

JAEA-Conf 2016-003 DOI:10.11484/jaea-conf-2016-003

「福島および周辺環境における長期モニタリングと 環境回復に関する特別研究(福島イニシアチブ)」 についての国際科学技術センターおよびウクライナ 科学技術センター技術評価委員会最終会合報告集 2015年11月5~6日、東京都

Proceedings of the Final ISTC/STCU Technical Review Committee Meeting of Fukushima Initiative "On the Environmental Assessment for Long Term Monitoring and Remediation in and around Fukushima" November 5-6, 2015, Tokyo, Japan

> (編) ISTC/STCU 福島イニシアチブ技術評価委員会会合事務局 ISTC/STCU 福島イニシアチブ技術評価委員会

(Eds.) Secretariat of the Technical Review Committee Meeting of ISTC/STCU Fukushima Initiative Fukushima Initiative Technical Review Committee

> 原子力科学研究部門 原子力基礎工学研究センター 環境・放射線科学ディビジョン Environment and Radiation Sciences Division Nuclear Science and Engineering Center Sector of Nuclear Science Research

July 2016

Japan Atomic Energy Agency

日本原子力研究開発機構

本レポートは国立研究開発法人日本原子力研究開発機構が不定期に発行する成果報告書です。 本レポートの入手並びに著作権利用に関するお問い合わせは、下記あてにお問い合わせ下さい。 なお、本レポートの全文は日本原子力研究開発機構ホームページ(<u>http://www.jaea.go.jp</u>) より発信されています。

国立研究開発法人日本原子力研究開発機構 研究連携成果展開部 研究成果管理課 〒319-1195 茨城県那珂郡東海村大字白方 2 番地4 電話 029-282-6387, Fax 029-282-5920, E-mail:ird-support@jaea.go.jp

This report is issued irregularly by Japan Atomic Energy Agency. Inquiries about availability and/or copyright of this report should be addressed to Institutional Repository Section,

Intellectual Resources Management and R&D Collaboration Department, Japan Atomic Energy Agency.

2-4 Shirakata, Tokai-mura, Naka-gun, Ibaraki-ken 319-1195 Japan Tel +81-29-282-6387, Fax +81-29-282-5920, E-mail:ird-support@jaea.go.jp

© Japan Atomic Energy Agency, 2016

「福島および周辺環境における長期モニタリングと環境回復に関する特別研究(福島イニシア チブ)」についての国際科学技術センターおよびウクライナ科学技術センター技術評価委員会

最終会合報告集 2015年11月5~6日、東京都

日本原子力研究開発機構 原子力科学研究部門 原子力基礎工学研究センター 環境・放射線科学ディビジョン

(編) ISTC/STCU 福島イニシアチブ技術評価委員会会合事務局、 ISTC/STCU 福島イニシアチブ技術評価委員会

(2016年4月15日受理)

平成 27 年 11 月 5 日~6 日の 2 日間にわたり「福島および周辺環境における長期モニタリング と環境回復に関する特別研究」についての国際科学技術センター(ISTC)およびウクライナ科学 技術センター(STCU)合同の福島イニシアチブ技術評価委員会最終会合を東京都内において開 催した。本論文集にはそこで行われた報告のうちから、別途論文として投稿されるものを除い て収録している。

原子力科学研究所 〒319-1195 茨城県那珂郡東海村大字白方 2-4 本報告書は 2016 年 6 月に発行された研究開発報告書類(JAEA-Conf 2016-002)の和文版として 発 刊するものである。

JAEA-Conf 2016-003

Proceedings of the Final ISTC/STCU Technical Review Committee Meeting of Fukushima Initiative "On the Environmental Assessment for Long Term Monitoring and Remediation in and around Fukushima" November 5-6, 2015, Tokyo, Japan

(Eds.) Secretariat of the Technical Review Committee Meeting of ISTC/STCU Fukushima Initiative, Fukushima Initiative Technical Review Committee

> Environment and Radiation Sciences Division Nuclear Science and Engineering Center Sector of Nuclear Science Research Japan Atomic Energy Agency Tokai-mura, Naka-gun, Ibaraki-ken

> > (Received April 15, 2016)

The final ISTC/STCU Technical Review Committee Meeting "On the environmental assessment for long term monitoring and remediation in and around Fukushima" was held in Hitotsubashi University Hall, Tokyo, on November 5 - 6, 2015. This report consists of summary reports of Fukushima Initiative projects, which were presented at the meeting. As regarding to the sections those which will be published elsewhere, only their executive summaries are included.

Keywords: Fukushima Nuclear Power Station Accident, Radioactive Waste, Agriculture, Livestock, Remediation, Phytoremediation, Monitoring, Polymer, ISTC, STCU, CIS, Fukushima Initiative

This report is issued as a Japanese language edition of JAEA-Conf 2016-002.

1. 緒言 1
1.1 ISTC/STCU 共同の特別課題 「福島とその周辺環境の長期モニタリングと回復のための
環境影響評価に関する活動」の概要1
1.2 寄与機関
1.3 技術評価委員会構成
1.4 最終会合事務局構成
2. 議事次第 4
3. 福島イニシアチブプロジェクト成果報告
3.1 福島第一原子力発電所事故により汚染した地域の除染で生ずる廃棄物の減容研究
–有機廃棄物の燃焼減容:STCU 5952
Volodymyr Tokarevskyy, チェルノブイリ問題研究所 (ウクライナ)
3.2 新規高分子材料を用いた、種々の表面材質ならびに土壌に対する除染研究高分子材料
による無機廃棄物の減容: ISTC A-2071 28
Zoya Farmazyan, CJSC 「エレバン SRI プラストポリマー」 (アルメニア)
3.3 高分子吸着剤による ¹³⁴ Cs および ¹³⁷ Cs の土壌-植物移行の抑制と Cs 汚染土壌の浄化:
ISTC A-2072
Anna Tadevosyan, アルメニア科学アカデミー 水耕栽培問題研究所(アルメニア)
3.4 放射性汚染環境において基準を満たした農畜産物を生産するための対策の開発家畜・
作物への放射性セシウムの移行試験: ISTC K-2085
Andrey Panitskiy, 放射線安全ならびにエコロジー国立研究所, カザフスタン国立原子力
センター (カザフスタン)
3.5 環境および食物連鎖における放射性核種の移行に係る区分化とモデリングによる長期
放射線モニタリングの方法論–農畜産物への放射性セシウムの移行低減対策:
STCU-5953
Boris Prister, Mykola Talerko, Evgenii Garger, Viktorija Vinogradskaja, Tatjana Lev, ウクライ
ナ科学アカデミー原子力発電所安全問題研究所(ウクライナ)
3.6 チェルノブイリ原発事故後における森林生態系の放射性汚染のモニタリング-森林生態
系でキノコによる収奪を利用する除染: STCU-5954
Nataliia Zarubina, ウクライナ科学アカデミー原子力研究所(ウクライナ)

Contents

 1.1 Overview of the ISTC/STCU Fukushima Initiative 'on the environmental assessment for long term monitoring and remediation in and around Fukushima'
term monitoring and remediation in and around Fukushima'
1.2 Contributing parties
1.3 Technical Review Committee members
1.4 Secretariat of the Technical Review Committee Meeting of ISTC/STCU Fukushima Initiative3
2. Agenda of the final technical review committee meeting of the Fukushima Initiative
3. Proceedings of the Fukushima Initiative Projects
3.1 Organic waste volume reduction with incineration - Compaction of radioactive waste produced by
decontamination of territories polluted due to the accident at Fukushima Daiichi Nuclear Power
Station: STCU Project 5952
Volodymyr Tokarevskyy, Institute of Chernobyl Problems (Ukraine)
3.2 Advanced Polymeric Systems Providing Deactivation of Different Surfaces and Soil from
Radioactive Pollutions-Inorganic Waste Volume Reduction with Polymer: ISTC Project A-207128
Zoya Farmazyan, CJSC "Yerevan SRI "Plastpolymer" (Armenia)
3.3 Remediation of Cs-contaminated soils through regulation ¹³⁴ Cs and ¹³⁷ Cs soil-plant-transfer by
polymeric sorbents: ISTC Project A-2072
Anna Tadevosyan, Institute of Hydroponics Problems (Armenia)
3.4 Development of a set of measures for production of assured quality agricultural goods under
radioactive contamination conditions –Experiments of Cesium Uptake by Livestock and Crops: ISTC
Project K-2085
Andrey Panitskiy, Institute of Radiation Safety and Ecology, National Nuclear Center of
Kazakhstan (Kazakhstan)
3.5 Methodology for long-term radiation monitoring to dose assessment using radiological zoning and
modeling of radionuclides migration in environmental and food chains – Countermeasures of
Cesium Uptake by Farm Crops and Livestock: STCU Project 5953
Boris Prister, Mykola Talerko, Evgenti Garger, Viktorija Vinograaskaja, Tatjana Lev, Institute
for Safety Problems of Nuclear Power Plants of National Academy of Sciences of Ukraine (Ukraine)
3.6 Monitoring of radioactive pollution of forest ecosystems after accident on Chernobyl NPP –
Renabilitation with mushrooms narvesting–Otilization of mushrooms in forest ecosystem: STCO
Project 5954
Natatua Zarubina, Institute for Nuclear Kesearch of National Acaaemy of Sciences of Ukraine
(On une)

4. Concluding remarks	1	106
-----------------------	---	-----

1. 緒言

1.1 ISTC/STCU 共同の特別課題 「福島とその周辺環境の長期モニタリングと回復のための環境 影響評価に関する活動」の概要

(1) 2011年における東日本大震災

2011年3月11日に東日本大震災、マグニチュード 9.0 (Mw)の地震が、東日本の太平洋沿岸で発生した。この地震は明確な記録に残された中で、日本における最大規模の地震であり、世界においても記録された中で4番目に位置するものであった。福島第一原子力発電所においては、陸上の揺れのために送電塔(給電のためのライン)が倒壊したことに加えて、非常電源設備を津波が呑み込み、その機能が失われた。この連鎖した事象のため、3基の原子炉の損傷による大きな原子力事故となった。その結果生じた放射性物質の放出と環境の高度の放射性汚染は、周辺住民の速やかな避難そして立ち入り制限区域の設定に至った。

この原子力事故の重大さと環境影響に対する対策の必要性を受けて、国際科学技術センター (ISTC: International Science and Technology Center) (本部:ロシア・モスクワ(2015年6月まで)、カ ザフスタン・アスタナ(2015年7月以降)) ならびにウクライナ科学技術センター(STCU: Science and Technology Center in Ukraine) (本部:ウクライナ・キエフ) は日本以外の ISTC、STCU 加盟国とと もに日本政府に直接的な援助と鼓舞を提供する枠組み、福島イニシアチブを創成した。

ほぼ 20 年間にわたる研究支援活動の結果として ISTC/STCU 放射線災害に関する長期モニタリング と回復に関する知識の蓄積を作り上げてきた。2011 年の半ばから、日本の政府関係機関との協力 が開始され、重大原子力事故に係る、これまでの研究成果を提供した。そして、2011 年 12 月には つぎの名称の下で、ISTC/STCU 共同の支援体制を発足させた:「福島とその周辺環境の長期モニ タリングと回復のための環境影響評価に関する活動」(福島イニシアチブ)。

2015 年 11 月 5-6 日の ISTC/STCU 技術評価委員会は、約 3 年にまたがる福島イニシアチブを総括するものである。

(2) 経緯

福島イニシアチブを通じた ISTC/STCU の主なイベントの要約は以下の通りである。

- 2011年6月- ISTC 運営理事会の第53回において、原子炉の重大事故、除染、環境回復に 関するプロジェクトのレビューを行うことが決定された。これは、ISTC/CSTU のこれまで の成果を集約・提供し、本原子力事故の結果生じた状況に対する日本の取り組みを支援す るものである。まず、初期段階として、除染・環境回復技術分野の22のプログラム日本側 により関心がある課題として選定された。また、原子炉重大事象に関する18のプログラム が付加的な位置づけとして選定された。
- 2011年10月11-12日- ロシア・モスクワにおいて、ISTCは「原子炉重大事故対策に係わる専門家連絡会合」を開き、福島の状況に関して、より詳細な議論を行った。会合では、16件のプロジェクトが選出され、2012年早期に日本において国際シンポジウムを開催することになった。
- 2011年12月1-2日ならびに2011年12月5-6日-モスクワにおいて、福島の状況に関して、 早急な技術的問題を摘出するために、重大事故対応策と除染に関する2つのワークショッ プがそれぞれ開かれた。
- 2011年12月8-9日-ISTCは「福島イニシアチブ」の実施をこの12月の運営理事会(第53回)にて決定し、ISTCメンバー国でもある日本のおかれた困難な状況の助けとなることを 決議した。同時に、本問題についてのSTCUとの広範な公式協力も定められた。

- 2012年2月3-4日-ISTC/STCUのシンポジウムとセミナー:ロシア、ウクライナ、CIS諸 国における環境対策・回復対策について、が東京と福島市で開かれた。この場では、陸域 環境ならびに土壌に関する、あらかじめ選出された7件のプロジェクトの議論が行われた。 そして、英語ならびに日本語による2つの公式報告書が作成された。
- 2012年3月8-12日-農地における放射性汚染問題の対策についての国際会議が郡山市で開かれた。この場では、さらに11件のプロジェクトが議論された。英語ならびに日本語による公式報告書が作成された。
- 2012 年 4 月 12–13 日–ISTC/STCU は「福島事故語の環境回復に関して/II」として 17 件のプロジェクト成果評価会合をモスクワで行った。
- 2012年6月1日-ISTC/STCUは「福島原子力発電所に関する除染とモニタリングに関する プロジェクト提案の公募」を発表した。同年8月までに53件の提案概要が集まり、一次評価が行われた。この結果、11件が選出され、詳細提案を提案者に要請した。これらについて資金提供をするか否かの議論が2012年12月になされた(次項)。
- 2012年6月1日 「福島とその周辺環境の長期モニタリングと回復のための環境影響評価 に関する活動」に関する作業グループの会合が東京で開かれて、その11件について議論・ 検討が行われた。
- 最終的に 6 件のプロジェクトが実施に向けて採択された(下記の期間はそれぞれのプロジェクトの実施期間である)。

放射性核種の二次移動に関する研究:

- (1) STCU 5954 2013 年 9 月~2015 年 8 月) チェルノブイリ原発事故後における、森林生態系の放射能汚染のモニタリング
- (2) STCU 5953 2013 年 9 月~2015 年 8 月) -環境および食物連鎖における放射性核種の移行に 係る、区分化とモデリングによる長期放射線モニタリングの方法論
- (3) STCU 5952 2013 年 9 月~2014 年 8 月) 福島第一原子力発電所事故により汚染した地域の除 染で生ずる廃棄物の減容研究
- (4) ISTC A-2071 2013 年 7 月~2015 年 6 月) 新規高分子材料を用いた、種々の表面材質ならび に土壌に対する除染研究
- 土壌--作物系における放射性核種の移行低減化の研究:
 - (5) ISTC K-2085 2013 年 9 月~2015 年 8 月) 放射性汚染環境において基準を満たした農畜産物 を生産するための対策の開発

(6) ISTC A-2072 - 2013 年 6 月~2015 年 5 月) 高分子吸着剤を使用する¹³⁴Cs および¹³⁷Cs の土壌-植物移行の抑制による Cs 汚染土壌の浄化

- 2014年4月14-17日 ISTC/STCU技術評価委員会は中間評価会合を開いた。この会合には、 福島現地の立ち入り制限区域の視察、現地管轄機関からの状況説明機会も含まれた(下 記)
 - 2014年4月14日-次の地点の視察を行った:農業放射線研究センター、東北農業試験センター福島支所、農業・食品産業技術総合研究機構、飯舘村国有林(森林研究)、川俣地区(4箇所)。
 - ・ 2014年4月15日-17日- 実施中の6件の研究についての技術評価会合(東京)。 この会合では、福島の環境への適用をめざした方向性を最大限取るように勧告がな された。
- 2014 年 4 月 15 日–17 日–各プロジェクトの終了につづいて ISTC/STCU の技術評価委員会会 合が、開催された(本報告書の会合。東京)。

1.2 寄与機関

この ISTC/STCU 福島イニシアチブに関しては、非常に多くの機関が寄与している。 以下のリストは概略的なリストに過ぎない。

イニシアチブ実行機関

- ISTC 国際科学技術センター
- ・ STCU-ウクライナ科学技術センター
- 研究資金提供
 - 文部科学省(MEXT)
 - 米国エネルギー省 (US DOE)
 - 欧州委員会国際協力開発部門 (DEVCO)
 - · 外務省(MOFA)

技術諮問協力

- ・ パシフィックノースウエスト国立研究所(PNNL)
- ・ ブルックヘブン国立研究所 (BNL)
- ・ 国際エネルギー機関(IAEA)
- · 原子力安全研究協会 (NSRA)
- ・ 環境省 (MOE)
- 農林水産省 (MAFF)

さらに多数機関が含まれる。

1.3 技術評価委員会構成

Dr.Sergey Fesenko (国際原子力機関) 大西康夫氏 (パシフィックノースウエスト国立研究所,当時) 恩田裕一教授 (筑波大学) 鶴岡秀志 特任教授 (信州大学) 明石満 特任教授 (大阪大学) 中山真一氏 (日本原子力研究開発機構) 川瀬啓一氏 (日本原子力研究開発機構)

1.4 最終会合事務局構成

松永 武 (国際科学技術センター、日本原子力研究開発機構) Mr. Alan Taylor (国際科学技術センター) Dr. Iryna Tomashevska (ウクライナ科学技術センター) Ms. Olga Martin (ロスアラモス国立研究所) Ms. Ayimgul Kakenova (国際科学技術センター) Ms. Anel Kasseinova (国際科学技術センター)

2. 議事次第

議事

「福島および周辺環境における長期モニタリングと環境回復に関する特別研究(福島イニシア チブ)」についての国際科学技術センターおよびウクライナ科学技術センターの

技術評価委員会最終会合

2015年11月5~6日、一橋ホール、東京都

第1日目 2015年11月5日

<u>第1部:プロジェクトの最終技術評価</u>

開会

09:00 - 09:20 開会の辞: *岸本康夫 文部科学省 Andy Hood 米国エネルギー省 Mr. Curtis (BJ) Bjelajac ウクライナ科学技術センター Mr. David Cleave 国際科学技術センター* 開会宣言: *松永 武 国際科学技術センター*

セッション1: 放射性廃棄物の中間貯蔵と減容

座長: 荒木 政則	(日本原子力研究開発機構,国際科学技術センター科学諮
問委員会議長)	
	有機廃棄物の燃焼減容
09:20-9:40	福島第一原子力発電所事故により汚染した地域の除染で 生ずる廃棄物の減容研究: STCU-5952 プロジェクト Dr. Volodymyr Tokarevskyy
9:40-10:20	STCU-5952 プロジェクトについての議論
10:20-10:40	休憩
	高分子材料による無機廃棄物の減容
	新規高分子材料を用いた、種々の表面材質ならびに土壌
10:40-11:00	に対する除染研究: ISTC-A-2071 プロジェクト
	Dr. Zoya Farmazyan, Dr. Konstantin Pyuskyulyan
11:00-11:40	A-2071 プロジェクトについての議論

セッション 2: 農業分野における回復技術研究

 座長:大西康夫(パシフィックノースウエスト国立研究所、Yasuo Onishi Consulting, LLC)
 11:40-12:00
 高分子吸着剤による¹³⁴Cs および¹³⁷Cs の土壌-植物移行の抑 制と汚染土壌の浄化: ISTC-A-2072 プロジェクト
 Dr. Anna Tadevosyan, Dr. Nina Tavakalyan
 12:00-12:40
 A-2072 プロジェクトについての議論

12:40-13:40	昼食休憩
	農産物ならびに畜産物への放射性セシウムの移行研
	究
	放射性汚染環境において基準を満たした農畜産物を
12.40 14.00	生産するための対策の開発:ISTC-K-2085 プロジェク
13.40-14.00	\sim
	Dr. Andrey Panitskiy, Dr. Timur Kozhahanov
14:00-14:40	K-2085 プロジェクトについての議論
14:40-15:00	休憩
	環境および食物連鎖における放射性核種の移行に係る区分化
15:00-15:20	と モデリングによる長期放射線モニタリングの方法論:
	STCU-5953 プロジェクト Dr. Mykola Talerko
15:20-16:00	STCU-5953 プロジェクトについての議論

セッション 3: 森林の管理と生態系

座長:恩田裕一	筑波大学
	森林生態系- キノコの活用
16.00 - 16.20	チェルノブイリ原発事故後における森林生態系の放射性汚染の
10.00-10.20	モニタリング: STCU-5954 プロジェクト
	Dr. Nataliia Zarubina
16:20-17:00	STCU-5954 プロジェクトについての議論

総括

17:00-17:30	座長による総括

第1日目 2015年11月5日

福島周辺環境における長期モニタリングならびに回復技術研究の紹介

- 座長 川瀬 啓一 (日本原子力研究開発機構)
- 9:00 9:20 土壌-植物間における放射性核種の移行 *塚田 祥文,福島大学*
- 9:20 9:30 質疑応答
- 9:30 9:50 福島第一原子力発電所事故後の河川ネットワークを 通じた 水・土砂流出に伴う放射性セシウム移行 *恩田 裕一(筑波大学)*

9:50-10:00 質	質疑応答
--------------	------

10:00 -10:20 休憩

第Ⅱ部:福島イニシアチブの完結

プロジェクト成果

座長 中山 真-	一 (日本原子力研究開発機構)
10.20-10.30	有機廃棄物の減容(STCU-5952)
10.20 10.30	Dr. Volodymyr Tokarevskyy
10:30-10:40	新規高分子材料を用いた無機廃棄物の減容(ISTC-A-2071)
10.00 10.10	Dr. Zoya Farmazyan
10:40-10:50	新規高分子材料を用いた作物移行の抑制(ISTC-A-2072)
	Dr. Anna Tadevosyan
10.50 11.00	放射性汚染環境において基準を満たした農甾産物を生産す
10:50-11:00	るにめの対策の開発(ISIC=K=2085)
	Dr. Andrey Fanitskiy 毎日時時は毎の独行に依て区八ルト エデリングに上て巨期
11.00-11.10	放射性核種の移動に体る区力化と てノリンクによる区別 お射線エータⅡ、ガの古法診(STCU=5052)
11.00 11.10	Dr Mukola Talarko
	本林生能系- キノコの活用(STCI-5954)
11:10-11:20	Dr. Nataliia Zarubina

今後の展開のために

座長: Ambassador Lehman

11:20-12:10	福島イニシアチブ成果の福島周辺環境への適用性
12:10-12:30	日本・ウクライナ・CIS 諸国との相互協力経験からの提言 (Dr. Onda,, Dr. Zarubina)
12:30-12:45	国際科学技術センターとウクライナ科学技術センター による特定課題への協力の展望

閉会

12:45-1:15

閉会の辞
岸本康夫 文部科学省
Andy Hood 米国エネルギー省
荒木政則,日本原子力研究開発機構,SAC 議長
Ambassador Ron Lehman,ISTC 議長

3. 福島イニシアチブプロジェクト成果報告

3.1 福島第一原子力発電所事故により汚染した地域の除染で生ずる廃棄物の 減容研究-有機廃棄物の燃焼減容

- STCU プロジェクト 5952 -

Volodymyr TOKAREVSKYY チェルノブイリ問題研究所(ウクライナ) JAEA-Conf 2016-003

プロジェクトの基本情報

プロジェクト名:	福島第一原子力発電所事故により汚染した地域の除染で生ずる 廃棄物の減容研究
研究開始日:	2013年9月1日
研究期間:	12 か月
プロジェクトマネージャー:	Tokarevsky V.V.
電話番号:	+380506812407
Eメールアドレス:	tokarevsky@voliacable.com
代表研究所:	名称 チェルノブイリ問題研究所 所長 Tokarevsky V.V. 住所 Prospect Nauki, 46, Kiev, Ukraine 電話 +380445240478 Eメール tokarevsky@voliacable.com
参加研究所:	名称 EKSIS Ltd, Ukraine 所長 Rovensky A. I. 住所 61040, 43, Skorostnaia str, Kharkiv, Ukraine 電話 +380577556901 Eメール guandr@mail.ru
コラボレーター:	パシフィックノースウエスト国立研究所 大西康夫

1. 作業の概略説明:目的、および期待される成果

福島第一原子力発電所の事故後、時間の経過とともにきわめて大量の放射性物質が発生した。 最初に、密閉包囲状態の喪失により生成物が大気中に放出された後、核燃料と、損傷した使用 済み核燃料の一部が炉心で溶解した。次に、水素爆発が起こり、原子炉建屋の破壊、発電所内 (オンサイト)、発電所外(オフサイト)の環境が放射性物質で汚染されるという事態になった。 発電所内では使用済み核燃料を冷却するために海水が使われ、きわめて大量の放射性固体廃棄 物が発生した。原子炉建屋内の全域および原子炉近傍における放射能汚染のレベルは許容限度 を上回った。修復工事をはじめとする建設工事により、大量の廃棄物が発生した。また、津波 によって破壊された多数の建物および設備機器も放射性物質で汚染された。

福島第一原子力発電所の事故後、修復・再建が必要になった主な対象は、汚染された建物、 道路、森林、農耕地および土壌である。除去された放射性物質の中間貯蔵と、それに続く放射 性廃棄物予想量の処分には、巨額な初期費用と設備投資が必要となろう。本プロジェクトの目 的は、福島第一原子力発電所の事故起因で汚染された地域の除染により発生した放射性廃棄物 の容積を、チェルノブイリの放射性廃棄物処理の経験に基づく技術を使って減少させる可能性 についてのフィージビリティースタディーを開発することにある。

プロジェクトの主目標は、放射性廃棄物(RW)の減量を達成することである。修復期における RW の量、すなわち廃棄物の重量と容積に関しては、廃棄物の収集と処分の全プロセスにおける 総量 の全体的膨張を低減する必要があり、これは3つの方法によって達成される。

第1の方法は、放射能汚染物 のみ を収集し、隔離は主な放射性核種の重量濃度のレベルに おいて行うというものである。このレベルは、全人口にとっての安全レベルとして定義される クリアランス値から導き出される。

第2の方法は、RWの量に関わるもので、廃棄物の量に直接依存する貯蔵施設の建設、運用 および閉鎖の追加的コストに影響する。一時貯蔵時間の長さは、廃棄物の放射特性によって決 まる。

第3の方法は、一時貯蔵後のRWの量をさらに低減することで、これには追加コストがかかる。この方法の具体的内容は、廃棄物処理の複数の技術プロセスの組み合わせによって決まり、結果的に、特定核種の除去レベルに関して処分の許可基準(発火、爆発、異変のないこと)が満たされることが要求される。

2. 2014年4月の会議後における作業変更

本プロジェクトでは、福島第一原子力発電所の所外(オフサイト)の地域に存在する放射能 汚染物(RCM)と放射性廃棄物(RW)のみを考察する。除染特別地域に存在する廃棄物の評価 情報が提供される(地域別対策)。この評価は、建物清掃後の廃棄物の重量(単位:トン)お よび津波による破壊の程度によって異なる。日本の12都県(岩手、宮城、山形、福島、茨城、 栃木、群馬、千葉、東京、神奈川、新潟、静岡)において、建物の清掃後は指定された(厳密 に定義された)廃棄物の分布量が減少したことをすべてのデータが示している。この情報は、 本プロジェクトの対象になると思われる放射能汚染物(土壌、可燃物)の全体像を示すもので はない。したがって、われわれとしてはいくつかの予測を示す。これらの予測には、除染によ り発生した廃棄物の量、および対策の対象となる可燃性廃棄物と不燃性廃棄物の量、またそれ らの比放射能や他のパラメーターを計算するための情報が含まれる。

以上の概略分析から、以下の結論を引き出すことができる。

(1)放射能汚染物および放射性廃棄物の総量に占める土壌および可燃物の割合はかなり大きい。(2)土壌を除染し、その大部分を再利用可能にすることで、貯蔵場所における貯蔵コストは大幅に低減されるであろう。

(3) 可燃物の燃焼処理は、第一に、複合湿式技術の制約から必要であり、第二に、放射性廃棄物の貯蔵コストおよびその後の処分コストを最小限に抑えるであろう。

(4)大気中へのセシウム放出を低減するための特別な措置を検討する必要がある。

放射能汚染物と放射性廃棄物に対する除染活動の現状および将来の処理活動の概略を図1に 示す。福島第一原子力発電所の事故直後における対策はチェルノブイリの事故直後の対策と比 較して遜色ないという点は注目に値する。主な相違点は以下のとおりである。

(1)除染対策を迅速・効率的に進めるための組織化。

(2) 作業の全ての段階を規制する法令、すなわち「特別措置法」、および以下を含む「廃棄物 関連ガイドライン」の迅速かつ効率的な制定。

- 汚染レベル決定方法に関するガイダンス
- 特定の家庭ごみおよび産業廃棄物に関するガイダンス
- 指定廃棄物に関するガイダンス
- 廃棄物の安定化に関する廃棄物ガイダンス
- 放射能測定方法に関するガイダンス
- 特定廃棄物に関するガイド

(3)除染および RE、RW の最小化のための新しい方法と技術の開発の重視、および開発資金の確保。目的は以下のとおりである。

- テスト対象である新しい方法の可用性と有効性の確認
- 価値、創成期間、必要労働力の調査
- 二次廃棄物の発生量、作業員の被曝程度の推定評価
- 廃棄物容積の減容と二次廃棄物の処理を含む廃棄物管理の全サイクルの創成
- 作業員の放射線防護
- 最適な放射線管理の確立

(4) 放射能汚染物、放射性廃棄物の収集と定量的、定性的分析、および放射性廃棄物管理のための統合情報分析システムの創成に対する重視放射能汚染物、放射性廃棄物の処理は次の5つのステージに分けることができる(図1)。

- 1) 放射能汚染物、放射性廃棄物の収集
- 2) 一時貯蔵施設への輸送
- 3) 一時貯蔵
- 4) 放射性廃棄物の中間貯蔵施設への輸送
- 5) 中間貯蔵

第1ステージでは、放射能汚染物の最少化を目的とした核種の放射線計測および垂直移動の 決定、大容量フレキシブルコンテナへの放射能汚染物の種類別収納とコンテナのラベリング (丈夫な識別器または電子チップを使用)が行われる。これらの規則により、すべての放射能 汚染物の収集と履歴保存、および放射性廃棄物の管理が可能になる。比放射能が 8 kBq/kg 以 下、閾値以上の放射能汚染物は家庭ごみとして処理される。各種廃棄物の処理計画のすべてに おいて、比放射能レベルが 8 kBq/kg 以下の残留物は家庭ごみとして処理すると示しているこ とは注目に値する。しかしこれは間違っている。日本では、比放射能の下側閾値は放射性物質 の採集場所の比放射能によって異なるというのがわれわれの見解である。

第2ステージは輸送ルートに従って形成される。輸送車両には、放射線管理システムと運転 者のための放射線防護システムが装備される。車両の走行経路は自動追跡され、これで輸送シ ステムの一定の質が保障される。

第3ステージでは、車両からの荷下ろしは物質の種類別に建設された一時貯蔵施設で行われる。

第4ステージの放射線監視は、廃棄物をトラックに積み込む際に行われる。輸送自体は第2 ステージと同様に行われる。

第5ステージでは、次のことを可能にする十分に発達したインフラを備えた中間貯蔵施設 (ISF)が建設される:放射能汚染物の隔離と廃棄物管理、処理、放射線監視と環境の監視、研 究と実験室試験の実施、中間貯蔵施設への収納管理の全ステージにおける放射性物質の収納の 記録と放射性廃棄物の仕分け、公衆への周知。



図1. 放射能汚染物の除染の現状と将来の管理、および放射性廃棄物の処理のスキーム

3. 技術的なアプローチ、方法、実験、理論、その他

3.1 基本原則

これまでのセクションに記載した情報に基づき、われわれは、中間貯蔵施設(ISF)に送ら れる放射能汚染物および放射性廃棄物について次のスキームを提案する。本プロジェクトは放 射能に汚染された土壌と可燃物のみを対象としていることに留意されたい(図 2)。



図 2. 放射能に汚染された土壌および可燃物の ISF における管理のスキーム

中間貯蔵施設(ISF)は、放射性廃棄物の貯蔵、隔離、圧縮を行うための各セクション、24 時間監視のための設備機器、研究実験開発センター、および広報センターからなることを想起 されたい。

上述した除染活動および放射性廃棄物管理の実施態様に基づき、隔離については放射性廃棄 物の分離を行うためのいくつかの技術を適用すべきである。第一に、放射性廃棄物分離システ ムは廃棄物を2つのストリームに分ける。 8~100 kBq/kg、および> 100 kBq/kg。分離システ ムのコンセプトを支える基本原則は次のようなものである。

(1)被曝線量低減プロセスの最大限の機械化と自動化

(2) 放射性廃棄物発生・処理の全履歴、および放射性廃棄物の記録継続と放射性廃棄物台帳の 保管に必要なあらゆる情報を保存すること

これらの原則は、遠隔制御されるメカニズム、および自動制御が可能なフィードバック付き メカニズムの使用によって達成される。

さらに、それぞれの放射性廃棄物処理技術を適用するには処理対象物の組成が均一であるこ とが必要である。そこで、この組成にとって熱分解・ガス化技術は決定的に重要というわけで はなく、湿式技術の場合、土壌にコンクリートおよび金属製品の細粒が含まれていることは許 されない。したがって、土壌を機械的分別、たとえば振動分離にかけて、混合物を成分に分離 する必要があるが、ただしこれは研削後に行う。

3.2 複合湿式技術

チェルノブイリの立入禁止区域で、放射能汚染土壌の処分に先立ち容積を減容するという除 染の課題を解決するために開発された複合湿式除染法の試験が行われた。この課題の解決が難 しい理由は、とりわけ、汚染土壌に含まれる核種の高度「希釈」にある。放射性廃棄物の一時 貯蔵場所における土壌の容積(>700,000m³)中に含まれる単寿命核種(¹³⁷Cs、⁹⁰Sr)の量は、約 2kgにすぎない。この事実は土壌除染の技術的課題の解決につながる。除染方法は、すべての 土壌を処理し、発生した少量の廃棄物中に核種を濃縮させるプロセスを含むべきことは明らか である。この技術的解決が、土壌のさまざまな粒度フラクションにおける不均一な核種分布を 前提とする提案方法のベースである。

