

平成 24 年 2 月 23 日

薬事・食品衛生審議会  
食品衛生分科会長 岸 玲子 殿

薬事・食品衛生審議会食品衛生分科会  
放射性物質対策部会長 山本 茂貴

薬事・食品衛生審議会食品衛生分科会  
放射性物質対策部会報告について

平成 23 年 10 月 28 日付け厚生労働省発食安 1028 第 1 号をもって諮問された、食品衛生法（昭和 22 年法律第 233 号）第 11 条第 1 項の規定に基づく食品中の放射性物質に係る規格基準設定について、当部会で審議を行った結果を別添のとおり取りまとめたので、これを報告する。

# 食品中の放射性物質に係る規格基準の設定について

平成 23 年 12 月 22 日

薬事・食品衛生審議会食品衛生分科会

放射性物質対策部会報告書

## 1. 経緯

平成 23 年 3 月 11 日に発生した東京電力株式会社福島第一原子力発電所(以下「福島原発」という。)の事故により、周辺環境に放射性物質が放出されたことを受け、厚生労働省は、原子力災害対策本部と協議の上、3 月 17 日に、緊急的な措置として、原子力安全委員会により示されていた「飲食物摂取制限に関する指標」を食品中の放射性物質に係る食品衛生法上の暫定規制値とし、これを上回る食品については食品衛生法第 6 条第 2 号に該当するものとして食用に供されることがないように対応することとし、各自治体に対して通知した(参考文献 1)。

同規制は、食品安全基本法第 11 条第 1 項第 3 号に基づく緊急を要する場合として、食品安全委員会による食品健康影響評価を受けずに定められたため、同法第 11 条第 2 項に基づき、3 月 20 日に、厚生労働大臣より、食品安全委員会委員長に対して食品健康影響評価の要請がなされた。これを受けて、食品安全委員会委員長は、3 月 29 日に「放射性物質に関する緊急とりまとめ」(参考文献 2)を厚生労働大臣に対し通知するとともに、諮問の内容について継続して検討を行い、改めて放射性物質に関する食品健康影響評価についてとりまとめる方針を示した。

一方、4 月 4 日に、魚介類中の放射性ヨウ素を相当程度検出した事例が報告されたことを受け、4 月 5 日、原子力安全委員会の助言を踏まえた原子力災害対策本部の対応方針を受けて、厚生労働省は、魚介類中の放射性ヨウ素について、2000 Bq/kg の暫定規制値を適用することとし、これを超過する場合には、食品衛生法第 6 条第 2 号に該当する旨を各自治体に通知した。

このため、4 月 6 日に、魚介類中の放射性ヨウ素の暫定規制値についても、厚生労働大臣より、食品安全委員会委員長に対して、あわせて食品健康影響評価を行うよう依頼がなされた。

今般の規格基準設定においては、4月に薬事・食品衛生審議会食品衛生分科会放射性物質対策部会（以下「部会」という。）が設置され、部会での議論に加え部会において設置された2つの作業グループ（食品分類等及び線量計算等）においても検討を重ねた。

食品安全委員会委員長は、10月27日に、厚生労働大臣に対して、「食品健康影響評価として食品安全委員会が検討した範囲においては、放射線による影響が見いだされているのは、通常の一般生活において受ける放射線量を除いた生涯における累積の実効線量として、おおよそ100 mSv以上と判断した。そのうち、小児の期間については、感受性が成人より高い可能性（甲状腺がんや白血病）があると考えられた。」とする、食品健康影響評価を答申した（参考文献3）。なお、放射線による影響よりも化学物質としての毒性がより鋭敏に出るとされたウランについては、耐容一日摂取量（TDI）として0.2  $\mu\text{g}/\text{kg}$  体重/日が示された。

これを受けて、食品中の放射性物質に関する新たな規格基準の設定について、10月28日、厚生労働大臣より薬事・食品衛生審議会長あてに諮問がなされるとともに、放射性セシウムについて食品から許容することのできる線量を、年間5ミリシーベルトから1ミリシーベルトに引き下げるとする基本的な考え方が提案された。

## 2. 新しい基準値の考え方

### 2.1 介入線量レベルについて

現在の暫定規制値は、放射性ヨウ素に対し、甲状腺等価線量で年間50ミリシーベルト、放射性セシウム（放射性ストロンチウムの寄与を含む）、ウラン、プルトニウム及び超ウラン元素のアルファ核種に対し、それぞれ実効線量で年間5ミリシーベルトとして設定されている。

これに対し、食品安全委員会の評価書は、管理機関が食品中の放射性物質の管理を行う際の目安として、前述の判断を示した。また、この値は、食品からの被ばくを軽減するための行政上の規制値（介入線量レベル）ではなく、放射性物質を含む食品の摂取に関するモニタリングデータに基づく追加的な実際の被ばく線量について適用されるものとしている（参考文献4）。

これについて、暫定規制値の下での食品からの追加的な実際の被ばく線量は、中央値濃度の食品を継続摂取した場合の推計（決定論的方法）で、預託

実効線量が年間 0.1 ミリシーベルト程度、90 パーセント値濃度の食品を摂取した場合で年間 0.2 ミリシーベルト程度と推計（いずれも、自治体等のモニタリング検査における放射性ヨウ素及び放射性セシウムの測定結果に基づく）されており、食品からの実際の被ばく線量は十分に低いレベルにあると考えられる（薬事・食品衛生審議会食品衛生分科会（10月31日開催）において報告）。また、これらの推計は、汚染のない輸入食品を摂取することなどは考慮しておらず、多くの国民にとっては、実態よりも、高めの推計となっていると考えられる。

しかしながら、当部会は、合理的に達成できる限り線量を低く保つという考えに立ち、より一層、国民の安全・安心を確保する観点から、介入線量レベルを年間 1 ミリシーベルトに引き下げることが妥当と判断した。

この判断の根拠は、コーデックス委員会が、食品の介入免除レベルとして年間 1 ミリシーベルトを採用したガイドラインを提示していることを踏まえたものである（参考文献 5）。

また、世界保健機関（以下「WHO」という。）は、原発事故後の状況にも使用が可能な飲料水の基準として、年間 0.1 ミリシーベルトを採用したガイダンスレベルを示している（参考文献 6）。このため、食品全体の介入線量レベルを年間 1 ミリシーベルトにするとしても、その中で飲料水の規制を管理する際の考え方は、このガイダンスレベルを考慮すべきである。

（参考）コーデックス委員会のガイドラインの他、EU やロシア、ベラルーシ、ウクライナでは、年間 1 ミリシーベルトを基準とした規制値が採用されている。

## 2. 2 規制対象核種の考え方について

新しい基準値は、福島原発事故直後に設けた暫定規制値に代わり、平成 24 年 4 月以降の長期的な状況に対応するものである。このため、基準値の設定において規制の対象とする放射性核種は、比較的半減期が長く、長期的な影響を考慮する必要がある放射性核種とすべきである。

今回の事故で福島原発から大気中に放出されたと考えられる放射性核種について、原子力安全・保安院は、その放出量の試算値（以下「保安院試算値」という。）を公表している。これを踏まえ、保安院試算値のリストに掲載された核種のうち、半減期が 1 年以上の核種すべてを規格基準の設定で考慮することが妥当である。すなわち、セシウム（Cs-134、Cs-137）、ストロンチウム（Sr-90）、ルテニウム（Ru-106）、プルトニウム（Pu-238、Pu-239、Pu-240、Pu-241）を規格基準における規制の対象となる放射性核種とする。

この際、放射性セシウム以外の核種は、測定に時間がかかるため、放射性

セシウムとの比率を算出し、合計して1ミリシーベルトを超えないように放射性セシウムの基準値を設定する。

なお、現在、放射性ヨウ素は、代表核種を I-131 として暫定規制値が設定されているが、福島原発事故による線量全体への寄与が大きいと考えられる放射性ヨウ素の中で、最も半減期が長い I-131 でも約8日であり、平成23年7月15日以降に食品からの検出報告がないことから、規制の対象とはしない。

また、ウランは、現時点において福島原発の敷地内あるいは敷地外で測定されているウランの同位体比が、天然に存在するウランの同位体比に比べて変化が見られず、放出量は極めて少ないと考えられることから、規制の対象とはしない（参考文献7、参考文献8）。

## 2. 3 食品区分とその基準値について

### 2. 3. 1 食品区分

食品区分の設定に当たっては、①個人の食習慣の違い（摂取する食品の偏り）の影響を最小限にすることが可能であること、②国民にとって分かりやすい規制となること、③食品の国際規格を策定しているコーデックス委員会などの国際的な考え方と整合することを考慮して、食品全体を1つの区分（一般食品）で管理することを原則とすべきである。

そこで、特別な配慮が必要と考えられる「飲料水」、「乳児用食品」、「牛乳」は区分を設け、それ以外の食品を「一般食品」とし、全体で4区分とする。

### 2. 3. 2 飲料水

飲料水は、すべての人が摂取し代替がきかず、その摂取量が多いこと、WHO が飲料水中の放射性物質のガイダンスレベルを示していること、水道水中の放射性物質は厳格な管理が可能であることを踏まえ、独立した区分とする。

飲料水に区分される食品は、直接飲用する水、調理に使用する水及び飲料水との代替関係が強い飲用茶とする。

飲料水に関する基準値は、前述のとおり、WHO が飲料水の基準として、年間0.1ミリシーベルトとなる放射性セシウム（Cs-134、Cs-137）のガイダンスレベルを10 Bq/kg と示しており、この値を基準値とすることが妥当である。

### 2. 3. 3 乳児用食品

主に子どもが食べる食品は、食品安全委員会が食品健康影響評価書の中で、

「小児の期間については、感受性が成人より高い可能性(甲状腺がんや白血病)」を指摘していることを考慮して、独立した区分とする。

乳児用食品に区分される食品は、健康増進法(平成14年法律第103号)第26条第1項の規定に基づく特別用途表示食品のうち「乳児用」に適する旨の表示許可を受けたもの(乳児用の調製粉乳のみが該当するため、以下「乳児用調製粉乳」という。)及び乳児の飲食に供することを目的として販売するものとする。なお、乳児用調製粉乳及び乳児の飲食に供することを目的として販売するもののうち、粉状のものについては粉の状態では基準値を適用する。

#### 2. 3. 4 牛乳

牛乳などは、子どもの摂取量が特に多いこと、食品安全委員会が食品健康影響評価書の中で、「小児の期間については、感受性が成人より高い可能性(甲状腺がんや白血病)」を指摘していることなどを考慮して、独立した区分とする。牛乳に区分される食品は、牛乳の他、乳等を主原料とし、消費者が牛乳と同類の飲料と認識する可能性が高いものとするのが適当である。すなわち、乳及び乳製品の成分規格等に関する省令(昭和26年厚生省令第52号)の乳及び乳飲料とする。

#### 2. 3. 5 一般食品

「一般食品」に区分される食品は、「飲料水」「乳児用食品」「牛乳」に該当しないすべての食品とする。

#### 2. 3. 6 製造食品、加工食品

製造食品、加工食品については、原材料の状態、製造、加工された状態それぞれで一般食品の基準値を適用すべきである。

その際、乾しいたけ、乾燥わかめなど原材料を乾燥し、通常水戻しをして摂取する食品については、コーデックス委員会の Ready-to-eat の考え方を踏まえ、原材料の状態と実際に摂取する状態(水戻しを行った状態)で一般食品の基準値を適用することが適当である。

