

핵변환 잔류 고준위 방사성 폐기물 처분 성능 평가

이 연명, 황 응수, 강 철형
한국원자력연구소

초 록

핵변환 후 영구 처분될 가압경수로 및 중수로용 사용후핵연료에 대한 인간 생태계에 대한 영향을, 직접 처분하는 경우와 비교해 보았다. 심지층 처분된 용기에 저장된 사용후핵연료로부터 유출된 방사성 핵종들이 공학적 방벽을 거쳐 결정질 기반암 내 균열대를 통해 지하수의 흐름을 따라 이동하면서, 다양한 지질 및 암종을 거쳐 생태 환경으로 도달한다는 핵종 유출 시나리오 중 가장 보수적인 시나리오인 우물 시나리오에 대한 위해도를 평가하여 상대적인 환경친화성을 정량적으로 제시하였다. 현재 국내에 가속기와 미임계형 원자로를 함께 사용하는 핵변환 시스템과 임계형 원자로와 같은 핵변환 시스템이 개념적인 수준에서 개발되고 있어, 이 연구를 통해 향후 핵변환시스템 연구에서 요구되는 항목들도 기술적 개선, 경제성 제고, 환경 친화성, 그리고 수용성측면에서 제시하였다.

1. 서 론

상용의 경수로나 중수로형 사용후 핵연료에는 모두 우라늄이나 플루토늄 등 액티나이드 계열의 핵종과 장반감기 핵분열 생성물이 함유되어 있기 때문에 인간 환경으로 부터 장기간의 격리가 필요하다. 이 때문에 전 세계적으로 장반감기 핵종의 단반감기 핵종으로의 핵변환(P&T)이 긍정적으로 제안되고 있다. 현재 국내에는 가속기와 미임계형 원자로를 함께 사용하는 핵변환 시스템(Accelerator-Driven System; ADS)과 임계형 원자로와 같은 2 종류의 핵변환 시스템이 한국원자력연구소 등을 중심으로 개발되고 있다. 이러한 핵변환 연구 시스템 관련 연구는 세계적으로도 현재까지는 개념적 수준에서 접근되고 있다.

핵변환이 성공적으로 수행되기 위해서는 초우라늄 계열 원소(TRU)들과 핵분열 생성물(Fission Product) 들을 분리 정제하는 기술이 요구되는데 이와 같은 분리 기술은 재래의 습식 분리 (Conventional Aqueous Process)와 건식 분리 기술로 대별된다. 습식 분리 기술은 핵확산방지조약 (NPT) 과 관련하여 개발에 제약이 많아 국내에서는 Pyrochemical Process나 Electrowinning 등의 건식 분리법이 주로 연구되고 있다. 특히 플루토늄과 우라늄 등 개개의 핵종을 따로 분리하지 않는 군분리법 (Group Separation) 은 핵비확산성 측면에서 우수한 것으로 알려져 있다.

핵변환 시스템은 기본적으로 사용후핵연료에서 발생하는 TRU, 핵분열 생성물, 희토류(Rare Earth) 등을 군분리를 통하여 99% 이상 회수한 다음 여기서 발생하는 이차 및 잔여 방사성폐기물을 포집하여 일정 기간 저장한 후 영구 처분하는 것을 목적으로 하고 있다. 특히

임계로의 경우에는 발생한 방사성 핵종들을 미국 NRC 저준위 방사성폐기물 분류 기준 이하 준위로 희석한 다음 모든 방사성폐기물을 천층 처분(Shallow Land Disposal)하는 것을 목표로 하고 있다. 연료에 포함된 방사성 핵종들은 임계로 혹은 미임계로와 ADS에 의해 연소될 수 있는데 현재 개념적 수준에서는 TRU와 FP의 약 30% 정도가 핵연료 주기 당 소멸될 수 있으며, 우리 나라가 개발중인 ADS 방안에서는 분열 생성물의 연소율을 향상시키기 위하여 대전류 가속기를 사용할 예정이다.

이 논문에서는 핵변환후 영구 처분될 고준위 방사성폐기물의 생태계에 대한 영향을 직접 처분하는 경우와 정량적으로 비교하는데 있다. 우선 P&T 전략을 평가하기 위한 방법은 크게 두 가지로 구분되는바, 핵종 재고량에 제한된 고찰을 통해 방사성 폐기물의 본질적인 특성으로서의 방사능과 독성지수 (Toxicity Index)를 비교 평가하는 방법과, 실제 영구 처분시의 처분장 성능평가 (Performance Assessment: PA)를 수행 평가하는 방법이 있다. 전자는 방사성폐기물 중의 절대 방사능의 양을 줄이는데 대한 P&T의 공헌도를 직관적이고도 정량적으로 평가하는 반면, 사용후 핵연료와 같은 고준위 방사성폐기물의 인간 환경으로의 전이 현상을 총체적으로는 고려하지는 못하는 단점이 있다. 결국 이 방법으로 드러난 생태계에 보다 큰 영향을 줄 수 있는 주요 핵종들이 실제 처분 환경을 고려한 PA를 통했을 때도 여전히 주요한 핵종으로 나타나지는 않을 수도 있다는 단점이 있어, 시스템적인 관점에서의 PA 평가 방법이 필연적으로 요구된다 [1,2] 따라서 이 연구를 통해, 우리 나라에서 현재 고려되고 있는 처분시스템을 상정하여 직접 처분에 대한 P&T 처분의 상대적 영향을 정량적으로 평가해 보고자 한다. 핵변환 시스템은 현 세대가 사용한 고준위 방사성폐기물에 대한 후대로의 부담을 최소화하고 자원을 재활용하여 전력을 생산한다는 점에서 이상적이라고 할 수 있다. 그러나 현재까지 가속기 개발, 새로운 연료 사용에 따른 노심 특성 등에 관련된 과 제반 기술적인 문제, 그리고 이 연구에서 주로 다뤄지는 실질적인 환경 친화성, 그리고 경제성 및 핵분열물질 등의 재활용에 따른 국제 사회의 수용성 등 많은 문제도 안고 있다. 따라서 본 연구에서는 이러한 핵변환 시스템 장단점도 함께 분석하여 향후 P&T 연구 방향 설정에 기여하고자 한다.

2. 환경 영향 평가 방법론

P&T 폐기물 처분에 따른 영향을 상대적으로 비교 검토하기 위해서는 우선 처분 시스템을 설정하여야 한다. 이 때 처분되는 사용후핵연료는 PWR과 CANDU형으로 될 것이다. 먼저 ORIGEN-2[3] 코드를 활용하여 이들 핵연료의 단위 용기당 핵종 재고량을 MTU(metric Tone of Uranium)당의 방사능으로 산정하고, 처분시스템에서의 핵종 거동을 예측하기 위해 다양한 FEP의 검토를 통한 시나리오를 도출하고 이에 따른 수학적 모델링 및 평가가 수행된다. 공학적 방벽과 천연 방벽 내 핵종 거동과 지하수의 유동은 다공성이나 균열 다공성 매질로 모델링될 수 있고, 지표 인간 생태 환경에서의 핵종 이동 현상은 다양한 선원항 모델과 핵종 이동 모델을 통해 평가한다. 직접 처분에 대한 상대적인 비교 우위를 평가하기 위한 이 연구에서는 복잡한 피폭 모델이나 생태 환경에 대한 시나리오 설정 대신 보수적인 우물에 의한 음용수 피폭 시나리오를 고려하고 적절한 선량 인자를 통해 핵종 농도를 선량 피폭률로 전환하여 최종 평가하였다.

2.1 MASCOT 코드 개요

본 연구에서 고려된 시나리오 내 핵종 이동 평가를 위하여 MASCOT[4]를 개선한 MASCOT-K를 사용하였다. 해외 각국에서는 이미 80년대부터 자국 실정에 적합한 확률론적 종합 성능 평가 코드들을 개발하였는데, 그 대표적인 것들이 캐나다 AECL의 SYVAC[5]과 영국 AEAT의 MASCOT 등이다. 이 코드들은 3차원 지하 다중 매질에서의 방사성 핵종 이동을 간단히 모사하기 위해 수치적인 라플라스 역변환법을 이용하여 유동 현상을 1차원으로 해석한다. 즉 3차원적인 천연 방벽 및 공학적 방벽에서의 핵종 이동을 이동 거리 (Path Length)와 이동 시간(Travel Time), 그리고 핵종 이동 속도라는 세 가지 변수중 두가지의 조합으로 요약하여 이들 값들을 확률론적 종합 성능 평가 코드에 입력한다. MASCOT에서는 보편적인 방법을 따라 처분 시스템을 선원항(Source-Term), 공학적 인공 방벽(Engineered Barrier), 천연 방벽(Natural Barrier), 그리고 생태계(Biosphere)로 대별하여 시나리오 도출 및 모델링 결과를 바탕으로 각 단위 매질에 대한 모듈을 적절히 선정 조합하여 평가한다.

