

厚生労働科学研究費補助金
(食品の安全確保推進研究事業)

食品中の放射性物質濃度の基準値に対する
影響に関する研究

平成 24-26 年度 総合研究報告書

研究代表者 明石 真言

放射線医学総合研究所

平成 27(2015)年 3 月

目次

I. 総括研究報告	
食品中の放射性物質濃度の基準値に対する影響に関する研究	3
II. 分担研究報告	
1. 食品加工や調理に伴う食品中の放射性物質の濃度変化に関する研究	13
青野 辰雄(放射線医学総合研究所 福島復興支援本部)	
2. 農畜産物中放射性核種の測定及び低減化に関する研究	29
塚田 祥文(福島大学 環境放射能研究所兼うつくしまふくしま未来支援センター)	
3. 食品中放射性セシウム濃度基準値の妥当性検証	41
高橋 知之(京都大学 原子炉実験所)	
III. 研究成果の刊行に関する一覧	59

I. 総括研究報告

厚生労働科学研究費補助金 (食品の安全確保推進研究事業)

食品中の放射性物質濃度の基準値に対する影響に関する研究 主任研究報告書

研究代表者 明石 真言 (放射線医学総合研究所)

研究要旨

平成 23 年 3 月の東京電力(株)福島第一原子力発電所(FD1NPS)事故により食品の摂取による内部被ばくが懸念された。厚生労働省は平成 24 年 4 月以降、介入線量を年間 1mSv として、新たな基準値を適用している。これは放射性セシウム(Cs)濃度について基準値を設定し、その他の核種については、原子力安全・保安院(当時)が公表した放出量試算値のリストに掲載された核種のうち、半減期が1年以上であるストロンチウム-90 (^{90}Sr)、ルテニウム-106 (^{106}Ru)、プルトニウム-238 (^{238}Pu)、プルトニウム-239 (^{239}Pu)、プルトニウム-240 (^{240}Pu)及びプルトニウム-241 (^{241}Pu)を評価対象核種として、放射性 Cs との濃度比を推定することにより、その線量への寄与を考慮している。また、その他の評価対象外の核種は、モニタリング結果や核分裂収率、物理的半減期等から、放射性 Cs に比べて線量寄与が無視し得る程十分に小さいと考えられ、評価対象核種には含まれていない。つまり、濃度基準値の妥当性を評価するためには、食品について、内部被ばくに対する核種の寄与率の状況を把握する必要がある。

本研究では食品(農畜水産物等)中の放射性 Cs とその他の長半減期放射性核種濃度及び調理加工に伴う濃度変化について調査を行い、基準値作成に用いられた濃度比との比較や食品の摂取に起因する内部被ばく線量に対する放射性 Cs の寄与率の推定から、食品中の放射性 Cs 濃度基準値の妥当性の検証を行うこととした。そこで食品中の放射性物質濃度の基準値に対する影響に関する研究を行うために、食品加工や調理に伴う食品中の放射性物質の濃度変化に関する研究及び環境中における放射性物質動態の実態把握に関する研究を実施した。

FD1NPS の水素爆発や高濃度汚染水流出の事故由来の放射性物質だけでなく、その後 FD1NPS から流出した放射性核種の影響を確認する必要もある。市場に流通する福島産水産物及び水産加工物の入手及び FD1NPS から 30km 圏内の海域の魚介類の採取を行い、これらの可食部の放射性核種の測定を行ったところ、食品中の基準値を超えた試料は、平成 25 年に檜葉町沖合で採取したコモンカスベのみで、その放射性 Cs 濃度は 109 Bq/kg-生重量であった。平成 25 年度に比べて平成 26 年度の魚介類中の放射性 Cs 濃度は約 1 割までに減少する傾向にあった。平成 26 年度の魚介類中の ^{90}Sr 及び $^{239+240}\text{Pu}$ 濃度

は検出下限値未満であった。また水産加工物については、生試料を乾燥して干物にしてもカリウム-40 (^{40}K)濃度は増加したが放射性 Cs は検出されなかった。生試料を煮だし実験を行った結果、放射性 Cs と ^{40}K 濃度が調理加工前に比べ調理加工後では 25-77% に低減した。つまり水産物については基準値導出における推定方法が妥当であることが示唆された。また試験栽培のシイタケを用いた実験室レベルで乾燥キノコの加工実験では放射性 Cs が 9 倍ほど高くなった。

福島県産品の食品(農畜産物)の放射性 Cs 濃度は、平成 24 年度に 7.2 ($<0.1 \sim 40$) Bq/kg-生重量、平成 25 年度に 2.0 ($<0.1 \sim 14$) Bq/kg-生重量と経時的に減少し、一般食品の基準値である 100 Bq/kg を超えた試料はなかった。また、 ^{90}Sr 濃度は、事故の影響が明確に見られた試料はなく、基準値の導出の考え方による $^{90}\text{Sr} / ^{137}\text{Cs}$ 濃度比よりも低いか、大気圏内核実験由来の濃度レベルにあり、基準値導出における推定方法が妥当であることが示唆された。事故由来の Pu は検出しなかった。安定元素濃度を利用して放射性 Cs 及び ^{90}Sr による内部線量評価を試みた結果、いずれについても介入線量レベルとして設定された年間 1 mSv よりも極めて低い値であり、本基準値による規制が十分妥当であることが示された。

研究分担者

高橋 知之 京都大学原子炉実験所
青野 辰雄 放射線医学総合研究所
塚田 祥文 福島大学環境放射能研究所兼
うつくしま福島未来支援センター

研究協力者

福谷 哲 京都大学原子炉実験所
吉田 聡 放射線医学総合研究所

A. 研究目的

平成 23 年 3 月の東京電力(株)(TEPCO)福島第一原子力発電所(FD1NPS)事故により食品の摂取による内部被ばくが懸念された。厚生労働省は平成 24 年 4 月以降、介入線量を年間 1 mSv とし導出された新たな基準値を適用した。新たな基準値の導出においては、放射性セシウム(Cs)濃度について基準値を設定し、その他の核種につ

いては、原子力安全・保安院(当時)が 2011 年 6 月に公表した放出量試算値のリストに掲載された核種のうち、半減期が 1 年以上であるストロンチウム-90 (^{90}Sr)、ルテニウム-106 (^{106}Ru)、プルトニウム-238 (^{238}Pu)、プルトニウム-239 (^{239}Pu)、プルトニウム-240 (^{240}Pu)及びプルトニウム-241 (^{241}Pu)を評価対象核種として、放射性 Cs との濃度比を推定することにより、その線量への寄与を考慮している。また、これらの評価対象以外の核種は、モニタリング結果や核分裂収率、物理的半減期等から、放射性 Cs に比べて線量の寄与が無視し得る程十分に小さいと考えられ、評価対象核種には含まれていない。

内部被ばく線量に対する放射性 Cs 及びその他の核種の寄与率は、環境モニタリングによる土壤中放射性核種濃度や、これまでの環境移行パラメータによって推定されており、その評価は十分安全側と考えられるが、実際に食品中濃度を測

定した結果に基づくものではない。そのため、食品について測定・評価を行い、内部被ばくに対する主要核種の寄与率の状況を把握する必要がある。

本研究では食品(農畜水産物等)中の放射性Cs及びその他の長半減期放射性核種濃度及び調理加工に伴う濃度変化について調査を行い、基準値作成に用いられた濃度比との比較や食品の摂取に起因する内部被ばく線量に対する放射性Csの寄与率の推定から、介入線量を年間1 mSvとした食品中の放射性Cs濃度基準値の妥当性の検証を行うことを目的とした。

B. 研究方法

1. 食品加工や調理に伴う食品中の放射性物質の濃度変化に関する研究

FD1NPSから30 km圏内の海域の魚介類の採取を行い、これらの可食部の放射性核種濃度の測定を行った。また市場に流通する福島産水産物及び水産加工物入手し、原材料及び加工品と放射性核種濃度の比較や調理加工に伴う放射性核種濃度の低減割合について調査を行った。また農産物ではシイタケについて、乾燥シイタケを作り、原材料との濃度比較を行った。

2. 農畜産物中放射性核種の測定及び低減化に関する研究

福島県内のJA農作物直売所等で、福島県産品であることを確認した上で一般流通食品(農畜産物)試料を購入して、放射性Cs、⁹⁰Sr及びプルトニウム(Pu)を測定した。また、過去の大気圏内核実験によるフォールアウトに起因する農作物中放射性核種濃度の調査を行い、その濃度レベルや、規格基準値導出に用いられた濃度比と比較

検討した。また山菜や野獣肉も地域の季節食材として流通することから、それらの放射性Cs濃度と調理加工による低減割合について求めた。

3. 食品中放射性Cs濃度基準値の妥当性検証

平成24~25年度の食品試料中安定元素濃度を測定し、基準値導出に用いられた濃度比や、過去の大気圏内核実験によるフォールアウトに起因する農作物中放射性核種の濃度レベルと比較検討した。また安定カリウム(K)及び安定カルシウム(Ca)の摂取量を用いて、農畜産物の経口摂取による放射性Cs及び⁹⁰Srに起因する内部被ばく線量を評価し、⁹⁰Srを考慮した内部被ばく線量と介入線量レベルを比較検討した。

C. 研究成果

1. 食品加工や調理に伴う食品中の放射性物質の濃度変化に関する研究

水産加工物については、生試料を乾燥して干物にしてもカリウム-40(⁴⁰K)濃度は増加したが放射性Csは検出されなかった。生試料を煮だし実験を行った結果、放射性Csと⁴⁰Kが40-90%減少し、調理加工に伴い放射性核種濃度の低減が確認された。食品中の基準値を超えた試料は、平成25年に楢葉町沖合で採取したコモンカスベのみで、その放射性Cs濃度は109 Bq/kg-生重量であった。同海域では平成25年度に比べて平成26年度の魚介類中の放射性Cs濃度は約1割までに減少する傾向にあった。平成26年度の魚介類可食部中の⁹⁰Sr及び²³⁹⁺²⁴⁰Pu濃度は検出下限値未満であった。また、シイタケは商業的に生産される過程に準じた方法で乾燥を行ったところ、実験室レベルでは乾燥キノコへの加工に伴い製品

当たりの放射性 Cs 濃度が平均で9倍程高くなった。

2. 農畜産物中放射性核種の測定及び低減化に関する研究

平成 25 年度に一部試料について供試量を約 10 kg に増量し、 ^{90}Sr 濃度を定量することを試みた。(測定は平成 25 年度～26 年度に実施)。その結果、帰還困難区域外の農作物中 ^{90}Sr 濃度は、0.0047～0.30 Bq/kg-生重量の値であった。また、帰還困難区域内から採取した作物中濃度は、0.21 及び 0.31 Bq/kg-生重量であった。これらの値は、平成25年に福島県を除く国内から採取された作物中濃度(検出限界値以下～0.91 Bq/kg-生重量)と比較しても、範囲内にあることが確認された。農作物中 Pu 濃度は、きわめて低濃度であり、検出限界値以下～0.000085 Bq/kg-生重量であった。山菜、野獣肉の調理加工による放射性 Cs 濃度を求めた結果、多くの試料が低下した。特に、イノシシ肉の血抜き処理により放射性 Cs 濃度は約5分の一に低下した。

3. 食品中放射性 Cs 濃度基準値の妥当性検証

平成 24 年度に福島県内産で一般流通食品(農畜産物)試料を 40 試料購入して測定した結果、放射性 Cs 濃度は検出下限値未満から 40.2 Bq/kg-生重量であり、一般食品の基準値である 100 Bq/kg を超える農畜産物はなかった。また、食品中 ^{137}Cs 濃度は検出下限値未満から 25.2 Bq/kg-生重量であった。 ^{90}Sr 濃度はすべて検出下限値未満であった。

平成 25 年度の放射性 Cs 濃度は検出下限値未満から 14.0 Bq/kg-生重量であり一般食品の基準値である 100 Bq/kg を超える農畜産物はなかった。

また平成 24～25 年度の食品試料中安定ストロンチウム (Sr)濃度は 16～6600 $\mu\text{g}/\text{kg}$ -生重量と、その範囲は二桁にわたっていた。また安定 Ca 濃度も 16～3900 mg/kg-生重量とその範囲は二桁にわたっていた。安定 Cs 及び安定 K 濃度は平成 25 年度の試料のみ測定を行った。安定 Cs 濃度は検出下限値未満の試料が多く、濃度の範囲は検出下限値未満～5.7 $\mu\text{g}/\text{kg}$ -生重量であった。安定 K 濃度は比較的変動範囲が小さく、1.2～7.5g/kg-生重量であった。

D. 考察

1. 食品加工や調理に伴う食品中の放射性物質の濃度変化に関する研究

水産加工物については、原材料(生魚の状態)からすべて内臓等が取り除かれ、機械乾燥や外干しが行われており、水分量の減少による濃縮よりも、加工工程における内臓部等の除去や洗いによって放射性物質が流出したと考えられた。また煮だし調理加工に伴い、体液と共に放射性物質が流出したと考えられる。FD1NPS から 30km 圏内の海域の魚介類中の放射性 Cs 濃度の低下は、海水や餌となるプランクトン類中の放射性 Cs 濃度が事故前のレベルまで下がっていることや堆積物中の濃度も年々低下していることが要因と考えられる。中層魚に比べて、底層魚は底生生物を捕食する影響で放射性 Cs 濃度が高い傾向になることが考えられる。平成 26 年度に採取した魚介類可食部中の ^{90}Sr 及び $^{239+240}\text{Pu}$ は検出されなかったことから、福島県沖の魚介類についてもフォールアウトによる ^{90}Sr 及び $^{239+240}\text{Pu}$ が含まれている可能性を考慮しても、 ^{90}Sr 及び $^{239+240}\text{Pu}$ 濃度は基準値の導出の考え方による $^{90}\text{Sr} / ^{137}\text{Cs}$ 及び $^{239+240}\text{Pu} / ^{137}\text{Cs}$ 濃度比よりも低いのか、大気圏内核実験由来

の濃度レベルにあり、基準値導出における推定方法が妥当であることが示唆された。

シイタケは Cs を吸収・蓄積するのに対してストロンチウム (Sr) 濃度は低いことから、食品として、放射性 Cs に対する放射性 Sr の寄与率は基準値導出における推定方法よりも低いと考えられる。

2. 農畜産物中放射性核種の測定及び低減化に関する研究

FD1NPS から西 5 km の帰還困難区域内で採取したカボチャとキャベツについては、実測値が評価値を下回り評価が妥当であったことが示された。一方、帰還困難区域外で採取した試料についても、3 試料 (コマツナ、キュウリ、食用菊) を除く評価値が実測値を下回り妥当性が示された。一方、評価値が実測値を上回った 3 試料については、土壤中 ^{90}Sr 濃度に事故の寄与が見られないこと、作物中 ^{90}Sr が福島県外で採取された作物中濃度と同様であったことから、大気圏核実験由来であったと考えられた。

また、農作物中 Pu については、濃度が極めて低かったために、事故由来の判断基準となる $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ 原子数比を確定することができなかった。本事故由来による $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ 原子数比は 0.323 ~ 0.330 と報告されているが、本研究で求めた土壤中 $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ 原子数比はその値とは異なり、帰還困難区域内から採取した土壤試料も含め、0.171 ~ 0.197 と大気圏核実験由来 (0.180 ± 0.007) の値と一致した。また調理加工により山菜や野獣肉中放射性 Cs 濃度は減少し、特にイノシシ肉は血抜きによって大きく減少した。これは、植物細胞 (細胞壁) と動物細胞 (細胞膜) の構造上の違いがあると推測される。

3. 食品中放射性 Cs 濃度基準値の妥当性検証

本研究で検出された ^{137}Cs 濃度及び ^{90}Sr 濃度検出下限値と、過去のフォールアウトの影響、及び評価に用いられた核種濃度比の比較検討を行った。その結果、 ^{90}Sr 濃度は過去の大気圏内核実験由来の濃度レベル以下と推定されたが、葉菜類、豆類、果菜類については、フォールアウトによる ^{90}Sr が含まれている可能性を考慮しても、 ^{90}Sr 濃度は基準値の導出の考え方による $^{90}\text{Sr} / ^{137}\text{Cs}$ 濃度比よりも低く、基準値導出における推定方法が妥当であることが示唆された。

本研究によって得られた ^{137}Cs 濃度から農畜産物摂取による被ばく線量を試算した結果、極めて保守的な仮定であっても年間 1 mSv を大幅に下回っており、なおかつ平成 25 年度は平成 24 年度に比べて減少していることが明らかとなった。

また、安定元素濃度を利用して、平成 25 年度採取試料の濃度から推定した内部被ばく線量の評価結果は、フォールアウトによる ^{90}Sr の寄与を含めても、介入線量レベルである年間 1 mSv を大幅に下回っていた。ただし、 ^{90}Sr に関する今回の推定結果については不確実性が大きく、より精度の高い推定を行うためには、試料数を増やすなどのより詳細な検討が必要と考えられる。

帰還困難地域における試料においても事故由来の Pu は検出されなかったこと、本研究も含めこれまでの食品試料の測定において ^{106}Ru が検出された事例がないことから、これらの核種による影響はほとんど無いと考えられる。

E. 結論

1. 食品加工や調理に伴う食品中の放射性物質の濃度変化に関する研究

魚類については丸干しや開きの加工処理を行うことによって放射性 Cs の濃度が増加することはなく、煮だし調理加工によってその濃度が減少することが明らかとなった。

福島沖の試験操業海域で採取した魚介類について、年々放射性 Cs 濃度は減少していることが明らかとなった。魚類可食部に本事故由来の ^{90}Sr 及び $^{239+240}\text{Pu}$ は検出されなかった。つまり本事故による影響は確認できなかったことから、水産物に対する基準値導出における推定方法も妥当であることが示唆された。またシイタケは実験室レベルで試験用の乾燥キノコに加工することで放射性 Cs が 9 倍ほど高くなった。

2. 農畜産物中放射性核種の測定及び低減化に関する研究

本研究では、福島県において福島県産農畜産物に限定し、一部帰還困難区域内の試験圃場で栽培された作物についても測定を行うことにより、基準値策定時の妥当性について検証した。FD1NPS から西 5 km の帰還困難区域内にある大熊町の試験圃場の土壌で栽培された農作物中 $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ 濃度比は、評価値よりも低く、その妥当性を検証した。大気圏核実験由来の ^{90}Sr と考えられる一部試料で評価値を上回ったが、多くは評価値より低い $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ 濃度比であった。

Pu については作物中濃度がきわめて低濃度のため、大気圏核実験が事故由来の Pu かの由来を判定することができなかった。しかしながら、作物中 Pu は土壌から移行するため、精度良く測定することができる土壌中 $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ 原子数比について確認した。その結果、土壌中 Pu は事故由来ではなく大気圏核実験由来であった。よって、作物中 Pu も大気圏核実験由来であると考えられる。

山菜や野獣肉は、調理加工により放射性 Cs 濃度が低減化するため、それら食品中濃度を直接測定した結果より調理加工後の値は、低くなる。そのため、食品中濃度から評価される被ばく線量より、調理加工された食品を摂取することによる被ばく線量は小さな値になると考えられる。

調理加工により山菜や野獣肉中放射性 Cs 濃度は減少し、特にイノシシ肉は血抜きによって大きく減少した。これは、植物細胞(細胞壁)と動物細胞(細胞膜)の構造上の違いがあると推測される。

3. 食品中放射性 Cs 濃度基準値の妥当性検証

本研究では、福島県内において福島県産品の食品(農畜産物)を平成 24 年度及び平成 25 年度にそれぞれ 40 個及び 42 個購入し、放射性 Cs 濃度、 ^{90}Sr 濃度及び安定元素濃度を測定した。その結果、一般食品の基準値である 100 Bq/kg を超える農畜産物はなかった。なお、 ^{90}Sr 濃度は、測定を実施した平成 24 年度の試料において、全て検出下限値未満であった。

本研究において測定された ^{137}Cs 濃度及び ^{90}Sr 濃度の検出下限値を、過去の大気圏核実験によるフォールアウトに起因する、平成 12 年～平成 22 年における農作物中 ^{137}Cs 及び ^{90}Sr の濃度の範囲、及び食品中放射性 Cs 基準値の導出の際に評価した核種濃度比と比較検討した。その結果、葉菜類・豆類・果菜類については、 ^{137}Cs 濃度が比較的高い試料においても ^{90}Sr 濃度は検出下限値未満であり、基準値導出における推定方法が妥当であることが示唆された。

本研究によって得られた測定結果から推定した内部被ばく線量の評価結果は、フォールアウトによる ^{90}Sr の寄与等他の核種の影響を含めても、介入線量レベルである年間 1 mSv を大幅に下回っ

ていた。これらの結果から、事故に起因する放射性 Cs 以外の核種の影響は極めて小さく、⁹⁰Sr 等の他の放射性核種の寄与を安全側に考慮した放射性 Cs に対する基準値の算定値は、妥当であったと考えられる。

F. 研究業績

論文発表

1. T. Aono, Y. Ito, T. Sohtome, T. Mizuno, T. Igarashi, J. Kanda, T. Ishimaru: Observation of radionuclides in marine biota off the coast of Fukushima prefecture after TEPCO's Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident, Proceedings of the International Symposium on Environmental Monitoring and Dose Estimation of Residents After Accident of TEPCO's Fukushima Daiichi Nuclear Power Stations, p.62-65, 2012.
2. 青野辰雄、鄭建、府馬正一、久保田善久、渡辺嘉人、久保田正秀、溝口雅彦、尾崎和久、早乙女忠弘、五十嵐敏、伊藤友加里、神田穰太、石丸隆、吉田聡: 福島沿岸における海洋生物中の放射性核種について, Proceedings of the Workshop on Environmental Radioactivity (KEK Proceedings), 203-205, 2012.
3. 塚田祥文: 環境中放射性物質の農作物への移行と飲食物の新しい基準値について, 土づくりとエコ農法, 44, 2-11, 2012.
4. 高橋知之: 食品中放射性核種濃度の新たな規格基準, 日本原子力学会誌, 54, 602-605, 2012.
5. 国分牧衛、南條正巳、日塔明広、塚田祥文、根本圭介、Peter Slavich、島田和彦、近藤始彦、井上眞理: 東日本大震災からの農業再生と作物生産技術, 日本作物学会紀事, 82, 86-95, 2013.
6. 高橋知之: 食品中放射性核種濃度基準値の設定, 食品衛生学雑誌, 54(2), 97-101, 2013.
7. 青野辰雄、石丸隆、神田穰太、伊藤友加里、早乙女忠弘、五十嵐敏、吉田聡: 福島沿岸における海洋生物中の放射性核種について, Proceedings of the Workshop on Environmental Radioactivity (KEK Proceedings), 261 -264, 2013.
8. T. Aono, Y. Ito, T. Sohtome, T. Mizuno, S. Igarashi, J. Kanda, and T. Ishimaru: Observation of Radionuclides in Marine Biota off the Coast of Fukushima Prefecture After TEPCO's Fukushima Daiichi Nuclear Power Station Accident, Radiation Monitoring and Dose Estimation of the Fukushima Nuclear Accident, S. Takahashi (ed.), 115 - 123, 2014-01, DOI: 10.1007/978-4-431-54583-5_11, Springer, 2014.
9. 青野辰雄、福田美保、山崎慎之介、吉田聡、伊藤友加里、石丸隆、神田穰太、早乙女忠弘: 福島沿岸域における海水とプランクトン試料中の放射性 Cs の濃度変動 について, Proceedings of the 15th Workshop on Environmental Radioactivity (KEK proceedings), 2014-7, 206-209, 2014.
10. 塚田祥文: 土壌中放射性セシウムの経時的な変化, 日本土壌肥科学雑誌 85, 77-79, 2014.

