

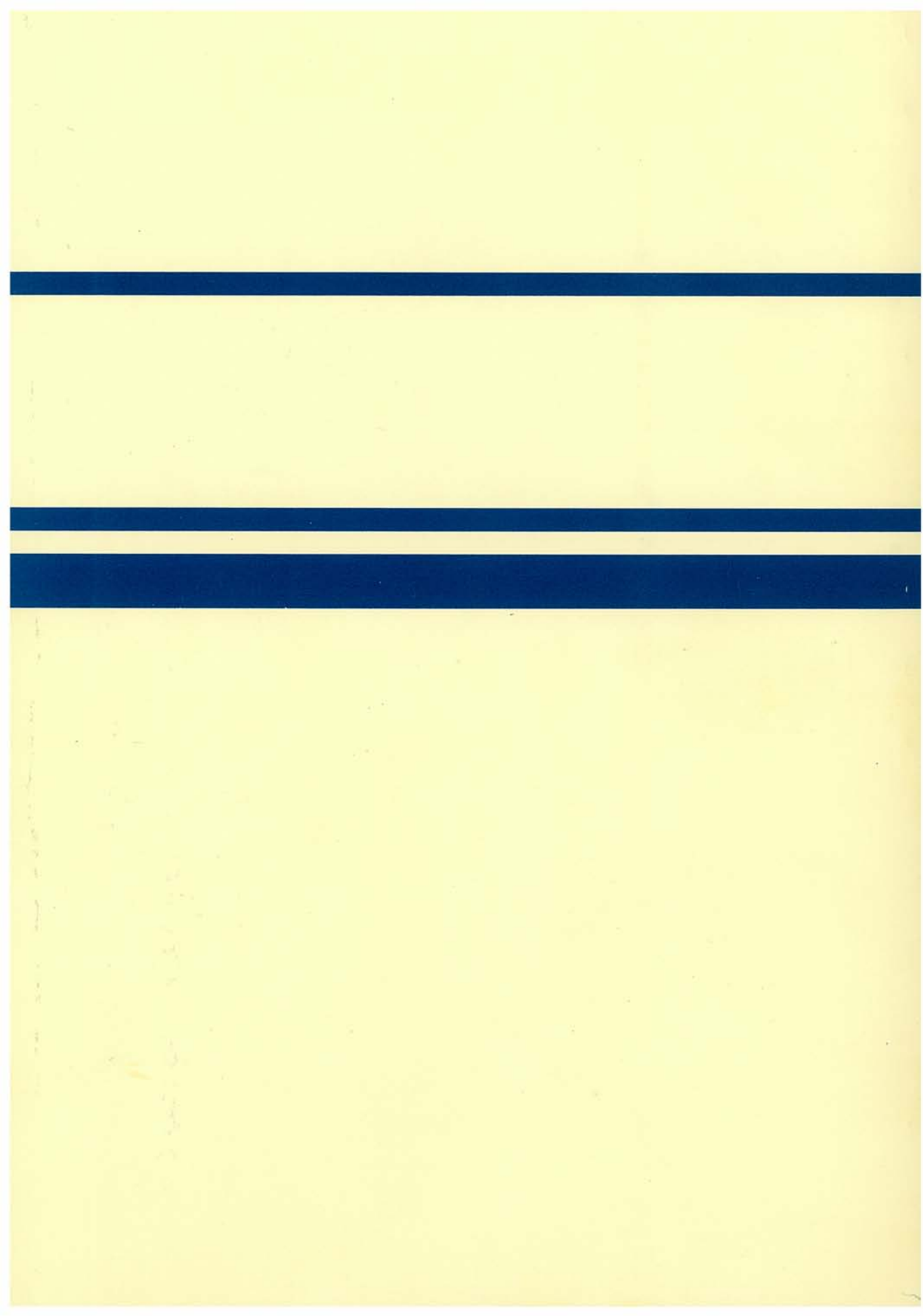
RWMC-88-P-11

環境パラメータ・シリーズ 1

土 壤 か ら 農 作 物 へ の  
放 射 性 物 質 の 移 行 係 数

財 団 法 人

原 子 力 環 境 整 備 セ ン タ ー



環境パラメータ・シリーズ 1

土壤から農作物への  
放射性物質の移行係数

ENVIRONMENTAL PARAMETERS SERIES 1

Transfer Factors of Radionuclides from  
Soils to Agricultural Products

Radioactive Waste Management Center



## ま え が き

日本における原子力の歩みは、安全を先取りしながら進んで参りました。今後も引き続き、科学の粋を結集した安全確保が大切なことは申すまでもありません。

さて、人間の生活する環境における放射能を安全に管理するためには、放射線源から大気、陸圏、水圏を通じての人への放射能の移行を計算モデルを用いて説明することが有効な手段となります。環境試料から検出が困難なほどに微量な放射能の水準を推定したり、先々の生活環境への影響を予測するためには、放射性物質の環境での挙動に関しての適切な移行モデルを用いて、原子力施設の立地条件等に適合した精度の高いパラメータを選定していくことが要求されます。

そのためには、環境科学における各分野の最新情報の収集と科学的な整理が必要となります。

したがって、当センターにおきましても、合理的かつ実地的なパラメータの検討に着手し、各専門科学者の協力によって地道な検討を進めております。

この報告書（パラメータ・シリーズ№1）は、放射性物質が人体に移行する量を予測するのに必要な多くのパラメータのうち、土壌から農作物への移行係数をまとめて、関係者各位の参考に供したものであります。放射性廃棄物に関する諸対策が重要度を増している折から、本書がそれらの関連施設の安全管理対策や安全評価また安全研究上の参考になることを願う次第であります。

終りに、本書の編集と執筆にあられた環境パラメータ整備検討第一委員会のメンバーを始め協力科学者各位に心よりの御礼を申し述べます。

1988年10月

財団法人 原子力環境整備センター  
理事長 福田 俊 雄



# 目 次

まえがき	
1. 緒 言	1
2. 移行係数(土壌-農作物)の定義	2
3. 移行係数の変動要因	3
3-1 はじめに	3
3-2 移行係数データの変遷	3
3-3 移行係数の変動幅およびその変動要因	6
3-3-1 元素の種類とそれらの化学形による影響	7
3-3-2 土壌の性状による影響	10
3-3-3 作物の種類と栽培条件による影響	20
3-3-4 実験条件等による影響	22
3-4 おわりに	25
3-5 参考文献	26
4. 移行係数に関する作物栄養学的考察	28
4-1 はじめに	28
4-2 必須元素とそれらの類似元素の経根吸収	28
4-3 ヨウ素とアクチニド元素の経根吸収	33
4-4 植物体内における元素の移動	35
4-5 おわりに	37
4-6 参考文献	38
5. 移行係数データ 一覧	40
5-1 はじめに	40
5-2 元素の移行係数(土壌-農作物)一覧	41
5-3 参考文献	47

## 付録資料

果樹の根の性状と挙動	
-土壌の違いとリンゴの根の深さ-	51
1. はじめに	51
2. 根の発達とその支配要因	51
3. 主要土壌統と根群分布	51
4. おわりに	62
環境パラメータ整備検討第一委員会名簿	63
あとがき	64





# 1 緒 言

放射性物質が環境中に放出され、または漏出した場合を想定して、各種の放射性核種の人体への移行経路を予測して被曝線量を算定することは、環境放射線安全管理のために必要である。その移行経路としては多くが想定されているが、土壌から農作物を経て人体に至る経路は主な経路の一つであり、特に $^{90}\text{Sr}$ （ストロンチウム-90）、 $^{137}\text{Cs}$ （セシウム-137）などの長半減期核種による被曝評価にとって重要である。

農作物が土壌から放射性核種をとりこみ蓄積する割合は、農作物の作物種の差や部位の違いに左右されるばかりでなく、栽培条件、つまり、土壌の性質、気候の状況などに影響され、さらに放射性核種の土壌中における物理化学的存在形態によっても変化する。したがって、適正な移行係数の選定にあたって、科学的検討と考察を進めることが望ましい。

この係数に関する日本の研究は少ないので、主要な放射性核種に類似した元素に関する国内の既往のデータを活用し、また、主として欧米で実施された実験・研究のデータを利用して評価を進めることが実際的と考える。

その場合に日本の作物種、土壌種、栽培条件等に適合した移行係数を採用するのが合理的といえる。本書は、上記のような被曝線量評価に資するため、内外の文献を収集して移行係数を総覧し、あわせて移行係数の変動要因について総説したものである。

## 2. 移行係数（土壌－農作物）の定義

環境放射能の分野で用いられている移行係数（transfer factor または transfer coefficient）とは、農作物中に蓄積される放射性核種（便宜上 R I と記す）の濃度と、土壌に含まれる R I の濃度の比であり、時には濃縮係数（concentration factor）の用語が用いられている。移行係数を知るために、R I でなく安定同位元素濃度を利用したり、安定同位元素を用いての実験データを使用することがある（註を参照）。

すなわち、

$$\text{移行係数} = \frac{\text{農作物（一般に可食部）中の R I 濃度}}{\text{土壌中の R I 濃度}}$$

一般的には、農作物の R I 濃度は播種から収穫までの期間に蓄積された総量から求め、土壌に関しては栽培期間中の土壌中 R I 濃度の平均値を用いることが多い。また、土壌中 R I 濃度は、普通は乾燥（dry）土壌に対する値が用いられるが、農作物中の R I 濃度に関しては、乾燥重量当りで示す場合と、生（wet）重量当りで表示する場合がある。当然のことながら、乾燥重量当りで示された移行係数は生重量当りで表示されたものよりも大きくなる。一般に、アメリカでは生重量、ヨーロッパでは乾燥重量を用いた数値が多く用いられるように見受けられる。日本の資料では、食物摂取量が主に生重量で示されているので、農作物摂取による被曝線量算出にあたって便利のように、本書では生重量を基準にした移行係数を採用することにした。

---

註 土壌に添加された R I と、土壌にもともと存在するその安定同位元素との間に化学平衡が成立していない場合には、R I から求められた移行係数と安定同位元素から求められた移行係数とが異なる場合がある。

### 3. 移行係数の変動要因

#### 3-1 はじめに

欧米では内陸に原子力施設を持つ国が多く、それらの施設では、極めて低レベルの液体放射性廃棄物を河川へ放流している場合が多い。河川水は飲料水として利用されるほかに灌漑水として農耕に供されるので、欧米諸国では放射能汚染水の農作物への直接付着やR Iの土壌から農作物への移行に関する研究が古くから行われてきた。

日本でも、1950年代半ばから1960年代にかけて、核爆発実験による放射性降下物（フォールアウト）起源の $^{137}\text{Cs}$ や $^{90}\text{Sr}$ の水稲への移行に関する研究が行われたが、原子力施設のほとんどすべてが海岸に建設されている実状を反映してか、その後の研究の重点は海産生物におかれ、農作物については大気中の $^{131}\text{I}$ （ヨウ素-131）の直接付着の研究など少数の報告があるにすぎない。

経根吸収により農作物へ移行するR Iの量を算定するには、米国の原子力規制委員会（NRC）の規制指針に示されているように、移行係数を主なパラメータ（Key parameter）として用いる方法（移行係数法）が広く用いられてきている。しかし、移行係数は種々の環境要因によって変動することに留意する必要がある。例えば、土壌のpHなどはその大きな変動要因の一つである。欧米ではアルカリ性土壌が多く、酸性土壌が支配的である日本と土壌種が異なるので、欧米の移行係数データをそのまま日本にあてはめると不適切な線量算定を生じかねないと考え、本章では移行係数の変動要因について、内外の主な研究成果を整理し検討を加えた。

#### 3-2 移行係数データの変遷

移行係数に対する考え方の変遷を考察するため、これまでに報告されている移行係数について代表的なものを紹介する。

第3-1表はR. G. Menzelら<sup>1)</sup>により1965年に報告されたものである。これは被曝線量評価の観点から、多くのデータを整理してまとめられた最も初期の移行係数といえる。初期の移行係数はかなりおおざっぱにまとめられており、元素ごとではなく、40種の元素を5つのグループに分け、各グループごとに2桁の範囲で示されている。また、植物に関しても、あらゆる植物の地上部全体の平均濃度がとられており、植物の種の差や組織器官による違いなどが無視されているが、Menzel自身も植物の各部位により移行量が異なること、および土壌中でのR Iの動き易さ（易動性）が移行係数に大きな影響を及ぼすこと指摘している。

第3-1表 植物への移行係数 (R. G. Menzel<sup>1)</sup>)

移行係数	10-1000	1-100	0.1-10	0.01-1	<0.01
元 素	K	Mg	Ba	Cs	Sc
	Rb	Ca	Ra	Be	Y
	N	Sr	Si	Fe	Zr
	P	B	F	Ru	Ta
	S	Se	I		W
	Cl	Te	Co		Ce
	Br	Mn	Ni		Pm
	Na	Zn	Cu		Pb
	Li	Mo			Pu
					Sb

$$\text{移行係数} = \frac{\text{植物の地上部全体の元素濃度 (ppm) [乾燥]}}{\text{土壤中の元素濃度 (ppm) [乾燥]}}$$

第3-2表は米国原子力規制委員会 (US-NRC) の指針<sup>2)</sup>から引用したものであり、日本でも従来から多く引用または紹介されている。このデータは、(a)元素ごとに移行係数の値が定められていること、(b)すべての農作物 (crops) の可食部の濃度を用いていること、(c)農作物と土壌との安定元素濃度の比から算出した (安定元素定量法) の数値であること、の3点が大きな特徴で、第3-1表 (Menzel) のものと比べると詳しい値となっている。しかし、農作物の種の違いは無視されている。

第3-3表、第3-4表は、国際原子力機関 (IAEA) ・安全シリーズ57号<sup>3)</sup>に示されている移行係数である。元素ごとに値が決められており、すべての植物をひとまとめにしているのではなく、牧草 (forage plants) と食用作物 (food crops) の二つに分け、それぞれについて移行係数を示している。

このように、移行係数は海洋生物関係等の他のパラメータと同様に、より詳細な値を導入しようという方向になってきている。つまり、原子力施設等から放出される放射性核種に起因する被曝線量をより正確に把握する努力が続けられている。

第3-2表 農作物への移行係数 (US NRC Regulatory Guide<sup>2)</sup>)

元素	移行係数	元素	移行係数	元素	移行係数
H	4.8	Rb	$1.3 \times 10^{-1}$	Te	1.3
C	5.5	Sr	$1.7 \times 10^{-2}$	I	$2.0 \times 10^{-2}$
Na	$5.2 \times 10^{-2}$	Y	$2.6 \times 10^{-3}$	Cs	$1.0 \times 10^{-2}$
P	1.1	Zr	$1.7 \times 10^{-4}$	Ba	$5.0 \times 10^{-3}$
Cr	$2.5 \times 10^{-4}$	Nb	$9.4 \times 10^{-3}$	La	$2.5 \times 10^{-3}$
Mn	$2.9 \times 10^{-2}$	Mo	$1.2 \times 10^{-1}$	Ce	$2.5 \times 10^{-3}$
Fe	$6.6 \times 10^{-4}$	Tc	$2.5 \times 10^{-1}$	Pr	$2.5 \times 10^{-3}$
Co	$9.4 \times 10^{-3}$	Ru	$5.0 \times 10^{-2}$	Nd	$2.4 \times 10^{-3}$
Ni	$1.9 \times 10^{-2}$	Ag	$1.5 \times 10^{-1}$	W	$1.8 \times 10^{-2}$
Cu	$1.2 \times 10^{-1}$	Zn	$4.0 \times 10^{-1}$	Np	$2.5 \times 10^{-3}$

$$\text{移行係数} = \frac{\text{農作物可食部中の元素濃度の平均値 (生重量当り濃度)}}{\text{土壤中元素濃度の平均値 (乾燥重量当り濃度)}}$$

第3-3表 牧草への移行係数 (IAEA Safety Series No. 57<sup>3)</sup>)

元素	移行係数	元素	移行係数	元素	移行係数
Na	$2 \times 10^{-1}$	Tc	$2 \times 10^1$	Pb	$9 \times 10^{-2}$
P	$3 \times 10^0$	Ru	$9 \times 10^{-2}$	Bi	$5 \times 10^{-1}$
S	$2 \times 10^0$	Ag	$1 \times 10^0$	Po	$4 \times 10^{-3}$
Cr	$3 \times 10^{-3}$	Sb	$4 \times 10^{-2}$	Ra	$2 \times 10^{-1}$
Mn	$3 \times 10^{-1}$	Te	$2 \times 10^0$	Ac	$4 \times 10^{-3}$
Fe	$3 \times 10^{-3}$	I	$9 \times 10^{-1}$	Th	$1 \times 10^{-3}$
Co	$4 \times 10^{-1}$	Cs	$1 \times 10^{-1}$	Pa	$1 \times 10^{-1}$
Ni	$4 \times 10^{-2}$	Ba	$2 \times 10^{-2}$	U	$1 \times 10^{-2}$
Zn	$5 \times 10^{-1}$	La	$4 \times 10^{-2}$	Np	$1 \times 10^{-1}$
Sr	$2 \times 10^0$	Ce	$4 \times 10^{-2}$	Pu	$1 \times 10^{-3}$
Y	$1 \times 10^{-2}$	Pm	$4 \times 10^{-2}$	Am	$4 \times 10^{-3}$
Zr	$2 \times 10^{-2}$	Sm	$4 \times 10^{-2}$	Cm	$4 \times 10^{-3}$
Nb	$4 \times 10^{-2}$	Eu	$4 \times 10^{-2}$		

$$\text{移行係数} = \frac{\text{牧草中のR I濃度 (Bq/g・乾燥)}}{\text{土壤中のR I濃度 (Bq/g・乾燥)}}$$

第3-4表 農作物への移行係数 (IAEA Safety Series No. 57<sup>3)</sup>)

元素	移行係数	元素	移行係数	元素	移行係数
Na	$5 \times 10^{-2}$	Tc	$5 \times 10^0$	Pb	$1 \times 10^{-2}$
P	$1 \times 10^0$	Ru	$8 \times 10^{-3}$	Bi	$1 \times 10^{-1}$
S	$6 \times 10^{-1}$	Ag	$2 \times 10^{-1}$	Po	$2 \times 10^{-4}$
Cr	$8 \times 10^{-4}$	Sb	$1 \times 10^{-2}$	Ra	$4 \times 10^{-2}$
Mn	$5 \times 10^{-1}$	Te	$6 \times 10^{-1}$	Ac	$1 \times 10^{-3}$
Fe	$7 \times 10^{-4}$	I	$2 \times 10^{-2}$	Th	$5 \times 10^{-4}$
Co	$3 \times 10^{-2}$	Cs	$3 \times 10^{-2}$	Pa	$4 \times 10^{-2}$
Ni	$2 \times 10^{-2}$	Ba	$5 \times 10^{-3}$	U	$2 \times 10^{-3}$
Zn	$4 \times 10^{-1}$	La	$2 \times 10^{-3}$	Np	$4 \times 10^{-2}$
Sr	$3 \times 10^{-1}$	Ce	$2 \times 10^{-3}$	Pu	$5 \times 10^{-4}$
Y	$2 \times 10^{-3}$	Pm	$2 \times 10^{-3}$	Am	$1 \times 10^{-3}$
Zr	$5 \times 10^{-3}$	Sm	$2 \times 10^{-3}$	Cm	$1 \times 10^{-3}$
Nb	$1 \times 10^{-2}$	Eu	$2 \times 10^{-3}$		

$$\text{移行係数} = \frac{\text{農作物(可食部)中のRI濃度 (Bq/g・生)}}{\text{土壌中のRI濃度 (Bq/g・乾燥)}}$$