MASCOT는 영국 AEAT가 영국 중준위 방사성폐기물 처분 전담 기관인 UK Nirex의 처분 사업을 수행하기 위하여 Quantisci사와 개발한 확률론적 종합 성능 평가 프로그램으로, MOP (Mascot Output Processor)이라는 통계 처리를 위한 부속 프로그램을 포함하고 있다. MASCOT는 처분장의 단위 방벽이나 침출 현상들을 각기 고유한 부모모듈(Submodule) 들로 모사한 후, 전체 시스템을 이러한 부모모듈들의 선형 연결망(Linear Network)으로 구성한다. MASCOT는 당초 중저준위 방사성폐기물 처분 안전성 평가를 위한 프로그램으로 개발되어 널리 사용되고 있는데, 이 MASCOT 프로그램을 개량하여 고준위 방사성폐기물 처분 안전성 종합 평가 코드로 사용하고자 KAERI에서는 1997년에 영국 AEAT와 국제 공동 연구를 수행하였고, 그 결과 선원항 및 각 단위모듈의 상세한 모델링이 가능한 MASCOT-K가 개발되었다. MASCOT-K는 여러 가지 선원항(Source Term)과 천연 방벽을 모사하는데 다양한 부모모듈을 사용할 수 있고, 새로운 모델이 요구되면 개발을 통하여 추가할 수 있다는 유연한 특징을 가지고 있다. 최종 결과물도 핵종이나, 시간, 그리고 핵종 유출 출구(Outlet) 등으로 다양한 용도로 사용할 수 있도록 출력할 수 있게 된다.

MASCOT-K에서는 Time Stepping 방법을 채택하고 있는 STRAW 부모모듈만을 제외하고는 모든 부모모듈들이 Talbot 방법[6]에 의한 Laplace 변환으로 표시되는 선형 시스템으로 구성되어 있다. 즉 모든 선원항 부모모듈은 Containment 라고 부르는 용기 수명 및 Inventory를 기술하는 부모모듈로부터 입력 신호 $I(s)$ 를 받아 이를 부모모듈의 모델, 즉 자체 고유의 응답함수 $R(s)$ 를 반영하여, 최종적으로 출력 신호 $O(s)$ 를 다음 부모모듈로 전달하게 된다. 이와 같은 관계를 전기회로의 표현식을 빌려 표현하면 다음과 같다.

$$O(s) = R(s) \times I(s) \quad (1)$$

한편 이 연구에서는 핵종 유출이 용해도 제한을 따르는 경우에 대한 선원항 모델을 고려하였다. 다만 활성적인 (Volatile) 방사성 핵종에 대한 특별한 취급이 요구되어 이를 Gap모형을 통해 고려하였다. 그리고 각 매질에 대해서는 모두 다공성 매질로 모델링하였다.

2.1.1. Containment 모델

핵종이 유출되기 이전 용기 부식을 고려하는 이 단위 모델은 처분 용기로부터 침출이 발생하지 않는 시간, 즉 처분 후 건전하게 처분 용기가 존재하는 초기 시간대를 표현하는 역할을 한다. 이 부모들에서는 Inventory의 농도를 붕괴 사슬을 이루는 Bateman 식 형태로 표현하여 그 출력신호를 바로 다음의 선원항 부모들로 다음과 같은 형태로 넘겨준다.

$$O_n = M_n T_c e^{-sT_c} \quad (2)$$

여기에서

M_n = 핵종 n에 대한 Bateman 형태의 시간 변화를 갖는 핵종의 질량 [M]

T_c = 처분 캐니스터의 건전성이 유지되는 시간 [T]

s = 라플라스변환 상수이다.

2.1.2. 용해도 제한을 따르는 선원항 (Solubility-limited Source Term) 모델

심지층에 처분되는 대부분의 방사성 핵종들은 대부분, 사용후핵연료의 대부분을 차지하고 있는 이산화우라늄 (UO_2)의 유출율에 비례하여 결정된다는, 이른 바 조화유출 (Congruent Release)을 따르게 되는 것으로 보는 것이 일반적이다. 이는 각 핵종들 스스로가 가진 최고용해도, 즉 용해도 제한 (Solubility Limit)에 따라 자유롭게 이루어지지 못하고, 핵종들을 둘러 싸고 있는 UO_2 의 최고 용해도가 처분 환경에서 상대적으로 낮기 때문에 이 UO_2 가 유출된 후 비로소 내부에 포함된 핵종들도 유출을 시작하게 되고, 이 경우 각 핵종의 유출율은 UO_2 의 유출률 및 각 핵종의 질량과 UO_2 의 질량의 비에 비례한다는 것이다. 그렇지만 일부 핵종들은 특정한 지하수 화학 조건에서의 최고 용해도가 UO_2 의 그것보다도 낮아 일반적인 조화 유출을 따를 수 없게 되고, 결국 그 자신들의 용해도에 따를 수 밖에 없게 된다.

이 용해도 제한 모델을 통해서는 방사성 핵종의 몰량의 시간에 대한 변화를 다음과 같은 지배 방정식으로 표시할 수 있다.

$$\frac{dM_n(t)}{dt} = -\lambda_n M_n(t) + \lambda_{n-1} M_{n-1}(t) - k_n M_n(t) \quad (3)$$

여기에서 k_n = 핵종 n의 침출율을 나타내는데 아래와 같이 표현된다.

실 제로 k_n 이 상수일 경우 시간이 오래 경과하게 되면 이러한 상수적인 침출률로 인해 음의 질량값이 발생하게 되어 물리적으로 무의미한 식이 되므로 이에 대한 침출율의 보정을 아래와 같이 하였다.

$$k_n = k'_n + \gamma_n (1 + x_n t) e^{-\mu_n t} \quad (4)$$

이 때

$$\begin{aligned}
k'_n &= \frac{qAC_i^s}{\sum_i \varpi_i M_n^0 + M_i^{stab}} - \frac{qAC_i^s M_n^0}{\left(\sum_i \varpi_i M_n^0 + M_i^{stab}\right)^2} \\
\gamma_n &= \left(\frac{qAC_i^s}{\sum_i \varpi_i M_n^0 + M_i^{stab}} - k'_n \right) M_n^0 \\
\mu_n &= \lambda_n + k'_n + \frac{\gamma_n}{M_n^0} + \left(\frac{\gamma_n}{M_n^0} \right)^2 + (\lambda_n + k'_n) \sqrt{\frac{\gamma_n}{M_n^0}} \\
x_n &= \mu_n \\
\varpi_n &= \begin{cases} 1, & \text{if } \lambda_1 \leq \lambda_n \\ \exp\left(1 - \frac{\lambda_1}{\lambda_n}\right), & \text{otherwise} \end{cases}
\end{aligned} \tag{5}$$

그런데 만일 핵종의 침출 농도가 용해도 제한을 초과하지 않는 경우라면 위 식은 아래와 같이 단순화시켜 표현될 수 있다.

$$\begin{aligned}
k'_n &= \frac{qAC_i^s}{\sum_i \varpi_i M_n^0 + M_i^{stab}} \\
\gamma_n &= \mu_n = x_n = 0
\end{aligned} \tag{6}$$

이제 처분장에서의 방사성 핵종 유출 Flux는 다음과 같이 나타낼 수 있고

$$F_n(t) = k'_n M_n(t) + \gamma_n (1 + x_n t) e^{-\mu_n t} \tag{7}$$

따라서 이 Flux의 라플라스 변형된 값, 즉 용해도 제한에 따른 선원항은 다음과 같이 표현될 수 있다.

$$F_n(s) = k'_n M_n(s) + \frac{\gamma_n}{s + \mu_n} + \frac{\gamma_n x_n}{(s + \mu_n)^2} \tag{8}$$

2.1.3. Gap Model Submodule

지하수는 지하 매질 내에 형성된 유동 경로를 통하여 처분 용기 주변으로 이동하여 이 처분 용기를 오랜 기간에 걸쳐 점차 부식하고, 궁극적으로는 처분 용기 안으로 침투한다. 처분 용기 안으로 들어온 지하수는 사용후핵연료 피복판이나 Grain 경계에 이동해 있는 요오드나 세슘과 같은 활성적인 (Volatile) 방사성 핵종들을 충전된 처분 용기 안의 빈 공간 (Gap or void volume filled with intruding groundwater) 에서 용해시킨 후 용기 밖으로 유출시킨다. 활성적이며 최고 용해도 (Solubility-limit)가 높은 방사성 핵종들이 어떻게 처분 용기에서 유출되어 공학적 방벽을 통하여 외부로 유출되는가 하는 현상을 수학적으로 모델링하여 새로운 MASCOT Module인 “BACKFILL WITH GAP” 을 개발하였다.[7]

Gap의 부피를 V 라고 하면 이 방사성 핵종의 Gap내의 농도는 $N_0 = \frac{M_0}{V_0}$ 이 된다. 이렇게 용해된 방사성 핵종은 인접한 공학적 방벽, 즉 완충대 (Buffer)로의 이동을 시작하여 궁극적으로 지하수의 흐름을 통해 모암으로 이동한다. 현재까지 도출된 처분 개념에 의하면 이 완충대는 고밀도로 충전된 벤토나이트로 구성되어 투수 계수가 극히 낮아 이 매질에서의 방사성 핵종의 이동은 사실상 확산 (Diffusion)에 의존하며, 바로 인접한 균열 모암에서는 확산과 함께 이류 (Advection)에 의한 이동도 공존한다. (그림 1) 그러나 본 연구에서는 수학적 편의성을 위하여 암반 내에서도 확산에 의한 이동만 존재하는 것으로 가정하였다.

