Journal of RADIATION INDUSTRY
Vol. 18, No. 4, pp. 357-365, 2024
https://doi.org/10.23042/radin.2024.18.4.357

Original article

경주 방사성폐기물 처분시설 주변지역에 대한 주요 방사성 핵종의 방사선 영향 평가

지수정[1] · 이상훈[1] · 김호삼[1] · 민혜영[1] · 이승형[1] · 김상윤[1] · 김현지[1] · 박은상[1,*]

[1]한국원자력환경공단

Evaluation of Radiological Impact of Major Radionuclides Around the Gyeongju Radioactive Waste Disposal Facility

Soojeong Ji[1], Sang-Hun Lee[1], Ho-Sam Kim[1], Hye-Yeong Min[1], Seung-Hyeong Lee[1], Sang-Youn Kim[1], Hyeonji Kim[1], and Eun-Sang Park[1,*]

[1]Korea Radioactive Waste Agency, 1138 Donghaean-ro, Munmudaewang-myeon, Gyeongju-si, Gyeongsangbuk-do 38218, Republic of Korea

ABSTRACT The study has been carried out to evaluate the radiological impact of radioactive waste disposal by analysing radionuclides (^{137}Cs, ^{90}Sr, and ^{3}H) in the various environmental media in Gyeongju LILW (Low-and Intermediate Level Radioactive Waste) repository in Korea. For this purpose, periodic monitoring were conducted in groundwater, rainwater, soil, agricultural products, seawater, and marine biota to analyze the radionuclide movements and accumulations. The Results showed that activity concentrations of ^{137}Cs in groundwater and rainwater were below Minimum Detectable Activity (MDA). Agricultural products, particularly cabbage, showed elevating ^{137}Cs levels from 2010 to 2012 and then decreased to undetectable levels. The activity concentrations of ^{90}Sr in groundwater were detectable at several sites but also decreased with time. In soil and agricultural products, ^{90}Sr levels peaked around 2014 and significantly decreased afterward. Tritium concentrations were higher in groundwater and rainwater, especially in certain locations, representing rapid dispersion through water pathways. In conclusion the radionuclide concentrations around the Gyeongju repository remain within safe levels, and this indicates no radiological impact from the site. This study emphasizes the importance of preserving environmental monitoring to ensure the safe operation of radioactive waste disposal facilities.

Key words: Gyeongju Radioactive Waste Disposal Facility, cesium-137 (^{137}Cs), strontium-90 (^{90}Sr), tritium (^{3}H), Environmental radioactivity analysis

1. 서 론

원자력안전위원회고시 제2017-17호 “원자력이용시설 주변의 방사선환경조사 및 방사선환경영향평가”에 관한 규정에 따라 중·저준위방사성폐기물 처분시설 부지주변에 대한 방사선환경조사가 수행되어야 한다. 이에 따라, 2015년부터 처분을 시작한 경상북도 경주시 문무대왕면 봉길리에 위치한 중·저준위 방사성폐기물 처분시설(이하 ‘경주 처분시설’)은 부지와 주변 환경의 방사성 물질 오염을 감시하기 위해 정기적이고 지속적인 모니터링을 수행하고 있다[1]. 특히 경주 처분시설 인근에는 월성원자력발전소(이하 ‘월성 원전’)가 위치하고 있어, 월성 원전에 대한 영향 또한 고려가 필요하다. 경주 처분시설의 2단계 표층처분시설[2] 운영을 준비하면서, 2019년부터 본격적인 방사선환경 감시가 운영 전 단계에서 수행되고 있다.

2011년 후쿠시마 원전 사고[3], 2016년 경주 지진[4], 그리고 2023년 후쿠시마 원전 처리수 방류[5,6]와 같은 사건들은 원자력 안전에 대한 국민들의 우려를 증대시키는 주요 원인이다. 이러한 사건들은 방사성 물질이 환경 내에 축적되어 인체와 생태계에 장기적인 영향을 미칠 수 있음을 경고하며, 특히 원자력 발전소 및 방사성폐기물 처분시설 주변에서는 방사선 방출로 인한 잠재적 위험을 철저히 관리할 필요가 있음을 강조한다. 이러한 우려를 해소하기 위해서는, 주기적인 방사선환경조사를 통해 방사성 물질

ISSN 1976-2402 **http://www.ksri.kr/**

Copyright© 2024 by Korean Society of Radiation Industry

***Corresponding author:** Eun-Sang Park
Tel: +82-778-7045, E-mail: greenland85@korad.or.kr

Received 4 November 2024 **Revised** 6 December 2024 **Accepted** 9 December 2024

이 환경에 미치는 영향을 지속적으로 평가하고 그 결과를 투명하게 공개하는 것이 중요하다. 이를 통해 국민들의 불안감을 잠재우고 환경 안전성을 보장할 수 있을 것이다.

본 연구에서 다루는 주요 방사성 핵종 중 ^{137}Cs[7,8,9], ^{90}Sr[7,8], ^{3}H[10]는 후쿠시마 원전 사고 이후 주목받는 핵종들로, 환경과 인체에 영향을 미칠 수 있는 핵종이다. ^{137}Cs은 후쿠시마 사고 당시 대기와 해양으로 방출된 주요 핵종 중 하나[7]로, 반감기가 약 30년으로 토양 및 해양생물에 축적되며 생물농축[11,12]을 유발할 수 있다. ^{90}Sr은 사고 이후 해양과 대기 중으로 방출되어 주로 뼈에 축적[13]되며, 장기적인 건강 문제를 야기할 수 있는 방사성 핵종이다. 특히 ^{90}Sr은 칼슘과 유사한 성질을 가지기 때문에 뼈 조직에 쉽게 흡수되어 체내에서 장기간 잔류할 수 있다. ^{3}H는 반감기가 약 12.3년으로, 물에 쉽게 용해되어 지하수와 해수에 빠르게 확산[14]되며, 특히 후쿠시마 사고 이후 처리수 방류와 관련해 ^{3}H의 확산이 주목받고 있다.

따라서 본 연구는 경주 방사성폐기물 처분시설 주변의 다양한 환경 매체(지하수, 빗물, 토양, 농산물, 해수 및 해양생물 등)에서 주요 방사성 핵종(^{137}Cs, ^{90}Sr, ^{3}H)의 농도를 측정하고 분석하여 방사성폐기물 처분시설의 운영이 환경에 미치는 영향을 평가하는 것을 목표로 한다. 이러한 분석을 통해 방사성 물질 관리 체계를 강화하고, 장기적인 환경 모니터링이 환경 안전성 확보에 얼마나 중요한 역할을 하는지 기초자료를 제공할 것이다.

