

EUR 5000 f

ASSOCIATION

Communauté Européenne de l'Energie Atomique - EURATOM

Commissariat à l'Energie Atomique - C.E.A.

**POLLUTION DES VÉGÉTAUX PAR LE SOL :
LE CAS DU CESIUM 137**

par

R. MAGNAVAL

1973



**Rapport établi au C.E.A.
Centre d'Etudes Nucléaires de Fontenay-aux-Roses, France
Département de la Protection Sanitaire**

Association N° 003-63-10 PSAF

AVERTISSEMENT

Le présent document a été élaboré sous les auspices de la Commission des Communautés européennes.

Il est précisé que la Commission des Communautés européennes, ses contractants, ou toute personne agissant en leur nom :

ne garantissent pas l'exactitude ou le caractère complet des informations contenues dans ce document, ni que l'utilisation d'une information, d'un équipement, d'une méthode ou d'un procédé quelconque décrits dans le présent document ne porte pas atteinte à des droits privés;

n'assument aucune responsabilité pour les dommages qui pourraient résulter de l'utilisation d'informations, d'équipements, de méthodes ou procédés décrits dans le présent document.

Ce rapport est vendu dans les bureaux de vente indiqués en 4^e page de couverture

au prix de FB 40,—

**Commission des
Communautés européennes
D.G. XIII - C.I.D.
29, rue Aldringen
L u x e m b o u r g**

Mai 1973

Le présent document a été reproduit à partir de la meilleure copie disponible.

EUR 5000 f

ASSOCIATION
Communauté Européenne de l'Energie Atomique - EURATOM
Commissariat à l'Energie Atomique - C.E.A.

**POLLUTION DES VÉGÉTAUX PAR LE SOL :
LE CAS DU CESIUM 137**

par

R. MAGNAVAL

1973



Rapport établi au C.E.A.
Centre d'Etudes Nucléaires de Fontenay-aux-Roses, France
Département de la Protection Sanitaire

Association N° 003-63-10 PSAF

RÉSUMÉ

L'évaluation du transfert sol-plante du césium 137 à partir d'expériences de laboratoire est comparée aux valeurs obtenues *in situ*. Celles-ci sont comparables pour des teneurs en césium disponible inférieures à 1 %; au-delà, le coefficient de transfert en champ est deux à trois fois plus faible.

Parmi les facteurs influant sur la contamination indirecte on cite la capacité d'échange dans le cas du blé, la teneur en eau du sol et la saison dans celui de l'herbe.

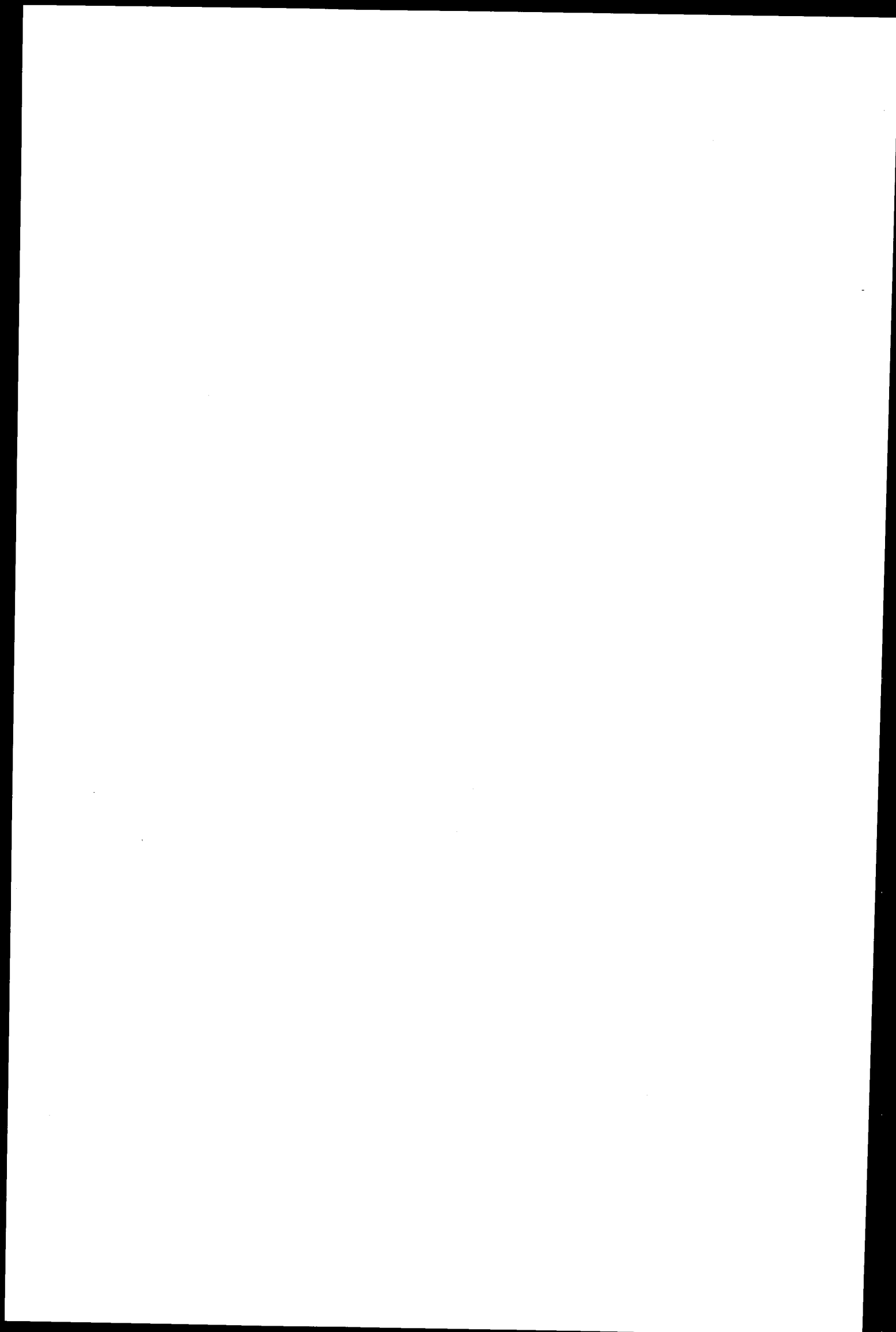
MOTS CLES

POLLUTION
SOILS
CESIUM 137
CONTRACTS
EURATOM
CEA
PLANTS
ROOT ABSORPTION

CONTAMINATION
WHEAT
GROUND WATER
GRASS
METEOROLOGY
POTATOES
POTASSIUM 137
FORACE

S O M M A I R E

INTRODUCTION	5
1 - LA CONTAMINATION DIRECTE	5
2 - LA CONTAMINATION INDIRECTE	8
2.1. Expression de $P_d F_d$	8
2.2. Influence de la teneur en argile et en matières organiques	8
2.2.1. Les expériences de laboratoire	9
2.2.2. Les observations in situ	11
2.2.2.1. L'herbe	11
2.2.2.2. Le blé	11
2.2.2.3. La pomme de terre	12
2.3. La teneur en potassium	12
2.3.1. La teneur en potassium du sol	12
2.3.2. La teneur en potassium de la plante	14
2.3.2.1. Les expériences de laboratoire	14
2.3.2.2. Les observations in situ	14
2.4. Les effets saisonniers	15
2.4.1. Le degré d'humidité du sol	15
2.4.2. Le cycle végétatif	15
2.4.3. Les facteurs d'élimination et de redistribution du césium dans le sol	19
2.4.3.1. La fraction prélevée par les végétaux	19
2.4.3.2. Le drainage et l'érosion du sol	19
3 - CONCLUSION	19
BIBLIOGRAPHIE	21



