

第 2 部 研究開発

1. 環境影響研究

—環境影響研究に関するこれまでの活動と成果—

青森県六ヶ所村に立地する日本原燃（株）の大型再処理施設の稼働に伴って、大気及び海洋中に放射性物質が管理排出される。主に排出される放射性核種は、大気ではクリプトン 85 (^{85}Kr)、炭素 14 (^{14}C)、トリチウム (^3H) 及び放射性ヨウ素 (^{129}I 等)、並びに海洋では ^3H 及び ^{129}I 等である。大型再処理施設からの排出放射性物質の環境影響については、周辺住民にとって最も関心が高いところであり、当該施設の稼働後、通常運転時に現実的にどのような影響があるのかを明らかにすることが必要である。さらに、東京電力（株）福島第一原子力発電所事故以降は、万が一の異常事象発生時にどのような影響があるのかを把握しておくことが求められている。

大型再処理施設の稼働に伴う影響について、周辺住民の懸念の払拭及び理解の醸成を図るため、環境研は第三者機関の中立的な立場で信頼性の高いデータを取得し、当該施設から排出される放射性物質の周辺環境における挙動及び実態に即した被ばく線量について情報を公表してきた（Yoshida 2022）。

環境影響研究部は、環境研発足当時の第一研究部（平成 2～4 年度）から始まり、次いで環境動態研究部（平成 5～23 年度）、そして環境動態研究部と環境シミュレーション研究部が統合された環境影響研究部（平成 24 年度～）として現在にわたり、大型再処理施設の稼働に伴い排出される放射性物質の環境影響（図 1）を明らかにするために調査を行ってきた。

以下に、これまでの研究活動について紹介する。

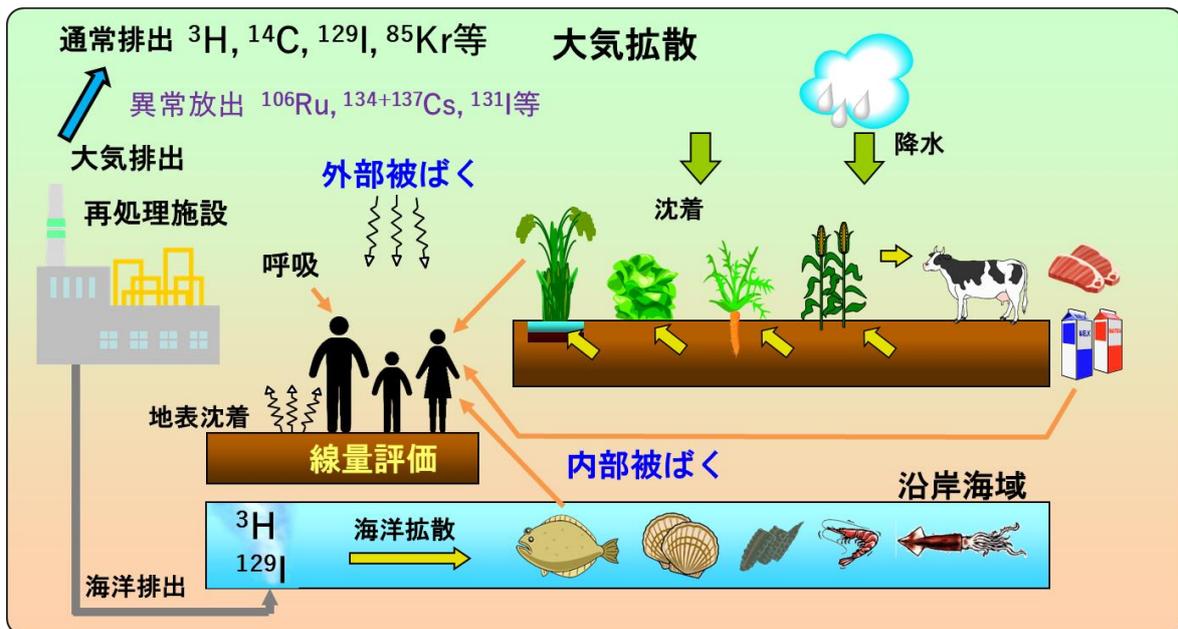


図 1 環境中に排出された放射性物質の環境中の挙動とヒトまでの流れ

1.1 食品消費実態及び自然放射線に関する調査

大型再処理施設由来の放射性物質による内部被ばく線量の評価において、食品消費の実態は地域依存性が高く、線量に大きく寄与するパラメータである。平成 2 年度から平成 9 年度は、地域に即した線量評価に資するために、食事に要した材料の種類、量、加工方法といった食品消費の実態を、青森県民へのア

ンケート調査により明らかにした（五代儀ら 1995, 1996, 2002a, 2002b）。

平成 4 年度からは、大型再処理施設由来の線量の比較対照となる、県民の自然（天然）放射線による被ばく線量を評価するための調査を開始した。平成 4 年度から平成 8 年度には大地からのガンマ線による被ばく線量の青森県内分布を初めて明らかにし、図 2

のように環境ガンマ線線量率を求め、大地からのガンマ線による被ばく線量を県内マップとしてまとめた (Iyogi *et al.* 2002)。この成果は県のパンフレットや見学者用パネル等に広く用いられている。

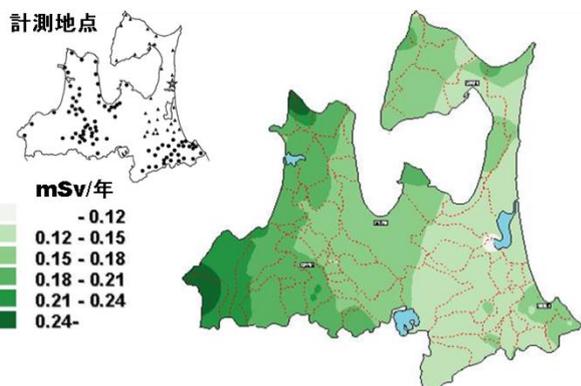
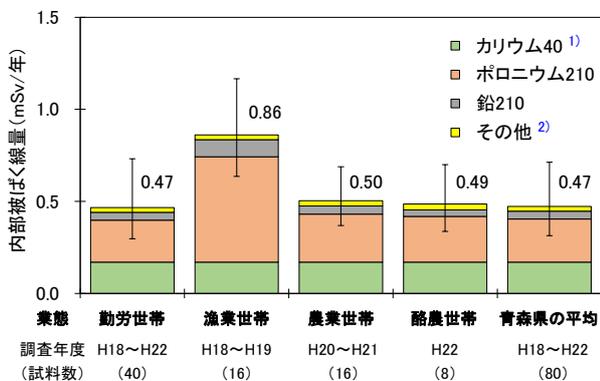


図2 大地からのガンマ線による被ばく線量の分布

加えて、平成8年度から平成10年度には青森県内の様々な地点や生活環境における空気中ラドン濃度の調査を行い、県民がラドンから受ける平均被ばく線量を求めた (Iyogi *et al.* 2003)。平成18年度から平成22年度には、食品摂取による内部被ばく線量を明らかにするために、一般家庭の食事の放射性物質濃度を陰膳法により調査して、図3のように県民の預託実効線量を業態別に評価した (Ohtsuka *et al.* 2013)。

以上の結果から、青森県内における自然放射線による被ばく線量 (1.4 mSv/年) は全国平均 (2.1 mSv/年) と比較して小さいことが明らかとなった (図4)。また、施設由来の放射性物質による被ばく線量 (申請書値: 約 0.022 mSv/年) と比較して、自然放射線の寄与が明らか



(日本人の平均値は0.4~1.3 mSv/年、世界の平均は0.29 mSv/年 (UNSCEAR, 2000))

- 1) カリウム40は体内量から計算した文献値 (Uchiyama *et al.*, 1996)
- 2) ウラン238、ラジウム226、セシウム137等の合計

