JAEA-Research 2019-002 DOI:10.11484/jaea-research-2019-002



福島における放射性セシウムの環境動態研究の現状 (平成 30 年度版)

Status of Study of Long-term Assessment of Transport of Radioactive Contaminants in the Environment of Fukushima (FY2018)

> 長尾 郁弥 新里 忠史 佐々木 祥人 伊藤 聡美 渡辺 貴善 土肥 輝美 中西 貴宏 佐久間 一幸 萩原 大樹 舟木 泰智 鶴田 忠彦 御園生 敏治 吉村 和也 中間 茂雄 操上 広志 町田 昌彦 山田 進 板倉 充洋 Alex Malins 奥村 雅彦 金 敏植 Xudong Liu 山口 正秋 石井 康雄 武藤 琴美 田籠久也 齊藤 宏 武宮 博 関 暁之 北村 哲浩 飯島 和毅

Fumiya NAGAO, Tadafumi NIIZATO, Yoshito SASAKI, Satomi ITO, Takayoshi WATANABE Terumi DOHI, Takahiro NAKANISHI, Kazuyuki SAKUMA, Hiroki HAGIWARA, Hironori FUNAKI Tadahiko TSURUTA, Toshiharu MISONOU, Kazuya YOSHIMURA, Shigeo NAKAMA, Hiroshi KURIKAMI Masahiko MACHIDA, Susumu YAMADA, Mitsuhiro ITAKURA, Alex MALINS, Masahiko OKUMURA Minsik KIM, Xudong LIU, Masaaki YAMAGUCHI, Yasuo ISHII, Kotomi MUTO Hisaya TAGOMORI, Hiroshi SAITO, Hiroshi TAKEMIYA, Akiyuki SEKI, Akihiro KITAMURA and Kazuki IIJIMA

> 福島研究開発部門 福島研究開発拠点 福島環境安全センター

Fukushima Environmental Safety Center Fukushima Research Institute Sector of Fukushima Research and Development K PS

August 2019

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>https://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, 2019

福島における放射性セシウムの環境動態研究の現状(平成 30 年度版)

日本原子力研究開発機構 福島研究開発部門 福島研究開発拠点 福島環境安全センター

長尾 郁弥、新里 忠史、佐々木 祥人、伊藤 聡美、渡辺 貴善、土肥 輝美、中西 貴宏、 佐久間 一幸、萩原 大樹、舟木 泰智、鶴田 忠彦、御園生 敏治、吉村 和也、 中間 茂雄、操上 広志、町田 昌彦⁺¹、山田 進⁺¹、板倉 充洋⁺¹、Alex Malins⁺¹、 奥村 雅彦⁺¹、金 敏植^{*1}、Xudong Liu^{*2}、山口 正秋⁺²、石井 康雄^{*1}、武藤 琴美^{*2}、 田籠 久也^{*3}、齊藤 宏^{*3}、武宮 博⁺¹、関 暁之⁺¹、北村 哲浩、飯島 和毅

(2019年5月29日 受理)

2011年3月11日に発生した太平洋三陸沖を震源とするマグニチュード9.0の東北地方太平 洋沖地震とそれに伴って発生した津波により、東京電力株式会社(現東京電力ホールディング ス株式会社)福島第一原子力発電所の事故が発生し、その結果、環境中へ大量の放射性物質が 放出された。この事故により放出された放射性核種は、その大部分が森林に沈着している。こ れに対し、面積が広大であり大量の除去土壌などが生じる、多面的な森林の機能が損なわれる 可能性があるなどの問題があり、生活圏近傍を除き、汚染された森林の具体的な除染計画はな い。そのため、未除染の森林から放射性セシウムが流出し、既に除染された生活圏に流入する ことで空間線量率が上がってしまうのではないか(外部被ばくに関する懸念)、森林から河川に 流出した放射性セシウムが農林水産物に取り込まれることで被ばくするのではないか、規制基 準値を超えて出荷できないのではないか(内部被ばくに関する懸念)などの懸念があり、避難 住民の帰還や産業再開の妨げとなる可能性があった。

日本原子力研究開発機構(原子力機構)では、環境中に放出された放射性物質、特に放射性 セシウムの移動挙動に関する「長期環境動態研究」を2012年11月より実施している。この目 的は、自治体の施策立案を科学的側面から補助する、住民の環境安全に関する不安を低減し、 帰還や産業再開を促進するといった点にある。本報告書は、原子力機構が福島県で実施した 環境動態研究におけるこれまでの研究成果について取りまとめたものである。

福島県環境創造センター(駐在):〒963-7700 福島県田村郡三春町深作 10-2 +1 システム計算科学センター +2 核燃料・バックエンド研究開発部門 ※1 任期付研究員 ※2 博士研究員 ※3 技術開発協力員 *1 2018 年 3 月まで任期付研究員 *2 2019 年 3 月にて退職 *3 国際原子力機関へ出向中 JAEA-Research 2019-002

Status of Study of Long-term Assessment of Transport of Radioactive Contaminants in the Environment of Fukushima (FY2018)

Fumiya NAGAO, Tadafumi NIIZATO, Yoshito SASAKI, Satomi ITO,
Takayoshi WATANABE, Terumi DOHI, Takahiro NAKANISHI, Kazuyuki SAKUMA,
Hiroki HAGIWARA, Hironori FUNAKI, Tadahiko TSURUTA, Toshiharu MISONOU,
Kazuya YOSHIMURA, Shigeo NAKAMA, Hiroshi KURIKAMI, Masahiko MACHIDA⁺¹,
Susumu YAMADA⁺¹, Mitsuhiro ITAKURA⁺¹, Alex MALINS⁺¹, Masahiko OKUMURA⁺¹,
Minsik KIM^{*1}, Xudong LIU^{*2}, Masaaki YAMAGUCHI⁺², Yasuo ISHII^{*1},
Kotomi MUTO^{*2}, Hisaya TAGOMORI^{*3}, Hiroshi SAITO^{*3}, Hiroshi TAKEMIYA⁺¹,
Akiyuki SEKI⁺¹, Akihiro KITAMURA and Kazuki IIJIMA

Fukushima Environmental Safety Center, Fukushima Research Institute Sector of Fukushima Research and Development Japan Atomic Energy Agency Miharu-machi, Tamura-gun, Fukushima-ken

(Received May 29, 2019)

The accident of the Fukushima Daiichi Nuclear Power Station, Tokyo Electric Power Company Holdings, Inc. occurred due to the Great East Japan Earthquake, Sanriku offshore earthquake, of 9.0 magnitude and the accompanying tsunami. As a result, large amount of radioactive materials was released into the environment.

Under these circumstances, Japan Atomic Energy Agency (JAEA) has been conducting "Long-term Assessment of Transport of Radioactive Contaminants in the Environment of Fukushima" concerning radioactive materials released in environment, especially migration behavior of radioactive cesium since November 2012.

This report is a summary of the research results that have been obtained in environmental dynamics research conducted by JAEA in Fukushima Prefecture.

Keywords: TEPCO's Fukushima Daiichi Nuclear Power Station Accident, Radiocesium, Forest, Water System, City Area, Forest Fire

⁺¹ Center for Computational Science & e-Systems

⁺² Sector of Nuclear Fuel, Decommissioning and Waste Management Technology Development

[※]1 Senior Post-Doctoral Fellow

[★]2 Post-Doctoral Fellow

[%]3 Collaborating Engineer

^{*1} Senior Post-Doctoral Fellow until March 31, 2018

^{*2} Fukushima Environmental Safety Center until March 31, 2019

^{*3} On loan to IAEA

目 次

1. 福	島環境動態研究の全体概要	1
1.1	はじめに	1
1.2	研究の特徴および従来技術との相違	1
1.3	研究により得られた主な知見	5
1.4	成果による社会的効果・実施効果	5
1.5	本書の構成	9
2. 森	林動態	11
2.1	概要	11
2.2	森林中の溶存態放射性セシウム動態	13
2.3	森林域における放射性セシウムの分布と流出	21
2.4	初期沈着挙動研究	35
3. 水	系動態	47
3.1	概要	47
3.2	源頭域	49
3.3	河川における溶存態放射性セシウム濃度と生成メカニズム	55
3.4	河川における懸濁態放射性セシウムの濃度変化と移行・堆積挙動	62
3.5	河床土	68
3.6	貯水池	74
3.7	河口・沿岸域	82
4. 市	f街地	93
4.1	概要	93
4.2	モニタリング手法の検討	94
4.3	空間線量率の減少傾向	99
4.4	¹³⁷ Cs 動態	106
5. 利	多動抑制技術	111
5.1	概要	111
5.2	土壌粒子の固定化	111
5.3	懸濁粒子の捕捉・除去	116
5.4	まとめ	121
6. 琤	環境動態に関する解析的研究	123
6.1	概要	123
6.2	流域スケール陸域動態モデル(年平均の動態評価)	128
6.3	流域スケール陸域動態モデル(水循環−土砂− ¹³⁷ Cs の動的モデル)	133
6.4	水域動態モデル	145
6.5	深度移行モデル	158
6.6	線量率評価モデル	162

6.7	農林水産物への移行を考慮した流域動態コンパートメントモデル	168
6.8	放射性セシウムの移行に伴う線量率変化	172
6.9	モデル検証	174
6.10	● 今後の課題	176
7.	*野火災	177
7.1	概要	177
7.2	飛散	179
7.3	山域空間線量率	187
7.4	林床動態	190
7.5	山林火災による下流域への流出影響評価	199
8. 包	括的評価システム	205
8.1	概要	205
8.2	環境モニタリングデータベース	206
8.3	統合解析支援環境(解析事例サイト)	207
8.4	環境回復知識ベース	212
8.5	今後の課題	213
9. 課	題	214
謝辞		215
参考文	献	216

JAEA-Research 2019-002

Contents

1. Overview of the Fukushima environmental dynamics research	1
1.1 Introduction	1
1.2 Characteristic of the research and difference from existing techno	ology1
1.3 Important results	5
1.4 Social effects and operational effects by the results	5
1.5 Outline of this report	9
2. Forested environment	11
2.1 Outline	11
2.2 Dynamics of dissolved radioactive cesium in forests	13
2.3 Distribution and outflow of radioactive cesium in forest area	21
2.4 Initial deposition behavior	35
3. River system	47
3.1 Outline	47
3.2 Headwaters region	49
3.3 Concentration of dissolved radioactive cesium and its evolution m	echanism in
rivers	55
3.4 Changes in concentration of suspended radioactive cesium in rive	ers and its
migration and sedimentation behavior	62
3.5 Riverbed soil	68
3.6 Reservoir	74
3.7 Estuary and costal area	82
4. City area	93
4.1 Outline	93
4.2 Investigation of monitoring methods	94
4.3 Decreasing tendency of the air dose rate	99
4.4 Dynamics of ¹³⁷ Cs	106
5. Technology of transport suppression	111
5.1 Outline	111
5.2 Immobilization of soil particle	111
5.3 Trapping and removal of suspended particle	116
5.4 Conclusion	121
6. Analytical research on environmental dynamics	123
6.1 Outline	123
6.2 Terrestrial dynamics model at river-basin scale (evaluation of y	ear-average
dynamics)	128

JAEA-Research 2019-002

6.3 Terrestrial dynamics model at river-basin scale (dynamics model	for water
circulation, sediment and ¹³⁷ Cs)	133
6.4 River system dynamics model	145
6.5 Depth migration model	158
6.6 Dose rate evaluation model	162
6.7 Compartment model for river system dynamics considering the migrati	ion to
agricultural, forest and fishery products	168
6.8 Dose changes with radiocesium migration	172
6.9 Verification of the models	174
6.10 Future subject	176
7. Mountain forest fire	177
7.1 Outline	177
7.2 Dispersion	179
7.3 Air dose rate at mountain areas	187
7.4 Distribution and outflow of radiocesium on forest floor	190
7.5 Evaluation of effluent effect on the downstream region	199
8. Comprehensive evaluation system	205
8.1 Outline	205
8.2 Environmental monitoring database	206
8.3 Simulation Unit (Analytical example site)	207
8.4 Environmental restoration knowledge base	212
8.5 Subjects	213
9. Subjects	214
Acknowledgement	215
References	216

表リスト

表 1-1 裕	冨島環境動態研究の主な成果	6
表 2.2-1	ウリハダカエデ樹液中の放射性セシウム濃度	16
表 2.2-2	川俣町山木屋地区入久保山で採取したキノコの放射性セシウム濃度と移行	係数19
表 2.2-3	ワサビカレバタケ生育地点のリターと溶出液の放射性セシウム濃度と濃度.	比19
表 2.3-1	土壌流出に伴う ¹³⁷ Cs 流出量	26
表 2.3-2	治山ダムにおける堆積物の増加量と ¹³⁷ Cs 流出量	29
表 2.3-3	治山ダムにおける ¹³⁷ Cs 流出率	29
表 2.4-1	ウメノキゴケ類9種の移行係数	40
表 3.5-1	サイト A およびサイト D における 250-106µm サイズからの鉱物の分離定量	結果 -72
表 3.6-1	事故後 3~7 年の 4 年間における貯水池ごとの溶存態・懸濁態の ¹³⁷ Cs 濃度	の実効半
	減期、減衰成分、ならびに事故後初期の ¹³⁷ Cs 濃度	77
表 3.6-2	大柿ダムの試料採取地点ごとの ¹³⁷ Csの沈着量と堆積速度	79
表 3.7-1	河口・沿岸域においてこれまでに実施した主な調査	82
表 4.4-1	調査対象、およびデータ数一覧	107
表 4.4-2	観測結果一覧	110
表 5.2-1	試験を実施した固定化の方法	112
表 6.1-1	解析モデル一覧	127
表 6.2-1	一年間に各流域から海に流出した土壌および ¹³⁷ Cs の総量	130
表 6.2-2	土地利用区分ごとの土壤流出量および ¹³⁷ Csの動態	131
表 6.2-3	感度解析ケース	132
表 6.3-1	各流域の特徴	138
表 6.3-2	設定した分配係数 K _d	143
表 6.4-1	異なるダム湖水位に対する浮遊土砂および ¹³⁷ Csの下流への流出率	148
表 7.2-1	3 地点における通常時と火災時の ¹³⁷ Cs 濃度	185
表 7.4-1	試料採取日	192
表 7.4-2	観測期間あたり(2017 年 6 月から 12 月)の流出量および ¹³⁷ Cs 流出率	198
表 7.5-1	高瀬川および前田川における出水時の懸濁態 ¹³⁷ Cs 濃度	201
表 8.3-1	解析事例サイトのコンテンツ	208

図リスト

図 1-1 福	島環境動態研究の全体像	3
図 1-2 福	島環境動態研究の社会的効果	5
⊠ 2.1-1	空間線量率および土地利用	-12
⊠ 2.2-1	森林生態系における放射性セシウムの動き	-14
⊠ 2.2-2	ウリハダカエデからの樹液採取	-15
図 2.2-3	ワサビカレバタケ(試料採取地の林床)	-15
⊠ 2.2-4	落葉に増殖した菌糸体	-15
⊠ 2.2-5	落葉からの溶出液採取	-15
図 2.2-6	落葉から採取した溶出液	-15
⊠ 2.2-7	ウリハダカエデの樹皮・枝葉のオートラジオグラフ	-17
⊠ 2.2-8	樹木部位の区分	-17
⊠ 2.2-9	ウリハダカエデの樹皮・枝葉の放射性セシウム濃度	-17
⊠ 2.2-10	コシアブラ植物体部位ごとの重量および放射性セシウムインベントリの比較	-18
⊠ 2.3-1	森林域における主な物質移動プロセス	-21
⊠ 2.3-2	調查地一覧	-22
⊠ 2.3-3	森林内に設置した観測プロットの概要	-23
図 2.3-4	治山ダム上流側の状況(左写真; 浪江町川房地区)および 3D レーザースキャナー	-の
	測量データから作成した地表面モデル(右図)	-24
図 2.3-5	伐倒による樹木試料の採取	-25
図 2.3-6	土壌および樹木試料の採取方法	-25
図 2.3-7	除染地 a) および火災跡地 b) における ¹³⁷ Cs 流出量	-27
図 2.3-8	林床を基準とした ¹³⁷ Cs の流出および流入量	-28
🗵 2.3-9	スギ人工林における地上部および地下部の ¹³⁷ Cs 沈着量(川内村荻地区)	-30
図 2.3-10	スギ立木各部における ¹³⁷ Cs 濃度と沈着量(川内村荻地区)	-31
図 2.3-11	樹木各部における ¹³⁷ Cs 濃度の経年変化	-32
⊠ 2.3-12	地下部における ¹³⁷ Cs 沈着量の深度分布(川俣町山木屋地区)	-33
図 2.4-1	地衣類ウメノキゴケ類	-36
⊠ 2.4-2	山域線量率調査地点	-37
図 2.4-3	ホットスポットファインダー(HSF)の検出器(左)と装着の様子(右)	-37
図 2.4-4	ガンマプロッタ(GP)の検出器(左)と使用の様子(右)	-38
図 2.4-5	地衣類 44 個体中の ¹³⁷ Cs 濃度と ¹³⁷ Cs 土壌沈着量の関係	-40
図 2.4-6	十万山の線量率分布(地上 20 cm 高)(2015 年 11 月 5 日測定)	-41
図 2.4-7	高太石山の線量率分布(地上 20 cm 高(HSF), 5 cm 高(GP))(2015年12月16日]測
	定)	-42
図 2.4-8	航空機モニタリングと歩行サーベイ(HSF)による日隠山の線量率分布比較(出	也上
	20 cm 高)	-42

図 2.4-9	粒子の体積と ¹³⁷ Cs 濃度の関係	43
図 2.4-10	昇温による ¹³⁷ Cs 含有粒子中の放射能の変化	44
⊠ 2.4-11	加熱前後の CsMP の電子顕微鏡像(上)と SEM-EDS 元素分析結果(下)	44
図 2.4-12	福島第一原発近傍での地衣類採取地(上)と地衣類中の CsMP 電子顕微鏡画像	(下)
		45
図 3.1-1	調査地点	47
図 3.2-1	調查対象地域	49
図 3.2-2	リターバッグ設置状況(針葉樹リター)	50
図 3.2-3	源頭域調査における溶存態 ¹³⁷ Cs 濃度(Bq L ⁻¹)の空間分布	51
図 3.2-4	リター・土壌溶出試験	52
図 3.2-5	縦断調査における溶存態 ¹³⁷ Cs 濃度(Bq L ⁻¹)の空間分布の経時変化	53
図 3.2-6	流域沈着量と河川水中の溶存態 ¹³⁷ Cs 濃度の関係	53
図 3.2-7	規格化溶存態 ¹³⁷ Cs 濃度と DOC 濃度の関係	54
図 3.3-1	調査河川の位置図	55
図 3.3-2	2016年の溶存態 ¹³⁷ Cs濃度分布(左)と流域平均 ¹³⁷ Cs沈着量との関係(右)-	56
図 3.3-3	2016 年の規格化 ¹³⁷ Cs 濃度と共存無機イオン・DOC 濃度の関係	57
図 3.3-4	森林被覆率と規格化 ¹³⁷ Cs・共存無機イオン濃度の関係	58
図 3.3-5	森林 ¹³⁷ Cs 沈着率と規格化 ¹³⁷ Cs 濃度の関係	58
図 3.3-6	請戸川・高瀬川・熊川・富岡川における 10 日間平均降水量と溶存態 ¹³⁷ Cs 濃度	の関
	係	59
図 3.3-7	太田川・小高川・請戸川・高瀬川の溶存態 ¹³⁷ Cs 濃度の時間変化	60
図 3.3-8	太田川・小高川・請戸川・高瀬川の溶存態 ¹³⁷ Cs 濃度と水温の関係	60
図 3.3-9	太田川・小高川・請戸川・高瀬川の溶存態 ¹³⁷ Cs 濃度の時間変化(二成分)	61
図 3.4-1	調査河川の位置図	62
図 3.4-2	太田川・小高川・請戸川・高瀬川の懸濁態・溶存態 ¹³⁷ Cs 濃度の時間変化	64
図 3.4-3	太田川・小高川・請戸川・高瀬川・前田川・熊川・富岡川の ¹³⁷ Cs 年間流出率	65
図 3.4-4	請戸川・高瀬川・熊川における河川敷の空間線量率の時間変化	66
図 3.4-5	自動観測装置で観測した平成27年9月関東・東北豪雨の出水時の土砂移動量-	66
図 3.4-6	河川敷横断面における空間線量率分布の時間変化と放射性セシウムの深さ分布・	67
図 3.5-1	富岡川水系における試料採取位置	69
図 3.5-2	¹³⁷ Cs 濃度と粒径の関係	69
図 3.5-3	分画ごとの ¹³⁷ Csの含有量の関係	70
図 3.5-4	粒径ごとの鉱物種の割合	70
⊠ 3.5-5	サイトAおよびサイトDにおける 250-106 µm サイズからの鉱物の分離結果	71
図 3.5-6	サイトAおよびサイトDにおける鉱物種ごとの ¹³⁷ Cs 濃度分析結果	72
図 3.6-1	調査地点	74
図 3.6-2	溶存態 ¹³⁷ Cs 濃度の時間変化	76
図 3.6-3	懸濁態 ¹³⁷ Cs 濃度の時間変化	76

図 3.6-4	貯水池ごとの見かけの分配係数	78
図 3.6-5	大柿ダムの底質試料の採取地点	79
図 3.6-6	大柿ダムの底質の ¹³⁷ Cs 濃度と粒度の鉛直分布	80
⊠ 3.7-1	堆砂分布(左)および海底地形図(右)	84
図 3.7-2	請戸川河口域の海底地形とシルト相当粒子の分布域	84
図 3.7-3	沿岸からの距離と ¹³⁷ Cs 濃度(H25~H28 年度)	85
図 3.7-4	沿岸からの距離と ¹³⁷ Cs インベントリ(H25~H28 年度)	85
図 3.7-5	海底土 ¹³⁷ Csの鉛直分布(請戸川河口・沿岸域)	86
図 3.7-6	底層の掃流力(●は⑥,□はそれ以外の地点)	87
図 3.7-7	海底土の ¹³⁷ Cs 濃度変化	87
図 3.7-8	溶存態 ¹³⁷ Cs 濃度(H26~H29 年度)	88
図 3.7-9	懸濁態 ¹³⁷ Cs 濃度(H26~H29 年度)	89
図 3.7-10	係留調査の調査位置(左)および計測レイアウト(右)	90
図 3.7-11	土砂沈降量(左)と ¹³⁷ Cs 沈降量(右)	90
図 3.7-12	曳航調査結果	91
図 4.2-1	調査地	94
図 4.2-2	高度補正計数の評価(高度に伴う計数減少率)	95
図 4.2-3	空間線量率分布図	96
図 4.2-4	歩行サーベイと AUH サーベイで得られた空間線量率の比較	97
図 4.2-5	換算係数の空間分布(大熊町の場合)	97
図 4.2-6	メッシュサイズと RMSPE	98
図 4.3-1	調査場所	100
図 4.3-2	解析評価した 170 測定点の λ の頻度分布	101
図 4.3-3	空間線量率の減少速度定数の分布	101
図 4.3-4	表面線量率の減少速度定数の分布	101
図 4.3-5	λ/λ _s の頻度分布	102
図 4.3-6	λ 、 λ_s の分布比較(a) λ/λ_s が 0.8 以下の測定点、(b) λ/λ_s が 1.2 以	人上の測定
	点	103
図 4.3-7	測定点付近の写真	104
図 4.3-8	森林内、樹木近傍、開けた土地の 2 の分布比較	105
図 4.4-1	表面計数率- ¹³⁷ Cs 沈着量の関係	106
⊠ 4.4-2	調査対象の集水域	108
図 4.4-3	浸透面、舗装面、屋根における ¹³⁷ Cs 相対沈着量の経時変化	109
図 5.2-1	固定化試験場	113
⊠ 5.2-2	流出土砂の重量	114
⊠ 5.2-3	裸地の流出量を100%としたときの流出量の割合(%)	115
図 5.2-4	流出量の割合と施工費	116
図 5.3-1	対象とした捕集材	117

⊠ 5.3-2	捕集材1gあたりの懸濁粒子除去量	118
図 5.3-3	1 断面(幅・水深 40 cm)あたりの懸濁粒子除去量	118
図 5.3-4	既設河川に設置した試験体	119
図 5.3-5	時間雨量約36 mm(PM12:00)の翌日の試験体の様子	
図 5.3-6	流量などを制御可能な試験体	
図 5.3-7	濁度の差分に基づく除去量の試算結果	121
図 6.1-1	解析モデルと適用範囲	125
図 6.1-2	主な課題と適用モデルの適用例	126
図 6.1-3	陸水域動態モデルの対象とする時空間スケール	126
図 6.2-1	SACT の解析プロセス	129
図 6.2-2	感度解析により算出された各ケースでの ¹³⁷ Cs の海への一年間の流出量	132
図 6.2-3	基本ケースにおける 100 年後までの ¹³⁷ Cs 沈着量の予測マップ	133
図 6.3-1	GETFLOWS 概要	134
図 6.3-2	福島第一原発近傍の 5 河川流域(小高川、請戸川、前田川、熊川、富岡川)	および
	太田川上流域、富岡川流域内の荻ノ沢流域における ¹³⁷ Cs 沈着量の分布(第	4 次航
	空機モニタリングデータ、2011 年 11 月)	136
図 6.3-3	3 次元地質構造モデル(小高川、請戸川、前田川、熊川、富岡川流域)	137
図 6.3-4	3次元地質構造モデル(荻ノ沢流域)	137
図 6.3-5	3次元地質構造モデル(太田川上流域)	138
図 6.3-6	台風などの豪雨時における 5 河川流域からの ¹³⁷ Cs の (a) 流出量と (b) 流出	比-139
図 6.3-7	適用した降雨パターン	140
図 6.3-8	解析結果の例	141
図 6.3-9	2011 年 5 月から 2015 年 12 月までの期間における(a)侵食・堆積量および	(b) 残
	存 ¹³⁷ Cs 割合	142
図 6.3-10) 懸濁態・溶存態セシウムの観測値と計算値の比較	143
図 6.4-1	水域動態モデル概念図	147
図 6.4-2	ダム湖上流の観測点における浮遊土砂濃度の実測値および FLESCOT による解	析の入
	力値	149
図 6.4-3	ダム湖上流の観測点における ¹³⁷ Cs 濃度の実測値および FLESCOT による解析の	入力値
		149
図 6.4-4	ダム湖下流の観測点における浮遊土砂濃度の実測値と FLESCOT による解析結	果の比
	較	150
図 6.4-5	ダム湖下流の観測点における ¹³⁷ Cs 濃度の実測値と FLESCOT による解析結果の	り比較-
		150
図 6.4-6	降雨の強度や継続時間、ダム湖容量の違いが ¹³⁷ Csの下流への流出率に与える	5影響
		151
図 6.4-7	降雨規模と各粒径の ¹³⁷ Cs 流出寄与率(長い雨)	151
図 6.4-8	大雨時にダム湖に流入した土砂・放射性セシウムの挙動のイメージ図	151

図 6.4-9	シミュレーション対象の請戸川の河口付近	152
図 6.4-10	図 6.4-9 の赤丸で示した横断面での土砂の堆積量	153
図 6.4-11	シミュレーションにより評価した 2015 年 9 月の台風通過時の ¹³⁷ Cs の堆積量-	153
図 6.4-12	2013 年に無人ヘリコプターにより計測された空間線量率	154
図 6.4-13	5 段ネスト構造の模式図	155
図 6.4-14	請戸川から福島第一原発を含んだシミュレーション範囲のネスト構造	155
図 6.4-15	洪水時の河口付近の流れ	156
図 6.4-16	台風による洪水時の河川由来のセシウム溶存態の拡散状況	156
図 6.4-17	台風による洪水終了 30 時間後の河川由来の土砂の堆積分布	157
図 6.5-1	開発したモデル概念図	159
図 6.5-2	実測値との比較(a)2011年12月、(b)2013年11月	161
図 6.5-3	収脱着パラメータの違いによる深度プロファイルへの影響	161
図 6.5-4	濃度ピークが地表面下に存在する分布の再現を試行した解析	
図 6.5-5	解析から推定された放射性セシウムの深度方向への移行のメカニズムと分布の	関係
	の概念図	162
図 6.6-1	線量率評価モデル ADRET のイメージ図	
図 6.6-2	簡易的な山地形、谷地形における線量率の解析結果	
図 6.6-3	地形・地上構造物を考慮した線量率評価のための PHITS 計算用ジオメトリ作成	ミツー
	ル 3D-ADRES の概念図	165
図 6.6-4	川内村荻地区の森林、大熊町・富岡町の市街地を対象とした解析の例	166
図 6.6-5	平坦な土地における放射線の影響範囲	
図 6.6-6	解析結果と実測値との比較	
図 6.6-7	除染効果の解析	168
図 6.7-1	CMFW で考慮した移行経路(動的コンパートメント間)	
図 6.7-2	請戸川流域を想定したコンパートメント接続	170
図 6.7-3	森林内コンパートメントのフィッティング状況	171
図 6.7-4	請戸川流域内のフォールアウト5年後の放射性セシウムのストック・フロー	171
図 6.7-5	森林から河川への各経路が渓流魚の放射性セシウム濃度に与える影響	172
図 6.8-1	放射性セシウムの深度方向への移行に伴う線量率の低下と不可逆サイトへの収	又着率
	の関係(mDSF モデルと ADRET を組み合わせた解析)	173
図 6.8-2	2011 年 9 月台風前後の線量率変化の分布 (GETFLOWS および線量率評価モデルを	組み
	合わせて推定)	174
図 6.8-3	2011 年 9 月台風前後の請戸川・高瀬川合流部付近での線量率変化の分布	174
図 7.1-1	福島第一原発事故以降に発生した林野火災	178
図 7.2-1	大気浮遊じんモニタリング実施地点	179
⊠ 7.2-2	フィルター中の粒子単離の様子	181
図 7.2-3	レボグルコサンの分析結果	

図 7.2-4	顕微鏡観察視野(1740 μm × 1200 μm)あたりの捕捉粒子数と ¹³⁷ Cs 濃度との	関係
		-182
図 7.2-5	大気浮遊じん採取後のフィルターの様子	-183
図 7.2-6	顕微鏡観察視野(1740 µm × 1200 µm)あたりの捕捉粒子数と風速(気象庁	浪江
	町気象データ)の関係	-184
図 7.2-7	¹³⁷ Cs 濃度と通常時風速との関係	-184
図 7.2-8	3 地点のフィルターから単離した粒子の観察像	-186
図 7.3.1	火災前後、火災から10ヶ月後の空間線量率分布の比較(赤線は焼損範囲)	-188
図 7.3.2	空間線量率の変化	-189
図 7.4-1	航空機モニタリングによる調査地周辺の空間線量率(2016 年 11 月 18 日時点)	191
図 7.4-2	調査位置図	-191
図 7.4-3	七日沢沿いのスギ林に設置した観測プロット	-192
図 7.4-4	樹皮の ¹³⁷ Cs 濃度および面移行係数	-193
図 7.4-5	リターおよび堆積有機質層の ¹³⁷ Cs 濃度(左)および ¹³⁷ Cs 沈着量(右)	-194
図 7.4-6	スギ林延焼跡地からの距離とリター層の ¹³⁷ Cs 沈着量	-195
図 7.4-7	土壌層の ¹³⁷ Cs 濃度(左)および ¹³⁷ Cs 沈着量(右)	-195
図 7.4-8	スギ林における森林斜面の状況	-196
図 7.4-9	スギ林における森林斜面からの流出量	-197
図 7.5-1	調査地と十万山の位置図	-199
図 7.5-2	高瀬川における平水時の河川水中 ¹³⁷ Cs 濃度(上:懸濁態、下:溶存態)	-201
図 7.5-3	前田川における平水時の河川水中 ¹³⁷ Cs 濃度(上:懸濁態、下:溶存態)	-201
図 7.5-4	高瀬川における河川敷の空間線量率	-202
図 7.5-5	前田川における河川敷の空間線量率	-202
図 7.5-6	高瀬川における河川敷の ¹³⁷ Cs 濃度深さ分布	-203
図 7.5-7	前田川における河川敷の ¹³⁷ Cs 濃度深さ分布	-203
図 7.5-8	石熊砂防ダムにおける底質の ¹³⁷ Cs 濃度深さ分布(左:流入部、右:池心部)-	-204
図 7.5-9	白砂子ため池における底質の ¹³⁷ Cs 濃度深さ分布(左:流入部、右:池心部)-	-204
図 8.1-1	包括的評価システム概念図	-206
図 8.2-1	環境モニタリングデータベースの表示例(航空機による空間線量率の測定結果)-	-207
図 8.3-1	解析事例サイトの掲載事例	-209
図 8.3-2	Web ブラウザ上の SACT 解析結果表示例(放射性セシウム濃度)	-211
図 8.3-3	Web ブラウザ上の CMFW 解析結果表示例(森林内の放射能量)	-212
図 8.4-1	根拠情報 Q&A サイトの構造	-213

執筆者リスト

担当	氏名	所属
総括	長尾 郁弥、北村 哲浩、飯島 和毅	*1
編集・取りまとめ		-
第 2.1 節	新里 忠史	*1
第 2.2 節	佐々木 祥人、伊藤 聡美	*1
第 2.3 節	新里 忠史、渡辺 貴善	*1
第2.4節	土肥 輝美	*1
第 3.1 節	中西貴宏	*1
第 3.2 節	佐久間 一幸	*1
第 3.3 節		ч 1
第 3.4 節	十四 貞公	*1
第 3.5 節	萩原 大樹	*1
第 3.6 節	舟木 泰智	*1
第 3.7 節	鶴田 忠彦、御園生 敏治	*1
第 4.1 節		.1.1
第 4.2 節	古小 和也 	*1
第4.3節	中間 茂雄	*1
第4.4節	吉村和也	*1
第5章	鶴田忠彦	*1
第6章	操上 広志、佐久間 一幸、北村 哲浩	*1
	町田 昌彦、山田 進、板倉 充洋、Alex Malins、	40
	奥村 雅彦、金 敏植、Xudong Liu	*2
	山口 正秋	*3
第 7.1 節	新里忠史	*1
第 7.2 節	土肥 輝美、石井 康雄、萩原 大樹、	
第 7.3 節	武藤 琴美、田籠 久也、鶴田 忠彦、飯島 和毅	*1
第7.4節	新里忠史	*1
第 7.5 節	中西貴宏	*1
第8章	長尾 郁弥、齊藤 宏、北村 哲浩	*1
	武宮 博、関 暁之	*2

*1 福島研究開発部門 福島環境安全センター

*2 システム計算科学センター

*3 核燃料・バックエンド研究開発部門

1. 福島環境動態研究の全体概要

1.1 はじめに

2011年3月11日に発生した太平洋三陸沖を震源とするマグニチュード9.0の東北地方太 平洋沖地震とそれに伴って発生した津波により、東京電力株式会社(現東京電力ホールディ ングス株式会社)福島第一原子力発電所(以下、福島第一原発)の事故が発生し、その結果、 環境中へ大量の放射性物質が放出された。この事故により放出された放射性核種は、その大 部分が森林に沈着している(Kitamura et al., 2014)¹⁾。これに対し、面積が広大であり大 量の除去土壌などが生じる、多面的な森林の機能が損なわれる可能性があるなどの問題が あり、生活圏近傍を除き、汚染された森林の具体的な除染計画はない。そのため、未除染の 森林から放射性セシウムが流出し、既に除染された生活圏に流入することで空間線量率が 上がってしまうのではないか(外部被ばくに関する懸念)、森林から河川に流出した放射性 セシウムが農林水産物に取り込まれることで被ばくするのではないか、規制基準値を超え て出荷できないのではないか(内部被ばくに関する懸念)などの懸念があり、避難住民の帰 還や産業再開の妨げとなる可能性があった。

日本原子力研究開発機構(Japan Atomic Energy Agency; JAEA 以下、「原子力機構」)では、環境中に放出された放射性物質、特に放射性セシウムの移動挙動に関する「長期環境動態研究」を2012年11月より実施している。本研究は、以下の三点を主な目的としている。

- 生活圏などへの放射性セシウムの移動挙動を明らかにし、移動予測モデルを開発する。
- 被ばく線量および移動挙動評価結果を考慮した移動抑制などの対策を提案する。
- 長期調査データ、移動予測、線量評価、抑制対策を包括した評価システムを構築する。

すなわち、将来にわたる放射性セシウムの移動を評価し、それに基づく影響程度を把握す るとともに、対策を施した場合の効果を推定し、合理的な対策提案に繋げる。また、それら の知見を相互に関連づけ、多角的・総合的な判断を可能とする情報公開を行う。

これらにより、自治体の施策立案を科学的側面から支援する、住民の環境安全に関する不安を低減し、帰還や産業再開を促進するといった効果が期待できる。

1.2 研究の特徴および従来技術との相違

このような目的に対し、原子力機構では以下のアプローチで研究を進めた。

- 放射性セシウムの沈着した森林から河口域までの個別の移動現象を明らかにし、それらを組み合わせて一連のプロセスとすることにより、河川水系全体での放射性セシウムの移動・堆積挙動を定量的に俯瞰し、支配的な現象を抽出し、それらを表現する数理モデルを構築する。
- 様々な自然現象や環境条件の変化を想定した放射性セシウムの移行挙動・堆積挙動の

ケーススタディを実施する。

調査から推定された現象を演繹的に確認するとともに、将来の環境中の放射性セシウムや空間線量率の分布を予測し、自治体などの施策立案のための情報として適時提供する。

具体的には、1.1 で述べた目的のうち、一つ目に対しては福島県浜通りの8河川水系(太 田川、小高川、請戸川、前田川、熊川、富岡川、井出川、木戸川)を対象とし、これらの水 源となる森林から河口域までを系統的に調査し、水系全体の放射性セシウムの移動・堆積挙 動を定量的に比較・評価を行うことで、放射性セシウムの移動の支配因子を明らかにした。 また、二つ目に対しては、移動抑制手法については具体的な実験を元にその効果を検討する とともに、調査研究による知見に基づき、様々な条件下での挙動予測を可能とする解析ツー ルの整備を行った。

さらに、三つ目の目的に対しては、調査データ、予測・評価、および対策までを含む包括 的評価システムという構想の下、公開向けのコンテンツとして、これまで諸機関によって取 得されてきた空間線量率や土壌中放射能濃度などのデータを集約した放射性物質モニタリ ングデータの情報公開サイト、解析的研究の成果を提示する解析事例サイト、およびこれら に基づく知見をわかりやすく提示する根拠情報 Q&A サイトの三本から成る福島総合環境情 報サイトの整備を行い、順次公開を進めてきた。

具体的には、図 1-1 に示すような種々の懸念に応えるために課題を設定し、調査研究を実施した。また、放射性セシウムの流出量に影響を与える可能性のあった 2017 年十万山の山林火災についても調査を行った。





図 1-1 福島環境動態研究の全体像

福島県の環境に係る懸念およびそれに応えるために実施した研究課題を示す。

1.3 研究により得られた主な知見

本報告書で示す成果の概要を表 1-1 に示す。主要な知見としては以下が挙げられる。

- 森林からの放射性セシウム流出率は低く(沈着量の1%未満)、林床の被覆率に依存する。また、 火災などで一時的に林床の植生やリターによる被覆率が低下することで、流出率が一時的に 増加することはあるが、被覆の回復とともに低下する。
- 水系においては、発電所近傍の河川・ダム湖においても溶存態セシウム濃度は1 Bq L⁻¹未満 であり、夏に高く冬に低いという季節変動はあるが時間とともに低下傾向にある。また、懸 濁態セシウム濃度、堆積セシウム濃度(河川、河口)、空間線量率のいずれも低下傾向である。
- 市街地においては、空間線量率は物理減衰よりも速やかに減少している。市街地固有の構成 要素(舗装面など)における放射性セシウムの沈着量は、草地などの土壌面よりも速やかに 減少しており、これが市街地における空間線量率の速やかな減少に寄与したものと考えられ る。
- 上記のような現象を数理モデルで表現し、様々なケーススタディを実施することで放射性セシウムの移動に係る主要な因子を探索し、また将来予測に向けたモデル構築を進めた。

1.4 成果による社会的効果・実施効果

このような科学的裏付けに基づいた情報は、適時適切に自治体などへ提供した。また、このような知見に基づき、合理的な安全対策の策定や、避難指示解除に関する各自治体の計画立案など に貢献した(図1-2)。また、予測結果は、農林水産業復興計画策定の基盤情報として利用されて いる。今後も引き続き、研究によって得られた新たな研究成果や知見を提供していく予定である。



図 1-2 福島環境動態研究の社会的効果

青字は福島環境動態研究の成果。

表 1-1 福島環境動態研究の主な成果(1/4)

区分	主な成果	本報告書で
		の該当項目
森林	● 樹木の枝葉に放射性セシウムが多く分布し樹木内を移行	2.2
	している。樹液の動きが放射性セシウム移行に寄与して	
	いる可能性がある。材木となる幹の放射性セシウム濃度	
	は相対的に低い。	
	● 林床においてリター層から溶存態セシウムが溶出してお	2.2
	り、分解したリターからは溶出しやすい。	
	● 森林の地表面の被覆状況が放射性セシウムの流出率に大	2.3, 7.4
	きく影響する。流出率は、未除染の森林では 0.1%、 除染	
	地や火災跡地では一時的に 2-3%台となるが、被覆の回復	
	とともに1%を下回る。	
	● 放射性セシウムの約 9 割は地下のリターと土壌に分布し	2.3
	ており、地上の樹木には 1 割程度存在する。リター層の	
	放射性セシウム量は 2017 年時点で 6-20%程度であり、土	
	壌層の3 cm以浅に大部分が存在する。	
	● 事故から2年経過後の地衣類中の放射性セシウム濃度と、	2.4
	事故当初の土壌沈着量との間に良好な相関関係がある。	
	● 山域登山道および一定標高の周回ルートにおける放射性	
	セシウムの分布は方位依存性を有する傾向が示された。	2.4
	● 土壌およびダスト試料から抽出した放射性セシウム含有	
	微粒子(CsMP)を調査したところ、空間分布と比放射能の	
	異なる2種類に大別された。	2.4
	● 樹木や土壌層をモデル化し、放射線源を配置することで	
	林内と隣接地の空間線量率を解析するツールを開発し	
	た。	6.6
	● 放射性セシウムが樹冠からリター層へ移行することによ	
	る上昇と、リター層から土壌層へ移行することによる低	
	下が相殺されて、空間線量率の減衰が物理減衰と同程度	6.6
	になることが推察された。	

表 1-1 福島環境動態研究の主な成果(2/4)

区分	主な成果	本報告書で
		の該当項目
水系	● 湧水は溶存態 ¹³⁷ Cs をほとんど含まないが、地表水となっ	3.2
	た後に接触した地表の土壌やリターから溶存態セシウム	
	が溶脱していることが示された。	
	● 河川やダムの溶存態セシウム濃度は1 Bq L ⁻¹ 未満であり、	3.3, 3.6
	季節変動が見られるものの、時間とともに低下している。	
	● 懸濁態セシウム濃度、堆積セシウム濃度、空間線量率がい	
	ずれも時間とともに低下している。ダムに土砂が堆積す	3.4
	ることにより、下流域への流出が抑制されている。	
	● 河床土の放射性セシウム濃度は、細粒な粒子ほど高い傾	
	向があるものの、粒子サイズが同じであっても鉱物組成	
	の違いにより異なることが分かった。	3.5
	● 河川・貯水池の溶存態セシウム濃度は低下傾向が緩やか	
	になりつつある。	
	● 海底土の放射性セシウム濃度は、沿岸海域の 99.8%で 100	3.3, 3.6
	Bq kg ⁻¹ 未満であり、時間とともに低下している。	
		3.7
市街地	● 無人ヘリコプターサーベイにより、建物や舗装面など多	4.2
	様な要素からなる市街地においても、草地などの平坦地	
	と同様の測定精度で空間線量率分布の評価が可能であ	
	る。	
	● 無人ヘリコプターサーベイの測定精度には、空間線量率	4.2
	の局所的な分布と、空間解像度が影響する。	
	● 除染後のエリアでも、空間線量率は物理減衰よりも速や	4.3
	かに減少する。	
	● 空間線量率は、舗装面で早く減少し、未舗装面や森林近傍	4.3
	では減少が比較的遅い傾向がある。	
	● 局所的な土砂の流出や堆積は、空間線量率の減少速度に	4.3
	影響しない。	
	● 舗装面や建造物などの市街地固有の要素における放射性	4.4
	セシウム存在量は、土壌よりも顕著に低く、市街地の汚染	
	は限定的である。	
	● 事故後初期のウォッシュオフとウェザリング効果によ	4.4
	り、市街地固有の要素(舗装面や建物)に降下した放射性	
	セシウムの大半が流出したと推測される。	
	● 市街地の放射性セシウムは、主に溶存態として流失する。	4.4

区分	主な成果	
		の該当項目
移動抑制技	● 1年程度であれば、対策を施していない場合と比較して、	5.2
術	土壌の移動を10%以下に抑制する複数の方法を確認した。	
	● 懸濁粒子の捕捉・除去については、懸濁粒子全体の数%程	
	度に留まる。	5.3
解析的研究	● 浜通り・中通り14河川流域を対象とした解析を行い、100	6.2
	年後までの沈着量の予測マップを作成した。	
	● 降雨量などを考慮した詳細な解析を実施し、以下のこと	6.3
	を明らかにした。	
	▶ 放射性セシウムの河川から海への流出率は、ダムの	
	ある河川流域では低く、流域内で沈着量が多い土地	
	が水田などの場合に高い傾向がある。	
	▶ 河川に流出する放射性セシウムの多くは、河川近傍	
	や森林の沢沿いでの土壌侵食に伴うものである。	
	浮遊土砂濃度(濁度)が高いときに河川水中の放射性	
	セシウム濃度も高い傾向がある。	
	● ダム湖を対象とした解析により、降雨時に土砂とともに	
	ダム湖に流入する放射性セシウムは多くが湖底に蓄積さ	6.4
	れ、その割合は降雨の強さや継続時間が大きいほど小さ	
	く、また流入する土砂の粒形分布や分配係数に依存する	
	ことがわかった。	
	● 複数のモデルを組み合わせた解析により、河川敷で放射	
	性セシウムを収着する土砂が堆積し、それに伴い周辺空	6.4
	間線量率が変化する挙動を評価した。	
	● 放射線輸送解析や放射性セシウムの深度移行の解析を行	
	い、深度、距離、地形の影響を明らかにした。	6.5, 6.6
	● 流域内のマスバランスを解析し、河川流域内の放射性セ	
	シウムのストック・フローを大まかに推定した。 事故後1	6.7
	年間で、阿武隈川および福島県内浜通河川からおよそ 8.4	
	TBq が海へ流出したと推定した。流出には畑からの寄与が	
	47%、森林からの寄与が41%を占めたと推定された。	
	● 淡水魚へ取り込まれる放射性セシウム起源のケーススタ	
	ディにより、森林落葉層からの寄与だけでなく、落葉の河	
	川への直接流入の寄与を考慮することで淡水魚の実測濃	6.7
	度低下傾向を表現できる可能性を示唆した。	

表 1-1 福島環境動態研究の主な成果(4/4)

区分	主な成果	本報告書で
		の該当項目
林野火災	 ● 火災地からの放射性物質の飛散の可能性は否定できない 	7.2
(2017 年	ものの、その影響は極めて小さい。	
十万山の	● 火災前後の線量率変化がほとんど認められなかったこと	7.3
事例)	から、火災によって空間線量率を変化させるほどの放射	
	性物質の移動は起きなかったと考えられる。	
	● 延焼跡地におけるセシウム流出量は、火災 2 か月後から	7.4
	約半年間実施した観測の結果、非延焼地の約13倍であっ	
	た。	
	● 延焼跡地におけるセシウム流出率は 2.6%と算出され、高	7.4
	い部類とはなるものの既往の観測データの範囲内であ	
	り、大幅な流出率増加は認められなかった。	
	● セシウム分布や流出状況の変化に係る主な要因は林床を	7.4
	被覆するリター層や下層植生の焼損であった。	
	● 今回の林野火災による下流域への流出影響はほとんどな	7.5
	いことが確認された。これは、流域面積に対して延焼面積	
	が小さかったためであると考えられる。	
包括的評価	● 原子力機構内外で取得された実測データを集約して公開	8.2
システム	する環境モニタリングデータベースを整備、「放射性物質	
	モニタリングデータの情報公開サイト」として公開。	
	 ● 原子力機構で整備された解析ツールやそれに基づく成果 	
	を公開する統合解析支援環境を整備。成果の公開部分を	8.3
	「解析事例サイト」として公開。	
	● 原子力機構内外の知見を、利用者の知識・興味レベルに応	
	じて分かりやすく Q&A 形式で提示する環境回復知識べー	8.4
	スを整備、「根拠情報 Q&A サイト」として公開。	

1.5 本書の構成

本報告書は、原子力機構が福島県で実施した環境動態研究におけるこれまでの研究成果について取りまとめたものである。以下に報告書の構成を述べる。

第1章では、福島県における長期の環境動態研究の全体的な概要を示した。

第2章では、森林における放射性セシウムの環境動態および空間線量率について得られた知見 を示す。

第3章では、水系における放射性セシウムの環境動態について得られた知見を示す。

第4章では、市街地における放射性セシウムの環境動態、空間線量率について得られた知見を 示す。 第5章では、放射性セシウムの移動抑制技術について得られた知見を示す。

第6章では、放射性セシウムの環境動態および空間線量率についての解析的取扱いおよびそれ によって得られた知見を示す。

第7章では、福島県十万山における林野火災の調査で得られた知見を示す。

第8章では、福島環境動態研究の成果を発信するために原子力機構が整備している包括的評価 システムについて概説する。

第9章では、以上の成果を概括し、また環境動態研究における現状の課題および今後の展望を 示す。

2. 森林動態

2.1 概要

福島第一原発の事故により放射能汚染を被った地域では、事故直後と比較して全般的に空間線 量率は低下してきているものの、浜通りと阿武隈山地、特に福島第一原発の北西方向と南西方向 の地域では、いまだ空間線量率の高い地域が残存している(原子力規制委員会、2018²⁾;原子力規 制庁³⁾;図2.1-1)。それら地域の土地利用状況はほぼすべてが山地の森林で占められることから (農林水産省⁴⁾;宇宙航空研究開発機構地球観測研究センター、2012⁵⁾;図2.1-1)、環境回復に係 る対策を考える上では、今後とも山地の森林域における放射性セシウムの環境動態の理解が重要 となる。ここで、チェルノブイリ原子力事故の影響を被った地域(ベラルーシ共和国およびウク ライナ)と福島県の自然地理学的な条件などを比較すると、福島県の年間降水量は2倍程度、地 形は山地や丘陵地が多いという特徴を持つ(気象庁⁶⁾;国立天文台編、2016⁷⁾)。これは、チェル ノブイリ原子力事故の影響を被った地域と比較して、福島県は潜在的に物質が移動しやすい自然 地理的な条件にあることを示す。そのため、森林域における放射性セシウムの環境動態に関して は、まず放射性セシウムの移動状況、特に森林からの流出量を様々な森林環境を対象として推定 することが重要となる。さらに、林産資源の利用再開においては、森林各部における放射性セシ ウムの分布状況とその経年変化に基づく林産物への移行状況の把握が重要な課題となる。また、 避難指示の解除と住民帰還の進展により、林内とその周辺における活動の機会はより一層増えて いくと見込まれる。その際、不要な外部被ばくを避け、外部被ばく低減の適切な対策を講じる上 では、林内とその周辺における空間線量率の予測ツールの整備が重要な課題となる。

植物の樹体内の放射性セシウムの移行の調査により、樹液の動きが放射性セシウム移行に寄与 している可能性があることが示された。また、森林からの流出量調査により、未除染の森林にお いて林外への放射性セシウム流出率は沈着量の1%未満であり、森林では放射性セシウムが留まる 傾向を明らかにした。この成果により、森林内での放射性セシウム分布と林産物への移行予測に 係る調査観測が重要であることを明確にした。除染地を対象とした観測では、未除染地と比較し て、放射性セシウム流出量は約3.5倍程度であったが、沈着量の1%に満たない流出率である成果 を得た。さらに除染直後に30%であった被覆率が60%程度に回復したことにより流出量が1/3にま で減少し、除染による流出量の増加は1年程度で終息すること、除染後2年目には植生の回復に より未除染地と同程度の流出量となる結果が得られた。



図 2.1-1 空間線量率および土地利用

空間線量率マップは原子力規制庁による航空機モニタリング結果(放射線量等分布マップ拡大サイト/地理院地図)³⁾を使用。土地利用図は宇宙航空研究開発機構(JAXA)地球観測研究センター (EORC)⁵⁾による高解像度土地利用土地被覆図(日本全域, Ver. 12. 08)を使用。

FDNPP;東京電力ホールディングス株式会社 福島第一原子力発電所

2.2 森林中の溶存態放射性セシウム動態

2.2.1 目的

2011 年3月に発生した東北地方太平洋沖地震を原因とする福島第一原発の事故により、放射性 物質が福島県の東部を中心に降下した(Chino et al., 2011)⁸⁾。半減期の比較的長い放射性物質 である放射性セシウムが現在も環境中に多く存在している。事故により放出された放射性物質は、 落葉広葉樹林では林床、樹木では芽吹き前であったため枝と樹皮に、常緑針葉樹林では林床、樹 木では枝葉と樹皮に沈着した。林床に沈着した放射性セシウムは事故初期にはリター層にその多 くが存在したが、粘土鉱物に強く吸着されることから、現在は土壌層表面にその多くが存在して いる。森林からの放射性セシウムの流出は、林床に沈着した量の1%以下である(Niizato et al., 2016)⁹⁾ため、放射性セシウムは、長期間にわたり林内において存在することが見込まれる。図 2.2-1 では、主に考えられる森林内における放射性セシウムの動きについて示した。樹木に付着し た放射性物質は樹皮を介して植物内部に取り込まれたと報告されており(Mahara et al., 2014¹⁰; Wang et al., 2016¹¹⁾)、樹木においては放射性セシウムが付着した樹皮のみならず辺材や心材に も放射性セシウムが検出されている(Kuroda et al., 2013)¹²⁾。さらに、事故後に生じた葉にお いて放射性セシウムが含まれる(Kanasashi et al., 2015)¹³⁾ことは、放射性セシウムが樹体内を 移動している可能性を示唆している。放射性セシウムの移動は樹体内の水が媒体として働いてい ると考えられるが、その詳細は不明である。ここでは、これまで調査してきた広葉樹における放 射性セシウムの分布と溶存態放射性セシウム移行および林床リターから溶出する溶存態放射性セ シウムの移行についての調査結果について述べる。

2.2.2 手法

a) 広葉樹における放射性セシウムの分布および溶存態放射性セシウム移行

福島県伊達郡川俣町山木屋地区入久保山の株立ちのウリハダカエデを供試木とした。樹液は、 2016年3月2日から4月5日にかけて採取した。樹液の採取は、株立ちの木の中で比較的太い幹 にそれぞれ1つの穴(φ6.5 mm、深さ5.5 cm)をドリルで開けてプラスティック製の管を差し込 み、シリコンチューブで容量2Lのポリプロピレン製の容器に樹液を採取した(図2.2-2)、採取 した樹液は、孔径0.45 µmのメンブレンフィルターでろ過したものをU-8 容器に入れ放射能分析 を行った。樹木試料(樹皮、材および枝葉)は、2016年9月に採取し、105℃で恒量になるまで 乾燥した後、粉砕しU-8 容器に入れ放射能濃度分析を行った。

同地区において推定樹齢 1~3 年生のコシアブラ(樹高 15 cm、25 cm、107 cm)の若木を 2017 年7月に植物体の地上部、地下部全てを採取した。これらの試料を 105 ℃で恒量になるまで乾燥 した後、粉砕し U-8 容器に入れ放射能濃度分析を行った。

b) 林床におけるリターからの溶存態放射性セシウムの移行

福島県伊達郡川俣町山木屋地区入久保山において、落葉分解性の菌類であるワサビカレバタケ (*Collybia peronata*)の子実体および子実体発生地点の落葉は 2017 年 9 月に採取した (図 2. 2-3、 図 2. 2-4)。落葉層は、落葉間に存在した水分を採取した (図 2. 2-5、図 2. 2-6)後に 105 ℃で恒 量になるまで乾燥した後、粉砕し 100 ml の U-8 容器に入れ放射能濃度分析を行った。さらに子実 体発生地点の落葉を、1 L のタッパーに入れ 25℃、好気的条件で 65 日間培養した。培養後の落葉 から出てきた水分を採取した後、落葉は 105℃で恒量になるまで乾燥し、粉砕後に U-8 容器に入れ放射能濃度分析を行った。落葉から採取した水は、孔径 0.45 µm のメンブレンフィルターでろ 過したものを U-8 容器に入れ放射能分析を行った。

