

# 연안유역관리를 위한 해양환경수용력 평가모델의 활용 개선방안

## Utilization of Marine Environmental Carrying Capacity Models as a Tool for Integrated Coastal Management

임효혁\* · 강대석\*\* · 남정호\*\*\*

Im, Hyo Hyuc · Kang, Dae Seok · Nam, Jung Ho

---

### 〈목 차〉

---

- I. 서 론
  - II. 연안유역관리체제의 개념 및 환경수용력 평가의 필요성
  - III. 환경수용력 평가를 위한 해양수질모델 활용현황
  - IV. 해양수질모델의 세대별 성과와 한계
  - V. 해양환경수용력 평가모델 적용 사례 분석
  - VI. 해양환경수용력 평가모델 운영 개선방향
  - VII. 결 론
- 

**Abstract**: Management of the marine environment toward sustainable utilization of marine resources now calls for a broader perspective which takes into account watershed areas that drain into the coastal seas as well as the marine environment itself. This integrated approach is ever more urgent to protect marine environment from the land-based activities which continue to be the major cause of coastal water pollution and habitat degradation.

Carrying capacity was introduced as a concept to unify the marine environment and land-based activities into an integrated management framework. Marine environmental carrying capacity could set the limit on the amount of pollutants input from land-based activities. In this respect, the carrying capacity means the maximum allowable pollutants

---

\* (주)한국해양과학기술 연구원

\*\* 한국해양수산개발원 책임연구원

\*\*\* 한국해양수산개발원 책임연구원

input under a given management goal that does not impair the productivity and integrity of the marine ecosystem. The concept of marine environmental carrying capacity could provide a very powerful scientific tool in rational decision-making models based on cooperation and collaboration of stakeholders regarding integrated coastal management.

Water quality models are a dynamic tool that estimates the carrying capacity of the marine environment. Review of those models used for the simulation of marine systems in Korea can be classified into three groups based on their complexity, number of state variables included in the models, and whether impacts of water temperature variation on the dynamics of pollutants included in the models : the first generation model(hydrodynamic models), second generation model(WASP, EUTRP2), and the third generation model(HEM3D, COHERENS). EUTRP2, the second generation model, was the main model which was used to estimate carrying capacity of the Korean coastal seas.

Besides the models' inherent limitations in simulating water quality and estimating carrying capacity of the marine environment, water quality models have also faced operational problems such as lack of sufficient and accurate 'input' data on boundary conditions, water quality data, pollutants loading rates, and so on. In many cases, verification and validation of the models have been done without the representative data of coastal areas under investigation. Enough care was not given to conservative parameters such as salinity and temperature in assessing the performance of the models.

For the water quality models to provide accurate estimations of the marine environmental carrying capacity, efforts are needed for the selection of appropriate models, guidelines for model operation, sufficient data on pollutants loading rates, integration of river and marine monitoring systems, designation of a responsible agency for managing activities related to the estimation and application of marine environmental carrying capacity. Amendments to related laws are also required for the concept of marine environmental carrying capacity to better contribute to integrated coastal management.

**Keywords** : carrying capacity, water quality model, watershed, integrated management, coastal areas

## I. 서 론

해양환경개선과 생태계 보호를 위한 국제사회의 전략적 방향은 1992년 리우회의에서 채택된 ‘의제21(Agenda 21)’과 2002년 지속가능발전 세계 정상회의(World Summit on Sustainable Development)에서 마련된 ‘이행계획(Plan of Implementation)’을 통해 제시되고 있다. 이 중 사전예방적 접근(precautionary approach)과 통합관리(integrated management)는 연안환경과 자원을 지속가능한 방식으로 이용하기 위한 국제사회의 합의이자 이정표라 할 수 있다. 연안과 해양의 지속가능한 발전을 크게 위협하는 요소 중 하나는 육상기인오염물질의 해양유입 및 육상활동에 의한 환경오염과 생태계 훼손으로 알려져 있다(GESAMP, 1990<sup>1)</sup>; Kutting, 1994; Antunes and Santos, 1999; Melvasalo, 2000). 이에 따라 리우회의 이후 국제사회는 육상기인오염원을 사전예방적·통합적 접근방법에 기반하여 관리하기 위한 노력을 진행시켜 왔다. 1995년 워싱턴 회의를 통해 채택된 ‘육상활동으로부터 해양환경보호를 위한 범지구실천계획(GPA)<sup>2)</sup>’은 이러한 노력이 범지구적 차원에서 가시화된 첫 사례라 할 수 있다.

한편, 이러한 국제사회의 노력이 가시화되기 이전에 연안 환경·자원 관리 선진국과 UNEP의 지역해프로그램(Regional Seas Programme)은 1970년대부터 해양환경보호의 관점에서 육상기인오염원을 관리할 수 있는 정책과 제도를 개발하여 시행해오고 있는데, 미국의 전국오염물질 배출저감시스템(National Pollution Discharge Elimination System, NPDES), 일본의 총량규제, 육상활동으로부터 해양환경보호를 위한 의정서(LBA Protocol<sup>3)</sup>) 등은 국제사회의 합의를 도출하는 데 중요한 역

- 
- 1) GESAMP(IMO/FAO/UNESCO-IOC/WMO/WHO/IAEA/UN/UNEP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection)는 해양환경에 영향을 미치는 오염원의 77%가 육상(하천, 대기 포함)기인이라는 사실을 보고하였음.
  - 2) Global Programme of Action for the Protection of the Marine Environment from Land-based Activities
  - 3) 1980년 지중해관리프로그램이 이 의정서를 채택·시행한 이후 17개의 지역해 프로그램 중 5개의 지역해 프로그램이 이 의정서(Protocol for the Protection of the Marine Environment from Land-Based Activities)를 채택하였음.

할을 수행한 것으로 평가할 수 있다. 특히 미국은 1991년 청정수질법(Clean Water Act)의 개정을 통해 수계내 점·비점오염원과 해양수질을 통합관리할 수 있는 유역관리체제를 시행하고 있다.

우리나라의 해양환경관리는 1995년 발생한 대규모 유해성 적조와 유류유출사고 이후 해양오염방지5개년계획이 정부부처 합동으로 수립되면서 전환점을 맞게 되었다. 하지만 1996년 해양오염방지5개년계획이 가지고 있었던 ‘부처간 협력의 틀 마련’이라는 성과에도 불구하고, ‘사전 예방적 접근’과 ‘통합관리’는 관리체제에 수용되지 못하였다. 이러한 한계는 2001년 수립되어 시행 중에 있는 ‘해양환경보전종합계획’에서도 극복되지 못하였는데, 여전히 육상-해양의 이원화와 사후처리 중심의 환경관리방식이 유지되고 있는 것으로 나타났다(남정호 등, 2002; 이창희 등, 2002<sup>4)</sup>; 해양수산부, 2002a<sup>5)</sup>; 남정호·강대석, 2003).

해양수산부는 이러한 문제점을 해결하기 위하여 1999년 해양오염방지법을 개정하여 환경관리해역제도를 신설하고, 해역별 관리기본계획을 수립하는 과정에서 관리전략으로 연안유역관리체제<sup>6)</sup>를 도입하였다(해양수산부, 1999; 2001a; 2002a; 2002b). 해양환경수용력(marine environmental carrying capacity)의 산정과 해역관리목표에 근거하여 육상기인오염물질 유입량의 삭감범위를 도출하는 것은 해양공간과 육지공간의 통합관리라는 유역관리의 기본방향에 토대를 둔 정책수단이라 할 수 있다. 그러나 이러한 형태의 유역관리가 실현되기 위해서는 과학적 불확실성(scientific uncertainty)을 최소화하고, 유입량 삭감과 육지부 이용·개발 밀도의 조정과정에서 발생할 수 있는 이해상충이 원활하게 해결될 수 있도록 가장 과학적인 방식으로(state-of-the-art) 환경수용력이 산정되어야 한다.

본 연구는 지금까지 정부와 전문 연구자들에 의해 도입의 필요성이 제기되어 온 연안유역관리체제의 한 축을 구성하는 환경수용력(environmental carrying capacity) 산정과 관련한 국내의 연구사례를 통해 기술

4) 이창희·이병국·유혜진·강대석·남정호, 「통합적 환경관리를 위한 연안수질 관리체제 개선방안」, 한국환경정책·평가연구원, 2002, pp.57~70.

5) 해양수산부, 「환경관리해역 환경개선연구(Ⅱ)」, 2002, pp.142~145.

6) 연안유역관리체제의 개념과 특징, 환경수용력의 개념은 제2장에 기술되어 있음.

수준을 평가하고, 보다 과학적인 해양환경관리를 구현하기 위한 환경수용력 산정 모델의 개선방안 제시를 목적으로 하고 있다. 이 연구는 크게 ‘연안유역관리체제에서 환경수용력평가의 필요성’, ‘해양환경수용력평가를 위한 수질모델의 활용현황’, ‘해양수질모델의 성과와 한계’, ‘해양환경수용력평가 사례 분석’, ‘해양수질모델 운영 개선방향’ 등 5개 부문으로 구성되어 있다.

## II. 연안유역관리체제의 개념 및 환경수용력 평가의 필요성

### 1. 연안유역관리체제의 개념과 특징

해양환경개선과 생태계 보호를 위한 정부의 정책적 관심과 예산투자는 1996년 종합해양행정체제 구현을 표방하는 해양수산부의 출범을 기점으로 제고되었으며, 이로 인해 해양환경과 생태계보호와 관련된 법률의 제·개정이 이루어졌다.<sup>7)</sup> 법률의 제·개정과 함께 관리체제 선진화를 위한 연구와 조사가 활성화되었고, 연구보고서와 논문을 통해서 우리나라 해양환경관리 문제점과 개선방안 등이 제시되었다(남정호, 1999 ; 해양수산부, 1999 ; Nam et al, 2001 ; Lee et al, 2002 ; 해양수산부, 2002a ; 남정호 등, 2002 ; Kang and Nam, 2002 ; 이창희 등, 2002 ; 남정호·강대석, 2003).

<표-1>은 해양수산부(1999, 2002a), 남정호 등(2002), 이창희 등(2002)의 연구를 토대로 작성되었는데, 다양하게 제시된 우리나라 해양환경관리 문제점은 결국 ‘통합관리의 부재’에서 기인하는 것으로 판단할 수 있다. 남정호 등(2002)은 통합관리의 대상을 ‘관리주체, 관리공간, 관련 법제도, 과학과 정책결정, 계층과 세대’ 등 5개로 제시하였는데, 통합관리의 대상 중 육상과 해양으로 관리공간이 이원화되어 있는 상황에서

7) 연안관리법과 습지보전법이 제정되었으며, 해양오염방지법·공유수면매립법·공유수면관리법이 개정되었음.

