

## 福島第一原発事故による森林放射能汚染調査地の土壤理化学性

金子真司<sup>1</sup>\*・池田重人<sup>1</sup>・赤間亮夫<sup>1</sup>・三浦 覚<sup>1</sup>・高橋正通<sup>1</sup>

<sup>1</sup>独立行政法人森林総合研究所

福島第一原発事故で放出された放射性セシウム(Cs)が、森林生態系においてどのような動態をするかを予測するために、放射性Csの分布実態の調査を行っている福島県の川内村、大玉村、只見町の3カ所5プロットにおいて、土壤代表断面調査を行って土壤の理化学性を調べた。その結果、5プロットの土壤とも落葉の分解速度が速いムル型腐植タイプであり、堆積有機物層は欧米の森林に比べて少なかった。また土壤は炭素含量が高く、大半の層はpH(H<sub>2</sub>O)が5.1以下と酸性であった。塩基交換容量(CEC)は高く、交換性塩基含量は全般に少なかったが、最表層は適量の交換性Kを含んでいた。すべてのプロットが16-24%の粘土を含んでおり、土性は埴壤土(CL)、微砂質埴壤土(SiCL)、砂質埴壤土(SCL)であった。本調査地の堆積有機物層は分解が早いことから、堆積有機物中の放射性Csは短期間に土壤に移動すると推定された。土壤は有機物が多く酸性であるが、粘土含有量や交換性K濃度から、放射性Csは土壤に固定されて、樹木に移行しやすい条件にはないことが示された。

キーワード：福島第一原発事故、放射性セシウム、堆積有機物、土壤化学性、粒径組成

Shinji Kaneko, Shigeto Ikeda, Akio Akama, Satoru Miura and Masamichi Takahashi : Soil physicochemical properties of experimental sites in forests contaminated by radioactive materials due to the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident Japanese Journal of Forest Environment 55:75-81, 2013.

To predict the behavior of radiocesium derived from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident in a forest ecosystem, soil survey and sampling were performed in five experimental plots at three sites in Fukushima prefecture, Kawauchi-mura, Otama-mura and Tadami-machi, and the physicochemical properties of the soils were examined. The humus type was mull-type and the amount of O horizons was lower than that of European forest soils. The soils had a generally high carbon content and showed low pH. CEC was generally high and exchangeable cations were low. However, the content of exchangeable K was relatively high for the uppermost horizon. The clay content was 16-24% for all soils and the soil texture was CL, SiCL and SCL. The mull-type humus and thin O horizon suggest that the decomposition rate of O horizon is expected to be so high that the radiocesium in the O horizon will rapidly migrate to the mineral soil surface. It is suggested that plant absorption might be limited because the soils contain sufficient clay and exchangeable potassium.

**Key words** : Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident, radiocesium, litter layer, soil chemical properties, particle size distribution

### 1. はじめに

東日本大震災にともなう東京電力福島第一原発事故で放出された放射性物質は大気中を移動して福島県を中心とした東日本の広範囲に放射性物質による汚染をもたらした。福島県の森林は97.2万haと県土の7割が森林であり(林野庁, 2012)、中通りや会津盆地の平野部や海岸付近を除くと大半の地域が森林におおわれており、森林における放射性物質の影響が心配される。今回の事故で放出された主な放射性物質のうちで、長期に問題となるのは半減期が2年の<sup>134</sup>Csと30年の<sup>137</sup>Csである。セシウム(Cs)は3大栄養素の一つであるカリウム(K)と同じアルカリ金属であり、その化学的性質はKに類似するために植物によって吸収され、森林生態系の内部循環に取り込まれ、汚染が長期に続くことが懸念されている(金子, 2012)。

チェルノブイリ事故の際には70-80%の放射性物質が植物地上部に保持され(IAEA, 2009)、その後降雨によってまたたく間に洗い流され、2、3か月後には90-95%は林床に達

したと報告されている(Ministry of Ukraine of Emergencies, 2011)。さらに、放射性物質は堆積有機物層に留まり、堆積有機物層の分解にともなって徐々に土壤に移行したため、堆積有機物層が放射性物質の移動のバリアの役割を果たしたと言われている(Riesen, 2002; Ministry of Ukraine of Emergencies, 2011)。事故から5年後の1991年の調査では、森林に存在する<sup>137</sup>Csの大半は林床の堆積有機物層と土壤に存在し、そのうちの60-70%は堆積有機物層に、残りが鉍質土壤に分布していた(Nimis, 1996)。堆積有機物層から鉍質土壤への移動は、堆積有機物層の厚さや分解速度などが関係し、事故から2年後の調査ではムル型の堆積有機物にはほとんど残っていなかったのに対して、モダ型では75%が堆積有機物にあったと報告されている(Nimis, 1996)。以上、放射性Csの土壤への移行を考える上で、堆積有機物の厚さや形態は重要であると考えられる。

植物による放射性Csの吸収のしやすさは、土壤型、水環境、化学的特性や植物種によって異なり(IAEA, 2006)、特に土壤型は樹木の吸収に最も影響する要因であり、泥炭一