図3 日常食の年間摂取による青森県の業態別内部被ばく線量平均値

に大きいことを科学的に理解するための情報を提供できた。

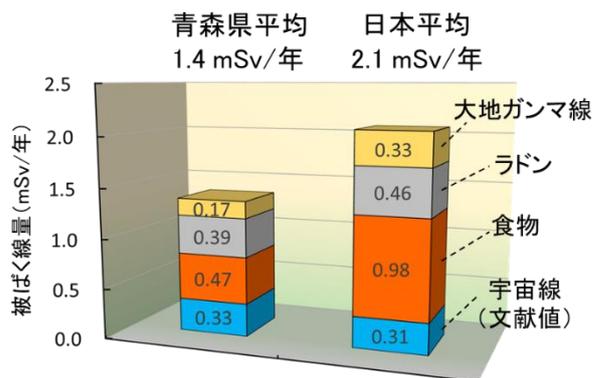


図4 自然放射線による被ばく線量

1.2 アクティブ試験期間を含む環境放射能調査

大型再処理施設では平成18年3月から平成20年10月にわたり、使用済み燃料約425 t-Uを用いたせん断・溶解処理試験 (以下、アクティブ試験) が実施され、これに伴って、環境中に³H、¹⁴C、¹²⁹I及び⁸⁵Kr等の放射性核種が排出された (図5)。

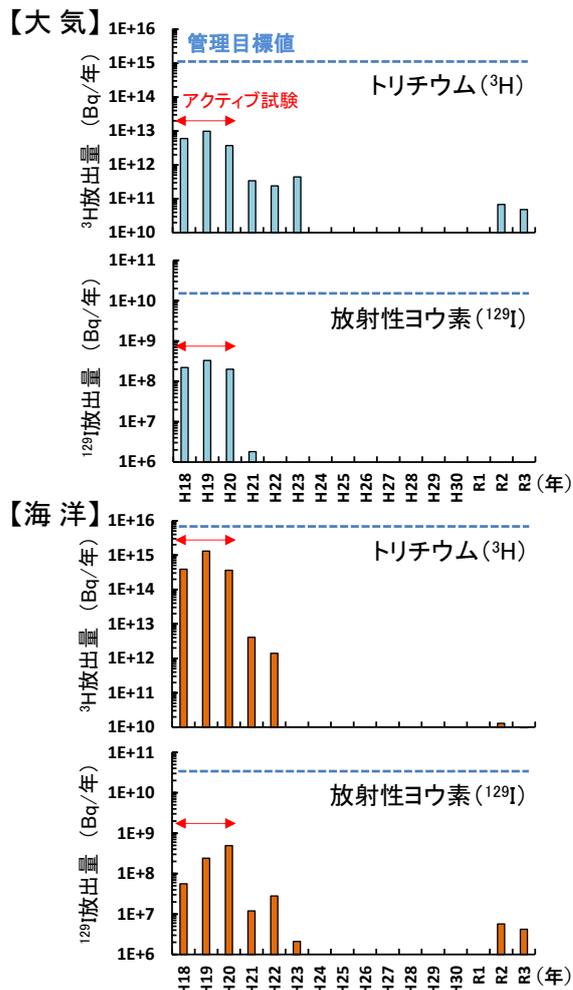


図5 大型再処理施設から管理放出されたトリチウム及びヨウ素-129の量 (日本原燃 (株) 公開データ)

環境影響研究部では、平成8年度から環境研本所構内にモニタリングポスト (NaI(Tl)) 及び気象観測器を整備し、空間線量及び気象データを継続的に取得している。大型再処理施設のアクティブ試験の期間には、本所構内の環境ガンマ線線量率が度々上昇し、主にせん断時に排出される⁸⁵Krの影響であることが認められた。加えて、アクティブ試験によって大気及び海洋に排出された³H、¹⁴C及び¹²⁹I等を対象に、大気、大気降下物、湖沼水、河川水、地下水、農畜水産物、日常食など様々な環境試料中の濃度変動及び分布データの取得を行った。これらのデータは、後述する総合モデルの検証に利用した (Abe *et al.*, 2015, 2019)。アクティブ試験期間中に環境研本所構内で採取した大気降下物と村内で収穫されたコメ試料の一部から、バックグラウンドの水準と比較して有意に高い³H濃度が検出された (図6)。また、大型再処理施設に隣接する尾駈沼及び尾駈漁港の水試料中³H濃度もアクティブ試験期間中に上昇し、最高値は7.5 Bq/Lであった。アクティブ試験終了後、降水、コメ及び湖沼水中の³H濃度は、いずれも速やかにバックグラウンドの水準に戻った (Ueda *et al.* 2022)。

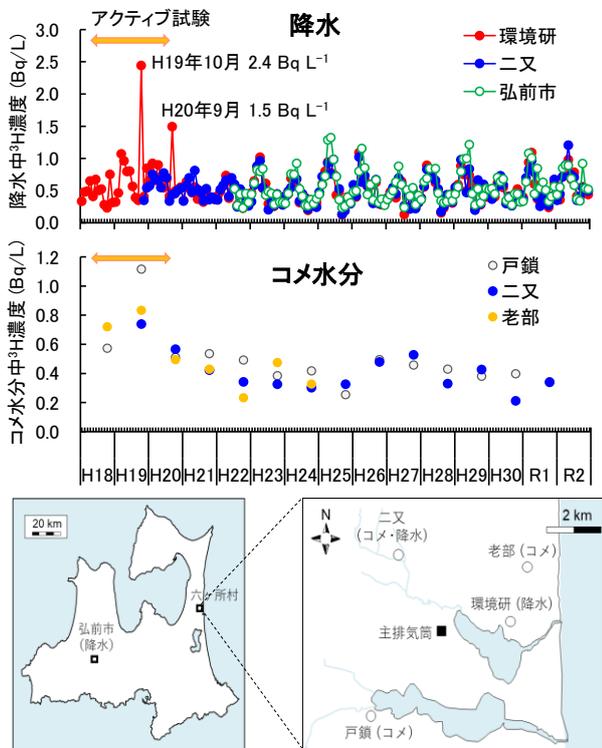


図6 アクティブ試験期間中及び試験後の降水及びコメ水分中のトリチウム濃度

さらに、六ヶ所村周辺で採取した大気及び大気降下物 (Hasegawa *et al.* 2017)、並びに農水産物 (Satoh *et al.*

2019a)、湖水、水生生物 (Ueda *et al.* 2015a, 2015b)、堆積物 (Satoh *et al.* 2019b, Ueda *et al.* 2018) 等の環境試料の一部に、大型再処理施設由来の¹²⁹Iが検出された。図7に示すように、尾駈沼及び尾駈漁港の水試料中¹²⁹I濃度はアクティブ試験期間中に上昇し、試験終了後は速やかにバックグラウンドの水準に戻った (Ueda *et al.* 2022)。一方、尾駈沼の湖底堆積物には施設由来の¹²⁹Iの蓄積が認められ、堆積物中に¹²⁹Iが残留しやすいことが明らかになった (図8; Ueda *et al.* 2018)。

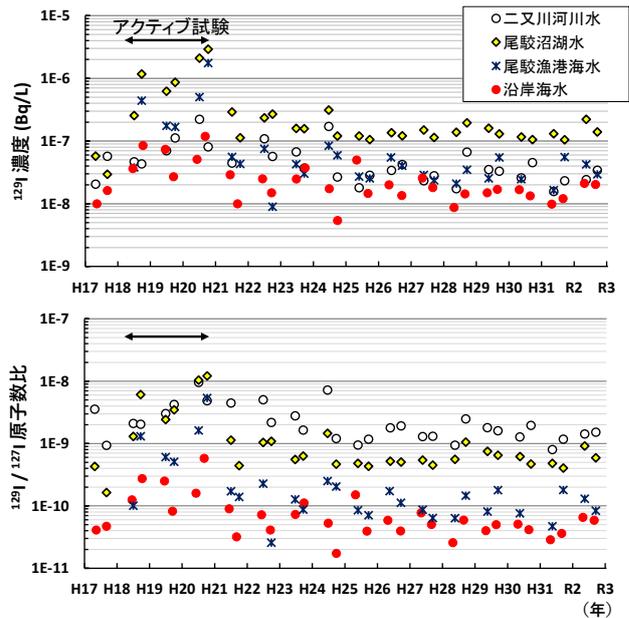


図7 施設周辺水域における水試料中の¹²⁹I濃度

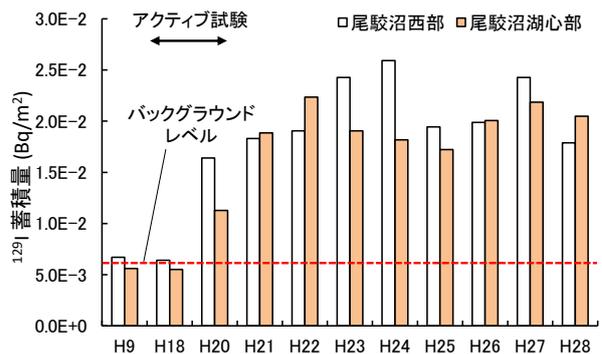


図8 尾駈沼における湖底堆積物 (0-25 cm) 試料中の¹²⁹I蓄積量

なお、大型再処理施設のアクティブ試験時に排出された放射性物質による被ばく線量の推定値は、一般公衆の被ばく線量限度 1 mSv/年と比較して無視できる水準 (<0.001 mSv/年) であった。

