

- 学技術庁、昭和 58 年 3 訂)
- 7) 「ウラン分析法」(科学技術庁、平成 8 年 3 月、1 訂)
  - 8) Y. Igarashi, K. Shiraishi, Y. Takaku, K. Masuda, R. Seki, M. Yamamoto; Application of Isotope Dilution for the Determination of Thorium in Biological Samples by Inductivity Coupled Plasma Spectrometry, Anal. Sci., 8(4), 475-479 (1992)
  - 9) 「プルトニウム分析法」(科学技術庁、平成 2 年 11 月、1 訂)
  - 10) 真田哲也；環境試料中プルトニウム迅速分析法について、日本分析センター 広報 No.38、23-30 (2001)
  - 11) 「液体シンチレーションカウンタによる放射性核種分析法」(科学技術庁、平成 8 年改訂)

表 1 緊急時（多核種検出時）においてマリネリ容器（2L）を用いた時の測定時間と定量可能レベルの関係

試料名	供試料	<sup>131</sup> I 定量可能レベル (計測時間)			<sup>137</sup> Cs 定量可能レベル (計測時間)			単 位
		10分 間	30分 間	1時間	10分 間	30分 間	1時間	
牛 乳	2L	18	10	8	40	24	16	Bq/L
野 菜 (葉菜)	1kg	36	20	16	80	48	32	Bq/kg 生
海 草 魚	2kg	18	10	8	40	24	16	Bq/kg 生
穀 類 肉 類 卵	2kg	18	10	8	40	24	16	Bq/kg 生

ゲルマニウム半導体検出器の相対効率：15%

表 2 平常においてマリネリ容器（2L）を用いた時の測定時間と定量可能レベルの関係

試料名	供試料	<sup>131</sup> I 定量可能レベル			<sup>137</sup> Cs 定量可能レベル			単 位
		1時間	10時間	計測	1時間	10時間	計測	
牛 乳	2L	0.4	0.2		0.8	0.3		Bq/L
野 菜 (葉菜)	1kg	0.8	0.4		1.6	0.5		Bq/kg 生
海 草 魚	2kg	0.4	0.2		0.8	0.3		Bq/kg 生
穀 類 肉 類 卵	2kg	0.4	0.2		0.8	0.3		Bq/kg 生

ゲルマニウム半導体検出器の相対効率：15%

原子力施設の事故等緊急時における食品中の放射能の  
測定と安全性評価に関する研究

緊急時における食品摂取に起因する被ばく線量評価に関する研究

分担研究者

- 河村 日佐男（放射線医学総合研究所人間環境研究部）  
高橋 知之（京都大学原子炉実験所原子炉安全管理研究部門）  
平井 保夫（茨城県公害技術センター放射能部）  
松浦 賢一（日本原子力研究所東海研究所保健物理部）  
出雲 義朗（国立公衆衛生院放射線衛生学部）  
杉山 英男（国立公衆衛生院放射線衛生学部）

**研究要旨** 緊急時の初期および後期において測定された各種核種濃度の測定値を使用し、公衆がその食品を摂取することにより受ける可能性のある内部被ばく線量を評価するモデルパラメータについて検討した。

「原子力施設等の防災対策について」では、乳児、幼児および成人の3年齢階級(区分)を対象にしており、幼児と成人の間の階級は対象にされていない。しかし、これら階級の線量係数や食品の摂取量は異なること等の理由により、本研究では「乳児」、「幼児」、「少年」「青年」および「成人」の5段階の年齢階級に対する評価を行うこととした。また、国際放射線防護委員会(ICRP)の決定集団の考え方に基づき、集団中で最も高い線量を受けると考えられる人々を主な対象とした。このため、評価対象食品について、その品目の摂取量を全て当該食品によってまかなうグループを、主として被ばく線量の評価対象集団とした。被ばく線量を過小評価することを避けるため、評価対象食品中の核種濃度は、原則として各食品群あるいは品目における測定値の中から最大値を使用すること、食品の摂取期間は全ての食品について基本的に1年間を使用すること、また、食品の市場希釈係数や調理による除染係数も1を使用することとした。食品の摂取量は、最新の「国民栄養の現状」(国民栄養調査結果)に基づく全国平均的な個人を仮定した場合の推定値を提示した。核種の経口摂取による実効線量への換算係数はICRPの最も新しい年齢依存線量係数を基にして、とくに、ヨウ素については日本人の代謝特性を考慮して適用を図った。

過大評価にならない、より現実的な線量評価や、一般的な消費者に関する線量評価を行うために、評価に使用するモデルやパラメータ値の変動要因について考察した。具体的には、食品中の核種濃度が最も高くなる時点、食品の摂取量に対する種々の変動要因、収穫した食品の保存可能期間、流通過程における市場希釈係数の設定、調理加工処理における核種の除去率、線量係数の日本人への適合性等について調査検討した。

## A. 研究目的

本研究は、緊急時の初期および後期において測定された食品中の各種核種濃度の測定値を使用し、公衆がその食品を摂取することにより受ける可能性のある内部被ばく線量(各放射性核種に起因する実効線量および放射性ヨウ素の場合には甲状腺等価線量も合わせて)を評価する方法を検討することを目的とする。

本研究においては、個別食品に関する放射性核種の分析測定値に基づき、一般公衆がこれらの食品を摂取する場合の安全性評価を目標としているため、食品摂取量等についても可能な限り実際的な値を用いることとするが、同時に緊急時における食品中濃度の介入レベルの観点での評価にも対応できるよう留意する。

## B. 研究方法

本研究では、緊急時において測定された初期および後期における各種食品中の放射性核種濃度の測定値を入力データとし、評価対象食品中核種の人体への移行経路を考慮して、内部被ばく線量評価の基礎式を作成する。また、線量評価に必要なパラメータを検討するとともに、これらの基礎式やパラメータについて考察する。

本研究における被ばく線量評価の方法は、原子力安全委員会による「原子力施設等の防災対策について(以下「防災指針」と記述する)」<sup>1)</sup>、「環境放射線モニタリングに関する指針(以下「環境放射線指針」と記述する)」<sup>2)</sup>および「緊急時環境放射線モニタリング指針(以下「緊急時指針」と記述する)」<sup>3)</sup>との整合性に留意する。ただし、本研究では、個別食品に関する放射性核種

の分析測定値に基づく一般公衆の被ばく評価を目的として線量を推定する。したがって、緊急時等の状況における食品中濃度の誘導介入レベルの設定などの場合とはやや異なり、食品摂取量等についても可能な限り現実的な値を用いることにする。他方、「防災指針」、「緊急時指針」との整合性の観点から、摂取限度等との対比も容易に行えるように考慮する。

本研究では、ICRP Publ. 43<sup>4)</sup>の決定集団の考え方に基づき、集団中で最も高い線量を受けると考えられる人々を主な対象とする。このため、評価対象食品について、その品目の摂取量を全て当該食品によってまかなうグループを、主として被ばく線量の評価対象集団と仮定する。なお、この評価対象集団以外の一般消費者についても、食品の摂取期間、流通過程における市場希釈、調理加工処理における核種の除染・除去等の因子について検討する。

