

## 화강암지역에 고준위 원자력 폐기물 처리에 대한 안정성 평가

오 창 환\*

### Evaluation of the Safty for the Disposal of High-level Nuclear Waste in the Granite

Chang Whan Oh\*

**ABSTRACT :** All the radionuclides in high-level nuclear waste will decay to harmless levels eventually but for some radionuclides decay is so slow that their radiation remains dangerous for times on the order of tens or hundreds of thousands of years. At the present time, the most favorite disposal plan for high-level radioactive waste is a mined geological disposal in which canister enclosing stable solid form of radioactive waste is placed in mined cavities locating hundred meters below the surface. The chief hazard in such disposal is dissolution of radionuclides from the waste in the groundwater that will eventually carry the dissolved radionuclides to surface environments. The hazard from possible escape of the radionuclides through groundwater can be delayed by engineered and geologic barriers. The engineered barriers can become useless by unexpected geologic catastrophe such as volcanism, earthquake, and tectonic movement and by fraudulent work such as careless construction, improperly welded canisters within the first few decades or centuries. As a result, dangerously radioactive waste which is still intensively radioactive is directly exposed to attack by moving groundwater. All the more, it is almost impossible to control repositories for times more than 10,000 years. Therefore, naturally controlled geologic barriers whose properties will not be changed within 10,000 years are important to guarantee the safety of repositories of high-level radioactive waste. In Sweden and France, the suitability of granite for the mined geological disposal of high-level waste has been studied intensively. According to the research in Sweden and France, granites has the following physio-chemical characteristics which can delay the transportation of radionuclide by groundwater. First, the permeabilities of granites decreases as the depth increases and is  $10^{-8}$ ~ $10^{-12}$  m/s at depth below 300 m. Second, groundwater at depth below 300 m has pH=7~9 and reducing condition (Eh=-0.1~0.4). This geochemical condition is desirable to prevent both canister and solid waste from corrosion. Third most radionuclides are not transported by low solubilities and some radionuclide with high solubility such as Cs and Sr are retarded by absorption of geologic media through which ground water flows. Therefore, if high-level waste is disposed at depth below 300 m in the granite body which has a low permeability and is geologically stable more than 10,000 years, the safety of repositories from the hazard due to radionuclide escape can be guaranteed for more than 10,000 years.

### 서 언

원자력 발전시 발생되는 폐기된 연료봉이나 폐기된 연료봉의 재처리과정에서 발생되는 액체를 고준위 원자력

\* 전북대학교 지질학과 (Department of Geology, Chonbuk National University, Chonju 561-756, Korea)

폐기물이라 한다. 고준위 원자력 폐기물에 의해 발생하는 주요 핵종 중 반감기가 짧은  $^{90}\text{Sr}$ 과  $^{137}\text{Cs}$ 은 붕괴되어 생태계에 피해를 주지 않을 수 있는 양으로 줄어드는 기간이 수백년이 걸리는데 반해 반감기가 긴  $^{129}\text{I}$ 과  $^{99}\text{Tc}$ 에 대해서는 그 기간이 수 백만년내지 수천만년이 걸린다 (Choi, Pigford, 1981). 이와 같이 고준위 원자력 폐기물에 의한

피해기간이 수백년에서 수천만년까지 매우 길며 또한 작은양의 방사능 누출이 유전병이나 암을 유발시킬 수 있기 때문에 미국 등 선진국에서는 고준위 원자력 폐기물이 지표상의 생물체로 부터 최소한 만년 이상 격리되어야 한다고 규정하고 있다 (Krauskopf, 1986, 1988a, b). 이러한 장기간에 걸친 위험성이 일반인에게는 원자탄에 대한 공포와 연관되어 더욱 심각하게 증폭되어 느껴지고 있다. 이에 반해 고준위 폐기물의 양은 각국에서 계속 증가하고 있어 가까운 장래에 처분을 시행하여야 한다 (Krauskopf, 1988b). 따라서 국내외적으로 고준위 원자력 폐기물의 처분은 기술적 그리고 정치적으로 매우 어려운 문제이며 고준위 원자력 폐기물 처분시 그 안전성의 확보 및 평가가 매우 중요하면서도 시급한 과제로 부상하고 있다.

현재 고준위 폐기물에 대한 가장 적절한 처분방식으로 지하심부동굴 처분 방식이 생각되고 있으며 (Krauskopf, 1986, 1988a, b; Roxburgh, 1987), 이 경우 원자력 폐기물에 의한 피해는 지하수에 의해 방사능 물질이 지표의 생물권으로 이동되어 일어난다. 따라서 지하심부동굴 처분 방식에 의한 처분시 안정성은 지하수의 유동이 적거나 지하수에 의한 핵종이동이 최소화되는 지역 선정에 통한 자연방벽의 확보와 인공적으로 폐기물과 지하수의 접촉을 오랜기간 차단하는 인공방벽 설치를 통하여 확보될 수 있다. 인공방벽은 방사능 폐기물을 매우 부식에 강한 특수 합금 용기에 넣어 지하수로 부터 폐기물을 격리시키거나 폐기물 용기 주변에 지하수의 유입을 막아주면서 용기가 부식되지 않을 pH 혹은 Eh의 환경을 유지시켜 주는 역할을 하는 벤토나이트와 같은 물질을 충전함으로써 형성할 수 있다. 하지만 반실공사나 잘못 봉합된 용기 그리고 예상되지 않았던 지구조 운동 등에 의하여 인공방벽이 제거되어 처분장 폐쇄후 수십 내지 수백년 이내에 그리고 최악의 경우에는 처분장이 폐쇄되자마자 아직도 강한 방사능을 가지고 있는 고준위 폐기물과 지하수가 접할 가능성을 배제할 수 없다. 이런 경우 최종적으로 방사능의 위험에 대한 가능한 방벽은 처분지의 지질 조건에 관련된 자연방벽만이 남는다. 또한 인간의 기록된 역사가 5천년이 채 안되는 현실에서 만년 이상에 걸친 인공적인 관리는 사실상 불가능하다. 따라서 이러한 문제점들을 고려해 볼때 고준위 폐기물 처분시 안정성 확보에 있어 만년동안 그 특성이 거의 변화하지 않는 자연방벽이 매우 중요하다.

80년대 초부터 스웨덴과 캐나다 그리고 프랑스 등은 지하심부동굴 처분 방식의 대상지역으로 화강암을 연구하여 왔으며 상당한 연구진척을 이루었다. 이러한 연구를

바탕으로 Krauskopf (1986, 1988b)와 SKB (Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co., 1992b)는 화강암 지역에 고준위 원자력 폐기물을 처분할 경우 훌륭한 자연방벽이 제공되어 충분한 안정성을 확보할 수 있다는 결론을 내리고 있다. 우리나라에서 고준위 폐기물 처분 문제가 몇년내에 중요한 환경문제로 부상할 것이며 화강암이 광범위 하게 분포하고 있는 것으로 볼 때 우리나라에서도 화강암 지역이 고준위 폐기물 처분 지역으로 선정될 가능성이 높다. 따라서 본 논문에서는 선진국에서 수행한 연구 결과를 바탕으로 어떤 이유에서 화강암 지역에 고준위 원자력 폐기물을 처분할 경우 훌륭한 자연방벽이 제공되어 충분한 안정성을 확보할 수 있는가를 확인해 보고 국내 화강암지역 대해서도 선진국의 연구 결과가 적용될 수 있는지를 살펴보고자 한다.

