

CEA 1438 - BOVARD P., CANDILLON C.

ELIMINATION PAR DILUTION D'EFFLUENTS LIQUIDES FAIBLEMENT RADIO-
ACTIFS. LEURS CONSEQUENCES. (1960)

Sommaire. - Les centres nucléaires ont fréquemment à résoudre des problèmes posés par l'élimination de volumes importants d'effluents liquides faiblement radioactifs. Dans l'état actuel des choses, la solution la plus utilisée consiste à rejeter ces effluents dans le réseau hydrographique de manière à les diluer au maximum et abaisser ainsi leurs teneurs en isotopes radioactifs au-dessous des normes imposées par la Santé Publique.

Cette technique nécessite un contrôle systématique du réseau et de ses dépendances et demande une connaissance approfondie des processus d'adsorption et de fixation.

CEA 1438 - BOVARD P., CANDILLON C.

ELIMINATION OF SLIGHTLY RADIOACTIVE LIQUID EFFLUENT BY DILUTION.
ITS CONSEQUENCES. (1960)

Summary. - Nuclear centres often have to solve problems raised by the elimination of large volumes of slightly radioactive liquid effluent. As things stand at present, the method usually adopted consists in expelling this effluent into the main water system in order to dilute it to a maximum, and thus to lower its radioactive isotope concentration to below the norms imposed by the Public Health Service.

This technique requires systematic checking of the water system and its dependences, and demands a thorough knowledge of adsorption and fixation processes.

Service de Contrôle des Radiations
et de Génie Radioactif

ELIMINATION PAR DILUTION D'EFFLUENTS LIQUIDES
FAIBLEMENT RADIOACTIFS : LEURS CONSEQUENCES

par

P. BOVARD et C. CANDILLON

Communication présentée à la conférence de MONACO
Novembre 1959

PREMIER MINISTRE

**COMMISSARIAT A
L'ÉNERGIE ATOMIQUE**

**ELIMINATION PAR DILUTION D'EFFLUENTS LIQUIDES
FAIBLEMENTS RADIOACTIFS
LEURS CONSEQUENCES**

par

P. BOVARD et C. CANDILLON

Rapport C E A N° 1438

**CENTRE D'ÉTUDE
NUCLÉAIRES DE SACLAY
SERVICE DE DOCUMENTATION
Boite postale n° 2 - Gif-sur-Yvette (S.-et-O.)**

ELIMINATION PAR DILUTION D'EFFLUENTS LIQUIDES

FAIBLEMENTS RADIOACTIFS : LEURS CONSEQUENCES

Les centres nucléaires ont fréquemment à résoudre ces problèmes posés par l'élimination de volumes importants d'effluents liquides faiblement radioactifs. Dans l'état actuel des choses, la meilleure solution semble être de rejeter ces effluents dans le réseau hydrographique naturel ou artificiel, de manière à les diluer au maximum et rabaisser ainsi leurs teneurs en isotopes radioactifs au dessous des normes imposées par la Santé Publique.

Cette technique est utilisée en France, par tous les centres nucléaires. Ceux-ci mettent à profit la proximité

à Saclay, d'étangs artificiels créés par Louis XIV pour l'alimentation des grandes eaux de Versailles,

à Fontenay aux Roses, des égouts de l'agglomération parisienne,

à Grenoble, de l'Isère,

à Marcoule, du Rhône.

Jusqu'en 1957, les rejets furent négligeables. Ceux des trois premiers centres sont toujours minimes, ne dépassant pas quelques dizaines de mc par mois. A Marcoule, l'activité des effluents est plus grande, mais le débit du Rhône permet d'obtenir une concentration finale en radioéléments aussi faible.

L'accroissement des rejets en rivière rend nécessaire la surveillance des variations de la radioactivité du milieu (atmosphère, eau, sol) et en premier lieu des zones susceptibles d'être le siège d'une accumulation d'isotopes radioactifs, ce qui nous a amenés à étudier en laboratoire les mécanismes de concentration de la radioactivité dans l'intention de perfectionner nos méthodes d'échantillonnage, pour les mesures de surveillance.

I - RESULTAT DE LA SURVEILLANCE AUTOUR DES SITES -

Les échantillons analysés ont été prélevés dans la région parisienne, aux alentours de Grenoble, et à proximité des Centres de Marcoule et de Chinon (E.D.F.). Lorsque cela s'est avéré possible, ces études ont été complétées par le choix de sites de références. C'est ainsi que toute campagne de prélèvements à SACLAY a été doublée d'une campagne aux Etangs de St-Quentin à Trappes.

II - INTERPRETATION DES RESULTATS -

Les conditions exactes de prélèvement ont une grande importance et rendent compte souvent des différences obtenues d'un résultat à l'autre (pluviométrie, crues, époque végétative, etc...)

Il ressort de nos mesures que les terres, vases et végétaux fournissent des renseignements plus significatifs

que les eaux de rivière. La mobilité de ces dernières ne permet pas, en effet, une intégration de la radioactivité comme le font les sols et les êtres vivants.

