JOURNAL OF RADIATION INDUSTRY

Industrial article

17(2) : 209-217 (2023)
https://doi.org/10.23042/radin.2023.17.2.209

방사성폐기물 처분시설에서 생태계 모델의 입력데이터 선정에 대한 고찰

정미선[1,*], 박동국[1], 김수진[1], 정강일[1]

[1]한국원자력환경공단

Considerations on Screening for the Input Data of the Biosphere Model in the Radioactive Waste Disposal Facility

Mi-Seon Jeong[1,*], Dong-Kuk Park[1], Soo-Gin Kim[1] and Kang-Il Jung[1]

[1]Korea Radioactive Waste Agency (KORAD), 19 Chunghyocheon-gil, Kyeongju-si 38062, Republic of Korea

Abstract The biosphere has important function in the safety assessment of a radioactive waste disposal facility. A biosphere model in the safety assessment needs various input data that contain significantly inherent uncertainties. This paper reviews the effects of the input data on the radiological impact assessment from main radionuclides such as ^{14}C and ^{99}Tc in the biosphere model. In addition, it is confirmed that the safety criteria is met, when the conservative input data for the intake rate, soil to plant concentration ratio, and distribution coefficients of the radionuclides are applied and probabilistic analysis are conducted in the biosphere model. Nevertheless, it is required to generate site-specific input data for the confidence building and reduce excessive conservatism in the biosphere model.

Key words: Radioactive waste disposal, Post-closure safety assessment, Biosphere, Uncertainty management, Dose conversion factor, Input data

1. 서 론

일반적으로 방사성폐기물 처분시설은 원자력발전소와는 달리 처분시설을 폐쇄한 이후에도 처분된 방사성폐기물 내에 포함된 방사성핵종이 계속 잔존해 있으므로, 처분시설의 폐쇄 후에도 방사선적으로 안전함이 보증되어야 한다. 이를 확인하기 위해서 처분시설의 안전성평가를 수행하며, 안전성평가는 방사성폐기물, 공학적 방벽, 천연방벽, 생태계로 구분하여 이들의 개별 성능을 통합하여 시스템 수준의 모델을 통해 최종적으로 방사선적 영향을 고려한다[1].

이때, 처분시설의 잠재적 방사선적 영향은 생태계 평가를 통해서 이루어지며, 이를 통해 처분시스템의 장기성능의 수용성을 결정하게 된다. 그러나, 생태계는 미래 인간의 활동 및 환경의 변화를 예측하기 어렵기 때문에 매우 많은 불확실성이 존재하고 모델로 구현하기 어렵다. 이러한 이유로 인하여 생태계 평가의 경우, 국제원자력기구(IAEA) 등의 국제기구에서 제시하는 Stylised Approach를 사용하여 대표집단을 선정하여 잠재적인 방사선적 영향을 평가하도록 한다[2]. 특히, 생태계 평가의 경우, 데이터의 불확실성이 매우 커 보수적으로 데이터를 선정하여 정량적 평가 결과를 도출하고 있다. 그러나, 데이터의 불확실성을 저감하기 위해 보수적인 데이터를 선정하여 처분시설의 안전성을 확인한다면, 처분시설의 안전여유도를 확보하는데 어려움이 있다. 특히, 생태계의 경우, 중저준위처분시설과 고준위처분시설의 처분 심도가 다름에도 불

http://www.ksri.kr/
Copyright © 2023 by
Korean Society of Radiation Industry
*Corresponding author. Mi-Seon Jeong
Tel. +82-42-601-5341 E-mail. jeongms@korad.or.kr
Received 10 May 2023 Revised 9 June 2023 Accepted 9 June 2023

구하고 동일한 생태계 모델을 가질 것으로 예측된다. 따라서, 중저준위처분시설에 적용한 생태계 모델에 적용한 주요 데이터를 고준위 처분시설에서도 동일하게 적용할 것으로 판단된다. 그래서 현재 국내에서 운영중인 중저준위 처분시설의 경우, 생태계 데이터를 선별하기 위한 기준 및 근거 등을 확인하고 이에 대한 안전여유도를 확보하기 위한 데이터에 대한 개선사항을 본 논문에서 알아보고자 하였다. 생태계 평가를 위하여 미국 에너지부(DOE)에서 사용후핵연료 처분부지(Yucca Mountain) 인허가에 사용된 이력이 있는 GoldSim 프로그램을 사용하여 평가 모델을 개발하였다.

2. 생태계 모델의 주요 입력데이터

서론에서 언급한 바와 같이 현재 고준위방사성폐기물 처분시설은 부지 선정 전단계로 이에 대한 생태 환경을 예측할 수 없으나, 생태계의 경우 중저준위방사성폐기물 처분시설과 동일할 것으로 가정하고, 경주에 위치한 중·저준위방사성폐기물 처분시설에 적용한 생태계 평가 데이터를 대상으로 입력데이터를 확인하고 그에 대해 설명하고자 한다. 생태계 모델에 대한 주요 입력데이터를 확인하기 위하여, 처분시설 주변의 부지 특성을 고려하여 방사선적 영향이 클 것으로 예측되는 우물을 이용한 소규모 혹은 대규모로 농사를 짓는 집단을 선정하였으며, 이는 텃밭재배 거주 집단 및 농축산업집단으로 고려될 수 있다[3]. 농축산업집단의 경우, 부지의 논밭 이용 비율을 다양하게 예측하기 위하여 Case 1~Case 4로 구분하였다. Case 1과 Case 3은 부지를 각각 논과 밭으로 100% 이용하는 경우, Case 2는 논과 밭의 이율을 각각 50% 이용한 경우이며, Case 4는 곡류, 엽채류, 근채류의 섭취량에 대한 비율을 경작비율로 이용하는 경우로 구분하였다.