\* 連絡・別刷請求先(Corresponding Author) : 〒305-0044 茨城県つくば市松の里1 森林総合研究所立地環境研究領域: Forestry and Forest Products Research Institute, 1, Matsunosato, Tsukuba, Ibaraki 305-8687, Japan  
E-mail : kanekos@ffpri.affrc.go.jp

<sup>1</sup> Forestry and Forest Products Research Institute

(2013年7月11日受付, 2013年10月14日受理)

グライ > 泥炭土-ポドゾル性土 > ソディーポドゾル > ポドゾル化チェルノーゼムの順で吸収されやすいと報告されている (IAEA, 2009)。さらに植物への吸収には土壌pHも関係し、酸性土壌ではより吸収されやすいことが示されている (Caput *et al.*, 1990; Nimis, 1996)。ただ、土壌の酸性は放射性Cs吸収に直接関係するのではなく放射性Csと拮抗関係にある交換性Kが酸性土壌で少なくなるため、その結果として放射性Csの吸収が増加するとも考えられている (Nimis, 1996)。

なお、土壌中での放射性Cs動態に関しては、大気圏内核実験由来、あるいはチェルノブイリ事故由来の<sup>137</sup>Csも下方浸透速度は極めて遅く、表層付近にとどまっているとの報告が多い (Almgren and Isaksson, 2006など)。土壌中の<sup>137</sup>Csの鉛直分布に基づき、放射性Csの移動に関わるパラメータが調べられ、有機物含量が高く、粘土が少なく、pHが低いと<sup>137</sup>Csが輸送されやすく (山口ら, 2012)、チェルノブイリ事故8年後には有機質土壌とポドゾル土壌では他の土壌よりも<sup>137</sup>Csが深くまで侵入していた (Rosén *et al.*, 1999)。すなわち、森林土壌中の放射性Cs移動に関しても土壌型や土壌の理化学性が関係するものと推察される。

以上のように、森林生態系内の放射性Cs動態は、堆積有機物層の状態や土壌型や土壌の理化学性が関係する。そこで今回の原発事故で森林にもたらされた放射性Csの今後の動態予測に役立てることを目的に、福島県内の森林の放射性物質の分布調査のプロット (金子ら, 2012) において、土壌調査を行うとともに土壌の理化学性の分析を行った。

## 2. 調査地および方法

土壌代表断面調査は、森林総合研究所が福島原発事故による森林の放射性Csの分布・動態のモニタリングを行っている福島県の調査地において行った (金子ら, 2012; 林野庁, 2011a; 林野庁, 2011b; 林野庁, 2013) (図-1)。具体的には双葉郡川内村下川内のスギ (*Cryptomeria japonica*) 人工林 (KC, 37°17'18", 140°47'48"), 安達郡大玉村玉井のスギ人工林 (OC, 37°34'4", 140°18'20"), 同郡同村玉井のアカマツ (*Pinus densiflora*) 人工林 (OP, 37°34'14", 140°18'30"),

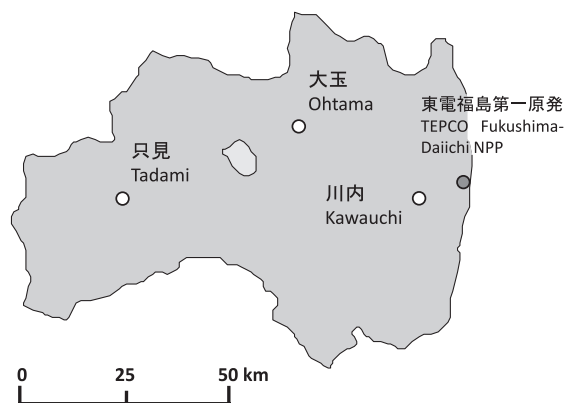


図-1. 福島県内の調査地の位置

Fig. 1. Study sites in Fukushima Prefecture

同郡同村玉井のアカマツと落葉広葉樹の混交林 (OM, 37°34'15", 140°18'29"), さらに南会津郡只見町布沢のスギ林 (TC, 37°19'28", 139°31'15") である。各プロットの<sup>134</sup>Csと<sup>137</sup>Csの合計沈着量は2011年9月時点でKCが1平方メートル当たり120万ベクレル, OC, OP, OMが同9~10万ベクレル, TCが同2万ベクレル程度であった (林野庁, 2013)。プロットOP, OMはともにアカマツ植栽地であるが、コナラ (*Quercus serrata*) やクリ (*Castanea serrata*) 等の落葉広葉樹が侵入し、林分材積に占める落葉広葉樹の割合 (2011年) がOPでは28%, OMでは52%である (梶本, 私信)。プロットKCでは2012年8月23日に、プロットOCでは2012年7月24日に、プロットOPとOMでは2012年7月25日に、プロットTCでは2011年9月7日に代表面調査を行い、層位ごとに土壌試料を採取した。

