

# Trends in Technology Development for the Treatment of Radioactive Concrete Waste

## 방사성 콘크리트 폐기물의 국내외 처리기술 개발 동향

Keun-Young Lee\*, Maengkyo Oh, Jimin Kim, Eil-Hee Lee, Ik-Soo Kim, Kwang-Wook Kim, Dong-Yong Chung, and Bum-Kyoung Seo

*Korea Atomic Energy Research Institute, 989-111 Daedeokdaero, Yuseong-gu, Daejeon, Republic of Korea*

이근영\*, 오맹교, 김지민, 이일희, 김익수, 김광욱, 정동용, 서범경

*한국원자력연구원, 대전광역시 유성구 대덕대로 989번길 111*

(Received August 8, 2017 / Revised August 31, 2017 / Approved October 27, 2017)

In Korea, a huge amount of radioactive concrete waste will be generated through decommissioning of nuclear facilities in the near future; therefore, optimum technology for the treatment of concrete waste should be reviewed thoroughly and the future direction of technology development should be discussed. In this paper, many domestic and foreign examples of generation of radioactive concrete waste were pieced together and the characteristics of radioactive concrete waste were examined. Moreover, we reviewed trends in technology development by analyzing the examples of various studies and practical applications of treatment technologies, such as mechanical decontamination, chemical decontamination, volume reduction, recycling and solidification, and also tried to understand the limitations of existing technologies and determine a direction for technical improvement.

Keywords: Decommissioning, Radioactive concrete, Contamination, Activation, Treatment technology, Volume reduction

\*Corresponding Author.

Keun-Young Lee, Korea Atomic Energy Research Institute, E-mail: [lky@kaeri.re.kr](mailto:lky@kaeri.re.kr), Tel : +82-42-868-2348

### ORCID

Keun-Young Lee <http://orcid.org/0000-0001-7144-9014>

Jimin Kim <http://orcid.org/0000-0003-4667-8944>

Ik-Soo Kim <http://orcid.org/0000-0002-2249-8933>

Dong-Yong Chung <http://orcid.org/0000-0003-1680-935X>

Maengkyo Oh <http://orcid.org/0000-0003-1792-0535>

Eil-Hee Lee, <http://orcid.org/0000-0001-5094-8615>

Kwang-Wook Kim <http://orcid.org/0000-0001-8486-2756>

Bum-Kyoung Seo <http://orcid.org/0000-0002-1981-7841>

향후 원자력시설 해체 시 막대한 양의 해체 콘크리트 폐기물이 발생할 수 있음을 감안하였을 때, 방사성 콘크리트 폐기물의 최적 처리기술에 대한 면밀한 검토와 향후 기술개발 방향에 대한 논의는 반드시 필요하다. 본 논문에서는 방사성 콘크리트 폐기물의 국내의 발생 사례를 종합해 보고, 처리 대상이 되는 방사성 콘크리트 폐기물의 특성을 검토하였다. 또한, 종래의 방사성 콘크리트 처리기술로써 기계적 제염기술, 화학적 제염기술, 부피감용기술, 재활용 및 고화기술에 대한 국내의 적용 사례를 정리하고 기술 개발 동향을 살펴봄으로써 기존 기술의 한계점을 파악하고 기술 고도화 방향을 고찰해 보고자 한다.

중심단어: 해체, 방사성 콘크리트, 오염, 방사화, 처리기술, 부피감용

## 1. 서론

노후 원자력시설의 해체는 원자력 산업의 지속가능성을 위한 필수적인 과정으로써 국내 뿐만 아니라 국외에서도 해체대상이 되는 원전을 비롯한 원자력시설이 증가할 것으로 예상됨에 따라 해체산업에 대한 관심 또한 증가하고 있다 [1,2]. IAEA의 통계에 따르면 세계의 원전은 2017년 1월 기준으로 450기가 가동 중이고 158기가 영구 정지되어 있으며 이들 중 19개 원전은 해체가 완료된 상태에 있고[3], 가동 수명을 다한 원전의 호기수가 급격히 늘어날 전망이다. 미국, 독일 등의 국가에서 이미 원전 해체를 완료한 사례를 보여 주고 있으나, 아직은 축적된 자료가 충분하지 않고 원자력 시설 별 특징 및 사회적, 지리적 특성이 다르며 국가별 규제 기준 및 해체사업 환경 등에 큰 차이가 있으므로, 각 시설에 대한 해체 시나리오, 비용 등을 예측하기란 쉽지 않다. 원자력시설의 해체는 여러 핵심기술들의 조합을 필요로 하는데, 그 중 해체폐기물의 처리 및 처분은 전체 해체사업 비용에 가장 큰 불확실성을 주는 요소로써 최적의 기술개발과 적용이 매우 중요하다[1]. 특히, 국내의 경우 방사성폐기물의 엄격한 분류기준과 폐기물 처리 및 처분에 대한 높은 규제, 그리고 처분단가가 매우 높은 상황을 고려해 볼 때, 국내의 실정에 적합한 해체폐기물 처리기술이 무엇인지에 대한 신중한 검토가 요구된다.

콘크리트는 원자력시설의 주요 건축재로써 시설의 운전, 유지보수 등의 각종 활동 중에 그 일부가 오염이나 방사화 되기 때문에 원자력시설 해체 시 금속폐기물과 더불어 가장 중요하게 발생하는 방사성폐기물이다[1,4,5]. 방사성 콘크리트 폐기물의 발생량은 원자력시설의 종류, 해체 공법, 감용 처리 유무에 따라 매우 다양하게 나타나게 되고, 따라서 실제

해체사업이 수행되기 이전에 방사성 콘크리트 폐기물의 발생량을 예측하는 것은 매우 어려운 일이다.

미국의 Maine Yankee 원전(860 MWe, PWR)의 경우 방사성 콘크리트 폐기물이 약 63,485톤에 이르는 막대한 양이 발생하였는데, 이는 전체 방사성 해체폐기물의 64.4%를 차지하였다[6]. Maine Yankee 원전의 방사성 콘크리트 폐기물은 당초의 예상보다 훨씬 많은 양이 발생하였는데, 이는 방사성 오염지역이 많았던 것과 주정부의 규제 기준이 강화된 것에 그 원인이 있다. 또한, 방사성 폐기물의 처분단가가 제염비용보다 저렴하여 콘크리트 폐기물의 제염처리 없이 처분장에 처분한 사례에 해당한다.

반면, Trojan 원전(1,130 MWe, PWR) 해체 후 발생한 방사성 콘크리트 폐기물의 양은 단지 284톤에 불과했는데(1차 차폐체 제외)[7], 이는 방사성폐기물의 부피를 최소화하고 가능한 많은 양을 재활용하고자 한 목표의 결과이고, Trojan 원전 해체의 경우는 미국 내에서도 대표적으로 제염 및 재활용 기술이 적극적으로 적용된 사례에 해당된다[8]. Table 1은 미국의 대표적인 PWR 원전 해체 사례와 산정된 방사성 콘크리트 폐기물량을 나타내고 있는데, 폐기물 발생량은 원자로의 출력이나 가동 기간과 큰 상관성을 보이지 않는 것을 알 수 있다.

러시아의 대표적인 가압경수로 VVER (440 MWe) 원전 1기의 해체를 통해 발생하는 방사성 콘크리트 폐기물의 양은 약 10,000톤, 그러나 흑연감속 비등경수로 RBMK (1,000 MWe) 원전 1기의 경우 그에 10배에 달하는 약 100,000톤의 방사성 콘크리트 폐기물이 발생하였다[9]. 노형에 따른 방사성 해체폐기물의 현저한 발생량 차이를 보여주는 대표적인 예라고 할 수 있다. 스웨덴에서의 방사성 콘크리트 폐기물 발생량은 Ringhals 2 원전(866 MWe, PWR) 해체의 경우 약

Table 1. Projected quantities of radioactive concrete waste from the decommissioning of typical US PWRs

	Power Rating (MWe)	Operating Period (year)	Decom. Completed	Concrete Mass (ton)	Waste Classification
Connecticut Yankee	560	28	2007	100,539	A
Maine Yankee	860	24	2005	63,485	A
Rancho Seco	873	14	2008	27,360	A
Yankee Rowe	167	30	2007	627	A
Trojan	1,095	16	2006	284*	A

\*Excluding activated volume of primary shield wall

975톤, Oskarshamn 3 원전(1,450 MWe, BWR)의 경우 약 1,410톤인 것으로 보고되었다. 러시아의 경우와 같이 비등수형 원전의 경우가 가압수형 원전에 비해 폐기물 발생량이 많은 것은 유사한 경향성을 보이고 있으나[10], 러시아와 스웨덴의 노형 별 각각의 발생량을 비교해 보면 10~70배에 달하는 매우 큰 차이를 보이는 것을 알 수 있다.

