

# 伊方発電所周辺における環境試料中の人工放射性核種の挙動

野村健吾 芝和代 影浦久 宇高真行 高市恭弘

## 1. はじめに

愛媛県では、四国電力(株)伊方発電所の営業運転開始前の昭和 50 年度から、敷地周辺における土壌、海底土及び海産生物等のガンマ線放出核種分析を開始し、昭和 52 年の 1 号機営業運転開始以降、プルトニウム(Pu-238, Pu-239+240)、ストロンチウム-90 (Sr-90) 及びトリチウムの調査を順次追加し、伊方原子力発電所周辺環境放射線等調査結果報告書として取りまとめてきた。

伊方発電所緊急事態発生時に備えた平常時モニタリングを実施するにあたっては、これら 40 年以上に亘る調査結果について、長半減期で代表的な人工放射性核種であるセシウム-137 (Cs-137) 等の環境中の挙動を把握しておくことが極めて重要である。

前号<sup>1)</sup>では、Cs-137 濃度の経年変化等について、環境試料ごとの特徴を取りまとめて報告したところであり、本報告では、Cs-137 とともに、環境試料から継続して検出されている Pu-239+240 (以下「Pu」という。) 及び Sr-90 について、経年変化や変動幅及び Cs-137 との比較等を行い、土壌、海水及び海底土におけるこれら核種の挙動等について、取りまとめたので報告する。

## 2. 方法

図 1 に、土壌、海水及び海底土の調査地点を示す。土壌は①伊方町九町越公園周辺、②伊方町九町越及び③伊方町四電

周辺モニタリングポスト九町越北の 3 地点、海水は④伊方町平瀬透過堤沖の 1 地点、海底土は⑤伊方町平瀬沖入江及び⑥伊方町平瀬透過堤北東の 2 地点が調査地点である。

検討対象として、伊方原子力発電所周辺環境放射線等調査結果のうち、昭和 50 年度から平成 30 年度までのものを用いた。

調査対象核種は、それぞれの調査地点の Cs-137, Pu 及び Sr-90 である。調査頻度については、土壌の Cs-137 が年 4 回、Pu 及び Sr-90 が年 1 回であり、海水及び海底土は、それぞれ年 4 回である。土壌については、核種間の関係をみるため、同一時期に採取・測定したものを対象として検討した。海水及び海底土については、すべての試料の調査対象核種について検討した。なお、長期的な変動をみる際には、年間の採



