

〈기술보고〉

방사성폐기물처분장 주변 균열 암반에서의 핵종이동  
모델의 검토 및 평가방법론

이연명 · 강철형 · 한필수 · 박헌휘

한국원자력연구소

(1994. 3. 14 접수)

요 약

방사성 폐기물 처분장의 건설에 가장 중요한 부분중의 하나는 처분안전성의 확보일 것이다. 처분장 안전성평가는 처분장이 입지하는 환경에 대한 실험실적 자료 또는 현장 자료의 충분한 데이터베이스와 처분시스템에서 일어날 수 있는 주요한 프로세스를 기술하는 수학적 모델을 통하여 이루어지게 된다. 처분시스템의 기본적인 기능은 처분된 폐기물고화체를 인간환경으로 부터 완벽하게 고립시켜 처분장내에 영구적으로 격리시키는 것이다. 그렇지만 정상적이든 비정상적이든 핵종은 항상 유출될 가능성이 있고 설사 이러한 경우라도 충분히 안전한 것을 입증하는 것이 처분장 성능 평가와 안전성평가의 주요한 목적이 된다. 한편 장기간에 걸친 처분 안전성 평가는 전산 프로그램을 통한 이론적 예측에 의해서만 가능하므로, 처분안전성 평가도구의 개발 및 확보의 중요성은 매우 크다고 할 수 있다. 이 연구에서는 처분장이 입지하는 암반 매질에서의 핵종의 이동을 기술할 수 있는 여러 모델을 검토하고, 특정 처분부지에 대한 종합적 안전성 평가를 수행할 수 있는 방법론을 제시할 목적으로 임의의 1개 부지의 지형도 및 추정가능한 지질관련 자료를 이용하여 해당 부지에 대한 가상의 핵종 유출 시나리오를 설정하여 부지특성적인 예비 종합 안전성 평가를 수행하여 보았다.

1. 서 론

인류가 원자력을 이용하여 온 이래 필연적으로 발생 되는 방사성 폐기물의 처분 문제는 원자력을 이용하는 모든 국가에서 최대의 관심사가 되고 있다.

우리나라의 원자력발전은 가장 경제적이고 안정적인 에너지원을 확보하기 위한 방법으로 이용되고 있다. 원자력 발전의 이용은 부수적으로 방사성폐기물 발생을 수반하게 되며, 또한 산업계 및 의학계에서의 방사성 동위원소의 이용증대로 인하여 방사성 동위원소 폐기물의 발생이 증가하고 있다. 이러한 방사성폐기물을 인간 생활권으로부터 안전하게 격리시켜 국민의 건강과 환경을 보호하는 것은 장기적인 원자력 에너지 확보, 이용개발 및 국민적 신뢰를 얻기 위해서는 필요하며 또한 중요한 일이다. 국내에서는 고리 1호기가 1978년에 처음 상업

가동된 이래 현재 9기, 총 7,616MWe 규모의 원자로가 가동되고 있다. 또한 1,000MWe 규모의 가압경수로형 원자로 2기가 건설중이고, 2006년까지 700MWe 규모의 CANDU형 원자로 6기와 1,000MWe 규모의 가압경수로형 원자로 10기가 추가로 건설될 예정이다. 우리나라의 경우 원자력 발전소에서 발생된 방사성 폐기물은 잡고체, 농축폐액, 폐필터, 폐수지를 포함하여 약 40,000드럼이 현재 각 발전소 내에 임시 저장되고 있다.

이러한 상황 아래 1984년 10월 13일 개최된 제 211차 원자력 위원회에서는 국내에서 발생한 방사성폐기물의 육지처분, 중앙집중식 처분, 소요비용의 발생자 부담원칙 등을 골자로 하는 방사성폐기물 관리의 4대 원칙을 의결하였다. 이들 기본원칙을 국가 주도로 원활히 수행하기 위하여 1986년 11월에는 원자력법이 개정 공포되었고 1989년 6월 16일에는 원자력법 시행령이 개정 공

포되어 방사성 폐기물 사업의 본격적인 착수가 시작되었다. 중저준위 폐기물의 영구처분사업이 구체화되면서 1988년 7월 27일에 개최된 제 220차 원자력위원회에서는 영구처분장을 1995년까지 건설하기로 의결하였고, 동년 12월 29일 개최된 제 221차 원자력위원회에서는 이를 위한 중장기 사업 계획을 확정하였다.

그러나 동 사업 추진을 위한 부지선정 과정에서의 후보 지역 주민의 반대로 인하여 부지확보 사업이 순조롭지 않게 되었고 그 이후 정부는 1991년 6월 7일의 227차 원자력위원회에서 부지 확보방안과 관련하여 공개적인 사업수행, 국민적 합의에 의한 부지확보 및 사업 추진 그리고 국민적 공감대 형성을 위한 국민이해 증진에 최대 노력을 경주하며 결정된 사항은 일관성 있고 강력하게 추진하도록 기본방침을 마련하였다. 추진방향으로는 자발적 유치지역을 도출하며, 자원지역이 없을 경우 에너지 정책상 불가피한 사업임을 국민에게 인식 시킨 후 후보부지를 선정, 국가사업으로 강력히 추진하기로 하였다. 그후 방사성폐기물 처분장 후보부지를 선정 발표하였으나 다수 지역주민들의 동의를 구하지 못하고 있는 상태에 있는 등 제반 사회환경의 여건변화에 따라 중·저준위 방사성폐기물 영구처분 시설은 그 건설 일정이 지연되고 있으며 부지 특성 자료의 미비로 인한 방사성 폐기물 처분시설의 설계 개념 및 그에 대한 예비안전성 평가 등이 일반론적으로 설정된 지질 자료에 근거하고 있는 형편이다.

이러한 처분장의 건설에 가장 중요한 부분중의 하나는 처분안전성의 확보이다. 처분장 안전성평가는 처분장이 입지하는 환경에 대한 실험실적 또는 현장 자료의 충분한 데이터베이스와 처분시스템에서 일어날 수 있는 주요한 프로세스를 기술하는 수학적 모델을 통하여 이루어지게 된다. 처분시스템의 기본적인 기능은 처분된 폐기물고화체를 인간환경으로부터 완벽하게 고립시켜 처분장내에 영구적으로 격리시키는것이다. 그렇지만 정상적이든 비정상적이든 핵종은 항상 유출될 가능성이 있고 설사 이러한 경우라도 충분히 안전한 것을 입증하는 것이 처분장 성능 평가와 안전성평가의 주요한 목적이 되는 것이다.

장기간에 걸친 처분 안전성평가는 전산 프로그램을 통한 이론적 예측에 의해서만 가능하므로, 처분안전성 평가도구의 개발 및 확보의 중요성은 매우 크다고 할 수 있다.

이에 이 연구에서는 특정 처분부지에 대한 종합적 안

전성 평가를 수행할 수 있는 방법론을 제시할 목적으로 임의의 1 개 부지의 지형도 및 추정가능한 지질관련 자료를 이용하여 해당 부지에 대한 가상의 핵종 유출 시나리오를 설정하여 부지 특성적인 예비 종합 안전성 평가를 수행하여 보았다.

## 2. 시나리오 및 경로 (Pathway) 설정

처분장에 처분된 고화체와 처분장 폐쇄후 유입되게 될 지하수의 접촉에 의하여 처분용기가 부식되고 이에 따라 고화체내의 핵종이 침출되어 처분장 밖으로 유출된 핵종은 처분 동굴 주변에 인공적으로 방벽을 구성하는 되메움재 등을 통하여 모암으로 들어가게 되고 결국 이들 핵종은 모암을 통하여 순환하는 지하수계를 통하여 생태계에 도달하여 인간에게 영향을 미치게 된다. 지하수에 의해 유출된 핵종의 농도는 인공 및 자연방벽을 지나는 동안의 흡착등에 의한 저지 (Retardation), 지하수와 지표수에 의한 희석 및 방사능의 자연 붕괴등으로 그 정도가 감소하게 되어 주변 환경에의 방사선적 영향을 배제시킬 수 있는 것이며 따라서 이들 방벽은 안전성 측면에서 인공적이든 자연적이든 매우 중요한 처분장의 여건이 된다.

핵종의 유출 및 이동의 주요매체인 지하수는 지하매질에서의 그 흐름이 단순하지도 않고 지하수를 통한 핵종의 이동도 여러 물리적 화학적 현상에 지배를 받게 될 뿐 아니라 더 나아가서 자연과정이나 인간활동 등 여러 외부적요인에 의해서도 영향을 받게 된다. 이러한 핵종의 유출 및 이동을 야기하는 시나리오의 설정으로 처분된 폐기물고화체 내에 포함된 핵종의 가상 유출 경로가 제안되는 것이고 안전성 평가는 각각의 유출시나리오에 대한 핵종이동 현상을 정량적으로 분석, 평가하는 것이다.

이 연구에서는 보편적인 정상 및 비정상적인 시나리오를 고려하여 핵종이 처분장을 빠져나와 인간환경에 도달할 수 있는 몇가지 경로 (Pathway)를 선정하여 보았다. 아래 그림 1은 처분장이 위치하는 한 가상부지를 나타낸 것이다.

이러한 가상 처분장 후보 부지는 다음과 같은 지질적 특징을 갖는다고 가정하였다 :

- 그림에서 나타낸 위치에 처분장이 위치한다고 가정할 때 모암은 화산암류인 응결 응회암으로 가정하고 이 지반의 두께는 300m 이상이 되어 처분장 동굴이 위치하

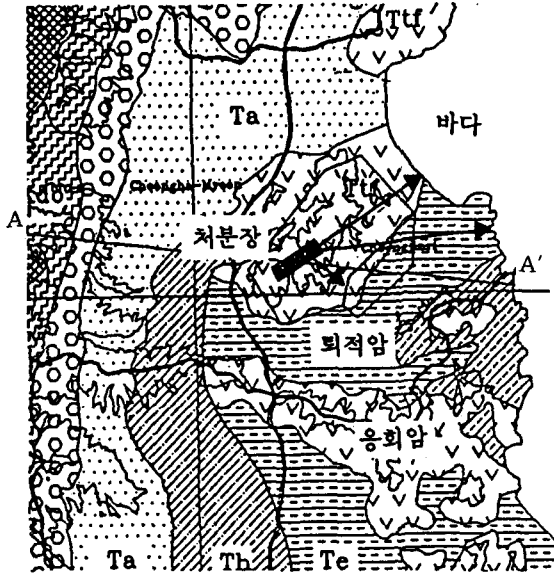


그림 1. 가상처분장 지역의 지질도  
(화살표는 주요 이동 경로)

기에 충분하다고 본다.

-모암인 옹회암 아래로는 퇴적암으로 되어 있어서 모암과 층을 이루고 있다.

-핵종이 이들 두 암층을 이동하는 경우 주요 이동경로(Critical pathway)는 두 암반내의 불연속면이 된다.

-이들 불연속면을 통한 지하수에 의한 이류(Advection)와 분산(Dispersion)이 주요 이동 메카니즘이 된다.

-한편 불연속면은 암체의 고결시 발달한 수축에 따른 결리, 구조운동 등에 관련된 균열과 두 이질의 암반 사이의 경계등으로 이루어진 것이다.

-옹회암내의 불연속면에서의 수리전도도는 일반적으로  $10^{-9}$  m/sec 이하 정도이지만 이 보다는 더 큰 수리전도도를 가질 수 있으면 퇴적암의 경우는 이 보다는 더 크다.

-위 지질도에서 최우측편에 바다가 위치하여 지하수의 흐름은 바다쪽으로 향한다.

-처분장에서 가장 인접한 위치로 약 300m 정도 거리에 지표수로서 강이나 우물등이 존재한다.

-취락 등 인간 생태환경이 해안 그리고 우물이나 강 주변에 위치해 있다고 본다.

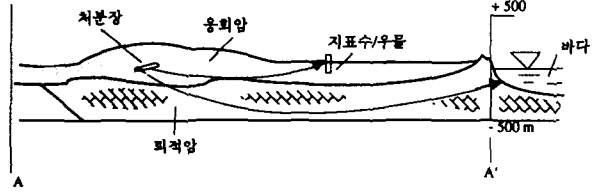


그림 2. 가상 처분장 후보부지에서 그림 1의 A-A' 선을 따른 단면도

이와 같은 지질 특성하에서 처분장을 빠져나온 핵종은 이러한 처분 시스템의 환경하에서 여러 이동 경로를 따라 인간 환경에 도달한다고 보아 가장 가능한 경로를 그림 1에 보인대로 가상하였다. 그림 2는 그림 1의 가상 처분장 후보부지의 단면도(그림 1의 A-A')이다:

-경로 1: 처분장을 빠져 나온 핵종이 곧바로 모암인 옹회암의 균열을 통하여 근접한 강이나 우물로 들어간다. 이때 이동 경로의 길이는 300m로 가정한다.

-경로 2: 처분장을 빠져 나온 핵종이 모암인 옹회암의 균열을 통하여 1000m의 거리에 위치한 바다로 들어간다.

-경로 3: 처분장을 빠져 나온 핵종이 모암인 옹회암의 균열을 통하여 300m 이동하고 그 밑에 위치하는 퇴적암층의 균열암반 매질을 통하여 결국 바다로 들어간다. 이때 총 핵종의 이동 경로는 4000m로 본다.

-경로 4: 이 경로는 가장 최악의 시나리오를 고려한 것으로 처분장에 상당히 인접하여 수 cm 정도의 폭(Aperture)을 갖는 Fault가 지나가고 향후 우물이 개발되어 우물이 이 Fault와 만나는 경우, 우물물이 인근 주민에게 식수로 공급된다는 가정하에 제안된 직접 피폭 경로이다.

