研究論文

水田土壌から米への安定ヨウ素の移行について

高城裕之^{*1}, 木村敏正^{*2}, 小林宏信^{*3}, 岩島 清^{*4}, 山県 登^{*4}

(1985年1月21日受理)

(1985年6月14日再受理)

Transfer of Iodine from Paddy Soil to Rice Grain

Hiroyuki TAKAGI,^{*1} Toshimasa KIMURA,^{*2} Hironobu KOBAYASHI,^{*3}
Kiyoshi IWASHIMA^{*4} and Noboru YAMAGATA^{*4}

The pathway of iodine-129 mainly discharged into the atmosphere from nuclear fuel reprocessing plants can be copied by that of stable iodine because of its long half-life (1.6×10^7 y). Among the routes of entry of iodine into the human body, the largest contribution seems to be made by the ingestion of rice in Japan. In view that the determination of ^{129}I in rice is still not successful, the transfer of stable iodine from paddy field to rice grain has been studied by comparing the concentration in rice grain with that in soil on which the rice was grown. Polished rice and soil samples were collected in 1979 and 1980 from 14 Agricultural Experiment Stations throughout this country. The methods of analysis are a radiochemical neutron activation technique developed by the authors. The results obtained are as follows:

- 1) Fluctuations of the iodine concentrations between 1979 and 1980 are very small both in rice and soil.
- 2) Except Iwate and Ibaraki Prefectures where the soil concentrations exceed some 10 mg/kg, most soil contained around 1 mg/kg (0.41-2.33 in 1979 and 0.61-2.46 in 1980) and general trend seems higher levels in Kanto and northern prefectures than in western ones.
- 3) Rice level varied between 1.6-4.0 $\mu\text{g/kg}$ in 1979 and 2.5-5.0 $\mu\text{g/kg}$ in 1980. Coefficient of variation of rice level throughout this country is only 25% in both years.
- 4) The average concentration ratio iodine in polished rice/total iodine in soil was calculated as 2×10^{-3} , on the other hand, the ratio iodine in polished rice/water soluble iodine in soil was calculated as 2×10^{-1} . It was suggested that the latter ratio was better to assess the iodine level in rice on the basis of soil levels.

KEY WORDS: iodine, concentration of iodine in rice, concentration of iodine in soil, transfer coefficient from soil to rice, concentration ratio of iodine

^{*1} 神奈川県衛生研究所; 神奈川県横浜市旭区中尾町 52-2 (〒241)
Department of Environmental Health, Kanagawa Prefectural Public Health Laboratory; 52-2, Nakao-cho, Asahi-ku, Yokohama-shi, Kanagawa.
^{*2} (財) 日本分析センター; 千葉県千葉市山王町 295-3 (〒281)
Japan Chemical Analysis Center; 295-3, Sanno-cho, Chiba-shi, Chiba.

^{*3} 農林水産省農業環境技術研究所; 茨城県筑波郡谷田部町 観音台 3-1-1 (〒305)
National Institute of Agro-Environmental Sciences; 3-1-1, Kannondai, Yatabe-cho, Tsukubagun, Ibaraki.
^{*4} 国立公衆衛生院; 東京都港区白金台 4-6-1 (〒108)
Department of Radiological Health, the Institute of Public Health; 4-6-1, Shirokanedai, Minato-ku, Tokyo.

I 結 言

核燃料サイクルの過程で大気中に放出される放射性ヨウ素 ^{129}I は、半減期が 1,600 万年ときわめて長いため食物連鎖を経由し人の被曝にかかわってくると推定され、被曝線量評価が必要な核種である¹⁻⁵⁾。しかし、現時点での食物および関連する環境試料中の ^{129}I の放射能濃度は一部を除き⁶⁾きわめて低く、被曝線量評価のモデルに必要な蓄積、移行などのパラメータを ^{129}I について直接求めることは困難である。

そこで、大気中に放出された長寿命の ^{129}I は、拡散・降下・蓄積などの移行過程で徐々に安定ヨウ素の地球化学的なサイクルに取り込まれていき、最終的には安定ヨウ素と挙動を一つにするものと仮定し、 ^{129}I の代りに測定が可能な安定ヨウ素について環境中の動態を調べて得たパラメータをもとに ^{129}I の挙動を推定し、 ^{129}I による被曝線量を算出しようとする試みがなされている。