図 1 調査地点

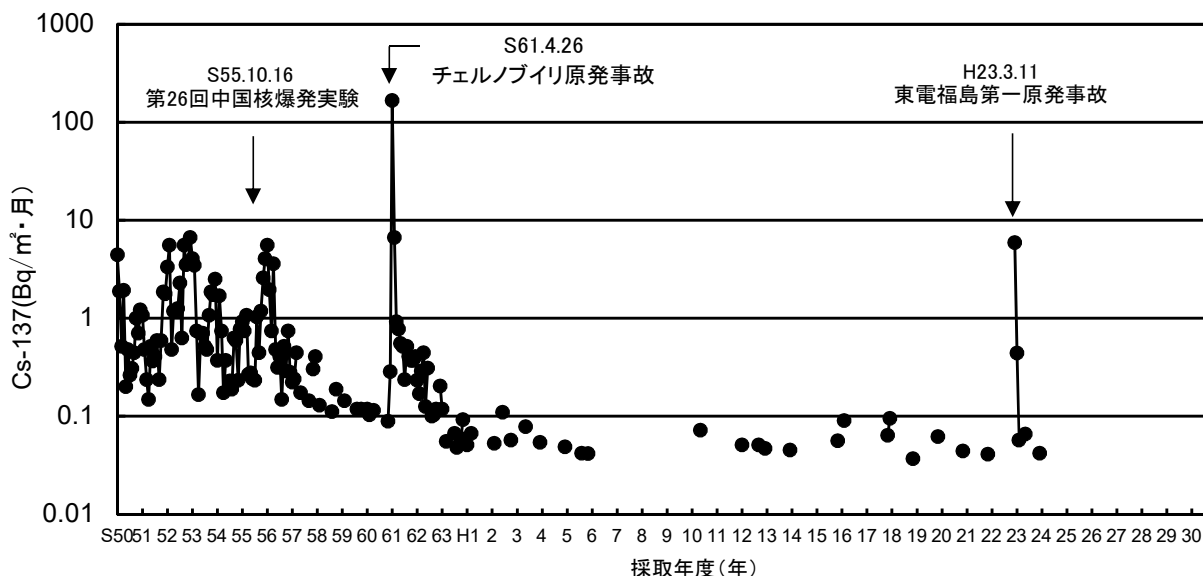


図2 降水物(伊方町九町越公園)中のCs-137濃度の推移

取数を用いた4項移動平均を算出し、測定結果の平準化を行い、その傾向を解析することとした。

### 3. 結果及び考察

#### 3.1. 降水物

県では、1か月ごとに降水物を採取し、ガンマ線放出核種の推移を継続して調査している。調査開始から現在までの放射性物質の降下量をみるため、図2に伊方町九町越公園で採取した降水物中のCs-137濃度の推移を示す。その結果、大気圏内核実験やチェルノブイリ原子力発電所事故及び東京電力(株)福島第一原子力発電所事故による影響がみられた。

#### 3.2. 土壌

図3に、土壌3地点のCs-137濃度の推移を示す。大気圏内核実験等による放出で土壌に蓄積された後、ゆるやかに減少しているが、これは、土壌からのCs-137の流出、浸透がわずかである<sup>2)</sup>のに対し、核種崩壊による減少が主となっていることによるためと考えられる。

なお、地点①において、昭和60年に急

激に濃度が減少しているのは、調査地点を移動したためである。

Cs-137濃度の経年変化の特徴を踏まえ、さらにPu及びSr-90の挙動を検討した。図4及び図5に、土壌中のCs-137とPu濃度の関係及びCs-137とSr-90濃度の関係を示すが、それぞれで有意な相関関係が認められた。

さらに、大気圏内核実験の影響が顕著にみられた調査開始後の約10年間とその後の30年を10年ごとに区切り、年代による対象核種の蓄積傾向等を検討することとした。Cs-137とPu濃度及びCs-137とSr-90濃度の関係の年代ごとの推移を図6及び図7に示す。

Pu濃度はCs-137濃度とすべての年代で有意な相関を示し、その相関が、近年になるにつれて徐々に強くなっている。これは、Cs-137と同様、Puが土壌に吸着した後に比較的強く保持されているためと考えられる。

