

用水中に含まれる溶存態放射性セシウムのヒマワリへの移行に関する研究

鈴木安和・保高徹生¹・矢吹隆夫・犬伏和之²Effect of Radiocesium Dissolved in Irrigation Water
on the Concentration of Radiocesium in SunflowerYasukazu SUZUKI, Tetsuo YASUTAKA¹, Takao YABUKI and Kazuyuki INUBUSHI²

Abstract

The migration of dissolved radiocesium (^{137}Cs) from irrigation water into sunflower (*Helianthus annuus* L.) was determined. Sunflowers were grown in pots filled two Gray Lowland soils (soil A and B) collected from two paddy fields in Fukushima Prefecture, and irrigated water containing dissolved ^{137}Cs (0.1, 1.0, or 10 Bq L⁻¹ ^{137}Cs) and tap water throughout the growing season. Significant difference was observed between two types of soils when the sunflower was irrigated by water containing >10 Bq L⁻¹ ^{137}Cs , but not <1 Bq L⁻¹ ^{137}Cs . High exchangeable potassium content in the soil reduced the migration of radiocesium from irrigation water and the soil to the sunflower. The absorption rate of radiocesium by the plant was higher from irrigation water than from soil. These results suggest that higher radiocesium content in the sunflower plants was caused by the higher radiocesium concentration in soils brought by the irrigation water containing high radiocesium.

Key words : dissolved radiocesium, irrigation water, sunflower

キーワード : 溶存態放射性セシウム、用水、ヒマワリ

1 緒言

2011年3月の東日本大震災後に発生した東京電力福島第一原子力発電所事故により、環境中に大量の放射性核種が放出され、東日本の一部の大気や土壌は放射性セシウム（以下Cs）であるセシウム134（以下¹³⁴Cs）、セシウム137（以下¹³⁷Cs）によって汚染された^{2) 3)}。

降り注いだ放射性Csは土壌に強く吸着され未耕耘土壌では表層にとどまる^{10) 13)} ため、土壌から農作物への放射性Csの移行は少なく、土壌中の交換性カリ含量が十分である場合には土壌から農作物への移行は低くなる報告^{1) 7) 11) 12) 14) 15)} がある。

一方、放射性Csを含む水からの植物体への移行に関しては、土壌からの移行と比較すると多く^{4) 5)}、形態別では水中にイオン等として溶けている溶存態が、浮遊する土壌粒子や有機物等の懸濁物質に吸着・固定されている懸濁態より植物に移行しやすい^{9) 17)} といわれている。

本報では、灌漑水中の溶存態放射性Csが畑作物中の放射性Cs濃度に及ぼす影響を明らかにするため、異なる溶存態¹³⁷Cs濃度の水をヒマワりに灌水した試験を実施したので、その結果について報告する。

2 試験方法

福島県内の河川や灌漑水中の溶存態放射性Cs濃度は通常時で1Bq/L以下である^{8) 17)} ことを考慮し、溶存態¹³⁷Cs濃度を0.1、1.0、10Bq/Lに調製した用水を、交換性カリ含量が異なる2種類の土壌でのヒマワリポット栽培に灌水として与え、¹³⁷Csの植物体への移行について調査した。

試験では併せて水道水（¹³⁷Cs濃度0.027Bq/L）を灌水する区も設け、放射性Cs関する解析は、すべて¹³⁷Csについて行った。

(1) 溶存態¹³⁷Cs含有用水の調製

東京電力福島第一原子力発電所の北西45kmの場所から、放射性Csに汚染された針葉樹の葉を2012年5月24日に採取し、抽出比1:50 (w/v) で水道水に浸漬後、13日間静置して放射性Csを抽出した。抽出液を0.45 μ

mメンブレンフィルター（サーモフィッシャーサイエントیفイック社製）でろ過し、得られたろ液（¹³⁷Cs濃度970Bq/L）を溶存態¹³⁷Cs濃度が0.1、1.0、10Bq/Lとなるよう水道水で希釈し試験に供した。