このような分布の原因の一つは土壌の細粒フラクションの展開面であり、もう一つはこれら 細粒フラクションの一部である鉱物の比較的高い吸着能である。したがって、たとえば、ここ に示すように、土壌のメインマスから小量の細粒フラクションを分離すると、最大 60%の土壌 除染が可能になる。分散粒度の分別(分級)は、乾式篩い分け(乾燥分級)の結果として行う ことができる。あるいは、対象物を液体、通常は水の中に懸濁させ、次に懸濁している細粒フ ラクションを分離乾燥させることによって可能になるが、これは、分散フラクションは粗大粒 子よりも沈降速度が遅いというストークスの法則に基づく(ハイドロ分級)。ほとんどの場合、 土壌粒子の分別はストークスのハイドロ分級によって行われる。さらに、ハイドロ分級に先立 ち、石、コンクリート片および金属片を含む大量の機械的不純物が分離される。この予備的な 土壌分別は、篩い分けと磁気分離によって行われる。実験室において土壌除染の試験が行われ た。リーチング(leaching)と水力分級の組み合わせにより、除染を効果的に行うことが示さ れた。こうして、放射性不純物は小容積(土壌の5~10%)に濃縮される。チェルノブイリの 近傍で採取された放射能汚染土壌のサンプルを使用した試験が実験室で行われた。

技術的実験の除染効果は80%のオーダーであり、実験室で得られた結果に劣らない。均質懸 濁を達成できる土壌と液層溶液との最小比率は1:3とすると、指定設備における土壌除染のた めの工業プラントの性能は土壌10トン/時に達しうる。かくして、フェロ-フェロシアン化物 吸着剤の使用により、有効な除染廃棄物溶解プロセスが実現する。¹³⁴Cs および¹³⁷Cs に対する 効果は特に著しい。土壌除染の技術スキームは以下のステップからなる。

ステップ1. 土壌と工業的に発生させた粗大な機械的混入物(建築物の破片)との混合物を破砕機で破砕し、ばら状物(粒径4cm以下)とする。

ステップ2. ばら状物に機械的分別、たとえば振動分離を施し、次の成分ごとに分離する。

- 可燃物(木材、バイオマス植物、プラスチック、その他)

- コンクリート建築物の砕片、金属片

- 土壌

ステップ3. 熱分解ガス化技術による可燃物の熱処理。

ステップ4. コンクリート片および金属片の強力洗浄。洗浄後の処理対象物の線量管理。処理 対象物は、線量モニタリングの結果に応じて行政管理の対象から外すか、または直接処分する。 ステップ5. パルプソイル (pulp soil) を得る。このためには、ステップ4 で形成されたウ オッシュアウト (washout) を土壌に加える。また、プロセス水も加えて安定した懸濁を形成 する。

ステップ 6. パルプの pH 値を1 に調節した。この場合、 pH1 = 7.0 単位 pH。

ステップ7. 微細分散フラクションを分離するため、パルプに比重分離法を施して、粗大分散 粒子とフラッド - 土壌細粒懸濁液 - を沈降させて浄化土壌を得る。パルプの比重分離(ハイ ドロ分級)はスパイラル分級機で行う。スパイラル分級機を使用する理由は、他のタイプの分 級機と比較して、土壌の粗大分散フラクションの脱水効果が最大であり、したがって Cs プロ セス液で汚染されたフラクションの割合が最小になるからである。粗大分散フラクションの沈 殿物を蓄積し、懸濁液に遠心分離とポンプ圧送を施した。その結果、細粒分散沈殿フラクショ ン(濃縮放射性核種)が得られた。処理液は照明した。 ステップ8. 遠心分離後、粗大分散フラクションの沈降懸濁物に対し、pH = pH 2 (この場合3 単位 pH)の照明された処理液によるリーチングを行った。このリーチングは、たとえばコン クリートミキサーで激しく撹拌して行う。この結果、処理液中に分散している粗大粒子の表面 から放射性核種が脱着し、土壌の除染効果が高まる。さらに、土壌の洗浄が繰り返されて粗大 粒子が除去され、細粒分散フラクションが残る。

ステップ9. リーチング後、液をミキサーから受容容器に排出し、pH 値を3 にして(この場合 7 単位 pH)、1:100(液 100 リットル当たり吸着剤 1kg)の水吸着液中に再懸濁させる。次に、 懸濁液に遠心分離を施して使用済み吸着剤(濃縮放射性核種)を沈殿させ、除染した処理液を 照明して再利用に回した。

ステップ10. ミキサーから取り出した粗大分散フラクションを沈殿させ、脱水し、線量管理 を行った。処理対象物は、線量モニタリングの結果に応じて行政管理の対象から外すか、また は直接処分する。濃縮放射性核種(沈殿させた細粒分散フラクションと使用済み吸着剤)は線 量管理、コンディショニング、おび貯蔵に回す。この方法の処理フローを図3および図4で説 明する。



図 3. 処理方法のブロック図(点線 - pH - 処理液)

図4のブロック図に示すように、複合湿式技術と熱分解ガス化技術を併用した。ISFの設計 上、これらの技術の適用場所は近接させるのが望ましい。

JAEA-Conf 2016-003



図4. 放射能汚染土壌の処理ブロック図(複合湿式技術)

3.3 熱分解ガス化技術

可燃性の放射能汚染物を減らすことで問題を解決するために、熱分解ガス化技術が開発され、 チェルノブイリの立入禁止区域でテストされた(図5)。水分を除去するために放射性固体廃棄 物を天日乾燥させ、60×60×60mmのサイズに粉砕し、燃焼時にCsと反応して不溶性化合部 を形成するための粉状添加剤と混合し、バッチ炉に装入する。気密装置を使用して、バッチ炉 をシャフト炉にロードする(周期電流モードまたは連続電流モード)。熱処理バッチ炉は空気 - オキシダントの上昇流によって劣化する。乾燥、熱分解、炭素のガス化、燃焼灰の回収、冷 却が行われ、この過程で有機物および無機物の破壊が起きる。不純物粘土、ゼオライトなどと の反応を通じて、Csアルミノケイ酸塩化合物の凝集、吸着、固定化が起きる。熱処理で発生 した主な生成物(熱分解ガスおよび灰)をシャフト炉から取り出す。気密性の容器およびゲー トウェイを使用して、放射性核種が蓄積された灰を取り出す。有機物と無機物(コンクリート、 れんが、その他)との混合体を処理するときは、残留無機物を除去せずに、放射性廃棄物貯蔵 施設および道路の建設に使用するコンクリートの充填材として使用することもできる。得られ た炉底灰では、エアロゾルがガス浄化フィルターからのドロップアウト灰に付着している。

固定化された灰の処理方法としては、次の2通りがある。

- 密閉した鋼製のドラム缶または容器に灰を入れる。

- 灰を結合材(セメント、砂、および水)と混ぜて固め、容器に異入れて中間貯蔵施設に移送 する。得られた熱分解ガスは燃焼させて、熱と電気に変換する。排出ガスは多段ガス浄化シス テムで浄化する。



図 5. 放射能汚染有機物の管理スキーム (熱分解ガス化技術)

3.4 代替技術を組み込んだ湿式技術

代替アプローチ(チェルノブイリの経験を含む)を評価すると、主な代替アプローチは次の とおりである。

(1)土地の浄化を汚染源である放射性核種の自然放射性崩壊に委ねる受動的戦略。

(2) 浄化を放射性核種の自然放射性崩壊に委ねるのみでなく、植物および菌類による放射性核 種の根吸収も利用する(生物浄化(バイオレメディエーション)。これはバイオレメディエー ションの効果は共生菌類を使用すると高くなる。

代替アプローチの比較分析の結果、受動的浄化戦略を適用した地域(¹³⁷Cs)は300年の期間 にわたり適用を続ける必要があることが示された。生物浄化技術を使用すると、この期間は 100~150年(チェルノブイリ地区)に短縮される。しかしながら、土壌の表層を除去し複合 湿式除染技術で処理すれば、問題は数年のうちに解決されよう(高性能の工業施設での土壌処 理速度は約10トン/時)。提案された方法に近似している方法は、放射性核種で汚染された土 壌の分別に基づく方法である。プロセスの主なステージは次のとおりである。

1) 土壌の上層を除去する。

2) 篩い分けにより粗大混入物とバイオマス植物を除去する。

3) 土壌を水環境中に分散させてパルプ状にする。

4) パルプに超音波処理を施して均質な懸濁状態にし、ハードウォーターユニット (hard water units) を破壊する。

5) 懸濁液のハイドロ分級を行い、土壌粒子の粒度および密度別に分別する。

6) 放射性核種の大部分を含む細粒フラクション懸濁液を分離する。

7) 高分子電解質で懸濁液を処理し、細粒フラクションの沈殿を促進する。

8) 塩と酸の濃縮溶液で沈殿物を洗浄し、高分子電解質を再利用のために再生させる。

9) 脱水を行った後、スラッジを処分する。

10) 浄化水溶液 (purified water solution) パルプ形成での再利用に回す。

注意すべき点は、この方法の場合、潜在的毒性のある化学薬品(凝集剤)を使用し、また凝 集剤の再生ステージで鉱酸と塩を使用することである。その結果、廃薬液の量が大幅に増え、 また残留鉱酸によって放射性廃棄物が廃薬品に転化するリスクがある。また、この方法の特徴 の一つとして、最終生成物 - 処理後の土壌 - に処理廃液が高含有率で残留する。土壌粗粒分 散フラクションについての提出データによると、処理液中の水分は最大 30%である。土壌の洗 浄に伴い、放射性核種の初期量の 50%以上が処理液中に移動するため、処理液の比放射能が増 える。その結果、処理後の土壌の残留比放射能は初期値の 20%以下にはなりえない。

実験データにより、異なる土壌除染法を直接「現場」で試験した結果が示されている。これ らの実験データでは、試験の結果高い性能(除染効果、廃棄物減容)が示されたことが強調さ れている。ただし、注意すべき点として、これらの結果は特定の土壌の限られた数のサンプル を処理して得られたものにすぎない。

同時に、除染効果と「減容」指標は、土壌中の粘土、シルトおよび砂の相対含量、およびそれら成分の鉱物組成によって大きく左右される。したがって、われわれの研究の目的は、粒度分布および粘土、シルト、砂の含量が異なるあらゆる土壌タイプ(米国土壌学会(SSSA)および米国共同社会科学協会(ASSA)所属農学者の分類による)について除染効果と「減容」指標を数量化することにあった。

3.5 熱分解ガス化技術の代替オプション

放射性廃棄物熱分解ガス化技術を上手く使って経済的に作業を行う場合、放射性廃棄物焼却 システムの規模を 16 の選択されたスクリーニング技術システムから 2 セット - ¹³⁷Cs の熱分 解ガス化固定と EKSYS Ltd.の自治体用設備での直接焼却、にコンパクト化することにより、 緊急時の放射性有機廃棄物の焼却に利用できる。近年、注目を集める代替複合技術が日本でも 使用されている。

(1) 有機物とその燃焼残留物の好気発酵による有機廃棄物(草、野菜、泥水処理植物、杉、農 業廃棄物など)の減容と軽量化。発酵により有機物の容積と重量を 95%低減。ミクニヤ社は 微生物の働きを利用した有機廃棄物化学分解設備(処理量 100kg/日~1000kg/日)を開発した。 ウクライナでは、有機バイオマス急速熱分解法による燃焼残留物処理設備が Engineering Thermal Physics研究所の "Biomass" 科学技術センターに導入されている。

(2)ハイドロリック式焼却炉を用いた、有機物廃棄物(樹木、植物、木材、他。湿潤物を含む)の減容技術。燃焼ガスの発生、熱の発生、消費電力を最小化する特別設計の焼却炉技術。

その処理能力は1ブロックで4t/日、3ブロックで12t/日で、15MW および4MW の熱を発生する。余熱で少量の汚染水を乾燥させることができる。気体中への¹³⁷Csの移動係数を高めるには、最大湿度60%のときの燃焼温度が1000°Cを超えないことが重要である(Csの気化温度が600°C付近のため)。これらのシステムはオーストリアのPolytechnik Biomass Energy 社およびその日本支社である Japan Matsubo Corporationにより「ターンキー」生産されている(出力4000kWのBiomasse Marusen)。能力10MWのコストは3000万ユーロである。

(3)ボイラーを使用しガスの上昇流で木材およびバイオマスを燃焼させることによる減容技術。 熱出力は 6MW で、チェルノブイリの森由来の汚染バイオマスの有望な処理方法とみなされてい る。設備のメーカーは Bioner(フィンランド)である。 (4)回転式加熱ドラム(EKSYS Ltd. 製設備と同様の設備) への土壌の連続供給および冷却シス テムでの¹³⁷Csの蒸発と濃縮により土壌から¹³⁷Csを分離し土壌中の有機不純物を燃焼させる技 術。この設備では、フォローアップ(follow-up)を回収して使用する代わりに、追加の土壌 を燃焼させガスで浄化した土壌中のエアロゾルを捕集することもできる。この湿式土壌除染技 術は、日本の農業・食品産業技術総合研究機構によって開発された。土壌中の¹³⁷Cs および不 純物の蒸発温度に応じて、土壌中¹³⁷Csの除去率は 80%~99.9%(温度 1000~1300°C)である。 図 6 に、土壌から¹³⁷Csを熱分離する技術の模式図を示す。



図 6. 土壌から¹³⁷Cs を熱分離する技術の模式図

システムの詳細比較分析によれば、この技術の熱処理効率はきわめて高く、自治体型 (municipal type) に近い。技術セクション 1、2、4 のテストは日本で行われる。チェルノブ イリ問題研究所と EKSYS Ltd. が開発した設備と共に、HEPA(高性能微粒子除去)フィルター を備えた適切なガス浄化設備を使用することにより、最終目標の達成が可能になる。

3.5. 複合湿式技術の有効性の証明

指標「減容率」(K₁)を、土壌全量(M₁)の、除染で発生した放射性固体廃棄物の量(M₂) に対する比として定義した。すなわち:

 $\mathbf{K}_1 = \mathbf{M}_1 / \mathbf{M}_2.$

除染効果(K₂)は、土壌の初期比放射能(A₀)、除染処理後の残留比放射能(A₂)から算定した。すなわち:

 $K_2 = (A_0 - A_2)/A_0.$

SSSA および ASSA 所属の農芸化学専門家が挙げるあらゆる種類の土壌に対する複合土壌除染 技術の安定的有効性を、土壌の粒度別(粘土、シルト、砂)に評価した。土壌の全種類につい て安定性と性能を示す指標のデータベースを構築した。

技術の適用可能性を評価するため、パラメトリック座標付きの SSSA/ASSA 分級チャート(図 7)を、パラメトリック座標の基本条件 - 座標の和の恒常性 - を変えることなく三角行列の 形式に改変した。この場合、この要件は次のように表現される。

C(%) 粘土 + C(%) シルト + C(%) 砂 = 100%

ここで、C(%)はそれぞれ土壌の粘土、シルト、砂の含有率。

分類ダイアグラムの各ポイント、したがってまた三角行列の各エレメントは、土壌の個々の成 分の含有率および粒径に対応している。たとえば、三角チャートの各頂点および分級三角行列 が示す土壌の成分含有率は次のとおりである。

頂点A(%)粘土=0%、 C(%)シルト=0%、 C(%)砂=100%

頂点B(%)粘土=100%、 C(%)シルト=0%、C(%)砂=0%

頂点C(%)粘土=0%、 C(%)シルト=100%、C(%)砂=0%

土壌中の粘土、シルト、砂のパーセント濃度を除き、三角行列には、土壌の主要鉱物含有率の情報、および pH 1 および pH 2 における主要鉱物の吸着能の情報も含まれている。これらの データの組み合わせをソースとして使用した。さらに、コンピューターを使用するモデリング 方法により、すべての値に適用される性能基準(K₁ および K₂)を計算した。変数 C(%)粘土、 C(%)シルトおび C(%)砂のそれぞれについて 1%刻みの変化を計算した。

計算結果を描画(図7b、7c、7d)するために、MapInfoソフトウェアを使用した。









図 7a. SSSA および ASSA 所属農学者による分級チャート

図 7b. ハイドロ分級における「減容率」K₁と土壌の組成との関係

図 7c. リーチングのみによる除染効果 K₂と土壌の組成との関係

図 7d. 総合除染効果(ハイドロ分級 + リーチング)と土壌の組成との関係

われわれは福島県の土壌に近いものとしてカリフォルニアの土壌を使用することを勧められ たが、図中の点はそのカリフォルニアの土壌の粒度分布を表す。図 7b から明らかなように、 本技術の最適化バージョンは放射性廃棄物(汚染土壌)を大幅に減少させる可能性を有する。 注意すべき点として、発生する固体廃棄物は(除染処理液後の)廃収着剤に関係するとしても、 福島県の土壌と同様の土壌の処理では K₁(「減容率」)の値は 4~100 の範囲で変化する。リ ーチング の除染効果(図 7c)は 80~90%の範囲で変化し、福島県の土壌に似た複数の土壌で ほぼ同じであった。しかし、図 7d に示すように、コンピューターシミュレーションの結果に よれば、総合除染効果(ハイドロ分級 + リーチング)は 100%に近く、被処理土壌の組成には 依存しないと考えられる。

4.結論

プロジェクトの科学的結果:

- 土壌の異なる粒径フラクション間における¹³⁴Cs と¹³⁷Cs の分布を数量化する半経験的モデル。
 土壌除染における分散層(土壌の粒径フラクション)および分散環境(処理液)間における
 ¹³⁴Cs と¹³⁷Cs の平衡分布の計算結果。
- 放射性廃棄物の有機熱処理における放射性核種の物質移動の解析・実験モデル。プロジェクトの環境的結果:
- 放射性廃棄物の処分に適した形態への移行(環境への移行を除く)
- 処分のプロセスを容易化および加速する少量廃棄物中への¹³⁴Cs、¹³⁷Csの濃縮。
- 福島第一原子力発電所事故の影響を受けた地域における放射生態学的状況の正常化に資する 除染プロセスの促進。
- 除染処理で発生する放射性排ガスおよび放射性液体廃棄物の量的最小化。プロジェクトの経済的結果
- 放射能汚染物の処理で発生した放射性廃棄物の減容によるコスト節約
- 放射能汚染物を含む複合体の分別で得た清浄物の再利用化
- 一次放射性廃棄物の減容による放射性廃棄物処分コストの低減プロジェクトのその他の結果
- 処分予定の放射性廃棄物に含まれている有機不純物および可燃性不純物の除去
- 処分適正基準に基づく処理後廃棄物の特性の明確化

5. 日本への適用可能性と推奨事項

5.1. 熱分解ガス化技術

設計処理能力はリアクター1 基 500kg/時、4 基で 2000kg/時である。有機物圧縮率は 90~ 100 倍である。これはまた気相 Cs の圧力降下につながる。燃焼域の 1000°C への温度低下。 Cs の凝固および固定化により、ガス浄化における Cs の物質移動は最小となり、また灰のリー チングも最小となる。汚染木材の圧縮後のリサイクルは、¹³⁷Cs を含有する比放射能 10kBq/kg のチャージで行った。

チェルノブイリの立入禁止区域における汚染木材処理の経験によれば、50kg/時の処理能力を 設けた場合、以下の結果を得た(表1)。

チャージ圧縮率	100倍(木材)
	25~80 倍(有機物および無機物。後に灰から
	廃棄)
灰中 Cs の移動率	95~98%(灰中 Cs は主としてアルミノケイ酸
	塩、炭酸塩、硫酸塩などの不溶性化合物の形
	で存在する)
灰からのCs のリーチング率	$< 10^{-5} ext{ g/cm}^2/ ext{ H}$
最近のガス浄化技術による固体粒子およびエ	最大 99.99%。関連規格準拠。
アロゾル排出率	
トーチ空気出口における ¹³⁷ Cs 濃度(D)	$< 8 \cdot 10^{-1} \text{ Bq/m}^3$
コスト:	
資本(2004年現在)	2000 万ユーロ
リアクター4 基	(主リアクター1 基 1000 万ユーロ、補助リア
	クター3 基 1000 万ユーロ)
運用コスト	100 万ユーロ/年
1トン当たり処理コスト	166 ユーロ

5.2. EKSYS Ltd. の技術

回転燃焼技術を使用するにあたり、放射性廃棄物(有機物87.4%、プラスチック0.5%、建材5%、その他)の処理実験を行った。この技術は、回転ドラム内でチャージの回転燃焼を行うもので、チャージおよびブランチの予備グラインディングの必要がない。

有毒物質で汚染された市町村廃棄物の処理経験。8 kBq/kgの比放射能に相当する量の標識 アイソトープとして¹³³Csを使用して処理を行った。その結果は次のとおりである(表 2)。

チャージ圧縮率	90~95 倍
灰中の ¹³³ Cs の移動率	最大 80%
熱触媒燃焼と密閉捕灰を伴う6段階ガス浄化	最大 99. 99%
による固体粒子およびエアロゾルの浄化率	
クオリティエミッション (Quality	要件に適合
emissions)	
技術実験で示された ¹³³ Cs 含有エアロゾルの浄	D 8 10 ⁻¹ Bq/m ³ で最大 1×10 ⁻¹ Bq/m ³
化度	

この技術は認可されている。設備は「Energoststal」 (ハリコフ、ウクライナ)によって商業 化されている。設備の能力は下記のとおり。

コスト(2006 年現在)

資本	1億9900万UAH
運転	1287 万 UAH
1トン当たり処理コスト	288UAH

本プロジェクトの第1フェーズの肯定的な結果と日本の関係者間の調整に基づき、われわれ は、本報告の終了後に以下のステージが実施されることを勧める。

5.3. ステップ2 - プリプロジェクト研究

フィージビリティースタディーに続いて、放射性核種¹³⁴Cs および¹³⁷Cs を含有する放射性廃 棄物の減容努力が払われることになる。このフェーズは、¹³⁴Cs および¹³⁷Cs を含有する放射性 廃棄物を減容するためのパイロットプラントの立地選定に関する日本の関係者たちの提案に基づいて展開される。フィージビリティースタディーの結果は、提案された立地および廃棄物ストリームの特徴を考慮に入れて確定される。報告の始めに、パイロットプラントの立地の予備 的評価が公開される。プリプロジェクト研究には以下も含まれる。

- 詳細設計基準の開発を検討し、パイロットプラント立地の事前報告の結果として生じる変化 を考慮すること。

- インフラ要件。

- 放射性排ガスおよび放出物の予備評価。

- 健康リスクの評価: 排ガスおよび放出物の発生源の定量的記述、有害汚染物質の汚染経路の 同定と評価、および有害汚染物質からの線量の予備評価を含む。

- 予備設計の段階で利用できる情報に基づく予備的なプロジェクトのスケジュール。

日本の関係者と協力して、放射性廃棄物処理の最終段階におけるコンディショニングの設計 基準を開発し、放射性廃棄物の処分時に許容基準が満たされるようにする。

5.4. ステップ3-概念設計

プリプロジェクト研究に続いて、¹³⁴Cs および¹³⁷Cs を含有する放射性廃棄物を減容するための除染パイロットプラントの概念設計が開発され、概念プロジェクトに関する報告書が作成される。概念プロジェクトには以下が含まれる。

- 環境への影響を評価するために必要なプロジェクトの仕様、緊急プラン、および環境影響報 告。

- 各施設の詳細設計を理解するために十分な予備設計図。

- 作業員の被曝線量の推定。

日本人の関係者と協力して以下を行う。

- 廃棄物の分別と処理に関する予備的安全解析報告書を作成し、日本の行政官の同意を得る。

- プロジェクトのコスト見積り、および予備プロジェクトのために用意する代替プロジェクト の比較に必要な他の評価を行う。

- 設備の建設と調達に必要な仕様の短いリストを作成する。

- 将来の長期的調達項目を決定する。

付表	図の英和対訳
----	--------

Fig.1	図 1
Intensive wash out and management with solid municipal waste	固体の市町村廃棄物の強力洗浄と管理
Collection of radioactive waste	放射性廃棄物の収集
Choice of vertical migration depth of ^{134, 137} Cs in soil	土中 ^{134, 137} Cs の下方移行深度の選択
Determination of specific activity	比放射能の決定
Sorting of waste types (combustible, noncombustible, soil)	廃棄物の仕分け(可燃性、不燃性、土)
Storage in big soft containers	大きな軟性容器に貯蔵
Marking of containers by identification or chips	証明書やチップで容器にマーキング
Transport to temporary storage	一時貯蔵へ移送
Choice of transport root	移送ルートの選択
Temporary storage	一時貯蔵
Temporary storage depending on waste types	廃棄物の種類に応じた一時貯蔵
Radiation control	放射線管理
Transport to the interim storage facility	中間貯蔵施設への移送
Radiation control	放射線管理
Choice of transport root	移送ルートの選択
Load control	積み込み管理
Waste storage	廃棄物貯蔵
Segregation of waste	廃棄物の分離
Waste volume reduction	廃棄物容量の削減
Radiation control and monitoring of environment	放射線管理と環境の監視
Information for population	住民のための情報
Selection of information system	情報システムの選択
Scientific, research and constructor works	科学的な研究と建設業者の作業
System for control management of loading, transport, storage and treatment of radioactive waste	放射性廃棄物の積み込み、移送、貯蔵、処理の制御管 理システム
Fig.2	図 2
Radiation control and monitoring of environment	放射線管理と環境の監視
Segregation	分離
soil	土壤
combustible	可燃性
other waste	その他の廃棄物
Input control	入力管理
Division on waste activity	廃棄物の放射能による分割

Division on waste type	廃棄物の種類による分割
Volume reduction	減容
Complex wet technology	複合湿式技術
Pyrogasification technology	熱分解ガス化技術
Interim storage facility	中間貯蔵施設
Automatic system for waste management	廃棄物自動管理システム
Fig.3	図 3
Technological solution	技術的解決
Soil	土壌
Dispersion	分散液
Second gravel	使用済みの砂利
Suspension	懸濁液
Washout	洗浄液
Intensive wash-out	集中洗浄
Clean gravel	清浄な砂利
Hydroclassification	ハイドロ分級
Fine dispersion fragments of sol	清浄な土塊の分散液
Leaching	リーチング
Clean soil	清浄土
Radio nuclide concentrate	放射線核種濃縮物
Regeneration of technological solutions	処理液の再生
Used sorbent	使用済み吸着剤
Fig.4	図 4
Radioactive soil with residual, construction fragments and big mechanical adds	残渣や建造物の破片、大きな機械的付加による放射 能汚染土
Fragmentation and gridding	破砕とふるい分け
Segregation on activity	放射能に基づく分離
Clean-up	汚染除去
Segregation on waste types	廃棄物の種類に基づく分離
Grinding of forest materials, plant residuals	森林物質や植物残渣のふるい分け
Thermal treatment	熱処理
Ash	灰
Cementation	セメント化
RW conditioning (small volume)	RW のコンディショニング (低容量)
Disposal	廃棄
Radioactive soil	放射能汚染土

Treatment of radioactive soil	放射能汚染土の処理
Used sorbent with radionuclide concentrate	放射線核種が凝縮された使用済み吸着剤
Sediment of fine dispersion fraction with radionuclide concentrate	放射線核種が凝縮された微細分散液の分留沈殿物
Grinding of concrete and metal parts	コンクリート部と金属部の粉砕
Debris	がれき
Washing-out	洗浄
Sediment of large dispersion fraction	粗大分散液の分留沈殿物
Soil after treatment (large volume)	処理済みの土(大容量)
Construction gravel and metal parts	建造物の砂利と金属部
Free use	自由に使用
Fig.5	図 5
Solid waste	固体廃棄物
Organics, forest, debris, overall, other mixture (organics + construction materials)	有機物、森、がれき、全般、他の混合物(有機物 + 建 築資材)
Charge preparation	装入準備
Impurities: immobilization technologies	不純物: 固定化技術
Charge load	処理分を装入
Thermal treatment of organics with impurities, immobilization of Cs	不純物を含む有機物の熱処理、Csの固定化
Gas pyrolysis after burning	燃焼後のガスの熱分解
Sifting of building materials	建築資材の移動
Nonorganic concrete fillings for construction of RW storage	RW の貯蔵建築物用無機コンクリート充填物
Jointing materials, water	接合資材、水
Large volume output	大容量の出力
Ashes	灰
Ash accumulation and mixing aerosol sifting	灰の堆積とエアロゾル混合物の移動
Monolithing Ash cementation	灰の接合をモノリス化
Filled containers for disposal	廃棄用に充填された容器
Thermal energy unit	熱エネルギーユニット
Thermal and electric energy supply	熱および電気エネルギーの供給
Gas-off cleaning	ガスオフクリーニング
Wet	湿潤
Dry	乾燥
Sifting of aerosols	エアロゾルの移動
Liquid secondary waste	液状の二次廃棄物

Fig.6	図 6
Vaporizing process of Cs	Cs の気化工程
Recovery cooling process of Cs	Cs の冷却回収工程
Accelerator	促進剤
Soil	土壤
Rotor furnace for sublimation	昇華用回転炉
Soil after thermal treatment	熱処理後の土
Cooling gas-off system	ガスオフシステムの冷却
Volant products (Cs)	揮散性の生成物(Cs)
HEPA filter Ventilator	HEPA フィルター換気装置
Bag filter	袋状フィルター

3.2 新規高分子材料を用いた、種々の表面材質ならびに土壌に対する除染研究

-高分子材料による無機廃棄物の減容

```
- ISTC プロジェクト A-2071 -
```

Zoya FARMAZYAN

CJSC 「エレバン SRI プラストポリマー」

プロジェクト名:	新規高分子材料を用いた、種々の表面材質ならびに土壌に対す る除染研究
開始日:	2013年7月1日
期間:	2年
プロジェクトマネージャー:	Farmazyan Z.M.
電話番号:	374-10-48-80-90
Eメールアドレス:	zoefa2000@yahoo.com
主導的な研究所:	CJSC 「エレバン SRI プラストポリマー」 Arshakunyats av., 127 Yerevan 0007, RA
他の参加機関:	なし
コラボレーター:	Dr. Upendra Singh Rohatgi、米国ブルックヘブン国立研究所 Dr. Sang Don Lee、米国環境保護庁 (EPA)
	明石 満(教授、大阪大学大学院工学研究科)

1. 作業の概略説明:目的、および期待される結果

1.1 プロジェクトの目標および目的

プロジェクトの開始において、2つの主要な問題が研究対象とされることになった:

1) 多孔性の表面を除染できる、剥離可能フィルムであるポリマーシステムを開発すること。

2) 高分子溶液の土壌における振る舞いを研究すること。特に以下の側面に注目する:

- 地面の表土層における固化剤としての側面

3) 放射性核種(¹³⁷Csと¹³⁴Cs)を土壌から除去するために実施する、高分子溶液の実験。

4) ポリマーと微細な土壌菌類(MSF)の組み合わせがもたらす、放射性核種の固定効果について研究すること。

1.2 期待される成果とその応用

1.2.1 剥離可能フィルムの不活性化

ポリマーシステムを開発するということは、多孔性表面を除染するため、現在一般的な 水による高圧洗浄に代わって、剥離可能フィルムであるポリマーシステムを使用する可能性が あることを示している。

1.2.2 土壤除染

土壌の除染においては、ポリマーシステムをさまざまな形態で利用することが見込まれた。 すなわち、

- ポリマー層を蓄積および保持することにより、土壌中の放射性核種の拡散を防ぎ固定化する こと。

- 放射性核種を土壌の狭い層に集中させた後で、地面からこの土壌から除去すること。

- 取り除いた廃土を除染するため、ポリマーシステムを使用すること。

2014 年 4 月 13 日から 18 日にかけて、プロジェクト実施の(第 1-3 四半期に関する)結果に関する検討および協議が、ISTC / STCU の技術検討委員会で開催された。日本の福島と東京周辺においてモニタリングと除染を長期的に行うための環境評価が、この会議の議題となった。

日本側は福島の現状を踏まえ、「舗装された場所をポリマーで除染することには、現時点 で関心はない。ただし、土壌中の¹³⁷Cs を補足・除去することについては非常に関心を持って おり、大変重要だと考える」と述べた。従って、舗装場所における作業は中断され、今後のす べての努力は、高分子溶液が土壌中でどのように振る舞うかを調査することに注がれることと なった。しかし第3四半期末までに、多孔質の表面からポリマーフィルムを剥離することので きる、高分子合成の主な種類が発見された。また、土壌に関する作業の一部が実施された。

2014年4月以前に行われた作業による主な成果を以下に示す。

1) 除染のための剥離可能フィルム

多孔性表面から¹³⁷Cs と¹³⁴Cs を除去するため、剥離可能フィルムとして使用できる新たなポリマーシステムが開発された。

新ポリマーの基本的な技術プロセスの設計がなされた。技術プロセスのパラメータによっ てフィルムの品質が確保された。具体的には、粘着力、剥離可能性、可塑性-弾性、多孔性表 面への浸透の深さといった使用特性が適切に得られるようになった。

4 種類の多孔性表面において、フィルムの特性が調査された。これらの多孔性表面は、化 学組成や多孔度がそれぞれ異なっていた。調査対象のサンプルを、孔の中に浸透させた。フィ ルムの可塑性/弾性、乾燥後の形成によって、表面の層からフィルムを剥がすことができた。 これにより、多孔性表面からの¹³⁷Csの除去率は、最大で35%に達した。

開発された製品の技術プロセスと特性は、表面除染のための化合物として有名な、 Carboline 社の製品である水分散型 ALARA-1146(比較対象として使用された)に対しても競争 力を有している。 2) 土壤除染

i) 調査対象土壌。第一の土壌サンプル(sANPP)は、アルメニアの原子力発電所(所在地はア ララト平野、アルメニア原子力発電所近傍)で採取された。土壌の種類は福島周辺と類似して いる(灰色森林土)。