‘관리주체, 관련 법제도’의 통합은 공간통합과정에 종속될 수밖에 없다. 따라서 연안해역 환경관리에서 핵심이 되는 공간통합은 결국 환경수용력을 고려한 육상기인오염원관리와 육지부 이용·개발의 조정 메커니즘이 구축되는 과정에서 실현될 수 있다. 이는 서론에서 기술한 바와 같이 연안유역관리의 기본개념이 반영된 것으로, 연안유역관리의 개념은 ‘연안해역과 육역을 하나의 관리단위인 단위 유역으로 설정하고, 이 유역내의 환경과 자원을 지속가능한 방식으로 이용하기 위해 관련 법제도,

〈표-1〉 우리나라 해양환경관리 문제점

구 분	관리 문제점
해양수산부 (1999)	<ul style="list-style-type: none"> <li>○ 해역환경개선을 위한 실효성있는 관리계획 수립·시행의 부재</li> <li>○ 육상기인오염부하의 효율적 저감을 위한 연안유역관리체제 부재</li> <li>○ 해역환경문제의 체계적 이해를 위한 과학조사 및 환경감시체제 미약</li> <li>○ 연안유역 및 해역의 통합관리를 위한 기관간 협조체계 구축 미약</li> <li>○ 이해당사자와의 상충문제 해결을 위한 관리전략 부재</li> </ul>
남정호 등(2002)	<ul style="list-style-type: none"> <li>○ 육상수질중심의 배출규제</li> <li>○ 사후처리중심의 환경관리</li> <li>○ 유역통합관리의 부재</li> <li>○ 종합적인 환경질 보호·개선 관점의 부재</li> <li>○ 해양환경관리 전략 부재</li> <li>○ 하천과 해양환경관리의 통합조정체계 부재</li> </ul>
해양수산부 (2002a)	<ul style="list-style-type: none"> <li>○ 해양환경관리체제 정비에도 불구하고 통합관리체제 구축정도 미흡</li> <li>○ 해양환경보전을 위한 투자확대 및 운영체제 개선 필요</li> <li>○ 과학조사에 기반한 해양환경관리체제 구축 미흡</li> <li>○ 사후관리 중심의 환경오염개선대책 추진</li> </ul>
이창희 등(2002)	<ul style="list-style-type: none"> <li>○ 지역특성을 고려한 관리 미흡</li> <li>○ 육상중심의 수질관리</li> <li>○ 연안환경관리의 통합성 미흡</li> <li>○ 종합적인 환경질 개선 관점의 부재</li> </ul>

과학과 의사결정, 세대 등 무형의 요소를 통합관리하는 체제'로 정의할 수 있다. 이러한 연안유역관리의 개념은 하천과 하천의 수계를 통합관리하는 유역관리의 개념<sup>8)</sup>이 연안지역에 적용함으로써 도출되었다. 따라서 연안유역관리체제가 우리나라 해양환경관리에 도입되면 현재 행정구역과 행정기관별 역할을 중심으로 구분되어 있는 관리범위는 만 또는 해역을 중심으로 다시 설정되어야 하며, 이 과정에서 현행 관리체제의 개선은 불가피할 것이다.

US EPA(1999)와 Cobourn(1999)은 이러한 통합관리에 근거하여 수행되는 유역관리의 특징을 제시하였는데, 이를 정리하면 다음과 같다.

- ▷ 단일 현안의 집중관리가 아닌 다양한 현안의 종합관리
- ▷ 거대한 계획을 통한 문제점의 일시적 해결이 아닌 지속적이고 점진적 해결
- ▷ 정부간(연방정부, 주정부, 지방정부), 정부내 관련부처간 조정과 협력강화
- ▷ 다양한 학문분야의 연구결과·자료·정보의 활용과 이해당사자의 참여를 통한 의사결정
- ▷ 사업추진시 관련기관간 합리적인 비용분담과 비용-효과성 제고
- ▷ 지역주민을 포함한 이해당사자에 대한 지속적인 교육과 홍보
- ▷ 유역관리 이해당사자들에 의한 관리비전·목표의 개발과 공유
- ▷ 유역관리의 효과 평가 및 반영

## 2. 해양환경수용력의 개념 도출

연안유역관리에서 해양환경수용력 산정의 중요성을 이해하기 위해서는 환경수용력의 개념에 대한 이해가 선행되어야 한다. 개체군생태학에서 유래한 환경수용력이라는 용어는 '주어진 환경이 유지할 수 있는 어

8) 이창희 등(1999)은 유역관리체제를 '유역 내의 물, 토지, 식생, 기타 자연자원의 균형적인 이용과 보전을 통해 자원의 지속성을 유지하기 위한 통합적이고 반복적인 결정절차 및 활동방법'으로 정의하였음(이창희·이병국·최지용·김은정, 「물자원의 효율적 이용을 위한 유역관리방안」, 한국환경정책평가연구원, 1999, pp. 8~14.).

는 한 종의 개체군의 최대 개체수 또는 생물량'으로 정의된다.

Price(1999)는 인구성장을 이해하는 데 있어서 환경용량이라는 개념의 효용성에 대해 검토하면서 이 개념의 역사를 간략히 살펴보았는데, 목장관리자(range manager)들이 환경용량이라는 용어를 처음 사용하였을 것이라고 추정하였다. Price의 문헌조사에 의하면, Bartens et al.(1993)은 1906년 발간된 미농무부연감(Yearbook of the U.S. Department of Agriculture)에 환경용량이라는 용어가 사용되었음을 주장하였으며, 1991년판 Random House Webster's College Dictionary는 이 용어가 1880~1885년 기간까지 거슬러 올라가는 것으로 기술하고 있다. Price에 따르면 환경용량이라는 개념과 용어는 가축(초식동물)을 연구하던 학자들에 의해 사용되기 시작하여, 야생초식동물을 연구하는 학자들로 확대되었다. 이후 Errington이라는 생태학자가 이 용어를 사용하면서 (Errington, 1934) 생태학 교과서에 실리기 시작한 것으로 파악되고 있다. Odum(1953)은 환경용량과 개체군 성장을 이해하기 위한 모델로 제안된 로지스틱 성장곡선(logistic growth curve)을 결합하였다.

이후 환경수용력은 여러 분야에서 다양한 의미로 정의되어 사용되어 왔다. 예를 들어, 인구라는 측면에서는 지구의 자연환경이 지탱할 수 있는 최대 인구로 정의되며, 여가활동의 측면에서는 '바람직한 사회적 또는 생물학적 상태에 영향을 미치지 않고 일정한 지역을 이용할 수 있는 최대 이용객수<sup>9)</sup>'라고 정의되기도 한다. 이렇듯 환경수용력의 정의는 사용되는 분야에 따라 아주 다양하게 나타나지만, 모든 환경수용력의 정의는 공통되게 공간의 한계성과 이 공간에 나타나는 생물·무생물 자원의 유한성을 전제로 한다. 즉, 환경수용력이라는 개념에는 '한계'의 개념이 내재되어 있다.<sup>10)</sup>

9) <http://www.fs.fed.us/r10/tongass/planning/oganalysis/ogccanalfinal.html> (2003. 5. 24)

10) 앞에서 제시한 다양한 환경수용력의 정의는 기본적으로 환경수용력은 일정한 수준에 고정되어 있는 것이 아니라 시간에 따른 환경조건의 변화를 반영하여 변화할 수 있다는 점을 포함하고 있음. US GLOBEC(1996)은 환경수용력을 '한 생태계가 유지할 수 있는 주어진 개체군의 생물량'이라고 정의하면서, 이러한 수용력은 포식자(predator)와 자원(resources)의 양에 따라 시간이 흐르면서 변화한다는 점을 강조하고 있음.



해양환경수용력의 정의는 일반적인 환경수용력의 정의와 마찬가지로 다양한 관점에서 정의될 수 있는데, 여기에서는 해양환경관리의 일차적인 목적인 해양오염의 저감과 해양환경자원의 생산성 유지라는 측면에서 살펴보았다. 해양환경자원의 생산성이라는 관점에서는 해양의 환경수용력을 주어진 해양환경 내에서 유지될 수 있는 최대 개체군수 또는 생물량으로 정의할 수 있는데, 일본수산자원보호협회는 어장의 환경용량을 어장의 최대생산력 또는 최대 수용력, 어장을 유지시키기 위해 보전해야 할 환경조건, 어장의 변화를 일으키기 시작하는 영향의 한계로 정의하고 있다(日本水産資源保護協會, 1989; 해양수산부(2001)에서 재인용).

GESAMP(1986)와 Kononov(1999)는 해양오염의 관점에서 해양의 환경수용력을 정의하고 있다. GESAMP(1986)는 해양의 환경수용력(environmental capacity)을 '환경이 받아들이기 힘든 영향을 유발하지 않고 특정활동(단위시간당 유출량, 단위시간당 준설토투기량, 단위시간당 광물채취량 등)을 허용할 수 있는 환경의 능력'이라고 정의하였다. Kononov(1999)의 경우 해양의 환경수용력을 '다양한 오염물질을 받아들이고 전달하며, 생태계에 회복 불가능한 변화를 초래하지 않는 범위에서 나타나는 자연적인 물질순환(주로, 질소와 인 화합물)의 교란을 견디는 능력'으로 정의하였다. 또한 해양수산부(2001)는 해양오염이라는 관점에서 해양의 환경수용력을 '환경악화를 일으키기 시작하는 오염물질 부하량의 한계, 즉 자정능력의 한계'로 정의하였다. 이러한 정의를 종합해 볼 때, 해양오염관점의 해양환경수용력은 '해역의 이용을 저해하지 않고 육상활동, 대기, 해양활동 등 오염원으로부터 유입될 수 있는 오염물질의 최대 유입부하량'으로 정의할 수 있다.

본 논문의 목적이 육상기인오염물질의 체계적 관리를 위한 연안통합관리의 중요한 수단으로서 해양환경수용력 산정모델의 개선방향을 제시하는 것이기 때문에 해양오염 관점의 해양환경수용력 정의를 바탕으로 논의를 전개하고자 한다.