중저준위방사성폐기물 처분시설에서는 우물이용 시나리오를 인간침입시나리오로 구분하고 있으므로, 안전 확인도 인간침입에 따른 방호 기준[4]에 의해 1 mSv yr^{-1}를 안전 목표로 만족 여부를 확인하고자 하였다.

2.1. 대표인의 섭취량 설정

현재 원자력안전위원회 고시에서는 결정집단을 대상으로 방사선적 영향을 평가하도록 되어 있으나[4], 인간침입에서는 대표인의 개념으로 평가를 수행하고자 한다. 대표인은 ICRP 101에서 집단에서 보다 높게 피폭하는 사람들을 대표하는 개인으로 정의하고 있으며[5], 이는 결정집단의 평균에 해당하는 사람으로 간주된다. 이에 따라 문헌에서 대표인 설정시 주요 경로에 대해서는 95백분위수를 적용하고 그 외 경로에 대하여는 평균값을 설정하도록 권고하고 있다[6,7].

대표인의 농작물 섭취량을 설정하기 위하여 한국인의 생활습관과 부지 이용현황[6]에 따라 곡류 및 김장채소(배추, 무)의 경우 95백분위수를 이용하고, 그 외 엽채류 및 근채류의 섭취량을 결정하기 위하여 다음과 같이 고려하여 평가를 수행하였다.

부지의 특성을 고려하여 입력데이터를 모두 보수적으로 평가하기 보다는 합리적으로 고려함이 타당한 것으로 판단된다. 따라서, 텃밭재배를 하는 거주집단의 경우, 일반적으로 자급자족으로 100%를 소비하고 있음을 가정하고 있으며, 대규모 농사를 짓는 농축산업집단의 경우 생산된 농작물을 모두 섭취하지 않으므로, 부지 특성 자료[8]에 의해 자급자족율을 적용하였다.

Table 1의 결과를 바탕으로 통계값 범위의 거주집단 및 농축산업집단 모두 엽채류 95%, 근채류 평균 섭취량 값을 적용하여 대표인을 설정하는 피폭선량이 보다 높게 평가됨으로 인해, 이와 같이 섭취량을 선정함이 타당함을 확인하였다.

2.2. 토양 및 식물체 내 ^{14}C 핵종이동 모델

우물에서 양수된 물은 식물에 관개하거나 동물 및 인간의 마시는 물로 사용되며, 이러한 물을 이용한 동식물의 섭취를 통해 방사선적 피폭이 야기된다. ^{14}C 핵종은 핵종이동의 전체 방사선적 영향을 평가하는데 있어 매우 중요한 핵종이다. 우물 양수의 영향을 평가할 때 ^{14}C도 다른 핵종과 유사하게, 우물로부터 관개된 물은 농작물이나 사람과 동물의 음용으로 사용된다고 가정하여 평가를 수행하였다. 이때 주요 피폭 경로는 농축산물의 섭취로 인한 피폭이다. 특히, 섭취하는 농작물의 오염은 두 가지 경로를 통해 이루어진다. 토양으로 공급된 관개수가 식물의 뿌리로 이동하는 경로와 오염된 관개수의 식물로 인하여 차단되는 경로를 고려한다.

그러나 각국의 실험 등을 통하여 ^{14}C 핵종은 다른 핵종들과 달리 뿌리로 인한 영향보다 기공에 의한 광합성으로 인한 혹은 토양층 내의 CO_2 기체상 물질이 식물 등에 침적되어 흡수되는 영향이 약 0.1~20배 정도 크게 나타남을

Table 1. The intake rate for the potential exposure group

Potential exposure group		Intake rate (kg yr^{-1})			Maximum exposure dose (mSv yr^{-1}) (at pumping rate 4,700 m^3 yr^{-1})
		Grain	Green	Root	
Resident	Gardening	–	219.10 (95%)	49.40 (avg.)	2.92×10^{-1}
		–	127.02 (avg.)	85.17 (95%)	1.91×10^{-1}
Farmer	Case 1 (Paddy 100%)	198.72 (95%)	–	–	4.67×10^{-1}
	Case 2 (Paddy : Field = 1 : 1)	198.72 (95%)	80.81 (95%)	55.46 (95%)	6.07×10^{-1}
	Case 3 (Field 100%)	–	80.81 (95%)	55.46 (95%)	2.19×10^{-1}
	Case 4 (Cultivation ratio)	198.72 (95%)	92.42 (95%)	57.79 (avg.)	6.22×10^{-1}
		198.72 (95%)	85.31 (avg.)	61.47 (95%)	3.59×10^{-1}

Table 2. Comparison of the soil-to-plant concentration ratio for the carbon in the foreign biosphere model

Category	Soil-to-plant concentration ratio		Description
Keiko et al. [11]	Grain	1.07	Keiko has considered only the root uptake by each crops.
	Root vegetables	0.84	
	Green vegetables	0.96	
NUREG [12]	0.7		NUREG has considered the concentration fraction methodology.
RESRAD [13]	Grain	20.1	RESRAD has considered to divide the effects of the photosynthesis (98%) and the root-uptake (2%) and then it is converted into the soil-to-plant concentration ratio considering the carbon content by each crops. (The wind frequency is conservatively applied 1)
	Root vegetables	2.2	
	Green vegetables	4.1	
IAEA [9]	Grain	0.36	IAEA has considered to apply the specific activity equilibrium which the carbon concentration in the atmosphere is the same as that in the plant and the soil-to-plant concentration ratio converted by the canopy dilution factor (up to 1) and the stable carbon in a plant
	Root vegetables	0.046	
	Green vegetables	0.03	
ESC LLWR [14]	20		ESC has developed the complex methodology with the photosynthesis and is simply applied the obtained soil-to-plant concentration ratio to the existing model.

