

沿岸に位置する実汚染コンクリートの表面線量率の変化の解析

山田一夫*1 渋谷和俊*2 丸山一平*3

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Cs(r-Cs)が放出され、コンクリート構造物も汚染された。太平洋沿岸に位置する旧福島県水産種苗研究所のコンクリート柱の表面線量率を計測したところ、2015年12月から2024年1月の間に半減した。コンクリートコアを採取し、純水と人工海水に4か月間浸漬し、表面の放射能分布をイメージングプレートにより評価した。プラスチック袋内保管試料と純水浸漬では浸漬期間前後で変化はなかったが、人工海水浸漬では平均21%減少した。2011年3月にコンクリートに到達したr-Csは雨水とコンクリートの間でイオン交換し、コンクリートに吸着したと考えられる。その後、塩濃度の低い雨水にさらされてもr-Csはコンクリートから溶出するとは考えにくい。評価対象のコンクリート構造物は太平洋に面し、海塩の影響を受けて溶出した可能性が考えられる。

Keywords: 放射性Cs, コンクリート, 表面汚染, 経時変化, 海塩

The accident at the Tokyo Electric Power Company's Fukushima Daiichi Nuclear Power Station resulted in the release of radioactive cesium (r-Cs) into the environment, contaminating concrete structures. Surface dose rates were measured on concrete columns at the former Fukushima Prefectural Aquafarming Research Institute, located along the Pacific coast, and were found to have decreased by half between December 2015 and January 2024. Concrete cores were collected, and immersed in pure water and artificial seawater for four months, and the surface radioactivities were evaluated using an imaging plate. There were no changes before and after immersion in pure water and stored in a plastic bag, but a 21% decrease was observed in artificial seawater immersion on average. The r-Cs reached the concrete in March 2011 is believed to have been through an ion exchange between rainwater and concrete and adsorbed onto the concrete. Although it is unlikely that r-Cs would leach from the concrete by exposure to rain with low salt concentrations, the concrete structures under evaluation are located facing the Pacific Ocean and may have been affected by sea salt, leading to leaching.

Keywords: radioactive cesium, concrete, surface contamination, change over time, sea salt

1 はじめに

2011年3月11日の東日本大震災により発生した東京電力福島第一原子力発電所事故により、主には揮発性の放射性元素が大気に放出され環境汚染を引き起こした。現在も東日本の広範囲は主にCs-137により汚染されている。種々の物質が汚染されているが、本研究では汚染がCs-137のみによると見なして[1]、コンクリートの汚染に着目する。

実環境におけるコンクリートの汚染の報告事例は限られている[2-5]。その汚染の経時変化等観点では、汚染除去については報告があるが[6,7]、環境中での汚染変化については学会発表がなされているのみである[8-11]。Cs-137によるコンクリートの汚染は、環境中ではほとんど移動しないという報告[8]もあるが、太平洋沿岸の旧福島県水産種苗研究所のコンクリートの継続測定によると明確な表面線量率の低下が報告されている[9]。今後の福島第一原子力発電所の廃炉を考えると、汚染コンクリートの汚染が屋外で変化する原因を理解することは、廃コンクリートの管理方法を定めるうえで重要である。

本論文では学会発表[10]の内容について、さらに多くの測定データをまとめた。また、コンクリートコアを採取し、室内で純水と人工海水に浸漬し、表面汚染の変化を測定した結果を報告する。

2 調査と実験

2.1 現場調査

2.1.1 調査場所

調査場所は、福島第一原子力発電所南方約500mに位置する太平洋に接した旧福島県水産種苗研究所である。調査対象は、津波により半壊したドーム状建屋のコンクリート柱である。Fig.1に航空写真とともに建築物の外観を示す。調査地点から太平洋沿岸まで30mであり、海塩の影響を受けると考えられる。Fig.2に調査した直立した柱と、倒壊した柱を示す。津波で外壁がなくなった部位であり、変形、倒壊した後、風雨に曝されてきた。Fig.3にひび割れたコンクリートの近接写真を示す。直立した柱は津波による変形と想定される水平方向のひび割れが認められる。倒壊した柱にもより細かいひび割れが認められる。