I N T R O D U C T I O N

La mise en évidence d'une contamination indirecte des végétaux par un polluant accumulé dans le sol est assez difficile dans le cas du césium 137. Ce radionucléide est fortement fixé par les argiles du type illite et passe plus difficilement que le Strontium 90 dans la solution du sol (18). Les variations d'amplitude des retombées atmosphériques ont longtemps suffi à estimer la contamination par fixation directe sur les parties aériennes des végétaux mais la diminution de ce phénomène permet de reposer le problème de l'absorption du Césium 137 par voie racinaire.

Les expériences en pot ont montré que les teneurs du sol en argile, matières organiques, potassium échangeable et eau, sont des facteurs importants de la contamination indirecte. L'observation in situ des variations du coefficient de transfert sol-plante, permet d'estimer cette dépendance vis-à-vis des facteurs énumérés précédemment (11).

L'évaluation du transfert sol-plante à partir d'expériences en conditions contrôlées est comparée aux résultats déduits d'observations in situ. Le choix des sites de prélèvement tient compte des recommandations de la CIPR sur les conditions critiques : sols sableux et tourbeux dans le cas du césium 137 (figure 1). Les valeurs obtenues peuvent guider des études prévisionnelles de sûreté dans le cas où le rejet est fait par d'autres voies que la retombée atmosphérique.

I- LA CONTAMINATION DIRECTE -

Suivant l'hypothèse selon laquelle la radioactivité d'une plante (C) est directement proportionnelle au dépôt récent (F_r) et au dépôt cumulatif (F_d), on a la relation suivante :

$$C = P_r F_r + P_d F_d \quad (23)$$

Le terme $P_r F_r$ n'est pas forcément négligeable même dans une période de faibles retombées radioactives. Le dépôt moyen annuel sur l'Europe Occidentale était :

$$3,5 \text{ mCi } ^{137}\text{Cs}/\text{km}^2 \text{ en } 1966 \text{ et } 1,8 \text{ mCi } ^{137}\text{Cs}/\text{km}^2 \text{ en } 1967$$

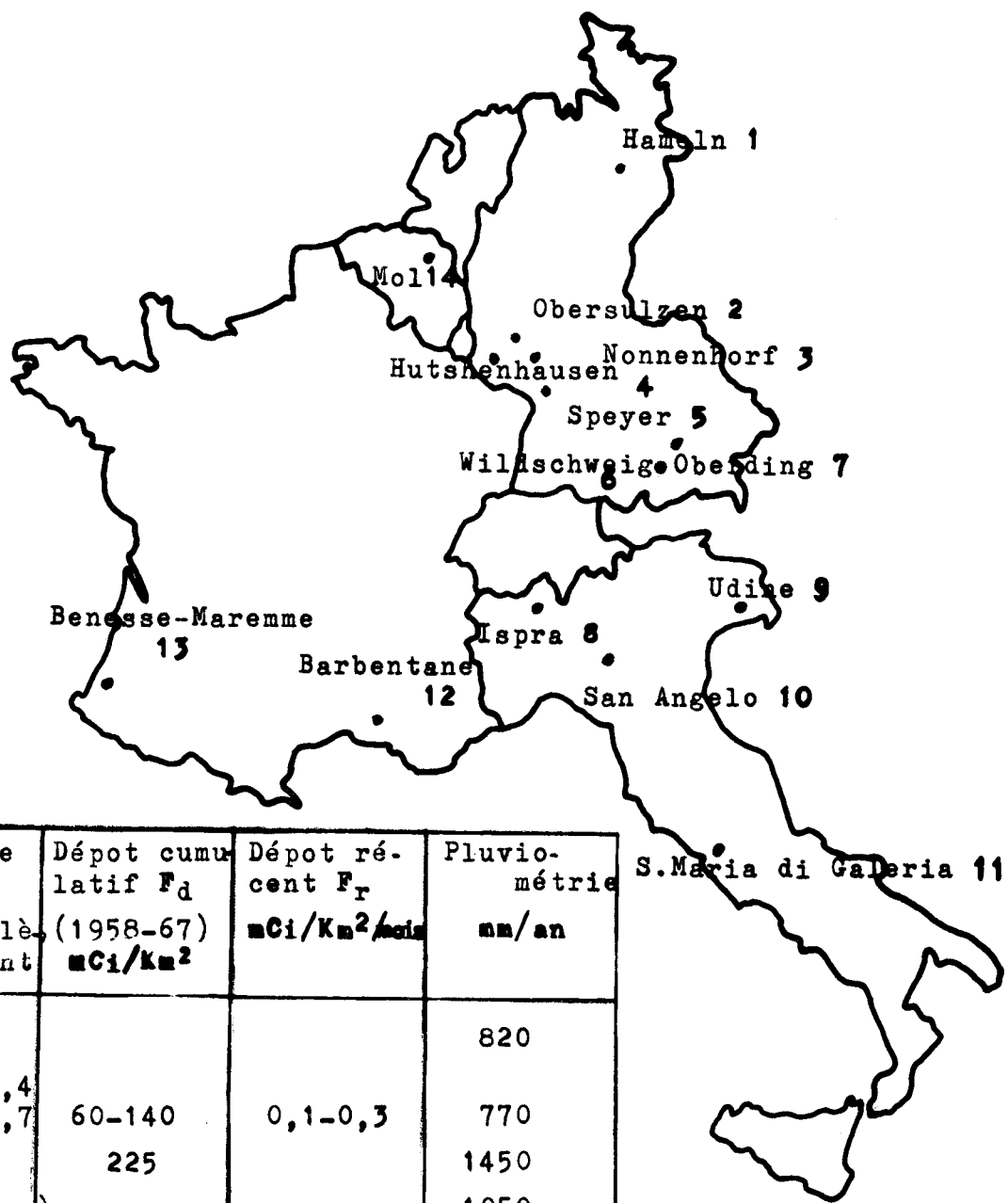
Le tableau I résume les corrections apportées en tenant compte de cette voie de contamination.