子実体とリターまたは土壌の移行係数は、下記の式で求めた。

移行係数(TF)=

[植物体¹³⁷Cs 濃度 (Bq kg⁻¹-DW)] × [土壌またはリター¹³⁷Cs 濃度 (Bq kg⁻¹-DW)]⁻¹



図 2.2-1 森林生態系における放射性セシウムの動き



図 2.2-2 ウリハダカエデからの樹液採取



図 2.2-3 ワサビカレバタケ (試料採取地の林床)



図 2.2-4 落葉に増殖した菌糸体



図 2.2-5 落葉からの溶出液採取



図 2.2-6 落葉から採取した溶出液

2.2.3 結果および考察

a) 広葉樹における放射性セシウムの分布および溶存態放射性セシウム移行

土壌中の水はミネラル類とともに根毛から吸収され、木部に運ばれる。針葉樹の場合、根から の吸水は蒸散による引っ張りの力に依存しているが、広葉樹(双子葉植物)では上昇機構の詳細 は不明であるものの、ヘチマ水の採取に見られるように、根が積極的に水をあげるといわれてい る(黒田、2008)¹⁴⁾。春先の約1か月間で採取されたウリハダカエデの樹液中の溶存態(<0.45µm) ¹³⁷Cs 濃度は、30.6 Bq L⁻¹であり、樹木内部を流れる樹液内に放射性セシウムが含まれていた(表 2.2-1)。

樹皮のオートラジオグラフから、樹皮表面には不均一、スポット状の放射性セシウムが分布し ていることが明らかになった。これは、事故時に沈着した移行しにくい放射性セシウムが溶けず に樹皮表面に付着しているものと考えられる。このようなスポット状の放射性セシウムの沈着は、 他の植物においても報告されている(Sasaki et al., 2016)¹⁵⁾。枝葉のオートラジオグラフから、 放射性セシウムが葉脈部分に多く存在していることが明らかになった。それ以外の部分において は、放射性セシウムは均一に存在していた。葉脈部分は水分や養分が通過する維管束組織からな っているため、これらの組織を通って放射性セシウムが移動しているものと考えられる。Stem1 の 細枝には、スポット状のシグナルがみられた。成長が遅い枝において、事故時の放射性セシウム が付着していたものと考えられる(図 2.2-7)。

幹部分における放射性セシウム濃度は、樹皮(内樹皮+外樹皮)において最も高い値であり、 木部は樹皮の約1/10の濃度であった。枝葉における放射性セシウム濃度は、枝葉においてほぼ同 じ濃度であり、この濃度は幹部分で放射性セシウム濃度の高かった樹皮と同程度であった(図2.2-8, 図2.2-9)。このことは、新しく生じた枝葉に放射性セシウムが供給されていることを示して いる。樹液に溶存態放射性セシウムが含まれていたことから、これらが新たに生じた葉や枝に供 給されているものと考えられる。これにより、事故後新たに生じた部分を食用とする食用林産物 においては、福島県の一部地域で出荷制限されているものも存在する。

新芽を食用とするウコギ科のコシアブラは広い地域で出荷が制限されている山菜である。山菜 採取の対象となりやすい若木を対象として土壌の放射性セシウム深度分布、コシアブラ若木の地 上部(葉、樹幹)と地下部(根)における植物体量、および放射性セシウム量について調査した結 果、土壌中で放射性セシウムが多く分布する深度 0-10 cm に根の 90%以上が存在し、根にも地上 部と同等濃度の放射性セシウムが含まれていることが明らかになった(図 2.2-10)。これにより、 放射性セシウムが植物体地下部へも移行していることが示唆された(伊藤ほか、2019)¹⁶⁾。

	放射性セシウム濃度[Bq L⁻¹]		
¹³⁴ Cs	5. 78		
¹³⁷ Cs	30. 6		

表 2.2-1 ウリハダカエデ樹液中の放射性セシウム濃度



図 2.2-7 ウリハダカエデの樹皮・枝葉のオートラジオグラフ



図 2.2-8 樹木部位の区分



図 2.2-9 ウリハダカエデの樹皮・枝葉の放射性セシウム濃度



図 2.2-10 コシアブラ植物体部位ごとの重量および放射性セシウムインベントリの比較

b) 林床におけるリターからの溶存態放射性セシウムの移行

落葉分解菌であるワサビカレバタケが生育していた付近の落葉表面には、菌糸が付着していた (図 2.2-3、図 2.2-4)。先述のように事故後に生じた葉にも放射性セシウムが含まれており、そ の落葉にも放射性セシウムが含まれている。落葉は、微生物や小さな昆虫などの生物の働きによ り徐々に分解されていく。その過程において放射性セシウムも移行すると考えられるが、その詳 細は不明である。リターから放射性セシウムが落葉分解菌の子実体(きのこ)へ移行すると考え られる。ここでは、落葉分解菌とその生育地点の落葉と落葉から溶出する溶存態放射性セシウム について調査した結果について述べる。

試験に使用したワサビカレバタケの移行係数は 1.2 であり、林内の別地点で採取したワサビカレバタケの移行係数は 1.7 であった(表 2.2-2)。子実体の移行係数は、幅広いことが知られており、同地域で採取されたキノコの移行係数は、幅広く 0.1-10 のオーダーであった(表 2.2-2)。林床に供給される雨である林内雨が 10⁻¹ Bq L⁻¹のオーダーであるのに対し、リター層から出た溶出水の ¹³⁷Cs の濃度は 11.2 Bq L⁻¹と約 100 倍の濃度であった。さらに採取したリターを好気的に培養したところ、65 日後の溶出液中の溶存態¹³⁷Cs の濃度は 90.5 Bq L⁻¹であった(表 2.2-3)。分解したリターからは、さらに溶存態の放射性セシウムが溶出することがわかった。分解したリターの放射性セシウム濃度と溶出液中の懸濁態の放射性セシウムの濃度比(分解したリター/溶出液)は、1.1×10²から 7.5×10²であった。日本の水田土壌と放射性セシウムの平衡状態の濃度比である分配係数(Kd)は、2,286 L kg⁻¹(幾何平均値)であると報告されている(石川ほか、2007)¹⁷⁾。分配係数(Kd)は、平衡状態での値であるので単純に比較はできないが、リターからは放射性セシウムが溶出しやすい傾向があることがわかる。

先述のように放射性セシウムは粘土鉱物に強く取り込まれることから、土壌に浸透した放射性 セシウムは移動しにくい。リターから溶出した溶液には、林内雨と比較しても多くの溶存態の放 射性セシウムを含んでいた。生物における必須元素であるカリウムとセシウムは同族元素であり 生物に取り込まれやすく、粘土鉱物に吸着した放射性セシウムとは異なり、溶存態放射性セシウ ムは根から再び吸収されやすい状態であると考えられる。コナラ林においては、雨水がリター層 中を連続的に流れるリターフローが発生しているとの報告がある(若松ほか、2016)¹⁸⁾。雨が垂直 に浸透せずにリター内を移動して、リター間に蓄積された溶存態放射性セシウムを移行させる可 能性が考えられる。リター層から河川へリター分解により生じた溶存態放射性セシウムが移動す る可能性も考えられる。

種類	採取日	子実体 ¹³⁷ Cs [Bq kg ^{-1_} 乾重]	子実体 付近 土壌(S) リター(L)移行 ¹³⁷ Cs 係数 [Bq kg ^{-1_} 乾重]
ウラク゛ロニカ゛イク゛チ	2016 年 7 月	2. 1 × 10 ³	2. 8×10^4 (S) 0. 08
ト゛クツルタケ	2016 年 8 月	1.2×10^{4}	5. 0×10^4 (S) 0. 24
アカシ゛コウ	2016 年 8 月	5. 4 × 10 ³	2. 3×10^4 (S) 0. 23
キホウキタケ	2016年8月	3. 5 × 10⁴	3. 0×10^4 (S) 12
ホオへ゛ニシロ アシイク゛チ	2016 年 8 月	7. 3 × 10 ⁴	3. 0×10^4 (S) 2. 4
タマコ゛タケ	2016 年 8 月	3. 3 × 10⁴	1. 6×10^4 (S) 2. 1
ፖታተላጉ ሀ	2016 年 8 月	9. 4 × 10 ⁴	4. 2×10^4 (S) 2. 5
アカヤマト゛リ	2016 年 8 月	8. 7 × 10 ⁴	2. 7 × 10 ⁴ (S) 3. 2
アカヤマト゛リ	2016年8月	6. 9 × 10 ⁴	3. 7×10^4 (S) 1. 8
ワサヒ゛カレハ゛タケ	2016 年 9 月	1. 1 × 10 ⁴	6. 8 × 10 ³ (L) 1. 7
ワサヒ゛カレハ゛タケ*	2016年9月	1. 0 × 10 ⁴	8. 4 × 10 ³ (L) 1. 2

表 2.2-2 川俣町山木屋地区入久保山で採取したキノコの放射性セシウム濃度と移行係数

*リターからの溶出液を採取した試料

表 2.2-3 ワサビカレバタケ生育地点のリターと溶出液の放射性セシウム濃度と濃度比

		1370。迪庄	¹³⁷ Cs 濃度比	
		- US 侲皮	(リター/溶出液)	
(子実体採取直後)	リター[Bq kg ⁻¹]	8. 43×10^3		
	溶出液[Bq L ⁻¹]	1.12×10	1.5×10^{2}	
(子実体採取後65日)	リター[Bq kg ⁻¹]	9. 76×10^3	1 1 1 1 0 2	
	溶出液[Bq L⁻¹]	9.05×10	1.1×10^{2}	

2.2.4 今後の課題

これまで、植物の樹体内の放射性セシウムの移行の調査により、樹液の動きが放射性セシウム 移行に寄与している可能性があることが示された。これから森林内における放射性セシウムの移 行を解明するために、経年変化、根などの地下部への移行を明らかにし、樹木全体における放射 性セシウムのフラックスを見積り、林業再生にむけて材の放射性セシウム濃度がどのように変化 するのかを予測するための基本データの取得が求められる。また、放射性セシウムの移行におけ る移行媒体としての樹液の役割についても今後明らかにする必要がある。

リター(有機物)から生物に利用されやすい溶存態放射性セシウムが溶出しやすいことから、 様々な過程により分解される有機物における放射性セシウムの動態解明が必要であり、リターか らリター、またはリターから土壌への移行など、林産物を中心とした生物へどのように放射性セ シウムが移行するのかを解明する必要がある。

2.3 森林域における放射性セシウムの分布と流出

2.3.1 目的

森林域における物質移動プロセスを概観すると、森林上部の樹冠から林床へは、林内雨や樹幹 流、リターフォールに伴い放射性セシウムが移動していくと考えられる。一方、林床では、土壌 流亡や表面流に伴い林外へ流出していくと考えられる。このため、森林内の移動プロセスがすべ て係る林床を基準として放射性セシウムの流出入量を観測することにより、森林域全体における 放射性セシウムの移動状況を把握できると考えられる(図2.3-1)。森林域における分布状況につ いては、地上部(樹木)と地下部(リターおよび土壌層)に区分し、さらに樹木各部と土壌中深度 方向の分布状況およびそれらの経年変化を継続観測することにより、林産物における放射性セシ ウムの移行状況とそのメカニズムに関する知見が得られるものと期待される。なお、林産物の放 射性セシウム移行と森林域における溶存態セシウムの生成については2.2節、森林域を対象とし た空間線量率の予測ツール開発は6章を参照されたい。



図 2.3-1 森林域における主な物質移動プロセス

2.3.2 手法

(1) 森林域の放射性セシウム移動状況に関する調査観測

森林域における物質移動は、森林に生育する樹木の種類、地形、土壌、気象および林床状況に より異なるものと考えられる。そのため、それら森林環境の異なる複数地点を観測地に設定し、 放射性セシウムの移動量を観測した(図2.3-2)(Niizato et al., 2016)⁹⁾。各観測地では、四 方をステンレス板で囲った観測プロットを設定し、プロットから流出する土壌と表面流をプロッ ト下端に設置した貯留ボックスですべて回収するとともに、プロット近傍に林内雨量計、樹幹流 およびリターフォールトラップを設置しそれらの移動量を観測し試料を採取した(図2.3-3)。試 料の回収は天候に応じて数週間から数か月間に一回の頻度で実施した。採取した試料は、乾燥な どの前処理後にゲルマニウム半導体検出器(Ge 検出器)により放射性セシウム濃度(Bq kg⁻¹もし
くは Bq L⁻¹)を分析し、得られた濃度に採取試料の総量(kg もしくは L)を乗算することで放射 性セシウム移動量を算出する。1 m²当たりの放射性セシウム移動量は、観測プロットからの流出 に関しては観測プロットの面積で除することにより、樹幹流は樹木の枝の拡がりの面積(樹冠投 影面積)で除することにより算出する。また、林内雨については、降雨量(mm = L m⁻²)に放射性 セシウム濃度(Bq L⁻¹)を乗算することで移動量(Bq m⁻²)を算出する。リターフォールは採取面 積を1 m²とすることにより、採取したリターフォールの乾燥重量(kg)に放射性セシウム濃度を 乗算することで1 m²当たりの移動量(Bq m⁻²)とする。調査地の森林環境については、植生調査 や地形計測、土壌調査を実施し、現地に設置した気象観測装置で気温や降雨量を観測するととも に、隣接する既設の気象観測点(例えば、国土交通省および気象庁の地域気象観測所)の公開デ ータを使用した。観測プロット内の林床被覆率(林床がリター層や下層植生で覆われる面積)は、 被覆率が低い場合は林床の写真画像の解析により算出し、被覆率が高い場合は現地で測定した土 壌層の露出面積から被覆率を求めた。



図 2.3-2 調査地一覧

地形陰影図は国土地理院による航空レーザ測量成果を利用。浪江町井出地区および川内村の降水 量は気象庁、川俣町の降水量は国土交通省水管理・国土保全局のデータを利用。



図2.3-3 森林内に設置した観測プロットの概要

(2) 山岳地における放射性セシウム流出観測

観測プロットによる放射性セシウム流出入量の観測は、観測プロットの観測枠や観測機器が設 置可能な地点に限られる。しかし、阿武隈山地には、それら観測機器の設置が困難な土砂流出防 備保安林に指定される急峻かつ土壌層が非常に薄い山地森林(山岳地)が多く分布する。それら 山岳地では、里山の森林と比べて土砂流出が多く、それに伴い放射性セシウム流出量も多いこと が見込まれる。このため、山岳地の小流域出口に設置された治山ダムを流域からの流出土砂の採 取装置として利用し、放射性セシウム流出量を観測した(図2.3-4左;渡辺ほか、2017¹⁹)。対象 とした治山ダムの流域面積は2.1 haであり、流出した土砂が治山ダム上流側の数 m の範囲に堆 積する。このため、同範囲を対象として 3D レーザースキャナーによる測量を年1回程度の頻度で 繰り返し実施し、測量で得られる地表面の変化から治山ダムに堆積する土砂量の変化を計算した (図2.3-4右)。3D レーザースキャナーを利用することにより、物体表面の座標データを1 cm 程 度の間隔で mm 単位で面的かつ短時間に取得できるため、土砂流出量が多いと見込まれる治山ダム の場合には、堆積する土砂量を詳細に把握することができる。さらに、治山ダムで採取した堆積 土砂の放射性セシウム濃度を土砂重量に乗ずることにより、治山ダム流域の山地森林から治山ダ ムに移動した放射性セシウム量を推定した(渡辺ほか、2017)¹⁹⁾。流域からの放射性セシウム流出 量および流出率は以下により算出した。

流域からの¹³⁷Cs流出量 [Bq]

= (堆積物の増加量[m³])×(密度[kg m⁻³])×(¹³⁷Cs放射能濃度[Bq kg⁻¹])

流域からの¹³⁷Cs流出率[%] = $\frac{(流域からの流出量[Bq])}{(流域の沈着量[Bq m⁻²]) × (流域面積[m²])}$

JAEA-Research 2019-002



図 2.3-4 治山ダム上流側の状況(左写真;浪江町川房地区)および 3D レーザースキャナーの 測量データから作成した地表面モデル(右図)

(3) 森林域における放射性セシウムの分布状況調査

森林域における分布状況について、地上部(樹木)と地下部(リターおよび土壌層)の比較お よび地上部の樹木各部と地下部の土壌中深度方向における分布状況の調査を実施した。合わせて、 分布状況の経年変化についても調査を実施した。地上部の樹木に含まれる放射性セシウム量につ いては、福島県内で多く見られるスギ人工林を対象として、調査地に生育するすべてのスギ立木 の幹の直径(1.3 m高さでの幹の直径;胸高直径)を計測し、最も頻度の高い胸高直径をもつ5本 を伐倒することで試料を採取した(図2.3-5)。樹木の放射性セシウム濃度は、樹皮、辺材および 心材で異なることが知られているため(農林水産省、2016²⁰⁾など)、伐倒木を樹皮、辺材、心材に 解体し、それら樹木各部の放射性セシウム濃度を分析した。また、梶本ほか(2014)²¹⁾に従って、 伐倒木の胸高直径や樹高などを現地計測するとともに、室内にて樹木各部の密度(容積密度)を 計測し、地上部の樹木現存量(バイオマス)を算出した。得られたバイオマスと立木各部の放射 性セシウム濃度から、樹木の地上部における放射性セシウム蓄積量を算出した。

伐倒による試料採取は採取作業とその前処理に時間を要し、試料を採取することで立木が失わ れてしまうため、同一立木を対象とした継続的な調査が実施できない。そのため、樹木各部の放 射性セシウム濃度の経年変化については、伐倒せずに、樹木の一部をナタや成長錐で採取するこ とにより、数年間にわたる同一立木の試料を得た(図 2.3-6)。この採取方法で得た樹木各部の¹³⁷Cs 濃度は、採取地の¹³⁷Cs 沈着量で規格化し比較した。

地下部に含まれる放射性セシウム量については、スギ立木を伐倒した同じスギ林において、堆 積有機質層と土壌層を採取した。堆積有機質層は、未分解の状態にある落葉落枝等が堆積したリ ター層と、リター層の下にあり、落葉落枝などが一部あるいは原形が不明なほど分解した腐植層 に分けられる。落葉落枝などの分解の程度により放射性セシウム蓄積量が異なる可能性があるた め、リター層と腐植層を区別して採取した。土壌層は、スクレーパープレートで深度 20 cm まで 1 cm ごとに採取した(図 2.3-6)。放射性セシウム存在量は、試料の放射性セシウム濃度と 1 m² あ たりの重量から算出した。



図 2.3-5 伐倒による樹木試料の採取



図 2.3-6 土壌および樹木試料の採取方法

2.3.3 結果および考察

(1) 森林域の放射性セシウム移動状況に関する調査観測

林床の被覆率が80%を超える高い観測地の場合、2013年から2016年にかけての¹³⁷Cs流出量は、 各年の降雨量や植生に関わらず、観測地における¹³⁷Cs沈着量の1%に満たない(表2.3-1)。さら に、観測プロットの改修作業に伴う流出量の増加が生じた2015年の観測データを除くと、4-11月 期の流出量は各年で0.02-0.18%の範囲となり、緩傾斜地が急傾斜地より低い傾向はあるものの、 経年による増加もしくは減少傾向は認められず、¹³⁷Cs流出量は各観測地でほぼ一定の範囲となる (表2.3-1)。後述のとおり、森林土壌の放射性セシウムは福島第一原発事故から6年経た2017年 においても地表0-3 cmに留まっている(2.3.3 (3))。また、土壌の乾燥密度を1 g cm⁻³とする と、観測プロットにおける土壌の流出量から推定される侵食深さは年間1 mm 未満である(Niizato et al., 2016)⁹⁾。このような非常に遅い侵食速度では、森林土壌を3 cm 侵食するまでに 30 年以 上必要となる。このため、放射性セシウム流出量に明瞭な経年変化が認められないことは、土壌 粒子に放射性セシウムが保持され続けていること、および放射性セシウムの分布深度と森林土壌 の侵食される深度が、現時点で重複しているためと考えることができる。

表 2.3-1 土壌流出に伴う¹³⁷Cs 流出量

¹³⁷Cs 沈着量は第6次航空機モニタリングデータによる(原子力規制委員会、2018)²⁾

2013-2014 年の観測データは Niizato et al. (2016)⁹⁾による。

¹³⁷Cs 沈着量および流出量は 2013 年 4 月 1 日の減衰補正値。

観測プロット	<u>川内村获地区</u> <u>KAプロット</u> (常緑針葉樹林;スギ林、急傾斜地)				川侯町山木屋地区						
					<u>KEプロット*</u> (落葉広葉樹林;緩傾斜地)			<u>KWブロット</u> (落葉広葉樹林;急傾斜地)			
観測期間	2013/6/10	2014/4/11	2015/6/25	2016/4/12	2013/3/29	2014/4/7	2016/4/12	2013/6/28	2014/4/7	2015/6/30	2016/4/12
	~11/18	\sim 10/8	\sim 10/28	~12/15	~11/19	\sim 10/20	\sim 11/29	~11/19	9 ∼10/20	~11/5	\sim 11/29
林内雨量 [mm]											
観測期間あたり [mm]	518	914	748	1023	1101	1251	628	920	0 1251	484	628
4月-11月期 [mm]	-	-	866	1399	-	-	672	-	-	737	672
¹³⁷ Cs 沈着量 [kBq m ⁻²]	487				497			497			
※2013年4月に減衰補正	407										
土壌流出による ¹³⁷ Cs流出量											
観測期間あたり [Bq m ⁻²]	514	176	1200*1	580	245	304	88	480	600	1900*1	869
4月-11月期 [Bq m²]	776	238	2333 ^{*1}	571	253	377	89	810	744	3607 ^{*1}	876
			(151) ^{*2}							(180) ^{*2}	
流出率 [%]	0.16	0.05	0.48 ^{*1}	0.12	0.05	0.08	0.02	0.16	0.15	0.73 ^{*1}	0.18
(雨期;4月-11月期)			(0.03) ^{*2}							(0.04) ^{*2}	

*2015年は、観測プロットの改修のため観測実施せず

*1:観測プロット改修による流出量の増加

*2:観測プロット改修の影響を除いて算出した数値

2013 年および 2014 年の雨量は林外雨量を示す(国土交通省水管理・国土保全局²²⁾の山木屋観測点)

一方、除染作業や林野火災により、林床の被覆率が 30%を下回るような低い観測地の場合、同じ 林分に設置された被覆率の高い観測地と比較して、流出率が高い傾向が認められる(図 2.3-7)。 ¹³⁷Cs 流出率は除染地で 0.66%(未除染地 0.18%)、火災跡地では 2.58%(非延焼地 0.15%)であるも のの、福島県内における既往観測データ(錦織ほか、2015²³⁾など)と比較して大幅に高い流出率 ではなく、既往観測データの範囲内で高いグループに含まれる流出率となっている。さらに、後 述の土砂流出量が最も高いと見込まれる山岳地においても、¹³⁷Cs 流出率は年間 0.36%と見積もら れている(渡辺ほか、2017¹⁹⁾; 2.3.3(2))。以上のことから、森林域からの¹³⁷Cs 流出率は、降雨量 や地形の傾斜および被覆率の観点から流出率が高いと推測される地点においても、最大数%程度で あるということができる。



協2.3-7 除業地37 あよび火火動地57 にありる 108 流田里 除染地は川俣町山木屋地区、火災跡地と非延焼地は双葉町石熊地区の観測結果

森林域では、土砂流亡などに伴う林床から林外への¹³⁷Cs 流出に加えて、樹冠から林床への移動 も生じる。ここでは、2013 年から 2016 年にかけて実施した観測結果について、樹冠からの主たる 移動プロセスであるリターフォール、樹幹流および林内雨に伴う¹³⁷Cs 移動量とともに、林床から 林外への¹³⁷Cs 流出量を各観測地および各年度で比較した(図 2.3-8)。樹冠から林床への¹³⁷Cs 移 動量と林床から林外への流出量を比較すると、観測プロットの改修年度である 2015 年のデータを 除き、観測地や観測年に関わりなく、樹冠からの移動量は流出量を上回る結果となった。¹³⁷Cs 流 出量については、上述の通り、多少の増減はあるものの、各観測地で概ね一定の範囲内となる。 一方、樹冠から林床への移動量は、絶対量の差異はあるものの、2013 年から 2016 年にかけて減少 する傾向にある。特に、リターフォールと樹幹流に伴う移動量の減少が明瞭である。リターフォ ールは落葉落枝により樹木から¹³⁷Cs を機械的に除去し、樹幹流は樹木表面を洗い流し¹³⁷Cs を取 り除くプロセスである。このため、樹木の¹³⁷Cs 量は徐々に減少していくと考えられる。

今後とも、樹冠からの¹³⁷Cs 移動量が減少していくとすると、いずれは¹³⁷Cs 流出量を下回るか、 あるいは同程度の量に落ち着くと推定される。いずれの場合であっても、¹³⁷Cs 流出量と樹冠から の移動量は、観測地における¹³⁷Cs 沈着量の数%程度と見込まれる。そのため、森林域は¹³⁷Cs を森 林内に留める傾向にあり(環境中における¹³⁷Cs のシンクとして振る舞う;Niizato et al., 2016⁹⁾)、 2013 年から 2016 年の観測結果によると、その傾向が継続すると考えられる。



図 2.3-8 林床を基準とした¹³⁷Csの流出および流入量

KE および KW-plot;川俣町山木屋地区(KE、緩傾斜;KW、急傾斜)

KA-plot;川内村荻地区(急傾斜)

※: 2013-2014年の観測データは Niizato et al., 2016⁹⁾による。

※:¹³⁷Cs 移動量は 2013 年 4 月 1 日の減衰補正値。

※: 2015年の流出量の増加は観測プロット改修の影響による。

※: KE プロットでは改修作業のため 2015 年の流出観測を実施せず。

(2) 山岳地における放射性セシウム流出観測

地表面モデルから計算した治山ダムの堆積物の変化量を表 2.3-2 に示す。2013 年から 2016 年の 36 か月間に 2.5 m³の土砂の増加がみられた。特に 2015 年 9 月 2 日から 12 月 1 日の 3 か月間 に 1.8 m³の増加が集中していた。さらに、治山ダム内に堆積した¹³⁷Cs は 36 か月間で 685 MBq と推定された(渡辺ほか、2017)¹⁹。

雨量と土砂流出量については、USLE (Universal Soil Loss Equation) といった土壌侵食流亡 予測式の構成要素としての関係が知られている(Wischmeier and Smith, 1978²⁴⁾; Hillel, 2003²⁵⁾)。特に 2015 年 9 月から 12 月にかけての堆積量の集中的な増加は、台風第 18 号などの大 雨により流域から治山ダムへの土砂移動量が増加したためと考えられる。この大雨は「関東地方 と東北地方では記録的な大雨」(気象庁、2015)²⁶⁾であり、調査対象の治山ダムから北西 10 km に ある気象庁のアメダス観測点では日雨量が 2015 年 9 月 9 日に 114 nm、2015 年 9 月 10 日に 171 nm、 2015 年 9 月 11 日に 90.5 nm となり、最大 72 時間降水量は 2015 年 9 月 11 日 7:00 に 387.5 nm に 達した (気象庁、2015)²⁶⁾。最大 72 時間降水量としては当該地点で観測史上の最大値であり、そ れまでの最大値であった 1989 年 8 月 5-8 日の 296 nm を大幅に上回る大雨であった。72 時間降水 量が 250 nm 程度以上となる大雨は 10 年に 1 回程度の頻度で発生しており(気象庁、2018)⁶⁾、本 測定では 10 年またはそれ以上の期間に 1 回発生する稀頻度の大雨により土砂とともに流出する 放射性セシウム量をとらえることができたと考えられる(渡辺ほか、2017)¹⁹。

36 か月間に流域から治山ダムへ移動した¹³⁷Cs 量は、流域における¹³⁷Cs 沈着量の 1.08%(年間 あたり 0.36%)であった(表 2.3-3)。一方、阿武隈山地内の森林斜面で観測プロットにより実施 された¹³⁷Cs 流出観測では、2013 年から 2016 年の降雨期(4-11 月)における¹³⁷Cs 流出率は 0.05-

0.18%と報告されている(Niizato et al. 2016⁹⁾; 2.3.2 (1))。調査対象の治山ダム流域は土砂流 出を防止するための土砂流出防備保安林に指定されており(福島県、2017)²⁷⁾、土砂流出が多い地 域と考えられる。しかし、2015年9-12月のような稀頻度の大雨ではなく平年並みの雨量の期間 においては、流域から治山ダムに移動する¹³⁷Cs流出率と森林斜面における¹³⁷Cs流出率は同程度 となった。このことから、山岳地のように土砂移動量が大きくそれに伴う¹³⁷Cs流出率が高いと見 込まれる流域においても、平年並みの雨量の場合には、流域の¹³⁷Cs流出率は他の森林と同程度に 低いことがわかった(渡辺ほか、2017)¹⁹⁾。

表 2.3-2 治山ダムにおける堆積物の増加量と¹³⁷Cs 流出量(渡辺ほか、2017)¹⁹⁾

期間	堆積物の増加量 [m³]	堆積物の ¹³⁷ Cs放射能濃度 (平均土 標準偏差)[kBq kg ⁻¹]	¹³⁷ Cs 流出量 [MBq]		
① 2013/8/29~2014/12/3	0.5	261±58	131±29		
② 2014/12/3~2015/9/2	0.1	399±70	40±7		
③ 2015/9/2~2015/12/1	1.8	271±41	488±74		
@ 2015/12/1~2016/9/1	0.1	—	27±4*		

*期間③における堆積物の放射能濃度に基づく推定値

1.08% (0.36%)

	期間		流出率(年換算値)		
(D 2013/8/29~2014/12/3	15か月間	0.21% (0.17%)		
(2 2014/12/3~2015/9/2	9か月間	0.06% (0.08%)	0.27% (0.14%)	
(3 2015/9/2~2015/12/1	3か月間	0.77% (3.1%)	1.05% (0.46%)	

0.04% (0.06%)

9か月間

表 2.3-3 治山ダムにおける¹³⁷Cs 流出率(渡辺ほか、2017)¹⁹⁾

(3) 森林域における放射性セシウムの分布状況

上述の(1)、(2)で述べた通り、森林域の¹³⁷Cs 流出率は数%のオーダーであり、森林は環境中の ¹³⁷Cs を留める傾向にある。そのため、森林環境を地上部(主に樹木)と地下部(主にリター層お よび土壌層)に区分し、森林内における放射性セシウムの分布とその経年変化に関する調査を実 施した。

地上部と地下部の放射性セシウム分布

④ 2015/12/1~2016/9/1

スギ人工林における 2015 年度の調査結果では、地上部の樹木における ¹³⁷Cs 沈着量は約 20 kBq m⁻²、地下部の堆積有機質層(リター層と腐植層)と土壌層の合計は 250 kBq m⁻²となり、森林における全沈着量のうち約 9 割が地下部に存在することが明らかとなった(図 2.3-9)。他機関による落葉広葉樹林(コナラ林)や針葉樹林(スギ林、ヒノキ林)を対象とした調査結果では(Imamura et al., 2017²⁸⁾;林野庁、2018²⁹⁾など)、地上部の樹木に存在する ¹³⁷Cs 量は 2011 年から 2012 年にかけて減少し、地下部の堆積有機質層と鉱質土壌に含まれる割合が大きく増加している。また、2017 年における樹木の ¹³⁷Cs 量は 7%以下と報告されている(林野庁、2018)²⁹⁾。このため、いずれの森林環境においても、地上部の樹木における ¹³⁷Cs 沈着量は 2017 年時点で森林環境における全 ¹³⁷Cs 沈着量の1割程度と考えられ、¹³⁷Cs の9割程度は地下部に存在すると推定される。



図 2.3-9 スギ人工林における地上部および地下部の¹³⁷Cs 沈着量(川内村荻地区)

地上部の樹木における放射性セシウム分布

樹木各部における¹³⁷Cs 濃度は、スギ立木の場合は樹皮で最も高く、次いで、針葉、小枝および 木部(辺材、心材)の傾向にある(図 2.3-10 a))。胸高直径別では、林縁に位置する胸高直径 15-20 cm のスギ立木における樹皮および林内の作業道沿いに位置する胸高直径 25-30 cm のスギ立木 における針葉の¹³⁷Cs 濃度が顕著に高いものの、¹³⁷Cs 濃度は概ね、樹皮、針葉、小枝および木部の 順となる。また、樹木各部の¹³⁷Cs 沈着量は、¹³⁷Cs 濃度と樹木各部のバイオマスを反映して針葉、 小枝、樹皮の順となり、木部(辺材、心材)で最も少なく、バイオマスが多い胸高直径の大きなス ギ立木で沈着量が多い(図 2.3-10 b))。樹木各部の¹³⁷Cs 濃度に関する同様の傾向は他機関でも報 告されている(林野庁、2018²⁹⁾ など)。

チェルノブイリ周辺のマツ林における調査では、¹³⁷Cs 濃度は樹齢 20 年生の樹木で高く、60 年 生で低い(Shaw et al., 2003)³⁰⁾。これは、若齢木がより活発に栄養素を吸収し、バイオマスが 小さく希釈効果が低いためと解釈されている。本調査で対象としたスギ立木の樹齢は、年輪数か ら 38-48 年生と推定され大きな差異はなく、樹齢による生物活性の差異は想定しにくい。また、 樹木のバイオマスと¹³⁷Cs 沈着量は比例しており、希釈効果は見られない。ここで、針葉や小枝、 樹皮の表面積はそれらのバイオマスに比例すると考えられることから、¹³⁷Cs の初期沈着量が針葉 や小枝、樹皮の表面積に比例するならば、本調査で対象としたスギ立木の¹³⁷Cs 濃度と沈着量の差 異は、樹木の立地状況や樹木のバイオマスに関連した¹³⁷Cs 初期沈着状況の差異によると考えるこ とができる。

樹木各部における¹³⁷Cs 濃度および沈着量の変化を検討する上では、樹木から除去される¹³⁷Cs 量を見積もる必要がある。川内村のスギ林では、地上部の樹木における¹³⁷Cs 沈着量は 2015 年時 点で 20 kBq m⁻² である(図 2.3-9)。また、リターフォール、樹幹流および林内雨で樹冠から林床 へ移動した¹³⁷Cs 量、すなわち樹木から除去された¹³⁷Cs 量は 2015-2016 年において年間約 3-4 kBq m^{-2} と算出される(図 2.3-8)。これらの観測データから、樹木の¹³⁷Csは1 m²あたり年間で約15-20%が除去されていることとなる。樹木の¹³⁷Cs除去プロセスが主にリターフォール、樹幹流および林内雨であることを踏まえると、年間約3-4 kBq m⁻²の¹³⁷Cs除去が針葉、小枝および樹皮の部位で生じていることになる。この¹³⁷Cs除去量(kBq m⁻²)を針葉、小枝および樹皮のバイオマス(kg m⁻²)で除することで¹³⁷Cs濃度の変化を見積もると、年間あたり約700-900 Bq kg⁻¹の濃度低下となる。ここで、川内村における43-54年生のスギ立木を対象とした樹皮および木部の調査結果を見ると、(図 2.3-11 b)、¹³⁷Cs濃度が減少傾向を示すのは1個体のみであり(図 2.3-11 b)の最左棒グラフ)、濃度の変化量は誤差範囲を超えてはいるものの、オーダーの変化までには至らない。 他のスギ立木の¹³⁷Cs濃度は、ほぼ一定あるいは調査年で変動し、明瞭な経年変化を示さない。これらのことは、調査年度でわずかに異なる試料採取の高さ(10 cm程度)や方位(20-45度程度)により、樹木各部の放射性セシウム沈着量が異なることや、根系を通じて土壌から¹³⁷Csを取り込んでいる可能性などが想定されるが、2-3年程度と調査期間が短く結論を得ない。



図 2.3-10 スギ立木各部における¹³⁷Cs 濃度と沈着量(川内村荻地区) a) 樹木各部の¹³⁷Cs 濃度とバイオマス、b) 樹木各部の¹³⁷Cs 沈着量



図 2. 3-11 樹木各部における¹³⁷Cs 濃度の経年変化 バーは計測誤差を示す。a)川俣町山木屋地区、b)川内村荻地区 縦軸は採取地点における土壌の¹³⁷Cs 沈着量で規格化した¹³⁷Cs 濃度

地下部のリターおよび土壌における放射性セシウム分布

地下部のリター層および鉱質土壌における¹³⁷Cs の深度分布は、深度別の¹³⁷Cs 沈着量でみると 明瞭な変化傾向を示す(図 2.3-12)。リター層の¹³⁷Cs 沈着量は 2011 年 7 月調査から 2012 年 12 月 調査にかけて急激な減少を示し、それ以降は若干の変動は認められるが、減少傾向が鈍化するも のの増加することはない。一方の土壌層は、リター層における¹³⁷Cs 沈着量の減少と並行して増加 する傾向を示している。ただし、土壌層における¹³⁷Cs 沈着量の深度分布は、0-3 cm 深度に¹³⁷Cs の大部分が含まれていることを示しており、2014 年 7 月調査以降、その割合に大きな変化は認め られない(図 2.3-12)。すなわち、森林環境の地下部については、2011 年以降にリター層から土 壌層へ¹³⁷Cs が移行しているものの、土壌層のごく表層から下層への移行はほとんど生じておら ず、¹³⁷Cs はリター層および土壌表層の 3 cm 以内に長期間留まると言える。



図 2.3-12 地下部における¹³⁷Cs 沈着量の深度分布(川俣町山木屋地区) 縦軸は採取地点の地下部における全¹³⁷Cs 沈着量に対する割合 2014 年 7 月までのデータは原子力規制庁(2015)³¹⁾による。

2.3.4 今後の課題

以上を整理すると以下の通りである。

○森林内での¹³⁷Csの移動、林外への流出

- ✓ 未除染の森林では年間 0.1%程度の流出率であり、除染地および火災跡地では一時的に 2-3% 台となるが、被覆の回復とともに 1%台を下回ると推定される(回復には 1 年程度が必要と 見込まれる)。
- ✓ 土壌流出量が高い土砂流出防備林の指定地においても、¹³⁷Cs 流出率は年間 1%に満たない。
- ✓ 森林の地表面における被覆状況(被覆率)の大小が大きく影響するものの、¹³⁷Cs 流出率は 最大数%程度と推定される。
- ✓ 樹冠から林床への¹³⁷Cs 移動量は、林床から林外への流出量よりも多く、森林は環境中における放射性セシウムのシンクとして振る舞う傾向にある。

○森林内の放射性セシウム分布

- ✓ ¹³⁷Csの約9割は地下部のリター層と土壌層に分布し、地上部の樹木には1割程度が分布。
- ✓ リター層の放射性セシウム量は減少傾向にあり、2017 年7月時点で5-20%程度。土壌層の 3 cm以浅に大部分が存在。
- ✓ 土壌層のごく表層から下層への移行はほとんど生じておらず、¹³⁷Cs はリター層および土壌 表層の3 cm 以浅に長期間留まる。

森林を構成する樹木の放射性セシウム濃度の経年変化については、調査期間が 2-3 年間と短く、 今後の濃度予測に利用可能な経年変化に係るデータを得ることができなかった。一方、森林内お よび林外への放射性セシウム流出に関しては、5 年間の調査観測データから、上記の通り一定の 結果を得ることができた。そのため、今後の課題として、樹木の放射性セシウム量と樹木各部の 濃度に係る経年変化の傾向の把握が重要になると考えられる。樹木からの¹³⁷Cs 除去量、樹木各部 の¹³⁷Cs 分布調査および¹³⁷Cs 濃度に係る経年変化データを組み合わせた調査観測を継続すること は、土壌から樹木への¹³⁷Cs 移行の経年変化を見積もることを可能とする。この経年データは、コ ンパートメントモデルによる予測結果の妥当性を確認し得るデータとなる。これら取り組みを長 期にわたり継続的に実施し、予測結果を確実なものとしていくことは、林産資源の利用再開にあ たっての懸念払拭および今後の森林環境の保全に関する将来展望につながるものと考えられる。

2.4 初期沈着挙動研究

2.4.1 目的

福島第一原発の事故により環境中に放出された放射性セシウム(Cs)が、どの方向に、どのような化学形態で沈着したのか、という初期沈着挙動は、将来沈着したものから放射性セシウムが どのように溶出し、環境中や生態系を移行していくのか、ということを予測する上で、必要不可 欠な情報である。

本項では、初期沈着挙動を把握するために実施した、(1)地衣類を用いた初期放射性セシウム沈 着量の評価、(2)山地森林に初期沈着した放射性セシウムの分布状況の調査、(3)初期沈着した粒 子状の放射性セシウムの物理化学的性質の評価について述べる。 (1)では、大気中の浮遊物を直 接捕捉する性質を持つ地衣類(菌類と藻類の共生体)(Seaward, 2002³²⁾, NashIII, 2008³³⁾)に着目 し、地衣類中の放射性セシウム濃度に基づく初期セシウム沈着量評価の可能性を調べた。(2)では、 山地森林に沈着し残存している放射性セシウム(Kitamura et al., 2014¹¹⁾, Koarashi et al., 2012³⁴⁾)について、航空機モニタリングで得られた空間線量率分布マップでは分からない詳細な 分布の特徴を調べた。(3)では、放射性セシウムの初期沈着形態の一つである放射性セシウム含有 微粒子(CsMP)(Adachi et al., 2013³⁵⁾, Abe et al., 2014³⁶⁾, Yamaguchi et al., 2016³⁷⁾, Satou et al., 2016³⁸⁾,小野ほか,2017³⁹⁾)に着目し、この分布状況および物理化学特性を調べるとと もに、効率的なCsMP 分析手法の開発を進めた。

2.4.2 手法

(1) 地衣類を用いた初期放射性セシウム沈着量との関係

2012年12月から2013年2月にかけて、福島第一原発周辺(半径約60km圏内)において線量 率の異なる16地点で地衣類調査を行った(Dohi et al., 2015)⁴⁰⁾。将来的に、日本の広い範囲 でこの手法が適用できるよう、わが国の公共用地に広く分布するサクラに着生する地衣類のうち、 ウメノキゴケ類(図2.4-1)(Dohi, 2016)⁴¹⁾を対象に9種類44個体を採取した。種名および略 称は以下のとおりである;シラチャウメノキゴケ(CA)、キウメノキゴケ(FC)、ヒカゲウチキウメ ノキゴケ(ML)、ナミガタウメノキゴケ(PA)、マツゲゴケ(PC)、オオマツゲゴケ(PR)、ウメノキゴ ケ(PT)、ハクテンゴケ(PuB)、トゲハクテンゴケ(PuR)。地衣類中の放射性セシウム濃度は、CsIシ ンチレーション検出器(FD-08Cs40, Techno-X Co.,Ltd.)を用いて測定した。放射性セシウム濃 度は地衣類試料の最終採取日(2013年2月5日)に補正した。地衣類中の¹³⁷Cs 土壌沈着量は、2011年6 月から7月にかけて文部科学省により福島第一原発から100 km圏内で実施された土壌試料中の 放射性セシウム沈着量調査の測定結果(文部科学省、2011^{42),43)}を基に、GISソフトウェア(ArcGIS, ESRI)を用いて逆距離加重法を適用することによって推定した。推定した¹³⁷Cs 土壌沈着量も地衣 類試料の最終採取日に補正した。両者の相関関係はスピアマンの順位相関係数を求めることで評 価した。

地衣類種間における¹³⁷Cs 蓄積能を比較評価するため、面積当たりの¹³⁷Cs 移行係数 (Aggregated transfer factor: *T*_{ag}) (IAEA, 2009)⁴⁴⁾ を求めた。有意差の評価には、ノンパラメトリック法 (Steel-Dwass test, Mann-Whitney's test) による検定を行った。以上の詳細な調査手法などに ついては、Dohi et al. (2015)⁴⁰⁾を参照されたい。



図 2.4-1 地衣類ウメノキゴケ類 (Dohi, 2016)⁴¹⁾

(2) 山域における放射性セシウム分布調査

福島第一原発周辺から 50 km 圏内の福島県内において、プルーム軌跡の延長線上にある数座ず つ、計 17座の山域を調査地として選定した(図 2.4-2)(土肥ほか、2016)⁴⁵⁾。調査時は、GPS と 連動する放射線量率測定機器「ホットスポットファインダー(HSF)」(検出器:CsI(T1)シンチレ ータ)を測定者に装着し、1 m 高および 20 cm 高の線量率を測定した(図 2.4-3)(土肥ほか、 2016)⁴⁵⁾。一部の山域では、ガンマプロッタ(GP)(検出器:プラスチックシンチレータ)を測定に 用いた(図 2.4-4)。調査は、2015年9月から2017年3月にかけて、登山道を中心として実施し た。一部の山域については標高別に周回ルートを取り、詳細な線量率の分布状況を調べた。

また、福島第一原発近傍の3座(日隠山、十万山、大倉山)については、GIS ソフトウェア(ArcGIS, ESRI)および航空機モニタリング(第10回:2015年9月12日~11月4日)結果を用いて、歩行 サーベイと航空機モニタリングによる広域サーベイの線量率比較を行った。両者の線量率比較の ため、それぞれの線量率を2015年11月4日に補正した。標高や土地被覆などと線量率との関係 を調べるため、国土地理院の基盤地図情報⁴⁶⁾および宇宙航空研究開発機構(JAXA)地球観測研究セ ンター(EORC)の土地被覆図⁴⁷⁾を用いて、それらの関連性について調べた(小田ほか、2016)⁴⁸⁾。 以上の調査手法や解析手法の詳細は、土肥ほか(2016)⁴⁷⁾、小田ほか(2016)⁴⁸⁾を参照されたい。

JAEA-Research 2019-002



図 2.4-2 山域線量率調査地点

(空間線量率データの出典:放射線量等分布マップ拡大サイト 2014 年 11 月 7 日時点 https://ramap.jmc.or.jp/map/)



図 2.4-3 ホットスポットファインダー(HSF)の検出器(左)と装着の様子(右)

JAEA-Research 2019-002



図 2.4-4 ガンマプロッタ(GP)の検出器(左)と使用の様子(右)

(3) 放射性セシウム含有微粒子(CsMP)の特性評価および分析手法の開発

本項目では、福島第一原発周辺で採取された放射性セシウム含有微粒子(CsMP)の空間分布、物 理化学的特性評価、分析手法の開発について報告する。

a) 放射性セシウム含有微粒子(CsMP)の空間分布

福島第一原発周辺、大熊町・双葉町内(福島第一原発から北北西および北西方向)において 2014 年1月から 2017年1月にかけて CsMP の分布調査などを行った。採取試料は土壌と大気中のダス トを対象とした。土壌試料については 5cm 深さまでのコア試料(Satou et al., 2016)³⁸⁾の採取 と、表面土壌のショベルによる採取を行った(Satou et al., 2018)⁴⁹⁾。ダスト試料については、 ダストサンプラーを用いて採取した(Satou et al., 2018)⁴⁹⁾。これらの試料から単離した粒子 は、走査型電子顕微鏡(SEM)などを用いて形状観察や微量元素分析を含む化学組成分析を行った (Satou et al., 2016³⁸⁾, 2018⁴⁹⁾)。

b) CsMP の物理化学的特性評価

CsMP の物理化学的特性を調べるため、農業・食品産業技術総合研究機構より福島県内の不織布 (事故から6か月後に採取)から単離された6個の CsMP の提供を受けた。これらの CsMP の昇温 試験は、Pt 製の板状に作製した穴の中に CsMP を静置し、熱分析装置を用いて行った。試験に供し た CsMP の形状観察および組成分析には、SEM を用いて観察を行った。加熱後の CsMP の内部構造 観察は透過型電子顕微鏡(TEM)を用いて行った(0kumura et al., 2018)⁵⁰⁾。

c) CsMP の分析手法の開発

環境試料中の CsMP の効率的な単離法を開発するため、福島第一原発周辺3 km 圏内において、 南側プルーム軌跡および西側プルーム軌跡に沿って 2016 年1月から 2017 年1月にかけて採取し た地衣類試料やリターなどの環境試料を用いて試験を行った(田籠ほか、 2017⁵¹⁾, Dohi et al., 2018⁵²⁾)。試験の実施においては、過酸化水素を用いた不溶性粒子の抽出と、電子プローブマイク ロアナライザ(EPMA)、集束イオンビーム加工装置(FIB)、 マイクロピックアップシステムを連 動させたシステムを組み合わせることで CsMP 単離の効率化を図った(田籠ほか、2017⁵¹⁾, Dohi et al., 2018⁵²⁾)。

上記 a)から c)のいずれの項目においても、CsMP の探索においてはイメージングプレートを用 いたオートラジオグラフィを行い、一定の曝露時間で区切った粒子状スポットを探索の指標とし た。単離された粒子のそれぞれの特性評価においては、SEM、EPMA による形態観察や組成分析を行 った。また、¹³⁴Cs, ¹³⁷Cs の定量については、Ge 検出器による γ 線スペクトロメトリーにより行っ た。以上の調査手法や測定手法の詳細は、Satou et al. (2016³⁸⁾, 2018⁴⁹⁾), Okumura et al. (2018)⁵⁰⁾, 田籠ほか(2017)⁵¹⁾, Dohi et al. (2018)⁵²⁾を参照されたい。

2.4.3 結果と考察

(1) 地衣類を用いた初期 Cs 沈着量との関係

地衣類中の¹³⁷Cs 濃度は、7.6 から 1740 kBq kg⁻¹の範囲であった。¹³⁷Cs 土壌沈着量(計算値) は、45.8 から 2920 kBq m⁻²の範囲であった。これらの地衣類中の¹³⁷Cs 濃度と¹³⁷Cs 土壌沈着量に ついて、スピアマンの順位相関係数 r は 0.90 (P < 0.01)であったことから、事故から 2 年経過 後の地衣類中の¹³⁷Cs 濃度と、事故当初の¹³⁷Cs 土壌沈着量との間に良好な相関関係があることが 示された(図 2.4-5) (Dohi et al., 2015)⁴⁰⁾。このことは事故後 2 年が経過しても、地衣類に取 り込まれた放射性セシウムが保持され続け、その濃度が事故当初の初期沈着量を反映している可 能性を示唆するものである。特に今回対象とした 9 種類のウメノキゴケ類のうち、優占的に生育 が認められた 2 種類、キウメノキゴケ (FC; *Flavoparmelia caperata*) (12 個体) とマツゲゴケ (PC; *Parmotrema clavuliferum*) (11 個体) については、¹³⁷Cs 土壌沈着量との順位相関係数 r が それぞれ 0.92 (P < 0.01), 0.90 (P < 0.01)と、強い相関関係が示されており、これらの種類を 放射性セシウムの濃度指標種として活用していくことが期待できる。一方で、これらの地衣類種 間での¹³⁷Cs 移行係数 (T_{ag})を比較したところ、マツゲゴケの方がキウメノキゴケよりも有意に高 い値が認められた(表 2.4-1)。先行事例では放射性核種濃度の種間差の有無も報告されており (Hanson, 1971⁵³⁾, Sawidis et al., 1997⁵⁴⁾)、今後、指標に適用する地衣類を検討する上で種に よる蓄積性の違いを把握しておく必要があると考えられる。

本研究項目は、共同研究「地衣類を用いた環境中放射性セシウムの生物指標適用性に係る基礎 研究」(国立科学博物館)の成果によるものである。



図 2.4-5 地衣類 44 個体中の¹³⁷Cs 濃度と¹³⁷Cs 土壌沈着量の関係(Dohi et al., 2015)⁴⁰⁾

Species ^a	n	Tag	T _{ag}					
		Range	Median	Mean	Standard deviation	Coefficient of variation (%)		
FC	12	0.12-0.99	0.20	0.28	0.24	85		
PC	11	0.23-0.88	0.45	0.47	0.18	38		
PT	7	0.14-0.90	0.48	0.49	0.23	48		
PA	4	0.31-0.72	0.40	0.45	0.18	40		
CA	3	0.28-0.78	0.41	0.49	0.26	53		
PR	2	0.17-0.23	0.20	0.20	NC ^c	NC ^c		
PuB	2	0.35-0.55	0.45	0.45	NC ^c	NC ^c		
PuR	2	0.25-0.39	0.32	0.32	NC ^c	NC ^c		
ML	1	NA ^b	0.42	0.42	NC ^c	NC ^c		
ALL	44	0.12-0.99	0.37	0.40	0.21	53		

表 2.4-1 ウメノキゴケ類 9 種の移行係数 (Dohi et al., 2015)⁴⁰⁾

The ¹³⁷Cs deposition density on soil and ¹³⁷Cs activity concentration in lichen were decay corrected to the final sampling date (5 Feb 2013).

^a See Table 1 for abbreviations.

^b NA = not applicable.
^c NC = not calculated.

(2) 山域における放射性セシウム分布調査

本調査で対象とした登山道の線量率分布の共通的な特徴として、針葉樹林内の線量率分布は、 その前後(樹林内を抜けた)と比較して相対的に線量率が高くなる場所が見られた(図 2.4-6)(土 肥ほか、2016)⁴⁵⁾。複数方位の線量率分布が得られた山域では、福島第一原発からプルーム移動方 向に対する登山道の線量率が他の方位と比較して相対的にやや高い傾向が見られた。また、登山 道における線量率分布の高度依存性は、高太石山を例に、標高の高いところや山頂付近で相対的 に線量率が高い傾向がみられた(図 2-4.7)(土肥ほか、2016)⁴⁵⁾ものの、その他の山域では顕著 な傾向が見られなかった。また、福島第一原発近傍の山域について、日隠山を例に、一定の標高 で一周する周回線量率調査を試みたところ、中腹あたりの標高(350 m)の方が山頂付近の標高 (500 m)よりも線量率が相対的に高く、両標高の西側斜面で線量率が相対的に低く東側斜面で線 量率が高い、方位依存性を有する傾向が示された。登山道は尾根・稜線沿いが多いことから、一 律に方位や標高のデータを取得することが難しく、線量率の標高・方位依存性を評価することは 困難であるが、一定標高で周回線量率調査を行うことで、線量率と方位・標高との関係を調べら れる見通しを得た。

福島第一原発近傍の3座(日隠山、十万山、大倉山)において歩行サーベイと航空機モニタリ ングによる地上1m高の線量率分布を比較した結果、歩行サーベイ結果において航空機モニタリ ングと異なる線量率分布(例えば航空機モニタリングでは1-2µSvh⁻¹のエリアで、歩行サーベイ では0.5-5µSvh⁻¹)が見られた(図2.4-8)(小田ほか、2016)⁴⁸⁾ことから、歩行サーベイの導入 により放射性セシウムの沈着不均一性を把握できる見通しを得た。また、線量率と標高などとの 解析結果により、登山道の線量率分布は、十万山では下方で、他2座(日隠山、大倉山)では中 腹で線量率が高い結果となった。土地被覆と線量率の関係については、明確な傾向は見られなか った。

今後、周回の線量率調査結果も踏まえて解析事例を増やし、植生と線量率との関係や、航空機 モニタリングによる線量率データとの比較、事故直後の放射性セシウム拡散状況のシミュレーシ ョン結果との比較など、検討を進めていく。



図 2.4-6 十万山の線量率分布(地上 20 cm 高)(2015 年 11 月 5 日測定) (土肥ほか、2016)⁴⁵⁾

©2016 ZENRIN, Data SIO, NOAA, U.S.Navy, NGA, GEBCO, Image Landsat.



