

적조모형의 분류 및 성능평가 기법

Classification and Performance Evaluation Methods of an Algal Bloom Model

조홍연* · 조범준**
Hong-Yeon Cho* and Beom Jun Cho**

요지 : 적조에 관한 관심이 고조되면서 적조모형 개발에 관한 연구가 활발하게 지속적으로 추진되어 다양한 적조 모형이 개발·적용되고 있는 실정이다. 적조는 연안생태환경 및 양식어업에 직접적인 피해를 주며, 모형을 이용한 적조 발생 및 이동양상의 정확한 예측결과는 사전 피해저감 대책수립 및 관리에 활용할 수 있기 때문에 모형의 예측 성능평가가 중요하다. 그러나 적조모형은 적조생물을 포함하는 생태모형 또는 환경생태모형이라는 유사한 용어가 명확한 구분 없이 사용되고 있어 혼동을 유발하고 있다. 각각의 모형은 유사한 용어를 사용한다 할지라도 모형의 개발 목표, 구조와 예측성능에서 차이가 나기 때문에 적절한 기준에 근거한 분류와 오차분석에 근거한 모형의 성능평가가 요구된다. 따라서 본 연구에서는 다양한 적조 모형의 구조 및 요소모형을 고려한 분류기준을 제시하고, 분류된 적조모형의 구조를 고려한 장·단점 및 한계를 제시하고, 모형 활용과정에서 실질적으로 가장 중요한 정량적인 성능평가(오차평가) 기법을 제안한다. 모형의 성능평가는 모형의 보정 및 검정과정으로 분류하여 제시하였다. 제시된 기준이나 기법은 모형의 불확실성을 고려한 정책결정 및 대책수립, 환경관리에 기여할 것으로 판단된다.

핵심용어 : 적조모형, 분류기준, 보정 및 검정, 불확실성, 오차분석

Abstract : A number of algal bloom models (red-tide models) have been developed and applied to simulate the red-tide growth and decline patterns as the interest on the phytoplankton blooms has been continuously increased. The quantitative error analysis of the model is of great importance because the accurate prediction of the red-tide occurrence and transport pattern can be used to setup the effective mitigations and counter-measures on the coastal ecosystem, aquaculture and fisheries damages. The word “red-tide model” is widely used without any clear definitions and references. It makes the comparative evaluation of the ecological models difficult and confusable. It is highly required to do the performance test of the red-tide models based on the suitable classification and appropriate error analysis because model structures are different even though the same/similar words (e.g., red-tide, algal bloom, phytoplankton growth, ecological or ecosystem models) are used. Thus, the references on the model classification are suggested and the advantage and disadvantage of the models are also suggested. The processes and methods on the performance test (quantitative error analysis) are recommend to the practical use of the red-tide model in the coastal seas. It is suggested in each stage of the modeling procedures, such as verification, calibration, validation, and application steps. These suggested references and methods can be attributed to the effective/efficient marine policy decision and the coastal ecosystem management plan setup considering the red-tide and/or ecological models uncertainty.

Keywords : algal bloom model (red-tide model), classification criteria, calibration and validation, uncertainty, error analysis methods

1. 연구의 배경 및 목적

식물플랑크톤의 급격한 번식현상에 해당하는 적조(red-tide)는 수산자원 및 해양생태계에 직접적인 피해를 미치고 있기 때문에 피해절감을 위한 효과적인 대책수립의 일환으로 적조발생 및 이동경로를 예측하는 모형의 개발이 요구되어 왔다. 그러나 적조는 생물이 관여되어 발생하는 현상으로 역학

(mechanism)모형에 비하여 예측수준이 낮은 수준으로 평가되고 있으며, 예측수준 개선을 위한 다양한 노력이 보다 개선된 모델 또는 보다 복잡한 모델의 개발이라는 방향으로 수행되어 왔다. 또한 적조 생물에 해당하는 식물플랑크톤 항목만을 포함하면 모두 적조모형 또는 생태모형이라는 이름을 사용하여 아주 다양하고 방대한 유형의 적조모형이 다수 개발·적용되어 왔다(Mandal et al., 2012; Franks, 2002; Edwards

*한국해양과학기술원 연안공학연구본부 (Corresponding author : Hong-Yeon Cho, Coastal Engineering Research Division, Korea Institute of Ocean Science and Technology, 787 Haeanro, Ansan, Gyeonggi, 426-744, Korea, Tel:+82-31-400-6318, Fax.:+82-31-400-7868, hycho@kiost.ac)

**한국해양과학기술원 연안공학연구본부(Coastal Engineering Research Division, Korea Institute of Ocean Science and Technology)

& Brindley, 1996; Lee et al., 2008; Dowd, 2006; Blauw et al., 2009; Baretta et al., 1995; Kishi et al., 2011; Castellani, et al., 2013; Robson & Hamilton, 2004; Sun et al., 2014; Lenes et al., 2013; Hai et al., 2010; Velo-Suarez et al., 2010). 그러나 적조모형의 중심을 이루는 식물플랑크톤 항목의 모의구조나 관측 자료를 이용한 모형의 보정·검정 등의 관점에서 보면, 다양한 적조모형이 아주 다양한 수준에서 제안되고 있으나 특정 목적을 위한 활용 정도를 제외하고는 예측오차의 문제로 실질적인 활용은 극히 제한된 상황이다. 개발·제시된 모형은 많으나 활용이 가능한 모형은 거의 없는 상황이 발생하고 있다. 이러한 상황은 적조모형이라는 용어의 무분별한 사용 및 적조와 관련되어 생태모형이라는 용어와 관련된 영향인자가 매우 광범위하여 추정 오차 절감을 위한 최적 매개변수 추정, 매개변수 추정을 위한 관측 자료 미흡 등의 문제로 판단된다.