XRD 分析によると、粘土分は主にモンモリロン石(MMT、化学組成は(Al_{1.67}Mg_{0.33})Si₄O₁₀ (OH)₂ Na_{0.33})で構成されている。粒度組成のデータを表1に示す。

放射性核種に汚染された土壌の準備。プロジェクトの過程で採取されたすべての土壌サン プルを、¹³⁷Cs と¹³⁴Cs に人為的に汚染させた。放射性汚染物の源は、放射性廃水だった。

ふるいにかけて粒子の大きさを 2-3mm にした土壌を、数回に分けて放射性廃水と混合した。混 合比は重量ベースで 1:0.4 とした。その後、空気乾燥させた。サンプルの準備プロセスは、最 低でも 8-10 日の期間を要した。

ii) ポリマー

土壌実験の初期段階において、2 つのグループのポリマーが使用され、調査が実施された(サ ンプルの選別過程)。

ポリビニルアルコール (PVA) のサンプルは 2 つの形態が存在する:工業生産されている 既知のグレードのものと、我々が特別に作った変性ポリビニルアルコール (MPVA) である。 PVA は主に水酸基と酢酸基で構成されているが、その比率はさまざまである。一方 MPVA は、 カルボキシル基を含むモノマーである。

PVA と MPVA のサンプルは水溶性の粉末である。土壌試験では、これらの溶液(0.5-3.0%)が 使用された。

酢酸ビニルに基づき、VA-AA ポリマーシステムを新たに開発した(VA-AA 共重合体)。これ らは水分散型のカテゴリーに入る製品である。共重合体の比率と合成条件の違いにより、さま ざまな特性(溶解から分散まで)を持つポリマーを作り出すことができた。土壌試験において は、薄めた溶液/分散液(0.5-3.0%)が使用された。

以下、これら両方のポリマーシステムを「高分子溶液」と呼ぶことにする。

iii)土壌実験の手順

まず、土壌に関するプロジェクトの課題を解決するため、土壌内の高分子溶液が下に向かって流れる場合を研究すべきだと考えた。すなわち、高分子溶液は土壌の最上層に噴霧しなければならないことになる。放射性セシウムの主要部分は土壌の表面部分(最大で 3-5cm) で拡散することが既に分かっていた。よって、高さ 6-7cm の実験容器が選択された。

放射性物質に汚染させかつ湿気を与えた土壌サンプル(最大 250g)を、プラスチック製チュ ーブ(高さ 6cm、直径 6.2cm)に満たした。

その後、一定量の高分子溶液(15-20mL)を、土壌の表面に注いだ。24 時間後、プラスチ ック製チューブの上層部(1-1.5cm)を切り落とし、新たに現れた土壌表面に高分子溶液を再 び注いだ。

さらに、24 時間後、プラスチック製チューブの上層部(1-1.5cm)を再び切り落とした。 最初の土壌、すべての層、そして残っている土壌部分について、放射能の測定を行った。実験 のこの部分を以下では「ステージ1」と呼ぶ。

土壌試験で得られた主な結果および結論(2014年4月以前)を述べる。上述した手順に従い、いくつかのサンプル(PVA、MPVAおよび VA-AAの共重合体)の溶液が調査された。

これらの溶液に関して、2 種類の実験も実施された。これらの溶液に、土壌菌類(クロコウジ カビ Aspergillus niger、黄色コウジ菌 Aspergillus flares、アスペルギルス apricalis Aspergillus apricalis、葉上生息菌 Alternaria alternata およびクモノスカビ Rhizopus stolonifer)の胞子懸濁液を加えた。

実験のこの段階で、主要かつ重要な効果が確認された。一部の高分子溶液(ポリビニルア ルコールの2つのグレード)が土壌の最上層に注がれた際に、土壌の上部にある各層において ¹³⁷Cs および ¹³⁴Cs の放射能が高まっていることが確認された。
一方、調査されたその他すべての溶液では、正反対の効果が観察された。溶液が移動する に伴い、下の層でセシウムの放射能が高まっていった。胞子懸濁液を高分子溶液に加えた結果、 セシウムの動きに大きな変化が現れた。菌類が存在することによりセシウムの量が増加した。 とりわけ下の層でこの傾向が顕著だった。

基本的な結論を記す。土壌における高分子の振る舞いは、水の振る舞いと似ている。毛 細現象と重力の影響と思われる。今回の実験環境(溶液を上から下に流す)では、高分子溶液 の影響によって、土壌中の放射性核種は毛細現象と重力に基づく動きを見せた。

実験対象の高分子溶液の移動にはは複数のパラメータが関係している。毛細現象と重力に基づく土壌中の動きは、これらのパラメータによって決定づけられる。土壌中でのこれら2つの正 反対の動きがポリマーと結びつくことにより、上層または下層における¹³⁷Csの増加に影響を 与えているとすれば、ポリマーシステムの各パラメータの役割を明らかにするため、さらなる 研究を行うべきである。

毛細現象に基づく高分子溶液の移動により¹³⁷Cs が増加したという事実は、ポリマーが毛 細現象によってどのように動くか、そして重力によってどのように動くかを、別途研究する必 要があることを示している。

ステージ1 ではさまざまな実験が行われた。一方、高分子溶液が土壌を上向き(下から上)に異動させる実験も行った。さまざまな高分子溶液を使用したすべての実験(土壌の種類は sANPP のみ)の結果により、¹³⁷Cs が土壌中でどれほど広く再拡散するかを決定づける、主要な要因を同定することができた。

- 最初の段階における土壌の湿気 (ISM)

- 高分子溶液の量

- ポリマーに含まれる親水基と疎水基の比率、イオノゲン基の存在。

- ポリマーシステムの形態(溶液または分散液)。

これらすべての結果について分析が行われ、結論が導き出され、2014 年 4 月以降に行われる詳細な研究の基礎となった。

2. 2014年4月の会議後における作業変更

2014年4月の会議以降の主な作業は以下の通りとなった:

- 高分子溶液の影響を受ける土壌中のセシウムの、毛細現象および重力に基づく動きの研究。

- 地表から取り除かれ袋で保管されている放射性廃土の量を減らすために、共通の問題に関するこれらの研究結果を活用できないかを模索すること。

新たな課題を解決するため、これまでに得られた結論に基づき、実験手順に修正が加えら れた。また、研究対象の数も増やされた。

i) 土壤

sANPP (MMT により濃縮されたもの) に加えて、モスコバイトとイライトを含むその他 2 種類の土壌サンプルが、さまざまな場所から採取された。これらの採取地点は、Tsaghkunyats 山脈 付近のメラゾール (sMdz) とツァグカゾール (sTh) である。

XRD 分析によると、これらの土壌には以下の成分が含まれていることが分かった: 雲母-モンモリロン石-((Al₉Ti₉Fe) Al_{0.68}Si_{9.32}) O₁₀ (SOH₂) (K₈Na) _{0.43}X_{0.17} イライト-(K₉Na₉Ca) _{1.36} (Al,Mg) _{4.17} (Si,Al) ₈(O,SOH) ₂₄モスコバイト-(K₉Na)(Al₉Mg₉Fe) ₂ (Si _{2.1} Al _{0.9}) O10 (SOH) ₂イライ ト-(K₉Na₉Ca) ₂0_{3.33}(Mg₉ Mn) O.4.3 (Al₉Fe ₉ Ti) ₂O₂16 (Si₉Al) O₂ 4H₂O sMdz と sTh の土壌は、鉱物 組成は非常に似ていたものの、粒度組成は異なっていた (表 1)。

土壌サンプルの採	土壌懸濁液における、粒子の大きさ (mm) 別の含有物 (%)					
取場所		(カチンスキ法)				
	1-0.25	0.25-0.05	0.05-0.01	0.01-0.005	0.005-0.001	< 0.001
					5-1µm	< 1µm
アララト平野	4.2	21.84	23.1	12.0	33.58	5.28
(sANPPの土壌)						
メラゾール (sMdz)	16.81	29.37	27.24	4.9	14.74	6.94
ツァグカゾール (sTh)	1.35	6.06	20.12	11.52	28.4	32.56

表1土壌の粒度に関する性質

プロジェクトを通じて、調査結果の検討および分析は U.Rohatgi 博士と Y.Onishi 博士が行った。

純粋な粘土鉱物 (イライト、バーミキュライト) においてセシウムが高分子溶液にどのよう に取り込まれるかについて、メカニズムを洗練させる必要があるとの提案が出された。その理 由は以下の通り: 1-これらの鉱物は、土壌中で¹³⁷Csと¹³⁴Csを最も多く固定することが知られ ていること。2-福島の土壌(粘土分)は、これらの鉱物を特に多く含んでいること。3-日本 の専門家が、汚染度の高いシルトと粘土分を分離させるため、汚染土壌をふるいにかける計画 を立てていること。

粒子の大きさが 1-2cm のバーミキュライト (Vm) が、原料として購入された。購入したバ ーミキュライトは砕かれた後、マス目が 0.25mm のふるいに掛けられた (Vm-0.2mm)。イライ トを置く含む粘土分は、マス目が 0.2-0.25mm のふるいに掛けられることにより、2mm の sMdz から分離された (sMdz-0.2mm)。

上述したように、すべての土壌サンプルは¹³⁷Csと¹³⁴Csにより汚染されていた。土壌中の セシウムの放射能レベルは、6000-10000 Bq/kg (sANPP) および 5000-6000Bq/kg (sMdz) だった。 sMdz-0.2mm と Vm-0.2mm のみを汚染させるため、サンプルは、重量を測った後で、濾過材で 作られた袋に入れられ、放射性廃水に浸された。24 時間後、汚染された土壌と Vm は袋から 取り出され空気乾燥された。これらのサンプルに含まれるセシウムの比放射能は、それぞれ最 大で 6000 Bq/kg と 2500 Bq/kg だった。

ii) RIP (放射性セシウム捕捉ポテンシャル)

このプロジェクトで使用された土壌と福島第一原発周辺の土壌がどの程度類似しているか を評価するため、試験対象の土壌 (sANPP-2mm, sMdz-2mm, sTh-2mm)の RIP (放射性セシウム 捕捉ポテンシャル)の値が検査された (表 2)。

		/J'J V / IXII	
土壤	¹³⁷ Cs 𝒪 RIP (K) mmol/kg	¹³⁴ Cs <i>O</i> RIP (K)	$\sum_{\substack{\text{mmol/kg}}} \text{RIP}(K)$
sANPP-2mm	1296 ± 94.5	1234 ± 91.6	2530
sMdz-2mm	646 ± 6.4	650 ± 19.6	1296
sTh-2mm	773 ± 60.5	728 ± 60.3	1501

表2十 塩別の RIP

得られたデータは、福島に存在するさまざまな土壌や粘土鉱物における RIP 値のデータとの間 で相関がある。詳しくは大西博士が作成した資料[1,2]に記載されている。

iii) ポリマーシステム

2014 年 4 月以前の結果に基づき、研究対象である複数のポリマーシステムが変更された。

いくつかの PVA サンプルに、新たなグレードが加えられた。すでに選定されているサンプル と組み合わせることにより、土壌に含まれる高分子溶液の振る舞いに与える影響を見積もるこ とが可能になる。これらのポリマーの特性は、親水基/疎水基の比率や、粘度、分子量 (MM) によって異なる。

PVA と VA-AA 共重合体の試験結果を踏まえて、VA-AA 共重合体にヒドロキシ基を導入す る方法が発見された。その結果、加水分解された VA-AA 共重合体 (VA-AA-H) を合成するため の新たな技術が開発された。プロジェクトの課題という観点から見て、これらの共重合体は、 土壌中で使用するための最適な特性を有している。

開発された技術により、再現可能な特性を持つポリマーの合成が可能になった。この技術 により、VA-AA-H-80のパイロットサンプルが合成された。その後このサンプルは、すべての バッチテストで使用された (ステージ 4)。

開発された技術によって、複数の VA-AA-H-80 サンプル・類似物が新たに合成された。ただし sMdz-0.2mm と Vm-0.2mm の試験に使うため、サンプルの粘度は低いものとなった。

iv)実験ステージ

このプロジェクトにおける土壌の実験は、ステージ1からステージ4で構成される。 ステージ1 上述したように、容器(高さ 6cm、直径 6.5cm)での実験。

ステージ2 毛細現象による上昇を研究するため、土壌中における水および高分子溶液の実験。ポリマーチューブ (高さ 35-60cm、直径 1.9-2.1cm) が使用され、土壌サンプルの重さは 100-200g である。

ステージ3 ステージ2に似るが、高さ35-40cmの円柱での実験。土壌の重さは1.2-1.5 kg。 すべての結果への分析に基づき、「この実験環境において、これらの体積におけるプロセスに 影響を与えるパラメータを、十分に評価することはできない」との結論が出された。 ステージ4 小バッチテストーー連の実験を行う。ステージ1-3 で明らかになったすべての法 則や発見が使用されることになる。

容器に入れる土壌の高さ (Hmax) は孔のサイズにより決定される。試験対象である各々の 土壌について、チューブ内での評価が (ステージ2) が行われた。容器の幅が広げられた。異な る時間間隔で分析を行うため、円柱状の土壌を 3 回採取できるようにすることが目的だ。 ANPP における最初の実験により、この体積では毛細現象と重力の両方の影響が表れることが 示された。また、結果は再現可能であり、結論の導出とその後の実験の予測も可能となった。

よって、7-8 四半期中に実施された ANPP におけるすべての実験は、ステージ 4 の小バッ チテストとして実施されたことになった。sANPP、sMdz および sTh (土壌粒子のサイズは 2-3mm) に関して、下方実験と上方実験の両方が実施された。また、sMdz-0.2mm と Vm-0.2mm については下方実験が行われた。

結果として考案された手順は以下の通り。

ある重さ (2.5-4 kg) と初期湿度 (2-8%) を持つ土壌がプラスチック製容器に入れられ、その 高さは 25-40cm とされた。容器の底部が切り取られ、2 層のガーゼにより覆われた。容器が、 高さ 0.5-1cm のホルダー (大きな穴のあるリングまたはメッシュ) 上のトレーに乗せられた。上 方実験の場合、トレーは所定量の高分子溶液で満たされた。下方実験の場合、溶液は最上層 から徐々に注がれた。両方の場合において、溶液が完全に吸収されるまでの時間が測定された。 この実験のため、土壌サンプルの採取方法 (類似の地質コア) が考案された。この方法では、 先が尖ったプラスチック製チューブ (内径 3.5cm、高さ 30-40cm) が使用される。

このチューブは調査対象の土壌の底まで挿入された後、引き抜かれ、いくつかの部分に切り分けられる。これらはサンプルとして分析に回される (¹³⁷Cs、¹³⁴Cs)。24 時間、48 時間そして 120 時間の間隔で、3 回のサンプル採取が行われた。

土壌が入ったチューブについて最初のサンプル採取を終えた後、空となった土壌部分に空のチューブが挿入される。システムの均衡状態を崩さないためである。2回目と3回目のサンプル 採取でも、同様の作業を繰り返す。

v) Washburn 方程式

すべての実験対象の土壌において高分子溶液が毛細現象によりどの程度上昇するかを比較 するため、Washburn 方程式が使用された。この方程式は、円筒状の毛細管における液体の浸 透メカニズムおよび浸透率を定義するものであり、これらは液体の特性により異なる。

$$h(t) = \sqrt{\frac{\sigma \cdot r \cdot \cos \theta}{2\eta} \cdot t}$$

σは液体 (高分子溶液)の表面張力、θは濡れ角、hはその時点における、溶液で満たされた毛細管部分の長さ、ηは液体の粘度、rは孔の半径を示す。

実験対象のすべての高分子溶液における値 (η , σ) が、実験により確定される。 孔の大きさ r と濡れ角 θ を評価するため、高分子溶液の上昇に関する運動曲線が適用された。

この方法が適用された理由は、溶液上昇に関する理論上の運動曲線と、実験結果に基づく曲線 とを一致させるような、接触角のと穴の直径 r のペアを選ぶためである。

この手法により、毛細管状の土壌を浸透する高分子溶液が、どのような大きさの孔を通るかを 見積もることが可能となる。

3. 技術的手法、方法、実験、理論など

3.1 土壌実験の手順

2014年4月以降の作業ステージは、以下のフローチャートで表現することができる:



過去数四半期における作業の過程で、ポリマー研究室とANPPで実施されたすべての実験に ついて、比較分析を行った。この分析の結果によって実験方法が明らかになり、毛細管状チューブ のデータが、規模別実験の指針として役立てられることとなった。この手順はいくつかのステップ で構成される:

第一に、土壌の入ったチューブ(既知の ISM を有するもの)に関して、毛細現象による高分子 溶液の上昇メカニズムが測定される。また、湿度の拡散や液体の吸収量も測定される。 次に、ステップ1のデータを根拠として、最適なサンプル(毛細現象による溶液の上昇を可能とす

るような、表面張力と粘度を有する高分子溶液)が選定される。

その後、選定した溶液を使った実験を、ANPP の汚染土壌を入れたチューブの中で行う (上方実験)。 得られたデータに基づき、規模別実験 (バッチテスト) に使用する高分子溶液を選定する。

7-8 四半期におけるすべての実験 (sANPP, sMdz, and sTh の土壌に関する上方実験と下方実験)は、この手順により行われた (下方)。層による¹³⁷Cs の放射能の違いは、sANPP では 40%、 sMdz では 30%に達した。

以下では、sMdz-0.2mmの土壌で使用された手順を一例として示す。ISM が 6.5%、重さが 4kg の土壌に、高分子溶液を上から下に向けて注いだ (下方)。sMdz-0.2mm と Vm-0.2mm を試 験するため、複数の低粘度 VA-AA 共重合体を合成した。

表3は、合成した共重合体サンプルの一部と、その官能基を示している。 まず、粒子サイズが2-3mmであるすべての土壌において、VA-AA-H80サンプルが実験的に調 査された。

PVA GF サンプルは、複数の VA-AA-H 共重合体を作成する際の参照サンプルである。よって、比較のために記載する。

	AX J VA-AF	4-11 兴重口 []		
サンプル	官能基の内容			
VA-AA-H		重量に占める%		
(「テス	エステル カルボキシル ヒドロキシル			
ŀ」)*				
80	19.8	19.3	60.9	
83	53.5	21.3	25.2	
87	23.7	18.6	57.7	
PVA GF	15.8	-	84.2	

表3 VA-AA-H共重合体

*定義「VA-AA-H」=「テスト」

表4は、Washburn 方程式におけるパラメータの値を要約している。これらの値は、濃度 0.23-0.24%の溶液を用いて実験的に決定されたものである。

パラメータ	溶液、0.23-0.24%			
	VA-AA-H 80	VA-AA-H 83	VA-AA-H 87	PVA GF
表面張力、 mN/m	58	71	62	51
粘度、mm²/ 秒	1.42	1.57	1.38	1.25
密度 (d)、d g/cm ³	0.9986	0.9987	0.9989	0.9986

表4 VA-AA 共重合体、Washburn 方程式のパラメータ

土壌 Mdz-0,2mm における高分子溶液の上昇を示す運動曲線が、チューブ内で測定された (ステージ2)(図 1a)



図 1(a)-高分子溶液の上昇を示す運動曲線(a)、孔の大きさの分布(b)、sMdz-0.2mm。

それぞれの溶液について、毛細現象による上昇が起きる孔の半径が、運動曲線により特定 された。これを行うため、Washburn 方程式の理論曲線を作った。これは表4の実験データを 裏付けるものとなった。そして、実験曲線と理論曲線を一致させるrの値を選んだ。接触角 は89.8°である(この値は、我々が行った多くの定義により得られた)。

高さごとの孔の大きさの分布 (図 1b) は、高さ 20-25cm までについては、溶液 83 と 87 は 水と同じように上昇したことを示しているが、一方で高分子溶液は、より大きな孔にも浸透し ている。

高分子溶液 83 と 87、そして PVA GF について実験が行われた。この実験は、ANPPの汚染

土壌を使用し、チューブの中で、同一の条件下で行われた。4つのチューブが土壌で満たされた。このうち2つはテスト83の実験に使用された。試験対象であるテスト87とPVAGFが満たされたチューブの土壌、そして試験対象であるテスト83が満たされた1本のチューブが、24時間後に分析された。一方、もう1つのチューブは実験開始から48時間後に分析された(図2)。図2は、実験の経過時間ごとの、土壌層に含まれる¹³⁷Csの比放射能の分布状況を示している。



図2 0.2mmの上方実験 (チューブ内)における、高さごとの¹³⁷Csの分布状況

予想外の結果となったのが、サンプル 83 が¹³⁷Csを下方に移動させたこと、そして毛細現象によってセシウムが上昇する傾向が、4 日後においても観察できなかったことである。サン プル PVA GF (低分子ポリビニルアルコール)は 83 と似通った結果を示した。

83 や GF と異なり、サンプル 87 は、最初の 24 時間以内において、重力による動きと毛細現象 による動きの両方をすでに示していた。よってサンプル 87 が、バッチテストの実験に選ばれ た (ステージ 4)。

バッチ実験では、溶液 VA-AA-H 87 (0.24%)の試験が、ANPP の汚染土壌を用いて行われた。 試験結果は図 2b にプロットされている。層による¹³⁷Cs の放射能の違いは、最大で 30%となった。高分子溶液の孔への浸透は、10mkm までにとどまった。48 時間後に、システムが均衡 状態に至ったことが観察された。

よって、土壌における高分子溶液の振る舞いを評価するための方法論が開発された。これ により、溶液上昇の動きと高さ、孔の大きさの分布、毛細現象と重力がセシウムの動きに与え る影響などを確認することが可能となった。

3.2 メカニズムについて

研究の実施により得られた主な結果は以下の通り: 高分子溶液へのセシウムの取り込みと土 壌中の動きが、粘土鉱物の種類 (モンモリロン石、イライト、バーミキュライト) にかかわら ず、同じメカニズムによって生じること。

現在の調査段階において、この現象に関して行いうる説明は、「ポリマー分子が溶液から 吸収されたことによって、粘土のインターカレーションと剥奪作用における既知のプロセスと 類似する現象が起きた」というものだ。

セシウムを高分子溶液に取り込むためには、粘土の格子における活性中心とセシウムとの 結合を、弱めまたは破壊する必要がある。セシウムの取り込みにおける高分子ポリマーの役割 は以下の通りである: -自らの官能基と結合させることにより、セシウムと鉱物との結び付きを弱めること。

-自らの官能基と結び付けて吸収することにより、セシウムを溶液内にとどめること。粘土と 再び結びつくのを妨げること。

- 塊の間のスペースからセシウムを引きずり出し、孔に引き込むこと。孔では毛細現象と重力 が作用する。

試験対象となったポリマーは、セシウムが粘土鉱物の活性中心に結びつくのを阻害しうる ほどのパラメータを有している。この観点から、粘土鉱物におけるセシウムの具体的な位置を ナノレベルで特定することは、セシウムを土壌から効率的に除去するための重要な要素の一つ である。

福島第一原発の事故後、日本およびその他の国々の著者らは、走査型透過電子顕微鏡検査 法、エネルギー分散型 X 線分光法、広域 X 線吸収微細構造 (EXAFS) 分光法などの新技術を用 いて、セシウム吸収のメカニズムについて詳細な研究 (特に、イライトやバーミキュライトな どの純粋な鉱物を使用した研究)を行ってきた。

これらの手法によって、粘土分子を含むセシウムの構造について、1nm以下のレベルでの 詳細な観測が可能となるとともに、粘土鉱物の活性中心をより正確に突き止めることも可能と なった。その結果、イライトやバーミキュライトにおいてセシウムの脱着が弱い理由について、 より正確に理解できるようになった。

これらの調査に基づく現時点での主な結論は、「層の間のスペースからセシウムを取り除 くのは簡単ではない」というものだ。 効果的な除染方法を用いても、イライト/バーミキュ ライトの粘土分を劣化させることは避けられない。一つの可能性としては、大型もしくは高荷 電の陽イオンを使用することにより、またはセシウムと強力に結合する大型の配位子を使用す ることにより、中間層を広げることが考えられる。

セシウムの固定メカニズムに関するプロジェクトの結果と最新のデータを比較することに より、粘土鉱物からセシウムを除去する効果を高める方法が考案されるかもしれない。

3.3 土壌中におけるポリマーの生分解性の評価

日本では、日本バイオプラスチック協会 (JBPA) が、生分解性ポリマーについて厳密な分類(グリーンプラとバイオマスプラ)を定めている。

PVA は生分解性のポリマーとして知られており、JBPA の資料によるとグリーンプラに分類されている。同時に、PVA の修正についても引き続き研究されている。加えて、生分解性の判定方法の標準化 (ISO の手法を含む) も進行中である。

このプロジェクトで使用された PVA およびカルボキシル基を含む誘導体は、概ね「グリーン プラ」の分類に適合している。

新たに開発された VA-AA 共重合体システムは、生分解性ポリマーシステムにおいて標準 的な官能基を有しており、土壌での使用に適している。新たに開発された VA-AA 共重合体の 土壌における生分解性を評価するため、我々は一般的な調査を実施した。すなわち、サンプル に対する土壌微生物 (菌類およびバクテリア)の影響を調べたのである。この場合、土壌にお けるポリマーの量が時間の経過とともに変化すると、調査対象であるポリマーの影響により、 土壌菌類の構成にも変化が生じる。

土壌 (sMdz-2mm と sANPP-2mm) に関して、いくつかの研究が 14、28,60 日の時間枠で行われた。一連の実験において、新たに開発された VA-AA-H のサンプルが、PVA のグレードの一つである「Mowiol」とともにテストされた。「Mowiol」は、完全に分解できるポリマーであると見なされている

実験結果に基づき、以下の結論が導き出された:「ポリマーは土壌中で分解される(おそらく、ポリマーは徐々に変化し、最終的に分解される)。そしてこの過程によって、ある種の反応を引き起こす菌類が活性化するのに好都合な状況が、土壌の中で作り出される。」 土壌

の種類やサンプル採取の季節(夏、秋)によって、結果が異なることが明らかになった。

新たに開発された VA-AA-H 群の結果は、Mowiol と非常に似通っていた。

菌類の構成が変化した理由は、「ポリマーが『干渉』した結果、菌類学の観点から見て、土壌 に劇的な変化が発生しなかったから」と結論付けることができる。

実験結果によって、新たに開発され共重合体が、菌類の構成の変化によって生物分解され たことが証明された。またこの分解のメカニズムは、Mowiolの場合と似通っていた。よって この研究段階においては、VA-AA-H 共重合体は土壌中の微生物にとって有害ではないとの結 論を導き出すことができる。

4. 結論

(1) 放射能に汚染された土壌では、一部の高分子溶液の影響により、土壌の上層において ¹³⁷Cs と ¹³⁴Cs の放射能が高まることが確認された。この現象は、土壌中の高分子溶液が毛細現 象により移動したことが理由である。

(2) 各種の高分子溶液の作用により引き起こされる、毛細現象に基づくセシウムの上昇について、さまざまな土壌で調査が行われた。モンモリロン石、イライトおよびバーミキュライトを含む、粒度組成と鉱物組成が異なるさまざまを土壌が調査対象となった。

(3) これらの結果に基づき、「セシウムを取り込むメカニズムと、高分子溶液とともに移動するメカニズムは、調査対象となったすべての鉱物において共通だった」との結論が得られた。 このプロセスのメカニズムが示唆された。

(4)¹³⁷Cs と¹³⁴Cs の取り込みに影響を与える、ポリマーシステムの種類とパラメータが突き止められた。

(5)研究所レベルでこれらの共重合体を合成する技術が開発され、さまざまな規模で実験を行う過程において、技術の洗練が進んだ。開発された技術によって、パイロットサンプルが合成され、ANPP に関するいくつかのバッチテストで使用された。

(6) 土壌中の実験で観測された、セシウムを再拡散させる効果を利用して、より狭い層に濃縮することが現実的に可能かどうか、さまざまな土壌を用いて実験された。

(7) ポリマーシステムがどの程度のセシウムを取り込み移動させることができるかを、暫定的に評価するための方法論が考案された。

5. 日本への適用可能性と推奨事項

(1) 高分子溶液の効果により、土壌の上層では¹³⁷Cs と¹³⁴Cs が上昇するという法則性が、研究 結果によって確認された。この法則を利用して、汚染土壌の体積を減らしたり、地面から除去 することが可能になると思われる。

(2) ANPP において「小バッチモードテスト」として実施された一連の実験によって、主要な 技術的パラメータが特定されるとともに、これらが土壌中の¹³⁷Cs と¹³⁴Cs の再拡散の効果に与 える影響についても突き止められた。

(3) まず日本では、プロジェクトの成果を実際の汚染土壌で確認することが必要となる。開発された方法論(ポリマー、チューブ、バッチモードテスト)は、初期段階での予測に利用することができる。

(4) 実験対象である体積(小さい土壌粒子)を変更しようとする場合、容器の幅を広げるので はなく、高さを高くすべきであると思われる。この段階では、プロセスの効率性を高めるため に必要なすべてのパラメータを、正確に定めることが期待される。すなわち、この段階では 「小バッチテスト」を検討することができる。このテストの結果によって、実験対象の体積を さらに増減させた場合に見込まれる変化を予測することが可能となる。

(5) イライトとバーミキュライトにおけるセシウムの吸着-脱着メカニズムに関する資料を分析した結果、毛細現象によるセシウムの上昇をさらに促進するためには、ポリマー分子と粘土 鉱物やセシウムとの相互作用について、分子レベルでさらに研究することが必要かもしれない。

参考文献

[1] B.S. Priester, T.A. Grigorieva, R.N. Kozhevnikova et al. Study of the behavior of the nuclear explosions products in the natural processes, biological and agricultural chains. The Production Association "Mayak", Report No. 630 (1975)

[2] B.S. Priester, Problems of agricultural radioecology and radiobiology under the environment pollution with young mix of nuclear fission products. Chernobyl: Institute for NPP safety problems. 320 p. (2008).
[3] B.S. Priester, G. Bizold and J. Deville-Cavelin, Radiation Biology. Radioecology, vol. 43, 39-42 (2003).
[4] B.S. Priester, News of Agrarian Sciences, No.1, 61-68 (2002).