^{129}I による体内被曝において、とくに日本人の場合、米の摂取による寄与が大きいと考えられている⁷⁾。米の中の ^{129}I のうち、土壌から移行した部分の評価をするためには、測定の可能な土壌中の ^{129}I に土壌から米への安定ヨウ素の移行係数を乗じて求めることが考えられている。しかし、安定ヨウ素の移行係数を求めるために用いられた土壌中のヨウ素濃度と米中のヨウ素濃度は、同一場所で得られたデータではなく、ひとつの目安にすぎなかった。また、環境試料中の微量な安定ヨウ素の分析には、これまで種々の問題点もあった⁸⁻¹¹⁾。

ここでは、筆者らが最近報告した放射化分析法^{12,13)}を用い、同一場所で同時に採取された水田土壌と米中のヨウ素を定量し、従来水田土壌からコメへの移行係数として使用されてきた土壌中全安定ヨウ素濃度と米中の安定ヨウ素濃度との比を求め、さらにイネへの移行に関する主たる成分と考えられる水溶性ヨウ素についても定量を行い、土壌中の水溶性ヨウ素濃度と米中のヨウ素濃度との比も求め、それらをもとに移行係数について検討した。

II 実 験

1. 試料と調製法

全国 14 の農業試験場において、1979 年および 1980 年に採取された水田土壌および米を用いた。Fig. 1 に試料の採取地点を示した。

水田土壌は、風乾後 2mm 目のふるいを通した後磁製の乳鉢で粉碎して 0.297mm 目のふるいを通し、通過した部分 (80~90%) を分析に用いた。

Fig. 1 Sampling locations.

1. Hokkaido, 2. Akita, 3. Niigata, 4. Ishikawa, 5. Tottori, 6. Iwate, 7. Miyagi, 8. Ibaraki, 9. Saitama, 10. Tokyo, 11. Yamaguchi, 12. Osaka, 13. Okayama, 14. Fukuoka.

米は、採取後脱穀・精白 (歩留り 90%) され保存されていたものを、分析にあたって粉碎机ついで磁製乳鉢を用いて試料全体が 0.297 mm 以下となるまで粉碎し、分析に供した。

2. 装 置

米の粉碎には、アイカ A-10S 型分析用粉碎机を用いた。

中性子照射は、立教大学原子力研究所の TRIGA II 型炉の F 孔 (熱中性子束: $1.5 \times 10^{12} \text{ n cm}^{-2} \text{ s}^{-1}$) で行った。

γ 線スペクトルの計測は、Canberra 製 Ge(Li) 検出器 (^{60}Co の 1.33 MeV における半値幅 2.1 keV) を Canberra 製 8100 型もしくは Geos 製 7000 型波高分析器に接続して行った。

3. 分析方法

土壌試料、米試料とも既報^{12,13)}に従い分析した。概略を以下に示す。

(1) 土壌試料の分析方法

試料 0.3~0.5 g をポリエチレン製の袋に量り取り、密封して 5 分間中性子を照射する。照射試料を 30 ml の

ニッケル製ルツボに移し、 ^{131}I を含むヨウ素担体溶液 $50\ \mu\text{l}$ (I^- : $10\ \text{mg}$, ^{131}I : $n \times 10^3\ \text{Bq}$) を加え、融剤 $4\ \text{g}$ ($\text{KOH}\ 3\ \text{g} + \text{KNO}_3\ 1\ \text{g}$) とともに融解する。融成物を水 $30\ \text{ml}$ でビーカーに移し、次亜塩素酸ナトリウム溶液を数滴加え加熱後不溶物を遠心分離する。6M 塩酸 $10\ \text{ml}$ を加え加熱、6% 亜硫酸ナトリウム溶液 $1 \sim 2\ \text{ml}$ を加えた後、塩化パラジウム溶液 $2\ \text{ml}$ (Pd^{2+} : $30\ \text{mg}$) を加えてヨウ化パラジウム沈澱を生成させる。沈澱をガラス繊維濾紙で分離し、その γ 線スペクトル中の ^{128}I の $443\ \text{keV}$ のフォトピークを計測しヨウ素を定量する。