### 고준위 원자력 폐기물의 종류와 주요 발생 핵종

고준위 원자력 폐기물에는 발전 효율이 떨어져 폐기되는 연료봉 (spent fuel)과 폐기된 연료봉안에 남아있는  $^{235}\text{U}$  이나  $^{239}\text{Pu}$ 를 회수하기 위한 재처리시 생성된 액체의 두가지가 있다. 하지만 전자는 아직 재처리할 것인지 폐기처분할 것인지 결정되지 않았기 때문에 고준위 원자력 폐기물로 취급되지 않는 경우도 있다. 폐기된 연료봉에서는 고체의 이산화 우라늄이 지르콘 합금으로 둘러싸여 있어 지하수와 매우 천천히 반응하기 때문에 폐기시 특별한 처리를 할 필요가 없으나 재처리에 의해 발생된 액체 폐기물은 고체로 전환되어야 한다. 현재로는 보로실리케이트 유리질 (borosilicate glass)이 가장 적절한 액체 폐기물의 고체화 형태로 생각되고 있다. 그 이유는 보로실리케이트 유리질이 저온에서 쉽게 만들어질 수 있으며 방사능 물질의 균질한 분포를 유지할 수 있고 100°C 이하에서 지하수에 의하여 지화학적인 영향을 쉽게 받지 않기 때문이다. 하지만 유리질은 열역학적으로 불안정하기 때문에 궁극적으로 탈유리화 작용을 겪을 것이며 이 때에 방사능 핵종이 용해되어 나올 수 있다. 일부 학자들은 화학작용에 대하여 유리질에 비해 훨씬 안전한 결정형태의 고체내에 방사능 핵종을 저장시키는 방안을 제시하고 있으나 이러한 방법은 현실적으로 많은 기술적 문제를 가지고 있으며 경제성이 없는 실정이다. 고준위 폐기물로부터 발생되는 주요 핵종은 Sr, Cs, I, Tc 등과 같은 fission product와 U, Np, Pu, Am 등과 같은 액티나이드 (actinide) 핵종으로 구분된다.

Choi, Pigford (1981)는 1-GW의 원자로에서 발생되는

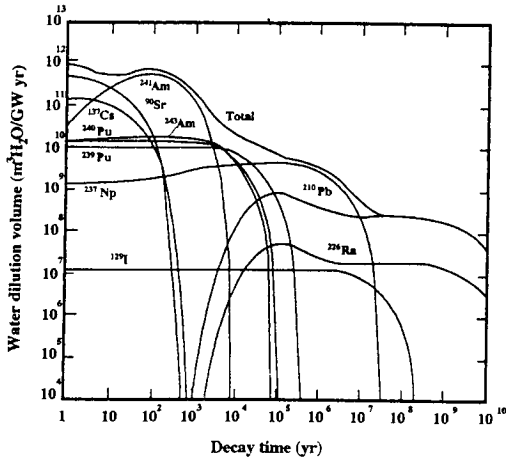


Fig. 1. Water-dilution volumes for radionuclides in spent fuel discharged from a 1-GW(e) pressurized-water reactor (from Choi and Pigford, 1981).

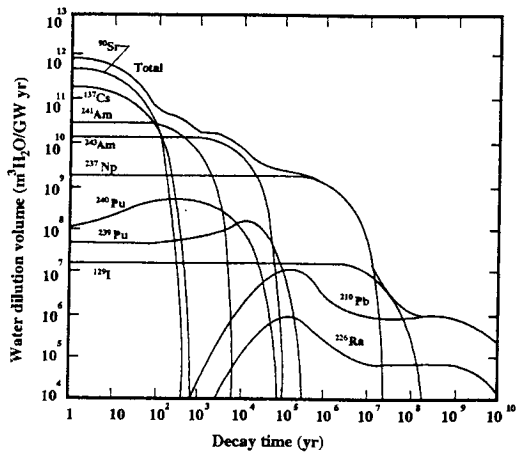


Fig. 2. Water-dilution volumes for radionuclides in spent-fuel reprocessing waters formed by operating a 1-GW(e) pressurized-water reactor for one year (from Choi and Pigford, 1981).

폐연료봉으로부터 발생하는 핵종의 양을 안전한 수준 이하의 농도가 되도록 희석하기 위하여 첨가하여야 할 물의 양을 계산하였다 (Figs. 1, 2). 이들 연구 결과에 의하면 핵종 중 반감기가 짧은  $^{90}\text{Sr}$ 과  $^{137}\text{Cs}$ 은 폐기물 처분 후 수백 년 동안 매우 중요한 핵종으로 존재하다가 수백년 내에 지하수내의 양이 안전한 수준 이하로 떨어지는데 반해 반감기가 긴  $^{129}\text{I}$ 과  $^{99}\text{Tc}$  그리고 U, Np, Pu, Am 등의 액티나이드 핵종의 양은 폐기 후 수천년에서 수억년이 지난 후에도 지하수내의 특성이 안전한 수준으로 떨어지지 않는다. 또 액티나이드 원소가 붕괴하여 수천년 이후부터 나타나는

$^{226}\text{Ra}$ 과  $^{210}\text{Pb}$ 는 폐기 후 수천년 후부터 중요한 핵종이 된다. 고준위 폐기물에서 발생하는 핵종의 양은 고준위 폐기물의 종류에 따라 다르다. 즉 처치에 의해 발생된 고준위 폐기물에서는 폐연료봉에 비해 우라늄과 프로토늄의 양이 감소하나 Sr, Cs, I, Tc 등의 양은 증가한다 (Figs. 1, 2). 이제까지 살펴본 바와 같이 원자력 폐기물에 의한 피해는 거의 반 영구적이며 미국과 스웨덴에서는 폐기물 처분장의 안정성이 최소한 만년 이상 보장되어야 한다고 규정하고 있다. 따라서 원자력 폐기물 처분에 있어서 가장 큰 문제점은 어떻게 이런 오랜기간 동안 안정성을 확보하는가이다.

### 고준위 폐기물 처분 방법의 종류

고준위 폐기물 처분 방식으로 천층 처분, 로켓트를 이용한 우주로의 처분, 남극의 얼음속에 처분, 수 km 매우 깊은 지하 구멍속에 처분, 해양저에 처분 그리고 지하심부동굴 처분이 제안되었다. 각 처분 방식의 문제점을 간단히 살펴 보면 다음과 같다. 천층 처분 경우 처분장이 만년 이내에 인간의 행위 혹은 자연재해에 의해 손상을 받아 방사능 유출 피해가 발생할 확률이 높다. 우주로의 처분 방식은 처분비용이 너무 많이 들며 또한 폐기물 운반 우주선이 폭발하는 경우 넓은 지역이 방사능 물질에 의해 오염될 수 있다. 남극의 얼음속에 처분하는 방식은 얼핏 보기에는 영구히 안전한 것 같으나 그렇지 못하다. 그 이유는 고준위 폐기물이 발생시키는 열에 의해 얼음이 녹고 이때에 폐기물 자체 혹은 폐기물에서 유출된 방사능 물질이 바다로 이동 유출 될 수 있으며 그 이동 기간이 얼마나 될 것인가를 결정하는 것은 매우 어렵다. 또한 얼음내에 많은양의 폐기물을 처분할 수 있는 공간을 확보하는 것이 공학적으로 매우 어려우며 남극 주변 국가들의 반발도 중요한 문제점이다. 수 km 지하 심부 처분의 경우 심부 지역의 지온이 높아 폐기물에서 발생하는 열에 의한 문제점이 없어지며 또한 심부에서 폐기물이 마그마에 혼합될 경우 방사능 양이 희석되어 폐기물을 포함한 마그마는 결정질로 고화되어 오랜 기간이 지난후 지표에 노출되더라도 방사능에 의한 피해는 거의 없다는 장점을 가지고 있다. 하지만 동시에 다음과 같은 단점을 가지고 있다. 첫째 마그마가 고화되기 전에 지표면으로 이동할 수가 있으며 또한 심부 지하수를 오염시키거나 방사성 성분을 함유한 열수를 만들어낼 가능성등 현재 우리의 지식으로는 예상할 수 없는 많은 위험성이 존재한다. 둘째, 수 km 지하에 구멍을 뚫는 데에는 너무나 많은 비용이 든다. 따라서 이 방법도 현재로는 현실적이지 못하다. 또 다른 처분 방식인 해양저 투기는 코

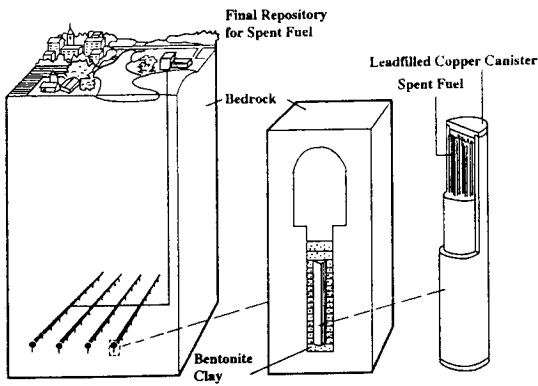


Fig. 3. Schematic design of a final repository for spent nuclear fuel in crystalline basement (from SKB, 199b).

