

# 의암호 퇴적물 내 인공방사성동위원소 (<sup>134</sup>Cs, <sup>137</sup>Cs, <sup>239+240</sup>Pu) 분포특성 연구

김성환<sup>\*.†</sup>, 이상한<sup>\*</sup>, 오정석<sup>\*</sup>, 최종기<sup>\*.‡</sup>, 강태구<sup>§</sup>

<sup>\*</sup>한국표준과학연구원 방사선표준센터

<sup>†</sup>과학기술연합대학원 대학교 방사선계측 및 방사선안전

<sup>‡</sup>한양대학교 해양융합과학과

<sup>§</sup>국립환경과학원 수질관리통합센터

2015년 10월 7일 접수 / 2015년 11월 13일 1차 수정 / 2015년 12월 3일 2차 수정 / 2015년 12월 4일 채택

공공수역 내 방사성물질 분포특성 파악을 위하여 춘천시 의암호 퇴적물 내 인공방사성핵종인 <sup>134</sup>Cs, <sup>137</sup>Cs, <sup>239+240</sup>Pu과 자연방사성동위원소인 <sup>210</sup>Pb을 분석하였고, 퇴적물 내 유기물의 특성을 파악하기 위하여 총 유기탄소(total organic carbon, TOC)를 분석하였다. 의암호 퇴적물 내 <sup>134</sup>Cs 농도는 4지점 모두 minimum detectable activity(MDA) 미만으로 나타났으며, <sup>137</sup>Cs 농도는 MDA~8.79 Bq·kg<sup>-1</sup>-dry으로 나타났다. 표층 내 <sup>137</sup>Cs의 농도는 2.4~4.2 Bq·kg<sup>-1</sup>-dry의 범위를 나타냈고, St. 4에서 최소값, St. 3에서 최대값을 보였다. 의암호 퇴적물 내 <sup>239+240</sup>Pu 농도는 0.049~0.47 Bq·kg<sup>-1</sup>-dry의 농도를 보였고, St. 2에서 최소값이, St. 3에서 최대값이 나타났다. <sup>239+240</sup>Pu과 <sup>137</sup>Cs 농도의 상관관계(r)는 0.54~0.97로 이들 두 핵종의 퇴적물 내 거동과 기원이 유사한 것으로 사료된다.

<sup>134</sup>Cs의 농도가 MDA 미만으로 검출된 점과 <sup>239+240</sup>Pu/<sup>137</sup>Cs의 평균값 0.041이 과거 대기 핵실험기원의 농도 비와 비슷한 값이 나타나는 점으로 의암호 퇴적물 내 인공방사성동위원소 (<sup>134</sup>Cs, <sup>137</sup>Cs, <sup>239+240</sup>Pu)의 기원은 후쿠시마 사고가 아닌 과거 핵실험에 의한 낙진의 영향으로 사료된다. 의암호 퇴적물 내 <sup>210</sup>Pb의 결과를 이용하여 퇴적물의 퇴적률을 산출한 결과, St. 2에서 0.31±0.06 cm·y<sup>-1</sup>의 퇴적률을 나타냈으며, 이는 <sup>137</sup>Cs의 퇴적물 내 peak를 1963년으로 가정하였을 때 측정된 퇴적률, 0.41±0.05 cm·y<sup>-1</sup>와 불확도(2σ)의 범위에서 유사한 값으로 나타내었다. 의암호 퇴적물 내 TOC는 0.20~13.01%의 값이 나타났으며, 퇴적물 내 TOC와 <sup>137</sup>Cs의 상관관계는 St. 1에서 다른 지점에 비해 높게 나타났다.

중심어 : 호소퇴적물, <sup>134</sup>Cs, <sup>137</sup>Cs, <sup>239+240</sup>Pu, <sup>210</sup>Pb, TOC

## 1. 서론

2011년 3월 발생한 후쿠시마 원전 사고를 통하여 대량의 인공방사성 동위원소(artificial radioactive isotope)들이 환경 중에 유출되었으며 우리나라뿐만 아니라 전 지구적으로 핵 물질이 확산하였다. 이에 따라 환경방사능 오염에 대한 우려와 관심이 급증하였다.

국내 환경방사능분석 관련 기관에서는 육상과 해양에서 다양한 시료를 채취, 방사능 감시활동을 수행하여 왔으며 해외로부터 수입하는 식품, 공산품, 의약품 등에 대한 방사능 오염검사를 강화하여 실시하고 있다. 이와 관련하여 최근 환경부에서는 상수원보호구역에서 수질관리를 위하여 전국 주요 하천·호소 등 약 60여개 지점의 공공수역에서 방사성물질 조사를 수행하고 있다.

인공 방사능 동위원소 중에서 Cs 핵종은 (<sup>134</sup>Cs은 2.06년, <sup>137</sup>Cs은 30.05년), 특히 칼륨(K)과 화학적 성질이 유사하여 생물체내에 오래 축적되는 특성이 있다. <sup>137</sup>Cs은 과거 대기 핵실험으로 인하여 대량으로 전 세계에 확산되었으며 1986년 구 러시아에서 발생한 체르노빌 원전 사고와 2011년 3월 발생한 후쿠시마 원전사고를 통하여 또한 다량의 <sup>137</sup>Cs이 누출되었다. 2011년 4월 2일, 도쿄 전력(TEPCO)측의 발표에 의하면 후쿠시마 원전 2호기에 서 바다로 유출된 오염수 내 방사성 동위원소는 총 4,700 Bq(2,800 TBq의 <sup>131</sup>I, 940 TBq의 <sup>134</sup>Cs, 940 TBq의 <sup>137</sup>Cs)으로 추정되었다.

<sup>239+240</sup>Pu(<sup>239</sup>Pu의 반감기는 24100년, <sup>240</sup>Pu의 반감기는 6561년)은 Cs 핵종과 마찬가지로 과거 핵실험으로 인하여 전 세계적으로 확산되었으며, 친입자성으로 환경 중 입자에 흡착, 호흡을 통하여 인체 내부피폭을 유발할 수 핵종이다. 1980년까지 환경 중에 유출된 <sup>239+240</sup>Pu과 <sup>137</sup>Cs의 양은 각각 13 PBq, 960 PBq로 보고되었다[1].