Fig.1 The building of survey (the former Fukushima Prefectural Aquafarming Experiment Facility)

Analysis of changes over time in surface dose rates on contaminated concrete located along the coast by Kazuo YAMADA (yamada.kazuo@nies.go.jp), Kazutoshi SHIBUYA, Ippei MARUYAMA

*1 国立環境研究所

National Institute for Environmental Studies
〒963-7700 福島県田村郡三春町深作10-2

*2 (株) 太平洋コンサルタント

Taiheiyo Consultant Co., Ltd.
〒1101-0054 東京都千代田区神田錦町2-9-1 コンフォール安田ビル3階

*3 東京大学

The University of Tokyo
〒113-8654 東京都文京区本郷7-3-1

(Received 22 July 2025; accepted 19 November 2025)



Fig.2 The standing column (the left column in left photo) and the collapsed column (the center column in right photo) surveyed.



Fig.3 Surface textures of columns surveyed. A large horizontal crack in the standing column (left) and a small crack in the collapsed column (right). Red circles indicate the location of sampling.



Fig.4 Concrete core sampling

2.1.2 表面線量率の測定

表面線量率は、NaI シンチレータ式サーベイメータ(以下、NaI と略、TCS-1172, ALOKA)と GM 管式サーベイメータ(以下、GM 管と略、TGS-1146, ALOKA)により行った。時定数は 90 秒とし、読み取り値が安定してから記録した。

測定には遮蔽体を用いた。遮蔽体は鉛製円筒で、直径 125 mm 内径 80 mm 厚さ 22.5 mm 高さ 100 mm である。BG 測定時に用いた底部の遮蔽板は 20 mm 厚さである。遮蔽体内部には格子が設置され、試料表面から計測器センサーまでの距離は 4.2 mm である。コンクリート表面は平坦ではなく細骨材寸法である 5 mm 程度以下の凹凸はあるため、個別の点を考えると、サーベイメータの検出器とコンクリート表面の距離の違いが計数値に影響する可能性はある。しかし、測定対象はコンクリート平面上であり、サーベイメータの検出器が、NaI と GM 管の測定範囲は数 cm 四方程度

であるため、この範囲ではコンクリート表面の凹凸は均一化される。センサーは厚さ 0.3 mm のポリエチレン袋で保護した状態で使用した。遮蔽体上部にはセンサー設置後に閉鎖できる遮蔽板があり、内径 52 mm 厚さ 11 mm である。

調査は、2015 年 12 月 2 日と 2024 年 1 月 17 日に行った。評価位置は、現場で津波によると考えられる大きなひび割れに加え、コンクリート表面の細かいひび割れの存在などの特徴を考慮し、あらかじめ測定点を決定・標識し、測定時間が許す範囲での測定としたため、ひび割れ場とひび割れない地点を 3 点から 6 点とした。計数値は、Cs-134 と Cs-137 の放射壊変を考慮し、2011 年 3 月 11 日時点の値に補正した。なお、2 回の測定は同じコンクリート部材であるが、厳密に同じ位置ではない。

2.2 コアの浸漬実験

2.2.1 コアサンプリング

水冷ドリルにより直径 50 mm のコアをサンプリングした。コンクリート構造物はすでに数年以上、降雨にさらされてきたことから、冷却水の影響はないとみなす。倒壊した柱から 6 本のコアを採取した。サンプリングの位置を Fig.3 右に示す。コアリングの様子を Fig.4 に示す。

2.2.2 浸漬実験

採取したコアは、まず長手方向に半分切断し、次いで、片方の切断片をさらに半分切断した。1/4 に切断したコアの元のコンクリート表面に養生テープを貼り、側面をエポキシ樹脂塗装した。樹脂が硬化後、養生テープをはがし、元のコンクリート表面のみで物質移動が起きる条件とした。