III - EAUX -

La radioactivité totale de ces eaux reste presque toujours inférieure à $5 \cdot 10^{-8}$ c/m³, les différences étant faibles d'un échantillon à l'autre.

La teneur en uranium varie avec l'alimentation des cours d'eau : elle est en moyenne de l'ordre du microgramme par litre. Les rivières qui drainent un bassin granitique sont toujours plus riches.

CENTRE E.D.F. de CHINON	
Novembre 1958	Résultats en 10^{-6} g/l
Confluent Vienne-Loire	2,3 (\pm 12 %)
Digue EDF en amont du confluent	1,3 (\pm 30 %)
Pont de Port Boulet	1,6 (\pm 35 %)

La Vienne qui draine un bassin riche en sols aurifères accroît plus ou moins selon les époques, la teneur en uranium naturel des eaux de Loire.

Mise en lumière du rôle d'intégrateur joué par le sol et les végétaux.

A - Activité totale en 10^{-8} c/m³ ou tonne sèche

	Eaux	Sols
Jouy en Josas	6,7	2300 (± 40 %)
Chinon	4	4300 (± 50 %)
Grenoble	7	400
Marcoule	2	400
Saclay	7 (± 50 %)	-
Trappes	2,5 (± 65 %)	-

B - Teneur en ⁹⁰Sr + ⁹⁰Y en 10^{-8} c/m³ ou tonne sèche

	Eaux	Sols	Végétaux
Jouy en Josas	-	60(± 20 %)	100 (± 10 %)
Chinon	-	40(± 15 %)	1300 (± 35 %)
Marcoule	-	26(± 20 %)	240 (± 40 %)
Saclay	0,6 (± 50 %)	-	-
Trappes	0,75 (± 20 %)	-	900 (± 15 %)

112 - LES SOLS -

Les sols et les végétaux concentrent la radioactivité et les chiffres obtenus sont bien plus significatifs que ceux fournis par les eaux. On peut dire que ces matériaux jouent un rôle d'intégrateur de radioisotopes. L'enrichissement en isotopes radioactifs artificiels semble, en France, indépendant de la présence de Centres nucléaires. Une comparaison des chiffres obtenus et des époques du prélèvement est assez parlante.

Epoque de Prélèvement	Lieu	$^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ en 10^{-9} c/kg/s.	^{90}Sr en mc/km ²
Avril 1958	Grenoble	0,15	5,6
Mai	Marcoule	0,25	9,4
Octobre	Jouy en Josas	0,60	22,5
Novembre	Chinon	0,40	15

Il semble qu'il y ait accumulation de ^{90}Sr dans le sol au cours de l'année. Ces chiffres sont comparables à ceux obtenus aux U.S.A., au Royaume-Uni, au Japon et en Suède.

1956	3 à 5 mc/km ²
1957	10 mc/km ²
début 1958	16 mc/km ²
nos chiffres	6 à 23 mc/km ² en 1958

Si nous portons nos résultats sur la courbe cumulative du ^{90}Sr tracée par Stewart, nous voyons que nos points se placent bien sur le prolongement de ce graphique.

113 - LES VEGETAUX -

Le potassium naturel est un constituant important des végétaux ; une interprétation rigoureuse des résultats aurait nécessité dans chaque cas, la détermination de sa teneur, afin de tenir compte de la radioactivité due au ^{40}K .

Nous avons pu constater néanmoins une certaine homogénéité des résultats ; ceci permet de penser que l'espèce botanique a peu d'importance, du moins pour les plantes herbacées connues.

Par contre, cette radioactivité n'est pas uniformément répartie dans la plante, ce qui est conforme aux principes généraux de la physiologie végétale.

Végétaux -

	Activité totale (en 10^{-7} c/kg/s.)	Teneur en $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ (en 10^{-8} c/kg/s.)
<u>Chinon 1957</u>		
Crucifère	0,4 \pm 10 %	-
graminée	0,3 \pm 12 %	-
salisacée	0,5 \pm 20 %	-
solanée	0,2 \pm 15 %	-
vitacée	0,4 \pm 10 %	-
<u>1958</u>		
vitacée	12 \pm 10 %	-
graminée	-	1,7 \pm (40 %)
orme	-	1 \pm (34 %)
<u>Grenoble - Février 1958</u>		
Herbes	1,8 \pm 12 %	0,06 \pm (50 %)
	4 \pm 8 %	0,1 \pm (50 %)
	0,2 \pm 25 %	0,06 \pm 50 %
<u>Marcoule - Juillet 1957</u>		
Herbes	1 \pm 10 %	-