책임저자 : 이상한, s.lee@kriss.re.kr

대전광역시 유성구 도룡동 1 한국표준과학연구원

$^{137}\text{Cs}$ 과  $^{239+240}\text{Pu}$ 은 긴 반감기, 높은 방사성 독성과 화학 반응성, 토양 내 유기물과 clay에 잘 붙는 특성을 가지고 있으며[2], 인공방사능 오염의 지표일 뿐만 아니라 퇴적물에서 인공방사성 핵종의 거동과 분포를 이해하는데 유용한 대표적인 인공방사성동위원소이다[3].

본 연구는 공공수역 내 방사성물질 분포특성 파악을 목표로 춘천시 의암호 호소퇴적물 내 인공방사성핵종인  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$ 과 자연방사성동위원소인  $^{210}\text{Pb}$ 를 분석하였고, 퇴적물 내 유기물의 특성을 파악하기 위하여 TOC를 분석하였다.

## 2. 재료 및 방법

### 2.1 시료채취

본 연구의 조사지역인 의암호는 강원도 춘천시에 위치해 있으며, 수력발전을 목적으로 준공된 의암댐으로 조성된 인공호수이다.

의암호 퇴적물은 강원대학교 환경연구소 팀의 스쿠버 다이버의 도움을 받아 퇴적환경이 발달한 지점을 선정, 지름 4.4 cm 코어 채취기(core sampler)를 사용하여 채취하였다. 채취한 퇴적물 시료의 길이는 St. 1은 93 cm, St. 2는 58 cm, St. 3은 77 cm, St. 4는 90 cm이었으며, 시료 채취지점 및 시기는 Table 1, 조사지점은 Fig. 1에 나타내었다.

Table 1. Sampling Location in This Study.

Sample ID	Location	Sampling date
St. 1	N 37.50796, E 127.40872	2014. 07. 29.
St. 2	N 37.50884, E 127.40467	2014. 07. 29.
St. 3	N 37.52426, E 127.41927	2014. 07. 30.
St. 4	N 37.52972, E 127.42458	2014. 07. 30.



Fig. 1. A map of sampling location in the lake Euiam.

### 2.2 감마핵종 측정을 위한 시료 전처리

채취한 퇴적물 core 시료는 현장에서 일정 간격(1 cm)으로 절개하여 비닐 팩에 담아 보관, 동결건조 시켰다. 동결건조 후 체를 이용 작은 돌이나 나뭇가지 같은 불순물을 걸러낸 후, 볼 밀 분쇄기(ball mill)에 넣어 분쇄한 후  $^{137}\text{Cs}$  등 감마핵종 측정을 위하여 직경 15 mm 감마 계측용 용기에 5 cm까지 충전하였다.

충진된 시료는 ORTEC 사의 GWL series 우물형(well-type) 감마선 검출기(HPGe coaxial well photon detector system)에 넣어 약 하루 동안 계측하였다. 계측한 결과는 Gamma Vision Ver. 6.06 프로그램을 사용하여 농도를 산출하였다.

### 2.3 Pu 동위원소 측정 시료 전처리

감마계측이 끝난 후, Pu 동위원소분석을 위하여 시료를 오븐에 넣어 하룻밤 정도 건조시킨 후, 회화로에 넣어 2 시간 동안 480°C까지 상승, 25 시간 동안 500°C를 유지하여 회화하였다.

회화가 끝난 시료는 약 3 g 정도 덜어내어 백금도가니에 담았다. 시료를 담은 백금도가니에 XRF Scientific 사의 X-ray Flux 100.0% Lithium Metaborate Flux와 Fluxana 사의 Fx-ADD3 Flux(Litiumbromide 첨가)를 넣어 혼합한 후, Katanax사의 K2 Prime 자동용융장치에 넣어 용융하였다.

용융이 끝난 후, 8 M HNO<sub>3</sub> 50 mL, 0.2 M polyethylene glycol 2000 1 mL,  $^{242}\text{Pu}$  tracer 0.03456 Bq를 첨가한 후, 가열판 위에 60°C, 400 rpm 상태로 교반하였다. 교반이 끝난 다음, 용액을 여과한 뒤 수 mL의 진한 염산(12 M HCl)을 첨가하였다.

BIO-RAD 사의 AG 1-X8 음이온 교환수지(anion exchange resin)를 지름 12 mm, 길이 10 cm column에 5 cm까지 채우고, 8 M 질산 25 mL를 부어 pre-conditioning 해준 후, 여과된 용액을 column에 부어주었다. 용액이 모두 column을 통과하면 이온교환수지에 흡착되어있는 U, Am 핵종제거를 위해 8 M 질산 30 mL와 3 M 질산 40 mL를 넣어준 뒤 Th 제거를 위해 9 M 염산 60 mL를 column에 각각 첨가하였다. 용액이 다 통과한 뒤, 0.1 M 요오드화암모늄(NH<sub>4</sub>I)/9 M 염산 50 mL를 column에 첨가하여 Pu 동위원소를 음이온교환수지로부터 용리하였다. 용리된 Pu 용액에 진한 질산(14 M HNO<sub>3</sub>) 5 mL와 수 mL의 과산화수소를 넣어 증발시킨 후 0.3 M 황산나트륨 1 mL를 넣고 가열판 위에 올려 증발건조 시켰다.

증발건조가 끝난 시료에 진한 황산(18 M H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) 300 μL를 넣고 시료가 녹을 때, thymol blue 를 넣어준 뒤, 순수 수산화암모늄(13 M NH<sub>4</sub>OH)를 가해 pH를 2.1~2.4 정도 조절하였다. 시료용액을 스테인리스 디스크(stainless steel disk)가 장착된 전기전착 cell에 옮긴 후, 1 A 상태에서 약 1시간 동안 Pu 동위원소를 디스크에 전착하였다. Cell에서 Pu 동위원소가 장착된 디스크를 분리한 후, 증류수로 씻어준 다음 가열판 위에 올려 건조시켰다.