IAEA의 보고서에서는 1991년에 발표된 EUR (유럽연합 보고서)의 내용을 인용하여 GCR (250 MWe)과 PWR (900~1,300 MWe) 원전 1기의 해체를 통해 발생하는 방사성 콘크리트 폐기물의 양을 각각 750톤과 900톤으로 예측한 바 있다[4,11]. 그러나 이와 같은 예측치 또한 실제 원전 해체폐기물의 발생량을 일반화할 수 없는데 그 예로써, 일본의 Tokai-1 원전은 166 MWe 용량의 GCR로써 해체를 통해 발생한 방사성 콘크리트 폐기물은 약 10,000톤인 것으로 보고 되어 IAEA의 예측치와 큰 차이를 보이고[12], PWR 예측치의 경우는 스웨덴의 발생량과 유사한 수준이나 미국 및 러시아의 발생량과는 현저한 차이를 보이고 있다.

미국의 대표적인 BWR 원전 해체 분석 사례인 WPPSS No.2 (Washington Public Power Supply System No.2)의 해체시 산정된 방사성 콘크리트 폐기물의 양은 콘크리트 표면의 오염 수준과 제거(scabbling) 기술 적용 정도에 따라 큰 차이를 보이는 것으로 나타났다[7]. NRC에서는 1980년에 수행한 연구에서 제거 대상 오염 콘크리트의 깊이를 2 inch로 설정하였을 때 약 1,680톤의 폐기물이 발생하는 것으로 산정하였으나, 1994년의 보고서에서는 오염 콘크리트의 깊이를 1 inch로 설정하고 콘크리트 오염 표면 제거기술을 구체화 하면서 발생 콘크리트 양을 약 200톤 수준으로 크게

감소시켜 보고하였다.

국내의 원자력시설 해체 사례를 보면, 서울에 위치한 연구로 1호기와 2호기 해체 시 약 250톤의 방사화 콘크리트 폐기물이 발생하였고, 원자력연구원 내 우라늄변환시설의 환경 복원사업을 통해 약 100톤의 우라늄 오염 콘크리트가 발생하였다[5].

이와 같이 원자력시설의 해체를 통해 발생하는 방사성 콘크리트 폐기물의 양은 국가별, 시설 별로 대단히 큰 차이를 보이는데, 이는 각 시설의 오염상태가 모두 상이하고 적용된 기술들이 상이하며 해체폐기물의 규제 기준치 또한 국가별로 차이를 보이는 것에 기인하는 것으로 사료된다.

최근 국내에서 수행된 원전 해체 선원항 및 해체폐기물 발생량 예비평가에서는 587 MWe PWR 원전 1기(고리 1호기)를 기준으로 저준위(low level waste: LLW)와 극저준위(very low level waste: VLLW) 방사성 콘크리트 폐기물이 발생하게 되고 즉시해체를 가정하였을 시 발생량은 약 1,600톤 수준인 것으로 산정한 바 있다[13]. 이 평가에서는 대상 해체 폐기물을 국내 분류기준에 따른 등급 및 단위 체적/중량/밀도를 평가하였고 각종 코드분석 및 기존 특성화 자료 등을 통한 방사선원항을 평가하였으며 기존 해체폐기물 처리 기법 및 처리 성능에 따른 감용비 등을 고려하였다.

방사성 콘크리트 폐기물은 그 발생 원인에 따라 표면오염 콘크리트와 방사화 콘크리트로 구분할 수 있다. 현재까지 국내외에서 방사성 콘크리트 폐기물의 제염 및 저감에 대한 기술 개발이 매우 다양하게 이루어져 왔는데, 특히 유럽의 선진국들을 중심으로 방사성 콘크리트 폐기물의 발생량을 최소화하기 위한 부피감용 기술의 개발이 중점적이었고, 발생한

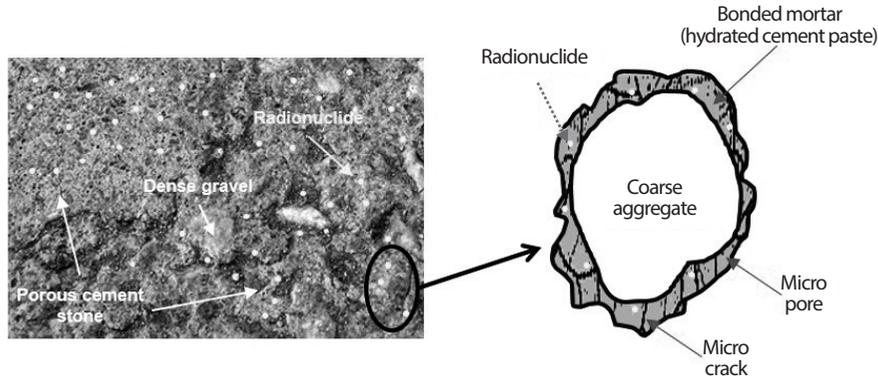


Fig. 1. Schematic diagram of concrete waste.

폐기물도 재활용을 통해 최종 처분대상 폐기물의 양을 최소화하려는 연구가 활발하게 진행되었다. 또한, 미국에서도 원자력 시설 해체를 통해 발생하는 막대한 양의 방사성 콘크리트 폐기물을 처리하기 위한 기술개발에 많은 지원을 하였는데, 주로 콘크리트 폐기물 표면에 존재하는 오염물질을 물리화학적으로 제염하는 기술들이 개발되었다. 일본의 경우 당초 원자력시설 해체 시 발생하는 비방사성 콘크리트 폐기물의 재활용을 목적으로 콘크리트 폐기물을 가열, 파분쇄 등의 과정을 통해 재생 골재를 활용하는 기술을 개발하였으나, 최근에 들어서는 방사성 콘크리트 폐기물을 화학적으로 습식 제염하고 이 때 발생하는 2차 폐액을 처리하는 기술까지 그 범위를 확대하고 있다.

우리나라의 경우 연구로 2호기와 우라늄변환시설에서 발생한 방사성 콘크리트 폐기물을 대상으로 감염 및 재활용 기술개발 연구가 수행된 바 있다. 여기에서는 폐기물을 열적, 기계적 처리방법을 통하여 골재와 미분말을 분리하고 방사성 콘크리트 미분말을 다시 제염처리 하거나 최종 고화체로 안정화 시키는 기술 개발을 목적으로 하였다[5,14,15].

향후 국내에서도 원자력시설 해체 시 막대한 양의 방사성 콘크리트 폐기물이 발생할 수 있음을 감안하였을 때, 해체 콘크리트 폐기물의 최적 처리 기술은 우리에게 반드시 요구되는 사항이며 이를 위하여 기존 기술들의 면밀한 검토와 향후 기술개발 방향에 대한 논의가 선행되어야 할 것이다. 따라서, 본 논문에서는 처리대상이 되는 방사성 콘크리트 폐기물의 특성을 우선 검토하고 이와 관련된 국내외 연구 및 처리기술 개발 동향을 살펴보고자 한다.

