

調査研究成果報告書

～除染に関する調査研究～

フェーズ2

令和元年度（2019年度）～令和3年度（2021年度）

福島県環境創造センター研究部

令和6年3月
(2024年3月)

はじめに

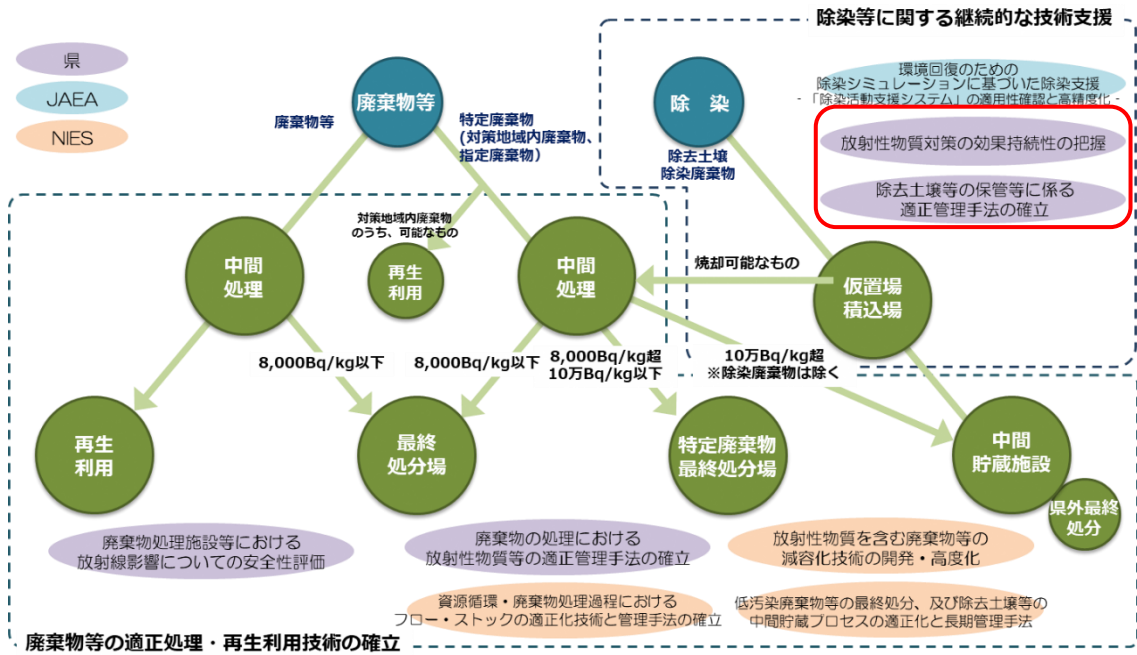
環境創造センターは、2015年度の開所以来、国立研究開発法人日本原子力研究開発機構（以下「JAEA」という。）、国立研究開発法人国立環境研究所（以下「NIES」という。）及び福島県の三者の連携・協力や取組の具体的方針を定めた、環境創造センター中長期取組方針（以下「中長期取組方針」という。）に基づき、放射性物質に汚染された地域の環境回復・創造に取り組むための調査研究を進めています。この中長期取組方針は、2015年度から2024年度までの10年間における事業方針を定めたものですが、今後の環境変化等を考慮し、10年間でさらに3つのフェーズに分けて、段階的に方針を策定することとしています。

環境創造センターにおける調査研究事業は、最初の4年間（2015年度～2018年度）であるフェーズ1の期間に実施した調査研究で得られた成果及び社会情勢等の変化を踏まえて、その後の3年間（2019年度～2021年度）であるフェーズ2の調査研究計画を作成し、4つの調査研究分野（放射線計測、除染・廃棄物、環境動態、環境創造）ごとに部門長を定め、事業の運営・調整を行いながら取組を進めてきました。

本成果報告書は、福島県がフェーズ2で実施した、除染に関する2つの調査研究課題（「放射性物質対策の効果持続性の把握」及び「除去土壌等の保管等に係る適正管理手法の確立」）の成果をとりまとめたものです。

なお、これら調査研究を進める際には、国や県内市町村、地域住民等に多大なる御理解と御協力をいただきました。また、2機関（JAEA、NIES）、国際原子力機関（IAEA）、ハイテクプラザ等の県試験研究機関、その他大学等の調査研究機関等からは、連携のもと、多くの助言や試験協力をいただきました。さらに、本報告書のとりまとめにあたっては、除染・廃棄物部門の井上正部門長（一般社団法人電力中央研究所 名誉研究アドバイザー）をはじめとする学識経験者からの多くの御助言等をいただきました。ここに深く感謝申し上げます。

福島県環境創造センター研究部 部長 小田島 正



※赤枠が本報告書の対象となる調査研究

環境創造センター調査研究事業（除染・廃棄物部門）の調査研究構成図

目 次

第1 福島県がフェーズ2に実施した除染に関する調査研究の概要	1
第2 調査研究成果	3
テーマ「放射性物質対策の効果持続性の把握」	
河川敷等における除染効果持続性の検証	3
除染が完了した施設における除染効果持続性の検証	14
令和元年東日本台風通過後の河川近傍における放射線影響確認	21
テーマ「除去土壌等の保管等に係る適正管理手法の確立」	
仮置場資材の長期耐久性評価	26
仮置場原状回復の課題解決に向けた基礎調査	41
仮置場原状回復の課題解決に向けた現地実証試験	63
仮置場原状回復後の跡地利用における被ばく線量評価	79

※本報告書は、調査研究の結果をまとめたものであり、行政施策にそのまま反映されるものではありません。

※フェーズ1の調査研究成果は「環境創造センターにおいて福島県が取り組む除染に関する調査研究成果報告書 フェーズ1（平成27年度から平成30年度）」で取りまとめています。

第1 福島県がフェーズ2に実施した除染に関する調査研究の概要

1 放射性物質対策の効果持続性の把握

1.1 河川敷等における除染効果持続性の検証

河川敷や河川公園における放射性物質対策の持続性を検証するため、上小国川の河川敷、新田川および水無川の河川公園を対象に、除染前後や大規模な出水前後を中心として空間線量率等を測定し、除染や出水による線量低減の状況を確認した。

結果、除染後の空間線量率は低下し続けており、除染効果の持続性が確認された。加えて、大規模な出水後にも空間線量率は減少傾向にあり、洪水等による自然環境の変化においても低減効果が維持されることが明らかとなった。

1.2 除染が完了した施設における除染効果持続性の検証

除染作業が完了した公共施設において除染効果の持続性を検証するとともに、将来の空間線量率を予測するため、川俣町の公共施設5か所を対象に年1回空間線量率を測定した。測定した空間線量率の変化をJAEAの開発した「分布状況変化モデル」と比較し、モデルの精度を確認するとともに、今後の空間線量率の変化を予測した。

結果、除染後の空間線量率は低下傾向にあり、除染効果が維持されていることを確認した。また、空間線量率の変化は分布状況変化モデルにより精度よく表現された。

1.3 令和元年東日本台風通過後の河川近傍における放射線影響確認

令和元年東日本台風による河川氾濫の被害を受けた河川敷等において、空間線量率等を測定し、放射性セシウムによる再汚染の有無を確認した。

結果、測定を行った全地点において空間線量率は低下傾向にあり、かつ局所的な線量上昇もみられなかったため、再汚染は一般的には生じていないことが確認された。

2 除去土壌等の保管等に係る適正管理手法の確立

2.1 仮置場資材の長期耐久性評価

除去土壌等保管容器を中心とした仮置場資材の長期耐久性を評価するため、保管期間と引張強度の関係を7年以上に渡り追跡し、あわせて化学分析を利用し劣化要因の検討を実施した。

結果、7年以上遮光保管された容器の強度低下は小さいことが確認された。また、経時変化の傾向から、適切に遮光保管することで10年程度の長期耐久性が期待され、中間貯蔵施設への安全な輸送が確保できることを確認した。化学分析では、赤外分光分析(FT-IR)等で表面の酸化による劣化が進行する様子が確認できた。

2. 2 仮置場原状回復の課題解決に向けた基礎調査

除去土壌等を保管していた仮置場を原状回復する際の課題への対応を行うため、仮置場で遮へい土として用いられていた山砂を使ったポット栽培試験、及び保管が終了した仮置場の土壌硬度調査を行った。

結果、山砂を畑地の作土として再利用する際には、堆肥とゼオライトの両方を加えたときに作物生育が改善される傾向にあった。仮置場の土壌硬度は重機の走行路や保管箇所で締固まっていることが多いこと、原状回復のガイドラインに示されているコーンペネトロメータは、表土の締固まりにより貫入困難である場合があることが確認された。

2. 3 仮置場原状回復の課題解決に向けた現地実証試験

仮置場を農地（畑地）に原状回復する際の課題、及び適切な対応策を検討するため、実際の仮置場跡地を対象に畑地に原状回復するとともに、営農作業等を行って作物の生育状況を確認した。

結果、深耕後に緑肥栽培することで、土壌侵食を効果的に抑制できることが示された。仮置場遮へい土を客土した場合において、土壌改良資材によって化学性を改善することで作物の生育が可能であることが示された。

2. 4 仮置場原状回復後の跡地利用における被ばく線量評価

原状回復後の仮置場跡地の利用に伴う追加被ばく線量を、様々な土地利用に応じて評価する手法を確立するため、放射性セシウムの単位濃度（1 Bq/kg）あたりの追加被ばく線量を年齢区分別に計算した。更に、実際の仮置場跡地の表土のセシウム濃度や、空間線量率を放射性セシウム濃度に変換した値を、上記の計算結果に乗じることで追加被ばく線量を事例的に計算した。

結果、放射性セシウムの単位濃度あたりの被ばく線量は、仮置場跡地を住宅とする場合に最も大きくなることが分かった。また、全ての事例評価において追加被ばく線量が1 mSv/年を下回った。

第2 調査研究成果

テーマ「放射性物質対策の効果持続性の把握」

河川敷等における除染効果持続性の検証

1. 背景

東京電力福島第一原子力発電所事故により、大量の放射性物質が大気中に放出され、周辺地域が広範囲に汚染された。環境汚染への重要な対策の一つとして、外部被ばくリスクを低減するための除染が行われた。除染は、住宅、公共施設、道路等の生活空間を中心に実施されたほか、河川や湖沼等の水環境では、河川敷の公園も除染された¹⁾。その他にも、河川や湖沼のモニタリング、水道水の検査、ため池の放射性物質対策、環境動態研究等、県民の安全確保や不安軽減のために、国、地方公共団体、研究機関等において、水環境における様々な放射性物質対策が講じられている。

河川敷等においては汚染状況の事前調査を踏まえた表土除去が空間線量率の低減に有効であることと等をフェーズ1において示した。一方、河川敷においては出水等に伴う土砂の侵食・堆積を通じた空間線量率の変動がみられることから、除染後の効果持続性の検証や空間線量率の変動要因の評価等が重要である。そこで福島県環境創造センターでは、2019年からのフェーズ2においては引き続き除染実証試験の効果持続性を検証するとともに、河川公園を対象として空間線量率逡減に関わる各種要因の寄与を時空間的に検討した。今回、これらの概要をまとめた。

2. 実施内容及び方法

2. 1. 河川敷における除染効果持続性の検証

2. 1. 1. 内容

河川は事故によって環境中に沈着した放射性セシウムの陸域における主要な輸送経路である。放射性セシウムは土壌粒子と強く結合する性質があり、懸濁態として特に出水時に輸送された結果、河川敷には放射性セシウムを含む土砂が厚く堆積する場合がある。フェーズ1において河川敷の放射性セシウムの分布状況を踏まえた除染の実施が空間線量率の低下に有効であることを明らかにしたが、河川敷においては除染後に土砂が再び堆積し、再汚染が生じる懸念がある。河川敷の植生があると流れの抵抗となって土砂を捕捉しやすいため、河川敷の管理を終えた後の挙動を知り、必要に応じて適切な対策をとることが重要である。そこで、除染試験を行った河川敷を対象に試験後7年間の経過を調査した。

2. 1. 2. 方法

実証試験は東京電力福島第一原子力発電所の北西 55 km に位置する阿武隈川の 3 次支流、上小国川の最下流部で実施した (図 1(a)、(b))。放射性セシウムの沈着量は 300–600 kBq/m² (セシウム 134 と 137 の合計) である²⁾。流域の大部分は森林に覆われ、河川沿いに農地と宅地が分布している (図 1(b))。試験区画は総延長 170 m、堤防幅は平均 15 m、平水時の河道は概ね 2–6 m 幅である (図 1(c)、(d))。河川左岸は小学校とその通学路、右岸は樹園地であり、高水敷は事故前には小学校の授業等に利用されていた。

試験地の変遷を図 2 に示す。2014 年に除染実証試験を行った後、2016 年までは除草を行い、河川敷の植生を刈り取った。2017 年以降は除草作業をやめ、植生を繁茂させた。当センター以外が行った人為的な攪乱として、2018 年に調査地の右岸上流側で災害復旧工事が行われ、堤防が修復されたほか河川敷の形状が変化した。2019 年及び 2021 年には河川改修工事の一環で、高水敷の掘削作業が行われた。2021 年から 2022 年にかけて右岸の拡幅工事が行われた。なお、除染実証試験の結果についてはフェーズ 1 報告書及び Nishikiori and Suzuki (2017)³⁾ で詳細に報告されている。

継続調査について 2020 年まで試験区間の地表 1 m 高さの空間線量率を、NaI シンチレーション式サーベイメータを用いて測定した。また、測定地点の標高を RTK-GPS を用いて測定し、出水による調査地の標高変化を観測した。高水敷の堆積物の礫を除いた試料について放射性セシウム濃度を測定し、試料の全重量に占める泥画分(シルトと粘土)の割合を算出した。

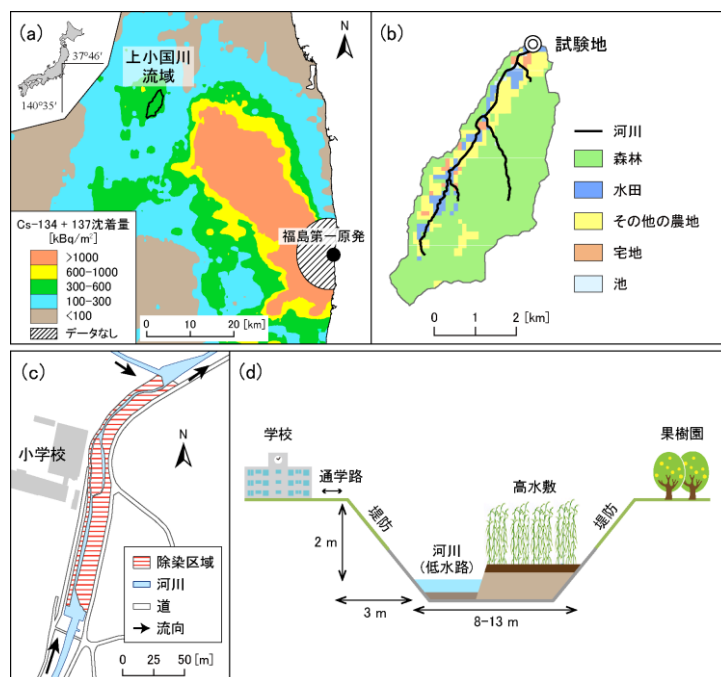


図 1 調査地概要

注：放射性セシウムの沈着量は第 3 次航空機モニタリング (2011 年 7 月 2 日換算) の結果²⁾から作成。高水敷は常時水が流れている河川(低水路)より一段高い敷地を指す。



図2 試験地の変遷

2. 2. 河川公園における空間線量率の変化

2. 2. 1. 内容

河川敷においては放射性セシウムを高濃度で含む土砂が出水によって堆積することで、局所的な放射性セシウムの蓄積とそれに伴う空間線量率の上昇がみられることがある。その一方で、台風のような大きな出水時には堆積土砂の侵食や放射性セシウム濃度の低い土砂の堆積による遮へいを通じて空間線量率の低下が生じることもある。これを自然減衰作用と呼ぶ。河川敷における長期的な汚染状況および空間線量率の変化傾向を捉えるためには、出水をはじめとするイベントの影響を定量的に明らかにする必要がある。加えて、出水イベント等による空間線量率の変化は地形や土地利用状況によって空間的に不均質に生じるため、線量分布を明らかにすることも重要である。本研究では、2つの河川公園を対象に除染及び台風による出水が公園内の空間線量率に与える影響を面的に評価した。

2. 2. 2. 方法

調査は福島県浜通りの新田川下流の河川公園 2 か所で行った (図 3)。公園 A は新田川本流沿いに、公園 B は新田川の一次支流である水無川沿いに位置する。水無川は上流にダムを持つという特徴がある。流域の放射性セシウム沈着量は上流部で高く、1,000 kBq/m²を超えるが、公園 A で 490 kBq/m²、公園 B で 210 kBq/m²である²⁾。面積は公園 A、公園 B ともに 2.7 ha である。公園 A においては 2016 年はじめに、公園 B においては 2017 年に公園内部の除染作業が行われた。南相馬市においては 2015 年 9 月、2017 年 10 月、及び 2019 年 10 月に台風が到来し、2015 年及び 2019 年の台風により公園内が冠水した。公園 A においては 2 度の台風で堤防の一部が損傷した。2019 年の令和元年東日本台風の後には両公園において多量の土砂の堆積がみられている。なお、令和元年東日本台風後の調査結果については別章において詳述する。

2015 年 8 月より可搬型ガンマ線計測装置 (ガンマプロッターH、日本放射線エンジニアリング株式会社) を用いて、調査地の地表 1 m 高さの空間線量率を測定し、得られたデータを普通クリギングによって補間し、解像度 2 m の空間線量率マップを作成した。

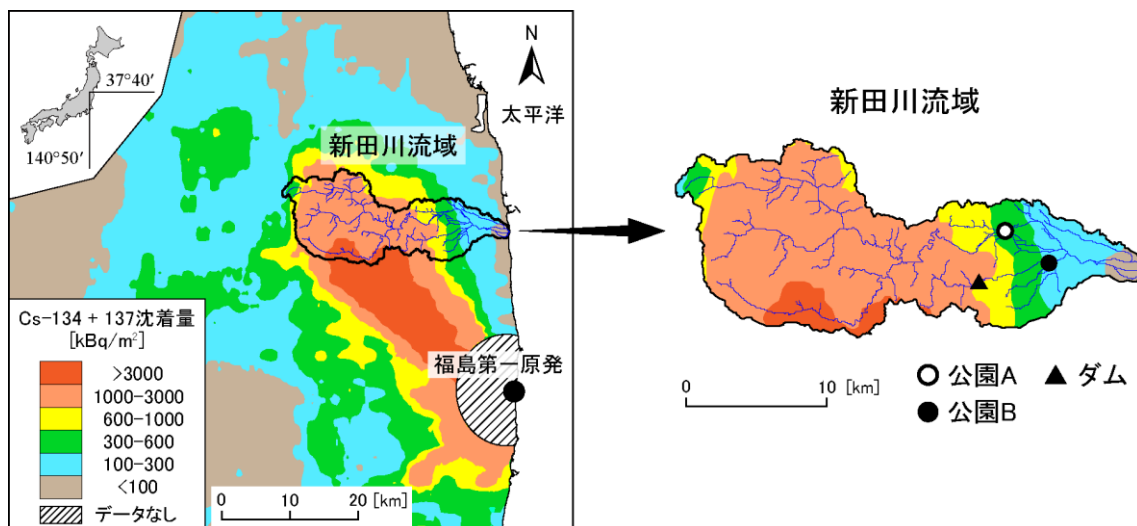


図 3 調査地位置図

注：放射性セシウムの沈着量は第 3 次航空機モニタリング (2011 年 7 月 2 日換算) の結果²⁾ から作成

2. 3. 既往の文献との比較

福島県内には大小さまざまな河川が流れており、上流域の放射性セシウム汚染状況や出水の様子等が異なっており、当センターの調査をそのまま一般化することは難しい。そこで、河川敷における空間線量率や堆積土砂の性状等を対象とした論文を収集・整理し、福島県内における調査地以外の河川敷の状況について検討し、本調査と比較した。

3. 結果

3. 1. 河川敷における除染効果持続性の検証

図4に実証試験後の河川敷の空間線量率の変化を示す。除染エリアにおいては除染実証試験によって空間線量率は概ね半減し、それ以降継続的に低下した。低下のペースは放射性セシウムの物理減衰と同程度であり、除染後の汚染の進行は確認されなかった。一方、非除染エリアにおいては除染エリアよりも空間線量率低下のペースが早かった。台風(2015年9月および2019年10月)通過後に空間線量率の低下が大きいことから、出水による自然減衰の影響と考えられる。

植生が繁茂した河川敷への土砂堆積について、2016年12月～2017年8月の堆積物は泥画分が若干高く、実証試験から2016年冬までの堆積土砂に比べて放射性セシウム濃度が高かった。ただし、実証試験以前に堆積していた土砂に比べると泥画分、放射性セシウム濃度ともに低かった。一方、2017年12月には10月の台風によって厚さ20cm程度の土砂が堆積していたが、堆積土砂は砂質であり放射性セシウム濃度も低かった。除草を止めて1年では再汚染が進行するまでには植生が回復しなかったと考えられる。また、台風のような大出水においては植生の土砂の捕捉能力に限りがあった。従って、数年に一度程度のペースの除草作業によって、ある程度土砂の堆積に伴う放射性セシウムの再汚染を抑制できることが示唆された。

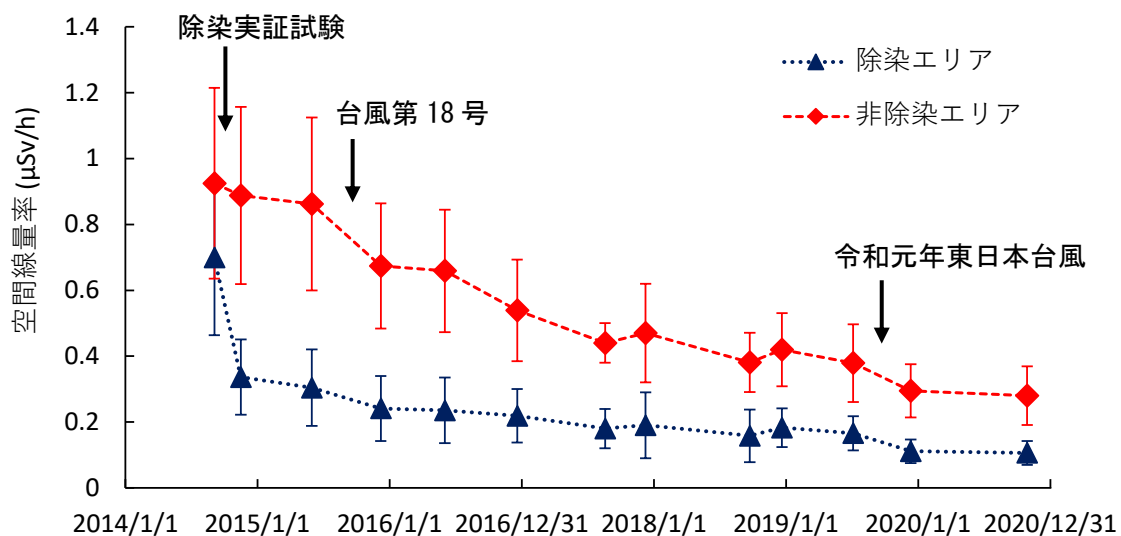


図4 上小国川調査地の空間線量率の変化

注) エラーバーは標準偏差を示す。

3. 2. 河川公園における空間線量率の変化の検討

図 5 に公園 A における 2015 年 8 月から 2021 年 5 月までの空間線量率変化をマップで示す。調査を開始した 2015 年から 2021 年にかけて公園全体で空間線量率が低下した。公園内部の差をみると、大きな出水の後には新田川に沿った河川近傍、特に大きな侵食の生じた公園北東部において空間線量率の低下が著しかった(図 5(b)、(f))。2015 年の台風通過後には河川敷に砂質土砂が多量に堆積しており、放射線遮へいの効果があったと考えられる。一方、2019 年の台風通過後には河川敷の土砂の一部が流失しており、線源の除去による空間線量率の低下が生じていた。

除染作業の後には、精力的に除染された公園内部のみで空間線量率が低下した(図 5(c))。また、2020 年 12 月には公園南東の河川沿いにおいて空間線量率の低下がみられるが(図 5(i))、これは台風被害への対応として行われていた河川工事により堆積土砂が撤去されたことに由来している。河川敷の一部において現在でも放射性セシウムを含む土砂が堆積している場合があることが明らかとなった。

空間線量率の中央値の変化を図 6 に示す。空間線量率は 3 度の台風及び除染作業後に低下していた。河川公園における空間線量率の低下は主に放射性セシウムの物理減衰、降雨による放射性セシウムの下方浸透、台風時の侵食・堆積効果、および除染等の人為的影響が考えられ、2015 年 8 月～2021 年 5 月の期間におけるそれぞれの寄与率は 34%、13%、12%、40%と推定された。公園 A における台風の影響の大きさが明らかとなった。

公園 B における空間線量率の変化を図 7 に示す。公園 B は面する河川の規模が小さく、また上流にダムがあるためか、2015 年の台風第 18 号後の空間線量率変化は僅かであった。一方、2019 年の令和元年東日本台風の後には大きく空間線量率が低下しており、台風の規模の違いによる影響が表れていた。

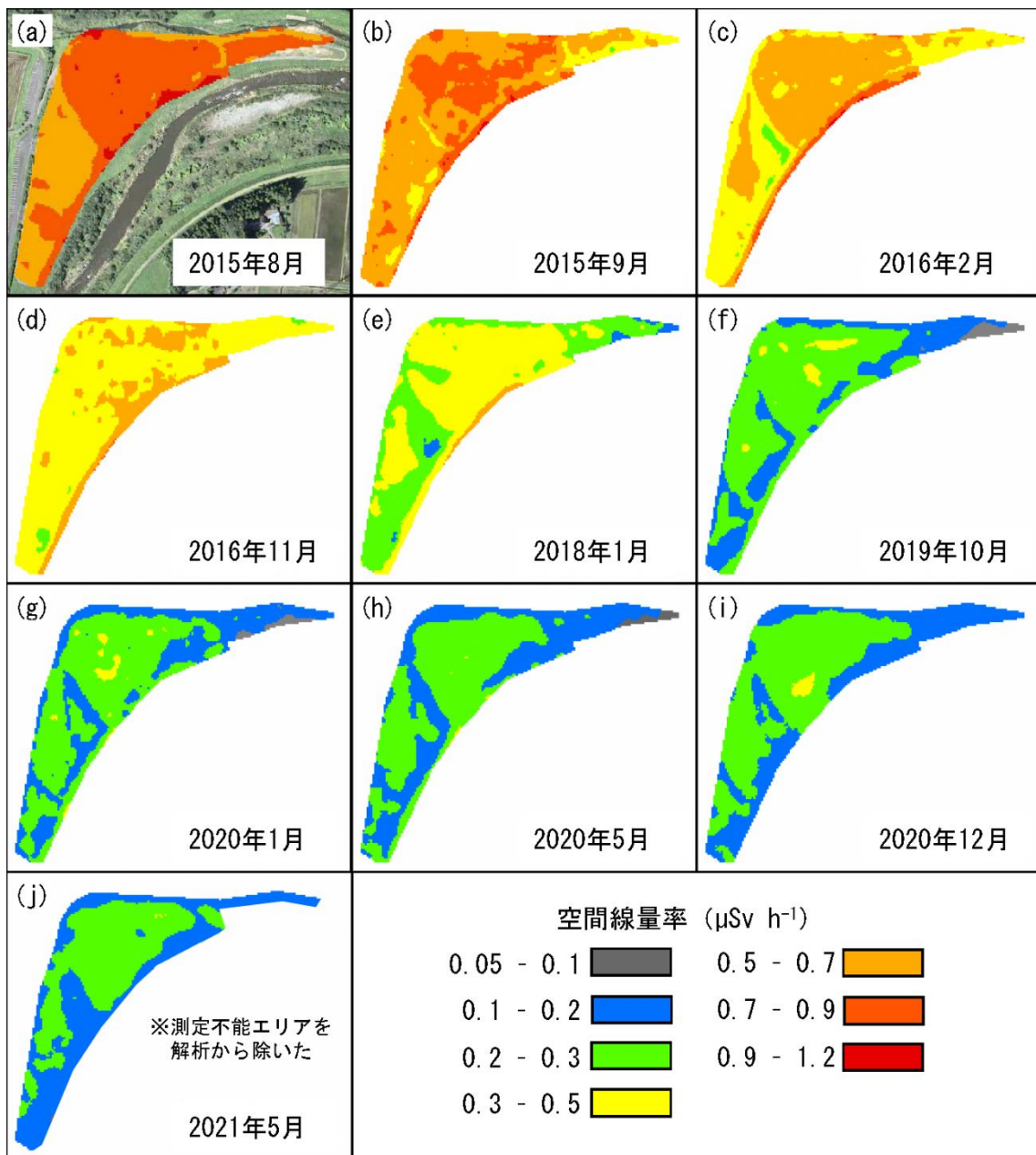


図5 公園Aにおける空間線量率の空間分布変化

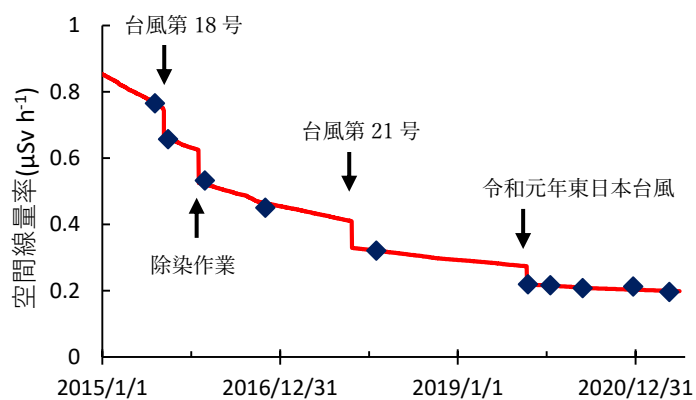


図6 公園Aの空間線量率マップ中央値の経時変化

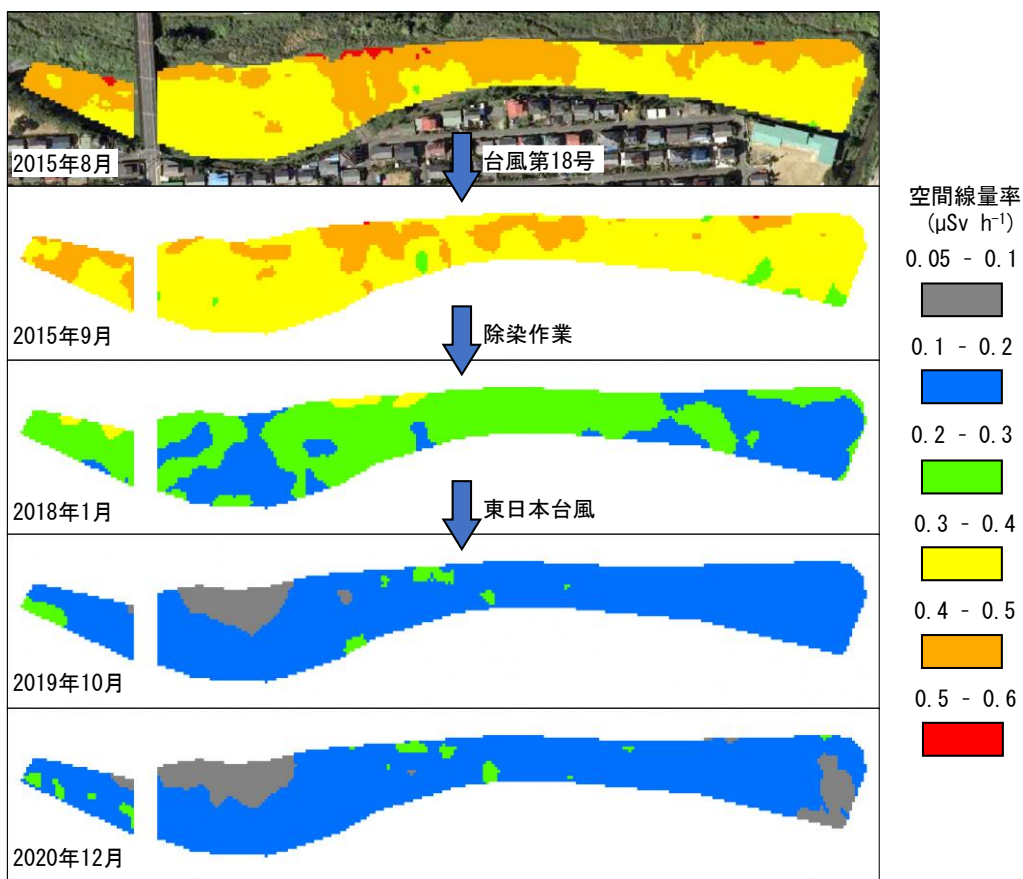


図7 公園Bにおける空間線量率の空間分布変化

3. 3. 既往の文献との比較

図8に収集した論文が対象とした調査地を示す。主に汚染が生じた阿武隈川以東において広い範囲で調査が行われている。震災から数年の間に発表された事故後初期の報告においては、植生の繁茂する河川敷を中心に放射性セシウムの蓄積に着目した研究例がみられた^{4, 5, 6, 7)}。これらの研究では植生の繁茂によって放射性物質が事故直後の沈着以上に蓄積しており、汚染が進行していることが示された。この結果は当センターがフェーズ1で確認した、除染実証試験前の河川敷や河川公園における堆積土砂中の放射性セシウム深度分布や蓄積量の傾向と一致している。

一方、2015年に発生した台風第18号以降の影響を調査した論文においては、出水後に空間線量率が低下すること⁸⁾、放射性セシウム濃度の低い土砂が地表面に堆積することで放射線の遮へいが生じること⁹⁾などが示され、出水に伴う空間線量率低下がみられるようになってきている。JAEAの調査¹⁰⁾においても河川敷の空間線量率は2012～2016年にかけて低下していることが示されている。加えて、河川水中の放射性セシウム濃度は大半の河川において継続的に低下していることから¹¹⁾、今後も出水に伴い空間線量率が低下する傾向が持続することと考えられる。

従って、福島県内の河川において出水に伴って放射性セシウムの再汚染が進行することは一般的ではなく、むしろ多くの地点においては自然減衰作用によって空間線量率が低下していくことが予想される。

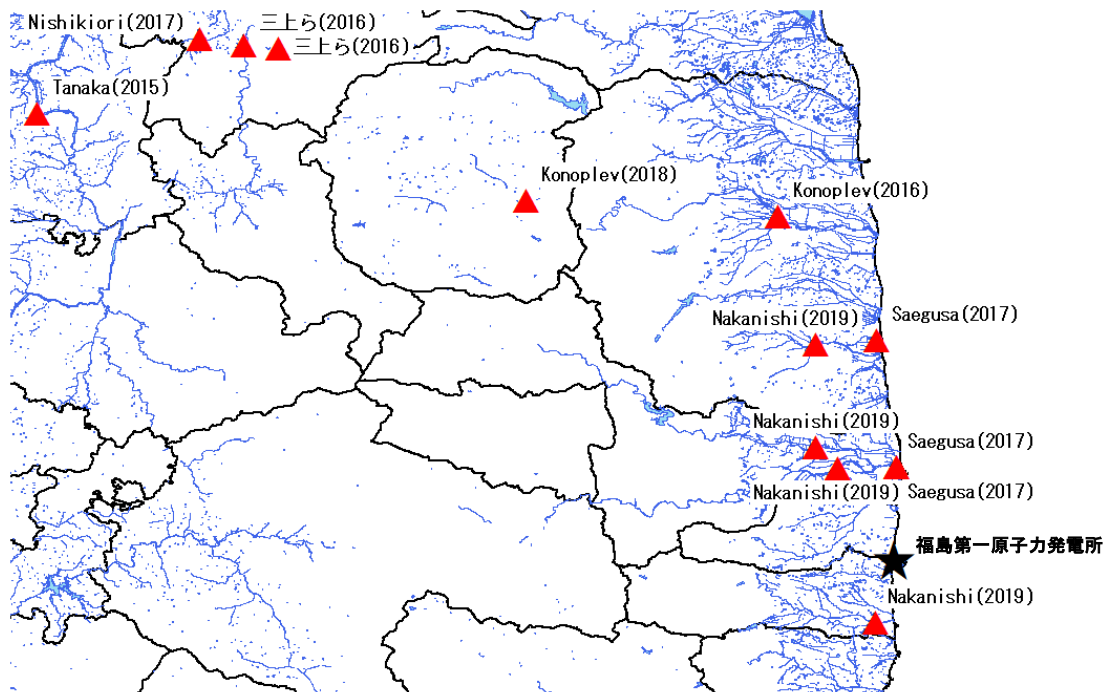


図8 既往の研究の調査地

注) 多地点調査を行った論文の場合には河川の代表位置1点で示している

4. まとめ

フェーズ2においては、河川敷や河川公園において除染後の効果持続性について空間線量率変化や堆積土砂の性状から検証を行った。河川敷・河川公園ともに空間線量率は継続的に低下しており、台風等の出水後にも線量率は低下した。これは大規模出水が再汚染にはつながらないことを示唆している。この傾向は既往の研究ともおおむね一致しており他の河川においても空間線量率は低下傾向にあった。以上のことから、河川敷等においても一度行った除染の効果は比較的維持するものと考えられる。また、除染を行っていない河川においても、一般的には自然減衰の作用によって空間線量率が低下していくことが予想される。

なお、本章の内容について、上小国川の河川敷の継続調査結果については Yamasaki et al. (2020)¹²⁾ において公表されている。

謝辞

末筆ながら、お忙しい中調査に御協力いただいた自治体の御担当者の方々に御礼申し上げます。

参考文献

- 1) 環境省 (2018) 除染関係ガイドライン (平成 25 年 5 月 第 2 版 (平成 30 年 3 月追補)) . <http://josen.env.go.jp/material/> (2024 年 1 月 26 日最終閲覧)
- 2) 文部科学省 (2011) 第 3 次航空機モニタリングの放射性セシウムの沈着量の測定結果 (2011 年 7 月 2 日換算). https://emdb.jaea.go.jp/emdb_old/portals/b1020201/ (2024 年 1 月 26 日最終閲覧)
- 3) Nishikiori T., Suzuki S. (2017) Radiocesium decontamination of a riverside in Fukushima, Japan. *Journal of Environmental Radioactivity* 177, 58-64.
- 4) Evrard O., Chartic C., Onda Y., Patin J., Lepage H., Lefevre I., Ayrault S., Otle C., Bontre P. (2013) Evolution of radioactive dose rates in fresh sediment deposits along coastal rivers draining Fukushima contamination plume. *Scientific reports* 3, 3079.
- 5) 三上剛史, 眞家永光, 嶋田浩, 塚田祥文, 柿崎竹彦, 馬場光久, 高松利恵子, 丹治肇 (2016), 阿武隈川支流の堤外地表層における ¹³⁷Cs 濃度の経時的変化. *水環境学会誌* 39(5), 171-179.
- 6) Saegusa H., Ohyama T., Iijima K., Onoe H., Takeuchi R., Hagiwara H. (2016) Deposition of radiocesium on the river flood plains around Fukushima. *Journal of Environmental Radioactivity* 164 36-46.
- 7) Konoplev A., Golosov V., Laptev G., Nanba K., Onda Y., Takase T., Wakiyama

- Y., Yoshimura K. (2016) Behavior of accidentally released radiocesium in soil-water environment: Looking at Fukushima from a Chernobyl perspective. *Journal of Environmental Radioactivity* 151, 568-578.
- 8) Konoplev A., Golosov V., Wakiyama Y., Takase T., Yoschenko V., Yoshimura T., Parenjuk O., Cresswell A., Ivanov M., Carradine M., Nanba K., Onda Y. (2018) Natural attenuation of Fukushima-derived radiocesium in soils due to its vertical and lateral migration. *Journal of Environmental Radioactivity* 186, 23-33.
- 9) Nakanishi T., Sato S., Matsumoto T. (2019) Temporal changes in radiocesium deposition on the Fukushima floodplain. *Radiation Protection Dosimetry* 184(3-4), 311-314.
- 10) Taniguchi K., Onda Y., Smith H.G., Blake W., Yoshimura K., Yamashiki Y., Kuramoto T., Saito K. (2019) Transport and redistribution of radiocesium in Fukushima fallout through rivers. *Environmental Science and Technology* 53(21), 12339-12347.
- 11) JAEA 福島長期環境動態研究における河川調査で行われた河川敷の線量率分布調査結果. https://emdb.jaea.go.jp/emdb_old/portals/1030113000/ (2024年1月26日最終閲覧)
- 12) Yamasaki T., Suzuki S., Nishikiori T. (2020) Control of radiocesium recontamination by plant removal along a decontaminated riverside in Fukushima, Japan. *Journal of Environmental Management* 270, 110856.

