千葉県柏市の森林における放射能汚染の実態

福田健二^{1,*}・朽名夏麿¹・寺田 徹¹・モハマド レザ マンスーニャ¹・モハマド ニザム ウディン^{1,†} 神保克明¹・渋谷園実¹・藤枝樹里¹・山本博一¹・横張 真^{1,‡}

1東京大学大学院新領域創成科学研究科

千葉県柏市の都市近郊林において、福島第一原子力発電所の事故による放射性セシウム汚染の実態を調べた。 2011年8月~12月の地上1mの空間線量率は0.3~0.4 µSv/h程度であった。2011年秋~2012年秋に採集された植物 体の放射性セシウム濃度は、直接汚染を受けた枝や常緑樹の旧葉では1.2~8.8 kBq/kg、事故時に展葉していなかっ た常緑広葉樹の当年葉や落葉広葉樹の葉では0~2.8 kBq/kgであった。2011年夏~秋に採集された地表徘徊性甲虫 ではほとんどが5 kBq/kg以下であったが、キノコでは高い値のものが多く、最大61 kBq/kgを示した。2012年春に 伐採された間伐木の放射性セシウム濃度は、ヒノキでは外樹皮、次いで旧葉で高く、落葉樹では外樹皮で最も高 かった。いずれも辺材、心材へのセシウムの浸透がみられた。これらは、里山活動における薪や堆肥の利用に支障 をきたす汚染レベルであった。大青田の樹木地上部への放射性セシウム沈着量の推定値は、ヒノキの枝葉への大量 の沈着を反映して、ヒノキ・イヌシデ林の地上部で5.7 kBq/m²と、コナラ・クヌギ林の地上部の3.7 kBq/m²の約1.5 倍であった。コナラ・クヌギ林の地下部5 cmまでの沈着量合計は85 kBq/m²であり、地上部と地下部を合わせた林 分全体の放射性セシウム沈着量は約90 kBq/m²と見積もられた。2013年1月のコナラ林の土壌では、放射性セシウ ムはリター層よりもA層に多く分布しており、落葉の除去による除染効果はほとんど期待できないと考えられた。 **キーワード**:ホットスポット、放射性セシウム、樹木、土壌、地表徘徊性甲虫、キノコ

Kenji Fukuda, Natsumaro Kutsuna, Toru Terada, Mohammad Reza Mansournia, Mohammad Nizam Uddin, Katsuaki Jimbo, Sonomi Shibuya, Juri Fujieda, Hirokazu Yamamoto and Makoto Yokohari : Radiocesium contamination in suburban forests in Kashiwa city, Chiba Prefecture. Japanese Journal of Forest Environment 55:83–98, 2013.

Radioactive cesium contamination caused by Fukushima nuclear disaster was investigated in suburban forest patches in Kashiwa city, Chiba prefecture, central Japan. Air dose rate at 1 m aboveground in summer to winter of 2011 was $0.3-0.4 \mu$ Sv/h either inside or outside the forest patches. Radiocesium concentration of twigs and old leaves of evergreen broad-leaves and conifers was 1.2-8.8 kBq/kg, while that of current leaves of evergreen broadleaved and deciduous trees was 0-2.8 kBq/kg. Most ground beetles collected in summer to autumn of 2011 showed lower concentration than 5 kBq/kg, while mushrooms showed higher concentration with the maxium value of 61 kBq/kg. From measurements of tree branches and wood discs collected from thinned trees, total deposition of radiocesium in the forest patches was estimated. The radiocesium concentration level was so high that firewood and compost made in the stand could not be used. Deposition of radiocesium on aboveground parts of forests was estimated as 5.7 kBq/m² in a mixed forest of Hinoki and deciduous broadleaves and 3.7 kBq/m^2 in a deciduous oak forest, respectively. Belowground deposition was 85 kBq/m² in the deciduous stand. The total amount of radiocesium above- and below-ground was estimated to be 90 kBq/m². The soil measurement made in January of 2013 in Konara patches showed that most of radiocesium moved to A layer of the soil, therefore decontamination by litter clearing seemed difficult in these forests.

Key words : ground beetle, hot spot, mushroom, radioactive cesium, soil, tree

1. はじめに

2011年3月に発生した福島第一原子力発電所の事故により放出された大量の放射性物質は、3月21日の降雨によって千葉県柏市を含む東葛地域を汚染し、「ホットスポット」を形成した。文部科学省が公表した放射能汚染度マップ(文部科学省、2011;2013)によると、柏市周辺は、Cs-134とCs-137の合計で、地表面積あたり60~100 kBq/m²の汚染が見られる地域に区分されており(2011年9月時点。2012年12月時点では30~60 kBq/m²)、栃木県・群馬県北部の山地などと並

んで、関東地方ではもっとも汚染の激しい地域の1つであ る。

東京大学では、2011年の3月15日から本郷、駒場,柏 キャンパスにおける空間線量率の測定を行い、インターネッ ト上に「東京大学環境放射線情報」として公表した(http:// www.u-tokyo.ac.jp/ja/administration/erc/QA.html)。また、柏 市の国立がん研究センター東病院やつくば市内の研究所にお ける測定結果なども公表され、柏市周辺の千葉県東葛地域の 放射能汚染が首都圏内の周辺地域に比べて高濃度であること が明らかになるとともに、市民による自発的な放射能測定も

(2013年7月31日受付, 2013年10月22日受理)

^{*} 連絡・別刷請求先(Corresponding Author):〒277-8563 千葉県柏市柏の葉 5-1-5 東京大学大学院新領域創成科学研究科自然環境学専攻: Department of Natural Environmental Studies, Graduate School of Frontier Sciences, the University of Tokyo, 5-1-5, Kashiwanoha, Kashiwa, Chiba 277-8563, Japan E-mail: fukuda@k.u-tokyo.ac.jp

¹ Graduate School of Frontier Sciences, the University of Tokyo

[†] 現所属:バングラデシュ人民共和国政府: Government of Bangladesh

非 現所属:東京大学大学院工学系研究科:Graduate School of Engineering, the University of Tokyo

さかんに行われ、インターネット上に公表されるようになった。それらの測定の結果、空間線量率が地上1mで0.23 μ Sv/hを超える地点が多く、雨どいの下などの「マイクロホットスポット」では1 μ Sv/hを超える箇所も数多く発見されたため、柏市は2011年8月に放射線対策室を設置し、市民と連携しながら除染を進めてきた(柏市、2011;2013)。千葉県では柏市を含む9つの市が「汚染状況重点調査地域」に指定され、調査と除染が進められている。

森林の放射能汚染に関しては、福島県の高濃度汚染地域を 主な対象として実態調査や除染方法の検討が進められており、 森林の除染に関する環境省の指針は「森林の面積は大きく、 腐葉土を剥ぐなどの除染方法を実施した場合には膨大な除去 土壌等が発生することとなり、また、災害防止などの森林の 多面的な機能が損なわれる可能性があります。したがって、 まずは森林周辺の居住者の生活環境における放射線量を低減 する観点から除染を行います。」とされ、現在もその方針で 進められている。一方、都市における街路樹や庭園樹、公園 等のごく小規模な樹林地に関しては、「樹木の除染に関する 指針」が定められている(環境省、2011;2013)。

しかし,柏市を含む東葛地域などの関東地方の放射能汚染 がみられる地域においては,断片的に残されたかつての薪炭 林など比較的まとまった面積をもつ都市近郊林が多く存在し ており,これらの取り扱いや除染について適切な指針が示さ れたとは言い難い。こうした都市近郊林は,都市住民の憩い の場や里山ボランティア活動の場として利用されており,汚 染の実態を把握し,必要であれば除染などの対策を行う必要 がある。しかし,これまでの指針等においては,都市近郊林 は除染の対象とされておらず,汚染の実態に関するまとまっ た調査もなされていない。

そこで,筆者らは,東京大学柏キャンパス内の緑地と,同 キャンパスの周辺に位置する2か所の都市近郊林において, 放射性セシウム汚染の実態を把握するための調査を行った。 当地域では,特定の場所に調査区を設置して体系的な調査を 行うことが困難であったため,3ヶ所の調査地それぞれの 事情に合わせて断片的に収集されたデータを総合し,当地域 の汚染の全体像を理解することに努めた。その結果にもとづ き,放射能汚染が里山活動に及ぼした影響と除染の可能性に ついて考察する。

2. 調査地および調査方法

2.1 調査地の概況

調査は,千葉県柏市の下総台地上に残された3か所の森 林において行った(図-1)。

東京大学柏キャンパス(以下,「東大柏」"UT-Kashiwa")は,



図-1. 調査地の位置(Google Earthに加筆, Image ©2013 Digital Image Technology, Digital Globe)

Fig. 1 Study sites (Plotted on Google Earth image). スケールバーは 1 km Scale bar shows 1 km.