따라서 본 연구에서는 적조모형을 어떤 적절한 기준을 가지고 구분을 하여야 하며, 목적에 따라 특히 실질적으로 적용할 수 있는 가능한 적조모형이 되기 위한 최소한의 자격요건 또는 요구수준과 관련된 기준을 제시하였다. 또한 적조모형의 예측 능력에 대한 평가도 적조모형의 예측 수준 평가를 위한 모형의 구조적인 한계 및 가용한 자료수준, 오차평가를 위한 자료수준, 적용 해역의 생태환경 양상 등 다양한 인자가 영향을 미칠 수 있기 때문에 가용한 자료 및 평가하고자 하는 현상의 복잡도, 난이도 등을 감안하여 평가하여야 한다. 현재 활용 또는 논문으로 보고되는 적조모형의 가장 두드러진 한계는 적조모형의 예측오차에 대한 정량적인 분석이 매우 미흡하다는 부분이다. 대부분의 모형이 적조모형의 구조를 설명하고, 흐름모형과 연계하여 예측한 모의결과를 제시하는 정도이다. 따라서 본 연구에서는 다양한 가용자료 조건 및 환경조건, 적조모형의 예측 수준 평가에 사용한 자료 특성을 고려한 대등한 수준의 오차평가 (모형의 성능평가) 기법도 제안하고자 한다.

2. 적조 모형의 자격 및 분류

적조모형은 기본적으로 적조생물의 급격한 변성을 모의하는 모형이기 때문에 적조생물 항목을 직접 또는 간접적으로 포함하여야 한다. 일단 적조생물을 직접적으로 또는 간접적인 평가인자를 포함하는 모형은 적조모형이 될 수 있다. 이러한 적조모형은 모형에서 모의하는 시간적·공간적인 규모 및 재현하고자 하는 현상에 따라 다양하게 분류될 수 있으나, 본 연구에서는 모형에서의 다양한 적조생물을 구분·처리하는 기법을 기준으로 하여 분류하는 방법을 제안한다(Table 1). 적조생물은 식물플랑크톤이기 때문에 세포수(cells/mL), 탄소 농도(mgC/L) 또는 광합성을 하는 생물이 포함하고 있는 엽록소 농도(mg/m³) 단위로 제시되는 경우로 세분할 수도 있으나 이러한 구분은 모형이 단위 환산과정을 포함하면 모두 같

아지기 때문에 적절한 분류방법이 아니다. 일반적으로 적조생물을 포함한 생태 모형의 지배방정식은 기본적으로 질량 보존방정식(biomass or material mass balance equation)이기 때문에 물질 또는 생물 사이에서 이루어지는 질량교환을 고려하기 위해서는 탄소농도를 이용하는 모형이 불가피하며, 다른 단위도 탄소농도 단위로 환산하는 과정이 필요하게 되며, 단위환산에 따른 오차도 상당한 수준이 될 수 있다.

적조생물을 직접적으로 모의하는 모형의 경우에는 특정한 적조생물 또는 빈번하게 적조를 유발하는 적조생물에 대하여 모의하는 모형이 있다(Robson & Hamilton, 2004; Sun et al., 2014; Lenes et al., 2013; Hai et al., 2010; Velo-Suarez et al., 2010). 이 모형은 어떤 종이 적조를 유발하는가를 미리 알 수 있거나 가능성이 크거나 추정이 가능한 경우에 적용이 가능하다. 또한 적조발생 및 이동예측을 모의하는 목적이 적조로 발생할 수 있는 피해를 줄이는 것이 포함되기 때문에 적조생물이 유해한지 무해한지를 구분할 필요가 있다. 적조생물의 유해·무해 여부는 국립수산과학원 적조편람 자료(NFRDI, 2002)를 활용할 수 있다. 적조발생에 관한 자료가 축적된 경우, 단기간의 적조발생 예측 및 현상구명을 위한 연구수행에 효과적인 모형이다. 그러나 대부분의 모형이 적조생물의 성장에 관한 요소모형을 포함하고 있으며, 이러한 모형을 실제 적조문제에 활용하기 위해서는 성장 영향인자에 관한 모든 자료를 수집하여 모형을 구성하는 과정이 필요하다. 요소모형은 전체 모형의 한 부분을 차지하는 부품 모형 또는 부모형(sub-model)이며, 과학적인 하나하나의 연구성과는 모델의 관점에서 보면 요소모형의 개선에 반영된다. 이 요소모형이 통합되면 전체 적조모형 또는 생태모형이 된다. 한편 대표적인 간접적인 모형은 해양의 적조생물을 어떤 특정 종으로 구분하지 않고 전체 생물 총량(탄소량) 또는 개체수(cells/mL) 등을 이용하는 식물플랑크톤 번성모형이다. 이러한 모형은 광합성을 하는 식물플랑크톤 전체를 하나의 항목으로 취급하여 처리하기 때문에 상대적으로 간단하다. 대표적인 모형이 NPZD (Nutrients - Phytoplankton - Zooplankton - Detritus) 모형이며, 대부분의 부영양화를 모의하는 수질생태모형도 포함된다(Mandal et al., 2012; Franks, 2002; Edwards & Brindley, 1996; Lee et al., 2008; Dowd, 2006). 한편 엽록소 농도 등을 이용하는 적조모형도 있으나 적조 모형 내부에서 탄소대비 엽록소농도 비율(Carbon to chlorophyll-a ratio, 일반적으로 10-100 범위)을 적용하여 탄소농도로 환산하는 과정을 포함하기 때문에 결국은 생물 총량을 탄소량으로 모의하는 모형과 동일하다고 할 수 있다(Kawamiya et al., 1995). 그러나 연안 해역에서 인공위성 자료를 이용한 광범위한 공간영역의 엽록소 농도 분포 자료 등이 가용한 경우가 많기 때문에 모형의 보정 및 검정 측면에서는 유리하나 생물 총량(biomass)으로 변환하는 과정에서 환산계수가 큰 변화범위를 가지기 때문에 오차가 발생하게 되는 단점이 있다. 반면, 생물 총량을 모의하는 모형은 유기탄

소량 측정 자료를 이용하여 모형의 보정 및 검정을 수행하는 것이 바람직하지만 과거에는 총유기탄소(TOC) 항목을 관측하지 않았기 때문에 유기물질의 지표가 되는 COD, BOD 항목의 농도를 이용하여 모형의 보정 및 검정을 수행하였으나, 유기물질을 표현하는 지표로서 한계가 있기 때문에 최근에는 TOC 자료를 이용하여 모형의 성능평가를 수행하고 있다. 그러나 여전히 TOC 관측자료는 COD, BOD 자료에 비하여 미흡한 수준이기 때문에 COD 자료를 TOC 자료로 환산하는 적절한 공식을 찾아내는 연구 분석도 수행되고 있다(Son et al., 2003; Cho et al., 2014). 정량화학적인 계산에 근거한 이론적인 수치도 제시되고 있으나 실제 관측 자료와 크게 차이를 보이고 있다.