11. 山口克彦, 河津賢澄, 塚田祥文: 福島大学における震災復興への取り組み - 住民の視点からの放射線問題への取り組み -, 土木学会誌 99, 50-53, 2014.

12. 塚田祥文, 小山良太: なすびのギモン(食品編), 1-33, 環境省, http://josen-plaza.env.go.jp/nasubinogimon/pdf/nasu-gimo_vol3_2pver.pdf, 2014.

H. 知的財産権の出願・登録状況

なし

I. 健康危険情報

なし

II. 分担研究報告

厚生労働科学研究費補助金 (食品の安全確保推進研究事業)

食品加工や調理に伴う食品中の放射性物質の濃度変化に関する研究 分担研究報告

分担研究者 青野 辰雄 放射線医学総合研究所
研究協力者 吉田 聡 放射線医学総合研究所

研究要旨

平成 23 年 3 月に発生した東日本大震災に起因する東京電力(株)福島第一原子力発電所(FD1NPS)事故によって大量の放射性物質が施設外の環境へ放出されたことにより、食品の摂取による内部被ばくが懸念された。このため、厚生労働省は、平成 24 年 4 月以降は、介入線量を年間 1 mSv とし、新たな基準値を適用した。放射性セシウム(Cs)濃度について基準値を設定し、原子力安全・保安院(当時)が公表した放出量試算値のリストに掲載された核種のうち、半減期が1年以上であるストロンチウム-90 (^{90}Sr)、ルテニウム-106 (^{106}Ru)、プルトニウム-238 (^{238}Pu)、プルトニウム-239 (^{239}Pu)、プルトニウム-240 (^{240}Pu)及びプルトニウム-241 (^{241}Pu)を評価対象核種として、放射性 Cs との濃度比を推定することにより、その線量への寄与を考慮している。その寄与率は、環境モニタリングや環境移行パラメータにより推定されており、食品を測定した結果に基づくものではない。食品中の放射性核種濃度を測定することにより、安全が担保されていることを検証することが必要不可欠である。さらに調理加工等に伴う放射性核種濃度比の変化を把握することは、この妥当性を検証の上でも重要である。そこで、食品加工や調理に伴う食品中の放射性物質の濃度変化に関する研究を実施した。

市場に流通する福島産水産物、水産加工物の入手及び FD1NPS から 30km 圏内の海域の魚介類の採取を行い、これらの可食部の放射性核種の測定を行ったところ、食品中の基準値を超えた試料は、楢葉町沖合で平成 25 年に採取したコモンカスベの 109 Bq/kg-生重量のみであった。平成 25 年度に比べて平成 26 年度の魚介類中の放射性 Cs 濃度は約 1 割までに減少する傾向にあった。平成 26 年度の魚介類中のストロンチウム-90 (^{90}Sr)及びプルトニウム-239+240 ($^{239+240}\text{Pu}$)は検出下限値未満であった。また水産加工物については、生試料を乾燥して干物にしてもカリウム-40(^{40}K)濃度は増加したが放射性 Cs は検出されなかった。生試料を煮だし実験を行った結果、放射性 Cs と ^{40}K 濃度の 25-77%低減が確認された。つまり水産物については基準値導出における推定方法が妥当であることが示唆され

た。また試験栽培のシイタケを用いた実験室レベルで乾燥キノコの加工実験では放射性 Cs が 9 倍ほど高くなった。

A. 研究目的

新たな基準は、放射性セシウム(Cs)濃度について基準値を設定し、その他の核種については原子力安全・保安院(当時)が公表した放出量試算値のリストに掲載された核種のうち、半減期が1年以上であるストロンチウム-90 (^{90}Sr)、ルテニウム-106 (^{106}Ru)、プルトニウム-238 (^{238}Pu)、プルトニウム-239 (^{239}Pu)、プルトニウム-240 (^{240}Pu)及びプルトニウム-241 (^{241}Pu)を評価対象核種として、放射性 Cs との比からその濃度を推定し、放射性 Cs に比べて目標とする線量への影響は無視し得る程十分に小さいと判断している。食品の摂取に起因する内部被ばく線量に対する放射性 Cs の寄与を精度良く評価するためには、食品加工や調理における放射性核種濃度比の変化についても把握する必要がある。福島県を含め国内で流通している魚介類は放射性 Cs が 100 Bq/kg-生重量以下であり、放射性 Cs に対する他の核種の寄与率を比較することが非常に難しい状況にある。一方で、東京電力(株)(TEPCO)福島第一原発発電所(FD1NPS)内では、タンク等に貯蔵した汚染水等の漏洩に関する報告が続いた。処理された汚染水は、90%以上の放射性 Cs が除去されるが、放射性ストロンチウム(Sr)等については処理水に残存した状態でタンク等に保管されている。平成 23 年 3 月の水素爆発等で大気に放出されたものや FD1NPS の 2 号機サブドレインからの高濃度汚染水の海洋への直接流出時における放射性核種の比に対して、放射性 Cs を除去した高濃度の放射性 Sr を含む汚染水が海洋へ流出した可能性が指摘されている。さらに放射性ストロンチウム(Sr)は

水産生物のカルシウム (Ca)を多く含む骨に濃縮されることが知られている。そこで食品中の放射性核種濃度の基準値を策定する際に推定された放射性 Cs の線量への寄与率について、その妥当性を確認するために「調理加工に伴う水産物中の放射性物質の濃度変動に関する研究」、「調理加工に伴うキノコ類等の放射性物質濃度変動に関する研究」及び「水産物中の放射性物質の濃度測定」を実施した。

B. 研究方法

1. 水産物中の放射性物質の濃度測定に関する研究

1.1. 調査協力と試料採取

本研究で対象とする水産物は、FD1NPS から 20km 圏内で採取される魚類とした。福島県水産試験場の協力を得て情報収集¹⁾を行い、TEPCO による水産物モニタリングで、多くの種類の魚類が採取できるモニタリング測点²⁾を選択し、平成 25 年 11 月に FD1NPS 北側の小高区村上(南相馬郡)沖合(北緯 37 度 33 分、東経 141 度 03 分)で相馬双葉漁業協同組合の漁船で刺し網により、また FD1NPS 南側の木戸川(楢葉町)沖合(北緯 37 度 15 分、東経 141 度 02 分)でいわき市漁業協同組合の漁船で刺し網により魚介類を採取した。また平成 26 年 11 月に FD1NPS 北側の南相馬沖合を、また平成 26 年 11 月と平成 27 年 1 月に FD1NPS 南側の木戸川(楢葉町)沖合(北緯 37 度 15 分、東経 141 度 02 分)でいわき市漁業協同組合の漁船で刺し網により魚介類を採取した。採取した魚類を表 1 に示す。

1.2. 核種の濃度の測定

試料となる魚介類は、できる限り体液等のドリッ
プによる損失が少ないように半解凍の状態、可
食部とアラ部(内臓、骨、鰓、頭、尾等の可食部以
外)に分離し、乾燥、灰化後に、U8 容器に詰めて、
Canberra 社製低バックグラウンド Ge 半導体検出
器(GX2019)を用いて、24 時間の 核種の測定を
行った。Ge 半導体検出器は、日本アイソトープ協
会製の標準体積線源(5~50mm、9.5~95g、アル
ミナ)を用いて効率曲線を作成したものをを用いた。
セシウム-134 (^{134}Cs)(604.7 keV)、セシウム-137
(^{137}Cs)(661.7 keV)、カリウム-40(^{40}K)(1460 keV)の
定量結果を記録した。これ以外の事故由来の
核種は計測されなかった。 ^{134}Cs 及び ^{137}Cs の検出
下限値は、それぞれ 0.05 Bq/kg-生重量であっ
た。

1.3. ^{90}Sr 及びプルトニウム-239+240($^{239+240}\text{Pu}$)濃 度の測定

水産物中の ^{90}Sr 及び $^{239+240}\text{Pu}$ 濃度は、FD1NPS
事故以前においてはそれぞれで、検出下限値以
下~0.26 Bq/kg-生重量と検出下限値以下~
0.07 Bq/kg-生重量の範囲であった。これらの分
析には生重量として約 0.5~1kg の試料が必要で
あるため、同一種の個体の灰試料を合わせて分
析試料とした。魚種はコモンカスベ、サバ、アイナ
メ及びサンマで、部位は可食部とした。灰試料を
硝酸と過塩素酸により有機物の分解を行い、溶液
試料とし、Sr 分析用とプルトニウム (Pu)分析用の
試料に二分割した。Sr 分析用試料は、Sr レジン
を用いて Sr の分離・精製を行い、炭酸 Sr 沈殿を作
製し、Eurisis 社製低バックグラウンドベーターカウ
ンターを用いて測定を行った。Pu 分析用試料は、

陰イオン交換樹脂法によりPuの分離・精製を行い、
電着試料を作製し、Canberra 社製アルファスペク
トロメーターで測定を行った。

2. 調理加工に伴う水産物中の放射性物質の濃 度変動に関する研究

2.1. 調査協力と試料採取

本研究で対象とする水産物は、福島県と茨城
県の海域で採取され各県内の港で水揚げされた
魚を加工したもので、現在市販品として流通して
いるものとした。福島県は福島県水産試験場の協
力を得て、情報収集を行い、福島沖で採取した水
産物を地元で加工販売している地域を調査し、協
力を要請した。研究の主旨を説明し、協力が得ら
れたところは、福島県小名浜水産加工協同組合
であり、3 社が対応した。また茨城県では那珂湊
漁業協同組合は、理解が得られ、協力を得られる
ことになった。そしてその地域で採取し、加工し、
販売しているものについて購入した。また、加工
品の原材料についても合わせて購入を行った。

2.2. 調理加工に関する影響

福島沖で採取した魚類の可食部について、一
定重量を充填した調理用パックに生重量と同じ状
態になるように純水を加えた。これをビーカーに
入れ、魚類の煮物を想定し、150 mL の純水をパッ
クが入ったビーカーに加え、これを 80~90 の
湯浴で 30 分加温した。加温後パックをビーカー
から取り出し、軽く絞り、一度冷却した。このパッ
クより取り出した試料は真空乾燥を行い、ミキサー
等で粉碎後に乾燥試料とした。

2.3. 核種の濃度の測定

試料は、1.水産物中の放射性物質の濃度測定

の 1.2. 核種の濃度の測定と同様に測定を行った。

3. 調理加工に伴うキノコの放射性物質濃度変動に関する研究

3.1. 試料の入手と分類

福島県内の出荷制限地域で研究用に生産されたシイタケを入手し、乾燥シイタケの製造工程を研究室で行い、加工に伴うシイタケの濃度変動を調査した。生シイタケは、1回につき5 kg程度を購入した。シイタケは個体によるばらつきが大きいと予測されるため、1個体ずつを試料とするのではなく、300 g ずつに取り分けた合計 15 個のバッチを分析試料とした。

また福島沖で採取した魚類の可食部について、一定重量を充填した調理用パックに生重量と同じ状態になるように純水を加えた。これをビーカーに入れ、魚類の煮物を想定し、150 mL の純水をパックが入ったビーカーに加え、これを 80～90 の湯浴で 30 分加温した。加温後パックをビーカーから取り出し、軽く絞り、一度冷却した。このパックより取り出した試料は真空乾燥を行い、ミキサー等で粉碎後に乾燥試料とした

3.2. 乾燥シイタケの加工

取り分けた 15 個のバッチから 6 個のバッチは生のまま冷凍した。また、冷凍しなかった残りの 9 個のバッチは乾燥しいたけに加工した。今回は、流通状態での濃度を把握するため、これらのうち、それぞれ 3 バッチについて放射性 Cs の測定を実施した。シイタケの乾燥は、商業的に生産される際の以下の条件を参照した。まず、シイタケをステンレス製の網上に広げて乾燥機の中に入れ、室温から 50 まで 8 時間掛けて昇温し、その後

50 の定温で 3 時間、55 の定温で 8 時間、さらに、60 の定温で 1 時間乾燥を行った。ただし、用いた乾燥機と商業的に利用される乾燥機の性能の違いから、乾燥には、より長時間かかり、十分に乾燥するまで、55 の乾燥時間は合計で 72 時間まで延長した。乾燥したシイタケはミキサーで粉碎し、粉末試料とした。また生試料はそのままミキサーで粉碎したものを生試料とした。生シイタケのうち 1 つのバッチは、3 つの U8 容器に分けてそれぞれ分析した。

3.3. 核種の濃度の測定

粉末試料と生試料はそれぞれ U8 容器に詰めて、Canberra 社製低バックグラウンド Ge 半導体検出器(GX2019)を用いて、4 時間の 核種の測定を行った。Ge 半導体検出器は、日本アイソトープ協会製の標準体積線源(5～50 mm、9.5～95 g、アルミナ)を用いて効率曲線を作成したのを用いた。

C. 研究結果

1. 水産物中の放射性物質の濃度

平成 25 年と平成 26 年の測定結果を表 2～3 に示す。平成 25 年 11 月に採取した魚介類は、FD1NPS 北側の小高区村上(南相馬郡)沖合で、ヒラメ、イシガレイ、コモンカスベ、ケムシカジカとガザミ(甲殻類)の 5 種類と FD1NPS 南側の木戸川(楢葉町)沖合でヒラメ、アイナメ、コモンカスベ、ブリ、ニベとトラザメであった。いずれの魚介類も複数の試料を用いて、分析を行った。南相馬沖合では、魚介類可食部中の放射性 Cs 濃度(Bq/kg-生重量)は、高い順にコモンカスベ(68)、ヒラメ(66)、ケムシカジカ(34)とイシガレイ(14)であった。楢葉町沖合では、魚介類可食部中の放

放射性 Cs 濃度 (Bq/kg-生重量)は、高い順にコモンカスベ(109)、ヒラメ(66)、アイナメ(39)、ニベ(11)、ブリ(7)であった。コモンカスベは可食部で基準値の 100 Bq/kg-生重量を超えた。アラ部中の放射性 Cs 濃度は、南相馬沖合のコモンカスベ以外は可食部中の放射性 Cs 濃度の半分以下であった。コモンカスベのアラ部濃度は、可食部濃度の半分以上であった。これはコモンカスベの可食部重量は総重量の 30 %しかなく、60 %以上がアラ部であるためと考えられる。天然放射性核種の ^{40}K 濃度(Bq/kg-生重量)については、アラ部では 53~85 と魚種による違いは認められなかった。可食部の ^{40}K 濃度は榎葉町沖合ヒラメで 417 が最も高く、他は 86~160 の範囲にあった。

また平成 26 年 11 月に FD1NPS の北側で採取したサバ(n=7)の可食部及びアラ部の ^{134}Cs 濃度(Bq/kg-生重量)は、0.05 (検出下限値)以下で、サバの可食部の ^{137}Cs 濃度(Bq/kg-生重量)は 0.08 であった。平成 26 年 11 月に FD1NPS の南側で採取した魚介類の可食部中の放射性 Cs 濃度(Bq/kg-生重量)は、コモンカスベ(9)、ガザミ(< 1)とカツオ(1)であった。平成 27 年 1 月では、ババカレイ(18)、マコカレイ(6)、コモンカスベ(6)、アイナメ(3)及びヒラメ(2)であった。平成 25 年度の調査に比べて、同一魚種の可食部濃度は約 90 %も減少していることが明らかとなった。同一魚種の試料間の濃度差を比較するために、個体毎に測定を行い、その結果を図 1 に示した。 ^{137}Cs よりも濃度の高い ^{40}K は平均値に対する標準偏差の割合は 25 %以下であった。 ^{137}Cs 濃度については平均値に対する標準偏差の割合は甲殻類と中層魚では 30 %以下であったが、底生魚のコモンカスベは 40 %以上であった。

コモンカスベ、サバ、アイナメ及びサンマ可食

部中の ^{90}Sr 濃度は検出下限値(0.2 Bq/kg-生重量)未満であった。また同試料中の $^{239+240}\text{Pu}$ 濃度も検出下限値(0.01 Bq/kg-生重量)未満であった。つまり FD1NPS 事故による影響は認められなかった。

2. 調理加工に伴う水産物中の放射性物質の濃度変動に関する研究

2.1. 加工食品に関する影響

協力が得られた福島県小名浜水産加工協同組合と茨城県那珂湊漁業協同組合から入手した試料について得られた結果を表 4 に示す。原材料(生魚の状態)の放射性 Cs 濃度は、 ^{134}Cs は検出されず、 ^{137}Cs が 1~3 Bq/kg-wet 以下の検出下限値以下であった。加工品は 110 で乾燥し恒量になった際の乾燥試料濃度を示した。こちらも水分がほとんどない状態でも放射性 Cs 濃度は、 ^{134}Cs と ^{137}Cs 共に 1~3 Bq/kg-dry 以下の検出下限値以下であった。 ^{40}K については、原材料、加工食品共に検出できた。FD1NPS により放出された放射性核種が検出されなかったこと、Cs とカリウム(K)は化学的性質が類似し、生体内で特異的な部位に濃縮することがないことから、 ^{40}K を用いて濃度変化の検証を行った。まず ^{40}K の原材料から加工品(販売時)への放射性物質の濃度残存率を求めたところ、16~48 %であった。今回調査した加工食品は、原材料からすべて内臓等が取り除かれ、機械乾燥や外干しで行われており、水分量の減少による濃縮よりも、加工工程における内臓部等の除去や洗いによる流出による影響が大きいことが考えられる。

2.2. 調理加工に関する影響

調理加工に伴う魚類可食部中の放射性 Cs と ^{40}K 濃度の変動を表 5~6 に示す。今回は乾燥試料を乾燥率から生重量と同じ状態になるように戻し、その試料を用いて、煮物を想定して実験を行った。一部の魚類(檜葉町沖合のヒラメおよびコモンカスベ)では濃度の減少が確認できなかったが、残りのほとんどの試料で調理前の濃度に対して、調理後の濃度は放射性 Cs と ^{40}K は共に 25-77% 低減した。

3. シイタケ中の放射性物質の濃度

生シイタケと乾燥シイタケ中の放射性物質の定量結果を表 7 に示す。今回の試料は市場に流通するものではないが、放射性 Cs の値は食品の規制値(100 Bq/kg)を超えていた。バッチごとのバラツキは大きく、試料の調整方法等に十分な検討が必要であることが明らかである。 ^{40}K は、生シイタケでは検出限界値以下であり、乾燥シイタケの一部で平均 693 Bq/kg の値が得られた。野生キノコを含めたキノコ中の ^{40}K は、種類によらず 1000 Bq/kg-dry 程度であることが知られており³⁾、乾燥シイタケで得られた値は、妥当であるといえる。乾燥シイタケへの加工に伴う放射性 Cs の濃縮は、平均 8.7 ± 3.2 (範囲 5.0~10.9) 倍高くなることが明らかとなった。(表 8)。

D. 考察

1. 水産物中の放射性物質の濃度

平成 25 年に採取された魚介類のうち、食品中の基準値を超えた試料は、檜葉町沖合のコモンカスベだけであった。しかし平成 26 年に採取した魚介類から、食品中の基準値を超えた試料はなかった。TEPCO のモニタリング結果でも、FD1NPS の港湾外では高い放射性 Cs 濃度の魚