-경로 5: 한편 경로 1~경로 4의 경우 모두 Near-field의 인공방벽이 무시된 보다 보수적인 시나리오하에서 고려되고 있는 경로이지만 실제 처분 동굴의 형태로 볼 때 동굴에 처분이 완료되어 폐쇄된 후 처분시 사용된 처분장 운영동굴을 통하여 핵종이 유출되는 경우도 고려되어야 하는 측면에서 설정된 경로이다.

표 I에는 처분장에서 각 경로별 거리와 경로 4에 대해서 Fault까지의 거리, 그리고 다시 그곳에서 우물까지의 거리를 정리하여 나타내었다. 결국 이와 같은 경로는 모두 균질한 다공성 지하 매질이 아닌 균열을 포함하는 암반매질로 이루어지는 비균질 매질로 고려하여야 하므로

로 이러한 매질에 적합한 핵종이동 모델이 필요하게 된다.

표 1. 처분장에서의 각 이동 경로별 거리

경로	옹회암내 이동거리(m)	퇴적암내 이동거리(m)	최종도달 지표수
1	300	0	우물, 강 또는 호수
2	1000	0	바다
3	300	3700	바다
4	105*	205**	우물
5	처분동굴에서 핵종이 운영동굴을 통하여 유출		

\* 처분장에서 Fault까지의 이동거리 ;

\*\* Fault에서 우물까지의 거리

### 3. 매질에서의 핵종이동 모델링

#### 3.1. 균열 암반 모델의 개관

최근에 전 세계적으로 암반과 같은 지하수의 투수도가 매우 낮은 매질에 대한 관심이 증가하고 있는데 이는 이와 같은 지질내에서의 처분장을 고려하고 있기 때문이다. 실제로 캐나다, 스위스 또는 스웨덴과 같은 나라는 물론 핀란드나 미국 그리고 우리나라에서도 이와 같은 암반 매질에 대한 많은 연구를 수행하고 있는 실정이다.

암반에서의 핵종이동 모델은 균일한 다공성 매질에 대한 것과는 다른 것으로 이는 1980년 Neretnieks [1]와 Grisak과 Pickens [2], 그리고 그 이후 Tang 등 [3]에 의해서 제안된 대로 암반 매질을 다공성의 균질한 매질로 보기에는 한계가 있다는 인식하에 제시된 것이다. 암반 매질은 투수도가 매우 낮아 실제로 지하수의 이동이 거의 일어나지 않는 불투수층에 가깝고 이들 매질은 균열을 불규칙하게 포함하고 있어 지하수의 흐름은 이러한 균열을 통하여 주로 일어나게 된다. 따라서 핵종의 이동은 균열에서의 지하수의 이동에 따라 이루어지고 분산 등에 의하여 이루어지게 되고 핵종은 균열을 따라 이동하면서 균열벽을 통하여 암반 매질로 농도 구배에 의해 확산되어 들어가 핵종의 전체적인 이동의 저지에 기여한다는 것이 1980년 Neretnieks 이후 일반적인 이론이 되어왔다.

Neretnieks와 Grisak과 Pickens는 각각 해석적인

방법과 이차원 유한요소법에 의한 방법으로 균열과 암반매질에서의 핵종의 이동을 기술하는 식이 서로 연계된 경우에 대하여 시간과 거리에 대한 농도를 구하였다. 그러나 Neretnieks의 경우는 균열과 암반 매질의 경계에서 균열내의 핵종이 분자확산에 의해 암반으로 들어가는 항으로 두식을 연계하여 해를 구하였지만 균열에서의 주요한 현상으로 고려하여야 하는 분산과 확산항을 무시하였다.

Grisak과 Pickens [4]는 그 후 다시 다양한 경계조건을 수용할 수 있는 등 수치해가 갖는 장점에도 불구하고 수치분산현상과 다루기 힘든 해를 갖는 단점을 극복하기 위하여 해석해를 동일한 형태의 매질에 대하여 제시하였지만 역시 균열에서의 분산과 흡착을 무시하였다.

Tang 등은 균열에서의 분산을 고려한 핵종농도에 관한 해석해를 균열에서의 분산과 확산이 존재하는 경우와 그렇지 않은 경우에 대하여 시간과 거리에 대하여 제시하였다. 그렇지만 이 해는 정확하고 단순하며 상당히 다루기 쉬운 형태의 것이지만 암반 매질을 반무한한 것으로 보아 무한한 거리의 암반매질에서 분자 확산으로 침투해간 핵종의 농도가 0이 된다는 가정하에서 얻어진 것이다.

Barker [5]는 단일한 균열이 아닌 서로 평행한 균열이 다수 존재하는 경우에 대한 모델을 제시하였지만 라플라스 변환식으로 얻어지는 농도에 대한 해를 수치적 역변환에 의존하여야만 하였고, Sudicky와 Frind [6]도 Tang 등의 모델을 확장하여 암반을 평행한 다수의 균열을 갖는 매질로 보아 평행한 균열에 대하여 정확한 해석해를 제시하였다. 이들의 경우 Tang 등의 경우와 다르게 암반매질에서의 경계조건은 무한한 길이에서 0이 된다고 보는 것이 아니라 균열과 균열사이의 유한한 거리에서 농도의 구배가 0이 된다는 Neuman 형태의 경계조건으로 나타나게 되어 보다 진보된 형태의 모델을 제시하였으나 해에 오류가 있음이 밝혀졌다.

한편 Rasmuson과 Neretnieks [7]은 다시 균열에서의 분산과 확산을 고려하면서 암반 매질을 유한한 구형의 암반 블록으로 이루어졌다고 보아 보다 현실적인 모델로 고려하였는데 이들은 라플라스 변환된 해의 해석적인 역 라플라스 변환을 얻는데에도 역 라플라스 변환표를 이용한 Tang 등과는 다르게 Bromwich 적분방법을 사용하여 구하였다.

균열 입구에서의 경계조건이 방사성 붕괴를 고려하는

일정침출을 고려하는  $C_f(0, t) = C_0 e^{-kt}$ 의 형태로 주어지는 대신 용해도제한 (Solubility limit)에 지배 받는 핵종의 경우가 될 수 있는  $C_f(0, t) = C_0$ 의 형태로 주어지는 경우는 해가 상대적으로 복잡해지게 되는데 이 경우의 농도의 파과곡선은 붕괴하는 선원항의 경우와는 다르게 피크를 만들지 않고 물질 수지에 의하여 평형상태에 도달하게 된다. 이와 같이 암반매질을 유한하게 보면서 일정농도의 경계조건을 갖는 경우의 해를 Sudicky와 Frind [6]가 다루었지만 그 해가 무한한 상한을 갖는 중적분항을 가지게 되어 다소 복잡함대에 반해 Rasmuson [8]에 의하여 제시된 모델에서는 평행한 균열을 가지며 암반을 유한한 구형으로 이루어진 매질로 보아 농도에 관한 해의 경우는 단일한 무한 적분항만을 갖게 되어 이에 대한 수치적분을 통해 해를 얻을 수 있도록 하였다.

그 후 Moreno와 Rasmuson [9]는 Tang 등이 고려한 동일한 형태의 암반에 대하여 균열 입구에서 서로 다른 경계조건을 적용한 경우에 암반매질내의 핵종의 농도의 영향을 검토하기 위하여 균열의 입구에서 일정한 Flux로 주어지는 경우에 대한 해를 제시하기도 하였다. 그러나 이 해도 중적분을 포함하고 있어 평가하기에 어려운점이 있다. 최근 동일한 경우이긴 하지만 이와는 다르게 핵종의 방사성 붕괴를 선원항과 지배 방정식에 모두 고려하여 Chiou와 Li [10]가 얻은 해는 단일한 적분항을 가지고 있어 평가가 보다 용이하다.

그렇지만 Lee 등 [11]은 복잡하고 부정확할 수도 있는 수치적분을 피하기 위하여 Chiou와 Li에 의한 해를 수치 라플라스 역변환을 이용하여 평가한 결과를 수치적분에 의한 값과 비교하여 보았을 때 두 결과가 상당히 일치하는 것을 확인하여 보다 단순한 형태의 해를 제시하였다.

한편 이와 같은 해석적인 모델 이외에도 여러 수치모델 및 확률론적 접근에 의한 모델도 제시되었는데, 앞서 언급한 Grisak과 Pickens [2]의 유한요소방법은 균열과 암반매질을 이차원의 동일 평면에 유한요소화하는 것으로 이는 균열의 형태가 단순한것으로 제한되는 단점이 있는 것으로 평가되어 Huyakorn 등 [12]은 균열에서의 이차원적인 유한요소화와 암반매질에서의 일차원적인 요소화를 균열에서의 암반매질로의 Flux 항으로 연계하여 결합하여 삼차원 유한요소의 형태를 갖는 모델을 제시하였다.

Lee 등 [13]은 일차원적 Crank-Nicolson 유한 차분

법을 이용하여 암반에서의 농도를 가정한 후 그 농도의 구배를 가지고 균열에서의 농도를 먼저 구하여 그 농도를 초기조건으로 한 암반매질에서의 일차원적 유한 차분화를 통하여 암반매질에서의 농도를 얻어 그로부터 균열에서의 암반매질로의 Flux를 다시 균열의 차분식에 역적용하는 방식의 반복계산에 의하여 균열에서의 농도와 암반에서의 농도에 관한 안정한 해를 얻었다. 그러나 이들 수치적인 방법에 의한 모델은 다양한 경계조건이나 다중매질등 불규칙한 매질 형태를 고려할 수 있는 등 여러 장점을 주긴하지만 그 해의 정확성이나 안정성이 문제가 되고 실제 처분장과 같은 규모에 적용하는데에 무리가 따르게 된다. Yamashita와 Kimura [14]의 Particletracking와 같은 직접적으로 이동을 모사하는 방법에 의한 수치적 방법도 수치분산과 같은 단점을 보완하며 해를 보다 정확히 얻고자 시도되었던 방법이지만 역시 실규모의 처분장에 적용하기는 어렵다.

한편 이러한 균열-암반매질에 적용하는 모델은 모두 고전적인 이류-분산 (Advection-dispersion) 식을 적용하고 있지만 이는 매질내에서의 핵종의 이동에 관련하는 여러 지하수 이동속도나 분산/확산계수 등의 파라미터가 시간과 거리에 대하여 불변이라는 전제하에 가능한 것이다. 지하매질은 공간적인 변화가 심하여 핵종의 이동현상에 일정한 매질의 수리학적 성질을 적용하는 기존의 결정론적 방법으로는 한계가 있다고 보아 최근에 확률론적 방법이 많이 대두되고 있는 추세이다. 이러한 방법에는 일단 기존의 결정론적인 이류-분산 모델의 틀을 그대로 유지하면서 이에 관련하는 파라미터의 분포를 찾아 적용하여 결과적으로도 핵종의 농도의 분포를 얻어내는 접근을 생각할 수 있다. 이러한 경우 난변수로 간주되는 입력변수의 분포를 얻기 위하여 무작위추출이나 Latin hypercube 추출등 여러가지 표본추출방법을 적용하여 입력변수의 많은 벡터를 만들고 각 세트에 대한 출력 결과로 농도의 분포를 얻어낸다.

그러나 이와는 약간 다른 추계적 (Stochastic) 접근 방법도 최근에 많은 제시되고 있는데, 핵종이동모델에 관련된 지화학적, 수리학적 파라미터가 결국 난변수로 간주될 수 있고 따라서 파라미터는 평균값 (Mean value)과 자신의 기대값을 0으로 갖는 그 Perturbation으로 이루어진다고 보아 결국 최종적으로 고전적인 이류-분산식과는 다른 "추계적 이류-분산식 (Stochastic advection-dispersion equation)"을 이끌어낸다 [15]. Gelhar [16, 17]는 비균질한 다공성매

질에서의 지하수의 흐름이나 이동현상에 관한 추계적 모델을 제시하였는데 그는 Spectral method를 사용하여 핵종이동에 관한 지배 방정식을 Perturbation expansion을 통해 전개하여 핵종 농도의 결과의 평균치와 분산에 관한 Closed form의 식을 얻어낸 이후 균열암반에 대하여 다시 같은 방법으로 추계적인 모델을 확장하였다. 여기에서 그는 균열의 폭을 변수로 보아 그 결과 암반내로의 확산과 균열벽에서의 흡착도 일정하지 않다고 보는 추계적 모델을 제시하였다.

또한 Lee 등 [18, 19]은 균열 암반에서의 핵종이동에 관한 연속시간 마코프 프로세스 모델을 통해 위와 같은 추계적인 방법과는 다르게 매질을 유한한 갯수의 구획으로 나누어 그 안에서의 핵종의 농도에 관여하는 암반 내로의 분자확산, 붕괴, 흡착등의 프로세스는 동시에 즉각적으로 일어나고 인접한 구획사이의 이동은 결정론적인 지하수의 이동에 따라 이류적으로 일어난다고 보는 “추계적 구획모델 (Stochastic compartment model)”을 제시하였다. 결국 이 모델을 통하여 이러한 구획내의 핵종의 확률론적인 분포가 얻어져 농도에 대한 기대치와 그 분산을 얻게 되는 것이다.