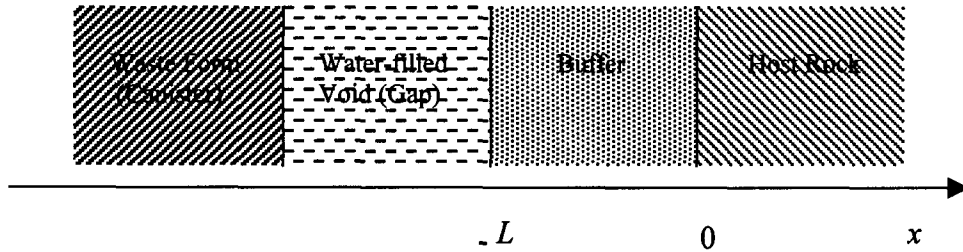


그림 1. Gap모형을 위한 매질 개념

이제 완충대와 인접한 모암에서의 핵종 이동 지배방정식은 각각 아래와 같이 표현될 수 있고,

$$\frac{\partial N_1}{\partial t} = \frac{D_{f1}}{K_1} \frac{\partial^2 N_1}{\partial x^2} - \lambda N_1, \quad -L < x < 0, t > 0 \quad (9)$$

$$\frac{\partial N_2}{\partial t} = \frac{D_{f2}}{K_2} \frac{\partial^2 N_2}{\partial x^2} - \lambda N_2, \quad x > 0, t > 0 \quad (10)$$

여기에서

$N_1(x, t)$ = 완충대내의 지하수에 용해된 핵종의 농도 [ML^{-3}]

$N_2(x, t)$ = 암반내의 지하수에 용해된 핵종의 농도 [ML^{-3}]

D_f = 확산계수 [L^2T^{-1}]

K = 지연계수이다.

이 지배식에 대한 경계 및 초기조건은 다음과 같다.

$$\begin{aligned} N_1(x, t) &= 0, \quad -L < x < 0 \\ N_2(x, t) &= 0, \quad x > 0 \\ N_1(x, 0) &= N_2(x, 0), \quad t > 0 \\ -\varepsilon_1 D_{f1} \frac{\partial N_1}{\partial x} &= -\varepsilon_2 D_{f2} \frac{\partial N_2}{\partial x}, \quad x = 0, t > 0 \\ N_2(\infty, t) &= 0, \quad t > 0 \end{aligned} \quad (11)$$

여기에서 ε 는 각 매질의 유효 공극율 (Porosity)을 나타낸다.

한편 Gap내에서의 질량보존을 고려하면 아래의 방정식이 도출된다.

$$-V \frac{\partial N_g(t)}{\partial t} = -D_{f1} \varepsilon_1 S \frac{\partial N_1(x,t)}{\partial x} \Big|_{x=-L} + \lambda V N_g(t), \quad t > 0 \quad (12)$$

여기에서

$$N_g(t) = \text{Gap내에서의 방사성 핵종의 농도 [ML}^{-3}]$$

$$S = \text{Gap이 완충대와 접하는 경계면의 면적 [L}^2] \text{이다.}$$

그런데 Gap내의 핵종농도 $N_g(t)$ 가 $-L$ 지점 경계에서의 핵종 농도로 되고,

$$N_g(t) = N_1(-L, t) \quad (13)$$

또 Gap내부의 초기 농도 N^0 는 아래 식과 같이 표현된다.

$$N_1(-L, 0) = N^0 \quad (14)$$

이제 이 들 지배식과 경계 및 초기 조건에 대해 라플라스 변환을 통해 아래와 같이 해를 구할 수 있다.

$$n_1(x, s) = A(s) [\cosh\{q_1(L+x)\} - F(q_1) \sinh\{q_1(L+x)\}] \quad -L, x < 0 \quad (15)$$

여기에서

$n_1(x, s) = \text{완충재내 라플라스변환된 핵종의 농도이고}$

$$\begin{aligned} F(q_1) &= \frac{\delta \sinh(q_1 L) + \cosh(q_1 L)}{\sinh(q_1 L) + \delta \cosh(q_1 L)} \\ A(s) &= \frac{N^0}{s + \lambda + \gamma q_1 F(q_1)} \\ \delta &= \frac{\varepsilon_1}{\varepsilon_2} \sqrt{\frac{K_1}{K_2}} \\ q_1 &= \sqrt{\frac{s_1 + \lambda}{D_1}} \\ \gamma &= D_1 K_1 \varepsilon_1 \frac{S}{V} \end{aligned} \quad (16)$$

이 된다. 이제 이 식을 이용하여 Fick' s Law에 의해 단면적 S를 통과하는 방사성 핵종의 라플라스 변환된 Flux를 아래와 같이 구할 수 있다.

$$\dot{m}(x, s) = \varepsilon_1 D_{f1} S A(s) q_1 [F(q_1) \cosh\{q_1(L+x)\} - \sinh\{q_1(L+x)\}] \quad (17)$$

이를 이용하면 공학적 방벽 및 모암의 다공성 암반 경계면, 즉 $x = 0$ 에서의 Flux는 아래와 같이 얻어진다.

$$m(0,s) = K_1 \varepsilon_1 N^0 S \frac{2}{(1+\delta) \left(q_1 + \frac{\gamma}{D_1} \right)} \frac{e^{-q_1 L}}{1 - \sigma e^{-2q_1 L}} \quad (18)$$

여기에서 $\sigma = \frac{1-\delta}{1+\delta} \frac{q_1 - \gamma_0}{q_1 + \gamma_0}$ 이다.

2.1.4. Porous Geosphere Submodule

본래 모양은 화강암이나 편마암류의 결정질암으로 이루어질 것으로 예상되어 다수의 균열을 Tang 등[8]이나 Lee 등[9-11]이 제시한 균열 매질로 모델링하는 것이 타당할 수 있으나, 직접 처분과 PNT 후 처분, 두 경우에 대한 비교를 위한 이 연구에서는 암반 매질을 다공성의 매질로 가정하였다. 이러한 매질에서 핵종의 이동에 관계되는 기구로는 지하수에 의한 이류, 확산 및 분산, 평형 상태의 핵종의 흡탈착, 그리고 방사성 붕괴 및 증가 (Ingrowth)가 된다. 지배 방정식은 다음과 같다.

$$R_n \frac{\partial C_n}{\partial t} = -v \frac{\partial C_n}{\partial x} + D \frac{\partial^2 C_n}{\partial x^2} - \lambda_n R_n C_n + \lambda_{n-1} R_{n-1} C_{n-1} \quad (19)$$

여기에서

R_n = 핵종 n에 대한 지연계수

v = 지하수의 유동 속도

D = 분산계수이다.

따라서 이에 대한 해를 다공성 지하매질 (Porous Geosphere) 내의 입구 (Inlet)에서 거리 만큼 떨어진 지점에서의 출력 응답함수 O_n 으로 나타내면 아래와 같다.

$$O_n = \sum U_{nm} \left[a_m^+ (e_1 + e_2 b_m^+) \exp(-b_m^+ l) + a_m^- (e_1 + e_2 b_m^-) \exp(-b_m^- l) \right] \quad (20)$$

여기에서

$$U_{nm} = 1$$

$$[R_n(s + \lambda_n) - R_m(s + \lambda_m)] U_{nm} = R_{n-1} \lambda_{n-1} U_{n-1,m}$$

$$\begin{pmatrix} c_1 + c_2 b_n^+ - c_3 b_n^+ & c_1 + c_2 b_n^- - c_3 b_n^- \\ (d_1 + d_2 b_n^+) \exp(-b_n^+ L) & (d_1 + d_2 b_n^-) \exp(-b_n^- L) \end{pmatrix} \begin{pmatrix} a_n^+ \\ a_n^- \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} V_n \\ 0 \end{pmatrix}$$

$$V_1 = I_1$$

$$V_n = I_n - \sum_{m=1}^{n-1} U_{nm} V_m$$

$$b_n^\pm(s) = \frac{v}{2DL} \left[-1 \pm \left\{ 1 + \frac{4DL(s + \lambda_m)}{v^2} \right\} \right]$$

(21)

이고 c_1, c_2, c_3 는 경계 조건 상수들이다.

