

平成 23 年 11 月 24 日

薬事・食品衛生審議会 放射性物質対策部会作業グループ（食品分類等）

食品摂取による内部被ばく線量における 放射性セシウムの寄与率の考え方

1. 規制対象核種の考え方について

現在、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。）で検討を進めている新しい食品中の放射性物質の規制値は、東京電力（株）福島第一原子力発電所事故（以下、「福島原発事故」という。）によって放出された放射性核種について、食品（飲料水を含む）の経口摂取による内部被ばくを、許容できる線量以下に管理するために設定するものである。

食品中の新しい規制値の策定では、現時点において最も内部被ばく線量に対する影響が大きいと推定され、かつ比較的容易に多数の食品について測定可能な放射性セシウム(Cs-134及びCs-137)を対象として設定することが妥当であり、この考え方は平成23年7月12日に開催の部会です承されている。

また、その他の核種の影響については、検査の実効性を確保する観点から放射性セシウムによる被ばく線量に対する当該放射性核種の被ばく線量の比を推定することにより、放射性セシウムに対する規制を行うことで一括して管理することも了承されている。

本検討では、これらの方針に基づいて、放射性セシウム以外の放射性核種を管理する上で必要な、内部被ばく線量の全体に占める放射性セシウムの線量の寄与率について検討した。この検討の際には、各核種の放射性崩壊を考慮した解析を行い、経時変化について確認を行った。

この寄与率の経時変化には、Cs-134とCs-137の放射性崩壊による放射性セシウムとしての線量係数の変化も含まれていることから、「事故後の各時点における放射性セシウムの寄与率と、各時点における放射性セシウムの線量係数

(Cs-134とCs-137の線量係数の加重平均)の比」を導出して、介入線量レベルから放射性セシウムの規制値を誘導する際に使用すべき放射性セシウムの寄与率について検討を行った。

なお、この解析は、福島原発事故によって放出された放射性核種について、これまでに測定された環境中のモニタリングデータや、原子力安全・保安院による大気中への放射性物質の放出量の試算値（以下、「保安院試算値」という。）に基づいて、規制対象とする核種を検討しているが、各々の前提は、できるだけ安全側のものとなるよう配慮している。一方で、福島原発事故後の現状及びその将来にわたる影響とは別の事故的な放射性核種の放出が発生した場合は、その事故による放射性核種放出量等を評価し、新しい規制値について検討をすることが必要である。

また、新しい規制値は、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、規制値の設定において、放射性セシウムの寄与率で管理を行う放射性核種は、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。よって、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年以上の核種全てを規制の対象として選定した。規制の対象とする放射性核種の一覧を表1に示す。

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年未満の核種については、当該核種による被ばく線量の、放射性セシウムによる被ばく線量に対する比を推定して、その影響について参考として考察した。また、放射性銀（Ag-110m）は、保安院試算値のリストには掲載されていないが、放射線量等分布マップにおいて文部科学省から検出が報告されており、半減期が250日であることから解析対象とした。ただし、新しい規制の施行予定としている平成24年4月は事故後1年以上が経過することから、保安院試算値のリストにおける半減期が1年未満の核種のうち、半減期が30日未満の核種は、平成24年4月において既に半減期の12倍以上の期間が過ぎているため、その核種量も初期の4000分の1未満になっており、その後も急激に減少することから、解析対象から除外した。なお、放射性ヨウ素は、現在、混合核種の代表核種を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日以降に食品から検出された報告はないことから、規制の対象とはしない。

こうした確認を行う核種は表2に示す。

2. 規制対象核種の Cs-137 濃度に対する比率について

2. 1 放射性核種の移行経路

2.1.1 陸域産物に関する放射性核種の移行経路

食品の経口摂取経路について、新しい規制値で考慮する放射性核種の主な移行経路を図1に示す。農作物については、福島原発事故直後は、放射性核種が農作物に直接沈着することによる汚染が主であったが、今後は主に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ると考えられる。なお、樹木に生育する果実等については、福島原発事故直後に樹皮、葉等に付着した放射性核種がまだ樹木内に残存しており、次年度以降もこの核種の再転流（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）によって放射性核種が可食部に移行する可能性がある。ただし、この転流経路については、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、沈着から1年以上経過した場合、樹皮、葉等の残存率は非常に少なくなると考えられることや、カリウムの同族元素であるセシウム同位体が、他の放射性核種よりも易動性が高く、セシウム以外の放射性核種の寄与を考慮しない方が保守的と考えられることから、ここでは評価から除外した。

また、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、考えにくくなることから、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が主と考えられた。なお、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ていることから、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、福島原発事故直後は、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。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考慮が必要である。

以上から、農作物及び畜産物については、当該生産物が産出される地域における各核種の土壌中濃度比を推定する必要がある。また、淡水産物については、河川や湖沼等の淡水中濃度比を推定する必要がある。

これらの濃度比は、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が存在する場合は、そのデータを用いることとし、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て推定を行った。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、原子炉が津波によって冷却機能を失い停止した 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。

2.1.2 海産物に関する放射性核種の移行経路

海産物については、放射性核種の経路としては、大気中に放出された放射性核種のうち、海側に流れて海面に沈着した核種や、発電所サイトから直接海洋に放出された核種が考えられる。これらのうち特に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は未だに不明である。また、海水における放射性核種の移行挙動は元素によっても異なると考えられ、陸域のような詳細なモニタリングによる評価を実施することは困難である。

このため、海産物に関する濃度比については、実測値によって行う必要があり、現在実測値を得る作業が進められているが、十分なデータが揃うには時間を要する。このため、新しい規制値の設定において、海産物における放射性セシウムの影響については感度解析を実施し、安全側の評価を行うこととする。なお、この解析結果については、今後の実測値を確認して、その妥当性について十分に検証する必要がある。

2. 2 放射性セシウムの寄与率評価に算入する放射性核種の初期比率

2.2.1 土壌

Cs-134/Cs-137 比

Cs-134 と Cs-137 の土壌中濃度比は、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ることとし、Cs-134 と Cs-137 の土壌中濃度の関係を図 2 に示す。Cs-137 に対する Cs-134 の

