

생태학적 모델을 이용한 유류유출 사고에 의한 자연 수산자원 피해의 추정

유신재 · 신경순
한국해양연구소

Oilspill Damage Assessment of Natural Fisheries Resources by Ecological Models

Sin jae YOO and Kyoung Soon SHIN

Biological Oceanography Division KORDI, Ansan, P.O. Box, 29, Seoul 425-600, Korea

Damage assessment based on *in situ* surveys for oil spills in marine environment is limited by fundamental difficulties as well as tremendous expenses. Except for intertidal zones, the damage is not preserved well. Also such surveys are usually confined to adult organisms. To overcome these limitations, a computer model, NRDAM/CME, was developed in the case of USA (Reed et al., 1989), where an acute toxicity data base was used to assess indirect damages through food webs and loss due to recruitment as well as adult losses.

In the present study, damage assessment of natural biological resources for hypothetical oil spills is attempted using a computer model for hypothetical spills of Bunker C and heavy crude oil. In the model, the logical structure of NRDAM/CME was adopted, and biomass and productivity database were compiled for the Korean waters. The results showed that the damage increased in a nonlinear fashion as the spill amount increased. The magnitude of the damage depended upon the chemical properties of oil, viscosity and solubility in particular, which implies that usage of oil dispersant might increase the damage by dispersing oil. The results also indicate that long term damage due to recruitment loss could be greater than short term damage.

Key words : oil spills, damage assessment, ecological model

1. 서 론

최근 들어 고도의 산업발달과 이를 위해 요구되는 유류사용의 증가로 해마다 해양생태계로 유출되는 유류 오염량이 증가하고 있다. 이들의 대부분은 대형 선박수송에 의한 방출이 차지하고 있으며, 한국 근해에서도 1986년 이후 유출 사고빈도가 급속히 증가하고 있다 (Fig. 1). 해상 유류유출 사고에 있어서 양식장이나 공동어장의 피해에 비해 자연 생물자원의 피해는 관심밖에 있어 왔다. 그 이유로는 직접적인 이해 당사자가 없다는 점과 자연 수산자원의 피해조사가 어렵다는 점을 들 수 있다. 피해조사비용이 피해액을

초과하는 경우가 허다하며 조사비용이 크다는 점 이외에도 현장조사 자체가 어렵다는 점도 있다. 조간대를 제외한 해역에서는 현장보존이 어렵고 조사대상도 성체피해에 한정되기 때문이다. 이는 바다라는 특수 환경 뿐만 아니라, 유해물질이 생물자원에 미치는 영향이 장·단기적으로 나타날 수 있기 때문이기도 하다. 그러나 이러한 어려운 점에도 불구하고 유류와 같은 독극 물질의 유출이 수산자원에 미치는 영향은 정량적으로 추정되고 분석되어야 한다. 이를 토대로 궁극적으로 수산자원의 피해를 최소한으로 할 수 있는 대책 수립이 가능할 것이다.

오염에 의한 생태학적 피해를 추정하는 방법은 크

게 두 가지가 있는데 현장관측을 통한 방법과 현재까지 알려져 있는 생태학적 사실들을 토대로 모델을 만들어 추산하는 방법이다. 단기적인 현장조사를 통하여 장기적으로 발생할 수 있는 피해정도를 추정하기가 어렵기 때문에 생물자원의 개체군 역학과 먹이연쇄망 등을 고려한 모델의 활용이 불가피하게 된다. 미국의 경우 이를 위하여 데이터 베이스를 이용한 전산모델(NRDAM/CME)을 개발하였다(Reed et al., 1989). 이 모델은 연안과 해양환경의 천연자원의 피해추정을 위한 모델로서 오염물질의 확산경로를 추정하며, 유출된 물질 중 어느 만큼이 대기로 증발하고, 해면을 따라 퍼지고, 수중에 혼합되는 가를 예측하는 물리모델, 오염에 의한 생물자원의 피해정도를 추정하는 생물모델, 그리고 피해정도를 경제적 가치로 환산, 추정하는 경제모델로 구성되어 있다. 생물모델에서는 급성 독성 실험데이터를 사용하여 피해량을 추정하였고 성체의 피해는 물론 먹이망을 통한 파급효과와 유생 및 치어 손실에 의한 가입량의 손실도 다루고 있다.

본 연구에서는 이러한 생태학적 모델에 의한 추정 방법을 다루었다. NRDAM/CME Model을 토대로 하여 단점을 보강하고 우리나라의 환경에 맞추어 응용될 수 있는 가능성을 시험하고자 하였다. 우리나라 근해의 생물생산력과 생물모델을 컴퓨터 프로그램으로 작성하여 벙커C유(fuel oil no. 6)와 원유(heavy crude oil)의 일정량이 황해와 남해에 유출되었을 경우를 가정하여 유류별, 지역별, 계절별로 피해량을 추정하여 분석하였다.

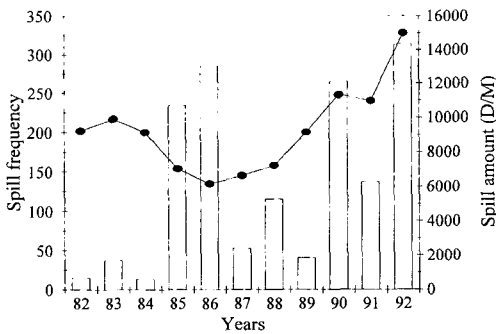


Fig. 1. Trend of oil spills in the Korean Waters (line represents spill frequency and bar represents spill amount).

2. 모델의 개관 및 구조

2.1. 모델에서 고려된 요인

생태계에 대한 오염의 영향은 먹이망 전체에 걸쳐 일어나는데 생태계의 각 구성원간의 복잡한 상호작용은 각각의 생태계의 특성에 따라 다르므로 일반적인 모델을 만들기 위해서는 어느 정도 단순화가 불가피하다. 또한 많은 경우에 있어서 생태계의 구조와 기능에 대한 생태학적 이해가 제한되어 있고 특히 정량화할 수 있는 생물학적 과정은 한정되어 있으므로 모델의 구성에 있어 세부의 생략이 어쩔 수 없는 경우도 있다. 따라서 생태학적 모델의 구성은 비교적 확립된 사실들과 이론을 토대로 시작할 수 밖에 없는데 아래와 같은 대략적인 피해요소들을 고려할 수 있다.

(1) 직접적인 피해: 우선 경제적 가치가 있는 종의 성체의 폐사를 들 수 있다. Dixit and Anderson (1977)의 유류오염에 대한 생리실험의 결과 대구는 식도에서 유류물질이 불과 8시간 안에 뇌, 간, 콩팥 등으로 이동되는 것이 밝혀졌고 운동성이나 기타 대사에 저해를 일으키는 것으로 알려져 있다. 또한 현재에는 유생이나 치어처럼 경제적 가치가 없으나 성장하여 상업성이 있는 성체로 자랄수 있는 개체들의 손실을 들 수 있겠다. 따라서 상업적 가치가 있는 종의 유생이나 치어의 폐사로 인한 장래의 잠재적 가입량(recruitment)의 감소를 고려해야 하겠다.