## 2. 방사성 콘크리트 폐기물의 특성

### 2.1 표면오염 콘크리트(Surface contaminated concrete)

콘크리트는 25~40%의 시멘트 페이스트, 60~75%의 골재 및 혼화재료로 구성되어 있다. 가장 대표적인 시멘트 종류로써 포틀랜드시멘트의 주성분은 석회(CaO; ~65%), 실리카(SiO<sub>2</sub>; ~20%), 알루미나(Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>; ~5%), 산화철(Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>; ~3%)로 이루어져 있고, 그 밖에 산화마그네슘(MgO), 무수황산(SO<sub>3</sub>) 등이 부성분을 이루고, 혼합시멘트의 경우는 고로 슬래그, 실리카질 혼합재, 플라이 애쉬 등의 혼합에 따라 화학성분의 변화가 크다. 골재는 입자 크기에 따라 5 mm 미만의 잔골재와 5 mm 이상의 굵은골재로 분류할 수 있고, 기원에 따라 천연골재와 인공골재로 분류하기도 한다. 또한, 비중에 따라 경량골재, 보통골재, 중량골재로 분류하는데, 보통 비중이 2.7 이상인 중량골재를 사용하는 중량콘크리트는 방사선 차폐의 기능을 갖기 때문에 주로 생물체의 방호를 위하여 x선, γ선 및 중성자선을 차폐하는 목적으로 사용된다. 혼화재료는 콘크리트의 강도 및 내구성을 증진시키거나 경화반응, 수화작용 등의 조정, 또는 각종 화학저항성의 증진 등의 목적으로 사용되는 물질들로서 그 종류는 매우 다양하다[16].

원자력시설 해체 시 발생하는 방사성 콘크리트는 크게 표면오염 콘크리트와 방사화 콘크리트로 구분할 수 있고, Fig. 1에 나타난 바와 같이 방사성핵종은 골재가 아닌

대부분의 시멘트에 존재하는 것으로 알려져 있다[4,5]. 표면 오염 콘크리트는 원자력시설 운전 중 또는 해체 과정에서 여러가지 원인에 의해 발생할 수 있고, 방사성핵종은 오염경로, 오염원 등에 의해 다양하나 원전의 경우 대표적인 핵종으로써  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{63}\text{Ni}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  등을 들 수 있고, 핵연료주기 관련시설의 경우 U, Pu, Am, actinides 등으로 오염된 사례를 볼 수 있다. 예를 들어, 미국의 Maine Yankee 원전 해체 시 발생한 방사성오염 콘크리트에서는 방사능의 99%가 콘크리트 표면 1 mm 깊이 이내에 존재하고, 방사능의 98%를 차지하는 오염핵종은  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{63}\text{Ni}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ 인 것으로 보고하였다[7]. 콘크리트와 같은 고체 매질에서 방사성핵종의 오염은 크게 두가지 과정, 핵종의 이동현상(transport), 핵종과 고체 매질 간 반응(Reaction)을 통해 진행된다. 핵종의 이동은 고체와 액체 경계간의 필름 이동, 액체를 포함하는 대공극 내 이동, 고체 표면에서의 확산, 세공 내에서의 확산, 벌크 고체 내 확산 등의 여러가지 현상들로 설명되고 있다. 핵종의 매질 내 이동 후에 또는 이동 중에 다양한 화학 반응들이 동반되는데, 대표적으로 흡착, 치환, 침전, 산화, 환원 등의 반응들을 예로 들 수 있고, 동적 평형상태(equilibrium)에 이르러 고정화되거나 또는 계속해서 이동에 참여하게 된다. 이러한 화학적인 반응들의 일부는 수초에서 수시간의 비교적 짧은 시간에 진행되기도 하지만, 수개월 또는 수년이 이르는 고체상 변환(solid phase transformation)에 의해 결정화, 재결정화, 고착화되기도 하는데 이러한 현상을 숙성(aging)이라 한다. 오염이 진행된 시간에 따라 오염 핵종의 고체상 존재형태가 변화하는 것은 핵종 이동성에 영향을 미치는 가장 중요한 원인이 된다. 숙성과정을 거친 오염 핵종은 단기간 동안 비교적 단순한 반응에 의해 고정화된 핵종에 비해 제염이 어려운 특성을 보인다[17].

따라서, 이와 같은 오염 현상들을 고려하였을 때 콘크리트 폐기물 내 방사성핵종은 자갈과 모래성분과 같이 밀도가 높으며 비다공성 실리카로 구성된 치밀한 구조를 갖는 골재에 오염되기 보다는 물질이동과 화학반응에 유리한 다공성 시멘트 페이스트에 주로 오염되는 것으로 볼 수 있다.

최근의 연구에서는 사용후핵연료 저장조를 구성하고 있던 실제 오염 콘크리트를 대상으로 방사능 분포를 평가하여  $^{137}\text{Cs}$ 과  $^{90}\text{Sr}$ 이 주로 페이스트 층에 오염되어 있음을 확인하였다[18]. 오염 핵종의 존재상과 분포 특성 등을 평가하기 위하여  $\mu\text{XRF}$  (Microfocus X-ray fluorescence) 및 XAS (X-ray

absorption spectroscopy)와 같은 고도 분석 기법들을 적용하였고, 핵종들과 콘크리트의 직접 반응을 모사한 실험을 통해 Sr은 시멘트에 고정화되고 Cs은 혼합재의 점토광물과 반응하는 것을 밝혔다. 일본 후쿠시마 원전사고 이후 원자로 건물 콘크리트의 오염 평가에서는 주요 오염 핵종인  $^{137}\text{Cs}$ 이 콘크리트 표면 에폭시 코팅 층에 주로 존재하는 것으로 나타났다, 기본적인 표면제염 기법들을 적용하여 제염 효과를 평가하였다[19]. 국내 우라늄변환시설 해체를 통해 발생한 U 오염 콘크리트의 경우는 에폭시 코팅이 없는 콘크리트의 경우 U의 오염이 시멘트 페이스트 표면에 존재하였고, 반면 에폭시 코팅이 있는 콘크리트에서는 에폭시 코팅 아래쪽의 모르타르 층에 U의 오염이 주로 발견되었는데[20], 이처럼 콘크리트의 방사성 오염은 오염 핵종, 시설의 종류, 콘크리트 성상 등에 따라 영향을 받게 된다.

## 2.2 방사화 콘크리트(Activated concrete)

방사화 콘크리트는 생체차폐체로 사용된 콘크리트가 원자력시설 운전 과정에서 생성되는 중성자에 조사되어 방사화됨으로써 발생한다. 일반적으로 중성자가 조사되는 지역으로부터 깊이에 따라 방사능 분포가 지수 함수적으로 감소하게 되고, 주요 검출핵종은  $^{60}\text{Co}$ 과  $^{152}\text{Eu}$ 로 일부 문헌에서는 이 핵종들의 방사화분포를 살펴보았을 때 전체 방사능의 대부분을 차지하는 것으로 보고되고 있다[21-23]. Maine Yankee 원전에서 발생한 방사화 콘크리트 역시 전체 방사능의 27%가  $^{60}\text{Co}$ , 65%가  $^{152}\text{Eu}$ 인 것으로 나타났고, 방사능은 콘크리트의 3 inch 깊이까지 거의 균질하게 분포하는 것으로 발표하였다[7]. 그 밖에 콘크리트 방사화에 의한 방사성핵종으로  $^{154}\text{Eu}$ ,  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{55}\text{Fe}$ ,  $^{63}\text{Ni}$ ,  $^{41}\text{Ca}$ ,  $^3\text{H}$ ,  $^{14}\text{C}$  등이 생성되는 것으로 알려져 있는데[24], 이들 핵종의 종류는 콘크리트 구성 성분 및 그 함량에 좌우되고 방사능의 세기는 방사화 정도에 따라 차이를 보이게 된다.