또 하나의 적조모형은 어떤 특정 생물종을 대상으로 모의하는 적조모형과 생물종의 구별없이 식물플랑크톤 농도를 모의하는 모형의 중간 수준의 모형으로 2-4가지의 유형으로 적조생물 또는 플랑크톤을 구분하여 모의하는 모형이 있다(Blauw et al., 2009; Baretta et al., 1995; Kishi et al., 2011; Castellani, et al., 2013). 모형마다 또는 적조모형이 개발된 환경조건에 따라 다소 차이를 보이고 있으나 적조생물의 광합성 능력이나 특성을 고려하여 규조류, 외편모조류, 남조류 등으로 구분하는 경우도 있고, 크기에 따라 소형, 대형 식물플랑크톤으로 구분하는 경우도 있다. 우리나라에서는 규조류가 대부분을 차지하고 있기 때문에 규조류, 비규조류 등을 구분하여 영양염류 제한인자로 규산염을 고려하는 모형도 제안되고 있으나, 규산염에 대한 자료가 최근에 관측·제시되고 있어 규산염에 의한 규조류의 성장 및 관측 자료를 이용한 모형의 성능평가 부분은 미흡한 수준이다. 현재 모형 개발사례는 매우 미흡하지만 가능한 또 하나의 모형은 모든 출현 가능한 종에 대한 수치모의 및 다수의 우점종(dominant

species)에 대한 모의모형이 가능할 것으로 판단된다. 각각의 특정 생물종에 대한 정보는 사전 요소모형 연구에서 제공하는 경우, 매개변수의 불확실성을 저감할 수 있으며, 가장 현실적인 모형이 될 수 있으나 실질적인 적용 가능성에 대한 평가-검토가 필요하다.

연안의 적조모형은 적조생물의 이동을 결정하는 흐름모형(flow model)을 포함하고 있으며, 적조성장예 영향을 미치는 영양염류 및 기상정보를 제공하는 부영양화 모형(eutrophication model; water quality model), 기상모형(weather model)을 포함하고 있는 경우가 대부분이다. 모형수행에서 차지하는 계산 소요시간 측면에서 보면 흐름모형이 대부분을 차지하게 되는 경우가 빈번하며, 많은 생태모형 또는 적조모형이 흐름모형을 기본적으로 포함하여 개발되고 있는 경우가 빈번하다(Glover et al., 2011; Mann & Lazier, 2006; Martin & McCutcheon, 1999). 그러나 적조모형은 적조생물이 중심이기 때문에 적조 생물을 대상으로 하여 오차분석 및 모형 분류가 수행되어야 한다. 흐름모형(또는 해수유동 모형)이나 환경인자 예측모형에 의하여 좌우되는 적조모형은 적조모형이 보조적인 모형이 되기 때문에 적조모형에서 분리하는 것이 적절하다. 흐름모형은 적조이동 및 확산에 중요한 영향을 미치고 있으나, 적조모형과는 명확하게 구분된다. 적조모형의 관점에서는 중요한 수리학적 입력 자료(hydraulic input data)를 제공하는 지원 모형으로 간주되어야 한다. 흐름모형은 부유생활을 하는 적조생물의 이동 및 확산양상 예측에 필수적인 모형이지만, 적조모형은 물리적인 이동, 확산과 더불어 생물학적인 성장, 소멸과정을 모두 포함하기 때문에 해수유동 모형은 적조예측을 위한 필수적인 모형이다. 그러나 본 연구에서는 적조생물의 성장, 소멸과 관련된 생물학적인 영향에 중점을 두어 적조모형에 대한 구분, 특성분석 및 오차평가 기

Table 1. Types and characteristics of the algal bloom model

Model Types	Advantage	Disadvantage
One representative phytoplankton model or chlorophyll-a simulation model	<ul style="list-style-type: none"> - rich data set for the model calibration and validation - model parameter informations are relatively rich and diverse error evaluations can be carried out - overall variation pattern can be understand with ease 	<ul style="list-style-type: none"> - high probability of the excessive errors in case of the specific environmental conditions or species.
2-4 phytoplankton class models based on the size or functions	<ul style="list-style-type: none"> - detailed and more realistic simulation is possible 	<ul style="list-style-type: none"> - highly possible on the error propagation due to the parameter uncertainty - very poor data set for the model calibration and validation data sets.
Specific species simulation model.	<ul style="list-style-type: none"> - most accurate parameters can be used and more reliable model simulation is highly expected - error analysis using the monitoring data is possible because the data monitoring scopes are limited 	<ul style="list-style-type: none"> - limited only to the special and short-term periods
Dominant species or representative species simulation models	<ul style="list-style-type: none"> - most reliable and accurate model 	<ul style="list-style-type: none"> - very poor model calibration and validation data. - too many parameters should be estimated.

법 등을 논의하였다. 여기서 오차평가는 모형의 성능평가에 해당하는 핵심적인 부분으로, 성능평가에 대응하는 단어로 사용할 수 있다.

3. 적조 모형의 불확실성 인자

적조 모형에서는 생물을 전체 또는 몇 개의 그룹, 하나의 특정 생물종으로 모의하든 기본적으로 적조생물의 성장 및 소멸에 영향을 미치는 인자에 대한 정보입력이 요구된다(Table 2). 적조생물의 성장 및 소멸을 표현하는 지배방정식은 다음과 같이 식 (1)로 표현되며, 방정식에 포함되는 매개변수의 개수는 적조모형에서 모의하는 구분된 적조생물 종 또는 그룹의 수에 비례하여 증가하게 된다. 예를 들면, 식물플랑크톤을 하나의 인자로 간주하는 경우, 적조생물의 성장 및 소멸 등의 수치모의에 필요한 입력 자료가 약 20여개 정도 필요하다면, 3-4개의 적조생물 유형으로 구분하여 적조를 모의하는 모형의 경우에는 60-80여개의 입력정보가 요구되며, 특정 생물을 모의하는 경우에는 실질적으로 하나의 적조생물 인자를 모의하는 것과 같기 때문에 그 생물종에 대하여 특화된 입력 정보를 20여개 정도 입력하면 된다.