### 3-3 移行係数の変動幅およびその変動要因

第3-5表<sup>4)</sup>は、Y. C. Ngらが、これまでに報告されている科学論文の実験条件などを詳細に検討し、妥当でないと思われるようなデータを取り除いてまとめたもので、移行係数の変動幅についてそれぞれの元素ごとにまとめている。移行係数の変動幅が3桁以上に及ぶ元素も少なくない。このように移行件数を変動させる要因としては、次のようなものが考えられている。<sup>5)</sup>

- (a) 放射性核種の違いとそれらの物理的・化学的存在形態の相違、また共存する同位元素や類似元素の濃度と存在形態の差。
- (b) 土壌の性質の相違(無機成分・水分・有機物や交換性K・Ca量、粒径組成、pH、酸化還元電位(Eh)等)
- (c) 農作物の種の相違と栽培条件(気象条件、施肥等)の差
- (d) 実験条件の相違(RIトレーサ実験によったか、フォールアウト核種分析または安定元素分析によったものかの相違、さらにRIトレーサ実験では、実験規

模やサンプリング条件の差)

現実には幾つかの要因が複雑に絡み合っており、移行係数を変動させているわけであるから、変動要因の研究はY. C. Ng<sup>4)</sup>の報告に見られるように、多くのデータを統計的に処理して個々の要因の影響の大きさの検討が進められている。

第3-5表 農作物への移行係数の変動幅<sup>4)</sup>

元素	データの範囲
Na	$8.2 \times 10^{-4} - 2.6 \times 10^{-2}$
Cr	$5.4 \times 10^{-3} - 2.2 \times 10^{-2}$
Mn	$6.9 \times 10^{-3} - 3.4 \times 10^0$
Fe	$2.4 \times 10^{-4} - 6.8 \times 10^{-4}$
Co	$2.2 \times 10^{-3} - 2.0 \times 10^{-1}$
Ni	$7.0 \times 10^{-3} - 1.5 \times 10^{-1}$
Cu	$3.0 \times 10^{-3} - 8.2 \times 10^{-1}$
Zn	$7.2 \times 10^{-3} - 1.6 \times 10^0$
Sr	$1.6 \times 10^{-3} - 1.7 \times 10^0$
Zr	$3.4 \times 10^{-6} - 1.8 \times 10^{-2}$
Ru	$4.8 \times 10^{-5} - 1.4 \times 10^{-1}$
I	$2.0 \times 10^{-4} - 1.2 \times 10^{-1}$
Cs	$1.5 \times 10^{-5} - 5.9 \times 10^{-2}$
Ba	$4.9 \times 10^{-5} - 3.7 \times 10^{-2}$
Ce	$4.6 \times 10^{-6} - 1.8 \times 10^{-2}$
Np	$2.8 \times 10^{-2} - 1.3 \times 10^{-1}$

### 3-3-1 元素の種類とそれらの化学形による影響

土壌中の元素の植物への吸収され易さ(可給性)は土壌中での元素の存在形態と密接に関係する。

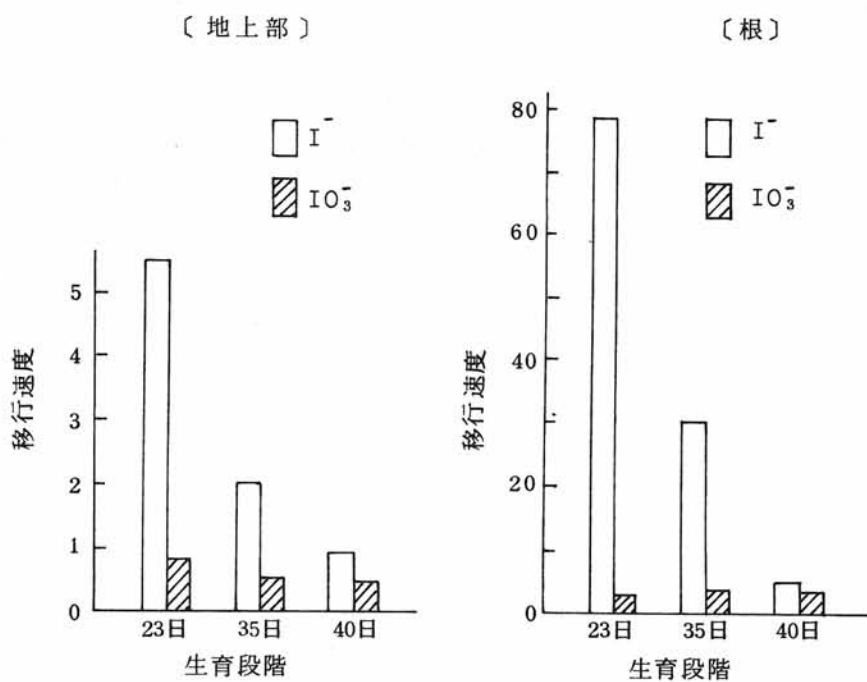
第3-6表<sup>6)</sup>は、牧草(perennial ryegrass)によるヨウ素の経根吸収について、 $I^-$ と $IO_3^-$ との違いを示している。この実験は、化学形を調整したヨウ素を含む水耕液に牧草を移植し、3週間後に各部位のヨウ素濃度を測定したものである。水耕液中のヨウ素濃度や牧草の部位の相違により多少は異なるものの、すべて $I^-$ の化学形の方が牧草に吸収されやすく、 $IO_3^-$ に比べて6~7倍( $10^{-7}M$ )から10倍( $10^{-6}M$ )の吸収量が示されている。

第3-6表 ヨウ素の牧草への移行に及ぼす化学形および培養液濃度の影響<sup>6)</sup>

化 学 形	I <sup>-</sup>		IO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	
	(i)	(ii)	(iii)	(iv)
水耕液中ヨウ素濃度(M)	1.0×10 <sup>-7</sup>	1.0×10 <sup>-6</sup>	1.0×10 <sup>-7</sup>	1.0×10 <sup>-6</sup>
吸収量 (μg I/ポット)				
地 上 部	1 1.5	2 3 7.4	2.1	1 1.9
根	3 8.9	1 4 4.6	4.6	2 0.4
(全 植 物)	( 5 0.4 )	( 3 8 2.0 )	( 6.7 )	( 3 2.3 )
ヨウ素濃度 (ppm 乾燥)				
地 上 部	3.7 4	9 0.5	0.6 0	2.8 2
根	4 1.7	2 2 4.3	5.9 3	2 1.8
[地上部/根の比]	[ 0.0 9 ]	[ 0.4 0 ]	[ 0.1 0 ]	[ 0.1 3 ]

生育段階の異なる葉菜のコマツナのヨウ素吸収における化学形の影響を検討した日本のデータを第3-1図<sup>7)</sup>に示した。この実験は水耕栽培での移行速度を植物体の地上部と根について求めている。前記の研究成果と同様に、I<sup>-</sup>の方がIO<sub>3</sub><sup>-</sup>よりも吸収されやすいが、その程度はI<sup>-</sup>では生育段階により異なり、地上部では2~7倍、根では1~20倍となっているが、IO<sub>3</sub><sup>-</sup>に関しては生育段階による差はほとんどないようである。





第3-1図 ヨウ素のコマツナへの移行に及ぼす化学形の影響<sup>7)</sup>

註1. 移行速度 = 
$$\frac{\text{農作物中のRI濃度 (Bq/g} \cdot \text{生)}}{\text{水耕液中のRI濃度 (Bq/g)} \times \text{吸収実験期間 (日)}}$$

註2. 生育段階：播種からの日数

### 3-3-2 土壌の性状による影響

土壌中の元素は水中や大気中と異なり、移動しにくく、滞留時間が長い。元素の土壌中における滞留時間の例を第3-7表<sup>8)</sup>にあげた。元素が移動する場合は、主として水に溶解して、つまり、水を媒体として移動するわけである。

土壌を構成する物質を分けると、固相、液相、気相になる。固相は土壌の主体をなすものであり、土壌全体の40～70%を占める。固相は粗粒無機質粒子（岩石の風化残滓等粒径0.002mm以上）、コロイド状無機質粒子（粘土鉱物等粒径0.002mm以下）、有機物（土壌中の腐植物等）および生物に大別される。土壌はこれらのものがバラバラに混合されたものでなく、諸粒子が互いに結合し全体としてゆるやかな構造を形成し、機能している。液相（土壌溶液）や気相（土壌空気）は土壌粒子間の孔隙（土壌孔隙）に存在するが、孔隙中の液相と気相の割合は、乾湿によって変動する。

第3-7表 土壌中での元素の滞留時間<sup>8)</sup>

元 素	滞留時間(年)
Ca, Cd, Mg, Na	75～380
Hg	500～1000
Au, Cu, Na, Pb, Se, Zn	1000～3000
化学的に安定な有機物	2800

註 滞留時間  $T_x = M_x / R_x$

$T_x$ : Xという成分の滞留時間。

$M_x$ : その系における成分Xの総量。

$R_x$ : その系から成分Xが失われる速度。

また、孔隙の径によって液相の移動性は異なるが通常の畑状態では液相の多くは毛管孔隙に存在するので重力による移動は少ない。

参考のために土壌の元素組成の一例を第3-8表<sup>9)</sup>に、また土壌中の放射性核種の存在量を第3-9表<sup>8)</sup>に示した。

第3-8表 玄武岩が風化して土壌が生成する時の元素組成変化<sup>9)</sup>  
 (J.Navrot and A.Singer.1976)

元素	mg元素/Kg玄武岩	mg元素/Kg土壌
Al	60000	104000
Ca	61000	2600
Co	59	81
Cr	170	160
Cu	52	57
Fe	80000	103000
K	10000	4600
Mg	43000	4800
Mn	1200	1300
Na	25000	5600
Ni	200	300
P	5900	3000
Si	240000	250000
Sr	1200	36
Ti	19500	12000
Zn	95	150

第3-9表 土壤中の放射性核種<sup>8)</sup>

核種	給源	土壤中の濃度 (Bq/Kg)	単位面積分布 (Bq/m <sup>2</sup> )
<sup>14</sup> C	天然	4(1.5-6)	
<sup>137</sup> Cs	核爆発実験	63(18-90)	4500(2600-6800)
<sup>55</sup> Fe	"		7100
<sup>40</sup> K	天然	440(0.2-1200)	
<sup>54</sup> Mn	核爆発実験	7.4	
<sup>210</sup> Pb	天然	75-6300*	
<sup>210</sup> Po	"	8-220	
<sup>238</sup> Pu	核爆発実験	0.007-0.07	76(44-145)
<sup>239</sup> + <sup>240</sup> Pu		0.05-1.4	
<sup>241</sup> Pu		16	
<sup>226</sup> Ra	天然	30(7-180)	
<sup>87</sup> Rb	"	140(20-560)	
<sup>90</sup> Sr	核爆発実験	35(20-55)	19-3000
<sup>230</sup> Th	天然	100(3700-16000)*	
<sup>232</sup> Th		37(4-78)	
<sup>234</sup> U		26(9-120)	
<sup>238</sup> U		24(8-110)	

\* 一つの異常土壌は<sup>238</sup>Uを750~3000Bq/Kg含んでいた。

(a) 粒子の大きさ

第3-10表, 第3-2図は, Y. C. Ngら<sup>10,11)</sup>がSrおよびCsに関する移行係数を変動要因ごとに整理し, 土壌種の違いによる移行係数の変動をみたもので, これまでに報告された種々の農作物の移行係数について, 粗大(coarse), 中(medium), および微小(fine)の3種類の土壌の粒子の大きさ別にまとめたものである。Csではそれほど粒子径による差はみられないが, Srでは土壌粒子が粗くなるに従い, 移行係数が大きくなる傾向が認められる。

(b) pH

W. Kühnら<sup>12)</sup>は, 森林開墾地と牧草地の二つの生態系について, フォールアウト<sup>137</sup>Csの測定から移行係数を求めた。そして, 種々の土壌の性状, すなわち,

土壌pH, 交換性K, 総K量および粘土含量等と移行係数との相関を求めたが, 最も高い相関(相関係数  $r = 0.81$ )を示したものが土壌pHであった。

第3-3図は, フォールアウト<sup>137</sup>Csを用いた移行係数と土壌pHとの相関を検討したものの<sup>11)</sup>であり, 土壌pHが低くなると移行係数は大きくなる。日本では酸性土壌の占める割合が多く, 土壌pHは低い。したがって, pHが6~7程度の土壌に関して得られた移行係数よりも, 対象とするサイトにおける移行係数は, 若干大きくなりがちであろう。

放射生態学科学者国際連合, IUR(International Union of Radioecologists)のワーキンググループは, 移行係数に関する報文を集めて, 実験条件等が明記されていて相互に比較する意義があるデータだけを選択している。これらのデータには, フォールアウト核種測定による実験結果だけでなく, RI添加による植物栽培実験結果も含まれている。

A. Keenら<sup>13)</sup>は, これらを統計的に解析し, ジャガイモと牧草に対する移行係数のpH依存性を検討し, 第3-4図には<sup>137</sup>Csの, 第3-5図には<sup>90</sup>Srの結果を示したが, どちらの核種も, 土壌pHが低いほど移行係数は大きくなる傾向が明らかである。

土壌中に存在する元素のうちで植物に吸収され易い形態のものの量(可給態量)が移行係数に影響をおよぼす<sup>14)</sup>。したがって土壌中のRIの総量ではなく, 可給態量を分母にとり, 移行係数を求めることが好ましい訳である。しかし, 本間<sup>15)</sup>が<sup>65</sup>Zn(亜鉛-65)などについて検討したように可給態元素の分画法が確立されていないので, まだ研究途上であり実用の域に達していない。

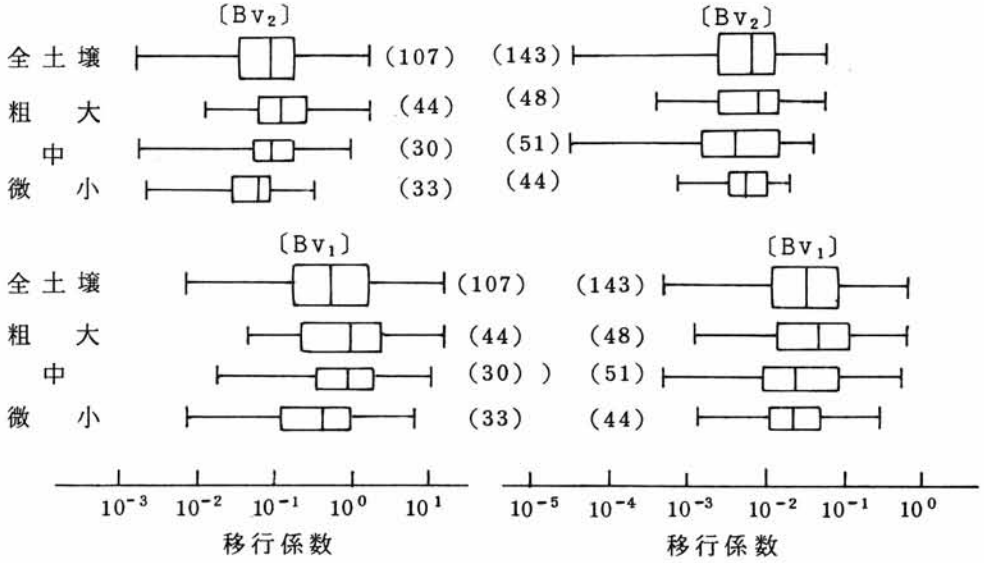
第3-10表 土壌種による移行係数の違い<sup>10)</sup>

土 壤 種 (粒子の大きさ)	移 行 係 数	
	S r	C s
粗 大	0.02-1.7	$9.5 \times 10^{-4} - 0.031$
中	$1.6 \times 10^{-3} - 0.43$	$5 \times 10^{-5} - 2.6 \times 10^{-3}$
微 小	$7.8 \times 10^{-3} - 0.38$	$9 \times 10^{-4} - 0.013$

(データ数)

