 à 2,0 (1/3)	<0,3 (0/2)
^{110m} Ag	0,6 (1/1)	1,8 à 5,7 (2/2)	3,4 (1/7)	0,4 à 19 (5/7)	1,3 à 5,8 (2/3)	<0,3 à 5,5 (1/2)

auparavant, située 40 km en amont. Le ^{58}Co est par contre totalement imputable à cette installation. A l'aval de Dampierre, ces mêmes radioéléments sont retrouvés à des concentrations plus importantes, accompagnés de ^{60}Co marquant l'influence des rejets de la centrale et de ^{134}Cs et ^{103}Ru de manière épisodique correspondant au marquage par Tchernobyl.

En 1990, le ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{58}Co , ^{60}Co et $^{110\text{m}}\text{Ag}$ sont détectés à l'amont comme à l'aval du site. Les concentrations sont plus importantes qu'en 1989, probablement en liaison avec la période de sécheresse qui a caractérisé l'été 1990. Il est net que l'impact de la centrale de Belleville se répercute jusqu'à la zone amont immédiat de Dampierre. Une analyse de variance (test de Fisher) montre cependant que les valeurs obtenues en aval sont significativement différentes au seuil de 5% de celles obtenues en amont, soulignant un marquage significatif par les radioéléments caractéristiques des rejets de la centrale de Dampierre (en particulier, les $^{58+60}\text{Co}$ et l' $^{110\text{m}}\text{Ag}$). Les mesures réalisées par l'ACIRAD (ACIRAD, 1990) dans le cadre d'une étude radioécologique de la ville d'Orléans conduite de septembre à octobre 1989 et en mars 1990, s'inscrivent globalement dans la gamme de celles que nous avons obtenues (tab. 22).

5.4.2. Radioactivité artificielle des végétaux semi-aquatiques (tab. 23)

En 1978, le ^{137}Cs est détecté dans quelques échantillons (5 sur 7) avec le ^{90}Sr et, d'une manière plus épi-

odique, les $^{144}\text{Ce} + \text{Pr}$, le ^{95}Nb et le ^{95}Zr (Descamps *et al.*, 1979). Dans l'ensemble, des différences significatives sont observées entre partie aérienne et partie souterraine, celle-ci permettant de détecter plus de radioéléments. En 1989 et 1990, les $^{58+60}\text{Co}$ et $^{110\text{m}}\text{Ag}$ apparaissent à l'amont sous l'influence lointaine de Belleville (pour l' $^{110\text{m}}\text{Ag}$, l'origine « Tchernobyl » ne peut pas être écartée), et à l'aval sous l'influence des rejets de Dampierre. En liaison avec le fonctionnement de la centrale, le ^{54}Mn est également détecté en 1990 de manière épisodique (1 fois sur 4 avec une concentration de $2,9 \text{ Bq.kg}^{-1}\text{sec}$ dans les racines et de $1,7 \text{ Bq.kg}^{-1}\text{sec}$ dans la partie aérienne). La figure 12 permet de comparer la composition en radioéléments artificiels d'un végétal semi-aquatique avec celle des rejets de Dampierre pour l'année 1989.

5.4.3. Radioactivité artificielle des poissons

En 1977, le ^{137}Cs est mesuré dans 10 échantillons de poissons, toutes espèces confondues, sur 13 à une concentration de $0,36 \pm 0,17 \text{ Bqs.kg}^{-1}$ frais. Il est accompagné du ^{90}Sr ($3,06 \pm 1,37 \text{ Bq.kg}^{-1}$ frais). Cette concentration, nettement supérieure à celle rencontrée dans les poissons d'autres cours d'eau où le radioélément est présent seulement à l'état de traces, est à mettre en relation avec les faibles teneurs en calcium dans la Loire (Ca^{2+} est l'analogue chimique de Sr^{2+}).

Tableau 23. – Radioéléments artificiels mesurés dans les végétaux semi-aquatiques collectés dans la Loire, en amont et en aval de la centrale de Dampierre.

Etude	Point zéro		Etudes particulières		
Date	05.1978	07.1989	09 à 12.1990		
Zone par rapport à la centrale	Aval	Amont	Aval	Amont	Aval
¹³⁴ Cs	-	-	-	0,7 (1/8)	0,7 (1/5)
			1,6 à 2,7 (2/3)	2,8 (1/8)	1,3 (1/4)
¹³⁷ Cs	5,3 à 11,5 (4/7)	3,2 (1/1)	2,1 à 14,4 (3/3)	1,3 à 7,2 (7/8)	1,6 à 4,7 (4/4)
	4,4 à 14,1 (5/7)	5,0 (1/1)	5,6 à 15,5 (3/3)	1,2 à 8,1 (7/8)	2,9 à 5,7 (4/4)
⁵⁸ Co	-	4,9 (1/1)	3,4 (1/3)	3,3 (1/8)	1,4 à 6,3 (3/5)
	-	2,9 (1/1)	4,1 à 7,6 (3/3)	1,2 (1/8)	1,5 à 8,3 (2/4)
⁶⁰ Co	-	-	-	1,2 (1/8)	1,9 à 7,8 (3/5)
	-	-	2,5 à 8,9 (3/3)	-	2,1 à 30 (3/4)
¹⁴⁴ Ce+Pr	26,1 à 32,8 (2/7)	-	-	-	-
	5,8 à 8,3 (2/7)	-	-	-	-
⁹⁵ Nb	4,5 à 7,7 (2/7)	-	-	-	-
	-	-	-	-	-
⁹⁵ Zr	2,3 (1/7)	-	-	-	-
^{110m} Ag	-	1,2 (1/1)	2,2 à 5,1 (3/3)	-	1,7 à 4,5 (4/5)
	-	-	4,8 à 8,4 (3/3)	-	3,5 à 10,5 (3/4)
⁹⁰ Sr	1,9 à 4,9 (2/2)	n.m.	n.m.	n.m.	n.m.
	1,6 à 2,8 (2/2)	n.m.	n.m.	n.m.	n.m.

D'après les mesures effectuées par l'ACIRAD en mars 1990, en aval de Dampierre à Orléans, seul le ¹³⁷Cs est décelable de manière significative pour 2 échantillons sur 11 avec de très faibles niveaux (1,3 et 1,8 Bq.kg⁻¹ frais de masse musculaire). L'impact de Tchernobyl n'est donc plus visible dans cette zone du territoire 3 ans après l'accident.