계 두가지로 나누어 질 수 있다. 첫째는 섭입이 일어나는 해구에 처분하여 폐기물을 맨틀로 이동시키는 방법과 둘째 해안선에 멀리 떨어진 큰 해양판 중심부의 해양저 퇴적물내에 처분하는 방식이다. 첫번째 방식의 문제점은 섭입대의 퇴적물은 맨틀로 회기하기 보다는 단층등의 구조 운동에 의하여 지표면으로 이동될 가능성이 높다는 것이며 이 문제에 관한 연구가 충분치 못하기 때문에 현재로서는 이러한 처분 방식은 적절치 못하다는 의견이 많다. 두번째 처분 방식의 경우 해양지판의 이동이 매우 느리기 때문에 폐기지역이 이동되어 육지 근처로 이동되어지는 기간 동안 폐기물내의 방사능수준이 위험수위 이하로 줄어들며 해양퇴적물내 수십 m 지하에 폐기된 폐기물이 수백만년 동안 안전하게 보관될 것으로 예상된다. 따라서 해양적 퇴적물내에 폐기에 대하여 많은 연구가 진행되고 있다. 하지만 폐기물 용기가 해양저 퇴적물내에서 일만큼 빨리 부식될 것인지, 폐기물이 바닷물에 노출될 경우 폐기물내 핵종이 얼마나 빨리 바다물에 용해되어 해류에 의하여 이동될 것인지와 같은 해결되어야 할 여러 문제점이 있다. 또한 최근 연구에 따르면 해양저의 환경은 변화가 없이 안정될 것이라는 일반적인 생각과 달리 심해저 해류의 존재 등 그 변화가 심할 가능성이 밝혀지고 있다. 심해저 퇴적물내의 처분시의 이러한 문제점들은 남극 얼음, 지하 수 km 구멍 혹은 해구에 처분하는 방식에서 발생하는 문제점들과 달리 현재 과학수준으로 가까운 장래에 그 해답이 얻어질 수 있을 것으로 생각된다. 따라서 심해저 퇴적물내의 처분은 가까운 미래에 적절한 처분방식이 될 것으로 생각되고 있으나 처분시 문제점 해결을 위하여 앞으로도 많은 연구가 필요하다. 현재 원자력 폐기물의 해양투기 방식은 각나라의 해양 영유권 분쟁과 어우러져 정치적인 문제를 발생시킬 소지가 높아 현재 세계 협약에 의하여 금지되

고 있다. 지하심부동굴 처분 방식에서는 수백 미터 깊이가 지 수직갱을 뚫고 수직갱 끝으로 부터 여러개의 수평 터널을 만든후 수평터널 바다에 구멍을 뚫고 그 구멍에 폐기물을 넣은 금속용기를 설치하고 구멍과 금속용기 주변을 벤토나이트와 같은 물질로 채운다 (Fig. 3). 처분장의 용량이 다 채워진후 수직과 수평터널 시공시 생성된 암편과 다른 물질로 되채움을 하여 처분장을 폐쇄시킨다. 지하심부동굴 처분 방식은 다른 처분 방식에 비해 다음과 같은 특징을 갖는다. 첫째 새로운 공학적인 기술을 개발하지 않고 이제까지 많이 알려진 공학적인 방법을 이용하여 시행할 수 있다. 둘째, 극지의 얼음, 수 km 지하, 해양저 등에 비해 상대적으로 많은 지질학적 연구가 진행되었거나 연구가 편리한 지하 수백 m 지역을 대상으로 하고 있다. 그러므로 앞에 설명한 여러 처분 방식에 비하여 처분시 야기되는 문제점을 예상하기 쉬우며 또한 야기되는 문제점에 대한 연구가 가능하여 처분에 의하여 발생하는 안전에 대한 불확실성을 감소시킬 수 있다. 따라서 고준위 폐기물을 연구하는 모든 나라에서는 현재 지하심부동굴 처분 방식이 활발히 연구되고 있다. 하지만 열을 발생하며 방사성을 함유하는 많은 양의 폐기물을 처분해 본 경험이 과거에 없었고 또한 폐기물 처분후 수백에서 수만년 후에 처분장 설비에서 일어날 공학적 문제점에 대한 해석을 할만한 자료가 없기 때문에 지하심부동굴 처분 방식에서도 해결되어야할 많은 문제점들이 있다. 그 문제점들로서는 폐기물이 그 주변 지질매체에 어떠한 영향을 줄 것이며 폐기물 용기가 어느정도 시간이 지난 후 부식되어 폐기물이 지하수와 접하게 되는지 그리고 지하수에 방사능 핵종이 시간이 지남에 따라 어느정도 용해되어 지하수와 함께 어떤 속도로 이동하는지 등이 있다.

### 결정질암내 지하심부동굴 처분의 장점과 인공장벽의 문제점

현재 세계적으로 고준위 폐기물 처분을 위하여 지하심부동굴 처분 방식이 가장 적절한 방식으로 인식되어 이에 대한 연구가 활발히 진행되고 있다. 지하심부동굴 처분 경우에 방사능 핵종의 유출은 거의 지하수에 의해서만 일어나기 때문에 지하수에 의한 핵종의 이동을 제어함으로써 안정성을 확보할 수 있다. 따라서 지하심부동굴 처분 방식에서 안정성을 확보하기 위한 첫째 방안은 지하수의 이동이 극히 제한되거나 거의 이동이 없는 지역을 선정하는 것이다. 지하수가 이동이 극히 제한된 지질은 네바다 사막과 같이 지하수면이 지표면에서 500~600 m 지하에 위치하는 건조지역이나 암염층이 발달한 지역이다. 하지

만 이런 지역들도 완전히 그리고 영원히 지하수로 부터 폐기물을 차단시킬 수 없을 뿐 아니라 이러한 지질을 갖고 있는 지역이 세계적으로 제한되어 있다. 따라서 그 대안으로 스웨덴과 캐나다 등에서는 대상지역으로 화강암이나 고변성암과 같은 결정질암을 연구하고 있다. 그 이유는 첫째 결정질암에서는 지하수의 양이 매우 적고 유동성이 낮은 지역을 선정할 수 있으며 둘째 지하 350 m 이하의 지하수의 성분이 폐기물용기나 폐기물이 부식이나 용해로 부터 안정된 약알카리 환경과 환원환경을 갖고 있어 폐기물을 지하수로 부터 오랜 기간 동안 격리시킬 수 있으며 셋째 고온에서 마그마로 부터 결정화된 결정질이 폐기물에서 발생하는 열에 의해 매우 미약한 지화학적인 영향만을 받으며 그 결과 결정질이 지하수를 포함한 지하의 환경을 오랜기간 일정하게 유지시켜 주는 완충작용을 하기 때문이다. 또한 처분을 위하여 굴착된 동굴이 처분기간 동안 파괴되지 않은 채 유지될 수 있는 장점도 가지고 있다. 특히 우리나라와 같이 주로 화강암과 변성암으로 주로 이루어진 지역에서는 스웨덴과 마찬가지로 결정질암내의 지하심부동굴 처분 방식이 적합한 것으로 생각된다. 결정질암내에 처분시 안정성은 방사능 핵종의 이동을 방지 혹은 지연시킬 수 있는 인공장벽의 설치와 처분장 선정을 통해 설정될 수 있는 자연장벽에 의해서 확보될 수 있으며 이에 대한 연구가 스웨덴, 캐나다, 프랑스, 미국 등지에서 이미 상당한 수준의 진척을 이루었다.