(2) 간접적인 피해: 상업적 가치를 가지는 대부분의 생물은 먹이연쇄의 상부에 위치하고 있으므로 대사와 생식 등에 필요한 에너지를 하부구조에 속한 생물에 의존한다. 따라서 이들 에너지원의 감소는 자연히 상부에 있는 생물의 생산량을 감소시키게 한다. 일차 생산자나 일차 소비자 자체로는 상업적 가치가 없다 하더라도 이들의 생산이 오염물질에 의해 감소하면 먹이망을 통해 에너지 흐름의 감소가 상업성 종에도 미치므로 이를 고려해야 한다. 그러나 먹이망의 구조변화에 의한 생태계 전반에 걸친 영향은 Paine (1966)의 고전적 실험이래 잘 알려져 있으나 일반적인 이론은 확립된 바 없다. 포식자-피식자의 관계변화가 좋은 예인데 일반적 시스템에 대한 정량적인 모델은 불가능하여 배제되었다.

(3) 시간적 요인: 유류피해의 시간적 구분은 직

접적인 단기적 피해와 간접적인 장기적 피해로 나눌 수 있다. 단기적 피해는 오염물질이 입계 독성치보다 높은 농도로 존재하는 동안 생기는 피해이며 직접적일 수도 있고 간접적일 수도 있다. 한편 오염물질의 농도가 안전수준 이하로 떨어진 후에 나타나는 잠재적인 피해는 장기적이 될 수 있다. 더욱 미묘하고 다루기 힘들지만 잠재적인 장기적 피해는 저농도에서 일어날 수 있는 만성적(chronic) 효과들이다. 예를 들면, 생식활동의 감소나 독성물질의 체내누적으로 인한 성장감소 등이 있으며 이들 요인들은 현재의 생태학의 상태로는 정량적으로 다루기가 어렵기 때문에 모델에서 제외될 수 밖에 없다.

(4) 공간적 요인 : 유류오염은 표층에 뜬 상태, 해수에 녹아든 상태, 그리고 저질에 가라앉은 상태에서 일어날 수 있다. 비록 유류오염이 의회에서 발생했다 하더라도 조류나 파도에 의해 결국 근해나 해안으로 흘러 들어올 수 있고 특히 해안에서는 파도의 작용에 의해 유류나 해수에 잘 혼합되거나 덩어리 상태로 해변에 올라올 수도 있다. 유류유출이 있을 경우 저서생물, 특히 저서동물이 극심한 피해를 입게 되는데 이는 유류물질이 일단 바닥에 가라앉게 되면 저질 안으로 스며들어 파랑에 의해 확산되거나 분해되는 속도가 매우 느리게 되기 때문이다. 또한 산소의 확산을 막으므로 저질내가 무산소 상태로 되어 굴착생물은 살기가 어렵게 된다. 유출된 유류는 표층에 slick으로 떠서 바닷새나 기타 표층성 동물들에게 피해를 줄 수 있고 물에 녹아든 성분이 어류나 무척추동물을 죽일 수 있다. 또한 바닥에 가라앉아 저서생물을 죽일 수도 있는 것이다. 생물은 각기 적응된 서식처가 다르므로 유류가 어떻게 해수에 혼합되고 확산되는지에 따라 생태학적인 결과가 크게 달라질 수 있다.

2.2. 모델의 개요

해수표면에 유출된 유류는 여러가지 경로를 거쳐 이동하고 확산하게 된다. 이러한 유류의 이동과 확산을 예측하기 위한 물리모델은 NRDAM/CME의 물리모델(Reed, 1989)을 사용하였다. 이 모델에서는 퍼짐(spreading), 수평 및 수직 확산(dispersion), 증발(evaporation), 유제화(emulsification), 수중유류의 상승(upwelling)과 가라앉음(sinking) 등을 다루고 있다.

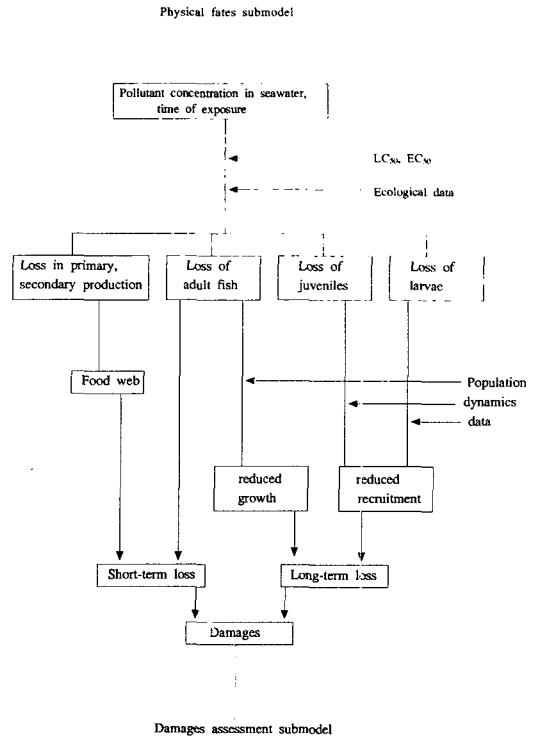


Fig. 2. Logical structure of biological impact submodel.

유류의 경우 4가지 성분으로 나누어 그 경로를 추적하고 있다. 즉, 분자량 100이하의 방향족, 분자량 100이상 160이하의 방향족, 그 외의 불용성 휘발성 성분, 나머지 모든 불용성, 비휘발성 성분으로 나누었는데 이들 각 성분의 이동 경로는 달라지게 된다. 예컨대 휘발성이 있는 처음 세 가지 성분만 증발과정을 거치며 이중 방향족 만이 해수에 녹아 들어 수중으로 확산하게 되고 독성을 띠게 된다. 수용성 성분은 부유입자에 흡착되어 가라앉기도 한다. 물리모델의 세부사항은 Reed (1989)를 참조하면 된다.

생물모델은 오염물질의 이동 및 확산경로를 추정하는 물리적 확산모델의 결과와 화학적 데이터 베이스의 화학물질별 물리적 특성 및 독성 자료 그리고 생물자원 데이터 베이스의 자료를 이용하여 생물자원 피해를 추정하게 된다. 생물모델의 기본적인 과정은 Fig. 2와 같다. 우선 화학적 데이터 베이스에서 해당 오염물질의 각종 생물에 대한 표준독성치를 읽어 들인다. 생태 데이터 베이스에서 해당지역의 생물 종류와 현존량 등에 대한 데이터를 읽어 들인다. 물리모

델에서 넘어온 오염물질의 확산에 대한 수치를 가지고 각 시간에 따른 독성물질의 농도분포가 임계값 이하로 떨어질 때까지의 노출기간과 평균농도를 계산한다.

