

위해성평가를 위한 지중 오염물질 거동 모델 이용

김미정 · 박재우*

한양대학교 토목공학과 환경시스템 연구실

Contaminant Fate and Transport Modeling for Risk Assessment

Meejeong Kim · Jae-Woo Park*

Environmental System Laboratory, Dept. of Civil Engineering, Hanyang University

ABSTRACT

This study reviewed the overall process of application of contaminant fate and transport model as part of risk assessment. Site characterization and establishment of a conceptual model prior to establishing or selecting a appropriate model were described. Types of models, model selection guidance, and generic site conditions for model application were presented, the process of model calibration, validation, and sensitivity analysis were reviewed. Objectives of modeling should be defined before model selection, and the complexity of selected models should balance the quantity and quality of available input data with the desired model output. If model output is highly sensitive to an assumed or default value of input parameter, or fate and transport models cannot be adequately calibrated or validated, consideration should be given to other options such as using measured data or using another model.

Key words : Risk assessment, Site evaluation, Subsurface, Fate and transport, Model

요 약 문

본 연구에서는 위해성평가 과정의 중요한 부분으로서 수행되는 오염물질의 지중(subsurface) 거동 모델의 이용에 관한 전반적인 내용을 고찰하였다. 모델의 종류, 그리고 모델을 선택하고 이용하기 위하여 선행되어야 할 부지조사 및 개념적 모델 수립에 대해서 살펴보았다. 모델 선택의 기준을 정리하였고 대표적 모델과 각 모델의 모의 가능한 부지 조건들을 소개하였다. 모델의 보정, 검증, 민감도 분석 등 모델 이용에 필요한 일련의 과정과 각 과정에서 유의하거나 고려하여야 할 점을 살펴보았다. 본 연구에서 검토한 바에 의하면, 모델 선택의 주요 기준은 모델링의 목표와 수준, 그리고 모델이 오염부지의 주요 현상을 모의할 수 있는지 여부지만, 모델이 실제 시스템을 적절히 모의할 수 있는지는 이러한 기준으로 판단할 수 없으며 모델 입력변수 등 부지 자료의 가용성 및 질적 수준에 따라 결정된다. 한편, 추정된 입력변수에 대하여 높은 민감도를 보인다거나 선택한 모델의 보정 및 검증이 만족스럽지 않은 경우 자료 측정으로 대신하거나 다른 모델로 전환하는 등 전략 수정을 할 필요가 있다.

주제어 : 위해성평가, 부지평가, 지중, 거동 및 이동, 모델

1. 서 론

위해성에 근거한 복원전략은 단순히 오염농도에 근거하지 않고 오염부지의 특수성을 최대한 반영하여 합리적이고 경제적인 목표정화수준을 결정하는 것을 근간으로 한

다. 오염물질의 종류 및 오염형태에 따른 노출경로 변화, 수용체의 특성, 토지이용 용도 등을 고려하여 오염물질의 노출경로별 위해성을 산정한 후 이를 바탕으로 그 지역의 노출경로별 목표정화수준을 결정하는 것이다.

오염토양의 위해성을 평가하기 위해서는 오염물질의 거

*Corresponding author : jaewoopark@hanyang.ac.kr

원고접수일 : 2006. 12. 20 게재승인일 : 2006. 12. 27

질의 및 토의 : 2007. 4. 30 까지

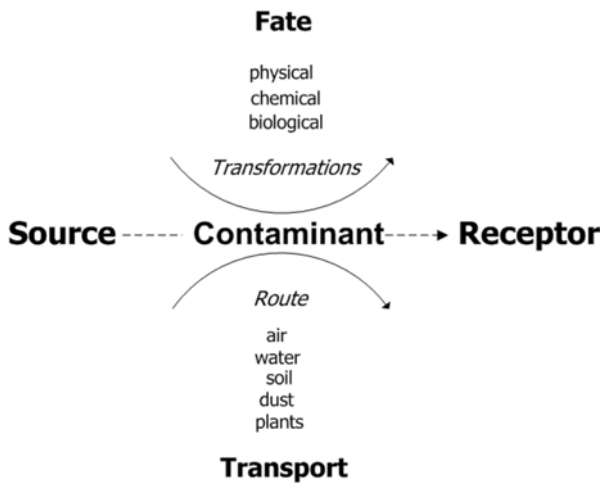


Fig. 1. The role of fate and transport in risk assessment of contaminated sites (Ferguson et al., 1998).

동(fate and transport)을 모의하는 모델을 적절히 사용하여 노출지점에서의 오염물질 농도를 산출하여야 한다. 오염물질의 거동 및 이동에 관련된 모델은 시간에 따라서 오염물질이 토양, 지하수, 공기를 통하여 이동하는 것을 각 노출경로별로 수학적 모델을 이용하여 예측한다. 모델 들은 매우 간단한 것에서부터 매우 복잡한 것까지 다양한데, 일반적으로 보수적인 평가(존재가능성이 있는 오염물질 농도의 과대추정)를 하는 간단한 모델을 이용하고 필요한 경우 더 많은 자료와 시간을 요구하는 복잡한 모델을 이용한다.