인공장벽으로는 다음과 같은 방법이 있다. 첫째, 재처리된 액체의 방사능 폐기물을 고체화시켜 지하수에 의한 폐기물의 용해도를 감소시킨다. 고체화 방안에는 방사능 폐기물을 유리질화시키는 방안과 저콘, 모나자이트, 페롭스카이트 등의 결정내에 방사능 핵종을 저장시키는 방안이 있다. 두번째 방법이 첫번째 방법에 비해서 안정성이 높지만 그에 필요한 복잡하고 비용이 비싼 공정을 생각할 때 현재로서는 현실성이 의문시 되고 있다. 둘째, 고체 혹은 고체화된 방사능 폐기물을 구리 혹은 Ti 합금으로 도금된 철합금 용기에 넣어 폐기함으로써 폐기물을 지하수로 부터 일정기간 격리시킨다. 스웨덴에서의 연구에 의하면 구리 용기는 약알카리성이며 환원환경인 지하환경에서 수십만 년동안 안정하다 (SKB, 1992b). 하지만 그 가격이 너무 비싸고 또한 폐기후 구리를 얻기 위한 인간의 침투가 예상되어지기 때문에 보존기간이 구리에 비해 짧으나 상대적으로 비용이 저렴하며 부식에 강한 Ti 합금으로 도금된 철합금을 사용하는 방안 또한 연구되고 있다. 셋째, 폐기물 처분공내 폐기물용기와 주변암 사이의 공간에 벤토나이트와 같은 점토광물을 채워 지하수를 차단하거나 지하수의 pH와 Eh를 일정하게 유지시키는 완충작용을 함으로서 지하수에

의한 용기의 부식을 방지하며 또한 유출되는 핵종의 이동을 흡착에 의해 지연시킨다. 이러한 인공적인 방법이 예상대로 그 기능을 한다면 폐기물내의 핵종이 지하수에 의하여 지표의 생물권으로 이동되는 것을 최소한 만년 이상 지연시키는데 큰 문제가 없다. 하지만 이러한 인공방벽에 의한 안전성은 예상치 못한 지진이나 화산등의 자연재해, 부실한 용기 제작이나 부실공사 그리고 잘못 봉합된 용기 등의 인간에 의한 실수 그리고 폐기물에서 발생하는 열등에 의한 주변매체의 지화학적인 변화에 의한 폐기물의 안정성 감소등의 문제점을 가지고 있다. 따라서 수십 내지 수백년 이내에 그리고 최악의 경우에는 처분장이 폐쇄되자마자 지하수가 아직도 강한 방사능을 가지고 있는 폐기물과 접촉가능성을 배제할 수 없다. 인류의 기록된 역사가 오천년이 채 안되는 우리에게만 인공적인 구조물에 일어난 변화를 예측하는 것은 매우 어렵고 때로는 불가능하다. 이에 반해 적절히 선택된 자연방벽은 수만 혹은 수십만년 동안 그 특성이 거의 변화하지 않는다. 따라서 고준위 원자력 폐기물 처분의 안정성을 만년 이상 확보하기 위하여는 지질학적인 조사를 기초로한 처분장 선정에 의해 확보되는 자연장벽이 매우 중요하다.

### 결정질암내 지하심부동굴 처분시 자연장벽에 의한 안정성

지하수가 폐기물과 접촉하게 되면 폐기물의 일부는 지하수에 용해되고 이 시기에 일부 방사능 핵종이 지하수에 용해되어 지표의 생물권으로 이동되어진다. 이러한 방사능 핵종의 지표의 생물권으로 이동을 지연시키는 자연방벽 확보 방안은 다음과 같다. 첫째 지하수의 이동속도가 매우 낮은 지역을 선정하여 지하수에 의한 방사능 핵종의 이동을 제한한다. 둘째, 지하수의 성분이 폐기물용기를 잘 부식시키지 않고 폐기물을 잘 용해시키지 않으며 또한 핵종이 고체나 특정화합물의 형태로 용해되지 않고 침전하는 약알카리성과 환원환경을 유지하는 지역을 선정하여 방사능 핵종의 이동을 제한한다. 셋째, 지하수에 용해된 핵종이 지하수가 통과하는 지하매체의 흡착에 의하여 지연될 수 있는 지역을 선정하여 방사능 핵종의 이동을 제한한다. 이들 3가지 자연 방벽에 의한 안전성에 대한 자세한 내용은 다음과 같다.

### 화강암내의 지하수계의 물리적 특성에 의한 안정성

화강암에서 지하수의 주요 통로 역할을 하는 절리와 단층 등의 균열은 일반적으로 지하 깊은곳으로 갈수록

균열의 틈이 줄어들기 때문에 깊이가 깊어질수록 화강암 내의 수리전도도가 감소한다 (Hustrulid, 1980; Blacic,

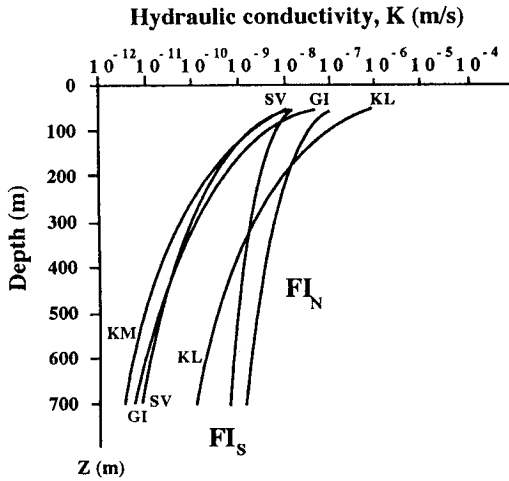


Fig. 4. Regression curve based on geometric means of hydraulic conductivity in the rock mass (excluding interpreted fracture zones)  $FI_N$  for the northern and  $FI_S$  for the southern block in the Finnsjon area, and equivalent curves for other areas (Andersson *et al.*, 1991; Ahlbom and Smellie, 1991). Based on results of water injection tests with 20 and 25 m measurement sections. GI: Gides, KL; Klipperas, KM; Kamlunge, SV; Svarboberget.

1981; Barbreau *et al.*, 1981). Barbreau *et al.* (1981)은 프랑스의 화강암을 연구한 결과 대규모 균열대가 발달하지 않은 화강암내의 투수율은 매우 낮으며 500 m 이하의 지하에서는 투수계수가  $10^{-12}$  m/s 까지 감소하는 것을 확인하였다. 하지만 균열대가 종종 특정지역에 일정한 방향성을 가지고 집중되어 300 m와 600 m의 깊이에서 투수계수가  $10^{-9}$  m/s 까지 높아짐이 관찰되었다. Gale (1982), Gale *et al.* (1983), Brotzen (1981), Andersson *et al.*, (1991), Ahlbom, Smellie (1991)은 스웨덴의 여러 화강암 지역에서의 수리전도도를 연구한 결과 투수율이 지하로 가면서 감소하고 균열 (fracture)이 잘 발달되지 않은 지역의 지하 350~500 m 하부에서의 투수율은  $10^{-8}$ ~ $10^{-11}$  m/s임을 확인하였다 (Fig. 4). 하지만 이들 지역에서도 균열이 잘 발달된 지역에서는 국부적으로 투수율이 최대  $10^{-4}$  까지도 증가한다. 이러한 지하 심부에서의 낮은 투수 계수는 주로 깊이가 깊어짐에 따른 균열의 폭의 줄어들기에 기인하기 때문에 대부분의 화강암 지역에 적용될 수 있을 것으로 예상된다. 따라서 대규모의 단층이 발달하지 않은 화강암지역 지하 350 m 하부에서 만년동안 지하수의 이동거리는 30 cm에서 300 m 이다. 그러므로 대규모의 단층이 발달되지 않은 화강암 지역 지하 500 m 하부에 고준위폐기물 처분장을 설치할 경우 핵종의 지표 생태계로의 유출을 최소화한 만년이상

Table 1. Chemical analyses (in mg/l) of groundwater from granites in Sweden and from the granites and granitic gneisses in Korea.