介類は検出され難い状態にある⁴⁾。これはサンプリングを行った海域での海水中の放射性 Cs 濃度は数~数十 mBq/L で、これは事故前の海水中の放射性 Cs 濃度の約 2 mBq/L に対して数倍から十倍程度のレベルまで海水中の放射性 Cs 濃度が下がっていること、また平成 25 年には同海域におけるプランクトン試料中の濃度が、事故前の濃度レベルまで下がっていること⁵⁾や海底堆積物中の濃度は底質組成により海域によって濃度差が大きいこと⁶⁾があげられる。そのため回遊魚に比べて、底層に生息し、底生生物⁷⁾を捕食するヒラメやコモンカスベのような底層魚では放射性 Cs 濃度は高い傾向にあることが考えられる。水産総合研究センターによる水産物 Sr 等調査結果⁸⁾では、平成 26 年度の分析試料から ^{90}Sr は検出下限値未満 (0.001 Bq/kg-生重量)で、 $^{239+240}\text{Pu}$ は検出下限値未満 (0.001 Bq/kg-生重量)~0.0022 Bq/kg-生重量であった。今回、平成 26 年度に採取した魚介類可食部中の ^{90}Sr 及び $^{239+240}\text{Pu}$ は検出されなかったことから、福島県沖の魚介類についてもフォールアウトによる ^{90}Sr 及び $^{239+240}\text{Pu}$ が含まれている可能性を考慮しても、 ^{90}Sr 及び $^{239+240}\text{Pu}$ 濃度は基準値の導出の考え方による $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ 濃度比及び $^{239+240}\text{Pu}/^{137}\text{Cs}$ 濃度比よりも低いあるいは、大気圏内核実験由来の濃度レベルにあることが考えられる。

2. 調理加工に伴う水産物中の放射性物質の濃度変動に関する研究

2.1. 加工食品に関する影響

魚類については、丸干しや開きの加工を行うことで、放射性核種の濃度が減少した。原材料(生魚の状態)からすべて内臓等が取り除かれ、機械乾燥や外干しが行われており、水分量の減少による濃

縮よりも、加工工程における内臓部等の除去や洗いによって放射性物質が流出したと考えられる。

2.2. 調理加工に関する影響

調理加工に伴う魚介類の溶出実験を行ったところ、ほとんどの試料で調理加工後に放射性 Cs と ^{40}K 濃度が 25-77%程低減する結果が得られた。魚種毎の両核種濃度の低減率がほぼ同じであり、加工に伴い体液等の流出した結果、放射性 Cs と ^{40}K 濃度が減少したことが考えられる。

3. シイタケ中の放射性物質の濃度

シイタケの加工については、生シイタケから乾燥シイタケへの加工に伴って、製品重量当たりの放射性 Cs 濃度は平均 8.7 ± 3.2 (範囲 5.0~10.9) 倍高くなることが明らかとなった。「食品中の放射性物質の試験法の取扱いについて」⁹⁾では、乾燥シイタケの重量変化率を 5.7としている。今回は、試験的試料を実験室レベルで作製したものであり、放射性 Cs の濃縮率は、重量変化率と同じであり、得られた結果は概ね妥当と考えられる。また土壌 - 作物間の Sr の移行は、作物種類、土壌の性質によって大きく異なることが報告されている¹⁰⁾。シイタケを始めとするキノコは、放射性 Cs が菌糸を通して吸収・蓄積することが知られている。また、本事故前に実施された野生キノコ中の安定元素の分析結果では、キノコは植物に比べて、Cs やルビジウム (Rb)濃度が高く、反対に Sr や Ca 濃度が低いことが明らかになっている¹¹⁾。これらの傾向は土壌との間の移行係数についても同様である。すなわち、基質(原木)からシイタケへの放射性 Sr の移行が放射性 Cs より大きくなることは考え難く、乾燥に伴い乾燥シイタケ中の放射性 Cs 濃度が 10 倍程高くなっても、放射性 Sr 濃度が規格基準値の導入に影響を与えるほど、高くなる可能性

はないと考えられる。

E. 結論

1. 水産物中の放射性物質の濃度

FD1NPS 30km 圏内の海域において刺し網で採取した魚介類中の放射性 Cs、 ^{40}K 、 ^{90}Sr 及び $^{239+240}\text{Pu}$ 濃度を測定した。採取された魚介類の可食部で食品中の基準値を超えた試料は、平成 25 年は、楢葉町沖合のコモンカスベだけ、平成 26 年はなかった。また魚介類可食部中の ^{90}Sr 及び $^{239+240}\text{Pu}$ は検出下限値以下であり、本事故による影響は確認できなかった。つまり水産物に対する基準値導出における推定方法も妥当であることが示唆された。

2. 調理加工に伴う水産物中の放射性物質の濃度変動に関する研究

魚類については、丸干しや開きの加工を行うことで、放射性核種の濃度が減少した。さらに調理加工に伴い、可食部の放射性 Cs と ^{40}K 濃度が 25~77%程低減することが明らかとなった。

3. シイタケ中の放射性物質の濃度

シイタケは乾燥シイタケへの加工に伴い放射性 Cs 濃度が約 9 倍高くなった。シイタケは Cs を吸収・蓄積するのに対して Sr 濃度は低いことから、食品として、放射性 Cs に対する放射性 Sr の寄与率は基準値導出における推定方法よりも低いと考えられる。

F. 引用文献

- 1) 福島県水産試験場、基準値(100 Bq/kg)を超えた海産魚介類(月別海域別), 2014年5月22日, <https://www.pref.fukushima.lg.jp/uploaded/attachment/65869.pdf>.

- 2) TEPCO, 魚介類の核種分析結果<福島第一原子力発電所 20km 圏内海域>,2013 年 10 月 18 日 ,http://www.tepco.co.jp/nu/fukushima-np/f1/smp/2013/images/fish02_131018-j.pdf.
 - 3) Yoshida and Muramatsu: Environ. Sci. 7, 63-70, 1994.
 - 4) TEPCO, 魚介類の核種分析結果<福島第一原子力発電所 20km 圏内海域>,2013 年 10 月 18 日 ,http://www.tepco.co.jp/nu/fukushima-np/f1/smp/2013/images/fish02_131018-j.pdf
 - 5) 青野辰雄, 福田美保, 山崎慎之介, 吉田聡, 伊藤友加里, 石丸隆, 神田穰太, 早乙女忠弘: 福島沿岸域における海水とプランクトン試料中の放射性 Cs の濃度変動 について, Proceedings of the 15th Workshop on Environmental Radioactivity (KEK proceedings), 2014-7, 206-209, 2014.
 - 6) S. Otsuka, T. Nakanishi, T. Suzuki, Y. Satoh, and H. Narita: Vertical and lateral transport of particulate radiocesium off Fukushima, Environ. Sci. Technol., 48, 12595–12602, 2014.
 - 7) 福島県水産試験場:魚介類の餌料生物等の放射性セシウム濃度検査結果, 2012 年 12 月 28 日 ,<https://www.pref.fukushima.lg.jp/uploaded/attachment/37752.pdf>
 - 8) 水産庁、水産総合研究センターによる水産物ストロンチウム等調査結果(平成 27 年 3 月 30 日)、http://www.jfa.maff.go.jp/j/housyanou/pdf/strontium_2.pdf
 - 9) 食品中の放射性物質の試験法の取扱いについて、食安基発 0315 第 7 号、厚生労働省医薬食品局食品安全部基準審査課, 2012.
 - 10) Uchida et al.: Journal of Nuclear Science and Technology 44, 628-640, 1994.
 - 11) Yoshida and Muramatsu: J. Environ. Radioactivity, 41, 183-205, 1998.
- G.研究業績
1. T. Aono, Y. Ito, T. Saotome, T. Mizuno, T. Igarashi, J. Kanda, T. Ishimaru: Observation of radionuclides in marine biota off the coast of Fukushima prefecture after TEPCO's Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident, Proceedings of the International Symposium on Environmental Monitoring and Dose Estimation of Residents After Accident of TEPCO's Fukushima Daiichi Nuclear Power Stations, p.62-65, 2012.
 2. 青野辰雄、鄭建、府馬正一、久保田善久、渡辺嘉人、久保田正秀、溝口雅彦、尾崎和久、早乙女忠弘、五十嵐敏、伊藤友加里、神田穰太、石丸隆、吉田聡: 福島沿岸における海洋生物中の放射性核種について, Proceedings of the Workshop on Environmental Radioactivity (KEK Proceedings), 203-205, 2012.
 3. T. Aono, Y. Ito, T. Sohtome, T. Mizuno, S. Igarashi, J. Kanda, and T. Ishimaru: Observation of Radionuclides in Marine Biota off the Coast of Fukushima Prefecture After TEPCO's Fukushima Daiichi Nuclear Power Station Accident, Radiation Monitoring and Dose Estimation of the Fukushima Nuclear Accident, S. Takahashi (ed.), 115 - 123, 2014-01, DOI: 10.1007/978-4-431-54583-5_11, Springer
 4. 青野辰雄、石丸隆、神田穰太、伊藤友加里、早乙女忠弘、五十嵐敏、吉田聡: 福島沿岸に

おける海洋生物中の放射性核種について,
Proceedings of the Workshop on Environmental
Radioactivity (KEK Proceedings), 261-264、
2013.

Proceedings of the 15th Workshop on
Environmental Radioactivity (KEK proceedings),
2014-7, 206-209, 2014.

5. 青野辰雄, 福田美保, 山崎慎之介, 吉田聡,
伊藤友加里, 石丸隆, 神田穰太, 早乙女忠
弘: 福島沿岸域における海水とプランクトン試
料中の放射性 Cs の濃度変動 について,

H. 知的財産権の出願・登録状況

なし

I. 健康危険情報

なし

表 1 TEPCO FDNPS 20km圏内の海域で採取した魚介類

(1) 平成25年11月6日に南相馬郡小高区村上沖合で採取した魚介類

魚種名	数	平均全長(mm)	平均重量(kg)
ヒラメ	5	546	1.60
イシガレイ	2	425	0.95
コモンカスベ	5	502	1.10
ケムシカジカ	8	366	1.04
ガザミ	7	184	0.38

(2) 平成25年11月13日に楢葉町木戸川沖合で採取した魚介類

魚種名	数	平均全長(mm)	平均重量(kg)
ヒラメ	5	536	1.50
アイナメ	10	345	0.52
コモンカスベ	10	466	0.83
ブリ	7	391	0.63
ニベ	28	281	0.25
トラザメ	5	423	0.35

(3) 平成26年11月24日に楢葉町木戸川沖合で採取した魚介類

魚種名	試料数	平均全長(mm)	平均重量(g)
ガザミ	6	180	318
カツオ	1	344	775
コモンカスベ	4	461	847

(4) 平成26年11月28日に相馬沖合で採取した魚介類

魚種名	試料数	平均全長(mm)	平均重量(g)
サバ	8	328	383

(5) 平成27年1月29日に楢葉町木戸川沖合で採取した魚介類

魚種名	試料数	平均全長(mm)	平均重量(g)
コモンカスベ	6	485	903
アイナメ	6	358	492
ヒラメ	2	595	2308
マコカレイ	1	430	1066
ババカレイ	1	416	832

表 2 TEPCO FDNPS 30km圏内の海域で採取した魚介類中の放射性核種濃度

(1) 平成25年11月6日に南相馬郡小高区村上沖合で採取した魚介類

魚種名	筋肉 Bq/kg-生重量				アラ Bq/kg-生重量			
	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs+ ¹³⁷ Cs	⁴⁰ K	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs+ ¹³⁷ Cs	⁴⁰ K
ヒラメ	18.51	47.50	66.01	417.14	2.87	7.26	10.13	85.47
イシガレイ	4.54	9.84	14.38	133.20	1.58	4.20	5.78	80.97
コモンカスベ	20.64	47.01	67.65	98.18	13.82	31.43	45.25	75.97
ケムシカジカ	10.38	23.94	34.32	127.92	2.35	5.74	8.09	76.00
ガザミ	0.22	0.53	0.75	97.98	-	-	-	-

(2) 平成25年11月13日に檜葉町木戸川沖合で採取した魚介類

魚種名	筋肉 Bq/kg-生重量				アラ Bq/kg-生重量			
	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs+ ¹³⁷ Cs	⁴⁰ K	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs+ ¹³⁷ Cs	⁴⁰ K
ヒラメ	18.80	46.74	65.54	159.79	5.18	12.22	17.40	76.66
アイナメ	11.23	27.93	39.16	135.38	-	-	-	-
コモンカスベ	29.84	79.13	108.97	86.35	14.11	37.49	51.60	76.26
ブリ	2.15	5.01	7.16	140.55	-	-	-	-
ニベ	3.25	7.73	10.98	124.58	-	-	-	-
トラザメ	4.12	9.54	13.66	93.38	0.70	1.68	2.38	53.44

表 3 TEPCO-FDNPS 30km圏内の海域で採取した魚介類の放射性核種濃度

(1) 平成26年11月24日に檜葉町木戸川沖合で採取した魚介類

魚種	部位	試料数*	Cs-134		Cs-137		K-40 (Bq/Kg-生重量)	
			平均値	±error	平均値	±error	平均値	±error
ガザミ	可食部	3	< 0.05		0.09	0.01	18.14	3.07
ガザミ	内臓部	1	0.12	0.02	0.39	0.02	10.08	0.35
カツオ	可食部	1	0.14	0.01	0.56	0.01	38.91	0.41
カツオ	アラ部	1	0.07	0.02	0.31	0.02	24.75	0.49
コモンカスベ	可食部	4	2.11	0.92	6.51	2.85	16.92	0.52
コモンカスベ	アラ部	4	1.35	0.59	4.20	1.85	13.50	1.11

(2) 平成26年11月28日に相馬沖合で採取した魚介類

魚種	部位	試料数	Cs-134		Cs-137		K-40 (Bq/Kg-生重量)	
			平均値	±error	平均値	±error	平均値	±error
サバ	可食部	7	< 0.05		0.08	0.04	34.53	2.20
サバ	アラ部	7	< 0.05		< 0.05		24.49	0.90

(3) 平成27年1月29日に檜葉町木戸川沖合で採取した魚介類

魚種	部位	試料数*	Cs-134		Cs-137		K-40 (Bq/Kg-生重量)	
			平均値	±error	平均値	±error	平均値	±error
コモンカスベ	可食部	6	1.34	0.94	4.35	3.03	10.86	2.38
アイナメ	可食部	6	0.78	0.21	2.51	0.68	27.63	2.87
ヒラメ	可食部	2	0.42	0.22	1.42	0.75	31.87	2.14
マコカレイ	可食部	1	1.37	0.02	4.46	0.03	24.23	0.28
ハバカレイ	可食部	1	4.22	0.03	13.49	0.05	20.85	0.25

*試料数が1の場合は、実測値±計測誤差である。

表 4 水産物およびその加工品中の放射性核種濃度

			Cs-134	Cs-137	K-40
福島県小名浜市			Bq/kg-wet		
さんま	なま	可食部	検出下限値以下	検出下限値以下	103.4
	なま	アラ	検出下限値以下	検出下限値以下	135.4
			Bq/kg-dry		
さんま	丸干し	可食部	検出下限値以下	検出下限値以下	183.2
	丸干し	アラ	検出下限値以下	検出下限値以下	135.4
			Cs-134	Cs-137	K-40
福島県小名浜市			Bq/kg-wet		
さんま	なま	可食部	検出下限値以下	検出下限値以下	103.4
	なま	アラ	検出下限値以下	検出下限値以下	205.4
			Bq/kg-dry		
さんま	開き	可食部	検出下限値以下	検出下限値以下	213.3
	開き	アラ	検出下限値以下	検出下限値以下	162.2
			Cs-134	Cs-137	K-40
茨城県ひたちなか市			Bq/kg-wet		
さんま	なま	可食部	検出下限値以下	検出下限値以下	93.3
	なま	アラ	検出下限値以下	検出下限値以下	61.0
			Bq/kg-dry		
さんま	開き	可食部	検出下限値以下	検出下限値以下	108.1
	開き	アラ	検出下限値以下	検出下限値以下	134.8

* 検出下限値以下:4Bq/kg-wet または 4Bq/kg-dry 以下

表 5 調理加工に伴う魚類可食部中の放射性セシウム濃度の変動

採取海域	魚種名	¹³⁴ Cs+ ¹³⁷ Cs			⁴⁰ K		
		生試料 Bq/kg-生	調理後試料 Bq/kg-生	低減率 %	生試料 Bq/kg-生	調理後試料 Bq/kg-生	低減率 %
南相馬	ヒラメ	66.01	18.75	28	417.14	104.40	25
	イシガレイ	14.38	7.88	55	133.20	67.08	50
	コモンカスベ	67.65	40.92	60	98.18	75.28	77
	ケムシカジカ	34.32	19.76	58	127.92	71.54	56
	ガザミ	0.75	0.40	53	97.98	36.73	37
檜葉町	アイナメ	39.16	22.51	57	135.38	82.74	61
	ブリ	7.16	2.57	36	140.55	42.93	31
	ニベ	10.98	6.87	63	124.58	67.52	54

表 6 流通する魚介類可食部中の調理加工に伴う放射性核種濃度の変動

放射性核種		$^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$			^{40}K		
採取海域	魚種名	生試料	調理後試料	低減率*	生試料	調理後試料	低減率*
		Bq/kg-生	Bq/kg-生	%	Bq/kg-生	Bq/kg-生	%
福島沖	ホッキ貝	0.68	0.31	45.6	100.10	29.15	29.1
	サンマ 可食部	<0.05	<0.05	-	73.73	2.44	3.3
	サンマ 内臓部	<0.05	<0.05	-	52.21	4.23	8.1
	サンマ アラ部	<0.05	<0.05	-	65.97	5.39	8.2

*低減率: 生重量時の濃度に対する調理後の濃度の割合

表7 生シイタケと乾燥シイタケ中の放射性核種濃度

生シイタケ(生シイタケ重量当たりの放射能)

	Cs-134		Cs-137		K-40
	Bq/kg	err	Bq/kg	err	Bq/kg
平成24年1月16日 生シイタケ					
試料-1-1	130	7	261	9	< 128
試料-1-2	131	8	251	12	< 149
試料-1-3	132	2	235	2	< 36
試料-1(平均)	131	1	249	13	
試料-2	188	10	285	13	< 173
試料-3	149	9	301	13	< 177
平均	154	29	277	27	
平成25年1月23日 生シイタケ					
試料-1	190	10	345	14	< 159
試料-2	98	8	181	11	< 159
試料-3	155	7	290	9	< 140
平均	142	46	262	84	
平成24年1月6日 生シイタケ					
試料-1	557	12	1001	16	< 103
試料-2	1850	32	3118	42	< 168
試料-3	555	24	1002	33	< 239
平均	830	747	1463	1222	

乾燥シイタケ(乾燥シイタケ重量当たりの放射能)

	Cs-134		Cs-137		K-40	
	Bq/kg	err	Bq/kg	err	Bq/kg	err
平成24年1月16日 生シイタケ						
試料-1	1994	44	3343	33	< 318	
試料-2	1470	54	2524	71	< 295	
試料-3	1515	54	2675	71	< 305	
平均	1644	290	2826	436		
平成25年1月23日 生シイタケ						
試料-1	1503	51	2702	70	< 381	
試料-2	1586	53	2996	75	< 486	
試料-3	1552	53	2850	79	< 422	
平均	1547	42	2847	147		
平成24年1月6日 生シイタケ						
試料-1	4503	63	8303	83	716	117
試料-2	3335	52	5900	67	651	113
試料-3	4469	65	7865	85	714	133
平均	4064	665	7276	1280	693	37

表 8 乾燥シイタケへの加工に伴うCs-137の濃縮割合

	乾燥濃度/生濃度 Activity ratio
平成24年1月16日	10.2
平成25年1月23日	10.9
平成24年1月6日	5.0

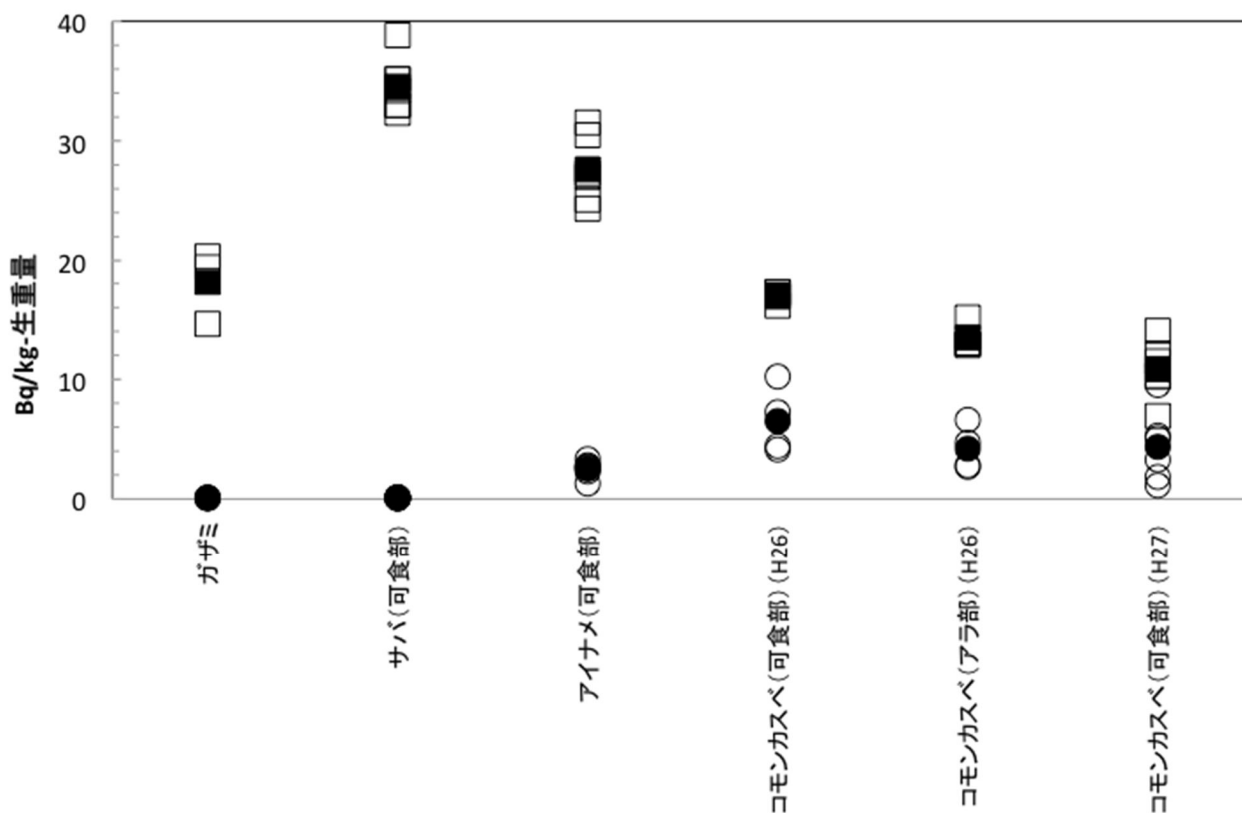


図 1 同一魚種の個体毎の¹³⁷Cs及び⁴⁰K濃度差について。

○ : ¹³⁷Cs 濃度、○ : ¹³⁷Cs 平均濃度、□ : ⁴⁰K 濃度、□ : ⁴⁰K 平均濃度

厚生労働科学研究費補助金

(厚生労働科学特別研究事業)