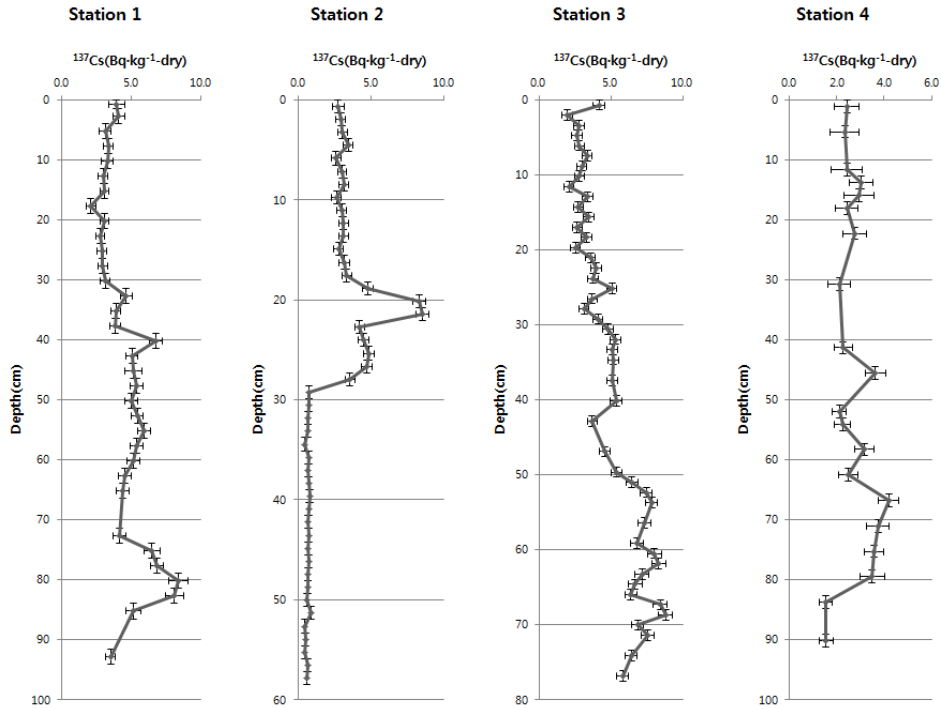


Fig. 2. Depth profiles of <sup>137</sup>Cs concentration in lake Euiam sediments. Points under 29 cm in <sup>137</sup>Cs graph of St. 2 represent MDA value.

Table 2. The <sup>137</sup>Cs Concentrations in Surface Layer of Sediment and Soil in Korea. (Reference Date : 30-Jul-2014)

	Lake Euiam	Baengnokdam crater lake[5]	Nari basin el at.[6]	Coastal sediment in Korea[3]
Soil type	Lake sediment	Lake sediment	Terrestrial soil	Coastal sediment
Surface <sup>137</sup> Cs concentration (Bq · kg <sup>-1</sup> -dry)	2.4~4.2	16~38	8.3~92	0.94~2.6

건조가 끝난 디스크는 Ortec 사의 Alpha Spectrometer에 넣어 약 500,000 초 동안 계측하였다. 계측한 결과는 MAESTRO Ver. 6.09 프로그램을 사용하여 분석하였다.

### 2.4 퇴적물 중 TOC 분석

퇴적물 중 유기탄소의 함량을 파악하기 위하여 퇴적물과 염산을 1:1로 반응시켜 무기탄소를 이산화탄소(CO<sub>2</sub>)의 형태로 휘발시켜 제거하고 남아있는 유기탄소를 원소 분석기를 이용 정량하는 방법을 택하였다[4].

유기탄소분석에 사용된 유리 용기는 0.1 M 염산용액에 담근 후, 초순수로 세척한 다음 건조시켰다. 건조된 유리 용기는 회화로에 넣어 400~500℃의 상태에서 24시간 이상 회화시킨 후 사용하였다.

무게를 측정된 유리병에 분석할 퇴적물 시료 약 0.1 g 담고 60℃ 정도의 오븐에 건조시킨 후 건조시킨 시료에 1 M 염산을 첨가하여 반응시켰다. 충분히 반응시킨 후, 50~70℃ 상태의 가열판 위에 유리병을 올려 하룻밤 동안 수분과 잔류염산을 날려 보낸 후, 105℃에서 2시간 건조, 상온에서 2시간 방치 후 무게를 측정하였다. 무게를 잰 시료는 막자 사발을 이용해 곱게 갈았다.

TOC 분석은 한국해양과학기술원 환경기반연구센터의

도움을 받아 Thermo Scientific사의 Flash 2000 organic elemental analyzer CHN 원소 분석기를 사용하여 실시하였다

## 3. 결과 및 논의

### 3.1 의암호 퇴적물 내 <sup>134</sup>Cs와 <sup>137</sup>Cs 농도

퇴적물 내 <sup>134</sup>Cs의 농도는 4 지점 모두 MDA 미만 (<0.71 Bq · kg<sup>-1</sup>-dry)으로 나타나 검출되지 않았으며, 각 지점에서 깊이 별 <sup>137</sup>Cs의 농도를 Fig. 2에 나타내었다.

St. 1 내 <sup>137</sup>Cs의 농도 값은 2.13~8.42 Bq · kg<sup>-1</sup>-dry, St. 2은 MDA~8.54 Bq · kg<sup>-1</sup>-dry, St. 3은 1.93~8.79 Bq · kg<sup>-1</sup>-dry, St. 4은 MDA~4.19 Bq · kg<sup>-1</sup>-dry의 분포를 보였다.