一方で、Cs-137とSr-90濃度は、調査開始直後の年代でみられた強い相関が、近年徐々に失われていることがわかる。これは、Sr-90は核実験等による新たな供給

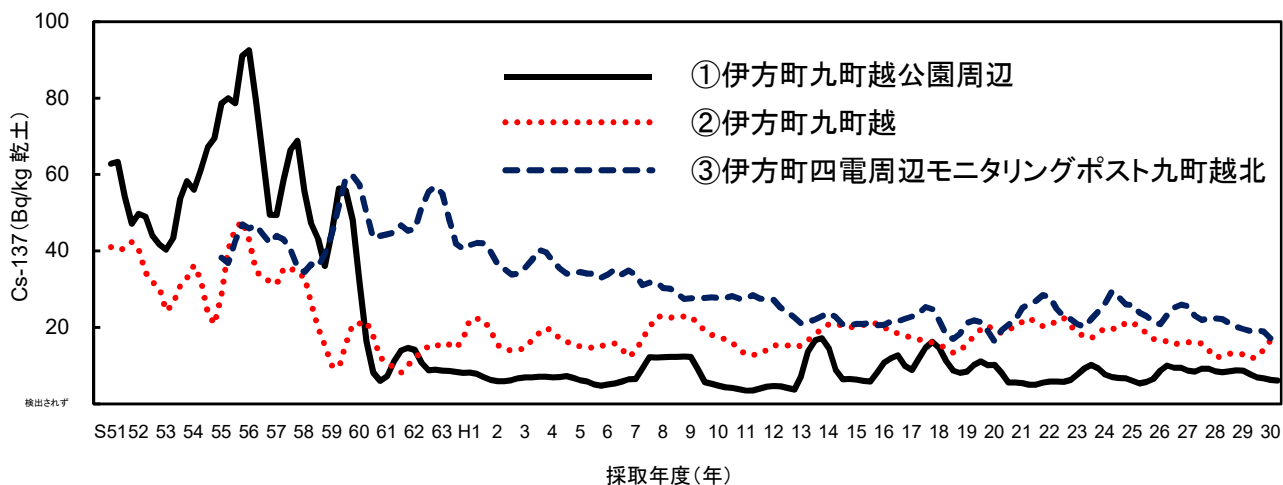


図3 土壌中の Cs-137 濃度の推移(移動平均)

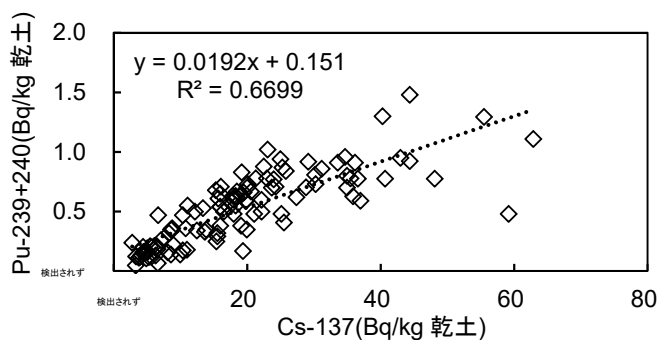


図4 土壌中の Cs-137 と Pu の関係  
(全試料)

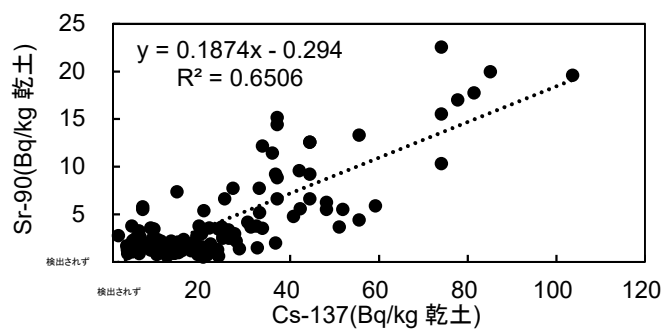
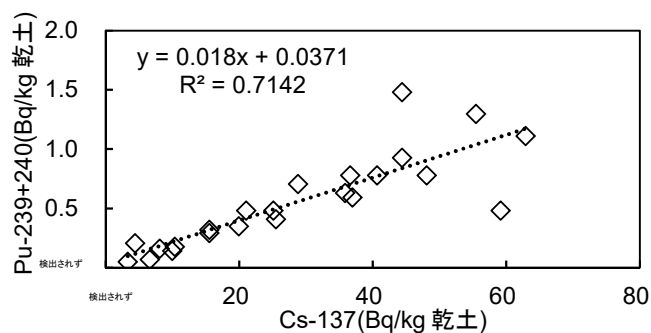
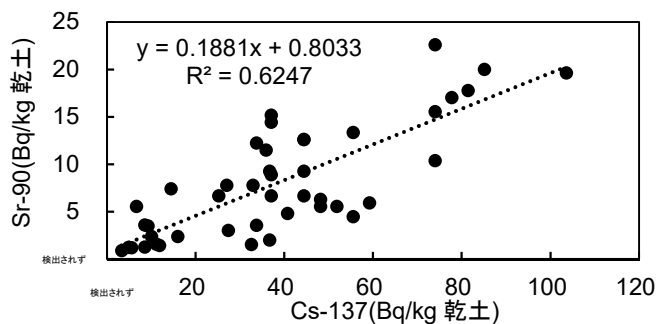


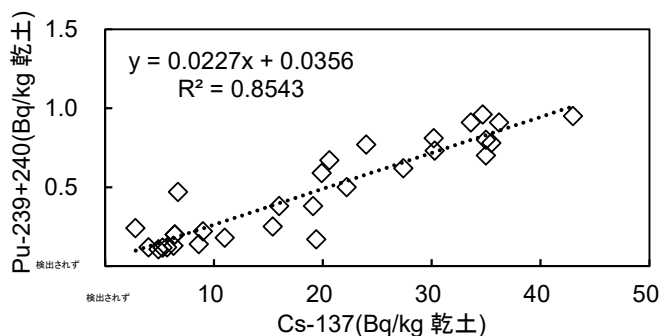
図5 土壌中の Cs-137 と Sr-90 の関係  
(全試料)



