

# 農作物と農地、森林生態系の 放射能汚染を考える (1)\*

元農業環境技術研究所  
放射性同位元素分析研究室長

結田 康一

## はじめに

福島原発事故で、大気中への放出量が大きく、人の健康への影響が危惧された放射性物質（核種）は、放射性ヨウ素と放射性セシウムであった。この両核種には、野菜等の食品や飲料水に暫定基準値が設定され、福島県やその周辺地域でこれを超える事例が数多く生じた。本稿(1)では、半減期が長く将来的にも影響が残る放射性セシウムを中心に述べてい

筆者は、チェルノブイリ原発事故（1986年）や東海村のウラン加工施設（JCO）の臨界事故（1999年）への緊急対応調査（この時も放射性ヨウ素・セシウムが主対象）を行ってきたが、輸入食品以外には基準値を超える事例は生じなかった。平常時調査研究（1960年代の大気圏内核爆発実験起源の放射性セシウムが主対象）では、土壤中に残留する放射性セシウムの作物への移行性や土壌下層への浸透性などについて、圃場試験や野外現地での実態調査も行ってきた。そこでは、畑、水田などの耕地生態系と共に、自然が多く残っている森林（林地）生態系に注目して、調査研究を行ってきた。

その中で得られたデータ・知見のうち、福島原発事故による作物や土壌の放射能汚染の実態把握・解析や、今後の予測・対策などに役立つと思われるものについて、いくつか紹介すると共に今後の農作物汚染レベルの予測を行なった。なお次号では森林の土壌・植物系でのセシウム汚染、茶園や水田など農耕地でのCsの残留性・浸透性、天然放射性カリウム-40による内部被ばく、放射性ヨウ素、特に核燃料再処理工場からの長寿命ヨウ素-129（半減期1600年）の放出問題について、述べる予定である。

## 1 放射性ヨウ素とセシウムの 畑土壌内微細深度分布

本稿で取り上げる放射性物質の性質を表1に示す。

チェルノブイリ原発事故による大気中への放射性物質の放出量は福島原発事故の7倍程度と推定されている（原子力安全・保安院）。

チェルノブイリ事故（1986年4月26日）起源の放射性ヨウ素（以下、ヨウ素と略す）と放射性セシウム（以下、Csと略す）は、8,000km離れた日本（つくば）では、5月2日～5月22日までの20日間降下した。福島原発事故の場

(注) 本稿は「土づくりとエコ農業（2011年8・9月号）」に掲載されたものである。

表1 本稿でとりあげる放射性物質

元素	同位体	物理的半減期	沸点	原子炉事故に伴う大気への放出形態	人体内分布	暫定基準値(野菜) Bq/kg生
ヨウ素	I-131	8日	184°C (無機)	ガス状 (有機、無機)	甲状腺 (人・動物の必須元素)	2000
	I-129	1600万年	42°C (有機のヨードメタン)			
セシウム	Cs-137	30年	690°C	微粒子状	全身 (筋肉)	500
	Cs-134	2年				
カリウム*	K-40	14.8億年	774°C	放出されず	全身(赤血球と筋肉) (動物と植物の必須元素)	基準値なし

\*天然の放射性物質

合は、さらに短期間しか降下しなかったと推定される。大気圏内核爆発実験の場合は、数年にわたって降下し続けた(1年で約1/2に減る)。また、チェルノブイリ事故の場合、ヨウ素の降下量は、Cs (Cs-137+Cs-134)の降下量より10倍以上大きかった。

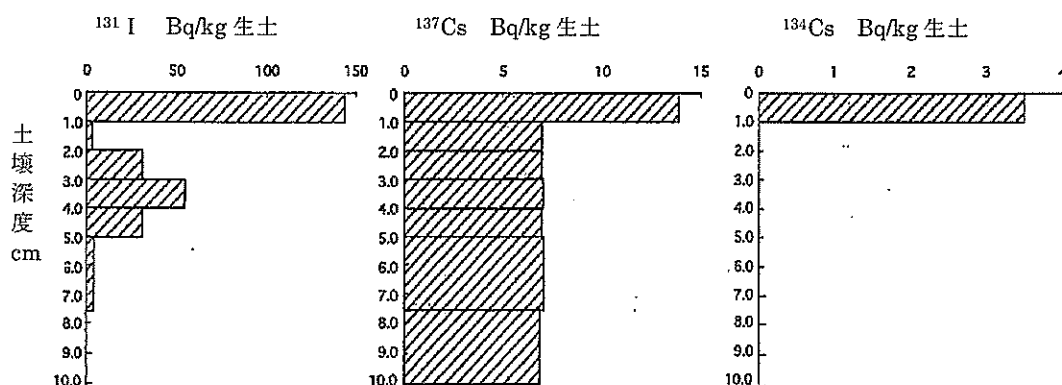
図1に示すように、チェルノブイリ事故起源のCsは、総べて最表層の0~1cmに分布していた。Cs-137(半減期30年)+Cs-134(半減期2年)の降下量は、核爆発実験起源で土層(0~151cm)に残留していたCs-137量3712Bq/m<sup>2</sup>の2.1%にすぎなかった。なお事故直後の、Cs134/Cs-137濃度比は0.5であ

り、核爆発実験に比べCs-134の割合が著しく高いのが特徴であった。

I-131は最表層に57%が残留し、残り47%は、最深7.5cmまで浸透していた。

## 2 コムギのCs濃度(事故年)の生産地間、および平常年との比較

表2に示すように、つくばの1,000倍もの降下量があったと推定される高降下地(ミュンヘン)のコムギの茎葉、玄麦の放射性Cs濃度は、低降下地(つくば)の3~4倍ほどしか高くなかった。これは、降下時期(4月27日~5月22日と推定)のコムギの生長期



5月2日の<sup>131</sup>I降下開始時のBq/kg生土に半減期補正

10cm以深は7.0Bq/kg生土前後とほぼ一定で、これは核実験由来の<sup>137</sup>Csである。

5月2日~6月20日までに226mmの降雨あり。

農環研構内小麦畑作土(表層腐植質黒ボク土、土性CL、飽和透水係数 $3.4 \times 10^{-5} \text{cm} \cdot \text{sec}^{-1}$ )

図1 チェルノブイリ事故後の放射性物質の土層内分布 1986年6月20日 事故後56日

表2 チェルノブイリ事故とコムギの生長時期が玄麦の放射性セシウム濃度に及ぼす影響  
— 高降下地と低降下地の比較からの推測 —

採取地点	チェルノブイリ事故による放射性セシウム降下量Bq/m <sup>2</sup>	時期 (小麦生長レベル)	放射性セシウム濃度(Bq/乾物kg)			
			作土 (深さcm)	茎葉	種皮	玄麦
高降下地 ドイツ、ミュンヘン 北方約50km 畑 年平均気温 7~8°C	80,574*	春コムギ 1986/8/4(収穫期), 事故(4/26)直後は 出穂どころか 5-10cmの草丈?	388 (0~25)	91.6(100)	75.4(82.3)	39.4(43.0)
低降下地 つくば農環研 畑圃場 年平均気温 14°C	79	冬コムギ 1986/6/24(収穫期) 4/26直後は出穂し 始めていた	13.5 (0~15)	22.8(100)	71.3(313)	12.0(52.6)
ドイツ/つくば	1,020		29	4.1	1.1	3.3