TABLEAU I - IMPORTANCE DE LA CONTAMINATION DIRECTE DANS LES PRELEVEMENTS DE VEGETAUX

EFFECTUES IN SITU EN 1966 ET 1967

Type	Partie prélevée	P_r en pCi/kg matière sèche par mCi/km ²	F_r en mCi/km ² par mois
BLE	Grains	115	Valeur moyenne mai et juin
SEIGLE	Grains	115	Valeur du mois de mai
HERBE	Parties aériennes	288	Valeur du mois précé- dant la coupe
LUZERNE	Parties aériennes	Effets saisonniers plus importants	
MAIS	Grains	Négligeable (grains protégés)	
LAITUES	Parties comestibles	Négligeable (pas de feuilles extérieures prélevées)	
CHOUX	Parties comestibles	d°	
POMMES DE TERRE	Tubercules	d°	

Fig.1- Lieux de prélèvement des végétaux et des sols dans les pays de la Communauté Economique Européenne.



Site de Prélèvement	Dépot cumulé F_d (1958-67) mCi/Km^2	Dépot récent F_r $mCi/Km^2/ans$	Pluviométrie mm/an
1			820
2,3,4 5,6,7	60-140	0,1-0,3	770
8	225		1450
9			1050
10	37-104	0,2-0,6	1200
11			850
12	56-125	0,1-0,2	400
13			1400
14	97	0,1	500

REMARQUE -

La valeur de P_r est déduite des valeurs obtenues pour le ^{90}Sr et l'on ne tient pas compte d'une variation en fonction du climat : P_r en climat méditerranéen $>$ P_r climat pluvieux. Dans la mesure où le césium est mal absorbé par voie racinaire, la méconnaissance de ce terme pour l'herbe et le blé entraîne une grave incertitude sur la valeur du second terme $P_d F_d$.

La quantité de césium retenue diminue de façon exponentielle en fonction du temps. Ce phénomène est dû au lavage des parties aériennes par la pluie ; sa période est de 15 jours dans le cas de l'herbe d'après la formule $Y = e^{0,05 \pm 0,008t}$ où Y est la fraction déposée initialement et t le temps en jours (16). Sur une prairie expérimentale, il reste 0,1% du césium déposé dans l'herbe, au bout de deux ans (pluviométrie 1200 mm/an) (21).

Ceci tend à montrer que le césium se retrouve dans le sol à long terme même s'il est temporairement retenu par les parties aériennes des végétaux.

II - LA CONTAMINATION INDIRECTE -

2.1. Expression de $P_d F_d$ -

La quantité de ^{137}Cs absorbée par voie racinaire est mesurée par le terme $P_d F_d$ dans la formule explicitée dans le § précédent.

- le facteur du sol P_d en $\frac{\text{pCi/kg matière sèche}}{\text{mCi/km}^2} = \frac{C - P_r F_r}{F_d}$

- le dépôt cumulatif sur 10 ans F_d en mCi/km^2 .

Les valeurs minima et maxima de F_d sont reportées sur la carte de la C.E.E. en fonction des lieux de prélèvement (figure N° 1).

2.2. Influence de la teneur en argile et en matière organique -

La fraction du césium disponible dans un sol, dépend beaucoup de sa teneur en argile (18). Illite et Montmorillonite ont la propriété de fixer de façon irréversible le césium. Par contre, les matières organiques dont les propriétés complexantes sont connues (3) fixent le ^{137}Cs sous une forme en partie échangeable. En outre, ce phénomène est plus rapide que la sorption du radionucléide sur les argiles et de fortes teneurs en matières organiques ont plutôt tendance à augmenter la fraction assimilable du césium (2), du moins dans des expériences de laboratoire.

Pour estimer la fraction du césium qui est assimilable, il est préférable d'utiliser un extractant moins énergétique que $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ IN du moins au cours des deux premières extractions (22). On recommande l'emploi de $\text{Mg}(\text{NO}_3)_2$ IN (13), et l'appellation " césium disponible " se réfère à cette méthode dans la suite.

2.2.1. Les expériences de laboratoire -

On peut déduire la quantité de césium disponible dans un sol en connaissant sa teneur globale en argile et en matières organiques.

$$y = e^{0,99 x_1 + 0,21 x_2 - 1,15 F_d}$$

y = % césium extrait à $\text{Mg}(\text{NO}_3)_2$ IN

x_1 = % matières organiques

x_2 = % argile

F_d peut être soit le dépôt cumulatif, soit une activité par unité de poids suivant la table de conversion.

