最終報告書
（2013～2022 年）

国際原子力機関と福島県との間の協力プロジェクト

放射線モニタリング及び除染

最終版
（日本語仮訳）

ウィーン／福島県
2023 年 4 月

目次

1. はじめに

1.1 背景

2011 年 3 月 11 日の東北地方太平洋沖地震とそれに続く津波及び東京電力(株)福島第一原子力発電所事故（以下「福島第一原子力発電所事故」という。）により、福島県（以下「県」という。）を含めた日本の各地において、放射性物質による汚染が生じた。その後、県と IAEA は協力の覚書を交わし、協力分野として放射線モニタリング、除染及び人の健康が選定された。IAEA と県は、具体的なプロジェクト及び実施の方法や手段について協議した。

県と IAEA は、「放射線モニタリング及び除染の分野における協力に関する福島県と IAEA との間の実施取決め」（以下「実施取決め」という。）に合意、2012 年 12 月に署名された。これには、将来的な協力の目的と範囲について詳細に述べられているが、有効期間は署名後 5 年間であり、2016 年 4 月及び 2017 年 12 月の両者の合意により延長及び変更されており、2022 年末までの継続が予定されている。

プロジェクトの実施における IAEA の主な役割は、国際的知見と成功事例に基づき、効果的な技術支援を県へ提供することである。

1.2 協力の目的と範囲

実施取決めは 2012 年 12 月に、また実施取決めの第 1 回修正は 2016 年 4 月に、そして第 2 回修正は 2017 年 12 月に、県と IAEA の代表により署名された。実施取決めの目的は、IAEA と県との間の協力の枠組みを定め、福島第一原子力発電所事故由来の電離放射線から人々と環境を継続的に保護するための、放射線モニタリング及び除染に関連した分野における広範囲な支援を提供することである。

1.3 協力のテーマ

2016 年に第 1 回修正がなされた実施取決め第 2 節では、次の分野及び活動について協力すると定めている。

- 放射線モニタリングに関する調査研究（無人航空機（UAV）による環境マッピング技術の活用、森林における放射性物質の長期モニタリングとその対策、公表マップ作成のための放射線モニタリングデータ活用上の IAEA の支援など）
- オフサイト除染に関する調査研究（環境モニタリング結果の分析、被ばくを軽減又は回避するための被ばく経路調査における IAEA による支援など））
- 放射性廃棄物管理に関する調査研究（上記除染活動から発生した低レベル放射性廃棄物の管理方法に関する研究における IAEA による支援など）

これが 2017 年にさらに修正され、協力を要するさらなる分野と活動が特定された。

— 県内における環境の除染に関する調査・研究

— 除染活動から生じた放射性廃棄物の管理に関する調査・研究

— 無人航空機を使用した環境マッピング技術の適用、森林地域の放射性物質の長期モニタリング、関連対策など

情報発信は、実施取決めに基づく協力及び活動領域すべてと関連するものである。情報発信の取り組みを強化するために、IAEA と県は、各協力項目の範囲内での活動の在り方を再検討したが、これは、放射線の影響について一般市民に情報を発信する際の国際的な成功事例に基づいたものである。

実施取決めに基づく協力の目的は、日本の既存の活動を補足し、県の住民及び訪問者に直接的な利益をもたらす迅速な援助及び支援を提供することである。

1.4 支援の提供と本報告書の構成

実施取決めの署名後、協力プロジェクトに関する活動が、主に一連の両者間会合（福島で年 2 回、ウィーンで年 1 回）を通じて進められた。各会合において、県の代表担当者、国内機関の専門家、IAEA が指名した海外専門家及び IAEA 職員（以下「IAEA チーム」という。）は、実施取決めの研究テーマに関する議論を行った。IAEA チームは、IAEA 安全基準及び国際的な良好事例に基づいて県が実施した活動の結果について技術的助言を行った。県への複数回にわたる会合の間、仮置場、水域におけるモニタリング、森林におけるモニタリング等に関して様々な現地視察が実施された。さらに、県が放射性廃棄物仮置場の安全性を評価する際に使用できるように、IAEA が開発したソフトウェアの改良が行われた。

この最終報告書は、実施取決めに基づいて 2013〜2022 年まで実施された活動の状況及び進捗をまとめたものである。これは、2013 年〜2017 年までに実施された活動の進捗状況を要約した最終報告書（以下、「前プロジェクトの最終報告書」と言う。）及び 2013 年〜2020 年までに実施された活動を要約した中間報告書を更新したものである。本報告書は、2016 年に修正した実施取決め第 2 節の要点に対応する 5 つの節からなる。そのうち、第 2、5、6 節は上記 1.3 に示す 1 つ目の分野における活動を、第 3 節は 2 つ目の分野における活動を、第 4 節は 3 つ目の分野における活動について記載している。2017 年に実施取決めの第 2 回修正で特定されたさらなる分野と活動については、本報告書の各節で説明している。

2.　森林における放射性物質の長期モニタリングとその対策

2.1　背景及び目的

県の森林面積は、県土の約 7 割を占める。針葉樹林の例を図 2.1 に示す。森林はレクリエーション活動に利用されるほか、住宅建築用木材の生産林として経済的な重要性も高い。また、森林は土砂流出、地滑り、その他の自然災害を防止する上でも役立っている。日本では、山間部あるいはその周辺に住んでいる人々が少なからず存在している。そのため、ガンマ線による外部線量率（以下、「空間線量率」という。）を減らすための対策に関して問題が生じる。県と欧州では、年間降水量、気温、地形等の違いから、森林の様相も異なる。そのような相違があるため、欧州の森林と比較して県の落葉落枝層（リター層）は薄く分解は速い。しかしながら栄養素と放射性核種の全般的な移行については、欧州と日本の森林は類似していると想定される。

図 2.1　田村市常葉地区の針葉樹林（提供：福島県）

日本では、木イチゴ類、野生きのこ及び野生動物は欧州ほど幅広く消費されていないが、一部の森林は「山菜」の産地であり、それらは食用として採取されている。

チョルノービリ事故後に行われた調査から、森林はあらゆる大気中汚染物質の捕集能力が高いことが明らかになっている。2012 年に実施取決めが交わされた頃から、人々の最も重要な被ばく経路は、セシウム 137（^{137}Cs）とセシウム 134（^{134}Cs）（放射性セシウムと総称する。）から放出される放射線であり、陸域と水域の双方に存在している。^{134}Cs の半減期は約 2 年、^{137}Cs は崩壊速度が遅く半減期は約 30 年である。福島第一原子力発電所事故では、^{137}Cs と ^{134}Cs の環境への放出量はほぼ等しかった。^{137}Cs は、1950 年代～1960 年代に行われた地上核実験でも環境中に放出された。^{137}Cs は ^{134}Cs と比べて半減期がかなり長いため、2017 年 12 月時点における ^{137}Cs／^{134}Cs 比は約 8：1 であり、これは 2019 年 12 月までに、16：1 に変化した。放射性セシウムの放射性崩壊による物理学的減衰、風化作用による地表面からの放射性セシウム除去ならびに土壌及び堆積物中の垂直方向の移行の結果、人的介入がなくても、環境中の放射性セシウムレベル及びそれによる人々の被ばく線量は低下することが予想される。放射性セシウムは、ひとたび森林内で沈着すると、森林生態系内に留まり

再循環する。林床、植生及び生物といった諸要素内における放射性セシウム分布状況は時と共に変化する。

実施取決めにより、IAEA チームは、森林内の放射性セシウムの長期モニタリング及び関連する対策について県と国際的な知見を共有することができるようになった。2012 年以来議論されてきた問題として、森林生態系の様々な構成要素における放射性セシウムの分布と長期的な動態の評価、効果的な放射線モニタリングプログラムの策定、対策の有効性の検討、里山再生モデル事業の評価などがある。その他の課題として、林業従事者の放射線被ばくの低減対策や、森林火災の放射線影響評価が検討された。野生の食物由来の放射線量の管理における国際的な知見が紹介され、詳細に議論された。

2.2　モニタリング手法

放射性セシウム由来の空間線量率の減少率を調査するため、また森林内の様々な要素間における放射性セシウムの移行を把握するため、森林の長期モニタリング手法が策定された。ここでは、木々の様々な構成部分（材部、樹皮及び葉）中の放射性セシウム分布及び経時変化も評価している。

2.2.1　空間線量率

森林内の空間線量率のモニタリング地点は、事故後、毎年追加され、2017 年度末の段階で合計 1,300 地点となった（表 2.1）。空間線量率はすべてのモニタリング地点で測定され、その内 80 か所で、土壌と立木（材部、樹皮、枝葉）のサンプリングが毎年実施されている。モニタリングは、県内の民有林で実施された。

表 2.1　県による森林モニタリング地点

年度	追加されたモニタリング地点数	モニタリング地点数（合計）
2011		362
2012	563	925
2013	81	1,006
2014	187	1,193
2015	37	1,230
2016	20	1,250
2017	50	1,300
2018	-	1,300
2019	-	1,300
2020	-	1,300
2021	-	1,300

森林の空間線量率は、放射性セシウムの物理学的半減期にしたがい下がり続けている。最初の年に設けられた 362 か所のモニタリング地点で比較すると、平均線量率は 2011 年 8 月の 0.91 μSv/h から 2021 年度末には 0.17 μSv/h に、自然なプロセスのみによって 81%の減少が見られた（図 2.2）。現在、県内の広い範囲では住宅地の除染目標値である 0.23 μSv/h 以下の空間線量率が計測されているが、避難区域に近い場所では、2.5 μSv/h 以上の高い空間線量率を示す場所がまだ少なからず存在する。これらデータから、空間線量率が 0.23 μSv/h を超える森林は、事故から 25 年後の 2036 年になっても残っていることがわかる。

2011 年 3 月の ^{137}Cs と ^{134}Cs の比率は 1：1 だったが、2019 年 12 月までに約 16：1 に変化した。その原因は主に ^{134}Cs の物理学的減衰であり、^{134}Cs の半減期は 2.06 年であるのに対し、^{137}Cs の半減期は 30.07 年とはるかに長い。これは、自然のプロセスによる空間線量率の減少率が将来的に著しく低下し、年々の減少を定量化することがさらに困難になることを意味する。

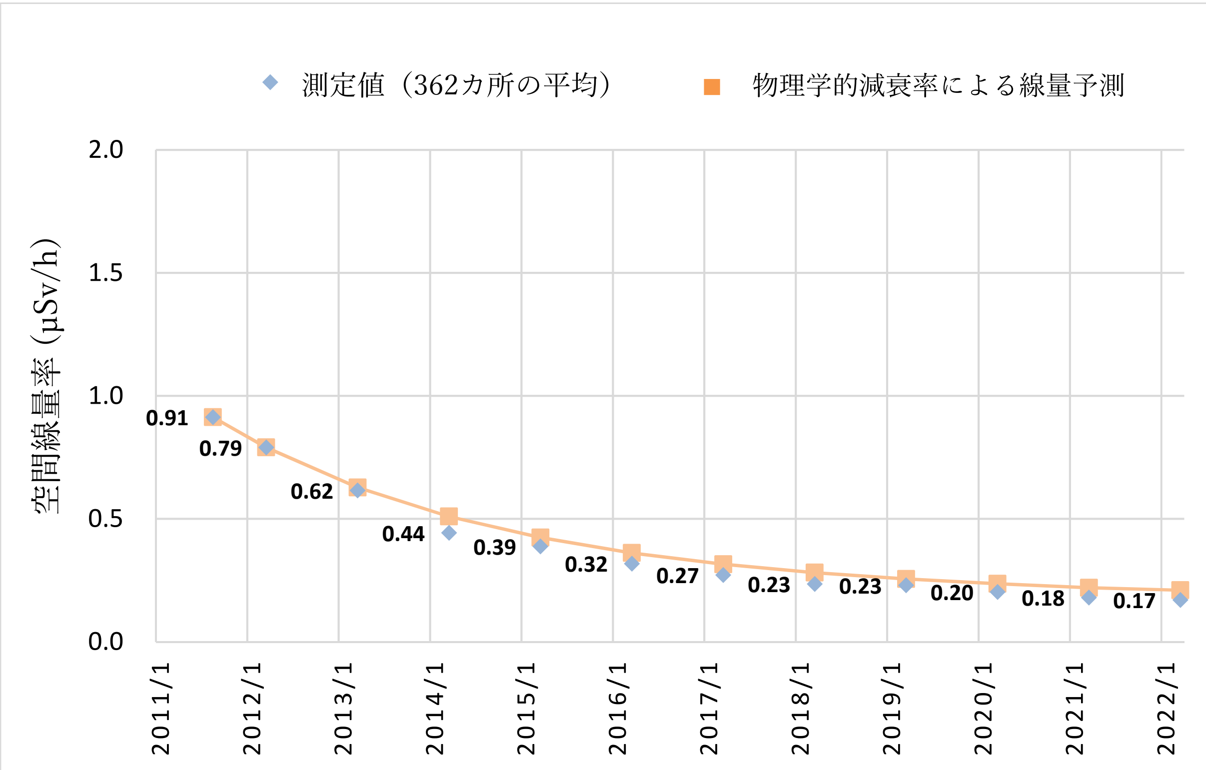


図 2.2　県内の森林における 362 か所のモニタリング地点の空間線量率及び放射性セシウムの物理学的減衰率に基づく空間線量率の予測（提供：福島県）

山岳地形と降雨により、物理化学的及び機械的のいずれにおいても放射性核種は地形的な下方に移行する。これに応じ、今後の放射線モニタリング活動を調整する必要があるかもしれない。

環境中の放射性核種の移行に影響を及ぼすプロセスは、福島第一原子力発電所事故後の数年間は比較的急速に進んだが、時間の経過とともに減速した。モニタリングプログラムは

少なくとも安定状態に達するまで継続すべきであるが、その時期を予測するのは困難である。チョルノービリ事故後に設置された観測地点の一部では、現在もモニタリングが続けられており、重要な新情報をもたらし続けている。

IAEA チームは、「空間線量率低下が鈍化することが予想されるため、特に海岸から最も遠方の内陸のサイトでモニタリング頻度を 2 年、3 年、または 5 年ごとに減らすことは技術的な観点から正当化できる」とし、「毎年すべてのモニタリング箇所で測定するのではなく、各自治体で測定が行われるようにモニタリングプログラムを計画することができるだろう」と助言した。

2.2.2　森林における放射性セシウムの分布

針葉樹林及び広葉樹林内の放射性セシウムは、おおむね土壌、落葉層（リター層）及び樹木内に分布している。森林内における生態学的物質循環を通じて、放射性セシウムの分布に変化が生じており、2019 年には、県内の森林内における放射性セシウムの約 97%が、土壌及びリター層（針葉樹・広葉樹の落葉落枝層）に存在していた（図 2.3）。この観察結果は 2021 年末についても当てはまる。また、2012 年に実施された落葉の除去作業が萌芽枝の放射性セシウム濃度に正の影響を与えること、さらに、リターと表土の 0~5cm が樹木における Cs-137 の主な供給源であることが示された。収集したデータから、森林環境における Cs-137 の放射性物質濃度は、2021 年まで、供給源（リターと土壌）と樹木の間で平衡状態に近づいていることが示唆されている。下層植生、きのこ及び野生動物体内の放射性セシウムは合計 1%に満たない。したがって、空間線量率低減対策は土壌の管理に焦点を当てることが最善である。さらに、立木伐採が空間線量率の低減に及ぼす影響は小さいと考えられる。大規模な表土除去は森林の全体的な生産性を低下させ、概してマイナスの影響を引き起こす可能性があり、管理が必要な廃棄物のさらなる増加につながる。

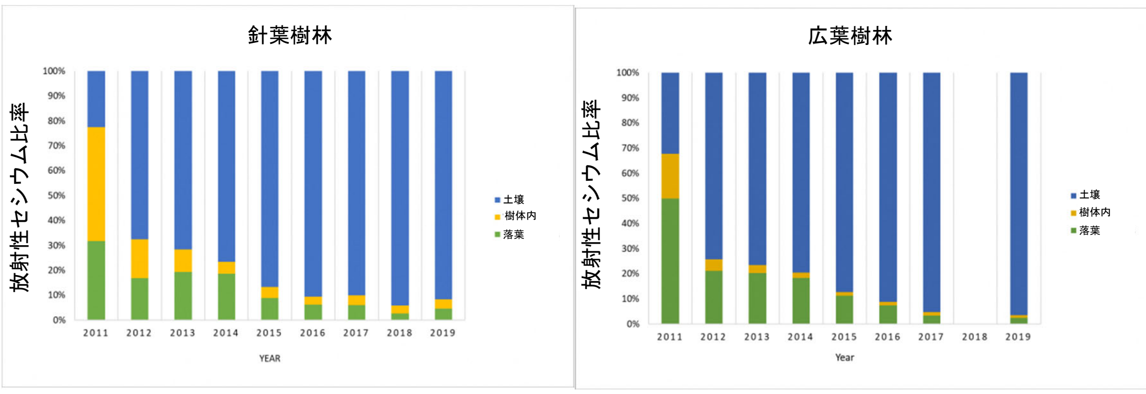


図 2.3　2011～2019 年にわたる県の針葉樹林及び落葉樹林における放射性セシウム分布の変化
（農林水産省及び福島県林業研究センターの協力を得て作成）

県内の森林で行われた土壌調査では、全ての採取試料にイライト及びバーミキュライトの存在が認められた。イライト、バーミキュライトは共に、放射性セシウムを不可逆的に結合する能力が高いことで知られる粘土鉱物である。この調査結果は、土壌から森林内の動植

物への放射性セシウムの移行が比較的少ないことを意味する。しかしながら、県内の一部にこれらの粘土鉱物が存在しないと仮定した場合、その一帯においては移行係数が高くなり、結果として立木、下層植生、動物における放射性セシウム濃度も上昇すると考えられる。

県の試験では、放射性セシウムは森林生態系内で循環しており、放射性セシウムの損失率は年に 1%の数分の 1 であることが判明している。都市部を集水域とする貯水池へ流入する水に含まれる放射性セシウム量は、森林を集水域とする場合の 4 倍の高濃度であったという測定結果が得られている。

一部では、放射性セシウムが付着した粘土鉱物を含む堆積物の流出が生じている（堆積物の流出を含む環境中の放射性セシウムの動態に関する詳細は、3.2 節及び 3.3 節参照）。植被率が高いほど堆積物の流出は少ないという研究結果が得られている。この結果は、森林管理の重要性を強く示唆するものであり、定期的な間伐により下層植生の成長を促すことが、土砂流出や地滑りの可能性を低減することにつながる。

2.2.3 森林内の木における放射性セシウム

立木中のサンプリングプログラムでは、樹皮、辺材、心材、葉（新・旧葉）の部位別の放射性セシウム測定も行われた。多数の箇所で土壌も採取し、放射性セシウム濃度を測定した。図 2.4 に分析対象の木材サンプル収集例を示す。

針葉樹林と広葉樹林で数種の樹木を測定したが、放射性セシウム濃度が一番高い部位は樹皮で、次いで材部と枝/葉が高かった。種類によっては、心材よりも辺材が高く、その逆の種類もある（杉など）。この違いは、カリウムの摂取と、樹木内での配分または再配分プロセスに関連していると考えられている。

時間の経過とともに、古い葉に付着した放射性セシウムは、木からの落葉により、徐々に林床に移行する。放射性セシウム濃度が8,000Bq/kgを超える樹皮から生じるであろう空間線量率を推定した[1]。この方法から得られた地上高1mにおける空間線量率は1.69μSv/hであったが、このような推定値には有意な不確実性がある。これについては、2.3.5節で詳しく述べる。

[1] 放射性セシウム濃度 8,000Bq/kg を超える廃棄物は「指定廃棄物」と指定される。詳細については、「廃棄物関係ガイドライン -事故由来放射性物質により汚染された廃棄物の処理等に関するガイドライン-」（環境省 2013 年）に記されている。

図 2.4　分析用の木材サンプル収集（提供：福島県）

2013 年に植え付けされた苗木の放射性セシウム濃度について調査が行われた。苗木の植え付け深さは、地中約 10cm であった。2015 年まで、樹体内の放射性セシウム濃度と植樹された一帯の空間線量率との間に相関は認められなかった。今後は、根系の発達に伴い、将来的に放射性セシウムの樹体内への移行は増加する可能性があり、この調査は継続する必要がある。放射性セシウムの大部分は土中の粘土鉱物に付着すると考えられているが、一部は樹体内に取り込まれる可能性がある（環境中の放射性セシウムの移行に関する詳細は、3.2 節参照）。

県からの依頼により、IAEA の専門家は、森林の樹木や野生きのこに含まれる将来の Cs-137 の放射能濃度を予測するための様々なモデルの概要を説明した。6 種類のモデルが発表され、様々な度合の複雑さやパラメータを含む異なる状況に適用することができる。提示されたモデルとその適用に要するデータから、モデル予測を補完し検証するために長期的なモニタリングデータが依然として必要であるが、モニタリングの頻度と範囲を減らすことができることが示された（2.2.4 節を参照）。

2.2.4　今後の森林モニタリングについて

樹木や、シイタケ原木、食用きのこなどの重要な林産物の放射性セシウム濃度の測定には不確実性（数桁と推定）が存在し、森林の将来のモニタリングの必要性と決定には不確実性が伴う。専門家からは、今後のモニタリングで活動を評価できるようにする必要があると指摘した。彼らは IAEA の専門家と、既存のデータをさらに分析・評価し、森林の地域間の関係や今後のモニタリングに活用できるような傾向を確立する方法について議論した。濃度を把握するために立木をどのように調査するのが最適か、調査の空間的・時間的スケール、近い将来避難が解除される地域での重点的な調査、研究のためのデータ収集などのトピックが議論された。専門家のアドバイスによると、特に当初の目的が既に達成されている場合は、将来のモニタリングプログラムを決定する前に、森林モニタリングプログラムで問題解決を導く必要のある新たな問題を十分に定式化し、追跡可能にすることが最初のステップになる、とのことである。この作業には、統計学者によるサポートが有効である。

2.3　具体的研究

2.3.1　きのこへの放射性セシウム移行

県は、日本国内におけるシイタケ及びナメコの主要な生産地である。これらのきのこは木材を分解し生育する腐生菌であり、放射性セシウム濃度が管理された人工栽培が可能である。

シイタケ

現在、県内で出荷が制限されている市町村は、原木シイタケの露地栽培の場合 17 市町村、タケノコ 27 市町村、野生きのこは 55 市町村である。

2011 年以前、県はシイタケ、その他の種類のきのこの栽培用のナラ材の主な生産地だった。多くの主要な生産地域のが福島第一原子力発電所の近傍にあり、ナラ材に高濃度の放射性セシウムが付着したため、放射性セシウムが市販食品中の基準値 100 Bq/kg に達したきのこに出荷制限がかかり、育てることができなくなった。

市場シェアを取り戻すために、土壌中の交換性カリウムまたは若葉や萌芽枝の放射性セシウム濃度を測定することにより、木幹部の放射性物質濃度を予測する研究が行われた。いずれのアプローチも有望ではあったが、カリウムとセシウムの関係に関する科学的知見のほとんどは、植物や農作物から得られており、森林におけるデータはかなり少ない。IAEA の専門家らは、様々な状況下で両者の関係を適切に定量化するため、さらに調査を行うことを推奨した。

IAEA の専門家らはまた、面移行係数が有用な予測ツールになるかどうかについての調査を提案した。専門家らは、会津地方の広い地域が原木の生産に適しているかもしれないと示唆した。原木中の放射性セシウムと原木で栽培されたきのこの放射性セシウムの比率が 1：1 であるという文献があることも言及された。したがって、きのこの生産を目的とするナラ材における放射性セシウムの指標値（スクリーニングレベル）50Bq/kg は、保守的であると思われる。

野生きのこ

福島第一原子力発電所事故の前にも、野生きのこは採取され、地元の直売所で販売されており、特にこの地元食材を購入するために県を訪れる人々もいた。2019 年末の時点では、59 の自治体の内 55 で野生きのこの「出荷」（販売を含む）はいまだに完全に制限されている。3 つの自治体では野生きのこの採取が禁止されている。他の自治体では採取を控えるよう要請されている。

制限は全種類の野生きのこに適用されている。特定の自治体で 1 種類に対する出荷制限を解除するためには、最短で 3 年かけてその自治体内で 60 サンプル（各サンプル 700g 以上）を収集し、全ての放射性物質濃度が 50Bq/kg 以下である必要がある。1 種類の野生きのこの制限が解除されると、毎年の出荷シーズン始めにサンプルを収集し、すべて放射性物質

濃度が 100Bq/kg 以下である必要がある。1 つでも 100Bq/kg を超えると、その自治体のすべてのきのこに再度制限が課される。

現在、野生きのこの放射性セシウム濃度は、生重量で 10～82,000Bq/kg であり、菌根菌種が最も高く、海岸から離れて内陸に向かい減少するが、同じ種類の野生きのこでも大きなばらつきが見られる。これまでに分析されたサンプルは地元住民によって提供されたものであり、したがって最も一般的な食用きのこである。IAEA チームは、野生動物の食料となる可能性のある（人間には）有毒種ほど、高濃度汚染が検出されることが多く、一部の腐生種も非常に濃度が高いことを指摘した。

2017 年から 2019 年の間、野生きのこ中の ^{137}Cs 濃度の低下は観察されていない。IAEA チームは、チョルノービリ事故後の最初の 8 年間は、野生きのこの濃度がある程度一定であった国もあったが、その後 6～8 年の実効半減期に減少したと指摘した。このため、モニタリングプログラムを維持することが重要である。森林の土壌ときのこの種類は欧州と日本では異なるため、欧州での観察が日本にも適用するとは想定できず、IAEA チームは同種のきのこに関する比較研究を推奨した。2021 年末までには、菌床シイタケのモニタリングの結果が安定していることが実証されたため、時間を通じてモニタリングの頻度を減らしている。しかしながら、原木栽培のきのこや野生きのこについては変化が無い。

県の現在の方針では、種類ベース及び自治体ベースで「出荷」（販売を含む）の制限を解除している。一部の自治体は、特定種のきのこに対しては、制限が長年にわたる可能性が高いことに同意している。IAEA チームは、県全体の様々なきのこの放射性セシウム濃度について、一般市民への助言と情報提供の重要性を強調した。

野生きのこの放射性セシウム濃度（Cs-137）が 100Bq/kg を超える状態が何年も続くという県の結論を受け、チョルノービリ事故後にロシア連邦で行われたきのこに関する複数の研究の概要が IAEA 専門家により発表された。2020 年に国内の複数の地域で行われた調査によると、事故から 35 年経過した後でも、600Bq/kg（湿重量）を超える Cs-137 を測定したきのこが数種類あった。ロシアでは個人で採取したきのこの消費は禁止されておらず、その代わり、国民は採取した産品の中からサンプルを地元の衛生研究所で測定し、産品中の Cs-137 濃度を下げるためにさまざまな調理法を適用し、消費するかどうかを自己判断（自助努力）することが推奨されていると説明された。これについては、2.5 節でさらに詳しく説明する。

2.3.2 タケノコの放射性セシウム

タケノコの放射性セシウム濃度は、年々低下しているが、この低下について土壌中の放射能濃度との関連性は認められない。

IAEA チームは、成長した竹は根が張っているため、土壌の放射性セシウム濃度が低い場所に分布していると指摘した。竹の放射性セシウム濃度は、放射性セシウムの根部域への拡散に伴い上昇する可能性があるが、粘土鉱物による化学的固定の作用も考慮する必要がある。懸念すべき長期的問題を特定するには、ある程度の調査や実証実験が有用である。

2.3.3　淡水魚の放射性セシウム

大部分の河川系では、魚の放射性セシウム濃度は 100Bq/kg 未満である。一部地域では未だに何らかの制限が指示されている魚種があり、出荷・遊漁を再開できていない。2022 年末時点で、４河川の５魚種で何らかの制限が指示されている。

浜通り地域の特定の河川系では、いまだに非常に高い濃度を示す魚がいる。たとえば、福島第一原子力発電所北西の請戸川水系のヤマメでは、最大 16,000Bq/kg の ^{137}Cs 濃度が測定された。魚体が大きくなるほど放射能濃度も高くなるという傾向が示された。

福島大学実施のウグイの室内実験により、^{137}Cs の水から魚への移行の濃度比（CR 値）は＜10 であると特定された。それとは対照的に、自然界で観察された CR 値は 1,240～12,900 であり、水中の ^{137}Cs は魚肉中 ^{137}Cs の源ではないことを明確に示した。捕獲された野生の魚は、胃内容物の分析により、陸生昆虫と水生昆虫の両方を補食していることが判明された。さらに調査すると、森林の昆虫に含まれる ^{137}Cs の濃度の方がはるかに高く、森林の小川に生息する魚の肉に含まれる ^{137}Cs もはるかに高いことと関係があることがわかった。これらの昆虫が、森林の落ち葉などを食べることはわかっている。

昆虫ではなく藻を餌としている魚もいる。藻類（シルト含む）の ^{137}Cs の濃度は森林の昆虫と同程度だが、藻類を大量に消費する魚の肉の ^{137}Cs の濃度ははるかに低い。これは、シルトを含む藻類の ^{137}Cs は昆虫から摂取した ^{137}Cs よりも体内吸収量が非常に少ないためであり、ひいては魚の腸から肉への移行が少ないためである。県はまだ残っている制限をできるだけ早く解除したい意向を示しているが、現在入手可能な情報では、一部地域では、長期間にわたって制限を維持する必要があるかもしれないことを示唆している。IAEA チームが提供したウクライナの淡水魚の状況に関する情報によると、チョルノービリ事故の結果、ウクライナでは一部の水域や多くの魚種で ^{137}Cs とストロンチウム 90（Sr-90）の濃度が依然として非常に高い。

また IAEA チームは、米国の一部では水銀汚染への懸念から漁業が制限されているという情報も提供している。それらの地域では釣りは許可されているが、釣った魚の消費は禁止されているものの、漁師が制限についての考え方に理解し当該制限は受け入れられた。しかし、商業目的の漁業の場合、制限による経済的影響が継続することになる。県では内水面魚類の養殖業が盛んである。放射性セシウムの出荷制限基準値である 100Bq/kg を確実に遵守するために、魚飼料に含む放射性セシウム濃度は、最大 40Bq/kg までと設けられている。飼料中の放射能濃度と魚の可食部の放射能濃度を関連付けるこの値は、日本政府の研究機関での研究に基づいて策定された。

2.3.4　山菜に含まれる放射性セシウム

県の研究者は、山菜に含まれる放射性セシウム濃度を測定する研究を実施した。県の複数の異なる自治体で、さまざまな野生の野菜や植物のサンプルが分析された。多くの植物が放射性セシウム濃度の減少傾向を示している。栽培されたワラビにおける Cs-137 濃度の低

減方法を調査したところ、反転耕作とカリウムの施肥を組み合わせた方法が最も効果的であることが判明した。基準値 100Bq/kg を超える山菜・きのこの管理方法について、県からさらなる検討が求められ、2.5 節にまとめている。

2.3.5　森林における対策の有効性

森林で講じられた放射性セシウムによる被ばくを低減するための様々な対策について、対策の有効性及び適用可能性を判定するための検証が行われ、次の結果が得られた。

(1) 2011 年に実施した針葉樹の間伐により、空間線量率は 9～12%低下した。

(2) 下層植生の再生を促すため 2012 年に実施した広葉樹の伐採により、空間線量率は 11～21%低下した。

(3) 厚さ 3cm の汚染していない土壌または木材チップを敷設することにより、24 ヵ月後に空間線量率は約 20%低下した。木材チップの上にさらに木材チップを 3cm の厚さで覆ったが、効果はごくわずかだった。

(4) 落葉の除去により、空間線量率は 10%程度減少したが、侵食による悪影響があった。

対策(1)と(2)は、一般的な森林管理方法である。間伐により林床に到達する日射量が増大し、下層植生の生育が促進される。その結果として、土壌が固定し、土壌侵食を防ぐ。堆積した放射性セシウムの相当分がまだ立木中に存在していた 2011 年から 2012 年にかけて、これらの対策は空間線量率の低減に大きな効果を発揮した。その翌年以降に、森林内の放射性セシウムの大半が土壌や落葉落枝層中に移行したため、この対策による空間線量率の低減効果は低下した。

図 2.5　森林の空間線量率の低減対策としての木材チップの敷設（提供：福島県）

対策(3)は最初の 2 年間が経過した後も続けられ、空間線量率が毎年測定された。2019 年末に県は、最初の空間線量率の低下が 5 年連続で維持されたと報告した。とはいえ IAEA

チームは、各測定点における測定の不確実性により、何らかの効果があるとは断定できないとした。また IAEA チームは、5 年間にわたって毎年木材チップの上に落ち葉が蓄積しても線量率増加への明らかな寄与因子とならなかったことについても疑問視した。最後に IAEA チームは、5 年間にわたって動物による何らかのかく乱または木材チップの分解も期待できると指摘した。

県は、客土吹付または木材チップの追加を含む対策の実施は費用がかかり、広範な適用において正当性が低いと結論付けた。ただし、空間線量率が高い小さな区域、特に居住地に近い区域に対しての適用であれば現実的であるが、現在これらの対策は定期的に行われてはいない。

県は、間伐の前、間伐中及び間伐後の森林生態系からの放射性セシウムの移行を調査している。全体的な流出は低いと考えられているが、地元の農家は依然として放射性セシウムが農地や水田に移行することを懸念している。県はまた、堆積速度と生態系からの放射性セシウムの流出を低減する上での丸太筋工と土嚢の有効性を調査している。予備的な調査結果によると、そのような対策は特に地形の傾斜が30度以上である場合に上記の方策は土壌の浸食と流出の防止に効果的であるという結果となった。堆積の過程で放射性セシウムは移行プロセスから除外されるが、土壌中の粘土鉱物と結合している可能性が高いため、そのような土壌は農業土壌としては利用できない可能性がある。同時に、堆積物の蓄積した一帯では空間線量率が上昇する可能性がある。