긴급독성 실험에서 얻어진 LC₅₀이나 EC₅₀의 표준치를 실험식을 이용하여 온도나 노출시간에 대해 보정하면 이에 해당되는 치사율 (EC₅₀의 경우 성장저해율)을 얻을 수 있는데 이 값을 대상수역내의 생물군의 개체수에 곱하면 각 생물군의 치사량 (또는 성장저해율)을 얻을 수 있는 것이다. 이 계산과정을 생태계의 먹이망 전반에 걸쳐 모든 생태군에 대해 적용한 후 에너지 흐름에 따라 주요 관심 대상인 생물 (상업성이 있는 생물)에 미칠 간접적인 피해를 합산한다. 이 수치를 토대로 개체군 역학 모델을 이용하여 장기적 피해를 추산하게 된다. 이상이 간략된 기본계산과정이며, 좀 더 자세한 것은 부록 A에 기재하였다. 이러한 구조를 토대로 PASCAL 언어로 컴퓨터 프로그램을 작성하였다. 프로그램 코드는 해양연구소 (1990)에 실려 있다.

3. 데이터 베이스의 구성

위에서 본 바와 같이 유류피해 추정과정에는 2종류

의 자료가 필요하게 된다. 물리적 확산 모델에 쓰일 점도, 용해도와 같은 유류물질의 물리 화학적 특성자료와 생물에 대한 독성치 자료가 한 종류이며 생물량과 생산력에 관한 자료가 두번째 종류의 자료가 된다. 첫번째 종류의 자료로는 NRDAM/CME의 데이터베이스의 자료를 썼다 (Table 1).

피해를 추정하기 위해서는 장·단기 생물자원피해를 계산해야 하는데 여기서 단기피해는 성어의 사망이나 생산력저하로 인한 피해를 말하며, 장기피해는 치어의 사망으로 인한 장래 가입자원량의 감소와 사망한 성어의 성장분을 포함한다. 이러한 피해의 추정을 위해 생물모델은 두번째 종류의 자료, 즉, 어류, 패류 및 해조류의 자원량, 1, 2차 생산력에 대한 추정치가 필요하게 된다. 생물모델에서 생물피해를 추정하기 위해서는 해당수역의 생태계에 존재하는 생물군에 대한 전반적인 데이터 베이스가 형성되어야 한다. 그러나 한국 근해 해양생태계 자료의 부족과 체계적인 종합은 미미한 상태이므로 과거에 국내·외 학술지에 보고된 자료들을 수집하여 모델에 적용할 수 있도록 아래와 같은 기준에 따라 정리하였으며 모델에 쓰인 자료는 부록 B, C, D에 수록하였다.

3.1. 식물성부유생물

Table 1. Physio-chemical properties of oil (Feng et al., 1987)

Properties	Bunker-C	Crude oil
Molecular weight (g/mole)	160.000	160.000
Density (g/cm ³)	0.990	0.890
Solubility (mg/l) at 25°C	1.53E+1	3.15E+1
Vapor pressure (atm) at 25°C	3.40E-4	1.27E-3
Degradation rate in seawater (per day)	1.00E-3	1.00E-3
Degradation rate in sediments (per day)	1.00E-4	1.00E-4
Adsorbed/Dissolved partition coefficient, K _{oc}	1.40E+3	9.15E+2
Viscosity at 25°C (cp)	4.94E+2	3.53E+1
Threshold conc. for acute effects (ppb)	8.10E-2	8.109E+2
EC ₅₀ for 96 hr - Phytoplankton (ppb)	4.17E+2	4.17E+2
EC ₅₀ for 96 hr - Zooplankton (ppb)	3.40E+2	3.40E+2
LC ₅₀ for 96 hr - Fish (ppb)	1.30E+2	1.30E+2
LC ₅₀ for 96 hr - Benthic invertebrates (ppb)	2.76E+2	2.76E+2
LC ₅₀ for 96 hr - Larvae of fish and benthic invertebrates (ppb)	1.43E+1	1.43E+1

식물성부유생물의 생산력은 ^{14}C 방법을 사용하여 측정된 자료 (Chin and Hong, 1985; Lee, 1985; Jung, 1988; Jung and Park, 1988; Choi et al., 1988; 해양연구소, 1988, 1989; Han, 1989)를 이용하였다. 해양에서 식물성부유생물에 의한 생산력 측정은 다양한 측정장비 및 제반방법들에 의해 측정되어 왔으나 그중 ^{14}C 동위원소를 이용하는 방법이 전세계 해양의 생산력 측정에 많이 사용되어 왔으며 국내에서는 약 1980년 중반 이후부터 활발히 사용되었다.

3.2. 동물성부유생물

국내에서 동물성부유생물의 생산력 자료는 거의 없기 때문에 정량적인 자료와 체장, 체중관계식 (일본해양학회, 1986), 체중 대 탄소량의 관계식 (Wiebe, 1975), 일일 생산량/생체량 자료 (Greze, 1978; Banse and Mosher, 1980)를 사용하여 대략적인 이차생산량을 추정하였다.

3.3. 저서생물

저서생물의 생물량 자료는 해양연구소에서 조사하는 한국해역의 종합해양 자원도 작성연구 (1987, 1988, 1989)에서 보고된 자료를 이용하였다.

3.4. 치어

치어에 대한 자료는 Kim (1984), Kim et al. (1985), Cha (1986), Yoo et al. (1987, 1988), Yoo (1988), 해양연구소 (1987, 1988, 1989a, b)에서 보고된 자료를 이용하였다. 어류들의 산란시기는 수온과 밀접한 관계를 가지므로 지역에 따라 차이를 나타내며 산란후 치어가 되기까지의 기간을 정확히 알기가 어렵기 때문에 여기서는 성어가 출현하는 지역에는 항상 치어가 존재한다고 가정하였다.

3.5. 어류

어류에 대한 자료를 수집하는데 있어서 어류의 분포 및 어획량 (또한 현존량)의 자료가 필요하다. 그러나 어획량자료의 대부분은 지역별 어획량으로 어느 해역에서 어획되었는지 근거가 부족하며 어선들의 어획량에 의존하는 경향이 있어서 자료로 이용하는데 어려움이 있기 때문에 우리나라 연근해에서 어장을 형성하며 상업적 가치가있는 어종들의 자료 (국립수산진흥원, 1985)를 이용하였다. 조사에 사용된 어종에

는 18종의 어류 (멸치, 정어리, 병어, 콩치, 말귀치, 명태, 도루묵, 고등어, 전갱이, 물가자미, 눈볼대, 보구치, 참돔, 대구, 참조기, 삼치, 갈치, 갯장어)와 1종의 연체류 (오징어)를 포함하였다 (부록 B). 이들 중 정어리, 멸치, 명태, 고등어, 갈치, 참조기, 오징어, 말귀치, 콩치는 과거 60년간 (1926~1985년) 우리나라 연근해어업 생산량에서 차지하는 조성비가 50%를 상회하므로써 이들 9종의 풍흉이 연근해어업의 총어획량 변동에 미치는 영향이 대단히 크다고 볼 수 있다. 이러한 의미에서 이들 어종의 지역적 분포와 먹이와의 관계가 고찰되어야 할 것이다.