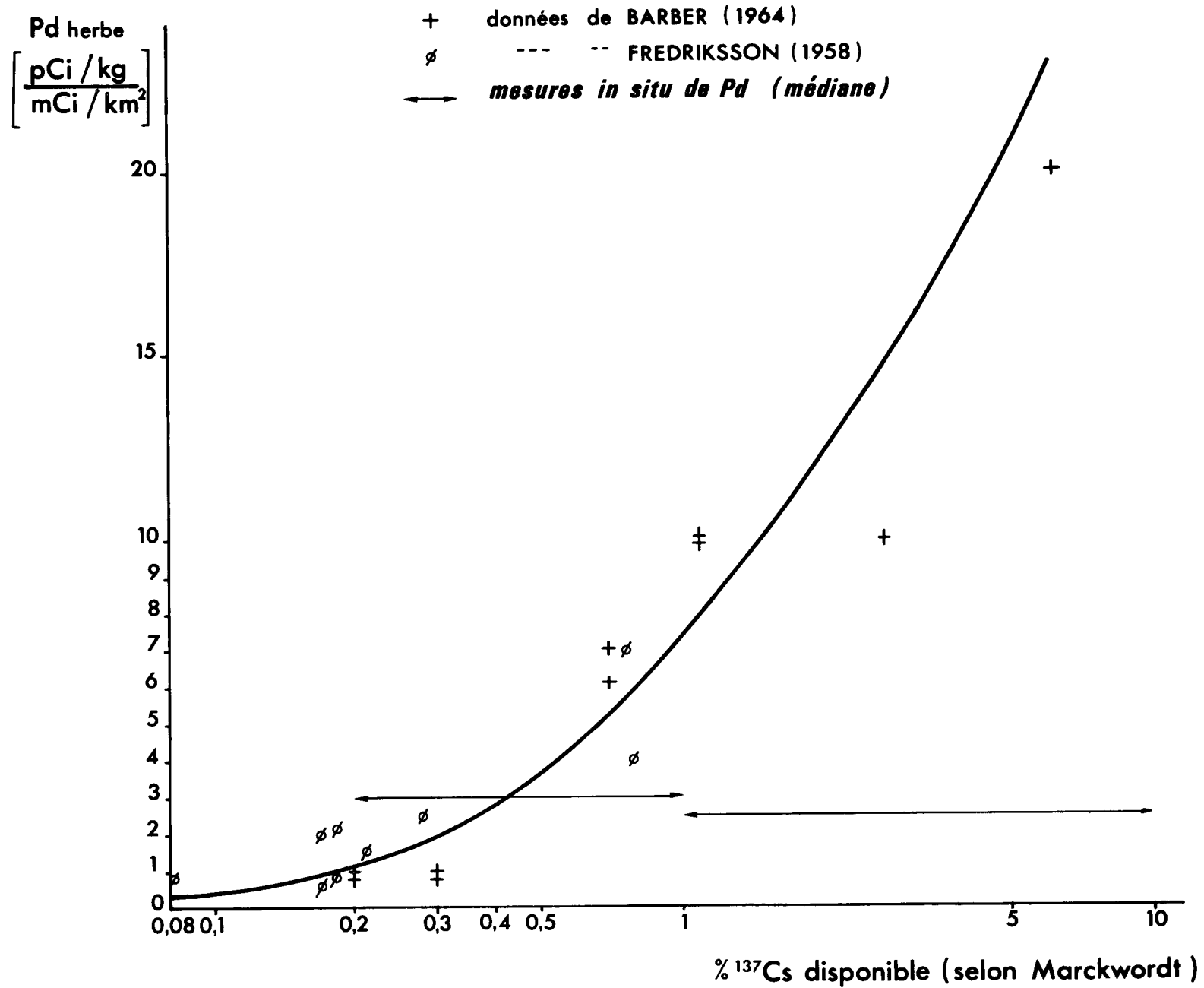
Sol arable 1 mCi/km² → 4 pCi/kg

Sol de prairie 1 mCi/km² → 12 pCi/kg.

Cette estimation du césium disponible établie sur cinquante trois sols européens (14) vérifie bien d'autres expériences réalisées elles aussi, en conditions contrôlées (figure 2) (2) (8).

../..

Fig : 2. "FACTEUR SOL" Pd en fonction du Césium "disponible"



2.2.2. Les observations in situ -

La littérature fournit un certain nombre de données tirées du contrôle, mais leur interprétation est difficile. Ainsi, la concentration élevée en césium 137 du lait de Tampa (Floride) résulterait de la faible capacité de rétention du sol pour ce radionucléide (5). La teneur en argile et en matières organiques sont des paramètres parmi d'autres qui ont permis de classer les sols suédois en quatre catégories pour prévoir la valeur de P_d (8).

2.2.2.1. L'herbe -

Nous avons sélectionné les prélèvements d'herbes effectués entre le 15 mai et le 31 juillet 1967 et calculé pour chaque sol, leur teneur en césium disponible selon la relation

$$y = e^{0,99 x_1 - 0,21 x_2 - 1,15} \text{ où } x_1 \text{ est la teneur en argile}$$

% et x_2 celle de matières organiques % (14), F_d est alors égal à l'unité.

Il n'y a pas de régression linéaire entre la quantité de césium attribuée à la contamination indirecte de l'herbe et la teneur en césium utilisable du sol.

Toutefois, ces calculs montrent que la valeur de " P_d herbe " obtenue pour une grande variété de sols : 0,2 à 36% de césium " disponible ", est très générale pour l'ensemble des pays de la Communauté Européenne. Ainsi, les conditions critiques telles que les sols tourbeux n'entraînent pas un transfert accru du ^{137}Cs dans l'herbe et les valeurs de P_d estimées sur la courbe de la figure 2 excèdent largement celles observées dans le milieu. La contamination indirecte représente plus de 60% de l'activité totale en ^{137}Cs de l'herbe, les phénomènes qui masquent la dépendance herbe-sol doivent donc être des facteurs importants. Le degré d'humidité du sol est certainement l'un deux. Nous revenons sur le rôle de ce facteur dans le § 2.4.1.

2.2.2.2. Le blé -

On ne peut tester un modèle linéaire, le nombre des mesures étant faible. Il y a par ailleurs, beaucoup de valeurs nulles, ce qui signifie que la totalité de la contamination est d'origine directe.

Le rôle du sol est mis en évidence en rangeant les valeurs du facteur sol par classe, tant en fonction du césium disponible (tableau II) qu'en fonction de la capacité d'échange du sol (argile essentiellement) (figure 3). Pour tenir compte des valeurs extrêmes, on utilise la médiane pour caractériser chaque classe.

Une capacité d'échange égale ou supérieure à 12 meq/100 g de sol diminue le transfert " sol-plante " par un facteur 2.

2.2.2.3. La pomme de terre -

On observe la même diminution de P_d en fonction de la capacité d'échange des sols, mais le phénomène est beaucoup moins net que dans le cas du blé.

2.3.1. La teneur en potassium du sol -

En culture hydroponique, de faibles teneurs de potassium entraînent une absorption préférentielle de cet élément tandis que l'absorption du césium augmente avec celle de potassium, si le milieu en contient suffisamment (9). Dans le sol, le rapport observé

$$\frac{^{137}\text{Cs/K plante}}{^{137}\text{Cs/K sol}}$$

a des valeurs comprises entre $\frac{1}{40}$ à $\frac{1}{1600}$ (6). Il est faible en comparaison du rapport

$$\frac{^{137}\text{Cs/K plante}}{^{137}\text{Cs/K solution du sol}}$$

proche de 1 ; mais cette différence est largement due à la fixation du césium dans le sol et non à sa teneur en potassium.

Pour une même période végétative (15 mai - 31 juillet), l'herbe montre une activité en césium légèrement plus élevée pour les sols contenant moins de 100 g de K par kg, dans ce cas, le rapport

$\frac{^{137}\text{Cs}}{\text{K}}$ est plus élevé et il en va de même dans l'herbe (tableau III) par contre, on n'observe pas d'accumulation plus importante du césium dans les sols à forte teneur en potassium échangeable.

Il semble donc que le fort pouvoir fixateur de la fraction colloïdale du sol entraîne une discrimination importante entre le césium 137 et le potassium à ce niveau.

TABLEAU II - INFLUENCE DE LA TENEUR EN CESIUM DISPONIBLE SUR L'ABSORPTION DU CESIUM PAR LE BLE ET L'HERBE (période végétative du 15 Mai au 31 Juillet)

Fraction du césium disponible %	P_d blé (Médiane)	Nombre d'échantillons	P_d herbe (Médiane)	Nombre d'échantillons
0,1 - 1	0,05	16	3,0	11
1	0,16	10	2,5	12

TABLEAU III - INFLUENCE DE LA TENEUR EN POTASSIUM DU SOL SUR L'ABSORPTION DU CESIUM 137 PAR L'HERBE (période du 15 mai au 31 Juillet)

Teneur en potassium du sol mg/100g	Nombre d'échantillons	P_d (Médiane) $\frac{\text{pCi/Kg}}{\text{mCi/km}^2}$
25 - 100	8	3,2
101 - 200	5	2,2
201 - 400	6	2,4
401 - 700	3	2,9