(2) 米試料の分析方法

試料 $1\ \text{g}$ を精秤しポリエチレン製の袋に密封して 10 分間中性子照射する。照射試料を $300\ \text{ml}$ のコニカルビーカーに移し、 ^{131}I を含むヨウ素担体溶液 $1\ \text{ml}$ (I^- : $10\ \text{mg}$, ^{131}I : $n \times 10^3\ \text{Bq}$) を加えた後、次亜塩素酸ナトリウム溶液 $25 \sim 30\ \text{ml}$ を加えて加熱分解する。6M 塩酸溶液を加えて酸性とし加熱した後、不溶物をガラス繊維濾紙とグラスウールを用いて濾別する。濾液に6% 亜硫酸ナトリウム溶液 $2 \sim 3\ \text{ml}$ を加えた後、塩化パラジウム溶液 $2\ \text{ml}$ (Pd^{2+} : $30\ \text{mg}$) を加えてヨウ化パラジウム沈澱を生成させる。ガラス繊維濾紙を用いて沈澱を分離し、その γ 線スペクトルから土壌試料と同様にヨウ素を定量する。

(3) 土壌中の水溶性ヨウ素の定量方法

風乾土壌 $2\ \text{g}$ および脱イオン水 $20\ \text{ml}$ を $50\ \text{ml}$ の三角フラスコに入れ密封して、 20°C の恒温室に 15 日間静置する。その後、 $1 \sim 2$ 分間振とうした後メンブランフィルター (孔径 $0.45\ \mu\text{m}$) を用いて吸引濾過し土壌と溶液を分離する。濾液から $5\ \text{ml}$ を分取し、硬質ポリエチレン製のバイアル瓶に入れて密栓し、 3 分間中性子照射する。照射後バイアル瓶中にヨウ素担体溶液 $1\ \text{ml}$ (I^- : $10\ \text{mg}$, ^{131}I : $n \times 10^3\ \text{Bq}$) と次亜塩素酸ナトリウム溶液数滴を加え、再び栓をして激しく振り混ぜる。溶液をビーカーに移し塩酸を加えて酸性とした後加熱する。次に6% 亜硫酸ナトリウム溶液 $1 \sim 2\ \text{ml}$ を加えた後、塩化パラジウム溶液 $2\ \text{ml}$ (Pd^{2+} : $30\ \text{mg}$) を加えてヨウ化パラジウム沈澱を生成させる。ガラス繊維濾紙を用いて沈澱を分離し、そのガンマ線スペクトルから土壌試料と同様にヨウ素を定量する。

III 結果と考察

1. 水田土壌中の安定ヨウ素濃度

Fig. 1 に示した 14 地点で 1979 年、 1980 年に採取された水田土壌中の全安定ヨウ素を定量した。Table 1 に各土壌中の濃度を示す。全体の約 60% が $0.5 \sim 1.5$

Table 1 Concentration of iodine in paddy soil samples.

Location	(mg kg ⁻¹)	
	1979	1980
Hokkaido	1.86 ± 0.08	2.46 ± 0.09
Akita	1.58 ± 0.06	1.29 ± 0.08
Niigata	1.15 ± 0.05	1.40 ± 0.07
Ishikawa	0.60 ± 0.04	0.61 ± 0.05
Tottori	0.98 ± 0.04	1.27 ± 0.08
Iwate	10.2 ± 0.3	9.47 ± 0.25
Miyagi	2.33 ± 0.10	2.11 ± 0.12
Ibaraki	19.2 ± 0.3	17.2 ± 0.3
Saitama	0.95 ± 0.04	0.95 ± 0.04
Tokyo	1.29 ± 0.07	1.35 ± 0.07
Yamanashi	0.41 ± 0.04	0.39 ± 0.06
Osaka	0.54 ± 0.04	0.62 ± 0.05
Okayama	0.61 ± 0.06	0.81 ± 0.06
Fukuoka	0.86 ± 0.06	0.61 ± 0.04

* The values have been corrected for weight loss on drying at 110°C for $2\ \text{hr}$.

mg kg⁻¹ の範囲の濃度を示し、岩手・茨城の2地点を除くすべての地点で $2.5\ \text{mg kg}^{-1}$ 以下であった。岩手・茨城の値はそれぞれ、 1979 年が 10.2 と $19.2\ \text{mg kg}^{-1}$ 、 1980 年が 9.5 と $17.2\ \text{mg kg}^{-1}$ と他の地点より著しく高い濃度を示した。水田土壌中のヨウ素濃度の高い原因として、開田時期、特殊な供給源などが考えられるがここでは明らかではない。ただ、関東から西の地域では関東以北より全安定ヨウ素濃度は低い傾向がみられた。