	Sweden* Granite	Jurassic** Granite (7)	Cretaceous** Granite (18)	Precambrian** Granitic Gneiss (8)
pH	7~9	7.2~9.41	8.38~9.80	8.50~9.38
Eh	-0.32~0.04			
Ca	10~40	4.70~70.6	1.28~7.96	0.85~12.70
Mg	1~10	0.05~20.3	0~0.24	0.00~1.81
Na	10~100	6.77~58.7	117~84.80	21.00~165.20
K	1~5	0.64~8.49	0.30~0.97	0.6~12.70
Fe(II)	0.02~5			
Fe(Tot)	1~5	0.01~0.22	0~0.26	0.01~0.06
Mn	0.01~0.5	0.0~1.1	0~0.01	0.00~0.01
SO <sub>4</sub>	0.5~15	1.81~18.1	2.14~66.10	0.41~12.20
Cl	4~15	6.00~65.8	3.2~34.60	5.40~49.80
Si	3~14	10.70~41.6	21.3~40.30	13.6~23.00
TOC	1~8			
NH <sub>4</sub>	0.05~0.2			
NO <sub>3</sub>	0.01~0.5			
P	0.01~0.2			
F	0.05~5	0.00~8.50	0.35~15.0	0.30~26.30
HCO <sub>3</sub>	90~275	19.20~210.6	13.3~50.4	12.25~304.90
H <sub>2</sub> S	0~0.5	0.00~1.08	0.0~0.54	0.00~0.09

Data with \* and \*\* are from SKB (1992 b) and KIGAM (1993), respectively. The numbers in parentheses are the numbers of samples.

지연시킬수 있다.

**화강암내의 지하수계의 화학적 특성**

수질화학적 면에서 볼 때 지하수에서 가장 중요한 계는 CO<sub>2</sub>-H<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> 계이다. 이계는 지하수의 pH와 HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, Ca<sup>2+</sup>, Na<sup>+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, F<sup>-</sup> 그리고 HPO<sub>4</sub><sup>2-</sup>의 양을 직간접적으로 결정한다. 스웨덴의 화강암 9개지역에서 여러 깊이에서 조사된 심부 지하수의 성분 범위는 Table 1과 같다. 화강암에는 탄산염 성분을 포함한 광물이 거의 없으나 화강암 지하수에는 항상 탄산염을 포함되어 있다. 그 이유는 지하수가 지표로부터 공급되는 과정에서 대기내의 그리고 토양에서 식물의 활동에 의해 생성된 이산화탄소를 흡수하기 때문이다. 연구지역에서 CO<sub>2</sub>-H<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>계에서 우세한 화학종은 HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>이며 pH는 7~9 사이의 값을 갖는다. 스웨덴의 스트리파 지역의 연구에 의하면 지하로 깊어질수록 pH는 증가하며 alkalinity가 감소한다. 또 다른 중요한 계는 물의 Eh를 결정하는 Fe<sup>2+</sup>-O<sub>2</sub> 계이다. 폐쇄계에서 Eh는 암석이나 물에 포함되어 있는 redox components에 의해 결정되며 화강암에서의 Eh는 Fe(II)와 Fe(III)광물의 존재에 의해서 결정된다. 스웨덴에서 지하수가 채취된 지역의 화강암은 철을 1%내외로 포함하고 있으며 이들중 대부분은 제이철의 형태로 존재한다. 자철석 (Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub>) 과 적철석 (Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>)이 공존한다는 가정하에 채취된 지하수의 Eh는 다음식에 의하여 측정된 pH로부터 계산될 수 있다.

$$Eh = 0.26 - 0.06 H \text{ (V)} \quad (1)$$

채취된 지하수로 부터 계산되어진 Eh는 -0.1~0.4 V의 값을 갖으며 환원환경을 지시한다. 계산된 값이 야외에서 측정된 값 (0.04~0.32 V)과 정확히 일치하지 않지만 지하수내에 Fe(II)와 황화물의 농도가 높은 사실은 계산된 값이 합리적임을 지시한다. Eh계는 평형에 이르는 반응속도가 느리고 여러 영향요소에 의해 국부적으로 쉽게 변화하기 때문에 야외에서 측정된 Eh는 실제 Eh값을 지시하지 않는 경우가 많다. 조사지역에서 화강암내 지하수에 포함되어 있는 무기물 중 중요한 양이온은 Na<sup>+</sup>와 Ca<sup>2+</sup>로서 각각 10~100 mg/l과 10~40 mg/l가 용해되어 있으며 이들 다음으로 중요한 양이온의 무기물은 Mg<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup>와 Fe<sup>2+</sup>이다. 지하수내의 중요한 음이온의 무기물은 HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> (90~275 mg/l)와 SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> (0.5~15 mg/l)이며 이들 다음으로 중요한 음이온은 Cl<sup>-</sup>과 F<sup>-</sup>이다. 심부 지하수는 이들 무기물질 이외에도 상당량의 콜로이드 입자와 1~5 mg/l 정도의 유기물을 포함하고 있다. 유기물의 대부분은 low

**Table 2. Solubilities calculated for reducing (-200 mv) and oxidizing (fO<sub>2</sub>=0.2 atm) conditions.**

	Oxidizing Condition		Reducing Condition	
	Solubility (mol/l) Limiting phase	Dominant Species	Solubility (mol/l) Limiting phase	Dominant Species
U	3×10 <sup>-6</sup> Schoepite	UO <sub>2</sub> (CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> <sup>2-</sup> UO <sub>2</sub> (CO <sub>3</sub> ) <sub>3</sub> <sup>4-</sup>	2×10 <sup>-7</sup> UO <sub>2</sub> (fuel)	U(OH) <sub>4</sub>
Pu	3×10 <sup>-9</sup> Pu(OH) <sub>4</sub>	PuO <sup>2+</sup>	2×10 <sup>-8</sup> Pu(OH) <sub>4</sub>	Pu <sup>3+</sup> PuSO <sup>4+</sup>
Np	2×10 <sup>-3</sup> NpO <sub>2</sub> (OH)	NpO <sup>2+</sup> NpO <sub>2</sub> CO <sub>3</sub>	2×10 <sup>-9</sup> Np(OH) <sub>4</sub>	Np(OH) <sub>4</sub>
Am	2×10 <sup>-8</sup> AmOHCO <sub>3</sub>	AmCO <sub>3</sub> <sup>+</sup> Am <sup>3+</sup>	2×10 <sup>-8</sup> AmOHCO <sub>3</sub>	AmCO <sub>3</sub> <sup>+</sup> Am <sup>3+</sup>
Th	2×10 <sup>-10</sup> ThO <sub>2</sub>	Th(OH) <sub>4</sub>	2×10 <sup>-10</sup> ThO <sub>2</sub>	Th(OH) <sub>4</sub>
Ra	1×10 <sup>-6</sup> RaSO <sub>4</sub>	Ra <sup>2+</sup>	1×10 <sup>-6</sup> RaSO <sub>4</sub>	Ra <sup>2+</sup>
Sn	3×10 <sup>-8</sup> SnO <sub>2</sub>	Sn(OH) <sub>4</sub>	3×10 <sup>-8</sup> SnO <sub>2</sub>	Sn(OH) <sub>4</sub>
Tc	high	TcO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	2×10 <sup>-8</sup> TcO <sub>2</sub>	[TcO(OH) <sub>2</sub> ] <sub>2</sub>
Zr	2×10 <sup>-11</sup> ZrO <sub>2</sub>	Zr(OH) <sub>5</sub> <sup>-</sup>	2×10 <sup>-11</sup> ZrO <sub>2</sub>	Zr(OH) <sub>5</sub> <sup>-</sup>
Se	high	SeO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	1×10 <sup>-9</sup> Fe <sub>3</sub> Se <sub>4</sub>	HSe <sup>-</sup>
Ni	9×10 <sup>-5</sup> NiFe <sub>2</sub> O <sub>4</sub>	Ni <sup>2+</sup>	1×10 <sup>-4</sup> Ni <sub>3</sub> S <sub>4</sub>	Ni <sup>2+</sup>
Sm	1×10 <sup>-4</sup> Sm <sub>2</sub> (CO <sub>3</sub> ) <sub>3</sub>	Sm <sup>3+</sup>	1×10 <sup>-4</sup> Sm <sub>2</sub> (CO <sub>3</sub> ) <sub>3</sub>	Sm <sup>3+</sup>
Pa	3×10 <sup>-7</sup> Pa <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	PaO <sub>2</sub> (OH)	3×10 <sup>-7</sup> Pa <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	PaO <sub>2</sub> (OH)
Pb	2×10 <sup>-6</sup> PbCO <sub>3</sub>	PbCO <sub>3</sub>	2×10 <sup>-15</sup> PbS	PbCO <sub>3</sub>
Nb	1×10 <sup>-5</sup> Nb <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	NbCO <sub>3</sub>	1×10 <sup>-5</sup> Nb <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	NbCO <sub>3</sub>
Pd	1.5×10 <sup>-6</sup> Pd(OH) <sub>2</sub> (s)	Pd(OH) <sub>2</sub> (aq)	1.5×10 <sup>-6</sup> pd(OH) <sub>2</sub> (s)	Pd(OH) <sub>2</sub> (aq)

molecular weight fulvic acids이며 0~6%의 유기물이 humic acids이다.