$$\frac{d[P]}{dt} = G_R[P] - D_R[P] - g_z[P][Z] \pm SS_p \quad (1)$$

여기서, $[P]$, $[Z]$ 는 각각 식물플랑크톤, 동물플랑크톤의 농도 또는 생체량(bio-mass) (mgC/L), G_R 은 조류의 성장률(1/day), D_R 은 조류의 소멸률(사망률, 호흡률, 분비율 등을 포함한 생체량 감소계수, 1/day), g_z 는 동물플랑크톤의 조류(식물플랑크톤) 섭식률(grazing rate, 1/day), SS_p 는 모형 계산 영역외부에서 유입되거나 외부로 유출되는 식물플랑크톤의 생체량(mgC/day/L)이다.

특정 생물종을 하나 지정하여 모의하는 경우, 식 (1)에 제시된 지배방정식에서 변수는 모두 특정 생물종에 대한 값으로 변환하면 된다. 식물플랑크톤을 몇개의 유형으로 분류하는 모형의 경우, 분류개수에 상응하는 동일한 형태이지만 반응계

수 및 매개변수의 수치가 다른 방정식이 추가된다. 예를 들어, 식물 플랑크톤을 n 개의 그룹으로 분류하여 모의하는 경우, 적조모형에 포함되는 지배방정식은 n 개가 되며, 다음과 같이 식 (2)로 표현되며, 첨자 i 는 i 번째 분류 유형의 적조생물을 대표하며, 동물플랑크톤의 섭식률도 동물플랑크톤이 특정 적조생물을 선호하거나 기피하는 경우를 수학적으로 고려할 수 있다.

$$\frac{d[P_i]}{dt} = G_{R_i}[P_i] - D_{R_i}[P_i] - g_{iz}[P_i][Z] \pm SS_{P_i}, \quad (2)$$

$$i = 1, 2, \dots, n$$

여기서, $[P_i]$ 는 i 번째 분류군에 포함되는 적조생물의 농도 (mgC/L)이며, G_{R_i} , D_{R_i} 는 각각 $[P_i]$ 적조생물의 성장률과 사멸률이며, g_{iz} 는 동물플랑크톤의 $[P_i]$ 적조생물에 대한 섭식률이 되며, SS_{P_i} 는 모형 계산 영역 외부에서 유입되거나 외부로 유출되는 $[P_i]$ 적조생물의 생체량(mgC/day/L)으로 계산경계에서의 유속과 적조생물의 농도를 이용하여 계산하기 때문에 정확한 흐름정보가 매우 중요하여, 대부분의 경우 흐름모형의 결과를 이용하거나 직접 흐름모형과 연계하여 계산한 결과를 사용한다. 그러나 적조생물이 부유생물이기 때문에 흐름에 의한 일방적인(one-way) 영향을 받는다고 가정하는 경우에는 미리 흐름모형을 이용한 유동장(flow filed) 계산결과를 저장하여 입력 자료로 활용하는 방법도 가능하고 효율적일 것으로 판단된다. 매개변수를 공동으로 사용하는 경우를 제외하면, 적조생물을 모의하기 위하여 필요한 매개변수는 적조생물의 개수(분류 개수)에 비례한다.

한편, 적조생물에 중점을 두는 경우, 적조생물의 성장 및 소멸에 관한 정보만을 입력하고 정확한 흐름정보가 가용하다고 하여도, 적조모형은 성장인자로 빛(광도, light intensity), 염분, 영양염류, 수온 등의 영향을 직접적으로 받기 때문에 영양염류(nutrients)를 포함한 환경인자와의 상호작용을 고려하여야 한다. 적조생물의 농도와 영양염류 농도는 흐름과는 달리 서로 영향을 미치기 때문에 적조모형을 통상적인 영양염

Table 2. Input data set of an ecological model

Main Input data	Description of the data	Estimation methods
Algal growth factors	Max. growth rate; growth limitation factors - light intensity, water temperature, salinity, nutrients (NH ₃ , NO ₃ , PO ₄ , SiO ₂ and so on) concentrations; growth rate curves (functions) parameters - temperature adjustment factors, half-saturation constants, optimal light intensity, turbidity(suspended solids), light-extinction coefficient.	The parameters should be estimated optimally using the reference values and available monitoring data sets.
Algal loss factors	Respiration rate, excretion/exudation rates, mortality rate; grazing rate by zooplankton, loss rate by the other marine organisms, biomass or individuals of the marine organisms.	The parameters should be estimated optimally using the reference values and available monitoring data sets.
External inflow-outflow factors	Flux and phytoplankton concentrations at the each model grid boundaries.	It is provided by the flow model and an algal bloom model (Estimation of the biomass-flux information)

Table 3. Input data estimation and uncertainty of an algal bloom model

Model input data	Estimation methods	Uncertainty
Control parameters	It depends on the computational model grids and simulation periods.	No uncertainty
Environmental input data	In general, available monitoring data sets are used. If it is not available, the data should be estimated using an empirical formulae or related sub-models.	Estimation error of the input data. It can not be reduced the improvement or modification of the algal bloom model.
Calibration parameters	It should be calibrated using the observed data sets or input the reference values provided in the articles and/or reports.	Uncertainty is proportional to the sensitivity and the quantitative estimation errors of the parameters

류 농도 예측모형(수질모형)을 포함하여야 하며, 동물 플랑크톤 등의 상위 포식자도 포함하여야 하기 때문에 생태모형도 포함하게 되어, 매우 복잡한 모형이 된다. 그 모든 인자에 대한 세부적인 입력 자료를 모두 언급하고 분석하는 것은 매우 중요하지만 본 연구의 범위를 벗어나기 때문에 본 연구에서는 적조생물 항목에만 중점을 두어 분석을 수행하였다.