2. 재료 및 방법

2.1. 분석 대상 핵종

본 연구를 위한 감마 방사선 동위원소의 대표핵종으로는 ^{137}Cs, 대표적인 베타 방출 핵종인 ^{90}Sr, 그리고 이동성이 높은 ^{3}H 등이 주요 분석 대상 핵종으로 선정되었다. 각 핵종을 분석하기 위한 시료채취 지점은 Table 1과 같다.

2.2. 시료채취 및 분석절차

본 연구는 경주 방사성 폐기물 처분시설 주변의 다양한 환경 매체에서 방사성 핵종 농도를 측정한 데이터를 기반으로 수행되었다. 주요 환경 매체는 지하수, 빗물, 토양, 농산물, 해수, 해산물 등으로 구성되며, 시료채취 지점은 Fig. 1 및 Fig. 2와 같다. 이들 매체는 방사성 물질이 환경 내에서 이동하고 축적되는 주요 경로를 반영한다.

육상 물 시료 중 지하수 시료는 방사성 물질의 지하 이동을 반영하기 위해 처분시설 주변 8개 지점에서 분기마다 채취하여 분석하였다. 빗물 시료는 매월 3개 지점에서 채취하여 분석하였다. ^{137}Cs는 시료를 증발 및 농축하여 감마핵종분석기로 분석하였으며, ^{90}Sr은 지하수 80 L를 화학적으로 처리한 후 저준위 알파베타계수기로 분석하였다. ^{3}H는 시료 100 mL를 증류 후 액체섬광계수기로 분석하였다.

토양 및 농산물 시료에서 토양은 반기별로 4개 지점에서, 농작물은 2개 지점에서 채소와 곡류를 채취하였다. 감마동위원소는 건조된 시료를 감마핵종분석기로 측정하였고, ^{90}Sr은 회화된 시료를 화학적으로 처리하여 분석하였다. ^{3}H는 농작물의 조직수에서 동결건조 및 증류 과정을 거쳐 분석하였다.

해수는 매월 3개 지점에서 채취되었으며 핵종별로 전처리 하였다. ^{137}Cs는 농축 후 분석되었고, ^{90}Sr과 ^{3}H은 각각 화학처리 및 증류를 통해 분석되었다. 해산물(어류, 패류, 해조류)은 반기별로 채취하여 식용부위를 분석하였다.

2.3. 주요 방사성 핵종의 농도 추세 분석

본 연구에서는 주요 방사성 핵종인 ^{137}Cs, ^{90}Sr 및 ^{3}H의 농도를 2010년부터 2023년까지 각기 다른 환경 매체에서 하였으며, 이를 바탕으로 각 핵종의 연도별 농도 변화를 분석하였다. 각 방사성 핵종에 대한 연도별 평균 농도 값을 계산하고, 각 시료 및 시료채취지점에 따라 핵종의 농도 변화 추세를 평가하였다. 이를 통해 방사성폐기물 처분시설이 환경에 미친 영향을 평가하고, 시간이 지남에 따라 핵종 농도가 증가하거나 감소하는 패턴을 파악할 수 있었다.

3. 결 과

3.1. ^{137}Cs

지하수에서 측정된 ^{137}Cs 방사능 농도는 모두 최소검출가능농도(MDA) 미만으로 나타났다. EM-1 지점에서 2023년에 <2.01 mBq L^{-1}, EM-2 지점에서는 2011년에 <1.16 mBq L^{-1}로 확인되었다. 빗물의 ^{137}Cs 농도는 대부분 MDA 미만으로 나타났으며, 2011년 동굴입구 지점에서는 0.033±0.004 Bq L^{-1}, 비교지점인 경주지점에서는 0.0078±0.002 Bq L^{-1} 검출되었다. 그 외에는 MDA 미만의 농도가 확인되었으며, 처분시설 부지 내 동굴입구 지점의 MDA는 2023년에 <0.0021 Bq L^{-1}, 비교지점인 경주에서는 2023년에 <0.0036 Bq L^{-1} 로 확인되었다.

표층 토양에서 측정된 ^{137}Cs 농도는 Fig. 3에 나타나 있다. 처분시설 부지 내 인수저장시설에서는 2011년부터 2014년까지 평균 0.54±0.09 Bq kg^{-1}, dry wt.로 검출되었으며, 이후 2019년에는 최저 농도가 <0.17 Bq kg^{-1}, dry wt. 로 나타났다. 처분시설 주변 전망대 부근에서는 2016년부터 2023년까지 연평균 0.97±0.13 Bq kg^{-1}, dry wt.로 상대적으로 높은 농도가 관찰되었다. 한편, 경주시내에서는 2010년대 중반 비교적 높은 농도가 측정되었으나, 이후 점차 감소해 2023년에는 0.70±0.06 Bq kg^{-1}, dry wt.로 확인되었다.

농산물인 보리와 쌀은 대부분 MDA 미만으로 나타났다. 보리의 경우, 용당지점에서 2020년 <0.050 Bq kg^{-1}, fresh wt., 경주지점에서는 2012년 <0.059 Bq kg^{-1}, fresh wt.로 확인되었다. 반면, 배추(또는 열무) 시료는 부지 주변 용당지점에서 2010년부터

Table 1. Sampling items, period, and number of sites

Sampling Item					Period		Sites
Category	Environmental Medium	Monitored Radionuclides			Sampling Frequency	Ananlysis	
		^{137}Cs	^{90}Sr	^{3}H			
Terrestrial	Groundwater	○	○	○	Quarterly	Quarterly	EM-1 EM-2 EM-3 EM-4 EM-5 EM-6 EM-7 EM-8
	Rainwater	○	-	○	Monthly	Monthly	Cave Entrance Phase 2 Security Office Gyeongju
Soil	Surface Soil	○	○	-	Twice a year (April, October)	Twice a year	Storage Facility Near the Observation Deck Phase 2 Security Office Gyeongju
Agricultural Products	Grains	○	○	○	Harvest season (June, November)	Twice a year	Yongdang Gyeongju
	Vegetables	○	○	○	Harvest season (June, November)	Twice a year	Yongdang Gyeongju
Marine	Seawater	○	○	○	Monthly	Quarterly(^{137}Cs,^{90}Sr), Monthly(^{3}H)	Bonggil-ri Beach (^{90}Sr) Nuclear Power Plant Intake Guryongpo (^{90}Sr)
Marine Life	Fish/Shellfish	○	○	-	Twice a year (April, October)	Twice a year	Daebon Sea (^{90}Sr) Nuclear Power Plant Intake Guryongpo (^{90}Sr)
	Seaweed	○	○	-	Twice a year (April, October)	Twice a year	Daebon Sea (^{90}Sr) Nuclear Power Plant Intake Guryongpo (^{90}Sr)

2012년까지 평균 0.10±0.01 Bq kg^{-1}, fresh wt.의 ^{137}Cs이 검출되었다. 그러나, 그 외에는 대부분 MDA 미만의 농도가 확인되었으며, 용당지점에서는 2013년 <0.010 Bq kg^{-1}, fresh wt. 경주에서는 2017년 <0.010 Bq kg^{-1}, fresh wt.로 확인되었다.