同一地点について 1979 年と 1980 年の濃度を比較してみると、どの採取地においてもほとんど変化していない。これは、それぞれの水田において経年的に安定ヨウ素の収支のバランスがとれていることを示唆している。しかし、これは大気からのヨウ素の供給量が毎年一定していることを示すものではない。ALBERT ら¹⁴⁾と結田ら^{15,16)}は、土壌中の全安定ヨウ素濃度は土質と関係があり、また土壌の種類により若干の違いがあると報告している。今回の分析結果もまた有機物含量の高いと思われる黒色土壌に高い傾向がみられた¹⁷⁾。

2. 水田土壌中の水溶性ヨウ素濃度

丹野ら¹⁸⁾は、水稻赤枯れ病の原因調査の中で同一水田内において全ヨウ素濃度は同じでも赤枯れの発生状況に違いがあり、これは可動化されたヨウ素量の差異によるとしている。また、TENSIO ら¹⁹⁾は土壌に添加したヨ

ウ素の稲（茎）への移行は、土質と水分により大きく異なると報告している。

そこで、水田土壌 28 試料について、試料の 10 倍量の脱イオン水を加え 20℃ で 15 日間インキュベイトし、ヨウ素の溶出量を測定した。結果は、脱イオン水中に溶出したヨウ素量を乾燥土壌の重量をベースとして表し、これを水溶性ヨウ素濃度として Table 2 に示す。水溶性ヨウ素濃度はほとんどが 0.01~0.05 mg kg⁻¹ の範囲にあり、また、その土壌の全安定ヨウ素濃度との比例関係は認められなかった。

なお、抽出液として試料ごとの pH を同一にするために緩衝溶液が用いられることが多いが、一方で溶液の塩濃度を高くするという欠点があり、ここでは脱イオン水を抽出液として用いた。

15 日間インキュベイト後の上澄み液の pH は、5.3~6.3 の範囲で試料による顕著な違いはなかった。なお、今回水溶液の照射に用いたポリエチレン製バイアルは、あらかじめヨウ素の吸着および溶出について調べ本実験に対して影響のないことを確認した。

3. 米（水稻）中の安定ヨウ素濃度

Fig. 1 に示した地点で土壌と 同時に採取された米の中の安定ヨウ素濃度の 定量 結果 を Table 3 に示す。1979, 1980 年それぞれの年の 全国平均（平均±標準偏差）は、(2.5±0.6) と (3.8±0.8) μg kg⁻¹ で 1980年

産の精白米のほうが高い平均濃度を示した。これについては、その年の気象に由来する種々の要因、ヨウ素の降下量、子実の結実の程度などが関係するのではないかと考える。

1980 年産米について玄米中の 安定ヨウ素濃度を定量し、Table 3 にあわせて示した。玄米中の安定ヨウ素濃度は精白米の約 2 倍（1.1~4.9）であった。また、別に分析した米ぬかのヨウ素濃度が約 30 μg kg⁻¹ であったことから、玄米中のヨウ素はぬかとなる部分に相対的に濃縮されており、ぬかと白米とにおよそ 1:1 に分配されていた。なお、ぬかとなる部分の安定ヨウ素濃度は白米の約 10 倍高いので、精白度の差異、ぬかの混入などが精白米の分析値に影響する。

4. 水田土壌から米へのヨウ素の移行について

一般に米など人が摂取する植物中の対象元素（または核種）の濃度を求めたいが、何らかの理由により直接定量することが困難であるとき、別に求めた環境中の当該元素濃度に対する比（濃度比：これを移行係数と称している）を環境中濃度に乗じて算出している。この係数は、従来媒体と対象物の濃度の間に相関関係があることを前提とし、回帰分析により求められてきたがこれは理想的状態においてのみ成り立ち、個々の観測で得た濃度比のばらつきが大きいとき相関係数 |r| は小さくなり、回帰式から移行係数（傾きが係数）を求めることは困難

Table 2 Concentration of water soluble iodine in soil.