2. 3.2. La teneur en potassium de la plante -

2.3.2.1. Les expériences de laboratoire -

Dans les expériences en conditions contrôlées : pots, lysimètres (tableau IV), la contamination en ^{134}Cs de plusieurs végétaux est liée à la teneur en potassium de la plante et à la quantité de césium disponible (extraction au magnésium ou formule précédente) :

TABLEAU IV (15)	
Végétal	Régression
Graminées : avoine/maïs	$y = 3,64 - 0,56 X_1 + 0,50 X_2$
Légumineuses : Trèfle/luzerne	$Y = 3,34 - 0,29 X_1 + 0,60 X_2$

y = Log activité ^{134}Cs pCi/g de matière sèche

X_1 = % teneur en potassium

X_2 = log % ^{134}Cs extrait par Mg (NO_3)₂

2.3.2.2. Les observations in situ -

Au Danemark, on n'observe pas de relation entre la teneur en potassium des plantes et leur absorption du césium ^{137}Cs (1). D'après les résultats du tableau V, les végétaux ayant une concentration moyenne en potassium élevée, ont de plus fortes valeurs du coefficient de transfert P_d . Pourtant, pour une même espèce, le rapport

$$\frac{\text{Activité pCi } ^{137}\text{Cs/g K}}{\text{mCi/km}^2}$$

varie plus que P_d et sa valeur n'est pas prise en considération pour une étude de transfert " sol-plante ". En effet, dans un sol en place, la disponibilité des deux éléments pour la plante n'est pas comparable (§ 2.3.1.). Par contre, on exprime le taux de passage " fourrage-lait "

en fonction de la teneur en potassium du prélèvement.

2.4. Les effets saisonniers -

2.4.1. Le degré d'humidité du sol -

Entre un sol irrigué et un sol saturé en eau, la capacité d'absorption du ^{137}Cs par les végétaux est augmentée d'un facteur 30 (19). L'eau joue un double rôle :

+ elle favorise le passage direct du césium de l'eau aux racines sans fixation intermédiaire (17),

- elle remet en suspension et en contact avec les racines des particules colloïdales fortement chargées en ^{137}Cs . Dans ces conditions hygrométriques, l'absorption racinaire nécessite une énergie moindre (4).

Les premières expériences en conditions contrôlées mettent en évidence une fixation plus importante du ^{134}Cs sur la fraction organique du mat-horizon pour des teneurs en eau du sol plus élevées. Si l'humidité du sol passe de 60 à 100%, cette fixation peut être accrue de 20 à 200% (10). De mauvaises conditions de croissance ne permettent pas de mesurer l'incidence de cette mobilisation sur l'activité en césium de l'herbe. Ce facteur est proposé pour expliquer les variations de résultats pendant les saisons sèches et humides (20) (24) et il joue certainement un rôle primordial au printemps.

2.4.2. Le cycle végétatif -

On a reporté la valeur moyenne de P_d herbe en fonction des diverses époques de prélèvement (figure 4). Nous avons toujours pris dans les graphiques et comparaisons précédentes, la période d'absorption maximum entre 15 mai et la fin juillet : P_d moyen = 2,8 pCi/kg. Les valeurs plus faibles en automne pourraient être dues à une croissance des racines en cette époque.

L'hétérogénéité des résultats en fonction des coupes sur les mêmes parcelles (et cela indépendamment de la contamination directe) montre que les micro-conditions pédo-climatiques de la prairie, gardent encore beaucoup de mystère (12) (tableau VI). On notera toutefois, que la médiane des activités obtenues pour ces coupes, se place assez bien sur la courbe de la figure 2 : P_d herbe = F (césium disponible).

../...

TABLEAU V - COMPARAISON DE LA TENEUR EN POTASSIUM ET DE
 P_d CESIUM 137 POUR LES PRODUITS AGRICOLES DE
 LA C.E.E.

Produit	Teneur moyenne en potassium % matière sèche	Valeur moyenne de P_d pCi/Kg par mCi/km ²	Nombre d'échantillons
Maïs	0,4	0,2	14
Blé	0,45	0,2	26
Betterave à sucre	2,5	0,3	6
Carotte	2 - 3	0,4	3
Pomme de terre	2 - 3	0,5	22
Tomate	4	0,4	5
Chou	4 - 5	1,0	8
Laitue	4 - 6	0,7	8
Pomme	0,7	0,8	5
Herbe	2,5 - 4	2,6	47
Lait	1,5 g/l	0,04 - 0,10	