Juin 1958

A Herbes	0,6 ± 10 %	0,15 ± 65 %
C Herbes	0,7 ± 10 %	-
D Herbes	1,5 ± 18 %	-
Racines	1,1 ± 26 %	-
E Herbes	2,3 ± 30 %	NS 0,25
Racines	1 ± 15 %	-
F Vigne	0,9 ± 15 %	-
Herbes	2,4 ± 10 %	-
Racines	0,6 ± 25 %	-
G Racines	0,3 ± 60 %	0,25 ± 45 %
H Blé	0,6 ± 10 %	NS 0,15
Luzerne	0,5 ± 15 %	0,2 ± 40 %
Herbes	0,5 ± 6 %	-
Racines	0,3 ± 6 %	0,35 ± 5 %
I Herbes	1,5 ± 30 %	0,15 ± 40 %
Racines	0,3 ± 10 %	0,35 ± 5 %
M Vigne	1,2 ± 18 %	-
Herbes	2 ± 8 %	-
Racines	0,9 ± 30 %	-
N Herbes	0,4 ± 10 %	0,20 ± 40 %

Jouy en Josas - 1958 -

Herbes	1 ± 20 %	1 ± 10 %
	1,7 ± 15 %	-
	3,3 ± 10 %	-

Trappes - 1958 -

Herbes	1 ± 60 %	0,9 ± 13 %
--------	----------	------------

Saclay - 1957 -

Algues	4,7	±	40 %
Roseaux	0,6	±	10 %
	0,5	±	20 %
Lentilles d'eau	0,4	±	10 %
Algues	0,4	±	25 %
Algues	15	±	8 %

D'après ce tableau l'activité $\beta \gamma$ des parties aériennes semble légèrement supérieure à celle des racines.

$$1,3 \cdot 10^{-7} \text{ c/kg.s} \quad \text{contre} \quad 0,7 \cdot 10^{-7} \text{ c/kg.s}$$

Ceci est à relier à la teneur en potassium plus élevée dans les parties aériennes.

A l'opposé de ceci, la concentration spécifique en $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ est plus forte dans la racine, cette dernière étant de $0,32 \cdot 10^{-8} \text{ c/kg.s}$, alors que la limite supérieure dans les parties aériennes n'atteint que $0,25 \cdot 10^{-8}$. Or, la teneur en calcium chez les graminées peut être, si on la ramène au poids sec 5 à 10 fois plus élevée dans la racine. Il devrait en être de même pour le strontium si on admet comme hypothèse la constance du rapport $\frac{\text{Sr}}{\text{Ca}}$ dans tout le végétal.

On peut donc supposer qu'une partie du ^{90}Sr des parties aériennes n'est pas due aux apports de la sève, mais au dépôt extracuticulaire du ^{90}Sr des retombées.

Cette hypothèse est en partie confirmée par des mesures effectuées sur des plantes prélevées dans des fûts contaminés ou l'alimentation s'est faite également par la racine et pour lesquelles les rapports sont inversés.

Activité β γ en curie/kg		
	Blé	Laiteron
Racine	$3,8 \cdot 10^{-6}$	$9 \cdot 10^{-5}$
Tige	$2,6 \cdot 10^{-6}$	$5 \cdot 10^{-5}$

Enfin, cette hypothèse serait, en grande partie, fondée si l'on pouvait mettre en évidence une relation entre le ^{90}Sr des échantillons et l'activité récemment apportée par les pluies (études envisagée). Nous disons récemment car les pluies successives modifieront les dépôts déjà existants.

Dans le tableau ci-après, nous avons porté d'une part l'activité β (en 10^{-2} c/kg.s) des parties aériennes des graminées et d'autre part, l'activité β (en mc/km²) apportée par les pluies pendant les quinze jours précédant les prélèvements.

Lieu	Date	A	B
Marcoule	12/5	1/700	inexistante
Jouy	4/9	10/000	7
Chinon	18/11	17/000	15
Trappes	1/12	9/000	8,5

Colonne A : Teneur en ^{90}Sr + ^{90}Y des parties aériennes des graminées en c⁹⁰ Sr/kg.s..

Colonne B : Activité en mc β /km² des précipitations dans quinze jours précédant les prélèvements.

Donc, une partie importante du ^{90}Sr des végétaux proviendrait bien du dépôt sur les feuilles des retombées radioactives.

12 - EXEMPLE DE COMPARAISON - Saclay - Trappes -

Dans notre préambule, nous avons parlé de la nécessité de comparer, chaque fois que cela s'avérait possible, les analyses effectuées autour d'un centre nucléaire avec celles d'échantillon de référence. Dans le but de contrôler l'influence des effluents du Centre de Saclay sur les étangs voisins où ils sont évacués, nous avons choisi comme site de référence les étangs de St-Quentin à Trappes.

Ces derniers présentent la même structure et sont desservis par le même réseau hydrographique. De plus, leur niveau est à 10 ou 15 mètres au dessus de celui des étangs de Saclay : ainsi même dans l'éventualité d'une contamination accidentelle de la nappe, les étangs de St-Quentin seraient préservés de toute pollution. Enfin, situés au Nord-Ouest de Saclay, ils se trouvent sous les vents dominants, par conséquent à l'abri de la contamination atmosphérique par les installations de Saclay. La distance des deux sites étant d'une vingtaine de kilomètres, le maximum des conditions favorables se trouve réuni pour faire de St-Quentin un site de référence valable.