一方、のり、煮干し、するめ、干しぶどうなど原材料を乾燥させ、そのまま食べる食品は、原材料の状態、製造、加工された状態(乾燥した状態)それぞれで一般食品の基準値を適用することが適当である。

また、浸出して飲まれるお茶や、米ぬかから抽出されるこめ油などの食品については、原材料の状態と、飲用又は使用する状態で、食品形態が大きく異なることから、原材料の状態ではなく、茶は飲む状態で飲料水の基準値を、米ぬか及び油脂用種実を原料とする油脂は、油脂として一般食品の基準値を

適用することが妥当である。

## 2. 4 小児の期間への配慮について

食品安全委員会の評価書において、小児の期間については、放射線の影響を受けやすい可能性が言及されている。現在の暫定規制値で管理した場合、小児の期間における食品からの年間の実際の被ばく線量は、前述の当部会の決定論的推計（中央値）において、1-6歳で、年間 0.135 ミリシーベルトである。この値は、福島原発事故直後の放射性ヨウ素の影響を含めたものであり、放射性ヨウ素の影響がなくなった現時点の汚染実態を踏まえれば、小児の年間の実際の被ばく線量はさらに小さな値になると考えられる。その際の個人線量は、自然放射線による食品からの内部被ばく線量の地域差等と比較しても大きくないものと推定される。

このため、新しい基準値において介入線量レベルを年間 1 ミリシーベルトで管理した場合、この値を引き下げる効果が期待され、小児の期間の影響も考慮した上で妥当な水準であると考えられる。

また、「乳児用食品」及び「牛乳」を設けることで、小児の期間の放射線防護を優先的に行うことが妥当である。

この他、小児の期間への配慮の考え方は以下のとおり。

### 2. 4. 1 基準値を計算する際の年齢区分等について

暫定規制値では、年齢区分（成人、幼児、乳児）ごとに年間食品摂取量や線量係数が異なることに配慮し、介入線量レベルに相当する食品中の放射性物質の濃度（以下「限度値」という。）を年齢区分ごとに算出し、最も厳しい限度値を全年齢の規制値とすることにより、放射線への影響の違いに配慮してきた。

新しい基準値についても、引き続き同様の方法で限度値の算出を行うことに加え、年齢区分を「1歳未満」、「1～6歳」、「7～12歳」、「13～18歳」、「19歳以上」の5つに細分化し、よりきめ細やかに年齢による放射能の影響を考慮することが妥当と考えられる。

また、食品の摂取量や摂取パターンには、男女の性差が見られることから、こうした男女の差も合わせて考慮すべきと判断した。

さらに、後述する、胎児の放射線防護の観点から、妊婦についても、限度値の算出を行うこととした。

### 2. 4. 2 胎児の放射線防護の考え方について

胎児への放射線による健康影響に関して、国際機関等の見解を要約すれば、

数十ミリグレイ（ガンマ線、ベータ線では【ミリグレイ】は【ミリシーベルト】と等価）未満の被ばく線量では、有害な組織反応や生涯にわたる確率的影響の発生頻度は非常に小さいと考えられる。

当部会では、胎児に対する追加の防護対策の必要性を検討するため、妊婦が放射性物質を含む食品を摂取することにより胎児が受ける被ばく線量を試算した。この結果、放射性セシウムが主たる食品中の存在核種となる場合、摂取時期による差はあるものの、胎児の被ばく線量は妊婦の被ばく線量に比べて低くなると考えられた<sup>注</sup>。すなわち、胎児に対する防護対策は、妊婦の食品摂取を適切に行うことにより担保できると判断した。

注) ICRP の刊行物 (Publ. 88) に与えられる線量係数データから、妊婦が妊娠期間を通じ均等に放射性セシウム (134Cs 及び 137Cs) を経口摂取した場合、胎児が受ける被ばく線量は妊婦の半以下となる。一方、放射性ストロンチウム (89Sr や 90Sr) などの一部の放射性核種では、胎児が受ける被ばく線量の方が高くなる。しかしながら、環境中に今後残存する放射性核種のほとんどは放射性セシウムで占められるため、他の放射性核種の寄与を考慮しても、胎児が受ける被ばく線量は、妊婦を上回ることはないと考えられる。

### 3. 「飲料水」以外の食品の基準値の計算

#### 3. 1. 誘導に用いる摂取量

放射性物質のような長期的なばく露を考慮することが必要な物質は、長期間毎日摂取を続けても安全であるかどうかを評価する必要がある。これまで、残留農薬等の長期的なばく露による影響を評価する際には、食品の平均摂取量を用いる考え方が採用されてきた。この考え方は、我が国のみならず国際的にも一般的なものと言える。こうした考え方にに基づき、今回の基準値の誘導で用いる飲料水以外の 1 日摂取量は、国民の平均値とした。ただし、性差や年齢区分などの明確に差が見られる点については、より厳密な評価を行うため、個々の摂取量を考慮することとした。

これらの値は、(独) 国立健康・栄養研究所がとりまとめた「食品摂取頻度・摂取量調査の特別集計業務・報告書」、「国民健康・栄養調査」及び(財)環境科学技術研究所が青森県において実施した「乳幼児の食品摂取実態調査」を参照した。

一方、「飲料水」の 1 日摂取量は、WHO のガイドラインを踏まえ、2 L とした。このうち、乳児については、個人差が大きいことを踏まえ、同ガイドラインにおける体重 10 kg の児の値である 1 L とした。



### 3. 2 基準値の計算式

「飲料水」を除く食品の限度値について、【式1】により計算した。その際、すべての流通食品が基準値濃度の上限値の放射性物質を含むと考えるのは妥当とは言えない。そこで、モニタリング検査等から得られている実測値や流通食品に輸入食品が多く含まれる実態から、流通する食品の汚染割合を、「一般食品」については50%であると仮定した。

ただし、「乳児用食品」、「牛乳」については、食品区分を設置した目的が同じであることから、同一の基準値とすることとし、万が一、流通する食品のすべてが汚染されていたとしても影響のない値として、「一般食品」の基準値の2分の1の値を基準値とする。なお、計算過程の詳細は別冊に記載する。

#### 【式1】

$$\begin{aligned} & \text{（「飲料水」を除く食品の限度値）（Bq/kg）} \\ & = \text{（食品に割り当てられる年間線量）（mSv/y）} \\ & \div \Sigma \text{（各食品分類での対象核種合計線量係数※）（mSv/Bq）} \\ & \quad \times \text{（当該食品分類の年間摂取量）（kg/y）} \\ & \quad \times \text{（流通する食品の汚染割合）} \end{aligned}$$

※ 対象核種合計線量係数(mSv/Bq)は、食品中の放射性セシウム(134及び137) 1 Bqあたりの規制対象核種の線量(mSv)の合計を表す係数(別冊に示す食品分類毎に算定)。この係数は放射性セシウムが1 Bq存在する食品において、各核種がそれぞれ何Bq含まれるかを計算した後、各核種に線量係数をかけた値を合計することで得られる。

なお、【式2】において、「食品」に割り当てる年間線量は、介入線量レベルから、「飲料水」に区分される食品の摂取(以下「飲料水摂取」という。)による線量を引くことによって求められ、また、飲料水摂取による年間線量は、【式3】で求められる。

#### 【式2】

$$\begin{aligned} & \text{（「飲料水」を除く食品に割り当てられる年間線量）（mSv/y）} \\ & = \text{（介入線量レベル）（mSv/y）} - \text{（飲料水摂取による年間線量）（mSv/y）} \end{aligned}$$

#### 【式3】

$$\begin{aligned} & \text{（飲料水摂取による年間線量）（mSv/y）} \\ & = \text{（飲料水摂取による対象核種合計線量係数）（mSv/Bq）} \\ & \quad \times \text{（飲料水年間摂取量）（kg/y）} \\ & \quad \times \text{（飲料水の放射性セシウム濃度基準値）（Bq/kg）} \end{aligned}$$

### 3. 3 「一般食品」の基準値の計算結果

この計算により得られた「一般食品」の限度値は、表1のとおりである。(数字3桁目を切り下げて、有効数字2桁で示した。) 限度値が最も小さくなるのは、13歳～18歳(男)の120 Bq/kgであり、想定外の食品摂取をしても安全が確保できるよう、介入線量に一定の余裕(留保)を持たすため、この値を安全側に切り下げた100 Bq/kgを基準値とすることが適当である。

この結果、「乳児用食品」及び「牛乳」の基準値は、「一般食品」の基準値である100 Bq/kgの2分の1の50 Bq/kgと設定される。

表1 年齢区分別の限度値(一般食品)

年齢区分	摂取量	限度値(Bq/kg)
1歳未満	男女平均	460
1歳～6歳	男	310
	女	320
7歳～12歳	男	190
	女	210
13歳～18歳	男	120
	女	150
19歳以上	男	130
	女	160
妊婦	女	160
最小値		120
基準値		100

### 4. 新しい基準値に基づく実際の被ばく線量の推計について

新しい基準値の下での実際の被ばく線量は、中央値濃度もしくは90パーセントイル値濃度の食品を全年齢層における国民の平均摂取量で1年間摂取し続けたと仮定した場合(決定論的推計)、表2のとおり、介入線量レベルの年間1ミリシーベルトに対し、小さな値になると推計される。

しかしながら、実際の被ばく線量の推計については、今後、トータルダイエットスタディ等により食品の汚染状況や摂取状況を調査し、継続的に検証することが必要と考えられる。

表2 新しい基準値に基づく放射性セシウムからの被ばく線量の推計

	中央値濃度 (mSv/y)	90パーセン タイル値濃度 (mSv/y)	暫定規制値を継続 した場合の推計 (中央値濃度) (mSv/y)
全年齢（平均摂取量）	0.043	0.074	0.051

※平成23年8月1日から平成23年11月16日に厚生労働省から公表された食品中の放射性物質の濃度を用いた推計

※推計では、不検出 (ND) のデータはCs-134, Cs-137とも検出限界として示されている値を集計に使用。ただし、示されていない場合は、それぞれ10 Bq/kgを使用し、放射性セシウムとして20 Bq/kgを超えた検出限界となっているものは20 Bq/kgを使用した。また、WHOのGEMS/food Instructions for Electronic Submission of Data on Chemical Contaminants in Food and the Dietに記載の考え方を参考に、食品群（国民健康・栄養調査の小分類に従い全部で99群）のうち、NDが60%以上80%未満であった食品群ではNDの半分の値、NDが80%以上であった食品群ではNDの4分の1の値を集計に用いた。

※推計値は放射性セシウムからの被ばく線量のみであり、実際の被ばく線量としては、この他に、放射性セシウム以外の核種からの被ばく線量加わる。

※新しい基準値の施行後、約1年間程度は、規制対象外の短半減期核種の影響も考えられるが、部会による検討では、これらの被ばく線量を含めても、推計値が1mSvを超えるようなことはないと考えられる。また、施行3年目以降は、これらの核種の影響はほぼ無視できるレベルまで自然減衰すると考えられる。