農畜産物中放射性核種の測定及び低減化に関する研究 分担研究報告

分担研究者 塚田 祥文 福島大学 環境放射能研究所

兼うつくしまふくしま未来支援センター

研究要旨

東京電力(株)福島第一原子力発電所(FD1NPS)事故直後に設定され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適用された飲食物中放射性核種濃度の基準値は、放射性セシウム(Cs)について「一般食品」については100 Bq/kg、「乳児用食品」及び「牛乳」については、より安全側に50 Bq/kgとすることが妥当であると考えられた。この基準値の導出には、食品への移行経路毎に放射性核種移行評価を実施して食品中の放射性核種濃度比を推定することにより、放射性Cs以外の核種の寄与も考慮されている。本研究では、福島県内で生産された農作物を購入し、その放射性Cs濃度及びストロンチウム-90(^{90}Sr)濃度等を測定することにより、基準値の設定に用いられた放射性核種の移行評価及びその結果導出された核種濃度比の妥当性について検討し、基準値の導出が適当であったことを確認した。また、作物中プルトニウム(Pu)については、その濃度が低いために、精度の高いプルトニウム-240(^{240}Pu)/プルトニウム-239(^{239}Pu)原子数比を求めることができなかった。そこで土壌中 $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ 原子数比を測定した結果、帰還困難区域内外とも、大気圏核実験由来の原子数比と同様であり、本事故由来によるPuの寄与は確認できなかった。また、地域住民にとって季節的な作物として流通する山菜や野獣肉については、灰汁抜き、血抜き等の調理加工による低減化率を求めたところ、作物種によって低減化率は異なるが、多くが減少した。また、イノシシ肉は血抜きによって80%の放射性Csが減少した。

A. 研究目的

薬事・食品衛生審議会食品衛生分科会は、東京電力(株)福島第一原子力発電所(FD1NPS)事故直後に設定され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適用する食品中の放射性物質の基準値について、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1mSvに引き下げた。この線量に相当する食品中放射性核種について、放射性セシウム(Cs)、ストロンチウム-90(^{90}Sr)、ルテニウム-106(^{106}Ru)及びプルトニウム(Pu)を考慮した放射性セシウム(Cs)の限度値を導出することにより、基準値を設定した。その際、農畜産物等への

放射性核種の移行評価を行うことにより、食品の摂取に起因する内部被ばく線量評価を実施した。その結果、限度値が最も小さくなるのは、1年目における13-18歳(男)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と設定した。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基準値上限の放射性物質が含まれるとしても影響がないよう、より安全側に50 Bq/kgの基準値を設定した。

基準値の設定にあたっては、最も内部被ばく線量に対する影響が大きいと推定され、迅速に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Csを対象とした。放射性Cs以外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Cs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管理し、放射性Cs濃度で規制を行うこととした。このため、食品の摂取による内部被ばくに対する放射性Csの寄与について評価を実施した。すなわち、食品への移行経路毎に放射性核種移行評価を実施して食品中の放射性核種濃度比を推定することにより、放射性Csに対する基準値に反映させた。食品中の放射性核種濃度比は、土壤中放射性核種濃度の比や、環境移行モデル及びパラメータにより推定した。

そのため本研究は、市場流通している農畜産物から、福島県産に限定して作物中の放射性核種濃度等を測定し、その測定結果を比較検討することにより、基準値の導出の際に評価した放射性Csに対する核種濃度比の妥当性について検討した。あわせて、事故前には地域住民にとって季節の作物として食されていた山菜や野獣肉は、

一般に調理加工の後食されることから、これら食品にも着目し、調理加工に伴う放射性Csの低減割合を求めた。

B. 研究方法

1. 農作物と土壌試料並びに野獣肉の採取

本研究で対象とする試料は、福島県内で生産及び採取された農畜産物とした。市場に流通している農作物は、福島県内の商店等で、福島県産品であることを確認した上で購入した。また、大熊町の試験圃場で栽培した農作物についても採取した。更に、これら農作物を採取した圃場から土壌も採取し、分析試料とした。農作物と土壌試料の採取場所と日時を表1に示した。

山菜は、伊達市小国で2014年5月～6月に「放射能からきれいな小国を取り戻す会」で採取した試料を提供いただいた。採取した山菜試料は、タケノコ(モウソウダケ、ハチク、カラタケ)、コシアブラ、タラノメ、ワラビ、フキ、コゴミの8試料である。野獣肉については、駆除対象となり捕獲されたイノシシ肉を福島市及び浪江町から入手した(表2)。

2. 試料の前処理

2.1 土壌試料

採取した土壌試料は、50 gで約1週間乾燥後、2 mmの篩を通し、十分に混合して分析用試料とした。Pu分析試料についてはメノウ乳鉢で微粉碎した。

2.2 ⁹⁰Sr 分析用農作物試料

採取した約30 kgの農作物を洗浄し、皮むき等で可食部とした後、105 gで約1週間乾燥した。その後、450 g以下で灰化、粉碎し均一な試料

を作製した。

2.3 山菜試料

・タケノコ

採取試料を水洗いし、付着した土壌を取り除いた後、水分を拭き取り外皮を排除し3等分(a, b, c)に分割した。

a) 未処理:表皮を排除し、賽の目に切断した後乾燥・粉碎した。

b) とぎ汁灰汁抜き:外皮を排除したタケノコにコメのとぎ汁が浸るようにし、約1時間茹でた。その後、表皮を排除し、賽の目に切断した後乾燥・粉碎した。

c) ヌカ灰汁抜き:外皮を排除したタケノコに水が浸るように入れ、更にヌカを加え、約1時間茹でた。その後、表皮を排除し、賽の目に切断した後、乾燥・粉碎した。

・コシアブラ、タラノメ、コゴミ、フキ

採取試料を水洗いし、付着した土壌を取り除いた後、水分を拭き取り外皮を排除し3等分(a, b, c)に分割した。

a) 未処理:賽の目に切断した後乾燥・粉碎した。

b) お浸し:約 0.1~0.3 %の塩化ナトリウム溶液を沸騰し、試料をさっと茹でる。

c) 天ぷら:試料に天ぷら粉の衣を付け、170の食用油で数分間揚げた。

・ワラビ

採取試料を水洗いし、付着した土壌を取り除いた後、水分を拭き取り2等分(a, b)に分割した。

a) 未処理:賽の目に切断した後乾燥・粉碎した。

b) 灰汁抜き:試料に炭酸水素ナトリウムの粉末をふりかけ熱湯を注ぎ、6時間程放置した後、水分を拭き取り、賽の目に切断した後乾燥・粉碎した。

2.4 イノシシ肉

各個体から採取したロース及びモモ肉を2等分(a, b)した。

a) 未処理:賽の目に切断した後乾燥・粉碎した。

b) 血抜き:ブロック状の肉塊を流水中に24時間浸した。

3. 放射性 Cs 濃度の測定

粉末またはブロック状の試料をプラスチック容器(U-8)に詰め、Canberra社製のGe半導体検出器(GC2020、GC3020及びGC4020)で、放射性Cs濃度を測定した。 ^{134}Cs 及び ^{137}Cs の定量には、それぞれ604.7 keV及び661.7 keVの線を用いた。また、同時にカリウム-40(^{40}K) (1460 keV)の定量も実施した。なお、日本アイソトープ協会製の5種類(5~50 mm, 9.5~95.0 g)の標準試料で効率曲線を作成した。

4. ^{90}Sr 濃度の測定

平成25年度に採取した作物灰試料、及び土壌試料中 ^{90}Sr を分析した。

灰化した農作物試料約15gに安定Srキャリアを添加し、硝酸、過酸化水素水で溶液に分解後、水酸化ナトリウム溶液でpH 10以上とし、炭酸Sr沈殿を作製し、分離した。炭酸Sr沈殿を塩酸で溶解し、シュウ酸塩沈殿を生成する。沈殿を灰化後、塩酸に溶解し、陽イオン交換樹脂でCaを除去した。更に、ラジウム(Ra)を除去しイットリウム-90(^{90}Y)をミルクキングし、 ^{90}Sr を求めた。土壌試料は、450で灰化後、Srキャリアを加え、塩酸で加熱抽出した後、農作物試料と同様に分離して、 ^{90}Sr 濃度を求めた^{2,3)}。 ^{90}Sr 濃度の測定方法は、原則“文部科学省放射能測定シリーズ2「放射性ストロンチウム分析法」(平成15年改定)”⁴⁾に拠っ

た。

5. ^{239}Pu 及び ^{240}Pu 濃度の測定

灰化した農作物試料の一部と土壌試料の一部について Pu を分析した。灰試料を硝酸と過酸化水素で分解した後、陽イオン交換樹脂で精製し、ICP-MS で Pu を測定した。土壌試料についても同様に、450 で有機物を除去し、硝酸で抽出した後、陽イオン交換樹脂を用いて精製し、ICP-MS で測定した。

C. 研究結果

1. 農作物及び土壌中放射性 Cs 及び ^{90}Sr の測定結果

大量の農作物試料を灰化して分析した ^{90}Sr 濃度と放射性 Cs 濃度の結果を表 3 に示す。また、作物栽培地点から採取した土壌中濃度について、表 4 に示す。

市場流通している帰還困難区域外から採取した農作物中放射性 Cs 濃度は、基準値を大きく下回る値であった。一方、帰還困難区域の試験圃場から採取した作物中濃度は、カボチャで基準値を超えた。しかしながら、土壌中の放射性 Cs 濃度が極めて高いにもかかわらず、キャベツでは基準値を下回った。福島県を除く国内から採取した作物中放射性 Cs 濃度は、最大 15 Bq/kg-生重量であった⁹⁾。

帰還困難区域外の農作物中 ^{90}Sr 濃度は、0.0047 ~ 0.30 Bq/kg-生重量の値であった。また、帰還困難区域内から採取した作物中 ^{90}Sr 濃度は、0.21 及び 0.31 Bq/kg-生重量であった。これらの値は、2013 年に福島県を除く国内から採取された作物中 ^{90}Sr 濃度(検出限界値以下 ~ 0.91 Bq/kg-生重量)と比較しても、範囲内にあることが確認さ

れた。土壌中 ^{90}Sr 濃度は、帰還困難区域外及び内で、それぞれ 0.63 ~ 1.0 及び 1.7 ~ 4.7 Bq/kg-乾であった。帰還困難区域外に比べ帰還困難区域内試験圃場の土壌中の ^{90}Sr 濃度で若干高い値であった。なお、今回の測定結果は、福島県を除く国内の土壌中 ^{90}Sr 濃度(検出限界値以下 ~ 5.9 Bq/kg-乾)の範囲内にあった。

2. 農作物及び土壌中 Pu の測定結果

農作物中 Pu 濃度については、極めて低濃度であり、検出限界値以下 ~ 0.000085 Bq/kg-生重量であり、世界で最も検出感度の高い方法で試みたにも関わらず多くの試料で検出が難しかった(表 3)。国内の農作物中 Pu 濃度については、検出限界値以下の報告しかなく、他の結果と比較できなかった。

3. 山菜及び野獣肉中放射性 Cs の測定結果

山菜及び野獣肉中放射性 Cs 及び ^{40}K 濃度をそれぞれ表 5 及び表 6 に示す。両者とも一部試料については基準値を下回ったが、管理された条件で栽培や飼育された農畜産物と異なり、基準値を超える試料が存在した。

D. 考察

1. 農作物中 $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ 濃度比

平成 24 年度に報告したように、文科省モニタリングデータによる ^{137}Cs に対する ^{90}Sr の土壌中濃度の比率は、0.00016 ~ 0.0058 であり、算術平均は 0.0026 であることから、地表面に沈着した ^{90}Sr の ^{137}Cs に対する土壌中濃度比として、0.0026 を高い値に丸めた 0.003(平成 23 年 6 月 14 日時点)から換算し、更に土壌から農作物への移行係数の $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ 比を乗じて作物毎の $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ を評価

している。そのため、本研究では評価値として算出された $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ 濃度比と作物中 $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ 濃度比を比較した(図1)。帰還困難地域内の大熊町の試験圃場で栽培された農作物中のカボチャとキャベツについては、測定値が評価値を下回り、評価が妥当であったことが示された。一方、帰還困難区域外で採取した試料についても、3試料(コマツナ、キュウリ、食用菊)を除く評価値が測定値を下回り妥当性が示された。一方、評価値が測定値を上回った3試料については、土壌中の ^{90}Sr 濃度に事故の寄与が見られないこと、作物中の ^{90}Sr 濃度が福島県外で採取された作物中の ^{90}Sr 濃度と同様であったことから、大気圏核実験由来であったと考えられる。

2. 土壌中 Pu について

農作物中の Pu 濃度が極めて低かったために、本事故由来の判断基準となるプルトニウム-240/プルトニウム-239 ($^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$)原子数比を求めることができなかった。本事故由来による $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ 原子数比は0.323~0.330と報告されているが、本研究で求めた土壌中 $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ 原子数比はその値とは異なり、帰還困難区域内から採取した土壌試料も含め、0.171~0.197と大気圏核実験由来(0.180 ± 0.007)と一致した⁶⁾。

3. 山菜及び野獣肉の調理加工に伴う低減割合

一般的に山菜や野獣肉は、調理加工した後に食される。そこで本研究では、山菜の調理加工(灰汁抜き、お浸し、茹等)とイノシシ肉の血抜きによる ^{137}Cs と ^{40}K の低減率(調理加工前の濃度に対する調理加工後の濃度)を求めた(図2)。

モウソウダケについては、灰汁抜きにより約50%に低減した。一方、ハチクとカラタケについては、

それぞれ85%及び77%の低減率であり、モウソウダケより高かった。これはハチクとカラタケの処理が、お湯でゆでただけのためと考えられる。コシアブラについては、お浸し、天ぷら共に低減しなかった。タラノメ、コゴミ、フキ及びワラビについては、お浸しで30%~94%に減少した。また、天ぷらによってもタラノメとコゴミでそれぞれ27%及び54%に減少した。このように、作物や調理加工によって低減率が大きく異なった。また、 ^{40}K については ^{137}Cs よりも低減率が大きかったが、 ^{137}Cs と同様の傾向にあった。

イノシシ肉の血抜きによる低減率は、部位や濃度によらず約20%であり、山菜の調理加工より低減率は大きかった(図3)。

E. 結論

本研究では、福島県において福島県産農畜産物に限定し、一部帰還困難区域内の試験圃場で栽培された作物についても測定を行うことにより、基準値策定時の妥当性について検証した。その結果、帰還困難地域内の大熊町の試験圃場で栽培された農作物中の $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ 濃度比については、評価値よりも低く、その妥当性を検証した。大気圏核実験由来の ^{90}Sr と考えられる一部試料で評価値を上回ったが、多くは評価値より低い $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ 濃度比であった。

Puについては作物中濃度が極めて低濃度のため、Puの起源が大気圏核実験または本事故由来かを判定することができなかった。しかしながら、作物中Puは土壌から移行するため、精度良く測定することができる土壌中 $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ 原子数比について確認した。その結果、土壌中Puは本事故由来ではなく大気圏核実験由来であった。よって、作物中Puの起源も大気圏核実験由来であると考

えられる。

山菜や野獣肉は、調理加工により放射性 Cs 濃度が低減化するため、それら食品中濃度を直接測定した結果より調理加工後の値は、低くなる。そのため、食品中濃度から評価される被ばく線量より、調理加工された食品を摂取することによる被ばく線量は小さな値になると考えられる。

E. 結論

本研究では、福島県において福島県産農畜産物に限定し、一部帰還困難区域内の試験圃場で栽培された作物についても測定を行うことにより、基準値策定時の妥当性について検証した。その結果、帰還困難地域内の大熊町の試験圃場で栽培された農作物中の⁹⁰Sr/¹³⁷Cs濃度比については、評価値よりも低く、その妥当性を検証した。大気圏核実験由来の⁹⁰Srと考えられる一部試料で評価値を上回ったが、多くは評価値より低い⁹⁰Sr/¹³⁷Cs濃度比であった。

Puについては作物中濃度が極めて低濃度のため、Puの起源が大気圏核実験または本事故由来かを判定することができなかった。しかしながら、作物中Puは土壌から移行するため、精度良く測定することができる土壌中²⁴⁰Pu/²³⁹Pu原子数比について確認した。その結果、土壌中Puは本事故由来ではなく大気圏核実験由来であった。よって、作物中Puの起源も大気圏核実験由来であると考えられる。

山菜や野獣肉は、調理加工により放射性 Cs 濃度が低減化するため、それら食品中濃度を直接測定した結果より調理加工後の値は、低くなる。そのため、食品中濃度から評価される被ばく線量より、調理加工された食品を摂取することによる被ばく線量は小さな値になると考えられる。

F. 引用文献

- 1) 文部科学省、農林水産省：東京電力株式会社福島第一原子力発電所の事故に伴い放出された放射性物質の分布状況等に関する調査研究結果、平成 23 年度科学技術戦略推進費「重要政策課題への機動的対応の推進及び総合科学技術会議における政策立案のための調査」、「放射性物質による環境影響への対策基盤の確立」、1-82-1-88、2012.
- 2) H. Tsukada, A. Takeda, T. Takahashi, H. Hasegawa, S. Hisamatsu and J. Inaba: Uptake and distribution of ⁹⁰Sr and stable Sr in rice plants. Journal of Environmental Radioactivity 81, 221-231, 2005.
- 3) H. Tsukada, A. Takeda and H. Hasegawa: Uptake and distributions of ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs in rice plants, 16th Pacific Basin Nuclear Conference, Aomori, Japan, P16P1121, 2008.
- 4) 文部科学省放射能測定シリーズ2「放射性ストロンチウム分析法」(平成 15 年改定)
- 5) 環境放射線データベース, <http://search.kankyo-hoshano.go.jp/>
- 6) J. Zheng, K. Tagami and S. Uchida: Release from plutonium isotopes into the environment from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident: what is known and what needs to be known. Environmental Science and Technology 47, 9584-9595, 2013.

G. 研究業績

1. 塚田祥文：土壌中放射性セシウムの経時的な変化，日本土壌肥科学雑誌 85, 77-79, 2014.
2. 山口克彦，河津賢澄，塚田祥文：福島大学に

おける震災復興への取り組み - 住民の視点からの放射線問題への取り組み - , 土木学会誌 99, 50-53, 2014.

3. 塚田祥文、小山良太: なすびのギモン(食品編), 1-33, 環境省, http://josen-plaza.env.go.jp/nasubinogimon/pdf/nasu-gimo_vol3_2pver.pdf, 2014.

4. 塚田祥文: 農業環境における放射性セシウムの動態、福島化学工学懇話会、福島、2014.

5. 塚田祥文: 食と放射能に関する説明会、消費者庁、郡山、2014.

6. 塚田祥文: 「被ばく線量の考え方と福島の現状について」, 日本郵政グループ労働組合東北地方本部依頼講演、福島、2015.

7. 塚田祥文: 環境中における放射性核種の存在形態研究とその意義、第1回福島大学環境放射能研究所成果報告会、福島、2015.