Les analyses ont fourni les chiffres suivants :

		Saclay	St-Quentin	
Eaux en $10^{-8}/c/m^3$	activité α	11 (\mp 30 %)	N.S.	(1,5)
	activité β	7 (\pm 50 %)	2,5	(\pm 60 %)
	$^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$	0,6(\pm 50 %)	0,75	(\pm 20 %)
Végétaux en $10^{-8}c/kg/s$	activité		N.S.	(3,5)
	activité		9,5	(\pm 60 %)
	$^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$		0,9	(\pm 15 %)

Le parallèle nous fournit les données suivantes :

- l'eau des étangs de Saclay semble légèrement plus contaminée par les émetteurs β que celle des étangs de Trappes (la différence n'est cependant pas très significative). La radioactivité α est, par contre, plus forte à Saclay.

- la teneur en ^{90}Sr et ^{90}Y est égale compte tenu de l'imprécision due aux fluctuations statistiques.

Les retombées radioactives semblent donc masquer presque'entièrement les rejets du Centre de Saclay.

Si l'on ramène l'activité β des étangs à l'unité de surface (en supposant la dilution uniforme pour les 350.000 m³ répartis sur cinquante hectares) on obtient le chiffre de 50 millicuries/km². Cette valeur est nettement inférieure à celle de la contamination moyenne du sol (2.000 mc/km²).

Il semble donc qu'il y ait une autoépuration importante de l'étang se traduisant par une concentration dans la vase et les végétaux.

La comparaison entre Trappes et Saclay est donc rendue plus difficile. Néanmoins, le régime des deux étangs étant très semblable, on peut en déduire que l'autoépuration y est comparable et que ce fait ne modifie pas notre conclusion précédente.

En conclusion, les rejets de Saclay ne sont décelables que par leur activité α légère, la radioactivité β étant masquée par celle des retombées radioactives.

2 - EXPERIENCE DE LABORATOIRE -

Le souci d'améliorer nos méthodes de prélèvement nous a conduits à mettre sur pied un certain nombre d'essais de Laboratoire.

On peut les diviser :

- en essais hydroliques ayant pour but l'étude des phénomènes analogues à ceux survenant dans les réceptables, lors de la dilution des effluents radioactifs.

- en essais agronomiques destinés à nous renseigner sur les mécanismes de rétention dans le sol et à nous guider dans le choix des échantillons.

21 - ESSAIS HYDROLOGIQUES -

Les rejets en rivière ont ceci de particulier qu'il ne s'agit point d'une simple dilution (ce qui se produirait dans une eau distillée de même pH que l'effluent) mais de la rencontre d'une eau de pH plus ou moins acide et pourvue d'un débit solide.

Si l'on excepte les gros débris végétaux, l'eau apparaît chargée de particules organiques ou minérales qui vont agir comme flocculents de radioisotopes des effluents.

Nous avons pensé étudier en laboratoire l'absorption sur certains minéraux divisés se trouvant naturellement dans les rivières : mica et quartz *

Nous avons fait varier trois paramètres, la quantité de minéral pour un volume déterminé, le pH et le radioisotope.

La technique utilisée fut la suivante :

- réipients - tube à centrifuger de 50 ml et de 90 cm² de surface de contact
 - fiole cylindrocônique de 500 ml et de 690 cm² de surface de contact.
- volume de solution utilisé - respectivement 30 et 100 ml.
- agitation - deux heures.
- centrifugation - vingt minutes à 15.000 g.
- Comptage du mica et d'une partie aliquote du surnageant.
- corrections rendant compte de l'autoabsorption du mica.
- la distinction ⁹⁰Sr et ⁹⁰Y a été faite en supprimant les β du ⁹⁰Sr à l'aide d'un écran d'aluminium de 171 mg/cm²

* : le cas du verre a également été envisagé.

I - Adsorption du ^{90}Sr + ^{90}Y

I,1 - Absorption sur paroi de verre - influence du pH sur le verre d'une fiole cylindre-cônique

Activité totale 0,62 c ^{90}Sr + ^{90}Y à l'équilibre

pH	Nbre de chocs	Nbre de chocs	Nbre de chocs	% Sr absorbé	% Y absorbé
1	1167	596	571	1,2	5
2	1152	587	565	2,6	6,3
3	1148	585	563	2,7	6,6
4	1124	581	543	3,6	10
5	1080	571	509	5,3	16
6	595	451	144	25,3	76,5
7	587	443	139	25,8	77,3
8	583	446	137	26	77,7
9	563	437	126	27,6	79,5
10	548	435	113	28	81,6
11	540	430	110	28,8	82
12	425	407	18	32,6	98
13	338	320	18	47	98

I,2 - Influence du pH Vase : fiole cylindre-côanique quantité de mica : 3 grammes activité totale : 0,62 c					
pH	Nbre de chocs Sr + Y	Nbre de chocs Sr	Nbre de chocs Y	% Sr absorbé	% Y absorbé
1	1197	598	599	1	1
2	1166	596	572	1,5	5
3	1140	587	553	2,6	7,8
4	1132	585	547	2,7	8,9
5	1070	568	502	5,3	16,3
6	598	465	133	22,5	77,5
7	553	457	96	24	84
8	528	458	70	24	89
9	491	437	54	27	91
10	471	431	41	28	93
11	437	413	24	31	96
12	331	311	20	47	97
13	211	193	18	65	97