조사에 사용된 어종은 서식처에 따라 6개의 범주 (1=상층, 2=하층, 3=저층, 4=상층+하층, 5=하층+저층, 6=상층+하층+저층)로 나누었다. 상층에 속하는 어류들은 서식깊이가 비교적 얕고 부유생물을 먹이로 취하는 종들이며 하층에 속하는 어류들은 어류들을 먹이로 취하는 종들이고 저층에 속하는 어류들은 바닥에 근접하여 저서생물을 먹이로 취하는 종들이다. 어류의 범주를 나누는데 있어서 서식깊이가 큰 영향을 미치지 못하는 것은 동해를 제외한 우리나라 해역은 약 150m 이내의 천해지역이기 때문이다. 대상 어종에 대한 성장식, 체장·체중관계식, 최대수명, 자연사망계수, 어획사망계수, 어장가입연령과 같은 변수들은 국립수산진흥원 (1985, 1988)과 Kim et al. (1989)의 자료를 이용하고 Alverson and Carney (1975)의 공식을 사용하여 계산하였다.

4. 모델의 시행

유출빈도가 높은 벵기C유와 원유의 유출량에 따른 생물자원의 손실정도를 추정하기 위해 비교적 많은 자료들이 축적되어 있는 황해 중부와 남해를 택하여 연안에서 충분히 떨어진 임의의 지점을 가정하여 모델을 시험하였다. 본 연구에서는 위에서 언급한대로 생태모델은 본 연구를 위하여 새로이 작성된 컴퓨터 프로그램을 썼으나 물리모델은 NRDAM/CME의 물리모델 (Reed, 1989)을 사용하였으며 아래와 같은 환경조건을 가정하였다.

평균 표층유속 : 0.1 m/sec

평균표층류와 평행한 방향의 조류속도 : 0.1 m/sec

Table 2A. Resource damage estimates for Bunker C oil at the Yellow Sea

Term	Spill amount Trophic level	Biomass loss (g)		
		10 ton	100 ton	1,000 ton
Short	Primary Production	43.12	1,713.5	73,543.0
	Zooplankton	5.66	214.7	8,823.1
	Benthos	30.74	146.8	815.6
	Fish	107.25	51,464.5	9,981,161.0
Long	Fish	150.00	46,784.2	9,289,147.0

Table 2B. Resource damage estimates for crude oil at the Yellow Sea

Term	Spill amount Trophic level	Biomass loss (g)		
		10 ton	100 ton	1,000 ton
Short	Primary Production	3,203.0	64,189.1	2,006,513.8
	Zooplankton	387.0	7,495.1	220,968.7
	Benthos	204.9	823.0	3,454.9
	Fish	313,820.0	17,346,601.0	440,061,446.0
Long	Fish	298,971.0	15,453,637.0	382,331,221.0

유출 시의 평균 풍속 : 0.1 m/sec
 대기온도 : 28°C
 수온 : 11.8°C (봄), 23.6°C (여름), 20.2°C (가을),
 10.7°C (겨울)
 표층 해수밀도 : 1.03 kg/l
 저층 해수밀도 : 1.03 kg/l
 부유사농도 100 mg/l
 부유사의 침강속도 : 3 m/day
 수심 : 40 m

물리모델의 계산결과는 디스크 파일로 저장이 되므로 생태모델에서 이 디스크 파일을 읽어 들여 물리모델의 결과를 이용하였다.

5. 결 과

모델을 시행한 결과 계절에 따라 피해규모는 다르게 나타났다. 이는 각 계절에 따른 생물량 및 생산력의 차이 때문인데 특히 어류의 경우 계절에 따라 이동을 하기 때문에 다른 생물보다 계절에 따른 변동성이 더 크다. 그러나 시간에 따른 피해양상과 유류의 확산에 따른 피해정도는 모든 계절에서 유사하였다. 따라서 아래에서는 여름의 결과를 주로 다루고자 한다.

Table 2, 3에 나타난 바와 같이, 유류의 유출량이 증가하면 생물의 피해량은 선형보다 더 높은 율로 증가함을 알 수 있다. 예를 들어, 황해에서 벙커 C유 경우 10톤이 유출되었을 때 피해량은 337g이나, 100톤의 경우 98,249g으로 약 300배 가량 증가하였으며, 유출량이 1,000톤으로 증가하면 피해량은 19,260,308g으로 또다시 200배로 늘어나는 것으로 추정되었다. 그리고 독성물질이 유출된 해역의 자원상황과 피해량과는 물론 큰 상관관계가 있다. 즉, 황해와 비교해서 자원량이 더 많은 남해에서 유출사고가 발생했을 때 더 큰 피해를 야기시키는 것으로 추정되었다. 벙커 C유를 예로 보면 (Table 2A, 3A), 1000톤이 황해에서 유출되었을 경우 피해량은 19,260,308g이나 남해에서 유출되었을 경우 피해량이 298,748,395g으로 피해량에 있어서 큰 차이가 있음을 알 수 있다. 또한 유출된 물질의 종류에 따라서도 피해량에 큰 차이를 나타내는데, 벙커 C유와 원유의 유출에 의해 예상된 피해량은 원유에 의한 피해량이 유출된 양에 따라서 연료용 유류의 것 보다 약 45~5,802배 정도 더 많았다 (Table 4).

유류 유출에 의한 생물량의 손실은 시간에 따라서 단기피해량과 장기피해량으로 나누었다. 단기피해는 유출된 유류의 급성독성에 의해서 사망하는 자원의 양이며, 장기피해는 유출된 물질의 독성으로 인해서

Table 3A. Resource damage estimates for Bunker C oil at the South Sea

Term	Trophic level	Biomass loss (g)		
		10 ton	100 ton	1,000 ton
Short	Primary Production	53.2	1,852.5	94,891.0
	Zooplankton	5.4	185.2	9,489.0
	Benthos	147.4	4,936.5	241,365.0
	Fish	438.1	190,049.0	56,618,650.0
Long	Fish	1,813.9	820,398.0	242,130,745.0

Table 3B. Resource damage estimates for crude oil at the South Sea

Term	Trophic level	Biomass loss (g)		
		10 ton	100 ton	1,000 ton
Short	Primary Production	3,991.9	58,057.0	2,646,871.0
	Zooplankton	399.2	5,805.0	264,687.0
	Benthos	10,290.0	141,288.0	6,181,071.0
	Fish	2,199,161.0	21,849,385.0	2,567,219,599.0
Long	Fish	9,405,498.0	93,396,160.0	10,975,864,401.0

Table 4. Expected damages(kg wet weight; South Sea, summer)

Spill amount(ton)	Bunker C	Crude oil
10	2	11,605
100	1,012	115,246
1000	298,749	13,543,075