図-2. 東大柏キャンパスの地上1mの空間線量率(2011年8月~11月測定) Fig. 2. Air dose rate at 1 m aboveground (August to November in 2011) in UT-Kashiwa. 赤い楕円は地表徘徊性甲虫トラップを設置した樹林地,図中のスケールバーは200 m(Google Earth に加筆, Image ©2013 Digital Image Technology, Digital Globe) Two red circles are forest patches for ground beetle sampling. (Plotted on Google Earth image). Scale bars show 200 m

戦前は陸軍柏飛行場,戦後は1970年代まで米軍柏通信所と して利用された跡地に造成されたキャンパスである(図-2)。 キャンパスの北側の未利用地に残された約1haほどのコナ ラやシラカシからなる森林は,1955年の空中写真において も森林が存在した場所にあり,当地域の典型的な二次林の林 相を示す。一方,大学キャンパスとして利用されている南側 の部分は最大1m程度盛土されており,建物用地から移植さ れた樹木により緑地帯が作られている。キャンパス内の空間 線量率の測定結果と芝生地の放射性セシウムによる汚染の実 態および除染については福田ら (2013)に報告されている。 本稿では、キャンパス南側の造成樹林地における2本の土 壌コアと、2011年夏から2012年夏にかけて不定期にキャン パス北側の二次林および南側の樹林地(図-2:赤い楕円の範 囲)で採集された植物体、菌類子実体(キノコ)、地表徘徊性 甲虫、ミミズ、リター、表土を分析の対象とした。

柏市正連寺に位置する「こんぶくろ池自然博物公園」(以下



図-3. こんぶくろ池における地上 1 mの空間線量率の測定結果(2011年12月測定) Fig. 3. Air dose rate at 1m above ground in December, 2011.

赤丸は表層土壌を採取した林分, 矢印は雨水排水路からくみ上げた水の放流地点, 図中のスケール バーは100 m(Google Earthに加筆, Image©2013 Digital Image Technology, Digital Globe) Red circles show forest patches where litter and surface soil were collected. Red arrow shows the point where waste water was pumped up and run onto the soil surface. (Plotted on Google Earth image). Scale bar shows 100 m.

「こんぶくろ池」"Konbukuro")は、つくばエクスプレスの 開通に伴う周辺の宅地開発が進む台地上にあり、多数の希少 種が生育することから柏市が公園として保全することとした 約18.5 haの森林である(図-3)。地元市民の団体である「NPO 法人こんぶくろ池自然の森」が柏市から管理を委託されてい る。北側に流れる雨水排水路(周辺住宅地や道路からの雨水 が流入)と林内の2つの湧水池「こんぶくろ池」および「弁 天池」からの水路が合流する周辺は、帯状の湿地草原やハン ノキ林となっている。他の部分は、区画整理前の所有者の違 いにより、スギ植林、コナラ二次林、松枯れ後に成立したミ ズキ、ムクノキ、コナラなどからなる落葉広葉樹二次林、ア ズマネザサ群落, ヌルデ低木林などが混在している(NPO法 人こんぶくろ池自然の森とアドバイザー会議, 2011)。こん ぶくろ池では、2011年冬に空間線量率の測定と樹木の枝葉、 リター, 菌類子実体(キノコ), 表層土壌のサンプリングを 行った。サンプルは採集場所の林冠の構成樹種により、スギ、 ヒノキ, サワラが優占し, 広葉樹が混交する林分(以下「ス ギ林」"Conifer")と、コナラやミズキが優占し、スギやサワ ラの植栽木が混交する林分(以下「コナラ林」"Deciduous") に区分した。さらに、北側の水路沿いで高線量地点がみつ

かったため,水路沿いと2つの池において,空間線量率の 測定と表土または水路の底泥および水のサンプリングを行っ た。

柏市大青田に位置する約50 haの森林(以下「大青田」 "Oaota")では、市民ボランティア団体「NPO法人ちば里山 トラスト」による里山管理が行われている2か所の林分(大 青田1および大青田2)とアズマネザサ群落(大青田3)を調 査地とした。これらの林分では、NPOと東京大学による里 山管理の共同実験として20m×20mの方形区が合計7個設 置され、毎木調査と下層植生調査が2011年から行われてい る。大青田1と2では2011年の冬から2012年春にかけて間 伐が、大青田3ではアズマネザサの刈取りとチップ化が行 われた。そこで、これらの間伐木およびササチップを放射性 セシウムの測定に供試した。

大青田1は、ヒノキの植栽木とイヌシデが優占し、スギ、 ウワミズザクラ、ミズキ、コブシなどが混交する林分であり、 2011年冬から2012年早春にかけて伐採されたヒノキ2個体 とイヌシデ2個体を測定に供試した。大青田2は、コナラ、 クヌギが優占する落葉広葉樹二次林で、2012年春に伐採さ れたコナラ2個体を測定に供試した。また、2013年1月に 土壌およびリターのサンプリングを行った。林内でコナラ間 伐木を榾木として栽培されたシイタケや、林床に生えた菌類 子実体(キノコ),植物体、リターを不定期に採集して測定に 供試した。大青田3では、アズマネザサの稈、葉、リター および堆肥化実験のために作られたササチップ堆肥(チップ 化したアズマネザサを野積みして3か月程度自然発酵させ たもの)を測定に供試した。

2.2 空間線量率の測定

2011年8月から12月にかけて、こんぶくろ池と東大柏に おいて、林内、林外の空間線量率の測定を行った。測定は、 NaI(TI)シンチレーション式サーベイメータ(日立Aloka TCS-171)およびシンチレーション式携帯用γ線測定器(クリアパル スMr. Gamma)を用いて行った。時定数はTCS-171では30秒 ないし1分、Mr. Gammaでは1分である。測定は、TCS-171 では地上1mおよび地上5 cm、Mr. Gammaでは地上1mお よび1 cm(直接接地)について行った。

大青田1(ヒノキ・イヌシデ優占林分)については2013年 7月8日に,大青田2(コナラ・クヌギ優占林分)について は,2012年11月3日に,20m×20mの調査区の各立木の根 元において地上1mおよび地上1cmについてMr.Gammaに よる測定を行った。2013年6月15日に,大青田2に隣接す る間伐を行っていない林分(後述する土壌サンプル採取林分) においてMr.Gammaによる測定を行った。

2.3 生物試料の採取

2011年秋から2012年秋にかけて,不定期に3か所の調査 地から任意に樹木の枝葉,リター,キノコ,ミミズ等の生物 試料を採取した。また2011年5月~10月には,東大柏の キャンパス北側の森林と南側の森林の林内および林縁にピッ トフォールトラップを設置し,地表徘徊性甲虫を採集した。 ピットフォールトラップは,直径7 cmのプラスチックコッ プを用いた落とし穴式のトラップで,誘引剤や餌は用いてい ない。林床に相互に2m以上の間隔をあけてトラップを設置 し,1週間後に甲虫を回収した。

サンプルは85℃で1昼夜以上乾燥し,剪定鋏で細かく刻 むか,ブレンダーによって粉砕し,あらかじめ秤量した6 mLポリスチレン製チューブ(栄研化学 JA1000 栄研チューブ 1号)に詰めて栓をし,サンプル質量を測定した。サンプル 量が十分にある場合は,1サンプルにつきチューブ5本を 測定に供試した。

大青田1,2における間伐木については、地上0.3m,1.3 m,5.3m,9.3m,15.3mの円板と、梢端部および樹冠下部か ら長さ約2mの枝を1~3本ずつ採取した。円板は、乾燥後 ナタを用いて4方位に分割し、ナイフ、鑿を用いて、外樹 皮、内樹皮、当年輪、辺材、心材に分割した。さらに鑿や剪 定鋏を用いて細かく刻み、各方位からチューブ5本ずつ計 20本を1処理区として測定に供試した。枝については、ヒ ノキでは、当年葉、旧葉、枝に、コナラおよびイヌシデでは、 冬芽、当年枝、旧年枝に分けて乾燥し、それぞれを剪定鋏で 細かく切って測定に供試した。なお、伐倒時にサンプリング を行えず欠測となった部位があった。

2.4 土壌試料の採取

2011年9月22日に、東大柏キャンパスの樹林地において、 ライナー採土器(Daiki DIK-110C)を用いて深さ約15~20 cm までの土壌コアを採取し、深さ1~2 cmごとに切り分けて サンプルとした。サンプルは、礫、植物根、細土に篩い分け て秤量後、植物根と細土はそれぞれチューブに詰めて放射性 セシウム濃度の測定に供試した。

2011年12月12日に、こんぶくろ池のスギ林1か所、コナ ラ林1か所において、50 cm×50 cmの枠を設置し、リター と表土(0~1 cm)を採取した。リターと土壌は、乾燥後秤 量し、任意に一部を取り、粉砕して栄研チューブに詰め、放 射線セシウム濃度の測定に供試した。

大青田においては、2011年冬の時点では土壌のサンプリ ングが行えなかったため、約1年後の2013年1月12日に調 査を行った。大青田2に隣接する間伐を行っていないコナ ラ林内の9か所に20cm×20cmの枠を設置し、枠内のリ ターをL層とF, H層に分けて採取した後、枠の中央から100 mLの採土円筒を用いて深さ5cmの土壌コアを採取した。リ ターは乾燥、秤量後、一部をランダムに取りブレンダーで粉 砕してチューブに詰め、放射性セシウム濃度の測定に供試し た。土壌コアは、深さ1cmごとに分けて乾燥、秤量し、 チューブに詰めて放射性セシウム濃度の分析に供試した。