住宅地近隣の空間線量率の低減は、落葉除去や枝払い、表土剥ぎ取り等を組み合わせた対策によって可能になる。土壌侵食及び付随する除染地域の再汚染防止のため、山地に木柵を設置する方策が優先的対策となっている。

2.3.6 林業の管理

放射性セシウム濃度が 8,000Bq/kg を超える物質は、指定廃棄物として管理すべきことが法律で規定されており、森林管理における懸念事項の一つとなっている。伐採木の処理の第一段階は、一般的に肥料やバイオマスプラントの燃料として使用されている樹皮の剥ぎ取りである。木材は住宅建築資材、窓枠、家具等に使用される重要な経済資源であるため、効果的な管理を確実に行うことが重要である。

空間線量率と樹皮中の放射性物質濃度を関連付けるために測定が実施された。予想されるように、このような測定値には大きなばらつきがあることが確認されている。しかし、1.69 μSv/h の空間線量率で、樹皮中の放射性セシウム濃度 8,000Bq/kg を超えると推定されている。県では、空間線量率が 0.5 μSv/h 以下の地域では、樹皮中の放射能濃度の測定は不要で、伐採や搬出が制限なく行えるというルールを採用している。当該基準を超える空間線量率の地域では、樹皮試料を採取・分析し、放射性セシウム濃度を測定しなければならない。これは安全側に立ったアプローチであり、良好な判断基準であると思われる。

また、焼却灰の放射性セシウム濃度が 8,000Bq/kg を超えないように、薪の放射性セシウム濃度には 40Bq/kg という指標値（スクリーニングレベル）が策定された。薪と灰の濃度

係数は通常 100 Bq/kg 以下である。したがって、この基準も比較的安全側に立ったアプローチとなっている。

植樹後間もない樹木については、放射性セシウムの吸収は、既存の立木を上回ると予想された。しかしながら、県の専門家は、植樹後間もない幼木の放射性セシウム濃度は僅か数百 Bq/kg 程度にすぎないことを示す実験結果を発表した。成木になるまでの期間は約 50 年であり、吸収が増大する可能性はあるものの、50 年間にわたる放射性崩壊による放射性セシウム濃度低下により、吸収分は十分に相殺されると考えられる。

これまで測定された中で、木材中の放射性セシウムの最高濃度は 5,500Bq/kg である。IAEA TECDOC-1376「木材及び木材製品中の放射性核種による一般市民線量の評価」（Assessing radiation doses to the public from radionuclides in timber and wood products）の方法論を適用すると、このレベルの放射性セシウム濃度の木材が住宅建築に使用された場合の居住者の年間被ばく線量は、約 0.132mSv と推定される。スケーリングアップして 8,000Bq/kg と仮定すると、年間被ばく線量は約 0.2mSv となる。使用したモデルは安全側に立ったアプローチに従っているため、日本の家屋設計の相違が原因でそれらの推定線量が大きく増大することはないと予想される。したがって、現段階では、県内の森林からの住宅建設用木材の生産に対して、追加的制限措置は必要ではないと考えられる。

現在、木材中の放射性セシウム濃度は低く、国際基準を十分に満たしているものの、既に始まっている立木内の放射性セシウムの移行及び新規植栽された幼木への移行に関する調査研究を今後も継続する必要がある。

2.3.7　林業従事者の放射線被ばく防護

林業従事者は、放射線の被ばくリスクにさらされている。現在、林業従事者の被ばくを最小限に抑えられるよう、手袋やマスクが支給されている。林業従事者は、放射線業務従事者には分類されておらず、業務は空間線量率が 2.5μSv/h を超えない地域に制限されている。このレベルは年間被ばく線量 5mSv 相当であり、県はこれを林業従事者の保護のための基準としている。なお、放射線業務従事者に関する年間被ばく線量限度は 20mSv である。

林業従事者の被ばく低減のため、人力に代わる伐採機械が導入されている。オペレーターは地上から高い位置で作業し、機械がオペレーターを放射線からさらに遮蔽するようになっている。さらに、一部の林業機械の操作室は遮蔽スペースとなっており、作業員の被ばく線量は約 35～40%低減される。

2.3.8　森林火災

IAEA-TECDOC-1240「チョルノービリ事故の現在及び今後の環境影響」（*Present and future environmental impact of the Chernobyl accident*）は、「森林火災の結果として放射性核種が近隣域へ飛散するリスクがあるという考えがある。しかしながら、森林火災中の放射

性核種の移行に関する既存データは、この考えとは合致しない」と述べている。さらに、「森林火災の主要問題は、汚染灰の大気中への再飛散である」とも述べている。

放射線レベルの増大は、森林火災の可能性を増大させるものではないが、森林管理活動の低下につながる場合が多く、定期的な間伐が行われなくなる結果として、燃えやすい物質の量が増える。火災が発生すると、放射性物質の付着した灰が大気中に拡散されることにより、放射性核種は数百 km の遠方まで運ばれる可能性がある。被ばく経路は、外部放射線及び煙霧吸入（消防士及び一般市民）、堆積した放射性核種由来の外部被ばく（一般市民）、汚染された食品の摂取（一般市民）、並びに森林火災サイトでの再飛散灰中の放射性核種の吸入（林業従事者及び一般市民）である。

森林火災によって移行する放射性核種は比較的少量である。実験的研究から、森林火災時に移行する放射性セシウムは、落葉落枝層中のわずか数パーセントであることが明らかになっている。2016 年現在、県内の森林において落葉落枝層中に存在する放射性セシウムが7%程度に過ぎないことを考慮すると、森林火災に際して移行する放射性セシウムは、総貯留量のごくわずかな割合にすぎないと予想される。例えば、植生と落葉落枝層のみが燃える火災の場合、移行する放射性核種の比率は燃焼物中に存在する放射性核種の約 0.1～0.5%である。しかしながら、樹冠まで燃えるような火災（樹冠火災）の場合には、移行する比率は 10%まで増大する可能性がある。移行する放射性セシウムのほとんどは、火災現場から数百 m 以内の圏内で沈着すると予想される。したがって、火災現場から遠方においては空間線量率の増加はないと予想される。森林火災では大量の放射性核種の飛散は発生しないが、森林の土壌保持能力を損なうことで、浸食による土壌流出や、下層植生の消失により落葉が水に流されやすくなる等の可能性が生じる。

森林火災による気温の上昇は放射性セシウムの一部蒸発と、大気中への移行を引き起こす可能性がある。残留放射性セシウムは灰中に保持される。河川や水路内に沈着した場合の放射性セシウムは、短時間のうちに固体に吸着し、生物相への影響は最小限に留まると思われる。森林火災の影響については、通常、モデル化による評価が行われている。これは一つには、森林火災に付きまとう危険性や予測不能な性質のため、リアルタイムでのデータ収集が難しいことが理由である。森林火災の影響評価のため、多種類のモデルが確立されている。IAEA チームは、大半のモデルが森林火災の実際の影響を過大に推定していることから、パラメータや関連想定を変化させて感度分析を実行することが重要であると指摘している。土質や地形の差異が原因で、県内の森林火災は、チョルノービリ事故の被災地域での火災よりも、放射線の影響は小さくなる可能性があることが指摘された。

2011 年以来、県内では多数の森林火災が発生しており、県民に不安を引き起こした。県は、2016 年及び 2017 年に発生した 3 件の森林火災に関する情報を発表した（（1）2016 年 3 月 30 日～4 月 1 日に伊達市で発生し約 38ha が燃えた火災。（2）2016 年 4 月 3 日～4 日に南相馬市で発生し約 32ha が燃えた火災。（3）2017 年 4 月 29 日～5 月 10 日に浪江町及び双葉町の避難指示区域内で発生し約 75ha が燃えた火災）。

上記(1)の放射線影響を調べるため、県はモニタリングプログラムを策定し、地表及び水域の空間線量率と放射性セシウム濃度を測定した。その結果、空間線量率の増加は認められなかった。上記(2)では地表において微量の放射性セシウムが検出されたが、火災現場の下流の水域からは放射性セシウムは検出されなかった。延焼箇所からの地表堆積物の流出量は、非延焼箇所における流出量の 3〜5 倍であった。上記(3)については、2017 年 7 月現在、調査結果の暫定的評価によると火災による大きな放射線影響はなく、測定点近傍における軽微な空間線量率の増大にとどまったことが示唆されている。また、灰が延焼箇所の近くを流下する河川に流入し、放射性セシウムが下流に運ばれる可能性に関する調査が計画された。

IAEA チームは、これらの火災が福島第一原子力発電所事故の直後すなわち放射性セシウムの大部分が落葉落枝層中に存在していた時期に発生していたと仮定した場合、更に大量の放射性セシウムが再配分された可能性があったことを指摘した。

2.4　里山再生モデル事業

里山は、山の丘陵地と耕作可能地との間の境界領域又は地域であり、大抵は森林、草地、水田等で構成される。里山周辺の住民は、しばしば食料自給による生活を営み、林内できのこ栽培に従事していることもある。2016 年に始まった里山再生モデル事業は、福島第一原子力発電所事故以前のように人々が里山の利用を再開することを目的としている。2016 年 9 月〜12 月にかけて、避難区域内及び隣接する市町村から事業対象箇所を選定した。この時点で、人々は指定された自治体への帰還を開始または検討している段階である。これは、多くの地方自治体と関係省庁の間の共同プロジェクトであり、浜通り及び中通り地域の対象となる 17 の自治体のうち 14 の自治体が参加している。

本事業は、森林整備、除染及び線量マップの作成の 3 つの主要項目から構成されている。このプロジェクトは、主に一般市民の安心のために推進され、完了後はすべての結果を地域社会と共有することとされている。

2017 年に修正された実施取決めにおいて、以下の活動における IAEA の支援が含まれることとなった。

— 放射線量マップの作成;
— 日常的に使用される森林及び周辺地域の除染;
— 森林整備

協定の修正ののち県から上記プロジェクトについての説明を受け、IAEA チームは、作業の詳細に注意が払われていることに感銘し、費用対効果を検討する上で必要な情報がすべて揃っていると述べた。例えば、林業従事者が受けた放射線量は記録されており、物理学的減衰だけによる低減も考慮されたものであった。また、IAEA チームは、選択された地域での対策の効果は限定的である可能性にも言及し、プロジェクトの成功をどのように評価するかを定義することを検討する必要があることも指摘した。

IAEA チームが現場の環境や除染作業の内容を理解できるように、2019 年 7 月に飯舘村、2020 年 2 月に大熊町と川内村への現場視察が実施された。

大熊町、川内村ともに、間伐や択伐が行われている。線量率が比較的高い（最大 2 μSv/h）大熊町では、観測された線量率の減少は、放射性崩壊によるものよりも平均 8%上回っていた。年間線量率がバックグラウンドレベルをわずかに上回っている川内村では、物理学的減衰による減少以上の減少は観察されなかった。図 2.6 は、川内村と大熊町の遊歩道整備結果を示している。

川内村では、線量率が 0.26 μSv/h（「目標」値 0.23 μSv/h を若干上回る）であり、9cm の落葉層と表土が除去され、線量率が 0.19 μSv に減少した。専門家は、数か月以内に線量率がいずれの場合も 0.23 μSv/h に低下するだろうと指摘し、この作業が放射線防護の観点から正当化されうるかを疑問視した。

IAEA チームは、元避難者らにプロジェクトの結果に関する情報を提供することによって帰還の判断を手助けすることの重要性を強調した。

飯舘村のあいの沢では、事業実施後、里山にレクリエーション目的で訪れる一般市民が少なからずいることが 2022 年に報告されている。落葉層の除去による除染、森林整備、線量測定・評価など、様々な対策を組み合わせて行ってきた。これらのプロジェクトが成功した大きな要因は、地域住民や観光客にとってより安全な環境を確立することで、人々に安心感を与えることができたためである。

図 2.6　里山再生モデル事業における川内村（上）と
大熊町（下）の環境修復作業例（提供：福島県）

2.5 野生の食物の管理

IAEA チームは、チョルノービリ事故後のベラルーシ、チェコ、ノルウェー、スウェーデンの農業及び野生の食物における放射性セシウムの制限を設定する際の手法と方針に関する情報を提供した。すべての場合において、野生の食物には、農業の食品と比較してかなり高い制限が適用された。これは、野生の食物は通常、比較的少量しか消費されず、放射性物質濃度は農作物よりもはるかに高くても、消費者が受ける放射線量は高くないためである。そのため、国のは、野生の食物の消費を厳しく制限する必要はなく、よって制限を課することで人々の生活様式が混乱させせることは無いと結論付けた。

県からは、市場に販売されている野生の食物中の放射性セシウムの現在の制限である 100Bq/kg は、次の 2 つの主な理由で修正される可能性は低いと説明している。第一に、それは県ではなく国の設定した制限であり、第二に、事故後何年間もの制限の強化はおそらく公衆に受け入れられないであろうということである。さらに重要なことは、現在適用されている制限は販売される食品にのみ適用されるということである。自ら消費することに対してはその限りではないようである。

100Bq/kg の出荷制限が少なくとも予見可能な将来にわたって野生の食物に適用され続ける可能性が高いことを考えて、IAEA チームは、野生の食物を調達する人々への線量を減らすことにさらに焦点を当てる必要があると助言した。自家消費用のイノシシ、きのこ、山菜、淡水魚等には出荷制限は適用されない。放射性セシウムの測定は、穀物や野菜などの地元産の農産物をチェックするために使用されるが、野生の食物にもこのような測定を使うように奨励する必要がある。県民のために植物ときのこのリストを用意し、市町村によって制限されている種を説明した（6 節も参照）。

イノシシなど野生動物の肉に対しては、IAEA チームはチョルノービリ事故後に広く使用されている”in vivo”技術の開発を提案した。この方法は、肉の放射性セシウム含有量を迅速に推定し、狩猟者が獲物を消費するかどうかの判断をサポートする技術である。

IAEA チームは、このテーマに関する議論の意見提供として、2 つのプレゼンテーションを行った。1 つ目は「福島県の野生種のモニタリングプログラム」、2 つ目は「ノルウェーの動物に含まれる Cs の生体内測定」についてであった。出荷制限解除をするのに十分な測定データを確保するため、県が代表的なサンプリング戦略を含む野生動物のモニタリングプログラムを構築する方法について、スウェーデンでの経験を基に説明がなされた。また、イノシシに関する県の過去の測定データの評価を行った結果、近い将来に Cs 濃度が 100Bq/kg 未満になる確実性はないので、自治体や狩猟者との対話が必要であるとの助言もなされた。2 番目の発表では、動物の生体内放射性核種モニタリングの実施方法と、チョルノービリ事故後の最初の数年間にノルウェーで開発された羊・牛とトナカイの Cs 濃度を測定するための方法、およびノルウェーの経験に基づく利害関係者への測定結果の伝達の経験が紹介された。2 つの発表に対する議論の後、イノシシの肉に含まれる高濃度の放射性セシウムから、県における多くの自治体で近いうちには、出荷制限が解除される見込みがないことが指摘された。しかし、県の会津地方に位置する一部の自治体で比較的低い濃度が観測されていることにも言及されている。

2022 年 2 月の会合で、スウェーデンにおける野生動物と野生きのこのモニタリングの経験が IAEA の専門家によって発表された。このスウェーデンのプログラムは、1980 年代後半に、食品の Cs-137 汚染に関する情報を一般市民に提供するために作られた。スウェーデンではこれまで、Cs 濃度に基づく狩猟肉やきのこの消費制限は設けられてこなかったが、狩猟者が利用できる測定サービスにより、狩猟肉や野生きのこの個人的な消費について判断することができる。測定結果を国民に提供するために、国内に測定室のネットワークを構築し、測定には政府から補助金が出ている。

スウェーデン食品安全当局は、Cs-137 を含む食品の消費に関する勧告を提供している。使用されている実施方法は、個々の産品に含まれる Cs-137 の濃度と、1mSv/a を超える線量をもたらす産品の体積の組み合わせに基づいている。勧告の内容は：

- 300－1,500 Bq/kg: 1 週間に数回を超えない
- 1,500－3,000 Bq/kg: 1 ヵ月に数回を超えない
- >10,000 Bq/kg:消費することを推奨しない

肉や野生きのこを販売する際の制限値は 1500Bq/kg に設定されている。

2022 年 2 月の会合の期間中、松茸の非破壊検査（NDA）に利用できる新しい方法が県から発表された。測定後の貴重な林産物の検査後は壊さずに商品として販売できるようにすることが目的である。県は、マツタケなどの NDA の延長について、中央政府機関と引き続き協議する予定であった。マツタケ以外の野生きのこにも適用できるようになれば、県内のどの市町村で採取された野生きのこも消費・流通させることができ、さらに重要なことは、住民が山菜やきのこを従来通り採取・消費することができるようになる。

IAEA チームは、長年または数十年にわたって県の一部の地域の特定の野生の食物に対する制限が必要になる可能性が高いとの見解を示すとともに、長期的なモニタリングを継続する必要があり、野生の食物中の放射性セシウム濃度の傾向に関する情報を住民やその他の人々にに提供し続けることが不可欠であることを助言した。IAEA チームはまた、淡水魚、野生きのこ、その他の林産物に対する制限の開始及び解除の方法には違いがあることにも言及した。制限を解除することは非常に難しく、再び制限を課すことは容易である。

2.6 まとめ

県は森林における放射性セシウムの動態について理解を深め、追跡するため、大規模なモニタリング及び調査プログラムを実施してきた。栄養素と放射性物質の双方の再循環の全般的なメカニズムは、チョルノービリ事故後の状況と類似していると予想される。しかしながら、県と欧州では森林の様相（年間降水量、気温、地形及び土壌特性）が異なり、この相違は放射性セシウムの移行と循環に大きく影響することが明らかになっている。

主な結論を以下に示す。

放射性セシウムの移行と循環

1. 県内の森林に沈着した放射性物質は、生態系内に保持され、農地への移行の可能性は低いと思われる。

2. 森林整備は、浸食及び土壌流出の防止につながるほか、放射性セシウムを森林内で保持することにも極めて効果的である。

3 .放射性セシウムは森林土壌中に含まれる粘土鉱物と化学的に結合するため、植生への移行は限定的である。その結果、沈着量が同程度であれば、県内の森林における動植物中の放射性セシウム濃度は、チョルノービリ事故後のヨーロッパの森林に比べて、相当に低い。

4. チョルノービリ事故の被災地域における放射線モニタリングの知見に基づき、森林における放射線モニタリングは長期的に継続する必要があり、空間線量率モニタリング及び立木中の放射性物質濃度の測定方法は、環境中の放射性セシウムの移行や植物による吸収量が多くなる浸水地域での堆積等が変化し続ける状況を踏まえて調整していくことが必要である。2022 年までの森林のモニタリング調査にて、いくつかの地域では空間線量がバックグラウンド値まで低減しているため、今年度からバックグラウンドの調査を行っている。バックグラウンドレベルであることが確認され、原発事故の影響がないと判断されたその地域については頻度を減らし、測定点数もあわせて減らすことを考えている。しかし、たとえ線量が非常に低い場所であっても、国民を安心させるために、将来にわたって何らかの継続的なモニタリングが要求され続ける。

5. 森林生態系のすべての構成要素は相互に依存している。森林の昆虫はきのこを食べ、イノシシや淡水魚に食べられる。本報告書では言及していないが、イノシシはきのこを直接食べると信じられている。費用対効果が高く、環境に損害を与えることなく適用できる現実的な環境修復の方策はない。入手したデータは、特定の食品について長年、おそらく数十年間、県の一部で制限が継続することを示唆している。その間、コストが高いモニタリング手法が必要になる。

6. 将来の線量率の低下は ^{137}Cs の物理学的減衰によって支配されるため、毎年 1 年間での低下量は小さいが、状況はより安定していると考えることができる。このような状況では、技術的な観点から、モニタリングの頻度を減らすことも可能である。

考えられる対策

7. 2012 年以降、最初に森林内へ沈着した放射性セシウムの大半は、立木から土壌及び落葉層に移行した。しかしながら、空間線量率低減のために大量の表土を剥ぎ取ることは、現実的ではない。この対策はコストが高く、管理が必要な廃棄物を新たに生み出し、さらに森林生産性の低下を引き起こす可能性がある。

8. 放射性セシウムを含まない土やウッドチップによる林床被覆は、空間線量率の低減のため有効な手段であるが、これらの対策の長期的な有効性については多くの疑問が

残っている。これに対し、県は居住地域に近く線量率の高い地域でのみ有効的と結論付けている。

9. 現段階では、森林での木材生産及び建築材としての利用を制限する必要はないと思われる。しかしながら、特に放射性セシウム濃度が高い地域における活動が開始されることから、木材のモニタリングは継続すべきである。

作業員の保護

10. 伐採機械の導入や作業時間の制限等の、林業従事者の放射線被ばく低減のための対策が講じられている。全体として、安全側に立った取組みが実施されている。

森林火災

11. 県による森林火災の調査では、放射線影響はほとんど認められていない。ただし、仮に、森林火災が福島第一原子力発電所事故の直後に発生していた場合、落葉層中の放射性セシウム含有量が高く、森林火災により再拡散し、放射線影響はより増大した可能性がある。

広報

12. 里山再生モデル事業は 2019 年度に終了した。得られた結果を公表し、広く周知することとしている。この情報は、里山の利用を再開するかどうか判断する際に重要な情報となっている。

13. 野生の食物の 3 つのモニタリング手法には多くの類似点がある。相互依存関係は別として、野生きのこ、淡水魚、野生動物のデータはすべて、高濃度の放射性セシウム、多くの異常値、及びレベルの極めてゆっくりとした低下を示している。これらの多くに含まれる放射性セシウムの濃度は、2012 年 4 月から当面の間設定された 100Bq/kg の出荷制限をはるかに超えているが、これは商品として販売される食品にのみ適用される。松茸の非破壊検査（NDA）は、測定後のさらなる消費に向けて、この貴重な林産物を検査合格となった検体は商品として販売できるようにするため開発されたものである。 これがマツタケ以外の野生きのこにも適用できるようになれば、県内のどの市町村でも採取した産品の消費・流通が可能になり、住民は従来通り山菜・きのこを採取・消費することができるようになる。

14. 情報に基づいた選択を行えるように、環境中の放射線量についての情報をより多く提供することに継続的な注意を払う必要がある。

15. また、公開情報に関連して、時間の経過とともに、モニタリング手法の数値が「未満」または「検出不可能」となることが多くなる。これらは、制限が適用されたままであっても、状況が改善していることを示すための重要なコミュニケーション

ツールとなる。モニタリング手法には、標準的な手法が一様に適用される必要がある。

3. 陸域及び水域における放射性物質のモニタリング及び環境修復と除染

3.1 背景及び目的

協力実施期間中に県が収集したデータ及び実施した評価によると、最も重要な人への被ばく経路は、放射性セシウムから放出される外部放射線である（森林環境中の放射性セシウムについての詳細は 2.1 節参照）。さらに県は、陸域および水域における放射性セシウムレベルやそれに関連する一般市民の被ばく線量は、除染作業、放射性崩壊、風化作用による地表からの放射性セシウムの移動（極端な気象現象が起こる期間を含む、3.5 節参照）および土壌下や堆積物の縦断面への垂直移動によって低下したものと判断した。

環境修復と除染の必要性は、一般市民の被ばく線量の時間的推移に大きく依存する。環境修復活動に関する意思決定は、現在の線量や、修復活動を通じて達成が見込まれる将来の線量と人的介入を行わない場合の線量の比較を踏まえて行われる。したがって、人的介入の有無による空間線量率や線量の経時変化を予測することは有用である。

協力実施要項では、オフサイトにおける除染、環境モニタリング結果の分析、被ばくの低減や回避を目的とした被ばく経路の調査における課題について、県に対し支援を提供することが示されている。こうしたことから、協力の実施内容として、下記のトピックが挙げられた。

- 福島第一原子力発電所事故の影響を受けた福島県における陸域及び水域の生態系（森林（2節参照）を除く）に見られる放射性セシウムの動態
- 水域生態系における環境修復および除染の効果
- 環境媒体（土壌、水、堆積物）における放射性セシウム濃度および空間線量率の経時変化を把握するためのモニタリング結果の分析
- 適切で技術的に実施可能な環境修復活動の選定に向け情報取得精度を高めるための、環境修復作業から得られた知見のレビュー
- 水域における放射性フラックスを再現するためのモデルの適用
- 居住圏で実施された除染対策の有効性
- 台風などの過酷な気象現象による、淡水環境における放射性セシウムの動態への影響
- 除染と修復の有効性、一般県民の被ばく線量、モニタリング結果及び利害関係者の関与に係る情報発信（6節参照）

これらのトピックについては、本報告書の以下の節で取り上げる。

本報告書に加えて、FCP1 プロジェクトの主な成果をまとめた付属書を県の研究者の協力のもとで作成した。この付属書の目的は、調査結果を包括的かつ簡潔にまとめること、県内で実施された調査研究の主要な成果を強調して示すこと、

得られた結果と日本国外の環境汚染の調査及び管理の経験から得られた結果とを比較し提供することである。

3.2　陸水生態系における放射性セシウムの動態

3.2.1　自然環境における放射性セシウムに関する国際的な知見

放射性セシウムは、大気圏内核実験、原子力施設の運転および事故放出によって、自然環境に放出されてきた。一般的に、陸域環境では、放射性セシウムは土壌中の鉱物成分と強く結合しているため、移動が遅く、植物が土壌から取り込むことも少ない。土壌中の放射性セシウムは、土壌成分、とりわけ粘土粒子と徐々に結合する。この吸着の中には、可逆的であり代替可能な放射性セシウムの部分を構成するものもあるが、大部分は不可逆的であり、（放射性セシウムが）固定された部分を構成する。ただし、カリウム含有量が少ない酸性の有機質土壌では、植物による放射性セシウムの取込みがはるかに多くなる。土壌が何千年にもわたり物理化学的な風化作用にさらされる熱帯地方では、粘土鉱物の大部分が分解され、酸性状態下での溶け出しによってカリウムが枯渇するため、植物による吸収量がさらに多くなる場合がある。

淡水において放射性セシウムは懸濁物質および底質と強く結合するため、溶存態放射性セシウムは急速に減少し、最終的に放射性セシウムは表流水中の底質に沈降する。河川および湖における放射性セシウムの移行は、堆積物の再分布によるところが大きい[1]。淡水中の溶存カリウム濃度が上昇すると、これら 2 つの元素（セシウムとカリウム）の間で競合的な取り込みが起こるため、淡水生物における放射性セシウムの蓄積量が減少する。さらに摂取後には、淡水生物からのセシウムとカリウムの相対的な損失速度の違いにより、放射性セシウムが生物学的に濃縮され、各栄養段階間で放射能濃度が増加する可能性がある[2, 3]。したがって、粒子の移行および／または放射性セシウムの動態に影響を与える水域の物理化学的条件（例えば、pH、流域の水深測量、深度、懸濁物質濃度、カリウム濃度）および水中食物連鎖の長さは、水中食物連鎖の頂点における放射性セシウム濃度に影響

---

[1] Golosov, V., Ivanov, M., Konoplev, A., Wakiyama, Y., Komissarov, M.: Erosion and Redeposition of Sediments and Sediment-Associated Radiocesium on River Floodplains (the Niida River Basin and the Abukuma River as an Example, in: Nanba, K., Konoplev, A., Wada, Y. (eds.): , Behavior of Radionuclides in the Environment III, pp 98–133 Springer, Singapore, (2022) https://doi.org/10.1007/978-981-16-6799-2_7

[2] Nasvit, O., Klenus, V., Belyaev, V., Volokova, Yurchuk, L., Ryabov: Radionuclide contamination of fish, In: Onishi, Y., Voitsekhovich, O., Zheleznyak, M. (ed.): Chernobyl – What have we learned? The success and failures to mitigate water contamination over 20 years. Springer, Dordrecht, (2006)

[3] Ishii, Y., Matsuzaki, S., Hayashi, S.: Different factors determine ^{137}Cs concentration factors of freshwater fish and aquatic organisms in lake and river ecosystems, J. Environm. Radioactivity 213 (2020) https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2019.106102

を与える。野生魚の放射性セシウムモニタリングについては、2.3.3 節で詳しく説明する。

3.2.2　県内環境における放射性セシウムの動態

2011 年以降、県内の環境条件下における放射性セシウムの動態が多数研究対象となっている。これらの研究によって、チョルノービリ事故や他の放射能汚染事象の後に行われた研究成果と同様に[1, 2]、土壌による放射性セシウムの強い吸着により、土壌中における放射性セシウムの下方移行量と作物を通した土壌からの放射性セシウムの取込み量の両方が非常に小さいことが明らかとなった。

福島大学が実施した研究によると、県内の土壌中の交換性放射性セシウムの割合と作物中の放射性セシウム濃度は、2011 年以降同時に減少していた。県内の一般的な土壌について、土壌が放射性セシウムを選択的に吸着する能力を特徴づける値である放射性セシウム捕捉ポテンシャル(RIP)を測定した。RIP 値が高い土壌や底質は放射性セシウムを強く吸着するため、土壌から農作物への放射性セシウムの移行は少ない。この概念はチョルノービリ事故以降、土壌のパラメータに基づいて農作物による放射性セシウム吸収を予測する際に広く応用された。RIP 値が低い土壌では、作物への放射性セシウムの移行を低減させるために、粘土質の利用が効果的である。

福島第一原子力発電所事故における Sr-90 の放出量は限定的であった[3]。Sr-90 沈着濃度は、Cs-137 と比較して 3～4 桁少なかった。福島第一原子力発電所の近傍において、Sr-90 の地表沈着量は、1960 年代に行われた大気圏内核実験のフォールアウトによるものと同程度であった。作物中の Sr-90 放射能濃度も同様に低かった。例えば 2012 年に、福島第一原子力発電所から 20～30 km 圏に所在する自治体の食品中の Sr-90 を測定したところ、すべて検出下限値を下回った[4]。原子放射線の影響に関する国連科学委員会（UNSCEAR）(2013)[5]では、避難地域外の人々の Sr-90 による被ばく量はごくわずかとして、明示的な推定を行わなかった。

IAEA チームにより、環境中の放射性セシウムの動態と環境回復プロジェクトに関する国際的な知見が示された。それによると、チョルノービリ事故や福島第一原子

---

1 Beresford, N.A., Fesenko, S., Konoplev, A., Skuterud, L., Smith, J., Voigt, G.: Thirty years after the Chernobyl accident: What lessons have we learnt? Journal of Environmental Radioactivity 157 (2016) 77-89.

2 INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY: Environmental consequences of the Chernobyl accident and their remediation: Twenty years of experience, Report of the Chernobyl Forum Expert Group ‘Environment’. — Vienna: International Atomic Energy Agency, 2006.

3 INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY: The Fukushima Daiichi Accident (5 Volumes); IAEA, Vienna 2015

4 Harada, K. and 33 other authors: Radiation dose rates now and in the future for residents neighboring restricted areas of the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant, PNAS, Vol 111, No 10 (2014) www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1315684111

5 UNSCEAR (2013): Sources, effects and risks of ionizing radiation; Annex A: Levels and effects of radiation exposure due to the nuclear accident after the 2011 great east-Japan earthquake and tsunami; United Nations, New York, 2013.