적조모형 수행(run)을 위한 입력 자료는 적조생물에 성장-거동에 영향을 미치는 환경인자와 적조의 생물특성을 고려한 생물학적 인자 및 모형 내부구조를 제어하는 제어인자로 구분된다(Table 3). 적조모형을 포함하는 생태모형의 경우에도 불확실성의 근원을 모형의 구조 및 매개변수, 모델링에 사용하는 자료의 품질 및 자연현상에 대한 무지 등으로 구분한다(Li & Wu, 2006). 모형 내부구조를 제어하는 인자는 이론적으로 모형의 모의시간에 따른 계산결과(모형 수행을 위한 계산격자 정보 및 시간에 따라 변하지 않는 지형정보 등등)에는 영향을 미치지 않아야 하므로 불확실성은 없다고 간주할 수 있다. 환경인자는 관측이나 적절한 환경인자 추정 모형 또는 경험공식 등을 추정하여 입력하여야 하는 자료이기 때문에 적조모형의 구조를 아무리 개선하여도 불확실성이 제거되지 않는 인자이다. 반면 적조모형의 생물학적 인자는 적조생물의 생물학적 매개변수 및 환경요소의 반응매개변수, 적조생물 모의를 위한 요소모형의 매개변수 등으로 관측 자료를 이용하여 추정되는 계수이다. 관측 자료를 이용하여 추정하는 매개변수는 모형의 보정 과정에서 최적 추정되어야 하며, 모형의 검정과정을 통하여 정량적인 오차분석 결과를 바탕으로 성능평가를 수행한다. 정량적인 불확실성 분석이 이 부분에 해당하여 적조모형의 예측 수준평가 과정에서 반드시 확인하여야 하는 부분이다.

4. 모형의 성능평가 (정량적인 오차평가) 과정

모형은 어떤 목적을 달성하기 위한 하나의 도구이다. 도구도 중요하지만 도구를 적절하게 사용하는 것도 매우 중요하다. 적조모델도 모델이 할 수 있는 범위(한계)를 파악하는 과정이 필요하며 이를 모델링이라고 한다. 모델링은 모형의 성능평가 및 한계를 파악하는 과정으로 실제 모형을 이용하는 과정에서 반드시 수행되어야 한다. 모델링은 목표가 제시되는

경우, 그 목표달성을 위하여 전문가가 수행하는 부분이며, 모델링의 결과를 이용하는 현장종사자 및 정책결정자는 그 모델의 예측수준, 즉 예측결과에 대한 오차범위를 고려하여 대책이나 정책을 수립하여야 한다. 따라서 목표 달성을 위한 적절한 모형의 선택은 전문가의 영역이지 정책결정자의 영역이 아니다. 물론 모형의 결과가 정책결정 및 대안수립에 직접적으로 이용되기 때문에 정책결정자의 적극적인 참여는 중요하다. 적절한 모형이 없는 경우, 다소 시간이 소요되지만 적절한 모형을 개발하는 것도 전문가의 몫이다. 다소 추상적인 표현이 될 수도 있으나, 모델 선택기준은 목표를 달성할 수 있는 최적 모형을 선택하는 것이 바람직하다. 최적 모형은 경제적인 모형을 의미하며, 목적 달성이 가능하다면 가장 간단한 모형을 선택한다는 의미로 모델 구축(model building) 과정의 간결의 원리(principles of parsimony)에 해당한다(Box et al., 2008).

모형은 자연현상을 수식으로 표현하는 과정에서 어느 정도의 한계에 도달하기 때문에 기본적인 가정(assumptions) 또는 근사화(approximation) 과정을 포함하므로 항상 한계를 고려하여 활용하여야 한다. 이 한계를 모르는 경우 모델이 예측한 결과를 어느 정도 신뢰하여야 하는지를 알 수 없기 때문에 이론적으로는 어떠한 대책도 수립할 수 없다. 따라서 이러한 모델의 예측오차, 신뢰수준 또는 불확실성 평가 등을 위한 과정은 다음 Fig. 1과 같은 절차를 따라 수행하는 것이 바람직하다(Jorgensen & Bendorocchio, 2001; Eykhoff, 1974; Beck, 1983). 물론 다른 상황이나 자료 수준에 따라 다른 절차를 따라도 된다. 그러나 어느 절차를 따르든 할지라도 모델의 정량적인 예측 오차는 반드시 도출되어야 하는 필수적인 정보이다. 한편 검증(verification) 및 검정(validation) 등의 용어는 유사한 의미로 혼용되는 경우도 있으나, 본 연구에서는 검증이라는 단어는 정성적인 오차평가 과정으로 제한하여 사용하고자 하며, 검정이라는 용어는 통계적인 검정(test)과는 개념적인 차이가 있는 정량적인 오차평가과정으로 구분한다.

오차 평가과정에서는 오차를 평가할 수 있는 기준으로 ‘참값’ 또는 그에 버금가는 기준이 되는 ‘참고수치’가 필요하다. 아주 단순한 조건에서는 이론적인 참값이 존재할 수도 있지만, 현실적인 문제해결을 위한 예측 과정에서는 참값으로 간주되는 것이 관측 자료이다. 관측 자료는 기본적으로 모형의 오차분석에 앞서서 관측오차 및 표본의 신뢰구간에 대한 분석

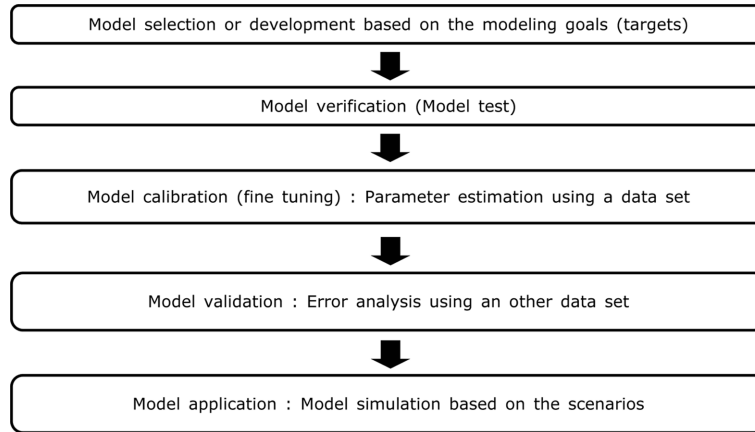


Fig. 1. General model evaluation process.