比は比較的安定しており、その算術平均は 9.2×10^{-1} である。よって、地表面に沈着した Cs-134 の Cs-137 に対する土壌中濃度比として、 9.2×10^{-1} (平成 23 年 6 月 14 日時点) を用いる。

ストロンチウム-90 (Sr-90) /Cs-137 比

Sr-90 と Cs-137 の土壌中濃度比は、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ることとし、Sr-90 と Cs-137 の土壌中濃度の関係を図 3 に示す。Sr-90 が検出された土壌試料における Cs-137 に対する Sr-90 の土壌中濃度の比率は、 $1.6 \times 10^{-4} \sim 5.8 \times 10^{-2}$ であり、算術平均は 2.6×10^{-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。これは、Sr-90 と Cs-137 は過去の大気圏内核実験によって、今回の福島原発事故前より存在しており、その Sr-90/Cs-137 比は今回の事故による比率よりも高いことと、大気圏内核実験起因の Sr-90 濃度は今回測定された濃度と同程度であることが、その原因として考えられた。本解析では、Cs-137 に対する Sr-90 の土壌中濃度の比率の算術平均が 2.6×10^{-3} であったこと、Cs-137 の土壌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 2.6×10^{-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 に対する土壌中濃度比として、 2.6×10^{-3} を高い値に丸めた 3×10^{-3} (平成 23 年 6 月 14 日時点) から換算して用いた。

プルトニウム同位体 (Pu-238、Pu-239、Pu-240 及び Pu-241) /Cs-137 比

プルトニウム同位体濃度と Cs-137 の土壌中濃度との比は、Sr-90 と同様に、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 比に乗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 5.1×10^{-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 2×10^{-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： 1.7×10^{-1} 、Pu-240： 1.7×10^{-1} 、Pu-241： 6.3×10^{-1} ）を乗じることによって求めた。

ルテニウム-106 (Ru-106) /Cs-137 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（ 1.4×10^{-7} ）を初期値として用いることとした。

2.2.2 淡水

福島原発事故により陸上環境中に放出された放射性核種の淡水（河川水、湖沼水等）中の濃度は、これらを水源とする飲料水が直接的に人体に到達する経路と、淡水産物への放射性核種の移行を介してから人に至る間接的な経路による被ばくを評価する上で重要である。

放射性核種が放出された初期段階では、淡水域に放射性核種が直接降下し、淡水中の放射性核種濃度比は、放出された放射性核種の濃度比がそのまま保たれている可能性がある。しかし、日本の河川水の場合、海に到達するまでの経過日数は短く、放出された放射性核種の濃度比を保った水は、既に海に拡散していると考えられる。よって、その後に淡水中に存在する放射性核種は、土壤等の表面に降下して留まっている放射性核種が、風化作用を受けて雨水や灌漑水等により河川等に直接、又は地下水を介してから河川等に至る経路によって流入したか、あるいは河川等の堆積物に収着した放射性核種が再度淡水中に溶脱したものと考えられた。河川等への流入経路では、河川に至るまでには、放射性核種を含む水が土壤に接触しながら移行することから、河川水中の濃度は放射性核種の土壤への収着の程度に依存することになる。また、河川等の堆積

物に収着した放射性核種が再度淡水中に溶脱する経路では、河川水中の濃度は放射性核種の堆積物への収着の程度に依存することになる。

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 8.4×10^{-3} である。このため、Sr-90/Cs-137 比はこの結果から安全側に 0.02 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、換算して用いた。

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中濃度と液相中濃度の分配係数 (K_d) を用いた。 K_d は以下の式によって定義される。

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

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 比で除することにより求めた。

2. 3 内部被ばく線量を確認する比較的短半減期（1年未満）の放射性核種の初期比率

2.3.1 土壌

Sr-89/Cs-137 比

Sr-89 と Cs-137 の土壌中濃度比は、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ることとした。Sr-89 が検出された土壌試料における Cs-137 に対する土壌中濃度の比率は、 $5.6 \times 10^{-4} \sim 1.9 \times 10^{-1}$ であり、算術平均は 9.8×10^{-3} である。よって、地表面に沈着した Sr-89 の Cs-137 に対する土壌中濃度比として 9.8×10^{-3} （平成23年6月14日時点）を用いた。

テルル同位体 (Te-127m、Te-129m) /Cs-137 比

表 2 に示されたテルル同位体のうち、Te-129m 濃度と Cs-137 濃度との比は、文部科学省の公表データから、0.88 を使用した。また、Te-127m については、Te-129m/Cs-137 比に、保安院試算値の合計欄の Te-127m と Te-129m の比率 (3.3×10^{-1}) を乗じることによって求めた。

Ag-110m/Cs-137 比

Ag-110m と Cs-137 の濃度比は、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ることとした。Ag-110m が検出された土壌試料における Cs-137 に対する Ag-110m の土壌中濃度の比率は、 $7.6 \times 10^{-4} \sim 2.7 \times 10^{-2}$ であり、算術平均は 4.8×10^{-3} である。よって、地表面に沈着した Ag-110m の Cs-137 に対する土壌中濃度比として 4.8×10^{-3} (平成 23 年 6 月 14 日時点) を用いた。

その他の核種/Cs-137 比

その他の核種は、同位体も含め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 に対する比率を初期値として用いた。

2.3.2 淡水

淡水中の核種濃度は、Sr-89 については、前述した淡水中における Sr-90 と Cs-137 の濃度比と、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の土壌中における Sr-89 と Sr-90 の比から推定することとした。土壌中における Sr-89 と Sr-90 の比率は、1.9~6.5 であり、算術平均は 4.0 である (平成 23 年 6 月 14 日時点)。前述した淡水中の Sr-90/Cs-137 比に、4.0 (平成 23 年 6 月 14 日時点) を乗じて用いることとした。

その他の核種の淡水中濃度比は、土壌中濃度比を設定した K_d 比で除することにより求めた。

3. 環境移行パラメータ設定の考え方について

3. 1 基本方針

前述したように、表1に示した規制の対象とし、内部被ばく線量を算入する放射性核種と、表2に示した内部被ばく線量を確認する放射性核種については、当該核種の被ばく線量の放射性セシウムによる被ばく線量に対する比を推定することにより、その影響を確認する。その推定に用いる環境移行パラメータは、我が国において取得されたデータと、国際原子力機関（IAEA）のレポートに基づいて設定することとする。