2.1.5. Doses Submodule

이 단위모델에서는 각 핵종별로 얻어진 Flux를 선량환산인자를 통해 선량으로 단순 변환시킨다. 즉, 출력 신호 응답 O_n 은 아래와 같다.

$$O_n = d_n \gamma_n I_n \quad (22)$$

여기에서

d_n = 핵종 n에 대해 물량을 Bq 단위의 선량으로 변환하는 인자

γ_n = 선량 환산 인자

I_n = 이전 모델로 부터의 입력 신호이다.

3. 환경 영향 평가

3.1 처분 시스템 설정

현재 우리나라에서 고려중인 처분 시스템은 그림 1에서 보는 대로 지하 심부 암반에 굴착된 동굴의 형태가 될 가능성이 높다. 처분장은 우리나라 지형 및 지질 여건을 고려해 볼 때 임해지역으로서 지하 약 500m 정도의 깊이에 화강암 (Granite) 이나 편마암 (Gneiss)같은 결정질 암반 (Crystalline Rock)을 모암으로 갖게 될 것으로 예상된다.[12] 또한 모암에는 필연적으로 갑작스런 물성의 변화를 보이는 단층이 형성되어 이 단층구조가 지하수의 경로에 결정적인 영향을 주는 것으로 가정하기로 한다. 처분장이 들어서 처분시스템을 이루는 모암은 화강암으로 이루어지고 지표에 가까운 상부층은 편마암으로 이루어지는 층구조를 갖고 임해지역에 위치한다면 그림 2에서 보는 형태로 우리나라 고준위 처분장을 묘사할 수 있을 것이다.

지역 (Local) 및 광범위 (Global) 지하수 유동 모델링을 통해 얻어낼 수 있는 지하수의 흐름은 대략 그림에 나타난 형태가 전형적인데, 그러면 가장 가능한 경로로서 최단 유동 시간을 갖는 지하수 경로는 그림에서 보는 대로 처분장을 통한 지하수가 우물이나 강과 같은 지표수로 나오는 경로로 볼 수 있게 된다. 한편 단층에 큰 영향을 받지 않고 지하 심부를 통해 해수에 이르는 지하수 경로는 해수에 의한 희석을 감안하여 해수에 이르는 시나리오는 선량평가에 따로 고려하지 않았다.

3.2 핵종 유출 시나리오

사용후 핵연료의 직접처분과 균분리후 처분의 정량적 영향에 대한 상호 비교를 목적으로 하는 이 계산을 통해서, 처분장에 PWR 사용후 핵연료와 CANDU 사용후 핵연료 캐니스터 각 1개씩 처분된다고 가정한다. 이 둘 캐니스터는 처분된 후 곧바로 캐니스터의 용기의 파손이 발생하여 지하수에 노출되는 것으로 한다. 그러면 사용후 핵연료내의 핵종은, 앞서 논의 된 모델에서 다른 대로 용해도제한의 조건하에 지하수에 용해되어 선원항을 이루거나, 다른 한편으로는 사용후

핵연료 피복관이나 Grain 경계에 이동해 있는 I나 Cs과 같은 활성적인 방사성 핵종들은 처분 용기 안의 Gap이나 지하수로 채워진 빈 공간의 지하수에 용해되어 액체상으로 된 후 지하수를 따라 용기 밖으로 유출하게 된다. 이렇게 처분용기를 빠져 나온 핵종은 농도구배에 의해 그림 1에서 보는 대로 완충대를 빠져 나와 모암에 형성된 EDZ (Excavation-disturbed zone) 와 균열 등을 통해 지하수의 흐름을 따라 이동을 시작한다. 이렇게 다양한 지질과 암종을 거쳐 지표수에 이르면 곧 생태환경으로 들어 온 것으로 보고 인간에 의한 최악의 시나리오로서 바로 우물물을 식수로 섭취하는 ‘우물 시나리오’ 를 적용하게 된다.

결국 캐니스터가 처분장에 영구 처분된 후 다양한 Process와 Event에 의해 핵종의 유출이 야기되고, 주변 Near-field와 Far-field의 다양한 매질과 단층과 같은 여러 가능한 Feature에 따라 핵종의 이동, 즉 핵종의 농도구배에 따른 확산 (Diffusion)과 지하수에 의한 이류 (Advection)에 의해 진행되어 음용수에 의해 피폭하게 되는, 비교적 정상적이나 최악의 상태의 시나리오를 이루게 된다.

Conceptual Illustration for Reference Repository (for MASCOT-K Calculation of PNT2000 case)

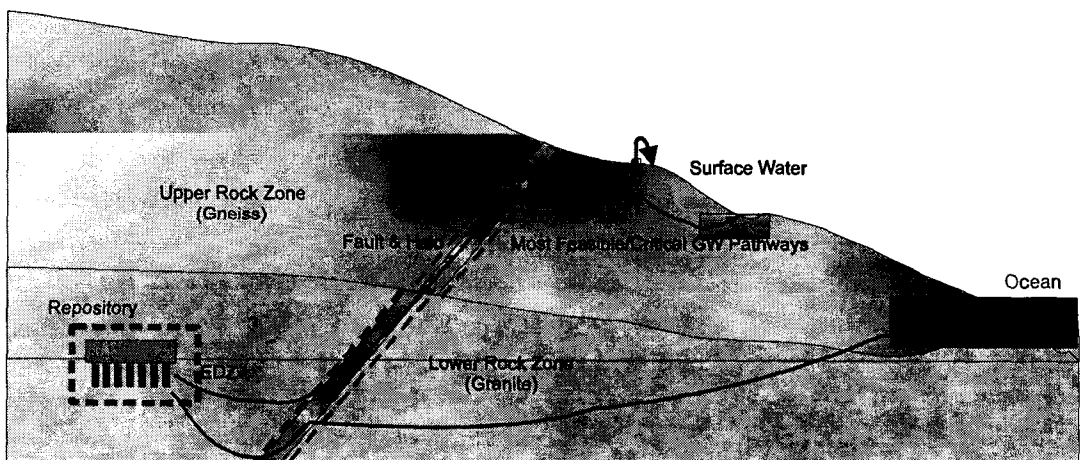


그림 2. 처분시스템 개념

3.3. 입력 자료

이 연구를 통해서는 핵변환에 의한 영향은 제외하고 단지 장수명 핵종군에 대한 균분리의 영향만을 고려하였다. 이는 사실상 핵변환이 무한 주기로 이루어져 변환로로 부터는 2차폐기물을 포함하여 아무런 폐기물이 남거나 새로이 발생되지 않는다는 것을 의미한다. 실제 계산을 위해서는 아래 표 1에 주어진 장수명 핵종군 분리 회수 목표치를 고려하였는데, 표시된 수치의 분리회수 최대 목표치는 실제 운전 시에는 어려운 값일 수 있는 이상화된 것이다. 이 들 값 중 최소치는 현재 진행중인 연구를 토대로 얻은 값이다.[13] 기타 분열 생성물은 모두 소멸처리 효율을 증가시키는 차원에서 99%(최대치) 이상 제거가 요구되고 있는 것을 감안하여 표의 수치를 얻어냈다. 그렇지만 이들 목표치는 습식 분리의 경우에는 가능하나, 건식 분리의 경우는 불가능 한 것으로 알려져 있어 향후 이에 대한 기술적인 검토 및 관련 연구가 요구되어진다. 특히

3가 금속이온의 분리 즉, Am, Cm 등과 희토류 원소의 상호분리 경우에는 이 목표치를 만족시키기가 더욱 어려울 것으로 판단된다. 그렇지만 연구 목적상 직접처분에 의한 영향과의 결과 비교를 위한 계산에서는 회수 목표치로 주어진 값 중 최대값을 적용하였다. 처분시스템 및 지하 매질에 관련된 물성 입력 자료는 표 2 ~ 표 7에 나타내었고, 재고량이나 분배계수와 용해도같은 지화학자료와 선량환산인자 등도 표 8에 나타내었다.