H. 知的財産権の出願・登録状況
なし

I. 健康危険情報
なし

表1 農作物及び土壌試料

試料名	試料番号	採取場所	緯度経度		作物採取日	土壌採取日
			北緯	東経		
コマツナ	2013AP-1	福島市梁川	37°51'22"	140°34'6"	2013/10/5	2014/7/31
シイタケ	2013AP-2	福島市保原	37°48'45"	140°33'17"	2013/10/5	2014/7/31
キュウリ	2013AP-3	福島市梁川	37°49'35"	140°36'32"	2013/10/7	2014/7/31
食用菊	2013AP-4	猪苗代町金田	37°30'49"	140°7'37"	2013/10/10	2014/8/2
玄米	2013AP-5	伊達市小国	37°45'13"	140°34'6"	2013/10/11	2014/7/4
ジャガイモ	2013AP-6	福島市土船	37°44'21"	140°21'52"	2013/10/5	2014/8/2
ニンジン	2013AP-7	福島市松川	37°38'33"	140°29'26"	2013/10/13	2014/7/31
ダイズ	2013AP-8	福島市黒岩	37°43'15"	140°28'7"	2013/10/15	2014/7/31
柿	2013AP-9	伊達市霊山	37°44'2"	140°37'59"	2013/12/25	2014/8/5
キャベツ	OK-K3	大熊町	37°24'10"	140°58'26"	2014/9/3	2014/9/3
カボチャ	OK-K1	大熊町	37°24'10"	140°58'26"	2014/9/3	2014/9/3

表2 イノシシ試料

試料名	採取場所	緯度経度		捕獲日	雌雄
		北緯	東経		
イノシシ_F1	福島市	37°45'53.10"	140°29'51.36"	2014年5月26日	♀
イノシシ_F2	福島市	37°45'49.87"	140°28'57.85"	2015年1月23日	♂
イノシシ_N1	浪江町	37°30'44.56"	140°58'51.38"	2015年1月28日	♀
イノシシ_N2	浪江町	37°30'44.56"	140°58'51.38"	2015年1月28日	♂

表3 農作物中放射性Cs、⁹⁰Sr及びPu濃度

農作物	試料番号	濃度						放射性Cs濃度合計		放射能比	
		¹³⁴ Cs		¹³⁷ Cs		⁴⁰ K	⁹⁰ Sr	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu		¹³⁴ Cs/ ¹³⁷ Cs	
(Bq/kg 生)											
コマツナ	2013AP-1	0.030 ± 0.0036	0.055 ± 0.0044	100 ± 0.34	0.054 ± 0.0027	—	—	0.085 ± 0.0057	0.55 ± 0.08		
キュウリ	2013AP-2	0.063 ± 0.0074	0.11 ± 0.008	66 ± 0.57	0.013 ± 0.0011	< 0.00000059	—	0.18 ± 0.011	0.56 ± 0.08		
玄米	2013AP-3	0.74 ± 0.054	1.6 ± 0.077	65 ± 1.9	0.013 ± 0.0018	—	—	2.4 ± 0.094	0.45 ± 0.04		
パレイシヨ	2013AP-4	1.7 ± 0.026	3.9 ± 0.039	130 ± 0.88	0.012 ± 0.00093	< 0.0000013	—	5.7 ± 0.047	0.44 ± 0.01		
ニンジン	2013AP-5	0.36 ± 0.032	0.78 ± 0.040	130 ± 1.7	0.031 ± 0.0022	—	—	1.1 ± 0.051	0.46 ± 0.05		
ダイズ	2013AP-6	3.7 ± 0.32	8.8 ± 0.47	540 ± 14	0.30 ± 0.014	0.000085 ± 0.000040	—	13 ± 0.57	0.43 ± 0.04		
柿	2013AP-7	1.5 ± 0.047	3.6 ± 0.074	56 ± 1.2	0.0086 ± 0.00050	—	—	5.1 ± 0.088	0.42 ± 0.02		
食用菊	2013AP-8	0.072 ± 0.0040	0.17 ± 0.0059	86 ± 0.32	0.044 ± 0.0039	—	—	0.24 ± 0.0071	0.43 ± 0.03		
シイタケ	2013AP-9	2.2 ± 0.093	5.1 ± 0.14	85 ± 2.3	0.0047 ± 0.00032	0.000055 ± 0.000010	—	7.2 ± 0.17	0.43 ± 0.02		
カボチャ ^a	OK-K3	27 ± 0.79	80 ± 1.3	75 ± 5.9	0.31 ± 0.0061	0.0000064 ± 0.0000011	—	107 ± 1.5	0.34 ± 0.01		
キャベツ ^a	OK-K1	17 ± 0.38	50 ± 0.68	64 ± 3.5	0.21 ± 0.0057	< 0.0000061	—	67 ± 0.78	0.33 ± 0.01		
各種農作物 ^b		ND ~ 4.9	ND ~ 10		ND ~ 0.91						

^a 帰還困難区域の試験圃場から採取。

^b 福島県を除く日本国内から採取(「日本の環境放射能と放射線」から検索)。

表4 土壌中放射性Cs、⁹⁰Sr及びPu濃度

試料番号	栽培作物	濃度						放射性Cs濃度合計		放射能比		²⁴⁰ Pu/ ²³⁹ Pu原子数比
		¹³⁴ Cs		¹³⁷ Cs		⁴⁰ K	⁹⁰ Sr	¹³⁴ Cs+ ¹³⁷ Cs		¹³⁴ Cs/ ¹³⁷ Cs		
Bq/g 乾土												
2013AP-1	コマツナ	85 ± 4	280 ± 7	520 ± 39	0.63 ± 0.07	370 ± 7.5	0.31 ± 0.01	0.184 ± 0.0026				
2013AP-3	キュウリ	74 ± 10	240 ± 17	460 ± 110	0.94 ± 0.08	320 ± 20	0.31 ± 0.05	0.178 ± 0.031				
2013AP-4	食用菊	18 ± 3	50 ± 4	430 ± 55	0.59 ± 0.07	67 ± 5	0.35 ± 0.06	0.163 ± 0.014				
2013AP-5	玄米	670 ± 14	2000 ± 23	460 ± 48	0.93 ± 0.08	2700 ± 26	0.34 ± 0.01	0.197 ± 0.032				
2013AP-6	ジャガイモ	140 ± 8	430 ± 14	230 ± 54	0.67 ± 0.07	570 ± 16	0.33 ± 0.02	0.174 ± 0.035				
2013AP-7	ニンジン	320 ± 22	780 ± 37	570 ± 140	0.63 ± 0.07	1100 ± 43	0.41 ± 0.03	0.177 ± 0.044				
2013AP-8	ダイズ	260 ± 12	770 ± 20	160 ± 51	1.0 ± 0.08	1000 ± 23	0.34 ± 0.02	0.171 ± 0.016				
2013AP-9	柿	250 ± 16	790 ± 28	310 ± 83	0.90 ± 0.08	1000 ± 32	0.32 ± 0.02	—				
OK-K3	カボチャ	4000 ± 57	12000 ± 94	510 ± 120	4.7 ± 0.2	16000 ± 110	0.33 ± 0.01	0.177 ± 0.013				
OK-K1	キャベツ	3200 ± 48	9200 ± 78	370 ± 110	1.7 ± 0.1	12000 ± 91	0.35 ± 0.01	—				

表5 山菜中放射性Cs、及び⁴⁰K濃度

山菜	¹³⁴ Cs		¹³⁷ Cs		¹³⁴⁺¹³⁷ Cs		⁴⁰ K		放射能比	
	Bq/kg 生									
									¹³⁴ Cs/ ¹³⁷ Cs	
モウソウダケ	20 ± 0.2		52 ± 0.3		72 ± 0.4		130 ± 2		0.39 ± 0.004	
ハチク	11 ± 0.4		32 ± 0.7		43 ± 0.8		120 ± 6		0.36 ± 0.015	
カラタケ	11 ± 0.3		30 ± 0.5		41 ± 0.6		160 ± 5		0.36 ± 0.011	
コシアブラ	52 ± 2.0		140 ± 3.1		190 ± 3.7		130 ± 16		0.37 ± 0.017	
タラノメ	7.2 ± 0.6		24 ± 1.1		31 ± 1.2		130 ± 11		0.31 ± 0.028	
コゴミ	4.1 ± 0.5		12 ± 0.8		16 ± 0.9		96 ± 11		0.34 ± 0.048	
フキ	1.9 ± 0.3		6.0 ± 0.4		8 ± 0.5		210 ± 10		0.32 ± 0.054	
ワラビ	6.3 ± 0.5		16 ± 0.8		22 ± 0.9		110 ± 9		0.39 ± 0.036	

表6 イノシシ肉中放射性Cs及び⁴⁰K濃度

試料名	部位	¹³⁴ Cs		¹³⁷ Cs		¹³⁴⁺¹³⁷ Cs		⁴⁰ K		放射能比	
		Bq/g 生									
										¹³⁴ Cs/ ¹³⁷ Cs	
イノシシ_F1	ロース	64 ± 3		170 ± 4		234 ± 5		100 ± 19		0.38 ± 0.018	
	モモ	74 ± 5		210 ± 7		284 ± 8		120 ± 34		0.35 ± 0.025	
イノシシ_F2	ロース	120 ± 4		400 ± 7		520 ± 8		84 ± 20		0.30 ± 0.010	
	モモ	120 ± 3		420 ± 6		540 ± 6		99 ± 17		0.29 ± 0.008	
イノシシ_N1	ロース	160 ± 5		590 ± 10		750 ± 11		120 ± 27		0.27 ± 0.010	
	モモ	160 ± 5		600 ± 10		760 ± 12		130 ± 28		0.27 ± 0.010	
イノシシ_N2	ロース	200 ± 5		750 ± 9		950 ± 10		140 ± 24		0.27 ± 0.007	
	モモ	200 ± 6		710 ± 11		910 ± 13		110 ± 27		0.28 ± 0.010	

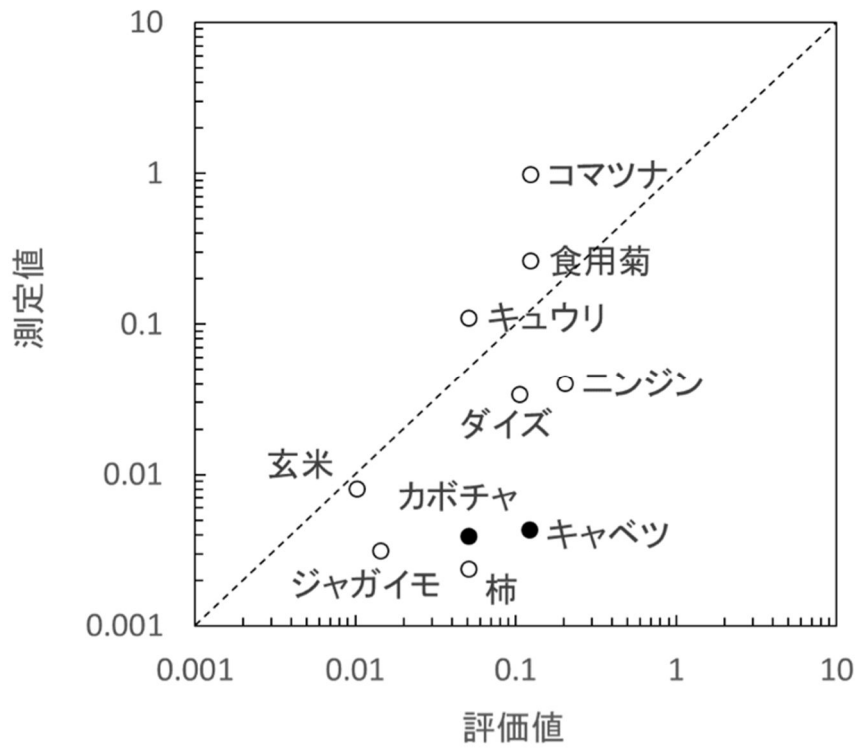


図1 農作物中 $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ 放射能比の評価値と実測値の比較

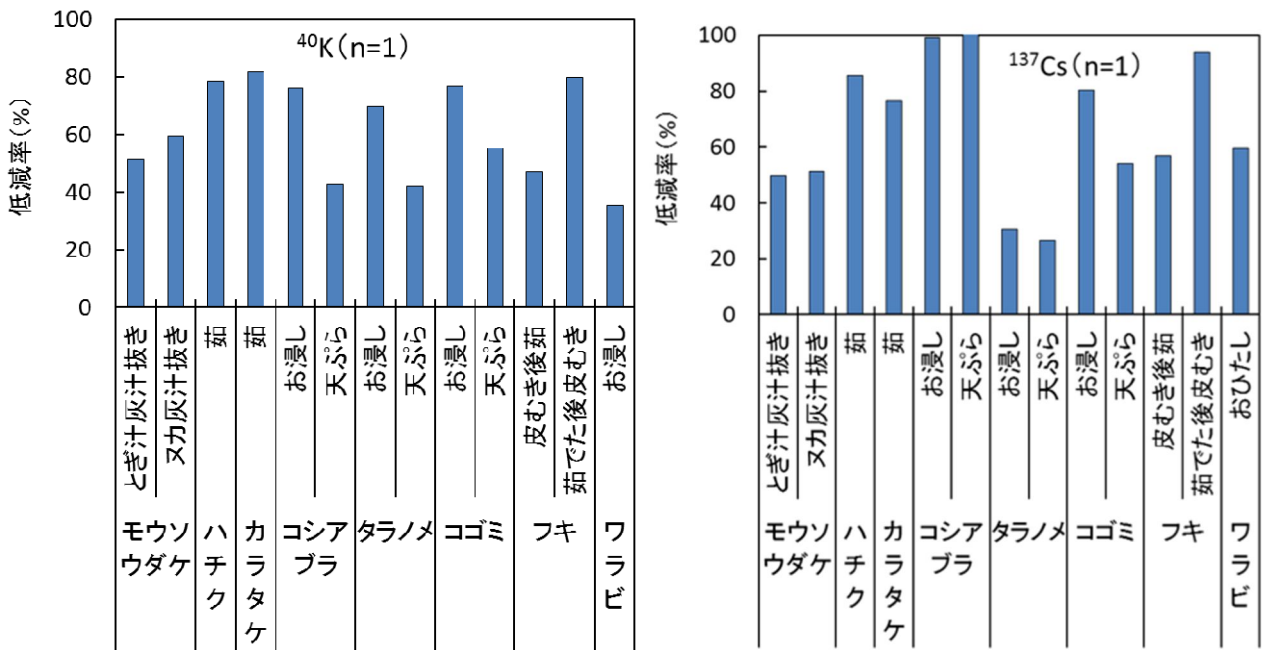


図2 山菜の調理による低減率

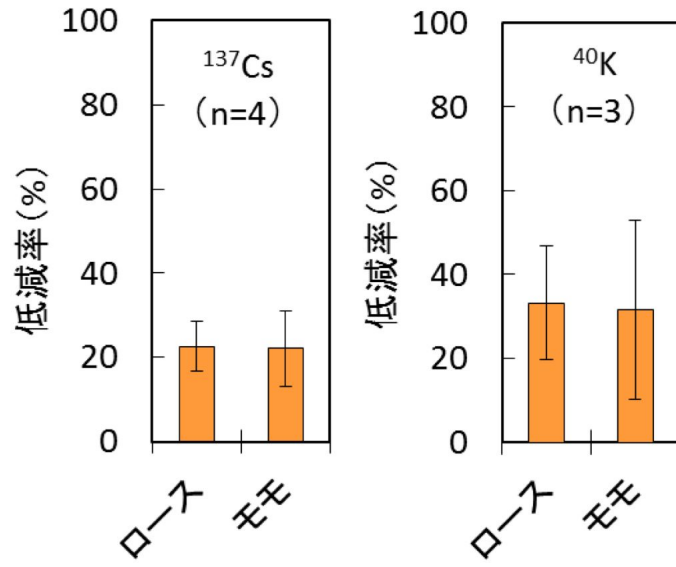


図3 イノシシ肉の血抜きによる ^{137}Cs 及び ^{40}K の低減率

厚生労働科学研究費補助金

(厚生労働科学特別研究事業)

食品中放射性セシウム濃度基準値の妥当性検証 分担研究報告

分担研究者 高橋 知之 京都大学 原子炉実験所

研究協力者 塚田 祥文 福島大学 うつくしまふくしま未来支援センター

(平成24年度～平成25年度)

研究協力者 福谷 哲 京都大学 原子炉実験所

研究要旨

東京電力(株)福島第一原子力発電所(FD1NPS)事故直後に設定され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適用された食品中放射性核種濃度の基準値は、放射性セシウム(Cs)について「一般食品」については 100 Bq/kg、「乳児用食品」及び「牛乳」については、より安全側に 50 Bq/kg とすることが妥当であると考えられた。この基準値の導出には、食品への移行経路毎に放射性核種移行評価を実施して食品中の放射性核種濃度比を推定することにより、放射性 Cs 以外の核種の寄与も考慮されている。本研究では、福島県内で生産された食品について、その放射性 Cs 濃度及びストロンチウム-90 (^{90}Sr)濃度にあわせて、安定核種濃度を測定することにより、放射性 Cs 及び ^{90}Sr に起因する内部被ばく線量を推定することにより、基準値の導出が妥当であったことを確認した。

A. 研究目的

薬事・食品衛生審議会食品衛生分科会は、東京電力(株)福島第一原子力発電所(FD1NPS)事故直後に設定され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適用する食品中の放射性物質の基準値について、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 mSv に引き下げることが妥当と判断し、この線量に相当する食品中放射性セシウム(Cs)の限度値を導出することにより、基

準値を設定した。その際、農畜産物等への放射性核種の移行評価を行うことにより、食品の摂取に起因する内部被ばく線量評価を実施した。その結果、限度値が最も小さくなるのは、1年目における 13-18 歳(男)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とした。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に基準値上限の放射性物質が含まれるとしても年間 1 mSv を超えることがないよう、

より安全側に 50 Bq/kg の基準値を設定することが妥当とした。

基準値の設定にあたっては、最も内部被ばく線量に対する影響が大きいと推定され、迅速にかつ比較的容易に多数の食品について測定可能なセシウム-134 (^{134}Cs) 及びセシウム-137 (^{137}Cs) を対象とした。放射性 Cs 以外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 Cs 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管理し、放射性 Cs 濃度で規制を行うこととした。このため、食品の摂取による内部被ばくに対する放射性 Cs の寄与について評価を実施した。すなわち、食品への移行経路毎に放射性核種移行評価を実施して食品中の放射性核種濃度比を推定することにより、放射性 Cs に対する基準値に反映させた。食品中の放射性核種濃度比は、土壌中放射性核種濃度の比や、環境移行モデル及びパラメータにより推定した。

そのため本研究は、市場流通している農畜産物から、福島県産に限定して作物中の放射性核種濃度等を測定し、その測定結果を比較検討することにより、基準値の導出の際に評価した放射性 Cs に対する核種濃度比の妥当性について検討することを目的としている。しかしながら、これまでの研究において、平成 24 年に測定した試料において、食品中のストロンチウム-90 (^{90}Sr) 濃度は全て検出下限値未満であった。その検出下限値は、葉菜類、豆類、果菜類等については、フォールアウトによる ^{90}Sr が含まれている可能性を考慮しても、 ^{90}Sr 濃度は基準値の導出の考え方による $^{90}\text{Sr} / ^{137}\text{Cs}$ 濃度比よりも低く、基準値導出における推定方法が妥当であることが示唆された。

しかしながら、 ^{90}Sr の実際の濃度が測定されていないため、線量の評価は困難であった。このた

め、平成 25 年度～26 年度において、供試量を約 10 kg として ^{90}Sr 濃度を分析した値を用いて、 ^{137}Cs 濃度と ^{90}Sr 濃度の相関、及び基準値の導出の考え方による $^{90}\text{Sr} / ^{137}\text{Cs}$ 濃度比を評価した。この結果、これらの試料の多くは ^{137}Cs 濃度が 1 Bq/kg-生重量を超えており、事故の影響が示唆された。これに対し、 ^{90}Sr 濃度は、過去のフォールアウトによる農作物中 ^{90}Sr 濃度の範囲内であり、検出された ^{90}Sr が事故による影響であると同定することはできなかった。なお、これらの試料の多くは、フォールアウトによる ^{90}Sr が含まれている可能性を考慮しても、 ^{90}Sr 濃度は基準値の導出の考え方による $^{90}\text{Sr} / ^{137}\text{Cs}$ 濃度比よりも低かった。また、測定値が基準値の導出の考え方による $^{90}\text{Sr} / ^{137}\text{Cs}$ 濃度比を上回った試料についても、土壌中の ^{90}Sr 濃度に事故の寄与が見られないことや、作物中の ^{90}Sr 濃度が福島県外で採取された作物中の ^{90}Sr 濃度と同様であったことから、大気圏核実験由来であったと考えられた¹⁾。これらのことから、基準値導出における推定方法が妥当であることが示唆された。

本分担研究では、このような各食品中核種濃度比に関する検討に加え、食品中安定元素濃度を測定して線量評価に利用することにより、食品摂取による実際の内部被ばく線量を推定し、現行の規制値による食品規制が十分に妥当であることを検証した。

B. 研究方法

1. 食品試料の入手

本研究で対象とする食品は、福島県内で生産された農畜産物であり、かつ市販品として流通しているものとした。このため、福島県内の JA 農作物直売所等で、福島県産品であることを確認した上で購入した。試料の購入は、平成 24 年度は、7 月から 12 月

にかけて40試料の農畜産物を購入した。また、平成25年度は、4月から10月にかけて、42試料の農作物を購入した。なお、平成24年度の結果から飼料中濃度が管理されている畜産物について放射性Cs濃度が既に検出限界値以下であったことから、平成25年度は農作物のみを対象とした。

2. 放射性Cs濃度の測定

福島大学において、購入した農作物試料は、食事に供される状態を前提とし、作物の種類に応じて、水洗い、皮やへたの除去等の前処理を行った。その後、80℃で乾燥し、カッター・ブレンダーで粉碎・混合して測定試料とした。試料をプラスチック製のU-8容器に詰め、Canberra社製のGe半導体検出器(GC2020、GC3020及びGC4020)で、放射性Cs濃度を測定した。 ^{134}Cs 及び ^{137}Cs の定量には、それぞれ604.7 keV及び661.7 keVの線をを用いた。測定時間は約9,400秒から約310,000秒とした。また、同時に ^{40}K (1460 keV)の定量も実施した。なお、日本アイソトープ協会製の5種類(5~50 mm、9.5~95.0 g)の標準試料で効率曲線を作成した。

3. ストロンチウム-90(^{90}Sr)濃度の測定

福島大学において放射性Csの測定を終了した試料は、京都大学原子炉実験所に送付し、 ^{90}Sr 濃度の測定に供した。まず、試料を灰化(500℃、6時間)減容した。灰化試料を硝酸、過酸化水素水で分解し、その後マイクロウェーブ試料分解装置(TOPWave、アナリティクイエナ社製)でほぼ完全に溶液化した。溶液を加熱乾固し、0.1M硝酸で再溶解して陽イオン交換樹脂(Dowex 50WX8など)に通し、その後8M硝酸でSrを含む分画を回収した。回収したSr含有試料をさらにSrレジン(Eichrom Technologies社製)に通し、0.05M硝酸でSrを選択的に回収した。Srの回収率は操作前後の溶液中Sr濃度をICP-AES