I,3 - Influence de la quantité de mica								
Vase : tube à centrifuger								
Activité totale : 0,83 c								
pH : 7								
Quantité du mica (mg)	Comptage du surnageant		% absorbé sur mica		Comptage direct du mica		% absorbé sur mica	
	⁹⁰ Sr	⁹⁰ Y	⁹⁰ Sr	⁹⁰ Y	⁹⁰ Sr	⁹⁰ Y	⁹⁰ Sr	⁹⁰ Y
10	73.100	54.000	4,5	30	400	15.500	0,5	20
20	65.100	32.800	14,5	43	2.500	31.800	3	42
50	71.000	6.740	6	93	3.100	59.100	4	77
200	67.800	2.000	8,3	97	3.500	66.700	4,7	87
300	66.700	1.500	9	98	3.700	67.500	4,9	88
500	66.600	1.200	9	99	4.400	70.800	5,9	93
5.000	58.000	1.000	24	97	17.300	73.600	23	96
10.000	42.000	900	45	98	33.700	73.900	44	97
15.000	20.400	900	73	99	55.400	73.600	73	97

On remarquera dans le tableau précédent (1,3) que le comptage du surnageant laisse supposer une adsorption plus forte que celle trouvée par comptage du mica. La différence représente assez bien l'adsorption sur le verre du tube à centrifuger (I,1) ; en effet, la surface de contact de ce dernier est 7 fois plus faible que celle de la fiole cylindro-cônique.

II - Adsorption de ^{137}Cs + ^{137}Ba

II,1 - Influence de la quantité de mica Vase : tube à centrifuger Activité totale : 0,3 c pH : 7				
Quantité de mica	Comptage de la solution surnageante	% absorbé	Comptage direct du mica	% absorbé
50	40.700	32	18.700	30
100	39.300	34	21.600	34
300	33.200	44	28.400	46
500	30.900	49	31.600	51
1000	25.400	61	35.500	62
3000	18.600	76	43.900	76

On constate, dans ce cas, que les chiffres trouvés par comptage du mica et du surnageant sont identiques. Ceci semblerait démontrer que la fixation sur le verre du tube est beaucoup plus faible que dans le cas du ^{90}Sr + ^{90}Y .

II,2 - Influence du pH				
Vase : tube à centrifuger				
Activité totale : 0,3 c				
Quantité de mica : 500				
pH	Comptage du surnageant	% adsorbé s/mica	Comptage direct du mica	% adsorbé sur mica
1	13.100	79	49.000	79
2	15.300	75	46.800	75
3	20.900	66	38.700	62
5	30.100	52	32.100	51
6	30.700	52	32.400	52
7	31.000	49	31.600	51
8	65.000	6,1	3.600	5,7
10	68.000	2,8	1.800	2,8
12	70.800	0	500	0,7

On aura remarqué à la lecture de ces deux derniers tableaux que la distinction ^{137}Cs et ^{137}Ba n'a pas été faite. Cela est dû à la période très brève du ^{137}Ba . Les comptages effectués ont donc toujours donné la somme $^{137}\text{Cs} + ^{137}\text{Ba}$ à l'équilibre au moment de la mesure. Ceci explique en partie que l'adsorption sur le verre pour $^{137}\text{Cs} + ^{137}\text{Ba}$ soit faible (II,1) le ^{137}Ba fixé, non à l'équilibre, ayant décru au cours des manipulations ultérieures.

Que constate-t-on maintenant, lorsqu'on étudie ces différents résultats ?

1°- Le pourcentage fixé augmente avec la quantité de mica, résultat auquel il fallait s'attendre. L'allure

des courbes est différente ; une faible quantité de mica (500 mg) suffit pour fixer entièrement le ^{90}Y alors que 15 grammes ne retiennent que 73 % du ^{90}Sr .

2° L'influence du pH est extrêmement différente d'un élément à l'autre.

Le ^{137}Cs se désorbe quand le pH croît. Cette désorption est particulièrement massive entre pH 7 et 8.

Le ^{90}Y se fixe d'autant plus que le pH est plus élevé. L'absorption croît fortement entre 5 et 6 et tend ensuite vers 100 %.

Le ^{90}Sr a une adsorption qui croît deux fois : entre 5 et 6 puis au dessus de 11.

3° On remarquera qu'une zone de pH particulièrement intéressante est celle allant de 5 à 8, zone où le ^{90}Sr et le ^{90}Y vont se fixer davantage et où le ^{137}Cs va se désorber. De plus, une faible variation de pH dans cette zone va modifier considérablement la répartition des différents éléments dans l'eau et les sédiments. Or, c'est justement la zone de pH où a lieu la rencontre entre les effluents industriels et l'eau des réceptables.

On conçoit donc que, le pH des effluents puisse influencer énormément sur les fixations qui vont se produire dans la zone tourbillonnante où a lieu le rejet.