5.4.4. Bilan

Les études conduites sur le site de Dampierre permettent d'estimer l'impact des retombées anciennes pour

le ¹³⁷Cs avec les concentrations suivantes :

— 0,4 à 5,5 Bq.kg⁻¹ sec pour les sédiments,

— 5,3 à 11,5 Bq.kg⁻¹ sec pour les parties aériennes des végétaux semi-aquatiques et 4,4 à 14,1 Bq.kg⁻¹ sec pour les parties souterraines,

— 0,36 ± 0,17 Bq.kg⁻¹ sec pour les poissons.

L'impact de la centrale après 10 ans de fonctionnement est essentiellement visible sur les végétaux avec la détection de ⁵⁸Co, ⁶⁰Co, ^{110m}Ag et les deux césium pouvant résulter également des retombées de Tchernobyl.

Fig. 12. — Comparaison de la composition de la radioactivité artificielle hors tritium entre un végétal semi-aquatique et les rejets annuels de la centrale de Dampierre.

5.5. Site de Fessenheim

5.5.1. Radioactivité artificielle des sédiments (tab. 24)

En 1989, les ^{134}Cs et ^{137}Cs sont décelés à l'amont et à l'aval du site, avec un rapport isotopique de $5,4 \pm 0,4$ s'identifiant à la valeur théorique caractérisant les apports en provenance de Tchernobyl (Descamps et al., 1990). Des traces de ^{90}Sr sont également présentes. A l'amont du site, les ^{58}Co , ^{60}Co et ^{54}Mn ne peuvent provenir que du fonctionnement d'autres installations nucléaires. Ainsi, ces mêmes radioéléments également

détectés à l'aval de Fessenheim auraient une double origine : le fonctionnement de la centrale française et des centrales suisses de Leibstadt et de Beznau. La CRIIRAD, dans une étude de l'environnement du site de Fessenheim (1990), aboutit à la même conclusion.

5.5.2. Radioactivité artificielle des végétaux immergés (tab. 25)

Cinq radioéléments artificiels sont décelés dans l'environnement aquatique de la centrale en 1989. Les ^{134}Cs et ^{137}Cs présents à des concentra-

Tableau 24. — Radioéléments artificiels mesurés dans les sédiments collectés dans le Rhin, en amont et en aval de la centrale de Fessenheim.

	Amont de la centrale	Aval de la centrale
¹³⁴ Cs	18 (1/1)	8 à 16 (5/5)
¹³⁷ Cs	97 (1/1)	43 à 96 (5/5)
⁵⁸ Co	1 (1/1)	1 à 10 (3/5)
⁶⁰ Co	4 (1/1)	3 à 6 (2/5)
⁵⁴ Mn	1 (1/1)	-

Tableau 25. — Radioéléments artificiels mesurés dans les végétaux immergés collectés dans le Rhin, en amont et en aval de la centrale de Fessenheim.

	Amont de la centrale	Aval de la centrale
¹³⁴ Cs	3,1 à 5,2 (2/2)	1,4 à 3,9 (4/5)
¹³⁷ Cs	14,0 à 25,3 (2/2)	7,4 à 38,2 (5/5)
⁵⁸ Co	3,4 (1/2)	10,1 à 68,0 (5/5)
⁶⁰ Co	4,9 à 9,8 (2/2)	5,9 à 21,2 (5/5)
⁵⁴ Mn	2,8 (1/2)	3,3 (1/3)

tions et des fréquences de détection quasi identiques à l'amont comme à l'aval du site, sont caractérisés par un rapport isotopique de $4,5 \pm 0,8$ correspondant au rapport théorique ($R_{\text{Inéo.}} = 5,4$). La présence de ⁵⁸Co, ⁶⁰Co et ⁵⁴Mn à l'amont de l'installation confirme l'existence de rejets radioactifs d'autres centrales nucléaires implantées sur le Rhin. Leurs concentrations sont légèrement plus élevées à l'aval du site. Une analyse de variance montre que les échantillons amont et aval appartiennent à une même population (variances non dif-

férentes), mais un test sur l'égalité des moyennes obtenues pour les principaux radioéléments confirme l'influence de Fessenheim par acceptation au seuil de 1 %, de l'hypothèse « $\text{moyenne}_{\text{aval}} > \text{moyenne}_{\text{amont}}$ ».

5.5.3. Radioactivité artificielle des poissons (tab. 26)

De 1987 à 1990, les concentrations en ¹³⁴Cs et en ¹³⁷Cs présentent un rapport isotopique correspondant parfaitement à l'évolution de la valeur

théorique qui caractérise les émissions de Tchernobyl (fig. 13). En appliquant la période effective apparente estimée pour Cattenom, à 190 jours, il est possible de calculer la concentration en ^{137}Cs dans les poissons

juste après Tchernobyl, soit environ 35 Bq.kg^{-1} frais (fig. 14).

En 1989, seuls 3 échantillons sur 41 présentent, à l'aval du site, des concentrations significatives en certains produits d'activation : ^{58}Co , ^{60}Co

Fig. 13. — Evolution du rapport isotopique $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ mesuré chez les poissons prélevés en amont et en aval de la centrale de Fessenheim après l'accident de Tchernobyl.

Tableau 26. — Radioéléments artificiels mesurés dans les poissons pêchés dans le Rhin, en amont et en aval de la centrale de Fessenheim.

Etude	Suivi radioécologique		Révision décennale				Suivi radioécologique	
Date	07.1987 10.1987		04.1988		04 à 10.1989		04.1990 07.1990	
Zone par rapport à la centrale	Amont	Aval	Amont	Aval	Amont	Aval	Amont	Aval
¹³⁴ Cs	1,5 à 2,3 (5/5)	0,7 à 4,8 (26/26)	1,1 (1/2)	0,7 à 0,8 (3/3)	0,02 à 1,5 (15/15)	0,1 à 1 (31/41)	0,1 à 0,4 (6/7)	0,13 à 2,9 (6/19)
¹³⁷ Cs	4 à 6,8 (5/5)	1,9 à 12 (26/26)	2,7 à 3,8 (2/2)	2,5 à 2,7 (3/3)	0,7 à 2,2 (15/15)	0,4 à 5,6 (41/41)	0,3 à 1,5 (7/7)	0,12 à 1,35 (19/19)

concentration en Cs-137

(Bq/kg frais)

Fig. 14. — Evolution de la concentration en ¹³⁷Cs dans les poissons pêchés dans l'environnement du site de Fessenheim après l'accident de Tchernobyl. Estimation de la concentration juste après l'accident.

et ^{65}Zn (détecté une seule fois à $0,6 \text{ Bq.kg}^{-1}$ frais). L'amont de Fessenheim étant sous l'influence d'autres installations nucléaires, et compte tenu des très faibles niveaux mesurés, il est impossible de discerner l'impact propre de la centrale française.