**화강암내의 지하수계의 용해도에 의한 안정성**

보로실리케이트 유리질의 형태로 처분된 재처리시 발생된 고준위 원자력 폐기물내의 핵종 이온들은 열역학적으로 불안정한 보로실리케이트 유리질이 용해되는 것과 동시에 폐기물로 부터 분리된다. 폐연료봉내에서 UO<sub>2</sub>와 transuranic 원소들은 결정내에 포함 되어 있고 Cs, Sr, I 과 같은 fission products는 결정내에 포함되어 있지 않을 것으로 생각된다. 따라서 전자의 핵종들은 결정이 용해되

Table 3. Retardation factors for important radionuclides in rock materials being considered for repository siting.

Element	Granite	Basalt	Tuff(volcanic)	Shale or clay	Salt
Sr	20~4000	50~3000	100~100000	100~100000	10~50
Cs	200~100000	200~100000	500~100000	200~100000	40~100
I	1	1	1	1	1
Tc	1~40	1~100	1~100	1~40	1~10
U	20~500	50~500	10~400	50~2000	20~100
Np	10~500	10~200	10~200	40~1000	10~200
Pu	20~2000	20~10000	50~5000	50~100000	40~4000
Am	500~10000	100~1000	100~1000	500~100000	200~2000
Ra	50~500	50~500	100~1000	100~200	20~50
Pb	20~50	20~100	20~100	20~100	1~20

These data are from Krauskopf (1986).

는 것과 같은 속도로 폐기물로 부터 빠져나오며 후자의 핵종들은 결정의 용해와 상관없이 빠져나온다. 고준위 폐기물로 부터 빠져나온 핵종들이 약알카리성이며 약한 환원 환경의 특성을 갖는 화강암의 심부 지하수에 접하게 되면 Cs, Sr, C, Cl, I, Rn 등의 동위원소는 불용성의 화학 물질을 만들지 못하는데 반해 U, Np, Pu, Th, Ra, Sn, Am, Tc, Zr, Se, Ni, Sm, Pa, Pb, Nb, Pd는 불용성의 화합물을 형성하여 침전한다 (Table 2). 특히 U, Np, Pu, Am과 Tc 등의 핵종은 용해되는 양은 USNRC (1976)에 의해 결정된 최대 허용기준치 보다 낮다. 따라서 이들 불용성의 화합물을 만드는 핵종들은 침전되어 지하수에 의해 거의 이동되지 않는다. 하지만 이들 불용성의 핵종 중 Tc의 용해도는 산화 환경에서는 매우 높아지며 Am경우 pH가 증가하면 용해도가 최대 허용기준치 보다 높아지기 때문에 (Krauskopf, 1986, 1988a, b) 이들 핵종의 불용성에 근거한 안정성을 확보하기 위해서는 지하수 성분이 약알카리성과 환원환경을 유지하는 것이 필요하다. 앞에서 언급되었듯이 화강암은 폐기물에서 발생하는 열에 의한 변화를 거의 받지 않아 폐기물 처분후에도 화강암내의 지하수의 성분은 약알카리성과 환원환경으로 유지되기 때문에 Tc와 Am에 대한 문제점이 해결될 수 있다.

### 화강암내의 지하매체의 흡착에 의한 안정성

화강암 지역에서 핵종을 포함한 지하수는 지표의 생물계에 까지 이동해 오기 위하여 폐기물 주변의 벤토나이트 충전물을 통과하여야 하며 또한 지하 암반의 틈새를 통과하여야 한다. 지하수가 이들을 통과하는 동안 지하수내의 핵종은 벤토나이트 충전물, 지하 암반의 구성광물 그리고 지하 암반 틈새 충전 물질에 흡착된다. 흡착에는 지하수내의 핵종이 지하수와 접촉하는 광물내의 이온과 교환하는 이온교환반응 (ion exchange processes)과, 지하수내

은 지하수와 접촉하는 고체내에 Hg, Ag와 같이 착이온 (complex)을 형성할 수 있는 원소들이 핵종을 흡착하는 화학적 흡착 (chemisorption processes), 그리고 양이온 혹은 중성 complex가 단순히 고체표면에 흡착되는 물리적인 흡착 (physical adsorption phenomena)이 있다. Cs, Sr이 이온교환 반응에 의하여 흡착되는 대표적인 핵종이며 I, Tc와 C는 산화환경하에서 화학적 흡착을 하며 환원 형태의 Tc는 물리적인 흡착을 한다. 이온교환반응에 의한 흡착성은 강한 반면 다른 두 흡착반응은 약하기 때문에 Cs와 Sr는 강한 흡착성을 갖는데 반해 I, Tc와 C는 약한 흡착성을 갖는다. 흡착은 영구적이지 않으며 처음 흡착된 핵종이 그 후에 이동되어온 핵종에 의해 치환되어 다시 지하수로 이동되어 진다. 따라서 흡착되는 이온들은 흡착-이동의 과정을 반복하며 이동하게 되고 지하수에 비해 이동 속도가 느려지며 된다. 이러한 지하수에 대한 핵종 이동의 지연정도를 수치로 표현한 것이 이동지연인자 (Rf, retardation factor)이며 다음과 같은 식으로 표시된다.

$$R_f = \text{지하수 이동속도} / \text{핵종 이동속도} \\ = 1 + K_d \times (\text{암석의 밀도} / \text{암석의 공극율}) \quad (2)$$

Rf 값이 10이면 핵종의 이동속도가 지하수 이동속도의 1/10임을 의미한다. Kd는 흡착계수로서 용액과 접촉한 고체내의 핵종의 농집양을 용액내의 핵종의 농집양으로 나타낸 값이다. Krauskopf (1986, 1988a)는 pH가 7~9이고 환원 환경 (Eh=-0.2~-0.3)하에서 시행된 여러 실험결과를 종합하여 여러 암석내에서 흡착에 의한 각핵종의 이동지연인자값을 Table 3과 같이 제시하였다. Table 3에서 나타난 핵종에 대한 이동지연인자값의 범위가 상당히 넓다. 그 이유는 이동지연인자값이 여러 변수에 의해 영향받기 때문이다. 영향을 주는 변수에는 온도, 압력, 고체표면의 크기와 성질, 용액의 pH와 Eh, 이온강도 (ionic strength), 핵종과 함께 흡착 site에 대해 서로 경쟁하는 이온의 존재, 이온과



**Table 4a. Distribution coefficients for cesium and strontium on minerals from batch experiments.**

Solid	pH	Kd, m <sup>3</sup> /kg	
		Sr	Cs
Calcite	6~8	0.002	
	8~9	0.003	0.001
Hornblende	4~6	0.002	
	6~8	0.005	0.156
	8~9	0.018	0.213
Biotite	4~6	0.004	0.925
	6~8	0.016	0.61
	8~9	0.024	0.624
Muscovite	4~6	0.013	0.684
	6~8	0.071	0.591
	8~9	0.114	0.765
Illite	8~8.5	0.335	>5
Bentonite	8~9	3.5	1.1
Quartz	4~6	0	
	6~8	0	
Orthoclase	8~9	0.001	0.001
	4~6	0.001	0.007
	6~8	0.002	0.013
	8~9	0.005	0.011
Plagioclase	8~8.5	0.004	0.011
Microcline	8~8.5	0.012	0.177
Laumontite	8~8.5	0.029	0.117
Prehnite	8~8.5	0.01	0.013
	8~8.5	0.016	0.048
Stripa, granite	3~7		0.089
	7~9	0.006	0.152
	9~11	0.057	0.152
Finnsjon, granite	3~7	0.007	0.264
	7~9	0.02	0.49
	9~11	0.259	0.639

**Table 4b. Influence of ionic strength on the distribution coefficient of cesium and strontium.**

Solid	Ionic medium	Kd, m <sup>3</sup> /kg	
		Cs	Sr
Fi	Groundwater	0.331	0.014
	0.1 M NaCl	0.135	0.016
	4 M NaCl	0.005	0
Str	Groundwater	0.043	0.006
	0.1 M NaCl	0.16	0.007
	4 M NaCl	0.015	0

Fi; Finnsjon granites, Str; Stripa granites, these data are from SKBF (1983).