퇴적물 깊이 별 분포특성을 보면 St. 1과 3 내 <sup>137</sup>Cs 분포는 심층으로 내려갈수록 농도가 증가하는 양상이 나타났으며, 특히 St. 1의 40 cm와 80 cm 구간, St. 3의 50 cm 이하 구간은 다른 구간에 비해 높은 값을 보였다. St. 2에서는 표층부터 17 cm 부근까지 농도가 일정하다가 20~22 cm 구간에서 급격히 증가하였고, 29 cm에서 심층까지 MDA 이하의 값이 나타나는 양상을 보였다.

St. 4에서는 표층과 25~28 cm구간에서  $^{137}\text{Cs}$ 이 MDA 이하 값으로 검출되지 않았으며, 심층 구간의 농도 값이 다른 구간에 비해 작게 나타나는 양상을 보였다.

의암호 표층퇴적물 내  $^{137}\text{Cs}$ 의 농도 값과 기존에 다른 지역 토양 표층  $^{137}\text{Cs}$  농도 값을 비교하여 Table 2에 나타내었다. 의암호 표층퇴적물의  $^{137}\text{Cs}$  농도는 한라산 백록담 화구호 표층  $^{137}\text{Cs}$  농도( $16\sim 38 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}\text{-dry}$ )와 울릉도 나리분지 외 지점의 표층  $^{137}\text{Cs}$  농도( $8.3\sim 92 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}\text{-dry}$ )보다 낮게 나타났고, 한국연안 퇴적물 정점 표층 내  $^{137}\text{Cs}$  농도( $0.94\sim 2.6 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}\text{-dry}$ )보다 높게 나타났다[3, 5, 6].

우리나라를 비롯한 북반구에 속해 있는 지역은  $^{137}\text{Cs}$ 이 1963년에 가장 많이 지표에 도달하였다고 추정하여  $^{137}\text{Cs}$  농도가 가장 높은 퇴적층을 1963년대 층으로,  $^{137}\text{Cs}$ 가 검출되지 않은 퇴적층을 1954년 이전의 층으로 해석하고 있다[5],[7].  $^{137}\text{Cs}$ 이 최대로 유입된 시기가 1960년대 초라 가정하고 이를 St. 2에 적용해보면 농도가 가장 높게 나온 20~22 cm 구간을 1963년대 층으로, MDA 이하의 값이 나온 29 cm 밑 구간을 1954년 이전의 층으로 가정할 수 있다. 이 가정을 바탕으로 하여 퇴적물을 산출하면 표층~1963년도 층간의 퇴적률은  $0.41\pm 0.05 \text{ cm} \cdot \text{y}^{-1}$ 이다. St. 1, 3, 4는 St. 2와 달리  $^{137}\text{Cs}$  농도가 급격히 높게 나타나는 지점이 없어 퇴적률을 산출하지 못하였다.

### 3.2 의암호 퇴적물 내 $^{239+240}\text{Pu}$ 의 분포

의암호 퇴적물 내  $^{239+240}\text{Pu}$  측정결과를 Fig. 3에 도시하였다.

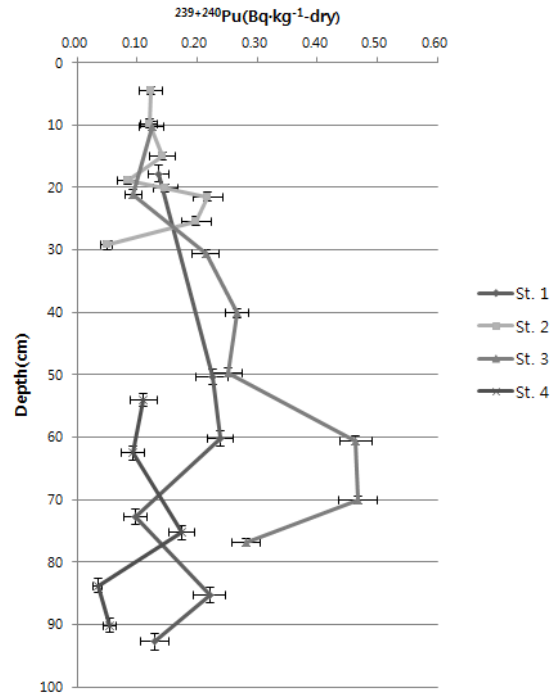


Fig. 3. Depth profiles of  $^{239+240}\text{Pu}$  concentration in lake Euiam sediments.

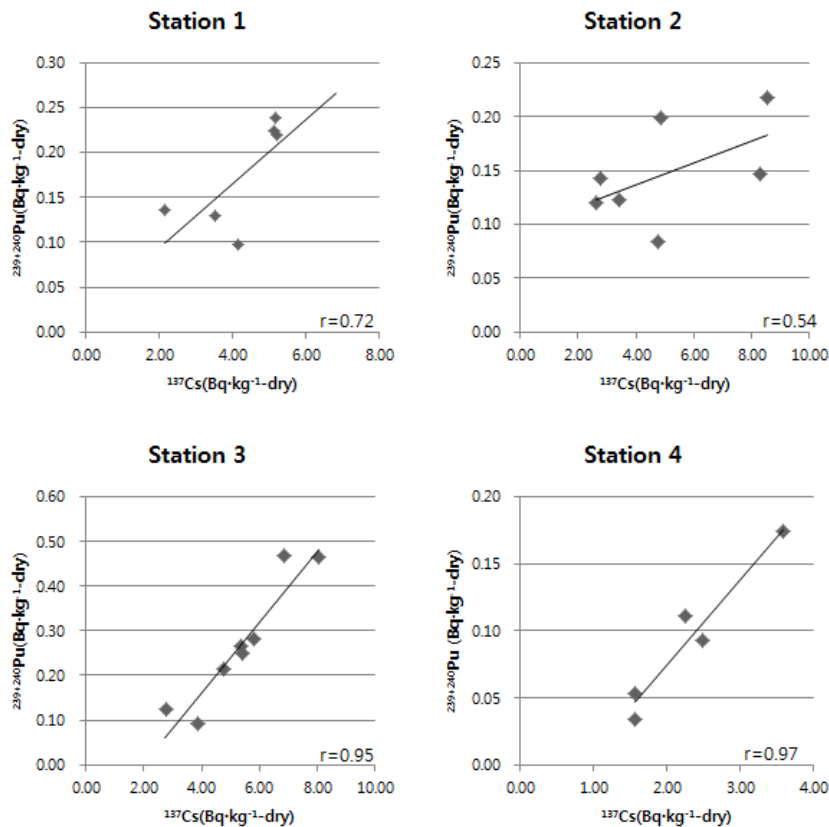


Fig. 4. The correlation between  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{239+240}\text{Pu}$  in lake Euiam sediments. (St. 1 :  $r=0.72$ , St. 2 :  $r=0.54$ , St. 3 :  $r=0.95$ , St. 4 :  $r=0.97$ )