1.3 環境パラメータ研究

大型再処理施設の稼働に伴い環境中に排出される放射性物質は、様々な経路により人体に移行することが予想される。従って、施設由来の放射性物質による被ばく線量を評価するためには、放射性物質の移行経路別に移行パラメータを求め、線量計算を行う必要がある。その中で、農水産物の摂取による内部被ばく線量の評価のためには、環境中から農水産物への放射性物質の移行を表す環境移行パラメータが必須となる。

大型再処理施設の安全審査で評価に使用された被ばく線量は、十分に安全側に裕度をもった環境移行パラメータを用いて計算されているが、これらのパラメータは地域固有の環境条件や農水産物によって変化する可能性がある。そこで、より実態に即した被ばく線量評価に資するため、青森県内の農水産物等を対象に様々な環境移行パラメータを取得してきた。ここでは、調査対象とした環境移行パラメータ別に成果の概要を記す。

1.3.1 土壌から作物への移行

平成3年度から平成9年度にかけて、青森県内の様々な圃場及び環境研本所構内の実験圃場から土壌及び作物試料を採取し、土壌から移行した放射性物質の作物中濃度の推定に使われる土壌－作物間移行係数を31元素について求めた (Tsukada *et al.* 1998, 1999, 2002, 2005)。各元素の移行係数 (土壌中濃度に対する作物中濃度の比) は、国際原子力機関 (IAEA) 等により報告されている値と同等か1~2桁低いことが明らかになり、地域に即した値を得ることができた。セシウム (Cs) 及びストロンチウム (Sr) に関する成果の一部は、本編の主要成果TOP10の土壌からイネへの放射性核種の移行に記載している。

平成10年度から平成14年度にかけては、土壌固相－液相間分配係数 (土壌における元素の液相中濃度に対する固相中濃度の比) を元素毎に調査した。分配係数は、土壌の液相への溶出によって起こる放射性物質の作物及び地下水への移行を評価するために重要なパラメータである。青森県内の耕作土壌のほぼ全てにあたる12土壌群を対象とした調査により、地域に即した分配係数の値を得ることができた。

平成15年度から平成22年度にかけては、前述の移

行係数の変動要因を明らかにしてパラメータの高精度化に資するために、土壌中の元素の存在形態 (Takeda *et al.* 2006, 2008, 2010) 及びその時間変化が作物への移行に及ぼす影響 (Takeda *et al.* 2013, 2015a) について調査した。調査の結果、Csとヨウ素 (I) については大気から表層土壌に沈着した後、時間経過に伴い土壌粒子との結合が強固になることで液相に溶出しにくくなるエイジング効果により、牧草への移行係数が低下していくことが明らかになった。植物の元素集積特性及び細胞レベルでのCs輸送も併せて調査した (Kobayashi *et al.* 2010)。Csに関する一連の成果は、平成23年3月の福島第一原子力発電所事故後の対策に活用された (塚田ら, 2011)。

平成22年度までの調査により、土壌に沈着したヨウ素の一部は作物に吸収されるが、大部分は土壌に残留することが分かった。そこで、平成23年度から平成27年度にかけては、施設周辺の放牧地等を対象として、表層土壌から地下水への移行の評価に必要なヨウ素の下方浸透速度を求めた (Unno *et al.* 2017, 2019)。加えて、浸透性に影響するヨウ素の存在形態及びその変化の要因を明らかにした (Takeda *et al.* 2015b, 2016, 2018, 2022)。

1.3.2 作物表面沈着後の移行

大気中に放出されたCs、Sr及びI等は、重力沈降及び降雨等により大気から降下し、作物表面に沈着する。沈着後は作物表面から吸収されて可食部に移動 (転流) されるだけでなく、降雨等により除去される (ウェザリング)。作物表面沈着後の放射性核種の移行について、地域に即した評価に資するために、全天候型人工気象実験施設で室内実験を行ってきた。

平成18年度から平成22年度にかけて、六ヶ所村で広く栽培されているダイコンと同種のハツカダイコンについて、葉面からの吸収及び転流率 (Hasegawa *et al.* 2009, 2015)、並びに降雨によるウェザリングの半減期を元素別に求めた (表1)。ウェザリングの半減期を安全審査の値 (作物及び元素によらず14日で一定) と比較したところ、Cs、Sr及びヨウ素酸イオン (IO_3^-) は葉面から除去されやすいため半減期は小さく、ヨウ化物イオン (I⁻) は葉内への吸収により残留しやすいため半減期は長いことが明らかとなった。

その後、平成23年度から令和3年度にかけて、施設周辺で広く栽培されている牧草及び青森県産物であるリンゴを対象として移行パラメータを取得した(Kawabata *et al.* 2022; Yanai *et al.* 2022)。令和4年度からは、六ヶ所村を含む青森県の太平洋側の地域で栽培が盛んなナガイモについて調査を開始している。

表1 六ヶ所村の気象データを用いて推定した各元素の降雨によるウェザリング半減期

元素	ウェザリング半減期(日)
セシウム (Cs)	10.3
ストロンチウム (Sr)	7.6
ヨウ素 (I) *	
ヨウ化物イオン (I ⁻)	24.6
ヨウ素酸イオン (IO ₃ ⁻)	6.0

*大気からの沈着速度が大きい無機態ヨウ素について化学形別に推定

1.3.3 放射性炭素とトリチウムの作物への移行

放射性炭素 (¹⁴C) とトリチウム (³H) は光合成によって作物中に固定される。前述の安全審査では、¹⁴C と ³H それぞれの安定同位体との比率 (¹⁴C/¹²C 及び ³H/¹H) が、大気の前年平均値と作物で等しくなるとして作物中濃度を推定している。一方、大気中の ¹⁴C/¹²C 及び ³H/¹H は気象条件等により変動し、その変動を受けて光合成による ¹⁴C 及び ³H の作物への移行速度も変化すると考えられる。そこで、大気中のこれらの比率の時間変化を考慮して作物中の ¹⁴C 及び ³H 濃度を推定するために、平成18年度からイネ、根菜、牧草、果樹等の作物類型別に ¹⁴C または ³H の移行データを実験的に取得し、作物への移行モデルを作成してきた (Tani *et al.* 2011, 2013, 2022; Imada *et al.* 2021)。

室内実験は閉鎖型生態系実験施設において実施し、イネでは出穂後の乳熟期に光合成で固定された炭素が収穫日のコメに残りやすいこと、出穂前に光合成で茎葉に固定された炭素が収穫日までにコメに移動し残留することが明らかになった (図9)。令和3年度からはナガイモ中 ¹⁴C 濃度の評価に必要な移行データを取得中である。