5.5.4. Bilan

Les retombées de Tchernobyl dans l'est de la France ont largement influencé les niveaux de radioactivité artificielle des sédiments, des végétaux immergés et des poissons, l'impact étant encore visible 3 ans après l'accident. Pour les ^{137}Cs et ^{134}Cs décelés dans tous les compartiments, plusieurs origines sont possibles (retombées anciennes uniquement pour l'isotope 137, retombées de Tchernobyl, influence d'installations nucléaires amont, influence des rejets de Fessenheim). Dans ces conditions, il est impossible d'attribuer

quantitativement la part de chaque terme source dans la radioactivité artificielle de l'écosystème aquatique. Les retombées atmosphériques anciennes jouent probablement pour une très faible part dans le pool de ^{137}Cs mesuré. Etant donné leur homogénéité sur l'ensemble du territoire et leur nature chronique, les valeurs en ^{137}Cs en résultant, peuvent être assimilées à celles trouvées dans le cadre du point zéro de la centrale de Cattenom (tab. 27). Par contre, l'impact de Tchernobyl, de nature aiguë et largement fonction de la zone géographique, ne peut être caractérisé par les valeurs obtenues sur un autre site, même proche. En effet, en apportant les corrections concernant la décroissance physique des radioéléments sur les mesures faites à Cattenom (Est de la France) en juillet 1986, l'influence de divers paramètres gouvernant la diminution des concentrations (charriage pour les sédi-

Tableau 27. — Comparaison de la part relative des différents termes sources possibles en radiocésiums pour le site de Fessenheim, sur la base des données obtenues dans l'est de la France à Cattenom.

Terme source	radioélément	retombées anciennes CATTENOM	Tchernobyl CATTENOM		mesures FESSENHEIM
			1986	1989 (Tp) ¹	1989
sédiments $\text{Bq.kg}^{-1}\text{sec}$	^{137}Cs	1 à 20	220 à 240	205 à 223	64 ± 26
	^{134}Cs	—	100 à 110	36 à 40	12 ± 4
végétaux immergés $\text{Bq.kg}^{-1}\text{sec}$	^{137}Cs	0,4 à 1,4	188 ± 85	175 ± 79	18 ± 15
	^{134}Cs	—	87 ± 40	32 ± 15	$1,9 \pm 1,7$
poissons $\text{Bq.kg}^{-1}\text{frais}$	^{137}Cs	$0,1 \pm 0,6$	$6,3 \pm 2,2$	$5,9 \pm 2,0$	$1,5 \pm 0,3$
	^{134}Cs	—	$2,9 \pm 0,9$	$1,1 \pm 0,8$	$0,25 \pm 0,07$

¹ Tp = période physique. Les valeurs de cette colonne correspondent aux données 1986 corrigées de la décroissance physique.

ments, élimination biologique pour les organismes vivants) ne permet pas d'expliquer totalement la différence avec les valeurs obtenues en 1989 pour le site de Fessenheim à l'amont comme à l'aval. A partir des résultats obtenus pour les poissons (application d'une période effective de 180 jours), il faut en déduire que l'impact de Tchernobyl a été près de 6 fois supérieur dans l'extrême est du territoire par rapport à Cattenom (concentration en ^{137}Cs estimée à 35 Bq.kg^{-1} frais à Fessenheim au lieu de $6,3 \text{ Bq.kg}^{-1}$ frais mesuré à Cattenom).

Dans la zone amont, la présence de ^{58}Co , ^{60}Co et ^{54}Mn ne peut s'expliquer que par l'influence d'installations en amont. L'impact de 12 années de rejets de Fessenheim n'est pas quantifiable en raison des multiples termes sources existants. La radioactivité imputable au fonctionnement de centrales nucléaires est dans tous les cas très faible dans l'écosystème aquatique.

5.6 Site du Bugey

5.6.1. Radioactivité artificielle des sédiments (tab. 28)

Les valeurs mesurées à l'amont du site du Bugey depuis la réalisation du point zéro en 1977, jusqu'à l'accident de Tchernobyl permettent de caractériser l'impact des retombées des anciens tirs nucléaires aériens. Des traces de ^{90}Sr et le ^{137}Cs ($5,7 \pm 2,8 \text{ Bq.kg}^{-1}$ sec avec une détec-

tion dans 8 échantillons sur 8) sont décelés (Picat *et al.*, 1977).

Jusqu'à la mise en service des réacteurs à eau pressurisée (d'avril 1978 à juillet 1979), l'aval du site est soumis aux rejets liquides de la tranche graphite-gaz, comme en témoignent les valeurs légèrement plus élevées qu'à l'amont du site, en ^{137}Cs . Après le démarrage des quatre tranches à eau pressurisée et avant Tchernobyl, les radioéléments les plus abondants dans les effluents liquides sont détectés : ^{58}Co , ^{60}Co , ^{134}Cs , ^{137}Cs (ces deux derniers étant plus importants dans les rejets des réacteurs UNGG).

En mai 1986, l'impact de Tchernobyl entraîne une augmentation très nette des concentrations en ^{134}Cs et ^{137}Cs à l'amont comme à l'aval du site, ainsi que l'apparition de $^{110\text{m}}\text{Ag}$ et des $^{103+106}\text{Ru}$. Après mai 1986, une diminution des concentrations en ^{134}Cs et ^{137}Cs est enregistrée. Un an plus tard, les ruthéniums ne sont plus détectés. $^{110\text{m}}\text{Ag}$ est par contre encore mesuré à l'aval du site tout comme les $^{58+60}\text{Co}$, ces radioéléments étant présents dans les rejets de la centrale (tab. 9).

5.6.2. Radioactivité artificielle des végétaux immergés (tab. 29)

Les phanérogames immergées sont rares dans le Rhône au niveau du site du Bugey expliquant le peu de mesures disponibles. Les échantillons prélevés en 1979 et 1989 permettent de confirmer l'influence de la centrale par la mesure des $^{57+58+60}\text{Co}$, ^{54}Mn ,

Tableau 28. – Radioéléments artificiels mesurés dans les sédiments collectés dans le Rhône, en amont et en aval de la centrale du Bugey.