(mg kg⁻¹)

Location	1979			1980	
	Water soluble	Water soluble total		Water soluble	Water soluble total
Hokkaido	0.018	9.7 × 10 ⁻³		0.007	2.8 × 10 ⁻³
Akita	0.012	7.6	//	0.037	29 //
Niigata	0.094	82	//	0.011	7.9 //
Ishikawa	0.023	38	//	0.018	30 //
Tottori	0.021	21	//	0.014	11 //
Iwate	0.033	3.2	//	0.027	2.9 //
Miyagi	0.014	6.0	//	0.015	7.1 //
Ibaraki	0.043	2.2	//	0.017	0.99 //
Saitama	0.006	6.3	//	0.010	11 //
Tokyo	0.023	18	//	<0.005	
Yamanashi	0.006	15	//	<0.005	
Osaka	<0.005			0.018	29 //
Okayama	0.023	38	//	0.023	28 //
Fukuoka	0.013	22	//	0.007	11 //

Table 3 Concentration of iodine in polished and brown rice samples.

Location	(μg kg ⁻¹)		
	1979	1980	
	Polished	Polished	Brown
Hokkaido	1.8±0.7	3.0±0.8	10.6±1.3
Akita	2.2±0.7	4.6±1.2	12.2±1.3
Niigata	2.3±0.6	3.7±0.7	10.4±1.2
Ishikawa	1.6±0.6	—	—
Tottori	2.2±0.8	4.6±0.7	5.9±1.2
Iwate	2.1±0.7	3.6±1.1	9.4±1.3
Miyagi	2.7±0.6	3.8±0.8	7.7±1.0
Ibaraki	2.4±0.6	2.5±0.8	10.1±1.0
Saitama	1.9±0.6	5.0±0.8	7.7±1.0
Tokyo	2.5±0.7	4.2±0.7	4.7±1.0
Yamanashi	3.2±0.7	2.9±0.8	4.1±1.0
Osaka	2.7±0.7	2.5±0.6	12.2±1.3
Okayama	4.0±0.7	4.7±0.7	4.9±1.2
Fukuoka	2.9±0.7	3.8±1.1	6.9±1.2

The values have been corrected for weight loss on drying at 110°C for 2 hr.

となる。しかし、相関係数が小さくてもこの濃度比がある分布型を示すならば、その平均値をもって移行係数として用いることが可能と考え、水田土壌から精白米への安定ヨウ素の移行を、土壌中の全安定ヨウ素濃度に対する精白米中の安定ヨウ素との比： $CR_{t \rightarrow r}$ 、および土壌中の水溶性ヨウ素に対する精白米中の安定ヨウ素の比： $CR_{w \rightarrow r}$ の2通りの組合せを考えて検討した。

次に示す式により各地点ごとのそれぞれの濃度比を求めた。

$$CR_{t \rightarrow r} = \frac{[I]_r}{[I]_t} \quad (1)$$

$$CR_{w \rightarrow r} = \frac{[I]_r}{[I]_w} \quad (2)$$

$CR_{t \rightarrow r}$: concentration ratio

$$\left(\frac{\text{iodine in polished rice}}{\text{total iodine in soil}} \right)$$

$CR_{w \rightarrow r}$: concentration ratio

$$\left(\frac{\text{iodine in polished rice}}{\text{water soluble iodine in soil}} \right)$$

$[I]_r$: concentration of iodine in polished rice

$[I]_t$: concentration of total iodine in soil

$[I]_w$: concentration of water soluble iodine in soil

式(1), (2)により求めた各地点ごとの濃度比 $CR_{t \rightarrow r}$, $CR_{w \rightarrow r}$ を Table 4 に示す。また、その度数分布を Fig. 2 に示す。ここでは 1979 年と 1980 年産の精白米における濃度の違いは、取込み量の変動と考え 2 年分をまとめて考察した。

濃度比の分布の範囲は、 $CR_{t \rightarrow r}$ で $0.13 \times 10^{-3} \sim 7.8 \times 10^{-3}$, $CR_{w \rightarrow r}$ で $0.2 \times 10^{-1} \sim 5.3 \times 10^{-1}$ であった。Fig. 2 にみられるように、 $CR_{t \rightarrow r}$, $CR_{w \rightarrow r}$ の分布はいずれも対数正規型で近似された。後者のほうが濃度比の分布の幅は狭かった。