除染が完了した施設における除染効果持続性の検証

1. 背景・目的

2011年3月に発生した東北地方太平洋沖地震に伴う東京電力福島第一原子力発電所事故により、環境中に放射性物質が放出され、福島県をはじめ、広範囲にわたる地域が汚染された。福島県では、放射性物質による環境汚染からの回復のため、国や市町村によって除染が行われており、面的除染については帰還困難区域を除き、2018年3月までに全ての地域で終了した。除染作業や放射性物質の物理減衰等により、福島県内の空間線量率は低減しているが、依然として生活圏における放射線被ばくに不安を持つ県民が一定数存在する。

そうした中、福島県環境創造センターでは、県民の不安解消に資するため、フェーズ1からフェーズ2にかけて、公共施設の空間線量率の測定による除染効果の持続性の検証、既存のモデルによる空間線量率の予測を行った。

2. 調査方法

2. 1. 調査対象

川俣町の除染を実施した公共施設のうち、市街地や山林等、周辺環境、地域が異なる5施設を対象とした。このうち、ちびっこ天国花塚の里は山の谷筋に位置する公園である。各施設の名称、周辺環境、及び除染実施年を表1に示す。

表1 調査対象施設

対象施設	周辺環境	除染実施年
川俣町中央公民館	市街地	2014年
川俣町立福田小学校	林縁部の農地	2012年
川俣町体育館	市街地に近い森林	2013年
ちびっこ天国花塚の里（公園）	山の中腹の森林	2013年
川俣町立山木屋中学校跡地	農地及び草地	2012年



図1 調査対象施設の例（左：川俣町体育館、右：ちびっこ天国花塚の里）

2. 2. 空間線量率の測定方法

対象施設の空間線量率の経年変化を把握するため、各施設に10～14の地点を設定し、2017～2021年に、地上1 m高さの空間線量率を測定した。測定頻度は年1回とした。測定地点の設定にあたっては、人為的な地表面の改変が起こりにくい場所を選定するとともに、周辺の構造物等からの距離等を記録した。測定機器はNaIシンチレーション式サーベイメータとした。

また、除染直後の空間線量率の測定は、川俣町立山木屋中学校跡地については環境省、他4施設については川俣町が行っており、それらの測定結果は、川俣町から提供を受けた。ただし、川俣町や環境省が行った調査と本報の定点調査の地点数および測定位置が異なるため、川俣町及び環境省の調査地点の中から、本調査における定点調査地点に最も近い地点の測定値を抽出した。測定の様子を図2に示す。



図2 測定の様子

2. 3. 空間線量率の予測方法

調査を開始した2017年の空間線量率の測定値に基づき、事故後30年となる2041年までの空間線量率の予測を行った。モデルは、JAEAが作成した分布状況変化モデル¹⁾を用いた。予測の精度を確認するため、分布状況変化モデルによる計算値と2018～2021年の定点調査における実測値との比較を行った。

3. 結果と考察

3. 1. 空間線量率の経年変化

環境省または川俣町が実施した除染直後の空間線量率、及び2017～2021年の定点調査による各施設の空間線量率の平均値、最小値、最大値を表2～6に示す。定点調査を開始した2017年から2021年にかけて、各施設の空間線量率は低下した。

2019年10月12日～13日には、令和元年東日本台風が福島県を通過し、記録的な大雨となった。山の谷筋に位置するちびっこ天国花塚の里においては、大雨により敷地内の一部で法面の崩壊や沢の氾濫が生じたが、台風の前後(2018～2019年の間)で空間線

量率の平均値は低下した（表 6）。

これらのことから、学校や公園等の公共施設において、一般的に除染の効果は持続しており、明らかな再汚染は発生していないことがわかった。

表 2 川俣町中央公民館の空間線量率の経年変化

(μSv/h)

測定日	平均値	最小値	最大値	備考
2013/1/7	0.42	0.23	0.75	除染直前、町測定
2014/7/2	0.19	0.12	0.29	除染直後、町測定
2017/9/13	0.11	0.09	0.18	県測定
2018/9/12	0.11	0.08	0.16	県測定
2019/9/12	0.11	0.08	0.16	県測定
2020/9/2	0.10	0.07	0.15	県測定
2021/5/19	0.10	0.07	0.14	県測定

表 3 川俣町立福田小学校の空間線量率の経年変化

(μSv/h)

測定日	平均値	最小値	最大値	備考
2012/9/4	0.29	0.17	0.45	除染直前、町測定
2012/10/29	0.20	0.16	0.29	除染直後、町測定
2017/8/21	0.10	0.08	0.13	県測定
2018/8/21	0.10	0.07	0.12	県測定
2019/8/21	0.09	0.07	0.11	県測定
2020/8/11	0.10	0.07	0.11	県測定
2021/8/18	0.08	0.06	0.10	県測定

表4 川俣町体育館の空間線量率の経年変化

($\mu\text{Sv/h}$)

測定日	平均値	最小値	最大値	備考
2012/11/2	0.63	0.26	1.42	除染直前、町測定
2013/3/25	0.38	0.17	0.84	除染直後、町測定
2017/9/5	0.16	0.12	0.23	県測定
2018/9/6	0.15	0.12	0.21	県測定
2019/9/6	0.14	0.10	0.19	県測定
2020/8/25	0.14	0.11	0.19	県測定
2021/8/27	0.12	0.09	0.17	県測定

表5 ちびっこ天国花塚の里の空間線量率の経年変化

($\mu\text{Sv/h}$)

測定日	平均値	最小値	最大値	備考
2013/7/11	0.75	0.61	0.89	除染直前、町測定
2013/10/4	0.47	0.25	0.74	除染直後、町測定
2017/9/26	0.20	0.16	0.31	県測定
2018/10/4	0.18	0.14	0.28	県測定
2019/11/21	0.16	0.13	0.24	県測定
2020/9/15	0.16	0.12	0.23	県測定
2021/9/14	0.14	0.11	0.22	県測定

表6 川俣町立山木屋中学校跡地の空間線量率の経年変化

($\mu\text{Sv/h}$)

測定日	平均値	最小値	最大値	備考
2012/3/24	1.36	0.53	2.13	除染直前、環境省測定
2012/4/25	1.04	0.40	1.66	除染直後、環境省測定
2017/9/14	0.22	0.12	0.35	県測定
2018/9/19	0.20	0.12	0.32	県測定
2019/9/26	0.19	0.11	0.29	県測定
2020/9/8	0.18	0.11	0.27	県測定
2021/9/7	0.16	0.10	0.25	県測定

3. 2. 空間線量率の予測

各施設の2017年の定点調査の実測値を基にした空間線量率の予測結果を図3に示す。各施設の分布状況変化モデルによる計算値と、2018～2021年の実測値はよく整合していた。なお、事故後30年となる2041年3月15日の空間線量率の平均値は、川俣町中央公民館で0.07 $\mu\text{Sv/h}$ 、川俣町立福田小学校で0.06 $\mu\text{Sv/h}$ 、川俣町体育館で0.08 $\mu\text{Sv/h}$ 、ちびっこ天国花塚の里で0.10 $\mu\text{Sv/h}$ 、川俣町立山木屋中学校跡地で0.11 $\mu\text{Sv/h}$ と計算された。

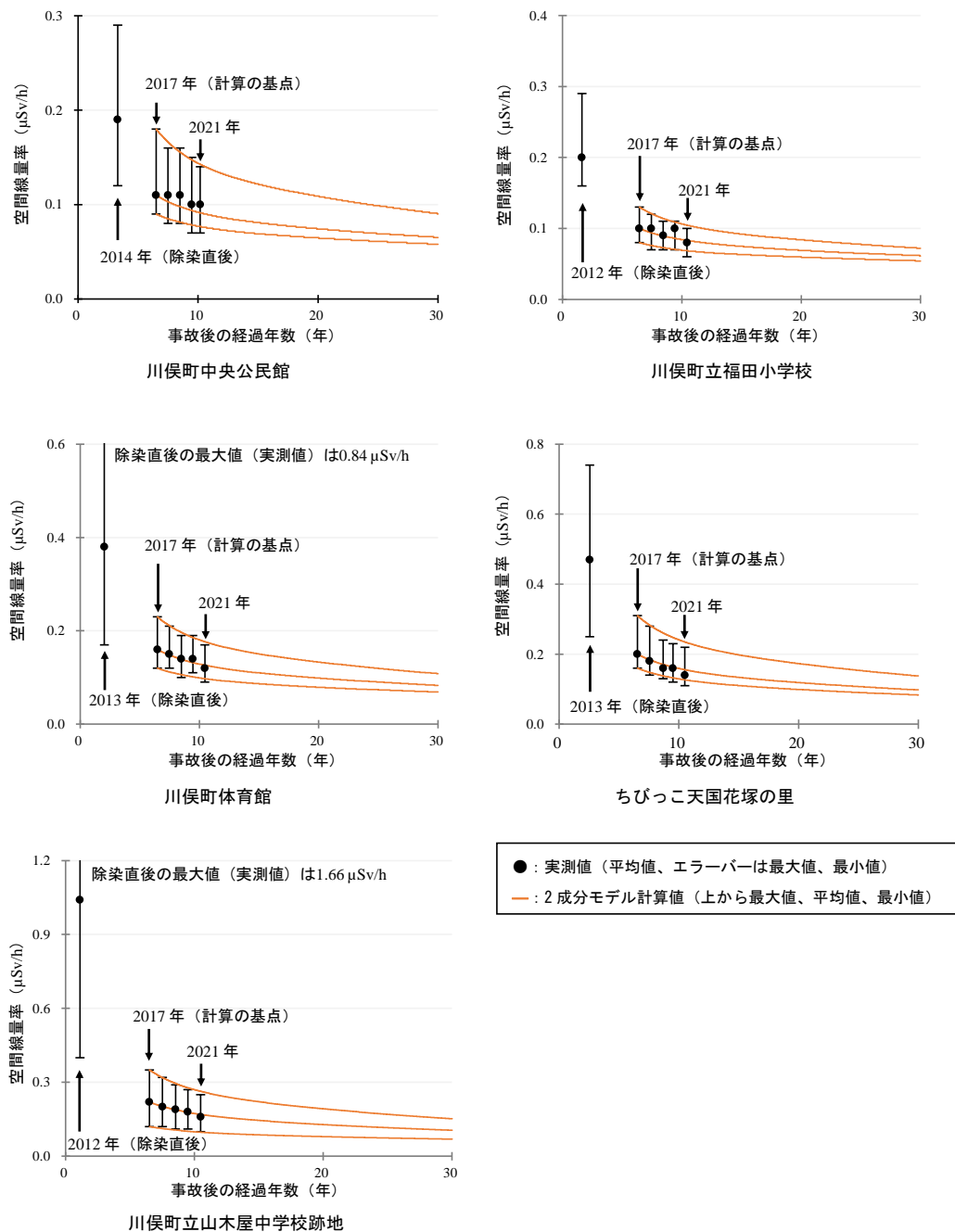


図3 分布状況変化モデルによる空間線量率の予測結果

4. まとめ

本報では、山間部や市街地といった周辺環境が異なる公共施設を対象に除染後の空間線量率を継続的に測定した。また、分布状況変化モデルによる予測値と実測値の比較を行った。

いずれの施設においても空間線量率は低下しており、除染後の明らかな再汚染は起きておらず、除染の効果が持続していることがわかった。また、除染後の施設の空間線量率の変化は分布状況変化モデルを用いて精度よく予測できることがわかった。

なお、これらの結果は川俣町の広報資料²⁾ (図4)へ掲載され、住民に周知された。また、本章の詳細な内容は日下部ら(2023)³⁾に記載されている。

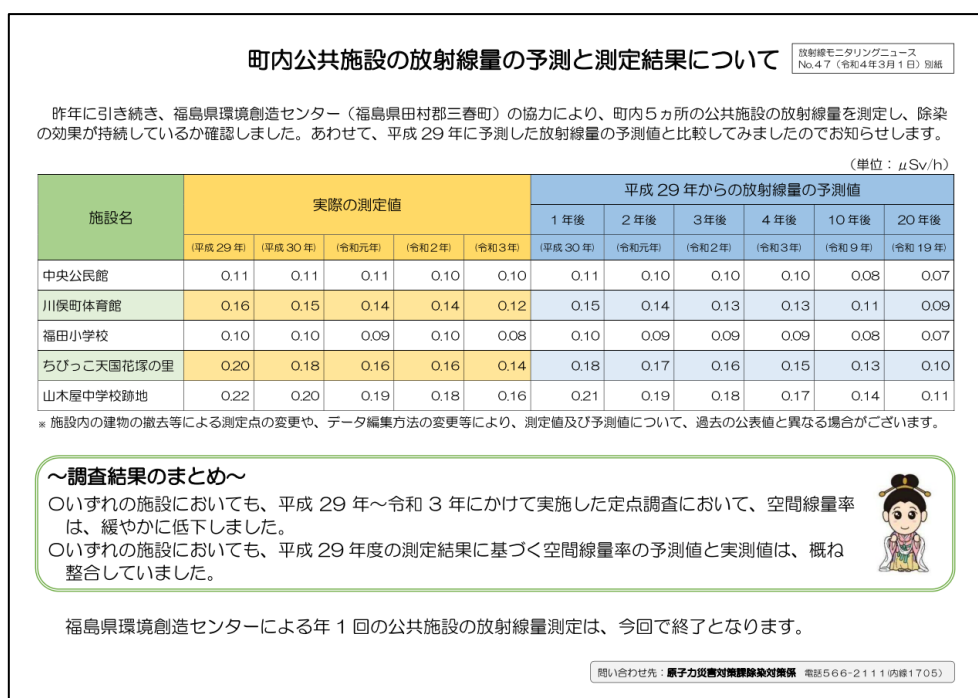


図4 広報資料

(出典：放射線量の予測と測定結果²⁾ 川俣町)

謝辞

調査に協力いただいた JAEA、川俣町役場、施設管理者の皆様に謝意を表します。

参考文献

- 1) 木名瀬栄 (2015) 空間線量率分布の予測モデルの開発、実測データとの比較及び検証. 平成26年度放射性物質測定調査委託費 (東京電力株式会社福島第一原子力発電所事故に伴う放射性物質の分布データの集約及び移行モデルの開発) 事業成果報告書, pp. 217-238, (国研) 日本原子力研究開発機構 (2015)
https://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/11000/10921/40/3_H26yosoku.pdf

(2022年9月1日最終閲覧)

2) 川俣町 (2022) 町内公共施設の放射線量の予測と測定結果について (放射線モニタリングニュース No.47 別紙) .

<https://www.town.kawamata.lg.jp/uploaded/attachment/16569.pdf> (2022年9月1日最終閲覧)

3) 日下部ら (2023) 公共施設における除染効果の持続性の確認及び将来の空間線量率の予測, 環境放射能除染学会誌 Vol. 11 No. 1, pp. 15-23, 2023.

令和元年東日本台風通過後の河川近傍における放射線影響確認

1. 背景・目的

2019年10月12～13日にかけて令和元年東日本台風が福島県を通過し、県内の多数の河川において氾濫及び周囲の浸水被害、土砂災害等が発生した。福島県の河川水中には東京電力福島第一原子力発電所事故によって環境中に拡散した放射性物質（主として放射性セシウム）が含まれており、特に土砂に吸着した懸濁態として下流へと移動している。そのため、東日本台風によって周辺環境に流出・堆積した土砂による放射性物質の再汚染が懸念された。そこで、当センターは、東日本台風以前から測定を続けていた河川敷や公共施設等において台風通過後の被害確認、空間線量率の測定等による汚染状況確認を行い、その結果について整理した。

2. 方法

調査対象は台風によって被害を受けた上小国川の河川敷、新田川・水無川の河川公園、及び川俣町の森林内にある公園（敷地内に沢が流れている。）を対象とした。いずれの調査地も台風以前から複数回の調査が行われている。調査地の詳細については、本報告書における「河川敷等における除染効果持続性の検証」及び「除染が完了した施設における除染効果持続性の検証」を参照のこと。

台風通過後の調査では、被害状況の目視確認、空間線量率の測定、及び堆積土砂等の採取及び分析を行った。目視による被害状況確認では、出水による浸水範囲や土砂等の侵食・堆積状況、河川堤防の被害状況等を対象地全域において概括的に記録した。空間線量率の測定は広く状況を確認するためにガンマプロッターH（日本放射線エンジニアリング株式会社）を用いた歩行調査とし、基本的に時定数は3秒、測定間隔は5秒とした。歩行速度については 1 m s^{-1} にはこだわらずに行っている。

堆積土砂等の採取は過去に土壌や堆積土砂の採取経験があった箇所や新たな土砂の堆積が確認された地点において行い、表層数cm深さまでの土壌をスコップもしくは100cc定容サンプラーを用いて採取した。土壌は 105°C で24時間以上乾燥させたのち目開き2mmの篩にかけて粗粒分を取り除き、Ge半導体検出器を用いて測定時間6000秒で放射性セシウム濃度（ Bq kg^{-1} ）を求めた。測定終了後の試料から分取し、レーザー回折を用いて粒度分析を実施した。

3. 結果

3. 1. 河川敷および河川公園における調査結果

上小国川の河川敷においては右岸側において堤防が決壊しており、後背地への多量の土砂の堆積がみられた。河川の内部においては台風直前に行われていた河道掘削工事によって土砂の大半が取り除かれていたが（図1）、台風後には取り除かれた土砂とほぼ同量の土砂が新たに堆積し、新たに河川敷を形成した。右岸の後背地及び河川内部に堆

積した土砂は多量の礫分を含み非常に粒度が粗かった。一方、左岸側の歩道は堤防の被害はなかったが、礫を含まない砂質の土砂が堆積していた。調査地全体において土砂の放射性セシウム濃度は概して低く、大半が数百 Bq kg⁻¹程度であった。また、土砂の土性は砂 (sand) もしくはローム質砂 (loamy sand) に分類された。空間線量率についても河川敷周辺において台風後の上昇はみられなかったこと (図 2)、多量の土砂の堆積があった河川敷上が最も空間線量率が低かったことから、台風後の土砂堆積による再汚染はなかったと考えられる。



図 1 台風前後の河川敷の状況変化

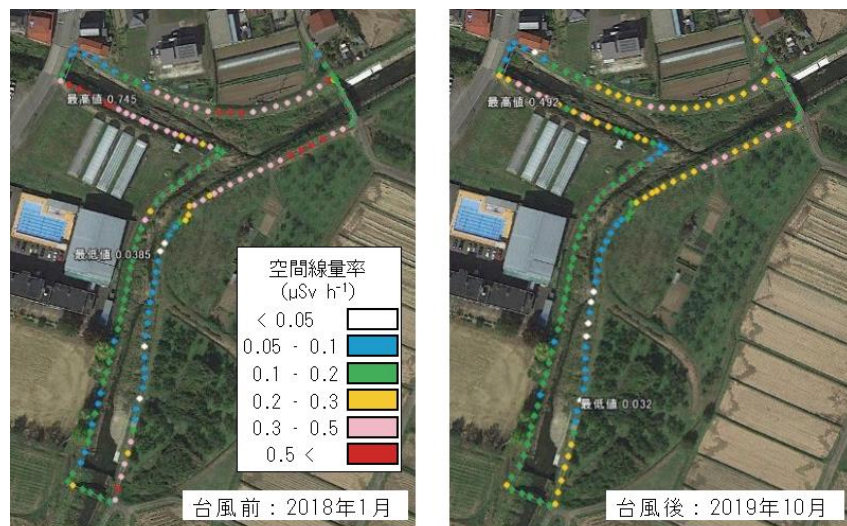


図 2 ガンマプロッターで測定した上小国川台風前後の線量率変化

注) 背景の航空写真は Google Earth Pro より取得

南相馬市の公園 A は新田川及び、支流に南北を挟まれた遊水地の役割を兼ねており、出水後には両河川の近傍において多量の土砂の堆積及び侵食が確認された（図 3）。特に新田川沿いでは台風前に堆積していた土砂の大半が流失し、護岸ブロックが露出するまでになっていた。公園内に堆積した土砂は概して砂質であり、土性は砂、ローム質砂、及び砂質ロームであった。土壌中の放射性セシウム濃度は台風前に比べると大半の地点で低下しており、再汚染の発生は認められなかった。台風によって河川近傍の地形は大きく変化したものの、空間線量率は図 4 に示すように全体的に低下し、むしろ自然減衰による低減作用の方が大きく影響した。

公園 B においても同様で、水無川沿いを中心にコンクリート片等の人工物を含む多量の土砂の堆積があったほか、公園内において大規模な侵食が生じていた。一方、土砂の放射性セシウム濃度や空間線量率は台風前と比べて低下しており、ここでも再汚染は確認されなかった。



図 3 台風後の河川公園 A の状況

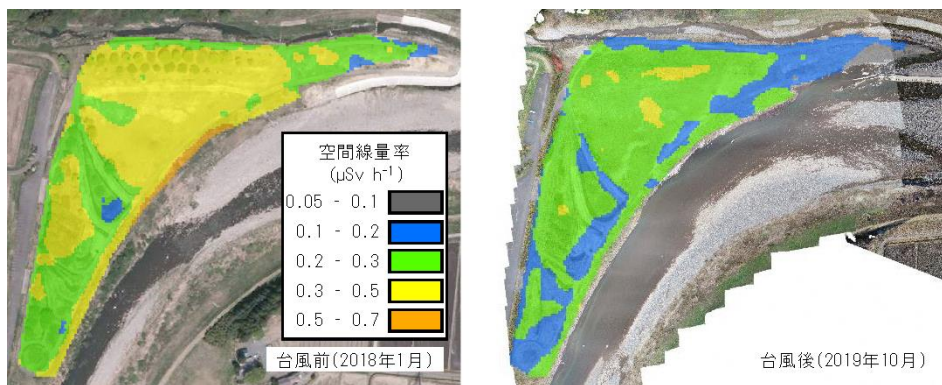


図4 台風前後の河川公園Aの空間線量率の変化

3. 2. 公共施設における調査結果

周囲を森林に囲まれた公園においては、台風の後には内部を流れる沢が一部閉塞し、周囲に越水が生じていた。また、河道に面した斜面の一部に法面の崩落が観察された(図5)。一方、公園全体の空間線量率は台風前後でほぼ変化せず(図6)、出水の影響はみられなかった。森林内においては東日本台風の規模であっても大きな放射性セシウムの移動は生じていなかったと考えられる。森林内の安定的な傾向は県内の他の森林においても確認されており¹⁾、大規模な土砂崩れ等がない限りにおいては台風の影響は小さいと考えられる。



図5 台風後の森林内公園の状況変化

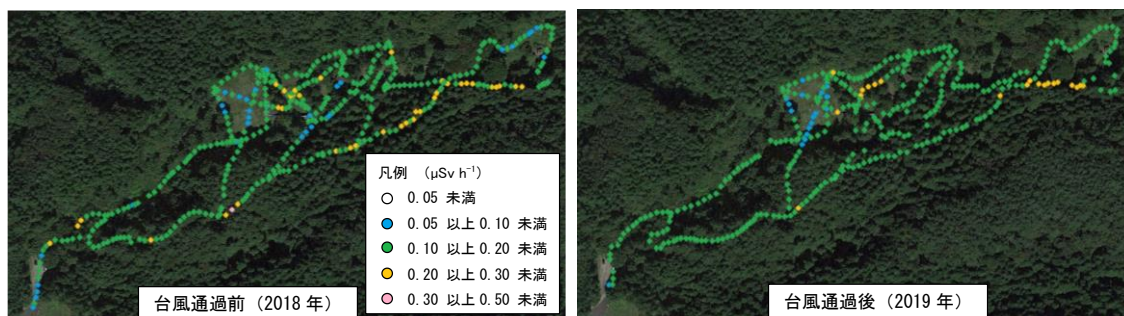


図6 ガンマプロッターで測定した森林内公園の空間線量率分布の変化

4. まとめ

2019年に発生した令和元年東日本台風によって被災した河川敷、河川公園及び公共施設において、台風による被害状況と放射性物質による再汚染の有無を確認した。河川近傍においては出水による土砂の侵食・堆積が顕著に生じ、一部では大きな地形の変化が確認された。多量に堆積した土砂の放射性セシウム濃度は、台風以前に堆積していた土砂と比較して非常に低かった。空間線量率も横ばいか、低下しており東日本台風によって顕著な再汚染は一般には生じておらず、むしろ自然減衰の作用によって汚染の程度が減少する傾向がみられた。

謝辞

末筆ながら、お忙しい中調査に御協力いただいた自治体の御担当者の方々に御礼申し上げます。

参考文献

- 1) Taira, Y., Matsuo M., Yamaguchi T., Yamada Y., Orita M., Takamura N. (2020) Radiocesium levels in contaminated forests has remained stable, even after heavy rains due to typhoons and localized downpours. Scientific reports. 10. 19215.

テーマ「除去土壌等の保管等に係る適正管理手法の確立」

仮置場資材の長期耐久性評価

1. 背景・目的

福島県内の除染活動で発生した除去土壌等は、仮置場や現場保管場所（以下「仮置場等」という。）で除去土壌等保管容器等に収納して保管されてきた(図1)。除去土壌等保管容器（以下、「保管容器」という。）にはフレキシブルコンテナと耐候性大型土のうの2種類が主に使われる^{1,2)}。一般的に前者はポリエステル織布をポリエチレンやEVA樹脂でコーティングした構造、後者はポリプロピレン織布で構成されており、光安定剤や酸化防止剤によって耐候性が高められている(図2)。除染活動で使用される保管容器の性能はJIS Z 1651³⁾又は耐候性大型土のうのマニュアル⁴⁾によって規定されており、一般的な土のう袋に比べ耐久性・耐候性が優れている。これら保管容器は原則的に遮へい土のうで周囲を覆われ、さらに上部遮水工（通気性防水シートや遮水シート等）に覆われ、直射日光や雨風を防いだ状態で保管されている。（遮へい土のうについては上部遮水シートの外側に設置されているケースがある。）

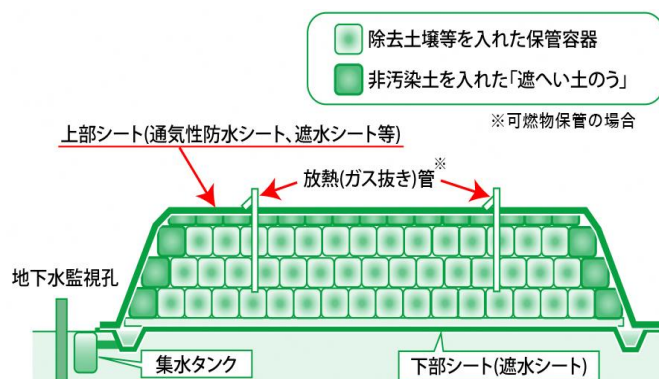


図1 仮置場の基本構造（環境省除染情報サイトより）



図2 保管容器の詳細

仮置場等から中間貯蔵施設への除去土壌等の輸送は当初の想定から遅れが発生し、仮置場での除去土壌等の保管が当初想定の3年を超過した場所が残り、現地資材の破損等の懸念が示された^{5,6)}。なお、現時点では除去土壌等の輸送は概ね完了している。

福島県環境創造センターでは、除去土壌や仮置場等の適切な管理に資する知見の収集のため、仮置場資材の耐久性について継続的に評価を実施し、保管容器（フレキシブルコンテナ、耐候性大型土のう）を中心に、保管容器の保護用資材である上部遮水シート等についても耐久性を評価、また関係する文献調査も実施してきた。

フェーズ1では、実際の仮置場において最大6年間遮光保管下で使用された保管容器を含む袋体の吊上げ・吊下ろし試験や落下試験等を保守的な条件下で実施し、保管容器が十分な強度を保持していることを確認した。また、遮へい土のうとして日光曝露下で使用された耐候性大型土のうに関しては、促進曝露試験結果からの予測に比べ、強度低下が速いことが確認された⁷⁾。さらに、高分子材料の化学的劣化という観点から捕らえることも必要と考え種々化学分析を実施してきた^{7,8)}。

フェーズ2では、フェーズ1に引き続き仮置場資材の長期耐久性を評価すべく、7年以上継続的に使用された保管容器も含め袋体より試料を切り出し引張試験を実施した。上部遮水シートや通気防水シートについても最大5年程度継続的に使用されたものについて引張試験、耐水度試験を実施した⁸⁾。また、高分子材料の定性的な劣化評価に実績のある赤外分光分析（FT-IR）を中心に熱分析、高次構造（結晶構造）の解析も実施した。最後に、フェーズ1で確認された日光曝露下での遮へい土のうの、促進曝露試験での予測を上回る速さの強度低下原因について遮へい土のう表面温度に着目し、実際の仮置場にて現場実験を実施した。

2. 除去土壌等保管容器の長期耐久性

2. 1. 概要

フェーズ1から新たに最大約7.3年間遮光保管された除去土壌等保管容器（フレキシブルコンテナ）を対象として製品を解剖し本体生地の引張試験を実施し強度を測定した。さらにフェーズ1での評価データとあわせ経年変化の傾向を整理確認し寿命推定を試みた。

2. 2. 試験方法と試料

（試験方法）

万能試験機を用いて引張試験を実施し、引張強さを測定した。

引張試験の様子を図3に示す。

（試料の概要）

- ・フレキシブルコンテナ（除去土壌等保管容器）、0～7.3年遮光保管、メーカー5社
- ・耐候性大型土のう（除去土壌等保管容器）、0～5.7年遮光保管、メーカー1社
- ・耐候性大型土のう（遮へい土のう）、0～5.0年日光曝露、メーカー8社

- ・促進曝露試料：フレキシブルコンテナバック、未使用品、メーカー3社
耐候性大型土のう、未使用品、メーカー1社

<促進曝露条件>

ブラックパネル温度×促進曝露時間×水噴霧

(63℃×900/1500/3000時間×120分曝露中18分噴霧)

既往の文献⁴⁾では63℃×促進曝露時間300時間×水噴霧が屋外使用1年に相当するとされていることから、900/1500/3000時間がそれぞれ屋外使用3/5/10年相当とした。



図3 容器生地の引張試験の様子

フレキシブルコンテナを対象とする場合は、JIS L 1908 に準じて試験を実施した。耐候性大型土のうを対象とする場合は、JIS Z 1651 に準じて試験を実施した³⁾。保管容器の引張方向は本体生地のたて方向、よこ方向を評価しその平均値をグラフ化して保管期間と強度の関係を整理した。促進曝露試験はJIS B 7753 に準拠して実施した¹²⁾。

2. 3. 試験結果と考察

遮光保管した保管容器の経時的変化を確認するため、フレキシブルコンテナについては図4に、耐候性大型土のうについては図5に保管期間と生地強度の関係を示す。図4より遮光保管されたフレキシブルコンテナの引張強度は、6年までは僅かな変化で7.3年経過品には強度低下の傾向が見えるが、引張強度の基準値を十分満たしており適切に遮光保管を継続することで長期耐久性（10年程度）が十分期待される。図5より遮光保管された耐候性大型土のうの引張強度は時間とともに僅かずつ低下していくがこちらも基準強度を十分満足しておりフレキシブルコンテナと同様に長期耐久性（10年程度）が確保できるものと考えられる。

以上より、適切に遮光保管を継続することで保管容器の中間貯蔵施設への輸送終了まで安全性は確保されるものと考えられる。

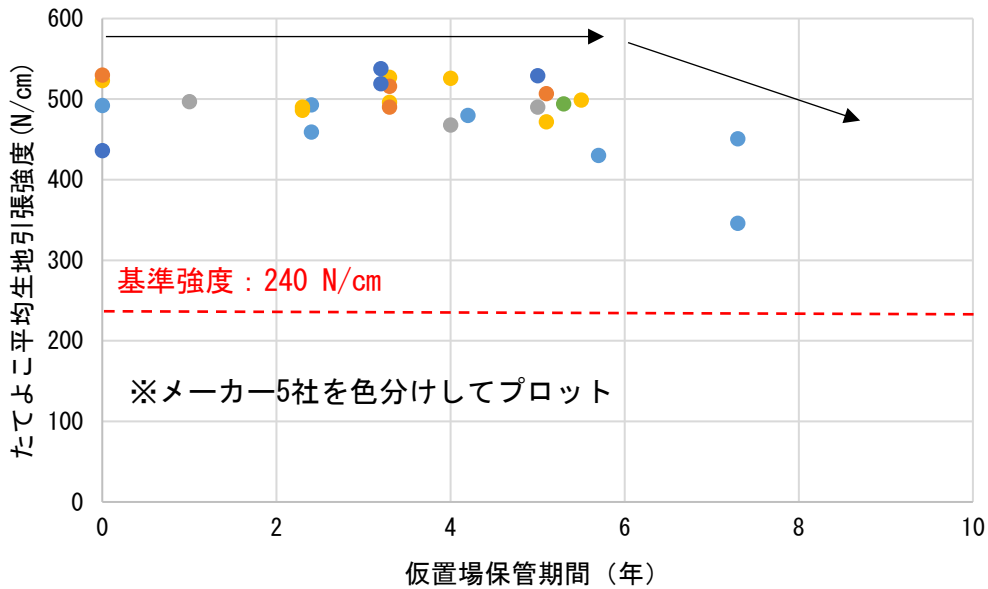


図4 フレキシブルコンテナの生地強度と保管期間の関係 (遮光保管)

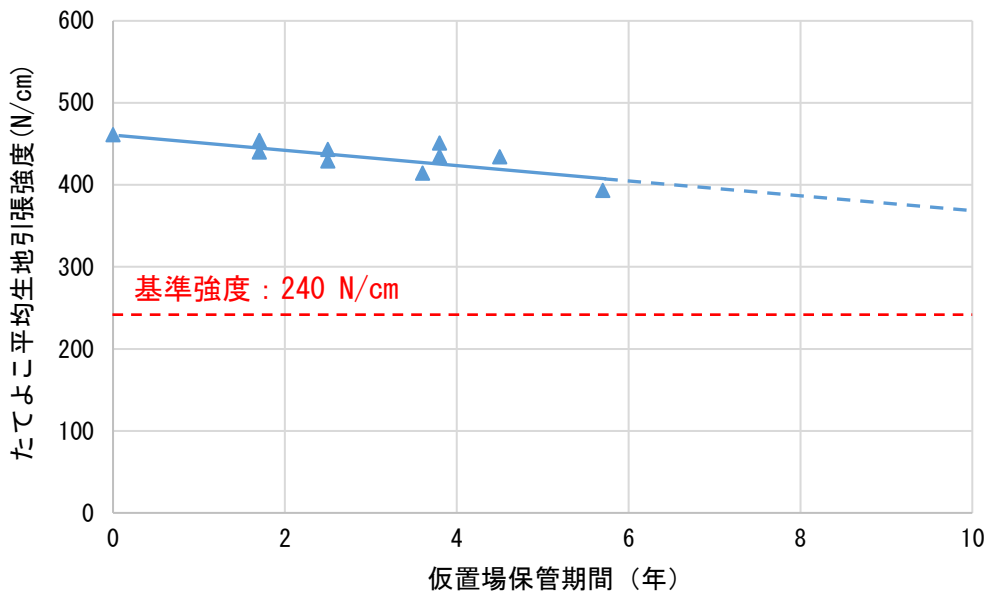


図5 耐候性大型土のうの生地強度と保管期間の関係 (遮光保管)

次に、日光曝露下で遮へい土のうとして使用した耐候性大型土のうの経時的変化を確認するため、保管期間と生地強度の関係を図6に示す。

評価した日光曝露下で使用された遮へい土のうの保管期間は0~5年であるが、僅か1年で基準強度を大きく割り込む試料や、1.7年、3.4年、5年使用品でも基準強度に近いものがあり遮光保管に比べ強度が低い傾向がある。

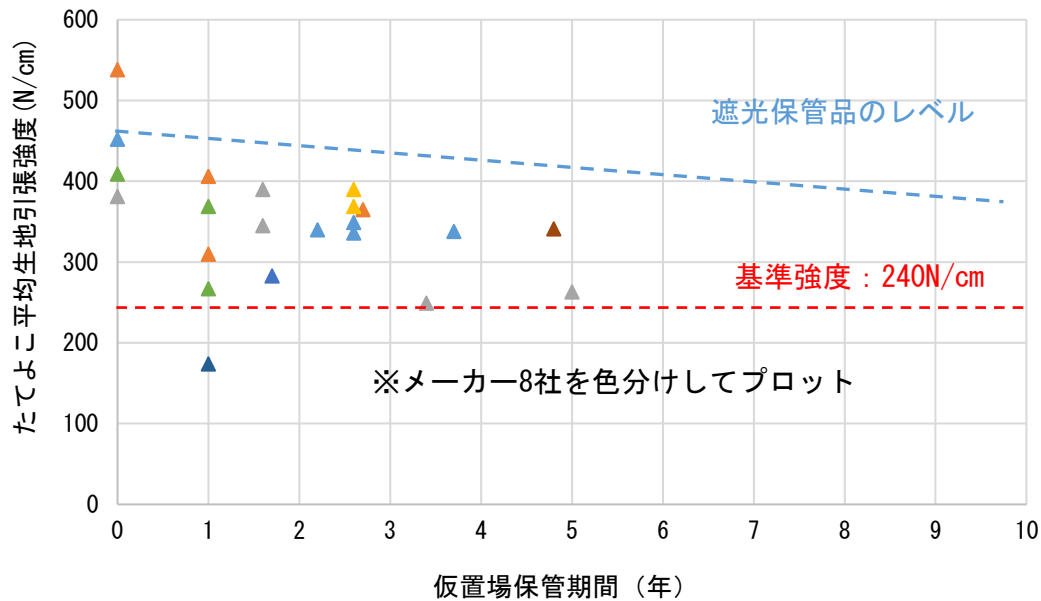


図6 耐候性大型土のうの生地強度と保管期間の関係(日光暴露)

図6より、日光曝露下で遮へい土のうとして使用された耐候性大型土のうの生地引張強度は、遮光保管した場合に比べ大幅に低く、ばらつきも大きく、低下速度も速い傾向があり、実際の使用条件が厳しいものと考えられる。比較考察のため、図7に促進曝露試験結果を示す。

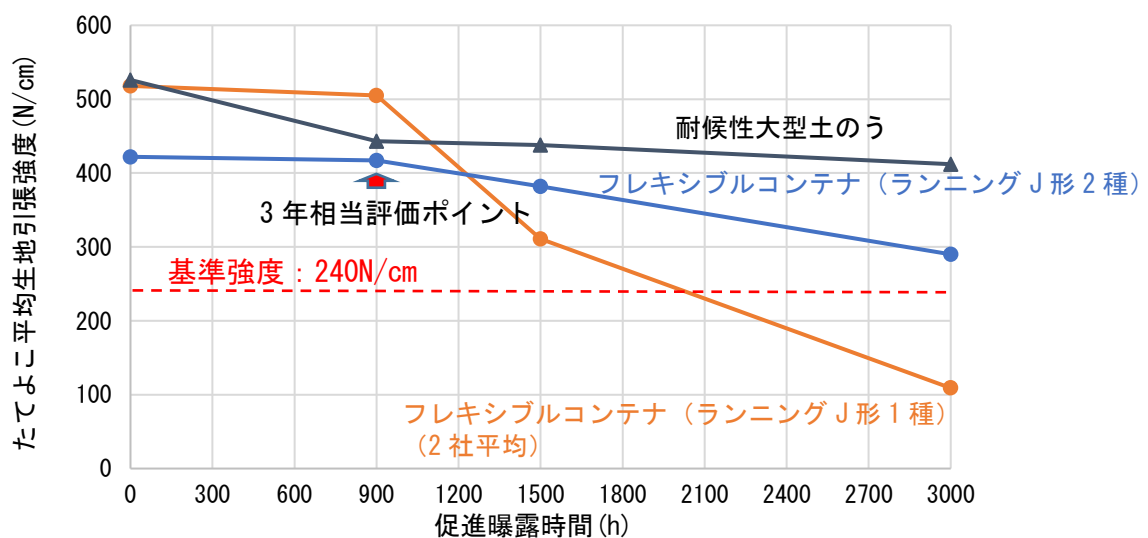


図7 品種別保管容器の生地強度と促進曝露時間の関係

保管容器の促進曝露試験はブラックパネル温度 63℃で 300 時間を 1 年相当として実施されている。図7の促進曝露試験結果からの推測では日光曝露下でも3年程度では強

度低下は小さいはずである。しかし、実際には1年で基準強度を割り込むケースがあり、短期間で強度低下する傾向を説明できず、実際の使用条件をシミュレートできていないと考える。紫外線照射下では温度条件を変えることで促進倍率が大きく変わることが確認されており¹¹⁾、今回のケースもブラックパネル温度を上げることである程度シミュレート可能になると考えられる。いずれにせよ、適切に遮光保管すれば耐久性に係る問題は解決されるため、仮置場の基本構造に示されるよう遮へい土のうも適切に遮光下で使用すべきである。

3. 上部カバーシート類の耐久性試験

3. 1. 概要

上部カバーシート類は除去土壌等保管容器を長期に渡り安全に保護することを目的として使用されるため長期間の遮光性、遮水性が要求される。(場合によっては適切に交換することも必要)

PVC 遮水シート及び通気性防水シートを対象として県内の仮置場より回収したシートの引張試験及び耐水度試験を実施して耐久性を確認した¹³⁾。

3. 2. 試験方法と試料

(試験方法)

・引張試験

PVC 遮水シートを対象とする場合は、JIS K 6251 に準じて試験を実施した。試験片の形状は、ダンベル状5号形試験片とし、引張方向は本体生地のよこ方向のみとした。通気性防水シートを対象とする場合は、JIS L 1908 に準じて試験を実施し、本体生地のよこ方向及び接合部を対象とした。試験の様子を図8に示す。

・耐水度試験

JIS L 1092 に規定するB法(高水圧法)に準じて耐水度試験を実施した。試験の様子を図8に示す。

(試料の概要)

- ・PVC 遮水シート、最大5年程度使用
- ・通気性防水シート、最大5年程度年使用

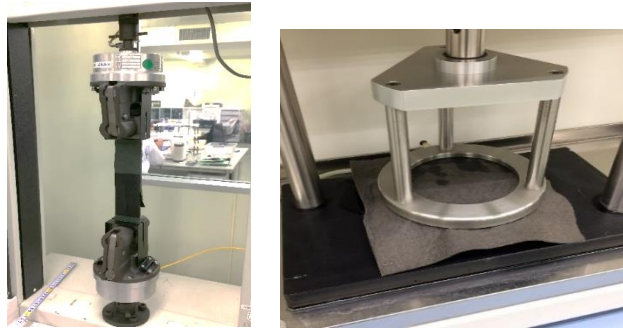


図8 シート類の引張試験（左）及び耐水度試験（右）の様子

3. 3. 結果と考察

引張試験の結果を図9に、耐水度試験の結果を図10に示す。図9よりPVC遮水シート、通気防水シートともに本体、接合部ともに引張強度の基準値を十分上回っており、現時点で耐久性に問題はないと考えられる。なお、滞水（水たまり）部分は水の重さにより負荷がかかるため、劣化が進むと思われたが違いはみられなかった。また、PVC遮水シートは、10年間の日光曝露試験においても強度低下がほとんどないことが確認されており⁹⁾長期耐久性も問題はないと考えられる。

一方、図10よりPVC遮水シートの耐水度に問題はないが、通気防水シートの耐水度は極めて低くなっていた。このことから日光曝露された通気性防水シートは短期間で耐水性が大幅に低下し仮置場で漏水する可能性があるため、シート下の保管容器の防水性に十分注意する必要がある。なお、通気性防水シートの滞水部分で基準を上回る場合が見られたが、これは水で日光が遮られ劣化が軽減されたためと考えられる。

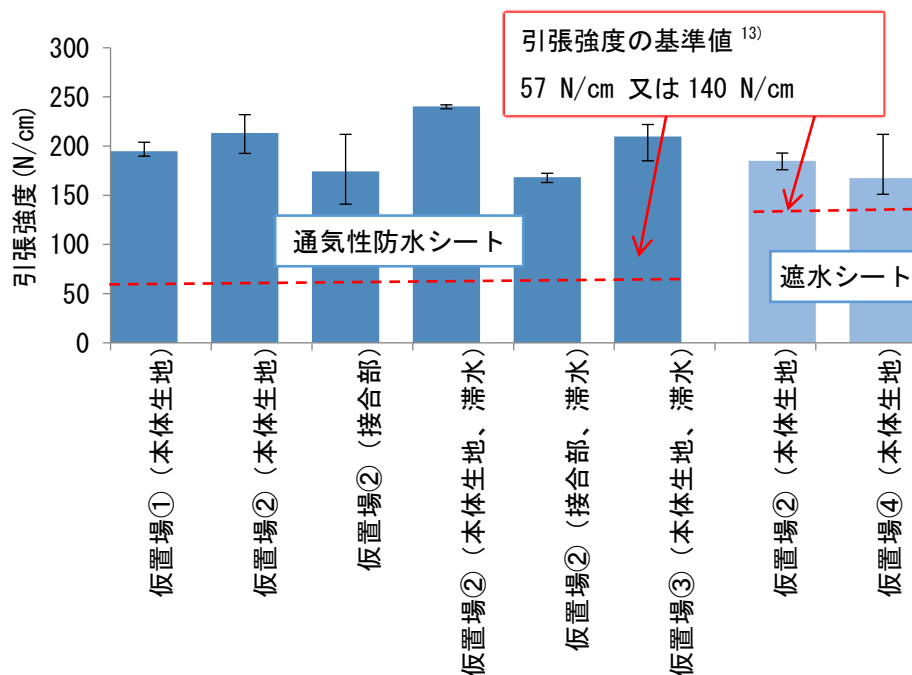


図9 引張試験結果

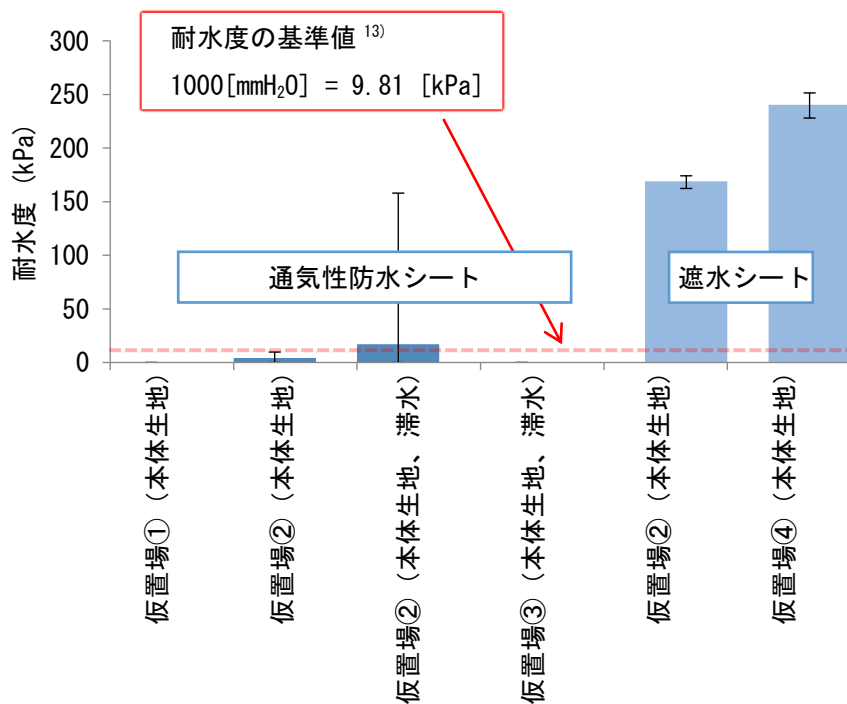


図 10 耐水度試験結果

4. 除去土壌等保管容器の劣化の評価に係る化学分析

4. 1. 概要

保管容器に関しては、適切に遮光保管することで 10 年程度の長期耐久性が確保されることが上述のとおり確認されている。一方、日光曝露下で使用された一部の遮へい土のう（耐候性大型土のう）については劣化速度が促進曝露試験結果からの推測に比べ速いことが確認されており、劣化促進の要因を特定し劣化状況を判定する手法を開発すべく化学分析を継続して実施した。

フェーズ 1、フェーズ 2 で実施した評価について、表 1 に概要をまとめる。本報では表 1 中に示した実施項目から、フェーズ 2 で実施したゲル浸透クロマトグラフィー(GPC)、及びフェーズ 1 で、耐候性大型土のうの劣化状況評価に一定の有効性が認められた赤外分光分析(FT-IR)を、新たにフレキシブルコンテナ(EVA 製)へ適用した結果を中心に報告する。