力発電所事故の後、環境中の放射線量の減少に自然減衰が寄与していることが観測された。しかし、以下の理由から、チョルノービリ事故の被災地よりも県内において、放射性セシウムの流出率が高いことが判明した。

- 県内では台風によってもたらされる降水量がより多く、気温もより高い。
- 県内では多量の降水と高い気温により、生物活性がより高い。
- チョルノービリでは凍結期間がより長い。
- 県内では山腹の勾配がより急である。

この後の節で説明するとおり、これらの要因は放射性セシウムの移行プロセスに影響を与えている。

3.2.3　河川集水域における移行プロセス

図 3.1 に、集水域から河川や河川系を経由した放射性セシウムの移行を模式的に示した。放射性セシウムは森林や農地、住宅地に沈着している。放射性セシウムは土壌中の鉱物成分に強く吸着されるため、河川の流下やそれに伴う堆積物の再分布を通じて移行される。図 3.1 ではまた、農作物への移行経路となり得るものを含め、陸域生態系と水域生態系の相互作用も描かれている。これらのうち次のプロセスが重要である。

— 放射性セシウムは、森林、住宅地、農地から洗い流され除去されるが、その状況は、降雨の強さ、地形の勾配及び表面特性（植生、舗装、裸地）によって異なる。
— 河川水系は、池、湖、貯水池と繋がっており、飲料水またはかんがい用水として利用されることがある。
— 集中豪雨、極端な異常気象（台風など）、河川の氾濫や濁流は、堆積物に結合した放射性セシウムの動態に影響を与え得る。
— 一部の放射性セシウムは海洋に運ばれれる。

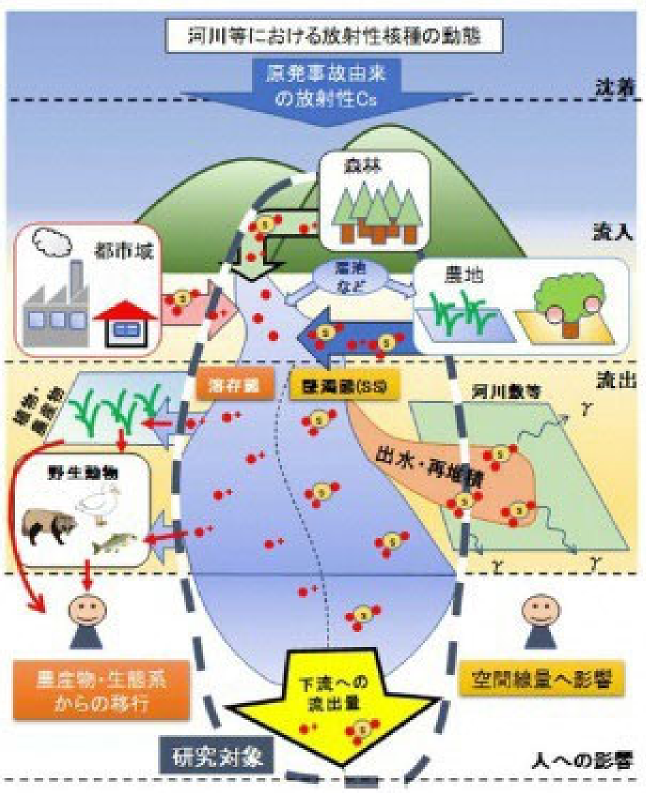


図 3.1　集水域を介した放射性セシウムの移行及び陸域との相互作用の概要図（提供：福島県）

3.3　モニタリングプログラム結果の分析

3.3.1　水や堆積物中の放射性セシウムのモニタリング

県内では、市町村への水供給、農業やその他の目的のために、河川水が広く利用されている。そのため県は、淡水での表層水における放射性セシウムのモニタリングを開始し、福島県環境創造センターが実施している（図 3.2 及び表 3.1）。

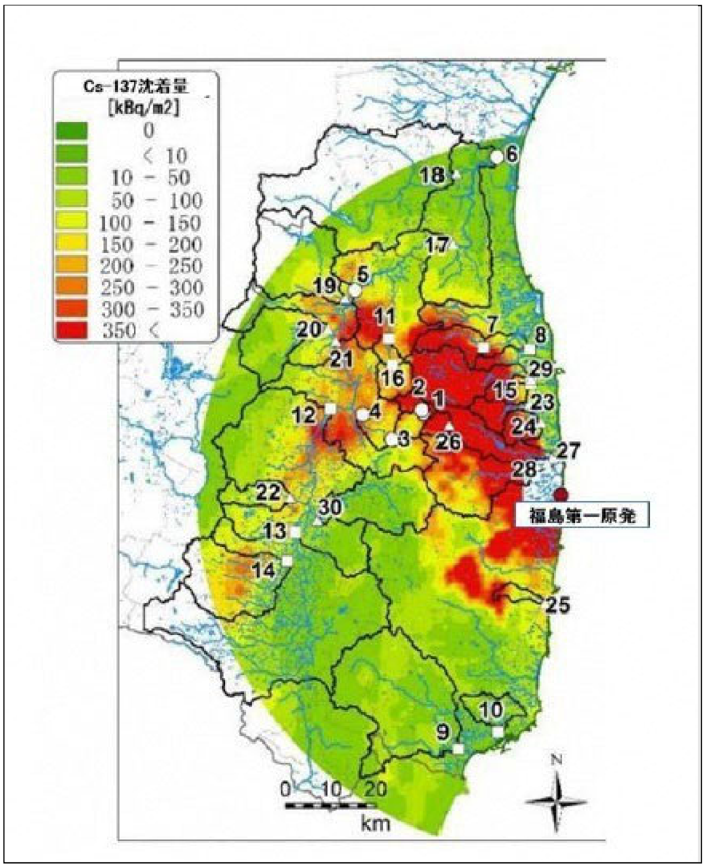


図 3.2　第 3 次航空機モニタリング調査で定量された県内の
^{137}Cs の沈着量分布（文部科学省、20 11 年 7 月 2 日）

表 3.1　広域河川調査における集水域と平均 Cs-137 インベントリ[1]

サイトNo.	地点名	河川水系	河川名	集水域 (km^2)	平均Cs-137インベントリ (kBq/m^2)
1	水境川	阿武隈川	口太川	8	587
2	口太川上流	阿武隈川	口太川	21	408
3	口太川中流	阿武隈川	口太川	63	304
4	口太川下流	阿武隈川	口太川	135	248
5	伏黒	阿武隈川	阿武隈川	3,645	102
6	岩沼	阿武隈川	阿武隈川	5,313	96
7	真野	真野川	真野川	76	521
8	小島田堰	真野川	真野川	111	418
9	松原	鮫川	鮫川	871	46
10	小名浜	藤原川	藤原川	70	45
11	月舘	阿武隈川	広瀬川	84	222
12	二本松	阿武隈川	阿武隈川	2,380	88
13	御代田	阿武隈川	阿武隈川	1,287	77
14	西川	阿武隈川	釈迦堂川	289	137
15	北町	新田川	水無川	36	537
16	川俣	阿武隈川	広瀬川	57	226
17	丸森	阿武隈川	阿武隈川	4,124	113
18	船岡大橋	阿武隈川	白石川	775	27
19	瀬上	阿武隈川	摺上川	313	51
20	八木田	阿武隈川	荒川	185	63
21	黒岩	阿武隈川	阿武隈川	2,921	109
22	富田	阿武隈川	逢瀬川	73	117
23	太田	太田川	太田川	50	1,638
24	小高	小高川	小高川	50	750
25	浅見	浅見川	浅見川	26	197
26	津島	請戸川	請戸川	25	813
27	請戸	請戸川	請戸川	153	2,329
28	高瀬	請戸川	高瀬川	264	696
29	原町	新田川	新田川	200	858
30	赤沼	阿武隈川	大滝根川	243	57
31	亘理	阿武隈川	阿武隈川	5,313	96

**亘理地点（31）は岩沼地点（6）の対岸にあり、予備のモニタリング地点として設置。

[1] Fukushima Prefecture: Interim Report on: Cooperation between Fukushima Prefecture and the IAEA in the area of radiation monitoring, remediation and waste management, following the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident (Fukushima Prefecture Initiative Projects) INTERIM REPORT (2013–2015)
https://www.pref.fukushima.lg.jp/uploaded/attachment/191954.pdf

モニタリング計画には、水に溶けた放射性セシウム及び河川や湖沼の懸濁物質に結合した放射性セシウムの測定が含まれている。さらに、試料は高濃縮放射性セシウム含有微粒子（CsMPs）の有無を確認するためのスクリーニングも行われる（3.3.4 節参照）。

放射性セシウムの懸濁物質への強い吸着および水域の底質への沈着により、河川における放射性セシウム濃度は時間の経過とともに著しく低下し、事故の 7 年後までに、使用した測定技術で達成しうる水準である 0.05 Bq/L またはそれを下回る結果となった[1]（世界保健機関（WHO）が推奨する飲料水水質基準 10 Bq/L を大幅に下回る水準）。

特に、汚染された集水域からの更なる浸食が制限された場合に、懸濁物質中の放射性セシウム濃度は明らかに低下した。国際的な事例と同様に、堆積物中の放射性セシウム濃度は、粒径が小さくなるにつれて上昇する傾向があることが判った。

県のモニタリング計画は、県の集水域における放射性セシウムの長期的な動態調査に重点を置いており、特に以下の 3 点に注目した。

— 「懸濁粒子と結合した放射性セシウムの濃度や動態」洪水や異常気象（台風など）の発生時、堆積物や氾濫原の土壌に結合した放射性セシウムの沈着や除去、さらにそれに伴う空間線量率への影響を含む

— 「溶存態の放射性セシウム」例えば、生態系を介した農産物、野生動物及び植物への移行

— 集水域における「懸濁態および溶存態放射性セシウムの動態」

水圏における放射性セシウムの動態に影響を及ぼす、水の物理化学的性質を特徴付けるため、主要なイオン（カリウム、カルシウム、マグネシウム及びアンモニウム）濃度も測定した（3.2 節参照）。陸域集水域と表流水環境との間での放射性セシウムの移行をさらに理解するために、県内においてトレーサー技術を適用した（3.3.5 節参照）。

県では、Cs-137 の沈着による影響を受けた流域での測定を重点的に実施した（図 3.2 及び表 3.1 参照）。これには、放射性セシウム濃度の時間的・空間的変化及び流域特性が放射性セシウムの動態に及ぼす影響を把握するため、複数の河川の観測地点において実施した概要調査が含まれる。また、放射性セシウムの移行を推定し、実測値とシミュレーションモデルによる推定値との比較を行うため、広瀬川と口太川流域で詳細な調査・研究が実施された（3.4 項参照）。調査は広瀬川流域に重点が置かれ、広瀬川本流や高根川、布川、小国川を含む支流沿いにモニタリング地点が 12 か所設置された。表流水の物理化学的性質だけでなく、河川流量、水中の濁度及び懸濁物質濃度も測定項目とされた。予想通り、降雨が発生すると、多少の遅れはあるものの、流量の増加や懸濁物質濃度の上昇が生じた。時間的な変動

---

[1] Nakanishi, T., Sakuma, K., Trend of Cs-137 concentration in river water in the medium term and future following the Fukushima nuclear accident; Chemosphere, 215, 272-279 (2019)

は著しいものの、2011 年以降、溶存態および懸濁態 Cs-137 濃度は継続的に低下した。浜通りと中通り地域の河川における放射性セシウム移行調査でも同様の傾向が見られた。図 3.3 に 2011 年以降の 30 ヵ所以上の測定地点での懸濁態Cs-137濃度の測定結果を示す。2015 年 9 月に台風 15 号によって発生した豪雨の際、懸濁態放射性セシウム濃度が低下した[1]。

[1] International Atomic Energy Agency and Fukushima Prefecture: Cooperation on Radiation Monitoring and Remediation (Mid Term Summary Report: 2013 – 2020) Vienna/Fukushima December 2020
https://www.iaea.org/sites/default/files/21/04/iaea-fukushima_prefecture_cooperation_in_radiation_monitoring_and_remediation_-_mid-term_report_english.pdf)

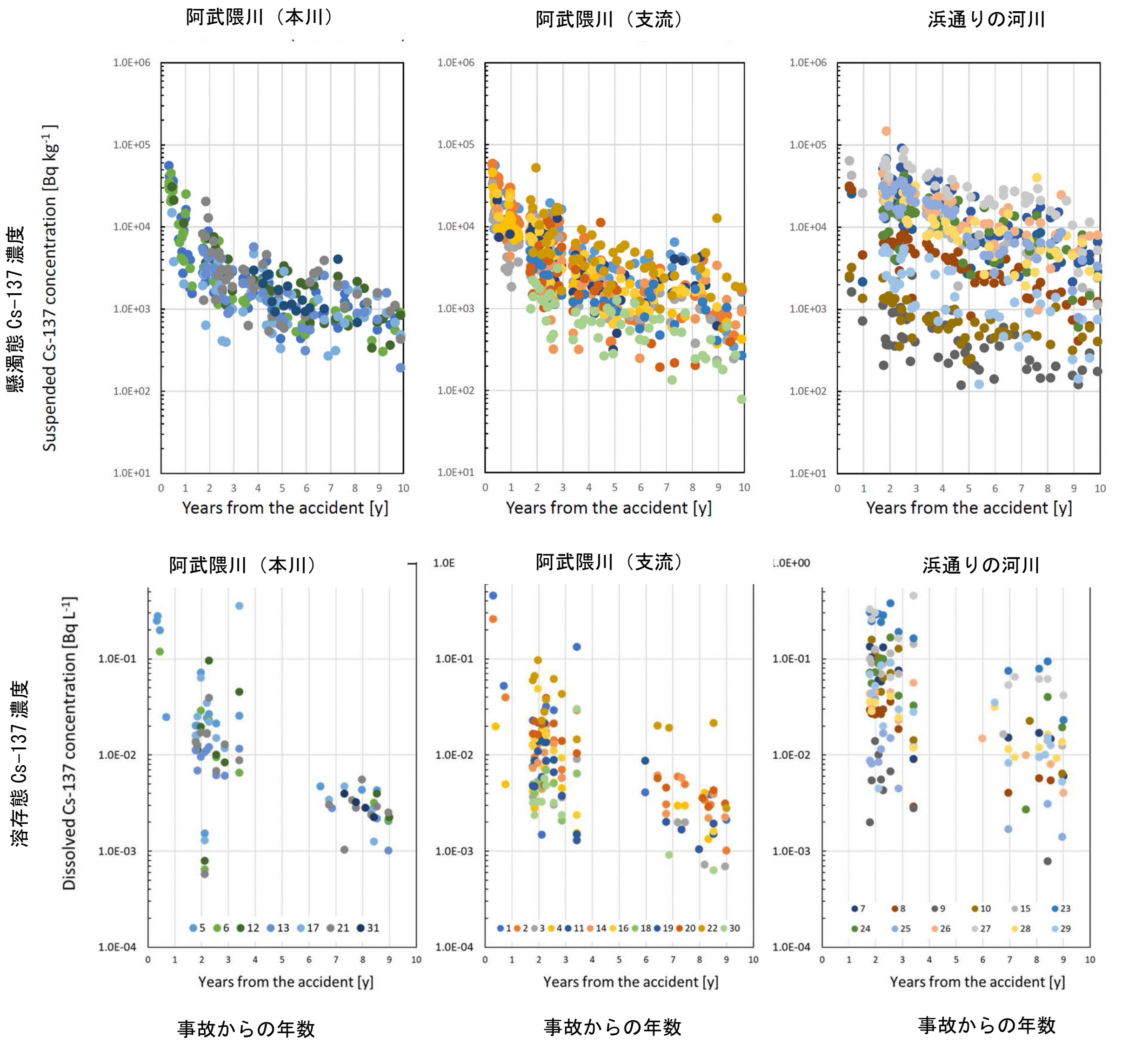


図3.3　2011 年～2021 年の県内河川水中懸濁態（上）及び溶存態（下）Cs-137 濃度の低下（提供：福島県）（竹内ら、2023 年）[1,2]　図中の数字は次の河川を示す: 1 水境川, 2 口太川上流, 3 口太川中流, 4 口太川下流, 5 伏黒, 6 岩沼, 7 真野 ,8 小島田堰, 9 松原, 10 小名浜, 11 月舘, 12 二本松, 13 御代田, 14 西川, 15 北町, 16 川俣, 17 丸森, 18 船岡大橋, 19 瀬ノ上, 20 八木田, 21 黒岩, 22 富田, 23 太田, 24 小高, 25 浅見, 26 津島, 27 請戸, 28 高瀬, 29 原町, 30 赤沼, 31 亘理（表 3.1 を参照）

[1] Takeuchi, Y., Fujita, K., Nasu, K., Irisawa, A., Arai, H. and Taniguchi, K. (2023a), Suspended 134Cs and 137Cs concentrations in the rivers within the 80km radius from TEPCO's Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant. CRiED, University of Tsukuba. https://doi.org/10.34355/Fukushima.Pref.CEC.00143

[2] Takeuchi, Y., Fujita, K., Nasu, K., Irisawa, A., Arai, H. and Taniguchi, K. (2023b), Suspended and dissolved radiocesium concentrations in river water within the 80km radius from TEPCO's Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant. CRiED, University of Tsukuba.

これらの結果は、Ueda ら(2021) [1]が比曽川と割木川（県相馬地方の 2 つの小河川）で 2011-2021 年に粒子状及び溶存態 Cs-137 濃度を測定した研究と矛盾しない。全観測期間を通じて、継続的かつ比較的滑らかな減少が見られる。Cs-137 濃度の時間依存性を図 3.4 に示した。沈着直後の速い成分の後に、沈着の数か月後から遅い成分が発生する。

IAEA チームと県の専門家は、放射性セシウムの動態を評価するためのモニタリングを実施する際、国際文献との結果比較を行う上で必要な、水系間の相互比較を容易とするため、標準化された試料採取と保管手順、および関連する場合にはモニタリング結果の標準的な表現を用いることが重要であるということに同意した。

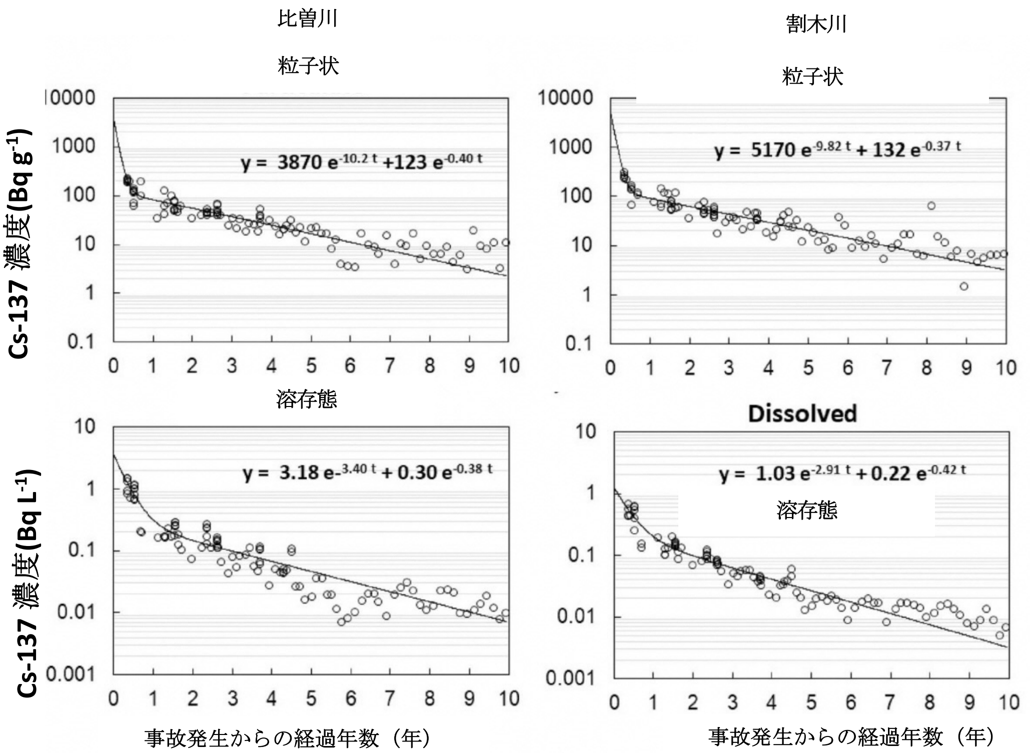


図 3.4　2011-2021 年の比曽川と割木川における粒子状および溶存態 Cs-137 の放射能濃度（Ueda et al, 2021 より再作成）
（注：いくつかの丸印プロットが重なり合っているため、黒丸印のように見えるが、プロットは白丸印のみ。）

[1] UEDA, S., HASEGAWA, H., OHTSUKA, Y., OCHIAI, S., & TANI, T. (2021). Ten-year radiocesium fluvial discharge patterns from watersheds contaminated by the Fukushima nuclear power plant accident. Journal of Environmental Radioactivity, 240, 106759. https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2021.106759

3.3.2　県内河川における放射性セシウムの実効半減期

2011 年以降、淡水域のモニタリングが実施され、河川水、懸濁物質及び底質中の Cs-137 の動態が調査されてきた。水域の Cs-137 放射能濃度とその時間依存性は、沈着濃度、集水域、水面の広さ、降水量、降雨強度、傾斜や土地利用の相互作用によって生じている。

水中の粒子状及び溶存態 Cs-137 の経時的なモニタリングから得られたデータを用いて、それぞれの形態における Cs-137 の実効半減期(T_{eff})を推定されている[1]。チョルノービリ事故後、ヨーロッパでも河川水中の Cs-137 のモニタリングが行われた。淡水系での Cs-137 の挙動を比較しやすくするため、堆積物、懸濁物質あるいは水中の放射性核種の時間依存性は、1～3 成分の指数関数によって近似された（Smith ら、2004）[2]。

チョルノービリ事故における沈着後速やかに開始された長期的な研究では、水中の放射性セシウムの長期的な減少に関する典型的なパターンは、3 つのフェーズで特徴付けられる（Smith ら、2004）。

— 第 1 フェーズは、降下後数週間の希釈過程による放射能の急激な減少を反映している。

— 第 2 フェーズは、放射性セシウムが微粒子に固定された結果生じる。

— 第 3 フェーズは、集水域からの放射性セシウムの流出が徐々に減少することで、河川中の放射性セシウムが長期的に減少することを示す。

しかし、観測開始が沈着後遅すぎる時期となった結果、初期段階における水中の放射能濃度を特定できない場合もあった。このような場合では、沈着直後の急激な減少は、観測期間に含まれなかった。また、長期的な減少成分を特定するには観測期間の長さが不十分な例もあった。そのため、日本及び欧州の研究のいずれにおいても、観測期間や汚染事象発生後の観測開始時期によって、特定された指数関数の成分数は異なっている。

---

[1] 実効半減期（T_{eff}）とは、ある一定の量の放射性物質（ここでは懸濁態・溶存態中の Cs-137）の放射能が、放射性崩壊や他の損失過程によって元の値の半分まで減少するのに必要な時間間隔のことである。

[2] SMITH, J.T., WRIGHT, S.M., CROSS, M.A., MONTE, L., KUDELSKY, A.V., SAXEN, R., VAKULOVSKY, S.M., TIMMS, D.N., 2004. Global analysis of the riverine transport of Sr-90 and Cs-137; Environ. Sci. Technol. 38, 850–857. https://doi.org/10.1021/es0300463

日本及び欧州の河川水中の Cs-137 の半減期のデータを表 3.2 および表 3.3 にそれぞれとりまとめた。これは、短期、中期及び長期成分の減衰に関する半減期を示す。複数の成分が与えられている場合、これらの成分の重み付け係数をかっこ内に示す。

これらデータの多くは、懸濁物質に関するものである。しかし、観測された粒子態及び溶存態 Cs-137 の実効半減期は同じ範囲内にある。概して、日本及び海外で観測された経時的な傾向は、とてもよく一致している。表 3.2 および表 3.3 にまとめられた結果から、次の結論が導かれる。

２つの事故の後、当初、水中の放射能濃度は急激に減少する。特定された有効半減期は、沈着後の測定開始時期に依存する。すなわち、

— 欧州の河川水では、沈着直後の２～３週間の間、実効半減期5日に従うCs-137の減少が観測された。
— 沈着の数日後から開始された水中のCs-137の測定において、観測された実効半減期の範囲は20～50日であった。
— 測定開始時期がより遅いケースもあった（チョルノービリ事故後の1987年、福島第一原子力発電所事故後の2012年）。このような場合、沈着直後の急激な濃度低下は第一成分に反映されなくなり、観測された実効半減期は70～270日となった。1.6年の実効半減期が観測された事例もあった。
— 日本で得られた結果は、国際的な知見とよく一致している。

多くのデータセットでは、急速に減少する初期段階は含まれておらず、代わりに次のとおり、放射性核種沈着の数か月後から 5～15 年の観測期間を対象とする第 2 成分について、ほとんどのデータが入手可能である。

— 福島県については、48地点における実効半減期のデータセットがあり、0.7～16年の範囲内にある。３つの値は1年未満、３つの値は5年以上である。42の値は1.1～4.6年の範囲にある。
— この結果は、ウクライナ、ロシア、フィンランドで観測された実効半減期と非常によく一致している。ウクライナの河川では、実効半減期は2.0～6.5年の範囲であったことが判明している。フィンランドの２つの河川では、観測された実効半減期は3.5年及び6年であった。イプチ川（ロシア）では、1987年から1991年の間に1.3年の実効半減期が観測された。

観察期間が十分に長ければ、場合によっては第三段階を特定することができる。しかし、第3指数項の寄与は全体として非常に小さいため、第3の減少成分を定量化するには少なくとも 15 年の観測期間が必要である。福島第一原子力発電所事故から 12 年しか経過していないため、これまで県で行われてきた研究では、このような長い観測期間の確保は不可能である。ヨーロッパと西アジアの 25 の河川における水中の Cs-137 の時間依存性に関する分析から、第3成分の実効半減期が 16 年であることが示された。この成分の全体的な減少への寄与率はわずか 0.5%であり、実際の関連性はわずかなものである。最後に、放射性核種（ここでは Cs-137）の実効半減期は、河川流域における粒子と放射性セシウムの動態の変化とともに、そのタイミングを反映して、時間とともに変化し得ることに留意することが重要である。例えば、口太川流域の懸濁物質中の Cs-137 を経時的にモニタリングした結果、2014 年春に大規模な除染（観測の詳細は図 3.11 に示す）が行われた地域では、懸濁物質中の Cs-137 が急速に減少し、それに伴って実効半減期も減少したことが示された（表 3.2 参照）。

表 3.2　福島第一原子力発電所事故の影響を受けた日本の河川における Cs-137 の実効半減期の概要
（半減期は短期、中期及び長期の減衰成分に関して、入手可能な範囲で示す。複数の成分が与えられている場合、これらの成分の重み付け係数をかっこ内に示す。この表の参考文献は 3 節の最後にまとめてある）

河川名または観測地点名	観測期間	形態	実効半減期			参考文献
			$T_{eff,1}$ (短期)	$T_{eff,2}$ (中期)	$T_{eff,3}$ (長期)	
請戸	2015-2018	溶存態	-	3.7 年	-	Nakanishi & Sakuma (2019)
		粒子状物質	-	2.3 年	-	
太田	2015-2018	溶存態	-	2.4 年	-	
		粒子状物質	-	1.6 年	-	
高太石	2011-2013	溶存態	-	0.69 年	-	Iwagami et al. (2017)
疣石	2011-2013	溶存態	-	0.69 年	-	
石平	2011-2013	溶存態	-	1.5 年	-	
福島県の河川	2012-2014	溶存態	-	1.8±0.5 年	-	Ochiai et al. (2016)
小高川	2012-2016	底質	-	4.7±1.3 年	-	Shizuma et al. (2018)
		河川水	-	3.7±0.6 年	-	
太田		底質	-	1.5±0.4 年	-	
		河川水	-	2.1±0.6 年	-	
新田川		底質	-	1.8±0.6 年	-	
		河川水	-	1.0±0.2 年	-	
真野		底質	-	2.1±0.2 年	-	
		河川水	-	0.9±0.1 年	-	
水境	2011-2016	粒子状物質	1.6 年 (0.64)	2.7 年 (0.36)	-	Taniguchi et al. (2019)
口太川上流	2011-2016	粒子状物質	135 日 (0.79)	2.0 年 (0.21)	-	
口太川中流	2011-2016	粒子状物質	120 日 (0.74)	1.6 年 (0.26)	-	
口太川下流	2011-2016	粒子状物質	274 日 (0.64)	1.4 年 (0.36)	-	
伏黒	2011-2016	粒子状物質	66 日 (0.96)	1.8 年 (0.04)	-	
岩沼	2011-2016	粒子状物質	80 日 (0.92)	1.5 年 (0.08)	-	
真野	2012-2016	粒子状物質	-	8.2 年	-	
小島田堰	2012-2016	粒子状物質	-	4.6 年	-	
松原	2012-2016	粒子状物質	-	3.7 年	-	
小名浜	2012-2016	粒子状物質	-	2.1 年	-	
月舘	2012-2016	粒子状物質	-	1.1 年	-	
二本松	2012-2016	粒子状物質	-	1.6 年	-	
御代田	2012-2016	粒子状物質	-	2.9 年	-	
西川	2012-2016	粒子状物質	-	2.9 年	-	

北町	2012-2016	粒子状物質	-	1.5 年	-	Taniguchi et al. (2019)
川俣	2012-2016	粒子状物質	-	1.1 年	-	
丸森	2012-2016	粒子状物質	-	1.8 年	-	
瀬上	2012-2016	粒子状物質	-	2.4 年	-	
八木田	2012-2016	粒子状物質	-	16 年	-	
黒岩	2012-2016	粒子状物質	-	1.3 年	-	
富田	2012-2016	粒子状物質	-	1.5 年	-	
太田	2012-2016	粒子状物質	-	3.8 年	-	
小高	2012-2016	粒子状物質	-	11 年	-	
浅見	2012-2016	粒子状物質	-	2.1 年	-	
津島	2012-2016	粒子状物質	-	1.7 年	-	
請戸	2012-2016	粒子状物質	-	2.8 年	-	
高瀬	2012-2016	粒子状物質	-	1.7 年	-	
原町	2012-2016	粒子状物質	-	3.0 年	-	
赤沼	2012-2016	粒子状物質	-	2.0 年	-	
阿武隈川	2011-2017	粒子状物質	0.14 年 (0.96)	1.5 年 (0.04)	-	Sakuma (2019)
福島県 浜通りの河川	2011-2017	粒子状物質	0.12 年 (0.93)	2.6 年 (0.07)	-	
阿武隈川・ 浜通りの河川	2011-2017	溶存態	0.14 年 (0.94)	2.6 年 (0.06)	-	
比曽川	2011-2021	粒子状物質	0.068 年 (0.97)	1.7 年 (0.03)	-	Ueda et al. (2021)
比曽川	2011-2021	溶存態	0.20 年 (0.914)	1.8 年 (0.086)	-	
割木川	2011-2021	粒子状物質	0.071 年 (0.975)	1.9 年 (0.025)	-	
割木川	2011-2021	溶存態	0.24 年 (0.82)	1.7 年 (0.18)	-	

表 3.3　チョルノービリ事故の影響を受けたヨーロッパの河川における
Cs-137 の半減期の概要（この表の参考文献は 3 節の最後にまとめている）

河川名または観測地点名	観測期間	形態	実効半減期			参考文献
			$T_{eff,1}$ (短期)	$T_{eff,2}$ (中期)	$T_{eff,3}$ (長期)	
プリピャチ（ウクライナ）	1986年5月 沈着後 1～3週間	溶存態	11 日			Smith (2005)
ドニエプル（ウクライナ）		溶存態	9.0 日			
グラット（スイス）		溶存態	19 日			
エルベ（ドイツ）		溶存態	18 日			
ポー（イタリア）	1986年 5月20日～7月	溶存態	35 日			Monte (1995)
ヨーロッパの河川	1986年 5月1～15日		5 日			Santschi (1990)
ウクライナの9河川	1987-1991	溶存態	-	1.0-2.1 年	-	Smith (2005)
フィンランドの5河川	1987-1991	溶存態	-	1.7-4.3 年	-	
ベラルーシの5河川	1987-1991	溶存態	-	1.0-1.4 年	-	
ドーラ・バルテーア（イタリア）	1987-1991	溶存態	-	1.9 年	-	
ライン（ドイツ）	1987-1991	溶存態	-	1.3 年	-	
ライン（ドイツ）	1987-1991	粒子状物質	-	1.9 年	-	
プリピャチ（ウクライナ）	1987-1991	溶存態	-	1.6 年	-	
プリピャチ（ウクライナ）	1995-1998	溶存態	-	3.8 年	-	
ドニエプル（ウクライナ）	1995-1998	溶存態	-	3.6 年	-	
デスナ（ウクライナ）	1995-1998	溶存態	-	9.9 年	-	
フィンランドの5河川	1995-2002	溶存態	-	5.2-7.5 年	-	
ベラルーシの5河川	1994-1998	溶存態	-	2.1-4.5 年	-	
プリピャチ（ウクライナ）	1995-1998	粒子状物質	-	8.2 年	-	
ドニエプル（ウクライナ）	1995-1998	粒子状物質	-	7.5 年	-	
デスナ（ウクライナ）	1995-1998	粒子状物質	-	2.6 年	-	
プリピャチ（ウクライナ）	1987-2001	無濾過水	-	3.0 年*	14 年*	Smith(2001)
プリピャチ(チョルノービリ)	1987-2001	無濾過水	-	2.5 年*	15 年*	
ドニエプル（ウクライナ）	1987-2001	無濾過水	-	1.9 年*	8.3 年*	
ウジュ（ウクライナ）	1987-2001	無濾過水	-	2.6 年*	6.2 年*	
テテリフ（ウクライナ）	1987-2001	無濾過水	-	3.1 年	-	
イルピン（ウクライナ）	1987-2001	無濾過水	-	2.8 年	-	
ブラギンカ（ウクライナ）	1987-2001	無濾過水	-	5.3 年*	6.0 年*	
イリヤ（ウクライナ）	1987-2001	無濾過水	-	3.2 年	-	
サハン（ウクライナ）	1987-2001	無濾過水	-	2.7 年*	16 年*	
グリニツァ（ウクライナ）	1987-2001	無濾過水	-	2.0 年*	21 年*	
プリピャチ（ウクライナ）	1988-2018	粒子状物質	-	1.1 年*	10 年*	
ドニエプル（ウクライナ）	1989-2012	粒子状物質	-	3.6 年*	7.6 年*	Smith(2001)
ウクライナの河川	1987-2001	溶存態	-	2.0-6.5 年	-	
アジアとヨーロッパの25河川	1987-2001	無濾過水	20 日 (0.905)	1.6 年 (0.09)	16 年 (0.005)	Smith(2004)
イプチ（ロシア）	1987-1991		-	1.3 年	-	IAEA (2003)
キュミ（フィンランド）	1990-1996		-	6.0 年	-	Saxen (2001)
コケマエン(フィンランド)	1990-1996		-	3.5 年	-	

* このデータから、これらの河川における Cs-137 の減少は、２つの成分を持つ指数関数に従うことがわかる。しかし、著者らは２成分の重み付け係数について、長期成分の不確実性が非常に高く、特定の値を重み付け係数に割り当てることは合理的ではないと判断し、示していない。このため、この値は長期成分の一次推定値として考えるべきである。長期成分の不確実性が高い理由としては、生態学的半減期と比較し観測期間が短いことが考えられる。

3.3.3　植物プランクトン及び動物プランクトン中の放射性セシウム

植物プランクトンおよび動物プランクトン（以下、プランクトン）の放射性セシウム濃度が横川ダム貯水池で観測された（辻ら、2020）[1]。測定は貯水池の 3 地点で行われた。プランクトン全体に対する種類ごとの割合には経時的・空間的な変化が見られた。植物プランクトン及び動物プランクトンの Cs-137 放射能濃度は概ね同程度であった。貯水池内の Cs-137 のうち、プランクトンに結合しているものはごく一部である。貯水池の水中の Cs-137 に対する植物プランクトンに結合した Cs-137 の比率は、0.016～0.83%である。動物プランクトンにおける比率は約 10 倍低く、0.0018～0.011%の範囲である。これは、植物プランクトンと動物プランクトンに含まれる放射性セシウムの放射能は、ある水域に存在する放射性セシウムのほんのわずかの割合に過ぎないことを意味する（辻ら、2020）。

3.3.4　放射性セシウムを含む放射性微粒子の発生と特性

県内で行われた複数の調査では、エアフィルター、ハウスダスト、土壌、事故現場付近の植物の葉、農業用資材、鳥の羽、川の水といった様々な物質から、オートラジオグラフィー法により放射性セシウムを含むガラス状の粒子が検出された（例：Abe ら、2014[2]；Abe ら、2021[3]；Igarashi ら、2019[4]、Kurihara ら、2020[5]）。この粒子は通常、放射性セシウム含有微粒子（CsMPs）と呼ばれる。これらの粒子は原子炉から放出され、大気中に拡散された。これまでのところ、ほとんどの CsMPs は比較的原子炉に近い場所で発見されている。

CsMPs の化学組成と同位体組成について調査し、CsMPs の発生源と思われる場所や事故時の CsMPs 生成過程を特定するための研究が実施された。この粒子は、タイプ A 粒子

---

1 TSUJI, H., NAKAGAWA, M., IIJIMA, K., FUNAKI, H., YOSHIMURA, K., SAKUMA, K., HAYASHI, S., Dynamics of ^{137}Cs in Water and Phyto- and Zooplankton in a Reservoir Affected by the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant Accident; Global Environmental Research, 24:115-127 (2020).