안정한 착이온을 형성할 수 있는 ligand의 존재 등이다. 예를 들어 Table 4에서와 같이 pH가 증가하면 흡착계수 값이 증가하며 수용액내의 이온강도가 증가하면 감소한다. 이 표들은 매우 유용한 일반화된 정보를 제공한다. 첫째, 양이온이 음이온보다 흡착성이 강한 사실을 보여주며 이는

화강암내의 대개의 암석의 잔류 전기가 음의 값을 지시한다. 따라서 음이온인 I, TcO<sub>4</sub>와 C는 매우 낮은 이동지연인자 값을 갖으며 양이온인 Sr, Cs, Am 등은 매우 높은 이동지연인자 값을 갖는다. 둘째, 점토 광물의 표면이 매우 효과적인 흡착 요인을 제공하기 때문에 점토 함량이 높은 셰일이 높은 이동지연인자 값을 갖는다. 셋째, 암염지역에서 이동지연인자 값이 낮은 것은 염분 성분이 높은 지하수에는 이들 염분 성분이 핵종과 흡착 site를 차지하기 위해 서로 경쟁하기 때문이다. Table 3에서는 화강암 지역에서 Sr과 Cs의 이동지연인자 값이 각각 20~40,000 그리고 200~100,000이므로 만년 이상의 안정도를 확보하기 위하여는 최악의 경우 각 원소에 대하여 지하수가 지표면까지 도달하는 시간이 각각 500년 그리고 50년 이상 걸리는 지역을 선정하면 된다. 지하환경이 흡착에 대하여 최적의 조건일 때는 지하수가 지표까지 이동하는 기간이 3개월 걸리는 지역을 선정하더라도 두 방사능 원소에 대한 만년 이상의 안정성을 확보할 수 있다. 스웨덴의 스트리파 지역에서 지하 338미터 지역에 설치한 실험공에서의 실험으로 부터 얻어진 화강암의 실제공극율 (fracture porosity)의 평균은 10<sup>-4</sup>~10<sup>-5</sup> (OECD, SKBF, 1982)이며 화강암에서의 Sr과 Cs에 대한 흡착계수가 Table 4b와 같고 화강암의 밀도가 2.65 g/cm<sup>3</sup>이다. 이들 값을 식 (2)에 대입하여 얻어진 이 지역에서의 Sr과 Cs에 대한 이동지연인자는 160,000~5,300,000, 4,020,000~129,850,000로 지연도가 Table 3에서 보다 10<sup>3</sup>~10<sup>5</sup> 정도 높아짐을 알 수 있다. 즉 적절한 지역이 선정된 경우에는 이동지연인자가 Table 3에서의 값보다 매우 높아져 Sr과 Cs의 이동은 흡착에 의하여 거의 완벽하게 지연이 되며 흡착이 미약한 음이온들에 대하여도 상당한 이동 지연 효과를 유발할 것이다. 따라서 적절하게 선정된 화강암 지역에서는 지하수에 용해된 핵종의 이동을 흡착에 의해 충분히 제어할 수 있다. 지하수에 의한 핵종의 이동지연인자는 지하수가 통과하는 틈새를 채우고 있는 광물의 종류에도 영향을 받는다. 스웨덴의 화강암지역의 틈새를 채우고 있는 광물은 주로 방해석이며 그 다음으로 흔한 광물은 녹니석, 프레나이트 (prehnite), 석영과 로몬타이트 (loumontite)이다. 또한 특정지역에서는 고령토와 스멕타이트 (smectite)도 균열을 채우는 주 광물로 나타난다. 이들 틈새를 채우는 광물과 화강암내의 주요광물의 Sr과 Cs에 대한 흡착계수 값은 Table 4a와 같다. 양이온 교환 능력 (cation exchange capacity)이 큰 광물인 흑운모와 각섬석은 높은 흡착계수를 보여주는 반면 석영, 방해석과 같이 양이온 교환 능력이 낮은 광물은 낮은 흡착계수 값을 갖는다. 따라서 화강암에서의 Sr과 Cs 등을 포함한 핵종의 이동지연인자 값은 양이온 교환능력이 낮은 물질이

열극을 촉진할 경우 낮아진다. 하지만 방해적으로 채워진 열극을 갖는 화강암에 대한 실험에서 이동지연인자가 감소하는 대신 이동지연인자가 증가하는 사실을 확인하였다. 이는 방해석이 흡착계수가 매우 큰 점토광물과 섞여있기 때문일 것으로 추정하였다 (Torstenfelt *et al.*, 1982).

### 화강암내의 처분시 자연방벽에 의한 안정성 평가

앞에서 언급되었듯이 화강암내에 고준위 원자력 폐기물을 처분할 경우 다음과 같은 3가지 자연방벽에 의하여 안정성이 확보될 수 있다. 첫째, 화강암 지역에서는 깊이가 깊어짐에 따라 지하수의 통로인 절리나 단층과 같은 균열이 일반적으로 줄어들기 때문에 수리전도도가 감소하며 지하 350 m 보다 깊은 곳에서는 투수계수가  $10^{-9}$ ~ $10^{-12}$  m/sec 임이 밝혀졌다. 따라서 연구지역에서 대규모의 단층이 발달하지 않은 화강암 지역 지하 350m 하부에서는 만년동안 지하수의 이동거리는 30 cm에서 300 m이다. 그러므로 대규모의 단층이 발달되지 않은 화강암 지역 지하 500 m 하부에 고준위폐기물 처분장을 설치할 경우 핵종의 지표 생태계로의 유출을 최소한 만년이상 지연시킬 수 있다. 둘째 화강암 지역에서 심부 지하수의 특징은 약알카리성 (pH=7~9)과 환원환경 (Eh=-0.1~-0.4)이며 고준위 폐기물 처분에 의해 발생하는 열에 의해 거의 영향을 받지 않는다. 이러한 지화학적 환경은 오랜 기간동안 고준위 폐기물 용기를 부식시키거나 폐기물 용기 주변에 설치된 완충물질을 변화시키지 않는다. 특히 구리로 된 용기를 사용하였을 경우에는 수십만년동안 용기가 부식되지 않아 핵종의 유출을 방지할 수 있다. 셋째 화강암 지역 심부에서의 지하수가 폐기물과 접하여 폐기물의 일부가 용해되는 경우 주요핵종중 U, Np, Pu, Am과 Tc는 불용성의 화합물을 형성 침전하여 지하수와 함께 이동하지 않으며 Cs와 Sr의 양이온은 이동중 지하매체에 의한 양이온 흡착에 의해 이동속도가 지하수의 이동속도에 비해 각각 최소 20~4,000배, 200~100,000배 이상 지연된다. 따라서 만년이상 지구조적으로 안전한 화강암 지역에서 350 m 이상 깊이를 갖는 지하 심부에 지하수 유동은 적은 지역을 선정하여 고준위 원자력 폐기물을 처분하는 경우 앞의 세 개의 자연방벽이 각각 만년이상 방사능의 유출을 방지 혹은 지연시키는 삼중 안전장치가 마련될 수 있어 처분장의 안정성을 확보할 수 있다. 또한 이러한 자연방벽외에 지하수가 흐르는 동안 일어나는 핵종의 분산, 확산, 회석에 의하여도 핵종의 이동은 지연되거나 유독성이 감소될 수 있다. 야외에서 측정된 수리전도도, 화강암

내의 공극을 그리고 용해 및 흡착시험 결과의 부정확도에 의하여 발생할 수 있는 각 자연방벽에 대한 안정성 평가의 불확실성은 앞에 언급된 삼중 안전장치와 지하수가 흐르는 동안의 핵종의 분산, 확산, 회석에 따른 지하수내의 핵종양의 감소 현상에 의해 충분히 극복될 수 있기 때문에 화강암내의 폐기물 처분은 충분한 안정성을 확보할 수 있다. 이러한 특징외에 화강암 지역은 암석이 단단하여 처분장 공사 및 처분 기간 동안 구조물 유지가 용이한 특성을 가지고 있다. 또한 이러한 암석은 큰 규모로 많은 지역에서 나타나기 때문에 부지선정에 편리한 장점을 가지고 있다.