Etude	Suivi radioécologique										Révision décennale			
Date	10.1976	04.1980	07.1984	07.1985	05 à 07.1986	06.1987	09.1988	07.1989						
Zone	Amont	Aval	Amont	Amont	Aval	Amont	Aval	Amont	Aval	Amont	Amont	Aval	Amont	Aval
¹³⁴ Cs	—	—	—	—	1,2 (2/4)	—	1,59 (1/3)	19 à 132 (4/4)	19 à 45 (2/2)	7,6 (1/1)	6 (1/2)	1,6 à 3,8 (2/2)	2,9 (1/1)	1,6 à 7 (3/3)
¹³⁷ Cs	4,4 à 13,3 (2/2)	5,9 à 18,9 (3/3)	2,2 à 5,5 (3/3)	6 (2/2)	5 à 34 (4/4)	3,3 (1/1)	5 à 10 (3/3)	34 à 270 (4/4)	42 à 88 (2/2)	21 (1/1)	13 à 25 (2/2)	13 à 19 (2/2)	15 (1/1)	6 à 30 (3/3)
⁵⁸ Co	—	—	—	—	1,9 à 7,1 (4/4)	—	—	—	—	—	—	—	—	3 (1/3)
⁶⁰ Co	—	—	—	—	2,8 (2/4)	—	3,4 (1/3)	—	—	0,9 (1/1)	—	6 (1/2)	—	6 à 9 (2/3)
¹⁰³ Ru	—	—	—	—	—	—	—	8 à 160 (4/4)	13 à 19 (2/2)	—	—	—	—	—
¹⁰⁶ Ru	—	—	—	—	—	—	—	48 à 154 (3/4)	70 (1/2)	—	—	—	—	—
^{110m} Ag	—	—	—	—	—	—	—	3 (1/4)	7 (1/2)	—	—	2,6 (1/2)	—	4 (1/3)

Tableau 29. — Radioéléments artificiels mesurés dans les végétaux immergés collectés dans le Rhône, en amont et en aval de la centrale du Bugey.

Etude	Suivi radioécologique		Révision décennale	
Date	10.1979 12.1979		05.1986	09.1989
Zone par rapport à la centrale	Amont	Aval	Amont	Amont Aval
¹³⁴ Cs	-	-	192 (1/1)	- 4,9 (1/1)
¹³⁷ Cs	7 à 9,5 (2/3)	4,8 à 20,4 (2/2)	389 (1/1)	11,9 30 (1/2) (1/1)
⁵⁷ Co	-	46,7 (1/2)	-	- 0,9 (1/1)
⁵⁸ Co	-	2407 (1/2)	-	- 290 (1/1)
⁶⁰ Co	-	2,6 à 462 (2/2)	-	- -
¹⁰³ Ru	-	-	594 (1/1)	- -
¹⁰⁶ Ru	-	-	385 (1/1)	- -
⁵⁴ Mn	-	231 (1/2)	-	- 8,1 (1/1)

^{110m}Ag. Pour le ¹³⁷Cs, l'apport des effluents liquides s'additionne aux retombées atmosphériques anciennes et aux retombées de Tchernobyl.

En mai 1986, l'échantillon prélevé à l'amont du site permet d'estimer l'impact de Tchernobyl avec la détection à des concentrations élevées, de ¹³⁷Cs, et ¹³⁴Cs avec un rapport isotopique de 2 correspondant à la valeur théorique et de ¹⁰³Ru et ¹⁰⁶Ru.

5.6.3. Radioactivité artificielle des poissons (tab. 30)

De 1975 à 1985, l'amont de la centrale du Bugey n'est soumis qu'aux retombées atmosphériques anciennes (Creys-Malville n'a divergé qu'à partir de 1986) avec la présence de ¹³⁷Cs à une concentration de $0,22 \pm 0,07 \text{ Bq.kg}^{-1}$ frais et une détec-

tion dans 39 échantillons sur 52. Lors de la réalisation du point zéro en 1977, ce radioélément est accompagné épisodiquement de ⁹⁵Zr et de ⁹⁵Nb (Foulquier *et al.*, 1978).

Avant l'accident de Tchernobyl, une analyse de variance (test de Fisher) montre une différence significative entre la zone amont et la zone aval du site. En 1977, à l'aval de Bugey, avant la mise en service des tranches à eau pressurisée, seuls les ¹³⁴Cs et ¹³⁷Cs sont mesurés, avec, épisodiquement, le ⁶⁵Zn et le ⁵⁴Mn. Les radiocésiums constituent les radioéléments majoritairement présents dans les rejets liquides des réacteurs de la filière graphite-gaz. Les ⁶⁵Zn et ⁵⁴Mn peuvent également entrer dans leur composition. Sur la période antérieure à Tchernobyl (1974-1985), il est pos-

Tableau 30. — Radioéléments artificiels mesurés dans les poissons pêchés dans le Rhône, en amont et en aval de la centrale du Bugey.