### 3. 연안유역관리체제와 해양환경수용력

해양환경관리라는 측면에서 볼 때 한 해역의 환경수용력은 그 해역의 환경관리목표와 분리하여 생각할 수 없다. 즉, 수산생물의 서식·양식·산란, 해수욕 등 해양에서의 관광·여가선용, 공업용수나 선박의 정박 등 해역별 이용목적이 다양하기 때문에 ‘해양환경에 악영향을 미치지 않고 유입될 수 있는 오염물질의 양’은 다르게 설정된다. 즉, 동일한 해역이라 할지라도 해역의 자원·환경관리 목표에 따라 해양환경수용력의 크기는 차이가 있게 된다.<sup>11)</sup>

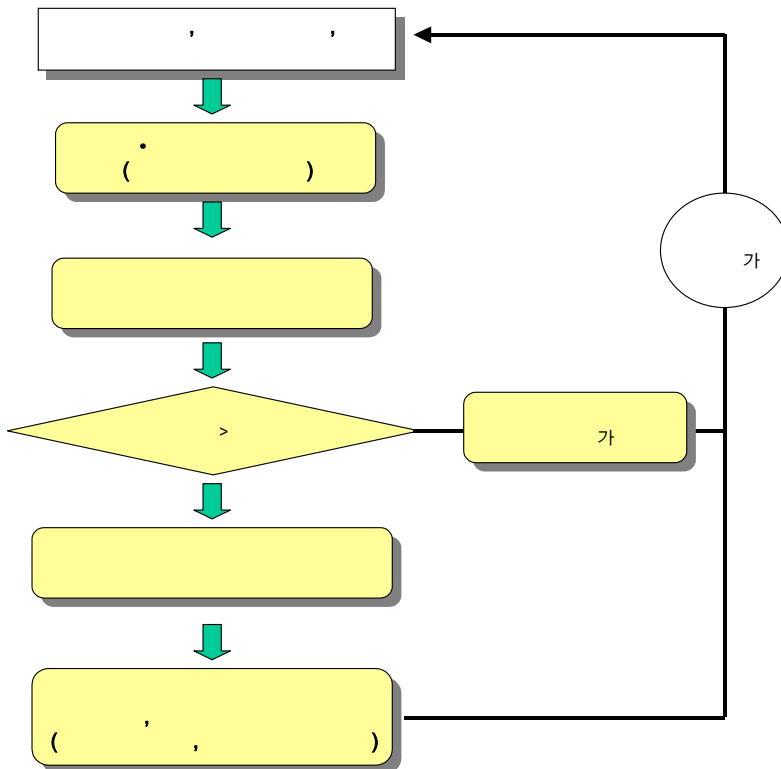
따라서 해양환경수용력은 해양오염원의 체계적 관리와 밀접하게 관련되어 있으며, 특히 관리대상 해역으로 유입되는 육상기인오염물질의 저감량을 산정하고 효과적인 저감수단을 도출할 수 있다는 점에서 통합관리와 사전예방적 접근을 실현할 수 있다. 연안유역관리체제에서 해양환경수용력을 활용한 의사결정과정은 다음과 같이 5단계를 거치며 이루어지는 것이 일반적이라 할 수 있다(<그림-1> 참조<sup>12)</sup>).

- ▷ 연안유역의 환경상태, 사회경제 활동 특성 및 장기 전망 분석
- ▷ 이해당사자의 참여와 관련 기관간 협력을 통해 유역관리목표(해역 이용용도) 설정
- ▷ 유역관리목표에 근거한 대상해역의 해양환경수용력 산정
- ▷ 오염물질 유입량이 환경수용력을 초과할 경우 삭감량 도출
- ▷ 삭감목표 달성을 위한 환경개선사업 시행, 관리기준 강화 및 연안의 이용·개발밀도 조정

11) 예를 들어, 동일한 해역이라고 하더라도 수산생물의 양식을 목적으로 할 경우의 환경수용력은 공업용수나 선박의 정박 등을 목적으로 하는 경우에 비해 더 작게 설정됨.

12) 이 그림은 환경수용력 개념이 연안유역관리에 어떻게 활용될 수 있을 것인지 나타내기 위한 목적으로 제시되었기 때문에 이해당사자의 참여와 협력, 관련 부처 및 기관간 협력과 조정과정은 생략하였음.

〈그림-1〉 연안유역관리에서 해양환경수용력 개념 활용 모식도



### Ⅲ. 환경수용력 평가를 위한 해양수질모델 활용현황

오염물질의 관리라는 관점에서 볼 때 해양의 환경수용력을 평가하기 위한 핵심 도구는 수질모델이다. 따라서 환경수용력은 해당 해역에 대해 설정된 목표수질을 달성하기 위하여 삭감하여야 할 오염부하량을 수질모델을 이용하여 산정한 후, 총 유입부하량에서 삭감하여야 할 부하량을 빼고 남은 부하량이다(해양수산부, 2001b).

해양을 대상으로 하는 수질모델은 하천, 호소 등 담수에 대해 이용되고 있는 수질모델에 비해 더 복잡한데, 이는 해양과 육상의 물리적 특성

이 근본적으로 다르기 때문이다. 육상에서는 물의 흐름이 상류의 높은 곳에서 하류의 낮은 곳으로 한 방향으로 흐르지만, 해양에서는 하루에 2번 창조와 낙조가 나타나 서로 반대되는 두 방향의 흐름이 반복되고 있다. 또한 육상의 담수에서는 염분도의 변화가 거의 나타나지 않지만, 담수가 유입되는 연안해역의 경우 염분구배(salinity gradient)에 의한 농도차가 크게 나타난다. 이러한 염분구배는 연안지역의 잔차류에 영향을 미치게 된다(Park et al., 2002).

해양 환경의 수질을 모의하기 위해 현재 국내에서 주로 사용되고 있는 모델로는 미국 환경보호청이 공인한 WASP계열(Water Quality Analysis Simulation Program)과 3차원 수질모델인 HEM3D (Hydrodynamic Eutrophication Model), 주요 수질항목과 독성물질의 이동, 상호 반응에 대해 모의가 가능하여 유럽공동체(EU)에서 사용되고 있는 COHERENS (A Coupled Hydrodynamical-Ecological Model for Regional and Shelf Seas), 일본에서 개발된 EUTRP2 등이 있다(<표-2> 참조). 해역의 특성 또는 이용목적에 따라 수질모델의 종류가 선택된다.

<표-2>에 제시된 해양수질모델은 생태계의 영향 포함여부, 수질인자의 수, 계절변화 반영여부, 퇴적 및 부유 현상 포함여부 등에 따라 I세대, II세대, III세대로 구분할 수 있다(<그림-2> 참조). 아래에 각 세대별 모델의 특징을 간략하게 기술한다.

<표-2> 우리나라 해양에 대한 수질모델 적용사례

수질모델	적용해역	비고
WASP COHERENS	마산만(조흥연 · 채장원, 1999) 경기만(한국해양연구원, 2000)	COHERENS는 시범적으로 운영
EUTRP2	마산만(해양수산부, 2002b) 가막만(조은일 등, 1996)	어장 환경용량 평가
EUTRP2	고성만(이원찬 등, 2002) 낙동강 하구(이대인 · 박청길, 2002) 가막만(조은일 등, 1996)	어장 환경용량 평가
EUTRP2	황해(김광수 등, 1996)	황해 환경용량 산정
WASP	마산만(황병기, 1999)	독성물질 영향 평가

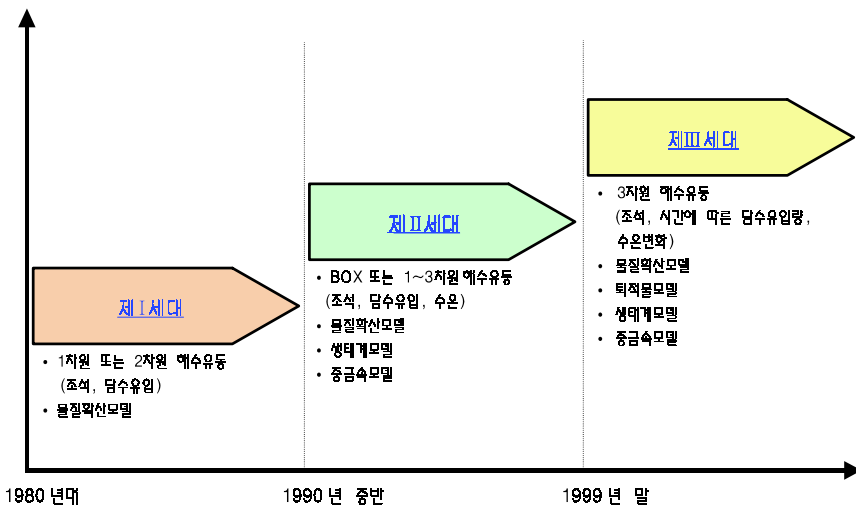
우리나라 해양에 대한 수질모델 적용사례(계속)

수질모델	적용해역	비고
WASP RMA-2 RMA-4	목포해역(박정은 · 박석순, 2001)	항내 회석률 평가
BASINS (WASP)	새만금(최성규 · 김계현, 2001)	GIS를 이용한 유역모델 및 수질모델 운영
HAM-3D	광양만(Park et al., 2003) 새만금(해양수산부, 2003)	해역의 환경영향 평가
WASP5	시화호(서동일 · 김순정, 1997)	목표수질에 대한 수질 예측

주 : RMA-2, RMA-4는 미육군공병단에서 운영하고 있는 강, 하구, 해양지역을 모의할 수 있는 유동모델임. 이 모델의 특징은 2차원 수심적분된 유동모델이며, 특히 간석지처리 기법이 포함되어 있음.

〈그림-2〉

해양수질모델의 세대별 구분



## 1. I 세대 모델

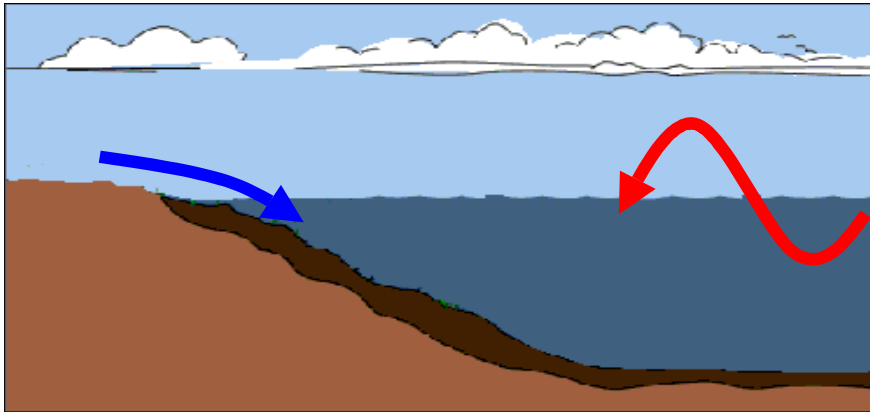
I 세대 모델은 조석과 담수유입을 고려하여 해수의 유동을 예측하는 해수유동모델을 이용하여 해양으로 유입된 오염물질의 확산을 예측하

는 모델이다(<그림-3> 참조). 따라서 이 모델은 해역의 해수 교환율에 의해서 해양의 수질이 평가되며, 확산계수가 오염물질의 이동을 예측하는 주요 변수가 된다. 이 모델에서는 오염물질 사이의 상호작용이 고려되지 않으며, 대부분 한 가지 오염물질의 확산을 예측하기 위하여 사용된다. 오염물질의 물리적 확산만을 고려한 I 세대 모델은 항만건설 등 해양에서 이루어지는 개발사업의 환경영향평가에 주로 이용되어 왔다(김정욱 등, 1981 ; 김정수 등, 1997).

I 세대 모델은 모델을 수행하는 데 걸리는 시간이 짧아 모델의 결과를 빨리 확인할 수 있고,<sup>13)</sup> 폐쇄해역에서 해수유통에 의한 영향을 평가하기에 적절한 모델이라고 할 수 있다.

<그림-3>

I 세대 수질모델 개념도.