이 수행되어야 한다. 관측오차가 가지는 오차나 오차범위 또는 관측빈도에 의한 규명할 수 있는 현상의 시간적·공간적인 해상도에 따른 오차분석은 본 연구범위를 벗어나기 때문에 관측 자료를 기준이 되는 참값으로 가정하여 일반적인 모형 또는 적조모형의 오차평가과정을 다음과 같이 제시하였다(Fig. 1).

4.1 모형의 검증(coarse tuning, verification)에 의한 오차평가

이 과정은 적조모형이 일반적으로 알려진 법칙을 따르고 있는가를 정성적으로 평가하는 단계이다. 예를 들면, 수온이 증가하는 경우 적조생물의 성장계수는 증가하는가? 영양염류가 풍부한 경우 적조생물의 성장계수는 증가하는가? 최적 조건을 벗어나는 경우, 적조 성장계수는 감소하는가? 동물플랑크톤의 섭식률이 증가하는 경우 식물플랑크톤 농도는 감소하는가? 등등 모형의 기본적인 구조가 제대로(예상대로) 작동하고 있는가를 평가하는 과정이다. 적조모형은 적조 관련 인자를 추가할수록 복잡해지기 때문에 모델 내부에 구조적인 오차 또는 적용범위의 한계에 따른 오차가 존재할 수 있다. 이 과정의 평가과정은 기준이 되는 관측자료 없이 다양한 입력 자료의 변화에 의한 모의 항목의 변화 양상을 파악하는 민감도 분석과정에 포함할 수도 있다. 이 과정에서는 정량적인 민감도 계수 등의 수치변화를 분석하여 모형의 결과를 좌우하는 우세한 매개변수(민감한 매개변수)를 파악하는 것도 중요하며, 계수의 부호변화를 이용하여 모형의 구조적인 오차를 평가하는 단계이다.

4.2 모형의 보정(fine tuning)에 의한 오차평가

모형의 보정과정은 일반적으로 참값으로 간주되는 관측 자료를 이용하여 관측 자료에 가장 근접한 계산결과(예를 들어, 계산 자료와 관측 자료의 차이로 정의되는 오차의 제곱합 또는 절대편차를 최소화하는 조건)를 제시하게 하는 입력 매개변수의 값을 추정하는 과정이다. 추정하는 입력 매개변수는 보정 매개변수라고도 하며, 일반적으로 일정한 범위의 값으로 제시되거나 확정된 정보가 없는 경우 문헌(Bowie et al., 1985)이나 관련 연구결과 등을 참고하여 초기 수치를 입력하

고 그 값을 변화시켜가며 관측 자료에 가장 근접한 결과를 제시하는 수치를 사용하게 되며, 이 경우 관측 자료와 계산결과의 오차는 보정오차라고 한다. 보정오차는 개념적으로는 현재 사용하는 적조모형의 구조를 이용하여 저감할 수 있는 최소 오차에 해당한다. 보정 매개변수가 최적으로 추정된 경우, 적조모형의 구조적인 변경-개선-보완 없이는 더 이상의 오차절감은 불가능하다. 그러나 이 오차는 가능한 최소 오차이기 때문에 실질적인 문제 적용과정에서 발생하는 오차와는 차이가 있다. 모형의 보정과정에서 최적 매개변수를 추정하는 과정은 수학적으로 최적화(optimization) 문제에 해당되기 때문에 수렴된 해를 구하기 위해서는 다양한 추정방법이 제안되고 있으나, 반복기법이 사용되는 경우가 일반적이기 때문에 과도한 시간이 소요될 수 있다. 최적 매개변수 추정을 위한 최적화 문제는 목적함수에 따라 차이가 있으나, 일반적인 목적함수를 오차의 제곱합(error sum of squares)으로 사용하는 경우 비선형 최적화 문제가 되며, 다음 식 (3)과 같이 매개변수의 함수로 표현된다.

$$\min \sum_{k=1}^{N_s} \{ [P]_{k,com} - [P]_{k,obs} \}^2 \quad (3)$$

여기서, $[P]_{k,com}$ 는 k 조건(시간 또는 계산영역의 내부 지점을 표현)에 해당하는 계산결과이며, $[P]_{k,obs}$ 는 k 조건(시간 또는 계산영역의 내부 지점을 표현, N_s 는 관측 자료의 개수)에 해당하는 관측 자료이다. 실질적으로 모형의 계산결과는 계산영역 내부의 모든 지점과 모든 시간에 대하여 산출되는 방대한 자료이기 때문에, 관측 자료의 시간과 지점에 대한 자료만을 추출하여 오차를 분석하게 된다. 여기서, $[P]_{k,com} = f(R_{p_i})$ 로 모형의 추정 매개변수(R_{p_i} , $i = 1, 2, \dots, m$)의 함수로 매개변수의 개수는 m 개가 된다. 식 (3)을 만족하는 R_{p_i} 정보세트가 최적 추정된 매개변수이다.

모형의 보정과정에서의 오차평가는 충분한 환경-생태 변화 범위를 차지하는 관측 자료를 이용하여 매개변수를 추정하고 오차평가를 수행하는 것이 바람직하다. 환경-생태변화가 일반적으로 1년 정도의 시간적인 변화양상을 가진다고 가정하는

경우, 최소 1년 또는 2-3년 이상의 관측 자료를 이용하여 모형의 오차평가를 수행하여야 하며, 오차평가 결과로 제사되는 정보는 최적 추정된 매개변수와 정량적인 절대오차 또는 상대오차이다. 적조모형의 오차평가에 필요한 최소한의 기간은 적조의 발생양상으로부터 대략 1년 정도로 판단할 수 있으나, 매년 발생하는 적조의 원인생물이나 양상이 다르기 때문에 오차평가를 위한 관측 자료는 ‘다다익선’이다.