3L のポリエチレン製広口瓶に純水と人工海水の素を 3% となるように溶解した人工海水を準備し、1/4 に切断されたコア 6 本ずつを入れ、溶液を広口瓶の上部まで充填し密封して浸漬試験を行った。また、最初に半分にした残りのコアは厚さ 0.3 mm のプラスチック袋内に密閉した。保管は、約 23℃ に保持された室内に置いて、2024 年 6 月 20 日から 2024 年 10 月 31 日までの約 4 か月間とした。

2.2.3 計測

(1) 表面線量率

表面線量率は、国立環境研究所福島地域協働研究拠点内にて、前述の NaI と GM 管によるサーベイメータを用い、時定数 90 秒で計測した。

(2) イメージングプレートによる表面濃度測定

コンクリート表面の放射能濃度は、イメージングプレート(IP, GE Healthcare 製 BAS MS2025)を用いて測定した[11]。IP 上にプラスチックフィルムを張り、コア表面を IP に接するように置いて IP に蓄積された信号を GE Healthcare 製 Typhoon FLA7700 を用いて読みだした。計測は 2024 年に実施したため、放射能汚染はすべて Cs-137 由来とみなした。別途コンクリート試料を Ge 検出器(ORTEC 社製 GEM30-70)により放射能測定したところ Cs-137 のみが検出された。Cs-137 を 1 MBq/kg(試料調整時の値であり、測定時は放射壊変を考慮した値に補正)含有する水セメント比 50%の普通ポルトランドセメントペースト試験体(直径 20 mm 厚さ 1.6 mm)を同時に測定することで、コンクリートコアの係数値を定量化した。IP からの読み出し分解能は

25 μm とした。IP から読みだした信号は GEL ファイルとして出力されるため、Cytiva 製 Image Quant V.8.2 を用い読みだした。数値は、絶対値ではなく変化が重要であるため、溶出前の IP 測定時の 2024 年 6 月 20 日に換算した。なお 4 か月の Cs-137 の減衰は 0.8% である。

(3) 浸漬溶液の Cs-137 濃度測定

浸漬実験後の溶液の Cs-137 濃度を Ge 検出器(ORTEC 社製 GEM30-70)により測定した。測定は U8 容器に 75 mL 程度の溶液を入れ、1,000 カウントまでの計測とした。

3 結果

3.1 現場調査

コンクリート柱の表面線量率を NaI と GM 管で計測した結果を Fig.5 に NaI と GM 管の計測値の相関として示す。係数値は計測器製造者が精度を保証する範囲である。

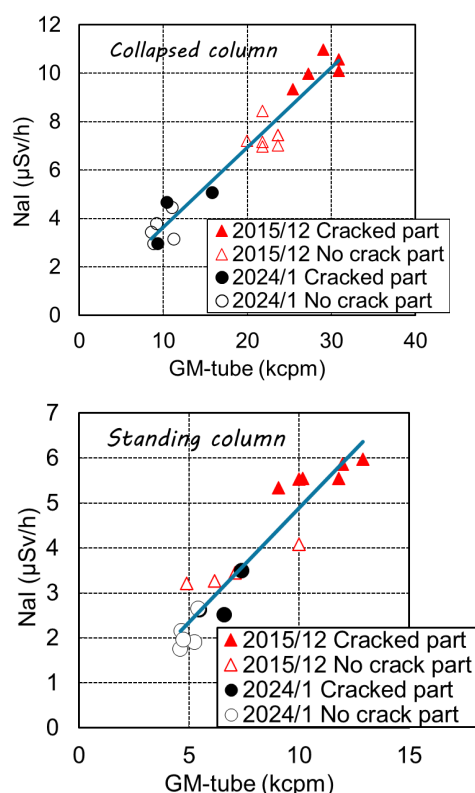


Fig.5 Surface dose rate by NaI and GM-tube for the collapsed column (upper) and the standing column (lower).