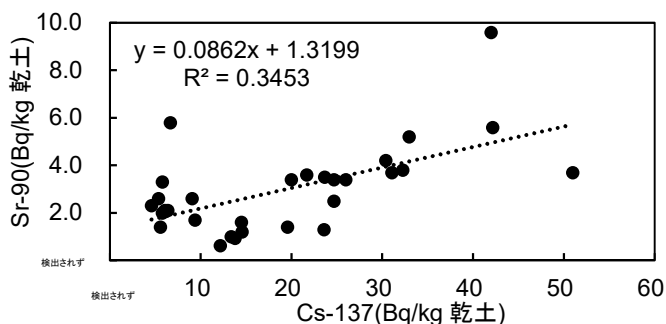
(a)昭和 56 年度～63 年度



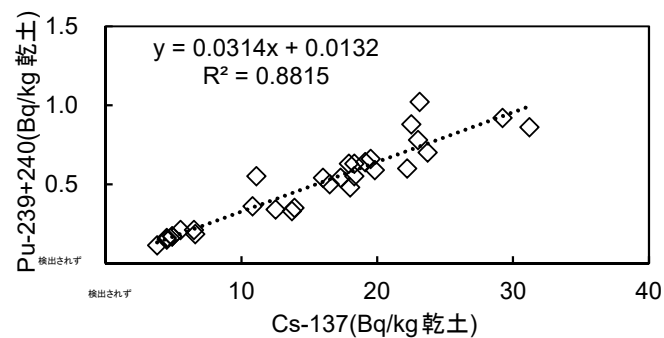
(a)昭和 54 年度～63 年度



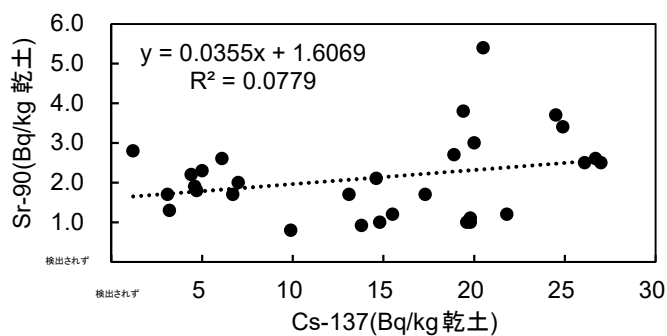
(b)平成元年度～10 年度



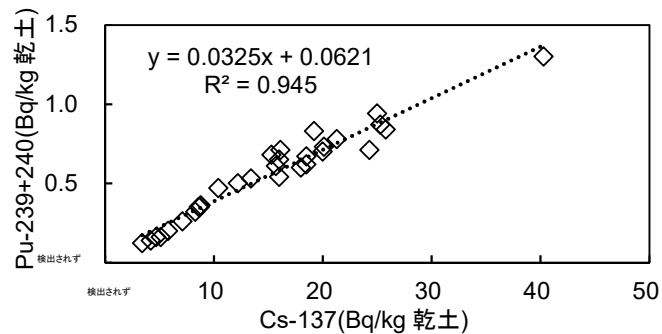
(b)平成元年度～10 年度



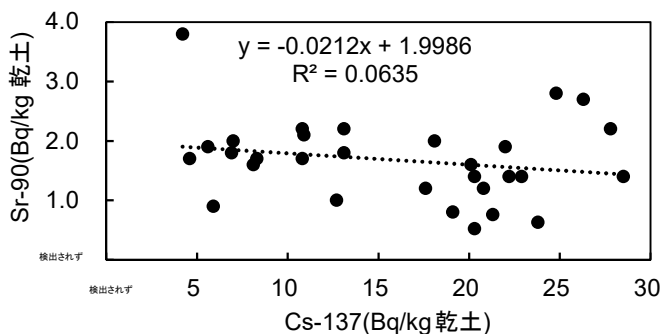
(c)平成 11 年度～20 年度



(c)平成 11 年度～20 年度



(d)平成 21 年度～30 年度



(d)平成 21 年度～30 年度

図 6 土壌中の Cs-137 と Pu の関係の推移

図 7 土壌中の Cs-137 と Sr-90 の関係の推移

がなくなった後、雨水等による流出や下方浸透等により減少したためと考えられる。

次に、Cs-137 と Pu 濃度がすべての年代で一次の強い相関を示したことから、その近似式の傾きと年代の関係を図8に示す。

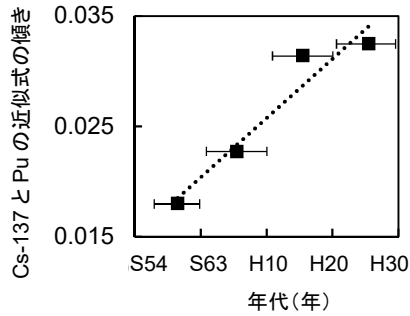


図8 年代と近似式の傾き