위해성평가에서 다루는 오염원-경로-수용체의 시스템에서 보면 물질 거동 및 이동에 대한 연구는 인간, 생태계, 지하수, 건물 등과 같은 수용체가 오염의 위험에 노출되는 경로를 기술하고 이해하는 데에 초점을 두고 있다 (Fig. 1). 오염물질은 토양, 지하수, 지표수, 식물에 의한 흡수 및 흡착, 먼지 등의 경로를 통하여 이동하고, 이동 중에 생물학적 화학적 또는 물리적 변환을 거치며 독성이 나 이동성 등이 변화하기도 한다. 이러한 물질거동은 오염물질의 고유특성과 환경의 영향을 받을 뿐만 아니라 일부 오염물질은 반대로 환경에 영향을 미치기도 하는 등 그 과정이 매우 복잡하다. 물질거동에 관여하는 현상은 생분해, 흡탈착, 결합(binding), 분산, 가용화(solubilization), 확산, 착물화(complexation), 침전/용해, 증발, 화학적 산화, 식물섭취 등이 있는데, 물질이동 모델은 이러한 모든 현상을 포함하지 않더라도 최소한 주요 현상은 포함하여야 한다.

본 연구에서는 위해성평가 과정의 중요한 부분으로서 수행되는 오염물질의 지중(subsurface) 거동 모델의 이

용에 관한 전반적인 내용을 고찰하고자 한다. 물질 거동 및 모델에 관한 설명보다는 모델 적용 과정 과정에서 주의할 점 등을 소개하고 설명하는 데에 초점을 두었다.

2. 물질이동 모델의 종류

다음은 물질거동 모델을 접근 방식에 따라 나눈 것이다. 먼저, 모델은 해석모델, 수치모델, 그리고 둘을 병행한 하이브리드 모델로 나눌 수 있다. 해석모델은 일반적이고 보수적인(screening level) 수준의 물질이동 분석에 사용되며, 복잡한 수치모델은 보다 구체적인 결과를 원하거나 토양의 불균질성과 같은 조건 때문에 해석해로부터 만족할 만한 결과를 얻을 수 없거나 해석해가 불가능한 경우에 사용된다. 한편, 단일 입력값을 주어 단일한 결과값을 얻는 확정적(deterministic) 모델과, 입력값과 결과값을 확률분포로 주고 얻는 확률적(stochastic) 모델로 나눌 수 있다.

2.1. 해석모델과 수치모델

2.1.1. 해석 모델

대부분의 해석모델은 여러 가정조건에 의하여 실제현상을 단순화한 것으로, 일반적으로 정상상태 1차원 모델이다(한 예로 Domenico and Robbins(1985)). 이러한 해석 모델은 모델수립 및 사용이 신속하다는 장점이 있으나, 해석모델이 근본적으로 가지는 단순화 특성 때문에 지하수 유속 및 방향, 수리지질 또는 화학적 반응 특성, 복잡한 수리지질 또는 화학적 반응의 경계조건, 비균질성 등 시간적 공간적 변동성을 나타내는 것이 불가능하다는 단점이 있다.

2.1.2. 수치 모델

불규칙한 구조와 비균질성을 가지는 복잡한 다차원 시스템을 모의할 수 있으며, 입력변수의 공간분포를 고려할 수 있고, 결과값을 시간적 공간적 분포로 줄 수 있다는 장점이 있다. 단점으로는 모델수립에 상당한 시간이 소요되고, 많은 양의 입력자료가 필요하며, 수치적으로 불안정할 가능성이 있다는 것이다. 수치모델의 정확도는 입력자료의 정확도, 격자크기 및 시간간격, 그리고 수식을 푸는데 사용한 수치방법에 따라 달라진다.

2.2. 확정적 모델과 확률적 모델

2.2.1. 확정적 모델

하나의 입력 값으로 하나의 결과가 나오는 모델로서 대

부분의 모델이 이에 해당한다. 방대한 자료가 축적되어 있고 부지에 대하여 공간적으로 특성 조사가 잘 이루어져 있는 경우 그 사용은 적절하다 할 수 있다. 자료가 부족한 부지에 대하여 이 모델을 적용할 경우 자료의 불확실성이나 가정조건으로 인한 한계를 고려하여야 하나, 이에 대한 인식 없이 모의결과를 그대로 사실로 받아들이는 경우가 빈번하다. 보정, 검증, 민감도 분석이 제대로 수행된 모델은 실제 부지 상태를 잘 나타내는 것으로 볼 수 있다.