表 1 保管容器材料の劣化評価手法と結果の概要

項目	実施時期	手法	特徴	検討結果 (適用可否)
引張試験	フェーズ 1 フェーズ 2	引張破断強さを測定、 保持率で耐久性評価	破壊試験、結果 信頼性大	◎
比色計	フェーズ 1	酸化時の変色や光沢の 変化を評価	非破壊試験、黒 色品困難	×
熱分析 (TG-DTA, DSC)	フェーズ 1	酸化開始温度の変化か ら酸化状態を評価	微小試料	△
赤外分光分析 (FT-IR)	フェーズ 1 フェーズ 2	酸化状態の指標である カルボニル基由来のピ ーク変化で評価	微小試料、簡易 性有	○ (定量評価へ の可能性有)
ゲル浸透クロマトグ ラフィー (GPC)	フェーズ 2	分子量分布の変化から 劣化状態を評価	微小試料	△
高次構造解析 (X線回折)	フェーズ 2	結晶化度から劣化状態 を評価	微小試料	△
表面粗さ測定	フェーズ 2	表面の微細なクラック の量、深さを計測	微小試料、薄い 試料で平滑性 要	△

4. 2. 結果と考察

はじめに、耐候性大型土のうのゲル透過クロマトグラフィー (GPC) 分析結果を示す。図 11 に耐候性大型土のうのベルトの分子量分布曲線、図 12 に生地の重量平均分子量と引張強度の関係を示す。分子量分布の変化は小さく、重量平均分子量と引張強度に相関性はみられない。劣化反応は分子切断だけでなく架橋も含まれており、分子量の僅かな低下から強度低下を予測することは困難と思われる。

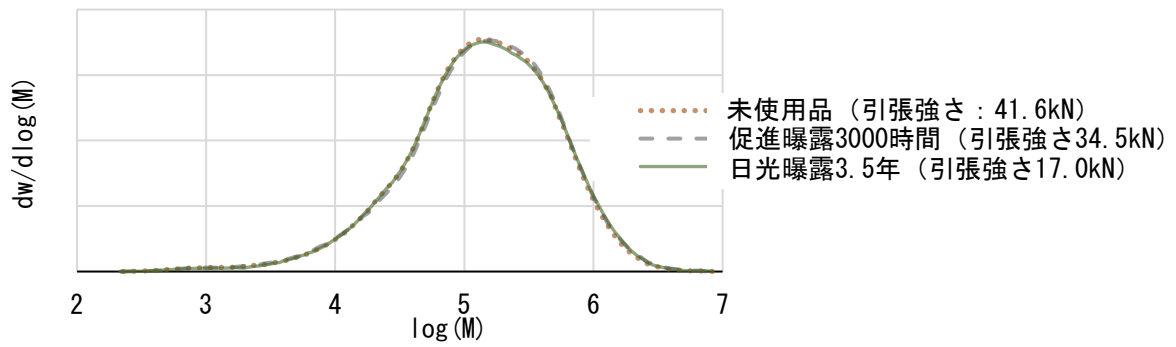


図 11 分子量分布曲線（耐候性大型土のうのベルト）

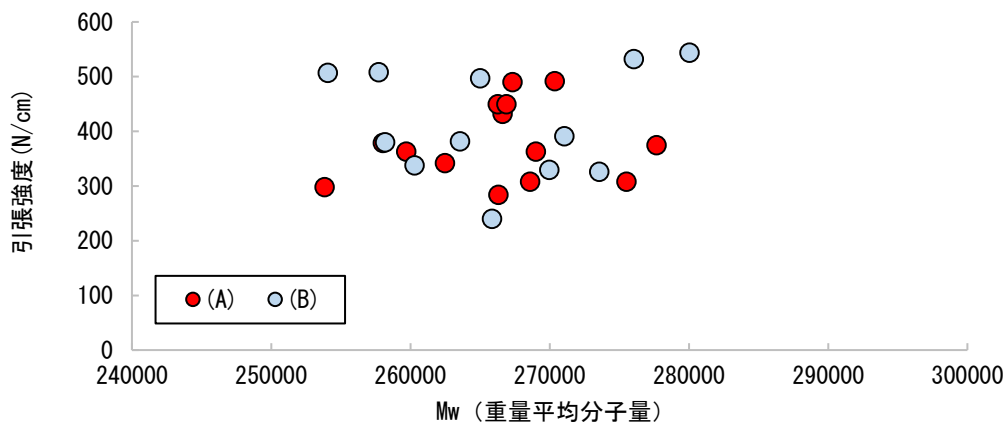


図 12 重量平均分子量と引張強さ（生地）の関係

次に微小試料で簡単に劣化状態を分析可能な方法として着目してきた赤外分光分析 (FT-IR) について、新たにフレキシブルコンテナに適用した。

未使用品、促進曝露試料 (900h, 1500h, 3000h)、仮置場長期保管品 (6 年、7.3 年) の表面状態を全反射 (ATR 法) で評価した結果を重ねて図 13 に示す。

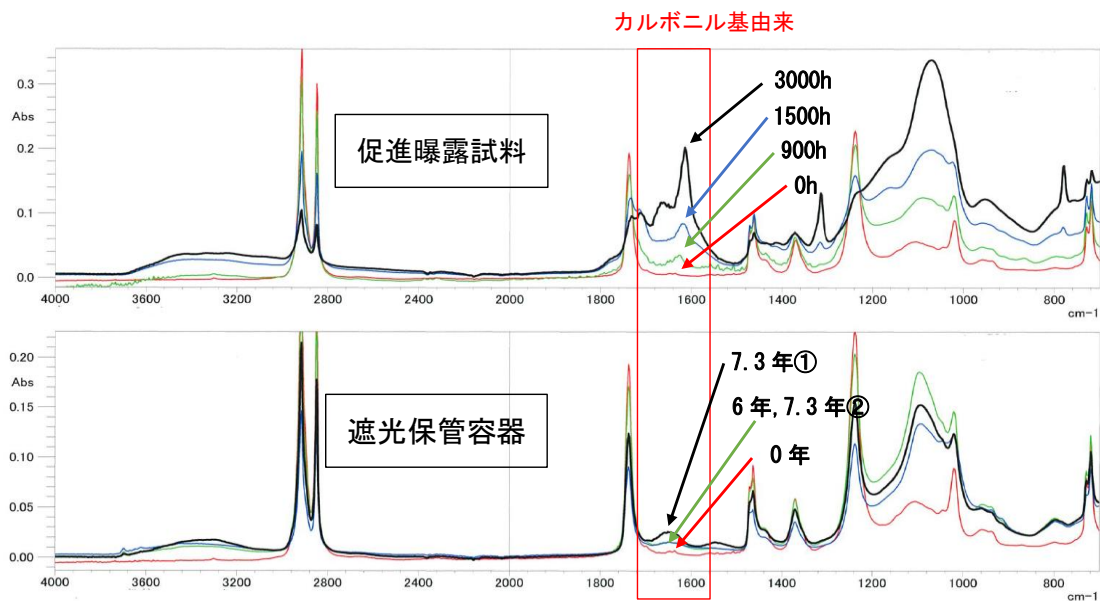


図 13 フレキシブルコンテナ生地表面の FT-IR 分析結果

図 13 より、促進曝露試料については曝露時間とともにカルボニル基由来のピークが成長する様子が観察された。長期遮光保管された容器については、保管期間 6 年までは僅かな変化であるが 7.3 年保管されたものの一つは明瞭なピークを示した。引張強度の低下とも対応しており表面劣化の評価メジャーになり得るものと考えられる。

その他、熱分析では劣化とともに酸化開始温度の低下が観測されること、高次構造（結晶構造）の解析においても劣化とともに結晶化度が変化すること、表面粗さ測定において耐候性大型土のうの生地の引張強さと表面粗さに一定の相関が見られたことから、これらの手法が劣化解析に有効であることを確認した。

今回、様々な化学分析手法を用い劣化解析を実施、化学的な劣化を多面的にとらえることができたが、定量的な劣化予測には至らなかった。今後、赤外分光分析 (FT-IR) や熱分析等の進化成熟が期待される。

5. 遮へい土のうの表面温度の計測試験

5. 1. 概要

保管容器の最大の劣化要因として考えられるのが紫外線と熱の複合であることから、日光曝露下で使用される遮へい土のう（耐候性大型土のう）の表面温度を実際の仮置場にて計測した。

5. 2. 方法

実際の仮置場において、日光曝露下で設置されている遮へい土のう（耐候性大型土のう）の表面に温度計（熱電対）を接触させ、2021 年 7 月 16 日～10 月 1 日に 10 分間隔で表面温度を測定した。また、遮へい土のうの近傍に 1 m 高さの杭を設置し、杭の先端

に温度計を取り付け、気温も同時測定した。温度計の設置状況を図 14 に示す。



センサー貼り付け位置 (2 か所)



近傍気温測定位置



フィールド全景
計測頻度：1 回/10 分

図 14 温度計の設置状況

5. 3. 結果と考察

遮へい土のうの表面温度と、近傍の気温の時間変化を図 15 に、相関関係を図 16 に示す。図 15、16 より、遮へい土のうの表面温度は最大で 70°C を超え、気温の上昇に伴い表面温度と気温の差は大きくなり、最大 40~45°C の差が生じることが確認された。表面温度と気温の差にばらつきがみられるのは、日照時間や風雨によるものと考えられる。観測された最高温度は既往の試験結果¹⁰⁾と比べると低いものであったが、日射による熱履歴は表面劣化への影響が大きいと考えられる。温度変化が大きいことによる伸縮疲労も考えられる。

促進曝露試験条件ではブラックパネル温度 63°C × 照射時間 300 時間 × 水噴霧を 1 年相当として設定されているが⁴⁾、紫外線照射条件下でブラックパネル温度を 20°C 上昇させると劣化速度が大幅にアップするとの実験結果もあり¹¹⁾、日光曝露と高温履歴を同時に与えることが強度低下促進の主要因と考えられ、予測精度を上げるには使用現場の条件に合わせた促進曝露試験条件の見直しも必要かと思われる。

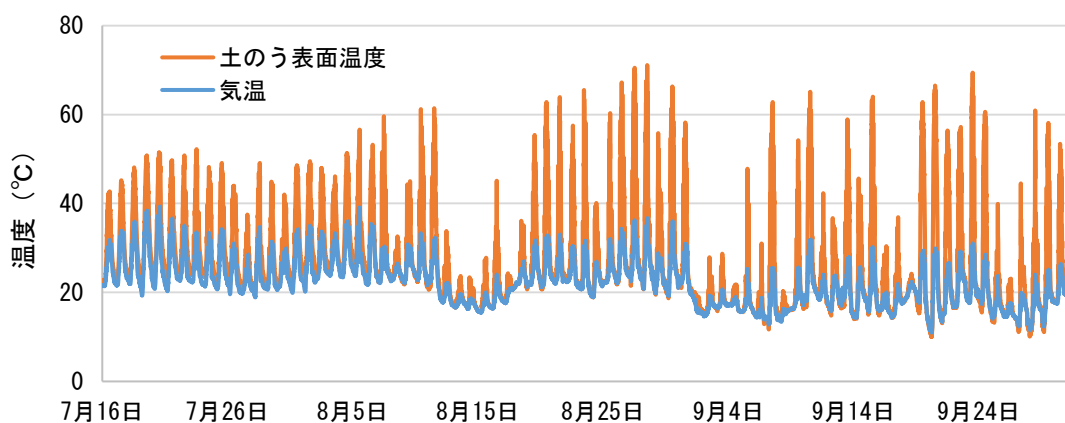


図 15 遮へい土のうの表面温度及び近傍気温の変化

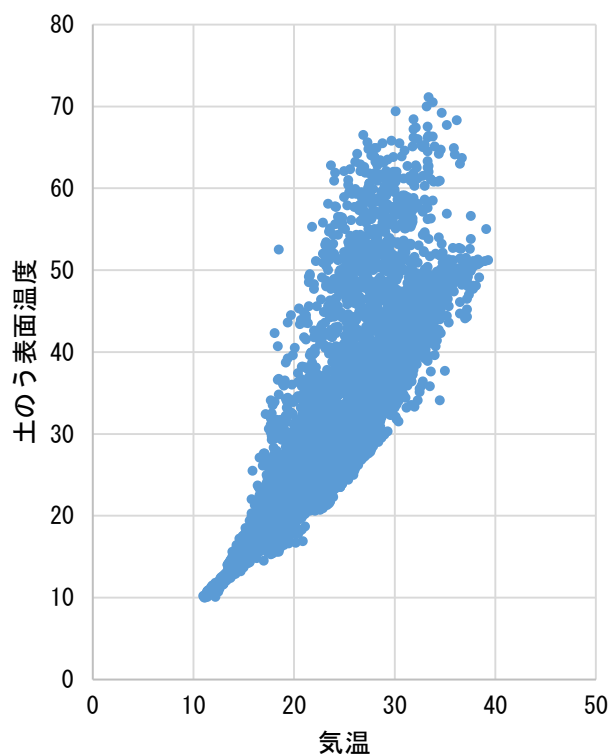


図 16 気温と遮へい土のう表面温度の関係

6. まとめ

遮光保管下で 7 年以上継続的に使用された保管容器から試料を切り出し引張試験を実施した結果、十分な強度を保持していることを確認した。また、フェーズ 1 の評価結果と合わせ、経年変化の傾向を確認し適切に遮光保管することで 10 年程度の長期耐久性が保持されると考えられる⁸⁾。

上部遮水シートについても長期耐久性に係る調査を行い、遮水シートは日光曝露下に

においても最大5年以上の耐久性があることを確認した。また文献調査から10年以上の実績があることも確認した⁹⁾。

通気防水シートに関しては日光曝露下では耐水性が短期間で低下するため、使用に際しては覆土施工して遮光することにより劣化を防ぐか保管容器の防水性を十分確保しておく必要があることが改めて確認された⁸⁾。

化学分析結果からは、赤外分光分析 (FT-IR) でのカルボニル基由来のピーク生成の追跡が、フレキシブルコンテナの強度低下の解析に有効であることを確認した⁸⁾。また、熱分析では劣化とともに酸化開始温度の低下が観測されること、高次構造 (結晶構造) の解析においても劣化とともに結晶化度が変化すること、表面粗さ測定において耐候性大型土のうの生地の引張強さと表面粗さに一定の相関が見られたことから、これらの手法が劣化解析に有効であることを確認した。

最後に、フェーズ1で確認された日光曝露下での遮へい土のうの、促進曝露試験での予測を上回る速さの強度低下原因について、遮へい土のうの表面温度に着目し計測実験を行った結果、遮へい土のうの表面温度は夏場には70℃以上 (気温プラス45℃程度) まで上昇することを確認した。日内温度変化も大きく繰り返し伸縮することによる疲労も低下の一要因と考えられる。

謝辞

末筆ながら、お忙しい中調査に御協力いただいた自治体の御担当者の方々に御礼申し上げます。

参考文献

- 1) 環境省 (2018) 除染関係ガイドライン (平成25年5月第2版 (平成30年3月追補)) . <http://josen.env.go.jp/material/>
(2024年1月26日最終閲覧)
- 2) 福島県 (2019) 仮置場等技術指針 (第6版) .
<https://www.pref.fukushima.lg.jp/site/portal/kariokiba-gijutsushishin.html>
(2024年1月26日最終閲覧)
- 3) JIS Z 1651:2017 「非危険物用フレキシブルコンテナ」ほか
- 4) 財団法人土木研究センター (2012) 「耐候性大型土のう積層工法」設計・施工マニュアル.
- 5) 環境省 (2015) 仮置場の管理について (環境回復検討会 (第15回)) .
<https://www.env.go.jp/jishin/rmp/conf/15.html> (2024年1月26日最終閲覧)
- 6) 環境省 (2016) 第17回環境回復検討会議事録, pp.30.
<http://josen.env.go.jp/material/session/> (2024年1月26日最終閲覧)
- 7) 福島県環境創造センター (2020) 環境創造センターにおいて福島県が取り組む除染に関する調査研究成果報告書 フェーズ1 (平成27年度～平成30年度) ,

pp. 80～112. <https://www.fukushima-kankyosozou.jp/research.html> (2024年1月26日最終閲覧)

- 8) 原田高志, 日下部一晃, 高橋勇介 (2021) 除去土壌等保管容器を中心とした仮置場資材の耐久性に関する調査研究, 福島県環境創造センター 令和3年度成果報告会ポスター, 除染廃棄物部門.

<https://www.fukushima-kankyosozou.jp/2021seikahoukoku/johai.html> (2024年1月26日最終閲覧)

- 9) 原田高志, 今泉繁良, 西崎到 (2006) 室内促進暴露実験と10年間実暴露実験による遮水シートの耐久性評価と遮光性保護による延命効果の確認, 廃棄物学会論文誌, Vol.17, No.2, pp.142-152.
- 10) 国際ジオシンセティックス学会日本支部ジオメンブレン技術委員会編: 廃棄物処分場における遮水シートの耐久性評価ハンドブック, 第3章, pp.59-62. 2009.
- 11) 大武義人 (2018) 特論講座 ものづくりにおける安全の追及 第5回 地球環境悪化とゴム・プラスチックへの影響 (その1 光・熱・水がポリマー劣化に与える影響), 日本ゴム協会誌, 91巻第4号, pp.123-128.
- 12) 日本工業標準調査会: JIS B 7753「サンシャインカーボンアーク灯式の耐光性試験機及び耐候性試験機」, 2007.
- 13) 日本遮水工協会 (2014) 現場保管場所・仮置場の上部シート (通気性防水シート・遮水シート) および 下部シート等の自主基準 (第3版) .
http://www.nisshakyo.gr.jp/kijyun_rev3.pdf (2024年1月26日最終閲覧)

仮置場原状回復の課題解決に向けた基礎調査

1. 背景・目的

福島県内の除染活動で発生した除去土壌等は、除染を実施した現場や仮置場で一時保管された後、順次中間貯蔵施設への輸送が行われ、福島県外で最終処分するまでの間、安全かつ集約的に管理・保管される¹⁾。現在、中間貯蔵施設への除去土壌等の輸送は概ね完了している。輸送が完了した仮置場は、従前の土地利用を基本として原状回復が行われる。

福島県環境創造センターでは、仮置場の原状回復について、作業を行う上での技術的課題への対応策等を検討するため、調査研究に取り組んできた。

仮置場の原状回復においては跡地利用や原状回復作業に伴う問題を解決する必要がある。フェーズ1において保管場所跡地において土壌汚染等調査や土壌硬度調査等を実施した所、明確な跡地汚染がないことを確認した一方で、保管等の影響による土壌の締固まりが発生していることを確認した。また、仮置場の原状回復においては客土として現地で使用されていた遮へい土等が使用される場合があり、原状回復後の地力低下等の懸念がある。

そこでフェーズ2では、仮置場跡地を農地へと復旧する場合のより効果的な方法を検討するため、原状回復作業を想定したモデル試験を実施した。また、フェーズ1に引き続き、実際の仮置場跡地の土壌硬度を把握するため、土壌硬度調査を実施した。加えて、土壌硬度調査で使用が想定される2つの測定機器について、両者を実施しなくとも、片方の機器の測定結果から判断ができるよう、測定の換算方法の検討を行った。

2. モデル試験

仮置場跡地を農地へ原状回復する場合における、より効果的な原状回復作業方法を検討するため、原状回復作業のモデル試験としてポット栽培試験を実施し、土壌改良方法別の土壌栄養分流出状況及び作物の生育状況確認を行った。

2. 1. 実施方法

試験は図1に示すガラス温室内で行った。栽培には1/5000アールのワグネルポット（以下、ポットという。）を用い、供試する土壌は山砂と黒土とした（図2）。山砂は福島県内を産地とし花崗岩を母材とするマサ土である。一方、黒土は栃木県で産出された関東ローム層の表土であり、市販品を購入して使用した。それぞれの土壌について以下に示す土壌化学性分析項目の分析を行った。

【土壌化学性分析項目】

pH (H₂O)、電気伝導度 (EC)、陽イオン交換容量 (CEC)、石灰 (CaO) 飽和度、苦土 (MgO)

飽和度、カリ (K_2O) 飽和度、塩基飽和度、加給態リン酸 (P_2O_5)、腐植、加給態ホウ素、石灰苦土比、苦土カリ比

この分析結果に基づき、表 1 に示す改良土壌作成の条件で堆肥およびゼオライトを混合した。その後、全ての土壌に対して pH とリン酸量の矯正を炭酸カルシウム及びようりんを用いて行った。混合する堆肥・ゼオライト及びその他の土壌改良資材の量は、福島県施肥基準²⁾における普通畑土壌の改良基準を満たすよう選択した。表 2 に改良後の土壌化学性を示す。



図 1 ガラス温室の様子



図 2 供試試料 (左 : 山砂、右 : 黒土)

表 1 改良土壌作成の条件

土壌種類	土壌改良条件
山砂	そのままの土壌＋土壌改良資材
	堆肥を混合＋土壌改良資材
	ゼオライトを混合＋土壌改良資材
	堆肥及びゼオライトを混合＋土壌改良資材
有機質土（黒土）	そのままの土壌＋土壌改良資材
	山砂を混合＋土壌改良資材

表 2 土壌改良資材混合後の土壌化学性

	pH	EC (mS cm ⁻¹)	CEC (meq 100g ⁻¹)	全窒素 (%)	全炭素 (%)	腐植 (%)
山砂	6.9	0.15	1.4	0.02	0.13	0.22
山砂＋堆肥	7.9	1.00	3.0	0.08	0.86	1.48
山砂＋ゼオライト	7.0	0.02	6.6	0.02	0.00	0.00
山砂＋堆肥＋ゼオライト	7.5	0.88	9.8	0.09	1.09	1.88
黒土	7.0	0.29	26.8	0.48	8.97	15.46
黒土＋山砂	7.0	0.21	6.6	0.14	2.56	4.41

続いて、各条件の土壌をポットに均一に充填した。土壌の充填後、元肥として窒素、リン酸、カリウムをそれぞれ 14、12、12 kg (10a)⁻¹ となるように施肥を行った。施肥には硝酸アンモニウム、リン酸カルシウム、塩化カリウムを用いた。

栽培作物はコマツナとし、1ポットあたり3粒の播種を行った。発芽後、17日目に間引きを行い、発芽生育の均一な個体を選定し2株残した。播種後31日目に追肥として元肥の半量の施肥を水溶液状で与えた。栽培は播種後42日まで継続した。

栽培試験実施中に週に1回、各ポットの土壌間隙体積と等しい量の給水を脱イオン水で行った。給水後は、ポットからの流出水を採取し、その量を記録するとともに、窒素（アンモニア態および硝酸態）及びカリウムの測定を行った。また、栽培試験終了後、栽培した小松菜の草丈、地上部生体重、地上部乾物重の測定を行った。栽培試験後の土壌について、水溶態・交換態のアンモニア態窒素、硝酸態窒素及びカリウムの測定を行った。

2. 2. 実施結果

図3に栽培終了時の植物の成長度合いを示す。山砂に堆肥とゼオライトの両方を入れた区において目視でも確認できるレベルで生育が良かった。表3に示すように、作物の

重量等も山砂に堆肥とゼオライトの両方を加えた区で最も大きかった。一方、堆肥若しくはゼオライトのみを施用した区では育成は改善せず、2元分散分析の結果でも堆肥とゼオライト両方施用（交互作用）のみ有意に生育が良かった（2元分散分析、 $p < 0.05$ ）。

一方、園芸土として用いられている黒土条件は山砂に比べて生育は良くならなかった。黒土区においては多量の給水によって土壤圧縮が生じており、根圏の通気性の不足が生育悪化につながった可能性が考えられた。



図3 栽培終了後の生育状況

表3 栽培終了時の植物生育状況（カッコ内は標準偏差）

	草丈(cm)	新鮮重(g)	乾物重(g)
山砂	23.2 (1.9)	13.3 (3.0)	1.1 (0.3)
山砂+堆肥	24.9 (0.9)	19.1 (1.3)	1.4 (0.1)
山砂+ゼオライト	20.4 (1.1)	9.8 (1.0)	0.7 (0.0)
山砂+堆肥+ゼオライト	30.1 (0.2)	43.7 (4.6)	3.1 (0.4)
黒土	23.0 (4.3)	11.6 (5.5)	0.8 (0.3)
黒土+山砂	24.6 (1.5)	13.8 (2.1)	1.0 (0.1)

下端からの流出量は第2週以降、給水量とほぼ同量となった。山砂区で堆肥を施用しなかった条件では流出水中の窒素濃度は2週目以降検出限界以下となった（図4）。追肥を5～6週の間に行ったが、その影響も観察されなかった。堆肥を加えた条件では継続的に窒素が流出しており、堆肥の分解に伴って供給されたと考えられる。一方、黒土区においても窒素はほとんど流出しなかったが、追肥の影響による窒素流出量の増加は観察された。カリウムについては全区において若干の流出がみられたが、こちらにおいても堆肥を加えた区において流出量が卓越した。栽培期間中に堆肥の分解に伴う、窒素及びカリウムの供給があり、一部が流出したものと考えられる。

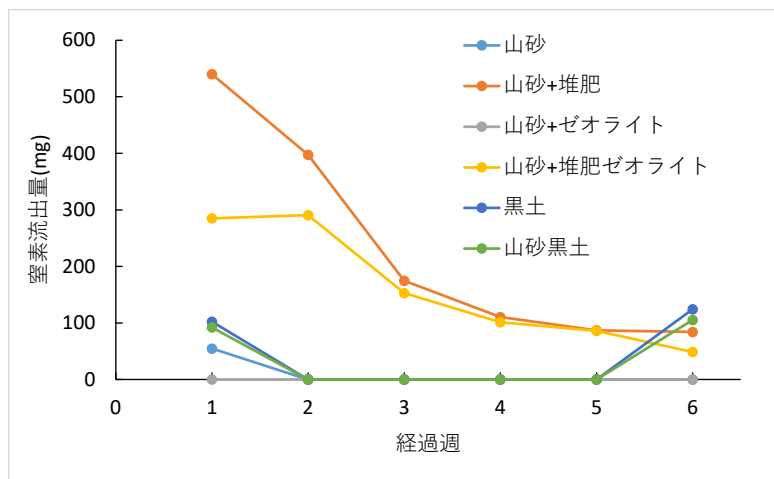


図4 溶脱水中の全窒素

栽培終了後の土壤中の窒素は概ね交換態で、アンモニア窒素の方が多かった（表4）。一般に畑作では好氣的条件によって窒素は硝酸態となるため、これは給水が過剰であり土壤が過湿気味であったことを示唆している。カリウムについてはゼオライトを加えた区で多くなっており、これはゼオライトの多孔質構造内に保持されていたものと考えられる。ただし、多量の給水にも関わらず溶脱はほとんどしていなかったことから、交換態として比較的強固に保持されていた。

栽培期間中の窒素収支は、堆肥区においては支出分が大きいですが、これは堆肥の分解によるものである(図5)。ただし堆肥から生じた窒素の大半は溶脱していた。ゼオライトを加えることで土壌への吸着が多く、結果植物生育も良くなったと考えられる。

一方、堆肥未施用の山砂区および黒土区においては投入した窒素の一部の行先が明らかでないが、アンモニア揮発等の影響が考えられた。ゼオライト区においては窒素の溶脱が少なく大半が土壌に吸着しており、これはゼオライトの作用と考えられる。ゼオライトに強く吸着されたことで植物の利用性が低くなったことが原因と示唆された。

表4 栽培終了後土壌中の窒素及びカリウム(水溶態と交換態合計) 単位: mg kg⁻¹

	アンモニア態窒素	硝酸態窒素	カリウム(K ₂ O)
山砂	1.8 (0.2)	0.8 (0.2)	7.8 (0.4)
山砂+堆肥	1.0 (0.2)	0.6 (0.1)	48.6 (2.4)
山砂+ゼオライト	7.4 (0.3)	0.5 (0.1)	145.3 (9.3)
山砂+堆肥+ゼオライト	3.9 (0.5)	1.0 (0.2)	337.3 (13.5)
黒土	2.0 (1.0)	3.6 (3.1)	26.8 (3.3)
黒土+山砂	0.7 (0.1)	0.6 (0.1)	12.3 (0.5)

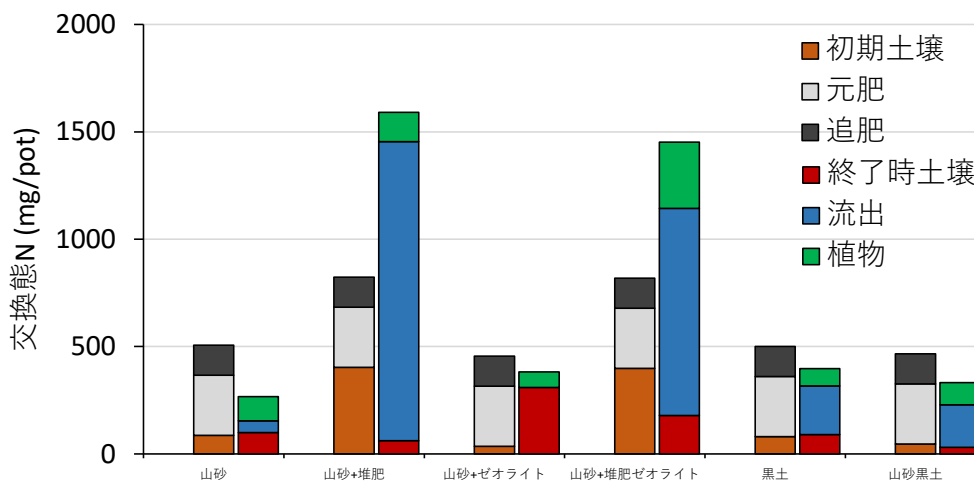


図5 栽培試験前後の窒素収支

3. 跡地の土壌硬度調査

仮置場における、除去土壌等の保管や重機走行による跡地土壌の圧縮の程度を確認するため、コーンペネトロメータ（以下「コンペネ」という。）及び山中式土壌硬度計（以下「硬度計」という。）の2種類の機器を用いて現地の土壌硬度を調査した。一部測定地点においては、土壌をサンプリングし物理性を測定した。

また、硬度計の結果は施肥基準等にも示される農学上有効な指標ではあるものの、測定に際して、後述のように重機を使用する場合がある等、労力を要することから、より簡易なコンペネを使用した調査結果から硬度計の値を推定する方法を検討した。

3. 1. 実施方法

3. 1. 1. 現地調査

福島県内の汚染状況重点調査地域内における仮置場6箇所を実施場所とした。対象とした仮置場は、福島県内県北地域の仮置場A～C、福島県内浜通り地域の仮置場D～Fである。仮置場それぞれの情報を表5-1～5-6に示す。

表 5-1 仮置場 A の情報

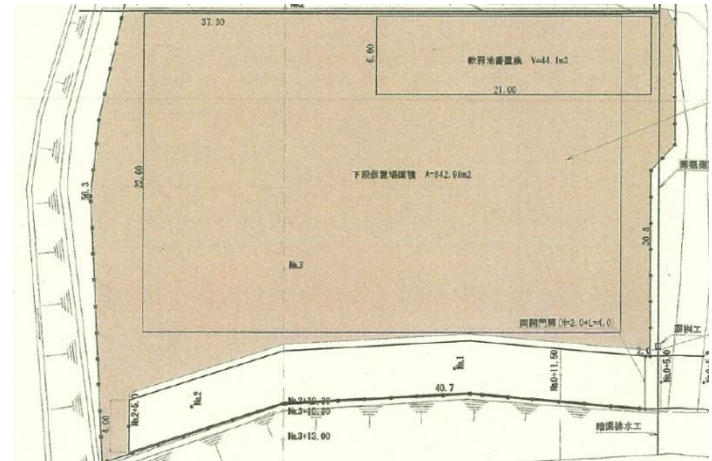
元の土地利用	水田
保管物種類	除去土壌等
保管物量	900 m ²
保管期間	5年7ヶ月
仮置場の状況	 A detailed site plan of temporary storage site A. The plan shows a large rectangular area with a brown background, representing the site. Key features include: a top boundary of 37.30m, a right boundary of 21.00m, and a bottom boundary of 21.00m. A smaller rectangular area within the site is labeled '軟弱地層置換 V=44.1x3'. Another area is labeled '下段設置構造物 A=542.6m2'. The site is bordered by a road on the left and a road on the right. Various elevation points are marked, such as 21.00, 20.80, 20.60, 20.40, 20.20, 20.00, 19.80, 19.60, 19.40, 19.20, 19.00, 18.80, 18.60, 18.40, 18.20, 18.00, 17.80, 17.60, 17.40, 17.20, 17.00, 16.80, 16.60, 16.40, 16.20, 16.00, 15.80, 15.60, 15.40, 15.20, 15.00, 14.80, 14.60, 14.40, 14.20, 14.00, 13.80, 13.60, 13.40, 13.20, 13.00, 12.80, 12.60, 12.40, 12.20, 12.00, 11.80, 11.60, 11.40, 11.20, 11.00, 10.80, 10.60, 10.40, 10.20, 10.00, 9.80, 9.60, 9.40, 9.20, 9.00, 8.80, 8.60, 8.40, 8.20, 8.00, 7.80, 7.60, 7.40, 7.20, 7.00, 6.80, 6.60, 6.40, 6.20, 6.00, 5.80, 5.60, 5.40, 5.20, 5.00, 4.80, 4.60, 4.40, 4.20, 4.00, 3.80, 3.60, 3.40, 3.20, 3.00, 2.80, 2.60, 2.40, 2.20, 2.00, 1.80, 1.60, 1.40, 1.20, 1.00, 0.80, 0.60, 0.40, 0.20, 0.00. The site is also labeled 'No.3' and 'No.1'. A road is labeled '道路工' and a drainage ditch is labeled '排水溝'. The site is surrounded by a fence and a road.

表 5-2 仮置場 B の情報

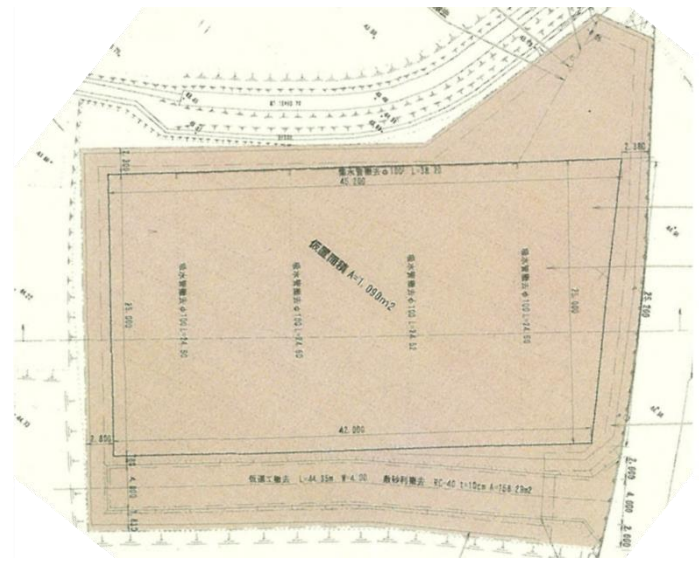
元の土地利用	水田
保管物種類	除去土壌等
保管物量	1000 m ²
保管期間	5 年 4 ヶ月
仮置場の状況	 <p>The site plan for temporary storage B shows a rectangular area with a total area of 1,030 m². The plan includes various dimensions and labels such as '仮置場 B 1,030m²', '最大貯蔵量 100 1.38 11 41.200', and '低圧工機区 1-44.35m 7-4.20 農機列置区 20-40 1-120m 4-124.20m'. The site is surrounded by a fence and has a road to the north.</p>

表 5-3 仮置場 C の情報

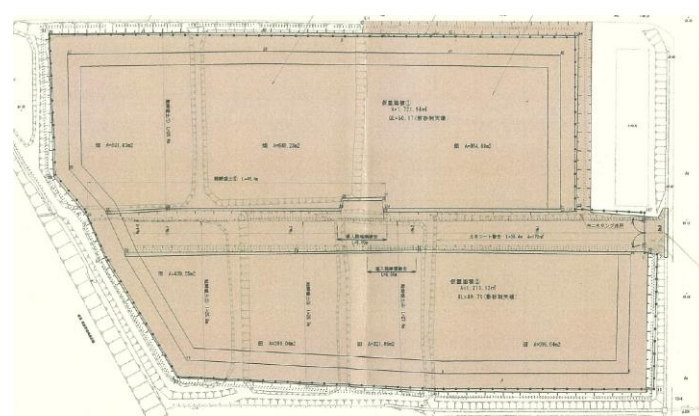
元の土地利用	一部水田、一部畑地
保管物種類	除去土壌等
保管物量	1300 m ²
保管期間	5 年 5 ヶ月
仮置場の状況	 <p>The site plan for temporary storage C shows a rectangular area with a total area of 1,300 m². The plan includes various dimensions and labels such as '仮置場 C 1,300m²', '貯蔵容量 100 1.38 11 41.200', and '低圧工機区 1-44.35m 7-4.20 農機列置区 20-40 1-120m 4-124.20m'. The site is surrounded by a fence and has a road to the north.</p>

表 5-4 仮置場 D の情報

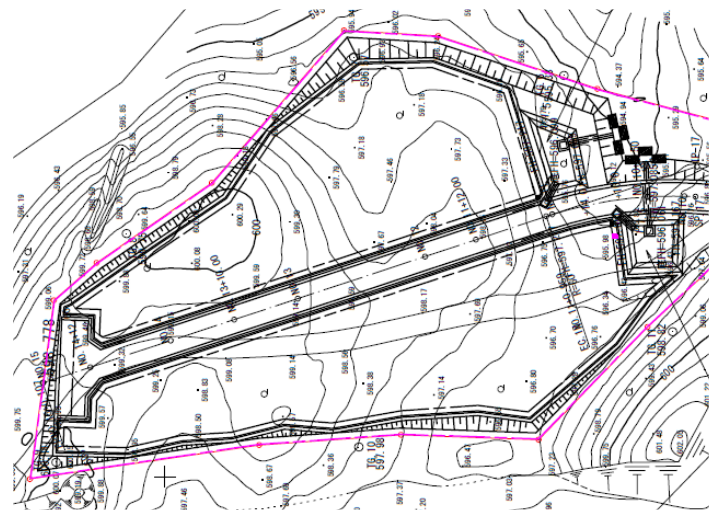
元の土地利用	山林
保管物種類	除去土壌等
保管物量	4100 m ²
保管期間	4 年
仮置場の状況	

表 5-5 仮置場 E の情報



元の土地利用	畑地
保管物種類	除去土壌等
保管物量	2500 m ²
保管期間	5 年 9 ヶ月
仮置場の状況	

表 5-6 仮置場 F の情報

元の土地利用	畑地
保管物種類	除去土壌等
保管物量	5900 m ²
保管期間	5 年 8 ヶ月
仮置場の状況	

各試験場所において、以下に示す関係資料の記載を基本として、除去土壌等が置かれていた場所（以下、「保管区画」という。）や重機走行区画を土壌硬度測定及びサンプリングの対象地点とした。各実施場所における選定地点を図 6 に示す。

【関係資料の詳細】

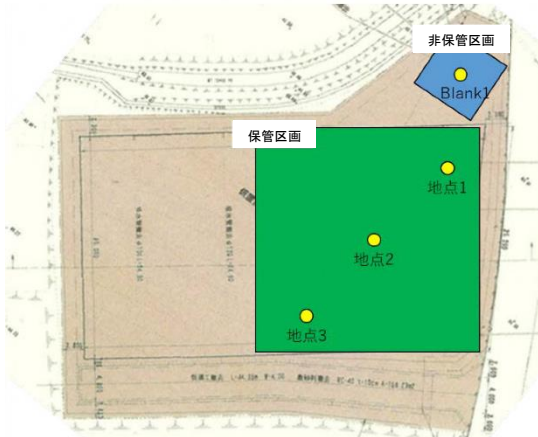
①除染関係ガイドライン（平成 30 年 3 月、環境省、第二版追補）³⁾

“具体的な調査方法は、除去土壌等が置かれていた場所や、重機の作業・運搬車両の通行が行われていた場所を対象に、それらの影響を評価できる調査地点を選定し、コーン貫入試験等を実施します。”

②仮置場等の原状回復に係る現場手順書【水田・未除染・深耕（第 1 編）】（平成 31 年 4 月、福島地方環境事務所）⁴⁾ 及び③仮置場等の原状回復に係る現場手順書【畑・未除染（第 2 編）】（平成 31 年 4 月、福島地方環境事務所）⁵⁾

“原状回復する田の土壌硬度（地耐力調査）は、主にポータブルコーン貫入試験により行う。試験点数は、1 ほ場あたりポータブルコーン 6 箇所以上とする。なお、コーンの貫入ができない場合は、「3.4 耕土深調査」に併せて行う調査坑壁面の土壌硬度計による調査で評価する。試験位置は、保管物設置場所や搬入路等を考慮して選定する。”

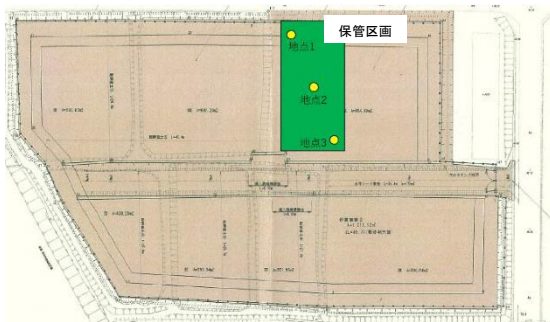
仮置場A



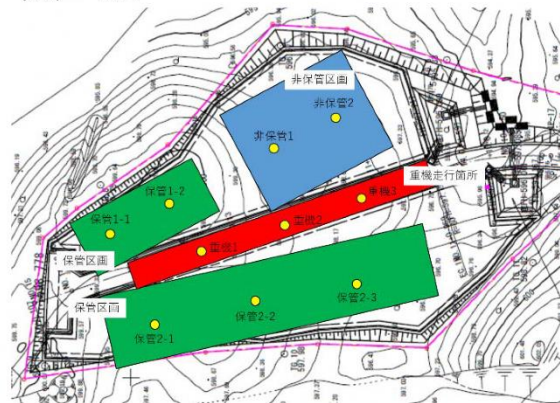
仮置場B



仮置場C



仮置場D



仮置場E



仮置場F

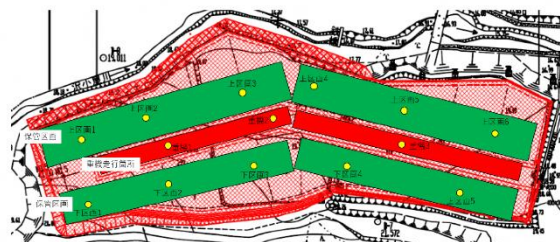


図6 対象の仮置場における測定地点

3. 1. 1. 1. コンペネを利用した土壌硬度測定

コンペネは一般に粘性土、腐葉土などの軟弱地盤に対して用いられる装置であり、コーン貫入抵抗値を求めることで建設機械の走行性や地盤の構造などを知ることができる。本試験においては図7に示すものを用いた。試験は地盤工学会基準 JGS1431 を参照し、貫入速度を 1 cm s^{-1} を目標とし、10 cm 貫入毎に荷重計の読値を記録した。貫入は最大 100 cm に至るまで実施し、各地点で最低 3 回の測定を行い平均値を求めた。ただし、何らかの理由で貫入が停止した場合には反復数を増やす場合もあった。得られた読値を表6に示す較正定数を用いて貫入抵抗とした。



図7 コンペネの様子

表6 調査に使用したコンペネの基本情報

較正定数	3.021 N (0.01mm) ⁻¹
先端コーン断面積	3.23 cm ²
コーン質量	0.1 kg
ロッド質量	0.78 kg
ロッド本数	2本

3. 1. 1. 2. 硬度計を使用した土壌硬度測定

土壌硬度計は土壌断面に対して水平に貫入し、土層の粗密度を測定する装置である。一般に農業分野で用いられており、農地における植物根の伸長の難易や透水性・通気性の程度、農業機械の走行性に影響を及ぼす地耐力（土壌の支持力）の判定などの参考となる。本試験においては図8に示す硬度計を用いた。バックホウ等を用いて図9のような試掘を作成し、測定断面をヘラ等によって成形した上で、断面を測定対象とした。断面の頂上部を0 cmとし、5 cm 深さ毎に硬度計を貫入し、100 cm 深さに至るまで実施した。なお、測定は3~5 反復実施し、その平均を測定値とした。



図8 硬度計の様子



図9 作成する試掘の例

3. 1. 1. 3. 土壌サンプリングと分析

硬度計の測定を行うために作成した試掘の一部において土壌を鉛直方向に容積 100 cm³ のステンレス容器によって採取し、不攪乱のまま持ち帰り、土壌の物理性を測定した。主な項目は飽和透水係数、乾燥密度である。