해수에서 측정된 ^{137}Cs 농도는 부지주변인 봉길리해변에서 2010년부터 2023년까지 비교적 일정한 범위를 유지하였다. 2014년에는 연평균 2.2±0.4 mBq L^{-1}로 가장 높은 값을 기록하였으며, 이후 약간 감소하는 추세를 보이며 2023년에는 연평균 1.6±0.6 mBq L^{-1}로 나타났다. 월성 원전 감시지역인 원전취수구는 전반적으로 연평균 1.4±0.2~2.0±0.3 mBq L^{-1} 범위에서 농도가 변동하였으며, 2011년과 2014년에 상대적으로 높은 농도가 관찰되었다. 2023년에는 연평균 1.6±0.2 mBq L^{-1}로 봉길리해변과 유사한 농도를 보였다. 구룡포 지점에서는 같은 기간 동안 1.4±0.2~2.1±0.3 mBq L^{-1} 범위에서 변동하였으며, 2017년 연평균 2.1±0.3 mBq L^{-1}로 가장 높은 값을 기록했다. 이후 점차 감소하여 2023년에는 연평균 1.4±0.2 mBq L^{-1}로 확인되었다. Fig. 4에 나타난 바와 같이 모든 지점에서 비교적 낮은 농도를 유지하고 있으며, 특히 원전취수구와 구룡포에서 유사한 변동 패턴이 관찰되었다.

해산물 중 해조류와 패류에서 측정된 ^{137}Cs 농도는 모든 지점

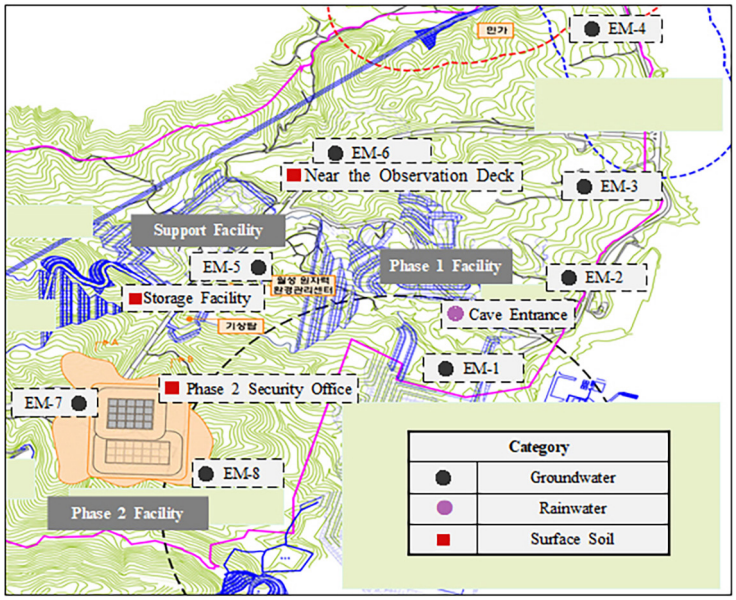

Fig. 1. Sampling points within the disposal facility site

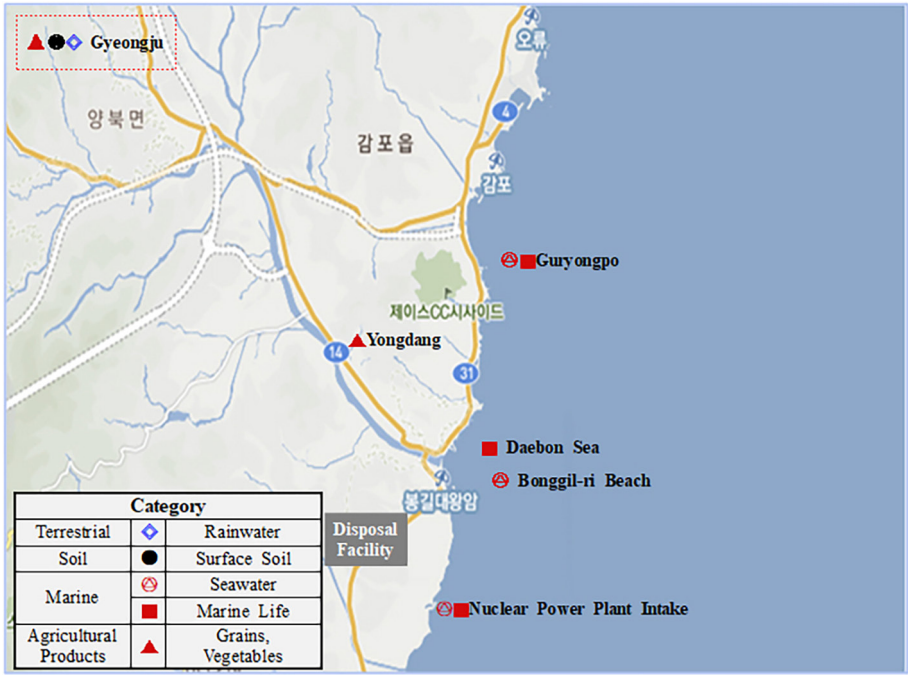

Fig. 2. Sampling points outside the disposal facility site

에서 MDA 미만으로 나타났다. 해조류의 2021년 구룡포지점에서 <0.0086 Bq kg^{-1}, fresh wt.로 확인되었으며, 패류의 2020년에 <0.044 Bq kg^{-1}, fresh wt.로 확인되었다. Fig. 5에 나타난 바와 같이, 어류에서 측정된 ^{137}Cs 농도는 처분시설 부지주변 대본앞바다, 월성 원전 감시지역 원전취수구, 그리고 비교지점인 구룡포에서 모두 매우 낮은 수준으로 검출되었다. 대본앞바다의 연평균 최대 농도는 2016년도 0.14±0.02 Bq kg^{-1}, fresh wt.로 나타났으며, 원전취수구에서는 2021년 0.16±0.01 Bq kg^{-1}, fresh wt., 구룡포에서는 2020년 0.14±0.01 Bq kg^{-1}, fresh wt.로 각각 최댓값이 관찰되었다.