3. 2 土壌から農作物への移行係数

福島原発事故により大気中に放出され、農耕地に沈着した放射性核種の農作物への取り込み量は、元素の種類によって大きく異なる。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）^{#1}である。規制の対象となる核種は、放射性セシウムの規制値により一括して管理されることから、本評価では、各核種の移行係数の、放射性セシウムの移行係数に対する比を用いるが、他の核種による線量の寄与を過小評価することにならないように、移行係数比の設定について科学的な根拠を示す必要がある。

独立行政法人放射線医学総合研究所及び財団法人環境科学技術研究所において示された放射性核種及び安定元素による移行係数データと、国際原子力機関（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。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各分類毎の幾何平均値を算出した^{#2}。なお、穀類、玄米、白米に分類したのは、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。

各元素の移行係数をセシウムの移行係数で除することにより、セシウムに対する移行係数の比を導出する。各元素の移行係数のセシウムの移行係数に対す

る比について、作物分類ごとに 3 機関のデータを比較し、最も高い比を示す値を選択し、過小評価にならないようにした。

なお、放射性テルルについては、IAEA TRS No. 472 には一つの結果のみによる移行係数が示されており、その妥当性についての判断が困難であることから、テルルの同族元素であり、我が国でもデータが取得されているセレンのデータを用いた。

土壌から農作物への移行係数比を表 3 に示す。

^{#1} 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事が目的であるため、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。

^{#2} 幾何平均値を用いたのは、移行係数の累積度数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

(1) 土壌から飼料への移行係数

飼料作物は、牛については、乳牛、肉牛ともに、国内産の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。そのため、安全側の想定として、牛の場合は牧草と穀物へのそれぞれの移行係数のうち、セシウムに対する比が高い方を用いることとした。なお、豚と鶏につい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勘案し、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である。

(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、データが無い場合には、IAEA SS No. 57 のデータを用いることとした。しかし、豚肉 (テルル (Te)、ジルコニウム (Zr)、イットリウム (Y)、キュリウム (Cm))、鶏肉 (キュリウム) 及び鶏卵 (キュリウム、銀) の一部データが無かったため、原則として同族の元素データを用い、テルルについてはセレン (Se) (IAEA TRS No. 472)、キュリウムについてはプルトニウム (IAEA TRS No. 364)、銀については銅 (IAEA TRS No. 364) のデータを用いた。豚肉のジルコニウムについては、胃腸管吸収率と軟部組織への分配率のデータを用いて推測した。豚肉のイットリウムについては、他の核種の傾向をみると豚肉は鶏肉と同じか鶏肉と牛肉の間の数値になっていることから、安全側の評価を行うために牛肉の数値を使用した。

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、平成 21 年度食肉検査等情報還元調査の結果から、成牛が 1,221,783 頭に対して、生後 1 年未満の牛は 10,691 頭の処理頭数となっており、子牛は 0.88% であることや、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ると、流通量が非常に少ないことから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 4 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取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 Cs 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 5 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。ただし IAEA TRS No. 472 にはキュリウムのデータが記載されていない。キュリウムとアメリシウム(Am)は同じ超ウラン元素であり、IAEA TRS No. 472 における淡水の水生植物と無脊椎動物の場合、キュリウムとアメリシウムのオーダーが同じであることから、ここでは、キュリウムの移行係数として、アメリシウムの値を用いることとした。

淡水から淡水産物への移行係数比を表 6 に示す。

3. 6 年齢区分毎の摂取量データ

年齢区分毎の摂取量データを、農作物（穀類、玄米、白米、芋類、葉菜類、根菜類、豆類、果菜類）、畜産物（牛乳、牛肉、豚肉、鶏肉、鶏卵）、淡水産物、海産物に分類して、それぞれの分類の比を求めた。

4. 評価方法

4. 1 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、以下の式により農作物分類毎の当該年度内における、各核種のCs-137に対する平均濃度比を算出した。

$$\begin{aligned} & \text{(農作物分類毎の当該年度内における平均濃度比)} = \\ & \quad \text{(初期土壌中濃度比 (平成23年3月11日に換算した比))} \\ & \quad \times \text{(評価年当初までの放射性崩壊による減衰率の比)} \\ & \quad \times \text{(一年間の減衰による補正值の比)} \\ & \quad \times \text{(土壌から農作物への移行係数 (農作物分類毎) の比)} \end{aligned}$$

ここで、「評価年当初までの放射性崩壊による減衰率の比」は、3月11日から評価年当初（例えば1年目であれば平成24年4月1日）までの放射性崩壊による減衰率の比である。また、「一年間の減衰による補正值の比」は、評価対象の1年間でも放射性崩壊によって減衰するため、その減衰を考慮して1年間の平均濃度を求め、そのCs-137に対する比を求めた値である。

次に、以下の式で、年齢区分毎（1歳未満、1～6歳、7～12歳、13～18歳、19歳以上）について、核種毎に、農作物分類毎の内部被ばく線量を推定して合計し、農作物摂取における内部被ばく線量のCs-137に対する比を算出した。

$$\begin{aligned} & \text{(農作物摂取による内部被ばく線量比)} = \\ & \quad \text{(農作物分類毎の当該年度内における平均濃度比)} \\ & \quad \times \text{(農作物分類毎の摂取量比 (年齢区分毎))} \\ & \quad \times \text{(内部被ばく線量係数の比 (年齢区分毎))} \end{aligned}$$

農作物摂取における放射性セシウムの寄与率は、以下の式で求められる。

$$\begin{aligned} & \text{(放射性セシウムの寄与率)} = \\ & \quad \text{(Cs-134の内部被ばく線量比 + Cs-137の内部被ばく線量比)} \\ & \quad \div \text{(全ての核種の内部被ばく線量比の合計)} \end{aligned}$$