\*作土(0~25cm)中の放射性セシウム濃度から、チェルノブイリ以前の放射性セシウム濃度(ミュンヘン南方50kmの森林土壌と同じと仮定した)を差し引いた。

が出穂期に達していたつくばに対し、まだ発芽後日が浅い生育初期であったことが大きく影響している。その後収穫期までの生育量の増大割合が極めて大きく、その分放射性Cs濃度が薄められたと推定される。出穂期に達していたつくばの種皮中濃度が、ミュンヘンとほぼ同レベルであることはその象徴と言えよう。

茎葉・種皮から玄麦への移行率は、出穂期に達していたつくばが52.6%、幼少期のミュンヘンが43.0%であった。幼少期の茎葉部にのみ沈着したミュンヘンのコムギの体内移行率が、穂部にも沈着したつくばとあまり差がないことを示している。

表3に示すように、玄麦中放射性Cs濃度

表3 玄麦\*中の放射性セシウム濃度の経年変化  
~チェルノブイリ原発放出セシウムの及ぼす影響~

収穫年	(測定数)	セシウム137+セシウム134 Bq/乾物kg
1986年	(1)	12.0
1986年4月26日チェルノブイリ原発事故		
1987年	(1)	0.035
1988年から 1997年	(10)	0.004 (<0.001(不検出)~0.020)

\*つくば市農環研畑圃場

は、大気中放射性Csのコムギ地上部への直接沈着があった1986年に比べ、土壌からの経根吸収だけになった1987年産のそれは0.3%に激減し、1988年以降はさらに1桁低くなっていた。経根吸収のみになった場合、作物地上部のCs濃度は、極めて低レベルに留まる事を示唆している。

### 3 平常時の各種作物のCs、Kと非放射性ヨウ素の濃度レベルと移行係数

#### (1) 各種野菜

表4に示すとおり、平常時(ほとんど経根吸収のみ)の24種、72点の野菜中Cs-137濃度は、平均0.0059(<0.001~0.021)Bq/kg生重と小さく、可食部(野菜種)間の差もほとんどなかった。移行係数の平均値は0.00058と極めて低く、同じアルカリ金属のカリウム-40の1/672にすぎなかった

カリウム-40の野菜中濃度は、平均で94Bq/生重kg(最高で228Bq/生重kg)とCs-137の16,000倍も大量に含まれていた。移行係数も平均0.39と著しく高く、作物に効率よ

表4 同一畑（農環研圃場）に栽培した野菜中の放射能濃度（種類別）

種類	栽培年(測定数)	放射能濃度(Bq/生重kg) 平均値(最小~最大)		元素濃度 ( $\mu\text{g}/\text{生重kg}$ ) 平均値 (最小~最大)
		セシウム-137	カリウム-40	ヨウ素-127
非結球茎葉野菜 (5種類)	1989-1996(21)	0.0056 (不検出*3~0.014)	116 (72~209)	27 (12.5~34.8)
結球葉菜 (3種類)	1989-1996(7)	0.0055 (不検出~0.0064)	56 (43~74)	2.8 (1.4~5.9)
果菜 (9種類)	1989-1996(13)	0.004 (不検出~0.021)	70 (22~175)	4.8 (0.3~2.5)
根菜類 (7種類)	1989-1996(31)	0.007 (不検出~0.0048)	97 (33~228)	3.5 (0.62~5.2)
全野菜 (24種類)	1989-1996(72)	0.0059	94	10.5
土壌(畑の作土)	1989~1996(7)	10.1*1 (9.3~11.4)	243*1 (232~258)	43000*1
移行係数*2 (非結球茎葉菜)		0.00055	0.48	0.00063
移行係数*2 (全野菜)		0.00058	0.39	0.00025

\*1 Bq/乾土1kg当たり

\*2 非結球茎葉菜中放射能濃度(Bq/生重kg) / 土壌中放射能濃度(Bq/乾土kg)

\*3 不検出はいずれも0.001Bq/kg以下

く吸収される事を示していた。

非放射性ヨウ素の移行係数は、非結球茎葉菜で0.00063とCs-137と同レベルであり、それ以外の野菜はさらに1桁低く、Cs-137以上に経根吸収され難いことを示唆していた。

しかも野菜中ヨウ素濃度には、大気中ヨウ素の直接沈着分が多くを占めていると推定され、土壌中ヨウ素の経根吸収率はさらに低くなるであろう。

## (2) イネとコムギ

表5に示すように、玄麦のCs-137濃度、移行係数とも全野菜の平均値よりやや低かった（果菜類と同レベル）。玄米のそれらはか

表5 イネ・コムギの移行係数

(1989~1996年の8年間栽培したイネ・コムギの平均値より算出)

水田作土から玄米への移行係数  
玄米中<sup>137</sup>Cs濃度 / 作土中<sup>137</sup>Cs濃度  
=0.023Bq/4.9Bq=0.0047

・畑作土から玄麦への移行係数は同様に  
0.004Bq/10.1=0.0004

なり高く、特に移行係数(0.0047)は、10倍近く高くなっていた。しかし、農水省が定めた移行係数=0.1と比べると、その1/20以下であった。

## 4 作物体内、特に、茎葉から可食部への移行係数

### (1) 茎葉から子実へ

スイトウ、コムギの子実部(玄米・玄麦) / 茎葉濃度比(移行係数)は、表6に示すように、Cs-137がいずれも1.0以上で最も高く、茎葉から子実部へ非常に移行し易い事を示している。次いで、同族のK-40が0.17、0.16と続いた。

I-127は0.0061、0.028と低く、きわめて移行し難く、特にスイトウはコムギの約1/5と最も移行しがたい事を示していた。

エダマメは未熟種子だが、茎葉から幼子実への移行係数は、3核種ともおよそ同様の傾向を示した。

表6 茎葉から子実への移行係数（子実／茎葉比）

セシウムは下表のように大きい。ヨウ素は極めて小さい。

（平常時、つくば水田、畑圃場）

作物 (収穫年月日)	器官(点数)	平均放射能(Bq/風乾物kg)		
		Cs-137	K-40	I-127
スイウ (1989~1996)	茎葉(5)	不検出*	383	1.8
	玄米(8)	0.023	67	0.011
	(玄米／茎葉比)	(>1)	(0.17)	(0.0061)
コムギ (1989~1996)	茎葉(4)	不検出*	681	0.29
	玄麦(8)	0.004	104	0.008
	(玄麦／茎葉比)	(>1)	(0.16)	(0.028)
エダマメ (1994.8.25)	茎葉(1)	0.031	155	253
	幼豆(1)	0.021	175	5.0
	(玄豆／茎葉比)	(0.68)	(1.13)	0.020