2.2.2. 확률적 모델

입력 값을 확률분포로 주어 결과값도 확률분포로 얻는 것으로서, 매우 제한된 자료를 사용하거나 광역적 규모 (regional scale)를 다룰 때 통계적 대안이 될 수 있다. 대표적인 것이 Monte Carlo simulation이다. 무작위로 생성되는 일련의 변수 값에 대하여 모의를 반복하고 모든 모의결과로부터 실제시스템을 해석한다. 자료가 부족하거나 자료의 불확실성이 높을 때 모델 보정 및 검증 작업이 매우 길어지거나 불가능할 수 있는데, 이 경우 확률적 방법은 같은 불확실성을 가지되 보다 실제와 가까운 해석이 가능하도록 한다.

3. 모델의 선택

적절한 모델을 선택하거나 개발하기 위해서는 Fig. 2에서 보는 바와 같이 모델작업의 목표를 확실히 하고 부지 자료 수집 등을 통하여 부지 특성을 파악하는 것이 선행되어야 한다. 해석 모델이나 준해석 모델도 Fig. 2에서 보여주는 동일한 과정을 따른다.

3.1. 부지특성조사와 자료수집

부지의 지하수흐름과 오염물질 거동을 수학적으로 모의하기 위해서는 우선 모의지는 정확한 부지 수리지질상태의 특성조사를 통하여 지하수 유동 및 오염물질 이동과 관련한 주요 현상을 개념적으로 상세히 이해하여야 한다. 최근에는 자연저감을 복원방법의 하나로 적용하는 경우가 증가함에 따라 철저한 부지조사가 필수요소가 되었다. 이러한 조사는 초기조사에 비하여 관측정, 시료채취, 실험실 분석 회수 증기를 포함하여 보다 부지 특성을 고려한 작업을 요구한다. 그러나 정확한 부지조사가 이루어지지 않는다면 모델을 선택하고 보정하는 것은 불가능하므로 최소한 다음과 같은 수리지질 및 지화학 정보를 얻어야 한다(Mandle, 2002).

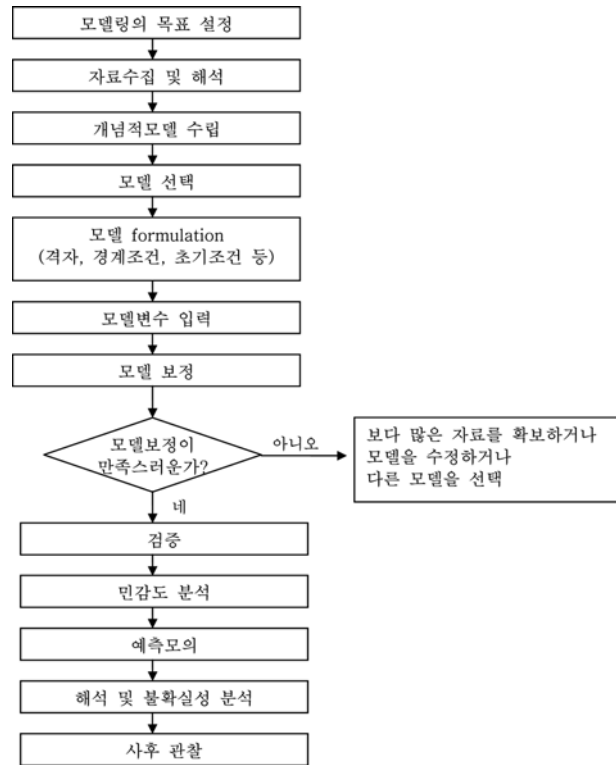


Fig. 2. Flow diagram for the application of a numerical groundwater model (CAL/EPA, 1995).

- 지중의 지질학적 특성을 나타내는 광역적 지질자료
- 지표수 수위를 포함한 지형자료
- 지표수체와 기저유출에 대한 자료
- 수리수두, 투수계수 측정 자료
- 지하수 source와 sink
- 오염물질의 종류
- 오염물질의 source와 sink의 위치, 부하량 혹은 제거율
- 오염지역의 수평 수직 방향으로의 크기
- 오염물질의 이동 방향 및 속도
- 지하수 수용체
- 매질의 유기탄소량
- 용존산소, Eh, pH 과 같이 지화학적 특성을 나타내는 측정값
- 전자수용체, 분해산물과 같이 지화학 특성을 나타내는 값

부지자료를 수집하고 정확하게 해석하는 것은 매우 중요하다. 한 예로 동일한 모델과 동일자료를 이용하였던 3건의 모델작업이 부지상태를 해석하는 방법의 차이로 인하여 매우 상이한 결과를 도출한 사례가 보고된 바 있다 (McLaughlin and Johnson, 1987). 따라서, 모델 전문가

이면서 부지상태를 잘 파악하는 사람이 모델작업을 수행하는 것이 바람직하다.