표 1. 장수명 핵종군 분리 회수 목표치

핵종	U	Am	Cm	Np	Pu	Tc	I	Cs	Sr
최대치 (%)	99.9	99.99	99.9	99.95	99.9	99	99	99.9	99.9
최소치 (%)	99.9	99.9	99.9	99.9	99	95	95	95	95

표 2. Backfill 관련 입력자료 (Buffer)

Backfill Thickness	0.5 m
Gap Volume	0.45 m ³
Backfill 단면적	6.1 m ²
Porosity	0.3
Diffusion Coefficient	3.2 × 10 ⁻⁴ m ² /yr
밀도	2000 kg/m ³
처분장 체적 (단위체적)	1.0 m ³
Darcy Velocity	1.0 m/yr
Flow Velocity	0.0001 m/yr
완충재 밀도	2600 kg/m ³

표 3. EDZ 관련 입력 자료

Path Length	1.0 m
Travel Time	0.5 yrs
Porosity	0.01
Dispersion Coefficient	10.0 m ² /yr
밀도	2600 kg/m ³

표 4. 하부 암반 매질 관련 입력 자료 (Granite)

Path Length	300.0 m
Travel Time	300.0 yrs
Porosity	0.001
Dispersion Coefficient	1.0 m ² /yr
Density	2600 kg/m ³
Kd of Each Nuclide	Kd for Backfill × 10 m ³ /kg

표 5. Granite 및 Gneiss내 Halo에 대한매질 관련 입력 자료

Path Length	2.0 m
Travel Time	0.5 yrs
Porosity	0.005
Dispersion Coefficient	10.0 m ² /yr
Density	2600 kg/m ³
Kd of Each Nuclide	Kd for Backfill × 10 m ³ /kg

표 6. Granite 및 Gneiss내 Fault에 대한매질 관련 입력 자료

Path Length	100.0 m
Travel Time	20.0 yrs
Porosity	0.01
Dispersion Coefficient	10.0 m ² /yr
Density	2600 kg/m ³
Kd of Each Nuclide	Kd for Backfill × 10 m ³ /kg

표 7. 상부 암반 매질 관련 입력 자료 (Gneiss)

Path Length	600.0 m
Travel Time	300.0 yrs
Porosity	0.001
Dispersion Coefficient	10.0 m ² /yr
Density	2600 kg/m ³
Kd of Each Nuclide	Kd for Backfill × 10 m ³ /kg

3.4 계산 결과

액티나이드의 경우 방사성 붕괴 사슬을 반드시 고려하여야 하는데, 직접처분과 균분리후의 처분에 대한 단순 비교의 목적상, 이 계산을 통해서는 다음과 같은 주요한 세 개의 사슬만을 고려하였다:

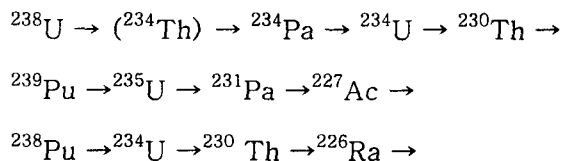


표 8. 입력자료로 사용된 핵종관련 자료

Nuclide	PWR Inventory* Bq/MTU	CANDU Inventory* Bq/MTU	Solubility Limit** mol/L	kd**, m3/kg	Dose Conversion Factor**, rem/Bq
C-14	4.88E+10	9.83E+05	1.00E-05	0.00E+00	2.90E-15
Cl-36	4.74E+08	3.61E+08	1.00E-05	0.00E+00	4.70E-15
Ni-59	4.03E+08	3.41E+08	1.00E-04	5.00E-02	3.20E-16
Ni-63	5.09E+10	3.80E+10	1E-4	5.00E-02	7.50E-16
Se-79	2.05E+10	3.39E+09	1.00E-07	5.00E-02	1.50E-14
Sr-90+d	1.38E+15	2.35E+14	1E-5	5.00E-02	1.50E-13
Zr-93+d	8.98E+10	1.51E+10	5E-8	2.00E-01	2.00E-15
Nb-94	2.23E+10	1.53E+06	1E-3	2.00E-02	8.50E-15
Tc-99	6.36E+11	1.19E+11	5E-8	1.00E-02	3.90E-15
Pd-107	5.77E+09	1.02E+09	1E-8	1.00E-03	1.90E-16
Sn-126+d	3.92E+10	6.11E+09	5E-6	1.00E-03	2.50E-14
I-129	1.58E+09	2.76E+08	1.00E-05	0.00E+00	5.50E-13
Cs-135	2.20E+10	8.27E+08	1.00E-05	2.00E-01	1.00E-14
Cs-137	2.05E+15	3.59E+14	1.00E-05	2.00E-01	6.50E-14
Sm-151	1.43E+13	1.03E+12	1E-5	2.00E-01	4.90E-16
Ra-226+d	2.26E+10	9.05E+08	1.00E-07	5.00E-02	6.10E-12
Ac-227	1.87E+05	3.33E+04	1.00E-07	0.00E+00	2.40E-11
Th-229+d	2.29E+04	3.27E+02	5E-7	3.00E-01	3.00E-12
Th-230	2.13E+07	3.80E+06	5E-7	3.00E-01	1.10E-12
Th-232+d	2.59E+01	3.55E+00	5E-7	3.00E-01	5.10E-12
Pa-231+d	1.53E+06	1.65E+05	1E-8	5.00E-02	9.60E-12
U-233	4.50E+06	1.56E+05	3E-7	5.00E-02	2.50E-13
U-234	6.51E+10	1.05E+10	3E-7	5.00E-02	2.50E-13
U-235+d	6.13E+08	1.76E+08	3E-7	5.00E-02	2.30E-13
U-236	1.24E+10	1.78E+09	3E-7	5.00E-02	2.30E-13
U-238+d	1.15E+10	1.23E+10	3E-7	5.00E-02	2.40E-13
Np-237	2.26E+10	9.05E+08	5E-8	1.00E-01	5.50E-13
Pu-238	1.55E+14	1.68E+12	5E-7	3.00E-01	1.20E-12
Pu-239	1.54E+13	6.43E+12	5E-7	3.00E-01	1.30E-12
Pu-240	2.47E+13	8.79E+12	5E-7	3.00E-01	1.30E-12
Pu-241	8.49E+14	1.18E+14	5E-7	3.00E-01	2.40E-14
Pu-242	8.99E+10	7.46E+09	5E-7	3.00E-01	1.20E-12
Am-241	1.66E+14	2.23E+13	5E-7	3.00E-01	1.00E-12
Am-243+d	1.25E+12	1.37E+10	5E-7	3.00E-01	1.00E-12
Cm-245	2.27E+10	7.22E+06	5E-8	3.00E-01	1.10E-12
Cm-246	5.52E+09	2.37E+06	5E-8	3.00E-01	1.10E-12

*ORIGEN-2[3]에 의한 계산 결과

**TILA-99[14]

우선 계산 결과를 통틀어 (그림 3 ~ 5) 나타난 결과 중 하나는 주요 액티나이드핵종으로서 Pu핵종이 초기 재고량의 비중에 비해서 그 자체로는 기대한만큼 두드러지지 않는다는 점이다.

이는 대략, ^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu , ^{241}Pu , 그리고 ^{240}Pu 등 Pu 핵종들이 비록 U 핵종에 비해 초기 핵종 재고량은 대체로 많았지만, U 핵종 보다는 상대적으로 반감기가 짧고, 매질내에서 자연효과도 더 컸으며, 무엇보다도 붕괴사슬에 의해 타핵종으로의 붕괴 생성에 의해 파생적인 영향을 주었기 때문이다. 가령 ^{238}Pu 만 해도 ^{234}U 와 ^{230}Th , 그리고 ^{226}Ra 으로 붕괴하여 이들의 영향이 그래프 전반에서 보여지는 대로 10^9 년 근처에 나타나고 있는 것을 알 수 있다. 물론 다른 체인을 갖는 ^{235}U 나 ^{238}U 같은 우라늄 핵종들도 자신들 보다는 이들의 자핵종들의 영향이 더 큰 것을 알 수 있다. 이를 통해 볼 때도 균분리 및 변환의 효율성을 정량적으로 평가하기 위해서는 단순히 핵종 재고량만으로 평가하는 것이 그다지 의미가 없으며 실제 처분 시스템을 고려하여야만 의미를 가질 수 있다는 결론이 우선 가능하다. 그림 3에서 그림 5까지의 그래프 전반을 통해 볼 때 10^3 년 근처 초기의 정점을 이루는 부근은, 아무래도 ^{14}C 나 ^{36}Cl 그리고 ^{129}I 등의 핵분열 생성물과 액티나이드계열로는 ^{235}U 의 붕괴 생성물인 ^{227}Ac 가 유일하게 초반에 약간 기여를 하고 있고, 10^9 년 근방의 후반으로 들어서면서 액티나이드 핵종과 그 붕괴핵종들이 총 선량에 기여하고 있음을 알 수 있다. 특이한 사실로는 반감기가 21.773년밖에 되지 않는 ^{227}Ac 이 공통적으로 후반기 최고점에 전적으로 기여한다는 점이다. 이는 상대적으로 재고량도 많은 ^{235}U 가 긴 반감기 때문에 10^8 년 이후 후반부에 붕괴하여 ^{227}Ac 을 생성시키기 때문이다. 결국 대략적이긴 하지만 시간적으로는 장기적인 관점에서, 그리고 재고량만이 아닌 실제 처분 환경을 고려하는 측면에서 모핵종의 영향보다는 모핵종이 붕괴하여 생성되는 자핵종의 영향이 상대적으로 비중이 있음을 알 수 있다. 한편 그림 3 ~ 5와 표 9 ~ 11에서 보는 대로 균분리에 의한 효과는 직접처분에 대해 최대선량으로 비교해 약 3×10^{-3} 배로 떨어지는 것으로 두드러진 결과가 나타나는 것을 알 수 있지만, 이 결과가 가정된 최대 회수 목표치에 의한 것인 만큼 실제 이러한 회수목표를 달성하는 것이 과제로 남게 된다.