(土壤種：粒子の大きさ) Sr

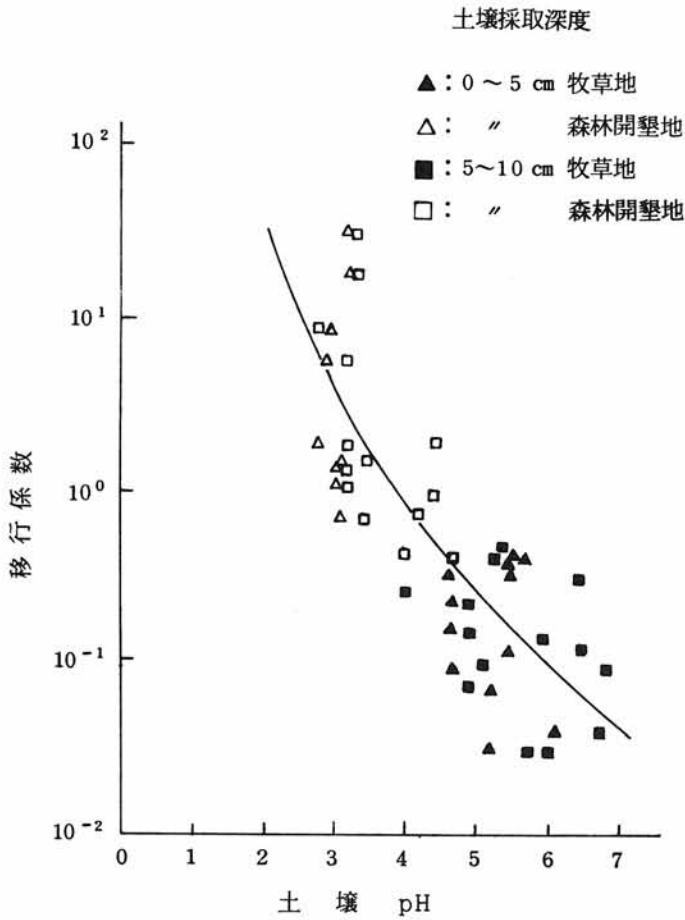
Cs



第3-2図 移行係数におよぼす土壤種の影響<sup>11)</sup>

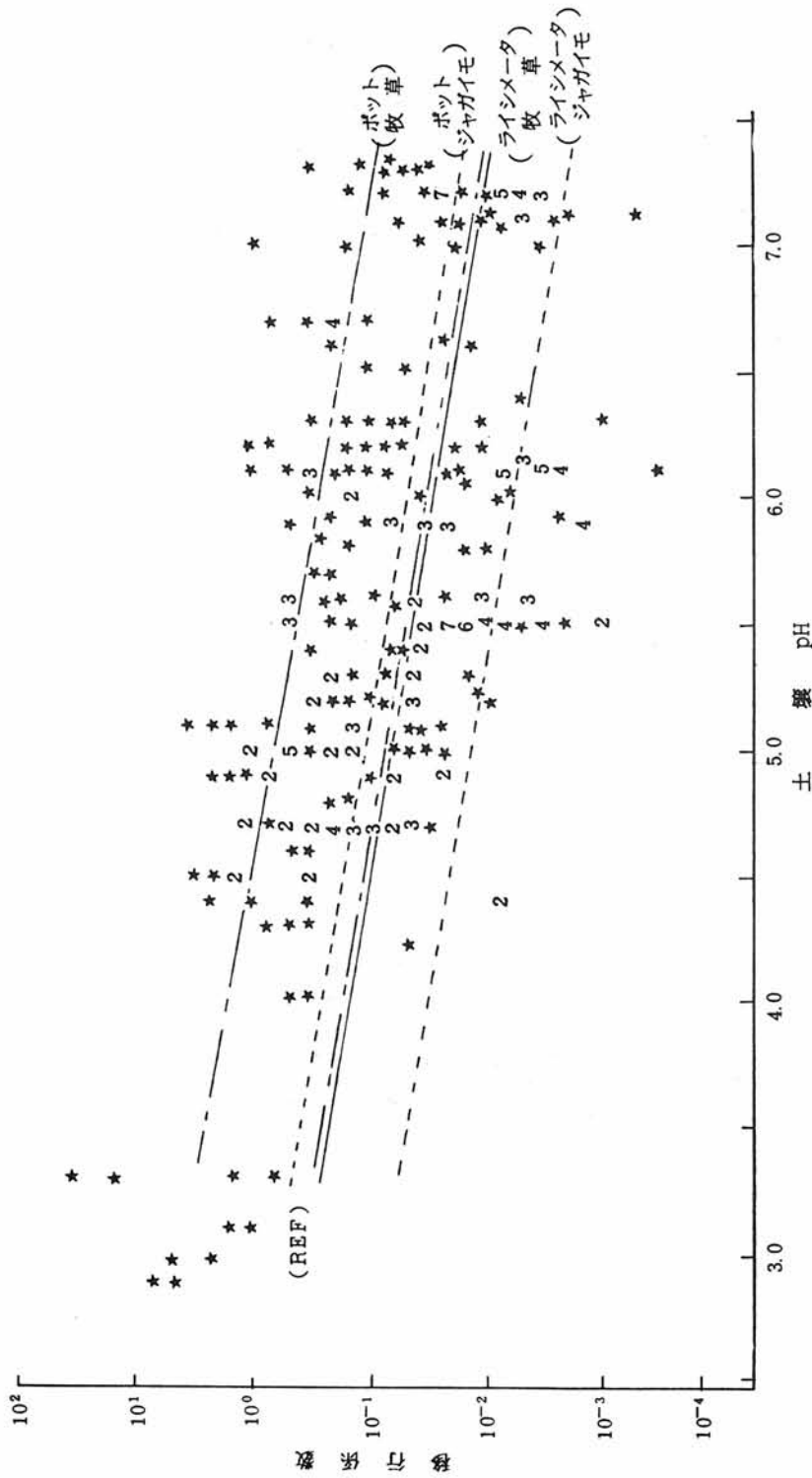
Bv<sub>1</sub> : 乾燥農作物/乾燥土壤

Bv<sub>2</sub> : 生農作物/乾燥土壤



第3-3図 植物(牧草)への $^{137}\text{Cs}$ (核爆発実験・放射性降下物)の移行係数と土壌pHとの相関<sup>12)</sup>

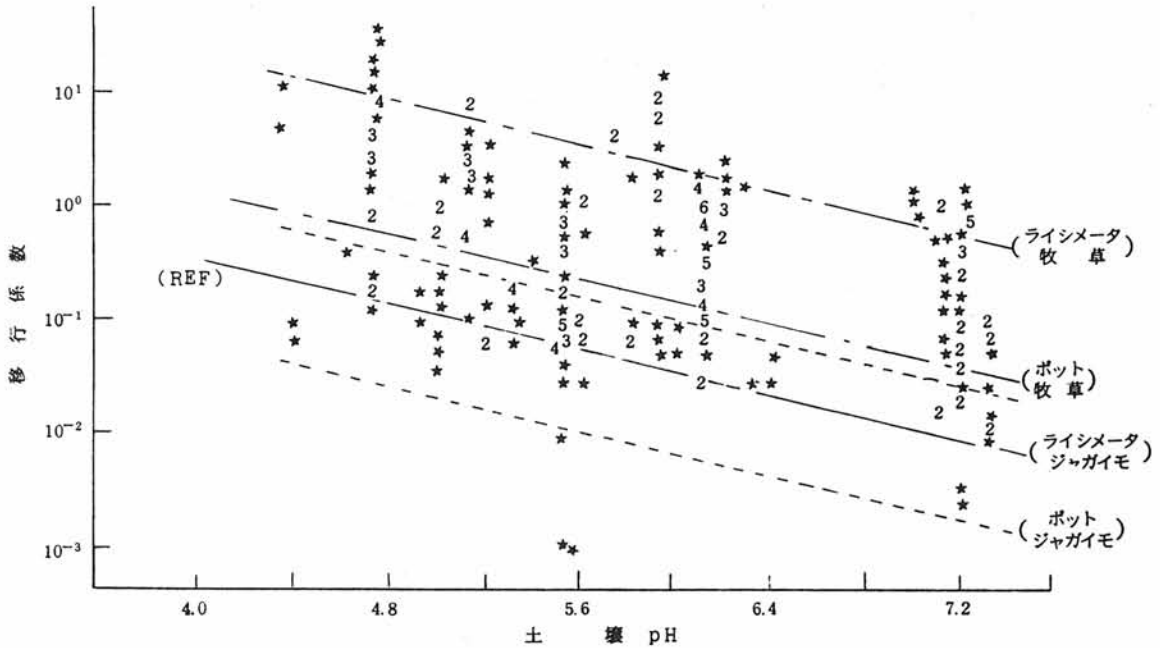
$$\text{移行係数} = \frac{[\text{pCi } ^{137}\text{Cs}/\text{kg} \cdot \text{乾燥}] \text{ 植物}}{[\text{pCi } ^{137}\text{Cs}/\text{kg} \cdot \text{乾燥}] \text{ 土壌}}$$



第3-4図 牧草とジャガイモについての $^{137}\text{Cs}$ の移行係数と土壌pHとの相関<sup>13)</sup>  
 数値は同じ位置にあるデータ数を示す。

REF: REFERENCEレベル(砂土, フィールド実験, 穀物の可食部, 有機物含量2%, RI添加後の調整期間2カ月)。





第3-5図 牧草とジャガイモについての<sup>90</sup>Srの移行係数と土壌pHとの相関<sup>13)</sup>  
 数値は同じ位置にあるデータ数を示す。  
 REF: REFERENCEレベル(砂土, フィールド実験, 穀物の可食部。  
 有機物含量2%, RI添加後の調整期間2カ月)。

(c) 共存元素

第3-6図は、W. Kühnら<sup>12)</sup>によるフォールアウト<sup>137</sup>Csの移行係数と土壌中の総K含量との相関を検討したものである。

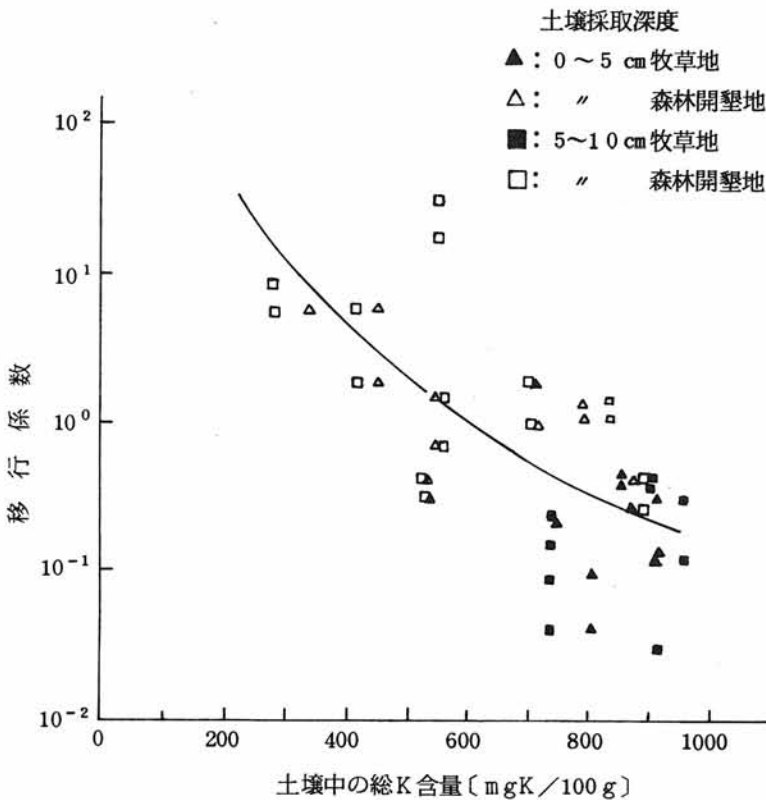
pHに次ぐ変動要因として総K含量( $r=0.68$ )が観察されている。

第3-7図及び第3-8図は、それぞれ水稲による<sup>90</sup>Sr, および<sup>137</sup>Csの吸収に及ぼす共存元素の影響を水耕実験により調べたもの<sup>16)</sup>である。これらは27時間または29時間の短期間での吸収実験である。<sup>90</sup>Srの場合は、MgCl<sub>2</sub>以外の塩類は、種類により程度は異なるが、0.063~0.25 me/500mlの濃度範囲ではほぼ一定の吸収抑制効果を示す。一方、<sup>137</sup>Csの場合は、水稲の部位によらず、3元素 アンモニウムイオン(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), カリウムイオン(K<sup>+</sup>), およびセシウムイオン(Cs<sup>+</sup>)ともほぼ直線的に吸収量が減少している。<sup>90</sup>Srの場合はNH<sub>4</sub><sup>+</sup>, カルシウムイオン(Ca<sup>2+</sup>), およびストロンチウムイオン(Sr<sup>2+</sup>)が、<sup>137</sup>Csの場合はCs<sup>+</sup>, およびK<sup>+</sup>の共存が移行係数に大きな影響を与えることがわかる。

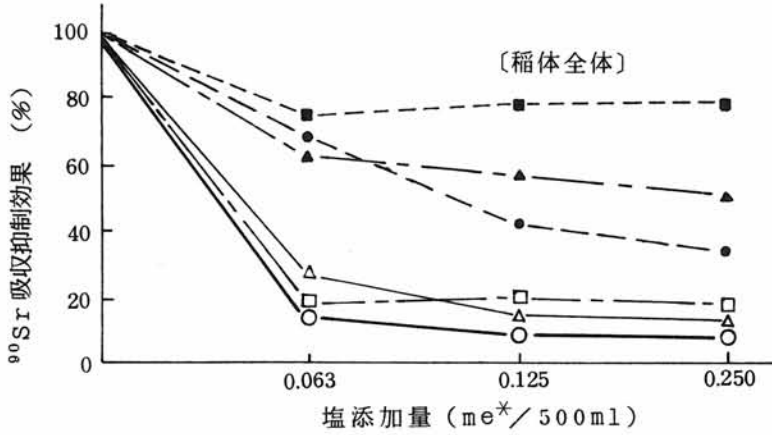
(d) 酸化還元電位

第3-9図は、土壤に添加した元素の溶出率について、土壤の酸化還元電位との関係を検討したもの<sup>17)</sup>である。亜鉛(Zn)、カドミウム(Cd)は畑状態(酸化的)から湛水状態(還元的)へと酸化還元電位が低下するにしたがって、土壤溶液中の濃度は徐々に低下する。これに対して、マンガン(Mn)は還元状態になるにしたがい、土壤溶液中の濃度が高くなる。一般的に、重金属元素は湛水状態では不溶性となり、植物の吸収量は低下する傾向があるが、マンガンのように湛水状態で逆に土壤中に溶出してくるものもある。また天正ら<sup>18)</sup>は、湛水状態で土壤溶液中にヨウ素が溶出してくることを報告している。

なお、水稻の栽培では、常に湛水状態を維持するのではなく、収穫までに、1~2回ほど落水するため、落水による酸化還元電位の変化も影響してくることになる。



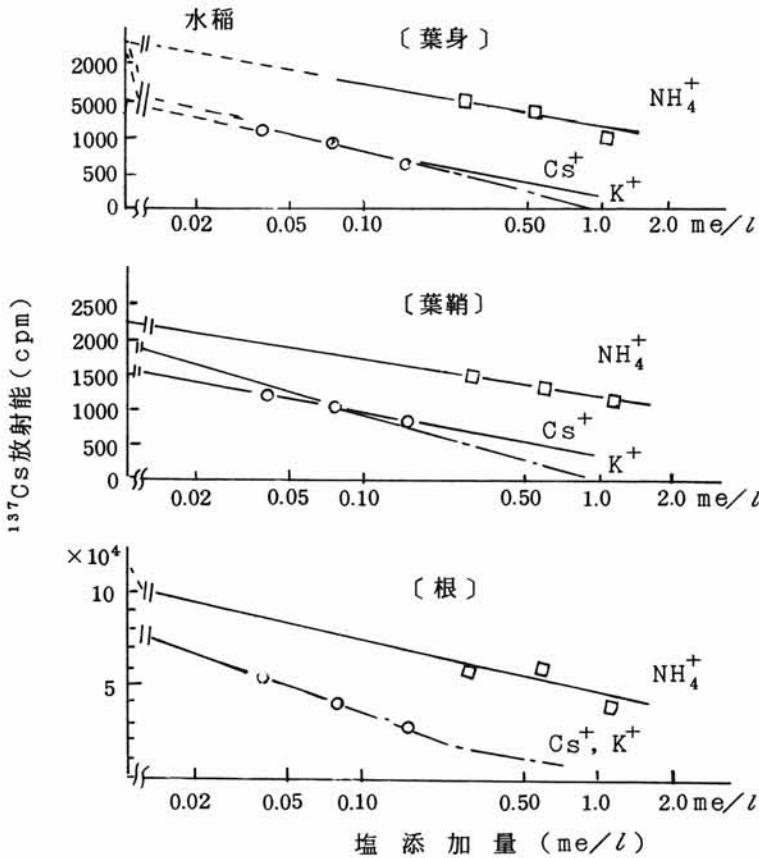
第3-6図 植物(牧草)への<sup>137</sup>Cs(核爆発実験・放射性降下物)の移行係数と土壤中の総K含量との相関<sup>12)</sup>



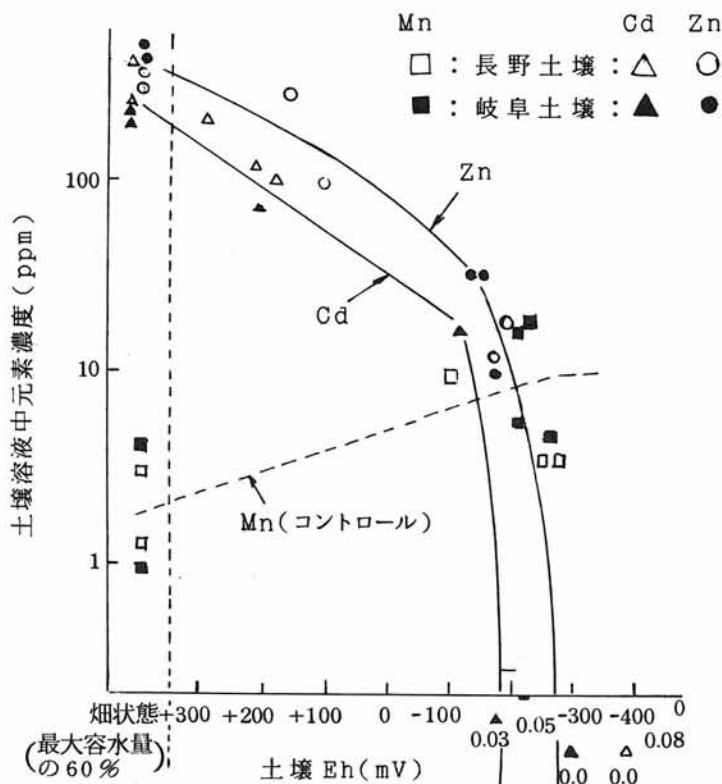
第3-7図 水稻（稲体全体）の<sup>90</sup>Sr吸収に及ぼす各種塩添加の影響<sup>16)</sup>

■: NaCl, ▲: KCl, ●: MgCl<sub>2</sub>, □: NH<sub>4</sub>Cl,  
△: CaCl<sub>2</sub>, ▽: SrCl<sub>2</sub>, ○: BaCl<sub>2</sub>

\*me: milli equivalent



第3-8図 水稻の<sup>137</sup>Cs吸収に及ぼす各種塩添加の影響<sup>16)</sup>



第3-9図 添加元素の酸化還元電位 (Eh) 変化による  
土壌溶液への溶出<sup>17)</sup>

### 3-3-3 作物の種類と栽培条件による影響

Y. C. Ngら<sup>11)</sup>が作物種ごとに移行係数をまとめ、結果を第3-10図、第3-11図に示した。すべての農作物を対象にすると、移行係数はSr, Csともに3~4桁の変動幅があるが、作物種ごとにまとめると移行係数の変動幅は2桁以内となる。

第3-11表はヨウ素の移行に関して、作物間差を検討したもの<sup>19)</sup>である。これらは、短期間の水耕栽培により求められたものではあるが、ヨウ素は果菜類へは移行しにくい、大豆、また、ハウレン草などの葉菜類へは移行しやすいことがわかる。しかも、その差は30倍以上となっている。