付表 図の英和対訳

Page 9 Flowchart	9ページ フローチャート
Soil (Particle size, initial soil moisture)	土壌(粒子の大きさ、初期状態での土壌の湿度)
Polymer solutions, concentration 0.5–0.2%	高分子溶液、濃度(0.5-0.2%)
Polymers biodegradability in soils (soil fungi)	土壌におけるポリマーの生分解性(土壌菌類)
Capillary rise tests: Tubes, upward, (kinetic curves, volume of absorbed solutions)	毛細現象による上昇試験:チューブ、上方(運動 曲線、吸収された溶液の体積)
Characteristics: Density, surface tension, viscosities	特性:濃度、表面張力、粘度
Tests at Armenian NPP Contaminated soil, Cs137,134 (tubes, vessels, upward, downward)	アルメリアの原子力発電所で採取された、 ¹³⁷ Cs と ¹³⁴ Csに汚染された土壌に関するテスト(チュー ブ、容器、情報、下方)
Fig.1	図 1
Kinetics of water and polymer solutions rise, sMdz–0.2mm	水および高分子溶液の動き(sMdz-0.2mm)
H, cm	高さ(cm)
W sMdz=0.2mm	水、sMdz-0.2mm
Test 80 0.24% sMdz-0.2mm	テスト 80、0.24%、sMdz-0.2mm
Test 83, 0.24% sMdz-0.2mm	テスト 83、0.24%、sMdz-0.2mm
Test 87, 0.24% sMdz-0.2mm	テスト 87、0.24%、sMdz-0.2mm
GF,0.26% sMdz=0.2mm	GF、0.26%、sMdz-0.2mm
Time, hours	時間(時間)
sMdz-0.2mm ISM 6.25%	sMdz-0.2mm、ISM 6.25%
Pore sizes, r cm	孔の大きさ(半径、cm)
W	水
Test 80	テスト 80
Test 83	テスト 83
Test 87	テスト 87
GF	GF
H, cm	高さ (cm)

Fig.2	図 2
sMdz 0.2mm, Cs137 distribution, tubes, upward	sMdz 0.2mm、 ¹³⁷ Cs の拡散状況、チューブ、上方
Activity, Bq/kg	放射能 (Bq/kg)
Test 83–24h	テスト 83-24 時間後
Test 83–96h	テスト 83-96 時間後
Test 87–24h	テスト 87-24 時間後
GF-24h	GF-24 時間後
initial	初期状態
bottom	底面
top	上面
Layers, cm	層(cm)
sMdz 0.2mm, Test 87 Cs137 distribution, downward	sMdz 0.2mm、テスト 87、 ¹³⁷ Cs の分布状況、下方
Activity, Bq/kg	放射能 (Bq/kg)
24 h	24 時間後
48 h	48 時間後
96 h	96 時間後
initial	初期状態
bottom	底面
top	上面
Layers, cm	層(cm)

3.3 高分子吸着剤による¹³⁴Cs および¹³⁷Cs の土壌-植物移行の抑制と

Cs 汚染土壌の浄化

- ISTC プロジェクト A-2072 -

Anna TADEVOSYAN

アルメニア科学アカデミー 水耕栽培問題研究所

プロジェクトの基本情報

プロジェクト名:	高分子吸着剤を使用する ¹³⁴ Cs および ¹³⁷ Cs の土壌-植物移行の抑 制による汚染土壌の浄化
開始日:	2013年6月1日
期間:	24 か月
プロジェクトマネージャー	Tadevosyan Anna Hovhannesovna
電話番号:	+374- 10- 563 015
Eメールアドレス:	anntadevosyan@yahoo.com
主導研究所:	NAS RA 水耕栽培問題研究所 108, Noragyugh, 0082 Yerevan, アルメニア共和国 <u>hydrop@netsys.am</u> <u>www.sci.am</u>
参加機関:	Yerevan Scientific Research Institute "Erplastpolymer" Close Joint Stock Company 127, Arshakunyats Avenue, 0007 Yerevan, アルメニア共和国 (374 10) 488 090 plastpolymer@web.am
コラボレーター:	Upendra Singh Rohatgi (ブルックヘブン国立研究所) US
	鶴岡 秀志(特任教授、信州大学)

(本プロジェクトA-2072の詳細成果は、別途、発表される予定である。)

1. 作業の概略説明: 目的、および期待結果

1.1目的

プロジェクトの目的は、<u>水ー土壌ー植物</u>系における高分子吸着剤の移行制御により、 汚染レベルの異なる Cs 汚染土壌を浄化する新しいプロセスと技術を開発することにある。

1.2 研究手法

段階ごとに高分子物質を選定していく従来型の手法を用いた。

- 合成段階:物理的・化学的性質に基づいて高分子素材を選定。溶媒組成を無機フィルターで決定。
- 土壌ならびに水耕栽培作物に対する高分子物質の有効性の評価。
- <u>水-土壌-作物</u>系、<u>水-養液-作物</u>系における放射性セシウム含有量の測定。
- 土壌層(0-5, 5-10, 10-20cm)における放射性セシウムの移動と蓄積の評価;高分子物質の 使用の有無に応じた、地上部、地下部の植物部分の放射性セシウム量の評価;高分子の種 類、作物の種類、灌漑の頻度に依存した<u>水ー土壌ー作物</u>系、<u>水ー養液-作物</u>系における 放射性核種の再分布の研究
- 1.3 実験方法

ポリマーの重合: ビニル系ポリマーのラジカル重合; 水耕栽培並びに土壤栽培. Lowbackground beta-spectrometer supporting "PROGRESS" software, Low-background *i*Matic[™] Automatic LB Counting System (Canberra production) were used. 低バックグラウンドの純ゲルマニウム半導 体検出器(キャンベラ社)、解析ソフトウエア「Linx」「GENIE-2000」を使用。分析事項: 化学分析、放射化学分析、生理学-生化学分析。

1.4 期待される成果

プロジェクトの主な結果として、放射性核種、特に¹³⁴Cs および¹³⁷Cs で汚染された福島および福島周辺における農地のための新しい段階的除染モデルの開発の可能性が示されるであろう。

2. 得られた成果

本研究では、無機フィラー(ベントナイト、ゼオライト)と結合性ポリマーを含む新しい 合成高分子材料を調製し、その特性を調べた。この新規高分子材料について、水溶液なtらび に土壌からの放射性セシウムの除去特性を評価した。結果として、この高分子吸着材は放射線 セシウムで汚染された溶液に対して、追加的な濾過を必要とせずに、放射性セシウムの除去効 果を有することが示された。ポリマーマトリックスの種類に関わりなく、フェロシアン化物を 組成物に添加すると、水からの放射性セシウム取り込み率は増加した。

植物の栽培に有効と思われる何種類かのポリマーについて試験を行った。研究の初期段階 で、合成物質番号#13は¹³⁷Cs および¹³⁴Cs に対して最も大きな除去率を示した。そして、物質 #13 を第1回ならびに第2回の栽培期間に適用した。物質#13 は最も安定した材料であった。 ついで、新たな組成を持った、より高い除去効果の物質研究が行われた。結果、#13*、#73*が、 最も大きな効果を示した。これら3つの高分子物質、#13、#13*、#73* は機械的特性にも優れ、 水溶液ならびに土壌からの分離も容易である。近い時期に物質#13 は商品価値を備えるだろう。 植物の栽培に有効と思われる何種類かのポリマーについて試験を行った結果、次の結 論を得た。

- 日本バジルの栽培でポリマーを使用すると、水耕栽培における養液供給頻度を2倍 減少させ、耕地栽培における灌漑頻度を25%減少させ得る可能性があり、また、 質のよい葉(食用)の収量を減少させずむしろ増加させることができる。
- アオビユの水耕栽培でのポリマー使用は収量にはなんら影響しなかった。ただし、 露地栽培でサンプル 13 のポリマーを使用した場合、サンプル 13 および 11 のポリ マーを併用した場合は、対照バリアントと比較して収量は 1.8~1.9 倍増加した。
- PRIZ でサンプル 13 と 13*のポリマーを使用した場合は、水耕栽培、土壌栽培の両 方でバジル葉における¹³⁷Csの蓄積を防ぐことができた。
- サンプル 13 と 13*のポリマーは、土壌層中の¹³⁷Csの濃度を対照バリアントと比較して 10~20%減少させた。
- 土壌および水耕培地でのサンプル 13 と 13*の使用は、生態学的により健全な食用 バイオマスの生産に役立つと考えられる。
- 水耕栽培でサンプル 11 とサンプル 13 を個別に使用したケースでは、アオビユにおける¹³⁷Csの蓄積が促進され、土壌中の¹³⁷Cs濃度は低下した。しかしながら、これらのポリマーを併用した場合は、水耕栽培でも土壌栽培でもアオビユへの¹³⁷Csの蓄積は阻害され、土壌中の¹³⁷Cs濃度には影響しなかった。
- 異種混合栽培方式は効果がなかった。すなわち、ポリマーの使用により、¹³⁷Csの 蓄積はバジル葉、アオビユのバイオマス全体の双方で減少した(我々の予想は、 ¹³⁷Csの蓄積はバジル葉で減少、アオビユのバイオマスでは増加、というものであった)。
- 我々の初期実験に基づくと、高分子吸着剤の使用により、Cs 汚染土壌であっても 生態学的に健全な生物材料を得ることは可能である。
- Cs 汚染土壌における放射性セシウム吸収性ポリマーには以下の傾向がある: 73* > 13* > 13.

本プロジェクトでは、土壌中の放射性核種の農作物への放射性セシウムの移行を抑制する 対策が研究された。結論として、福島の場合の対策として、放射性セシウムを含んだ用水や土 壌に対して高分子吸着剤の使用を提案する。この研究において、室温で重合が進む高分子材料 の研究がなされた。室温で作製できることは、大きな利点がある。作製された吸着剤は、水溶 液中の¹³⁷Csならびに¹³⁴Csに対しても高い除去性能を示した。この吸着剤は、まだ、野外条件 で試験はされていない。野外実験を見据えた、その吸着剤の物理的、化学的特性は、プロジェ クト終了年次の後半に取得された。土壌、水の放射性汚染に対する高分子吸着剤の研究は、本 プロジェクト終了後も、継続される。

キーワード: 放射性セシウム、蓄積、移行、高分子吸着剤、組成、安定性、除去係数、土壌栽 培条件、水耕栽培条件、栽培効率 3.4 放射性汚染環境において基準を満たした農畜産物を生産するための対策の開発-家畜・作物への放射性セシウムの移行試験

- ISTC プロジェクト K-2085 -

Andrey PANITSKIY

放射線安全ならびにエコロジー国立研究所

カザフスタン国立原子力センター

プロジェクトの基本情報

プロジェクト名:	放射性汚染環境において基準を満たした農畜産物を生産するた めの対策の開発
開始日:	2013年9月1日
期間:	24 か月
プロジェクトマネージャー:	Andrey. V. Panitskiy
電話番号:	87055425371
Eメールアドレス:	Panitskiy@nnc.kz
主導研究所:	放射能の安全性と生態学学会、カザフスタン国立原子力センタ 一所属 Sergey N. Lukashenko Kurchatov, 071100, 2 Krasnoarmeyskaya Str., Kazakhstan 8(72251)23413 <u>Irbe@nnc.kz</u> www.irse.kz
他の参加機関:	なし
コラボレーター:	大西 康夫 (パシフィックノースウエスト国立研究所,当時)
	Dr. Sergey Fesenko(国際原子力機関)

(本プロジェクト K-2085 の詳細成果は、別途、発表される予定である。)

1. 作業の概略説明:目的、および期待される結果

1.1 目的

本プロジェクトの目的は農産物への放射性核種の移行に関する定量的なデータを取得すること にある。また、その移行に影響するさまざまな因子を明らかにすることも含む。これらのデー タに基づいて、放射性核種による汚染を受けた環境においても、一定品質の農産物を生産する ための提言を整理することを目指した。

1.2 研究事項と手法

定量的なデータ取得は、セミパラチンスク試験地域(STS)において飼養した家畜と作物 による野外実験に基づくものである。この野外実験は放射能レベルが人工的に高められた自然 の環境条件で行われた。この実験の期間、家畜は土壌、水、飼料作物を通じて放射性核種を摂 食した。農作物の部位ごとの放射性核種の蓄積程度、そして圃場土壌の物理的、化学的特性と 家畜の放射性核種の摂食との関係もまた研究された。

1.3 期待される成果

本研究により以下の成果が期待される。

-種々の取り込み形態(土壌、水、飼料作物)に応じた、豚と家禽(鶏)における放射性核種の蓄積データ

-豚産品と鶏産品における放射性核種の移行率の特定と付随する飼養条件(土壌、水、飼料作物)

- 飼料の成分(土壌、水、植物飼料) による放射性核種の摂取のいろいろな形態における、 豚と農産物内の放射性核種濃度の変動の特定;

- 豚、鶏の体内からの放射性核種の排泄の変動の特定、および「クリーンな」飼料に変更した 場合の豚産品、鶏産品における放射性核種濃度の半減期の特定;

-人の食糧および家畜 (豚と鶏) の飼料の主たるものとしての農産物における放射性核種の 移行率の特定;

一土壌の物理的、化学的要因における、研究対象となる野生植物と農業で育てられる植物の種への、放射性核種の移行率の依存度の実験による特定;

一放射性核種による汚染を受けた環境においても、一定品質の農産物を生産するための提言

2. 得られた成果

¹³⁷Cs は、体内各所におしなべて平均的に分布していることがわかる。しかしながら、体 内での¹³⁷Cs の放射能の強さの最大値は、最小値の 8 倍に及びうる。長期間にわたって摂取し た場合に、¹³⁷Cs の蓄積が最大になるのは筋肉組織と腎臓、最小になるのは脳と血液である。 長期間にわたって摂取された¹³⁷Cs の放射能の蓄積を、大きな順に並べると、腎臓>筋肉>舌 >心臓>肝臓>骨組織>脾臓>肺>脳>血液となる。

¹³⁷Csの器官と組織における分布は、放射性核種の(物理的・化学的)形態ならびに摂食 経路に依存するものではない。¹³⁷Csが長期にわたって体内に取り込まれると、一般に、その 体内での分布は特定のパターンを持ち、ある器官での放射性核種の凝縮を別の器官での蓄積度 によって予測することができる。

豚の場合に、いろいろな環境の構成要素から長期間にわたり毎日¹³⁷Csを摂取したとすると、

体内器官における¹³⁷Csの蓄積度は一定の値まで増加し、続いて蓄積と排出が動的均衡状態に 至る(28日目に、各種器官と組織における均衡状態が成立する)。

水やかいばから摂取した¹³⁷Csの放射能濃度の半減期は14日未満であり、56日目には、137Csはほぼ完全に排泄されることが明確に見て取れる。土壌から摂取した場合の放射能濃度の半減期は7~10日未満で、56日目にはほぼ完全に排泄される。

家畜の豚と野生の豚についての比較実験の結果は、移行率に差がないことを示している。この 結果は、土壌中の放射性核種の種類にも依存しない。このことは、家畜の豚で得られた結果を 野生の豚にも適用することが可能であることを示している。

筋肉組織での平衡到達日数は28日であり、肝臓では8日である。鶏の筋肉組織での(放射性 セシウムの)排出半減期は8日である。一方、鶏の飼料が「クリーンな」ものに置き換えられ てから2日目で、その肝臓における放射性核種の濃度は最大濃度の50%以下となる。

卵においては,摂食物の相違に拘わらず、21日目に均衡状態に至り、以降放射能濃度は増加 しないことが観察された。卵における¹³⁷Csの濃度は、鶏の飼料が「クリーンな」ものに置き 換えられてから6日目になると最大値の50%を下回る。

本研究の結果では、飼料作物からの移行率について、国際的な資料より小さな値が得られた。テンサイ、じゃがいも、ひまわり、大麦、そして小麦では2桁(100分の1以上)小さく、とうもろこし、そば、saikon、olza では1桁(10分の1以上)小さい。数値表記として、 137 Csの移行率は n×10²-n×10⁴ となった。

高濃度の塩類(KCl, CaCl₂ and Na₂SO₄)の施用は¹³⁷Cs の移行率の変動につながる。すなわち、 (カリウムバランスの 16 倍となる 439 g/m²を越えるような) KCl の施用は、小麦の子実内の ¹³⁷Cs の蓄積を対照に比較して 1.3-5.3 倍高める。また、CaCl₂の高度施用 (360 g/m²以上)は小麦 のすべての部位での¹³⁷Cs の蓄積を最大 4 倍にまで増加させる。さらに、大きな CaCl₂の施用 (735 g/m²)は¹³⁷Cs の蓄積を 1.2-2.1 倍、逆に低下させる。Na₂SO₄の高度施用(470 g/m²)は¹³⁷Cs の 移行係数を小麦の茎に関して、非施用(コントロール)の 6 倍にまで増加させ、一方、穂先と 根に関しては、それぞれ 1.1 倍、1.4 倍低下させた。さらに高濃度の Na₂SO₄の施用(940 g/m²)は 小麦の根における¹³⁷Cs の蓄積には影響を与えず、その地上部での蓄積を 4.9 倍増加させる結 果となった。

農業示方書に従った肥料の使用はトマトに関して¹³⁷Csの移行係数に影響を与えなかった (例外的に、カリウム肥料はその葉における蓄積を 1.9 倍まで増加させた)。農業示方書より も半量の肥料の使用はトマトの葉における¹³⁷Csの蓄積を 2.9 から 5.2 倍増加させた。窒素肥料 と「こやし」を示方書どおりに与えると、¹³⁷Csの蓄積は 1.2 倍、2-2.5 倍それぞれ低下した。

ひまわりに対する肥料の使用では、示方書どおりの場合、その半量の場合に葉における ¹³⁷Csの蓄積はそれぞれ 1.1-16 倍、 1.7-3.3 倍低下した。リンおよびカリウム肥料の示方書半量 使用、カリウム肥料と「こやし」の示方書どおりの使用は、ひまわりの根における ¹³⁷Cs の蓄 積をそれぞれの場合で、2.5-2.8 倍, 1.4 倍そして 1.8 倍増加させた。

さらに、本試験では、示方書の半量の肥料使用はソバに関して、その実と葉における ¹³⁷Cs の蓄積をそれぞれ 1.1 倍、 2.6 倍減少させた。示方書の 5.9 倍の肥料の使用は実と葉への ¹³⁷Cs の移行を 7.1 倍減少させた。一方、示方書通りのカリウム肥料の使用はソバの実における ¹³⁷Cs の蓄積を 3.2 倍増加させた。示方書の倍量の肥料使用はソバの実、葉への ¹³⁷Cs の移行を 3.4 倍から 11 倍減少させた。さらに、窒素肥料の 2 倍量使用はソバの実への ¹³⁷Cs の移行を著 しく (50 倍以上) 増加させた。

キーワード:

セミパラチンスク試験地域、農産物、セシウム 137

3.5 環境および食物連鎖における放射性核種の移行に係る区分化と モデリングによる長期放射線モニタリングの方法論-農畜産物への放射性 セシウムの移行低減対策

- STCU プロジェクト 5953 -

Boris PRISTER, Mykola TALERKO, Evgenii GARGER, Viktorija VINOGRADSKAJA,

Tatjana LEV

ウクライナ科学アカデミー原子力発電所安全問題研究所

	プロジェクトの基本情報
プロジェクト名:	環境および食物連鎖における放射性核種の移行に係る、区分化 とモデリングによる長期放射線モニタリングの方法論
研究開始日:	2013年9月1日
研究期間:	2年
プロジェクトマネージャー:	Mykola TALERKO
電話番号:	+38096 3768306
Eメールアドレス:	ntalerko@mail.ru
代表研究所:	名称 ウクライナ科学アカデミー原子力発電所安全問題研究所 所長 Kluchnikov Oleksandr 住所 12, Lisogirska str., Kyiv, Ukraine, 03028 電話 +38044 9351738 電子メール ipbaes@slavutich.kiev.ua
コラボレーター・	十冊唐丰 (パシフィックノースウェスト国立研究所 当時)

1. 研究の概要:目的と期待される結果

重大な放射線(原子力)事故に共通する特徴は、農業地域の大規模な汚染である。しかし ながら、住民の内部被曝の主要因となる農業区域の放射線状況を評価することは、主要な事故 後監視タスクの1つとして必ずしも重要視されてこなかった。これまでの事故事例では、農業 分野での監視は、実のところ農産物品質の放射能管理に置き換えられていた。そして、放射線 状況の評価に必要な情報はそれが住民の被曝の主要な部分となってからようやく取得された。 個別の環境要素の放射能汚染の評価は、照合や調整なしに計画され、実行された。結果として、 グリッドとそのスケール、統合結果の空間および時間調整が難しく、汚染地域における評価結 果と対策計画に関して、大きな不確定さがもたらされている。

このプロジェクトの目標は、放射線状況を予測し、農業区域の放射線を監視し、農産物品 質の放射能を管理し、対策を計画および実施する包括システムの作成原則を策定し、重大な放 射線事故に対する準備体制の大きな向上を図ることである。

策定される監視方法論の(これまでの手法との)根本的な相違点は、原子力発電所の大き な放射線事故後に放射能汚染を被っている可能性のある地域について<u>事前の予防手段</u>を(農業 における放射生態学の観点から)研究することにある。予防手段の準備段階というものは、人 体被曝の形成を大部分防止することに役立つ可能性のある、GIS テクノロジー、地図層、およ び放射線状態の構成を数量モデル化するプロセスに必要なパラメータのデータベースを用いた 地域の放射生態学モデルの作成により完遂される。

方法論の検証は、ウクライナと日本の領域上にある2つの検証ポリゴンを例として行われた。入力データソースは電子地図の作成により決定され、GISテクノロジーは空間情報の処理と解析を行うように設計され、そのアプローチと要件は、IAEAの推奨と原子力発電所の放射能管理規制に対応して放射線状況を評価するためのデータベースとデータ回収システムを公式化する場合と同じである。方法論の普遍性はキーパラメータの分類子の開発により確保される。 意思決定を支援する地図製作文書の作成アルゴリズムは、リモートセンシングデータと領域汚染の数値予測結果を用いて開発されている。

農地監視の最適化を決定する原則となり、対応手段を確定する基本は、原子力発電所の監 視地域とその重大事故に際して影響を受ける地域全体(集水域)についての、領域区分である。 領域区分の構造単位(集水域、すなわち基本地形または基本要素)は、同質の環境地域とみな され、その中では放射性核種の蓄積濃度またはその他の放射生態学特性(表土、土壌、土地の 基本的な使用方法の種類)は平均化されているものとする。この構造単位は、予測、監視、対 策計画のサブシステムの統合対象とみなされ、区分方法論を普遍化し、主題地図層の重畳を可 能にする。データベースは、空間スケールの全ての層上にある対象と食物連鎖の全ての栄養段 階上にある対象に関する情報を結合する。

選択した区域とその構造上の要素は、潜在的危険性、すなわち等しい土壌汚染度において、 より大きな放射線量の内部被曝への寄与度に従って順位付けされる。対象の危険度は、監視、 管理および対策の計画時の優先度を示す統合指数による専門家評価を経て推定される。危険度 は予想結果と放射線状況監視データに基づいてさらに正確に定義される。

緊急度を伴う放射線状況を予測する一連の数値モデルは(予防的にまたは事故後すぐに) 作成され、(「Mayak」発電所における) Chelyabinsk および Chornobyl 事故のデータを使用して 開発したモデルを含んでいる。放射線状況の評価は、国内外の基準による予想結果を比較して 行われた。

この方法論で使用されるアプローチは、優先度コンプライアンスによる対策の意図的な監

視を実行可能にする。対策システムの予測、監視、管理および計画の統合は監視と農産物管理の規模を最適化し、その効果と受け取った決定の情報能力を高めるものである。

2. 2014年4月の会議後における作業変更

本プロジェクトは開発された放射生態学的区分の方法論という主題に立脚している。農産 物汚染地域における放射線監視の組織化は普遍的で、いかなる領域にも適合可能かつ適用可能 である。そこで、プロジェクト 5953 の初期作業プランに従い、ウクライナ北西部 (チェルノブ イリ原子力発電所と運用中のリウネ発電所の間)にある検証地域を例として、この方法論の開 発に関する作業が計画された。このような領域の選択は、チェルノブイリ原子力発電所の事故 後に放射性降下物が西側に残した高度汚染地域(West Trace)の形成結果として、その領域が 農産物汚染の形成に対する地形の生態学的特徴の影響を明示するという事実により決定されて いる。さらに、プロジェクトの参加者はこの地域についての必要な放射線学情報かつ地図製作 情報をすべて有している。

2014 年 4 月の東京における会合で、ISTC/STCU の技術審査委員会は、プロジェクトの成 果を、福島第一原発周辺の汚染地域内の農地の放射線監視作業と除染作業の必要性に可能な限 り合致させるようプロジェクト参加者に勧告した。この推奨に続く作業プランに加えて、開発 された方法論をプロジェクトチームが日本の領域に適合させた。一方、プロジェクトの実施中、 日本側がプロジェクトチームに日本の環境状態および放射生態学的状態に関する特定の放射線 学的かつ地図製作情報を提供しなかったことにも留意をいただきたい。

放射生態学的区分地域の方法論の実践用検証ポリゴンとして選択された領域は、農芸化学 特性上の有意な相違と¹³⁷Csによる1~1000kBq·m²(図1)の土壌汚染度に特徴があり、福島県 伊達地区にある。検証サイトは伊達市、相馬市、宮城市、福島市に帰属する地域と行政管理下 の領域を含む。角度の地理座標: N-37.934°、S-37.686°、W-140.465°、E-140.766°。検証サイ トの面積は 728.7km²で、福島第一原発の北西に位置する。原発の場所からポリゴンの中心ま での距離は 57kmである。検証サイトの多くは森に覆われた領域である。 その領域内には発達 した農産地がある。伊達地域の典型的な作物は米、野菜、大豆、いも、菜種、果樹である。



図1 福島事故後の¹³⁷Cs 土壌汚染度マップ上の検証ポリゴン

プロジェクトの作業プランへのコメントに加え、福島第一原発事故の影響に対する復興作 業に関して議論された、日本側の提言事項は下記の通りである。 (1) 日本の「土壌 - 植物」システムにおけるセシウムの移行予測に放射性セシウム捕捉ポテンシャル (RIP) を使用できる可能性を分析する。

(2) 福島第一原発事故地域で使用でき、チェルノブイリ事故地域の農産物から¹³⁷Csを減少させるために適用された対策の実施に対する分析評価を行う。

(3) 福島第一原発周辺の汚染地域に再懸濁する¹³⁷Csによる作物の空気汚染の予測と評価を行う。 (4) 屋外飼育時に飼料を摂取している鶏の肉や卵に対する¹³⁷Cs汚染の寄与を評価する。

プロジェクトのメンバーは、プロジェクトの海外協力者である大西教授に対して、このプロ ジェクトの体制内でこの問題の分析を我々に薦めてくれたことに深く感謝する。

3. 技術的なアプローチ、方法、実験、理論など

3.1 放射線状況予測、農地監視および農産物の放射能品質管理を包括するシステムの一般的 な構造

放射線状況予測、農地監視および農産物の放射能品質管理を包括するシステムを作成する技術とは、モデル、データベース、技術的手順の首尾一貫した組み合わせを作ることであり、情報の流れを統合形成し、地図学情報システムとデータベースを利用して、放射線状況の予測および監視のタスクを実行することである。放射線状況の予測、農地の監視、農産物の放射能品質管理を行うシステムの構造を図2に示す。包括システムは以下のサブシステムで構成される。 *放射生態学上の予防評価および領域区分を行うサブシステム*では、領域の特徴を分析して放射生態学的区分を行うとともに、集水域地形原理を使用して、地域の危険度を3つの空間

レベル(国、地域、地元)で評価する。



図2 放射線状況予測、農地監視および農産物の放射能品質管理を行うシステムの構造 中央の円弧(下段、紫):「評価結果のとりまとめと提示」。

• **放射線状況を予測およびモデリング**するサブシステムは、放射線事故の直後および後の 段階における流出事故の影響を算出することを想定している。

• *地理情報によるモデリングを行うサブシステム*が提供するのは、

- 「放射線状況の予想とモデリング」のサブシステムに含まれるモデルの一貫した相互作用と 継続的な実行

- 放射線状況の空間分析と評価、地域および地元レベルでの監視ネットワークの形成、

- 分析結果の視覚化と畑や庭の農産物汚染の予測や、GIS および DBMS の技術手順を用いた状況マップの作成である。

• *放射線状況監視のサブシステム*が実行するタスクは、農産物汚染の等級によるモデリングの結果に基づく領域区分と、監視結果の処理と視覚化を行う監視ネットワークの形成である。

• *生産品質管理のサブシステム*が提供するのは、汚染事故領域における農産物管理結果の処理と視覚化、国の基準を超えないことを目的とする管理ネットワークの計画と最適化である。

• *対策の有効性を企画および評価するサブシステム*は、原子力発電所での大規模事故の際 に、汚染地域住民への放射線量が制限を超えないようにするための保護手段を最適化および最 優先する経営上の問題を解決する。

• *情報データベースのサブシステム***が提供するのは、実際に入力される地図製作情報(デー タベース「Topo」)、大気概況情報(データベース「Meteo」)、算出された情報(データベース 「Calculations」 - 異なる天気概況に対する放射性核種の搬送と蓄積をモデル化したデータ)、放 射生態学的情報(領域の包括的分析と予備的な放射生態学的評価の結果)に加えて、承認され た入出力データを介して標準化される多数のモデルの相互作用を持つシステムである。**

サブシステムの構造と機能をさらに詳細に考察する。

3.2 情報データベースのサブシステム

このサブシステムが提供するのは、自然、地理学(地形学、支持構造の表面、傾斜角)お よび土壌のデータを含む放射生態学的情報で、土壌、農産物、作物、地形、集水域などについ て開発および修正された分類子を使用している。3 つの空間レベルにおける地図製作データベ ースと主題データベースの関係は集水域、地形、土壌および GIS を使用する管理部門といっ た要素を通じで確立される。

データベース「Topo」は、領域の気候的および地形的特徴に関する情報を含む。主な地形の特徴(土壌、河川流域、植生、地形標高、傾斜角および統合生態学コード)が、すべての地図層と 2×2km のグリッドを交差させることにより得られるベーステーブルグリッド内に集積される。ベーステーブル内に統合される情報により、個々の環境インジケータで領域を分析かつ区分できる。

大気概況データベース「Meteo」は、USA の WRF モデルを使用して得られる多数の天気 予報の運用概況データと公共のサーバー (<u>http://nomads.ncdc.noaa.gov</u>) から得られる運用データ で構成される。 オリジナルのデータは客観的に分析され、水平および垂直方向に空間目盛り (27km および 9km)で 27 段階で区切られたグリッドのノードに挿入される。これらの予測デー タが処理され、データベース内に保管され、さらにさらに入力情報として放射線核種大気搬送 モデル LEDI 内に送られる。

放射生態学データベース「領域評価」は、原子力発電所における放射能事故の場合にその領域の放射生態学的状況を包括的に分析し、予防的評価を行うべく設計されている。このデ ータベースに含まれるのは、植生のシナリオマップで、これは土壌から植生への放射性核種の 移行因子間の関係を示す表であり、葉と根の汚染について土壌と植生の種類に対応している。 さらに、土壌から植生への放射性核種の移行因子の時間依存性を算出する表と緊急時における 放射性核種(¹³¹I、¹³⁷Cs、⁹⁰Sr)の農作物および基本食品(牛乳、肉、根菜)内の濃度をモデリ ングした結果を示すマップに加えて、IAEA 基準(外部放射線量に関する 0IL1-0IL3、放射性 核種による汚染度に関する 0IL4 および食物中の 放射性核種濃度に関する 0IL5-0IL6)と緊急 事態のタイプに対応する**領域区分マップ**が含まれている。

データ算出(モデリング)用データベース「Calculations」には、気象概況の種類と大気境 界層のパラメータモデルによりモデル化された(算出された)一連の放射性核種の大気移行と 蓄積データ(11項目)が含まれる。支持構造(植生)の表面上での放射性核種の蓄積密度に関す るデータや、空気中の放射性核種の活動量に関するデータ、外部放射線量の割合などにより、 表が作成される。移行と蓄積のモデルデータは、入力情報の必要性に応じて、空気および根か らの放射線核種による農産物汚染の算出モデル用に処理され、モデルユニットに送られる。

データベース「Standards」には、放射線核種の環境における管理レベル値に関する国内 および国外の規制、核または放射線核種の緊急事態に対応するための基準、事故の異なる段階 における効果を示す対策と保護手段などが含まれる。データベース「Standards」には、空間 データを統合、組織化かつ分析するための地図製作情報および主題情報の分類子が含まれる。

3.3 領域の予防的な放射生態学的評価のサブシステム

このサブシステムにより、原子力発電所の緊急事態における、生態学的因子および放射 生態学的因子による領域の評価、最も危険な地域の認識、人体被曝の危険レベルの形成が可能 になる。集水域地形の原理と、起伏地図の使用、集水域、支持構造表面、土地の使用法などに よる領域の特徴分析に基づいて、領域の生態学的特徴を決定する自然因子、基本地形タイプ、 土壌タイプ、支持構造表面タイプおよび植生タイプが選択される。伊達地域の検証サイト用に マップ群が作成された(図 3)。

集水域領域の放射生態学的特性を評価するため、各集水域の土壌タイプが「土壌-植物」 システムにおける放射線核種移行の特徴に応じてグループ化される。領域の危険性は複素積分 指標を用いて評価され、この指標は各因子の格付けと重要度を用いて専門的に推定される放射 生態学的因子と生態学的因子の総和である。重み付けされた生態学パラメータの総和としての 積分指標は、国、地域、地元レベルの集水域マップにおいて選択された対象物(各集水域内の 同じ土壌タイプの)を類型化するために算出される。このサブシステムの出力は、領域の危険 度評価を伴う主題地図と、3 つの空間レベル用に算出される積分指標付き対象物の最も危険な 組み合わせ表である。

JAEA-Conf 2016-003



図3 検証サイトを放射生態学的に評価するための基本的な地図製作層

図4に、領域の危険度評価を伴う放射生態学的区分の結果を提示する。放射生態学的区分 の結果は同種と類型化される対象物の選択であり、対象物には「**集水域 – 土壌 – 地形 – 土地使** 用」などの統一コードが割り当てられ、適切な空間規模の集水域内にある地形の任意の等級 において同種の土壌(植物)単位の位置を決定する。統一コードは主題情報の地理参照として 電子地図に使用され、異なる空間規模への移行と異種データの複合分析を可能にする。





図4 選択した地域の汚染危険度評価を伴う検証サイトの包括的な放射生態学的区分マップ

予防地域の放射生態学的評価の結果は、データベース「領域の評価」に統合され、放射生態

学的領域モデルの作成や、放射生態学的状況の進展を予測する多くのシミュレーション、緊急 時における監視ネットワークの企画に使用される。放射生態学的領域モデルは、グリッドの各 セルが自然と地理(緯度、経度、地形標高、傾斜角、基本地形のタイプ、指示構造表面のタイ プ、集水域コード、土壌タイプおよび植生など)および生態学パラメータ(使用する特徴の加 算貢献度に基づく評価数と総積分指標、放射性核種の土壌から植物への移行因子、土壌の農芸 化学的特性など)によって特徴づけられている正規グリッドの形状をした表または地図層であ る。

3.4 放射線状況を予測およびモデリングするサブシステム

このサブシステムは、以下のタスクを実行するものである:

(1) 原子力発電所の事故時に放出される放射性物質の空気搬送と蓄積を、LEDI 地域モデルを使用して算出する。LEDI モデル用の気象情報は多数の WRF 気象予報モデルから得る。

(2) 事故の直後における AeralPlant モデルを用いて、農産物の空気汚染を評価する。

(3)「土壌-植物-生産物」システムにおける SoilPlant モデルを用いて、農産物の地中汚染を評価する。

(4) 飼料から動物および畜産物への放射性核種の移行モデルを用いて、畜産物の汚染を評価する。

(5) 農産物の二次汚染 - 植生への再懸濁と蓄積のモデル。

このモデルは、大きな一連のフィールド実験において、実験的に根拠づけされ、パラメータ化 されており、チェルノブイリ原発および福島原発の事故後のデータに基づいて検証されている。 使用するモデルはすべて入力データと出力データが一致している。主題となる空間情報は、包 括的な「生態学コード」(集水域コード、土壌コード、地形コードおよび植生コード)と地理 座標を伴う独自のセル番号を用いて、すべて電子地図とリンクしている。入力データは、タス クの範囲に応じて目盛りの異なる規則正しいグリッドのセル内に示される。国レベルではグリ ッドの目盛りが 2km、地域レベルでは 500m、地元レベルでは 250m である。モデルを相互作 用させるため、データを異なるフォーマットに変換する技術手順が開発され、さらに情報をジ オコーディングする - 情報を地図層に変換する手順が開発されている。コード化した情報を統 合し、分類子を作成し、グリッドを使用(グリッド・データ)することにより、主題である地図 製作データベースの相互作用を確保できるとともに、建造物状況マップを伴う GIS モデリン グが実行可能となり、深刻な事故の際に人体の放射線量を減らすための予防的対策を決定でき る。

3.5 地理情報によるモデリングのサブシステム

このサブシステムが提供するのは、すべてのサブシステムの一貫した操作で、得られた結 果を統合して、評価、分析および放射生態学的状況のモデリングを行う。このサブシステムは、 以下のタスクを実行するものである。

- 放射線状況を3つの空間レベルすべてにおいて分析および評価
- IAEA 規定と国の基準に従って領域を区分
- 監視ネットワーク形成のタスクに応じて領域を分級

異なるプログラム (監視、モデリングおよび予測) を時間と場所の異なる手順で行うこと により得られる様々な情報の包括的分析が、方法論とプログラミングの統合に基づく情報の組 織化のもとで可能になる。GIS ArcGIS、MapInfo、Surfer および DBMS Microsoft Office Access® を用いて地理情報によるモデリングのサブシステムを確立することにより、モデルデータの処 理と分析が可能になり、意思決定用の状況マップと表形式の資料を準備することができる。 住民生活の可能性という観点から領域の評価を行うことは、放射線監視の分野に帰属する。 農地監視は地方公共団体の決定により生活や農業が許可された地域においてのみ行われる。必 要に応じて、立入禁止区域での監視が特別な規制により行われなくてはならない。