## 5. 経過措置について

現在の暫定規制値に適合する食品でも、十分安全は確保されていると考えられることから、新しい基準値への移行に際しては、市場（流通）に混乱が起きないように、施行日までに製造・加工された食品に経過措置を設定するとともに、関係省庁への意見聴取を踏まえ、準備期間が必要な食品及びその食品を原料とする製造・加工食品には、一定の範囲で経過措置期間を設定することが必要である。

なお、準備期間が必要な食品を原料として製造・加工する場合、製造・加工に当該原料を用いることができる期限は必要最低限に留めることが望ましい。

## 6. 規格基準 (案)

上記の検討に基づき、以下の規格基準を設定することが適切である。

規格基準 (案)

食品区分	放射性セシウムの基準値 (Bq/kg)
飲料水	10
乳児用食品	50
牛乳	50
一般食品	100

## 参考文献

- 1 厚生労働省 (2011) 放射能汚染された食品の取り扱いについて (平成 23 年 3 月 17 日)
- 2 内閣府食品安全委員会 (2011) 「放射性物質に関する緊急とりまめ」のポイント (平成 23 年 3 月 29 日)
- 3 内閣府食品安全委員会 (2011) 評価書 食品中に含まれる放射性物質 (平成 23 年 10 月 27 日)
- 4 内閣府食品安全委員会 (2011) 食品安全委員会委員長談話 ～食品に含まれる放射性物質の食品健康影響評価について～ (平成 23 年 10 月 27 日)
- 5 World Health Organization (2004) WHO 飲料水水質ガイドライン
- 6 Codex Alimentarius Commission (1995) CODEX GENERAL STANDARD FOR CONTAMINANTS AND TOXINS IN FOOD AND FEED (CODEX STAN 193-1995)
- 7 文部科学省 (2011) 福島第一原子力発電所から 20-30km 圏内の土壌試料の Pu、U の分析結果
- 8 東京電力 (2011) 福島第一原子力発電所 土壌中の U 測定結果

(参考)

### これまでの経緯

平成 23 年 3 月 20 日	内閣府食品安全委員会へ諮問
平成 23 年 10 月 27 日	内閣府食品安全委員会より答申
平成 23 年 10 月 28 日	薬事・食品衛生審議会へ諮問
平成 23 年 10 月 31 日	薬事・食品衛生審議会食品衛生分科会及び同放射性物質対策部会開催
平成 23 年 11 月 24 日	薬事・食品衛生審議会食品衛生分科会放射性物質対策部会開催

### ● 薬事・食品衛生審議会食品衛生分科会放射性物質対策部会

[委員]

No	氏名	現職
1	青野辰雄	独立行政法人 放射線医学総合研究所放射線防護研究センター運営企画ユニット防護ネットワーク推進室調査役
2	明石真言	独立行政法人 放射線医学総合研究所理事
3	浅見真理	国立保健医療科学院生活環境研究部上席主任研究官
4	阿南久	全国消費者団体連絡会事務局長
5	石川広己	社団法人 日本医師会常任理事
6	角美奈子	独立行政法人 国立がん研究センター中央病院医長
7	高橋知之	京都大学准教授（京都大学原子炉実験所）
8	田上恵子	独立行政法人 放射線医学総合研究所放射線防護研究センター廃棄物技術開発研究チーム主任研究員
9	松田りえ子	国立医薬品食品衛生研究所食品部長
10	山口一郎	国立保健医療科学院生活環境研究部上席主任研究官
◎ 11	山本茂貴	国立医薬品食品衛生研究所食品衛生管理部長

◎部会長

## 食品の基準値の導出について

### 1 規制対象核種の移行経路

食品への放射性核種の主な移行経路を図1に示す。新しい基準値は、食品中の放射性セシウムとそれ以外の核種の比率を算出した上で介入線量レベルを超えないよう設定することとしている。このため、基準値の導出の前に、図1に示す経路別に、各規制対象核種の食品への移行を評価した。

#### 1.1 陸域産物に関する移行経路の評価の考え方

農作物に関しては、事故直後には、放射性核種の農作物への直接沈着が汚染の主体であったが、今後、耕作土壌から吸収された放射性核種による汚染が支配的となってくると考えられ、この経路を評価することとした。果実等では、事故直後に樹皮、葉等に付着した放射性核種が、次年度以降、再転流（最初に吸収・移行した部位からさらに植物体内の別の部位に移ること）によって可食部に移行する経路もあるが、植物表面からのウェザリング（降水や風等の気象現象による除去）によって、樹皮、葉等の残存率は非常に少なくなると考えられ、経路としては考慮しなくても良いと考えられた。

畜産物については、福島原発事故から数ヶ月間は、放射性核種が直接沈着した稲藁を給餌したことに起因する牛肉の汚染が報告されたが、このような経路は、今後考えにくくなると考えられた。このため、農作物と同様に耕作土壌から飼料作物（牧草等）に吸収された放射性核種が、家畜に給餌されることによって、畜産物に移行する経路を評価することとした。一方、家畜の飲用水については、後述するように土壌から飼料への移行係数比について、安全側に高い値を与えれば、セシウムに対する他の核種の比率という観点では考慮する必要はないと考えられた。

淡水産物については、事故直後は、大気から河川等に沈着した放射性核種が淡水産物に取り込まれて高い濃度が検出されたが、今後は、周辺流域から淡水系に流入した放射性核種や、堆積物に収着した放射性核種が再度淡水中に溶脱して、淡水産物に取り込まれる経路の評価が必要と考えられた。

## 1.2 海産物に関する移行経路の評価の考え方

海産物については、大気中に放出されたのち海洋に流れ込んだもの及び発電所サイトから直接海洋に放出されたものの双方からの移行が考えられる。このうち、発電所サイトから直接海洋に放出された核種の量や組成についての情報は十分ではなく、陸域のように環境モニタリングデータを用いての評価は困難であると考えられた。

このため、海産物摂取による線量については、安全側に、他の放射性核種による線量と、放射性セシウムによる線量の寄与が等量になると仮定して評価を行うこととした。

この仮定については、海産物の実測により、妥当性を随時検証する必要があるが、現時点までに実施した測定結果では、海産物中の放射性核種は放射性セシウムが支配的であり、上記の想定は相当に安全側の評価であると考えられる。

## 1.3 原材料と製造食品・加工食品の扱いについての考え方

一部の製造食品及び加工食品については、製造・加工の過程において放射性核種の濃度比が変化する可能性がある。

しかしながら、そのような食品が摂取量全体に占める割合は大きくないと考えられる。従って、食品の製造や加工による放射性核種の濃度比の変化は、原材料に関する評価を安全側に行えば、個々に考慮する必要はないと考えられた。

## 2. 環境媒体中の放射性核種の初期濃度比

### 2.1 土壌における放射性核種の初期濃度比

土壌における放射性核種の初期濃度比は、①文部科学省が実施している放射線量等分布マップの作成のために測定されたモニタリングデータが存在する場合は、そのデータを用いる、②当該放射性核種の同位体が測定されている場合は、そのモニタリングデータと、保安院試算値の合計欄の同位体核種間の比率を用いる、③当該核種及び同位体のいずれもモニタリングデータが存在しない場合は、保安院試算値の合計欄のCs-137濃度に対する比率を用いることとした。

なお、文部科学省が公表しているデータでは、土壌中の放射性核種の濃度は全て平成23年6月14日時点に換算されているため、この濃度の比率から、原子炉が停止した3月11日における比率を求めて、当該放射性核種の比率の初期



値とした。

### 2.1.1 Cs-134 と Cs-137 の比

Cs-134 と Cs-137 の土壤中濃度比は、文部科学省が実施している放射線量等分布マップの作成のために測定されたモニタリングデータを用いた。Cs-134 と Cs-137 の土壤中濃度の関係を図 2 に示す。Cs-137 に対する Cs-134 の比は安定しており、その算術平均は  $9.2 \times 10^{-1}$  である。よって、地表面に沈着した Cs-134 の Cs-137 に対する土壤中濃度比として、 $9.2 \times 10^{-1}$  (平成 23 年 6 月 14 日時点) を用いた。

### 2.1.2 ストロncioウム-90 (Sr-90) と Cs-137 の比

Sr-90 と Cs-137 の土壤中濃度比は、文部科学省が実施している放射線量等分布マップの作成のために測定されたモニタリングデータを用いた。Sr-90 と Cs-137 の土壤中濃度の関係を図 3 に示す。Sr-90 が検出された土壤試料における Cs-137 に対する Sr-90 の土壤中濃度の比率は、 $1.6 \times 10^{-4} \sim 5.8 \times 10^{-2}$  であり、算術平均は  $2.6 \times 10^{-3}$  である。Sr-90 濃度の Cs-137 濃度に対する比は、Cs-137 濃度が高い地点では比較的 low、Cs-137 濃度が低い地域では比較的高くなる傾向が見られた。そこでは、Cs-137 に対する Sr-90 の土壤中濃度の比率の算術平均が  $2.6 \times 10^{-3}$  であったこと、Cs-137 の土壤中濃度が比較的高い地域、すなわち食品中濃度が高くなる可能性のある地域では、この比率が低くなる傾向があること (算術平均値である  $2.6 \times 10^{-3}$  よりも十分低いこと) を考慮し、地表面に沈着した Sr-90 の Cs-137 に対する土壤中濃度比として、 $2.6 \times 10^{-3}$  を高い値に丸めた  $3 \times 10^{-3}$  (平成 23 年 6 月 14 日時点) から換算して用いた。

### 2.1.3 プルトニウム同位体 (Pu-238、Pu-239、Pu-240 及び Pu-241) と Cs-137 の比

プルトニウム同位体濃度と Cs-137 の土壤中濃度との比は、文部科学省が実施している放射線量等分布マップの作成のために測定されたモニタリングデータを用いた。ただし、Pu-239 と Pu-240 については、測定方法の制約により両方を合計した「Pu-239+240」としてデータが取得されており、それぞれの核種濃度となっていないこと、Pu-241 については実測されていないことから、プルトニウム同位体濃度の Cs-137 濃度に対する比は、まず Pu-238 の Cs-137 に対する比

をモニタリングデータから推定し、Pu-239、Pu-240 及び Pu-241 については、保安院試算値におけるそれぞれの核種の Pu-238 に対する比を、Pu-238/Cs-137 比に乘じることによって推定値とした。Pu-238 の Cs-137 に対する土壤中濃度の関係を図 4 に示す。

Pu-238 が検出された 6 地点の Cs-137 に対する Pu-238 の土壤中濃度の比率は、 $8.3 \times 10^{-8} \sim 1.1 \times 10^{-6}$  であり、算術平均は  $5.1 \times 10^{-7}$  である。この比率から他のプルトニウム同位体の Cs-137 に対する比率を求めるにあたり、Pu-238 が検出された土壤サンプル数が少ないことから、過小評価となることを避けるため、ここでは Cs-137 に対する Pu-238 の土壤中濃度の比率の最大値を高い値に丸めた  $2 \times 10^{-6}$  (平成 23 年 6 月 14 日時点) から換算して用いた。その他のプルトニウム同位体は、この比率から算出された初期値に、保安院試算値の合計欄におけるそれぞれの核種の Pu-238 に対する比率 (Pu-239:  $1.7 \times 10^{-1}$ 、Pu-240:  $1.7 \times 10^{-1}$ 、Pu-241:  $6.3 \times 10^1$ ) を乘じることによって求めた。

