

EPA 규제에 대한 WIPP 사이트 성능평가의 불확실성 분석에 관한 검토

이연명¹⁾ · 강철형¹⁾ · 한경원¹⁾

A Brief Review on Uncertainty Analysis for the WIPP PA

Youn-Myoung Lee, Chul-Hyung Kang and Kyong-Won Han

Abstract. The WIPP (Waste Isolation Pilot Plant), located 42 km east of Carlsbad, New Mexico (NM), in bedded salt 655 m below the surface, is a mined repository constructed by the US DOE for the permanent disposal of transuranic (TRU) wastes generated by activities related to defence of the US since 1970. Its historical disposal operation began in March 1999 following receipt of a final permit from the State of NM after a positive certification decision for the WIPP was issued by the EPA in 1998, as the first licensed facility in the US for the deep geologic disposal of radioactive wastes. The CCA (Compliance Certification Application) for the WIPP that the DOE submitted to the EPA in 1966 was supported by an extensive performance assessment (PA) carried out by Sandia National Laboratories (SNL), with so-called 1996 PA. Even though such PA methodologies could be greatly different from the way we consider for HLW disposal in Korea largely due to quite different geologic formations in which repository are likely to be located, a review on lots of works done through the WIPP PA studies could be the most important lessons that we can learn from in view of current situation in Korea where an initial phase of conceptual studies on HLW disposal has been just started. The objective of this art report is an overview of the methodology used in the recent WIPP PA to support the US DOE WIPP CCA and some relevant results completed by SNL.

Keywords : WIPP, Safety Assessment, Uncertainty/Sensitivity Analysis

초 록. 미국 뉴멕시코주 칼스바드 동부에 위치한 WIPP 사이트가 1999년 처분 운영을 개시하였다. 이 WIPP 사이트는 미국 DOE의 방위프로그램에 의한 부산물로서의 핵폐기물인 초우라늄 방사성 폐기물(TRU 폐기물)만을 전담 영구 처분하는 처분장으로 처분장 성능에 대해 책임을 지고 있는 미국 에너지성(DOE)은 이 처분장의 운영허가를 위해 WIPP 운영을 위한 <규제부합 인정신청 (CCA)>을 통하여 EPA로 부터 허가를 얻어 1999년 3월에 첫 처분을 시작한 것이다. 이 CCA를 위한 성능평가 관련 연구는 미 샌디아연구소를 중심으로 수행되어, 장기간에 걸친 처분장 성능평가가 1996년에 모두 마무리지어졌다. 그 성능평가 연구의 결과나 과정은 비록 우리나라가 고려하고 있는 처분 환경과는 상당히 다른 지질 형태의 것이긴 해도 그 방법론에 대한 고찰은 이제 막 고준위 방사성 폐기물 처분관련 연구를 시작하는 단계에 있는 우리에게 교육적인 효과가 지대하다는 생각이다. 따라서 이 기술보고를 통해 이러한 WIPP 사이트의 성능평가에 관련되어 어떻게 어떠한 방법론을 도입하여 불확실성 및 민감도 분석연구가 수행되었는지, 그리고 정량적인 불확실성 분석의 결과를 요구하는 EPA의 규제 기준을 어떠한 논리로 만족시켰는가에 대한 개략적인 검토를 수행하여 보았다.

핵심어 : WIPP 사이트, 심지층 처분장 성능평가, 불확실성/민감도 분석 방법론

1. 서론 및 배경

방사성 폐기물을 적절한 방법으로 처분하는 일은 아마도 핵연료주기의 전과정을 통틀어 인간환경에 직접적이고도 장기적인 영향을 필연적으로 끼친다는 점에서 많은 논란의 여지와 함께 가장 중요한 일일 것이다.

이런 가운데 미국의 WIPP(Waste Isolation Pilot Plant) 사이트가 1999년 처분 운영을 개시하였다. 미국 최초로, 그리고 중저준위 폐기물이 아닌 것으로는 세계 최초로 심부 지하 매질내의 동굴형 처분시설로 허가를 받게 된 이 WIPP 사이트는 미국 DOE의 방위프로그램에 의한 부산물로서의 핵폐기물인 초우라늄 방사성 폐기물(TRU) 폐기물만을 전담하지만 사실상 고준위 폐기물의 특성으로 볼 수 있는 장수명 핵종을 함유한 폐기물 처분을 역사상 최초로 시작하였다는 점

¹⁾한국원자력연구소
접수일 : 2002년 2월 8일
심사 완료일 : 2002년 3월 8일

에서 매우 주목할 만한 것이다. 처분장 성능에 대한 책임을 지고 있는 미국 DOE는 이 처분장의 운영허가를 위해 WIPP 운영을 위한 <규제부합 인정신청(Compliance Certification Application; CCA)>을 1996년 10월 미 EPA(Environmental Protection Agency)에 요청하여 1998년 4월에야 EPA로부터 긍정적인 결정을 통보받은 후 1999년 3월에 첫 폐기물을 들여오으로써 이렇게 첫 처분을 시작한 것이다.

이 CCA에 요구되는 것으로서 처분장의 성능, 즉 그 안전성을 보이기 위한 처분장 성능평가(PA) 관련 연구는 수십년에 걸쳐 미국 샌디아연구소(Sandia National Laboratories; SNL)를 중심으로 방대한 작업으로 수행되어 마침내 최종 인허가 신청을 위한 장기간의 처분장 성능평가가 1996년에 모두 마무리되었다.

바로 이 성능평가 내용과 그 방법론에 우리가 주목할 필요가 있지만, 사실 이 WIPP 사이트 관련 PA 연구의 결과나 과정은 우리나라가 고려하고 있는 처분 환경과는 상당히 다른 지질 형태로서, 지하 심부 불포화 염염층(Bedded salt)내 사이트에 국한된 것이다. 그렇긴 해도 그 방법론에 대한 고찰은 이제 막 고준위 방사성 폐기물 처분관련 연구를 시작하는 단계에 있는 우리에게 아무래도 교육적인 효과가 지대하다는 생각이다.

이렇게 '1996 WIPP PA'로 통칭되는 이 WIPP 사이트 성능평가 연구는 우선 방대한 부지특성화 작업, 자료 생산을 위한 다양한 실험 계획 프로그램, 그리고 수학적, 개념적 모델링을 통한 평가 모델 개발과 이에 요구되는 대량의 입력자료 도출과 함께, 모델과 입력자료 등에 관련된 불확실성 및 민감도 분석에서부터 관련 전산코드 개발 및 QA 프로그램까지, 그리고 이미 오래 전부터 수행해 온 여러 기초 PA 관련 연구들의 총체적인 결과물로 집약되었다.

이러한 방대한 연구내용중에서 이 보고를 통하여 특별히 주목되는 세부적인 부분은 PA에 관련된 불확실성 및 민감도 분석(Uncertainty and Sensitivity analyses)에 대한 방법론이다.

우리가 불확실한 자료에 의해 불확실한 결과를 얻는다고 할 때 언제나 두 개의 질문이 존재하게 된다. 즉, PA를 수행하기 위한 모델에 대해 불확실한 입력변수를 사용한다면 그 결과(Consequence)에 대한 불확실성은 어떻게 나타나게 되고, 또 그 불확실한 결과에 기여하는 입력변수들은 도대체 어느 것이 얼마만큼의 비중을 가지고 결과의 크기에 각자 기여하게 되는 것일까? 바로 이러한 질문에 대한 답을 위해서 불확실성 분석과 민감도 분석이 요구되어진다.

WIPP 사이트에 관해 EPA가 제시하는 규제를 볼 때 다소 특이하다고 생각되는 부분이 바로 40CFR191과 40CFR194에 규정된 대로, 이러한 불확실성에 대한 구체적인 내용으로서 정량적인 규제치를 요구하고 있다는 것이다. 불확실성은 다시 두가지의 형태로 대별되어질 수 있다; 추계적 불확실성(또는 우연적인 불확실성; Stochastic /aleatory uncertainty)과 고유한 영역의 것으로서 인식적인 불확실성(또는 고유 불확실성; Subjective/epistemic uncertainty)이 그것이다. 가령 방사성 폐기물 처분장을 예로 들어보자. 처분장이 폐쇄된 후 이곳으로부터 핵종의 유출을 야기할 수 있는 인간에 의한 우발적 침입의 횟수는 어떻게 될까? 이와 같은 것은 추계적 불확실성의 영역이 될텐데, 이 추계적 불확실성이 어떤 가능한 '시나리오' 자체의 불확실한 분포에 대한 통계적인 내용을 다룬다면, 인식적인 불확실성은 어떤 수학적 평가 모델의 입력변수값과 같은 실험데이터 등이 가질 수 있는 값의 범위와 그 분포에 관한 불확실성에 대한 것이 된다. 그러니까 추계적 불확실성이 평가 대상이 되는 처분 시스템 그 자체에 대한 속성에 관한 것이라면 고유 불확실성은 평가를 위한 해석에 속한 것이 된다는 의미이다.

이 보고를 통해서서는 후자의 고유 불확실성에 대한 논의 국한되어 이루어지게 되겠지만, 사실 이 두 가지의 불확실성은 서로 긴밀한 연계를 가질 수 밖에 없게 되는 속성을 갖는다. 다시 처분장의 운영이 끝나고 폐쇄된 후 인간의 우발적인 침입이 있는 경우를 생각해보자. 1996 PA를 통해서서는 이 인간 침입 사건에 대한 공간적 시간적 분포를 포아송(Poisson) 과정으로 모델링한 바 있다(본문 (17)식 참조). 여기까지는 추계적 불확실성으로 기술된 것이라면, 이 경우 침입사건에 대한 발생 확률에 관련된 상수 λ 로써 기술되는 포아송 과정에 대해 과연 우리는 어느 정도의 정확한 λ 값을 사용할 수 있을까? 이 문제에 답하는 것으로 다시 고유 불확실성에 대한 논의로 전환되는 것이다.

이 보고를 통해 이러한 WIPP 사이트의 성능평가에 관련되어 어떻게, 그리고 어떠한 방법론이 도입되어 불확실성 및 민감도 분석연구가 수행되어졌는지, 그리고 정량적인 불확실성 분석의 결과를 요구하는 EPA의 규제 기준을 어떠한 논리로 만족시켰는지에 대한 개략적인 검토를 하고자 한다.

2. EPA 규제치

EPA는 WIPP 시설내 폐기물 처분에 관련된 규제를

책임지고 있다. WIPP 사이트에 대한 성능평가는, EPA가 제안하는 규제치를 만족시킬 의무를 갖는 미 DOE, 보다 정확하게는 처분장 근처의 미국 DOE Carlsbad 지역사무소(CAOs)를 지원하기 위해 샌디아 연구소가 전담하는 형태로 수행되었다.

WIPP 사이트는 뉴멕시코주 남동부 칼스베드에서 동쪽으로 42 km 떨어진 곳의 심부 지하 매질내 북부 델라웨어 베이신(northern Delaware Basin) 암염층 내에 TRU 방사성폐기물을 전담 처분하기 위해, 현재 일부 운영중에 있긴 하지만, 지하 655 m 깊이에 아직도 건설중에 있다.

이 처분장의 성능평가의 결과가 만족시켜야 할 EPA의 제반 규제의 주요한 골자는 40CFR191(b)에 기술된 대로 <사용 후 핵연료, 고준위 방사성폐기물 및 초우라늄 방사성폐기물의 관리 및 처분에 관한 환경 방사선 방어 기준>과 40CFR194에 기술된 기준으로서 <WIPP Compliance criteria(WIPP사이트에 대한 인증 기준)>이다(Howard, 2000).