Etude	Suivi radiocécologique															
	12. 1974		02. 1975		09. 1977		08. 1978		10. 1979 12. 1979		06. 1980		06 à 10. 1981		02. 1982 08. 1982	
Zone	Aval	Amont	Aval	Amont	Aval	Amont	Aval	Amont	Aval	Amont	Aval	Amont	Aval	Amont	Aval	Amont
¹³⁴ Cs	1,3 (1/1)	-	1,3 à 1,5 (2/3)	-	0,07 à 1,04 (5/10)	-	0,07 à 1,3 (4/22)	-	-	-	-	-	0,2 à 1,3 (7/8)	-	0,1 à 1,9 (14/18)	-
¹³⁷ Cs	2,9 (1/1)	0,6 (1/2)	0,7 à 0,9 (2/3)	0,3 à 11,2 (7/10)	0,2 à 0,7 (6/8)	0,2 à 4,6 (8/22)	0,4 à 0,7 (4/5)	0,1 à 1,2 (5/6)	0,4 à 0,7 (4/5)	0,2 à 0,5 (3/3)	0,6 (1/2)	0,2 à 0,5 (3/3)	0,2 à 3,1 (8/8)	0,1 à 0,8 (5/5)	0,3 à 2,1 (18/18)	0,3 à 2,1 (18/18)
⁵⁸ Co	-	-	-	-	-	-	0,4 à 76,5 (4/22)	-	2,1 à 209,7 (5/5)	-	0,6 (1/2)	-	0,5 à 2,1 (2/8)	-	0,4 à 129 (6/18)	-
⁶⁰ Co	-	-	-	-	-	-	17,3 (1/22)	-	0,3 à 35,2 (5/5)	-	0,4 (1/2)	-	0,4 à 2,1 (3/8)	0,4 à 1,9 (4/5)	0,2 à 42,6 (10/18)	-
¹⁰³ Ru	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
¹⁰⁶ Ru	-	-	-	-	-	-	5,0 (1/22)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
⁵⁴ Mn	-	-	-	-	0,22 (1/10)	-	0,3 à 6,8 (2/22)	-	0,9 à 8,1 (2/5)	-	-	-	0,3 (1/8)	-	0,2 à 17,3 (6/18)	-
^{110m} Ag	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
⁶⁵ Zn	-	-	0,78 (1/5)	-	9,1 (2/10)	-	0,4 (1/22)	-	-	-	-	-	0,7 à 1,1 (2/8)	-	0,4 à 6,5 (5/18)	0,4 à 6,5 (5/18)

Tableau 30 (suite) – Radioéléments artificiels mesurés dans les poissons pêchés dans le Rhône, en amont et en aval de la centrale du Bugey.

Etude	Suivi radiocécologique										Révision décennale				Suivi radiocécologique		
	06.1983		05 à 10.1984		03 à 07.1985		05 à 08.1986		03 à 11.1987		03 à 08.1988		01 à 07.1989		03 à 07.1990		
Date	Zone	Amont	Aval	Amont	Aval	Amont	Aval	Amont	Aval	Amont	Aval	Amont	Aval	Amont	Aval	Amont	Aval
¹³⁴ Cs		-	0,17 (1/1)	-	0,04 à 0,7 (9/31)	-	0,15 (1/15)	0,6 à 9,6 (17/17)	0,4 à 19,1 (18/18)	0,3 à 5,9 (29/29)	0,5 à 5,0 (14/14)	0,3 à 0,9 (5/7)	0,1 à 0,5 (12/12)	0,1 à 0,5 (20/25)	-	0,08 à 1,2 (6/7)	
¹³⁷ Cs		0,2 à 0,5 (3/3)	0,87 (1/1)	0,04 à 0,4 (10/16)	0,04 à 1,1 (29/31)	0,04 à 0,25 (6/9)	0,02 à 2,7 (13/15)	2,9 à 18,9 (17/17)	2,1 à 39,2 (18/18)	1,9 à 1,01 (29/29)	1,4 à 7,5 (14/14)	0,2 à 2,9 (5/7)	0,5 à 2,5 (12/12)	0,4 à 1,8 (24/25)	0,34 (1/1)	0,28 à 1,7 (7/7)	
⁵⁸ Co		-	-	-	4,1 (1/31)	-	-	-	-	-	4,9 (1/14)	0,5 (1/7)	-	-	-	0,91 à 0,98 (2/7)	
⁶⁰ Co		0,3 (1/3)	0,14 (1/1)	0,1 (1/16)	0,1 à 2,0 (6/31)	-	-	-	1,6 (1/18)	-	0,1 à 23,1 (3/14)	0,16 (1/10)	-	0,32 (1/25)	-	0,29 à 0,5 (3/7)	
¹⁰³ Ru		-	-	-	-	-	-	0,6 à 3,8 (6/17)	0,7 à 3,6 (10/18)	-	-	-	-	-	-	-	
¹⁰⁶ Ru		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
⁵⁴ Mn		-	-	-	0,1 (1/31)	-	-	0,2 (1/17)	-	-	-	-	-	-	-	-	
^{110m} In		-	-	-	0,1 (1/3)	-	-	-	0,3 à 3,1 (2/18)	-	1,2 à 1,4 (2/14)	0,1 (1/7)	-	-	-	0,11 à 0,27 (2/7)	
⁶⁵ Zn		-	-	-	-	-	-	-	0,6 (1/18)	-	-	-	-	-	-	-	

sible de quantifier l'impact de la centrale sur la base des calculs de moyennes sur l'ensemble des données brutes acquises pendant cet intervalle de temps :

— pour le ^{137}Cs détecté 91 fois sur 116 :

$$[\text{Cs}^{137}]_{\text{tot.}} = [\text{Cs}^{137}]_{\text{ret.anc.}} + [\text{Cs}^{137}]_{\text{centrale}}$$

$$\Leftrightarrow [\text{Cs}^{137}]_{\text{centrale}} = (0,80 \pm 0,25) - (0,22 \pm 0,07) = 0,58 \pm 0,32 \text{ Bq.kg}^{-1} \text{ frais}$$

(respectivement, 28% dûs aux retombées anciennes et 72% dûs au fonctionnement de la centrale).

— pour le ^{134}Cs , détecté 44 fois sur 116, la seule origine possible est le fonctionnement de la centrale, la concentration moyenne étant de $0,19 \pm 0,07 \text{ Bq.kg}^{-1}$ frais.

A partir de la mise en service des réacteurs à eau pressurisée (1978), apparaissent en plus les $^{57+58+60}\text{Co}$ avec des fréquences de détection faible.

Après Tchernobyl, en mai 1986, les concentrations en ^{134}Cs et ^{137}Cs augmentent d'une manière significative, multipliées par un facteur 30 environ, à l'amont comme à l'aval du site (fig. 15). Il est possible d'estimer l'apport en radiocésiums dû à l'accident par rapport au pool existant au préalable :

— pour le ^{137}Cs :

$$[\text{Cs}^{137}]_{\text{tot.}} = [\text{Cs}^{137}]_{\text{ret.anc.}} + [\text{Cs}^{137}]_{\text{Tcher.}} + [\text{Cs}^{137}]_{\text{centrale}}$$

$$\Leftrightarrow [\text{Cs}^{137}]_{\text{Tcher.}} = (13,5 \pm 4,6)_{\text{tot.}} - (0,22 \pm 0,07)_{\text{ret.anc.}} - (0,58 \pm 0,32)_{\text{centrale}} = 12,7 \pm 5,0 \text{ Bq.kg}^{-1} \text{ frais}$$

(soit, respectivement, 1,6% dûs aux retombées anciennes, 4,3% dûs au fonctionnement de la centrale et 94,1% dûs à Tchernobyl).