확인하였다. 이는 ^{14}C 핵종의 경우 식물의 뿌리로 인한 흡수는 토양층으로부터 직접적인 영향을 받는 것이 아닌 광합성 및 토양층에서 야기된 CO_2 기체상 물질 내 ^{14}C 핵종의 영향을 받는다는 것을 의미한다[9]. 이를 고려하기 위하여 해외에서는 다양한 방법론을 적용하였으며[10], 이는 토양-작물간 농도비(Soil to Plant Concentration Ratios)로 환산될 수 있으며 이는 Table 2와 같이 정리된다.

따라서 현재 국내 처분환경에서의 ^{14}C에 대해 개발된 모델이 없으나 이에 대한 불확실성이 매우 크므로, 해외에서 조사된 값 중 가장 보수적인 결과를 나타내는 토양-작물간 농도비를 이용하였다[9,11-15]. Table 2에서 설명한 RESRAD의 방법론[13]을 적용하면 농축산업피폭집단의 경작비율(양수량: 4,700 m^3 yr^{-1})에서의 ^{14}C의 선량환산인자(DCF)는 5.82×10^{-12} Sv Bq^{-1} (바람의 빈도를 보수적으로 1 적용)이며, H12 방법론(뿌리에 의한 흡수만 고려) 적용시[15], 선량환산인자는 1.02×10^{-12} Sv Bq^{-1}가 나타난

다. 또, 영국의 ESC LLWR의 모델[14]을 아래와 같은 식으로 적용하면, 선량환산인자는 7.31×10^{-12} Sv Bq^{-1}로 해당 모델이 조금 더 보수적이므로 이를 뿌리 흡수에 대한 식으로 적용하였다.

$$C_{uptake}=20C_{soil}$$

^{14}C에 대한 모델을 따로 개발하고 있는 트렌드에 발맞추어, 국내 처분환경에 적합한 ^{14}C에 대한 평가 방법론을 정립할 필요가 있다.

2.3. 토양 및 식물체 내 ^{99}Tc 핵종이동 모델

우물 이용과 관련된 평가 모델에서 피폭선량에 가장 큰 영향을 미치는 핵종은 ^{14}C과 ^{99}Tc 핵종이다[3]. 이때 ^{14}C의 경우 앞에서 설명한 바와 같이, 일반적으로 적용되는 잎면차단과 뿌리 흡수를 고려하지 않고, 광합성에 의한 식물체 내 흡수와 토양층에 존재하는 이산화탄소를 고려하므로 다른 모델을 적용하였다. 그러나 ^{99}Tc 핵종의 경우 일반적으로 적용되는 잎면차단과 뿌리흡수를 고려하나, 핵종의 특이 거동을 고려하여 변수를 신중하게 선택할 필요가 있다.

Table 3. Comparison of the sorption coefficient for the Technetium in the foreign biosphere model

Category	Sorption coefficient ($m^3 kg^{-1}$)	
	Applied	Range
H12 [15]	1.4×10^{-4}	$0\sim4.0\times10^{-1}$
IAEA* [9]	2.3×10^{-4}	$1.0\times10^{-5}\sim1.2\times10^{-3}$ (Mineral) $9.2\times10^{-4}\sim1.1\times10^{-2}$ (Organic)
ESC LLWR [14]	1.0×10^{-3}	$1.0\times10^{-5}\sim1.1\times10^{-2}$
NUREG [12]	1.0×10^{-4}	-
RESRAD [13]	1.0×10^{-4}	$0\sim1.0\times10^{-3}$
GENII [16]	3.0×10^{-5}	$1.0\times10^{-5}\sim1.6\times10^{-2}$

*The IAEA classifies the organic soil by organic contents (more than 20%) and the mineral soil

2.3.1. 분배계수

Tc의 경우 다른 핵종과 달리 TcO_4^-과 같은 음이온의 형태로 토양-식물계로 이동을 하고, 산화-환원 반응 상태에 따라 토양의 흡착력이 좌우된다[9]. 이는 잎면차단에 의한 영향보다 토양으로부터의 뿌리흡수에 의한 영향이 큼을 의미하므로, 토양의 분배계수를 신중하게 고려하여야 한다. 이를 고려하기 위하여 해외에서는 다양한 값을 적용하였으며[12-16] 이는 Table 3과 같이 정리된다.

농촌진흥청의 농사로[17]에서 제시하는 논 및 밭 토양으로 적합한 토양의 유기물 함량은 2.6% 및 2.4%이며, 경주 처분시설의 주변 밭 토양을 공인인증기관의 분석[18]에 의하면 유기물 함량이 5~10%로 나타나고 있다. 따라서, 현재 경작지로 활용되고 있는 토양의 경우, IAEA[9]에서 제시하고 있는 토양 중 Organic 토양에 해당이 되지 않으므로, Mineral 토양으로 판단된다. 따라서, 농작물 재배에 적합한 토양(mineral soil)에 대한 부지 고유의 값이 없으므로, 해외 사례에서 적용한 값 중에서 큰 값(1×10^{-3} m^3 kg^{-1})을 적용[14]하고, 이에 대해 확률론적 분석을 수행하여 안전목표를 확인하고자 하였다.

2.3.2. 토양-작물간 농도비

또한 Tc 핵종은 토양층 내에서 유동성이 매우 큰 핵종이며, 토양과 식물간의 농도비인 전이계수는 식물의 생장주기의 말기에서 결정된다. 그러나, 생장 초기의 값을 적용하게 되면 과대 평가가 되기 때문에 평균값을 선택하도록 권고하고 있다[9].