放射性セシウムの寄与率について、100年間の経時変化を求めた。

4. 2 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、以下の式により各核種の畜産物毎の当該年度内におけるCs-137に対する平均濃度比を算出した。

$$\begin{aligned} & \text{(畜産物分類毎の当該年度内における平均濃度比)} = \\ & \quad \text{(初期土壌中濃度比 (平成23年3月11日に換算した比))} \\ & \quad \times \text{(評価年当初までの放射性崩壊による減衰率の比)} \\ & \quad \times \text{(一年間の減衰による補正值の比)} \\ & \quad \times \text{(土壌から農作物への移行係数 (牧草又は穀物) の比)} \\ & \quad \times \text{(飼料から畜産物への移行係数の比)} \end{aligned}$$

次に、以下の式で、年齢区分毎（1歳未満、1～6歳、7～12歳、13～18歳、19歳以上）について、核種毎に、畜産物分類毎の内部被ばく線量を推定して合計し、畜産物摂取における内部被ばく線量のCs-137に対する比を算出した。

$$\begin{aligned} & \text{(畜産物摂取による内部被ばく線量比)} = \\ & \quad \text{(畜産物分類毎の当該年度内における平均濃度比)} \\ & \quad \times \text{(畜産物分類毎の摂取量比 (年齢区分毎))} \\ & \quad \times \text{(内部被ばく線量係数の比 (年齢区分毎))} \end{aligned}$$

畜産物摂取における放射性セシウムの寄与率は、農作物と同様に求められる。

4. 3 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。また、淡水産物の分類は考慮しない。よって、以下の式により淡水産物の当該年度内における平均濃度比を算出した。

$$\begin{aligned} & (\text{淡水産物の当該年度内における平均濃度比}) = \\ & \quad (\text{初期淡水中濃度比 (平成 23 年 3 月 11 日に換算した比)}) \\ & \quad \times (\text{評価年までの放射性崩壊による減衰率の比}) \\ & \quad \times (\text{一年間の減衰による補正值の比}) \\ & \quad \times (\text{淡水から淡水産物への移行係数の比}) \end{aligned}$$

次に、以下の式で、年齢区分毎（1歳未満、1～6歳、7～12歳、13～18歳、19歳以上）について、核種毎に、淡水産物摂取における内部被ばく線量の Cs-137 に対する比を算出した。

$$\begin{aligned} & (\text{淡水産摂取による内部被ばく線量比}) = \\ & \quad (\text{淡水産物の当該年度内における平均濃度比}) \\ & \quad \times (\text{内部被ばく線量係数の比 (年齢区分毎)}) \end{aligned}$$

淡水産物摂取における放射性セシウムの寄与率は、農作物と同様に求められる。

5. 評価結果

5. 1 規制対象とし、放射性セシウムの寄与率評価に算入する放射性核種の評価結果

農作物、畜産物、淡水産物の結果を各々表7、表8、表9に示す。陸域産物における放射性セシウムの寄与率が最も小さいのは、1才未満の農作物における約74% (20年後～50年後) である。海産物については、この値を参考にして、全ての時期及び年齢区分について、放射性セシウムの寄与率を50%として評価することとした。本評価においては、核種沈着量比や、環境移行パラメータの設定において、保守的な値を用いていることから、評価結果は十分安全側と考えられるが、今後の実測値を確認して、その妥当性について十分に検証する必要がある。

5. 2 比較的短半減期の放射性核種の影響についての考察

短半減期核種の一部は移行係数が未整備であるなどのため、より精度の高い影響評価のためには更なる研究等が必要だが、現時点の知見に基づく評価では、これらの核種による線量は、放射性セシウムによる線量を超えない程度であると考えられた。これまでの部会での推計結果から、介入線量レベルが年間1 mSvであれば、実際の被ばく線量はその10分の1程度であると推定されていることから、これらの核種による線量が、放射性セシウムと同一であると想定した場合、すなわち合計線量が放射性セシウムの線量の2倍であると想定しても、十分年間1 mSvは下回ると考えられた。また、これらの核種の影響は数年で減少して無視し得るようになる。

なお、本作業グループが、福島沖で採取した海産物中の放射性核種分析をGe半導体検出器を用いて実施した結果、放射性セシウム以外の核種として短半減期核種である放射性銀 (Ag-110m) が最大で38Bq/kg (生重量) 検出されたが、その他のガンマ線核種 (放射性ヨウ素を含む) の検出はなかった。これらのことを踏まえても、短半減期核種については、新しい規制値の導出において、放射性セシウムの寄与率評価に算入する必要はないと考えられた。

5. 3 その他の核種の影響についての考察

前述したように、今回の解析では、表1及び表2に掲げた放射性核種について検討した。福島原発事故ではその他の放射性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。

- ・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。
- ・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、現時点では土壌中から Co-60 等が検出されておらず、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。
- ・ウランは、敷地内データを含め天然に存在するウランの同位体比に変化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。現時点においては、別途規制値を設定する必要性は乏しいと考えられる。
- ・長半減期核種（代表核種：I-129、Tc-99）は、寄与は十分小さいと考えられるが、今後の測定によって確認することが必要である。
- ・これらの核種の寄与については、今後、食品中のモニタリングを詳細に実施し、また、土壌中の環境モニタリングを監視すること等によって、その影響を把握し、規制値の妥当性の検証を随時実施することが望まれる。

6. 放射性セシウムの規制値を誘導する際に使用すべき放射性セシウムの寄与率についての検討

以上の解析から得られた、食品摂取による内部被ばく線量における放射性セシウムの寄与率の推計値の経年変化を表 10 に示す。食品中の放射性セシウムの規制値は、この寄与率を用いて、以下の式で求められる。

$$\begin{aligned} & \text{(食品中の放射性セシウムの規制値)} = \\ & \quad \text{(当該食品に割り当てる年間介入線量レベル)} \\ & \div \text{(年間食品摂取量)} \\ & \times \text{(放射性セシウムの寄与率)} \\ & \div \text{(放射性セシウムの線量係数 (=Cs-134 と Cs-137 の線量係数} \\ & \quad \text{の加重平均))} \end{aligned}$$