防災指針では、乳児、幼児および成人の3年齢階級(区分)を対象にしており、したがって、幼児と成人の間の階級(ICRP Publ. 56<sup>5)</sup>等における7-12歳および12-17歳に相当;それぞれ代表年齢は10歳および15歳)は対象にされていない。しかし、我が国におけるこれらの年齢階級の人口は1000万人以上であること、これら階級の線量係数は幼児および成人に関する値とはそれぞれ異なること、これら階級は幼児および成人と生理学的にも大きく異なり、食品の摂取量も異なること、ICRP Publ. 56<sup>5)</sup>等では各年齢階級の線量係数を代表年齢を使用して網羅的に提示していること、評価対象年齢階級が3から5に増加しても、評価には特に煩雑さを与えることにはならないこと、

等の理由から、これら階級も評価対象にすることが適当と考える。そこで、本研究ではICRP報告における7-12歳および12-17歳をそれぞれ「少年(10歳)」「青年(15歳)」と区分し、「乳児」、「幼児」、「少年」、「青年」および「成人」の5段階の年齢階級に対する評価を行う。

線量換算係数については、ICRPの最も新しい経口摂取に関する各核種の年齢依存線量係数(核種の単位摂取量あたりの預託実効線量)を基にし、ヨウ素については日本人の代謝特性を考慮して適用をはかる。

## C. 研究結果

### 1. 被ばく線量評価

#### 1.1 被ばく線量評価基礎式

本研究では、評価対象食品がサンプリングされた時点と同時期に収穫され、その後、保管、摂取された場合の被ばく線量を、5段階の年齢階級(乳児、幼児、少年、青年および成人)毎に評価する。この場合、食品  $m$  の摂取に起因する核種  $i$  の摂取量  $A_{m,i}$  は、 $C_{m,i}$  が収穫された時間すなわちサンプリングされた時間を  $t=0$  とすると、以下の式で与えられる。

$$A_{m,i} = \int_0^{t_m} C_{m,i} \cdot M_m \cdot fm_m \cdot fd_m \cdot \exp(-\lambda_i \cdot t) dt$$

$$= \frac{C_{m,i} \cdot M_m \cdot fm_m \cdot fd_m}{\lambda_i} [1 - \exp(-\lambda_i \cdot t_m)]$$

(C.1)

ここで、

$A_{m,i}$ : 食品  $m$  の摂取に起因する核種  $i$  の摂取量(Bq)

$C_{m,i}$ : サンプリング時における評価対象食品  $m$  中核種  $i$  濃度(Bq/kg)

$t_m$  : 食品  $m$  の摂取期間(d)

$M_m$  : 食品  $m$  の一日あたりの摂取量(kg/d)

$fm_m$ : 食品  $m$  の市場希釈係数(-)

$fd_m$ : 食品  $m$  の調理による除染係数(-)

$\lambda_i$  : 核種  $i$  の物理的崩壊定数(d<sup>-1</sup>)

である。半減期が比較的短い核種については、サンプリング時における評価対象食品中の核種濃度は、サンプリング時から測定時の間の物理的崩壊の補正を行う必要がある。なお、物理的減衰が無視できる核種の場合、核種  $i$  の摂取量は以下の式で与えることができる。

$$A_{m,i} = C_{m,i} \cdot M_m \cdot fm_m \cdot fd_m \cdot t_m \quad (C.2)$$

(C.1)式および(C.2)式は、サンプリング時に収穫された食品を評価対象としているため、汚染した食品が継続して供給される可能性がある場合は、放射性核種濃度が十分に低くなるまで測定を継続する必要がある。

これらの食品の摂取による内部被ばく線量  $H$  は、以下の式で与えられる。

$$H = \sum_m \sum_i K_i \cdot A_{m,i} \quad (C.3)$$

ここで、

$H$ : 本事故に起因する実効線量(mSv)

$K_i$ : 核種  $i$  の経口摂取による実効線量への換算係数(mSv/Bq)である。

#### 1.2 食品群の分類

本研究の初期のモニタリングにおいては、核種の直接沈着の可能性が大きいもの、摂取量の多い食品、すなわち玄米、葉菜(キャベツ、ほうれん草、はくさい等)、果花菜(きゅうり、トマト等)、果実(柑橘類、リンゴ等)、生乳、生鮮魚介類、海藻類、当該サイト周辺で日干しされている魚介類

等を主な評価対象とする。また、後期のモニタリングにおいては、より正確な評価をするために、初期のモニタリング対象品目のほかに、いも類、肉類、卵類等を評価対象品目として追加する。具体的な分類方法およびその摂取量については、「C. 研究結果」2.3 項を参照されたい。なお、評価対象区域における特産品等重要となる食品がある場合は、当該食品を個別の食品として評価することが適当である。

### 1.3 評価対象核種

本研究では、主として原子炉等の事故による核種の放出を想定しているので、I-131、Cs-137、Sr-90、ウラン同位体、プルトニウム同位体等の核種が測定される（本分担研究「緊急時における食品中の放射能の測定に関する研究」参照）。これらの核種のほかに、食品の摂取に起因する内部被ばく線量を評価すべき核種として I-133、Cs-134 および Sr-89 があげられる。主な燃焼度について、一般に、I-131、Cs-137 および Sr-90 に対するこれらの核種の同位体比を表 C.1 に示す<sup>6)</sup>。事故が発生した炉の燃焼度が明らかな場合は、その燃焼度に最も近い燃焼度の放射能比を I-131、Cs-137 および Sr-90 濃度(サンプリング時換算)に乗じることにより、各食品中の I-133、Cs-134 および Sr-89 濃度を推定することが可能となる。なお、事故が発生した炉の燃焼度が明らかでない場合は、防災指針と同様に 30,000MWd/ton の放射能比を使用することとする。

## 2. 評価に使用するパラメータ値

### 2.1 評価対象食品 $m$ 中の核種 $i$ 濃度 $C_{m,i}$

評価対象食品  $m$  中の核種  $i$  濃度  $C_{m,i}$  は、原則として各食品群あるいは品目における測定値の内の最大値を使用する。

### 2.2 食品 $m$ の摂取期間 $t_m$

生育、生産、収穫等の期間および収穫された食品の摂取期間は、当該食品の保存可能期間と考えることができる。この保存可能各期間は食品の種類によって異なるが、漬け物や乾物にすることにより、長期保存が可能な食品も多い。また、最近では冷凍保存技術の向上等により、様々な食品の長期保存が可能となっている。

防災指針における飲食物摂取制限に関する指標介入レベルの算出では、食品の摂取期間として 1 年間を使用している<sup>6)</sup>。本研究では、上記のような長期保存の可能性が考えられることから、食品  $m$  の摂取期間  $t_m$  には全ての食品について防災指針と同様に 1 年間を使用することを基本とする。ただし、葉菜や果実等については、冷凍等の加工による保存を行わない場合には、収穫後比較的短期間で消費されることが考えられる。このような場合については、より短期間の摂取期間（保存可能期間）を設定することが可能である。