국내의 연구로 2호기 해체를 통해 발생한 방사화 콘크리트 폐기물은 전체 해체 방사성폐기물의 약 90%를 차지하였다. 방사화 콘크리트를 기계적 파쇄 후 5 mm 이상의 굵은 골재와 1~5 mm 이상의 잔골재, 1 mm 이하의 시멘트 페이스트로 체분리하여 각각의 시료에 대한  $^{60}\text{Co}$ 의 방사능을 측정된 결과, 시멘트 페이스트의 비방사능이  $78.5 \text{ Bq} \cdot \text{g}^{-1}$ 으로 파쇄 및 분급 처리전의 전체 방사능의 90% 이상을

나타내었다(Fig. 2)[5]. 즉, 방사화 콘크리트의 구성성분 중 자갈 및 모래와 같은 골재 보다는 다공성 물질의 시멘트 페이스트에 대부분의 방사성 핵종이 존재함을 알 수 있다. 이와 같이 콘크리트의 방사화가 시멘트에서 발생하는 원인은 앞서 언급한 것처럼 시멘트의 원재료에 포함되어 있는 불순물들이 방사화되는 주요 성분에 해당하기 때문이다[21-23]. 시멘트는 주요 구성 원소 이외에도 불순물 핵종들을 포함하고 있는데, 이러한 핵종들은 주요 구성 원소에 비해 그 함량이 매우 적으나 일부 핵종들은 중성자흡수단면적이 커서 방사화된다. 콘크리트 내 불순물 중  $^{151}\text{Eu}$ 과  $^{59}\text{Co}$ 는 대표적인 핵종들로 열중성자의 포획반응인  $(n,\gamma)$  반응에 의해 방사화 핵종인  $^{152}\text{Eu}$ 와  $^{60}\text{Co}$ 가 생성되는데,  $^{151}\text{Eu}$ 의 경우

중성자흡수단면적이 9,100 barn으로 매우 크기 때문에 불순물 함량이 1 ppm 미만의 극미량이 존재하는 조건에서도 방사화되고,  $^{59}\text{Co}$ 의 경우 수 ppm의 비교적 높은 함량을 보이고 37.2 barn의 중성자흡수단면적을 갖기 때문에 방사화가 가능하다. 최근 국내에서 수행된 PWR 구조재 내 불순물에 따른 방사화 핵종 재고량 분석 연구에서는 콘크리트 내 불순물을 적용하지 않았을 시 주요 방사성 핵종이  $^{14}\text{C}$ 이고 폐기물의 준위가 극저준위(VLLW)로 분석된 반면, 불순물을 적용한 계산 결과에서  $^{152}\text{Eu}$ ,  $^{154}\text{Eu}$ ,  $^{60}\text{Co}$  등이 방사성폐기물 분류 시 주로 기여하고 모든 경우에 저준위(LLW)인 것으로 평가되었다[22].

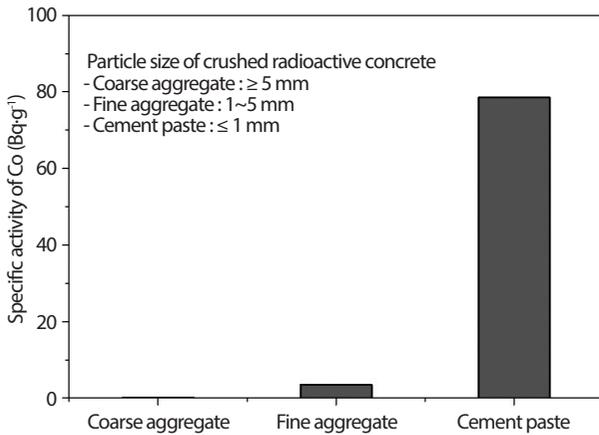


Fig. 2. Specific activity of Co in each fraction of radioactive concrete waste [5].

### 3. 방사성 콘크리트 폐기물의 처리기술

#### 3.1 기계적 제염기술(Mechanical decontamination)

Table 2에는 콘크리트 폐기물을 처리하기 위한 기계적 제염기술 및 화학적 제염기술들이 정리되어 있다. 원자력 시설의 방사성 콘크리트 구조물을 제염함에 있어서 표면을 깎아내거나 연마하는 기계적인 방식의 콘크리트 표면 제거 기술은 가장 우선적인 고려대상이 된다[25]. 방사성 오염의 경우 오염 핵종이 콘크리트 매질을 침투하여 이동하는 것은 한계가 있고 방사화 콘크리트 역시 깊이에 따라 방사화 정도의 차이를 보이므로, 방사능이 높게 나타나는 표면만을 벌크 콘크리트로부터 깎아내는 것은 오염정도의 구별 없이

Table 2. Current technologies of chemical and mechanical decontamination for concrete waste

Mechanical decontamination	Chemical decontamination
Dusting/vacuuming/wiping/scrubbing	Inorganic acid process (Phosphoric acid, nitric acid, sulfuric acid etc.)
Scabbling	Organic acid process (Oxalic acid, citric acid etc.)
Milling/Shaving	Chelating agent process
Grinding/polishing/brushing	Electrochemical process
Hydraulic/pneumatic hammering	Foam
Blasting of CO <sub>2</sub> ice	Chemical gel
Blasting of sand, grit etc.	Chemical fog
Pressurized water jet	
Liquid nitrogen jet	
Ultrasonic cleaning	
Vibration abrasive techniques	
Flushing with water	
Steam vacuum cleaning	
Strippable coatings	
Laser ablation	

콘크리트 전체를 처리하는 것과 비교하여 방사성 콘크리트 폐기물의 양을 현저히 줄일 수 있다.

대표적으로 콘크리트 바닥 및 벽면의 제염을 위해 표면 절삭/제거기술(scabbling)이 적용되었는데, 벨기에의 Belgoprocess사는 1990년부터 Eurochemic 재처리시설의 제염 및 해체를 수행하는 과정에서 scabbling과 shaving 기술을 비교 평가 하였다[26]. scabbling 장비는 주로 공압식(pneumatic) 피스톤 헤드에 탄화 텅스텐(tungsten carbide) 비트가 사용되고 비트의 경우 정상 조업조건에서 약 100 시간의 수명을 보였다. 조업 속도는 바닥면 5 mm 제거를 기준으로 5~7개 헤드 scabbler를 이용하여  $4\sim 6 \text{ m}^2 \cdot \text{h}^{-1}$ , 벽면 3 mm 제거를 기준으로 1~3개 헤드 scabbler를 이용하여  $0.25\sim 0.5 \text{ m}^2 \cdot \text{h}^{-1}$ 를 나타내었다[25]. 반면, shaving 장비에는 다이아몬드로 마감된 회전식 절삭 헤드가 주로 사용되는데, 바닥면 작업의 경우 scabbling에 비해 약 3배 이상의 조업 속도를 보이고, 약 30% 이상 저감된 콘크리트 폐기물량을 나타내면서 상대적으로 효율성이 높은 것으로 평가 받고 있다. 또한, shaving은 볼트와 같은 금속체의 제거까지 가능하고 scabbling에 비해 기계적 진동이 줄어들어 작업자의 부담을 줄이는 장점이 있다[4]. 벽면 shaving의 경우는 원격 시스템(remote system)이 적용될 경우 3 mm 제거를 기준으로  $15\sim 25 \text{ m}^2 \cdot \text{h}^{-1}$ 의 제거 속도를 보이고, 사용된 절삭 헤드의 수명은  $1000\sim 1500 \text{ m}^2$ 를 처리 할 수 있는 수준인 것으로 보고되었다. 분진에 의한 공기오염은 두 방식 모두에서 반드시 고려되어야 할 사항이나, shaving의 경우 상대적으로 미세 분진이 많이 발생하므로 보다 강화된 집진/여과 장비가 요구되는 단점이 있고, 거친 표면의 적용에는 취약한 것으로 알려져 있다[25].

연마기술(Abrasive blasting)은 적용대상 및 제염 전략에 따라 다양한 연마제가 사용되는데, 주로 적용되는 연마제로는 모래, 자철석, 철 펠릿, 산화 알루미늄, 유리 비드, 탄화 규소, 세라믹, 플라스틱 펠릿 등이 있고, 이러한 연마제를 담지한 폴리우레탄 스펀지도 사용된다. 연마기술은 콘크리트 표면이나 페인트와 같은 코팅 등의 물질을 선택적으로 제거할 수 있는 기술로써 여러 실제 적용사례를 통해 증명되었다. 다양한 연마제의 선택을 통해 유연성이 좋고, 거칠고 비균질한 표면에도 적용성이 좋은 장점이 있고, 표면 절삭/제거 기술에 비해 손쉬운 방법으로 간주되고 있다. 그러나, 연마제를 사용함에 따른 2차폐기물 발생이 문제가 되고, 방안으로 선택되는 연마제의 재활용은 또다시 2차오염의 가능성을

갖게 되므로 신중한 검토가 필요하다. 또한, 미세 분진을 제어할 수 있는 시스템의 도입이 필수적이고 작업자의 안전에 대한 고려도 요구된다[25].