3.2. ^{90}Sr

지하수에서 측정된 ^{90}Sr의 방사능 농도는 Fig. 6에 나타난 바와 같이 대부분의 시료채취 지점에서 검출되었다. 2016년 EM-2 지점에서 최대 농도인 0.57±0.07 mBq L^{-1}이 관측되었다. 이후 2021년에는 EM-1, EM-2, EM-3 지점에서 각각 0.43±0.06 mBq

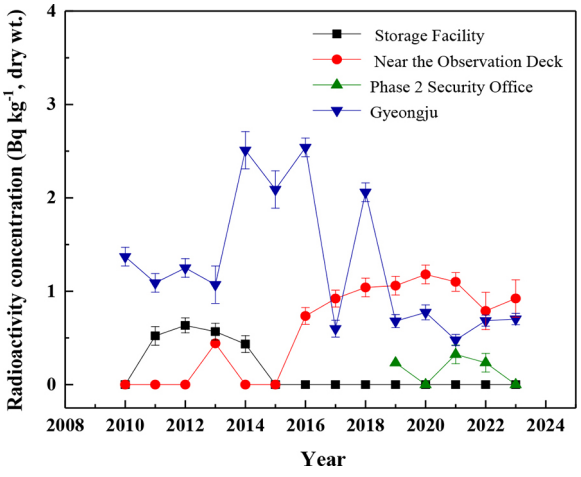

Fig. 3. Annual average radioactivity concentration of ^{137}Cs in surface soil

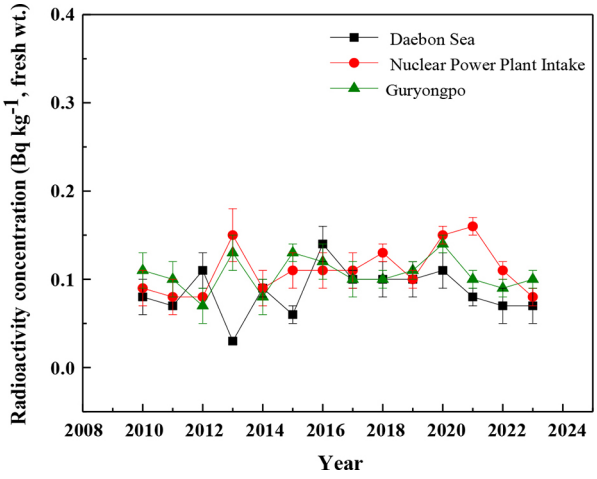

Fig. 5. Annual average radioactivity concentration of ^{137}Cs in fish

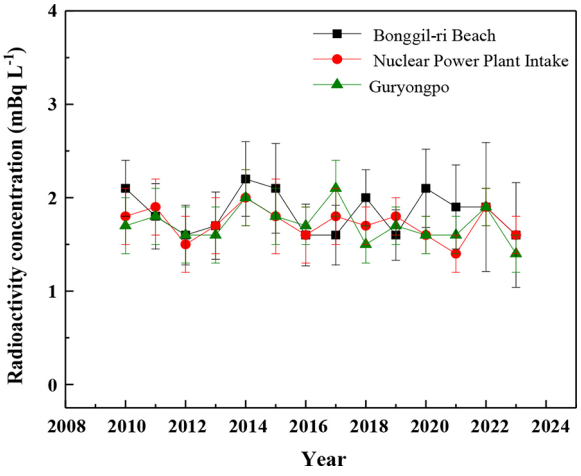

Fig. 4. Annual average radioactivity concentration of ^{137}Cs in seawater

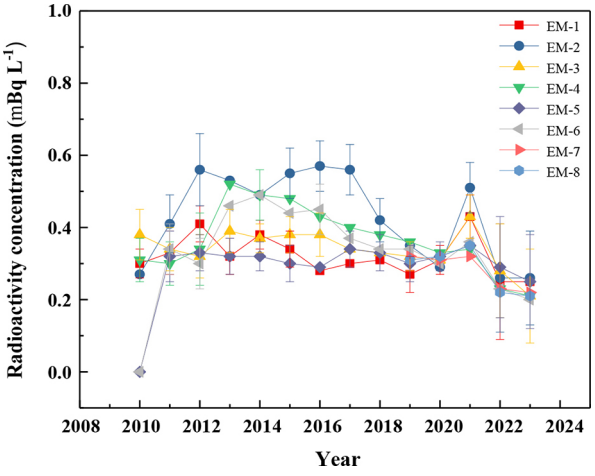

Fig. 6. Relative annual average radioactivity concentration of ^{90}Sr in groundwater

L^{-1}, 0.51±0.07 mBq L^{-1}, 0.43±0.06 mBq L^{-1}로 비교적 높은 농도가 기록되었으며, 이후 점차 감소하는 경향을 보였다. 특히, 2단계 부지주변 감시를 위한 시료채취 지점인 EM-7과 EM-8 지점에서 측정값은 2023년 각각 <0.22 mBq·L^{-1} 및 < 0.21 mBq·L^{-1}으로 MDA 미만으로 측정되었다.

토양에서 측정된 ^{90}Sr의 연평균 최대 농도는 경주 지점에서 2014년 연평균 1.35±0.08 Bq kg^{-1}, dry wt.로 관측되었다. 인수저장시설에서는 2010년 연평균 0.31±0.05 Bq kg^{-1}, dry wt.에서 시작하여, 2023년에는 연평균 0.18±0.10 Bq kg^{-1}, dry wt.로 감소하는 경향을 보였다.

Fig. 7에서 나타난 바와 같이, 농산물 중 쌀에서의 ^{90}Sr 농도는 2015년까지 부지 주변인 용당 지점에서 검출되었으며, 2015년에 연평균 최대 농도인 0.038±0.002 Bq kg^{-1}, fresh wt.로 관측되었다. 2016년부터는 용당 지점과 경주 지점 모두에서 ^{90}Sr 농도가 MDA 미만으로 나타났으며, 최소농도는 2019년 <0.0065 Bq kg^{-1}, fresh wt., 2023년 <0.0034 Bq kg^{-1}, fresh wt.로 관찰되었다. 한편, 보리와 배추에서는 ^{90}Sr이 검출되었다. 보리의 경우, 부지주변 용당 지점의 2010년에서 2023년까지 평균 농도는 0.041±0.006 Bq kg^{-1}, dry wt.과 비교지점 경주의 전 기간 평균값은 0.044±0.004 Bq kg^{-1}, fresh wt.으로 거의 유사한 수준이었다. 배추 시료에서는 2015년 연평균 최대 농도인 0.35±0.01 Bq kg^{-1}, fresh wt.가 관측되었으며, 이후 지속적으로 감소하는 경향을 보였다. 2022년과 2023년에는 각각 용당 지점에서의 배추 농도는 각 0.049±0.011 Bq kg^{-1}, fresh wt., 0.062±0.018 Bq kg^{-1}, fresh wt., 경주 지점에서는 0.051±0.007 Bq kg^{-1}, fresh wt., 0.070±007 Bq kg^{-1}, fresh wt.로 관찰되었다.