3. 1. 2. 結果の換算

土壌標準分析・測定法⁶⁾に示されているSR-II型土壌抵抗測定器と山中式土壌硬度計の測定値の相関関係式、及び硬度計の読値の算出式に基づき、コンペネと硬度計の読値へ換算する方法を検討した。具体的な使用した換算式を以下に示す。

[1] コンペネ読値の貫入抵抗への換算式

コンペネの読値は、以下の(1)式によって貫入抵抗 [kg cm⁻²] に換算される。

$$\text{コンペネ貫入抵抗} [\text{kg cm}^{-2}] = \frac{K \times D + (m_c + m_r + n_r) \times 9.8}{A_c \times a} \quad (1)$$

K：較正係数、D：コンペネの読値、 m_c ：コーン質量[kg]、 m_r ：ロッド質量[kg]、 n_r ：ロッド本数、 A_c ：コーン断面積[cm^2]、 a ：単位変換のための係数(=9.8)。

[2] コンペネ貫入抵抗から山中式貫入抵抗への換算式

コンペネと硬度計貫入抵抗の間には、以下の(2)式の関係がある⁶⁾

$$\text{硬度計貫入抵抗} [\text{kg cm}^{-2}] = \text{コンペネ貫入抵抗} [\text{kg cm}^{-2}] \times 0.63 - 0.04 \quad (2)$$

[3] 硬度計貫入抵抗から硬度計読値への換算式

硬度計貫入抵抗[kg cm^{-2}]と硬度計読値[mm]の間には、以下の(3)式の理論式が成り立つ。

$$\text{硬度計貫入抵抗} [\text{kg cm}^{-2}] = \frac{(100 \times h)}{(0.7952 \times (40 - h)^2)} \quad (3)$$

h ：硬度計読値[mm]

[4] コンペネ読値から硬度計読値への換算式

(1)～(3)式を組み合わせると、コンペネ読値と硬度計読値の間に(4)式が成り立つ。

$$\frac{K \times D + (m_c + m_r + n_r) \times 9.8}{A_c \times a} \times 0.63 - 0.04 = \frac{(100 \times h)}{(0.7952 \times (40 - h)^2)} \quad (4)$$

(4)式を h について解くことで、任意のコンペネ読値から硬度計の読値を求めることができる。

3. 2. 結果

3. 2. 1. 跡地の土壤硬度調査

仮置場 A

コンペネの測定について、保管区画の測定は3地点中2地点で表層 20 cm 程度で貫入が停止した。貫入可能であった一地点においては対照地点よりも若干値が大きい傾向を示した(図 10)。ただし、ブランクのばらつきは非常に大きかった。

硬度計の測定結果は、保管区間は3地点ともほぼ同一であり、地表面が高く、深部に向かうにつれて直線的に減少した(図 10)。一方、ブランク地点の土壤硬度は、表層で小さく、20 cm 辺りにピークを持つ分布をしていた。表層の植生、及び元の土地利用が水田であったことによる硬盤形成等が考えられる。

透水性は Blank1 の表層で高いことを除けば両測定地点、およびどの深度においても同程度であった(表 7)。乾燥密度との関連性は小さく、対象地全体で排水性が極端に悪い地点はみつからなかった。

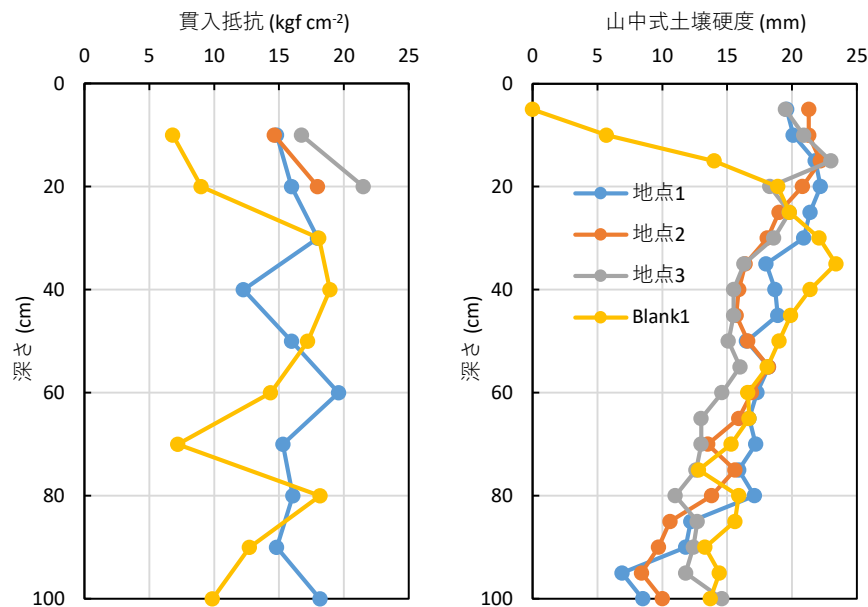


図 10 仮置場 A の土壤硬度調査結果 (左：コンペネ、右：硬度計)

表 7 仮置場 A の土壤物理性 (単位は透水係数が cm s^{-1} , 乾燥密度が g cm^{-3})

採取深	地点 1		Blank1	
	透水係数	乾燥密度	透水係数	乾燥密度
5-17cm ^{**}	3.8×10^{-4}	1.35	29.0×10^{-4}	1.26
32-37cm	5.8×10^{-4}	1.18	7.3×10^{-4}	1.30
50-55cm	-	-	1.9×10^{-4}	1.12

注) 地点 1 は 12-17 cm、Blank1 は 5-10 cm で採取、土壤構造を考慮して決定した。

仮置場 B

保管区間においては客土及び整地がされており、3 地点とも貫入が地表面数 cm で停止した。砂質の客土は変形性が小さくそれが貫入に影響したと考えられる。地点 2 において客土部分より下においては 100 cm までの貫入が可能であった。ブランクと比較して、40 cm までの貫入抵抗は小さく、それ以深ではほぼ同一であった (図 11)。硬度計の結果は保管区間とブランクではほぼ違いがみられなかった。地表面から 10~50 cm 程度までの土壤硬度が高く、以深では徐々に土壤硬度が減少した。

土壤の透水性は保管区間の表層が最も大きくなったが、乾燥密度も最大であった (表 8)。客土の砂質土 (マサ土と思われる) は粒径が大きく粗孔隙が多くなりやすい。そのため、締固めて乾燥密度が大きくと透水性は維持されたと考えられる。その他の箇所については透水性に差はなかった。

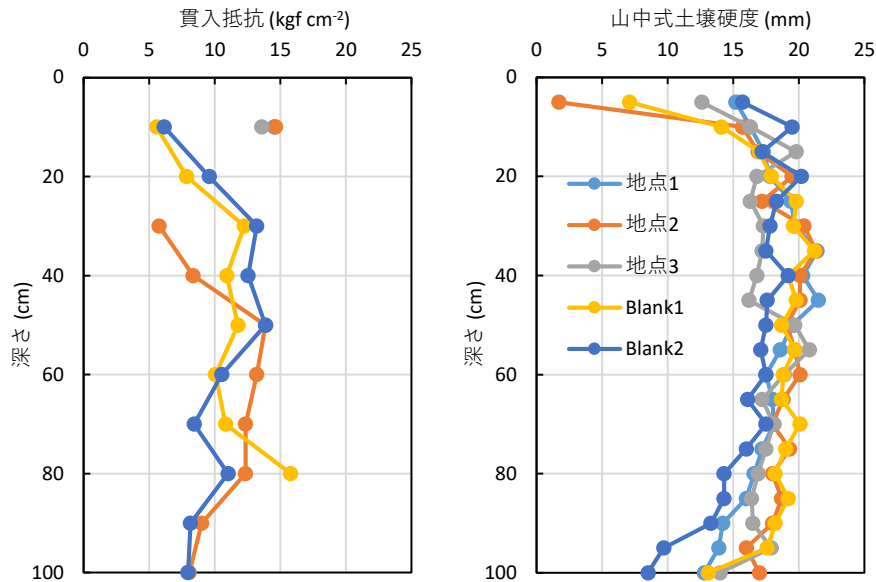


図 11 仮置場 B の土壤硬度調査結果 (左: コンペネ、右: 硬度計)

表 8 仮置場 B の土壤物理性 (単位は透水係数が cm s^{-1} , 乾燥密度が g cm^{-3})

採取深	地点 2		Blank1	
	透水係数	乾燥密度	透水係数	乾燥密度
10-15cm	32.0×10^{-5}	1.63	4.7×10^{-5}	1.28
40-45cm	1.6×10^{-5}	1.42	0.1×10^{-5}	1.17
80-85cm	2.9×10^{-5}	1.28	-	-

仮置場 C

コンペネは地点 1 のやや粘質な部分でのみ 100 cm 貫入が可能であった。その他の地点においては表層すぐに貫入停止し、測定できなかった。

硬度計の結果はばらつきが大きかったが、特に地点 3 の表層から 60 cm 程度まで土壤硬度が高いことが確認された (図 12)。各地点の測定位置はそれほど離れてはいないものの、土質に違いがあり、その影響を受けていたと考えられる。

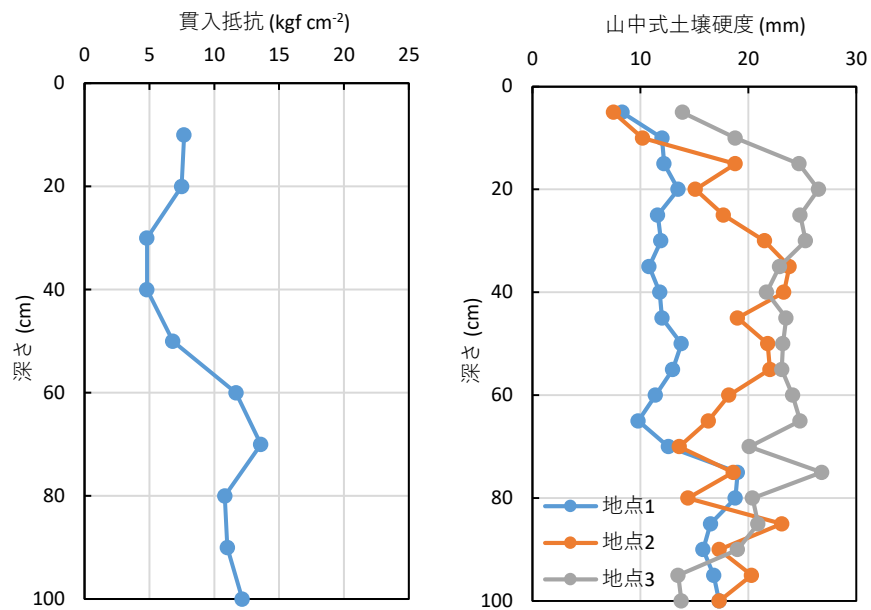


図 12 仮置場 C の土壤硬度調査結果 (左：コンペネ、右：硬度計)

注) コンペネの測定は地点 1 のみ示す

仮置場 D

コンペネの貫入抵抗は測定地点ごとの差が非常に大きく、区画間の差ははっきりしなかった（図 13）。また、100 cm まで概ね同程度の値が維持された。

硬度計の結果については重機走行区画の表層で比較的高い値がみられた。重機の走行に伴う表層の締固めが一因と考えられる。一方、保管 1 と非保管区、保管 2 と重機走行区画のように比較的近い位置の土壤硬度が似通っていたことから、保管等の管理に加えて場所による地質や整地時の切り盛りの違い等が影響している可能性がある。なお、場所ごとの違いは深部ほど小さくなり、40 cm 以降では差はみられなかった。

土壤の透水性は重機走行区画の表層で極端に低く、保管 2-3 区でやや小さかった（表 9）。その他の箇所では大きな違いはなかった。一方、非保管 2 は乾燥密度が極端に小さかったが、これは土壤が黒色の有機質土であったためである。

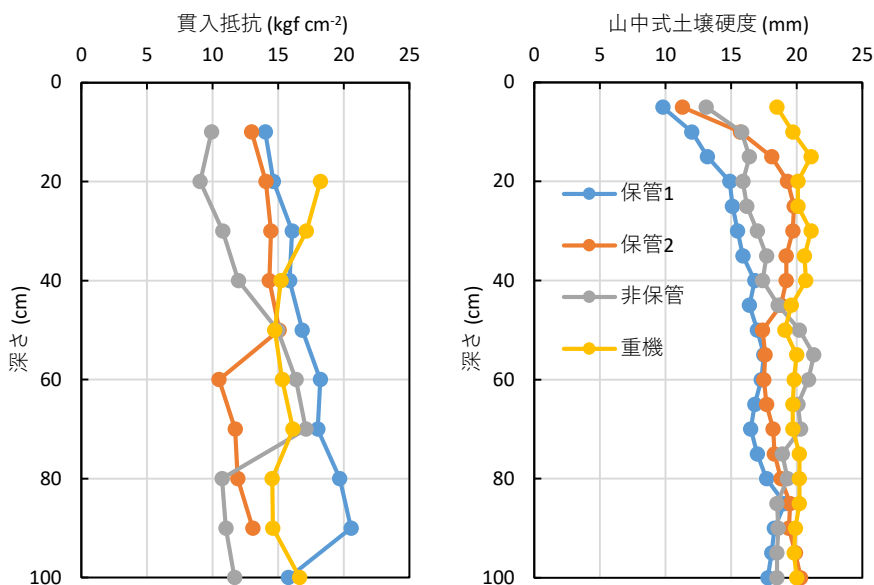


図 13 仮置場 D の土壤硬度調査結果（左：コンペネ、右：硬度計）

表 9 仮置場 D の土壤物理性（単位は透水係数が cm s^{-1} ，乾燥密度が g cm^{-3} ）

採取深	保管 1-2		保管 2-3		非保管 2		重機 3	
	透水係数	乾燥密度	透水係数	乾燥密度	透水係数	乾燥密度	透水係数	乾燥密度
20cm	2.8×10^{-3}	1.25	1.4×10^{-5}	1.11	5.9×10^{-5}	0.99	3.1×10^{-7}	1.15
50cm	4.1×10^{-3}	1.27	3.4×10^{-3}	0.75	6.6×10^{-3}	0.58	1.4×10^{-4}	1.20

仮置場 E

コンペネについては保管区画では全地点で貫入が地表面で停止した。一方、近傍の非保管区画においては、上区画は 100 cm まで、下区画は 40 cm までの貫入が可能であり、仮置場設置による締固まりが示唆された（図 14）。

硬度計の読値は表層でばらつきが大きかったが、10 cm 深さに非常に土壌硬度の高い地点がみられた。また表層の方が高い傾向にあり、深くなるにつれて土壌硬度が減少した。地点間の違いは表層のばらつきを除けば確認されていない。

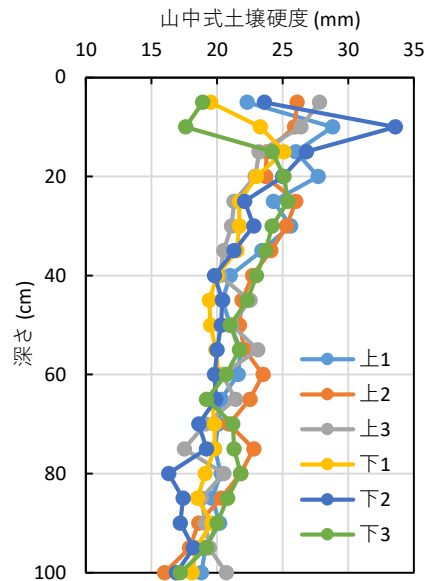


図 14 仮置場 E の土壌硬度調査結果（硬度計の結果のみ）

仮置場 F

コンペネの測定値は重機>北側>南側の順で貫入抵抗が大きく、重機走行区画では最大貫入深度が 60 cm であった (図 15)。ただし、その他の保管区画においても貫入停止するケースが多く、深さ 30 cm において半数以上の測定点で貫入できなかった。この理由としては土壌が硬い場合のほか礫等に当たるケースが多く、仮置場の石礫の状況によっては貫入困難であることが示唆された。

硬度計の値については、北側と重機走行区画がほぼ同程度で、南側は土壌硬度が比較的小さかった。北側と重機走行区画は深さ 20-60 cm にかけて特に土壌硬度が高く、平均で 20 mm を超え、根の伸長や排水性に懸念が生じるレベルであった。

仮置場の土壌物理性は深部の 45-55 cm の方が透水性が大きい傾向にあったが (表 10)、この深度のサンプルからは植物根に由来するマクロポアが観察された (図 15)。このような粗孔隙が残っていると飽和透水係数が大きくなる。一方、表層においては均一に透水性が低く、整地等の影響が大きかったものと考えられた。

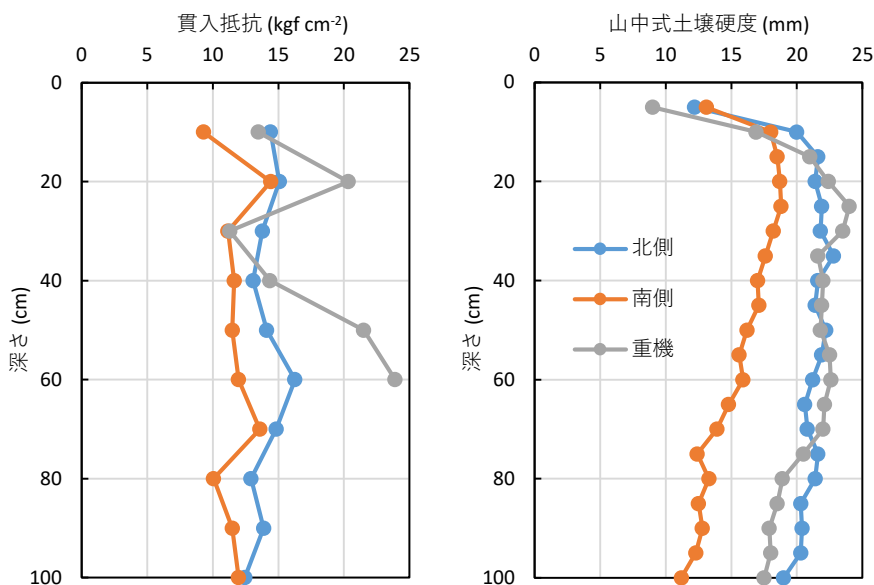


図 15 仮置場 F の土壌硬度調査結果 (左：コンペネ、右：硬度計)

表 10 仮置場 F の土壌物理性 (単位は透水係数が cm s^{-1} 、乾燥密度が g cm^{-3})

採取深	上 1		上 4		上 6	
	透水係数	乾燥密度	透水係数	乾燥密度	透水係数	乾燥密度
25-30cm	6.1×10^{-5}	1.34	1.8×10^{-5}	1.25	6.1×10^{-5}	1.45
45-55cm	3.4×10^{-3}	1.33	7.6×10^{-7}	1.28	1.7×10^{-3}	1.36

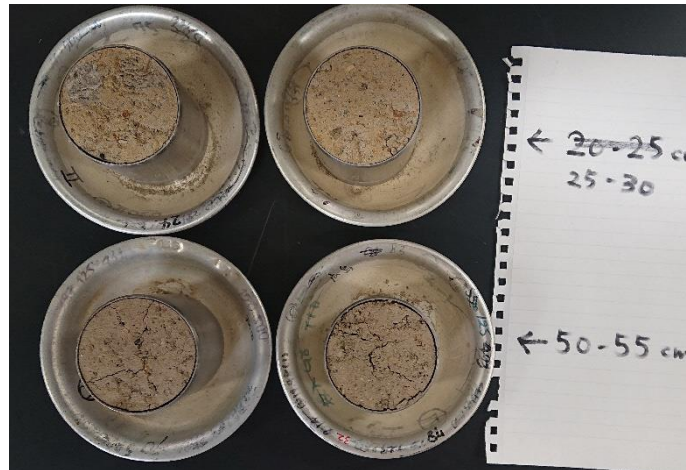


図 15 100 cm³ 容器で採取した土壌（乾燥後）の様子
 注) 50-55 cm サンプルには根由来と思われる穴が確認できる

3. 2. 2. 結果の換算

結果の換算用のエクセルシートについて図 16 に示す。システム上では、コンペネの較正係数やロッド本数などの測定条件を入力すると自動的にコンペネ読値と山中式の土壌硬度の対応が取れるようになっている。また任意の山中式土壌硬度に対応するコンペネ読値を、エクセルマクロを用いて計算できるようにしている。ただし、コンペネと山中式の関係性は土壌や測定条件等の影響が大きく、結果としてばらつきも大きいことに留意する必要がある。

今回作成した換算式及び計算シートは、一部市町村において面積の大きい仮置場の原状回復における硬度調査結果の解析に活用された。

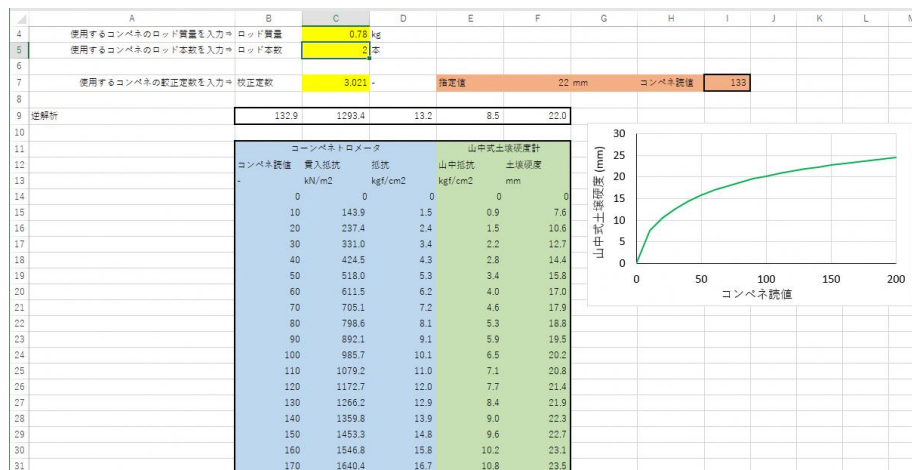


図 16 換算用エクセルシート（一部）

4. まとめ

ポット試験においては山砂には堆肥とゼオライトの両方を加えることで生育改善が期待されることが示唆された。栽培期間中、特に施肥後に降水量が多いなど、多量の給水が見込まれる生育条件においては、堆肥から分解された窒素の溶脱を防ぐためのゼオライトの施用が効果的であると考えられる。

土壌硬度調査においては、特に重機走行区画で土壌硬度が高くなった。保管区画も土壌硬度が高い傾向にはあるものの、必ずしも保管区＞非保管区とはならなかった。また、多くの地点で表層が高くなりやすいものの、場所によっては深部まで締固まっている傾向がみられた。簡易な測定法であるコーンペネトロメータは、一部の仮置場において表土の締固まりにより貫入できない場合が確認された。

謝辞

末筆ながら、お忙しい中調査に御協力いただいた自治体の御担当者の方々に御礼申し上げます。

参考文献

- 1) 環境省 中間貯蔵施設情報サイト. <http://josen.env.go.jp/chukanchozou/>
(2024年1月26日最終閲覧)
- 2) 福島県. 福島県施肥基準.
<https://www.pref.fukushima.lg.jp/sec/36021d/kankyounogyousehikijyun.html>
(2024年1月26日最終閲覧)
- 3) 環境省 (2018) 除染関係ガイドライン (平成25年5月第2版 (平成30年3月追補)). <http://josen.env.go.jp/material/> (2024年1月26日最終閲覧)
- 4) 福島地方環境事務所 (2021) 仮置場等の原状回復に係る現場手順書【水田・未除染 (第1編)】. <http://josen.env.go.jp/material/index.html> (2024年1月26日最終閲覧)
- 5) 福島地方環境事務所 (2021) 仮置場等の原状回復に係る現場手順書【畑・未除染 (第2編)】. <http://josen.env.go.jp/material/index.html> (2024年1月26日最終閲覧)
- 6) 土壌標準分析・測定法委員会 (2003) 土壌標準分析・測定法. 博友社

仮置場原状回復の課題解決に向けた現地実証試験

1. 背景・目的

福島県内の除染活動で発生した除去土壌等は、除染を実施した現場や仮置場で一時保管された後、順次中間貯蔵施設への輸送が行われ、福島県外で最終処分するまでの間、安全かつ集約的に管理・保管される。現在、中間貯蔵施設への除去土壌等の輸送は概ね完了している。輸送が完了した仮置場は、従前の土地利用を基本として原状回復が行われる。

福島県環境創造センターでは、仮置場の原状回復について、作業を行う上での技術的課題への対応策等を検討するため、調査研究に取り組んできた。当該調査研究では、前章の基礎調査の土壌硬度調査やモデル試験等の結果から、仮置場跡地を農地に原状回復する際に懸念される問題の解決、及びより効果的な方法の検討のために、実際の仮置場跡地を畑地へと復旧し、復旧後の畑地において営農試験等を行う実証試験を実施した。

2. 実施内容

2. 1. 試験場所

実証試験は福島県内の汚染状況重点調査地域における仮置場跡地一箇所において行った。対象とした仮置場跡地の基本情報を表1に、実証試験前の状況を図1に示す。

表1 試験場所の基本情報

所在地域		福島県浜通り
元の土地利用		畑地
仮置場設置時の状況	保管物種類	除去土壌等
	保管物量	5900 m ³
	保管期間	5年8か月



図1 実証試験前の現地状況

2. 2. 試験内容

2. 2. 1. 原状回復作業の実施

試験区画のレイアウトを図2のように設計した。現地における事前の土壌硬度調査の結果から、深部までの締固まりが確認されていたため、土壌破碎の程度を変えた深耕区及び対照区を設定し2つの大区画とした。各大区画の大きさは傾斜方向の短辺17 m、長辺32 mである。また、地表面被覆の違いが土壌侵食量へ与える影響を把握すること、および営農試験のために各区画をそれぞれ4つに分割し、裸地区・緑肥区・営農区・堆肥施用区とした(小区画)。なお、深耕は国のガイドラインには示されていない工程である。

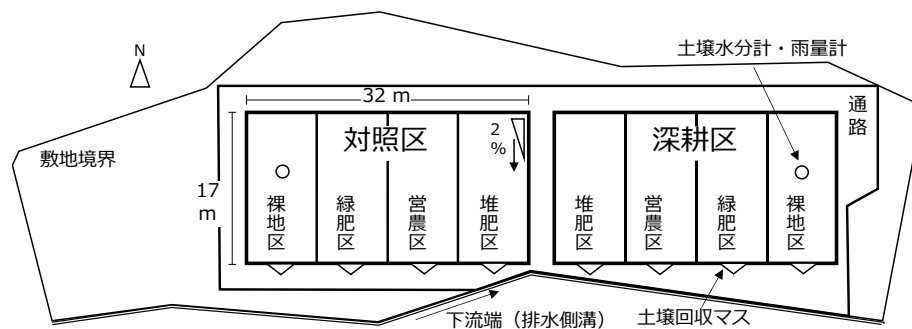


図2 試験区画レイアウト

図3に実施手順の概要を示す。まず、地表面に繁茂していた雑草をすき取ったのち、地表流の方向を統一するために平均2%の傾斜を排水側溝に向けて設定した。続いて、深耕区のみリッパを付けたバックホウを用いて深さ60 cm、縦横間隔1 mの深耕を行った。施工深度は土壌硬度調査で深さ80 cm程度まで土壌硬度が高いこと、および農地の心土破碎に用いられるサブソイラの最大耕作深が60 cm程度であることに基づき決定した。また、施工間隔は既往の文献^{1, 2)}を参考に決定した。続いて、30 cm長さの爪を4本付けたバックホウにより、全区画において30 cm深さの碎土を実施した。

碎土後の圃場を均したのち、実証試験と同じ市町村の別の仮置場で実際に用いられていた遮へい土の山砂を10 cm厚を目標に客土した。客土後に土壌改良資材としてようりんとゼオライト(日東ゼオライト2号)を散布し、トラクターを用いて客土と元の土壌と混合した。土壌改良資材の投入量は元の土壌と客土の土壌化学分析を行い、畑地の作土厚を15 cmとして両土壌を混合した場合の可給態リン酸及び陽イオン交換容量が福島県施肥基準³⁾に達するよう計算して求めた。

大区画を造成した後、プラスチックの波板を用いて4つの小区画に分割した。裸地区は期間中除草のみを行い、耕起等を行わない条件とした。緑肥区は植生被覆による土壌侵食抑制の効果を検討するため、ホワイトクローバーによる被覆を行った。営農区および堆肥施用区は縦畝を立てて作物を栽培し、営農状況の確認と土壌侵食量を測定した。堆肥施用区は特に堆肥を導入した際の作物生育や土壌化学性への影響を検討するため

に、施肥の一部を堆肥によって行った。各種営農条件は後述する。

2. 2. 2. 土壌硬度調査

小区画の整備が終了した段階で、土壌硬度調査を行った。調査は深耕区および対照区それぞれの裸地区と堆肥施用区とした（全4区画）。深さ70 cm程度の試掘を作成し、土壌断面を確認するとともに山中式土壌硬度計を用いて深さ5 cm毎に土壌硬度を測定した。土壌硬度の測定後、容積100 cm³のコアサンプラーを用いて裸地区から土壌をサンプリングした。

2. 2. 3. 土壌水分状況確認

土壌硬度調査の最後にそれぞれの裸地区において土壌水分計（EC-5、Meter社製）を深さ10、30、50 cmに設置した。

対照区・裸地区には雨量計も設置した。それぞれの測定値はデータロガー（ZL6、Meter社製）を用いてロガー内部温度とともに10分間隔で記録した。

2. 2. 4. 土壌侵食状況確認調査

各区画の下流端にステンレス製の土壌回収マス（図4）を取り付け、流出する土壌を捕捉し土壌侵食量を測定した。枠には事前に質量を測定したガーゼを取り付け、ガーゼおよび枠内に捕捉された土壌を回収し、105℃で乾燥し重量を測定した。測定後の試料を混合し、粒度試験を行って粒径組成を測定した。

土壌回収枠の排水口に容量30 Lのタンクを設置して枠を通過した表面流去水を集め、土壌侵食発生時の地表面流の量を測定した。ただし、中程度の降雨によりタンクから溢水することが確認されたため、途中で設置を取りやめ、穴を埋め戻した。



1) 表土すきとり



2) 勾配形成



3) 深耕・砕土



深耕用の爪 砕土用の爪



4) 客土



搬入状況



5) 土壌改良資材散布



6) 耕起

図3 原状回復の手順



図4 土壌回収マスの設置状況

2. 2. 5. 緑肥区の管理

緑肥区は地表面被覆による土壌侵食量抑制の効果を検討するために行った。栽培作物はホワイトクローバーとした。播種はばらまきとし、10 aあたり3 kgを目途に行った。播種後の生育状態が悪い部分については追加播種を行って調整した。なお、ホワイトクローバーの生育に影響する背の高い雑草については刈り取り等を行って管理した。

2. 2. 6. 営農試験

営農試験は営農区および堆肥施用区（計4区画）において行った。各作期において施肥の前に土壌分析を行い、それぞれの作物に適した栄養素（窒素、リン酸、カリウム）となるよう事前に施肥を行った。必要な栄養素の量は福島県施肥基準³⁾を基本とし、調査作物の項目がない場合には種苗会社のサイト等を利用して決定した。営農区においては化学肥料のみを用いて、堆肥施用区においては堆肥を1 t ha⁻¹加え、不足分を化学肥料で補った。従って、営農区と堆肥施用区において主要な栄養素の施肥量は概ね同一である。播種日・収穫日は4区画で同一とした。栽培期間中は必要に応じて給水や除草等の作業を行った。収穫適期に達したタイミングで、収量調査を行った。各区画に1 m四方の枠を3つずつ設定し、内部の作物を全て刈り取った上で新鮮重および75°Cで乾燥させた乾燥重を測定した。なお、各作期の作付け条件は以下のとおりである。

【令和2年1期目】（令和2年11月～令和3年2月）

各区画に畝を5条作成し、コマツナを栽培した。播種を行う前に、福島県施肥基準のコマツナ（ハウス）の目標値N:P:K=15:10:15 kg (10 a)⁻¹に合わせて、緩効性肥料及び堆肥を用いた施肥を行った。播種日は11月17日で手押しの播種機を用いて、株間5 cmで筋蒔きした。この期は生育が悪かったため間引き等は行わず、翌年2月12日に収量調査を行った。

【令和3年1期目】（令和3年5月～7月）

各区画に畝を4条設定し、コマツナ及び小カブを栽培した。土壌分析によりリン酸が不足していたため、ようりんを 0.5 t ha^{-1} 加え、コマツナの目標値に合わせて緩効性肥料及び堆肥による施肥を行った。播種日は5月26日とし、各畝に4条溝を作り、シーダーテープ加工種子を播種した。コマツナの株間は10 cm、小カブは15 cmとした。収穫は7月2日に行った。

【令和3年2期目】（令和3年9月～11月）

畝は4条で設定し、畝全体に黒マルチをかけた。この作期においては一部区画のみを栽培区画とし、ホウレンソウを栽培した。播種日は9月21日、株間は15 cmとした。

2. 2. 7. 放射性物質挙動確認調査

現地における放射性物質の挙動を確認するため、調査地点を設定し定点調査、及び歩行サーベイ調査により空間線量率を測定した。実施頻度は月に1回程度とした。また、適宜現地から土壌を採取して土壌中の放射性セシウム濃度を測定し、原状回復作業による影響や営農作業に伴う変化等を確認した。

2. 2. 7. 1. 定点測定

国や福島県が発行しているガイドライン（後述）に記載された測定方法を基本として測定地点を選定し、選定した地点の空間線量率測定を行った。選定した地点において、シンチレーション式（NaI（Tl））サーベイメータを用いて、地上1 m高さの空間線量率を測定した。

【除染関係ガイドライン（第2版、環境省、平成30年3月追補）】

測定点は、除去土壌等を置いていた範囲の中心及び各四隅1点ずつを選定することを基本とします。

【仮置場等技術指針（第6版、福島県、令和元年12月）】

除去土壌等を運び出した後の汚染状況の確認については、除去土壌等の積み上げ一山毎の中心部1箇所及び四隅4箇所の（ただし、浸出水による周縁部の汚染の恐れがある場合は、周縁部の最大4箇所も含めた）1 mの高さの空間線量率を測定する。

【除染等業務特別教育テキスト（4改訂、厚生労働省）】

除染等作業を行う作業場の区域（当該作業場の面積が 1000 m^2 を超えるときは、当該作業場を 1000 m^2 以下の区域に区分したそれぞれの区域をいう。）の形状が、四角形である場合は、区域の四隅と2つの対角線の交点の計5点の空間線量率を測定し、その平均値を平均空間線量率とします。

2. 2. 7. 2. 歩行サーベイ調査

歩行サーベイ機器としてガンマプロッターH（日本放射線エンジニアリング社製）を用いて歩行調査を行い、実証試験地の空間線量率を面的に測定した。時定数は3秒、測定間隔は5秒とした。

2. 2. 7. 3. 土壌中の放射性セシウム濃度の測定

実証試験開始時の元の土壌、客土、混合後の土壌について各区画の表面から土壌を採取し、Ge半導体検出器を用いて放射性セシウム濃度を測定した。

3. 結果と考察

3. 1. 土壌硬度調査

土壌改良資材を投入して耕起した後に測定した土壌硬度は、地表面から概ね20 cmまで小さかった。これは砂質の客土が行われたこと、及び耕起作業によって土がほぐされたためである。土壌断面観察から客土に由来する砂がこの層の主体であることが確認された。一方、20 cm以深の元の土壌を中心とした部分においては区画間のばらつきが大きく、対照区と深耕区の違いはみられなかった。今回の深耕は間隔が1 mあるため、リッパーの通った部分が断面調査で出なかったことが一因と考えられる。ただし、実証試験前と比べると土壌硬度が全区画で減少していたことから、深耕や砕土作業による影響がみられた。

採取した土壌は表層の透水係数が非常に大きく（表2）、降雨強度が土壌の透水性を超えたときに生じるホートン（Horton）流が発生する可能性は小さいと考えられた。一方、対照区では30 cm深さに、深耕区は50 cm深さにそれぞれ透水性の低い試料がみられた。降水量と降雨の頻度によっては地下に一時的な滞水が生じる可能性がある。乾燥密度には深度毎の違いがみられなかったほか、透水性との相関は確認されなかった。

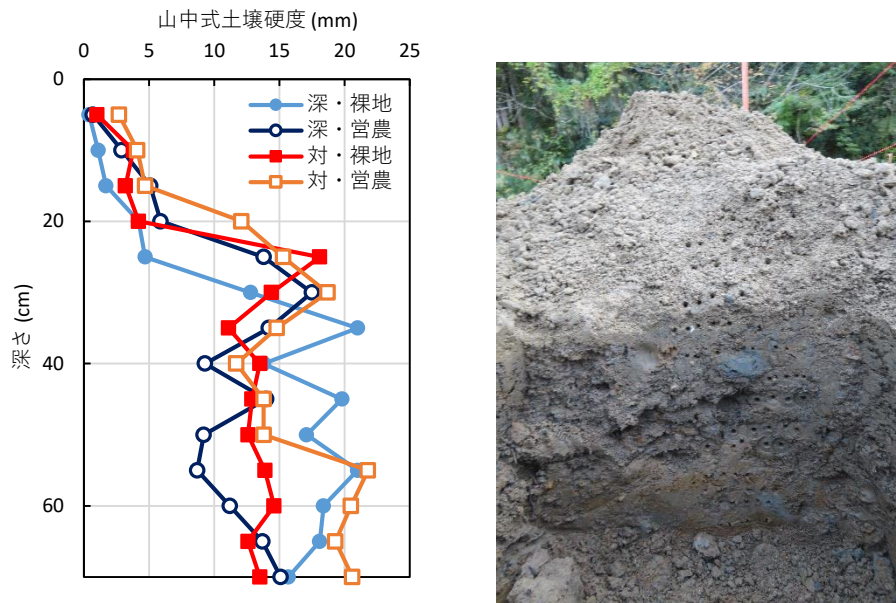


図5 土壌硬度の深度分布（左）及び土壌断面（右）

表2 土壌物理性

採取深度	対照区		深耕区	
	透水係数 (cm s^{-1})	乾燥密度 (g cm^{-3})	透水係数 (cm s^{-1})	乾燥密度 (g cm^{-3})
10-15 cm	3.5×10^{-3}	1.26	6.8×10^{-2}	1.30
30-35 cm	1.9×10^{-3}	1.23	8.5×10^{-5}	1.34
50-55 cm	6.8×10^{-6}	1.29	3.3×10^{-3}	1.27

3. 2. 土壌水分等の変化

図6に観測期間中のロガー内温度、気圧、降水量、土壌水分量及びアメダス広野の気温及び降水量を示す。ロガー内温度は冬季には深耕区の方で日中高くなっており、日射の区画間の違いが反映された。夏季には太陽高度の増加により日照の差が小さくなっていることがわかる。降水量については、積算降水量は実証試験地とアメダス広野で概ね同様の変化をしており、現地に設置した雨量計の測定値は実際の降雨量をよく表現しているものと考えられる。

土壌水分量の変化は深度毎に降水に対する応答が異なった。地表面15 cm深の土壌水分はある程度まとまった降水対応して速やかに上昇し、降雨終了後は速やかに土壌水分が低下し、排水が生じていた。また深耕区と対照区を比べると深耕区で土壌水分の変化が大きいが、これは土壌への浸透量が大きかったことを反映しているものと思われる。一方、30 cm深における土壌水分量の変化は変化が少なく、飽和に近い状態で推移していた。50 cm深の土壌水分量も30 cm深さ同様に高いが、降雨後の増加及び排水時の土壌水分低下がみられた。深部で土壌水分が高いことから、大きな降雨後には30 cm深あ

たりにおいて一時的な滞水が発生していた可能性がある。

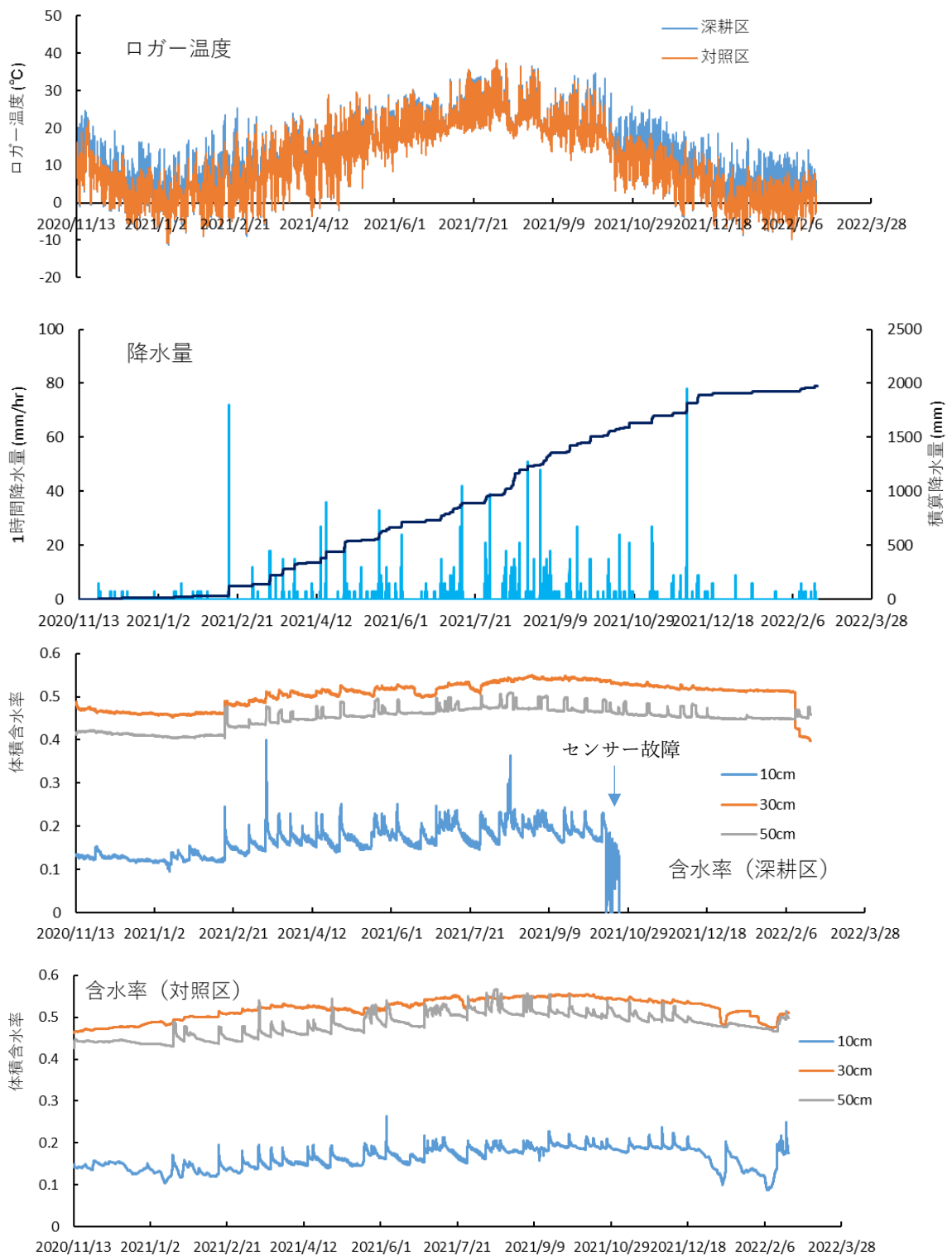


図6 口ガー温度・降水量・土壌水分の経時変化

3. 3. 土壌侵食状況の確認

図7に各区画の積算土砂流出量を示す。小区画の違いをみるとトータルでは緑肥区が最も少なく、裸地区が続き、営農区と堆肥区で大きくなった。緑肥区は2021年5月までは裸地区とほぼ同程度であったが、7月の測定以降土砂の流出が減少した。緑肥区においては5月以降にホワイトクローバーの生育が進み地表面全体が被覆された。緑肥による雨滴衝撃の緩和や根による土壌保持の効果と考えられる。なお、ホワイトクローバーの地上部が枯死した冬季(11~1月)においても緑肥区の侵食量は少ないため、植物の生死よりも被覆されているかが重要である。

一方、営農区と堆肥区は裸地区と比べて大きくなったが、これは畝を立てることによって地表面流が畝間を集中して流れりる侵食が生じたことが原因と考えられる。営農活動によって土壌侵食のリスクが高まるため、対策がより重要となる。なお、対照区において営農区よりも堆肥区の侵食量が大きくなったがこの原因は不明である。

深耕区と対照区を比較すると、全小区画において深耕区で土壌侵食が抑えられ、特に施工直後の効果が高いことがわかる。2021年2月に大きな降水イベントが発生し、土壌侵食が生じた。侵食測定用に設置したガーゼの汚れからマス内部の最大水位がわかるが(図8)、深耕区において水位が低く、表面流が抑制されていた。深耕によって圃場全体としての間隙率や透水性が向上し、地中への浸透量が増えたことが原因と考えられる。