그 밖에  $\text{CO}_2$  ice blasting과 Liquid nitrogen jet과 같은 제염기술들은 2차폐기물 문제는 해소될 수 있으나 환기 설비가 추가적으로 요구되고 작업 안전성 문제는 여전히 존재한다. Laser ablation 기술은 앞서 설명한 다른 기술들의 단점을 상당부분 해소할 수 있는 것으로 평가되고 있으나, 처리속도가 상대적으로 느린 단점을 갖고 아직까지 장시간에 걸친 현장 적용성과 효율성에 대한 검증이 부족한 상태이다[25].

### 3.2 화학적 제염기술(Chemical decontamination)

주로 액상의 제염제를 사용하는 화학적 제염기술은 매우 복잡한 구조체에서도 신속하게 적용시킬 수 있고 높은 제염 효율을 보이는 것으로 인식되고 있지만, 제염 대상에 적합한 화학 제염제를 선택하는 것과 제염 처리 후 발생하는 복잡한 조성의 대용량 2차폐액을 어떻게 처리할 것인가의 문제가 기술 적용에 있어서 가장 핵심이라고 할 수 있다[27]. 화학적 제염기술에 사용되는 제염제의 종류는 무기산, 유기산, 착화제, 계면활성제, 유기용매, 폼, 겔 등이 있고, 이들을 혼합 또는 단계적으로 사용하거나 초음파와 같은 물리적 처리와 함께 적용되기도 한다. 화학적 제염기술이 방사성 콘크리트 폐기물을 대상으로 실제 적용된 사례는 앞서 소개한 기계적 제염기술에 비해 많지 않은데, 그 원인은 화학적 제염기술이 모든 콘크리트 폐기물에 효과적이지는 않은 한계점과 처리가 가능하다 하더라도 종래의 해체사업들에서 콘크리트를 자체 처분(clearance) 수준까지 화학 제염하고 2차폐액의 처리까지 완료하는 기술의 적용과 그러한 처리 없이 바로 처분하는 방식 간의 비용편익을 비교해 보았을 때 화학적 제염기술이 유리하지 않다는 판단에서 인 것으로 사료된다.

미국의 AWD에서 개발한 AWD-CON 공정은 물리적 제염과 화학적 제염 및 분리 공정을 조합한 방법으로써 건식 vacuum으로 콘크리트 표면의 오염물질을 1차적으로 제거 후 부식성 및 산성 제염제로 처리하고, 콘크리트를 다시 고압수로 세정한 후 오염도를 측정하여 오염 준위를 측정하여 만족할 만한 수준까지 반복하여 처리하였다. 발생된 폐액은 여과, 막분리, 이온교환 등의 방법으로 처리하였다[28].

미국 Isotron사의 ELECTROSORB 공정은 동전기적 추출

기술과 폴리머 전극 포집기술을 결합하여 방사성 콘크리트 폐기물로부터 오염물질을 제거하는 기술이다. 이 기술은 콘크리트 표면에 존재하는 비용해성 방사성 핵종(U, Th)을 이온화시키는 동시에 폴리머를 형성할 수 있는 탄산수소 암모늄(Ammonium bicarbonate)을 주입한 후 전기를 걸어주어 동전기적 추출공정에 의해 오염 핵종이 폴리머 내로 이동되고 고정화되며 이후 폴리머를 제거하는 방식이다[29].

2007년부터 국내에서 수행된 화학적 제염기술의 연구에서는 모의 오염 콘크리트, 실제 오염 콘크리트, 방사화 콘크리트로부터 분리된 미분말을 대상으로 다양한 화학적 및 전기화학적 제염기술의 적용성을 평가하였다[30].  $^{60}\text{Co}$  방사성 동위원소로 인위적으로 오염시킨 콘크리트 미분말을 염산으로 산세척(acid washing) 처리하였을 때, 30분 이내의 비교적 짧은 시간 내에 최대 99%의 제거효율을 보였다. 반면, 우라늄변환시설 해체 시 발생한 우라늄 오염 콘크리트 미분말의 경우, 질산, 염산, 황산을 각각 사용하여 산 농도와 반응시간을 증가시키고 2회까지 산세척 하였음에도 불구하고 제거효율이 90% 수준인 것으로 나타났는데, 이는 오염 핵종 간의 차이와 더불어 모의 오염과 실제 오염 간의 극명한 숙성 효과(aging effect) 차이를 보여주는 예라고 할 수 있다. 또 다른 실험에서는 화학적 세척법과 전기화학적 처리법을 단계적으로 적용하였는데, 초기 방사능  $50 \text{ Bq} \cdot \text{g}^{-1}$ 의 콘크리트 미분말을 황산으로 산세척 처리 한 결과 4시간 후 농도가 약  $30 \text{ Bq} \cdot \text{g}^{-1}$ 으로 감소하였고, 이렇게 전처리 한 미분말을 동전기(electrokinetics) 처리장치에 충전하여 약 30일간 제염실험을 수행한 결과 최종 미분말 입자 내 우라늄 방사능은  $1 \text{ Bq} \cdot \text{g}^{-1}$ 이하로 감소함을 보였다. 동전기 처리기술은 세척법으로 처리가 어려운 미세입자에 오염된 핵종을 보다 효과적으로 제거시킬 수 있는 방법으로써, 오염된 점토질 토양이나 콘크리트 미분말에 적용될 수 있는 장점을 갖는다. 그러나, 동전기 처리에 의한 매질 내 오염물질의 농도는 지수적으로 감소하기 때문에 제거 목표치가 매우 낮을 경우 이를 달성하기 위한 공정 조업시간이 매우 길어지는 단점이 있다. 콘크리트 폐기물 내 제거 대상 핵종의 자체치분 기준치가 매우 낮은 경우는 이와 같은 화학적 제염기술을 적용함에 면밀한 검토가 필요하다.

한편으로, 국내 연구로에서 발생한 방사화 콘크리트로부터 분리한 미분말을 대상으로 질산, 염산, 황산을 사용하여 4시간 동안 세척하고 2회 반복 수행하여  $^{60}\text{Co}$ 의 제거효율을 평가한 결과 최대 약 20% 수준에 불과했다.  $^{60}\text{Co}$ 의 제거를

향상시키기 위한 목적으로 산세척을 완료한 콘크리트 미분말을 또다시 동전기 처리기술로 20일간 처리하였으나 코발트 제거 효율은 미미한 것으로 보고되었다. 이는 앞서 소개한 방사성 오염 콘크리트의 처리결과와 극명한 대조를 보이는 것으로, 오염 콘크리트 미분말 내 방사성 핵종은 주로 입자 표면에서 상대적으로 약한 결합 형태(associated or adsorbed fractions)로 존재하는 반면, 방사화 콘크리트 미분말은 안정한 구조 내에 존재하던 모핵종(parent nuclide)이 중성자 조사에 의해 방사성 핵종으로 변환한 것이므로 구조적으로 매우 안정한 형태인 잔류상(residual fraction)으로 존재하는 것에 기인한다. 방사화 콘크리트를 대상으로 화학적 제염기술은 적용성이 매우 낮음을 보여주는 대표적인 사례라고 할 수 있다.

방사성 콘크리트 폐기물을 대상으로 한 화학적 제염기술의 개발은 2차폐기물의 최소화 관점에서 장점을 갖는 겔(gel)과 폼(foam) 타입의 제염제 개발과 적용이 현재까지 계속되고 있다[27]. 미국의 ANL에서는 다공성 벽돌 및 콘크리트의 제염용으로 “supergel”이라는 분무식 폴리머 겔을 개발하였는데, 방사성 핵종을 흡수하는 기능을 갖고 있어 비교적 높은 핵종 제거효율을 보이는 것으로 보고하였다. 원격 분무 장치가 적용되었고 사용된 겔을 회수 및 재사용하는 시스템이 개발되었다. INL에서는 콘크리트 페이스트에 존재하는 오염을 제거하기 위한 “Rad-Release”라는 폼을 개발하여 분사장치와 함께 특허화하였다. 이 과정에서 장시간의 적용성 평가, 장치 최적화 연구, 핵종 제거를 평가, 폼 회수 조건 평가 등이 수행된 바 있다.