年代が新しくなるにつれて傾きが増加していることから、半減期が非常に長い Pu (Pu-239:  $2.4 \times 10^4$ 年, Pu-240:  $6.6 \times 10^3$ 年) に比べて半減期が比較的短い Cs-137 (30.2年) がより減衰していることを示してい

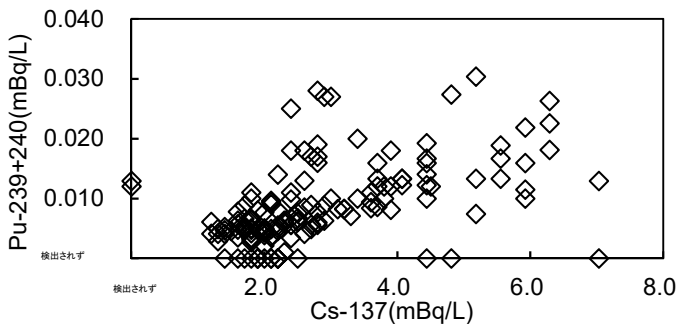


図9 海水中の Cs-137 と Pu の関係

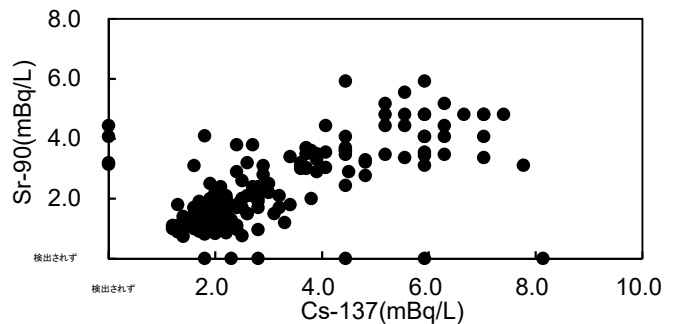


図10 海水中の Cs-137 と Sr-90 の関係

る。また、年代と傾きに相関が見られることから、試料採取年と Cs-137 濃度の関係から、Pu のおよその濃度が推定できる可能性が示唆された。

### 3.3. 海水

図9及び図10に、海水中の Cs-137 と Pu 濃度の関係及び Cs-137 と Sr-90 濃度の関係を示す。海水については、どちらの関係においても、土壌でみられた強い相関はみられなかった。

そこで、これらの人工放射性核種濃度の経年変化から、その関係性等を比較、検討することとした。図11に海水中の人工放射性核種濃度の推移を示す。Cs-137 及び Sr-90 濃度については、チェルノブイリ原子力発電所の事故による上昇後、減少傾向となっている。なお、平成26年ごろの Cs-137 濃度の一時的な上昇は、福島第一原