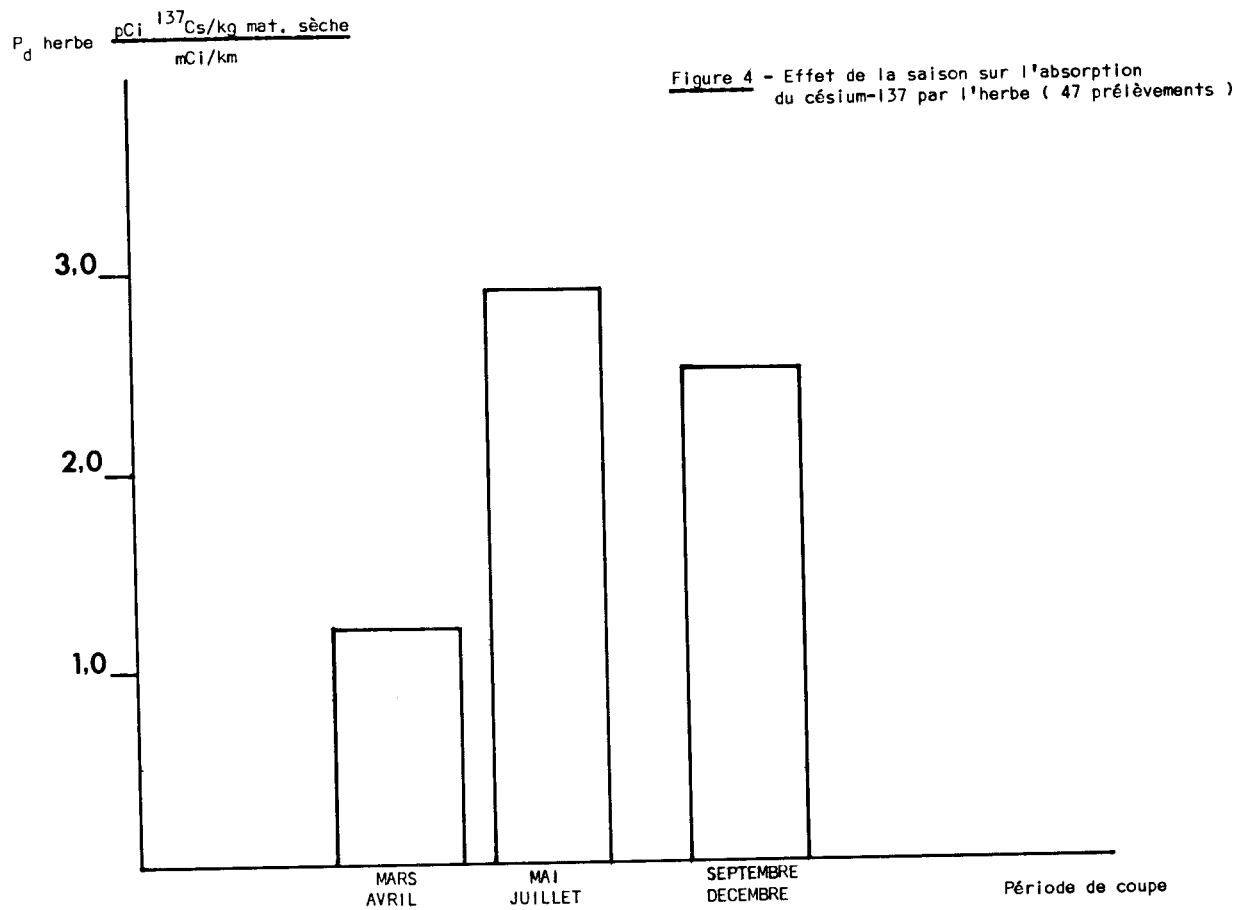
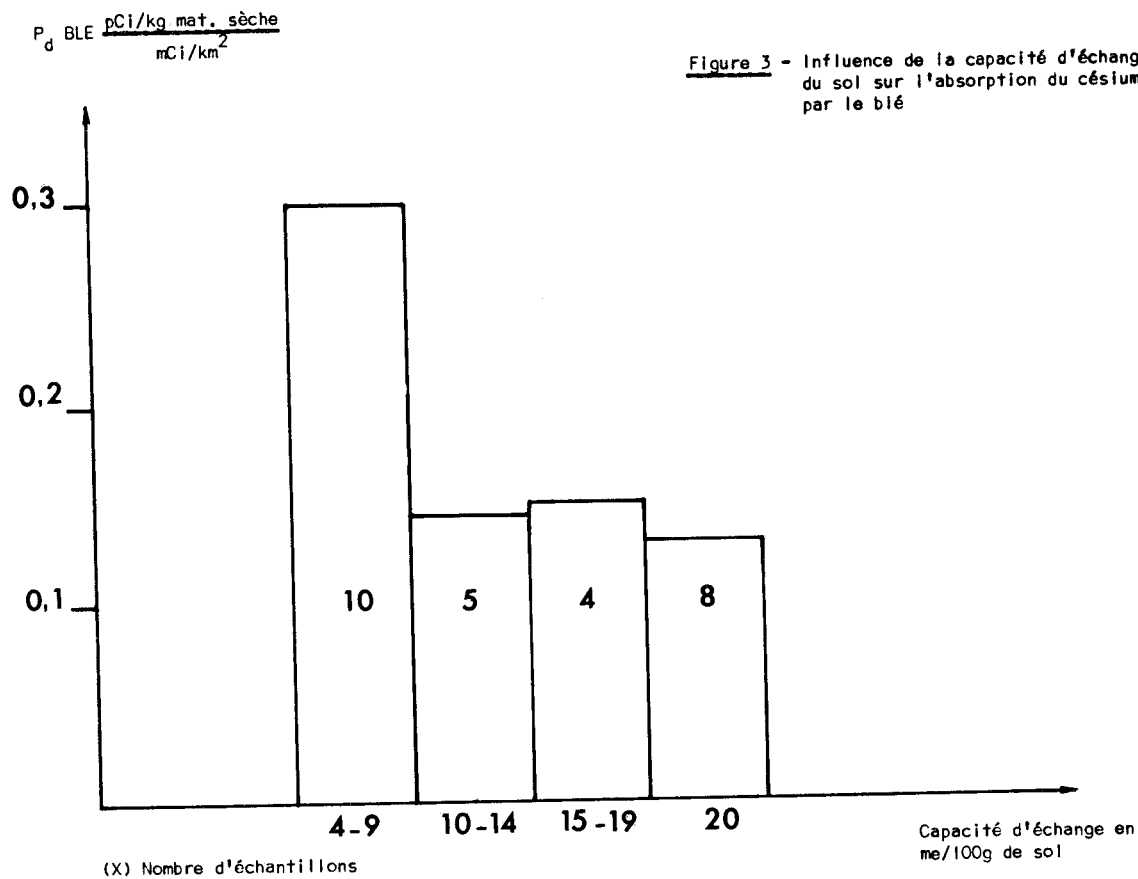


TABLEAU VI - VARIATION DE Pd EN FONCTION DE QUATRE COUPES SUCCESSIVES
SUR LES MEMES PARCELLES

Parcelle expérimentale	Mat. org. %	Argile %	Cs (x) disponible %	Pd $\frac{\text{pCi } ^{137}\text{Cs/kg}}{\text{mCi/km}^2}$		
				min	max	médiane
MOL	13,2	2,2	6,7	14	37	19,5
LA ROCHE	3,5	15,8	0,5	7	16	11,0
GIVET	7,2	8,8	1,2	4	11	4,5
COMMANSTER	3,0	6,0	1,6	3	13	5,5

(x) Calculé d'après la formule de Marckwordt.

2.4.3. Les facteurs d'élimination et de redistribution du césium dans le sol -

2.4.3.1. La fraction prélevée par les végétaux -

Une prairie prélève au maximum 0,2% par an du césium déposé artificiellement (21) et les céréales 0,02% par an (8), l'apport d'engrais doublant dans ce cas cette valeur.

2.4.3.2. Le drainage et l'érosion du sol -

On estime que la solution du sol est renouvelée en moyenne une fois par an et le césium lessivé migre en profondeur. Aux pertes dues au drainage, s'ajoutent celles de l'érosion. Ce phénomène est important pour les sols sans couvert végétal. Dans les deux cas, la pluviométrie joue un rôle essentiel dans la cinétique et l'amplitude du mouvement du césium. Nous donnons ici des résultats obtenus pour une pluviométrie de 1 000 mm/an.

L'élimination par drainage est :

- pour un sol argilo-limoneux : 0,1% par an (11) (24), 0,2% (21) et 0,01% (8)
- pour un sol humifère : 1,5% par an (11)
- pour un sol non cultivé, le drainage est deux fois plus important (21) (24).

A la différence du drainage, l'érosion du sol n'entraîne pas forcément une élimination du radionucléide - on retrouve le césium dans la couche 0 - 5 cm - mais plutôt une redistribution en surface. Dans le cas d'une prairie, la fraction du césium érodé (en % du césium déposé) est liée à la quantité de sol érodé X exprimée en g/m² par la relation

$$Y = 4,26 (X)^{0,11} \quad (21)$$

On atteint 3,2% du césium érodé par an et une valeur sept fois plus élevée pour un sol dénudé.

La période d'élimination du césium 137 dans le milieu est très longue, de l'ordre de sa période de décroissance radioactive.