不検出 \* <0.001

表7 地上部茎葉から地下可食部への移行係数（地下可食部／地上部茎葉）

セシウムは下表のように大きい。ヨウ素は小さい。

（平常時、つくば水田、畑圃場）

作物 (収穫年月日)	器官・部位(点数)	放射能(Bq/風乾物kg)		
		セシウム-137	カリウム-40	ヨウ素-127
長ネギ (1996.9.20)	緑色葉身(1)	0.0061	47	19.6
	白色葉鞘(1)	0.0087	51	4.1
	(葉鞘／葉身)	(1.43)	(1.09)	(0.21)
ジャガイモ (1996.6.19)	茎葉(1)	0.006	65	42.6
	塊茎(1)	0.010	134	4.2
	(塊茎／茎葉)	(1.67)	(2.06)	(0.099)
サツマイモ (1991.10.9)	茎葉(1)	0.039	115	未測
	塊根(1)	0.035	117	4.8
	(塊根／茎葉)	(0.90)	(1.02)	(-)
ダイコン (1992.11.26)	茎葉(1)	不検出*	68	25.2
	塊根(直根)(1)	不検出*	33	1.6
	(塊根／茎葉)	(-)	(0.49)	(0.063)
ニンジン (1995.12.5)	茎葉(1)	不検出*	225	33.7
	塊根(直根)(1)	不検出*	77	0.71
	(塊根／茎葉)	(-)	(0.34)	(0.02)

不検出 \* <0.001

## (2) 地上部茎葉から地下可食部へ

ジャガイモ、サツマイモの茎葉から塊根・塊茎への移行係数も、表7に示すとおり子実と似ており、Cs-137、K-40は1.0前後と高く、非常に移行し易い事を示していた。I-127はおおよそ0.1前後と低く、子実ほどではないがやはり移行し難い。

## 5 福島県内の放牧牛による表土中Csの摂食量の推定

福島原発事故で放出されたCsの降下量が5,000Bq/kg (0~15cm) レベルと予想し三春町の放牧牛を対象に、表土中Csの摂食量の

推定を行った(表8)。

事故直後に高濃度のCsが直接沈着した牧草で、牛の食べ残しの部位に残ったCsが、その後伸びてきた新しい葉、茎に移行することになる。そのため、希釈されながらも2~3年はやや高濃度の牧草が生じるが、その後は、土壤中Csを経根吸収したものだけとなり、Cs濃度は大きく減少する。ただし、表土が付着した牧草を牛が摂食したり、表土を直接摂食する(この牧場では成牛1頭、1日あたり97gの表土を取り込むと実測、6頭の平均)ことで、毎日6,200BqのCsを牛体内に取り込むことになる。

表8 放牧牛（肉牛）の表土中放射性セシウムの摂取量の推定

福島県三春町放牧場

摂取量 (kg/頭/日/乾物)	牧草	15
	表土	0.097(実測値)
放射性セシウム 濃度Bq/kg乾土	牧草	0*
	表土	$6.4 \times 10^4$ **
放射性セシウム 摂取量(Bq/頭/日)	牧草	0
	表土	6.200

\* 牧草中放射性セシウム  
地表面降下がなくなり、2~3年経過すると牧草中放射性セシウムがゼロ(0)に近づく(0とする)。

\*\* 表土中放射性セシウム

福島県HPで4月6日~4月22日に公表された土壌調査結果から、三春に近い3地点の放射性CsBq/kg乾土(表層15cmを採取)=4264(本宮町、郡山市)を用い、これが表層1cmまでにとどまっているとすると表土(1cm)には63.960( $4.264 \times 15$ ) Bq/kg乾土の放射性セシウムが存在する。  
 摂取する表土97g中には6,200Bqの放射性セシウムが存在することになる。  
 これを摂取する牧草15kgと混合すると413Bq/Kg乾牧草となり、牧草の基準値300Bq超になる。  
 放牧牛は、ここで放牧されているかぎり、長期にわたって表土中に残留する放射性セシウムを体内に取り込むことになる。

そのためそのまま放牧を続けると、牛肉の基準値超が長年続くおそれがある。

## 6 これから収穫される農作物の放射能汚染(Cs)レベルの予測

今後幸いにして、放射性物質の大気中への大量放出事故が生じなかったと仮定して、これから収穫される農作物の汚染レベル(Cs)を、これまでの農作物の放射能汚染の実態解析などから予測してみる。

福島原発事故によって、3月中旬頃大気中に大量に放出された放射性物質(ヨウ素やCs)は、植物地上部に直接付着・沈着することで基準値超の汚染が生じている。これ以後新たな放出がなければ、植物の生長(生体重増)に反比例して、放射性物質濃度は低下していく。つまり、生体重の増加率が大きいほど希釈され、Bq/kgは低くなる(2.のコムギでのCsの高降下地と低降下地の比較から良くわかる)。

3月中旬、すでに地上部が十分生長していて収穫が近かった、ハウレンソウ、カキナ、コマツナ、ブロッコリー、カリフラワー、キャベツなどの茎葉菜(果菜を含む)では、放出量の大きかった放射性ヨウ素を中心に、基準

値を超えるものが多発した。

この時期、地上部がまだ小さかったコムギなどの麦類、ナタネ、タマネギ、ニンニク、ダイコン、ニンジン、ジャガイモなどは、生体重増率に反比例して汚染レベル(Bq/kg)は低くなるだろう。これらの作物は、生体重増率の低かった場合には、基準値超のおそれもある。Csは、茎葉から、若葉、子実、果実、塊根・塊茎などへ容易に移行(移行係数=1.0前後)する。これは、大気中からの茎葉への直接沈着、あるいは経根吸収で茎葉に移行したか否かにかかわらず同じと推測される。

基準値超が最も広域に及んだ茶の場合、新芽はまだ出てなかったとしても、古葉(常緑樹)や、枝・幹に付着したCsは、新芽に容易に移行したと推測される。2番茶、3番茶は希釈効果でやや低下するとしても、そのまま、手を打たないでおくと、次年次以降にも基準値超が生じるおそれがある(平常時においても古い茶園の茶葉中Cs濃度は、他の作物よりも1ケタ高い)。古葉はもちろん、細枝も切り落とすなどの対策が必要だろう。福島原発から地表面に降下したCsは、まだ茶の根圏に達せず、有機物層や表土に吸着保持されていると思われる。しかし、茶園はチッ