2.5 放射性セシウム濃度の測定

各サンプルの放射性セシウム濃度の測定は、NaI(TI)シン チレーションカウンタ(日立Aloka オートウェルガンマ ARC-370M)を用いて、60分間の測定を行った。測定結果は、Cs-137とCs-134が同量存在するとの仮定にもとづいて放射性セ シウム濃度に換算した。バックグラウンドのばらつきからみ た測定下限値は測定日やサンプルごとに異なったが、チュー ブ1本あたり0.1~0.5 Bq前後、チューブ5本を供試したサン プルでは、およそ0.01~0.1 kBq/kg程度であった。

2.6 放射性セシウムの地表面積当り沈着量の推定

リターおよび土壌サンプルの測定結果は、サンプルを採取 した地表面積から、面積当たりの沈着量(kBq/m²) に換算し た。

間伐木の測定結果は、樹幹を円板の採取間隔の中点を境と する円柱の積み重ねによって近似し、全樹幹の沈着量を推定 した。枝については、ヒノキはHagihara et al. (1993)に基づ き枝および葉の現存量を推定し、その半量ずつに梢端部およ び下枝の部位別重量と放射性セシウム濃度の測定結果を当て はめて、樹冠全体の沈着量を推定した。イヌシデではAndo et al. (1977)によりDBHから枝の現存量を求めた。コナラに ついては幹の乾重量から林野庁 (2007)の樹種別バイオマス 拡大係数(枝葉 + 幹のバイオマス/幹のバイオマス)の表に よって「枝葉」の乾重量合計を推定し、そこから片倉ら (2007)の推定式から求めた「葉」の乾重量を差し引いて「枝」 の乾重量を求めた。このような2段階の推定を行った理由 は、本研究では梢端部までを「幹」とみなしたのに対し、片 倉ら (2007)の推定式では梢端部などの細い部位は「枝」に 含まれるため、片倉ら (2007)の推定式による「枝」の推定 値をそのまま用いると過大評価となると考えたためである。 なお, 幹重量から林野庁 (2007)のバイオマス拡大係数に よって求めた枝葉を含めた地上部全重量は, 胸高直径から小 宮山ら (2011)の共通式により求めた地上部重量の推定値と 数%程度の誤差で一致した。

これらの換算によって求めた各供試樹種2個体の汚染量 の平均値を,毎木調査によって求めた針葉樹,落葉広葉樹の BA合計をもとに林分面積当たりの汚染量に換算した。わず かに混交していた常緑広葉樹については,ヒノキの値を当て はめた。

3. 結果

3.1 空間線量率

東大柏の空間線量率の測定地点を図-2に,2011年8月~ 11月に測定した土地被覆別の空間線量率(平均 ± 標準偏差) を表-1に示した。花崗岩製のベンチのような平滑で汚染が雨 に洗われて残りにくい箇所では有意に低い値を示した一方,

汚染物質が溜まりやすい側溝内の泥や、舗装面の縁に接する 芝生などでは、地上1mで0.99 ± 0.58 μ Sv/h(最大値は3.28 μ Sv/h)の高い値を示した。林内の樹冠下では、地上1mで 0.40 ± 0.09 μ Sv/hと、おおむね舗装部分やサツキの植枡など と同程度の空間線量率を示した。

2011年12月にこんぶくろ池の森林内で測定した空間線量率の分布を図-3および表-2に示した。林内では、地上5 cm

で0.36 µSv/h, 地上1mで0.32 µSv/hと, 草原や東大柏の結 果に比べてやや低かったが, 常緑針葉樹(スギ林, サワラ林) と, コナラやミズキの優占する落葉広葉樹林とで, 空間線量 率に差はなかった。

こんぶくろ池公園予定地の北西端の東西に流れる雨水排水 路沿いでは, 北西側の住宅排水と道路等からの雨水が流入し ており、排水路の末端がこんぶくろ池および弁天池からの流 路と合流し、林内の湿地へと流入している(図-3)。この水路 末端付近の泥の堆積している付近と、水路途中からポンプに よりくみ上げられた水を放流している地点(図中矢印)で、地 上1mの空間線量率が平均0.78 uSv/hと高く(表-2), 1 uSv/ hを超える地点もみられた。これらの地点の表土または底泥 および水の放射性セシウム濃度を測定した結果を表-3に示し た。これらの水路の底泥やポンプ排水口周辺では空間線量率 が高く、表土には放射性セシウムの高濃度の濃縮が見られた。 一方、湧水であるこんぶくろ池および弁天池の底泥はこれら よりも濃度が低く、2011年12月に採取された水には放射性 セシウムは検出されなかった。これらのことから、原発事故 後、比較的早い時期に宅地や道路から雨水排水路に流入した 大量の放射性セシウムが、湿地の底泥や地表の粘土に吸着さ れ濃縮されたものと考えられた。このような高線量の箇所は, 柵が設けられ立入禁止とされている。

大青田1および2では、地点数が少ないため表には示していないが、2011年5月には地上1mで0.23~0.47 μSv/hと

表-1. 土地被覆別にみた2011年8月~11月の東大柏の空間線量率(μSv/h)

Table 1. Air dose rate (μ Sv/h) in UT-Kashiwa measured in August to November 2011 (Mean ± Std.: μ Sv/h)

土地被覆	Land cover	Points	1~5 cm	1 m
舗装面	Asphalt & concrete pavement	45	0.54 ± 0.19	0.38 ± 0.10
天然石ベンチ	Natural stone bench	6	0.28 ± 0.09	0.28 ± 0.09
排水溝、舗装面の縁	Drainage, Pavement edge	92	0.99 ± 0.58	0.42 ± 0.12
植栽枡	Tree pit	29	0.58 ± 0.34	0.36 ± 0.08
森林内	Forest	37	0.63 ± 0.40	0.40 ± 0.09
林縁	Forest edge	13	0.46 ± 0.09	0.36 ± 0.03
芝生	Lawn	88	0.52 ± 0.19	0.38 ± 0.08
裸地	Bare soil	11	0.48 ± 0.12	0.31 ± 0.05
水際	Water's edge	4	0.29 ± 0.06	0.26 ± 0.04
<u>合計</u>	Total	325	0.66 ± 0.43	0.38 ± 0.10

表-2. こんぶくろ池, 大青田の空間線量率(平均 ± 標準偏差:µSv/h)

Table 2. Air dose rate in Konbukuro and Oaota (Mean \pm Std.: μ Sv
--

土地被覆	Land cover	Month	Points	1~5 cm	1 m
こんぶくろ池 Konbukuro					
草原	Grassland	Dec. 2011	5	0.39 ± 0.04	0.35 ± 0.03
アズマネザサ群落	<i>Pleioblastus chino</i> bush	Dec. 2011	2	0.35 ± 0.00	0.33 ± 0.01
常緑針葉樹林	Evergreen conifer stand	Dec. 2011	15	0.36 ± 0.05	0.32 ± 0.03
落葉広葉樹林	Decidous stand	Dec. 2011	15	0.36 ± 0.06	0.32 ± 0.03
林縁	Forest edge	Dec. 2011	27	0.36 ± 0.10	0.30 ± 0.05
雨水排水路周辺	Side of the drainage canal	Dec. 2011	8	1.16 ± 1.05	0.78 ± 0.31
大青田 Oaota					
1:ヒノキーイヌシデ林:間伐	Hinoki-Inushide: thinned	July 2013	56	0.28 ± 0.11	0.14 ± 0.01
2:コナラークヌギ林:無間伐	Oak stand: control	June 2013	15	0.28 ± 0.03	0.23 ± 0.02
2:コナラークヌギ林:間伐	Oak stand: thinned	Nov. 2012	18	0.34 ± 0.13	0.19 ± 0.02

表-3. こんぶくろ池の水際の空間線量率と表土・底泥の放射性セシウム濃度

No.	Point	Material	Air dose rate (µSv/h)		Radiocecium concentration (kBq/kg)	
			5 cm	1 m	soil	water
1 ポンプ排水	Drain pump outlet	表土(団粒) Soil(aggrigate)	3.62	1.23	64.35	ND
2 雨水排水路	s , , ,⊭ Drainage canal	表土(砂質) Soil (sandy)	2 00	0.88	10.19	ND
2 113/17 37-73/14	terminal	底泥(砂質) Sediment (sandy)	2.00	0.00	8.83	ND
3 排水路下流	ই Canal downstream	底泥(泥質) Sediment (clayish)	0.80	0.50	9.94	ND
4 こんぶくろれ	也 Konbukuro pond	底泥(泥質) Sediment (clayish)	0.43	0.33	4.18	ND
5 弁天池	Benten spring	底泥(泥質) Sediment (clayish)	0.34	0.32	1.16	ND



▲ Conifers ◇ Deciduous broadleaves ◆ Evergreen broadleaves

図-4. 大青田1(ヒノキ・イヌシデ優占林分:2013年7月測定)と大青田2(コナラ優占林分:2012年11月測定)における立 木の胸高直径と根元(地上1 cm)の空間線量率(2012年11月測定)

Fig. 4. Relationship between tree DBH and air dose rate at the stem base 1 cm above ground in Oaota-1 mixed stand (left) and Oaota-2 deciduous stand (right) measured in November, 2012. Solid dots show evergreen and open dots show deciduous species, respectively