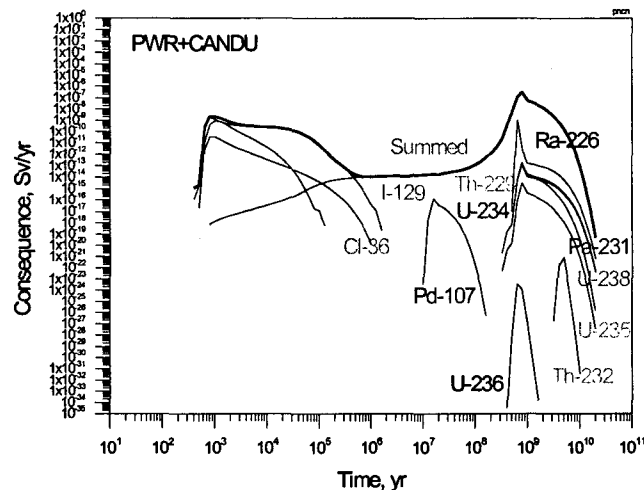


그림 3. PWR과 CANDU 사용후 핵연료를 균분리과정을 거치지 않고 직접처분한 경우

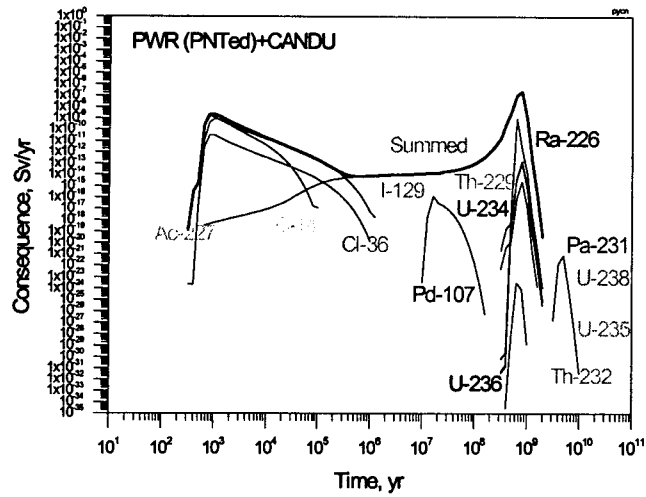


그림 4. PWR 사용후 핵연료는 P&T과정을 거쳤으나 CANDU 사용후 핵연료는 균분리과정을 거치지 않고 직접처분한 경우

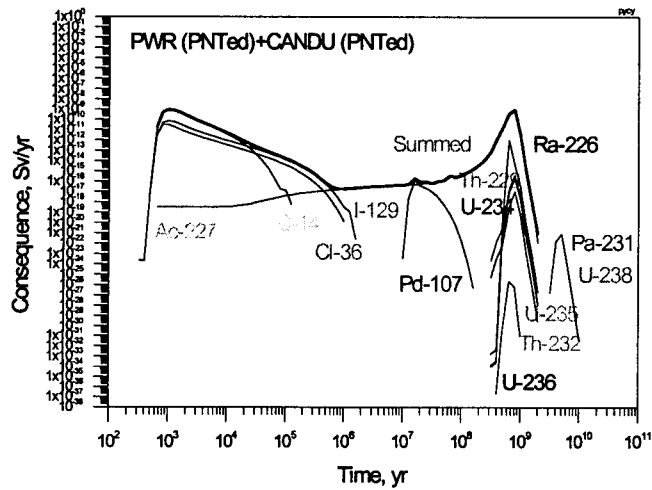


그림 5. PWR 과 CANDU 사용후 핵연료 모두 균분리과정을 거쳐 처분한 경우

표 9. PWR/CANDU 핵연료 직접 처분시의 선량 극대치

전반부			후반부		
핵종	시간(yrs)	최고치 (Sv/yr)	핵종	시간 (yrs)	최고치(Sv/yr)
^{129}I	800	1.80556×10^{-9}	^{227}Ac	8×10^8	3.00689×10^{-7}
^{14}C	1000	8.53859×10^{-10}	Total	8×10^8	3.00692×10^{-7}
Total	1000	2.27363×10^{-9}			

표 10. PWR 핵연료 균분리후, CANDU는 직접 처분시의 선량 극대치

전반부			후반부		
핵종	시간(yrs)	최고치 (Sv/yr)	핵종	시간 (yrs)	최고치(Sv/yr)
^{129}I	800	1.80286×10^{-9}	^{227}Ac	8×10^8	2.43378×10^{-7}
^{14}C	1000	8.53859×10^{-10}	Total	8×10^8	2.43381×10^{-7}
Total	1000	2.27089×10^{-9}			

표 11. PWR, CANDU 모두 핵연료 균분리후 처분시의 선량 극대치

전반부			후반부		
핵종	시간(yrs)	최고치 (Sv/yr)	핵종	시간 (yrs)	최고치(Sv/yr)
^{129}I	800	7.39646×10^{-11}	^{227}Ac	8×10^8	9.55910×10^{-10}
^{14}C	1000	8.53859×10^{-10}	Total	8×10^8	9.55015×10^{-10}
^{36}Cl	800	3.22704×10^{-11}			
Total	1000	9.59621×10^{-10}			

한편 이 연구를 통해서 는 모임 등을 포함하는 천연방벽의 매질에 대해 다공성 매질로 모델링하여 비교적 짧은 핵종의 이동거리임에도 많은 지연효과와 느린 이동 속도에 의해 Pu과 같은 핵종이 당초의 많은 핵종 재고량에도 불구하고 그 자신의 영향을 보여주지 못하는 원인의 일부가 되고 있다. 사실상 우리나라의 암반 매질이 균열을 다수 포함하고 있어 균열암반 모델이 보다 타당성 있는 매질로도 판단될 수 있는데, 이 경우는 지하수에 의해 선호되는 경로로서 균열을 통한 보다 빠른 핵종 이동시간의 제공에 따라 그 영향이 상당한 수준으로 나타날 수도 있다. 이렇게 매질에 관련된 여러 조건과 변수에 대한 민감도 분석도 향후에 뒤 따라야 할 연구 항목이다. 그림 6은 각각의 경우를 비교하여 나타낸 그림이다.

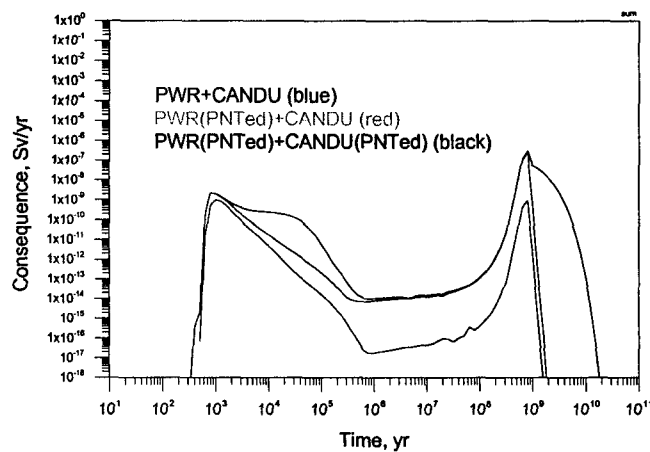


그림 6. PWR과 CANDU 사용후핵연료에 대해 각각 1) 직법처분, 2) PWR 핵연료만 P&T 과정을, 그리고 3) 모두 균분리과정을 거쳐 처분한 경우에 대한 상호 영향 비교

4. 결론

4.1 직접처분에 대한 군분리후 처분의 정량적 영향 평가

이 연구를 통하여, 제안된 한국적 기준 처분시스템에 대하여 핵종 유출 시나리오를 도출하고, 이 시스템에 대해 선량 피폭 계산을 수행해 보았다. 위해도 평가를 통한 P&T 핵연료주기에 대한 상대적인 효용성이 주요한 결과로서, 군분리 처리후 처분된 사용후 핵연료 처분에 따른 위해도에 대한 정량적 평가를, 직접처분을 시행한 경우와 상대적으로 비교하는 연구가 수행되었다.