上式において、放射性セシウムの線量寄与率は、これまでの議論を踏まえて、表 10 に示すように試算され、年齢区分毎あるいは経過年数によって値が変化する結果が得られた。一方、放射性セシウムの線量係数については、半減期の異なる Cs-134 と Cs-137 の存在比に対して加重平均とした値を用いることから、表 11 に示すように経過年数の増加とともに半減期の長い Cs-137 の線量係数に近付いていく。なお、両核種の線量係数を比較した場合、Cs-134 が Cs-137 に比べてどの年齢区分においても高い。

従って、新しい規制値を誘導する際は、放射性セシウムの寄与率と線量係数の双方の経年変化を考慮しつつ、最も規制値が厳しくなるように一義的に条件を定めることが合理的である。上式から、当該食品に割り当てる年間介入線量レベルと年間食品摂取量を一定とした場合、放射性セシウムの寄与率と放射性セシウムの線量係数との比が最小となる場合が、誘導される規制値が最も低く、すなわち厳しくなる。この比は表 12 に示すように経過年数とともに、どの年齢区分についても単調に増加する結果となった。このことから、規制値の誘導の際には、経過年数 1 年後の放射性セシウムの寄与率（及び線量係数）を全年齢区分に適用することが妥当であると考える。

7. 結論

以上の解析により、

- 規制の対象は保安院試算値に基づき環境への放出が認められる放射性核種のうち半減期1年以上の核種全体とすること
- 放射性セシウムには規制値を設定すること
- 放射性セシウム以外で規制対象とする核種については、内部被ばく線量に占める放射性セシウムの寄与率を用いて管理すること
- この前提で、規制値を誘導する際は、事故から1年後の放射性セシウムの寄与率である、1歳未満 86%、1～6歳 86%、7～12歳 84%、13～18歳、84%、19歳以上 88%を用いること

が妥当であるとの結論に達した。

<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) 文部科学省による放射線量等分布マップ (放射性セシウムの土壌濃度マップ) の作成について (平成 23 年 8 月 30 日)
- 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の土壌濃度マップ) 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))

表1 内部被ばく線量を算入する放射性核種

元素名	元素記号	放射性核種	半減期(日)
セシウム	Cs	Cs-134	767
セシウム	Cs	Cs-137	10950
ストロンチウム	Sr	Sr-90	10622
ルテニウム	Ru	Ru-106	368
プルトニウム	Pu	Pu-238	32011
プルトニウム	Pu	Pu-239	8783725
プルトニウム	Pu	Pu-240	2386005
プルトニウム	Pu	Pu-241	5256

表2 内部被ばく線量を確認する放射性核種

元素名	元素記号	放射性核種	半減期(日)
ストロンチウム	Sr	Sr-89	50.5
テルル	Te	Te-127m	109
テルル	Te	Te-129m	33.6
ルテニウム	Ru	Ru-103	39.3
ジルコニウム	Zr	Zr-95	64
セリウム	Ce	Ce-141	32.5
セリウム	Ce	Ce-144	284.3
イットリウム	Y	Y-91	58.5
キュリウム	Cm	Cm-242	162.8
銀	Ag	Ag-110m	249.8

表3 土壌から農作物への移行係数比

元素	穀類	玄米	白米	芋類	葉菜類	根菜類	豆類	果菜類
Sr	2.0E+01	3.3E+00	1.8E+00	4.8E+00	4.1E+01	6.7E+01	3.5E+01	1.7E+01
Se	5.1E+01	6.5E+01	1.0E+02	2.6E+00	5.5E+00	8.3E+00	8.1E+00	3.0E+00
Ru	1.1E+00	1.1E+00	1.1E+00	8.9E-02	1.5E+00	2.4E-01	3.8E-01	9.5E-01
Zr	1.8E-01	4.4E-02	3.6E-02	1.1E+00	2.4E+00	4.5E+00	7.9E-02	2.9E+00
Ce	1.8E-01	3.8E-02	7.3E-02	1.5E-01	4.3E-01	2.9E-01	3.3E-01	5.4E-01
Pu	3.3E-04	3.3E-04	3.3E-04	2.0E-03	1.4E-03	9.3E-03	1.6E-03	3.1E-03
Y	1.9E-01	7.3E-02	1.1E-01	1.6E-01	2.9E-01	2.7E-01	9.5E-02	1.3E-01
Cm	7.9E-04	7.9E-04	7.9E-04	2.7E-03	2.3E-02	2.0E-02	1.9E-02	1.5E-02
Ag	3.1E+01	1.6E+01	2.5E+01	3.6E+00	3.8E+00	9.4E+00	1.6E+01	5.1E+00

○データの参照元

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

表4 土壌から飼料及び飼料から畜産物への移行係数比

元素	牧草	穀類	牛用飼料	牛乳	牛肉	穀類	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
Te	4.0E+00	5.1E+01	5.1E+01	7.4E-02	3.2E-01	5.1E+01	1.6E+00	2.2E-01	1.3E+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
Zr	1.2E+00	1.8E-01	1.2E+00	7.8E-04	5.5E-05	1.8E-01	5.0E-03	2.2E-05	5.0E-04
Ce	2.2E-01	1.8E-01	2.2E-01	4.3E-03	4.0E-04	1.8E-01	4.2E-04	4.0E-04	7.8E-03
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
Y	2.0E-02	1.9E-01	1.9E-01	2.5E-03	2.0E-02	1.9E-01	2.0E-02	1.0E-03	5.0E-03
Cm	7.2E-03	7.9E-04	7.2E-03	2.5E-03	1.0E-03	7.9E-04	1.5E-02	3.0E-04	3.0E-03
Ag	1.1E-03	3.1E+01	3.1E+01	1.3E+00	8.0E-01	3.1E+01	2.1E-01	3.2E-03	7.5E+00

○データの参照元

	(財)環境科学技術研究所の報告による
	(独)放射性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
	IAEA Safety Series No.57による
	既存の報告がない