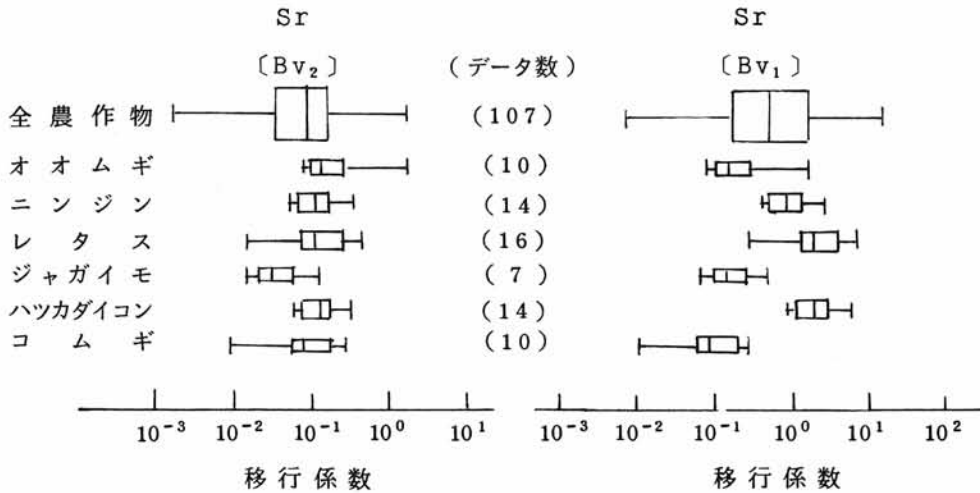
A. Keenら<sup>13)</sup>によれば、(第3-4図および第3-5図参照)<sup>90</sup>Sr, <sup>137</sup>Csどちらの核種についても、ジャガイモより牧草の方が移行係数が高いことが示されている。

日本では欧米に比べて、摂取する農作物の種類が多い<sup>20)</sup>ので、作物の種の差を無視して移行係数を求めると、その変動幅は欧米よりも大きくなりがちであろう。

第3-11表 放射性ヨウ素の農作物への移行における  
作物の種類による差<sup>19)</sup>

作物の種類	移行速度
水 稲	0.17
キ ュ ウ リ	0.010
ナ ス	0.0080
エ ダ マ メ	0.062
大 豆	0.32
コ マ ツ ナ	0.31
ホ ウ レ ン ソ ウ	0.36
ハ ツ カ ダイ コ ン	0.18

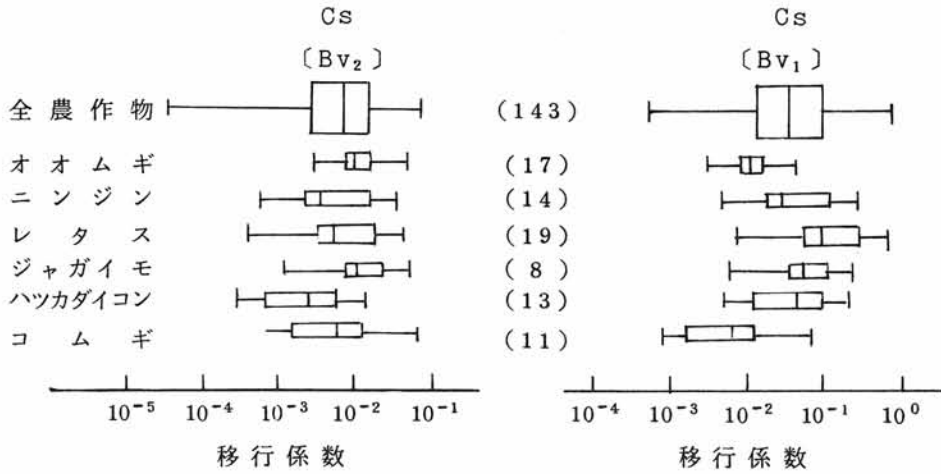
$$\text{移行速度} = \frac{\text{農作物(可食部)中のRI濃度 (Bq/g・生)}}{\text{水耕液中のRI濃度 (Bq/g) \times 実験期間(日)}}$$



第3-10図 Srの移行係数におよぼす作物種の影響

Bv<sub>1</sub>: 乾作物/乾燥土壤

Bv<sub>2</sub>: 生作物/乾燥土壤



第3-1-1図 Csの移行係数におよぼす作物種の影響

Bv<sub>1</sub>: 乾燥作物/乾燥土壌

Bv<sub>2</sub>: 生作物/乾燥土壌

### 3-3-4 実験条件等による影響

移行係数を求めるためには、フォールアウト核種または安定元素ないしは、天然のRIの植物中と土壌中の濃度を測定して比を求める方法があり、またトレーサー元素を添加した土壌で植物を栽培する方法もある。

トレーサー添加法については、添加してからの期間により移行係数が異なる。<sup>21)</sup> またRIを添加してから作物を植えるまでの期間によって、作物によるRIの取込み割合が異なることが水稲に関する報告<sup>16)</sup>で示されている。すなわち、土壌に<sup>90</sup>Sr、<sup>137</sup>Csを添加して栽培した水稲について3年間にわたって調査した結果、玄米のRI移行係数が2年目、3年目になると1年目の1/2、1/3になっていた。また、小麦に関するA. Eriksson<sup>22)</sup>の報告でもテクネチウム(Tc)の移行係数が、最初の年に0.144であったものが2年目、3年目にはそれぞれ0.057、0.0065に減少している。

実験規模の違いによる移行係数の変動幅に関するY. C. Ngら<sup>11)</sup>のデータを第3-12図に示した。フィールド(野外)実験における移行係数は3~4桁の変動があるが、ポット実験<sup>註1)</sup>では、2~3桁にすぎない。A. Keenら<sup>12)</sup>も同様の検討をしているが、(第3-4図、第3-5図参照)<sup>137</sup>Csではポット実験の方が、<sup>90</sup>Srではライシメータ実験<sup>註2)</sup>の方が移行係数が高くなる傾向を報告しているものの、この実験では<sup>90</sup>Srと<sup>137</sup>Csで

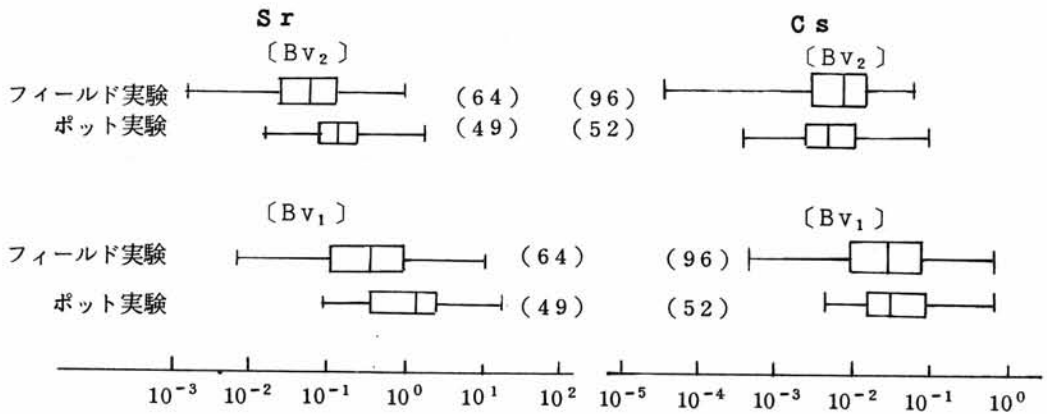
使用した土壌が異なること、および $^{90}\text{Sr}$ の実験においてデータの変動幅が大きいことが欠点としてあげられる。したがって、一般的にはポット実験で求めた移行係数の方が、フィールドで得られたものよりも高い傾向がある。その理由としては、ポット内の根の密度がフィールドでの密度よりも大きいことがあげられている。

第3-12表は、A. Keenら<sup>13)</sup>によるデータであり、Csの牧草への移行係数について、実験条件を検討して整理すると、移行係数の最大値および変動幅がかなり小さくなることが示されている。すべてのデータを採用した場合、移行係数の最大値は3.15であるが、連続的な汚染水の灌漑を行った実験を除外することにより約1桁、pHが4.5以下の実験および土壌中にRIを注入した実験を除外することにより、さらに1桁小さくなる。また、RI添加後30日以内に実験を行ったものを取り除くとさらにその1/2まで最大値が下がる。その結果、この表は、最大値と最小値との比が20万から1000にまで小さくすることが可能であることを示したものである。問題となるサイトの環境条件や栽培条件を吟味することにより、評価に適用する移行係数の変動幅を小さくできることを示唆している。

---

註1 ポット実験：直径約2.5 cmあるいは約1.6 cmの円筒形容器（植木鉢）に土を詰めて、作物を栽培して試験をする実験方法。

註2 ライシメータ実験：ライシメータは本来は広い圃場の一部に設置して、降水量・蒸発散量・貯水量など水収支の各項を明らかにすることを目的として設計された装置であるが、上記ポットにくらべて大型であるために、ポットよりも自然条件に近づけることができるので、この装置を用いて作物を栽培して試験をする実験方法。



第3-12図 移行係数におよぼす実験規模の影響

[Bv<sub>1</sub>] : 乾燥作物/乾燥土壌  
 [Bv<sub>2</sub>] : 生作物/乾燥土壌  
 ( ) : データ数

表3-12表 Csの牧草への移行係数の実験条件による違い<sup>12)</sup>

データの種類	移行係数の範囲	最高値/最小値
全データ	0.0014-3.15	220,000
汚灌漑水の連続供給実験のデータを除外	0.0014-3.1	22,000
土壌pHが4.5以下のデータを除外	0.0014-3.3	2,400
土壌に汚染水を直接注入したデータを除外	0.0014-3.12	2,200
土壌にRIを混合後30日以内に実験を開始したデータを除外	0.0014-1.53	1,000



### 3-4 おわりに

土壌から農作物へのR I移行量を算定するための重要なパラメータである移行係数とその変動について述べ、変動の原因となる個々の要因およびその影響について検討した。

評価モデルにより被曝線量を精度よく算定しようとする場合、移行係数などのパラメータの変動幅を小さく押えることが望ましい。このために放射生態学科学者国際連合(IUR)は、実験条件の違いから生ずる移行係数の変動巾を小さくして、かつ合理的なデータを得るための汚染土壌の調整法やポット実験方法の規格を明確にしている。<sup>23)</sup>

現実的ではない実験条件下で求められた異常な高い値や低い値を排除することにより、合理的な被曝線量を求めることが好ましいので、問題とするサイトに適合する移行係数の選定のために、移行係数の変動要因を本章に示した次第である。

### 3-5 参考文献

- 1) R. G. Menzel: Soil-plant relationships of radioactive elements, Health Physics 11, 1325-1332, 1965.
- 2) USNRC: Calculation of annual doses to man from routine releases of reactor effluents for the purpose of evaluating compliance with 10 CFR Part 50, Appendix I, Revision I, Regulatory Guide 1. 109, 1977.
- 3) IAEA: Generic models and parameters for assessing the environmental transfer of radionuclides from routine releases, IAEA, Safety Series No.57, 61-65, 1982.
- 4) Y. C. Ng and S. E. Thompson: Soil-to-plant concentration factors for radiological assessments, NUREG/CR-2975, 93-101, 1982.
- 5) 内田滋夫, 大桃洋一郎, 鎌田博, 佐伯誠道: 土壌から農作物への放射性核種の移行に関する計算モデル, 原子力誌, 26, 935-941, 1984.
- 6) D. C. Whitehead: Uptake and distribution of iodine in grass and clover plants grown in solution culture, J. Sci. Fd Agric., 24, 43-50, 1973.
- 7) Y. Muramatsu, D. Christoffers and Y. Ohmomo: Influence of chemical forms on iodine uptake by plant, J. Radiat. Res., 24, 326-338, 1983.
- 8) H. J. M. Bowen (浅見輝男・茅野充男訳): 環境無機化学, 博友社, 東京, 1983.
- 9) J. Navrot and A. Singer: Soil Science 121, 337, 1976.
- 10) Y. C. Ng, C. S. Colsher and S. E. Thompson: Transfer factors for assessing the dose from radionuclides in agricultural products, Proceedings of an International Symposium on Biological Implications of Radionuclides released from Nuclear Industries, Vol. I 295-318, IAEA Publication STI/PUB/522, IAEA, Vienna, 1979.
- 11) Y. C. Ng and F. O. Hoffman: Selection of terrestrial transfer factors for radioecological assessment models and regulatory guides, Proceedings of Seminar on the Environmental Transfer to Man of Radionuclides released from Nuclear Installations, 841-855, 1984.
- 12) W. Kühn, J. Handel and P. Schuller: The influence of soil parameters on  $^{137}\text{Cs}$ -uptake by plants from long-term fallout on forest clearings and grassland, Health Physics, 46, 1083-1093, 1984.
- 13) A. Keen and M. J. Frissel: A statistical analysis of soil-to-plant

- transfer factors, Seminar on the Environmental Transfer to Man of Radionuclides released from Nuclear Installations (CEC), 351-370, 1983.
- 14) 渋谷政夫, 山添文雄, 尾形保, 能勢和夫: 環境汚染と農業, 149-157, 博友社(東京), 1975.
  - 15) 本間美文, 大桃洋一郎: 可給態Znの農作物への移行, 第13回放医研環境セミナー報文集『放射性物質の農作物への移行』, 46-53, 1987.
  - 16) 津村昭人, 駒村美佐子, 小林宏信: 土壌及び土壌-植物系における放射性ストロンチウムとセシウムの挙動に関する研究, 農業技術研究所報告B, 第36号, 89-96, 1984.
  - 17) 渋谷政夫: 重金属汚染の土壌化学, 化学の領域, 30, 1043-1051, 1976.
  - 18) K. Tensho and K. L. Yeh: Radioiodine uptake by plant from soil with special reference to lowland rice, Soil Sci. Plant Nutr., 16, 30-37, 1970.
  - 19) 内田滋夫, 住谷みさ子, 大桃洋一郎: 放射性核種の経根吸収経路による農作物への移行, Radioisotopes, 36, 332-339, 1987.
  - 20) Y. Ohmomo and M. Sumiya: Estimation on heavy metal intake from agricultural products, "Heavy Metal Pollution in Soils of Japan" (Ed. K. Kitagishi and I. Yamane), Japan Scientific Societies Press (Tokyo) 235-244, 1981.
  - 21) J. F. Cline: Aging effects of the availability of strontium and cesium to plants, Health Physics, 41, 293-296, 1981.
  - 22) A. Eriksson: Behaviour of Tc-99 in the environment as indicated by a five-year field lysimeter experiment, Seminar on the Transfer of Radioactive Materials in the Terrestrial Environment subsequent to an Accidental release to Atmosphere, 353-373, 1983.
  - 23) International Union of Radioecologists (IUR): Report on a workshop on the measurement of soil to plant transfer factors for radionuclides, Part I, Association EURATOM-ITAL, Wageningen, 1982.

## 4. 移行係数に関する作物栄養学的考察

### 4-1 はじめに

前章において、移行係数の変動要因を検討したが、これらに関して、さらに具体的な知見を得るために、本章では作物栄養学の立場から、必須元素の土壌から農作物への移行および作物体内での挙動について、特にCa, K, MnおよびZn等の元素に関してデータを整理した。さらに、比較的データが整っている $^{90}\text{Sr}$ および $^{137}\text{Cs}$ に関して、それぞれの類似元素であるCaおよびKの挙動を比較し、類似性や相違点について検討を行った。また、最近に研究成果が出始めたアルファ線放射性核種の移行係数についても、その紹介に努めた。

### 4-2 必須元素とそれらの類似元素の経根吸収

植物栄養上の必須元素としては16種類があげられる。それらの中で、炭素(C)、水素(H)、酸素(O)、窒素(N)、リン(P)、硫黄(S)、カリウム(K)、カルシウム(Ca)、マグネシウム(Mg)および塩素(Cl)の10元素は多量元素、残りの鉄(Fe)、Mn、Zn、銅(Cu)、モリブデン(Mo)およびホウ素(B)の6元素は微量元素と呼ばれている。コバルト(Co)やIは動物では必須元素であるが、植物では必須元素とはされていない。多量元素の内、C、H、Oの3元素だけで、植物体重量の90%以上、CからClまでの10元素を含めると、99%以上を占める。周期表において必須元素は、Mo以外は第4周期までに属し、特に多量元素はすべて第3周期までにある。

環境放射能安全管理上で注目される元素は、これら必須元素の中には少ない。しいてあげるならば、原子力施設周辺で検出されたことのあるMn( $^{54}\text{Mn}$ )および魚への濃縮で問題になったZn( $^{65}\text{Zn}$ )などであり、また、再処理施設等の安全評価に関連してC( $^{14}\text{C}$ )やH( $^3\text{H}$ )等も数えられる。

作物栄養学上の必須元素に関しては、植物への移行および植物体内での挙動などに関しての多くの研究報告があり、それらの中には元素の移行係数またはその変動を検討するうえで重要な知見を提供してくれるものがある。

植物は、必須元素を土壌中から積極的に吸収しようとする一般的傾向がある。第4-1表<sup>1)</sup>に示したデータは被子植物に関するものであるが、必須元素の方が他の元素に比べて移行係数が大きい。また、第4-2表<sup>2)</sup>も同様に必須元素が大きな移行係数を示しているが、他の研究者の数値よりもかなり大きい点については、検討を要する。土壌中に必須元素が欠乏した場合には、より積極的に必須元素を吸収しようとする傾向になり、

吸収率が増す。この特性を利用すれば、Caに認められるような例外を除いては、安定元素の施肥によりRIの吸収率を減少させることができる。

第4-1表 被子植物、哺乳動物および土壌の元素含有率 (ppm/乾燥)<sup>1)</sup>

元 素	被 子 植 物 (ppm)	哺 乳 動 物 (ppm)	土 壤 (ppm)	被子植物/ 土 壤	哺乳動物/ 被子食物
•C	454000	484000	20000	22.7	1.07
•O	410000	186000	490000	0.84	0.45
•H	55000	66000	5000	11	1.2
•N	30000	87000	1000	30	2.9
•Ca	18000	85000	13700	1.3	4.7
•K	14000	7500	14000	1	0.54
•S	3400	5400	700	4.9	1.6
•Mg	3200	1000	5000	0.64	0.31
•P	2300	43000	650	3.5	18.7
◦Cl	2000	3200	100	20	1.6
Na	1200	7300	6300	0.19	6.1
◦Mn	630	0.2	850	0.74	0.0003
Al	550	3	71000	0.008	0.005
Si	200	120	330000	0.0006	0.6
◦Zn	160	160	50	3.2	1
◦Fe	140	160	38000	0.004	1.14
◦B	50	2	10	5	0.04
Sr	26	21	300	0.09	0.8
Rb	20	18	100	0.2	0.9
◦Cu	14	2.4	20	0.7	0.17
Ni	2.7	1	40	0.07	0.37
Pb	2.7	4	10	0.27	1.5
V	1.6	0.4	100	0.02	0.25
Ti	1	0.7	5000	0.0002	0.7
◦Mo	0.9	1	2	0.45	1.1

•印は多量必須元素、◦印は微量必須元素を示す。

第4-2表 植物への移行係数 (R.G.Menzel)<sup>2)</sup>

移 行 係 数				
10-1000	1-100	0.1-10	0.01-1	<0.01
K	Mg	Ba	Cs	Sc
Rb	Ca	Ra	Be	Y
N	Sr	Si	Fe	Zr
P	B	F	Ru	Ta
S	Se	I		W
Cl	Te	Co		Ce
Br	Mn	Ni		Pm
Na	Zn	Cu		Pb
Li	Mo			Pu
				Sb

$$\text{移行係数} = \frac{\text{植物の地上部全体の元素濃度 (ppm) [乾燥]}}{\text{土壤中の元素濃度 (ppm) [乾燥]}}$$

