

## 農作物や農耕地土壤中の放射性物質の長期モニタリング

木方展治（農業環境技術研究所）

### 1. はじめに

1945年の太平洋戦争終結直前に広島・長崎に相次いで原爆が投下され、多くの市民が犠牲になった。この被爆直後に日本国軍によって行われた調査は、被害状況の把握が第1であった。間もなく終戦を迎える、文部省学術研究会議の原子爆弾災害調査研究特別委員会が組織されたが、すぐにアメリカ占領軍主導の調査になった。1954年にはアメリカによりビキニ環礁で行われた大気圏内核実験により、操業中の第5福竜丸が被曝し、乗船員1名の方が亡くなられた。これを契機として、国全体で放射能モニタリング体制を整える必要性が提起され、当時の科学技術庁（現文部科学省）を中心とし、放射能調査研究事業が開始された。これらの成果は毎年成果論文集としてまとめられ、第1回からインターネット上でも見られるようになっている（[http://www.kankyo-hoshano.go.jp/08/08\\_0.html](http://www.kankyo-hoshano.go.jp/08/08_0.html) および [\\_1.html](http://www.kankyo-hoshano.go.jp/08/08_1.html)）。このうち、47都道府県の放射線監視機関や、保健・環境機関が収集・分析した各種の食品や土壤の分析データは、財団法人日本分析センターによって取りまとめられ、インターネット上に環境放射線データベース（<http://search.kankyo-hoshano.go.jp/top.jsp>）の一部として公開されている。

農林水産省も設立当初から放射能調査研究事業に参画した。特に大気圏内核実験による放射性物質の降下が盛んであった1950年代後半から1960年にかけて、当時農林省所属の多くの農業関係試験研究機関で放射能関連の調査が行われた。それらの成果は上記の成果論文集にまとめられるとともに、農林水産省発行の放射能調査年報に報告されている。ここには特に初期においては、成果論文集を補足するデータが収録されている。著者の属する独立行政法人農業環境技術研究所（以下、農業環境技術研究所と称す）は前身の農林（水産）省農業技術研究所を含め、設立当初から一貫して放射能調査研究事業に関わっており、主要穀類（米・小麦）およびその栽培土壤の放射能モニタリングを担当してきた。主な対象となる核種は、長半減期核種である<sup>137</sup>Cs（半減期30.2年）と<sup>90</sup>Sr（同28.8年）であり、とともに大気圏核実験によって降下する核種（降下放射性核種、フォールアウトとも称される）の代表格である。農業環境技術研究所における調査の特徴は、沖縄を除く日本全域を対象として、基本的に同一の地点で栽培された米麦とその栽培土壤を長期にわたり観測し続けている点であり、これから土壤から作物への放射性物質の移行の状況を見ることができる。この結果についてはデータベース化し、インターネット上で公開している（[http://psv92.niae3.affrc.go.jp/vgai\\_agrip/](http://psv92.niae3.affrc.go.jp/vgai_agrip/)）。次項では、この農業環境技術研究所における長期モニタリングについて述べることにする。

### 2. 農業環境技術研究所における長期モニタリング

#### 2.1 <sup>137</sup>Cs および<sup>90</sup>Sr の分析方法

米・小麦の<sup>137</sup>Csを分析するには、試料を大型燃焼炉で灰化後、スチロール製平板容器に充填してγ線スペクトロメトリのゲルマニウム半導体検出部に装着させ、放出されるガンマ線を測定する。福島原発事故以降の汚染試料は、検出器部分を覆う形に成形されたマリ

ネリというアクリル製容器（内容積 2 L）に試料を直接入れることで、灰化しないでも測定が可能となっている。同時に  $^{134}\text{Cs}$  も測定可能である。 $^{90}\text{Sr}$  を分析するには、 $^{137}\text{Cs}$  測定用に灰化した試料を塩酸で分解し、Ca と分離した後、炭酸塩として  $^{90}\text{Sr}$  が娘核種の  $^{90}\text{Y}$ （半減期 2.7 日）と放射平衡になるのを待って、 $^{90}\text{Y}$  の  $\beta$  線をガスフロー方式の GM 管検出器で測定する。一方土壤の  $^{137}\text{Cs}$  を分析するには、乾燥・粉碎後 2mm の篩を通過した試料をスチロール製平板容器に充填してゲルマニウム半導体検出器に装着し、放出されるガンマ線を測定する。 $^{90}\text{Sr}$  を分析するには、土壤有機物を高温炉で燃焼させた後、米・小麦と同様の操作を行って分析する。