이외에도 Long 등 [20]이나 Long [21], Schwartz 등[22], Robinson [23], Andersson [24], Long과 Billaux [25]에서 최근에 Cacas 등 [26, 27]이나 스웨덴의 Finnsjön 암반모델링 [28]에도 응용되었던 Fractured network model을 이용한 연구도 최근 많이 진행되고 있다. 이러한 연구의 동기는 균열암반전체에 대한 수문지질학적 성질을 과연 단일하며 “동등한 (Equivalent)” 또는 “대표적인 (Representative)” 균열에 대한 값으로 얻을 수가 있는가 하는 것이었다. 개념은 오히려 간단한 것으로 실제 대상 암반내의 균열의 형태에 관한 통계적인 분포를 관찰에 의해 얻어 전산에 의해 Monte Carlo 등의 방법등을 이용하여 통계적으로 동등하게 다수의 세트를 재현 (Realization)시키고 이 주어진 재현에 대하여 지하수흐름에 관한 평형식을 풀어서 수문학적 수두 분포나 균열내에서의 개개의 지하수속도를 얻어 다수의 세트에 대하여 Particle tracking 등의 방법으로 이동결과에 관한 출력의 분포를 얻게 된다. 즉, 균열의 재현은 암반내에 존재하는 균열의 표본추출에 의해 균열의 폭의 크기, 방향, 중간점의 위치, 그리고 그 길이 등을 난변수로 보아 이에 관한 확률론적 분포를 얻어 이차원 평면이나 삼차원 공간에 전산을 통하여 재현시키고 보통 암반매질의 투수도(Permeability)는 0

으로 부여하고 균열을 매끈한 평행벽면으로 보아 Darcy 식에 의해 균열폭의 함수로 균열에서의 수리학적 전도도(Hydraulic conductivity)를 구하는 것이다. 일단 이러한 작업이 완성되면 유한차분법과 같은 수치적 방법으로 균열의 교차점에서 수두를 구하여 Particle tracking 같은 직접적인 모델링방법을 통하여 이동을 기술하게 되는 것이다.

### 3.2. 암반 매질의 개념적 모델링

앞절에서 개관한대로 균열 암반에 대한 핵종이동 모델링은 다공성 매질의 그것과는 다른 여러 다양한 접근이 이루어져오고 있다.

실제로 스웨덴에서 Stripa Project의 3차원 추적자 실험을 수행하여 지하 360m의 화강암반내에 시험 동굴을 굴착하여 추적자의 이동 현상을 관찰한 결과 지하수의 흐름이 매우 편중되고, 지하수의 흐름이 일어나는 면적조차도 30%이었고 그나마 약 2% 정도의 면적으로 지하수의 흐름이 대부분 일어났으며 총 지하수의 흐름의 10%가 한 곳으로 집중적으로 흐르고 있는 것을 알 수 있었다.[29] 따라서 지하수의 흐름이나 이에 의한 핵종의 이동 현상이 암반 매질의 전영역을 통하여 일어난다고는 보기 힘들어 암반에 관한 상세한 자료와 상당한 전산노력을 요구하는 확률론적 접근이나 Fracture network model 등은 쉽게 적용하기는 힘들다.

따라서 이 연구에서도 여러 모델 가운데 가장 단순하게 고려될 수 있으며 보다 일반화되어 있고 또한 실험실적인 규모이거나 국부적이긴 하지만 검증 및 실증단계를 많이 거친 결정론적인 단일 균열 모델을 고려하기로 한다.

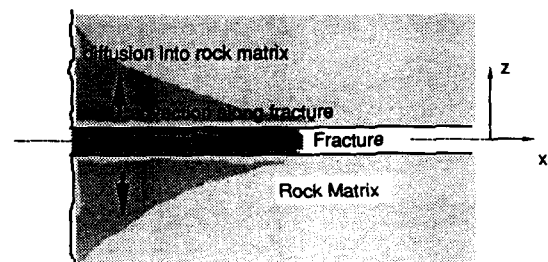


그림 3. 단일 균열을 갖는 암반 매질의 개념

이 모델은 앞절에서 논의 되었듯 1980년 Neretnieks 이후 많은 유사한 모델이 각 나라에서 제시되었고 이들 여러모델은 INTRACOIN 연구 [30]에서도 상호 비교 연구등이 행하여진 바 있다. 이 연구에서 사용되는 모델인 MIMOSA도 이 INTRACOIN 연구에 대하여 간접적으로 비교 검증한 바 있다.[31] 단일 균열을 갖는 암반 매질의 개념이 그림 3에 나타나 있다.

이 모델의 특징은 암반내에 불규칙하게 다수로, 그러나 상당히 드문 간격으로 존재하는 균열의 균을 통하여 지하수가 주로 흐르게 되므로 이 균열의 균을 대표적인 단일 균열(Equivalent or representative single fracture)로 나타내어 결국 이 균열의 균이 단일한 무한의 평판형태의 균열로 모델링하게 된다.

투수도(Permeability)와 균열의 간격(Spacing) 그리고 균열 폭(Width)는 물론 정확하게 얻어질 수는 없지만 이들 사이의 관계를 얻기 위한 방법으로 균열의 동일간격과 폭을 가정하여 Snow [32]가 제시한 아래 식 (1)을 사용하였다.

$$v_f = \frac{g}{12\nu} (2b)^2 i$$

$$K_p = \frac{g}{12\nu} (2b)^3 / S \quad (1)$$

여기에서

- g = 중력가속도 (m/s<sup>2</sup>)
- 2b = 균열폭 (m)
- i = hydraulic gradient (m/m)
- K<sub>p</sub> = 수리전도도 (m/s)
- S = 균열사이의 간격 (m)
- ν = Kinematic viscosity (m<sup>2</sup>/s)

이 식에서 v<sub>f</sub>=0.5 i K<sub>p</sub> S/b의 관계식을 얻을 수 있다.

Neretnieks는 대기 온도하에서의 g/12ν를 10<sup>6</sup> m<sup>2</sup>/s로 가정하여 주어진 S 값 및 K<sub>p</sub> 값에 대한 균열의

폭, 2b (m)과 균열내에서의 지하수속도, v<sub>f</sub> (m/s)를 윗식에 의해 구해 보았는데 그 결과를 표 2에 인용하였다.[1]

가령 균열사이의 간격을 2m 정도로 보았을 때 이 연구에서 고려할 암반에서의 투수도가 약 10<sup>-9</sup>m/s 즉 03m/yr일 때 균열의 반폭 (Half width)은 약 6.5×10<sup>-6</sup>m이고 이 때의 지하수 속도는 Hydraulic gradient를 약 0.003m/m로 보았을 때 위의 1식에서 약 16m/yr 가 되고 같은 투수도에 대해 균열간격이 50m인 경우 균열의 반폭은 1.9×10<sup>-5</sup>m로 되어 이 때의 지하수 속도는 약 12.9m/yr가 된다. 물론 이러한 수치는 가정에 의한 값이지만 균열에서의 지하수속도의 크기에 관한 크기의 정도(Order of magnitude)를 제시해주고 있다.

한편 이러한 암반 매질에서 고려될 수 있는 Process로는 균열을 따라 흐르는 지하수의 평균속도에 기인한 이류(Advection) 외에 분산계수에 따르는 분산이나 확산으로 여기에서 물론 지하수속도가 없는 경우에는 확산만이 존재한다. 또한 핵종의 방사능에 의한 붕괴와 핵종의 균열 벽면을 통한 암반매질로의 확산과 지하수내의 핵종의 암반매질의 고체상과의 반응에 의한 흡탈착 등을 생각할 수 있다.

### 3.3. 암반에서의 핵종이동 수학적 모델

앞절에서 제안된 개념에 의하여 단일 평판 균열에서의 핵종이동을 정량적으로 기술하기 위한 수학적 모델은 아래 식들로 나타내어진다.[3]

즉, 균열에서의 핵종의 이동에 대한 지배방정식은 다음과 같다.

$$R_f \frac{\partial C_f}{\partial t} = D_f \frac{\partial^2 C_f}{\partial x^2} - v_f \frac{\partial C_f}{\partial x} - \lambda R_f C_f + \frac{\phi}{b} D_p \frac{\partial C_p}{\partial z} \Big|_{z=b} \quad (2)$$

표 2. 균열의 폭, 2b(m)과 균열내에서의 지하수속도, v<sub>f</sub> (m/s)의 관계

S	K <sub>p</sub> = 10 <sup>-5</sup>		K <sub>p</sub> = 10 <sup>-6</sup>		K <sub>p</sub> = 10 <sup>-7</sup>		K <sub>p</sub> = 10 <sup>-8</sup>		K <sub>p</sub> = 10 <sup>-9</sup>	
	2b	v <sub>f</sub>	2b	v <sub>f</sub>	2b	v <sub>f</sub>	2b	v <sub>f</sub>	2b	v <sub>f</sub>
2	2.7(-4)	2.2(-4)*	1.3(-4)	4.8(-5)	5.8(-5)	1.0(-5)	2.7(-5)	2.2(-6)	1.3(-5)	4.8(-7)
50	7.9(-4)	1.9(-3)	3.7(-4)	4.1(-4)	1.7(-4)	8.8(-5)	7.9(-5)	1.9(-5)	3.7(-5)	4.1(-6)

\*2.2(-4) = 2.2×10<sup>-4</sup>

여기에서

- $v_f$  = 균열에서의 지하수의 속도 (m/yr)
- $\phi$  = 암반매질의 공극률
- $b$  = 균열의 반폭 (m)
- $\lambda$  = 핵종의 붕괴상수 ( $yr^{-1}$ )

이고 균열에서의 분산  $D_f$ 와 균열의 벽에서의 지연계수  $R_f$ 는 각각 아래 식 (3)과 (4)로 표시된다.

$$D_f = \alpha v_f + D^* \tag{3}$$

$$R_f = 1 + \frac{K_d}{b} \tag{4}$$

한편 균열의 연직방향으로의 핵종의 확산에 의한 이동은 아래 지배방정식으로 나타낼 수 있다.

$$R_p \frac{\partial C_p}{\partial t} = D_p \frac{\partial^2 C_p}{\partial z^2} - \lambda R_p C_p \tag{5}$$

여기에서 확산계수  $D_p$ 와 암반매질의 기공에서의 지연계수  $R_p$ 는 각각 아래 식 (6)과 (7)로 표시된다.

$$D_p = \tau D^* \tag{6}$$

$$R_p = 1 + \frac{K_d \rho_b}{\phi} \tag{7}$$

식 (2) 및 (4)의 Couple 된 식에 대한 초기 및 경계조건은 아래 식 (8) - (13)으로 나타내진다.

$$C_f(0, t) = C_0 e^{-\lambda t} \tag{8}$$

$$C_f(\infty, t) = 0 \tag{9}$$

$$C_f(z, 0) = 0 \tag{10}$$

$$C_p(b, z, t) = C_f(z, t) \tag{11}$$

$$C_p(\infty, z, t) = 0 \tag{12}$$

$$C_p(x, z, 0) = 0 \tag{13}$$

이들 조건하에서의 해는 라플라스 변환표를 이용하면 식 (14)로 쉽게 구해지는데 균열의 입구에서 붕괴하는 핵종의 일정농도가 주어진 경우에 시간과 거리에 따른 농도를 구할 수 있는 식이다.[3]

$$C_f(x, t) = \frac{2}{\sqrt{\pi}} C_0 e^{2D_f v x} e^{-\lambda t} \times \int_{\frac{x}{2\sqrt{D_f t}}}^{\infty} \exp\left\{-\xi^2 \frac{v x}{4D_f}\right\} \operatorname{erfc}\left\{\frac{x^2 \phi D_p \sqrt{D_p/R_p}}{8\xi^2 D_p \left\{\frac{x^2 R_f}{4\xi^2 D_f}\right\}^{1/2}}\right\} d\xi \tag{14}$$

그렇지만 처분장의 여러 인공방벽, 가령 되메움재 (Backfill)나 콘크리트등을 핵종이동 저지 방벽으로 고려하는 경우에 인공방벽 최외부 경계에서 핵종의 농도는, 이 논문의 후반부에서 논의 되겠지만 시간에 따른 Flux로 주어지게 되고 따라서 암반 매질의 입구, 즉 균열의 입구에서의 경계조건은 이러한 Flux 형태로 주어 져야 한다.

이러한 경우에는 Near-field와 Far-field를 연계한 모델을 고려해야 하지만 그러한 경우의 해는 수치적으로만 얻어질 수 있다.

이러한 난점을 피하기 위한 한 방법은 인공방벽의 효과를 고려하는 경우 인공방벽을 빠져나오는 핵종의 농도는 결국 붕괴되지 않는 한 모두 암반으로 들어가게 되므로 보다 보수적인 접근방법으로서 인공방벽의 출구에서의 최대 핵종농도를 가질 때 이때의 Flux를 암반에서의 경계조건으로 취하는 것이다.

따라서 인공방벽의 출구를 빠져 나오는 최대의 핵종 농도,  $C_0^m$ 가 시간  $t_m$ 에서 일정농도로 주어진다면 균열의 입구에서의 경계조건은 위 식(8) 대신 아래 식 (15)과 같이 Danckwerts 형태로 주어진다.

$$v_f C_0^m e^{-\lambda(t+t_m)} = \left( v_f C_f - D_f \frac{\partial C_f}{\partial z} \right) \Big|_{z=0} \tag{15}$$

위의 경계조건과 식 (15)에서  $t_m=0$ 로 주었을 때의 해를 여러방법으로 얻을 수 있지만 이 연구에서는 비교적 정확한 수치적 방법에 의한 라플라스 역변환 방법으로 구하였다.[33-35] 이때 수치적 방법에 의한 라플라스 역변환 방법의 정확성을 검토하기 위해 해석해와의 비교가 수행되어졌는데 완전히 일치하는 결과를 얻을 수 있었다. 그러나 해석해의 경우라도 완전한 해석해는 아니고 농도경계조건 해와 마찬가지로 그 해안에 적분항을 가지게 되어 이를 수치적으로 계산하여야 한다.