각 국가에서 섭취하는 농작물 및 재배되는 토양층이 다

Table 4. Comparison of the soil-to-plant concentration ratio for the Technetium in the foreign biosphere model

(unit: fresh plant weight/dry soil weight)

Category	Grain	Green vegetables	Root vegetables
H12 [15]	1.00×10^{1}	1.00×10^{1}	1.00×10^{1}
IAEA [9]	1.13×10^{1}	1.98×10^{1}	5.52×10^{0}
ESC LLWR [14]	3.00×10^{0}	3.00×10^{0}	3.00×10^{0}
NUREG [12]	6.60×10^{-1}	8.80×10^{0}	2.80×10^{-1}
RESRAD [13]	5.00×10^{0}	5.00×10^{0}	5.00×10^{0}
GENII [16]	6.35×10^{-1}	2.52×10^{0}	2.16×10^{-2}

Table 5. Soil to plant concentration ratios

Raionuclide	Grain			Root vegetables			Green vegetables		
	Min	Mean	Max	Min	Mean	Max	Min	Mean	Max
Ac [21]	4.00×10^{-4}	4.60×10^{-4}	5.00×10^{-4}	5.00×10^{-5}	4.17×10^{-4}	4.17×10^{-3}	4.00×10^{-3}	3.64×10^{-2}	4.00×10^{-2}
Am	7.40×10^{-7}	2.20×10^{-5}	3.40×10^{-2}	2.00×10^{-4}	6.70×10^{-4}	1.70×10^{-3}	4.00×10^{-5}	2.70×10^{-4}	1.50×10^{-3}
C	0.36 (f.w)	20 (f.w)	20 (f.w)	0.046 (f.w)	20 (f.w)	20 (f.w)	0.03 (f.w)	20 (f.w)	20 (f.w)
Ce	2.40×10^{-4}	3.10×10^{-3}	2.00×10^{-2}	6.00×10^{-4}	6.00×10^{-3}	6.00×10^{-2}	6.00×10^{-4}	6.00×10^{-3}	6.00×10^{-2}
Cm	1.40×10^{-6}	2.30×10^{-5}	2.00×10^{-4}	2.00×10^{-4}	8.50×10^{-4}	3.90×10^{-3}	2.00×10^{-4}	1.40×10^{-3}	8.10×10^{-3}
Co	4.00×10^{-4}	8.50×10^{-3}	7.20×10^{-1}	4.70×10^{-2}	1.10×10^{-1}	7.20×10^{-1}	1.30×10^{-2}	1.70×10^{-1}	1.00×10^{0}
Cs	2.00×10^{-4}	2.90×10^{-2}	9.00×10^{-1}	1.00×10^{-3}	4.20×10^{-2}	8.80×10^{-1}	3.00×10^{-4}	6.00×10^{-2}	9.80×10^{-1}
Fe	2.00×10^{-5}	2.00×10^{-4}	2.00×10^{-4}	1.00×10^{-4}	1.00×10^{-3}	1.00×10^{-2}	1.00×10^{-4}	1.00×10^{-3}	1.00×10^{-2}
H [21]	5.00×10^{1}	5.75×10^{1}	5.30×10^{2}	1.00×10^{1}	8.33×10^{1}	1.00×10^{2}	1.00×10^{1}	9.09×10^{1}	1.00×10^{2}
I	1.00×10^{-4}	6.30×10^{-4}	1.10×10^{-2}	1.40×10^{-3}	7.70×10^{-3}	4.70×10^{-2}	1.10×10^{-3}	6.50×10^{-3}	1.00×10^{-1}
Nb	2.00×10^{-3}	1.40×10^{-2}	2.50×10^{-2}	8.00×10^{-3}	1.70×10^{-2}	2.50×10^{-2}	8.00×10^{-3}	1.70×10^{-2}	2.50×10^{-2}
Ni [21]	3.10×10^{-3}	2.70×10^{-2}	1.70×10^{-1}	7.30×10^{-2}	3.33×10^{-1}	2.60×10^{0}	1.80×10^{-2}	1.82×10^{-1}	5.80×10^{-1}
Np	2.30×10^{-5}	2.90×10^{-3}	7.10×10^{-2}	5.00×10^{-3}	2.20×10^{-2}	3.60×10^{-2}	5.00×10^{-3}	2.70×10^{-2}	8.00×10^{-2}
Pa [21]	3.00×10^{-4}	3.45×10^{-3}	3.00×10^{-2}	6.00×10^{-4}	5.00×10^{-3}	6.00×10^{-3}	3.00×10^{-4}	2.73×10^{-3}	3.00×10^{-3}
Pb	1.90×10^{-3}	1.10×10^{-2}	4.80×10^{-2}	2.40×10^{-4}	1.50×10^{-2}	3.30×10^{0}	3.20×10^{-3}	8.00×10^{-2}	2.50×10^{1}
Pu	2.00×10^{-7}	9.50×10^{-6}	1.10×10^{-3}	7.00×10^{-5}	3.90×10^{-4}	5.80×10^{-3}	1.00×10^{-5}	8.30×10^{-5}	2.90×10^{-4}
Ra	8.00×10^{-5}	1.70×10^{-2}	6.70×10^{-1}	2.00×10^{-3}	7.00×10^{-2}	5.60×10^{1}	1.80×10^{-3}	9.10×10^{-2}	1.30×10^{2}
Sr	3.60×10^{-3}	1.10×10^{-1}	1.00×10^{0}	3.00×10^{-2}	7.20×10^{-1}	4.80×10^{0}	3.90×10^{-3}	7.60×10^{-1}	7.80×10^{0}
Tc	1.80×10^{-1}	1.30×10^{0}	2.40×10^{0}	1.40×10^{1}	4.60×10^{1}	7.90×10^{1}	4.50×10^{0}	1.80×10^{2}	3.40×10^{3}
Th	1.60×10^{-4}	2.10×10^{-3}	2.20×10^{-2}	8.20×10^{-6}	8.00×10^{-4}	9.50×10^{-2}	9.40×10^{-5}	1.20×10^{-3}	2.10×10^{-1}
U	1.60×10^{-4}	6.20×10^{-3}	8.20×10^{-1}	4.90×10^{-4}	8.40×10^{-3}	2.60×10^{-1}	7.80×10^{-5}	2.00×10^{-2}	8.80×10^{0}

르기 때문에 해외에서 적용된 값은 Table 4에서 나타난 바와 같이 다양하게 적용되었다[9,12-16].