採取した土壌試料は実験室内で風乾後に2mmの篩によって石礫と植物遺体を取り除き、分析に使用した。含水比は風乾細土2-3gを105°C, 24時間で乾燥して求めた。pH(H<sub>2</sub>O)およびpH(KCl)は風乾土壌に対して、脱イオン水あるいは1 mol L<sup>-1</sup>KCl溶液を1:2.5の割合で加えてガラス電極法で測定した。全炭素・全窒素分析は元素分析装置 (Thermo Fisher Scientific社Flash EA 1112) を用いて、乾式燃焼法により定量した。陽イオン交換容量および交換性塩基の測定はSchollenberger法に従った。Ca, Mg, K, Naの各イオンの定量はICP発光分光分析装置 (Thermo Fisher Scientific社iCAP6500Duo) で行った。風乾細土中の有機物を過酸化水素水で分解した後、ピペット法により粗砂 (2-0.2 mm), 細砂 (0.2-0.02 mm), シルト (0.02-0.002 mm), 粘土 (< 0.002 mm) を定量した。以上の土壌の理化学性の分析は土壌環境分析法 (土壌環境分析法編集委員会編, 1997) に従って行った。

なお本報告の堆積有機物量は、各試験地12か所において一辺25 cmの方形区から堆積有機物試料を採取し、乾燥重量 (70°C) を測定して求めた。

## 3. 結果

各土壌代表断面の記載を表-1に示した。プロットKCは花崗岩風化物上に堆積した火山灰を母材とする土壌である。調査地の斜面方位はN10°W, 傾斜は33°であり、土壌腐植が下部まで浸透し、土壌型は弱湿性褐色森林土 (B<sub>E</sub>) であった。プロットOP, OM, OCはいずれも安山岩風化物上に堆積した火山灰を母材とする土壌である。プロットOPは斜面方位S20°W, 傾斜5°, プロットOMは斜面方位S10°W, 傾斜12°であり、プロットOP, OMの土壌断面は類似し土壌型はいずれも適潤性褐色森林土 (B<sub>D</sub>) であるが、プロットOPは埋没A層が認められた。プロットOCは斜面方位S80°E, 傾斜7°であり、土壌断面は全層腐植にすこぶる富んでおり、土壌型は弱湿性黒色土 (B<sub>LE</sub>) であった。プロットTCは凝灰質砂岩を母材とし、他の土壌に比べてやや砂質の土壌であり、B層の土色が他の土壌に比べてやや明るかった。調査地の斜面方位はN26°W, 傾斜は36°であり土壌型はB<sub>D</sub>であった。

堆積有機物層に関しては、いずれの土壌もL層とF層が存

表-1. 土壌断面記載

Table 1. Soil profile descriptions

Plot	Horizon	Thick-ness (cm)	Soil color	Soil Texture <sup>a</sup> (field)	Hard-ness	Gravel <sup>b</sup>	Structure <sup>c</sup>	Root <sup>d</sup>	Moisture <sup>e</sup>
KC	A1	4	5YR2/1	SiCL	2	—	Gr	N.D.	N.D.
	A2	14	5YR2/1	SiCL	9	—	SB	N.D.	N.D.
	A3	42	7.5YR2/2	SiCL	12	—	SB	N.D.	N.D.
	A4	25	7.5YR2/2	SiCL	14	—	—	N.D.	N.D.
	B	20	7.5YR4/4	CL	13	F±	—	N.D.	N.D.
OC	A1	11	5YR1.7/1	N.D.	5	—	Cr BK	N.D.	W
	A2	19	7.5YR2/1	N.D.	12	—	SB	N.D.	W
	AB	19	7.5YR2/2	N.D.	16	C+	SB	N.D.	M
	II A1	21	7.5YR1.7/1	N.D.	15	C+	SB	N.D.	M
	II A2	12	7.5YR1.7/1	N.D.	12	C+	—	N.D.	M
OP	A1	17	7.5YR2/1	CL	9	—	Cr Gr	F+M+	M
	B	13	7.5YR3/4	CL	16	—	—	F+	M
	II A	18	7.5YR3/3	CL	15	C+	—	F±	M
	II B	27	7.5YR4/4	CL	18	C+	—	F±	M
OM	A1	6	5YR2/2	CL	5	—	Cr BK	F++M+	M
	A2	9	7.5YR2/2	CL	10	—	BK	F+M+	M
	AB	17	7.5YR3/3	C	17	—	BK	F+	M
	BA	22	7.5YR3/4	C	18	—	—	F+	M
	B	36	7.5YR4/6	C	19	—	—	F±	M
TC	A	10	10YR3/2	CL	11	F±	Cr BK	F±M±	M
	B1	38	10YR5/6	SCL	15	F±	—	F±	M
	B2	38	10YR5/6	SCL	18	F±	—	F±	M
	B3	24	10YR5/6	SCL	13	F±	—	M±	M

<sup>a</sup>CL: 埴壤土 (Clay loam), SCL: 砂質埴壤土 (Sandy Clay loam), SiCL: 微砂質埴壤土 (Silty Clay loam), <sup>b</sup>F: 細礫 (Fine Gravel), M: 中礫 (Medium Gravel), <sup>c</sup>BK: 塊状 (Blocky), Cr: 団粒状 (Crumb), Gr: 粒状 (Granular), SB: 亜角塊状 (Subangular), <sup>d</sup>F: 細根 (Fine root), M: 中根 (Medium root), <sup>e</sup>M: 潤 (Moist), W: 湿 (Wet), N.D.: 未調査 (No investigation), —: 存在なし (Absent)