한편 참고를 위하여 Flux 형태의 경계조건에 의하여 계산된 결과의 한 예를 일정 농도 경계조건의 해와 비교하여 보았다. 비교계산에 사용된 파라미터 값은 표 3에 나타나 있다.

결과는 예상한대로 균열의 입구부분에서 농도값의 차



이를 보여주어 일반적으로 농도 경계조건의 경우에 비하여 Flux 경계조건일 경우에 보다 낮은 농도를 보이고 있다.(그림 4 참조) 이는 Flux 경계조건의 경우 위 식 (15)에서 알수 있는대로 분산에 의한 Flux에 기인한 핵종의 이동이 부가 되어 농도의 Profile이 경계에서 드러 높기 때문이다. 그러나 입구로부터 거리가 멀어지는데 따라 이러한 영향은 점차 작아져 여기서 계산한 예의 경우 약 10m만 지나도 거의 경계조건과 무관하게 되는 것을 알 수 있다.

표 3. 일정 농도 경계조건과 Flux 경계조건에 대한 비교 계산에 사용된 파라미터 값

파라미터	값
b	$5 \times 10^{-4} \text{ m} (=0.0005\text{m})$
$v_f$	5 m/yr
$\phi$	0.01
$R_p$	1.0 (10.0, 100.0, 1000.0)
$R_f$	1.0
$D_f$	$1.0 \text{ m}^2/\text{yr}$
$D_b$	$0.01 \text{ m}^2/\text{yr}$
t	100 yrs
거리	100 m
핵종	$^{99}\text{Tc}$
반감기	$2.134 \times 10^5 \text{ yrs}$

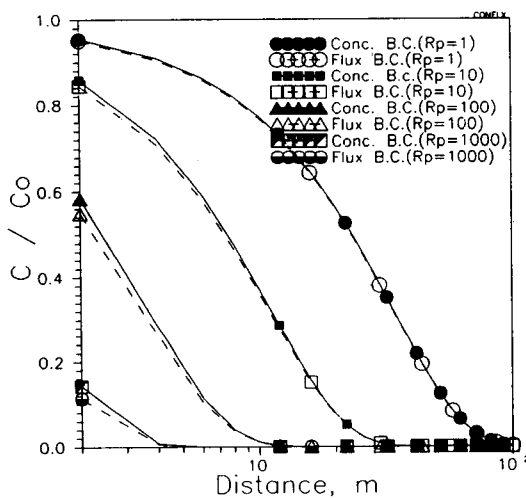


그림 4. 몇개의 암반내 지연계수에 따른 일정농도 경계조건과 Flux 형태경계조건에 대한 거리에 따른 핵종농도의 비교

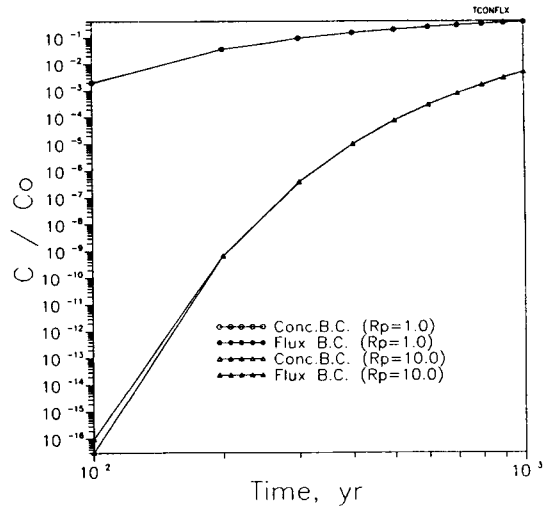


그림 5. 암반내 지연계수가 각각 1.0과 10.0일때 일정농도 경계조건과 Flux 형태경계조건에 대한 시간 따른 핵종농도의 비교

한편 이 그림에서 볼 때 주요한 파라미터라고 보여지는 암반매질 및 균열에서의 지연계수의 민감도도 검토해 보았는데 균열에서는 그다지 결과에 민감하지 않았으나 암반에서의 지연계수의 변화에 따라서는 그림에서 보는대로 영향을 주고 있는 것을 알 수 있다. 식 (15)에서 예상되는 것이지만 분산에 의한 Flux항이 무시되는 경우는 곧 일정농도 조건으로 되지만 이 분산 Flux항이 이류에 의한 Flux에 비하여 그다지 작지 않은 경우라면, 즉 Peclet 수가 작지 않은 경우에 대해서는 매질의 입구부분에서 예상대로 경계조건의 영향이 어느정도 있었다. 그러나 이러한 경우라도 결국 균열의 입구에서 점차 멀어짐에 따라 경계조건의 영향은 점차 소멸되는 것을 확인 할 수 있었다. 그림 5는 같은 조건으로 입구에서 거리 100m되는 지점에서의 시간에 따른 핵종농도의 파과곡선을 나타낸 것으로 암반매질의 지연계수가 없는 경우는 농도경계조건의 파과곡선과 일치하지만 지연계수가 10.0인 경우 초기시간에서 약간의 차이를 보이는 것을 알 수 있다.

3.4. 암반균열에서의 핵종이동 수치모델 (TRAFRAP) [12, 36]

한편 앞절에서 다루었던 두 경계조건에 대한 해석적 모델은 복잡한 지질조건, 가령 여러 암반이 층을 이루어

다중매질을 이루는 경우에는 적용할 수가 없게 된다. 이러한 경우에는 수치적 모델에 의존할 수 밖에 없는데 이 연구에서는 수치모델인 TRAFRAP을 사용하였다. 이 모델도 균열과 암반매질에서의 이동을 기술하는 두개의 지배방정식을 사용하는데 이들은 균열벽에서 암반으로의 손실항, 즉 질량 Flux항으로 서로 연계되고 있다. 수치해석의 방법으로는 유한요소법을 사용하는데 균열에서의 이동에 대해서는 이차원 상향가중 유한요소근사 (Upstream-weighted, finite-element approximation)를, 그리고 균열벽면에 대해 연직인 방향으로 는 일차원 갤러킨 근사 (Galerkin approximation)를 사용한다. 이 모델은 Huyakorn 등 [12]에 의해 그 결과가 해석해에 의하여 검증되어졌고 비교적 간격이 큰 격자크기와 시간간격에 대하여 상당히 정확한 해를 주고 그 해의 안정성과 정확성이 높은 것으로 평가되어 이 모델을 이 연구에 사용하였다.

이 모델은 균열의 입구근처에서는 비교적 세분된 격자를 사용하다가 거리가 커짐에 따라 보다 큰 격자를 사용하게 된다. 또한 이 모델의 경우 앞절의 해석해가 무한거리에서의 핵종농도를 0으로 하는 반무한 매질을 다루는데 반해 암반매질을 기술하는 지배방정식에 대하여는 균열과 균열의 사이의 암반매질에서 핵종농도의 구배가 0이 된다는 경계조건을 사용하고 있고 균열에 관한 지배방정식에 관하여는 출구에서 핵종의 농도, 또는 Flux가 0이 되거나 하는 Dirichlet 형태 또는 Neuman 형태 그리고 두 형태가 결합된 Danckwert 형태의 경계조건이 모두 사용될 수는 있으나 모두 유한한 거리에서 정의되어져야 하므로 해석해와는 근본적인 차이가 있다.

3.5. 핵종이동 수치모델 (TRAFRAP)의 검증

TRAFRAP은 수치모델이므로 당연히 해석해에 의하여 그 정확성이 입증 (Verification)되어야 한다. 물론 개발자에 의해서도 검증되어졌지만 이 연구에서는 비교적 짧은 거리에 대하여 농도의 시간과 거리에 따른 변화를 조사하고 다시 이를 실제 처분시스템의 경우로 확장하여 비교적 실제적인 거리 및 시간이 경과했을 때의 핵종농도의 정확성을 비교하므로써 그 타당성을 다시 한번 검토하였다.

아래 그림 6은 표 4의 파라미터 값에 의한 계산 결과를 해석해와 비교하여 도시한 것이다.

표 4. 핵종이동 수치모델의 검증에 사용된 파라미터값 (비교적 짧은거리 및 시간이 경과했을 때)

파라미터	값
b	$5 \times 10^{-4} \text{ m}$ ( $\approx 0.0005 \text{ m}$ )
$v_f$	0.01 m/d
$\phi_p$	0.01
$R_p$	1.0
$R_f$	1.0
$\alpha$	0.5 m
$\tau$	1.0
$D^*$	$1.382 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{d}$
$D_f$	$\alpha v_f + \tau D^*$
$D_p$	$\tau D^*$
t	97, 995, 9991 d
균열의 거리	1 m
핵종	임의
$\lambda$ ( $\approx 0.693 / T_{0.5}$ )	$1.54 \times 10^{-4} \text{ yr}^{-1}$
암반의 거리	1 m (for TRAFRAP)

\* TRAFRAP의 경우  $\tau \phi_p D^*$

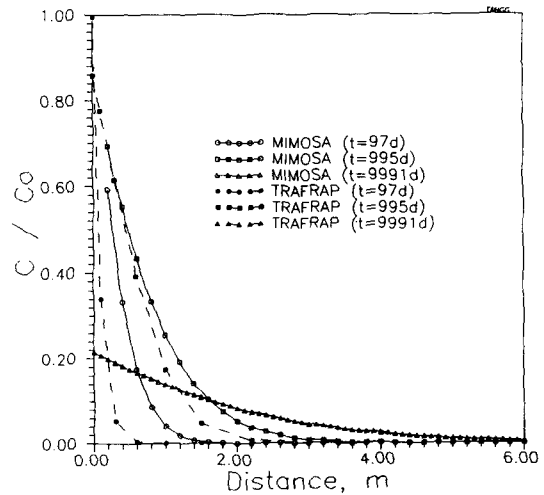


그림 6. 핵종이동 수치모델 (TRAFRAP)과 해석해 (MIMOSA)의 거리에 따른 핵종농도의 비교 (표 4에 의한 결과)

이 때 해석해는 균열 암반에서의 핵종이동 해석모델에 의한 코드인 MIMOSA [31]를 사용하였다.

균열방향으로의 거리에 따른 핵종농도를 각각 임의의 시간인 t=97일, 995일, 그리고 9991일이 지난 후에 대하여 TRAFRAP으로 계산을 수행하였다. TRAFR-

AP에 의한 계산결과를 해석해와 비교하여 나타낸 그림 6에서 보면 시간이 상당히 지남에 따라 두 해가 잘 일치하는 것을 알 수 있다. 이 때의 실제 계산결과의 일부를 9991일이 경과한 후에 대하여 거리에 대해 아래 표 5에 나타내었다.

그러나 초기시간에 잘 맞지 않는 것을 알 수 있는데 이는 초기에 비교적 큰 시간의 격자 간격  $\Delta t$ 를 사용하였기 때문으로 이는 장시간에 걸쳐 반복적인 적분을 하여야 하는 점을 감안할 때 필연적인 수치해의 결과로 판단되고 이의 확인을 위하여 실제로 보다 세분된 시간 간격  $\Delta t$ 를 사용해 본 결과 이러한 현상은 소멸되는 것도 알 수 있었다. 한편 9991일이 지나 후 잘 일치하는 결과를 보이는 것은 당연하게 설명되는 것으로 이러한 시간의 크기에 대하여 상대적으로 시간 격자 간격이 작아 보다 정확한 해를 제공하게 되는 것이다.

실제 처분장을 감안하여 상당한 거리 및 시간이 경과했을 때의 결과로서 그림 7도 시간에 따른 농도의 변화를 나타낸 파과곡선인데 역시 유사한 결과를 보여주고 있다. 이때 사용된 파라미터 값과 핵종자료는 아래 표 6과 표 7에 각각 나타낸 값을 사용하였다.

결국 이 TRAFRAP은 해석모델에 비교하여 좋은 결과를 주어 안전성평가시 다중매질로 해석되어야 하는 보다 복잡한 경우에 이용이 가능한 것으로 판단된다.

표 5. 핵종이동 수치모델 (TRAFRAP)과 해석해의 t=9991 일후의 계산결과와의 비교

거리 (m)	상대 농도 (C/C <sub>0</sub> )	
	MIMOSA	TRAFRAP
0.1	0.2074	0.2065
0.3	0.1900	0.1906
0.6	0.1673	0.1677
1.0	0.1394	0.1395
3.0	0.04594	0.04348
6.0	$0.5084 \times 10^{-2}$	$0.4213 \times 10^{-2}$

3.6. 인공방벽에서 암반균열로의 핵종이동

앞절에서 처분장에 처분된 고화체로부터 핵종이 누출되어 인공방벽을 통하여 자연방벽인 모암으로 들어오는 것에 관한 언급이 있었고 이러한 경우 보수적인 가정 하에서의 인공방벽을 무시하는 방안과 인공방벽을 통한

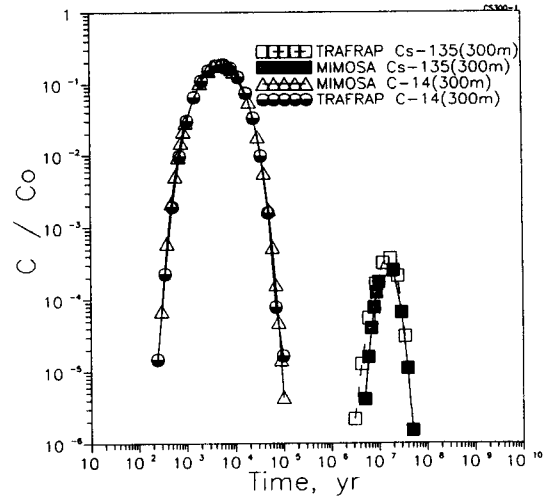


그림 7. 핵종이동 수치모델 (TRAFRAP)과 해석해 (MIMOSA)의 시간에 따른 핵종농도의 비교 (표 6과 7에 의한 결과)

핵종의 시간에 대한 파과곡선에서의 최고농도를 암반 균열입구에서의 경계조건으로 간주하는 방법등을 고려할 수 있고 이 연구에서는 후자가 적용되었다. 사실상 흡착이 잘되지 않는 핵종으로 반감기가 비교적 긴 핵종은 결국 인공방벽으로 모두 통과하여 암반으로 들어올 것이고 이러한 경우는 인공방벽을 연계하는 모델 자체가 무의미할 수 있을 것이라는 조건하에서 앞절에서의 계산이 수행된 것이지만 인공방벽에서의 핵종이동에 관한 논의를 이 절에서 별도로 다루기로 한다.