## 2.2 $^{137}\text{Cs}$ の経年変化

長期モニタリングの採取地点は図 1 に示すとおりであり、都道府県および独立行政法人の農業関係試験研究機関の協力により、放射能の観測定点を前記機関内の圃場に設けている。図 2 に  $^{137}\text{Cs}$  について米麦とその栽培土壤の 1959 年からの放射能濃度の平均値と最大値の推移を示した。1950 年代後半より、度重なる大気圏内核実験の影響で 1963 年まで濃度は増大し続け、それ以降短期的には核実験の増減による影響を受けつつも、核実験の縮減傾向に伴い減少傾向が続き、大気圏内核実験の停止以降は単調減少した。小麦に関しては、1986 年 4 月 26 日に起こったチェルノブイリ原子力発電所の事故時に濃度が一時的に上昇した。これは事故の時期が小麦の出穂期に当たり、子實に  $^{137}\text{Cs}$  が移行しやすくなつたためと考えられる。事故時に移植前であった水稻は、濃度ピークが現れていない。またチェルノブイリ原子力発電所の事故による土壤の濃度増加は、畑、水田ともに明らかではなかった。チェルノブイリ原子力発電所事故（以後、チェルノブイリ原発事故と記す）以降も単調減少し、2000 年頃には検出限界近くになった。

土壤から可食部への移行係数は、

$$\text{可食部への放射性核種の移行係数 (TF)} = \frac{\text{可食部の放射性核種濃度 (Bq/kg 新鮮重)}}{\text{作土中の放射性核種濃度 (Bq/kg 乾土)}}$$

で表される。米について、チェルノブイリ原発事故以降の 1987 年から 2000 年まで  $^{137}\text{Cs}$  の可食部への移行係数を算出した。この時期は大気からの降下がほとんどないため、葉面や茎からの吸収（直接汚染）は行われず、土壤から根を経ての吸収（経根吸収または間接汚染）が吸収経路のほぼ 100% 占めると考えられる。玄米の平均 TF は  $0.007 \pm 0.008$ 、最高 TF は 0.041（分析点数 199 点）であり、白米の平均 TF は  $0.003 \pm 0.003$ 、最高 TF は 0.019 であった（分析点数 183 点）。

駒村らは、 $^{137}\text{Cs}$  濃度が半減するのに要する時間（平均滞留半減時間、1964 年の濃度極大期を基準年としている）は土壤の性質等により観測地間で大きく異なるが、水田作土で 9~24 年の範囲で平均 16 年、畑作土で 8~26 年の範囲で平均 18 年と算定している<sup>1)</sup>。

2011 年 3 月の東京電力福島第 1 原子力発電所事故（以後、福島原発事故と記す）時に、放射能の観測定点であるつくば市の農業環境技術研究所圃場で生育中であった小麦を 7 月初旬に採取し、玄麦およびその栽培土壤の  $^{137}\text{Cs}$  濃度を測定した。玄麦の濃度は 30 Bq/kg であり、1963 年に玄麦の平均濃度が 44 Bq/kg の最高値を示したが、それに次ぐ濃度であった。畑作土の  $^{137}\text{Cs}$  は、94 Bq/kg であり、1965 年の畑作土の従来までの最大値 70 Bq/kg