#### 2.1.4 ルテニウム-106 (Ru-106) と Cs-137 の比

Ru-106 及びその同位体は、文部科学省によるモニタリングの実測値が得られていないため、保安院試算値の合計欄における Cs-137 に対する比率 ( $1.4 \times 10^{-7}$ ) を初期値として用いることとした。

## 2.2 淡水における放射性核種の初期濃度比

淡水 (河川水、湖沼水等) 中の放射性核種の濃度は、淡水産物への放射性核種の移行の評価に用いる他、これらを水源とする飲料水における放射性物質の濃度を評価する上でも使用する。

文部科学省によるモニタリングにおいて、河川水中の放射性核種濃度は、Sr-90 と Cs-137 が測定されている。この調査は第 1 期 (平成 23 年 6 月 29 日、30 日) と、第 2 期 (平成 23 年 8 月 1 日、2 日) の二回にわたって実施されている。河川水中の Cs-137 に対する Sr-90 の濃度の比率は  $3.3 \times 10^{-3} \sim 1.4 \times 10^{-2}$  であり、算術平均は  $8.4 \times 10^{-3}$  である。このため、Sr-90/Cs-137 比はこの結果から安全側に  $2 \times 10^{-2}$  を用いる (図 5 参照)。なお、この比率は第 1 期と第 2 期の中間である平成 23 年 7 月 15 日時点とし、平成 23 年 3 月 11 日時点に換算して用いる。

その他の核種 (プルトニウム同位体及び Ru-106) については、モニタリング

データが得られていないため、淡水中濃度比の推定には、土壌中濃度比及び放射性核種の固相－液相間分配係数 ( $K_d$ ) を用いた。 $K_d$ は以下の式によって定義される。

$$K_d \text{ (L/kg)} = \text{(固相中濃度) (Bq/kg)} / \text{(液相中濃度) (Bq/L)}$$

ここで、固相中濃度は、単位重量当たりの放射性核種濃度 (Bq/kg-乾) であり、液相中濃度は、溶液中の溶存の放射性核種濃度 (Bq/L) である。淡水中濃度比は、土壌中濃度比を、設定した  $K_d$  比で割ることにより求めた。

### 3 パラメータ設定の考え方について

#### 3.1 基本方針

図1に示した移行経路により、食品中における放射性核種の比率を求めるためには、いくつかの環境移行パラメータが用いられる。環境移行パラメータは、わが国において取得されたデータと、国際原子力機関 (IAEA) (以下「IAEA」という。) のレポートに基づいて設定することとした。

#### 3.2 土壌から農作物への移行係数

一般に土壌から農作物への移行を評価する場合、農作物中の放射性核種濃度が土壌中濃度に比例するモデルが用いられる。このモデルの比例係数が、土壌－農作物間の移行係数 (Transfer factor, TF) <sup>#1</sup> である。

今回は、独立行政法人放射線医学総合研究所、財団法人環境科学技術研究所及び独立行政法人農業環境技術研究所において得られた放射性核種及び安定元素による移行係数データと、IAEA が 2010 年に取りまとめたテクニカル・レポート・シリーズ (TRS) No. 472 (以下「IAEA TRS No. 472」という。) に示された放射性核種の移行係数を参照した。

その際、4機関のデータを比較し、最も高い比を示す値を選択し、過小評価とならないようにした。また、農作物毎に複数のデータがある場合には農作物毎の幾何平均値を、また、穀類 (小麦、大麦)、玄米、白米、芋類、葉菜類、根菜類、豆類、果菜類の分類毎に複数のデータがある場合には分類毎の幾何平均値を用いた<sup>#2</sup>。なお、穀類とコメとを分類したのは、我が国での消費の実態を反映させることを考慮したためである。

また、コメについては、玄米と白米の両方のデータを比較し、玄米の方が、

ストロンチウムのセシウムに対する移行係数の比が高いことから、玄米だけを食する人でも安全が担保できるよう、コメの移行係数比として玄米の移行係数比を採用した。

土壌から農作物への移行係数比を表 1 に示す。

<sup>#1</sup> 土壌-農作物移行係数(TF)の導出方法は以下の式を用いている。

**移行係数(TF) = (農作物中濃度) / (土壌中濃度)**

放射性核種の場合、単位重量当たりの放射能濃度 (Bq/kg)、安定元素の場合、単位重量当たりの元素濃度 (mg/kg)。本調査では移行係数比を求めることが目的であるため、農作物の単位重量を乾物重でも生重でも可としているが、比を求める際には乾物重若しくは生重に統一して行っている。

<sup>#2</sup> 幾何平均値を用いたのは、移行係数の分布が対数正規分布に一致することが多いことが知られているためである。

### 3.3 土壌から飼料及び飼料から畜産物への移行係数

#### 3.3.1 土壌から飼料への移行係数

乳牛、肉牛ともに、国産飼料を使用する場合には、牧草やトウモロコシ、ふすまや穀類等を与えることが考えられる。そこで、牛用の飼料作物への移行係数としては、安全側の想定として、牧草と穀物への移行係数のうち、セシウムに対する比が高い方を用いることとした。

また、豚と鶏に関しては、配合飼料に用いられている国産材料が、ふすま、糠及び飼料米などであることを踏まえ、穀物への移行係数を用いることとした。

牧草への移行係数は、財団法人環境科学技術研究所のデータがある場合にはそれを用い、無い場合には IAEA TRS No. 472 の牧草への移行係数のうちセシウムに対する比率が高いデータを用いた。牧草へのデータが無い場合には葉菜類を用いた。穀物への移行係数は前述の農作物と同様とした。

#### 3.3.2 飼料から畜産物への移行係数

飼料から畜産物への移行係数は、IAEA TRS No. 472 と IAEA が 1994 年に取りまとめた TRS No. 364 (以下「IAEA TRS No. 364」という) のうちセシウムとの比率が高いデータを用いることとした。

なお、飼料から牛肉への移行係数のうち、一部の核種については、IAEA TRS No. 364 に子牛のデータが掲載されている。しかしながら、平成 21 年度食肉検査等情報還元調査によれば、成牛に対して、子牛の処理頭数が占める割合は 0.88% と非常に小さく、子牛の肉量が成牛の肉量の 20~30%程度であることを考え合わせ、流通量が非常に少ない子牛のデータは用いないこととした。

土壌から飼料及び飼料から畜産物への移行係数比を表 2 に示す。

### 3.4 土壌における固液分配係数

土壌の  $K_d$  と、浮遊物質の  $K_d$  について、独立行政法人放射線医学総合研究所において得られた放射性核種の  $K_d$  データの幾何平均値と、IAEA TRS No. 364 及び IAEA TRS No. 472 に示された放射性核種の  $K_d$  の幾何平均値若しくは期待値と記載された値を参照した。 $K_d$  値は、値が高い程土壌固相に収着されやすい、すなわち、水に溶存態として存在しにくいことを示している。ここでは、放射性セシウムに対し、他の放射性核種濃度が水中でより高くなる可能性を考慮し、一つの元素に対し、複数の  $K_d$  比（その他の核種の  $K_d$  /放射性セシウムの  $K_d$ ）が存在する場合には、最も低くなる数値を用いた。

土壌における固液分配係数比を表 3 に示す。

### 3.5 淡水から淡水産物への移行係数

淡水から淡水産物への移行係数は IAEA TRS No. 472 に記載されている値のうち、淡水魚の組織への移行係数値を用いた。

淡水から淡水産物への移行係数比を表 4 に示す。

### 3.6 年齢等区分毎の摂取量データ

食品摂取量は年齢や性別によって異なることから、本評価では、「1歳未満」、「1~6歳(男)」、「1~6歳(女)」、「7~12歳(男)」、「7~12歳(女)」、「13~18歳(男)」、「13~18歳(女)」、「19歳以上(男)」、「19歳以上(女)」、「妊婦」の年齢区分毎の摂取量の平均値を用いることとした。

摂取量は、農作物（穀類、コメ、芋類、葉菜類、根菜類、豆類、果菜類）、畜産物（牛乳、乳製品、牛肉、豚肉、鶏肉、鶏卵）、淡水産物、海産物の各食品分類に分類したうえで使用した。これらの食品分類に当てはまらないもの（キノコ類、菓子類、酒類、嗜好飲料、調味料等）は、「その他」とした。

使用した年齢区分別・食品分類別の摂取量データを表5に示す。

### 3.7 線量係数

線量係数は、ICRP Publication No. 72 に記載されている経口摂取に係る内部被ばく線量係数を用いた。「1歳未満」は3月児、「1-6歳(男)」及び「1-6歳(女)」は5歳、「7-12歳(男)」、「7-12歳(女)」は10歳、「13-18歳(男)」、「13-18歳(女)」は15歳、「19歳以上(男)」、「19歳以上(女)」、「妊婦」は成人の線量係数を用いる。

評価に用いる線量係数を表6に示す。

## 4. 線量評価と限度値導出

### 4.1 土壌及び淡水中の初期濃度比と年平均補正值比

規制対象核種であるセシウム (Cs-134、Cs-137)、ストロンチウム (Sr-90)、ルテニウム (Ru-106)、プルトニウム (Pu-238、Pu-239、Pu-240、Pu-241) について、その半減期と、2.1に記載した方法によって求めた土壌中における各核種の Cs-137 に対する濃度比 (平成 23 年 3 月 11 日時点の換算値)、及び 2.2 に記載した方法と 3.4 に記載した固液分配係数比によって求めた、淡水中における各核種の Cs-137 に対する濃度比 (平成 23 年 3 月 11 日時点の換算値) を表 7 に示す。なお、3 月 11 日は原子炉が停止した時点であり、まだ放射性核種の放出は生じていないが、ここでは便宜的に平成 23 年 3 月 11 日時点の換算値を「初期濃度比」と記載する。

### 4.2 飲料水

飲料水は、その水源である淡水中の濃度比が飲料水においてもそのまま維持されると想定した。よって、ある時点を起点とする 1 年間の、飲料水における各放射性核種の Cs-137 に対する濃度比は、以下の式で与えられる。

$$RCdw_n(t) = RCw_n^0 \int_{t'}^{t'+1} \frac{\exp(-\lambda_n t)}{\exp(-\lambda_{cs-137} t)} dt$$

ここで、

$RCdw_n(t)$  : 飲料水における評価年  $t$  の核種  $n$  の年間平均濃度比(-)

$RCw_n^0$  : 核種  $n$  の淡水中初期濃度比(-)

$\lambda_n$  : 核種  $n$  の物理的壊変定数 ( $y^{-1}$ )

$t'$  : 平成 23 年 3 月 11 日から評価年  $t$  当初までの期間 ( $y$ )

飲料水に放射性セシウムが 1 Bq 含まれている場合の、ある評価年における、それぞれの核種による線量は、 $RCdw_n(t)$  を用いて、以下の式で求められる。

$$DFdw_n(t) = \frac{RCdw_n(t)}{1 + RCdw_{Cs-134}(t)} \times DF_n$$

ここで、

$DFdw_n(t)$  : 評価年  $t$  の放射性セシウム 1 Bq あたりの核種  $n$  による預託実効線量 (Sv/Bq)