放射性元素<sup>90</sup>Srの挙動を推定するためにCaを、同様に<sup>137</sup>Csの挙動推定にKを追求する手法がここ30年来採られてきた。すなわち、科学情報が豊かな必須元素の知識を利用し、被曝線量評価に役立ててきた。

Caの挙動の特性としては、次のようなものがあげられる。

- (a) 根から吸収されると下位葉から蓄積される。
- (b) 篩管流の中で動きにくく、再転流はあまりない。
- (c) 若い部位、種子の部分等には移行しがたい。
- (d) NやPとは異なり、濃度勾配にさからって吸収されない。すなわち、土壤中の濃度が減少した場合、NやPは吸収率が上がるが、Caは上がらずに一定の吸収率を示す。

一方、Kの場合は

- (a) 植物体の中で動きやすい。再転流しやすい。
- (b) 土壤中の濃度が下がれば、吸収率が上がる。
- (c) 植物体のpH調整に多量に用いられているため、植物全体に比較的均一に分布する。

移行係数をみると(第4-3表)、Srは茎葉で $3.3 \times 10^{-1}$ 、種子で $6.7 \times 10^{-2}$ と部位により約5倍の差があるが、Csでは茎葉 $2.0 \times 10^{-2}$ 、種子 $1.4 \times 10^{-2}$ とはほぼ同じであり、全体に均一に分布することが示唆される。さらに、K欠乏の場合はCsの移

行係数も上昇することも示されており、前述した必須元素の研究結果からの推定を裏づける結果となっている。

このような情報をもとに、 $^{90}\text{Sr}$  および  $^{137}\text{Cs}$  の挙動をみると、両者の分布は Ca および K とおおむね同じ傾向をとることが認められる。しかし、第 4-4 表<sup>3)</sup> に示したように、 $^{90}\text{Sr}/\text{Ca}$  比は水稻の下位葉鞘になるにしたがい大きくなり、 $^{90}\text{Sr}$  は Ca よりも下位葉に蓄積されやすいことがわかる。また、 $^{137}\text{Cs}/\text{K}$  比から、 $^{137}\text{Cs}$  はモミガラや稈（かん）には K よりも移行しにくい、その他の部位では K と同じように分布することがわかる。細かい点においては、それぞれの同族元素間で挙動が若干異なる場合もある。

第 4-3 表 Sr および Cs の農作物への移行係数\*

作物	Sr		Cs		文献
	移行係数	条件等	移行件数	条件等	
水稻玄米	$2.49 \times 10^{-2}$ $1.86 \times 10^{-2}$ $2.34 \times 10^{-2}$	濃縮係数、土耕ポット 炭カル施用、30g/ポット 堆肥 “、300g/ポット	$2.78 \times 10^{-2}$  $0.59 \times 10^{-2}$ $2.38 \times 10^{-1}$	300g/ポット -K (カリ欠亡)	(3)
水稻玄米	$1 \sim 2 \times 10^{-4}$  $5 \times 10^{-5}$	全国7県、土耕、現地 可給態 Sr/作土層 0-15 cm “ /全土層 0-45 cm			(4)
大豆種子	$6.1 \sim 6.8 \times 10^{-2}$		水稻とほぼ同じ		(3)
ジャガイモ サツマイモ カボチャ サトイモ カブ タカナ			$262 \times 10^{-4} - 769 \times 10^{-4}$ $366 \times 10^{-4} - 663 \times 10^{-4}$ $111 \times 10^{-4} - 730 \times 10^{-4}$ $114 \times 10^{-4} - 465 \times 10^{-4}$ $80.4 \times 10^{-4} - 76.9 \times 10^{-4}$ $22.7 \times 10^{-4} - 30.9 \times 10^{-4}$	ほ場	(5)
農作物	$3.3 \times 10^{-1}$ $6.7 \times 10^{-2}$	茎葉 種子	$2.0 \times 10^{-2}$ $1.4 \times 10^{-2}$	茎葉 種子	(6)

$$* \text{移行係数} = \frac{\text{農作物可食部中濃度 (Bq/g} \cdot \text{生)}}{\text{土壤中濃度 (Bq/g} \cdot \text{乾燥)}}$$

第4-4表 水稻各器官のCa、<sup>90</sup>Sr、K、<sup>137</sup>Cs濃度と  
<sup>90</sup>Sr/Ca、<sup>137</sup>Cs/K、およびK欠乏の影響<sup>3)</sup>

処理区 器官	Ca 濃度				<sup>90</sup> Sr 濃度				<sup>90</sup> Sr/Ca			
	対 照 区		-K区(註)		対 照 区		- K 区		対 照 区		- K 区	
	mgCa/g	* 指数	mgCa/g	* 指数	cpm/g	* 指数	cpm/g	* 指数	cpm/mgCa	* 指数	cpm/mgCa	* 指数
玄 米	0.140	100	0.144	100	67	100	56	100	479	100	389	100
白 米	0.057	41	0.051	35	17.4	26	14.5	26	305	63.7	284	73.0
糠	0.887	634	0.976	678	509	760	424	757	574	119.8	434	111.6
粃がら	0.83	593	1.02	708	443	661	491	877	534	111.5	481	123.7
稈	0.50	357	0.60	417	648	967	630	1125	1296	270.6	1050	269.9
上位葉身	3.05	2180	3.61	2510	2518	3758	3373	6023	826	172.4	934	240.1
下位葉身	6.0	4290	6.0	4170	4463	6661	5279	9426	744	155.3	884	226.2
上位葉鞘	0.83	593	0.78	542	849	1267	945	1688	1023	213.6	1212	311.6
下位葉鞘	4.3	3070	3.8	2640	4516	6740	2807	5012	1050	219.2	739	190.0

処理区 器官	K 濃度				<sup>137</sup> Cs 濃度				<sup>137</sup> Cs/K			
	対 照 区		- K 区		対 照 区		- K 区		対 照 区		- K 区	
	mgK/g	* 指数	mgK/g	* 指数	cpm/g	* 指数	cpm/g	* 指数	cpm/mgK	* 指数	cpm/mgK	* 指数
玄 米	4.23	100	4.20	100	57	100	488	100	13.5	100	116.2	100
白 米	1.21	28.6	1.21	28.8	18.4	32	152	31	15.2	112.6	125.6	108.1
糠	31.38	742	31.14	741	405	711	3517	721	12.9	95.6	112.9	97.2
粃がら	15.10	357	14.56	347	99	174	928	190	6.6	48.9	63.7	54.8
稈	30.79	728	35.41	843	110	193	1324	271	3.6	26.7	37.4	32.2
上位葉身	18.03	426	15.27	364	61	107	670	137	3.4	25.2	43.9	37.8
下位葉身	18.64	441	10.92	260	306	537	2672	548	16.4	121.5	244.7	210.6
上位葉鞘	15.54	367	14.08	335	169	296	1484	304	10.9	80.7	105.4	90.7
下位葉鞘	16.45	389	8.11	193	141	247	1647	338	8.6	63.7	203.1	174.8

(註) - K区: K無施用区を示す。

\* 玄米の値を100とした時の各器官の値である。



### 4-3 ヨウ素とアクチニド元素の経根吸収

環境放射能安全評価を進めるために、 $^{129}\text{I}$  や  $^{239}\text{Pu}$ ,  $^{235}\text{U}$  などの極く長期の半減期核種の植物への移行が着目されるようになってきた。最近に報告されたデータを見ると、 $\text{I} : 2 \times 10^{-3}$  (白米) (第4-5表<sup>7)</sup>), ラジウム (Ra), トリウム (Th), ウラン (U),  $: 10^{-3}$ , プルトニウム (Pu) :  $10^{-4} - 10^{-5}$  (第4-6表<sup>5, 6, 8-15</sup>) である。Sr や Cs が  $10^{-2}$  のオーダーであるから、上記の極く長期の半減期核種の移行係数は1桁以上低い。

今後の研究による実証がのぞまれるものの、アクチニド元素等は、必須元素やそれらの類似元素にくらべて、移行係数は小さいものと推定される。

第4-5表 ヨウ素の米への移行係数<sup>\*7)</sup>

	移行係数	条 件 等
水稲精白米	$2 \times 10^{-3}$	対土壤中 全ヨウ素
	$2 \times 10^{-1}$	対土壤中 水溶性ヨウ素

$$* \text{移行係数} = \frac{\text{米中の安定ヨウ素濃度 } (\mu\text{g I/Kg} \cdot \text{生})}{\text{土壤中の安定ヨウ素濃度 } (\mu\text{g I/Kg} \cdot \text{乾燥})}$$

第4-6表 アルファ放射性核種の農作物への移行係数\*

作物	Ra	Th	U	Pu	条件	文献
小麦	$(1.0 \pm 0.3) \times 10^{-3}$	$(0.7 \pm 0.2) \times 10^{-3}$	$(3.8 \pm 2.5) \times 10^{-3}$		土耕	(8)
トウモロコシ	$(0.07 \pm 0.4) \times 10^{-3}$	$(0.4 \pm 1.4) \times 10^{-3}$	$(1.7 \pm 0.3) \times 10^{-3}$			
ソバ	$1.3 \times 10^{-3} - 1.7 \times 10^{-2}$	$(2.6 \pm 1.0) \times 10^{-3}$	$(4.4 \pm 1.7) \times 10^{-3}$			
マメ類	$0.3 \times 10^{-3} - 2.9 \times 10^{-3}$	$0.2 \times 10^{-3} - 1.0 \times 10^{-3}$	$0.1 \times 10^{-3} - 3.0 \times 10^{-3}$			
雑穀	$0.4 \times 10^{-3} - 1.3 \times 10^{-3}$	$1.0 \times 10^{-3} - 1.2 \times 10^{-3}$	$0.9 \times 10^{-3} - 1.6 \times 10^{-3}$			
ヒマワリ	$0.3 \times 10^{-3} - 3.0 \times 10^{-3}$	$0.3 \times 10^{-3} - 1.4 \times 10^{-3}$	$(2.7 \pm 0.6) \times 10^{-3}$			
小麦	$1.13 \times 10^{-3}$	$2.9 \times 10^{-4}$	$5.6 \times 10^{-4}$			(9)
水稻・精白米	$1.5 \times 10^{-3}$				現地試験 水田土壌・人 形峠付近4点	00
かっ色の豆	$5.9 \times 10^{-3}$					00
ニンジン	$4.1 \times 10^{-3}$					
ジャガイモ	$1.1 \times 10^{-3}$					
トウモロコシ	$1.5 \times 10^{-3}$					
キャベツ	$1 \times 10^{-2} - 7 \times 10^{-2}$				汚染土壌	02
ムラサキ ウマゴヤシ (牧草)			$0 - 27.6 \text{ mg/Kg}$		土耕・ライシ メータ試験	03
ハッカダイコン (根部)			$4.6 \times 10^{-3} - 1.0 \times 10^{-2}$			04
ジャガイモ サツマイモ カボチャ サトイモ カブ タカナ				$1.34 \times 10^{-4} - 3.27 \times 10^{-4}$ $4.31 \times 10^{-4} - 10.3 \times 10^{-4}$ $0.75 \times 10^{-4} - 1.26 \times 10^{-4}$ $0.78 \times 10^{-4} - 1.73 \times 10^{-4}$ $0.20 \times 10^{-4} - 3.20 \times 10^{-4}$ $0.15 \times 10^{-4} - 1.00 \times 10^{-4}$	ほ場	(5)
農作物				$1.67 \times 10^{-5}$ $2.05 \times 10^{-6}$	砂質土壌 粘土質	05
農作物				$2.0 \times 10^{-3}$ $4.0 \times 10^{-4}$	茎葉 種子	(6)

$$* \text{移行係数} = \frac{\text{農作物可食部中濃度 (Bq/g・生)}}{\text{土壌中濃度 (Bq/g・乾燥)}}$$

#### 4-4 植物体内における元素の移動

根に吸収された元素が地上部に移動する割合をみると(第4-7表<sup>16)</sup>)カドミウム(Cd)のように根の構成成分と安定なキレート化合物を形成する元素は移動割合が小さく90%以上が根にとどまるのに対し、Mnのように大半が地上部に移動するものがある。重金属をEDTA等のキレートイオンの形で与えると移動割合が増大するが、これは金属元素の根でのタンパク等との結合が減少するためと思われる。一般的な傾向としては、Mn, Zn, Sr, Caは葉に蓄積されやすく、K, Csは全体に均一に分布するといえる。

植物体内には2つの物質輸送システムがある。すなわち、導管と篩管である。導管は縦に連続した一本の空洞の管であり、主として根から吸収された水や養分が蒸散流となって移動している。したがって、これによる流れは蒸散作用のもっとも活発な成熟葉の葉身に集まることとなる。篩管に関しては、その構造の細部や機能の詳細については不明の点も多いが、いずれにせよ、この管は成熟葉において光合成で生産された炭水化物を成長点などの未熟な部分に転流させるという役割を担っている。重金属などの無機元素を未熟な部位へ転流させるのにも篩管は役立っている。

J.S.Pateらによるマメ科植物(エンドウやハウチワマメ)の子実への無機成分の移動についての実験結果(第4-8表<sup>17)</sup>)では、Ca、ナトリウム(Na)は導管により子実に運ばれる割合が多いのに対して、N, P, K, S, Mg, Fe, Mn, Zn, Cuは篩管による寄与が多きいことが示されている。

水耕培養液に重金属のRIを加えて、イネ幼植物に経根的に吸収させたときの、根、葉鞘、葉身での各RIの濃度分布を第4-7表<sup>16)</sup>に示したが、<sup>54</sup>Mnは特異的に葉身に多い。Mnのように葉身に多くなる元素として、ゲルマニウム(Ge)やFeのほかにヒ素(As)や鉛(Pb)もある。マメ科植物でもMnは子実への集積が少なく、葉身に多いという傾向にある。イネ地上部におけるZnとMnの分布について、小畑ら<sup>18)</sup>は根から導管によって運ばれたZnは若い部分に移動しやすいのに対し、Mnは成熟葉(活動中心葉)に多く移動するという結果を示した。

結田ら<sup>19)</sup>は、ヨウ素の植物中の分布を検討し、各部位の平均ヨウ素含量は茎葉部>果実部>可食根(細根は除く)>>子実部の順であることを報告している(第4-9表)。

米や豆のような子実の重金属濃度は、そこでのデンプンの集積との相対比でさまる。N, P, Kなどの転流はデンプンの集積より先行し、デンプンが旺盛に集積してきても濃度はあまり変化しない。Ca, Bはデンプンの集積より転流は遅れ、したがって、次第に濃度は高くなる。重金属類はデンプンの集積とほぼ平行していると思われ、未熟時も成熟時も濃度に大差はないようである。

一方、収穫期が作物の生育相のどの段階にあるかは、可食部における元素蓄積量を推

定するうえで重要である。作物の生育相は栄養成長期と生殖成長期に大別できる。可食部が葉茎である場合は、栄養成長期の葉を食用に供することになる。栄養成長期の末期になると、元素移行のパターンが変化する。また水稻では生殖成長末期の米を収穫し食用に供する。この時、元素の種類にもよるが、栄養成長期に茎葉部に蓄積されたものが再転流する。栄養成長段階であるのか、または生殖成長段階であるのかの特徴を考慮することにより、可食部への元素移行の様相を推定することが可能である。

第4-7表 イネ幼植物体各部位における<sup>109</sup>Cd、<sup>60</sup>Co、<sup>65</sup>Zn  
および<sup>54</sup>Mnの分布(cpm/mg・乾燥)16)

部位 R I	根 A	地上部 B	葉鞘 C	葉身 D	B/A %	D/C %
<sup>109</sup> Cd	9,606	559	830	129	5.8	14.7
<sup>60</sup> Co	597	53	62	33	10.2	50.0
<sup>65</sup> Zn	967	431	569	340	45.6	88.1
<sup>54</sup> Mn	240	1,072	910	1,312	446.3	145.8

各R Iの吸収条件：6本葉期のイネ幼植物を用い、水耕液(pH5.1)に重金属0.1 ppmと各R Iを1~10 μCi/100 mlを添加し、48時間吸収させた。(4連の平均値)

第4-8表 ルーピン(ハウチワマメ)の子実への無機養分の  
供給における導管と篩管の貢献割合<sup>17)</sup>

元 素	篩管による供給割合 %	導管による供給割合 %
N	93	7
P	73	27
K	80	20
S	85	15
Ca	32	68
Mg	72	28
Na	41	59
Fe	65	35
Mn	62	38
Zn	77	23
Cu	66	34

第4-9表 日本の農作物等におけるヨウ素濃度<sup>19)</sup>

試料	試料数	ヨウ素 ppm (乾燥試料)		
		範	囲	平均値
葉 茎	177	0.029	— 2.2	0.46
水 稻	27	0.070	— 2.2	0.62
陸 稻	2	0.32	— 0.43	0.38
大 豆	4	0.34	— 1.24	0.69
野 菜	20	0.029	— 0.82	0.37
牧 草	5	0.17	— 0.27	0.24
野 草	48	0.12	— 1.82	0.13
茶	4	0.15	— 0.31	0.22
桑	4	0.17	— 0.41	0.27
果 樹	4	0.16	— 0.32	0.23
針葉樹	40	0.11	— 1.3	0.33
広葉樹	19	0.09	— 0.73	0.46
果 実				
ピーマン(実と植物)	32	0.006	— 1.7	0.14
根* (塊茎と球根)	7	0.020	— 0.18	0.055
穀 粒(豆を含む)	10	0.00094	— 0.010	0.0039

\* 可食根

#### 4-5 おわりに

主として必須元素について得られた無機元素の土壌から農作物への移行に関する知見について、作物栄養学の立場から既往の知識を整理し要約した。これらは主として安定元素の実験によって得られた成果ではあるが、放射性同位元素はもちろんのこと、同属の類似元素についても適用できるので、既往の情報を本章に整理した次第である。

#### 4-6 参考文献

1. 高橋英一, 谷田沢道彦, 大平幸次, 山田芳雄, 田中明(共著):「作物栄養学」, 116, 朝倉書店, 東京, 1980.
2. R. G. Menzel: Soil-plant relationships of radioactive element, *Health Physics*, 11, 1325-1332, 1965.
3. 津村昭人, 駒村美佐子, 小林宏信: 土壌及び土壌-植物系における放射性ストロンチウムとセシウムの挙動に関する研究, 農技研報告B, 36号, 82-96, 1984. 放射能汚染の解析研究(その6), 第18回放射能調査研究成果論文抄録集(昭和50年度), 26-28, 1976.
4. 千葉盛人, 大里宏二, 河合堯昭:  $^{90}\text{Sr}$ の地表蓄積量と水稲への移行について, 第13回放射能調査成果抄録集(昭和45年度), 96-100, 1971.
5. 岡島俊三, 島崎達也, 奥田生世: 長寿命放射性核種の放射生物学的挙動とその被曝線量評価に関する研究(Ⅱ), 5-14, 昭和58年度文部省科研費総合研究A, 1983.
6. F. van Dorp, R. Eleveld, and M. J. Frissel: A new approach for soil-plant transfer calculations. Proceedings of an International Symposium on Biological Implications of Radionuclides Released from Nuclear Industries, Vol. II, 399-406, IAEA Publication STI/PUB/522, IAEA, Vienna, 1979.
7. 高城裕之, 木村敏正, 小林宏信, 岩島清, 山縣登: 水田土壌から米への安定ヨウ素の移行について, 保健物理, 20, 251-257, 1985.
8. E. L. Mordberg, V. M. Aleksandruk, G. F. Kovygin, I. I. Shevehenko, V. M. Blyumshtein and G. F. Yushkevich: Translocation of isotopes of the uranium-radium series into the grain of certain agricultural crops. AECL-tr-MISC-614, 1980.
9. 渡辺久男: リン酸肥料中のR Iと農耕地でのその分布・動態, *Radioisotopes*, 35, 65A, 1986.
10. 黒澤龍平, 北原義久: 農作物中のラジウムに関する研究, 原子力学会昭58分科会, 要旨集 42, 1983.
11. L. M. H. Vasconcellos, E. C. S. Amaral, M. E. Vianna and E. Penna Franca: Uptake of  $^{226}\text{Ra}$  and  $^{210}\text{Pb}$  by food crops cultivated in a region of high natural radioactivity in Brazil., *J. Environ. Radioactivity* 5, 287-302, 1987.
12. A. O. Bettencourt, M. M. G. R. Teixeira, M. D. T. Elias and M. C. Faisca:

- Soil to plant transfer of radium-226, *J. Environ. Radioactivity*, **6**, 49-60, 1988.
13. M. I. Sheppard, S. C. Sheppard, and D. H. Thibault: Uptake by plants and migration of uranium and chromium in field lysimeters, *J. Environ. Quality* **13**, 357-361, 1984.
  14. 森嶋彌重, 古賀妙子, 河合廣, 本田嘉秀, 桂山幸典: 土壤中のウランの野菜への移行に関する実験的考察, *Radioisotopes*, **25**, 773-778, 1976.
  15. S. C. Sheppard: Refining generic plant/soil concentration ratios, 2nd International Conference on Radioactive Waste Management, Manitoba, 7-11 Sep. 1986.
  16. 茅野充男: 重金属と植物, 「土壤汚染の機構と解析」(渋谷政夫編著), 228-261, 産業図書, 東京, 1979.
  17. J. S. Pate and P. J. Hocking: *Annals of Botany* **42**, 911-921, 1978.
  18. 小畑仁: 水稻体内における亜鉛の挙動, 「植物と金属元素」(日本土壤肥料学会編), 123-166. 博友社, 東京, 1982.
  19. 結田康一: 放射性ヨウ素の環境から生物への移行(2): 土壤から植物へ, 第7回放医研環境セミナー報文集, 92-106, 1975.