しかしながら、施工後時間がたつと、土砂侵食量の変化が深耕区と対照区で変わらなくなり、深耕の効果が低下した。また、緑肥の方が効果自体は高いため、両者の組み合わせによって長期的な対応をとる等の工夫が重要である。

流出土砂の粒度分析の結果、流出した土砂は概ね砂分であった(図9)。粘土画分は期間・区画の条件を問わず概ね5-8%程度で一定であった。シルト分は、前期(2021年7月まで)の対照区・裸地緑肥区のみやや多いが、後期の結果にはその傾向がみられないことから、サンプリングに由来する誤差と考えられる。砂分については後期に粗砂の割合が全区画で増加していた。

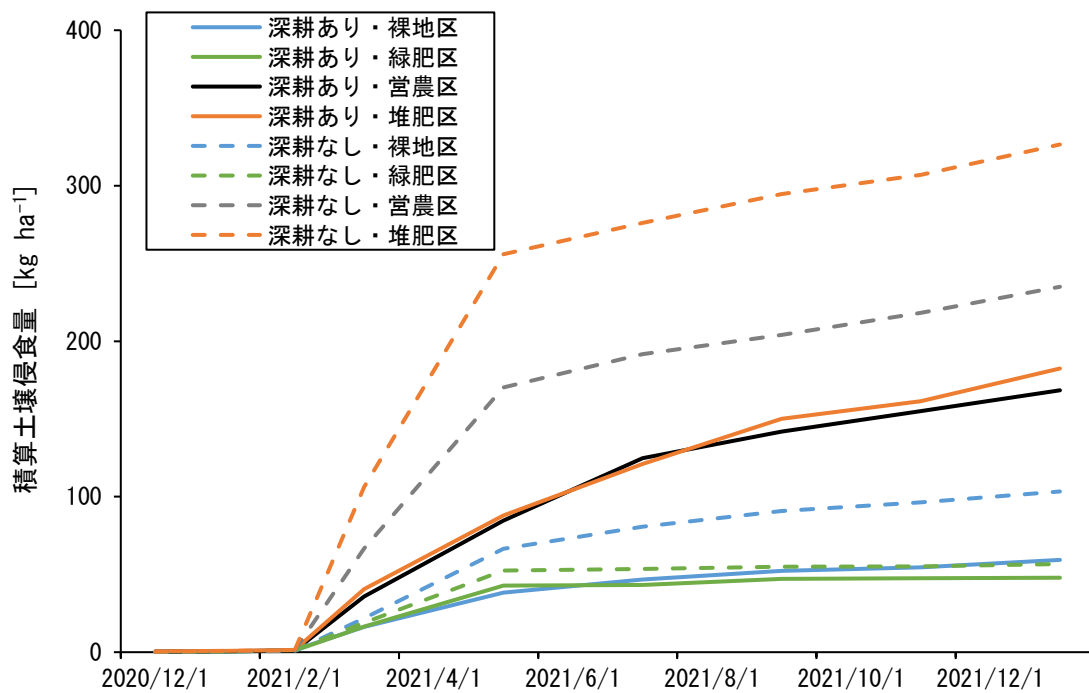


図7 各区画からの積算土砂流出量



図8 土壌侵食マスの状況 (2021年2月15日の豪雨後)

※赤矢印は集水枠の全高 (20 cm)、黄色は豪雨イベント時の最大水位を示す

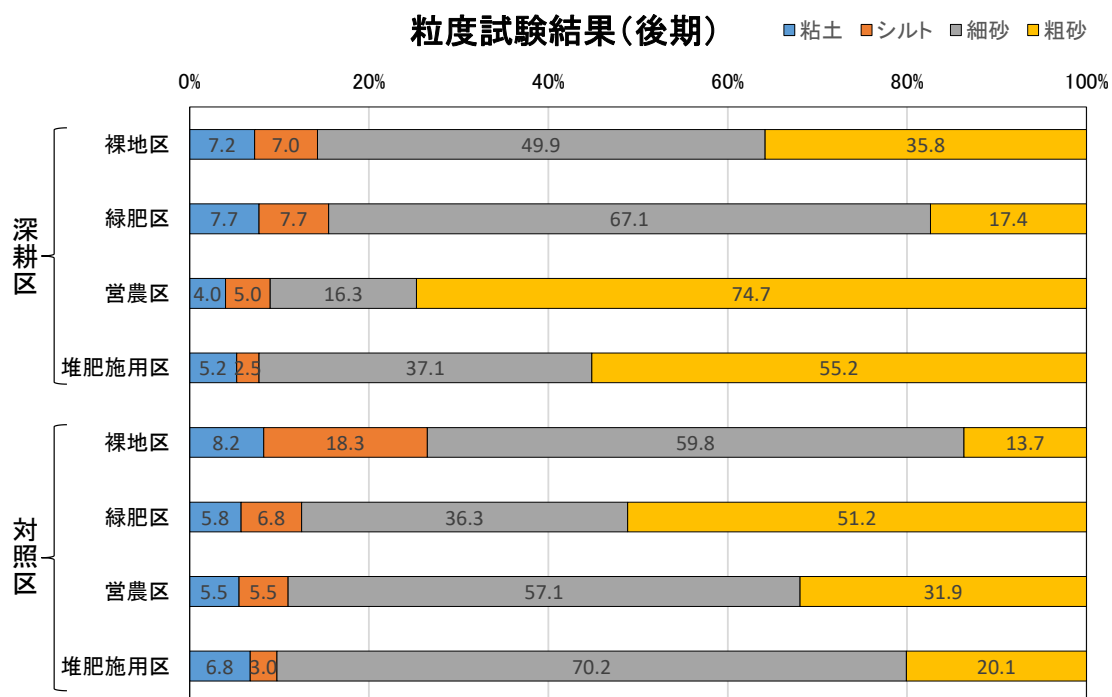
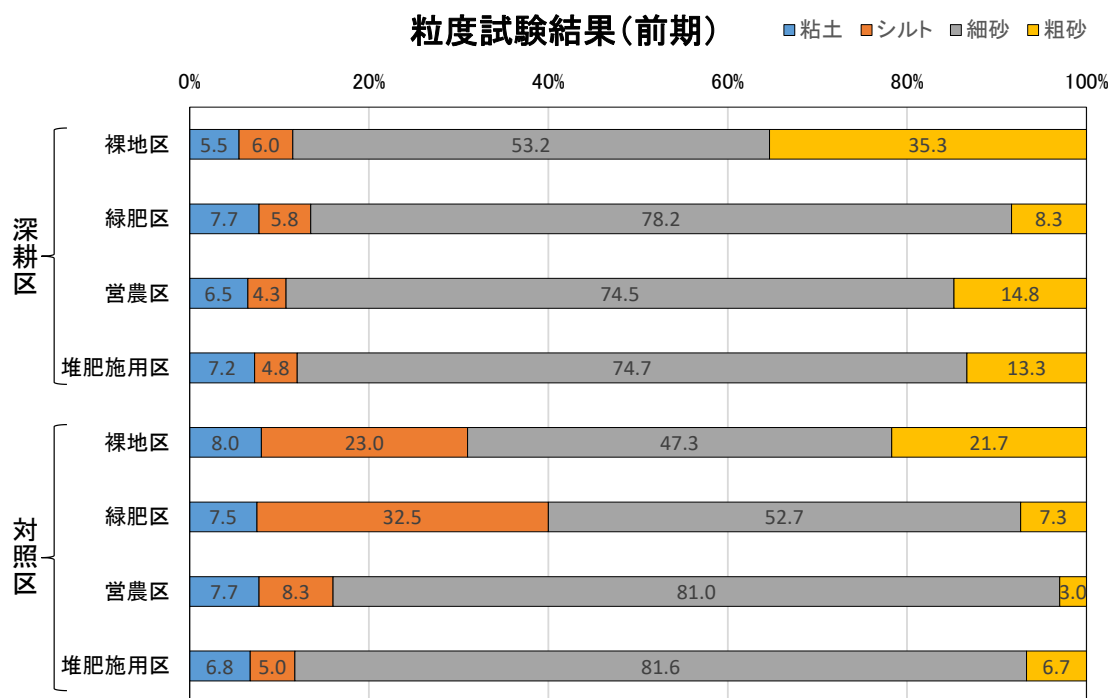


図9 流出土砂の粒径画分

3. 4. 作物生育状況

【令和2年1期目】

実証試験の圃場の南側には森林があり、冬季には圃場の日射が遮られたため、全区画において生育が不十分であった。緑肥区においてはいずれの区においてもホワイトクローバーは生育しなかった。営農区においても冬季の間は双葉以降の生育はほぼ生じなかった。2月12日に収穫した作物の収量は表3のとおりであるが、圃場西側ほど日照が悪かった影響を受けてわずかながら収量に違いが生じた。ただし、収量調査後の3月以降、日照と気温の上昇に伴って全区画においてコマツナの生育は進行し、最終的には食用サイズまで成長した。

収穫したコマツナの放射性セシウム濃度を炉乾燥後の試料において求めたところ、コマツナの¹³⁷Cs濃度は検出下限値(2.5 Bq/kg)未満であり、基準値(100 Bq kg⁻¹)に比べて十分に低く、安全に摂取できることが確かめられた。

表3 令和2年1期作目のコマツナの乾燥収量(単位:g 50株⁻¹)

深耕区		対照区	
営農区	堆肥施用区	堆肥施用区	営農区
1.68	0.80	0.34	0.26

注) 表の左側の区ほど日射の良い東側に位置する

【令和3年1期目】

コマツナは徒長気味であるものの区画全体で生育したが、前作において生育の良かった上流側において葉の黄変等がみられた。これは前作に引き続いて小松菜の生育を行ったことによる連作障害と考えられる。小カブについても概ね区画全体で生育し、収穫適期は逃したものの十分な大きさまで生育することを確認した。なお、区画間の生育差は生じなかった(表4)。

収穫したコマツナおよび小カブの放射性セシウム濃度を炉乾燥後の試料において求めたところ、コマツナの¹³⁷Cs濃度が4.7 Bq kg⁻¹であり、カブは検出下限値(0.7 Bq/kg)未満であった。基準値(100 Bq kg⁻¹)に比べて十分に低く、安全であることが確かめられた。

表4 令和3年1期作目のコマツナの乾燥収量(単位:g 50株⁻¹)

深耕区		対照区	
営農区	堆肥施用区	堆肥施用区	営農区
412	367	265	375

【令和3年2期目】

鳥害によるものと推定されるが、ハウレンソウは育成できなかった。

3. 5. 土壤化学性分析結果

表 5 に土壤化学性分析結果を示す。当該圃場の土壤は砂質土であり、CEC は客土・元の土壤ともに低かったが、ゼオライトの施用により全区画で改善した。堆肥の効果として腐植量には大きな差がみられなかったが、有効態リン酸は堆肥施用により増加した。土壤有機物を増やしていくためには緑肥のすきこみや堆肥施用を長期的に行っていく必要があると考えられる。

表5 土壤化学性分析結果

時期	土壤	pH	CEC (meq/kg)	腐植 (%)	有効態リン (mg/100g)
工事前	元の土壤	6.6	20.5	1.2	2
	客土	7.4	3.8	<0.1	3
工事直後	深耕・緑肥	6.2	13.8	1.3	13
	深耕・営農	6.5	13.4	1.2	11
	深耕・堆肥	6.6	14.9	0.9	21
	対照・緑肥	6.9	11.2	0.4	18
	対照・営農	6.9	13.9	0.5	10
	対照・堆肥	7.2	11.9	0.5	50
R2・1期作後	深耕・裸地	6.6	14.4	1.1	9
	深耕・緑肥	6.6	13.0	0.7	18
	深耕・営農	6.4	15.2	1.1	4
	深耕・堆肥	6.7	13.1	0.4	6
	対照・裸地	7.1	7.5	0.3	21
	対照・緑肥	6.6	12.2	0.6	8
	対照・営農	6.6	11.9	0.5	14
	対照・堆肥	6.7	14.3	0.5	17
R3・1期作後	深耕・裸地	7.2	14.7	0.5	11
	深耕・緑肥	7.0	19.6	0.7	12
	深耕・営農	6.9	20.1	0.6	18
	深耕・堆肥	7.2	18.7	0.7	28
	対照・裸地	7.2	16.5	1.1	8
	対照・緑肥	6.9	17.2	1.3	8
	対照・営農	6.9	18.6	1.0	8
	対照・堆肥	6.7	17.6	1.2	19
R3・2期作後	深耕・裸地	6.7	15.4	0.6	8
	深耕・緑肥	6.6	18.0	0.7	9
	深耕・営農	6.7	14.5	0.6	13
	深耕・堆肥	6.5	15.8	1.0	24
	対照・裸地	6.8	14.0	0.8	4
	対照・緑肥	6.6	17.9	1.4	6
	対照・営農	6.2	15.7	1.2	14
	対照・堆肥	6.3	15.7	1.3	33

3. 6. 放射性物質挙動確認調査

図 10 に定点調査の測定結果を示す。空間線量率は概ね放射性セシウム物理減衰に従って推移しており、原状回復工事や大雨による影響はみられなかった。また、歩行調査についても同様に時間的な変動はなく、局所的に線量が高い地点もなかった(図 11)。

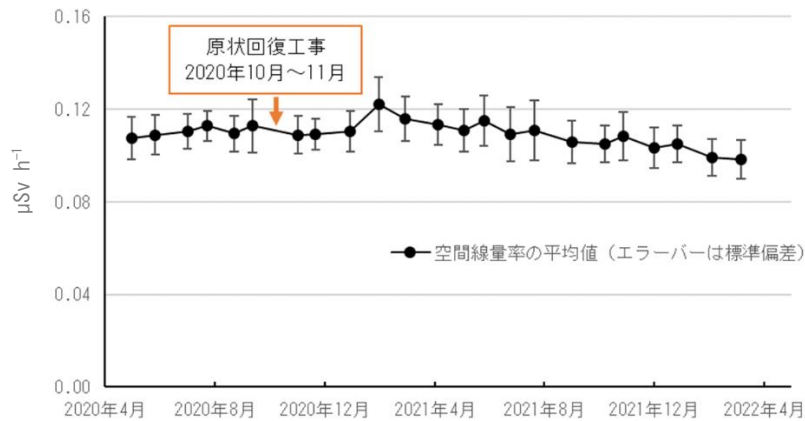


図 10 定点調査による空間線量率の測定結果

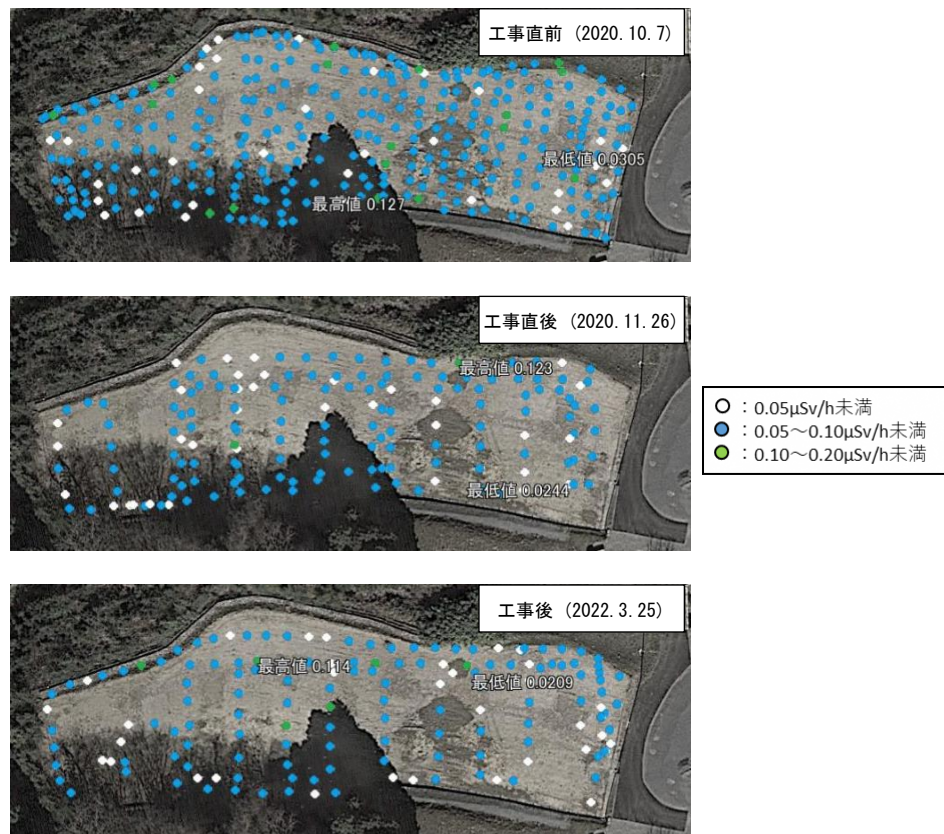


図 11 歩行調査による線量分布図

4. まとめ

仮置場跡地を農地に原状回復する際に懸念される問題の解決、及びより効果的な方法の検討のために、実際の仮置場跡地を畑地へと復旧し、復旧後の畑地において営農試験等を行う実証試験を実施した。今回実施した作業のうち、深耕は特に復旧直後において土壌の浸透能を高め土壌侵食量を低減した。土壌侵食の抑制効果は緑肥栽培の方が高いため、両者の組み合わせによって施工直後から長期的に高い効果を発揮するものと思われる。作物栽培についてはマサ土の客土を土壌改良資材で化学性を補填して栽培を行い、栽培自体は十分可能であること、栽培された作物の放射性セシウム濃度が基準値に対して十分に低いことが示された。ただし、堆肥施用による有機物量の増加は確認されず、地力回復には長期的な取組が必要といえる。また、原状回復作業に伴う空間線量率の増加はないことが確認され、仮置場で用いられた遮へい土の安全性も示された。

謝辞

末筆ながら、お忙しい中調査に御協力いただいた自治体の御担当者に御礼申し上げます。

参考文献

- 1) 中津智史, 東田修司, 沢崎明弘 (2004) 耕盤層の簡易判定法と広幅型心土破碎による対策. 日本土壌肥料科学雑誌 75(2), 265-268
- 2) 新里良章, 深見公一郎, 山口悟, 上野正実 (2003) 心土破碎と暗渠によるサトウキビほ場の排水性改善効果, 農業機械学会誌 75(6), 426-433
- 3) 福島県 (2019) 福島県施肥基準.
<https://www.pref.fukushima.lg.jp/sec/36021d/kankyounogyousehikijyun.html>
(2022年9月1日最終閲覧)

仮置場原状回復後の跡地利用における被ばく線量評価

1. はじめに

2011年3月に発生した、東京電力福島第一原子力発電所事故による放射性物質の拡散に伴い、福島県をはじめとし、広範囲にわたる地域が汚染された。これら環境汚染からの回復のため、放射性物質汚染対処特措法に基づき、生活圏を中心とした除染が行われている。福島県内における除染は、図1のとおり、国が除染実施計画を策定し除染事業を進める地域（除染特別地域）と、市町村が除染実施計画を策定し除染事業を進める地域（汚染状況重点調査地域）で実施されている。面的除染については除染特別地域内の帰還困難区域を除き、2018年3月までに全てが終了している。¹⁾

福島県内の除染活動に伴い生じた除去土壌等は、仮置場等で一時保管された後、順次中間貯蔵施設への輸送が行われ、福島県外で最終処分するまでの間、安全かつ集約的に管理・保管される。輸送が完了した仮置場は、従前の土地利用を基本として原状回復（土地の機能を回復）される。原状回復作業では、除去土壌等の保管場所跡地において、仮置場を管理する市町村等が空間線量率等の測定を行い、除去土壌等の保管による明らかな汚染が無いことを確認し、仮に汚染が確認された場合は表土の除去等を行った上で、土地の所有者に返地することとなっている。^{2,3)}

原状回復後の仮置場を地権者へ返地する際、仮置場跡地の被ばく線量評価の結果を地権者に提示することで、仮置場跡地の安全性を効果的に伝えられると考えられる。県は市町村の支援を行う役割を担っていることから、特に汚染状況重点調査地域の仮置場跡地の利用者の将来的な追加被ばく線量を評価することが重要である。

本報では、評価シナリオ、計算モデル、パラメータを検討し、放射性セシウムの単位濃度（1 Bq/kg）あたりの追加被ばく線量（仮置場跡地の人工核種由来の被ばく線量）を計算することで、原状回復後の仮置場跡地の利用者の追加被ばく線量を様々な土地利用に応じて評価する手法を確立した。これにより、市町村や地権者からの要望に応じて、個々の仮置場における、表土の放射性セシウム濃度に応じた評価が可能となる。また、被ばく時間や食物摂取量等のパラメータに平均値を用いた計算結果と、保守的な値を用いた計算結果を比較することで、不確実性を評価した。更に、実際の仮置場跡地の表土のセシウム濃度や空間線量率の測定値を用いて、追加被ばく線量を事例的に計算し、追加被ばく線量の目標値である1 mSv/year^{*1}と比較した。これらは、IAEAの文書であるGeneral Safety Guide No. GSG-3⁴⁾（以下「GSG-3」という。）やSafety Guide No. WS-G-5.1⁵⁾（以下「WS-G-5.1」という。）を参考に、評価の背景、仮置場とその原状回復に関する情報を整理した上で、様々な可能性を考慮してシナリオを検討して評価を行った。GSG-3では、IAEAの文書であるGeneral Safety Requirements Part 5⁶⁾の安全要件を満たす推奨事項が示されている。また、GSG-3では、確率論的アプローチと決定論的アプローチを組み合わせることで、評価結果の信頼性を高めることができるとされている。しかしながら、確率論的アプローチを行うためには、パラメータ値の確率分布の把握が

*1 放射性物質汚染対処特措法に基づく基本方針では、追加被ばく線量（人工核種による被ばく）が1 mSv/year以下となることが長期的な目標として示されている。これは、ICRPが勧告する、公衆被ばくの線量限度1 mSv/yearと同じ値である。

必要であるが、そのようなデータの入手は困難である。そのため、本報では、GSG-3が推奨するアプローチとは異なるが、平均値等のパラメータ値を用いた評価と、それらのパラメータ値のばらつきを考慮した不確実性の検討の両方を行うことで、評価の信頼性を高めた。本報のフローを図2に示す。

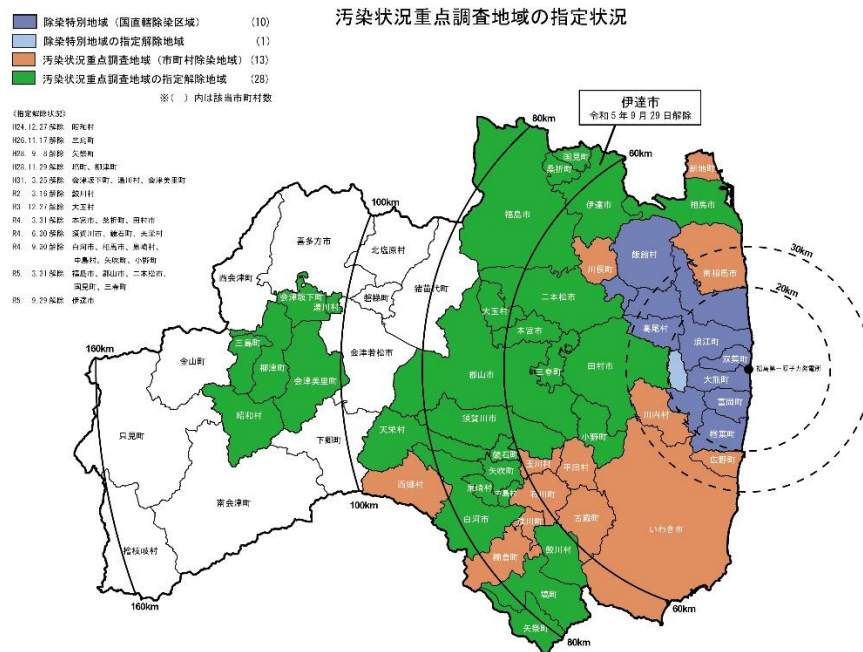


図1 福島県内の汚染状況重点調査地域⁷⁾

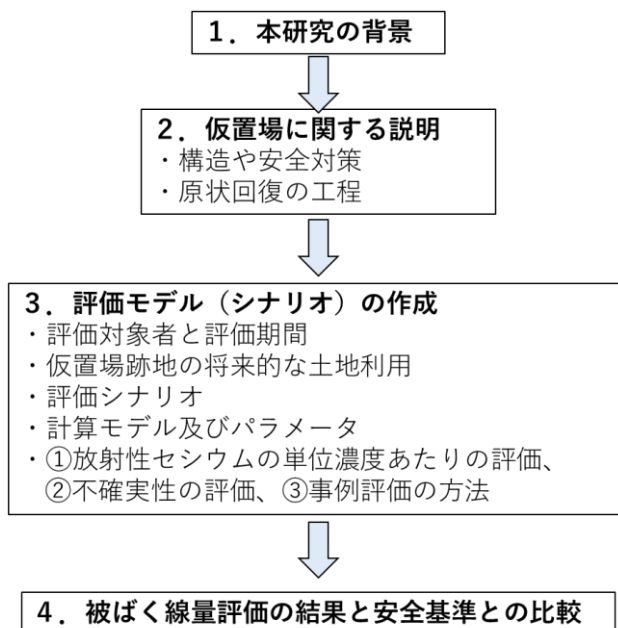


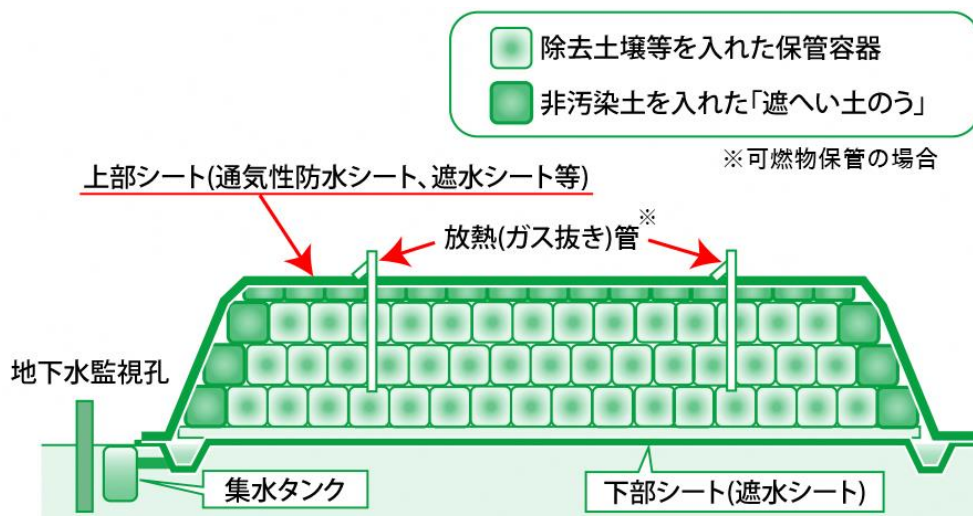
図2 被ばく線量評価のフロー

2. 仮置場の構造、安全対策及び原状回復

除去土壌等仮置場は、環境省が定める除染関係ガイドライン²⁾に従って設計・管理されている。同ガイドライン²⁾では、安全対策として7つの施設要件（①遮へいと離隔、②除去土壌の飛散防止、③雨水等の侵入の防止、④除去土壌及び放射性物質の流出防止、⑤放射性物質以外の成分による影響防止、⑥耐震等、⑦その他必要な措置）と3つの管理要件（①立入制限、②放射線量等の監視及び修復措置、③記録の保存）があり、安全に保管されている。図3に一般的な地上保管型の仮置場の構造を示す。仮置場では、除去土壌の保管開始前後や保管中に空間線量率等の測定が行われる。

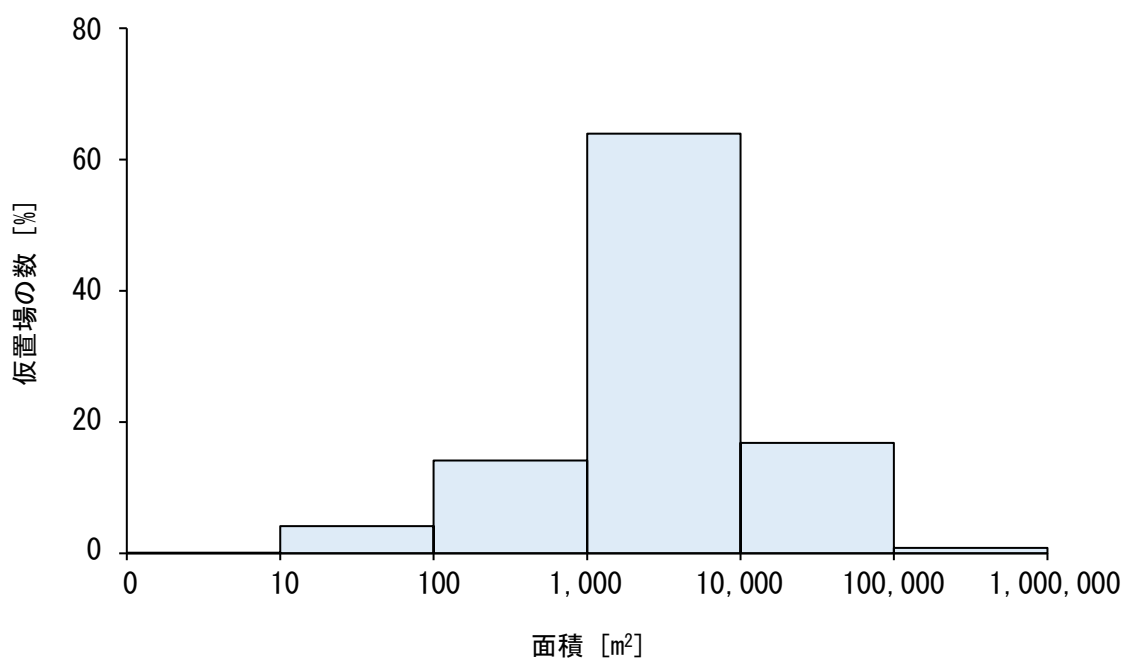
汚染状況重点調査地域の仮置場の面積分布は図4に示すとおり。仮置場の60%以上が1,000 m²から10,000 m²である。仮置場として整備する前の土地利用と、土地利用毎の面積は表1に示すとおり。水田や畑地等の農地、森林や公園等が仮置場に造成された。

仮置場から中間貯蔵施設への除去土壌等の輸送や、仮置場の原状回復は進んでおり、県内の多くの仮置場において返地が完了している。汚染状況重点調査地域の仮置場数の推移を図5に示す。



出典：除染情報サイト - 仮置場について

図3 仮置場の基本構造⁸⁾



出典：福島県除染対策課（現：中間貯蔵・除染対策課）

図4 福島県の汚染状況重点調査地域の仮置場の面積の分布

表1 汚染状況重点調査地域の仮置場の元の土地利用と面積

元の土地利用	元の土地利用と面積が 明らかな仮置場の数	面積[m ²]		
		平均値	最小値	最大値
水田	232	8,511	182	129,079
畑地	282	5,333	10	55,853
牧草地	10	54,371	500	363,000
森林	104	11,775	15	122,000
公園	70	1,828	9	20,000
その他（駐車場等）	122	10,484	15	360,871
全体	821	8,204	9	363,000

出典：福島県除染対策課（現：中間貯蔵・除染対策課）

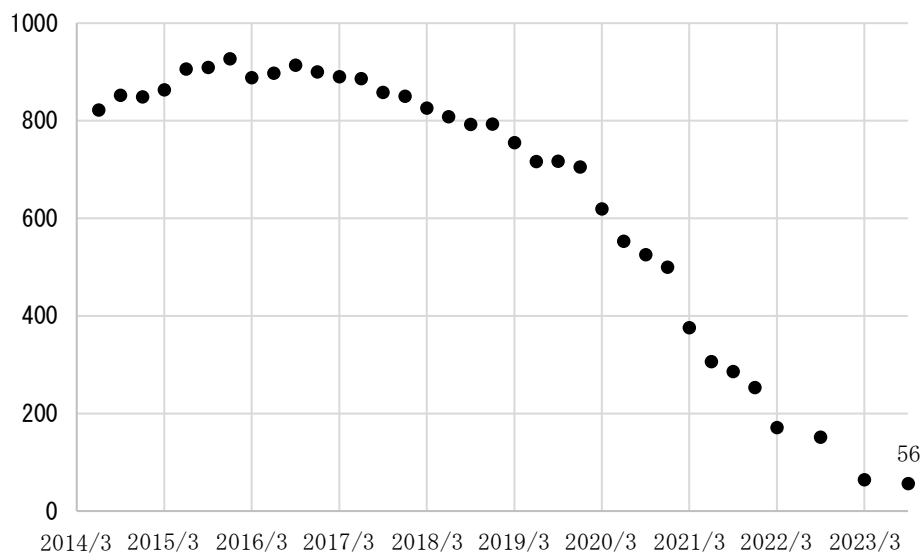


図5 汚染状況重点調査地域の仮置場箇所数の推移⁹⁾

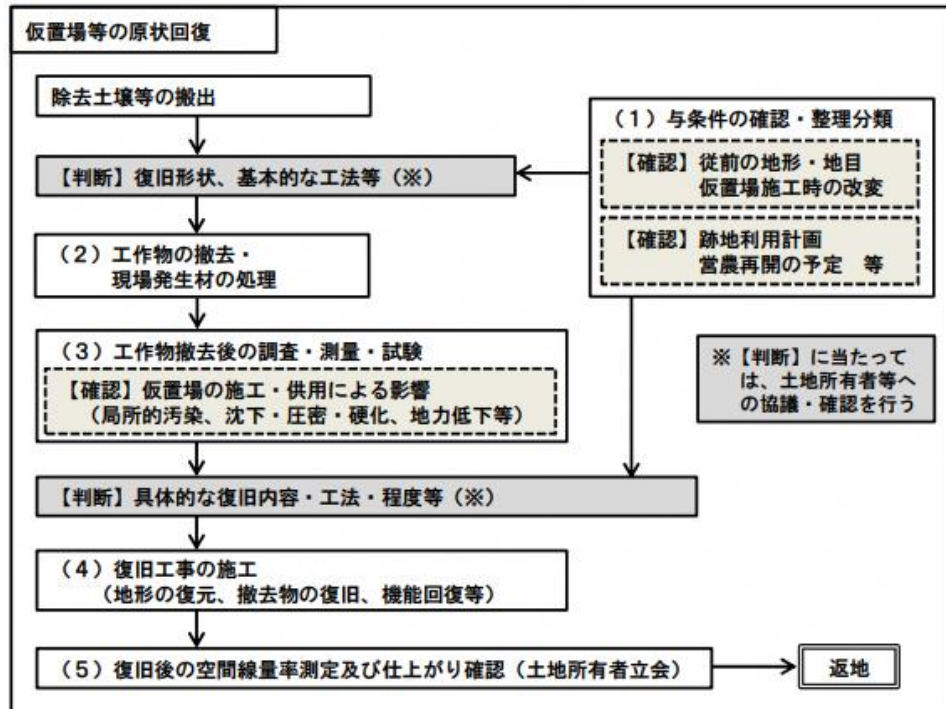
仮置場の原状回復は、環境省が定める除染関係ガイドライン²⁾や仮置場等の原状回復に係る現場手順書³⁾に従って実施される。保管していた除去土壌等の搬出が完了した仮置場では、図6に示す手順のとおり原状回復が行われ、土地の所有者へ返地される。原状回復は、仮置場に造成する前の土地利用に復旧することを基本とし^{*2}、仮置場としての利用に伴い変更された形状を元に戻すとともに、跡地利用に支障をきたさないよう機能回復を図ることとなっている。

仮置場は、表土層が放射性物質で汚染されない構造及び管理手法となっているが、万一、除去土壌等の搬入出中または保管中に放射性物質の漏出が発生した場合、表土層が放射性物質で汚染される恐れがある。除去土壌等及び工作物を撤去した後、空間線量率等の測定を行い、土地に局所的な汚染が生じていないか確認する。測定点は、基本的に、除去土壌等を置いていた範囲の中心及び各四隅1点ずつである。1つの仮置場の中に複数の保管場所があれば、それぞれの中心及び四隅を測定する。なお、汚染がないことを判断するための比較対象は、仮置場の設置前や管理時の空間線量率等、周囲の除染済みの同一地目の土地の空間線量率等である。局所的な汚染が確認された場合は表土の除去等を行う。更に、全ての復旧工事が完了した後、空間線量率等の測定を行う。

全ての空間線量率等の測定結果は記録され、原状回復終了後の返地時に必要に応じて土地所有者に提示される。

なお、除染関係ガイドラインで示されている原状回復のフローでは、空間線量率の測定は行われることになっているが、仮置場跡地の追加被ばく線量評価は含まれていない。

*2 土地の所有者の意向により、従前とは異なる形状に変更する場合もある。



出典:除染関係ガイドライン²⁾

図6 仮置場の原状回復のフロー

3. 追加被ばく線量評価モデルの検討

3. 1. 評価対象者と評価期間

汚染状況重点調査地域（市町村が仮置場の管理・原状回復を行っている）の仮置場跡地の利用者を評価対象とした。また、年齢によって線量換算係数や食物摂取量や被ばく時間等の値が異なるため、評価対象者の年齢区分を大人（20歳以上）及び未成年とし、未成年については1-6歳、7-14歳、15-19歳と細分化し、それぞれに適したパラメータ値を用いて評価を行った。放射性核種の物理減衰により、環境中の放射性核種濃度は一般に時間とともに低下する。一方、人々の被ばくは、放射性核種の濃度と仮置場跡地での活動の両方に依存する。このような状況を踏まえると、例えば林業では時間の経過とともに被ばく量が増加し、評価期間の初期の被ばく量が最大になるとは限らない。これらの理由から、経過毎年に被ばく線量を増加させ得る要因を考慮し、被ばく量が最大となる年を検討した。

3. 2. 評価シナリオ

GSG-3 及び WS-G-5.1 で推奨されているとおり、被ばく線量評価を行うにあたり評価シナリオを検討した。また、評価シナリオで潜在的な危険性を考慮すべきとされているため、様々な可能性を考慮した。

仮置場跡地の土地利用に応じた評価シナリオを作成するため、仮置場跡地で想定される土地利用を検討した。仮置場の原状回復は、仮置場設置前の土地利用を基本として行

われるが、土地の所有者の意向により、従前とは異なる形状に変更する場合もある。そのため、従前の土地利用である農地、森林、公園、駐車場だけではなく、住宅、工場、商業施設、資材置場といった想定される土地利用についても図7のとおり検討した。

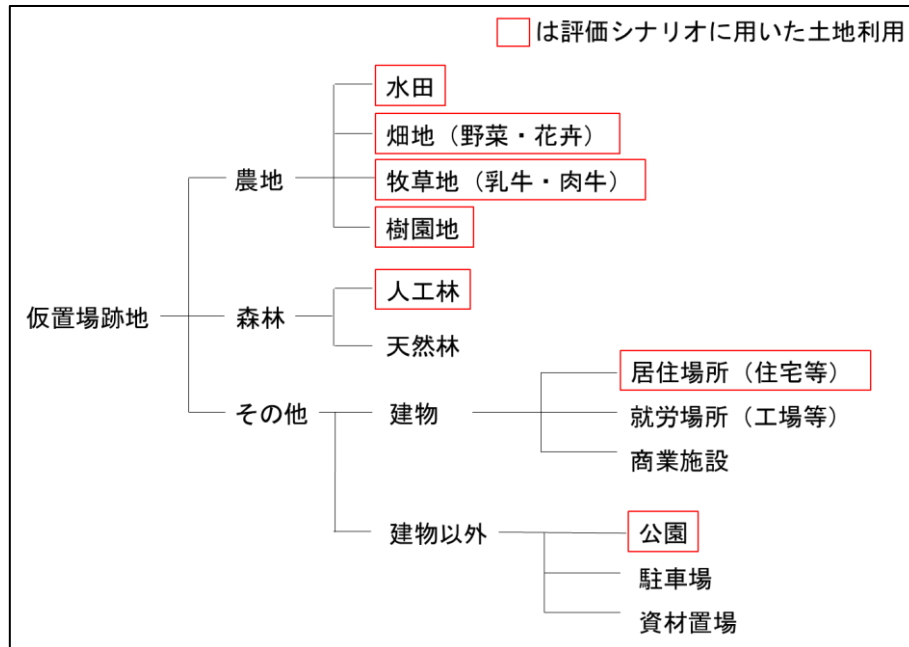


図7 評価にあたり想定した仮置場跡地の土地利用

農地シナリオは、水田、畑地、牧草地、樹園地シナリオに分類した。畑地シナリオは、食物摂取による内部被ばくを伴う野菜シナリオと、労働時間が長く外部被ばくが大きくなる花卉シナリオの2通りに細分化した。牧草地シナリオは、代表的に乳牛、肉牛シナリオの2通りに細分化した。森林シナリオは、人工林、天然林シナリオを想定したが、仮置場跡地が天然林に近い状態になるには、非常に長い時間を要し、その間に放射性核種が物理減衰するため、人工林シナリオのみ評価した。その他の土地利用のうち、建物については、居住場所（住宅等）、就労場所（工場）、商業施設シナリオを想定したが、最も滞在時間が長い住宅シナリオのみを評価した。建物以外のシナリオについては、公園、駐車場、資材置場シナリオを想定したが、建物と同様に、最も滞在時間が長い公園シナリオのみを評価した。これら9種類のシナリオを表2に示す。

各シナリオにおいて、土地利用に応じた被ばく経路を、(一社)日本原子力学会の文書である日本原子力学会標準 浅地中処分の安全評価手法:2016¹⁰⁾(以下、「学会標準」という。)と、IAEAの文書である Safety Reports Series No. 44¹¹⁾(以下、「SRS No. 44」という。)を参照し検討した。全てのシナリオに共通する被ばく経路として、仮置場跡地での活動時・滞在時における外部被ばく、意図しない仮置場跡地の土壌摂取による内部被ばく、仮置場跡地から発生するダストの吸入による内部被ばくを設定した。仮置場跡地由来の食物摂取による内部被ばくについて、水田シナリオ、畑地(野菜)シナリオ

及び樹園地シナリオにおける作物摂取、牧草地（乳牛）シナリオにおける牛乳の摂取、住宅シナリオにおける家庭菜園での作物摂取を想定し設定した。福島県の飲料水（井戸水含む）のモニタリング¹²⁾では、放射性セシウムが検出されていないため、仮置場跡地由来の水の摂取による被ばくは考慮しなかった。各被ばく経路のイメージを図 8 に示す。

牧草地（肉牛）シナリオにおいては、牛肉の摂取が考えられるが、法律上、許認可を受けたと畜場以外ではと畜できないため、酪農家が牛肉を自家消費するのは現実的ではないと判断し、食物摂取による内部被ばくは設定しなかった。また、仮置場跡地に牛舎を建て、牛を育てている事例が無いことがわかっている（福島県除染対策課調べ(2021)）。しかしながら、将来的に牛舎を建てる事例が発生する可能性を否定できないため、牧草地（乳牛・肉牛）シナリオでは、仮置場跡地内で牛を育てる仮定を置くこととした。

森林シナリオにおいては、キノコや山菜の摂取が考えられるが、これらの採取は主に天然林で行われる¹³⁾ため、本報では評価の対象外とした。

なお、農地や人工林といった、労働を伴う土地利用について、未成年者も大人に同行する場合があると考え、上記のシナリオ及び被ばく経路は、全年齢区分で共通とした。

表 2 仮置場跡地の土地利用毎の活動内容・被ばく経路

No.	土地利用	仮置場跡地での活動	被ばく経路
1	水田	仮置場跡地を「水田」に原状回復した後、現地で稲を育て、育ったお米を摂取する。	①：稲を育てる際の「外部被ばく」 ②：育ったお米を摂取する際の「内部被ばく」 ③：稲を育てる際の土壌摂取による「内部被ばく」 ④：稲を育てる際のダストの吸入による「内部被ばく」
2	畑地 (野菜)	仮置場跡地を「畑地」に原状回復した後、野菜を育て、育った野菜を摂取する。	①：作物を育てる際の「外部被ばく」 ②：育った作物を摂取する際の「内部被ばく」 ③：作物を育てる際の土壌摂取による「内部被ばく」 ④：作物を育てる際のダストの吸入による「内部被ばく」
3	畑地 (花卉)	仮置場跡地を「畑地」に原状回復した後、花卉を育てる。	①：作物を育てる際の「外部被ばく」 ②：作物を育てる際の土壌摂取による「内部被ばく」 ③：作物を育てる際のダストの吸入による「内部被ばく」
4	樹園地	仮置場跡地を「樹園地」に原状回復した後作物を育て、育った作物を摂取する。	①：作物を育てる際の「外部被ばく」 ②：育った作物を摂取する際の「内部被ばく」 ③：作物を育てる際の土壌摂取による「内部被ばく」 ④：作物を育てる際のダストの吸入による「内部被ばく」