$DF_n$  : 核種  $n$  の預託実効線量係数 (Sv/Bq)

である。よって、評価年  $t$  において、飲料水によって放射性セシウムを 1 Bq 摂取した場合の、全ての規制対象核種による線量 (以下、「対象核種合計線量係数」という。) は、上式で求められた各放射性核種による線量を合計することによって得られる。すなわち、以下の式で求められる。

$$DFdw_{total}(t) = \sum_n DFdw_n(t)$$

ここで、

$DFdw_{total}(t)$  : 飲料水における対象核種合計線量係数 (Sv/Bq)

である。この対象核種合計線量係数は経時的に変化し、また年齢区分によっても異なるため、年齢区分毎、評価年毎に算出する必要がある。

### 4.3 農作物

図 1 に示したように、放射性核種の農作物への移行経路は土壌からの経根吸収を考慮している。よって、ある時点を起点とする 1 年間の、農作物における各放射性核種の Cs-137 に対する濃度比は、以下の式で与えられる。

$$RCc_n(t) = RCs_n^0 \cdot RTFc_n \int_{t'}^{t'+1} \frac{\exp(-\lambda_n t)}{\exp(-\lambda_{cs-137} t)} dt$$

ここで

$RCc_n(t)$  : 農作物における評価年  $t$  の核種  $n$  の年間平均濃度比 (-)

$RCs_n^0$  : 核種  $n$  の耕作土壌中初期濃度比 (-)

$RTFc_n$  : 核種  $n$  の土壌から農作物への移行係数比 (-)

である。農作物への移行係数比は農作物の種類によって異なるため、農作物に

おける対象核種合計線量係数は、農作物分類毎に、飲料水と同様の式で求める。

#### 4.4 畜産物

図1に示したように、放射性核種の畜産物への移行経路は、土壌から飼料作物への経根吸収と、飼料作物から畜産物への移行を考慮している。よって、ある時点を開始とする1年間の、畜産物における各放射性核種のCs-137に対する濃度比は、以下の式で与えられる。

$$RCa_n(t) = RCs_n^0 \cdot RTFf_n \cdot RTFa_n \int_{t'}^{t'+1} \frac{\exp(-\lambda_n t)}{\exp(-\lambda_{cs-137} t)} dt$$

ここで、

$RCa_n(t)$  : 畜産物における評価年  $t$  の核種  $n$  の年間平均濃度比 (-)

$RTFf_n$  : 核種  $n$  の土壌から飼料作物への移行係数比 (-)

$RTFa_n$  : 核種  $n$  の飼料作物から畜産物への移行係数比 (-)

である。畜産物への移行係数比は畜産物の種類によって異なるため、畜産物における対象核種合計線量係数は、畜産物分類毎に、飲料水と同様の式で求める。なお、乳製品の対象核種合計線量係数は牛乳と同一とする。

#### 4.5 淡水産物

図1に示したように、放射性核種の淡水産物への移行経路は、淡水から淡水産物への移行を考慮している。よって、ある時点を開始とする1年間の、淡水産物における各放射性核種のCs-137に対する濃度比は、以下の式で与えられる。

$$RCfp_n(t) = RCw_n^0 \cdot RTFfp_n \int_{t'}^{t'+1} \frac{\exp(-\lambda_n t)}{\exp(-\lambda_{cs-137} t)} dt$$

ここで、

$RCfp_n(t)$  : 淡水産物における評価年  $t$  の核種  $n$  の年間平均濃度比 (-)

$RTFfp_n$  : 核種  $n$  の淡水から淡水産物への移行係数比 (-)

である。淡水産物は種類の差異を考慮しないため、淡水産物における対象核種合計線量係数は、飲料水と同様の式で求める。

#### 4.6 海産物

海産物については、1.2に記載したように、他の放射性核種による線量と、放射性セシウムによる線量が等量であると仮定(注)して評価を行う。



本事故による Cs-134 と Cs-137 の濃度比は、土壌と海水では差がなく、よって海産物とも差がないと考えられることから、まず以下の式によって Cs-134 の Cs-137 に対する海産物中濃度比を求める。

$$RCsp_{Cs-134}(t) = RCs_{Cs-134}^0 \int_{t'}^{t'+1} \frac{\exp(-\lambda_{Cs-134}t)}{\exp(-\lambda_{Cs-137}t)} dt_n$$

ここで

$RCsp_{Cs-134}(t)$  : 海産物における評価年  $t$  の Cs-134 の年間平均濃度比(-) である。よって、海産物における対象核種合計線量係数は、以下の式で求められる。

$$DFsp_{total}(t) = \frac{DF_{Cs-137} + RCsp_{Cs-134}(t) \times DF_{Cs-134}}{1 + RCsp_{Cs-134}(t)} \times 2$$

ここで、

$DFsp_{total}(t)$  : 海産物における対象核種合計線量係数 (Sv/Bq) である。

注) この仮定を検証するため、平成 23 年 6 月に福島県小名浜沖で採取された海産物 8 種について、実測調査を行った。8 種のうち、魚類 4 種は筋肉部、内臓部およびアラ部 (頭部や骨等) に、イカ 2 種は筋肉部と内臓部に、それぞれ分割し、灰化した各部位別に放射性核種を定量した。

この結果、アルファ核種である Pu-239 と Pu-240 の合計値は、事故以前と同等のレベルであり、今回の事故の影響は見いだされなかった。また、Sr-90 については、これまでの水産庁・(独)水産総合研究センターによる調査では、魚類について検出限界未満 (検出下限値: 0.04 Bq/kg-生) であった。そこで本部会では、ストロンチウムが蓄積する可能性の高い魚類のアラ部の測定を行ったが、魚類 4 種とも Sr-90 は検出下限値未満 (約 0.03 Bq/kg-生) であった。これらの結果から、現時点では、この仮定は十分安全側のものであると考えられる。

#### 4.7 その他の食品

「その他の食品」には、キノコ類、菓子類、酒類、嗜好飲料、調味料等が含まれる。これらの「その他の食品」については、原材料が種々にわたることから、全対象核種線量係数は、4.3~4.6 で求めた、農作物 (農作物分類毎)、畜産物 (畜産物分類毎)、淡水産物及び海産物の各食品分類の全対象核種線量係数を、その摂取量で加重平均した値を用いることとする。

## 5 基準値の計算

### 5.1 計算方法

濃度限度値を誘導するにあたり、流通する全ての食品が放射性核種で汚染されていると考えるのは妥当とは言えない。そこで、限度値の計算は、流通する食品の2分の1に放射性核種が含まれるものと設定し、以下の式により行う。この計算により「一般食品」の限度値が誘導される。

$$CLf = \min \frac{Df(t)}{\sum_{foods} DF_{total}(t) \times I \times 0.5}$$

ここで、

$CLf$  : 「飲料水」を除く食品の限度値 (Bq/kg)

$Df(t)$  : 評価年  $t$  における食品に割り当てられる年間線量 (Sv/y)

$DF_{total}(t)$  : 評価年  $t$  における食品分類毎の対象核種合計線量係数 (Sv/Bq)

$I$  : 当該食品分類の年間摂取量 (kg/y)

である。

ここで、評価年  $t$  における食品に割り当てられる年間線量は、介入線量レベルから、飲料水摂取による年間線量を差し引くことによって求められる。なお、飲料水摂取による年間線量は、飲料水の放射性セシウム濃度基準値 (10 Bq/kg) と、飲料水年間摂取量及び飲料水摂取による対象核種合計線量係数の積で求められる。

### 5.2 計算結果

5.1 の計算により誘導された「一般食品」の限度値の計算結果を、年齢等区分毎に表 8-1 ~ 表 8-10 に示す。ここで、食品に対する放射性セシウムの限度値は、安全側に3桁目を切り下げて表示している。限度値が最も小さくなるのは、1年目における13-18歳(男)の120 Bq/kgであり、想定外の食品摂取をしても安全が確保できるよう、介入線量に一定の余裕(留保)を持たすため、基準値は、この値を安全側に切り下げて100 Bq/kgと設定することが妥当である。また、「乳児用食品」及び「牛乳」については、流通する全ての食品が汚染されていたとしても影響がないよう、より安全側に「一般食品」の基準値である100 Bq/kgの2分の1の50 Bq/kgの基準値を設定することが妥当である。

なお、表 8-1 ~ 表 8-10 には、それぞれの飲料水及び食品について、上記の

基準値を設定した場合の線量の試算値をあわせて記載した。上段の試算値は、「飲料水」「乳児用食品」「牛乳」は流通するすべての食品が放射性核種を含むとし、「一般食品」は流通する食品の放射性核種濃度の平均値が、限度値の2分の1であるとし算出した線量である。

また、下段の試算値は、より保守的に、コメについて、全てが汚染されていると仮定して算出した線量であるが、この場合でも、すべての年齢で介入線量レベルを超えることはない。

なお、基準値上限の食品を摂取し続けることは想定し得ず、実際の被ばく量は、これらの値より相当程度低いものとなる。

## **6 評価対象核種の以外の核種の影響に関する考察**

### **6.1 短半減期核種**

#### **6.1.1 短半減期核種の影響の評価**

本評価は長期的な状況に対応するものであるため、半減期が1年未満の核種については規制の対象とはしていないが、これらの核種による影響を評価すると、施行後1年目が最も大きい、その後数年でほとんど無視しうるものとなる。

### **6.2 長半減期核種の影響についての考察**

今回の解析では、セシウム (Cs-134、Cs-137)、ストロンチウム (Sr-90)、ルテニウム (Ru-106)、プルトニウム (Pu-238、Pu-239、Pu-240、Pu-241) を規制の対象として検討した。福島原発事故ではその他の長半減期核種も放出された可能性があり、これらの核種の影響について以下に考察する。

#### **6.2.1 トリチウム (H-3)、炭素 (C-14)**

これらの核種の食品中濃度が問題となるのは、環境中に大量かつ継続的に放出され、光合成によって植物に取り込まれ、有機物として蓄積する場合である。今回の事故においては、これらの核種は放出されて拡散している可能性があるが、放射性プルームは比較的短期間で通過しており、既に、環境中において拡散希釈されていると考えられる。よって、考慮しなければならないほどの線量となることは考えがたい。

### 6.2.2 保安院試算値のリストに掲載されていない放射化生成物等

文部科学省が実施している放射線量等分布マップの作成のために測定されたモニタリングデータでは、土壌中からのCo-60等の検出はない。また土壌試料から放射化学分離して検出された事例においても、その量は放射性セシウムに比べて極めて少ない。よって、これらの核種を考慮しなければならないほどの線量となることは考えがたい。

### 6.2.3 ウラン

敷地内データを含め、天然に存在するウランの同位体比との差異は見られていないことから、放出量は極めて少ないと考えられる。従って、現時点においては、別途基準値を設定する必要性は乏しい。