在していたが、H層は認められなかった。L層とF層とも2 cm未満であった。図-2に各試験地12か所で採取した堆積有機物の1 m<sup>2</sup>あたりの重量を示した。堆積有機物層の採取の際にはL層とF層は区別せずにひとまとめにして採取した。堆積有機物層の重量はプロットOCが1.95 kg m<sup>-2</sup>とやや大きく、他は0.98-1.38 kg m<sup>-2</sup>であり、平均では1.35 kg m<sup>-2</sup>であった。腐植のタイプはいずれの土壤もムル型であった。

風乾土の含水比、全炭素濃度、全窒素濃度、C/N比およびpHの測定結果を表-2に示した。含水比はプロットOCが8.9-11.2%とやや高く、プロットTCが3.9-5.9%とやや低く、プロットKC、OP、OMは4.8-8.9%とその中間であった。最表

層の全炭素濃度は各土壤とも90 g kg<sup>-1</sup>以上と有機物に富んでいた。炭素濃度は土壤深度が増すにともなって低下を示すが、プロットOCはAB層が最も低く最下層でも122 g kg<sup>-1</sup>の炭素を含んでいた。それに対して、プロットTCはA層以外の層は17 g kg<sup>-1</sup>以下と他の土壤に比べて炭素濃度が低かった。土壤断面内の窒素濃度は炭素濃度の変化に連動して変化していたが、プロットOP、OM、TCは土壤深度が増すとともにC/N比が低下し、窒素が炭素に対して相対的に増加していた。プロットKC、OCは表層と下層のC/N比の違いは小さく、下層での窒素の相対的な増加は見られなかった。土壤のpH (H<sub>2</sub>O)はすべて5.5以下であり、多くの層が5.1以下と酸性が

表-2. 代表断面土壌の化学性

Table 2. Chemical properties of representative soil profiles

Plot	Hori-zon <sup>a</sup>	Depth (cm)	Water Content <sup>b</sup> (%)	T-C (g kg <sup>-1</sup> )	T-N (g kg <sup>-1</sup> )	C/N	pH (H <sub>2</sub> O)	pH (KCl)	CEC	Ex. (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )				Base Satur. (%)
										Ex.Ca	Ex.Mg	Ex.K	Ex.Na	
KC	A1	0~ 4	8.4	185	10.7	17.3	4.6	4.0	43.9	6.0	1.2	0.4	0.1	17.5
	A2	4~ 18	7.2	127	6.8	18.6	4.9	4.2	28.3	1.1	0.6	0.3	0.1	7.3
	A3_u	18~ 40	5.5	65	3.4	18.8	5.0	4.6	15.1	0.2	0.1	0.1	0.1	3.0
	A3_l	40~ 60	5.3	45	2.6	17.7	5.0	4.7	12.8	0.1	0.1	0.1	0.0	2.3
	A4	60~ 85	4.8	38	2.2	17.0	5.2	4.8	12.7	0.2	0.1	0.1	0.0	3.2
	B	85~105	3.9	16	1.3	13.1	5.5	4.6	8.7	0.2	0.1	0.1	0.0	4.6
OC	A1	0~ 11	11.2	249	14.5	17.2	5.0	4.8	74.4	47.4	3.4	0.6	0.2	69.4
	A2	11~ 30	11.2	149	8.7	17.2	4.8	4.4	45.8	7.5	0.7	0.2	0.1	18.5
	AB	30~ 49	8.9	96	5.4	17.6	4.9	4.6	23.8	1.0	0.1	0.06	0.1	5.2
	II A1	49~ 70	9.9	106	4.9	21.7	5.0	4.6	32.5	0.8	0.1	0.06	0.1	3.1
	II A2	70~ 82	10.0	122	5.5	22.4	5.0	4.5	37.6	1.2	0.2	0.08	0.1	4.1
OP	A	0~ 17	7.5	141	7.7	18.4	5.1	4.4	31.9	3.0	0.6	0.4	0.1	12.8
	B	17~ 30	5.9	40	2.4	16.7	5.2	5.1	12.6	0.3	0.1	0.1	0.1	4.4
	II A	30~ 48	6.2	26	1.8	14.4	5.3	4.6	14.1	0.9	0.3	0.2	0.1	10.6
	II B	48~ 75	7.0	7	0.9	8.3	5.3	4.1	16.6	3.1	1.2	0.6	0.3	31.3
OM	A1	0~ 6	8.9	181	9.8	18.4	5.1	4.1	45.7	2.3	0.6	0.3	0.1	7.2
	A2	6~ 15	7.9	103	6.0	17.3	5.0	4.5	26.9	0.6	0.3	0.2	0.1	4.4
	AB	15~ 32	7.1	48	3.1	15.1	4.9	4.9	13.7	0.4	0.1	0.1	0.1	4.9
	BA	32~ 54	6.8	39	3.0	13.0	4.9	4.6	16.8	0.5	0.2	0.09	0.1	5.3
	B	54~ 90	6.3	7	0.7	10.8	5.5	4.5	14.4	5.2	1.6	0.1	0.2	49.3
TC	A	0~ 10	5.9	90	4.7	19.0	4.4	4.1	19.0	0.5	0.2	0.2	0.1	5.1
	B1_u	10~ 29	4.9	17	1.1	14.9	5.0	4.4	8.6	0.2	0.1	0.2	0.1	6.5
	B1_l	29~ 48	3.6	8	0.9	9.1	5.0	4.2	8.1	0.3	0.1	0.3	0.1	9.8
	B2	48~ 86	4.1	5	0.8	6.6	5.1	4.5	6.9	0.2	0.1	0.2	0.1	8.1
	B3	86~110	3.9	4	0.4	11.0	5.4	4.3	6.2	0.7	0.6	0.2	0.2	27.4