### 2.3 食品 $m$ の一日あたりの摂取量 $M_m$

#### 2.3.1 摂取量の推定

食品の摂取量は地域によって差があるため、平常時において評価対象となる地域における食品摂取量を把握しておくことが望ましい。しかし、その把握が十分でない場合が少なくないため、本研究では、評価対象者として全国平均的な個人を仮定し、その食品の摂取量の推定には主として「国民

栄養の現状」(平成10年国民栄養調査結果)<sup>7)</sup>を使用した。この調査は毎年実施されており、刊行物より、食品群別、地域ブロック別、年齢群別、男女別に1人1日当たりの摂取量に関する全国的な値が利用できる。各年齢階級に関する平均的な食品摂取量の推定値を表 C.2 および表 C.3 に示している。なお、国民栄養調査結果で扱う食品群は、直接沈着あるいは経根吸収など放射性核種の汚染経路を考慮した食品区分とは一致しないため、食品群および品目を再構成して用いた。

#### (1)少年、青年、成人

「少年」および「青年」の代表年齢はそれぞれ10歳および15歳であることから、それぞれに対し国民栄養の現状の分類における7~14歳および15~19歳の年齢階級のデータを適用した。「成人」に対し、20~29歳以上の年齢階級の摂取量を調査人数で重み付けした平均値を使用した。ただし、これらの年齢階級別のデータは食品群別に与えられており、品目別には全年齢の平均値のみが与えられている。このため、上述した方法によって得られた食品群別の摂取量を、全年齢の平均値によって品目別に割り振ることにより、各品目の摂取量を推定した。

#### (2)幼児

国民栄養の現状における1~6歳の年齢階級の摂取量を使用した。このため、防災指針における飲食物摂取制限指標の算出においては幼児の乳類以外の摂取量は成人の1/2<sup>6)</sup>であるのに対し、本研究で使用するデータは全ての食品群について成人の1/2よりも大きい値となっている。ただし、指標算出においては乳類の摂取量は一日あたり

500gとしているのに対して<sup>6)</sup>、本研究における摂取量(178.4g)は低い値となっていることに留意する必要がある。

#### (3)乳児

本研究では、乳以外の食品も摂取する離乳中あるいは離乳後の幼児を対象とする。乳以外の摂取量は摂取制限指標と同様に幼児の1/2と仮定し、乳の摂取量は同様に一日あたり600gとする<sup>6)</sup>。

#### 2.3.2 摂取量の適用

2.1項で示したように、本研究では各食品群あるいは品目における測定値の内の最大値を使用することを基本とする。初期のモニタリングにおいては、原則として以下の食品の摂取量を使用する。なお、過小評価になることを避ける場合は( )内の食品群の摂取量を使用する。

- ・玄米：米類(穀類)
- ・果実類：柑橘類あるいはりんごなど(果実類)
- ・野菜：ほうれん草、キャベツなど(野菜)
- ・生乳：牛乳(乳類)
- ・海草類：海草類
- ・生鮮魚介類：生魚(魚介類)
- ・当該サイト周辺で日干しされている魚介類：魚介(生干し、乾物)

なお、果実類および野菜で、測定した品目が表 C.2 に含まれていない場合は、測定を行った食品に対応する類似の種類品の品目の摂取量を使用する。

後期のモニタリングにおいては、原則として対応する表 C.3 の各品目の摂取量を使用する。ただし、いも類、果実類、野菜、魚介類および肉類において、地域によってある品目の食品群に占める割合が十分に高い場合には、当該品目の摂取量として当該

品目が含まれる食品群の摂取量を使用することとする。なお、初期のモニタリングと同様に、測定した品目が表 C.3 に含まれていない場合は、類似の種類品の摂取量を使用する。

#### 2.4 食品 $m$ の市場希釈係数 $fm_m$

市場希釈係数は、汚染された食品が流通過程を経て摂取される際に、汚染されていない他の生産地において収穫された当該食品によって、希釈される割合、すなわち評価対象者の当該食品摂取量に対する、汚染された食品の割合を示す。本研究においては、事故等において線量が最も高く受ける集団を主な対象としていることから、評価対象者は当該品目の摂取量を全て評価対象食品でまかなっていることを仮定する。すなわち、 $fm_m=1$  を基本とする。

#### 2.5 食品 $m$ の調理による除染係数 $fd_m$

除染係数は、食品を加工、調理することにより、当該食品に含まれる放射性核種が部分的に除去され、残留する効果を考慮する係数であり、全く除去されない場合は1、全ての核種が除去される場合は0となる。

本研究において、食品中の核種濃度は、野菜や果実等の場合、食品衛生法「食品、添加物の規格基準」<sup>8)</sup>で定めた検体としての処理法に従い、例えば葉菜においては外側変質葉やしんを除去するなど、一般的に食事に供する際の処理に準じることから、結果として、最小限の核種の除去を行って測定することを原則としている。また、米についても食品衛生法に従い、玄米を対象としている。事故直後における汚染は核種の直接沈着が主であるため、例えば葉菜で

は洗浄等によって核種濃度が減少することが考えられる。また、玄米は精米することによって、核種濃度が減少することが知られている<sup>9)</sup>。ただし、洗浄による効果はばらつきが大きく、除染係数を合理的に設定することが困難であること、玄米は精米せずに食される場合もあること、泥を払うなど最小限の除去は行われることから、本研究では除染の影響を考慮せず、食品  $m$  の調理による除染係数は、 $fd_m=1$  を基本とする。

#### 2.6 核種 $i$ の経口摂取による実効線量への換算係数 $K_i$ (mSv/Bq)

実効線量への換算係数(以下「線量係数」と記述する)は、緊急時指針を受けた飲食物摂取制限指標に関する解説<sup>6)</sup> および ICRP Publ. 72<sup>10)</sup>等に基づいた値を使用する。なお、放射性ヨウ素については、実効線量および甲状腺等価線量の双方で評価することとし、その他の核種については実効線量を評価することとする。主な核種の線量係数を表 C.4 に示す。

### D. 考 察

#### 1. 線量評価モデル

##### 1.1 被ばく線量評価基礎式

C. 研究結果で示した(C.1)式と(C.2)式は、核種の半減期によって適用する式を区分する。Sr-89 (半減期: 50.5d), I-131 (半減期: 8.04d), I-133 (半減期 20.8h) は半減期が比較的短いため、(C.1)式によって評価する必要がある。Cs-137、Sr-90、ウラン同位体、プルトニウム同位体等の長半減期核種については、計算の簡便のため、(C.2)式を使用することが可能である。



## 1.2 食品群の分類

本研究の初期のモニタリングでは、一般に被ばく線量への寄与が高いと考えられる食品を重点的に評価することを目的とするため、表 C.2 には被ばく線量への寄与が大きいと思われる食品を選択して記載した。また、後期のモニタリングにおいては、より正確な被ばく線量を評価するために、初期のモニタリング対象食品に追加して、その他の食品も測定対象として、国民栄養の現状<sup>7)</sup>に記載されている食品群および品目を再構成して表 C.3 に記載した。表 C.3 の「その他」に分類した食品群は、摂取量が小さいこと、あるいは加工、流通過程を経ること等の理由により、被ばく線量に対する寄与は比較的小さいと考えられる。