素肥料の多肥で酸性化している場合が多く、可溶化したCsは徐々に下層に浸透し(次号)、経根吸収も生じるようになる。土壌の中和(弱酸性に)で、Csの土壌からの溶出を抑えるなどの対策が必要になるかもしれない。さらに乾燥させた荒茶に基準値が適用されたため、荒茶のBq/kgは、生茶のおよそ5倍(水分80%として)にもなってしまった。そのため、出荷農作物が乾燥物(干しシイタケ、粉乳、乾燥ワカメなど)の場合は、基準値を越えやすくなることに注意が必要である。

タケノコの基準値超も、古竹、古葉から若竹(タケノコ)への移行(地表面に頭がでてなくても)によるところが大きいと推測される。

果樹の場合、3月中旬古葉が展開していたカンキツ類などの常緑果樹の他、花、新芽が展開し始めていた梅、モモなどの落葉果樹も、これらに付着したCsが果実部に移行する。そのため汚染レベルは、葉、花とも出現していなかったブドウ、リンゴなどの落葉果樹(枝、幹からだけの移行)に比べて高くなると予測される。チェルノブイリ事故年のドイツの森林の常緑樹葉は、落葉樹葉に比べて、3.7倍ほどCs濃度が高くなっていた(次号)。しかし、果実は葉部に比べて生体重がきわめて大きく、かつ水分含量も高いものが多く、そのため希釈率がきわめて大きくなり、いずれも基準値超の事例は極めて少ないだろう。できるだけ測定結果を公表するなどして、風評被害をできるだけ少なくすることが、今後とも大切だろう。

牧草の場合もほぼ同様にして予測することができる。3月中旬、新芽が出ていた牧草は、直接付着で最も基準値超が生じやすい。そうでない牧草でも枯葉・茎が残っていれば、これらに付着したCsは、その後生長してくる

新しい葉・茎にかなり移行していくと推測される。先述のドイツ森林(夏季の肉牛放牧地でもある)の下草(放牧牛も食べる)で、新葉の出現してなかった双子葉牧草でも1,500 Bq/kg乾物とかなり高かった。その下の新鮮落葉層のそれは最も高く、常緑樹葉の3倍以上の14,270 Bq/kg乾物もある(次号)ことなどから枯茎葉からなる牧草(後述の稲ワラも含まれる)のCs濃度は著しく高くなる事が予測される。さらに、牧草には雨滴が土粒子を付着させCs濃度を高めやすい。

これらの牧草を食べて育つ牛などの肉や牛乳などでも、基準値超のものが生じる怖れがある。福島県三春の肉牛放牧場で育つ成牛は、表層の土壌を1日に100gも食べるが、放牧牛は土壌中の高濃度Csを直接、あるいは牧草に付着したものを体内に取り込むため、さらに基準値超のものが多く生じると推測される。英国の放牧羊は、チェルノブイリ起源のCsを取り込み、基準値(1,000 Bq/kg)超の羊が、25年たった今も生じている。

肉牛の飼料として使われた野積み(3月中旬)稲わら、そしてこれを食べた肉牛の基準値超が福島県内外で広く生じている。高Cs稲わらが生じたのは: 1)大気中の放射性Csを直接沈着した3月中旬以降、生体重増どころかむしろ減となっており、新鮮野菜等と異なり希釈効果が全く働かない。2)野積み状態にもよるが、稲わらの容積重( $\text{g}/\text{cm}^3$ )は0.1以下(泥炭層 $\approx 0.1$ )と、無機質土壌の1/10以下と予想される。Cs濃度(Bq/kg)は、一般に容積重に反比例して増大するため、周辺の容積重の大きい表層土に比べて高濃度になってしまう。3)降水等による表土(高濃度Cs)の付着なども考えられる。従って、その周辺の新鮮野菜などに比べて桁違いの高レベルの放射能濃度(Bq/kg)になりやすく、

福島県内に限らず、その周辺県にも基準値(牧草として300Bq/kg) 超のものが生じやすい。

3月下旬以降に播種・植付けした農作物は、大気中Csの直接沈着はない(土粒子沈着Csの再浮遊物の沈着はある)ので、土壌表層に降下したものの経根吸収(間接吸収)だけとなる。土壌に負荷されたCsは、一般に土壌に強く吸着・固定される。しかも時間の経過と共にその割合は高くなるため、どの作物も土壌からの吸収率は低く、土壌から作物への移行係数では、1/1000以下(つくば市農環研畑圃場)であり、スイトウを含め基準値超の事例はまれであろう。ただし、スイトウは生育期間の多くをかんがい水を利用して湛水にして栽培するため、Csを吸着した土壌・コロイド粒子が多く含まれる濁ったかんがい水が流入すると、イネ本体下部に付着・吸着されるおそれがある。これも直接沈着と言えるもので、茎葉下部からでも子実部へ移行し、Cs濃度を高めるおそれがある。ましてや、冠水(豪雨等で)すると子実部へ移行するCsの量は著しく増すであろう。

また、表層土壌を付着させたまま出荷されることが多いジャガイモやサトイモなどでは、高濃度汚染土壌を消費者の台所にまで搬入することになることに注意が必要である。

森林・林地の落葉枝堆層や樹木幹(シイタ

ケ栽培に使うほだ木を含む)などに寄生して生育するキノコ類も、今後共基準値超のものが生じる可能性がある(平常時でも相当高いものが多い)。

ミュンヘンの森林の事例(次号)でもわかるとおり、森林ではCsが、生育中の植物相、落葉枝堆・腐植層、ごく表層の土壌層に付着・吸着され、高レベル汚染植物・有機物の集積場といえる状態になりやすい。これらの有機物を餌とする野生の動物(鳥、昆虫を含む)にも、高いレベルの汚染が生じる可能性を否定できない。

木材等の基準値はまだ設定されていないが、いずれ林木(特に樹皮部)の高レベル汚染が問題になってくるし、落葉や樹皮を含む産品などへの規制、木材加工等の作業制限、森林・林地への立ち入り制限なども生じかねない。  
(次号へ続く)

#### 【参考文献・HP】

- 1) 結田康一・駒村美佐子・木方展治・藤原栄司・栗島克明：原子力施設事故等に伴う農作物・土壌の緊急放射能調査、－チェルノブイリ原発事故と東海村臨界事故への対応を中心に－、土肥誌、73(2)、203～210(2002)
- 2) 福島県HP(4月6日～4月22日)：福島県内土壌(表層15cm)中放射性セシウム(Cs134+137)濃度(Bq/kg乾土)



# 農作物と農地、森林生態系の 放射能汚染を考える (2)

結田 康一

## はじめに

本報 (2) ではチェルノブイリ原発事故と核実験起源の放射性セシウムを対象に、ドイツや福島県内の森林の植物・土壌系での垂直分布や、茶園土壌と水田土壌中での深度分布、天然放射性カリウムの土壌、農作物・食品、及び無機・有機肥料中の濃度レベルについて述べる<sup>\*</sup>。