<sup>a</sup>プロットKCのA3層とTCのB1層は上下2層に分けて採取した。<sup>b</sup>風乾土の含水比。

<sup>a</sup>Soil samples were taken from the upper half horizon and the lower half horizon for A3 horizon in Plot KC and B1 horizon in plot TC. <sup>b</sup>Water content for air-dry soil.

強く、特にプロットKC、TCの最表層はそれぞれ4.6、4.5と酸性が強かった。pH(KCl)は多くが5.0未満であり、プロットKC、OM、TCの最表層は4.1以下と強酸性であった。土壌の塩基交換容量(CEC)、交換性塩基含量および塩基飽和度の測定結果を表-2に示した。CECは表層で高く下層では低い傾向を示した。プロットOCは23.8~74.4 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>と全層でCECが高かったのに対して、プロットTCは最表層が19.0 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>と他の土壌に比べて低く、2層目以下は8.6 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>以下と低かった。交換性塩基はプロットOCの最表層(A1)のように、塩基飽和度が50%を超えている層もあるが、他は50%未満であり10%以下の層も多かった。交換性塩基の中では交換性Caが最も多く、特にプロットOCの最表層(A1)では47.4 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>と高濃度であった。他の土壌も表層では交換性Ca含量が高い傾向が認められた。大半の土壌では

交換性Caに次いで交換性Mgの含量が大きかった。交換性Kは0.06~0.6 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>の範囲にあり、最表層で高い傾向にあった。交換性Naは0.2 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>以下で多くは0.1 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>であった。

土壌の粒径組成を表-3に示した。粘土含量は土壌断面内や調査地間の差は小さいが、プロットOPが23.6~25.6%とやや高く、プロットTCが16.8~17.2%とやや低い特徴がみられた。プロットTCはシルト含量が12.0~18.2%と他のプロット(26.9~55.3%)より低く、細砂含量が34.3~37.9%と他のプロット(14.9~25.8%)に比べて高かった。粗砂はプロットKCとTCが23.0~36.9%の範囲にあってやや高かった。土性はプロットKC、OP、OMの大半が埴壤土(CL)であったのに対して、プロットOCはA1、A2層が微砂質埴壤土(SiCL)、プロットTCは全層位が砂質埴壤土(SCL)とやや粗粒質であった。



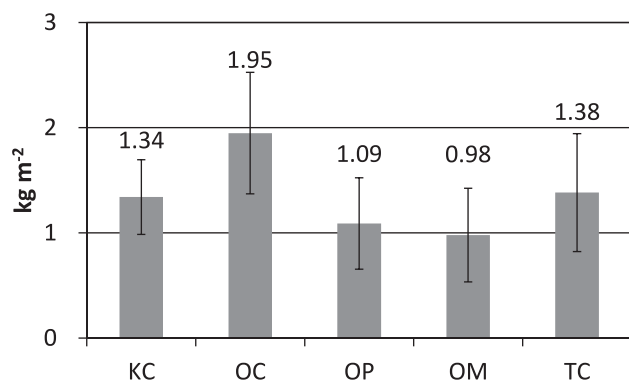


図-2. 各プロットの1平方メートル当たりの堆積有機物平均重量(数値は平均値(kg m<sup>-2</sup>), バーは標準偏差)

Fig. 2. Mean weight of litter per aquare meter in each plot(Value and bar mean the average and the standard deviation (kg m<sup>-2</sup>), repectively)

表-3. 代表断面土壌の表層の粒径組成

Table 3. Particle size distribution of surface soils in representative soil profiles

Plot	Horizon	Soil Texture	F. Sand	C. Sand	Silt	Clay
			(% )			
KC	A1	CL	15.9	23.0	40.7	20.4
	A2	CL	19.2	26.7	35.5	18.6
	A3_u	CL	22.5	32.3	26.6	18.6
OC	A1	SiCL	14.9	9.9	55.3	19.9
	A2	SiCL	20.6	12.6	47.0	19.8
	AB	CL	25.8	15.3	40.1	18.8
OP	A	CL	24.3	12.2	39.9	23.6
	B	CL	22.3	17.6	36.5	23.6
	IIA	SiC	24.1	15.6	34.7	25.6
OM	A1	CL	17.8	16.1	44.5	21.6
	A2	CL	21.4	17.4	39.5	21.7
	AB	CL	24.7	20.8	36.2	18.3
TC	A	SCL	36.9	27.7	18.2	17.2
	B1_u	SCL	37.9	27.8	16.9	17.4
	B1_l	SCL	34.3	36.9	12.0	16.8