22 - ESSAIS AGRONOMIQUES -

Ces essais qui portent sur

- l'Etude du sol en place,
- l'Etude des sols homogénéisés,
- l'Etude des sols cultivés,

sont en cours de réalisation.

Aussi, ne donnerons-nous ici qu'un aperçu des méthodes mises au point pour ces essais.

221 - Etude du sol en place -

2211 - Description du mode de prélèvement -

Les échantillons sont prélevés suivant la technique dite "des cubes Vergiète" mise au point par M. Bourrier, Ingénieur du Génie Rural. Une tranchée est creusée. Sur une face découpée en gradins sont taillés des cubes de 10 x 10 ou 20 x 20 centimètres. Une enveloppe en zinc de 12 x 12 ou 24 x 24 centimètres vient les coiffer et de la paraffine fondue est versée entre terre et métal. Le cube est alors découpé à sa base et isolé par deux couvercles de zinc de façon hermétique. L'humidité de la terre est ainsi maintenue durant plusieurs mois et permet des essais de contamination dans des conditions proches de la réalité, même après un certain délai (transport).

2212 - Détail des expérimentations -

Les solutions contaminantes sont apportées en charge ou en pluie. Des coupes horizontales et verticales suivies d'autoradiographie ont montré l'existence d'un effet de paroi.

Nous avons tenté de l'atténuer autant que possible .

Pour ce faire, nous avons - humidifié préalablement
le cube,
- augmenté la charge,
- modifié le volume du cube.

Dans ce dernier cas, le cube de 20 x 20 centimètres est utilisé. A la partie supérieure de la paraffine est coulée, isolant au centre un carré de 10 x 10 centimètres, où la solution radioactive est apportée. De cette manière, la solution diffuse sans gagner les bords et l'effet de paroi est supprimé.

Les radioéléments expérimentés ne sont pas fixés sur une couche superficielle étroite, mais ont emprunté des voies préférentielles : trous de vers et de racines.

Si des résultats analogues étaient obtenus par apport des solutions en pluies, nous serions amenés à modifier nos prélèvements de surveillance et à nous écarter de la standardisation généralement admise. Cette technique fournit des chiffres assez différents d'un essai à l'autre, mais aussi un grand nombre de résultats, grâce à sa rapidité, elle permet une bonne étude pratique des terrains.

222 - Etude des sols homogénéisés -

2221 - Description de la colonne utilisée -

Les colonnes ont 90 millimètres de diamètre. Pour tenter d'éliminer les effets de paroi, deux sorties sont ménagées à la base de la colonne : l'une draine les écoulements périphériques d'un anneau de 20 millimètres, l'autre l'écoulement central sur 50 millimètres de diamètre.

Le massif repose sur un grillage persillé qui s'appuie sur la collerette intérieure. Un filtre évite l'entraînement de la terre à travers les mailles. Deux kilogrammes de terre sont utilisés.

Après chaque expérience, la carotte est démoulée puis sectionnée suivant un grand diamètre. Une plaque photographique est appliquée sur la section. Deux couples de radioéléments ont été utilisés $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ et $^{106}\text{Ru} + ^{106}\text{Rh}$.

Il existe là encore un effet de paroi qui gêne l'observation des autoradiographies. Nous avons essayé de le supprimer par

- balayage du sol au CO_2 , celui-ci étant plus soluble dans l'eau que l'air occlus,

- apport de la solution contaminante sur une surface centrale inférieure à la section de la colonne.

Le premier essai n'est pas satisfaisant au point de vue technique car il ne s'agit plus de la percolation d'un radioélément en solution aqueuse mais d'un radioélément en solution acide.

Le deuxième essai devrait apporter une solution au problème de l'effet de paroi à condition d'utiliser des colonnes géantes de diamètre de 100 à 200 millimètres.

2222 - Colonnes démontables -

La nécessité d'effectuer des autoradiographies à différentes hauteurs et de démouler facilement le ou les cylindres de terre nous ont amenés à concevoir une colonne démontable formée d'anneaux empilés, maintenus par un système de fixation.

L'expérience achevée, chaque anneau est extrait, sans destruction du sol contenu, et des autoradiographies sont ainsi réalisées par fraction de 5 centimètres.

3 - INFLUENCE DU REJET DANS LE CHOIX DU SITE -

L'élimination par dilution d'effluents faiblement radioactifs est pratiquement inévitable. Ce facteur oriente en grande partie le choix du site ; celui-ci est fixé et les possibilités d'évacuation appréciées, il détermine l'implantation de dispositifs appropriés adaptés à chaque centre.

L'ampleur de ces rejets liquides est limitée par des règles très strictes visant à préserver d'une contamination quelconque les eaux de la chaîne alimentaire.

Cette élimination des effluents en rivière nécessite de bonnes conditions de dilution et se trouve donc tributaire du régime des cours d'eau : débit, courants secondaires etc... Enfin, des raisons d'ordre psychologique viennent encore restreindre les possibilités de rejets.

31 - Le choix du site -

Deux critères principaux guident le choix du site

- Présence de quantités d'eau suffisantes pour assurer la dilution voulue,
- Extension limitée de la contamination.