2 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.Anal. Chem. 86, 8521– 8525 (2014)

3 ABE, Y., ONOZAKI, S., NAKAI, I., ADACHI, K., IGARASHI, Y., OURA, Y., EBIHARA, M., MIYASAKA, T., NAKAMURA, H., SUEKI, K., TSURUTA, H., MORIGUCHI, Y., Widespread distribution of radiocaesium-bearing microparticles over the greater Kanto region resulting from the Fukushima nuclear accident;Progress in Earth and Planetary Science, 8:13, (2021)

4 IGARASHI, T. KOGURE, Y. KURIHARA, H. MIURA, T. OKUMURA, Y. SATOU, Y. TAKAHASHI, N. YAMAGUCHI: A review of Cs-bearing microparticles in the environment emitted by the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident, Journal of Environmental Radioactivity, 205–206 (2019) 101–118.

5 KURIHARA, Y., TAKAHATA, N., YOKOYAMA, T.D., MIURA, H., KON, Y., TAKAGI, T., HIGAKI, S., YAMAGUCHI, N., SANO, Y., TAKAHASHI, Y., Isotopic ratios of uranium and caesium in spherical radioactive caesium-bearing microparticles derived from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant;Scientific Reports 10:3281 (2020)

とタイプ B 粒子と呼ばれる 2 つのカテゴリーに分類される（Igarashi ら、2019；Miura ら、2020[1]）。

— タイプ A 粒子は通常、ほぼ球状で直径が 5 µm 未満である。一般的に、Cs-137 の放射能は 1 粒子あたり数 Bq 程度である。しかし Igarashi ら（2019）は約 400 Bq の Cs-137 放射能を含むタイプ A 粒子の存在を明らかにした。Cs-134/Cs-137 比は 1 を超えており、これは福島第一原子力発電所の 2 号機と 3 号機における事故時の燃料燃焼度を反映している。このため、タイプ A 粒子は 2 号機と 3 号機に関連する。タイプ A 粒子は、Cl、K、Rb、Cs、Mn、Fe、Zn 及び Sn が溶解したケイ酸塩ガラスで構成されている。

— タイプ B 粒子はさまざまな形状をしており、直径は数 µm から最大 400 µm まで存在する。サイズが大きいことから、これらは主に福島第一原子力発電所の近くで確認される。これらの粒子は、原子炉で使用される断熱材である繊維ケイ酸塩に由来する。放射能は一般にタイプ A 粒子よりも高く、放射能は 30～19,000 Bq の範囲となる。Cs-134/Cs-137 比は 1 未満である。タイプ B 粒子は福島第一原子力発電所の 1 号機に関連する。

2018 年 10 月のモニタリング調査において、県内浜通り地域の河川中懸濁物質試料の 1 つから、Cs-137 の放射能濃度の上昇が検出された（図3.5 参照）。その結果、不溶性の高濃縮放射性セシウム（Cs）含有微粒子（CsMPs）が試料に含まれる可能性があることが判明した。

[1] MIURA, H., KURIHARA, Y., YAMAMOTO, M., SAKAGUCHI, A., YAMAGUCHI, N., SEKIZAWA, O., NITTA, K., HIGAKI, S., TSUMUNE, D., ITAI, T., TAKAHASHI, Y., Characterization of two types of cesium-bearing microparticles emitted from the Fukushima accident via multiple synchrotron radiation analyses; Scientific Reports, 10, 11421 (2020).

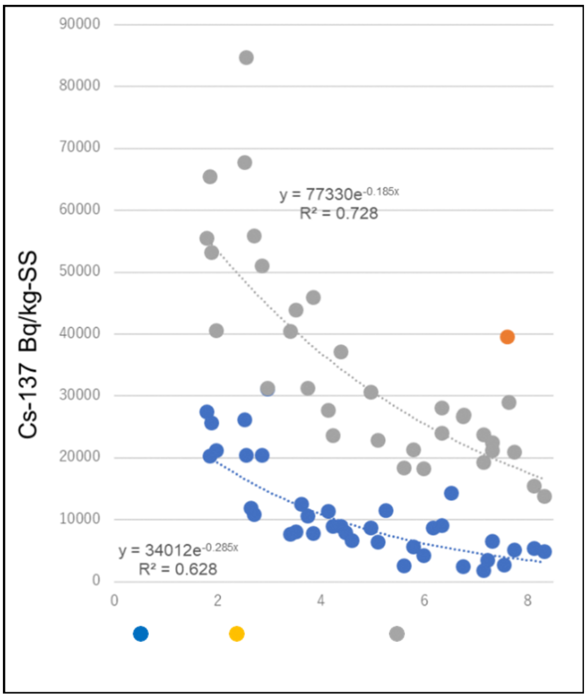


図 3.5　福島県浜通り地域の河川から採取した懸濁物質（SS）試料中の
Cs-137 放射能濃度の経時変化（提供：福島県）

Cs-137 の K_d 値および CsMPs

自然環境における放射性セシウムの挙動には懸濁物質への収着が重要な役割を果たすため、県は、土壌や堆積物への放射性セシウムの収着強度の定量化に取り組んだ。これは、溶存態と比較した微粒子中の放射性セシウムの測定値から導かれる分配係数（K_d）によって特徴付けられることが多い。調査した河川では、10^5～10^7L/kg 乾の範囲の K_d 値が測定され、微粒子へのセシウムの強い収着を反映している[1]（図 3.6 を参照）。粒子の大きさによって標準化された見かけ上の分配係数（K_d）は、最初の 4 年間を通じて大きな変化を示さなかった（谷口ら、2019）[2]。

---

[1] 例えば、見かけ上の分配係数（Kd）が 1,000,000 L/kg であれば、堆積物中の濃度（Bq/kg）が水中濃度（Bq/L）の 1,000,000 倍であることを意味する。これは、セシウムの収着が非常に強く、放射性セシウムの存在量の大部分が堆積物中に結合していることを示す。

[2] TANIGUCHI, K., ONDA, Y., SMITH, H., BLAKE, W., YOSHIMURA, L., YAMASHIKI, Y., KURAMOTO, T.,SAITO, K.: Transport and Redistribution of Radiocaesium in Fukushima Fallout through Rivers, Environm. Sci. Technol. 2019, 53, 12339-12347

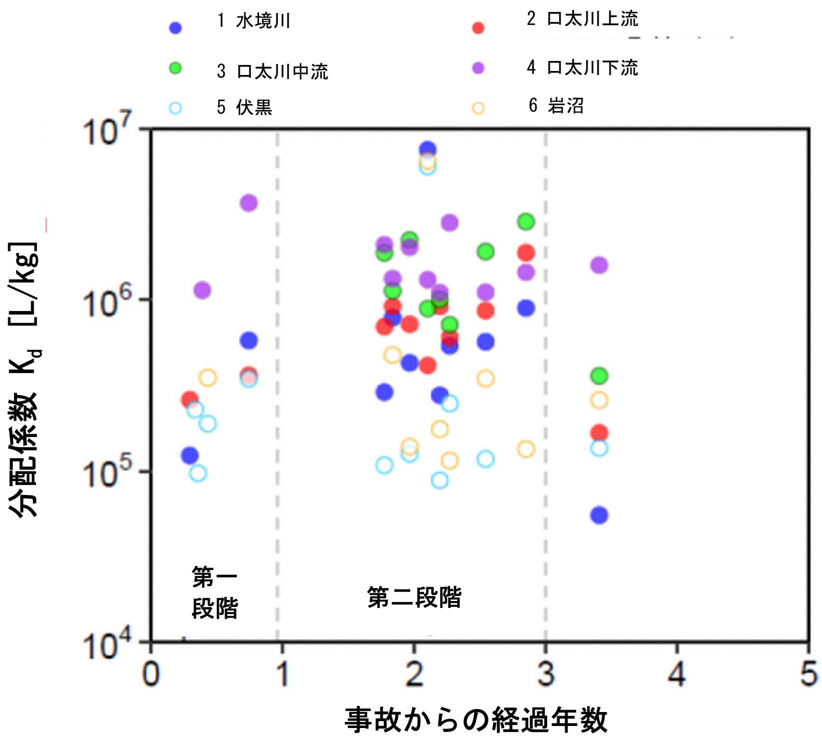


図 3.6　乾燥した堆積物試料における見かけ上の[1]分配係数 K_d

試料は 2011～2014 年に県の河川 6 地点で採取された（谷口ら、2019）。

異なる色のプロットは、異なる河川地点で採取された試料を示す。

三浦ら(2018) [2]らは、2011 年から 2016 年に実施された調査において、口太川で確認された CsMPs の特徴をまとめた（表 3.4）。懸濁物質試料中の Cs-137 の分配係数 K_d は、CsMPs の放射能を除いたものと含めたもの、双方の Cs-137 放射能に基づいて算出された。全ての場合で、全体の放射能に基づいた K_d 値（CsMPs を含めたもの）の方が、CsMPs 中の Cs-137 放射能を除いた放射能に基づいたものより高く、CsMPs の溶解度が低いことが示された。しかし、両方の場合において、K_d 値は Cs-137 の懸濁物質への非常に強い収着を示している。

[1] Kd 値の算出には平衡状態が必要である。試料中に実際に平衡状態が存在するかどうかは分からないので、ここでは見かけ上の分配係数という用語を用いている。

[2] MIURA, H., KURIHARA, Y., SAKAGUCHI, A., TANAKA, K., YAMAGUCHI, N., HIGAKI, S., TAKAHASHI, Y.: Discovery of radiocesium-bearing microparticles in river water and their influence on the solid-water distribution coefficient (Kd) of radiocesium in the Kuchibuto River in Fukushima; Geochemical Journal, 52 (1-10) 2018

表 3.4　口太川で採取された CsMPs 中の Cs-137 濃度、CsMPs の数、固相に含まれる CsMPs を考慮しない、または考慮した場合の K_d 値（Miura ら、2018）

試料採取日	CsMPs の数	CsMPs中の Cs-137 (Bq)	フィルター上の CsMPsの割合（%）	CsMPsを考慮しない場合の K_d (L/g)	CsMPsを考慮した場合の K_d (L/g)
2011年 7月31日	17	4.3	15	1,400	1,700
2012年 8月 3日	1	0.11	1.3	1,910	1,950
2014年 5月 3日	6	4.1	36	1,100	1,700
2014年11月22日	4	0.77	67	4,600	14,000
2015年11月22日	5	2.3	66	3,200	9,300
2016年 4月 1日	3	0.48	36	850	1,300

Kurihara ら（2020）は、福島第一原子力発電所の西 50 km で不織布の上に堆積した 5 つの CsMPs の特性について調査した[1]。直径は 1.6-2.7 μm、含まれる Cs-137 放射能は 0.7-1.9 Bq の範囲であり、Cs-134/Cs-137 比は 0.96-1.17 であった。これらの特性と U-235/U-238 比から、これらの CsMPs はすべて 2 号機由来のタイプ A と分類された。

土壌試料や懸濁物質試料中の CsMPs に関する調査（Miura ら、2018；Igarashi ら、2019[2]）から、環境中の Cs-137 のうち Cs 微粒子と結びついているものはごくわずかであることが示されている。CsMPs は徐々に分解される。半径約 1 μm の CsMPs を用いた溶解度実験では、この粒子の海水中での寿命は 10 年未満と見積もられた。純水中での溶解速度は海水中と比較して 10 倍遅いと見積もられており、溶解度が低く、分解が遅いことがわかる。淡水系での溶解度の低さは、生物学的利用能の低さを示している（Okumura ら、2019）[3]。

福島とチョルノービリの事故後、いずれにおいても放射性核種濃度の高い粒子が検出された。放射性セシウムを含む放射性粒子、その発生と特性に関する国際的な知見は、IAEA チームによって提供された。チョルノービリにおいて確認されたホットパーティクルは燃料の破片であり、福島において沈着した物質に含まれる放射性セシウム含有微粒子（CsMPs）とは全く異なるものである。CsMPs は、チョルノービリの原子炉から放出されたもの（ホットパーティクル）に比べて小さく、放射能もかなり低い。

---

[1] Kurihara, Y., Takahata, N., Yokoyama, T.D., Miura, H., Kon, Y., Takagi, T., Higaki, S., Yamaguchi, N., Sano, Y., Takahashi, Y.: Isotopic ratios of uranium and caesium in spherical radioactive caesium-bearing microparticles derived from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant; Scientific Reports 10:3281 (2020)

[2] Igarashi, T. Kogure, Y. Kurihara, H. Miura, T. Okumura, Y. Satou, Y. Takahashi, N. Yamaguchi: A review of Cs-bearing microparticles in the environment emitted by the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident, Journal of Environmental Radioactivity 205-206 (2019) 101-118

[3] Okumura, T., Tamaguchi, N.,Terumi, D., Iijima, K., Kogure, T.: Dissolution behaviour of radiocaesium bearing microparticles released from the Fukushima nuclear plant. Scientific Reports, 9, 3520 (2019)

これまで発見された CsMPs の総数は比較的少ない。ほとんどの場合、それらの放射能は１粒子あたり数 Bq である。そのため、環境中の放射性セシウムの総量に大きく寄与することはない。しかしながら、淡水における既存のモニタリングプログラムの一環として、このような粒子のスクリーニングを行うことは、状況が変化していないという安心感を得るうえで重要であると認識された。

CsMPs は一般に非常に小さく、１粒子あたり数 Bq しか含まれていないため、その完全な特性評価には大規模な放射能分析が必要となる。そこで、光刺激ルミネッセンス（PSL）を利用したスクリーニング法を開発し、CsMPs を容易に検出し、迅速に放射能分析を行えるようにした。CsMPs の含有が疑われる試料を高エネルギーに感応する物質でプレート上に広げ、放射能に反応した部分を画像化する。PSL シグナルと CsMPs の放射能量を関連付ける検量線に基づいて、CsMPs の総活性量を決定することができる。

3.3.5　集水域における放射性セシウムの再配分

放射性セシウムの再配分は、集水域における粒子および／または放射性セシウムの移行に影響を与える自然変遷および／または人為的かく乱によって起こり得る。自然変遷には、降雨、融雪、嵐または台風などの典型的な気象現象や異常気象が含まれる。このような事象は、流出水の増加、洪水、下流の表層水への放射性セシウムの流出および／または浸食を引き起こす可能性がある。その結果、放射性セシウムが結合した土壌や堆積物の再分布や、移行プロセスが発生する可能性がある。例えば、植生の老化やそれに伴う植物組織の分解による放射性セシウムの再移動等である。人為的活動には、流出、浸食および／または浄化のような過程を経て、被ばく経路の変更、および／または放射性セシウムの再移行を促進する流域の物理的かく乱をもたらす作業が含まれうる（図 3.1 を参照）。

このような事象やかく乱が発生した場合、懸濁物質などの発生源や再分布、放射性セシウムの動態への影響、ひいては被ばくへの影響を把握することが重要である。安定同位体などの環境追跡の適用については、懸濁物質（有機物や無機物を含む）の発生源や放射性セシウムの移行動態への影響（例えば、森林における集水域と水表面間のもの）に関し、重要な見識を提供できるとして、IAEA チームによって議論された。例えば、安定炭素同位体比（$\delta^{13}C$）[1]は、環境媒体の違いや植物の種類によってかなり特徴に差がある。したがって、森林リター、森林土壌及び河川堆積物の Cs-137 放射能濃度に加えて、$\delta^{13}C$ の特性評価及

---

[1] C-13 は天然安定同位体元素で、炭素全体の約 1.1%が C-13 である。$\delta^{13}C$ は環境試料における C-13/C-12 比の Vienna PeeDee Belemnite（VPDB）標準（Hoffman and Rasmussen、2022）からのずれを千分率で定量化したものであり、$\delta^{13}C$ シグネチャーとも呼ばれる。$\delta^{13}C$ の値は、試料と VPDB 標準の C-13 と C-12 濃度から、次のように計算される。

$$\delta^{13}C = [(^{13}C_{sample}/^{12}C_{sample} - ^{13}C_{standard}/^{12}C_{standard}) / (^{13}C_{standard}/^{12}C_{standard})] \times 1000$$

有機物中の C-13 の枯渇は、C-13 の原子量が C-12 より大きいために生じる。植物が光合成を行う際に $^{12}CO_2$ を取り込みやすくなり、植物体中の C-13 の枯渇を引き起こす。

び全有機炭素（TOC）は、集水域における放射性セシウムの動態をよりよく理解するためのツールとなり得る。

3.3.6 懸濁物質における放射性セシウムのフラックス

水域に存在する放射性セシウムのほとんどは河川水中の懸濁物質と関連しているため、河川における放射性セシウムの測定は、集水域からの放射性セシウムのフラックスの総計を推定することを可能にした。

表 3.1 のモニタリング地点について、2011 年 6 月から 2017 年 3 月までの期間の懸濁物質による集水域からの Cs-137 の移行量が推定された[1, 2]。表面流出による集水域からの Cs-137 の流出量は、2011 年6 月時点の集水域の平均初期沈着量、懸濁物質中の Cs-137 放射能濃度、水中の懸濁物質濃度、河川の流量率、降水量、地形データ（標高、土地利用データを含む）から算出された。

異なる集水域からの Cs-137 の全流出を図 3.7 に示す。観測期間はモニタリング地点によって異なる。一般に、流出および河川移行による集水域からの Cs-137 放射能の損失は少ない。

— 6 つのモニタリング地点（地点 1 ～ 6、赤棒グラフ）は 2011 年 6 月から 2017 年 3 月の全期間を対象としており、これらの Cs-137 フラックス総計は 0.4～3.3%の範囲にある。
— 青棒グラフの地点では 2012 年 10 月から 2017 年 3 月まで観測している。フラックス総計は 0.04～4.4%の範囲にある。ほとんどの値は 1%を大きく下回っており、地点 22 の値が比較的高い理由は明らかではない。地点 22 の値を除けば、この範囲は 0.4～1.1%となる。
— 地点 20（灰色）の観測期間は 2012 年 10 月から 2016 年 3 月であり、地点 26（紫）では 2012 年 10 月から 2015 年 8 月、地点 12（黒）では 2015 年 9 月から 2017 年 3 月である。地点 20、26 及び 12 の期間中のフラックス総計はそれぞれ 1.1%、0.1%及び 0.08%である。

放射性崩壊によって流域の Cs-137 放射能は、2011 年 6 月～2017 年 3 月の期間に 12.4%、2012 年 10 月～2017 年 3 月の期間に 9.7%、それぞれ減少している。

---

[1] TANIGUCHI, K., ONDA, Y., SMITH, H., BLAKE, W., YOSHIMURA, L., YAMASHIKI, Y., KURAMOTO, T., SAITO, K.: Transport and Redistribution of Radiocaesium in Fukushima Fallout through Rivers, ENVIRONM. SCI. TECHNOL. 2019, 53, 12339-12347

[2] TANIGUCHI, K., KURAMOTO, T., ONDA, Y.: Suspended Cs-134 and Cs-137 concentrations in the rivers within the 80 km radius from TEPCO's Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant, ERAN data base of the University of Tsukuba: https://www.ied.tsukuba.ac.jp/database/all.html, 10.34355/ Fukushima.Pref.CEC.00014 (2020)

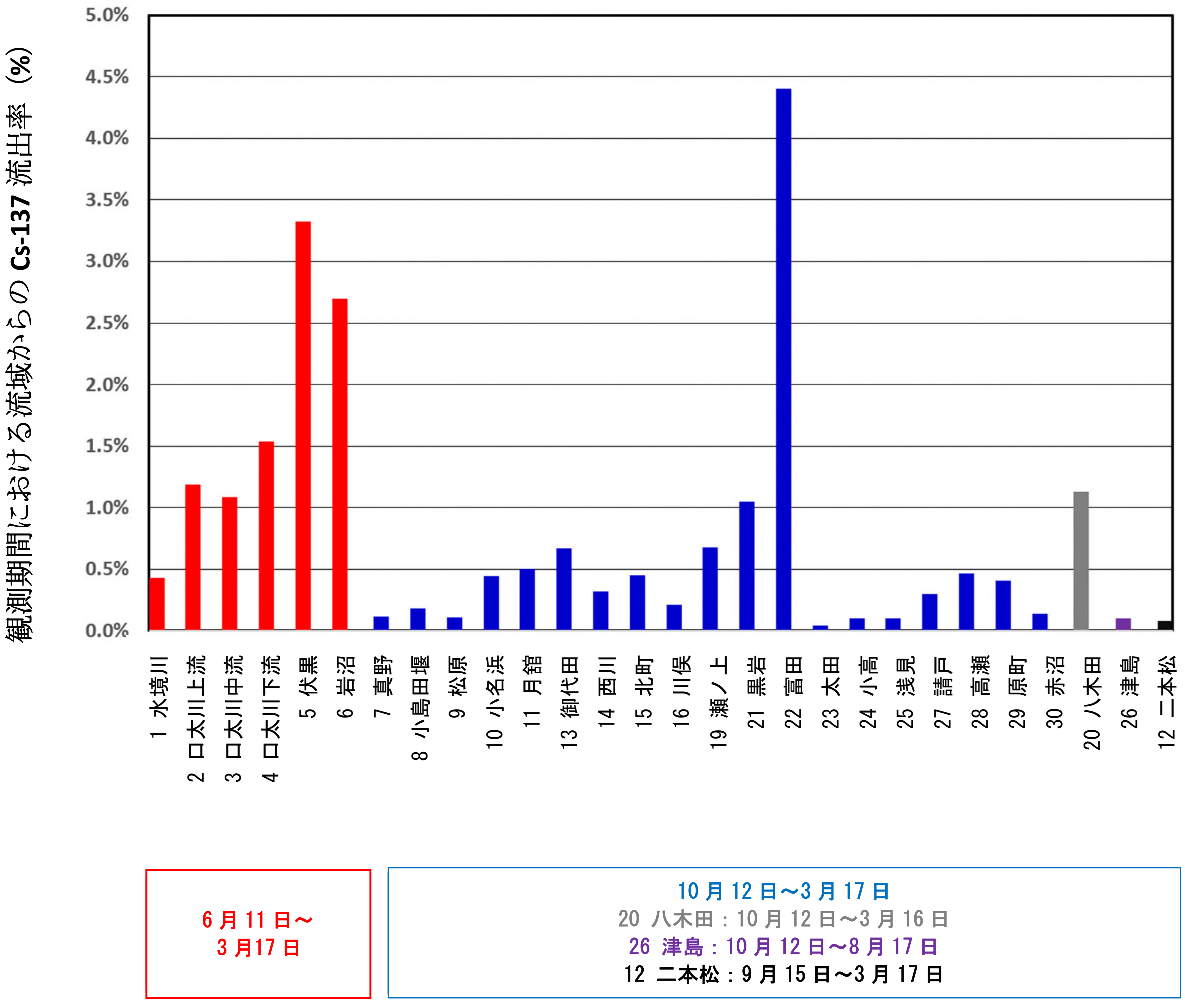


図3.7　福島県内の集水域における Cs-137 のフラックス

これらの割合が小さいことから、自然環境における放射性セシウムレベルの減少は主に放射性崩壊によるものであり、これらの集水域における放射性セシウム存在量全体の減少に対する流出の寄与度はわずかである（流出と侵食のプロセスは集水域の汚染土壌のごく表層にしか影響しないため）。これらの結果は、景観の異なる要素間での放射性セシウムの交換が限定的であることも示している。

2011 年から 2016 年の期間における集水域から太平洋への Cs-137 の累積流出量の経時的増加傾向を図 3.8 に示す。累積流出量（ある期間に太平洋に移行した放射性セシウムの量）の増加は、図 3.8 に示した直線の傾きが小さくなっていることから、時間の経過とともに少なくなっていた。

阿武隈川から流出した Cs-137 の懸濁態と溶存態の相対量を評価したところ、福島第一原子力発電所事故後 5 年間は 96.5%が懸濁態であった（図 3.9）[1] bookmark70。

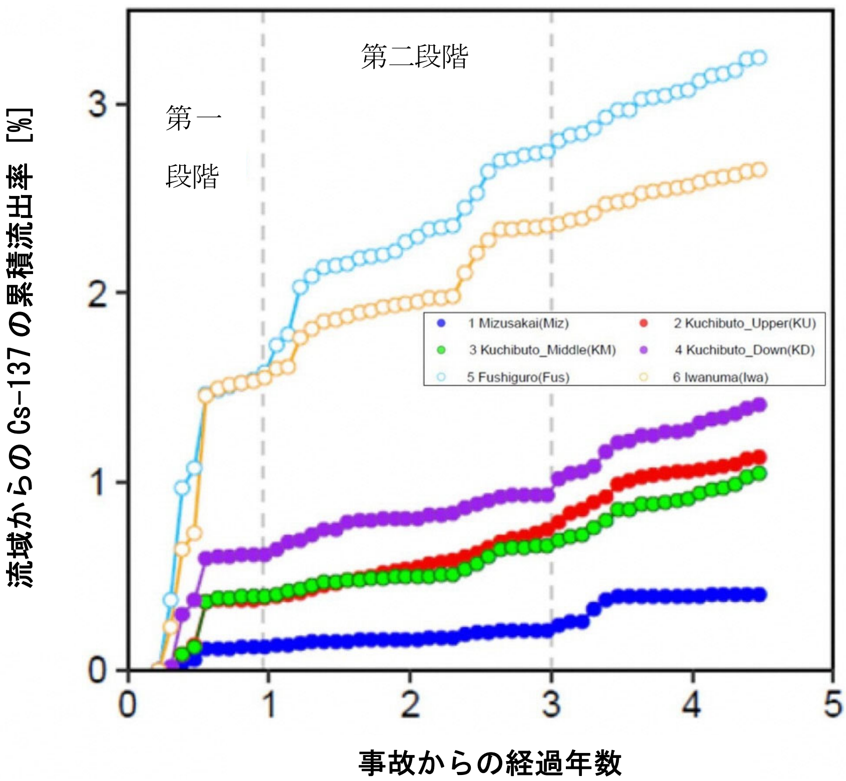


図 3.8　2011～2016 年の期間における地点 1～6（表 3.1）の流域からの時系列累積流出量

[1] Taniguchi, K., Y. Onda, H.G. Smith, W. Blake, K. Yoshimura, Y. Yamashiki, T. Kuramoto, K. Saito, 2019. Transport and Redistribution of Radiocesium in Fukushima Fallout through Rivers, Environm. Sci. Technol. 2019, 53, 12339-12347 https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.9b02890

3.3.7　土地利用が表面流出に与える影響

Cs-137 のインベントリの総計が 470 TBq である岩沼地点上流の集水域における土地利用毎に、懸濁態 Cs-137 の放射能濃度、フラックスおよび土地被覆率の関係を評価した。2011 年から 2015 年にかけて、表面流出によって合計 12 TBq の Cs-137 が集水域から流出した。この研究では、森林地域と人間活動が活発な地域（例えば、水田、農地及び都市部（PFU））が考慮された（図 3.9）。その結果、Cs-137 放射能濃度の低減率および流出率は、森林地域では低く、人間活動のある地域（水田、農地、都市部など）で高いことが分かった（図 3.9 参照）。流域からの Cs-137 フラックス（12 TBq）のうち、人間活動のある地域が全体の 85%に寄与し、残りの 15%は森林地域が寄与していた。これらの結果は、Journal of Environmental Science and Technology の査読付き科学論文[1] bookmark71 で報告された。

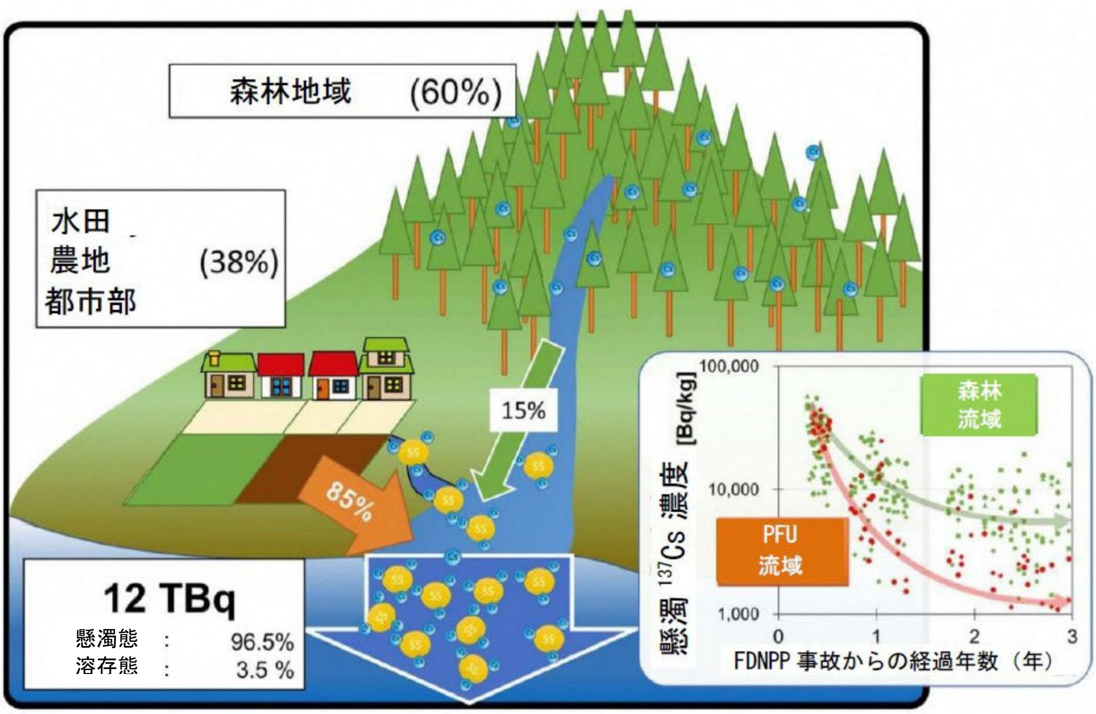


図 3.9　福島第一原子力発電所事故後 5 年間の人的活動領域（水田、農地及び都市部(PFU)）と比較した森林地域からの相対的な Cs-137 流出（脚注 1 参照）

[1] Taniguchi, K., Y. Onda, H.G. Smith, W. Blake, K. Yoshimura, Y. Yamashiki, T. Kuramoto, K. Saito, 2019. Transport and Redistribution of Radiocesium in Fukushima Fallout through Rivers, Environm. Sci. Technol. 2019, 53, 12339-12347 https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.9b02890

異なる時間帯での森林地域と PFU 地域からの Cs-137 フラックスも調査した。2011 年 6 月から 2012 年 2 月までの 9 か月間のフラックスと、2012 年 3 月から 2015 年 8 月までの 3.5 年間のフラックスが比較された[1]。

— 第 1 期（9か月間）では、森林地域のCs-137の0.38%が表面流出で失われたのに対し、PFU地域からの表面流出では4.3%が失われた。これらの結果は、森林地域とPFU地域におけるCs-137の年間フラックスがそれぞれ0.51%／年、5.7%／年であることに相当する。

— 第 2 期（3年半）の森林からのCs-137フラックスは、第 1 期とほぼ同じである。しかしながら、PFU地域からのCs-137フラックスは、第 1 期の1/2と低くなっている。この期間の年間フラックスは、森林地域とPFU地域でそれぞれ0.1%／年、0.6%／年である。

このデータから、表面流出による Cs-137 フラックスが時間とともに減少していることがわかる。2011 年から 2015 年の全観測期間において、集水域における総 Cs-137 存在量のうち約 2.5%が森林および PFU 地域からの表面流出とともに集水域から移行した。このことから、Cs-137 は河床の堆積物とともに大きく移動していると見られる。しかし、集水域の総 Cs-137 存在量と比較すると、流出は集水域の総 Cs-137 存在量の減少においてあまり重要ではない。2011 年から 2015 年の観測期間中に、Cs-137 存在量は放射性崩壊により約 10%減少した。

県内に所在する日本原子力研究開発機構（JAEA）及び国立環境研究所（NIES）は、2014 年に横川ダム貯水池の溶存態・懸濁態放射性セシウムを測定した[2]。貯水池の流出水と比較して、流入水の溶存態放射性セシウムの総放射能は非常に類似していた。しかし、貯水池や湖のように流速が非常に低い水域では、粒子状の放射性セシウムは沈降するため、流出した懸濁態放射性セシウムの量は流入量よりはるかに少なかった。このように、貯水池は一種の土砂捕集装置として機能している。

3.3.8 河川における懸濁物質の発生源を特定するためのトレーサーとしての炭素-13/炭素-12 比

2011 年 3 月の放射性セシウムの沈着以降、溶存態および懸濁態 Cs-137 の濃度は着実に低下し、流域からの表層流出により河川に流入する放射性セシウムの量も減少している。しかし、降雨量の変動により、表層流出は連続的なプロセスとはならない。表層流出に伴

---

[1] Taniguchi, K., Y. Onda, H.G. Smith, W. Blake, K. Yoshimura, Y. Yamashiki, T. Kuramoto, K. Saito, 2019. Transport and Redistribution of Radiocesium in Fukushima Fallout through Rivers, Environm. Sci. Technol. 2019, 53, 12339-12347 https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.9b02890

[2] Hideki Tsuji, H., Nishikiori, T., Yasutaka, T., Hayashi, S.: Radiocesium balance and its behavior in dam on Uda River and Ota River in Fukushima Prefecture, AGU Fall Meeting, San Francisco, 14-18 December 2015 (2015.