3.2. 개념적모델 (Conceptual model) 수립

부지상태를 나타내는 자료들을 체계적으로 정리하여 지하수 유동과 오염물질 이동 현상을 파악하는 과정이다. 오염원, 오염매질, 오염물질의 이동경로, 노출경로, 잠재적인 수용체, 토지용도 등을 열거하고 이들 사이의 상관관계를 만들어 표나 그림으로 나타낸 것으로 모델작업과 모델선택 방향을 결정하는데 필수적이다. 모델의 적용성 및 유용성을 판단하기 위해서는 모델에 포함된 가정조건에 대한 충분한 이해가 필요하기 때문이다. 위해성 평가에 기초한 오염 평가 및 복원 대책이 성공적으로 실행되기 위해서는 대상 부지에 대한 개념적 모델을 잘 수립하여야 한다.

3.3. 선택 기준

모델선택의 기준으로는 모델로부터 원하는 정보의 종류, 변환 및 이동 경로, 가용한 모델의 복잡성, 필요입력변수, 입력변수에 필요한 자료의 가용성, 원하는 모델결과, 모델 사용과 모델결과의 한계, 사용자와 대상자, 모델에 대한 친숙도 등이 포함된다. 이러한 기준들은 다음과 같이 크게 세가지 기준으로 나눌 수 있다(USEPA, 1998). 첫째, 모델의 목적이 일반적 검토를 위한 것인지 부지 특수성을 고려한 검토를 위한 것인지에 관한 objective criteria이다. 둘째, 중대한 부지 특이적인 현상을 모의할 수 있는가에 관한 technical criteria이다. 셋째, 모델의 입수 및 사용, 그리고 특정용도에 부합여부를 확인하는 것이 용이한가에 관한 implementation criteria이다. 여기서 주의할 점은 이러한 사항은 특정 모델이 대상 시스템에 유용한지를 판단하는 근거가 될 뿐, 모델이 실제 시스템의 상태를 모의할 수 있는가를 판단하는 근거는 되지 못한다는 것이다. 실제 시스템의 상태를 모의할 수 있는가의 여부는 부지 자료의 수량과 질에 달려있다.

3.3.1. Objective criteria

모델링 목적에 따라 요구되는 상세수준(level of detail)이 다르므로 모델링 목적에 맞는 모델을 선택하여야 한다. 가령, 지역주민들의 지하수오염에의 노출을 평가하거나 규제조치 이행을 결정하기 위해서는 현장의 지하수 흐름을 이해하는 수준보다 상세한 수준의 모델이 요구된다. 일반적으로 보수적인 평가를 위한 모델은 여러 오염부지 혹은 한 오염부지에서 여러 가지 시나리오를 개괄적으로 비교

할 때 사용되고, 부지특수성을 고려한 모델은 특정 부지 혹은 시설의 환경영향을 면밀히 평가할 때 사용된다(USEPA, 1988). 전자는 후자를 대신하여 사용할 수 없다(The National Research Council, 1989). Risk Based Corrective Action(RBCA)에서 1단계 기초평가 수행 후 Tier 2와 Tier 3에서 적용되는 모델은 다음과 같은 차이를 가진다.

Tier 2

이 단계에서는 일반적으로 한 개 혹은 여러 개가 결합된 간단한 해석모델을 이용한다. 해석모델 선택에 있어서 주요한 요소는 모델이 실제 발생농도보다 높은 오염농도를 추정하는 보수성 여부이다. 이러한 보수적인 모델에서도 허용농도를 넘지 않는 농도를 예측하는 경우에는 추가로 부지자료를 수집할 필요가 없게 된다. 이 단계의 자료 수집은 일반적으로 비용이 적게 들거나 수집이 용이한 부지자료로 국한되어 Tier 1과 크게 다르지 않다. 대부분의 자료는 모델영역의 구조, 매질의 물리학적 특성, 지하수 유동을 일으키는 수두구배, 오염원의 농도 등에 관련된 것들이다. 모델을 선택할 때에는 중요하고 결과에 영향을 많이 미치는 입력변수값의 가용성 여부를 고려하여야 한다. 일반적으로 입력변수로 사용되어질 수 있는 자료가 적으면 보다 간단한 모델을 선택한다.

Tier 3

이 단계에서는 항상 수치모델이 사용되는 것은 아니다. 모델의 목적에 따라 좀 더 복잡한 해석모델을 사용하거나 부지자료를 추가하여 낮은 단계의 모델을 사용하는 경우도 있다. Tier 2와 같은 가정 및 설정값을 가질 수 있으나, 많은 입력변수를 가정값 혹은 설정값으로 사용하게 되면 복잡한 모델을 사용하는 의미와 효과가 손상될 수 있다. 오염물질의 화학 및 물리적 특성은 2단계와 마찬가지로 가정값 혹은 설정값을 사용한다.

3.3.2. Technical criteria

제대로 수행된 부지특성조사를 통하여 오염물질 이동에 중요하다고 확인된 현상을 모의할 수 있어야 한다. 이러한 주요현상들은 다양한 변환 및 이동 기작을 포함하는데, 가장 중요한 오염물질 거동 기작은 지하수 유동(이류)이다. 지중에서 일어나는 모든 주요 현상들을 모의할 수 있는 모델을 선택하는 것이 중요하지만, 너무 복잡한 모델을 선택하는 것은 문제발생의 소지가 있다. 부지측정에서 정확하게 얻을 수 없는 자료를 필요로 하는 모델은 결과

의 불확실성을 증가하고, 과도한 설치 및 작업비용을 필요로 하기 때문이다.