3 つの空間レベルにおける放射線状況の評価は、土壌汚染と農産物汚染を国際基準および国 内基準に照らして行う。領域区分は、まず数値モデリングの結果に基づいて行われ、次に監視 データを使用し、外部放射線量と支持構造の表面に蓄積する¹³¹I、¹³⁷Cs、⁹⁰Sr のデータを用い た IAEA OIL1 - OIL3 の基準に対応する。

植生の空気汚染と植物生成物 (自生および作付けされた草、野菜、根菜) や主食品 (牛乳、 肉、パン) 内の放射性核種濃度の算出と評価は、GIS MapInfo により事故の直後 (OIL6) に行わ れる。

事故直後の農産物汚染を予想するため、<u>AeralPlant 植物空気汚染モデルが使用されている</u> (Priester、1975[1]、2008[2])。既存モデルとの主な違いは、このモデルが大きな一連のフィールド実験により実験的に根拠付けされたことである。このモデルの主要パラメータは、 チェルノブイリ原発および福島原発の事故後に得られたデータに基づいて検証された。

蓄積経過時間 t のときの植物バイオマス内の放射性核種濃度は、公式 (1) を用いて算出された。

$$C(t) = \sigma \cdot PF \cdot (a_1 \cdot e^{-0..693 \cdot \frac{t}{T_1}} + (1 - a_1) \cdot e^{-0.693 \cdot \frac{t}{T_2}})$$
(1)

ここで、C(t)は蓄積 (Bq kg⁻¹) 経過時間 t のときの植物バイオマス内の放射性核種濃度であ り、oは放射線核種の汚染度 (kBq·m⁻²) である。PF は植物内の放射線核種濃度と放射線核種に よる土壌汚染度の比例因子である。t は蓄積経過時間 (日単位) である。T₁と T₂は、植物の放射 線核種の半減期 (日単位) で、放射線核種が除去されやすい存在形態と除去されにくい存在形 態の場合に対応しており、a₁-部分は除去されやすい存在形態の場合にあたる。

AeralPlant モデルを用いて、福島第一原発事故に起因する葉物野菜と牧草の¹³⁷Cs 汚染を算 出した (図 5)。 この目的のため、¹³⁷Cs 土壌汚染度マップと事故直後用の作物配置シナリオが 使用され、その際放射線核種蓄の農産物内における蓄積密度と比放射能の間の比例係数 PF が 割り当てられた。

モデリングの結果によると (図 5)、事故後の最初の数日は、選択したポリゴン内にある葉 物野菜内の¹³⁷Csの濃度は高く、120~6 000 kBq・kg⁻¹に達した。緊急時の介入操作レベル OIL6 (IAEA, GSG-2) 2 kBq・kg⁻¹である。すなわち、事故後の最初の数日におけるモデリングによる と、葉物野菜の汚染は、検証ポリゴン地域内で OIL6 を 2 桁~3 桁上回る規模である。



 city land forest water
Concentration in leafy vegetables and natural grasses, Bq*kg ⁻¹
390 000 to 6 000 000 195 000 to 390 000 120 000 to 195 000

図 5 福島第一原発後の放射能漏出による検証ポリゴン上の葉物野菜と自生の草の ¹³⁷Cs 空気汚染の算出

分析用に選択された領域内に自生する草の¹³⁷Cs 濃度も、数百、数千、数百万ベクレルに 達した。日本の乳牛の食料が粗飼料需要の 30%を含むとしても、この地域で飼料となる草と 乳牛が食べる草がもたらす牛乳の汚染は甚大なものとなる。1 日の草の使用料が 10~15kg と すると、約1 200~60 000 kBq が家畜の体内に入り、そのうちの約 1%の¹³⁷Cs が 1 リットルの 牛乳内に移行する。このため、牛乳内の放射線核種濃度は 12~600 kBq・l⁻¹に達する可能性が あり、これは OIL6 よりも著しく高い。これにより、生乳に類する状態で消費される牛乳とし ての使用の可能性を削減し、¹³⁷Cs が消滅するまで長期間保持できる製品への加工が必要とな る。この計算により、事故直後数日の牛乳内の¹³⁷Cs と¹³¹の濃度を再構築することを日本の専 門家に推奨でき、人的被曝を防ぐための監視および管理データがなくても、事故直後の 10~ 14 日間については牛乳の摂取禁止や葉物野菜の使用禁止を推奨することの正しさを裏付ける ことができる。

植生の空気汚染のモデリング結果を検証するため、我々は福島第一原発の事故により汚染 された領域における放射性物質の公式な監視データであり、IAEA 用に準備された、FMD デー タベース (日本の文部科学省)を使用した。原発から異なる距離にあり、土壌汚染レベルの異 なるいくつかの地点で、葉の中にあるヨウ素とセシウムの放射性核種を測定しているデータが ある (図 6)。

データベース内で 100~300 kBq m²の放射線核種による土壌汚染を提示したモニター地点の1つである en2_8 は、検証ポリゴン領域上にある。他の汚染レベルの領域におけるモデリング結果を検証するため、検証ポリゴン近辺のモニター地点が使用されており、これらは¹³⁷Cs による土壌汚染度 60~100 kBq m² (地点 en2_4)の等値線と 600~1000 kBq m² (地点 en2_1)の等値線の間にある。図 7 は、福島第一原発事故後における葉物野菜の¹³⁷Cs 汚染の変動を示すとともに、他の 3 つのモニター地点 (放射性ヨウ素の測定が可能な地点) における葉物野菜の¹³¹I 汚染の変動を示す。

monitoring point

contamination



福島第一原発事故後の検証ポリゴン内または近辺にある土壌と葉物野菜の 図 6 汚染モニター地点

事故後わずか7日目に植生の汚染モニターが開始された。図7は、葉物野菜内の放射線核 種濃度が AeralPlant モデルで得られる値に近い 15~300 kBq m⁻²の値に達した日にちを示す。こ のように、事故直後においてはモデルの放射線状況と実際の放射線状況は十分に合致する。農 産物内の放射性核種濃度はその後急速に経時減少し、最初の1週間で基準の約10倍になった が、それでもこの時点では基準よりかなり高かった。



a

図7 モニタリングデータ (モニター地点) と植生の空気汚染モデル (Priester、2008[2]) に対応 する福島第一原発事故後の葉物野菜の汚染の変動(曲線):(1/2)

a-モニター地点 en_2.7(1)、 en_2.6(2) および en 2.3(3) の¹³¹I

JAEA-Conf 2016-003



b

図7 モニタリングデータ(モニター地点)と植生の空気汚染モデル(Priester、2008[2])に対応 する福島第一原発事故後の葉物野菜の汚染の変動(曲線):(2/2)

b-モニター地点 en_2.1、en_2.8 および en_2.4 の¹³⁷Cs

図 7 でわかるように、2 つの指数曲線は汚染変動を十分に概算しており、植物の空気汚染 による放射線状況の評価と予測に AeralPlant モデルを使用できる可能性を示している。事故直 後にモニタリングを構成および実行する場合、農産物中の放射性核種濃度の変動を考慮に入れ なければならない。このモデリングに対応して野菜や草が高い¹³¹ I 濃度を示したことと、実際 の管理データが福島第一原発事故後の人体甲状腺における被曝線量再構築問題の調査を引き起 こすことに再度注目すべきである。

放射能事故経過の半ばおよび終わりの段階では、根から取り込まれる放射性核種による植物汚染が引き起こされる。作物生産における汚染のシミュレーションには SoilPlant モデルが使用されたが、これはチェルノブイリ事故後の科学的な農芸化学モニタリングのデータベースを作者が集約しそれをもとに開発したモデルで、16 種類の作物の収穫における 4 タイプの土 壊からの¹³⁷Cs 移行について 3,000 を超える因子*がある* (Priester 他、2003[3])。¹³⁷Cs の農作物中の濃度は公式 (2) を使って算出される。

$$SA(t) = \sigma \cdot TF(0) \cdot \left\{ \frac{k_1 - (2 \cdot k_2 + \frac{k_3}{2})}{k_1 - k_2} \cdot e^{-(k_1 + \frac{k_3}{2}) \cdot t} + \frac{k_2 + \frac{k_3}{2}}{k_1 - k_2} \cdot e^{-(k_2 + \frac{k_3}{2}) \cdot t} \right\}$$
(2)

ここで、SAは植物中の比放射能 $Bq \cdot kg^{-1}$ である。TF(0)は土壌から植物への放射性核種の移行因子で、蓄積時間に対して推定される。 k_1 、 k_2 、 k_3 は放射性核種の収着定数 - 土壌からの脱着率 - 各土壌タイプの吸収複合体である。

分析的に記述された土壌特性への TF 依存に基づいているという理由で、このモデルは既知のモデルと根本的に異なっており、土壌の農芸化学的特性 Sef (Priester、2002[4]; Priester 他、

2003[3])の複素パラメータ値により定量化されている。このパラメータは土壌の形成プロセスの段階を反映する土壌特性、すなわち塩の pH、有機物や腐植土の内容、吸収能や吸収された 塩基量などに基づいて算出される。*Sef*は互いに直行するベクトル、すなわち土壌特性を次元 とする3次元空間の横断面として定義される。

移行因子のパラメータ Sef に対する依存性は公式(3)により記述される。

$$TF_{Sef} = TF_0(0) \cdot e^{-\lambda \cdot Sef} \left\{ (1 + 0.031 \cdot \ln(Sef)) \cdot e^{-0.31 \cdot (1 + Sef) \cdot t} + (-0.031 \cdot \ln(Sef)) \cdot e^{-0.055 \cdot (1 - Sef) \cdot t} \right\}$$
(3)

福島の検証サイトにおける農産物中の¹³⁷Cs 濃度の算出は、最悪のシナリオに対して行われ、土壌汚染度(土壌汚染マップに対応する)が最大の場合と各土壌タイプのパラメータ Sefが最小の場合の組み合わせである。土地使用に関する実際の情報がないため、我々はキャベツが居住地村落(庭のある村)の地域内で栽培されるというシナリオを選択し、傾斜角3度未満の地形上にキャベツ、傾斜角が3度を超える斜面にはキュウリが配置された。草、ソバおよび大豆は等しく耕作地に配置された。事故後1年以内の検証ポリゴン位置における¹³⁷Cs 農産物汚染の算出結果を、提案された栽培シナリオごとに図8と図9に示す。





図8 事故後1年以内の検証ポリゴン内にある耕作地の牛乳および居住地村落の野菜に対する ¹³⁷Csの汚染状況

図 8 が示唆するのは、事故後 1 年以内の牛乳の¹³⁷Cs 汚染の予想値は、根を通じて引き起こされる草の汚染が限界レベル LL = 50 Bq・kg⁻¹より低い場合、35 Bq・kg⁻¹を超えないということである。従って、事故から 1 年後の検証ポリゴン内にある汚染された牧草地で育った雌牛から得られる牛乳の算出値は、放射性セシウム汚染に関する日本国の基準に適合する。これは、長い目で見れば牛乳の汚染濃度は LL を超えないことを意味する。

図8と図9に、作物の汚染濃度を国の基準LLと比較して表示する。牛乳を除くすべての 作物について、農産物中の¹³⁷Cs数字は、0.7LL以下、0.7LLから3LL、3LL以上の範囲を提 示する。このアプローチは、モニタリングと予防的手段の導入をさらに組織化するという観点 により選択されている。



図 9 検証ポリゴン内にある耕作地の大豆および居住地村落の野菜に対する事故後1年以内の ¹³⁷Cs汚染

大豆およびソバは¹³⁷Cs の汚染が最も高く、化学的にセシウムと類似のポタシウムの濃度 が高いという特徴がある。広い地域で放射性核種の濃度は 70~300 Bq・kg⁻¹かそれ以上の場合 さえある。キャベツについては、70 Bq・kg⁻¹を少し超える値が得られた。

ウクライナの検証サイトの場合、植物中の¹³⁷Cs 濃度と土壌汚染度は、地形上のどの場所で あるか、土壌タイプは何か、作物の種類は何かによって決定される。土壌汚染度を考慮に入れ ると、これらの農産物中の¹³⁷Cs 濃度について、最も高い値が観測されたのは褐色森林土上で、 最も低い値となったのはフルビゾル上である。¹³⁷Cs 濃度の値が 0.7 LL~3 LL の範囲になる地 域では、(土壌と植物の汚染評価を統合した) モニタリングと管理 (対応する要素を持つ区分内 における作物中の放射線核種濃度の評価)を行うことが必要である。

図8と図9が示すシミュレーション結果を検証するため、検証地域用農産物内の放射性核 種濃度を管理する IAEA データベースからのデータを使用した。図10に算出に使用した福島 県伊達地区における土壌汚染と土壌タイプの概略マップを示す。図11と図12に、伊達地区の 2つの集落 (元村と富野)における大豆の管理データと長沼と白河付近の集落におけるソバの管 理データをモデリング結果と比較して提示する。

JAEA-Conf 2016-003



図 10 福島県伊達地区における¹³⁷Cs 土壌汚染と土壌タイプの概略マップ



図 11 異なる土壌タイプと福島県伊達地区における典型的な土壌汚染度レベルの組み合わせ に対する大豆の¹³⁷Cs汚染変動の予想値(曲線)および福島第一原発事故後に得られた 管理データ(ポイント) (1/2)


図 11 異なる土壌タイプと福島県伊達地区における典型的な土壌汚染度レベルの組み合わせ に対する大豆の¹³⁷Cs汚染変動の予想値(曲線)および福島第一原発事故後に得られた 管理データ(ポイント) (2/2)



図 12 異なる土壌タイプと福島県伊達地区における典型的な土壌汚染度レベルの組み合わせ に対するソバの¹³⁷Cs汚染変動の予想値(曲線)および福島第一原発事故後に得られた 管理データ(ポイント)(1/2)



図 12 異なる土壌タイプと福島県伊達地区における典型的な土壌汚染度レベルの組み合わせ に対するソバの¹³⁷Cs汚染変動の予想値(曲線)および福島第一原発事故後に得られた 管理データ(ポイント)(2/2)

管理データの変化は非常に重要で (25 倍を超える場合)、領域の生態学的特性の影響と ¹³⁷Cs の汚染度に起因する。事故後 1 年間富野で継続された管理のデータによると、大豆内の ¹³⁷Cs 濃度は 100 Bq・kg⁻¹を超えなかった。汚染度と土壌汚染特性において注目すべき変化が見 られ、このことは管理データでも確認されている。 農産物内の ¹³⁷Cs 汚染はオーダーレベルの 範囲で変化するが、基準よりかなり低い場合が多い。しかしながら、伊達地区のいくつかの集 落周辺では、大豆やソバにおいて基準を超えることが数回あり、最大値の 300 Bq・kg⁻¹は予測 値および最も信頼できる値と一致し、これは最も高い土壌汚染度が植物の生長特性に最も不都 合である場所で (褐色森林土) 観測された値であった。検証サイトの境界では濃度がより高い 値になる可能性がある。農産物中の ¹³⁷Cs 濃度が最も低くなるのは、低い土壌汚染度に最も高 い農芸化学指標が結びついた場合である。その効率を高めるためには、農産物管理の計画を立 てなくてはならない。すなわち、土壌汚染度の空間的分布とその特性を考慮に入れることと同 時に、同じ場所の異なる時刻における管理用の代表サンプリングを予測し、放射性核種移行因 子の変動を評価しなくてはならない。

南に 1~2km 離れた場合の予測結果として、富野村の西側では放射性核種量がさらに極め て高い上記の作物が生産される可能性を実証し、北については予測結果によりデータ管理が確 認される。従って、正確にどの領域からの生産物が富野村で管理され、同様に明らかにするこ とが重要である。

元村 (伊達の近く) 周辺では、管理データに基づく大豆内の¹³⁷Cs の濃度が約半分のサンプ ルで基準を超えた。予測算出結果はこの地域の管理データと一致する。図 11 によると、農産 物中の放射線核種の濃度は蓄積後時間とともに減少し、早くも7年後には大豆が基準を超える ¹³⁷Cs を取得する可能性が小さくなる。従って、監視と管理の規模を計画する際は、予測デー タと農産物のセシウム汚染の変動を考慮に入れる必要がある。

植物汚染の予測において、地域の生態学的特性と土壌汚染レベルの組み合わせが最悪とな る場合のシナリオが使用されてきたことと、最も広範囲の濃度が提供されていることは重要視 されなければならない。その場所についての実際の情報を持っている場合、算出される農産物 の汚染レベルの範囲はさらにせまくなる。数字の分析により、土壌と汚染度の異なる領域で作 物を育てると、ほぼすべての起こり得るシナリオが真実となった。基準を超える場合があって もそれを避けることは可能で、なぜなら土壌タイプと汚染度(図11および図12の破線参照)の 組み合わせを選ぶことにより、¹³⁷Cs の濃度が基準を下回るようにすることができるからであ る。このプロセスは、作物が受容する¹³⁷Csの量を100 Bq・kg⁻¹未満にできる「土壌タイプ - 汚 染度」の組み合わせが可能な地域に特定の栽培作物を植えることにより管理されることが必要 である。もう一つの方法は、土壌特性と作物の生物学的特徴に基づく農芸化学対策を行うこと である。

この研究では、根を通じて放射線核種を摂取することに起因する農産物中の放射線核種の 濃度に左右される放射線障害により区域を選択することが提案されている。プロジェクトの期 間中、我々は(*危険度の*)基準を超える濃度の比率により区分けする原理を適用し、以下の区 分を確認した。

- 濃度が基準の 0.7 未満 (放射能品質管理下で農産物を使用可能)

- 濃度が基準の 0.7~3.0 の範囲内 (厳しい放射能管理下で放射線核種の蓄積効率を 1/3 に抑える 対策を強制的に使用する区域)

- 濃度が基準の3倍を超え、単一の対策の導入では基準まで下げられない-農産物を加工しないで消費することは禁止されている

- 濃度が基準の 3~5 ないし 10 倍で、複合された継続的な対策ないし生産効率の高い手段が適用できるかどうかに左右される(根本的な牧草の改良、牛乳をバターに加工するなど)

選択された区域とその間の数は、特定の状況、すなわち国の規制要件、対策の適用の可能 性、可能な監視規模などにより変わることがある。我々は管理を最適化するための一般的なア プローチとアルゴリズムを考察する。事故の経験からわかるように、監視と農産物管理の組織 化が最も難しくなるのは、深刻な緊急時で、放射線吸収量の形成において最も重要である。そ のため農産物の監視と管理の最適化の問題が、特に小さな農家では非常に重要となる。福島第 一原発事故はチェルノブイリ核災害から 25 年経っており、その間に放射線監視サービスの技 術装置のレベルは大きく向上した。日本は、世界の経済主導国の1つであり、基本的に緊急時 対応に対するより高いポテンシャルを有するにもかかわらず、突発的要素が非常に克服しがた いものである。このため福島第一原発地域における監視は少し開始が遅れた。

人の甲状腺への過剰暴露を防ぐため、予測により¹³¹Iの濃度が基準を超えている地域では、 そこで作られた生の葉物野菜、全乳、乳製品の消費を制限または禁止することが提案されてい る。この禁止は管理や事故後の操業監視に基づいて撤廃されることになっている。農地監視プ ログラムの第一歩として、最も不十分な測定器を使用している場合でも、農産物の汚染レベル を明らかにすることが目標とされなければならない。従って、監視と管理の組織化を予防のた めに準備すること、特に情報量の少ない汚染区域において、ネットワーク形成により放射線状 況の評価を説明する原則とガイドラインを作り出すことは、事故のネガティブな影響を減らす 上で重要な役割を果たす。

サンプル数を減らすことは、組成内に含まれる個別のサンプル数を増やすことにより平均 サンプルの代表性を高める結果を伴う。優先度は、特に初期において、放射能汚染された領域 内にある地域に与えられなければならず、その地域は危険度に応じた予防的準備の工程で危険 であると評価されなくてはならない。監視および管理のサブシステムから実情報が得られる限 り、危険度評価とネットワーク形成を修正していかなくてはならない。

3.6 農地における放射線状況の監視、産品の品質管理および対策のサブシステム

放射線状況監視のサブシステムでは、以下のタスクを実行する。

• 予防のための領域評価 (潜在的危険性) および入手できる生産物汚染監視データ (顕在化した危険性)に基づく、事故の2つの段階に関する監視と生産管理のネットワーク形成、

• 最適化のための、生産物内の放射性核種の特定の活動の程度による領域の区分けーもっぱ ら、領域の危険区域に注意を払うこと

• 形成された監視ネットワークから得られる結果に基づく、主題地図の形での解決策の視覚 化

監視ネットワークの形成(監視サンプルの数とその空間分布)は、プロジェクト 5953のテ クニカルレポート T04 に記載のアルゴリズムを使って行われる。利用可能な監視の総量(与え られた時間内に選択し計測することのできるサンプル数)は、監視対象の間に分布する。監視 の特定の対象、すなわち区域、居住者人口、将来の農業生産での使用可能性など、を特徴付け る加重係数法を使用する。監視の最適化は、決定-対策の実施-に際してタイムリーに情報を 得るためのキーである。

監視システムと制御システムの主な違いは、前者がテクノロジーと生産の条件-土地の 位置、土壌の種類、景色の状態、土壌汚染濃度、汚染したときにサンプリングした植物の生育 段階など-の評価を含むことである。それは、どんな要因がサンプルの汚染レベルを決定する かの結論を導き出すのみならず、必要な対策の選択の正当性をも与える。あるレベルの汚染の 原因を理解することにより、継続する監視のもと、目的をもってサンプリングの場所を決定す ることができるようになる。

生産物の品質管理サブシステムは、生産物が国の基準を満たし、食品とすることができ るかどうかを決めるために、生産物の状態にかかわりなく、生産物内の放射性核種の実際の内 容を評価するタスクを設定する。品質管理には、国際的手順あるいは国内での手順が使われる。 品質管理のための生産物のサンプリングは、生産地、および受け取り、販売および処理の過程 のりょうほうで行われる。品質管理のためのサンプリングにあたっては、農地を適切な区分け 地域のデータベースにインプットし、この地域の境界内の放射線状況の査定に利用するために、 農地を登録することが重要である。サンプリングのルールは事故発生時に関係機関が制定した、 それぞれの法律に従うこととする。

対策のサブシステムは、開発プログラムに従って実施された必須の監視とともに、実施 (対策実行前後の監視と汚染制御)のあとの計画プログラムと対策の効果の評価を含む。対策 は、その効果が、生産物内の核種の濃度の超過の割合が基準に合致するように選ばれる。個々 の対策の効果が不十分な場合は、続いて一連の計測を行う必要がある。

監視の方法論的側面がきわめて重要である。土壌と植物のサンプルと場所とを関連付け ることが非常に重要である-植物と土壌の平均的サンプルは、同じ区域(その大きさに係らず)

JAEA-Conf 2016-003

を代表するものでなければならない。本プロジェクトで開発されたシステムでは、「土壌-植物-動物-ヒト」の食物連鎖の異なる栄養レベルにおける、地域内の情報は、池、基本的な景色とその要素、土地で使用される物体といった生態学的座標によって区分けされ、すべての情報層が等しくなる地域区分けネットワークによって結合される。データベース各層の情報は、 それぞれの区域の対象のセルに集められる。各層を水平方向に分析すると、景色の要素間の、水と風による放射性核種の移行の程度の空間分布のパターンを特定することができ、垂直方向に分析すると、食物連鎖のあるレベルから次のレベルへの放射性核種の移動の法則がわかる。

このようにして、集中データ処理と分析の原則、および汚染地域の自然的、地理学的特性 により決まるモデルと新しい情報機器 (GIS、データベース)一式を使った農産品の監視と制御 のネットワーク形成を伴う放射線状況の予測が開発、実施された。

3.7 放射線状況予測、農地監視および生産物放射の質管理の総合システムの機能図

標記システムの構造を、図13に示す。



図13 放射線状況予測、農地監視および生産物の放射の質管理の総合システムの機能図

4. 結論

4.1 一般的な結論

(1) 問題の分析は、原子力発電産業と電力会社で生じたすべての重大な緊急事態-チェリャビ ンスク (ソビエト連邦)、ウインドスケール (英国)、チェルノブイリ (ソビエト連邦)、福島 (日 本)-の結果、かなりな人口が暮らす広大な農業集中地が放射能汚染にさらされたことを示し ている。 これらの事故は、農業の緊急事態として認識された。同時に、緊急事態後の農地監視の法 律は、現在に至るまで存在しない。原子力発電所での重大な事故発生において、既存の環境放 射線制御のシステムの情報は、放射線量のプロセスを管理し、農地で適切な対策を適切な時期 に実施するためには不十分である。

放射線状況形成の主な要素として、外部放射線量の割合と土壌汚染の濃度は、異なる質の 土壌に対して蓄積濃度が等しい場合の内部線量が2倍に達し得るにも係らず、土壌の特質と陸 域環境の特徴は考慮されないままとなっている。

(2) 長期間 (チェルノブイリ事故から 30年) にわたって汚染された農産物を食べたことによる内部線量は、住民全体の放射線量に対して甚大で、場合によっては決定的な寄与となる可能性がある。しかしながら、農地における放射線状況の評価は監視の主要タスクとして強調されることはなかった。

プロジェクトの実施過程において、原子力発電所の領域で起こりうる緊急放射線の影響を 監視するシステムを、放射能による環境汚染問題のうち純粋に農業的な側面を明確にすること を目的とした「農地の放射生態学的監視」で補うことが提案された。これにより、当局が、住 民の被曝過多を防ぐために、どこで、いつ、どんな対策を実施することが必要かの情報を得る ことができるようになる。

(3) 長期予防と緊急事態後の農地監視の方法論は、原子力発電所における重大な事故のあとに 農地を監視する方法を開発するための科学的方法論的ベースとして、プロジェクト 5953 の実 施に伴って開発された。

(4) 放射生態学的区分を含む予防的な領域準備、領域の潜在的危険性の評価とデータベースに入力する放射生態学的パラメータの割り当て、農産物の汚染計算と基準との比較を含む事故の結果の数値シミュレーションを用いた放射線状況の評価、監視ネットワーク形成と放射能汚染 領域の危険区域や自然物を考慮に入れた対策の計画、以上から成る放射生態学的監視の全般計 画が開発された。

(5) 重大な放射線(原子力)事故による影響を最小限にとどめた経験から、汚染された土地の 放射線状況を予想するために必要な情報が、事故からかなりな時間が経過して後、人体への放 射線量も多大になったときに、集められ、分類された。それにより、開発された監視の方法論 の主な相違は、あらゆる可能な天候のもと、プラントにおける重大な事故のあとの放射能汚染 の可能性のある農地の放射生態学的研究をターゲットにして、予防効果のあるもの(事故の前) となった。予防的準備の段階は、GIS テクノロジーや地図層、放射線状況形成の数量モデル化 に必要なパラメータのデータベースを用いた地域の放射生態学的モデルの作成により終了し、 深刻な緊急事態の段階で、監視の実施と人体への多大な放射線量形成を避ける対策の実施をす でに可能にしている。

(6) ここで開発された農地の放射生態学的監視の方法論の特徴は、非常に重要な監視および最 適化、対策の実施の確実化としての、包括的な予防の受け皿、すなわち原子力発電所監視区域 の風景の区域と重大な事故の場合に衝撃を受ける区域、ということである。盆地は、土地に存 在する第一の対象物とみなされ、風景、下層表面の種類、土壌と植物の種類といった放射線学 的特性が、風景のインパクトと放射性核種が蓄積した土地の地球科学的条件を考慮に入れるこ と、および「土壌-植物」系における移行と放射性核種が動物や人体に取り込まれることによ る住民の被曝線量の評価をモデル化することを可能にする。

(7) 基本的な風景あるいはその構造上の要素は、生態学的に同質の地域とみなされ、そこでは 放射性核種の蓄積濃度あるいはその他の割合、すなわち生態学的特性は平均化される。この構 造単位は、予測、監視、計画と対策実施の統合対象と見なされ得る。土地の区分けの方法論に より、主題地図の各層 (生態学的特性、土壌の性質など)をいろいろなスケール (国、地域、地 元) で重ね合わせ、農産品の放射性核種による汚染のモデリング、監視、管理と対策実施の結果の空間的時間的分布を最適化し結びつけることができるようになる。<u>ここで提案するアプロ</u> ーチにより、優先度に従って特定の区域における対象の監視と対策実施が可能になる。

(8) 区分けの工程は、完全を期すのが困難である。基本のルールや原則を定義することはできるが、各地域は独自の特性を持っており、分類時に反映する必要があり、また異なるスケールでの対象物の分析と統合時に考慮されるべきである。本報告書は、手本として使用可能な例を提供する。区分けには、ユーザーの幅広い知識と経験、洞察が求められる。

(9) 選択した区域とその構造上の要素は、等しい土壌汚染度に対してより大きな内部線量をもたらすという潜在的危険性に従って順位付けられる。土地の危険性は、基本の土地の種類、土壌、下層表面および植物相といったもっとも影響力の大きい指標を専門的に調査することで決まる完全な指標によって評価される。個々の危険性のパラメータを完全な指標に導入するための計算には、加重係数法が用いられる。完全な指標は、土地の要素の優先度あるいは監視、管理と対策の計画の目標を反映する。チェルノブイリ事故によって汚染されたウクライナの土地の危険性の完全な指標と、ウクライナにおける、特殊な線量計プログラムによるデータを使って評価したこれらの土地の村々の住民の平均線量との正の相関関係は、アプローチのしかたが危険性の評価において客観的であると確認された。

(10) すべての重大な事故において、牧草の放射能汚染の重要性はその他の農産品の汚染をはる かに上回ることが知られている。牧草の汚染の主要な役割の要素は、風景に占める場所、土壌 の種類と植物相である。牧草は、事故の直後および後の段階の放射線状況の形成に多大な貢献 をする。汚染度が等しい氾濫原、放牧地および草地の風景、汚染された草、干草と畜産品は、 潜在的に危険な物の属性である他の風景要素と比較して、線量の形成に大きく貢献する。この ことにより、農地監視と対策実施の組織化において、その優先度が決定する。

表面の放射性核種による汚染濃度だけが環境の主な要素の放射線事故と危険性を決定するパ ラメータではなく、主に土地の生態学的特性によって決まることが定説となっている。自然・ 社会条件の組み合わせの結果、もっとも潜在的な危険度の大きなケースに対して監視の注意を 集中すべきである。

(11) 緊急事態発生後の重要なタスクのひとつは、汚染基準値を上回る農産品が生産されないようにすることである。事故の分析により、品質管理システムの効果は、明らかな冗長性は少ないにしても、産品汚染の出所と原因の特定には役立たない。生産品の放射線管理を作業の協調の監視サブシステムとして予防目的で予見する必要がある。この生産品の核種濃度は、福島第一の原発事故の地域において、大豆、ソバ、米の汚染超過を記録した管理システムの分析によってたしかに確認されるが、その原因は特定できず、もっとも危険な区域を発見したり、このような汚染された農産物の生産を防ぐ手立となることもできない。

(12) 放射線状況の予想の方法論は、事故後、放射生態学的区分けと、汚染された可能性のある 領域のモデル、放射性核種の大気中の移動、放射性核種の土壌と植物への堆積、放射性核種の 再懸濁とそれに続く大気中の移動、植物の葉の汚染、「土壌ー植物」、「食物ー動物の体ー畜 産品」の放射線モデルという一連のモデル群をベースにした総合的なモデリングによって開発 された。このモデルに入出力されるデータは、空間時間に座標を持ち、広範囲に有効に利用で きる。

(13)予防目的で特定の全体に適合したモデルと地域の風景の状態を使った放射線状況形成の予想により、事故の深刻な段階で住民の生命の状態が制限される時間と領域を本質的に軽減することができる。放射線状況の評価のアルゴリスムは、予想値あるいは測定値を国内標準、国際標準と比較することにより十全なものとなり、比較結果の比率は対策の策定のベースとなる。
(14)原発が影響する地域での緊急事態における放射線状況の放射生態学的監視と評価のネット

ワーク構築の方法論が開発された。監視の方法論により、適切なスケールの各区域の要素の代 表的な評価が可能になり、それは空間での監視ネットワークの形成と、評価対象土地の代表的 「土壌-植物」サンプリングの接合に対する適切な方法論により達成される。区分け要素間の

サンプリングポイントの分布の計算は、住民被曝の形成に影響を及ぼす、対象エリアごと、危険度の程度ごと、そして食事により人体に取り込まれる放射性核種における選ばれた物質の寄与の度合いなどの主な要素を考慮した重量を使って行われる。例として、盆地のサンプリングポイントの分布の計算を行い、試験区域での汚染シナリオに対する監視システムネットワークを構築した。

(15) データベースと、気象学、放射生態学およびその他の情報の収集システムへのアプローチ と要請は、IAEA のガイドラインと原発環境における放射に関する法に準ずる、緊急状態応答 地域での放射線状況の査定のために整備された。要請には、情報データベースへの入力の方法 と頻度、そのフォーマットのリスト、分類指標、統計分析方法、品質管理パラメータとデータ 保管の方法が含まれる。

(16) 入力データの出所は電子地図を作成するために決められ、GIS テクノロジーは放射線の区 分けのための空間的情報の処理と分析のために設計される。データのリモート探知と土地汚染 の予想を利用する地図製作のドキュメント作成のアルゴリスムは、原子力発電所における事故 発生時の意思決定を支援し得るという考えのもとに提案された。

4.2 福島の汚染地域での結論

(1) 福島地方における農産品の放射線学的管理データベースを分析することにより、2011 年から 2013 年までの農作物の放射線状況はおしなべて満足のいくものであることがわかり、健康 影響の懸念はなかった。全地域での産品内の¹³⁷Csの濃度は基準値以下だった。しかしながら、 大豆とソバにおいてはその度合いにばらつきがあり、伊達地方ではいくつかの地区で基準値を 数倍上回った。