311 - Besoins en eau -

Les besoins en eau dépendent étroitement des quantités à rejeter. Or, celles-ci sont liées :

- aux paramètres influençant la dilution des effluents dans le réceptable,

- aux paramètres propres au Centre Atomique, savoir :

- son programme (puissance des réacteurs, produits radioactifs)

- ses méthodes de traitement des effluents (traitement chimique, échange d'ions, évaporation)

- la conception de ses installations (possibilités de stockage).

312 - Dissémination des produits radioactifs -

Les éléments radioactifs peuvent être concentrés par les matériaux inertes (sables, alluvions) ou les êtres vivants.

Si cet enrichissement s'effectue en des points bien déterminés, hors des zones culturales, il en résultera un avantage certain pour la surveillance et la protection.

Au contraire, des concentrations disséminées, difficilement localisables seront un facteur défavorable au même titre que la migration des ions radioactifs dans la nappe phréatique, les puits, les eaux d'irrigation,

32 - Choix du processus de rejet -

Il est rare de trouver réunies en un point donné les conditions idéales pour tous les paramètres précités. Il convient donc d'adapter les modalités de rejet à chaque cas particulier.

321 - Détermination du point de rejet -

Il doit permettre de réaliser la dilution recherchée le plus rapidement et le plus uniformément possible, d'éviter l'obtention de veines ou de nappes fortement concentrées. On y parvient en diluant avant rejet les effluents de façon à abaisser leur teneur spécifique et à ramener leur composition physicochimique dans les limites de la composition des eaux de rivière.

On favorise ainsi le mélange en évitant précipitation et floculation toujours possibles dans cette zone de pH de 5 à 8 où les phénomènes d'adsorption varient énormément comme nous l'avons montré plus haut.

Les points de rejet seront choisis en fonction des caractéristiques de la rivière : courants secondaires en profondeur ou en surface, tourbillons, présence de bras mort, d'herbes aquatiques.

Une étude préalable approfondie de la dilution dans le fleuve ainsi que l'interconnexion des nappes souterraines nous semble indispensable pour connaître les processus de contamination, les moyens d'y remédier.

Malgré toutes les précautions prises, la dilution des effluents n'est jamais totale ; il existe des veines plus ou moins actives et des zones d'accumulation.

Si une épuration naturelle des eaux peut se produire, surtout dans les eaux stagnantes ou les cours d'eau peu rapides, grâce à divers intermédiaires inertes (vases) ou vivants, cette diminution de la radioactivité de l'eau ne fait que déplacer le problème en changeant le support de radioactivité.