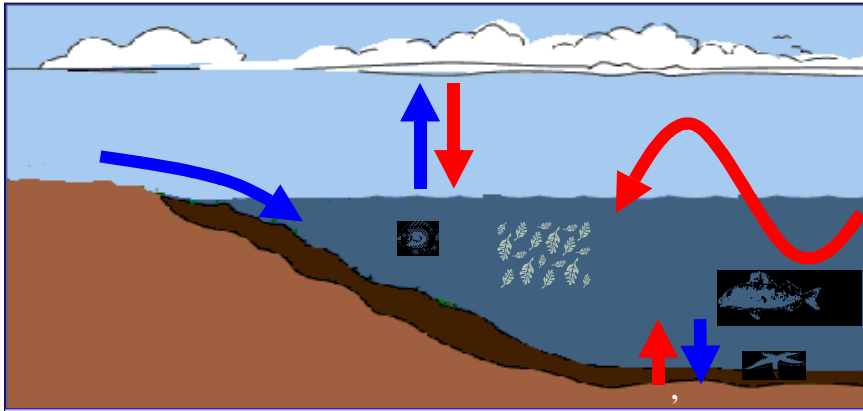
## 2. II세대 모델

II 세대 모델은 해수유통모델과 수질모델로 이루어져 있으며, 미환경청이 공인한 WASP계열과 일본에서 개발된 EUTRP2 등이 II세대 모델에 해당한다(<그림-4> 참조). WASP계열 모델과 EUTRP2는 우리나라 해역의 수질평가에 많이 이용되고 있다.

13) 유류오염 사고발생시 확산범위산정 등에 유용함.

〈그림-4〉

Ⅱ 세대 수질모델 개념도



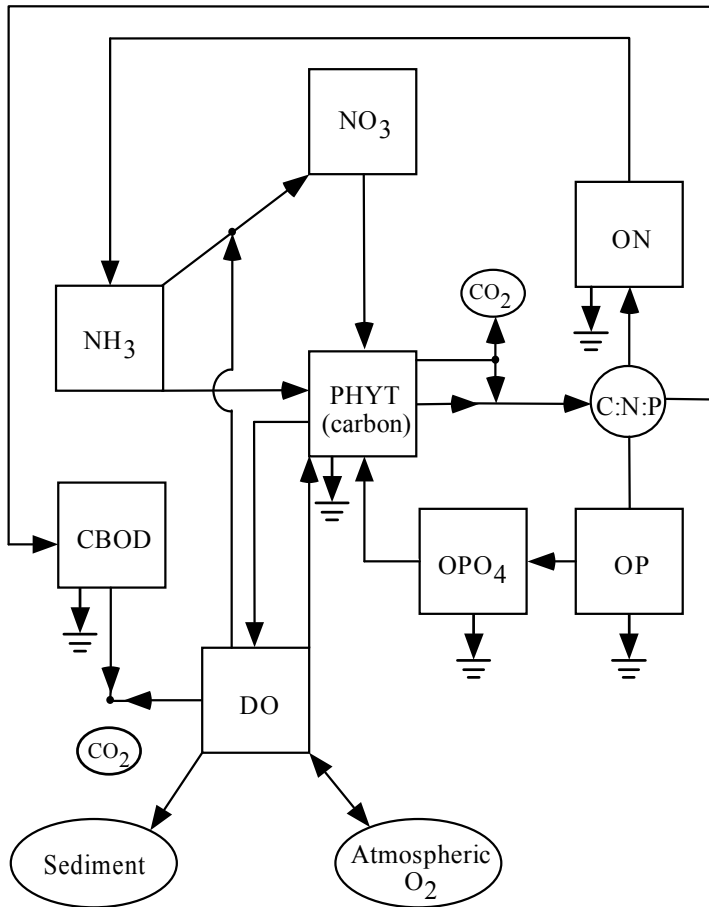
미국환경보호청의 오대호프로그램(Great Lake Program)에서 Di Toro *et al.*(1983)에 의하여 처음 개발된 후, 수 차례의 수정 보완을 통해 현재 버전6까지 개발된 WASP 시스템은 유체의 거동을 모의하는 DYNHYD와 수체 내에서 오염물질의 거동과 상호작용을 모의하는 WASP로 이루어져 있다. 이 중 수질모델인 WASP는 용존산소, 생물학적산소요구량(BOD), 영양염류, 부영양화 등 일반수질항목에 관한 EUTRO와 독성물질에 관한 TOXI로 나누어진다. EUTRO는 8개의 수질변수를 포함하고 있다(〈표-3〉, 〈그림-5〉 참조). 우리나라의 해양환경에 WASP계열 모델을 적용한 예로는 WASP5를 이용하여 시화호의 수질을 모의한 서동일·김순정(1997)이 있다.

〈표-3〉

WASP6와 EUTRP2 모델의 주요 수질인자

구분	WASP6(미국 EPA, EUTRO)		EUTRP2(일본통산성)	
수질인자	NH <sub>3</sub>	암모니아 질소	P	식물플랑크톤
	NO <sub>3</sub>	질산 질소	Z	동물플랑크톤
	OPO <sub>4</sub>	무기인	POC	입자유기탄소
	PHYT	식물플랑크톤	DOC	용존유기탄소
	CBOD	탄산BOD	DIP	용존무기인
	DO	용존산소	DIN	용존무기질소
	ON	유기질소	DO	용존산소
	OP	유기인	COD	화학적산소요구량

〈그림-5〉 WASP의 일반수질항목 모델인 EUTRO의 모식도<sup>14)</sup>



주 : 모식도에 사용된 기호의 의미는 <표-3> 참조.

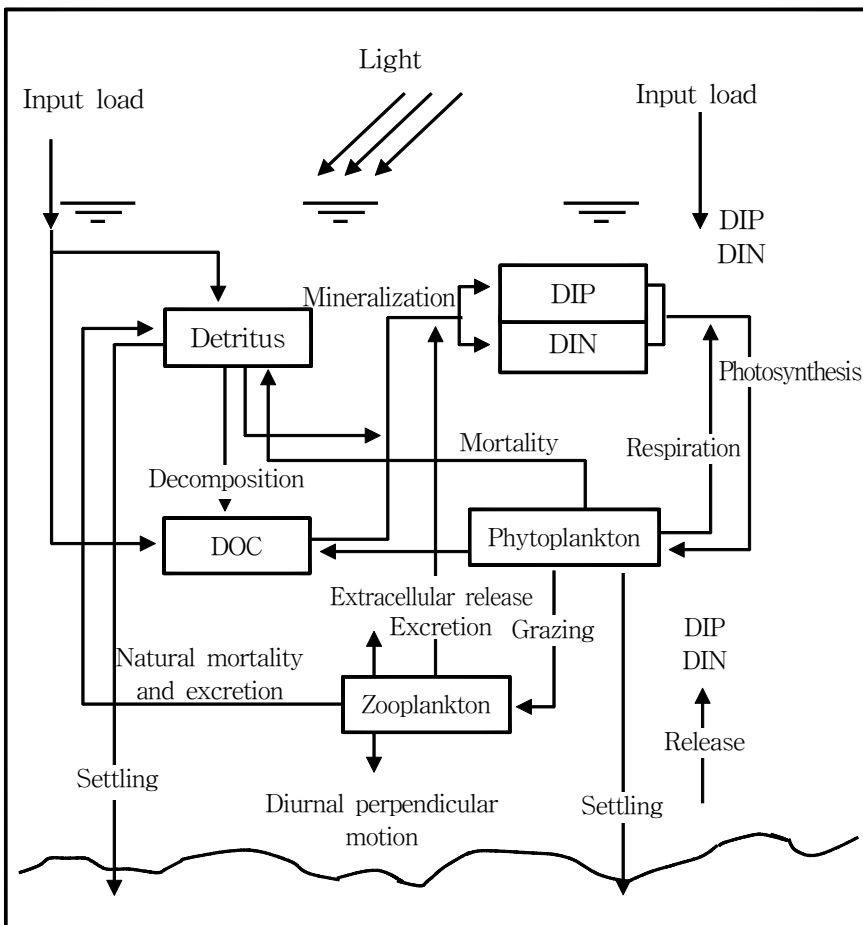
일본에서 개발된 EUTRP2 모델에는 식물플랑크톤, 동물플랑크톤, 입자성 유기탄소, 용존성 유기물 등 4가지 유기성분과 용존무기인, 용존무기질소 등 2가지 무기성분, 그리고 용존산소(DO), 화학적산소요구량(COD) 등이 포함되어 있다(<표-3>, <그림-6> 참조). 이 모델의 특징

14) [http://www.cee.odu.edu/mbin/wasp/win/wasp6\\_manual.pdf](http://www.cee.odu.edu/mbin/wasp/win/wasp6_manual.pdf)을 이용하여 다시 그림.



은 해수유동모델을 이용하여 계산된 잔차류를 생태계 모델의 수질예측을 위한 유동장 자료로 사용한다는 점이다. 우리나라 해역의 수질평가에 EUTRP2 모델을 적용한 연구로는 김광수 등(1996), 해양수산부(2001b, 2002b), 박종수 등(2002), 이원찬 등(2002)이 있다.

〈그림-6〉 EUTRP2의 생태계모델 모식도(해양수산부, 2001b)



주 : 모식도에 사용된 기호의 의미는 <표-3> 참조.

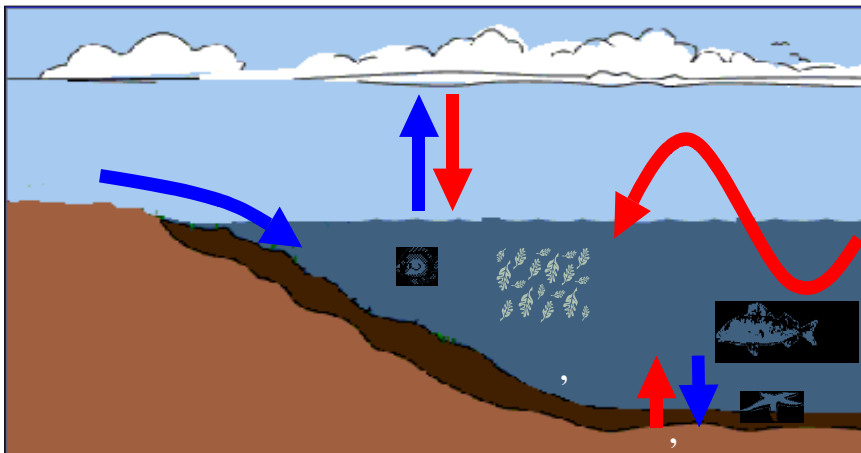
해수유동모델과 수질모델을 결합하여 사용할 수 있는 II세대 모델은 I세대 모델에 비해 오염물질의 거동에 대한 생태계의 영향이 반영되어 있고, 오염물질 사이의 상호작용이 고려된다는 점에서 진일보한 수질모델이라고 할 수 있다. II세대 모델은 구역별(segment)로 환경수용력 평가가 용이하며, 보존성 및 비보존성 물질의 거동을 모의할 수 있고, 수질 모델에 포함된 수질인자가 8개로 모델수행에 필요한 자료 수집이 수월하다.

### 3. III세대 모델

미국환경보호청이 공인한 HEM-3D와 유럽연합(EU)이 개발한 COHERENS는 해수유동모델과 생태계모델이 상호연계(two-way coupled)되어 3차원의 수질평가가 가능하고, 해양수질의 계절 변화 또는 연 변화를 잘 나타낼 수 있기 때문에 III세대 모델로 분류할 수 있다(<그림-7> 참조).