샌디아연구소가 지난 수십년간 DOE를 지원하기 위해 수행해 온 WIPP 관련 기술적인 R & D 연구의 주요한 분야는 PA를 위한 수학적 도구로서의 전산코드 개발이었다. 처분시스템이 그 운영을 끝내고 폐쇄된 후 일만년동안에 발생 가능한 핵종 유출에 대한 시나리오를 도출한 후, 처분시스템을 모사하기 위한 코드, 즉 핵종의 이동 및 흡착, 그리고 위해물질이 처분장으로부터 누출되어 여러가지 지하매질을 통해 인간환경으로 나오기 까지, 또는 인간의 침입에 의한 가능한 핵종의 유출 등을 모사하기 위한 개념적, 수학적 모델을 개발한 후 이에 대한 계산을 통해 처분장에서 유출된 핵종에 의한 환경에 대한 결과(Consequence)를 구해낸 후, EPA의 40CFR191의 191.13항에 제시된 유출한계치와 비교하였다. 그리고 이러한 결과를 예비 안전성 평가를 통하여 수년간 다양하게 얻어낸 후, 그 결과를 1996년 최종적으로 WIPP 성능평가에 대한 정량적 결과물로서 제시하여 CCA에 활용하게 된 것이다.

40CFR191에 의하면, 이는 곧 PA의 정의이기도 하지만, 처분장의 안전성을 보이기 위해서는 처분장을 나와 접근 가능한 환경으로 유출되는 방사성 핵종의 누적 유출량 $C(x)$ 를 평가하는 것으로 되어 있고, 이러한 유출에 대한 평가의 결과는 반드시 확률론적인 분포값으로 나타나야 한다.

$C(\bullet)$ 가 변수 $x = [x_1, x_2, \dots, x_{np}]$ 에 대한 함수이고, 첨자 np 가 불확실성을 갖는 모델 변수(이 때 각각의 변수 값은 '범위'와 '통계적인 분포'로서 기술되어지게 된

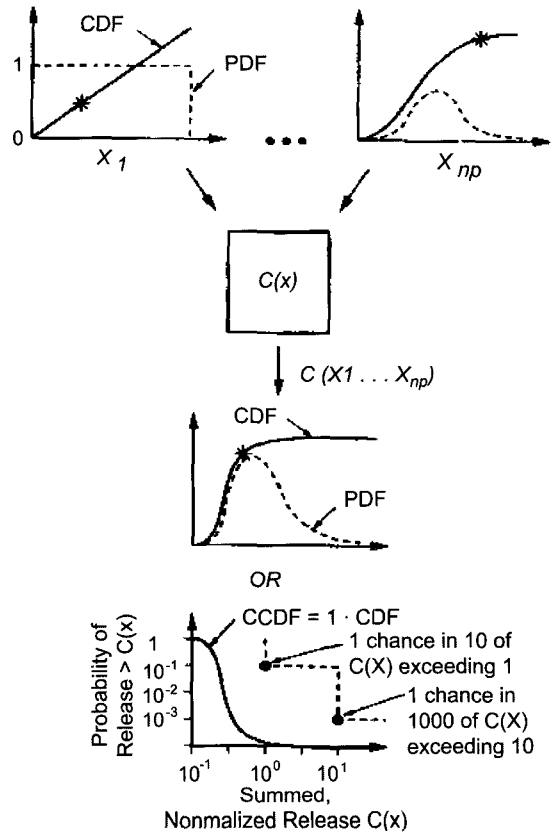


Fig. 1. 모델의 입력변수 x 에 대한 불확실성과 이에 따른 그 결과에 대한 불확실성의 표현. (이렇게 CCDF (=1-CDF)로 나타낸 결과는 위 그림에서 점선으로 나타내진 40CFR191에서 요구하는 기준치와 비교되어진다.)

다)의 총 갯수가 된다면 그 결과 $C(x)$ 도 범위와 분포로 나타낼 수 있게 될 것이다. 불확실성 분석이란 Fig. 1에서 볼 수 있듯이 바로 이렇게 이 $C(x)$ 의 분포가 어떠한 형태를 갖는가 하는 것을 결정하는 과정을 포함하게 된다.

뒤에서 좀 더 상세히 다뤄지겠지만, 이렇게 불확실성 분석이 이루어지면, 위험도(risk)에 대한 측정이 결과의 '기대값'이나 '분산'이라는 단일하고 명료한 값 대신 결과값이 전체적으로 가질 수 있는 '분포'로 나타낼 수 있게 되어, 보다 많은 불확실성에 관한 정보를 갖는 결과를 보여줄 수 있는 결과를 얻을 수 있게 된다. 기대값이나 분산이 비록 단일하고 알기 쉬운 결과를 나타낼 수 있을지는 몰라도 상세한 불확실성에 대한 정보는 보여줄 수 없다. 이렇게 처분장의 성능평가, 즉 PA는 원자력발전소에서 활용되는 확률론적 위험도 평가

(Probabilistic Risk Assessments; PRAs)와 동일한 방법론임을 알 수 있다.

언급한대로 EPA의 40CFR191에는 TRU나 고준위 폐기물에 대한 환경 및 인간 보건의 보호를 위해 방사선 방어기준이 마련되어 있는데, 40CFR191.13(a)의 용기 기준(Containment requirements)에는 핵종의 유출제한치(Limits; L_i)를 총 방사능량(curies)과 함께 나타내고, 이러한 유출제한치를 넘어서 그러한 유출이 일어날 수 있는 가능성도 병행 규정하여 다음과 같이 명시하고 있다.

즉, 사용후 핵연료나 고준위 및 초우라늄 방사성 폐기물을 처분하는 시스템은 성능평가를 기준으로 하여 합당한 기대치(Reasonable expectation)를 가질 수 있도록 설계되어야 하는데, 그 기준은 처분시스템에 영향을 미칠 수 있는 모든 증대한 과정(Process)과 사건(Event)으로 부터 도출된 것으로서, 폐기물이 처분된 이후 1만 년이 지난 후까지 핵종이 접근 가능한 인간 환경(Accessible environment)으로 유출되는 누적유출(Cumulative release)을 정량적인 기준으로 하여 아래의 두가지 항목과 같이 규정한다.

- 누적유출이 아래 표 1에 제한된 양(L_i)을 넘을 확률이 1/10보다 작아야 한다.

- 누적유출이 아래 표 1에 제한된 양의 10배($10L_i$)가 넘을 확률이 1/1000보다 작아야 한다.

이 때 접근가능한 인간 환경이란 대기중이나 지표면, 지표수, 바다와 같은 인간 거주 환경을 표현하는 것으로 처분장으로부터 3 km 정도 떨어진 곳으로 규정하고 있다.

위 표와 같이 단일 핵종이 아닌 혼합된 상태로 환경으로 유출되는 경우에는 각 핵종 예 대해서는 정규화된 유출 $C(x)$ 를 각 핵종의 유출한도를 고려하여 다음과 같은 식을 적용한다(Rechard, 2000).

$$C(x) = \sum (Q_i/L_i)(10^6 C/C) \quad (1)$$

여기에서

$C(x)$ = EPA 기준과의 비교를 위한 핵종의 유출량에 대한 정규화된 값(normalized release)

Q_i = 처분장이 폐쇄된후 10,000년 동안의 핵종 i 에 대한 환경으로의 누적 유출량(C_i)

L_i = 표 1에 주어진 대로의 핵종 i 에 대한 유출 한계치

C = 처분장에 처분된 TRU의 양(C_i) (TRU폐기물은 알파선 방출체로서 그 반감기가 20년 이상인 핵종을 포함하고 있음)으로 1996년 WIPP PA의 경우에는 $C =$

Table 1. 용기 기준에 대한 유출 한도(1985).

핵 종	Release limit Li per 1000 MTHM or Other Unit of Waste (curies)
Americium-241 or -243	100
Carbon-14	100
Cesium-135 or -137	1,000
Iodine-129	100
Neptunium-237	100
Plutonium-238, -239, -240 or -242	100
Radium-226	100
Strondium-90	1,000
Technetium-99	10,000
Thorium-230 or -232	10
Tin-126	1,000
Uranium-233, -234, -235, -236, or -238	100
Any other alpha-emitting radionuclide with a half-life greater than 20 years	100
Any other radionuclide with a half-life greater than 20 years that does not emit alpha particles	1,000

$3.44 \times 10^6 C_i$ 였다.

처분장의 성능평가의 결과는 모두 집약되어 CCDF (Complementary Cumulative Distribution Function)로 나타내게 되는데, 이 CCDF가 모든 증대한 과정이나 사건에 따라 핵종이 유출되는데 따른 누적 유출이 어떤 수준을 넘게 될 확률을 기술해 주는 것이 되고 그 결과를 바로 EPA의 규제와 비교하게 되는 것이다.

3. WIPP 성능평가 방법론

이제 WIPP PA의 절차에 대해 검토를 해 보자 (Helton, 2000). 우선 이 개념을 구체화하기 위해, EPA의 규제에서 요구되는 내용을 WIPP PA를 통해 과연 어떻게 제공하였는지 살펴보기로 하자. 40CFR191.13과 191.34에는 1996년 WIPP PA의 개념과 계산 과정에 대한 주요한 골격을 이루게 될 기본 조건으로서 아래에 정의된 대로 EN1, EN2, EN3의 3가지의 요건을 요구하고 있다(Helton et al., 2000).

- EN1: 향후 1만년간 WIPP에서 일어날 수 있는 여러 상이한 양상(feature)이 발생할 가능성을 확률적으로 특성화하는 것으로, WIPP에 대한 시나리오 개발과정을 통해 이 EN1이 도출되어지게 되고, 이는 결국 40CFR191에서 요구하는 대로 WIPP에서 향

후 1만년간 일어날 수 있는 여러 양상에 대한 발생 가능성을 확률론적으로 기술할 수 있도록 한다.

- EN2: EN1에서 정의한 대로 향후 1만년간 WIPP에서 발생할 수 있는 양상 각각에 관련되어, 핵종 유출에 대한 추정을 의미하는 것으로, 이는 WIPP에 대한 핵종 이동 모델과 입력자료를 통하여 각각의 상이한 양상에 대해 환경으로의 핵종유출을 평가하는 것을 의미한다.
- EN3: EN1과 EN2를 정의하는데 사용된 모든 파라미터에 관련된 불확실성에 대한 확률론적 특성화를 의미하는 것으로, WIPP에 대한 입력자료 개발에 대한 결과로 나타나는 입력변수의 불확실성 분석을 수행하여 그 결과를 통계적인 분포로 나타내는 것을 의미한다.

이 세 요소의 결과가 결국 EPA의 규제에(Fig. 2) 모두 관련되어 있는 것을 알 수 있다. 즉, 이 세가지 요소 중 EN1과 EN2에 대한 규명을 통해 WIPP 사이트의 성능에 관련된 다음과 같은 3가지 질문에 대한 답을 얻을 수 있는 것이다.

- Q1: 향후 1만년간 WIPP 사이트에서 상이한 어떤 일들이 일어날 수 있는가?
- Q2: 향후 1만년간 WIPP 사이트에서 상이하게 발생할 수 있는 그 일은 얼마나 발생 가능한가?
- Q3: 그리고 향후 1만년간 WIPP 사이트에서 상이하게 발생할 수 있는 그 일에 대한 결과는 도대체 무엇인가?

그리고 이러한 질문에 한가지를 더 추가하자면,

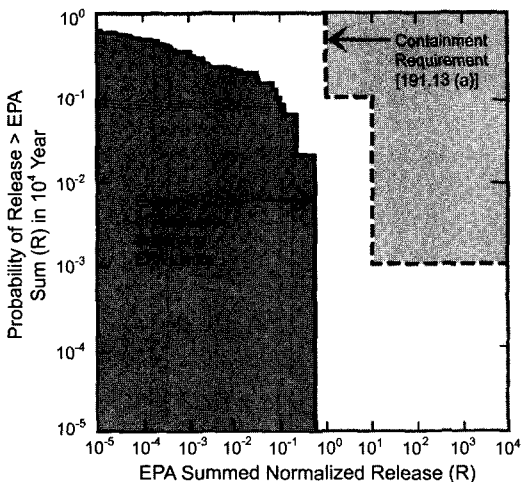


Fig. 2. 40CFR191 Subpart B에 기술된 EPA 규제치 경계선(점선)과 관련 CCDF.

·Q4: 위 3가지 질문에 답하는 것이 도대체 얼마만큼의 신뢰도를 가지고 있는가?