해수 중 ^{90}Sr의 농도는 봉길리 해변 지점에서 2010년 연평균 0.95±0.10 mBq L^{-1}로 시작하여 2013년에 연평균 1.02±0.11 mBq L^{-1}로 상승하였으며, 2014년에 연평균 1.23±0.10 mBq L^{-1}를 기록했다. 이후 농도는 점진적으로 감소하여 2023년에는

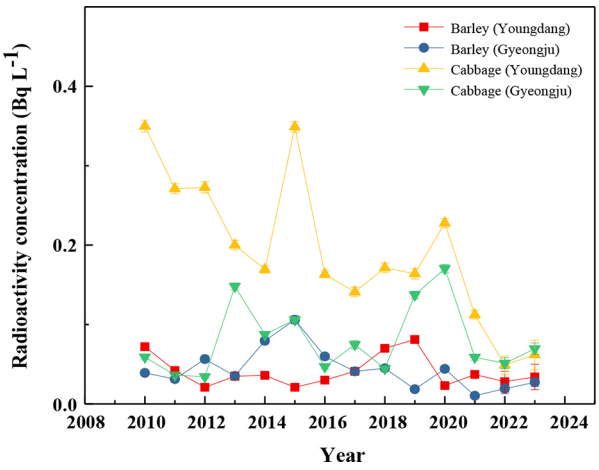

Fig. 7. Annual average radioactivity concentration of ^{90}Sr in agricultural products

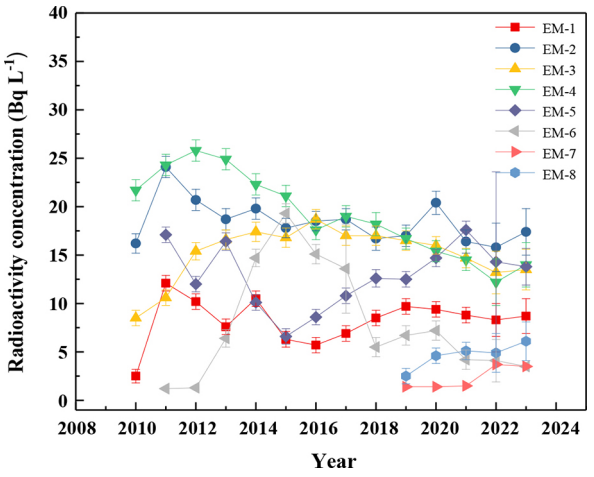

Fig. 8. Annual average radioactivity concentration of ^{3}H in groundwater

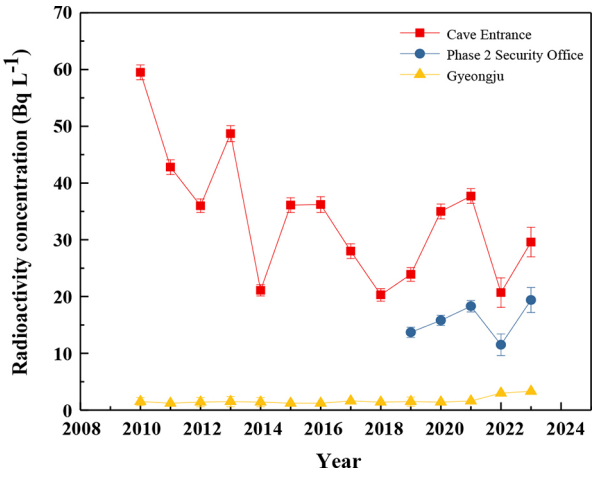

Fig. 9. Annual average radioactivity concentration of ^{3}H in rainwater

0.75±0.25 mBq L^{-1}로 관찰되었다. 구룡포 지점 역시 봉길리 해변과 유사한 변화를 보여 2014년에 1.23±0.11 mBq L^{-1}로 가장 높았으며, 2023년에는 0.74±0.19 mBq L^{-1}로 감소하였다.

해산물 중 해조류의 ^{90}Sr 농도는 부지주변인 대본 앞바다 지점과 비교지점 구룡포에서 거의 유사한 경향을 보였다. 대본 앞바다에서는 2014년 연평균 최대농도가 0.055±0.08 Bq kg^{-1}, fresh wt.로 나타났으며, 구룡포에서는 2023년 0.055±0.24 Bq kg^{-1}, fresh wt.의 최댓값이 관찰되었다. 어류에서의 ^{90}Sr 연평균 최대 농도는 대본 앞바다에서 2020년 0.067±0.007 Bq kg^{-1}, fresh wt., 구룡포에서 2015년 0.036±0.005 Bq kg^{-1}, fresh wt.로 각각 관측되었다. 패류에서는 대본 앞바다와 경주지점이 상반된 경향이 나타났다. 대본 앞바다에서는 2010년 연평균 최대 농도가 0.043±0.008 Bq kg^{-1}, fresh wt.로 기록된 이후, 2013년부터는 MDA 미만의 농도가 지속적으로 관찰되었으며, 2023년에는 <0.0153 Bq kg^{-1}, fresh wt.가 관찰되었다. 반면, 구룡포에서는 2022년 연평균 최대 농도 0.023±0.002 Bq kg^{-1}, fresh wt.가 관측되었으며, 2023년도에도 0.22±0.008 Bq kg^{-1}, fresh wt.로 상대적으로 높은 농도가 기록되었다.

3.3. ^{3}H

지하수 감시지점은 총 8개로, Fig. 8에서 보이는 바와 같이 EM-1과 EM-5지점은 유사한 농도 변화 패턴을 나타내며, EM-2, EM-3, EM-4지점도 유사한 패턴을 보인다. EM-1 지점에서는 2011년에 연평균 최대농도 12.1±0.8 Bq L^{-1}이 관측되었으며, EM-5 지점에서는 연평균 최대농도 2011년 17.1±0.8 Bq L^{-1}, 2021년 17.6±0.9 Bq L^{-1}이 관찰되었다. 두 지점 모두 2014년까지 농도가 감소한 이후, 다시 상승하는 경향을 보였다. EM-2, EM-3, EM-4의 연평균 최대 농도는 각각 2011년 24.1±1.1 Bq L^{-1}, 2016년 18.7±1.0 Bq L^{-1}, 2012년 25.8±1.1 Bq L^{-1}이 관찰되었으며, 2016년까지는 증가하다가 2016년부터 서서히 감소하는 유사한 추세를 보였다.