## 1 ドイツの森林の植物・土壌系での放射性Csの垂直分布

ミュンヘン近くの森林（放牧地でもある）の、事故後約100日のCs-134とCs-137の垂直濃度分布を表1に示す。この地方は、チェルノブイリ原発事故による放射性物質の降下量が日本より桁違いに大きく、それ以前の核実験起源のものと分けて定量的に解析できた。

表1 ドイツの森林の植物・土壌系における放射性セシウムの垂直分布  
(チェルノブイリ原発から1,300km)

採取地点	土地利用	気候		採取日			
ドイツ ミュンヘンの南約50km (グルンダレン) 標高960m	森林(夏期肉牛放牧)、緩やかな東斜面 苦灰岩岩屑土	平均年降水量 1700mm	平均気温 4.5°C	1986/8/3 (事故後約100日)			
生育植物名・有機物層・土壌層		放射性セシウム濃度(Bq/乾物kg)					
		Cs-137	Cs-134	(137Cs/134Cs)			
生育している植物(葉)	ハリモミ(常緑樹)	3110	1280	(2.4)			
	西洋ブナ(落葉樹)	850	350	(2.4)			
	草本・葉(単子葉) <sup>*1</sup>	2810	1330	(2.1)			
	草本・葉(双子葉) <sup>*1</sup>	1040	500	(2.1)			
地表面の有機物層	深度(cm)				容積重 (g/cm <sup>3</sup> )	pH (H <sub>2</sub> O)	
	新鮮落葉枝層	12~10	9790	4480	(2.2)		5.1
	かなり細かく分解された層	10~6	4790	1960	(2.4)		5.2
	十分に分解され腐植化した層	6~0	1150	260	(4.4)	0.19	5.0
土壌層	腐植と無機質が混じる層	0~9	200	0.002	(1×10 <sup>6</sup> )	0.53	6.7
	同上	9~20	0.017	不検出		1.32	7.6
	母材の岩石が風化した層	20~45	0.0063	不検出		1.72	8.4

<sup>\*1</sup> 放牧牛のえさとなる牧草である。農水省は家畜に与える牧草や飼料の放射性セシウムの基準値として300Bq/kg、乳牛については放射性ヨウ素の基準値として70Bq/kgとした。

※使用済み核燃料の再処理に伴い放出される長寿命ヨウ素-129の大気-土壌-水-植物系での移行性などについては、短寿命ヨウ素とあわせて、「日本農学アカデミーの会報(電子ジャーナル)」16号(本年12月末発行予定)「特集 東日本大震災による農林水産業の被害の実態と復興のシナリオ(仮題)」に掲載の予定。また、本報に関するより詳細なデータ、記述についても同様。

(注) 本稿は「土づくりとエコ農業(2011年10・11月号)」に掲載されたものである。

放射性Cs (Cs-134+Cs-137) 濃度 (Bq/乾物kg) の垂直分布を見ると、新鮮落葉・落枝層が最も高く14270、ついでその下のかなり細かく分解された層の6750である。腐植化した層では1410と急減する。生育している植物葉は4390~1200で、かなり細かく分解された層~十分に分解され腐植化した層とおよそ同レベルである。土壌層では、表層の0~9cmが200でさらに低く、9cm以深は0.017にすぎない。

Cs-137/Cs-134濃度比は、植物葉~かなり細かく分解された層が2.1~2.4であるのに対し、腐植化した層は4.4と急上昇しており、同比の2.1 (チェルノブイ原発放出Cs) に相当する546Bq/乾物kgのCs-137がチェルノブイリ起源で、残りの604Bq/乾物kgが核実験起源 (およそ半分) と推定できる。土壌最表層 (0~9cm) の濃度比は、 $1 \times 10^6$ と著しく増大し、Cs-134はほとんど存在しない、つまり、チェルノブイリ原発起源の放射性Csは土壌層に移行していない事を示している。それに対し、核実験起源の放射性Csは、土壌最表層 (0~9cm) まで移行 (浸透) しているとも言える。

植物葉のCs-134+Cs-137 (以下Cs) 濃度は、常緑樹のハリモミ葉は落葉樹のブナ葉に比べて3.7倍ほど高い。これは、チェルノブイリ事故起源のCs降下時、常緑樹は古葉が残っており (新芽は出てない)、これに直接付着したCsはその後展開した新葉に容易に移行したためと推定される。

常緑樹である茶樹も同様と考えられ、福島原発事故時、茶葉の放射性Csの基準値超が生じた理由の一つであろう。一方、落葉樹葉は全く葉がなく、枝・幹に直接沈着したCsのみが新葉に移行するため、常緑樹葉の1/4ほどの低濃度になったと推定される。

## 2 福島県内の林地土壌中の放射性Csの微細深度分布

チェルノブイリ事故後4年のCs-137の微細深度分布を表2に示す。チェルノブイリ起源のCsの降下量は少なく、半減期2年のCs-134は検出されず、ほとんどすべてが核実験由来のものと推定される。核実験起源Csの降下最盛期の1962年から25年経過しているが、Cs-137の多くは表層0~11cmに留まり、その上の落葉層、粗腐植層にもかなりの量が残留している。これは、福島第一原発事故によるCsも森林の有機物層や極表層土壌層に長年月にわたり残留することを示唆している。

## 3 茶園と水田での土層中放射性Csの深度分布 (最深315cmまで)

Csが最も消失・浸透しやすい条件を有すると思われる茶園と水田を選んで、Csの深度分布などから、残留性や消失性などを推測する。

表2 福島県内の林地表層土における放射性セシウムの微細

深度分布 (1990採取)	Cs-137濃度 (Bq/乾土kg)	
	大熊町東台	小野町羽生
土壌深度 cm	福島第一原発より2.5km 雑木林 (赤松、ブナ) 淡色黒ボク土	太平洋岸より35km 雑木林 (赤松、クヌギ他) 褐色森林土
落葉層	19	27
粗腐植層	20	63
0-1	70	69
1-2	70	89
2-3	73	80
3-4	66	60
4-5	54	44
5-7	46	25
7-9	22	14
9-11	11	9.1
11-14	不検出	5.4
14-17	〃	1.8
17-20	〃	1.2

(1) 茶園 (箱根外輪山麓)

調査対象茶園 (2地点) は、いずれも土壌が酸性化している成木園である。いずれも富士山からの噴出物から生成した淡色黒ボク土であるが、南足柄市が壤質であるのに対し、山北町は礫質である。また、山北町のほうがより強酸性である。

2地点とも、0~315cmと0~200cmまでのCsの濃度分布 (Bq/kgとBq/m<sup>2</sup>) を、土壌の酸性度 (pH) や礫・粘土含量と共に表3に示す。

南足柄市の茶園の土壌は、やや古い富士山の噴火による火山灰・砂からなり、傾斜は最大7度である。深度分布をみると、採取時期が、福島県内やミュンヘン近くの森林・林地より、10年以上古いにもかかわらず、72cmまで分布している。これは、72cmまでの土壌pHが4.3~4.7と低い (その下の72~94cm