<그림-7>

III세대 수질모델 개념도



HEM-3D는 해수유동모델(EFDC)과 수질모델(CE-QUAL-ICM의 변형모형)로 구성되어 있다. 해수유동모델은 조석, 수온, 염분, 바람, 퇴적

등을 3차원적으로 고려하여 해수의 유동을 계산한 다음 수질모델의 입력자료(물리변수)로 제공한다. 특히 기상 자료를 입력받아 수온의 변화를 나타낼 수 있어 식물플랑크톤의 성장에 중요한 인자인 수온의 월변화 또는 계절변화를 나타낼 수 있다. HEM-3D의 수질모델은 <표-4>에 제시한 바와 같이 염분도, 용존산소, 식물플랑크톤, 탄소, 인, 질소, 규소 등을 포함하는 22개의 수질상태변수를 포함하고 있다. <그림-8>은 각 수질변수들의 상호관계를 나타내고 있다. 우리나라에서는 경기만(한국해양연구원, 2000), 광양만(Park *et al.*, 2003), 새만금(해양수산부, 2003) 해역의 수질예측에 HEM-3D가 사용되었다.

COHERENS 모델은 EU가 1990~1998년의 기간동안에 진행한 일련의 모델개발계획을 통해 탄생한 모델로, 3차원 수리모형과 생태계 모형, 퇴적물과 오염물질확산 모델의 연계를 통해 다목적으로 사용될 수 있는 3차원 연안·대륙붕 해역 모델이다. <그림-9>는 COHERENS 모델의 수질부문 모식도인데, 한국해양연구원(2000)은 경기만을 대상으로 COHERENS 모델을 시범적으로 적용하였다.

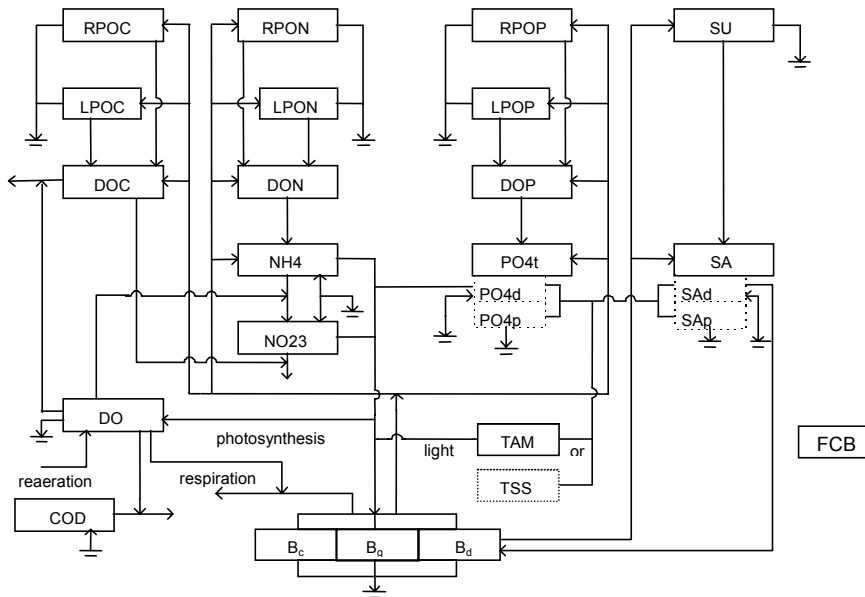
<표-4> HEM-3D 수질모델의 주요 수질인자

구분	주요 수질 인자	
HEM-3D	규조류(B <sub>d</sub> )	변형 입자성 유기질소(LPON)
	편모류(B <sub>c</sub> )	용존 유기질소(DON)
	녹조류(B <sub>g</sub> )	암모니아 질소(NH <sub>4</sub> )
	비변형(refractory) 입자성 유기탄소(RPOC)	질산 질소(NO <sub>3</sub> )
	변형(liable) 입자성 유기탄소(LPOC)	생물기원 입자성 규소(SU)
	용존 유기탄소(DOC)	규소(SA)
	비변형 입자성 유기인(RPOP)	화학적산소요구량(COD)
	변형 입자성 유기인(LPOP)	용존산소(DO)
	용존 유기인(POP)	총부유물질(TSS)
	총인산염(PO <sub>4</sub> t)	염분
	비변형 입자성 유기질소(RPON)	수온

자료 : Cerco *et al.*, 1994.

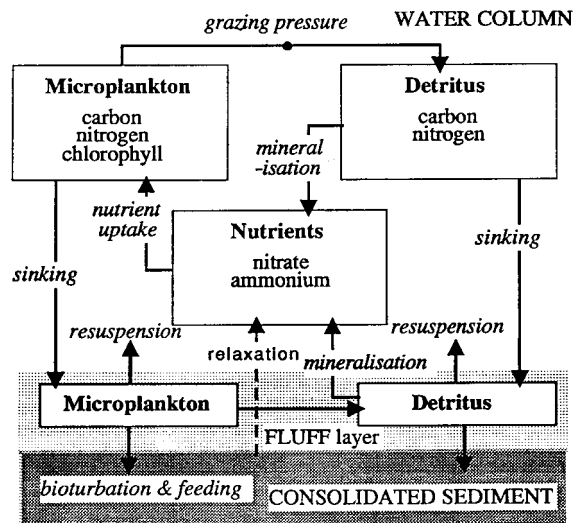
주 : 괄호안은 <그림-8>에 제시된 HEM-3D 모델 모식도에 사용된 기호를 나타냄.

〈그림-8〉 HEM-3D의 수질모델 모식도(Cerco et al., 1994)



주 : FCB=Fecal Coliform Bacteria, TAM=Total Active Metal;  
모식도에 사용된 다른 기호의 의미는 <표-4> 참조.

〈그림-9〉 COHERENS 모델의 수질부분 모식도(Luyten et al., 1999)



Ⅲ세대 모델은 8개의 수질인자를 다루는 Ⅱ세대 모델에 비해 훨씬 많은 22개의 인자를 이용하기 때문에 오염물질의 거동을 좀더 정밀하게 추적할 수 있고, 계절의 변화에 따른 부영양화에 대한 모의가 가능하다. 또한, 퇴적 및 부유 작용을 포함하여 다양한 주변환경을 반영(탁도 변화에 따른 영향 등)하여 모델을 수행할 수 있다.

## IV. 해양수질모델의 세대별 성과와 한계

앞에서 해양의 환경수용력 평가에 사용될 수 있는 수질모델을 모델의 복잡성, 모델변수의 수 등을 토대로 I세대, Ⅱ세대, Ⅲ세대로 구분하였다. Ⅲ세대 모델에서는 컴퓨터 성능의 향상과 자연현상에 대한 지식의 축적으로 예측과 평가의 정확성이 이전 세대 모델에 비해 높아졌다. 여기에서는 해양환경수용력 평가에 이용될 수 있는 수질모델의 문제점을 모델자체의 한계와 활용상의 문제점으로 나누어 살펴보고자 한다.

### 1. 세대별 수질모델의 한계

우선 I세대 모델은 기존의 해수유동 모델에 물질확산을 추가하여 해역의 오염정도를 모의하기 때문에 일정한 해역에서 방파제 건설이나 해양공사에 따른 단기적인 영향을 간단히 살펴보기에는 좋은 도구이지만 생물학적, 화학적 반응으로 인해 변화되는 해양의 수질을 장기적으로 평가하기에는 한계가 있다. 따라서 I세대 모델은 해양으로 유입된 오염물질의 거동을 해수유동과 확산만을 고려하여 모의하기 때문에 해양수용력을 평가하기에는 적절하지 않다(<표-5> 참조).

둘째, 해역의 환경수용력을 평가하기 위해서는 장기적인 해양환경 변화를 모의해야 하기 때문에, 우리나라와 같이 4계절이 뚜렷한 지역에서는 기상의 변화에 따른 수온의 변화를 모의할 수 있는 모델이 필요하다. 수온은 해양에서 기초생산력, 특히 식물플랑크톤의 성장과 활동에 큰

영향을 미치며(Nybakken, 2001), 연안지역의 수온은 외해의 영향보다는 기상의 변화에 더 많은 영향을 받는 것으로 나타나고 있다(Park et al., 2002). 그러나 I세대 모델은 계절에 따른 수온의 변화를 모의할 수 없다는 한계를 가지고 있다.

〈표-5〉 세대별 수질모델의 장단점 비교

구분	장점	단점
I 세대	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 모델의 수행시간이 짧아 빠른 시간에 결과를 확인할 수 있음(유류사고시 확산범위산정 등).</li> <li>• 폐쇄해역에서 해수유통에 의한 영향을 평가하기에 용이함.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 해수유통과 확산만을 고려하므로 해양환경수용력을 평가하기에는 부족함.</li> </ul>
II 세대	<ul style="list-style-type: none"> <li>• WASP : 구역별(Segment)로 환경수용력 평가 용이, 중금속에 대한 환경수용력 평가 가능.</li> <li>• 적용되는 수질인자가 8개(EUTRO5, EUTRP2)로 모델수행에 필요한 자료 수집이 수월함.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 해역특성을 반영하는 데 한계가 있음(우리나라의 경우 규조류에 대한 모의 필요).</li> </ul>
III 세대	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 다양한 환경변수를 고려(22개)</li> <li>• 계절의 변화에 따른 부영양화 모의 가능</li> <li>• 퇴적 및 부유 작용의 모의를 통해 다양한 주변환경을 반영(탁도 변화에 따른 영향 등)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 모델에 필요한 자료수집에 많은 비용 및 노력 소요</li> <li>• 모델의 수행에 많은 시간이 소요됨.</li> </ul>

셋째, 우리나라 해역에서 일차생산자인 식물플랑크톤의 대부분은 규조류로 구성되어 있기 때문에(박주석·이삼근, 1990), 해양환경내에서 이루어지는 물질순환에 규조류가 중요한 역할을 담당하고 있다. 따라서 해양으로 유입되는 오염물질의 거동에 대해 정확하게 모의하기 위해서는 수질모델에 규조류의 구성성분인 규소(Si)에 관한 항목이 포함되어야 한다. 그러나 I세대 모델은 단순히 물리적 확산만을 다루며, II세대 모델의 경우도 식물플랑크톤의 주요 구성성분인 질소, 인, 탄소에 대한 모의만을 수행하기 때문에 우리나라의 해역특성을 제대로 반영할 수 없다.

넷째, 조류나 저층류에 의해 해양의 저층에서 발생하는 퇴적작용과 퇴적물의 재부유 작용은 입자상 인성분을 재부유시켜(Park et al., 1995), 저층에서 용출되는 인성분에 영향을 미치게 된다. 재부유된 입자상 인은 해수의 흐름에 따라 다시 퇴적되어 주변지역의 저층 인농도에 영향을 미치게 된다. 또한 퇴적물의 침전 및 재부유는 해수 중 부유물질(suspended solid)농도를 변화시키며, 이는 다시 식물플랑크톤의 광합성에 영향을 미치게 된다. 따라서 해양에서 부영양화에 중요한 영향을 미치는 인과 부유물질의 거동을 정확하게 모의하기 위해서는 수질모델에 퇴적에 관한 사항이 포함되어야 한다. 그러나 I세대 모델과 II세대 모델 모두 이러한 퇴적작용의 영향이 포함되어 있지 않다.