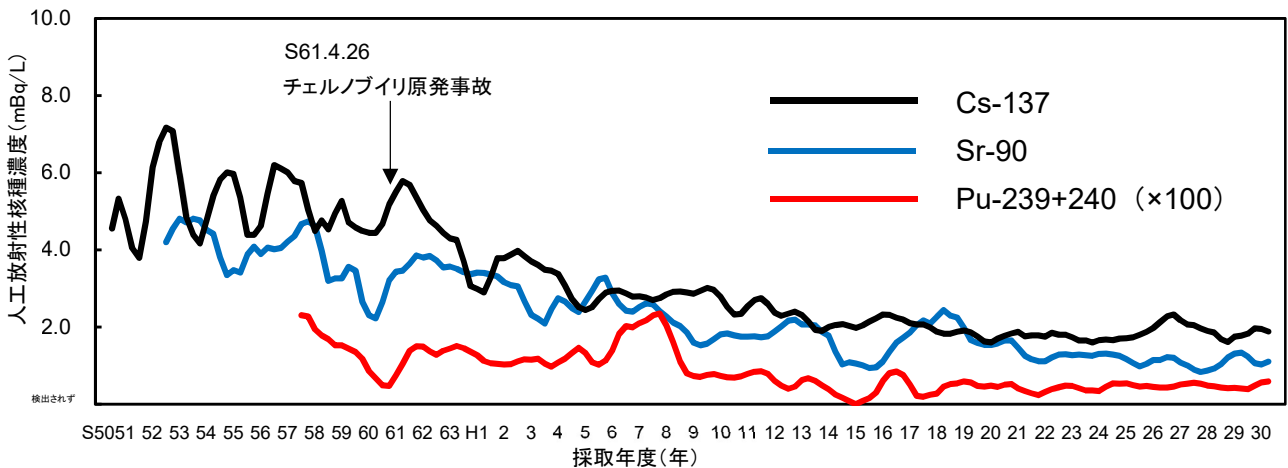


図11 海水中の人工放射性核種濃度の推移(移動平均)

子力発電所事故の影響と推定され、全国沿岸で放射能調査を実施している(公財)海洋生物環境研究所が同様の結果を報告している<sup>3)</sup>。一方、Sr-90 濃度については、Cs-137 のような明らかな濃度の上昇は確認できなかった。また、Pu の濃度については、Cs-137 等と比較して 1/100 程度であり、明確な変動は確認できなかった。

### 3.4. 海底土

図 12 及び図 13 に、海底土中の Cs-137 と Pu 濃度の関係及び Cs-137 と Sr-90 濃度の関係を示す。海底土についても、土壤中でみられた強い相関はみられなかったため、海水と同様に人工放射性核種濃度の推移から検討することとした。図 14 及び図 15 に、地点⑤伊方町平瀬沖入江及び⑥伊方町平瀬透過堤北東における人工放射性核種濃度の推移を示す。Cs-137 濃度については

チェルノブイリ原子力発電所の事故以降、数年間でほぼ半減し、その後緩やかに減少している。高濃度の Cs-137 が半減期に従わずに低下する現象は、福島第一原子力発電所事故後の福島県沖海域でも確認されており、海底土からの溶出・脱着等に起因すると考えられている<sup>4)</sup>。なお、その後の漸減傾向は、核種崩壊による減少が主となっていると考えられる。また、Pu 濃度はほぼ一定の値で推移しているが、これは、半減期が非常に長いことに加え、海底土への吸着が保持されているためと推定され、現在では、海底土中の Cs-137 と Pu の濃度は、同程度となっている。

地点⑥において、昭和 60 年に一時的に Cs-137 及び Pu の濃度が低下している。これは、伊方 3 号機建設に伴う発電所前面海域の埋め立てにより人工放射性核種濃度が低い土砂が流入したためと考えられ、そ