성장이 둔화되거나 먹이연쇄를 통해 장기적으로 감소되는 자원의 양이다. 장기적 피해를 어종 별로 보면 어떠한 어류들의 경우는 단기피해의 규모가 장기피해보다 크기도 하며 (Fig. 3A), 이와는 반대로 장기피해의 규모가 단기피해 보다 크게 나타나는 어류들도 있다 (Fig. 3B). 또한 피해량이 시간에 따라 점점 감소하는 경우가 있는 반면, 시간대에 따라 피해량이 증가하였다가 감소하는 경우도 있었다. 이와 같은 시간적 양상을 요약하면 Fig. 4로 나타낼 수 있다. 즉, 단기적인 피해가 큰 것으로 추정된 어류는 sp.1(멸치), sp. 19(오징어)이며, 시간이 경과함에 따라서 피해량이 감소하는 어류는 sp. 3(병어), sp. 8(고등어), sp. 10(물가자미), sp. 15(참조기), sp. 17(갈치) 이고 시간이 지나면서 피해가 증가하다가 일정시점 이후부터는 감소하는 어류는 sp. 5(말귀치), sp. 13(참돔), sp. 14(대구), sp. 16(삼치), sp. 18(갯장어)로 나타났다. 해역에 따라 장기피해량과 단기피해량을 비교하면

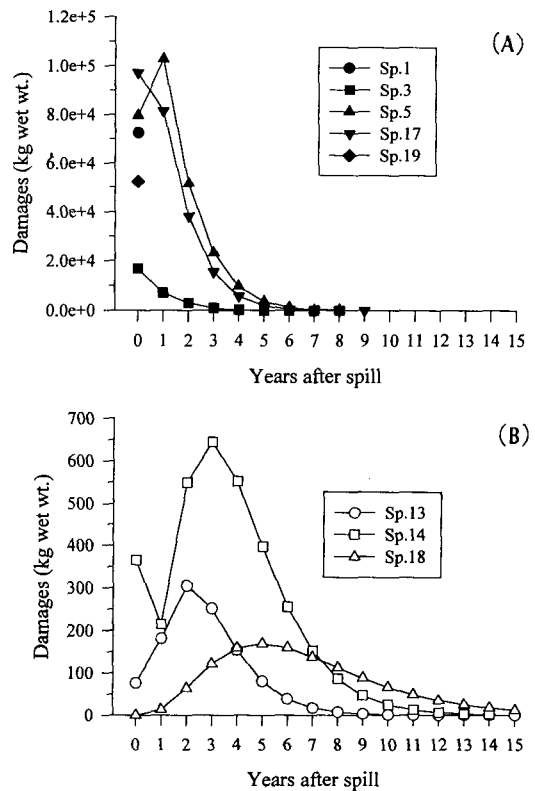


Fig. 3. Time pattern of damages. (A) Cases where short term damage is greater than long term damage. (B) Cases where long term damage is greater than short term damage.

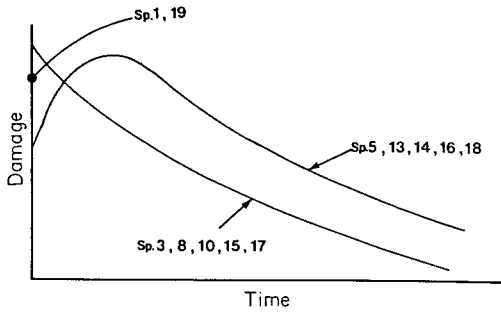


Fig. 4. Typical time pattern of loss in fisheries resources.

(Table 2, 3), 황해의 경우 단기피해량과 장기피해량의 차이는 거의 없지만, 남해에서 장기피해량이 단기피해량보다 상당히 더 큰것으로 나타났다. 이와 같이 유류유출에 의한 생물의 피해는 어류의 가입 손실에 의한 장기적 피해가 단기적 피해보다 더 클 수 있음을 시사하고 있다.

고 찰

이 모델의 범위는 생태계의 기능과 구조에 대한 분석이나 예측은 아니며 현재까지 알려져 있는 생태학적 지식을 적용하여 비교적 단순화된 데이터 베이스와 계산방식을 써서 충분히 합리적인 계산을 하는 데 있다.

미국의 경우와 우리나라의 경우 자원의 상업적 가치가 다르며, 이용할 수 있는 자료의 양이 부족하므로 데이터 베이스를 구성하는 데 차이가 있다. 예컨대 연안에서는 우리나라의 경우 양식업이 주된 피해자원이 되겠지만 위락으로서의 낚시는 아직 그렇게 큰 자원이 아니다. 또한 바다새가 가지는 심미적 가치는 아직 실질적인 문제로 인식되고 있지 않다. 미국의 경우 어류, 무척추 동물, 바다새에 대한 자료들은 서식지와 그들의 식성에 따라서 구분을 하고 있지만 본 조사에서는 자료의 부족으로 어업의 대상이 되는 어종과 이에 직접적인 관계가 있는 종에 국한해서 다루었으며, 어장 폐쇄에 의한 피해는 고려하지 않았다.

따라서 본 연구에서는 NRDAM/CME에 쓰인 3개의 하부모델중 생물모델을 응용하고 한국 연근해의 데이터 베이스를 사용하여 유류 오염에 의한 생물자원의

피해를 추정하는데 유출된 오염물질의 종류에 따른 피해의 정도와 장·단기적 피해량의 영향을 규명하는데 초점을 두었다. 그러나 물리모델이 갖는 단순성과 생태모델의 단점 그리고 자료의 부족을 고려해야 하기 때문에 정량적인 결과의 오차는 클 것으로 생각된다.

정량적 측면에서 본 연구에 쓰인 모델이 가지는 한계는 명백하며 크게 두 가지 성격으로 나눌 수 있다. 첫째, 모델 자체의 단순성에 의한 오차를 들 수 있으며 이러한 오차는 물리 확산 모델과 생물 모델에 모두 존재한다. 물리 모델에서 오차는 결과적으로 유류의 확산 범위, 농도, 노출 시간 등의 오차를 가져오게 되므로 추후의 생물 모델의 결과도 크게 좌우하게 된다.

생물 모델에서 누락된 부분은 만성적(chronic) 수준의 노출에 의한 영향이다. 만성적 특성에 대해서는 충분한 자료가 누적되지 않았기 때문이다. 먹이망 구조 내의 복잡한 역학구조 또한 고려되지 않았는데 역시 같은 이유에서이다. 포식자-피식자 관계의 교환은 피식자 뿐만 아니라 피식자와 경쟁관계에 있는 다른 개체군에도 양 또는 부의 영향을 미치므로 매우 복잡한 양상을 띠게 되어 먹이망 구성원의 각각에 대한 상호작용의 특성이 파악되지 않는 한 모델 내의 명시가 어렵게 된다.