(2) 栽培土壌の調整

2012年6月12日に福島県中通り北部の水田（2011年は水稲作付け、2012年は作付けなし）より土壌Aを、同月14日に福島県農業総合センター内の未耕耘土壌（2006年より作付けなし、2011年以降未耕耘）より土壌Bを採取した。なお、土壌から植物体への放射性Csの移行を最小限にするため、放射性Cs濃度の低い下層より採取した（土壌Aは地表下15～45cm層、土壌Bは地表下5～45cm層）。

土壌は風乾後に1cmの篩を通し、混合機（HiBackまぜたくんB-180 ホクエツ社製）による均一化処理を各々の土壌について5分間行った。

栽培前の供試土壌の化学性について表1に示した。土壌中の交換性カリ含量は土壌Aで5.0mg/100g乾土、土壌Bで17.6mg/100g乾土であった。

(3) 耕種概要

調整した各土壌をポット当たり乾土相当で3.2kgとなるよう1/5000aワグネルポットに充填した。

2012年7月2日にヒマワリ種子（*Helianthus annuus* L. F1サンリッチオレンジ タキイ種苗）を1ポットに8粒播種し、8月5日に間引きしてポット当たり4株とした。

施肥については、基肥は施用せず、間引き時に10a当たり窒素3kg、リン酸2kgとなるよう硫酸（細粒）0.06g、粒状ようりん0.04gを各ポットに表面施用した。なお、カリ肥料は施用しなかった。

灌水は土壌表面が乾燥した時点で、3段階の濃度に調整した溶存態¹³⁷Cs含有水及び水道水を用いて、植物体に直接かからないよう株元に適宜実施した。栽培期間中（71日間）の灌水量は1ポットあたり6.5～7.5Lであった。

栽培は福島県農業総合センター内のガラス温室で行い、試験規模は各処理1区1ポットで6反復とした。

(4) ヒマワリ植物体の¹³⁷Cs濃度の測定

ヒマワリは開花時の2012年9月10日に地際から2cmの位置で茎を切除し子葉を除去後、水道水で洗浄し、送風定温乾燥機により75℃で72時間以上乾燥させた。乾燥した試料をミルで粉碎し、U-8容器に充填してゲルマニウム（Ge）半導体検出器（GC3020、GC3520、GC4020 キャンベラジャパン社製）で¹³⁷Cs

表1 供試土壌の化学性

供試土壌	pH (H ₂ O)	交換性塩基 (mg/100g)			CEC (cmol _c /kg)
		K ₂ O	CaO	MgO	
土壌A	6.7	5.0	480	160	22.7
土壌B	5.9	17.6	170	36	11.0

濃度を測定した。

なお、Ge半導体検出器での測定時間は4,000～50,000秒とし、¹³⁷Cs濃度は収穫日の2012年9月10日に減衰補正した。

(5) 土壌中の¹³⁷Cs濃度及び交換性¹³⁷Cs濃度の測定

土壌は10日間以上風乾し、2.0mmメッシュの篩を通して風乾土を調整した。

土壌中の¹³⁷Cs濃度は、風乾土をU-8容器に充填しGe半導体検出器 (GC2020 キャンベラジャパン社製) で¹³⁷Cs濃度を計測後、水分補正し乾土当たりとして算出した。

土壌中の交換性¹³⁷Cs濃度は、風乾土80gに1M酢酸アンモニウム (pH7.0) 800mLを加え、1時間振とう抽出し¹⁶⁾、抽出液を0.45 μmメンブレンフィルターでろ過後0.7Lマリネリ容器に充填してGe半導体検出器で測定した値から算出した。

なお、Ge半導体検出器での測定時間は、土壌 (¹³⁷Cs濃度) については1,200秒、抽出液 (交換性¹³⁷Cs濃度) については4,000～45,000秒とし、¹³⁷Cs濃度は収穫日の2012年9月10日に減衰補正した。