선택된 모델은 모의하고자 하는 부지의 구조를 나타낼 수 있어야 한다. 실제 지하수 시스템, 오염물질 발생원, 그리고 기타 현상들은 모두 3차원이다. 1차 또는 2차원 모델을 이용할 수 있지만 이는 특정방향의 변수값의 분포를 하나의 값으로 통합할 수 있을 때에만 적용된다. 예를 들어 지하수 유속과 오염물질 농도가 수직방향으로 동일한 값으로 분포하는 경우이다. 3차원 자료가 확보되지 않었다는 이유로 2차원 모의를 하는 것은 바람직하지 않으며, 3차원 모델을 사용하지 않을 경우 이에 대한 근거가 있어야 한다.

3.3.3. 모델 소프트웨어 선택

다음은 부지 특성 조사와 개념적 모델을 수립한 후 컴퓨터 모델 소프트웨어를 선택하기 위하여 모델의 적합성을 평가할 때 적용할 수 있는 개략적인 지침이다 (Mandel, 2002). Table 1과 2에는 위해성에 근거한 목표 정화수준을 산출하는데 사용되는 모델과 적용 가능한 조건들을 소개하였다. 보다 자세한 정보는 ASTM(1998) 혹은 환경부(2003) 에 소개되어 있다.

해석모델

- 부지자료로부터 지하수 유동 및 오염물질 거동이 간략하게 파악되는 경우
- 초기조사와 같이 일반적이고 보수적인 (screening level) 평가가 필요한 경우
- 매우 높은 정확도가 요구되지 않는 부지 초기조사의 경우
- 부지조사 전에 수립되는 자료수집을 계획하는 경우
- 수치모델결과를 검토하는 경우
- 부지상태가 해석모델이 가정하고 있는 단순화 조건에 부합하는 경우

수치모델

- 부지자료로부터 지하수 유동 및 오염물질 거동을 어느 정도 복잡한 수준으로 파악하는 경우
- 지하수 유동 방향, 수리지질 혹은 지화학 상태, 수리학적 혹은 화학적 source와 sink가 시공간적으로 변화하는 경우

1차원 모델

- 부지 대수층의 비균질성 혹은 이방성에 대해서 모르

Table 1. Generic site condition for model application (soil to groundwater) (ASTM, 1999)

모델적용을 위한 부지 조건	LEACH	SAM	VADSAT	SESOIL	HELP	VLEACH	SUTRA	Jury Un-saturated	MOFAT	VS2DT
균일한 토양	O		O			O		O		
층으로 구성된 토양		O		O	O		O		O	O
한정된 오염원				O		O				
일정한 오염원농도	O	O				O				
일정한 수분함량			O			O				
선형 평형 분배	O	O								
정상상태 불포화층 조건	O	O	O			O		O		
비정상상태 불포화층 조건				O			O			O
생분해/ 변환		O	O	O					O	
용출액의 혼합 분산	O	O	O							
식생/지형 고려		O			O					O
강우 침투		O		O	O			O		O
해석모델	O		O	O				O		
수치모델						O	O		O	O
커버/라이너 설치					O					
모세관현상 고려							O			
균일하고 정상상태로 물이 침투	O	O	O			O		O		
증발량 고려				O	O					
다수 오염원 고려										O
NAPL 고려			O	O					O	
Sink 고려										O

Table 2. Generic site condition for model application (groundwater transport) (ASTM, 1999)

모델적용을 위한 부지조건	Disperse	SOLUTE	AT123D	Domenico	FATE5	MULTI- MED	Summers	BIO- SCREEN	VADSAT	MOD- FLOW	PLASM	MOC	BIO- PLUME	Random Walk	MT3D	MOD- PATH
일차원		0					0	0								
다차원	0	0	0	0	0	0			0	0	0	0	0	0	0	0
정상 상태				0	0	0				0	0	0		0	0	
비정상 상태										0	0	0		0	0	
유한차분										0	0	0	0	0	0	0
해석모델	0	0		0	0	0	0	0					0	0		
하이브리드 해석/수치모델			0													
비피압대수층				0	0					0	0			0	0	0
피압대수층				0	0					0	0	0		0	0	0
균질/등방 대수층	0	0		0	0	0	0	0	0				0	0		
수평 함수층	0	0		0	0	0	0						0	0		
비균질 대수층										0	0	0		0	0	0
일정한 지하수유속	0	0		0	0	0	0									
유속 계산													0			
물질농도 계산	0	0	0	0	0	0	0	0	0			0	0	0	0	
수리수두 계산										0	0		0	0		
지하수 유로																0
분산 고려	0	0		0	0	0		0				0	0	0		
흡착/지연		0	0			0	0	0					0	0		
연속적 오염원		0	0	0	0		0						0			
순간/유한 오염원	0	0	0										0			
오염원 농도 변화		0	0										0			0
균일한 흐름 방향	0	0	0	0	0											
생분해/변환		0	0	0	0			0					0	0		
물질이동		0	0			0	0	0				0	0	0	0	
함수지역의 혼합			0				0									
확률적 접근									0							
화학적특성 데이터베이스					0											