국내 토양에서 재배된 식물에 대한 부지에서 측정된 값이 없으므로, IAEA에서 제시한 값을 적용하고[9], 이에 대해 확률론적 분석을 수행하였다.

향후 Tc 핵종에 대한 국내 토양 환경에 대한 분배계수 및 작물별 전이계수 등에 대한 다수의 실험을 수행하고 국내 환경 데이터를 축적할 필요가 있다.

2.4. ^{14}C 및 ^{99}Tc를 제외한 핵종의 토양-작물간 농도비(Soil to Plant Concentration Ratios)

토양-작물간 농도비, 즉, 전이계수는 토양의 단위 질량당 방사성 농도에 대한 작물 내 방사성 농도의 비는 그 환경에서의 핵종의 누출 영향을 평가 연구하는 데 사용되는 값이다[19]. 농경 활동에서 중요한 인자로 전이계수로 알려져 있으며, 전이계수는 토양의 pH, 토양의 영양 상태, 토양이 방사성핵종에 의해 오염된 시간에 의해 영향을 받는다. 특정 핵종, 예를 들어, Tc 등과 같은 핵종은 한 작물에 대해 상대적으로 높거나 낮은 값을 나타내지만 다른 모든 핵종에 대해서도 유사한 경향을 나타내지는 않는다. 그러나, 앞서 언급한 바와 같이 전이계수는 토양의 pH 및 토양의 영양 상태 등에 영향을 받는 인자이므로, 국내 재배환경 및 재배작물에 적합한 인자를 적용할 필요가 있다. 그러나, 현재 이에 대한 국내 실험값이 부족한 상황[20]이므로, 유사한 섭취작물을 대상으로 IAEA에서 제시한 값[9,21,22]을 근거로 Table 5와 같이 핵종별 전이계수 값을 선정하였다.

2.5. 확률론적 분석

잠재피폭집단별 우물 이용 행위 자체에 대한 불확실성이 존재하며, 불확실성을 저감하기 위하여 잠재피폭집단별 다양한 양수량을 고려하였다[3]. 그러나, 우물 이용에 따른 양수량뿐만 아니라 인간 생활 형태와 관련된 섭취량 및 구역의 특성 등 부지 특성과 관련된 데이터에 대한 불확실성 또한 존재한다.

Table 6. Distribution of the input for the probabilistic analysis in the biosphere model

Item		Unit	Average	Standard deviation
Intake rate	Grain	kg yr^{-1}	94.093	46.54
	Kimchi	kg yr^{-1}	53.268	44.19
	Green	kg yr^{-1}	85.165	48.02
	Root	kg yr^{-1}	49.403	34.71
Item		**Unit**	**Min**	**Max**
External occupancy time	Resident	hr yr^{-1}	358.45	2,062.78
	Farmer	hr yr^{-1}	549.5	2,884.60
Dry weight ratio	Green	–	0.05	0.12
	Root	–	0.09	0.21
Soil	Density	kg m^{-3}	1,400	1,600
	Porosity	–	0.15	0.5
	Thickness	m	0.15	0.5
Interception fraction	Green	–	0.2	0.6
	Root	–	0.2	0.84
	Grain	–	0.01	0.25

Table 7. Sorption coefficient in the soil [9]

$m^3\ kg^{-1}$	Min	Mean	Max
Ac	4.50×10^{-1}	1.70×10^{0}	5.40×10^{0}
Am	5.00×10^{-2}	2.60×10^{0}	1.10×10^{2}
C [22]	0.00×10^{0}	3.00×10^{-3}	2.00×10^{-2}
Ce	1.20×10^{-1}	1.20×10^{0}	2.00×10^{1}
Cm	1.90×10^{-1}	9.30×10^{0}	5.20×10^{1}
Co	2.00×10^{-3}	4.80×10^{-1}	1.00×10^{2}
Cs	4.30×10^{-3}	1.20×10^{0}	3.80×10^{2}
Fe	2.20×10^{-1}	8.80×10^{-1}	4.90×10^{0}
H	0.00×10^{0}	1.00×10^{-4}	1.00×10^{-3}
I	1.00×10^{-5}	6.90×10^{-3}	5.80×10^{-1}
Nb	1.60×10^{-1}	1.50×10^{0}	8.40×10^{0}
Ni	3.00×10^{-3}	2.80×10^{-1}	7.20×10^{0}
Np	1.30×10^{-3}	3.50×10^{-2}	1.20×10^{0}
Pa	5.40×10^{-1}	2.00×10^{0}	6.60×10^{0}
Pb	2.50×10^{-2}	2.00×10^{0}	1.30×10^{2}
Pu	3.20×10^{-2}	7.40×10^{-1}	9.60×10^{0}
Ra	1.20×10^{-2}	2.50×10^{0}	9.50×10^{2}
Sr	4.00×10^{-4}	5.20×10^{-2}	6.50×10^{0}
Tc [14]	1.00×10^{-5}	1.00×10^{-3}	1.20×10^{-3}
Th	1.80×10^{-2}	1.90×10^{0}	2.50×10^{2}
U	7.00×10^{-4}	2.00×10^{-1}	6.70×10^{1}

우물을 이용한 대표집단의 피폭 선량은 우물의 위치, 양수량, 인간의 생활습관 등에 의해 영향을 받으며, 특히 양수량의 경우, 위치, 경작 작물의 종류, 재배면적 등에 의해 복합적으로 연계되어 있다.

우물 위치의 경우, 미래 이용가능한 부지에서 지하수 유동방향에 따라 다양한 위치와 양수량에 대하여 지하수 유동 모델링을 수행하고, 가장 높은 피폭 선량을 나타내는 위치를 선정하였다[3].