他の林分と大差ない値であった。2013年6月に測定した大 青田2に隣接する無間伐林分では地上1mで平均0.23 μ Sv/h であり,放射壊変によるCs-134の減少や落葉層からA層土壌 への移行による減衰が示唆された(表-2)。一方,間伐を行っ た大青田1および2では、2013年7月に測定した大青田1 (ヒノキ・イヌシデ林)の地上1mで0.14 ± 0.01 μ Sv/h、2012 年11月の大青田2のコナラ・クヌギ林で0.19 ± 0.02 μ Sv/hと, 無間伐林分よりも低い値を示した。同一地点での経時変化を 測定したものではなく詳細は明らかでないが,間伐による地 上1mの空間線量率の低下が示唆された。

2013年7月に大青田1で、2012年11月に大青田2でそれ ぞれ測定した立木の根元の空間線量率と胸高直径の関係を 図-4に示した。イヌシデ、ミズキ、コナラなどの落葉広葉樹 では、胸高直径の大きな林冠構成個体で根元の線量率が高い 個体が見られ、大青田1のヒノキ-イヌシデ林では有意で はなかったが、大青田2のコナラ-クヌギ林ではDBHと根 元の空間線量率に有意な相関がみられた。一方、大青田1 のスギやヒノキではDBHに関わらず高い値を示す個体は見 られなかった。これは、落葉樹の枝にトラップされた放射性 セシウムが平滑な樹皮を伝わる樹幹流により根元の土壌に集 積したこと,スギやヒノキでは葉や外樹皮に強くトラップさ れて根元に達しなかったことを示唆していると考えられた。

3.2 生物試料の放射性セシウム濃度

2011年秋から2012年秋まで不定期に採取された植物,リ ター, 菌類子実体の放射性セシウム濃度を表-4に示した。

針葉樹(スギ, サワラ)の枝葉は放射性セシウム濃度が1.2 ~8.8 kBq/kg, 常緑広葉樹の枝葉や落葉樹の枝では1~5 kBq/kgであったのに対し, 事故当時には展開していなかっ た落葉広葉樹の葉ではおおむね2kBq/kg以下(最大値は2.76) であった。常緑広葉樹では, 事故当時展開していなかった当 年葉でも比較的高い値を示しており, 旧葉や枝から吸収され たセシウムが新葉に転流したことが示唆された。これは, Tagami *et al.* (2012), Yoshihara *et al.* (2013)や, チェルノ ブイリ事故に伴う放射性セシウムの動態に関する知見 (IAEA, 2006など)とも一致した結果であった。なお, シロ ダモの当年葉にできた虫えい(シロダモタマバエによる)が13 kBq/kgという高い放射性セシウム濃度を示したことは, 虫 えい組織でのセシウムの濃縮が生じたことを示した。大青田

表-4. 植物および菌類の放射性セシウム濃度(kBq/kg)(2011年11月~2012年11月)

Table 4. Radiocesium concentration in plants and fungi (kBq/kg) measured in November 2011 to November 2012

					Autumn	to winter	2011		Spring t	o Autum	n 2012
Life form	Species	0	rgan		Oaota		Konbuk	uro	Oaot	a l	JT-Kashiwa
		++	hara a h	1	2	3	Conifer De	eciduous	2	3	North
	スギ (Sugi)	↑文 細枝	pranch twig		5.8/ 101		3.48 210	6.70 3.12			
	Cryptomeria japonica	華	needle		7.97		1.99	116			
常緑針葉樹	L/± (Hinaki)	枝	branch				1.63				
Evergreen	Chamacynaris obtusa	細枝	twig				3.55				
conifers		<u>葉</u>	needle				4.86	1.00			
	サワラ (Sawara)	忟 細枝	twig				4.11	3 5 5			
	Chamaecyparis pysifera	葉	needle				6,52	4.86			
-		枝	o l d branch								2.53
	シラカシ (Shirakashi)	1年枝	1-yr branch								1.68
	Quercus myrsinaefolia	1年葉	1-yr leaf				3.31				1.60
		当年校 当年華	current twig								1.23
常緑広葉樹		<u>コー来</u> 1年枝	1-yr branch				2.57				1.01
Evergreen	シロダモ (Shirodamo)	1年葉	1-yr leaf				2.45				
broadleaves	Neolitsea sericea	当年枝	current twig				0.68				
		当年業	current leaf				2.34				
		<u>ヨヰ果玉えい</u> 枝	branch		1.42		15.54				
	アオキ (Aoki)	葉	leaf		1.40						
	Aucuba japonica	果実	fruit		1.75						
	イヌシデ (Inushide)	枝	branch		0.57						
	Carpinus tschonoskii	当牛枝 笹	current twig		0.50						
		木枝	branch		0.33						111
	クリ (Japanese chestnut)	葉	leaf		0.56						2.76
		殼斗	acorn	0.38	0.84						
	コナラ (Konara)	枝	branch		0.63						
	<u>uuercus serrata</u> ニヤアカシア (hopey locust)	炭	branch		1.10						ND
	Robinia pseudoacacia	葉	leaf								0.84
落葉広葉樹	エノキ (Chinese hackberry)	枝	branch								2.80
Deciduous	Celcis sinensis		branen								2.00
broadleaves	イヌザクラ (Inuzakura)	校 当在枝	branch								0.80
	Prunus buergeriana	葉	leaf								0.84
	ウワミズザクラ (Uwamizuzakura)	枝	branch								3.68
	Prunus grayana	葉	leaf								2.16
	カマスミ (Gamazumi)	校 当在技	branch								5.65
	サンショウ (Sansho)	枝	branch								4,41
	Zanthoxylum piperitum	葉	eaf								1.62
	ノイバラ (Japanese rose)	枝	branch								ND
++++	Rosa multifiora アズフネザサ (Sasa)	· 平 辺	leat stem			1.53				1 71	ND
Dwarf bamboo	Pleioblastus chino	葉	leaf			2.10		1.54		0.58	
-	スギ (Sugi) Cryptomeria japonica	落葉	litter	4.99	9.60		7.67	21.00	2.27		
	ヒノキ (Hinoki) Chamae cyparis obtusa	落葉	litter	5.93	8.19				3.52		
	イヌシデ (Inushide) Carpinus tschonoskii	落葉	litter	0.85	3.19		0.74				
	コナフ (Konara) <i>Quercus serrata</i> クマギ (Kupuri) <i>Quercus acuticsima</i>	洛莱 菠芭	litter	1.13	1.21		0.74	2.81	0.37		
リター	クリ (Japanese Chestnut) <i>Castanea crenata</i>	落葉	itter	1.98	1.00				0.20		
Leaf litter	ムクノキ (Mukunoki) Aphananthe aspera	落葉	litter	0.32				2.79			
	ミズキ (Mizuki) <i>Swida controversa</i>	落葉	litter	0.67					0.19		
	コフシ(Kobushi) <i>Magnolia kobus</i>	落葉	litter		2.4.4			1.94			
	Jy (Japanese Wy) Partnenocissus tricuspidata	<u>冷未</u> 夜莖	litter		2,44					0.24	
	アズマネザサ (Sasa) <i>Pleioblastus chino</i>	チップ堆肥	chip compost							1.62	
		傘	pileus		6.07						
		傘	pileus						2.28		
	ンイダグ (コナフ)Shiitake mushroom	柄 榾太成母 中	stipe		1.01				0.65		
		榾木内樹皮	inner bark		0.29						
		榾木材	wood		0.40						
	クヌギタケ Mycena galericulata on wood	子実体	fruit body				0011		31.41		
腐生菌	ニガクリタケ (スギ)	士 耒体 発生樹皮	Truit body bark				38.14 9.49				
Saprophytic fungi	Hypholoma fasciculare on Sugi wood	腐朽材	wood				3.34				
	シックイタケ (スギ)	子実体	fruit body				5.76				
	Antrodiella gypsea on Sugi wood	発生樹皮	bark				3.38				
		腐朽材	wood				0.49				
	<u>Trametes hirsuta</u> on Konara wood	子実体	fruit body						1.97		
	カワラタケ(コナラ)	子宝休	fruit body						1.85		
	<i>Trametes versicolor</i> on Konara wood	,大件							1.00		
	オクヤマニガイグチ Tylopilus rigens	ナ実体 発生+	truit body						1.02		
	イッポンシメジ属 Entoloma sp.	<u> </u>	fruit bodv						2.39		3.40
	テングタケ属 Amanita sp.	子実体	fruit body								ND
	テングタケ属 Amanita sp.	子実体	fruit body								ND
		添	pileus								8.94
外生菌根菌		<u></u>	pileus								1.64
⊏ctomycorrhizal fun si	アノソダケ馮 Amanita sp.	柄	stipe								1.41
rungi		子実体原基	immature volva								0.80
		<u> </u>	fruit body								18.61
	ルリハツタケ Lactarius subindigo	<u></u>	litter								4.55
	ニオイコベニタケ Russula bella	子実体	fruit body							-	4.40
	フウセンタケ属 Cortinarius sp.	<u> 子実体</u>	fruit body								60.88
	>H—UPXYF/ Inocype umbratica	丁天译	TUIL DO DY								4.39