(2) 結論としては、現在に至るまで管理スキームは実行されておらず、したがって、管理の効果を減ずる、植物への¹³⁷Csの蓄積に影響する土壌汚染濃度と土壌特質の空間分布が軽んじられている。さらに、放射性核種の移動要因のダイナミクスを査定するために、同じ場所で異なる時間に管理用のサンプリングを行うことはなされていない。管理スキームは調整の必要があり、管理システムは監視システムと一致調和させるのが適切である。

(3) インターネット上の地図製作データを使用することにより、伊達地方の、地域レベルでの 区分けが可能になり、その結果土壌の特質と汚染濃度には1倍以上のかなりなばらつきがある ことがわかった。収穫物において汚染が基準値を超過していたり、あるいは汚染の最大値が観 測されるのは、褐色森林土など、土壌汚染の最大レベルが植物の生育にもっとも適さない土壌 の特質と一致する場所であることが多い。産品の¹³⁷Csの濃度がもっとも低いのは、低い土壌 汚染濃度と高い農芸化学指標が組み合わさった場合である。

(4) 日本の土壌の特質に関する出版データを用いて、土壌の特質の統合アセスメント値 Sef が 計算された。日本とウクライナでは、土壌にかなりな形態学的、農業化学的相違が見られるに も係らず、福島県の主要な土壌の Sef 値の間隔は 0.10~0.45 であり、ウクライナの主要な土壌 での値 0.11~0.41 に極めて近い。ウクライナの「土壌-植物」モデルを日本の条件におけるプ ロジェクトに適用できる可能性を示唆している。

(5) 監視データベースによる、2012 年から 2013 年にかけての福島県伊達地方における大豆とソ バの¹³⁷Cs の測定結果は、日本の土壌の農芸化学の特質に関する出版データを用いてウクライ ナの「土壌-植物」システムでの放射性核種の移行モデルを予想できることを確認している。 時間の経過に伴う大豆の汚染レベルのダイナミクスの予想は、ウクライナの動的モデルを使っ て行われたが、それによると、大豆の¹³⁷Cs 濃度は核種が土壌に固定される自然過程により、 事故後4年で3分の1に減少する。

(6) モデルから得られる結果と管理データベースから入手できるデータを比較すると、ウクラ イナの「土壌-植物」システムにおける放射性核種の移行モデルは、一般的に濃度のダイナミ クスを正確に復元し、事故からの4年間で移転要素は変化するが、より合理的結論としては、 事故から4年後の同一サンプリング地点から得られるデータベースの大豆の放射能値との比較 が必要である(残念ながら、存在するデータベースに地点の座標は記録されていない)。結果に よると、モデルを使って管理結果の可変性をより詳しく説明し、農作物の汚染を予想し得るこ とが望ましい。

(7)「土壌-植物」システムでの放射性核種の移行モデルを使って農産物における¹³⁷Csの濃度 を正確に、かつ高い信頼性で予測するには、土壌の農業化学的特性 (pH_{KCl}、土壌の有機成分、 吸収された主成分の量) は典型的な (参考) 管理ポイントから得られるべきであり、そこでは土 壌と植物の組み合わせのサンプルは、必ず分析する土地の位置座標とともに選ばれねばならな い。

(8) 日本で「土壌-植物」システムにおけるセシウムの移行を予測するために推奨された、RIP (放射性セシウム妨害能力)の値を使った可能性の分析が行われた。結果としては、農産物の汚 染の予測に RIP を使用することはまだ十分には正当とはいえなかった。RIP と植物における ¹³⁷Csの蓄積係数の相関関係は事実上存在しない。RIP は、土壌の特性の多様性を明確に反映す るものではない。さらに、RIP は時間とは無関係で、放射性降下の開始時点に依存する TF を 決定する吸収過程の力学を考慮していない。現時点では、RIP を予後指標として使用すること にはかなりな問題があり、予備実験とさらなる実験による正当化が求められる。

(9) 福島第一原発周囲における、¹³⁷Csの再懸濁による農作物の大気からの汚染に関する評価と 予想がなされた。そのために、放射性核種の再懸濁およびそれに続く自然の懸濁による源泉の 平らな表面から大気中への移動、その技術的インパクトのモデルが開発され、植物の大気から の汚染のモデルが用いられた。

福島県の5箇所の監視地点(南相馬市石神、南相馬市大田、川俣町富田、二本松市渋川、二本松市針道)では、2013年~2014年に大豆の放射能汚染が測定され、モデルによる評価が行われた。5箇所すべての監視地点において、堆積地形成の2~4年後の期間中、大豆内の全セシウムに対する¹³⁷Csの再懸濁による大気からの汚染濃度は2.5から6.3%であり、農作物の汚染において有意な役割は担っていなかった。これらの評価は目立つものではなく、植物組織の汚染として予測されていた最大値を示している。

(10) 福島第一原発事故地域で使用でき、チェルノブイリ事故地域の農産物から¹³⁷Cs を減少さ せるために適用された対策の実施に対する分析評価がなされた。日本では、現在(事故の4年 後)、農場の農産物の借り入れ時の¹³⁷Cs の移動を減少させるのに有効な対策は、農芸化学的な 再生利用(有機、無機の肥料、とくにカリウムの制限)であることがわかった。これらの手段 の効果の程度は複数の要因、すなわち手段の種類、土壌とその特性の種類、植物種などによっ て決まる。100g 中 10mg 以上の交換性カリウムを含む土壌においては、収穫物汚染を減らす手 段としてのカリウム肥料の効果は激減した。日本の経験はこれらの結論を裏付けている。1へ クタールあたり120~180kg 以上のカリウム肥料の使用は不適切である。

(11) ウクライナのチェルノブイリおよび他の国での経験を概括すると、¹³⁷Csによる汚染の少な い収穫を高めるもっとも効果的な方法は、複合肥料の導入である。この農作物の計画された収 穫に基づく窒素肥料の投与量が計算された。計画された収穫において、放射性核種の吸収を減 少させるためには、リン酸塩肥料と炭酸カリウム肥料の投与量は窒素肥料の投与量のそれぞれ 1.5倍と2.0倍とすべきである。 (12) 2011 年のデータベースに基づく¹³¹Iと¹³⁷Cs の濃度変動の長期的観測の結果が、プロジェクトチームが開発した植物の大気からの汚染モデルの確認に用いられた。9 箇所のポイントでの¹³¹Iと¹³⁷Cs の植物の葉における濃度変動は、ふたつの説明モデルが適切に記述している。 福島における、植物の葉の¹³¹I (2.8 および 6.0 日)と¹³⁷Cs (4.4 および 47 日)のセミクリーニングの平均は、チェルノブイリ事故後のすべてのデータの平均、すなわち¹³¹I の 3.2 および 5.4 日、¹³⁷Cs の 6.6 および 59 日と、申し分なく一致している。

事故から7日後の、原子炉からかなり離れた場所での植物の葉の¹³¹I (0.29~12.3 MBq·kg⁻¹) および¹³⁷Cs (0.045~2.90 MBq·kg⁻¹) の濃度の絶対値の大きさは、¹³¹I の人体および動物への、 生物学的に有意な吸収量を示しており、事故発生後の初日からすぐに植物の大気による汚染を 監視することの必要性を訴えている。当然、これらの地点での牛乳 (そこで生産されたもので ある場合) に含まれる放射性核種、および葉モノ植物の¹³¹I と¹³⁷Cs の濃度が高い監視地点での 人体甲状腺について、過去に遡って分析することが望ましい。

(13) 屋外飼育時に飼料を摂取している鶏の肉や卵に対する¹³⁷Cs 汚染の寄与の評価がなされた。 日本では、鶏の肥育にクリーンな飼料が用いられており、汚染した土壌が放射性核種を取り込 む唯一の源とみなされている。土壌中の核種の許容濃度は、1500 Bq・kg⁻¹に制限される。鶏の 体内における¹³⁷Cs の代謝パラメータの最大値を用いた控えめな評価は、戸外飼育の鶏肉と鶏 卵の¹³⁷Cs濃度は、日本の基準である 100 Bq・kg⁻¹を下回るであろうことを示している。

5. 日本での適用可能性と推奨事項

5.1日本での適用可能性

農業生産地域の放射線監視を組織化するプロジェクト、原子力発電所での放射能事故による汚染、およびその質的管理の結果として開発された一般的方法論は、緊急事態への準備システム(放射能汚染地域内の危険区域の存在を考慮した、対策の計画と最適化と同様の、放射生態学的監視のネットワークの形成)および緊急応答システム(放射線学上の緊急度の異なる段階での経緯の有用な予測)の一部として用いることができる。

緊急事態への準備に責任を持つ国の当局は、予防準備情報(放射生態学的区分けなど)を含む、 原発領域の潜在的影響の地理的環境条件に対して開発された方法論を適用する作業の顧客とな り得る。

既存の原発エリアの潜在的影響域内の農業生産地域に関するデータの予防準備の過程の形成、開発された方法論に基づく複合放射生態学的区分け、放射線状況評価システムの改良、そして地域の放射生態学的特性を考慮した予測は、開発された方法論(この作業の潜在的顧客は IAEA、FAO(国際連合食糧農業機関)、DOE(米国エネルギー省)に基づき「緊急事態における 農地の長期監視のガイド」という文書を開発する際に実施することができる。

5.2 福島地域への提言

(1) 日本の専門家とともに、プロジェクトチームの支援のもと、日本の条件に合わせて開発された方法論を用いた実現可能性を決定するセミナーの手はずを整えるべく、福島第一原発事故地域における農地の監視システムでの方法論を実施した。

(2) プロジェクトで開発された方法論に合致する地域地方レベルでのマッピングおよび蓄積濃度と土壌の農業化学的特性(塩化カリウムのpH、土壌の有機成分、吸収された量)に関するデータを用いての土地の放射生態学的区分けが、管理をもっとも危険な地域に集中させ、¹³⁷Csの産品への蓄積の可能性がもっとも高い場所で、目的の対策を実施することを可能にする。適

切な推奨事項が提供された。

(3) 最適かつ注意深く科学的に根拠付けられた、放射生態学的監視のネットワークを形成する。 その作成の原則は、「福島第一原発事故の地域における農地の長期的監視に関する推奨事項」 という文書 (Q4 レポートの付録) に記載されていた。土壌特性に即した TF 主要農産物の独立 性確保のために科学的監視を行う。RIP 決定のための科学的監視中。各 RIP の評価は、土壌の 農業化学的特性に関する情報、土壌の属性の Sef 値の統合パラメータおよび主要農産物の移動 要因とともになされねばならない。

(4) 生産物の放射能汚染のレベルの信頼できる予測 (人口の戻りの前の) に基づいて避難民が戻ってくる可能性があるか農業の復興が可能な非難区域の区分けと科学的監視を行う。

(5) 日本の条件下で農作物の¹³⁷Cs の蓄積を減少させるために、使用する肥料の N:P:K= 1.0:1.5:2.0 という肥料成分の比率の効果をチェックする。

チェリャビンスクとチェルノブイリの事故から得られる獣医学上の重要な教訓は、事故前 も事故後も、家畜の治療サービスに関する放射能の公式基準とそれに対応する放射線監視パー トの法律は導入されなかったということである。ウクライナ、ベラルーシおよびロシアでは、 150,000 頭以上の肉牛が正当な理由なく虐殺された。農地の長期的な放射生態学的監視のプロ グラムに、獣医上の試験、家畜の体への可能な投与量の予測、その被曝による起こりうるダメ ージの評価および汚染し放射能にさらされた動物の扱いに関する推奨事項の開発を含めること が推奨された。IAEA および関連国が、事故発生時に対応するガイドを公式に採用することが 強く求められる。

Fig.2	図 2
Subsystem Databases	サブシステムデータベース
GDB "Topo"	GDB「Topo」
DB "Meteo"	DB「Meteo」
DB "Assessment of territory"	DB「領域評価」
DB "Estimations"	DB「評価」
DB "Standards"	DB「基準」
DB "Countermeasures"	DB「対策」
Subsystem preventive radiological	予防的た故射生能学的評価地域のサブシュニノ
assessment area	ア防的な成別生態子的評価地域のリンシステム
Radiological zoning	放射性学的区分
Assessment of criticality territory	危険領域の評価
Radiological terrain model	放射性学的地形モデル
Geoinformation modeling subsystem	地理情報によるモデルリングのサブシステム
Radiological assessment of area	地域の放射性学的評価
Forecast of radiation situation	放射線状況の予測
Subsystem forecast of radiation situation	放射線状況の予測サブシステム
Prognostic models: "WRF-LEDI"	予後モデル: WRF-LEDI
Models of air and root product	ᄨᆕᅕᄔᄭᄱᄨᇲᅚᅒᆂᅙᇺ
contamination	空気および根菜の汚染モナル
The model of secondary contamination	二次汚染のモデル
Subsystem for monitoring of radiation	豊地におはておけの時間サゴシュニノ
situation in the agricultural sphere	長地における放射線状況の監視サノンステム
Assessment of the current situation and	田快評価にあたの予測
forecast of changes	現状評価と変化のア測
Zoning by contaminating class	汚染レベルによる区分
Formation of monitoring network	
agrosphere	長地監視ネットワークの形成
Subsystem product control	生産管理サブシステム
Formation of product control network	生産管理ネットワークの形成
Subsystem of countermeasures	対策のサブシステム
Planning and assessment of	牡将う半周を覚角
countermeasures	対象の計画と計画
Fig.3	図 3
Elevation	仰角
3D Model elevation	3D モデルの仰角
Space image	空間図
Soil	土壤
Slope	斜面
Profile of relief map	起伏地図のプロフィール
Surface	表面部分
El.Landscape	EI.地形

Pollution	汚染	
Fig.4	図 4	
Highly critical 111,112, 121, 211	非常に危険 111,112, 121, 211	
critical 122, 212, 311	危険 122, 212, 311	
noncritical 312, 321, 322, 331, 332	危険なし 312, 321, 322, 331, 332	
water area	水域	
forest	森林	
city	市街	
Fig.5	図 5	
city land	都市部	
forest	森林	
water	水	
Concentration in leafy vegetables and	葉物野莁と白生の首内の濃度 Baska ⁻¹	
natural grasses, Bq*kg ^{−1}		
Fig.6	図 6	
monitoring point	モニター地点	
10 - 60 density contamination	10~60 汚染度	
Fig.7		
concentration ¹³¹ I , Bq*kg ⁻¹	[™] I 濃度、Bq*kg ⁻	
t, days atter fallout		
Specific activity, Bq*kg ⁻	比放射能、Bq*kg	
t, days	t、日数	
	<u>छ</u>	
Fig.8	凶8	
Milk contamination in pastures (below the	牧早地における牛乳の汚染 (基準 50 Bq/kg 木 (共)	
standard bu Bq/kg)	<i> </i>	
1.1 to 35	1.1~35	
Fig Q	図 Q	
Contamination souhean 1 year after		
accident	事故後1年の大豆の汚染	
Bk/kg Conservative prediction Cultivated		
land	Bk/kg 保守的な予測 耕作地	
300 - 2 570 (>3*PL), verv critical	300 - 2 570 (>3*PL)、非常に危険	
70 – 300 (0, 7–3*PL), critical		
40 – 70 (0–0, 7*PL), not critical	40 - 70 (0-0, 7*PL)、危険なし	
Contamination cucumber 1 year after		
accident	争 奴 仮 「 年 の キュ ワリ の 汚 栄	
Bk/kg. Conservative prediction. Residential	ロル~ 保空的な圣測 民住地	
land	DN/ Ng 床寸FU/d J/ 別 店住地	
300 – 303 (>3*PL), very critical	300 - 303 (>3*PL)、非常に危険	

70 - 300 (<0.7-3*PL), critical	70-300 (<0.7-3*PL)、危険
17 - 70 (<0.7*PL), not critical	17 - 70 (<0.7*PL)、危険なし
Contamination cabbage 1 year after	ませ後ったのところいのに決
accident	事故後 年のキャヘツの汚案
Bq/kg. Conservative prediction.	っ. / 坊うみたろど 足合法
Residential land	BK/Kg 控えるりなア測 店住地
70–94, (<1*PL), critical	70-94, (<1*PL)、危険
18-70, (0.7*PL), not critical	18-70, (0.7*PL)、危険なし
Type of land where product	農産物汚染評価が行われなかった土地のタイプ
contamination assessment was not carried	★トの行に紘会
out	↑ エ 0/1 」 〜 iyl ロ
city land	都市部
forest	森林
water	水
Fig.10	図 10
a – the density of soil contamination by	ュ – ¹³⁷ Cs による+ 壌汚 染度 kBg⋅m ⁻²
¹³⁷ Cs, kBq·m ⁻²	
Paired point	対になる地点
b – soil types	b - 土壌タイプ
Fluvisol	フルビソル(沖積土)
Brown Forest (soil)	褐色森林土
Andosols	黒ボク土
Fig.11	図 11
Date Motomura	伊達 元村
Specific activity in crops, Bq*kg ⁻¹	作物の比放射能、Bq [*] kg ⁻¹
t, year after fallout	t、放出後の年数
Date Tomino	伊達 富野
Specific activity in crops, Bq*kg ⁻¹	作物の比放射能、Bq*kg ⁻¹
t, year after fallout	t、沈着後の年数
Data of Cs-137 control, Bq*kg ⁻¹	¹³⁷ Cs 管理データ、Bq*kg ⁻¹
Brown Forest D=300 kBq*m ^{-2,} Sef=0.10	褐色森林土 D=300 kBq*m ⁻² 、Sef=0.10
Brown Forest D=30 kBq*m ⁻² , Sef=0.27	褐色森林土 D=30 kBq*m ⁻² 、Sef=0.27
Fluvisols D=300 kBq*m ⁻² , Sef=0.22	フルビゾル D=300 kBq*m ⁻² 、Sef=0.22
Fluvisols D=30 kBq*m ⁻² , Sef=0.45	フルビゾル D=30 kBq*m ⁻² 、Sef=0.45
Andosols D=300 kBq*m ⁻² , Sef=0.20	アンドソル D=300 kBq*m ⁻² 、Sef=0.20
Andosols D=30 kBq*m ⁻² , Sef=0.30	アンドソル D=30 kBq*m ⁻² 、Sef=0.30
Fig.12	図 12
Sukagawa Naganuma	須賀川 長沼
Specific activity in crops, Bq*kg ⁻¹	作物の比放射能、Bq*kg ⁻¹
t, year after fallout	t、放出後の年数
Specific activity in crops, Bq*kg ⁻¹	作物の比放射能、Bq*kg ⁻¹
t, year after fallout	t、放出後の年数

Data of control Cs-137, Bq*kg ⁻¹	Cs-137 管理データ、Bq*kg ⁻¹	
Brown Forest D=300 kBq*m ⁻² , Sef=0.10	褐色森林土 D=300 kBq*m ⁻² 、Sef=0.10	
Brown Forest D=30 kBq*m ⁻² , Sef=0.27	褐色森林土 D=30 kBq*m ⁻² 、Sef=0.27	
Fluvisols D=300 kBq*m ⁻² , Sef=0.22	フルビゾル D=300 kBq*m ⁻² 、Sef=0.22	
Fluvisols D=30 kBq*m ⁻² , Sef=0.45	フルビゾル D=30 kBq*m ⁻² 、Sef=0.45	
Andosols D=300 kBq*m ⁻² , Sef=0.20	アンドソル D=300 kBq*m ⁻² 、Sef=0.20	
Andosols D=30 kBq*m ⁻² , Sef=0.30	アンドソル D=30 kBq*m ⁻² 、Sef=0.30	
Fig.13	図 13	
Cartographic data bank	地図製作データバンク	
Relief with hydrography	ハイドログラフィー付き起伏図	
Pools	貯水	
Soils	土壌	
The underlying surface	支持構造表面	
The vegetation	植生	
Subsystem Databases	サブシステムデータベース	
DB "Meteo"	DB「Meteo」	
DB "Assessment of territory"	DB「領域評価」	
DB "Estimations"	DB「評価」	
DB "Standards"	DB「基準」	
Subsystem forecast of radiation situation	放射線状況を予測するサブシステム	
Prognostic models "WRF – LEDI"	予後モデル: WRF-LEDI	
Models of air and the roof products	空気なとび相英の法染エデル	
pollution	王文のよい伝来の乃来てアル	
Model of secondary pollution	二次汚染のモデル	
Output and presentation of results	結果の送出と提示	
Radioecological zoning	放射性学的区分	
Assessment of radiation situation and	な計算法についていた。	
zoning	ルスオッホホルバクトロフ い 計 1回	
Forecast of products contamination and		
the formation of monitoring network	辰庄10/7末の「別C画枕やフトノーフの形成	

3.6 チェルノブイリ原発事故後における森林生態系の放射性汚染の モニタリング-森林生態系でキノコによる収奪を利用する除染

- STCU プロジェクト 5954 -

Nataliia ZARUBINA

ウクライナ科学アカデミー原子力研究所

	プロジェクトの基本情報
プロジェクト名:	チェルノブイリ原発事故後における森林生態系の放射性汚染の モニタリング
研究開始日:	2013年9月1日
研究期間:	2年
プロジェクトマネージャー:	Nataliia ZARUBINA
電話番号:	+380955198555
電子メールアドレス:	nataliia.zarubina@gmail.com
実施研究所:	ウクライナ科学アカデミー原子力研究所 Vishnevsky Ivan Mykolayovich 03680, pr-t Nauki, 47, Kiev, Ukraine +380445252349 interdep@kinr.kiev.ua
コラボレーター:	Rohatgi Upendra Singh(ブルックヘブン国立研究所、米国)
	Dr. Fesenko Sergey (国際原子力機関)

1. 作業の概略説明:目的、および期待される結果

福島第一原子力発電所の事故の結果、半減期が長く生物利用度も高い¹³⁷Csを含む、さまざ まな放射性核種が環境中に放出された。各種の論文データ(森林汚染-吉田聡および村松康行、 リスク特定と将来の見通しに関する最近の動向, 1999年)、ならびに福島周辺の長期的なモニタ リングおよび改善に関する環境評価のためのISTC/STCU技術ワーキンググループ(金子真司、 2012年))によると、日本全土の約67%、福島県の71%が森林に覆われている。今回の事故の結 果、福島県内の森林は¹³⁷Csによって汚染された。さまざまな森林および土壌物質を対象として、 ¹³⁷Csの蓄積に関する徹底的な予備調査を実施しない限り、森林の除染問題を解決することはで きない。さらに、事故後の状況の各段階における森林生態系について、¹³⁷Csの今後の振る舞い に関する予測を立てなければならない。

プロジェクト番号 5954 はその第一段階として、福島県の気象条件および地理的条件を対象とする、放射線モニタリングプログラムの策定を計画した。特別な放射線モニタリングプログラムの結果 (森林生態系の中のさまざまな物質に含まれる¹³⁷Csの量に関するデータ)は、将来の研究および見通しに活用されることが期待される。

第二に、日本の森林生態系における¹³⁷Csの長期的な振る舞いに関するモデルを作るため、 プロジェクトの枠組みの中で、森林生態系における¹³⁷Csの再拡散について見積もりを実施し たいと考えた。このモデルの基礎となるのは、チェルノブイリの立入禁止区域内で 30 年近く にわたり収集された、森林生態系のさまざまな物質に蓄積されている放射性核種に関するデー タである。福島県の森林生態系の中のさまざまな物質にどの程度の¹³⁷Cs が含有されているか を測定することにより、このモデルの検証が行われる。

このプロジェクトの主な目的は、データおよびモデルを数学的および統計的に分析することにより、汚染地域における¹³⁷Csの振る舞いと再拡散について予測することだった(第3段階)。事故後の長い期間にわたり森林生態系のさまざまなエリアを人々が利用する上での勧告を策定するため、そして緊急時計画を策定するため、この予測は有効に活用できるはずである。さまざまな種類のキノコの子実体にどの程度の¹³⁷Csが含まれているか、そして1km²につきどの程度の重量の各種キノコが生育しているかに関するデータが、福島県内のさまざまな森林生態系から収集される計画を立てた。これらのデータを活用すれば、日本の森林内でこの放射性核種を濃縮させる性質を持つキノコの種類が特定できるとともに、この種類のキノコによって日本国内の土壌の除染がどの程度進むかを予測することも可能となる。

2.2014年4月の会議後における作業変更

2014年4月の東京で、プロジェクトマネージャーのN.ザルビナはプロジェクトの実施状況 について報告を行った。ISTC/STCUの評価委員会および日本の専門家らは、日本の森林におけ るキノコ汚染という喫緊の課題について既存のデータを最大限活用するため、福島第一原発事 故で汚染された日本の地域について作業 (キノコの子実体および土壌のサンプル採取)を実施 するようプロジェクトの参加者に勧告した。

福島大学環境放射能研究所に所属する日本の同僚らから招待を受けたN.ザルビナは、2014 年9-10月に日本を訪れた。同氏は、福島第一原発の立入禁止区域内の複数の場所から、キノコ および土壌のサンプルを共同で採取した。そして福島大学環境放射能研究所は、採取したサン プルに含まれる¹³⁷Csの比放射能について測定を実施した。測定で得られた結果は、このプロジ ェクトの全3段階の成果を検証するために使用された。

また、ISTC/STCUの評価委員会は、第2段階(キノコの子実体を活用することによる、森林 土壌の除染の促進)の範囲を変更するよう提案した。しかし、福島第一原発の立入禁止区域内 におけるサンプル採取とデータ解析によって、私たちは予想外の前進を実現することができた。 2014年のサンプル採取作業に基づく予備的な評価においても、日本の汚染地域内で現在利用さ れている他の方法と比べて、子実体を用いた除染方法の有効性は証明された。すなわち、キノ コの子実体を用いれば森林土壌を除染できる可能性が高いことが、日本でのデータによって確 認された。

ISTC/STCUの評価委員会は、福島県内のデータを活用してプロジェクトモデルを検証するよう 勧告している。これらの勧告を考慮に入れ、かつ日本でのサンプル採取の結果を使用すること により、最終モデルの検証が行われた。

3. 技術的なアプローチ、方法、実験、理論、その他

3.1 基本的な実験手法

プログラムのプロジェクトを実施する上で、測定対象のサンプルの準備するため、森林生態系を構成する主要な物質を収集しなければならない。また、サンプルに含まれる¹³⁷Csと¹³⁴Csの量を測定する必要がある。

キノコにおける放射性核種の蓄積に対する天候の影響を避けるため、landfills においてキ ノコの子実体を速やかに (できれば 1 日以内) に選定した。キノコの子実体は、成熟段階が同 程度のものを選定しなければならない。まず、子実体の表面から汚れを取り除き、(種ごとに) プラスチックの袋に入れ、印を付けた。

研究所では、キノコのサンプルを均質化し、その後に行われるガンマ線分光測定のため、密封 容器に入れる。作成した子実体の測定サンプルは、測定までの間冷凍庫 (-18 ℃の中で保管し た。

キノコのサンプルに加えて、土層のサンプルも封筒法により採取した。各サンプルは別々 の容器に入れられ、ラベルが貼られ、研究所に送られた。研究所で土壌サンプルは風乾重にな るまで乾燥され、必要な部分についてガンマ線分光測定が実施された。作業によっては、土壌 とキノコだけでなく、高等植物のサンプルも同時に採取された。サンプルは袋に入れられ、ラ ベルが貼られ、研究所に送られた。研究所でサンプルは風乾重になるまで乾燥され、細かく砕 かれ、ガンマ線分光測定のためメモリ付きボウルに入れられた。

同軸形半導体検出器(GC6020、「CANBERRA」)を用いて、ガンマ線分光測定装置による 測定が実施された。放射性核種の含有量はパーソナルコンピュータに整理された。 サンプル に含まれる¹³⁷Csの比放射能は、以下の通り計算された:

 $A(Bq/kg) = (S - Sf)/(\epsilon I\gamma tmeas(s)m(kg))$

各々の記号の意味は以下の通り:

S-サンプルのスペクトルに含まれる、¹³⁷Csに由来する 661.6keV のガンマ線が存在する領域。 S_f-背景スペクトルに含まれる、¹³⁷Csに由来する 661.6keV のガンマ線が存在する領域。

ε-この測定形状における、¹³⁷Csに由来する 661.6keV のガンマ線を記録する際の絶対発光効率

I_γ-ガンマ線の量子収率(¹³⁷Csに由来する 661.6keV のガンマ量子については、0.851)。

t_{meas} - 測定時間 (s)。

m(kg)-サンプルの重量(kg)

サンプルに含まれる¹³⁷Csの比放射能は、以下の通り計算された:

$$\delta A = \sqrt{\left(\sqrt{\delta S^2 + \delta S_{\phi}^2}\right)^2 + \delta \epsilon^2 + \delta I_{\gamma}^2},$$

各々の記号の意味は以下の通り :

δA - サンプルに含まれる¹³⁷Csの比放射能を測定する際の相対誤差(%)

&S - サンプルに含まれ、¹³⁷Cs に由来する 661.6keV のガンマ線の領域を測定する際の相対誤差(%)

 δS_{ϕ} -バックグランドスペクトルに含まれる、 ^{137}Cs に由来するガンマ線の範囲を測定する際の

相対誤差(%)

δε -この測定ジオメトリーにおける、¹³⁷Cs に由来する 661.6keV のガンマ線の絶対発光効率を 測定する際の相対誤差(%)

δI_v-¹³⁷Csに由来する 661.6keV のガンマ線の相対誤差(%)

値は、既知である検出器のジオメトリーと測定に基づき、コード (MCNP-4C) を使用すること により、さまざまな測定形状について計算が行われた。標準線源の測定により、計算の妥当性 を検証した。標準線源は、¹³⁷Cs の比放射能に関して検定された線源である OYSN EM66 であ る。誤差の大きさは、1 (P = 0.68) σ に関して 5%と見積もられた。この見積りは、コード (MCNP-4C) を用いたモンテカルロ計算に影響を与えるさまざまな要因を評価することにより 行われた。 δI_{γ} 値は、CANBERRA 社のプログラムパッケージ NUCHAT から取られ、0.2%だ った。エラーの値 t_{meas} とmは無視することができる。

3.2 福島第一原発の事故で汚染された日本の森林生態系のモニタリングに関する勧告の実証 および立案

3.2.1 モニタリング計画

事故に由来する放射性核種の沈着を受けた地域で実施される地域レベルの放射生態学的な モニタリングの目的は、環境放射線の状況に関する情報を収集することである。この情報は、 放射能汚染地域の管理に関する意思決定プロセスを支援するために用いられる。一般に、汚染 を受けた地域の放射線管理は2つの作業から構成される。放射性汚染に関する安全性検証と当 該地域の利用制限戦略である。放射性汚染に関する安全性検証には、以下の事項が含まれる。

- 自然環境およびその構成要素 (水、空気、天然資源)の汚染について、一般的なパラメー タを見積もること。
- 放射線にまつわる危険な状況について、分析および予測すること。
- 地域に流出した放射性物質について、予測および管理すること。

当該地域の利用制限戦略には通常、以下の措置が含まれる:

- 天然資源の利用。
- 輸送および通信活動。
- 放射能除染、およびこれに類するその他の作業。
- 地域の生態学的管理(森林、水管理の実施)。

これらの活動を安全に実施しその結果を予測するためには、最新の放射生態学的情報に関 する、大規模なデータベースが必要となる。これらのデータを提供できるのは、放射生態学的 なモニタリングのみである。

モニタリングでは基礎データが収集される。そして基礎データは、必要情報 (データベース、地図製作資料、分析ノートおよびレポート、情報請求への回答など) へと加工される。情

報の型式および意味は、情報利用者(政府の執行機関)の作業内容によって主に決定される。 これと同時に、その時点において情報が必要かどうかや、まだ必要はないものの、作業の解決 に今後活用される可能性があるかどうかも考慮される。

モニタリングは3つの機能を果たす。監視、状況の予測、および予測的判断である。監視 活動とは、調査ネットワークで得られる、前処理されたデータ解析を意味する。状況の予測と は、管理作業に関する情報を準備すること(例:放射線の安全に関する国家基準の観点から、 調査結果を予測すること)を意味する。予測的判断とは、取得されたデータに基づき、状況の 変化に関する選択肢を適切に考案することを意味する。この目的のため、モデリング技法およ びトレンドセパレーションなどが活用される。モニタリングの大まかな枠組みは、図1に示さ れる。



図1 環境モニタリングの大まかな枠組み

我々は、モニタリングで実施される作業の暫定リストを作成した(下記)。

• 森林地帯の放射能汚染レベルに関する、完全かつ詳細で、統計学的に信頼し得る情報を取得すること。

- 森林地帯における放射能汚染プロセスを判定すること。
- さまざま土壌や地形における、放射性核種の再拡散について研究すること。

• 樹種、灌木、草本、キノコ、コケ、地衣類、および「土壌-森林生物相」システムの構成 要素(植物種、キノコ、動物)への放射性物質の移行の程度について研究すること。

- 放射性核種の「土壌 飼料植物 野生動物」への移行について研究すること。
- 森林から人間へと至る食物連鎖における放射性核種の移行について研究すること。

3.2.2 モニタリングネットワーク

(1) ネットワークレベル

取得される情報の性質に従い、ネットワークは2つのレベル(基本レベルと特別レベル) に分けられる。基本レベルには、モニタリング対象となるすべての地域が含まれる。サンプル 採取地点は8kmメッシュのグリッドの交点から成るセットである (図2)。

JAEA-Conf 2016-003



図2 森林を放射生態学的にモニタリングするための、基本的な観察ネットワーク

(2) モニタリングの実施期間およびプローブサンプリングのスケジュール

モニタリング活動の期間は、さまざまな要因(放射生態学的な要因、管理上の要因、そして社会的な要因)に基づき決定される。上限としては、ある地域において人為的な放射性核種がほぼ完全に除染されるために必要な期間とすることを勧告したい。この期間は、ある放射性核種の半減期の10倍となる。¹³⁷Csでは約300年である。期間の下限は、管理当局の判断で決定することができる。管理当局は、ある地域で認められてい2る基準に基づき、その地域の放射線状況が安全か否かを判断するとともに、放射生態学的モニタリングの実施を停止または変更できるものとする。大規模な放射能汚染事故(1986年のチェルノブイリ原発、および1957年の「マヤーク」処理施設)に関するこれまでの経験は、放射生態学的なモニタリングが数十年に及ぶことを示している。 それぞれ 8 年および 57 年。いずれにせよ、福島第一原発周辺の森林に対する放射生態学的なモニタリングは、数十年にわたる長期的なプロジェクトとなる可能性がある。