두번째 종류의 오차는 데이터 베이스의 불충분함에서 오는 것이다. 물리 모델에 입력되는 매개변수들, 예컨대 표층유속, 해상풍의 속도와 방향 등은 유류의 이동과 확산의 예측에 큰 영향을 미치게 된다. 생물 모델에 쓰이는 생태량과 생산력의 값 역시 큰 불확실성을 가진다. 넓은 해역에서 변수들이 가지는 시·공간적 변이를 고려할 때 현재 가용한 한국 근해의 자료는 극히 부족한 형편이다. 또한 현재의 데이터 베이스에서 동물플랑크톤의 경우 자료의 부족으로 요각류 군집을 제외한 다른 집단들이 거의 고려되지 않았으며, 해조류와 암반 생물상도 포함되지 않았다. 이러한 생산력과 생체량의 지역적 변이성을 고려하면 피해량 역시 지역에 따라 크게 달라질 것이다. 즉, 생물량은 일반적으로 외해보다는 연안역으로 갈수록 증가하며, 수심이 점점 더 낮아질수록 해조류나 저서생물의 생물량이 보다 증가될 것이다. 황해나 남해는 조간대가 발달하여 패류와 같은 저서생물의 생산량은

매우 높다. 본 연구에서는 이렇게 생산력이 높은 연안의 공동어장을 대상으로 하지 않았으며 연안역의 피해는 본 연구 결과보다 훨씬 더 클 것으로 예상된다.

독성 피해 추정에 쓰인 LC₅₀, EC₅₀ 기타 관련된 보정상수의 값의 부정확함 역시 오차의 요인이 된다. 같은 종의 생물일 경우에도 생리적 특성은 지역별 개체군에 따라 달라지는데 여기서 사용한 NRDAM/CME 데이터베이스에서는 모든 생물을 십 여개의 그룹으로 나누어 동일한 독성치를 부여하고 있다. 예컨대 식물 플랑크톤, 어류 등의 분류군을 각각 하나의 그룹으로 나누고 있는 것이다.

이러한 정량적 오차에도 불구하고 본 연구에서 얻어진 두 가지 결과는 중요한 의미를 가진다고 볼 수 있다. 첫째, 유류와 같은 독극물질이 해양생태계에 유출되었을 때 가시적이고 단기적 피해보다 간접적이고 장기적인 피해가 훨씬 더 클 수 있다는 점이다. 둘째, 유류가 빨리 확산되는 것은 피해 범위를 훨씬 더 크게 할 수 있다는 점이다.

첫번째 결론은 지역과 계절에 따라 성어의 폐사에 의한 직접, 단기적 피해 보다 장기적 피해가 약 2~5 배에 이르기까지 커질 수 있다는 결과를 보면 명확하다 (Table 2A, B; 3A, B). 특히 계절적 이동이 큰 회유성 어류의 경우 유출사고가 일어난 시기에 사고 해역에 성어 개체군이 없었다 하더라도 치자어의 손실에 의한 가입 손실이 장기적 자원 감소를 가져올 수 있는 것이다. 따라서 어종에 따라 최대 피해는 사고후 4, 5년 후에 나타날 수 있는 것이다 (Fig. 3의 Sp. 14, Sp. 8).

두번째 결론은 동일한 시기와 장소에 두 가지 종류의 유류가 같은 양으로 유출되었을 때의 결과를 비교해 보면 알 수 있다. 벙커 C 유와 원유의 독성치에 같은 값이 지정되어 있으나 이와 같이 피해 결과에 큰 차이가 나고 있다. Table 1에 실려있는 화학적 특성을 비교해 보면 원유가 벙커 C유보다 점도는 훨씬 더 낮고 용해도는 더 높음을 알 수 있다. 즉, 원유가 훨씬 빨리 확산되어 피해 범위가 넓어진 것으로 해석할 수 있다. 따라서 유류 유출사고가 발생했을 때 유화제와 같은 분산을 촉진시키는 물질을 사용한다면 그 물질 자체의 독성을 제외하더라도 유류들의 더 빠른 확산에 의해 더 많은 생물량의 피해를 가져올 수 있음을

시사한다.

결론적으로 독극물질의 해양유출사고가 있을 때 양식장과 같은 가시적인 피해 뿐 아니라 자연 생물자원의 피해도 상당할 수 있다. 이러한 손실은 국가 자원의 손실이므로 국가차원에서 조사되고 배상청구가 이루어져야 할 것이다. 해양에서 유류유출사고에 따른 자원량 손실에 대한 조사는 단기간의 조사 뿐만 아니라 장기적 관측이 요구된다. 그러나 앞에서 언급된 바와 같이 막대한 조사 비용과 현장조사의 제한성을 고려할 때 체계적인 데이터 베이스를 구축하고 이러한 모델을 개발하여 피해량을 추정하는 방법이 합리적일 것으로 생각된다. 특정한 지역에서 일어난 피해를 정확히 추정하려면 그 지역의 생체량, 생산력 자료가 갖추어져 있어야 하며 유출 사고의 개연성이 높은 지역을 우선적으로 생태계의 특성을 계절별로 사전에 조사하는 것이 바람직하다.

요 약

해양에서 유류유출사고가 발생했을 때 자연 생물자원에 미치는 피해량을 전산모델을 이용하여 추정하였다. 해양에서 이러한 오염물질이 유출되었을 때 피해 조사가 이루어져야 하지만 조사비용 이외에도 현장조사 자체의 어려움이 있다. 조건대를 제외한 해역에서는 현장보존이 어렵고 조사대상도 성체에 한정되기 때문이다. 미국의 경우 이를 위하여 데이터 베이스를 이용한 전산모델 (NRDAM/CME)을 개발하였다 (Reed et al., 1989). 이 모델에서는 급성 독성실험 데이터를 사용하여 피해량을 추정하였고 성체피해 뿐 아니라 먹이망을 통한 파급효과와 유생 및 치어손실에 의한 가입량 손실도 다루고 있다.

본 연구에서는 NRDAM/CME에 쓰인 논리체계를 응용하였으며 한국 연근해의 데이터 베이스를 사용하여 벙커 C유와 원유가 유출되었을 경우 황해와 남해를 대상으로 하여 유출규모에 따른 자연 생물자원의 피해정도를 추정하였다. 모델의 시험결과 유류의 유출량이 증가했을 때 생물자원의 피해량은 유출량의 증가율 보다 더 높은 율로 증가하였다. 유출된 유류의 화학적 특성, 특히, 점도와 용해도의 차이에 따라 피해량이 큰 차이를 보이는데 이는 유류의 분산을 촉

진 시키기 위한 유화제의 사용이 피해량을 증가시킬 가능성이 있는 것으로 생각된다. 또한 생물량의 손실은 가입 손실에 의한 장기적 피해가 단기적 피해보다 더 클 수 있음도 시사하고 있다.

사 사

본 연구는 과기처 특정과제 (과제번호 BSPG 001 00-310-6)의 일부로 수행된 것이다.