### 국내 화강암내의 처분에 대한 안정성 평가를 위한 연구 과제와 방향

국내 중생대 화강암과 Precambrian의 화성암질 편마암 지역에서의 지하수의 화학적 특징을 살펴보면 다음과 같다 (Table 1). pH는 7.2~9.8이며 지하수내에 포함되어 있는 주 양이온 무기물은  $\text{Na}^+$  (7~165 mg/l)와  $\text{Ca}^{2+}$  (1~70 mg/l)이고 이들 다음으로 중요한 양이온의 무기물은  $\text{Mg}^{2+}$ 와  $\text{K}^+$ 이다. 또한 중요한 음이온의 무기물은  $\text{HCO}_3^-$  (19~613 mg/l)와  $\text{SO}_4^{2-}$  (1~66 mg/l)이며 이들 다음으로 중요한 음이온은 Cl과 F이다. 이러한 분석치는 국내 화강암내의 심부 지하수의 성분이 스웨덴에서의 연구지역들의 심부 지하수의 성분과 큰 차이가 없음을 시사하며 그 이유는 화강암의 성분이 지역에 따라 크게 변하지 않기 때문으로 생각된다. 또한 화강암 지역에서 지하 심부에서 수리전도도가 낮은 이유는 지하수의 통로인 균열이 닫히기 때문임을 생각할 때 국내 화강암 지역에서도 큰 단층이 발달되지 않은 지역에서는 핵종의 지연에 필요한 낮은 수리전도도와 실제 공극율을 확보할 수 있을 것으로 생각된다. 따라서 국내 화강암에 고준위 폐기물을 처분시 안정성을 확보할 수 있을 것으로 예상된다. 하지만 지역에 따른 차이가 있을 것이 예상되기 때문에 다른 나라에서 수행된 기존 연구결과를 그대로 사용할 수는 없다. 따라서 국내 화강암에 고준위 폐기물을 처분시 안정성을 확보하기 위하여 국내 화강암을 대상으로한 연구가 필요하다. 이러한 연구를 수행하기 위하여는 다음과 같은 기술이 습득되어야 한다. 첫째, 지표지질 연구, 지구물리탐사 자료와 시험동굴 연구결과를 종합 통계처리하여 지하의 화강암내 균열의 발달상태를 결정하는 방법. 둘째,  $10^{12}$  정도의 수리전도도를 측정할 수 있는 기술. 셋째, 핵종의 흡착 결정에 중요한  $10^{-5}$  정도의 실제공극율을 측정하는 기술이 습득되어야 한다. 이러한 기술을 바탕으로 우

리나라의 대표적인 화강암들과 각 화강암에 대한 대표적인 지역을 선정 시험 동굴을 설치한다. 그리고 이들 지역에서 심부 지하수의 지화학적 성격, 화강암의 수리전도도, 실제공극율, 암석의 균열을 채우고 있는 물질등을 연구 결정하고 지하심부의 화강암 샘플을 채취하여 각종 핵종의 흡착정도를 연구하여 각 화강암에서의 안정도 평가를 시행한다. 이렇게 수행된 실험에 의해 가장 적합하다고 생각되는 화강암종을 선택하고 선택된 화강암종의 분포 지역을 조사하여 이중 가장 적합한 지역을 몇 개 선정하여 안정성에 대하여 정밀조사를 실시한다. 이러한 연구 결과를 토대로 주민에게 과학적인 근거를 가지고 정확하게 안정성을 설명하고 이를 바탕으로 정부와 주민간에 합리적인 대화를 이끌어내어 고준위 원자력 폐기물 처분지역을 최종 결정하여야 할 것이다.

사 사

이 논문을 검토해 주신 전 효택 교수님께 감사드립니다. 이 연구는 전력광물자원센터의 지원으로 수행되었다.

참고문헌

Andersson J. E., Nordqvist, R., Nyberg, G., Smellie, H. and Tiren, S. (1991) Hydrogeological conditions at the Finnsjon area. Compilation of data and conceptual model. SKB Technical Report TR p.91-24.

Ahlbom, K and Smellie, J. A. T. (1991) Characterization of fracture zone 2, Finnsjon study site. J. of Hydrology, Special issue, 126.

Balcic, J. D. (1981) Importance of creep failure of hard rock in the near field of a nuclear waste repository. In Near-Field Phenomena in Geologic Repositories for Radioactive Waste, NEA, OECD, Paris.

Barbreau, A., Bonnet, M., Goblet, P. and Margat, J. *et al.* (1981) Long-term prediction of the fate of nuclear waste deeply buried in granite. In Predictive Geology (eds G. de Marsily and E. F. Merriam), Pergamon Press, Oxford.

Brotzen, O. (1981) Predictive geology in nuclear-waste management. In Predictive Geology (des G. de Marsily and D. F. Merriam), Pergamon Press, Oxford.

Choi, J. S. and Pigford, T. H. (1981) Water-dilution volumes for high-level wastes. Trans. Am. Nucl. Soc., v.39, p.176-177.

Gale, J. E., Witherspoon, P. A., Wilson, C. R. and Rouleau, A. (1983) Hydrogeological characterization of the Stripa site. In In situ Experiments in Granite for Geological Disposal of Radioactive Waste. Proceedings of a workshop held in Stockholm, October 1982, OECD, Paris, p.79-98.

Gale, J. E. (1982) Assessing the Permeability Characteristics of Fractured Rock. Geol. Soc. Am. Special Paper No. 189.

Hustrulid, W. (1980) Crystalline rock mining technology. In Technical Progress Report for the Quarter Oct. 1 to Dec. 31, 1979, ONWI, 9(5), Office of Nuclear Waste Isolation, Battelle Memorial Institute, Columbus, Ohio.

Korea Institute of Geology, Mining and Materials (KIGAM) (1993) Geochemical Dispersion of Harmful Elements in Geological Environments (I), KR-93(T)-10, 464pp.

Krauskopf, K. B. (1986) Aqueous geochemistry of radioactive waste disposal. Applied Geochemistry, v.1, p.15-23.

Krauskopf, K. B. (1988a) Geology of High-Level Nuclear Waste Disposal. Ann. Rev. Earth Planet. Sci., v.16, p. 173-200.

Krauskopf, K. B. (1988b) Radioactive Waste Disposal and Geology. Chapman and Hill, 145pp.

Organization for Economic Co. and Development Nuclear Energy Agency (OECD) and Swedish Nuclear Fuel Supply Co. (SKBF) (1982) Hydrogeological Characterization of the Stripa Site. In Proceeding of the Workshop on Geological Disposal of Radioactive waste In Situ Experiments in Granite, OECD, p.79-97.

Roxburgh, I. S. (1987) Geology of High-Level Nuclear Waste Disposal An Introduction. Chapman and Hill, 229pp.

Swedish Nuclear Fuel Supply Co. (SKBF) (1983) Sorption of radionuclides in geologic systems. SKBF Technical KBS Report, 83-63, 36pp.

Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co. (SKB) (1992a) Radionuclide solubilities to be used in SKB91. SKB Technical Report, 92-13, 19pp.

Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co. (SKB) (1992b) Final disposal of spent nuclear fuel. Importance of the bedrock for safety. SKB Technical Report, 92-20, 197pp.

U. S. Nuclear Regulatory Commission (USNRC) (1976) Maximum concentration in effluents to unrestricted areas 10CFR 20, Appendix B, Table II.

Torstenfelt, B, Andersson, K and Allard, B (1982) Sorption of Strontium and Cesium on rocks and minerals, Chemical Geology, v.36, p.123-137.