1.3.4 海水から海洋生物への移行

平成5年度から平成7年度にかけて、青森県に面す

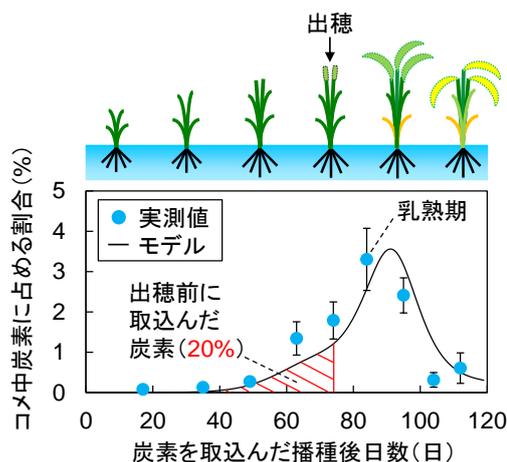


図9 播種後日数別に光合成で取込んだ炭素の収穫日のコメ中炭素に占める割合

る太平洋沿岸、陸奥湾及び日本海沿岸を対象として、31元素の濃縮係数(海水中濃度に対する生物中濃度の比)を海藻類、棘皮動物、軟体動物及び魚類等について求めた。その結果、濃縮係数に顕著な地域差は認められず、安全審査に用いられた値の妥当性を確認できた。

平成8年度から平成12年度にかけては、海洋生態系における放射性物質の挙動を理解するために必要な、生態系構造に関するデータ及び植物プランクトンを主体とした放射性物質の移行データを取得した (Kondo *et al.* 2004)。その後、平成13年度から平成22年度にかけて、化学形態別に放射性物質の移行を調査した中で、植物プランクトンに放射性の IO₃⁻ と I⁻ を添加した場合、I⁻ の吸着率が大きいことを明らかにした。

大型再処理施設から海洋排出される主要な核種である ³H の生物中濃度を評価するためには、トリチウム水 (HTO) と有機結合型トリチウム (OBT) を区別し、より生物中に残留しやすい OBT の代謝パラメータを取得する必要があることが、国内外での研究により分かってきた。OBT の代謝パラメータは淡水生物を中心に取得されてきた。そこで、平成20年度より、海藻類、棘皮動物、貝類、魚類等を対象として、海洋生物における OBT の代謝パラメータを取得してきた (Shibata *et al.* 2022)。令和3年度からは、OBT 代謝の変動要因を明らかにするために、青森県の重要な水産物であるヒラメの OBT 代謝を水温別に調査している。

³H と同じく主要な海洋排出核種である放射性ヨウ素については、平成23年度より海藻類、棘皮動物、貝類、魚類を対象として代謝パラメータを取得してきた。図

10 に示した放射性同位体の ^{125}I を餌 (^{125}I 標識メダカ) 経由でヒラメに取込ませた短期実験では、 ^{125}I は速やかに排泄されることが明らかになった (Imai *et al.* 2020)。一方、図 10 のような短期実験で得られたヒラメ各部位の ^{125}I 分布は、ヨウ素の長期的な移行の結果である ^{127}I (安定ヨウ素) の体内分布と異なることも明らかになった。そこで、令和 3 年度からはヒラメ中放射性ヨウ素の長期的な移行に関するパラメータを取得するための実験を進めている。

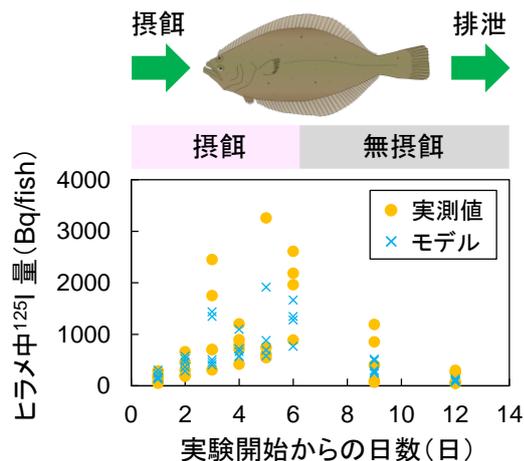


図 10 ヒラメ全身における餌由来の ^{125}I 量の変化

1.4 総合的環境移行・線量評価モデルの開発

大型再処理施設から大気・海洋へ排出される放射性物質の移行及びそれらによる現実的な被ばく線量の推定を目的として、平成 14 年度から令和 2 年度にかけて総合的環境移行・線量評価モデル (以下、「総合モデル」) を開発した。総合モデルは大気拡散、陸域移行、六ヶ所沿岸海域、尾駮沼等の各サブモデルで構成されている (主要成果 TOP10 (総合モデル開発) 参照)。

総合モデルの計算領域は大型再処理施設周辺を対象とし (図 11)、大気拡散サブモデルと陸域移行サブモデルの構築を平成 14 年度から開始し、平成 18 年度に両者を結合して検証計算を実施した。また、大型再処理施設に隣接する尾駮沼における放射性物質の移行をシミュレーション可能なサブモデルの構築を平成 13 年度から開始し、平成 19 年度に他のモデルと結合した。

大気拡散モデルの計算精度の向上を図るため、平成 21 年度に大気拡散サブモデルの前段に気象サブモデルを導入した。加えて、当研究部の調査から、尾駮沼には大気以外にも集水域と海洋から放射性物質が移行する

ことが明らかになったため、それらを扱うサブモデルを開発し、平成 22 年度に既存モデルと結合した。さらに、大型再処理施設に隣接する鷹架沼及びその集水域についてのサブモデルを構築し、平成 27 年度に既存モデルと結合した。

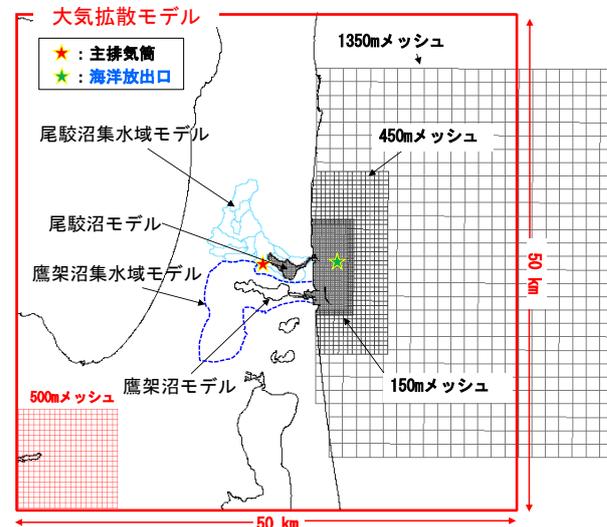


図 11 各サブモデルの計算領域

その他、令和 2 年度までに、環境パラメータ研究で得られた、ウェザリングによるダイコン葉面からの ^{129}I 除去機構モデル、大気-作物間の ^{14}C 及び ^3H 移行モデル等も組み込み、より現実的な評価が可能となった。また、データ同化機能 (予測値を実測値に近づける機能) を組み込み、モデルの精度向上を図るとともに、確率論的評価機能 (パラメータを変動させて、被ばく線量の不確かさの頻度分布を求める機能) を組み込んだ (Abe *et al.* 2022)。さらに、アクティブ試験時の大気中の ^{14}C 、 ^{85}Kr 及び ^{129}I の実測濃度を用いて、総合モデルの検証を行った (Akata *et al.* 2013; Abe *et al.* 2015, 2019)。

令和 2 年度までに開発した総合モデルを用いて、大型再処理施設の申請書と同じ条件で実効線量を計算すると約 0.009 mSv/年、放出管理目標値の放出量で計算すると約 0.007 mSv/年となり、申請書の値 (約 0.022 mSv/年) よりも小さい値が得られた (図 12)。

令和 3 年度以降は、大型再処理施設の本格稼働に向けて、施設周辺の環境試料の実測値を用いた総合モデルの検証及びモデルパラメータ等の最適化を継続するとともに、周辺住民への情報提供のためのモデルの運用を行う。