고화체에서 침출된 핵종이 충전물질을 통과하여 균열의 입 구로 들어가는 이동은 다음과 같이 모사할 수 있다 [37, 38]. 충전물질내의 농도  $c(x, y, t)$ 는 고화체 표면의 농도  $c_0$ 로 나눈 무차원 농도,  $c(x, y, t)$ 를 사용할 때 지배방정식은

$$\frac{\partial c}{\partial x} = \frac{D_f}{R} \left( \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 c}{\partial y^2} \right) - \lambda c, \quad 0 < x < a, 0 < y < d, t > 0 \tag{16}$$

로 주어지고, 초기 및 경계조건은 다음과 같다.

$$c(x, y, 0) = 0, \quad 0 < x < a, 0 < y < d \tag{17}$$

$$\frac{\partial c(0, x, t)}{\partial x} = \frac{\partial c(a, y, t)}{\partial x} = 0, \quad 0 < y < d, t > 0 \tag{18}$$

$$c(x, d, t) = e^{-\lambda t}, \quad 0 < x < a, t > 0 \quad (19)$$

$$\frac{\partial c(x, 0, t)}{\partial y} = \begin{cases} \frac{h}{Df} [c(t)]_{av}, & 0 < x < b \\ 0, & b < x < a \end{cases} \quad (20)$$

여기서 h는 Mass transfer coefficient이며 이 값은 지하수 흐름에 따라 정해지는 값이며 실험적으로 구한 실험식이나 또는 수학적모형에 의하여 계산될 수 있다 [39, 40].  $D_f$ 는 충전물질에서 핵종의 확산계수,  $\epsilon$ 는 충전물질의 공극률이며, R은 핵종의 지연 계수이다. 또한

$$[c(t)]_{av} = \frac{1}{b} \int_0^b c(x, 0, t) dx \quad (21)$$

로 주어지며, 다음과 같은 무차원 변수를 이용하면

$$X = x/a, \quad Y = y/b$$

$$\tilde{\gamma}_i = \tilde{\gamma}_i d, \quad \tilde{\mu}_n = \tilde{\mu}_n a, \quad \tilde{d} = d/a, \quad \tilde{b} = b/a$$

$$\Lambda = \sqrt{\lambda d^2 K / D_f}$$

$$T = \frac{D_f t}{K d^2}$$

$$Sh = \frac{hd}{D_f \epsilon} \quad (22)$$

해는 다음과 같다.

$$c(X, Y, T) = e^{-\lambda T} + 2 \sum_{i=0}^{\infty} \frac{(-1)^{i+1}}{\tilde{\gamma}_i} e^{-\tilde{\gamma}_i^2 + \Lambda^2 T} \cos(\tilde{\gamma}_i Y) + 2Sh \sum_{n=0}^{\infty} \delta_n \cos(\tilde{\mu}_n X) \frac{\sin(\tilde{\mu}_n b)}{\tilde{\mu}_n} \sum_{i=0}^{\infty} (-1)^{i+1} \sin(\tilde{\gamma}_i [1-Y]) \int_0^T \exp[-(\tilde{\gamma}_i^2 + \tilde{\mu}_n^2 d^2 + \Lambda^2)(T-\tau)] c(\tau)_{av} d\tau, \quad 0 < X < 1, 0 < Y < 1, T > 0 \quad (23)$$

이 식은 인공방벽내의 핵종의 농도를 나타내며, 식 (20)을 이용하여 균열로 유출되는 핵종의 양을 계산할 수 있다.

### 3.7. 다층 매질에서의 핵종이동

인공방벽이 단일한 매질로 되어 있지 않고 다층구조로 되어 있는 경우에는 다음과 같은 모델 [41]로 평가할 수 있다. 이 모델은 1차원 모델로 매질을 통과하는 핵종의 농도를 모사하며 지배방정식은

$$R \frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + J_0(t) \delta(x) - \lambda R J, \quad t > 0, -\infty < x < \infty \quad (24)$$

초기 및 경계조건은

$$C(x, 0) = 0 \quad (25)$$

$$C(-\infty, t) = C(\infty, t) = 0 \quad (26)$$

여기서

$C(x, t)$  : 매질에서의 핵종농도

$D$  : 공극수내에서의 확산계수

$R$  : 지연인자

$J_0(t)$  : 매질로 들어오는 핵종의 flux

이 계의 해는

$$C(x, t) = \int_0^t J_0(t-t') G(x, t') dt' \quad (27)$$

이며, 여기서 G는 Green's function 이며 다음과 같이 된다.

$$G(x, t) = \frac{1}{\sqrt{4\pi D t R}} \exp \left[ - \left\{ \frac{(R x^2)}{4 D t} + \lambda t \right\} \right] \quad (28)$$

이 system 무한 매질계를 모사하지만 적당한 거리에서는  $J(x, t)$ 가 매질 바깥쪽 경계로 나가는 Flux를 큰 오차없이 표현될 수 있다.

일반적으로 Flux는 다음 식으로 표현된다.

$$J(x, t) = -\epsilon D \frac{\partial C}{\partial x} \quad (29)$$

따라서 첫번째 매질에서 두번째 매질로의 Flux,  $J_1$ 는

$$J_1(L_1, t) = \int_0^t J_0(t-t') G(L_1, t') \frac{\epsilon R L_1}{2 t'} dt' \quad (30)$$

로 표시할 수 있다. 여기서  $L_1$ 는 첫번째 매질의 두께를 나타낸다.

이와 같은 과정을 반복하면 다층매질에서의 Flux도 구할 수 있다.

이 모델을 인공방벽에 적용하면 암반으로 유출되는 핵종의 양을 계산할 수 있으며, 암반도 하나 이상의 매

질로 간주하여 생태계, 즉 우물이나 강물 등으로 유출되는 양을 평가할 수 있다.

4. 가상 처분지역에서의 처분장 안전성 평가

이 절에서는 앞에서 논의된 시나리오와 모델들을 통하여 앞절에서 선정된 핵종이동 경로에 대한 계산을 수행하였다. 계산을 위하여 사용된 핵종 및 계산을 위해 가정된 파라미터값을 표 6과 표 7에 각각 나타내었다. 이 때 선정된 핵종은 중저준위 폐기물에 포함된 대표적인 핵종으로 추정 핵종재고량은 스웨덴 SFR 처분장에 사용된 자료를 그 방사능 준위의 구별없이 단일 폐기물로 가정하여 환산한 값이지만[42] 이 연구에서는 최종적 선량률을 구하지 않고 처분장의 초기 농도에 대한 상대값, 즉 규정농도  $C_0=1.0$ 을 사용하여 실제로 이 핵종재고량 값은 사용하지 않는다. 이러한 자료는 추후 처분장의 실제 평가시 정확하게 확보되어 대치되어야 할 것이다.

한편 핵종도  $^{90}\text{Sr}$  이나  $^{135}\text{Cs}$  또는  $^{137}\text{Cs}$  과 같이 중저준위 폐기물에서 가장 일반적이라고 생각되거나  $^{59}\text{Ni}$  등 과 같은 비교적 반감기가 크면서 재고량이 작지 않은 핵종이나 흡착이 일반적으로 잘 되지않는  $^{99}\text{Tc}$ ,  $^{129}\text{I}$ , 혹은 흡착이 잘 되는 핵종으로 알려진  $\text{Cs}$ ,  $\text{Sr}$ ,  $\text{Ni}$  등을 선정하여 다양하게 고려해보았다

한편 흡착계수와 같은 지화학 파라미터도 문헌을 통하여 일반적인 값을 취하고  $\text{Cs}$ 이나  $\text{Pu}$ 의 경우는 당실에서 이전에 수행된 실험결과를 이용하였다. 물론 이러

한 값들은 일반적으로 받아들여질 수 있는 범위로 문헌 상에서 논의 될 수 있는 값으로 그 자체에 정확한 의미는 부여되지 않은 것이다. 지질에 관련된 다른 파라미터도 문헌을 통하여 가상의 수치를 사용하였다. 참고로 아래 표 8은 스웨덴 등에서 실험에 의해 얻어진 분산도 (Dispersion length)과 균열의 폭을 나타내었다.[43]

4.1. 경로 1 및 2에 대한 계산

표 1에서 제시된 대로 이 경로는 처분장으로 부터 매우 가까운 거리에 인간이 직접 음료를 취하는 우물이

표 7. 계산을 위하여 사용된 가정된 파라미터값

파라미터	값
b	$1 \times 10^{-4} \text{ m}$
$v_f$	$10.0 \text{ m/yr}$
$\phi_b$	0.1
$\rho_b$	$2700 \text{ kg/m}^3$
$R_p$	$1 + K_d \rho_b / \phi_b$
$R_f$	$1 + K_a / b$
$\alpha$	0.5 m
$\tau$	1.0
$D^*$	$1.0 \times 10^{-3} \text{ m}^2/\text{yr}$
$D_f$	$\alpha v_f + D^*$
$D_b$	$\tau D^*$
균열의 거리	300 (1000, 3000, 3700) m
암반의 거리	1 (10) m (for TRAFRAP)

표 6. 계산을 위하여 사용된 핵종에 관한 자료

핵종	반감기 ( $T_{0.5}$ )	$K_d^*$	$K_a^*$	GBq / 20 만 $\text{m}^3$ **
$^3\text{H}$	12.3	0	0	$4.33 \times 10^5$
$^{14}\text{C}$	$5.7 \times 10^3$	0	0	$2.41 \times 10^4$
$^{59}\text{Ni}$	$7.5 \times 10^4$	150.0	0.013	$2.66 \times 10^4$
$^{60}\text{Ni}$	100	150.0	0.013	$3.45 \times 10^6$
$^{90}\text{Sr}$	28.8	182.0	$0.7 \times 10^{-2}$	$8.62 \times 10^5$
$^{99}\text{Tc}$	$2.1 \times 10^5$	0	0	$1.14 \times 10^3$
$^{129}\text{I}$	$1.6 \times 10^7$	0	0	6.57
$^{135}\text{Cs}$	$3 \times 10^6$	833.0	$0.6 \times 10^{-2}$	65.85
$^{137}\text{Cs}$	30.2	833.0	$0.6 \times 10^{-2}$	$1.69 \times 10^7$
$^{239}\text{Pu}$	$2.4 \times 10^4$	500.0	$0.4 \times 10^{-1}$	$1.33 \times 10^3$

\* 추정 ; \*\* 스웨덴 SFR 핵종재고량을 동굴과 사일로를 균등화 하여 추정

표 8. 실험에 의해 얻어진 분산도 (Dispersion length)과 균열의 폭등의 예 [43]

실험	이동거리 (m)	분산도 (m)	Peclet No.	균열의 폭 (mm)
Neretnieks 등에 의한 천연균열에 대한 실험실적 실험	0.3	0.025	12	0.18
Moreno 등에 의한 천연균열에 대한 실험실적 실험	0.19 0.27	0.005 0.011	38 25	0.15 0.14
Abelin 등에 의한 Stripa의 두 관로 (Channel) 에서의 균열에 대한 실험	4.5 4.5	2.0 0.62	2.2 7.3	0.11 0.14
Landstrom 등에 의한 Studsvik site 2 실험	14.6	-	-	-
Moreno 등에 의한 Finsjon site 실험	300.	35 / 5	87	0.47 / 0.98
Landstrom 등에 의한 Studsvik site 1 실험	22 51	6.1 7.7	- -	- -

나 강 또는 하천 혹은 호수등이 존재한다는 가정하여 설정한 시나리오에 의한 것이다. 물론 이에 따른 피폭 시나리오는 이러한 지표수 (Surface water)로 부터 인간에 의한 음용외에 관개를 통한 경작이나 다시 이차이동에 의한 또다른 경로가 고려될 수 있을 것이다. 이 계산을 위하여 우물이나 강이 있는 곳까지 핵종 또는 지하수의 총 이동거리를 300m로 가정하였다.

핵종이 이 거리를 이동하는 동안 단지 응회암의 단일 암반 매질을 지난다고 보았는데 물론 이 응회암 매질은 균열 암반매질로 모델링되어 다수의 균열에 대해 그 간격이나 폭등을 고려하여 투수도가 낮은 암반매질내에 한개의 균열이 존재하는 것으로 모델링하여 이곳을 따라 핵종의 지하수의 이류에 의한 이동이 일어난다고 가정하였다. 실제로 적어도 처분장이 입지하는 모암은 투수도나 균열의 분포에 있어서는 양호하겠고 핵종의 이동이 다중매질의 경우처럼 확산되어 나가기 보다는 균열을 따라 흐르는 지하수에 의한 이류와 분산에 의한 이동이 기대되고 지하수의 흐름이 이러한 균열대를 따라 일차원적으로 이루어지게 될 것이다.