と、1964年の水田作土の最大値 116 Bq/kg の中間の濃度を示した（図2）。

### 2.3 $^{90}\text{Sr}$ の経年変化

図3に $^{90}\text{Sr}$ について米麦とその栽培土壤の1957年からの放射能濃度の平均値と最大値の推移を示した。ここで、1959年から1995年までは1Mの酢酸アンモニウムで抽出される置換体 $^{90}\text{Sr}$ のデータで、それ以降は塩酸で分解される全 $^{90}\text{Sr}$ のデータである。置換体 $^{90}\text{Sr}$ は全 $^{90}\text{Sr}$ に近い値と考えられ、駒村らは水田の場合、置換体 $^{90}\text{Sr}$ の全 $^{90}\text{Sr}$ に対する比率は平均81%であると報告している。この値は、置換体 $^{137}\text{Cs}$ の全 $^{137}\text{Cs}$ に対する比率の平均0.15よりもかなり低い値である。 $^{90}\text{Sr}$ の場合も1960年代半ばに濃度ピークが見られ、以後大気圏内核実験の影響を受けながら減少していくという $^{137}\text{Cs}$ と共通の傾向を有する。ただし、 Chernobyl 原発事故の時には濃度ピークは確認されていない。駒村らは、 $^{90}\text{Sr}$ の平均滞留半減時間は、水田作土で6~13年の範囲で平均9年、畑作土で6~15年の範囲で平均11年と算定している<sup>1)</sup>。

農業環境技術研究所圃場で福島原発事故後に採取した土壤では、 $^{90}\text{Sr}$ 濃度の増加は認められなかつた（図3）。

### 3. 土壌断面調査に現れる過去の大気圏内核実験の影響

農業環境技術研究所では土壤内の放射性物質の垂直分布を調査している。このことにより、土壤表層に降下した放射性物質の残存の状況を明らかにすることができる。表1に示すように、人為的な攪乱の少ない林地においては、降下放射性核種は比較的高濃度で残存する。 $^{137}\text{Cs}$ は300 Bq/kg 近い値を示す林地表層土壤もあり、農地よりも明らかに高い値を示した。 $^{90}\text{Sr}$ も林地は近傍にある農地作土よりも明らかに高かったが、鳥取県の林地土壤では表層の $^{137}\text{Cs}$ 濃度が94 Bq/kg と農地作土よりも顕著に高いのに対し、 $^{90}\text{Sr}$ 濃度は4 Bq/kg と農地作土よりもやや高い程度であり、土壤によって差があった。図4は北海道の林地を16年経過して、ほぼ同一地点で再調査した結果である。 $^{137}\text{Cs}$ では検出される深さが18cmから24cmと6cm深くなつた。また $^{90}\text{Sr}$ では1cm以下で濃度が低下した。両核種とも16年間における下層への移動が認められたが、 $^{137}\text{Cs}$ の残存性はかなり高いことが明らかとなつた。なお、16年間に $^{137}\text{Cs}$ は31%、 $^{90}\text{Sr}$ は32%物理的半減期により減少するが、表層の放射能濃度はさほど変化していないように見える。この原因として、土壤表層のさらに上に存在する落葉層およびそれが腐朽した層（O層）から放射性核種が移動した可能性が考えられる。

### 4. 緊急時の放射能調査

長期モニタリングを続けることは、原子力事故等の緊急時の体制を構築・維持することにもなる。農業環境技術研究所では、1986年のChernobyl発電所の事故が起つた際に、放射能事故が起きた場合に備えた緊急調査用の圃場の必要性を感じ、以後葉菜類を周年的に栽培する圃場を設立した。1989年に茨城県東海村でJCOによる臨界事故が起きた際には、この圃場からデータが採取され、国及び県の安全宣言の一助となつた。この10年間では、北朝鮮の核実験が2006年と2009年の2回行われたが、その時に農業環境技術研究所では自主的に緊急時の調査を行つた。農作物・土壤への汚染は確認されなかつたが、緊急体制の確認としての意義はあつた。福島原発事故では、3月中旬以降東日本各地から集