입력데이터에 대한 불확실성에 대한 영향을 종합적으로 분석하기 위하여 확률론적 분석을 수행하였다. 선량에 크게 영향을 미치는 데이터를 우선적으로 선별하였으며, 이는 앞 절에서 설명한 주요 데이터 외 차단계수, 풍화율, 식품가공손실율 등을 고려하였으며 Tables 6~8에 제시하였다.

우물 위치에 대한 불확실성과 양수량에 대한 불확실성은 지하수 모델링을 통하여 더 이상 오염물질이 유입이 되지 않는 최소 양수량(500 $m^3\ yr^{-1}$)에서 최대 가능 양수량(90,000 $m^3\ yr^{-1}$)까지 모두 고려[3]하여 확률론적 분석에 반영하였다.

탄소(Carbon)의 경우 앞 절에서 언급한 바와 값이 농도비의 값은 출처별로 상이하고 불확실성이 매우 크므로, 분

Table 8. Distribution of the crop input by radionuclides for the probabilistic analysis in the biosphere model [9]

Item	Weathering rate			Translocation factor			Food processing loss		
Unit	($1\ yr^{-1}$)			(–)			(–)		
Crop	Grain	Root	Green	Grain	Root	Green	Grain	Root	Green
Ac	8.4	18.0	18.0	2.00×10^{-1}	2.90×10^{-1}	4.50×10^{-1}	8.50×10^{-1}	0	9.00×10^{-1}
Am	51.0	18.0	51.0	1.30×10^{-1}	2.90×10^{-1}	2.80×10^{-1}	9.00×10^{-1}	0	9.00×10^{-1}
C	8.4	12.0	18.0	6.60×10^{-1}	1.50×10^{-1}	5.20×10^{-1}	8.50×10^{-1}	0	9.00×10^{-1}
Ce	5.4	10.0	12.7	1.30×10^{-2}	1.50×10^{-1}	5.20×10^{-1}	8.50×10^{-1}	0	9.00×10^{-1}
Cm	8.4	18.0	18.0	2.00×10^{-1}	1.10×10^{-1}	2.70×10^{-1}	8.50×10^{-1}	0	9.00×10^{-1}
Co	5.9	8.8	16.2	8.00×10^{-3}	8.00×10^{-2}	5.20×10^{-1}	8.50×10^{-1}	0	9.00×10^{-1}
Cs	5.1	6.9	7.3	2.20×10^{-2}	4.60×10^{-2}	1.90×10^{-1}	5.00×10^{-1}	0	9.00×10^{-1}
Fe	8.4	12.0	18.0	1.50×10^{-2}	1.50×10^{-1}	5.20×10^{-1}	8.50×10^{-1}	0	9.00×10^{-1}
H	8.4	12.0	18.0	6.60×10^{-1}	1.50×10^{-1}	5.20×10^{-1}	8.50×10^{-1}	0	9.00×10^{-1}
I	5.6	12.0	18.0	6.60×10^{-1}	1.50×10^{-1}	5.20×10^{-1}	8.50×10^{-1}	0	9.00×10^{-1}
Nb	8.4	18.0	18.0	5.60×10^{-2}	5.30×10^{-1}	5.20×10^{-1}	8.50×10^{-1}	0	9.00×10^{-1}
Ni	8.4	12.0	18.0	6.60×10^{-1}	1.50×10^{-1}	5.20×10^{-1}	8.50×10^{-1}	0	9.00×10^{-1}
Np	51.0	18.0	51.0	2.00×10^{-1}	2.90×10^{-1}	4.50×10^{-1}	9.00×10^{-1}	0	9.00×10^{-1}
Pa	8.4	18.0	18.0	2.00×10^{-1}	2.90×10^{-1}	4.50×10^{-1}	8.50×10^{-1}	0	9.00×10^{-1}
Pb	8.4	18.0	18.0	2.00×10^{-2}	2.20×10^{-1}	2.20×10^{-1}	8.50×10^{-1}	0	9.00×10^{-1}
Pu	21.1	18.0	51.0	1.60×10^{-1}	4.30×10^{-2}	3.60×10^{-1}	9.00×10^{-1}	0	9.00×10^{-1}
Ra	8.4	18.0	18.0	8.00×10^{-2}	9.90×10^{-2}	1.80×10^{-1}	8.50×10^{-1}	0	9.00×10^{-1}
Sr	5.4	12.1	11.5	1.00×10^{-2}	5.00×10^{-3}	5.20×10^{-1}	8.50×10^{-1}	0	9.00×10^{-1}
Tc	8.4	18.0	18.0	1.20×10^{-1}	1.10×10^{-1}	2.80×10^{-1}	5.00×10^{-1}	0	9.00×10^{-1}
Th	8.4	18.0	18.0	1.30×10^{-1}	2.90×10^{-1}	3.80×10^{-2}	8.50×10^{-1}	0	9.00×10^{-1}
U	8.4	18.0	18.0	1.60×10^{-1}	4.30×10^{-2}	3.60×10^{-1}	8.50×10^{-1}	0	9.00×10^{-1}
Min	5.12	6.9	7.34	0	0	0	0	0	0
Max	51	18	51	1	1	1	1	1	1

석한 값을 토대로 최소값만 지정하였다. 또한, 최대값 및 평균값은 통계량으로 추정하기 어려워 확률변수로 고려하지 않고 보수적인 특정값으로 지정하여 확률론적 분석을 수행하였다.

최종적으로 제시된 입력데이터의 범위에서 계산된 피폭집단의 선량환산계수를 확률론적 평가로 수행하고, 이 결과를 바탕으로 선량환산계수를 확률 분포의 형태로 고려하여 대표집단에 대한 피폭 선량을 평가하였다.

처분부지 환경을 고려한 대표잠재피폭집단으로 선정한 농축산업집단의 Case 2 집단에 대해서 선정한 입력데이터를 종합적으로 고려한 확률론적 분석 결과는 Table 9 및 Fig. 1과 같이 나타내었다. Table 9 및 Fig. 1에 나타난 바와 같이 대표잠재피폭집단에 대해서 결정론적 평가 결과가 평균 백분위수 확률론적 분석 결과에 비해 최대선량이 높게 나타나고 있다.