그림 8은 각 핵종에 대하여 이동거리 300m 지점에서 계산된 핵종 농도의 파과곡선을 보인 것이다. 농도는 최

초의 처분장내에 존재하는 핵종의 농도, 즉 균열의 입구에 주어진 농도에 대하여 상대적인 값으로 나타내주고 있다. 그림에서 보는데로 반감기가 짧으며 흡착능이 커서 지연효과가 비교적 큰 핵종들로서  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  그리고  $^{63}\text{Ni}$  등은 300m를 진행하는 동안 대부분 흡착되어 실제 그래프에서는 나타나지 않고 있다.

다른 핵종의 경우,  $^3\text{H}$ 는 위에 열거한 핵종들에 비해 가장 짧은 12.3년의 반감기를 가지지만 그들 핵종과는 달리 흡착이 되지 않는다고 가정하였으므로 초기시간이 경과하여 100년정도가 지난 후 최고치를 보이고 있다. 그런반면  $^{59}\text{Ni}$  나  $^{135}\text{Cs}$ 의 경우는 각각 수만년 또는 수백만년의 반감기를 가지게 되어 이들의 상당히 큰 흡착 능력에고 불구하고 오랜 시간이 경과한 후에 최고치를 보이고 있다.  $^{14}\text{C}$ 이나  $^{99}\text{Tc}$ ,  $^{129}\text{I}$ 의 경우는 흡착능도 없어 지연이 되지않고 반감기도 상당히 길어서 상당히 기간이 경과한 후까지 최고치를 유지하고 있다.

그림 9에서 보는 대로 핵종이동 거리가 1000m인 경로 2에 대한 계산도 경로 1에 대한 계산과 동일한 양상을 유지하고 있지만 핵종이 이동해야 할 거리가 3배 이상으로 길어짐에 따라 흡착능이 두드러진 핵종이 그래프에 나타나지 않거나 약화 되었는데 반감기가 상당히

긴  $^{135}\text{Cs}$ 은 그나마 농도를 유지하고 있지만 비교적 반감기가 짧은  $^{59}\text{Ni}$ 의 경우는 무시할만큼 농도가 나타나지 않고 있음을 보이고 있다. 이러한 현상은 그림 10의 4000m에서의 농도에 관한 파과곡선을 나타내는 그림에서 더욱 두드러짐을 알 수 있다. 이러한 결과를 통하여 불 때 처분장이 입지될 때 고려되어야 할 요인중 시간과 함께 인간환경까지의 거리가 중요한것임을 알 수 있다.

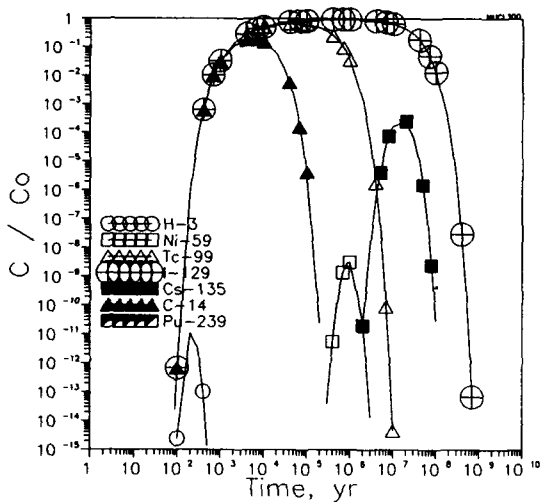


그림 8. 각 핵종에 대한 이동거리 300m 지점에서의 시간에 따른 핵종농도

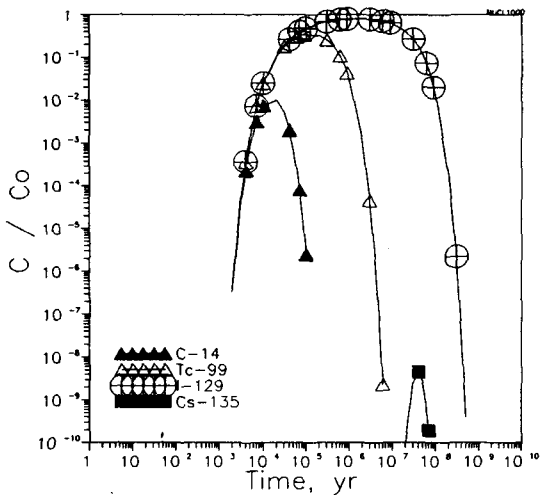


그림 9. 각 핵종에 대한 이동거리 1000m 지점에서의 시간에 따른 핵종농도

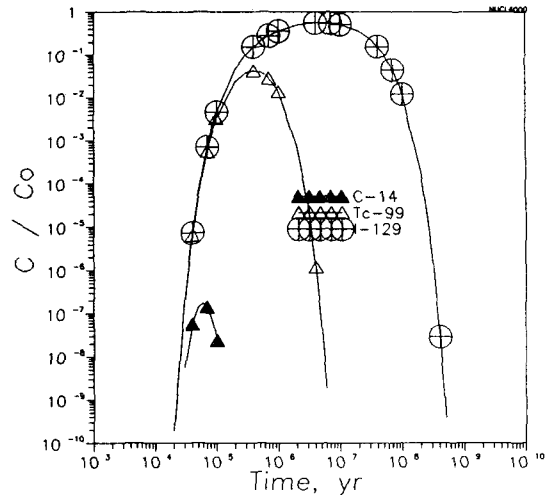


그림 10. 각 핵종에 대한 이동거리 4000m 지점에서의 시간에 따른 핵종농도

4.2. 경로 3에 대한 계산

앞절의 경우는 핵종이 처분장 근처의 지표수로 이동하는 경우이지만 경로 3에서는 처분장을 빠져 나온 핵종이 처분장의 모암인 응회암을 지나 지표로부터 약 300m 아래에 응회암을 떠 바치고 있는 퇴적암 (Sedimentary rock)을 통하여 다시 이동한 후 총 4000m 가량의 상당히 긴 이동 경로를 지나 바다로 들어간다고 가정하였다.

이러한 경우 암반은 두개의 서로다른 이질의 매질을 이루게 되어 해석적으로 농도를 구하기가 어렵게 된다. 따라서 해석해로 검증된 수치모델인 TRAFRAP을 이용하여 농도를 구해보았다.

이러한 경우 처분장을 빠져 나온 핵종은 전체적인 지하수의 유동패턴에 의하여 바다가 있는 곳으로 향하게 되어 대체로 이러한 경로를 따라 핵종이 이동한다고 보게 되는데, 핵종은 이 지하수 유동경로를 유지하면서 균열의 균을 지나 역시 퇴적암층에서도 지하수의 유동경로에 밀집된 균열군으로 핵종이 이동한다고 볼 수 있다. 따라서 이러한 경우 역시 단일한 암반에서 고려된대로 대표적인 단일 균열로 지하수의 유동경로에 밀집된 균열의 균을 모델링할 수 있고, 동일하게 퇴적암에서의 균열군도 단일한 대표균열로 모델링 할 수 있으므로 결국 두 균열 암반 매질을 두개의 서로 상이한 단일 균열의

연속으로 모델링 할 수 있을 것이다.

따라서 모암인 응회암의 경우 표 7에 보인 파라미터 값을 사용하였으며 퇴적암에 대해서는 명확한 계산결과를 기대하기 위해 보수적으로 핵종이동을 증가시키는 쪽으로 10배의 큰 값을 가정하였다. 표 9는 계산에 사용된 퇴적암에 대한 가상의 파라미터 값이다.

표 9. 계산에 사용된 퇴적암에 대한 가상의 파라미터 값

파라미터	표 7의 응회암에 대한 상대적 비*
b	10
$\phi$	$10^{-1}$
$\alpha$	10
$D^*$	10
$D_f$	$\alpha v_f + D^*$

\* 퇴적암에 대한 값 = 응회암의 값 × 표 7의 응회암에 대한 상대적 비

한편 아래 그림 11~13은 핵종  $^{14}C$ ,  $^{99}Tc$  그리고  $^{135}Cs$ 에 대하여 처분장을 떠난 핵종이 응회암-퇴적암의 두 매질을 통하여 4000m의 이동거리를 지나 바다로 도달하는 경우에 대해 시간에 따른 유출지하수중 핵종농도를 나타낸 것이다. 이 들 곡선은 모두 응회암만의 단일 매질로만 4000m를 이동했을 때의 농도와 비교되어 나타나는데 모든 핵종에 대하여 최종농도의 차이를 현저하게 보이고 있는 것을 알 수 있다.

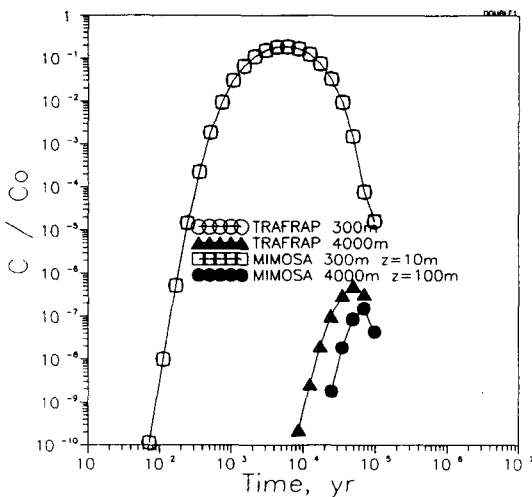


그림 11.  $^{14}C$ 에 대한 이동거리가 각각 300m, 4000m 지점에서의 시간에 따른 핵종농도 (열린기호는 응회암만의 매질내 이동거리 300m 일때 : 닫힌 기호는 응회암-퇴적암의 이중매질내 이동거리 4000m 일때의 MIMOSA와 TRAFRAP에 의한 계산)

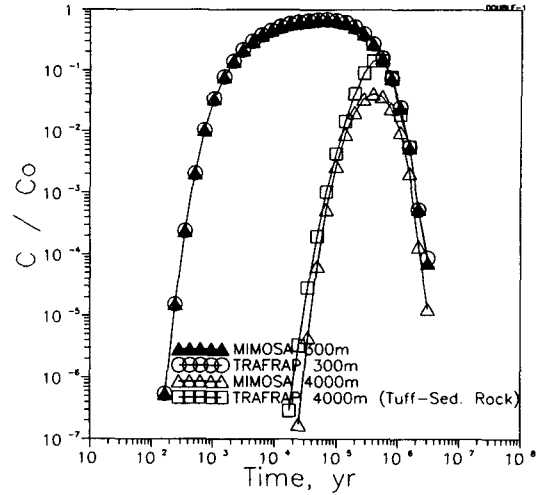


그림 12.  $^{99}Tc$ 에 대한 이동거리가 각각 300m, 4000m 지점에서의 시간에 따른 핵종농도 (닫힌 세모와 열린 원기호는 응회암만의 매질내 이동거리 300m 일때 : 열린 네모 및 세모 기호는 응회암-퇴적암의 이중매질내 이동거리 4000m 일때의 MIMOSA와 TRAFRAP에 의한 계산)

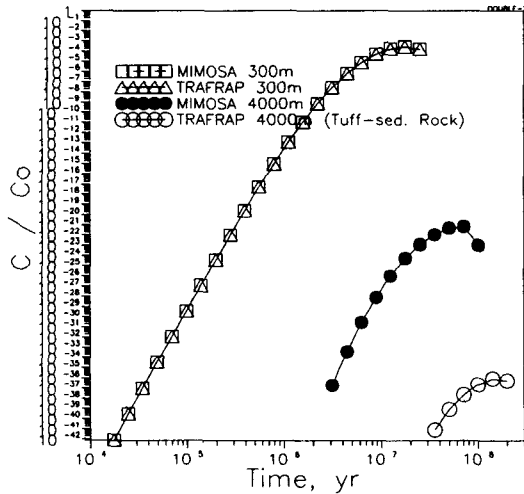


그림 13.  $^{135}Cs$ 에 대한 이동거리가 각각 300m, 4000m 지점에서의 시간에 따른 핵종농도 (열린 네모와 세모 기호는 응회암만의 매질내 이동거리 300m 일때 : 닫힌 원과 열린 원기호는 응회암-퇴적암의 이중매질내 이동거리 4000m 일때의 MIMOSA와 TRAFRAP에 의한 계산)



이 그림 11~13에서는 비교를 위하여 전체의 핵종 이동거리, 즉 4000m에 대하여 이 부분의 암반이 단일 매질의 응회암으로만 되어 있다고 가정했을 때의 MIM-OSA에 의한 계산도 함께 보였다. 그림 11에서는 겹쳐 채워진 삼각형 기호로 나타낸 그래프가 4000m 이동거리 모두 응회암을 지날 때의 것일 때 겹쳐 채워진 원으로 된 기호의 그래프는 300m의 응회암의 매질을 지나 이후 3700m는 퇴적암층을 지날 때를 나타내고 있다. 이 때 300m 처분장으로부터 떨어진 거리까지는 당연히 단일매질에 대한 계산이므로 MIMOSA와 TRAFRAP의 결과가 동일하여 원기호의 그래프와 사각형 기호의 그래프가 일치하지만 4000m 떨어진 곳에서는 표 9에서 보여지는 대로 퇴적암층에 관한 주요 파라미터 값이 응회암의 그것에 비해 10배로 가정된 만큼 차이를 보여주고 있음을 알 수 있다.