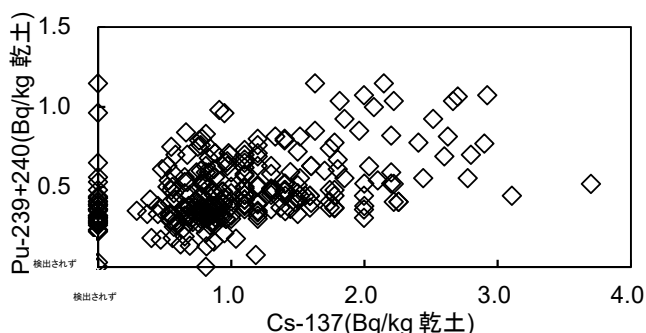


図 12 海底土中の Cs-137 と Pu の関係

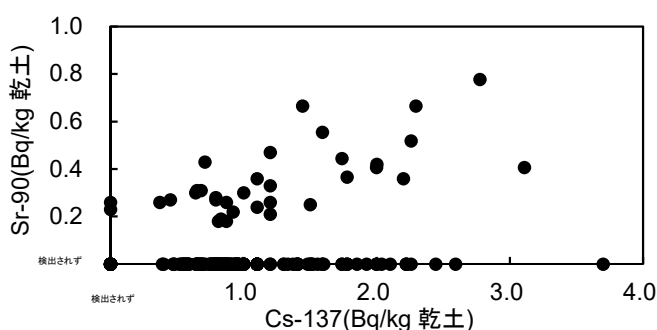


図 13 海底土中の Cs-137 と Sr-90 の関係

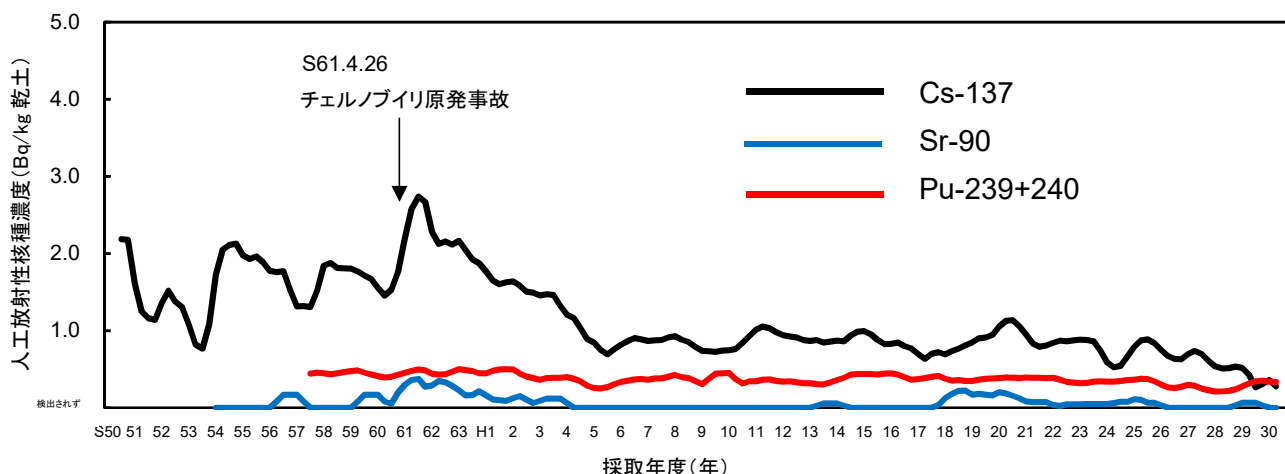


図 14 海底土(平瀬沖入江)中の人工放射性核種濃度の推移(移動平均)