(6) 土壌中の交換性カリ含量の測定

土壌中の交換性カリ含量は、風乾土2gに1M酢酸アンモニウム (pH7.0) 20mLを加え、1時間振とう抽出後ろ過し、原子吸光法により分析した⁶⁾。

(7) ヒマワリの用水及び土壌からの¹³⁷Cs吸収率

ヒマワリ地上部の用水からの¹³⁷Cs吸収率は下記の計算式Ⅰ、土壌からの¹³⁷Cs吸収率は下記の計算式Ⅱにより算出した。

用水からの吸収率 (%)

$$= (Wt \times Ct - Wc \times Cc) \times 100 / Cw \dots \dots \dots \text{Ⅰ}$$

$$\text{土壌からの吸収率 (\%)} = Wc \times Cc \times 100 / Vs \times Cs \dots \text{Ⅱ}$$

Wt: 溶存態¹³⁷Csを含む水を灌水したときのヒマワリ地上部乾物重 (kgDW/pot)

Ct: 溶存態¹³⁷Csを含む水を灌水したときのヒマワリの¹³⁷Cs濃度 (Bq/kgDW)

Wc: 水道水を灌水したときのヒマワリ地上部乾物重 (kgDW/pot)

Cc: 水道水を灌水したときのヒマワリの¹³⁷Cs濃度 (Bq/kgDW)

Cw: 栽培期間中に添加した用水中の溶存態¹³⁷Cs量 (Bq/pot)

Vs: 供試した土壌の重量 (kgDW/pot)

Cs: 供試した土壌中の¹³⁷Cs濃度 (Bq/kgDW)

3 試験結果及び考察

(1) 栽培前後の¹³⁷Csの収支

施用した溶存態¹³⁷Csを含む用水は全てポット内に留まり外部に流出しないようにしたため、栽培期間中におけるポット当たりの¹³⁷Cs量の収支は同等となった (表2)。

(2) ヒマワリ地上部の¹³⁷Cs吸収

溶存態¹³⁷Csを含む用水を灌水した結果、A及びBの両土壌ともに溶存態¹³⁷Cs濃度10Bq/Lの用水を灌水した区において、ヒマワリ地上部の¹³⁷Cs濃度が水道水区と比較して増加した (表3)。

灌水に使用した水道水の溶存態¹³⁷Cs濃度は0.027Bq/Lであり極めて低いことから、水道水で栽培した区のヒマワリ地上部中の¹³⁷Csは、ほぼ土壌に由来する¹³⁷Csが経根吸収されたものであると考えられた。

10Bq/L区のヒマワリ地上部の¹³⁷Cs濃度は、水道水区と比較して、土壌Aで106 (= 417 - 311) Bq/kgDW、土壌Bで8.6 (= 20.4 - 11.8) Bq/kgDW相当の差となった。また、ヒマワリ地上部の¹³⁷Cs含量は、土

表2 栽培期間における¹³⁷Csの収支

土壌	用水	栽培中			栽培後		
		土壌中の ¹³⁷ Cs量 (栽培前)	灌水により添加した ¹³⁷ Cs量	合計	土壌中の ¹³⁷ Cs量	ヒマワリ地上部の ¹³⁷ Cs含量	合計
土壌A	0.1Bq/L	489 ± 18	1.2 ± 0.0	490	529 ± 37	2.6 ± 0.1	531 ± 37
	1Bq/L		9.5 ± 0.0	499	546 ± 26	2.3 ± 0.1	548 ± 26
	10Bq/L		91.6 ± 1.6	581	599 ± 16	2.9 ± 0.2	602 ± 16
	水道水		0.3 ± 0.0	489	531 ± 22	2.1 ± 0.1	534 ± 22
土壌B	0.1Bq/L	582 ± 15	1.2 ± 0.0	583	604 ± 27	0.09 ± 0.01	604 ± 27
	1Bq/L		9.7 ± 0.0	592	598 ± 49	0.11 ± 0.01	598 ± 49
	10Bq/L		94.2 ± 0.1	676	706 ± 26	0.18 ± 0.01	706 ± 26
	水道水		0.3 ± 0.0	582	606 ± 33	0.11 ± 0.01	606 ± 33