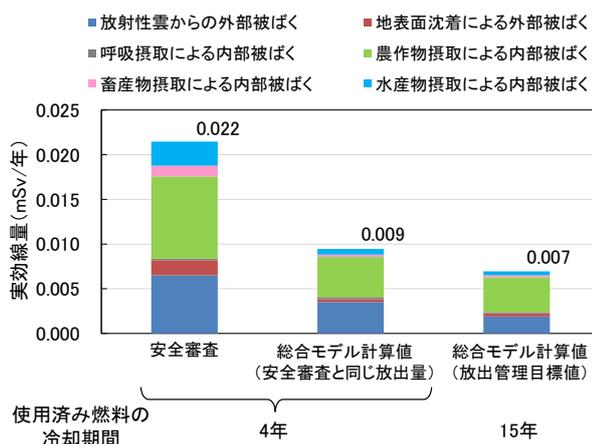


図 12 大型再処理施設に由来する放射性物質からの被ばく線量の安全審査申請値と総合モデルによる計算結果の比較

1.5 生態系のための被ばく線量評価法開発

大型再処理施設周辺の生態系に変化が認められた際に、その原因が当該施設稼働由来の放射線の影響ではないことを示すためには、施設由来の線量率を自然被ばく線量率とともに示すことが有用である。そこで、平成 18 年度から令和 2 年度にかけて、施設周辺に生息している小型（ヒメネズミ、ヒミズ）及び中型哺乳類（ホンドクツネ）、近隣湖沼の尾駮沼の水生生物（アマモ、ワカサギ、ニシン、サケ、カレイ、カキ及びムラサキイガイ）、さらに六ヶ所村内に広く生育し放射線感受性が高いとされる針葉樹のクロマツの被ばく線量率を計算する手法を確立し、その手法を用いて、比較対照となる自然被ばく線量率を求めた。

被ばく線量率は、各動植物の形状や内部構造を模して構築したファントム（図 13）を用いて、周辺環境や体内から放出された放射線が各動植物の目的部位に吸収される割合を計算することで求めた。計算には既存の放射線輸送コードを用いたモンテカルロ法を適用したコンピュータシミュレーションにより実施した。

放射線被ばく計算に使用されるファントムは、一般的には体内の内部構造を持たない均質構造で、回転楕円体などの単純な形状が用いられることが多いが、この調査では実際の動植物の大きさや形状に合わせて図 13 に示すファントムを構築した。ファントムの内部構造は、小型哺乳類（図 13A）については Digimouse (Stout et al. 2002; Dogdas et al. 2007) の画像データを、中型哺乳類と水生生物の魚類及び貝類については MRI 及び

CT スキャンによる断面画像データを用いて設定した。アマモのファントムは内部構造を持たないが、3D カメラの画像データ等に基づいて外形を設定した。これらのファントムは全て小さな立方体を積み重ねたボクセルファントムとした。

クロマツのファントムは、主幹、側枝（枝、葉及び球果）及び根部（根株、杭根及び水平根）について実測した形状及び重量データ等に基づき構築した。主幹及び根部には木部、師部及び樹皮の 3 層構造を持たせた。地上部を構成する主幹及び樹冠は円錐台等を組み合わせた比較的単純な構造の幾何ファントムとし、樹冠は付葉部及び無葉部の 2 部位に分けた。樹冠内には、側枝（枝、葉及び球果）の詳細な外形を模した側枝ファントムを 3 段の高さ別に挿入できるようにした。側枝及び根部のファントムは、計算量の低減化のために四面体ポリゴンファントムとして構築した。

各動植物のファントムは、コンピュータ上に構築した外部環境の中心に配置した。外部環境は動植物の外部被ばく線量率の計算に必要であり、陸上の環境は土壌の層序や性状、水中の環境は水深や堆積物の性状といった実測データに基づき構築した。なお、哺乳類については地上と巣穴の 2 種類の外部環境を構築し、クロマツについては図 13 J のファントムの周囲に地上部ファントムを配置して林分環境を模擬した。そして、自然の内部及び外部被ばく線量率の計算のために、各動植物の部位別試料及び周辺環境試料中の放射性核種濃度を線源濃度として入力し、線源別・部位別・核種別に自然の内部及び外部被ばく線量率を求めた (Ohtsuka et al. 2015a, b, 2022)。

ここで得られた自然被ばく線量率は、大型再処理施設周辺の生態系に変化が認められた際に、その原因が施設稼働由来の放射線の影響を評価ための手法及び指標として有効に利用できると思われる。

1.6 放射性物質移行低減化調査

福島第一原子力発電所事故後、周辺地域の農地では作物中の放射性セシウム濃度を低減するための対策が講じられた。放射性セシウムの土壌から作物への移行には、土壌特性が強く影響することや、土壌及び作物の違いによって低減効果が異なることが明らかになった。

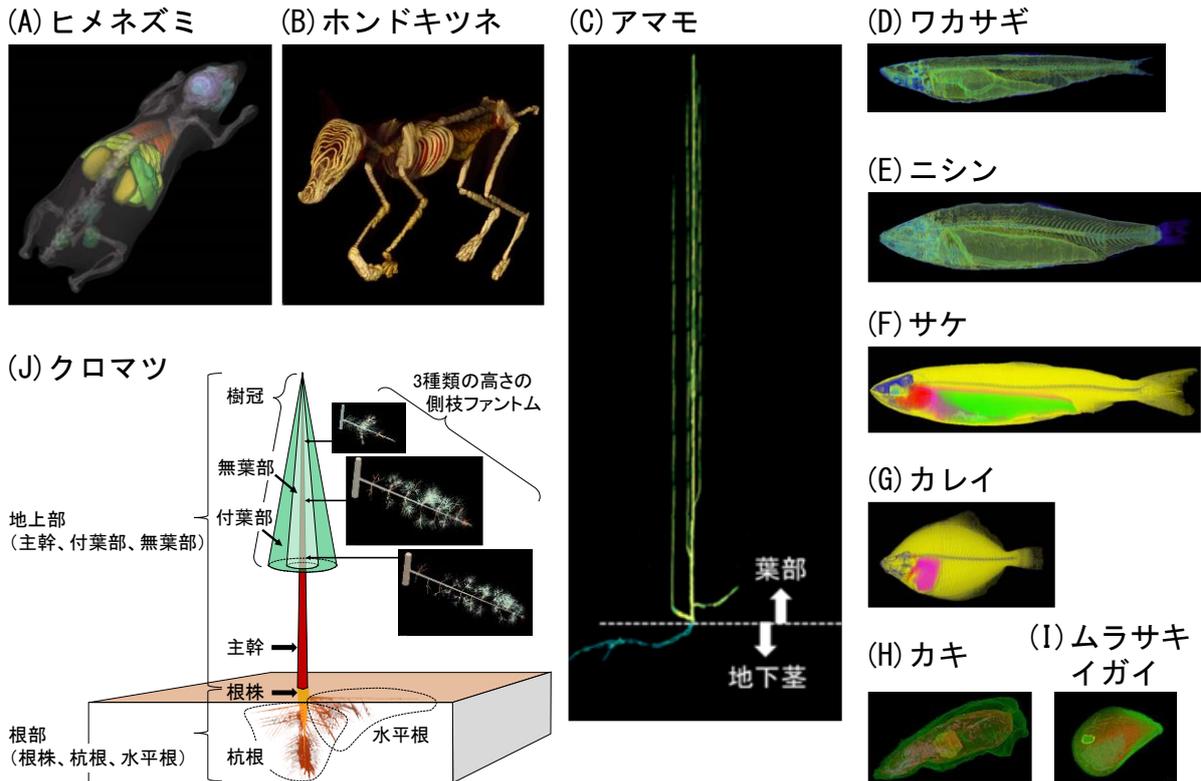


図 13 平成 18 年度から令和 2 年度に環境研で構築した動植物のファントム

A は Digimouse を基に大きさを調整して作成。

A~I はボクセルファントム、J の主幹及び樹冠は幾何ファントム、側枝及び根部は四面体ポリゴンファントム。

特に、大型再処理施設周辺で重要な作物である牧草については低減化対策の効果が小さい場合もあり、その原因には不明な点が残っている。また、カリウム施肥によるイネのセシウム低減化対策は確立されているものの、茎葉から子実へのセシウムの再転流を抑制する技術を取り入れることにより、多様な状況に対応できる可能性がある。以上の知見を踏まえ、平成 28 年度から、大型再処理施設の異常時に環境中に放出される可能性がある放射性核種のうち、放射性セシウムを対象に作物（牧草、イネ）への移行低減化手法等の開発に着手し、令和 3 年度からは放射性セシウムと同様に施設の異常時に放出が懸念される放射性ルテニウムを対象に土壤中での挙動に関する調査に着手した。