### 6.2.4 I-129、Tc-99等の長半減期核種

長期的には、今後の測定によって確認することが必要であるが、寄与は十分小さいと考えられる。

### 6.2.5 Pu-242、Am-241、Cm-242、Cm-243、Cm-244

現在の暫定規制値は、原子力安全委員会によって「原子力施設等の防災対策について」において示されていた「飲食物摂取制限に関する指標」を規制値としたものだが、この指標には、「プルトニウム及び超ウラン元素のアルファ核種（Pu-238、Pu-239、Pu-240、Pu-242、Am-241、Cm-242、Cm-243、Cm-244の放射能濃度の合計）」も含まれている。ただし、これらの核種は再処理施設の防災対策をより実効性のあるものとするために算定されたものであり、現時点で基準値の設定の必要はないと考えられる。

<参考文献>

- IAEA (2010) Technical Report Series No. 472.
- IAEA (1994) Technical Report Series No. 364.
- IAEA (1982) Safety Series No. 57.
- 文部科学省 (2011) 文部科学省による、プルトニウム、ストロンチウムの核種分析の結果について (平成 23 年 9 月 30 日)
- 文部科学省 (2011) 文部科学省による、放射性物質の分布状況等に関する調査研究 (河川水・井戸水における放射性物質の移行調査) の結果について (平成 23 年 10 月 20 日)
- 文部科学省 (2011) 文部科学省による放射線量等分布マップ (テルル 129m、銀 110mの土壤濃度マップ) の作成について (平成 23 年 10 月 31 日)
- 原子力安全・保安院 (2011) 東京電力株式会社福島第一原子力発電所の事故に係る 1 号機、2 号機及び 3 号機の炉心の状態に関する評価について (平成 23 年 6 月 6 日 (10 月 20 日修正))
- Tsukada, H. and Nakamura, Y. (1998) J. Radioanal. Nucl. Chem. 236, 123-131.
- Tsukada, H. and Nakamura, Y. (1999) Sci. Total Environ. 228, 111-120.
- Tsukada, H. Hasegawa, H. Hisamatsu, S. and Yamasaki, S. (2002) J. Environ. Radioactiv. 59, 351-363.
- Tsukada, H. and Hasegawa, H. (2002) J. Radioanal. Nucl. Chem. 252, 219-224.
- Tsukada, H., Hisamatsu, S. and Inaba, J. (2003) J. Radioanal. Nucl. Chem. 255, 455-458.
- Tsukada, H., Takeda, A., Takahashi, T., Hasegawa, H., Hisamatsu, S. and Inaba, J. (2005) J. Environ. Radioactiv. 81, 221-231.
- Uchida, S., Tagami, K. and Hirai, I. (2007) J. Nucl. Sci. Technol. 44., 628-640.
- Uchida, S., Tagami, K. and Hirai, I. (2007) J. Nucl. Sci. Technol. 44., 779-790.
- Uchida, S., Tagami, K., Shang, Z. R. and Choi, Y. H. (2009) J. Environ. Radioactivity 100, 739-745.
- Ishikawa, N., Uchida, S. and Tagami, K. (2008). Waste Management Symposium Proceedings, 34(8093), 1-7.
- Komamura, M., Tsumura, A., Yamaguchi, N., Kihou, N. and Kodaira, K. (2005)

Misc. Publ. Natl. Inst. Agro-Environ. Sci., No.28. pp. 56.

(独)水産総合研究センター(2011)水産総合研究センターによる水産物放射性物質調査結果 水産物ストロンチウム調査結果(第1報、第2報)、2010年8月30日 (<http://www.fra.affrc.go.jp/eq/result.html>)