(3)モニタリングの対象

モニタリング対象の選定は、生態系の構造に従い行われる。観察のため、生態系における 主要な成分が選定される。この成分は、必要に応じて構成要素へと細分化される。森林生態系 については、3つの基本成分(土壌(層ごと)、植物、およびキノコ)が存在することを強調して おきたい。これらの基本成分は、森林生態系に関するモニタリングの対象となる。

(4) 照射線量率の測定

サンプル採取に加えて、各地点で照射線量率を測定することを勧告する。これは、放射線 状況に関する普遍的かつ明確な指標である。測定は、プローブサンプリングの各地点で、認定 装置を用いて実施される。各地点では2つの高さ(土壌の表面、および表面から高さ1メート ル)で測定する。 3.2.3 地表以下の試料

(1) 土壤

実地の放射生態学に基づく経験によると、陸域においては、放射性核種は主に土壌に蓄積 されることが明らかになっている。ここで我々は土壌を生物学的システムであると考える。こ のシステムには、土壌そのものと森林のリター(落葉とその分解物)が含まれる。放射生態学 モニタリングでは、複数の土壌層が研究の対象となる。すなわち、地表のリターと、地下 20cmまでの上層土壌である。必要に応じて(その時点までに行われた、放射性核種の垂直的な 移行に関する研究に基づき)、地下150cmまでの土壌サンプルが採取される。

(2) 地表のリター

この層では、有機物質の分解プロセスと、土壌への回帰が起きる。これは、物質の生物学的な循環を固定化する上で不可欠な要素である。これは3つの層で構成される。

1) リターフォール (A01)

2) 分解過程にあるリターフォール層 (A0f)

3) 分解を終えたリターフォール層 (A0h)

A01 層と、A0f および A0h の層は、別々に採取される。リターフォールのサンプルは、ナ イフで切り取られるか、25x25cm の金属枠を使ってブロック状に分割される。サンプルに、 (直下の層にある)分解有機物土壌のフラクションが含まれてはならない。

(3) 土壤自体(鉱物層)

これについてのプローブサンプリングは、円筒状のサンプラーを用いて(図 4)、深さ20cmになるまで行われる。この作業の目的は、土壌表面の汚染度を見積もることである。現場では、0-1 cm、1-5 cm など、土壌層の分割を5 cm 刻みで行ってもよい。この場合、各層の試料をしっかりと包装する必要がある。そしてこの包装には、詳細な説明とプローブサンプリングの座標を表記しなければならない。土壌は、封筒法を用いることにより、面積25m²の四角形のエリアから5か所から採取する(角から4つのサンプル、中央から1つのサンプル)。すべての地点から採取したサンプルを混合する。

放射性核種が垂直方向にどの程度移行しているかを見積もるため、1.5 m x 0.8 m x 0.5 m の 寸法の穴が使用される。直径 5cm のサンプラーを用いてプローブの収集が行われる。清掃し た穴の壁から、厚さ 5cm の土壌層が収集される。

3.2.4 地上試料

森林生態系の植物は、いくつかの集団(林分、草本-低木層、草、およびコケ)により代表される。

(1)林分

森林を構成する樹種は、地形における放射性核種の蓄積場として、土壌に次ぐ第二の地位 を占める。樹木は、物質を蓄積して数年にわたり保持する一方で、土壌から地形の表面部分へ と物質を移動させる主なルートとなる。林分における以下の構成要素のプローブが、サンプル として採取される:樹木、表面および内部の樹皮、葉、および針状葉。樹木に関しては、幹の 高さ 1.5m の場所から、錐を使って採取が行われる。表面および内部の樹皮に関しても、1.5m の高さで採取が行われる。混合サンプルを作るため、優先する種の 3-5 本の樹木から成分を採 取する。

(2) 草本-低木層

ライフサイクルが短く組織内のリグニンも少ないことから、草本は鉱物を土壌に素早く回帰させる性質がある。低木も落葉を通じて、鉱物を毎年回帰させる。支配的な種について、3-5本の低木から枝および葉のサンプルが採取される。草本の採取は、1m²のエリアから行われる。この目的においては、地質植物学的(geobotanial)な区分が使用される。表面部分のみを採

取する。

(3) コケ

リターフォールの変成において、地表を覆うコケは重要な役割を果たす。変成に必要な湿度と pH をもたらすからだ。25x25cm の塊の状態で苔のサンプルが採取され、トレーに乗せられる。このサンプルに土壌の分子や葉、針状葉が含まれてはならない。

3.2.5 土壤生態系における¹³⁷Csの汚染度を示す指標としてのキノコ

チェルノブイリ原発事故の後、森林生態系において最も汚染された植生はキノコである。 ¹³⁷Csの比放射能レベルは、いくつかの生物学的要因による影響を受ける。キノコの栄養タイ プ(どの生態学的グループに属しているか)は、重要な要素の一つである。菌糸体の主要部分 の生育深度は、二番目に重要な要素である。この要素は、共生的な生態系に属するキノコにと って、重要な役割を果たす(高等植物との共生関係)。

(1) 栄養タイプ (生態系グループ)

放射性核種の沈着から最初の 2-3 年間、特定の種類のキノコ (腐生型および菌樹生キノコ) において ¹³⁷Cs が高い濃度で蓄積していることが確認された。この期間において、¹³⁷Cs の含有 量の最大値は、これらの種類にとって大きな特徴となった。

一方、別の種類のキノコ (共生型キノコ) においては、¹³⁷Cs の増加は比較的緩やかだった。 これらのキノコにおいては、生態系への放射能汚染が発生してから 8-12 年にわたり、この放 射性核種の比放射能が最大値を示すことがあった。

(2) 菌糸体の生育深度

共生型の生態系グループに属するキノコにおいて、¹³⁷Csの蓄積量に影響する主な要素は、 菌糸体の主要部分の生育深度である。これは種によって異なる (各種の菌糸体の生育深度であ る土壌の中に存在する ¹³⁷Cs の量)。

チェルノブイリ原発の事故後に実施されている森林生態系の汚染調査の期間全体 (1986-2014 年) において、菌糸体の生育深度が 5 センチ以上であるキノコに比べて、菌糸体の生育深度が 0-5cm であるキノコは、¹³⁷Cs の含有量が比較的高かった (1,000 倍を超えることもあった)。

菌糸体の場所がさほど深くない (0-5cm) キノコ場合、種による違いはかなり大きいが、それでも 10 倍を超えることはない。このグループに属するすべてのキノコは、菌糸体の場所が 深い他のキノコに比べて、より多くの量のセシウムを蓄積する。

深さ 5cm を越える土壌の生物相に属する他の種がこの放射性核種に接する可能性が高まった場合、および/または放射性核種の主要な蓄積場所が深さ 5cm を越える場所へと移動した場合は、菌糸体の場所が深いキノコについても、¹³⁷Csの蓄積量の増加が観察された。

森林生態系のモニタリングを実施する際は、生物種の指標としてキノコを使用することを 勧告する。この使用に当たっては、さまざまな生態系グループに属するキノコにおける¹³⁷Cs の蓄積状況がどのような特性を示しているかや、土壌中の菌糸体の主要部分がどのような深度 で生育しているかなどを勘案すべきである。

モニタリング作業を実施するに当たっては、放射性核種の蓄積に影響を与える特性に留意 しつつ、各種のキノコの子実体を採取する必要がある。上述したように、主要な要素は「どの 生態系グループに属しているか」と「土壌における菌糸体の生育深度」である。

高等キノコ-キノコのサンプル採取は、チェルノブイリ原発事故後にウクライナ国立アカ デミー原子力研究所が開発した技法に従い行われる。またこの作業においては、一般によく知 られた手順が用いられる。

以下の生態系グループに属する大型菌類が、この研究で使用される:

1) 共生型キノコ (菌根を形成する種類)

2) 土壌における腐生型キノコ

3) リターフォールにおける腐生型キノコ

4) 菌樹生キノコ-寄生

5) 菌樹生キノコ-腐生

モニタリングのためのサンプル採取作業においては、共生的な生態系グループに属し、 かつ菌糸体の主要部分の生育深度が異なるさまざまなキノコを収集することが望ましい(生 育深度は種によって異なる)。

- リターフォール層。
- 土壌層が 0-5cm。
- 深さが 5cm を超える。

放射生態学的なモニタリングによって、いくつかの初期データが生成される。データの基礎として、より高い水準の情報フォーマットが作成される:一般化、情報分析資料、予後など。 情報保管組織のシステム全体は、主に初期データに関連して開発される。

近代的なコンピュータインフラを使用した分散型データベースシステムは、情報の収集、 保管、処理および出力における技術的な基盤となるべきものである。このシステムの諸機能は、 統一的なソフトウェアソリューションによって支援されなければならない。

森林に対する放射生態学的モニタリングで得られた結果は、保管の上、以下の情報に転換 される:

- モニタリング対象のサンプル測定のためのデータベース。
- モニタリング結果のデータベース。
- 検証された統計情報。
- 観測結果データセット。
- 情報分析資料(分析ノート、記事、モノグラフなど)。

データの保存および情報の処理において、これらすべての情報はいずれも重要である。測 定結果およびモニタリング結果のデータベースは互いに似たものになるが、このような状況は、 情報保管の安全性を向上させるのに役立つ。このような分類と情報フローの整理は、データお よびその他の情報資料へのアクセスを大幅に単純化することができる。このことは重要である。 なぜなら、意思決定のための情報提供が、モニタリングの主要な目的だからである。

3.3 キノコの子実体を用いた、森林土壌の除染促進に関する研究

STCUのプロジェクト 番号 5954 «チェルノブイリ原発事故後における森林生態系の放射能 汚染»の研究項目のひとつである «キノコの子実体を用いた、森林土壌の除染促進に関する研 究»の枠組みの中で、我々は文献データや、森林生態系 (例えば、チェルノブイリ原発から 30 キロメートル圏内にある「レッドフォレスト」など)の除染に関する経験について検討を加え た。また我々は、ウクライナと日本の国内で実験を行った。

チェルノブイリ原発事故後の「レッドフォレスト」では、木本および土壌表面を機械的に 除去した後、深さ 1.5~2.0m (地下水の水位と同じ)の溝への物理的な「埋設処分」が行われた。 これらの作業の結果、地下水だけでなく、埋め立て場所付近で新たに生育する植物にも、放射 性核種による汚染が長い間残ることになった。したがって、「レッドフォレスト」における 「埋設処分」は 1986~1987 年における目先の問題を解決したに過ぎず、将来において放射生 物学的な諸問題を必然的に引き起こすことになった。

その後、人為的なファイトスタビライゼーション (人の手による植林) と自然によるファ イトスタビライゼーション (自然発生的な播種) が、「レッドフォレスト」周辺の除染におい て一定の役割を果たした。しかし、「レッドフォレスト」の生態系の大部分は、依然としてか つての状態に戻っていない。なぜなら、かつて主要な地位を占めていた樹木種が伐採され、埋 設されて、別の林相へと変化したからだ。

放射性核種により汚染された広大な森林生態系が除染された例は、我々の知る限り地球上のどこにも存在しない。我々は、日本の森林生態系において、¹³⁷Csのファイトエクストラクションやファイトスタビライゼーションを利用した除染の可能性について検討した。

これらの手法を選定する際は、放射性核種の汚染による人間や生物への影響をできる限り 小さくすることを基準にする。また、成熟した生態系への影響と経済的な費用をできる限り小 さくすることも重要である。この目的のため、2013から 2015 年にかけて、放射性核種による 汚染度が異なる、チェルノブイリ原発の 30 キロメートル圏内のさまざまな試験区域において 研究を行った。試験区域「Kopachi」には 3 か所の観測地点が設けられ、試験区域「Paryshe」、 「Leliv」および「Dytiatky」には、それぞれ 1 か所の観測地点が設けられた。比較対照区域と

して、チェルノブイリ原発から 150km の地点に試験区域「Staiky」が作られた。森林生態系における主な構成要素が研究された。

また我々は日本の専門家とともに、日本国内において類似の研究を同時並行で実施した。 日本国内の試験区域は、福島第一原発の影響圏内にある「大河原」、「浪江」および「飯舘」 である。日本国内のこれらの試験区域は、チェルノブイリ原発の 30 キロメートル圏内にある 試験区域と、環境特性および放射性核種の汚染レベルの点で似通っている。

ウクライナおよび日本で選ばれた試験区域の特性は、汚染レベルと、¹³⁷Csの土壌層内での垂直的な分布において、互いに似通っている。研究対象であるこれらの試験区域における¹³⁷Csの比放射能の最浅部は、主に地表のリター (A₀l + A₀f + A₀h) で観測され、最深部は深さが 5cm を超える土壌層で観測される。これにより、試験区域間において概ね正確な比較が可能となる。

第一に、野生のキノコ (大型菌類)の子実体を用いることにより、森林生態系において ¹³⁷Csのファイトエクストラクションを実施できないか検討している (マイコエクストラクション)。我々がこのような検討を行うのは、森林生態系において、キノコ (大型菌類)の子実体が ¹³⁷Csを最も多く蓄積するからだ。

3.4 マイコエクストラクション

この技法は、キノコを採取するという比較的単純な作業である一方、森林生態系への干渉 がきわめて少ない。よって、森林生態系を除染する技法としては大変優れていると言える。ウ クライナと日本を含む全世界に広く分布するキノコの普遍種が、研究対象として選ばれた。 我々は、共生型キノコの生態群を代表する種類を主な研究対象とした。マイコエクストラクシ ョンの結果の概要を、表1および表2に示した。

試験区域「浪江」でも、マイコエクストラクションに関する同様の結果が得られた。試験 区域「大河原」の結果は、1回限りの収集によって得られたものであることを指摘しておかな ければならない。キノコを定期的に採取すれば、¹³⁷Csのマイコエクストラクションの効果は 高まるだろう。さらに、豊作の年におけるキノコの収穫量は、試験期間の平均値の数十倍や数 百倍に達する可能性がある。そうなれば、除染は大成功を収めるだろう。

表1 2013年10月15日-11月15日の期間にウクライナの試験サイト「Kopachi」内の観測地 点で実施した、マイコエクストラクションの結果

観測地 点番号	観測地点の 面積 (m²)	観測地点の土壌に 含まれていた ¹³⁷ Cs の総量 (Bq)	同期間中に観測地 点の土壌からキノ コへと移行した ¹³⁷ Cs (Bq)	同期間中に観測地点の土壌から キノコへと移行した ¹³⁷ Cs (総量に占める%)
1	100	68962000	1536440	2.228
2	100	16778000	34248	0.204
3	100	201583000	313934	0.156

観 測地点 番号	観測地点の 面積 (m²)	日時点におい て、観測地点の 土壌に含まれて いた ¹³⁷ Csの総 量(Bq)	2014年9月28日の単一 のサンプル採取におい て、観測地点の土壌から キノコへと移行した ¹³⁷ Cs (Bq)	2014年9月28日の単一のサ ンプル採取において、観測 地点の土壌からキノコへと 移行した ¹³⁷ Cs(総量に占め る%)
1	1.92	2371920	581	0.025
2	1.05	1473150	28824	0.196
3	2.70	6197850	15547	0.251

つまり、マイコエクストラクションの過程を通じて、かなりの量の¹³⁷Cs が森林生態系から除去される (1年当たりの最大で、土壌中の総量の数%)。一方で、システムへの悪影響は皆無である。

樹木を使用するファイトエクストラクション

試験区域「Leliv」の観測地点#1 にある森林は、主に人為的な植林によって形成された。 この植林は 1946 年から 1955 年にかけて行われ、植えられたのはヨーロッパアカマツである。 2014 年時点の同観測地点における¹³⁷Cs の量は、26,250,590 Bq/100 m²と見積もられた。森林を 構成する主要種 (ヨーロッパアカマツ)の表面部分を仮に全面的に除去した場合に、ファイト エクストラクションによる¹³⁷Cs の除去がどの程度の効果を上げるかについて、その理論的な 計算を行った。この計算は試験区域「Leliv」での研究中に行われた。その結果を表3に示す。

部位また は組織	重量、 kg/100 m²	¹³⁷ Cs (Bq/kg)	ファイトエクストラクションに よって土壌から抽出される可能 性のある ¹³⁷ Cs(Bq)	28 年間に、ファイトエクス トラクションによって土壌 から抽出される可能性のあ る ¹³⁷ Cs の、総量に占める割 合(%)
針状葉	80	160 ± 17	12800	0.049
枝	140	115 ± 23	16100	0.061
木部	1010	335 ± 26	338350	1.289
樹皮	90	2269 ± 194	204210	0.778

表 3 2014年に試験区域「Leliv」の観測地点#1において、ヨーロッパアカマツを利用した全面的なファイトエクストラクションを実施した場合に得られる結果

チェルノブイリ原発事故の後 28 年の間に、試験区域「Leliv」内の 100m²のエリアにおいて、ヨーロッパアカマツを用いたファイトエクストラクションによって除去できる¹³⁷Cs の総量は、571,460 Bq(総含有量の 2.955%)となる。1 年当たりでは約 0.1%に相当する。

しかしながら、2014 年、試験区域「Leliv」におけるキノコの子実体に含まれる¹³⁷Cs の比 放射能はかなり高く、1830から最大で 62,300 Bq/kg だった。これは、木部における放射性核種 の比放射能 5 から 300 倍、あるいはそれ以上に相当する。主に、数多くの種類のキノコは、比 放射能において 30 から 250 倍の高さを示した。キノコの子実体におけるこのような比放射能 の高さは、チェルノブイリ原発の 30 キロメートル圏内にあるすべての試験対象エリアにおい て、1989-1990 年から現在 (2015 年) に至るまで一貫して見られる特徴である。 3.4 チェルノブイリ原発および福島第一原発の事故で汚染された森林生態系に関する、¹³⁷Cs の移行モデルの作成

このモデルは、「土壌-キノコ」システム内における放射性核種のさまざまな移行プロセスを考慮した上で作成された、動的なコンパートメントモデルである。このモデル化されたシステムの主な*対象*は以下の通りである:土壌およびキノコ。これらの特徴となるのが、土壌の種類、土壌の汚染度σ、土壌に存在する放射性核種の倍数(t)、およびキノコの種類である。以下のプロセスが、土壌からキノコに取り込まれる¹³⁷Csの値を決定づける。

(1) 放射性核種の放射性崩壊。

(2) 土壌における以下の過程:

- 地表リターの分解

- 土壌の要因(pH等)による燃料粒子の風化分解

土壌水による Cs⁺イオンの拡散および移流によって起きる、**土壌断面上における**¹³⁷Cs イオンの鉛直的な移行

- イオンの「吸着-脱着」プロセス

(3) 生物学的: キノコの子実体による表面吸着、物質代謝など

このモデルは、放射性核種が地表面に沈着した時間to = 0から以降、t_{max} = ∞までの時間に 適用される。このモデルの**適用範囲**は以下の通り:実験的研究の対象となった複数のキノコ、 さまざまな土壌の種類。土壌については、¹³⁷Csイオンに関する吸着-脱着のパラメータ、拡散 および対流の値が使用される。

このモデルは、試験区域「Dytiatky」におけるキノコおよび土壌の汚染に関するデータに 基づき作られた。試験区域「Dytiatky」は、チェルノブイリ原発事故後に放射性核種が放出さ れた30km圏の南に位置する。1986年5月10日時点の土壌汚染の程度は、185-370 kBq•m²だった。 芝生-弱いポドゾル-粘土-砂質の土壌で、pH_{KCl}は4.9、腐植土の比率は低く1%程度、陽イオン交 換容量は土壌100グラム当たり3.4 mg-eqだった。チェルノブイリ原発後の長期にわたり採取さ れた11のキノコに関するデータが使用された。これにより、放射性核種放出事故後の期間全体 を対象とする、土壌からキノコへの放射性セシウムの移行モデルを構築することができた。

この考察に基づき、キノコにおける放射性セシウムの蓄積モデルの概念図式が提案された (図 3)。「土壌-キノコ」システムにおける放射性核種の行動モデルに関する基本原則が策定さ れた。¹³⁷Cs は土壌溶液からキノコへと速やかに吸収される。キノコにおける濃縮度は、土壌 中の水溶(WS) 形態における放射性核種の濃縮度に比例する。このメカニズムは、燃料粒子か ら放射性核種が放出されるプロセス、吸着場所における再拡散、そして土壌断面上でのイオン の垂直的移行によって決定される。放射性核種の土壌からキノコへの移行を示す係数 (TF) は、 キノコ種類の特性を量的に示す指標として使用された。この係数の値は、子実体の成熟度のモ ーメントのために決定された。この係数は、物質代謝の全プロセスを最終的かつ統合的に見積 もるものである。

さまざまなキノコの種類における放射性セシウムの蓄積は、その種のキノコの菌糸体を含む土壌層に、放射性核種が水溶液の状態でどの程度濃縮されているかによって決まる。したがって、研究対象であるキノコの菌糸体は、以下の土壌層に含まれることになる: ニセイロガワリ(Xerocomus badius)、ヒダハタケ(Paxillus involutus)、ホコリタケ(Lucoperdon perlatum)、カラカサタケ(Macrolepiota procera)、ナラタケ(Armillariella melea) – 地表のリター (A₀l+A₀f+A₀h)。 ヌメリイグチ (Suillus luteus)、ニオイベニハツ (Russula xerampelina)、ウグイスチャチチタケ(Lactarius turpis) – 土壌層 A (0-5cm)。ヤマドリタケ (Boletus edulis)、ヤマイグチ (Leccinum

scabrum)、キシメジ(Tricholoma flavovirens) -土壌層 B (5-10cm)。

JAEA-Conf 2016-003



図3 「土壌-キノコ」システムにおける¹³⁷Csの移行モデルの概念図式

本モデルの概念図式および主な原則を考慮しつつ、基本的な土壌層における放射性核種の 収支が確認され、収支に関する連立方程式が作られた:

$$\begin{aligned} Q_{WSi}^{m} &= Q_{WSi}^{m-1} + k_{fp} \cdot Q_{fpi}^{m-1} + k_{l1} \cdot Q_{WSi-1}^{m-1} - k_{l2} \cdot Q_{WSi-1}^{m-1} - k_{s} \cdot Q_{WSi}^{m-1} - \lambda \cdot Q_{WSi}^{m-1} + (D_{l(s)} \cdot \frac{Q_{WSi-1}^{m-1} - Q_{WSi}^{m-1}}{\Delta x^{2}} + v_{l(s)} \cdot \frac{Q_{WSi-1}^{m-1} + Q_{WSi}^{m-1}}{2 \cdot x}) \cdot \Delta t - (D_{l(s)} \cdot \frac{Q_{WSi}^{m-1} - Q_{WSi+1}^{m-1}}{\Delta x^{2}} + v_{l(s)} \cdot \frac{Q_{WSi}^{m-1} + Q_{WSi+1}^{m-1}}{2 \cdot x}) \cdot \Delta t \end{aligned}$$

よって、(それぞれ異なる土壌層に存在する)キノコの菌糸体における¹³⁷Csの蓄積量は、 以下の通りとなる:

リター

$$SA_{l} = TF_{0} \cdot \sum_{i=0}^{n} \mathcal{Q}_{wsi}$$

$$(3.16)$$

土壤層 0-5cm
$$SA_{0-5} = TF_0 \cdot \sum_{i=n}^{m} Q_{wsi}$$
 (3.17)

土壤層 5-10cm
$$SA_{5-10} = TF_0 \cdot \sum_{i=m}^{d=n} Q_{wsi}$$
 (3.18)

ここで TF₀とは、時間がゼロ (t=0) である場合に推定される値であり、¹³⁷Csの土壌からキ

ノコへの移行係数 (Bq·kg⁻¹)/(kBq·m⁻²) である。

初期条件を実施した場合、初期段階における放射性核種の量は下記の通りとなる。

燃料粒子	$Q_{jp0} = a_{jp0} \cdot \sigma$	(3.14)
水-水溶液の形態	$Q_{ws0} = (1 - a_{fp0}) \cdot \sigma$	(3.15)

このモデルのパラメータの値は三重対角行列アルゴリズムであり、「土壌-キノコ」シス テムにおける放射性核種の移行プロセスに関する研究の過程で、他の研究者が入手したデータ を使用している。このデータの内容は表4および表5に示している。

パラメータ	測定単位	値		
土壌の汚染度		σ	kBq·m ⁻²	185
分解率	A ₀ l	k _{l1}	y-1	0.6
	$A_0f + A_0h$	k _{l2}		0.4
リター層の深さ		n	cm	3
土壌層 (0-5cm) の深さ		m		8
土壌層 (5-10cm) の深さ		d		13
燃料粒子の組成におけるセシウムの割	副合	$a_{\rm fp0}$		0.80
燃料粒子の破壊率	k _{fpl}	kfpl	y-1	0.06
	k _{fps}	kfps		0.16
土壌中の湿度の対流率	$A_0l + A_0f + A_0h$	Vs	Vs	0.46
	soil	Vs	Vs	0.86
拡散係数 A ₀ l+A ₀ f+A ₀ h		Dı	cm ² ·y ⁻¹	0.34
	soil	Ds		0.62
放射性核種の非交換吸着率		ks	y-1	0.28
崩壊率		λ	y-1	0.022

表4 「土壌-キノコ」システムにおける、¹³⁷Cs移行モデルのパラメータ

表 5 ¹³⁷Cs が沈着した時間(t=0)に外挿された

キノコ	TF ₀			
ヒダハタケ Paxillus involutus (Batsch: Fr.) Fr.	1150			
カラカサダケ Macrolepiota procera (Scop.:	125			
Fr.) Sing.				
ホコリタケLycoperdon perlatum Pers.	115			
ナラタケ Armillariella melea (Vahl: Fr.) P.	65			
Karst.				
共生型 (0-5cm)				
ニセイロガワリ Armillariella melea (Vahl:	1120			
Fr.) P. Karst.				
ニオイベニハツ Russula xerampelina var.	750			
erythropus Pelt.				
ヌメリイグチ Suillus luteus (L.: Fr.) S.F.Gray	610			
ウグイスチャチチタケ Lactarius necator	470			
共生型 (5-10cm)				
キシメジTricholoma flavovirens (Pers.: Fr.)	2650			
Lund.				
ヤマドリタケ Boletus edulis Bull.: Fr.	1830			
ヤマイグチ Leccinum scabrum (Bull.: Fr.)	1650			
S.F.Gray				

図4は、事故後における¹³⁷Csの比放射能の変化と、腐生型キノコと共生型キノコにおける比放射能の変化を、モデル曲線で示している。

上述したすべての基準を用いたことにより、試験区域「Dytiatky」での「土壌-キノコ」 要素における¹³⁷Csの移行に関して開発したモデルが、全体として適切であるとの結論を得るこ とができた。また、決定されたパラメータも、統計的に有意であり、8種のキノコ(菌糸体が 土壌層0-5cmにある腐生型キノコおよび共生型キノコ)に関しては、十分な有意性があること が確認された。このモデルは、土壌の深さや時間に関してより少ないステップで数値計算がで き、かつモデルのパラメータを明示できるソフトウェアコードで実施すべきであることに留意 してほしい。したがって、このモデルを分析的に確認した結果、実際のプロセスにモデルが適 合していること(これはモデルの理論的基盤である)、および概念図式が正確であること、さ らにはモデルのパラメータが、キノコの放射性核種汚染に関する予想に利用できることが示さ れた。



図4 事故後における¹³⁷Csの比放射能の変化

モデル曲線は: a:菌糸体が森林のリター(A₀l + A₀f + A₀h)に存在する腐生型キノコ、b:菌 糸体が深さ 0-5cm の土壌に存在する共生型キノコ、および c:菌糸体が深さ 5-10cm の土壌に存 在する共生型キノコに関する変化を示している。

予測の品質保証に関する統計解析により、予測の結果と実際の結果が互いに相関している こと、そして土壌からキノコへの¹³⁷Csの移行に関するモデルの正確性が、事例の 60%におい て 100%の枠内に収まっていることが確認された。

図4において、キノコの比放射能が増加から減少に転ずる点(転換点)の決定に関して理 論的な検証は行われていない。したがって転換点は、予測の結果と実際の結果を視覚的に確認 する過程において、定義され得るに過ぎない。この確認により、「土壌-キノコ」の要素にお ける¹³⁷Csの移行モデルに関して、転換点を決定することが可能となる。転換点の存在は、土 壌断面に沿って放射性核種が垂直に移行していること、および土壌においてさまざまな吸着サ イトが存在することによって説明が可能である。吸着サイトは、セシウムイオンの「吸着-脱 着」プロセスの速さの違いによって特徴づけられる。速さの値には不確実さが伴うので、予測 曲線上の転換点は、土壌断面上にある水溶物の垂直移動プロセスの速さと、放射性核種の非交 換吸着の速さとをすり合わせた均衡点に対応することになる(SAC)。転換点が発生する時点は、 土壌層によって<u>異なる</u>。よって、「土壌-キノコ」要素における¹³⁷Csの移行モデルを使用する に当たって、移行全体において平均的かつ受認可能な正確さを見出すためには、キノコ汚染の 見通しにおける正確さと変動との間で折り合いをつける必要がある。

放射性核種(セシウムとストロンチウム)の土壌からキノコへの移行に関するモデルが初 期データ(汚染生成時のデータ)への依存性は減らすことができる。すなわち、各種のキノコ と、その菌糸体がある土壌層とを正確に対応させることにより、また予測結果に大きく影響す るその他の要因を分析および検討することにより、初期データへの依存性を減殺することがで きる。セシウムの土壌からキノコへの移行に関するモデルが所期のデータとパラメータにどの程度 の変化を与えるかを見積もった結果、このモデルは全体として質が高いことが確認された。

実験データならびに Leliv および Paryshev エリアにおける予測を分析した結果、キノコにおける ¹³⁷Cs の濃縮に関する開発モデルによる計算は、信頼性が 100%の間であり、放射環境を予測する上で十 分なものであるとの結論に達した。

このモデルにおいて、キノコの¹³⁷Cs 汚染に関する計算の結果は、入力データによって大きく左右される。したがって我々は、基本的な要件を設定した。キノコの汚染度を予測するためには、以下の情報が必要となる:

(1) 土壌における¹³⁷Csの汚染度、サンプルが採取された土壌の深さ (土壌の汚染度を評価する ため)。

(2)¹³⁷Cs の放出形態: ガス状放出からの凝縮形態、燃料粒子に含まれた形態、または、その部分的な混合。

(3) 土壌の種類。特に土壌に含まれる農芸化学的な特徴。これにより我々は、土壌中における 放射性核種の動的なパラメータを決定することができる。国が定める分類および食糧農業機関 (FAO)と国連教育科学文化機関 (UNESCO) が定める土壌分類に基づき特定される土壌の種類。

(4) 森林のカテゴリー (種類)。指標となるのは、リターにおける樹種の構成 (針葉樹、落葉樹)、 1m²当たりの森林リターの厚さおよび重量。

(5) キノコの種類。指標となるのは、採取時点でキノコの菌糸体が存在する土壤層。収集時点におけるキノコの状況(生育度、乾燥など)。

(6) キノコの採取時点。正確な日付を表記すること。

(7) 土壌およびキノコのサンプルを採取する方法。土壌サンプルとキノコが混在する度合を必ず表記すること。測定に使用される子実体の数を明示することが望ましい。

(8) サンプルを採取した正確な位置。これにより、土壌の種類と土壌の汚染度をデジタル地図上に表示することが可能になる。

重要なことは、実験データの正確性と信頼性である。「キノコ-土壌-年」のサンプルには、 子実体に含まれる放射性核種の値が、少なくとも3つ含まれることが望ましい。

4. 結論

4.1 森林生態系の重要性

福島県の71%を森林生態系が占めていることから、汚染地域において放射線の安全性をもたらす上で、森林生態系は重要な地位を占める。したがって、放射性核種で汚染された地域にとって、森林生態系の管理は最重要課題の一つとなる。

このプロジェクトの過程において、我々は森林生態系をモニタリングする計画を策定した。 この計画は、福島第一原発で汚染された地域の自然環境に適用される。提案された計画による と、モニタリングの信頼性を高めるため、少なくとも 26 か所の交点を選定すべきである。交 点の場所は地形に基づき特定すべきであるが、サンプル採取地点をそのまま交点としても構わ ない。これらの点は、詳細なサンプル採取のために活用される:土壌 (層ごと)、植物、キノコ など。このアプローチによって、放射性核種の拡散メカニズムに関する十分な情報を取得でき るとともに、モデルに組み込むデータを得ることもできる。このモデルは、森林における放射 性セシウムの振る舞いを年単位で予想するためのものだ。初期データで判明した地域内の汚染 レベルに基づき、サンプル採取地点の数を修正することができる。

福島大学環境放射能研究所から派遣された日本の専門家の協力により、福島第一原発の立 入禁止区域内にある4か所のサンプル採取地点において、2014年と2015年にモニタリングが 実施された。サンプル採取地点は26か所が望ましいので、これは明らかに不十分だ。しかし、 いくつかの地域において土壌を除染できる可能性があることを証明するため、そして現地の状 況を考慮し、開発されたモデルにつき検証を行うため、我々はこの少ないデータを活用した。 我々は、日本の同僚と緊密に協力することにより、福島第一原発の立入禁止区域にある森林生 態系のモニタリングを、今後も続けることが重要であると考えている。

4.2. マイコエクストラクションの有利性

我々は、全面的な森林伐採はマイコエクストラクションに比べて効果が低いと考えている。なぜなら、日本の森林生態系が放射性核種に恒常的に汚染されている現状を踏まえると、 樹木はキノコに比べて、1年当たりの¹³⁷Csの吸収量が少ないからだ。