III - CONCLUSION -

On peut récapituler les valeurs du facteur sol Pd pour un certain nombre de productions agricoles de la C.E.E. (tableau V).

Bien que la contamination directe reste prépondérante dans le cas du blé, les caractéristiques physico-chimiques du sol : capacité d'échange, teneurs en matières organiques et en argile influencent l'absorption du césium 137 par voie racinaire. Par contre la contamination indirecte de l'herbe est plus dépendante de la teneur en eau du sol et des facteurs saisonniers : l'absorption maximum a lieu au mois de juin. La teneur en potassium du sol n'a pas d'influence marquée.

Les coefficients de transfert sol-plante (Pd) déterminés expérimentalement et ceux observés in situ sont comparables lorsque la fraction du césium disponible pour la plante est inférieure à 1 %. Dans les autres cas : sols sableux (migration du césium 137 en profondeur) ou tourbeux (fixation réversible du césium 137) on observe in situ des valeurs de Pd 2 à 3 fois inférieures à celles que l'on pourrait attendre des expériences réalisées en conditions contrôlées.

Le choix des sites est tel que les estimations proposées ici pour ce paramètre peuvent être retenues pour l'ensemble des pays de la C.E.E. La correspondance 1 m Ci/km^2 ----> 4 pCi/kg de sol pour la couche arable et 1 m Ci/km^2 ---> 12 pCi/kg de sol pour les sols de prairie permet une utilisation ultérieure de ces valeurs pour un sol irrigué par de l'eau contaminée par du césium 137.

BIBLIOGRAPHIE

=====

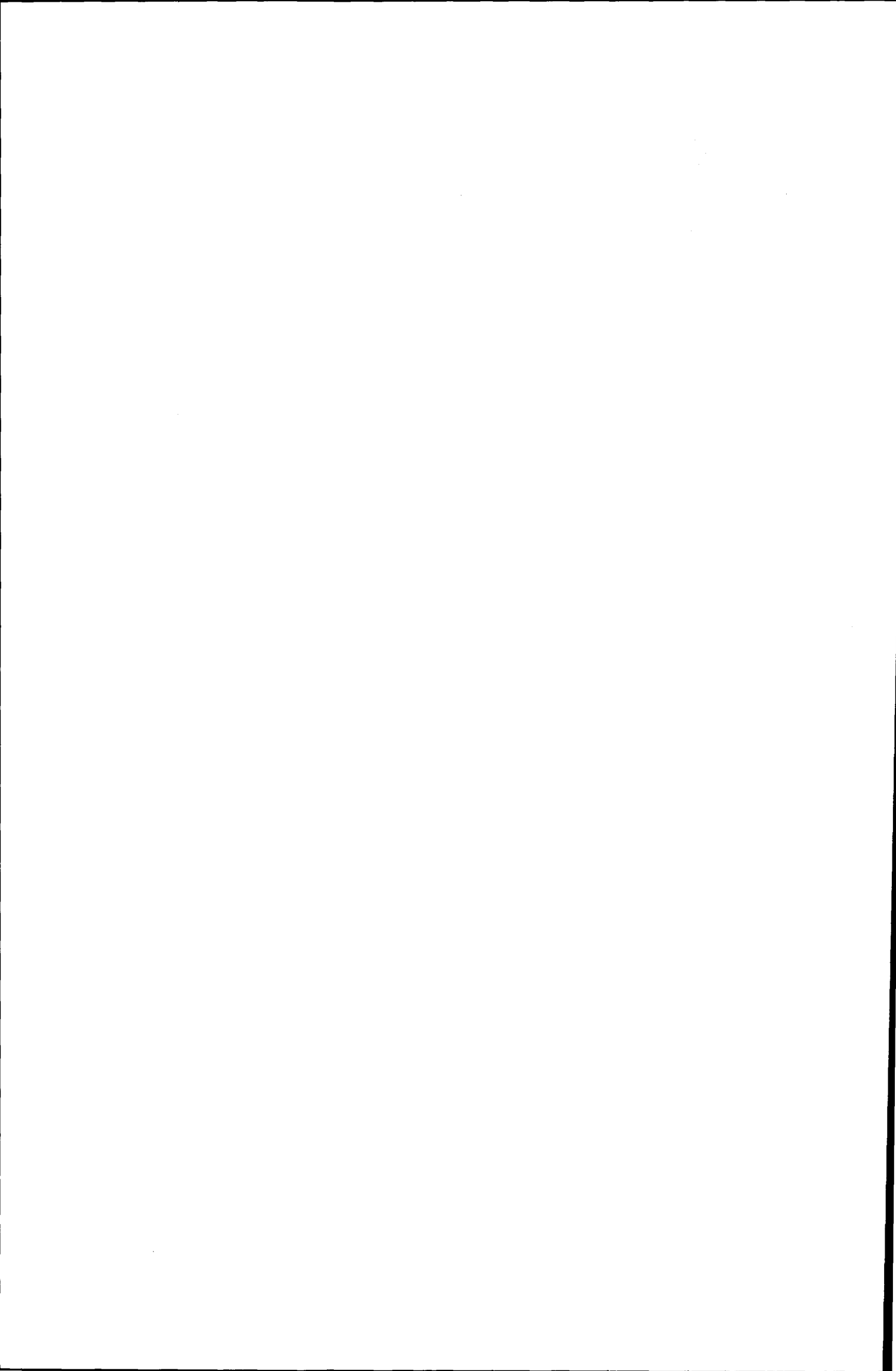
- 1 ANDERSEN A.J., 1967
Investigations on the plant uptake of fission products from contaminated soils : Influence of plant species and soil types on the uptake of radiostrontium and radiocaesium
Risø report 170, pp 6-7.
- 2 BARBER D.A., 1964
Influence of soil organic matter on the entry of ^{137}Cs into plants
Nature 204, 1326-1327.
- 3 BITTEL R., LEHR J., 1968
Quelques aspects qualitatifs de l'influence des matières organiques des sols sur le comportement de radioéléments
AIEA, Symp. Isotopes Rad. Soil Org. Mat. Studies, Vienne, SM 106/30.
- 4 CLINE J.F., 1967
The effects of substrate conditions on the uptake rate of ^{137}Cs by plants
BNWL-SA 1259, P 16.
- 5 CUMMINGS S.L., BANKERTL, 1969
 ^{137}Cs uptake by oat plants as related to the soil fixing capacity
Health Physics, 17, 145-148.
- 6 FOWLER E.B., CHRISTENSON C.W., 1959
Cesium uptake by plants
J. of Agri. F. Chem. 7, 847-849.
- 7 FREDRIKSSON L. et all., 1958
Studies on soil-plant-animal inter relationship with respect to fission products
UN Peaceful Uses of Atomic Energy Conf. Sup.18, 449-470.
- 8 FREDRIKSSON L., ERIKSSON A., 1968
Expected content of ^{90}Sr and ^{137}Cs in Swedish crops and milk at a total deposit in the plowlayer of 1 Ci ^{90}Sr and 1 Ci ^{137}Cs per km^2
FOA 4 Rapport / C 4354-28 (Stockholm) 18 p.
- 9 FERRON F., 1964
Absorption du césium par l'orge
Ann. Physiol. 6 (2), 91-117.
- 10 KIRCHMANN R., FAGNIART E., 1971
Influence de la matière organique et du degré d'humidité de sols de prairies permanentes sur le taux de passage

dans l'herbe du radiostrontium et du radiocésium
Rapport d'activité CEN-MOL, août 1971.