선량에 영향을 미치는 주요소 중 하나인 섭취량은 선량 관점에서 주요 작물에 대해서는 95 백분위수를, 그 외 작물에 대해서는 평균값을 적용하고 있다. 이는 결정론적 방법론에서 설정된 섭취량이 상향 편성되었다는 것을 의미하며, 확률론적 평가시 최소값(50 백분위수 이하)으로 설정된 값이 평균값 이상으로 설정된 값이므로 결정론적 평가에서 설정된 값은 부지 특성 및 이용 현황을 고려한 보수성으로 설정되었다는 것으로 판단된다.

또한 토양-작물간 농도비는 토양으로부터 방사성 핵종의 뿌리흡수는 통상 토양 중 핵종 농도($Bq\ kg^{-1}$)에 대한 작물체 내 농도($Bq\ kg^{-1}$)의 비로 정의되며, 섭취되는 작물의 농도에 영향을 미쳐 섭취 선량에 직접적인 영향을 미친다. 특히 Tc의 경우, Table 4에 나타난 바와 같이 엽채류

Table 9. The result of the probabilistic analysis for the reference potential exposure group

Reference potential exposure group	Maximum exposure dose ($mSv\ yr^{-1}$)			
	Deterministic assessment result	Probabilistic assessment result		
		5%	Mean	95%
Farmer (Paddy : Field = 1 : 1)	6.07×10^{-1}	2.20×10^{-2}	2.70×10^{-1}	7.69×10^{-1}

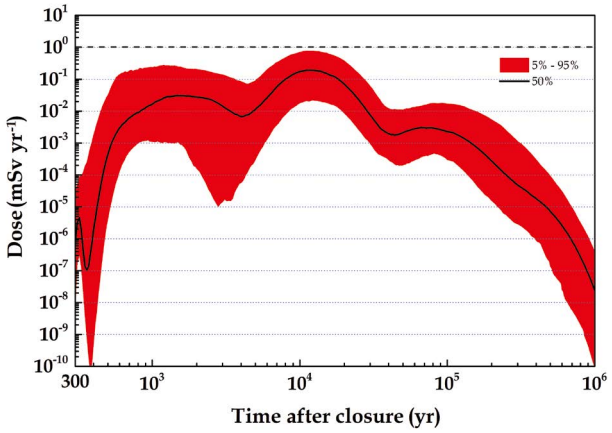

Fig. 1. A probabilistic assessment result for the reference exposure group.

및 근채류에 대하여 생장 기간 동안 1~3 order의 범위를 가지며 이에 따른 불확실성이 매우 큰 것으로 나타났다. 부지에서 밭작물에 대하여 실험된 값[20]은 IAEA에서 제시된 값보다 낮은 값을 나타내고 있으나, 이에 대한 정보가 매우 부족하여 IAEA에서 제시한 값을 적용하였다. 향후 부지 특성값을 적용하기 위하여, 추가적인 조사를 통하여 대표성이 높은 값을 확보할 필요가 있다.

이러한 확률론적 분석을 통하여 대표잠재피폭집단을 대상으로 우물 이용 시나리오에 대하여 종합적으로 분석하였으며, 1,000개의 모사사례(simulation case) 중 대부분(95% 이하)의 모사사례(simulation case) 결과에서 인간침입에 대한 방호기준 1 $mSv\ yr^{-1}$을 만족하는 것으로 나타났다.

3. 결 론

본 논문에서는 중저준위처분시설의 우물 이용 시나리오 평가를 통해 주요 생태계의 입력데이터에 대한 영향을 확인하였으며, 다양한 피폭집단의 주요 입력데이터에 대한 피폭 영향을 예측한 결과, 각 부지에서 피폭집단이 받는 방사선적 영향이 인간침입에 대한 방호기준 1 $mSv\ yr^{-1}$ 이하로서 규제치를 만족함을 Fig. 1에서 확인하였다.

미래 우물 개발 및 이용은 오염된 지하수의 가장 직접적인 이용에 따른 피폭을 유발하므로 여러 시나리오 중에서도 높은 피폭선량을 보이며, 따라서 중요하게 고려되어야 한다. 또한, 우물을 이용하는 다양한 피폭집단에 대해서 평가를 수행하였다. 미래 인간활동을 고려하는 생태계 평가의 경우, 미래 인간활동에 대한 불확실성이 매우 커, 모델 및 가정사항이 단순하고 보수적으로 적용하여야 한다. 따라서, 우물 이용 시나리오를 포함한 모든 시나리오에 내재된 불확실성을 관리하기 위한 방안으로 확률론적 평가를 수행하고 있다.

우물 이용 시나리오를 종합적인 분석을 위해 확률론적 분석을 수행하였으며, 평가 결과 는 인간침입에 대한 방호기준 1 $mSv\ yr^{-1}$을 만족하는 것을 확인하였다. 또한 결정론적 평가 결과는 확률론적 분석의 평균(Mean)보다 높은 값을 나타내는 것으로 보아 결정론적 평가에 사용된 입력데이터가 상향 편성되어 보수적인 결과를 나타내고 있음을 확인할 수 있다. 이러한 확률론적 평가는 불확실성을 관리하고 이에 대한 대안을 찾는 것이 주목적이므로, 향후 단계별 처분시설 Safety Case에서 불확실성을 저감할 수 있는 관리방안을 도출할 필요가 있다.