빗물에서 측정된 ^{3}H 농도는 Fig. 9에서 보이는 바와 같이 다른 환경매체에 비해 상대적으로 높은 값을 나타냈다. 동굴 입구 지점에서는 2010년에 연평균 최댓값인 59±1 Bq L^{-1}가 관찰되었다. 비교지점인 경주에서는 2015년 이후 계속해서 MDA 미만으로 나타났으며, 2016년 <1.05 Bq L^{-1}가 관찰되었다. 2019년부터 측정을 시작한 2단계 경비실에서는 동굴 입구지점에 비해 상대적으로 낮은 농도가 측정되었으나, 증가 및 감소 추세는 유사한 경향을 보였다.

용당지점에서 농산물의 조직자유수(TWFT, Tissue-Free Water Tritium)와 조직결합수(OBT, Organically Bound Tritium)를 분석했다. 보리의 분석결과는 Fig. 10과 같으며, 조직자유수의 최대농도는 2018년 연평균 10.3±2.9 Bq L^{-1}가 관찰되었으며, 조직결합수는 7.3±0.9 Bq L^{-1}가 관찰되었다. 경주 지점에서는 조직자유수와 조직결합수는 대부분 MDA 미만이며, 조직자유수

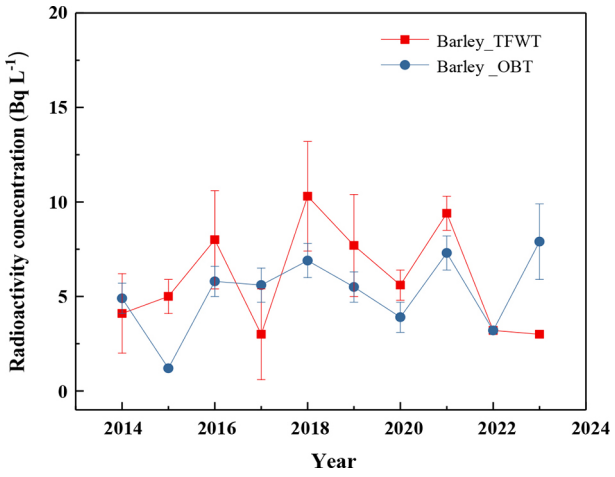

Fig. 10. Annual average radioactivity concentration of ^{3}H in barley at Yongdang Site for TWTF and OBT

는 2021년 <1.04 Bq L^{-1}가 관찰되었으며, 조직결합수는 2016년 <1.17 Bq L^{-1}가 관찰되었다. 배추의 조직자유수는 2015년 연평균 최대 농도 15.3±0.9 Bq L^{-1}가 관찰되었다. 경주 지점의 조직자유수는 대부분 MDA 미만이었으며, 2016년 <1.21 Bq L^{-1}로 관찰되었다.

해수 중 ^{3}H의 농도는 부지주변인 봉길리 해변 지점에서 대부분 MDA 미만으로 나타났으며, 2011년 <0.904 Bq L^{-1}로 관찰되었다. 2011년과 2012년에만 방사능농도가 검출되었으며, 각각 연평균 2.3±0.8 Bq L^{-1}와 1.3±0.7 Bq L^{-1}의 농도가 관찰되었다. 월성 원전 감시지점인 원전취수구지점에서 ^{3}H 농도는 2010년부터 2012년 사이에 상대적으로 높은 값을 보였으며, 특히 2012년에 2.6±0.8 Bq L^{-1}로 측정되었다. 이후로는 변동이 있었지만, 2022년 3.4±1.1 Bq L^{-1}로 다시 상대적으로 높은 값을 기록했으며, 2023년에는 MDA 미만으로 감소했으며 <3.16 Bq L^{-1}로 관찰되었다. 구룡포 지점에서는 모든 연도에서 MDA미만으로 나타났으며, <1.08 Bq L^{-1}로 관찰되었다.

4. 고 찰

4.1. ^{137}Cs

지하수 및 빗물에서 대부분의 ^{137}Cs 농도는 최소검출가능농도(MDA) 미만으로 나타났다. 이는 ^{137}Cs가 지하수와 빗물과 같은 이동성이 큰 환경 매체에서 빠르게 확산되거나 침전되어 농도가 낮아진 결과로 해석될 수 있다. 빗물에서 2011년 동굴입구와 경주에서 ^{137}Cs 농도가 일시적으로 검출되었다. 이는 방사성 물질이 대기 중으로 확산 된 후 강수를 통해 환경에 유입되었기 때문인 것으로 보인다. 하지만, 이러한 일시적인 농도 증가는 시간이 지나면서 다시 MDA 미만으로 감소하였으며, 이는 지하수 및 빗물에서 방사성 물질의 단기적인 환경 영향이 지속적이지 않았음을 시사한다.

경주 처분시설 주변과 경주 시내의 표층 토양 내 ^{137}Cs 농도는 지역에 따라 차이를 보였으며, 특히 일시적으로 인수저장시설 지점에서 농도가 상승한 것이 확인되었다. 이러한 현상은 대기 중 방사성 물질이 지역적으로 침적되고, 그로 인한 토양 내 축적이 발생했을 가능성이 높다. 그러나 인수저장시설 지점의 ^{137}Cs 농도는 2015년 이후 MDA 미만으로 감소하였으며, 이는 시간이 지남에 따라 해당 지역의 방사성 농도가 자연환경준위로 회복되었음을 시사한다. 한편, 처분시설과 거리가 먼 비교 지점인 경주 시내에서 상대적으로 높은 ^{137}Cs 농도가 관찰된 것은 처분시설의 운영에 따른 영향이라기보다는 자연적인 환경준위 내에서의 변동일 가능성이 크다.

농산물 중 배추 시료에서는 용당지점에서만 2010년부터 2012년까지 ^{137}Cs가 검출되었으나 그 이후로는 모든 시료에서 MDA 미만으로 나타났다. 이는 환경적 요인 등 방사성 물질이 일시적으로 농산물에 영향을 미쳤으나, 이후 그 영향이 감소했음을 보여준다. 이러한 결과는 농산물의 방사능 오염 수준이 점차 안정화되었음을 시사한다.