図 2.4-7 高太石山の線量率分布(地上 20 cm 高(HSF), 5 cm 高(GP))(2015 年 12 月 16 日測 定)(土肥ほか、2016)⁴⁵⁾

©2016 ZENRIN, Image Landsat Data SIO, NOAA, U.S.Navy, NGA, GEBCO



図 2.4-8 航空機モニタリングと歩行サーベイ (HSF) による日隠山の 線量率分布比較(地上 20 cm 高)(小田ほか、2016)⁴⁸⁾

(3) 放射性セシウム含有微粒子(CsMP)の特性評価および分析手法の開発

a) 放射性セシウム含有微粒子(CsMP)の空間分布

土壌およびダスト試料中から、CsMP19 個を抽出した。これらの粒子は、その粒子サイズ、元素 組成、2011 年 3 月時点の¹³⁴Cs/¹³⁷Cs 比、体積当たりの¹³⁷Cs 量の傾向および空間分布域から、二種 類に大別することができた。一つは数ミクロン程度の粒子群で Type A とし、もう一つは数百ミク ロン程度の粒子群で Type B として分類した。また、これらの¹³⁴Cs/¹³⁷Cs 比率から、Type A が福島 第一原発から北西側・西側に対して広く分布するのに対して、Type B は福島第一原発から北北西 側の分布に限定される可能性が示された(Satou et al., 2018)⁴⁹⁾。更に、両粒子群について体 積あたりの¹³⁷Cs 量の関係を整理した結果(図 2.4-9)(Adachi et al., 2013³⁵⁾; Satou et al., 2016³⁸⁾)、Type A の方が Type B に比べて高い比放射能を有することが明らかとなった(Satou et al., 2018)⁴⁹⁾。

SEM 観察の結果、TypeB 粒子には繊維状のケイ酸化合物の付着が確認され、原子炉建屋内部で使われていた断熱材の元素組成と一致した。このことから、Type B 粒子は原子炉建屋に充満した Cs がケイ酸化合物で出来た繊維状の断熱材に吸着し、水素爆発の熱と爆風により収縮・粉砕し、飛散したものと推定される。

今後、今回得られた特徴上の分類法を活用して、福島第一原発周囲の CsMP 空間分布を定量的に 解析していくこと、また CsMP の元素組成や内部構造の傾向を分類していくことで、出現頻度や発 生起源を加味した沈着時の状況解明に有用な知見が得られると考えられる。



図 2.4-9 粒子の体積と¹³⁷Cs 濃度の関係(Satou et al., 2018)⁴⁹⁾

本研究項目は、共同研究「東京電力福島第一原子力発電所事故由来の放射性物質含有粒子に関 する研究」(筑波大学・東京慈恵会医科大学・大阪大学と連携)の成果によるものである。

b) CsMP の物理化学的特性評価

加熱による CsMP の挙動を調べた結果、600 C以上で昇温するごとに粒子の放射能は減少し、 1,000 Cに達した時にはほぼ放射能が消失したことを確認した(図 2.4-10)(0kumura et al., 2018) 50^{0} 。CsMP の SEM による観察を行った結果、両者の大きさや CsMP の球状形態は、加熱前後での変化 は見られなかったが、元素組成分析結果からは、加熱前の CsMP に含まれていた放射性セシウムの ほか、K、C1 が、加熱後には消失した(図 2.4-11)(0kumura et al., 2018) 50^{0} 。また、粒子を土 壌中に混ぜた状態で加熱を行った場合、粒子から脱離した放射性セシウムは周囲の土壌粒子に吸 着されることが分かった。以上の結果、粒子の放射能は加熱昇温により消失することが示された ことから、焼却炉で CsMP が加熱された場合であっても、その高密度の放射能は CsMP からほぼ消 失する可能性が示された。さらに、TEM による CsMP の内部構造観察および電子線回折の結果から、 加熱後の CsMP では、ガラス基質に溶解した Fe、Zn、Sn が CsMP 内部で酸化物ナノ結晶を形成して いることが明らかとなった。以上のことから、加熱によって、CsMP の SiO₂マトリックスとこれら の元素は CsMP に残っているが、Cs を含むアルカリイオンと塩素は固体拡散により CsMP 表面から 脱離したものと考えられる(Okumura et al., 2018)⁵⁰⁾。このような CsMP の物理化学特性は、今 後、焼却処理の対象となる除去物に CsMP が含まれていた場合であっても、CsMP に起因する比放 射能の高い Cs の残留・濃縮に対する懸念払拭に有用であることを示す基礎データになると考えら れる。



図 2.4-10 昇温による¹³⁷Cs 含有粒子中の放射能の変化(Okumura et al., 2018)⁵⁰⁾



図 2.4-11 加熱前後の CsMP の電子顕微鏡像(上)と SEM-EDS 元素分析結果(下) (Okumura et al., 2018)⁵⁰⁾

本研究項目は、東京大学への委託研究「福島県の環境中における放射性セシウムを吸着してい る鉱物相および微粒子の特定と溶出過程の解明」の成果によるものである。

c) CsMP の分析手法の開発

今後、CsMPの物理化学特性や空間分布研究を加速する上で統計的な評価が必要となることから、 評価に耐えうる数量の CsMP を効率的に単離する手法の確立が求められている。そこで、本研究で は、CsMP を含む有機物試料(地衣類やリター)を対象に、過酸化水素による有機物分解処理と電 子顕微鏡学的手法を組み合わせることで、CsMP の簡易的な単離法を確立した(田籠ほか、2017⁵¹⁾, Dohi et al., 2018⁵²⁾)。これらの単離法により得られた CsMP は、EPMA を用いて観察した結果、球 形・不定形で存在しており、数 μ m 程度の粒径であった(図 2.4-12)(Dohi et al., 2018⁵²⁾)。ま た、化学組成分析結果からは、いずれも Si、0 を主成分に、Fe、Zn を主に含有しており、起源推 定の根拠となる 2011 年 3 月時点の¹³⁴Cs/¹³⁷Cs 比から 2 号炉または 3 号炉が起源と推定された。本 研究で得られたこれらの粒子の特徴は、これまで報告された化学処理の施されていない土壌など の環境試料から単離された CsMP の特徴(Adachi et al., 2013³⁵⁾, Kogure et al., 2016⁵⁵⁾, Yamaguchi et al., 2016³⁷⁾, Furuki et al., 2017⁵⁶⁾, Imoto et al., 2017⁵⁷⁾, Ochiai et al., 2018)⁵⁸⁾と類似していることから、当該処理による粒子特性への影響は少ないと考えられる。よ って、粒子の単離法の一つとして本手法の適用を提案するとともに化学組成データを蓄積してい るところである。

さらに、今後、東京大学と連携して、土壌試料などからの CsMP の単離および分析も想定し、マーカー試料を用いての CsMP の位置関係を決定する手法との併用や、試料特性に応じた単離・分析法の開発を進めていく。



図 2.4-12 福島第一原発近傍での地衣類採取地(上)と地衣類中の CsMP 電子顕微鏡画像(下) ©2018ZENRIN Image©2018 TerraMetrics

本研究項目は、文部科学省公募事業研究「発電所隣接サイト外領域における放射性核種の環境 動態特性に基づくサイト内放射性核種インベントリ評価に関する研究」(国立科学博物館・京都大 学・福島大学と連携)、東京大学への委託研究「福島県の環境中における放射性セシウムを吸着し ている鉱物相および微粒子の特定と溶出過程の解明」の成果によるものである。

2.4.4 今後の課題

項目(1)については、今回は地衣類中の放射性セシウム濃度(重量当たりの放射性セシウム量) と土壌沈着量(面積あたりの放射性セシウム量)との比較であったことから、同一基準での評価 を行う必要がある。今後は面積当たりの放射性セシウム量について、地衣類や土壌、その他の環 境試料との比較も行い、地衣類の放射性セシウム保持容量や地衣類中の放射性セシウム保持期間 (環境半減期)を求めていくことで、地衣類の初期沈着量指標への実用化を目指す。

項目(2)については、山域の周回調査・測定位置の増加によるデータの統計的信頼性の向上を図 り解析事例を増やすことで、放射性セシウム分布の不均一性やその要因について、今後さらに検 討していく。

項目(3)a)については、今回、TypeB 粒子についてその生成過程が推定されたが、TypeA 粒子は 生成過程には未だ不明な点が多く、今後の検討課題である。b)については、環境中での CsMP 挙動 予測には溶解特性の解明が今後の検討課題であることから、海水や純水、低 pH 溶液など環境中で 想定される様々な溶液条件下での CsMP の溶解特性を調べていく。c)については、今回適用した化 学処理による CsMP の特性への影響度(酸への溶解度など)を明らかにする必要があることから、 処理前後の化学特性変化の有無の評価を進めていく。

3. 水系動態

3.1 概要

福島第一原発事故によって環境中に放出された放射性セシウム(¹³⁷Cs)は、水に溶存した形態 (溶存態)や有機物や土壌粒子に吸着した形態(懸濁態)として、水系を介して移動する。水系 の¹³⁷Cs 濃度は事故の初期(事故後1年程度まで)は急激に低下したが、以降の低下速度の減少に 伴い、集水域からは継続して¹³⁷Csが流出し続けている。水系に存在する¹³⁷Csは、水産物への移 行だけではなく、飲料水や農業用水としての利用による内部被ばくの原因として懸念されている。 そのため、水系の¹³⁷Cs 濃度レベルについて将来予測することが、避難された住民の方々の帰還・ 生活再建への判断材料に資する喫緊の課題となっている。

原子力機構では、福島県浜通り地方の水系(河川・貯水池・沿岸域、図 3.1-1)において長期モニタリングを実施するとともに、水系における¹³⁷Cs存在量を規定する要因解明に関する調査を行ってきた。



図 3.1-1 調査地点

沈着量マップは第5次航空機モニタリングの結果をもとに、2011/5/31時点に換算し、ArcGISで 作成。

河川や貯水池の¹³⁷Cs 濃度は事故後3年以降、2.0-4.4年の実効半減期で減少していることが明 らかになった。懸濁態¹³⁷Cs 濃度の減少速度は河川より貯水池の方が遅く、貯水池底質からの再浮 遊の影響が示唆された。一方、溶存態¹³⁷Cs 濃度は河川・貯水池ともに夏季に高く冬季に低い季節 変動が見られた。明瞭な温度依存性と DOC (溶存態有機炭素) 濃度との正相関から、リターなどの有 機物分解による¹³⁷Cs 溶出が夏季の発生源として考えられた。源頭域での調査から、湧水後に表層 土壌あるいは堆積リターが発生源となり、河川水中の溶存態¹³⁷Cs が生成されていることが示唆さ れた。河川やダムにおける水中の¹³⁷Cs 濃度は1 Bq L⁻¹を大きく下回っているが、帰還困難区域内 のため池では依然として1 Bq L⁻¹以上を示しており、灌がい用水として利用するためには、濃度 低減のための対策を実施する必要があると考える。

貯水池底質への¹³⁷Csの蓄積量に基づき試算した事故後2.6年間における集水域からの¹³⁷Cs流 出率は初期沈着量のおよそ1.1-1.4%であった。河川における連続観測結果から試算した事故後 3-6年における年間¹³⁷Cs流出率は記録的豪雨を記録した2015年度を除き0.2%未満であり、両者 の結果から、¹³⁷Cs流出率は時間とともに減少していることが明らかになった。河川敷においては、 時間とともに放射性セシウム濃度の低い土壌粒子が表層に堆積することにより、河川敷の空間線 量率は時間とともに低下しており、この傾向は今後も継続すると考えられた。流出する土壌粒子 が含む¹³⁷Cs濃度については、粒子サイズだけでなく、鉱物組成が大きく関与している可能性が示 唆された。

沿岸域においては、陸に近いほど¹³⁷Cs 濃度が高く、事故初期の汚染水だけではなく、河川を通じた陸からの供給が大きく影響を与えていた。このエリアにおいては、既往の調査と比較してより深層に相当量の¹³⁷Cs が存在していることが明らかになり、海底土のCs 量が過小評価されてきた可能性を指摘した。特に比高差 2-3 m 程度の崖を有するケスタ地形においては、流速低下により細粒の粒子が継続的に沈降する堆積環境の結果、1-2 桁高い蓄積量を示した。しかしながら、このような凹状の窪地は海底面全体の0.2%程度と限定的なものであるため、沿岸域の総蓄積量評価への影響は小さい。

3.2 源頭域

3.2.1 目的

既往の研究として、河川水中の溶存態¹³⁷Cs 濃度は、流域沈着量に正の相関があること(Tsuji et al., 2014)⁵⁹⁾、平水時に対して出水時の溶存態¹³⁷Cs 濃度が高いこと(Shinomiya et al., 2014)⁶⁰⁾、平水時の溶存態¹³⁷Cs 濃度は季節変動を示す(夏季に高く、冬季に低い)(Tsuji et al., 2016)⁶¹⁾。また、河床堆積リターと河川近傍リター濃度を比較すると、河川近傍の方が10倍程度濃度が高い(Murakami et al., 2014⁶²⁾; Sakai et al., 2016⁶³⁾)ことが報告されている。上記より、リターから溶存態¹³⁷Cs が溶脱している可能性が考えられるが、水系における溶存態¹³⁷Cs の生成と移行挙動は明らかになっていない。

そこで本項では、森林渓流水中の溶存態¹³⁷Csの生成と移行挙動を明らかにするために、源頭域 調査による発生源・発生経路の評価、リターバックを用いた現地分解による溶存態¹³⁷Cs溶出ポテ ンシャルの評価、調査流域を縦断的に定期採水し、溶存態¹³⁷Cs濃度の変動傾向(季節変動)の評 価を目指し調査研究を行った結果を報告する。



図 3.2-1 調査対象地域

赤色の枠線:縦断調査による定期採水、水色の枠線:源頭域調査(2016年11月、2017年8月、 11月)

沈着量は第3次航空機モニタリング(2011年07月08日)による。

3.2.2 手法

調査サイトは、福島県南相馬市双葉郡浪江町に位置する太田川上流域を対象とした(図 3.2-1 および図 3.3-1)。流域の特徴として、流域面積が 21 km²、平均沈着量が 1.9 MBq m⁻²(第 3 次航空 機モニタリングデータ(NRA, 2011)⁶⁴⁾を基に算出)、土地利用割合が 99%以上森林(日本域高解 像度土地利用土地被覆図バージョン 14.02(JAXA, 2014)⁶⁵⁾を基に算出)である。調査サイト選 定理由として、3.6節の報告にあるように、南相馬市横川ダムの上流域であるため、ダム湖への流 入といった観点から評価を行えること、溶存態¹³⁷Csの発生源を評価する際に、森林がほぼ 100%で あるため、森林流域からの発生源として評価が行えること、さらに平均沈着量が高いこともあり、 ある程度の溶存態¹³⁷Cs 濃度(0.1 Bq L⁻¹以上)が河川水中に存在しているため、測定も比較的容 易であることなどが挙げられる。

源頭域から溶存態¹³⁷Cs がどのように発生してきているのかを調査するために、2016 年 11 月、 2017 年 8 月、11 月の計 3 回、湧水と湧水地点から数 m 離れた箇所およびそこから下流域の数地点 において渓流水を採取した。流域全体で溶存態¹³⁷Cs は季節変動しているのか、それは何に起因し ているのかなどを把握するために、2017 年 5 月から 1-2 か月ごとに流域の本流 6 地点、本流に注 ぐ支流の流出点 4 地点を対象に定期採水を実施した。発生源として考えられるリターがどの程度 溶存態¹³⁷Cs を溶脱させるのかを把握するために、針葉樹と広葉樹の林床リターをリターバッグ (40×50 cm、メッシュサイズ 5 mm 程度) に入れて現地分解を行い(図 3.2-2)、その後実験室に 持ち帰り、溶出試験を実施した。リターバッグは 2017 年 6 月に設置し、約 3 か月ごとに回収し た。



図 3.2-2 リターバッグ設置状況(針葉樹リター)

得られた源流水、渓流水、リター土壌溶出水の試料に関しては、0.45 µm メンブレンフィルター を用いて濾過後、Ge 検出器を用いて溶存態¹³⁷Cs(Bq L⁻¹)濃度の測定を実施した。水質の測定の ために、全有機体炭素計(株式会社島津製作所、TOC-L)を用いて DOC 濃度を測定した。採取した リターや土壌、河床土は乾燥後、Ge 検出器を用いて¹³⁷Cs 濃度(Bq kg⁻¹)を測定した。

3.2.3 結果および考察

源頭域における結果は、源水は6試料中5試料が検出下限値(0.07 Bq L⁻¹)以下の傾向を示した(図3.2-3)。一方、湧水から数m離れた地点で、既に0.13-0.32 Bq L⁻¹程度の溶存態¹³⁷Cs を含むことがわかった。このことから、源水は溶存態¹³⁷Cs をほとんど含まないが、地表水となった後すぐに表層土壌やリターから溶存態¹³⁷Cs が溶脱していることが示唆された。また、¹³⁷Cs インベントリの濃淡に応じた本流と沢水の溶存態¹³⁷Cs 濃度と流量の関係から濃度を形成していることが推測された。



図 3.2-3 源頭域調査における溶存態¹³⁷Cs 濃度(Bq L⁻¹)の空間分布 写真:源水の採水、青枠:源水、赤枠:源水から数 m 離れた地点における採水 沈着量の背景図は図 3.2-1 に同じ。

リターバックを用いた現地分解による溶存態¹³⁷Csの溶出ポテンシャルの結果を見ると(図 3.2-4)、溶出してから約 20 分後、2 時間後、24 時間後のタイミングで採水した溶出水中の溶存態¹³⁷Cs 濃度は、針葉樹で 2.26-27.8 Bq L⁻¹(平均 12.5 Bq L⁻¹)、広葉樹で 12.4-102 Bq L⁻¹(平均 40.2 Bq L⁻¹)となった。実験後に浸漬したリター内の¹³⁷Cs総量を測定し、さらに溶出水中¹³⁷Cs総量を計算 することによって、溶出時間ごとの溶出率を計算した。その結果、樹種によって溶存態¹³⁷Csの溶 出率が異なることがわかった(広葉樹>針葉樹)。針葉樹で 0.15-1.25%(平均 0.55%)、広葉樹で 0.81-6.64%(平均 3.15%)であった。さらに、リターバッグ直下の土壌を採取して、同様の溶出試 験を行った。その結果、針葉樹リター直下の土壌で 0.05-0.19%(平均 0.11%)、広葉樹リター直下 の土壌で 0.17-0.94%(平均 0.43%)であった。従って、リターと同様に広葉樹由来の有機土壌の方 が、針葉樹由来の有機土壌より溶出率が大きいことがわかった。



図 3.2-4 リター・土壌溶出試験

CN:針葉樹、BL:広葉樹、CNS:針葉樹土壌、BLS:広葉樹土壌、添え字は回収時期 ※リターおよび土壌を純水に浸漬後、約20分、2時間、24時間後に溶出水をサンプリング ※エラーバーはリター溶出試験結果(r=3)での標準偏差を表す。土壌溶出試験はリターバッグ 直下の有機土壌3か所を混合し、r=1で実施。

図 3.2-5 より、縦断調査の定期採水による溶存態¹³⁷Cs の変動傾向の結果は、定期採水した地点 のほとんどで既往の知見と同様に、季節変動(夏季に高く、冬季に低い)傾向を示すことがわか った。図 3.2-6 より、森林内の小スケールにおいても、既往の研究(Tsuji et al., 2014⁵⁹⁾; Yoshimura et al., 2015⁶⁶⁾など)と同様に、河川水中の溶存態¹³⁷Cs 濃度は、流域の¹³⁷Cs インベ ントリと正の相関を示した(R²=0.7821, p<0.001)。後述の図 3.3-2 と比較すると、同様な傾きを 示し、異なる流域においても、流域¹³⁷Cs インベントリと河川水中の溶存態¹³⁷Cs 濃度は同様な関 係を示すと考えられる。植生の違い(針葉樹や広葉樹の面積比など)や地形、土性など、様々な 要因が河川水中の溶存態¹³⁷Cs 濃度の形成に寄与していると考えられるが、最も重要な要因は流域 ¹³⁷Cs インベントリと考えられる。さらに、森林内においても、航空機で取得された¹³⁷Cs インベン トリ分布を用いた解析が可能であると考えられるため、流域の異なる地点で測定された溶存態 ¹³⁷Cs 濃度を評価するために、河川水中の溶存態¹³⁷Cs 濃度を各流域の沈着量で除することで規格 化溶存態¹³⁷Cs 濃度を算出した。図 3.4-7 より、規格化溶存態¹³⁷Cs 濃度と DOC 濃度は正の相関を 示すことから(R²=0.2685, p<0.001)、有機物(リター)の分解量が溶存態¹³⁷Cs 濃度に寄与し、有 機物から溶存態¹³⁷Cs が溶出していることが示唆された。

JAEA-Research 2019-002



図 3.2-5 縦断調査における溶存態¹³⁷Cs 濃度(Bq L⁻¹)の空間分布の経時変化



図 3.2-6 流域沈着量と河川水中の溶存態¹³⁷Cs 濃度の関係

※流域沈着量:各サンプリング地点より上流域における平均沈着量(第3次航空機モニタリング データを使用)。

※河川水中の溶存態¹³⁷Cs 濃度データは縦断調査の経時変化のデータを使用し、エラーバーはその 標準偏差を表す。



図 3. 2-7 規格化溶存態¹³⁷Cs 濃度と DOC 濃度の関係

※規格化溶存態¹³⁷Cs(m² L⁻¹) = 河川水中溶存態¹³⁷Cs(Bq L⁻¹) ÷ 流域沈着量(Bq m⁻²)。 ※縦断調査の経時変化のデータに加え、流域沈着量を算出できる各サンプリングポイントデータ を使用。

3.2.4 今後の課題

本研究では、森林渓流水中の溶存態¹³⁷Csの生成と移行挙動を明らかにするために、源水からサンプリングを行い、流域の縦断調査、そして溶存態¹³⁷Csに寄与するであろう森林リターからの溶出ポテンシャルの評価を実施した。その結果、源水自体は検出下限値以下(0.07 Bq L⁻¹)であるものの、そこから数m離れた地点ですぐに溶存態の¹³⁷Cs濃度を含む(0.13-0.32 Bq L⁻¹)ことから、湧水後に表層土壌あるいは堆積リターが発生源となり、河川水中の溶存態¹³⁷Csが生成されていることが示唆された。移行挙動としては、流下過程で主に流域¹³⁷Csインベントリに従って形成された沢水同士が合流しあい、その濃度と流量の関係から、濃度が形成されると考えられる。さらに、流域全体において、河川水中の溶存態¹³⁷Cs濃度は夏季に高く、冬季に低い変動を示し、またDOC濃度と正の相関があることから、有機物の寄与が大きいと推測される。その有機物(リター)の溶出ポテンシャルを測定するために、現地分解させたリターを実験室に持ち帰り、浸漬し、溶出実験を実施した結果、針葉樹および広葉樹から高濃度の溶存態¹³⁷Csが溶け出すことがわかった(針葉樹で2.26-27.8 Bq L⁻¹(平均12.5 Bq L⁻¹)、広葉樹で12.4-102 Bq L⁻¹(平均40.2 Bq L⁻¹)。溶出率を算出すると、広葉樹が針葉樹よりも溶出しやすいことがわかった(針葉樹で0.15-1.25%(平均0.55%)、広葉樹で0.81-6.64%(平均3.15%))。このことから、今後は流域¹³⁷Csインベントリだけでなく流域の植生も考慮して調査を実施することも重要と言える。

リターバッグについては、3回分の溶出試験結果のみになるため、さらに溶出試験回数を増やす 必要があり、さらにその結果から、温度あるいは降水量(水分量)などのファクターを用いて評 価することによって溶存態¹³⁷Csの溶出ポテンシャルを一般化する必要がある。また、分解の過程 の指標として使われる C/N 比を測定し、より精緻な実験系を考慮した現地分解を実施することな どが考えられる。季節変動については、DOC や蛍光物質などをマーカーにして、溶存態¹³⁷Cs 濃度 の変動を定量的に説明できるかどうかの検討を今後進める予定である。溶存態¹³⁷Cs 濃度の形成要 因として¹³⁷Cs インベントリが一番大きいと考えられるが、植生の違いが及ぼす影響についても、 溶出実験だけでなく流域スケールで議論する予定である。

3.3 河川における溶存態放射性セシウム濃度と生成メカニズム

3.3.1 目的

福島第一原発事故により陸域に沈着した放射性セシウムは、河川水系を通して生活圏や海洋へ 流出している。流出量は事故後1年で急激に減少したが、減少速度の低下に伴い、一定濃度の放 射性セシウムが継続して流出する状況にある(Iwagami et al., 2017)⁶⁷⁾。チェルノブイリ原子 力発電所事故などの事例から、今後数十年はさらに減少速度が低下することが予想される(Smith et al., 2006)⁶⁸⁾。そのため、特に溶存態放射性セシウムについては、生物利用性が高いことか ら、長期的な農水産物への影響評価のために濃度レベルを予測することが、避難された住民の方々 の帰還・生活再建への判断材料に資する喫緊の課題となっている。

原子力機構では、2014年より福島県浜通り地方を流れる二級河川8河川の溶存態放射性セシウム濃度を継続観測してきた。2015年4月からは毎月モニタリングを実施している。観測結果に基づき、溶存態放射性セシウム濃度の減少速度や季節変化について明らかにした。また、関連水質項目との比較から、溶存態放射性セシウムの生成メカニズムについて検討した。

3.3.2 手法

調査河川を図 3.3-1 に示す。福島第一原発から 30 km 以内に位置する二級河川(太田川・小高 川・請戸川・前田川・熊川・富岡川・井出川・木戸川)で調査を実施した。請戸川については、総 流量の 2/3 を占める支川の高瀬川でも調査した。これらの河川は地質的背景が同じであることか ら、構成鉱物との吸脱着挙動も類似と見なされる。そのため、(1)沈着量、(2)土地利用の 2 点に 絞って溶存態放射性セシウムの動態を検討できるという利点がある。



図 3.3-1 調査河川の位置図

沈着量は第4次航空機モニタリング(2011年11月)による。

河川における溶存態放射性セシウム動態に係る分析として、(1)放射性セシウム濃度、(2)共存 無機イオン濃度、(3)溶存有機物濃度、の3項目を実施した。以下に各項目の実施内容を記す。

(1) 放射性セシウム濃度

平水時に、橋上よりバケツとロープを用いて河川水 20 L を採取した。採取は、太田川・ 小高川・請戸川・高瀬川については 2015 年 4 月から、その他の河川については 2016 年 4 月から、月 1 回の頻度で実施している。採取試料はメンブレンフィルタ(孔径 0.45 µm) を用いて懸濁成分と溶存成分に分離した。フィルタ上の懸濁成分は 90℃で 90 分間乾燥し 秤量した。溶存成分は亜鉛置換体プルシアンブルー担持不織布カートリッジ(Yasutaka et al., 2015)⁶⁹⁾を用いてセシウムを濃縮した。フィルタ試料とカートリッジ試料は Ge 検出 器を用いて¹³⁷Cs 濃度を定量した。

(2) 共存無機イオン濃度

上記(1)で分離した溶存成分について、高速液体クロマトグラフ法により共存する無機 イオン (F^- 、Cl⁻、No₃⁻、SO₄²⁻、Na⁺、K⁺、Mg²⁺、Ca²⁺)の濃度を測定した。

(3) 溶存有機物濃度

上記(1)で分離した溶存成分について、全有機体炭素計を用いて DOC 濃度を測定した。 また、分光光度計を用いて吸光度を測定した。さらに、三次元蛍光分光光度計を用いて蛍 光性溶存有機物のキャラクタリゼーションを実施した。

3.3.3 結果および考察

2016年における溶存態¹³⁷Cs 濃度の分布および流域沈着量との関係を図 3.3-2 に示す。2016年時点で、発電所近隣の前田川や熊川でも溶存態¹³⁷Cs 濃度は 0.3 Bq L⁻¹未満であり、飲料水の基準値(10 Bq L⁻¹)を大きく下回っていた。また、溶存態¹³⁷Cs 濃度は流域の平均¹³⁷Cs 沈着量と相関している。既存の研究(Tsuji et al., 2014⁵⁹⁾; Yoshimura et al., 2015⁶⁶⁾; Ochiai et al., 2015⁷⁰⁾)でも同様の報告がされているが、事故後 5 年が経過しても相関が成立していることが分かった。



図 3.3-2 2016 年の溶存態¹³⁷Cs 濃度分布(左)と流域平均¹³⁷Cs 沈着量との関係(右)

河川水中の溶存態¹³⁷Cs 濃度は流域¹³⁷Cs 沈着量と相関を示すが、環境中での挙動理解のため、 沈着量以外に溶存態¹³⁷Cs 濃度を規定する環境要因について検討した。そのために、溶存態¹³⁷Cs 濃 度を流域¹³⁷Cs 沈着量で規格化した以下の式で求める「規格化溶存態¹³⁷Cs 濃度」を用いた。

規格化溶存態¹³⁷Cs 濃度(m² L⁻¹) = 溶存態¹³⁷Cs 濃度 / 流域¹³⁷Cs 沈着量

規格化溶存態¹³⁷Cs 濃度と共存無機イオン濃度、DOC 濃度の関係を図 3.3-3 に示す。規格化溶存 態¹³⁷Cs 濃度は SO4²⁻、Mg²⁺、Ca²⁺と正の相関関係にあることが分かった。これらの無機イオンは河 川水の起源における土壌からの溶出成分の指標である。すなわち、土壌から溶出成分が流出しや すい土地利用が多い流域において溶存態¹³⁷Cs が流出しやすい可能性が示された。



図 3.3-3 2016 年の規格化¹³⁷Cs 濃度と共存無機イオン・DOC 濃度の関係

流域の森林被覆率と規格化溶存態¹³⁷Cs 濃度および SO4²⁻、Mg²⁺、Ca²⁺濃度の関係を図 3.3-4 に示 す。上述の推論と合致して、土壌からの流出が少ない森林の被覆率が低い流域では、規格化溶存 態¹³⁷Cs 濃度および SO4²⁻、Mg²⁺、Ca²⁺濃度が高い傾向にある。すなわち、森林以外の土地利用(田畑 など)からの溶存態¹³⁷Cs の流出が河川水中の溶存態¹³⁷Cs 濃度を高くする要因であると考えられ た。図 3.3-4 で共存無機イオン濃度に比べて規格化溶存態¹³⁷Cs 濃度の相関が低いのは、土地利用 ごとの¹³⁷Cs 沈着量が異なるためと考えられた。そこで、森林の¹³⁷Cs 沈着率との関係を求めたと ころ(図 3.3-5)、被覆率よりも良い相関が認められ、森林以外からの溶存態¹³⁷Cs の溶出影響がよ り顕著となった。すなわち、流域沈着量に対して溶存態¹³⁷Cs 濃度が高い河川では、沈着量が多い 田畑からの¹³⁷Cs 溶出が主要な起源と考えられる。


図3.3-4 森林被覆率と規格化¹³⁷Cs・共存無機イオン濃度の関係



図 3.3-5 森林¹³⁷Cs 沈着率と規格化¹³⁷Cs 濃度の関係

森林¹³⁷Cs沈着率の高い請戸川(87%)・高瀬川(87%)と沈着率の低い熊川(54%)・富岡川(64%) について、試料採取前10日間の平均降水量と溶存態¹³⁷Cs濃度の関係を比較した(図3.2-6)。土 壌からの溶存態¹³⁷Cs溶出影響が大きい熊川・富岡川は期間降水量と良い相関を示した。すなわち、 易流出土地利用からの溶存態¹³⁷Cs流出影響が降水強度に依存していることが示された。一方、森 林沈着率の高い請戸川・高瀬川ではそのような傾向が認められなかった。林床のリターが土壌か らの溶出を抑制していると考えられる。



図 3.3-6 請戸川・高瀬川・熊川・富岡川における 10 日間平均降水量と溶存態¹³⁷Cs 濃度の関係

3年以上のモニタリングを実施している太田川・小高川・請戸川・高瀬川について、溶存態¹³⁷Cs 濃度の時間変化を図 3.2-7 に示す。また、溶存態¹³⁷Cs 濃度は経験的に指数減少することが知られ ており(Smith et al., 2006)⁶⁸⁾、各河川について一次指数減少関数でフィッティングした結果 を合わせて示した。指数関数の係数より、溶存態¹³⁷Cs 濃度の環境半減期は 2.5-4.4 年と見積もる ことができた。しかし、各河川とも溶存態¹³⁷Cs 濃度は季節変動しており、夏に高く冬に低いとい う傾向が見られた。この季節変化は他の河川でも見られている(Tsuji et al., 2016⁶¹⁾; Muto et al., 2017⁷¹⁾)。Tsuji et al. (2016)⁶¹⁾ でも指摘されているように、この季節変化は温度に依存 しており(図 3.3-8)、河畔のリターなどが季節変化する溶存態¹³⁷Cs 濃度の供給源と考えられる。



図 3.3-7 太田川・小高川・請戸川・高瀬川の溶存態¹³⁷Cs 濃度の時間変化



図 3.3-8 太田川・小高川・請戸川・高瀬川の溶存態¹³⁷Cs 濃度と水温の関係

一方で、図 3.3-7 は冬季の溶存態¹³⁷Cs 濃度がほとんど減少していないことも示す。すなわち、 冬季の溶存態¹³⁷Cs 供給源は温度に依存するものではなく、かつ、減少速度が遅いものであると考 えられた。一つの可能性として、河川底質の鉱質土壌に付着した¹³⁷Cs が供給源として考えられる。 環境省の公共用水域放射性物質モニタリングの結果⁷³⁾では、請戸川室原橋、太田川 JR 鉄道橋の河 川底質の¹³⁷Cs 濃度は 2015 年秋以降ほとんど低下しておらず、¹³⁷Cs 濃度の環境半減期は 12-15 年 と長い。この長半減期は本調査で観測された冬季の溶存態¹³⁷Cs 濃度の変動傾向と一致する。

本調査結果から、溶存態¹³⁷Cs 濃度の時間変化を上記二成分に分離した減少速度を図 3.3-9 に示 す。リター分解に起因すると考えられる季節変動成分の減少速度は緑色破線で示しており、その 半減期は 1.1-1.9 年と推測された。この半減期はリター溶出水の環境半減期と一致する (Koarashi et al., 2016)⁷²⁾。この結果はすなわち、新たに林床・河畔に添加されるリターからの¹³⁷Cs 溶出 は影響が小さいことを示す。事故後初期にリターに沈着した¹³⁷Cs が事故後 6 年以上経過した現時 点でも河川水の溶存態¹³⁷Cs 濃度に影響を与えていることになる。しかし、現在の半減期で減少す ると仮定すると、あと数年で季節変動が見えなくなる程度に影響は小さくなると推測される。一 方、冬季 (灰色破線) については減少速度を定量的に評価することができなかったが、10 年以上 の半減期をもつと推測された。



図 3.3-9 太田川・小高川・請戸川・高瀬川の溶存態¹³⁷Cs 濃度の時間変化(二成分)

3.3.4 今後の課題

本調査結果から、事故後10年以降は冬季成分に由来する¹³⁷Csが河川水の溶存態¹³⁷Cs濃度を支配する可能性が示された。したがって、数十年は現在の¹³⁷Cs濃度レベルで推移すると考えられる。 現時点で淡水魚の¹³⁷Cs濃度が出荷基準値(100 Bq kg⁻¹)を超えている調査河川では、今後も継続して観測する必要がある。

3.4 河川における懸濁態放射性セシウムの濃度変化と移行・堆積挙動

3.4.1 目的

福島第一原発事故により陸域に沈着した放射性セシウムは、河川水系を通して生活圏や海洋へ 流出している。流出量は事故後1年で急激に減少したが、減少速度の低下に伴い、一定濃度の放 射性セシウムが継続して流出する状況にある(Iwagami et al., 2017)⁷⁴⁾。流域から流出する放 射性セシウムの殆どは懸濁物質に付着した形態(懸濁態)であることが分かっていることから、 環境における放射性セシウムの移行挙動を把握するためには懸濁態放射性セシウムの動態を理解 する必要がある。また、懸濁態放射性セシウムが下流域や海洋に蓄積することによる、生活圏の 空間線量率再上昇や、海産物への移行が懸念されている。

原子力機構では、2014年より福島県浜通り地方を流れる二級河川8河川の懸濁態放射性セシウム濃度を溶存態とともに継続観測してきた(3.3節参照)。そのうち6河川では河川水位・濁度観測装置を設置し、懸濁物質のフラックスを観測している。また、河川敷においては放射性セシウムの堆積量と空間線量率の時間推移を調査してきた。これらの観測結果に基づき、懸濁態放射性セシウム濃度の減少速度と移行量を明らかにした。また、懸濁態放射性セシウムの堆積・移行メカニズムについて検討した。

3.4.2 手法

調査河川を図 3.4-1 に示す。福島第一原発から 30 km 以内に位置する二級河川(太田川・小高 川・請戸川・前田川・熊川・富岡川・井出川・木戸川)で調査を実施した。請戸川については、総 流量の 2/3 を占める支川の高瀬川でも調査した。これらの河川は地質的背景が同じであることか ら、構成鉱物との吸脱着挙動も類似と見なされる。そのため、(1)沈着量、(2)土地利用、(3)ダム の有無の 3 点に絞って懸濁態放射性セシウムの動態を検討できるという利点がある。



図 3.4-1 調査河川の位置図

沈着量は第4次航空機モニタリング(2011年11月)による。

河川における懸濁態放射性セシウム動態に係る調査として、(1) 河川水位・濁度連続観測および流量観測、(2) 河川水中の放射性セシウム濃度測定、(3)河川敷土壌の放射性セシウム濃度深さ 分布測定、(4)河川敷の空間線量率分布測定の4項目を実施した。以下に各項目の実施内容を記す。 (1) 河川水位・濁度連続観測および流量観測

2014年4月より、太田川・小高川・請戸川・前田川・熊川・富岡川の6河川に水位計・ 濁度計・自動採水器から構成される河川連続観測装置を設置した。河川水位と濁度につい て10分間隔で記録するとともに、一定水位以上になった場合には1時間間隔で12回、2 Lの河川水を採水した。また、平水時と出水時に流量測定を行い、水位-流量関係式(H-Q 式)を作成し、観測水位から流量に変換した。

(2) 河川水中の放射性セシウム濃度測定

平水時に、橋上よりバケツとロープを用いて河川水 20 L を採取した。採取は、太田川・ 小高川・請戸川・高瀬川については 2015 年 4 月から、その他の河川については 2016 年 4 月から、月 1 回の頻度で実施している。また、各年出水時にも同様の採水作業を実施した。 採取試料はメンブレンフィルタ(孔径 0.45 µm)を用いて懸濁成分と溶存成分に分離した。 フィルタ上の懸濁成分は 90℃で 90 分間乾燥し秤量した。溶存成分は亜鉛置換体プルシア ンブルー担持不織布カートリッジ(Yasutaka et al., 2015)⁶⁹⁾を用いてセシウムを濃縮 した。フィルタ試料とカートリッジ試料は Ge 検出器を用いて¹³⁷Cs 濃度を定量した。(1) で採取された出水時試料については、溶存態¹³⁷Cs 濃度が測定可能な量が回収できないた め、フィルタ上に採取した懸濁態¹³⁷Cs 濃度のみを定量した。

(3) 河川敷土壌の放射性セシウム濃度深さ分布測定

スクレーパープレート法により、各河川の河川敷に設定した定点において、土壌を深さ 方向に 1cm 間隔で採取した。採取は年 1 回、出水期が終わった後に実施した。採取土壌に ついて、Ge 検出器を用いて¹³⁷Cs 濃度を定量した。

(4) 河川敷の空間線量率分布測定

各河川の河川敷において、流向に垂直となる方向に5本の測線を設定した。測線間隔は約10 mとした。ガンマプロッタH (Mimura et al., 2012)⁷⁵⁾を用いて、地上1 m 高さの空間線量率を測線上に1~2 m 間隔で測定し、GPS で取得した位置情報と合わせて記録した。河川敷土壌の採取と合わせて実施した。

3.4.3 結果および考察

太田川・小高川・請戸川・高瀬川の懸濁態・溶存態¹³⁷Cs 濃度の時間変化を図 3.4-2 に示す。本 調査では事故から 3 年以上経過後に観測を開始しており、観測以前の調査結果を文献より引用し た(Tsuji et al., 2014⁵⁹⁾; Yoshimura et al., 2015⁶⁶⁾; Ochiai et al., 2015⁷⁰⁾, 2016⁷⁶⁾; Eyrolle-Boyer et al., 2016⁷⁷⁾; Naulier et al., 2017⁷⁸⁾)。懸濁態・溶存態¹³⁷Cs 濃度ともに事 故後 1 年以上経過した観測値しかないことから、事故後初期の急激な濃度低下時期は含まれてい ないと考え、単純な一次指数減少関数でフィッティングした。図 3.4-2 には、フィッティング曲 線と、関数より求めた実効半減期も合わせて示した。すべての河川で懸濁態¹³⁷Cs 濃度の減少速度 は溶存態¹³⁷Cs 濃度よりも速かった。3.3 節で述べたように、溶存態¹³⁷Cs の供給源がより減少速度 が遅い成分に移行している可能性が示されたのに対し、懸濁態¹³⁷Cs の供給源は事故後 6 年を経過 しても一定速度で濃度低下していることを示す。この懸濁態¹³⁷Cs の供給源としては、土壌流亡に よる表層土壌やリター分解物が考えられている (Naulier et al., 2017⁷⁸); Muto et al., 2017⁷¹)。 リターや表層土壌に存在する¹³⁷Cs は時間とともに深層へ移行していることが分かっている (Mishra et al., 2016⁷⁹⁾; Imamura et al., 2017⁸⁰⁾)。すなわち、供給源の¹³⁷Cs 濃度は現在も時 間とともに減少傾向にあり、それに伴い河川水中の懸濁態¹³⁷Cs 濃度も低下していくことが推測さ れる。一方で、3.3 節に述べたように、今後の時間経過とともに、溶存態¹³⁷Cs と同様に減少速度 が遅い供給源の寄与率が増加し、あわせて減少速度も緩やかになる可能性が考えられる。



図 3.4-2 太田川・小高川・請戸川・高瀬川の懸濁態・溶存態¹³⁷Cs 濃度の時間変化 赤ひし形;懸濁態¹³⁷Cs、青丸;溶存態¹³⁷Cs

上記で得られた懸濁態・溶存態¹³⁷Cs 濃度の結果と、河川連続観測装置の観測結果および H-Q 式 より、太田川・小高川・請戸川・高瀬川・前田川・熊川・富岡川における 2014 年度-2016 年度の 流域からの年間¹³⁷Cs 流出率を算出した(図 3.4-3)。観測期間における年間¹³⁷Cs 流出率は、流域 ¹³⁷Cs 沈着量の 0.04~0.5%であり、記録的豪雨を記録した 2015 年度を除いた場合は 0.2%未満であ った。また、中流にダムがある請戸川・太田川・富岡川はその他の河川に比べて流出率は低く、 2015 年度の流出率上昇(約 1.5 倍)も、他の河川(2-4 倍)よりも低かった。ダム湖底に懸濁物 質とともに多くの¹³⁷Cs が堆積したためと考えられる。また、それに伴い、ダムのある河川では年 間¹³⁷Cs 流出率における溶存態¹³⁷Cs の寄与率が大きくなっている。懸濁態¹³⁷Cs の流出は殆どが出 水時に起きており、平水時の¹³⁷Cs 流出においては、現在、溶存態¹³⁷Cs の寄与率は 50%を超えてい る。図 3.4-2 の結果からも、今後はこの傾向が強くなると考えられる。



図 3.4-3 太田川・小高川・請戸川・高瀬川・前田川・熊川・富岡川の¹³⁷Cs 年間流出率

2013年から継続的に観測した河川敷の空間線量率分布のうち、請戸川・高瀬川・熊川について、 高水敷と土手における平均空間線量率の時間変化を整理した(図3.4-4)。航空機モニタリングか ら得られた周辺の空間線量率³⁾も同図に整理した。土手は冠水しないため、どの河川も空間線量 率は周辺と同程度の値で、物理減衰に比べて速く減少していた。この原因として、放射性セシウ ムが時間とともに徐々に土中に浸透することによる遮蔽効果が考えられる。一方、冠水履歴のあ る高水敷の空間線量率は河川によって違いが見られた。調査地点周辺に比べて流域の平均空間線 量率が低い熊川では土手よりも低く、流域の平均線量率が高い高瀬川では土手よりも高かった。 この結果は、高水敷の空間線量率が、上流から運ばれた土壌粒子の放射性セシウム濃度に強く影 響を受けていることを示す。中流にダムが存在する請戸川の場合、ダムによって上流からの土壌 粒子の移動が遮られるため、土手との空間線量率の差が顕著ではなかった。また、平成27年9月 関東・東北豪雨時に大規模出水があった高瀬川と請戸川では、その期間の高水敷に急激な空間線 量率低下が見られた。



図 3. 4–4 請戸川・高瀬川・熊川における河川敷の空間線量率の時間変化

2011 年 11 月 5 日の空間線量率(周辺)を1 とした、空間線量率の比で表す。赤破線は物理減衰 曲線。

請戸川水系に設置した自動観測装置で得られた、平成27年9月関東・東北豪雨出水時(2015年 9月8-13日)の土砂移動量の観測結果を図3.4-5に示す。上流にダムのない高瀬川では、ダムの ある請戸川よりも多くの土砂が移動・堆積したことが分かる。この時の高瀬川の土砂移動量は、1 年間の移動量の8割以上を占めた(請戸川は5割程度)。また、同一河川に設置した自動観測装置 間の結果の比較から、流下した放射性セシウムの10-20%が河川敷に堆積していた。



図 3.4-5 自動観測装置で観測した平成 27 年 9 月関東・東北豪雨の出水時の土砂移動量 Google earth, Image©2016 TerraMetrics.

この記録的豪雨により生じた、下流域の河川敷への放射性セシウム堆積量と河川敷の空間線量 率の変化を調査した。2014 年冬と 2015 年秋の河川敷の空間線量率を比較したところ、水に浸か らなかった土手付近に比べて、高水敷の空間線量率は請戸川で 10-20%、高瀬川では 30-70%も低下 していた(図 3.4-6)。これは、期間内における放射性セシウムの壊変による物理的減衰(約 10%) と比べて、はるかに速い速度で低下していることを示す。空間線量率と同様に、2014 年冬と 2015 年秋に調査した放射性セシウムの深さ分布の違いから、期間内における土砂と放射性セシウムの 堆積量を明らかにした(図 3.4-6)。請戸川では 1-2 cm、高瀬川では 30 cm 以上の土砂が河川敷に 堆積していた。両河川とも、堆積した土砂の放射性セシウムの濃度が、過去に堆積した土砂に比 べて相対的に低かったため、高水敷の空間線量率が低下したことが分かる。ここで得られた単位 面積当たりの放射性セシウム堆積量に、高水敷の面積をかけると、観測装置で評価した堆積量と 同程度であることが確認できた。複数の方法から評価することで、河川による放射性セシウムの 移動・堆積挙動をより定量的に把握した。



(b) 高瀬川

図 3.4-6 河川敷横断面における空間線量率分布の時間変化と放射性セシウムの深さ分布

3.4.4 今後の課題

本調査結果から、放射性セシウム濃度が低い土壌粒子が堆積するため、あるいは、土壌侵食に よって放射性セシウムを多く含む土壌粒子が流出したため、河川敷の空間線量率は今後も時間と ともに低下していくと予測される。ただし、一時的な高セシウム濃度の粘土質土砂の堆積により、 河川敷の一部で空間線量率が上昇する場合が考えられる。河川敷全体の空間線量率を評価し、被 ばく線量増加の懸念を払拭できるような方策を考える必要がある。

3.5 河床土

3.5.1 目的

河川系において、放射性セシウムの移動には堆積物の粒径、分配係数(Ka)、粘土鉱物量、有機物 量などのいくつかの要因が影響すると考えられる。一般に、放射性セシウム濃度は、粒径が小さく なるほど増加する(例えば、He and Walling, 1996)⁸¹⁾。さらに、粒径の分布に加えKaに関わる懸濁 物質の鉱物種、特に粘土鉱物は、異なる吸着能力を持つことが示されている(Facchinelli et al., 2001⁸²⁾; Korobova and Chizhikova, 2007⁸³⁾)。さらに、低濃度の放射性セシウムは雲母様鉱物に 強く吸着する(Sawhney, 1970)⁸⁴⁾ことや、スメクタイトの量が放射性セシウムの移動の要因の一つ となっていること(Facchinelli et al., 2001)⁸²⁾が分かっている。Mukai et al. (2014)⁸⁵⁾は、福 島県内で採取した風化黒雲母に均一に放射性セシウムが吸着していることを示した。しかし、どの 鉱物が放射性セシウムの移動に寄与しているかについては明らかでなく、放射性セシウムの移動 媒体を特定できれば、河川における放射性セシウム分布の将来の移動予測や、鉱物と放射性セシウ ムとの収脱着メカニズムの解明に資することができる。

本研究では、福島県富岡川の上流のダムから下流の海までの堆積物において、粒径ごとの放射性 セシウム濃度と鉱物組成の関係を議論することを目的とした調査を実施した。

3.5.2 手法

調査地域は、北部阿武隈山地から太平洋に流下する二級河川のうち、富岡川流域を対象とした。 調査実施位置および試料採取場所を図3.5-1に示す。富岡川の後背地である阿武隈山地の地質は白 亜紀から中新世にかけての花崗閃緑岩が広く分布し、中粒から粗粒で角閃石、黒雲母を含み沿岸部 は第四紀の堆積物が分布している(日本の地質「東北地方」編集委員会,1989)⁸⁶⁾。¹³⁷Csのインベ ントリは、上流域で600-1,000 kBq m⁻²、下流域で1,000-3,000 kBq m⁻²であった。試料は、上流の ダム、河床土、海の堆積物から、合計6試料を採取した。採取場所は、上流(サイトA-B)、下流(サ イトC-E)、海(サイトF)の3地域に分けられる。試料は、2012年から2014 年の平水時にサンプリ ングした。ダムの試料と海の試料はグラブ式の採泥器で採取し、河床土は1 cmの表層堆積物を10 cm×10 cmの範囲でスコップを用い採取した。採取した試料について、粒度分布、XRD分析、放射能 分析、鉱物の分離実験を実施した。





FDNPP: 福島第一原発、沈着量は第6次航空機モニタリング(2012年11月16日) による。

3.5.3 結果および考察

サイトA-Fにおける堆積物中のサイズ分画ごとの¹³⁷Cs濃度の関係を示す(図3.5-2)。20 μm 以下 の¹³⁷Cs濃度は、20 μm 以上の分画より高かった。また、粘土サイズ(2 μm)の¹³⁷Cs濃度は、シルトサ イズ(63-20 μm)より3から9倍高いことが分かった。



図 3.5-2 ¹³⁷Cs 濃度と粒径の関係

全¹³⁷Cs量に対するサイトごとの寄与率を、Tanaka et al. (2015)⁸⁷⁾に基づき、¹³⁷Cs濃度と重量から求めた(図3.5-3)。サイト B、 C、 D、 Eで 250-106 µm サイズ分画の¹³⁷Cs量が高いことを示す。割合は、サイトBで45.6%、サイトCで20.2%、サイトDで43.0%、サイトEで28.7%であった。サイトAでは20-5 µm分画が最も支配的で、サイトFでは75-63 µm 分画が他の分画より高かった。富岡川水系の河床において、¹³⁷Csは主に細粒砂(250-106 µm)にとどまっていることが分かった。



図 3.5-3 分画ごとの ¹³⁷Cs の含有量の関係



図 3.5-4 粒径ごとの鉱物種の割合

堆積物は、上流から下流まで、石英、長石、角閃石、ギブサイト、輝石、磁鉄鉱、カオリン鉱物、 黒雲母、バーミキュライトで構成されている(図3.5-4)。5つの分画のうち、粗粒砂分画(850-425 µm)では、石英、長石が支配的であった。細粒砂分画(250-106 µm)では、石英、長石、角閃石が50% 以上を占めた。シルト(20-5 µm)と粘土分画(< 2 µm)では、粘土鉱物が上流域で50%、下流域で 12-53%を占め、下流ほど粘土鉱物量が少なくなった。

図3.5-5 に250-106 µm中の雲母鉱物、無色鉱物、有色鉱物を形状および鉱物学的に分類した結果 を示す。また、それぞれの鉱物の定量結果を表3.5-1に示す。無色鉱物の存在量は、下流域(サイ ト D)のほうが、上流域のダム(サイト A)より大きくなり、雲母鉱物、有色鉱物の存在量は、下 流域のほうが少なくなることが分かった。



無色鉱物



有色鉱物

有色鉱物

無色鉱物

図 3.5-5 サイトA およびサイトD における 250-106 µm サイズからの鉱物の分離結果 (a) (d) 雲母鉱物:左、風化黒雲母、右、バーミキュライト。(b) (e) 無色鉱物:左、石英、 右、長石。(c) (f) 有色鉱物:左、輝石、中、磁鉄鉱、右、角閃石。

サイトA、Dの250-106 µm サイズにおいて分離した、鉱物種ごとの¹³⁷Cs 濃度を求めた(図 3.5-6)。雲母鉱物と有色鉱物の¹³⁷Cs 濃度は、無色鉱物より高かった。有色鉱物の¹³⁷Cs 濃度は雲母鉱 物より 1.2-2.2 倍高く、無色鉱物は雲母鉱物より 1/3-1/5 倍程度低かった。

		サイト A wt (%)		サイトロ		
鉱物種	繰り返し回数			wt (%)	wt (%)	
		平均	SD	平均	SD	
雲母鉱物	3	28.1	7.7	11.1	7.8	
無色鉱物	3	40.2	8.1	78.0	7.8	
有色鉱物	3	31.7	1.9	10.9	3.9	

表3.5-1 サイトAおよびサイトDにおける250-106 µm サイズからの鉱物の分離定量結果



以上より、¹³⁷Cs濃度は、同じサイズでも、含まれる鉱物種やその量によって異なることが分かった。特に、雲母鉱物、有色鉱物、無色鉱物の存在量を把握することは、河川流域中の放射性セシウムの動態評価の指標になり得る。砂分画において、有色鉱物は、雲母鉱物と同等またはそれ以上の¹³⁷Cs濃度を有することが新たにわかった。また、無色鉱物にも¹³⁷Csが含まれることが確認できた。 黒雲母やバーミキュライトも¹³⁷Csの移動媒体になり得る。既存の知見でも、福島県で採取された一部がバーミキュライト化した黒雲母(< 50 µm サイズ)は、他の粘土鉱物に比べて放射性セシウムをより吸着しやすいとの報告がある(Mukai et al., 2016)⁸⁸⁾。有色鉱物中の角閃石と磁鉄鉱にも¹³⁷Csが吸着している可能性がある。角閃石は、ほかの有色鉱物より*K*.値が高くなっており、雲母鉱物の1/3程度の*K*.値が示されている(Allard et al., 1985)⁸⁹⁾。他方、磁鉄鉱は、pH 8.5以下では、セシウムをほとんど収着しないため(Granizo and Missana, 2006)⁹⁰⁾、磁鉄鉱を媒体とする¹³⁷Csの移動の寄与は少ないと考えられる。長石は、他の無色鉱物に比べ*K*.値が高く(Allard et al., 1985)⁸⁹⁾、石英の*K*.値は、雲母鉱物より2桁低い(Akiba et al., 1989⁹¹); Allard et al., 1985⁸⁹⁾ ことが知られているため、富岡川においては、雲母鉱物、角閃石、長石が¹³⁷Csの移動に寄与する可 能性がある。河川水系の砂分画中では、雲母鉱物だけでなく、有色鉱物や無色鉱物が¹³⁷Csの主な移 動媒体になり得る。一方、粘土分画においても、雲母粘土鉱物だけでなく、カオリン鉱物が移動に 関わる(Ohnuki and Kozai, 2013)⁹²⁾ことも、本調査結果から示唆された。

3.5.4 今後の課題

河川流域を包括した定量的な鉱物分布の詳細は明らかでないため、雲母鉱物、有色鉱物、無色鉱物のそれぞれの量と放射性セシウム量を見積もることは重要である。

3.6 貯水池

3.6.1 目的

福島第一原発事故によって環境中に放出された放射性セシウムは溶存態や懸濁態として陸域お よび水域を移動する。流域を流下する溶存態や懸濁態の¹³⁷Cs 濃度は事故の初期(事故後1年程度 まで)は急激に低下したことが報告されているが、事故から1年以上経過してからはその濃度の 低下は非常に緩やかになることがチェルノブイリ原子力発電所事故の事例などから予想される。 福島県浜通りには、灌がい用水を確保するために多数の貯水池が設置されており、上流域から供 給された¹³⁷Cs を貯留するはたらきをする一方、下流域への¹³⁷Cs の流出源となることが考えられ ることから、流域全体における¹³⁷Cs の動態を評価する上で、重要な調査地点と言える。本項で は、貯水池での¹³⁷Cs の移動や堆積挙動を把握することを目的として実施してきた水質および底質 調査の結果等について報告する。

3.6.2 手法

(1) 調査地点

調査は空間放射線量率が高い浜通り地域に分布する4つのダム(横川、大柿、坂下、滝川ダム) と大熊町と双葉町に分布する9つの小規模なため池を対象に実施した。調査位置を図3.6-1に示 す。