— pour le ^{134}Cs :

$$[\text{Cs}^{134}]_{\text{Tcher.}} = (6,1 \pm 2,3)_{\text{tot.}} - 0,19 \pm 0,07)_{\text{centrale}} = 5,91 \pm 2,37 \text{ Bq.kg}^{-1} \text{ frais}$$

(soit, respectivement, 3,1% dûs au fonctionnement de la centrale et 96,9% dûs à Tchernobyl).

Jusqu'en 1988, le rapport isotopique caractérisant l'apport de Tchernobyl est respecté (fig. 16). En 1989, il devient inférieur à l'aval du Bugey, témoignant de la disparition de l'effet de masque dû à l'accident sur la radioactivité artificielle des poissons. En 1990, les niveaux en radiocésiums sont revenus globalement à leur état de référence avant l'accident. Le calcul de la période effective apparente donne une nouvelle fois une valeur de l'ordre de 190 jours (fig. 17).

Juste après Tchernobyl, le ^{103}Ru et $^{110\text{m}}\text{Ag}$ sont détectés de manière épisodique à l'amont et à l'aval du site. Le ^{103}Ru n'est mesuré qu'en 1986; $^{110\text{m}}\text{Ag}$ peut avoir une double origine : retombées de l'accident et rejets liquides de la centrale.

5.6.4. Bilan

L'impact de 18 ans de fonctionnement de la centrale de Bugey (1972 à 1990) se traduit par la présence de radionucléides composant les effluents liquides rejetés (radiocobalts, $^{110\text{m}}\text{Ag}$, ^{54}Mn , les radiocésiums pouvant avoir plusieurs origines). Végétaux et sédiments reflètent mieux la composition isotopique des effluents que les poissons qui sont contaminés uniquement par les césiums. A long terme, il a été démontré par plusieurs

Fig. 15. - Evolution de la radioactivité artificielle des poissons en amont et aval du Bugey depuis la divergence de la première tranche.

Fig. 16. — Evolution du rapport isotopique $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ mesuré chez les poissons prélevés en amont et en aval de la centrale du Bugey après l'accident de Tchernobyl.

auteurs (Foulquier *et al.* 1985; Michollet-Cote *et al.*, 1973) que ces organismes présentaient une radioactivité artificielle liée à la nature des effluents des centrales selon la période effective du radionucléide considéré, le niveau quantitatif et la fréquence de son rejet par les installations.

Tchernobyl a masqué pendant environ trois ans, l'impact de la centrale par un apport de ^{134}Cs et ^{137}Cs représentant, juste après l'accident,

près de 95 % de la concentration totale. L'influence de la centrale et des retombées anciennes est à cette période très faible (respectivement, 1,5 % et 3,5 %).

6. — CONCLUSION

La radioactivité artificielle maximale pouvant être observée dans l'environnement aquatique d'une centrale nu-

concentration en Cs-137

(Bq/kg frais)

Fig. 17. — Evolution de la concentration en ^{137}Cs dans les poissons pêchés dans l'environnement du site du Bugey après l'accident de Tchernobyl. Estimation de la période effective apparente.

cléaire représente une part plus ou moins importante de la radioactivité d'origine naturelle, selon le compartiment considéré. Dans tous les cas les concentrations en radioéléments artificiels imputables aux rejets d'effluents liquides sont toujours nettement inférieures à celles relatives à la radioactivité naturelle. Celle-ci est essentiellement due au ^{40}K , à la famille de l' ^{238}U comprenant 14 descendants, et à celle du ^{232}Th en comprenant 10. Elle est quasiment constante dans les sédiments, les vé-

gétaux et les poissons des principaux cours d'eau français (Descamps et Foulquier, 1988). Des moyennes ont donc été effectuées sur l'ensemble des données brutes de spectrométrie γ réalisées sur des échantillons, tout bassin versant confondu (tab. 31). Le nombre de résultats pris en considération pour le calcul des moyennes figure dans le tableau 31. L'équilibre entre les descendants de la famille de l' ^{238}U est respecté puisque la radioactivité due au « père » est égale à celle du « fils » ^{226}Ra . La radioactivité na-

Tableau 31. — Radioactivité d'origine naturelle des sédiments, des végétaux immergés et des poissons. Moyennes et intervalle de confiance à 95 % calculés pour l'ensemble des principaux cours d'eau français.

Compartiment	sédiments (Bq.kg ⁻¹ sec)	végétaux immergés (Bq.kg ⁻¹ sec)	poissons (Bq.kg ⁻¹ frais)
40K	683 ± 25 (472) ¹	903 ± 105 (513)	90,0 ± 2,6 (2396)
238U	49 ± 2 (416)	34 ± 4 (383)	2,04 ± 0,56 (1467)
226Ra	52 ± 3 (314)	34 ± 6 (179)	4,37 ± 2,68 (894)
232Th	51 ± 3 (463)	29 ± 4 (420)	0,65 ± 0,05 (941)
Radioactivité totale ²	1879 ± 83	1669 ± 201	125 ± 11

1 nombre de valeurs prises en considération.

2 Radioactivité totale = 40K + 238U x 14 + 232Th x 10.

turelle totale est calculée selon la formule :

$$K^{40} + 14 \times U^{238} + 10 \times Th^{232}.$$

Pour chaque compartiment, la radioactivité artificielle est calculée par addition des valeurs maximales obtenues pour les principaux radioéléments détectés dans le milieu aquatique

$$(^{134}Cs + ^{137}Cs + ^{58}Co + ^{60}Co + ^{110m}Ag + ^{54}Mn).$$

Pour les sites étudiés et les valeurs obtenues dans le cadre des plus récentes études radioécologiques réalisées (1988 pour Cattenom, 1989 pour Nogent, Fessenheim et Bugey, 1990 pour Dampierre), elle ne représente, dans les poissons, que de 0,5 à 3,5 % de la radioactivité naturelle, dans les sédiments, 3 à 16 %, et dans les végétaux immergés, de 3 à 55 % (fig. 18). Ces valeurs peuvent fluctuer d'une année sur l'autre, en fonction des événements qui se sont produits pendant la période de mesure (sécheresse, rejets de la centrale plus ou

moins importants, retombées de Tchernobyl...).