- BIBLIOGRAPHIE -

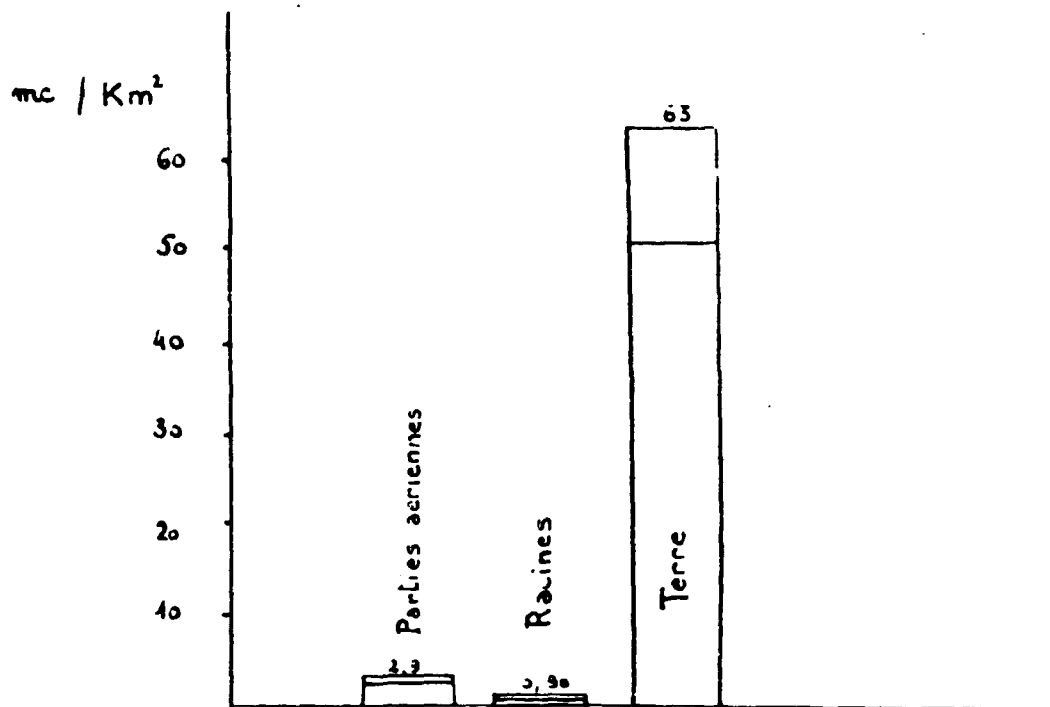
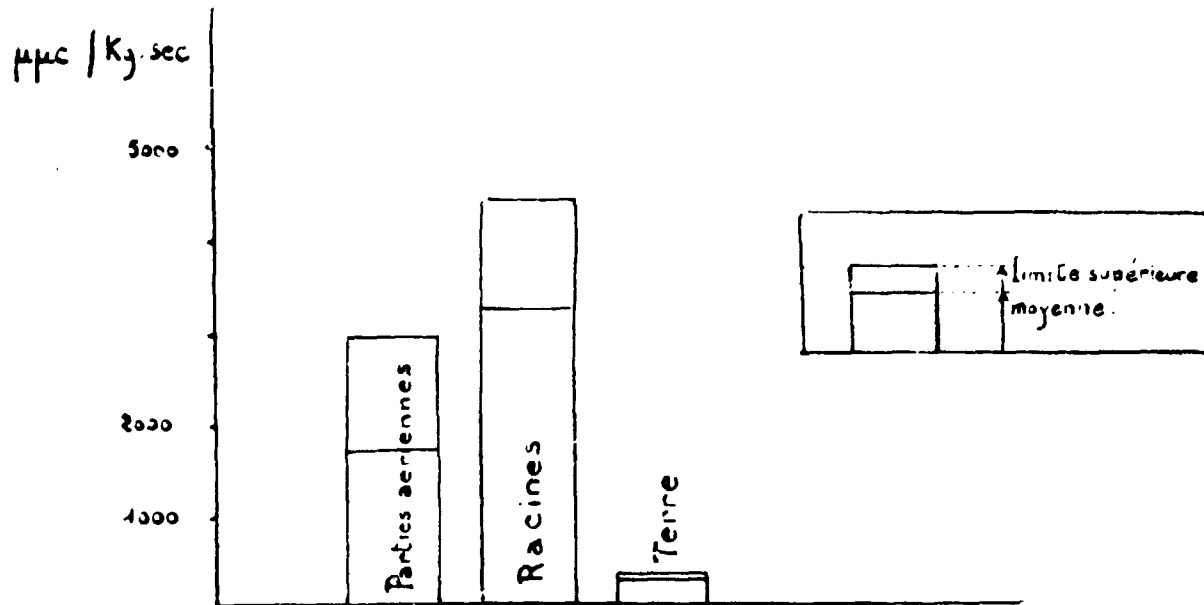
- (1) BERTHOLLET P.
Méthodes d'analyses utilisées par la Section de Géochimie
Note C.E.A. n° 250.
- (2) PRADEL et BILLARD
Risques associés à la mesure du Thoron
A/Conférence 15/P/338.
- (3) LIBBY W.
Radioactive fallout
A/Ac 82 /G/ R.142.
- (4) BRYANT F., CHAMBERLAIN A., MORGAN A., SPICER G.
Radiostrontium in soil, grass, milk and bone in the
United Kingdon.
AERE HP/R/2353.
- (5) HIYAMA YOSHIO.
Radiological Data in Japan II.
A/AC 82/G/R/141.
- (6) LOW K., EDVARSON K.
¹³⁷Cs in Swedish milk and soil.
Nature 18 Avril 1959 - volume 183 p. 1104.
- (7) Miss FISHER E. STEWART N., OSMOND R., CROOKS R., OWERS M.
The deposition of long lived fission products from
nuclear test explosions.

- [7] BERTHOLLET P. et GRIMBERT A.
Dosage de l'uranium en prospection hydrogéochemique
Bulletin d'Information Scientifique et Technique n° 22,
Octobre 1958.
- [8] BRYANT F., CHAMBERLAIN A., MORGAN A., SPICER G.
Radiostrontium Fallout in biological materials in Britain
AERE HP/R 2056.
- [9] MM. DUHAMEL, MENOUX, CANDILLON
Problème du rejet des résidus radioactifs liquides au
C.E.A. - Traitements aboutissant à des rejets en rivière
A/Conférence 15 /P/ 1175. (GENEVE 1958)
- [10] DUHAMEL F.
Le choix des sites considéré dans ses rapports avec les
problèmes de rejets d'effluents radioactifs.
Conférence de ROME (Juin 1959).

Manuscrit reçu le 18 janvier 1960

Activites comparées

Sol-vegetaux (parties aériennes, racines)



RELATIONS :

RETOMBÉES ATMOSPHÉRIQUES TENEUR EN Sr^{90} DES VÉGÉTAUX

Abscisses : Époque des prélèvements.

Ordonnées : 1/ Teneur en Sr^{90} ($+ Y^{90}$) des parties aériennes des végétaux

2/ Activité en $mc \beta / km^2$ apportée par les pluies
dans les 15 jours précédant les prélèvements

$\mu c Sr^{90} / kg$ sec
des végétaux

20 000

10 000

6000

2000

$mc \beta / km^2$
des précipitations

20

16

12

8

4

0

1/5

1/6

15/6

1/9

1/10

1/11

15/11

1/12

12/5

4/9

11/11

1/12

SCRGR
ÉCOLOGIE
1958

FIN