(iCap Duo 6300、サーモサイエンティフィック社製)で測定して算出した。

Srを単離した溶液は20 mL容量のガラスバイアルに入れ、直ちに液体シンチレーションカウンター(Tri Carb 2700あるいはTri Carb 2750、パッカード社製)でチェレンコフ光を測定した。その後断続的に測定して、 ^{90}Sr の娘核種であるイットリウム-90(^{90}Y)の増加を確認した上で、 ^{90}Sr を定量した。

4. 安定元素濃度の測定

平成24年度及び平成25年度の採取した食品試料について、安定元素濃度の測定を実施した。測定方法を以下に示す。

(1)安定カリウム(K)及び安定Csの測定

溶液化したサンプルを採取し、安定K及び安定Cs濃度の測定に供した。測定はファーンエス原子吸光(cotrac AA 700, Analytik Jena)あるいは(HP-4500, Yokogawa)、ICP-AES(iCAP-6300, ThermoFisher Scientific)を用いて行い、濃度既知の標準溶液で検量線を作成し定量した。

(2)安定Sr濃度及び安定カルシウム(Ca)濃度の測定

溶液化したサンプル(陽イオン交換樹脂処理前のもの)を採取し、安定Sr濃度及び安定Ca濃度の測定に供した。測定はICP-MS(HP-4500, Yokogawa)あるいはICP-AES(iCAP-6300, ThermoFisher Scientific)を用いて行い、濃度既知の標準溶液で検量線を作成し定量した。

5. 過去の大気圏内核実験によるフォールアウト影響の調査

人工放射性核種である ^{137}Cs と ^{90}Sr は、主に1950~1960年代の大気圏内核実験によって大気中に放出されて、地表面に沈着したことから、本事故の前に既に環境中に存在し、農畜産物からも検出されている。このため、本研究で測定された農畜産物中放

放射性核種濃度には、このフォールアウトの寄与も含まれており、特に本事故による放射性核種の影響が少ない場合には、核種濃度比もその影響が顕著に現れると考えられる。よって、過去のフォールアウトの影響を把握するために、環境放射線データベース¹⁾から、本事故が発生する前の平成12年～平成22年の間の農畜産物中¹³⁷Cs濃度及び⁹⁰Sr濃度のデータを検索した。本研究では核種濃度比の考察が重要となることから、検索されたデータの内、試料の種類、試料採取日及び試料採取場所が同一である試料について「同一試料」と見なし、その同一試料において¹³⁷Cs及び⁹⁰Srの両方が検出されているデータを抽出して、今回の食品試料の結果と比較検討することとした。なお、¹³⁷Cs濃度の測定値が日本分析センターと地方自治体機関の両方に存在する場合は、⁹⁰Sr濃度の測定機関である日本分析センターによる測定値を採用することとした。

6. 安定元素の摂取量の調査

食品中放射性Cs及び⁹⁰Sr濃度の測定は平成24年度～25年度にかけて実施したが、試料が購入できる期間や種類が限られているため、一般に摂取されている食品を網羅的に測定することは困難である。あわせて、⁹⁰Srについては、大量の試料を用いなければ検出ができないため、その試料数及び種類は非常に限定的となる。このため、これらの放射性物質濃度と、その食品に含まれている安定元素の濃度を比較し、一般的な安定元素の摂取量を用いることで、内部被ばく線量を推定することを試みる。公衆による安定元素(K、Ca)の摂取量は、平成25年国民健康・栄養調査報告²⁾を用いることとした。

C. 研究結果

1. 一般試料中放射性核種濃度及び安定元素濃度の測定結果

平成24年度に購入した一般流通食品(農畜産物)中放射性核種濃度、安定Sr及び安定Ca濃度の測定結果を表1に示す。また、平成25年度に購入した一般流通食品(農産物)中放射性核種濃度、安定Cs、安定K、安定Sr及び安定Ca濃度の測定結果を表2に示す。平成24年度の放射性Cs濃度は検出下限値未満から40.2 Bq/kg-生重量であった。このうち、畜産物であるシャモ肉、鶏肉、豚肉、タマゴはいずれも検出下限値未満であった。このため、「D. 考察」においては、農作物のみを考察の対象とする。平成25年度の放射性Cs濃度は検出下限値未満から14.0 Bq/kg-生重量であった。このように、平成24年度、平成25年度ともに、一般食品の基準値である100 Bq/kgを超える農畜産物はなかった。また、平成25年度の試料は平成24年度の試料に比べ放射性Cs濃度が全体的に減少していた。¹³⁴Csについては放射性崩壊による減少が考えられるが、放射性崩壊の影響が小さい¹³⁷Cs濃度も全体的に減少しており、農作物への吸収抑制措置、土壌から農作物への移行が経時的に減少するエイジング、農耕地からの¹³⁷Csの溶脱等の影響が現れていることが考えられる。

一方、表1に示したように、平成24年度の試料中⁹⁰Sr濃度は、試料全てにおいて、検出下限値未満であった。このため、平成25年度の一般流通食品の⁹⁰Sr濃度測定は実施していない。

安定Cs及び安定K濃度は平成25年度の試料のみ測定を行った。安定Cs濃度は検出下限値未満の試料が多く、濃度の範囲は検出下限値未満～5.7 µg/kgであった。安定K濃度は比較的変動範囲が小さく、1.2～7.5 g/kgであった。

平成24～25年度の食品試料中安定Sr濃度は16～6600 µg/kgと、その範囲は二桁にわたっている。また、安定Ca濃度は、16～3900 mg/kgであり、安定Sr濃度と同様に、濃度の範囲は二桁にわたっている。

平成 24 年度に調査した方法では ^{90}Sr を検出することができなかったため、平成 25 年度には一部試料について供試量を約 10 kg に増量して ^{90}Sr 濃度を定量した(「分担報告書 2」参照)。これらの試料について、安定 Sr 濃度を測定した結果を表 3 に示す。安定 Sr 濃度最も濃度の低いシイタケから濃度の高いダイズまで、表 1～表 2 と同程度の範囲となっている。

2. 安定元素濃度の摂取量調査

厚生労働省による平成 25 年国民健康・栄養調査報告に記載された安定 K 及び安定 Ca の一日平均摂取量を表 4 に示す。このデータは男女別、年齢階層別に調査されていることから、線量評価もこれらの区分に応じて行うこととする。

D. 考察

1. 基準値の導出の考え方による農作物核種濃度比の評価

基準値の導出にあたり、農作物に関しては、長期的には、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ることから、この経路(経根吸収経路)を評価している³⁾。すなわち、ある時点を中心とする 1 年間の、農作物における各放射性核種の ^{137}Cs 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、農作物における評価は、農作物分類毎に行っている。

土壌における放射性核種の初期濃度比は、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ている。文科省モニタリングデータによる ^{137}Cs に対する ^{90}Sr の土壌中濃度の比率は、0.00016～0.058 であり、算術平均は 0.0026 であることから、地表面に沈着した ^{90}Sr の ^{137}Cs に対する土壌中濃度比として、0.0026 を高い値に丸めた 0.003(平成 23 年 6 月 14 日時点)から換算して用いている。

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である。基準値の導出では、独立行政法人(現:国立研究開発法人)放射線医学総合研究所、公益財団法人環境科学技術研究所及び独立行政法人(現:国立研究開発法人)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 が平成 22 年に取りまとめたテクニカル・レポート・シリーズ(TRS)No 472 に示された放射性核種の移行係数を参照し、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選択している。なお、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、Sr の Cs 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ている。評価に用いられた移行係数の Cs に対する比を表 5 に示す。

平成 24 年度の食品試料の採取が平成 24 年 7 月から 12 月に実施していることから、そのほぼ中間である平成 24 年 9 月 30 日を評価日とし、上述した基準

値の導出の考え方による農作物の¹³⁷Cs濃度に対する⁹⁰Srの濃度比を評価した結果を表6に示す。なお、平成25年9月30日を評価日とした評価結果もあわせて表6に示す。¹³⁷Csの半減期は約30年、⁹⁰Srの半減期は約29年であり、この2核種の半減期は比較的近い値であることから、若干の期間設定の差異は核種濃度比の評価結果に大きな影響を及ぼさない。

2. 基準値の導出の考え方による農作物核種濃度比の評価結果及び過去のフォールアウトによる濃度との比較

平成24年度に採取した試料を対象として、基準値の導出の考え方による農作物核種濃度比の評価結果及び過去のフォールアウトによる濃度との比較を行う。基準値の導出の考え方による農畜産物中の核種間の濃度比はその種類によって異なることから、農作物中放射性核種濃度実測値と、基準値の導出の考え方による農作物核種濃度比の評価結果との比較は、農作物の種類毎に行う必要があるが、本研究(平成24年度)で採取した試料は、表4に示した農作物の評価に用いられた分類を網羅していない。また本事故以前に放射性核種の濃度が測定されていた農作物試料(つまり、フォールアウトによる影響があるもの)も同様に、表4の農作物分類を網羅していない。このため、コメ(図1)、根菜類及び芋類(図2)、葉菜類・豆類・果菜類(図3)に分類して図示し、考察することとする。

(1) コメ

コメ中の¹³⁷Cs濃度と⁹⁰Sr濃度の検出下限値、平成12年～平成22年においてコメ中の¹³⁷Cs濃度と⁹⁰Sr濃度の両方が検出されているデータ、及び基準値の導出の考え方による、コメ中⁹⁰Sr/¹³⁷Cs濃度比を評価した結果を図1に示す。本研究ではコメについて

は玄米を対象として3試料測定しており、¹³⁷Cs濃度の範囲は1.4～4.9 Bq/kg生であった。なお、平成12年～平成22年において¹³⁷Cs濃度及び⁹⁰Sr濃度の両方が検出されているデータは全て対象が白米であり、玄米は含まれていない。また、図1のプロットは¹³⁷Cs濃度及び⁹⁰Sr濃度の両核種が検出された試料であり、どちらか一方あるいは両方が検出下限値未満とされているものはプロットされていないため、実際の濃度範囲は、図にプロットされている範囲より低い方に広がっていると考えるべきである。これは後述する図2、図3でも同様である。図1に見られるように、今回検出された玄米中¹³⁷Cs濃度は、玄米と白米の差異を考慮しても明確に高く、今回の事故の影響が現れていることが明らかである。これに対し、平成24年度試料の測定では数百gの試料を用いたものの、⁹⁰Srを検出することはできなかった。

(2) 根菜類及び芋類

平成24年度に採取した根菜類及び芋類の¹³⁷Cs濃度と⁹⁰Sr濃度の検出下限値、大気圏核実験由来のフォールアウトによる根菜類中の¹³⁷Cs濃度と⁹⁰Sr濃度の相関、及び基準値の導出の考え方による⁹⁰Sr/¹³⁷Cs濃度比を評価した結果を図2に示す。今回の測定では⁹⁰Sr濃度を検出することができなかった。⁹⁰Srの検出下限値は0.1 Bq/kg生重量程度であり、芋類における基準値の導出の考え方による⁹⁰Sr/¹³⁷Cs濃度比も高いが、仮に検出下限値をこれより低くしても、フォールアウトによる⁹⁰Srが検出される可能性がある。

(3) 葉菜類・豆類・果菜類

葉菜類、豆類、果菜類中の¹³⁷Cs濃度と⁹⁰Sr濃度の検出下限値、フォールアウトによる葉菜類中の¹³⁷Cs濃度と⁹⁰Sr濃度の相関、及び基準値の導出の考え方による⁹⁰Sr/¹³⁷Cs濃度比を評価した結果を図3

に示す。過去のフォールアウトによる豆類及び果菜類中 ^{137}Cs 濃度と ^{90}Sr 濃度の範囲は、今回の調査では不明である。葉菜類、豆類、果菜類のいずれについても、比較的 ^{137}Cs 濃度が高い試料においても ^{90}Sr は検出下限値未満であり、その検出下限値は基準値の導出の考え方による $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ 濃度比よりも低い。すなわち、葉菜類、豆類、果菜類については、フォールアウトによる ^{90}Sr が含まれている可能性を考慮しても、 ^{90}Sr 濃度は基準値の導出の考え方による $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ 濃度比よりも低く、基準値導出における推定方法が妥当であることが示唆される。

3. 農畜産物毎のデータを用いた放射性 Cs による内部被ばく線量の試算

内部被ばく線量評価のための線量係数は、ICRP Publication No72²⁾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る。内部被ばく線量係数を表7に示す。平成24年度及び25年度の放射性 Cs 濃度のデータからこれらの食品の摂取による内部被ばく線量の推定を試みる。なお、本研究では、実際に福島県内で生産され、食品として販売されている農畜産物を対象としていることから、淡水産物及び海産物はこの評価では対象としないこととする。

食品の分類は基準値の導出の差異に用いられたカテゴリーに従う。農作物については、本研究において採取した試料を各カテゴリーに分類し、 ^{137}Cs が検出された試料の濃度を平均して、各カテゴリーの濃度とする。ただし「穀類」は本研究では玄米濃度のみを測定しているため、玄米と同一の濃度とする。畜産物は、平成24年度の測定で全て検出下限値未満であったため、卵については平成24年度の卵の検出下限値、その他の畜産物については平成24年度の肉類の検出下限値を平均濃度として用いる。「その他」については、キノコ類、菓子類、酒類、嗜好飲料、調味料等、広範囲な食品が含まれることが

ら、上記に分類された農産物も含め、 ^{137}Cs が検出された全ての試料の平均値を「その他」の濃度として代表することとした。

^{134}Cs 濃度については、検出されていない試料も多く、誤差も大きいと考えられることから、平成23年3月11日における $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 比を1:1とし、各年度9月30日における ^{134}Cs 濃度との比を算出し、 ^{137}Cs 濃度に乗じることによって推定した。

平成24年度及び平成25年度採取試料の濃度から推定した19歳以上の男女に対する線量の評価結果を表8及び表9に示す。内部被ばく線量係数は表7の成人の値を用いる。平成24年度及び平成25年度ともに年間1 mSvを大幅に下回っており、平成25年度は平成24年度よりも線量が低くなっていることが明らかになった。しかしながら、これらの結果は、一般的なマーケットバスケットや陰膳方式によって推定された結果³⁾よりも高くなっている。その理由として以下のことが考えられる。

- ・本研究では、福島県内で生産された農畜産物を対象とし、福島県内のJA農作物直売所等で、福島県産品であることを確認した上で購入している。すなわち、本推定結果は、一年間に摂取する食品を全て福島県内で生産された食品と仮定した場合となる。実際に摂取される食品はより広範囲から購入されるため、市場希釈の効果が働き、この結果よりもかなり低くなると考えられる。
- ・本推定では、検出下限値未満の試料は食品中濃度の推定に含めていない。実際には検出下限値未満の試料も多く存在するため、食品中平均濃度はもっと低くなると考えられる。
- ・放射性 Cs の摂取量の寄与が最も大きいのは「その他」であり、この中にはキノコ類、菓子類、酒類、嗜好飲料、調味料等が含まれる。本推定では、キノコ類等を含め、 ^{137}Cs が検出された全ての試料の平均値を「その他」の濃度として代表している。

しかしながら実際には、酒類、嗜好飲料等のように濃度は低いが摂取量の比較的多いと考えられる食品も多く、「その他」のカテゴリーの放射性 Cs 濃度平均値は、推定値よりも低いと考えられる。

これらのことから本推定値は保守的な仮定に基づく過大評価となっていると考えられる。よって、より現実的な被ばく線量の評価方法について検討する必要がある。

4. 安定元素濃度を用いた内部被ばく線量の試算

(1) 放射性 Cs と安定 K との相関

表2に示したように、安定 Cs 濃度は検出下限値未満となった試料が多かったことから、放射性 Cs 濃度については、同じアルカリ金属であり、Cs と似通った挙動を示すと考えられる安定 K 濃度との相関について検討した。平成 25 年度の食品試料中安定 K 濃度と ^{137}Cs 濃度との相関を図 4 に示す。 ^{137}Cs 濃度が高い試料は比較的安定 K 濃度が高い傾向があることが示唆される。すなわち、 ^{137}Cs 濃度が高い試料は、当該食品が生産された地域の ^{137}Cs 沈着量が比較的高く、かつ、K 濃度が高い食品であることが推定できる。 ^{137}Cs 濃度/安定 K 濃度比の平均値 (Bq/gK) は 0.39 であった。また、最大値は 19 で、平均値の 5 倍程度であった。

(2) ^{90}Sr と安定 Sr 及び安定 Ca との相関

平成 24 年度及び平成 25 年度に採取した一般流通食品中安定 Sr 濃度及び安定 Ca 濃度の関係を図 5 に示す。安定 Sr 濃度及び安定 Ca 濃度は正の相関関係にあり、安定 Ca 濃度が高い食品ほど、安定 Sr 濃度が高く、 ^{90}Sr 濃度も高くなる可能性があることが示唆された。なお、安定 Sr 濃度/安定 Ca 濃度比の平均値は 3.0 ($\mu\text{g-Sr}/\text{mg-Ca}$) であった。

表 3 に示した大量試料について、安定 Sr 濃度と ^{90}Sr 濃度との相関を図 3 に示す。安定 Sr 濃度と ^{90}Sr

濃度は正の相関関係があり、安定 Sr 濃度が高いほど ^{90}Sr 濃度の高くなる傾向にある。 ^{90}Sr 濃度/安定 Sr 濃度比の平均値は 0.00011 (Bq/ $\mu\text{g-Sr}$) であった。よって、前述した安定 Sr 濃度/安定 Ca 濃度比の平均値を用いると、 ^{90}Sr 濃度/安定 Ca 濃度比の平均値は 0.00033 (Bq/mg-Ca) となる。

(3) 内部被ばく線量評価

内部被ばく線量係数は表 7 に示した値を用いる。なお、表 4 の区分に従い、1~6 歳は 5 歳、7~14 歳は 10 歳、15~19 歳は 15 歳、20 歳以上の各区分は成人の線量係数を用いることとする。

^{137}Cs の年間摂取量は、安定 K の年間摂取量に ^{137}Cs 濃度/安定 K 濃度比の平均値を乗じることによって求めた。また、 ^{134}Cs の摂取量は平成 23 年 3 月 11 日における $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 比を 1:1 とし、平成 25 年 9 月 30 日の比を求めて、 ^{137}Cs 摂取量に乘じることによって求めた。

^{90}Sr の年間摂取量は、安定 Ca の年間摂取量に ^{90}Sr 濃度/安定 Ca 濃度比の平均値を乗じることによって求めた。

各核種の年間摂取量推定値を男女別、年齢階層別に表 10 に示す。また、各核種による年間内部被ばく線量推定値を男女別、年齢階層別に表 11 に示す。

年間内部被ばく線量は放射性 Cs、 ^{90}Sr とともに 0.001 mSv/y のオーダーであり、合計しても介入線量レベルである年間 1 mSv を大幅に下回っていた。なお、「分担研究 2」において記述されているように、今回検出された ^{90}Sr は大気圏核実験由来と考えられ、事故由来の ^{90}Sr による被ばく線量はより小さいと考えられる。ただし、今回の試料数は 9 試料であるのに対し、食品中安定 Sr 濃度や安定 Ca 濃度の範囲は二桁にわたっているため、今回の推定結果については不確実性が大きく、より精度の高い推定を行う

ためには、試料数を増やすなどのより詳細な検討が必要と考えられる。

なお、「分担研究2」において記述されているように、帰還困難地域における試料においても本事故由来のプルトニウム(Pu)は検出されなかったこと、本研究も含めこれまでの食品試料の測定においてルテニウム-106 (^{106}Ru)が検出された事例がないことから、これらの核種による影響は無いと考えられる。

E. 結論

本研究では、福島県内において福島県産品の食品(農畜産物)を平成24年度及び平成25年度にそれぞれ40個及び42個購入し、放射性Cs濃度、 ^{90}Sr 濃度及び安定元素濃度を測定した。その結果、平成24年度の試料中放射性Cs濃度は検出下限値未満から40.2 Bq/kg-生重量であり、一般食品の基準値である100 Bq/kgを超える農畜産物はなかった。なお、 ^{90}Sr 濃度は、測定を実施した平成24年度の試料において、全て検出下限値未満であった。

本研究において測定された ^{137}Cs 濃度及び ^{90}Sr 濃度の検出下限値を、過去の大気圏内核実験によるフォールアウトに起因する、平成12年～平成22年における農作物中 ^{137}Cs 及び ^{90}Sr の濃度の範囲、及び食品中放射性Cs基準値の導出の際に評価した核種濃度比と比較検討した。その結果、葉菜類・豆類・果菜類については、 ^{137}Cs 濃度が比較的高い試料においても ^{90}Sr 濃度は検出下限値未満であり、基準値導出における推定方法が妥当であることが示唆された。

本研究によって得られた ^{137}Cs 濃度から農畜産物摂取による被ばく線量を試算した結果、極めて保守的な仮定であっても年間1 mSvを大幅に下回っており、なおかつ平成25年度は平成24年度に比べて減

少していることが明らかとなった。

また、安定元素濃度を利用して、平成25年度採取試料の濃度から推定した内部被ばく線量の評価結果は、フォールアウトによる ^{90}Sr の寄与を含めても、介入線量レベルである年間1 mSvを大幅に下回っていた。帰還困難地域における試料においても本事故由来のPuは検出されなかったこと、本研究も含めこれまでの食品試料の測定において ^{106}Ru が検出された事例がないことから、これらの核種による影響はほとんど無いと考えられる。

これらの結果から、事故に起因する放射性Cs以外の核種の影響は極めて小さく、 ^{90}Sr 等の他の放射性核種の寄与を安全側に考慮した放射性Csに対する基準値の算定値は、妥当であったと考えられる。

F. 引用文献

- 1) 環境放射線データベース, <http://search.kankyō.hōshān.gōj.p/>.
- 2) 厚生労働省:平成25年国民健康・栄養調査報告(2015).
- 3) 厚生労働省ホームページ: <http://www.mhlw.gōj.p/>
- 4) ICRP: Publication 72(1996).