En ne tenant pas compte des deux césiums qui peuvent avoir plusieurs origines (Tchernobyl, fonctionnement des centrales nucléaires, retombées anciennes pour l'isotope 137), il faut noter qu'il n'apparaît pas de différence significative dans les niveaux de radioactivité artificielle de l'environnement aquatique des centrales ayant moins de 5 ans d'exploitation (Cattenom et Nogent) ou plus de 10 ans (Dampierre, Fessenheim et Bugey). L'impact des effluents liquides se traduit par de faibles niveaux de radioactivité artificielle dans les écosystèmes aquatiques, principalement dus au ⁵⁸Co, au ⁶⁰Co, et sporadiquement, au ⁵⁴Mn, à l'^{110m}Ag, et au ⁵⁷Co.

L'ensemble des résultats présentés ici confirme la qualité de radioindicateurs des végétaux aquatiques, le rôle des sédiments en tant qu'intégrateurs de pollution et donc en tant que terme source secondaire possible dans le

Fig. 18. — Comparaison des niveaux de radioactivité naturelle et artificielle en aval des centrales nucléaires étudiées.

transfert des radionucléides. Les poissons présentent un intérêt particulier en raison de leur place dans les chaînes trophiques. Les concentrations maximales sont observées dans les végétaux (par exemple 900 Bq.kg^{-1} sec en ^{58}Co), avec une détection de radioéléments plus nombreux que dans les autres compartiments. Par contre, dans les poissons, seuls sont détectés régulièrement les césiums, en situation normale ou accidentelle, et sporadiquement, les autres radioéléments présents dans les effluents liquides (cobalts, ^{54}Mn , $^{110\text{m}}\text{Ag}$ ...). Dans l'ensemble des compartiments, l'impact des radiocésiums des effluents a été masqué pendant environ trois années pour les sites étudiés par les retombées de Tchernobyl.

Les exemples d'impact de centrales nucléaires présentés dans cet article, démontrent l'intérêt de l'acquisition régulière de données sur les divers composants de l'écosystème aquatique. Le choix des compartiments échantillonnés, les analyses effectuées et le suivi constamment amélioré dans la méthodologie et la démarche utilisées, permettent une évaluation objective de l'impact des effluents. L'acquisition de données dans le temps et l'espace est indispensable pour valider les modèles de simulation numérique de la distribution des radioéléments au sein des chaînes trophiques d'eau douce. Basés sur la réalisation d'expériences en laboratoire, ces outils mathématiques, une fois validés, présentent des qualités explicative et prédictive sur les transferts des radionucléides en eau douce.

BIBLIOGRAPHIE

- Anonyme, 1977a. Traçage du site de Nogent-sur-Seine. CEA, IPSN, SERE, Laboratoire de Radioécologie Terrestre, CEN Cadarache, France, 14 p.
- Anonyme, 1977b. Traçage du site de Golfech. CEA, IPSN, SERE, Laboratoire de Radioécologie Terrestre, CEN Cadarache, France, 13 p.
- ACIRAD, 1990. Etude radioécologique de la ville d'Orléans, année 1990. 57 p.
- Baudin J.P., Garnier J., Lambrechts A. et Foulquier L., 1989. Données expérimentales sur les formes physico-chimiques de l'antimoine 125 et de l'argent 110m et sur leurs transferts à un poisson ducaquicole, la carpe. *Rapport CEA-R-5476*, Saclay, France, 77 p.
- Bidard F. et Bardin B., 1987. Exploitation des centrales nucléaires et environnement : le secteur eau. *Revue générale du nucléaire* 1, 24-32.
- Bruno V., 1990. Etude expérimentale et modélisation du transfert du ^{226}Ra dans un écosystème aquatique simplifié d'eau douce. *Thèse Doct., Univ. Montpellier II*, 150 p.
- Camplin W.C., Leonard D.R.P., Tipple J.R. et Duckett L., 1988. Radioactivity in freshwater systems in Cumbria (UK) following the Chernobyl accident. *CEC contract. B16 0246, UK (H). Ministry of Agriculture, Fisheries, Directorate of Fisheries Research - Lowestoft July*, 16 p.
- Cartier Y., Jouen R. et Feuerstein J., 1990. Rétention des principaux radionucléides présents dans les rejets normaux d'un réacteur à eau pressurisée par les sédiments charriés en suspension et les dépôts sédimentaires de la Garonne au voisinage de Golfech. CEA, IPSN, SERE, Section de Radioécologie physique, CEN Cadarache, France, 59 p.
- CEA, 1991. Quelques informations utiles. CEA, Département des Relations Publiques et de la Communication, Paris, 80 p.