F. Sand: Fine Sand (細砂), C. Sand: Coarse Sand (粗砂)

#### 4. 考 察

福島原発事故で森林にもたらされた放射性Csは、降雨による溶脱や落葉・落枝によって林床に移動し、堆積有機物の分解とともに土壌に移行する。土壌中の放射性セシウムは雲母などの粘土鉱物によって固定される(渡邊ら, 2012)。Kruyts *et al.* (2004)は、堆積有機物層と鉍質土壌を用いて、放射性Csの土壌への固定程度を表す指標であるRadiocesium Interception Potential(RIP)(Cremers *et al.*, 1988)が、土壌から植物へ放射性Csの移行を支配していることを明らかにするとともに、鉍質土壌物質を含まない堆積有機物はRIPが同体積の鉍質土壌の1/20しかないことを示した。このことから、

放射性セシウムが堆積有機物層から鉍質土壌に移動すると植物に吸収されにくくなることが示唆される。

各試験地の単位面積当たりの堆積有機物量は0.98-1.95 kg m<sup>-2</sup>であった(図-2)。わが国の全国の森林を対象に行った炭素蓄積量調査では、堆積有機物層の炭素量(全国平均)は0.49 C kg m<sup>-2</sup>であった(Ugawa *et al.*, 2012)。堆積有機物の炭素濃度を50%とすると、本研究の堆積有機物層の重量は0.49-0.98 kg m<sup>-2</sup>になることから、わが国の森林土壌としてはやや大きいといえる。一方、気候変動に関する政府間パネル(IPCC)の炭素量調査ガイドライン(IPCC, 2003)に掲載されている堆積有機物の炭素蓄積量(最小-最大(平均))は、湿潤冷温帯の落葉広葉樹林が0.5-3.1(1.6) C kg m<sup>-2</sup>、湿潤冷温帯の常緑針葉樹林が1.0-4.8(2.6) C kg m<sup>-2</sup>である。IPCCのガイドラインの数値は欧米の森林における調査研究に基づいていることから、本研究の試験地の堆積有機物量は欧米の森林に比べて少ないことが示唆される。チェルノブイリ原発の周辺地域であるウクライナ北部やベラルーシには漂白層をもつアルベロソルが広く分布する(European Soil Bureau Network, 2005)。この土壌はリター層の分解が緩慢であり、寒冷な厳しい気候条件化に分布するため、土壌動物による腐植の混和や均質化がほとんどないモル型の腐植が発達する(ISSS Working Group RB, 1998a; ISSS Working Group RB, 1998b; European Soil Bureau Network, 2005)。それに対して、本研究の各試験地の土壌の腐植タイプはムル型の腐植であった。ムル型の腐植では土壌動物の活動は盛んであり堆積有機物は分解されやすく、堆積有機物中の放射性Csは土壌に移行しやすい条件にある。

各試験地の土壌のpH(H<sub>2</sub>O)は5.5以下であり、多くの層が5.1以下と酸性であり、プロットKC、TCの最表層は4.5前後と特に酸性が強かった。放射性Csは土壌pHが低いと植物に吸収されやすいと言われており(Nimis, 1996)、Caput *et al.* (1990)はチェルノブイリの2年半後の草地における研究から酸性土壌は塩基性土壌に比べて吸収が大きいと報告している。ただ土壌pHは3.9-8.4の範囲では土壌から植物への移動にほとんど影響しないという報告も多い(Nimis, 1996)。また土壌pHの低下自体の効果というよりも、pH低下によって水素イオンが増加し、それによって交換性Kが減少するため植物に吸収されやすくなる可能性も指摘されている(Kuhn *et al.*, 1984)。これはKが植物の放射性Cs吸収に対して拮抗作用をもつためである(山口ら, 2012)。植物の放射性Cs吸収に対するKの拮抗作用について、定量的なデータはこれまでほとんどなかったが、稲の玄米から基準を超える放射性Csが検出されたことを受けて行った調査から、土壌中に交換性KがK<sub>2</sub>Oとして100 gあたり25 mg(≒0.27 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>)以上存在すれば玄米中の放射性Cs濃度が基準値(100 Bq kg<sup>-1</sup>)以下となることが明らかにされた(福島県・農林水産省, 2013)。稲は草本であり湛水条件で栽培し、樹木と生育環境は大きく異なるために単純に比較することはできないが、本調査地の最表層の交換性KはプロットTCが0.2 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>であった以外は0.3 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>以上であった。福島県の森林土壌の交換性K