ファイトエクストラクション(全面的な森林伐採)のメリットは以下の通り。

- 放射性核種が汚染地域から速やかに除去されること。

- 除去プロセスにおいて、機械類を大規模に使用できること。

- 樹木を技術的に利用できる可能性があること。例えば、杭。人が訪れない、またはほとんど 訪れない敷地、構造物および建物において、建築資材として使用すること (係船バース、保管 施設、納屋など)。

ファイトエクストラクションのデメリットは以下の通り。

- 森林生態系の構造が完全に破壊されること。

- 放射性核種の取り込みという、森林が持つバッファー機能が失われること。

樹木植物の植物安定化機能が失われることにより、放射性核種の垂直的および水平的な移行が促進され、生態系の崩壊および劣化が進むこと。

- 膨大な体積と重量の放射性物質(特に、最大許容水準を上回る放射性物質)によって、材料加 工が複雑になり、放射性核種の濃縮や固定が進み、および/または入手した材料の埋め立てが 必要になること。その結果、多くの人々がさらに被ばくすることになるとともに、人件費もか さむことになる。

生態系の人工的な除染には多額の費用が掛かる。一方で、生態系が元の状態に戻るには長い年 月が必要となる。

マイコエクストラクション(キノコの子実体の収穫)のメリットは以下の通り。

- 森林生態系への影響を最小限に抑えられる。事実上、生態系への干渉はほとんどない。

- キノコの子実体の高い比放射能により、相当量の¹³⁷Csを汚染地域から吸収することができる。 - 豊作年であれば、汚染地域内のキノコの子実体を活用することにより、土壌に含まれる¹³⁷Cs の総量の0.5-2%(またはそれ以上)を吸収することができる。

- その結果、キノコには高い濃度の¹³⁷Csが含まれることになるが、一方で重量は比較的軽い。 したがって、輸送費用と所期の保管費用を抑えることができる。

- キノコの子実体を乾燥させれば、重量と体積を約10分の1に減らすことができる。これにより、保管やその後の埋め立てはさらに簡単になる。

マイコエクストラクション(キノコの子実体の収穫)のデメリットは以下の通り。

- キノコの収穫量はさまざまな要因に左右され、地区や地域により年ごとに異なる。したがっ

て、¹³⁷Cs を対象とするマイコエクストラクションの効果に関して、年単位のパラメータを正確に予測する作業は、一部の地域においては複雑なものとなる。

- キノコの子実体の比放射能は比較的高いことから、作業員に関する特別な保護要件をあらか じめ定めておく必要がある。また、収穫物のその後の処理および保管(活用)に関する技術的 枠組みについても、安全要件を定めておかなければならない。

4.3. マイコエクストラクションのための移行モデルの特性

ここで開発したモデルの顕著な特徴は、さまざまな種類のキノコの菌糸体 (мицелия) が土 壌のどの部分 (デブリ層、0-5cmおよび5-10cmの土壌層) に存在するかに基づき、説明を行って いる点である。森林リターの枠組みおよび特性について検討が加えられた。なぜなら、不純物 を多く含むダイナミックな媒体であるとともに、0cmより下の土壌層とは大きく異なるからだ。 モデルの概念図式が始めて作られた。これには、土壌中のすべての移行プロセスと、各種キノ コの特徴が含まれている。初期のデータおよびパラメータの変化に、モデルがどの程度敏感に 反応するかを評価した。その結果、このモデルは概ね質的であることが確認された。

チェルノブイリ原発事故のはるか後に他の地域で取得した実験データを立証する際にも、 このモデルが使用された。モデルの立証作業を通じて、他の試験区域(日本の試験区域「浪 江」を含む)で育つキノコの子実体に含まれる放射性セシウムの量に関する予測も、十分に正 確であることが示された。

このモデルは、福島第一原発の事故により汚染された、日本の森林生態系にも使用するこ とができる。日本の現状に合わせてこのモデルを適切に当てはめるためには、各調査エリアの 具体的なデータを使用することが必要となる(下記)。

- 森林の種類。

- 支配的な植物およびキノコの種類。

- リターの厚さおよび構成。

- 土壌の種類および特性。

これらの項目は、土壌断面上における¹³⁷Csの移行に関するパラメータ、および土壌吸着複 合体による¹³⁷Csの吸着に関するパラメータの値に影響を与えるものである。 5. 日本への適用可能性と推奨事項

我々はプロジェクトの実施過程において、福島第一原発の事故により汚染された日本の森 林生態系をモニタリングするシステムを開発してきた。モニタリングシステムは、日本の当該 地域の地理的条件および環境的条件を勘案して開発された。我々は開発したモニタリングシス テムにおいて、森林生態系に存在する放射性核種の蓄積および再拡散における、キノコの役割 について検討してきた。

我々はチェルノブイリ原発の影響圏内にある森林生態系について、放射生態学的研究に基 づく経験を長年にわたり積み重ねてきた。このプロジェクトを実施に当たって、この経験を活 用することにした。日本の森林生態系の放射生態学的な状況については、文献データと情報が 公開されている。我々は日本の専門家の協力を得て、プロジェクトの過程においてこれらのデ ータと情報を入手および分析することができた。我々はこれらに基づき、福島第一原発の影響 圏内の森林生態系を除染する方法について以下のように推奨を行う。

我々が推奨する森林生態系の除染アプローチは、以下の事項を主な原則とする: 生態系の 維持および再生(治癒)に関して所期の効果を得るため、既に発達している生態系への人為的 な(人為起源の)影響をできる限り小さくすること。人工的かつ外的な影響を及ぼす必要がな くなったとき、かつ生態系が重篤な状況から脱した場合、自己回復に向けた自然なプロセスが 始まったと言える。

我々は「生態系に干渉しないこと、または生態系への影響を最低限にすること」が、基本 原則であると考えている。ただし、生態系の状況が人間の健康や生物に脅威をもたらす場合、 または生態系の存続そのものに脅威をもたらす場合を除く。

人にとって危険性があったり、影響が非常に懸念される状況である場合、ファイトエクス トラクション(伐採)を用いることができる。その後は、新しい樹木を植えたり、地表植生 を再生したりすることが必要となる。しかし、これは長い期間と高い費用を要する計画である。 一方で効果が低い可能性もある。

マイコエクストラクションとは、キノコの子実体を採取し、処理および活用することで ある。森林生態系への悪影響はきわめて小さい。キノコの収穫量が十分であれば、放射性核種 およびその他多くの汚染物質に関するマイコエクストラクションは、ファイトエクストラクシ ョンに比べて効果が高く、かつ森林生態系への悪影響も少ない。

森林生態系においては、**自然なファイトエクストラクション**が、鉱物(放射性核種の化合物を含む)を水平的および垂直的に移動させるともに、土壌を形成し、森林生態系そのものを も形成する。さらに、人為的な干渉が比較的少ない天然の森林では、自己回復機能が働くよう になる。

日本の森林生態系への悪影響があまり大きくない場合、**人為的なファイトエクストラク** ション (在来の樹種および灌木種を植えることを含む) を行うことも可能である。このアプロ ーチは、環境への影響を可能な限り抑えつつ、さほど重大でない放射生態学的な問題を解決す ることに資するかもしれない。

本プロジェクトの実施過程において、プロジェクトマネージャーの NE Zarubina は 2014年 9月、大熊町近くの村の放射線観測施設の専門家らとともに、土壌とキノコのサンプル採取を 行った (2014年9月28日)。日本の専門家らは、一部のサンプルについて¹³⁷Csの比放射能を測 定した。最も注目したのは、福島第一原発の東7kmにある大河原町の試験地である。

大河原試験地では、3つの観測地点が森林生態系の調査対象となっており、総面積は 495m²である。小面積内に設定された複数の観測地点は相互に 30m も離れていない。実験場所 は落葉樹林となっており、褐色森林土であった。

日本の専門家らによると、一部の地域では、事故後しばらくして林床の層 (Aol+Aof+Aoh) が除去されたという。2014 年 9 月時点で、この層は自然に回復しつつあった。サンプル採取 した時点で、このエリアの環境は共生型キノコが支配的なグループとなっていた。浪江エリア でも研究が同時並行的に行われた。このエリアの環境の状況は、大河原エリアと類似していた。 上記の各エリアで取得したデータを用いて、¹³⁷Cs によるキノコ汚染に関するモデルを検証で きないか、その可能性を見積もった。表 6 は、日本の「土壌-キノコ」システムにおける¹³⁷Cs の移行モデルのパラメータを示している。

パラメータ			測定単位	値	
				大河原、飯舘	浪江
土壌の汚染度		σ	kBq·m ⁻²	1235 - 2295	13910
分解率	A ₀ l	y-1	年-1	0.6	0.6
	$A_0f + A_0h$			0.4	0.4
リター層の深さ		n	cm	3	6
土壌層 (0-5cm) の深さ		m		8	11
土壌層 (5-10cm) の深さ		d		13	16
土壌中の湿度の対流率	$A_0l + A_0f + A_0h$	v_l	cm·y ⁻¹	0.46	0.86
	土壌	$\mathbf{V}_{\mathbf{S}}$		0.54	0.94
拡散係数	$A_0l + A_0f + A_0h$	Dı	cm ² ·y ⁻¹	0.26	0.62
	土壌	D_{s}		0.30	0.48
放射性核種の非交換吸着率		ks	y-1	0.31	0.31
崩壊率		λ	y ⁻¹	0.022	0.022

表6 日本の「土壌-キノコ」システムにおける¹³⁷Cs移行モデルのパラメータ

これらのデータは、農芸化学的に見て褐色森林土の特性を示している。よってその吸収特性は、ウクライナで一般的な灰色森林土と類似していることになる。したがって我々は、灰色森林土による放射性核種の非交換吸着率を使用することにした。福島第一原発の事故によって拡散した降下物は、濃縮度が高かったことが知られている。よって、この表の設定では、燃料粒子の速度低下を想定していない。表 7 は、キノコにおける¹³⁷Csの比放射能に関する実験データと、開発したモデルにより計算した値を表示している。

この表は、大河原エリアで育つ同種のキノコでも、¹³⁷Csの濃縮度に 4-32 倍の違いがあること を示している。例えば、同じ観測地点 (No.1) で育つ ドクベニタケでも、セシウムの比放射能 は 1634 から 52974 Bq·kg⁻¹まで開きがある。これほどの違いが生じる理由としては、放射性核 種を構成する燃料成分が、地域により異なることが挙げられる。その結果、¹³⁷Cs の比放射能 も地域により異なるのである。それぞれの試験地域には、明確に把握しにくい特徴があると思 われる。このような特徴が移行パターンに影響を与え、表にも違いが現れていると推察される。 特に、リターが除去されたか否か、除去されたとすればそれはどの時期なのかを、明確に突き 留めておく必要がある。除去されたとすれば、事故当時の土壌汚染度はどの程度だったのか?

これと同じ結論は、大河原エリアと浪江エリアのデータを比較することによっても導き出 すことができる。土壌の汚染度の違いは最大で10倍であり、キノコにおける¹³⁷Csの濃縮度の 違いもほぼ同じであった。ところが*ホウキタケ属*のキノコでは、最大濃度は2分の1以下とな った。

これらすべての事実は、他の地域の「土壌-キノコ」システムにおける放射性核種の移行 モデルの検証に使用される入力データについて、明確な要件を設定すべきであることを改めて 示している。表7における予測は、リターが除去されていないことを前提として行われた。
表7 2014年9月28日に試験場所(大河原および浪江)で採取したキノコにおける、¹³⁷Csの比 放射能、ならびにモデルを使用した予測データ。

観測地 点	キノコの種類	キノコにおける Bq	相対偏差、		
番号		実験データ	予測データ	± %	
	サンプル採用	取地点《大河原》			
	共生	型 (0-5cm)			
	ケシロハツモドキLactarius				
1	subvellereus、アカチチタケLactarius	1970 - 49293	1190	65	
	rufus				
2, 3	ドクベニタケ Russula emetica	1634 - 52974	1900	16	
共生型 (5-10cm)					
2, 3	コウタケ Sarcodon aspratus	12 592 - 15031			
2	ホウキタケ属のキノコ Ramaria spp.	12 459			
サンプル 採取 地点 《 浪江》					
共生型 (0-5cm)					
	ヌメリイグチ Suillus luteus	49111	17530	280	
共生型 (5-10cm)					
	ケロウジSarcodon scabrocus、コウタ	22525 25265			
	ケ Sarcodon aspratus	22333 - 33203			
	ホウキタケ属のキノコ Ramaria spp.	5425			

図 4a は、上述した条件の下で、大河原エリアのさまざまな環境群に住むキノコがどのように汚染されるかについての予測である。この予測に共通する結果として、放射性核種の濃縮度が最も低いのは、菌糸体が土壌層の深さ 5-10cm にある共生型キノコである。さらに、図 5 は ¹³⁷Csの濃縮度について以下の特徴を示している。

1) 腐生型キノコにおける濃縮度は、放射性物質の降下後、時間の経過とともに徐々に低下している。

2) 菌糸体が土壌層の深さ 0-5cm にある共生型キノコは、3-4 年後から上昇し始め、9-10 年後に ピークに達する。

3) 菌糸体が土壌層の深さ 5-10cm にある共生型キノコは、8-9 年後から上昇し始め、15-16 年後 にピークに達する。

図 4b は、チェルノブイリと福島第一の各原発の事故により土壌が放射性核種に同じくらい汚染されたウクライナと日本の地域において、ニオイベニハツが¹³⁷Cs にどの程度濃縮されるかを予想した曲線を描き、これらを比較している。この図は、共生キノコにおける¹³⁷Csの 濃縮度が、ウクライナの Leliv エリアに比べて日本の大河原エリアのほうが 2 倍以上高いこと を示している。この違いが見られる理由は、ウクライナの Leliv エリアにおける放射性核種は 燃料粒子の一部であり、土壌断面を移行するからだと思われる。



a:日本の大河原エリア、b:土壌の汚染度が同じウクライナと日本の比較。

付表 図の	英和対訳
-------	------

Fig. 1	図 1
Aerial Measuring Results	空気測定の結果
Joint US / Japan Survey Data	日米合同調査のデータ
Fig. 2	図 2
FALLOUT	放射性降下物
ions Cs ⁺ in fuel particle	燃料粒子に含まれる Cs+イオン
water-soluble ions Cs ⁺	水溶性 Cs*イオン
ions Cs ⁺ in fuel particle	燃料粒子に含まれる水溶性 Cs+イオン
Paxillus involutus (Batsch: Fr.) Fr., Lycoperdon perlatum Pers., Macrolepiota procera (Scop.: Fr.) Sing., Armillariella melea (Vahi: Fr.) P.	ヒダハタケ Paxillus involutus (Batsch: Fr.) Fr.、ホ コリタケ Lycoperdon perlatum Pers.、カラカサタ ケ Macrolepiota procera (Scop.: Fr.) Sing.、ナラタ ケ Armillariella melea (Vahi: Fr.)
non-exchange sorbed ions Cs ⁺	非交換性の吸着 Cs*イオン
ions Cs ⁺ in fuel particle	燃料粒子に含まれる水溶性 Cs+イオン
Soil layer A (0 - 5 cm)	土壤層 A (0-5 cm)
Xerocomus badius (Fr.) Kuhn. ex Gilb., Russula xerampelina var. erythropus Pelt., Suillus luteus (L.: Fr.) S.F.Gray, Lactarius necator	ニセイロガワリニオイベニハツ Xerocomus badius (Fr.) Kuhn. ex Gilb.、ヌメリイグチ Russula xerampelina var. erythropus Pelt., Suillus luteus (L.: Fr.) S.F.Gray、ウグイスチャチチタケ Lactarius necator
Soil layer B (5 - 10 cm)	土壤層 B (5-10 cm)
ions Cs ⁺ in fuel particle	燃料粒子に含まれる水溶性 Cs+イオン
Tricholoma flavovirens (Pers.: Fr.) Lund., Leccinum scabrum (Bull.: Fr.) S.F.Gray, Boletus edulis Bull.: Fr.	キシメジ Tricholoma flavovirens (Pers.: Fr.) Lund.、 ヤマイグチ Leccinum scabrum (Bull.: Fr.) S.F.Gray、ヤマドリタケ Boletus edulis Bull.: Fr.
Fig. 3	図 3
Armillariella melea (Vahl: Fr.) P. Karst.	ナラタケ Armillariella melea (Vahl: Fr.) P. Karst.
Model	モデル
Specific activity ¹³⁷ Cs in mushrooms, Bq • kg ⁻¹	キノコにおける ¹³⁷ Cs の比放射能 (Bq・kg ⁻¹)
Time after fallout, years	地表面沈着後の時間 (年)
Suillus Luteus (L.: Fr.) S.F.Gray	ヌメリイグチ Suillus Luteus (L.: Fr.) S.F.Gray
Tricholoma flavovirens (Pers.: Fr.) Lund.	キシメジ Tricholoma flavovirens (Pers.: Fr.) Lund.
Fig. 4	図 4
Armillariella melea (Vahl: Fr.) P. Karst.	ナラタケ Armillariella melea (Vahl: Fr.) P. Karst.
Suillus Luteus (L.: Fr.) S.F.Gray	ヌメリイグチ Suillus Luteus (L.: Fr.) S.F.Gray
Boletus edulis Bull.: Fr.	ヤマドリタケ Boletus edulis Bull.: Fr.
Specific activity 137 Cs in mushrooms, Bq \cdot kg $^{-1}$	キノコにおける ¹³⁷ Cs の比放射能 (Bq・kg ⁻¹)
Time after fallout, years	地表面沈着後の時間(年)
Japan, Ohgawara	大河原(日本)
Ukraine, Lelev	リリョフ (ウクライナ)

4. 結語

ISTCならびにSTCUはチェルノブイリ事故とその教訓、ウラン鉱山廃棄物の環境影響、過去の核実験場の環境モニタリング等、環境への放射性核種の放出やその対策に関して、多くの現地実験と研究経験を共に蓄積してきた。こうしたこれまでの研究蓄積に基づいて、ISTCとSTCUは、福島原子力発電所事故により引き起こされた環境対策、長期モニタリングの課題解決に寄与すべく特定分野活動を立ち上げた。これが福島イニシアチブである。

この福島イニシアチブの最終技術会合では、下記6つのプロジェクトについて最終成果が日本ならびに関係各国の専門家を交えて議論された。そして、環境対策に関わる日本当局への提言も議論された。

I. 放射性核種の二次移動に関する研究:

(1) STCU-5954-2013 年 9 月~2015 年 8 月) - チェルノブイリ原発事故後における、森林生態系の放射能汚染のモニタリング

(2) STCU-5953 – 2013 年 9 月~2015 年 8 月) -環境および食物連鎖における放射性核種の移行に 係る、区分化とモデリングによる長期放射線モニタリングの方法論

(3) STCU-5952-2013 年 9 月~2014 年 8 月) 福島第一原子力発電所事故により汚染した地域の 除染で生ずる廃棄物の減容研究

(4) ISTC-A-2071 – 2013 年 7 月~2015 年 6 月) 新規高分子材料を用いた、種々の表面材質ならびに土壌に対する除染研究

II. 土壌–作物系における放射性核種の移行低減化の研究:

(5) ISTC-K-2085 – 2013 年 9 月 ~ 2015 年 8 月) - 放射性汚染環境において基準を満たした農畜産物を生産するための対策の開発

(6) ISTC-A-2072 - 2013 年 6 月~2015 年 5 月) 高分子吸着剤を使用する¹³⁴Cs および¹³⁷Cs の土 壌-植物移行の抑制による Cs 汚染土壌の浄化

本会合において、プロジェクトの研究代表者らは最終成果報告を行い、日本、米国、および IAEA の専門家からの質疑が行われた。福島イニシアチブの6つのプロジェクトは、日本で 起きた福島第一原子力発電所事故後のモニタリングと回復に向けて、独自の科学的方法論と実 際的な方策を提示した。これらプロジェクトは欧州連合、文部科学省(日本)、米国国家核管 理局(前 GIPP プログラム Global Initiatives for Proliferation Prevention)から資金を得て進められ た。

本会合の総括セッションにおいて、福島イニシアチブの以下の到達点が確認された。 1.本イニシアチブはアルメニア、カザフスタン、そしてウクライナ(いずれも旧ソビエト連邦 時代に重大な環境汚染を経験し、研究を蓄積してきた国々である)から、国外(日本)への知 識移転をもたらした。

2. これらの知識共有は大変貴重な事例である。なぜなら、こうした知識移転は地域の自然条件や生態系と相互干渉する複雑な放射性核種挙動の解明に新たな視点を供給するからである。

3. 各プロジェクトの成果は福島事故地域内外の環境における回復対策と長期モニタリングに関して、より包括的な知見をを提供した。

4. 得られた成果は大変基礎的な知見の段階であるが、今後の継続的研究での発展が期待される。

5.日本の研究者との複数の2国間共同研究によって、福島の事故地域内外の適用する新規なモニタリング技術、回復技術が形成されていくであろう。

6. 重大な原子力事故の現実を理解するための国際協力は重要である。なぜなら、その理解は、 より十全な影響緩和策と回復策に結びつくからである。

7. 国際協力を通じた知見・経験の拡大は、今後の事故を未然に防ぐためのより効果的な手段ならびに、実事故の場合の即応策の確立に貢献するものである。

8.この福島イニシアチブと研究プロジェクトは、ISTC と STCU の協働活動の意義を確認する 場ともなった。

This is a blank page.

_

表 1. SI 基本単位				
甘大昌	SI 基本単位			
本平里	名称	記号		
長さ	メートル	m		
質 量	キログラム	kg		
時 間	秒	s		
電 流	アンペア	Α		
熱力学温度	ケルビン	Κ		
物質量	モル	mol		
光度	カンデラ	cd		

表 2. 基本単位を用いて表されるSI組立単位の例			
AI 立長 SI 組立単位	SI 組立単位		
名称	記号		
面 積 平方メートル	m ²		
体 積 立方メートル	m ³		
速 さ , 速 度 メートル毎秒	m/s		
加 速 度メートル毎秒毎秒	m/s^2		
波 数 毎メートル	m ⁻¹		
密度,質量密度キログラム毎立方メートル	kg/m ³		
面 積 密 度 キログラム毎平方メートル	kg/m ²		
比体積 立方メートル毎キログラム	m ³ /kg		
電 流 密 度 アンペア毎平方メートル	A/m ²		
磁 界 の 強 さ アンペア毎メートル	A/m		
量 濃 度 ^(a) , 濃 度 モル毎立方メートル	mol/m ⁸		
質量濃度 キログラム毎立方メートル	kg/m ³		
輝 度 カンデラ毎平方メートル	cd/m ²		
屈 折 率 ^(b) (数字の) 1	1		
比 透 磁 率 ^(b) (数字の) 1	1		
(a) 量濃度(amount concentration)は臨床化学の分野では物質濃度			

(substance concentration)ともよばれる。
 (b) これらは無次元量あるいは次元1をもつ量であるが、そのことを表す単位記号である数字の1は通常は表記しない。

表3. 固有の名称と記号で表されるSI組立単位

			SI 組立単位		
組立量	名称	記号	他のSI単位による 表し方	SI基本単位による 表し方	
平 面 角	ラジアン ^(b)	rad	1 ^(b)	m/m	
立体鱼	ステラジアン ^(b)	$sr^{(c)}$	1 (b)	m^2/m^2	
周 波 数	ヘルツ ^(d)	Hz	-	s ⁻¹	
力	ニュートン	Ν		m kg s ⁻²	
E 力 , 応 力	パスカル	Pa	N/m ²	$m^{-1} kg s^{-2}$	
エネルギー,仕事,熱量	ジュール	J	N m	$m^2 kg s^2$	
仕 事 率 , 工 率 , 放 射 束	ワット	W	J/s	m ² kg s ⁻³	
電 荷 , 電 気 量	クーロン	С		s A	
電位差(電圧),起電力	ボルト	V	W/A	$m^2 kg s^{\cdot 3} A^{\cdot 1}$	
静電容量	ファラド	F	C/V	$m^{-2} kg^{-1} s^4 A^2$	
電気抵抗	オーム	Ω	V/A	$m^2 kg s^{-3} A^{-2}$	
コンダクタンス	ジーメンス	s	A/V	$m^{2} kg^{1} s^{3} A^{2}$	
磁東	ウエーバ	Wb	Vs	$m^2 kg s^2 A^{-1}$	
磁束密度	テスラ	Т	Wb/m ²	$kg s^{-2} A^{-1}$	
インダクタンス	ヘンリー	Н	Wb/A	$m^2 kg s^2 A^2$	
セルシウス温度	セルシウス度 ^(e)	°C		K	
光東	ルーメン	lm	cd sr ^(c)	cd	
照度	ルクス	lx	lm/m ²	m ⁻² cd	
放射性核種の放射能 ^(f)	ベクレル ^(d)	Bq		s ⁻¹	
吸収線量, 比エネルギー分与, カーマ	グレイ	Gy	J/kg	$m^2 s^2$	
線量当量,周辺線量当量, 方向性線量当量,個人線量当量	シーベルト ^(g)	Sv	J/kg	$m^2 s^{-2}$	
酸素活性	カタール	kat		s ⁻¹ mol	

酸素活性(1) ダール kat [s¹ mol]
 (w)SH接頭語は固有の名称と記号を持つ組立単位と組み合わせても使用できる。しかし接頭語を付した単位はもはや コヒーレントではない。
 (h)ラジアンとステラジアンは数字の1に対する単位の特別な名称で、量についての情報をつたえるために使われる。 実際には、使用する時には記号rad及びsrが用いられるが、習慣として組立単位としての記号である数字の1は明 示されない。
 (a)測光学ではステラジアンという名称と記号srを単位の表し方の中に、そのまま維持している。
 (d)へルツは周期現象についてのみ、ペラレルは放射性核種の統計的過程についてのみ使用される。 セルシウス度はケルビンの特別な名称で、セルシウス温度を表すために使用される。それシウス度とケルビンの
 (a)やレシウス度はケルビンの特別な名称で、温度器や温度開隔を表す整備はどもらの単位で表しても同じである。
 (b)放射性核種の放射能(activity referred to a radionuclide) は、しばしば誤った用語で"radioactivity"と記される。
 (g)単位シーベルト (PV,2002,70,205) についてはCIPM物告2 (CI-2002) を参照。

表4.単位の中に固有の名称と記号を含むSI組立単位の例

	SI 組立単位			
組立量	名称	記号	SI 基本単位による 表し方	
粘度	パスカル秒	Pa s	m ⁻¹ kg s ⁻¹	
カのモーメント	ニュートンメートル	N m	m ² kg s ⁻²	
表 面 張 九	リニュートン毎メートル	N/m	kg s ⁻²	
角 速 度	ラジアン毎秒	rad/s	$m m^{-1} s^{-1} = s^{-1}$	
角 加 速 度	ラジアン毎秒毎秒	rad/s^2	$m m^{-1} s^{-2} = s^{-2}$	
熱流密度,放射照度	ワット毎平方メートル	W/m^2	kg s ⁻³	
熱容量、エントロピー	ジュール毎ケルビン	J/K	$m^2 kg s^{2} K^{1}$	
比熱容量, 比エントロピー	ジュール毎キログラム毎ケルビン	J/(kg K)	$m^{2} s^{2} K^{1}$	
比エネルギー	ジュール毎キログラム	J/kg	$m^2 s^2$	
熱伝導率	「ワット毎メートル毎ケルビン	W/(m K)	m kg s ⁻³ K ⁻¹	
体積エネルギー	ジュール毎立方メートル	J/m ³	m ⁻¹ kg s ⁻²	
電界の強さ	ボルト毎メートル	V/m	m kg s ⁻³ A ⁻¹	
電 荷 密 度	クーロン毎立方メートル	C/m ³	m ⁻³ s A	
表面電荷	「クーロン毎平方メートル	C/m ²	m ⁻² s A	
電東密度, 電気変位	クーロン毎平方メートル	C/m ²	m ² s A	
誘 電 辛	コアラド毎メートル	F/m	$m^{-3} kg^{-1} s^4 A^2$	
透 磁 率	ペンリー毎メートル	H/m	m kg s ⁻² A ⁻²	
モルエネルギー	ジュール毎モル	J/mol	$m^2 kg s^2 mol^1$	
モルエントロピー, モル熱容量	ジュール毎モル毎ケルビン	J/(mol K)	$m^2 kg s^{-2} K^{-1} mol^{-1}$	
照射線量(X線及びγ線)	クーロン毎キログラム	C/kg	kg ⁻¹ s A	
吸収線量率	ダレイ毎秒	Gy/s	$m^{2} s^{3}$	
放 射 強 度	ワット毎ステラジアン	W/sr	$m^4 m^{-2} kg s^{-3} = m^2 kg s^{-3}$	
放射輝度	ワット毎平方メートル毎ステラジアン	$W/(m^2 sr)$	m ² m ⁻² kg s ⁻³ =kg s ⁻³	
酵素活性濃度	カタール毎立方メートル	kat/m ³	$m^{-3} s^{-1} mol$	

表 5. SI 接頭語					
乗数	名称 記号		乗数	名称	記号
10^{24}	э 9	Y	10 ⁻¹	デシ	d
10^{21}	ゼタ	Z	10^{-2}	センチ	с
10^{18}	エクサ	Е	10^{-3}	ミリ	m
10^{15}	ペタ	Р	10^{-6}	マイクロ	μ
10^{12}	テラ	Т	10^{-9}	ナノ	n
10^{9}	ギガ	G	10^{-12}	ピコ	р
10^{6}	メガ	М	10^{-15}	フェムト	f
10^3	+ 1	k	10^{-18}	アト	а
10^{2}	ヘクト	h	10^{-21}	ゼプト	z
10^{1}	デカ	da	10^{-24}	ヨクト	v

表6.SIに属さないが、SIと併用される単位				
名称 記号		SI 単位による値		
分	min	1 min=60 s		
時	h	1 h =60 min=3600 s		
日	d	1 d=24 h=86 400 s		
度	۰	1°=(π/180) rad		
分	,	1'=(1/60)°=(π/10 800) rad		
秒	"	1"=(1/60)'=(π/648 000) rad		
ヘクタール	ha	1 ha=1 hm ² =10 ⁴ m ²		
リットル	L, 1	1 L=1 l=1 dm ³ =10 ³ cm ³ =10 ⁻³ m ³		
トン t		$1 t=10^3 kg$		

表7. SIに属さないが、SIと併用される単位で、SI単位で

表され	表される数値が実験的に得られるもの				
名称	記号	SI 単位で表される数値			
電子ボルト	eV	1 eV=1.602 176 53(14)×10 ⁻¹⁹ J			
ダルトン	Da	1 Da=1.660 538 86(28)×10 ^{·27} kg			
統一原子質量単位	u	1 u=1 Da			
天 文 単 位	ua	1 ua=1.495 978 706 91(6)×10 ¹¹ m			

表8. SIに属さないが、SIと併用されるその他の単位

名称	記号	SI 単位で表される数値
バール	bar	1 bar=0.1MPa=100 kPa=10 ⁵ Pa
水銀柱ミリメートル	mmHg	1 mmHg≈133.322Pa
オングストローム	Å	1 Å=0.1nm=100pm=10 ⁻¹⁰ m
海 里	М	1 M=1852m
バーン	b	$1 \text{ b}=100 \text{ fm}^2=(10^{-12} \text{ cm})^2=10^{-28} \text{ m}^2$
ノット	kn	1 kn=(1852/3600)m/s
ネーパ	Np	SI単位しの粉結的な間径は
ベル	В	対数量の定義に依存。
デシベル	dB -	

表9. 固有の名称をもつCGS組立単位

名称	記号	SI 単位で表される数値	
エルグ	erg	1 erg=10 ⁻⁷ J	
ダイン	dyn	1 dyn=10 ⁻⁵ N	
ポアズ	Р	1 P=1 dyn s cm ⁻² =0.1Pa s	
ストークス	St	$1 \text{ St} = 1 \text{ cm}^2 \text{ s}^{\cdot 1} = 10^{\cdot 4} \text{ m}^2 \text{ s}^{\cdot 1}$	
スチルブ	$^{\mathrm{sb}}$	$1 \text{ sb} = 1 \text{ cd } \text{ cm}^{-2} = 10^4 \text{ cd } \text{ m}^{-2}$	
フォト	ph	1 ph=1cd sr cm ⁻² =10 ⁴ lx	
ガ ル	Gal	1 Gal =1cm s ⁻² =10 ⁻² ms ⁻²	
マクスウエル	Mx	$1 \text{ Mx} = 1 \text{G cm}^2 = 10^{-8} \text{Wb}$	
ガウス	G	1 G =1Mx cm ⁻² =10 ⁻⁴ T	
エルステッド ^(a)	Oe	1 Oe ≙ (10 ³ /4 π)A m ⁻¹	
(a) 3元系のCGS単位系とSIでは直接比較できないため、等号「 ▲ 」			

は対応関係を示すものである。

表10. SIに属さないその他の単位の例						
名称					記号	SI 単位で表される数値
キ	ユ		IJ	ſ	Ci	1 Ci=3.7×10 ¹⁰ Bq
$\scriptstyle u$	\sim	ŀ	ゲ	\sim	R	$1 \text{ R} = 2.58 \times 10^{-4} \text{C/kg}$
ラ				k	rad	1 rad=1cGy=10 ⁻² Gy
$\scriptstyle u$				Д	rem	1 rem=1 cSv=10 ⁻² Sv
ガ		$\boldsymbol{\mathcal{V}}$		7	γ	$1 \gamma = 1 \text{ nT} = 10^{-9} \text{T}$
フ	T.		N	"		1フェルミ=1 fm=10 ⁻¹⁵ m
メー	ートル	/系	カラゞ	ット		1 メートル系カラット= 0.2 g = 2×10 ⁻⁴ kg
ŀ				ル	Torr	1 Torr = (101 325/760) Pa
標	準	大	気	圧	atm	1 atm = 101 325 Pa
+1	ы		11	-	cal	1 cal=4.1858J(「15℃」カロリー), 4.1868J
/3	Ц		9			(「IT」カロリー), 4.184J(「熱化学」カロリー)
3	ク			~	u	$1 \mu = 1 \mu m = 10^{-6} m$