- CRIIRAD, 1990. Etude radioécologique de l'environnement de Fessenheim. 16 p.
- Descamps B., Pally M., Foulquier L., 1979. Etude radioécologique de la Loire – Site de Dampierre – Point zéro radiohydrobiologique. *Contrat D 1596*, CEA, IPSN, SERE, Laboratoire d'Etudes de Pollution des Eaux, CEN Cadarache, France, 81 p.
- Descamps B. et Baudin-Jaulent Y., 1984. Point zéro radioécologique du site de Nogent-sur-Seine. *Contrat 1305*, CEA, IPSN, SERE, Laboratoire de Radioécologie des Eaux Continentales, CEN Cadarache, France, 27 p.
- Descamps B. et Maubert H., 1984. Etude radioécologique de la Moselle – Site de Cattenom – Point zéro hydrologique, sédimentologie et hydrobiologique. *Contrat V 1555-001/CA 1622*, CEA, IPSN, SERE, Laboratoire de Radioécologie des Eaux Continentales, CEN Cadarache, France, 72 p.
- Descamps B. et Baudin-Jaulent Y., 1988. Evolution de l'impact radioécologique de l'accident de Tchernobyl dans trois bassins fluviaux français. In : *Impact des accidents d'origine nucléaire. IV^e Symposium International de Radioécologie*, CEN Cadarache, France, 14-18 mars 1988, 1, C.68-C.75.
- Descamps B. et Foulquier L., 1988. Natural radioactivity in the principal constituents of french river ecosystems. *Radiation Protection Dosimetry*, 24, 143-147.
- Descamps B., Deville-Cavelin G., Charlent O., Foulquier L., Baudin-Jaulent Y., Marchand S. et Remillet J.N., 1990. Bilan radioécologique de la centrale de Fessenheim – Juillet-Septembre 1989. CEA, IPSN, SERE, Laboratoire de Radioécologie des Eaux Continentales et Laboratoire d'Etudes d'Impacts, CEN Cadarache, France, 25 p.
- EDF, 1990. Annexe IX du rapport d'activité sur l'environnement, année 1989. Division Sécurité Radioprotection Environnement, 55 p.
- Foulquier L., Pally M. et Descamps B., 1978. Etude radioécologique du site du Bugey – Contrôle radiobiologique des poissons. *Contrat BUG 2-0299*, CEA, IPSN, SERE, Laboratoire d'Etudes de Pollution des Eaux, CEN Cadarache, France, 74 p.
- Foulquier L. et Pally M., 1982. Données sur la teneur en tritium lié de poissons des grands fleuves français. *Journées de l'Union Internationale des Radioécologistes*, 28-30 juin 1982, Wageningen, Hollande : 23 p.
- 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., 1988. Evaluation radioécologique de l'accident de Tchernobyl sur des écosystèmes aquatiques en France. In : *Impact des accidents d'origine nucléaire. IV^e Symposium International de Radioécologie*, CEN Cadarache, France, 14-18 mars 1988, 1, C.81-C.88.
- Foulquier L. et Baudin-Jaulent Y., 1989. Impact radioécologique de l'accident de Tchernobyl sur les écosystèmes aquatiques continentaux. *Commission des Communautés Européennes, Rapport XI-3522/90FR*, 222 p.
- Garnier-Laplace J., 1991. Etude des mécanismes de transfert de l'^{110m}Ag en eau douce. Conception et exploitation d'un modèle expérimental d'écosystème et d'un modèle mathématique de simulation de la distribution du radioélément au sein d'une chaîne trophique. *Rapport CEA-R-5549*, CEA, Saclay, France, 198 p.
- Journal Officiel, 1976. Rejets d'effluents radioactifs liquides ou gazeux provenant d'installations nucléaires. Règlements et conditions. Arrêtés du 10.08.1976. Textes d'intérêts général n° 76-217.
- Lambrechts A., 1984. Essai de modélisation du transfert du ¹³⁷Cs dans les

- compartiments d'un écosystème d'eau douce simplifié. *Rapport CEA-R-5268*, CEA, Saclay, France, 181 p.
- Lambrechts A., Foulquier L. et Pally M., 1988. Etude comparée de l'impact radioécologique des installations nucléaires et de l'accident de Tchernobyl sur le fleuve Rhône. In : *Impact des accidents d'origine nucléaire. IV^e Symposium International de Radioécologie*, CEN Cadarache, France, 14-18 mars 1988, 1, C.39-C.49.
- Lambrechts A., Roussel S., Foulquier L., Deville G., Jourdeuil L. et Marchand S., 1990. Bilan radioécologique du site du Bugey. CEA, IPSN, SERE, Laboratoire de Radioécologie des Eaux Continentales et Laboratoire d'Etudes d'Impacts, 79 p.
- Maubert H. et Descamps B., 1983. Etude radioécologique de la Seine – Site de Nogent-sur-Seine – Point zéro hydrologique, sédimentologie et hydrobiologie. *Contrat 1305*, CEA, IPSN, SERE, Laboratoire d'Etudes de Pollution des Eaux, CEN Cadarache, France, 68 p.
- Ottavi L. et Descamps B., 1987. Etude complémentaire de l'environnement du site de Cattenom. *Contrat CEA V 1555-006-0*, CEA, IPSN, SERE, Laboratoire d'Etudes d'Impacts et laboratoire de Radioécologie des Eaux Continentales, CEN Cadarache, France, 12 p.
- Ottavi L. et Descamps B., 1988. Etude radioécologique du site de Golfech. Point zéro hydrologique, sédimentologie, hydrobiologie. *Contrat GF 2852/V 2267-003*, CEA, IPSN, SERE, Laboratoire d'Etudes d'Impacts et laboratoire de Radioécologie des Eaux Continentales, CEN Cadarache, France, 56 p.
- Ottavi L. et Descamps B., 1988. Etude radioécologique du site de Golfech. *Contrat GF 2852/V 2267-003*, CEA, IPSN, SERE, Laboratoire d'Etudes d'Impacts et Laboratoire de Radioécologie des Eaux Continentales, CEN Cadarache, France, 56 p.
- Pally M., 1990. Mesures de radioactivité dans l'environnement aquatique des sites nucléaires de Nogent/Seine, Dampierre, Bugey et Fessenheim. CEA, IPSN, SERE, Laboratoire de Radioécologie des Eaux Continentales, 30 p.
- Pally M. et Foulquier L., 1979. Etude bibliographique sur la capacité et les modalités de la fixation du radiostrontium par les poissons. *Rapport CEA-BIB-232*, Saclay, France, 285 p.
- Pally M. et Foulquier L., 1983. Synthèse bibliographique sur la capacité et les modalités de la fixation du radiostrontium par les végétaux aquatiques. *Rapport CEA-BIB-238*, Saclay, France, 195 p.
- Pellerin P. et Moroni J.P. (1987). La réglementation française des rejets radioactifs des centrales nucléaires. *Revue générale du nucléaire*, 1, 19-22.
- Picat P., Debeuns R. et Ottavi L., 1977. Etude radioécologique du Rhône – Relevé radiosédimentologique – Site : Centrale du Bugey. CEA, IPSN, SERE, Laboratoire d'Etudes de Pollution des Eaux, CEN Cadarache, France, 185 p.
- Picat P., Debeuns G., Cartier Y. et Maubert H., 1979. Etude radioécologique du site de Dampierre – Point zéro radiosédimentologique. *Contrat D 1596*, CEA, IPSN, SERE, Laboratoire d'Etudes de Pollution des Eaux, CEN Cadarache, France, 40 p.
- Philippot J.C., 1988. Présentation du laboratoire de métrologie de l'environnement et d'intervention. In : *Impact des accidents d'origine nucléaire sur l'environnement, IV^e symp. internat. de Radioécologie*, CEN Cadarache, France, 14-18 mars 1988 : 12 p.
- Santschi P.H., Bollhalder S., Farrenkoth K., Lueck A., Zingg S. et Sturm M., 1988. Chernobyl radionuclides in the environment : tracers for the tight coupling of atmospheric, terrestrial and aquatic geochemical processes. *Environ. Sci. Technol.*, 22 : 510-516.