図 3.6-1 調査地点

空間線量率は第10次航空機モニタリング(平成27年11月4日)による。

(2) 調査内容

1) 水質調査

バンドーン採水器やひしゃくなどを用いて 2014 年 4 月から毎月 1 回程度、池水を採取した。採 取した池水は、孔径 0.45µmのメンブレンフィルターでろ過し、溶存成分と懸濁成分に分離した。 ろ過後の溶存成分について、坂下・滝川ダムでは亜鉛置換体プルシアンブルー担持不織布カート リッジ(Yasutaka et al., 2015)⁶⁹⁾を用いた濃縮処理もしくはリンモリブデン酸アンモニウムを 用いた共沈処理、横川・大柿ダムでは約 70℃で蒸発濃縮処理を行い、それぞれ Ge 検出器により放 射能濃度を測定した。一方、ろ過後のメンブレンフィルター上の懸濁成分は、90℃で約 90 分間乾 燥し秤量した後、Ge 検出器により放射能濃度を測定した。

2) 底質調査

ここでは、2013 年度に浪江町大柿ダムで実施した底質調査の結果について報告する。底質試料 は、水中バイブレーション式コアサンプラーおよび不撹乱柱状採泥器を用いて採取した。採取後 スクレーパを用いて1 cm もしくは2 cm 間隔で柱状試料を切り分けて、乾燥後、U-8 容器に封入 し、Ge 半導体検出器により放射能濃度を測定した。大柿ダムで採取した柱状試料については、採 取地点における底質の粒径の特性を把握するために、レーザー回折式粒度分布測定装置(株式会 社島津製作所製:SALD-3100)を用いて、粒度分布を測定した。また、底質の一部の試料について は、ふるいおよび水簸処理によって粒子径ごとに分画し、Ge 検出器により粒径ごとの放射能濃度 を測定した。粒度は、Wentworth et al. (1922)⁹³⁾に基づき、7 区分(粘土:<2 μ m、2-4 μ m、 泥:4-16 μ m、16-63 μ m、砂:63-500 μ m、500-2000 μ m、礫:>2000 μ m)に分画した。

3) セディメントトラップ調査

ダムの取水口付近の湖底(採取口は湖底から約 60cm の高さ)に定置したセディメントトラップ (日油技研工業株式会社製:SMD13S-6000)を用いて、沈降粒子を 2014 年 4 月から定期的に採取 した。採取した試料は、乾燥後、U-8 容器に封入し、Ge 検出器により放射能濃度を測定した。ま た、底質試料と同様に、ふるいおよび水簸処理によって粒子径ごとに分画し、Ge 検出器により粒 径ごとの放射能濃度を測定した。

3.6.3 結果および考察

(1) 水質

1) 溶存態・懸濁態の¹³⁷Cs 濃度の時間変化

溶存態の¹³⁷Cs の濃度は、坂下ダムと滝川ダムでは 0.1 Bq L⁻¹ 以下、大柿ダムと横川ダムでは 1 Bq L⁻¹ 以下で推移し、帰還困難区域内に位置する大熊町と双葉町のため池では概ね 1 Bq L⁻¹ 以 上の値を示した(図 3.6-2)。また、夏季に溶存態の¹³⁷Cs 濃度が上昇し、冬季に濃度が低下する季 節的な変動が認められたものの、この変動は、1 年を通じてオーダーレベルで¹³⁷Cs 濃度を変化さ せるものではないことが 2013 年から 4 年間の継続調査で明らかとなった。

懸濁態の¹³⁷Cs 濃度は、概ね 10⁴ から 10⁶ Bq kg⁻¹の範囲の値を示した(図 3. 6-3)。しかしながら、溶存態で認められたような¹³⁷Cs 濃度の明瞭な季節的な変動は確認できなかった。



図 3.6-2 溶存態¹³⁷Cs 濃度の時間変化



図 3.6-3 懸濁態¹³⁷Cs 濃度の時間変化

溶存態および懸濁態の¹³⁷Cs 濃度は、いずれも事故後 3 年以上経過してから観測を開始したため、事故後初期の急激な濃度低下時期は含まれていないと考えられる。そのため、ここでは、次に示す単純な一成分の対数近似曲線で¹³⁷Cs 濃度の変化傾向をフィッティングした。

$$T_{eff} = \ln 2 / \lambda_{eff}$$
(1)

$$A_t = A_0 \exp \left(-\lambda_{eff} t\right)$$
(2)

T_{eff}は実効半減期、λ_{eff}は減衰成分、A_tは事故からの経過した年(t)における¹³⁷Cs 濃度、A₀は事 故後初期の¹³⁷Cs 濃度である。表 3.6-1には、各貯水池の溶存態と懸濁態の¹³⁷Cs 濃度の実効半減 期、減衰成分、ならびに事故後初期の¹³⁷Cs 濃度を示す。溶存態¹³⁷Cs 濃度の実効半減期は 1.95-3.22 年、懸濁態¹³⁷Cs 濃度の実効半減期は 1.83-3.51 年と見積もることができた。これらの結果 を、3.4.3 項の河川における溶存態と懸濁態¹³⁷Cs 濃度の実効半減期と比較すると、溶存態の¹³⁷Cs 濃度の減少速度は河川で示された値と大きく変わらないものの、懸濁態の¹³⁷Cs 濃度の減少速度は 貯水池のほうが明らかに遅いことが明らかとなった。これは、貯水池の懸濁態が河川のように上 流からの供給によるものだけなく、貯水池内部での堆積物の再浮遊などの影響により¹³⁷Cs 濃度の 高い懸濁態が継続的に生成しているためと考えられる。

		溶存態			懸濁態	
調査地点	A_{0_d}	λ_{eff_d}	$\mathbf{T}_{\texttt{eff}_\texttt{d}}$	A_{0_p}	λ_{eff_p}	$T_{\texttt{eff}_p}$
	Bq L⁻¹		year	kBq kg⁻¹		year
OKUMA20	13.97	0. 233	2. 15	340	0. 229	2. 17
OKUMA36	12.63	0. 284	1.95	476	0. 195	2.33
OKUMA96	24.16	0. 177	2. 42	1050	0. 144	2.63
FUTABA08	2.83	0. 161	2. 52	42	0. 113	2.87
FUTABA20	4. 15	0. 226	2. 18	55	0.164	2. 50
FUTABA29	5.69	0.080	3. 22	306	0.060	3. 51
FUTABA35	4. 51	0. 191	2.35	121	0. 122	2.80
FUTABA40	4. 10	0. 138	2.67	92	0. 122	2.80
FUTABA54	4. 47	0. 189	2.36	517	0. 246	2. 10
横川ダム	0.36	0. 108	2. 92	108	0. 223	2.19
大柿ダム	0.39	0. 117	2.84	121	0. 082	3.19
坂下ダム	0. 08	0. 180	2. 41	53	0. 320	1.83
滝川ダム	0.07	0. 213	2. 24	44	0. 268	2.01

表 3. 6-1 事故後 3~7 年の 4 年間における貯水池ごとの溶存態・懸濁態の ¹³⁷Cs 濃度の実効半減期、減衰成分、ならびに事故後初期の ¹³⁷Cs 濃度

2) 貯水池における見かけの分配係数

次に、溶存態と懸濁態の¹³⁷Csの濃度を基に、見かけの分配係数を以下の式で求めた。

見かけの分配係数(L kg⁻¹) = 懸濁態¹³⁷Cs 濃度(Bq kg⁻¹) / 溶存態¹³⁷Cs 濃度(Bq L⁻¹) (3)

調査期間における貯水池ごとの見かけの分配係数を図 3.6-4 に示す。見かけの分配係数は、大 熊町と双葉町に分布する小規模なため池では概ね 10⁴から 10⁵ L kg⁻¹オーダー、ダムでは概ね 10⁵から 10⁶ L kg⁻¹オーダーの値を示した。この値は、これまでに諸外国で報告されている事例 (Konoplev et al, 2016)⁹⁴⁾よりも 1-2 桁程度大きな値を示す。このことから、調査対象として いる福島県のため池では ¹³⁷Cs が粘土鉱物などの懸濁粒子に強く吸着され、池水中の溶存態 ¹³⁷Cs 濃度が非常に低く保たれる傾向にあることがわかる。今後、それぞれの底質の鉱物種や溶存態の 生成に寄与すると考えられる有機物含有量などの詳細について調査し、ため池ごとの見かけの分 配係数の違いについて検討する予定である。



(2) 底質

図 3.6-5 に大柿ダムの底質調査地点を示す。調査を実施した 2013 年度は、下流域が避難指示区 域に指定されており、灌がい用水としての利用予定がなかったことから低水位で管理されていた。 底質は貯水池の澪筋(水深の最も深い地点)に沿って9地点で採取した。



図 3.6-5 大柿ダムの底質試料の採取地点

St は採取地点を示す。

1) ¹³⁷Cs の底質への蓄積量と流出量の推定

表 3.6-2 に試料採取地点ごとの¹³⁷Cs の沈着量と堆積速度、図 3.6-6 に各地点の¹³⁷Cs 濃度と底 質粒径の鉛直分布を示す。ほとんどの地点で汚染された底質の下部に明瞭な¹³⁷Cs 濃度の高い層が 認められた。この層は事故後の比較的初期に高い¹³⁷Cs 濃度の懸濁粒子が堆積したことで形成され たと考えられ、底質の堆積速度を見積もる上で重要な時間軸となる。

	衣 3.0-2 入作	ッムの試料が	★取地点ことの ™08	の沈宿里と堆損	还没
採取地点	採取日	水深	試料の長さ	¹³⁷ Cs 沈着量	堆積速度
		(m)	(cm)	$(MBq m^{-2})$	$(g \ cm^{-2} \ y^{-1})$
Α	2013/11/1	18	68	28.5	12.9
В	2013/11/5	21	31	15.4	4. 2
C	2013/11/1	24	48	28.6	7.8
D	2013/11/5	21	43	21.4	6. 1
E	2013/10/31	25	11	4.8	0.4
F	2013/10/28	21	10	7.0	0. 7
G	2013/10/25	13	8	5.0	0.4
Н	2013/10/24	12	9	6.9	0. 7
Ι	2013/10/29	10	8	5.9	1.1

表 3. 6-2 大柿ダムの試料採取地点ごとの ¹³⁷Cs の沈着量と堆積速度



底質の¹³⁷Csの蓄積量は4.8-28.6 MBq m⁻²で、貯水池周辺の陸地土壌の初期の沈着量(3.2 MBq m⁻²; MEXT, 2011⁹⁵⁾)に対して高い値を示した。また、貯水池の上流側に位置する St. A~D は貯水 池の下流側に位置する St. E~I よりも2から6 倍高い¹³⁷Cs の蓄積量を示した。加えて、上流側の 事故以降における底質の堆積速度(4.2-12.9 g cm⁻² y⁻¹)は、下流側の堆積速度(0.4-1.1 g cm⁻² y⁻¹)よりも著しく速い。底質は主として粘土分画とシルト分画で構成され、それぞれ約 20%、約

70%程度を占めた。底質の粒度分析結果から、上流側では砂分画を含み、特にSt.Aの深度19.8-24.8 g cm⁻²では砂分画に加え、礫分画が認められた。この粗粒層よりも上位(新しい)の層は、下位の層と比較し¹³⁷Cs 濃度が低い。St.B-Dの柱状試料でも同様に粗粒な層を挟在し、その上位では下位の層よりも¹³⁷Cs 濃度が低くなる傾向が認められた。これら上流側に特徴的に認められる粗粒な堆積相は台風時の大雨などの洪水イベントの際に形成されたものと考えられる。一方、下流側の特に放流工に近いSt.EやFは、粘土分画とシルト分画で構成、砂分画や礫分画の粒子はほとんど認められない。これらの結果から、上流域から流入する土砂のうち、比較的細粒な分画(粘土分画とシルト分画)のみ放流工付近まで輸送され、このうちの一部が下流域へ流出しているものと推察される。

なお、東北農政局は、2012 年 9 月から大柿ダムの流入水と放流水中の懸濁物質の濃度とその ¹³⁷Cs 濃度から貯水池への¹³⁷Cs の流入と流出に関する評価を実施し、貯水池に流入した¹³⁷Cs のう ち、約 90%は貯水池の下流には流出せずに貯水池内に蓄積される傾向があることを報告している (農林水産省、2016)⁹⁶⁾。以上のことから、請戸川流域全体における¹³⁷Cs の収支を考えた場合、 大柿ダムは上流域から流出する¹³⁷Cs を貯留し、下流域への流出を大きく低減させる役割を果たし

ていると考えられる。

貯水池底質への¹³⁷Csの蓄積量に基づき、事故から調査時までの約2.6年間における上流域から の¹³⁷Csの流出量を推定した結果、およそ3.0×10¹²-3.9×10¹² Bqの供給が示唆された。これは上 流域の初期沈着量(2.8×10^{14} Bq)に対して、およそ1.1%-1.4%にあたり、流出量は非常に少ない ものと考えられる(Funaki et al., 2018)⁹⁷。既往の報告(Yoshimura et al., 2015⁹⁸);林ほ か、2016⁹⁹; Niizato et al., 2016⁹; Tsuji et al., 2016⁶¹; Iwagami et al., 2017⁶⁷)でも、 森林や河川における¹³⁷Csの流出量は非常に小さく、森林域に長期にわたり留まると見積もられて おり、本調査結果もこれと整合的な結果が得られた。

3.6.4 今後の課題

東北農政局は、2015 年度に除染後の水田においてカリウム(交換性カリウム含量 25 mg/100 g 乾土)を施肥し、大柿ダムから放流された請戸川の水を使って試験栽培を行った結果、調査した すべての玄米中の放射性セシウム濃度(¹³⁴Cs と¹³⁷Cs の合計)が、食品安全基準値(100 Bq kg⁻¹) を大幅に下回る結果となり、ダムの放流水を灌がい用水として利用することについて、問題ない ことを報告している(東北農政局、2016)⁹⁶⁾。一方で、帰還困難区域内のため池では依然として、 溶存態¹³⁷Cs 濃度が1 Bq L⁻¹以上を示す傾向が継続していることから、灌がい用水として利用する ためには、濃度低減のための対策を実施する必要があると考える。

3.7 河口·沿岸域

3.7.1 目的

河口・沿岸域における放射性セシウムの主要なストックは、山地森林から土壌に吸着して河川 を通じて河口・沿岸域に供給された放射性セシウムであり、比較的水深の浅い範囲に堆積すると 予想される。ROMS を利用した予察的な解析では、粒径 0.02 mm のシルトに相当する土壌粒子のほ とんどは、沿岸から5 km 以内の水深約 30 m 以浅に堆積することが示唆された(板倉, 2013:私 信)。しかし既往の研究は水深が 50 m 以深の海底土や海水を対象とした事例が多く、水深が 30 m 以浅の浅海域での情報は限られている(Otosaka and Kobayashi 2012¹⁰⁰⁾; Kusakabe et al., 2013¹⁰¹⁾; Black and Buesseler 2014¹⁰²⁾; Ono et al., 2015¹⁰³⁾など)。そこで、河口・沿岸域の 調査研究は、水深が 30 m 程度の浅海域での放射性セシウムの移動挙動の理解を目的とした。当該 理解を通して、河川から供給される放射性セシウムの寄与を推定し、水産物が生息する「場」の 基礎的な将来予測に関する情報を提供することが可能となる。

3.7.2 手法

原子力発電所の事故による河口・沿岸域への放射性セシウムの主な供給経路は、大気からの降 下、直接漏洩および河川からの供給と考えられている(Tsumune et al., 2012)¹⁰⁴⁾。このうち、直 接漏洩については、原子力発電所近傍の河口・沿岸域の海底土などの放射性セシウム濃度などが、 沖合いやその他の河口・沿岸域と比較して高いことが要因と考えられている(Kusakabe et al., 2013¹⁰¹⁾: Misumi et al., 2014¹⁰⁵⁾。そのため、河口・沿岸域における放射性セシウムの分布は、 事故直後の直接漏洩による初期的な影響と、河川からの供給による影響および河口・沿岸域にお ける波浪や沿岸流などの2次的な再動による影響を受けており、それらの要因を識別するために、 まず放射性セシウム分布を把握する調査研究を実施して「場」の特徴の理解を行った。それらの 結果を踏まえ、放射性セシウムの分布の変化を規制する要因の調査研究を実施した。これまでの 主な調査を表 3.7-1 に示す。

年度	主な調査	対象
H25年度	●海底土分布・海底地形調査 ●海底土採取(グラブ式・柱状(バイブレーション式)) ●海象調査(流向・流速, 波高, 濁度等)	小高・請戸・熊川河ロ・沿岸域 全域(柱状は小高・請戸河ロ・沿岸域) 請戸川河ロ・沿岸域
H26年度	 ●海底土分布・海底地形調査 ●海底土(グラブ)・海水採取 	小高~請戸, 前田, 富岡川河口・沿岸域 全域
H27年度	●海底土分布・海底地形調査 ●海底土採取(柱状(バイブレーション式及びアシュラ)) ●海象調査(流向・流速, 波高, 濁度等)	福島第一原子力発電所前面 全域(バイブレーション式は請戸~富岡川河口・沿岸域) 全域
H28年度	●海底土採取(柱状(アシュラ)) ●海象調査(セディメントトラップ, 流向・流速, 濁度)	全域 請戸川河口・沿岸域
H29年度	●海底土採取(柱状(アシュラ)) ●海象調査(セディメントトラップ, 流向・流速, 濁度)	全域 請戸川河口・沿岸域

表 3.7-1 河口・沿岸域においてこれまでに実施した主な調査

放射性セシウムの分布に関する調査としては、海底土分布、海底地形調査、海底土・海水採取 などを実施した。放射性セシウムの分布の変化を規制する要因に関する調査としては、係留調査、 曳航調査などを実施した。以下にその結果を示す。

3.7.3 結果と考察

(1) 放射性セシウムの分布に関する調査研究の結果

1) 海底土の放射性セシウムの分布

海底土の分布と海底地形

放射性セシウムは粘土鉱物への吸着が卓越するとともに、比表面積が大きいほど単位あたりの 存在量も多い。したがって細粒の粒子ほど放射性セシウム濃度が高い(Ambe et al., 2014)¹⁰⁶⁾こ とから、海底土の粒径分布を把握する必要がある。また、海底地形は海底土の粒径分布に影響を 及ぼす。そこで、主要な河川の河口・沿岸域において海底土の分布および海底地形の調査を実施 した。図 3.7-1 に調査結果を示す。

海底土分布調査の結果、太田川から富岡川にかけては、岩盤(仙台層群の砂岩泥岩互層;久保 ほか、1994)¹⁰⁷⁾が広く分布しており、対象領域での岩盤の分布割合は海底面の約52%に相当する。 海底土は福島第一原発北側では河口の前面~南側、南側では河口から直線上に分布する傾向があ る。また小高川から請戸川にかけて、および熊川から富岡川にかけては、1 km 程度から数百 m 程 度の幅を有し北北東方向に伸長する砂嘴状の分布も確認される。堆積層厚は最大で2-3 m 程度と 薄く、部分的に岩盤が露出している地点も確認される。海底土は細~中粒砂が卓越し、粒径の小 さいシルトに相当する粒子の分布は限られている。

海底地形は、福島第一原発北側では河口前面~南側、南側では河口から直線上に、水深の低い 低地が広がり、それらの低地に海底土が分布する傾向がある。また、前述の嘴状の海底土の分布 は、比高差 2-3 m 程度の崖を有するケスタ地形(仙台層群の砂泥互層の層理面に沿って選択侵食 が進行して形成: Mii, 1962¹⁰⁸⁾;星野、1971¹⁰⁹)の基部(層理面と崖斜面接合付近)に分布してい ることが分かる。なお、取得した波高データ(後述)により、宇多ほか(2002)¹¹⁰⁾の方法で移動 限界水深を算定したところ、水深約 10 m との結果が得られている。

海底土のうち、シルト相当の細粒な粒子は、ケスタ地形のなかでも、崖の一部が崩壊して凹状の窪地を呈する部分に分布する傾向がある(図 3.7-2)。



図 3.7-1 堆砂分布 (左) および海底地形図 (右)



図3.7-2 請戸川河口域の海底地形とシルト相当粒子の分布域 「⑥」は柱状試料(バイブレーションコア式)採取地点(本文参照)

② 海底土の放射性セシウムの分布

図 3.7-3 および図 3.7-4 に海底土の沿岸からの距離と¹³⁷Cs 濃度およびインベントリのグラフを示す。

¹³⁷Cs 濃度は数百 Bq kg⁻¹が卓越しており、貯水池や河川などの土壌の ¹³⁷Cs 濃度と比較して、2-3 桁程度低い濃度を示す。またインベントリは数十 kBq m⁻²を中心としているが、100 kBq m⁻²を超える地点も認められ、水深 30 m 以浅の既往の調査結果(Otosaka and Kato, 2014¹¹¹⁾;Black and Buessuler, 2014¹⁰²⁾)よりも有意に高い(Tsuruta et al., 2017)¹¹²⁾。沿岸から約5 km の範囲にかけて ¹³⁷Cs 濃度およびインベントリの高い地点が多数確認されるが、約5 km 以遠になるといずれも低い値を示す。従って、これらの濃度やインベントリの分布は、河川から供給された ¹³⁷Cs 濃度の高い土砂が比較的沿岸近傍の浅海域に堆積していることを示し、予察的な解析結果と整合していると考えられる。



図 3.7-3 沿岸からの距離と¹³⁷Cs 濃度(H25~H28 年度) 柱状試料は表層(最大 10cm)の平均濃度。



図 3. 7-4 沿岸からの距離と¹³⁷Cs インベントリ(H25~H28 年度) 柱状試料のうち、¹³⁷Cs の下限深度が確認された地点。

図 3.7-5 に請戸川河口域において柱状のバイブレーションコア式で採取した海底土の ¹³⁷Cs 量 (kBq m⁻² cm⁻¹) と中央粒径の鉛直分布を示す (Tsuruta et al., 2017) ¹¹²⁾。

図 3.7-5 の①~③は、請戸川河ロ・沿岸域において比較的土砂の分布範囲が広い地点において 採取した試料であり、④~⑥は前述したケスタ地形の崖の基部に分布する海底土の¹³⁷Cs である。 ①~③は主に砂質の粒子から構成され、また1 m² あたりの¹³⁷Cs 量は、請戸川の河川敷などの¹³⁷Cs 量(中西、2014)¹¹³⁾と比較して 1~2 桁程度少ない。一方、④~⑥は細粒のシルトに相当する粒 子が卓越するとともに、1 m² あたりの¹³⁷Cs 量も①~③と比較して多い。特に、⑥の1 m² あたりの ¹³⁷Cs 量は約 3,500 kBq m⁻² と、請戸川の河川敷の¹³⁷Cs 量と同程度を示す。粒径の鉛直分布では、 当該地点の粒径は表層から最深長にかけて粒径がほとんど変化せずに、細粒のシルトが継続して 分布している。

当該地点直上の流速を計測し、計測値から掃流力(N m⁻²)を算出した結果を示す(図 3.7-6)。 ⑥は他の地点に比べて掃流力が小さく、かつ幅も狭い。これらの結果から、窪地を形成する岩盤 の崖の存在によって、窪地内で流速が低下するため、細粒の粒子が継続的に沈降する堆積環境を 有しており、その結果、¹³⁷Cs 濃度の高い細粒粒子の集積が生じたと考えられる(Tsuruta et al., 2017)¹¹²⁾。なお、海底地形調査の結果、このような凹状の窪地は海底面全体の 0.2%程度の限定的 な範囲に限られており、¹³⁷Cs の分布の観点では極めて特異な地点であると考えられる。



図 3.7-5 海底土 ¹³⁷Cs の鉛直分布(請戸川河ロ・沿岸域) バイブレーションコア式で採取(2013年度)。





③ 海底土の放射性セシウムの変化

図 3.7-7 に海底土の¹³⁷Cs 濃度の経時変化を示す。海底土の¹³⁷Cs 濃度は物理減衰を上回る減少 を示し、2013 (H25) 年度の平均濃度と2016 (H28) 年度の平均濃度を比較したところ、見かけの 半減期は約 2.65 年である。このような急激な濃度低下は、生物擾乱や拡散による海底土下層への 移動、粒子の再懸濁と外洋への移動、海水への溶出などが原因として推定されている(Otosaka, 2017)¹¹⁴⁾。





なお、2015(H27)年度から2016(H28)年度にかけては特に濃度低下が著しい。この原因については特定できていないが、平成27年9月関東・東北豪雨により、陸域から多量の土砂が供給され、その土砂により海底土の¹³⁷Cs濃度が希釈された可能性が考えられる。

2) 海水の放射性セシウム分布

図 3.7-8 に海水の溶存態¹³⁷Cs 濃度を、図 3.7-9 に懸濁態¹³⁷Cs 濃度を示す。0.45µmのフィルタ ーで海水をろ過し、フィルターを通過した海水をリンモリブデン酸アンモニウム処理に供して ¹³⁷Cs を濃集させ、溶存態¹³⁷Cs 濃度を計測した。懸濁態¹³⁷Cs 濃度は、フィルターの粒子を長時間 (70-100 時間)放射能測定することにより計測した。

溶存態¹³⁷Cs 濃度は沿岸から1 km 程度までは 10⁻² Bq L⁻¹、それより沖合いでは 10⁻³ Bq L⁻¹のオ ーダーで距離とともに緩やかな濃度低下を示す。請戸川および熊川の河ロ・沿岸域では溶存態¹³⁷Cs 濃度の明瞭な相違は確認できない。また福島第一原発近傍(港湾入口から1 km 以内)は沿岸近傍 の中でもやや高い傾向にある。河川の溶存態¹³⁷Cs 濃度は 10⁻² から 10⁻¹ Bq L⁻¹のオーダーを示す ことから、海水の溶存態¹³⁷Cs 濃度は河川に比べて 1-2 桁程度低い濃度を示す。また年度の経過と ともに(×(H26)→ Δ (H27)→O(H28)→ \Box (H29))、濃度も低下する傾向が確認される。

懸濁態¹³⁷Cs 濃度は、概ね数百~2,000 Bq kg⁻¹程度の地点が多く、沿岸からの距離や経年変化 に明瞭な傾向は認められない。前述の凹状の窪地は濃度が高くなる傾向にある。河川水の懸濁態 ¹³⁷Cs 濃度(概ね 10,000 Bq kg⁻¹以上)と比べて、1 桁程度低い濃度を示す。



図 3.7-8 溶存態 ¹³⁷Cs 濃度(H26~H29 年度)



図 3.7-9 懸濁態¹³⁷Cs 濃度(H26~H29 年度)

3) まとめ

これまでの調査研究の結果、比較的水深の浅い(概ね水深 30 m 以浅)範囲の海底土および海水の放射性セシウムの分布とその特徴を把握することができた。すなわち、海底土および海水の放射性セシウムは沿岸に近いほど濃度が高い。この要因としては、①事故初期の汚染水の影響(Tsumune et al., 2012¹⁰⁴⁾; Misumi et al., 2014¹⁰⁵⁾など)と、②河川を通じた比較的濃度の高い陸域からの供給の影響が推定される。特に後者については、図 3.7-5の⑥に認められる¹³⁷Cs 量の鉛直方向の明瞭な増減の変動が、河川増水に関連した¹³⁷Cs 供給の増減を反映している可能性がある(Tsuruta et al., 2017)¹¹²⁾。また、本調査で得られた鉛直方向の¹³⁷Cs プロファイルは(図 3.7-5)、既往の調査と比較して海底面下のより深い位置に¹³⁷Cs が存在していることを示すとともに、既往の調査が海底土の¹³⁷Cs 量を過小評価している可能性を指摘することができた。さらに、沿岸から 5~8 km 程度までの河口・沿岸域では、岩盤の分布域が海底面の半分以上を占めることから、海底土の¹³⁷Cs 量を把握するためには、岩盤と海底土の分布域を把握する必要性を示した。

(2) 放射性セシウムの分布の変化を規制する要因に係る調査研究の結果

海底土や海水の放射性セシウムは海浜流や波浪などを駆動力として沈降、堆積、再移動(浮流、 トラクションなど)を生じる。そのため、放射性セシウム分布の将来予測を行うためには、河川 から供給された放射性セシウムが、河口・沿岸域の何処にどの程度堆積し、それらがどのような イベントによってどの程度再移動するのかを定量的に評価する必要がある。海浜流や波浪などは 季節や気象条件の違いおよび河口や沿岸からの距離、海底地形などの違いにより規模や特徴が異 なることが予想されるため、時間的および空間的なパラメータの幅を把握する必要がある。その ため、調査を通して定点における季節や気象条件の違いに起因する経時的なパラメータの取得を 目的とした係留調査とともに、特定の気象条件などにおける空間的なパラメータ取得を目的とし た曳航調査を実施した。

1) 係留調査

係留調査の調査位置および計測レイアウトを図 3.7-10 に示す。調査は海底土からの粒子の再移 動を計測する水質・流況計測と、粒子の沈降量を計測するセディメントトラップの 2 つの係留調 査からなる。それら係留計を、請戸川の河口から約 1 km (FP-A)、2 km (FP-B) および 14 km (FP-C) の 3 地点に設置し、2017 年 2 月から 2018 年 2 月にかけて計測を行なった。また河川から供給 される放射性セシウムと各地点間の応答反応を把握するため、セディメントトラップ設置期間(概 ね 10 日間×7 回) において、請戸川の河口に近い地点で河川水の採水と放射性セシウムの分析を 実施した。



図 3.7-10 係留調査の調査位置(左)および計測レイアウト(右) 調査位置の地図は国土地理院による。

図 3.7-11 に 2017 年 2 月の FP-A および FP-B 地点における ¹³⁷Cs の沈降量を示す。沖合い 1 km の FP-A の沈降量は計測日によって変動が大きい。しかし日あたり数百〜最大 2,500 Bq m⁻²の ¹³⁷Cs の沈降は、沿岸から約 100 km 離れた水深約 870 m における沈降量(Otosaka et al., 2014) ¹¹¹⁾ より 3 桁程度高いことから、¹³⁷Cs の大部分は、沖合い数 km の範囲で沈降している可能性が示唆 される。現在、採取した試料の分析や取得した計測データの解析を進めているところであり、流 況データや河川試料との対比などを通した解析を継続する。



2) 曳航調査

2014 年 8 月から 12 月までの計 8 回の曳航調査を実施した。測定は ADCP (Acoustic Doppler Current Profiler)を使用して、流速・流向を対象とした。また、別途海水を 2 L 採取し、SS (Suspended Solids)を測定した。図 3.7-12 に平水時と高水時を比較した懸濁物質の輸送結果を示す。懸濁物質の輸送結果は流速および SS を掛け合わせて、流向を基に南北・東西方向へ分割して示した。

南北方向の輸送を見ると、高水時および平水時において、全体的に南向きに懸濁物質が輸送さ れていることが分かる。特に高水時では河口前面の狭い範囲では北向きが顕著となるものの、全 体としては強い南向きの懸濁物質の輸送が表れている。東西方向を見てみると、平水時では全体 的に西向き(岸方向)の流れが大きいが、高水時では東向き(沖方向)への流れとなる。これも河 川の出水により、沖方向への流れが強くなったためと考えられる。南北・東西方向ともに高水時 は平水時に比べて数倍の懸濁物の輸送量となるため、高水時に多くの懸濁物が移動し、それに伴 って放射性セシウムが移動することも考えられる。今後、放射性セシウム量と流速より、¹³⁷Cs 輸 送量の解析を進める予定である。

3) まとめ

河川増水期には南向きかつ沖向きの懸濁物質輸送が卓越する結果が得られた。この調査結果は、 既往の調査や解析結果 (Tsumune et al., 2012¹⁰⁴⁾; Misumi et al., 2014¹⁰⁵⁾など)を支持するもの である。



図 3.7-12 曳航調査結果

3.7.4 今後の課題

今後の課題としては、3.7.3 (2)に示した係留調査の解析を進め、河川から供給された放射性セシウムの河口・沿岸域の堆積・再移動挙動の定量的な解析を行う。また、本調査で有効性が明らかになった海底土の分布調査と、より深い海底面下の放射性セシウムの存在を確認することが可能な柱状試料採取の組み合わせにより、精度の高い放射性セシウムの分布とその変化の把握を継続する。特に Otosaka (2017)¹¹⁴⁾で提示された海底土の¹³⁷Csの再移動や、その他の放射性セシウム量の変化に関する考察を検証するためにも、定期的により深い海底面下における放射性セシウムの存在を確認する必要がある。

4. 市街地

4.1 概要

市街地は住民の滞在時間が長く、他の環境と比較して被ばくに大きく影響する。そのため、市 街地における空間線量率や放射性セシウム沈着量の時・空間的な変化は、被ばく線量の評価や予 測、そしてその低減のための施策において重要な情報となる。本研究では、市街地における空間 線量率の平面分布モニタリング手法として、広域のモニタリングが可能な無人へリコプターサー ベイ (AUH サーベイ)の適用性を検討すると共に、空間線量率および放射性セシウムの分布と経時 変化について定点観測をベースとした評価を行った。

AUH サーベイは、歩行サーベイによる地上でのモニタリング結果と比較した結果、建物や舗装面 など多様な要素で構成される市街地においても、草地などの平坦地と同様の測定精度でサーベイ することが可能であった。AUH サーベイの測定精度は、土地利用よりもγ線検出器の視界(検出エ リアの大きさ)の差の影響を大きく受けることが示された。市街地における空間線量率は、他の 土地利用よりも速やかに減少した。市街地固有の構成要素(舗装面など)における放射性セシウ ムの沈着量は、草地などの土壌面よりも速やかに減少しており、これが市街地における空間線量 率の速やかな減少に寄与したものと考えられた。市街地からの放射性セシウムの流出は、溶存態 での移行が支配的である可能性が示されたが、流出プロセスを明らかにするにはさらなる検証が 必要である。
4.2 モニタリング手法の検討

4.2.1 目的

AUH サーベイは、空間線量率などの平面分布を広域で迅速に評価することが可能である。本手法 は、主に①上空での計測、②計数率の高度依存性の補正、③計数率の空間線量率などへの換算の 3 過程からなるが、従来から②と③は草地などの開けた土壌平坦地を想定して構築されてきた (Sanada and Torii, 2015)¹¹⁵⁾。一方、市街地は草地の他、建屋などの建造物やアスファルトな どの舗装面により構成され、これら市街地固有の構成要素が過程②と③に影響する可能性が考え られる。そこで本研究では AUH サーベイの市街地への適用性を確認すると共に、その測定精度に ついて評価することを目的とした。

4.2.2 手法

調査は大熊町、および富岡町に位置する市街地(約1-1.5 km²)を対象に(図4.2-1)、2014年 12月に実施した。対象エリアの空間線量率は、AUHサーベイ、および KURAMA-II システム(Ando et al., 2015)¹¹⁶⁾を用いた歩行サーベイにより評価した。



図4.2-1 調査地(¹³⁷Cs 沈着量マップは第四次航空機モニタリング結果(MEXT, 2011)³⁾ 航空写真は国土地理院ウェブサイト https://maps.gsi.go.jp/development/ichiran.htmlより)

AUH サーベイのフライト条件として、機体は自律飛行型無人へリコプターRMAX G1 (ヤマハ発動 機製)、高度、測線間隔は共に 80 m、飛行速度は 8 m s⁻¹ とした。検出器には LaBr₃:Ce シンチレー ション検出器を用い、0-3,000 keV の範囲を 1 回 s⁻¹のピッチで計数した。解析には 50-1,600 keV の計数率を用いた。 計数率は高度の増加に伴い減少する。そのため測定された計数率は、高度に伴う計数率の減少率(高度補正係数)を用い、基準となる高度の計数率に補正する必要がある。高度補正係数は、調査対象地の3地点で各高度の計数率を取得し、高度と計数率の関係に一次指数近似式をフィッティングさせて得た(図4.2-2)。得られた高度補正係数は、平均0.0081(±0.0002(変動計数=2%))であった。この高度補正係数を用い、本研究では基準高度を80 mとして測定された計数率を補正した。併せて同3地点で空間線量率を測定し、基準高度の計数率と空間線量率の比(換算係数)を求めた。空間線量率への換算係数は、平均2441(±661)cps hr μ Sv⁻¹(変動計数=27%)であった。更なるモニタリング条件、機器、解析手法の詳細は、Sanada and Torii (2015)¹¹⁵⁾およびYoshimura et al. (2019)¹¹⁷⁾を参照されたい。

歩行サーベイは、KURAMA-II システムを背負い、対象エリア内の約 10 km の行程につき空間線 量率を 20 回 min⁻¹のピッチで計測した。行程には車道、農道、公園などの広場が含まれる。得ら れたデータは AUH サーベイ、歩行サーベイ双方の比較のため、ArcGIS を用い国土交通省の提供す る土地利用細分メッシュ (100 m メッシュ)をベースとして、メッシュ内の平均値としてメッシュ データに変換した。





4.2.3 結果および考察

AUH サーベイ、歩行サーベイで得られた空間線量率の分布図を図 4.2-3 に示す。大熊町では北 側、富岡町では東側のエリアで、その反対側よりも数倍高い空間線量率が分布しており、1-1.5 km² の限られたエリア内でも空間線量率の大きな勾配が存在した。この分布傾向は、AUH サーベイでも 同様に得られた。一方、100 m スケールの局所的な高・低線量率エリアは歩行サーベイで検出され たが、AUH サーベイでは検出されなかった。AUH サーベイで得られた分布図は、平面的に歩行サー ベイで得られた値が平均化されたような分布を示した。すなわち、AUH サーベイは本研究のフライ ト条件下において、空間線量率の平面的な分布の傾向を捉えることができる一方、100 m スケー ルの局所分布は検出できないことが示された。



AUH サーベイと歩行サーベイで得られた値を比較した結果を図 4.2-4 に示す。AUH サーベイで得た空間線量率は、歩行サーベイで得た値に比較して、およそ 0.5~2.0 倍の範囲に収まり、Root Mean Square Percentage Error (RMSPE)は 24.4%であった。この測定精度は、草地など拓けた土 壌平坦地における AUH サーベイで得られた測定精度 (Sanada and Torii, 2015¹¹⁵⁾)と同じであった。建屋などの建造物やアスファルトが構成する市街地と、拓けた土壌平坦地で同程度の測定精 度が得られたことは、AUH サーベイの測定精度に土地利用 (地表の構造物や素材) 以外の要因が優勢に影響していることを示唆する。

AUH サーベイで得た計数率から空間線量率を求めるには、前述の高度依存性の補正と、計数率/ 空間線量率の換算という二つの過程が必要となる。各過程に用いた高度補正係数および空間線量 率への換算係数の変動計数は、前述の通りそれぞれ 2%、27%であり、空間線量率への換算係数で 変動が大きかった。そこで換算係数の空間的なばらつきを評価するため、メッシュごとの換算係 数を、AUH サーベイで得た計数率と歩行サーベイで得た空間線量率の比として求めた (図 4.2-5)。 換算係数の平均値は 2458 cps hr μ Sv⁻¹であり、本研究で用いた係数と同様の値であったが、そ の変動係数は 24%であり、AUH サーベイによる空間線量率測定で得られた RMSPE と同程度の値で あった。すなわち、AUH サーベイの測定精度には、換算係数の空間的変動が大きく影響しているこ とを意味する。



図 4.2-4 歩行サーベイと AUH サーベイで得られた空間線量率の比較



図 4.2-5 換算係数の空間分布 (大熊町の場合)

AUH サーベイと空間解像度の関係を評価するため、メッシュサイズを 300 m、500 m として歩行 サーベイと比較した結果を図 4.2-6 に示す。RMSPE は空間解像度を 100 m から 300 m に大きくす ることで、24.4%から 14.0%に大きく減少した。一方、空間解像度を 500 m に大きくしても、測 定精度の改善は見られなかった。以上の結果は、本研究で採用した高度 80 m でのサーベイは、 300 m程度の範囲の情報を反映している可能性を示唆しており、その範囲はMalins et al. (2015)¹¹⁸⁾ のシミュレーション結果と符合するものである。以上から、AUH サーベイの測定精度は、上空での 計測と地上計測における空間解像度(検出視界)の差に大きく依存するものと考えられる。



4.2.4. 今後の課題

今後は、AUH サーベイを用いた市街地における放射性セシウムの地表面濃度(Bq m⁻²)分布評価 手法を構築することが、放射性セシウムの環境動態を評価する上で必要である。

4.3 空間線量率の減少傾向

4.3.1 目的

福島第一原発事故後の空間線量率の減少傾向は、広域的な航空機モニタリングなど、多くの調査によって評価がなされ、公表されている(例えば、原子力機構,2017¹¹⁹⁾)。とくに除染後の空間線量率の変化傾向は、住民の将来の外部被ばく量を推定し、被ばく低減や住民の帰還を検討する上で重要な情報である。本調査は、除染後の空間線量率の減少傾向を把握することを目的として、除染モデル実証事業により除染が行われた区域を対象として、長期的な空間線量率測定を実施し、除染後の空間線量率の減少傾向を評価した。

4.3.2 手法

(1) 調査場所

本調査では、除染モデル実証事業により、2011 年度後半に除染が行われた6ヶ所である(図4.3-1)。このうち、川俣町山木屋、川内村貝の坂は居住制限区域、浪江町津島、富岡町夜の森、大熊町 下野上、大熊町夫沢は帰還困難区域に指定された区域である。調査場所の除染は以下のように行 われた。すなわち、土壌面については表土の剝ぎ取り(3-15 cm)、アスファルト舗装面について は各種の方法による表面切削(-5 mm)、森林においては落葉、腐葉土の除去(5-10 cm)、樹木の 一部について最大10 m 高さまでの枝打ち、樹皮の洗浄、剝ぎ取りによる除染が行われた(原子力 機構、2013)¹²⁰⁾。調査場所のうち、林道や道路、公園、グラウンド、住宅地、畑地、牧草地、森 林およびこれらの周辺に計170 測定点を設け、調査を実施した。

(2) 調査方法

測定には、NaI シンチレーションサーベイメータ(日立アロカメディカル、TCS-172B)を用いた。 線量率が 30 μ Sv h⁻¹を超える4つの測定点では、電離箱式サーベイメータ(日立アロカメディカ ル、ICS-323C)を用いた。空間線量率 Dは各測定点の直上において4回、表面線量率 D。は各測定 点につき測定点から半径15 cm 以内の範囲において3回測定した。

調査期間は、2012年11月19日から2016年11月2日までの約4年間であり、期間中1~3か 月に1回の頻度で測定を実施した。

(3) 解析方法

Dおよび D_s の減少速度定数をそれぞれ λ 、 λ_s (day⁻¹) と定義し、次式を最小二乗法によりフィッティングし求めた。

$$D(t) = D(0)e^{-\lambda t}$$
(1)
$$D_s(t) = D_s(0)e^{-\lambda_s t}$$
(2)

ここで、t (day) は測定開始からの時間、D(0)、 $D_s(0)$ は上式によるフィッティングで求めた t=0 における D、 D_s (μ Sv h⁻¹) である。



図4.3-1 調査場所(第4次航空機モニタリング結果(文部科学省、2011)³⁾に重ねて描画) ①川俣町山木屋、②浪江町津島、③川内村貝の坂、④富岡町夜の森、⑤大熊町下野上 ⑥大熊町夫沢

4.3.3 結果および考察

(1) えの分布

 λ の頻度分布を図 4.3-2 に示す。全 170 測定点の λ は 4.7×10⁻⁴~8.8×10⁻⁴ day⁻¹ に分布した (中間ほか、2018)¹²¹⁾。一方、放射性セシウム(¹³⁴Cs、¹³⁷Cs)の物理減衰、線量寄与率を考慮し た減衰曲線からフィッティングにより評価した λ は 4.5×10⁻⁴ day⁻¹となり、すべての λ が物理 減衰より速くなった。この結果は、Dの減少には放射性セシウムの物理減衰以外の減少要因が含 まれていることを示唆している。



図 4.3-2 解析評価した 170 測定点の 2 の頻度分布

(2) 被覆面の違いによる減少速度の違い

既往研究において(例えば、Kakamu et al., 2013¹²²⁾)環境中の放射線量は被覆面の材質によっ て異なり、被覆面の違いにより減少率が異なることが報告されている。そこで、本調査における 測定点について、土壌面(n=103)とアスファルト舗装面(n=67)に区分し、 λ の分布の比較を行 った(図 4.3-3)。この結果、 λ の中央値は土壌面で 6.4×10⁻⁴ day⁻¹、アスファルト舗装面で 7.5 ×10⁻⁴ day⁻¹であり、 λ はアスファルト舗装面において土壌面よりも有意に大きかった(中間ほ か、2018)¹²¹⁾。また、空間線量率と同様に、表面線量率について、被覆面の違いと λ_s の関係を解 析した結果、 λ_s の中央値は土壌面で 6.4×10⁻⁴ day⁻¹、アスファルト舗装面で 7.6×10⁻⁴ day⁻¹とな り(図 4.3-4)、アスファルト舗装面で有意に高い値が示された(中間ほか、2018)¹²¹⁾。



図 4.3-3 空間線量率の減少速度定数の分布 図 4.3-4 表面線量率の減少速度定数の分布

本研究で得られた D は、測定点直下の地面の他、周辺環境における線源の変化の影響を受けて いる可能性がある。そこで D に対する被覆面の影響を明確にするため、 λ/λ_s 比を用いて λ に λ_s が反映しているか確認した(図 4.3-5)。周辺環境の影響が小さく、 λ に対して λ_s が支配的と

JAEA-Research 2019-002

思われる環境(地表面が平坦で測定点から半径 10 m 以内に構造物や樹木などが存在しない開けた 場所(n=54))の λ/λ_s 比は、全て 0.8~1.2 の間に分布した。同様に開けた場所以外の場所(n=110)、 すなわち、構造物や樹木などが周囲に存在する場所においても λ/λ_s の分布を評価した結果、多 くが 0.8-1.2 の値を示した(中間ほか、2018)¹²¹⁾。以上の結果から、多くの地点で地表の情報が 空間線量率に反映しており、アスファルト舗装面で空間線量率の減少が早いことが確認された。



図 4.3-5 λ/λ の頻度分布

(3) 空間線量率の減少に対する局所的なセシウム挙動の影響

図 4.3-5 において、多くの λ/λ_s は 0.8-1.2 の範囲に収まる一方、一部の測定点でこの範囲を 大きく超える値が得られた。 λ/λ_s の変動に影響した要因を明らかにするため、これらの測定点 における λ および λ_s の分布を、全データで得られた中央値と比較した(図 4.3-6)。 λ/λ_s が 0.8 以下、ないしは 1.2 以上のデータ共に、 λ は全データの中央値に近い値を示した一方、 λ_s が 中央値を大きく外れていた(中間ほか、2018)¹²¹⁾。以上の結果は、表面線量率の減少速度が地点 により大きく変動する一方、その変動は空間線量率の減少速度に影響しないことを意味する。



図 4.3-6 *入、入*_sの分布比較(a) *入*/*入*_sが 0.8 以下の測定点、(b) *入*/*入*_sが 1.2 以上の測定点

 λ/λ_s が 0.8以下の測定点は斜面上にあり、測定点付近で土壌侵食が確認される(図 4.3-7(a)、 (b))。すなわち放射性セシウムを含む土壌の流失により、 λ_s が大きくなったと考えられる。 λ/λ_s が 1.2以上の測定点は、測定点が斜面際にあり、斜面上方からの土壌の流入や、測定点が周囲に 対して窪んだ場所にあり、周囲の土壌の流入が確認される(図 4.3-7(c)、(d))。すなわち、放射 性セシウムを含む土壌の堆積により λ_s が小さくなったと考えられる。このような地表面での土 壌の移動の大きい測定点は、 λ/λ_s が 0.8-1.2の測定点では認められなかった。したがって、局 所的な土壌の移動は λ_s の変動に寄与する一方、空間線量率の減少速度に影響しないと考えられ る。



図 4.3-7 測定点付近の写真

(a)(b) 測定点付近で土壌侵食が確認される斜面、(c) 斜面際における斜面上方からの土壌の流 入が確認される、(d)周囲から窪み地への土壌の流入が確認される。

(4) 平坦地における森林の影響

既往研究(例えば、Andoh et al., 2015¹¹⁶)において、Dは森林ではその他の土地利用に比べ 減少が遅いことが報告されている。そこで、地表が土壌面の測定点について、森林内(n=6)、樹 木近傍(n=44)、開けた土地(n=53)に区分し、2の比較を行った(図4.3-8)。2の中央値は森林 内で5.8×10⁻⁴ day⁻¹、樹木近傍で6.2×10⁻⁴ day⁻¹、開けた土地で6.9×10⁻⁴ day⁻¹となり、森林内 で2が最も遅くなった。以上のことから、除染後についても、森林での2が小さいことが確認 されるとともに、森林から離れた開けた土地では、2が大きいことが分かった。森林内において は、放射性セシウムの付着した枝葉の樹冠から林床への移動、林床から土壌への移行、土壌にお ける下方浸透のそれぞれが生じると考えられる。また、森林内から森林外への放射性セシウムの 移動量は著しく低いと報告されている(例えば、Niizato et al, 2016⁹⁾)。林床から土壌への移 行、土壌中の下方浸透は開けた土地でも同様に生じているとともに、開けた土地においても水平 方向への放射性セシウムの移動は小さい。よって、森林内の2が小さくなるのは、森林内の樹冠 から林床への移動において、線源が測定箇所の1m高さに近づくことによる影響と推察される。



図 4.3-8 森林内、樹木近傍、開けた土地の λ の分布比較

4.3.4 今後の課題

本研究により、空間線量率などの減少速度に影響する要因として土地の被覆条件や森林の影響 を統計的に評価した。一方、上記減少特性のメカニズム、すなわち減少速度の支配要因となる放 射性セシウムの挙動との関係については、今後明らかにする必要がある。

4.4 ¹³⁷Cs 動態

4.4.1 目的

市街地における空間線量率の減少要因を理解し、除染計画の策定や被ばく線量予測に資するに は、線源となる¹³⁷Csの分布特性と移行挙動を把握する必要がある。市街地は農地や草地などの浸 透面に加え、道路などの舗装面、家屋などの人工建造物といった多様な要素により構成される。 そのため、市街地における¹³⁷Csの分布特性、変化傾向は、森林などいった他の環境と大きく異な り(IAEA, 2006¹²³⁾; Yoshimura et al., 2017¹²⁴⁾)、市街地に特化した調査が必要である。本研究 では市街地における¹³⁷Csの分布特性として、屋根や舗装面といった市街地構成要素ごとの¹³⁷Cs 沈着量を地上計測に基づいて評価すると共に、雨水排水を介した¹³⁷Cs移行形態について評価し た。

4.4.2 手法

(1) 市街地構成要素ごとの¹³⁷Cs 沈着量

大熊町、富岡町の帰還困難区域に位置する11の建築物について、2015年1月13-3日、および2016年1月12-22日に、市街地構成要素ごとの¹³⁷Cs沈着量を測定した。

舗装面、浸透面における¹³⁷Cs 沈着量 (Bq m⁻²) は、可搬型 Ge 検出器 (CANBERRA、Falcon-5000) を用い、In-situ で測定した。また舗装面では GM サーベイメータ (日立アロカメディカル、GS-146) を用いて表面計数率 (cpm) を測定し、¹³⁷Cs 沈着量-表面計数率換算係数を求めた (図 4.4-1)。



図 4.4-1 表面計数率-137Cs 沈着量の関係

他の市街地構成要素の¹³⁷Cs 沈着量は、GM サーベイメータで測定した表面計数率と上記換算係 数を用いて求めた。GM サーベイメータを用いた測定対象、およびデータ数一覧を表 4.4-1 に示す。 測定は構成要素ごとの面積に応じて 1-12 点で、東西南北の 4 面において実施した。GM サーベイ メータによる測定点は全部で 1,119 点である。換算係数は、¹³⁴Cs/¹³⁷Cs 比に依存するため、物理 減衰を考慮し調査日の換算係数を求め、これを計算に用いた。調査手法や測定手法の詳細は、 Yoshimura et al. (2017)¹²⁴⁾を参照されたい。

構造*1	屋根	屋上*2	雨どい	壁	窓	ひさし	玄関 ポーチ	犬走り*3	舗装面*4
1. W-2	19	_	_	42	9	6	8	15	_
2. W-1	_	4	—	55	9	3	1	—	10
3. W-1	—	6	—	39	7	3	—	—	6
4. W-1	27	3	—	38	15	—	9	17	—
5. RC-1	—	_	—	46	17	—	6	3	1
6. W-1	34	_	1	33	15	—	3	12	7
7. W-1	32	_	—	30	10	—	6	12	—
8. RC-1	—	9	—	52	15	—	12	7	9
9. RC-2	32	6	35	47	15	—	6	—	18
10. RC-	34	10	16	37	19	—	—	—	39
11. RC-	_	9	—	49	8	9	_	_	7
total	178	47	52	468	139	21	51	66	97

表 4.4-1 調査対象、およびデータ数一覧

*1 木造 (W)-、鉄筋造 (RC)-階数(1-3)

*2 樹脂パネル製(2, 3, 4)、防水シート製(8, 9, 10)、コンクリート製(11)

*3 コンクリート製

*4 舗装された道路や駐車場

調査対象の 11 建造物に隣接する浸透面での初期 ¹³⁷Cs 沈着量は、本研究での測定結果と物理減 衰補正により求めた結果、2.0~3.7 MBq m⁻²の範囲で変動した。初期 ¹³⁷Cs 沈着量が異なる測定対 象間の比較を可能にするため、本研究では各構成要素の ¹³⁷Cs 沈着量を測定対象に隣接する平坦な 浸透面の初期 ¹³⁷Cs 沈着量で除し、相対沈着量として評価した。平坦な浸透面において、土砂流失 に伴う ¹³⁷Cs の流失は非常に小さいことが報告されている(Mikami et al., 2015)¹²⁵⁾。そのため 浸透面の初期 ¹³⁷Cs 沈着量は、本研究で測定された沈着量から物理減衰のみを考慮し推定した。

事故後初期からの¹³⁷Cs 沈着量の経時変化を評価するため、本研究では除染モデル実証事業(原 子力機構, 2014)¹²⁰⁾で取得されたデータを解析に含めた。データの詳細は Yoshimura (2018)¹²⁶⁾ を参照されたい。

(2) 雨水排水を介した¹³⁷Cs 移行形態の評価

調査は帰還困難区域内の市街地に位置する 2 つの集水域を対象に実施した(図 4.4-2)。 調 査期間は 2014 年 12 月から 2017 年 6 月である。調査対象地の排水は分流式であり、また期間困難 区域に位置することから生活排水を介した¹³⁷Csの移行はない。集水域末端の雨水排水溝における 流量(m³ min⁻¹)、および土砂濃度(g m⁻³)は、連続的に観測した水位、および濁度を元に推定し た。降雨流出係数(流量/降雨量比)は、雨量-流量の関係式として求め、流量の欠測データを補 完した。また流量に土砂濃度を乗じて土砂の移行量を求め、L-Q 式を作成し、濁度の欠測イベント のデータを補完した。

降雨時の雨水排水は、自動採水機により採取した。試水はメンブレンフィルタ(孔径 0.45 µm) でろ過し、懸濁態画分と溶存態画分に分けた。懸濁態/溶存態画分の¹³⁷Cs 濃度は、Ge 検出器 (GMX40P4-76 germanium detector, Seiko EG&G ORTEC)により測定した。懸濁態/溶存態¹³⁷Cs の移行フラックスは、流量、ないしは土砂流出量に¹³⁷Cs 濃度を乗じて算出した。



図 4.4-2 調査対象の集水域

4.4.3 結果と考察

(1) 市街地構成要素ごとの¹³⁷Cs 沈着量

被覆要素ごとに得られた 2015 年の¹³⁷Cs 相対沈着量は、舗装面で 0.18 と顕著に低かった。また、屋根や壁、窓といった構成要素における相対沈着量は 0.1 未満と低い値を示し、事故後 4 年近く経過した市街地表面において、汚染レベルは限定的であることが示された。

浸透面、舗装面、屋根における¹³⁷Cs 相対沈着量の経時変化を図 4.4-3 に示す。舗装面、および 屋根における 2011-2012 年の¹³⁷Cs 相対沈着量は、それぞれ 0.22、0.14 であり、2015 年から 2016 年の結果と同程度の値が示された。FDNPP 事故に起因する¹³⁷Cs の沈着過程は、主に湿性であるこ とが報告されている(Morino et al., 2011)¹²⁷⁾。そのため本研究で得られた結果は、沈着後約 1 年間のウェザリング効果に加え、沈着時の初期流出により、舗装面や屋根に降下した¹³⁷Cs の大半 が速やかに流失し、市街地における¹³⁷Cs の分布特性が支配的に決定されたことを示唆する。