それぞれの食品群あるいは品目における「その他」は、過小評価になることを避けるため、当該食品群の中の測定値の最大値を適用して評価に加えることが可能である。

評価対象地域に茶畑が含まれる場合は、その茶の摂取による内部被ばくの可能性がある。(表 C.3 では「その他」の「調味嗜好飲料」に含まれる)。しかし、生の茶葉を直接使用することはほとんど考えられず、洗浄等の過程を経ることによって付着した放射性核種の多くは除去される可能性が高いこと、茶の摂取量は個人差は大きいと考えられるが、一人 1 日あたりにすると 1g 程度<sup>11)</sup>であることから、本研究では線量評価の対象外とする。ただし、評価対象区域において茶が特産品である場合は、当該茶の加工工程後に、茶葉あるいはその浸出液を評価すること、生茶葉では平均的な乾燥比から 5g に相当する摂取量を評価すること、等が望ましい。

## 1.3 評価対象核種

事故直後の葉菜の表面汚染の大部分は放出核種の直接沈着に起因するので、葉菜中の核種の放射能比はほぼ一定であることが推察される。このため、濃度が測定されていない核種について、既に測定された核種の濃度に放射能比を乗じることにより、核種濃度を推定することが可能である。また、比較的長半減期の核種については物理的崩壊に関する補正をする必要がないため、例えば Cs-137 による内部被ばく線量の推定値から、その核種による被ばく線量を以下の式によって求めることが可能である。

$$H_i = \frac{K_i}{K_{Cs-137}} \cdot A_{r_i} \cdot H_{Cs-137} \quad (D.1)$$

ここで、

$H_i$ : 本事故に起因する核種  $i$  による実効線量(mSv)

$K_i$ : 核種  $i$  の経口摂取による線量係数(mSv/Bq)

$K_{Cs-137}$ : Cs-137 の経口摂取による線量係数(mSv/Bq)

$A_{r_i}$ : 核種  $i$  の Cs-137 に対する沈着核種の放射能比(-)

$H_{Cs-137}$ : 本事故に起因する Cs-137 による実効線量推定値(mSv)

例えば Sr-90 の放射能比が Cs-137 の 10% であると仮定すると、Sr-90 の成人の線量係数( $2.8 \times 10^{-5}$  mSv/Bq)が Cs-137 のそれ( $1.3 \times 10^{-5}$  mSv/Bq)の約 2 倍であるため、Sr-90 による実効線量は Cs-137 の 20%程度であることが推定される。このように、事前に放射能比を想定しておくことにより、他の核種の影響を推定することが可能である。ただし、放射能比は事故の状況や原子炉からの距離に

よって大きく異なる可能性がある。特にセシウムは揮発性が高いため、チェルノブイリ原子力発電所事故の場合、原子炉近傍では燃料要素が直接沈着したのに対し、遠方に対してはエアロゾルに付着して大気により運ばれた<sup>12)</sup>。このように、放射能比によって放射性核種濃度を推定する際には、核種の放出の状況に応じて放射能比を適宜設定する必要がある。

(D.1)式によって、葉菜以外の食品について推定する場合は、食品中における放射能比が核種の移行性の差異によって、沈着した放射能比と異なる可能性があることに留意する必要がある。例えば穀類については、沈着した核種の可食部への転流率が核種によって異なるため、可食部における放射性核種の蓄積が大部分葉面からの転流による場合は、沈着した放射能比と食品中の放射能比が異なることが考えられる。ただし、このような場合、セシウムは他の元素に比べて植物における転流速度が大きい<sup>13)</sup>ため、(D.1)式による推定値は当該核種による線量を過大評価することが予想される。また、畜産物、水産物についても同様に、セシウムは一般にストロンチウムやプルトニウムよりも畜産物への移行係数や淡水産物への濃縮係数が大きい<sup>14)</sup>ため、(D.1)式による推定値は線量を過大評価する可能性がある。

## 2. 評価に使用するパラメータ値

### 2.1 評価対象食品 $m$ 中の核種 $i$ 濃度 $C_{m,i}$

評価対象食品中の核種濃度は原則として濃度が最大となると考えられる時点、すなわち核種の放出終了時点における濃度を使用することを原則とするが、以下のことに留意する必要がある。

(1) 核種放出期間内にサンプリングされた場

合

核種放出期間内にサンプリングされた試料については、以下の式で最大濃度を推定することができる。

$$C_{m,i} = C_{m_{0,i}} \frac{1 - \exp(-\lambda_{eff} \cdot t_r)}{1 - \exp(-\lambda_{eff} \cdot t_0)} \quad (D.2)$$

ここで、

$C_{m_{0,i}}$ :  $t_0$  における食品  $m$  中核種  $i$  の実測濃度(Bq/kg)

$\lambda_{eff}$ : 食品表面沈着核種の実効減衰定数( $d^{-1}$ )

$$\lambda_{eff} = \lambda_i + \lambda_w$$

$\lambda_i$ : 核種  $i$  の物理的減衰定数( $d^{-1}$ )

$\lambda_w$ : Weathering 効果による減少定数( $d^{-1}$ )

$t_r$ : 核種放出予想期間(d)

$t_0$ : 核種放出開始からサンプリングまでの期間 (d)

である。ここで、 $\lambda_{eff}$  が十分に小さい場合 (Weathering 効果による減少を無視し、半減期が十分に長い核種の場合) には、以下の式を用いることができる。

$$C_{m,i} = C_{m_{0,i}} \frac{t_r}{t_0} \quad (D.3)$$

ただし、これらの数式による推定は、放出条件や気象条件が均一であるとした場合の便宜的な予測式であるため、線量評価には核種放出終了後に実測された値を用いることが望ましい。なお、放出が長期の場合、気象条件の変動により核種の最大沈着地点は大きく変動することから、(D.2)式あるいは(D.3)式による推定は保守的である可能性が高いことが推察される。

(2) 食品中の核種濃度が最大となる時点に関する検討

穀類・穀物に関する直接沈着の研究

(Aakrog<sup>15)</sup>)によれば、影響が最も大きいのは収穫の約30日前頃であり、沈着時に開花状態にあった穀類の可食部中の核種濃度は、沈着直後に収穫した場合より高くなる可能性がある。このため、穀物に関しては、事故直後に収穫し得るものだけでなく、事故時において出穂、開花期にあったものについてもサンプリングする必要がある。なお、核種放出直後にサンプリングされた穀物の核種濃度を使用する場合は、その3倍程度の値<sup>15)</sup>を核種濃度として使用することができる。

#### ・葉菜、果花菜、果実類

可食部へ直接沈着する核種が支配的であり、核種放出終了直後が、食品中の核種濃度が最大であると考えられる。

#### ・葉菜、果花菜以外の野菜

いも類、豆類、根菜類など、可食部に核種が直接沈着しない作物については、葉面や耕作地土壌に沈着した核種が転流あるいは経根吸収等によって可食部に移行するため、沈着から蓄積するまでに時間の遅れが生じることが考えられる。このため、核種沈着直後に収穫された作物よりもある程度時間を経た作物の方が核種濃度が高い可能性がある。しかし、これらの農作物は摂取量が著しく大きくない限り、葉菜に比べて被ばく線量に対する影響は小さいと考えられる。