は特に低いことはないであろう。

水溶液中の放射性Csの固相への吸着能力の判断に用いられる放射性Csの分配係数(Kd)がある(IAEA, 2009)。Kdは平衡状態にある溶液中に存在する特定の放射性核種の濃度と固相中に存在するその放射性核種の濃度の比率で表される(IAEA, 2009)。放射性CsのKdは砂, ローム, 粘土で幾何平均が $5.3 \times 10^2$ ,  $3.5 \times 10^3$ ,  $5.5 \times 10^3$ と粘土含量が高いほど大きくなる(IAEA, 2009)ことから, 粘土含量が少ないと放射性Csは土壤に吸着されにくくなる可能性がある。今回調べた土壤ではプロットTC土壤はSCLとやや砂質であったが, 粘土が16.8-17.2%含まれており, 粘土含量は他の土壤と大きく異なるので, 放射性Csの固定の面から土壤間の差は小さいと考えられる。放射性Csの固定には土壤中の粘土鉱物の種類が関係し, 2:1型層状ケイ酸塩鉱物で四面体シート中に負電荷をもつ粘土鉱物(パーミキュライトやイライトなど)が放射性Csを固定する(山口ら, 2012; 渡邊ら, 2012)。このタイプの粘土鉱物は大陸から飛来する風性塵に含まれており, 放射性Csの吸着に寄与していると考えられている(渡邊ら, 2012)。ただ実際に含まれているかどうかは粘土鉱物の分析を行って確認する必要がある。

以上, 今回調査した土壤に関して, 堆積有機物はムル型で分解されやすく, 土壤動物による攪乱も受けることから, 放射性Csは土壤に速やかに移動すると推察される。また土壤は酸性であるが交換性Kを $0.2 \text{ cmolc kg}^{-1}$ 以上含み, 粘土も20%程度含み特に少ないわけではなく, 放射性Csが樹木に吸収されやすい条件にはないと考えられる。なお, チェルノブイリ事故後の調査では樹木への放射性Csの移行に関しては土壤型が最も強く関係し, 泥炭土>グライ土>泥炭土-ポドゾル性土>ソディーポドゾル>ポドゾル化チェルノーゼムの順に移行しやすいことが明らかになっている(IAEA, 2009)。また水分環境についても窪地中央部>台地周辺基部>台地周辺斜面>斜面上部>集水域最上部の順で移行しにくいと言われている(IAEA, 2009)。樹木に移行しやすいのは, 水はけの悪い湿地に分布する泥炭土やグライ土やポドゾルであるが, 福島県の森林は傾斜のある水はけのよい山地に分布しているため, グライ土や泥炭土の分布面積は少ない。ポドゾルも高標高地に限られ, 放射能汚染程度が高い中通り地域や浜通り地域にはほとんど分布していない(国土交通省国土情報課, 2013)。以上, 今回調査した福島県の森林土壤では堆積有機物層が薄く, 放射性Csは土壤に移行しやすい条件にあることに加え, 粘土含量や交換性Kからも放射性Csは樹木に吸収されやすい条件にはないものと考えられる。

放射性Csの土壤中での浸透に関しては, 多くの研究から表層付近に留まり, 時間の経過による下方への浸透速度はきわめて低いことが明らかになっている。ただ事故直後の放射性Csの動きについては報告が少ないことから, 現地において土壤浸透水を採取して調べるなど詳細な調査が必要である。

## 謝 辞

本研究は森林総合研究所交付金プロジェクト「放射性セシウムの空間分布及び空間変異メカニズムの解明」および林野庁「平成24年度森林内における放射性物質実態把握調査事業」によって行った。また本研究を遂行するにあたり, 林野庁関東森林管理局, 川内村農村振興課および福島県の地元の方々には大変お世話になった。さらに調査にご協力いただいた森林総合研究所関係者の方々に感謝の意を表する。