減衰補正は2012年9月10日
 平均値 ± 標準誤差 (n=6)

壤Aで0.8 (=2.9-2.1) Bq/pot、土壤Bで0.07 (=0.18-0.11) Bq/pot増加した(表3)。

なお、下層土壤を用いた栽培であったため、本試験でのヒマワリの生育量は一般の栽培に比べやや少なかった。

(3) ヒマワリの用水及び土壤からの¹³⁷Cs吸収率

ヒマワリの用水と土壤からの¹³⁷Cs吸収率については、10Bq/L区と水道水区における結果から、試験方法で示したI及びIIの計算式より算出した。

ヒマワリ地上部の用水からの¹³⁷Cs吸収率は、土壤Aで0.88%、土壤Bで0.075%であり、土壤Bは土壤Aの1/10程度と低く、土壤からの吸収率については、土壤Aで0.40%、土壤Bで0.017%であり、土壤Bは土壤Aの1/20程度と低かった(表4)。

また、ヒマワリの用水からの¹³⁷Cs吸収率は、土壤からの吸収率と比較して、土壤Aでは2倍程度、土壤Bでは4倍程度高いことから、植物体の¹³⁷Cs吸収に対する灌漑用水中の溶存態¹³⁷Csの影響は、土壤中の¹³⁷Csより大きいことが明らかとなった(表4)。

(4) ヒマワリの¹³⁷Cs吸収に及ぼす土壤中の交換性カリ含量の影響

栽培前の土壤中の交換性カリ含量は土壤Aで5.0mg/100g乾土、土壤Bで17.6mg/100g乾土、栽培後は土壤Aで2.9~3.2mg/100g乾土、土壤Bで9.0~10.7mg/100g乾土であり、栽培期間を通じて土壤Bの交換性カリ含量が高かった(表5)。

ヒマワリの¹³⁷Cs吸収率は、用水由来及び土壤由来のいずれにおいても、交換性カリ含量が少ない土壤Aで高い結果であり(表4)、交換性カリ含量を高めることで用水、土壤双方からの¹³⁷Csの吸収が抑制された。

(5) 土壤中の交換性¹³⁷Cs濃度に及ぼす溶存態¹³⁷Csの影響

各土壤とも10Bq/L区において交換性¹³⁷Cs濃度が増加し、¹³⁷Cs濃度に対する交換性¹³⁷Cs濃度の割合(抽出割合)は土壤Aで2.4ポイント、土壤Bで1.2ポイント増加した(表6)。

土壤中の交換性¹³⁷Cs濃度とヒマワリ地上部の¹³⁷Cs濃度の関係をみると、土壤Aでは相関が低かったが、土壤Bでは正の相関がみられた(図1)。

これらのことから、用水中の溶存態¹³⁷Csは土壤中の

表3 ヒマワリ地上部の生育量、¹³⁷Cs濃度及び¹³⁷Cs含量

土壤	用水	乾物重 (gDW/pot)	¹³⁷ Cs濃度 (Bq/kgDW)	¹³⁷ Cs含量 (Bq/pot)
土壤A	0.1Bq/L	6.9 ± 0.1 a	372 ± 12 ab	2.6 ± 0.1
	1Bq/L	6.8 ± 0.1 a	343 ± 23 b	2.3 ± 0.1
	10Bq/L	7.0 ± 0.3 a	417 ± 16 a	2.9 ± 0.2
	水道水	6.8 ± 0.2 a	311 ± 13 b	2.1 ± 0.1
土壤B	0.1Bq/L	9.1 ± 0.2 a	9.8 ± 1.3 b	0.09 ± 0.01
	1Bq/L	8.6 ± 0.1 a	12.5 ± 1.2 b	0.11 ± 0.01
	10Bq/L	8.8 ± 0.1 a	20.4 ± 1.2 a	0.18 ± 0.01
	水道水	9.1 ± 0.2 a	11.8 ± 1.1 b	0.11 ± 0.01