1.6.1 土壌から牧草への放射性セシウム移行抑制

平成 28 年度から令和 2 年度にかけて、青森県内の牧草地から採取した土壌に放射性セシウム (^{137}Cs) を添加し、短期間の牧草栽培実験を行い、各地域における牧草への ^{137}Cs の移行性を評価し、移行を支配する土壌要因の解析を行った (図 14)。さらに、施肥や資材施用によ

る移行低減化手法の効果を検証した (Takeda *et al.* 2020)。

令和 3 年度からは、地域の牧草地土壌における放射性セシウムの移行低減化手法の中長期的な効果を検証するための調査を開始した。

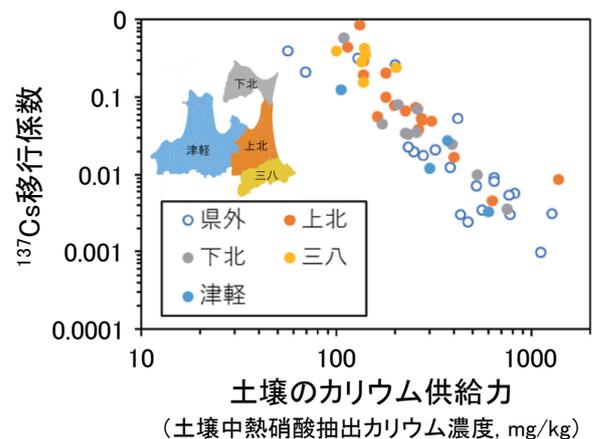


図 14 青森県内 37 地点及び県外 21 地点（岩手、宮城、福島、栃木）から採取した土壌試料を用いた栽培実験により得られた、土壌-牧草間 ^{137}Cs 移行係数と土壌中熱硝酸抽出カリウム濃度の関係

1.6.2 イネ玄米への放射性セシウム転流抑制

作物の根から吸収された放射性物質は、転流により作物体内を移動することが知られている。そこで、平成

28年度から令和2年度にかけて、イネ玄米への放射性セシウム濃度の転流抑制の手法として、カルシウムや蒸散抑制剤（0.7%ワックス溶液）等の散布の有効性について検討し、図15のように玄米中セシウム濃度が低減されることを明らかにした（Kihana *et al.* 2022）。令和3年度からは、精米の品質に影響しないことが示唆されたカルシウムの散布により、玄米中の放射性セシウム濃度を低減する手法を確立するための調査を開始した。

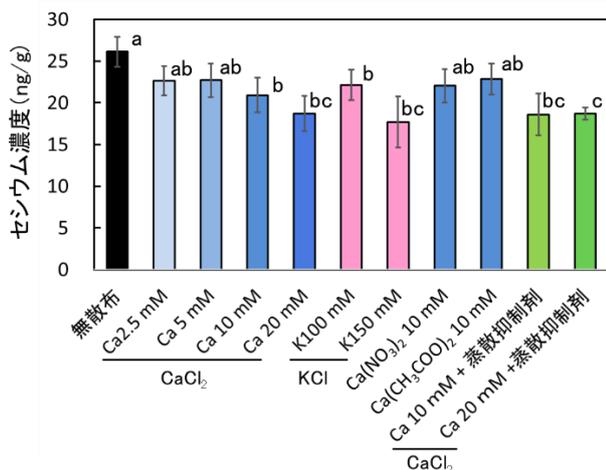


図15 穂へのカルシウム (Ca)、カリウム (K) 及び蒸散抑制剤の散布が玄米中セシウム濃度に及ぼす影響異なるアルファベットは有意差を示す ($p < 0.05$)

1.6.3 放射性ルテニウムの土壌中での挙動

令和3年度から、放射性ルテニウムの土壌中での挙動に関する調査を行うため、先ず放射性ではない安定ルテニウムを用いて化学形態を解析する手法の検討を開始した（Unno *et al.* 2022）。大型再処理施設の方が一時的に放出される可能性があるニトロシル硝酸ルテニウム ($\text{Ru}(\text{NO})(\text{NO}_3)_3$) が土壌中で化学形態を保つこと、四酸化ルテニウム (RuO_4) が土壌中において二酸化ルテニウム (RuO_2) に変化することを明らかにした（図16）。今後は、放射性ルテニウムを対象に土壌中での挙動に関する調査を実施していく予定である。

1.7 福島第一原子力発電所事故に伴う環境動態調査

福島第一原子力発電所事故に伴って環境中に大量の放射性セシウム (^{134}Cs , ^{137}Cs) 及び放射性ヨウ素 (^{131}I) 等が放出され、陸域及び海域が放射性物質により汚染された。放射性セシウムは万が一の過酷事故等により大型再処理施設から放出されると考えられるが、通常

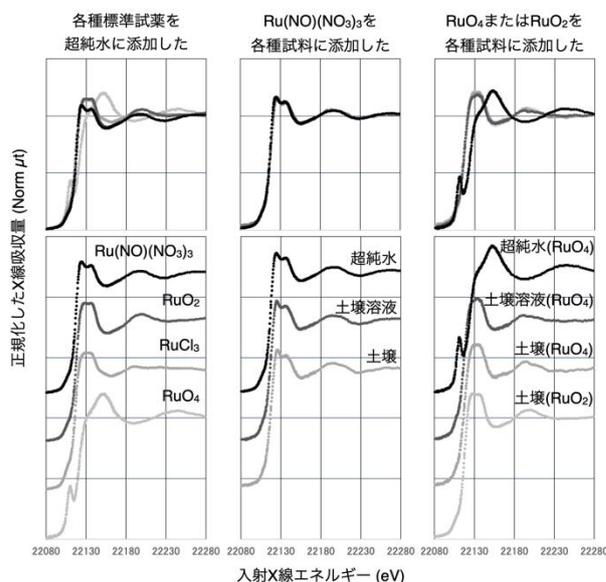


図16 X線吸収微細構造解析を用いた超純水、土壌溶液及び土壌に添加した各種ルテニウム試薬の化学形態変化解析の結果

運転時には放出量が少ないため、施設周辺では求められないパラメータが多々ある。福島県内では原子力発電所の事故に伴って放出された放射性セシウムの環境中での追跡が可能であるため、これまで得られていないパラメータを求めることにより総合モデルの予測精度向上に資することができる。加えて、汚染された地域における放射性物質の影響を明らかにし、成果を公開することにより、農作物への移行や流域の除染に関する情報としての活用が可能となり、環境修復等の問題解決に役立つことが考えられる。そこで、環境影響研究部では福島県において事故当年の平成23年から放射性セシウム及びトリチウムの環境試料中濃度変動及び環境動態等の調査を実施した。

原発事故後、福島県内では比較的高い ^{137}Cs 濃度のダイズが収穫された。当時国内で環境研のみが分析可能であった土壌の Cs 固定力 (RIP) と、土壌からダイズへの ^{137}Cs 移行係数の関係 (図17) を明らかにし (Takeda *et al.* 2014)、土壌特性に応じたカリウム施肥等の移行低減化手法の選定において関係機関と連携しながら貢献した。

大気-土壌間での放射性物質の移行モデルの一層の精度向上を図るため、大気放出後に土壌に沈着した ^{137}Cs が、再び土壌から大気へ風等により舞い上がる再浮遊に関して、その量及び物理化学的性状に関する調査を福島県浪江町南津島で実施した (図18)。 ^{137}Cs 再