이밖에 I, II세대 모델에 비해 진일보한 III세대 모델은 모델인자가 II세대 모델에 비해 많아 필요한 자료수집에 많은 비용과 노력이 소요되고, 모델의 수행에 많은 시간이 소요된다는 것을 문제점으로 지적할 수 있다(<표-5> 참조).

## 2. 활용상의 문제점

연안해역의 수질평가는 앞에서 언급한 모델 자체의 한계 이외에도, 이러한 모델의 운영과정에서 나타난 한계들로 인해 모델 결과의 정확성과 신뢰성이 저하되기도 한다. 우리나라 연안해역의 해양수질평가 사례를 바탕으로 경계자료 입력, 보존성 물질, 검증자료의 대표성, 입력자료의 질 등의 관점에서 해양수질모델의 적용과정에서 나타난 문제점을 살펴보고자 한다.

첫째, 우리나라 해역을 대상으로 한 기존의 수질모델에서는 조석외부에서 유입되는 가장 큰 물리적 요소로 입력되었다. 조석, 조류 등 경계지역의 모델변수값은 실측자료를 이용하고, 모델의 검증과 보정을 위한 자료도 동일한 기간에 관측된 자료를 사용해야 하지만(US EPA, 2001), 많은 경우 경계지역의 조석에 대한 조사를 수행하지 못해 기존의 조사자료를 바탕으로 추정되었거나 모델영역의 넓이에 비해 지나치게

적은 정점(1~2개 지점)의 조사자료가 모델에 입력되었다.

둘째, 해양에서 물질의 확산 및 이동을 검증할 수 있는 가장 좋은 방법은 유동모델에서 재현된 염분분포나 수온분포가 관측된 자료와 일치하는지 여부를 알아보는 것이다. 염분과 수온 분포를 재현하는 것은 이들이 보존성 물질이기 때문에 대상해역의 물리적 잔차류를 재현하는 것을 의미한다. 그러나 기존의 연구들은 염분이나 수온 분포의 재현에 미흡하였으며, 염분변화를 충분히 반영할 수 있는 기간 동안 모델수행이 이루어지지 않았다. 특히 우리나라의 경우 계절에 따른 유량의 변화가 크게 나타나고 있어(건설교통부, 1997), 장기적으로 이러한 담수 유입량 변화에 따른 하구지역에서의 잔차류 변화연구가 필요하다(Park et al., 2001). 또한 기존의 연구들은 수온의 변화를 고려하지 않았다. 우리나라의 수온은 계절에 따라 크게 변화하는데, 봄과 가을에 플랑크톤이 증식(bloom)되고, 일부 유해성 식물플랑크톤은 여름에 크게 증식(harmful algal bloom)하여 수산업에 피해를 입힌다. 이러한 플랑크톤의 증식은 영양염류 농도, 수온, 빛 등의 조건이 적당할 때 나타나는 현상이므로 해역의 환경수용력을 평가하기 위해서는 수온의 변화도 고려해야 한다.<sup>15)</sup>

셋째, 수질모델에서 입력자료 및 검증, 보정 자료의 대표성에 관한 문제를 들 수 있다. 우리나라의 서해와 남해지역은 조차가 크고 조류의 속도 또한 매우 빠르기 때문에 관측된 시점에 따라 관측자료값에 많은 차이가 나타난다. 그러나 기존에 수행된 대부분의 관측자료는 조사시간의 일관성이 부족하여 조사해역에 대한 대표성을 가질 수가 없다.<sup>16)</sup> 외국

15) 수질모델은 근본적으로 인간이 자연의 현상을 수식으로 풀어 컴퓨터로 계산하는 것임. 따라서 수질모델을 운영하는 데 가장 우선적으로 수행되어야 할 일은 자연의 현상을 이해하는 것이며, 이를 위해서는 다양한 분야의 학자들이 참여하는 공동 연구가 이루어져야 함. 또한 이러한 연구를 통해 환경에 대한 이해를 증진함으로써 수질모델 또한 자연상태의 현상을 더욱 정확하게 재현하고 예측할 수 있는 형태로 발전할 수 있음.

16) 해양에서의 slack water survey는 조류의 흐름이 빠르게 나타나는 우리나라의 서해, 남해지역에서 더욱 중요함. 창조와 낙조 사이에 이동하는 물입자의 이동 거리는 평균 유속이 20cm/sec인 경우 약 4km 정도임. 따라서 관측값이 대표성을 가지기 위해서는 창조와 낙조사이의 정조(high tide slack water)나 낙조와 창조사이의 정조(low tide slack water)에 조시를 맞추는 slack water survey가 이루어져야 함(US EPA, 2001).



의 경우 조류가 우세한 지역에서는 관측을 할 때 조시를 맞추어 조사(slack water survey)를 하고 있다(US EPA, 2001). 이러한 조사방법으로 확보된 관측자료는 대상해역에 대해 대표성을 가질 수 있으며 검증, 보정 자료로서 이용하기에도 용이하다.

넷째, 많은 경우 수질모델에 입력되는 수질인자에 대한 자료가 미흡한 것으로 나타나고 있다. 이는 소하천의 유량자료, 담수의 수질자료, 점오염원과 비점오염원의 수질자료 등이 정확한 수질평가를 수행하는 데 필요한 형태로 수집·정리되어 있지 않기 때문이다. 또한 모델 영역 내로 유입되는 모든 점·비점오염물질의 정확한 부하량 자료가 모델의 운영에 필수적이지만, 유기탄소, 유기질소, 유기인과 같은 유기물질에 대한 하천수질관측자료, 유량관측자료, 비점오염원의 유기물질 오염부하량 자료가 부족한 실정이다.

## V. 해양환경수용력 평가모델 적용 사례 분석

지금까지 해양의 환경수용력 평가에 이용될 수 있는 수질모델의 종류를 살펴보고, 모델의 장단점과 적용상의 문제점을 살펴보았다. 그러나 앞에서 살펴본 수질모델들을 이용하여 우리나라 해양의 수질을 예측한 연구는 많이 있지만, 최종적으로 환경수용력의 산정까지 실시한 연구는 그리 많지 않다(해양수산부, 2001, 2002). 이들 연구는 모두 II세대 모델인 EUTRP2를 이용하였으며, I세대 모델과 III세대 모델을 이용하여 해역의 환경용량을 평가한 사례는 아직 없다. 환경수용력을 산정한 연구 중 특별관리해역인 마산만을 대상으로 한 해양수산부(2002)의 결과를 사례로 선정하여 우리나라 해역의 환경수용력 평가에 내재된 문제점을 살펴보고자 한다.

마산만 해역의 환경수용력 산정에 사용된 모델은 3차원 유동모델인 COSMOS와 부영양화 모델인 EUTRP2로 구성되었다. 유동모델을 통해 계산된 조석의 변화에 의한 잔차류는 부영양화 모델인 EUTRP2 모델에 입력자료로 제공되었다. 마산만의 환경수용력은 일반적으로 해역의 환

경상태가 가장 악화되는 여름철 수질모의 결과를 이용하여 산정되었다. 해역 II등급 유지를 목표수질로 설정할 경우 마산만의 환경수용력은 COD 부하 7.2톤/일, 용존무기인 부하 574.4kg/일, 용존무기질소 부하 12,674.1kg/일로 나타났다(<표-6> 참조).

<표-6> 화학적산소요구량 기준 해역 II등급 달성을 위한 마산만의 환경수용력

현 오염부하량			오염부하 삭감량	환경수용력
COD (ton/day)	소계	16.24	9.08	7.16
	하천	9.48	5.69 (60%)	
	하수 처리장	6.76	3.39 (50%)	
	퇴적물	-		
DIP (kg/day)	소계	1,148.9	574.5	574.4
	하천	182.5	91.3 (50%)	
	하수 처리장	266.4	133.2 (50%)	
	퇴적물	700	350 (50%)	
DIN (kg/day)	소계	14,082.3	1,408.2	12,674.1
	하천	5,763.9	576.4 (10%)	
	하수 처리장	6,218.4	621.8 (10%)	
	퇴적물	2,100	210.0 (10%)	

자료 : 해양수산부(2002).

주 : ( )는 삭감률.

마산만을 대상으로 수행된 환경수용력 평가는 우리나라에서 해양환경관리를 목적으로 수행된 연구라는 점에서 의의가 있다. 그러나 과학적 접근을 토대로 연안해역과 육상의 통합관리를 실현하는 데 있어서 다음과 같은 한계가 있다. 우선 모델 운영을 위한 관측이 이루어지지 않았다는 점이다. 기존의 자료가 충분히 제공 된다면 장기적으로 해역의 평균적인 상황을 모의할 수 있으나, 물리 자료 및 수질 자료의 입력, 보정, 검증 자료가 부족하였다. 이러한 이유로 해양에서 물질의 이동을 결정짓는 잔차류를 계산할 때 보존성 물질인 염분이나 수온에 대한 검증

절차가 생략되었다. 또한 수질모델의 운영에 있어 경계지역에서 수직적·수평적으로 일정한 값이 입력되어 하계에 나타나는 악조건을 재현하는 데 한계를 나타내고 있다. 둘째, 수질모델에서 사용되는 환경변수는 문헌자료를 보정하여 하계의 평균수질과 최대한 일치하도록 선정하였는데, 이렇게 선정된 변수는 해역의 환경을 대표하지 못하는 것으로 판단된다. 이 또한 마산만 해역에 대한 기본적인 연구나 모델에 필요한 적절한 자료의 부족에 기인하는 것이다. 마지막으로, 입력 및 검증자료가 여름 상황을 대표하는 값이 입력되어야 하는데, 주요 하천의 오염부하량은 2001년 9월초의 자료만 입력되어 마산만 해역의 평균적인 여름 상황을 대표할 수 없는 것으로 보인다.

## VI. 해양환경수용력 평가모델 운영 개선방향

앞에서 살펴본 수질모델의 한계와 적용상의 문제점 극복은 정확한 환경수용력의 평가와 이를 바탕으로 한 관리전략의 수립에 중요하다. 따라서 이 장에서는 정확한 환경수용력의 평가를 위한 수질모델의 운영 개선방향을 제시하고자 한다.

환경수용력을 정확하게 평가하기 위한 첫 단계는 평가하고자 하는 우리나라 해역의 특성에 적합한 수질모델을 선정하는 것이다. 수질모델의 선정은 우리나라의 기후, 해역의 물리적·화학적 특성을 충분히 고려하여 이루어져야 한다. 오염물질의 거동을 다루는 수질모델 이외에도 점·비점오염물질<sup>17)</sup>이 해양으로 유입되는 오염부하량을 계산하는 유역모델을 수질모델과 결합하여 사용함으로써 수질모델의 정확성을 높일 필요가 있다. 최근에는 GIS를 이용한 지형정보, 행정구역도, 유역 및 소유

17) 강우시 지면 유출수를 통해 해양으로 유입되는 비점오염물질이 수질에 미치는 영향은 하수처리율이 향상되고 경제활동이 늘어날수록 상대적으로 증가하고 있음. 외국의 경우 하류지역에서 검출되는 영양염류의 70% 이상이 비점오염원으로부터 발생하는 것으로 보고되고 있음(Alm, 1990). 우리나라는 토지가 고밀도로 이용되고 있기 때문에 총 수질오염부하의 50% 이상, 폐쇄성 해역의 경우 부영양화를 일으키는 영양염류의 80% 이상이 비점오염원기인 것으로 보고되고 있음(환경기술개발원, 1995).