G. 研究業績

なし

H. 知的財産権の出願・登録状況

なし

I. 健康危険情報

なし

表1 食品中放射性核種濃度等の測定結果（平成24年度採取試料）

試料名	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K	⁹⁰ Sr	¹³⁴ Cs+ ¹³⁷ Cs	安定Sr	安定Ca
	Bq/kg 生	Bq/kg 生	Bq/kg 生	Bq/kg 生	Bq/kg 生	μg/kg 生	mg/kg 生
エダマメ	5.9 ± 0.2	10.0 ± 0.2	160 ± 4	< 0.14	15.9 ± 0.3	3.5E+02	5.5E+02
シャモ肉	< 0.6	< 0.5	65 ± 4	< 0.29	-	4.0E+01	6.5E+01
コマツナ	0.9 ± 0.0	1.4 ± 0.1	112 ± 2	< 0.04	2.2 ± 0.1	2.4E+03	8.4E+02
ツルムラサキ	1.0 ± 0.0	1.6 ± 0.0	129 ± 2	< 0.04	2.6 ± 0.1	1.8E+03	5.8E+02
アオマメ	15.0 ± 0.5	25.2 ± 0.5	558 ± 11	-	40.2 ± 0.7	-	-
キュウリ	0.4 ± 0.0	0.6 ± 0.0	68 ± 1	< 0.02	1.0 ± 0.0	1.8E+02	1.5E+02
トマト	< 0.1	< 0.1	48 ± 1	< 0.02	-	7.3E+01	6.0E+01
ピーマン	0.4 ± 0.0	0.7 ± 0.0	73 ± 1	< 0.06	1.0 ± 0.0	3.7E+01	5.7E+01
ナス	< 0.1	< 0.2	66 ± 2	< 0.09	-	1.0E+02	1.2E+02
サヤインゲン	0.1 ± 0.0	0.2 ± 0.0	60 ± 1	< 0.03	0.3 ± 0.0	1.4E+03	3.8E+02
プラム	10.6 ± 0.1	16.3 ± 0.1	37 ± 1	-	26.8 ± 0.1	-	-
ジャガイモ	0.4 ± 0.1	0.6 ± 0.1	118 ± 2	< 0.09	1.0 ± 0.1	2.1E+02	5.6E+01
鶏肉	< 0.8	< 0.7	350 ± 6	< 0.24	-	2.2E+01	5.0E+01
エゴマ豚肉	< 0.8	< 0.7	347 ± 6	< 0.53	-	1.6E+01	5.9E+01
モモ	2.3 ± 0.1	3.6 ± 0.1	53 ± 1	-	5.9 ± 0.1	-	-
ブルーベリー	13.1 ± 0.3	22.7 ± 0.5	139 ± 8	< 0.17	35.9 ± 0.6	1.8E+02	1.1E+02
キクラゲ	4.2 ± 0.1	6.4 ± 0.1	18 ± 1	< 0.10	10.6 ± 0.1	3.1E+02	1.1E+02
タマネギ	0.2 ± 0.0	0.3 ± 0.0	39 ± 1	< 0.06	0.5 ± 0.0	1.4E+02	1.1E+02
カボチャ	2.3 ± 0.1	3.6 ± 0.1	179 ± 3	< 0.10	5.9 ± 0.2	2.9E+02	9.6E+01
ササギマメ	8.0 ± 0.3	12.8 ± 0.3	361 ± 7	< 0.25	20.8 ± 0.4	2.3E+03	7.6E+02
キャベツ	0.2 ± 0.0	0.4 ± 0.0	66 ± 1	< 0.03	0.7 ± 0.0	1.1E+03	1.7E+02
シシトウ	< 0.2	0.2 ± 0.0	96 ± 2	< 0.06	-	2.5E+02	1.3E+02
ナガネギ	0.2 ± 0.0	0.4 ± 0.0	59 ± 1	< 0.04	0.6 ± 0.0	1.3E+03	1.9E+02
オクラ	0.2 ± 0.0	0.4 ± 0.0	78 ± 1	< 0.07	0.6 ± 0.0	6.2E+02	-
シイタケ	4.4 ± 0.1	7.8 ± 0.1	73 ± 2	< 0.07	12.2 ± 0.1	2.4E+01	1.6E+01
ナシ	1.8 ± 0.0	3.0 ± 0.0	45 ± 1	< 0.04	4.8 ± 0.0	3.1E+01	2.3E+01
サツマイモ	2.8 ± 0.1	4.4 ± 0.1	150 ± 3	< 0.13	7.2 ± 0.2	1.0E+03	3.6E+02
キャベツ	2.0 ± 0.2	3.8 ± 0.2	781 ± 13	< 0.03	5.8 ± 0.3	1.2E+03	1.7E+02
タマゴ	< 0.3	< 0.4	596 ± 5	< 0.33	-	2.3E+02	2.9E+02
ニラ	0.1 ± 0.0	0.2 ± 0.0	138 ± 2	< 0.24	0.3 ± 0.0	6.7E+02	4.3E+02
ブロッコリー	0.7 ± 0.0	1.3 ± 0.0	132 ± 2	< 0.08	1.9 ± 0.1	9.8E+02	2.1E+02
サトイモ	0.2 ± 0.0	0.5 ± 0.0	191 ± 2	< 0.07	0.8 ± 0.1	2.4E+02	6.9E+01
マイタケ	1.4 ± 0.1	2.4 ± 0.1	104 ± 2	< 0.07	3.8 ± 0.1	4.7E+01	2.8E+01
リンゴ	4.0 ± 0.1	6.9 ± 0.2	26 ± 2	< 0.07	10.9 ± 0.2	6.1E+01	3.6E+01
玄米	2.5 ± 0.2	4.9 ± 0.2	55 ± 4	< 0.24	7.4 ± 0.3	2.3E+02	1.6E+02
食用菊	5.4 ± 0.1	8.8 ± 0.1	63 ± 2	< 0.07	14.1 ± 0.1	1.1E+02	1.7E+02
カキ	3.6 ± 0.1	6.3 ± 0.1	32 ± 1	< 0.06	9.9 ± 0.1	1.4E+02	8.6E+01
ハックルベリー	0.2 ± 0.0	0.3 ± 0.1	165 ± 3	< 0.08	0.4 ± 0.1	5.4E+02	2.1E+02
玄米	1.5 ± 0.3	2.7 ± 0.3	34 ± 7	< 0.24	4.2 ± 0.4	2.6E+02	1.0E+02
玄米	1.0 ± 0.2	1.4 ± 0.3	48 ± 8	< 0.29	2.4 ± 0.4	1.9E+02	1.6E+02

表2 食品中放射性核種濃度等の測定結果（平成25年度採取試料）

試料名	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K	¹³⁴ Cs+ ¹³⁷ Cs	安定Cs	安定K	安定Sr	安定Ca
	Bq/kg 生	Bq/kg 生	Bq/kg 生	Bq/kg 生	μg/kg 生	g/kg 生	μg/kg 生	mg/kg 生
ブロッコリー	0.5 ± 0.1	1.1 ± 0.1	129 ± 3	1.6 ± 0.1	<	2.7E+00	2.5E+03	6.9E+02
ホウレンソウ	0.7 ± 0.0	1.3 ± 0.0	149 ± 2	2.0 ± 0.1	2.6E-01	3.1E+00	1.9E+03	4.7E+02
ウド	1.6 ± 0.1	3.1 ± 0.1	131 ± 2	4.7 ± 0.1	3.4E+00	2.8E+00	1.8E+02	1.9E+02
ミツバ	0.4 ± 0.1	0.7 ± 0.1	110 ± 3	1.1 ± 0.1	9.9E-01	3.0E+00	7.1E+02	4.6E+02
カブ(茎・葉)	< 0.1	< 0.1	116 ± 3	-	<	3.6E+00	4.4E+03	9.2E+02
カブ(根)	< 0.1	< 0.1	78 ± 1	-	<	2.0E+00	8.4E+02	2.1E+02
アブラナ	0.4 ± 0.0	0.8 ± 0.1	147 ± 2	1.2 ± 0.1	<	4.3E+00	3.7E+03	1.3E+03
フキ	0.3 ± 0.0	0.5 ± 0.0	128 ± 1	0.8 ± 0.0	<	4.0E+00	7.0E+02	3.7E+02
ヨモギ	2.8 ± 0.3	4.7 ± 0.3	173 ± 8	7.4 ± 0.4	5.7E+00	4.2E+00	2.9E+03	5.8E+02
アスパラガス	0.1 ± 0.0	0.1 ± 0.0	74 ± 1	0.2 ± 0.0	6.2E-01	2.0E+00	7.8E+01	2.4E+02
キュウリ(ハウス)	< 0.0	0.1 ± 0.0	71 ± 1	0.1 ± 0.0	<	2.6E+00	6.7E+02	2.3E+02
ホウレンソウ	0.1 ± 0.0	0.2 ± 0.0	282 ± 4	0.3 ± 0.1	<	7.5E+00	6.7E+02	4.7E+02
ハタマネギ	0.1 ± 0.0	0.1 ± 0.0	72 ± 1	0.3 ± 0.0	<	1.8E+00	2.0E+03	3.5E+02
ウド	1.2 ± 0.1	2.1 ± 0.1	94 ± 3	3.2 ± 0.2	1.2E-01	2.4E+00	2.8E+02	1.6E+02
ニラ	< 0.1	< 0.1	108 ± 1	-	<	2.4E+00	1.9E+03	2.0E+02
サンショウ(葉)	1.1 ± 0.3	2.1 ± 0.3	109 ± 8	3.2 ± 0.4	<	3.5E+00	3.4E+03	1.0E+03
ゴボウ	0.4 ± 0.0	0.8 ± 0.0	144 ± 1	1.2 ± 0.0	1.9E+00	4.9E+00	2.1E+03	3.2E+02
ダイコン	< 0.0	< 0.0	96 ± 1	-	<	2.3E+00	7.1E+02	9.9E+01
タマネギ	< 0.1	< 0.1	42 ± 1	-	<	1.2E+00	4.8E+02	1.4E+02
タマネギ	< 0.1	< 0.1	50 ± 2	-	9.2E-02	1.4E+00	2.4E+02	1.3E+02
スナックエンドウ	< 0.1	< 0.1	53 ± 1	-	<	1.5E+00	1.6E+03	3.5E+02
キャベツ	0.1 ± 0.0	0.1 ± 0.0	74 ± 1	0.2 ± 0.0	<	2.5E+00	4.8E+02	2.9E+02
シドケ	4.4 ± 0.2	9.6 ± 0.4	160 ± 6	14.0 ± 0.4	<	5.1E+00	6.6E+03	8.8E+02
スモモ(ソルダム)	0.8 ± 0.0	1.6 ± 0.1	45 ± 1	2.3 ± 0.1	7.2E-01	1.6E+00	3.9E+02	1.5E+02
ニンジン	0.2 ± 0.0	0.4 ± 0.0	140 ± 2	0.5 ± 0.0	<	3.9E+00	1.2E+03	2.3E+02
アスパラガス	0.0 ± 0.0	0.2 ± 0.0	67 ± 1	0.2 ± 0.0	<	2.0E+00	6.2E+01	1.2E+02
シトウ	0.1 ± 0.0	0.2 ± 0.0	82 ± 2	0.4 ± 0.0	<	2.0E+00	4.0E+02	1.1E+02
キュウリ	0.1 ± 0.0	0.1 ± 0.0	53 ± 1	0.1 ± 0.0	<	1.5E+00	5.2E+02	1.1E+02
ピーマン	0.1 ± 0.0	0.1 ± 0.0	60 ± 1	0.2 ± 0.0	<	5.6E+00	1.4E+02	1.6E+02
ミョウガ	1.2 ± 0.0	2.4 ± 0.1	130 ± 2	3.6 ± 0.1	<	3.3E+00	4.6E+02	1.2E+02
クロマメ	1.1 ± 0.2	2.2 ± 0.2	207 ± 7	3.4 ± 0.3	<	7.1E+00	2.1E+03	7.1E+02
ズッキーニ	0.1 ± 0.0	0.2 ± 0.0	68 ± 1	0.3 ± 0.0	<	1.8E+00	2.3E+03	1.7E+02
モモ(あかつき)	0.9 ± 0.1	2.1 ± 0.1	47 ± 1	3.0 ± 0.1	<	3.9E+00	4.2E+02	1.8E+02
カボチャ	0.9 ± 0.1	2.1 ± 0.1	180 ± 4	2.9 ± 0.2	<	4.8E+00	4.4E+02	3.2E+02
タマネギ	0.2 ± 0.0	0.4 ± 0.0	47 ± 1	0.6 ± 0.0	<	1.6E+00	6.0E+02	2.0E+02
コマツナ	0.1 ± 0.0	0.2 ± 0.0	149 ± 2	0.4 ± 0.0	<	3.4E+00	3.5E+03	7.1E+02
トウガン	0.1 ± 0.0	0.3 ± 0.0	67 ± 1	0.4 ± 0.0	<	2.7E+00	2.0E+03	2.8E+02
ダイコン	< 0.1	< 0.1	89 ± 1	-	<	2.1E+00	5.8E+02	2.0E+02
ジャガイモ(キタアカ)	0.6 ± 0.0	1.2 ± 0.0	137 ± 1	1.8 ± 0.0	<	3.9E+00	1.1E+02	1.5E+02
サツマイモ(ベニアズ)	1.6 ± 0.1	3.5 ± 0.1	108 ± 2	5.1 ± 0.1	2.2E+00	3.3E+00	1.4E+03	4.0E+02
サトイモ	0.4 ± 0.0	0.9 ± 0.0	156 ± 1	1.3 ± 0.0	<	4.4E+00	1.2E+03	7.1E+02
玄米(コシヒカリ)	< 0.6	0.7 ± 0.2	82 ± 5	0.7 ± 0.6	<	1.3E+00	2.9E+02	3.9E+03

表3 大量試料による食品中放射性核種濃度の測定結果
(平成25年度採取試料)

試料名	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K	⁹⁰ Sr	安定Sr
	Bq/kg 生	Bq/kg 生	Bq/kg 生	Bq/kg 生	μg/kg 生
コマツナ	0.030 ± 0.0036	0.055 ± 0.0044	100 ± 0.34	0.054 ± 0.0027	1.1E+03
キュウリ	0.063 ± 0.0074	0.11 ± 0.008	66 ± 0.57	0.013 ± 0.0011	2.1E+02
玄米	0.74 ± 0.054	1.6 ± 0.077	65 ± 1.9	0.013 ± 0.0018	1.2E+03
パレisho	1.7 ± 0.026	3.9 ± 0.039	130 ± 0.88	0.012 ± 0.00093	3.2E+01
ニンジン	0.36 ± 0.032	0.78 ± 0.040	130 ± 1.7	0.031 ± 0.0022	1.6E+03
ダイズ	3.7 ± 0.32	8.8 ± 0.47	540 ± 14	0.30 ± 0.014	8.0E+03
柿	1.5 ± 0.047	3.6 ± 0.074	56 ± 1.2	0.0086 ± 0.00050	2.3E+02
食用菊	0.072 ± 0.0040	0.17 ± 0.0059	86 ± 0.32	0.044 ± 0.0039	3.2E+02
シイタケ	2.2 ± 0.093	5.1 ± 0.14	85 ± 2.3	0.0047 ± 0.00032	1.9E+01

表4 安定K及び安定Caの摂取量
(一日あたりの平均摂取量、単位：mg/日)

年齢区分		1-6歳	7-14歳	15-19歳	20-29歳	30-39歳	40-49歳	50-59歳	60-69歳	70歳以上
男	カリウム	1450	2259	2225	1995	2119	2121	2323	2606	2703
	カルシウム	421	667	502	445	454	443	473	550	590
女	カリウム	1442	2047	1850	1770	1893	1874	2246	2506	2372
	カルシウム	413	607	431	405	441	420	490	540	521

表5 規格基準の設定に用いられた農作物に関する環境移行パラメータ
(移行係数のCs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

表6 規格基準設定のパラメータより導出した⁹⁰Sr / ¹³⁷Cs 比の評価結果
(各年度9月30日を評価日とする)

	穀類	コメ	芋類	葉菜類	根菜類	豆類	果菜類
平成24年度	6.0E-02	1.0E-02	1.4E-02	1.2E-01	2.0E-01	1.0E-01	5.1E-02
平成25年度	6.0E-02	1.0E-02	1.4E-02	1.2E-01	2.0E-01	1.0E-01	5.1E-02

表7 内部被ばく線量係数 (Sv/Bq)

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

表8 農畜産物摂取による線量推定結果 (平成24年度採取試料)

	19歳以上[男子] 一日摂取量 (g/day)	19歳以上[女子] 一日摂取量 (g/day)	Cs137平均濃度 (Bq/kg)	19歳以上[男子] 一日摂取量 (Bq/day)	19歳以上[女子] 一日摂取量 (Bq/day)
穀類	127.5	110.9	3	0.38	0.33
コメ	424	292	3	1.27	0.88
芋類	60	55.8	1.9	0.11	0.11
葉菜類	142.9	130.2	1.2	0.17	0.16
根菜類	85.2	78.1	0.3	0.03	0.02
豆類	64.3	61.7	16	1.03	0.99
果菜類	229.7	243.1	5.4	1.24	1.31
乳製品	30.6	38.9	0.6	0.02	0.02
牛肉	17.7	12.1	0.6	0.01	0.01
豚肉	46.6	36.1	0.6	0.03	0.02
鶏肉	22.1	16.2	0.6	0.01	0.01
鶏卵	39.6	34.5	0.4	0.02	0.01
その他*	623.8	374	4.8	2.99	1.80
牛乳	82.3	87	0.6	0.05	0.05
			Cs137摂取量合計 (Bq/y)	2.7E+03	2.1E+03
			Cs134摂取量合計 (Bq/y)	1.7E+03	1.3E+03
			Cs137線量(mSv/y)	3.5E-02	2.7E-02
			Cs134線量(mSv/y)	3.1E-02	2.4E-02
			線量合計(mSv/y)	6.6E-02	5.2E-02

*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9 農畜産物摂取による線量推定結果（平成25年度採取試料）

	19歳以上[男子] 一日摂取量 (g/day)	19歳以上[女子] 一日摂取量 (g/day)	Cs137平均濃度 (Bq/kg)	19歳以上[男子] 一日摂取量 (Bq/day)	19歳以上[女子] 一日摂取量 (Bq/day)
穀類	127.5	110.9	0.7	0.09	0.08
コメ	424	292	0.7	0.30	0.20
芋類	60	55.8	1.9	0.11	0.11
葉菜類	142.9	130.2	1	0.14	0.13
根菜類	85.2	78.1	0.5	0.04	0.04
豆類	64.3	61.7	2.2	0.14	0.14
果菜類	229.7	243.1	0.7	0.16	0.17
乳製品	30.6	38.9	0.6	0.02	0.02
牛肉	17.7	12.1	0.6	0.01	0.01
豚肉	46.6	36.1	0.6	0.03	0.02
鶏肉	22.1	16.2	0.6	0.01	0.01
鶏卵	39.6	34.5	0.4	0.02	0.01
その他*	623.8	374	1.4	0.87	0.52
牛乳	82.3	87	0.6	0.05	0.05
			Cs137摂取量合計 (Bq/y)	7.3E+02	5.5E+02
			Cs134摂取量合計 (Bq/y)	3.3E+02	2.5E+02
			Cs137線量(mSv/y)	9.5E-03	7.2E-03
			Cs134線量(mSv/y)	6.2E-03	4.7E-03
			線量合計(mSv/y)	1.6E-02	1.2E-02

*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10 各核種の年間摂取量推定値（単位：Bq/y）

年齢区分	1-6歳	7-14歳	15-19歳	20-29歳	30-39歳	40-49歳	50-59歳	60-69歳	70歳以上	
男	Cs-134	9.3E+01	1.4E+02	1.4E+02	1.3E+02	1.4E+02	1.4E+02	1.5E+02	1.7E+02	1.7E+02
	Cs-137	2.1E+02	3.2E+02	3.2E+02	2.8E+02	3.0E+02	3.0E+02	3.3E+02	3.7E+02	3.9E+02
	Sr-90	5.1E+01	8.0E+01	6.1E+01	5.4E+01	5.5E+01	5.3E+01	5.7E+01	6.6E+01	7.1E+01
女	Cs-134	9.2E+01	1.3E+02	1.2E+02	1.1E+02	1.2E+02	1.2E+02	1.4E+02	1.6E+02	1.5E+02
	Cs-137	2.1E+02	2.9E+02	2.6E+02	2.5E+02	2.7E+02	2.7E+02	3.2E+02	3.6E+02	3.4E+02
	Sr-90	5.0E+01	7.3E+01	5.2E+01	4.9E+01	5.3E+01	5.1E+01	5.9E+01	6.5E+01	6.3E+01