참 고 문 헌

- Banse, K. and S. Mosher. 1980. Adult body mass and annual production/biomass relationships of field populations. *Ecol. Monogr.*, 50, 355~379.
- Cha, S. S. 1986. A study on the Ichthyoplankton community in the mid-east coastal waters of the Yellow Sea. Ph. D. Thesis, Seoul Nat. Univ., pp. 41~50 (in Korean).
- Chin, P. and S. Y. Hong. 1985. The primary production of phytoplankton in the Western Channel of the Korea Strait. *Bull. Kor. Fish. Soc.*, 18(1), 74~83 (in Korean).
- Choi, J. K., Y. C. Park, Y. C. Kim, Y. C. Lee, S. K. Son, H. J. Hwang, B. S. Han and C. S. Jung. 1988. The study on the biological productivity of the fishing ground in the western coastal area of Korea, Yellow Sea. *Bull. Nat. Fish. Res. Dev. Agency*, 42, 143~168 (in Korean).
- Chyung, M. K. 1977. The fishes of Korea. Iljisa Publishing Co., Seoul, 727 pp. (in Korean).
- Dixit, D. and J.W. Anderson. 1977. Distribution of naphthalenes within exposed *Fundulus simulus* and correlations with stress behaviour. In Proceedings of the Oil Spill Conference, J. O. Ludwigson, ed. American Petroleum Institute, Washington, D.C., pp. 633~636.
- Economics Analysis Inc. and Applied Science Associates. 1987. Final report: Measuring damages to coastal and marine natural resources: Concepts and data relevant for CERCLA type a damage assessments. US Department of the Interior, Washington, D. C. National Technical Information Service, Springfield, VA. (NTIS DOI/SW/DK-87/002).
- Feng, S. S., M. Reed and D. P. French. 1989. The chemical database for the National Resource Damage Assessment Model System. *Oil Chem. Poll.*, 5, 165~193.
- Finney, D.J. 1971. Probit Analysis. Cambridge University Press, London, 333 pp.
- French, D. P. and W. French Fred III. 1989. The biological effects component of the natural resource damage assessment model system, *Oil Chem. Poll.*, 5, 125~163.
- Han, B. S. 1989. A study on the influence of the tidal fronts on phytoplankton community in the middle part of the Yellow Sea. 1989. M. S. Thesis, Inha Univ., 62 pp. (in Korean).
- Hargrave, B. T. 1973. Coupling carbon flow through some pelagic and benthic communities. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 30, 1317~1326.
- Hwang, H. J. 1989. A study on seasonal variation of zooplankton community in the Yellow Sea. M. S. Thesis, Inha Univ., pp. 63~70 (in Korean).
- Jung, C. S. 1988. Bacterioplankton production and heterotrophic utilization of dissolved organic compounds in the East Sea of Korea. M. S. Thesis, Inha Univ., 69 pp. (in Korean).
- Jung, K. H. and Y. C. Park., 1988. Primary production and nitrogen regeneration by macrozooplankton in the Kyunggi Bay, Yellow Sea. *J. Oceanol. Soc. Korea*, 23(4), 194~206 (in Korean).
- Kim, D. Y. 1985. Taxonomical study on Calanoid Copepod (Crustacea: Copepoda) in Korean Waters. Ph. D. Thesis, Hanyang Univ., 187 pp.
- Kim, J. M., J. M. Yoo, H. T. Huh and S. S. Cha. 1985. Distribution of fish larvae in the Masan Bay and its adjacent waters. *Ocean research*, 7, 15

- ~22. (in Korean)
- Kim, Y. M., Y. J. Kang, B. H. Park, D. W. Lee and J. H. Lee. 1989. Studies on the fishery biology of Pomfrets, *Pampus* spp. in the Korean waters. 6. Stock assessment of Korean pomfret, *Pampus echinogaster*. Bull. Kor. Fish. Soc., 22(5), 306~316 (in Korean).
- Kim, Y. U. 1984. The distribution of fish larvae in the Korean strait. Bull. Kor. Fish. Soc., 17(3), 230~243 (in Korean).
- Korea Ocean Research and Development Institute. 1987. A study on the atlas of marine resources in the adjacent seas to Korea.-South Sea (Preliminary study)- KORDI report BSPG 00046-163-7, 357 pp. (in Korean).
- Korea Ocean Research and Development Institute. 1987. Ecological data of marine organisms. KORDI report BSPE 00091-136-3, 249 pp. (in Korean).
- Korea Ocean Research and Development Institute. 1988. A study on the atlas of marine resources in the adjacent seas to Korea.-South Sea (Second Year)- KORDI report BSPG 00062-200-7, 385 pp. (in Korean).
- Korea Ocean Research and Development Institute. 1989. A study on the atlas of marine resources in the adjacent seas to Korea.-South Sea (Third Year)- KORDI report BSPG 00091-251-7, 555 pp. (in Korean).
- Korea Ocean Research and Development Institute. 1989. A study on the fish larvae in adjacent waters of Cheju Island in summer. KORDI Report BSPE 00126-228-3, 95 pp. (in Korean).
- Korea Ocean Research and Development Institute. 1990. Natural resources damage assessment model for marine environment (II). KORDI Report BSPG 00100-310-6, 157 pp. (in Korean).
- Lee, W. H. 1985. An ecological study of phytoplankton in Southwestern Water of the East Sea (Sea of Japan), Korea. Ph. D Thesis, Seoul Nat. Univ., 78 pp.
- May, R. M. 1976. Patterns in multi-specied communities. In Theoretical Ecology, R. M. May, ed. Blackwell Scientific Publications, London, pp. 197~227.
- Mayer, F. L., Jr. and M. R. Ellersieck. 1986. Manual of acute toxicity: Interpretation and data base for 410 chemicals and 66 species of freshwater animals. US Department of the Interior. Fish and Wildlife Service, Res. Publ. 160, Washington D.C.
- Odum, E. P. 1971. Fundamentals of Ecology. W. B. Saunders Co., Philadelphia, 574 pp.
- Paine, R. T. 1966. Food web complexity and species diversity. Am. Nat., 100, 65~74.
- Reed, M., F. Deborah, G. Thomas and O. James, 1989. Overview of a natural resource damage assessment model system for coastal and marine environments. Oil Chem. Poll., 5, 85~97.
- Reed, M. 1989. The physical fates component of the natural resource damage assessment model system, Oil Chem. Poll., 5, 99~123.
- Ricker, W. E. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish population. Bull. Fish. Res. Bd. Can., 191, 382.
- Shim, J. H. and T. S. Lee. 1986. Studies of the plankton in the southwestern waters of the East Sea (Sea of Japan) (III) Zooplankton-standing stock, composition and distribution. J. Oceanol. Soc. Korea, 21(3), 146~155.
- Shim, M. B., J. K. Choi and D. Y. Kim. 1988. The distribution of zooplankton in the mid-eastern part of the Yellow Sea. Yellow Sea Research, 1, 1~10 (in Korean).
- Shin, Y. G. 1989. A study on the planktonic production structure and energy flux in the pelagic ecosystem of Chonsu Bay, Korea. Ph. D. Thesis, Seoul Nat. Univ., 146 pp. (in Korean).
- Wiebe, P. H, S. Boyd and J.L. Cox. 1975. Relationships between zooplankton displacement volume, wet weight, dry weight, and carbon. Fish. Bull., 73(4), 777~786.