○既存の報告がない値の推定方法

	豚肉	鶏肉	鶏卵
Te	Seの値を準用		
Zr	※		
Y	牛肉の値を使用		
Cm	Puの値を引用	Puの値を引用	Puの値を引用
Ag			Cuの値を引用

※Zrの豚肉への移行パラメータについては、人の胃腸管吸収率と軟部組織への分配率から推計した。

表5 土壌における固液分配係数比

元素	土壌Kd比	浮遊物質Kd比	選択されたKd比
Sr			
Te	4.0E-01	データ無し	4.0E-01
Ru	2.0E-01	1.1E+00	2.0E-01
Zr	3.4E-01	1.0E+00	3.4E-01
Ce	1.0E+00	7.6E+00	1.0E+00
Pu	2.7E-01	1.0E+01	2.7E-01
Y	3.9E-02	データ無し	3.9E-02
Cm	3.0E+00	5.0E+00	3.0E+00
Ag	2.7E-02	1.5E+01	2.7E-02


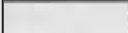
 IAEA Technical Report Series No.472による
 IAEA Technical Report Series No.364による

表6 淡水から淡水産物への移行係数比

	移行係数比
Sr	1.2E-03
Te	6.0E-02
Se	2.4E+00
Ru	2.2E-02
Zr	8.8E-03
Ce	1.0E-02
Pu	8.4E+00
Y	1.6E-02
Cm	9.6E-02
Ag	4.4E-02

 IAEA Technical Report Series No.472による
 IAEA Technical Report Series No.472からAmの値を準用した

表10 放射性セシウムの寄与率(%)(A)

年後	1	3	5	10	20	30	50	100
1歳未満	86	84	82	80	79	79	79	80
1～6歳	86	85	83	81	81	81	81	82
7～12歳	84	82	80	78	78	78	78	79
13～18歳	84	82	81	79	78	78	78	79
19歳以上	88	87	86	85	84	84	84	85

※ 規制対象核種における放射性セシウムの線量への寄与率(A)は、経年的に変化し、20年後に最小となる。
 一方で、食品中の放射性セシウムの規制値は、次式から誘導される。

(介入線量レベル(mSv/year))

$$= (\text{食品中の放射性セシウムの規制値(Bq/kg)}) \times (\text{年間食品摂取量(kg/year)})$$

$$\div (\text{規制対象核種における放射性セシウムの線量への寄与率(A)}) \times (\text{放射性セシウムの線量係数(Sv/Bq)(B)}) \times 10^{-3}$$

(食品中の放射性セシウムの規制値(Bq/kg))

$$= \frac{(\text{介入線量レベル(mSv/year)})}{(\text{年間食品摂取量(kg/year)})} \times \frac{(\text{規制対象核種における放射性セシウムの線量への寄与率(A)})}{(\text{放射性セシウムの線量係数(Sv/Bq)(B)})} \times 10^3$$

(C)

上式の通り、食品中の放射性セシウムの規制値は、放射性セシウムの寄与率(A)と線量係数(B)の比(C)により決定され、(C)の値が最小となる場合、規制値は最も安全側の値となる。

ただし表11の通り、放射性セシウムの線量係数(B)は経年的に変化する。

表11 放射性セシウムの線量係数(Cs-134とCs-137の線量係数の加重平均)(B)

年後	1	3	5	10	20	30	50	100
1歳未満	2.3E-08	2.2E-08	2.2E-08	2.1E-08	2.1E-08	2.1E-08	2.1E-08	2.1E-08
1～6歳	1.1E-08	1.0E-08	1.0E-08	9.7E-09	9.6E-09	9.6E-09	9.6E-09	9.6E-09
7～12歳	1.2E-08	1.1E-08	1.1E-08	1.0E-08	1.0E-08	1.0E-08	1.0E-08	1.0E-08
13～18歳	1.5E-08	1.5E-08	1.4E-08	1.3E-08	1.3E-08	1.3E-08	1.3E-08	1.3E-08
19歳以上	1.5E-08	1.5E-08	1.4E-08	1.3E-08	1.3E-08	1.3E-08	1.3E-08	1.3E-08

※ 放射性セシウムの線量係数(B)は、1年後が最大となる。

(A)と(B)の、両方の経年変化を考慮すると、Cの値は以下の表12の通りである。

(食品中の放射性セシウムの規制値(Bq/kg))

$$= \frac{\text{(介入線量レベル(mSv/year))}}{\text{(年間食品摂取量(kg/year))}} \times \frac{\text{(規制対象核種における放射性セシウムの線量への寄与率(A))}}{\text{(放射性セシウムの線量係数(Sv/Bq)(B))}} \times 10^3$$

(C)

表12 放射性セシウムの寄与率と線量係数の比(C)

年後	1	3	5	10	20	30	50	100	最小値
1歳未満	3.76E+07	3.76E+07	3.76E+07	3.76E+07	3.76E+07	3.77E+07	3.78E+07	3.80E+07	3.76E+07
1～6歳	7.93E+07	8.09E+07	8.21E+07	8.37E+07	8.43E+07	8.44E+07	8.45E+07	8.49E+07	7.93E+07
7～12歳	7.29E+07	7.44E+07	7.56E+07	7.73E+07	7.79E+07	7.80E+07	7.81E+07	7.85E+07	7.29E+07
13～18歳	5.51E+07	5.66E+07	5.78E+07	5.95E+07	6.01E+07	6.02E+07	6.03E+07	6.06E+07	5.51E+07
19歳以上	5.74E+07	5.97E+07	6.15E+07	6.39E+07	6.48E+07	6.48E+07	6.49E+07	6.51E+07	5.74E+07