う Cs-137 輸送に関する理解を深めるため、2017 年 9 月から 2019 年 10 月に広瀬川の流域において、水位、浮遊物濃度、懸濁物質中の Cs-137 レベルの関係について調査した（新井ら、2021）[1]。また、通常の流量時と大流量時の両方を検討するために、台風通過時及び台風通過後に水試料を採取し、次の量を測定した。

— 河川水中の懸濁態 Cs-137（単位体積あたりの放射能濃度）

— 懸濁物質中の懸濁態 Cs-137（単位重量あたりの放射能濃度）

— 懸濁物質（河川水に含まれる浮遊砂）の濃度

— 水中および懸濁物質中の全有機炭素（TOC）

— 近隣の森林土壌、森林リター、河川敷土、河川堆積物における Cs-137 及び TOC

— 森林土壌、森林リター、河川敷土、河川堆積物中の炭素 13 と炭素 12 の比（この比率は δ^{13}C によって定量化される）

— さらに、森林土壌、森林リター、森林土壌、河川堆積物の浮遊物質中の比率を、これらの試料中の Cs-137 濃度、TOC、δ^{13}C に基づいて決定した。この比率は、通常の流量および大流量条件での混合モデルによって推定された。

懸濁物質中の Cs-137 放射能濃度を通常の流量と大流量で比較したところ、通常の流量時に Cs-137 濃度が高くなることが示された。これは、2015 年 9 月の豪雨時に県内河川に大量の砂状粒子が浮遊し、希釈効果が生じた結果、懸濁物質中の Cs-137 放射能濃度が減少したとする県内の調査結果と一致する。また、河川水中の懸濁物質濃度の上昇時に、次の事象が確認された。

— 河川水中の懸濁態 Cs-137 濃度が上昇した

— 水中の有機物濃度が上昇した

— 懸濁物質中の懸濁態 Cs-137 濃度が低下した

— 懸濁物質中の全有機炭素が減少した

— 懸濁物質中の δ^{13}C レベルが低下した

δ^{13}C、水中の TOC 濃度、懸濁物質（SS）中の Cs-137 放射能濃度は、試料中の炭素源を決定するために用いられた。異なる媒体や森林土壌サンプルの δ^{13}C は、河川水中の増加した懸濁物質の起源を示す。表 3.5 は、調査地内の様々な試料における δ^{13}C、Cs-137

[1] H., Arai, K., Fujita, H., Yoshita, K., Taniguchi: Differences in the Proportional Contributions of Particulate Radiocesium Sources under Base- and High-Flow River Conditions: A Case Study in the Central Region of Fukushima, Water 2021, 13, 3021. https://doi.org/10.3390/w13213021

濃度、TOC 濃度をまとめたものである。河川堆積物、河川敷土、森林土壌、森林リターの δ ^{13}C には明確な違いがある。河川由来の物質の δ ^{13}C は-25.4～26.4‰であるのに対し、森林土壌と森林リターの δ ^{13}C は-26.4～30.0‰である。

水中の SS 濃度が高くなるにつれて、また流速が速くなるにつれて δ ^{13}C が低下することは、森林土壌と森林リターの相対的な寄与が低下することを示す。同時に、河岸土壌と河川堆積物の SS に対する相対的な寄与は、河川水中の SS 濃度の上昇とともに増加する。SS へのさまざまな寄与に関するシミュレーションによって、次の仮説が確かめられる：

— 通常の流量条件下では、森林土壌が SS の 70%近くを占めている。河川敷土と河川堆積物を合わせると、約 7%の寄与となる。
— 大流量時には、河川水中の TOC 濃度が上昇した。しかし、森林土壌の SS への寄与率は 48%に減少し、河川敷土と河川堆積物の SS への寄与は合わせて約 50%に増加した。

表 3.5 河川及び森林試料中の δ ^{13}C シグネチャー、Cs-137 放射能濃度、全有機炭素（新井ら、2021）

媒体	^{13}C シグネチャー (‰)	Cs-137 放射能濃度 (Bq/kg)	全有機炭素 (mgC/mg)
森林土壌	-26.9	5,400	0.11
森林リター	-30.0	240	0.47
河川敷土	-26.4	470	0.018
河川堆積物	-25.4	110	0.001

3.4 シミュレーションモデルの適用

モニタリング結果の解釈を円滑に行うために、集水域から河川系を経由して太平洋へ移行する放射性セシウムのシミュレーションにモデルを適用した。この目的のために、TODAM モデル（時間依存一次元分解及び移行）[1]が請戸川、高瀬川および大柿ダム貯水池における Cs-137 フラックスのシミュレーションに活用された。このモデルは、これまでも世界各地の大規模、中規模、小規模河川において適用されてきた。これまでの TODAM モデルの適用例としては、チョルノービリ事故による環境への放出や、マヤーク（ロシア）、ハンフォード及びサバンナリバー（米国）における原子力施設からの放出に伴う放射性核種の移行について、評価、分析、考察を行うために取り入れられたことが挙げられる。

[1] Onishi et al. Development of a Multimedia Radionuclide Exposure Assessment Methodology for Low Level Waste Management, PNL-3370, Pacific Northwest National Laboratory, Richland, Washington, USA (1983)

TODAM モデルは、水の流れ、地形、土地利用や他の要素が放射性セシウムの動態に及ぼす可能性を考慮しながら、河川堆積物や河川水とともに移行する Cs-137 を推定するために活用できる。例えば、次のような項目の評価を行うことができる。

— 生活用水、農業用水の利用可能性
— 意思決定を支えるための河川に適用する浄化手段の有効性
— 浄化対策の持続性を評価する上で重要な、河川の再汚染の影響
— 集水域から海洋へのCs-137フラックス

日本原子力研究開発機構（JAEA）は、大柿ダム貯水池における Cs-137 の移行を TODAM モデルの適用によってシミュレーションし、放射性セシウムの拡散におけるダムの役割について調査した。ダム貯水池は、懸濁態放射性セシウムの約 90%を保持できることが明らかになった。この結果は横川ダム貯水池で行われた観測と類似する。このような貯水池では、水の流量が非常に少ないため、懸濁物質の沈降が促進される。

さらに、広瀬川流域に対して TODAM モデルを適用し、平水及び出水条件下で得られた Cs-137 濃度の実測値と計算値とを比較した（図 3.10 参照）。一般に、実測値と計算値との間には合理的な整合性がみられた。

IAEA と他の国内・国際機関から派遣された県専門家を交えたワークショップが複数回開催され、水生生態系における放射性セシウムの予測に様々な種類のモデルを適用した知見について議論が行われた。

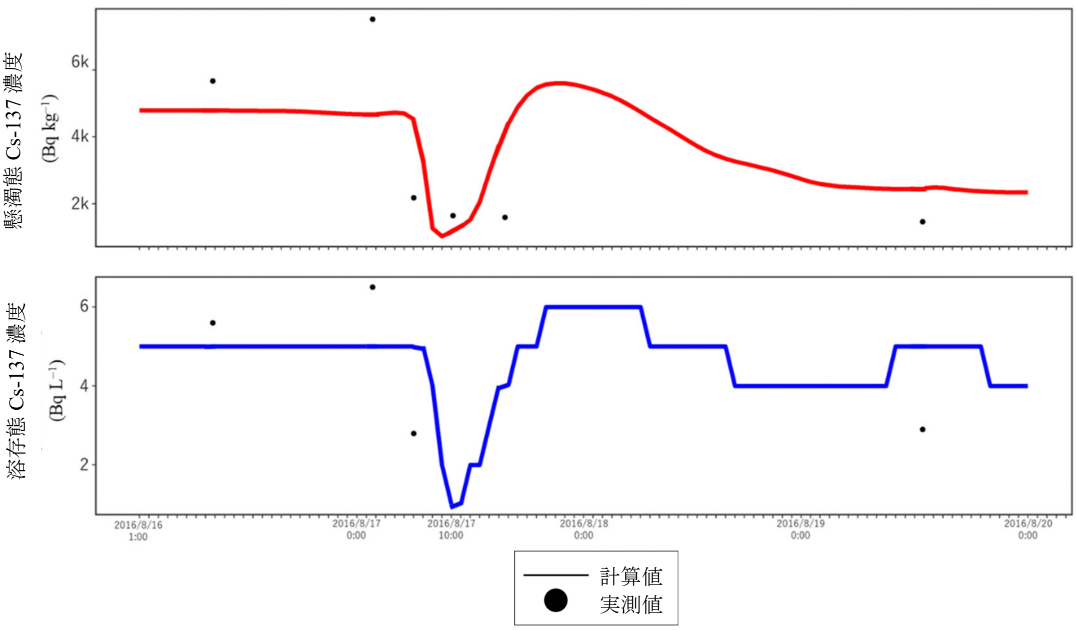


図 3.10　広瀬川下流端の観測地点における出水時の懸濁態及び溶存態 Cs-137 濃度の実測値と TODAM モデルによる計算値との経時比較（提供：福島県）

3.5 河川や湖沼における環境回復及び除染の知見

3.5.1 国際的な知見

この数十年間、世界中の多くの地域が放射性核種の沈着による影響を受けてきた。多くの場合で、淡水生態系が影響を受けている。例えば、チョルノービリ事故、マヤーク（ロシア）の核施設、サバンナリバー施設やハンフォード施設（米国）からの放射性物質の放出が挙げられる。これらの世界的な知見は、IAEA チームにより発表された。

これらのケースはすべて特徴的であり、被災地域、汚染のレベル、その被災地域に住む人々の被ばくに関するさまざまな被ばく経路（水域経路を含む）の関連性、人々への線量の大きさ、放射線および社会的影響を緩和するために水系でとられた措置などの点で異なる洞察が得られた。汚染物質の放出後、IAEA チームは次のような 2 種類の対策が講じられたことを確認した。

1. 技術面での対策
   - 汚染された水域からの堆積物の除去
   - 水による放射性核種のさらなる拡散を抑制するためのダムの建設
   - 生物濃縮を抑制するための水域におけるpHを上昇させる物質の適用
   - 粒子に収着した放射性核種の沈降を促進するための土砂捕集装置の構築
2. 管理面での対策
   - 汚染地域への立入りの制限
   - 漁業や飲料水・かんがい用水の取水制限
   - 一般市民への指導

過去の汚染物質の放出の分析から得られた一つの教訓は、水域での放射性核種の拡散を制御するには、技術的手段は限られた可能性しかなく、水生生息地に重大な悪影響を与える可能性があるということである。淡水系は、水流量、混合動態、水位などの時間依存性によって特徴づけられ、流速の大きな変動と関連することがある。放射性核種の移行は、主に、一時的な高水流量時に発生し、通常、汚染された堆積物の再懸濁、変位、再堆積を伴う。このようなプロセスは制御することが難しいため、技術的な対策の持続可能性には限界があることが多い。

河川や湖沼の利用によって生じる一般市民の被ばくを、立入りの制限や指導などによる行政措置を通して管理することは、それほど複雑ではない。このような対策は比較的容易に実施することができ、水生経路からの放射線被ばくを減少させるのに効果的であることが証明されている。しかし、実施を効果的なものとするには、的確な指示と指導が必要である。これまでの経験から、このような行政措置が実施されている間は、当事者となる一般市民に情報提供が行われなければならないことが示されている。

淡水系が動的な性質を持つため、一度放射能汚染が発生すると、放射性核種のモニタリングは、次のような目的で、長期に渡って行われる場合がある：(1)水、堆積物、および関連する

生物相における放射性セシウムの時間的推移を特定するため (2)高流量時や洪水の際の物質や堆積物の移動によって生じる可能性のある新しい汚染パターンを特定するため　(3)適用した浄化措置の有効性を検証するため。

3.5.2　ため池中の放射性セシウム対策

県は 2014 年に、避難指示区域内外の約 3,000 か所の用水池における水と堆積物中の放射性セシウム放射能濃度を測定した（「前プロジェクトの最終報告書」にて提示）。放射性セシウムは粘土状粒子と強く結合するため、これら用水池の水中における溶存態放射性セシウムの放射能濃度は、堆積物中の濃度よりも数桁低い。この結果は、河川や湖沼に関する県による観測結果と非常によく一致している。かんがい用水池からの採取水のうち、溶存態放射性セシウムの放射能濃度が 1 Bq/L 以上であったものは 1%であり、これらの用水池は主に避難指示区域内に所在していた。溶存態放射性セシウムが 1 Bq/L を超えるかんがい用水池の数は、2013 年から 2014 年にかけて減少した。

県は、かんがい用水池の水中溶存態放射性セシウムの放射能濃度を低減させる技術について試験を実施した。2014 年及び 2015 年の公募により選定された技術は以下の通りである：

- 砂礫粒子における放射性セシウム濃度が粘土鉱物における濃度よりもはるかに低いことを利用した、水中装置を用いた砂、砂礫、粘土を分離させる技術。砂と砂利はかんがい用水池に残り、粘土物質は取り除かれる。
- 池から沈殿物を取り出して袋に入れ、乾燥させることで廃棄物の量を減らす手法。
- 池にシルトフェンスを設置し、かんがい池の流速を低下させ、沈殿を促進させる手法。この工程により、池からの放射性セシウムの流出を抑える働きが得られる。
- 池の水を抜き、セメントを加えて沈殿物を固定させることで、沈殿物を結合させ放射性セシウムの流出を防ぐ手法。

日本政府はこれらの試験結果をもとに、技術対策マニュアルを作成した。県内では、本マニュアルに沿った対策が実施されている。

3.5.3　県内河川敷の除染対策

県専門家は、空間線量率の低減のために県内 3 つの河川敷で試行した除染対策の成果を発表した。これらのプロジェクトは以下の通りであり、現在も進行中である。

浮遊粒子状物質中の CS-137 除染における効果測定

Cs-137 の放射能濃度が比較的高い県内の除染特別地域（SDA）に含まれる口太川「上流」のほか、「中流」及び「下流」で広域多地点調査を実施した。2013 年 2 月以前の「除染前」、2013 年 3 月から 2014 年 3 月までの「第一次除染期間」、2014 年 4 月から 2015 年 12 月までの「第二次除染期間」、2016 年 1 月以降の「除染後」において、浮遊粒子中の放射性セシウムを調査したデータを評価した（図 3.11 参照）。この調査から、上流と中流では除染期間中に Cs-137 の減少率が上昇するのに対し、下流では変化が見られないことがわかった。

上小国川におけるデモンストレーション

上小国川の片側一部（約 200 m）は、子どもたちの通学路として、また地域住民のレクリエーションの場として利用されている。2014 年8 月と9 月（除染前）には、この地域で県による広範なモニタリングが実施され、空間線量率や底質中の放射性セシウム放射能濃度が測定された。2014 年秋に除草、低水敷の土砂除去、河川堤防の植生・土壌除去などの除染対策が実施された（図3.12 参照）。除染対策実施前後のモニタリングデータから、空間線量率が約 50% 減少したことが確認された（図3.13 参照）。

この地域は、2015 年 9 月の大洪水の影響を受け、懸濁粒子に付随する放射性セシウムの再懸濁、変位、沈降が集中的に発生した。河川内の堆積物と植生が取り除かれ、新たな物質（主に粗い物質と石）がこの場所に堆積した。洪水後に県によって実施された空間線量率の測定（図3.13 を参照）では、洪水による空間線量率の大きな変化は見られなかった。

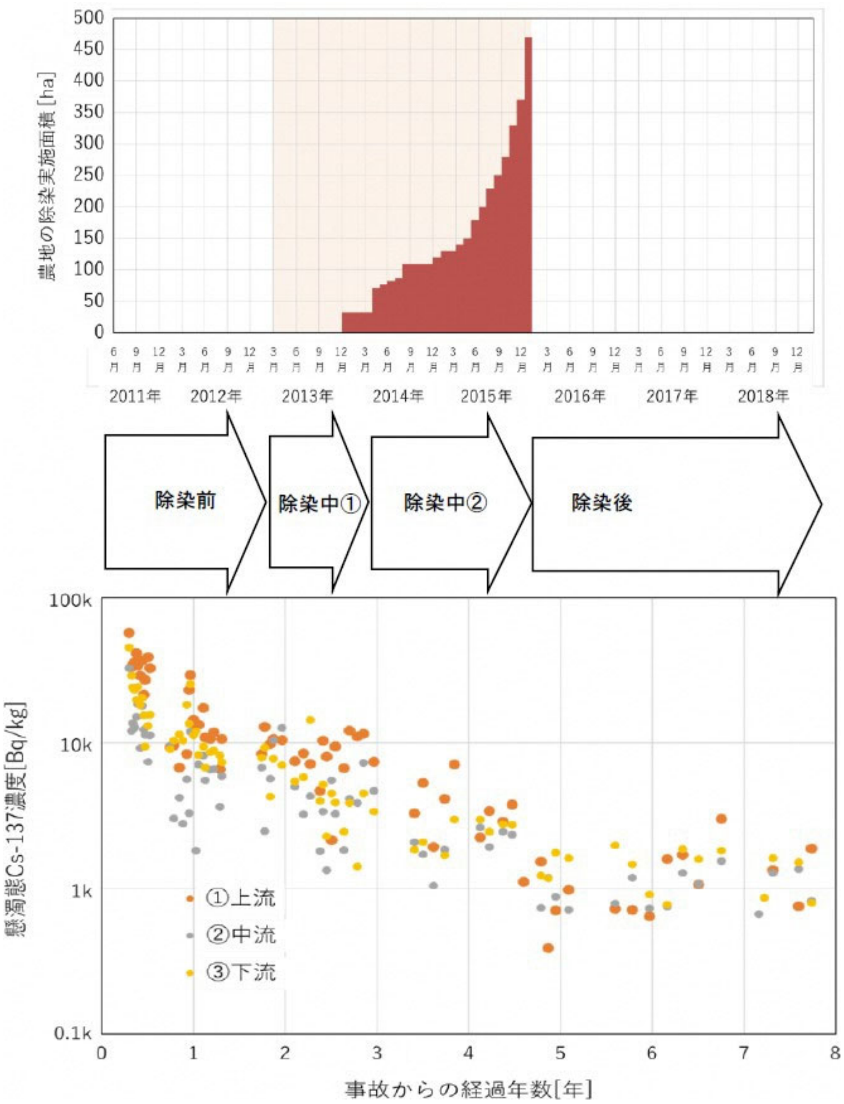


図 3.11　口太川流域における除染前、第一次除染段階、第二次除染段階、
除染後の懸濁物質中 Cs-137 放射能濃度の経時的変化（提供：福島県）

図 3.12　上小国川における除染実施前（左）および除染実施後（右）の河床（提供：福島県－「前プロジェクトの最終報告書」掲載）

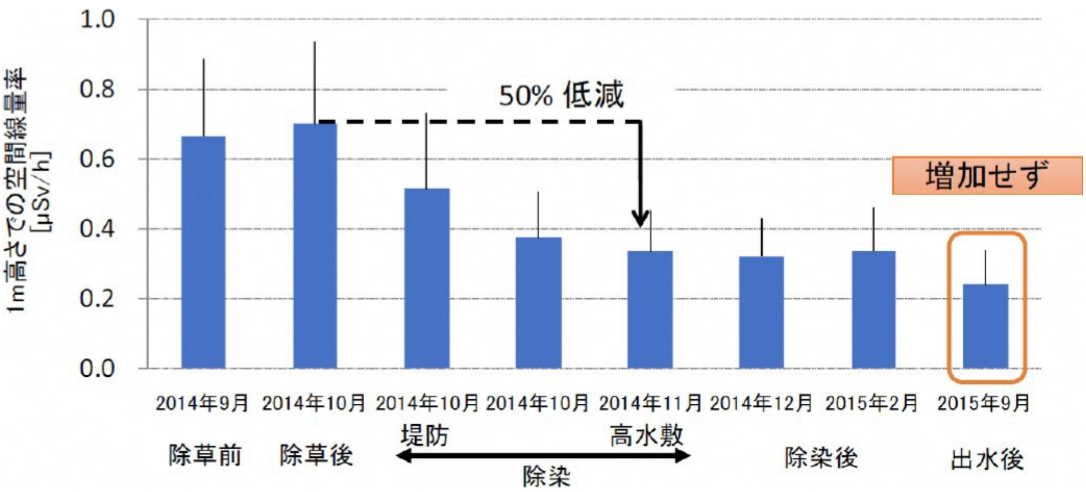


図 3.13　県内河川で実施された環境修復および除染対策前、対策期間中、対策後の高さ 1 m における空間線量率（「前プロジェクトの最終報告書」にて掲載）（提供:福島県）

新田川の水辺の公園

この公園は、レジャーや娯楽に利用される河川に近い場所にある。2015 年に県が測定した空間線量率は、平均値で約 0.6 μSv/h だった（「前プロジェクトの最終報告書」にて報告）。これに対し、2019 年 10 月中旬には、空間線量率 0.20 μSv/h が報告されている。

県がこの地域に対して行ったモデルシミュレーションでは、除染を行うことで空間線量率を約 35%低減できる可能性が示された（表 3.6）。除染を行わない場合、放射性物質の減衰により、 1 年で空間線量率が約 13%減少することが予想される。除染対策による年間予測線量のさらなる低減については、散歩、清掃・美化、水遊びなど様々な活動の地域習慣や占有時間などを考慮し、県でも評価を行っている。

県が行った計算では、除染対策により個人の年間実効線量が 1～15 μSv/年減少する可能性があることが示された。新田川のこの場所の利用に関連する個人線量の予測結果は表 3.6 に示すとおりである。この分析により、この場所での放射能から生じる線量は非常に低いことが明らかになった。

2015 年の洪水は、河床の地形にかなりの影響を与えた。河岸の一部が削られ、洪水発生時に水流の速度が低下した河岸の高所では、大量のきめの粗い物質（主に砂）が堆積した。移行過程に見られる動的な性質により、除染対策の継続性に関する評価は非常に複雑になっているが、2015 年の洪水が河床の地形に影響を与えたとしても、これらの洪水発生後に県が行った測定では、改善策の実施効果に大きな影響は見られないことが示された。しかし、今後も洪水が発生する可能性があるため、除染の効果を継続的にモニタリングしていくことが重要である。

表 3.6　除染による実証地点での線量低減の試算（提供：福島県）（前プロジェクトの最終報告書を編集）

項目		活動内容			
		レクリエーション	散歩	清掃/美化	水遊び
除染後の線量率（μSv/h）*		0.53	0.38	0.39	0.26
占有時間（時間/年）		16 (4時間/日×4日/年)	111 (1時間/日×111日/年)	48 (1時間/日×48日/年)	9 (1時間/日×9日/年)
年間追加線量（mSv/y）					
	除染前	0.008	0.038	0.017	0.002
	除染後	0.005	0.023	0.010	0.001
	1 年後（未除染時）	0.007	0.032	0.015	0.002

** 15 分間の空間線量測定から導出*

人為的かく乱と異常気象が上小国川に与える影響

2019 年、上小国川は人為的かく乱と気象の両方から影響を受けた。人為的かく乱とは、定期的なメンテナンスの一環として、堆積物の除去と洪水時の流速能力向上を目的に実施された掘削作業のことである（図3.14 を参照）。

図 3.14　2019 年の上小国川における掘削工事（2019 年 9 月）と台風 19 号（2019 年 10 月 12 日〜13 日）の前後の写真。写真 A は掘削前（2019 年 8 月 27 日）、写真 B は掘削後（2019 年 9 月 30 日）に撮影されたもの。写真 C（2019 年 9 月 30 日）は、掘削工事後、台風 19 号の通過前に撮影されたもの。写真 D〜G は、台風 19 号の通過後（2019 年 10 月 18 日）に撮影されたもの。写真 D は写真 C とほぼ同じ場所で撮影（提供：福島県）。

計画的な整備作業による人為的かく乱に加えて、上小国川は、2019 年 10 月 12 日から 13 日にかけて日本に上陸した台風 19 号により、河岸の崩壊、土砂や玉石類の堆積、地域への浸水といった影響も受けた（図 3.14、写真 D～G 参照）。

台風 19 号の通過後に収集されたモニタリングデータによると、台風の影響を受けた河川敷の空間線量率は、台風通過前と比較して減少または横ばいになっている（図 3.15 参照）。台風通過前（2018 年 1 月 31 日）に上小国川の河岸線で測定された空間線量率（地表面からの高さ 1 m）は 0.34 μSv/h であったのに対し、台風通過後（2019 年 10 月 17 日）は 0.18 μSv/h であった。

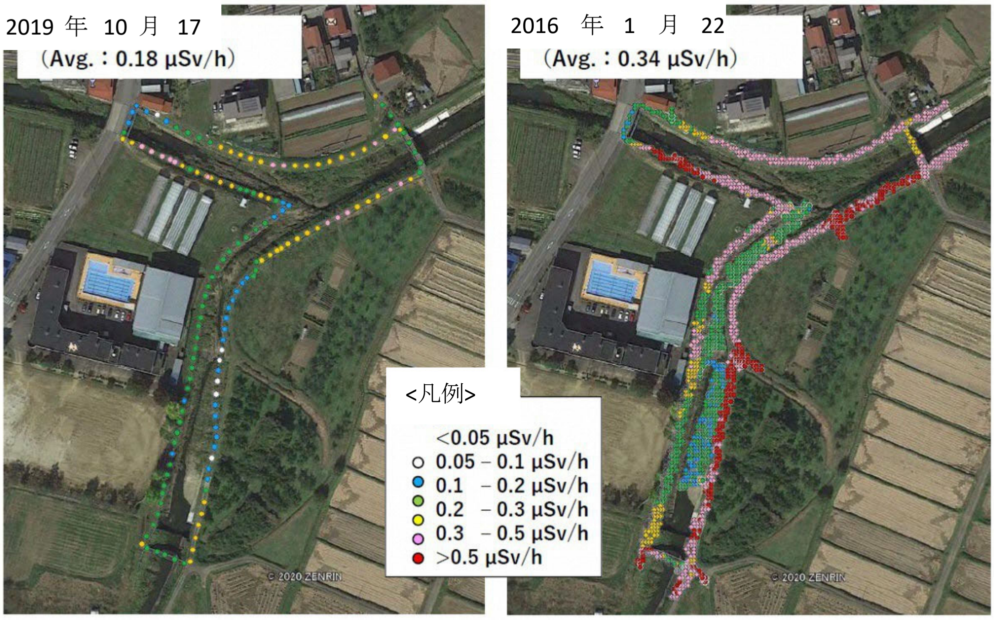


図 3.15　台風 19 号前後の地上 1 m の高さにおける空間線量率の地図（提供：福島県）

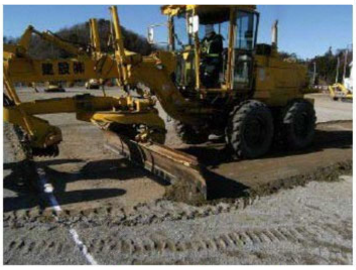
新田川公園（台風 19 号通過前：0.30 μSv/h、台風 19 号通過後：0.20 μSv/h）、水無川（台風 19 号通過前：0.214 μSv/h、台風 19 号通過後：0.156 μSv/h）では結果が類似していた。いずれの場合も、台風 19 号通過後の空間線量率の増加は確認されなかった。これらの地点では、自然プロセスが線量と線量率の低減に寄与している。台風の影響を受けた地域の下流にある懸濁物質と河川水の Cs-137 を分析し、更なる研究が行われている。

3.6　住宅地域における環境回復と除染の知見

県内では、福島第一原子力発電所事故に起因する環境汚染の影響を低減するため、住宅街、公共施設、農地、道路などの除染が行われた。県内で適用されている代表的な除染技術の一部を図3.16 に示す。

表土の除去作業

高圧洗浄



学校での表土除去作業

側溝の土砂除去作業

図 3.16　主な除染技術（提供：福島県）

2018 年3 月までに県内の除染活動（「帰還困難区域」を除く）は終了した。表 3.7 に、様々なカテゴリーの建物や区域に関する除染の取り組み状況をまとめている。県内の環境修復・除染作業は、幼稚園や学校の通学路を含む公共性の高い場所やレクリエーションで利用される場所を中心に行われた。

表 3.7　自治体で完了した除染の概要（環境省、2020 年）

カテゴリー	除染完了数量
住宅（総戸数）	418,897
公共施設（総数）	12,376
道路（km）	20,476
農地（ha）	31,061
森林（生活圏）（ha）	4,513

住宅地での除染効果を評価するため、除染前後の空間線量率を測定した。その効果は、環境修復対象地域の空間線量率の低減という点から定量化された。

住宅地、公共施設、道路、農地、森林に対して、それぞれ具体的な改善措置が施された。改善措置が講じられた区域の種別にもよるが、空間線量率は約20～50%低減した（表3.8参照）。

この低減率はチョルノービリ事故で被災したエリアにおけるものとほぼ同じである。表 3.8 は 2011 年6 月から 2016 年2 月にかけて実施された除染作業前後の測定結果である。なお、森林における除染対策については 2 節で詳述している。

表3.8　除染作業による空間線量率の低減

カテゴリー	測定回数	空間線量率の低減率(%)
居住圏	117,949	42
学校・公園	7,783	55
森林	11,603	21

「除染特別地域」における除染作業の効果を図3.17 に示す（環境省、2020）。土地利用にもよるが、除染作業直後の平均ガンマ線量率は 44～60%減少した。除染作業から 6～12 ヵ月後、ガンマ線量率は除染前より 55～76%低下した。この減少は、土壌中の移動、道路の清掃、放射性物質の崩壊（特に比較的短寿命の Cs-134）に関する継続的な減衰過程によるものである。

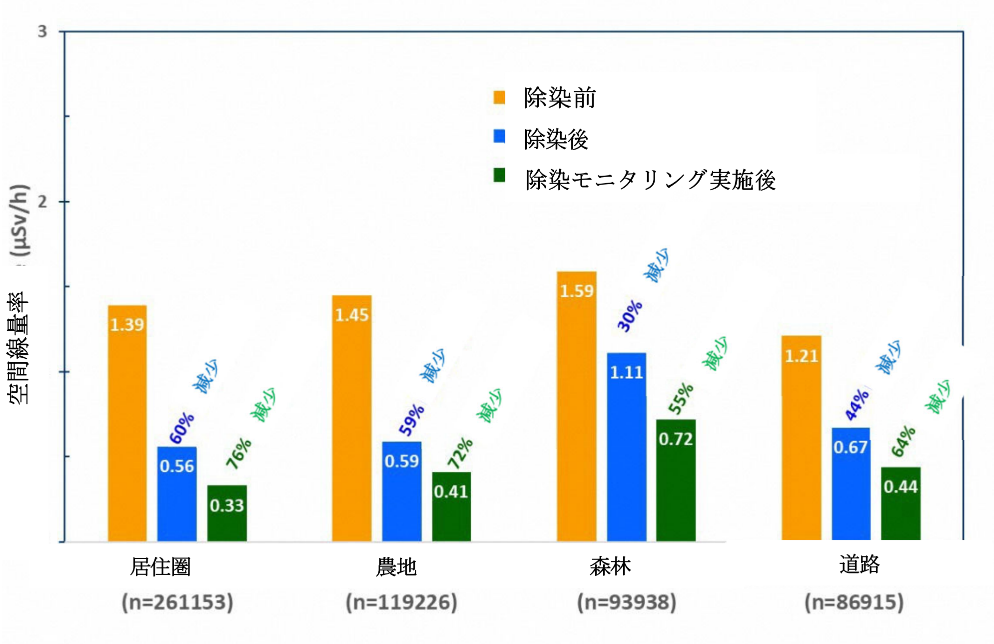


図 3.17　除染特別地域内の土地利用別の除染作業の効果（環境省（2022）データもとに再描画）

除染特別地域（SDA）における除染作業前後のガンマ線量率の分布を図 3.18 に示す（環境省、2018）[1]。測定は、除染開始前、終了直後、終了から数ヵ月後に行われた。ガンマ線量率の平均値は、それぞれ 1.27μSv/h（除染開始前）、0.63μSv/h（終了直後）、0.44μSv/h（終了から数ヵ月後）と減少していることが分かる。また、除染終了後もガンマ線量率の低下傾向が続いていることから、対策の持続性が確認され、再汚染が発生したとしても軽微な現象であることが示された。

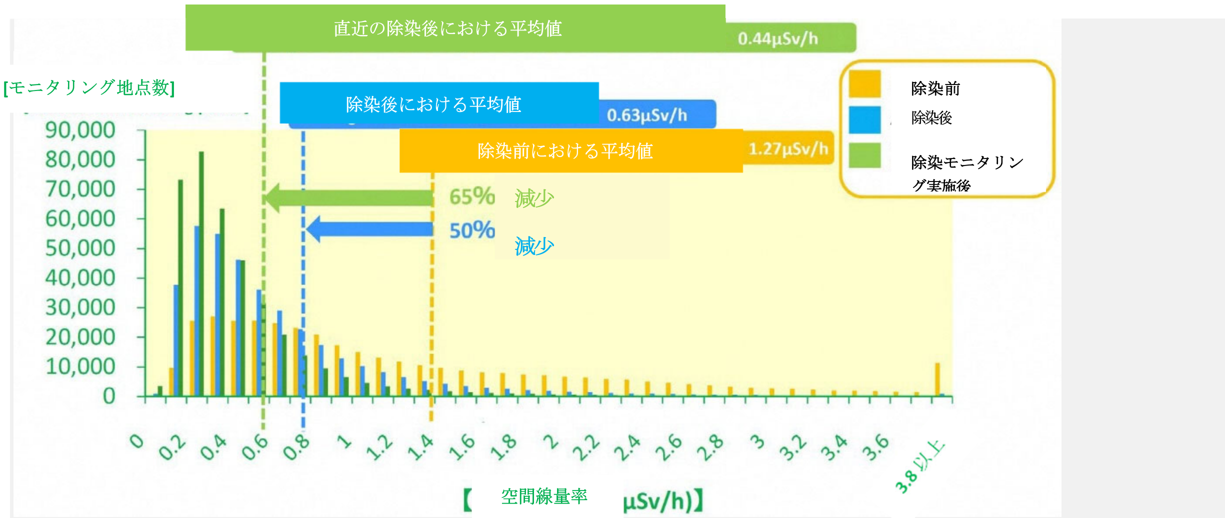


図 3.18 除染作業前後の除染特別地域（SDA）におけるガンマ線量率の分布（環境省、2018）

[1] 環境省, 2018: Environmental Remediation in Japan; http://josen.env.go.jp/en/pdf/progressseet_progress_on_cleanup_efforts.pdf