는 상태에서의 초기조사

- 잠재적 수용체가 오염원에 근접한 진행방향(down-gradient)에 있는 경우

2차원 모델

- 한 개 이상의 지하수 source/sink를 포함 (양수정, 배수시설, 강 등)
- 지하수 흐름이 명백히 2차원일 때, 가령, 관정 중심으로 방사 흐름이거나, 혹은 수리수두 혹은 오염농도 구배가 수직 방향에서 상대적으로 작게 나타나는 단일 대수층의 경우
- 교축의 확산이 중요하되 수평 혹은 수직 방향으로의 오염확산을 근사시켜야 하는 경우

3차원 모델

- 수리지질학적 상태를 잘 아는 경우
- 여러 대수층이 존재하는 경우
- 지하수 또는 오염물질의 수직방향 이동이 중요한 경우

4. 모델 적용

4.1. 모델보정

모델결과값이 측정값과 일치하도록 모델영역의 구조 및 입력 변수값을 조정하는 과정이다. 보정 계획을 수립하기 위해서는 정상상태 혹은 비정상상태 결과를 가지고 보정을 할 것인가, 어떠한 자료를 일치시킬 것인가, 어떤 입력 변수와 경계 조건을 조정할 것인가 등을 결정하여야 한다. 일반적으로 정상상태 결과 외에 비정상상태 결과도 보정에 사용하는데, 이는 다양한 입력 값으로도 유사한 정상상태 결과를 줄 수 있으므로 가능한 입력 값의 범위를 줄이기 위해서이다. 정상상태 결과 없이 비정상상태 결과만을 이용하여 모델을 보정할 수도 있으나 어려움이 따른다.

모델 보정의 예로는 진행방향(downgradient)에서의 오염농도를 맞추기 위해 오염발생지역의 농도 또는 지하수 속도를 보정한다거나, 측정된 지하수 수위 분포를 맞추기 위하여 지하수 유동 모델의 경계지역에서의 수리수두를 보정 하는 것 등이 있을 수 있다. 보정시 최소한 부지의 수리수두, 지하수 방향, 수리수두 구배, 물수지, 오염물질, 오염물질 이동 속도 및 방향, 분해 속도 등은 모의 결과와 비교하여야 한다.

입력변수값은 측정하거나 문헌으로부터 얻는다. 오염물질이나 환경매체의 특성을 반복 측정하는 것이 모델링에 소요되는 노력에 비하여 크거나 모델링의 목적에 부합하

지 않는 경우 변수들의 문헌상의 값을 사용하고 민감도 분석을 수행하여 그 영향을 평가한다. 입력변수는 부지에서 채취한 시료를 실험실에서 분석하거나 부지에서 직접 측정하여 얻을 수 있는데, 자료의 양과 질의 요건은 모델링의 목적, 선정된 모델의 복잡성, 위해성평가의 어느 단계이냐에 따라 달라진다. 예를 들어, 하위단계의 평가에서는 보수적인 값이 사용되고, 상위단계의 평가에서는 실제 측정값이 사용될 수 있다. 특히 모의 결과가 입력변수에 민감한 경우에는 더욱 부지 측정 자료들이 요구된다.

입력변수의 값을 조정하는 작업은 모델결과와 측정값의 일치 정도가 모델링의 목표에 부합할 때까지 계속한다. 일반적으로 모의값과 측정값의 차이는 전 모델영역에 걸쳐 측정된 값의 총 변화량의 10% 미만이어야 하지만, 모델 보정의 수준은 모델결과가 어떻게 사용될 것인가에 따라 다르다. 예를 들어, 음용수로 사용되지 않는 지하수의 흐름을 따라 오염물질이 어떻게 이동하는가를 예측할 때보다는 모델을 이용하여 주요 상수원에서의 오염 농도를 예측하는 경우 보다 엄격한 모델보정이 요구 될 것이다. 한편, 보정과정에서 부지 측정값의 분포보다 작은 범위 이내로 입력자료를 조정하는 것을 피해야 한다. 이렇게 보정된 모델은 표면적으로는 보정된 것처럼 보이지만 사실은 제대로 보정이 이루어지지 않을 가능성이 있다.