¹³⁷Cs量 (Bq/pot) = 乾物重 (gDW/pot) × ¹³⁷Cs濃度 (Bq/kgDW) / 1000

減衰補正は2012年9月10日

平均値 ± 標準誤差 (n=6)

同一土壤の同一符号間で5%水準で有意差なし (Tukey法)

表4 ヒマワリの用水及び土壤からの¹³⁷Cs吸収率

土壤	吸収率 (%)		用水由来/土壤由来
	用水由来	土壤由来	
土壤A	0.88	0.40	2.2
土壤B	0.075	0.017	4.4
土壤B/土壤A	1/12	1/24	

溶存態¹³⁷Cs濃度10Bq/L用水の場合

表5 栽培時の土壤の交換性カリ含量

土壤	用水	土壤中の交換性カリ含量 (mg/100g乾土)	
		栽培前	栽培後
土壤A	0.1Bq/L	5.0 ± 0.1	3.2 ± 0.6 a
	1Bq/L		3.2 ± 0.3 a
	10Bq/L		2.9 ± 0.1 a
	水道水		3.2 ± 0.3 a
土壤B	0.1Bq/L	17.6 ± 0.4	9.6 ± 0.5 bc
	1Bq/L		9.0 ± 0.3 c
	10Bq/L		10.1 ± 0.6 ab
	水道水		10.7 ± 0.5 a

平均値 ± 標準誤差 (n=6)

同一土壤の同一符号間で5%水準で有意差なし (Tukey法)

交換性¹³⁷Cs濃度を上昇させ、土壌を介して植物体の¹³⁷Cs濃度を上昇させることが示唆された。

4 摘要

用水中の溶存態¹³⁷Cs濃度を4段階(0.1、1.0、10 Bq/L及び水道水(0.027Bq/L))に調製し、交換性カリ含量が異なる2種類の土壌でのみまわりポット栽培に灌水として与え、用水及び土壌に由来する¹³⁷Csのみまわり地上部への移行について解析した。

- (1) 溶存態¹³⁷Cs濃度1Bq/L以下の水を畑地土壌に灌水しみまわりを栽培した結果、水道水を灌水した場合と比較して、植物体地上部の¹³⁷Cs濃度に変化は認められず、土壌中の¹³⁷Cs濃度及び交換性¹³⁷Cs濃度についても差は認められなかった。
- (2) 溶存態¹³⁷Cs濃度10Bq/Lの水を灌水した結果、みまわり地上部の¹³⁷Cs濃度が上昇した。
- (3) 用水に含まれる溶存態¹³⁷Csは、土壌中の¹³⁷Csよりみまわり地上部に移行しやすいことが明らかとなった。

- (4) 用水中及び土壌中の¹³⁷Csのみまわり地上部への移行は、土壌中の交換性カリ含量が多い場合に抑制された。
- (5) 用水中の溶存態¹³⁷Csは土壌中の交換性¹³⁷Cs濃度を上昇させ、土壌を介して植物体の¹³⁷Cs濃度を上昇させることが示唆された。

謝辞

本試験の論文作成にあたり御指導いただいた福島県農業総合センター作物園芸部長佐藤博志氏に、植物体及び交換態放射性セシウムの測定をいただいた安全農業推進部分析課の皆様、土壌の放射性セシウム濃度の測定をいただいた同位体研究所の皆様、土壌中の交換性カリ含量の測定及び土壌等の試験試料の準備に御協力いただきました生産環境部の皆様に感謝します。また、本試験の栽培管理をする上で御助力いただいた作物園芸部花き科及び農場管理課及び臨時職員の皆様に感謝します。