められた農作物や土壤の分析を農林水産省から緊急に要請されたが、その分析体制に比較的迅速に入れたのは、長期モニタリング体制があったためと考えている。

農業環境技術研究所構内の圃場においては、3月から現在にいたるまで葉菜類（ホウレンソウ、コマツナ等）とその栽培土壤の緊急時放射能モニタリング調査を行っている。事故後初期段階では<sup>131</sup>I等の放射性核種ヨウ素が圧倒的に優勢であり、最初の本格的降雨後、<sup>137</sup>Cs等の放射性セシウムが急増した。その後放射性ヨウ素は急減したが、土壤では放射性セシウムは残存している。しかし葉菜類は、事故時に生育していたものから事故後に播種したものに代替わりすると、一気に放射性セシウム濃度は低減した(図5)。また当初作物の放射能濃度は、ホウレンソウ>コマツナであったが、事故後に播種した作物では、コマツナ>ホウレンソウとなった。

(謝辞) この長期モニタリング調査で試料の栽培・採取に協力を頂いている農業関係試験研究機関の皆様には心より感謝申し上げます。

#### (参考文献)

- 駒村美佐子・津村昭人・山口紀子・藤原英司・木方展治・小平潔：わが国の米、小麦および土壤における<sup>90</sup>Srと<sup>137</sup>Csの長期モニタリング