바로 1996년의 WIPP PA는 이러한 질문에 대한 답을 제공한 셈인데, 다시 말하자면, EN1으로서 Q1과 Q2에 대한 답을, EN2로서 Q3에 대한 답을, 그리고 EN3로서 Q4에 대한 답을 제공하면서 EN1과 EN2로는 40CFR 191과 40CFR194에서 요구하는 대로 Fig. 2와 같은 CCDF를 그려내고, EN3로서 이 CCDF의 집합(또는 군), 즉 CCDF의 분포를 그리게 되는 것이다.

성능평가를 통하여 EPA에서 제시한 규제치와 비교할 수 있는 정량적 근거로서의 결과를 산출할 수 있다고 했는데 그러면 이러한 성능평가는 어떠한 방법으로 수행되어야 하는가? 이에 대한 답으로 40CFR191.12에 명시된 내용을 통해 성능평가의 정의를 요약해보자:

- 성능평가란,
- 처분시스템에 영향을 줄 수 있는 과정이나 사건을 인지하여,
 - 이들이 처분장의 성능에 미칠 영향을 조사하고,
 - 이에 관련된 제반 불확실성을 고려하여, 중대한 과정과 사건에 의해 야기된 핵종의 누적 유출량을 평가하는 것으로 되어 있다.

이 때 처분장이 폐쇄된 후 장래에 발생할 수 있는 핵종유출에 대한 확률과 그 결과에 대한 계산을 위해서는 우선 시나리오가 도출되어야 하는데, 이 시나리오는 다음과 같은 단계를 거쳐 얻게 된다.

- WIPP에 영향을 줄 수 있는 모든 현상(features), 사건(events) 및 과정(processes) 즉, FEPs를 모두 인지하여 분류하고,
- WIPP의 성능에 큰 영향을 주지 않을 것으로 판단되거나, 발생 빈도나 규제 등에 관련하여 미리 준비된 배제원칙에 따라 비중이 작은 FEPs는 모두 제외한 후,
- 이러한 분류 및 배제의 단계를 거쳐 남은 FEPs를 상호 조합하여 핵종 유출 시나리오를 도출한다.

일단 이렇게 시나리오가 도출되면 이 시나리오에 따른 결과를 평가할 수 있는 방법론만 마련되면 되는 것이다. 그러나 이 계산을 위해 EPA에서 요구하는 방법론은, 이미 모두에서 밝힌 대로, 반드시 측정에 어려움이 따르거나 구할 수 없는 입력자료의 사용 등에 기인한 근원적인 불확실성(Subjective uncertainty)과 자료값의 변동에 따른 추계적인 불확실성(Stochastic uncertainty) 등을 모두 고려한 통계적인 방법론이어야 한다는 것이다.

샌디아연구소에서는 성능평가를 통해 모델시스템을,

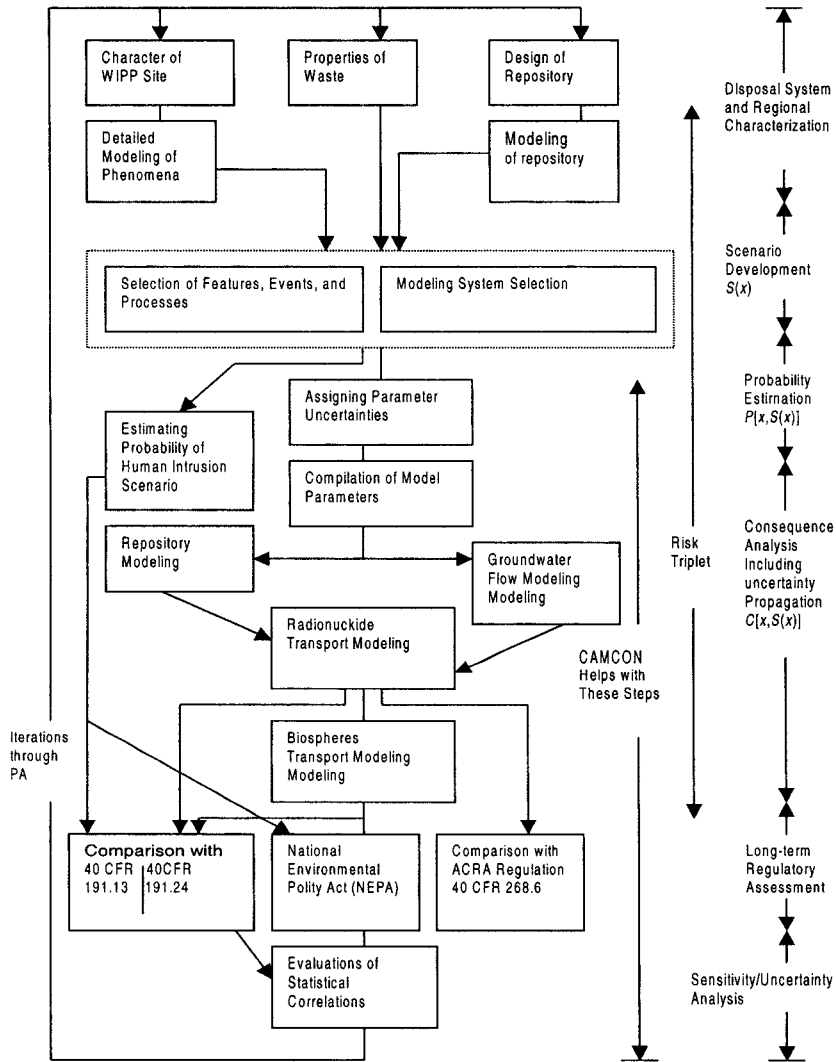


Fig. 3. WIPP PA의 각 단계.

통해 전파해나가는 입력 자료의 표본을 생산하기 위해 라틴 하이퍼큐브 샘플링 (Latin hypercube sampling; LHS)을 이용하였다. 이 방법을 통해 단순히 현장에서 얻은 실험자료, 실험실 데이터, 또는 문헌 등 다양한 출처에서 얻은 자료에서 얻은 값의 범위와 분포 등의 정보를 통해 성능평가의 입력자료로 사용될 수 있는 분포 함수가 도출될 수 있게 된다. 이것이 입력자료의 불확실성에 대한 특성화가 되겠는데, 이 결과로 얻는 것이 바로 각각의 변수에 대한 누적분포함수(CDF)로서의 $D(x)$ 가 되고 이 입력변수를 이용하여 비로소 PA를 수행하게 되는 것이다. Fig. 3은 PA의 전 과정을 도식한 것이다.

4. 불확실성 분석의 방법론

사실 처분장 성능에 관련된 위험도(risk)를 통상의 결과(Consequences)와 그 결과에 관련된 확률(probability) 또는 빈도(frequency)로만 나타내는 것은 막상 그 위험도를 감지하기에 모호한 느낌도 줄 뿐 아니라 실제 이러한 정량적인 결과 추정을 위한 계산을 어떻게 수행되어야 되는지 막연한 느낌을 주게 된다. 이는 뒤에서 잠깐 언급이 되겠지만, 도대체 어떻게 나쁜 일이 진행될 수 있는지, 그리고 얼마 만큼의 확률로 그러한 일이 진행될 수 있는지, 그리고 그런 일이 진행된 결과로서 얼마나 정량적인 영향을 주는지에 대한 정보를 정량적

으로 명쾌하게 제시하여 주지는 못한다는 의미이다.

WIPP PA의 경우에 Kaplan과 Garric(1981)이 제시한 방법론으로서 순서를 갖는 3개의 요소(Ordered triplets)로서 위해도를 나타내는 방법이 사용된 이유가 바로 이 때문이었다. 이는 이 세 개의 요소중 가장 첫번째 요소로서 처분장에 과연 어떠한 위해한 상황이 발생할 수 있는가 하는 내용을 규정하는 것으로 이는 곧 발생할 수 있는 ‘시나리오’로 된다. 두번째 요소는 그 첫번째 요소가 어느 정도의 확률이나 빈도로서 발생할 수 있는지를 규정하고, 그 다음 마지막으로 첫번째 요소인 시나리오에 대해 이들 각각의 시나리오에 따른 최종 위해의 결과를 각 시나리오에 따른 결과 벡터로서 나타내는 방법이다.

처분 시스템의 경우 환경으로의 핵종유출이 가장 중요한 평가 결과가 될텐데, 바로 이 결과, 즉 위해도를 EPA에서 제시하는 핵종 유출제한 기준치와 비교하여 그 규제기준에 합당한지를 판단하는 것이 처분장의 성능을 평가하는 PA의 과정임을 이미 논의한 바 있다.

따라서 이 장에서는 이러한 위해도를 순서를 갖는 세 가지 요소로서 나타내 보고 그에 따른 계산 결과로 나타내지는 연간 위해도를 요약해서 쓸 만한 정보로 표현하는 방법론에 대해 검토해 보기로 한다. 이러한 과정은 결국 불확실한 입력 정보에 의해 얻어진 불확실한 계산 결과에 따른 정보, 즉 불확실성에 관한 내용을 그대로 CCDF의 군으로 나타내거나, 또는 CCDF의 군으로 나타내는 대신 이들을 평균하거나 가공하여 가능한 한 단일한 CCDF로 알기쉽게 나타내거나 하는 작업이 된다.

우선 위해도를 위에 설명한 ‘순서를 갖는 3개의 요소’로서 표시하기 위해 다음과 같은 집합으로 나타내 보자.

$$R = \{(E_i, pE_i, cE_i), i = 1, \Lambda, nE\} \quad (2)$$

여기에서

- E_i = 사건의 집합(a set of similar occurrence)
- pE_i = 사건집합중 사건 E_i 가 발생할 확률(probability that an occurrence in set E_i will take place)
- cE_i = 사건에 관련된 결과 벡터(a vector of consequences associated with E_i)
- nE = 사건의 갯수(number of sets selected for consideration)

이렇게 해놓고 보면 위해도는 결국 무엇이 발생하고

(what can happen; E_i), 얼마나 그 일이 가능하며 (how likely things are to happen; pE_i), 이에 대한 결과는 무엇인가 (the consequences of each set of similar occurrences; cE_i)로 분리되는 것을 알 수 있다.

이 식에서 cE_i 는 아직은 단일한 값이며 아직 그 어떤 입력 파라미터값에 대한 불확실성에 관한 내용에 대해서는 아무런 기술은 하고 있지 않고, 그저 (2)식은 파라미터의 불확실성에는 아무런 관련이 없이 오직 nE 개의 시나리오만 반영된 식이 된다.

한편 R 도 이 식만으로는 무엇을 의미하고 있는지 애매하게만 보여 이 R 을 보다 가시적으로, 보다 의미있는 결과로 만들 필요성이 있는데, 그 중의 하나가 바로 CCDF를 이용하는 것이다. 그러면 이 CCDF는 비로소 pE_i 와 cE_i 에 담긴 정보를 결과로서 고스란히 보여 줄 수 있게 된다.

이제 pE_i 와 cE_i 를 표현하기 위해서 CCDF를 이용해 보기로 한다. 어떤 특정한 결과 cE 가 순서를 가지고 발생하여 $cE_i \leq cE_{i+1}, i = 1, \Lambda, nE-1$ 이 성립한다면 이 결과에 대한 CCDF, 즉 밀도함수 F 는 다음과 같이 정의 될 수 있다.

$$F(x) = cE \text{가 특정한 결과치 } x \text{를 넘을 확률} = \sum_{j=1}^{nE} pE_j \quad (3)$$

그러면 Fig. 4와 같이 이 F 는 x 축에 표시된 값 (cE) 이상을 가질 확률을 나타내는 계단 함수로 나타내지게 된다.