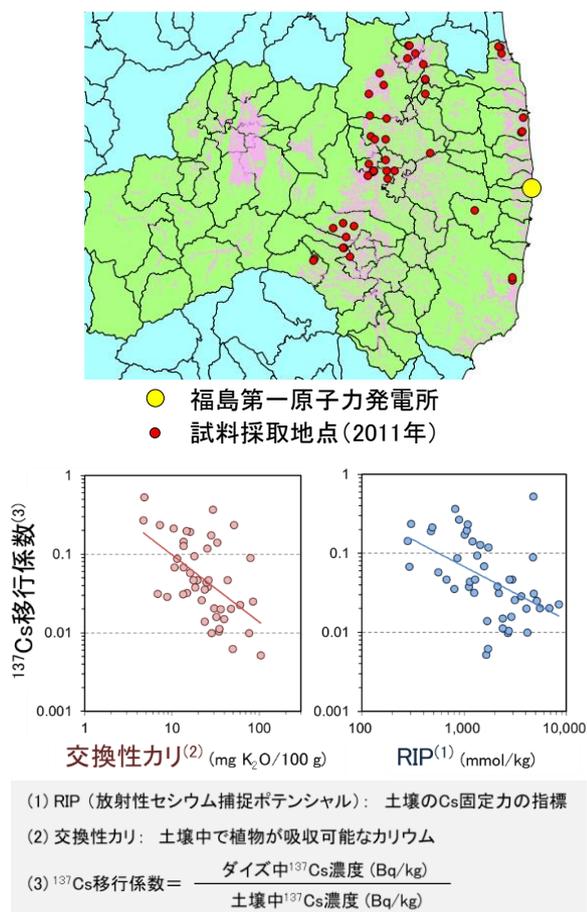


図17 福島県内における土壌からダイズへの ^{137}Cs 移行係数と土壌特性の関係

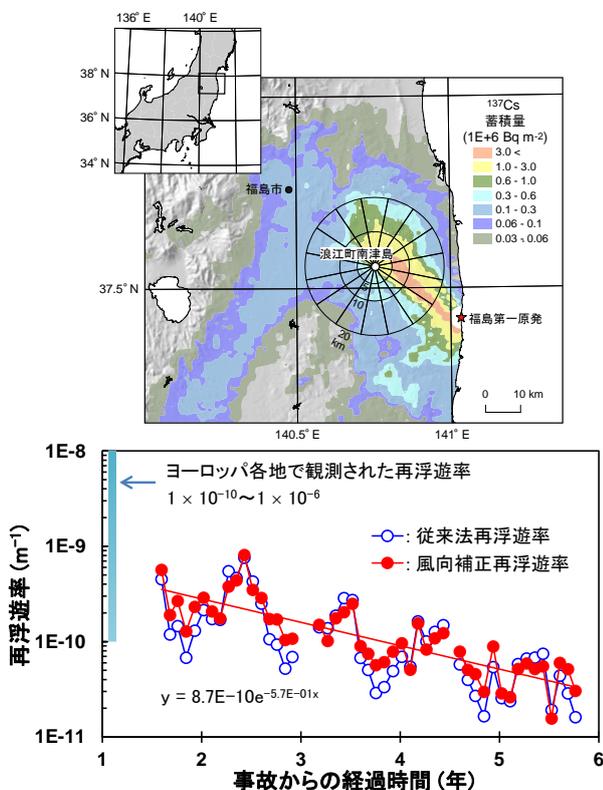


図18 福島第一原子力発電所事故後の ^{137}Cs 蓄積量分布(文部科学省, 2011)及び浪江町における ^{137}Cs の再浮遊率の経時変動

浮遊率は、観測地点周囲の ^{137}Cs 蓄積量の方角別分布と卓越風向の季節変動に影響を受けていることが示唆された。また、図18に示すように ^{137}Cs 再浮遊率は $1.0E-11$ から $1.0E-8\text{m}^{-1}$ の範囲であり、これらの値はヨーロッパ各地の観測結果の範囲と一部重なるものの、やや低い傾向にあった(Ochiai *et al.* 2016a)。

福島県内の事故直後の大気中 ^3H 濃度を推定するために、植物試料の水分中 ^3H 濃度を測定し(図19)、トリチウム水(HTO)としての大気中 ^3H 濃度を求める手法を確立した(Kakiuchi *et al.* 2012)。図19の最高濃度地点(赤丸)における大気中HTO濃度の推定値を用いて、吸入摂取による被ばく線量を評価した結果、平成23年(2011年)3月15日から7月末までの大気中HTOによる預託実効線量は $3\mu\text{Sv/年}$ であり、国際放射線防護委員会(ICRP)で勧告されている公衆被ばくの限度である 1mSv/年 と比較して極めて小さいものであった。

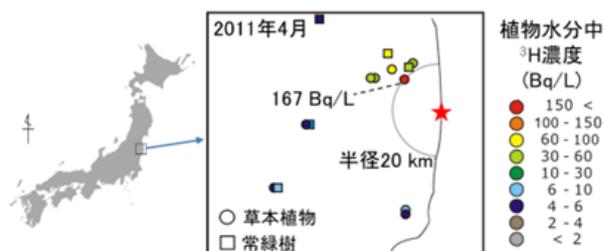


図19 福島県における原発事故後(2011年4月)の植物水分中 ^3H 濃度の推定値(★は原発を示す)

原発事故により陸域に沈着した ^{137}Cs が、河川を經由して、どの程度、どのような形態で流出するのかを明らかにするため、福島県飯舘村の河川で調査を実施した。図20に示すように事故により河川集水域内に沈着した ^{137}Cs は、事故当年に比較的多く流出し、その後徐々に河川から流出したが、集水域における ^{137}Cs 沈着量に対する事故後10年間で流出した ^{137}Cs 量の比(流出率)は約2%であり、沈着した ^{137}Cs のほとんどは集水域に留まっていた(Ueda *et al.* 2013, 2021)。河川流出した ^{137}Cs 量の約9割は粒子態であり、残りは溶存態であった。また、福島県の浜通りに分布し、太平洋に注ぎ込む7河川(宇多川、真野川、新田川、太田川、小高川、請戸川、阿武隈川)を対象に、河川水中の溶存態 ^{137}Cs 濃度を調査した結果、溶存態 ^{137}Cs 濃度は流域に沈着した単位面積当たりの平均 ^{137}Cs 蓄積量と比例関係にあることが明

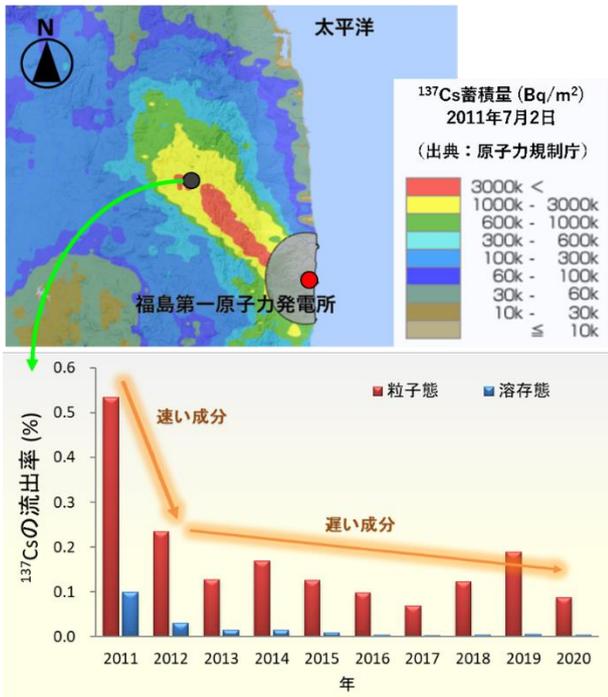


図 20 福島県飯館村の比叡川における放射性セシウム (^{137}Cs) 流出率の経年変化

らかとなった (Ochiai *et al.* 2015, 2016b)。加えて、福島県浜通りにおける河川水中の ^3H 濃度は事故後一時的に上昇したが、約3年で概ねバックグラウンドの水準に戻った (Ueda *et al.* 2015c)。福島県内の調査で得られた成果は、大型再処理施設由来の放射性物質の流域における挙動を評価する際、有用な情報となることが期待される。