역도, 수질측정지점, 토양도, 하수처리 및 배수구역, 용수로 및 양수장 현황도, 오염원 현황도 등을 이용하여 해역으로 유입되는 점·비점오염원의 오염부하량을 계산하여 수질모델의 입력자료로 제공하기 위한 연구가 활발히 이루어지고 있다(김계현 등, 2001).

둘째, 선정된 수질모델의 운영지침이 마련되어야 한다. 외국에서 일반적으로 총량관리<sup>18)</sup>를 위해 운영되고 있는 수질모델을 살펴보면, 미국 뉴저지주의 경우 점오염원의 허용부하량을 산정할 때 비점오염원에 의한 영향을 배제하기 위하여 몇 주 동안 강우가 나타나지 않은 상태에서 수량이 낮은 시기에 3일간 연속 측정한 자료로 모델을 보정하고 검증하는 것을 의무화하고 있다(US EPA, 1991). 또한, 미국의 경우 허용부하량을 결정할 때 장래 유역내에서 증가할 인구와 지역 개발계획 등을 고려하여 일부 환경수용력을 유보해 두기도 한다. 미국 동부지역에서는 계절별 수량과 수온조건이 크게 다르기 때문에 여름(5월 1일~10월 31일)과 겨울(11월 1일 - 4월 30일)의 배출허용량을 다르게 적용하고 있다(Schreiber et al., 2001). 따라서 계절에 따라 강우량의 차이가 많이 나는 우리나라도 시기별로 환경수용력을 산정할 수 있도록 수질모델이 운영되어야 한다.

셋째, 환경수용력 평가를 위한 모델을 운영하기 위해서는 많은 관측자료가 필요한데, 특별관리해역 등 오염우심해역의 환경수용력을 산정하기 위해서는 육지로부터 유입되는 담수의 수질자료와 해양의 수질자료가 수집되어야 한다. 그러나, 육상과 해양의 수질측정망의 정기관측시점이 다르고, 관측되는 인자도 수질모델을 운영하기에는 부족한 실정이다. <표-7>에 제시된 인자들은 III세대 모델을 운영하기 위하여 필수적으로 육지 및 해양에서 관측되어야 하며, 해양의 특성에 따라 대조기와 소조기 또는 조시를 맞추는(slack water survey) 관측이 시행되어야 한다. 이렇게 정확하고 충분한 관측자료는 환경수용력 평가를 위해 이

18) 미국은 일일총허용부하량(total daily maximum loads, TMDL<sub>s</sub>)을 결정할 때 수질모델 적용에 필요한 기초자료 조사방법과 예측시 여분의 안정도(margin of safety, MOS)를 고려하기 위하여 최악의 상황을 가정하는 한계조건(critical condition)을 지정하고 있음. 한계조건은 수량과 수온으로 이루어지며, 미국의 경우 수량은 10년 동안 7일간 연속적으로 일어날 수 있는 최저수량(7Q10)을 사용하고 있음(Schreiber et al., 2001).

용되는 수질모델 결과의 신뢰성을 높여줄 것이며, 수질모델을 운영하기 위해 실시되어야 하는 관측비용을 절감할 수 있다.

〈표-7〉 우리나라 해양환경측정망과 하천수질측정망의 관측요소

구분	해양환경측정망	하천수질측정망
관측 요소	수온(℃) 염분(psu) 수소이온농도 용존산소(mg/L) 화학적산소요구량(mg/L) 암모니아 질소(mg/L) 아질산질소(mg/L) 질산질소(mg/L) 용존무기질소(mg/L) 총질소(mg/L) 용존무기인(mg/L) 총인(mg/L) 부유물질(mg/L) Chlorophy II-a (μg/L)	온 도(℃) 수소이온농도 용존산소(mg/L) 화학적산소요구량(mg/L) 대장균군(MPN/100ml) 총질소(mg/L) 총 인(mg/L) 카드뮴(mg/L) 시안(mg/L) 납(mg/L) 6가크롬(mg/L) 비소(mg/L) 수은(mg/L) 부유물질(mg/L) 계면활성제(mg/L)

자료 : 국립수산과학원(2002), 환경부(2002).

넷째, 수질모델의 신뢰성을 높이기 위해서는 모델에 입력되는 인자들의 보정계수를 결정할 수 있는 과학적인 조사가 필요하다. 예를 들어, HEM-3D를 이용하여 경기만의 수질을 평가한 Jian *et al.*(1999)의 연구는 경기만 지역의 수질모델 수립이라는 점에서 의미가 있으나, 수질모델에 쓰이는 보정계수를 경기만과 환경조건이 다른 미국 체사피크만의 값을 적용하여 수행하였다는 데 문제가 있다.

마지막으로, 해양환경수용력 평가를 관리할 기구를 선정하고, 이 기구를 통해 해양환경수용력 산정을 위한 수질모델의 선정·운영·기술지원 등에 관한 지침을 수립하여 해양환경수용력 평가의 일관성을 유지할

필요가 있다. 또한 이 기구를 통해 수질모델의 입력자료에 대해 품질관리(QA/QC)를 함으로써 모델의 신뢰도를 높여야 한다. 중앙부처, 지방자치단체, 연구기관, 학계, 산업계 등 환경수용력 평가와 관련된 사람들에 대한 교육·훈련과정을 개발하여 환경수용력의 의미와 활용방안에 대해 교육할 필요가 있다.

## VII. 결 론

연안유역관리체제<sup>19)</sup>의 구축은 유역단위에서 자원과 환경의 지속가능한 이용을 실현하기 위한 의사결정이 과학적인 방법과 이해당사자의 참여와 협력에 의해 이루어질 때 가능하다. 특히 연안유역관리체제가 정착될 때 연안지역 자원이용과 개발과정에서 발생하는 이해상충은 상당부분 해결될 것으로 판단된다. 예컨대, 연안해역과 육역이 통합된 하나의 관리단위인 유역내의 사회경제활동은 다른 공간에 비해 복잡한 양상을 보이고 있기 때문에 육상과 해양의 사회경제활동은 상호 충돌할 가능성이 매우 높다. 즉 해양환경개선과 생태계·생물자원 보호를 위해 취해지는 오염원 관리는 해양오염원인 물질의 77%가 육상기인이기 때문에, 기본적으로 육상의 사회경제활동에 대한 규제와 연계되고, 이러한 규제는 관련 이해당사자의 저항을 불러일으킬 가능성이 높다. 따라서 지역이해당사자의 합의에 의한 관리목표설정과 과학적인 방법에 의한 해양환경수용력 산정은 해양의 지속가능성을 유지하면서도, 이 과정에서 발생할 사회적 갈등을 최소화할 수 있는 유역관리체제의 정책수단으로 기능할 것이다.

특히, 대규모 국가하천을 대상으로 한 강력한 오염물질관리체제인 오염총량관리제가 본격적으로 시행될 때 연안해역에 대한 환경오염과 생

19) 연안유역관리는 학제간 연구를 통해 과학적 불확실성을 최소화하고, 연구과정과 의사결정과정을 통합하여 최적의 환경·자원이용을 실현하고자 하는 관리체제임. 이를 육상기인오염원의 관리의 관점에서 살펴보면, 해양환경수용력이라는 과학연구와 해양환경관리 목표설정이라는 의사결정 과정의 통합으로 나타남(Wettestad, 1994 ; GESAMP, 1996 ; Knight *et al.*, 1997 ; Boesch, 1999).

태계 훼손 압력은 더욱 증가할 것으로 전망된다.<sup>20)</sup> 이러한 압력은 이미 고밀도 이용·개발이 이루어지고 있고, 사회간접기반시설이 어느 정도 확보된 기존의 특별관리해역에서 더욱 높아질 가능성이 있다. 전반적인 해양수질개선에도 특별관리해역 등 고밀도 연안이용 해역의 환경오염은 개선되고 있지 않은 현실을 고려할 때, 오염총량관리를 포함한 연안유역관리체제의 구축은 매우 시급한 정책현안이라고 할 수 있다. 따라서 적어도 오염우심해역으로 분류된 특별관리해역에 대해서는 해양환경수용력 산정모델의 적극적인 활용을 위한 관련 법률의 개선<sup>21)</sup> 등 제도적 뒷받침이 필요하다(해양수산부, 2001b, 2002a, 2002b ; 남정호 등, 2002 ; 이창희 등, 2002).

20) 4대강 특별법 제정으로 대규모 국가하천 유역에 대해서는 오염총량관리를 위한 법적 근거가 마련되어 있고, 2006년부터는 주요 하천을 대상으로 총량관리가 시행될 예정이므로 오염물질배출 시설이 연안유역에 집중적으로 입지할 가능성이 매우 높을 것으로 전망됨(이창희 등, 2002).

21) 1999년 해양오염방지법이 개정되어 육지부가 특별관리해역의 관리범위에 포함되어 있지만, 해양환경수용력을 고려한 육지부의 공간이용을 조정할 정책수단이 부족함. 이런 점에서 해양오염방지법을 유역에서 발생하는 대기기인 오염원까지 포괄하여 실질적인 유역관리를 실현할 수 있는 '연안환경관리법'(가칭)과 국제환경관련 협약 수용을 목적으로 하는 '선박및해양배출에의한오염방지법'(가칭)으로 분화시킬 것을 제안한 해양수산부(2002a), 남정호·강대석(2003)의 연구결과는 유역관리체제 구축을 위한 법률정비과정에서 적극적으로 검토될 필요가 있음.