4.3 모형의 검정(tuning test - blind test, validation)에 의한 오차평가

모형의 검정과정은 모형의 보정과정에 의한 오차평가로 간주하여 생략하는 경우가 빈번하나 기본적으로 개념적인 오류이다. 모형의 검정과정은 최적 매개변수의 추정과정이 포함되지 않고, 최적 추정된 매개변수를 이용하여 매개변수 추정과정(모형 보정과정)에서 사용하지 않은 또는 전혀 무관한 독립적인 관측 자료를 이용하여 모형의 예측 성능을 평가하는 과정으로, 가장 큰 의미가 있는 정량적인 오차평가 과정이다. 적조 모형의 구조적인 설명과 모형의 보정 과정에서 수행되는 최적 매개변수 추정과정 등의 노력에 비교하면 모형의 검정과정은 비교적 간단하다. 모형의 오차평가를 위하여 준비된 독립적인 관측 자료를 이용하여 적조 모형의 계산결과와 비교하여 오차 평가 및 분석만을 수행하면 된다. 여기서 적조모형의 모의조건은 보정과정에서 최적 추정된 매개변수는 고정하여야 하며, 비교하고자 하는 외부 환경조건의 변화만을 고려하여야 한다. 모형의 검정에 사용되는 자료도 최소 1년 또는 2-3년 이상의 관측 자료로 바람직하다. 가장 이상적인 모형의 검정 자료는 미래에 관측되어 축적될 것으로 예상되는 자료이다.

이러한 검정과정을 거쳐 적조 모형의 정량적인 오차를 분석하고, 이 오차가 환경관리 및 생태관리 대책 수립을 위한 허용 오차범위(어떤 생태환경관리나 정책추진을 위하여 미리 설정할 필요가 있는 기준)를 만족하는 경우 실질적으로 적용이 가능한 모형이 된다. 오차가 허용 가능한 범위를 벗어나는 경우에는 모형의 구조적인 개선이 필요하기 때문에 기존의 적조모형을 개선하는 작업이 피드백과정(feedback)으로 수행되어야 한다. 뚜렷한 오차개선이 곤란한 경우에는, 검정과정에서의 오차는 불가피한 오차로 인식하고, 그로 인한 오차범위를 감안한 연안 환경-생태관리 대책 등이 수립되어야 한다. 허용 오차범위는 적조모형이나 생태모형이 가지고 있는 현재 수준의 오차수준을 감안하여 결정하여야 하며, 모형의 개선을 통한 오차 절감이 한계에 도달하는 경우에는 허용 오차를 그 보다 큰 수준으로 조정하여야 한다. 현재의 과학 수준으로 할 수 없는 수준을 요구할 수는 없다. 이 단계의 오차평가 과정은 현재의 가용한 자료수준 및 기술수준에서의 허용오차를 파악하는 과정이다.

이러한 단계를 거쳐 모형의 예측오차가 파악되는 경우, 모형의 적용과정에서는 이러한 예측오차를 감안하여 예측결과를 해석하여야 한다. 물론 미래 또는 가상의 조건에서 적조

이동경로 등을 예측하는 하는 경우 시나리오 또는 가상의 조건 자체도 비현실적일 수 있기 때문에 이러한 가상조건은 현실적인 접근이 필요할 것으로 판단된다. 적조모형의 실제 문제에서의 적용은 모형의 검정과정을 거친 후에 수행되는 것이 바람직하다. 모형의 적용과정에서의 오차는 가상조건 또는 미래 환경 조건 등도 예측하여 계산하기 때문에 개념적으로는 최대의 오차가 발생하게 된다. 이 과정은 오차의 발생요인에 대한 정량적인 비교를 통하여 오차 절감을 위한 우선순위를 설정하고, 모형의 구조적인 개선을 위한 오차 절감 정도를 파악하는 과정에 도움을 준다. 그러나 적조 관측자료(적조생물의 농도 또는 개체정보)는 그 시점에서의 기상상황 및 해황에 따라 시시각각으로 변하기 때문에 관측정보가 가지는 변동성분의 영향이 크게 나타난다. 따라서 일반적인 역학모형(mechanical model)에 해당하는 흐름 모형 등에 비하여 오차가 매우 크게 나타나는 한계가 있다.

5. 결론 및 제언

적조모형 또는 적조생물 항목을 포함한 생태모형을 분류하는 기준은 모형에서 모의하는 적조생물 항목의 구분·처리 방법이다. 대부분의 적조 모형이 특정 생물만을 모의하거나, 2-3개의 분류유형으로 구분하여 모의하거나 식물플랑크톤이라는 하나의 인자로 간주하여 모의하는 모형으로 구분되며, 대부분의 적조-생태모형이 이 범주에 포함된다. 적조모형의 내부구조를 표현하는 지배방정식은 대부분의 모형이 식 (1), (2) 형태로 표현되기 때문에 내부구조는 매우 유사하다. 또한 수치기법도 중요하고 모형의 차이를 결정하는 요소이지만, 적조모형만의 문제가 아니라 적조모형의 지배방정식의 골격을 차지하는 운송방정식(transport equation)과 관련된 문제이기 때문에 본 연구에서의 검토 및 비교·평가는 생략하였다.

적조모형을 포함한 다양한 생태모형 또는 환경변화 예측 모형은 어느 정도의 불가피한 불확실한 인자의 영향 때문에 오차를 가지고 있다. 따라서 정량적인 오차평가는 현실적인 문제해결에 모형을 활용하는 경우 필수적인 항목이다. 수치모형은 주어진 조건에서 예측결과를 제시하기 때문에 그 예측결과가 어느 정도의 오차범위를 가지는지를 알 수 없다면 과학적인 판단범위를 벗어난다고 할 수 있다.

모형도 생물과 같이 진화과정을 거쳐야 하는 도구로 간주하는 경우, 모형의 보정에 의한 최적 매개변수 추정, 모형의 검정과정을 통한 정량적인 오차분석, 미래조건에 대한 모형의 예측성능 평가, 모형이 현재 가지고 있는 오차 절감을 위한 모형의 구조적인 개선(최신 연구 성과를 이용하여 반영)하는 과정이 일련의 고리처럼 연결되어 지속적으로 진행되어야 한다.

가장 바람직한 모형은 유명한 모형이나 복잡한 모형이 아니라 모형의 한계 및 오차범위가 명확하게 제시되어 있는 모형이다. 이러한 오차범위 및 한계를 감안하여 모형을 이용하여야 한다. 모형은 도구이기 때문에 도구의 특성을 감안하여

가장 적절하게 사용하는 경우 가장 효율적인 더불어 효과적 인 결과를 제시할 수 있다.