한편 이와는 달리 통상의 방법대로 평균 위해도

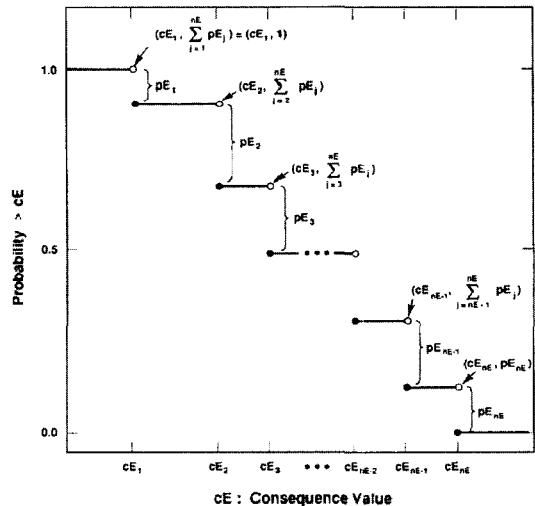


Fig. 4. 결과 cE 를 나타내기 위해 추정된 CCDF.

(mean risk) rE 를 그저 확률과 결과의 곱으로만 나타낸다면 다음과 같이 된다.

$$rE = \sum pE_i \cdot cE_i \quad (4)$$

이 식은 결국 CCDF에 포함된 모든 정보를 하나의 수치로 요약해 표현한 셈이 되고 언급한 대로 아깝게도 불확실성에 관련된 모든 정보를 거의 잃게 되는 것이다.

CCDF를 만들어 가는 방법은 비교적 단순한데, Fig. 3에 나타난 대로 모든 발생 가능한 시나리오 E_i 를 E_i , Λ , E_{nE} 로 나누어 두고 pE_i 와 cE_i 에 대해 그림에서 보는 방식을 통해 커브를 작성해 나가면 된다. 이 과정에서 보다 많은 E_i 를 사용할 수만 있으면 계단의 크기가 잘게 줄어 들어 보다 부드러운 커브를 얻게 된다.

그렇지만 이와 같이 얻은 위해도에는 필연적으로 많은 불확실성이 개재되게 될 것이므로 이제 이 위해도에 영향을 주는 인자들을 생각해 보아야 한다. 우선 위해도가 불확실성을 갖게 되는 이유로는,

- 처분장에서의 핵종의 유출 및 이동 관련된 모든 가능한 현상이나 시나리오를 우리들이 다 미리 인지해내지는 못한다는 데에 기인한 것 (즉, Completeness를 가지지 못하는 점),
- 뿐만 아니라 이 시나리오 E_i 를 인지해냈다 해도 이 시나리오에만 기여하게 되는 i 의 범위를 잡는데서 오는 오차에 기인한 것 (가령 이 범위를 너무 크게 잡으면 다른 E_i 에 대한 범위와의 변별력이 애매해지게 된다; Aggregation문제),
- 시스템을 모사하는데 적합하지 못한 개념적, 수학적 모델을 쓰게 되는데에 기인한 것이나, 정확하지 못한 입력변수값을 사용하는데 기인하는 것(model selection)이 적합치 않거나 부정확한 변수(imprecisely known variables)때문에 결국 pE_i 와 cE_i 에 영향을 줄 수 밖에 없게 되는 문제),
- 그리고 복잡한 자연현상을 기술하는데 따른 어쩔 수 없는 추계적 변동(Stochastic variation) 문제 때문에 정확한 pE_i 를 얻어 낼 수 없는 문제가 있을 수 있는 것이다.

이와 같이 다양한 불확실성이 모델을 통해서든 입력 변수를 통해서든 결국 위 식 (2)의 pE_i 와 cE_i 에 직접적인 영향을 주게 되는 것이다.

추계적인 변동(Stochastic variation)의 경우는 확률 pE_i 에 영향을 주게 되어 다시 각각의 시나리오 E_i 가 발

생할 확률에 영향을 주는 인자로 작용하게 되기 때문에 이 추계적인 변동으로 인해 CCDF의 커브가 만들어지는 것이다. 그렇기 때문에 설사 각각의 시나리오 E_i 에 대한 확률만은 설사 완벽한 신뢰도를 가지고 밝혀진다 하더라도 위해도 분석의 결과 그림은 여전히 그림 3의 CCDF모양을 가질 수밖에 없게 되는 것이다.

위해도의 계산은 우선 E_i 를 결정하는 것으로부터 시작된다. 방사성폐기물 처분의 경우에 특별히 이 E_i 를 ‘시나리오’라고 부르게 된다고 했는데, 이 시나리오 세트가 결정이 되고 나면 이 시나리오 각각에 대하여 발생 확률 pE_i 이 부여되고 그에 따른 결과 cE_i 가 차례로 평가되어진다. 그러나 실제로 이 pE_i 를 결정하는 일은 상당히 복잡하고 반복적인 작업이 요구된다. 뿐만 아니라 보통 이들을 평가하는 과정에서 상당한 양의 변수값이 요구되어 이들이 부정확한 값으로 개재되는데, 어떤 경우에는 이 부정확한 값이 역으로 E_i 의 정의 자체에 영향을 줄 수 있게 되기도 한다. 가령 예를 들어 어떤 시나리오에 따른 결과(Consequence)가 크게 나타나는 경우보다는 그 결과가 작게 나타나는 경우에 대해서는 시나리오 범위를 보다 크게 잡게 되어 pE_i 에 영향을 주게 된다는 의미이다.

이제 아래 (5)식과 같이 벡터 형태를 갖는 입력 자료 x_j 를 생각해보자.

$$x_j = [x_1, x_1, \Lambda, x_{nV}] \quad (5)$$

여기에서 x_j 는 결과해석에 필요한 부정확한 입력변수의 값이고, nV 는 총 입력변수의 수이다.

그러면 (2)식은 여러 입력변수값 x_j 를 갖는 경우에 대해 아래 (6)식으로 표현된다.

$$R(x) = \{(E_i(x), pE_i(x), cE_i(x)), i = 1, \Lambda, nE(x)\} \quad (6)$$

이렇게 되면 부정확한 입력변수 벡터 x 가 다양하게 분포를 따라 변할 때 $R(x)$ 의 결과도 어떤 분포를 갖는 형태로 나타나게 되고, 따라서 cE_i 에 단 한 개의 CCDF만이 나타나는 것이 아니라 x 가 가질 수 있는 모든 값(여기서는 nV 개)에 따라 CCDF의 군으로서 결과가 얻어지게 된다.

Fig. 5는 이렇게 시나리오에 대한 불확실성이 전파되는 과정과 파라미터의 인식적 불확실성을 표현하기 위한 분포에 따라 발생하는 결과의 전파과정을 도해한 것이다.

위해도 평가를 위한 이 입력자료 x 가 불확실하다면

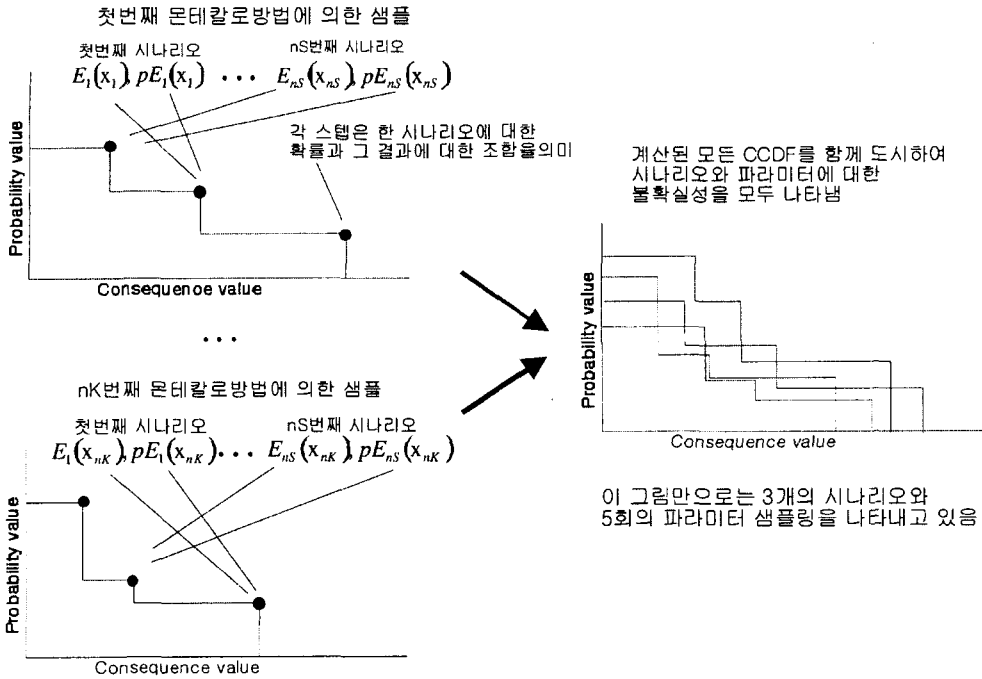


Fig. 5. PA를 통하여 전파되는 시나리오의 추계적 불확실성과 그 결과에 대한 CCDF.

평가 결과도 역시 불확실하게 될 수 밖에 없다. 따라서 부정확하게 알 수 밖에 없는 이러한 변수가 가질 수 있는 값의 범위가 그 통계적인 분포를 얻기 위한 과정, 즉 입력자료에 대한 특성화(characterization)가 요구되어진다. 그렇게 위해도 평가 결과에 관련된 입력변수 x 의 불확실성에 대한 특성화가 이루어지면 이 결과에 따라 몬테칼로 등의 방법에 의해 위해도 결과에 대한 특성화도 비로소 이루어질 수 있게 되는 것이다. 그렇다면 이와 같이 몬테칼로방법에 이용될 수 있도록 하기 위해 입력자료의 특성화는 어떠한 방법을 통해 이루어질 수 있을까? 이러한 질문에 대한 즉답은 어렵지만, 가장 바람직한 경우에는 통계적인 절차를 이용하는 것이다. 예를 들면, 표본의 수가 작을 때 이용할 수 있는 t -분포 등을 이용하여 x 가 가지는 범위와 분포를 결정할 수도 있다. 그렇지만 이런 경우는 자료가 적절한 방법으로 수집이 되어야 하고 이 자료에 대한 예비정보를 미리 알고 있는 경우에만 가능하게 된다. 불행히도 성능평가에 요구되는 대부분의 파라미터들은, 우선 추정하려는 변수값에 대한 시간 스케일이 실제로 사용하려는 시간 스케일에 비해 너무나 짧고(평가하는 시간에 대해 상대적으로 엄청나게 긴 시간동안 처분장이 존재한다는 사실을 생각해 보자), 뿐만 아니라 처분장의 전체 물리적 공

간에 비해 추정하려는 물리적 스케일이 상대적으로 작기 때문에 이에 대한 정확한 사전 정보를 얻는 일은 거의 불가능하게 된다. 따라서 직접적인 방법으로 입력자료의 통계적 성질을 특성화하려는 것은 사실상 불가능해 보인다. 사실 통계적인 방법으로 특성화하기에 어려운 점은 Helton(1993)이 지적한 대로 이것뿐만은 아니다. 그래서 보다 실질적이고 가능한 방법을 찾을 수밖에 없는데, 전문가 집단에 의한 검토 작업이 그 한 방법이 될 수 있다. 샌디아연구소에서 ‘전문가에 의한 규명(Expert Elicitation)’ 이라고 명명한 이 방법은 궁극적으로 아래 Fig. 6과 같은 결과를 얻기 위한 것으로 그 원리 자체는 간단하다.

한 특정한 변수 x_j 에 대한 함수 F 를 아래와 같은 식으로 정의해보자.

$$prob(x < x_j \leq x + \Delta x) = F(x + \Delta x) - F(x) \quad (7)$$

이렇게 되면 $F(x + \Delta x) - F(x)$ 는 곧 x_j 에 대한 값이 x 와 $x + \Delta x$ 사이에 존재할 확률을 의미하게 된다.