1.8 今後の環境研究に向けて

環境影響研究部では、自然放射線及びアクティブ試験に係る排出放射性物質の影響研究を進め、本格稼働前の周辺環境の実態を明らかにするとともに、中長期的にわたる現実的な被ばく線量評価を行う体制を整備してきた。継続的に取得してきた ^3H 、 ^{14}C 、 ^{129}I 及び ^{85}Kr 等の排出放射性核種データに加え、今後も信頼のおけるデータを、中立的な立場で発信していくことを目指す。また、開発した総合モデルを運用して排出放射性物質の移行計算及びそれらによる線量評価を行うとともに、モデル計算結果の可視化といった地域住民への理解醸成に向けた取り組みを進めていく。加えて、内部被ばくに影響を与える ^3H 、 ^{14}C 及び ^{129}I を対象に、周辺の主要産物における移行性及び残留性等を解明し、住民の不安に応える。とりわけ県民の関心の高い青森県特

産の農水産物への影響については、本格稼働後の風評被害につながる懸念もあり、科学的な評価と適切な情報発信活動を行うための知見を得ることを重視する。さらに、六ヶ所沿岸海域における排出放射性物質の影響については、(公財)日本海洋科学振興財団との連携を図りつつ、海洋中での動き及び海洋生物への移行と残留に関する研究を実施していく。

加えて、異常事象の発生を想定した調査では、大気放出される可能性のある放射性セシウムについて、周辺の主要作物に沈着した後の挙動を明らかにする。さらに、放射性セシウムの移行低減化手法について、中長期的な効果を明らかにするとともに、環境中の挙動に関する知見が乏しい放射性ルテニウムについて、存在形態に着目した調査を行い、土壌内における固液分配挙動を明らかにする。これにより、万が一の異常事象発生時に放出された放射性物質の作物への移行に関する信頼性の高い情報を提供し、移行低減化に資することを旨とする。

このように、環境影響研究部では本格稼働時及び万が一の異常事象発生時の大型再処理施設に由来する放射性物質について、環境中での挙動を野外観測及び室内実験により明らかにするとともに、地域の実態に即した現実的な被ばく線量評価や中長期的な環境への影響に関する情報を発信するために、今後も調査研究を進めていく。

参考文献

- Abe *et al.* (2015) *Radiat. Prot. Dosimetry*, 163: 331-335.
- Abe *et al.* (2019) *Radiat. Prot. Dosimetry*, 184: 376-379.
- Abe *et al.* (2022) *Radiat. Prot. Dosimetry*, 198, 938-942.
- Akata *et al.* (2013) *Health Phys.*, 105: 236-244.
- Dogdas *et al.* (2007) *Phys. Med. Biol.* 52, 577-587.
- Hasegawa *et al.* (2009) *J. Environ. Radioactiv.*, 100, 54-57.
- Hasegawa *et al.* (2015) *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 303, 1409-1412.
- Hasegawa *et al.* (2017) *J. Environ. Radioactiv.*, 171, 65-73.
- Imada *et al.* (2021) *J. Environ. Radioactiv.*, 233, 106595.
- Imai *et al.* (2020) *J. Environ. Radioactiv.*, 214-215, 106161.
- 五代儀ら (1995) *保健物理* 30, 337-344.
- 五代儀ら (1996) *保健物理* 31, 451-461.

- 五代儀ら (2002a) *保健物理*, 37, 143-152.
- 五代儀ら (2002b) *保健物理*, 37, 335-349.
- Iyogi *et al.* (2002) *Health Phys.*, 82, 521-526.
- Iyogi *et al.* (2003) *J. Environ. Radioactiv.*, 67, 91-108.
- Kakiuchi *et al.* (2012) *Sci. Rep.*, 2, 947.
- Kawabata *et al.* (2022) *Radiat. Prot. Dosimetry*, 198, 971-975.
- Kihana *et al.* (2022) *Radiat. Prot. Dosimetry*, 198, 1120-1124.
- Kobayashi *et al.* (2010) *Biosci., Biotech. Biochem.*, 74, 203-205.
- Kondo *et al.* (2004) *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 260, 81-87.
- 文部科学省 (2011) 第3次航空機モニタリングの結果について.
https://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/5000/4858/24/1305819_0708.pdf.
- Ochiai *et al.* (2015) *J. Environ. Radioactiv.*, 144, 86-95.
- Ochiai *et al.* (2016a) *J. Environ. Radioactiv.*, 165, 131-139.
- Ochiai *et al.* (2016b) *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 307, 2167-2172.
- Ohtsuka *et al.* (2013) *Health Phys.*, 105, 340-350.
- Ohtsuka *et al.* (2015a) *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 303, 1441-1445.
- Ohtsuka *et al.* (2015b) *Radiat. Prot. Dosimetry*, 167, 235-238.
- Ohtsuka *et al.* (2022) *Radiat. Prot. Dosimetry*, 198, 1131-1136.
- Satoh *et al.* (2019a) *Environ. Monit. Assess.*, 191, 61.
- Satoh *et al.* (2019b) *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 322, 2019-2024.
- Shibata *et al.* (2022) *Radiat. Prot. Dosimetry*, 198, 1125-1130.
- Stout *et al.* (2002) *Molecul. Imag. Biol.*, 4, S27.
- Takeda *et al.* (2006) *Soil Sci. Plant Nutr.*, 52, 406-417.
- Takeda *et al.* (2008) *J. Environ. Radioactiv.*, 99, 900-911.
- Takeda *et al.* (2010) *Plant Soil*, 330, 383-392.
- Takeda *et al.* (2013) *J. Environ. Radioactiv.*, 122, 29-36.
- Takeda *et al.* (2014) *J. Environ. Radioactiv.*, 137: 119-124
- Takeda *et al.* (2015a) *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 303, 1191-1195.
- Takeda *et al.* (2015b) *Radiat. Prot. Dosimetry*, 167, 181-186.
- Takeda *et al.* (2016) *Anal. Sci.*, 32, 839-845.
- Takeda *et al.* (2018) *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 82, 815-825.
- Takeda *et al.* (2020) *J. Environ. Radioactiv.* 217, 106207
- Takeda *et al.* (2022) *Radiat. Prot. Dosimetry*, 198, 1047-1051.
- Tani *et al.* (2011) *J. Environ. Radioactiv.*, 102, 340-347.
- Tani *et al.* (2013) *Health Phys.*, 105, 121-127.
- Tani *et al.* (2022) *Radiat. Prot. Dosimetry*, 198, 886-890.
- Tsukada *et al.* (1998) *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 236, 123-131.
- Tsukada *et al.* (1999) *Sci. Total Environ.*, 228, 111-120.
- Tsukada *et al.* (2002) *J. Environ. Radioactiv.*, 59, 351-363.
- Tsukada *et al.* (2005) *J. Environ. Radioactiv.*, 81, 221-231.
- 塚田ら (2011) *土肥誌* 82, 408-418.
- Uchiyama *et al.* (1996) *Health Phys.*, 71, 320-325.
- Ueda *et al.* (2013) *J. Environ. Radioactiv.*, 118, 96-104.
- Ueda *et al.* (2015a) *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 303, 1211-1215.
- Ueda *et al.* (2015b) *Radiat. Prot. Dosimetry*, 167, 176-180.
- Ueda *et al.* (2015c) *J. Environ. Radioactiv.*, 146, 102-109.
- Ueda *et al.* (2018) *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 318, 89-96.
- Ueda *et al.* (2021) *J. Environ. Radioactiv.*, 240, 106759.
- Ueda *et al.* (2022) *Radiat. Prot. Dosimetry*, 198, 957-963.
- Unno *et al.* (2017) *J. Environ. Radioactiv.*, 169-170, 131-136.
- Unno *et al.* (2019) *Radiat. Prot. Dosimetry*, 184, 380-384.
- Unno *et al.* (2022) *Radiat. Prot. Dosimetry*, 198, 943-946
- UNSCEAR (2000) UNSCEAR 2000 Report Volume I.
https://www.unscear.org/unscear/en/publications/2000_1.html.
- Yanai *et al.* (2022) *Radiat. Prot. Dosimetry*, 198, 1200-1204.
- Yoshida (2022) *Radiat. Prot. Dosimetry*, 198, 1019-1024.