일반적으로 안전성평가는 처분부지의 특성을 기반으로 평가모델을 개발하고 자연현상을 단순화하여 모델링하기 때문에 가용데이터의 범위, 평가모델의 한계, 미래 현상에 대한 가정 등에 따른 불확실성을 내포하고 있다. 그러나 생태계 평가는 고려되는 공간적·시간적 평가규모가 광범위하여 공학적 방벽과 자연방벽과는 또 다른 규모의 불확실성을 갖는다는 것이 생태계 평가의 일반적인 이해이다[2]. 즉, Tc 핵종의 인자(즉, 토양-작물간 농도비)는 $1.0 \times 10^{-1} \sim 1.0 \times 10^{3}$ 범위를 가지고 있어 이에 대한 불확실성이 매우 크므로, 이러한 불확실성을 관리하기 위하여 부

지 특성에 따른 값을 실험 및 조사 등을 수행할 필요가 있다. 또한 탄소(Carbon)의 경우도 생태계 평가 모델에서 ^{14}C 농도 예측 모델에 대해 다양한 모델이 존재하며 이에 대한 불확실성이 매우 크므로, 국내 부지에 적합한 모델 개발이 필요하다. 이러한 맥락에서 국제적으로 생태계의 불확실성을 관리하기 위해 입력데이터 및 모델의 선정은 매우 중요하며, 입력데이터 및 모델을 선정할 때 매우 신중하게 선정할 필요가 있다.

현재 평가된 결과는 불가피한 불확실성이 내재된 예측값으로, 향후 생태계 평가를 개선하기 위해서는 현재 반영된 보수성을 저감하고 합리적으로 현실성을 반영할 필요가 있다. 따라서 방사성폐기물 처분시설이 가지는 근본적인 안전목표(Objective)인 방사성폐기물의 처분에 따른 방사선 위해로부터 인간과 환경을 보호하기 위해 안전논거들을 통합하고 불확실성을 저감하기 위한 국내 환경에 적합한 데이터 생산에 대한 지속적인 노력이 필요하다.

사 사

이 논문은 2023년도 정부(산업통상자원부)의 재원으로 사용후핵연료관리핵심기술개발사업단의 지원을 받아 수행된 연구사업임(No.20210401003C).

참고문헌

1. Jung K, Jeong MS and Park JB. 2015. Performance Assessment of Low- and Intermediate-Level Radioactive Waste Disposal Facilitly in Korea by Using Complementary Indicator: Case Study with Radionuclide Flux. *JNFCWT* **13**(1):73-86.
2. IAEA. 2003. "Reference Biospheres" for solid radioactive waste disposal - Report of BIOMASS Theme 1 of the BIOsphere Modelling and ASSessment (BIOMASS) Programme: Part of the IAEA Co-ordinated Research Project on Biosphere Modelling and Assessment (BIOMASS), IAEA-BIOMASS-6.
3. KORAD. 2022. Safety Analysis Report for the Low- and Intermediate- Radioactive Waste Disposal Facility, 2nd ed.
4. NSSC. 2017. A Standard for Radiation Hazard Prevention from Low and Intermediate Radioactive Waste disposal Facility, Nuclear Security and Safety Committee Notice (Radiation Safety division), No. 2017-62.
5. ICRP. 2005. Assessing dose of the representative person for the purpose of radiation protection of the public, ICRP 101.
6. Seo EJ, Jeong CW, Sato S and Kozaki T. 2013. An optimal model of the representative habit data for complex environmental exposure systems. *JNST* **50**(5):534-545.
7. Lee GB, Lee DH, Yang YH, Jang YS and Moon JY. 2011. A Study on the Representative Person of Critical Group for Radiological Assessment in Korea. *AESJ* **1**:340-343.
8. Lee GB and Chung YG. 2006. A Study on the Food Consumption Rates for the Radiological Dose Assessment around Nuclear Power Plant Sites, KHNP.
9. IAEA. 2010. Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments, TRS No. 472.
10. Mobbs S, Smith K, Thorne M and Smith G. 2014. Modelling Approaches to ^{14}C in Soil-Plant Systems and in Aquatic Environments. *Research SSM* **2014**:30.
11. Tagami K and Uchida S. 2010. Estimation of Carbon-14 Transfer from Agricultural Soils to Crops Using Stable Carbon Isotope Ratios-10346, WM2010 Conference.
12. U.S. NRC. 1992. Residual Radioactive Contamination From Decommissioning: Technical Basis for Translating Contamination Levels to Annual Total Effective Dose Equivalent, NUREG/CR-5512.
13. U.S. NRC. 2020. User's Manual for RESRAD-OFFSITE Code Version4: Vol.1 Methodology and Models Used in RESRAD-OFFSITE Code, NUREG/CR-7268.
14. LLWR. 2015. LLWR Environmental Safety Case - Consolidation and Documentation of Biosphere Models, LLWRP1194.
15. JNC. 2000. H12: Project to Establish the Scientific and Technical Basis for HLW Disposal in Japan, Supporting Report 3 Safety Assessment of the Geological Disposal System.
16. Synder SF, Napier BA, Arimescu CI and Hay TR. 2013. Recommended Parameter Values for GENII Modeling of Radionuclides in Routine Air and Water Releases, PNNL-21950.
17. Rural Development Administration. 2019. Agricultural Land Soil Management Technology, Guide to Agricultural Technology, 078.
18. KTR. 2021. Elemental Analysis of Agricultural Products and Soil in Gyeongju, TBK-2021-8934.
19. IAEA. 2003. Classification of Soil Systems on the basis of transfer factors of radionuclides from soil to reference plants, TECDO14C97.
20. Choi YH, Lim KM, Jun I and Keum DK. 2011. Soil-to-Plant Transfer Factors of ^{99}Tc for Korean Major Upland Crops. *KARP* **36**(4):209-215.
21. SKB. 1999. Models for Dose Assessments-Modules for various biosphere types, TR-99-14.
22. Sheppard SC, Sheppard MI and Siclet F. 2006. Parameterization of a dynamic specific activity model of ^{14}C transfer from surface water-to-humans. *J. Environ. Radioact.* **87**:15-31.