이제 x_j 값에 대한 quantile을 추정해가는 방법을 생각해 보자. 먼저 x_j 가 가질 수 있는 최소값 및 최대값을 상정하면 이 값이 각각 0.0 및 1.0 quantile로 되어 Fig. 7

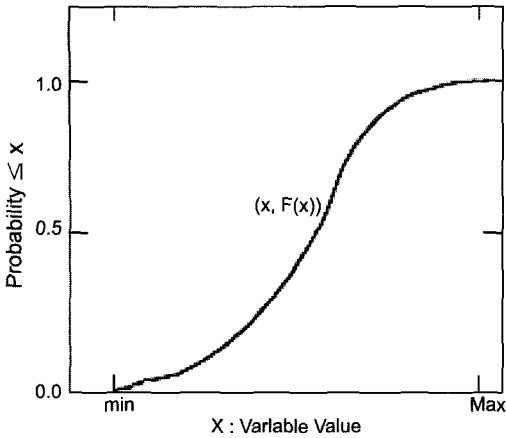


Fig. 6. 부정확한 입력자료에 대한 분포 함수의 예.

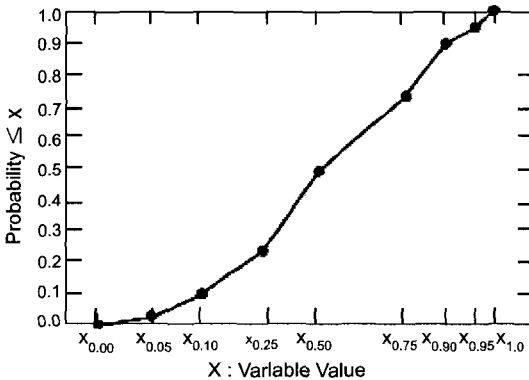


Fig. 7. 부정확한 입력자료에 대한 분포 함수의 예로서 0.00, 0.05, 0.10, 0.25, 0.50, 0.75, 0.90, 0.95, 그리고 1.00의 quantile을 추정하여 얻은 것.

에 나타낸대로 두 양단의 점의 좌표로 정해진다.

그런 다음에는 보통 중앙값(median)을 추정하게 되는데, 이 점은 x_j 값에 대해 이 값을 넘을 확률과 그렇지 않을 확률을 균등하게 양분하게 된다. 그런 다음 0.25 및 0.75 quantile을 차례로 추정하고, 대략 분포의 형태가 갖춰져 분포가 특정화가 될 수 있을 때까지 계속 0.05, 0.10, 0.90이나 0.95 등의 quantile을 차례로 추가해 나가면 하나의 분포함수가 얻어지게 된다. 그러나 이러한 과정을 신뢰할 수 있도록 하기 위해서는 반드시 전문가에 의한 추정이 요구되는 것이다.

또 다른 대안이라면 불확실한 변수 x 에 대해 기대값이나 표준편차를 이용하여 정규분포나 로그정규분포 또는 베타분포 등의 분포를 parametric하게 얻어내는 방안을 생각해볼 수도 있지만, 처분장에 관련된 어떤 파

라미터가 하필이면 특정한 어떤 분포를 이룰 것이라는 가정이 필요하게 되는데 이에 대한 근거가 물론 존재하지도 않지만, 설사 존재한다 하더라도 그러한 분포에 대해 선택된 특정한 통계 파라미터 세트(가령 로그정규분포의 평균치와 표준편차)에 대한 근거를 또 정당화하기는 쉽지 않으므로 이러한 방법은 바람직하지 않게 된다.

그래서 전문가에 의한 규명이 분포를 얻는 사실상 유일한 방법이 될텐데, 이러한 전문가에 의한 규명에 의해 x 에 들어 있는 각각의 변수 $x_j, j = 1, \Lambda, nV$ 는 아래 (8)식과 같이 D_j 가 얻어지면, x 에 대한 불확실성이 $R(x)$ 로 전파되는 것을 알아낼 수 있게 되는 것이다. 일단 이렇게 입력자료가 추출되면(generation), 평가를 위한 모델에 이 입력자료가 적용되어 계산이 진행되며(propagation), 불확실성 분석이 진행된다.

$$D_1, D_2, \Lambda, D_{nV} \tag{8}$$

그러면 이 분포를 가지고 몬테칼로 방법을 사용하여 x 에 대한 불확실성으로부터 $R(x)$ 에 대한 불확실성을 얻는 예를 들어 보자.

다음과 같은 x 값에 대한 nS 개의 샘플을 생각해보자.

$$x_s = [x_{s1}, x_{s2}, \Lambda, x_{s, nV}], s = 1, \Lambda, nS \tag{9}$$

이제 각각의 샘플 s 에 대해 위해도 분석을 수행하게 되면 그 위해도 결과는 샘플 s 에 대하여 다음 식으로 나타나게 된다.

$$R(x_s) = \{ \{ E_i(x_s), pE_i(x_s), cE_i(x_s) \}, i = 1, \Lambda, nE_i(x_s) \}, s = 1, \Lambda, nS \tag{10}$$

그러니까 이 식은 입력자료의 한 세트(즉, x_s)에 대해 위해도 분석을 수행한 완전한 한 결과로서 $R(x_s)$ 를 제공해주는 식으로 된다. Fig. 8은 이렇게 부정확한 입력자료의 각 세트를 입력자료로 하여 얻은 위해도 결과를 CCDF군으로 도시한 예이다.

이 Fig. 8은 (9)식으로 주어진 불확실한 입력자료가 위해도 평가를 통해 어떻게 반영되어 전파해 나가는 것을 시각적으로 잘 보여주고 있다. 즉, CCDF각각의 곡선 하나씩은 시나리오에 관한 추계적 불확실성(stochastic uncertainty)만을 보여주고 있고, 이러한 각각의 CCDF가 모두 nS 개의 샘플링 갯수만큼 균을 이루고 있는 것은 이미 언급한대로, 파라미터가 갖는 인식적 불확실성(subjective uncertainty)을 나타내는 것이 되

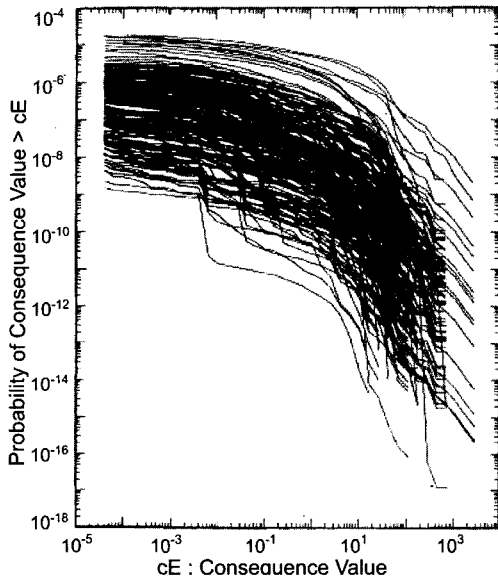


Fig. 8. 부정확한 입력자료를 샘플링하여 얻은 CCDF의 예.

는 것이다.

그러니까 이런 그림에 많은 정보가 담겨있긴 하지만 그러한 정보를 즉각적으로 읽어내는 일은 사실 그렇게 쉬운 일은 아니다. 그렇다면 복잡하게 얽힌 이 선들을 정리하여 보다 단순한 결과로 보여주는 방법이 없을까?

한 예를 들어보기로 하자(Helton et al, 1991). 사실 Fig. 8은 뒤에서 예를 들어 다루게 될 특정한 시나리오 E1, E2, E1E2에 대해 32개의 부정확한 입력자료의 분포에 대해 각각 40개씩의 샘플을 통하여 LHS로 얻어낸 CCDF이다. 그렇게 CCDF군을 얻어낸 다음 각각의 결과로부터 평균치와 10번째, 50번째 (그러니까 중앙값), 그리고 90번째 percentile을 얻은 후 이 percentile값을 연결하여 Fig. 9와 같은 보다 간결한 결과를 얻을 수 있다. 실제로 이 그림에 나타난 평균값을 EPA 핵종유통출제한 규제치와 비교하는 방법이 WIPP에 대한 성능평가에 사용되었다.

그러나 이 방법도 문제는 있는데, 이렇게 통계적으로 얻어지는 결과가 매번 계산할 때마다 동일한 결과를 주진 않는다. 따라서 매 계산에 따라 얻어지는 CCDF도 경향이야 어느 정도 유지되겠지만 상세한 결과는 분명히 달라지게 된다. 그래서 평균치가 어느 정도 수렴을 하는 것을 보여야 할 뿐만 아니라 어떤 경우에 대해서도 언제나 EPA의 규제치와 비교되었을 때 만족되어야 한다. 바로 이 때문에 동일한 계산을 반복수행할 필요

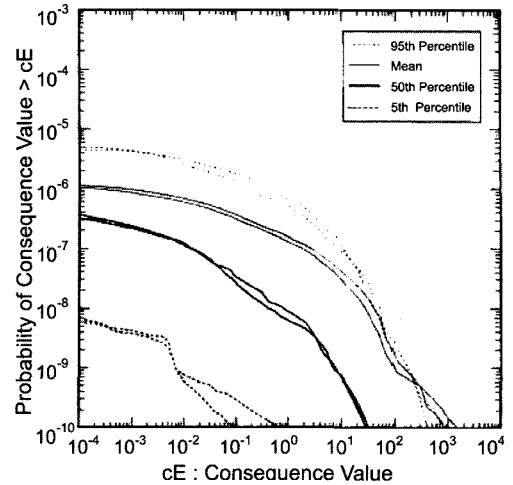


Fig. 9. 평균값과 percentile을 이용하여 CCDF를 요약한 그림.

가 생기게 된다. 그래서 WIPP 사이트의 경우 이러한 PA를 위해 LHS에 의한 샘플링하는 단계만 제외한 모든 계산 과정을 동일하게 하여 모두 3번씩 계산을 수행하여 모두 3개의 CCDF를 작성하였다. 이러한 과정은 채택된 몬테카를로 방법에 의한 샘플링 사이즈가 적당하다는 것을 보일 수 있는 효과도 부수적으로 제공할 수 있게 된다. 위 Fig. 9에 두 개의 독립된 계산을 비교하여 도시한 것을 보면, 각각 독립적으로 2회 샘플링하여 나타난 결과가 대개는 거의 일치하긴 하지만 반드시 완전하게 동일한 값을 나타내 주지는 않는다는 것을 알 수 있다.

다시 말하지만, PA를 수행하기 위한 모델에 대해 잘 알지 못하는 불확실한 값을 갖는 입력변수를 사용한다면 그 결과(Consequence)에 대한 불확실성을 파악하기 위한 불확실성 분석이 필요하게 된다. 이 때 그 불확실한 결과에 기여하는 입력변수들에 대하여 어느 변수가 결과에 어느 정도의 영향을 미치는지에 대한 민감도 분석도 필요할 수 있게 된다. 사실 EPA 기준을 통해서도 WIPP PA에 대한 민감도분석의 필요성이나 방법에 대해서 명확하게 요구하고 있지는 않다(Howard, 2000).

그렇지만 민감도 분석이 모델에 의한 결과의 예측에 있어서 불확실한 입력자료의 영향을 수학적인 작업을 통해 결정하는 일로 간단히 기술할 수 있다고 본다면 결국 민감도 분석도 불확실성 분석의 연장선으로 된다.

민감도 분석이란 주지하듯이 계산이나 관찰을 통해 가장 영향을 주는 인자를 찾기 위한 방법이다. 누적 분포 함수 CDF나 핵종의 유통출물을 결정하는데 영향을 주

는 불확실한 파라미터에 대해 그 중요도에 대한 상대적인 랭크를 얻어내는 것이라는 의미이다.

불확실성 분석이 평가 모델에 의한 결과의 예측에 사용된, 그러나 그 값을 정확히 알지 못하는 입력자료의 사용에 따른 정량적인 결과의 분포에 대한 불확실성을 분석하는 것일때, 민감도 분석은 이러한 불확실성에 기여하는 각각의 입력변수의 기여도를 분석하는 작업이 되고, 따라서 민감도 분석이라는 표현보다는 불확실성/민감도 분석이라는 보다 통합적인 표현이 더 타당한 표현일 수 있게 된다.