5	牧草地 (乳牛)	仮置場跡地を「牧草地」に原状回復した後、跡地内で乳牛を育てる。育てた牛からの牛乳を摂取する。	①：乳牛を育てる際の「外部被ばく」 ②：育てた牛から牛乳を摂取する際の「内部被ばく」 ③：乳牛を育てる際の土壌摂取による「内部被ばく」 ④：乳牛を育てる際のダストの吸入による「内部被ばく」
6	牧草地 (肉牛)	仮置場跡地を「牧草地」に原状回復した後、跡地内で肉用牛を育てる。	①：肉用牛を育てる際の「外部被ばく」 ②：肉用牛を育てる際の土壌摂取による「内部被ばく」 ③：肉用牛を育てる際のダストの吸入による「内部被ばく」
7	人工林	仮置場跡地を「人工林」に原状回復し、林業を行う。	①：作業を行う際の「外部被ばく」 ②：作業を行う際の土壌摂取による「内部被ばく」 ③：作業を行う際のダストの吸入による「内部被ばく」
8	住宅	仮置場跡地を更地化した後、その場所に住宅を建てて生活する。また、家庭菜園 ^{*3} を行い、育てた作物を摂取する。	①：屋内で生活する際の「外部被ばく」 ②：家庭菜園を行う際の「外部被ばく」 ③：家庭菜園で育てた作物を摂取することによる「内部被ばく」 ④：家庭菜園を行う際の土壌摂取による「内部被ばく」 ⑤：家庭菜園を行う際のダストの吸入による「内部被ばく」
9	公園	仮置場跡地を更地化した後、その場所を公園にして利用する。	①：公園内で活動する際の「外部被ばく」 ②：公園内で活動する際の土壌摂取による「内部被ばく」 ③：公園内で活動する際のダストの吸入による「内部被ばく」

*3 住宅の敷地内の屋外作業は様々なものが考えられるが、今回の評価では代表的に家庭菜園を仮定した。

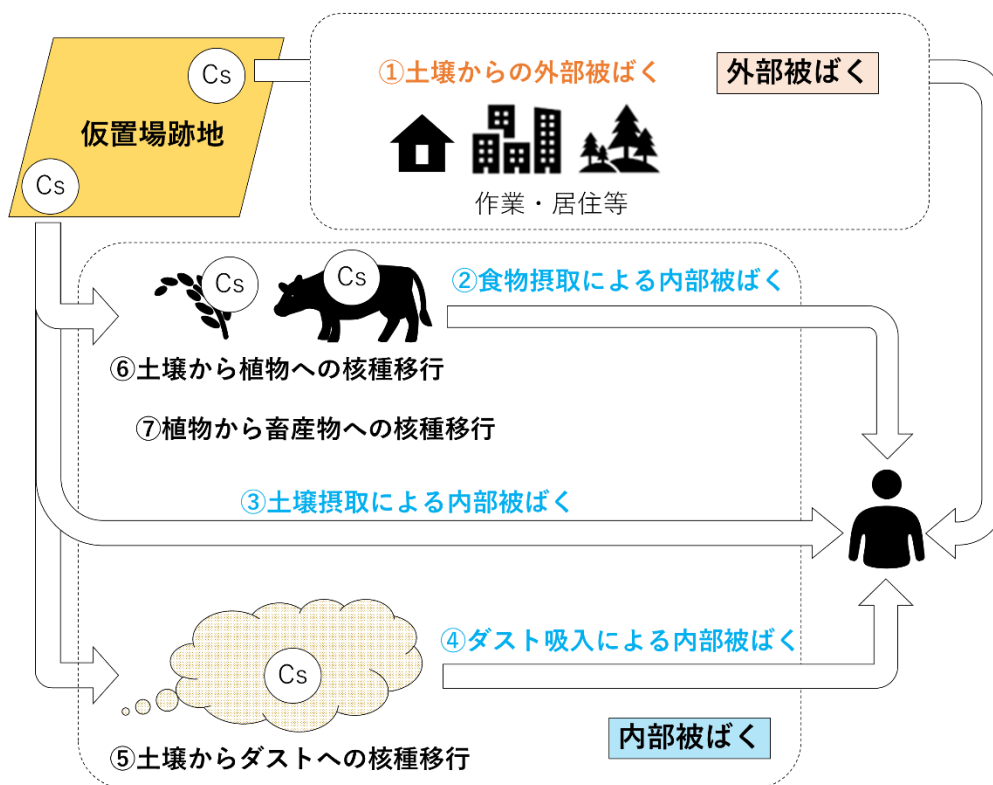


図8 被ばく経路のイメージ

3. 3. 計算モデル及びパラメータ

追加被ばく線量評価を行うにあたり、学会標準及び SRS No. 44 を参照し、使用する計算モデルを式 (1) ~ (8) のとおり検討した。③土壌摂取による内部被ばくモデルは、②食物摂取による内部被ばくモデルを参考に検討した。③土壌摂取による内部被ばくモデル及び⑤土壌からダストへの核種移行モデルについては、SRS No. 44 を参照し、粒子が微細であるほど放射性核種濃度が高い傾向があることを考慮するためのパラメータを追加した。

①土壌からの外部被ばくモデル

$$D_{ext}(i) = C_s(i)S_s(i)t_s D_{CF,EXT}(i) \quad \dots \text{式 (1)}$$

$D_{ext}(i)$: 放射性核種 i による外部被ばく線量 [Sv/year]

$C_s(i)$: 放射性核種 i の土壌中濃度 [Bq/kgDW]

$S_s(i)$: 放射性核種 i の遮へい係数[-]

t_s : 被ばく時間 [h/year]

$D_{CF,EXT}(i)$: 放射性核種 i の外部被ばく線量換算係数 [(Sv/h) / (Bq/kgDW)]

②食物摂取による内部被ばくモデル

$$D_{ing,f}(i) = C_f(i)M_f G_f D_{CF,ING}(i) \cdots \text{式 (2)}$$

$D_{ing,f}(i)$: 放射性核種 i の経口摂取による内部被ばく線量 [Sv/year]

$C_f(i)$: 食物中の放射性核種 i の濃度 [Bq/kgFW]

M_f : 食物の年間摂取量 [kgFW/year]

G_f : 食物の市場希釈係数 [-]

$D_{CF,ING}$: 放射性核種 i の経口内部被ばく線量換算係数 [Sv/Bq]

③土壌摂取による内部被ばくモデル

$$D_{ing,s}(i) = C_s(i)f_{c,s}M_s t_{s,ing} D_{CF,ING}(i) \cdots \text{式 (3)}$$

$D_{ing,s}(i)$: 放射性核種 i の経口摂取による内部被ばく線量[Sv/year]

$C_s(i)$: 土壌中の放射性核種 i の濃度[Bq/kgDW]

$f_{c,s}$: 土壌摂取に係る微細な土壌粒子における比放射能の濃度係数[-]

M_s : 土壌の時間あたり摂取量[kgDW/h]

$t_{s,ing}$: 仮置場跡地で土壌を摂取する時間[h/year]

$D_{CF,ING}(i)$: 放射性核種 i の経口内部被ばく線量換算係数[Sv/Bq]

④吸入による内部被ばくモデル

$$D_{inh}(i) = C_a(i)B_A t_{s,inh} D_{CF,INH}(i) \cdots \text{式 (4)}$$

$D_{inh}(i)$: 放射性核種 i の吸入による内部被ばく線量 [Sv/year]

$C_a(i)$: 大気中の放射性核種 i の濃度 [Bq/m³]

B_A : 呼吸率 [m³/h]

$t_{s,inh}$: 仮置場跡地でダストを吸入する時間 [h/year]

$D_{CF,INH}(i)$: 放射性核種 i の吸入内部被ばく線量換算係数 [Sv/Bq]

⑤土壌からダストへの核種移行モデル

$$C_a(i) = C_s(i)f_{c,d}d_R \cdots \text{式 (5)}$$

$C_a(i)$: 大気中の放射性核種 i の濃度 [Bq/m³]

$C_s(i)$: 放射性核種 i の土壌中の濃度 [Bq/kgDW]

$f_{c,d}$: ダスト吸入に係る微細な土壌粒子における比放射能の濃度係数[-]

d_R : 大気中ダスト濃度 [kgDW/m³]

⑥ 土壌から米・野菜への核種移行モデル

$$C_{V,f}(i) = C_s(i)T_{R,f}(i) \quad \dots \text{式 (6)}$$

$C_{V,f}(i)$: 農作物中の放射性核種 i の濃度 [Bq/kg FW]

$C_s(i)$: 放射性核種 i の土壌中の濃度 [Bq/kg DW]

$T_{R,f}(i)$: 土壌から農作物への放射性核種 i の移行係数 [(Bq/kg FW) / (Bq/kg DW)]

⑦ 土壌から牧草への核種移行モデル

$$C_{V,p}(i) = C_s(i)T_{R,p}(i) \quad \dots \text{式 (7)}$$

$C_{V,p}(i)$: 牧草中の放射性核種 i の濃度 [Bq/kg DW]

$C_s(i)$: 放射性核種 i の土壌中の濃度 [Bq/kg DW]

$T_{R,p}(i)$: 土壌から牧草への放射性核種 i の移行係数 [(Bq/kg DW) / (Bq/kg DW)]

⑧ 牧草から畜産物への核種移行モデル

$$C_{Ca}(i) = C_{V,p}(i)M_g f_r T_{AM}(i) \quad \dots \text{式 (8)}$$

$C_{Ca}(i)$: 放射性核種 i の畜産物中の濃度 [Bq/kg FW]

$C_{V,p}(i)$: 牧草中の放射性核種 i の濃度 [Bq/kg DW]

M_g : 家畜の牧草摂取量 [kg DW/day]

f_r : 牧草の市場希釈係数 [-]

$T_{AM}(i)$: 摂取する放射性核種 i が畜産物に移行する割合 [day/kgFW]

各パラメータ値は基本的に平均値とし、年齢区分毎（大人、1-6 歳、7-14 歳、15-19 歳）に適した値を用いた。換算係数や移行係数等は Satoh らの報告¹⁴⁾や IAEA や ICRP の文書^{15, 16)}に記載されている値を用いた。また、平均値が不明なパラメータについては、（一社）日本原子力学会の文書^{10, 17)}や IAEA の文書である Technical Reports Series No. 472¹⁸⁾に記載されている値を用いた。評価に用いた各パラメータ値を付録 A の表 A1 ~A10 に示す。

評価対象核種は、事故で放出された他の放射性核種より半減期が長く、国の報告書¹⁹⁾より、環境への放出量が多いと推計されているセシウム 134 及びセシウム 137 とした。セシウム 134 とセシウム 137 の存在比は、国の報告書¹⁹⁾より、原子力発電所事故発生時点の比を 1:1 として、物理減衰を考慮して計算した。仮置場跡地の土壌中の放射性セシウムの分布は、仮置場の造成方法、跡地の土地利用や事故からの経過時間等によって異なると考えられる。

式(1)で使用した外部被ばく線量換算係数 $D_{CF,EXT}(i)$ は放射性セシウムの深度分布に依存する。放射性セシウムの深度分布は、人為的な攪拌が無い場合、指数関数的に分布

^{20, 21)}、またはある深さにピークを持つとされている²²⁾。農地等の人為的な攪拌がある場合は平均化される²⁰⁾。地表から指数関数的に放射性セシウムが分布している場合、重量深度 ζ (g/cm²) における放射能濃度 $A_m(\zeta)$ (Bq/kg) は、地表面の放射能濃度 $A_{m,0}$ (Bq/kg)、重量深度 ζ (g/cm²) 及び重量緩衝深度 β (g/cm²) により、式(9)に示す指数関数式²³⁾で表せる。

$$A_m(\zeta) = A_{m,0} \exp(-\zeta/\beta) \cdots \text{式 (9)}$$

重量深度 ζ は土の深さ (cm) と密度 (g/cm³) の積で定義される。重量緩衝深度 β は、放射性セシウムの深度分布を表すパラメータであり、値が小さいほど地表付近に放射能濃度が集中していることになる。Kato ら²¹⁾により、事故直後の人為的な攪拌が無い土地での重量緩衝深度 β は 1 g/cm² 程度であることが報告されている。一方、事故から約9年後に行われた原子力規制委員会の調査²⁴⁾では重量緩衝深度 β が4程度であったと報告されている。本報では、保守的にほとんどのセシウムが地表面に存在していると仮定し、重量緩衝深度 β が 1 g/cm² の場合の外部被ばく線量換算係数 $D_{CF,EXT}(i)$ を設定した。

3. 4. 放射性セシウムの単位濃度あたりの追加被ばく線量の評価方法

3. 4. 1. 平均値や標準的なパラメータ値を用いた評価方法

3. 1. ~ 3. 3. で設定したシナリオやパラメータ等に基づき、土壌中の放射性セシウムの単位濃度あたりの追加被ばく線量を計算した。放射性セシウム濃度について、セシウム 134、セシウム 137 のうち、半減期が長く長期的に残存するセシウム 137 の濃度を 2022 年 6 月時点で 1 Bq/kg とした。セシウム 134 の濃度については、事故発生時点のセシウム 134 とセシウム 137 の存在比を 1:1 とし、2022 年 6 月までの物理減衰を考慮して計算し、0.03 Bq/kg とした。

ただし、人工林シナリオにおいては、作業時間とセシウムの物理減衰を考慮すると、植樹してから 45 年後^{*4}以降に行われる伐採を想定した評価結果が、作業時間が最も長くなり、保守的となるため、物理減衰を考慮して 45 年後 (2067 年 6 月) の放射性セシウム濃度を算出し、セシウム 137 の濃度を 0.36 Bq/kg、セシウム 134 の濃度を 8.2×10^{-9} Bq/kg とした。

3. 4. 2. 不確実性の検討方法

GSG-3 では、被ばく線量評価を行うにあたり、不確実性の検討は不可欠であるとされている。不確実性は評価シナリオ、計算モデル、パラメータそれぞれに存在している。評価シナリオについては、様々な可能性を考慮した様々なケースを網羅しており、将来的に土地利用の変更があったとしても、3. 2. で検討したシナリオでカバーできると思われるため、不確実性は考慮できていると考えた。また、計算モデルは国内学会の文

*4 福島県におけるスギの標準伐齢期は 45 年とされている。^{25, 26, 27, 28)}

書である学会標準を参照し、且つ一部の計算式においては、IAEA の文書¹¹⁾を参照し保守的に改変していることから、不確実性は考慮できていると考えた。

3. 4. 1. の追加被ばく線量評価を行うにあたり設定したパラメータ値は、基本的に平均的または標準的な値を用いているが、各パラメータにはばらつきがあり、その不確実性を検討する必要がある。そのため、3. 4. 1 の放射性セシウムの単位濃度あたりの追加被ばく線量評価に用いたパラメータを保守的に設定して追加被ばく線量を評価することで、不確実性を検討した。ただし、GSG-3 では、保守的な評価は現実に即していない結果を示す可能性があるとしており、注意が必要である。検討対象のパラメータは、条件 (a)、(b) の両方または (c) に合致するものとした。

- (a) 4つの年齢区分のいずれかで、追加被ばく線量全体の5%以上を占める被ばく経路のパラメータ。(表7~10を参照。)
- (b) 平均値や標準的な値を用いていること。
- (c) 条件(a)、(b)の両方に合致するパラメータのばらつきを考慮することで、連動して値が変化するパラメータ。

条件(a)、(b)両方に合致するパラメータは、外部被ばく時間(t_s)、食物の年間摂取量(M_f)、食物の市場希釈係数(G_f)であった。条件(c)に合致するパラメータは、仮置場で土壌を摂取する時間($t_{s,ing}$)、仮置場でダストを吸入する時間($t_{s,inh}$)及び牧草の市場希釈係数(f_r)であった。不確実性を考慮して保守的に設定したパラメータの一覧を表3~6に示す。ばらつきを考慮した各パラメータの設定方法は付録Bのとおり。

表3 各シナリオの不確実性を考慮したパラメータ（大人）

シナリオ	不確実性の検討対象となるパラメータ	標準的なパラメータ値	保守的なパラメータ値
水田	外部被ばく時間 (t_s)、仮置場跡地で土壌を摂取する時間 ($t_{s,ing}$)	183 h/year	640 h/year
	仮置場跡地でダストを吸入する時間 ($t_{s,inh}$)	53 h/year	186 h/year
	食物の年間摂取量 (M_f)	54 kgFW/year	98 kgFW/year
	食物の市場希釈係数 (G_f)	0.5	1
畑地 (野菜)	外部被ばく時間 (t_s)、仮置場跡地で土壌を摂取する時間 ($t_{s,ing}$)、仮置場跡地でダストを吸入する時間 ($t_{s,inh}$)	858 h/year	1,069 h/year
	食物の年間摂取量 (M_f)	102 kgFW/year	191 kgFW/year
	食物の市場希釈係数 (G_f)	0.5	1
畑地 (花卉)	外部被ばく時間 (t_s)、仮置場跡地で土壌を摂取する時間 ($t_{s,ing}$)、仮置場跡地でダストを吸入する時間 ($t_{s,inh}$)	852 h/year	989 h/year
樹園地	外部被ばく時間 (t_s)、仮置場跡地で土壌を摂取する時間 ($t_{s,ing}$)、仮置場跡地でダストを吸入する時間 ($t_{s,inh}$)	540 h/year	781 h/year
	食物の年間摂取量 (M_f)	37 kgFW/year	113 kgFW/year
	食物の市場希釈係数 (G_f)	0.5	1
牧草地 (乳牛)	外部被ばく時間 (t_s)、仮置場跡地で土壌を摂取する時間 ($t_{s,ing}$)、仮置場跡地でダストを吸入する時間 ($t_{s,inh}$)	1,244 h/year	2,284 h/year
	食物の年間摂取量 (M_f)	23 kgFW/year	70 kgFW/year
	食物の市場希釈係数 (G_f)	0.5	1
	牧草の市場希釈係数 (f_r)	0.12	0.18
牧草地 (肉牛)	外部被ばく時間 (t_s)、仮置場跡地で土壌を摂取する時間 ($t_{s,ing}$)、仮置場跡地でダストを吸入する時間 ($t_{s,inh}$)	928 h/year	1,686 h/year
人工林	外部被ばく時間 (t_s)、仮置場跡地で土壌を摂取する時間 ($t_{s,ing}$)、仮置場跡地でダストを吸入する時間 ($t_{s,inh}$)	313 h/year	313 h/year
住宅	外部被ばく時間 (屋内) (t_s)	5,778 h/year	8,618 h/year
公園	外部被ばく時間 (t_s)、仮置場跡地で土壌を摂取する時間 ($t_{s,ing}$)、仮置場跡地でダストを吸入する時間 ($t_{s,inh}$)	178 h/year	518 h/year

表4 各シナリオの不確実性を考慮したパラメータ (1-6歳)

シナリオ	不確実性の検討対象となるパラメータ	標準的なパラメータ値	保守的なパラメータ値
水田	外部被ばく時間 (t_s)、仮置場跡地で土壌を摂取する時間 ($t_{s,ing}$)	183 h/year	640 h/year
	仮置場跡地でダストを吸入する時間 ($t_{s,inh}$)	53 h/year	186 h/year
	食物の年間摂取量 (M_f)	35 kgFW/year	51 kgFW/year
	食物の市場希釈係数 (G_f)	0.5	1
畑地 (野菜)	外部被ばく時間 (t_s)、仮置場跡地で土壌を摂取する時間 ($t_{s,ing}$)、仮置場跡地でダストを吸入する時間 ($t_{s,inh}$)	858 h/year	1,069 h/year
	食物の年間摂取量 (M_f)	47 kgFW/year	75 kgFW/year
	食物の市場希釈係数 (G_f)	0.5	1
畑地 (花卉)	外部被ばく時間 (t_s)、仮置場跡地で土壌を摂取する時間 ($t_{s,ing}$)、仮置場跡地でダストを吸入する時間 ($t_{s,inh}$)	852 h/year	989 h/year
樹園地	外部被ばく時間 (t_s)、仮置場跡地で土壌を摂取する時間 ($t_{s,ing}$)、仮置場跡地でダストを吸入する時間 ($t_{s,inh}$)	540 h/year	781 h/year
	食物の年間摂取量 (M_f)	34 kgFW/year	68 kgFW/year
	食物の市場希釈係数 (G_f)	0.5	1
牧草地 (乳牛)	外部被ばく時間 (t_s)、仮置場跡地で土壌を摂取する時間 ($t_{s,ing}$)、仮置場跡地でダストを吸入する時間 ($t_{s,inh}$)	1,244 h/year	2,284 h/year
	食物の年間摂取量 (M_f)	52 kgFW/year	107 kgFW/year
	食物の市場希釈係数 (G_f)	0.5	1
	牧草の市場希釈係数 (f_r)	0.12	0.18
牧草地 (肉牛)	外部被ばく時間 (t_s)、仮置場跡地で土壌を摂取する時間 ($t_{s,ing}$)、仮置場跡地でダストを吸入する時間 ($t_{s,inh}$)	928 h/year	1,686 h/year
人工林	外部被ばく時間 (t_s)、仮置場跡地で土壌を摂取する時間 ($t_{s,ing}$)、仮置場跡地でダストを吸入する時間 ($t_{s,inh}$)	313 h/year	313 h/year
住宅	外部被ばく時間 (屋内) (t_s)	6,998 h/year	8,618 h/year
公園	外部被ばく時間 (t_s)、仮置場跡地で土壌を摂取する時間 ($t_{s,ing}$)、仮置場跡地でダストを吸入する時間 ($t_{s,inh}$)	232 h/year	515 h/year

表5 各シナリオの不確実性を考慮したパラメータ (7-14歳)

シナリオ	不確実性の検討対象となるパラメータ	標準的なパラメータ値	保守的なパラメータ値
水田	外部被ばく時間 (t_s)、仮置場跡地で土壌を摂取する時間 ($t_{s,ing}$)	183 h/year	640 h/year
	仮置場跡地でダストを吸入する時間 ($t_{s,inh}$)	53 h/year	186 h/year
	食物の年間摂取量 (M_f)	61 kgFW/year	92 kgFW/year
	食物の市場希釈係数 (G_f)	0.5	1
畑地 (野菜)	外部被ばく時間 (t_s)、仮置場跡地で土壌を摂取する時間 ($t_{s,ing}$)、仮置場跡地でダストを吸入する時間 ($t_{s,inh}$)	858 h/year	1,069 h/year
	食物の年間摂取量 (M_f)	88 kgFW/year	133 kgFW/year
	食物の市場希釈係数 (G_f)	0.5	1
畑地 (花卉)	外部被ばく時間 (t_s)、仮置場跡地で土壌を摂取する時間 ($t_{s,ing}$)、仮置場跡地でダストを吸入する時間 ($t_{s,inh}$)	852 h/year	989 h/year
樹園地	外部被ばく時間 (t_s)、仮置場跡地で土壌を摂取する時間 ($t_{s,ing}$)、仮置場跡地でダストを吸入する時間 ($t_{s,inh}$)	540 h/year	781 h/year
	食物の年間摂取量 (M_f)	27 kgFW/year	61 kgFW/year
	食物の市場希釈係数 (G_f)	0.5	1
牧草地 (乳牛)	外部被ばく時間 (t_s)、仮置場跡地で土壌を摂取する時間 ($t_{s,ing}$)、仮置場跡地でダストを吸入する時間 ($t_{s,inh}$)	1,244 h/year	2,284 h/year
	食物の年間摂取量 (M_f)	92 kgFW/year	147 kgFW/year
	食物の市場希釈係数 (G_f)	0.5	1
	牧草の市場希釈係数 (f_r)	0.12	0.18
牧草地 (肉牛)	外部被ばく時間 (t_s)、仮置場跡地で土壌を摂取する時間 ($t_{s,ing}$)、仮置場跡地でダストを吸入する時間 ($t_{s,inh}$)	928 h/year	1,686 h/year
人工林	外部被ばく時間 (t_s)、仮置場跡地で土壌を摂取する時間 ($t_{s,ing}$)、仮置場跡地でダストを吸入する時間 ($t_{s,inh}$)	313 h/year	313 h/year
住宅	外部被ばく時間 (屋内) (t_s)	5,315 h/year	6,991 h/year
公園	外部被ばく時間 (t_s)、仮置場跡地で土壌を摂取する時間 ($t_{s,ing}$)、仮置場跡地でダストを吸入する時間 ($t_{s,inh}$)	217 h/year	593 h/year

表6 各シナリオの不確実性を考慮したパラメータ (15-19歳)

シナリオ	不確実性の検討対象となるパラメータ	標準的なパラメータ値	保守的なパラメータ値
水田	外部被ばく時間 (t_s)、仮置場跡地で土壌を摂取する時間 ($t_{s,ing}$)	183 h/year	640 h/year
	仮置場跡地でダストを吸入する時間 ($t_{s,inh}$)	53 h/year	186 h/year
	食物の年間摂取量 (M_f)	78 kgFW/year	118 kgFW/year
	食物の市場希釈係数 (G_f)	0.5	1
畑地 (野菜)	外部被ばく時間 (t_s)、仮置場跡地で土壌を摂取する時間 ($t_{s,ing}$)、仮置場跡地でダストを吸入する時間 ($t_{s,inh}$)	858 h/year	1,069 h/year
	食物の年間摂取量 (M_f)	89 kgFW/year	145 kgFW/year
	食物の市場希釈係数 (G_f)	0.5	1
畑地 (花卉)	外部被ばく時間 (t_s)、仮置場跡地で土壌を摂取する時間 ($t_{s,ing}$)、仮置場跡地でダストを吸入する時間 ($t_{s,inh}$)	852 h/year	989 h/year
樹園地	外部被ばく時間 (t_s)、仮置場跡地で土壌を摂取する時間 ($t_{s,ing}$)、仮置場跡地でダストを吸入する時間 ($t_{s,inh}$)	540 h/year	781 h/year
	食物の年間摂取量 (M_f)	24 kgFW/year	64 kgFW/year
	食物の市場希釈係数 (G_f)	0.5	1
牧草地 (乳牛)	外部被ばく時間 (t_s)、仮置場跡地で土壌を摂取する時間 ($t_{s,ing}$)、仮置場跡地でダストを吸入する時間 ($t_{s,inh}$)	1,244 h/year	2,284 h/year
	食物の年間摂取量 (M_f)	36 kgFW/year	88 kgFW/year
	食物の市場希釈係数 (G_f)	0.5	1
	牧草の市場希釈係数 (f_r)	0.12	0.18
牧草地 (肉牛)	外部被ばく時間 (t_s)、仮置場跡地で土壌を摂取する時間 ($t_{s,ing}$)、仮置場跡地でダストを吸入する時間 ($t_{s,inh}$)	928 h/year	1,686 h/year
人工林	外部被ばく時間 (t_s)、仮置場跡地で土壌を摂取する時間 ($t_{s,ing}$)、仮置場跡地でダストを吸入する時間 ($t_{s,inh}$)	313 h/year	313 h/year
住宅	外部被ばく時間 (屋内) (t_s)	5,315 h/year	6,991 h/year
公園	外部被ばく時間 (t_s)、仮置場跡地で土壌を摂取する時間 ($t_{s,ing}$)、仮置場跡地でダストを吸入する時間 ($t_{s,inh}$)	210 h/year	526 h/year

4. 放射性セシウムの単位濃度あたりの追加被ばく線量の評価結果

4. 1. 平均値や標準的なパラメータ値を用いた評価結果

土壌中の放射性セシウムの単位濃度あたりの追加被ばく線量を計算した結果を表7～10に示す。追加被ばく線量の合計は、いずれの年齢区分においても住宅シナリオが最大であり、1-6歳の住宅シナリオが 4.1×10^{-4} (mSv/year)/(Bq/kg)で全ての年齢区分のシナリオにおいて最大であった。水田シナリオを除く各シナリオで、外部被ばく線量が追加被ばく線量の合計値の大半を占めていた。住宅シナリオは、仮置場跡地での滞在時間(在宅時間)が長いため、外部被ばく線量が他のシナリオより大きくなり、追加被ばく線量の合計値が最大となった。水田シナリオは、仮置場跡地での滞在時間(労働時間)が比較的短いため、大人及び15～19歳の年齢区分においては、外部被ばく線量と内部被ばく線量の差が小さかった。土壌摂取やダストの吸入による内部被ばく線量はいずれのシナリオにおいても小さかった。各被ばく経路の追加被ばく線量について、年齢区分間で多少の違いがみられたものの、合計値が大きく異なることはなかった。

なお、市町村や仮置場の地権者の要望に応じて追加被ばく線量評価を行う際は、表土中の放射性セシウム濃度だけではなく、仮置場跡地の利用時間や食物摂取量等の各種パラメータに、実際の値を当てはめることで、より現実に即した評価を行うことも可能である。また、本報では、セシウム134とセシウム137の存在比を、2022年6月を基準として決定したが、実際の測定日を考慮して存在比を変更することも可能である。ただし、2022年6月の時点でセシウム134の存在比が非常に小さいため、将来的に実際の測定日を考慮して存在比を変更してもほとんど影響がないと考えられる。

表7 各シナリオの放射性セシウムの単位濃度あたりの追加被ばく線量 (大人)

(mSv/year)/(Bq/kg)

シナリオ	土壌からの 外部被ばく	内部被ばく (食物摂取)	内部被ばく (土壌摂取)	内部被ばく (ダスト吸入)	合計
水田	1.9×10^{-5} 56.9%	1.5×10^{-5} 43.1%	2.1×10^{-9} 0.0%	6.1×10^{-10} 0.0%	3.4×10^{-5} 100.0%
畑地 (野菜)	9.1×10^{-5} 76.6%	2.8×10^{-5} 23.4%	9.7×10^{-9} 0.0%	9.9×10^{-9} 0.0%	1.2×10^{-4} 100.0%
畑地 (花卉)	9.1×10^{-5} 100.0%	– –	9.6×10^{-9} 0.0%	9.8×10^{-9} 0.0%	9.1×10^{-5} 100.0%
樹園地	5.7×10^{-5} 85.2%	9.9×10^{-6} 14.7%	6.1×10^{-9} 0.0%	6.2×10^{-9} 0.0%	6.7×10^{-5} 100.0%
牧草地 (乳牛)	1.3×10^{-4} 97.8%	3.0×10^{-6} 2.2%	1.4×10^{-8} 0.0%	1.4×10^{-8} 0.0%	1.4×10^{-4} 100.0%
牧草地 (肉牛)	9.9×10^{-5} 100.0%	– –	1.0×10^{-8} 0.0%	1.1×10^{-8} 0.0%	9.9×10^{-5} 100.0%
人工林	1.1×10^{-5} 100.0%	– –	2.7×10^{-11} 0.0%	1.2×10^{-9} 0.0%	1.1×10^{-5} 100.0%
住宅	2.6×10^{-4} 97.6%	6.4×10^{-6} 2.4%	1.6×10^{-9} 0.0%	1.6×10^{-9} 0.0%	2.7×10^{-4} 100.0%
公園	1.9×10^{-5} 100.0%	– –	2.0×10^{-9} 0.0%	2.1×10^{-9} 0.0%	1.9×10^{-5} 100.0%

(下段は追加被ばく線量の合計値に占める割合を示す。)

表8 各シナリオの放射性セシウムの単位濃度あたりの追加被ばく線量 (1-6歳)

(mSv/year)/(Bq/kg)

シナリオ	土壌からの 外部被ばく	内部被ばく (食物摂取)	内部被ばく (土壌摂取)	内部被ばく (ダスト吸入)	合計
水田	2.5×10^{-5} 74.4%	8.7×10^{-6} 25.6%	7.6×10^{-9} 0.0%	7.2×10^{-10} 0.0%	3.4×10^{-5} 100.0%
畑地 (野菜)	1.2×10^{-4} 90.9%	1.2×10^{-5} 9.0%	3.6×10^{-8} 0.0%	1.2×10^{-8} 0.0%	1.3×10^{-4} 100.0%
畑地 (花卉)	1.2×10^{-4} 100.0%	- -	3.5×10^{-8} 0.0%	1.1×10^{-8} 0.0%	1.2×10^{-4} 100.0%
樹園地	7.5×10^{-5} 89.8%	8.5×10^{-6} 10.2%	2.2×10^{-8} 0.0%	7.3×10^{-9} 0.0%	8.3×10^{-5} 100.0%
牧草地 (乳牛)	1.7×10^{-4} 96.4%	6.4×10^{-6} 3.6%	5.2×10^{-8} 0.0%	1.7×10^{-8} 0.0%	1.8×10^{-4} 100.0%
牧草地 (肉牛)	1.3×10^{-4} 100.0%	- -	3.9×10^{-8} 0.0%	1.3×10^{-8} 0.0%	1.3×10^{-4} 100.0%
人工林	1.4×10^{-5} 100.0%	- -	9.8×10^{-11} 0.0%	1.4×10^{-9} 0.0%	1.4×10^{-5} 100.0%
住宅	4.1×10^{-4} 99.4%	2.3×10^{-6} 0.6%	5.9×10^{-9} 0.0%	1.9×10^{-9} 0.0%	4.1×10^{-4} 100.0%
公園	3.3×10^{-5} 100.0%	- -	1.0×10^{-8} 0.0%	3.2×10^{-9} 0.0%	3.3×10^{-5} 100.0%

(下段は追加被ばく線量の合計値に占める割合を示す。)

表9 各シナリオの放射性セシウムの単位濃度あたりの追加被ばく線量 (7-14 歳)

(mSv/year)/(Bq/kg)

シナリオ	土壌からの 外部被ばく	内部被ばく (食物摂取)	内部被ばく (土壌摂取)	内部被ばく (ダスト吸入)	合計
水田	2.1×10^{-5} 62.9%	1.3×10^{-5} 37.0%	4.8×10^{-9} 0.0%	4.9×10^{-10} 0.0%	3.4×10^{-5} 100.0%
畑地 (野菜)	1.0×10^{-4} 84.6%	1.8×10^{-5} 15.4%	2.2×10^{-8} 0.0%	7.9×10^{-9} 0.0%	1.2×10^{-4} 100.0%
畑地 (花卉)	1.0×10^{-4} 100.0%	— —	2.2×10^{-8} 0.0%	7.9×10^{-9} 0.0%	1.0×10^{-4} 100.0%
樹園地	6.3×10^{-5} 91.8%	5.6×10^{-6} 8.1%	1.4×10^{-8} 0.0%	5.0×10^{-9} 0.0%	6.9×10^{-5} 100.0%
牧草地 (乳牛)	1.5×10^{-4} 93.9%	9.4×10^{-6} 6.0%	3.2×10^{-8} 0.0%	1.2×10^{-8} 0.0%	1.6×10^{-4} 100.0%
牧草地 (肉牛)	1.1×10^{-4} 100.0%	— —	2.4×10^{-8} 0.0%	8.6×10^{-9} 0.0%	1.1×10^{-4} 100.0%
人工林	1.2×10^{-5} 100.0%	— —	6.1×10^{-11} 0.0%	9.9×10^{-10} 0.0%	1.2×10^{-5} 100.0%
住宅	2.6×10^{-4} 98.6%	3.7×10^{-6} 1.4%	2.2×10^{-9} 0.0%	1.3×10^{-9} 0.0%	2.6×10^{-4} 100.0%
公園	2.6×10^{-5} 100.0%	— —	5.7×10^{-9} 0.0%	2.0×10^{-9} 0.0%	2.6×10^{-5} 100.0%

(下段は追加被ばく線量の合計値に占める割合を示す。)

表 10 各シナリオの放射性セシウムの単位濃度あたりの追加被ばく線量 (15-19 歳)

(mSv/year)/(Bq/kg)

シナリオ	土壌からの 外部被ばく	内部被ばく (食物摂取)	内部被ばく (土壌摂取)	内部被ばく (ダスト吸入)	合計
水田	2.0×10^{-5} 48.5%	2.1×10^{-5} 51.5%	2.1×10^{-9} 0.0%	5.8×10^{-10} 0.0%	4.1×10^{-5} 100.0%
畑地 (野菜)	9.3×10^{-5} 79.5%	2.4×10^{-5} 20.5%	9.7×10^{-9} 0.0%	9.4×10^{-9} 0.0%	1.2×10^{-4} 100.0%
畑地 (花卉)	9.3×10^{-5} 100.0%	— —	9.6×10^{-9} 0.0%	9.4×10^{-9} 0.0%	9.3×10^{-5} 100.0%
樹園地	5.9×10^{-5} 89.9%	6.6×10^{-6} 10.0%	6.1×10^{-9} 0.0%	5.9×10^{-9} 0.0%	6.5×10^{-5} 100.0%
牧草地 (乳牛)	1.4×10^{-4} 96.5%	4.8×10^{-6} 3.4%	1.4×10^{-8} 0.0%	1.4×10^{-8} 0.0%	1.4×10^{-4} 100.0%
牧草地 (肉牛)	1.0×10^{-4} 100.0%	— —	1.0×10^{-8} 0.0%	1.0×10^{-8} 0.0%	1.0×10^{-4} 100.0%
人工林	1.1×10^{-5} 100.0%	— —	2.7×10^{-11} 0.0%	1.2×10^{-9} 0.0%	1.1×10^{-5} 100.0%
住宅	2.4×10^{-4} 98.0%	4.8×10^{-6} 2.0%	9.6×10^{-10} 0.0%	1.6×10^{-9} 0.0%	2.5×10^{-4} 100.0%
公園	2.3×10^{-5} 100.0%	— —	2.4×10^{-9} 0.0%	2.3×10^{-9} 0.0%	2.3×10^{-5} 100.0%

(下段は追加被ばく線量の合計値に占める割合を示す。)

4. 2. 不確実性の検討結果

パラメータの不確実性を考慮するため、3. 4. 2で検討した保守的なパラメータ値を用いて、放射性セシウム単位濃度あたりの追加被ばく線量を計算した結果を表 11～14 に示す。追加被ばく線量の合計は、いずれの年齢区分においても住宅シナリオが最大であり、1-6 歳の住宅シナリオが 5.0×10^{-4} (mSv/year)/(Bq/kg) で全ての年齢区分のシナリオにおいて最大であった。平均値や標準的なパラメータ値を用いて計算した結果と比較すると、追加被ばく線量の合計値が、最大で 3.6 倍(大人における水田シナリオ)になることがわかった。平均値や標準的なパラメータ値を用いた評価値と保守的なパラメータ値を用いた評価値の比が、年齢区分によって大きく異なることはなかった。なお、人工林シナリオにおいては、標準的な計算と保守的な計算方法でのパラメータが全て同じ値となっている。

表 11 不確実性を考慮した放射性 Cs 単位濃度あたりの追加被ばく線量 (大人)
(mSv/year) / (Bq/kg)

シナリオ	計算方法	外部被ばく	内部被ばく	合計	保守的/標準的
水田	標準的	1.9×10^{-5}	1.5×10^{-5}	3.4×10^{-5}	3.6
	保守的	6.8×10^{-5}	5.3×10^{-5}	1.2×10^{-4}	
畑地 (野菜)	標準的	9.1×10^{-5}	2.8×10^{-5}	1.2×10^{-4}	1.8
	保守的	1.1×10^{-4}	1.0×10^{-4}	2.2×10^{-4}	
畑地 (花卉)	標準的	9.1×10^{-5}	1.9×10^{-8}	9.1×10^{-5}	1.2
	保守的	1.1×10^{-4}	2.3×10^{-8}	1.1×10^{-4}	
樹園地	標準的	5.7×10^{-5}	9.9×10^{-6}	6.7×10^{-5}	2.1
	保守的	8.3×10^{-5}	6.2×10^{-5}	1.4×10^{-4}	
牧草地 (乳牛)	標準的	1.3×10^{-4}	3.0×10^{-6}	1.4×10^{-4}	2.0
	保守的	2.4×10^{-4}	2.7×10^{-5}	2.7×10^{-4}	
牧草地 (肉牛)	標準的	9.9×10^{-5}	2.1×10^{-8}	9.9×10^{-5}	1.8
	保守的	1.8×10^{-4}	3.8×10^{-8}	1.8×10^{-4}	
人工林	標準的	1.1×10^{-5}	1.3×10^{-9}	1.1×10^{-5}	1.0
	保守的	1.1×10^{-5}	1.3×10^{-9}	1.1×10^{-5}	
住宅	標準的	2.6×10^{-4}	6.4×10^{-6}	2.7×10^{-4}	1.5
	保守的	3.8×10^{-4}	6.4×10^{-6}	3.9×10^{-4}	
公園	標準的	1.9×10^{-5}	4.1×10^{-9}	1.9×10^{-5}	2.9
	保守的	5.5×10^{-5}	1.2×10^{-8}	5.5×10^{-5}	

(計算方法について、平均値や標準的なパラメータ値を用いた計算を「標準的」、ばらつきを考慮したパラメータ値を用いた計算を「保守的」とした。)

表 12 不確実性を考慮した放射性 Cs 単位濃度あたりの追加被ばく線量 (1-6 歳)
(mSv/year) / (Bq/kg)

シナリオ	計算方法	外部被ばく	内部被ばく	合計	保守的／標準的
水田	標準的	2.5×10^{-5}	8.7×10^{-6}	3.4×10^{-5}	3.4
	保守的	8.8×10^{-5}	2.6×10^{-5}	1.1×10^{-4}	
畑地 (野菜)	標準的	1.2×10^{-4}	1.2×10^{-5}	1.3×10^{-4}	1.4
	保守的	1.5×10^{-4}	3.7×10^{-5}	1.9×10^{-4}	
畑地 (花卉)	標準的	1.2×10^{-4}	4.7×10^{-8}	1.2×10^{-4}	1.2
	保守的	1.4×10^{-4}	5.4×10^{-8}	1.4×10^{-4}	
樹園地	標準的	7.5×10^{-5}	8.5×10^{-6}	8.3×10^{-5}	1.7
	保守的	1.1×10^{-4}	3.4×10^{-5}	1.4×10^{-4}	
牧草地 (乳牛)	標準的	1.7×10^{-4}	6.5×10^{-6}	1.8×10^{-4}	2.0
	保守的	3.2×10^{-4}	3.8×10^{-5}	3.5×10^{-4}	
牧草地 (肉牛)	標準的	1.3×10^{-4}	5.1×10^{-8}	1.3×10^{-4}	1.8
	保守的	2.3×10^{-4}	9.3×10^{-8}	2.3×10^{-4}	
人工林	標準的	1.4×10^{-5}	1.5×10^{-9}	1.4×10^{-5}	1.0
	保守的	1.4×10^{-5}	1.5×10^{-9}	1.4×10^{-5}	
住宅	標準的	4.1×10^{-4}	2.4×10^{-6}	4.1×10^{-4}	1.2
	保守的	5.0×10^{-4}	2.4×10^{-6}	5.0×10^{-4}	
公園	標準的	3.3×10^{-5}	1.3×10^{-8}	3.3×10^{-5}	2.2
	保守的	7.2×10^{-5}	2.9×10^{-8}	7.2×10^{-5}	

(計算方法について、平均値や標準的なパラメータ値を用いた計算を「標準的」、ばらつきを考慮したパラメータ値を用いた計算を「保守的」とした。)

表 13 不確実性を考慮した放射性 Cs 単位濃度あたりの追加被ばく線量 (7-14 歳)
(mSv/year) / (Bq/kg)

シナリオ	計算方法	外部被ばく	内部被ばく	合計	保守的／標準的
水田	標準的	2.1×10^{-5}	1.3×10^{-5}	3.4×10^{-5}	3.3
	保守的	7.5×10^{-5}	3.8×10^{-5}	1.1×10^{-4}	
畑地 (野菜)	標準的	1.0×10^{-4}	1.8×10^{-5}	1.2×10^{-4}	1.5
	保守的	1.3×10^{-4}	5.6×10^{-5}	1.8×10^{-4}	
畑地 (花卉)	標準的	1.0×10^{-4}	3.0×10^{-8}	1.0×10^{-4}	1.2
	保守的	1.2×10^{-4}	3.5×10^{-8}	1.2×10^{-4}	
樹園地	標準的	6.3×10^{-5}	5.6×10^{-6}	6.9×10^{-5}	1.7
	保守的	9.2×10^{-5}	2.5×10^{-5}	1.2×10^{-4}	
牧草地 (乳牛)	標準的	1.5×10^{-4}	9.4×10^{-6}	1.6×10^{-4}	2.0
	保守的	2.7×10^{-4}	4.4×10^{-5}	3.1×10^{-4}	
牧草地 (肉牛)	標準的	1.1×10^{-4}	3.3×10^{-8}	1.1×10^{-4}	1.8
	保守的	2.0×10^{-4}	6.0×10^{-8}	2.0×10^{-4}	
人工林	標準的	1.2×10^{-5}	1.0×10^{-9}	1.2×10^{-5}	1.0
	保守的	1.2×10^{-5}	1.0×10^{-9}	1.2×10^{-5}	
住宅	標準的	2.6×10^{-4}	3.7×10^{-6}	2.6×10^{-4}	1.3
	保守的	3.4×10^{-4}	3.7×10^{-6}	3.4×10^{-4}	
公園	標準的	2.6×10^{-5}	7.8×10^{-9}	2.6×10^{-5}	2.7
	保守的	7.1×10^{-5}	2.1×10^{-8}	7.1×10^{-5}	