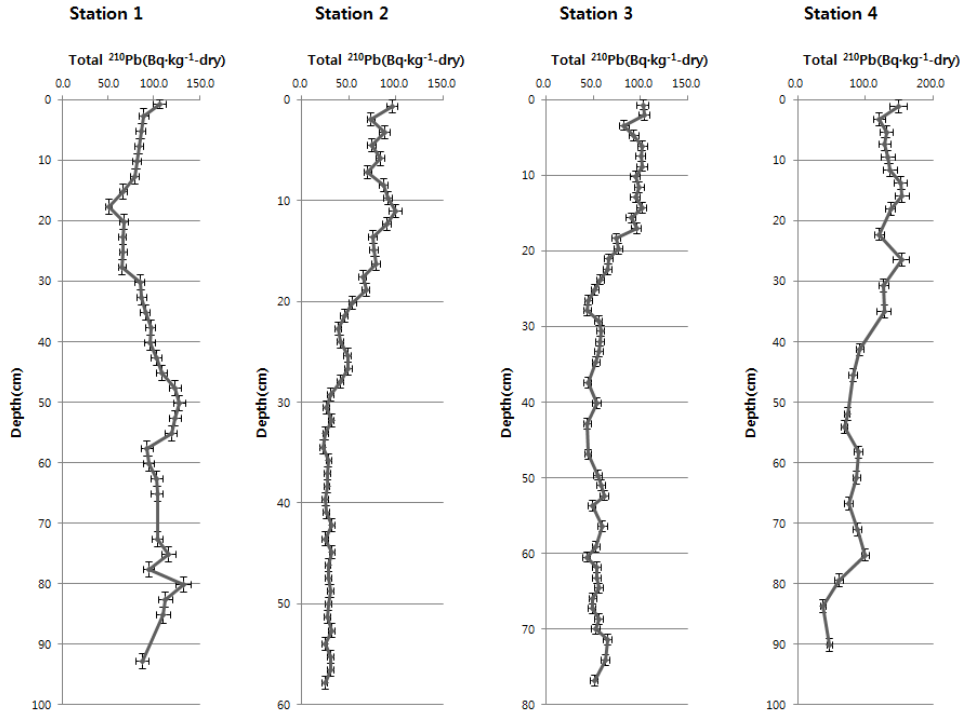


Fig. 5. Depth profiles of total <sup>210</sup>Pb concentration in lake Euiam sediments.

Table 3. The <sup>239+240</sup>Pu Concentrations in Sediment and Soil in Korea. (Reference Date : 30-Jul-2014)

	Lake Euiam	Terrestrial sites in South Korea[2]	Coastal sediment in Korea[3]
Soil type	Lake sediment	Terrestrial soil	Coastal sediment
<sup>239,240</sup> Pu concentration (Bq · kg <sup>-1</sup> -dry)	0.034~0.467	0.24~1.1	0.08~0.70
Mean value	0.181	0.51	0.27

퇴적물 내 <sup>137</sup>Cs과 <sup>239+240</sup>Pu은 기원이 일반적으로 일치하고 유기물질과 토양 내 clay에 잘 흡착하는 성질이 있어 <sup>137</sup>Cs과 <sup>239+240</sup>Pu 농도의 상관관계는 다른 핵종 간의 상관관계보다 높게 나타난다[2, 3]. 의암호 퇴적물 내 <sup>137</sup>Cs과 <sup>239+240</sup>Pu 농도의 상관관계는 Fig. 4와 같이 나타났다. St. 1과 2에서 <sup>137</sup>Cs과 <sup>239+240</sup>Pu 농도의 상관관계는 각각 r=0.72, r=0.54로 나타났으며, St. 3, 4에서는 r=0.95, r=0.97로 높게 나타나 이들 두 핵종의 퇴적물 내 거동과 기원이 유사한 것으로 사료된다.

### 3.3 의암호 퇴적물 내 인공방사성동위원소의 기원

환경 중 존재하는 방사성 핵종 간의 방사능 농도 비는 기원에 다른 값을 보여 방사성 핵종의 기원을 추정할 수 있다[3]. 2011년 3월 후쿠시마 원전 사고 시 방출한 <sup>134</sup>Cs/<sup>137</sup>Cs의 비는 약 1의 값으로 보고되었으며[8], 만약 의암호 퇴적물 내 Cs 핵종의 기원이 후쿠시마 원전사고 기원이라면 <sup>134</sup>Cs/<sup>137</sup>Cs의 비는 0.35 (시료채취시점 2014년 7월 30일 기준 <sup>134</sup>Cs과 <sup>137</sup>Cs)의 값을 보일 것으로 추정되었으나, 본 연구에서 조사된 <sup>134</sup>Cs의 농도가 MDA 이하로 검출된 점을 보아 퇴적물 내 Cs의 기원은 후쿠시마 사고낙진으로 인한 기여는 무시할 수 있는 것으로 사

료된다.