## 引用文献

- Almgren, S. and Isaksson, M. (2006) Vertical migration studies of Cs-137 from nuclear weapons fallout and the Chernobyl accident. *Journal of Environmental Radioactivity*, 91:90-102.
- Caput, C., Camus, H. and Belot, Y. (1990) Observations on the behaviour of radiocesium in permanent pastures after the Chernobyl accident. In *Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments*. Desmet G. *et al.*, Desmet, G. Nassimbeni, P. and Belli, M. (eds.), 693pp. Elsevier, London and New York, 283-291.
- Cremers, A., Elsen, A., Depreter, P. and Maes, A. (1988) Quantitative analysis of radiocesium retention in soils. *Nature* 335:247-249.
- 土壤環境分析法編集委員会編(1997) 土壤環境分析法. p. 427 博友社, 東京.
- European Soil Bureau Network (2005) *Soil Atlas of Europe*, European Commission, Luxembourg, 128 pp.
- 福島県・農林水産省(2013) 放射性セシウム濃度の高くなる要因とその対策について(米・大豆・そば) ([http://www.maff.go.jp/j/kanbo/joho/saigai/s\\_seisan\\_1.html](http://www.maff.go.jp/j/kanbo/joho/saigai/s_seisan_1.html)) (2013年6月16日アクセス).
- IAEA (2006) *Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and their Remediation: Twenty Years of Experience*, Report of the Chernobyl Forum Expert Group 'Environment', Radiological Assessment Reports Series, IAEA, Vienna.
- IAEA (2009) *Quantification of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments for Radiological Assessments*. IAEA-TECDOC-1616, IAEA, Vienna.
- IPCC (2003) *Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry*, the Institute for Global Environmental Strategies (IGES) for the IPCC, Hayama, Japan.
- ISSS Working Group RB (1998a) *World Reference Base for Soil Resources: Atlas* (E.M. Bridges, N.H. Batjes and F.O. Nachtergaele, Eds.), p. 79, ISSS-ISRIC-FAO-Acco, Leuven.
- ISSS Working Group RB (1998b) *World Reference Base for Soil Resources: Introduction* (J.A. Deckers, F.O., Nachtergaele and O.C. Spaargaren, Eds.), p. 165, ISSS-ISRIC-FAO-Acco, Leuven.
- 金子真司(2012) 森林における放射性物質の汚染状況と今後の課題(化学同人編集部編, 別冊化学: 検証福島第一原発事故, 化学同人, 京都). 23-26.
- 金子真司・外崎真理雄・清野嘉之・池田重人・黒田克史・田中浩・川崎達郎・齊藤 哲・梶本卓也・阿部 真・杉田久志・矢崎健一・太田敬之・三浦 覚・志知幸治・大貫靖浩・阪田匡司・篠宮佳樹(2012) 東京電力福島第一原子力発電所事故による森林放射能汚染の実態調査. *関東森林研究*63: 97-100.
- 国土交通省国土情報課(2013) 土地分類基本調査20万分の1土壤図. (<http://nrb-www.mlit.go.jp/kokjo/tochimizu/F2/MAP/207003.jpg>) (2013年6月16日アクセス).
- Kruyts, N., Titeux, H., Delvaux, B. (2004) Mobility of radiocesium in three distinct forest floors. *Science of the Total Environment* 319: pp. 241-252.
- Kühn, W., Handl, J. and Schuller, P. (1984) The influence of soil parameters on <sup>137</sup>Cs uptake by plants from long-term fallout on for-

- est clearings and grassland. *Health Phys.* 46:1083-1093.
- Ministry of Ukraine of Emergencies (2011) Twenty-five Years after Chernobyl Accident: Safety for the Future. National Report of Ukraine, Kiev.
- Nimis, P.L. (1996) Radiocesium in plants of forest ecosystems. *Studia Geobotanica* 15:3-49.
- Riesen, T.K. (2002) Radiocaesium in forests—A review on most recent research. *Environ. Rev.* 10:79-90.
- 林野庁 (2011a) 森林内の放射性物質の分布状況及び分析結果について(中間とりまとめ). (<http://www.rinya.maff.go.jp/j/press/hozen/110930.html>) (2013年6月16日アクセス).
- 林野庁 (2011b) 森林内の放射性物質の分布状況調査結果について(第二報). ([http://www.rinya.maff.go.jp/j/press/hozen/111227\\_2.html](http://www.rinya.maff.go.jp/j/press/hozen/111227_2.html)) (2013年6月16日アクセス) 林野庁 (2013) 森林内の放射性物質の分布状況調査結果について. (<http://www.rinya.maff.go.jp/j/press/kenho/130329.html>) (2013年6月16日アクセス).
- 林野庁 (2012) 森林・林業白書平成24年度版. 208pp. 全国林業普及協会, 東京(<http://www.rinya.maff.go.jp/j/kikaku/hakusyo/23hakusyo/index.html>) (2013年6月16日アクセス).
- Rosén, K., Oborn, I. and Lonsjö, H. (1999) Migration of radiocaesium in Swedish soil profiles after the Chernobyl accident, 1987-1995. *Journal of Environmental Radioactivity*, 46:45-66.
- Ugawa, S., Takahashi, M., Morisada, K., Takeuchi, M., Matsuura, Y., Yoshinaga, S., Araki, M., Tanaka, N., Ikeda, S., Miura, S., Ishizuka, S., Kobayashi, M., Inagaki, M., Imai, A., Nanko, K., Hashimoto, S., Aizawa, S., Hirai, K., Okamoto, T., Mizuguchi, T., Torii, A., Sakai, H., Ohnuki, Y. and Kaneko, S. (2012) Carbon stocks of dead wood, litter, and soil in the forest sector of Japan: general description of the National Forest Soil Carbon Inventory. *Bulletin of FFPRI* 11:207-221.
- 渡邊哲弘・中尾 淳・山口紀子 (2012) 土壌における放射性セシウムの挙動(化学同人編集部編, 別冊化学: 検証福島第一原発事故, 化学同人, 京都). 18-22.
- 山口紀子・高田裕介・林健太郎・石川 覚・倉俣正人・江口定夫・吉川省子・坂口 敦・朝田 景・和穎朗太・牧野知之・赤羽幾子・平舘俊太郎 (2012) 土壌—植物系における放射性セシウムの挙動とその変動要因. *農環研報* 31: 75-129.