#### ・きのこ類

直接沈着の影響が大きいと考えられる形状の場合は、核種放出終了直後が、食品中の核種濃度が最大であると考えられる。しかし、きのこは他の食品に比べてセシウムを特異的に高濃縮することが認められている<sup>16),17)</sup>。

#### ・肉類、卵類

家畜が汚染した飼料を摂取する場合、放射性核種が畜肉や卵へ蓄積するまで時間の遅れ

が生じる可能性があるため、事故直後から数日間はとりわけ重要である。

#### ・乳類

乳牛による牧草、飼料を経由した核種の摂取から、牛乳への移行は比較的速やかであると考えられる。このため、核種放出終了直後に核種濃度が最大であると考えられる。

#### ・海草類、魚介類

淡水産物を想定した場合、核種放出終了後において、対象河川や湖沼の流域に蓄積している核種が河川や湖沼に流入することにより、水中の核種濃度が上昇し、水産物中の核種濃度が上昇する可能性がある。このため、少なくとも数日間、かつ、降雨によって流域からの核種の流入が生じ、その後に核種濃度が減少傾向にあることが確認されるまで、測定することが望まれる。

また、海産物についても、海流の影響、河川から海域への核種の流入、魚の回遊などの影響のため、事故直後よりもそれ以降に水産物中の核種濃度が上昇する可能性があるため、サンプリングを継続することが望まれる。海洋では沈着あるいは流入した核種は広域に拡散することから、評価対象領域における核種濃度が減少傾向にあることが確認されるまでサンプリングを継続することが望まれる。

## 2.2 食品 $m$ の摂取期間 $t_m$

(C.1)式および(C.2)式は、当該食品がサンプリング時点で収穫され、その食品を継続して摂取する場合の評価である。すなわち、食品  $m$  の摂取期間  $t_m$  は食品中の核種濃度が最大となる時点においてサンプリングされた場合に、その収穫された食品を何日間摂取するかということを意味する。このため、評価対象地域における当該食品の生育、生産量が十分に多

いと仮定すれば、食品  $m$  の摂取期間  $t_m$ (d)は、当該食品の生育、生産期間および保管可能期間に対応する。このうち、保管期間については冷凍技術の向上等の影響により、合理的な保管可能期間を設定することが困難なため、生育、生産期間も含めて全ての食品について摂取期間は 1 年間を適用することを基本とした。しかし、冷凍保存等を行わない場合は、現実的な保管可能期間を適用することができる。貯蔵条件が適切な場合の主な野菜や果実の保管可能期間を表 D.1 に示す。

2.1 項で考察したように、食品中の核種濃度は核種放出終了後の比較的早い時点で最大となると考えられる。しかし、食品中の核種濃度が最大となった時点以降も、事故の時点で生育段階にある農作物等、汚染された食品が継続して供給される可能性がある。食品の摂取期間を 1 年間とした場合は、汚染された食品が供給される期間よりも十分長いため、その影響を考慮する必要はない。これに対し、現実的な保存可能期間を摂取期間として用いる場合は、汚染された食品が継続して供給されることを考慮する必要がある。すなわち、その食品中の核種濃度を継続して測定し、各時点における食品による核種摂取量を合計する必要がある。この場合、食品  $m$  の摂取に起因する核種  $i$  の摂取量  $A_{m,i}$ は、以下の式で与えられる。

$$A_{m,i} = \sum_n \frac{C_{m,i}^n \cdot M_m^n \cdot fm_m \cdot fd_m}{\lambda_i} \cdot \left[ 1 - \exp(-\lambda_i \cdot t_m) \right] \quad (D.4)$$

物理的減衰が無視できる核種の場合、核種  $i$  の摂取量は以下の式で与えることができる。

$$A_{m,i} = \sum_n C_{m,i}^n \cdot M_m^n \cdot fm_m \cdot fd_m \cdot t_m \quad (D.5)$$

ここで、

$C_{m,i}^n$ :  $n$  回目のサンプリング時における評価

対象食品  $m$  中の核種  $i$  濃度(Bq/kg)

$M_m^n$ :  $n$  回目にサンプリングされた食品  $m$  の一日あたりの摂取量(kg/d)

である。

以下では、食品中の核種濃度が最大となる時点におけるサンプリング結果から、当該食品が継続して供給される場合の被ばく線量を推定する際の評価方法について、食品の摂取期間の観点から、食品の種類毎に検討する。

#### (1) 農作物

穀類や根菜類は保管可能期間が長いため、現実的な保存可能期間を摂取期間として適用しても、線量を著しく過小評価することはないと考えられる。これに対し、葉菜や果実について、事故後も生育を継続させ、逐次収穫して摂取することを評価する場合において、過小評価しないような評価を行うためには、汚染された葉菜が供給される期間において常に当該食品の最大核種濃度の食品が供給されると仮定する。この場合、摂取期間  $t_m$ (d)としては、汚染された食品が供給される期間、すなわち当該農作物の生育期間を使用することとなる。ただしこの場合、生育初期の段階における核種の葉面への沈着率は収穫期よりも小さいこと<sup>20)</sup>、沈着した核種の風雨による除去が考えられることから、推定線量はかなり過大評価となる可能性がある。

#### (2) 畜産物

畜産物については、核種が牧草等の飼料作物に沈着することにより、畜産物に移行する経路を評価する。当該畜産物に対して汚染飼

料の摂取を停止した場合は、(C.1)式あるいは(C.2)式を使用することができる。この場合、畜産物中の核種濃度が最大の時点で製造され、その畜産物を継続して摂取した場合を評価することとなり、摂取期間は当該畜産物の保管可能期間に対応する。これに対して、汚染された牧草や飼料を継続して摂取させる場合は核種が牧草等の飼料作物に沈着することにより、畜産物に移行する経路を評価するため、畜産物の汚染は、家畜が当該飼料を摂取している期間継続することとなる。よって、食品  $m$  が畜産物である場合、当該畜産物の摂取に起因する核種  $i$  の摂取量  $A_{m,i}$  は、(C.1)式および(C.2)式における食品  $m$  の摂取期間  $t_m(d)$  を、家畜による汚染飼料の摂取期間に置き換えた式となる。なお、生育している牧草をそのまま摂取させる場合は、葉菜と同様に牧草の生育段階や、風雨による除去の効果により、核種摂取量は低くなり、推定線量はかなり過大評価となる可能性がある。

### (3)水産物

水産物について、農作物と同様に水産物中の核種濃度が最大の時点で収穫され、その水産物を継続して摂取した場合を評価する場合は、(C.1)式あるいは(C.2)式で評価することが可能である。しかし、水産物を逐次生産して摂取する場合を評価する際には、農作物や畜産物とは異なり汚染継続期間を合理的に設定することができない。また、当該水産物の生育水に対して淡水産物においては河川流域から、海水産物においては河川等から核種の流入が事故後継続する可能性があるため、核種濃度が最大値に比べて十分低くなるまで評価を行うことが望まれる。

## 2.3 食品 $m$ の一日あたりの摂取量 $M_m$

本研究の評価の目的から評価対象地域における平均的な人を対象とすべきであり、平常時の防災対策の一環として、評価対象地域における消費性向を把握しておく必要がある。特に、各地域に特徴的な食品、すなわち地域の特産品については摂取量が平均値よりも多い可能性があることに留意する必要がある。