3.7　まとめ

生態系における放射性セシウムの挙動は、過去数十年にわたり研究されてきた。一般に、陸域環境では、セシウムは土壌の鉱物成分と強く結合しているため、土壌中の移動が遅く、植物により土壌から取り込まれることも少ない。淡水生態系では、一般にセシウムは懸濁物質と強く結合しており、表流水の底質に沈殿して水中の溶存態放射性セシウムの急激な減少を引き起こす。したがって、セシウムの懸濁物質への収着は、その環境挙動に重要な役割を果たす。

表層水の物理化学的条件（例えば、pH、流域の水深、深さ、懸濁物質やカリウムの濃度）は、放射性セシウムを結合する粒子の移行や放射性セシウムの動態にも影響を与える可能性がある。このような状況は、チョルノービリ事故後のウクライナやロシアと比較して、県内における条件下で測定された土壌や堆積物への放射性セシウムの収着が総じて強いことを示唆しているのかもしれない[1]。

IAEA チームと県専門家は、県内の河川流域の放射性セシウムを定期的、継続的にモニタリングしていくことが、時間的・空間的な変化を評価するために重要であるとの認識で一致した。これには、水が集まる河川流域のモニタリングと、流域の上流から下流の大きな河川に放射性セシウムを運ぶ支流のモニタリングが含まれる。時間的・空間的な放射性セシウムの動態を評価するためにこのようなモニタリングを行う場合、水系間の相互比較を容易にし、ひいては国際的な文献との比較を可能とするために、標準化された試料採取と保管手順を適用し、適宜、モニタリング結果に標準的な表現を用いることが重要であるとの合意が得られた。

事故の 7 年後までに県内の淡水域では、水中の溶存態放射性セシウム濃度は 0.05 Bq/L に近いかそれ以下となった。これは、世界保健機関（WHO）[2]が推奨する飲料水水質基準（10 Bq/L）を大幅に下回っている。また、懸濁物質中の放射性セシウム濃度も明確に低下し続けている。

通常、河川水中の Cs-137 の時間依存性は、以下のように沈着後で異なる段階を表す 1～3 個の成分を伴った指数関数で記述することができる。

- ヨーロッパの河川では、沈着直後の約2～3週間の間にCs-137が減少し、観測された実効半減期は5日であった。しかし、多くのデータセットには、急激な減少が見られる初期段階のものは含まれていない。
- ほとんどのデータセットは、放射性核種沈着の数か月後から5～15年の観測期間

---

[1] Konoplev, A., Wakiyama, Y, Wada, T., Igarashi, Y., Nanba, K., Kanivets, V.: Behavior of Fukushima-Derived Radiocesium in the Soil–Water Environment: Review; in: Nanba, K., Konoplev, A., Wada, Y. (eds.): , Behavior of Radionuclides in the Environment III, pp 33–68 Springer, Singapore, (2022) https://doi.org/10.1007/978-981-16-6799-2_4

[2] World Health Organization (WHO) (2021) Guidelines for drinking-water quality: Fourth edition incorporating the first and second addenda, https://www.who.int/publications/i/item/9789240045064

を対象としている。県内の河川48地点におけるCs-137の実効半減期は0.7〜16年の範囲となっている。1年未満の値は3個のみ、5年以上の値は3個のみであった。42の値は、1.1〜4.6年の範囲にあった。

— 観察期間が十分に長ければ、場合によっては第三段階を特定することができる。しかし、第三段階で減少した要素を定量化するためには、少なくとも15年以上の観測期間が必要である。県での研究では、このような長い観測期間はまだ可能となっていない。 ヨーロッパと西アジアの25の河川水において、実効半減期が16年の長期成分が確認された。この成分が全体的な減少に寄与する割合はわずか0.5%であり、実際のところ、その関連性はほとんど見られない。

— 概して、県で観測された経時的傾向は、チョルノービリ事故後に海外で観測されたものとほぼ一致しており、一般的な減少パターンもよく似ている。

環境中の放射性セシウム濃度の減少は、主に放射性崩壊によるものであるが、放射性セシウムの流出は、さらに減少へと寄与する。阿武隈川と口太川の集水域からの 2011 年から 2015 年 9 月までの Cs-137 放射能の累積流出は、それぞれ約 3%（2.5〜3.5%）、約 1%（0.7〜1.5%）であった。流出による Cs-137 の損失は、土地利用によって影響を受ける。Cs-137 の損失は、水田、農地、住宅地の割合が増えるにつれて増加する。集水域での除染活動により、土壌や土壌粒子に収着した Cs-137 の流出が多くなる。

貯水池の放射性セシウムを測定した結果、流出した放射性セシウムの浮遊量は流入した量よりはるかに少ないことがわかった。これは、貯水池が一種の土砂捕集装置として機能していることを示している。

県内の淡水域のプランクトン密度は非常に低く、植物性及び動物性プランクトンに取り込まれた放射性セシウムの総量は、調査した水域に存在する放射性セシウムの数パーセントを超えることはなかった。

モニタリング結果の解釈を容易にするため、県は、集水域から河川系を通じて太平洋に移行した放射性セシウムをシミュレーションするモデルを適用した。県は、適切な環境修復方法を選択し、河川に適用されている環境修復対策の効果を評価する際にも、モデルは非常に有効的であると認識した。また、シミュレーションモデルにより、河川の再汚染の影響も評価することができた。

国際的な知見から、河川での除染作業は、水の流れが動的であるため、困難であることが分かっている。工学的な対策はコストがかかり、実施困難な場合も多い。このような経験か

ら、通常、一般市民の被ばく線量に与える全体的な影響は低いままである[1]。住民の被ばくを減らすためには、飲料水の取水制限と漁業制限が最も効果的だった。

福島とチョルノービリの事故後、放射性核種の濃度が高まった粒子が検出された。チョルノービリの「ホットパーティクル」は燃料の破片であり、福島において沈着した物質に含まれる放射性セシウム含有微粒子（CsMPs）とは異なるものである。CsMPs は、チョルノービリ原発から放出されたものに比べて小さく、含まれる放射能もかなり低い。

2011 年以降、県は住宅地、公共施設、道路、農地、住宅地に近い森林の一部を対象に、特に幼稚園や学校の通学路を含む公共施設やレクリエーション施設を中心に、集中的に環境修復・除染作業を実施してきた。地域によって異なるものの、チョルノービリ事故による被災地の環境修復と同様に、空間線量率が約 20～50%低減したことが県によって確認されている。県内の住宅地（家屋）における除染は、2018 年 3 月までに完了した。

さらに、県は淡水域とその周辺において実施された除染対策の有効性を実証するためのプロジェクトを多数開始した。これらの対策により、空間線量率が低下することが確認された。国際的な知見に基づき、IAEA チームは、淡水経路を通じた被ばくを減らすための制限や指導などによる管理的措置は、技術的措置（土砂除去など）に比べて実施することが比較的容易で、より効果的である傾向があると指摘した。

表 3.2 の参考文献：日本の河川における Cs-137 の動態について

IWAGAMI, S., ONDA, Y., TSUJIMURA, M., ABE, Y., 2017a. Contribution of radioactive Cs-137 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. J. Environ. Radioact. 166, 466–474. https://doi.org/10.1016/j jenvrad.2016.07.025.

NAKANISHI, T., K. SAKUMA: Trend of Cs-137 concentration in river water in the medium term and future following the Fukushima nuclear accident, Chemosphere, 215 (2019)

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. J. Radioanal. Nucl. Chem. 307, 2167-2172 (2016)

ONISHI, Y.: Fukushima and Chernobyl nuclear accidents' environmental assessments and U.S. Hanford Site's waste management; 23rd International Congress of Theoretical and Applied Mechanics, Procedia IUTAM 10, 372-381 (2014)

---

[1] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY (IAEA): Environmental consequences of the Chernobyl accident and their remediation: Twenty years of experience, Report of the Chernobyl Forum Expert Group 'Environment'. — Vienna: International Atomic Energy Agency, 2006.

SAKUMA, K. T. NAKANISHI, K. YOSHIMURA, H. KURIKAMI, K. NANBA, M. ZHELEZNYAK: A modeling approach to estimate the 137Cs discharge in rivers from immediately after the Fukushima accident until 2017, Journal of Environmental Radioactivity 208–209 (2019)

SHIZUMA, K., W.I. NURSAL, Y. Sakurai: Long-term monitoring of radiocesium concentration in sediments and river water along five rivers in Minami-Soma City during 2012–2016 Following the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant Accident, Applied Science, 2018, 8, 1319; doi:10.3390/app8081319.

TANIGUCHI, K., ONDA, Y., SMITH, H., BLAKE, W., YOSHIMURA, L., YAMASHIKI, Y., KURAMOTO, T., SAITO, K.: Transport and Redistribution of Radiocaesium in Fukushima Fallout through Rivers, Environ. Sci. Technol. 2019, 53, 12339-12347

UEDA, S., HASEGAWA, H., OHTSUKA, Y., OCHIAI, S., & TANI, T. (2021). Ten-year radiocesium fluvial discharge patterns from watersheds contaminated by the Fukushima nuclear power plant accident. Journal of Environmental Radioactivity, 240, 106759. https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2021.106759

Fukushima Prefecture: Interim Report on: Cooperation between Fukushima Prefecture and the IAEA in the area of radiation monitoring, remediation and waste management, following the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident (Fukushima Prefecture Initiative Projects) INTERIM REPORT (2013–2015) https://www.pref.fukushima.lg.jp/uploaded/attachment/191954.pdf

表 3.3 の参考文献：欧州の河川における Cs-137 の動態について

IAEA, 2003. Testing of environmental transfer models using Chernobyl fallout data from the Iput River catchment area, Bryansk Region, Russian Federation. Report of the Dose Reconstruction Working Group of BIOMASS, Vienna, IAEA-BIOMASS-4. https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/Biomass4_web.pdf

KONOPLEV, A., V. KANIVETS, G. LAPTEV, O. VOITSEKHOVICH, O. ZHUKOVA, M. GERMENCHUK: Long-Term Dynamics of the Chernobyl-Derived Radionuclides in Rivers and Lakes, In: A. Konoplev, K. Kato, S.N. Kalmykov （Ed.) Behavior of Radionuclides in the Environment II (Chernobyl), Springer Nature, Singapore 2020.

MONTE, L.; Evaluation of radionuclides transfer functions from drainage basins of freshwater systems, Journal of Environmental Radioactivity. 26, 71-82, 1995.

SANTSCHI, P., BOLLHALDER, S., ZINGG, S., LÜCK, A., FARRENKOTHEN, K.: The self-cleaning capacity of surface waters after radioactive fallout. Evidence from European Waters after Chernobyl, 1986-1988.Environ. Sci. Technology 24(4), 519-527, 1990

SAXEN, R. E. ILUS: Discharge of 137Cs and 90Sr by Finnish rivers to the Baltic Sea in 1986-1996, J. Environm. Radioac. 54 (2001) 275-291

SMITH JT, VOITSEKHOVICH OV, KONOPLEV AV, KUDELSKY AV (2005a) Radioactivity in aquatic systems. In: Smith JT, Beresford NA (eds) Chernobyl catastrophe and consequences. Springer-Praxis, Berlin, pp 139–190
SMITH, J.T., KONOPLEV, A.V., BULGAKOV, A.A., COMANS, R.N.J., CROSS, M.A., KAMINSKI, S., KHRISTUK, B., KLEMT, E., DE KONING, A., KUDELSKY, A.V., LAPTEV, G., MADRUGA, M.-J., VOITSEKHOVITCH, O., ZIBOLD, G.: In Final Report: Aquifers and Surface Waters in the Chernobyl area: Observations and Predictive Evaluation. Project IC15 CT98-0205, 2001.
SMITH, J.T., WRIGHT, S.M., CROSS, M.A., MONTE, L., KUDELSKY, A.V., SAXEN, R., VAKULOVSKY, S.M., TIMMS, D.N., 2004. Global analysis of the riverine transport of Sr-90 and Cs-137; Environ. Sci. Technol. 38, 850–857. https://doi.org/10.1021/es0300463

4.　除染活動から生じた廃棄物の管理

4.1　背景及び目的

IAEA の福島第一原子力発電所事故報告書（Fukushima Daiichi Accident Report）の技術資料 5、「事故後の復旧（Post-accident Recovery）」では次のように記載されている。「環境省策定の除染計画によると、県内の除染活動により生じた廃棄物は、除染活動の実施場所又はその近隣の仮置場に集められ、保管されることになっている。その後、それらの保管物は中間貯蔵施設で保管される。中間貯蔵後 30 年以内に県外で最終処分される」。中間貯蔵施設は、政府によって運用されることになっている。仮置場は、法律、政府のガイドラインに沿って、県内の市町村に設けられた。福島第一原子力発電所事故後、県は、除染活動及び発生した廃棄物の管理において相当な取組みを行ってきた。

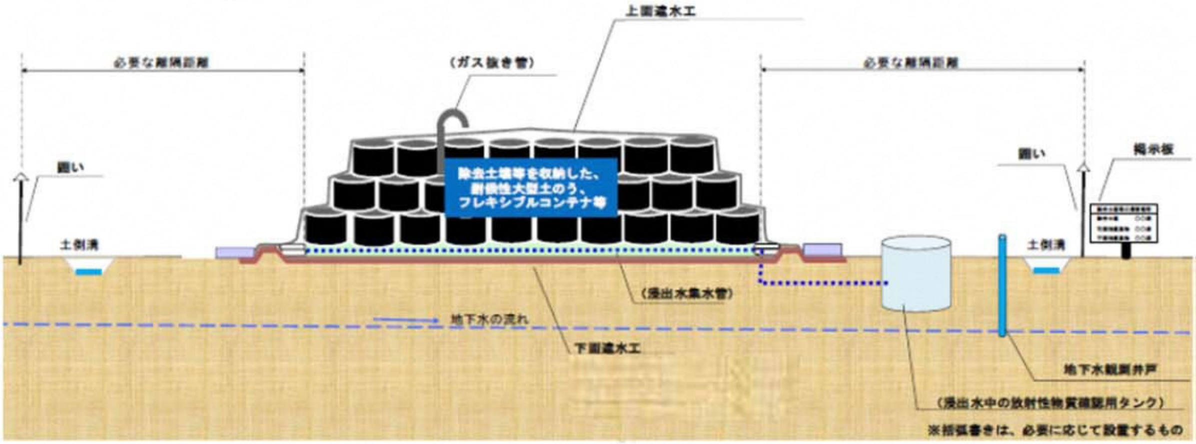
除染活動から発生した廃棄物は、緊急かつ安全で持続可能な管理を必要とした。IAEA チームは、該当する IAEA 安全基準の適用を助言した。2013 年に実施取決めに基づく活動が開始した当時、県は除染活動から発生した廃棄物保管のための仮置場の緊急不足に直面していた。さらに、既存の仮置場の安全性、及び進行中の除染活動によって発生した廃棄物が保管される予定の仮置場に対して、一般市民から疑問の声が上がった。その後、当初予定より長い期間にわたって廃棄物を仮置場に保管する必要が生じた。仮置場は、中間貯蔵施設への輸送前に 3 年間のみ廃棄物の保管を目的として設置されたが、中間貯蔵施設に搬出されるまで廃棄物は 3 年以上仮置場に保管されてきた。したがって、仮置場での 3 年以上の廃棄物保管における安全性は、それら施設の安全性の確保、及び一般市民の懸念への対応のためにも評価を要する問題となった。

当初実施取決めに基づく除染活動から発生した廃棄物の管理活動は、仮置場等技術指針の取りまとめ及び仮置場の安全性の実証についての県支援に重点が置かれていた。時間経過とともに、支援内容は徐々に変化し、仮置場の長期運用の安全性、仮置場からの廃棄物搬出の考え方及び仮置場跡地の原状回復措置に重点が置かれるようになった。IAEA が提供する支援の重要側面の 1 つは、放射性廃棄物管理慣行に関する国外の専門知識と知見の共有である。

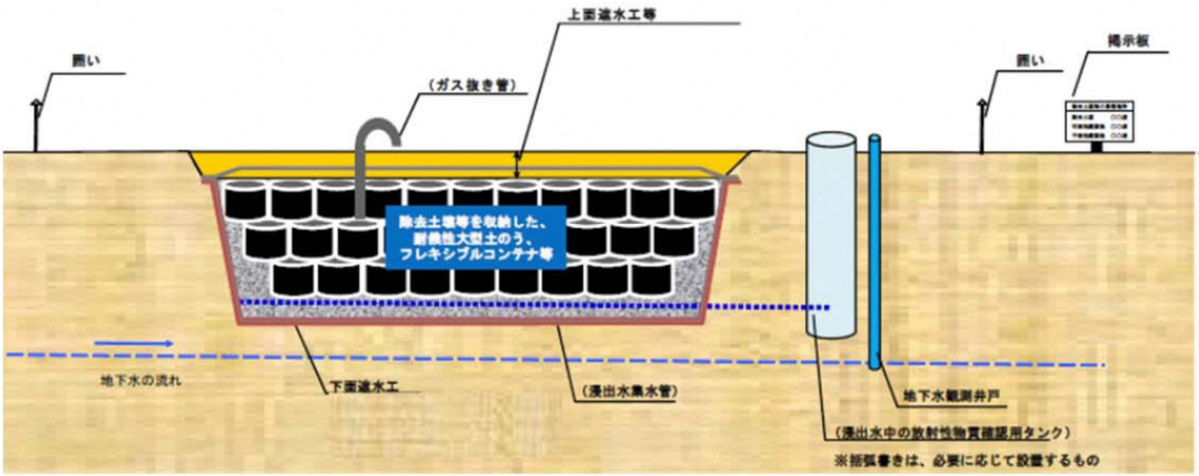
4.2　仮置場

県内には、主に 3 種類の仮置場が設置された。種類は、地上保管型、半地下保管型及び地下保管型であり、建設の容易さ、中間貯蔵施設への輸送、安定性等において、それぞれ長短がある。図 4.1 は、3 種類の仮置場の概略図を示している。

○地上保管型の例



○地下保管型の例



○半地下保管型の例

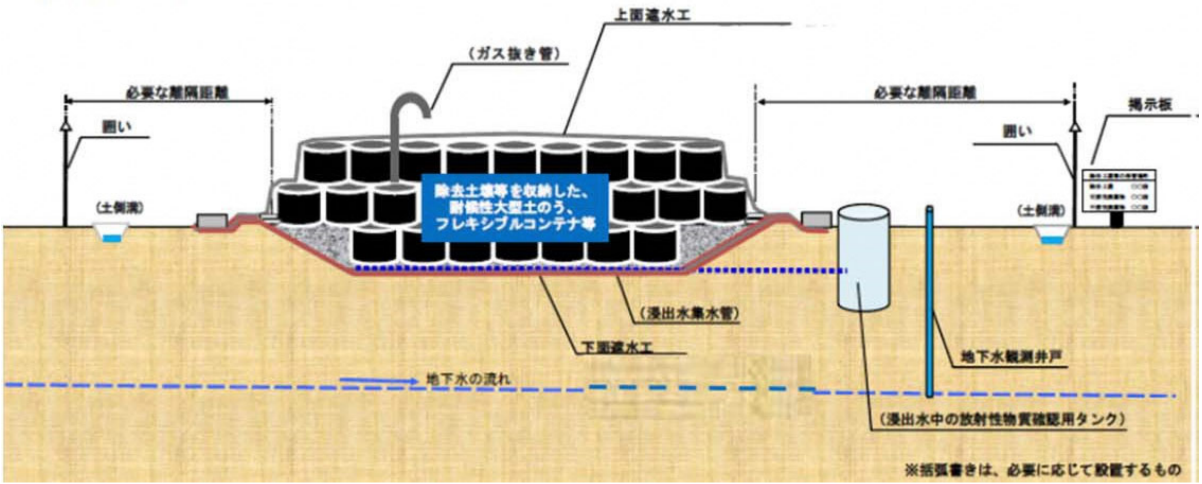


図 4.1　3 種類の仮置場の概略図（県の仮置場等技術指針をもとに作成）

2022 年 9 月末時点で、151 か所の仮置場が汚染状況重点調査地域の市町村に残っている。図 4.2 に示すように、仮置場の数は 2013 年から 2014 年にかけて急速に増加し、2015 年にピークに達し、その後ゆっくりと減少している。

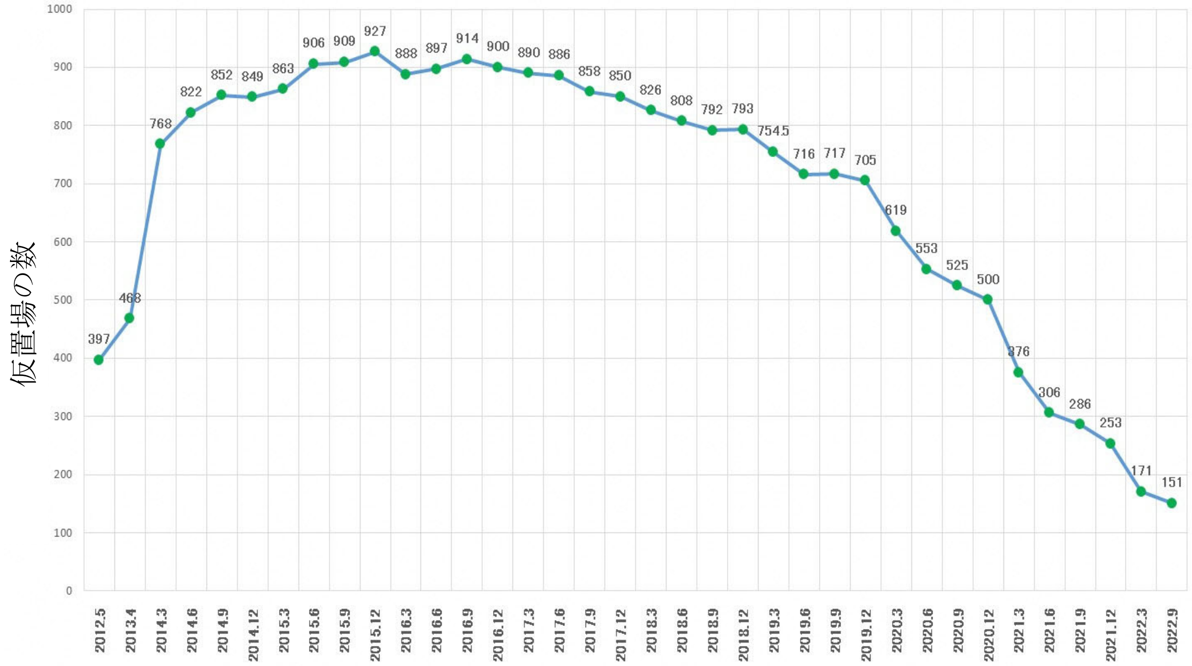


図 4.2　2012 年 3 月から 2022 年 9 月までの県内市町村内の仮置場数（提供：福島県）

除染活動で発生した廃棄物の保管容器は仮置場に搬入保管されてきたが、その後様々な現象が確認されており、保管施設について以下の懸念が示された。

— 廃棄物保管容器数の積み上げ限度数
— 保管された廃棄物保管容器が頑丈でなく、保管容器間に隙間が生じたために廃棄物保管容器の長期的安定性及び健全性に及ぼす影響
— 傾斜地に設けられた施設の長期的な安定性に関する不確実性
— 浸出水が発生する可能性
— 廃棄物保管容器内の有機物質分解と保管施設の健全性に対し影響を及ぼす可能性
— 廃棄物保管容器の陥没及び廃棄物保管容器被覆防水シートの陥没による水の蓄積
— 廃棄物保管容器の中身の自然発火による火災のリスク

4.3　仮置場に関する技術指針の策定

2013 年に実施取決めの下で活動を開始した当時、県では集中的な除染活動が実施され、除染活動により発生した廃棄物の保管のために多数の仮置場が設置されていた。県は 2013 年には、仮置場の設置と運用に関する技術指針を策定した。この時点で IAEA チームは、県

に対し技術指針の改訂を進める一環として、仮置場の開発及び運用に関する資料を記録するよう促した。その結果、様々な市町村内での仮置場展開に関して実施されていた活動の分析が行われた。この分析の目的は、仮置場に影響を及ぼす主な問題や実施された取組み事例の特定、及び様々な市町村内の方針や実施内容の比較であった。このアプローチの目的は、県内の仮置場の展開と運用、仮置場からの最終的な廃棄物除去及び跡地の原状回復における全般的に調和した戦略開発の基盤となった。

IAEA チームは県の専門家らに対して、仮置場等技術指針の作成について技術的な助言やフィードバックを提供し、県の案に対しコメントを行った。仮置場等技術指針の第 1 版は 2013 年 8 月に発表され、その後、2014 年 6 月に第 2 版、2015 年 3 月に第 3 版、2016 年 3 月に第 4 版、2017 年 8 月に第 5 版、2019 年 9 月に第 6 版が発表された。

仮置場等技術指針第 6 版は、2020 年 2 月 1〜8 日に福島で実施された IAEA-県会合の際に議論された。IAEA チームは、第 6 版は全般的に妥当かつ実用的であり廃棄物管理プロセスの最適化に役立つとのコメントを出すとともに、以下の提案を行った。

廃棄物保管容器から取り除いた水の処理手順の詳述を進める必要性：

一部の仮置場で汚染水の収集に使用した地下タンクの安全性の地中確保、または地下タンクの除去問題対処を進める必要性：

復旧したサイトの十分な浄化検証に使用した測定地点の数がサイト規模に適切かを確認する必要性：

土地所有者への記録保持に関する指針及び仮置場跡地の返却における指針の検討を進める必要性：

4.4 仮置場の安全性評価の実施

廃棄物を管理する場合、関連施設を含めた管理者は、施設や活動の安全性を実証する必要がある。「IAEA 安全基準にしたがうと、規制当局が仮置場の運用を認可する際にその判断材料として安全性実証の結果が示されるべきである」と IAEA は県に対し提案した。特に安全性実証の目的は、仮置場設置者において、施設または活動が安全に運用され、人々や環境が放射線の悪影響から保護されており、将来も開発、保護、閉鎖されると確信を持てるように、サイト及び施設設計の様々な側面を提示することである。IAEA 安全基準に従って、通常の運営状態及び事故シナリオ下での施設または各段階の活動における放射線影響の定量的評価がなされるべきである。

安全性評価には、サイト特性、施設の安全設計特性、廃棄物及び廃棄物保管容器の特性など、安全に影響を及ぼしうるすべての特性、事象及びプロセスの特定、及び適切なモデルのパラメータ値とそれらの情報を使った、仮置場の影響の定量的評価が含まれる。

実施取決めに基づく活動の開始前、県には IAEA 安全基準で義務付けられた安全性評価に係る知見がなかった。そのため、仮置場の安全性評価展開に関する訓練や支援が提供された。これは段階的に行われ、研修ののち次の段階で IAEA 安全評価枠組みソフトウェアツール（SAFRAN）が「モデル」サイトに適用され、次いで県内のサイトに試験的に適用され、さらに複数の仮置場に適用された。図 4.3 は安全評価実施プロセスを概略的に示している。

図 4.3　県内の仮置場の安全性評価活動の流れ

4.4.1　安全性評価枠組みソフトウェアツール

IAEA による放射性廃棄物処分前管理の安全性評価方法論は、安全指針 GSG–3 の「放射性廃棄物の処分前管理のセーフティケースと安全性評価」に示されている。GSG-3 は、GSR パート 5「放射性廃棄物の処分前管理」の安全要件を満たす推奨事項を示している。この手法の適用を促すために、ユーザー向けの放射性廃棄物の処分前管理用の施設と活動の体系的かつ計画的な安全性評価の指導用に安全性評価枠組みソフトウェアツール SAFRAN を開発した。したがって SAFRAN は、県内の仮置場の安全性評価の実施に適していると思われる。これは、サイト及び廃棄物の流れの特性、想定されるシナリオ、規制要件ならびに定量分析を実施するためのツールに関するさまざまなモジュールを備えており、さらには当該ソフトウェアには独自のデータベースがあり、入手可能なエビデンスやユーザーのニーズに応じて、データを追加して調整、強化ができるものである。

実施取決めの下で開発された仮置場の安全性の実証は、SAFRAN の使用によってサポートされた。場合によっては、県により、特定の状況でより良く SAFRAN の適用が可能になった。

4.4.2　福島県の仮置場安全性評価実施能力の構築

2014 年に IAEA チームは県の専門家らに対して訓練セッションを実施し、安全性評価と、仮置場に対する SAFRAN の使用について説明した。IAEA 安全基準において規定されている、処分前放射性廃棄物の管理に関する安全性評価のための IAEA 手法に関する情報が県に対して提供され、IAEA チームと県の専門家らは仮置場の安全性評価に関する目的、範囲、アプローチ及び活動の評価項目を特定した。特定された安全性評価に関する規制枠組みの重要な要素は、通常の運用条件と事故シナリオの双方における、IAEA 安全基準に準拠した個人の職業被ばく線量限度と一般市民の被ばく線量限度である。これらの数値は SAFRAN に入力された。

SAFRAN は、開放型仮置場の構造を考慮して IAEA が採用したものである。その構造は、除染活動から生じた廃棄物を収納した複数層の廃棄物保管容器、積み上げられた廃棄物保管容器の最上部及び底部に設けられたライナー（遮水シート）並びに様々な種類のカバー及び放射線遮へい物で構成される。

その後の期間すなわち 2014 年から 2022 年までに、安全性評価に関する更なる助言（規制基準、シナリオ、安全評価ツール、測定値を使用した安全評価結果の検証などに関する助言）が県の専門家らに対して提供され、また海外（ブラジル、スウェーデン、英国、ウクライナ、米国など）における知見が提示及び議論された。

さらには、仮置場における地下水に放射性セシウムが移行する可能性や、（IAEA が提案しているとおり）非常に低い放射能汚染レベルである場合は放射性廃棄物としては取り扱う必要がない事など、福島第一原子力発電所事故の時間の経過に伴って重要性が高まっている

特定の疑問に対処するために、ECOLEGO や Normalysa などの更なる安全性評価ツールが提供されている。

仮置場の安全性評価の実施プロセスには、評価結果を住民などの利害関係者に共有・説明することも含まれなければならない。したがって、施設の開発段階ごとに行われる安全性評価の結果の説明と周知に関する助言についても県の専門家らに提供された。

4.4.3　モデル仮置場の安全性評価

県の専門家らに対する教育用ツールとして、また SAFRAN の使用を含む安全性評価方法の適用可能性を確認するために、IAEA の方法論は、まずは一般的でありながらも立地、施設及び廃棄物特性において保守的に見積もった「モデル」仮置場に対して適用された。保管廃棄物から線量評価地点までの距離を示した模式図を図 4.4 に示す。SAFRAN を用いた安全性評価においては、廃棄物保管容器及びモデル仮置場に関する 3 つの一般的活動を評価した。廃棄物の定置、廃棄物の貯蔵、および廃棄物の回収。中間貯蔵施設に廃棄物を搬出した仮置場跡地のサイトに対する安全評価については、4.6 節で述べる。

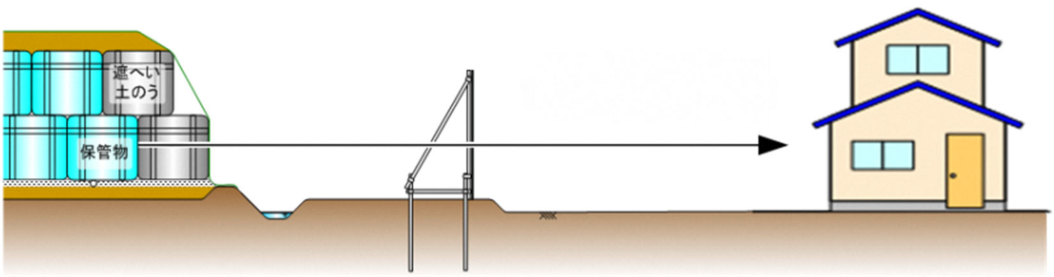


図 4.4　保管物からの距離に対する空間線量率の計算に用いる仮置場の典型的な配置
（提供：福島県）

仮置場の安全性は、廃棄物の特性（例：放射能レベル）、施設の堅牢な設計、適切な建設と運用に依拠する。最も重要なデザインの特徴は、作業員、一般市民または環境に不当なリスクを及ぼすことなく廃棄物の処理、保管、搬出ができるという必要な保障を提供するものである。現在及び将来における施設の安全性の評価を行う際は、詳細な施設設計とその基礎となる基本的な前提を理解する必要がある。仮置場は複雑な土木構造物ではないが、安全のための適切な定量化及び理解の必要があるいくつかの機能がある。したがって作業は、評価モデルで施設の運用条件の範囲を規定するパラメータの定義から始まった。

SAFRAN に入力するデータについて論議された。利用可能な場合、実測値が使用された。精度の高い設定ができなかったパラメータについては、県の専門家が保守的な文献値が採用された。このアプローチは、安全性評価の実施期間を通して使用された。

物理的、化学的、生物学的、放射線学的データや廃棄物保管容器に関する情報など保管廃棄物に関する情報（廃棄物を保管する廃棄物保管容器の特性）を収集した。SAFRANでの定量的評価に必要な保管量、処理能力、放射能を含む廃棄物の流れ、周辺家屋、仮置場関連データ、工学的特徴など、安全性評価にとって重要なその他のパラメータが県の専門家らによって収集及び推定された。