## 5. 移行係数データ 一覧

### 5-1 はじめに

前記の U. S. Regulatory Guide, IAEA Safety Series のほか、既に報告されている土壌-農作物移行係数を一覧表に収録し、さらにアクチノイド元素等に関する最近のデータを調査して欠けたデータの補完につとめ RWM C 1988 として記載した。これらの移行係数は、研究報告のデータの中から次式により算出したものである。

$$\text{移行係数} = \frac{\text{生の農作物中の放射性核種濃度} \quad \text{註1}}{\text{乾燥した土壌中の放射性核種濃度} \quad \text{註2}}$$

註1：農作物に関しては、研究論文に乾燥重量のみが記載されているものもあったので、科学技術庁・資源調査会編集の4訂食品成分表から水分含量を求めて生重量に換算した。文献(4)のデータは灰分についての値であるが、報文に記されている灰分含量より計算して生重量の値とした。

註2：研究論文に記載の乾燥土壌は、風乾のものと乾燥器で処理したものがあるが両者の水分含量の差は最大でも15%程度であり、算出された移行係数に与える影響は小さい。

なお、乾燥法が明示されていない論文もあるため、計算にあたっての補正はしなかった。

文献(4)は生土壌を用いて移行係数を求めたものである。

註3：作物の分類は次の通りである。

米 - 玄米, 精白米。

米以外の穀類-小麦, 大麦, ライ麦, カラス麦およびこれら麦の粉。

いも類-ジャガイモ, サツマイモ, サトイモ

根菜類-ニンジン, タマネギ, ハツカダイコン(根),

葉菜類-キャベツ, ホウレンソウ, サラダナ,

果菜類-トマト, キュウリ, ピーマン,

種実類-大豆, グリンピース, トウモロコシ,

註4：文献(8)(9)(10)にはPu, アメリシウム(Am)キュリウム(Cm)について $10^{-6}$ ,  $10^{-7}$ という移行係数が発表されているが、この実験は他の調査例にくらべて異常に多量(nCiオーダー)のRIを添加したものであったために、本表中の数値に採択しなかった。

註5：文献(13)(14)(16)(18)(23)(24)(25)(29)では、農作物試料を洗浄してから測定している。

註6：文献(7)の葉菜類には、葉菜, 豆類, 果物が含まれている。



第5-2表 元素の移行係数（土壌-農作物）一覧（括弧内の数字は参考文献の番号） Transfer Factors of Radionuclides from Soils to Agricultural Products

出典 部位 元素	U.S.NRC 1977 (1)	IAEA 1982 (2)	DOE 1984 (3)	IAEA 1987 (4)	NUREG/CR 1982 (5)	NCRP 1984 (6)	C.E.C. 1979 (7)			R W M C 1 9 8 8						
	農作物の 可食部	農作物の 可食部	野菜・ 果実・ 穀類	農作物の 可食部	—————	食用作物の 可食部	註4 (i) 穀類	註4 (ii) 根菜類	註4 (iii) 葉菜類	米 (註1,2) rice	米以外の穀類 cereals excluding rice	いも類 tubers	根菜類 root vegetables	葉菜類 leafy vegetables	果菜類 fruit	種実類 seeds
H	4.8			5												
C	5.5			$1 \times 10^{-3}$												
Na	$5.2 \times 10^{-2}$	$5.0 \times 10^{-2}$	$5.2 \times 10^{-2}$	$5 \times 10^{-2}$	$8.2 \times 10^{-4} \sim 2.6 \times 10^{-2}$								8-21 (30)	9-12 (30)		$2 \times 10^{-1} - 1 (30)$
P	1.1	1.0	1.1	1												
S		$6.0 \times 10^{-1}$	$5.9 \times 10^{-1}$	$6 \times 10^{-1}$												
K										3-23 (11)						
Ca				$3 \times 10^{-1}$												
Cr	$2.5 \times 10^{-4}$	$8.0 \times 10^{-4}$			$5.4 \times 10^{-3} \sim 2.2 \times 10^{-2}$		$3 \times 10^{-4}$	$3 \times 10^{-4}$	$3 \times 10^{-4}$							
Mn	$2.9 \times 10^{-2}$	$5.0 \times 10^{-1}$	$2.9 \times 10^{-2}$	$5 \times 10^{-1}$	$6.9 \times 10^{-3} \sim 3.4$		$3 \times 10^{-2}$	$3 \times 10^{-2}$	$3 \times 10^{-2}$	$3 \times 10^{-2} (33)$	$5 \times 10^{-3} - 3 \times 10^{-2} (16)$	$3 \times 10^{-3} (16)$	$3 \times 10^{-2} - 4 \times 10^{-1} (30)$	$8 \times 10^{-3} - 2 (16, 30, 33)$	$1 \times 10^{-3} (33)$	$1 \times 10^{-2} - 9 \times 10^{-1} (16, 30, 33)$
Fe	$6.6 \times 10^{-4}$	$7.0 \times 10^{-4}$	$6.6 \times 10^{-4}$		$2.4 \times 10^{-4} \sim 6.8 \times 10^{-4}$		$4 \times 10^{-4}$	$3 \times 10^{-4}$	$2 \times 10^{-4}$				$1 \times 10^{-2} - 3 \times 10^{-2} (30)$	$2 \times 10^{-2} - 1 \times 10^{-1} (30)$		$2 \times 10^{-2} - 1 \times 10^{-1} (30)$
Co	$9.4 \times 10^{-3}$	$3.0 \times 10^{-2}$	$9.4 \times 10^{-3}$	$3 \times 10^{-2}$	$2.2 \times 10^{-3} \sim 2.0 \times 10^{-1}$	$3.7 \times 10^{-3} \sim 3.0 \times 10^{-1}$	$1 \times 10^{-2}$	$2 \times 10^{-3}$	$1 \times 10^{-3}$	$4 \times 10^{-3} (33)$	$2 \times 10^{-4} (16)$	$1 \times 10^{-3} (16)$	$4 \times 10^{-2} - 3 \times 10^{-1} (30)$	$4 \times 10^{-3} - 3 \times 10^{-1} (16, 30, 33)$	$2 \times 10^{-3} (33)$	$6 \times 10^{-3} - 2 \times 10^{-1} (16, 30, 33)$
Ni	$1.9 \times 10^{-2}$	$2.0 \times 10^{-2}$	$1.9 \times 10^{-2}$		$7.0 \times 10^{-3} \sim 1.5 \times 10^{-1}$											
Cu	$1.2 \times 10^{-1}$				$3.0 \times 10^{-3} \sim 8.2 \times 10^{-1}$											
Zn	$4.0 \times 10^{-1}$	$4.0 \times 10^{-1}$	$4.0 \times 10^{-1}$		$7.2 \times 10^{-3} \sim 1.6$		$4 \times 10^{-1}$	$4 \times 10^{-1}$	$4 \times 10^{-1}$	$7 \times 10^{-2} (33)$	$2 \times 10^{-1} - 4 \times 10^{-1} (16)$	$4 \times 10^{-2} (16)$	$3 \times 10^{-1} - 2 (30)$	$3 \times 10^{-2} - 2 (16, 30, 33)$	$3 \times 10^{-2} (33)$	$2 \times 10^{-1} - 1 (16, 32, 33)$
Rb	$1.3 \times 10^{-1}$						$1 \times 10^{-1}$	$1 \times 10^{-1}$	$1 \times 10^{-1}$							
Sr	$1.7 \times 10^{-2}$	$3.0 \times 10^{-1}$	$2.9 \times 10^{-1}$	$3 \times 10^{-1}$	$1.6 \times 10^{-3} \sim 1.7$	$1.6 \times 10^{-3} \sim 1.7$	$2 \times 10^{-2}$	$6 \times 10^{-2}$	$7 \times 10^{-1}$	$5 \times 10^{-3} - 3 \times 10^{-2} (26, 33)$	$2 \times 10^{-2} - 1 (13, 16)$	$1 \times 10^{-2} (16)$		$4 \times 10^{-2} - 3 \times 10^{-1} (16, 33)$	$4 \times 10^{-3} (33)$	$2 \times 10^{-2} - 2 \times 10^{-1} (16, 33)$
Y	$2.6 \times 10^{-3}$	$2.0 \times 10^{-3}$	$4.3 \times 10^{-3}$				$3 \times 10^{-3}$	$3 \times 10^{-3}$	$3 \times 10^{-3}$							
Zr	$1.7 \times 10^{-4}$	$5.0 \times 10^{-3}$	$1.7 \times 10^{-4}$		$3.4 \times 10^{-6} \sim 1.8 \times 10^{-2}$		$2 \times 10^{-4}$	$2 \times 10^{-4}$	$2 \times 10^{-4}$							
Nb	$9.4 \times 10^{-3}$	$1.0 \times 10^{-2}$	$9.4 \times 10^{-3}$				$1 \times 10^{-2}$	$1 \times 10^{-2}$	$1 \times 10^{-2}$							
Mo	$1.2 \times 10^{-1}$															
Tc	$2.5 \times 10^{-1}$	5.0	5.0				5.0	$5 \times 10^{-1}$	5.0		$6 \times 10^{-3} - 1 \times 10^{-1} (15, 27)$		1-4 (27, 30)	$9 \times 10^{-2} - 40 (14, 24, 27, 30, 31)$		$2 \times 10^{-1} - 29 (24, 27, 30, 31)$
Ru	$5.0 \times 10^{-2}$	$8.0 \times 10^{-3}$	$1.6 \times 10^{-2}$	$8 \times 10^{-3}$	$4.8 \times 10^{-5} \sim 1.4 \times 10^{-1}$	$4.8 \times 10^{-5} \sim 1.4 \times 10^{-2}$	$6 \times 10^{-2}$	$1 \times 10^{-2}$	$4 \times 10^{-3}$				$8 \times 10^{-3} - 2 \times 10^{-1} (30)$			

出典 部位 元素	U.S.NRC 1977 (1)	IAEA 1982 (2)	DOE 1984 (3)	IAEA 1987 (4)	NUREG/CR 1982 (5)	NCRP 1984 (6)	C.E.C. 1979 (7)			R W M C 1 9 8 8						
	農作物の 可食部	農作物の 可食部	野菜・ 果実・ 穀物	農作物の 可食部	—————	食用作物の 可食部	註4 (i) 穀類	註4 (ii) 根菜類	註4 (iii) 葉菜類	米 (註1,2) rice	米以外の穀類 cereals excluding rice	い も 類 tubers	根 菜 類 root vegetables	葉 菜 類 leafy vegetabes	果 菜 類 fruit	種 実 類 seeds
Rh	13															
Ag	15×10 <sup>-1</sup>	20×10 <sup>-1</sup>	15×10 <sup>-1</sup>				2×10 <sup>-1</sup>	2×10 <sup>-2</sup>	2×10 <sup>-1</sup>							
Sb		10×10 <sup>-2</sup>	11×10 <sup>-2</sup>				1×10 <sup>-2</sup>	1×10 <sup>-2</sup>	1×10 <sup>-2</sup>				4×10 <sup>-2</sup> -5×10 <sup>-2</sup> (30)	1×10 <sup>-2</sup> -2×10 <sup>-1</sup> (30)		2×10 <sup>-2</sup> (30)
Te	13	60×10 <sup>-1</sup>	13				10	10	10							
I	20×10 <sup>-2</sup>	20×10 <sup>-2</sup>	55×10 <sup>-2</sup>	2×10 <sup>-2</sup>	20×10 <sup>-4</sup> ~12×10 <sup>-1</sup>	22×10 <sup>-4</sup> ~49×10 <sup>-2</sup>	2×10 <sup>-2</sup>	2×10 <sup>-2</sup>	2×10 <sup>-2</sup>	1×10 <sup>-4</sup> -8×10 <sup>-3</sup> (28)						
Cs	10×10 <sup>-2</sup>	30×10 <sup>-2</sup>	11×10 <sup>-2</sup>	3×10 <sup>-2</sup>	15×10 <sup>-5</sup> ~59×10 <sup>-2</sup>	15×10 <sup>-5</sup> ~29×10 <sup>-1</sup>	6×10 <sup>-3</sup>	5×10 <sup>-3</sup>	2×10 <sup>-2</sup>	4×10 <sup>-2</sup> -6×10 <sup>-1</sup> (11,26)	3×10 <sup>-4</sup> -6×10 <sup>-2</sup> (13,16)	2×10 <sup>-3</sup> -8×10 <sup>-3</sup> (16,22)	8×10 <sup>-3</sup> -1×10 <sup>-1</sup> (22,30)	1×10 <sup>-3</sup> -8×10 <sup>-1</sup> ( <sup>16,22</sup> / <sub>30</sub> )		5×10 <sup>-3</sup> -1×10 <sup>-1</sup> ( <sup>16,22</sup> / <sub>30</sub> )
Ba	50×10 <sup>-3</sup>	50×10 <sup>-3</sup>			49×10 <sup>-5</sup> ~37×10 <sup>-2</sup>		5×10 <sup>-3</sup>	5×10 <sup>-3</sup>	5×10 <sup>-3</sup>				5×10 <sup>-2</sup> -8×10 <sup>-2</sup> (30)	2×10 <sup>-2</sup> -5×10 <sup>-1</sup> (30)		2×10 <sup>-2</sup> -1×10 <sup>-1</sup> (30)
La	25×10 <sup>-3</sup>	20×10 <sup>-3</sup>					3×10 <sup>-3</sup>	3×10 <sup>-3</sup>	3×10 <sup>-3</sup>							
Ce	25×10 <sup>-3</sup>	20×10 <sup>-3</sup>	62×10 <sup>-3</sup>	2×10 <sup>-3</sup>	46×10 <sup>-6</sup> ~18×10 <sup>-2</sup>		3×10 <sup>-3</sup>	3×10 <sup>-3</sup>	7×10 <sup>-3</sup>							
Pr	25×10 <sup>-3</sup>						3×10 <sup>-3</sup>	3×10 <sup>-3</sup>	3×10 <sup>-3</sup>							
Nd	24×10 <sup>-3</sup>															
Pm		20×10 <sup>-3</sup>	25×10 <sup>-3</sup>													
Sm		20×10 <sup>-3</sup>	25×10 <sup>-3</sup>													
Eu		20×10 <sup>-3</sup>	25×10 <sup>-3</sup>				3×10 <sup>-3</sup>	3×10 <sup>-3</sup>	3×10 <sup>-3</sup>							
W	18×10 <sup>-2</sup>															
Pb		10×10 <sup>-2</sup>	39×10 <sup>-3</sup>									8×10 <sup>-4</sup> -1×10 <sup>-3</sup> (18,25)	7×10 <sup>-4</sup> -2×10 <sup>-3</sup> (18,25)	8×10 <sup>-4</sup> -2×10 <sup>-3</sup> (18)		5×10 <sup>-4</sup> -4×10 <sup>-3</sup> (18,25)
Bi		10×10 <sup>-1</sup>	15×10 <sup>-1</sup>													
Po (註3)		20×10 <sup>-4</sup>	26×10 <sup>-4</sup>													
Ra		40×10 <sup>-2</sup>	13×10 <sup>-2</sup>			11×10 <sup>-4</sup> ~20×10 <sup>-1</sup>				4×10 <sup>-1</sup> -2 (11)	1×10 <sup>-3</sup> (19)	1×10 <sup>-3</sup> (18,25)	1×10 <sup>-3</sup> -4×10 <sup>-3</sup> (18,25)	1×10 <sup>-3</sup> -3×10 <sup>-2</sup> (18,23)	3×10 <sup>-4</sup> -4×10 <sup>-3</sup> (18,29)	2×10 <sup>-4</sup> -1×10 <sup>-2</sup> (18,25)
Ac		10×10 <sup>-3</sup>	25×10 <sup>-3</sup>													
Th		50×10 <sup>-4</sup>	35×10 <sup>-4</sup>													
Pa		40×10 <sup>-2</sup>	25×10 <sup>-3</sup>													