ここでは、表 C.2 および表 C.3 の基礎データとして使用した「国民栄養の現状」(平成10年国民栄養調査結果)<sup>7)</sup>等を参考にして、食品の摂取量の変動特性について以下に考察する。

### (1)年齢階級別

国民栄養の現状<sup>7)</sup>における、食品群別および一般的品目の年齢階級別 1 人 1 日当たりの摂取量を全国値とともに表 D.2 に示す。

「少年」の摂取量として適用した「7-14 歳」で多くの食品群の摂取量がほぼ成人レベルに達する。乳類は「7-14 歳」が最大(322.5g)であり、一方、海草類の摂取は 60~69 歳で最大(3.9g)である。このように、年齢階級により、摂取量が異なることが線量評価に影響する可能性があるため、本研究において年齢階級を 5 段階に分類したことは妥当であると考えられる。

### (2)男女別

いくつかの食品群について、男女別に比較し、図 D.1 に示す。「青年」の摂取量として適用した「15-19 歳」の女子の摂取量は、果実類で男子より多く、米類、肉類、魚介類では男子を 100%とすると、65%ないし 80%であり、乳類では若干多かった。しかし、このような場合を除き、各年齢階級の男女値を全国値と比較するとほとんどの食品群で 100±15%以内であった。

### (3)生計別

「国民栄養の現状」(平成元年国民栄養調査

成績<sup>21)</sup>のデータを用い、いくつかの食品群あるいは品目について、農家所帯および非農家所帯の食品摂取量を全国値と比較して表 D.3 に示す。農家所帯は非農家所帯の食品摂取量に較べて農産物を多く摂取しており、全国値を 100%とすると、さつまいも 140%、みそ 122%、その他の果実 121%、大根 151%、はくさい 134%、あじ、いわし類 120%である一方、トマト、牛肉、牛乳では少なかった(それぞれ 55%、75%および 87%)。このように、農家所帯では、摂取量が全国値の 130%を超える、または 70%を下廻る食品群があることに留意する必要がある。

#### (4)地域ブロック別

「国民栄養の現状」(平成元年国民栄養調査成績<sup>21)</sup>)におけるいくつかの食品群あるいは品目につき、地域ブロック別摂取量を全国値と比較して図 D.2 に示す。ほうれん草は北海道、南九州で少なく(全国値を 100%であるとして 69%および 73%、以下同様)、トマトは東北、中国、四国で低く(54%-62%)、関東 I では顕著に多い(131%)。はくさいは東北、近畿 II および中国で多く(124%-130%)、じゃがいもは北海道で多い(137%)。柑橘類摂取量は、中国、四国で多く(122%-125%)、りんごは北海道(129%)、東北(142%)、関東 II(132%)が多かった。あじ、いわし類の摂取量は九州地方で(125%-130%)、また、魚介(生干し、乾物)は北海道、関東 II、近畿 II で高かった(126%-145%)。牛肉は近畿および四国、北九州で(136%-156%)、また、豚肉は関東で多く摂取されている(121%-125%)。鶏肉の場合は九州地方が多かった(132%-140%)。一方、各ブロックの牛乳摂取量は全国値に対し 100±15%以内であった。地域差は長期的に見れば流通機構の発達とともに全体としては減少してい

ると考えられるが、地域特産物が多く摂取される傾向が読みとれる。摂取量が全国値の 130%を超えるような地域的食品については考慮が必要と考えられる。

食品摂取量は国民栄養調査結果による値を基準としてよいが、年齢以外にも性別、生計、地域の変動要因がある。このような変動については、栄養調査で得られた標準偏差の 2 倍( $2\sigma$ )を加えた値は大部分の食品群につき平均値の約 2 倍となっている。以上の変動要因を勘案すると、変動幅は 100±50%程度、最大値 200%(2 倍)を考慮すれば十分であると考えられる。

#### 2.4 食品 $m$ の市場希釈係数 $fm_m$

本研究においては、事故において線量を最も高く受ける集団を主な対象としていることから、評価対象者は当該品目の摂取量を全て評価対象食品でまかなっていることを仮定している。しかし、このような評価対象者以外の一般的な消費者については、流通の過程を経ることにより、核種により汚染された食品の摂取量は上記対象者よりも少ないことが想定される。

しかし、評価対象となる地域は市町村レベルの比較的狭い範囲であること、市場において必ずしも食品が均質に混合されるのではないため、平均的なデータの適用が困難であること、緊急時には出荷が制約されることが予想されることなどから、事故時において使用することのできる妥当な市場希釈係数を設定することは容易ではない。

ただし、各種統計資料から、市場希釈の影響を大まかに把握することは可能である。例えば、青果物産地別卸売統計<sup>22)</sup>や青果物流通年報<sup>23)</sup>等により、各都道府県、消費地あるい

は卸売市場に対して、評価対象地域(都道府県単位)から出荷される食品の構成比を知ることができる。このような構成比に関するデータは、市場希釈係数の目安とすることができる。ただし、これらの統計資料を基に市場希釈係数を設定する場合は、上述したような問題点や、農作物の出荷は季節変動が極めて大きいこと等に留意する必要がある。

## 2.5 食品 $m$ の調理による除染係数 $fd_m$

本研究においては、食品中の核種濃度は野菜や果実等においては食品衛生法「食品、添加物の規格基準」<sup>8)</sup> で定めた検体の前処理法に従うため、一般的に食品として供する際の最小限の汚染(核種)除去を行って測定することを原則としている。このため、多くの検体では、人工・天然を問わず表面汚染の核種はほぼ残存した状態と考えられる。

緊急時の汚染の有無を明らかにする目的からは、汚染状況をよく反映し、フィールドでの迅速性を重んじる観点から、上記の検体が適当と判断される。ただし、土壌粒子などによる作物表面の天然の放射性核種によるバックグラウンドを日頃の測定により把握しておくことが必要である。

さらに食品に対し、水洗や調理・加工を施したとき、食品に付着した放射性物質が放射能除去されることが考えられる。

食品からの放射能汚染の除去率に関する研究については、これまで、(イ) 大気圏内核実験が行われていた当時の地球規模フォールアウトによる農畜産物、水産物の汚染の除去、(ロ) 原子力施設からの事故放出による地域的フォールアウトによる農畜産物の汚染の除去、(ハ) 実験室での RI 灌水や水耕による吸収実験にともなう汚染の除去、等が報告され

ている<sup>9),24)</sup>。除去の方法は、簡単な水濯ぎから煮炊きの効果など多様な方法による報告がなされており、また、チェルノブイリ事故の多くの場合、比較的高度の汚染を積極的に除去することに重点が置かれている点に特徴がある。なお、各種食品中の安定元素が調理、加工で除去される割合も推定されており、適当なデータのない場合にはそれを利用することも可能であろう<sup>9)</sup>。