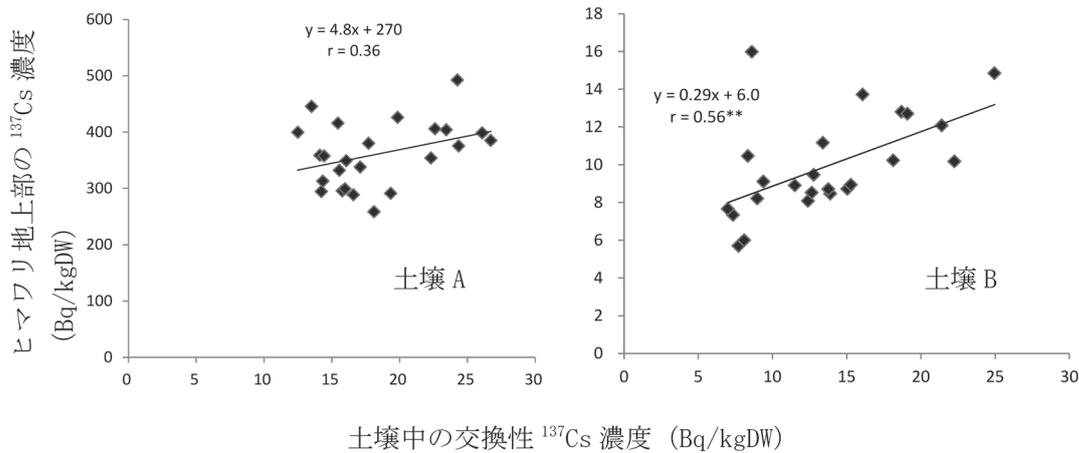


図1 土壌中の交換性¹³⁷Cs濃度とみまわり地上部の¹³⁷Cs濃度の関係

表6 土壌中の交換性¹³⁷Cs濃度

土壌	用水	栽培前土壌		栽培後土壌	
		¹³⁷ Cs濃度 (Bq/kgDW)	¹³⁷ Cs濃度 (Bq/kgDW)	交換性 ¹³⁷ Cs濃度 (Bq/kgDW)	交換性 ¹³⁷ Csの割合 (%)
土壌A	0.1Bq/L	152 ± 6.1	165 ± 11.5 a	16.7 ± 1.4 b	10.3 ± 0.98
	1Bq/L		171 ± 8.2 a	17.3 ± 1.0 ab	10.2 ± 0.62
	10Bq/L		187 ± 4.9 a	23.1 ± 1.8 a	12.4 ± 1.06
	水道水		166 ± 7.0 a	16.4 ± 0.7 b	10.0 ± 0.69
土壌B	0.1Bq/L	182 ± 4.9	189 ± 8.5 a	9.2 ± 1.3 b	5.1 ± 1.02
	1Bq/L		187 ± 15.2 a	9.2 ± 0.5 b	5.2 ± 0.53
	10Bq/L		221 ± 8.1 a	12.7 ± 0.6 a	5.8 ± 0.44
	水道水		189 ± 10.4 a	8.5 ± 0.5 b	4.6 ± 0.47

減衰補正は2012年9月10日

平均値 ± 標準誤差 (n=6)

同一ほ場の同一符号間で5%水準で有意差なし (Tukey法)