의암호 퇴적물 내 <sup>239+240</sup>Pu/<sup>137</sup>Cs의 비는 0.018~0.068 이고, 평균값은 0.041이다. 과거 대기 핵실험의 영향을 받은 1994~1995년 한국 표층 토양 내 <sup>239+240</sup>Pu/<sup>137</sup>Cs의 비(시료채취지점 2014년 7월 30일 기준 <sup>137</sup>Cs 붕괴보정)는 0.024~0.057이며 평균값이 0.035[2]로 본 연구에서 산출된 의암호 퇴적물 내 <sup>239+240</sup>Pu/<sup>137</sup>Cs의 평균값과 비슷한 값을 나타내어 의암호 퇴적물 내 Cs과 Pu의 기원은 과거 대기 핵실험에 인한 낙진에서 온 것으로 사료된다.

### 3.4 의암호 퇴적물 내 총 <sup>210</sup>Pb

호소퇴적물 내 총 <sup>210</sup>Pb은 자생퇴적물 중 <sup>226</sup>Ra이 붕괴하여 생성된 <sup>210</sup>Pb(supported <sup>210</sup>Pb)과 대기에서 <sup>226</sup>Ra의 붕괴로 생성되어 강하한 <sup>210</sup>Pb(unsupported <sup>210</sup>Pb)으로 이루어져 있다. 만약 입자가 일정하게 교란 없이 퇴적된다면 총 <sup>210</sup>Pb 농도 분포는 표층으로부터 깊이가 깊어질수록 지수함수적으로 감소하다가 일정 값을 유지하게 된다[9].

본 조사에서 분석된 퇴적물 내 총 <sup>210</sup>Pb 농도는 Fig. 5와 같다. St. 1 내 총 <sup>210</sup>Pb의 농도 값은 50.9~132.7 Bq · kg<sup>-1</sup>-dry, St. 2은 22.5~99.8 Bq · kg<sup>-1</sup>-dry, St. 3은



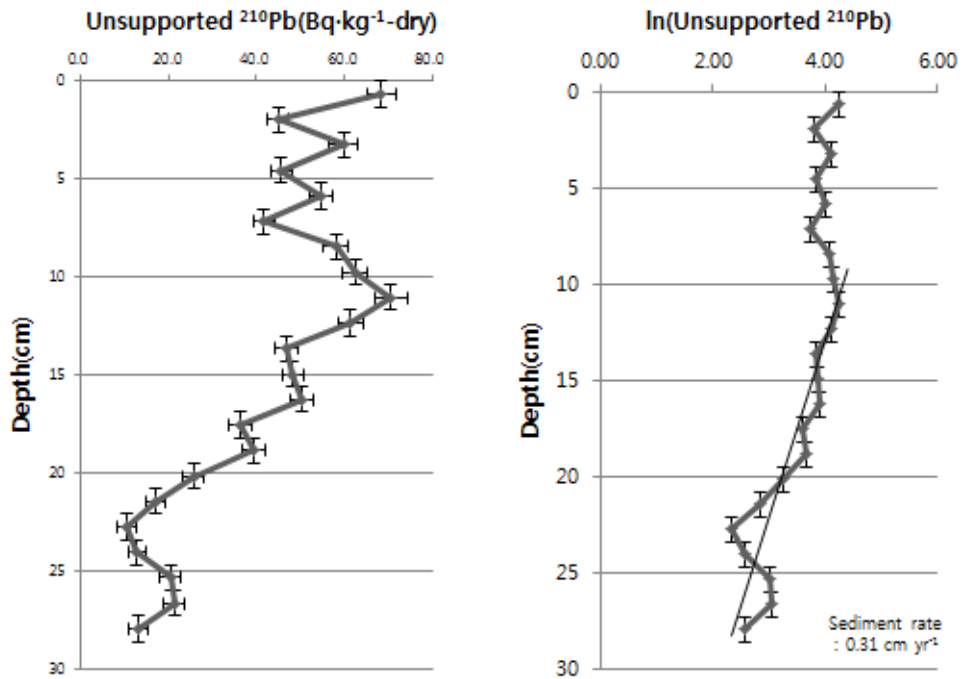


Fig. 6. Depth profiles of unsupported  $^{210}\text{Pb}$  concentration at St. 2.

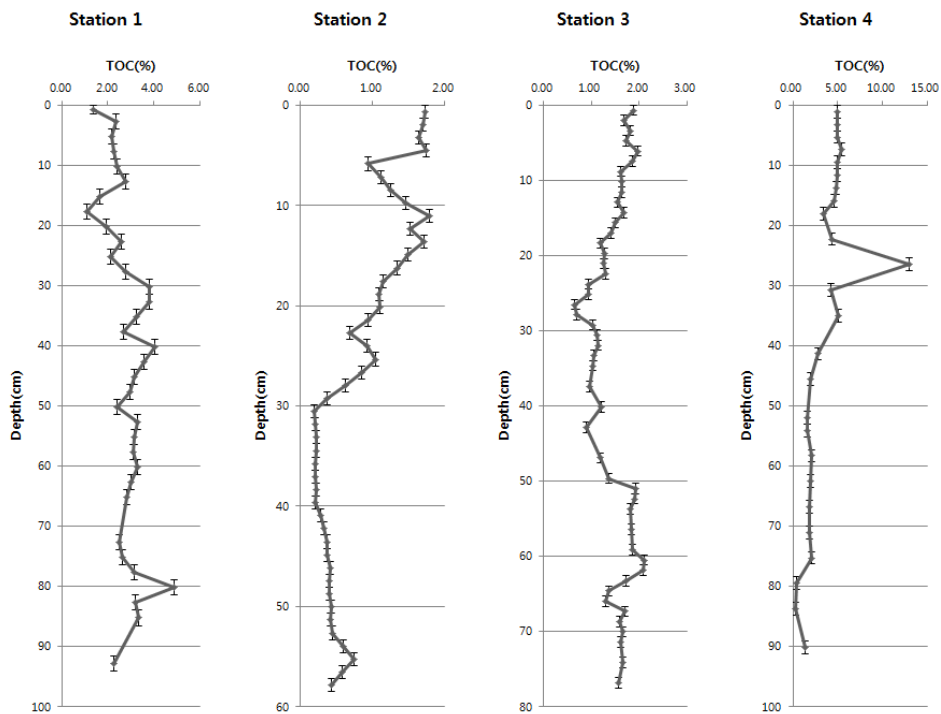


Fig. 7. Depth profiles of TOC in lake Euiam sediments.