모델보정이 불가능할 가능성은 항상 존재한다. 가령, 모델이 부지 조건을 나타내지 못하거나, 정상상태 모델로 비정상상태의 물질이동 과정을 모의하려고 하거나, 생물학적 분해나 변환을 나타내지 못하는 모델을 이용하여 분해성의 오염물질의 거동을 모의하려고 한다면 모델의 보정은 근본적으로 불가능하다. 선택한 모델이 모델목적에 맞도록 충분히 보정이 되지 않는다면 모델 대신 부지자료를 사용하는 것을 고려하여야 한다. 모델 보정에 필요한 민감한 입력변수에 대한 자료를 얻거나 혹은 상당한 기술과 시간을 필요로 하는 복잡한 모델을 사용하는 것보다 부지에서 오염농도 자료를 얻는 것이 오히려 비용이 적게 들 수도 있기 때문이다.

4.2. 모델 검증

보정된 모델이 실제 시스템의 상태를 잘 모의할 수 있는지를 확인하는 과정이다. 보정에서 얻어진 변수 값과 경계조건들은 일정기간 동안의 측정자료에 대하여 허용범위 내에서 일치하는 모의 결과를 주는 것들이지만, 유사한 결과를 줄 수 있는 다른 값들이 존재할 가능성이 있다. 따라서, 모델보정에서 사용된 입력변수와 경계조건 값으로 다른 기간(주로 보정에 사용된 기간의 이후)의 측정자료

도 잘 모의하는지를 확인하는 것이다. 독립적인 여러 개의 측정자료가 있어야 검증이 가능하며, 모델이 복잡할수록 검증에 필요한 모델계산 횟수가 증가한다. 일부 검증할 수 없는 부분이 있는 모델이더라도 해당 부분의 변화가 모의 결과에 큰 영향을 미치지 않는 것으로 확인된다면 물질 이동 예측에 사용할 수도 있다. 보정과 검증이 끝나면 모델은 예측을 위한 모의를 할 준비가 된 것이다.

4.3. 민감도 분석

결과에 가장 큰 영향을 미치는 변환 및 이동 현상을 확인하고, 입력변수의 불확실성 및 변화에 따른 모델결과의 변화를 정량화하고, 모델결과에 가장 영향을 많이 미치는 입력변수, 모델 변수 들간의 상대적 민감도를 확인할 수 있다. 이는 향후 자료수집 활동의 방향을 정하는 데에도 참고가 되는데, 가령 결과가 민감한 반응을 보이는 변수는 향후 조사가 필요하지만 덜 민감한 반응을 보이는 변수는 더 이상의 부지조사가 필요하지 않다.

모델에 사용되는 많은 입력변수들은 합리적인 범위내의 값들로 주어지는데, 모델결과가 변수 값의 변화에 민감하지 않거나 조금 민감할 경우 변수 값을 더욱 정확하게 결정하려는 노력을 할 필요가 없다. 그러나, 모델결과가 가장값 또는 설정값을 사용하는 입력변수에 대하여 큰 민감도를 보인다면, 해당변수에 덜 민감한 모델을 이용하거나, 경계조건이나 다른 입력변수들을 변형시켜 해당변수에 대한 민감도를 둔화시킬 수 있는 유연한 모델을 사용하거나, 문헌으로부터 보다 정확한 값을 얻거나, 혹은 부지 또는 실험실에서 측정하는 것을 고려하여야 한다. 한편, 민감도분석은 입력변수들이 상호독립적이라는 가정하에 실시되지만 어떤 변수들(가령, 유효공극률과 투수계수)은 어느 정도 상호 관련이 있다. 따라서, 민감도 분석 대상인 변수가 다른 변수들과는 독립적인 변수임을 확인하여야 한다.

4.4. 예측

모델예측은 입력변수의 불확실성을 반영하여 결과를 가능한 값의 범위로 나타내는 것이 바람직하다. 보정 및 검증은 일반적으로 예측하려는 시간에 비하여 상대적으로 짧은 기간동안 측정된 자료를 이용하므로, 보정 및 검증시 발견된 작은 오차가 예측 시 확대될 수 있다. 따라서 이러한 오차의 확대는 부지 모니터링을 통하여 파악할 필요가 있다.

4.5. 오용과 실수

다음은 물질이동 모델 이용시 발생할 수 있는 오용과

실수의 가능성을 정리한 것이다. 문제를 부적절하게 개념화한 경우, 부적절한 소프트웨어를 선택하는 경우, 부적절한 모델을 수행하는 경우, 그리고 모델 결과를 잘못 해석하는 경우로 나눌 수 있다(Ohio/EPA, 1995).