^{137}Cs는 해산물에서 매우 낮은 농도로 검출되었으며, 이는 해양 생태계 내에서 방사성 물질의 생물 농축 현상이 상대적으로 제한적으로 일어난 것을 시사한다. 방사성 핵종마다 생물농축 특성이 다르게 나타나며, ^{137}Cs는 ^{3}H나 ^{90}Sr에 비해 생물농축 계수가 높으나, Pu보다는 낮은 수준으로 보고되었다[15]. 이러한 생물농축은 ^{137}Cs의 물리적·화학적 특성, 생물학적 거동 그리고 해양 환경의 생태학적 요인에 따라 다르게 나타날 수 있다는 것을 보여준다[16]. 해수에서의 ^{137}Cs 농도 역시 봉길리 해변과 원전 취수구에서 비슷한 수준으로 나타났으며, 이는 해류와 물의 혼합작용으로 방사성물질이 이동하고 희석되는 특성을 보여준다. 특히, ^{137}Cs과 같은 친수성 핵종은 물과 함께 광범위하게 확산되는 경향이 있으며, 이는 연안에서 원해로의 이동과 희석 과정을 통해 농도가 낮아지는 주요 요인으로 작용한다[17].

4.2. ^{90}Sr

지하수에서의 ^{90}Sr 농도는 대부분의 시료 채취 지점에서 MDA 미만으로 나타났으나, 2016년 부지주변의 EM-2 지점에서 최대 농도(0.57±0.07 mBq L^{-1})가 관측되었다. 이는 지하수 내에서 일시적인 방사성 물질의 확산이 있었을 가능성을 시사하지만, 2021년 이후 대부분의 지점에서 농도가 감소하는 경향을 보였으며, 이는 장기적으로 ^{90}Sr의 확산이 크게 문제되지 않았음을 보여준다. 특히, 2단계 부지주변을 감시하기 위한 EM-7, EM-8 지점에서는 지속적으로 MDA 미만으로 나타난 것이 이러한 경향을 뒷받침한다.

토양에서 측정된 ^{90}Sr 농도는 2014년에 연평균 최댓값(1.35±0.08 Bq kg^{-1}, dry wt.)이 나타났으며, 이는 후쿠시마 원전 사고 이후 방사성 물질의 대기 중 침적에 의한 일시적인 영향을

반영한 것으로 해석된다. 이후 인수저장시설 지점에서 ^{90}Sr 농도는 점차 감소하였으며, 이는 자연적인 회복과 환경 내 ^{90}Sr의 이동성이 크지 않음을 나타낸다.

농산물에서의 ^{90}Sr 농도는 특히 쌀, 보리, 배추 시료에서 다르게 나타났다. 쌀의 경우 2015년까지 검출되었으나, 이후 모든 시료에서 MDA 미만으로 나타났다. 이는 방사성 물질의 영향이 점차 감소했음을 시사한다. 반면, 보리와 배추에서는 여전히 ^{90}Sr이 검출되었으며, 특히 배추의 농도는 2019년부터 용당 지점과 경주 지점에서 유사한 값을 보였다. 이러한 결과는 자연적인 환경준위 내 변동인 것으로 보인다.

해수 및 해산물에서의 ^{90}Sr 농도는 부지주변과 비교지점에서 거의 유사한 경향을 보였다. 봉길리 해변과 구룡포 지점에서 해수 내 ^{90}Sr 농도는 2014년에 최댓값을 기록했으나, 이후로는 농도가 감소하는 추세를 보였다. 이는 해양 환경 내 ^{90}Sr의 이동 및 확산이 크지 않으며, 시간이 지나면서 자연적인 해류 및 확산 메커니즘을 통해 안정화되었음을 보여준다. 특히, 해조류와 어류에서의 ^{90}Sr 농도는 매우 낮게 나타났으며, 이는 해양 생태계 내에서 방사성 물질의 생물농축이 크지 않다는 것을 의미한다.

4.3. ^{3}H

지하수에서의 ^{3}H 농도는 여러 지점에서 유사한 농도 변화 패턴을 보였다. EM-1, EM-5의 두 지점과 EM-2, EM-3, EM-5의 세 지점에서 나타난 농도 변화는 각각 비슷한 양상을 보이고 있어, 수문학적 특성을 공유하고 있음을 시사한다. 빗물에서의 ^{3}H 농도는 다른 환경 매체에 비해 상대적으로 높은 농도를 보였다. 특히, 동굴 입구 지점에서 2010년에 최댓값(59.5±1.3 Bq L^{-1})이 나타났는데, 이는 해당 지역에서 ^{3}H가 대기 중에서 빗물로 유입된 결과로 해석될 수 있다. 그러나 경주 지점에서는 2015년 이후 지속적으로 MDA 미만으로 나타나, 지역별 차이가 두드러지게 관찰되었다. 이러한 차이는 빗물로 유입되는 ^{3}H의 양이 지역적 특성에 따라 달라질 수 있음을 보여준다. 2단계 경비실 지점은 동굴 입구에 비해 낮은 농도를 보였지만, 두 지점 모두 유사한 증가 및 감소 추세를 나타냈다. 이는 ^{3}H의 대기 중 확산 및 강수에 의한 유입 경로가 전반적으로 일관된 흐름을 보이고 있음을 시사한다.

농산물의 조직자유수(TWFT)와 조직결합수(OBT)에서의 ^{3}H 농도 변화는 특히 주목할 만하다. 2017년 이후 농산물에서 ^{3}H 농도가 상승하는 경향이 나타났는데, 이는 해당 시기에 ^{3}H의 대기 중 유입이 증가했을 가능성을 시사한다. 보리와 쌀의 경우 2022년 이후 다시 MDA 미만으로 감소하였으나, 배추는 ^{3}H 농도가 지속적으로 관찰되었다. 특히 2023년에는 배추의 연평균 최댓값이 17.0±2.2 Bq L^{-1}로 나타났으며, 이는 다른 농산물과 달리 배추가 ^{3}H의 축적에 민감하게 반응할 수 있음을 보여준다.

해수에서의 ^{3}H 농도는 봉길리 해변 지점에서 대부분의 연도에서 MDA 미만으로 나타났다. 원전 취수구 지점에서는 2012년에 최댓값(2.59±0.83 Bq L^{-1})이 나타났으며, 이후 감소하는 경향을 보였다. 이는 월성 원전 감시지점에서의 ^{3}H 농도가 환경 내 이동과 확산에 따라 변동할 수 있음을 시사한다. 반면, 구룡포 지점에서는 모든 연도에서 MDA 미만으로 나타나, 지역별 ^{3}H 농도 차이가 두드러지게 나타났다.