表11 各核種による年間内部被ばく線量推定値（単位：mSv/y）

年齢区分	1-6歳	7-14歳	15-19歳	20-29歳	30-39歳	40-49歳	50-59歳	60-69歳	70歳以上	
男	Cs-134	1.2E-03	2.0E-03	2.7E-03	2.4E-03	2.6E-03	2.6E-03	2.8E-03	3.2E-03	3.3E-03
	Cs-137	2.0E-03	3.2E-03	4.1E-03	3.7E-03	3.9E-03	3.9E-03	4.3E-03	4.8E-03	5.0E-03
	Cs-(134+137)	3.2E-03	5.2E-03	6.8E-03	6.1E-03	6.5E-03	6.5E-03	7.1E-03	8.0E-03	8.3E-03
	Sr-90	2.4E-03	4.8E-03	4.8E-03	1.5E-03	1.5E-03	1.5E-03	1.6E-03	1.9E-03	2.0E-03
女	Cs-134	1.2E-03	1.3E-03	1.5E-03	1.5E-03	1.6E-03	1.6E-03	1.9E-03	2.1E-03	2.0E-03
	Cs-137	2.0E-03	2.9E-03	3.4E-03	3.3E-03	3.5E-03	3.5E-03	4.2E-03	4.6E-03	4.4E-03
	Cs-(134+137)	3.2E-03	4.2E-03	5.0E-03	4.7E-03	5.1E-03	5.0E-03	6.0E-03	6.7E-03	6.4E-03
	Sr-90	2.3E-03	4.4E-03	4.2E-03	1.4E-03	1.5E-03	1.4E-03	1.7E-03	1.8E-03	1.8E-03

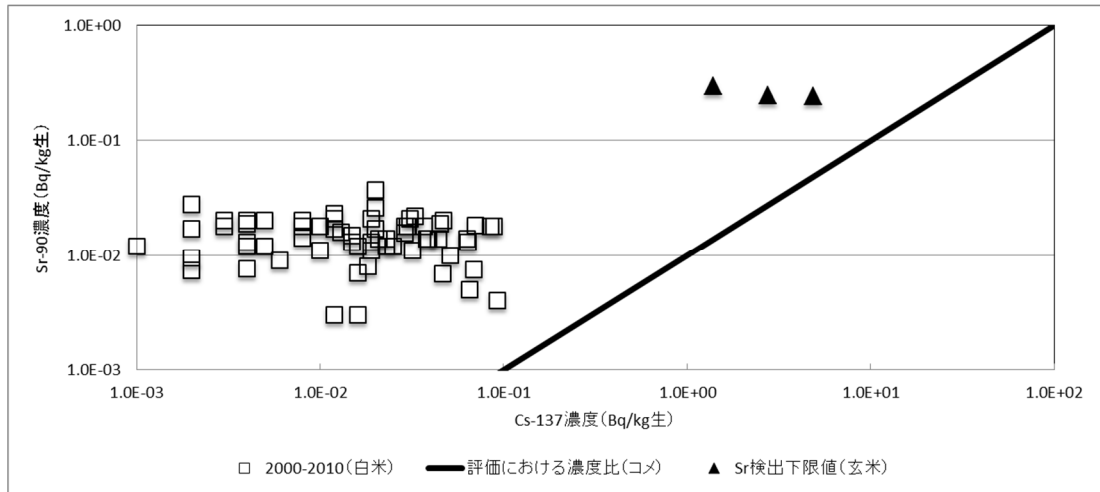


図1 食品中核種濃度実測値と規格基準設定における濃度比
 (平成24年度採取:コメ)

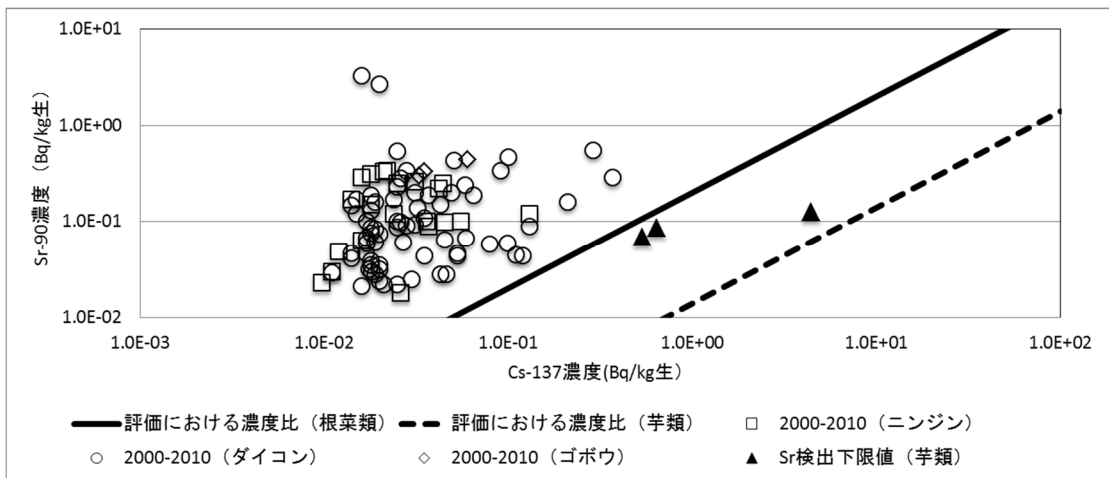


図2 農作物中核種濃度実測値と規格基準設定における濃度比
 (平成24年度採取:芋類・根菜類)

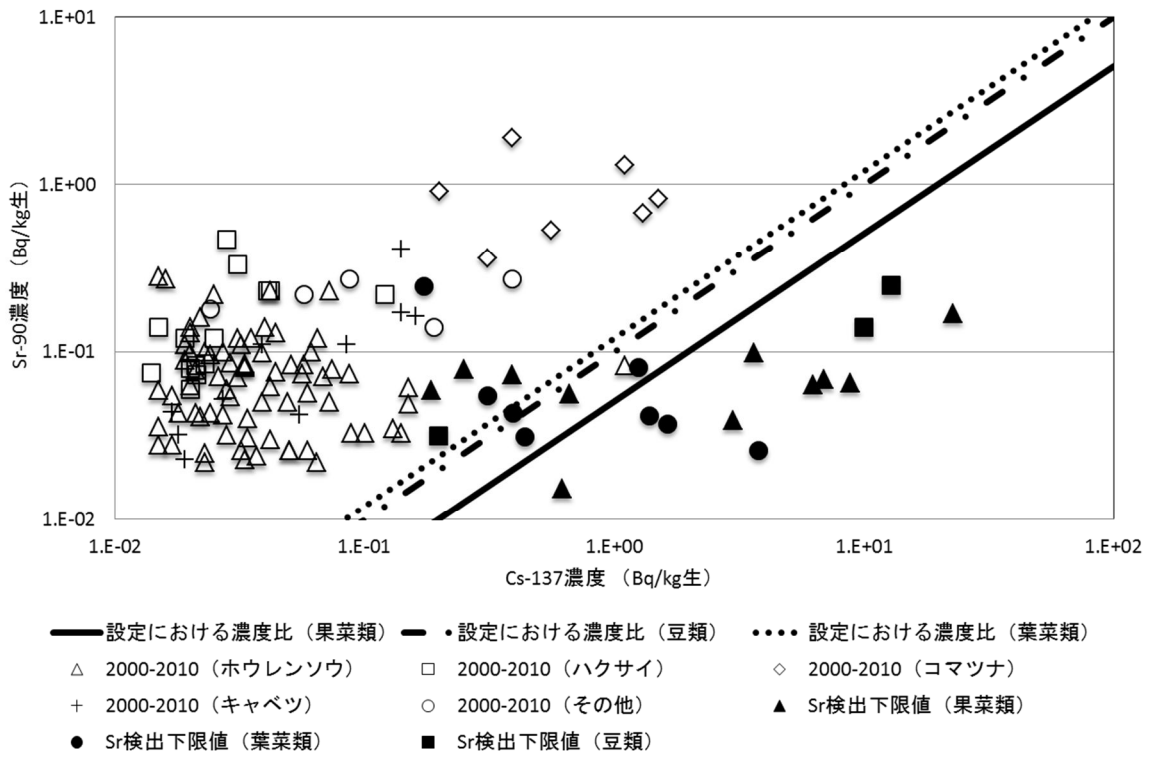


図3 農作物中核種濃度実測値と規格基準設定における濃度比
 (平成24年度採取: 葉菜類・豆類・果菜類)

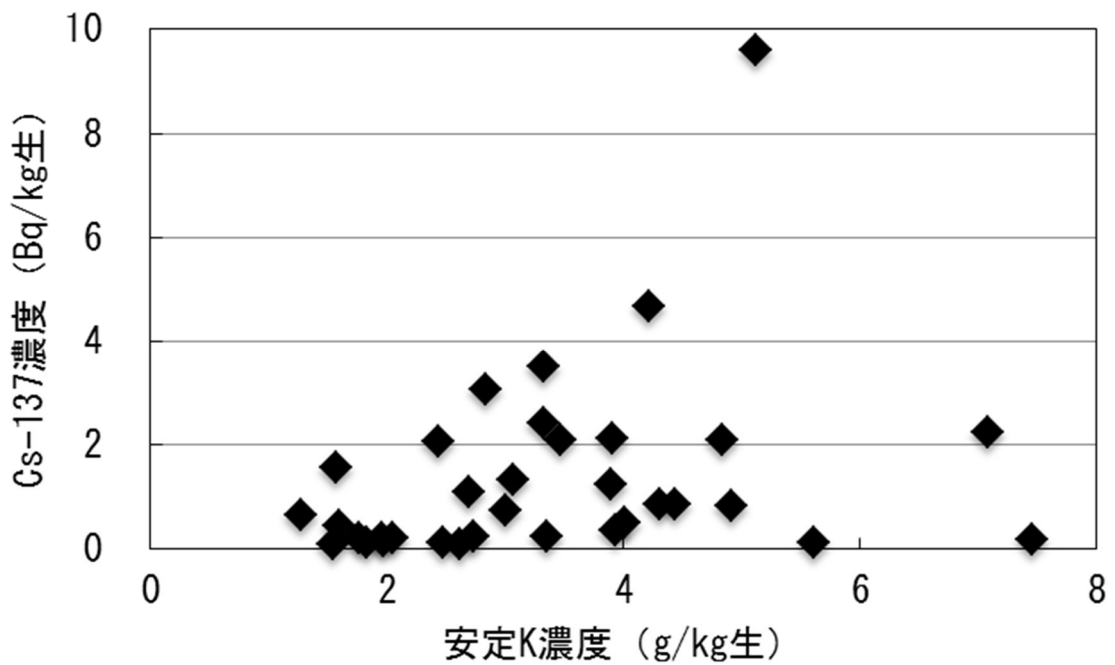


図4 食品中安定K濃度と¹³⁷Cs濃度の相関

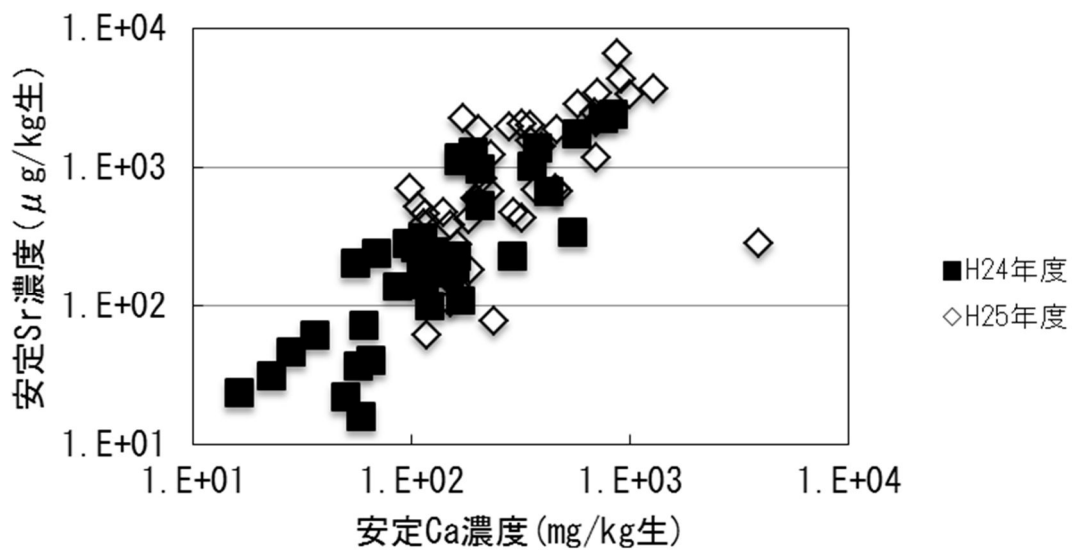
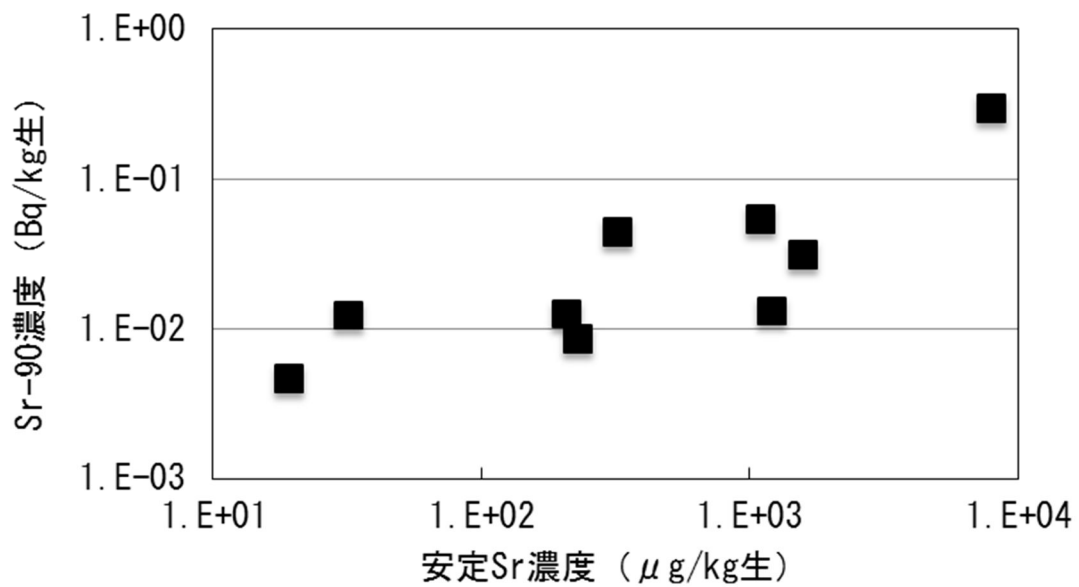


図5 食品中安定 Ca 濃度と安定 Sr 濃度の相関

図6 食品中安定 Sr 濃度と⁹⁰Sr 濃度との相関



III. 研究成果の刊行物に関する一覧表

研究成果の刊行に関する一覧表

書籍

著者氏名	論文タイトル名	書籍全体の編集者名	書籍名	出版社名	出版地	出版年	ページ
T.Aono, Y. Ito, T.Sohtome ,T.Mizuno, S. Igarashi, J. Kanda, and T. Ishimaru	Observation of Radionuclides in Marine Biota off the Coast of Fukushima Prefecture After TEPCO's Fukushima Daiichi Nuclear Power Station Accident	S. Takahashi	Radiation Monitoring and Dose Estimation of the Fukushima Nuclear Accident	Springer	Tokyo	2013	115 - 123
塚田祥文、 小山良太		塚田祥文 小山良太	なすびのギモン(食品)	環境省		2014	1-33

論文発表

発表者氏名	論文タイトル名	発表誌名	巻号	ページ	出版年
T. Aono, Y. Ito, T. Saotome, T. Mizuno, T. Igarashi, J. Kanda, T. Ishimaru	Observation of radionuclides in marine biota off the coast of Fukushima prefecture after TEPCO's Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident	Proceedings of the International Symposium on Environmental Monitoring and Dose Estimation of Residents After Accident of TEPCO's		62-65	2012

		Fukushima Daiichi Nuclear Power Stations			
青野辰雄、鄭建、 府馬正一、久保 田善久、渡辺嘉 人、久保田正秀、 溝口雅彦、尾崎 和久、早乙女忠 弘、五十嵐敏、 伊藤友加里、神 田穰太、石丸隆、 吉田聡	福島沿岸における海洋 生物中の放射性核種に ついて	Proceedings of the Workshop on Environment al Radioactivity (KEK Proceedings)		203-205	2012
塚田祥文	環境中放射性物質の農 作物への移行と飲食物 の新しい基準値につい て	土づくりと エコ農法	44	2-11	2012
高橋知之	食品中放射性核種濃度 の新たな規格基準	日本原子力 学会誌	54	602-605	2012
国分牧衛、南條 正巳、日塔明広、 塚田祥文、根本 圭介、Peter Slavich、島田和 彦、近藤始彦、 井上眞理	東日本大震災からの農 業再生と作物生産技術	日本作物学 会紀事	82	86-95	2013
高橋知之	食品中放射性核種濃度 基準値の設定	食品衛生学 雑誌	54	97-101	2013

青野辰雄、石丸隆、神田穰太、伊藤友加里、早乙女忠弘、五十嵐敏、吉田聡	福島沿岸における海洋生物中の放射性核種について	Proceedings of the Workshop on Environmental Radioactivity (KEK Proceedings)		261-264	2013
青野辰雄、福田美保、山崎慎之介、吉田聡、伊藤友加里、石丸隆、神田穰太、早乙女忠弘	福島沿岸域における海水とプランクトン試料中の放射性Csの濃度変動について	Proceedings of the 15th Workshop on Environmental Radioactivity (KEK proceedings)		206-209	2014
T. Aono, M. Fukuda, S. Yoshida, T. Sotome, T. Mizuno, S. Igarashi, Y. Ito, J. Kanda and T. Ishimaru	Activities of radionuclides in the Pacific coastal area of Fukushima since the TEPCO Fukushima Daiichi Nuclear Power Station accident	Proceedings of International Conference on Radioecology & Environmental Radioactivity		COMUN ICACIO N_0_140 5422310 789.docx .pdf, 2014.	2014
塚田祥文	土壌中放射性セシウムの経時的な変化	日本土壌肥科学雑誌	85	77-79	2014
山口克彦、河津賢澄、塚田祥文	福島大学における震災復興への取り組み - 住民の視点からの放射線問題への取り組み -	土木学会誌	99	50-53	2014

学会発表等

1. 青野辰雄、鄭建、神田穰太、石丸隆、伊藤友加里、早乙女忠弘、五十嵐敏、水野拓治：福島沿岸域における放射性核種の濃度変動について、2012年度日本海洋学会秋

季大会、清水、2012.

2. T.Aono, Y. Ito, T. Saotome, T. Mizuno, T. Igarashi, J. Kanda, T. Ishimaru: Observation of radionuclides in marine biota off the coast of Fukushima prefecture after TEPCO's Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident, Environmental monitoring and dose estimation of residents after accident of TEPCO's Fukushima Daiichi Nuclear Power Stations, Kyoto, 2012.
3. 青野辰雄、石丸隆、神田穰太、伊藤友加里、早乙女忠弘、水野拓治、五十嵐敏、吉田聡：福島沿岸における海洋生物中の放射性核種濃度について、第14回「環境放射能」研究会、つくば、2013.
4. 青野辰雄、吉田聡、石丸隆、神田穰太、伊藤友加里、早乙女忠弘、水野拓治、五十嵐敏：福島沿岸域における底生生物中の放射性核種の濃度変動について、2013年度日本海洋学会春季大会、東京、2013.
5. 青野辰雄：福島周辺海域における底生生物中の放射性核種について、企画集会「海洋の放射能汚染問題の基礎を学ぶ」、千葉、2012.
6. Tatsuo Aono: Dynamics of radionuclides in the marine environment and dose assessment in consideration of future studies, ISTC/STCU Technical Working Group Meeting on the environmental assessment for long term monitoring and remediation in and around Fukushima, Tokyo, 2012.
7. 塚田祥文：放射性物質の土壌 - 作物間における動態、日本作物学会主催第234回講演会シンポジウム、仙台、2012.
8. 塚田祥文：作物やキノコへの放射性物質の移行、日本生態学会東北地区第57回大会、福島、2012.
9. T. Aono, S. Yoshida, T. Saotome, T. Mizuno, Y. Ito, J. Kanda, T. Ishimaru: Annual variation of radioactivity in marine biota in the Pacific off Fukushima after TEPCO's Fukushima Daiichi Nuclear Power Station accident, 5th Asia-Pacific Symposium on radiochemistry (APSORC 13), Kanazawa, 2013.

10. 青野辰雄：海洋における放射性核種の拡散とその影響、第 50 回霞ヶ関環境講座、地球化学研究協会、東京、2013.
11. 青野辰雄，福田美保，吉田聡，石丸隆，神田穰太，伊藤友加里，早乙女忠弘，水野拓治：福島沿岸における海産生物中の放射性核種の濃度変動について、2013 年日本海洋学会秋季大会、札幌、2013.
12. T.Aono, M Fukuda, S. Yoshida, T. Sohtome, T. Mizuno, S. Igarashi, Y. Ito, J. Kanda, T. Ishimaru: Activities of radionuclides in the coast area off Fukushima after TEPCO's Fukushima Daiichi Nuclear Power Station accident, ICRER 2014-Third International Conference on Radioecology and Environmental Radioactivity, Spain, 2014.
13. 青野辰雄、福田美保、山崎慎之介、吉田聡、明石真言、山田学、山迺邊昭文、早乙女忠弘、水野拓治：福島沿岸沖における魚介類中の放射性核種の濃度分布について、第 16 回 環境放射能研究会、つくば、2015.
14. 塚田祥文：農業環境における放射性セシウムの動態、福島化学工学懇話会、福島、2014.
15. 塚田祥文：食と放射能に関する説明会、消費者庁、郡山、2014.
16. 塚田祥文：「被ばく線量の考え方と福島の現状について」日本郵政グループ労働組合東北地方本部依頼講演、福島、2015.
17. 塚田祥文：環境中における放射性核種の存在形態研究とその意義、第 1 回福島大学環境放射能研究所成果報告会、福島、2015.