부적절한 개념화에 기인

- 주요 기작과 관련하여 잘못된 가정을 하는 경우 (특히 오염물질 이동에 관해서)
- 모델 보정 및 변수 추정에 사용될 자료가 부족함에도 불구하고 변수의 공간적 변화를 허용하는 모델을 이용하는 경우
- 모델영역을 부적절하게 정하는 경우
- 2차원 수평모델 혹은 3차원 모델 등 모델구조를 잘못 선택한 경우
- 경계조건을 잘못 선택한 경우
- 지질상태의 균질성 및 등방성 등과 관련하여 잘못된 가정을 한 경우

부적절한 코드에 기인

- 필요이상으로 강력한 능력을 가진 코드를 사용하는 경우
- 코드의 능력이 필요 수준에 못 미치는 경우
- 검증되거나 테스트되지 않은 코드를 사용하는 경우

부적절한 모델 적용에 기인

- 모델변수 및 기타 입력자료에 있어서 부적절한 값을 선택하는 경우
- 격자크기 및 시간간격 선택을 잘 못하는 경우
- 다른 조건하에서 보정이 된 모델을 이용하여 예측하고자 하는 경우
- 모델 보정 및 검증을 잘못된 경우
- 계산종료 기준과 같은 계산상의 인자를 부적절하게 선택한 경우

모델결과의 잘못된 해석에 기인

- 질량 수지가 맞지 않는 경우
- 예측 가능한 범위를 벗어나 모델을 이용하는 경우

5. 결 론

위해성 평가를 위한 지중 오염물질 거동 모델을 수립 혹은 선택하기 전에 모델링의 목표를 명확히 하여 그 목표에 부합하는 모델을 이용할 수 있도록 하는 것이 중요

하다. 단순한 모델도 필요로 하는 정보를 충분히 줄 수 있으므로, 무조건 복잡한 모델을 이용하기 보다는 모델의 복잡 정도에 비례하여 결과를 줄 수 있는 모델을 선택하는 것이 현명하다. 일반적으로 단순한 조건을 기술하는 해석모델은 비용대비 효과가 좋으므로 기초 조사와 상위 단계에서 수행되는 복잡한 수치모델의 좋은 타협안으로서 중간 단계에서 사용할 수 있다.

입력변수는 부지에서 채취한 시료를 실험실에서 분석하거나 부지에서 직접 측정하여 얻을 수 있는데, 자료의 양과 질의 요건은 모델링의 목적, 선정된 모델의 복잡성, 위험성평가의 어느 단계이냐에 따라 달라진다. 예를 들어, 하위 단계의 평가에서는 보수적인 값이 사용되고, 높은 단계의 평가에서는 실제 측정값이 사용된다. 특히 모의 결과가 입력변수에 민감한 경우에는 더욱 부지 측정 자료들이 요구된다.

선택한 모델이 모델목적에 맞도록 충분히 보정이 되지 않는다면 모델 대신 부지자료를 사용하는 것을 고려하여야 한다. 모델결과가 가정값 또는 초기 설정값을 사용하는 입력변수에 대하여 큰 민감도를 보인다면, 해당변수에 덜 민감한 모델을 이용하거나, 경계조건이나 다른 입력변수들을 변형시켜 해당변수에 대한 민감도를 둔화시킬 수 있는 유연한 모델을 사용하거나, 문헌으로부터 보다 정확한 값을 얻거나, 혹은 부지 또는 실험실에서 측정하는 것을 고려하여야 한다. 모델예측은 입력변수의 불확실성을 반영하여 범위로써 결과를 나타내는 것이 바람직하고, 예측기간이 보정 및 검증 기간에 비하여 상대적으로 길다면 보정 및 검증 시의 작은 오차가 확대될 수 있으므로 사후 부지 모니터링을 통하여 파악할 필요가 있다.

참 고 문 헌

- 환경부, 2003, 토양오염 위해성 평가 방안 마련을 위한 연구용역—위해성에 근거한 토양복원전략 모색, (사) 한국지하수토양환경학회.
- American Society of testing and Materials (ASTM), 1999, RBCA fate and transport models: Compendium and selection Guidance, West Conshohocken, PA.
- The California Environmental Protection Agency (CAL/EPA), 1995, Groundwater modeling for hydrogeologic characterization : Guidance manual for groundwater investigations.
- Domenico, P.A. and Robbins, G.A., 1985, A new method of contaminant plume analysis, *Ground Water*, **23**(4), 476-485.
- Ferguson, C., Darmendrail, D., Freier, K., Jensen, B.K., Jensen, J., and Kasamas, H., Urzelaï A. and Vegter J. (editors) 1998. Risk Assessment for contaminated sites in Europe Vol.1 Scientific basis, LQM press, Nottingham, UK.
- Mandle, R.J., 2002, Groundwater Modeling Guidance, Groundwater Modeling Program, Michigan Department of Environmental Quality, Draft 1.0.
- McLaughlin, D. and Johnson, W.K., 1987, Comparison of three groundwater modeling studies, *ASCE Journal of Water Resources Planning and Management*, **113**(3), 405-421.
- Ohio EPA (Ohio/EPA), Division of Drinking and Groundwaters, 1995, Technical guidance manual for hydrogeologic investigations and groundwater monitoring programs.
- The National Research Council, 1989, Groundwater models: Scientific and regulatory applications, National Academy Press, Washington, D.C.
- USEPA, 1988, Selection criteria for mathematical models used in exposure assessments : Groundwater models. EPA/600/8-88/075.