감사의 글

본 논문은 2014년 해양수산부의 재원으로 한국해양과학기술진흥원의 지원을 받아 수행된 연구(운용해양(해양예보)시스템 연구 (2단계)-PM58331)입니다. 연구비 지원에 감사드립니다.

References

- Baretta, J.W., W. Ebenhoh, and P. Ruardij. 1995. The European regional seas ecosystem model, a complex marine ecosystem model, *Netherlands Journal of Sea Research*, 33(3/4): 233-246.
- Beck, M.B. 1983. Uncertainty, system identification, and the prediction of water quality, 3-68, *Uncertainty and Forecasting of Water Quality* (Editors : Beck, M.B. and van Straten, G.)
- Blauw, A.N., H.F.J. Los, M. Bokhorst, and P.L.A. Erfemeijer. 2009. GEM: a general ecological model for estuaries and coastal waters, *Hydrobiologia*, 618: 175-198.
- Box, G.E.P., G.M. Jenkins, and G.C. Reinsel. 2008. Time Series Analysis, Forecasting and Control, Fourth Edition, Sec. 1.3, John Wiley & Sons.
- Bowie, G.L., W.B. Mills, D.B. Porcella, C.L. Campbell, J.R. Pagenkopf, G.L. Rupp, K.M. Johnson, P.W.H. Chan, S.A. Gherini, C.E. Chamberlin, and B.O. Barnwell. 1985. *Rates, Constants, and Kinetics Formulations in Surface Water Quality Modeling*, Second Edition, Environmental Research Lab., EPA/600/3-85/040. US. EPA.
- Castellani, M., R. Rosland, A. Uritzberea, and O. Fiksen. 2013. A mass-balance pelagic ecosystem model with size-structured behaviourally adaptive zooplankton and fish, *Ecological Modelling*, 251: 54-63.
- Cho, B.J., H.Y. Cho, and S. Kim, 2014. 8. Outlier detection and treatment for the conversion of chemical oxygen demand to total organic carbon, *Korean Society of Coastal and Ocean Engineers*, 26(4): (in Korean)
- Dowd, M. 2006. A sequential Monte Carlo approach for marine ecological prediction, *Environmetrics*, 17: 435-455.
- Edwards, A.M., and J. Brindley. 1996. Oscillatory behaviour in a three-component plankton population model, *Dynamics and Stability of Systems*, 11(4): 347-370.
- Eykhoff, P. 1974. *System Identification, Parameter and State Estimation*, Chap. 1, John Wiley & Sons.
- Franks, P.J.S. 2002. NPZ models of plankton dynamics: Their construction, coupling to physics, and application, Review, *J. of Oceanography*, 58: 379-387.
- Glover, D.M., W.J. Jenkins, and S.C. Doney. 2011. *Modeling Methods for Marine Science*, Cambridge University Press.
- Hai, D-N, N-N. Lam, and J.W. Dippner. 2010. Development of *Phaeocystis globosa* blooms in the upwelling water of the South Central coast of Viet Nam, *J. of Marine Systems*, 83(3-4): 253-262.
- Jorgensen, S.E., and G. Bendoricchio. 2001. *Fundamentals of Ecological Modeling*, Third Edition, Chap. 2, Elsevier.
- Kawamiya, M., M. Kishi, Y. Yamanake, and N. Sugihohara. 1995. An ecological-physical coupled model applied to Station Para, *J. of Oceanography*, 51: 635-664.
- Kishi, M.J., S. Ito, B. Megrey, K.A. Rose, and F.E. Werner. 2011. A review of the NEMURO and NEMURO.FISH models and their application to marine ecosystem investigations, Review, *J. of Oceanography*, 67:3-16.
- Lee, D.I., J-M. Choi, Y-G Lee, M-O. Lee, W-C. Lee, and J-K. Kim. 2008. Coastal environmental assessment and management by ecological simulation in Yeolja Bay, Korea, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 80: 495-508.
- Lenes, J.M., J.J. Wlask, and B.P. Darrow. 2013. Simulating cell death in the termination of *Karenia brevis* blooms: implications for predicting aerosol toxicity vectors to humans, *Marine Ecology Progress Series*, 493: 71-81.
- Li, H. and J. Wu. 2006. Uncertainty analysis in ecological studies: An overview, 45-66, *Scaling and Uncertainty Analysis in Ecology: Methods and Applications* (Editors: Wu, J., Jones, K.B., Li, H. and Loucks, O.L.). Springer.
- Mandal, S., S. Ray, and P.B. Ghosh. 2012. Modeling nutrient (dissolved inorganic nitrogen) and plankton dynamics at Sagar Island of Hooghly-Malta estuarine system, West Bengal, India, *Natural Resource Modeling*, 25(4): 629-652.
- Mann, K.H., and J.R.N. Lazier. 2006. *Dynamics of Marine Ecosystems, Biological-Physical Interactions in the Oceans*, Third Edition, Blackwell Pub.
- Martin, J.L., and S.C. McCutcheon. 1999. *Hydrodynamics and Transport for Water Quality Modeling*, Part IV, Lewis Publishers.
- National Fisheries Research and Development Institute, 2002. Handbook of Marine Harmful Algal Blooms in Korean Waters. (in Korean)
- Robson, B.J., and D.P. Hamilton. 2004. Three-dimensional modeling of a *Microcystis* bloom event in the Swan River estuary, Western Australia, *Ecological Modeling*, 174: 203-222
- Son, J.W., Y.C., Park, and H.J. Lee. 2003. Characteristics of Total Organic Carbon and Chemical Oxygen demand in the Coastal Waters of Korea, *The Sea, J. of the Korean Society of Oceanography*, 8(3):317-326 (in Korean).
- Sun, K., Z. Qiu, Y. He, and B. Yin. 2014. Nutrient-controlled growth of *Skeletonema costatum*: an applied model, *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, 32(3): 608-625.
- Velo-Suarez, L., B. Reguera, S. Gonzalez-Gil, M. Lunven, P. Lazure, E. Nezan, and P. Gentien. 2010. Application of a 3D Lagrangian model to explain the decline of a *Dinophysis acuminata* bloom in the Bay of Biscay, *J. of Marine Systems*, 83(3-4): 242-252.

Received 26 November, 2014

Revised 26 December, 2014

Accepted 29 December, 2014