のpHは5.8) ため、Csが溶出して72cmまで浸透したと推定される。なお隣接する林地は31cmまでしか分布してない。これは11cm以深の土壌pHが5.5~6.1と高く、Csがほとんど溶出しないためと推測される。単位面積分布 (Bq/m<sup>2</sup>、0から325cmまで) は、茶園4241、林地4258でほとんど同じである。

山北町の茶園の土壌は、比較的新しい富士山の噴火 (1707年噴火) による火山砂・礫 (表層0~80cm) からなり、傾斜は最大2.4度と緩やかである。

深度分布では、南足柄市よりさらに深く、125cmまで分布している (50~105cmには分布してない)。125cmまでの土壌pHは、3.5~4.4と強酸性のためにここまで溶出・浸透したと推定される。隣接する林地 (放棄梅林) は、南足柄市の林地とほぼ同じ30cmまでしか分布していない。これは、0~300cmの土壌pHが6.0~6.7と高く、Csがほとんど溶出しないためと推測される。単位面積分布 (Bq/m<sup>2</sup>、0から200~325cmまで) は、茶園で1033、隣接林地で518と、南足柄市に比べるいずれも1/4、1/8と著しく小さい。これは、表層土壌が雨や風で浸食され易い新しい火山砂・礫からなるためと推測される。

茶園の方が隣接林地より単位面積分布が2倍ほど大きいのは、表層に留まったCsは水食・風食によって流失したが、強酸性下ですでに下層まで浸透していたCsはそれを免れ、その分だけ単位面積分布が大きくなったと推測される。

これより、土性が礫質 (Csは礫にはを全く吸着されない) でも、Csを吸着する粘土・シルトが存在し、土壌の反応 (pH) がおよそ5.0以上であれば、風食・水食を受けない限り、Csは表層の30cmまでにほとんどが吸着されて20年以上も残留すると推測される。

表3 茶園のCs-137の深度分布

いずれも1983年7月採土

1) 神奈川県南足柄市三竹 (箱根火山山麓北東斜面下部)

淡色黒ボク土 (壤質) 透水係数 (cm/sec) 10<sup>-3</sup>~10<sup>-4</sup>

深度 (cm)	礫含量% (>2mm)	粘土含量% *1 (<0.002mm)	pH(H <sub>2</sub> O)	Cs-137	
				Bq/kg	Bq/m <sup>2</sup>
0~21	10.3	14.3	4.5	8.4	1,232(29.0)
21~41	10.1	11.8	4.3	10.3	1,617(38.1)
41~72	14.5	13.2	4.7	6.7	1,402(33.1)
72~94	27.0	5.3	5.8	不検出	—
94~105	37.7	6.1	5.9	不検出	—
170~195	2.9	17.2	6.0	不検出	—
255~275	3.5	25.4	6.1	不検出	—
295~315	3.3	13.5	—	不検出	—
計					4,241(100)

2) 神奈川県山北町谷峨 (箱根火山山麓西斜面中下部)

淡色黒ボク土 (礫質) 透水係数 (cm/sec) <10<sup>-2</sup>

深度 (cm)	礫含量% (>2mm)	粘土含量% *1 (<0.002mm)	pH(H <sub>2</sub> O)	Cs-137	
				Bq/kg	Bq/m <sup>2</sup>
0~5	10.4	25.8	3.5	9.5	280(27.1)
5~50	37.5	10.0	3.7	1.2	405(39.2)
50~70	未測	<0.1	3.9	不検出	—
70~80	42.0	14.7	4.1	不検出	—
80~105	未測	4.4	4.1	不検出	—
105~125	34.6	5.3	4.4	2.2	348(33.6)
125~155	56.0	3.3	5.0	不検出	—
190~200	55.4	未測	6.3	不検出	—
計					1,033(100)

\*1 <2mm画分中での粘土含量

付言すれば、南足柄市が畝間に敷き藁・敷草や堆肥を大量に施用して、浸食防止や肥料の流亡防止に力を入れていたのに対し、山北町は、畝間には茶の摘葉・枝程度しかなく、これに隣接する放棄梅林も草もまばらな疎林であることが浸食を助長したと推測される。

福島原発事故で土壌表面に降下したCsも、経過日数が浅いほどこのような水食、風食での移行が生じると予測される。

なお、福島原発事故で茶園の地表面に降下したCsは、現在までのところ林地等と同じく有機物層等に沈着して、根の分布する土壌層には浸透していないと推定される。

茶樹は永年性でかつ深根性(1m程度まで)である。土壌が酸性のままだと、Csは徐々に深くまで浸透し、茶樹によるCsの経根吸収量が増大するおそれがある。

## (2) 水田 (神奈川県足柄平野扇状地)

対象にした2地点の水田はいずれも同じ扇状地上にあり、開成町は扇央下部で地下水面が深く、小田原市は扇端の湧水地帯にあり地下水面が極めて浅い。いずれも、比較的狭い1枚の水田ごとに畔に囲まれ、その中は平坦で水食や風食で表面浸食を受けることは少ない。また、2地点の土壌pHも作土層は6.0前後で、茶園などと異なりCsの溶出はほとんどなく、水溶性Csとしての浸透は、極めて少ないと推測される(表4)。

スイトウの栽培期間中は灌漑水を引き込み、土粒子(微粒子)に吸着されたCsも灌漑水を通じて水田に流入することになる。1枚の水田では、水口から流入した灌漑水は、水田内を田面水として水尻に向かって横方向に流れ、水中の土粒子(Csが吸着)の一部は、スイトウの茎葉下部に付着(直接沈着)したり、土壌表面に沈降する。沈降した土粒子の

表4 扇状地上水田のCs-137の深度分布

扇央下部(開成町宮台):  
礫質灰色低地土、日平均浸透水量(カンガイ期)41mm

深度 (cm)	層位	土性	Cs-137	
			Bq/kg	Bq/m <sup>2</sup> (%)
0~20	作土+鋤床	CL~SCL	14.1	1,805(94.0)
20~40	B	SiL	0.66	115(6.0)
40~60	B (宝永火山砂混合)	河成礫層	不検出	
60~80	C	"	不検出	
80~100	C	"	不検出	
100~120	C	"	不検出	
120~140	C	"(大石多し)	不検出	
計				1,920(100)

扇端(小田原市曾比):  
中粗粒グライ土、日平均浸透水量(カンガイ期)4.9mm

深度 (cm)	層位	土性	Cs-137	
			Bq/kg	Bq/m <sup>2</sup> (%)
0~20	作土+鋤床	SL	12.4	2,009(52.6)
20~40*	B(グライ層)	LSL	9.0	1,746(45.7)
40~60	B(＃)	L	不検出	
60~80	B(＃)	SL	不検出	
80~100*	BC(＃)	SL	0.26	66(1.7)
100~	C	砂礫層(大石多し)	不検出	
計				3,821(100)