	Care also	Northerr	patch	Southern patch	
俚名	E つ Species		Inside	Edge	Inside
アオオサムシ	Carabus insulicola		0.65		ND
クロナガオサムシ	Carabus procerulus		0.58		
アカガネオオゴミムシ	Trigonognatha cuprescens			4.87	0.79
アシミゾナガゴミムシ	Pterostichus sulcitarsis		ND		
オオクロツヤヒラタゴミムシ	Synuchus nitidus		1.40		ND
クロツヤヒラタゴミムシ	Synuchus cycloderus				0.66
ヒメツヤヒラタゴミムシ	Synuchus congruus				2.97
マルガタツヤヒラタゴミムシ	Synuchus arcuaticollis	May to October 2011			3.73
ケゴモクムシ	Harpalus vicarius				ND
オオスナハラゴミムシ	Diplocheila zeelandica				1.23
アオヘリアオゴミムシ	Chlaenius praefectus		ND	ND	
エンマムシ	Merohister jekeli				ND
ヨツボシモンシデムシ	Nicrophorus quadripunctatus			14.76	
オオヒラタシデムシ	Eusilpha japonica		0.51	2.40	
センチコガネ	Phelotrupes laevistriatus		0.41	3.55	0.47
	R(/:	December 2011	1.78	3.42	
フトミミス領	Pheretima spp.	July 2012			4.80
<u> リター</u>	Litter	December 2011	3.87	11.58	
ま <u>上</u> (0 E)		December 2011	0.65	0.81	
衣工 (U-5cm)	Soli (U=5 cm)	April 2012	2.72		1.73

表-5. 東大柏で採集された地表性甲虫,ミミズ,リター,表土の放射性セシウム濃度(kBq/kg) Table 5. Radiocesium concentration in ground beetles and earthworms (kBq/kg) collected in UT-kashiwa

3で採集されたアズマネザサの稈および葉の放射性セシウム濃度は、2011年冬では、稈、葉ともに1.5~2.1 kBq/kgで常 緑樹と同程度であったが、2012年の新葉は0.58 kBq/kgと大幅に低下した。

リターについては、針葉樹で2.3~21.0 kBq/kg、落葉広葉 樹で0.2~3.2 kBq/kgであったが、同じ樹種の落葉でも、落葉 広葉樹林の林床のものは、常緑針葉樹林の林床のものよりも 高い値を示した。これは、事故当時に着葉していた常緑樹林 では、落葉樹林に比べてリター層に到達した放射性セシウム 量が少なかったことを反映している(金子・坪山, 2012:林 野庁, 2013など)と考えられる。また、2012年秋に採集され た大青田2, 3のリターでは、2011年に採集したものに比 べ放射性セシウム濃度が明らかに低下しており、古い落葉の 分解と、汚染濃度の低い新しい落葉による希釈効果が示され た。2012年のササの落葉は新葉とほぼ同程度の低い値を示 したが、ササの稈・葉を2011年冬にチップ化して野積みし 堆肥化したものを2012年11月に測定した結果は約1.6 kBq/kg を示し、堆肥の暫定基準値(400 Bq/kg)を大幅に上回ってお り、菜園等に使用することはできなかった。

菌類子実体は、2011年秋に採集されたスギの腐朽木上の ニガクリタケ(*Hypholoma fasciculare*)で38 kBq/kg、2012年 夏に採集された外生菌根菌のルリハツタケ(*Lactarius subindigo*)で19 kBq/kg、フウセンタケ属(*Cortinarius* sp.)で61 kBq /kgと、いずれもリターや表層土壌よりも高い濃度を示して おり、菌類によるセシウムの濃縮(Yoshida and Muramatsu, 1994など)が確認された。

2011年の5月~10月に東大の北側および南側の2か所の 樹林地で捕獲された地表徘徊性甲虫と2011年7月および 2012年7月に降雨後の路面や地表面において採集されたミ ミズ(フトミミズ類,各地点3個体以上)の測定結果を表-5 に示した。個体数が少なかった種では検出限界以下となった ものがあったが、多くの種で0.4~5kBq/kgの値を示した。 今回採集された個体では、腐肉食者であるヨツボシモンシデ ムシが最も高い14kBq/kgの値を示したが、1回1地点だけ の結果であり、一般的な傾向かどうかは不明である。ミミズ はいずれの地点でも1~5kBq/kgで、同地点のリターの放 射性セシウム濃度よりは低く、土壌よりは高い値であった。 北側の林内と林縁を比較すると、甲虫、ミミズ、リター、土 壌のいずれについても、林縁のサンプルのほうが林内よりも 高い値を示す傾向がみられた。ただし、林縁で高い傾向が一 般的かどうかは、今後多くの地点で調査を行い確認する必要 がある。

3.3 間伐木の放射性セシウム分布

大青田で2011年冬に間伐された樹木の放射性セシウムの 部位別,組織別の濃度を表-6に,枝葉の部位別濃度を表-7に 示した。大青田1(ヒノキ・イヌシデ優占林分)のヒノキ2 個体とイヌシデ2個体,大青田2(コナラ優占林分)のコナ ラ2個体のうちヒノキ-1を除く全個体で,外樹皮が最も高 い値を示し,ヒノキ-1では樹冠下部の旧葉で最も高く,外 樹皮がそれに次ぐ高濃度であった。外樹皮の濃度は,ヒノキ では樹幹の上部ほど高い値を示した。これは,降雨に伴って 沈着したセシウムが,ヒノキでは主に枝葉や樹幹の上部の外 樹皮にトラップされ,樹幹下部にあまり流下しなかったこと を示唆している。内樹皮,当年輪,辺材,心材と,幹の内部 にいくほど放射性セシウム濃度は低くなった。このことは, 外樹皮からの浸透によって汚染されたことを示唆しているよ うに見える。ただし,外樹皮の濃度が高くても内樹皮の濃度 がそれに比例して高くなっているわけではなかった。また,

```
表-6. 大青田の間伐木の幹の部位別放射性セシウム濃度(kBq/kg)(2011年11月~2012年4月伐採)
```

Table 6. Radiocesium concentration (kBq/kg) in each part of wood discs of cut trees in Oaota forests (sampled in November 2011 to April 2012)

		T :				Height			
Plot	Tree No.	lissue	0.3 m	1.3 m	5.3 m	9.3 m	13.3 m	17.3 m	21.3 m
		Outer bark	-	0.821	1.54	2.18	10.5	_	_
		Inner bark	-	0.235	0.324	0.230	0.318	_	-
	Hinoki - 1	Current year ring	-	0.030	ND	ND	0.000	_	-
		Sapwood	-	ND	ND	ND	0.082	_	-
		Heartwood	-	0.066	ND	ND	-	-	-
		Outer bark	-	2.11	2.66	4.82	5.31	-	-
		Inner bark	-	0.241	0.616	0.809	1.31	_	-
	Hinoki-2	Current year ring	-	0.139	0.101	0 1 1 1	0.268	-	-
		Sapwood	-	0.069	0.123	0.111	0.200	_	-
大青田1		Heartwood	_	0.059	0.006	-	-	-	-
Oaota 1		Outer bark	1.47	6.43	9.10	7.63	9.47	-	-
		Inner bark	0.111	0.417	0.279	0.660		-	-
	Inushide-1	Current year ring	0.087	0.072	0.025	0.208	0.117	_	-
		Sapwood	0.024	0.019	0.035	0.132		-	-
		Heartwood	0.062	0.010	_	-	-	_	_
		Outer bark	3.58	9.67	17.36	13.89	3 56	_	-
		Inner bark	0.219	0.205	0.124	0.143	0.00	—	-
	Inushide-2	Current year ring	0.045	0.109	0.045	0.034	ND	_	-
		Sapwood	0.014	0.033	0.019	0.012	0.022	_	-
		Heartwood	0.017	0.077	0.031	0.006	-	_	-
		Outer bark	0.704	0.691	1.54	1.71	1.60	2.61	-
		Inner bark	0.110	0.127	0.149	0.221	0.194	2.97	-
	Konara - 1	Current year ring	0.085	0.029	0.000	0.138	0.218	0.069	-
		Sapwood	0.015	ND	0.036	0.024	0.038	ND	-
大青田2		Heartwood	0.004	ND	ND	ND	_	_	_
Oaota 2		Outer bark	0.507	1.02	0.587	1.27	2.64	2.29	1.74
		Inner bark	0.216	0.171	0.226	0.254	0.319	0.247	0.348
	Konara–2	Current year ring	0.090	0.126	0.091	0.120	0.150	0.144	0.329
		Sapwood	0.075	0.029	0.020	0.031	0.113	0.059	0.037
		Heartwood	0.046	0.031	0.041	0.024	0.003	-	_

表-7. 大青田の間伐木の枝の部位別放射性セシウム濃度(kBq/kg)(2011年11月~2012年4月伐採)

Table 7. Radiocesium concentration (kBq/kg) in each part of branch of cut trees taken from tree top and bottom of the crown in Oaota forests (sampled in November 2011 to April 2012)

Plot	Tree No.	Organ	Тор	Bottom
		Branch	1.26	1.86
	Hinoki-1	Old leaf	2.66	3.57
	THITOKI	New leaf	0.926	2.44
		Cone	1.39	_
十丰田1		Branch	1.04	1.54
八月田 Operto 1	Hinoki–2	Old leaf	4.38	5.80
Uaota I		New leaf	2.92	3.34
		Cone	_	_
	Inushide-1	Branch	0.250	0.229
		Current twig	0.252	0.138
		Bud	ND	0.312
		Branch	0.231	0.164
大青田2	Kanara-2	1-yr twig	0.277	0.269
Oaota 2	Konara-2	Current twig	0.33	3
		Bud	0.55	5