민감도 분석을 위해서는 직관적인 결과를 주는 간단한 방법이 보편적으로 쓰이는 한편으로 보다 수학적으로 진보된 방법이 쓰이기도 하는데, 전자가 어떠한 시점에서 어떤 변수나 가정에 대한 정량적인 변화를 기본적인 값에 대해 그저 상대적이며 직관적으로 관찰해보는 방식인데 반해, 후자는 보다 formal한 수학적인 방법으로서 미분분석(differential analysis), 몬테칼로 분석 방법(Monte Carlo analysis), 반응표면법(Response Surface methodology), 그리고 푸리에방법(Fourier Amplitude sensitivity test; FAST) 등의 기법이 이용된다. 이들 방법의 공통적인 특징으로 비록 그 과정이 직관적인 방법에 비해서는 좀 복잡할 수는 있어도 계산의 수행에 있어서는 보다 적은 노력으로 보다 많은 민감도에 관한 정보를 얻을 수 있다는 장점이 있다는 것이다(Helton, 1993b).

WIPP PA에서는 몬테칼로 분석 방법을 이용하여 불확실성 분석 및 민감도 분석을 수행하였는데, 확률론적인 방법으로 얻은 입력자료를 통한 반복적인 모델 평가에 바탕을 둔 이 방법은 모델을 통한 예측에 관련된 불확실성과 이 불확실성에 관련된 입력변수 자체에 대한 불확실성의 평가를 동시에 수행할 수 있게 한다.

몬테칼로방법은 몇 단계 정도로 그 절차를 요약해 볼 수 있는데, 아래 (11)식으로 표현되는 모델에 대해 생각해 보자.

$$\mathbf{x}_j = [x_{i1}, x_{i2}, \Lambda, x_{im}], i = 1, 2, \Lambda, m \quad (11)$$

이 때 n 은 입력자료의 갯수를, m 은 표본의 크기 의미한다.

- 먼저 각 x_j 에 대해 값의 범위와 분포를 전에 기술한 방법, 즉 전문가에 의한 추정으로 결정한다.
- 그 다음에 이 범위와 분포로부터 샘플을 추출한다. 표본의 추출은 임의추출(random sampling)이나 가중

추출(importance sampling), 또는 라틴하이퍼큐브추출(LHS) 등을 이용할 수 있다.

- 이렇게 얻은 입력자료 표본 각각에 대하여 모델을 평가한 결과는 아래 식과 같이 된다.

$$y_i = f(x_{i1}, x_{i2}, \Lambda, x_{im}) = f(\mathbf{x}_i), i = 1, 2, \Lambda, m \quad (12)$$

결국 모델을 평가한다는 것은 입력자료, 즉 \mathbf{x}_i 에 대하여 그 분석결과, 즉 y_i 에 대한 전사(mapping)를 만들어 내는 작업을 의미한다.

- 이제 (12)식을 기초로 하여 불확실성 분석을 하게 되는데, y 에 관한 불확실성을 나타내는 가장 간단한 방법은 평균치와 분산을 구하는 것으로, 무작위추출이나 LHS에 의한 방법으로 (11)식과 같이 표본을 얻어낸 후에 y 에 대한 기대치와 분산을 다음 식과 같이 구할 수 있다.

$$E(y) = \sum_{i=1}^m y_i / m \quad (13)$$

$$V(y) = \sum_{i=1}^m [y_i - E(y)]^2 / (m-1) \quad (14)$$

샘플링이 이루어지면 이에 따른 출력변수 y 에 대한 기대치와 분산이 이와같이 얻어질 수는 있지만, 실제로 성능평가의 경우 출력변수값의 분포는 대개 한 쪽으로 쏠려 있어서(highly skewed) 그러한 평균치나 분산의 변동이 심해 그 의미를 평가하기 어려울 수 있는데, 이 의미는 샘플링을 할 때마다 고른 결과를 주지않고 변동이 심하다는 의미이다. 그리고 이런 경우라면 평균과 분산만으로는 심하게 쏠린 분포에 대해 올바르게 통계적 특성화를 할 수 없게 된다. 뿐만 아니라 이미 앞에서 논의한대로 이렇게 얻어지는 기대치와 분산은 불확실성에 관한 많은 정보를 단순히 한 개의 값으로 압축해버려 그 안에 들어 있는 아까운 정보를 모두 잃게 된다.

한편 출력변수의 변화를 나타낼 때도 추정된 분포를 이용할 수 있는데 이 방법은 불확실성에 대한 정보로서 단순히 기대치와 분산을 뽑아내는 것 보다 그 불확실성을 특성화하는데는 더 유리하다. (15)식으로부터 추정된 분포를 얻어내게 되는데 Fig. 10은 이렇게 추정된 분포함수의 예를 보여주고 있다.

x 축은 출력변수의 값들을 표시하고 y 축은 누적확률(cumulative probability)을 표시하여 x 축의 값과 같거나 그 보다 작은 값을 가질 확률을 나타내게 된다. 물론 이

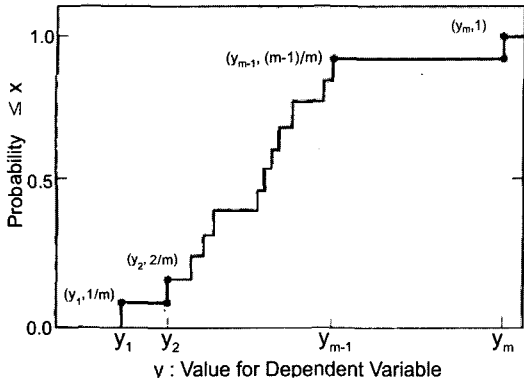


Fig. 10. 추정된 분포함수의 예.

외에도 박스플롯 등으로 결과에 대한 분포함수를 나타내는 방법이 쓰이기도 한다.

$$F(y) = \begin{cases} 0 & \text{if } y < y_1 \\ i/m & \text{if } y_i \leq y < y_{i-1}, \quad i = 1, 2, \dots, m-1 \\ 0 & \text{if } y_m \leq y \end{cases} \quad (15)$$

여기에서도 $y_i \leq y_{i-1}$ 과 같이 y_i 가 순서를 가진다고 본다.

이 계단함수는 (12)식에 있는 모든 정보를 가지고 y 에 관한 불확실성을 표현하는 그래프를 만들어준다. 즉 $1-F(y)$ 로부터 CCDF를 얻어 낼 수 있게 된다. 이렇게 쉽게 CCDF를 얻어낼 수 있는 점이 몬테칼로방법의 큰 특징이지만, 그 외의 두드러진 장점중의 하나는 (13)-(15)식을 얻을 때까지 미분방법이나 다른 방법을 이용하는 경우와는 달리 원래의 함수, 즉 모델을 그대로 쓰는 것 외에 따로 그 어떤 중간 함수(surrogate)나 매개 모델(intermediate model)의 생성을 필요로 하지 않는다는 것이다.

· 이렇게 불확실성 분석이 끝나게 되면 마지막 단계로 민감도분석을 하게 된다. 이 민감도 분석은 결국 입력자료가 (12)식으로 표현되는 결과에 미치는 전사(mapping)를 조사해보는 것인만큼 가장 단순하면서도 유용한 방법은 그저 산란그래프(Scatterplot)를 작성해보는 것이다. 즉, 입력변수 x_j 에 대해 출력변수 y 를 (16)식과 같은 점으로 그리는 것이다.

$$(x_{ij}, y_i), \quad i = 1, 2, \dots, m \quad (16)$$

이 점들의 분포는 x_j 와 y 의 관계를 보여줄텐데, 그 결

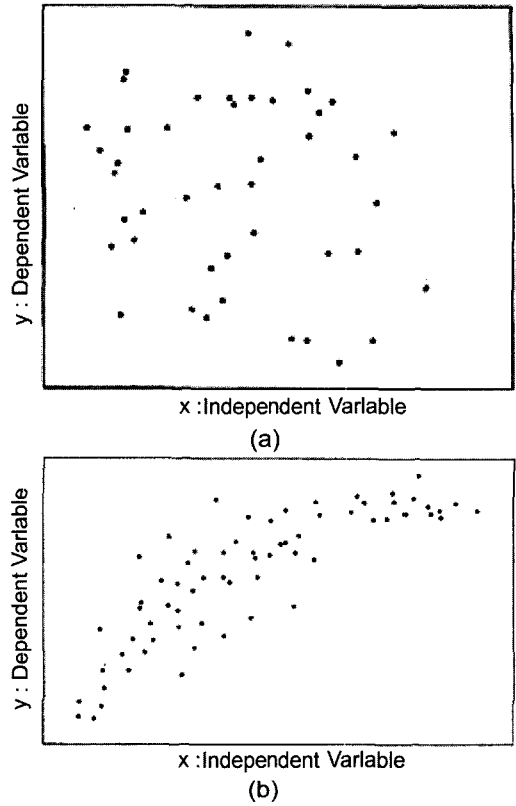


Fig. 11. 산란 그래프의 한 예.

과는 Fig. 11에 예로 든 산란 그래프에서처럼 어떤 임계치(threshold)를 갖는 형태나 또는 비선형인 방법을 보여주든지, 아니면 그저 전 영역에 걸쳐 퍼져 있는 점들의 무질서한 모습을 보여주거나 하게 된다. 이 그래프에서 보면 (b)의 경우는 x_j 와 y 사이에 어떤 관계가 있음을 뚜렷이 보여주는 것을 알 수 있는데 반해 (a)는 별로 상관관계가 있는 것처럼 보이지 않는다. 이 방법은 특히 LHS 샘플링과 병행하여 좋은 결과를 줄 수 있는데 이는 이 방법의 속성상 입력변수의 어떤 범위에 한정되지 않고, 전 범위에 걸쳐 샘플링 범위가 나뉘어지기 때문이다.

그러나 민감도 분석이 언제나 이렇게 간단하진 않다. 입력변수중에 결과에 영향을 지대하게 끼치는 변수가 있지 않는 한 언제나 이와 같이 뚜렷한 결과를 얻을 수 없는 것이다. 그렇기 때문에 여기서는 따로 논의하지는 않지만, 산란그래프 방법외에 회귀분석(Regression analysis)이나 상관분석(Correlation analysis) 등의 방법을 쓰기도 하는 것이다(Helton, 1993b).

몬테칼로방법외에도 여러가지 민감도 분석의 방법이

있지만 이들 각각의 방법 상호간의 우열을 단정적으로 논하기는 어렵다. 다만, 방금 소개한 몬테칼로방법의 경우는 그 방법에 있어 간단하다는 것이 우선 두드러진 장점이 되겠지만 그 외에도 다른 방법에 대해 몇가지 우위를 보이는 점이 있어 WIPP PA를 위해 채택된 것이다. 일례를 들면 처분시스템의 성능평가에 고려되는 여러 요소들에 대한 불확실성이 너무도 크다는 점과 각각의 입력변수 자체를 볼 때 이들이 갖는 값의 범위와 분포도 보다 다양하게 존재한다는 점 등이 몬테칼로 방법을 채택할 때 보다 유용한 것으로 판단되었기 때문이다. 미분방법이나 반응표면 방법 등은 이렇게 입력변수가 광범위한 불확실성을 갖는 경우에는 그다지 효율적이지 않은 것으로 알려지고 있다.

또한 WIPP PA의 경우 EPA에서 제시한 규제자체가 통계적인 성격이어서 입력자료에 대한 분포 함수가 필요하게 되는데 몬테칼로방법만이 이 분포에 대한 직접적인 결과를 제공할 수 있게 된다.

5. WIPP에 대한 실제 PA의 한 예

이제까지 검토해 본 불확실성 및 민감도 분석에 대한 방법론이 몬테칼로방법을 통해 어떻게 방사성 폐기물 처분장으로서 WIPP 사이트에 대한 성능평가가 이루어졌는지 알기 위해 이제 1990년도에 WIPP에 대해 행해진 실험중의 하나를 통하여 살펴 보기로 하자(Helton et al., 1991; Helton 1993).