ハザード分析を、モデル仮置場に関する廃棄物管理活動の詳細な分析に基づいて実施し、通常の運用条件下で事故に起因するハザードを考慮した。初期スクリーニングを実施し、モデル仮置場とは無関係なハザードは除外した。特定のシナリオに関する最終的なスクリーニングを、特定された事象が起こりうる可能性や、それにより想定される影響の有意性を定性的に評価した。

安全性評価に必要なパラメータを定義した後、県内の既存の仮置場及び計画中の仮置場の設計要件を表すために、SAFRANの若干の調整が必要となった。大気及び地下水への放射性物質放出の分析のため、SAFRAN の一部が変更された。

また、利害関係者とは、安全性評価の結果に基づいて仮置場の安全性について意見交換をすべきであることが強調された。県は、段階的なアプローチを通じて、各節目の決定点において一般市民の意思に従うべきである。

通常の運用条件

モデル仮置場での通常運用の影響の評価では、職業従事者と施設近傍に居住する住民の双方の年間線量を見積もった。職業従事者は、廃棄物保管容器の設置や撤去など、さまざまな条件下で放射線量を受ける可能性がある。近傍の住民らは、設置や取替の作業中に直接被ばくする可能性もある。しかし通常の運用条件下であれば、これらの被ばくは非常に小さい。通常運用条件下の保管期間中に想定されるばくは、放射線量限度と比較してごくわずかであることが示された。

すべての作業が計画どおりに遂行される通常の状況における線量を見積もり、その際に作業員らは放射線被ばくを伴う作業を平均的な時間で遂行するものと仮定し、作業中に予想される平均空間線量を見積もった。

SAFRAN を使用して、県内の既存及び計画中の 3 種類の規模の仮置場を評価した。それら 3 か所のモデル施設では、土嚢の使用や施設上部の土壌散布など、さまざまな遮へい構造を評価した。仮置場から最も近い住宅までの距離を 1～100m の範囲で変化的に設定し、SAFRAN を使用して計算を行った。

人々の外部被ばくを、空間線量測定値及び平均滞在時間に基づいて、遮へい効果を考慮しつつ計算した。内部被ばくは、放射線核種依存的な放射能濃度、線量変換係数及び滞在時間に基づいて計算した。一般市民の総線量は、外部被ばく線量と内部被ばく線量を合計して求めた。

事故シナリオ

計画された通常の運用条件からの逸脱は、作業員や住民に計画外の被ばくをもたらす原因となる。したがって、モデル仮置場の安全性評価には、施設の稼動期間中の事故に起因する危険性の評価も含めた。

県の専門家らは、IAEA の方法論に従って、仮置場における事故の考えられる影響を包括的に分析した。事故による影響の評価には、起こり得る起因事象の詳細な検討と分析を必要とした。これらの事象を分析し、潜在的なシナリオのリストを作成した。予想通り、モデル仮置場の構造は比較的単純であるため、さらなる調査及び対策を要する可能性もシナリオに含めた。

ハザードスクリーニングプロセスでは、該当しない被ばく経路（発生率が非常に低い被ばく経路など）を除外した。

事故シナリオや仮置場のレイアウト及び構造を考慮して、廃棄物保管容器の地上落下、高温、雪、強風などさまざまな原因による廃棄物保管容器の損傷、地震や火災などによる施設の損傷など、さまざまなシナリオを検討した。

偶発的な大気への放出（施設の火災による放出等）により、現場の作業員や住民が被ばくする可能性がある。水に係る経路（河川、地下水等）への偶発的な放出は、作業員よりも住民が被ばくを被る可能性が高い。

モデル仮置場でのオペレーションに SAFRAN を適用した場合の結論

SAFRAN を用いてモデル仮置場における廃棄物定置、廃棄物貯蔵及び廃棄物回収を表現することにより、複数の代表的な仮置場に安全評価を適用する基礎ができた。

通常の運用条件を評価した結果、土嚢による防護壁といった形態の遮へいが近隣住民の放射線量を大幅に低減できることが明らかになった。施設の上部に土壌を追加すると、予測される放射線量がさらに 1 桁減少し、1mSv/年より大幅に低いレベルになる。作業中の放射線防護については、通常の運用条件における作業員の線量は、保守的に見積もっても職業被ばく放射線量限度を下回った。

県の専門家らが作成した入力データ及び SAFRAN を使用した様々な数値シミュレーションに基づき、通常運用条件を想定した場合のモデル仮置場は適切に設計されており、現場作業員や近隣住民に不当なリスクを及ぼす可能性はないと結論付けられた。事故を原因とする被ばく作業員の線量は、極端なシナリオを考慮しても概して 1mSv を超えることはない。

事故による一般市民の放射線量を検討した結果、ほとんどのシナリオにおいて予想される被ばく線量は線量限度と比較してわずかなものに過ぎなかった。ただし、分析した特定のシナリオでは一般市民の線量が 0.5mSv を超える可能性が示されたため、それらのシナリオを更に分析し、それらのシナリオにおける対策の実施が必要であることが示唆された。

実施した分析に基づいて、仮置場から地下水や河川に放射性物質が移行する可能性は極めて低く、したがって地下水への暴露や魚の摂取に起因する放射線量は非常に低い。

4.4.4　県内の実際の仮置場の試験的安全性評価

次に県の専門家らは、扱っているモデル仮置場への SAFRAN の適用を成功させた後、IAEA の安全性評価手法を県内の既存の仮置場に適用した。それは、得られる教訓や知見により、その他の仮置場の安全性評価は効率的に実施できるはずだからである。モデル施設の安全性評価と同様に、実際の仮置場の試験的安全性評価では、SAFRAN を使用して、通常の運用条件及び事故シナリオにおける仮置場に起因する作業員及び一般市民の推定線量を見積もった。

県の専門家らが実施した試験的安全性評価の結果はモデル仮置場の安全性評価結果と類似しており、安全性評価に一貫性があること、安全性評価で用いた入力データは十分なものであること、検討した条件において安全上の大きな問題はないことが明らかになった。試験的な安全性評価においては更に現実的なデータを使用して安全性を評価したため、県の専門家らは安全性評価プロセスに対して自信を得ることができた。

4.4.5　県内の複数の代表的な仮置場の安全性評価

県内の仮置場の特性を代表するものとして選定された 9 か所の仮置場に対して、安全性評価手法を適用した。それらのサイトの実際のデータを入手し、データが入手できない場合は、モデル仮置場の場合と同様に、保守的にデータを見積もった。

仮置場の安全性評価期間中に、それまで安全性評価で考慮していなかった起因事象を勘案することになった。それらの起因事象とは、洪水、仮置場からの廃棄物保管容器の搬出、廃棄物保管容器の搬送、廃棄物保管容器の経年劣化、運用が 3 年（仮置場の本来の保管期間）を超える場合の影響である。

9 か所の代表的な仮置場の安全性評価結果は、追加的な起因事象を考慮してもモデル仮置場について得られた結果と類似していた。通常の運用条件における仮置場の安全性が実証されたが、火災等の大規模な事故に対する対策が必要であることが示された。

当初の予定期間よりも長期にわたって廃棄物を仮置場で保管する場合は、廃棄物保管容器の経年劣化が施設の全般的な構造に及ぼす影響を考慮する必要があることが認識された。廃棄物保管容器の製造業者によると、廃棄物保管容器の保証期間は約 3 年である。仮置場における保管期間がその期間を超えることが見込まれるため、安全性評価でこの問題に対処する必要性が認識された。

2019 年 1 月 26 日から 2 月 2 日の間に福島で実施された IAEA-県会合において、廃棄物保管容器の耐久性について県の専門家が実施した詳細な調査の初期結果が IAEA 側に提示され、議論された。その調査では、廃棄物保管容器の引張強度と劣化のメカニズムを調べた。IAEA との協議では廃棄物保管容器の劣化が議論され、仮置場から廃棄物保管容器を搬出する際にクレーンなどがバッグを吊り上げる能力や、廃棄物保管容器が落下するシナリオなど、廃棄物保管容器の劣化が及ぼす影響について話し合われた。

IAEA の支援期間を通して、安全性評価結果の文書化と周知について議論が交わされた。

4.5 仮置場に保管されている廃棄物の搬出戦略と仮置場の廃止措置

実施取決めに基づく協力の後半の段階で、IAEA チームと県の専門家らは、仮置場に保管されている廃棄物の搬出、仮置場跡地の原状回復について話し合った。

4.4.5 節で説明したように、廃棄物保管容器は経年劣化するため、廃棄物保管容器の劣化によって仮置場から搬出することが困難になることが予想される。IAEA チームは、廃棄物保管容器の耐久性に関する調査を継続すること、調査結果をデータベースに入力すること、調査結果を実用的に利用して廃棄物保管容器搬出の優先順序づけを行うことを提言した。安全性評価プロセスを通じて対処すべき重要な問題は、仮置場から他の保管施設（中間貯蔵施設など）への廃棄物保管容器の輸送である。輸送事故を管理するための手順がなければならない。安全性評価の結果を、輸送すべき特定の廃棄物保管容器の優先順位付けに役立てる必要がある。

IAEA チームはまた、放射線に係る安全性の観点から、市町村が運営する埋立処分場を使用して除染後の廃棄物を処分することは可能であるとの意見を述べた。 2018 年から 2022 年の間に実施された会合において、海外の国々における埋立処分場での放射性廃棄物処分事例が提示された。大量廃棄物の埋立処分に関する特定のクリアランスレベルの導出に関する IAEA プロジェクトに基づき、また放射線防護の原則に則り、最大濃度 8,000Bq/kg 以下の ^{137}Cs 含有廃棄物を埋立処分することに対して反対する根拠はないとの意見が出された。

全ての廃棄物が取り除かれた後の仮置場の原状回復は、IAEA 安全基準に則って系統的に実施すべき大がかりな作業であることが指摘された。これについては、放射線の測定手順を含めた原状回復技術や、被ばく線量基準などの放射線防護目標の設定及び実施といった問題に対処する必要がある。

会合では、仮置場跡地の原状回復は順調に進んでおり、2022 年末までに県内で稼働中の仮置場は無くなる見込みであり、2024 年までに県内の全ての仮置場跡地が原状回復される予定であること、また、県内でこれ以上廃棄物が発生することは想定されていないことが県から示された。

4.6　仮置場跡地の長期的な安全性

仮置場のオペレーターは、廃棄物を中間貯蔵施設に搬出し、適宜清掃をした後、残留する汚染が安全上懸念のない水準であることを確認するよう取り組んでいる。この方法は、環境省のガイドラインに沿ったもので、主に空間線量率の測定と土壌中の放射性核種濃度の測定によって、仮置場跡地の最終状態を確認するものである。IAEA の専門家は、この方法は適切であるが、十分な測定が行われることが重要であることを指摘した。

このため、プロジェクトの後半では、IAEA が県に対して、廃棄物が除去された仮置場の特定のサイトに適用できる一般的な安全評価手法の開発を支援した。
この汎用的な安全性評価手法は、特定のサイトに適用することで、そのサイトが現在も安全であり、将来も様々な用途に使用できることを示唆し、土地所有者や地域住民の信頼構築に役立てることを目的として設計されている。

支援は、下記の事項を含む課題を議論し実施された：

- サイトにおける将来の土地利用の可能性の範囲と、安全性評価で考慮されたシナリオ
- 潜在的な被ばく経路と被ばく時間の詳細
- モデルおよびパラメータ値の詳細
- サイトの土壌サンプリング地点数、およびサンプリングのために広大なサイトをより小さな区画に細分化すること
- 空間線量測定値から土壌中のセシウム濃度を推定する手法の校正
- 汚染物質の局所的な「ホットスポット」の可能性
- 安全性評価とその結果の関係者への説明と伝達

一般的な安全性評価手法で考慮される潜在的な被ばく経路は、図 4.5 に示すとおりである。

汎用的な安全性評価の手法は、県の専門家によって、複数のケーススタディ検証に適用され、土壌中のセシウム濃度の測定値に基づき、3 つの仮置場の潜在的な線量を計算した。さらに、仮置場での空間線量測定値を用いて、土壌中のセシウム濃度を推定し、これらの地点での潜在的な線量を計算した。検討したすべてのシナリオで、県の専門家が算出した線量は 1mSv/年を大きく下回っていた。

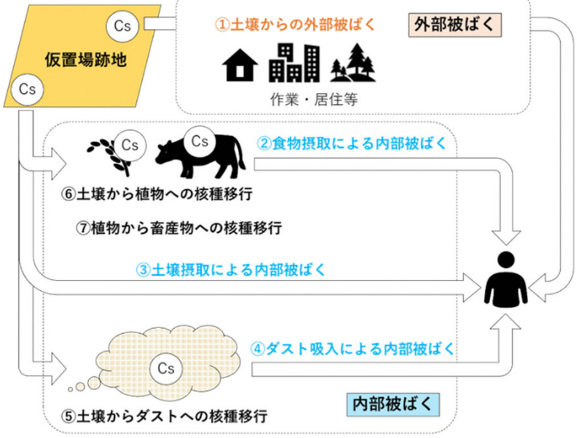


図 4.5　仮置場跡地における被ばく経路のイメージ

4.7　まとめ

実施取決めに基づく除染活動から生じた廃棄物の管理に関する活動は当初、県による仮置場設置に関する技術指針の策定ならびに仮置場の安全性評価・実証に対する支援が中心だった。

仮置場設置者が廃棄物を管理する場合、施設や活動が安全であることを証明する必要がある。実施取決めに基づく活動の開始前における県の専門家らは、IAEA 安全基準が義務付けている安全評価の実施についての知見を十分有していなかったことから、仮置場の安全性評価の実施に関する訓練及び支援が提供された。そのなかで、教育段階から始まり、その後の段階では IAEA 安全評価ソフトウェアツール（SAFRAN）が適用された。

時間の経過とともに、支援の内容は徐々に変化し、仮置場の長期運用の安全性、仮置場からの廃棄物搬出の戦略ならびに仮置場跡地の廃止措置、原状回復及び長期的な安全性に重点が置かれるようになった。提供された援助の主要な側面は、海外での放射性廃棄物管理の専門知識と知見の共有だった。

時間の経過とともに、支援の内容は徐々に変化し、仮置場の長期運用の安全性、仮置場からの廃棄物搬出の戦略ならびに仮置場跡地の廃止措置、原状回復及び長期的な安全性に重点が置かれるようになった。提供された援助の主要な側面は、海外での放射性廃棄物管理の専門知識と知見の共有だった。

IAEA の SAFRAN を使うことによって、仮置場の安全性評価の反復的アプローチが可能となった。安全性評価は、処分前放射性廃棄物管理施設と活動の安全性を評価するための IAEA の方法論に従って、県の専門家らによって行われた。また SAFRAN は、安全性評価を数回実施する上で重要なステップを実行し、仮定を練り直し、要素を追加し、保守的なアプローチと現実的なアプローチのバランスを最適化する手段に係る知見も県に提供した。

処分前の放射性廃棄物管理施設と活動の安全性を評価するための IAEA の方法論を使用して県が実施した安全性評価は、IAEA の SAFRAN の適用可能性を含め、IAEA の方法論自体の十分な適用可能性を実証した。また、SAFRAN データベースを部分的に変更することによって、県内の仮置場の特定の条件に適合させることもできた。

SAFRAN をモデル仮置場及び県内の 9 か所の仮置場に適用しつつ実施した安全性評価は、福島第一原子力発電所の事故後の環境修復活動により蓄積した大量の放射性廃棄物を保管する明確な安全かつ信頼性の高い方法を確立する上で重要なステップである。

仮置場の安全性評価を進める中で、安全性への影響を評価する技術的課題（仮置場での局所的な水の蓄積、浸水、火災、廃棄物袋の劣化、廃棄物袋の輸送、廃棄物袋の崩壊など）がいくつか挙げられた。これらの問題が安全性に与える影響を具体的に評価した上で、問題を改善・予防するための技術的施策を特定し、その効果を試算した。

SAFRAN により行った系統的プロセスは、想定し得るあらゆるハザード及び技術的問題の評価を可能にし、重要問題の省略や見過ごしはないという根拠と信頼性をもたらした。ま

た、特定のシステムやプロセスが安全である理由や、特定の安全性改善策が必要な理由を説明できることにもつながった。

県内の仮置場の安全性評価の結果、適切な作業手順が遵守され、適切な対策が施されている限り、すべての放射線量が線量限度以下になることが明確に示された。また、関連するすべてのハザードを体系的に分析することで、事故を含む事象が人や環境に及ぼす容認できない影響を回避または大幅に緩和するために、必要に応じて管理手段を講じるための正当な根拠を得ることができた。仮置場に保管されている廃棄物について、廃棄物袋の経年劣化を考慮した回収方法について、IAEA と県の専門家が協議を行った。

また、IAEA は、廃棄物が取り除かれた後の仮置場に適用できる一般的な安全評価手法の開発について、県を支援した。

5. 無人航空機を用いた環境マッピング技術の適用

5.1 背景及び目的

県は、走行サーベイ等の方法では立ち入りができない地域で高放射線レベルが存在する可能性がある地域において放射線モニタリングを実施する必要性から、無人航空機（UAV）を使用する方法を開発した。2 つの連続した協力プロジェクト「UAV を使用した迅速な環境マッピング」と「UAV を使用した迅速な環境マッピング：フェーズII：運用サポート」は、いずれも IAEA 原子力科学・応用局が県と行った協力プロジェクトであり、県に多大な支援を提供した。

5.2 UAV システムの開発と提供

最初のプロジェクト「UAV を使用した迅速な環境マッピング」の下で、完全な UAV ベースのシステムが県に納入された（図 5.1 参照）。この装置は、日本国内の空中放射線測定用に特別にカスタマイズされ、多用途検出システム、日本の規制に準拠したリモートコントロール、カーボンローターブレード、レーザー高度計、その他追加機能で構成されている。

図 5.1 県に納入された UAV ベースのシステムと計装機器（提供：IAEA）

このプロジェクトにおいては、UAV、計装機器及びデータの取得・分析のための関連ソフトウェアを県職員らが使用できるようにするための研修も行われ、その中で実験室や実際の条件下での現場飛行及び測定も実施した。

5.3　機器の現場較正及び手法の検証

最初のプロジェクトのフォローアップとなるプロジェクト「UAV を使用した迅速な環境マッピング：フェーズ II：運用サポート」では、他の方法で立ち入りができない、あるいは高い放射線レベルが存在する可能性がある地域での測定を行うにあたり事前に必要となる、機器の較正や測定の妥当性確認が行われた。

較正測定の実施においてガンマ線の線量率が異なる 5 つのサイトが選択された。各線量率は、0.1μSv/h～8μSv/h であった。ガイガーミュラーカウンターを装備した UAV ベースのシステムを使用して、様々な高度の測定を行い、CsI 分光計を搭載したバックパックを使用して同じ領域の特徴付けを実施した。NaI 検出器を使用した基準測定も実施した。これらの測定活動の一例を図 5.2 に示す。

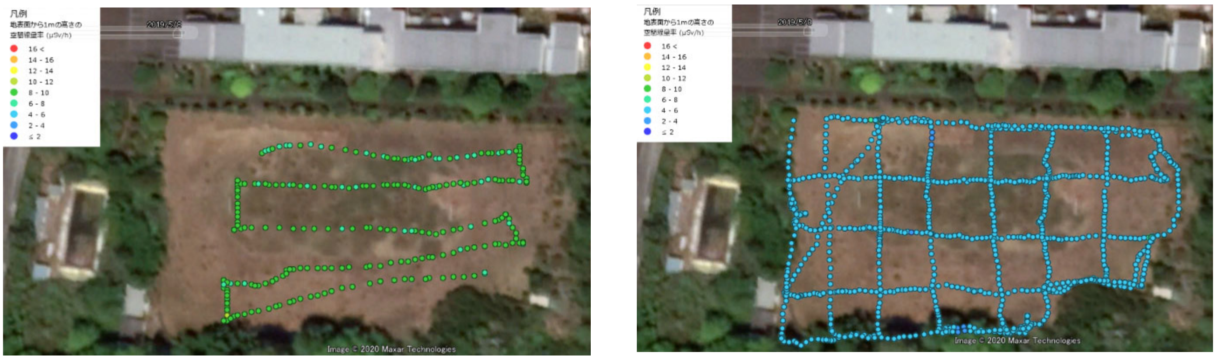


図5.2　バックパックとUAVの両方の手法を使って、立ち入り可能な地域で実施した現場測定（補正していない未加工データ）の例：高度10mで飛行するUAVシステム（ガイガーミュラーカウンター）を用いて得られたデータ地点（左側）。検出器が高度1mで設置した検出器で、地域全体を踏査するバックパックシステム（CsI分光計）を用いて得たデータ地点（右側）。（提供：福島県）

これらの測定の結果、以下が体系的に確認された。

— UAVベースのシステムで実施した測定の高度依存性は指数法則に従っているため、ガンマ線量率を地上レベルの値に確実に外挿することができる（図5.3左図参照）。

— UAVベースのシステムで取得した地上における線量率は、NaIでの測定値よりも体系的に高くなっているた。NaIでの測定が不可能な場合は補正率を適用する（図5.3右図参照）。

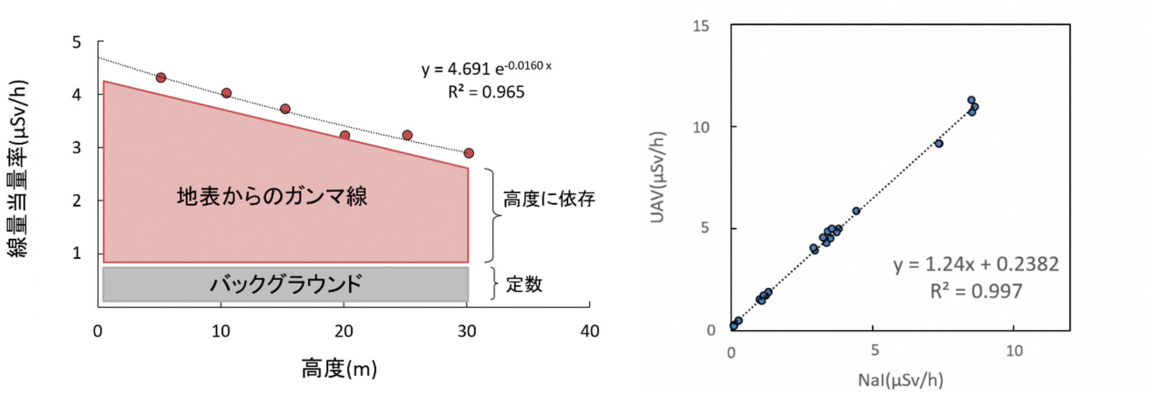


図 5.3　左側：UAV ベースのシステムを使用して測定し、高度の関数として表した線量当量率の指数関数的依存性。右側：基準NaIデータに対してガイガーミュラーカウンターで取得したUAVデータの線形依存性の図（測定はいずれも高度 1m で実施、線量率は異なる）（提供：福島県）

測定方法と、感度分析を含む高度補正率については、高度なモンテカルロ法を使って再度確認した。様々な形状への依存性、線源が均質か不均質であるか、異なるガンマエネルギー放出、土壌タイプ、汚染深度プロファイル等について体系的に調査した。最後に、統計データ分析と内挿・外挿処理を展開し、R コードで UAV 測定に基づく詳細な 2D 放射線のマッピングを実施し、試験を行った。

5.4　仮置場での試験測定

測定方法の検証後、試験測定を開始した。図 5.4 は、UAV ベースのシステムを使用した測定の明確な利点を示している。この場合、放射線マッピングは県内にある仮置場で実施し、バックパック（CsI 分光計を搭載）と UAV を用いた測定を組み合わせた。後者は、地上仮置場の上空（高度 10m）を飛行し実施した。積み上げた廃棄物コンテナの上をバックパックを背負って測定する方法は、実用的でなく望ましいものでもない。

他の同様の仮置場においても、汚染土壌搬出の前後に測定が計画されている。UAV を用いた測定は、搬出中に土壌が散逸する可能性を考えあわせるとバックパックを用いた測定と比較して利点がある。迅速な UAV を用いた測定を実施することで、そのような状況下でも遠隔地から放射線レベルの判断ができる。

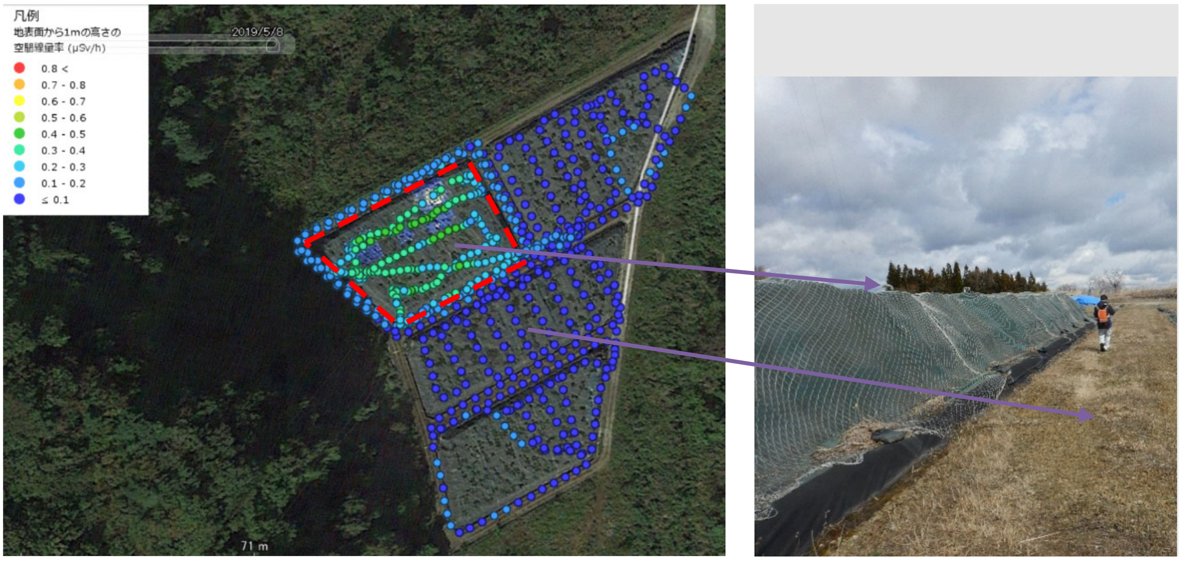


図 5.4　県内の仮置場における UAV（赤い枠内）とバックパックによる
放射線マッピングの組み合わせ（提供：福島県）

5.5　まとめ

県は、徒歩では行けない地域や高い放射線レベルが存在する可能性がある地域での計装 UAV の使用方法を開発した。IAEA の原子力科学・応用局は、連続する協力プロジェクトを通じて放射線測定の実施が可能な完全 UAV ベースの計装システム並びに測定後の分析と解釈の手法の提供という多大なサポートを提供した。その中で、県職員に対する UAV や計装機器及びデータ取得と分析用の関連ソフトウェア使用に係る研修も実施した。

後者のプロジェクトのうち検証を目的とした第一段階では、機器の現場較正と測定手順の検証を実施した。両作業では、モンテカルロモデリングを組み合わせた基準 NaI 調査実験データと、UAV ベース測定の高度依存性特定、UAV と NaI の結果間の補正率特定、及び広

範な感度分析を実行した。ほとんどの作業で、UAV ベースのデータと CsI 分光計を使用して得たバックパック・調査データの比較を実行した。

それに引き続く第二段階では、徒歩では行けない地域や高い放射線レベルが存在する可能性のある地域での使用を想定し測定を行った。この確立した手法は、原子力事故や採掘活動で汚染したサイトの放射線マッピングに対して、また廃止措置及び修復プロジェクトの一環として、拡張的に適用しうる可能性を有するものである。

6. 県民への情報発信

6.1 背景及び目的

県が実施した放射線モニタリングにより、県内において一般市民の生活圏の空間線量率は日本のバックグラウンドレベルの範囲内にあることが確認されている。実施取決めの下での協力を通じて、また世界中で同様の状況に対処してきた IAEA の国際的な知見に基づいて、これまでの結果と成果をタイムリーかつわかりやすい方法で一般市民に発信及び説明するためのサポートを、県は要請した。

IAEA 及び県は、情報発信への取り組みを強化するために、実施取決めに基づいて各テーマの範囲内でいくつかの活動を行った。

実施取決めに基づく活動が開始された 2013 年時点で、放射線関連の情報発信において、県は放射線モニタリングデータを一般利用に供するためのウェブサイトを開設済みであった。そこでは、下記を含む複数の情報源からの詳細な空間線量率や物質中の放射能濃度の測定結果が提供されていた。

1. 約 3,500 地点の定点モニタリング地点（事故前には 24 地点のみ）でのデータ
2. 走行サーベイでのデータ
3. 食品、飲料水、その他の環境媒体に関する放射性核種データ

県では、事故直後から、放射線モニタリングの結果、環境中の放射性セシウム水準、除染・修復・廃棄物関連の活動等の情報を発信し 、放射線量の概念について説明しており、そのためにウェブサイトと広報誌を主要な発信経路として使用してきた。

2014 年時点で、サイト訪問者数は 1 か月あたり 20,000～50,000 件だった。ユーザーが必要とする情報に対処するためのウェブサイトの改善方法について、ユーザーから様々な提言があった。県はウェブサイトの改善方法に関する調査を通じて、県民の意見を求めたところ、理解しやすい情報、モバイルテクノロジーとの互換性、放射線の説明等が要望事項として寄せられた。

6.2 ウェブサイトの改訂 2013～2016 年

2013 年から 2016 年にかけて、IAEA チームはウェブサイトの改訂において県をサポートした。IAEA チームは、多くの国で開発された Web マップに関する情報を提示し、放射線モニタリングデータのマッピングとそのような情報を一般に公開することに関する技術的な助言を行った。

6.2.1　マッピングに関する一般的な考慮事項

同一地点において調査を行ったとすると、用いた計装機器が異なると測定値がばらつく可能性があるため、一般市民への提供情報の際には考慮が必要である。入手したデータセットの統合には、異なる調査方法で得たデータに対して補正率を適用することが必要となる。さらに、季節間の空間線量率の変動（積雪影響等）や、同じ場所であっても路上と路上外での空間線量率の差異などの要因も、調査結果において見かけの差異を示す可能性がある。これらの調査方法による空間線量率の差異は、各測定の経験誤差範囲内となる可能性が高いが、その説明にはインフォグラフィックが有用であると考えられる。また、ホームページ上でのデータセットの更新頻度も決定する必要がある。

2015 年 12 月の IAEA チームと県の専門家らの会合において、日本原子力研究開発機構（JAEA）は、マッピングプロジェクトを発表した。そこでは、複数の組織から集めたデータの標準化及び統合することによって、環境モニタリングデータベースが開発されたことが示された。当時のデータベースに含まれる情報は空間線量率、土壌（放射能濃度と沈着）、粉塵、水及び陸上及び海洋の食物を網羅する 4 億点以上の測定データである。

6.2.2　ホームページ開発に関する考察

IAEA チームから、オーストリア、ベラルーシ、カナダ、EU、フランス、ドイツ、香港特別自治区、ロシア、トルコ及びウクライナの Web マップに係る情報が提供された。それらのマップのほとんどが、専ら定点モニタリング位置のみに準拠している。現地立入調査の実施も可能であるが、通常はそうした調査は、小規模地域の詳細なモニタリングのみに実施されている。これらのマップは通常、一般公開のホームページでは公開されず、他のデータセットとも統合されていない。これら全てを反映し、県では独自のアプローチを行っている。

会合において議論した内容としては、例えば以下の点が挙げられる。

— ホームページには適切なマッピングツールが必要である。
— ホームページは、情報源かつ実施中の活動促進ツールとして捉えるべきである。
— 県は、ホームページを改訂するにあたっては、特に使い勝手の向上及びマップ、インフォグラフィックでの情報提供に重点を置いている。
— 示す情報はシンプルでわかりやすい方が良い。ターゲットとなる視聴者の多くは放射線防護の用語や概念を理解していないため、数字よりメッセージの方がわかりやすい。したがって、情報を説明し、わかりやすくするため十分な予備知識を提供することも必要である。
— 測定単位や放射線量等詳細な情報を検索するユーザーに向けに、別リンクあるいは注釈図を使用出来るように設計する。
— まず最新情報と全体像の表示、同じく特定の地点の詳細な情報を表示する地図が必要である。

— 過去の（特に 2011 年 3 月以降の放射線量の減少過程における）データも重要であり、可能であれば、必要に応じ利用できることが望ましい。
— 将来的には、県土の 7 割の面積を占める森林内の空間線量率分布地図の作成が望まれる。そこでは、林業組合設置のモニタリングポストのデータが利用できる。
— 県内には、土壌中トリウム濃度が比較的高い地域が多数ある。結果として、バックグラウンドの空間線量率は県内の場所によって大きく異なる可能性があり、すべての空間線量率チャートに 1 つの汎用的なバックグラウンド値を使用すると、正しい情報を提供できない可能性がある。土壌中のカリウム、ウラン、トリウム濃度は、日本地理学会ホームページで閲覧が出来るため、多様な地点での実際の空間線量率が計算できる。
— JAEA と県の地図では、縮尺と色分けが異なるため、統合した生データを使用して、新しい地図を作成することが望ましい。
— 県は新規ホームページにおいて、何の情報を公開するかを決定しなければならない（例えば、既存の地図のダウンロードのみ可能とするか、またユーザー自身によるマップ作成用の生データも提供するか）。これには、透明性の利点とデータ悪用のリスクの両者を考えあわせる必要がある。