## 참 고 문 헌

1. 건설교통부, 「유량연보」, 건설교통부 한강홍수통제소, 1997, p.591.
2. 김계현 · 차래은 · 홍대벽, “GIS를 이용한 새만금유역의 수질모델링 지원시스템 개발에 관한 연구”, 「대한환경공학회 춘계학술연구발표회 논문집(Ⅰ)」, 이화여자대학교, 2001. 5.11~12, pp.323~366.
3. 김광수 · 박청길 · 조은일, “생태계 모델을 이용한 황해의 환경용량 산정”, 「한국수질보전학회지」, 1996, 12:383~399.
4. 김정수 · 노일 · 정연철, “광양만의 오염물질 확산에 관한 수리학적 고찰”, 「한국환경과학회 97년 봄 학술발표 초록집」, 울산대학교, 1997.5, pp.1~2.
5. 김정옥 · 한건연 · 이갑덕 · 신차배, “수치모델에 의한 울산만내의 수질오염도 예측”, 「대한토목학회 학술발표회 개요집」, 영남대학교, 1981.10.31, pp.22~24.
6. 남정호, “우리나라 해양환경 관리전략 수립방안 연구”, 「한국환경안전학회 춘계학술자료집」, 한국해양대학교, 1999.5.8, pp.53~77.
7. 남정호 · 강대석, “육상활동으로부터 해양환경보호를 위한 국내법제도 개선방향”, 「육상활동으로부터 해양환경보호를 위한 국가실천계획 수립방안에 관한 정책토론회」, 서울대학교 호암교수회관, 2003.8.1, pp.97~132.
8. 남정호 · 강대석 · 이창희, “해양환경보호를 위한 육상기인오염원 관리방안”, 「육상기인오염물질 해안배출관리를 위한 세미나 자료집」, 국회의원회관 소회의실, 2002.5.22, pp.10~43.
9. 박정은 · 박석순, “해양모델을 이용한 조기별 항내 회석률 변화에 관한 연구”, 「대한환경공학회 2001 춘계학술연구발표회 논문집(Ⅰ)」, 이화여자대학교, 2001, 5.11~12.
10. 박종수 · 김형철 · 최우정 · 이원찬 · 박청길, “굴 양식수역의 환경용량 산정: I”, 「생태계 모델을 이용한 거제 · 한산만 굴 먹이 공급량 추정」, 한국수산학회지, 2002, 35:395~407.
11. 박주석 · 이삼근, “한국남해의 식물플랑크톤의 분포와 수괴특성”, 「한국수산학회지」, 1990, 23:208~214.
12. 서동일 · 김순정, “WASP5를 이용한 시화호 수질모델링”, 「대한환경공



- 학회 97년 춘계학술연구발표회], 서울대학교, 1997. 5, pp.513~515.
13. 이대인 · 박청길, “낙동강 하구해역의 동계 수질모델링”, 「한국물환경학회지」, 2002, 18:449~460.
14. 이원찬 · 김형철 · 최우정 · 이필용 · 구준호 · 박청길, 「폐류양식해역 환경용량 산정 모델 구축」, 한국수산학회지, 2002, 35:385-394.
15. 이창희 · 이병국 · 유혜진 · 강대석 · 남정호, 「통합적 환경관리를 위한 연안수질관리체제 개선방안」, 한국환경정책 · 평가연구원, 2002, p.149.
16. 이창희 · 이병국 · 최지용 · 김은정, 「물자원의 효율적 이용을 위한 유역 관리방안」, 한국환경정책 · 평가연구원, 1999, p.145.
17. 조은일 · 박청길 · 이석모, 「가막만의 환경용량 산정(I)」, 한국수산학회지, 1996, 29:369-385.
18. 조흥연 · 채장원, 「진해 · 마산만의 환경관리를 위한 수질모델링」, 한국해안 · 해양공학회지, 1999, 11:41~49.
19. 최성규 · 김계현, 「GIS와 WASP5 수질모델의 유기적 통합에 관한 연구」, 한국GIS학회, 2001, 9:291~307.
20. 한국해양연구원, 「경기만 연안개발에 따른 수리 및 수질 통합평가모델 개발」, BSPE 99762-00-1247-2, 2000, p.220.
21. 해양수산부, 「환경관리해역 지정 및 관리기본계획 수립연구」, 1999, p.264.
22. \_\_\_\_\_, 「환경관리해역 시범해역관리 시행계획 수립연구」, 2001a, pp. 496.
23. \_\_\_\_\_, “환경관리해역 시범해역 관리시행계획 수립연구”, 「시화호 특별 관리해역 현황」, 2001b, p.269.
24. \_\_\_\_\_, 「환경관리해역 환경개선연구(II)」, 2002a, p.287.
25. \_\_\_\_\_, 「환경관리해역 환경개선방안 연구」, 2002b, p.658.
26. \_\_\_\_\_, 「새만금 환경보전대책을 위한 조사연구(1차년도) 요약보고서」, 2003, p.284.
27. 환경기술개발원, 「비점오염원 조사연구사업 보고서」, 1995, p.571.
28. 환경부, 「환경통계연감」, 2002, p.659.
29. 황병기, 「하구환경에서의 중금속 수지분석을 위한 수질모델의 개발」, 한국물환경학회지, 1999, 15:15~624.

30. 日本水産資源保護協會, 「漁場環境容量算定 事業報告書 制 1分冊」, 日本水産資源保護協會, 1989, p.883. 해양수산부, 「환경관리해역 시범해역 관리시행계획 수립연구」, 「시화호 특별관리해역 현황」, 2001, p.269.
31. Alm, A. L., "Non-point Sources of Water Pollution", *Environmental Science and Technology*, 1990, 20(2):967.
32. Antunes, P. and Santos, R., *Integrated Environmental Management of the Oceans*, *Ecol. Econ.*, 1999, 31(2):215~226.
33. Bartels, G.B. et al., An Examination of the Carrying Capacity Concept. In: R.H. Behnke Jr., I. Scoones, and C. Kerven (eds.), *Range Ecology at Disequilibrium*, Overseas Development Institute, London, 1993, pp.89~103.
34. Boesch, D., "The Role of Science in Ocean Governance", *Ecological Economics*, 1999, 31:189~198.
35. Cerco, C.F. and Cole, T.M., "Three-dimensional Eutrophication Model of Chesapeake Bay: Volume 1, main Report", *Technical Report EL-94-4*, US Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS, 1994.
36. Cobourn, J., "Integrated Watershed Management on the Truckee River in Nevada", *Journal of the American Water Resources Association*, 1999, 35(3):623~632.
37. Di Toro, D.M. et al., *Water Quality Analysis Simulation Program (WASP) and Model Verification Program(MVP) - Documentation*, Hydroscience, Inc., Westwood, NY, for U.S. EPA, Duluth, MN, Contract No. 68-01-3872, 1983.
38. Errington, P.L., "Vulnerability of Bobwhite Population to Predation", *Ecology*, 1934, 15:110~127.
39. GESAMP(IMO/FAO/UNESCO-IOC/WMO/WHO/IAEA/UN/UNEP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection), *Environmental Capacity-An Approach to Marine Pollution Prevention*, No. 30, 1986.
40. GESAMP(IMO/FAO/UNESCO-IOC/WMO/WHO/IAEA/UN/UNEP

- Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection), *Reports of the Twentieth Session*, Geneva, 7~11 May, 1990. Rep. Stud. GESAMP. (41):32.
41. GESAMP, *The Contributions of Science to Integrated Coastal Management*, Rep. No. 61, 1996, p.72.
  42. Government of Canada, *Canada's National Programme of Action for the Protection of the Marine Environment from Land-based Activities (NPA)*, 2000, p.123.
  43. Jian, S. et al., *Modeling Coastal Hydrodynamics and Water Quality of Kyunggi Bay Korea : Application of VIMS HEM-3D Model*, Special Report No. 350, The College of William and Mary, Virginia Institute of Marine Science, 1999, p.62.
  44. Kang, D. and Nam, J., "Coastal Use Conflicts and Their Resolution for the Successful Implementation of ICM in Korea", *Proceedings of MOMAF-NOAA Integrated Coastal Management Workshop*. 2~3 December, 2002, Seoul, Korea. pp.87~99.
  45. Knight, J. et al., *Mapping Submerged Corals in Fiji from Remote Sensing and in Situ Measurements: Applications for Integrated Coastal Management*, Coastal Management, 1997, 34(2):153 ~170.
  46. Konovalov, S.M., *Ecological Carrying Capacity of Semi-enclosed Large Marine Ecosystems*, In K. Sherman and Q. Tang (eds.), *Large Marge Marine Ecosystems of the Pacific Rim: Assessment, Sustainability, and Management*, Blackwell Science, Malden, 1999, pp.380~402.
  47. Kutting, G., "Mediterranean Pollution - International Cooperation and the Control of Pollution from Land-based Sources", *Marine Policy*, 1994, Vol. 18(3):233~247.
  48. Lee, C.H. et al., "Management Strategies for the Protection of Coastal and Marine Environments from Land-based Activities in Korea", *In Proceedings of Seoul Ocean Seminar of the 1st APEC Ocena-related Ministerial Meeting*, April 22~23, 2002, Seoul, Korea.

49. Luyten, P.J. et al., *A Coupled Hydrodynamical-Ecological Model for Regional and Shelf Seas(COHERENS) User Documentation*, 1999.
50. Melvasalo, T., "Regional Marine Environmental Management and the GPA-LBA: Perspectives and the Need for Scientific Support", *Ocean & Coastal Management*, Vol. 43: 713~724, 2002.
51. Nam, J. et al., "Developing Watershed Management Regime on Shihwa Coastal Area in Korea", In *MOMAF-PEMSEA Regional Workshop on Shihwa Management Strategy and Regional Initiatives for Coastal Environmental Management*. 15-16 March, 2001. Hotel Lotte World, Seoul. Korea, 2001, pp.153~183.
52. Nybakken, J.W., *Marine Biology*. 5th Edition, Pearson Benjamin Cummings, San Francisco, 2001, p.516.
53. Odum, E.P., *Fundamentals of Ecology*, W.B. Saunders, Philadelphia, 1953, p.384.
54. Park, K. et al., *A Three- dimensional Hydrodynamic Eutrophication Model (HEM-3D): Description of Water Quality and Sediment Process Submodels*, SRAMSOE No. 327, VIMS/SMS, CWM, VA., 1995.
55. Park, K. et al., "Application of Three-dimensional Hydrodynamic-Eutrophication Model(HEM-3D) to Kwang-Yang Bay in Korea", *Water Quality and Ecosystem Modeling (submitted)*, 200.
56. Park, K. et al., "Case Study: Mass Transport Mechanism in Kyunggi Bay around Han River Mouth, Korea", *Journal of Hydraulic Engineering*, 2002, 128:257-267.
57. Price, D., *Carrying Capacity Reconsidered, Population and Environment*, 1999, 21:5~26.
58. Russian Federation, *National Report of the Russian Federation*, NOWPAP POMRAC 1st Focal Point Meeting Vladivostok, Russia, 9-12 April 2003.
59. Schreiber, J.D. et al., "Dynamics of Diffuse Pollution from US Southern Watersheds", *Water Research*, 2002, pp. 2534~2542.

60. US GLOBEC(United States Global Ocean Ecosystems Dynamics), “Report on Climate Change and Carrying Capacity of the North Pacific Ecosystem”, *U.S. Global Ocean Ecosystem Dynamics Rep. No. 15*, Univ. California, Berkeley. 1996, p.95.
61. US EPA(United States Environmental Protection Agency), “Guidance for Water Quality-based Decisions: The TMDL Process”, EPA 440/4-91-001, *US Environmental Protection Agency Office of Water*, Washington DC., 1991, p.132.
62. US EPA, *New Strategies for America's Watershed*, National Academy Press, Washington DC, 1999, p.232.
63. US EPA, *Development of a Hydrodynamic and Water Quality for Brunswick Harbor*, US Environmental Protection Agency, Region 4, Atlanta, 2001.
64. Wettestad, J., “Science, Politics and Institutional Design : The Case of the North-East Atlantic Land-based Pollution Regime”, *Marine Policy*, 18(3):219~232, 1994.