\*非カンガイ期の地下水面は80~100cm(カンガイ期0~40cm)

一部は、土壌浸透水と共に土層内を垂直方向に洗脱される。一方、灌漑水(田面水)と共に水尻に達した土粒子は排水路に流出する。

スイトウは湛水面下の茎葉部が土粒子を直接沈着するため、畑作物・野菜よりCs濃度が高くなり、移行係数も高くなる傾向がある(前報の表5)。

Cs濃度(Bq/kg)の深度分布をみると、作土+鋤床の層では開成町14.1、小田原市12.4と、スイトウの経根吸収に関わる作土+鋤床層のCs濃度にはほとんど差がない。

その下の20~40cmの層には大差があり、灌漑期の地下水面が0~40cmと浅い小田原市は、作土層+鋤床と同レベルの9.0のCsが存在するのに対し、灌漑期の地下水面が200cmと深い開成町は0.66と少なく、それ以深(140cmまで)にもCsが存在しない。鋤床層より下層に洗脱されたCsは、大量の浸透水(日平均浸透水量41mm)により200cmの地下水面まで達してしまい、Cs-137の単

位面積分布 (Bq/m<sup>2</sup>, 0~140cm) は、1920と少ないと推測される。一方、地下水面が浅く、浸透水量が536mmと少ない小田原市は3821と、開成町の約2倍である。

水田の場合、Csが最も洗脱されやすいと推測される、地下水面が深い礫質の漏水田でも、水食・風食を受けやすい山北町の茶園や林地よりはるかに多い1920のCsが作土層に残っているとも言える。

#### 4 天然放射性カリ-40の土壌、農作物・食品及び無機・有機肥料中の濃度レベル

食品中の放射能の暫定基準値は緊急時を想定したものとして、平常時のものに見直す作業が進んでいる。土壌・食品・肥飼料中には、種々の天然の放射性核種を含んでおり、とりわけK-40は現在のCsの暫定基準値を超える例も少なくなく、これを考慮した新しい基準値・許容値が設定されることを期待する。

##### (1) 土壌中のカリ-40などの天然放射性核種の放射能濃度

自然界には、放射性Csなどの人工放射性核種以外に、多くの天然放射性核種が存在し

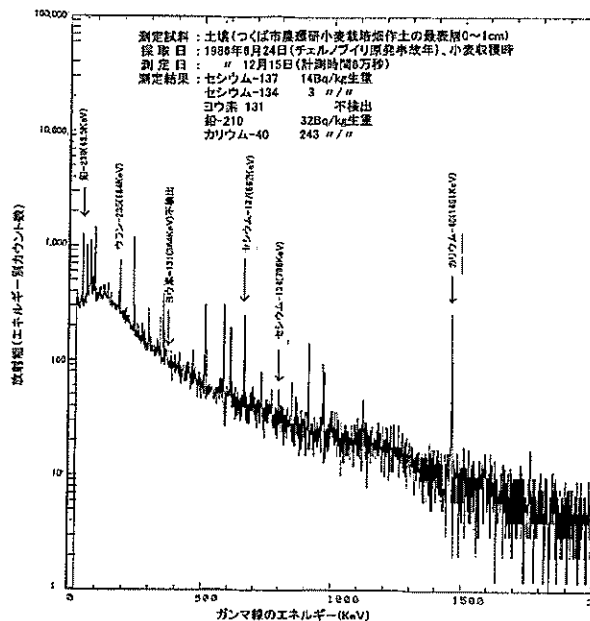


図1 ゲルマニウム半導体検出器による放射性核種別の放射能測定(ガンマ線スペクトロメトリー)

ている。土壌中の主要な天然・人工放射性核種の平均的放射能濃度(福島原発事故以前の日本)を、表5に示す。人工放射性核種では、Cs-137が63Bq/kg(そのほとんどが、大気圏内の核爆発実験起源)と最も高いが、カリ-40は420Bq/kgでその7倍である。

K-40は、表6に示すように、カリ中に常に0.0118%含まれ、自然界でもカリ(安定、非放射性カリ)と全く同じ挙動をする。

図1に、土壌中のCs-134、Cs-137、K-40

表5 日本の土壌中の主な放射性物質とその濃度

(財)原子力環境整備センター資料より

放射性核物質(核種)	半減期	主な給源	土層中の濃度 平均(最小~最大)Bq/kg	単位面積分布 平均(最小~最大)Bq/m <sup>2</sup>
カリウム-40	12.8億年	天然	440(0.2~1200)	31,240(14.2~85,000)
セシウム-137	30年	核実験	63(18~90)	4,500(2,600~6,800)
ストロンチウム-90	28年	核実験	35(20~55)	2,500(1,900~3,000)
炭素-14	5,570年	天然(核実験)	4(1.5~6.0)	
鉛-210*1	22年	天然	(75~6,300)*2	

\*1 ウラン-238(半減期45億年)が壊変して生じた核種

\*2 1地点のみ突出して高い値あり、そのため平均値は出さない。

表6 カリウム(K)元素を構成する核種の内訳

元素名- 原子番号	核種-質量 (相対存在比%)	放射性又は安定 (非放射性)	半減期	起源(給源)
カリ(カリウム) (K)-19	K-39(93.39)	安定	なし	天然
	K-40(0.0118)	放射性	12.8億年	天然
	K-41(6.73)	安定	なし	天然

などのガンマ線放出核種の測定事例を示す。

## (2) 農作物中のK-40濃度

カリは、植物や動物の必須元素であり、あらゆる作物は主として土壌からカリを大量に吸収し、人・動物も、食べ物を通じてカリを積極的に体内に取り込んでいる。人体中にも平均70Bq/kgのK-40が含まれ、成人体内総量では4200Bq/60kgとなり、被曝線量は0.3ミリシーベルト/年に相当する。

農作物中には、常にK-40が平均100Bq/kg前後含まれている(表7)。また、乾燥させた食品中のK-40濃度を表8に示すが、水分が減少する分K-40濃度も高まり、Csの基準値と比べて粉乳、コーヒー、牧草で2倍近く、コンブは3倍以上にもなる。これを食べることでCsと合わせて被ばくする。

いずれもベータ線とガンマ線の放射線を出し、それぞれの放射線が人体に及ぼす影響も

表7 カリウム-40の農産物・食品中の放射能濃度\*1

種類	放射能濃度(Bq/kg)
豆類(ダイズ、アズキ他)	110~420
イモ類(ジャガイモ他)	110~420
穀類(コムギ他)	100
野菜各種94点平均(つくば)*2	94(22~228)

参考 ヒト成人 70Bq/kg 成人体内総量4200Bq/60kg\*3

\*1 食品成分表などのカリウム含量より算出  
(カリウム1gは放射性カリウム-40を22Bq含むとして)

\*2 実測値(1報の表4より)