- 11 LEHR J., 1971
Indirect contamination of the food chain in the european
community
Euratom Report (to be published).
- 12 LEHR J., KIRCHMANN R., 1972
The contamination by radiostrontium and radiocésium of
grassland in relation to the age of the deposit and to the
organic matter in the soil
Int. J. of Environmental Studies (to be published).
- 13 MARCKWORDT U., 1968
Magnesium extractable caesium in soils and caesium uptake
by plants
Plant and soil 28, 372.
- 14 MARCKWORDT U., LEHR J., 1971
Factors of transfer of ^{137}Cs from soils to crops, Rome
Symp : " Radioecology applied to the protection of man "
sept 1971, paper 56.
- 15 MARCKWORDT U., 1970
Euratom semestrial report par II (unpublished).
- 16 MILBOURN G., TAYLOR R., 1963.
Contamination of permanent pasture with strontium 90 and
caesium 137
ARCRL 10, 73-74.
- 17 MYTTENAERE C., BOURDEAU P., MASSET M, 1969
Relative importance of soil and water in the indirect
contamination of flooded rice with radiocaesium
Health Physics 16, 6, 701-707.
- 18 NISHITA et all., 1956
Fixation and extractability of fission products contaminating
various soils and clays
Soil Sci. 81, 317-326.
- 19 PENDLETON R., UHLER R., 1960
Accumulation of caesium 137 by plants grown in simulated
pond, wet meadow and irrigated field environment
Nature 185, 707-708.
- 20 PERRY R., LUCAS J., 1970
Distribution of fission product ^{137}Cs in soils and
agricultural produce
I.R.P.A. 2nd Cong., Brighton, May 3-8, paper 141.

../..

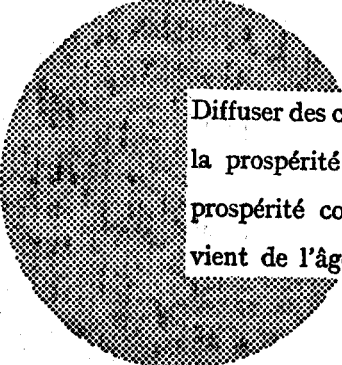
- 21 ROGOWSKI A., TAMURA T., 1970
Environmental mobility of cesium 137
Rad. Bot. 10, 35-45.
- 22 SCHULTZ R., OVERSTREET R., BARSHAD I., 1960
On the soil chemistry of caesium 137
Soil Sci. 89, 16.
- 23 SCOTT RUSSELL, 1966.
Radioactivity and Human Diet
Acad. Press, p 263-341.
- 24 SQUIRE H., MIDDLETON L., 1963
Long term behaviour of ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs in soils
ARCRL Report 10, 78-82.



AVIS AUX LECTEURS

Tous les rapports scientifiques et techniques publiés par la Commission des Communautés européennes sont signalés dans le périodique mensuel «euro-abstracts». Pour souscrire un abonnement (1 an : FB 1 025,—) ou recevoir un numéro spécimen, prière d'écrire à :

Office des publications officielles
des Communautés européennes
Case postale 1003
Luxembourg
(Grand-Duché de Luxembourg)



Diffuser des connaissances c'est distribuer de la prospérité — j'entends la prospérité collective et non la richesse individuelle — et cette prospérité contribue largement à la disparition du mal qui nous vient de l'âge des ténèbres.

Alfred Nobel

BUREAUX DE VENTE

Les documents publiés par la Commission des Communautés européennes sont vendus par l'Office des publications officielles aux adresses ci-après et au prix indiqué en page de couverture. Lors de la commande, bien indiquer la référence exacte et le titre du document.

FRANCE

*Service de vente en France des publications
des Communautés européennes — Journal officiel*
26, rue Desaix — 75 732 Paris - Cédex 15^e
Tél. (1) 308 51 00 — CCP Paris 23-96

ALLEMAGNE (RF)

Verlag Bundesanzeiger
5 Köln 1 — Postfach 108 006
Tél. (0221) 21 03 48
Télex : Anzeiger Bonn 08 882 595
Postscheckkonto 834 00 Köln

BELGIQUE — BELGIË

Moniteur belge — Belgisch Staatsblad
Rue de Louvain 40-42 — Leuvenseweg 40-42
1000 Bruxelles — 1000 Brussel — Tél. 12 00 26
CCP 50-80 — Postgiro 50-80

Sous-dépôt :
Librairie européenne — Europese Boekhandel
Rue de la Loi 244 — Wetstraat 244
1040 Bruxelles — 1040 Brussel

DANEMARK

J.H. Schultz — Boghandel
Møntergade 19
DK 1116 København K — Tél. 14 11 95

GRAND-DUCHÉ DE LUXEMBOURG

*Office des publications officielles
des Communautés européennes*
Case postale 1003 — Luxembourg
Tél. 4 79 41 — CCP 191-90
Compte courant bancaire : BIL 8-109/6003/200

IRLANDE

Stationery Office — The Controller
Beggar's Bush
Dublin 4 — Tél. 6 54 01

ITALIE

Libreria dello Stato
Piazza G. Verdi 10
00198 Roma — Tél. (6) 85 08
CCP 1/2640

PAYS-BAS

Staatsdrukkerij- en uitgeverijbedrijf
Christoffel Plantijnstraat
's-Gravenhage — Tél. (070) 81 45 11
Postgiro 42 53 00

ROYAUME-UNI

H.M. Stationery Office
P.O. Box 569
London S.E. 1 — Tél. 01-928 69 77, ext. 365

ÉTATS-UNIS D'AMÉRIQUE

European Community Information Service
2100 M Street, N.W.
Suite 707
Washington, D.C., 20 037 — Tél. 296 51 31

SUISSE

Librairie Payot
6, rue Grenus
1211 Genève — Tél. 31 89 50
CCP 12-236 Genève

SUÈDE

Librairie C.E. Fritze
2, Fredsgatan
Stockholm 16
Post Giro 193, Bank Giro 73/4015

ESPAGNE

Librería Mundi-Premsa
Castello 37
Madrid 1 — Tél. 275 51 31

AUTRES PAYS

*Office des publications officielles
des Communautés européennes*
Case postale 1003 — Luxembourg
Tél. 4 79 41 — CCP 191-90
Compte courant bancaire : BIL 8-109/6003/200