6.2.3 ホームページ最終デザイン

ホームページの改訂に続き、2016 年 6〜7 月の IAEA チームとの会合で、県が完了した活動について報告した。それまでの IAEA チームからの多数の助言が新しいホームページのデザイン及び機能性の開発に役立てられており、走行サーベイの一環として収集されたモニタリングデータが、屋外の地上高 1m におけるデータとして標準化されていることが確認できた。新規ホームページは、以前のバージョンよりもさらに使いやすくなり、高速で、パソコン及びスマートフォンの双方に最適化されている。ホームページの改訂により、特定な場所でのデータ閲覧が容易になり、日付特定も可能となってった。クリック対応マップは、マップ上の特定地点のデータへのアクセスができ（図 6.1）、マップ上には空間線量率及び環境試料の測定結果も表示される。空間線量率の経時変化も、「タイムルーラー」の使用により直観的に把握できるようになった（図 6.2）。さらに、空間線量率の経時変化をグラフで示すことができ（図 6.3）日本語に加えて英語、中国語及び韓国語にも対応している。改訂版ホームページの英語版ポータルは、次の URL でアクセス可能である。http://fukushima-radioactivity.jp//

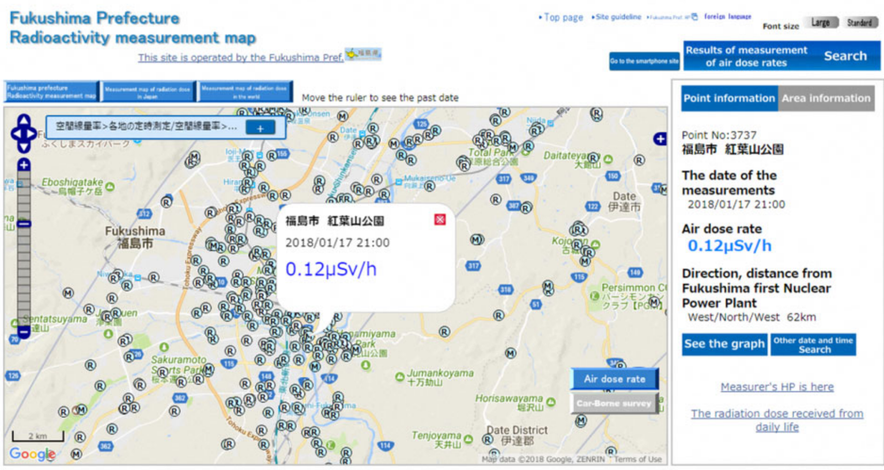


図 6.1　クリック可能な放射線測定マップ（提供：福島県ホームページ）

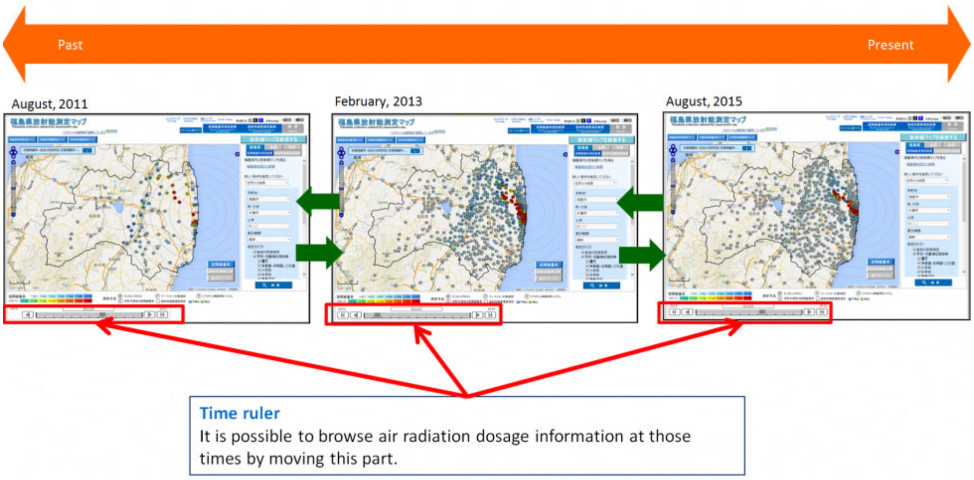


図 6.2　放射能測定マップのタイムルーラー（提供：福島県ホームページ）

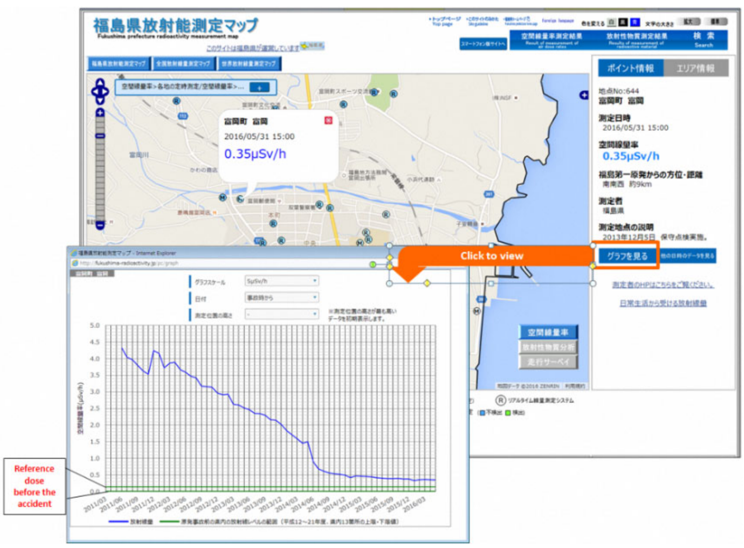


図 6.3　放射能測定マップに示される任意の時間における
任意の地点の測定値（提供：福島県ホームページ）

6.3　福島復興ステーションホームページ

2015 年以来、県は福島復興ステーションのホームページを国内外の人々のための主要な情報源として運用している。当該ホームページは、県の復興活動に関する県訪問者及び県民向けの一般的な情報並びに空間線量率測定値や物質中の放射能濃度に関する情報を統合したものである。このホームページでは、一般公開モニタリングデータを表示する放射線モニタリング測定マップも閲覧できる。

IAEA チームは、県ホームページのメンテナンスと強化を支援するために、放射線関連情報のオンラインコミュニケーションを通じて、国際的な事例やベストプラクティスに関する講義や実習を提供した。

IAEA チームと県は、シンプルかつ構造化された Web コンテンツが重要であると結論付けた。ホームページは主要な地点と最新情報を含む必要があるが、サポートページでさらに詳細な内容を提示する必要がある。ソーシャルメディアやニュースレターを通じて情報を「プッシュ」することにより情報を積極的に探していない人々に情報を届けることは、一般市民を引きつけるもう一つの手段である。

県と IAEA チームはさらに、地図、アニメーション、インフォグラフィックなどの視覚化ツールを介してモニタリングデータを表示するという最近のコミュニケーション傾向について検討した。国際的な事例が示しているように、それらの視覚化ツールは放射線の懸念がある状況下でデータを分かりやすく伝達する上で効果的であることが証明されている。

福島復興ステーションは、現在 10 言語（日本語、英語、中国語（簡体字及び繁体字）、韓国語、タイ語、ドイツ語、フランス語、イタリア語、スペイン語、ポルトガル語）で利用可能である。

Google Analytics などの分析ツールは、ウェブサイトの可視性や機能性を理解する上で役立つ。2019 年 4 月の結果は、外国語のウェブページのアクセス件数は合計件数の 4.8%を占めており、英語版のウェブページは外国人閲覧者によるアクセスの半分を占めている。最もアクセスが多いウェブページは「県内の放射線レベル」である。

県をさらに支援するために、IAEA チームは、福島復興ステーションを介して情報発信を最適化する方法について文書による提言を行った。。この文書は、次の方法に関する提言と情報を提供した。

— 閲覧者のニーズに合わせてウェブサイトのコンテンツとレイアウトを調整する。

— 閲覧者のニーズを調べるためにウェブサイトで調査を行う。

— 閲覧者が最も多い言語に重点を置く（英語、中国語、韓国語）。

— 日本のウェブサイトで閲覧可能なモニタリングに係るページを外国語に翻訳する。

— Google Analytics の結果を使用してウェブサイトを最適化する。

— ウェブサイトのすべてのページの安全性を確保する。

— 検索数ランキングを向上させるため、検索エンジンの最適化に取り組む。

— ウェブサイト公開ワークフローを改善し、調査研究を行う部門がより定期的にコンテンツを更新できるようにする。

2021 年、県の林業振興課は、野生きのこのモニタリングや規制に関する情報をホームページで無事公開し、メディアへの情報提供やラジオでの情報放送を行った。同課は、制限解除時に更新される流通規制のマップを作成した。地図は色分けされている。IAEA チームは、色分けされた地図だけでなく、ウェブサイト訪問者がフィルタリングできるデータベース形式でのデータを提示することも可能だと助言した。ウェブサイト訪問者は、例えば、1）自治体や 2）興味のある種を選択すると、ウェブサイトはそれに対応する規制情報を表示する。

6.4　情報発信

県は、一般市民に対して、放射線モニタリング結果、環境中の放射性セシウムレベル、地域の除染、環境回復、廃棄物関連活動に関する情報を発信しており、放射線の影響を説明している。そのために県は、専用のウェブサイト（6.2 節及び 6.3 節参照）と広報誌を使用している。

2022 年 3 月に発行された「環境放射線モニタリング」に関する県広報誌の英語版は、https://www.iaea.org/sites/default/files/22/06/fuku-moni_march_2022erevised_.pdf で閲覧ができる。

県が実施した東京都民対象の 2017 年世論調査では、東京都民はいまだに福島県の現状を正しく理解していないことが示され、平均して東京都民の 3 分の 1 が、家族、子供、友人、外国人観光客などに対して福島県への訪問を勧めていない。この世論調査と県が提示したその他の情報は、放射線及び関連リスクを伝え、感覚的なリスクではなく実際のリスクを認識することが依然として課題であることを示している。

情報発信への取り組みを強化するために、実施取決めに基づくテーマに関する活動が 2018 年から 2020 年にかけて実施された。これらの活動は、一般市民に対する放射線影響に係る情報発信の海外での先行事例（ベストプラクティス）に基づいて行われた。

「長期モニタリングワーキンググループ」の一環として、 2021 に IAEA チームは、チョルノービリ原発事故による汚染地域（ウクライナ、ベラルーシ）に暮らす一般市民が、詳細な説明を受けた上での意思決定を行った経験を発表した。1989 年から 1990 年にかけては、村の放射線技師が政府によって教育・訓練される仕組みが確立された。村の放射線技師となる候補者は、住民の信頼できるグループ（教師、医師、農業専門家）から推薦され、地域に属し、信頼され、地域の一員だった。1987 年から 2000 年にかけて、ウクライナの農業と加工産業向けに、12,700 名以上の専門家が訓練された。ベラルーシでは、実践的な放射線文化

センターが設立され、食品やその他の環境試料中の放射線を測定したり、環境中の線量率を測定したりするための最新の機器が設置された。この取組により、長期的な放射能汚染状況での生活に伴う放射線リスクに対する人々の姿勢を改善し（例えば、現状に対する理解と知識、危険を誇張することなく放射線リスクに対する妥当な警戒心を維持）、起こりうるリスクに対処するための条件を整えることができた。

6.4.1　アウトリーチ（啓発）資料

IAEA チームと県は、放射線モニタリング、オフサイトの除染及び環境修復、放射性廃棄物管理という 3 つの主要なテーマを推進するために、一般市民向けのアウトリーチ資料を作成した。

アウトリーチのための資料は小冊子の形で作成され、以下を説明している。

— 現在の放射線の傾向と全体的な線量率

— 放射線モニタリング及びマッピング、除染及び環境修復、放射性廃棄物管理において県が実施した内容

— 一般市民への放射線影響（一般市民でない方への影響と比較して）

— 2013 年から 2017 年までの IAEA と福島県との協力の結果

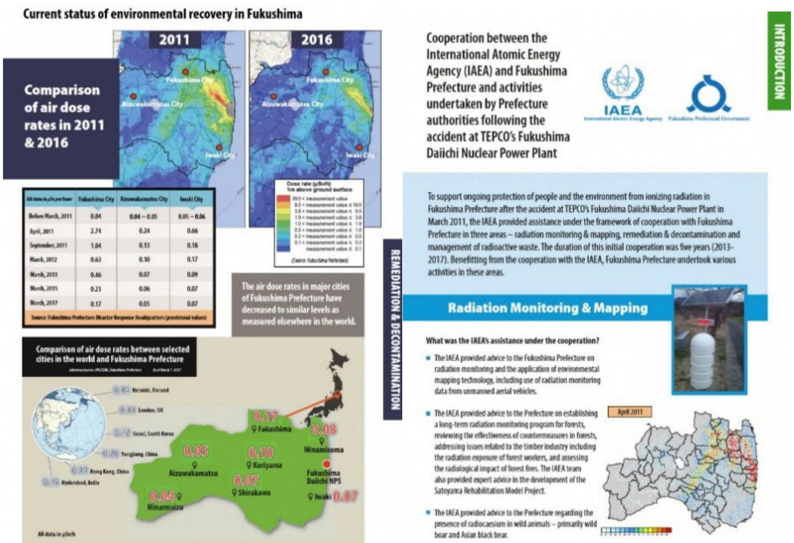


図 6.4　小冊子の表紙（右側）とページの一例（左側）（提供：福島県）

この小冊子には、本文や画像、必要に応じてモニタリングデータを明示するためのインフォグラフィック、注意を引くグラフやチャートなどが含まれていた。これらのデータの視覚化は、一般市民、その他の関係者が複雑な情報をわかりやすい言葉で理解するのに役立つものである。

本報告書の 2～4 節で説明した 3 つの各テーマについては、小冊子が作成された。それらの小冊子は、2018 年 2 月に日本で開催されたサマリーワークショップで発表、議論され、その後配布を開始した。リンク先で英語版も閲覧可能である。(https://www.fukushima-kankyosozo.jp//lancelot/common_files/images/public/9_Leaflet(English).pdf)。

2020 年 2 月に IAEA チームと県は、実務取決めの残りの期間中、アウトリーチ資料を継続的に作成することについて議論した。提起されたトピックは以下のとおり。

- 河川堆積物に含まれる高濃度 Cs 微粒子の有病率と潜在的な健康影響に関する情報の展開
- 除染やモニタリングの結果を英語、中国語、韓国語に翻訳し、Web サイトに掲載
- 台風などの自然災害に備えて、メッセージを作成し、コミュニケーション計画を策定
- 県内のほとんどの地域で、世界的に見ても放射線量はバックグラウンドの範囲内に収まっているというメッセージを強く打ち出す

地元の猟師、野生きのこ採取者のためのパンフレット

IAEA は、県が捕獲したイノシシを含む野生動物の肉の消費に関する情報とアドバイスを記載した地元の猟師向けのパンフレットを設計することによって支援を行った（https://www.iaea.org/sites/default/files/21/07/fp_brochure_for_hunters.pdf）（図 6.5 を参照）。

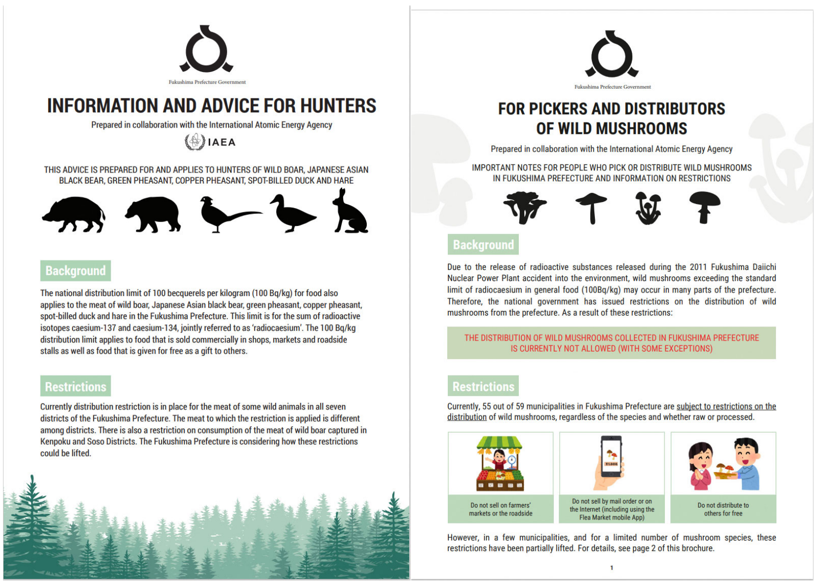


図 6.5　狩猟者や野生きのこの採取者、流通業者へのアドバイスや情報提供に関する情報パンフレット「英語版」の表紙イラスト　（提供：福島県）

2021 年、県内の出先機関は、広報誌に野生きのこの出荷等の制限に係る情報を掲載し、紙媒体での資料を作成・配布し、店頭での資料配布を無事実施することができた。制限を表

形式で可視化し、きのこの流通のピーク期に関する具体的な項目を記載したパンフレットやリーフレットを作成した。

IAEA チームは、情報発信する創作品（リーフレットやパンフレットなど）の情報量が多すぎて理解しづらいとし、情報量や表を減らして簡略化し、最も関連性の高いものに焦点を当てるよう助言した。

また、各自治体では、ホームページでの公開や、広報誌への掲載も行っている。野生きのこに関する規制をホームページで更新し、雑誌や地域のホームページで情報を発信している。

IAEA チームは、猟師向けに作成したパンフレットと同様に、より一般的な情報パンフレットを作成し、実際の制限の詳細やより最新の情報については、ウェブサイトを参照することを提案した。

ここでは、特定のページでは、希望する自治体を選択し、ニーズに合わせたより詳細な情報を得ることができる機能を持たせる事を提案した。これにより、サイト訪問者や読者はパンフレットから大まかな情報を得ることができるが、より具体的な情報を必要とするサイト訪問者も簡単にそうした情報を見つけることができるようになる。また、IAEA チームは、インタラクティブな地図があれば、サイト訪問者の滞在時間が長くなり、情報がよりわかりやすく、視覚的に訴求できることを提案した。

IAEA チームはその後、猟師向けに作成されたものと同様の野生きのこに関する汎用的なパンフレットを作成し、県を支援した。パンフレットのターゲットは、野生きのこを採取する一般の方、店頭や直売所への流通業者である。このパンフレットの主な目的は、さまざまな種類の野生きのこの消費と流通について、商業・非商業にかかわらず制限されていることを対象者に知らせることである。2022 年 4 月にオンライン版、2022 年 9 月に印刷版のパンフレットが発行された。県は、パンフレットの更新が年に一度、採取シーズンが始まる前の 9 月に行われることを強調した。英語版では、更新された情報は日本語のみであることに言及している。英語版のパンフレットは、https://www.iaea.org/topics/radiation-protection/cooperation-fukushima-prefecture（図 6.5）で閲覧ができる。

6.4.2 情報発信セミナー

2019 年 7 月に日本で、アウトリーチや市民との関わりを担当する県職員を対象に、情報発信に係るセミナーを開催した。主要テーマは、県が実施した放射線モニタリングの結果、除染及び環境修復、放射性廃棄物管理に係る情報の発信であった。

目的は、効果的なコミュニケーション戦略とコミュニケーション手法におけるベストプラクティスについて、国際的な専門家らと知識や知見を交換し合うことであった。その 2 日半にわたるセミナーは、講義形式及び対話型セッションで構成され、このうち講義形式セッ

ションでは県の代表者らが情報発信にどのように対処してきたか、またどのような課題に直面しているかを説明した。これに対しリスクコミュニケーションの知見を有する IAEA チームは、ケーススタディを行い、県の具体的な状況について助言した。一方で対話型セッションでは、ワーキンググループ（放射線モニタリング、除染及び環境修復、放射性廃棄物管理）ごとに、IAEA チームのコミュニケーション専門家が主導した。

1. 講義形式セッション
   - 県職員らのコミュニケーション戦略の結果及びこれまでに直面した課題に関するプレゼンテーション
   - 放射線に係る事故時の、一般の方々に対する事故の内容や放射線リスクの伝達に関する国際的なケーススタディ
   - 県が提示した問題点の解決策及び IAEA チームからのフィードバック
2. 対話型セッション
   - 上記の講義形式セッション中に提示された情報に基づく議論
   - コミュニケーション方法の異なる 3 つのグループ（ウェブ形式、対面形式、イベント形式）ごとのグループ対話及びロールプレイングによる実践的な演習

線量と線量率を簡単な用語で伝達し、県のほとんどの地域の線量レベルが世界の他の地域の線量レベルと同程度であることを大局的に示すことが重要である。

IAEA チームは、県の美と多様性を観光客らに伝える際に、線量率が通常の範囲内にあり、観光客にリスクをもたらさないことを伝えることが重要であることを強調した。海外の人々に情報発信する際は、「福島」という言葉は福島第一原子力発電所を指す言葉ではなく県全体を指す言葉であることを明確にすることが重要である。

利害関係者らにメッセージを伝える最も効率的な方法は、一方向的な情報発信から双方向的な対話へと切り替えることである。線量率モニタリングに市民を参加させること（「市民科学」とも言えるのではないか）が提案された。コミュニティから尊敬され、親しまれている人々を「コミュニティアンバサダー」として指定することにより、情報を直接的にコミュニティの住民らに提供することができる。利害関係者らを早期の段階から関与させることも、信頼を構築し、個人レベルで関係を築く上で重要である。

県のホームページもセミナーの議題となった。詳細は 6.3 節参照のこと。

6.5 まとめ

県内の放射線の状況について正確な最新情報が利用可能であることは、県民及び来県者の双方にとって重要である。県のホームページで閲覧できる「福島県放射能測定マップ」(http://fukushima-radioactivity.jp/pc/)は、空間線量率が時間とともに減少していることを大まかに示しているが、人々は自分たちの生活や仕事の場、あるいは訪問先に関するピンポイントな情報も望んでいる。2016 年に完成した改訂版ホームページでは、分かりやすい形でピンポイントな情報を閲覧できるようになり、最新データを優先すると同時に、要望に応じて過去データも閲覧できるようになった。

放射線データの収集法は多数あり、各方法で異なる測定手法を使用している。県内の 3,000 を超えるモニタリングポストが継続的にデータを提供しており、それらのデータは、走行サーベイ（県内の道路を走行する車両に放射線モニターを搭載）によって収集されたデータによって補強されている。

一般市民が県のホームページによって体系的かつ分かりやすい放射線モニタリング情報にアクセスできるようにするには、いくつかの段階が必要だった（利用可能な大量の情報の標準化、様々な詳細レベルで放射線の状況を正確に提示できるマップの開発、並びにそれらのデータ及びその他のデータにアクセスできるようにするためのホームページの更新）。これらの問題は全て、IAEA チームと県の各担当部署の情報発信担当者や放射線測定の専門家らとの間で詳細に議論された。

ウェブサイトによる情報提供は、コミュニケーション戦略の一つの構成要素にすぎない。予想される空間線量率の経時的な低下について、県は県民及び国内外からの旅行者に情報や助言を提供する必要性が認識されている。これは、放射性セシウムの物理的半減期による自然な減少と、適用された対策の効果を考慮に入れなければならない。とはいえそれはそれぞれの測定点で異なるため、将来の状況を推定する際の不確実性も提示する必要がある。

IAEA との協力により得られた主要な結論は以下のとおりである。

IAEA チームは、県が地元の狩猟者向けのパンフレットと、野生きのこを採取する一般市民向けのパンフレットを作成し、店舗や直売所等の流通業者への配布を支援した。このパンフレットの主な目的は、野生動物や様々な種類の野生きのこの消費と流通に関する制限について、商業・非商業問わず対象者に知らせることである。

— メッセージを伝える際に最も効率的な方法は、一方向の情報発信から双方向性の対話へと切り替えることである。

— 福島県だけでなく、日本及び海外における一般市民の信頼を高めるための重要課題の一つは、それらの人々が情報に基づく意見を形成できるようにすることである。これは、一般市民の活発な関与とわかりやすいコミュニケーションツールによって実現することができる。

— 海外に発信する際は、「福島」という言葉が福島第一原子力発電所ではなく県全体を指すことを明確にすることが重要である。

— 適切に構成されたウェブサイトなどの伝達経路は、情報提供対象者に対してタイムリーに発信する上で重要である。

— 日本、さらには福島県における従来のメディアの重要性に鑑みると、マスメディアによる情報伝達は非常に重要である。

これまでの活動の結果は、国際的な事例の共有の重要性と世界規模の支援の利点を再確認できるようなものであったと言える。

7. 報告書の総括

2012 年に実施取決めが策定されて以来、人々の最も重要な被ばく経路は、陸域と水域の両方に存在する放射性セシウムから放出される外部放射線だった。放射性セシウムの放射性崩壊、風化による表面からの放射性セシウムの除去ならびに土壌及び堆積物を垂直方向へ移行することによる放射性セシウムの除去の結果として、環境中の放射性セシウムレベル及び人々の被ばく線量は人的介入がなくても減少する。さらに県は、陸域、水域いずれにおいても放射性セシウムレベルと被ばく線量が環境修復活動によって減少したと結論付けた。福島第一原子力発電所事故以来、県は、修復活動及びその結果として生じた放射性廃棄物の管理に対して相当な取り組みを行ってきた。この中間概要報告は、2013 年から 2020 年初頭までの実施取決めの下で行われた作業の概要を示すものである。

7.1 森林内の放射性物質の長期モニタリング及び関連する対策

県の経済及び住民の生活における森林の重要性から、森林生態系内の放射性セシウムの移行及びの濃集メカニズムを把握する必要性がある。1986 年のチョルノービリ事故後、数年間にわたり森林生態系に関する大規模な調査が実施されたが、欧州と日本の森林は異なっているため、過去の調査結果を県の状況に直接適用することは難しい。このため県は、大規模なモニタリング及び調査プログラムを策定した。

県内の森林土壌に存在する粘土鉱物が放射性セシウムを植生や樹木への取り込みを減らすような形で固定化していることは明らかである。その結果、樹木自体が含有している放射性セシウムは森林内の放射性セシウムの約 0.2%に過ぎない。現在までに伐採された木材で測定された比較的低い濃度は、県内の森林からの木材を建築材として継続的に使用しても構わないことを裏付けている。ただし、この傾向が続く可能性や、新しく植えた苗木による吸収の違いを評価することも重要である。時間とともに、自然減衰による空間線量率の低下により、現在管理されていない森林地域への立ち入りが可能になるが、木材の継続的な使用と林業従事者の放射線被ばく管理という点で、新たな課題が生じる可能性がある。

重要なことは、県の森林に最初に沈着した放射性セシウムのほとんどが土壌と落葉落枝層（リター層）に移行し、空間線量率に寄与し続けていることである。それらのほとんどは森林内に保持されており、森林からその外部へ移行した放射性セシウムの量は少ないようである。これは、不測の壊滅的な事象が発生しない限り近隣の農地が継続的に汚染される可能性が低いことを示唆している。

森林は、きのこ、山菜、イノシシの肉などの重要な食料源でもある。さらに、淡水魚は川や小川で捕獲され、その一部は森林に位置している。これらは農産物と比較すると消費の規模は小さいものであるが、放射性セシウムは濃縮される傾向がある。多くの外れ値があり、放射性セシウムレベルの非常に緩やかな減少が今日まで観察されている。これらの野生の食物の多くの放射性物質濃度は、商業的に販売される食品の放射性セシウム基準値 100Bq/kg

をはるかに超えている。これらの理由により、個人消費のために野生の食物を採取する人々への測定データを含むより多くのより良い情報の提供の継続が必要である。

将来に目を向けると、森林内の空間線量率の低下は、^{137}Cs の 30 年という半減期によって決定付けられる。モニタリングプログラムを長年にわたって継続する必要があるが、初期に策定したモニタリングプログラムを定期的に見直すことによって、技術的な観点から、必要な情報を失うことなくモニタリングの頻度を減らすことができるかを判断すべきである。

得られた知識は、県民の利益のために森林を効果的に管理することを可能にする。この知識を広く発信することによって、一般市民が、被ばくする放射線のレベルを明確に理解できるようにすべきである。

7.2　陸域及び水域における放射性物質のモニタリング及び環境修復と除染

県内の淡水域では、水中の溶存態放射性セシウム濃度は検出限界値（0.05Bq/L）と同程度かそれ以下である。これは、河川敷の堆積物には放射性セシウムが強く収着しており、その堆積物では遥かに高い放射性セシウム濃度が観測されるためと考えられる。また、懸濁物質中の放射性セシウムの濃度は明らかに低下している。

環境中の放射性セシウム濃度の減少は、主に放射性崩壊によるものであるが、流出や洗い流しにより、さらに減少した。懸濁態放射性セシウムは、貯水池で沈降し、ある種の沈殿物のトラップとして機能する。

集水域から河川系を経て太平洋までの放射性セシウムの移行を評価するために、シミュレーションモデルが使用されている。この結果は、モニタリング測定の解釈を容易にし、県民への被ばくを減らすことにつながる意思決定を支援する。さらに、適切な対策（除染や修復に関するものを含む）を特定し、その効果を評価する際にも、当該モデルは貴重な情報を提供する。例えば、河川付近のレジャーエリアにおける空間線量率の低減対策の効果を検証するために、複数の実証プロジェクトが開始されている。

淡水の環境修復作業に関する世界的な経験から、淡水域における放射性核種の拡散を抑制する技術的手段は限られた可能性しか持たないことが示されている。それよりも、淡水域の利用制限などの行政措置の方が比較的容易に実施でき、淡水域に沈着した放射性核種による県民の被ばくを低減する上で効果的である。

2011 年以降、個人の住宅、公共施設、農地、居住圏に近い森林の一部で集中的な除染作業が行われてきた。住居（住宅）については、除染が最も進んでおり、2018 年 3 月までに計画された活動が完了した。除染後の空間線量率は、チョルノービリ事故被災地での修復と同様に 20～50％低減した。

河川集水域における移行過程や動態、及び自然環境や人為的活動が被ばくに及ぼす影響に関して理解を深めるため、県内の河川における溶存および懸濁放射性セシウムのモニタリングは、トレーサー技術を用いた補完的な研究とともに継続されている。このようなデータ

は、地域社会からの疑問に答えるために活用され、研究結果を査読付きジャーナルに掲載することで、独立した検証を行うことが可能となる。このように実施される活動は、地域住民や国際社会に重要な文献を提供する。

7.3 除染活動から生じた廃棄物の管理

除染活動から生じた廃棄物管理に係る、実施取決めに基づく協力においては、当初、県が仮置場の設置に関する技術指針を策定するにあたっての支援及び県が仮置場の安全性を評価・実証する際の支援に重点が置かれた。

放射性廃棄物を管理する場合、関連する施設（仮置場など）やその運用者は、施設そのものやその運用が安全であることを証明する必要がある。実施取決めに基づく活動が開始するにあたり、県の専門家には IAEA 安全基準が義務付けている安全性評価に係る知見が乏しかった。したがって、IAEA から仮置場の安全性評価の実施に関する支援が提供された。これは段階的に行われ、教育から始まり、次の段階で IAEA 安全性評価枠組みソフトウェアツール（SAFRAN）が適用された。

時間の経過とともに、支援の対象としては、仮置場の長期運用の安全性、仮置場からの廃棄物の搬出戦略及び仮置場跡地の原状回復措置に徐々に重点がシフトされるようになった。提供された支援の主要な側面は、海外における放射性廃棄物管理の専門知識と知見の共有だった。

県内の仮置場の安全性評価の実施は、福島第一原子力発電所事故の除染活動により生じた大量の廃棄物を安全かつ確実に保管する方法を確立するための重要な手順である。

県内の仮置場の安全性評価の実施において SAFRAN を使用して得られた結果は、適切な運用手順に従い、適切な措置が講じられている限り、放射線量は線量限度を十分に下回ることを示している。関連するハザードの体系的な分析により、人々や環境への許容できない影響を回避または大幅に削減するために必要な対策を課すための正当性が得られた。

IAEA チームと県の専門家らは、仮置場に保管されている廃棄物保管容器の劣化を考慮した廃棄物搬出戦略について議論した。全ての廃棄物を除去した後の仮置場の原状回復は重要な作業であり、体系的に取り組むべきであり、IAEA チームは県に対し、該当する IAEA 安全基準を使用するよう助言した。

IAEA チームは、廃棄物が除去された仮置場跡地の特定のサイトに適用できる一般的な安全評価手法の開発について県に支援を提供した。

7.4　県民への情報発信

福島第一原子力発電所事故が発生して以来、県は、放射線モニタリングの結果、環境中の放射性セシウムレベル、除染、環境修復及び廃棄物関連の情報を一般市民及び関係者らに発信してきた。 そのために、県は専用のホームページと広報誌を使用してきた。

一般市民への放射線データの提供に関する世界的知見について、放射線防護、広報及び IT の専門家らが検討した。双方向的なマップ（インタラクティブマップ）の使用など、広範なデータ提示オプションが検討された。代表的なデータの提示方法、長期的な空間線量率の傾向の提示方法、定点モニタリングポストや様々な測定調査から得られたデータを統合する方法などの技術的課題は、単純なものではないため、様々なアプローチや実用的な解決策が議論された。

IAEA の助言を踏まえて改訂されたホームページは 2016 年に完成した。以前よりも使いやすくなり、速度が向上、パソコン及びスマートフォンからのアクセスが十分に可能となった。改訂されたホームページでは、ユーザーは任意の時点や地点のデータを容易に閲覧することができるようになった。

国際的知見に基づく助言が、IAEA-県会合において提供された。また、県のウェブサイト（ふくしま復興ステーション）を通じた情報発信についても提示され、線量測定に市民を参加させることの重要性が強調された。上記のふくしま復興ステーションを海外からの渡航者も含めた多くの閲覧者のニーズに合わせるための具体的な提言もあった。

IAEA チームは、一般市民向けのチラシのほか、地元の猟師や野生きのこを採る方々、商店や直売所の卸売業者向けの具体的なパンフレットの作成を支援した。このチラシの主な目的は、協力の成果と放射線量の減少を知らせることであるのに対し、パンフレットは、ある特定の対象者に、野生動物と様々な種類の野生きのこの消費と流通の制限について、商業、非商業にかかわらず知らせることであった。