引用文献

- 1) Kato N. Countermeasures to Reduce Radiocaesium Contamination in Paddy rice, Soybean and cabbage. 2012. International Science Symposium on combating radionuclide contamination in Agro-soil environment, Fukushima, Japan: 317-318.
- 2) Kinoshita N, Sueki K, Sasa K, Kitagawa J, Ikarashi S, Nishimura T, Wong Y, Satou Y, Handa K, Takahashi T, Sato M, and Yamagata T. Assessment of individual radionuclide distributions from the Fukushima nuclear accident covering central-east Japan. 2011. Proc. Natl. Acad. Sci.108-49:19526-19529.
- 3) 文部科学省. プレスリリース 文部科学省及び米国エネルギー省航空機による航空機モニタリングの測定結果について.2011.
http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/4000/3710/24/1305820_20110506.pdf (2014年12月15日現在)
- 4) Myttenaere G, Bourdeau P, Masset M. Relative importance of soil and water in the indirect contamination of flooded rice with radiocaesium. 1969. Health Physics, 16: 701-707.
- 5) Nemoto K and Abe J. Radiocesium Absorption by Rice in Paddy Field Ecosystems. 2013. Agricultural Implications of the Fukushima Nuclear Accident : 19-27.
- 6) 日本土壤肥料学会監修.1997.土壤環境分析法 : 215-218.
- 7) 農研機構.プレスリリース 玄米の放射性セシウム低減のためのカリ施用.2012. http://www.naro.affrc.go.jp/publicity_report/press/laboratory/narc/027913.html (2014年12月15日現在)
- 8) 農林水産省. プレスリリース : 南相馬市における農業用水の水質調査結果 (平成26年度) .2014. http://www.maff.go.jp/j/kanbo/joho/saigai/fukushima/pdf/yousui_h26_8.pdf (2014年12月15日現在)
- 9) 農林水産省、福島県、(独) 農業・食品産業技術総合研究機構、(独) 農業環境技術研究所. プレスリリース : 放射性セシウム濃度の高い米が発生する要因とその対策について～要因解析調査と試験栽培等の結果の取りまとめ～ (概要第2版) . 2014.
http://www.maff.go.jp/j/kanbo/joho/saigai/pdf/youin_kome2.pdf (2014年12月15日現在)
- 10) Ohno T, Muramatsu Y, Miura Y, Oda K, Inagawa N, Ogawa H, Yamazaki A, Toyama C, and Sato M. Depth profiles of radioactive cesium and iodine released from the Fukushima Daiichi nuclear power plant in different agricultural fields and forests. 2012. Geochim J.46 : 287-295.
- 11) 齋藤正明・佐藤睦人.カリ増施及び堆肥施用によるキャベツの放射性セシウム低減効果. 2014. 農総セ研報 放射性物質対策特集号 : 66-69.
- 12) Saito T, Ohkoshi S, Fujimura S, Iwabuchi K, Saito M, Nemoto T, Sato M, Sato M, Sato M, Yoshioka K, Tsukada H. effect of potassium application on root uptake of radiocesium in rice. 2012. Proceedings of international symposium on environmental monitoring and dose estimation of residents after accident of TEPCO' s Fukushima Daiichi Nuclear Power Station: 165-169.
- 13) Shiozawa S 2013. Vertical Migration of Radiocesium Fallout in Soil in Fukushima. 2013. Agricultural Implications of the Fukushima Nuclear Accident: 49-60.
- 14) 竹内恵・慶徳庄司・島田信二・木方展治.カリによるダイズ放射性セシウムの吸収抑制効果.2014 農総セ研報 放射性物質対策特集号 : 43-45.
- 15) Tsukada H, Hasegawa H, Hisamatsu S, Yamasaki S. Transfer of ¹³⁷Cs and stable Cs from paddy soil to polished rice in Aomori, Japan. 2002. Journal of Environmental Radioactivity, 59: 351-363.
- 16) Tsukada H, Takeda A, Hisamatsu S, Inaba J. Concentration and specific activity of fallout ¹³⁷Cs in extracted and particle-size fractions of cultivated soils. 2008. Journal of Environmental Radioactivity, 99: 875-881.
- 17) Yasutaka T, Kawabe Y, Kurosawa A, and Komai T. Monitoring dissolved radioactive cesium in Abukuma River in Fukushima Prefecture. 2012. Proceedings of International Symposium on Environmental monitoring and dose estimation of residents after accident of TEPCO's Fukushima Daiichi Nuclear Power Station: 137-140.