柔細胞の活動がまったくない心材においても放射性セシウム が検出されたことから,辺材から心材への拡散が起こってい ることが示された。これは,他の報告(金子・坪山, 2012; Kuroda *et al.*, 2013)とも一致した結果である。一方,イヌシ デおよびコナラにおいては,外樹皮の濃度は必ずしも上部ほ ど高いとは限らず,樹幹の中部から上部にかけて高い値がみ られた。これは,落葉樹では梢端部の樹皮にトラップされず に枝や幹を流下した放射性セシウムが幹の外樹皮に吸着され たことを示唆している。このことは,落葉広葉樹の樹幹根元 付近への放射性セシウムの集積による空間線量率の上昇(図-4)という結果とも整合的である。

一方, 枝葉のセシウム濃度(表-7)は, 器官別にみると, ヒ ノキでは旧葉の濃度が2.6~5.8kBq/kgと最も高く, こんぶく ろ池のスギやサワラの枝葉の濃度(表-4)と近い値であった。 一方, 新葉(2011年春に展開した葉)にも0.9~3.3kBq/kgとい う高濃度で分布していた。これは, 表-3のスギや常緑広葉樹 でも共通の傾向であり, 旧葉や枝, 幹表面から吸収された放 射性セシウムが新葉へ転流されたこと(Kato *et al.*, 2012; Tagami *et al.*, 2012; Yoshida *et al.*, 2011)を強く示唆した。ま た, ヒノキ2個体では樹冠下部で濃度が高い傾向がみられ た。これは, 事故直後に福島県(恩田ら, 2011)や千葉県我孫 子市(Yoshihara et al., 2013)で測定された樹幹上部で高濃度 であるとの結果とは異なる傾向であり,事故後約1年の間 に,放射性セシウムが樹冠上部から下部へ洗脱・移行した可 能性を示唆している。あるいは,調査地がヒノキとイヌシデ 等の落葉広葉樹が混交する林分であり,事故時には落葉広葉 樹には葉がなかったため,鬱閉した常緑針葉樹の純林に比べ て樹冠上部での遮断量が少なく,多くの放射性セシウムが樹 冠側面から下枝に沈着した可能性も考えられる。一方,落葉 広葉樹については,別の林分の間伐木であるイヌシデ-1の 枝葉がコナラ-2とよく似た値を示したことから,当地域の 二次林において優占するこれら2種の落葉広葉樹は,おお むね同様の傾向を示すものと考えられた。

以上のデータをもとに見積もられた個体全体の放射性セシ ウム沈着量の分布を図-5に示した。ヒノキでは、枝葉に大量 の放射性セシウムが沈着しているのに対して、イヌシデおよ びコナラでは枝葉の沈着量の割合は小さく, 幹の外樹皮に沈 着している量が最も多かった。落葉広葉樹の外樹皮では、濃 度,沈着量ともに枝下高(約8~12m)付近にピークがあるよ うに見受けられ、樹幹流により枝葉から輸送された放射性セ シウムが幹に浸透して吸着されたことが推察された。当年輪 や辺材についても外樹皮とほぼ同様の高さ分布を示したが、 心材のみはより低い部位に多かった。これは、心材の存在量 自体が幹の上部では少ないためである。この個体あたりの沈 着量(表-8)は、個体のBA当たりでみると、ヒノキでは0.23 および0.41 kBq/cm², イヌシデおよびコナラでは0.12~0.16 kBq/cm²と、ヒノキのほうが2~3倍程度大きな値を示した。 このことは、常緑樹では樹冠に放射性セシウムが大量にト ラップされたのに対し, 落葉広葉樹では多くが樹冠を透過し て林床に到達したためである。

また,2つの林分の針葉樹,常緑広葉樹,落葉広葉樹の BAから推定した林分面積当たりの沈着量に換算した結果を, 表-9に示した。ヒノキ・イヌシデ林ではヒノキの枝葉に沈着 した量が多かったため,地上部全体で5.7 kBq/m²と,コナラ 林の3.7 kBq/m²の約1.5倍の沈着量であった。福島県の例 (Kuroda *et al.*, 2013;金子・坪山,2012)と比較してみると, 空間線量率の値が近い福島県大玉町のスギ林やコナラ林の沈 着量と同程度の値であった。

3.4 土壌の放射性セシウム濃度

土壌については、十分なサンプリングを行えなかったが、 2011年冬にこんぶくろ池の2か所の林分(スギ林およびコナ ラ林)で採集したリターおよび表層1cmの土壌の分析の結果 を図-6に示した。スギ林でF,H層の沈着量が少なかったの は、F,H層の重量が小さかったためである。スギ林では、 事故時に直接放射性セシウムの表面沈着を受けた落葉がL層 に存在するため、L層で濃度が最も高い値を示したのに対し て、コナラ林では新しい落葉は濃度が低いためL層の濃度は 低く、事故当時地表に存在していた落葉が分解してF,H層 に移行したため、F,H層の濃度が最も高い値を示したと考 えられる。このような速やかな落葉分解に伴う土壌への移行 は、福島県のスギ林、コナラ林の調査結果においても報告さ れている(林野庁, 2013)。地表から1 cmまでの深さの放射 性セシウム沈着量の合計は、スギ林で34 kBq/m²、コナラ林 で69 kBq/m²と、コナラ林がスギ林の約2倍であった。

東大柏の南側の林内および林縁で採取された土壌コアの分 析結果を図-7に示した。当該林内では事故時にはリターの大 半が除去されていたため、土壌表面が直接汚染されたと考え られる。林内のコアでは0-2 cmの土壌が粗大な団粒状で あったため重量が少なく、沈着量は0-3 cmの範囲で高い値 を示した。また濃度も深さ0-2 cmと2-3 cmでほぼ等し かった。林縁では孔隙が少なかったため0-1 cmで濃度、沈 着量とも最も高かった。全深度の沈着量合計は林内で約100 kBq/m²、林縁で130 kBq/m²であった。なお、林内のコアの 深さ12-14 cmで高い値を示しているのは灰色の粘土層で、こ の緑地は盛土地に造成されており、この深さに粘土層がある ため、水の移動とともに粘土に放射性セシウムが吸着された ものと考えられる。同様の現象が構内の芝生地でも観察され ている(福田ら、2013)。

福島県の森林において2011年に調査された土壌の深さ別 の放射性セシウム沈着量は、恩田ら (2011)ではスギ林では 沈着量全体の約50%、コナラ林で約90%がリター層に存在 しており、Koarashi *et al.* (2012)では針葉樹林で約1/3, 落葉樹林で約1/2程度が地表から深さ1cmまでに集中して いる。東大柏の土壌コアの分析結果も勘案すると、土壌全体 の沈着量は、地表から1cmまでの沈着量のおよそ1.5~3倍 程度であろうと推測される。

大青田のコナラ林で,事故から1年10か月を経た2013年 1月に採取された土壌コアとリターの分析結果から求めた 土壌汚染の深度分布を,図-8に示した。2011年のこんぶく ろ池のコナラ林の結果と比較すると,L層,F,H層ともに濃 度,沈着量ともに低い一方,土壌表層の0-1 cmは高濃度で 沈着量も多かったことから,リターの速やかな分解によるA 層への移行(林野庁,2013)が生じたことが示唆された。暖温 帯のリター分解速度は0.5-0.6 yr⁻¹程度であり1.5~2年でほ とんど分解するという既往の知見(河原,1985など)と整合 する。また,土壌5 cmまでの汚染分布は,福島での結果 (Kato et al., 2012; Koarashi et al., 2012;恩田ら,2011)と似 たような傾向であり,下部ほど濃度が低く,放射性セシウム の多くが土壌表層でトラップされ,鉛直移動が極めて緩慢で あるという知見(IAEA,2006;結田,2011;山口ら,2012 など)と一致した。

4.考察

以上の結果から、首都圏の人口密集地である千葉県柏市の 森林、緑地における放射性セシウム汚染の実態が明らかにさ れた。空間線量率は、雨水排水路周辺など外部からの汚染が 集積した場所以外では、林内と林外で大きな差はないことが 示された。2011年には地上1mで0.23 µSv/hを超える地点が ほとんどであったが、放射壊変によるCs-134の減少や間伐な どにより、2013年には空間線量率が低下したことが示唆さ れた。



図-5. 間伐木の幹(左)と枝葉(右)の地上高・組織ごとの放射性セシウム沈着量(kBq)の分布(コナラ-1の 枝葉は欠測)縦軸は幹の地上高(左)および樹冠位置(右)

Fig. 5. Radiocesium distribution in tissues of stem (left) and branch (right) of cut trees (kBq). (No data for branches of Konara-1) Y axis shows aboveground height (m) or part of the crown

表-8. 大青田の間伐木の放射性セシウム沈着量(2011年11月~2012年4月伐採)

falbe 8. Total radiocesium d	position on the cut trees in	Oaota forests (cut in	November 2011 to A	pril 2012)
------------------------------	------------------------------	-----------------------	--------------------	------------