43.3~104.6  $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}\text{-dry}$ , St. 4은 37.9~154.6  $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}\text{-dry}$ 의 값이 나타났다. St. 2에서  $^{210}\text{Pb}$ 의 농도는 10 cm 구간부터 점차 감소하다가 일정한 농도 분포를 보였다. 이러한 분포를 보이는 것을 보아 St. 2는 교란 없이 퇴적된 것으로 사료된다.

$^{210}\text{Pb}$  연대측정 계산 모델 중에는 constant initial concentration(CIC) 모델이 있다. CIC 모델은  $^{210}\text{Pb}$ 량이 깊이에 따라 지수함수적으로 일정하게 감소하는 조건을 이용하는 모델이며, CIC 모델의 식은 다음 식과 같다[10].

$$C_{ex}(z) = C_{ex}(z=0) \cdot e^{-\frac{\lambda}{s} \cdot z}$$

$z$ 는 퇴적물의 깊이,  $C_{ex}(z)$ 는 퇴적물 깊이  $z$  cm의 unsupported  $^{210}\text{Pb}$  농도,  $\lambda$ 는  $^{210}\text{Pb}$ 의 붕괴상수( $0.0311 \text{ y}^{-1}$ ),  $S$ 는 퇴적률을 나타낸다.

St. 2의 unsupported  $^{210}\text{Pb}$ 의 분포는 Fig. 6에 도시하였다. St. 2의 unsupported  $^{210}\text{Pb}$  농도는  $10.4\sim 68.6 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}\text{-dry}$ 으로 나타났으며, 산출한 St. 2의 퇴적률은  $0.31\pm 0.06 \text{ cm} \cdot \text{y}^{-1}$ 이다. 이는  $2\sigma$  불확도 내에서 퇴적물 내  $^{137}\text{Cs}$  최대 농도 피크를 이용한 연대측정 값,  $0.41\pm 0.05 \text{ cm} \cdot \text{y}^{-1}$ 과 비슷하게 나타났다. 반면, St. 1, 3, 4의 깊이 별 총  $^{210}\text{Pb}$ 의 농도분포를 보면 퇴적물의 교란의 흔적이 있어 퇴적률을 산출하지 못하였다.

### 3.5 의암호 퇴적물 내 TOC

의암호 퇴적물 내 유기물 함량 파악을 위하여 퇴적물 내 TOC를 측정하였으며, 퇴적물 내 TOC는 0.20~13.01%의 값을 보였다(Fig. 7).

유기물은 양이온 교환능력(cation exchange capacity)이 뛰어나 양이온을 쉽게 흡착시키는 특징이 있어 Cs 이온과 같은 금속이온이 유기물을 함유한 토양 입자에 쉽게 흡착한다[11]. 본 연구에서도 퇴적물 내 유기탄소와  $^{137}\text{Cs}$ 의 상관성을 파악하기 위하여 TOC와  $^{137}\text{Cs}$ 의 상관관계를 구하였고, St. 1( $r=0.67$ ), St. 2( $r=-0.44$ ), St. 3( $r=0.31$ ), St. 4( $r=-0.06$ )의 값들이 나타났다. St. 1에서 TOC와  $^{137}\text{Cs}$ 의 상관관계는 높게 나타났을 뿐 나머지 지점은 그에 비해 상관관계가 낮게 나타났다.

## 4. 결론

국내 공공수역 내 방사성물질 분포특성 파악을 위하여 춘천시 의암호 퇴적물 내 인공방사성핵종인  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$ 과 자연방사성동위원소인  $^{210}\text{Pb}$ , 그리고 TOC를 분석하였다.

퇴적물 내  $^{134}\text{Cs}$ 은 4지점 모두 MDA 미만으로,  $^{137}\text{Cs}$ 은 St. 1에서  $2.13\sim 8.42 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}\text{-dry}$ , St. 2은  $\text{MDA}\sim 8.54 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}\text{-dry}$ , St. 3은  $1.93\sim 8.79 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}\text{-dry}$ , St. 4은  $\text{MDA}\sim 4.19 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}\text{-dry}$ 의 값이 나타났다. St. 2에서 다른 지점과는 달리, 22 cm 구간에서 다른 구간에 비해 높은 농도가 나타났으며, 29 cm에서 침층까지 MDA 미만의 값이 나타나는 분포를 보였다.  $^{137}\text{Cs}$ 를 이용한 퇴적물 연대측정법을 적용한 결과 St. 2에서 퇴적물  $0.41\pm 0.05 \text{ cm} \cdot \text{y}^{-1}$ 의 값이 산출되었다.

퇴적물 내  $^{239+240}\text{Pu}$ 은 St. 1에서  $0.097\sim 0.24 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}\text{-dry}$ , St. 2는  $0.049\sim 0.22 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}\text{-dry}$ , St. 3은  $0.093\sim 0.47 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}\text{-dry}$ , St. 4는  $0.034\sim 0.17 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}\text{-dry}$ 의 값을 보였으며, St. 3와 4에서  $^{137}\text{Cs}$ 과  $^{239+240}\text{Pu}$  농도의 상관관계가 높게 나타났다.

퇴적물 내  $^{134}\text{Cs}$ 의 농도가 MDA 미만으로 검출된 점과  $^{239+240}\text{Pu}/^{137}\text{Cs}$  농도의 평균값은 의암호 퇴적물 내 Cs과 Pu 동위원소의 기원이 과거 핵실험에 인한 낙진의 영향으로 사료된다.

St. 2에서  $^{210}\text{Pb}$ 을 이용한 연대측정값과  $^{137}\text{Cs}$ 의 최대 peak를 이용한 연대측정법을 적용한 결과 두 방법에서 유사한 퇴적률을 얻었다.

의암호 퇴적물 내 TOC 함량은 0.20~13.01%의 값을 보였으며, St. 1의  $^{137}\text{Cs}$ 과 TOC의 상관관계는 다른 지점에 비해 높게 나타났다.