すべての測定点の一つの線上に乗った。Cs-137 の β 線のコンクリート中での最大飛程は 2 mm であり[12], GM 管では実質的に表面汚染を測定することになる。Cs-137 の γ 線の減衰は、5 cm で 1/2 に、16 cm で 1/10 となるため[13], NaI はおよそ 10 cm 程度までの深さの信号の積算を測定することになる。NaI は主に γ 線を計測するので[14], コンクリート深部までの汚染を評価し、GM 管は主に β 線を測定するので[14], コンクリート表面の汚染を評価する。よって、両者が直線状にあるということは、ほとんどの汚染が表面に留まるということを示唆する。ひび割れ沿いに深部

まで汚染しているとしても、ひび割れは充填されているわけではなく、ひび割れ内部からの β 線も計測されている可能性もある。

倒壊柱と直立柱では、倒壊して水平になった柱のほうで汚染レベルが大きく、降雨の影響は水平面で大きいと考えられた[5]。いずれでもひび割れ上での計測値は、ひび割れがない位置での計測値より大きくなり、これはひび割れに Cs-137 が浸透したためと考えられる[5]。

2015 年 12 月の計測値に比べ、2024 年 1 月の計測値は、明確に減少していることがわかる。計測位置ごとに大きなばらつきはあるが、約 8 年間の間に半減した。2015 年 12 月の測定では、ひび割れの有無により明確に分布が分かれたが、2024 年 1 月の測定ではひび割れ部のほうがより大きい値を示すが、ひび割れがない部位との違いは比較的小さくなった。つまり、全体的に NaI と GM 管の係数値が減少したということは、ひび割れの有無によらず Cs-137 は溶出したことを示唆し、ひび割れの影響が小さくなったということは、ひび割れ部からの溶出の程度がより大きかったことになる。

3.2 コアの浸漬実験

6 試験体について、浸漬試験前と、浸漬試験中の表面線量率を NaI と GM 管により計測した。試験体ごとに表面線量率はばらつくため、各試験体ごとに試験前の表面線量率を基準として相対変化を求め、その平均値を標準偏差をばらつきとして Fig. 6 に示す。

NaI では、純水浸漬でも人工海水浸漬でも有意には変化しなかった。GM 管では、純水浸漬の変化は 1.0 を前後したが、人工海水浸漬では 30% 程度の減少が認められた。

4 か月浸漬時点で、浸出溶液の放射能濃度を測定した結果を Table 1 に示す。純水では 11 Bq/L, 人工海水では 185 Bq/L となり、人工海水では純水よりも多くの Cs の溶出が促進された。

IP による浸漬前後の浸漬面のオートラジオグラフィを Fig.7 に示す。暖色が高濃度であり、寒色が低濃度である。1 本のコアをまず半分に切断し、さらに浸漬試験用に半分にしたが、Fig.7 では、浸漬試験前に 3 個の切断された試験体を束ねて同時に IP 計測し、さらに浸漬試験後に改めて束ねて同時に IP 計測した。Fig.7 の下半分が浸漬をせずにプラスチック袋内に保管したものであり、上の左 1/4 が純水浸漬、上の右 1/4 が人工海水浸漬である。

Fig.7 左の浸漬前の IP 像では、Cs-137 が濃縮した点が認められる。定量分析によると 1 MBq/kg オーダーである。環境中にはきわめて高濃度に放射性 Cs を含んだ Cs-bearing particle と呼ばれる微粒子が存在することが報告されている[15]。本研究の調査場所においても、一か所のみ他の場所の数倍の線量率を示した場所があり[5], そのような部位ではこの微粒子がコンクリート表面の穴に付着した可能性が考えられる。しかし、Fig.7 で観察される濃縮点はコンクリートコアに含まれる砂の粒子と一致していることから、ある種の骨材による Cs 吸着の可能性を考えることができる。その他のセメントペーストマトリックスと考えられる部分は 100 kBq/kg オーダーであり一桁小さかった。