次に、式(3), (4)を用いて $CR_{t \rightarrow r}$, $CR_{w \rightarrow r}$ の算術平均値 $\bar{CR}$ と幾何平均値 $\tilde{CR}$ を求めた。

$$\bar{CR} = \frac{1}{n} \sum CR \quad (3)$$

$$\log \tilde{CR} = \frac{1}{n} \sum \log CR$$

$$\tilde{CR} = 10^{(1/n) \sum \log CR} \quad (4)$$

$\bar{CR}$: arithmetic mean value of concentration ratio

$\tilde{CR}$: geometric mean value of concentration ratio

n : number of pairs of samples

算術平均値 $\bar{CR}_{t \rightarrow r}$, $\bar{CR}_{w \rightarrow r}$ はそれぞれ $(3 \pm 2) \times 10^{-3}$, $(2 \pm 2) \times 10^{-1}$, また幾何平均値 $\tilde{CR}_{t \rightarrow r}$, $\tilde{CR}_{w \rightarrow r}$ は 2×10^{-3} , 2×10^{-1} であった。土壌中全ヨウ素対応で算術平

Table 4 Concentration ratios (*CR*) of iodine in polished rice (*r*) vs. total (*t*) and water soluble (*w*) iodine in soil.

Location	1979		1980	
	$CR_{t-r}(\times 10^{-3})$	$CR_{w-r}(\times 10^{-1})$	$CR_{t-r}(\times 10^{-3})$	$CR_{w-r}(\times 10^{-1})$
Hokkaido	0.97	1.0	1.2	4.3
Akita	1.4	1.8	3.6	1.2
Niigata	2.0	0.2	2.6	3.4
Ishikawa	2.7	0.7	—	—
Tottori	2.2	1.0	3.6	3.3
Iwate	0.21	0.7	0.38	1.3
Miyagi	1.2	1.9	1.8	2.5
Ibaraki	0.13	0.6	0.15	1.5
Saitama	2.0	3.2	5.3	5.0
Tokyo	1.9	1.1	3.1	—
Yamanashi	7.8	5.3	7.4	—
Osaka	5.0	—	4.0	1.4
Okayama	6.6	1.7	5.8	2.0
Fukuoka	3.4	2.2	6.2	5.4

Fig. 2 Frequency distribution of two kinds of concentration ratio of iodine.

a : concentration ratio iodine in polished rice/total iodine in soil, b : concentration ratio iodine in polished rice/water soluble iodine in soil.

均のほうが高い値となり、水溶性ヨウ素対応ではほぼ同じ値となった。

土壌から米へ移行するヨウ素の多くは、水溶性の状態で存在すると考えられ、かつ土壌中全ヨウ素と水溶性ヨウ素とは比例関係にないこと、水溶性ヨウ素を基とした濃度比の分布のほうが分布の幅が狭いことなどから、水田土壌から米へのヨウ素の移行係数としては、水溶性ヨウ素を基とした「 2×10^{-1} 」を用いるのが現在のところ最も妥当と考える。しかし、ヨウ素の環境における挙動の

特殊性^{20,22)}などを考えると、大気から土壌への供給量、土壌中におけるヨウ素の量・化学形およびその変化、米へ移行するヨウ素の形態などについても詳細に検討する必要がある、またそれによってより正確な移行係数が得られるものと期待される。

IV 結 語

全国 14 カ所の農業試験場で採取された水田土壌中の全安定ヨウ素、水溶性ヨウ素および米中のヨウ素を定量した。

水田土壌中の全安定ヨウ素濃度は、一部(岩手、茨城)を除き $1 \sim 2 \text{ mg kg}^{-1}$ の前後であり、関東以北に比べ、西の地方で低い傾向にあった。また、水溶性ヨウ素濃度は $0.01 \sim 0.05 \text{ mg kg}^{-1}$ 程度であった。精白米中の安定ヨウ素濃度は数 $\mu\text{g kg}^{-1}$ 程度であった。