### 감사의 글

본 연구는 한국표준과학연구원의 ‘공공수역 방사능물질 수준조사 계획 수립’에 의해 수행되었습니다.

### REFERENCES

1. Lee MH, Lee CW, Hong KH, Choi YH, Boo BH. Depth distribution of  $^{239+240}\text{Pu}$  and  $^{137}\text{Cs}$  in soils of South Korea. J Radioanal Nucl Ch. 1996;204(1): 135-144.
2. Lee MH, Lee CW. Distribution and characteristics of  $^{239+240}\text{Pu}$  and  $^{137}\text{Cs}$  in the soil of Korea. J Environ Radioactiv. 1997;37(1):1-16.
3. Choi SW, Jin HG, Kim CS, Row JW, Kim CK, Rho BH. The distribution of  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  and Pu isotopes in coastal sediment of Korea. Journal of Radiation Protection and Research. 2002;27(2):101-110.
4. Kim KH, Son SK, Son JW, Ju SJ. Methodological comparison of the quantification of total carbon and organic carbon in marine sediment. Journal of the Korean Society for Marine Environment & Energy. 2006;9(4):235-242.
5. Go SH. Studies on the soil sediment characteristics using  $^{137}\text{Cs}$  in the crater lake, Baengnokdam of Mt. Halla. Master's Thesis. Jeju National University. 2010.
6. Lee SH, Lee SA, Lee JM, Park TS, Lee KB. Measurement of  $^{137}\text{Cs}$  in the soil in Korea by low-level background gamma-ray spectrometer. J Radioanal Nucl Ch. 2013;296(2):721-725.
7. Ritchie JC, McHenry JR. Application of radioactive fallout cesium-137 for measuring soil erosion and sediment accumulation rates and patterns: A review. J Environ Qual. 1990;19:215-233.
8. Directorate of radiological protection and human health. Assessment on the 66<sup>th</sup> day of projected external doses for populations living in the north-west fallout zone of the Fukushima nuclear accident. Report DRPH/2011-10. 2011.
9. Chillrud SN, Bopp RF, Simpson HJ, Ross JM, Shuster EL, Chaky DA, Walsh DC, Choy CC, Tolley LR, Yarme A. Twentieth century atmospheric metal fluxes into central park lake, New York city. Environ Sci Technol. 1999;33(5): 657-662.

10. Kirchner G.  $^{210}\text{Pb}$  as a tool for establishing sediment chronologies: examples of potentials and limitations of conventional dating models. *J Environ Radioactiv.* 2011;102:490-494.
11. Park GJ. Behavior and distribution of radionuclides in marine sediments, Ph. D. Dissertation, Kyungpook National University. 2004.

## A Study on Artificial Radionuclides( $^{134}\text{Cs}$ , $^{137}\text{Cs}$ and $^{239+240}\text{Pu}$ ) Distribution in the Sediment from Lake Euam

Seung Hwan Kim<sup>\*†</sup>, Sang-Han Lee<sup>\*</sup>, Jung Suk Oh<sup>\*</sup>, Jong Ki Choi<sup>\*†</sup>, and Tae Gu Kang<sup>§</sup>

<sup>\*</sup>Korea Research Institute of Standards and Science, Daejeon, Republic of Korea

<sup>†</sup>University of Science & Technology(UST) Radiation Measurement and Radiation Safety, Daejeon, Republic of Korea

<sup>‡</sup>Hanyang University Department of Marine Sciences and Convergence Technology, Ansan, Republic of Korea

<sup>§</sup>National Institute of Environmental Research, Sejong, Republic of Korea

**Abstract** - The objective of this study is to identify the radionuclide distribution in public water by carrying out the analysis of artificial radionuclides( $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$ ), natural radionuclide( $^{210}\text{Pb}$ ) and TOC in the lake Euam sediment in Chuncheon, South Korea. The  $^{134}\text{Cs}$  concentration in all lake sediments showed below MDA values, and the  $^{137}\text{Cs}$  concentration in lake sediment were ranged from MDA to  $8.79 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}\text{-dry}$ . The  $^{137}\text{Cs}$  concentrations in surface sediment were reported to be 2.4 to  $4.2 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}\text{-dry}$ . The lowest concentration of  $^{137}\text{Cs}$  was reported at St. 4 and the highest concentration was reported at St. 3, respectively. The  $^{239+240}\text{Pu}$  concentration in lake sediment were ranged from 0.049 to  $0.47 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}\text{-dry}$ . The lowest concentration was reported at St. 2 and the highest concentration was reported at St. 3. The correlation( $r$ ) between the  $^{239+240}\text{Pu}$  concentration and  $^{137}\text{Cs}$  concentration in lake sediment presented higher values (0.54 to 0.97) and this suggests the behavior and origin of  $^{137}\text{Cs}$  is identical to the  $^{239+240}\text{Pu}$  in the sediment. The  $^{134}\text{Cs}$  concentration below MDA value and the  $^{239+240}\text{Pu}/^{137}\text{Cs}$  ratio(mean value of 0.041) indicated that the artificial radionuclides in the sediment were originated from global fallout by the atmospheric testing of nuclear weapons conducted by former USSR and U.S.A, but not from the Fukushima Daiichi NPP accident. The sedimentation rate derived from  $^{210}\text{Pb}$  age-dating method at St. 2 is calculated to be  $0.31 \pm 0.06 \text{ cm} \cdot \text{y}^{-1}$ . This value is similar to the value ( $0.41 \pm 0.05 \text{ cm} \cdot \text{y}^{-1}$ ) estimated from the  $^{137}\text{Cs}$  maximum peak produced from early 1960's. The content of TOC in lake Euam sediments varied from 0.20 to 13.01%. While the highest correlation between TOC and  $^{137}\text{Cs}$  concentration in the sediment were found at St. 1, the others presented the low correlation.

**Keywords** : Lake sediment,  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$ ,  $^{210}\text{Pb}$ , TOC