5. 결 론

결론적으로, 본 연구에서 수행된 방사성 핵종의 농도 분석은 전반적으로 경주 처분시설 주변에 대한 환경에 대한 효과적인 모니터링과 관리를 잘 유지하고 있음을 보여준다. 특정 연도 및 지점에서 일시적인 농도 증가가 관찰되었으나, 이는 자연적 또는 기상적 요인에 기인한 것으로 보이며, 이러한 변동에 대한 심층적인 분석을 통해 방사성 물질의 환경적 영향을 보다 명확히 평가하게 되었다.

지하수, 토양, 농산물, 해수 및 해산물에 대한 체계적인 모니터링 결과, 대부분의 지점에서 방사능 농도가 낮게 유지되고 있으며, 이는 현재의 경주 처분시설에서 방사성폐기물에 대한 관리가 효과적으로 이루어지고 있음을 시사한다. 특정 지점에서 관찰된 농도 변화는 해당 지역의 국소적 조건이나 외부 환경 요인에 의한 것으로 해석되며, 이를 지속적인 모니터링과 연구를 통해 더 명확히 규명할 수 있을 것이다.

따라서, 현재의 모니터링 체계를 유지 및 강화하고, 분석결과를 정기적으로 업데이트하며, 경주 처분시설 운영으로 인한 방사성 물질의 거동에 기여할 수 있는 요인들을 면밀히 분석할 것입니다. 이를 통해 발생 가능한 장기적인 환경 영향을 명확히 파악하고, 예기치 못한 위험을 완화할 수 있을 것이다.

결론적으로, 지속적인 분석과 모니터링의 확대는 장기적인 환경 안전성 확보에 중요한 역할을 할 것이며, 이로 인해 예상치 못한 변화나 위험에도 신속하게 대응할 수 있는 기반을 마련할 수 있을 것이다. 또한, 이러한 노력은 방사성폐기물 관리 체계의 안정성을 더욱 강화하고, 안전 관리의 신뢰도를 높이는 데 기여 할 것이다.

사 사

본 연구는 한국원자력환경공단에서 주관하는 방사선환경조사사업의 일환으로 수행된 연구입니다. 또한, 한국에너지기술평가원(KETEP)에서 주관하는 중저준위복합처분시설안전관리강화기술개발 사업의 “RI 개봉선원 난분석핵종 분석방법론 및 검증기술 개발” 과제(과제번호: RS-2023- 00235379)의 일환으로 수행되었습니다.

참고문헌

1. Korea Radioactive Waste Agency. 2010-2023. Environmental Anal-

ysis Report on the Surrounding Area of the Low- and Intermediate-Level Radioactive Waste Disposal Facility. Korea: KORAD.
2. Shin Y and Lee J. 2017. The Status and Experiences of LILW Disposal Facility Construction. *Journal of the Korean Society of Mineral and Energy Resources Engineers* **54**(4):389-396.
3. Thielen H. 2012. The Fukushima Daiichi Nuclear Accident—An Overview. *Health Physics* **103**(2):169-174. DOI: 10.1097/HP.0b013e31825b57ec.
4. Kim J, Lee J, Petitta M, Kim H, Kaown D, Park IW, Lee S, and Lee KK. 2019. Groundwater System Responses to the 2016 ML 5.8 Gyeongju Earthquake, South Korea. *Journal of Hydrology* **576**:150-163. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.06.044.
5. Zhao C, Wang G, Zhang M, Wang G, de With G, Bezhenar R, Maderich V, Xia C, Zhao B, Jung KT, Periáñez R, Akhir MF, Sangmanee C, and Qiao F. 2021. Transport and Dispersion of Tritium from the Radioactive Water of the Fukushima Daiichi Nuclear Plant. *Marine Pollution Bulletin* **169**:112515. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112515.
6. Wu M. 2021. Discharge of Contaminated Water from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant Accident into the Northwest Pacific: What is Known and What Needs to Be Known. *Marine Pollution Bulletin* **173**(Part A):112984. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112984.
7. Grambow B, Nitta A, Shibata A, Koma Y, Utsunomiya S, Takami R, and Journeau C. 2021. Ten Years After the NPP Accident at Fukushima: Review on Fuel Debris Behavior in Contact with Water. *Journal of Nuclear Science and Technology* **59**. https://doi.org/10.1080/00223131.2021.1966347.
8. Miki S, et al. 2017. Concentrations of ^{90}Sr and ^{137}Cs/^{90}Sr Activity Ratios in Marine Fishes After the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant Accident. *Fisheries Oceanography* **26**(2):221-233. https://doi.org/10.1111/fog.12182.
9. Nakanishi T and Sakuma K. 2019. Trend of ^{137}Cs Concentration in River Water in the Medium Term and Future Following the Fukushima Nuclear Accident. *Chemosphere* **215**:272-279. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.10.017.
10. Povinec PP, et al. 2013. Cesium, Iodine, and Tritium in NW Pacific Waters: A Comparison of the Fukushima Impact with Global Fallout. *Biogeosciences* **10**(8):5481-5496. https://doi.org/10.5194/bg-10-5481-2013.
11. Ritchie JC and McHenry JR. 1990. Application of Radioactive Fallout Cesium-137 for Measuring Soil Erosion and Sediment Accumulation Rates and Patterns: A Review. *Journal of Environmental Quality* **19**(2):215-233. https://doi.org/10.2134/jeq1990.00472425001900020006x.
12. Buesseler KO. 2012. Fishing for Answers Off Fukushima. *Science* **338**(6106):480-482. DOI: 10.1126/science.1228250.
13. Bennett BG. 1972. Strontium-90 in Human Bone. Fallout Program Quarterly Summary Report. National Center for Radiological Health. Bethesda, MD.
14. Eyrolle F, et al. 2018. An Updated Review on Tritium in the Environment. *Journal of Environmental Radioactivity* **181**:128-137. https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2017.11.001.
15. International Atomic Energy Agency (IAEA). 2004. Sediment Distribution Coefficients and Concentration Factors for Biota in the Marine Environment. Technical Reports Series No. 422. Vienna, Austria: IAEA.
16. Ashraf, M. A., Akib, S., Maah, Mohd. J., Yusoff, I., & Balkhair, K. S. (2014). Cesium-137: Radio-Chemistry, Fate, and Transport, Remediation, and Future Concerns. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* **44**(15):1740-1793. https://doi.org/10.1080/10643389.2013.790753.
17. Tsumune D, Tsubono T, Aoyama M, and Hirose K. 2012. Distribution of Oceanic ^{137}Cs from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant Simulated Numerically by a Regional Ocean Model. *Journal of Environmental Radioactivity* **111**:100-108. https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2011.10.007.