図 4.4-3 浸透面、舗装面、屋根における¹³⁷Cs 相対沈着量の経時変化

チェルノブイリ事故後のヨーロッパでの調査研究においても、舗装面と屋根における¹³⁷Cs は、 沈着時の流出とその後の初期ウェザリング効果により大半が流失することが報告されており (IAEA, 2006)¹²³⁾、本研究で得られた傾向と符合するものである。また 2011 年から 2016 年にかけ た浸透面、舗装面、屋根における¹³⁷Cs 相対沈着量の減少率は、それぞれ 8%、18%、85%であり、 事故後1年後以降のウェザリング効果によっても、¹³⁷Cs は舗装面や屋根で浸透面よりも速やかに 流失することが示唆された。このような市街地固有の構成要素における速やかな放射性セシウム の減少は、市街地における空間線量率の速やかな減少に寄与した可能性がある。今後は放射性セ シウムの減少と空間線量率の低減の関係について定量的に解析することが、市街地における空間 線量率などの将来予測などにおいて有用な知見を得る上で必要である。

(2) 雨水排水を介した¹³⁷Cs 移行形態の評価

2016年7月-2017年6月に観測された流量、土砂・¹³⁷Csフラックスを表4.4-2に示す。第4次 航空機モニタリングから推定した集水域内の沈着量に対する、¹³⁷Csの流出率は、0.02-0.05%であ った。これは森林域の値と同程度か大きい値である。ただし、航空機モニタリング結果を用いた 市街地における沈着量の推定は、大きな不確実性を含んでいる可能性があり、正確な¹³⁷Cs流出率 を推定するには、沈着量のより詳細な評価が必要である。

上記観測期間における¹³⁷Csの移行フラックスは、懸濁態で0.17-0.29 kBq m⁻² yr⁻¹、溶存態で 0.38-0.65 kBq m⁻² yr⁻¹であり、57-79%が溶存態として移行していることが示された。移行形態 が溶存態優占であることは、市街地からの¹³⁷Cs移行過程は他の環境と異なり、また市街地は生物 利用が可能な¹³⁷Csの主要なソースとなりうることを示唆する。

	大熊町	富岡町
総流量(m ³ yr ⁻¹)	7,741	15, 762
総土砂流出量(kg yr ⁻¹)	23	17
全 ¹³⁷ Cs 流出量 (kBq yr ⁻¹)	20, 743	32,754
懸濁態 ¹³⁷ Cs 流出量(kBq yr ⁻¹)	8,872	6,905
溶存態 ¹³⁷ Cs 流出量 (kBq yr ⁻¹)	11,871	25, 849
溶存態の割合(%)	57	79
流域内 ¹³⁷ Cs 沈着量(MBq)	94, 023	65, 440
流出率 (%)	0.02	0.05

表 4.4-2 観測結果一覧

4.4.4 今後の課題

今後は流域の沈着量評価手法を検討すると同時に、地上計測で求められた¹³⁷Cs 沈着量の減少 と、排水を介した¹³⁷Cs 移行量とのマスバランスを評価し、空間線量率の低減における市街地固有 のウェザリング効果の影響を定量的に評価することが重要である。

5. 移動抑制技術

5.1 概要

山地森林などの未除染地域に残存する放射性セシウムは、河川水系を水流により土壌粒子とと もに移動し、耕作地や市街地などに流入することが想定されるが、放射性セシウムの流入を低減 させることができれば、再汚染の抑制や農作物への放射性セシウムの懸念払拭に寄与することが 期待される。特に土壌粒子の発生源に近く、水系の規模が小さい段階であれば、比較的小規模な 対策により土壌粒子の移動を効果的に抑制することが期待される。

このような、比較的小規模な対策、あるいはダムなど既存の構造物の利用により、効果的に土 壌粒子の移動を抑制する技術を提案することが、移動抑制技術の開発目的である。移動抑制の基 本的な方法は、土壌粒子の①固定化(動き出さないようにする)、②捕捉(移動経路上で捕らえる)、 ③集積(集まりやすいところに集め、堆積させる)の3つである。このうち、③集積については、 3.6節に報告したような調査研究の中で評価を進めている。移動抑制技術としては、①固定化およ び②捕捉対策のための技術の開発を行った。

技術開発の結果、土壌の固定化については、特に1年程度であれば、裸地と比較して土壌粒子の移動を10%以下に抑制する複数の方法を確認することが出来た。小河川における捕捉対策は、土 壌の捕捉・除去が懸濁粒子の数%程度と低く、現時点では有効な手法とは判断されない結果となった。

5.2 土壌粒子の固定化

5.2.1 目的および手法

表層の土壌粒子に収着している放射性セシウムは、特に斜面において、降雨、降雪などの自然 条件により表層流によって移動することが想定される。そのため、土壌粒子に吸着している放射 性セシウムの移動を抑制する方法として表土固定化に着目した。表土固定化については、土木工 事などの一環として多種多様の方法が存在するが、本技術開発においては、複数種類の方法を同 一の土壌および気候条件下において比較することにより、各方法の評価を実施した。一般的な土 木工事において法面などの表土固定化の方法の選定にあたっては、裸地か整地した跡地か、植生 を残したままの対策か、急勾配かどうか、切土か盛土か、森林内の斜面で樹木が生えているかど うか、現地材だけを用いるのか、搬入材の利活用があるか、環境への配慮をどの程度とするか、 経済性をどこまで求めるかと言った観点が評価のポイントとなる。本技術開発では将来的な土壌 固定化の利用価値をより高める観点から、以下のa.から e.の5点を評価項目とした。

- a. 安全性:人体および鳥獣に対して有毒な成分を含まないこと。
- b. 固定化力: 耐候性が良く、土壌の流出を防止する力が強いこと。
- c. 経済性: 材料および施工費用が安いこと。
- d. 施工性:施工が簡便であること。

e. 自然融和性:出水の原因になり難く、長期使用後には分解などで自然に溶け込むこと。

既存技術の中から、上記の評価項目について適切な評価が得られている方法を調査し6種類の 方法を比較検討することとした。表 5.2-1 に試験を実施した方法の一覧を示す。

		A.	5.0.7-1 記載で天旭し	いに回た」「ひい」を		
品	マグストップ(無機系)	クリュート	N&D JJ−F	ポリイオン	ワイヤーストロー	種子吹付
利	軽焼マグネシアと溶性リン 酸肥料または炭酸塩およ びクエン酸	現地発生土 + セメント系 固化材	ソイノール: PVA の水溶液	天然系ポリカチオン, ポリ アニオン, 塩, 水	ワラゴモ, 亀甲金網, 吹付 基村 (化学肥料・土壌改良 剤・保水剤・種子など)	種子, 高度化成肥料, 木 質繊維(ファイバー), 水, 接着剤など
施方工法	水と土壌硬化材(マグホワイト)と造粘材などを混合した液状マルチング材を 地盤に薄く散布	発生土とセメント系固化剤 を加え損伴し、安定処理 土を製作。処理土を法面 にバックホウなどで被覆	攪拌容器で水とソイノール を1分間攪拌混合し、その 液を地面に散布	動力噴霧器又はジョウロ などで散布	シート状製品をアンカーで 地山に密着させるように 固定	ハイドロシーダー(吹付機)を使用して,多量の用 機)を使用して,多量の用 水を加えた低粘度スラリ 一状の材料を厚さ 1cm 未 満に散布
施工性	バックホウによる敷均しも 可	小規模であれば, 人力に よる敷均し・整地可	汎用の散布機で施工可能	人力による散布可	シートを敷いてアンカー止 め	トラック等の大型機材が必 要
使用量	758 g m ⁻² , t=5 cm	t=20 cm	希釈倍率 2.5 倍で2 L m ⁻² (原液換算 : 800 mL m ⁻²)	5 L m ⁻²	Ι	t=1 cm 未満
چ 水 本 柱	有害物質を含まない	アルカリ分は土壌中を 30 cm 程度通過すると土に吸 着	生分解性	イオンコンプレックスを形 成している限りは安全	有害物質を含まない	有害物質を含まない
固定化力	・降雨強度 50 mm h ⁻¹ に対 し流出基準値 (200 mg L ⁻¹)以下 ・耐久性は約 3 か月	耐久性は数年	・土壌保持期間が 3~4 か 月 ・種子を混ぜることで, 途 中から植生による保持に 変化	速乾性がないものの, 一 旦乾くと土壌保持期間は 数年	・長期緑化が可能 ・ワラゴモの被覆率が高い ため,降雨・降雪による植 生基材の流出を抑制	・完全に表土を覆うので, 防塵効果有り ・防塵効果としては 5 年程 度
施工費	254 円/m ²	不明	286 円/m ²	材料費 500 円/m ² 作業費 2,000 円/m ²	3,000 円/m ²	100 円/m²
國國	・弱アルカリ(マグホワイト は pH 8 程度) ・水の浸透性を遮断しない	植生を期待する場合は, さらに 30 cm 客土する	無色透明(着色可能)。今 回は種子(ホワイトクロー バー)を混入	・吸水性(ゲル状)あり ・最終的には生分解	・亀甲金網・ワラゴモは 4 年程度で腐食分解 ・種子は現地種の導入が 可能	種子は現地種の導入が可 能

表 5. 2-1 試験を実施した固定化の方法

試験場は、6 種類の固定化方法を同時並行に比較するために、斜面方向(斜度 8~10 度) に長さ約 20 mの試験枠を設置し、各試験枠はステンレス鋼製板材で区画した。これらに加 え、6 種類の固定化方法と比較するため、裸地のまま固定化を施さない試験枠を1本加え、 合計で7本の試験枠を設置することとした。また、各試験枠の斜面最下流側には、表層流水 量および流出土壤量を測定するための観測枡を設置し、試験期間中の流出土壤量により、固 定化力の評価を行なった。図 5.2-1 に試験場を示す。



図 5.2-1 固定化試験場

5.2.2 試験結果および考察

試験では 2014 年 5 月 16 日から 2015 年 6 月 25 日までの 405 日間(「第 1 期」)の流出量 と、2015 年 6 月 26 日から 2017 年 4 月 26 日までの 670 日間(「第 2 期」)の流出量を計測し た。各固定化方法の 2 期間の流出土壌の重量を図 5.2-2 に、裸地の流出量を 100%とした場 合の各方法の流出割合(%)を図 5.2-3 に示す。

第1期はいずれの方法も裸地の流出量の4分の1以下となっており、固定化の効果を確認した。特にM&Dガードと種子吹付の効果が高く、これらの方法を施した地点の流出量は裸地の10%以下となる(図5.2-3)。第2期は第1期と比較して裸地との差が小さくなり、流出量は裸地の40-70%と固定化の効果が低下している。方法としてはマグストップ、クリコートおよびポリイオンの効果が高い一方で、M&Dガードと種子吹付は裸地の流出量の70%に増加しており、M&Dガードと種子吹付は固定化の効果が長持ちしないことが判明した。図5.2-

4に各方法の施工費と流出量の割合を示す。1m²当たりの施工費は、マグストップ、クリコート、M&D ガードおよび種子吹付が100円~300円程度であり、それほど大きな価格差は無いと言える。したがって、コストを考慮した場合は、短期の土壌固定化(ないし、1年程度で再度吹付などを行う場合)はM&D ガードおよび種子吹付が適しており、3年以上放置する場合はマグストップとクリコートが適していると判断できる。



図 5.2-2 流出土砂の重量



図 5.2-3 裸地の流出量を 100%としたときの流出量の割合(%)



図 5.2-4 流出量の割合と施工費

5.3 懸濁粒子の捕捉・除去

5.3.1 目的および手法

5.1節で述べたように、本移動抑制技術では比較的小規模な対策により、効果的に土壌粒 子の移動を抑制する技術の提案を行うことを目的としている。特に福島県浜通り地方にお いては、河川やため池などから耕作地へ水を導水している小規模な河川が多数存在してい ることから、河川水に含まれる懸濁粒子の移動抑制を対象とした技術の開発を目指した。具 体的には1 ha 程度の水田を約5 cm 湛水することを想定し、500 m³程度の河川水における 懸濁粒子の捕捉・除去(以下、「除去」)を評価の目安とした。また当該技術は農耕従事者自 らが運用することを前提とした。

まず水処理技術に関する文献調査を実施した。その結果、上下水道における膜ろ過や凝集 材を利用した懸濁粒子の除去は、専用の電力や装置などが必要であり、その結果設備の規模 も大きくなり、農耕従事者が運用するような規模には収まらないことが判明した。一方で、 工事現場などで使用されている懸濁粒子の除去のうち、捕集材を利用した方法が確認された(小林ほか、1998¹²⁸⁾;ティビーアール株式会社、2017¹²⁹⁾;雪ヶ谷化学工業株式会社、2018¹³⁰⁾など)。当該方法は繊維や樹脂を用水路などに一定期間設置し、捕集材を通過する水流中に 懸濁している懸濁粒子を吸着させることにより、懸濁粒子を除去する方法である。捕集材は 軽量で個々のサイズが小さいことから、取り扱いが容易であり、捕集材の配置を変更するこ とで様々な形状の河川などに設置可能である。また捕集材の単価についても、1kg 当たり数 千円からコード1本あたり千数百円など(原子力機構が購入した際の単価に基づく)、コス トの観点でも農耕従事者などが対応可能な範囲内に抑えるための検討余地があると考えら れる。そこで捕集材を利用して懸濁粒子を除去する方法について評価を行うこととした。

評価方法としては、まず捕集材を絞り込むために、室内試験により捕集材ごとの基本的な 除去性能を把握した。次に選定された捕集材を用いて、野外の環境化での試験を実施し、よ り実規模に近い状況下における除去性能の評価を行なった。なお、最終的な評価として、実 際の農耕地などに通じる小規模河川に設置して、除去の効果とともに、捕集材のライフサイ クルや取り扱いの簡便性、コストなどの実現性の評価(フィージブルな評価)を行う予定で あった。しかし、後述するように野外での試験結果から、懸濁粒子の除去は最大でも数%程 度と大幅な移動抑制が見込めないと判断し、野外試験をもって技術開発を終了した。以下に、 各試験の結果を示す。

5.3.2 試験結果および考察

(1) 室内試験

対象とした捕集材は、一般的に市販されている図 5.3-1 に示す捕集材とした。



図 5.3-1 対象とした捕集材

試験は濁度を一定(概ね 20 NTU)に調整した 2 Lの濁水に捕集材を浸し、60分間攪拌した後の濁度の除去量を比較した。図 5.3-2に試験結果を示す。図 5.3-2に示すように、ポリエステル製板状不敷布とポリプロピレン繊維が単位重量あたりの除去効率が高いことが確認された。また、実際の野外での試験を想定して、捕集材を設置する断面(幅・水深 40 cmとした)を想定して、1 断面当たりに配置可能な捕集材の重量を想定し、室内試験で得られた捕集量を乗じた懸濁粒子の除去量を算定した(図 5.3-3)。その結果、ポリエステル製板状不敷布が最も除去効率が優れていると判断し、当該捕集材を野外での試験対象とした。



図 5.3-2 捕集材 1 g あたりの懸濁粒子除去量



図 5.3-3 1 断面(幅・水深 40 cm) あたりの懸濁粒子除去量

(2) 野外試験

① 既設の小規模河川を利用した試験

野外試験では、ポリエステル製板状不敷布を菊花状に結束した長さ約 50 cm の棒状の捕 集材(図 5.3-4,商品名:バイオフレックス)を密に配した(84本)長さ3.9 m、幅 0.9 m、 深さ 0.6 mの導水枡を製作し、既設の小規模河川に設置した(図 5.3-4)。河川水が枡の中 を流下するように、枡の流入側に堰を設置し、流入側と流出側の濁度の差分により、懸濁粒 子の除去効果の評価を実施した。



図 5.3-4 既設河川に設置した試験体 a) 導水枡, b), c) バイオフレックス

試験の結果、平水時において流入側の濁度が流出側では低減していることを確認した。しかし増水時には多量の懸濁粒子が流入側の堰手前に堆積するとともに枡内にも堆積したため(図 5.3-5)、捕集材の性能を評価することが困難となるとともに、5.3.1項で述べた水田の湛水を前提とした緩やかな流水環境下(流速が数~数+ cm 秒⁻¹)における流水を模擬することができない。さらには河川閉塞による周辺道路などへの越流などが懸念されたことから、既設の小規模河川を利用した試験は中止した。



図 5.3-5 時間雨量約 36 mm (PM12:00)の翌日の試験体の様子

記験体を利用した試験

そこで、水田への湛水を模擬した条件下での試験を実施するため、流量や流水を制御可能 な試験体を設置して試験を行なった。図 5.3-6 に試験体を示す。



図 5.3-6 流量などを制御可能な試験体

試験は、隣接するため池から給水した池水を供給タンクに溜め、攪拌器を利用して濁度を 均一に保ちながら、満水にした給水タンクから試験水槽への流水を28回繰り返し、総水量 500 m³を流水させた。除去効果の確認は、試験水槽の出入口において採水した試料の濁度の 差分に基づき除去量を算定した。対象とした捕集材は室内試験の結果に基づきバイオフレ ックスの空隙率φ600 とφ140 の2 種類であり、試験ごとに試験水槽に 105 本を設置した (捕集材の材料費は約20万円:原子力機構の購入実績に基づく)。なお、試験実施場所は試 験実施時の帰還困難区域に設定し、実質的な試験時間が1日あたり概ね11:00-15:00 に限 られていたため、500 m³の流水(計28回の流水)は3-4日間にわたって実施した。

図 5.3-7 に除去量の試算結果を示す。試験を通して除去された懸濁粒子は全流水量に対 して約 6.5%であり、両捕集材とも大きな差は認められない。流水 1 回当たりの除去量は、 開始から終了までほぼ一定の量を示していることから、今回の試験では捕集材は懸濁粒子 の除去の限界に達していないと考えられる。しかしながら懸濁粒子の除去率が数%程度にと どまることから、放射性セシウムの移動を抑制する有意な手法ではないと判断される。



図 5.3-7 濁度の差分に基づく除去量の試算結果

5.4 まとめ

河川水系を水流により土壌粒子とともに移動する放射性セシウムの移動抑制技術として、 土壌の固定化と小河川における捕捉対策について検討を行なった。その結果、土壌の固定化 については、特に1年程度であれば、裸地と比較して土壌粒子の移動を10%以下に抑制する 複数の方法を確認することが出来た。小河川における捕捉対策は、土壌の捕捉・除去が懸濁 粒子の数%程度と低く、現時点では有効な手法とは判断されない結果となった。

土壌粒子に吸着した放射性セシウムの動態については,原子力機構による福島長期環境 動態研究により、山地森林からの流出量は沈着量の0.2%未満(Niizato et al.,2016)⁹⁾で あることや、河川敷などの生活圏に隣接するエリアへの影響は時間経過とともに低下して いくこと(3.3節)、空間線量率の観点からは生活圏においては物理減衰を上回るような空 間線量率の増加は認められない(4.2節)ことなどが明らかになってきている。このような 状況も踏まえ、今後、土壌粒子の移動をコストをかけて抑制する技術のニーズを見出すこと は困難であると言える。したがって、本報で示した取り組みをもって、移動抑制技術の開発 を終了する。

6. 環境動態に関する解析的研究

6.1 概要

解析的研究の目的は、調査から推定された現象を演繹的に確認するとともに、将来の環境 中の放射性セシウムや線量率の分布を予測し、必要な対策を検討することである。モデルに おいて過去のモニタリング結果を統計処理することで将来に外挿するという統計的アプロ ーチが存在する。しかし、本プロジェクトでは除染や移行抑制などの対策の効果を評価、予 測することも視野にしており、統計的アプローチではそれらに対応することは困難である。 そのため、本プロジェクトでは現象論的なモデリングアプローチを主としている。

森林内では放射性セシウムは樹木、落葉層、土壌層の中で循環を生じ、一部は山菜や野生 鳥獣類などに取り込まれ、一部は河川に流出する。河川やダム湖では浮遊物質に付着した状 態あるいは溶存態として流下し、一部は河床・湖底あるいは河川敷に堆積し、あるいは再浮 遊し下流へ移行する。土壌中では表層付近に沈着した放射性セシウムが時間とともに緩や かに深部に移行し、そのために空間線量率が物理減衰以上に低下する。解析的研究では、こ のような森林や陸地での放射性セシウムの挙動、森林・陸地から河川、ダム湖を経由して海 に至る過程を網羅的に対象としているが、全ての現象を網羅的に表現する唯一のモデルを 開発することは困難であり、また、本来モデル化という行為は簡素化により現象の本質を浮 き彫りにすることであることを考えると、過度に複雑なモデル化は好ましくないため、強み の異なる複数のモデルを開発・整備し、検討する課題の規模や現象に応じてモデルを使い分 けることとしている。また、将来予測や対策検討の指標として、外部被ばくに対応する線量 率、内部被ばくに対応する農林水産物中の放射性セシウム濃度までを対象としている。

解析的研究でこれまで対象としてきた主な課題は、

- 中長期的な放射性セシウム分布、空間線量率分布の予測
- 河川から海に流出する放射性セシウムの流出量の評価
- 大雨時の放射性セシウムの河川、ダム湖での挙動の評価、放射性セシウムの堆積による線量率変化の評価
- 生物利用性の高い溶存態放射性セシウムの挙動の評価
- 環境中の放射性セシウムの動態が農林水産物中の放射性セシウム濃度に与える影響の評価

である。これらの課題に対応すべく、これまでに整備してきた主な解析モデルを表 6.1-1 お よび図 6.1-1 に示す。モデルは大きく、陸域動態モデル、水域動態モデル、線量率評価モデ ル、深度移行モデル、農林水産物移行評価モデルに分けることができる。これらのモデルを、 目的に応じて選定あるいは柔軟に組み合わせて評価している。例えば、広範囲の放射性セシ ウム分布、空間線量率分布、海への流出の予測においては陸域動態モデルを利用し、大雨時 の土砂・放射性セシウムの動態については陸域動態モデルと水域動態モデルを組み合わせ るなどである(図 6.1-2)。

陸域動態モデルは、森林などの陸域から河川・湖沼、海に至る流域規模の放射性セシウム

の動態を解析するものであり、USLE (Universal Soil Loss Equation)を基として年間の平 均的な動態を解析する SACT (Soil And Cs Transport model)と、大雨時など短期的なイベ ント時の水・土砂・放射性セシウム動態を詳細に解析する GETFLOWS (GEneral purpose Terrestrial fluid-FLOW Simulator)を整備している。SACT は原子力機構が事故後に独自に 開発したモデル、GETFLOWS は株式会社地圏環境テクノロジーが開発したモデルである。

水域動態モデルは、河川・湖沼、海の中での水流および土砂、放射性セシウムの動態を解 析するものであり、解析対象の時間・空間スケールに応じて1~3次元のモデルを整備して いる。陸域動態モデルにおいても水域を含めた解析を行うが、陸域動態モデルでは水域の扱 いは簡易的であり河川や湖沼内の侵食・堆積場所の推定などに不適であるのに対して、水域 動態モデルは水域に特化しており対象とするスケールや精度が異なる(図 6.1-3)。1次元の TODAM (Time-dependent, One-dimensional Degradation And Migration model)、3次元の TODAM (Time-dependent, One-dimensional Degradation And Migration model)、3次元の FLESCOT (Flow, Energy, Salinity, Sediment Contaminant Transport model)は、PNNL (Pacific Northwest National Laboratory、米国パシフィックノースウェスト国立研究所) が開発したモデル、二次元の iRIC/Nays2D は北海道大学が開発したモデルである (iRIC/Nays2D は水流および土砂輸送を解析するが、放射性セシウムの動態は直接的には解 析しない)。オープンソースで開発されている ROMS (Regional Ocean Modeling System)は 海を対象としたモデルであり、SWAN (Simulating Waves Nearshore)を組み合わせることで、 波浪および海流を考慮した解析が可能となる。JAEA モデルは、上記の解析ノウハウに基と して、高速・大規模計算を視野に開発を進めている原子力機構独自モデルである。

深度移行モデルである mDSF (modified Diffusion-Sorption-Fixation model)は、放射性 セシウムの土壌深度方向への一次元の移行を解析する、可逆・不可逆の収脱着を考慮した移 流・分散モデルとして独自に開発したものである。

線量率評価モデル ADRET (Air Dose Rate Evaluation Tool)は、平坦な地形において土壌 中あるいは地上構造物の放射性セシウム分布に基づき線量率分布を解析するものであり、 線量換算係数は原子力機構が別途開発している PHITS (Particle and Heavy Ion Transport code System)を利用している。3D-ADRES (3D-Air Dose Rate Evaluation System)は、起伏 のある地形や、建物・樹木など地上構造物などジオメトリモデルを作成し、PHITS 入力デー タを構築するシステムである。

農林水産物移行評価モデル CMFW (Compartment Model for Forest and Water)は、流域規 模の放射性セシウム動態と農林水産物を結び付けた簡便なコンパートメントモデルであり、 流域規模の放射性セシウムの大局的なマスバランスおよび農林水産物への影響を解析する ものである。本プロジェクトで対象とする流域規模の放射性セシウムの環境動態が、農林水 産物に与える影響を考慮する目的で原子力機構が独自に開発を進めている。

以下の 6.2-6.7 節では各モデルについて個別に概要・結果を記し、6.8 節では複数のモデルを組み合わせた事例を述べる。6.9 節は特にモデル検証の視点で整理し、6.10 節において 今後の課題を示す。

対象とする課題(あるいは社会的ニーズ)は、事故からの時間の経過とともに変化してき ており、それに応じてモデルの整備・改良を進めてきた。事故直後から 4-5 年程度は、放射 性セシウムの環境中での移動量の多くを支配する土砂に付着する放射性セシウムの挙動の 評価に重点を置いてきたが、土砂に付着する放射性セシウムの動態の解明が進むにつれて、 除染されない森林を主な発生源とする、生物利用性に影響を与える溶存態放射性セシウム の挙動(有機物や土壌への収脱着挙動)に着眼点をシフトしてきている。また、線量率評価 についても、構造物のない平坦な地形環境を対象とした深度と線量率に係る解析や除染効 果評価などに係る解析から、詳細な地形、地上構造物を考慮した解析へと高度化を進めてい る。今後も調査の進展、社会的ニーズの変化に伴って、モデルも柔軟に開発・改良を進める 予定である。



図 6.1-1 解析モデルと適用範囲



図 6.1-2 主な課題と適用モデルの適用例



図 6.1-3 陸水域動態モデルの対象とする時空間スケール(Kurikami et al., (2015)¹³¹⁾ を修正)

モデル名	概要・適用例	開発者	参考文献	
陸域動態モデル				
SACT	土壤流亡式USLE (Universal Soil Loss	原子力機構	山口ほか (2013) ¹³²⁾ ,	
(Soil And Cs Transport	Equation)を基にしたモデル。 広域スケールを		Yamaguchi et al. (2014) ¹³³⁾ ,	
model)	対象に、地表での土壌侵食およびそれに付随		Kitamura et al. (2014) ¹⁾	
	する放射性セシウムの年間規模の動態を解			
	析する。			
GETFLOWS	降水・蒸発散、地表水-地下水流動、土壌の侵	株式会社地圏環境テ	Tosaka et al. (2000) ¹³⁴⁾ , Mori	
(GEneral purpose	食・堆積、放射性セシウム動態を備えた流域	クノロジー	et al., (2015) ¹³⁵⁾	
Terrestrial fluid-FLOW	循環3次元有限差分プログラム。大雨など短			
Simulator)	期的な流出挙動を解析する。			
水域動態モデル			-	
TODAM	1次元有限要素プログラム。 粒径の異なる3成	米国パシフィックノ	Onishi et al. (2007 ¹³⁶⁾ ,	
(Time-dependent, One-	分の土壌、溶存および土壌に付着する放射性	ースウェスト国立研	2014 ¹³⁷)	
dimensional Degradation	セシウムの河川・湖沼での動的挙動を解析す	究所(PNNL)		
And Migration model)	る。			
iRIC/Nays2D	2次元有限差分プログラム。河川・湖沼の土壌	北海道大学	清水 (2003) ¹³⁸⁾ , Shimizu et	
	の動的挙動を解析する。湖底や河川敷への空		al. (2012) ¹³⁹⁾	
	間的な堆積量評価を解析する。			
FLESCOT	3次有限体積プログラム。粒径の異なる3成分	米国パシフィックノ	Onishi et al. (1993 ¹⁴⁰⁾ ,	
(Flow, Energy, Salinity,	の土壌、溶存および土壌に付着する放射性セ	ースウェスト国立研	2014 ¹⁴¹)	
Sediment Contaminant	シウムの湖沼・河口での動的挙動を解析す	究所(PNNL)		
Transport model)	る。			
ROMS	自由水面、地形追従、プリミティブ方程式群	ROMSコミュニティ	e.g. Haidvogel et al. (2000)	
(Regional Ocean	を備えた海洋モデル。科学コミュニティの中		142)	
Modeling System)	で様々な分野で利用されている。 河川から週			
	出した放射性セシウムの河口での挙動を解			
	析する。			
JAEAモデル	高速・大規模計算を視野に開発中。	原子力機構		
深度移行モデル				
mDSF	放射性セシウムの1次元深度方向移行モデ	原子力機構	Kurikami et al. (2017) ¹⁴³⁾	
(modified Diffusion-	ル。有限要素法。土壌への時間遅れを伴う可			
Sorption-Fixation model)	逆・不可逆的な収脱着を考慮した移流・分散			
	を解析する。			
線量率評価モデル				
PHITS	あらゆる物質中での様々な放射線挙動を核	原子力機構ほか	Sato et al. $(2018)^{144}$	
(Particle and Heavy Ion	反応モデルや核データなどを用いて模擬す			
Transport code System)	るモンテカルロ計算コード。環境中の線量率			
	分布の評価を解析する。		140	
ADRET	半坦な地形において、土壌中の任意の放射性	原子力機構	Malins et al. (2016) ¹⁴⁵⁾	
(Air Dose Rate	セシウム分布に対して空間線量率を解析す			
Evaluation Tool)	る。線量換算係数をPHITSにより算出。		110	
3D-ADRES	起伏のある地形や、建物・樹木など地上構造	原子力機構	Kim et al. (2018) ¹⁴⁶⁾	
(3D-Air Dose Rate	物などジオメトリモテルを作成し、PHITS人			
Evaluation System)	カテータを構築するシステム。			
農林水産物移行評価モテ				
CMFW (Compartment	農杯水産物への移行を考慮した流域規模の	原子刀機構	· 課上はか(2017) ^{14/)}	
Model for Forest and	 			
water)	別性センリムの人同的なマスパフンスおよ			
	い辰怀小生初への影響を胜折りる。		1	

表 6.1-1 解析モデル一覧

6.2 流域スケール陸域動態モデル(年平均の動態評価)

6.2.1 目的

流域スケール陸域動態モデルのうち年平均の動態評価を行う SACT を利用した解析的研究 の目的は、主に中長期的な放射性セシウム分布、空間線量率分布の予測、河川から海に流出 する放射性セシウムの流出量の評価である。

6.2.2 手法

SACT (山口ほか、2013¹³²); Yamaguchi et al., 2014¹³³)は、米国農務省が中心となって開 発した USLE を基として、陸域から河川・湖沼、海に至る流域規模の放射性セシウムの年間 の平均的な動態を解析するモデルである。モデル、解析条件、解析結果の詳細は山口ほか (2013)¹³²⁾、Yamaguchi et al. (2014)¹³³⁾、Kitamura et al. (2014)¹⁾に譲り、本報告書では概 要について記載する。

図 6.2-1 に示すように SACT による計算は主に 4 つのステップから成っている。

ステップ1では、東西および南北を100 m×100 mごとに区切った各セルに対して USLE を 利用し土壌侵食ポテンシャルを計算する。USLE では、以下の式に示す5つの係数の積によ り単位面積から1年間に侵食される平均的な土砂の量 $A(t ha^{-1} y^{-1})$ を計算する。

 $A = R \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot P$

(6.2-1)

ここで、*R*は降水係数、*K*は土壌係数、*LS*は地形係数、*C*は作物係数、*P*は保全係数である。各係数は国が提供する降水量、標高データ、土地利用データ、土壌データなどに基づいて設定する。

ステップ2、3 では、ステップ1 で算出された土壌侵食ポテンシャルのうち、実際に当該 セルから下流に移行する土壌フラックスや当該セルでの侵食・堆積フラックスを計算する。 SACT においては、砂、シルト、粘土の3 成分を考慮しているが、非粘着性の砂については Du Boys 式(Vanoni, 1975)¹⁴⁸⁾により浮遊砂の最大流下容量 $G_{s}(t y^{-1})$ を算出し、当該セルの 上流から流入する砂のフラックス $Q_{so}(t y^{-1})$ 、当該セルにおいて USLE に基づき算出される 侵食フラックス $E_{s}(t y^{-1})$ を足し合わせたものとの大小関係により、下流への流出フラック ス $Q_{s}(t y^{-1})$ を算出する (次式)。

$$Q_{S} = \begin{cases} Q_{S0} + E_{S} & \text{if } Q_{S0} + E_{S} < G_{S} \\ G_{S} & \text{if } Q_{S0} + E_{S} \ge G_{S} \end{cases}$$
(6.2-2)

一方、粘着性のシルト、粘土の当該セルから下流セルへの流出フラックス Q_m (t y⁻¹)については、USLE および Pathemoneades-Krone 式(Vanoni, 1975)¹⁴⁸⁾により算出される侵食フラックス E_m (t y⁻¹)と、Pathemoneades-Krone 式による堆積フラックス D_m (t y⁻¹)の関係を考慮

し、以下のように算出する。

$$Q_{m} = \begin{cases} 0 & \text{if } Q_{m0} + E_{m} \le D_{m} \\ Q_{m0} + E_{m} - D_{m} & \text{if } Q_{m0} + E_{m} > D_{m} \end{cases}$$
(6.2-3)

ステップ4では、土砂に付着した¹³⁷Csの挙動を解析する。土壌中の¹³⁷Cs 濃度プロファイルを指数分布と仮定し、また¹³⁷Cs は全て土壌に付着していると仮定し、砂、シルト、粘土に比表面積に応じて分配する。そして、ステップ3までに計算した粒径ごとの土壌移動に¹³⁷Cs を収着させて計算する。



図 6.2-1 SACT の解析プロセス

6.2.3 結果および考察

解析対象領域は、阿武隈川、宇多川、真野川、新田川、太田川、小高川、請戸川、前田川、 熊川、富岡川、井出川、木戸川、夏井川、鮫川の14 流域である(山口ほか、2013¹³²⁾; Yamaguchi et al., 2014¹³³⁾; Kitamura et al., 2014¹⁾)。

表 6.2-1 に、一年間に各流域から海に流出した土壌および¹³⁷Cs の総量を示す。14 河川流 域からの流出量は 8.4 TBq と推察された。なお、これらの値は観測結果に基づく推定値と概 ね整合的であることを確認している(Kitamura et al., 2014)¹⁾が、パラメータの不確実性 を考慮した感度解析により 0.7~10.2 TBq 程度にばらつくと想定されている(Yamaguchi et al., 2014)¹³³⁾。阿武隈川流域が最も流域面積が広く、そのため土壌、¹³⁷Cs とも流出量は最
大となっている。一方、請戸川の流域面積は阿武隈川流域に比べて10分の1以下と小さい ものの、¹³⁷Cs 沈着量が多いため¹³⁷Cs 流出量は阿武隈川と大差ない結果となっている。

表 6.2-2 に、土地利用区分で集計した土壌流出量および¹³⁷Cs の動態を示す。全面積の 10% 程度に過ぎない畑地が、土壌流出量の約 58%、放射性セシウム流出量の約 47%に寄与してい る。森林が全面積の 64%(森林 5,329 km²/全域 8,370 km²)を占めるが、土壌侵食量への寄 与は 24%程度(森林での侵食量 2.9×10⁵ t/全侵食量 1.2×10⁶ t)、放射性セシウム流出量 への寄与は 41%と相対的に小さい。これは森林が樹木や下草、リター層によって被覆されて おり侵食が抑制されているためである。森林を除染するとこれらの被覆が失われることで 荒地になり、土壌・放射性セシウム流出率が上昇する可能性が想定される。なお、森林から の放射性セシウム流出率は年 0.3%程度(¹³⁷Cs 流出量 3.0×10¹² Bq/初期 ¹³⁷Cs 沈着量 9.2× 10¹⁴ Bq) と見積もられ、この値も実測値と概ね整合的である。

河川	流域面積(km²)	海への流出土砂量	海への流出 ¹³⁷ Cs 量	平均の土砂付着
		(t y ⁻¹)	$(Bq y^{-1})$	¹³⁷ Cs 濃度(Bq kg ⁻¹)
阿武隈川	5423	2. 4×10^5	3. 0×10^{12}	1.2×10^4
請戸川	420	2. 7×10^4	2. 0×10^{12}	7.2×10^4
新田川	261	1.6×10^{4}	1.1×10^{12}	6. 5×10^4
前田川	48	1.6×10^{6}	4. 0×10^{11}	2. 5×10^{5}
熊川	74	2. 5×10^{3}	2.8 $\times 10^{11}$	1.1×10^{5}
太田川	79	1. 7×10^{3}	2. 7×10^{11}	1.6×10^{5}
真野川	167	5.5 \times 10 ³	2. 0×10^{11}	3. 7×10^4
木戸川	260	1.5×10^{4}	1.4×10^{11}	9. 0×10^{3}
小高川	67	2. 5×10^{3}	1.3×10^{11}	5. 3×10^{4}
富岡川	63	2. 0×10^3	1.1×10^{11}	5.8 $\times 10^{4}$
夏井川	685	4. 2×10^4	1.1×10^{11}	2. 6×10^{3}
鮫川	592	5. 1×10^4	8.9 $\times 10^{10}$	1.7×10^{3}
井出川	40	3. 0×10^{3}	6.9 $\times 10^{10}$	2. 3×10^4
宇田川	173	2.4×10^{3}	6.4×10^{10}	2.6×10^4
全域	8352	4. 2×10^{5}	8. 4×10^{12}	2. 0×10^4

表 6.2-1 一年間に各流域から海に流出した土壌および¹³⁷Csの総量

土地利用	面積(km ²)	平均土壤侵	全土壤侵食	¹³⁷ Cs 全 量	¹³⁷ Cs 全 量	1 年間の ¹³⁷ Cs	物理減衰に	流出による
		食量(t ha ⁻¹	量(t y ⁻¹)	(<i>t</i> =0y) (Bq)	(<i>t</i> =1y) (Bq)	減少量(Bq y ⁻¹)	よる ¹³⁷ Cs 減	¹³⁷ Cs 減少量
		y ⁻¹)					少量(Bq y ⁻¹)	(Bq y ⁻¹)
畑地	852	8.1	6.9 $\times 10^{5}$	1.3×10^{14}	1.2×10^{14}	6.6 $\times 10^{12}$	3. 0×10^{12}	3.5 $\times 10^{12}$
森林	5329	0.6	2.9 $\times 10^{5}$	9. 2×10^{14}	9. 0×10^{14}	2. 4×10^{13}	2. 1×10^{13}	3. 0×10^{12}
水域	156	-	-	1.1×10^{13}	1.2×10^{13}	-2.7×10^{11}	2.5 $\times 10^{11}$	-5.7×10^{11}
田	1157	1.5	1.7×10^{5}	1.6×10^{14}	1.5×10^{14}	4.5 $\times 10^{12}$	3. 5×10^{12}	9.7 $\times 10^{11}$
市街地	457	0.1	5. 4×10^{3}	6.8 $\times 10^{13}$	6. 7×10^{13}	1.5×10^{12}	1.6×10^{12}	-8.6×10^9
その他	147	1.0	1.5×10^{4}	1.7×10^{13}	1.7 $\times 10^{13}$	3.9 $\times 10^{11}$	3.9 $\times 10^{11}$	-9.7×10^8
道路·鉄道	67	0.2	1.6×10^{3}	1.0×10^{13}	1.0×10^{13}	2.5 $\times 10^{11}$	2. 3×10^{11}	2. 1×10^{10}
荒地	152	3.9	5.9 $\times 10^{4}$	1.6×10^{13}	1.5×10^{13}	7.5 $\times 10^{11}$	3. 6×10^{11}	3.9×10^{11}
ゴルフ場	47	0.6	2.9 $\times 10^{3}$	3. 5×10^{12}	3. 4×10^{12}	9. 0×10^{10}	7.9 $\times 10^{10}$	1.1×10^{10}
砂地	1	0.2	15	1.9×10^{11}	1.9×10^{11}	4.2×10^{9}	4. 3×10^{9}	-6.0×10^{7}
全域	8370		1.2×10^{6}	1.3×10^{15}	1.3×10^{15}	3.8×10^{13}	3.0×10^{13}	7.4×10^{12}

表 6. 2-2 土地利用区分ごとの土壌流出量および¹³⁷Cs の動態

SACT による解析において、いくつかのパラメータは実測値が得られていない、あるいは 場所や年とともにばらつきがある。そのため、放射性セシウムの海への流出量の最大値およ び最小値を算出すること、また影響の大きいパラメータを推定するために、感度解析を実施 した(Yamaguchi et al., 2014)¹³³⁾。感度解析ケース一覧を表 6.2-3 に示す。基本ケース NORMAL に対し、変更したパラメータをグレーで網掛けしている。評価対象としたパラメー タは不均質性の高いものとし、降水係数(RAIN-1、2)、臨界せん断応力(TAU_C-1、2)、土壌 粒径分布(GRAIN)、ダム湖での流速(LAKE_V)、放射性セシウムの緩衝深度(CS_PROF)とした。

解析によって算出された各ケースでの¹³⁷Csの海への一年間の流出量を図 6.2-2 に示す。 流出量は各ケースで異なるが、特に陸域での臨界せん断応力が大きい場合(TAU_C-1)、顕著 に流出率が低下することが示された。臨界せん断応力は、砂の場合 Du Boys 式による最大流 下容量、シルト・粘土の場合 Pathemoneades-Krone 式による侵食・堆積フラックスに影響を 与えるが、ここでは特にシルト・粘土の侵食フラックスの低下の影響が大きい結果であった。 その次に感度の高いパラメータは放射性セシウムの緩衝深度であった(CS_PROF、αは緩衝深 度の逆数)。これらの結果は、より精度の高い解析を行うために、臨界せん断応力や放射性 セシウムの深度分布を実測に基づき設定することが重要であることを示している。

ケース	降雨係数	臨界せんと	所応力(砂)	再浮遊臨身	界せん断応	沈殿臨界+	せん断応力	粒径分布	湖沼での流	¹³⁷ Cs の深度
				力(シルト	 粘土) 	(シルト・	粘土)	(砂:シル	速	分布
								ト:粘土)		
	R(MJ mm	河川τ。	陸地 ter	河 川 _{tcd}	陸地 $ au_{cd}$	河 川 $ au_{cd}$	陸地 $ au_{cd}$	R(%)	V_{lake} (m s ⁻¹)	$\alpha(\text{cm}^{-1})$
	ha^{-1} h^{-1} y^{-}	(Pa)	(Pa)	(Pa)	(Pa)	(Pa)	(Pa)			
	1)									
NORMAL	336.6	0.180	0.260	0.060	0.260	0.043	0.260	40:40:20	0.01	1.20
RAIN-1	421.65	0.180	0.260	0.060	0.260	0.043	0.260	40:40:20	0.01	1.20
RAIN-2	198.57	0.180	0.260	0.060	0.260	0.043	0.260	40:40:20	0.01	1.20
TAU_C-1	336.6	0.180	7.000	0.060	7.000	0.043	7.000	40:40:20	0.01	1.20
TAU_C-2	336.6	0.180	0.260	1.300	0.260	0.800	0.260	40:40:20	0.01	1.20
GRAIN	336.6	0.180	0.260	0.060	0.260	0.043	0.260	40:50:10	0.01	1.20
LAKE_V	336.6	0.180	0.260	0.060	0.260	0.043	0.260	40:40:20	0.20	1.20
CS_PROF	336.6	0.180	0.260	0.060	0.260	0.043	0.260	40:40:20	0.01	0.50
MAX	421.65	0.180	0.260	0.060	0.260	0.043	0.260	40:40:20	0.20	0.50
MIN	198.57	0.180	7.000	1.300	7.000	0.800	7.000	40:50:10	0.01	1.20

表 6.2-3 感度解析ケース



図 6. 2-2 感度解析により算出された各ケースでの¹³⁷Csの海への一年間の流出量 (Yamaguchi et al. (2014)¹³³⁾を修正)

図 6.2-3 に、前述の基本ケース NORMAL における 100 年後までの¹³⁷Cs 沈着量の変遷予測 を示す。物理減衰による寄与が大きいものの、土壌の侵食、輸送に伴う放射性セシウムイン ベントリの低下(いわゆるウェザリング効果)が期待されることが示された。

6.2.4 今後の課題

ただ、近年測定データが蓄積されたことを受け、上記の解析に対して実測の河川水中¹³⁷Cs 濃度の経時変化と比較すると、実測により得られた濃度低下が解析による予測よりも速い ことがわかってきた。現在、深度プロファイルの経時変化や収脱着カイネティクスを考慮す ることで予測精度の向上を目指した開発を進めている(Liu et al., 2018)¹⁴⁹。



図 6. 2-3 基本ケースにおける 100 年後までの ¹³⁷Cs 沈着量の予測マップ(山口ほか (2013)¹³²⁾を修正)

6.3 流域スケール陸域動態モデル(水循環-土砂-¹³⁷Csの動的モデル)

6.3.1 目的

流域スケール陸域動態モデルのうち降雨に対する河川流量、土砂、放射性セシウム流出な ど応答を扱う GETFLOWS を利用した解析的研究の目的は、主に河川から海に流出する放射性 セシウムの発生源の解明、生物利用性の高い溶存態放射性セシウムの挙動の評価である。

6.3.2 手法

本研究では、国内で 20 数年にわたり開発・適用されてきた既存の流域水循環シミュレー タ GETFLOWS (GEneral purpose Terrestrial fluid-FLOW Simulator) (図 6.3-1) をベース として、土砂・放射性セシウム輸送解析を実施してきた。



図 6.3-1 GETFLOWS 概要(Kitamura et al., 2016¹⁵⁰⁾を修正)

モデルや解析条件、結果の詳細は Kitamura et al. (2016)¹⁵⁰⁾および Sakuma et al. (2017¹⁵¹⁾; 2018^{152),153)})に譲り、本報告書は、概要について記載する。以下に各現象の支配方程式を示す。水・空気 2 相流体に対する支配方程式は以下の通りである。

$$-\nabla \cdot M_p - q_p = \frac{\partial}{\partial t} \left(\rho_p \phi S_p \right) \quad (p = \pi, \text{ eq.})$$
(6.3-1)

ここで、 M_p : 質量フラックス (kg m⁻² s⁻¹)、 q_p : シンク・ソース項 (kg m⁻³ s⁻¹)、 ρ_p : 密度 (kg m⁻³)、 ϕ : 有効間隙率 (m³ m⁻³)、 S_p : 飽和率 (m³ m⁻³)、t: 時間 (s) である。

地表における土砂輸送に関する支配方程式は以下の通りである。

$$-\nabla \left(M_{w}R_{ss,i}\right) + \nabla \cdot D_{ss,i}\nabla \left(\rho_{w}R_{ss,i}\right) - q_{ss,i} + \frac{m_{ss,i}^{splash} + m_{ss,i}^{erosion}}{d_{e}} = \frac{\partial}{\partial t}\left(\rho_{w}R_{ss,i}\right)$$
(6.3-2)

ここで、 M_{w} :水の質量フラックス (kg m⁻² s⁻¹)、 $R_{ss,i}$:粒径成分 *i* の浮遊砂濃度(kg kg⁻¹)、 $D_{ss,i}$:粒径成分 *i* の浮遊砂の地表水中の拡散係数 (m² s⁻¹)、 $m^{splash}_{ss,i}$:粒径成分 *i* の浮遊砂の 雨滴侵食量(kg m⁻² s⁻¹)、 $m^{erosion}_{ss,i}$:地表流による粒径成分 *i* の浮遊砂の侵食量 (kg m⁻² s⁻¹)、 d_e :水深 (m)、 $q_{ss,i}$:粒径成分 *i* の浮遊砂のシンク・ソース項 (kg m⁻³ s⁻¹)である。 地表における懸濁態セシウムの輸送および地表地下における溶存態セシウムの輸送に関 する支配方程式は以下の通りである。

$$-\nabla \cdot \left(M_{w}R_{ss,i}R_{cs,i}\right) + \nabla \cdot D_{ss,i}\nabla \left(\rho_{w}R_{ss,i}R_{cs,i}\right) - q_{ss,i}R_{cs,i} - \lambda\rho_{w}R_{ss,i}R_{cs,i} + \frac{R_{cs,i}m_{ss,i}^{sprash} + R_{cs,i}m_{ss,i}^{erosion}}{d_{e}} - \rho_{w}R_{ss,i}m_{ss,i}^{adsorption} = \frac{\partial}{\partial t} \left(\rho_{w}R_{ss,i}R_{cs,i}\right)$$

$$(6.3-3)$$

$$-\nabla \cdot (M_{w}R_{cw}) + \nabla \cdot D_{cw}\nabla(\rho_{w}R_{cw}) - \rho_{w}q_{w}R_{cw} - \lambda\rho_{w}\phi S_{w}R_{cw}$$
$$+ \rho_{w}R_{ss,i}m_{i}^{adsorption} + \rho_{ss,i}(1-\phi)m_{i}^{adsorption} = \frac{\partial}{\partial t}(\rho_{w}\phi S_{w}R_{cw})$$
(6.3-4)

ここで、 $R_{cs,i}$: 粒径成分 iの浮遊砂中の放射性セシウム濃度(Bq kg⁻¹)、 R_{cw} : 水相中の 溶存態セシウム濃度(Bq kg⁻¹)、 D_{cw} : 流体力学的分散係数(m² s⁻¹)、 λ :崩壊定数 (s⁻¹), $m^{adsorption}_{ss,i}$: 放射性セシウムと粒径成分 i との収着・脱離量 (Bq kg⁻¹ s⁻¹)である。ただし、 式(4)の溶存態セシウムに関しては、地表においては左辺の第5項、地下においては左辺の 第6項を適用する。

GETFLOWS では地下流体(水と空気)の一般化ダルシー則と地表流のマニング則を同型式 で記述し、地表・地下水の同時計算を可能としている。土砂に関しては、雨滴侵食と地表流 による侵食、堆積を考慮し、浮遊砂を複数の粒径土砂(6区分)を解く。表層土壌(土砂交 換層)は侵食、堆積の結果を保存し、流域内の侵食・堆積高を計算する。放射性セシウムに 関しては、水相中の溶存態、浮遊砂などに収着した懸濁態、土壌・岩石に収着、固定された 放射性セシウムについて、放射崩壊と収着分配係数 Kd を用いた収脱着方程式を解く。モデ ルパラメータは観測値を基に水、土砂、放射性セシウムについてキャリブレーション、バリ デーションを実施し、再現性のあるモデルを作成し、以下の種々の評価を実施した。

6.3.3 結果および考察

流域内の放射性セシウム流出解析を実施するに当たり、検討課題としては以下の 4 つが 考えられる。

1. 流域間のどういった特徴が流域から流出する放射性セシウム挙動を説明し得るのか

2. 濁度や放射性セシウム濃度は出水の規模に応じてどのような応答を示すのか

3. 小流域スケールにおいて、どこからどれくらい放射性セシウムが流出してくるのか

4. 一般的に用いられている瞬時の収脱着平衡を仮定した K_d モデルを用いて懸濁態セシウムのみならず溶存態セシウム濃度は再現し得るのか

上記4つの問いに対応するために、①福島第一原発近傍の5河川流域(小高川、請戸川、 前田川、熊川、富岡川)、②福島県川内村荻ノ沢流域、③福島県太田川上流域を対象に解析 を実施した(図6.3-2)。GETFLOWSを用いて計算を実施するために、種々のデータを集約し て、3次元水理地質構造モデルを作成する必要がある。図 6.3-3 から図 6.3-5 に地質構造モ デルを示す。地質構造モデルの各層に対して絶対浸透率などの地下水流れに係るパラメー タを与え、また土地利用や地表土壌分布に基づいて蒸発散や表層流れに係るパラメータを 設定することで、水理地質構造モデルを構築した。



図 6.3-2 福島第一原発近傍の 5 河川流域(小高川、請戸川、前田川、熊川、富岡川) および太田川上流域、富岡川流域内の荻ノ沢流域における¹³⁷Cs 沈着量の分布(第4次航 空機モニタリングデータ、2011 年 11 月)





図 6.3-3 3次元地質構造モデル(小高川、請戸川、前田川、熊川、富岡川流域)



赤枠は図 6.3-9の領域を示す。



図 6.3-5 3 次元地質構造モデル(太田川上流域)

①について、5河川流域を対象に、異なる降雨強度の雨の流出シミュレーションを実施し、 流域のどのような特徴が流域からの放射性セシウム流出に寄与しているのかを評価した。 対象とする流域の特徴は、表 6.3-1 に示す。対象とする降雨イベントは、2011 年 9 月の台 風 15 号 (Roke)、2013 年 9 月の台風 18 号 (Man-yi) および 10 月の 26 号 (Wipha) である。

	流域面積	森林	水田	その他	初期沈着量
					(¹³⁷ US)
(unit)	km²	%	%	%	TBq
小高川	68	49	26	25	48
請戸川	424	57	25	18	833
前田川	45	75	8	17	72
熊川	75	71	14	15	86
富岡川	62	71	13	16	38
荻ノ沢(富岡川水系)	7.7	92	2	6	5.5
太田川上流	21	99	0	1	40

表 6.3-1 各流域の特徴



図 6.3-6 台風などの豪雨時における 5 河川流域からの¹³⁷Cs の(a) 流出量と(b) 流出比

図 6.3-6 の左図に示す通り、流出量(GBq)は流域面積が大きく、沈着量が大きい請戸川流 域(表 6.3-1)が最大となった(約 144-503 GBq)。次いで前田川流域(約 23-117 GBq)、熊 川 (20-106 GBq)、小高川(約 12-29 GBq)、富岡川(約 6-25 GBq)である。しかし、流出量 を流域の沈着量で除した流出比を用いて評価すると、むしろ請戸川は最小となり(約 0.02-0.06%)、前田川が最大(約 0.03-0.16%)となった。上流からの土砂をせき止める効果のあ るダムの存在は、懸濁態セシウムの下流への流出を抑制し、さらに、森林は地表で水流が発 生しにくいため、土砂の流出量が少なくなる。これらのことから、森林が大部分を占めるダ ム湖の上流域に多くの放射性セシウムが存在する請戸川流域では、流出が抑制され、結果と して流出比が小さくなったと考えられ、一方、前田川流域では、ダムが存在せず、土砂の流 出量が多い水田の分布域で沈着量が多いため、流出比が大きくなったことがわかった。すな わち、放射性セシウムの河川から海への流出率は、ダムがある河川流域では低く、流域内で 沈着量の多い土地が水田などの場合に高い傾向があることがわかった(Sakuma et al., 2017)¹⁵¹⁾。

続いて、ダム放流工や頭首工での取水管理の判断材料を提供する観点から、降雨強度と濁 度、放射性セシウム濃度の関係を評価するために、様々な降雨パターン(図 6.3-7)に対す るダム放流工や頭首工での濁度や放射性セシウム濃度の応答を解析で推定した。図 6.3-8 に 結果の一例を示す。

				ų	月間累積雨 <u>量</u> (I	nm)
ケース	ケース 山地側 平地側 期間	期間	津島	浪江	解析雨量 流量平均	
2011/9台風	多	多	2011/9/20~2011/9/22	251.0	289.0	263.2
A-1			2013/7/26~2013/7/28	96.5	34.0	51.7
A-2	多	少	2013/9/14~2013/9/16	143.0	104.5	124.4
A-3			2013/8/5~2013/8/7	45.0	15.5	44.0
B-1			2013/10/19~2013/10/21	49.5	102.5	76.2
B-2	少	多	2013/10/1~2013/10/3	19.0	44.0	30.4
B-3			2013/10/22~2013/10/24	19.5	33.0	24.5
C-1			2013/10/15~2013/10/17	124.5	151.0	135.7
C-2	多	多	2013/6/14~2013/6/16	76.5	77.5	49.4
C-3			2013/4/2~2013/4/4	56.5	75.0	68.7
仮想降雨大(2015/9台風相当)	多(空間)	分布なし)	 ・降水量時間変化はC-1浪江に準拠 ・地表Cs濃度は2016/11/18航空機モニ 			370.2
仮想降雨中(C-1相当)	中(空間)	分布なし)				135.7
仮想降雨小	少(空間)	分布なし)	タリングに準拠			49.75