各地点の水田土壌と精白米の組合せから求めた安定ヨウ素の濃度比の度数分布は、土壌中の全ヨウ素、水溶性ヨウ素のどちらを基としても対数正規型で近似された。その平均値は前者で 2×10^{-3} (算術平均: 3×10^{-3})、後者で 2×10^{-1} (同: 2×10^{-1}) であった。土壌から米へ移行可能な状態、分布の形などから水溶性ヨウ素を基とした 2×10^{-1} を水田土壌から米への移行係数として用いるのが妥当と考える。また、玄米中のヨウ素の約 50% がぬかとなる部分(重量は全体の約 10%)に濃縮されていた。

本研究にあたり、原子炉の使用等に多大の便宜を図って下さった立教大学原子力研究所の方々に厚く感謝いたします。

参 考 文 献

- 1) E.L. ETNIER and J.E. TILL; Significance of incorporating age-dependent data into population dose estimates, *Health Phys.*, **37**, 774 (1979).
- 2) 原子力安全研究協会; 長半減期核種の環境線量評価法の調査研究報告書, p. 3 (1980).
- 3) 大桃洋一郎; 大気から植物へ, 第7回放医研環境セミナー「最近の環境における放射性ヨウ素の諸問題」報文集, p. 72 (1979).
- 4) J.K. SOLDAT; Radiation doses from iodine-129 in the environment, *Health Phys.*, **30**, 61 (1976).
- 5) J.L. RUSSELL and P.B. HAHN; Public health aspects of iodine-129 from the nuclear power industry, *Radiol. Health Data Rep.*, **12**, 189 (1971).
- 6) H.L. ROOK, J.E. STUDDUETH and D.A. BECKER; *Anal. Chem.*, **47**, 1557 (1975).
- 7) 茨城県東海地区環境放射線監視委員会; 環境放射線環視季報, 第35報, p. 94 (1981); 第39報, p. 88 (1982).
- 8) O. JOHANSEN and E. STEINNES; *Analyst (London)*, **101**, 455 (1976).
- 9) G.B. JONES, G.B. BELLING and R.A. BUCKLEY; *Analyst (London)*, **104**, 469 (1979).
- 10) F.S. GRIMALDI and M.M. SCHNEPFE; *Anal. Chim. Acta*, **53**, 181 (1971).
- 11) 無機応用比色分析編集委員会; 無機応用比色分析, 3巻, p. 50 (1974), 共立出版, 東京.
- 12) 高城裕之, 木村敏正, 岩島 清, 山県 登; 放射化分析によるコメ中のヨウ素の簡易・迅速定量法, 分化, **32**, 512 (1983).
- 13) 高城裕之, 木村敏正, 小林宏信, 岩島 清, 山県 登; アルカリ融解法を用いる土壌中のヨウ素の迅速放射化分析, 分化, **33**, 582 (1984).
- 14) H. ALBERT and M. PINTA; Development in Soil, Science 7, Trace elements in soils, p. 35 (1977), Elsevier Scientific Pub. Co., Amsterdam.
- 15) 結田康一, 渋谷政夫; 土壌中のヨウ素の放射化分析, 日本土壌肥科学誌, **51**, 153 (1980).
- 16) K. YUITA, Y. NOBUSAWA, M. SHIBUYA and S. ASO; Iodine, bromine and chlorine contents in soils and plants of Japan, *Soil Sci. Plant Nutr.*, **28**, 315 (1982).
- 17) 関 李紀, 高橋俊之, 池田長生; 土壌中の放射性ヨウ素の形態別吸着挙動, *Radioisotopes*, **33**, 51 (1984).
- 18) 丹野 貢, 山森鉄郎, 井上又輪, 結田康一; 水稻赤枯病に関する研究(第I報)発生の実態について, 富山県農業試験場研究報告, **8**, 55 (1977).
- 19) K. TENSHO and K.-L. YEH; Radio-iodine uptake by plant from soil with special reference to lowland rice, *Soil Sci. Plant Nutr.*, **16**, 30 (1970).
- 20) 結田康一; 土壌から植物へ, 第7回放医研環境セミナー「最近の環境における放射性ヨウ素の諸問題」報文集, p. 92 (1979).
- 21) 内田滋夫, 鎌田 博; 土壌中における放射性ヨウ素の挙動(I), 保健物理, **18**, 337 (1983).
- 22) 村松康行, 大桃洋一郎, D. CHRISTOFFERS; ヨウ素の経根吸収に及ぼす化学形の影響, 第20回理工学における同位元素研究発表会要旨集, p. 186 (1983).