※ (C)が最小となるのは、経過年数1年後であり、

規制値の誘導においては、経過年数1年後の、放射性セシウムの寄与率及び線量係数を用いるのが妥当である。

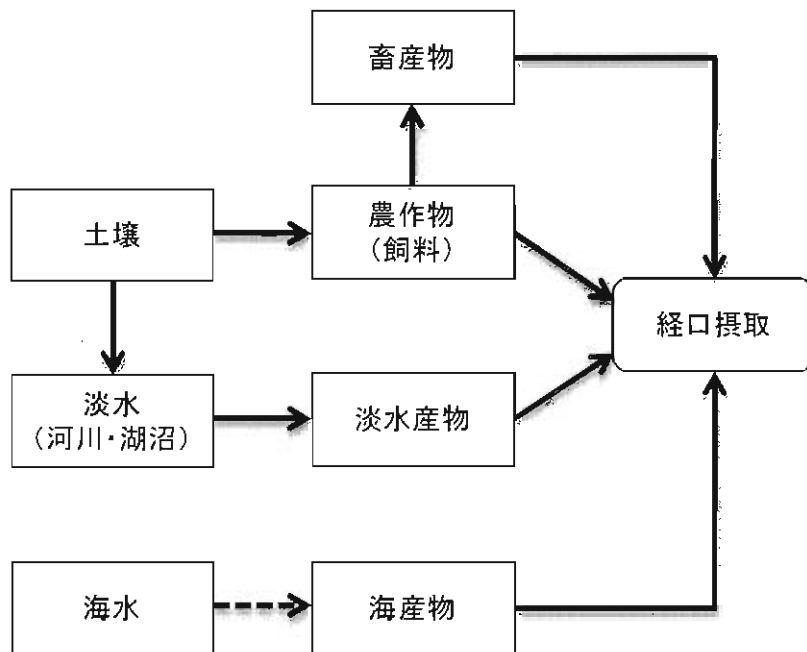


図1 本評価で考慮する放射性核種の移行経路

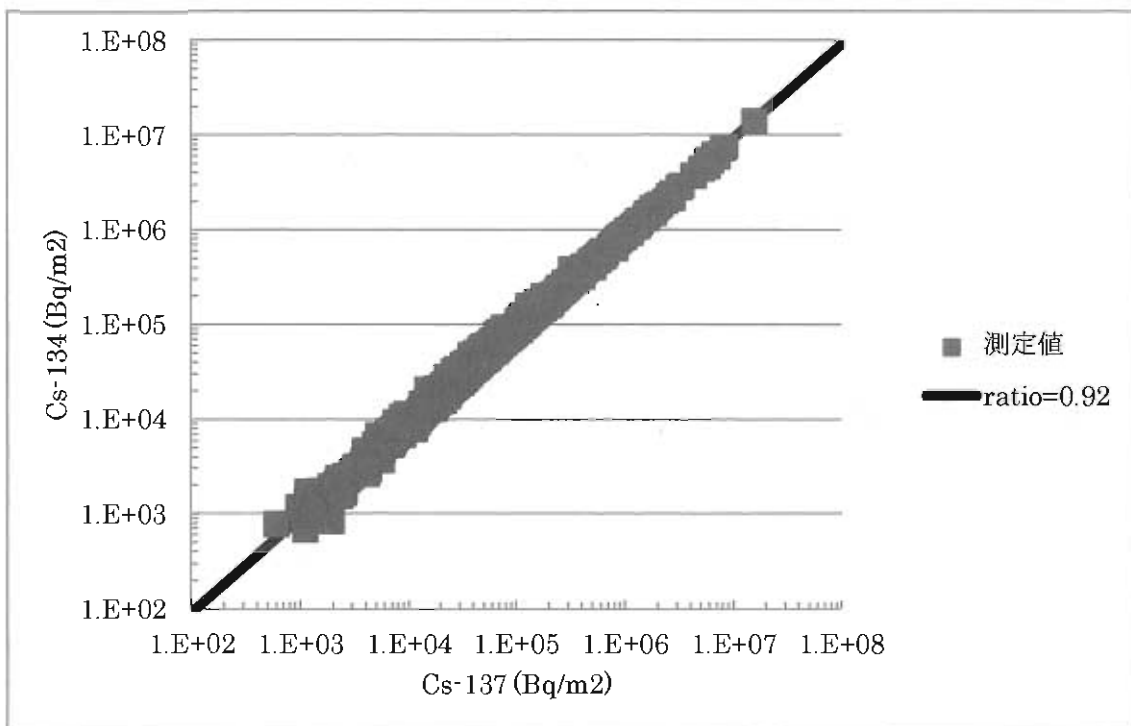


図2 土壌中の Cs-134 濃度/Cs-137 濃度比