- 大柿ダム放流工では、ダム湖内での滞留に より浮遊土砂、¹³⁷Csともピークが緩やかに なり、降雨後しばらく平水時よりも高い傾向 が続く。
- 浮遊土砂濃度-¹³⁷Cs濃度関係が降雨期間の前後半で異なる(ヒステリシス)は、土砂の起源が時間とともに上流分も混ざってくるため。大柿ダムの場合、ダム付近の¹³⁷Cs濃度が高く、上流のほうが低いことから時計回りのヒステリシスを示す。
- 後期の¹³⁷Cs濃度上昇は、時間とともに浮遊 土砂の粒径が小さくなるため。





- ダムが上流にないため、¹³⁷Cs濃度および浮遊懸濁物質濃度は、降雨後に 急激に減少する。
- ・頭首工近くの放射性セシウム沈着量が 高いため、周辺からの流入により、
 ¹³⁷Cs濃度が上昇する。
- その後、時間差で、上流域から濃度の 低い懸濁態¹³⁷Csが到達する。
- 降雨の状況により、異なる起源(頭首 工周辺、上流域等)の懸濁態¹³⁷Csの 寄与の割合が異なるため、浮遊懸濁物 質濃度のみで河川水中¹³⁷Cs濃度を推 定することは、難しい場合もある。



図 6.3-8 解析結果の例

請戸川上流域に位置する大柿ダム放流工においては、ダム湖内での滞留により、浮遊土砂 濃度、放射性セシウムともピークが緩やかになり、降雨後しばらく平水時に比べ高い傾向が 続いた。浮遊土砂濃度-放射性セシウム濃度関係が降雨期間の前後半で異なる(ヒステリシ ス)のは、土砂の起源が時間の経過とともに上流分が到達するためと考えられる。大柿ダム の場合は、ダム付近の沈着量が高く、上流域の方が相対的に低いことから、時間の経過とも に濃度が減少し、時計回りのヒステリシスを示すと考えられた。請戸川の支流である高瀬川 に位置する請戸頭首工においても、同様のヒステリシスの影響によって浮遊土砂濃度と放 射性セシウム濃度が1対1に対応せず、浮遊土砂濃度のみで河川水中の放射性セシウム濃 度を推定することは難しい場合もあることが示唆された。さらに、本解析では2013年の一 部の河川のデータに基づいてモデルを検証している(Kitamura et al., 2016¹⁵⁰⁾および Sakuma et al., 2017¹⁵¹⁾)が、経時変化する河川中の放射性セシウム濃度の検証は十分でな いことにも留意する必要がある。

②について、福島県川内村荻ノ沢流域を対象に、前述と比較し、非常に詳細な格子(約10m)を用いて、平水時および出水時を含む、事故後約4年半(2011年5月26日~2015年12月31日)の流出解析を実施することで、流域内のどこからどれくらい土砂と放射性セシウムが流出しているのかを評価した。流域特徴は表6.3-1に示す。



図 6. 3-9 2011 年 5 月から 2015 年 12 月までの期間における(a) 侵食・堆積量および (b) 残存 ¹³⁷Cs 割合

図 6.3-9 に示す通り、河川近傍や森林の沢沿いでの侵食量および放射性セシウムのイン ベントリ低下割合が大きく、河川から離れた森林での侵食はほとんど生じておらず(総侵食 量:0.001-0.1 mm)、放射性セシウムインベントリの低下率は小さかった。定量的には、河 川近傍からの寄与は、河川から離れた森林からの寄与に比べ 1 桁ほど大きいことがわかっ た(Sakuma et al., 2018)¹⁵²⁾。

③について、南相馬市・浪江町太田川上流域を対象に、森林流域から流出する溶存態セシ

ウム濃度は、水、土砂、懸濁態セシウム流出を再現した精緻なモデルを用いて表現可能かどうかを評価した。流域の特徴は表 6.3-1 に示す。また設定した分配係数 K_aの値を表 6.3-2 に示す。

代表粒径(µm)	Case 1	Case 2
	K_d (m ³ kg ⁻¹)	K_{d} (m ³ kg ⁻¹)
1	200	200
10	200	200
100	200	50
300	200	50
1000	0	0
5000	0	0

表 6.3-2 設定した分配係数 Ka



図 6.3-10 のグラフから河川水中の平水時の溶存態セシウム濃度の観測値は 0.14-0.53 Bq L⁻¹(平均 0.32 Bq L⁻¹)であったが、セシウムへの収着特性の粒径による違いを考慮するこ とによって、ある程度説明できる可能性がある(図 6.3-10 の溶存態 Cs (ケース 2)(平均 0.36 Bq L⁻¹))。しかし、実測で観測されている溶存態セシウム濃度の季節変動(夏季に高

く、冬季に低い)や降雨時の変動(0.18-0.88 Bq L⁻¹, 平均 0.55 Bq L⁻¹)について、現状の K_d モデルのみでは表現することが難しいことがわかった。これは、落葉層の微生物分解など が関与していることを示唆している(Sakuma et al., 2018)¹⁵³⁾。

6.3.4 今後の課題

森林流域から流出する溶存態セシウム濃度を再現するために、森林生態系コンパートメントモデルを GETFLOWS にカップリングすることによって、季節変動や出水時の濃度上昇を表現可能なモデルを開発する予定である。さらに溶存態セシウムの発生源や発生経路、有機物からの溶存態セシウム溶脱パラメータなどを取得し、モデルへフィードバックしつつメカニズムの解明を目指す。

6.4 水域動態モデル

6.4.1 目的

水域動態モデルを利用した解析的研究の目的は、主に大雨時の放射性セシウムの河川、ダ ム湖での挙動の評価、放射性セシウムの堆積による線量率変化の評価である。

6.4.2 手法

水域動態モデルについては、6.1 節に示したように解析対象の領域および対象とする時間・空間スケールに対応できるよう、1~3 次元の複数のモデルを整備している。これらは数値解析手法が異なり、また、乱流の計算手法や土壌の沈降や再浮遊などを表現する式が異なるが、いずれも水域での土壌や放射性セシウムの質量保存則に基づいて移流・分散方程式を解くことで共通している。

図 6.4-1 に水域動態モデルの概念図を示す。1 次元の TODAM、3 次元の FLESCOT、JAEA モ デルでは、粒径の異なる3 成分の土壌(通常は砂、シルト、粘土)およびそれらに付着する 放射性セシウムと溶存態放射性セシウムの水域での輸送を解析する。放射性セシウムは水 域の中で、浮遊する土壌および河床堆積物と収脱着を繰り返しながら、水流に乗って移流・ 分散する。また、浮遊する土壌は水流によるせん断応力の大小によって、沈降あるいは再浮 遊する。土砂および放射性セシウムの質量保存式は以下のようになる。

$$\frac{\partial c_{i}}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} (uc_{i}) + \frac{\partial}{\partial y} (wc_{i}) + \frac{\partial}{\partial z} [(v - v_{si})c_{i}]$$

$$= \frac{\partial}{\partial x} \left(\varepsilon_{x} \frac{\partial c_{i}}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(\varepsilon_{y} \frac{\partial c_{i}}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(\varepsilon_{z} \frac{\partial c_{i}}{\partial z} \right) + \left(\frac{s_{ri}}{h} - \frac{s_{di}}{h} \right) + q_{ci}$$
(6.4-1)

溶存放射性セシウム

$$\frac{\partial g}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} (ug) + \frac{\partial}{\partial y} (wg) + \frac{\partial}{\partial z} (vg) = \frac{\partial}{\partial x} \left(\varepsilon_x \frac{\partial g}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(\varepsilon_y \frac{\partial g}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(\varepsilon_z \frac{\partial g}{\partial z} \right) - \lambda g$$

$$- \sum_{i=1}^{3} K_i (c_i K_{di} g - g_i) - \frac{1}{h} \sum_{i=1}^{3} \gamma_i (1 - n) d_i K_{bi} (K_{di} g - g_{bi})$$
(6.4-2)

浮遊土砂付着放射性セシウム

$$\frac{\partial g_i}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} (ug_i) + \frac{\partial}{\partial y} (wg_i) + \frac{\partial}{\partial z} [(v - v_{si})g_i] = \frac{\partial}{\partial x} \left(\varepsilon_x \frac{\partial g_i}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(\varepsilon_y \frac{\partial g_i}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(\varepsilon_z \frac{\partial g_i}{\partial z} \right) \\ - \lambda g_i - \frac{s_{di}}{h} g_i + K_i (c_i K_{di} g - g_i) + \frac{g_{bi} s_{ri}}{h} + q_i$$

(6.4-3)

ここで、 c_i は土砂成分 i の濃度(kg m⁻³)、u、w、vはそれぞれ x方向、y方向、z方向の流速 (m s⁻¹)、 v_{si} は土砂成分 i の沈降速度(m s⁻¹)、 ε_x 、 ε_y 、 ε_z はそれぞれ x方向、y方向、z方向 の分散係数(m² s⁻¹)、 s_{ri} は土砂成分 iの再浮遊フラックス(kg m⁻² s⁻¹)、 s_{di} は土砂成分 iの堆 積フラックス(kg m⁻² s⁻¹)、hは水深(m)、 q_{ci} は土砂成分 iの湧き出し項(kg m⁻³ s⁻¹)、g は溶 存放射性セシウム濃度(Bq m⁻³)、 λ は減衰係数(s⁻¹)、 K_i 、 K_{bi} は土砂成分 iの浮遊土砂および 河川堆積物に対する収脱着速度定数(s⁻¹)、 K_{di} は土砂成分 iの収着分配係数(m³ kg⁻¹)、 g_i は 土砂成分 iの浮遊土砂付着放射性セシウム濃度(Bq m⁻³)、 γ_i は土砂成分 iの比重(-)、nは河 川堆積物の間隙率(-)、 d_i は土砂成分 iの粒径(m)、 g_{bi} は河川堆積物中の土砂成分 iの放射 性セシウム濃度(Bq kg⁻¹)、 q_i は土砂成分 i付着放射性セシウムの湧き出し項(Bq m⁻³ s⁻¹)で ある。堆積・再浮遊フラックスについては、非粘着性の砂では Du Boys 式や Toffaleti 式 (Vanoni, 1975)¹⁴⁸⁾、粘着性のシルト・粘土では Partheniades and Krone 式(Vanoni, 1975) ¹⁴⁸⁾を利用している。

TODAM は有限要素法、FLESCOT は有限体積法により上記の質量保存式を離散化している。 また、JAEA モデルとして 3 次元方向すべてを直交格子を用いた差分法により離散化するコ ードを開発するとともに、シミュレーション対象モデルの地形を正確に表現するため水平 方向を 3 角格子に分割し有限要素法で離散化し、鉛直方向を差分法で離散化するコードを 開発している。 解析: 水域での放射性セシウム移行モデル

Highly contaminated area

水域での放射性セシウム動態に対する数値モデル (TODAM、FLESCOTなど)を用いて、河川やダム湖 での土砂や放射性セシウムの移動に関する研究を進 めています。

- 粒径の異なる3成分の土壌(砂、シルト、粘土)、そ れらに付着する放射性セシウムの水域での輸送
- 土壌の沈降、再浮遊



図 6.4-1 水域動態モデル概念図

6.4.3 結果および考察

ダム湖は河川に比べて断面積が大きいため、水の流速は河川からダム湖に流入すると急 激に低下する。流速の低下、すなわちせん断応力の低下は浮遊土砂の沈降、湖底への堆積を 促進させる。

ダム湖内での土砂および放射性セシウムの挙動を解析によって評価するに当たり、まず モデルの検証が必要である。そのため、TODAM、Navs2D、FLESCOTの検証のために、2013年 9月の台風時に、農林水産省東北農政局によって観測された、大柿ダム湖の上流および下流 の河川流量、浮遊土砂濃度、放射性セシウム濃度のモニタリングデータを利用した。図 6.4-2、図 6.4-3 はダム湖上流の観測点における浮遊土砂濃度および放射性セシウム濃度の実測 値および FLESCOT による解析の入力値を示す。パラメータを適切に設定して解析した結果、 下流観測点における浮遊土砂濃度、放射性セシウム濃度(図 6.4-4、図 6.4-5)は、実測値 と整合的であり、モデルが妥当であることが確認された。同様の検証は、TODAM、Nays2D で も実施している(Kurikami et al., 2014¹⁵⁴⁾; Yamada et al., 2015¹⁵⁵⁾; Kurikami et al., 2016¹⁵⁰)。モデル間で若干の違いはあるが、対象とした降雨イベント時に大柿ダム湖に流入 した放射性セシウムのうち、下流河川まで流出した量は10%以下であることがわかった。本 降雨イベントが発生した時、余震によるダム堤体の破損を防ぐために水位が下げられてい た。そこで、運用時を想定し仮想的に水位を上げた解析を実施したところ、放射性セシウムの流出率は半分以下に低下することがわかった(表 6.4-1)。

次に、容量の異なる仮想的なダム湖に対して FLESCOT を用いた解析を行い、降雨の強度や 継続時間、ダム湖容量の違い(あるいは水位)、収着分配係数の違いが、各粒径の浮遊砂や 放射性セシウムの下流への流出率に与える影響について調べた(Kurikami et al., 2016) ¹⁵⁰⁾ 図 6.4-6 に結果の一例を示す。図は降雨時におけるダム湖への河川水流入量が多いほ ど下流に流出する放射性セシウムの割合は上昇する傾向を示している。また、同じ流入量で あっても、長い降雨より短期間に集中する降雨の方が流出割合は高くなることが示された。 さらに、水位が高いほど(あるいは河川流入量に対するダム容量が大きいほど)、浮遊土砂、 放射性セシウムとも流出率が低下すること、その際には、相対的に沈降速度の速いシルトの 寄与率が低下し、沈降速度の遅い粘土の寄与率が上昇することがわかった(図 6.4-7)。図 6.4-8 には解析で想定された、大雨時にダム湖に流入した土砂・放射性セシウムの挙動のイ メージ図を示す。下流への汚染抑制対策としてダムの水位管理が効果的であり、移行しやす い粒径を特定することで、シルトフェンスなどの設計に利用できる可能性が示唆された。

	低水位時(実際の状態)	中水位時	高水位時(通常運用時)
	E.L. 140m	E.L. 155m	E.L. 170m
砂の流出率	0.0%	0.0%	0.0%
シルトの流出率	4.5%	2.3%	1.6%
粘土の流出率	54%	44%	34%
¹³⁷ Cs の流出率	9.0%	5.7%	3.5%
シルト付着成分の寄与率	40%	25%	18%
粘土付着成分の寄与率	60%	75%	82%

表 6.4-1 異なるダム湖水位に対する浮遊土砂および¹³⁷Csの下流への流出率



図 6.4-2 ダム湖上流の観測点における浮遊土砂濃度の実測値および FLESCOT による解 析の入力値 (Kurikami et al. (2016)¹⁵⁶⁾を修正)



図 6.4-3 ダム湖上流の観測点における¹³⁷Cs 濃度の実測値および FLESCOT による解析の 入力値(Kurikami et al. (2016)¹⁵⁶⁾を修正)



図 6.4-4 ダム湖下流の観測点における浮遊土砂濃度の実測値と FLESCOT による解析結 果の比較(Kurikami et al. (2016)¹⁵⁶⁾を修正)



図 6.4-5 ダム湖下流の観測点における¹³⁷Cs 濃度の実測値と FLESCOT による解析結果の 比較(Kurikami et al. (2016)¹⁵⁶⁾を修正)



図 6.4-6 降雨の強度や継続時間、ダム湖容量の違いが¹³⁷Csの下流への流出率に与える 影響(Kurikami et al. (2016)¹⁵⁶⁾を修正)



図 6.4-7 降雨規模と各粒径の¹³⁷Cs 流出寄与率(長い雨) (Kurikami et al. (2016)¹⁵⁶⁾を 修正)



図 6.4-8 大雨時にダム湖に流入した土砂・放射性セシウムの挙動のイメージ図

河川の下流に位置する河川敷に放射性セシウムの付着した堆積土砂が多く堆積している とともに、その堆積分布には偏りがあることが実際の観測から確認されている。この現象の メカニズムを理解するために北海道大学により開発された 2 次元河川シミュレーションコ ード Nays2D (Shimizu, 2003¹³⁸⁾、 Shimizu et al., 2012¹³⁹⁾)を原子力機構で並列化し、原 子力機構の大型並列計算機を用いてシミュレーションを実施した (Yamada et al., 2015)¹⁵⁷⁾。

まず、河川敷への堆積のメカニズムを調査するため、図 6.4-9 に示した請戸川の河口付近 をシミュレーション範囲とし、境界条件として洪水時の典型的な流量・浮遊砂量を与えてシ ミュレーションを実施した。その結果、図 6.4-9 において赤丸で示した河口付近の横断面で の土砂の堆積を評価したところ、増水時に河川敷まで冠水した水が減水時に引いていく際 に河川敷に堆積することがシミュレーションにより確認できた(図 6.4-10)。

次に土砂の堆積位置の偏りであるが、実際に2015年9月の台風時の流量とのデータを利 用したシミュレーションを実施し、土砂の堆積量を計算するとともに、観測により得られた 請戸川の浮遊砂に付着している放射性セシウムの濃度を利用して、堆積放射性セシウム量 を評価した結果を図 6.4-11 に示す。この結果から、河川が歪曲している部分に堆積しやす い傾向があることが確認できる。また、時期は異なるが 2013 年に無人へリコプターによっ て測定された空間線量率の分布を図 6.4-12 に示す (Sanada et al., 2013)¹⁵⁸⁾。この結果か ら、堆積放射性セシウム量が多い地点では空間線量率が高くなる傾向にあることが確認で きることから、シミュレーションは洪水時の放射性セシウムの動態を評価するための優れ た方法の 1 つであると考えられる。



図 6.4-9 シミュレーション対象の請戸川の河口付近 Google earth, Image©2013 DigitalGlobe. 赤丸で示した横断面での土砂の堆積を評価した。





緑線は地形、青線は水面を表しており、赤丸は堆積位置、その濃淡は堆積量を示してい る。洪水前や洪水中は堆積していないが、減水して水位が下がっている際に河川敷に堆 積し、洪水終了後は、堆積した土砂がそのまま残ることが確認できる。



図 6.4-11 シミュレーションにより評価した 2015 年 9 月の台風通過時の ¹³⁷Cs の堆積量

JAEA-Research 2019-002



図 6.4-12 2013 年に無人ヘリコプターにより計測された空間線量率

河川により河口まで運ばれた溶存態および土砂に付着した放射性セシウムは、最終的に は海洋に流入する。そのため、河川により運ばれたセシウムの沿岸域での動態をシミュレー ションにより評価した。

6.4.1 項において説明した直交座標系の JAEA モデルは淡水を想定したものであるが、海 水と淡水の密度の違い、潮汐の影響、コリオリカなどの海洋特有の機能を追加することで海 洋のシミュレーションも実施することができる。海洋のシミュレーションを実施する際に は非常に広範囲を対象とするため、計算量の観点からメッシュサイズはできるだけ大きく することが望ましい。一方で、地形変化の大きい沿岸に近い地点では地形を正確に表現する ためにメッシュサイズを小さくする必要がある。JAEA モデルでは、すべての領域を同じメ ッシュサイズで分割する必要がある。一般にこのような場合には精度の観点から必要とさ れる最も小さいメッシュで計算することになるが、沿岸を含んだ広範囲のシミュレーショ ンをする際には、沿岸域の地形変化に合わせて設定した小さいメッシュサイズを用いて計 算することになる。つまり、沿岸から離れた地形変化の少ない地点でもその小さいメッシュ サイズで計算することになり、計算量的には望ましくない。この問題を解決するため原子力 機構では図 6.4-13 のように地形を考慮して計算範囲を複数のブロックに分割し、それぞれ のブロックを適切なメッシュサイズを与えた JAEA モデルを利用して計算するネスティング 構造のシミュレーションコードを開発した。

このコードを利用して図 6.4-14 に示す請戸川から福島第一原発を含んだ範囲をシミュレ ーションした。境界条件として洪水時の典型的な流量、浮遊砂量などを仮想的に与えた。た だし、気象データは台風が日本列島に近づいた 2014年 10月 13日の観測データを利用した。 図 6.4-15 に洪水中の請戸川および前田川の河口域の流れを示している。この結果から、流 入する河川水は海面を広がっていることが確認できる。これは河川水の塩分濃度が 0 であ るとともに、水温が高いため、海水よりも密度が小さいためであると考えられる。一方で、 海底での流れでは海面とは逆に河口へ向かう流れができており、一度沿岸から離れた河川 由来の土砂などが沿岸方向に戻されることがシミュレーションから確認できる。

また、海に流入したセシウムの溶存態は南下し、溶存態濃度はかなり低くなるが海底から 福島第一原発港湾内に流入すること、および、クレイやシルトも同様に流入し、その一部分 は港湾内に堆積することが図 6.4-16 および図 6.4-17 に示したシミュレーション結果から 確認できる。このことは、福島第一原発の港湾内の放射性物質の動態を評価するためには河 川由来の放射性物質の影響も考慮する必要があることを示唆している。



図 6.4-13 5 段ネスト構造の模式図

領域が入れ子構造になっており、大きい領域は大きいメッシュサイズで、小さい領域は小 さいメッシュサイズで計算し、それらの境界で計算結果のやり取りを行う。



図 6.4-14 請戸川から福島第一原発を含んだシミュレーション範囲のネスト構造

請戸川、前田川の河口および福島第一原発港湾付近は5mのメッシュサイズで計算し、最 も大きい計算領域は150mのメッシュサイズで計算する。

JAEA-Research 2019-002



図 6.4-15 洪水時の河口付近の流れ

海面では河川から流入した河川水が同心円状に広がっていることが確認できるが、海底 では河口に向かう流れが発生していることが確認できる。



図 6.4-16 台風による洪水時の河川由来のセシウム溶存態の拡散状況

福島第一原発の港湾ロの海底から流入していることが確認できる。ただし、このシミュレ ーションでのセシウム溶存態の濃度や量は仮想的に設定した量であり、実際の値とは一致 していないことに注意が必要である。



図 6.4-17 台風による洪水終了 30 時間後の河川由来の土砂の堆積分布 福島第一原発港湾内まで移動して堆積していることが確認できる。ただし、このシミュレ ーションでの浮遊砂の濃度や量は仮想的に設定した量であり、実際の値とは一致していな いことに注意が必要である。

6.4.4 今後の課題

これまでの解析で概ねダム湖内の放射性セシウムの挙動は理解できた。一方、ダム湖内の 温度躍層、浮遊土砂のフロキュレーションの影響、湖底での溶存態発生などについては解析 的な再現が不十分であり、そのため、部分的に解析結果と実測値が整合していない。これら は、下流への放射性セシウムの流下に少なからず影響を及ぼすことから、解析精度の向上は 今後の課題である。

また、これまでのシミュレーションによる解析により、放射性セシウムが付着した土砂が 河川敷に堆積するメカニズムおよび堆積場所の傾向を理解できた。一方で、数メートルのメ ッシュサイズで計算しているため、河口に近く河道が広い部分では問題がないが、河口から 離れた河道が細い部分ではその形状を適切に表現できない可能性があり、そのような地点 でのシミュレーション結果の精度には問題がある可能性がある。そのため、地形に合わせて 適切な形や大きさの計算メッシュを用いたシミュレーション手法が必要となるが、計算量 が増大するとともに効率的な並列計算が困難になる。これらの問題点については今後の課 題である。

さらに、開発したコードにより、海洋に流入した河川由来の土砂などの振る舞いを評価す ることができた。しかしながら、現状では十分な並列化・高速化を行っていないため、シミ ュレーションには非常に多くの計算時間がかかる。そのため、系統的なシミュレーションを 効率的に実施するためには、さらなる並列化・高速化が必要である。

6.5 深度移行モデル

6.5.1 目的

深度移行モデルを利用した解析的研究の目的は、土壌深度方向の中長期的な放射性セシ ウム分布、空間線量率の予測である。

6.5.2 手法

大気核実験やチェルノブイリ事故によるフォールアウト後の調査によって、放射性セシ ウムは土壌に収着しやすい性質があるが、数年から数十年のオーダーで考えると、緩やかに 土壌の深度方向に移動することがわかっている。土壌中の放射性セシウムの移動や収脱着 の特性は、空間線量率の物理減衰以上の低下に寄与するほか、植物への移行や、侵食・堆積 など地表面での放射性セシウム移動にも影響を与える(He and Walling, 1997)¹⁵⁹⁾ことから、 放射性セシウムの深度方向への移行に係る物理化学的現象の解明は非常に重要である。

放射性セシウムの実際の深度分布は、フォールアウト初期において指数分布型を示し、その後緩やかに深部へ移行しつつも指数分布型を保つか、深いところまでテーリングする傾向を示す(例えば、Antonopoulos-Domis et al., 1995¹⁶⁰⁾; Matsuda et al., 2015¹⁶¹⁾; Takahashi et al., 2015¹⁶²⁾)。しかし、収脱着の瞬時平衡に基づく移流拡散モデルは正規分 布型となり、上記のような傾向を表現することができない。あるいは不可逆的な収着を考慮 することで指数分布型を再現する DSF モデル(Toso and Velasco, 2001)¹⁶³⁾があるが、その 後の緩やかな挙動を表現できない。そこで、粘土鉱物に収着したセシウムの観察結果や、土 壌の脱着試験、現地でのセシウム移動観測などの結果を踏まえ、この原因が可逆的あるいは 不可逆的な収脱着のカイネティックスにあると考え、それらを考慮した物理化学モデル mDSF を開発した(図 6.5-1、Kurikami et al., 2017¹⁴³⁾)。なお、既存の DSF では不可逆的な 収着にのみカイネティクスを導入し、可逆的な収脱着については瞬時平衡を仮定している ー方、本モデルは可逆的な収脱着についてもカイネティックスを導入していること、特に収 着と脱離に対して異なる反応速度を与えることが可能であることが重要な改良点である。

本モデルにおける、水中の放射性セシウム濃度 $C_{W}(Bq m^{-3})$ の質量保存式は以下の通りである。

$$\mathscr{E}_{r}\frac{\partial C_{w}}{\partial t} = -v\frac{\partial C_{w}}{\partial z} + D_{e}\frac{\partial^{2}C_{w}}{\partial z^{2}} - \rho_{d}k_{r}(K_{r}C_{w} - C_{sr}) - \rho_{d}k_{i}(K_{i}C_{w} - C_{si}) - \lambda\mathscr{E}_{r}C_{w}$$

$$(6.5-1)$$

ここで、 ϵ は間隙率(-)、 S_r は飽和度(-)、tは時間(s)、vはダルシー流速(m s⁻¹)、zは深度 方向の座標(m)、 D_e は有効分散係数(m² s⁻¹)、 ρ_d は土壌の乾燥密度(kg m⁻³)、 K_r 、 K_i は可逆成分 および不可逆成分の収着分配係数(m³ kg⁻¹)、 k_r 、 k_i は可逆成分および不可逆成分の収着速度 定数(s⁻¹)、 C_{sr} 、 C_{si} は可逆成分、不可逆成分の土壌中放射性セシウム濃度(Bq kg⁻¹)、 λ は崩壊 定数(s⁻¹)である。

土壌への可逆、不可逆の収脱着については以下のようにカイネティクスを考慮した。

$$\frac{\partial C_{sr}}{\partial t} = k_r (K_r C_w - C_{sr}) - \lambda C_{sr}$$

$$k_r = \begin{cases} k_{rs} & \text{if } K_r C_w \ge C_{sr} \\ k_{rd} & \text{if } K_r C_w < C_{sr} \end{cases}$$

$$\frac{\partial C_{si}}{\partial t} = k_i (K_i C_w - C_{si}) - \lambda C_{si}$$

$$k_i = \begin{cases} k_{is} & \text{if } K_i C_w \ge C_{si} \\ 0 & \text{if } K_i C_w < C_{si} \end{cases}$$
(6.5-2)
(6.5-2)
(6.5-2)
(6.5-2)

ここで、k_{rs}、k_{rd}は可逆成分の収着速度と脱着速度、k_{is}は不可逆成分の収着速度である。



図 6.5-1 開発したモデル概念図

6.5.3 結果および考察

一般的なパラメータを用いて解析し、実測値と比較した結果を図 6.5-2 に示す。同図には 既存のモデル(瞬時平衡を仮定した簡易拡散モデル、不可逆収着のみにカイネティクスを仮 定した DSF モデル)の結果も示した。既存モデルでは、指数分布やテーリング、緩やかな移 動が表現できない一方、本モデルは実測値とよく整合する結果を得た。

また、本モデルを利用して、可逆・不可逆の収脱着、収着速度や脱着速度の変化が放射性 セシウムの深度分布に与える影響をパラメータスタディにより調査した(図 6.5-3)。その 結果、指数分布型は収着のカイネティクスを考慮したときのみ発現することがわかった。す なわち、フォールアウト初期の指数分布型は収着のカイネティクスが影響しており、フォー ルアウト後短期間に形成されると考えられた。また、指数分布の勾配(あるいは緩衝深度) は、収着速度と拡散係数の比と相関があることがわかった。さらに、深いところまでテーリ ングが生じる(二重指数分布を示す)のは、収着速度より脱着速度が小さく、浅い箇所での 脱着が時間とともに緩やかに進行し、より深いところでの収着が緩やかに継続しているた めと推察された。そのため、見かけの収着分配係数は浅いところでは大きくなることが推察 された。放射性セシウムの土壌深度方向への移行は、セシウムの不可逆サイトへの収着の進 行と共に緩やかになり、プロファイルは変化しなくなると考えられる。

近年、指数分布だけではなく、濃度ピークが地表面下に存在する分布も見られることが多 くなってきた。本モデルを用いて、このような分布が再現可能かどうかを検討した(図 6.5-4)。その結果、移流による効果だけではピークが時間と比例して移動するなど実測と乖離し た傾向を示す一方、表層付近の土壌物性の深度依存性を考慮した解析ではピークがわずか に移動しつつも全体として深度分布は大きく変化しないという実測の現象に近い結果とな った。これらの試行的な解析から、濃度ピークが地表面下に存在する分布は、有機物含有量 の違いに伴う収着特性の深度依存性など、土壌物性の深度による違いが影響している可能 性が示された。

図 6.5-5 に解析から推定された放射性セシウムの深度方向への移行のメカニズムと分布 の関係の概念図を示す。

6.5.4 今後の課題

本モデルにより、観測されている放射性セシウムの深度分布を理解する物理化学的な解 釈を提供することができた。一方、移行は本モデルで考慮した物理化学プロセスのみならず、 生物擾乱や侵食・堆積、土壌の凍結・融解、コロイド移行(例えば、Miyahara et al., 2015¹⁶⁴⁾; Konoplev et al., 2016⁹⁴⁾)などにも影響される。より詳細な実験や観測が必要である。



図 6.5-2 実測値との比較 (a) 2011 年 12 月、(b) 2013 年 11 月 (Kurikami et al. (2017)¹⁴³⁾を修正)



図 6.5-3 収脱着パラメータの違いによる深度プロファイルへの影響(Kurikami et al. (2017)¹⁴³⁾を修正)





(a) 移流効果を想定した解析、(b) 土壌物性の深度依存性を考慮した解析



の関係の概念図

6.6 線量率評価モデル

6.6.1 目的

線量率評価モデルを利用した解析的研究の目的は、放射性セシウムの動態に伴う空間線 量率の予測である。

6.6.2 手法

平坦な土地という単純なジオメトリに対して、放射性セシウムの様々な深度分布や空間 分布、除染前後の評価を行うことを目的とし、迅速かつ簡易に空間線量率を算出するツール ADRETを開発した(Malins et al., 2016)¹⁴⁵⁾。このツールは、図 6.6-1 に示すような、土壌 を水平方向および鉛直方向に分割したグリッドに対して任意の放射性セシウム分布を与え、 中央部分の空間線量率を以下の式により算出する。

$$\dot{H}^{*}(10) = \sum_{n,i,j,k} A_{\nu,n,i,j,k} C_{n,i,j,k}$$
(6.6-1)

ここで、 $\dot{H}^{*}(10)$ は空間線量率、 $A_{vni,k}$ は、セル i jk における核種 n の濃度 (Bq m⁻³)、 $c_{ni,k}$ は線 量換算係数 (μ Sv h⁻¹ per Bq m⁻³)である。換算係数は事前に PHITS で求めておく。一度換算 係数を算出しておけばその後大型計算機を使うことなく、通常のデスクトップ PC で数秒も 掛からず計算することが可能である。

広場や田畑などの平坦地では、放射性セシウムの土壌深度方向の分布や水平方向の不均 質性が空間線量率を規定するが、山地では地形の影響も無視できない。図 6.6-2 に PHITS に よる簡易的な谷地形、山地形における線量率の解析結果を示す(Malins et al., 2015)¹⁶⁵⁾。 土壌中の放射性セシウム濃度が同じ場合、山地形では平坦地よりも線量率は低く、谷地形で は高くなり、その傾向は地上から高いほど顕著であることがわかる。森林では土地の起伏の 影響のみならず、樹木への付着分布、リター、土壌層での放射性セシウムの分布、樹木によ る遮蔽などが空間線量率に影響を与える。一方、都市部では大小の建物、アスファルト舗装 された道路や駐車場、庭、田畑など様々な物性を持つ構成物が入り混じり、放射性セシウム 分布も線量率分布も不均質である。

森林や都市部などの線量率の詳細な評価のため、現在、上記のような複雑な地形・地上構造物を考慮した空間線量率分布を解析するためのツール 3D-ADRES の開発を進めている。図 6.6-3 にモデル化手法の概念図を示す。地形については数値標高モデル DEM(Digital Elevation Model)を使用し、地上構造物については航空写真を利用して建物や樹木を判別し、PHITS 用の入力ファイルを作成する。建物や樹木のジオメトリモデルは代表的なものを仮定する。本ツールを用いて、川内村荻地区の森林(佐久間ほか、2018)¹⁶⁶⁾、大熊町・富岡町の市街地(Kim et al., 2018)¹⁴⁶⁾を対象とした解析を実施した(図 6.6-4)。



図 6.6-1 線量率評価モデル ADRET のイメージ図



簡易的な山地形・谷地形モデル





図 6. 6-3 地形・地上構造物を考慮した線量率評価のための PHITS 計算用ジオメトリ作成 ツール 3D-ADRES の概念図^{167, 168, 169)}


図 6.6-4 川内村荻地区の森林(佐久間ほか、2018)¹⁶⁰、大熊町・富岡町の市街地(Kimet al., 2018)¹⁴⁶⁾を対象とした解析の例

6.6.3 結果および考察

広場や田畑など、平坦な土地においては、放射性セシウムの土壌深度方向および水平方向 の分布によって空間線量率が決まる。まず、基礎的な解析として、平坦な土地において放射 性セシウムが深度方向に指数分布している状況において線量率がどの程度の距離から影響 しているかについて PHITS を用いた解析を実施した(図 6.6-5)。緩衝深さによって多少影響 距離は異なるが、地上1m高さの空間線量率に与える放射線のおよそ 90%が半径 100 m 以内 に分布する放射性セシウムに起因していることがわかる。

原子力機構は、2011 年 12 月以降、周辺に建物や樹木のない平坦な箇所において、およそ 80 箇所において放射性セシウムの深度分布および空間線量率を測定している(Matsuda et al., 2015)¹⁶¹⁾。この測定結果と解析結果を比較し、両者が整合することを確認した(図 6.6-6)。また、除染モデル事業(原子力機構、 2012)¹²¹⁾を実施し、その後のフォローアップ調査 で放射性セシウムの不均質な水平方向の分布が得られている大熊町夫沢地区を対象とした 解析により、空間的な不均質性が空間線量率のばらつきに影響を及ぼしていることがわか った。

また、田畑の除染手法である表土剥ぎ取り、反転耕、天地返しに対して空間線量率の低減 効果を解析し、除染モデル事業における実験結果と比較し、除染効果の検証を行った。さら に、放射性セシウムの深度分布、除染対策を行う深度、除染効果の関係などについて明らか にし(例えば、図 6.6-7)、放射性セシウムの深度方向への移行とともに除染効果が低下する 可能性を示した(Malins et al., 2016)¹⁷⁰⁾。



図 6.6-5 平坦な土地における放射線の影響範囲



図 6.6-6 解析結果と実測値との比較(Malins et al. (2016)¹⁴⁵⁾を修正)



図 6.6-7 除染効果の解析(Malins et al. (2016)¹⁷⁰⁾を修正)

森林に対する解析においては、樹冠から林床、リター層から土壌層への放射性セシウムの 移動による線量率変化を解析した。樹冠から林床に放射性セシウムが移動した場合、地上1m 高さの空間線量率は、放射線源が近くなるために上昇した。また、リター層から土壌層へ放 射性セシウムが移動した場合、リター層および土壌層による遮へいの影響で線量率は低下 した。実測の空間線量率はおおよそ物理減衰程度であるが、これは、放射性セシウムの樹冠 から林床への移行による上昇分と、リター層から土壌層への移行による低下分が相殺され ているためと推定された(佐久間ほか、2018)¹⁶⁶。

市街地に対する解析については、建物・樹木を仮想的に取り除いた解析、および建物直下 に周辺と同様の沈着量を与えた解析を行うことで、建物・樹木による遮へいの影響や、建物 直下の未汚染の影響を推定した。その結果、市街地においては建物・樹木による遮へい効果 によってそれらがない場所に比べて線量率が低くなること、建物直下が汚染されていない ことによりさらに線量率が低くなることが明らかとなった(Kim et al., 2018)¹⁴⁶⁾。

6.6.4 今後の課題

森林や市街地での線量率分布の検証を通じて、空間的な放射線分布を精緻化することが 今後の課題である。

6.7 農林水産物への移行を考慮した流域動態コンパートメントモデル

6.7.1 目的

農林水産物への移行を考慮した流域動態コンパートメントモデルを利用した解析的研究 の目的は、環境中の放射性セシウムの動態が農林水産物中の放射性セシウムに与える影響 の評価である。

6.7.2 手法

6.1 節に述べたように本プロジェクトでは現象論的なモデリングアプローチを基本とし、 各領域において物理化学的なメカニズムに基づいてモデル化する方法を主としている。一 方で、森林や陸地での放射性セシウムの挙動、森林・陸地から河川、ダム湖を経由して海に 至る過程での放射性セシウムのマスバランスやフラックスを大まかに捉え、そのような環 境動態と農林水産物中セシウム濃度の関係を明らかにしていくことも重要である。そこで、 そのような流域規模の放射性セシウムの環境動態が農林水産物中セシウム濃度に与える影 響を評価することを目的として、河川水系全体を考慮した簡便なコンパートメントモデル CMFWを構築した(操上ほか、2017)¹⁴⁷⁾。

図 6.7-1 に、考慮した移行経路を示す。モデルは森林部分と地表水系部分に分かれてお り、森林部分、地表水系部分は任意に組み合わせることが可能である。森林部分は葉、枝、 樹皮、辺材、心材、落葉層、土壤層のコンパートメントから成っており、地表水系部分は河 川、河床・河川敷、湖沼、湖底堆積物、農地・都市域、近海、海底堆積物、外洋のコンパー トメントから成っている。図 6.7-2 に請戸川流域を想定したコンパートメント接続の例を 示す。







図 6.7-2 請戸川流域を想定したコンパートメント接続

6.7.3 結果および考察

森林部分の移行係数については、林野庁の観測結果(林野庁, 2015)¹⁷¹⁾のうち、川内村 のスギ、大玉村のコナラの部位別の放射性セシウム濃度分布の経時変化に合うように、逆解 析により各部位の初期沈着量の比率および移行率を求めた。このとき、落葉層から土壌層へ の移行速度を1成分と仮定すると落葉層のセシウム濃度の経時変化の再現性が低かったた め、落葉層から土壌層への移行速度を2成分に仮定した。その結果、森林部分の部位別の放 射性セシウム濃度の経時変化は実測値と良好にフィッティングした(図 6.7-3)。フィッテ ィングにより得られた初期沈着量の比率からフォールアウト時の遮断率を算出した結果お よび、樹冠から落葉層への移行傾向は、Kato et al. (2017)¹⁷²⁾の実測値と整合的であった。

次に、図 6.7-2 で示した請戸川流域を対象とした試解析を実施した。各コンパートメント の初期値は航空機モニタリングから面積に応じて算出し、コンパートメント間の移行率は 文献値から設定した。図 6.7-4 に解析で得られた請戸川流域内のフォールアウト 5 年後の 放射性セシウムのストック・フローを示す。大柿ダム湖での流出率や海への流出量など実測 値とおおよそ整合することを確認した。また、河川水や海水中の放射性セシウム濃度も実測 値とオーダーで整合する結果となった。

また、太田川上流域を対象として、落葉の河川への直接流入、落葉層から河川への側方流 入、土壌層から河川への溶出の各経路が渓流魚の放射性セシウム濃度に与える影響を解析 的に検討した。図 6.7-5 に、河川への放射性セシウムの流入経路の異なる複数の解析ケース における渓流魚中の放射性セシウム濃度の解析結果を示す。実測値は、太田川と隣接する新 田川のアユのデータ(水産研究・教育機構、2017)¹⁷³⁾である。この結果から、渓流魚中の放 射性セシウム濃度は、落葉の河川への直接流入と落葉層から河川への側方流入が主に寄与 していることが示唆された(操上・佐久間、2018)¹⁷⁴⁾。このようなセシウム供給源、経路の 特定は将来予測や対策の検討に役立つことが期待される。

6.7.4 今後の課題

農林水産物に取り込まれる放射性セシウムの汚染源、汚染ルートの解明、対策検討を行う ことが今後の課題である。







図 6.7-4 請戸川流域内のフォールアウト5年後の放射性セシウムのストック・フロー



図 6.7-5 森林から河川への各経路が渓流魚の放射性セシウム濃度に与える影響

6.8 放射性セシウムの移行に伴う線量率変化

本プロジェクトにおいては、放射性セシウムの環境中での動態が線量率に与える影響に ついて評価することとしている。この場合、動態モデルと線量率評価モデルを組み合わせる 必要がある。

これまでの放射線のモニタリングから、空間線量率は物理減衰以上に低下が早いことが 示されており(例えば、Saito and Onda, 2015¹⁷⁵⁾)、またそれが放射性セシウムの土壌深度 方向への移行に拠ることがわかっている(Mikami et al., 2015)¹⁷⁶⁾。そこで、6.5節で示し た放射性セシウムの土壌深度方向への移行を解析する mDSF モデル(Kurikami et al., 2017)¹⁴³⁾と、6.6.1項で示した線量率解析ツール ADRET (Malins et al., 2016)¹⁴⁵⁾を組み合 わせて、放射性セシウムの深度方向への移行に伴う空間線量率の変化を予測した(図 6.8-1、 操上・Malins、2017)¹⁷⁷⁾。その結果、空間線量率は、フォールアウト後 10 年程度まで放射 性セシウムの土壌深度方向への移動により物理減衰以上となり、その効果は、放射性セシウ ムの土壌への不可逆的な収着の進行とともに低下することが示された。

また、6.3節および6.4.3項で示した GETFLOWS、Nays2D による流域規模あるいは河川での放射性セシウムの動態解析と、6.6.1項で示した線量率解析ツール ADRET (Malins et al., 2016)¹⁴⁵⁾を組み合わせることで、大きな降雨イベントによる線量率の空間的な変化について 試解析を行った(Malins et al., 2015)¹⁷⁸⁾。図6.8-2、図6.8-3に、GETFLOWS、Nays2D および ADRET で推定された 2011年9月の台風前後の空間線量率変化の分布を示す。実測との比較による検証が十分でないものの、流域規模での放射性セシウムの動態が線量率変化に与える影響について評価する解析プロセスを示すことができた。なお、解析では河川沿いに線量率が上昇する箇所が見られるが、これは上流から相対的に放射性セシウム濃度の高い土砂が河川に流入し、一部が河床や河川敷に堆積するために生じている現象であり、事故後2年程度は、地上あるいは無人へリコプターでの河川敷を対象とした線量率測定(眞田ほか、 2014¹⁷⁹⁾; Saegusa et al., 2016¹⁸⁰⁾)などでもその傾向が測定されている。しかし、近年は河 川を流下する土砂中の放射性セシウム濃度の低下により、河川敷などに堆積する土砂によ って高濃度の土砂が埋没することで、むしろ線量率は低下傾向にある(中西、2016)¹⁸¹⁾が、 解析ではそこまで再現できていない。



図 6.8-1 放射性セシウムの深度方向への移行に伴う線量率の低下と不可逆サイトへの 収着率の関係(mDSF モデルと ADRET を組み合わせた解析)



図 6.8-2 2011 年 9 月台風前後の線量率変化の分布(GETFLOWS および線量率評価モデルを 組み合わせて推定)



図 6.8-3 2011 年 9 月台風前後の請戸川・高瀬川合流部付近での線量率変化の分布 GETFLOWS、Nays2D および線量率評価モデルを組み合わせて推定。左は無人へリコプターを 用いた線量率測定結果(2012 年 12 月;眞田ほか、2014)¹⁷⁹⁾

6.9 モデル検証

モデルの検証については各項で記載したものもあるが、本プロジェクトにおける解析的 研究では、調査結果の解釈を重視したモデル化を意図しており、本項では、特に実測値との 比較によるモデル検証事例を抽出し再掲する。 ● 河川から流出する放射性セシウムフラックスの実測との比較(陸域動態モデル)

陸域動態モデル SACT による阿武隈川流域および浜通り河川流域を対象とした解 析を実施した(6.2.2)。解析結果として得られた海への流出率を実測値(あるいは 実測に基づく評価値)と比較した結果、概ね解析結果は妥当であることを確認した (Kitamura et al., 2014)¹⁾。

陸動態域モデル GETFLOWS による、浜通り 5 河川流域の解析を実施した (6.3)。 境界条件として与えた降雨に対し、解析結果として得られる河川流量、浮遊土砂濃 度、¹³⁷Cs 濃度は、実測値を概ね再現しており、本モデルが適用可能であることを 確認した (Kitamura et al., 2016¹⁵⁰⁾; Sakuma et al., 2017¹⁵¹⁾)。

- 河川水中の放射性セシウム濃度の実測との比較(陸域動態モデル、水域動態モデル) 水域動態モデル TODAM による、大雨時における大柿ダム湖での土砂・¹³⁷Cs 挙動 解析を実施した(6.4.2)。上流から、河川流量、浮遊土砂、¹³⁷Cs 濃度を境界条件と して付与した。解析で得られた放流工での浮遊土砂濃度、¹³⁷Cs 濃度の経時変化は、 実測値とよく一致した。同様の検証を、Nays2D、FLESCOT でも実施した(Kurikami et al., 2014¹⁵⁴), 2016¹⁵⁶; Yamada et al., 2015¹⁵⁵)。
- 土壌中深度プロファイルの経時変化の実測との比較、それに伴う線量率低下傾向の比較(深度移行モデル、線量率評価モデル)

深度移行モデル mDSF および線量率評価モデル ADRET の組み合わせにより、放射 性セシウムの土壌深さ方向への浸透に伴うガンマ線の遮蔽効果を計算によって確 認。実測と整合する結果を得た(6.5.3、Kurikami et al., 2017¹⁴³⁾;操上・Malins, 2017¹⁷⁷⁾)。

● 除染の線量率低減効果の除染モデル実証事業結果との比較(線量率評価モデル)

線量率評価モデル ADRET を利用し、放射性セシウムの深度分布と空間線量率の 関係を解析し、実測値と整合することを確認した。また、田畑の除染手法である表 土剥ぎ取り、反転耕、転地返しに対して空間線量率の低減効果を解析し、除染モデ ル実証事業における実験結果と比較し、除染効果の検証を行った(6.6.3、Malins et al., 2016¹⁴⁵⁾)。

森林内での循環、森林から河川への流出率、河川水中放射性セシウム濃度などの整合性の確認(農林水産物移行評価モデル)

農林水産物移行評価モデル CMFW による森林循環、河川流出の解析を実施した (6.7)。森林内での¹³⁷Cs の循環の実測値(林野庁、2015)¹⁷¹⁾、河川水中の溶存態 ¹³⁷Cs 濃度実測値(水産研究・教育機構、2017)¹⁷³⁾と比較し整合する結果を得た(操 上・佐久間、2018)¹⁷⁴⁾。

6.10 今後の課題

解析的研究ではこれまで、流域動態モデル、水域動態モデル、線量率評価モデル、深度移 行モデル、農林水産物移行評価モデルを開発・整備し、それらを目的に応じて選択あるいは 柔軟に組み合わせながら、中長期的な放射性セシウム分布・空間線量率分布の予測、河川か ら海に流出する放射性セシウムの流出量の評価、大雨時の放射性セシウムの河川・ダム湖で の挙動の評価、環境中の放射性セシウムの動態が農林水産物中の放射性セシウム濃度に与 える影響の評価などを行ってきた。

対象とする課題(あるいは社会的ニーズ)は、事故からの時間の経過とともに変化してき ている。各モデルは個別にも検証が不十分であるなど技術的課題が残されている場合もあ るが、同時に、調査の進展、社会的ニーズの変化に対応するよう、モデルを改良あるいは新 しく開発することが必要であろう。具体的には、以下のような課題が挙げられる。

- SACT、CFMWなどで河川水中の放射性セシウム濃度の経時変化の実測との乖離がある。
 河川水中の放射性セシウム濃度の将来予測においてこの点は重要な課題である。放射性セシウムの深度方向への移行などを十分にモデルに反映していないことが原因と想定されており、解析モデルの改良が必要である。
- 淡水魚や野生動植物中の放射性セシウム濃度の低下速度は他の媒体に比べて遅く、 複数の種に対して出荷制限や自粛などが続いている。生物利用性の高い溶存性の放 射性セシウムの発生起源、あるいはそれに対応する土壌への収着メカニズムの解明 が必要である。
- ダム湖内の評価では、これまで大雨時に上流から流入する放射性セシウムの緩衝効 果を中心に検討を行ってきたが、近年、平水時においてダム湖底の堆積物からの放射 性セシウムの溶脱(内部負荷)の影響が認められつつある。現時点で水利用に対して 重要な課題とはなっていないものの、帰還に伴って河川流域の環境が変化すると、内 部負荷の割合が増加し下流への影響が生じる可能性も考えられる。平水時の挙動を 詳細に検討するためには、水域動態モデルにおいて、温度躍層、湖底堆積物からの放 射性セシウムの溶脱の影響、フロキュレーションなどを再現するよう改良を行うこ とが必要となる。
- 線量率分布の詳細化は帰還促進において重要な情報である。これまでの線量率解析は、単純な地形を考慮したものであった。地形の影響や地上構造物の影響を考慮した高解像度化を継続して実施する必要がある。

解析的研究はそれ自身のみで成立しないことから、今後も観測結果との比較・検証を繰り 返しながら各課題の解決に向けて精度を高めていくことが重要である。

7. 林野火災

7.1 概要

福島県東部の海岸平野である浜通り地区およびその西部に隣接する阿武隈山地では、 2018 年 3 月末時点においても、福島第一原発事故による避難指示区域が設定され、立入り が著しく制限されている(福島県、2018)¹⁸²⁾。このため、林野火災の主たる要因である人為 的要因(後藤、2009)¹⁸³⁾による火災の可能性は低下している。一方、立入り制限や林産物の 出荷制限に伴い、森林の保育作業(下刈り、つる切り、除伐、枝打ち、間伐;野上、1992¹⁸⁴⁾; 安藤、1992¹⁸⁵⁾)や林地周辺での農作業は実施されず、林野で火災が発生した際の潜在的な 燃焼物量は増加している。

福島第一原発事故以降、福島県では比較的規模の大きい山地の林野火災が3件発生している(福島県環境放射線監視室・環境創造センター、2017¹⁸⁶⁾;農林水産省、2017¹⁸⁷⁾;福島県森林計画課、2018¹⁸⁸⁾;図8.1.1-1)。このうち、2016年の3月下旬から4月上旬に伊達市および南相馬市で発生した火災は、覚知の翌日もしくは2日後に鎮火し、火災前後における空間線量率は火災発生時から1.5年後においても上昇は確認されていない。表流水でわずかに放射性セシウムが検出されるものの、沢水ではほとんど検出されておらず、また、延焼区域周辺で採取された大気浮遊じんに放射性セシウムはほとんど検出されていない(福島県森林計画課、2018)¹⁸⁸⁾。

2017年4月下旬から5月上旬にかけて浪江町と双葉町にまたがる帰還困難区域内の山地 森林で発生した林野火災は、覚知から鎮火まで10日間以上を要し、約75 ha の延焼後に鎮 火した(福島県放射線監視室・環境創造センター、2017¹⁸⁶⁾;図7.1-1)。一部で樹木の燃焼 もあったものの、主に林床のリター層を中心に燃焼したものであり、燃焼の程度としては軽 度の林野火災とされている(農林水産省、2017)¹⁸⁷⁾。林野火災の間、福島県により、可搬 型モニタリングポストによる空間線量率のモニタリングに加えて、ハイボリウムエアサン プラによる大気浮遊じんなどの測定が実施された。その結果、空間線量率は、既存のモニタ リングポストおよび追加モニタリングともに大きな変動は見られないものの、大気浮遊じんのモニタリングにおいて放射性セシウム濃度の変動が認められている(福島県、2018)¹⁸⁹⁾。





空間線量率の分布図は、放射線量等分布マップ拡大サイト/地理院地図を使用。

7.2 飛散

7.2.1 目的

2017年4月29日に出火した浪江町の林野火災に伴い、福島県では可搬型モニタリングポ ストによる空間線量率のモニタリングに加え、ハイボリウムエアサンプラによる大気浮遊 じんの測定が5月1日から5月17日まで十万山周辺5 km 圏内の3地点(「石熊公民館」・ 「野上一区地区集会場」・「やすらぎ荘」)で行われた(福島県ほか、2017)¹⁹⁰⁾(図7.2-1)。 その結果、空間線量率については、既存のモニタリングポストおよび追加のモニタリングと も大きな変動は見られなかったが、大気浮遊じんのモニタリングにおいて放射性セシウム 濃度の変動が認められた。そこで、火災地から周辺への放射性物質飛散の有無を把握するた め、国立環境研究所(NIES)と共同で飛散物の分析を実施した。

具体的には、ハイボリウムエアサンプラのフィルターに捕捉された物質について、(1)放射性物質の有無の把握、(2)火災指標物質の確認、(3)捕捉された粒子数と放射性セシウム濃度との関係、(4)火災時・通常時における風速と捕捉粒子数との関連性、(5)捕捉された IP 感光粒子の形状などを調べた。



図7.2-1 大気浮遊じんモニタリング実施地点(石井ほか、2018)¹⁹¹⁾ (空間線量率データの出典:放射線量等分布マップ拡大サイト 2016年11月18日時点 https://ramap.jmc.or.jp/map/、地図は国土地理院)

7.2.2 手法

(1) 放射性物質の有無の把握

全フィルター(計 50 枚)(ADVANTEC、GB-100R)についてオートラジオグラフィを行うため、U-8 容器に封入されていたフィルターを1枚ずつ展開し、イメージングプレート(IP:

Fuji Film、BAS-IP)に24時間曝露した。曝露後のIPはレーザースキャナー(GE Healthcare、 Typhoon FLA7000)にて読み込み、同一条件下での画像確認により感光部分の有無を判別す ることで、放射性物質の有無の把握を行った。

(2) 火災指標物質の確認

上記(1)を実施後、フィルター半分を用いて、NIES において大気中の火災指標物質(植物の燃焼指標)となるレボグルコサン濃度の分析が行われた。また、大気浮遊じん採取期間中のレボグルコサン濃度の変化が調べられた(福島県ほか、2017)¹⁹⁰⁾。

(3) 捕捉された粒子数と放射性セシウム濃度との関係

上記(1)のオートラジオグラフィ終了後、デジタルマイクロスコープ(Keyence、VHX-2000) を用いて、フィルター全体の観察像撮影を行った。また、フィルターに捕捉された粒子数 と放射性セシウム濃度との関係を求めるため、一定の観察視野(1740 µm×1200 µm)あた りに捕捉された粒子数の計測(検出条件:>3 µm 径)を行った(使用ソフトウェア ImageJ) (以下、本法により計測された粒子を「捕捉粒子」という)。

(4) 火災時・通常時における風速と捕捉粒子数との関連性

福島県が火災時に実施したハイボリウムエアサンプラを設置した同一の3地点において、2017年9月25日から10月2日にかけて、通常時(火災の影響が無い状態)として、5月の火災時と同様の方法でハイボリウムエアサンプラによる大気浮遊じんのサンプリングを 三機関で分担して実施した。Ge検出器(ORTEC、GMX40)を用いて放射性セシウム濃度を測 定した。風速データは、気象庁による浪江町気象データ(1時間測)を利用した。