	Plot	Oaota 1			Oaota 2		
	Tree	Hinoki-1	Hinoki-2	Inushide-1	Inushide-2	Konara-1	Konara–2
DBł	H (cm)	19.5	17.4	20.0	20.0	23.4	34.9
Н	(m)	15	16.9	19.0	16.5	20.1	21.1
BA (cm ²)		299	238	314	314	430	957
Due weight (kg)	Stem	86.0	92.0	150.6	132.2	228.9	659.1
Dry weight (kg)	Branches & leaves	25.8	23.3	39.9	39.9	38.4	89.6
Radiocesium	Stem	10.0	25.5	30.9	39.3	41.9	90.7
deposition (kBq)	Branches & leaves	57.7	72.5	9.4	9.5	9.6	22.3
Total radiocesium	depositon (kBq/tree)	67.7	97.9	40.3	48.8	51.5	113.0
Radiocesium deposit	ion per BA (kBq/cm²)	0.227	0.412	0.128	0.155	0.120	0.118

表-9. 大青田の林分構造と面積当たりの樹木地上部の放射性セシウム沈着量

Table 9. Stand structure and total radiocesium deposition on aboveground part of trees in Oaota forests

		Oaota 1	Oaota 2
Domii	nant species	Hinoki-Inushide	Konara-Kunugi
Numb	er of species	9	5
Max	DBH (cm)	35.0	36.6
М	ax H (m)	22.0	22.1
Stem	density (/ha)	1175	725
Total	BA (m²/ha)	25.3	30.9
	Conifers	11.5	0.37
BA (m²∕ha)	Evergreen broadleaves	0.21	0.00
	Deciduous broadleaves	13.5	30.5
Padiaaaaium	Conifers	3.69	0.12
deposition	Evergreen broadleaves	0.07	0.00
	Deciduous broadleaves	1.91	3.63
(KBq/m ⁻)	合計	5.67	3.74



図-6. こんぷくろ池のスギ林(左)とコナラ林(右)のリター層および土壌表層の放射性セシウム濃度(折れ線グラフ)と地表 面積あたり沈着量(棒グラフ)(2011年12月)深さ1cmまでの積算値はスギ林で33.6 kBq/m²コナラ林で68.5 kBq/m² Fig. 6. Concentration (lines) and deposition (bars) of radiocesium in litter and surface soil (0-1 cm) in Sugi (left) and Konara (right) patches in Kombukuro in December, 2011. Total amount of radiocesium deposition in litter and 1cm deep soil was 33.6 kBq/m²in Sugi stand and 68.5 kBq/m² in Konara stand, respectively

放射性セシウムは、常緑針葉樹林では葉に多くトラップさ れたが、落葉広葉樹林では一部が樹幹や枝にトラップされた ものの、多くがリターおよび表層土壌に沈着した。樹体の放 射性セシウム沈着量は常緑針葉樹のヒノキでは旧葉に最も多 く、落葉性のイヌシデ、コナラでは幹の外樹皮に多いことが 明らかにされた。この結果は福島県における調査結果(金 子・坪山, 2012; Kuroda *et al.*, 2013)と同様であった。

当地域の都市近郊林の地上部と地下部の放射性セシウム沈 着量の合計を,以上のデータから推定した。常緑針葉樹林の 地上部については大青田1のヒノキーイヌシデ林で5.7kBq/



図-7. 東大柏の落葉広葉樹林の林内(左)および林縁(右)の放射性セシウムの土壌深度ごとの濃度(折れ線)と沈着量(棒グラフ) (2011年9月)

Fig. 7. Vertical distribution of concentration (line) and deposition (bars) of radiocesium in the soil cores taken inside the forest (left) and from forest edge (right) of UT-Kashiwa in September, 2011

放射性セシウム沈着量の全深度の積算値はそれぞれ104 kBq/m², 131 kBq/m²

The total amount of radiocesium deposition was 104 kBq/m² and 131 kBq/m², respectively.

m²の値が得られた。針葉樹林の地下部については、大青田 1よりも針葉樹の優占度が高く土壌への沈着量が少なかっ たと推測されるこんぶくろ池のスギ林で、リター層および深 さ1cmまでのA層土壌に34kBq/m²の汚染が見られたことか ら、ヒノキとイヌシデの混交林である大青田1においては、 地下部全体で少なくとも50~60kBq/m²以上の沈着量であろ うと推定される。したがって、ごく粗い推定ではあるが、地 上部と地下部の合計で60~70kBq/m²以上という値が得られ、 地上部が占める割合は1割以下と考えらえた。これは、同 程度の汚染地域である福島県大玉村で2012年夏にスギ林の 汚染のうち地上部の割合が15%、コナラ林で5%程度で あったこと(林野庁、2013)からみて、おおむね妥当な推定と 考えられる。

落葉広葉樹林については、地上部は大青田2のコナラ・ クヌギ林で3.7kBq/m²、同一林分内の大青田2の地下部5 cmまでの合計は85kBq/m²であったことから、地上部と地下 部の合計は約90kBq/m²と推定され、地上部の割合は5%未 満であった。大玉村の広葉樹二次林では2011年夏の放射性 セシウム沈着量の約8割を地下部が占め(金子・坪山、 2012)、さらに2012年夏には地下部の割合が95%となってい たこと(林野庁, 2013)と一致した。ただし, こんぶくろ池の コナラ林の土壌表層 1 cmのみで69 kBq/m², 東大柏の北林内 の地下部の合計が104 kBq/m²であったことからみて, 大青田 2 の地下部の沈着量は当地域の落葉樹林の代表値としては, やや過小評価である可能性がある。

以上より,当地域の森林の地上部と地下部の放射性セシウム沈着量の合計は,60~90 kBq/m²ないしそれ以上であると見積もられた。この結果は,植物体の部位別の沈着量,土壌の沈着量ともに,林内の空間線量率がほぼ同程度の汚染地帯である福島県大玉村のスギ林,コナラ林の2012年の結果(金子・坪山,2012;Kuroda *et al.*,2013;林野庁,2013)とおおむね一致していた。上記の放射性セシウム沈着量の推定値は,文部科学省による汚染マップ(文部科学省,2011)の60~100 kBq/m²と同程度であり,文部科学省(2013)の30~60 kBq/m²よりも1.5~2倍程度高い値であった。

文部科学省(2013)との食い違いが生じたのは、文部科学 省(2011,2013)の汚染マップは航空機によるγ線量率の測 定をもとにしているため、当該地域の大部分を占める市街地 における放射能濃度を反映しており、森林の汚染の状況とは 異なる傾向を示したのだと考えられる。すなわち、市街地で



Radiocesium concentration (kBq/kg) Radiocesium deposition (kBq/m²)

図-8. 大青田コナラ林9地点の土壌の放射性セシウム濃度(折 れ線)と沈着量(棒グラフ)の深度分布の平均値(2013年1月) Fig. 8. Vertical distribution of concentration (line) and deposition (bars) of radiocesium in Oaota-2soils in January, 2013 エラーバーは標準偏差。深さ5 cmまでの合計は85.3 ± 47.8 kBq/m² Average of 9 soil cores. Error bars show standard deviation. The total amount of radiocesium was 85.3 ± 47.8 kBq/m².

は屋根や舗装面に降下した放射性セシウムの多くは雨水とと もに下水道や河川等に流亡したこと、その後の除染活動に よって地表から放射性セシウムが除去されたことなどにより、 放射性セシウムによる汚染が大幅に軽減されているのに対し、 森林では降下した放射性セシウムの大半がそのまま林冠層・ 樹幹や土壌表層にとどまっているためであると考えられる。 すなわち、関東地方や福島県中通り地方などの都市林や都市 近郊林の地表面積当たりの汚染濃度は、文部科学省(2013) による推定よりはかなり高い値であることが示された。

今後の除染に関しては、常緑樹林では2013年現在、事故 時に直接汚染された枝葉が残っていることから、スギ、ヒノ キの落葉の汚染はまだ続いており、落葉の除去には多少の効 果があると考えられる。しかし、落葉広葉樹林では、汚染の 多くが既にリター層からA層へと移行していたことから、落 葉層の除去は効果が低いと推測された。2011年秋から2012 年春にかけて、落葉の除去を徹底して行うことができていれ ば、落葉広葉樹林の放射性セシウムを効率的に除去できた可 能性があった(Hashimoto et al., 2012)が、今後は表層土壌数 cmを除去しなければ同等の効果は期待できず, 除染はかな り困難になったと言わざるを得ない。今後、長期間にわたっ て生態系全体の汚染が続くことを考えれば、都市近郊の小規 模な緑地においては、2011年の冬にただちに落葉層を除去 あるいは林内の一部へ集積するなどの措置を行い、全面的な 土壌への移行を防ぐべきであったと考えられる。しかし現実 には、汚染された落葉を集積したり焼却したりすることが困

難であったため,林地の除染は全く行われなかった。他地域 においても都市近郊林の除染が行われた例はほとんどなく, 除染箇所は,学校,保育園,公園,道路,宅地等に限られて いる。

一方、樹幹の放射性セシウムは、針葉樹でも落葉広葉樹で も外樹皮に最も多く含まれていたことから、これらは数年以 上をかけて徐々に土壌へと移行すると考えられるが、既に土 壌に沈着している量と比較するとわずかな量である。いずれ の樹種でも木材組織への移行がみられたが、根からの吸収よ りも樹皮からの吸収が多いことが示唆された。今後、リター 層から移行した放射性セシウムのどの程度の割合が土壌の粘 土鉱物へ固定され、どの程度が腐植に吸着されて菌根菌等を 介して経根吸収されて循環するのかは、継続的に調査する必 要があろう。経根吸収量が今後とも少なく維持されれば、木 材中の濃度は徐々に低下するのではないかとも考えられるが、 心材に移行した放射性セシウムは長期間維持される可能性も ある。したがって、今後も放射性セシウムの動態を継続的に モニタリングしていくことが重要である。