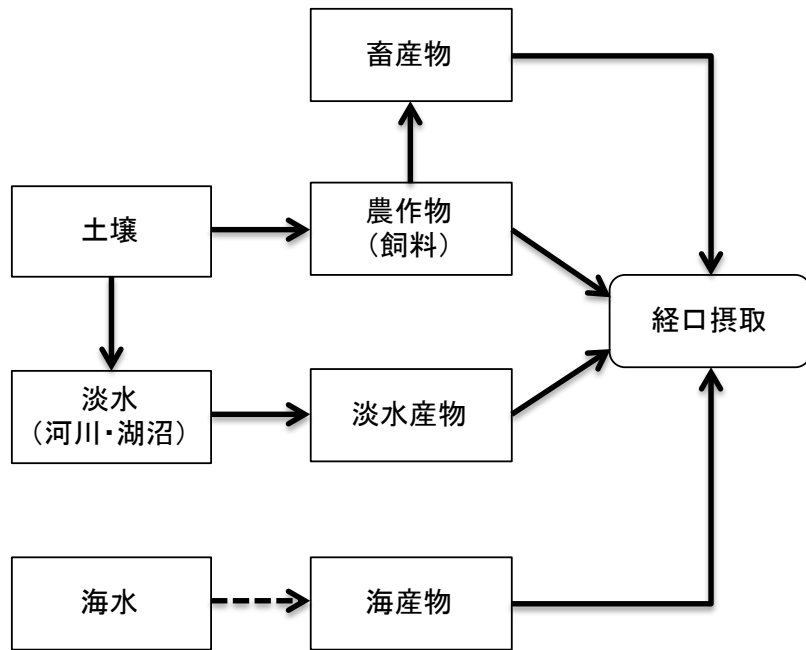


図1 本評価で考慮する放射性核種の移行経路

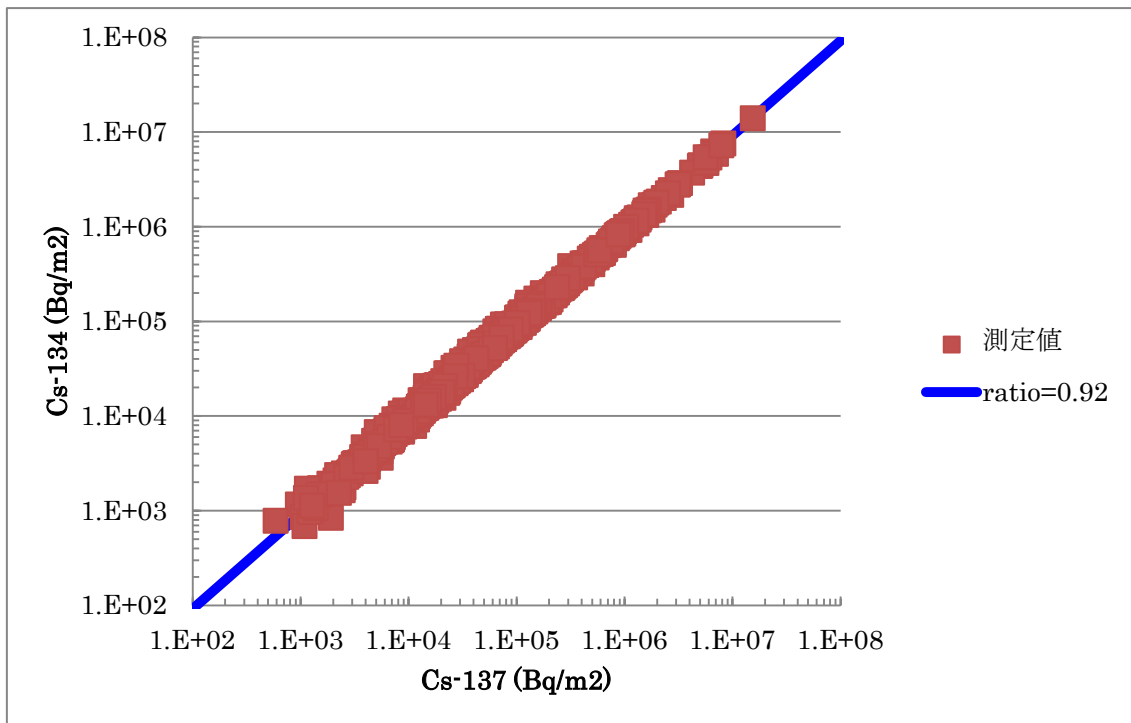


図2 土壌中の Cs-134 濃度/Cs-137 濃度比

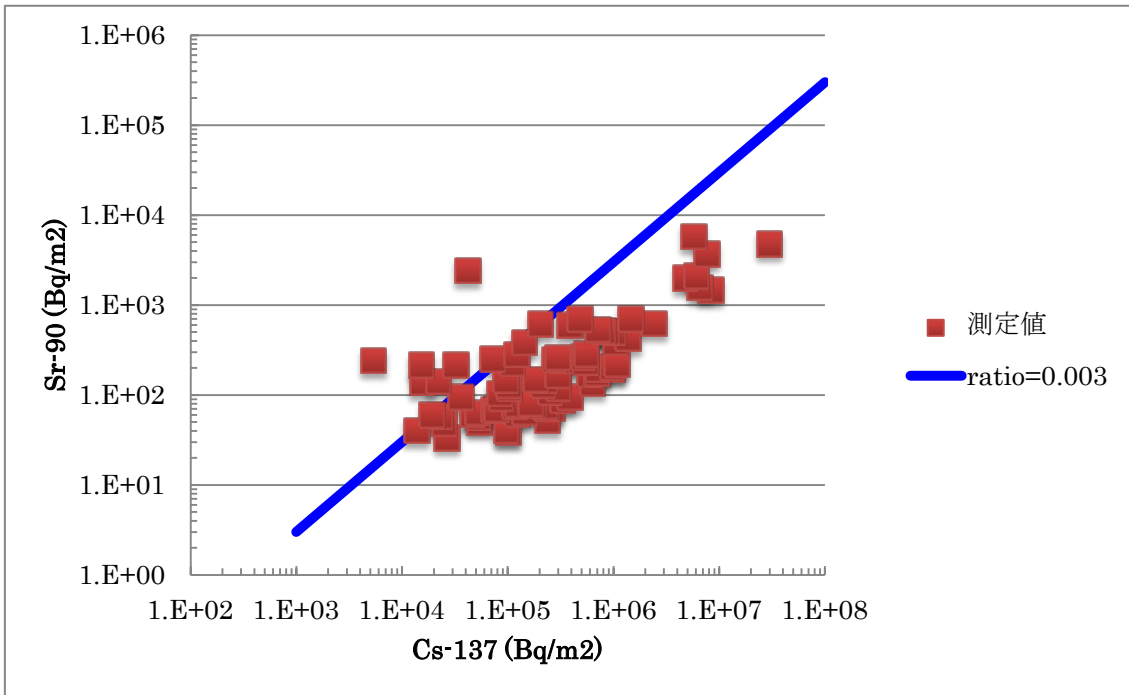


図3 土壌中の Sr-90 濃度/Cs-137 濃度比

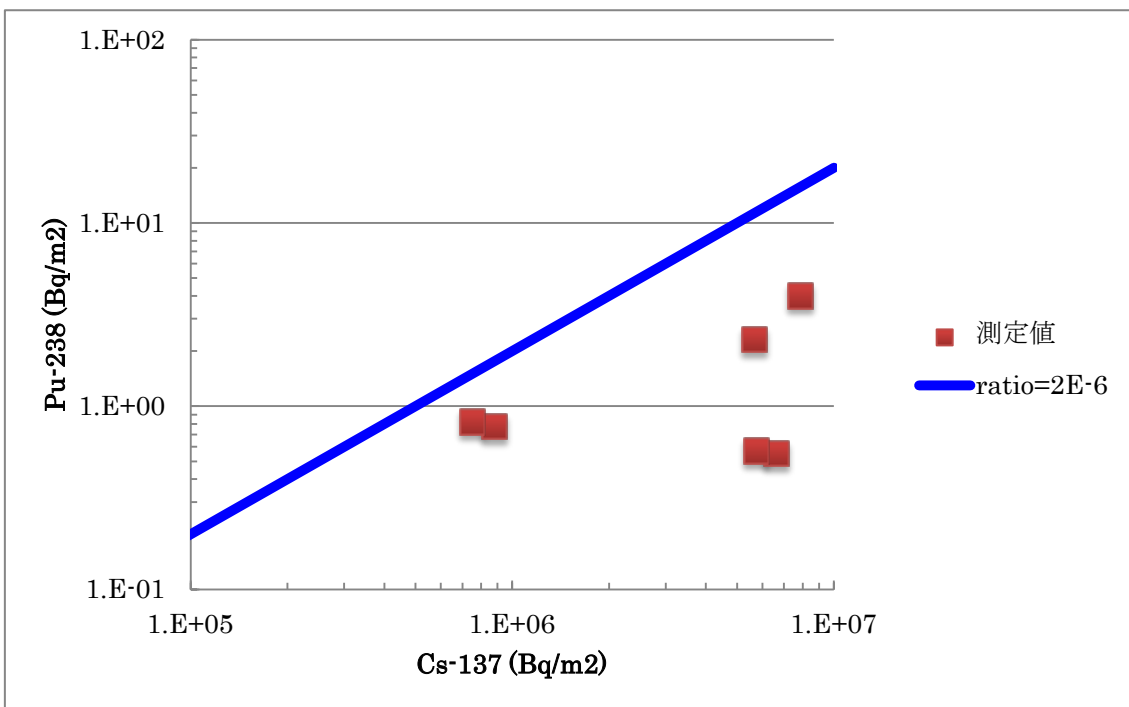


図4 土壌中の Pu-238 濃度/Cs-137 濃度比



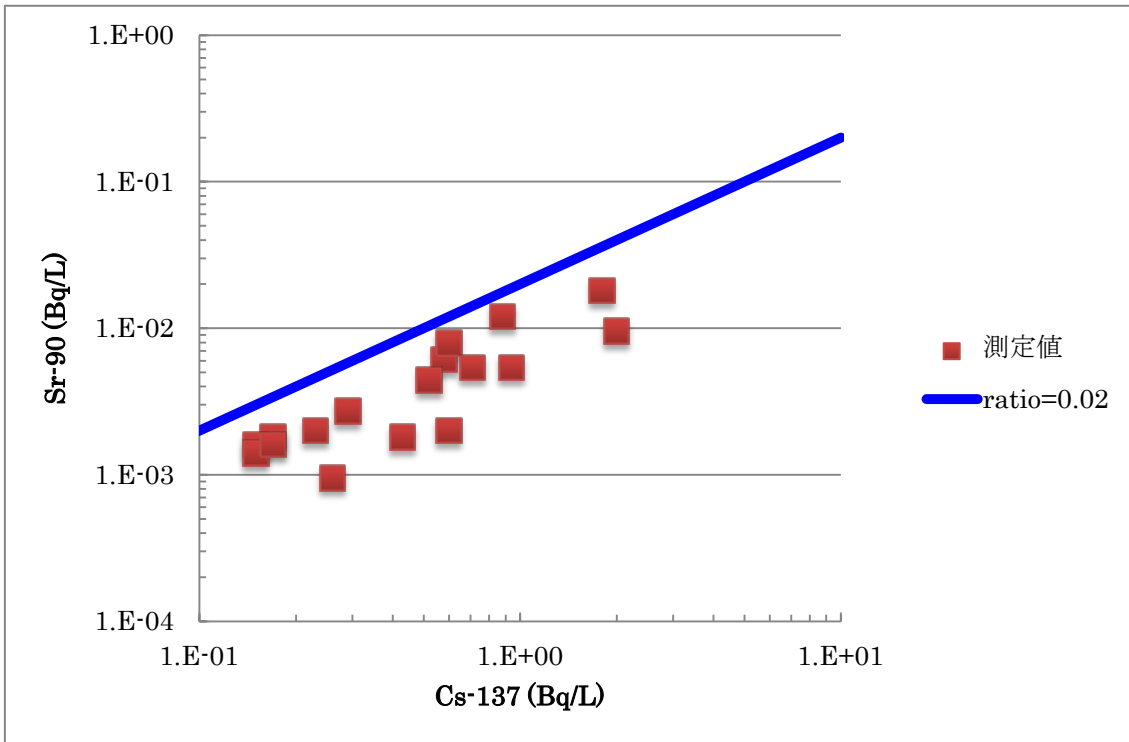


図5 河川水中の Sr-90 濃度/Cs-137 濃度比

表1 農作物に関する環境移行パラメータ (移行係数のセシウムに対する比)

元素	穀類	コメ	芋類	葉菜類	根菜類	豆類	果菜類
Sr	2.0E+01	3.4E+00	4.8E+00	4.1E+01	6.7E+01	3.5E+01	1.7E+01
Ru	1.1E+00	1.1E+00	8.9E-02	1.5E+00	2.4E-01	3.8E-01	9.5E-01
Pu	3.3E-04	3.3E-04	2.0E-03	1.4E-03	9.3E-03	1.6E-03	3.1E-03

○データの参照元

- (独)放射線医学総合研究所の報告による
- (独)農業環境技術研究所の報告による
- IAEA Technical Report Series No.472による

表2 畜産物に関する環境移行パラメータ(移行係数のセシウムに対する比)

元素	牧草	穀類(飼料)	牛用飼料	牛乳	牛肉	穀類(飼料)	豚肉	鶏肉	鶏卵
Sr	1.2E+01	2.0E+01	2.0E+01	3.5E-01	1.6E-01	2.0E+01	1.7E-01	8.0E-03	8.8E-01
Ru	3.6E-01	1.1E+00	1.1E+00	2.0E-03	1.5E-01	1.1E+00	2.8E+00	8.0E-01	1.3E-02
Pu	1.1E-02	3.3E-04	1.1E-02	2.2E-03	2.0E-04	3.3E-04	3.3E-04	3.0E-04	3.0E-03

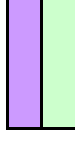
○データの参照元

- (財)環境科学技術研究所の報告による
- (独)放射線医学総合研究所の報告による
- IAEA Technical Report Series No.472による
- IAEA Technical Report Series No.364による

表3 淡水中濃度に関するパラメータ(固液分配係数のセシウムに対する比)

元素	土壌Kd比	浮遊物質Kd比	選択されたKd比
Sr *			
Ru	2.0E-01	1.1E+00	2.0E-01
Pu	2.7E-01	1.0E+01	2.7E-01

\* Sr-90については実測値を用いる



IAEA Technical Report Series No.472|による  
IAEA Technical Report Series No.364|による

表4 淡水産物に関するパラメータ(移行係数のセシウムに対する比)

	移行係数比
Sr	1.2E-03
Ru	2.2E-02
Pu	8.4E+00



IAEA Technical Report Series No.472|による

表5 食品ごとの平均1日摂取量\*

	1歳未満	1-6歳【男子】	1-6歳【女子】	7-12歳【男子】	7-12歳【女子】	13-18歳【男子】	13-18歳【女子】	19歳以上【男子】	19歳以上【女子】	妊婦
穀類	20.8	82.7	82.1	127.5	110.9	127.5	110.9	127.5	110.9	141.6
コム	69.3	195.5	168.2	319.4	276.3	499.4	323.8	424.0	292.0	228.0
芋類	13.0	36.8	34.1	85.0	78.2	79.2	67.6	60.0	55.8	57.7
葉菜類	5.7	68.9	61.8	125.1	122.1	139.9	128.3	142.9	130.2	128.3
根菜類	4.5	37.0	35.2	69.3	67.9	77.1	68.4	85.2	78.1	67.1
豆類	10.0	29.1	28.4	66.0	63.0	64.4	61.9	64.3	61.7	48.4
果菜類	66.8	174.9	178.7	151.6	161.2	149.4	156.1	229.7	243.1	230.3
乳製品	22.0	52.6	47.4	28.0	35.4	25.8	35.5	30.6	38.9	47.3
牛肉	0.1	10.2	7.9	15.5	15.0	27.3	19.1	17.7	12.1	21.2
豚肉	0.7	36.8	31.6	51.4	42.5	68.0	50.5	46.6	36.1	43.8
鶏肉	2.0	14.1	14.1	23.6	23.2	39.1	30.7	22.1	16.2	21.7
鶏卵	2.9	28.0	24.3	35.5	32.1	51.4	47.4	39.6	34.5	39.2
淡水産物	3.0	3.2	3.5	5.2	4.7	6.1	5.5	9.4	7.6	4.5
海産物	9.7	38.0	39.5	75.9	67.1	82.3	71.9	111.1	89.9	53.6
その他**	22.6	292.9	310.0	395.2	331.6	398.5	332.7	623.8	374.0	533.6
牛乳	5.8	159.7	139.2	308.2	259.9	216.2	152.2	82.3	87.0	100.2
調製粉乳(粉状)	114.0									
摂取量合計	372.9	1260.4	1206.0	1882.4	1691.1	2051.6	1662.5	2116.8	1668.1	1766.5
飲料水	1000.0	2000.0	2000.0	2000.0	2000.0	2000.0	2000.0	2000.0	2000.0	2000.0

\*単位は全てg/日

\*\*その他にはキノコ類、菓子類、酒類、嗜好飲料、調味料等が含まれる

表6 経口摂取に係る内部被ばく線量係数\*

放射性核種	3月児	5歳	10歳	15歳	成人
Cs-134	2.6E-08	1.3E-08	1.4E-08	1.9E-08	1.9E-08
Cs-137	2.1E-08	9.6E-09	1.0E-08	1.3E-08	1.3E-08
Sr-90	2.3E-07	4.7E-08	6.0E-08	8.0E-08	2.8E-08
Ru-106	8.4E-08	2.5E-08	1.5E-08	8.6E-09	7.0E-09
Pu-238	4.0E-06	3.1E-07	2.4E-07	2.2E-07	2.3E-07
Pu-239	4.2E-06	3.3E-07	2.7E-07	2.4E-07	2.5E-07
Pu-240	4.2E-06	3.3E-07	2.7E-07	2.4E-07	2.5E-07
Pu-241	5.6E-08	5.5E-09	5.1E-09	4.8E-09	4.8E-09

\*単位は全てSv/Bq

表7 放射性核種の初期濃度比

放射性核種	半減期(年)*	初期土壌中濃度比(-)**	初期淡水中濃度比(-)**
Cs-134	2.06	1.0E+00	1.0E+00
Cs-137	30.17	1.0E+00	1.0E+00
Sr-90	28.79	3.0E-03	2.0E-02
Ru-106	1.02	1.4E-07	7.0E-07
Pu-238	87.7	2.0E-06	7.4E-06
Pu-239	24111	3.4E-07	1.3E-06
Pu-240	6564	3.4E-07	1.3E-06
Pu-241	14.35	1.3E-04	4.6E-04