(5) 捕捉された IP 感光粒子の形状など

上記(1)で IP を感光させた輝点の部位に着目し、フィルターの分割およびオートラジオ グラフィを複数回繰り返し、フィルターの断片化を行った。最終的には輝点を含む 5 mm 角 の大きさまでフィルターを断片化した後、マイクロマニピュレータシステム (Micro support、AxisPro FC)でタングステン製1 µm Φのニードルを用いて視野内の粒子を単離 した(図 7.2-2)(以下、IP を感光させた粒子を「IP 感光粒子」という)。粒子単離前後の 断片化フィルターについてオートラジオグラフィを行い、確実に IP 感光粒子を単離したこ とを確認した。粒子の形状観察および元素組成については、電子プローブマイクロアナラ イザ (EPMA: JEOL、JXA-8530F)を用いて加速電圧 15 kV 条件下で観察・分析を行った。



図 7.2-2 フィルター中の粒子単離の様子 (石井ほか、2018)¹⁹¹⁾

7.2.3 結果および考察

(1) 放射性物質の有無の把握

フィルター50 枚中、24 時間の曝露条件下で粒子状の感光(輝点)が1 点以上(最大で3 点)検出されたのは16 枚であった。このことから、本条件下ではIP 感光粒子は多くても 3 個程度しか捕捉されず、環境中での分布は不均一と考えられた。輝点の有無別に大気浮 遊じん中の¹³⁷Cs 濃度を比較したところ、輝点が検出されたフィルターの¹³⁷Cs 濃度範囲は 最小で ND(検出下限値未満)、最大で15.6 ± 0.4 (mBq m⁻³)、輝点が検出されなかったフ ィルターでは最小で ND、最大で25.5 ± 0.3 (mBq m⁻³)であり、両者に大きな差異は見ら れなかった。輝点の有無は¹³⁷Cs 濃度に影響を及ぼすものでは無いことが確認された。

(2) 火災指標物質の確認

NIES においてハイボリウムエアサンプラで捕集された大気中のレボグルコサンの分析 が行われた結果、火災中(5月1日~5月9日)の濃度は高く、鎮火(5月10日)後に低 減しており、レボグルコサンの濃度の変動は林野火災の影響を反映していることが示され た(図7.2-3)(福島県ほか、2017)¹⁹⁰⁾。一方で、同期間中に捕集された大気浮遊じんの放 射性セシウム濃度とレボグルコサン濃度との間には明確な相関性は認められなかった(福 島県ほか、2017)¹⁹⁰⁾。

(3) 捕捉された粒子数と放射性セシウム濃度との関係

一定の観察視野(1740 µm×1200 µm)あたりの捕捉粒子数(> 3 µm径)とフィルターの ¹³⁷Cs 濃度との関係を調べたところ、いずれの地点のフィルターにおいても両者に良好な相 関関係が認められた(図 7.2-4)。また、3 地点の捕捉粒子数のうち、「石熊公民館」は他の 2 地点と比べて 1 桁多い結果が示された。さらにフィルター全体の観察像からも「石熊公 民館」が他の 2 地点よりフィルターの着色度や拡大写真中の粒子量が異なることが可視的 に確認された(図 7.2-5)。



図 7.2-3 レボグルコサンの分析結果(福島県ほか、2017)¹⁹⁰⁾









石熊公民館(平成29年5月11日フィルター) 野上一区地区集会場(平成29年5月12日フィルター)



図 7.2-5 大気浮遊じん採取後のフィルターの様子

(4) 火災時・通常時における風速と捕捉粒子数との関連性

火災前後の期間中の3地点のフィルターの捕捉粒子数と風速との関係を図7.2-6に示 す。この結果から、「やすらぎ荘」と「野上一区地区集会場」の捕捉粒子数と風速(平均風 速4m s⁻¹以上の日があった)には良好な相関関係が認められたが、「石熊公民館」では低 い相関性が示された。3地点における通常時の大気浮遊じんのサンプリング実施期間中の 風速は、いずれも平均2m s⁻¹未満であった(図7.2-7)。同期間中、「石熊公民館」周辺で は大型ダンプの往来が多数確認された。これらの結果から「石熊公民館」では、他の2地 点と異なる事象(風による影響以外)が火災時・通常時に共通して発生しており、それが 捕捉粒子の量(放射性セシウム濃度)を上昇させる要因となっていることが示唆された。

また、3 地点における火災時と通常時のフィルターの放射性セシウム濃度の測定結果(表 7.2-1)より、「やすらぎ荘」では通常時の最大放射性セシウム濃度に比べて火災時の方が やや高いものの、他の2 地点では同程度の値であることが示された。火災前後の期間中、 「やすらぎ荘」と「野上一区地区集会場」において最大放射性セシウム濃度を検出した日 は5月8日(福島県ほか、2017)¹⁹⁰⁾で、この日は期間中の最大風速(9 m s⁻¹)および最大 平均風速(4 m s⁻¹)が記録された突出して風の強い一日であったことから、火災以外の要 因が放射性セシウム濃度を上昇させている可能性が高いと考えられる。



図 7.2-6 顕微鏡観察視野(1740 µm × 1200 µm) あたりの捕捉粒子数と 風速(気象庁 浪江町気象データ)の関係(福島県ほか、2017)¹⁹⁰⁾



図 7. 2-7¹³⁷Cs 濃度と通常時風速との関係(福島県ほか、2017)¹⁹⁰⁾

施設名	放射性セシウム濃度(mBq/m ³)	
	通常時(9/25~10/2)	火災時(5/1~5/17)
やすらぎ荘	ND~0.88	ND~3.59
石熊公民館	1.99~21.3	$ND{\sim}25.5$
野上一区地区集会場	ND~1.22	ND~1.35

表 7.2-1 3 地点における通常時と火災時の¹³⁷Cs 濃度 (福島県ほか、2017)¹⁹⁰⁾

(5) 捕捉された IP 感光粒子の形状などの性質

3 地点のフィルターから計8 個の IP 感光粒子を単離した。そのうち「石熊公民館」から 1 個、「野上一区地区集会場」から2 個、「やすらぎ荘」から5 個を単離した。デジタルマ イクロスコープで観察した結果、いずれも粒径は10 µm 以上で、そのほとんどが50 µm 以 上の粒子であった(図7.2-8)。形状としては、凝集物が多くみられるもの、単一粒子とみ られるものがあった。「やすらぎ荘」の単離粒子について、火災期間中のフィルターと鎮火 後のフィルターから単離された粒子を比較したところ、外観上の差異は認められなかった。

8 個の単離粒子のうち、「石熊公民館」「やすらぎ荘」のフィルターから単離した計3粒子の放射性セシウム量(¹³⁷Cs)を測定した結果、いずれも0.1 Bq以下であった。

また、8 個の単離粒子のうち「やすらぎ荘」のフィルターから単離した計2粒子について、EPMA による元素組成分析を行った結果、炭素と酸素を主成分とする組成であった。いずれも放射性セシウム濃度は EDS 分析の検出限界未満であった。

以上の結果から、IP 感光粒子は、放射性セシウムが含まれるものの比放射能は低く、元 素組成からも、これまで報告されている「不溶性セシウム含有微粒子」とは異なる性質の 粒子で、有機物由来あるいは鉱物由来の凝集物である可能性が示唆された。これらの結果 からは、火災中・鎮火後によらず、どの地点の単離粒子も外観・大きさからは同様のもの と考えられた。



図 7.2-8 3 地点のフィルターから単離した粒子の観察像

以上から、(3)で述べたように、大気浮遊じん中の放射性セシウム濃度は捕捉粒子数が多 くなると高くなった。また、(4)で述べたように、捕捉粒子数の多さは風速の大きさと対応 (「石熊公民館」を除く)していることから、放射性セシウム濃度の変動要因の一つとして 風速が挙げられる。(2)で述べたように、火災期間中は火災地から大気浮遊じん採取地に火 災の指標物質が飛散していたことが確認されたが、その指標物質濃度と放射性セシウム濃 度に明確な相関関係が認められなかった。また、(4)で述べたように、火災期間中と通常時 で放射性セシウム濃度に大きな差異は認められなかった。これらのことから、火災地からの 放射性物質の飛散の可能性は否定できないもののその影響は極めて小さいと考えられる。

一方、「石熊公民館」については、他の2地点と比較して捕捉粒子数が1桁以上異なり、 捕捉粒子数の多さと風速の大きさが対応していなかったことから、風速以外の要因によっ て付近から放射性セシウムを含む粒子が捕捉されたものと推測された。IP 感光粒子につい ては、その有無や数量とフィルター中の放射性セシウム濃度との間に関連性が見られなか ったことから、フィルター中の放射性セシウム濃度上昇に寄与していないことが示された。

7.2.4 今後の課題

大気浮遊じん中には、被ばく線量にはほとんど影響しない程度の量ではあるが、放射性セシウムが検出された。これは風などによる観測地周辺からの再浮遊によるものと考えられ

るが、これらの再浮遊粒子と、火災地など離れた所からの飛散粒子をどのように区別するの か、粒子の捕集手法、観測条件、粒子の特性評価手法などについて今後さらに検討していく。

7.3 山域空間線量率

7.3.1 目的

原子力機構では、2015年度以降、福島県内の山域において、山地森林における放射性セシウムの沈着状況と移動挙動を調査している(2.4節参照)。2017年4月29日に十万山山域で火災が発生したが、同山域においては同年3月に周回調査を実施していたことから、 火災による線量率分布の変化を調べるため、線量率測定調査を実施した。

7.3.2 手法

GPS と連動する放射線量率測定機器「ホットスポットファインダー(HSF)」(検出器: CsI(T1)シンチレータ)を測定者に装着し、1 m 高および 20 cm 高の線量率を測定した(2.4.2 項参照)。調査場所は焼損範囲を含むように設定し、同年 5 月から 6 月にかけて線量率測定 を実施した。

7.3.3 結果および考察

線量率の測定結果を図 7.3-1 に示す。火災前後(2017(H29)年3月および6月)の線量率 測定結果を比較したところ、線量率の変化はほとんど認められなかった。また、火災から 10 ヶ月後(2018(H30)年3月)に測定した線量率測定結果と比較しても、線量率の変化はほと んど認められなかった。これらの3回の線量率測定結果について、同一の測定ルート部分を 比較すると、火災前に比べて、火災直後、火災 10ヶ月後と、線量率は減少傾向を示した(図 7.3-2)。十万山およびその付近の空間線量率については、無人へりによる線量率測定、既存 のモニタリングポストでの線量率測定も実施されたが、いずれも火災前後での線量率の変 化は認められなかった(福島県ほか、2017)¹⁹⁰⁾。

以上の線量率測定の結果より、火災によって調査地の線量率を変化させるほどの放射性 物質の移動は起きなかったと考えられる。



図 7.3-1 火災前後、火災から 10 ヶ月後の空間線量率分布の比較(赤線は焼損範囲) Google Earth, ©2018 ZENRIN.



山火事前後の双葉町側十万山登山道および町境界稜線沿いの空間線量率(赤:平成29年3月7日、青:平成29年6月6日、緑:平成30年3月13日に測定)

図 7.3-2 空間線量率の変化

7.3.4 今後の課題

山域における放射線の発生源は、森林内で放射性セシウムが沈着・残留した地表面やリタ 一層(Koarashi et al., 2012)³⁴⁾と考えられる。そのため、空間線量率は、測定地点の地表 面やリター層の大きな変化(土壌の移動を伴うような大きな場の変化)により線量率が変動 する可能性があることから、斜面からの流出挙動などを観測し、線量率変化の可能性を調べ ていく。

7.4 林床動態

7.4.1 目的

2017 年 4 月下旬から 5 月上旬にかけて浪江町井出地区の帰還困難区域内で発生した林野 火災について、延焼による土壌およびそれに伴う放射性セシウム流出量の増大のおそれが あったため、延焼跡地および非延焼地における放射性セシウム分布状況および流出状況の 調査を実施した。本項ではそれらに基づく林床動態についての調査結果を述べる。

7.4.2 手法

調査地は、東京電力福島第一原発の約 10 km 西に位置する帰還困難区域内の山林(十万山 山域)である。空間線量率はおおむね1.0-1.9 µSv h⁻¹であり、福島第一原発から北西方向 に延びる空間線量率が比較的高い地域から外れた南西側に位置する(図 7.4-1)。放射性セ シウム分布状況に係る試料採取は、標高 400 m 程度の山地森林の尾根部(十万山頂上付近) および延焼範囲の南縁を西から東に流れる渓流(七日澤)沿いの森林斜面にて実施した(図 7.4-2)。尾根部にはアカマツ林およびコナラを主体とする落葉広葉樹林(コナラ林)が分布 し、渓流沿いにはスギ人工林が分布する。各林分の延焼跡地と非延焼地において、樹皮およ び一定面積(10×10 cm もしくは 20×40 cm) でリターを採取するとともに、深度約 20 cm までの土壌を直径5 cmのライナー採土器にて採取した。樹皮は、延焼跡地のアカマツ、コ ナラおよびスギ立木を対象として、炭化した樹皮および非炭化の樹皮を同一立木から採取 した。リターおよび土壌試料は、各林分にて約20m四方の範囲に5m間隔のグリッドを設 定し、林分当たり 15-20 試料を採取した。リター採取では、炭化の有無に基づいて、火災時 に存在したリター (全体もしくは一部が炭化)と火災後に堆積したリター (炭化しておらず、 すすが付着していない)を区別した。土壌層は、ライナー採土器で採取した土壌試料の全量 を室内にて十分に混合後、必要量を分取した。試料採取は 2017 年 6 月から 11 月にかけて 実施した(表 7.4-1)。



図 7.4-1 航空機モニタリングによる調査地周辺の空間線量率(2016 年 11 月 18 日時点) 空間線量率の分布図は「放射線量等分布マップ拡大サイト/地理院地図」を使用。延焼範 囲は、林野庁関東森林管理局磐城森林管理署による。



図 7.4-2 調査位置図

地形図は国土地理院の地理院地図電子国土 Web¹⁹²⁾、土地利用図は日本域高解像度土地利用 土地被覆図 ver. 16.09(宇宙航空研究開発機構地球観測研究センター、2016、@JAXA)¹⁹³⁾を 使用。左上の空間線量率の分布図は図 7.2-1 に同じ。延焼範囲は図 7.4-1 に同じ。 採取試料の乾燥などの前処理後、試料を撹拌し必要量を分取し、Ge 検出器により¹³⁷Cs 濃 度(Bq kg⁻¹)を測定した。得られた¹³⁷Cs 濃度は 2017 年 10 月 1 日に減衰補正した。樹皮に ついては、樹皮の¹³⁷Cs 濃度を土壌の¹³⁷Cs 沈着量(インベントリ)で規格化した¹³⁷Cs 濃度 (面移行係数; m² kg⁻¹)を算出した。リターおよび土壌層の¹³⁷Cs 沈着量(Bq m⁻²)は、試料 の採取面積、重量および¹³⁷Cs 濃度から算出した。

放射性セシウムの流出観測は、七日沢沿いの北向き斜面に設定した観測プロットで実施 した(図7.4-3)。斜面傾斜は約30度である。プロット端部に設置した回収箱に流入した 流出物(土壌、リター)を2017年6月から降雪直前の12月下旬まで月1回の頻度で回収す るとともに(表7.4-1)、林床の写真画像の解析から林床被覆率を算出した。林床被覆率は、 林床に10 cm四方のグリッドを設定し、グリッド交点における林床被覆(リターおよびササ などの下層植生)の有無を写真画像にて識別し算出した。¹³⁷Cs流出量(Bq m⁻²)は、流出物 の乾燥重量と¹³⁷Cs濃度および観測プロットの面積から算出した。¹³⁷Cs流出率は、観測プロ ット近傍の¹³⁷Cs沈着量に対する¹³⁷Cs流出量の百分率とした。



図 7.4-3 七日沢沿いのスギ林に設置した観測プロット

表 7.4-1 試料採取日

試料 樹皮(延焼跡地、非延焼地)			試料の採取日 ・2017年 6月(アカマツ林、コナラ林、スギ林)	
リター及び 堆積有機質層	延焼 跡地	火災時のリター	・2017年10月(アカマツ林、コナラ林)、2017年11月(スギ林)	
		火災後のリター	・2017年 6月(アカマツ林、コナラ林、スギ林)、2017年10月(アカマツ、コナラ林)、2017年11月(スギ林)	
	非延焼地のリター		-2017年6月(スギ林)、2017年8月(アカマツ林、コナラ林) -2017年10月(アカマツ林、コナラ林)、2017年11月(スギ林)	
土壤層(延焼跡地、非延焼地)			・2017年 6月(アカマツ林、コナラ林、スギ林)、2017年10月(アカマツ林、コナラ林)、2017年11月(スギ林)	
流出観測(延焼跡地、非延焼地)		也)	- 観測開始:2017年6月19日 - 流出物の回収:2017年7月19日、8月22日、9月19日、10月18日、11月20日、12月19日	

7.4.3 結果および考察

(1) 樹皮

樹皮の¹³⁷Cs に関する面移行係数は、個々の立木や林分で比較すると傾向が認められない (図 7.4-4、左上表)。これは、立木により延焼の程度が異なること、初期沈着の状況が立 木および樹皮の採取部で異なることを反映していると推定される。このため、採取した試料 を樹種に関わらず非延焼部と延焼部の樹皮に区分し、採取地における初期沈着量の差異を 除去するために土壌¹³⁷Cs 沈着量で規格化した樹皮¹³⁷Cs 濃度(面移行係数)で比較した。そ の結果、非延焼部の樹皮で低い範囲、延焼部の樹皮で相対的に高い範囲に面移行係数が分布 する傾向にあるものの(図 7.4-4 左下グラフ)、非延焼部と延焼部の樹皮の面移行係数の分 布範囲が重複しており、かつ統計的検定で有意差が見いだせないことから、樹皮については 延焼で¹³⁷Cs 分布状況に変化が生じたとは言い難い。



図 7.4-4 樹皮の¹³⁷Cs 濃度および面移行係数

図中のNは試料総数を示す。

右写真) 延焼跡地の立木における非延焼の樹皮と延焼した樹皮(炭化し黒色を呈する)

(2) リターおよび堆積有機質層

リター層および堆積有機質層の¹³⁷Cs 濃度は、火災後に堆積したリターで最も低く、次に 非延焼地、火災時のリターが最も高い濃度となった(図7.4-5 左図)。火災時のリターでは、 延焼で¹³⁷Cs の濃集が生じ、濃度が高くなったと推定される。延焼跡地では、いずれの林分 でもリター層および下層植生が焼損し大部分が失われている。そのため、火災後に堆積した リターで濃度が最も低いことは、リターフォールの¹³⁷Cs 濃度が経年変化により低下する傾 向(Teramage et al., 2014¹⁹⁴⁾; Kato et al., 2017¹⁷²⁾ など)の反映と考えられる。また、 非延焼地や火災後に堆積したリターと比較して火災時のリターで濃度の変動幅が大きいこ とは、延焼の程度が地点で異なることを示唆する。リター層および堆積有機質層の¹³⁷Cs 沈 着量は、いずれの林分も火災後に堆積したリターで最も低い傾向を示す(図 7.4-5 右図)。 アカマツ林とコナラ林に関しては、非延焼地と火災時リターの沈着量の分布範囲が重複し ており、統計的検定により有意差が見いだせないことから、延焼による沈着量の変化がある とは言い難い。スギ林については、非延焼地における¹³⁷Cs 沈着量の変動幅が著しく大きく、 かつ延焼跡地に残存する火災時のリター(炭化したリターなど)がごくわずかであるため、 ¹³⁷Cs 沈着量の変化を検討することは困難である(図 7.4-5 右図、図 7.4-6)。ただし、スギ 林の延焼跡地では、非延焼地に見られるようなリター層や下層植生による林床被覆がなく 土壌層およびスギ細根が露出しており、火災時にそれらが焼損し、消火放水もしくは火災後 の降雨で流出したと考えられる。そのため、延焼跡地のリター¹³⁷Cs 沈着量(3-15 kBq m⁻²; 延焼跡地における¹³⁷Cs 沈着量の 1.5-5.8%、図 7.4-6)に相当する量が、火災時あるいは火 災後に減少したと推定することができる。



図 7.4-5 リターおよび堆積有機質層の¹³⁷Cs 濃度(左)および¹³⁷Cs 沈着量(右) 図中のNは試料総数を示す。



(3) 土壌層

土壌層の¹³⁷Cs 濃度と¹³⁷Cs 沈着量は、延焼跡地と非延焼地を比較した場合、アカマツ林、 コナラ林およびスギ林の各林分について明瞭な差は認められず、統計的検定においても有 意差は見いだせない(図 7.4-7)。このため、土壌層に関して地表下 20 cm もしくは 30 cm 程度までの全体を見た場合には、林野火災による¹³⁷Cs 分布状況の変化は見いだせない。



(4) 流出観測

渓流沿いのスギ林における延焼跡地の林床は、火災約2ヶ月後の状況において、リター層 が焼失し、花崗岩礫、炭化した枝や樹皮が林床に散在しており(図7.4-8 左図)、火災後に 成長した草本類とササはごくわずかであった。また、テラセット(階段状微地形)が発達す るものの、リルやガリーといった線状の侵食微地形は確認できず、土壌層およびスギ細根層 が露出する状況であった(図 7.4-8 左図)。同スギ林における非延焼地の林床は、火災約 2 ヶ月後の状況において、厚さ 4-7 cm のリター層が存在し、下層植生の発達は認められない ものの、林床被覆があるため土壌層の露出は確認できない。

スギ林延焼地における林床の被覆状況について、流出観測と同様に 6 月下旬から同年 12 月下旬まで観察したところ、7 月下旬から 9 月下旬にかけて下層植生の回復が見られたもの の、10 月下旬以降には下層植生が枯れる一方で、スギリターの堆積により林床被覆が回復 している状況が確認された。林床被覆率で見ると、10 月下旬までは 10% 台だが、11 月下旬 以降は 50% 台にまで回復している(図 7.4-9 上図)。

延焼跡地および非延焼地の森林斜面における流出物量(g m⁻²)は相対的に延焼跡地で多 く、非延焼地で少ない傾向にあり、流出物量で約10倍程度の差異がある(図 7.4-9 中図)。 ¹³⁷Cs 流出量(g m⁻²)は、延焼跡地と非延焼地の¹³⁷Cs 濃度の差異が小さいことを反映して、 流出物量の増減に合わせて変動しており、¹³⁷Cs 流出量で約13倍の差異がある(図 7.4-9下 図)。流出物量と¹³⁷Cs 流出量は、観測期間においていずれも降雨強度の増減と調和的な変動 を示す。林床の被覆率の回復とともに流出量の低下が期待されたものの、延焼跡地の被覆率 が 50%台に回復した 11 月下旬においても、延焼跡地と非延焼地における流出量は依然とし て隔たりがある。



図 7.4-8 スギ林における森林斜面の状況 延焼跡地(左)、非延焼地(右)。写真はいずれも 2017 年 6 月 26 日撮影。



赤のマーカーは延焼跡地、青のマーカーは非延焼地、棒グラフは降雨強度を示す。

上記観測データおよび観測プロット近傍における林床の¹³⁷Cs 沈着量から¹³⁷Cs 流出率を 算出した結果、6月下旬から12月下旬の観測期間あたりで約2.6%と見積もられる(表7.4-2)。既存の¹³⁷Cs 流出観測では(錦織ほか、2015²³⁾; Yoshimura et al., 2015⁹⁸⁾; Niizato et al., 2016⁹⁾;新里、2018¹⁹⁵⁾)、年間あたりの¹³⁷Cs 流出率は0.05-3.7%と見積もられている。 それらと比較すると延焼跡地における流出率は、高い部類に入るものの既存の観測結果の 範囲内と言える。このため、延焼に伴う林床状況の変化により、放射性セシウム流出量や流 出率が大幅に増加するとは言い難い。

観測プロット	¹³⁷ Cs 沈着量 (プロット周辺) (Bq m ⁻²)	流出物(観測期	流出物(観測期間、2017年6月19日~12月19日)		
		乾燥重量 (g m ⁻²)	¹³⁷ Cs 流出量 (Bq m ⁻²)	流出率 (%)	
延焼跡地 (被覆率 16-58 %)	416k	348	10,738	2.58	
非延焼地 (被覆率 90−92 %)	547k	18	805	0.15	
延焼域/非延焼域	-	19	13	_	

表 7.4-2 観測期間あたり(2017 年 6 月から 12 月)の流出量および¹³⁷Cs 流出率

7.4.4 今後の課題

林野火災の鎮火約 2 か月後から実施した放射性セシウムの分布状況に関わる調査および 森林斜面における放射性セシウム流出観測の結果、以下が明らかとなった。

- ・樹皮は延焼により炭化が確認されたものの、土壌¹³⁷Cs 沈着量で規格化した樹皮の¹³⁷Cs 濃度(面移行係数)は、延焼部と非延焼部で差異は見いだせない。
- ・リター層および堆積有機質層は延焼で¹³⁷Cs 濃度が増加したが、¹³⁷Cs 沈着量に変化はない。
- ・渓流沿いに分布するスギ林ではリター層が失われ、ほぼすべてが火災時もしくはその直後の降雨により流出したと推定される。
- ・隣接地する非延焼地と同様のリター層が延焼跡地に存在していたと仮定すると、3-15 kBq m⁻² の¹³⁷Cs(延焼跡地における¹³⁷Cs沈着量の1.5-5.8%)が火災時もしくはその直 後に流出したと算出される。
- ・土壌層は、いずれの s 林分においても¹³⁷Cs 沈着量に変化はない。
- ・延焼跡地の流出物量および¹³⁷Cs 流出量は、火災 2 か月後から約半年間実施した観測の 結果、非延焼地の約 13 倍であった。
- ・延焼跡地における¹³⁷Cs 流出率は 2.6%と算出され、既往の観測データで高い部類となる ものの既往の観測データの範囲内であり、大幅な流出率の増加は認められなかった。
- ・延焼跡地の林床被覆率は2017年11月下旬において50%台に回復したものの、非延焼地の流出率とは依然として隔たりがある。
- ・以上の結果は、本調査で対象とした林野火災では、林床を被覆するリター層や下層植生の焼損が¹³⁷Cs分布や流出状況の変化に係る主な要因であり、林床被覆の回復を促進する 環境整備が流出抑制において重要と考えられる。

今後の課題として、林床被覆の回復に伴う流出状況の追跡モニタリングにより、火災影響 の継続期間を推定することおよび火災により変化したと見込まれる放射性セシウムの存在 形態が今後の森林内における移行挙動へ及ぼす影響を見積もることが、長期的な放射性セ シウム動態を考えるうえで重要と考えられる。

7.5 山林火災による下流域への流出影響評価

7.5.1 目的

2017 年 4 月に発災した浪江町十万山の山林火災は帰還困難区域内における事象であるこ とから、周辺地域への放射性セシウムの飛散・流出が懸念された。特に、浪江町市街は前月 に避難指示が解除された直後であったため、帰還された住民の方々が居住する生活圏への 放射線影響が危惧される。

原子力機構では発災前から浪江町と双葉町を流下する二級河川、請戸川と前田川につい て、放射性セシウムの環境動態調査を実施していたところである。そのため、発災直後から 火災影響評価にかかる調査を実施するとともに、発災前の調査結果との比較から山林火災 による下流域への流出影響評価を実施した。また、十万山麓にある2箇所の貯水池(石熊砂 防ダム、白砂子ため池)で追加調査を実施し、貯水池底質への蓄積状況についても検討した。

7.5.2 手法

調査地を図 7.5-1 に示す。河川調査は、十万山からの流出河川が合流する請戸川支川高瀬 川 TAKR-3 地点および前田川 MAER-6 地点で実施した。TAKR-3 地点は 2017 年 3 月に避難指示 が解除された地域内にある。一方、MAER-6 地点は帰還困難区域内であるが、2017 年 9 月に 「特定復興再生拠点区域」として認定され、5 年以内の避難指示解除が目指されている地域 内にある。貯水池調査は、十万山麓の帰還困難区域内に位置する石熊砂防ダム・白砂子ため 池で実施した。両貯水池からの流出河川はそれぞれ数 km 下流で前田川・高瀬川に合流する。



図 7.5-1 調査地と十万山の位置図

河川調査では、(1)河川水中の放射性セシウム濃度、(2)河川敷の空間線量率、(3)河川敷 の放射性セシウム濃度深さ分布の3項目を実施した。以下に各項目の実施内容を記す。

(1) 河川水中の放射性セシウム濃度

平水時に、橋上よりバケツとロープを用いて河川水 20 L を採取した。採取頻度 は、発災前は月1回、発災後は月2回とした。また、2016年と 2017年の出水時に も試料を採取した(各3回)。採取試料はメンブレンフィルタ(孔径0.45 µm)を用いて懸濁成分と溶存成分に分離した。フィルタ上の懸濁成分は90℃で90分間乾燥し秤量した。溶存成分は亜鉛置換体プルシアンブルー担持不織布カートリッジ (Yasutaka et al., 2015)⁶⁹⁾を用いてセシウムを濃縮した。フィルタ試料とカート リッジ試料は Ge 検出器を用いて¹³⁷Cs 濃度を定量した。

(2) 河川敷の空間線量率

河川敷において、流向に垂直となる方向に5本の測線を設定した。測線間隔は約 10 m である。ガンマプロッタH (Mimura et al., 2012)⁷⁵⁾を用いて、地上1 m 高さ の空間線量率を測線上に1-2 m 間隔で測定し、GPS で取得した位置情報と合わせて 記録した。測定頻度は1-2 か月に1回とした。

(3) 河川敷の放射性セシウム濃度深さ分布

スクレーパープレートを用いて河川敷土壌を1 cm間隔で深さ30 cmまで採取し、 Ge 検出器を用いて¹³⁷Cs 濃度を定量した。試料採取は2016年11月-2017年1月(発 災前)および2017年11月-2018年1月(発災後)に実施した。

貯水池調査は2017年9月に実施した。貯水池の流入部および池心にて不攪乱柱状採泥器 を用いて7-20cmのコア試料を採取した。試料は1 cm間隔で分割し、Ge検出器を用いて¹³⁷Cs 濃度を定量した。また、流出部で池水20 Lを採取し、上記河川水と同様に懸濁態および溶 存態¹³⁷Cs 濃度を定量した。

7.5.3 結果および考察

高瀬川および前田川における平水時の河川水中¹³⁷Cs 濃度の経時変化を、図 7.5-2 および 図 7.5-3 に示す。両河川とも、懸濁態・溶存態ともにある程度の変動範囲をもって推移して おり、溶存態¹³⁷Cs 濃度については季節変動が観察された(3.3 節参照)。火災直後(2017 年 5 月 10 日採水)に顕著な濃度増加は観察されなかったことから、初期流出によって下流河 川の¹³⁷Cs 濃度に影響を及ぼしたとは考えにくい。また、火災前後において¹³⁷Cs 濃度に有意 差がなかったことから、高¹³⁷Cs 濃度物質が継続流出していないことが確認された。出水時 の懸濁態¹³⁷Cs 濃度(表 7.5-1)からも同様のことが言える。



図 7.5-2 高瀬川における平水時の河川水中¹³⁷Cs 濃度(上:懸濁態、下:溶存態)



図 7.5-3 前田川における平水時の河川水中¹³⁷Cs 濃度(上:懸濁態、下:溶存態)

表 7.5-1 高瀬川および前田川における出水時の懸濁態¹³⁷Cs 濃度(単位: Bq kg⁻¹)

観測年	高瀬川	前田川
2016 年	$3.7 \pm 1.2 (n = 3)$	$50 \pm 14 \ (n = 3)$
2017 年	3.2 ± 1.8 (<i>n</i> = 3)	$54 \pm 20 (n = 3)$

高瀬川および前田川における河川敷の空間線量率分布の経時変化を図 7.5-4 および 7.5-5 に示す。火災前の 2017 年 3 月と火災直後の 2017 年 5 月で空間線量率分布に差異は認められず、火災時のダストによる放射性セシウム飛散は生活圏に影響を及ぼさなかったことが
分かる。また、以降 2017 年 11 月まで空間線量率の上昇が認められなかったことから、出水 イベントによる影響もほとんどなかったと考えられる。調査河川敷での¹³⁷Cs 濃度の深さ分 布の変化を図 7.5-6 および図 7.5-7 に示す。両河川敷とも¹³⁷Cs 濃度の深さ分布傾向は火災 前後にほとんど変化しておらず、火災による堆積土砂の¹³⁷Cs 濃度増加、堆積土砂量増加は なかったと見なされる。



図7.5-4 高瀬川における河川敷の空間線量率 Google Earth, ©2018 ZENRIN



図7.5-5 前田川における河川敷の空間線量率 Google Earth, ©2018 ZENRIN





図 7.5-7 前田川における河川敷の¹³⁷Cs 濃度深さ分布 (左:2016 年 11 月 17 日時点、右:2018 年 1 月 9 日時点)

前述の結果から、山林火災による下流域の生活圏には放射性セシウムの流出影響がなかったことが確認された。そこで、下流途中に位置する貯水池への蓄積可能性についての調査結果を記す。石熊砂防ダムおよび白砂子ため池の観測結果を図 7.5-8 および図 7.5-9 に示す。石熊砂防ダムでは池心が堆積しやすい環境にあり、震災後の¹³⁷Cs 堆積履歴が 20 cm 以深まで観察された。十万山火災の延焼地はほとんどが石熊砂防ダム流域にあり、山林火災による流出影響が観察しやすいと考えられるが、池心における¹³⁷Cs 濃度の深さ分布からは濃度ピークが認められず、流出影響はほとんどなかったと考えられる。白砂子ため池では砂質で低¹³⁷Cs 濃度の厚い土砂堆積が見られる流入部と泥質で高¹³⁷Cs 濃度の薄い堆積が見られる池心部があるが、流出影響を特定することはできていない。



図 7.5-8 石熊砂防ダムにおける底質の¹³⁷Cs 濃度深さ分布(左:流入部、右:池心部) Google earth, ©2017 ZENRIN



図 7.5-9 白砂子ため池における底質の¹³⁷Cs 濃度深さ分布(左:流入部、右:池心部) Google earth, ©2017 ZENRIN.

7.5.4 今後の課題

本調査結果から、(1)林野火災による放射性セシウムの流出量が多くなかった、あるいは、 (2)流出物の¹³⁷Cs 濃度がそれほど高くなかった、の2つの推論が挙げられた。しかし、7.4 節の調査結果から、火災跡地の¹³⁷Cs 流出率は非延焼地の約13 倍であり、また、流出物の ¹³⁷Cs 濃度が高くなっていることが確認されている。これは(1)・(2) どちらも否定するもの であり、(3)流域に対する延焼面積の割合が小さかった(<10%)、という結論に達する。すな わち、今回の火災は偶然に下流域への流出影響が小さかったもので、今後も同様の結果にな るとは考えられない。7.4 節で得られた結果をもとに、今後の火災時に下流への影響を定量 評価できるシステムを構築することが急務と考えられる。

8. 包括的評価システム

8.1 概要

事故後、環境中に放射性物質が広く分布した。事故後から現在に至るまで、環境中に放出 された放射性物質のうち特に放射性セシウムの分布やそれによる空間線量などの情報を幅 広く取得してきた(放射性物質の分布状況等に関する調査)¹⁹⁶⁾。

一方、特に地表に沈着したセシウムの大半が未除染の森林に存在することから、主に雨水 による林床の侵食による懸濁態の移動と河川敷などへの蓄積による空間線量への影響(外 部被ばくの観点)や、森林からの溶存態の流出による農林水産物への影響(内部被ばくの観 点)に着目して、調査・評価を行う環境動態研究を進めてきた。これらは、現状までに生じ ている現象を理解し、メカニズムを解明し、これらの成果に基づく現象論モデルを構築して シミュレーションにより再現性を確認した上で、データのないところを推定により補完し、 あるいは時間的な変化の推定を行うことを目的としている。このような現象論モデルは、統 計的モデルでは取り扱うことのできない急激な事象(例えば、台風など)を取り扱うことが できること、仮想的なケーススタディが可能であることにより、放射性セシウム動態に影響 を及ぼす主要な因子の推定や、除染などの対策の有効性の確認に応用可能であるといった 利点がある。

原子力機構は、科学的な裏付けに基づいた情報を適時適切に提供する「福島の環境回復に 関わる包括的評価システム」(以下、包括的評価システム)の整備に取り組んできた(齊藤 ほか、2018)¹⁹⁷⁾。このシステムは、自らが取得したデータだけでなく、関係省庁や福島県な ど自治体がモニタリングなどにより取得した公開データを収集・整理する①「環境モニタリ ングデータベース」、これらのデータおよび既存または独自開発した解析モデルを用いて事 故後の状況の再現や将来予測を行うことを目的とした解析を行う②「統合解析支援環境」、 および調査研究で得た知見を一般の方々にも理解できるよう公開する③「環境回復知識ベ ース」から成る(齊藤ほか、2018)¹⁹⁷⁾。

具体的には、放射性物質の分布状況等調査で得られた情報を中心に国、自治体、東京電力 で取得されてきた環境中でのセシウムの沈着分布や空間線量率の分布の情報を取りまとめ、 ①「環境モニタリングデータベース」として「放射性物質モニタリングデータの情報公開サ イト」を整備・公開してきた(https://emdb.jaea.go.jp/)。2016 年 5 月より環境動態研究 で得られた情報もこのデータベースに登録を開始した。

このデータベースは事故当初から現在に至るまでの情報を取りまとめたものであるが、 2017 年 4 月までに帰還困難区域を除きほとんどの自治体で避難指示が解除されており、今 後は住民の帰還促進に役立つ情報提供が求められる。そのためにはこれまで蓄積されてき たデータを基に将来を推測する手法を開発し、様々なケーススタディを行い対策検討など 行っていく必要がある。このような目的のため、解析的研究の成果の閲覧や解析モデルによ る予測が実行可能な環境である②「統合解析支援環境」の整備を進めている。このうち、開 発した解析モデルやそれらを用いたケーススタディによる解析的研究の成果を整理した 「解析事例サイト」(https://simu. jaea.go. jp/simulation/)を2019年3月に公開した。

また、③「環境回復知識ベース」として、調査研究で得られた知見を Q&A 形式で整理し、 住民が知りたい様々な質問への回答を、根拠情報まで含めてわかりやすく示した「根拠情報 Q&A サイト」(https://fukushima. jaea. go. jp/QA/)を整備し公開している(2016 年 3 月公 開、2018 年 3 月改装)。

以上の三つのサイトは、過去・現在・将来における放射性セシウムの濃度やそれによる空 間線量率の情報を体系的に整理したものであり、総称して「福島総合環境情報サイト」とし て公開している(2019年3月;図8.1-1)。このサイトとともに、解析モデルによる予測が 実行可能なツールを整備し提供することにより、モニタリングや調査による実データ、解析 モデルによる推定、それら両者から導かれる結果を、科学的な根拠に基づいた情報として随 時更新・提示することができ、避難指示解除や帰還に関する自治体の計画立案、被ばく低減 のための合理的な安全対策の検討に役立てることができる。



図 8.1-1 包括的評価システム概念図

包括的評価システムのうち、Web を介した情報公開コンテンツ(赤枠内)を総称し「福島 総合環境情報サイト」として公開している。

8.2 環境モニタリングデータベース

福島第一原子力発電所の事故以降、国や県、大学、その他の研究所など、多くの機関がそ れぞれ放射性物質濃度や空間線量率の分布、生物中濃度などを調査してきた。これらにより 多くのデータが取得されてきた半面、調査研究の実施主体が多岐に渡ることにより、利用者 (研究者)が求めるデータがどこにあるのか分かりにくい、データフォーマットが統一され ておらず利用性に欠けるなどの問題もあった。「放射性物質モニタリングデータの情報公開 サイト」(https://emdb. jaea. go. jp/emdb/)では、これらの状況を鑑み、原子力機構内外で 取得された空間線量率の測定結果や陸域土壌の表面および土壌中濃度、海域や河川域の水 中濃度や底土中濃度、地下水や食品の濃度などを収集・整理し、統一的なフォーマット(UTF- 8 または Shift-JIS の CSV 形式) で公開するとともに、利用者が直観的に状況を把握できる よう可視化している。図 8.2-1 は、環境モニタリングデータベース上にて、航空機モニタリ ングによる空間線量率の調査結果を表示した例である。このように、時系列ごとに可視化し た画像を見られるとともに、各図を拡大表示することも可能である。

また、前述の通り、原子力機構の環境動態研究(森林調査、河川調査、ダム調査、河口域 調査)で得られた情報も合わせて登録・公開している。



図 8.2-1 環境モニタリングデータベースの表示例 (航空機による空間線量率の測定結果)

8.3 統合解析支援環境(解析事例サイト)

8.3.1 概要

原子力機構では様々な解析的研究を実施し、環境中のセシウムの挙動や空間線量率評価 などを行う解析モデルを開発している(6章参照)。統合解析支援環境は、原子力機構によ る解析的研究の成果とともに、開発した解析モデルを利用できる環境を提供することによ り、利用者(主に自治体を想定)の求める条件に応じた解析を実施可能とし、意思決定に資 するためのものとして構想されている。ここで、モデル計算に基づく解析結果には、モデル や入力データに付随する不確実性や誤差幅などが内在するため、それらと合わせて解析結 果を提示する必要がある。そのため、解析に基づく成果を不確実性などの情報とセットで取 りまとめ、「解析事例サイト」として公開した(https://simu.jaea.go.jp/simulation/)。

解析事例サイトでは、解析的研究による成果を大きく三つのカテゴリに区分けし、個々の 成果を提示することとした(表 8.3-1)。

A) 放射性セシウムは環境中でどういうメカニズムでどのように動いているのか?

- B) 空間線量率や放射性セシウム濃度は、環境の違いによりどのように変化するか?
- C) 空間線量率や放射性セシウム濃度は将来どうなっていくのか?

これらの成果は、後述する「根拠情報 Q&A」(8.4 節参照)と同一形式で整理している(図 8.3-1)。

放射性物質と空間線量率					
全般	環境中で放射性セシウムはどの程度動いているのか。	А			
空間	現時点の知識に基づけば、空間線量率はどのように変化すると想定されるの	С			
線量率	か。				
	平坦な土地において、空間線量率にはどのくらいの範囲の放射性セシウムが	В			
	影響しているのか。				
	地形・地上構造物を考慮した場合、空間線量率はどうなるのか。	В			
	除染方法の違いによって空間線量率はどう低減されるのか。	В			
	除染により特定復興再生拠点の空間線量率はどの程度低減されるのか。	С			
	森林中の放射性セシウムの濃度分布によって、どのように空間線量率が変わ	В			
	るのか。				
	放射性物質の動き(森林)				
森林	放射性セシウムの地下方向への移行はどういうメカニズムによるのか。	А			
内外の					
移動					
森林内	森林における放射性セシウム濃度分布の経時変化はどうなるのか。	С			
の移動					
	放射性物質の動き(河川水系)				
河川での	土壌およびそれに付随する放射性セシウムは事故後どの程度流出したの	А			
移動	か。				
	河川流域のどのような特徴が、放射性セシウム流出量に影響するのか。	А			
	降雨のために水の濁り具合や放射性セシウム濃度はどう変わるのか。	В			
	河川にはどこからどれくらい放射性セシウムが流出してくるのか。	А			
	河川ではどのような場所に放射性セシウムがたまりやすいのか。	А			
	淡水魚に取り込まれる放射性セシウムはどこから来たものか。	А			
ダムでの	ダム湖の放射性セシウムの挙動にはどういう特徴があるのか。	А			
移動					
海での	河川で運ばれた放射性セシウムは海洋でどう動くのか。	А			
移動					

表 8.3-1 解析事例サイトのコンテンツ

右欄のA、B、Cは該当するカテゴリ(前頁)を示す。

Q 淡水魚に取り込まれる放射性セシウムはどこから来たものか。

太田川上流域のインベントリデータなどを用いて、河川中の溶存セシウム濃度や淡水魚のセシウム濃度を計算 しました。これにより、森林落葉層からの寄与だけでなく、落葉の河川への直接流入の寄与を考慮すること で、河川水、淡水魚の実測の濃度低下傾向を表現できる可能性が示されました。

このような汚染源、汚染ルートの特定は将来予測や対策の検討に役立つと期待されます。





図 8.3-1 解析事例サイトの掲載事例

他方で、解析結果に不確実性が内在しても、数年先の状況を推測する必要のある場合には、 利用者自身がケーススタディを実施できるよう、様々な解析モデルが利用できる環境の整 備をすすめている。以下、統合解析支援環境に実装予定の解析モデルについて述べる。

8.3.2 解析モデル

帰還された住民の方々が求める情報として、既存の広域的な将来の空間線量率のマップ だけではなく、特定の場所の空間線量率や、淡水魚の放射性セシウム濃度のように、個別具 体的な情報が必要になると考えられる。現在および将来のある時点における特定地点の情 報を得るためには、7章までに述べてきた環境動態研究の成果に基づき構築されたモデルを 用いて推定する必要がある。このため、数十m×数十mの解像度で各場所での放射性セシウ ムの沈着量や空間線量率を推測できるモデルや、数 km×数 km の平均量となるものの、河川 ごとに農林水産物の濃度を推測できるモデルの開発をすすめている。

ここで、解析結果の精度や妥当性を担保するためには、その入力値や境界条件の精度およ び妥当性も重要な要素となる。そのため、統合解析支援環境においては、各種ツールの入力 値として、環境モニタリングデータベースのデータを利用する枠組みを構築している。

(1) 流域スケールの陸域動態モデル(年平均の動態評価; SACT)

放射性セシウムの沈着量や空間線量率の変化については、放射性セシウムの再分布が主 に土砂に吸着した状態での移動によって支配されることに着目し、そのプロセスを計算す ることができるプログラムで評価することとした。

SACT は、土壌の動きに付随して移動する放射性セシウムの分布の変遷を年平均の降雨量 を用いて解析するモデルである。今後帰還して生活するにあたり、長期にわたりどの程度影 響を受ける見込みか推定したい、といったニーズに対して、放射性セシウムの沈着量の変化 およびそれに基づく空間線量率の変化を地図上に示すことができる(評価単位は 100 m×100 m;図8.3-2)(山口ほか、2013)¹³²⁾。また除染後の蓄積量の変化はどうなるか、と いったニーズについても、特定の場所を選び除染係数を入力することで除染後の蓄積量を 推定することができる。

本解析モデルおよび解析的研究の詳細は6.2節を参照されたい。

(2) 流域スケールの陸域動態モデル(水循環-土砂-¹³⁷Csの動的モデル; GETFLOWS)

前項の SACT は平均的な降雨量を用いて、放射性セシウムの沈着量変化を解析するが、他 方で台風などによる短期的な降雨量変化の影響についても、大雨で林床や河川やダム湖の 底土から放射性セシウムを含む土壌が大量に流出・堆積することはないかといった不安が ある。このような短期的なイベントも考慮できる解析モデルとして、GETFLOWS を用いた検 討も行っている(例えば、Sakuma et al., 2018¹⁵²⁾)。このモデルにより、大規模な降雨な ど、短期的なイベントが生じた際の放射性セシウムの短期的な動きを解析し、降雨の規模に 応じて放射性セシウムがどこに溜まるかなどを推定したい、といったニーズに対して、地図 上にその度合いを示すことができる(評価単位 30 m×30 m (河川沿い)~100 m×100 m (山 奥))。また、降雨の規模に応じて農業用水に利用される河川水の放射性セシウム濃度がどの ように変化するか推定したい、といったニーズに対して、濃度の時間変化をグラフで示すこ とができる。ただし、GETFLOWS は計算量の大きい解析モデルであるため、統合解析支援環 境においては解析を実行させるのではなく、あらかじめ解析した結果を閲覧することがで きるように整備している。

本解析モデルおよび解析的研究の詳細は6.3節を参照されたい。

(3) 農林水産物への移行を考慮した流域動態モデル (CMFW)

農林水産物中の放射性セシウム濃度については、森林内の循環(樹冠、落葉層、土壌層) や林産物への移行、森林から流出した放射性セシウムが河川から河床・河川敷、湖底へ移動 し魚介類へ移行するなど、スケールやメカニズムの異なる広範な現象を考慮する必要があ る。これには、環境中の様々な構成部位を要素(これをコンパートメントと呼ぶ)に分け、 各コンパートメント間の放射性セシウムの移動を移行率や移行係数・濃縮係数といった係 数を乗じて算出する簡便なモデルであるコンパートメントモデルが適している。そこで原 子力機構は、森林モデルと水系モデルを組み合わせた CMFW を開発し、これにより、環境中の様々な要素(樹木や林産物、水産物など)中の放射性セシウム濃度を解析できるようにした(操上ほか、2016)¹⁴⁷⁾。これは、環境中の農林水産物を含む様々な要素の放射性セシウム 濃度の変化傾向を河川ごとに評価したい、といったニーズに対して、おおよそのオーダー評価を行うものである(評価単位 1 km×1 km~10 km×10 km の河川流域)。

本解析モデルおよび解析的研究の詳細は6.7節を参照されたい。

(4) 解析結果の表示

以上の解析結果を分りやすく提示するために、SACT および GETFLOWS については、結果を 地図上に表示し、具体的に知りたい場所の条件(例えば、利用者の居住地や頻繁に出向く場 所の土壤濃度、大雨後の任意の河川における放射性セシウム濃度など)にフォーカスして結 果を見ることができるようにした。また、CMFW では、主要な河川の上流・下流ごとに農林 水産物の放射性セシウム濃度の計算結果(例えば、キノコやアユ等の放射性セシウム濃度な ど)を時系列グラフに示すことで、将来の推定値を参照することができる(図 8.3-3)。

溶存態セシウム動態の影響や実測値の再現性などの課題もあることから、今後これらの モデルは、結果の提示範囲も含めて研究の進展に応じて改善していく。



図 8.3-2 Web ブラウザ上の SACT 解析結果表示例(放射性セシウム濃度)



図 8.3-3 MeD ノブリザエの UMFW 解析結果衣ボ例(槑杯内の放射

8.4 環境回復知識ベース

上記の実測データやそれに基づく知見が住民の帰還やそれに向けた自治体の施策に寄与 するためには、単に報告書や論文で公開されるだけでは不十分であり、それらの成果を分か りやすく公開、説明する環境が必要となる。このため、「根拠情報 Q&A サイト」として、福 島環境動態研究で得られた知見を一問一答形式で整理し、公開している (https://fukushima. jaea. go. jp/QA/)。事故から8年を経た現在、一般の方々も詳しい知 識を得ていることがあり、情報を提供する対象者の知識レベルが従来よりも広がっている と考えられる。そのため、根拠情報 Q&A サイトでは、利用者の知識や興味のレベルを複数の 段階に想定し、平易な用語で質問に対し回答する第1層、やや詳しく図表や写真などを含め て一枚程度のスライド頁で説明する第2層、文章で具体的・詳細な情報を説明する第3層、 およびそれらの根拠となる情報源(学術論文、報告書、官公庁のウェブサイトなど)へのリ ンクを集めた第4層といった階層構造を取っている(図8.4-1)。これにより、利用者の知 識レベルに応じて、求める知見を自ら選択して参照することができ、必要な場合は根拠情報 にまで辿り付く道筋を得ることができる。

1. 経緯

第1層(質問と回答を平易な用語で説明)

	Q3 放射性物質の)動き(森林)	
森林内外の移動			
Q RHRESSAL FALL	地利用場所にどれくらい素貌しているのでし	130-	
私務県東部の民間用規構及び目	回過り主要回用水系では、放射性センタムのう	5. ¹²⁷ Call70%がAMに、次いで目を含む問題に多く <mark>化</mark> る	しています。
RUCHESS		A A KREAK (APPEND)	多考文的一型
(Q1-1-1) 取利性センウムは、由日7	ちからどれくらい 龍田され、海にどれくらい)	自治されているのか。	
Q3-1-2 AH+-6 olt8(11+> 2	ム成出によって、今まで汚染されていなかった	たところが汚染されるのではないか、	
Q3-1-3 ###-5 104911.4 > 7 = 0	を含む花粉が検旋し、人体に影響を及ぼすの。	03 0 s - d-,	
Q3-1-4-(1) #6998 2. A#6-5	し放射性センウムは上砂とともに説出するので	2はないか。<大規模な時前時の説泡>	
Q3-1-4-(2) #15-18-6 2. #H.5-6	し放射性センウムは土砂とともに説出するので	国友いか、<利前及び河川からの説出録>	
Q3-14-00 m19962. AH4-6	し放射性センラムは土砂とともに成出するので	はないか。<土粉中の濃度緑粉変化>	

第2層(やや詳しく図表・写真等で説明)

Q3&4 放射性センウムはどんな土地利用の場所に、どれくらい蓄積しているのか。 編島県東部の阿武隈川流域及び活通り主要同用水系では、放射性センウムのうち¹³⁷Csは70%が森林に、次いで 田をなと思想に多く法者していまた。



転時型数部の主要対応水系 主な主地利用ごとの直接上 ¹³¹ Cs約期次資量						
10101	di [hm?	構 (N)]	11106 01 01 01 02 [184 (8)]			
6H	5,329	(63.7)	920	(70.8)		
B	1,157	(13.8)	160	(12.3)		
農地(IBEH-O)	852	(10.2)	130	(10.0)		
建物用地	457	(55).	68	(52)		
その他用地	147	(1.8)	17	(1.3)		
荒地	152	(1.8)	16	(1.2)		
河川•湖沼	156	(1.9)	11	(0.8)		
幹線交通用地	67	(0.8)	10	(0.8)		
ゴルフ場	47	(0.6)	35	(0.3)		
海浜	1	(0.01)	0.19	(0.01)		



第3層(さらに詳しく具体的・詳細な情報を説明)



図 8.4-1 根拠情報 Q&A サイトの構造

8.5 今後の課題

以上述べてきた三つの要素、すなわち、①環境モニタリングデータベース、②統合解析支 援環境および③環境回復知識ベースを組み合わせて整備することにより、住民や自治体、関 係機関の方々が求める情報を参照し利用できる環境を提供することができ、専門家による 研究成果の解説を、利用者の知りたいレベルに応じて参照できるようになる。さらには、そ の根拠情報(解析に用いた元データや知見の論拠となる学術論文、報告書など)までシステ ム内のリンクを辿って容易に取得することができる。根拠情報も最新となるよう適時更新 され、その更新は他の要素にも反映されていく。

このように、包括的評価システムを整備することにより、利用者の求める様々な情報に、 様々な側面から総合的に答えることができるようになる。加えて、根拠情報には原子力機構 以外の成果も含まれることから、知りたいことがあった場合に初めにここを見る、といった ポータルサイトとしての役割も担うことができる。

今後は、調査研究で得られる最新の知見を反映し、サイト間およびサイト内各項目の連携 を強化して内容を拡充するとともに、利用者からの意見などを踏まえてより使いやすい、よ り分かりやすいシステムへ改善していく。

9. 課題

本報告書では、放射性セシウムの森林、水系、市街地における動態に着目した調査研究の 成果、それらを基にした解析的研究の成果、突発的事象である林野火災の影響を調査した結 果、およびそれらの成果を公開する枠組について取りまとめた。原子力機構の実施してきた 調査研究により、1.3節および表 1.1に記載したような知見が得られているとともに、それ らを公開するための枠組みを検討してきた。

今後、下記のような点に着目して研究を進めていく。

- 森林動態
 - ▶ 樹木中の放射性セシウム濃度に対する樹液の寄与の見積もり
 - ▶ 樹木の放射性セシウム量および樹木各部の濃度に係る経年変化傾向の把握
- 水系動態
 - 流域のインベントリだけでなく、植生の影響も考慮した溶存態放射性セシウムの移行挙動調査
 - ▶ 淡水魚の放射性セシウム濃度が基準値を超えている河川での継続観測
 - ▶ 河床土の各鉱物種の量と放射性セシウム収着量の見積もり
 - 河口・沿岸域の堆積・再移動挙動の定量的解析
- 市街地動態
 - 市街地における空間線量率低減の現象特性と放射性セシウムの挙動との関係
 - ▶ 市街地特有のウェザリング効果の定量的評価
- 解析的研究
 - 現在十分に考慮されていない現象(深度方向への移動、溶存態セシウムの発生起源、温度躍層、堆積物からの溶脱、フロキュレーション)の取入れおよび実測値の再現性の向上
 - 線量率解析の高解像度化
- 林野火災
 - 林床被覆の回復に伴う流出状況の追跡モニタリングにより、火災影響の継続期間を推定
 - 火災により変化したと見込まれる放射性セシウムの存在形態が、今後の森林内における移行挙動へ及ぼす影響の見積もり
- 包括的評価システム
 - ▶ 継続的な新規データ(放射性物質モニタリングデータの情報公開サイト)・知見 (根拠情報 Q&A サイト、解析事例サイト)の追加
 - ▶ 解析的研究の進展に応じた評価モデルの改善(統合解析支援環境)
 - ユーザのニーズに応じた分かりやすい情報発信方法・サイト構成などの改善 (全体)

謝辞

本報告書にまとめた調査・研究を進めるに当たり、福島県、福島県内の各市町村、県内外の関係機関および関係官公庁には多大なご協力を頂きました。

解析的研究にあたり、東日本国際大学・福島復興創世研究所の大西康夫所長(元パシフィ ックノースウェスト国立研究所)には、TODAM および FLESCOT の御提供および技術支援を頂 きました。北海道大学の清水康行教授には Nays2D を御提供頂きました。

なお、7.山林火災のうち、7.4 林床動態は福島県環境創造センター3 機関合同による調査 結果の一部を使用しました。同調査に当たっては、国立環境研究所福島支部および福島県環 境創造センター研究部の関係各位に多大なご尽力を頂きました。

以上、御礼申し上げます。

参考文献

- Kitamura, A., Yamaguchi, M., Kurikami, H., Yui, M., Onishi, Y., Predicting sediment and cesium-137 discharge from catchments in eastern Fukushima, Anthropocene, vol. 5, 2014, pp. 22-31.
- 原子力規制委員会,福島県及びその近隣県における航空機モニタリング(平成29年9月9日~11月16日測定),航空機モニタリングによる空間線量率の測定結果, http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/14000/13500/24/180220_12th_air.pdf (参照:2018年8月7日).
- 原子力規制庁,放射線量等分布マップ拡大サイト https://ramap.jmc.or.jp/map/(参照:2018年9月20日).
- 4)農林水産省,第88次農林水産省統計表(平成24-25年), http://www.library-archive.maff.go.jp/index/200418770_0001(参照:2019年7月10日).
- 5) 宇宙航空研究開発機構,高解像度土地利用土地被覆図ホームページ(日本全域、バージョン 12.08),

http://www.eorc.jaxa.jp/ALOS/lulc/lulc_jindex_v1208.htm (参照:2018年9月20日).