都市近郊林の里山保全活動では、落葉を用いた焼き芋や、 薪や炭を用いたバーベキュー、芋煮などのイベントがしばし ば行われており、本研究の対象地でも毎年, 芋煮会が行われ ている。本研究の対象地で発生した間伐木は、当初の計画で は薪として利用することが想定されていたが、原発事故のた め薪としての利用が行えなくなった。外樹皮が最も沈着量が 多かったことから、樹皮を剥ぐことで放射性セシウムの5 割~9割以上を除去できることがわかったが、いずれの樹 種でも、辺材、心材の放射性セシウム濃度が、調理用の薪と して利用するための暫定基準値(40 Bq/kg)を上回っている部 位がみられ、薪としての利用は困難であった。また、アズマ ネザサの刈取りにより生じたササチップを堆肥化し、菜園等 において利用する計画も立てられていたが、堆肥の放射性セ シウム濃度が1.6 kBq/kgと高く、菜園等への施用ができない レベルであった。ただし、2012年の落葉やササの葉の放射 性セシウム濃度は2011年に比べて大幅に低下しており、今 後さらに低下すれば、落葉やササチップを用いた堆肥が安全 に利用できるようになる可能性も考えられる。したがって, リター層や堆肥の放射性セシウム濃度の変化を継続的にモニ タリングするとともに、落葉掻きの際に表土の混入を避ける など、安全な堆肥化の方法を検討する必要がある。

以上のように,福島第一原発事故による放射能汚染は,空 間線量率からみれば河川(雨水排水路)周辺を除けば里山管理 活動における外部被曝はほぼ問題ないレベルであると考えら れたが,間伐木の薪としての利用や刈り取ったササチップの 堆肥利用が行えないレベルに達していた。今後は,落葉除去 による除染も十分な効果が期待できないことから,福島第一 原発事故は,柏市の都市近郊林における里山管理活動に対し て,深刻な影響を今後,長期間にわたって与えるものであり, 今後の継続的なモニタリングが必要であることが明らかにさ れた。

謝 辞

大青田の調査区の設置,間伐等の作業にご協力いただいた NPO法人千葉里山トラストの皆様,こんぶくろ池での調査 の便宜を図って頂いた柏市役所公園緑政課ならびにNPO法 人こんぶくろ池自然の森の皆様,空間線量率測定および生物 試料の採集にご協力いただいた東京大学大学院新領域創成科 学研究科自然環境学専攻の学生諸氏,菌類の採集および同定 にご協力いただいた同専攻の奈良一秀准教授,横川諒,山崎 隼也の各氏,立木根元での線量率測定にご協力いただいた東 京大学大学院新領域創成科学研究科サステイナビリティ学教 育プログラムのMarcin Jarzebski氏に厚くお礼申し上げる。

本研究の一部は、JST(独立行政法人 科学技術振興機構) による「H25社会システム改革と研究開発の一体的推進:気 候変動に対応した新たな社会の創出に向けた社会システムの 改革プログラム」の採択課題「明るい低炭素社会の実現に向 けた都市変革プログラム」の助成を受けた。

引用文献

- Ando, K., Chiba, T., Nishimura, T., Tanimoto, T., Shidei, T. and Kira, T. (Eds.) (1977) Primary Productivity of Japanese Forests. vol. 16 University of Tokyo Press, Tokyo, pp. 213–245.
- 福田健二・朽名夏麿・鬼頭秀一・山路永司・斎藤 馨・小貫元 治・鯉渕幸生・三谷啓志・吉田善章・神保克明・松尾泰範・ 末吉和人 (2013) 千葉県柏市の東京大学柏キャンパスにおけ る放射能汚染の実態と芝生の除染試験. 芝草研究42:20-30.
- Hagihara, A., Yokota, T. and Goawa, K. (1993) Allometric relations in Hinoki (*Chamaecyparis obtusa* Sieb. et Zucc. (Endl.)) trees. Bulletin of Nagoya University Forest 12:11–29.
- Hashimoto S., S. Ugawa, K. Nanko, K. Shichi (2012) The total amounts of radioactively contaminated materials in forests in Fukushima, Japan. Scientific Reports 2: 416, doi:10.1038/srep 00416.
- IAEA (2006) Environmental consequences of the Chernobyl accident and their remediation: Twenty years of experience.(日本学術会 議訳:チェルノブイリ原発事故による環境への影響とその修 復:20年の経験。263pp.).
- 金子真司・坪山良夫 (2012) 森林の放射能汚染と除染。学術の動 向2012. 10:10-16.
- 環境省 (2011) 除染関係ガイドライン. (http://josen.env.go.jp/ material/).
- 環境省 (2013) 除染関係ガイドライン 平成25年5月第2版. (http://www.env.go.jp/jishin/rmp/attach/josen-gl-full_ver2.pdf).
- 柏市 (2011) 柏市放射線対策室の設置について. (http://www.city. kashiwa.lg.jp/soshiki/080500/p009165.html 2011年8月23 日).
- 柏市 (2013) 柏市放射線対策室HP. (http://www.city.kashiwa.lg.jp/ soshiki/080800/index.htmL 2013年6月7日).
- 片倉正行・山内仁人・小山泰弘 (2007) カラマツ林, アカマツ林, コナラ林の現存量と炭素貯留量, ならびにアカマツ林伐採後 の土壌炭素量の変化. 長野県森林総合研究センター研究報告 22:33-55.
- Kato, H., Onda, Y., Teramage, M. (2012) Depth distribution of ¹³⁷Cs,

¹³⁴Cs, and ¹³¹I in soil profile after Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant Accident. Journal of Environmental Radioactivity 11:59–64.

- 河原輝彦 (1985) 森林生態系における炭素の循環―リターフォー ル量とその分解速度を中心として―. 林業試験場研究報告 334:21-52.
- Koarashi, J., Atarashi-Andoh, M., Matsunaga, T., Sato, T., Nagao, S. and Nagai, H. (2012) Factors affecting vertical distribution of Fukushima accident-derived radiocesium in soil under different land-use conditions. Science of the Total Environment 431:392– 401.
- 小宮山章・中川雅人・加藤正吾 (2011) 冷温帯林樹木の個体重に 関する共通相対成長式. 日本林学会誌93:220-225.
- Kuroda, K., Kagawa, A., Tonosaki, M. (2013) Radiocesium concentrations in the bark, sapwood and heartwood of three tree species collected at Fukushima forests half a year after the Fukushima Dai-ichi nuclear accident. Journal of Environmental Radioactivity 122:37–42.
- 文部科学省 (2011) 放射線量等分布マップ(2011年9月11日時点). (http://ramap.jmc.or.jp/map/mapdf/pdf/air/20110912/cstot/ 5339-C.pdf).
- 文部科学省 (2013) 放射線量等分布マップ(2012年12月28日時点). (http://ramap.jmc.or.jp/map/mapdf/pdf/air/20121228/cstot/ 5339-C.pdf).
- NPO法人こんぶくろ池自然の森とアドバイザー会議(2011)市民 の力で湧水自然を守る・柏市こんぶくろ池物語.(千葉学 ブックレット 県土と県民の豊かな未来に向けて),75pp.,千 葉日報社.
- 恩田裕一・田村憲司・辻村真貴・若原妙子・福島武彦・谷田貝亜 紀代・北 和之・山敷庸亮・吉田尚弘・高橋嘉夫 (2011) 6. 放射性物質の包括的移行状況調査.(文部科学省:放射線量 等分布マップ関連研究に関する報告書 第2編118-214). (http://fmwse.suiri.tsukuba.ac.jp/doc/20120313_report2-2.pdf)
- 林野庁 (2007) Q&A. (http://www.j-ver.go.jp/document/0186-1_s1-4-1.pdf).
- 林野庁 (2013) 平成24年度森林内における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 /pdf/130329-01.pdf).
- Tagami K., Uchida S., Ishii N., Kagiya S. (2012) Translocation of radiocesium from stems and leaves of plants and the effect on radiocesium concentrations in newly emerged plant tissues. Journal of Environmental Radioactivity 111:65–69.
- 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) 土壌一植物系における放射性セシ ウムの挙動とその変動要因(総説).農業環境技術研究所報告 31:75-129.
- 結田康一 (2011) 農作物と農地,森林生態系の放射能汚染を考え る(2)土づくりとエコ農業43:54-61.
- Yoshida, S. and Muramatsu, Y. (1994) Accumulation of radiocesium in basidiomyscetes collected from Japanese forests. The Science of the Total Environment 157:197–205.
- Yoshida, S., Watanabe, M., and Suzuki, A. (2011) Distribution of radiocesium and stable elements within a pine tree. Radiation Protection Dosimetry 146:326–329.
- Yoshihara, T., Matsumura, H. Hashida, S., and Nagaoka, T. (2013) Radiocesium contaminations of 20 wood species and the corresponding gamma-ray dose rates around the canopies at 5 months after the Fukushima nuclear power plant accident. Journal of Environmental Radioactivity 115:60–68.