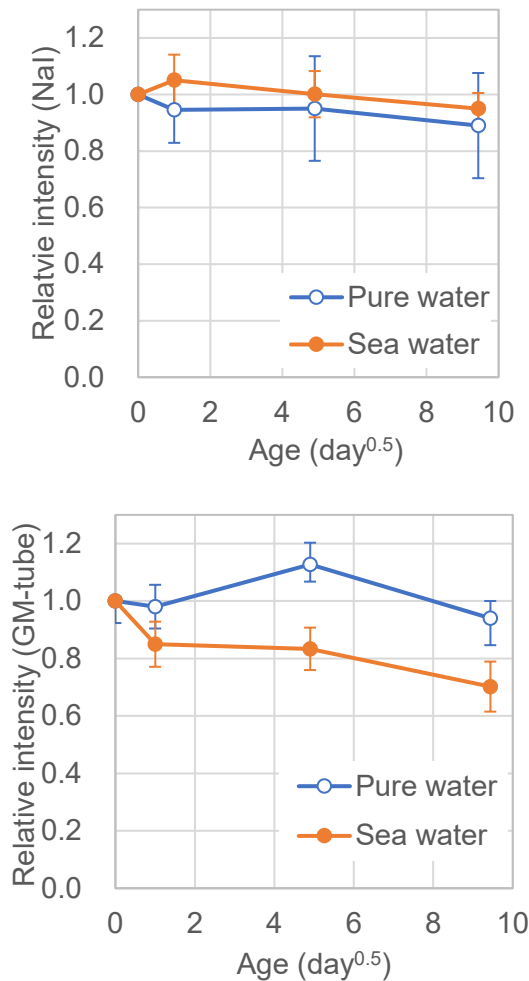


Fig.6 Change of the average relative intensities of surface dose rate by NaI (upper) and GM-tube (lower) over time. The error bars are the standard deviations of six specimens.

Table 1 Cs-137 concentrations by Ge-detector after 4 months immersion in pure water and artificial sea water.

Solution	Cs-137 (Bq/L)
Pure water	11 ± 0.55
Sea water	185 ± 4.2

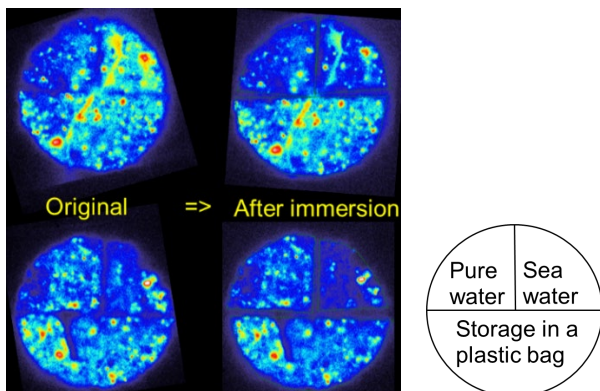


Fig.7 IP images of two cores from contaminated concrete before immersion (left) and after immersion in pure water or artificial sea water (right).

浸漬条件が異なる試験体の表面を、浸漬前後において同時に IP 測定した像が Fig.7 であるが、試験体の下半分のプラスチック袋内の保管された部分を同一のコントラストとなるように調整した。乾燥条件での保管では浸透した Cs-137 が移動しないことは実験的に確認されている[16]。

Fig.7 の下半分は、浸漬 4 か月前後においてほぼ同一のコントラストであるが、上半分を見ると、左上の純水浸漬では浸漬前後で大きな変化は認められないが、右上の人工海水浸漬では明瞭に強度の低下が認められた。低下は、骨材と推定される濃縮部分よりも、セメントペーストと考えられるマトリックス部分で顕著であった。

なお、表面部分のセメントペースト部分は大気中の二酸化炭素により炭酸化していることを、コア切断断面へフェノールフタレイン散布し着色しないことで確認している。一般にセメントペーストに Cs などアルカリ金属はほとんどイオン吸着しないが炭酸化するとアルカリ金属が濃縮することは古くから知られている[17]。このことから Cs-137 はコンクリート表面の炭酸化したセメントペーストに吸着したものと考えられる。

IP 像から、6 試験体の異なる浸漬条件、それぞれの部位の信号強度の平均値から Cs-137 濃度を求め、浸漬前後の放射能濃度の関係を Fig.8 に示す。Fig.8 ではそれぞれの条件でのデータを原点を通る直線で回帰した直線も示す。プラスチック袋内保管と、純水浸漬では浸漬前後でほとんど Cs-137 濃度は変化しなかった。人工海水浸漬した場合は Cs-137 濃度は 21%低下した。