\*3 内部被ばく線量でいうとおよそ0.3ミリシーベルトとなる。

表8 乾燥させた食品・牧草中のカリウム-40の放射能濃度

—セシウムの暫定基準値を超える恐れのあるもの—

種類	カリウム-40の放射能濃度* Bq/kg	セシウム-137+134の暫定基準値 Bq/kg
粉乳	400	牛乳・乳製品 200
緑茶(煎茶)	484	荒茶として 500
コーヒー	924	その他 500
シイタケ(乾)	460	同上
昆布(煮干し)	1650	同上
牧草(乾燥)	550	牧草 300(農水省)

\* 食品成分表のカリウム含量より算出  
(カリウム1gは放射性カリウム-40を22Bq含むとして)

基本的に同じであるが、それぞれの核種の生理作用や半減期の違いなどで放射線被ばくの影響に差異が生じる。カリは、赤血球中に最も高濃度に存在し、次いで筋肉中に多く存在するため、ほぼ全身が一様に被曝する。セシウムはカリと同じアルカリ金属元素の仲間であるが、生物への必須性もカリの代替性もない。主に筋肉中に存在するために、やはり全身が一様に被曝することになる。

半減期が12.8億年のK-40は全く減衰せず、又、カリは人体にも不可欠であるため、体外に排泄されても其の分を補う必要があり、ほぼ一定量のK-40が常に体内に存在することになる。

土壌中の放射性Csの作物による吸収を、カリを大量に施用することでCsとの拮抗作用を利用して抑える手法も推奨されているが、その効果があるとしてもK-40の吸収量がさらに増え、両核種あわせた放射線被ばく線量は、むしろ増えると推測される。

筆者は、これらの事を踏まえ、食品中の人工放射性核種濃度を公表する際、合わせて天然放射性核種のK-40濃度も公表することを提案したい。消費者は両者を比較することで、放射能汚染レベルをより客観的に評価する事ができるだろう。カリ-40は放射性セシウムや放射性ヨウ素のガンマ線と同時に測定できる(図1)ので容易に公表できる。また、一般の分析方法で全カリウム含量を定量することもK-40のBq/kg濃度を算出できる。

## (3) 無機・有機肥料中のK-40とウラン-238濃度

表9に示すように、K-40濃度(Bq/kg)は、塩化カリ肥料15000、複合肥料4300と極めて高く、牛糞堆肥920、草木灰3400と、やはりかなり高い。これらは、肥料や土壌改良材と

表9 肥料中のカリウム-40とウラン-238の放射能濃度

肥料の種類	濃度(Bq/kg)	
	カリウム-40	ウラン-238
化学肥料 塩化カリ	15,000	不検出
複合肥料(窒素14%-リン酸14%-カリウム14%)	4,300	555
過リン酸石灰	90	910
牛ふん堆肥(窒素2.2%-リン酸1.4%-カリウム3.0%)	920*	未測
草木灰(窒素3.4%-リン酸7~8%-カリウム11%)	3400*	未測

\*カリの保証値より算出

して土壤に大量に施用されるが、これらに含まれるカリは土壤にはほとんど吸着されないで土壤水中に溶出し、作物に大量に吸収される(K-40の移行係数は0.39、前報の表4)。これらの施用量が多いと、それに比例してカリも大量に吸収され(過剰吸収害は生じにくい)、『贅沢吸収』という現象が生じる。総じて日本の野菜等は、多肥栽培の傾向が強く、K-40も大量に吸収されることになる。Csが土壤に強く吸着され、ほとんど経根吸収されない(野菜の移行係数0.00058、前報の表4)のとは対照的である。

農水省は、有機質肥料や汚泥(肥料原料)、飼料などの放射性Csの暫定許容値を設けているが、集落排水汚泥などの特例を除けば、100~400Bq/kg(製品重量)と、食品中の暫定基準値よりも低い。許容値以下でないと土壤に施用できず、家畜・養殖魚の飼料にも使えない状況になっている。

人が受ける内部被曝線量をできるだけ抑える立場だけから考えても、放射性Csにこのような低レベルの許容値を適用しても意味がないと思われる。

なお、リン酸肥料中には、1000Bq/kg前後のウラン-238が含まれ(溶性リン肥1310Bq/kg)、半減期が45億年と長く、土壤中にも平均で26Bq/kg含まれている。リン酸肥料の多投・連用は、土壤中のウラン-

238(Cs以上に土壤に強く吸着される)の濃度も高めることにもなる。

## 5 再処理施設等から放出される長寿命放射性ヨウ素

福島原発事故では、原子炉の使用済ウラン燃料棒が原子炉建屋内のプールに満杯に近い状況で保管されており、水素爆発の恐れさえ指摘された。全国各地の古い原子炉建屋内にも大量に保管されており、原子炉の運転にも支障をきたす状況になりつつある。今後、これをどう処理するかが世界的にも喫緊な課題になっている。日本は「使用済み燃料は再処理施設で処理・再利用(生成したプルトニウムなど)する」方針のもと、青森県六ヶ所村の大型核燃料再処理施設(建設費2.1兆円)を稼働させて再処理を行う計画(2012年から操業予定)となっていた。しかし、今回の福島原発事故を契機に大幅な見直しが迫られるかもしれない。

この施設が本格的に稼働すると、平(正)常運転中でも環境(海水と大気)中に放出される放射性物質(長半減期の核種のみ)の量は、1日で原発(100万Kw)の平常運転時の1年分に相当するという。その中で、ヨウ素-129(半減期1600万年)が、内部被曝(食物・水)において最大の被曝線源になるとして、原子力安全委員会は、「施設周辺のヨウ素-129のモニタリングを継続的に行うと共に、安定ヨウ素を指標に、環境中における移行性を調査する」としている。筆者らは、安定ヨウ素-127などを指標として、長寿命ヨウ素-129の大気(降水)-土壤・植物-水系(陸水)での広域的・長期的移行性に関する調査研究を行ってきた。その中で、放射性ヨウ素の食品・飲料水等の基準に関わるものについて述べる予定である\*(55ページの脚注参

照、本報では割愛)。

【参考文献】

- 1) 結田康一：農作物と農地、森林生態系の放射能汚染を考える (1)、土づくりとエコ農業、8・9月号、59-66 (2011)
- 2) 結田康一他：原子力施設事故等に伴う農作物・土壌の緊急放射能調査、—チェルノブイリ原発事故と東海村臨界事故への対応を中心に—、土肥誌、73 (2)、203～210 (2002)
- 3) 原子力環境整備センター編：土壌から農作物への放射性物質の移行係数、原子力環境整備センター、pp1-63 (1988)
- 4) 結田康一：放射性物質、岩田進午・喜田大三監修、「土の環境圏」、(株)フジ・テクノシステム、pp.200-209 (1997)
- 5) 本報 (1)、(2) に用いた多くのデータは、毎年出版される環境放射能調査研究成果論文抄録集 (科学技術庁) と農水省関係放射能調査研究年報 (農水省) に報告されている (結田らによる) ものを用了。