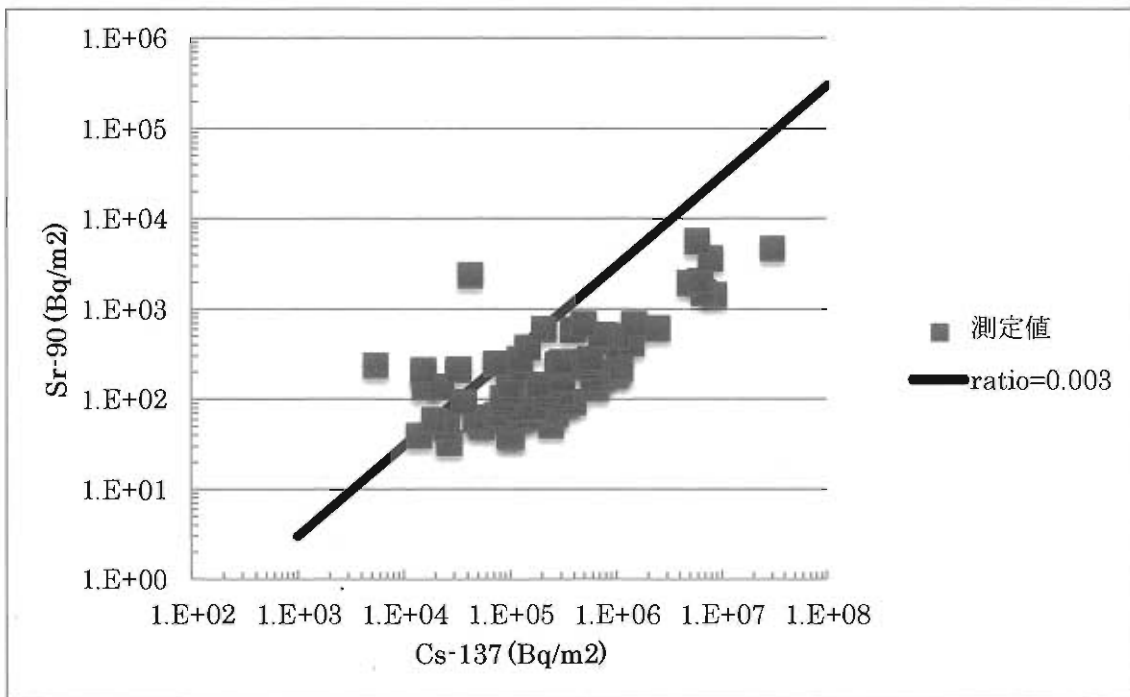


図3 土壌中の Sr-90 濃度/Cs-137 濃度比

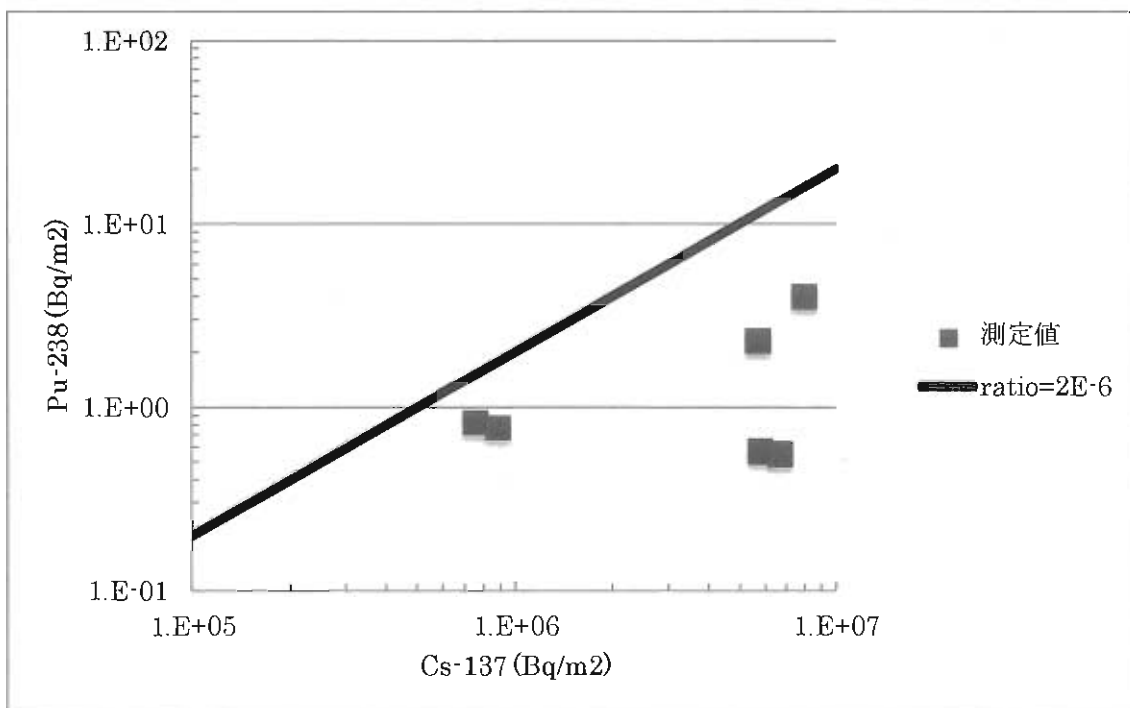


図4 土壌中の Pu-238 濃度/Cs-137 濃度比

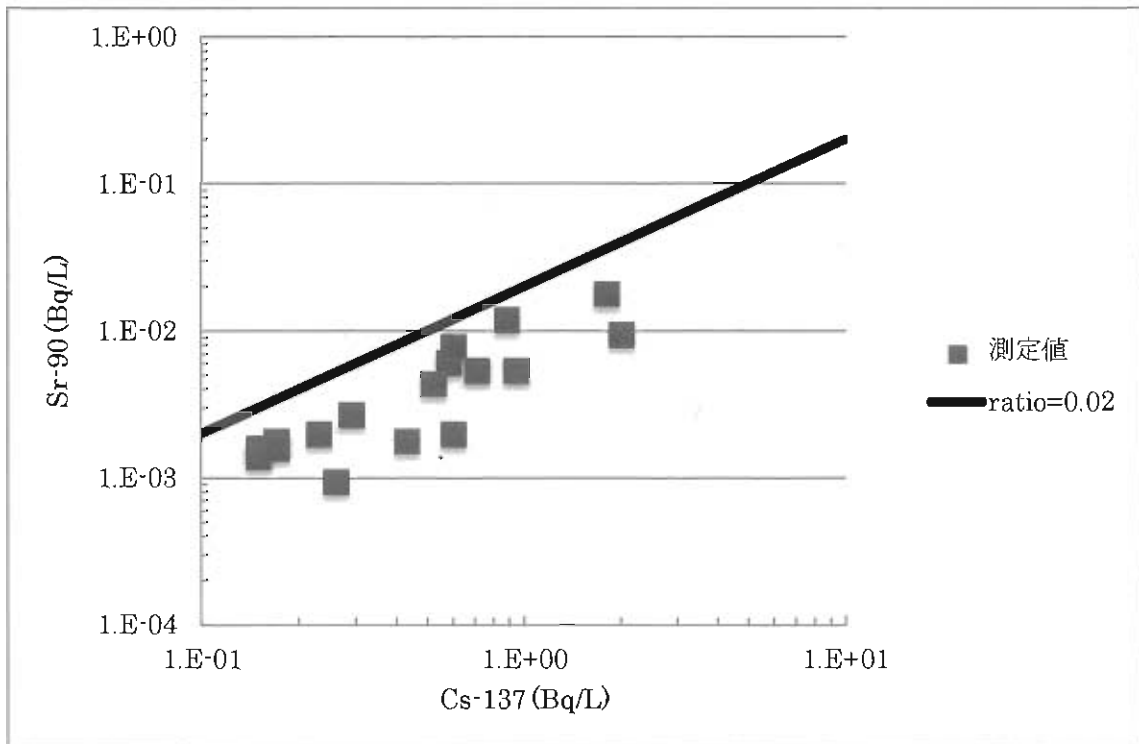


図5 河川水中の Sr-90 濃度/Cs-137 濃度比