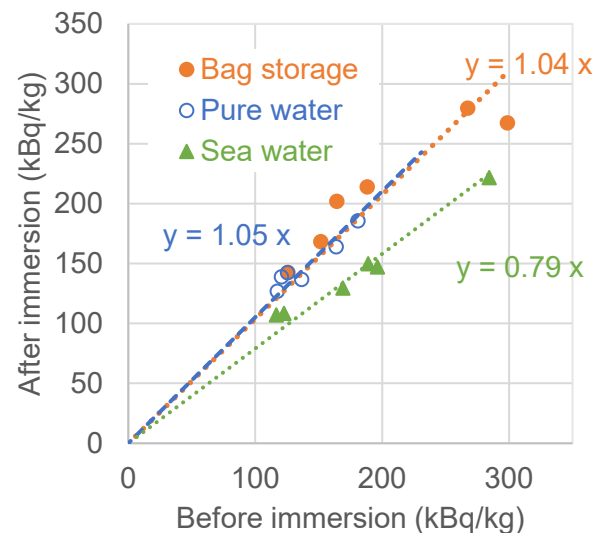


Fig.8 Correlation of Cs-137 concentration between before and after immersion test in different conditions.

4 議論

以上、表面線量率測定、溶液への Cs-137 溶出濃度、IP による表面 Cs-137 濃度分析のいずれも、純水浸漬では Cs-137 濃度の変化は起きないが、人工海水浸漬では Cs-137 濃度低下が認められた。

固液間の Cs 分配を、いわゆる分配係数で解釈すると、Cs 吸着した固体を純水に浸漬すれば、分配係数で表現される

ように固相から液相に Cs が溶出するとする解釈もあるかもしれない。しかし、Cs 吸着が静電力によるイオン交換であることを考えると、Cs 吸着したコンクリートを純水に浸漬した場合、空隙水に残存するイオンが溶出することはあっても、固相に吸着したイオンは固相表面の電荷中性を維持する必要があるため Cs イオンが単独で溶出することはあり得ない。

人工海水には、0.5 M の Na イオンがあり、モル比で 1/50 の K イオンが共存し、Cs イオンは K イオンの 100 万分の 1 が存在する[18]。競合するイオンの存在下での Cs イオン吸着量は、式(1)で計算できる[19]。

$$[X-Cs] = \frac{[CEC]}{1 + \sum_{i=1}^N ([A_i^+]_0 / [Cs^+]_0) / K_{Cs/A_i}} \quad (1)$$

ここに、イオン交換体 X--の Cs 吸着量を[X--Cs]、X--の陽イオン交換容量を CEC、Cs 吸着に競合するイオン A に対する Cs 選択係数を K_{Cs/A_i} 、 $[]_0$ を初期イオン濃度とする。

コンクリートを構成する各物質への Cs の選択吸着の程度は不明ではあるが、ゼオライトの $K_{Cs/Na}$ と $K_{Cs/K}$ はそれぞれ 200 と 30 程度なので[20]、Na のほうが K よりも 15 倍影響が大きいことになる。海水の濃度は、Na が K の 50 倍であるので、Cs 吸着に及ぼす競合イオンの影響は Na の影響の方が大きい。

Cs に対して Na の濃度は 5,000 万倍であり、 $K_{Cs/Na}$ が 200 程度であることを考えると、Cs は圧倒的高濃度の Na によりイオン交換されて溶液に溶出してもおかしくないと考えられる。

コンクリートはセメントペーストと骨材から構成される。セメントペーストにはアルカリ金属吸着能はほとんどない[21]が、炭酸化すると Cs を含むアルカリ金属が吸着されるようになる[22]。本研究で採取したコンクリート中の骨材については分析をしていないが、種々の骨材が含まれている可能性があり[23]、Cs を特異的に吸着する骨材が存在するかもしれない。

より詳細な議論には、骨材と炭酸化セメントペーストの Na と K に対するイオン選択性の評価が別途必要であるが、Fig.7 の結果を見ると、炭酸化セメントペーストは海水の Na により Cs がより溶出されやすく、骨材に吸着された Cs はより溶出されにくいと推定される。今後、それぞれの相単独での詳細な実験が望まれる。