出典 部位 元素	U.S.NRC 1977 (1)	IAEA 1982 (2)	DOE 1984 (3)	IAEA 1987 (4)	NURE/CR 1982 (5)	NCRP 1984 (6)	C.E.C. 1979 (7)			R W M C 1 9 8 8						
	農作物の 可食部	農作物の 可食部	野菜・ 果物・ 穀物	農作物の 可食部	—————	食用作物の 可食部	註4 (i) 穀類	註4 (ii) 根菜類	註4 (iii) 葉菜類	米 (註1,2) rice	米以外の穀類 cereals excluding rice	い も 類 tubers	根 菜 類 root vegetables	葉 菜 類 leafy vegetabes	果 菜 類 fruit	種 実 類 seeds
U		$2.0 \times 10^{-3}$	$2.9 \times 10^{-4}$			$1.7 \times 10^{-4} \sim 9.0 \times 10^{-3}$				$4 \times 10^{-5} \sim 7 \times 10^{-5}$ (17)	$5 \times 10^{-4}$ (19)	$1 \times 10^{-4} \sim 9 \times 10^{-4}$ (17,18)	$2 \times 10^{-4} \sim 9 \times 10^{-3}$ (17,18) (21)	$5 \times 10^{-4} \sim 1 \times 10^{-2}$ (17,18) (21)	$1 \times 10^{-4} \sim 8 \times 10^{-3}$ (17,18) (21)	$2 \times 10^{-4}$ (18)
Np	$2.5 \times 10^{-3}$	$4.0 \times 10^{-2}$	$2.5 \times 10^{-3}$	$4 \times 10^{-2}$	$2.8 \times 10^{-2} \sim 1.3 \times 10^{-1}$		$1 \times 10^{-6}$	$1 \times 10^{-3}$	$1 \times 10^{-4}$		$8 \times 10^{-3} \sim 7 \times 10^{-2}$ (32)	$2 \times 10^{-3}$ (32)	$1 \times 10^{-3} \sim 4 \times 10^{-3}$ (32)	$5 \times 10^{-4} \sim 6 \times 10^{-2}$ (24,32)	$4 \times 10^{-4} \sim 1 \times 10^{-3}$ (32)	$9 \times 10^{-4} \sim 1 \times 10^{-2}$ (32)
Pu		$5.0 \times 10^{-4}$	$2.2 \times 10^{-4}$	$5 \times 10^{-4}$		$1.2 \times 10^{-7} \sim 2.0 \times 10^{-2}$	$1 \times 10^{-6}$	$1 \times 10^{-3}$	$1 \times 10^{-4}$	$8 \times 10^{-5} \sim 1 \times 10^{-2}$ (11)	$2 \times 10^{-4} \sim 3 \times 10^{-2}$ (12,13) (32)	$4 \times 10^{-5} \sim 1 \times 10^{-3}$ (22,32)	$9 \times 10^{-6} \sim 4 \times 10^{-4}$ (22,32)	$2 \times 10^{-4} \sim 3 \times 10^{-4}$ (22,32)	$1 \times 10^{-4} \sim 1 \times 10^{-3}$ (22,32)	$3 \times 10^{-4} \sim 2 \times 10^{-1}$ (12,32)
Am		$1.0 \times 10^{-3}$	$4.0 \times 10^{-4}$	$1 \times 10^{-3}$			$1 \times 10^{-5}$	$1 \times 10^{-3}$	$1 \times 10^{-3}$		$2 \times 10^{-5} \sim 3 \times 10^{-3}$ (13,32)	$4 \times 10^{-5}$ (32)	$2 \times 10^{-5} \sim 2 \times 10^{-4}$ (32)	$2 \times 10^{-4}$ (32)	$3 \times 10^{-6} \sim 4 \times 10^{-5}$ (32)	$2 \times 10^{-5} \sim 4 \times 10^{-4}$ (32)
Cm		$1.0 \times 10^{-3}$	$1.7 \times 10^{-3}$				$1 \times 10^{-5}$	$1 \times 10^{-3}$	$1 \times 10^{-3}$	$1 \times 10^{-3} \sim 4 \times 10^{-3}$ (11)	$2 \times 10^{-5} \sim 4 \times 10^{-3}$ (20,32)	$4 \times 10^{-5}$ (32)	$1 \times 10^{-5} \sim 3 \times 10^{-4}$ (32)	$6 \times 10^{-4}$ (32)	$3 \times 10^{-6} \sim 6 \times 10^{-5}$ (32)	$3 \times 10^{-5} \sim 6 \times 10^{-4}$ (32)

註1：文献(28)(33)は精白米のデータで、他は玄米についての値である。

註2：文献(34)(35)は、乾燥した水稻の葉のハロゲン濃度を、乾燥土壤中濃度に対する移行係数として算出したもので、可食部の値でないので表に記載していないが、Cl：48-98，Br：2.9-6.2，I：0.45-0.65という値が報告されている。

註3：文献(36)は *Agropyron* (カモジグサ) 全体の風乾物中  $^{210}\text{Po}$  を測定したものである。可食部でないので表に記載していないが生育していた土壤中の濃度と比較すると移行係数は0.03-0.56となる。

註4：

(i) grain

(ii) root reetables

(iii) green vegetables

### 5-3 参考文献

[ \* : 乾燥試料/乾燥土壤で示されている値を生試料/乾燥土壤に換算した文献 ]

- (1) U. S. NRC: Calculation of annual doses to man from routine releases of reactor effluents for the purpose of evaluating compliance with 10 CFR Part 50, Appendix 1, Revision 1, Regulatory Guide 1. 109, 1977.
- (2) IAEA: Generic models and parameters for assessing the environmental transfer of radionuclides from routine releases, IAEA, Safety Series No 57, 61-65, 1982.
- (3) DOE: Models and parameters for environmental radiological assessments, DOE/TIC-11468, 31, 1984.
- (4) IAEA: Exemption of radiation sources and practices from regulatory control, TECDOC-401, IAEA, Vienna, 1987.
- (5) Y. C. Ng and S. E. Thompson: Soil-to-plant concentration factors for radiological assessments, NUREG/CR-2975, 93-101, 1982.
- (6) NCRP: Radiological assessment; predicting the transport, bioaccumulation, and uptake by man of radionuclides released to the environment, NCRP Report No 76, 75, 1984.
- (7) CEC: Methodology for evaluating the radiological consequences of radioactive effluents released in normal operations. Commission of the European Communities, 1979.
- (8)\* E. M. Rommey, A. Wallage, R. K. Schulz, T. Kinnear and R. A. Wood: Plant uptake of  $^{237}\text{Np}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$  and  $^{244}\text{Cm}$  from soils representing major food production areas of the United States, Soil Science 132, No 1, 40-58, 1981.
- (9)\* H. Nishita: Relative adsorption and plant uptake of  $^{238}\text{Pu}$  and  $^{239}\text{Pu}$  in soils, Soil Science 132, No 1, 66-76, 1981.
- (10)\* R. K. Schulz and M. R. Ruggieri: Uptake and translocation of neptunium-237, plutonium-238, plutonium-239+240, americium-241 and curium-244 by a wheat crop, Soil Science 132, No 1, 77-82, 1981.
- (11)\* D. C. Adriano, K. W. McLeod and T. G. Ciravolo: Plutonium, curium and other radionuclide uptake by the rice plant for a naturally weathered contaminated soil, Soil Science 132, No 1, 83-88, 1981.

- 12\* K. W. McLeod, D. C. Adriano and T. G. Cirovolo : Uptake of plutonium from soils contaminated by a nuclear fuel chemical separation facility, *Soil Science* **132**, No 1, 89-98, 1981.
- 13\* K. Bunzl and W. Kracke : Soil to plant transfer of  $^{239+240}\text{Pu}$ ,  $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  from global fallout in flour and bran from wheat, rye, barley and oats, as obtained by field measurements, *The Science of the Total Environment*, **63**, 111-124, 1987.
- 14 M. I. Sheppard, T. T. Vandergraaf, D. H. Thibault and K. T. A. Reid : Technetium and uranium sorption by plant and uptake from peat and sand, *Health Physics* **44**, 633-643, 1983.
- 15\* A. Eriksson : Behaviour of Tc-99 in the environment as indicated by a five-year field lysimeter experiment, *Proceedings of Seminar on the Transfer of Radioactive Materials in the Terrestrial Environment subsequent to an Accidental Release to Atmosphere*, Vol. 1, 353-373, 1983.
- 16\* J. F. Stoutjesdijk, G. M. Desmet, R. M. J. Pennders, R. M. Sibbel, J. Sinnaeve and J. H. van Ginkel : The determination of soil transfer factors of Mn-54, Co-60, Zn-65, Sr-90 and Cs-137 under natural circumstances, *Proceedings of Seminar on the Transfer of Radioactive Materials in the Terrestrial Environment Subsequent to an Accidental Release to Atmosphere*, Vol 1, 329-351, 1983.
- 17\* H. Morishima, T. Koga, H. Kawai, Y. Honda and K. Katsurayama : Studies on the movement and distribution of uranium in the environment—distribution of uranium in agricultural products, *J. Radiat. Res.* **18**, 139-150, 1977.
- 18 B. L. Tracy, F. A. Prantland J. M. Quinn : Transfer of  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{210}\text{Pb}$  and uranium from soil to garden produce; assessment of risk, *Health Physics* **44**, 469-477, 1983.
- 19\* 渡辺久男 : リン酸肥料中のRIと農耕地でのその分布・動態, *Radioisotopes* **35**, 65A, 1986.
- 20 D. C. Adriano, K. W. McLeod and T. G. Cirovolo : Curium uptake by crops from naturally-weathered contaminated soil, *Health Physics* **41**, 69-75, 1981.
- 21 森嶋弥重, 古賀妙子, 河合廣, 本田嘉秀, 桂山幸典 : 土壤中のウランの野菜への移行に関する

- る実験的考察, *Radioisotopes* 25, 773-778, 1976.
- 22 岡島俊三, 島崎達也, 奥田生世: 長崎原爆による長崎西山地区の $^{239}\text{Pu}$ 汚染の生態学的研究, 昭和58年度文部省科学研究費 総合研究(A)「長寿命放射性核種の放射生物学的挙動とその被ばく線量評価に関する研究(Ⅱ)」報告書, 1984.
- 23 A. O. Bettencourt, M. M. G. R. Teixeira, M. D. T. Elias and M. C. Faisca: Soil to plant transfer of radium-226, *J. Environ. Radioactivity* 6, 49-60, 1988.
- 24\* C. T. Jr. Garten, C. S. Tucker and T. G. Scott: Plant uptake of neptunium-237 and technetium-99 under field conditions, *J. Environ. Radioactivity* 4, 91-99, 1986.
- 25 L. M. H. Vasconcellos, E. C. S. Amaral, M. E. Vianna and E. P. Franca: Uptake of  $^{226}\text{Ra}$  and  $^{210}\text{Pb}$  by food crops cultivated in a region of high natural radioactivity in Brazil, *J. Environ. Radioactivity* 5, 287-302, 1987.
- 26\* 津村昭人, 駒村美佐子, 小林宏信: 土壌及び土壌-植物系における放射性ストロンチウムとセシウムの挙動に関する研究, 農業技術研究所報告B, 第36号 89-96, 1984.
- 27 渡部輝久, 鎌田博: テクネチウムのラジオエコロジー, *保健物理* 20, 227-240, 1985.
- 28 高城裕之, 木村敏正, 小林宏信, 岩島清, 山縣登: 水田土壌から米への安定ヨウ素の移行について, *保健物理* 20, 251-257, 1985.
- 29 W. Burkart, P. Kopp and W. Goerlich: Studies on radium uptake by edible plants from soil contaminated several decades ago, *Proceedings of Seminar on the Environmental Transfer to Man of Radionuclides released from Nuclear Installations*, 421-429, 1984.
- 30 C. Colle, M. F. Siclet and A. Saas: Principaux facteurs de transfert sol-plante obtenus en France pour des sols prelevés a proximité des sites PWR, *With International Symposium of Radioecology of Cadarache on the Impact of Nuclear Origin Accident on Environment, Cadarache, France, 1988.*
- 31 P. Roucoux and A. Saas: Modification du transfert sol-plante de certains isotopes en présence d'autres polluants nucléaires et non nucléaires, *With International Symposium of Radioecology of Cadarache on the Impact of Nuclear Origin Accident on Environment, Cadarache, France, 1988.*
- 32\* M. Pimpl and M. Schmidt: Soil-to-plant transfer studies of neptu-

nium, plutonium, americium and curium, With International Symposium of Radioecology of Cadarache on the Impact of Nuclear Origin Accident on Environment, Cadarache, France, 1988.

33\* 本間美文, 大桃洋一郎: 放医研特別研究報告書 (昭和62年度), 1988.

34 K. Yuita, Y. Nobusawa, M. Shibuya and S. Aso: Iodine, bromine and chlorine contents in soils and plants of the basin of the Miomote river, Soil Sci. Plant Nutr., 28, 315-336, 1982.

35 K. Yuita, s. Akabe, M. Shibuya and S. Aso: Iodine, bromine and chlorine contents in soils and plants of the basin of the Nagara river, Soil. Sci. Plant Nutr., 28, 499-515, 1982.

36 W. J. Arthur III and Q. D. Markham: Polonium-210 in the environment around a radioactive waste disposal area and phosphate ore processing plant, Health Physics 46, 793-799, 1984.

## 附 録 資 料

### 果 樹 の 根 の 性 状 と 挙 動

#### 一 土 壌 の 違 い と リ ン ゴ の 根 の 深 さ 一

##### 1 はじめに

植物根の土壌深部への伸長の程度について知ることは、放射性廃棄物の浅地中における貯蔵施設に関する設計や安全評価を進める上に役立つと考え、本委員会において検討した。

すなわち、青森県リンゴ試験場の報告等を例にとり、リンゴ樹の根の深度分布と土壌の組成、土層の状況との関係をしらべた。

##### 2 根の発達とその支配要因

根の発達に関連する土壌的因子は数多くあり、かつ個々の因子の間には相互に強い関連性があることから、全体としてはきわめて複雑な様相を呈することとなる。

ここに、青森県リンゴ試験場50年史（1981）の図表、データを引用して、若干の解説を加えたい。

植物は水と養分を求めて土壌中へと根を伸ばしていくわけであり、この要求が満たされさえすれば原理的には不必要に深くまで根を張ることはないということになる。一方土壌中では酸素濃度の不足とか物理的な硬度の高まりなどの要因で根の伸長を阻害する因子が存在する。現実の現象としての各植物体の土壌中における根の分布状況は、根の伸長の防げとなる上記の外的要因と、生存のために根域を広げようとする植物側の働きとの間のバランスの結果として定まることとなると言えよう。

土壌の物理的性質としては、基本的には粒径組成（土壌種）が最も重要であるが、この土壌種の差異が土壌の硬さ、土壌水分の過不足、土壌中での孔隙の大きさと量及びそれらの連続性と安定に及ぼす影響は単純な関係にはない。さらに耕起をはじめとする諸農作業や微生物、土壌動物の活動によっても大きく変動する。しかし一般的に言えば、土壌の通気水分量及び硬さ（ち密度）が主要な支配因子であるといえよう。

これに対して土壌の化学的性質として最も大切なのは養分の含有量とそれらの土層中における分布状態であるといえる。

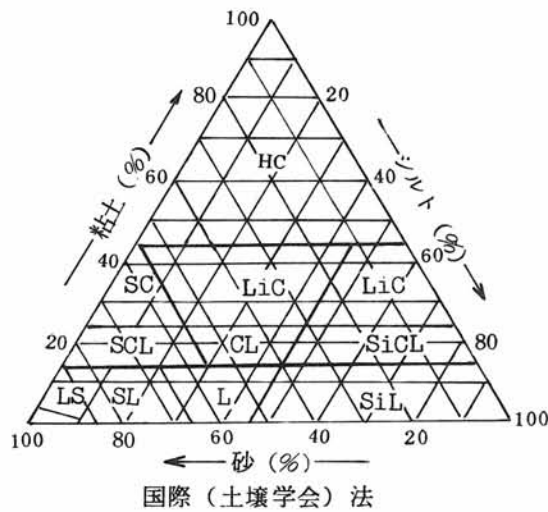
##### 3 主要土壌統と根群分布

国際土壌学会の方式によれば、土壌は粒子の大きさに従って付表-1のように大別され、さらに粒径組成と土壌種の関係は付図-1のように示される。また土壌の密度と硬度の関



付表一 1 粒径組成と土壌種の関係

国際（土壌学会）法		
粒 子 名		直径（mm）
粗砂	coarse sand	2.0~0.2
細砂	fine sand	0.2~0.02
シルト（微砂）	silt	0.02~0.002
粘土	clay	<0.002



S:sand LS:loamy sand SL:sandy loam L:loam  
 SiL:silt loam SCL:sandy clay loam CL:clay loam  
 SiCL:silty clay loam SC:sandy clay LiC:light clay  
 SiC:silty clay HC:heavy clay Si:silt C:clay

付図一 1 粒径組成と土壌種の関係

係は付表一 2 のように示される。（参考文献：土壌標準分析測定法，博友社，1986）

### 3-1 岡本統（沖積土壌）における根の分布

根の水平分布を付表一 3 に，垂直分布を付表一 4 に，また，土壌断面図の見分け方を付図一 2 に，岡本統の断面図を付図一 3 に示した。なお以下の報告では根はその直径により 3 cm 以上を特大根，1.5 ~ 3.0 cm を大根，0.5 ~ 1.5 cm を中根，0.5 cm 以下を小根として分類した。岡本統では養水分の吸収に強く関係している小根の分布は水平方向で 4 ~ 5 m，深さでは 2.4 m 近くまで達しているのが認められる。

また同一地点の調査ではないが，土壌種との関連で根の伸長を調査した結果を付表

付表一 2 ち密度（山中氏硬度計の読み）と

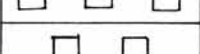
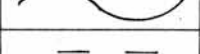
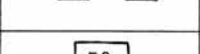
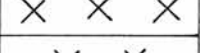
## 硬度との関係

指標硬度 <sup>*1</sup> (mm)	硬 度 <sup>*2</sup> (kg/cm <sup>2</sup> )	指標硬度 <sup>*1</sup> (mm)	硬 度 <sup>*2</sup> (kg/cm <sup>2</sup> )	指標硬度 <sup>*1</sup> (mm)	硬 度 <sup>*2</sup> (kg/cm <sup>2</sup> )
4	0.388	20	6.29	31	48.1
6	0.653	21	7.32	32	62.9
8	0.983	22	8.54	33	84.7
10	1.40	23	10.0	34	119
12	1.93	24	11.8	35	176
14	2.60	25	14.0	36	283
15	3.02	26	16.7	37	517
16	3.49	27	20.1	38	1195
17	4.04	28	24.8	39	4906
18	4.68	29	30.1	40	∞
19	5.42	30	37.7		

- \* 1. 指標硬度は山中式硬度計により測定したもので、円錐部の圧入に対する土壌の抵抗が、バネの縮みによって示されるので単位がmmとなる。
- \* 2. 硬度は、SR-2型測定器により測定したもので、土壌中への貫入に要する力を、測定器の貫入部分の断面積で割った値であるから単位はkg/cm<sup>2</sup>となる。

付表一 3 岡本統における根の水平分布割合 (%)

根の区分	幹からの水平距離 (m)				
	0 - 1	1 - 2	2 - 3	3 - 4	4 - 5
特大根	90.4	9.6			
大根	65.5	34.5			
中根	31.8	27.0	16.6	14.8	9.7
小根	15.5	27.5	14.9	22.8	19.3

	腐	すこぶるとむ (10%以上)
		とむ (10~5%)
	植	含む (5~2%)
		浮石及びゴロタ
		砂層 (粟砂を含む)
	礫	円 礫層 (50%以上)
		すこぶるとむ (20%以上)
		とむ及び含む (20~5%)
		角半 礫層 (50%以上)
		すこぶるとむ (20%以上)
		とむ及び含む (20%~5%)
		盤層
		グライ層
	湧水面	数字は湧水面の深さ (cm)
	酸 化 沈 積 物	膜糸 すこぶるとむ (50%以上)
		とむ (50~20%)
		状状 含む (20~2%)
		脈管 とむ, すこぶるとむ (20%以上)
		含む (20~2%)
		状状 あり (2%以下)
	物	点結 とむ, すこぶるとむ (20%以上)
		核 含む (20%~2%)
		状状 あり (2%以下)
	層 界	明瞭および画然
		判然
		漸変

付図一 2 土壤面図の見分け方

付表—4 岡本統における根の垂直分布割合(%)

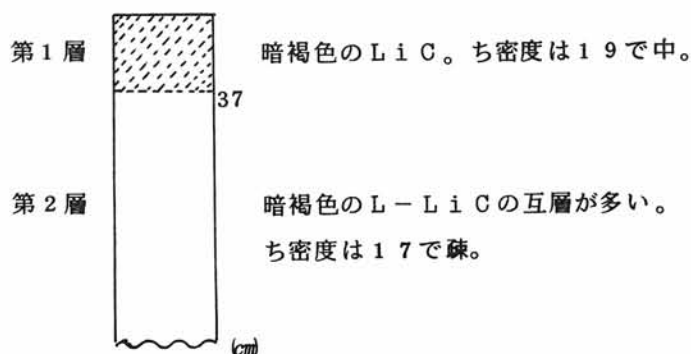
深さ (cm)	根 の 区 分			
	特大根	大 根	中 根	小 根
0 - 30	45.9	22.3	9.7	11.0
- 60	40.9	21.4	10.9	17.5
- 90	8.2	14.8	6.2	6.8
- 120	2.4	22.5	11.5	7.1
- 150	2.5	9.0	12.6	10.6
- 180		4.6	7.7	9.3
- 210		3.6	15.3	15.3
- 240		1.8	26.1	22.4

註.