구체적인 방법론으로는, 직접처분과 군분리 처리후, 설정된 기준 처분장에 처분된 폐기물, 즉 사용후 핵연료 캐니스터로부터 유출된 방사성 핵종이 완충대를 빠져 나와 모암에 형성된 EDZ와 균열 등을 통해 지하수의 흐름을 따라 이동을 시작하여, 다양한 지질과 암종을 거쳐 최종적으로 생태환경으로 유입되는, 심부 지하 핵종 이동 모델링을 수행하고, 최악의 시나리오로서 '우물 시나리오'를 적용하여 인간 생태환경에 대한 위해도를 평가하였다.

이 연구를 통한 주요한 결론은, 핵변환을 따로 고려하지 않고 군분리만 수행한 경우에도 방사선적인 환경영향 측면에서 현저한 이득이 있다는 것이며, 군분리 및 변환의 효율성을 정량적으로 평가하기 위해서는 단순히 핵종 재고량만으로 평가하는 것이 그다지 의미가 없으며, 방사성 핵종의 연속 붕괴 사슬에 의한 다른 자핵종의 증가나 여러 지화학적 및 물리적 인자에 의한 이동 현상의 영향 및 처분장 시스템방벽이나 지하수문 등을 종합적이고도 시스템적으로 고려하는 실제 처분 시스템을 통한 평가에 의해서만 그 영향평가가 보다 큰 의미를 가질 수 있다는 것이다. 이 전에 기술한 연구결과를 통해서 나타난 바로 직접처분에 대해 군분리후 처분의 상대적으로 상당히 낮은 선량율을 얻을 수 있었지만, 대략 10^{-2} mSv/yr로 기대되는 현재의 선량 기준치를 직접처분이나 군분리후 처분 모두 만족시키고는 있다. 따라서 이 결과는 현재 한국원자력연구소에서 중장기사업으로 진행중인 가속기와 미임계형 원자로를 함께 사용하는 핵변환 시스템이나 임계형 원자로와 같은 핵변환 시스템관련 연구타당성 및 연구 결과에 대한 정량적인 효용성 등을 뒷받침하는데 활용될 수 있을 것으로 기대되어진다.

4.2 핵변환 시스템의 장단점 분석

핵변환 시스템의 장점은 무엇보다도 현세대가 원자력발전으로 향유한 값싼 에너지원 사용의 부산물인 방사성폐기물에 대한 부담감을 후세대로 전가하는 것을 최소화한다는 윤리적인 점이다. 우리 나라를 포함한 많은 나라들이 고준위 방사성폐기물 영구 처분은 물론 중저준위 방사성폐기물 처분에도 많은 어려움을 겪고 있다. 따라서 방사성폐기물의 발생량을 경감하는 시스템은 방사성폐기물 처분에 대한 국민 수용성을 증진시키고 처분 비용을 줄임으로서 원자력발전 전반에 대한 신뢰감을 향상시키는데 기여할 것으로 판단된다. 또한 방사성폐기물을 재활용하여 전력을 생산하는 현재의 개념은 우리 나라와 같은 자원 빈국의 입장에서는 고무적인 일이다. 이와 같은 관점에서 향후 ADS 연구에서 다음과 같은 항목들이 요구되어질 것으로 판단된다.

4.2.1 기술적 개선

ADS 시스템의 기술적 난제는 대전류 양자 가속기 개발에 있다. 최근 미국과 일본 등에서 100 mA급 대전류 양자 가속기가 개발되고 있다. 그러나 ADS가 핵물질을 연소하고 발전을 하기 위해서는 많은 난제들이 여전히 남아있다. 우선 가속기가 Pulse 형이 아닌 상시 출력으로 100 mA, GV 급 출력을 발생하기 위해서는 디자인, 재료, 운영 측면 등에서 해결해야 할 문제들이 있다. 또한 현재 목표대로 ADS와 임계로가 고준위 방사성폐기물을 발생하기 않는 무한 순환 주기 목표를 달성하기 위해서는 이를 뒷받침할 세부 공정 개념 개발 및 재료적 측면에서의 건전성 규명 등 많은 기술적 난제들을 해결해야 할 것이다. 또한 이차 방사성폐기물의 발생을 막기 위한 전기 정련 시스템을 개발하여야 한다. 만일 이러한 점이 기술적으로 뒷받침되지 않으면 핵변환 시스템은 다른 종류의 고준위, 중저준위 이차 폐기물을 부산물로서 양산하게 될 것이다. 아울러 전기 정련 과정에서 TRU, 분열생성물 등의 회수를 달성을 위해서 보다 구체적이며 경제적인 회수 공정이 제시되어야 할 것이다. 이밖에 만일 무한 순환 주기나 다중 순환 주기를 택할 경우 연료에 누적될 독성 물질과 TRU 등으로 인해 원자로의 성능 변화 문제를 해결하는 연구가 수행되어야 하며, 현재 30% 정도에 머무르고 있는 변환에 의한 소멸 이론 목표치를 향상시키는 기술도 개발되어야 할 것으로 보인다.

4.2.2 경제성 제고

핵변환 시스템이 상용화되기 위해서는 무엇보다도 경제성이 뒷받침되어야 한다. 우선 핵변환 시스템이 장점으로 내세우고 있는 환경 친화성을 경제적인 관점에서 분석할 때 핵변환 시스템으로 인해 발생하는 환경 친화성이 원자력 산업 전반에 얼마만큼 경제적 이득을 주는지 정량적으로 분석되어야 하며, ADS와 임계로와 같은 핵변환 시스템의 호기 당 총 후행핵 연료주기 비용은 얼마이고 규모의 경제를 위해서 몇 기가 건설되어야 하는지 검토되어야 한다. 또한 현재 핵변환 시스템을 논의할 때 언급되고 있지 않은 사용후핵연료 중간 저장 비용, 전기 정련 본공정 전후의 전처리 및 후처리 비용, 잔류폐기물에 대한 고화 비용 및 중간 저장 비용 등도 따로 계산되어야 한다. 이와 함께 현재 국내 사용후핵연료의 발생량의 50% 가량을 차지하고 있는 가압중수로(CANDU) 사용후핵연료를 어떻게 최종 처리 처분하는가에 대한 방안 분석도 수반되어야 한다. 일반적인 재활용 방식을 적용하면 CANDU 사용후핵연료의 재활용 단가가 높기 때문에 현재의 개념에서 진일보한 경제성이 향상된 균분리 기술과 CANDU 사용후핵연료 특성에 맞는 ADS가 개발되어야 할 것이다. 만일 CANDU 사용후핵연료를 ADS 등으로 소멸처리할 수 없다면 결국 직접처분해야 할 것이다.

또한 핵변환 시스템의 도입 시점에 따른 후행핵연료주기에 대한 경제성도 분석되어야 하는데, 핵변환시스템이 도입되는 시점이 언제고 또 그때까지 국내의 직접 처분이 이루어지지 않을 것인지 아니면 미국과 같이 제 1의 직접 처분장은 건설되고 핵변환은 제 2의 직접처분장을 대체할 대안으로 할 것인지에 관한 시나리오 분석과 이에 따른 경제성 분석이 수반되어야 한다. 핵변환 시스템이 경쟁력을 가지기 위해서는 석탄 발전과의 단가 비교, 그리고 에너지 자립화 측면을 고려할 때에는 국내 재생 에너지원인 풍력, 조력 등의 대체 에너지 수단과 단가 비교 등이 요구된다. 만일 핵변환 시스템을 포함한 원자력의 발전 단가가 조력 풍력 등 대체 에너지원의 단가보다 비싸다면 핵변환을 통한 에너지 국산화는 어려울 것으로 보인다.