調査対象のコンクリート部材は太平洋から 30 m に位置し、海塩の影響下にあると考えられる。よって溶出実験の結果を合わせて考えると、2015 年 12 月から 2024 年 1 月までの約 8 年間の間に表面線量率が半減した理由は、海塩による Cs-137 の溶出であると推定できる。

本結果を考えると、Cs-137 に汚染されたコンクリートを保管する条件を考えると、雨水にさらされても汚染が環境に広まる可能性は小さいが、少なくとも海塩が飛来しない環境に保持することが望ましい。

5 結論

福島第一原子力発電所事故により Cs-137 に汚染した太平洋沿岸に存在するコンクリート構造物の表面線量率の経時変化の情報を整理し、同じ部材から採取したコンクリートコアを純水と人工海水に浸漬し、Cs-137 の溶出挙動を測定した。

- ・ 2015 年 12 月から 2024 年 1 月までの約 8 年間の間に表面線量率は半減した。
- ・ 採取したコアの元の表面のイメージングプレートによるオートラジオグラフィによると、Cs-137 は特定の骨材と考えられる場所にとくに濃縮し、かつ、炭酸化したセメントペーストにも存在した。
- ・ コンクリートコア表面の Cs-137 濃度は純水浸漬では変化しなかったが、人工海水浸漬では 21%減少した。
- ・ 人工海水による Cs-137 濃度減少は、海水中的のアルカリイオンとのイオン交換反応による可能性がある。
- ・ 太平洋から 30 m の位置にある調査対象部位は、海塩による Cs-137 溶出が原因で表面線量率が経時低下したと推定される。

謝辞

現場測定に際し、国立環境研究所福島地域共同研究拠点の新井裕之氏、田中悠平博士、Dr. Lincoln Gathuka、Dr. Flemmy Samueloye に協力いただいた。謝意を表する。

参考文献

- [1] 駒義和: 福島第一原子力発電所内の土壌への放射性核種の移行. JAEA-Data/Code 2014-015, 日本原子力研究開発機構 (2014).
- [2] Farfán, E. B., Gaschak, S. P., Maksymenko, A. M., Donnelly, E. H., Bondarkov, M. D., Jannik, G. T. Marra, J. C.: Assessment of (90)sr and (137)cs penetration into reinforced concrete (extent of "deepening") under natural atmospheric conditions. *Health Phys* **101**, pp.311-320 (2011).
- [3] McIsaac, C. V., Davis, C. M., Horan, J. T. and Keefer, D. G.: Results of analyses performed on concrete cores removed from floors and D-ring walls of the TMI-2 reactor building. GEN-INF-054, Idaho, US, GEND (General public Utilities, Electric Power Research Institute, US. Nuclear Regulatory Commission and US. Department of Energy) (1984).
- [4] Maeda, K., Sasaki, S., Kumai, M., Sato, I., Suto, M., Ohsaka, M., Goto, T., Sakai, H., Chigira, T. and Murata, H.: Distribution of radioactive nuclides of boring core samples extracted from concrete structures of reactor buildings in the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant. *J. Nuclear Sci Tech* **51**, pp.1006-1023 (2014).
- [5] Yamada, K., Takeuchi, Y., Igarashi, G. and Osako, M.: Field Survey of Radioactive Cesium Contamination in Concrete After the Fukushima-Daiichi Nuclear Power Station