- 6) 気象庁, 過去の気象データ検索, https://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index.php (参照:2019年7月10日).
- 7) 国立天文台編,理科年表(平成 29 年第 90 冊),丸善出版, 2016, 1104p.
- 8) Chino, M., Nakayama, H., Nagai, H., Terada, H., Katata, G., Yamazawa, H., Preliminary Estimation of Release Amounts of ¹³¹I and ¹³⁷Cs Accidentally Discharged from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant into the Atmosphere, Journal of Nuclear Science and Technology, vol. 48, 2011, pp. 1129-1134.
- 9) Niizato, T., Abe, H., Mitachi, K., Sasaki, Y., Ishii, Y., Watanabe, T., Input and output budgets of radiocesium concerning the forest floor in the mountain forest of Fukushima released from the TEPCO's Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident, Journal of Environmental Radioactivity, vol. 161, 2016, pp. 11-21.
- 10) Mahara, Y., Ohta, T., Ogawa, H., Kumata, A., Atmospheric direct uptake and long-term fate of radiocesium in trees after the Fukushima nuclear accident, Scientific Reports, vol. 20, no. 4, 2014, DOI: 10.1038/srep07121.
- 11) Wang, W., Hanai, Y., Takenaka, C., Tomioka, R., Iizuka, K., Ozawa, H., Cesium absorption through bark of Japanese cedar (*Cryptomeria japonica*), Journal of Forest Research, vol.21, no.5, 2016, pp.251-258.

- 12) Kuroda, K., Kagawa, A., Tonosaki, M., Radiocesium concentrations in the bark, sapwood and heartwood of three tree species collected at Fukushima forests half a year after the Fukushima Dai-ichi nuclear accident, Journal of Environmental Radioactivity, vol. 122, 2013, pp. 37-42.
- 13) Kanasashi, T., Sugiura, Y., Takenaka, C., Hijii, N., Umemura, M., Radiocesium distribution in sugi (*Cryptomeria japonica*) in eastern Japan: translocation from needles to pollen, Journal of Environmental Radioactivity, vol. 139, 2015, pp. 398-406.
- 14) 黒田慶子,樹木の組織・構造と水分通道,グリーン・エージ, no. 417, 2008, pp. 36-39.
- 15) Sasaki, Y., Abe, H., Mitachi, K., Watanabe, T., Ishii, Y., Niizato, T., The transfer of radiocesium from the bark to the stemflow of chestnut trees (*Castanea crenata*) contaminated by radionuclides from the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident, Journal of Environmental Radioactivity, vol. 161, 2016, pp. 58-65.
- 16) 伊藤聡美,佐々木祥人,新里忠史,渡辺貴善,三田地 勝昭, コシアブラ若木の地上 部および地下部における放射性セシウム分布, Proceedings of the 20th Workshop on Environmental Radioactivity, 2019(in print).
- 17) 石川奈緒,内田滋夫,田上恵子,放射性セシウムの水田土壌への収着挙動における粘
 土鉱物の影響, Radioisotopes, vol. 56, 2007, pp. 519-528.
- 18) 若松孝志,池田英史,中屋耕,阿部聖哉,佐伯明義,林床被覆が森林斜面における表 面流発生におよぼす影響,水文・水資源学会誌,vol.29,no.2,2016,pp.116-129.
- 19) 渡辺貴善,大山卓也,石井康雄,新里忠史,阿部寛信,三田地勝昭,佐々木祥人,3D レーザースキャナーによる測量から求めた治山ダムへの放射性セシウムの堆積量, Proceedings of the 18th Workshop on Environmental Radioactivity, KEK Proceedings 2017-6, 2017, pp.122-126.
- 20) 林野庁, 平成 27 年度 森林内の放射性物質の分布状況調査結果について, http://warp.da.ndl.go.jp/info:ndljp/pid/11252077/www.rinya.maff.go.jp/j/kaih atu/jittaihaaku/zentai.html (参照: 2019 年 7 月 10 日).
- 21) 梶本卓也,高野勉,齊藤哲,黒田克史,藤原健,小松雅史,川崎達郎,大橋伸太,清 野嘉之,森林生態系における樹木・木材の放射性セシウム分布と動態の調査法,森林 総合研究所研究報告,vol.13, no.3(no.432), 2014, pp. 113-136.
- 22) 国土交通省,水文水質データベース,http://www1.river.go.jp/(参照:2018年8月17日).
- 23) 錦織達啓,伊藤祥子,辻英樹,保高徹生,林誠二,林床被覆の違いが土壌浸食に伴う 放射性セシウムの移動に及ぼす影響,日本森林学会誌,vol.97, no.1, 2015, pp.63-69.

- 24) Wischmeier, W. H., Smith, D. D., Predicting rainfall erosion losses a guide to conservation planning, Agriculture Handbook No. 537, USDA, Washington D.C., 1978, 58p.
- Hillel, D., Introduction to Environmental Soil Physics, Elsevier, 2003, 494p.
- 26) 気象庁, 台風第 18 号等による大雨について, http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/data/bosai/report/2015/20150907/jyun_sok uji20150907-11.pdf (参照:2017年5月9日).
- 27) 福島県, ふくしま森まっぷ, http://www2.wagmap.jp/fukushima-shinrin/Portal (参照: 2018年9月14日).
- 28) Imamura, N., Komatsu, M., Ohashi, S., Hashimoto, S., Kajimoto, T., Kaneko, S., Takano, T., Temporal changes in the radiocesium distribution in forests over the five years after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident, Scientific Reports, vol. 7, 8179, 2017, DOI:10.1038/s41598-017-08261-x.
- 29) 林野庁, 平成 29 年度 森林内の放射性物質の分布状況調査結果について, http://www.rinya.maff.go.jp/j/kaihatu/jyosen/H29_jittaihaaku.html (参照: 2018 年 9 月 12 日).
- 30) Shaw, G., Avila, R., Fesenko, S., Dvornik, A., Zhuchenko, T., Modelling the behaviour of radiocaesium in forest ecosystems, Scott, E. M. (Ed.), Modelling Radioactivity in the Environment, Elsevier Science Publishers, Amsterdam, Chapter 11, 2003, pp. 315-351.
- 31) 原子力規制庁,森林環境中等における放射性セシウムの移行調査,平成26年度東京 電力株式会社福島第一原子力発電所事故に伴う放射性物質の分布データの集約及び移 行モデルの開発事業成果報告書,Part2,pp. 108-143, http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/11000/10921/36/2-1_H26forest.pdf (参照: 2018年11月7日).
- 32) Seaward, M. R. D., Lichens as monitors of radioelements, Monitoring with Lichens: Monitoring Lichens, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 2002, pp. 85-96.
- 33) Nash, T. H., Nutrients, elemental accumulation, and mineral cycling, Lichen Biology, 2008, pp. 236-253.
- 34) Koarashi, J., Atarashi-Andoh, M., Matsunaga, T., Sato, T., Nagao, S., Nagai,
 H., Factors affecting vertical distribution of Fukushima accident-derived radiocesium in soil under different land-use conditions, Science of the Total Environment, vol. 431, 2012, pp. 392-401.

- 35) Adachi, K., Kajino, M., Zaizen, Y., Igarashi, Y., Emission of spherical caesium-bearing particles from an early stage of the Fukushima nuclear accident, Scientific Reports, vol. 3, 2554, 2013, DOI:10.1038/srep02554.
- 36) Abe, Y., Iizawa, Y., Terada, Y., Adachi, K., Igarashi, Y., Nakai, I., Detection of uranium and chemical state analysis of individual radioactive microparticles emitted from the Fukushima nuclear accident using multiple synchrotron radiation X-ray analyses, Analytical Chemistry, vol. 86, no. 17, 2014, pp. 8521-8525.
- 37) Yamaguchi, N., Mitome, M., Akiyama-Hasegawa, K., Asano, M., Adachi, K., Kogure, T., Internal structure of cesium-bearing radioactive microparticles released from Fukushima nuclear power plant, Scientific Reports, vol. 6, 20548, 2016, DOI: 10.1038/srep20548.
- 38) Satou, Y., Sueki, K., Sasa, K., Adachi, K., Igarashi, Y., First successful isolation of radioactive particles from soil near the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant, Anthropocene, vol. 14, 2016, pp. 71-76.
- 39) 小野貴大,飯澤勇信,阿部善也,中井泉,寺田靖子,佐藤志彦,末木啓介,足立 光司,五十嵐康人,福島第一原子力発電所事故により1号機から放出された放射性粒 子の放射光マイクロビームX線分析を用いる化学性状の解明,分析化学,vol.66,no. 4,2017, pp.251-261.
- 40) Dohi, T., Ohmura, Y., Kashiwadani, H., Fujiwara, K., Sakamoto, Y., Iijima, K., Radiocaesium activity concentrations in parmelioid lichens within a 60 km radius of the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant, Journal of Environmental Radioactivity, vol. 146, 2015, pp. 125-133.
- 41) Dohi, T., Application of lichens for the record of Fukushima fallout, -A Potential Indicator for the Estimation of Initial Fallout Amount-, JAEA R&D Review, Japan Atomic Energy Agency, 2016, p. 15, ISSN(PRINT) 2423-9992.
- 42) 文部科学省、文部科学省による放射線量等分布マップ(放射性セシウムの土壌濃度マップ)の作成について、
 https://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/6000/5043/view.html(参照:2019年7月16日).
- 43) 文部科学省,土壌の核種分析結果(セシウム134、137)について, http://www.mext.go.jp/b_menu/shingi/chousa/gijyutu/017/shiryo/__icsFiles/afi eldfile/2011/09/02/1310688_1.pdf (参照:2019年4月16日).
- 44) IAEA, Quantification of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments for Radiological Assessments, IAEA-TECDOC-1616, 2009, 624p.
- 45) 土肥輝美,藤原健壮,菊池直之,萩原大樹,飯島和毅,福島第一原子力発電所周辺の

山域における線量率分布,1;現地調査,日本原子力学会2016年秋の大会予稿集,2016,2J22.

- 46) 国土地理院, 基盤地図情報, http://www.gsi.go.jp/kiban/ (参照:2019年4月16日).
- 47) 宇宙航空研究開発機構, AVNIR-2 高解像度土地利用土地被覆図 2016 年 2 月リリース版 (バージョン 16.02),

http://www.eorc.jaxa.jp/ALOS/lulc/lulc_jindex.htm (参照:2019年4月16日).

- 48)小田好博,土肥輝美,金井塚清一,飯島和毅,福島第一原子力発電所周辺の山域における線量率分布,2;山域調査データ解析,日本原子力学会2016年秋の大会予稿集, 2016,2J23.
- 49) Satou, Y., Sueki, K., Sasa, K., Yoshikawa, H., Nakama, S., Minowa, H., Abe, Y., Nakai, I., Ono, T., Adachi, K., Igarashi, Y., Analysis of two forms of radioactive particles emitted during the early stages of the Fukushima Daiichi Nuclear Power Station accident, Geochemical Journal, vol. 52, no. 2, 2018, pp. 137-143.
- 50) Okumura, T., Yamaguchi, N., Dohi, T., Iijima, K., Kogure, T., Loss of radioactivity in radiocesium-bearing microparticles emitted from the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant by heating, Scientific Reports, vol. 8, 9707, 2018, DOI:10.1038/s41598-018-28087-5.
- 51)田籠久也,石井康雄,金井塚清一,土肥輝美,飯島和毅,環境試料中に存在する放射 性微粒子の単離方法の検討,2017日本放射化学会年会・第61回放射化学討論会,2017, p.152.
- 52) Dohi, T., Tagomori, H., Ohmura, Y., Fujiwara, K., Kanaizuka, S., Iijima, K., Electron microscopic analysis of the radiocaesium micro particles in lichens collected around the Fukushima Dai-ichi NPP, Abstract of 13th International symposium on nuclear and environmental radiochemical analysis(ERA13), 2018, pp. 103-104.
- Hanson, W. C., Fallout radionuclide distribution in lichen communities near Thule, Arctic, Vol. 24, No. 4, 1971, pp. 269-276.
- 54) Sawidis, T., Heinrich, G., Chettri, M. K., Cesium-137 monitoring using lichens from Macedonia, northern Greece, Canadian Journal of Botany, vol.75, no.12, 1997, pp.2216-2223.
- 55) Kogure T., Yamaguchi, N., Segawa, H., Mukai, H., Motai, S., Akiyama-Hasegawa, K., Mitome, M., Hara, T., Yaita, T., Constituent elements and their distribution in the radioactive Cs-bearing silicate glass microparticles released from Fukushima nuclear plant, Microscopy, vol.65, no.5, 2016, pp.451-459.

- 56) Furuki, G., Imoto, J., Ochiai, A., Yamasaki, S., Nanba, K., Ohnuki, T., Grambow, B., Ewing, R. C., Utsunomiya, S., Caesium-rich micro-particles: A window into the meltdown events at the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant, Scientific Reports, vol. 7, 42731, 2017, DOI: 10.1038/srep42731.
- 57) Imoto, J., Ochiai, A., Furuki, G., Suetake, M., Ikehara, R., Horie, K., Takehara, M., Yamasaki, S., Nanba, K., Ohnuki, T., Law, G. T. W., Grambow, B., Ewing, R. C., Utsunomiya, S., Isotopic signature and nano-texture of cesium-rich micro-particles: Release of uranium and fission products from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant, Scientific Reports, vol.7, 5409, 2017, DOI:10.1038/s41598-017-05910-z.
- 58) Ochiai, A., Imoto, J., Suetake, M., Komiya, T., Furuki, G., Ikehara, R., Yamasaki, S., Law, G. T. W., Ohnuki, T., Grambow, B., Ewing, R. C., Utsunomiya, S., Uranium dioxides and debris fragments released to the environment with cesium-rich microparticles from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant, Environmental Science & Technology, vol. 52, no. 5, 2018, pp. 2586-2594.
- 59) Tsuji, H., Yasutaka, T., Kawabe, Y., Onishi, T., Komai, T., Distribution of dissolved and particulate radiocesium concentrations along rivers and the relations between radiocesium concentration and deposition after the nuclear power plant accident in Fukushima, Water Research, vol. 60, 2014, pp. 15-27.
- 60) Shinomiya, Y., Tamai, K., Kobayashi, M., Ohnuki, Y., Shimizu, T., Iida, S., Nobuhiro, T., Sawano, S., Tsuboyama, Y., Hiruta, T., Radioactive cesium discharge in stream water from a small watershed in forested headwaters during a typhoon flood event, Soil Science and Plant Nutrition, vol.60, no.6, 2014, pp. 765-771.
- 61) Tsuji, H., Nishikiori, T., Yasutaka, T., Watanabe, M., Ito, S., Hayashi, S., Behavior of dissolved radiocesium in river water in a forested watershed in Fukushima Prefecture, Journal of Geophysical Research-Biogeosciences, vol. 121, no. 10, 2016, pp. 2588-2599.
- 62) Murakami, M., Ohte, N., Suzuki, T., Ishii, N., Igarashi, Y., Tanoi, K., Biological proliferation of cesium-137 through the detrital food chain in a forest ecosystem in Japan, Scientific Reports, vol.4, 3599, 2014, DOI: 10.1038/srep03599.
- 63) Sakai, M., Gomi, T., Negishi, J.N., Fallout volume and litter type affect ¹³⁷Cs concentration difference in litter between forest and stream environments, Journal of Environmental Radioactivity, vol. 164, 2016, pp. 169–173.

- 64) 文部科学省、第3次航空機モニタリング (平成23年5月31日~7月2日測定),航空機モニタリングによる空間線量率の測定結果, http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/list/362/list-1.html(参照:2018年6月25日).
- 65) 宇宙航空研究開発機構, Advanced land observing satellite, http://www.eorc.jaxa.jp/ALOS/en/index.htm (参照: 2018年6月25日).
- 66) Yoshimura, K., Onda, Y., Sakaguchi, A., Yamamoto, M., Matsuura, Y., An extensive study of the concentrations of particulate/dissolved radiocaesium derived from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident in various river systems and their relationship with catchment inventory, Journal of Environmental Radioactivity, vol. 139, 2015, pp. 370–378.
- 67) Iwagami, S., Tsujimura, M., Onda, Y., Nishino, M., Konuma, R., Abe, Y., Hada, M., Pun, I., Sakaguchi, A., Kondo, H., Yamamoto, M, Miyata, Y., Igarashi, Y., Temporal changes in dissolved ¹³⁷Cs concentrations in groundwater and stream water in Fukushima after the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident, Journal of Environmental Radioactivity, vol. 166, no. 3, 2017, pp. 458-465.
- 68) Smith, J.T., Belova, N.V., Bulgakov, A.A., Comans, R.N.J., Konoplev, A.V., Kudelsky, A.V., Madruga, M.J., Voitsekhovitch, O.V., Zibold, G., The "AQUASCOPE" simplified model for predicting ^{89,90}Sr, ¹³¹I, ^{134,137}Cs in surface water after a large-scale radioactive fallout, Health Physics, vol. 89, no. 6, 2005, pp. 628-644.
- 69) Yasutaka, T., Tsuji, H., Kondo, Y., Suzuki, Y., Takahashi, A., Kawamoto, T., Rapid quantification of radiocesium dissolved in water by using nonwoven fabric cartridge filters impregnated with potassium zinc ferrocyanide, Journal of Nuclear Science and Technology, vol. 52, no. 6, 2015, pp. 792–800.
- 70) Ochiai, S., Ueda, S., Hasegawa, H., Kakiuchi, H., Akata, N., Ohtsuka, Y., Hisamatsu, S., Effects of radiocesium inventory on ¹³⁷Cs concentrations in river waters of Fukushima, Japan, under base-flow conditions, Journal of Environmental Radioactivity, vol. 144, 2015, pp. 86-95.
- 71) Muto, K., Atarashi-Andoh, M., Koarashi, J., Takeuchi, E., Nishimura, S., Tsuduki, K., Matsunaga, T., Sources of ¹³⁷Cs fluvial export from a forest catchment evaluated by stable carbon and nitrogen isotopic characterization of organic matter, Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, vol. 314, 2017, pp. 403-411.
- 72) Koarashi, J., Nishimura, S., Nakanishi, T., Atarashi-Andoh, M, Takeuchi, E., Muto, K., Post-deposition early-phase migration and retention behavior of

radiocesium in a litter-mineral soil system in a Japanese deciduous forest affected by the Fukushima nuclear accident, Chemosphere, vol. 165, 2016, pp. 335-341.

- 73)環境省,東日本大震災の被災地における放射性物質関連の環境モニタリング調査:公共 用水域,http://www.env.go.jp/jishin/monitoring/results_r-pw.html(参照:2019年 7月22日).
- 74) Iwagami, S., Onda, Y., Tsujimura, M., Abe, Y., Contribution of radioactive ¹³⁷Cs discharge by suspended sediment, coarse organic matter, and dissolved fraction from a headwater catchment in Fukushima after the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident, Journal of Environmental Radioactivity, vol. 166, no. 3, 2017, pp. 466-474.
- 75) 三村竜二,環境中における線量率マッピングシステムの開発,日本原子力学会2012年 秋の大会,2012, p. 643.
- 76) Ochiai, S., Ueda, S., Hasegawa, H., Kakiuchi, H., Akata, N., Ohtsuka, Y., Hisamatsu, S., Spatial and temporal changes of ¹³⁷Cs concentrations derived from nuclear power plant accident in river waters in eastern Fukushima, Japan during 2012–2014, Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, vol. 307, no. 3, 2016, pp. 2167–2172.
- 77) Eyrolle-Boyer, F., Boyer, P., Garcia-Sanchez, L., Metivier, J.-M., Onda, Y., De Vismes, A., Cagnat, X., Boulet, B., Cossonnet, C., Behaviour of radiocaesium in coastal rivers of the Fukushima Prefecture (Japan) during conditions of low flow and low turbidity Insight on the possible role of small particles and detrital organic compounds, Journal of Environmental Radioactivity, vol.151, 2016, pp. 328-340.
- 78) Naulier, M., Eyrolle-Boyer, F., Boyer, P., Métivier, J.-M., Onda, Y., Particulate organic matter in rivers of Fukushima: An unexpected carrier phase for radiocesiums, Science of The Total Environment, vol. 579, 2017, pp. 1560-1571.
- 79) Mishra, S., Sahoo, S.K., Bossew, P., Sorimachi, A., Tokonami, S., Vertical migration of radio-caesium derived from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident in undisturbed soils of grassland and forest, Journal of Geochemical Exploration, vol. 169, 2016, pp. 163–186.
- 80) Imamura, N., Komatsu, M., Ohashi, S., Hashimoto, S., Kajimoto, T., Kaneko, S., Takano, T., Temporal changes in the radiocesium distribution in forests over the five years after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident, Scientific Reports, vol.7,8179, 2017, DOI:10.1038/s41598-017-08261-x.

- 81) He, Q., Walling, D. E., Interpreting particle size effects in the adsorption of ¹³⁷Cs and unsupported ²¹⁰Pb by mineral soils and sediments, Journal of Environmental Radioactivity, vol. 30, no. 2, 1996, pp. 117-137.
- 82) Facchinelli, A., Gallini, L., Barberis, E., Magnoni, M., Hursthouse, A.S., The influence of clay mineralogy on the mobility of radiocaesium in upland soils of NW Italy, Journal of Environmental Radioactivity, vol. 56, no. 3, 2001, pp. 299-307.
- 83) Korobova, E.M., Chizhikova, N.P., Distribution and mobility of radiocesium in relation to the clay fraction mineralogy and soil properties in the Iput River floodplain, Eurasian Soil Science, vol. 40, no. 10, 2007, pp. 1062-1075.
- 84) Sawhney, B.L., Potassium and cesium ion selectivity in relation to clay mineral structure, Clays and Clay Minerals, vol. 18, 1970, pp. 47-52.
- 85) Mukai, H., Hatta, T., Kitazawa, H., Yamada, H., Yaita, T., Kogure, T., Speciation of Radioactive Soil Particles in the Fukushima Contaminated Area by IP Autoradiography and Microanalyses, Environmental Science and Technololgy, vol.48, no.22, 2014, pp. 13053-13059.
- 86)日本の地質「東北地方」編集委員会編,日本の地質2東北地方,共立出版,1989, 338p.
- 87) Tanaka, K., Iwatani, H., Sakaguchi, A., Fan, Q., Takahashi, Y., Size-dependent distribution of radiocesium in riverbed sediments and its relevance to the migration of radiocesium in river systems after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident, Journal of Environmental Radioactivity, vol. 139, 2015, pp. 390-397.
- 88) Mukai, H., Hirose, A., Motai, S., Kikuchi, R., Tanoi, K., Nakanishi, T.M., Yaita, T., Kogure, T., Cesium adsorption/desorption behavior of clay minerals considering actual contamination conditions in Fukushima, Scientific Reports, vol. 6, 21543, 2016, DOI: 10.1038/srep21543.
- 89) Allard, B., Ittner, T., Torstenfelt, B., Migration of Trace-Elements into Water-Exposed Natural Fissure Surfaces of Granitic Rock, Chemical Geology, vol. 49, no. 1-3, 1985, pp. 31-42.
- 90) Granizo, N., Missana, T., Mechanisms of cesium sorption onto magnetite, Radiochimica Acta, vol.94, no.9, 2006, pp.671-677.
- 91) Akiba, K., Hashimoto, H., Kanno, T., Distribution Coefficient of Cesium and Cation Exchange Capacity of Minerals and Rocks, Journal of Nuclear Science and Technology, vol. 26, no. 12, 1989, pp. 1130-1135.
- 92) Ohnuki, T., Kozai, N., Adsorption behavior of radioactive cesium by non-mica

minerals, Journal of Nuclear Science and Technology, vol.50, no.4, 2013, pp. 369-375.

- 93) Wentworth, C. K., A Scale of Grade and Class Terms for Clastic Sediments, The Journal of Geology, vol 30, no. 5, 1922, pp. 377-392.
- 94) Konoplev, A., Golosov, V., Laptev, G., Nanba, K., Onda, Y., Takase, T., Wakiyama, Y., Yoshimura, K., Behavior of accidentally released radiocesium in soil-water environment: looking at Fukushima from a Chernobyl perspective, Journal of Environmental Radioactivity, vol. 151, 2016, pp. 568-578.
- 95) 文部科学省,第4次航空機モニタリング (平成23年10月22日~11月5日測定), 航空機モニタリングによる空間線量率の測定結果, https://radioactivity.nsr.go.jp/ja/list/362/list-1.html (参照:2019年7月10日).
- 96) 農林水産省,大柿ダムの放射性セシウムの実態と対策 一請戸川地区の農業復興に向けて一,2016,16p.
- 97) Funaki, H., Yoshimura, K., Sakuma, K., Iri, S., Oda, Y., Evaluation of particulate ¹³⁷Cs discharge from a mountainous forested catchment using reservoir sediments and sinking particles, Journal of Environmental Radioactivity, vol. 189, 2018, pp. 48-56.
- 98) Yoshimura, K., Onda, Y., Kato, H., Evaluation of radiocaesium wash-off by soil erosion from various land using USLE plots, Journal of Environmental Radioactivity, vol. 139, 2015, pp. 362-369.
- 99)林誠二, 辻英樹, 伊藤祥子, 錦織達啓, 保高徹生, 平成 27 年関東・東北豪雨時における河川流域スケールでの放射性 Cs の流出実態, 土木学会論文集 G (環境), vol. 72, no. 7, 2016, pp. Ⅲ_37-Ⅲ_43.
- 100) Otosaka, S., Kobayashi, T., Sedimentation and remobilization of radiocesium in the coastal area of Ibaraki, 70 km south of the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant, Environmental Monitoring and Assessment, vol. 185, no. 7, 2013, pp. 5419-5433.
- 101) Kusakabe, M., Oikawa, S., Takata, H., Misonoo, J., Spatiotemporal distributions of Fukushima-derived radionuclides in nearby marine surface sediments, Biogeoscience, vol. 10, 2013, pp. 5019-5030.
- 102) Black, E. E., Buesseler, K. O., Spatial variability and the fate of cesium in coastal sediments near Fukushima, Japan, Biogeoscience, vol.11, 2014, pp. 5123-5137.
- 103) Ono, T., Ambe, D., Kaeriyama, H., Shigenobu, Y., Fujimoto, K., Sogame, K., Nishimura, N., Fujikawa, T., Morita, T., Watanabe, T., Concentration of ¹³⁴Cs

+ ¹³⁷Cs bonded to the organic fraction of sediments offshore Fukushima, Japan, Geochemical Journal, vol.49, 2015, pp.219-227.

- 104) Tsumune, D., Tsubono, T., Aoyama, M., Hirose, K., Distribution of oceanic ¹³⁷Cs from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant simulated numerically by a regional ocean model, Journal of Environmental Radioactivity, vol. 111, 2012, pp. 100-108.
- 105) Misumi, K., Tsumune, D., Tsubono, T., Tateda, Y., Aoyama, M., Kobayashi, T., Hirose, K., Factors controlling the spatiotemporal variation of ¹³⁷Cs in seabed sediment off the Fukushima coast: implications from numerical simulations, Journal of Environmental Radioactivity, vol. 136, 2014, pp. 218-228.
- 106) Ambe, D., Kaeriyama, H., Shigenobu, Y., Fujimoto, K., Ono, T., Sawada, H., Saito, H., Miki, S., Setou, T., Morita, T., Watanabe, T., Five-minute resolved spatial distribution of radiocesium in sea sediment derived from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant, Journal of Environmental Radioactivity, vol. 138, 2014, pp. 264-275.
- 107) 久保和也,柳沢幸夫,吉岡敏和,高橋浩,浪江及び磐城富岡,地域地質研究報告 5 万分の1地質図幅 浪江及び磐城富岡,新潟(7)第46,47号,通商産業省地質調査所,1994, https://www.gsj.jp/Map/JP/docs/5man_doc/07/07_046-047.htm(参照:2019年7月10日).
- 108) Mii, H., Coastal Geology of Tanabe Bay, The Science Reports of the Tohoku University. Second series, Geology, vol. 34, 1962, pp.1-93, http://hdl.handle.net/10097/00104629(参照:2019年7月10日).
- 109) 星野通平, 大陸棚, 海洋科学基礎講座 7 浅海地質学, 東海大学出版会, 1971, pp. 254-439.
- 110) 宇多高明, 芹沢真澄, 熊田貴之, 加留部亮太, 三浦正寛, 沿岸漂砂量, 波による地形 変化の限界水深および波候特性の関係, 海洋開発論文集, vol. 18, 2002, pp. 803-808.
- 111) Otosaka, S., Kato, Y., Radiocesium derived from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident in seabed sediments: initial deposition and inventories, Environmental Science: Processes and Impacts, vol. 16, 2014, pp. 978-990.
- 112) Tsuruta, T., Harada, H., Misonou, T., Matsuoka, T., Hodotsuka, Y., Horizontal and vertical distributions of ¹³⁷Cs in seabed sediments around the river mouth near Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant, Journal of Oceanography, vol. 73, no. 5, 2017, pp. 547-558.
- 113) 中西貴宏,福島長期環境動態研究(F-TRACE)(3)-河川調査-,2014年版東京電力 (株)福島第一原子力発電所事故に係る廃止措置及び環境回復への原子力機構の取り 組み,日本原子力研究開発機構,2014,pp.76-77.

- 114) Otosaka, S., Processes affecting long-term changes in ¹³⁷Cs concentration in surface sediments off Fukushima, Journal of Oceanography vol.73, no.5, 2017, pp. 559-570.
- 115) Sanada, Y., Torii, T., Aerial radiation monitoring around the Fukushima Daiichi nuclear power plant using an unmanned helicopter, Journal of Environmental Radioactivity, vol.139, 2015, pp.294-299.
- 116) Andoh, M., Nakahara, Y., Tsuda, S., Yoshida, T., Matsuda, N., Takahashi, F., Mikami, S., Kinouchi, N., Sato, T., Tanigaki, M., Takamiya, K., Sato, N., Okumura, R., Uchihori, Y., Saito, K., Measurement of air dose rates over a wide area around the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant through a series of car-borne surveys, Journal of Environmental Radioactivity, vol.139, 2015, pp. 266-280.
- 117) Yoshimura, K., Fujiwara, K., Nakama, S., Applicability of autonomous unmanned helicopter survey of air dose rate in suburban area, Radiation Protection Dosimetry, 2019, ncz116, https://doi.org/10.1093/rpd/ncz116.
- 118) Malins, A., Okumura, M., Machida, M., Takemiya, H., Saito, K., Fields of View for Environmental Radioactivity, Proceedings of the International Symposium on Radiological Issues for Fukushima's Revitalized Future, Kyoto University Research Reactor Institute, 2015, pp. 28-34, https://www.rri.kyoto-u.ac.jp/en (参照: 2019 年 7 月 23 日).
- 119) 日本原子力研究開発機構, 平成 28 年度原子力規制庁委託事業「東京電力株式会社福 島第一原子力発電所事故に伴う放射性物質データの集約及び移行モデルの開発」成果 報告書,

https://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/14000/13159/view.html (参照:2019年7月16日).

 120) 日本原子力研究開発機構, 福島第一原子力発電所事故に係る避難区域等における除 染実証業務報告書, https://fukushima.jaea.go.jp/fukushima/result/entry02.html

(参照:2018年7月16日).

- 121) 中間茂雄, 吉村和也, 藤原健壮, 石川浩康, 飯島和毅, 被覆面の違いによる除染後の空間線量率の変化傾向, Proceedings of 19th Workshop on Environmental Radioactivity, KEK Proceedings 2018-7, 2018, pp. 154-158.
- 122) Kakamu, T., Kanda, H., Tsuji, M., Kobayashi, D., Miyake, M., Hayakawa, T., Katsuda, S., Mori, Y., Okouchi, T., Hazama, A., Fukushima, T., Differences in rates of decrease of environmental radiation dose rates by ground surface property in Fukushima city after the Fukushima Daiichi nuclear power plant

accident, Health Physics, vol. 104, no. 1, 2013, pp. 102-107.

- 123) IAEA, Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and their Remediation: Twenty Years of Experience, Reports of the Chernobyl Forum Experts Group "Environment", IAEA, 2006, 166p.
- 124) Yoshimura, K., Saito, K., Fujiwara, K., Distribution of ¹³⁷Cs on components in urban area four years after the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident, Journal of Environmental Radioactivity, vol. 178-179, 2017, pp. 48-54.
- 125) Mikami, S., Maeyama, T., Hoshide, Y., Sakamoto, R., Sato, S., Okuda, N., Demongeot, S., Gurriaran, R., Uwamino, Y., Kato, H., Fujiwara, M., Sato, T., Takemiya, H., Saito, K., Spatial distributions of radionuclides deposited onto ground soil around the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant and their temporal change until December 2012, Journal of Environmental Radioactivity, vol. 139, 2015, pp. 320-343.
- 126) Yoshimura, K., Estimation of discharge rate of Cs-137 from urbanized catchment based on the decrease in deposition amount on urban components, Proceedings of the 19th Workshop on Environmental Radioactivity, 2018, KEK Proceedings 2018-7, pp. 36-40.
- 127) Morino, Y., Ohara, T., Nishizawa, M., Atmospheric behavior, deposition, and budget of radioactive materials from the Fukushima Daiichi nuclear power plant in March 2011, Geophysical Research Letters, vol. 38, 2011, L00G11.
- 128)小林剛,長谷川進,山口俊平,不織布を用いた水質浄化,土木学会題 53 回年次講演会 要旨集,1998, pp. 424-425.
- 129) ティビーアール株式会社,ひも状ろ材・接触材「モールコード」,中部地域環境技術 シーズ集,

https://www.chubu.meti.go.jp/d21kankyo/seeds/ (参照:2019年7月16日).

130) 雪ヶ谷化学工業株式会社, 水処理用 微生物固定化 PVA 担体 排水処理/下水処理 Y-CUBE®,

https://www.yukilon.co.jp/products/y-cube.html (参照:2018年10月).

- 131) Kurikami, H., Kitamura, A., Yamada, S., Machida, M., Modeling approach to various time and spatial scale environmental issues in Fukushima - related to radioactive cesium migration in aquatic systems -, Proceedings of ICONE-23, 2015, ICONE23-2125.
- 132)山口正秋,前川恵輔,竹内真司,北村哲浩,大西康夫,土砂移動に着目した福島第一 原子力発電所事故後の放射性物質分布に関する解析手法の開発,バックエンド研究, vol. 20, no. 2, 2013, pp. 53-69.
- 133) Yamaguchi, M., Kitamura, A., Oda, Y., Onishi, Y., Predicting the long-term

¹³⁷Cs distribution in Fukushima after the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident: a parameter sensitivity analysis, Journal of Environmental Radioactivity, vol.135, 2014, pp.135-146.

- 134) Tosaka, H., Itoh, K., Furuno, T., Fully coupled formulation of surface flow with 2-phase subsurface flow for hydrological simulation, Hydrological Processes, vol. 14, 2000, pp. 449-464.
- 135) Mori, K., Tada, K., Tawara, Y., Ohno, K., Asami, M., Kosaka, K., Tosaka, H., Integrated watershed modeling for simulation of spatiotemporal redistribution of post-fallout radionuclides: application in radiocesium fate and transport processes derived from the Fukushima accidents, Environmental Modelling & Software, vol. 72, 2015, pp. 126-146.
- 136) Onishi, Y., Asce, M., Kivva, S.L., Zheleznyak, M.J., Voitsekhovich, O.V., Aquatic assessment of the chernobyl nuclear accident and its remediation, Journal of Environmental Engineering, vol. 133, no. 11, 2007, pp. 1015-1023.
- 137) Onishi, Y., Yokuda, S.T., Kurikami, H., Simulation of sediment and cesium transport in the Ukedo river and the Ogi Dam reservoir during a rainfall event using the TODAM code, PNNL-23255, 2014, 46p, DOI:10.2172/1130663.
- 138) 清水康行,河道平面形状の形成における河床・河岸の変動特性の相互関係について, 水工学論文集,vol. 47, 2003, pp. 643-648.
- 139) Shimizu Y., Inoue, T., Hamaki, M., Iwasaki, T. (ed.), iRIC Software Nays2D Solver Manual iRIC Project, http://people.eri.ucsb.edu/~lharrison/MeanderModelLit/NAYS/Nays2D_SolverManu al.pdf (参照: 2018年11月8日).
- 140) Onishi, Y., Graber, H.C., Trent, D.S., Preliminary Modeling of Wave-enhanced Sediment and Contaminant Transport in New Bedford Harbor, Coastal and Estuarine Studies, Vol. 42, Nearshore and Estuarine Cohesive Sediment Transport, A. J. Mehta ed., American Geophysical Union, 1993.
- 141) Onishi, Y., Kurikami, H., Yokuda, S.T., Preliminary three-dimensional simulation of sediment and cesium transport in the Ogi Dam reservoir using FLESCOT - Task 6, subtask 2, PNNL-23257, 2014, 183p, DOI:10.2172/1130662.
- Haidvogel, D.B., Arango, H.G., Hedstrom, K., Beckmann, A., Malanotte-Rizzoli,
 P., Shchepetkin, A.F., Model evaluation experiments in the North Atlantic Basin: simulations in nonlinear terrain-following coorinates, Dynamics of Atmospheres and Oceans, vol. 32, no. 3-4, 2000, pp. 239-281.
- 143) Kurikami, H., Malins, A., Takeishi, M., Saito, K., Iijima, K., Coupling the advection-dispersion equation with fully kinetic reversible/irreversible

sorption terms to model radiocesium soil profiles in Fukushima Prefecture, Journal of Environmental Radioactivity, vol.171, 2017, pp.99-109.

- 144) Sato, T., Iwamoto, Y., Hashimoto, S., Ogawa, T., Furuta, T., Abe, S., Kai, T., Tsai, P.E., Matsuda, N., Iwase, H., Shigyo, N., Sihver, L., Niita, K., Features of Particle and Heavy Ion Transport code System (PHITS) version 3.02, Journal of Nuclear Science and Technology, vol.55, no.6, 2018, pp.684-690.
- 145) Malins, A., Kurikami, H., Nakama, S., Saito, T., Okumura, M., Machida, M., Kitamura, A., Evaluation of ambient dose equivalent rates influenced by vertical and horizontal distribution of radioactive cesium in soil in Fukushima Prefecture, Journal of Environmental Radioactivity, vol. 151, 2016, pp. 38-49.
- 146) Kim, M., Malins, A., Yoshimura, K., Sakuma, K., Kurikami, K., Kitamura, A., Machida, M., Hasegawa, Y., Yanagi, H., Simulation study of the effects of buildings, trees and paved surfaces on ambient dose equivalent rates outdoors at three suburban sites near Fukushima Dai-ichi, Journal of Environmental Radioactivity, 2018 (in press). DOI: 10.1016/j.jenvrad.2018.09.001.
- 147) 操上広志,新里忠史,鶴田忠彦,加藤智子,北村哲浩,菅野光大,黒澤直弘,放射性 物質の環境動態に伴う被ばく経路を考慮したコンパートメントモデルの構築, JAEA-Research 2016-020, 2017, 50p.
- 148) Vanoni, V.A. (ed.), Sedimentation Engineering, ASCE Manuals and Report on Engineering Practice, American Society of Civil Engineers, 1975, 418p.
- 149) Liu, X., Machida, M., Kitamura, A., Kurikami, H., Simulations of radiocesium discharge from Abukuma river with improved cesium wash-off model, 2018 Fall Meeting of Atomic Energy Society of Japan, 2018, 2K14.
- 150) Kitamura, A., Kurikami, H., Sakuma, K., Malins, A., Okumura, M., Machida, M., Mori, K., Tada, K., Tawara, Y., Kobayashi, T., Yoshida, T., Tosaka, H., Redistribution and export of contaminated sediment within eastern Fukushima Prefecture due to typhoon flooding, Earth Surface Processes and Landforms, vol. 41, no. 12, 2016, pp. 1708-1726.
- 151) Sakuma, K., Kitamura, A., Malins, A., Kurikami, H., Machida, M., Mori, K., Tada, K., Kobayashi, T., Tawara, Y., Tosaka, H., Characteristics of radiocesium transport and discharge between different basins near to the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant after heavy rainfall events, Journal of Environmental Radioactivity, vol. 169-170, 2017, pp. 137-150.
- 152) Sakuma, K., Malins, A., Funaki, H., Kurikami, H., Niizato, T., Nakanishi, T., Mori, K., Tada, K., Kobayashi, T., Kitamura, A., Hosomi, M., Evaluation of sediment and ¹³⁷Cs redistribution in the Oginosawa River catchment near the

Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant using integrated watershed modeling, Journal of Environmental Radioactivity, vol.182, 2018, pp.44-51.

- 153) Sakuma, K., Tsuji, H., Hayashi, S., Funaki, H., Malins, A., Yoshimura, K., Kurikami, H., Kitamura, A., Iijima, K., Hosomi, M., Applicability of K_d for modelling dissolved ¹³⁷Cs concentrations in Fukushima river water: Case study of the upstream Ota River, Journal of Environmental Radioactivity, vol.185, 2018, pp.53-62.
- 154) Kurikami, H., Kitamura, A., Yokuda, S.T., Onishi, Y., Sediment and ¹³⁷Cs behaviors in the Ogaki Dam Reservoir during a heavy rainfall event, Journal of Environmental Radioactivity, vol. 137, 2014, pp. 10-17.
- 155) Yamada, S., Kitamura, A., Kurikami, H., Yamaguchi, M., Malins, A., Machida, M., Sediment and ¹³⁷Cs transport and accumulation in the Ogaki Dam of eastern Fukushima, Environmental Research Letters, vol. 10, 2015, 014013.
- 156) Kurikami, H., Funaki, H., Malins, A., Kitamura, A., Onishi, Y., Numerical study of sediment and ¹³⁷Cs discharge out of reservoirs during various scale rainfall events, Journal of Environmental Radioactivity, vol. 164, 2016, pp. 73-83.
- 157) Yamada, S., Kitamura, A., Kurikami, H., Machida, M., High performance simulation for sediment transport on rivers on Fukushima area: Parallelization of 2D river simulation code Nays2D, Proceedings of Joint International Conference on Mathematics and Computation, Supercomputing in Nuclear Applications and the Monte Carlo Method (M&C + SNA + MC 2015), 2015, in CD-ROM.
- 158) Sanada, Y., Kondo, A., Sugita, T., Nishizawa, Y., Yuuki. Y., Ikeda, K., Shoji, Y., Torii, T., Radiation monitoring using an unmanned helicopter in the evacuation zone around the Fukushima Daiichi nuclear power plant, Exploration Geophysics, vol. 45, no. 1, 2013, pp. 3-7.
- 159) He, Q., Walling, D.E., The distribution of fallout ¹³⁷Cs and ²¹⁰Pb in undisturbed and cultivated soils, Applied Radiation and Isotopes, vol.48, no.5, 1997, pp. 677-690.
- 160) Antonopoulos-Domis, M., Clouvas, A., Hiladakis, A., Kadi, S., Radiocesium distribution in undisturbed soil: measurements and diffusion-advection model, Health Physics, vol. 69, no. 6, 1995, pp. 949-953.
- 161) Matsuda, N., Mikami, S., Shimoura, S., Takahashi, J., Nakano, M., Shimada, K., Uno, K., Hagiwara, S., Saito, K., Depth profiles of radioactive cesium in soil using a scraper plate over a wide area surrounding the Fukushima Dai-ichi

Nuclear Power Plant, Japan, Journal of Environmental Radioactivity, vol.139, 2015, pp. 427-434.

- 162) Takahashi, J., Tamura, K., Suda, T., Matsumura, R., Onda, Y., Vertical distribution and temporal changes of ¹³⁷Cs in soil profiles under various land uses after the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident, Journal of Environmental Radioactivity, vol.139, 2015, pp. 351-361.
- 163) Toso, J.P., Velasco, R.H., Describing the observed vertical transport of radiocesium in specific soils with three time-dependent models, Journal of Environmental Radioactivity, vol.53, no.2, 2001, pp.133-144.
- 164) Miyahara, K., McKinley, I.G., Saito, K., Hardie, S.M.L., Iijima, K., Use of Knowledge and Experience Gained from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Station Accident to Establish the Technical Basis for Strategic Off-site Response, JAEA-Review 2015-001, 2015, 90p.
- 165) Malins, A., Okumura, M., Machida, M., Saito, K., Topographic effects on ambient dose equivalent rates from radiocesium fallout, Proceedings of Joint International Conference on Mathematics and Computation, Supercomputing in Nuclear Applications and the Monte Carlo Method (M&C + SNA + MC 2015), 2015, in CD-ROM.
- 166) 佐久間一幸,新里忠史,金敏植, Malins, A.,町田昌彦,吉村和也,操上広志,北村 哲浩,細見正明,モンテカルロ放射線輸送コード(PHITS)を用いた森林内空間線量評 価ツールの開発,環境放射能除染学会誌,vol.6, no.3, 2018, pp.145-152.
- 167) Furuta, T., Takahashi, F., Study of radiation dose reduction of buildings of different sizes and materials, Journal of Nuclear Science and Technology, vol.52, no.6 2015, pp.897-904.
- 168) Imamura, N., Komatsu, M., Ohashi, S., Hashimoto, S., Kajimoto, T., Kaneko, S., Takano, T., Temporal changes in the radiocesium distribution in forests over the five years after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident, Scientific Reports, vol. 7, 8179, 2017, DOI:10.1038/s41598-017-08261-x.
- 169) Ohashi, S., Kuroda, K., Takano, T., Suzuki, Y., Fujiwara, T., Abe, H., Kagawa, A., Sugiyama, M., Kubojima, Y., Zhang, C., Yamamoto, K., Temporal trends in ¹³⁷Cs concentrations in the bark, sapwood, heartwood, and whole wood of four tree species in Japanese forests from 2011 to 2016, Journal of Environmental Radioactivity, vol.178-179, 2017, pp.335-342.
- 170) Malins, A., Kurikami, H., Kitamura, A., Machida, M., Effect of remediation parameters on in-air ambient dose equivalent rates when remediating open sites with radiocesium-contaminated soil, Health Physics, vol.111, no.4, 2016,

pp. 357-366.

- 171) 林野庁, 平成 26 年度森林内の放射性物質の分布状況調査結果について(別添), http://www.rinya.maff.go.jp/j/press/kaihatu/pdf/150327-01.pdf(参照:2018年11 月8日).
- 172) Kato, H., Onda, Y., Hisadome, K., Loffredo, N., Kawamori, A., Temporal changes in radiocesium deposition in various forest stands following the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident, Journal of Environmental Radioactivity, vol. 166, no. 3 2017, pp. 449-457.
- 173) 水産研究・教育機構, 平成 28 年度放射性物質影響解明調査事業報告書,
 http://www.jfa.maff.go.jp/j/housyanou/attach/pdf/kekka-114.pdf (参照:2019年5月13日).
- 174) 操上広志, 佐久間一幸, 放射性セシウムの森林からの流出が淡水魚の濃度に与える影響に関する解析的検討, 日本地球惑星科学連合 2018 年大会予稿, 2018, MAG33-P05.
- 175) Saito, K., Onda, Y., Outline of the national mapping projects implemented after the Fukushima accident, Journal of Environmental Radioactivity, vol.139, 2015, pp.240-249.
- 176) Mikami, S., Maeyama, T., Hoshide, Y., Sakamoto, R., Sato, S., Okuda, N., Sato, T., Takemiya, H., Saito, K., The air dose rate around the Fukushima Dai-ichi nuclear power Plant: its spatial characteristics and temporal changes until December 2012, Journal of Environmental Radioactivity, vol.139, 2015, pp.250-259.
- 177) Kurikami, H., Malins, A., Numerical study on sorption kinetics affecting vertical profile of radiocesium in soil and air dose rates, JpGU-AGU Joint Meeting 2017, 2017, MAG34-09.
- 178) Malins, A., Sakuma, K., Nakanishi, T., Kurikami, H., Machida, M., Kitamura, A. Yamada, S., Modelling evolution of air dose rates in river basins in Fukushima Prefecture affected by sediment-sorbed radiocesium redistribution, AGU Fall Meeting 2015, 2015, B11K-04.
- 179) 眞田幸尚,西澤幸康,山田勉,池田和隆,松井雅士,土田清文,佐藤義治,平山弘 克,高村善英,西原克哉,伊村光生,石田睦司,卜部嘉,志風義明,杉田武志,近藤 敦哉,鳥居建男,原子力発電所事故後の無人ヘリコプターを用いた放射線測定,JAEA-Research 2013-049, 2014, 129p.
- 180) Saegusa, H., Ohyama, T., Iijima, K., Onoe, H., Takeuchi, R., Hagiwara, H., Deposition of radiocesium on the river flood plains around Fukushima, Journal of Environmental Radioactivity, vol. 164, 2016, pp. 36-46.
- 181) 中西貴宏, 福島長期環境動態研究 (F-TRACE) 河川調査 -, 2015 年版東京電力(株)

福島第一原子力発電所事故に係る廃止措置及び環境回復への原子力機構の取り組み, 日本原子力研究開発機構,2016, pp.68-69.

- 182) 福島県, 避難指示区域の状況, ふくしま復興ステーション, http://www.pref.fukushima.lg.jp/site/portal/list271-840.html (参照:2018 年 7 月 31 日).
- 183) 後藤義明, 森林火災, 森林大百科事典, 朝倉書店, pp. 149-152, 2009.
- 184) 野上寛五郎, 閉鎖後の保育, 造林学三訂版, 朝倉書店, pp. 127-137, 1992.
- 185) 安藤貴, 閉鎖後の保育, 造林学三訂版, 朝倉書店, pp. 137-159, 1992.
- 186) 福島県、日本原子力研究開発機構、国立環境研究所、浪江町林野火災に伴う放射性 物質の環境影響把握のための調査結果について、福島県原子力発電所の廃炉に関する 安全監視協議会第18回(平成29年度第3回)環境モニタリング評価部会、資料3-1、 https://www.pref.fukushima.lg.jp/uploaded/attachment/245261.pdf(参照:2018年 7月31日).
- 187) 農林水産省,福島県浪江町・双葉町国有林火災跡地の実態調査の結果について、
 http://www.rinya.maff.go.jp/j/press/gyoumu/170623.html(参照:2018年7月31日).
- 188) 福島県, 森林における放射性物質の状況と今後の予測について, http://www.pref.fukushima.lg.jp/uploaded/attachment/281737.pdf (参照: 2018年 7月31日).
- 189) 福島県, 浪江町井出地区の林野火災現場周辺の放射線モニタリングの結果, http://www.pref.fukushima.lg.jp/site/namie-rinyakasai-201704-05/ (参照:2018 年7月31日).
- 190) 福島県、日本原子力研究開発機構、国立環境研究所、浪江町林野火災に伴う放射性 物質の環境影響把握のための調査結果について(中間報告), https://www.pref.fukushima.lg.jp/uploaded/attachment/241494.pdf(参照:2018年 7月31日).
- 191) 石井康雄,武藤琴美,萩原大樹,伊藤祥一,高橋誠,田籠久也,土肥輝美,北村哲浩, H29 浪江町林野火災地近隣において捕捉された大気浮遊じんの起源の推定,第19回「環境放射能」研究会要旨論文集,2018, p.13.
- 192) 国土地理院,地理院地図(電子国土 Web),

http://maps.gsi.go.jp/ (参照:2018年7月31日).

- 193) 宇宙航空研究開発機構、日本域高解像度土地利用土地被覆図 2016 年 9 月リリース版 (バージョン 16.09), http://www.eorc.jaxa.jp/ALOS/lulc/jlulc_jpn.htm(参照: 2018 年 7 月 31 日).
- 194) Teramage, M.T., Onda, Y., Kato, H., Gomi, T., The role of litterfall in transferring Fukushima-derived radiocesium to a coniferous forest floor,

Science of The Total Environment, vol. 490, no. 15 2014, pp. 435-439.

- 195) 新里忠史, 福島長期環境動態研究 (F-TRACE) (1) 森林調査, 2017 年度版 東京電力ホ ールディングス福島第一原子力発電所の事故に係る廃止措置及び環境回復への原子力 機構の取り組み,日本原子力研究開発機構, 2017, pp. 82-83.
- 196) 原子力規制委員会,放射性物質の分布状況等に関する調査,
 http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/list/338/list-1.html (参照:2018 年 10 月 10 日).
- 197) 齊藤宏, 野澤隆, 武宮博, 関暁之, 松原武史, 斎藤公明, 北村哲浩, 福島の環境回 復に係る包括的評価システムの整備に向けた取り組み, JAEA-Review 2017-040, 2018, 34p.

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 是 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	t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 旭立単位				
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 鱼	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	
压力,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	$m^2 kg s^{-3} A^{-1}$	
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	$m^2 kg s^{\cdot 3} A^{\cdot 2}$	
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	$\text{kg s}^{2} \text{A}^{1}$	
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,	ガレイ	Gv	J/kg	m ² e ⁻²	
カーマ		Gy	ong		
線量当量,周辺線量当量,			J/kg	$m^2 e^{-2}$	
方向性線量当量,個人線量当量		50	5/Kg	III 8	
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とお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 卒	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	ŀ	eV	1 eV=1.602 176 53(14)×10 ⁻¹⁹ J	
ダル	- F	\sim	Da	1 Da=1.660 538 86(28)×10 ⁻²⁷ kg	
統一原	子質量単	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	Μ	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	$^{\mathrm{sb}}$	$1 \text{ sb} = 1 \text{ cd cm}^{-2} = 10^4 \text{ cd m}^{-2}$			
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	トゲ	\sim	R	$1 \text{ R} = 2.58 \times 10^{-4} \text{C/kg}$
ラ			K	rad	1 rad=1cGy=10 ⁻² Gy
$\scriptstyle u$			L	rem	1 rem=1 cSv=10 ⁻² Sv
ガ	3	/	7	γ	$1 \gamma = 1 \text{ nT} = 10^{-9} \text{T}$
フ	x	N	111		1フェルミ=1 fm=10 ⁻¹⁵ m
メー	ートルヌ	系カラ:	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	進っ	大気	圧	atm	1 atm = 101 325 Pa
カ	П	IJ	Į	cal	1 cal=4.1858J(「15℃」カロリー), 4.1868J (「IT」カロリー), 4.184J(「熱化学」カロリー)
3	カ		~		$1 = 1 = 10^{-6} m$