岡 本 統

岩木川支流及び中流域の自然堤防地帯に位置し、表層が壤質土ないし埴質土、又はこれらの互層からなる場合が多く、深い土壤である。その分布は田舎館村前田屋敷、大根子、豊蒔、尾上町日沼、藤崎町白子、板柳町飯田、横沢、博労町、掛落林、五幾形、鶴田町大性、強巻、野木、弘前市三世寺、青女子、種市、上中畑、下中畑、五所川原市小曲、木造町川除の各地区に存在する土壤である。この土壤は河川からやや離れた自然堤防地帯に分布する代表的な土壤で、その面積は約1,230haに及んでいる。

代表的断面形態



付図—3 岡本統の土壤断面図とその分布

付表一 5 岡本統における土壌種と細根数

深さ (cm)	事例 1		事例 2		事例 3		事例 4		事例 5	
	細根数	土壌種	細根数	土壌種	細根数	土壌種	細根数	土壌種	細根数	土壌種
0 - 10	1	LiC	0	LiC	0	LiC	0	LiC	0	CL
- 20	3	LiC	4	LiC	2	LiC	3	LiC	3	CL
- 30	2	LiC	4	LiC	4	LiC	3	LiC	3	CL
- 40	2	LiC	1	SL	6	LiC	2	LiC	3	CL
- 50	2	LiC	0	SL	3	CL	6	CL	6	LiC
- 60	4	L	1	SL	1	L	8	CL	5	LiC
- 70	0	SL	0	SL	1	SL	4	CL	6	LiC
- 80	0	SL	1	SL	0	SL	9	CL	1	L
- 90	1	SL	4	L	5	CL	4	LiC	2	L
-100	3	CL	2	CL	7	CL	3	LiC	10	CL
-110	4	CL	6	CL	6	CL	2	LiC	7	CL
-120	11	CL	8	CL	8	CL	8	LiC	11	CL
-130	12	CL	10	CL	13	HC	8	LiC	12	CL

5に示す。細根の分布は深さ1.5mの範囲内では土壌種がSL~Lの土層に少なく。CL~LiCの層で多いことが認められる。

### 3-2 六郷統（残積土壌）における根の分布

根の伸長は幹の直下では135cmにも達していたが幹から3~4m離れた地点では地表下80cm程度にとどまっていた。全体的に見ると土壌のち密度が小さい30cm以内の表層に根量は多く、次層のややち密な30~45cmのところでは根量は急激に減少した。（付表-6及び付表-7）、六郷統の土壌断面を図示したものを付図-4に示す。下層土での根の伸長は、ち密度が25~27になると停止することが知られる。

付表一 6 六郷統における根の水平分布割合(%)

根の区分	幹からの水平距離 (m)			
	0 - 1	1 - 2	2 - 3	3 - 4
特大根	9 1.5	8.5		
大根	5 2.9	3 3.7	1 3.4	
中根	3 3.4	3 4.9	2 2.5	9.2
小根	2 5.5	2 9.9	2 9.7	1 4.9

付表一七 六郷統における根の垂直分布割合(%)

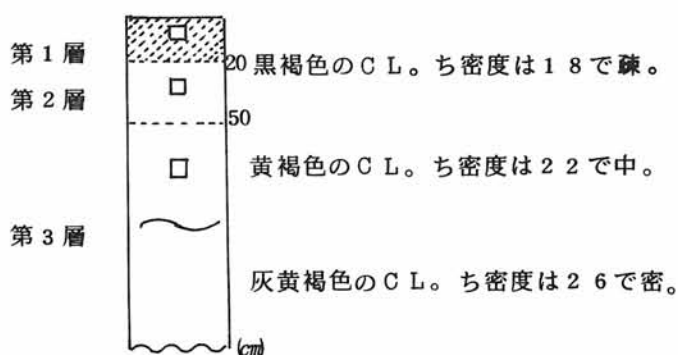
深さ (cm)	根 の 区 分			
	特大根	大 根	中 根	小 根
0 - 15	30.0	27.5	24.5	42.2
- 30	52.5	37.2	35.3	25.0
- 45	13.6	21.5	14.2	8.9
- 60	3.7	6.8	13.9	7.6
- 75	0.3	4.3	6.1	4.8
- 90		2.1	3.2	5.8
- 105		0.7	2.8	3.9
- 120				1.0
- 135				0.9

註.

六 郷 統

尾上町金屋，黒石市高賀野，長坂，高館，浪岡町本郷の急傾斜地に分布し，表層から下層まで埴壤土であるが，中層土はやや硬化し，下層土はち密度の高い固結した土壌からなっている。この土壌は南黒地方の山手傾斜地における代表的な凝灰岩質の残積土壌であり，その分布面積は約616haに及んでいる。

代表的断面形態



付図一四 六郷統の土壌断面図とその分布

### 3-3 中野目統（沖積土壌）における根の分布

地下水面上昇と下降に伴う酸化沈積物（斑紋）のある土壌中での細根の分布を付表-8に、またその断面を付図-5に示す。根群は酸化沈積物の認められない表層部に2.6～4.5%分布しており、また沈積物のある層には5.5～7.0%が認められたが、それより下の還元的な（酸素のない）層にはわずかに0～6%が存在するのみであった。

付表-8 中野目統における沈積物含量と細根数

深さ (m)	事例1		事例2		事例3		事例4		事例5	
	根数	斑紋	根数	斑紋	根数	斑紋	根数	斑紋	根数	斑紋
0-10	0	-	0	-	0	-	1	-	1	-
-20	8	-	6	-	7	-	5	-	7	-
-30	8	-	9	-	7	-	7	-	6	-
-40	10	-	6	-	5	-	5	-	6	-
-50	11	-	7	-	15	+	4	-	5	-
-60	16	-	16	+	14	++	8	+	16	+
-70	19	+	16	++	7	+++	15	++	15	++
-80	12	++	20	+++	11	++	15	++	20	+++
-90	19	+++	14	+++	4	G	9	+++	11	++
-100	10	++	10	++	0	G	3	++	5	+
-110	6	++	4	G			1	G	0	G
-120	0	G	0	G			0	G		

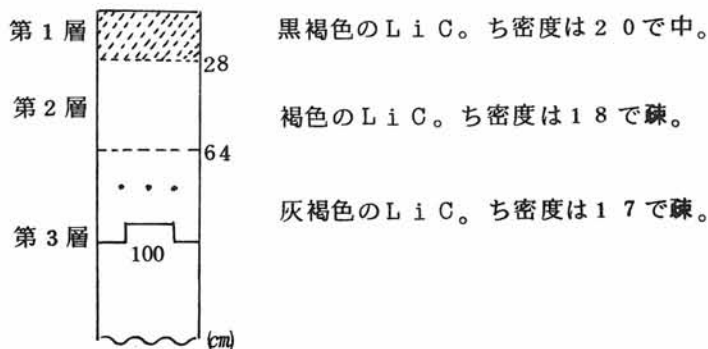
酸化沈積物の土壌断面中に占める割合が20%以上を+++，5-20%を++，2-5%を+，2%以下を-，グライ層をGで表示。

註.

### 中野目統

岩木川中流域で河川から遠く離れた水田地帯に位置し、層序的には岡本統と類似しているが、地下水位の高い土壤である。その分布は藤崎町中野目、林崎、板柳町、横沢、深味、大俵、石野、牡丹森、常海橋、五林平、鶴岡町境、山道、横蒔、瀬良沢、沖、五所川原市梅田、中泉、鶴岡、常盤村常盤、水木の各地区に存在する土壤である。この土壤は水田地帯の低平な地域に分布する代表的な土壤で、その面積は約1,195 haに達している。

代表的断面形態



付図—5 中野目統の土壤断面図とその分布

### 3-4 弘前統 (岩木山系の火山灰土壤における根の分布)

#### (a) 排水良好型での分布

調査結果を付表-9及び付表-10に、また弘前統の断面図を付図-6に示す。表層部分の黒ボク層と漸移層には根量が多く、ややち密な浮石層や下層の埴土層では根量が非常に少なくなっているのが認められる。(付図-6参照)

またち密度が2.3以上の硬い土層まで到達した根の深さは、幹から1mの地点では55cmに及んでいたが、2~3mの地点では約30cm、3~4mの地点では10cmと急速に浅くなっている。

#### (b) 排水不良型での分布

調査結果は付表-11及び付表-12に示す。表層の黒ボク層及び中層にある浮石層上部に根量が多く、過湿になりやすい浮石層下部では根量は低下し、グライ化した埴土層ではその量は急激に減少している。全体的に見て上記の排水良好型よりも根の分布が浅くなっているのが明瞭に認められる。



付表一 9 弘前統排水良好型における根の水平分布割合(%)

根の区分	幹からの水平距離 (m)			
	0 - 1	1 - 2	2 - 3	3 - 4
特大根	60.0	33.6	6.4	
大根	23.2	37.0	32.1	7.8
中根	19.6	38.4	26.9	15.1
小根	19.6	33.4	30.6	16.4

付表一 10 弘前統排水良好型における根の垂直分布割合(%)

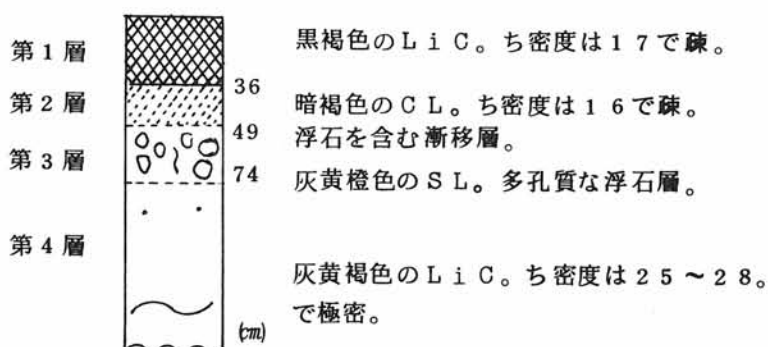
深さ (cm)	根の区分			
	特大根	大根	中根	小根
0 - 15	9.5	14.2	13.8	37.0
- 30	46.8	32.6	30.2	28.6
- 45	29.9	30.5	27.5	12.0
- 60	11.6	15.9	12.2	7.1
- 75	2.2	5.2	9.4	8.7
- 90		1.5	5.9	5.3
- 105			1.0	1.2

註.

弘前統

主に岩木山麓地帯の台地上の平たん地及び緩傾斜地で、表層が黒ボク土にて被覆され、下層へ浮石層、埴土層の順に堆積している土壤である。分布は広く、弘前市石川、大沢、小栗山、一の渡、小沢、下湯口、細越、中別所、鬼沢、貝沢、笹館、十腰内、鱒ヶ沢町建石、小屋敷、北禿、鶴田町廻堰、妙堂崎、森田村山田、床舞、木造町広岡、相馬村五所、紙漉沢、山田、岩木町築館、植田の各地区のほか、浪岡町本郷、五本松、大釈迦、杉沢、郷山前、吉野田、五所川原市持子沢、前田野目、野里の各地区を結ぶ線上に多い。この土壤は津軽地方の台地における代表的な土壤で、その面積は4,325 haに及んでいる。

代表的断面形態



付図—6 弘前統の土壤断面図とその分布

付表—11 弘前統排水不良型における根の水平分布割合(%)

根の区分	幹からの水平距離 (m)			
	0 - 1	1 - 2	2 - 3	3 - 4
特大根	6 8. 8	2 8. 0	3. 2	
大根	4 0. 5	3 0. 8	2 0. 0	8. 7
中根	3 0. 8	3 4. 2	2 1. 4	1 3. 6
小根	2 1. 6	4 0. 2	2 3. 0	1 5. 2

付表—12 弘前統排水不良型における根の垂直分布割合(%)

深さ (cm)	根の区分			
	特大根	大根	中根	小根
0 - 15	1 9. 0	1 9. 7	2 0. 9	2 7. 5
- 30	4 9. 9	4 2. 3	3 1. 2	2 9. 9
- 45	2 9. 8	3 3. 9	3 0. 0	2 3. 3
- 60	1. 3	4. 1	1 4. 1	1 4. 3
- 75			3. 1	4. 3
- 90			0. 7	0. 7

#### 4 お わ り に

これらのデータを見ると、土壌の組成と根の発達は関係が深くCL～LiC(付図-1参照)の粒径組成の土壌中で、細い根の発達が盛んである。ち密度の低い土壌の方が細根数が多い。根の数は深さに比例せず、土質、水分含量などに大きな影響をうける。細い根が最もよく水分を吸収する傾向がある。

リンゴの樹の根の深度分布と土壌の種類、土層の状況との関係をみると、沖積土壌の場合には深い処まで根が伸び、地下水層にまで達している場合がある。残積土壌では根は横に拡がる傾向がある。火山灰土壌で、排水の良い場所は悪い場所にくらべて根は深部まで達している。この実験は、樹齢の古い樹について実施したもので、現在の一般的な栽培法によるリンゴ樹にくらべて丈が高いものを対象としたといえる。したがって根が深部3m以上に達した実験例が認められているが、現在のリンゴ樹ではこのような例はほとんどないものと推定される。

## 環境パラメータ整備検討第一委員会名簿

### 委員

- 内 田 滋 夫 (放射線医学総合研究所那珂湊支所・環境放射生態学研究部  
第1研究室)
- 大 桃 洋一郎 (主査) (放射線医学総合研究所那珂湊支所・環境放射生態学研究部長)
- 茅 野 充 男 (東京大学 農学部 助教授)
- 山 崎 慎 一 (農業環境技術研究所・水質動態研究室長)

### 協力者

- 新 井 清 彦 (元・放射線医学総合研究所・環境衛生研究部主任研究官)
- 小 畑 仁 (三重大学 生物資源学部 助教授)
- 木 村 建 一 (放射線医学総合研究所・環境衛生研究部主任研究官)
- 住 谷 みさ子 (放射線医学総合研究所那珂湊支所・環境放射生態学研究部第  
2 研究室)

### 事務局〔(財)原子力環境整備センター〕

佐伯 誠道, 大友 哲宏, 平田 征弥, 岡林 弘之

(註) なお, 科学技術庁原子力安全局, 日本原燃サービス株式会社, 日本原燃産業株式会社より, 関係者がオブザーバーとして随時に出席された。

## あ と が き

本書は（財）原子力環境整備センターに昭和62年5月に設けられた環境パラメータ整備検討第一委員会の委員とその他の協力科学者によって執筆されました。この内容は、全般にわたって当委員会で検討吟味されたものですが、次のような分担で執筆にあたりました。

### 執筆分担（敬称 略） CONTRIBUTOR

全般的な整理と編集（緒言，定義等の解説を含む）

佐伯 誠道（M.SAIKI），大桃洋一郎（Y.OHMOMO）

### 移行係数の変動要因（3章）

内田 滋夫（S.UCHIDA）

### 移行係数に関する作物栄養学的考察（4章）

小畑 仁（H.OBATA），内田 滋夫，茅野 充男（M.CHINO）

### 移行係数データ 一覧（5章）

岡林 弘之（H.OKABAYASHI），内田 滋夫

### 果樹の根の性状と挙動（付録資料）

山崎 慎一（S.YAMAZAKI）

農作物への元素の移行係数等のパラメータに関する専門的かつ総合的な検討は日本では緒についたばかりのように思えます。したがって、目下のところ、本書がパイオニア的な役割をすることとなる訳ですが、それだけに、不備な点もあろうかと存じます。折にふれて関係科学者の御意見を得て、研究進展にともなって蓄積するデータを収集整理しながら改訂に努めたいと存じます。今後は、栽培密度，栽培期間，人間による摂取の様相などの農作物関係パラメータの整備を一層進めるとともに，次には，淡水生物への元素の移行係数などの検討も手掛けて，これらの成果を遂次に刊行して参りたいと思います。関係者の方々のご支援をお願い申し上げます。

環境パラメータ・シリーズ 1  
土壌から農作物への  
放射性物質の移行係数

1988年11月15日 刊行  
1994年 3月 1日 増刊

財団法人 原子力環境整備センター

〒105 東京都港区虎ノ門2-8-10  
(第15森ビル)

TEL (03) 3504-1081 (代表)  
FAX (03) 3504-1297

RADIOACTIVE WASTE MANAGEMENT CENTER

No15 Mori Bldg.

Toranomon 2-8-10 Minato-Ku

Tokyo 105 JAPAN

TEL. (03) 3504-1081

FAX. (03) 3504-1297