- Accident. *Journal of Advanced Concrete Technology* **17**, pp.659-672 (2019).
- [6] Akers, D. W. and Roybal, G. S.: Examination of concrete samples from the TMI-2 reactor building basement. GEND-INF-081. EG and G Idaho, Inc., Idaho Falls, US: (General public Utilities, Electric Power Research Institute, US Nuclear Regulatory Commission and US Department of Energy) (1987).
- [7] Liu, S., He, Y., Xie, H., Ge, Y., Lin, Y., Yao, Z., Jin, M., Liu, J., Chen, X., Sun, Y. and Wang, B.: A state-of-the-art review of radioactive decontamination technologies: Facing the upcoming wave of decommissioning and dismantling of nuclear facilities. *Sustainability* **14** (7) p.4021 (2022).
- [8] 山田正人, 新井裕之, 立尾浩一, 米田修, 吉田博文: 構造物等の表面汚染の時間変化について (第 2 報). 第 8 回環境放射能除染研究発表会要旨集, p.54 (2019).
- [9] 大槻謙太郎, 小林光, 須藤慎仁: コンクリート/アスファルト等の人工被覆試験体を用いた Cs-137 深度分布のウェザリング影響評価. 第 8 回環境放射能除染研究発表会要旨集, S5-8 (2023).
- [10] 山田一夫, 丸山一平, 渋谷和俊: 実汚染コンクリートの表面線量率の実環境における低減とその機構. 日本原子力学会 2025 春の年会, オンライン, 2025 年 3 月 13 日, 2H-16 (2025).
- [11] 大澤紀久, 山田一夫, 五十嵐豪, 富田さゆり: イメージングプレートを用いた Cs-137 と Sr-90 の判別定量に関する検討. コンクリート工学年次論文集, **41**, pp.35-40 (2019).
- [12] 日本アイソトープ協会: アイソトープ便覧, 改訂 3 版, 丸善, 東京 (1995).
- [13] Committee 3 of the International Commission on Radiological Protection: *Data for Protection against Ionizing Radiation from External Sources: Supplement to ICRP Publication 15*, ICRP PUBLICATION 21 (1971).
- [14] 吉田悦子, 草間経二: 放射線測定器を使いこなす. 日本家政学会誌 **63**, pp.157-162 (2012).
- [15] Igarashi, Y., Kogure, T., Kurihara, Y., Miura, H., Okumura, T., Satou, Y., Takahashi, T., Yamaguchi, N.: A review of Cs-bearing microparticles in the environment emitted by the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident. *Journal of Environmental Radioactivity* **205-206**, pp.101-118 (2019).
- [16] Yamada, K., Kobayashi, H., Shibuya, K., Maruyama, I.: Experimental and field study of changes over time in the contamination degree concrete with radio-caesium. *Proceedings of Waste Management Symposium*, Phoenix, Arizona, USA, March pp.1628-1637 (2025).
- [17] 小林一輔, 白木亮司, 河合研至: 炭酸化によって引き起こされるコンクリート中の塩化物, 硫黄化合物及びアルカリ化合物の移動と濃縮. コンクリート工学年次論文集 **1**, pp.69-82 (1990).
- [18] 野崎義行: 最新の海水の元素組成表 (1996 年版) とその解説. 日本海水学会誌 **51**, pp.302-308 (1997).
- [19] 市川恒樹, 山田一夫, 芳賀和子: セシウム吸着材を用いた放射性セシウム汚染廃棄物の超減容化処理—イオン交換体とイオン交換反応—. 環境放射能除染学会誌 **10**, pp.77-96 (2022).
- [20] Tanaka, Y., Yamada, K. and Endo, K.: Evaluation of Cs adsorption performance of certain natural mordenite type zeolite with ion exchange theory. *Proceedings of the 15th JGS Symposium on Environmental Geotechnics* **191**, Kumamoto, Japan, November 15-16, pp.423-427 (2023).
- [21] 伊藤将志, 半井健一郎, 林明彦, 河合研至: モルタル中のセシウムの浸透 および溶出挙動における含水状態および浸せき条件の影響. セメント・コンクリート論文集 **67**, pp.210-214, (2013).
- [22] Haga, K., Watanabe, S. and Yamada, K.: Quantification of interaction between alkali metal ions and C-(A)S-H/cement paste for a wide range of ion concentrations. The 15th International Congress on the Chemistry of Cement, Prague, Czech Republic, September 16-20, p.339 (2019).
- [23] 山田一夫, 横川将也, 川上隆, 佐川康貴: 粗骨材へのイオン浸透の測定例. コンクリート工学年次論文集 **44**, pp.382-387 (2022).