그림 12, 13에서도 같은 양상을 보여주고 있는데 특이한 것은 그림 13의 경우는 다른 두 핵종이 흡착이 되지 않는 것에 반하여 흡착을 어느정도 하고 있는  $^{135}\text{Cs}$ 으로서 4000m 거리에서 상당한 차이를 보이고 있음을 알 수 있다.

#### 4.3. 경로 4에 대한 계산

경로 4에 대한 개념을 아래 그림 14에 나타내었다.

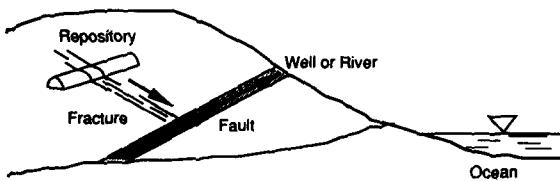


그림 14. 처분장에 인접하여 Fault가 지나는 경우

처분장에 가까이 인접하여 Fault가 지나는 경우는 처분장을 빠져나온 핵종이 이 Fault로 유입되어 보다 빠르게 인간 환경으로 유출될 수 있다는 관점에서 상당히 위험한 시나리오로 고려될 수 있다. 이 때 일반적으로 균열의 경우 균열폭이 크다고 해도 수 mm 정도인데 반하여 Fault는 그 폭이 수십 m의 크기도 갖는 상당히 크다고 생각되는 것으로 이 시나리오의 특징은 처분장에서 나온 핵종이 암반의 균열층을 통하여 이 Fault로 들

어오게 되면 이 안에서 지하수에 의하여 희석이 되어 이 Fault를 통하여 인근의 우물로 들어 간다는 것이다. 따라서 처분장과 우물이 직접 연결된다고 볼 수 있을 정도의 심각한 시나리오로 고려될 수 있다.

식 (2)에서 알 수 있듯이 Fault에서는 상대적으로나 절대적으로나 균열에 비하여 큰 균열폭을 가지므로 균열에서 균열벽을 통한 암반 매질에로의 확산을 통한 핵종의 지연 및 소멸이 적어지게 되어 상대적으로 우물로 유입되는 핵종의 농도가 커질 수 밖에 없을 것이다.

물론 실제 처분 시스템에서의 경우, 균열대를 빠져 나온 핵종이 Fault로 들어오면 이미 흐르고 있는 Fault 내의 지하수와 혼합에 의한 어느정도의 희석은 기대된다.

이 시나리오에 의한 경로 4에 대한 핵종의 농도 계산의 결과의 일부를 그림 15~19에 보였다. 이 그림들은 모두 처분장에서 105m 떨어진 곳에 Fault가 존재하고 다시 Fault로부터 핵종의 이동거리로 보아 다시 205m 떨어진 곳에 우물이 존재한다고 보았을 때의 계산 결과이다. 물론 매질은 단일하게 응회암으로만 되어 있다고 보았다.

이 때 Fault의 폭은 일반적인 처분장의 입지환경을 고려하여 균열의 폭에 비해 단지 300배로 증가하여 3cm 정도로 된다고 가정하였고 균열에서의 지하수 속도를 포함하는 그 밖의 다른 파라미터는 일정하다고 가정했을 때의 값이다.

이  $^{14}\text{C}$ ,  $^{59}\text{Ni}$ ,  $^{99}\text{Tc}$ ,  $^{129}\text{I}$ 과  $^{135}\text{Cs}$ 의 파과곡선들에서 보여지는 대로, 그리고 예상대로 상당히 높은 상대농도를 보이고 있다. 이 경우는 Fault 내에서의 희석이 고려되지 않았으나 만일 균열의 폭에 비례하여 희석이 된다면 그만큼 상대농도가 감소할 것을 기대할 수는 있을 것이다. 뿐만 아니라 다시 우물에서 희석되는 것도 실제 처분 시스템에서는 기대될 수 있겠지만 핵종이 빠른 시간에 인간환경으로 빠져 나올 수 있는 경로라는 점에서 중시되어야 한다.

#### 4.4. 경로 5에 대한 평가

처분장의 운영이 끝나면 건설/운영 동굴과 처분동굴의 사이에는 어떤 형태로든 폐쇄(Plugging)를 할 것이다. 이러한 Plugging은 주위의 암반보다 투수율을 낮게 하여 이곳으로의 핵종유출을 최대한 방지하도록 하여야 한다. 그러나 설계조건에 못 미치거나 어떠한 외부적인

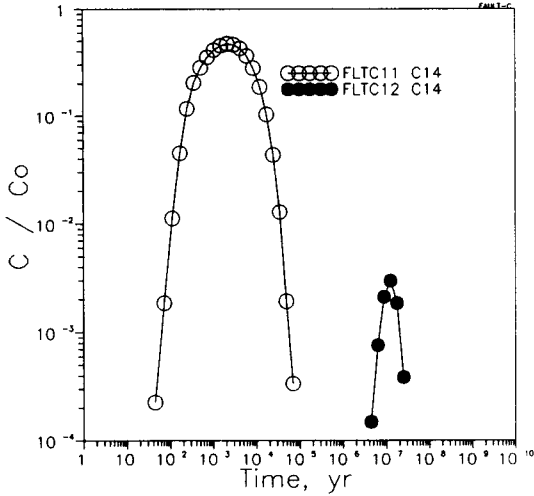


그림 15.  $^{14}\text{C}$ 에 대한 균열의 출구와 Fault의 출구 각각에서의 시간에 따른 핵종농도 (열린 원기호는 균열매질내 이동거리 105m 일때 ; 닫힌 원기호는 균열-Fault 경계를 지나 Fault를 통한 총이동거리 205m 일때의 계산)

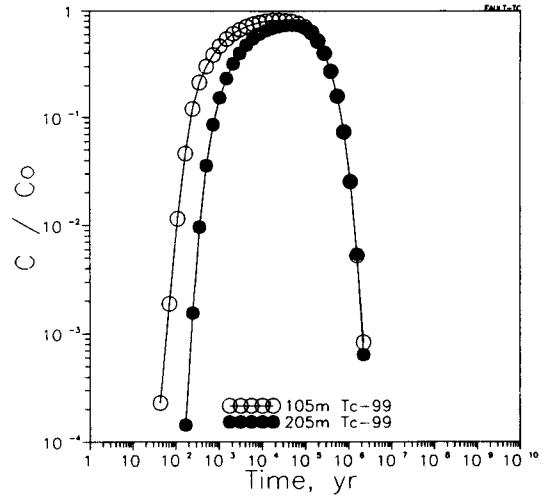


그림 17.  $^{99}\text{Tc}$ 에 대한 균열의 출구와 Fault의 출구 각각에서의 시간에 따른 핵종농도 (열린 원기호는 균열매질내 이동거리 105m 일때 ; 닫힌 원기호는 균열-Fault 경계를 지나 Fault를 통한 총이동거리 205m 일때의 계산)

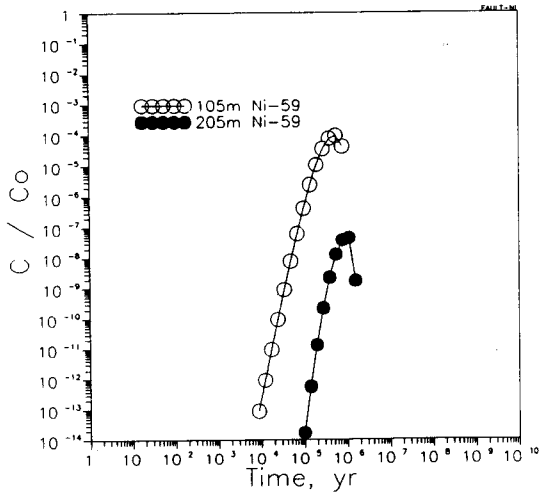


그림 16.  $^{59}\text{Ni}$ 에 대한 균열의 출구와 Fault의 출구 각각에서의 시간에 따른 핵종농도 (열린 원기호는 균열매질내 이동거리 105m 일때 ; 닫힌 원기호는 균열-Fault 경계를 지나 Fault를 통한 총이동거리 205m 일때의 계산)

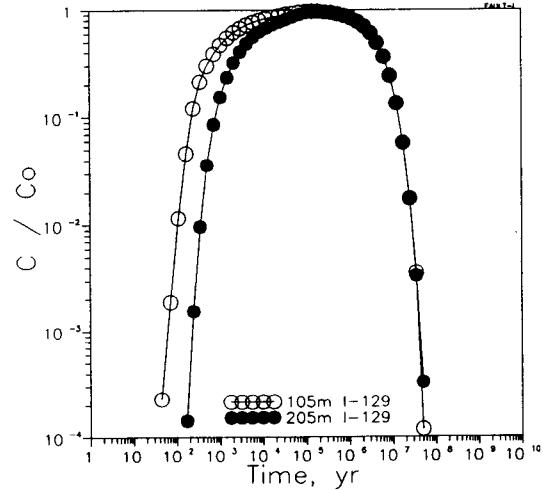


그림 18.  $^{129}\text{I}$ 에 대한 균열의 출구와 Fault의 출구 각각에서의 시간에 따른 핵종농도 (열린 원기호는 균열매질내 이동거리 105m 일때 ; 닫힌 원기호는 균열-Fault 경계를 지나 Fault를 통한 총이동거리 205m 일때의 계산)

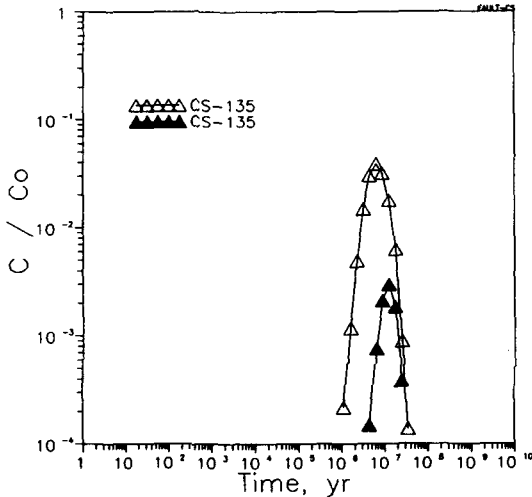


그림 19. <sup>135</sup>Cs에 대한 균열의 출구와 Fault의 출구 각각에서의 시간에 따른 핵종농도 (열린 원기호는 균열 매질내 이동거리 105m 일때; 닫힌 원기호는 균열-Fault 경계를 지나 Fault를 통한 총이동거리 205m 일때의 계산)

요인으로 인하여 이러한 기능을 수행할 수 없을 때에는 이곳으로의 핵종유출이 가능하게되며 이러한 핵종유출이 자연계에 미치는 영향을 검토해 볼 필요가 있다. 이러한 영향을 검토하기 위해서는 처분부지 조건, 처분장 설계, Plugging 방법 및 재질 등, 많은 자료들이 필요하나 현재는 이러한 자료들이 없기 때문에 다음과 같이 매우 기초적이며 보수적인 가정을 하였다. 추후 다른 자료들이 확보되면 좀 더 실제적인 상황으로 평가할 수 있을 것이다:

- 1) 처분동굴과 운영/건설 동굴 사이에는 Plugging이 존재한다.
- 2) 운영/건설 동굴은 폐쇄 후에도 비어 있으며 지하수에 의하여 채워진다. 또한 이 내부에서는 지하수의 흐름이 없으나 외부에서 이곳의 물을 퍼 내면 주위의 암반에서 보충된다.
- 3) 처분동굴내의 방벽들은 보수적으로 무시한다. 따라서 모든 핵종은 처분동굴내의 지하수와 처분구조물에 의하여 평형농도에 도달하여 있다.
- 4) Plugging을 통하여 건설/운영 동굴로 유출된 핵종은 건설/운영 동굴 내의 지하수에 녹아 동굴내에서

균일한 농도를 이룬다.

5) 이 건설/운영 동굴에 우물을 뚫어 사용한다.

이러한 시나리오에서 건설/운영 동굴내의 지하수에 녹아 있는 핵종의 농도는 다음과 같이 계산할 수 있다.

$$V \frac{dc}{dt} = \dot{m} - Qc - \lambda cV \tag{31}$$

초기조건은

$$c(t) = 0 \text{ at } t=0 \tag{32}$$

여기서

$c(t)$ : 운영/건설동굴 내의 지하수의 핵종 농도

$\dot{m}(t)$ : 처분동굴에서 운영/건설동굴로의 핵종 유출량

$V$ : 운영/건설동굴의 부피

$Q$ : 우물에서의 Pumping 양

$\lambda$ : 핵종의 붕괴 상수

해는 아래와 같이 된다.

$$c(t) = \exp\{-(Q/V + \lambda)t\} \int_0^t \exp\left\{\left(\frac{Q}{V} + \lambda\right)t'\right\} \frac{\dot{m}(t')}{V} dt' \tag{33}$$

여기서 핵종유출량, 는 Plugging의 방법 및 재질에 따라 결정될 것이다. 예를 들어 Plugging은 먼저 Bentonite 계통의 점토광물층과 콘크리트층의 2층으로 되어 있으며 Plugging을 통한 물질전달은 확산이 지배한다고 가정하고 일반적으로 잘 알려진 반무한 복합매질 (Semi-infinite composite medium)에서의 이동지배 방정식으로 유출량을 평가할 수 있다.