1990년의 WIPP에 대한 예비성능평가에서는 핵종 유출에 관련될 수 있는 시나리오를 고려하였는데, 우선 그 하나로 3가지 형태의(광물자원을 얻기 위해 시도되는 시추공 굴착과 같은) 인간 침입시나리오를 상정하여 이로 인한 환경으로의 핵종 유출을 계산하였다. 이러한 시나리오로는 일정한 갯수의 시추공 굴착에 의한 처분장 내의 침입(E시나리오)이 고려되었다. 물론 이와는 별도로 시추공의 침입이 없는 기본케이스 시나리오(base case scenario)도 별도로 고려되긴 했지만 이 시나리오의 결과로는 핵종의 유출이 거의 없는 것으로 나타났다. 즉, Anhydrite interbed를 통해 환경으로 유출되는 액티나이드 핵종의 양은 무시할만 하여, Salado나 밀봉된 샤프트를 통해 핵종이 수직 방향으로 유출되지 않을 것으로 기대되는 결과를 얻을 수 있었다. 그렇지만 어떻게든 인간이 침입이 있는 경우에는 핵종은 유출될 수 있는 것으로 그 결과가 나타났다.

또 다른 하나의 케이스는 시추공의 갯수나 위치를 미리 정하지 않고, 우연한 시추공의 수와 우연한 위치에

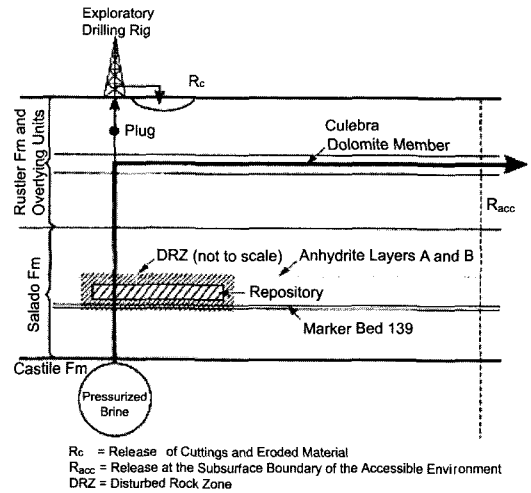


Fig. 12. E1 시나리오에 의한 핵종의 유출 경로.

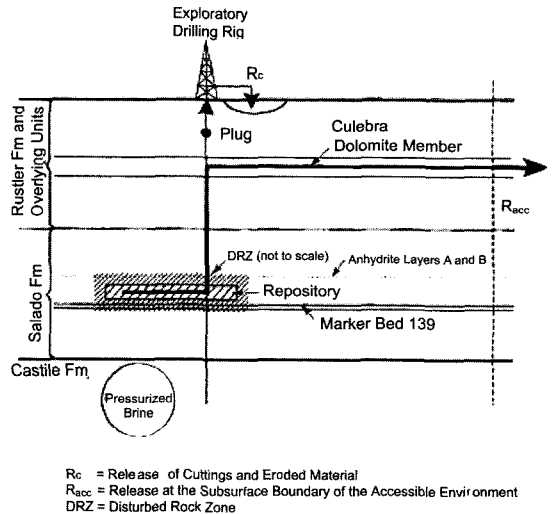


Fig. 13. E2 시나리오에 의한 핵종의 유출 경로.

서 발생되는 시추공에 의한 처분장 침입을 고려한 것으로, 이 경우, 침입, 즉 시추공의 갯수와 위치는 모두 통계적인 분석을 통해 샘플링하였다. 이러한 경우에 대한 불확실성 및 민감도분석이 모두 몬테칼로 방법으로 수행되어졌다. 시추공에 의한 침입외에 가성칼륨 (potash)를 채광하는 경우에 대한 시나리오 (TS시나리오)도 함께 고려되어졌다.

정해진 갯수의 시추공에 의한 침입에 따른 3개의 시나리오가 얻어져 각각 E1 (Fig. 12), E2 (Fig. 13), 그리고 E1E2 (Fig. 14)로 명명되어졌는데, E1은 단일 시추

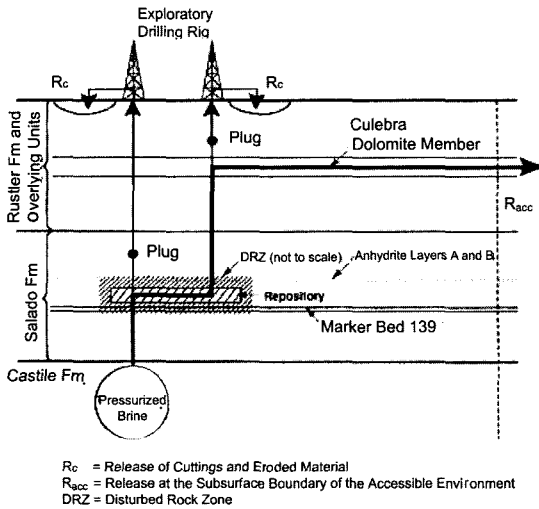


Fig. 14. E1E2 시나리오에 의한 핵종의 유출 경로.

공이 폐기물로 채워진 처분실을 관통해 지나가 처분장 하부에 있는 가압 암염포켓을 관통하거나 관통하지는 않더라도 맞닥뜨리는 경우이고, E2는 E1과 동일하지만 가압 암염포켓만은 건드리지는 않는 경우이다. 사실 미리 계산 해본 바로는 가압된 암염포켓으로부터 암염 유동이 올라오는 경우라도 단 한 개의 처분공만으로는 처분장내에 이 암염 유동이 퍼져나가지는 않는 것으로 나타나 결국 E1과 E2는 같은 시나리오인 것으로 드러났었다. 그리고 E1E2 시나리오는 2개의 시추공을 동시에 고려하는 것으로 이 시추공들이 폐기물이 처분된 처분실을 관통함에 따라, 암염포켓에서 발생한 암염의 유동이 처분장을 거쳐 다른 또 하나의 시추공을 통해 쿨리브라(culebra) 층으로 올라온 후 처분장으로부터 3 km 떨어진 곳으로 정의된 접근가능한 인간환경(accessible environment)에 이르게 되는 것으로 되어 있다(Galson et al, 2000).

이러한 시나리오에 대해, 인간의 침입이 존재하는 경우, 즉 E2, E1, 그리고 E1E2의 시나리오에 대해 Fig. 12~14에 각각 나타내었다.

한편 고정된 숫자의 시추공이 아닌 경우에는, 시추공의 숫자, 시간, 위치에 따라 통계적으로 샘플링되었는데, 10,000년이 지난 경우 발생할 수 있는 시추공의 숫자는 아래 (17)식과 같은 포와송 분포를 따르는 것으로 가정되었고 각각의 시추공이 굴착되는 것은 이 기간동안 일정하고 독립적으로 분포하는 것으로 가정되었다. 그렇지만 WIPP 사이트 하부의 가압된 암염포켓의 위치만큼은 Earth Technology Corporation이 1988년 작

성한 지질도에 의해 그 위치가 항상 고정되어 있는 것으로 간주했다.

$$p(n|\Delta t, \lambda) = \frac{[\lambda(\Delta t)]^n}{n!} e^{-\lambda(\Delta t)} \quad (17)$$

여기에서 p 는 시추공의 굴착 횟수 n 이 Δt 동안 λ 의 빈도로 일어날 확률을 의미한다. 한편 이 식은 빈도 λ 를 초기에는 상수로 가정하다가 1992년 이후 계속된 PA에서는 약간 수정하여 시간의 함수 $\lambda(t)$ 로 나타내어 사용하기도 하였다(Rechard, 1996).

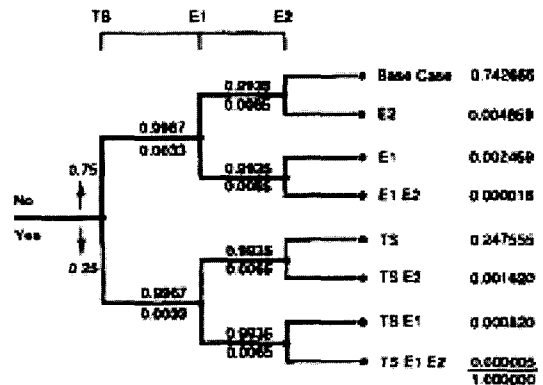
위해도를 나타내는 (2)식을 다시 한 번 써 보면,

$$R = \{ (E_i, pE_i, cE_i), i = 1, \Lambda, nE \} \quad (18)$$

로 되어 E_i 는 FEP로부터 엄밀한 방법으로 도출되어야 하는 핵종 유출에 관한 각 시나리오를 나타내는데, 이 시나리오 세트 E_i 는 모두 서로 비슷한 발생빈도를(similar occurrences) 가지도록 선정되어야 한다. 이는 어떤 FEP라도 조심스럽게 따져 들어가면 아주 다양한 변화가 가능하여 그 발생확률에 영향을 주기 때문이다.

이미 설명한 E1, E2 및 이들이 조합된 E1E2, 그리고 광물채취를 위한 TS시나리오를 조합하여 실제 평가에 사용할 모두 8개의 시나리오(즉, $nE = 8$)를 도출한 근거와 이들이 부과한 확률에 대한 결과를 Fig. 15에 나타내었다.

예를 들어 $TS \cap E1 \cap E2$ 에 해당하는 경로라면, 가성확률을 채광하는데 기인하는 그 어떠한 함몰(subsidence resulting)도 일어나지 않고(TS^c), 처분실을 관통



TS - Subsidence Resulting from Solution Mining of Potash
 E1 - Drilling through Room and Brine Pocket
 E2 - Drilling through or into a Room

Fig. 15. 각 시나리오에 부여한 확률의 한 예(Guzowsky, 1991).

하여 시추공이 굴착되어 암염포켓에까지 이르는 일은 발생하지 않더라도(E1°), 처분실을 관통하는 경우가 발생하는 경우의 시나리오를 의미한다. 방법론만을 검토해보고자 하는 목적을 위한 이 보고를 통해서 이러한 상황이 발생할 수 있는 확률에 대한 근거는 따로 논하지는 않지만, 이와 같은 방법으로 조합을 해 나가면 다음과 같이 몇 개의 시나리오 세트(E)를 얻을 수 있다.

여기에서 첨자 c는 보집합을 나타내고 있다. E_i과 같이 아무런 사건이 일어나지 않는 경우가 기본 시나리오(base case scenario)가 되고 E_s는 가성칼륨 채취에 따라 함몰이 일어나는 경우를 의미하는 TS시나리오가 된다. 그리고 E₄의 경우는 E1E2의 시나리오가 된다.

참고로 이 시나리오에 의한 결과, 즉 cE_i를 얻기 위한 계산을 위해 사용된 여러가지 전산 모델 및 코드를, WIPP 사이트의 처분시스템의 수직 단면을 도식적으로 나타낸 아래 Fig. 16에 함께 나타내었다. 자연적인(undisturbed) 경우와 (인간)침입에 의한(disturbed) 시나리오에 대한 처분장 성능의 결과를 평가하기 위해 처분장을 모사하는 이러한 전산코드는 여러 성능평가 코드가 각 시나리오 평가를 위해 어떻게 상호 연관되어 있는지 보여주고 있다. 가령 Salado 부분을 모사하기 위해서는 GRAGFLO, SANTOS, NUTS 그리고 PANEL 등의 코드가, Culebra 층을 위해서는 GRASP-INV, SECOFL2D 나 SECOTP2D의 코드가, 그리고 우연한 사고로 시추공을 통해 인간의 침입이 이루어지는 경우

에 대한 결과를 계산하기 위해서는 CUTTINGS_S, BRAGFLO_DBR과 PANEL 코드가 사용되었다.

그 외에 그림에는 나타나 있지 않지만 CCDFGF 코드는 1) WIPP사이트에 대해 향후 10,000년 동안 일어날 수 있는 미래의 사건에 대한 무작위한 결과와, 2) 이러한 결과를 통하여 핵종이 어떻게 유출되는지를 평가하기 위해서, 3) 그리고 각각의 입력자료 세트에 대한 CCDF를 얻을 수 있는 코드이다.