ここでは、一般的な葉菜、果花菜、根菜、魚介類における調理加工処理における除去率および残留の割合を、日本におけるデータと IAEA によるデータから抜粋してそれぞれ表 D.4<sup>9)</sup>および表 D.5<sup>24)</sup>に示す。「チェルノブイリ事故」と記載したデータは、1986年4月のチェルノブイリ事故後、東北地方日本海沿岸および北関東地方太平洋沿岸地区における野菜に沈着した I-131、Cs-137 等の除去率の報告である。発電炉事故による葉菜表面の I-131 の洗浄および単独のあく抜き操作による除去率は、それぞれ 15%および 60%程度であった。Cs-137、Cs-134 は水洗により 35%が、また単独のあく抜きにより 65%が除かれた。また、ヨウ素については、無機形( $I_2$ )と有機形( $CH_3I$ )による若干の差が知られている<sup>9)</sup>。

また、大気圏内核実験による地球規模フォールアウト由来の野菜、魚介類中の Sr-90 の除去が種々の方法により試みられている<sup>9)</sup>。果菜のなす、きゅうり、トマト、ピーマンでは、1% NaCl 溶液 30 分浸漬によりそれぞれ 65%、65%、22%および 17%が除去された。はまぐり、かき、メキシコえびの Sr-90 は 1% NaCl 溶液による洗浄でそれぞれ 36%、19%および 63%が除去された。玄米の Sr-90 および Cs-137 の精白による除去率はそれぞれ平均 84%および 64%であった。

表 D.5 は、IAEA による畜肉、乳製品、野菜等の調理または加工処理による放射性核種の残留の割合等に関するデータから一部を抜粋したものである<sup>24)</sup>。

ここに示した葉菜、果花菜、根菜、魚介類の調理加工処理における放射性核種の除去率は、評価に使用する除染係数の設定の参考とすることが可能である。ただし、除染係数の値は様々な条件により変わり得ること、すなわち表 D.4 および表 D.5 に引用した数値が汚染の経路、汚染時の化学形、放出後の経過日数などの諸条件を考慮に入れ、評価対象となる事故放出に対して適用可能かどうか、どの程度の値を使用すべきかを十分検討する必要がある。

## 2.6 核種 $i$ の経口摂取による実効線量への換算係数(線量係数) $K_i$

ここでは公衆のための ICRP の線量係数を適用するうえでその妥当性にかかわる日本人の特性について各元素毎に若干考察する。なお、ヨウ素、セシウム、ストロンチウムおよびプルトニウムの体内動態モデルは Publ. 67 で<sup>25)</sup>、また、ウランは Publ. 69 で改訂されており、線量係数はすべての核種につき一括して Publ. 72<sup>10)</sup>に新しい数値が与えられている。

### (1)ヨウ素

日本人では食餌からの安定ヨウ素摂取レベルが 500~1000  $\mu\text{g}$  と欧米と較べて大きいことから、摂取された放射性ヨウ素の甲状腺への取り込み率が、成人でほぼ 0.15<sup>27)</sup>、安全サイドでは 0.2 とされ<sup>28)</sup>、発電用軽水型原子炉施設周辺の線量目標値に関する指針(以下「軽水炉指針」と記述する<sup>29)</sup>)や防災指針等に取り入れられている。一方、生物学的半減期は成人男子で 35 日程度であり<sup>27),30)</sup>、ICRP の値

80 日よりかなり短い。しかし I-131 の半減期が 8.04 日と短いため実効半減期には大きな影響がなく、また正常日本人の甲状腺重量は ICRP 標準人のそれと大差がない。したがって放射性ヨウ素による被ばく線量推定のためには、軽水炉指針や防災指針と同様に ICRP 報告の経口摂取に対する線量係数<sup>10)</sup>に、甲状腺取り込み率 0.2 を加味した値を適用するのが妥当と考えられる。

### (2)セシウム

日本人成人では摂取された Cs-137 の生物学的半減期(長いほうの成分)は 90 日で、ICRP の値 110 日より短いことが知られており、その結果被ばく線量としては約 80%となるものとされている<sup>31),32)</sup>。また、3 ヶ月齢では 13 日、5 歳 35 日、10 歳 54 日、15 歳 80 日の値が提案されている<sup>31),32)</sup>。一方 ICRP の与えたコンパートメント B の生物学的半減期は、3 ヶ月齢で 16 日、1 歳 13 日、5 歳 30 日、10 歳 50 日、15 歳 93 日となっており<sup>25)</sup>大差はないと考えられる。

### (3)ストロンチウム

1960 年代には Sr/Ca Observed Ratio の概念による安定ストロンチウムの食餌から骨への移行率は 0.12 と、欧米諸国の 0.16-0.25 に較べて小さいことが報告された<sup>33)</sup>。しかし、その後ストロンチウムの動的代謝モデルの発展にともなってこの比較は線量算定上有効に利用できなくなっている。一方、日本人骨格中の放射線感受性組織すなわち活性赤色骨髓と骨表面(内膜)の細胞の重量はそれぞれ 1000g および 100g で<sup>34),35)</sup>、旧 ICRP 標準人(Publ. 23)の値、それぞれ 1500g<sup>5),36)</sup> および 120g<sup>5)</sup>より小さいが、 $\beta$ 線線量への影響は軽微であることが計算される。

### (4)ウランおよびプルトニウム



食餌から人体への移行、代謝パラメータについて日本人に特徴的な報告はとくにないが、活性赤色骨髄の重量が、比実効エネルギー(SEE)を通じてアルファ線線量に直接影響することが計算され得る<sup>34)</sup>。日本人の Pu-239 によるアルファ線線量(等価線量)に、旧 ICRP 標準人の赤色骨髄重量を適用すると約 50%過小評価となっていた。しかし改訂された ICRP 標準人の赤色骨髄重量は 1170g であり<sup>37)</sup>、現在では日本人の値(1000g)との差は縮小している。

上述の考察に基づき、本研究では、ヨウ素を除きセシウム、ストロンチウム、ウランおよびプルトニウムの各核種については、ICRP による経口摂取に伴う線量係数(50 年預託実効線量)の最も新しい値をそのまま適用することとした。なお、その他の核種についても同様に基本的に ICRP の線量係数<sup>10)</sup>に従うことにする。

### 3. 長期的被ばくについて

事故等によって放射性核種が放出された場合、比較的半減期が長い放射性核種が多量に放出された場合は、その影響に対する総合的な観点から、より長期的な評価が必要とされる。

事故直後の放射性核種の直接沈着の影響が小さくなる時点以降は、農作物や飼料については経根吸収の影響が大きくなると考えられる。すなわち、放射性核種が沈着した耕作地から算出される農作物、畜産物および水産物等について、当該核種の半減期や環境中における核種移行を考慮しながら、必要な期間測定を継続する必要がある。

## E. 結 論

本研究では、緊急時において実測された初期および後期における各種食品中の放射性核種濃度の測定値を入力データとし、評価対象食品中の核種の人体への移行経路を考慮して、内部被ばく線量の評価の基礎式を作成した。その際、5 段階の年齢階級を適用し、各年齢階級に対して、線量評価に適用するためのパラメータ値を設定した。また、これらの基礎式やパラメータ値の変動要因について考察した。