일본의 Shimizu 건설은 2010년에 발표한 방사화 콘크리트의 방사능 저감화 기술에서 콘크리트 내 Eu과 Co를 제거하는 방법을 제시하였고 이후 기술개발을 계속하고 있다 [31,32]. 이 기술은 우선 방사화 콘크리트를 과분쇄하고 분말화된 콘크리트를 약  $120^\circ\text{C}$ 의 온도에서 무기 또는 유기산에 24시간 동안 세척하는 방법으로, 이러한 처리를 통해서 콘크리트 내 Eu과 Co에 의한 방사능이 90% 이상 제거되는 것으로 보고하였다. 이 때 발생하는 Eu과 Co를 포함하는 산폐액은 선택적으로 제거하거나 산폐액을 중화시켜 공용해된 금속들과 함께 침전시킴으로써 여기서 발생하는 고형분만을 방사성 폐기물로 분류할 때 초기 방사성 폐기물량 대비 99%의 감소 효과를 예상하고 있다. 그러나, 이 기술은 국내 원자력 시설의 해체 콘크리트 폐기물에 적용이 불가능하다. 그 이유는

방사화 콘크리트의 방사능이 90% 가량 제거된다 하더라도 콘크리트에 잔류하는 방사능은 수~수십 Bq·g<sup>-1</sup>이 되므로 국내의 Eu과 Co의 자체처분 기준치인 0.1 Bq·g<sup>-1</sup>을 훨씬 상회하는 수준이 되어 제염처리 이후에도 여전히 방사성 폐기물로 남게 되기 때문이다. 또한, 앞서 방사화 콘크리트 내 방사성 핵종의 존재형태에 대하여 설명한 바와 같이 Eu과 Co는 콘크리트 미분말의 골격구조 내에서 안정한 형태이므로 이들을 99.9% 이상으로 제거하는 것은 현실적으로 불가능하다.

### 3.3 부피감용기술(Volume reduction)

앞서 살펴본 바와 같이, 방사성 콘크리트 폐기물 내 방사성핵종은 골재가 아닌 대부분의 시멘트에 존재하는 것으로 알려져 있는데, 이러한 폐기물 내 방사능 분포 특성을 활용하는 대표적인 부피감용 기술은 가열분쇄(heating and grinding)이다.

일찍이 유럽의 선진국들은 방사성 콘크리트 폐기물의 발생량을 최소화 하기 위한 적극적인 시도를 하였는데, REBONDIN project가 그 대표적인 사례이다. 네덜란드의 KEMA사, 프랑스의 CEA 그리고 영국의 BNFL은 공동으로 이 연구에 참여하였다[33]. 네덜란드의 원전 Borssele와 Dodewaard에서 발생된 방사성 콘크리트가 사용되었는데, Borssele 시료는 <sup>60</sup>Co으로 230 Bq·g<sup>-1</sup>으로 오염된 상태였고, Dedewaard 시료에는 <sup>60</sup>Co, <sup>137</sup>Cs, <sup>54</sup>Mn을 인위적으로 오염시켜 사용하였다. 분쇄와 분급, 세척의 과정으로 콘크리트 분리실험을 수행하였고, 이를 통해 콘크리트의 오염은 주로 시멘트에 발생하고 이러한 시멘트를 골재와 분리하는 것이 방사성 폐기물의 부피감용에 효과적임을 제시하였다. 공동연구를 통해 개발된 가열분쇄기술인 DECO process는 KEMA사에서 pilot 실증 시험이 수행되었는데, 콘크리트를 조크러셔(jaw crusher)에 넣고 1차적으로 파쇄한 후 가열장치에 넣고 650~700℃ 온도범위에서 약 3~5시간 가열처리 하였으며, 가열된 콘크리트를 냉각 시킨 후 mill에 넣어 1~2시간 분쇄하였다. 체분리를 통해 1 mm 미만의 미분말과 1 mm 이상의 골재를 분리한 후 이들의 오염도를 분석한 결과 오염되지 않은 1 mm 이상의 골재는 총 양의 63%, 1 mm 미만의 오염된 미분말은 37%로 나타났다. 이 실증시험에서 적용된 오염기준은 제시되지 않아 가열분쇄 처리 후 분리된 골재의 자체처분 가능 여부에 대해서는 명확하지 않다.

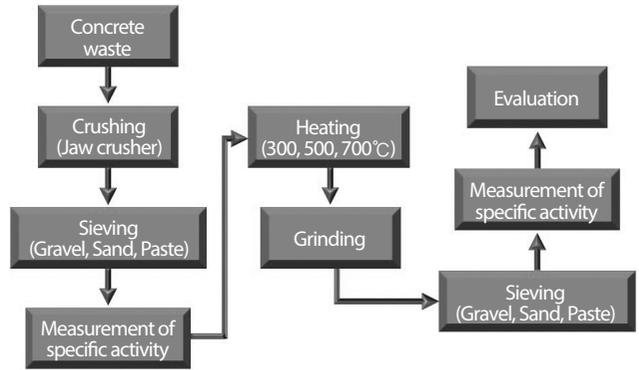


Fig. 3. Procedure for heating and grinding of radioactive concrete waste [5].

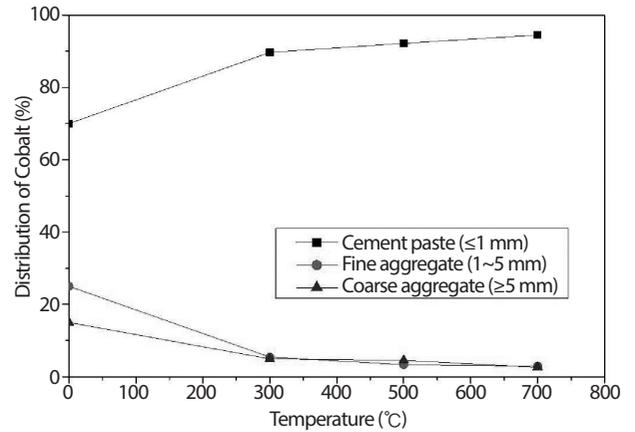


Fig. 4. Effect of heating temperature on the distribution of Co after heating-grinding process [5].

국내 원자력시설에서 발생된 해체 콘크리트 폐기물에 대한 가열분쇄기술 평가 연구를 살펴보면, 우선 오염 콘크리트와 방사화 콘크리트의 분쇄 전후의 초기 방사능을  $\gamma$ -spectrometer를 이용하여 측정하였고, 선별된 굵은 골재와 잔골재를 대상으로 가열분쇄기술을 적용하여 300~700℃에서 열처리 한 후 불밀을 사용하여 분쇄하고 다시 입도에 따라 분리된 시료를 획득하였고 이들 각각의 방사능을 측정하였다(Fig. 3)[5,30]. 이를 통해 실제 방사성 콘크리트 내 대부분의 <sup>60</sup>Co은 시멘트 페이스트에 존재하는 것을 확인하였고, Fig. 4의 결과는 가열분쇄 공정을 적용하는 경우 <sup>60</sup>Co의 굵은 골재와 시멘트 페이스트 간 분배비를 크게 만들 수

있음을 증명하고 있다.

우라늄변환시설의 오염 콘크리트의 경우 초기 방사능  $6.5 \text{ Bq} \cdot \text{g}^{-1}$ 인 시료를 가열분쇄 처리 하였을 시 굵은 골재에 존재하는 방사능은  $0.28 \text{ Bq} \cdot \text{g}^{-1}$ , 잔골재에 존재하는 방사능은  $1.97 \text{ Bq} \cdot \text{g}^{-1}$ 을 나타냈으며, 시멘트 페이스트에 존재하는 방사능은  $26.5 \text{ Bq} \cdot \text{g}^{-1}$ 으로 나타났다. 회수된 굵은 골재는 전체의 75%를 차지하였다. 또한, 연구로의 방사화 콘크리트를 대상으로 가열분쇄기술을 적용한 사례에서는 초기 방사능이  $0.17 \text{ Bq} \cdot \text{g}^{-1}$ 의 굵은 골재를 재차 가열분쇄하여  $0.06 \text{ Bq} \cdot \text{g}^{-1}$ 의 굵은 골재,  $0.13 \text{ Bq} \cdot \text{g}^{-1}$ 의 잔골재,  $1.74 \text{ Bq} \cdot \text{g}^{-1}$ 의 시멘트 페이스트로 분리하는 결과를 얻었고, 초기 방사능  $3.5 \text{ Bq} \cdot \text{g}^{-1}$ 의 잔골재를 재차 가열분쇄하여  $0.06 \text{ Bq} \cdot \text{g}^{-1}$ 의 잔골재,  $20.1 \text{ Bq} \cdot \text{g}^{-1}$ 의 시멘트 페이스트로 분리하였다. 이러한 연구결과들을 통해 가열분쇄기술에 의한 방사성 콘크리트의 감용 가능성을 확인하였다. 그러나, 현재의 국내 자체처분 기준치인  $0.1 \text{ Bq} \cdot \text{g}^{-1}$ 을 만족 시킬 수 있는지에 대한 추가적인 연구가 필요하다.