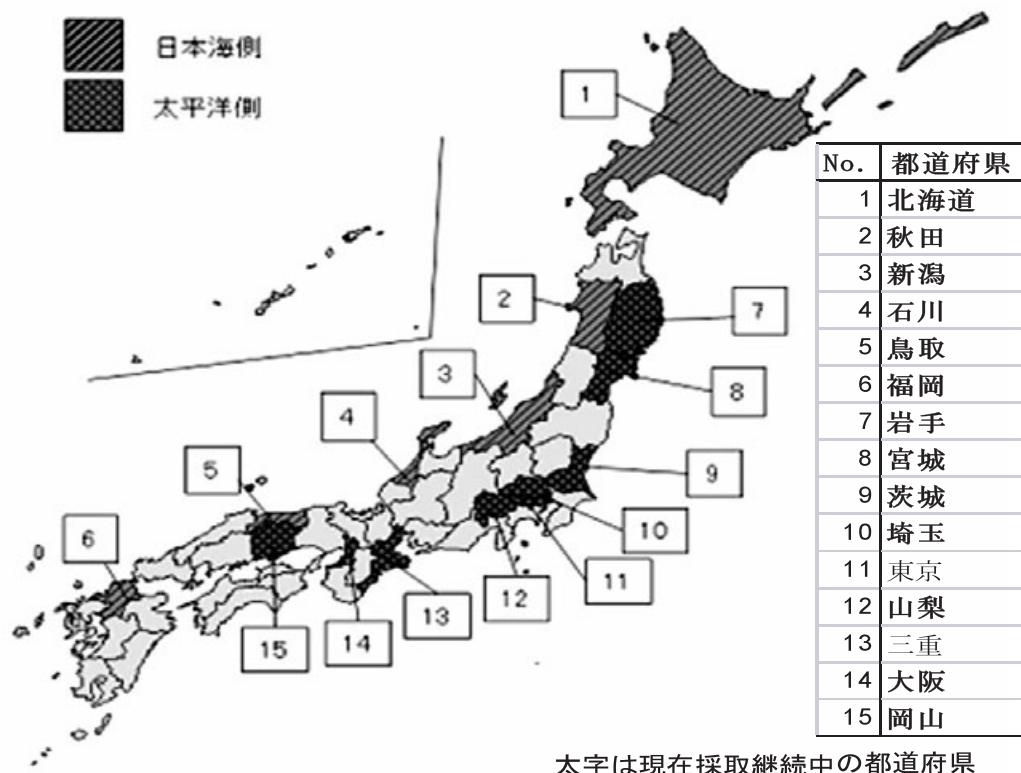


図1 長期モニタリング調査を行っている圃場の所在地

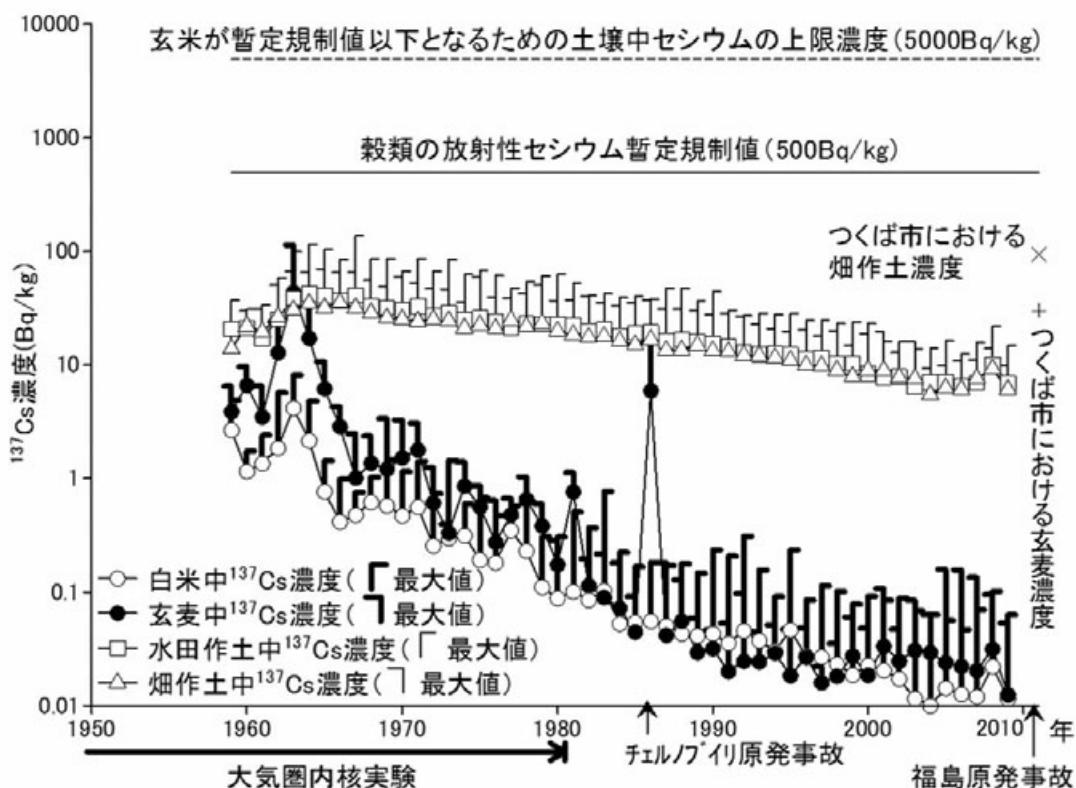


図2 主要穀類および栽培土壤における<sup>137</sup>Cs濃度の経年変化