4.2.3 환경 친화성

핵변환 시스템이 방사성폐기물의 발생량을 획기적으로 감소시킨다면 이들을 지층 처분할 경우 유출되는 시간 폭이 직접 처분에 비하여 줄어들 수 있다. 비록 핵변환으로 인하여 생태계에서의 연간 개인 선량율의 최고치에는 크게 변화가 없더라도 총량이 경감함에 따라 유출 시간이 줄어든다. 이와 같이 핵변환 시스템을 사용할 경우 전체 핵종 재고가 경감하기 때문에 유출 시간이 줄어드는 긍정적인 효과를 가져다 줄 것으로 판단된다.

국내 고준위 방사성폐기물 영구 처분 연구 결과에 따르면[12] 약 36,000 톤 규모의 사용후 핵연료를 영구 심지층 처분하기 위하여 약 4 평방 킬로미터 면적의 처분장을 건설하여야 한다. 국내 처분 대상 암반은 화강암과 같은 결정질 암반이 유력한데 이러한 결정질 암반에는 방사성 핵종들이 이동 경로가 되는 균열이 발달해 있다. 이렇게 균열 폭이나 길이가 큰 주요 균열대가 발달한 지역에 처분하는 것은 처분장의 안전성을 저감시키게 된다. 4평방 킬로미터의 지역 내에 이러한 주요 균열대가 포함되지 않는 부지를 선정하기 위해서는 많은 노력이 필요하다. 만일 핵변환 시스템이 고준위 방사성폐기물의 발생량을 경감시키고 또한 처분장 면적 결정에서 가장 중요한 발열량을 저감시킨다면 처분장 후보 부지를 선정하는데 있어 핵변환 시스템은 기여를 할 것으로 보인다. 핵변환 시스템이 현재 목표로 삼고 있는 TRU와 분열생성물의 회수율을 달성하고 무한 순환 주기 운영을 통해 고준위 폐기물을 발생하지 않는다면 환경으로 방출되는 총량을 저감하는 효과가 있을 것으로 판단된다. 그러나 현실적으로 무한 순환 주기가 가능한지는 앞으로의 연구를 통하여 입증해야 하며 만일 불가능할 경우 몇 번의 재활용이 가능한지에 대한 연구와 이에 따른 환경 영향 및 경제성에 대한 민감도 분석 등이 수반되어야 할 것이다.

또한 전, 후처리 시설에서 발생하는 중저준위 방사성폐기물의 발생량과 전기 정련 시설 해체 운영 등에서 발생하는 2차 방사성폐기물량을 산정하는 것이 중요하다. 만일 재활용 과정에서 중준위 방사성폐기물이 발생한다면 이들 방사성폐기물은 미국, 영국 등 외국의 예를 볼 때 천층처분 방식이 아닌 심지층처분 방식으로 매립되어야 안전성이 확보될 것으로 보인다.

KBS-3[15]와 같은 처분 방식을 채택할 경우 사용후핵연료를 직접 처분하여도 현재 ICRP 60과 같은 국제 기준과 국내의 기준을 만족시키는데 어려움이 없으며, 따라서 핵변환 시스템이 단순히 안전성을 어느 정도 향상시키는 것은 기획-비용 측면에서 볼 때 어쩌면 아무런 이득을 가져다 줄 수 없을지도 모르며, 이와 같은 논의는 영국과 핀란드의 관련 연구에서도 지적된 바가 있다. 따라서 환경친화성에 대한 논의는 안전성 향상이란 측면보다 미래의 불확실성에 따른 문제들을 해결하는 대안으로, 혹은 방사성 붕괴열을 발생하는 핵종들을 따로 모아 분리 처분하는 개념으로 처분장 면적을 적게 차지하는데 따른 이득을 얻는 점이 국내 상황에서는 더욱 현실성있는 장점으로 인식될 수 있다 하겠다.

4.2.4 수용성

현재 국내에서 활발하게 논의되고 있는 수용성은 주로 미국 등 해외 국가들의 입장에서 바라본 국제적 수용성 문제이다. 이 문제에 대해서는 이와 같은 정치적 수용성에 관한 현안은 다루지 않는 대신 현재 국내에서 간과하고 있는 우리나라 지역 주민의 수용성에 관해 간략히 언급해 보기로 한다. P&T의 주요 장점 중의 하나는 방사성폐기물 영구처분에 관한 주민들의 혐오감이 높기 때문에 이를 해결하기 위한 방안의 하나로 P&T 시설을 세운다는 것인데 영국 Sellafield

등의 예를 보더라도 사용후핵연료 재활용 시설 입지에 관한 주민 반대 또한 아주 높다. 따라서 전기 정련 등 핵종 분리 시설에 관한 주민 수용성은 어떠하며 이를 높일 수 있는 방안은 무엇인지에 대한 논의가 향후 국내에서도 활발히 논의가 필요하다.

4.2.5 맺는 말

이상에서 살펴 본 바와 같이 고준위 방사성폐기물 발생량을 저감시키면서도 전력을 생산하여 국내 에너지 자립에 기여하는 시스템을 개발하는 것을 목표로 하고 있는 P&T 핵연료주기 연구는 여러 가지 장점과 앞으로 해결해야 할 현안들에 직면하고 있다.

현재의 기초 연구 단계에서는 우선 핵변환 시스템으로 인한 환경 친화성, 즉 인간 생태 환경에 대한 영향이 어떻게 향상되는지를 분석하는 연구가 필요하다. 그러나 현재로서는 어느 정도 TRU 및 분열 생성물을 회수, 연소하는가에 대한 목표치들은 나와 있으나 이들을 달성할 기술들은 개발되어 있지 않으므로 우선 민감도 분석 등 관련 연구를 통해 어느 정도 환경 친화성을 보장하는 시스템 설정 요건을 도출하고 이런 시스템이 과연 노심 특성상 가능하며 전기 정련, 처리 과정들을 포함한 전체 비용은 얼마인가를 산정하는 연구가 필요하고 CANDU 사용후핵연료 소멸처리에 따른 경제성 분석도 수반되어야 한다. 또한 이런 시설에 대한 국내외적 수용성을 증진시키는 방안을 도출하고 국내에서 동시 다발적으로 수행되고 있는 후행핵연료 주기들과의 경제성, 기술성, 환경친화성에 대한 상대 비교 및 국내 대체 에너지와의 경쟁력 분석 등이 수행되어야 하겠다.

참 고 문 헌

1. Ahn, J. et al., Impacts of Waste Transmutation on Repository Performance, UCBNE-4225 (1999).
2. Kane & Hill, Consulting Scientist, Comparison of Waste Toxicity Index and Repository Performance Assessment Approaches to Providing Guidance for R&D on Partitioning and Transmutation, EUR 16167 (1995).
3. ORIGEN-2, Isotope Generation and Depletion Code — Matrix Exponential Method, RSIC Code Package CCC-371.
4. Sinclair, J.E. et al., MASCOT & MOP Programs for probabilistic Safety Assessment Part A: Overview, Part B: MASCOT Technical Details, and Part D: MASCOT Use Guide, NSS/R336, Nirex Radioactive Safety Study Series, UK (1994).
5. Dormuth, K.W. and G.R. Sherman, SYVAC — A Computer Program for Assessment of Nuclear Fuel Waste Management Systems, Incorporating Parameter Variability, AECL Report, AECL-6814 (1981).
6. Talbot, A., "The Accurate Numerical Inversion of Laplace Transforms," J. Inst. Math, Appl., 23, 97 (1979).

7. 강철형, 황용수, 김성기, 종합 안전성평가 코드 (MASCOT-K)의 GAP Module 개발, KAERI/TR-1057/98, 한국원자력연구소 (1998).
8. Tang, D.H. et al., "Contamination Transport in Fractured Porous Media: Analytical Solution for a Single Fracture," *Water Resour. Res.*, 17(3), 555 (1981).
9. Lee, Y.M. et al., "Numerical Model for Nuclide Migration in the Far-field of the Repository," *J. Korean Nucl. Soc.*, 21(4), 267 (1989).
10. Lee, Y.M. et al., "Verification of Nuclide Migration Model (MIMOSA) by comparing with other models," *J. Korean Nucl. Soc.*, 22(3), 304 (1990).
11. 이연명, 강철형외, "방사성 폐기물 처분장 주변 균열 암반에서의 핵종 이동 모델의 검토 및 평가 방법론," *원자력학회지*, 26(5), 578 (1994).
12. 강철형, 이연명, 황용수외, 고준위 처분 기술개발, 1단계 최종보고서, KAERI/RR-2013/99, 한국원자력연구소 (1999).
13. 이일회외, 개인적인 자료 제공 (2000).
14. Vieno, T. and H. Nordman, Safety Assessment of Spent Fuel Disposal in Hastholme, Kivetty, Olkiluoto and Romuvaara (TILA-99), POSIVA 99-07 (1999).
15. SR-95 Template for Safety Reports wuth Descriptive Example, SKB TR-96-05 (1996).