### 3.4 재활용 및 고화 기술(Recycling and Solidification)

일본의 NUPEC에서는 원자력시설에서 발생한 콘크리트 폐기물의 재활용을 위한 연구 개발을 수행하여 일부 기술들은 실증단계를 거치기도 하였다. 막대한 양의 비방사성 콘크리트 폐기물로부터 재생골재를 생산하는 두 가지 방법으로 기계적 분쇄와 가열분쇄 기술을 평가하였다. 콘크리트를 파쇄하여 50~8 mm와 8 mm이하로 분리하고 50~8 mm의 콘크리트 골재는 습식공정에서 다시 분쇄되어 굵은 골재를 분리하고 나머지는 8 mm의 골재와 함께 잔골재로 재사용 된다. 재활용 공정은 목표 품질을 만족할 때까지 반복된다. Air-heating과 grinding이 결합된 가열분쇄 공정에서는 50 mm 이하로 파쇄된 콘크리트를  $300^\circ\text{C}$ 에서 가열된 공기에 노출시키고 콘크리트 접합체의 결합력을 약화시킨 후 마쇄과정을 거쳐 재분쇄 된다. 이렇게 생성된 성분들을 체분리 등을 이용하여 굵은 골재와 잔골재로 분리한다[34].

원자력산업에서 방사성 콘크리트의 재활용 적용 분야는 생체차폐체로 재활용, 방사성폐기물 처분장에 사용되는 자재로 재활용, 방사성 폐기물 처분용기 메움제, 방사성 폐기물 고정화용 모르타르 등을 들 수 있다[12]. 고전적인 방식으로는 콘크리트 절단 시 발생한 미분말을 탈수시킨 후 물과 시멘트를 배합하여 고화시키거나, 이 고화 물질을 방사성

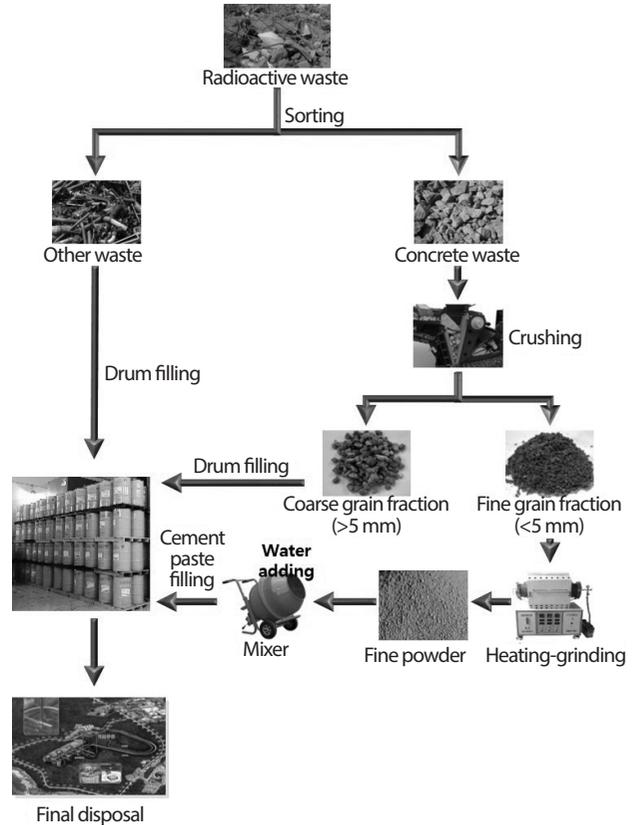


Fig. 5. Method for radioactive concrete processing and disposal.

폐기물 잡고체 또는 절단된 콘크리트 블록 처분 시 컨테이너의 빈공간 충진제로 사용하는 것이 대표적이다(Fig. 5). 이후 콘크리트 미분말의 재활용 기술 개발 방향은 방사성 콘크리트 미분말 자체의 경화(hardening) 특성을 회복시킴으로써 추가적인 시멘트의 사용 없이 고화 소재로 재활용하는 것이다. 콘크리트 폐기물을 파분쇄 후 미분말을 분리시키고  $700\sim 800^\circ\text{C}$  온도에서 가열하는 등의 방법으로 시멘트 페이스트를 재생하는 기술이 제안되기도 하였다[12].

국내에서는 연구로 해체사업에서 발생된 방사성 콘크리트 폐기물의 처분장 인수기준을 만족시키기 위하여 시멘트 고화체 제조 및 특성평가 연구를 수행하였다[15]. 방사성 콘크리트, 물, 시멘트의 배합비를 75:15:10wt%로 고화체를 제조하여 모르타르 유동도, 고화체 압축강도, 침출 안정성, 열 저항성 등의 처분 인수조건을 만족시켰고, 콘크리트 블록의 절단과정에서 발생하는 콘크리트 미분말의 경우 최대

40wt%까지 혼합하여도 고화체 압축강도를 만족시켰다. 시멘트 고화체 내 방사성 핵종들의 시간에 따른 침출시험에서 침출되지 않음을 확인하였고, 열순환 시험에서는 압축강도 기준치인 3.45 MPa 이상으로 구조적 건전성을 유지하였다. 200 L 드럼에서 실제 콘크리트 폐기물의 혼용고화를 고려하여 수행한 scale-up 실험에서는 입자의 충전밀도 증가로 콘크리트, 물, 시멘트의 배합비를 75:10:15wt%로 하였을 때 압축강도와 작업도를 만족하였다.

또한, 방사성 경량 및 중량 콘크리트 폐기물을 가열분쇄 공정 적용 후 생성되는 미분말을 대상으로 한 고화체 제조 연구에서는 미분말을 700℃에서 2시간 소성조건에서 CaO가 생성되는 것을 확인하였다[14]. 재생 미분말의 시멘트 첨가 고화체와 시멘트 및 무수규산 첨가 고화체의 최적 제조 조건을 실험을 통해 도출하였는데, 재생 미분말과 시멘트의 배합비를 9:1 wt%로 하고 무수규산 20wt%를 첨가한 경량 및 중량 고화체의 압축강도는 각각 4.7 MPa, 5.0 MPa로 나타나 압축강도 기준치를 만족시켰고, 침출지수는 모든 시편에서 거의 동일하게 12로 나와 미국 NRC에서 정한 최소 인수치 6보다 두 배 높게 나타남으로써 기준을 만족시키는 결과를 얻었다. 또한, 중량 및 경량 콘크리트 미분말을 배합하여 슬래깅에 의한 미분말의 감용 특성 및 안정성을 평가한 연구에서는 중량과 경량 콘크리트 미분말의 배합비를 8:2vol%로 혼합하였을 때 슬래깅 고화체의 압축강도가 가장 우수하였다 [35]. 고온 슬래깅에 의한 감용비는 3~3.4로 나타났고, 침출 시험에서는 콘크리트에 존재하는 Co와 U의 침출이 발생하지 않았음을 확인하였다.