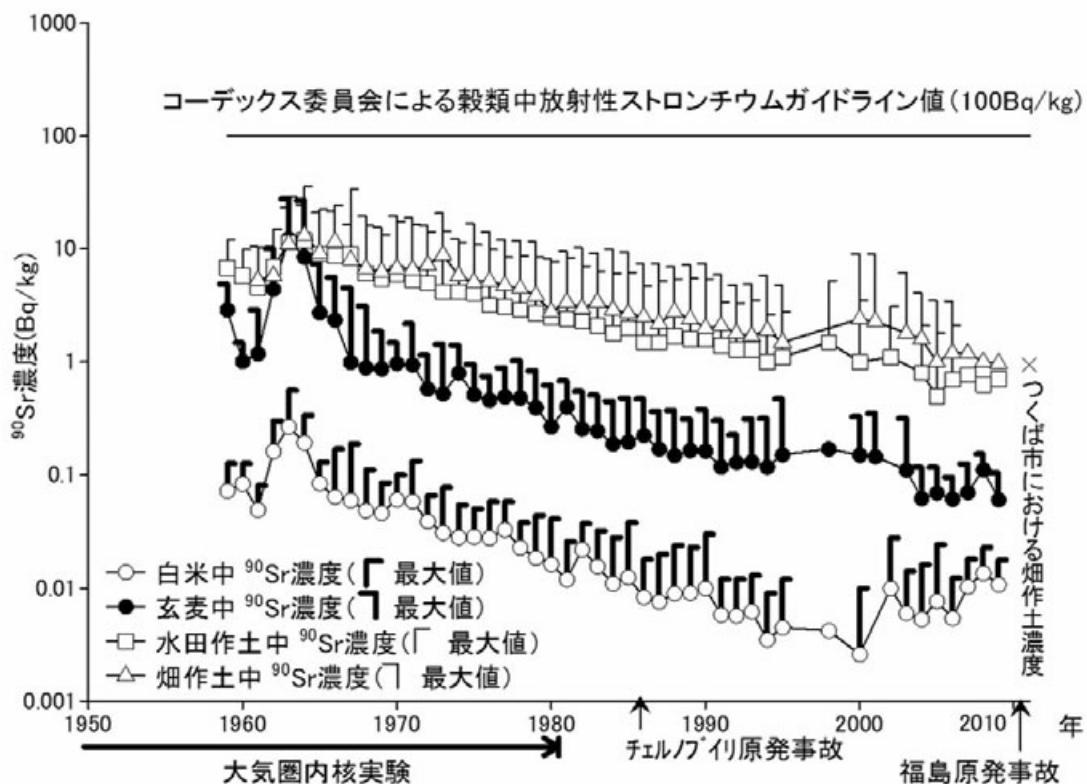


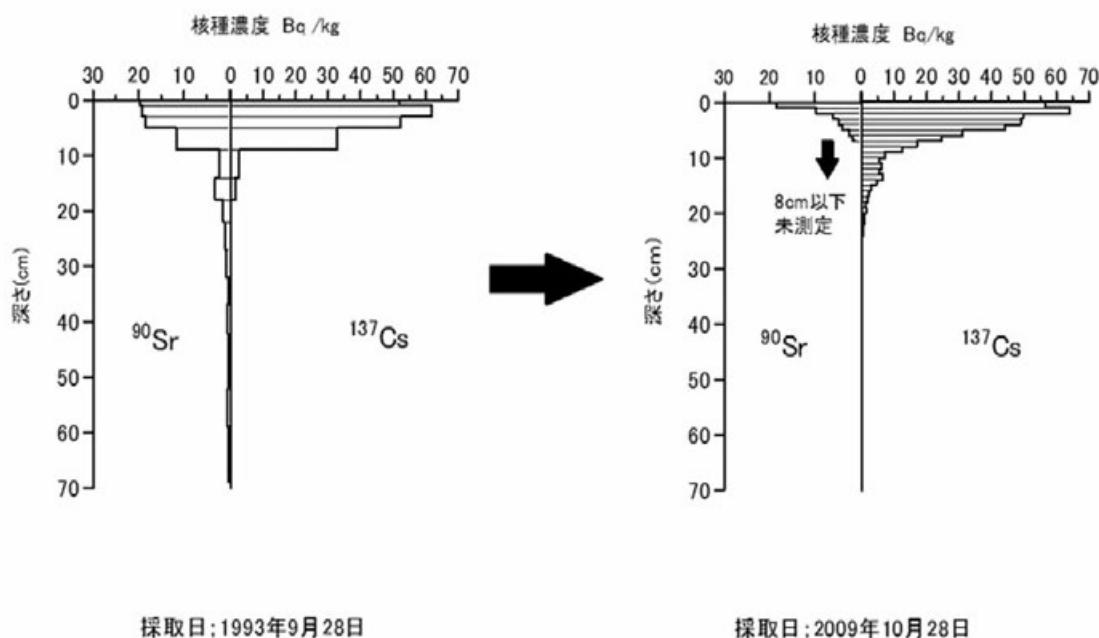
図3 主要穀類および栽培土壤における<sup>90</sup>Sr濃度の経年変化