지배방정식은

$$\frac{\partial c_1}{\partial t} = \frac{D}{R} \frac{\partial^2 c_1}{\partial x^2} - \lambda c_1, \quad -L < x < 0, t > 0 \tag{34}$$

$$\frac{\partial c_2}{\partial t} = \frac{D}{R} \frac{\partial^2 c_2}{\partial x^2} - \lambda c_2, \quad x > 0, t > 0 \tag{35}$$

경계 및 초기 조건은

$$\epsilon_1 D_1 \frac{\partial c_1}{\partial x} = \epsilon_2 D_2 \frac{\partial c_2}{\partial x}, \quad x=0, t > 0 \tag{36}$$

$$c_1(x, t) = c_2(x, t), \quad t=0, t > 0 \tag{37}$$

$$c_1(x,t) = c_0 e^{-\lambda x}, \quad x = -L, t > 0 \quad (38)$$

$$c_2(x,t) = 0, \quad x \rightarrow \infty \quad (39)$$

$$c_1(x,t) = c_2(x,t) = 0, \quad -L < x, t = 0 \quad (40)$$

여기서  $c_0$ 는 처분동굴내의 핵종농도이며, 첨자 1과 2는 각각 점토층과 콘크리트층을 나타내며  $D$ 는 공극수내에서의 확산계수,  $e$ 는 공극률,  $R$ 은 지연인자이며  $L$ 은 점토층의 두께를 나타낸다.

일반적으로 핵종유출량은 다음과 같이 계산할 수 있다.

$$\dot{m}(t) = -D_2 \epsilon_2 A \frac{\partial c_2}{\partial x} \quad (41)$$

이 식을 적용하면 이 계에서의 핵종유출량은

$$\dot{m}(t) = \frac{2 \epsilon_2 A c_0 e^{-\lambda x} D_2 k}{(1 + \beta) \sqrt{\pi D_1 t / R_1}} \sum_{n=0}^{\infty} \alpha^n \exp \left[ \frac{\{(2n+1)L + kx\}^2}{4D_1 t / R_1} \right] \quad (42)$$

로 표시되며, 여기에서

$$\begin{aligned} k &= \sqrt{\frac{D_1 R_2}{R_1 D_2}} \\ \beta &= \frac{\epsilon_2 D_2}{\epsilon_1 D_1} k = \frac{\epsilon_2}{\epsilon_1} \sqrt{\frac{D_2 R_2}{D_1 R_1}} \\ \alpha &= \frac{\beta - 1}{\beta + 1} \end{aligned} \quad (43)$$

그리고  $A$ 는 처분동굴과 건설/운영 동굴사이의 경계면적이다.

이 식을 농도식 (33)에 대입하여 계산하면 동굴 속의 지하수의 농도를 알 수 있게 된다.

## 5. 결 론

처분장에서의 핵종유출 및 이동 시나리오를 심층 분석하여 Near-Field와 Far-field에 대하여 몇가지 시나리오와 이에 따른 핵종 유출 경로를 제시하였으며, 부지 결정이 지연되는 현실을 고려하여 가상부지를 설정하고 이 부지특성을 고려하여 이러한 경로에 대하여 평가하여 보았다. 여기에 제시된 시나리오와 사용된 방법론은 추후 부지가 결정되었을 때 부지특성 자료만 바꾸면 큰 수정 없이 사용될 수 있을 것이다.

이제까지 수행된 연구와 이를 통한 계산의 결과를 통하여 볼 때 얻을 수 있는 결론 및 제안 내용으로는 다음과 같다:

- 처분장이 암반에 위치하는 경우 처분장을 빠져 나온 핵종은 균열의 균으로 이루어진 균열대를 통하여 지표수나 바다로 이동하여 인간 환경에 도달하고 이에 대한 정량적 평가를 위한 수학적모델과 평가방안을 제시하여 다양한 형태의 처분시스템에 적용하여 그 안전성을 평가할 수 있는 도구를 마련하였다.

- 이러한 모델과 평가방안을 실제 처분시스템이 존재하는 가상 부지에 적용하기 위하여 가능하고 주요한 시나리오를 설정하여 핵종의 주요한 경로를 선정하여 핵종농도의 정량적 평가를 수행하였다.

- 이러한 계산을 통하여 얻은 결론으로는 흡착성이 좋은 핵종의 이동은 비교적 짧은 거리를 지나는 동안 지연소멸되지만 흡착성이 없거나 낮은 핵종의 경우는 당연한 귀결이기는 하지만 상당히 긴 이동거리를 요구하여 핵종의 환경으로의 이동거리가 중요하다는 것이다.

실제로 핵종이동 거리가 1000m인 경로에 대한 계산의 경우 동일조건인 300m의 이동거리에 대해 동일한 양상을 유지하고 있지만 핵종이 이동해야 할 거리가 길어짐에 따라 흡착능이 두드러진 핵종의 영향이 없어지거나 두드러지게 약화된 양상을 볼 수 있는데  $^{135}\text{Cs}$ 의 경우 그 최고치가 300m일 때  $2.5 \times 10^{-4}$ 에서 1000m의 경우에는  $4.5 \times 10^{-9}$ 으로 약 10만배 정도로 감소되었고 비교적 반감기가 짧은  $^{59}\text{Ni}$ 의 경우는 무시할 정도로 300m의 경우에 최고치가  $3.2 \times 10^{-8}$ 이었는데 반해 1000m의 경우에는 그 농도가 무시할 정도였다.

- 이러한 계산 결과는 인공방벽이 존재하는 처분장 Near-field의 효과를 무시한 보다 보수적인 것이어서 처분 용기 그리고 되메움재나 콘크리트 방벽의 저지효과를 포함하여 평가한다면 실제 예상되는 현상에 더 근접한 결과를 얻을 수 있을 것이다.

- 한편 이러한 계산 결과로서의 핵종농도는 처분장에 처분되는 핵종의 재고량을 도입하여 지표수나 바다에서의 희석이 고려되고 이에 따른 핵종의 생태 환경에서의 전이에 관한 피폭모델을 통하여 주민 피폭선량으로 그 최종영향이 평가되어 질 수 있을 것이다.

- 또 이 연구를 통하여 개발 제시된 운영동굴을 통한 핵종이동모델로서 궁극적으로 운영이 끝나 폐쇄된 처분동굴의 주요한 한 핵종유출 시나리오를 정량적으로 평가할 수 있는 틀을 제공하였다.

### 감사의 글

이 연구는 방사성 폐기물 관리기금으로 수행된 것임.

### 참고문헌

1. Neretnieks, I., "Diffusion in the rock matrix: an important factor in radionuclide retardation?," *J. Geophys. Res.*, **85**(B8), 4379 (1980).
2. Grisak, G.E. and J.F. Pickens, "Solute transport through fractured media: 1. the effect of matrix diffusion," *Water Resour. Res.*, **16**(4), 719 (1980).
3. Tang, D.H. et al., "Contaminant transport in fractured porous media: analytical solution for a single fracture," *Water Resour. Res.*, **17**(3), 555 (1981).
4. Grisak, G.E. and J.F. Pickens, "An analytical solution for solute transport through fractured media with matrix diffusion," *J. Hydrol.*, **52**, 47 (1981).
5. Barker, J.A., "Laplace transform solutions for solute transport in fractured aquifers," *Adv. Water Resour.*, **5**, 98 (1982).
6. Sudicky, E.A. and E.O. Frind, "Contaminant transport in fractured porous media: analytical solutions for a system of parallel fractures," *Water Resour. Res.*, **18**(6), 1634 (1982).
7. Rasmuson, A. and I. Neretnieks, "Migration of radionuclides in fissured rock: the influence of micropore diffusion and longitudinal dispersion," *J. Geophys. Res.*, **86**(B5), 3749 (1981).
8. Rasmuson, A., "Migration of radionuclides in fissured rock: analytical solutions for the case of constant source strength," *Water Resour. Res.*, **20**(10), 1435 (1984).
9. Moreno, L. and A. Rasmuson, "Contaminant transport through a fractured porous rock: impact of the inlet boundary condition on the concentration profile in the rock matrix," *Water Resour. Res.*, **22**(12), 1728 (1986).
10. Chiu, S.-L. and S.-H. Li, "Migration of radionuclides in fractured porous rock: analytical solution for a flux-type boundary condition," *Nucl. Tech.* **101**, 92 (1993).
11. Lee, Y.M. to be published
12. Huyakorn, P. S., et al., "An efficient finite element technique for modeling transport in fractured porous media 1. single species transport," *Water Resour. Res.*, **19**(3), 841 (1983).
13. Lee, Y.M. et al., "A numerical model for nuclide migration in the far-field of the repository," *J. Korean Nucl. Soc.*, **21**(4), 267 (1989).
14. Yamashita, R. and H. Kimura, "Particle-tracking technique for nuclide decay chain transport in fractured porous media," *J. Nucl. Sci. Technol.*, **27**(11), 1041 (1990).
15. Tang, D.H. et al., "Stochastic modeling of mass transport in a random velocity field," *Water Resour. Res.*, **18**(2), 231 (1982).
16. Gelhar, L.W. and C.L. Axness, "Three-dimensional stochastic analysis of macrodispersion in aquifers," *Water Resour. Res.*, **19**(1), 161 (1983).
17. Gelhar, L.W. "Applications of stochastic models to solute transport in fractured rocks," *SKB TR 87-05*, SKB, Sweden (1987).
18. Lee, Y.M. et al., "A nuclide transport model in the fractured rock medium using a continuous time Markov process," *J. Korean Nucl. Soc.*, **25**(4), 526 (1993).
19. Lee, Y.M. et al., "A Continuous Time Markov Process Model for Nuclide Decay Chain Transport in the Fractured Rock Medium," *J. Korean Nucl. Soc.*, **25**(4), 536 (1993).
20. Long, J.C.S. et al., "Porous media equivalents for the networks of discontinuous fractures," *Water Resour. Res.*, **18**, 645 (1982).
21. Long, J.C.S., "Investigation of equivalent porous medium permeability in networks of discontinuous fractures," Ph.D. dissertation, UC-Berkeley (1983).
22. Schwartz, F.W. et al., "A stochastic analysis of macroscopic dispersion in fractured media," *Water Resour. Res.*, **19**(5), 1253 (1983).
23. Robinson, P.C., "Connectivity, flow, and transport in

- network models of fractured media," Ph.D. dissertation, Oxford Univ., UK (1984).
24. Andersson, "A stochastic model of a fractured rock conditioned by measured informations," *Water Resour. Res.*, **20**(1), 79 (1984).
  25. Long, J.C.S. and D.M. Billaux, "From field data to fracture network modeling: an example in incorporating spatial structure," *Water Resour. Res.*, **23**(7), 1201 (1987).
  26. Cacas, M.C., et al., "Modelling fracture flow with a stochastic discrete fracture model-calibration and validation: 1. the flow model," *Water Resour. Res.*, **26**, 479 (1990).
  27. Cacas, M.C., et al., "Modelling fracture flow with a stochastic discrete fracture model-calibration and validation: 2. the transport model," *Water Resour. Res.*, **26**, 491 (1990).
  28. Geiger, J.E. et al., "Discrete fracture modelling of the Finnsjön rock mass: phase 2," SKB TR 92-07, Sweden (1992).
  29. Abelin et al., "3D Migration Experiment-Report 3, Part I, Performed Experiments, Results and Evaluation," *Stripa Project TR 87-21*, Stockholm, Sweden (1987).
  30. "INTRACOIN, International Nuclide Transport Code Intercomparison study-Final Report Level 1, Code Verification," *SKI 84:3* (1986).
  31. Lee, Y.M. et al., "Verification of a nuclide migration model (MIMOSA) by comparing with other models," *J. Korean Nucl. Soc.*, **22**(3), 304 (1990).
  32. Snow, D.T., "Rock fracture spacings, openings and porosities," *J. Soil Mech. Found. Div. Amer. Soc. Civil Eng.*, **94**(SM1), 73 (1968).
  33. 강철형외, "처분안전성 연구: 2. 처분안전성 평가 코드 개발," KAERI-NEMAC/RR-73/93 (1993).
  34. Green, J.S., "Calculation of the responses of linear systems," Ph.D. dissertation, Univ. of London (1955).
  35. Talbot, A., "The accurate numerical inversion of Laplace transforms," *J. Inst. Math. Appl.*, **23**, 97 (1979).
  36. Huyakorn, P.S., et al., "TRAFRAP-WT: A two-dimensional finite element code for simulating fluid flow and transport of radionuclides in fractured porous media with water table boundary conditions," IGWMC-FOS33, HydroGeoLogic, Inc. (1987).
  37. Kang, C.H., "Mass Transfer and Transport of Radionuclides through Backfill in a Geologic Nuclear Waste Repository," Ph.D. Dissertation, U.C. Berkeley (1989).
  38. Kang, C.H. et al., "Comparison of the cylindrical geometry and the planar geometry for the near-field radionuclides transport model," *J. Korean Nucl. Soc.*, **23**(1), 41 (1991).
  39. Bird, R.B., et al., *Transport Phenomena*, John Wiley and Sons (1960).
  40. Chambré P.L., et al., "Mass Transfer and Transport in a Geologic Environment," LBL-19430, Lawrence Berkeley Laboratory (1985).
  41. Harada, M. et al., "Migration of Radionuclides through Sorbing Media: Analytical Solution -I," LBL-10500, Lawrence Berkeley Laboratory (1980).
  42. Haegg, C. and G. Johansson, "SFR-1, Environmental impact," *SSI-rapport 89-13*, Sweden (1989).
  43. Elert, M. et al., "Description of the transport mechanisms and pathways in the far field of a KBS-3 type repository," SKB Tech. Report 92-09 (1992).