(計算方法について、平均値や標準的なパラメータ値を用いた計算を「標準的」、ばらつきを考慮したパラメータ値を用いた計算を「保守的」とした。)

表 14 不確実性を考慮した放射性 Cs 単位濃度あたりの追加被ばく線量 (15-19 歳)
(mSv/year) / (Bq/kg)

シナリオ	計算方法	外部被ばく	内部被ばく	合計	保守的／標準的
水田	標準的	2.0×10^{-5}	2.1×10^{-5}	4.1×10^{-5}	3.3
	保守的	7.0×10^{-5}	6.4×10^{-5}	1.3×10^{-4}	
畑地 (野菜)	標準的	9.3×10^{-5}	2.4×10^{-5}	1.2×10^{-4}	1.7
	保守的	1.2×10^{-4}	7.9×10^{-5}	2.0×10^{-4}	
畑地 (花卉)	標準的	9.3×10^{-5}	1.9×10^{-8}	9.3×10^{-5}	1.2
	保守的	1.1×10^{-4}	2.2×10^{-8}	1.1×10^{-4}	
樹園地	標準的	5.9×10^{-5}	6.6×10^{-6}	6.5×10^{-5}	1.8
	保守的	8.5×10^{-5}	3.5×10^{-5}	1.2×10^{-4}	
牧草地 (乳牛)	標準的	1.4×10^{-4}	4.8×10^{-6}	1.4×10^{-4}	2.0
	保守的	2.5×10^{-4}	3.4×10^{-5}	2.8×10^{-4}	
牧草地 (肉牛)	標準的	1.0×10^{-4}	2.1×10^{-8}	1.0×10^{-4}	1.8
	保守的	1.8×10^{-4}	3.8×10^{-8}	1.8×10^{-4}	
人工林	標準的	1.1×10^{-5}	1.2×10^{-9}	1.1×10^{-5}	1.0
	保守的	1.1×10^{-5}	1.2×10^{-9}	1.1×10^{-5}	
住宅	標準的	2.4×10^{-4}	4.8×10^{-6}	2.5×10^{-4}	1.3
	保守的	3.1×10^{-4}	4.8×10^{-6}	3.2×10^{-4}	
公園	標準的	2.3×10^{-5}	4.7×10^{-9}	2.3×10^{-5}	2.5
	保守的	5.8×10^{-5}	1.2×10^{-8}	5.8×10^{-5}	

(計算方法について、平均値や標準的なパラメータ値を用いた計算を「標準的」、ばらつきを考慮したパラメータ値を用いた計算を「保守的」とした。)

5. 事例評価の方法

3. 4. のとおり求めた放射性セシウムの単位濃度あたりの追加被ばく線量 (mSv/year)/(Bq/kg)に、仮置場跡地の表土中のセシウム濃度や空間線量率から算出したセシウム濃度を乗じて、追加被ばく線量 (mSv/year) を事例的に評価した。更に、評価した追加被ばく線量を長期的な目標値 (1 mSv/year) と比較した。

5. 1. 仮置場跡地の放射性セシウム濃度を用いた追加被ばく線量の評価方法

3. 4. 1. のとおり求めた標準的な放射性セシウムの単位濃度あたりの追加被ばく線量と、3. 4. 2. のとおり求めた保守的な追加被ばく線量に、実際の仮置場跡地の表土中のセシウム 137 濃度の実測値を乗じて事例的に計算した。標準的な事例評価では、実測値の平均値を、保守的な事例評価では、実測値の最大値を用いた。計算に用いた仮置場跡地の実測値は、表 15 のとおり。様々な状況の仮置場跡地を評価するため、想定される土地利用や立地する地域が異なる仮置場 A、B、C を選択した。想定される土地利用は、仮置場跡地が立地する市町村へ聞き取りを行った。各仮置場跡地における放射性セシウム濃度の測定日は異なるが、全て 2022 年 6 月時点の値として評価した。

土壌採取は、表面から 5 cm 深さ以内で行った。仮置場 A の土壌の採取地点は、1 つの区画が 1,000 m² 以内になるよう仮置場全体を 3 つに分画し、各分画の中心及び四隅の 5 地点を選定した。仮置場 B、C の土壌の採取地点は、除去土壌等を置いていた複数の区画とした。除去土壌等を置いていた区画の面積が 20 m×20 m を超えない場合は、中心及び四隅を土壌採取地点とし、20 m×20 m を超える場合は、中心及び四隅に加え、10 m 程度のメッシュに区切り、各メッシュの中心及び四隅を土壌採取地点とした。採取した土壌のセシウム 137 濃度はゲルマニウム半導体検出器により測定した。なお、上記の土壌採取は、詳細に汚染状況を把握できるよう除染関係ガイドライン²⁾に記載されている方法より地点数を増やした。

なお、仮置場 A の表土中のセシウム 137 濃度は、仮置場 B、C と比較し高い値を示している (表 15)。仮置場 B、C のセシウム 137 濃度が非常に低いのは造成時に切土されたためと考えられる。

表 15 土壌中のセシウム 137 濃度の実測を行った仮置場跡地の基礎情報と測定結果

	想定される 土地利用	面積 [m ²]	土壌採取 地点数	¹³⁷ Cs 濃度 [Bq/kg]		地域
				平均値	最大値	
仮置場 A	農地 (牧草地除く)	2.3×10 ³	11	160	636	浜通り
仮置場 B	森林	7.5×10 ³	400	6	38	中通り
仮置場 C	建物、公園等	1.0×10 ³	38	4	13	会津

(¹³⁷Cs 濃度の平均値は検出限界値未満の値を除いて計算した。)

5. 2. 仮置場跡地の空間線量率を用いた追加被ばく線量の評価方法

5. 1. の事例評価の代表性を確認するため、福島県内の汚染重点調査地域の市町村のうち、29市町村（仮置場跡地は794箇所）を対象にアンケート調査を行い、各仮置場跡地の空間線量率を把握した。調査期間は2022年2月16日～3月31日、調査項目は原状回復工事完了後に市町村等が測定した仮置場の1m高さ空間線量率（図6の（5）の測定結果）と測定日（原状回復工事完了後に測定していない場合は、除去土壌撤去後の空間線量率（図6の（3）の測定結果））とした。（多くの市町村は、表土中の放射性セシウム濃度ではなく、空間線量率で汚染の有無を把握している。）測定日が数日にわたる場合は最終日とし、不明である場合は同市町村の他の仮置場跡地の測定日のうち、最も新しい日付とした。

各仮置場跡地の空間線量率から表土中のセシウム137濃度へ換算し、3. 4. で求めた放射性セシウムの単位濃度あたりの追加被ばく線量に乗じることで、追加被ばく線量の確率分布を求めた。空間線量率から表土中のセシウム137濃度への換算は、付録Cの式(C1)及び式(C2)により行った。また、求めた確率分布と5. 1. の事例評価の結果を比較した。

6. 事例評価の結果

6. 1. 実際の仮置場の放射性セシウム濃度を用いた追加被ばく線量の評価結果

実際の仮置場跡地の表土中のセシウム137濃度の実測値を用いて追加被ばく線量を計算した結果を表16～19に示す。

- ・ 平均値や標準的なパラメータ値を用いた計算では、仮置場Aの1-6歳における畑地（野菜）シナリオの追加被ばく線量が、 2.1×10^{-2} mSv/yearで最大値となった。
- ・ ばらつきを考慮した保守的なパラメータ値を用いた計算では、仮置場Aの大人における畑地（野菜）シナリオの追加被ばく線量が、 1.4×10^{-1} mSv/yearで最大値となった。

これらの値は、1 mSv/yearを大きく下回っていることから、仮置場A、B、Cは安全に利用できると考えられる。また、仮置場A、B、Cと同様の土地利用で、放射性Cs濃度が同程度またはそれ以下の仮置場跡地であれば安全に利用できると考えられる。

表 16 実際の仮置場の表土中 ^{137}Cs 濃度を用いた追加被ばく線量 (大人)

(mSv/year)					
仮置場	シナリオ	計算方法	外部被ばく	内部被ばく	合計
仮置場 A	水田	標準的	3.1×10^{-3}	2.4×10^{-3}	5.5×10^{-3}
		保守的	4.3×10^{-2}	3.4×10^{-2}	7.7×10^{-2}
	畑地 (野菜)	標準的	1.5×10^{-2}	4.5×10^{-3}	1.9×10^{-2}
		保守的	7.2×10^{-2}	6.6×10^{-2}	1.4×10^{-1}
	畑地 (花卉)	標準的	1.5×10^{-2}	3.1×10^{-6}	1.5×10^{-2}
		保守的	6.7×10^{-2}	1.4×10^{-5}	6.7×10^{-2}
	樹園地	標準的	9.2×10^{-3}	1.6×10^{-3}	1.1×10^{-2}
		保守的	5.3×10^{-2}	3.9×10^{-2}	9.2×10^{-2}
仮置場 B	人工林	標準的	7.3×10^{-5}	8.4×10^{-9}	7.3×10^{-5}
		保守的	4.2×10^{-4}	4.8×10^{-8}	4.2×10^{-4}
仮置場 C	住宅	標準的	1.6×10^{-3}	3.8×10^{-5}	1.6×10^{-3}
		保守的	4.9×10^{-3}	8.3×10^{-5}	5.0×10^{-3}
	公園	標準的	1.1×10^{-4}	2.5×10^{-8}	1.1×10^{-4}
		保守的	7.1×10^{-4}	1.5×10^{-7}	7.1×10^{-4}

(計算方法について、平均値や標準的なパラメータ値を用いた計算を「標準的」、ばらつきを考慮したパラメータ値を用いた計算を「保守的」とした。)

表 17 実際の仮置場の表土中 ^{137}Cs 濃度を用いた追加被ばく線量 (1-6 歳)

(mSv/year)

仮置場	シナリオ	計算方法	外部被ばく	内部被ばく	合計
仮置場 A	水田	標準的	4.0×10^{-3}	1.4×10^{-3}	5.4×10^{-3}
		保守的	5.6×10^{-2}	1.6×10^{-2}	7.3×10^{-2}
	畑地 (野菜)	標準的	1.9×10^{-2}	1.9×10^{-3}	2.1×10^{-2}
		保守的	9.4×10^{-2}	2.4×10^{-2}	1.2×10^{-1}
	畑地 (花卉)	標準的	1.9×10^{-2}	7.5×10^{-6}	1.9×10^{-2}
		保守的	8.7×10^{-2}	3.5×10^{-5}	8.7×10^{-2}
	樹園地	標準的	1.2×10^{-2}	1.4×10^{-3}	1.3×10^{-2}
		保守的	6.9×10^{-2}	2.1×10^{-2}	9.0×10^{-2}
仮置場 B	人工林	標準的	9.5×10^{-5}	1.0×10^{-8}	9.5×10^{-5}
		保守的	5.5×10^{-4}	5.9×10^{-8}	5.5×10^{-4}
仮置場 C	住宅	標準的	2.4×10^{-3}	1.4×10^{-5}	2.5×10^{-3}
		保守的	6.4×10^{-3}	3.0×10^{-5}	6.4×10^{-3}
	公園	標準的	2.0×10^{-4}	7.9×10^{-8}	2.0×10^{-4}
		保守的	9.3×10^{-4}	3.7×10^{-7}	9.3×10^{-4}

(計算方法について、平均値や標準的なパラメータ値を用いた計算を「標準的」、ばらつきを考慮したパラメータ値を用いた計算を「保守的」とした。)

表 18 実際の仮置場の表土中 ^{137}Cs 濃度を用いた追加被ばく線量 (7-14 歳)

(mSv/year)

仮置場	シナリオ	計算方法	外部被ばく	内部被ばく	合計
仮置場 A	水田	標準的	3.4×10^{-3}	2.0×10^{-3}	5.5×10^{-3}
		保守的	4.8×10^{-2}	2.4×10^{-2}	7.2×10^{-2}
	畑地 (野菜)	標準的	1.6×10^{-2}	2.9×10^{-3}	1.9×10^{-2}
		保守的	8.0×10^{-2}	3.5×10^{-2}	1.2×10^{-1}
	畑地 (花卉)	標準的	1.6×10^{-2}	4.8×10^{-6}	1.6×10^{-2}
		保守的	7.4×10^{-2}	2.2×10^{-5}	7.4×10^{-2}
	樹園地	標準的	1.0×10^{-2}	9.0×10^{-4}	1.1×10^{-2}
		保守的	5.8×10^{-2}	1.6×10^{-2}	7.4×10^{-2}
仮置場 B	人工林	標準的	8.1×10^{-5}	7.0×10^{-9}	8.1×10^{-5}
		保守的	4.6×10^{-4}	4.0×10^{-8}	4.6×10^{-4}
仮置場 C	住宅	標準的	1.6×10^{-3}	2.2×10^{-5}	1.6×10^{-3}
		保守的	4.4×10^{-3}	4.7×10^{-5}	4.4×10^{-3}
	公園	標準的	1.6×10^{-4}	4.7×10^{-8}	1.6×10^{-4}
		保守的	9.1×10^{-4}	2.7×10^{-7}	9.1×10^{-4}

(計算方法について、平均値や標準的なパラメータ値を用いた計算を「標準的」、ばらつきを考慮したパラメータ値を用いた計算を「保守的」とした。)

表 19 実際の仮置場の表土中 ^{137}Cs 濃度を用いた追加被ばく線量 (15-19 歳)

(mSv/year)

仮置場	シナリオ	計算方法	外部被ばく	内部被ばく	合計
仮置場 A	水田	標準的	3.2×10^{-3}	3.4×10^{-3}	6.6×10^{-3}
		保守的	4.4×10^{-2}	4.1×10^{-2}	8.5×10^{-2}
	畑地 (野菜)	標準的	1.5×10^{-2}	3.9×10^{-3}	1.9×10^{-2}
		保守的	7.4×10^{-2}	5.0×10^{-2}	1.2×10^{-1}
	畑地 (花卉)	標準的	1.5×10^{-2}	3.0×10^{-6}	1.5×10^{-2}
		保守的	6.8×10^{-2}	1.4×10^{-5}	6.8×10^{-2}
	樹園地	標準的	9.4×10^{-3}	1.1×10^{-3}	1.0×10^{-2}
		保守的	5.4×10^{-2}	2.2×10^{-2}	7.6×10^{-2}
仮置場 B	人工林	標準的	7.5×10^{-5}	8.0×10^{-9}	7.5×10^{-5}
		保守的	4.3×10^{-4}	4.6×10^{-8}	4.3×10^{-4}
仮置場 C	住宅	標準的	1.4×10^{-3}	2.9×10^{-5}	1.5×10^{-3}
		保守的	4.0×10^{-3}	6.2×10^{-5}	4.1×10^{-3}
	公園	標準的	1.4×10^{-4}	2.8×10^{-8}	1.4×10^{-4}
		保守的	7.4×10^{-4}	1.5×10^{-7}	7.4×10^{-4}

(計算方法について、平均値や標準的なパラメータ値を用いた計算を「標準的」、ばらつきを考慮したパラメータ値を用いた計算を「保守的」とした。)

6. 2. 仮置場跡地の空間線量率の実測値を用いた追加被ばく線量の評価結果

市町村へのアンケートの結果、23 市町村から回答があり、571 か所の仮置場跡地の空間線量率（図 6 の（5）の測定結果）の値が得られた（うち、138 箇所が除去土壌等搬出直後の空間線量率（図 6 の（3）の測定結果））。空間線量率（天然核種由来の空間線量率を除く）の平均値は 0.07 $\mu\text{Sv/h}$ 、最大値は 0.31 $\mu\text{Sv/h}$ であった。仮置場跡地の空間線量率の確率分布を図 9 に示す。

アンケートで得られた 571 か所の仮置場跡地の空間線量率と付録 C の式 (C1) 及び (C2) により、表土中のセシウム 137 濃度を求めた結果、平均値が 353 Bq/kg、最大値が 1,434 Bq/kg となった。算出したセシウム 137 濃度から、各仮置場跡地における追加被ばく線量を求めた結果は次のとおり。

- ・平均値や標準的なパラメータ値を用いた計算（セシウム 137 濃度も平均値）では、大人における住宅シナリオの追加被ばく線量が 9.4×10^{-2} mSv/year であった。
- ・平均値や標準的なパラメータ値を用いた計算（セシウム 137 濃度は最大値）では、1-6 歳における住宅シナリオの追加被ばく線量が 5.9×10^{-1} mSv/year で最大値となった。
- ・ばらつきを考慮した保守的なパラメータ値を用いた計算（セシウム 137 濃度は最大値）では、1-6 歳における住宅シナリオの追加被ばく線量が、 7.1×10^{-1} mSv/year で最大値となった。

各仮置場跡地における、各年齢区分の追加被ばく線量の平均値及び最大値を表 20～23 に示す。標準的なパラメータ、または保守的なパラメータ値を用いた大人の追加被ばく線量の確率分布を図 10～18 に示し、5. 1. の仮置場 A、B、C の事例評価結果が、どの範囲に位置するか示した。空間線量率から求めた追加被ばく線量の確率分布の中で、仮置場 A は中央付近から高線量側、仮置場 B、C は低線量側に位置することがわかった。

なお、仮置場 A の空間線量率（天然核種由来の空間線量率を除く）の実測値の平均は 0.06 $\mu\text{Sv/h}$ であり、この値を用いて算出した表土中のセシウム 137 濃度は 313 Bq/kg となる。仮置場 A の表土中のセシウム 137 濃度の実測値の平均は 160 Bq/kg であり、計算値が実測値の約 2 倍であった。このことから、付録 C の式 (C1)、(C2) を用いた計算は保守的であると考えられる。

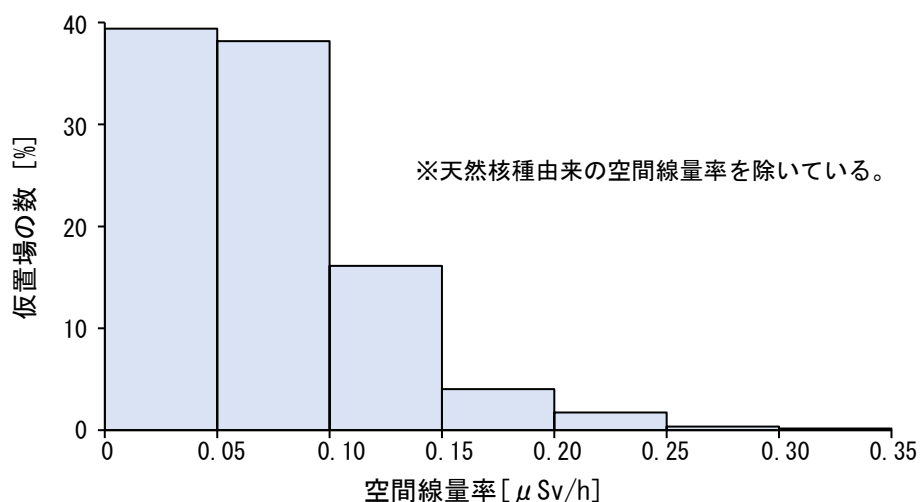


図9 仮置場跡地の空間線量率の確率分布

表20 空間線量率から算出した ^{137}Cs 濃度を用いた追加被ばく線量 (大人)
(mSv/year)

シナリオ	計算方法	推計 ^{137}Cs 濃度	
		平均値 (353 Bq/kg)	最大値 (1,434 Bq/kg)
水田	標準的	1.2×10^{-2}	4.9×10^{-2}
	保守的	4.3×10^{-2}	1.7×10^{-1}
畑地 (野菜)	標準的	4.2×10^{-2}	1.7×10^{-1}
	保守的	7.7×10^{-2}	3.1×10^{-1}
畑地 (花卉)	標準的	3.2×10^{-2}	1.3×10^{-1}
	保守的	3.7×10^{-2}	1.5×10^{-1}
樹園地	標準的	2.4×10^{-2}	9.7×10^{-2}
	保守的	5.1×10^{-2}	2.1×10^{-1}
牧草地 (乳牛)	標準的	4.8×10^{-2}	1.9×10^{-1}
	保守的	9.5×10^{-2}	3.9×10^{-1}
牧草地 (肉牛)	標準的	3.5×10^{-2}	1.4×10^{-1}
	保守的	6.3×10^{-2}	2.6×10^{-1}
人工林	標準的	3.9×10^{-3}	1.6×10^{-2}
	保守的	3.9×10^{-3}	1.6×10^{-2}
住宅	標準的	9.4×10^{-2}	3.8×10^{-1}
	保守的	1.4×10^{-2}	5.6×10^{-1}
公園	標準的	6.8×10^{-3}	2.7×10^{-2}
	保守的	2.0×10^{-2}	7.9×10^{-2}

(計算方法について、平均値や標準的なパラメータ値を用いた計算を「標準的」、ばらつきを考慮したパラメータ値を用いた計算を「保守的」とした。)

表 21 空間線量率から算出した ^{137}Cs 濃度を用いた追加被ばく線量 (1-6 歳)
(mSv/year)

シナリオ	計算方法	推計 ^{137}Cs 濃度	
		平均値 (353 Bq/kg)	最大値 (1,434 Bq/kg)
水田	標準的	1.2×10^{-2}	4.9×10^{-2}
	保守的	4.0×10^{-2}	1.6×10^{-1}
畑地 (野菜)	標準的	4.6×10^{-2}	1.9×10^{-1}
	保守的	6.5×10^{-2}	2.7×10^{-1}
畑地 (花卉)	標準的	4.2×10^{-2}	1.7×10^{-1}
	保守的	4.8×10^{-2}	2.0×10^{-1}
樹園地	標準的	2.9×10^{-2}	1.2×10^{-1}
	保守的	5.0×10^{-2}	2.0×10^{-1}
牧草地 (乳牛)	標準的	6.3×10^{-2}	2.6×10^{-1}
	保守的	1.3×10^{-1}	5.1×10^{-1}
牧草地 (肉牛)	標準的	4.5×10^{-2}	1.8×10^{-1}
	保守的	8.2×10^{-2}	3.3×10^{-1}
人工林	標準的	5.0×10^{-3}	2.0×10^{-2}
	保守的	5.0×10^{-3}	2.0×10^{-2}
住宅	標準的	1.4×10^{-1}	5.9×10^{-1}
	保守的	1.8×10^{-1}	7.1×10^{-1}
公園	標準的	1.2×10^{-2}	4.8×10^{-2}
	保守的	2.5×10^{-2}	1.0×10^{-1}

(計算方法について、平均値や標準的なパラメータ値を用いた計算を「標準的」、ばらつきを考慮したパラメータ値を用いた計算を「保守的」とした。)

表 22 空間線量率から算出した ^{137}Cs 濃度を用いた追加被ばく線量 (7-14 歳)
(mSv/year)

シナリオ	計算方法	推計 ^{137}Cs 濃度	
		平均値 (353 Bq/kg)	最大値 (1,434 Bq/kg)
水田	標準的	1.2×10^{-2}	4.9×10^{-2}
	保守的	4.0×10^{-2}	1.6×10^{-1}
畑地 (野菜)	標準的	4.2×10^{-2}	1.7×10^{-1}
	保守的	6.4×10^{-2}	2.6×10^{-1}
畑地 (花卉)	標準的	3.5×10^{-2}	1.4×10^{-1}
	保守的	4.1×10^{-2}	1.7×10^{-1}
樹園地	標準的	2.4×10^{-2}	9.9×10^{-2}
	保守的	4.1×10^{-2}	1.7×10^{-1}
牧草地 (乳牛)	標準的	5.5×10^{-2}	2.2×10^{-1}
	保守的	1.1×10^{-1}	4.5×10^{-1}
牧草地 (肉牛)	標準的	3.9×10^{-2}	1.6×10^{-1}
	保守的	7.0×10^{-2}	2.8×10^{-1}
人工林	標準的	4.3×10^{-3}	1.7×10^{-2}
	保守的	4.3×10^{-3}	1.7×10^{-2}
住宅	標準的	9.3×10^{-2}	3.8×10^{-1}
	保守的	1.2×10^{-1}	4.9×10^{-1}
公園	標準的	9.1×10^{-3}	3.7×10^{-2}
	保守的	2.5×10^{-2}	1.0×10^{-1}

(計算方法について、平均値や標準的なパラメータ値を用いた計算を「標準的」、ばらつきを考慮したパラメータ値を用いた計算を「保守的」とした。)

表 23 空間線量率から算出した ^{137}Cs 濃度を用いた追加被ばく線量 (15-19 歳)
(mSv/year)

シナリオ	計算方法	推計 ^{137}Cs 濃度	
		平均値 (353 Bq/kg)	最大値 (1,434 Bq/kg)
水田	標準的	1.5×10^{-2}	5.9×10^{-2}
	保守的	4.7×10^{-2}	1.9×10^{-1}
畑地 (野菜)	標準的	4.1×10^{-2}	1.7×10^{-1}
	保守的	6.9×10^{-2}	2.8×10^{-1}
畑地 (花卉)	標準的	3.3×10^{-2}	1.3×10^{-1}
	保守的	3.8×10^{-2}	1.5×10^{-1}
樹園地	標準的	2.3×10^{-2}	9.4×10^{-2}
	保守的	4.2×10^{-2}	1.7×10^{-1}
牧草地 (乳牛)	標準的	5.0×10^{-2}	2.0×10^{-1}
	保守的	1.0×10^{-1}	4.1×10^{-1}
牧草地 (肉牛)	標準的	3.6×10^{-2}	1.4×10^{-1}
	保守的	6.5×10^{-2}	2.6×10^{-1}
人工林	標準的	4.0×10^{-3}	1.6×10^{-2}
	保守的	4.0×10^{-3}	1.6×10^{-2}
住宅	標準的	8.7×10^{-2}	3.5×10^{-1}
	保守的	1.1×10^{-1}	4.6×10^{-1}
公園	標準的	8.1×10^{-3}	3.3×10^{-2}
	保守的	2.0×10^{-2}	8.3×10^{-2}

(計算方法について、平均値や標準的なパラメータ値を用いた計算を「標準的」、ばらつきを考慮したパラメータ値を用いた計算を「保守的」とした。)

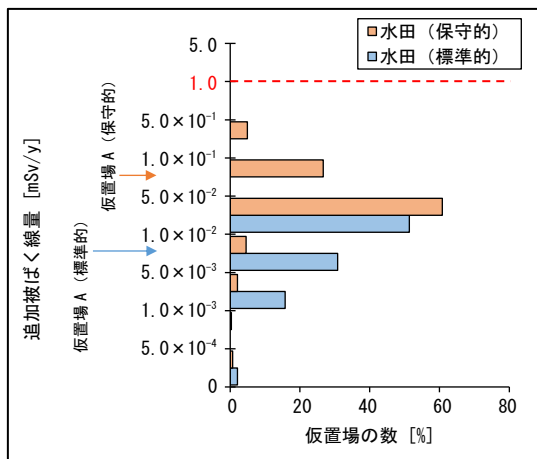


図 10 推計 ^{137}Cs による追加被ばく線量の確率分布 (水田シナリオ (大人))

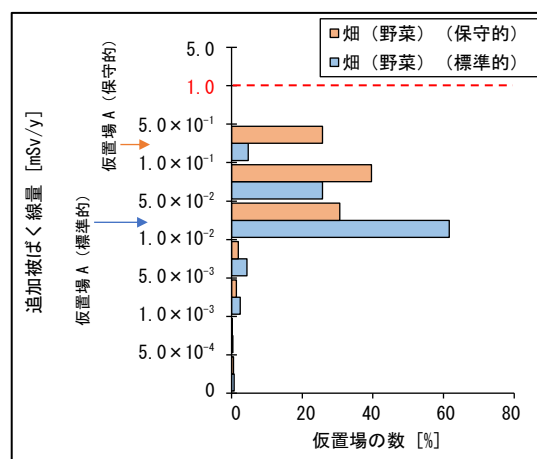


図 11 推計 ^{137}Cs による追加被ばく線量の確率分布 (畑 (野菜) シナリオ (大人))

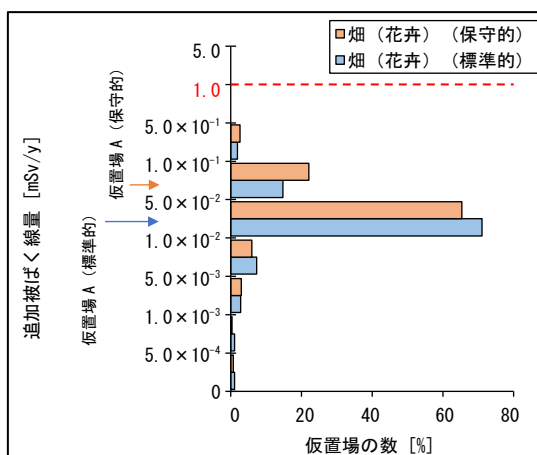


図 12 推計 ^{137}Cs による追加被ばく線量の確率分布 (畑 (花卉) シナリオ (大人))

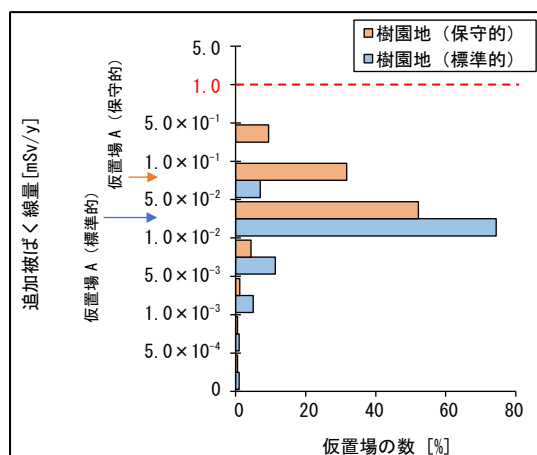


図 13 推計 ^{137}Cs による追加被ばく線量の確率分布 (樹園地シナリオ (大人))

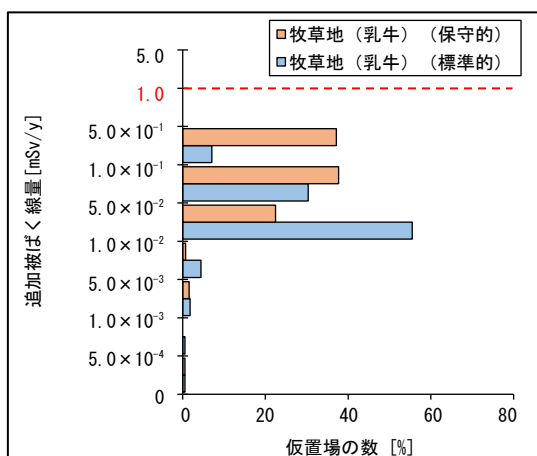


図 14 推計 ^{137}Cs による追加被ばく線量の確率分布 (牧草地 (乳牛) シナリオ (大人))

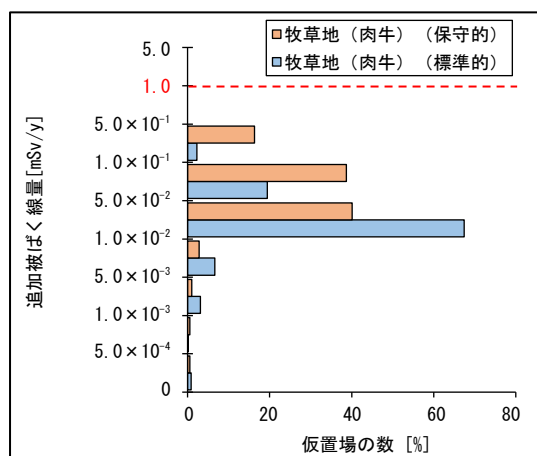


図 15 推計 ^{137}Cs による追加被ばく線量の確率分布 (牧草地 (肉牛) シナリオ (大人))

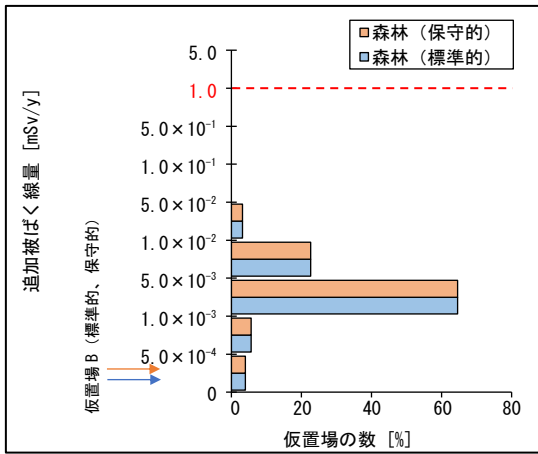


図 16 推計 ¹³⁷Cs による追加被ばく線量の確率分布 (人工林シナリオ (大人))

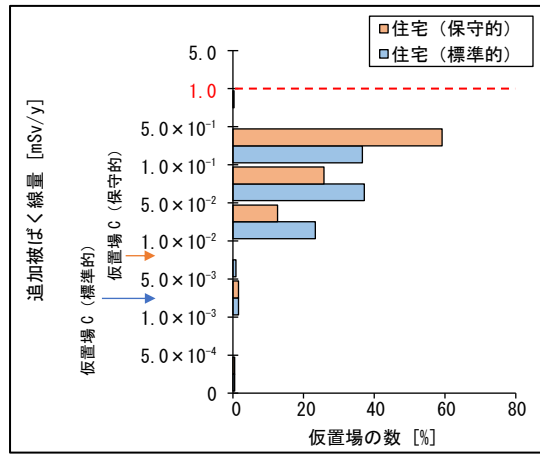


図 17 推計 ¹³⁷Cs による追加被ばく線量の確率分布 (住宅シナリオ (大人))

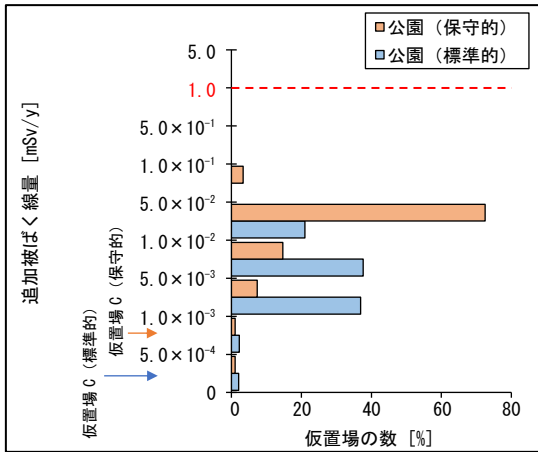


図 18 推計 ¹³⁷Cs による追加被ばく線量の確率分布 (公園シナリオ (大人))

7. まとめ

土壌中の放射性セシウムの単位濃度（1 Bq/kg）あたりの追加被ばく線量評価を、仮置場跡地の土地利用毎に行った。結果、1-6歳の住宅シナリオの将来的な追加被ばく線量が最大となった。上記の土壌中の放射性セシウムの単位濃度あたりの追加被ばく線量に、実際の土壌中の放射性セシウム濃度を乗じることで、将来的な土地利用に応じた追加被ばく線量の評価することが可能となった。

事例評価として、実際の仮置場（仮置場 A、B、C）の放射性セシウム濃度を用いて追加被ばく線量の評価した。また、実際の仮置場跡地の空間線量率から放射性セシウム濃度を計算し、この計算値を用いて追加被ばく線量の評価した。結果、全ての年齢区分のシナリオにおいて、予想される被ばく線量は 1 mSv/year を大きく下回った。また、保守的なパラメータ値を用いて得られた値も、検討した全ての仮置場で 1 mSv/year を下回った。このことは、仮置場跡地由来の被ばく線量が、長期的な目標値（1 mSv/year）を超える可能性が極めて低いことを示している。なお、本評価は、複数のパラメータ値を保守的に設定しているため、極めて保守的な評価となっている。

上記の結果は、住民へ提供することが可能であり、特に仮置場を管理する市町村等や仮置場跡地の利用に懸念を持つ人々への支援に有効であると思われる。また、本報における評価方法は一般的であり、仮置場跡地以外の線量評価にも適用できる。

謝辞

一般財団法人電力中央研究所 井上正 氏、福井工業大学 野村直希 氏、IAEA G. Bruno 氏、D. G. Bennett 氏、外部専門家（IAEA が招へい）の R. Avila 氏、D. Bugai 氏、R. Kemp 氏、S. Mobbs 氏に多くの助言をいただきましたので、ここに謝意を表します。なお、本評価は IAEA の支援により実施されましたが、本報に記載された見解は、福島県環境創造センターの見解であり、必ずしも IAEA や外部専門家の見解を反映したものではありません。

参考文献

- 1) 環境省・除染事業誌編集委員会（2018）, 東京電力福島第一原子力発電所事故により放出された放射性物質汚染の除染事業誌。
http://josen.env.go.jp/archive/decontamination_project_report/（2024年3月1日最終閲覧）
- 2) 環境省（2018）除染関係ガイドライン 第2版（平成25年5月（平成30年3月追補））。
<http://josen.env.go.jp/material/>（2024年3月1日最終閲覧）
- 3) 福島地方環境事務所（2021）仮置場等の原状回復に係る現場手順書 令和3年4月。
<http://josen.env.go.jp/material/>（2024年3月1日最終閲覧）
- 4) IAEA（2013）The Safety Case and Safety Assessment for the Predisposal Management of Radioactive Waste, General Safety Guide, No. GSG-3 .

- 5) IAEA (2006) Release of Sites from Regulatory Control on Termination of Practices, Safety Guide, No. WS-G-5.1 .
- 6) IAEA (2009) Predisposal Management of Radioactive Waste, General Safety Requirements Part 5, No.GSR Part 5 .
- 7) 福島県 除染特別地域及び汚染状況重点調査地域の指定.
<https://www.pref.fukushima.lg.jp/sec/16045d/tiikisitei.html> (2024年3月1日最終閲覧)
- 8) 環境省 除染情報サイト - 仮置場について.
http://josen.env.go.jp/soil/temporary_place.html (2024年3月1日最終閲覧)
- 9) 福島県 ふくしま復興ステーション - 除去土壌等の保管状況.
<https://www.pref.fukushima.lg.jp/site/portal/jyokyojyotou.html> (2024年3月1日最終閲覧)
- 10) (一社) 日本原子力学会 (2005) 日本原子力学会標準 浅地中処分の安全評価手法 : 2016.
- 11) IAEA (2005) Safety Reports Series No. 44.
- 12) 福島県 飲料水モニタリング検査結果・関連情報.
<https://www.pref.fukushima.lg.jp/site/portal/ps-drinkingwater-monitoring.html>
(2024年3月1日最終閲覧)
- 13) 杉村ら 森林生態系サービスの活用におけるアジア的特性の解析, H22 年度 環境研究総合推進費 終了成果報告集.
https://www.env.go.jp/policy/kenkyu/suishin/kadai/syuryo_report/h22/h22_suishin_report.html (2024年3月1日最終閲覧)
- 14) Daiki Satoh, et al. (2016) Age-dependent dose conversion coefficients for external exposure to radioactive cesium in soil, Journal of Nuclear Science and Technology Volume 53, 2016 - Issue 1, p.69-81.
- 15) ICRP (1996) Age-dependent Doses to the Members of the Public from Intake of Radionuclides - Part 5 Compilation of Ingestion and Inhalation Coefficients, ICRP PUBLICATION 72 .
- 16) IAEA (2001) Generic Models for Use in Assessing the Impact of Discharges of Radioactive Substances to the Environment, Safety Reports Series No.19 .
- 17) (一社) 日本原子力学会 (2014) 日本原子力学会標準 浅地中トレンチ処分の安全評価手法 : 2013.
- 18) IAEA (2010) Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments, Technical Reports Series No. 472 .
- 19) 原子力災害対策本部 (2011) 原子力安全に関する I A E A 閣僚会議に対する日本国政府の報告書 - 東京電力福島原子力発電所の事故について - .
https://www.kantei.go.jp/jp/topics/2011/iaea_houkokusho.html (2024年3月1日最終閲覧)

- 20) 塩沢ら (2011) 福島県の水田土壌における放射性セシウムの深度別濃度と移流速度, RADIOISOTOPES, 60, 323-328.
- 21) Kato, et al. (2012) Depth distribution of ¹³⁷Cs, ¹³⁴Cs, and ¹³¹I in soil profile after Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant Accident, Journal of Environmental Radioactivity, Volume 111, Pages 59-64.
- 22) Matsuda, et al. (2015) Depth profiles of radioactive cesium in soil using a scraper plate over a wide area surrounding the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant, Japan, Journal of Environmental Radioactivity, Volume 139, Pages 427-434.
- 23) ICRU (1994) Gamma-ray spectrometry in the environment, International Commission on Radiation Units and measurements (ICRU) report: 53, 84p.
- 24) 原子力規制委員会 令和2年度東京電力株式会社福島第一原子力発電所事故に伴う放射性物質の分布データの集約事業成果報告書.
<https://radioactivity.nra.go.jp/ja/list/584/list-1.html> (2024年3月1日最終閲覧)
- 25) 福島県 阿武隈川地域森林計画書 (阿武隈川森林計画区)
<https://www.pref.fukushima.lg.jp/sec/36055a/chiikishinrinkeikaku.html> (2024年3月1日最終閲覧)
- 26) 福島県 奥久慈地域森林計画書 (奥久慈森林計画区)
<https://www.pref.fukushima.lg.jp/sec/36055a/chiikishinrinkeikaku.html> (2024年3月1日最終閲覧)
- 27) 福島県 会津地域森林計画書 (会津森林計画区)
<https://www.pref.fukushima.lg.jp/sec/36055a/chiikishinrinkeikaku.html> (2024年3月1日最終閲覧)
- 28) 福島県 磐城地域森林計画書 (磐城森林計画区)
<https://www.pref.fukushima.lg.jp/sec/36055a/chiikishinrinkeikaku.html> (2024年3月1日最終閲覧)

追加被ばく線量評価に用いたパラメータ（平均値または標準的な値）

表 A1 追加被ばく線量評価に用いたパラメータ（全シナリオ共通）

No.	パラメータ		式中記号	単位	設定値	設定根拠
①	放射性核種濃度	¹³⁴ Cs	$C_a(i)$	Bq/kgDW	-	事故発生時点のセシウム 134 とセシウム 137 の存在比を 1:1 とし、物理減衰を考慮して計算した。
②		¹³⁷ Cs			-	
③	外部被ばくに対する遮へい係数（屋外）		$S_S(i)$	-	1	日本原子力学会標準 浅地中処分の安全評価手法：2016（2017）より設定した。
④	セシウム 134 の外部被ばく線量換算係数	大人	$D_{CF,EXT}(i)$	Sv/h per Bq/kgDW	2.7×10^{-10}	Satoh ら（2016）により、土壤中のセシウム 134 及びセシウム 137 の重量緩衝深度が 1 g/cm^2 である場合の外部被ばく線量換算係数（mSv/h per kBq/m ² ）が、年齢別に報告されている。Bq/kg 単位での被ばく線量換算係数（Sv/h per Bq/kgDW）を求めるにあたり、土の密度⑫とサンプリングする土壌深さ（0.05 m）を乗じた。
⑤		1-6 歳			3.4×10^{-10}	
⑥		7-14 歳			2.9×10^{-10}	
⑦		15-19 歳			2.7×10^{-10}	
⑧		大人			9.8×10^{-11}	
⑨		1-6 歳			1.3×10^{-10}	
⑩		7-14 歳			1.1×10^{-10}	
⑪	15-19 歳	1.0×10^{-10}				
⑫	仮置場跡地の土の密度		-	kgDW/m ³	1,600	US NRC 「Regulatory Guide 1.109. Revision 1」（1977）に記載されている土の密度を用いた。
⑬	セシウム 134 の経口内部被ばく線量換算係数	大人	$D_{CF,ING}(i)$	Sv/Bq	1.9×10^{-8}	ICRP publ. 72(1996) にセシウム 134 及びセシウム 137 の経口内部被ばく線量換算係数が年齢別に記載されている。大人、1 歳、10 歳、15 歳の値をそれぞれ用いた。
⑭		1-6 歳			1.6×10^{-8}	
⑮		7-14 歳			1.4×10^{-8}	
⑯		15-19 歳			1.9×10^{-8}	
⑰	セシウム 137 の経口内部被ばく線量換算係数	大人	$D_{CF,ING}(i)$	Sv/Bq	1.3×10^{-8}	ICRP publ. 72(1996) にセシウム 134 及びセシウム 137 の経口内部被ばく線量換算係数が年齢別に記載されている。大人、1 歳、10 歳、15 歳の値をそれぞれ用いた。
⑱		1-6 歳			1.2×10^{-8}	
⑲		7-14 歳			1.0×10^{-8}	
⑳		15-19 歳			1.3×10^{-8}	
㉑	土壌の時間あたり摂取量	大人	M_S	kgDW/h	4.2×10^{-4}	土壌の 1 日当たり摂取量㉑～㉔を 24 時間で除した。
㉒		1-6 歳			1.7×10^{-3}	
㉓		7-14 歳			1.3×10^{-3}	
㉔		15-19 歳			4.2×10^{-4}	