각 시나리오 E_i에 관련된 확률 pE_i와 그에 따른 결과 cE_i가 그림 18과 같은 전산코드를 통하여 ‘확실하게’ 결정되지만 하면 그때서야 Fig. 2와 같이 EPA의 기준치와 비교가 가능하도록 한 개의 CCDF로서 얻어질 수 있다. 그렇지만 여전히 불행한 것은 pE_i든 cE_i든 ‘확실하게’는 그런 값들을 얻어낼 수는 없다는 것인데, 따라서 이미 논의한 내용이지만 아래 (19)식을 통해 분포를 얻어내야 한다.

$$R(x) = \{ (E_i, pE_i(x), cE_i(x)), i = 1, \Lambda, nE = 8 \} \quad (19)$$

이 식을 통해 부정확한 입력 변수 29개에 대한 값을 나타내는 벡터 x와 TS, E1, E2시나리오에 부여된 확률 값(이 예를 통해서 이 확률값은 균등분포를 갖는 것으로 간주하였다)에 대한 불확실성 검토를 수행한다.

우선 LHS 표본추출 방법으로 x에 관련된 29개의 각 변수에 대해 각각 40개씩의 샘플을 생성시켜 다음과 같

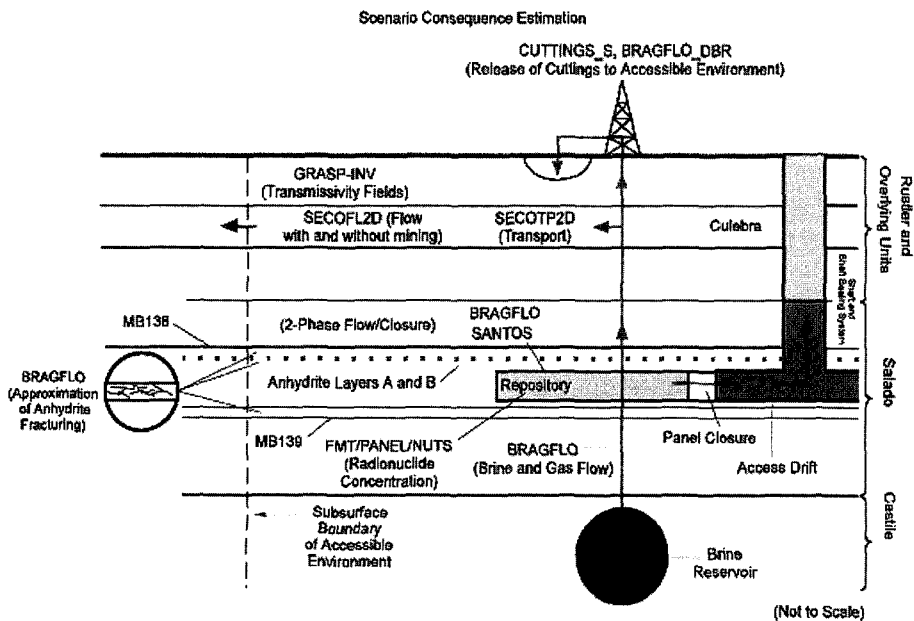


Fig. 16. 결과 계산을 위한 전산 코드.

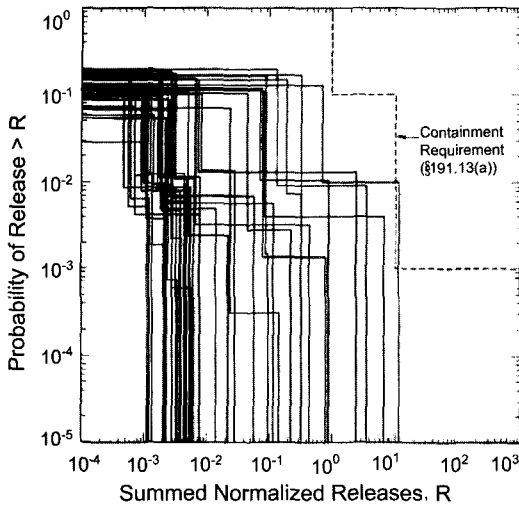


Fig. 17. LHS로 40개의 샘플을 취해 얻은 CCDF결과.

은 식으로 표현한다.

$$R(x_s) = \{ (E_i, pE_i(x_s), cE_i(x_s)), i = 1, \Lambda, nE = 8 \}, \quad (20)$$

$$s = 1, \Lambda, nE$$

이 때 x_s 는 x 에 대한 샘플이다.

이 결과를 Fig. 17에 보였는데, 각각의 CCDF는 아주 간단해 보이기까지 한데, 이는 가성칼륨 채취에 따른 함몰을 고려한 것과 그렇지 않은 것이 모두 동일한 핵종 유출을 야기한다고 가정한 것과, 기본 시나리오로는 아무런 유출이 없는 것, 그리고 E2와 E3시나리오의 유출 결과가 사실상 같은 점때문에 각각의 CCDF는 결국 3개의 단계, 즉 3개의 시나리오, 다시 말해 3개의 계단만을 갖는 곡선으로 이루어지는 결과로 나타났기 때문이다. 따라서 유출이 0이 아닌 것으로 보다 다양한 시나리오를 고려한다면 곡선의 계단은 그 시나리오수만큼 증가하겠고 이에 따라 CCDF는 이 그림 보다 더 복잡한 양상을 보여주게 될 것이다.

또한 Fig. 18은 평균값과 percentile 곡선으로 Fig. 17의 CCDF를 요약해 표현한 것인데, 평균치에 대한 곡선과 90번째, 50번째 (중앙값), 그리고 10번째 percentile 곡선을 각각 보여주고 있다. 평균치값에 의한 곡선을 보면 우측 상부에 점선으로 표시된 EPA가 제시하는 유출 규제치와 비교하여 그 왼쪽과 그 아래에 그려지고 있어 규제치를 잘 만족시키고 있는 상황임을 알 수가 있다. 이 보고에서는 평균치 CCDF를 구하는 방법(Helton, 1993a)에 대해서는 따로 논의하지는 않는다.

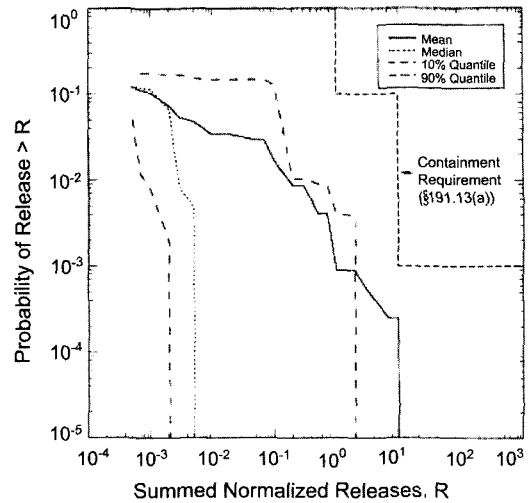


Fig. 18. 평균치 및 percentile을 취해 얻은 요약된 CCDF와 EPA기준.

다만 한가지 언급해 둘 것은 이와 같이 평균치나 메디안 값, 그리고 몇몇의 percentile 값에 의한 CCDF가 모두 EPA 기준치 이하로 기준을 잘 만족시키고 있지만 Fig. 17에서 볼 때, 특정한 입력자료 세트 x_s 에 의해 얻어진 CCDF 한 개가 EPA의 191.13(a)의 용기 여건을 만족시키지 못하는 것으로 나타나 있는 것을 알 수 있는데, 이 예의 경우에서와 같이 그 평균치가 부합되는 것만으로 EPA에서는 이 결과가 규제치를 만족시키는 것으로 인정하였다.

6. 맺는 말

지금까지 이 보고서를 통해 검토한 내용은, 결국 이러한 작업을 통해 EPA 규제에 대해 부합시킬 확률을 도출하기 위한 방법론인 셈이다.

모두에서 언급한 대로 1999년 3월에 첫 처분장 운영을 시작한 WIPP 사이트에 대하여 그 안전성에 대한 책임을 지고 있는 DOE가 EPA에 신청하기 위한 CCA를 위하여, 샌디아연구소가 수십년간 수행한 방대한 PA 관련 연구는, 그 연구결과나 과정이 우리나라에서 고려되고 있는 처분환경과는 상이한 것임에도 그 방법론에 대한 고찰은 우리나라 고준위 폐기물 처분 연구 일정과 방향에 비추어 필요한 일임에 틀림없다. 우리의 경우도 점점 단순한 결정론적 결과로 나타나는 규제기준이 마련되는 대신 통계적으로 불확실성을 정량화하는 확률론적인 규제 기준을 마련하는 방향으로 나가는 추세이고 이에 대한 규제 기관의 기준이 곧 마련될 전망이어서,

비록 이 보고를 통해 깊이있는 검토가 이뤄지지는 않았지만 향후 고준위 처분 시스템의 설계 및 인허가에 대비한 우리의 연구 방향을 생각해 볼 수 있는 계기는 마련한 것으로 사료된다. 향후 보다 심도있는 관련 연구가 필요하다는 생각에서 이렇게 간략하게나마 방법론에 대한 검토를 수행한 것이다.

참고문헌

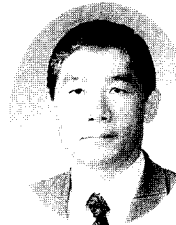
1. Environmental Standards for the Management and Disposal of Spent Nuclear Fuel, High-Level and Transuranic Radioactive Waste: Final Rule, 40CFR191, Federal Register, 50, 38066 (1985).
2. B.A. Howard, 2000, Regulatory basis for the Waste Isolation Pilot Plant performance assessment, Reliab. Eng. Sys. Saf., 69, 109.
3. D.A. Galson et al., 2000, Scenario development for the Waste Isolation Pilot Plant compliance certification application, Reliab. Eng. Sys. Saf., 69, 129.
4. J. Helton et al., 1991, Sensitivity Analysis Techniques and Results for Performance Assessment at the Waste Isolation Pilot Plant, SAND90-7103, UC721, Sandia National Laboratories.
5. J. Helton, 1993a, Risk, uncertainty in risk, and the EPA release limits for radioactive waste disposal, Nucl. Tech., 101, 18.
6. J. Helton, 1993b, Uncertainty and sensitivity analysis techniques for use in performance assessment for radioactive waste disposal, Reliab. Eng. Sys. Saf., 42, 327.
7. J.C. Helton et al., 2000, Characterization of stochastic uncertainty in the 1966 performance assessment for the Waste Isolation Pilot Plant, Reliab. Eng. Sys. Saf., 69, 167.
8. J.C. Helton, 2000, Conceptual structure of the 1966 performance assessment for the Waste Isolation Pilot Plant, Reliab. Eng. Sys. Saf., 69, 151.
9. R.P. Rechar, 2000, Historical background on performance assessment for the Waste Isolation Pilot Plant, Reliab. Eng. Sys. Saf., 69, 5.
10. R.P. Rechar, 1996, An Introduction to the Mechanics of Performance Assessment Using Examples of Calculations Done for the Waste Isolation Pilot Plant between 1990 and 1992, SAND93-1378, 4-22.
11. R.V. Guzowsky, 1991, Applicability of probability techniques to determining the probability of the occurrence of potentially disruptive intrusive events at the Waste Isolation Pilot Plant, SAND90-7100.
12. S. Kaplan and B.J. Garrick, 1981, On the quantitative definition of risk, Risk Anal., 1, 11.

이연명



1983년 한양대학교 공과대학 원자력공학과 공학사
1985년 한국과학기술원 원자력공학과 공학석사
1995년 한국과학기술원 원자력공학과 공학박사
Tel : 042-868-2853
E-mail : ymlee@kaeri.re.kr
현재 한국원자력연구소 책임연구원

한경원



인하대학교 화학공학과 박사

현재 한국원자력연구소 책임연구원
방사성폐기물처분기술개발팀장

강철형



1977년 서울대학교 공과대학 원자핵공학과 공학사
1983년 워싱턴 대학교 대학원 원자핵공학과 공학석사
1989년 캘리포니아 대학교 대학원 원자핵공학과 공학박사
Tel : 042-868-8914
E-mail : chkang@kaeri.re.kr
현재 한국원자력연구소 책임연구원