#### 4. 결론

본 논문에서는 원자력시설의 해체 시 대량으로 발생하는 방사성 콘크리트 폐기물의 국내외 사례를 종합해 보았는데, 원자력시설의 종류, 해체 공법, 감용 처리 유무에 따라 발생량에 큰 차이를 보였다. 또한, 실제 발생량과 예측치 간의 큰 차이를 보이기도 하고 노형별 발생량의 차이도 크게 나타났다. 따라서, 향후 국내의 원자력시설 해체를 통해 발생할 막대한 양의 방사성 콘크리트 폐기물에 대비하여 기존 기술들에 대한 검토와 향후 기술개발 방향에 대한 고찰이 반드시 필요하다. 폐기물 종류 및 발생 시나리오에 따른 종래의 기계

적 제염기술, 화학적 제염기술, 부피감용기술, 재활용 및 고화기술의 적용 타당성을 검토하고 실용화 연구를 통해 평가해야 할 것이다. 제염기술의 적용에 한계가 있는 방사화 콘크리트 폐기물은 부피감용을 위한 고도화 연구가 필요하고, 종래의 국내외 개발 기술들이 현재 국내의 매우 엄격한 자체 처분 기준치를 만족시키기에는 한계가 있으므로 기계적 및 화학적 처리 복합 기술 연구 등을 통해 제염성능 및 부피감용 효율을 향상시키는 연구가 필요할 것으로 사료된다.

#### 감사의 글

이 논문은 정부(과학기술정보통신부)의 재원으로 한국연구재단의 지원을 받아 수행된 연구입니다(원자력연구개발사업, No. NRF-2017M2A8A5015147). 본 논문의 심사과정에서 세심한 검토와 유익한 의견을 주신 심사위원들께 감사의 말씀을 드립니다.

#### REFERENCES

- [1] J.K. Moon, "Status of the technology development for decontamination and decommissioning of nuclear facilities", Nuclear Industry 7/8, 34-58 (2012).
- [2] J.S. Lee, "Trend and market prospect of decommissioning enterprise of nuclear power plant", Nuclear Energy Yearbook, 50-54 (2016).
- [3] International Atomic Energy Agency, "The database on nuclear power reactors", Power Reactor Information System. Accessed Jan. 12 2017. Available from: <http://www.iaea.org/pris>.
- [4] International Atomic Energy Agency, "Methods for the minimization of radioactive waste from decontamination and decommissioning of nuclear facilities", Technical Reports Series No. 401, IAEA, Vienna (2001).
- [5] B.Y. Min, J.W. Park, W.K. Choi, and K.W. Lee, "Separation of radionuclides from dismantled concrete waste", J. Kor. Rad. Waste Soc., 7(2), 79-86 (2009).
- [6] Electric Power Research Institute, "Maine Yankee de-

- commissioning experience report, Detailed experiences 1997 - 2004”, EPRI Report, Illinois (2005).
- [7] U.S. Nuclear Regulatory Commission, “Inventory of materials with very low levels of radioactivity potentially clearable from various types of facilities”, US-NRC Inventory Report, Virginia (2001).
- [8] B.A. Watson, J.T. Buckley, and C.M. Craig, “Two approaches to reactor decommissioning: 10 CRF Part 50 license termination and license amendment, lessons learned from the regulatory perspective”, Proceedings of the Waste Management 2006 Conference, February 26, 2006, Tucson, USA.
- [9] M.S. Khvostova, “Some aspects of the decommissioning of nuclear power plants”, *Power Tech. Eng.*, 45(6), 447-453 (2012).
- [10] Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co., “Technology and costs for decommissioning of Swedish nuclear power plants”, SKB Technical Report 94-20, Stockholm (1994).
- [11] Commission of the European Communities, “Inventory of information for the identification of guiding principles in the decommissioning of nuclear installations”, EUR 13642, Luxembourg (1991).
- [12] R. Deju, D. Dragusin, I. Robu, C. Mazilu, and C. Tuca, “Review on radioactive concrete recycling methods”, *Rom. Rep. Phys.*, 65(4), 1485-1504 (2013).
- [13] B.S. Lee, “Management of decommissioning waste from nuclear power plant”, 2015 Autumn Workshop of Korean Radioactive Waste Society (Workshop for current status and prospect of technology development of NPP decommissioning), Pusan, Korea (2015).
- [14] B.Y. Min, W.K. Choi, K.W. Lee, and J.W. Park, “Evaluation of the compressive strength and leachability for cemented waste using radioactive fine powder”, *J. Korea Soc. Waste Manag.*, 26(7), 658-666 (2009).
- [15] Y.J. Lee, D.S. Hwang, K.W. Lee, G.H. Jeong, and J.K. Moon, “Characterization of cement waste form for final disposal of decommissioned concrete waste”, *J. Nucl. Fuel Cycle Waste Technol.*, 11(4), 271-280 (2013).
- [16] S. Mindess, J. F. Young, and D. Darwin, “Concrete”, Prentice Hall, New Jersey, USA (2003).
- [17] D.L. Sparks, “Environmental soil chemistry”, Academic Press, California, USA (2003).
- [18] W.R. Bower, K. Morris, J.F.W. Mosselmanns, O.R. Thompson, A.W. Banford, K. Law, and R.A.D. Patrick, “Characterising legacy spent nuclear fuel pond materials using microfocus X-ray absorption spectroscopy”, *J. Hazard. Mat.*, 317, 97-107 (2016).
- [19] K. Maeda, S. Sasaki, M. Kumai, I. Sato, M. Suto, M. Ohsaka, T. Goto, H. Sakai, T. Chigira, and H. Murata, “Distribution of radioactive nuclides of boring core samples extracted from concrete structures of reactor buildings in the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant”, *J. Nucl. Sci. Tech.*, 51, 1006-1023 (2014).
- [20] S.S. Kim, W.S. Kim, G.N. Kim, H.M. Park, U.R. Park, and J.K. Moon, “Decontamination of uranium-contaminated concrete”, *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 298, 973-980 (2013).
- [21] J.S. Lee, J. Min, C. Won, and S.M. Han, “Formation of raw materials for manufacturing low-activation binding material”, 2014 Conference of Korean Concrete Society, May 14, 2014, Jeju, Korea (2014).
- [22] G.Y. Cha, S.Y. Kim, J.M. Kim, and Y.S. Kim, “The effects of impurity composition and concentration in reactor structure material on neutron activation inventory in pressurized water reactor”, *J. Nucl. Fuel Cycle Waste Technol.*, 14(2), 91-100 (2016).
- [23] M. Pantelias and B. Volmert, “Activation neutronics for a swiss pressurized water reactor”, *Nucl. Tech.*, 192, 278-285 (2015).
- [24] A. Harms and C. Gilligan, “Development of a neutron-activated concrete powder reference material”, *Appl. Radiat. Isot.*, 68, 1471-1476 (2010).
- [25] Nuclear Energy Agency, “The NEA co-operative programme on decommissioning, decontamination and demolition of concrete structures”, NEA/RWM/R (2011)1, Boulogne-Billancourt (2011).

- [26] L. Teunckens, P. Lewandowski, R. Walthéry, and B. Ooms, “The Belgoprocess strategy relating to the management of materials from decommissioning”, Proceedings of the Waste Management 2003 Conference, February 23, 2003, Tucson, USA.
- [27] Nuclear Energy Agency, “R&D innovation needs for decommissioning of nuclear facilities”, OECD NEA Report, Boulogne-Billancourt (2014).
- [28] US Department of Energy, “Innovative technologies for recycling contaminated concrete and scrap metal”, DOE/METC/C-93/7098, Augusta (1993).
- [29] US Department of Energy, “Electrokinetic decontamination of concrete”, DOE/MC/30162-97/C0804, Morgantown (1996).
- [30] Korea Atomic Energy Research Institute, “Technology development for recycling of decommissioning waste”, KAERI/RR-3128, Daejeon (2009).
- [31] Shimizu corporation, “Treatment method of activated concrete”, Japanese patent, P5234416 (2013).
- [32] Shimizu corporation, “Treatment method of activated concrete”, Japanese patent, P2016-161422A (2016).
- [33] International Atomic Energy Agency, “New methods and techniques for decontamination in maintenance or decommissioning operations”, IAEA-TECDOC-1022, Vienna (1998).
- [34] M. Sukekiyo, S. Saishu, T. Ishikura, and K. Ishigure, “The technical development on recycled aggregate concrete for nuclear facility”, Safewaste 2000 Conference, October 2, 2000, Montpellier, France (2000).
- [35] B.Y. Min, J.W. Park, W.K. Choi, and K.W. Lee, “Evaluation of characteristics for slagged waste of radioactive concrete fine powder”, J. Korea Soc. Waste Manag., 26(3), 271-278 (2009).