\* アイソトープ手帳11版

\*\* Cs-137を1.0とし、有効数字2桁を記載

**表8-1 1歳未満の誘導濃度**

年後	1	3	5	10	20	30	50	100	最小値
飲料水摂取による線量(mSv/y)	9.4E-02	9.4E-02	9.4E-02	9.4E-02	9.3E-02	9.3E-02	9.3E-02	9.3E-02	
食品に割り当てる線量(mSv/y)	9.1E-01	9.1E-01	9.1E-01	9.1E-01	9.1E-01	9.1E-01	9.1E-01	9.1E-01	
食品に対する放射性セシウムの誘導濃度(Bq/kg)	470	460	460	460	460	460	460	470	460
設定した基準値の場合の線量(mSv/y)	0.29	0.29	0.29	0.29	0.29	0.29	0.29	0.29	
	0.32	0.32	0.32	0.32	0.32	0.32	0.32	0.31	

飲料水の放射性セシウム濃度は10Bq/kgとする

食品に対する放射性セシウムの誘導濃度(Bq/kg)は3桁目を切り下げて表示している

設定した基準値の場合の線量は、飲料水、牛乳、調製粉乳は汚染割合を100%とし、下段はさらにコメの汚染割合も100%として計算した値である

**表8-2 1～6歳(男)の誘導濃度**

年後	1	3	5	10	20	30	50	100	最小値
飲料水摂取による線量(mSv/y)	8.4E-02	8.1E-02	8.0E-02	7.8E-02	7.7E-02	7.7E-02	7.7E-02	7.6E-02	
食品に割り当てる線量(mSv/y)	9.2E-01	9.2E-01	9.2E-01	9.2E-01	9.2E-01	9.2E-01	9.2E-01	9.2E-01	
食品に対する放射性セシウムの誘導濃度(Bq/kg)	310	320	320	330	330	330	330	340	310
設定した基準値の場合の線量(mSv/y)	0.37	0.37	0.36	0.35	0.35	0.35	0.35	0.35	
	0.41	0.40	0.40	0.39	0.39	0.39	0.39	0.38	

飲料水の放射性セシウム濃度は10Bq/kgとする

食品に対する放射性セシウムの誘導濃度(Bq/kg)は3桁目を切り下げて表示している

設定した基準値の場合の線量は、飲料水、牛乳、調製粉乳は汚染割合を100%とし、下段はさらにコメの汚染割合も100%として計算した値である

**表8-3 1～6歳(女)の誘導濃度**

年後	1	3	5	10	20	30	50	100	最小値
飲料水摂取による線量(mSv/y)	8.4E-02	8.1E-02	8.0E-02	7.8E-02	7.7E-02	7.7E-02	7.7E-02	7.6E-02	
食品に割り当てる線量(mSv/y)	9.2E-01	9.2E-01	9.2E-01	9.2E-01	9.2E-01	9.2E-01	9.2E-01	9.2E-01	
食品に対する放射性セシウムの誘導濃度(Bq/kg)	320	330	330	340	340	340	340	350	320
設定した基準値の場合の線量(mSv/y)	0.36	0.36	0.35	0.34	0.34	0.34	0.34	0.34	
	0.40	0.39	0.38	0.38	0.37	0.37	0.37	0.37	

飲料水の放射性セシウム濃度は10Bq/kgとする

食品に対する放射性セシウムの誘導濃度(Bq/kg)は3桁目を切り下げて表示している

設定した基準値の場合の線量は、飲料水、牛乳、調製粉乳は汚染割合を100%とし、下段はさらにコメの汚染割合も100%として計算した値である

**表8-4 7～12歳(男)の誘導濃度**

年後	1	3	5	10	20	30	50	100	最小値
飲料水摂取による線量(mSv/y)	9.0E-02	8.7E-02	8.5E-02	8.2E-02	8.2E-02	8.2E-02	8.1E-02	8.1E-02	
食品に割り当てる線量(mSv/y)	9.1E-01	9.1E-01	9.2E-01	9.2E-01	9.2E-01	9.2E-01	9.2E-01	9.2E-01	
食品に対する放射性セシウムの誘導濃度(Bq/kg)	190	190	190	200	200	200	200	200	190
設定した基準値の場合の線量(mSv/y)	0.56	0.55	0.54	0.54	0.53	0.53	0.53	0.52	
	0.63	0.62	0.61	0.60	0.59	0.59	0.59	0.59	

飲料水の放射性セシウム濃度は10Bq/kgとする

食品に対する放射性セシウムの誘導濃度(Bq/kg)は3桁目を切り下げて表示している

設定した基準値の場合の線量は、飲料水、牛乳、調製粉乳は汚染割合を100%とし、下段はさらにコメの汚染割合も100%として計算した値である

**表8-5 7～12歳(女)の誘導濃度**

年後	1	3	5	10	20	30	50	100	最小値
飲料水摂取による線量(mSv/y)	9.0E-02	8.7E-02	8.5E-02	8.2E-02	8.2E-02	8.2E-02	8.1E-02	8.1E-02	
食品に割り当てる線量(mSv/y)	9.1E-01	9.1E-01	9.2E-01	9.2E-01	9.2E-01	9.2E-01	9.2E-01	9.2E-01	
食品に対する放射性セシウムの誘導濃度(Bq/kg)	210	210	220	220	220	220	220	220	210
設定した基準値の場合の線量(mSv/y)	0.52	0.51	0.50	0.49	0.49	0.49	0.49	0.48	
	0.58	0.56	0.56	0.55	0.54	0.54	0.54	0.53	

飲料水の放射性セシウム濃度は10Bq/kgとする

食品に対する放射性セシウムの誘導濃度(Bq/kg)は3桁目を切り下げて表示している

設定した基準値の場合の線量は、飲料水、牛乳、調製粉乳は汚染割合を100%とし、下段はさらにコメの汚染割合も100%として計算した値である



表8-6 13～18歳(男)の誘導濃度

年後	1	3	5	10	20	30	50	100	最小値
飲料水摂取による線量(mSv/y)	1.2E-01	1.1E-01	1.1E-01	1.1E-01	1.1E-01	1.1E-01	1.1E-01	1.1E-01	
食品に割り当てる線量(mSv/y)	8.8E-01	8.9E-01	8.9E-01	8.9E-01	8.9E-01	8.9E-01	8.9E-01	8.9E-01	
食品に対する放射性セシウムの誘導濃度(Bq/kg)	120	130	130	130	140	140	140	140	120
設定した基準値の場合の線量(mSv/y)	0.80 0.94	0.78 0.92	0.76 0.90	0.75 0.88	0.74 0.87	0.74 0.87	0.74 0.86	0.73 0.86	

飲料水の放射性セシウム濃度は10Bq/kgとする

食品に対する放射性セシウムの誘導濃度(Bq/kg)は3桁目を切り下げて表示している

設定した基準値の場合の線量は、飲料水、牛乳、調製粉乳は汚染割合を100%とし、下段はさらにコメの汚染割合も100%として計算した値である

表8-7 13～18歳(女)の誘導濃度

年後	1	3	5	10	20	30	50	100	最小値
飲料水摂取による線量(mSv/y)	1.2E-01	1.1E-01	1.1E-01	1.1E-01	1.1E-01	1.1E-01	1.1E-01	1.1E-01	
食品に割り当てる線量(mSv/y)	8.8E-01	8.9E-01	8.9E-01	8.9E-01	8.9E-01	8.9E-01	8.9E-01	8.9E-01	
食品に対する放射性セシウムの誘導濃度(Bq/kg)	150	160	160	160	160	170	170	170	150
設定した基準値の場合の線量(mSv/y)	0.68 0.77	0.66 0.75	0.65 0.74	0.64 0.72	0.63 0.72	0.63 0.71	0.63 0.71	0.62 0.70	

飲料水の放射性セシウム濃度は10Bq/kgとする

食品に対する放射性セシウムの誘導濃度(Bq/kg)は3桁目を切り下げて表示している

設定した基準値の場合の線量は、飲料水、牛乳、調製粉乳は汚染割合を100%とし、下段はさらにコメの汚染割合も100%として計算した値である

表8-8 19歳～(男)の誘導濃度

年後	1	3	5	10	20	30	50	100	最小値
飲料水摂取による線量(mSv/y)	1.1E-01	1.1E-01	1.1E-01	1.0E-01	9.9E-02	9.9E-02	9.9E-02	9.9E-02	
食品に割り当てる線量(mSv/y)	8.9E-01	8.9E-01	8.9E-01	9.0E-01	9.0E-01	9.0E-01	9.0E-01	9.0E-01	
食品に対する放射性セシウムの誘導濃度(Bq/kg)	130	130	140	150	150	150	150	150	130
設定した基準値の場合の線量(mSv/y)	0.78 0.90	0.75 0.86	0.73 0.84	0.70 0.80	0.69 0.79	0.69 0.79	0.69 0.79	0.68 0.79	

飲料水の放射性セシウム濃度は10Bq/kgとする

食品に対する放射性セシウムの誘導濃度(Bq/kg)は3桁目を切り下げて表示している

設定した基準値の場合の線量は、飲料水、牛乳、調製粉乳は汚染割合を100%とし、下段はさらにコメの汚染割合も100%として計算した値である

表8-9 19歳～(女)の誘導濃度

年後	1	3	5	10	20	30	50	100	最小値
飲料水摂取による線量(mSv/y)	1.1E-01	1.1E-01	1.1E-01	1.0E-01	9.9E-02	9.9E-02	9.9E-02	9.9E-02	
食品に割り当てる線量(mSv/y)	8.9E-01	8.9E-01	8.9E-01	9.0E-01	9.0E-01	9.0E-01	9.0E-01	9.0E-01	
食品に対する放射性セシウムの誘導濃度(Bq/kg)	160	170	180	190	190	190	190	190	160
設定した基準値の場合の線量(mSv/y)	0.64 0.72	0.61 0.69	0.59 0.67	0.57 0.64	0.57 0.64	0.56 0.64	0.56 0.63	0.56 0.63	

飲料水の放射性セシウム濃度は10Bq/kgとする

食品に対する放射性セシウムの誘導濃度(Bq/kg)は3桁目を切り下げて表示している

設定した基準値の場合の線量は、飲料水、牛乳、調製粉乳は汚染割合を100%とし、下段はさらにコメの汚染割合も100%として計算した値である

表8-10 妊婦の誘導濃度

年後	1	3	5	10	20	30	50	100	最小値
飲料水摂取による線量(mSv/y)	1.1E-01	1.1E-01	1.1E-01	1.0E-01	9.9E-02	9.9E-02	9.9E-02	9.9E-02	
食品に割り当てる線量(mSv/y)	8.9E-01	8.9E-01	8.9E-01	9.0E-01	9.0E-01	9.0E-01	9.0E-01	9.0E-01	
食品に対する放射性セシウムの誘導濃度(Bq/kg)	160	170	170	180	180	180	180	180	160
設定した基準値の場合の線量(mSv/y)	0.66 0.72	0.63 0.69	0.61 0.67	0.59 0.65	0.58 0.64	0.58 0.64	0.58 0.64	0.58 0.63	

飲料水の放射性セシウム濃度は10Bq/kgとする

食品に対する放射性セシウムの誘導濃度(Bq/kg)は3桁目を切り下げて表示している

設定した基準値の場合の線量は、飲料水、牛乳、調製粉乳は汚染割合を100%とし、下段はさらにコメの汚染割合も100%として計算した値である