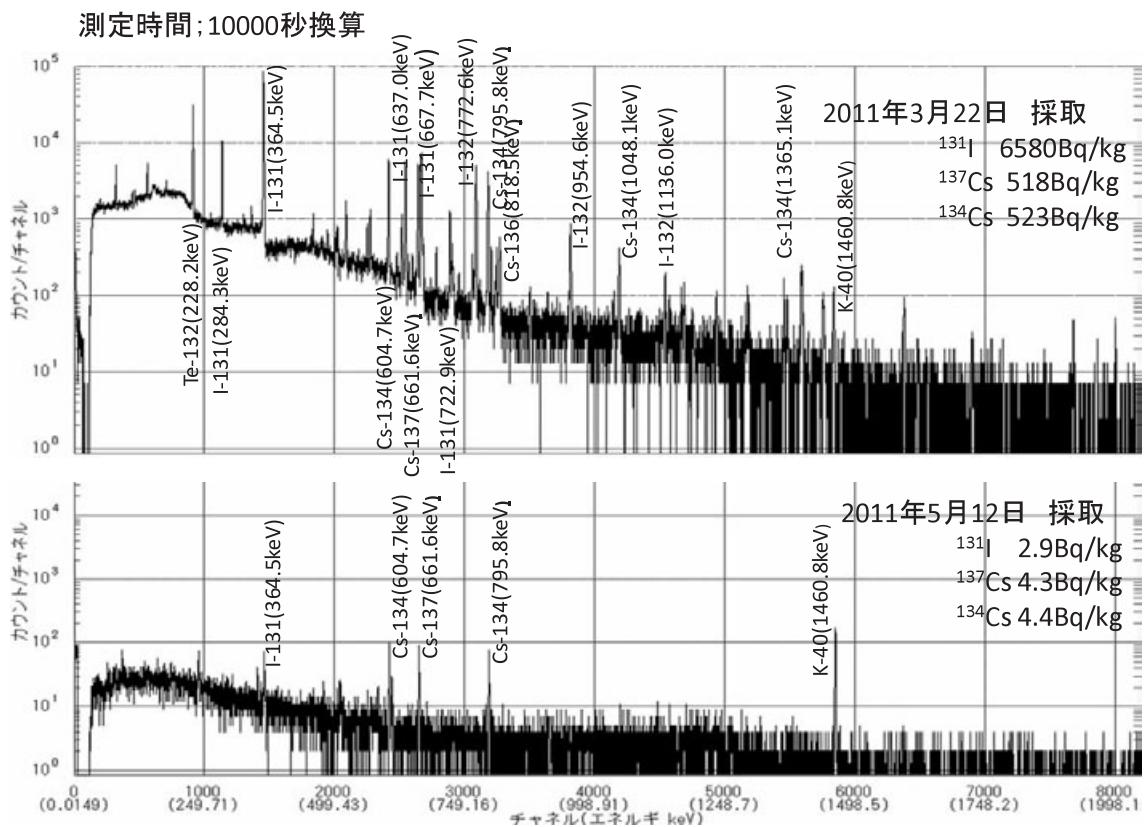
(1995年までの土壤中<sup>90</sup>Sr濃度は置換態の値)

表 1 林地表層土壤と作土層の  $^{90}\text{Sr}$  と  $^{137}\text{Cs}$  濃度の比較

		単位; Bq/kg			
採取場所		新潟県	鳥取県	東京都	北海道
採取年度		2001	2001	2000	1993
$^{90}\text{Sr}$	林地表層最大値	26.1	4.0	20.1	19.6
	畑作土平均値*	2.3±1.8(9)	同左	2.4±2.0(8)	1.7±1.6(9)**
	水田作土平均値*	—	同左	1.0±0.5(14)	2.1±1.8(14)**
$^{137}\text{Cs}$	林地表層最大値	290.8	94.2	66.5	62.0
	畑作土平均値*	9.0±4.6(9)	同左	9.0±5.2(9)	12.1±5.6(9)
	水田作土平均値*	7.8±5.2(15)	同左	8.4±6.0(14)	12.4±7.6(15)

\* 全国各地の平均濃度、( )内は採取地点数

\*\* 置換体  $^{90}\text{Sr}$  の数値、水田の  $^{90}\text{Sr}$  は 2.6±1.8(14) と推定される。図 4 北海道の褐色森林土壤における  $^{137}\text{Cs}$  と  $^{90}\text{Sr}$  の土壤断面分布変化

図5 農業環境技術研究所(茨城県つくば市)で栽培したホウレンソウの $\gamma$ 線スペクトル