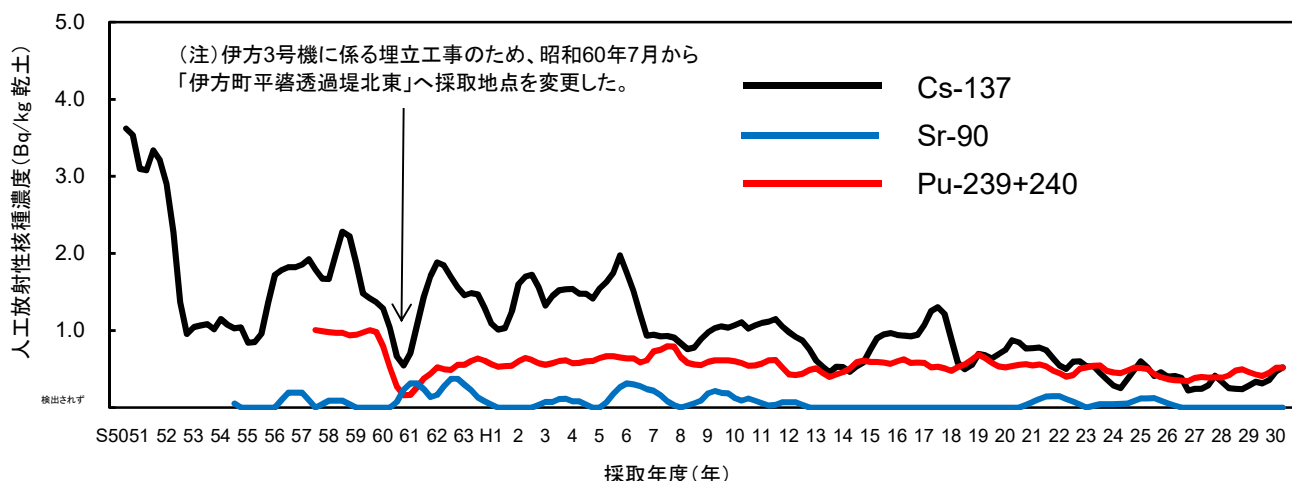


図 15 海底土(平碁透過堤北東)中の人工放射性核種濃度の推移(移動平均)

の後、再吸着等により昭和 60 年以前の濃度に戻った後、地点⑤と同様に、Cs-137 濃度が減少するとともに、Pu は一定の濃度を保っている。

一方、Sr-90 濃度は、両地点とも検出下限値付近で推移している。これは、Cs-137 等に比べて海水への溶出が大きく、海水からの吸着と平衡関係を保ち、ほぼ同じ濃度で推移しているためと推定される。

これら海底土中の人工放射性核種の挙動は、土壌でみられた傾向と一致しているが、降下物からの供給がほぼなくなっている土壌と異なり、海水中に Cs-137 等が存在する中でも蓄積傾向はみられない。これは、海底土中に一定量吸着されたものが保持されることにより、飽和状態になっているものと考えられる。

#### 4. まとめ

##### (1) 土壌

①Cs-137 と Pu 濃度には、調査開始から継続して強い相関がみられたが、Sr-90 濃度との間では、当初見られた相関が徐々に失われている。これは、Cs-137 及び Pu が土壌中に保持されているのに対し、Sr-90 は、雨水等に

よる流出や下方浸透等により減少したためと考えられる。

②Cs-137 と Pu 濃度の強い相関から、試料採取年と Cs-137 濃度から Pu のおおよその濃度が推定できることが示唆された。

##### (2) 海水

①Cs-137 と Sr-90 濃度については、長期的に減少傾向を示している。  
②Pu 濃度については、明確な変動は確認できなかった。

##### (3) 海底土

①Cs-137 濃度は、チェルノブイリ原子力発電所の事故以降、数年間でほぼ半減し、その後、緩やかに減少している。  
②Pu 濃度はほぼ一定の値で推移しており、これは、半減期が非常に長いことに加え、海底土への吸着が保持されているためと考えられる。  
③Sr-90 の海底土への吸着は少なく、ほぼ一定の濃度を保っているものと考えられる。

## 5. おわりに

伊方発電所周辺土壌等に含まれる代表的な人工放射性核種であるCs-137等について、その蓄積傾向の類似性や違い等、核種ごとの特徴を確認できた。

今後は、これらの結果を伊方発電所周辺における監視調査の測定結果の妥当性を検討する指標のひとつとして活用するとともに、様々な試料の人工放射性核種の挙動について調査・検討していきたい。

### 【参考文献】

- 1) 大塚将成, 白石雅紘, 高市恭弘, 高松公子, 愛媛県原子力センター所報, 5(2018)16.
- 2) 一色祐子, 吉野内茂, 愛媛県公害技術センター所報, 11(1991)32.
- 3) 平成30年度原子力施設等防災対策等委託費(海洋環境における放射能調査及び総合評価)事業 調査報告書, 公益財団法人海洋生物環境研究所, 2019
- 4) M. Kusakabe, N. Inoue, H. Takata, T. Ikenoue, Decline in radiocesium in seafloor sediments off Fukushima and nearby prefectures. J. Oceanogr., 73(2017)529.