⑫⑤	土壌の1日当たり摂取量	大人	-	mgDW/day	10	米国環境保護庁「Exposure Factors Handbook」(2011)(2017年10月15日、第5章改訂)より設定した。大人及び15-19歳の区分に、12歳~大人の値を、7-14歳の区分に6~12歳の値を用いた。
⑫⑥		1-6歳			40	
⑫⑦		7-14歳			30	
⑫⑧		15-19歳			10	
⑫⑨	微細な粒子における比放射能の濃度係数(土壌摂取)		$f_{c,s}$	-	2	IAEA SRS No. 44 (2005)より設定した。
⑫⑩	セシウム134の吸入内部被ばく線量換算係数	大人	$DCF_{INH}(i)$	Sv/Bq	6.6×10^{-9}	ICRP publ. 72(1996)に記載されているセシウム134及びセシウム137の吸入内部被ばく線量換算係数のうち大人、1歳、10歳、15歳の値をそれぞれ用いた。
⑫⑪		1-6歳			7.3×10^{-9}	
⑫⑫		7-14歳			5.3×10^{-9}	
⑫⑬		15-19歳			6.3×10^{-9}	
⑫⑭	セシウム137の吸入内部被ばく線量換算係数	大人			4.6×10^{-9}	
⑫⑮		1-6歳			5.4×10^{-9}	
⑫⑯		7-14歳			3.7×10^{-9}	
⑫⑰		15-19歳			4.4×10^{-9}	
⑫⑱	呼吸率		B_A	m^3/h	1.2	日本原子力学会標準 浅地中処分の安全評価手法:2016(2017)より軽作業時の値を用いた。
⑫⑲	大気中ダスト濃度		d_R	$kgDW/m^3$	5.0×10^{-7}	IAEA SRS No. 44 (2005)より設定した。
⑫⑳	微細な粒子における比放射能の濃度係数(ダスト吸入)		$f_{c,d}$	-	4	IAEA SRS No. 44 (2005)より設定した。

表 A2 水田シナリオの追加被ばく線量評価に用いたパラメータ

No.	パラメータ	式中記号	単位	設定値	設定根拠	
①	外部被ばく時間及び土壌を摂取する時間	t_s $t_{s,ing}$	h/year	183	稲作に係る年間労働時間③に、仮置場跡地での労働時間の割合④を乗じた。 210 h/year×0.75=183 h/year	
②	仮置場跡地の面積	-	m ²	8,511	福島県除染対策課の調査結果から、県内の元の土地利用が水田である仮置場面積の平均値である 8,511 m ² とした。	
③	稲作に係る年間労働時間	-	h/year	210	農林水産省「農業経営統計調査_令和元年営農類型別経営統計」より、稲作における面積区分別の労働時間をのべ人数で除して、面積区分別の 1 人あたり労働時間を算出した。仮置場跡地の面積②が該当する面積区分の値を平均的な年間労働時間とした。	
④	仮置場跡地での労働時間の割合	-	-	0.75	農林水産省「農業経営統計調査_令和元年産農産物生産費」より、稲作における作業別労働時間から、水田での作業時間の割合を求めた。	
⑤	米の年間摂取量	M_f	kgFW/year	54	厚生労働省「国民健康・栄養調査(令和元年)」より、年齢区分毎の 1 日あたりの米の平均摂取量に、365 を乗じることで米の年間摂取量を求めた。更に、この値は調理済みの重量であるため、炊飯後の重量であると仮定し、0.5 を乗じた値とした。大人は 20 歳以上の平均値とした。大人以外の年齢区分については、それぞれ該当する年齢区分の平均値とした。	
⑥				大人		35
⑦				1-6 歳		61
⑧				7-14 歳		78
⑨	土壌から米への放射性核種 i の移行係数	$T_{R,f}(i)$	Bq/kgFW per Bq/kgDW	0.04	IAEA SRS No19 (2001) より設定した。 なお、福島県では、福島県「農作物の放射性セシウム対策に係る除染及び技術対策の指針」により、交換性カリウムの施肥による放射性セシウムの吸収抑制対策等が奨励されているが、左記の移行係数はそれらの対策を考慮していない。	
⑩	摂取する米が仮置場跡地由来である割合	G_f	-	0.5	日本原子力学会標準 浅地中処分の安全評価手法：2016 (2017) より、農作物の希釈係数を用いた。	

⑪	ダストを吸入する時間	$t_{s,inh}$	h/year	53	稲作に係る年間労働時間③に、仮置場跡地での労働時間の割合④、ダストが発生し得る労働時間の割合⑫を乗じた。 210 h/year \times 0.75 \times 0.29 =53 h/year
⑫	稲作に係る年間労働時間のうちダストが発生し得る労働時間の割合	-	-	0.29	農林水産省「農業経営統計調査_令和元年産農産物生産費」の稲作における作業別労働時間から、水田が乾燥している状態での作業時間の割合を求めた。

表 A3 畑地（野菜）シナリオの追加被ばく線量評価に用いたパラメータ

No.	パラメータ	式中記号	単位	設定値	設定根拠	
①	外部被ばく時間、土壌を摂取する時間及びダストを吸入する時間	t_s $t_{s,ing}$ $t_{s,inh}$	h/year	858	作物の育成に係る年間労働時間③に、仮置場跡地での労働時間の割合④を乗じた。 1,112 h/year × 0.73 = 858 h/year	
②	仮置場跡地の面積	-	m ²	5,333	福島県除染対策課の調査結果から、県内の元の土地利用が畑地である仮置場面積の平均値である 5,333 m ² とした。	
③	作物の育成に係る年間労働時間	-	h/year	1,112	農林水産省「農業経営統計調査_令和元年営農類型別経営統計」より、野菜を栽培する際の面積区分別の労働時間をのべ人数で除して、面積区分別の1人あたり労働時間を算出した。仮置場跡地の面積②が該当する面積区分の値を平均的な年間労働時間とした。	
④	仮置場跡地での労働時間の割合	-	-	0.77	農林水産省「農業経営統計調査_平成19年産品目別経営統計」より、きゅうりの栽培に係る作業別労働時間から、畑地での作業時間の割合を求めた。（福島県で生産している野菜の中で、きゅうりの作付面積が最も大きいため。）	
⑤	野菜の年間摂取量	M_f	kgFW/year	102	厚生労働省「国民健康・栄養調査(令和元年)」より、年齢区分毎の1日あたりの野菜類の平均摂取量に、365 を乗じることで野菜の年間摂取量を求めた。大人は20歳以上の平均値とした。大人以外の年齢区分については、それぞれ該当する年齢区分の平均値とした。（調理済みの重量であるが、調理方法は多種多様であることから、水分量は考慮せず、保守的にそのままの値を用いた。）	
⑥				大人		47
⑦				1-6歳		88
⑧				7-14歳		89
⑧	15-19歳					
⑨	土壌から作物への放射性核種 i の移行係数	$T_{R,f}(i)$	Bq/kgFW per Bq/kgDW	0.04	IAEA SRS No19 (2001) より設定した。 なお、福島県では、福島県「農作物の放射性セシウム対策に係る除染及び技術対策の指針」により、交換性カリウムの施肥による放射性セシウムの吸収抑制対策等が奨励されているが、左記の移行係数はそれらの対策を考慮していない。	

⑩	摂取する野菜が仮置場跡地由来である割合	G_f	-	0.5	日本原子力学会標準 浅地中処分の安全評価手法：2016（2017）より、農作物の希釈係数を用いた。
---	---------------------	-------	---	-----	---

表 A4 畑地（花卉）シナリオの追加被ばく線量評価に用いたパラメータ

No.	パラメータ	式中記号	単位	設定値	設定根拠
①	外部被ばく時間、土壌を摂取する時間及びダストを吸入する時間	t_s $t_{s,ing}$ $t_{s,inh}$	h/year	852	作物の育成に係る年間労働時間③に、仮置場跡地での労働時間の割合④を乗じた。 1,119 h/year × 0.76 = 852 h/year
②	仮置場跡地の面積	-	m ²	5,333	福島県除染対策課の調査結果から、県内の元の土地利用が畑地である仮置場面積の平均値である 5,333 m ² とした。
③	作物の育成に係る年間労働時間	-	h/year	1,119	農林水産省「農業経営統計調査_令和元年営農類型別経営統計」より、花卉を栽培する際の面積区分別の労働時間をのべ人数で除して、面積区分別の1人あたり労働時間を算出した。仮置場跡地の面積②が該当する面積区分別の値を平均的な年間労働時間とした。
④	仮置場跡地での労働時間の割合	-	-	0.76	農林水産省「農業経営統計調査_平成19年産品目別経営統計」より、菊の栽培に係る作業別労働時間から、畑地での作業時間の割合を求めた。（福島県で生産している花卉の中で、切り枝の作付面積が最も大きいのが、作業別労働時間が明らかでないため、2番目に作付面積が大きい菊を選択した。）

表 A5 樹園地シナリオの追加被ばく線量評価に用いたパラメータ

No.	パラメータ	式中記号	単位	設定値	設定根拠	
①	外部被ばく時間、土壌を摂取する時間及びダストを吸入する時間	t_s $t_{s,ing}$ $t_{s,inh}$	h/year	540	作物の育成に係る年間労働時間③に、仮置場跡地での労働時間の割合④を乗じた。 597 h/year × 0.90 = 540 h/year	
②	仮置場跡地の面積	-	m ²	5,333	福島県除染対策課の調査結果から、県内の元の土地利用が畑地である仮置場面積の平均値である 5,333 m ² とした。	
③	作物の育成に係る年間労働時間	-	h/year	597	農林水産省「農業経営統計調査_令和元年営農類型別経営統計」より、果樹を栽培する際の面積区分別の労働時間をのべ人数で除して、面積区分別の1人あたり労働時間を算出した。仮置場跡地の面積②が該当する面積区分の値を平均的な年間労働時間とした。	
④	仮置場跡地での労働時間の割合	-	-	0.90	農林水産省「農業経営統計調査_平成19年産品目別経営統計」より、ものの栽培に係る作業別労働時間から、樹園地での作業時間の割合を求めた。(福島県で生産している果物のうち、ももの作付面積が最も大きいため。)	
⑤	果物の年間摂取量	大人	M_f	kgFW/year	厚生労働省「国民健康・栄養調査(令和元年)」より、年齢区分毎の1日あたりの果実類の平均摂取量に、365を乗じることで果実の年間摂取量を求めた。大人は20歳以上の平均値とした。大人以外の年齢区分については、それぞれ該当する年齢区分の平均値とした。	
⑥		1-6歳				34
⑦		7-14歳				27
⑧		15-19歳				24
⑨	土壌から果物への放射性核種 i の移行係数	$T_{R,f}(i)$	Bq/kg FW per Bq/kg DW	0.04	IAEA SRS No19 (2001) より設定した。 なお、福島県では、福島県「農作物の放射性セシウム対策に係る除染及び技術対策の指針」により、交換性カリウムの施肥による放射性セシウムの吸収抑制対策等が奨励されているが、左記の移行係数はそれらの対策を考慮していない。	
⑩	摂取する果物が仮置場跡地由来である割合	G_f	-	0.5	日本原子力学会標準 浅地中処分の安全評価手法：2016 (2017) より、農作物の希釈係数を用いた。	

表 A6 牧草地（乳牛）の追加被ばく線量評価に用いたパラメータ

No.	パラメータ	式中記号	単位	設定値	設定根拠	
①	外部被ばく時間、土壌を摂取する時間及びダストを吸入する時間	t_s $t_{s,ing}$ $t_{s,inh}$	h/year	1,244	農林水産省「農業経営統計調査_令和元年営農類型別経営統計」より、乳牛を育成する際の飼養頭数区分別の労働時間をのべ人数で除して、飼養頭数区分別の1人あたり労働時間を算出した。乳牛の飼養頭数②が該当する飼養頭数区分の値を被ばく時間とした。	
②	乳牛の飼養頭数	-	頭	41.7	農林水産省「畜産統計調査（令和3年）」から、福島県の酪農家における、1戸あたりの乳牛の飼養頭数の平均値とした。	
③	牛乳の年間摂取量	M_f	kgFW/year	23	厚生労働省「国民健康・栄養調査(令和元年)」より、年齢区分毎の1日あたりの牛乳の平均摂取量に、365を乗じることで牛乳の年間摂取量を求めた。大人は20歳以上の平均値とした。大人以外の年齢区分については、それぞれ該当する年齢区分の平均値とした。	
④				大人		52
⑤				1-6歳		92
⑥				7-14歳		36
⑦	土壌から牧草への放射性核種 <i>i</i> の移行係数	$T_{R,p}(i)$	Bq/kg DW per Bq/kg DW	1	IAEA SRS No19 (2001) により設定した。なお、福島県では、福島県「農作物の放射性セシウム対策に係る除染及び技術対策の指針」により、交換性カリウムの施肥による放射性セシウムの吸収抑制対策等が奨励されているが、左記の移行係数はそれらの対策を考慮していない。	
⑧	牛1頭あたり牧草摂取量	M_g	kgDW/day	16	IAEA TRS No. 364 (1994) より設定した。	
⑨	牧草の市場希釈係数	f_r	-	0.12	牧草の年間生産量⑪を牧草の年間必要量⑩で除して求めた。	
⑩	牧草の年間必要量	-	kgDW/year	243,528	牛1頭あたりの飼料摂取量⑧、乳牛の飼養頭数②から以下のとおり求めた。 $16 \text{ kgDW/day} \times 42 \times 365 \text{ day}$ $= 243,528 \text{ kgDW/year}$	
⑪	牧草の年間生産量	-	kgDW/year	29,741	牧草を播種する面積⑫、牧草の年間の収量⑬及び牧草の水分率⑭から、以下のとおり求めた。 $54,142 \text{ m}^2 \times 3.37 \text{ kgFW/m}^2 \times (1-0.837)$ $= 29,741 \text{ kgDW/year}$	

⑫	牧草を播種する面積	-	m ²	54,142	仮置場跡地の面積⑬と牛舎の面積⑭の差とした。
⑬	仮置場跡地の面積	-	m ²	54,371	福島県除染対策課の調査結果から、県内の元の土地利用が牧草地である仮置場面積の平均値である 54,371 m ² とした。
⑭	牛舎の面積	-	m ²	229	(一社)日本草地畜産種子協会「草地開発整備事業計画設計基準」(2021)により、月齢16~24の乳牛1頭当たりに必要な面積が5.5 m ² とされている。これに、福島県の酪農家における、1戸あたりの乳牛の飼養頭数②である41.7頭を乗じて算出した。
⑮	牧草の年間の収量	-	kgFW/m ²	3.37	農林水産省「作物統計調査_令和2年産作物統計(普通作物、飼料作物、工芸作物)」(2020)における、牧草の1000 m ² あたり収量の全国平均値から求めた。
⑯	牧草の水分率	-	-	0.837	山下ら(1968)により、イタリアン・ライグラスの場合、稈・葉鞘の水分率が84.6%、葉身が82.8%とされていることから、平均値である83.7%とした。
⑰	摂取した放射性核種 i が畜産物に移行する割合	$T_{AM}(i)$	day/kgFW	0.01	IAEA SRS No19 (2001) により設定した。
⑱	摂取する牛乳が仮置場跡地由来である割合	G_f	-	0.5	日本原子力学会標準 浅地中処分の安全評価手法:2016 (2017) より、農作物の希釈係数を用いた。

表 A7 牧草地（肉牛）シナリオの追加被ばく線量評価に用いたパラメータ

No.	パラメータ	式中記号	単位	設定値	設定根拠
①	外部被ばく時間、土壌を摂取する時間及びダストを吸入する時間	t_s $t_{s,ing}$ $t_{s,inh}$	h/year	928	農林水産省「農業経営統計調査_令和元年営農類型別経営統計」より、肉用牛を育成する際の飼養頭数区分別の労働時間をのべ人数で除して、飼養頭数区分別の1人あたり労働時間を算出した。肉用牛の飼養頭数②が該当する飼養頭数区分の値を被ばく時間とした。
②	肉用牛の飼養頭数	-	頭	28.9	農林水産省「畜産統計調査（令和3年）」から、福島県の酪農家における、1戸あたりの肉用牛の飼養頭数の平均値とした。

表 A8 人工林シナリオの追加被ばく線量評価に用いたパラメータ

No.	パラメータ	式中記号	単位	設定値	設定根拠
①	外部被ばく時間、土壌を摂取する時間及びダストを吸入する時間	t_s $t_{s,ing}$ $t_{s,inh}$	h/year	313	農林水産省「林業経営統計調査_平成30年林業経営統計調査報告」より、面積規模別の1経営体あたりの労働者数と、育林、素材生産（伐採等）及びその他の作業を行う場合の労働時間から、面積規模別に1人あたりの労働時間を求めた。元の土地利用が森林であった仮置場の平均面積は11,775 m ² であったが、これに合致する面積区分が無いいため、上記の統計資料における200,000~500,000 m ² の値を用いた。（放射性セシウムの物理減衰を考慮しても、伐採を想定した評価が最も保守的な結果となる。）
②	仮置場跡地の面積	-	m ²	11,775	福島県除染対策課の調査結果から、県内の仮置場面積の平均値である11,775 m ² とした。

表 A9 住宅シナリオの追加被ばく線量評価に用いたパラメータ

No.	パラメータ	式中記号	単位	設定値	設定根拠
①	外部被ばく時間 (屋内)	大人	t_s	h/year	年間在宅時間⑤～⑧から外部被ばく及びダスト吸入に係る被ばく時間 (屋外、家庭菜園) ⑨～⑫を除いた値を、屋内での外部被ばく時間とした。
②		1-6 歳			
③		7-14 歳			
④		15-19 歳			
⑤	年間在宅時間	大人	-	h/year	NHK 放送文化研究所「国民生活時間調査 (2020)」より、年齢・性別区分及び職業毎の平日・土曜日・日曜日の1日あたりの平均在宅時間に、2020年度の平日・土曜日・日曜日 (祝日は日曜日としてカウント) をそれぞれ乗じて年齢・性別区分及び職業別の年間在宅時間を算出した。大人の区分については、40代男性・女性以上の区分で、値が大きい40代女性とした (国立社会保障・人口問題研究所「人口統計資料集 (2021年版)」により福島県の平均年齢が49.4歳であることがわかっているため)。7-14歳及び15-19歳の区分については、10代男性・女性のうち、値が大きい10代男性とした。1-6歳については、常に親と共に過ごすとして仮定し、主婦の在宅時間とした。年度間のばらつきを考慮するため、1の位で切り上げを行った。
⑥		1-6 歳			
⑦		7-14 歳			
⑧		15-19 歳			
⑨	外部被ばく時間、土壌を摂取する時間及びダストを吸入する時間 (屋外、家庭菜園)	大人	t_s $t_{s,ing}$ $t_{s,inh}$	h/year	高取ら「平成28年度国土政策関係研究支援事業 研究成果報告書 国土の適切な管理に向けた景域管理作業量の算出と可視化—中部8県を対象として」より、年代別の家庭菜園に係る年間作業時間の平均値とした。大人は40代の値を用いた (国立社会保障・人口問題研究所「人口統計資料集 (2021年版)」により福島県の平均年齢が49.4歳であることがわかっているため)。1-6歳は、該当する年代が無い場合、大人に同行していると仮定し、40代の値とした。7-14歳、15-19歳の区分は10代の値とした。
⑩		1-6 歳			
⑪		7-14 歳			
⑫		15-19 歳			

⑬	外部被ばくに対する遮へい係数（屋内）		$S_S(i)$	-	0.4	原子力安全委員会「原子力施設等の防災対策について」（1980）より設定した。
⑭	野菜の年間 摂取量	大人	M_f	kgFW/year	102	厚生労働省「国民健康・栄養調査（令和元年）」より、年齢区分毎の1日あたりの野菜類の平均摂取量に、365を乗じることで野菜の年間摂取量を求めた。大人は20歳以上の平均値とした。大人以外の年齢区分については、それぞれ該当する年齢区分の平均値とした。（調理済みの重量であるが、調理方法は多種多様であることから、水分量は考慮せず、保守的にそのままの値を用いた。）
⑮		1-6歳			47	
⑯		7-14歳			88	
⑰		15-19歳			89	
⑱	土壌から野菜への放射性核種 i の移行係数		$T_{R,f}(i)$	Bq/kg FW per Bq/kg DW	0.04	IAEA SRS No19（2001.9）により設定した。
⑲	摂取する食物が仮置場跡地由来である割合		G_f	-	0.1	日本原子力学会標準 浅地中トレンチ処分 の安全評価手法：2013（2014）より、家庭菜園の場合の市場希釈係数を用いた。

表 A10 公園シナリオの追加被ばく線量評価に用いたパラメータ

No.	パラメータ		式中記号	単位	設定値	設定根拠
①	外部被ばく時間、土壌を摂取する時間及びダストを吸入する時間	大人	t_s $t_{s,ing}$ $t_{s,inh}$	h/year	180	国土交通省「平成 26 年度都市公園利用実態調査」(2015) より、街区公園の平日・休日の年齢区分別の 1 日あたり在園時間の平均値に、来園日数を乗じて、年間在園時間を求めた。
②		1-6 歳			240	来園日数は、来園頻度の平均が週 2~3 回であったため、週に休日 2 回・平日 1 回来園すると仮定して算出した。大人の区分については、大人 (19-64 歳) の値を用いて被ばく時間を設定した。1-6 歳の区分については、学齢前の値とした。7-14 歳の区分については、小学校下級生 (1~3 年生)、小学校上級生 (4~6 年生)、中学・高校生等 (12~18 歳) のうち、年間在園時間が最大となる小学校上級生 (4~6 年生) の値とした。15-19 歳の区分については、中学・高校生等 (12~18 歳) の値とした。年度間のばらつきを考慮するため、1 の位で切り上げを行った。
③		7-14 歳			220	
④		15-19 歳			210	

保守的なパラメータ値の設定方法

○外部被ばく時間 (t_s)、仮置場跡地で土壌を摂取する時間 ($t_{s,ing}$)、仮置場跡地でダストを吸入する時間 ($t_{s,inh}$)

シナリオ毎に次のとおり検討した。なお、仮置場跡地で土壌を摂取する時間 ($t_{s,ing}$) 及び仮置場跡地でダストを吸入する時間 ($t_{s,inh}$) は外部被ばく時間 (t_s) と連動しており、水田、住宅シナリオ以外はこれら 3 つのパラメータが同じ値となる。

水田シナリオ

農林水産省の統計資料^{1, 2)}における、面積区分毎の年間総労働時間 (平均) とのべ人数 (平均) 及び作業別労働時間の割合 (平均) から、面積区分毎に 1 人あたりの仮置場跡地内での労働時間を算出し、外部被ばく時間及び土壌を摂取する時間とした。ダストを吸入する時間は、外部被ばく時間及び土壌を摂取する時間の計算方法に加え、水田が乾燥している時間 (ダストが発生し得る時間) の割合 (平均値) を更に乗じた値とした。

上記のとおり算出した面積区毎の 1 人あたり労働時間のうち、363,000 m² (仮置場面積の最大値) 以下の面積区分で最も長い、300,000~500,000 m² の時間を保守的に用いた。なお、パラメータ値の導出に係る計算式は次のとおり。

水田 ($t_s, t_{s,ing}$) : 水田シナリオにおける外部被ばく時間及び土壌を摂取する時間

水田 ($t_s, t_{s,ing}$) = 年間総労働時間 ÷ のべ人数 × 圃場にいる時間割合

水田 ($t_{s,inh}$) : 水田シナリオにおけるダストを吸入する時間

水田 ($t_{s,inh}$) = 年間総労働時間 ÷ のべ人数 × 圃場にいる時間割合 × 乾燥時間割合

畑地 (野菜・花卉)、樹園地シナリオ

農林水産省の統計資料^{1, 3)}の面積区分毎の年間総労働時間 (平均) とのべ人数 (平均) 及び作業別労働時間の割合 (平均) から、面積区分毎に 1 人あたりの仮置場跡地内での労働時間を算出し、外部被ばく時間、土壌を摂取する時間及びダストを吸入する時間とした。

上記のとおり算出した面積区毎の 1 人あたり労働時間のうち、363,000 m² (仮置場面積の最大値) 以下の面積区分で、最も長い時間 (畑地 (野菜) シナリオは 100,000~150,000 m²、畑地 (花卉) シナリオは 30,000 m² 以上、樹園地シナリオは 30,000~50,000 m² の値) を保守的に用いた。なお、パラメータ値の導出に係る計算式は次のとおり。

畑地、樹園地 ($t_s, t_{s,ing}, t_{s,inh}$) : 畑地、樹園地シナリオにおける外部被ばく時間等

畑地、樹園地 ($t_s, t_{s,ing}, t_{s,inh}$) = 年間総労働時間 ÷ のべ人数 × 圃場にいる時間割合

牧草地（乳牛・肉牛）シナリオ

農林水産省の統計資料¹⁾の1経営体あたりの飼養頭数区分毎の総労働時間（平均値）とのべ人数（平均値）から、飼養頭数区分毎に1人あたりの仮置場跡地内での労働時間を算出し、外部被ばく時間、土壌を摂取する時間及びダストを吸入する時間とした。総労働時間のうち牧草地内外での労働時間の割合が不明であるため、労働中は常に牧草地にいと仮定した。

上記のとおり算出した飼養頭数区分毎の1人あたり労働時間のうち、乳牛シナリオは「200頭以上」以下の区分、肉牛シナリオは「500頭以上」以下の区分で、最も長い時間（乳牛は200頭以上、肉牛は500頭以上の値）を保守的に用いた*。なお、パラメータ値の導出に係る計算式は次のとおり。

牧草地 ($t_s, t_{s,ing}, t_{s,inh}$) : 牧草地シナリオにおける外部被ばく時間等

牧草地 ($t_s, t_{s,ing}, t_{s,inh}$) = 年間総労働時間 ÷ のべ人数

人工林シナリオ

農林水産省の統計資料⁴⁾により、面積区分毎の育林、伐採及びその他の作業に係る総労働時間とのべ人数から、面積区分毎に1人あたりの仮置場跡地内での労働時間を算出し、外部被ばく時間、土壌を摂取する時間及びダストを吸入する時間とした。総労働時間のうち森林内外での労働時間の割合が不明であるため、労働中は常に森林内にいと仮定した。

上記のとおり算出した面積区毎の1人あたり労働時間のうち、363,000 m²（仮置場面積の最大値）以下の面積区分で、最も長い時間を保守的に用いた。しかし、同資料における最小の面積区分は200,000~500,000 m²であるため、標準的なパラメータと保守的なパラメータが同値となった。なお、パラメータ値の導出に係る計算式は次のとおり。

人工林 ($t_s, t_{s,ing}, t_{s,inh}$) : 人工林シナリオにおける外部被ばく時間等

人工林 ($t_s, t_{s,ing}, t_{s,inh}$) = 作業別年間総労働時間 ÷ のべ人数

住宅シナリオ

NHK放送文化研究所の統計資料⁵⁾により、年齢・性別区分及び職業毎の平日・土曜日・日曜日の1日あたりの在宅時間（平均値）から年間在宅時間を算出し、更に、家庭菜園に係る年間活動時間（平均値）（高取らの調査⁶⁾）を除いた値を、屋内での外部被ばく時間とした。在宅時間を保守的に設定すれば、住宅シナリオ全体として十分に保守的であると考えられる。

同資料には1日あたり在宅時間の平均値と標準偏差が示されているため、平均値+標準偏差の値を保守的な被ばく時間とした。大人の区分については、同資料の20代以上の区分で、平均値+標準偏差の値が大きい70代女性の値を保守的な年間在宅時間とし

* 福島県内で200頭以上の乳牛、500頭以上の肉牛を飼養する経営体が存在することが分かっている⁷⁾。

た。7-14 及び 15-19 歳の区分については、10 代男性・女性のうち、平均値+標準偏差の値が大きい 10 代男性の値を保守的な年間在宅時間とした。1-6 歳については、常に親と共に過ごすとして、主婦の在宅時間の平均値+標準偏差の値を保守的な年間在宅時間とした。大人及び 1-6 歳の区分については、平均値+標準偏差の値が、1 年間の総時間である 8,760 h を超過したため、8,760 h を保守的な年間在宅時間とした。なお、パラメータ値の導出に係る計算式は次のとおり。

住宅 (t_s) : 住宅シナリオにおける屋内での外部被ばく時間

住宅 (t_s) = 平日・土曜・日曜・祝日の年間在宅時間 - 家庭菜園に係る年間活動時間

平日の年間在宅時間 = 平日の 1 日あたり在宅時間 × 年間平日数

土曜日の年間在宅時間 = 土曜日の 1 日あたり在宅時間 × 年間土曜日数

日曜・祝日の年間在宅時間 = 日曜・祝日の 1 日あたり在宅時間 × 年間日曜・祝日数

※土壌の摂取とダストの吸入は屋内では発生しないと仮定している。

公園シナリオ

国土交通省の統計資料⁸⁾により、年齢区分毎の平日、休日の在園時間(平均値)と来園頻度から、年間在園時間を算出し、外部被ばく時間、土壌を摂取する時間及びダストを吸入する時間とした。

同資料では、ほぼ毎日来園する層が各年齢区分で一定割合存在することが示されているため、毎日来園するという仮定で年間在園時間を算出し、保守的な値とした。大人の区分については、同資料における大人(高齢者)の値を用いた。1-6 歳の区分については、学齢前の値を保守的な値とした。7-14 歳の区分については、小学校下級生(1~3 年生)、小学校上級生(4~6 年生)、中学・高校生等(12~18 歳)のうち、年間在園時間が最大となる小学校上級生(4~6 年生)の値を保守的に用いた。15~19 歳の区分については、中学・高校生等(12~18 歳)、大人(19~64 歳)のうち、年間在園時間が最大となる中学・高校生等(12~18 歳)の値を保守的に用いた。なお、パラメータ値の導出に係る計算式は次のとおり。

公園 ($t_s, t_{s,ing}, t_{s,inh}$) : 公園シナリオにおける外部被ばく時間等

公園 ($t_s, t_{s,ing}, t_{s,inh}$) = 平日の年間在園時間 + 休日の年間在園時間

平日の年間在園時間 = 平日の 1 日あたり在園時間 × 年間平日数

休日の年間在宅時間 = 休日の 1 日あたり在園時間 × 年間土曜・日曜・祝日数

○食物の年間摂取量 (M_f)

水田、畑地（野菜）、樹園地、牧草地（乳牛）シナリオにおいて、厚生労働省の統計資料⁹⁾の年齢区分毎の食物種別1日あたり摂取量（平均値）から、年齢区分毎に食物の年間摂取量を算出した。水田シナリオは米、畑地（野菜）は野菜類、樹園地は果実類、牧草地（乳牛）は牛乳の摂取量とした。米については炊飯後の重量であることを考慮し、2分の1の値とした¹⁰⁾。厚生労働省の統計資料⁹⁾には平均値と標準偏差が示されていることから、平均値+標準偏差の値を保守的な食物摂取量とした。大人の区分については、20歳以上で最も平均値+標準偏差が大きくなる年齢区分の値を保守的な食物摂取量とした（米は20-29歳、野菜及び果物の場合は70-79歳、牛乳は80歳以上）。大人以外の年齢区分については、それぞれ1-6歳、7-14歳、15-19歳の平均値+標準偏差の値を保守的な食物摂取量とした。なお、パラメータ値の導出に係る計算式は次のとおり。

水田 (M_f) : 水田シナリオの年間食物摂取量

$$\text{水田 } (M_f) = 1 \text{ 日あたり摂取量} \times 365 \div 2$$

水田以外 (M_f) : 畑地（野菜）、樹園地、牧草地（乳牛）シナリオの年間食物摂取量

$$\text{水田以外 } (M_f) = 1 \text{ 日あたり摂取量} \times 365$$

○食物の市場希釈係数 (G_f)

水田、畑地（野菜）、樹園地、牧草地（乳牛）シナリオにおける、摂取する食物が仮置場跡地由来である割合 (G_f) は、日本原子力学会標準 浅地中処分の安全評価手法：2016¹¹⁾に示されている「食物/飲料水摂取による内部被ばくモデルのパラメータ値である農作物の市場希釈係数0.5」を標準的な値としているのに対し、保守的な値は、年間で摂取する特定の食物が全て仮置場跡地由来であると仮定し1とした。

○牧草の市場希釈係数 (f_r)

乳牛シナリオにおける保守的な外部被ばく時間の検討において、乳牛の飼養頭数を200頭以上としている。乳牛の一日あたりの牧草摂取量を16 kgDW¹²⁾とすると、年間で1,168,000 kgDWの牧草が必要となる。

牧草を栽培できる面積は、仮置場面積から牛舎の面積を除いたものになる。牛舎において、月齢16~24の乳牛1頭当たりに必要な面積が5.5 m²¹³⁾とされているため、200頭の場合は1,100 m²となる。仮置場跡地の最大面積は363,000 m²であるため、牧草を播種できる面積は361,900 m²となる。

牧草の単位面積あたりの年間平均収量は、農林水産省の統計資料^{14, 15, 16, 17, 18, 19, 20)}によると、2014~2019年のうち最大で3.54 kgFW/m²とされている。山下らの調査²¹⁾で、イタリアン・ライグラスの場合、稈・葉鞘の水分率が84.6%、葉身が82.8%とされている。これらの平均値である83.7%を牧草の水分率と仮定し、牧草の単位面積あたり

の年間平均収量を 0.58 kgDW/m²とした。

361,900 m²において、牧草の年間平均収量を 0.58 kgDW/m²とすると、年間の収穫量は 208,824 kgDW となる。これは、年間で必要な牧草の量である 1,168,000 kgDW の 18 % であるため、保守的な牧草の市場希釈係数を 0.18 とした。

参考文献

- 1) 農林水産省 農業経営統計調査_令和元年営農類型別経営統計
<https://www.e-stat.go.jp/stat-search/files?page=1&layout=datalist&toukei=00500201&tstat=000001013460&cycle=7&year=20190&month=0&tclass1=000001150647&tclass2=000001156387&tclass3=000001156388>
(2024年3月1日最終閲覧)
- 2) 農林水産省, 農業経営統計調査_令和元年産農産物生産費
<https://www.e-stat.go.jp/stat-search/files?page=1&layout=datalist&toukei=00500201&tstat=000001013460&cycle=7&year=20190&month=0&tclass1=000001013651&tclass2=000001019774&tclass3=000001152427>
(2024年3月1日最終閲覧)
- 3) 農林水産省, 農業経営統計調査_平成19年産品目別経営統計
<https://www.e-stat.go.jp/stat-search/files?page=1&layout=datalist&toukei=00500201&tstat=000001013460&cycle=7&year=20070&month=0&tclass1=000001013649&tclass2=000001020117&tclass3=000001034993>
(2024年3月1日最終閲覧)
- 4) 農林水産省, 林業経営統計調査_平成30年林業経営統計調査報告
<https://www.maff.go.jp/j/tokei/kouhyou/rinkei/#r> (2024年3月1日最終閲覧)
- 5) NHK 放送文化研究所, 国民生活時間調査 (2020)
<https://www.nhk.or.jp/bunken/yoron-jikan/> (2024年3月1日最終閲覧)
- 6) 高取ら, 平成28年度 国土政策関係研究支援事業 研究成果報告書 国土の適切な管理に向けた景域管理作業量の算出と可視化—中部8県を対象として
https://www.mlit.go.jp/kokudoseisaku/kokudoseisaku_fr1_000048.html (2024年3月1日最終閲覧)
- 7) 農林水産省, 令和3年度畜産統計_令和3年畜産統計
<https://www.e-stat.go.jp/stat-search/files?page=1&layout=datalist&toukei=00500222&tstat=000001015614&cycle=7&year=20210&month=0&tclass1=000001020206&tclass2=000001161726> (2024年3月1日最終閲覧)
- 8) 国土交通省, 平成26年度都市公園利用実態調査
https://www.mlit.go.jp/toshi/park/toshi_parkgreen_tk_000039.html (2022年9月1日最終閲覧)

- 9) 厚生労働省, 国民健康・栄養調査 (令和元年)
https://www.mhlw.go.jp/bunya/kenkou/kenkou_eiyou_chousa.html (2024年3月1日最終閲覧)
- 10) 小川 (1995) 赤飯の調理特性に関する研究 (第2報) 赤飯の炊飯条件の検討, 日本家政学会誌 Vol. 46 No. 6 531~537.
- 11) (一社) 日本原子力学会 (2017) 日本原子力学会標準 浅地中処分の安全評価手法: 2016
- 12) IAEA (1994) Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Temperate Environments, Technical Report Series 364, Technical Reports Series No. 364.
- 13) 一般社団法人 日本草地畜産種子協会 (2021) 草地開発整備事業計画設計基準
- 14) 農林水産省 作物統計調査_令和2年産作物統計 (普通作物、飼料作物、工芸作物) (2020)
<https://www.e-stat.go.jp/stat-search/files?page=1&layout=datalist&toukei=00500215&tstat=000001013427&cycle=7&year=20200&month=0&tclass1=000001032288&tclass2=000001032753&tclass3=000001150347>
(2024年3月1日最終閲覧)
- 15) 農林水産省, 作物統計調査_令和元年産作物統計 (普通作物、飼料作物、工芸作物) (2019)
<https://www.e-stat.go.jp/stat-search/files?page=1&layout=datalist&toukei=00500215&tstat=000001013427&cycle=7&year=20190&month=0&tclass1=000001032288&tclass2=000001032753&tclass3=000001137506>
(2024年3月1日最終閲覧)
- 16) 農林水産省, 作物統計調査_平成30年産作物統計 (普通作物、飼料作物、工芸作物) (2018)
<https://www.e-stat.go.jp/stat-search/files?page=1&layout=datalist&toukei=00500215&tstat=000001013427&cycle=7&year=20180&month=0&tclass1=000001032288&tclass2=000001032753&tclass3=000001125936>
(2024年3月1日最終閲覧)
- 17) 農林水産省, 作物統計調査_平成29年産作物統計 (普通作物、飼料作物、工芸作物) (2017)
<https://www.e-stat.go.jp/stat-search/files?page=1&layout=datalist&toukei=00500215&tstat=000001013427&cycle=7&year=20170&month=0&tclass1=000001032288&tclass2=000001032753&tclass3=000001112815>
(2024年3月1日最終閲覧)
- 18) 農林水産省, 作物統計調査_平成28年産作物統計 (普通作物、飼料作物、工芸作物) (2016)
<https://www.e-stat.go.jp/stat-search/files?page=1&layout=datalist&toukei=00500215&tstat=000001013427&cycle=7&year=20160&month=0&tclass1=000001032288&tclass2=000001032753&tclass3=000001095996>
(2024年3月1日最終閲覧)
- 19) 農林水産省, 作物統計調査_平成27年産作物統計 (普通作物、飼料作物、工芸作物) (2015)
<https://www.e-stat.go.jp/stat-search/files?page=1&layout=datalist&toukei=00500215&tstat=000001013427&cycle=7&year=20150&month=0&tclass1=000001032288&tclass2=000001032753&tclass3=000001085996>

search/files?page=1&layout=datalist&toukei=00500215&tstat=000001013427&cycle=7&year=20150&month=0&tclass1=000001032288&tclass2=000001032753&tclass3=000001068075

(2024年3月1日最終閲覧)

- 20) 農林水産省, 作物統計調査_平成26年産作物統計(普通作物、飼料作物、工芸作物)(2014)

[https://www.e-stat.go.jp/stat-](https://www.e-stat.go.jp/stat-search/files?page=1&layout=datalist&toukei=00500215&tstat=000001013427&cycle=7&year=20140&month=0&tclass1=000001032288&tclass2=000001032753&tclass3=000001068111)

[search/files?page=1&layout=datalist&toukei=00500215&tstat=000001013427&cycle=7&year=20140&month=0&tclass1=000001032288&tclass2=000001032753&tclass3=000001068111](https://www.e-stat.go.jp/stat-search/files?page=1&layout=datalist&toukei=00500215&tstat=000001013427&cycle=7&year=20140&month=0&tclass1=000001032288&tclass2=000001032753&tclass3=000001068111)

(2024年3月1日最終閲覧)

- 21) 山下(1968) 牧草の乾燥特性(第1報)-部位別, 切断長別の乾燥速度-, Journal of the Japanese Society of Agricultural Machinery and Food Engineers, Volume 30 Issue 1 Pages 24-28, 41.

仮置場跡地の空間線量率から表土中のセシウム 137 濃度への換算方法

仮置場跡地のセシウム 137 由来の空間線量率を、式(C1)のとおり、事故からの経過時間 t における仮置場跡地の空間線量率やセシウム 137 とセシウム 134 の存在比から算出した。次に、セシウム 137 濃度を、式 (C2) のとおり、セシウム 137 由来の空間線量率を土壌中のセシウム 137 濃度から空間線量率への換算係数で除することで算出した。本報では、仮置場跡地のセシウムの分布について、重量緩衝深度 β を 1 g/cm^2 と仮定している。Satoh らの報告¹⁾ より、 β が 1 g/cm^2 である場合のセシウム 137 の空間線量率への換算係数を $2.11 \times 10^{-6} \text{ mSv/h per kBq/m}^2$ とし、これに土の密度 1.6 gDW/cm^3 ²⁾、土の深さ 5.0 cm を乗じて、換算係数を $1.7 \times 10^{-10} \text{ (Sv/h) / (Bq/kgDW)}$ とした。

$$D_{137}(t) = (D(t) - D_{BG}) \frac{\left(\frac{1}{2}\right)^{\frac{t}{T_{137}}}}{k \left(\frac{1}{2}\right)^{\frac{t}{T_{134}}} + \left(\frac{1}{2}\right)^{\frac{t}{T_{137}}}} = (D(t) - D_{BG}) \frac{1}{k \frac{\left(\frac{1}{2}\right)^{\frac{t}{T_{134}}}}{\left(\frac{1}{2}\right)^{\frac{t}{T_{137}}}} + 1} \quad \dots \text{式 (C1)}$$

$$C_{s137} = \frac{D_{137}(t)}{D_{CF,ADR}} \quad \dots \text{式 (C2)}$$

ただし、 $D(t) < D_{BG}$ のとき $C_{s137} = 0$ とする。

$D_{137}(t)$: 時間 t におけるセシウム 137 由来の 1 m 高さ空間線量率 [Sv/h]

C_{s137} : セシウム 137 の土壌中濃度 [Bq/kgDW]

$D(t)$: 時間 t における空間線量率 (アンケート調査で得られた値) [Sv/h]

D_{BG} : 天然核種由来の空間線量率 (安藤らの報告³⁾ における市町村ごとの値) [Sv/h]

k : 同一濃度の場合のセシウム 134 のセシウム 137 に対する空間線量率比 2.7 [-]

t : 事故 (2011 年 3 月 15 日) からの経過時間 (アンケート調査で得られた値) [y]

T_{134} : セシウム 134 の半減期 2.0648 y ⁴⁾

T_{137} : セシウム 137 の半減期 30.1671 y ⁴⁾

$D_{CF,ADR}$: セシウム 137 濃度からの空間線量率への換算係数 $1.7 \times 10^{-10} \text{ (Sv/h) / (Bq/kgDW)}$

参考文献

- 1) Daiki Satoh, et al. (2016) Age-dependent dose conversion coefficients for external exposure to radioactive cesium in soil, Journal of Nuclear Science and Technology Volume 53, 2016 - Issue 1, p.69-81.
- 2) US Nuclear Regulatory Commission (1977) Calculation of annual doses to man from routine release of reactor effluents for the purpose of evaluating compliance with 10 CFR Part 50, Appendix I, (Regulatory Guide 1.109. Revision 1).

- 3) 安藤ら (2017) KURAMA-II を用いた走行サーベイ測定による東日本での天然放射性核種の空間線量率評価, 日本原子力学会和文論文誌, Vol. 16, No. 2, p. 63-80.
- 4) ICRP (2008) Nuclear Decay data for Dosimetric Calculations, ICRP Publication 107.