緊急時における被ばく線量の評価は、季節や気象に起因する自然条件、評価対象地域における特産品や生活態様等様々な要因が関与する。このため、より妥当な被ばく線量の推定のためには、生産や消費に関する地域特性の調査や、放射性核種濃度のバックグラウンドレベルの把握など、平常時における調査研究の充実が望まれる。

## 参考文献

- 1) 原子力安全委員会: 原子力施設等の防災対策について(平成 12 年 5 月一部改訂), 原子力安全委員会 (2000).
- 2) 原子力安全委員会: 環境放射線モニタリングに関する指針(平成 12 年 8 月一部改訂), 原子力安全委員会 (2000).
- 3) 原子力安全委員会: 緊急時環境放射線モニタリング指針(平成 12 年 8 月一部改訂), 原子力安全委員会 (2000).
- 4) ICRP: Principles of Monitoring for the Radiation Protection of the Population, ICRP Publication 43 (1985).
- 5) ICRP: Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 1, ICRP Publication 56

- (1989).
- 6) 須賀新一, 市川龍資: 防災指針における飲食物摂取制限指標の改訂について, 保健物理, 35, 449-466 (2000).
- 7) 健康・栄養情報研究会編: 国民栄養の現状 (平成 10 年国民栄養調査結果), 第一出版, 11-14, 73-81 (2000).
- 8) 食品衛生法, 平成 13 年 3 月 31 日現在.
- 9) 原子力環境整備センター編: 食品の調理・加工による放射性核種の除去率, 環境パラメータ・シリーズ 4, 原子力環境整備センター (1994).
- 10) ICRP: Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 5, ICRP Publication 72 (1996).
- 11) 日本茶業中央会: 平成 12 年度茶関係資料, (社)日本茶業中央会 (2000).
- 12) AN APPRAISAL BY THE NEA COMMITTEE ON RADIATION PROTECTION AND PUBLIC HEALTH; CHERNOBYL Ten Years on Radiological and Health Impact, OECD (1995).
- 13) 渡部忠一, 山口勇: 植物葉面への付着吸収・透過のメカニズムと移行モデル, 汚染物質の環境挙動予測に関する局地規模詳細モデルならびにその移行パラメータ, 143-152 (1996).
- 14) IAEA; Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Temperate Environments, Technical Report Series No. 364, IAEA (1994).
- 15) A. Aakrog: Translocation of Radionuclides in Cereal Crops, Ecological Aspects of Radionuclide Release, Special Publication Series of the British Ecological Society No. 3, 81-90 (1983).
- 16) 杉山英男, 寺田宙, 磯村公郎, 塚田祥文, 柴田尚: キノコへの放射性セシウムの移行特性 - 野生キノコおよび培養キノコ -, RADIOISOTOPES, 42, 683-690 (1993).
- 17) 村松康行, 吉田聡: キノコと放射性セシウム, RADIOISOTOPES, 46, 450-463 (1997).
- 18) 流通システム研究センター編: 農産物の輸送と貯蔵の実用マニュアル, 流通システム研究センター (2000).
- 19) 流通システム研究センター編: 果実の鮮度保持マニュアル, 流通システム研究センター (2000).
- 20) A. C. Chamberlain: Interception and Retention of Radioactive Aerosols by Vegetation, Atmospheric Environment, 4, 57-78 (1970).
- 21) 厚生省監修: 平成 3 年版国民栄養の現状 (平成元年国民栄養調査成績), 第一出版, 74-81 (1991).
- 22) 農林水産省統計情報部: 平成 11 年青果物産地別卸売統計, 農林水産省統計情報部 (2000).
- 23) 東京青果物情報センター: 東京都中央卸売市場青果物流通年報 (野菜編), 東京青果物情報センター (2000).
- 24) IAEA: Guidelines for Agricultural Countermeasures Following an Accidental Release of Radionuclides, Technical Report Series No. 363, IAEA, 58-68 (1994).
- 25) ICRP: Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 2, ICRP Publication 67 (1993).
- 26) ICRP: Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of

Radionuclides: Part 3, ICRP Publication 69, 57-72 (1995).

27) G. Tanaka, H. Kawamura, Y. Nakahara: Reference Japanese Man-I. Mass of organs and other characteristics of normal Japanese, Health Phys. 36, 333-346 (1979).

28) 吉沢康雄, 草間朋子: 日本人の甲状腺に関する正常値について, 保健物理 11, 123 (1976).

29) 原子力安全委員会: 発電用軽水型原子炉施設周辺の線量目標値に関する指針 (平成元年一部改訂), 原子力安全委員会 (1989).

30) M. Uchiyama, G. Tanaka, S. Akiba: Radioiodine retention by 2 Japanese male adults following a single oral dose, J. Radiat. Res. 23, 358 (1982).

31) 放射線医学総合研究所: 特別研究「環境における放射性物質の動態と被ばく線量算定に関する調査研究」(平成5年度~平成9年度) 最終報告書, 放射線医学総合研究所 NIRS-R-36, 69-73 (1999).

32) M. Uchiyama: Reevaluation of caesium biological half-life of Japanese, J. Environ. Radioactivity, 41, 93 (1998).

33) G. Tanaka, H. Kawamura, E. Nomura: Reference Japanese Man -II. Distribution of strontium in the skeleton and in the mass of mineralized bone, Health Phys. 40, 601-614 (1981).

34) H. Kawamura, M. Yamamoto, Y. Igarashi, et al.: Naturally occurring  $^{226}\text{Ra}$  concentrations in bone at various ages and  $\alpha$  doses in adults, Health Phys. 61, 615-622 (1991).

35) G. Tanaka, H. Kawamura: Anatomical

and physiological characteristics for Asian Reference Man - male and female of different ages: Tanaka Model, NIRS-M-115, 66 (1996).

36) ICRP: Report of the Task Group on Reference Man, ICRP Publication 23, 79 (1975).

37) ICRP: Basic Anatomical and Physiological Data for use in Radiological Protection. The Skeleton, ICRP Publication 70, Annal. ICRP 25(2),73 (1995).

表 C.1 主な燃焼度における放射能比

核 種	燃 焼 度 (MWd/ton)				
	5000	10000	20000	30000	50000
Sr-89/Sr-90	44.29	21.92	10.21	6.31	3.52
I-133/I-131	1.57	1.53	1.47	1.43	1.35
Cs-134/Cs-137	0.28	0.53	0.90	1.20	1.67

(文献6より作成)

注) 表 C.1は原子炉内の放射性核種の存在割合(下記 ; 文献6より抜粋)を引用して作成した

核 種	燃 焼 度 (MWd/ton)				
	5000	10000	20000	30000	50000
Sr-89	6.20E+05	5.70E+05	4.80E+05	4.10E+05	3.10E+05
Sr-90	1.40E+04	2.60E+04	4.70E+04	6.50E+04	8.80E+04
I-131	4.40E+05	4.50E+05	4.70E+05	4.70E+05	4.90E+05
I-133	6.90E+05	6.90E+05	6.90E+05	6.70E+05	6.60E+05
Cs-134	4.50E+03	1.70E+04	5.70E+04	1.10E+05	2.50E+05
Cs-137	1.60E+04	3.20E+04	6.30E+04	9.20E+04	1.50E+05