- Yamaji, I. 1984. Illustrations of the Marine Plankton of Japan. 3rd ed. Hoikusha Publishing Co., Ltd. Osaka, 537 pp. (in Japanese).
- Yoo, J. M., J. M. Kim, H. T. Huh and S. S. Cha. 1987. Distribution of fish larvae in Kyunggi Bay. Ocean Reaserch, 9, 15~23 (in Korean).
- Yoo, J. M. 1988. Distribution of the fish larvae in the southeastern Yellow Sea during the summer. Ocean Reaserch, 10, 9~15 (in Korean).
- Yoo, J. M. and S. S. Cha. 1988. Variation of abundances of ichthyoplankton in Kwang yang Bay. Ocean Reaserch, 10, 79~84 (in Korean).
- Yun, K. H. 1987. Seasonal variation and production of zooplankton in Chonsu Bay, Korea. M. S. Thesis, Seoul Nat. Univ., pp. 32~37.
- 久宗高. 1981. 水産生物 生態資料. 日本 水産資源 保護協會, 361 pp.
- 久宗高. 1983. 水産生物 生態資料(續). 日本 水産資源 保護協會, 172 pp.
- 日本海洋學會. 1986. 沿岸環境調査 マニュアル (底質 生物篇). 恒星社厚生閣, pp. 185~191.
- 국립수산진흥원. 1985. 연근해 주요어종의 생태와 어 장. 자원조사 자료집 8호 국립수산진흥원, 231 pp.
- 국립수산진흥원. 1988. 연근해 어업자원 평가. 수산 자원 조사 보고 10호. Part 1. 국립수산진흥원, pp. 5~220.
- 장창익. 1991. 수산자원 생태학. 우성문화사, 서울, 399 pp.
-
- 1995년 9월 6일 접수
1996년 1월 27일 수리

Appendix A. 본 모델에서 차용한 NRCDAM/CME 생물모델의 구조 (French and French, 1989)

1. 급성 독성모델

가장 일반적으로 쓰이는 측정치는 LC₅₀ (Median lethal concentration)으로 일정기간 동안 실험생물을 오염물질에 노출시켜 총 개체의 50%가 죽는 농도이다. 식물의 경우 EC₅₀을 측정하는데 이는 성장속도가 50% 저하되는 농도이다. 이 값들은 개체군의 총체적 반응정도가 오염물질농도의 대수 정규 함수라는 가정 하에 쓰이며 다음과 같다 (Finney 1971).

$$P_0 = \frac{1}{\sqrt{2}} \int_{-\infty}^{Y_0} \exp\left(-\frac{1}{2}u^2\right) du$$

여기서 P₀는 오염물질의 농도 C₀에서의 사망율이고, Y₀는 C₀의 정규 편차이다. 즉,

$$Y_0 = \frac{x_0 - \mu}{\sigma}$$

$$x_0 = \log C_0$$

$$\mu = \log(LC_{50})$$

$$u = \frac{X - \mu}{\sigma}$$

LC₅₀ 값을 온도와 노출기간에 대해 보정한 후에 이 모델을 이용하면 모든 농도에서의 사망율을 추정해낼 수 있다. 즉, 전체 집단의 1% 미만이 죽는 오염물질의 농도 (임계값)를 계산할수 있는데 물리확산 모델에서 오염물질의 농도가 이 값보다 낮게 되면 계산을 멈추게 된다. LC₅₀ 값은 대개 온도가 증가하면 줄고 또한 노출시간이 늘어도 줄어들게 된다. 따라서 급성 독성 실험 (Acute toxicity test)는 표준화된 조건에서 실험한 뒤 이를 보정하여 이용한다. 예컨대 온도는 25°C, 노출기간은 96시간이 흔히 채택된다. LC₅₀에 대한 온도 보정에 관해서는 다음과 같은 경험식이 알려져 있다 (Mayer and Ellersiek, 1986).

$$\log(LC_{50_T}) = \log(LC_{50_{25}}) + \alpha(25 - T)$$

여기서 T는 온도, LC_{50₂₅}는 25°C에서의 LC₅₀ 값, α는 상수로써 화학물질에 달려있다. 노출기간의 경우 다음과 같은 경험식이 있다.

$$\log(LC_{50_t}) = -\alpha(\log t - \log 4) + \log LC_{50_4}$$

LC_{50₄}는 96시간, 즉 4일간의 온도 보정된 LC₅₀ 값이다.

2. 단기적 피해계산

물리모델에서 생물모델로 넘어오는 수치는 임계값 이상의 오염물질을 포함한 수괴를 10등분하여 매 시각마다의 각 소 수괴 내의 평균농도와 소 수괴의 부피이다. 오염물질은 시간이 경과함에 따라 퍼져 나가므로 오염된 수괴의 부피도 얼마동안은 증가하다가 감소하여 점차 사라지게 된다. 따라서 수괴의 각 소 수괴는 노출시간이 각각 다르게 된다. 한편 독성은 독성물질의 부피뿐 아니라 노출기간에도 영향을 받므로 평균농도 뿐 아니라 노출기간을 각각 계산하여야 한다. 이 모델에 쓰인 알고리즘은 오염된 수괴가 확장될 동안 매 시각마다 수괴 전체를 하나의 단위로 설정하여 추후 동일한 부피를 추적하는 것이다. 따라서 수괴가 확장하는 동안 계속 원통형의 부피를 설정하여 각각의 원통의 평균농도와 노출기간을 기억하게 된다. 시간간격이 일정하지 않으므로 평균농도를 구하였다. 이 계산과정은 표층, 중층, 저질에 각각 되풀이 되어 각 층마다의 오염물질의 농도분포, 노출시간, 부피가 계산된 후 다음 단계로 넘어가게 된다. 처음에 읽어들이는 생물 데이터 중 식물플랑크톤의 EC₅₀ 값을 각 소 수괴의 온도에 대해 보정하여 나온 생산저해율을 써서 일차 생산감소를 곱하였다. 즉,

$$P_L = 12.5F \cdot P \cdot A \cdot \Delta T$$

여기서 P_L은 일차생산 손실, F는 생산저해율, P는 정상일때의 생산력 (g/cm²/day), A는 오염된 곳의 면적 (m²), ΔT는 노출기간이다. 12.5는 gC를 g습중량으로 바꾸는 변환계수이다 (Odum, 1971). P값은 데이터 베이스에서 계절별로 얻어진다. EC₅₀은 성장율이므로 96시간에 해당하는 표준치가 노출시간에 상관없이 일정하다고 가정하였다. 동물플랑크톤에 대해서도 동일한

계산방식이 적용된다. 식물플랑크톤과 동물플랑크톤의 생산은 상층에서만 의미가 있다고 보고 상층에 대해서만 계산하였다. 일차 생산감소와 이차 생산감소는 다음 영양단계로 이월이 되어 상업성 어종의 직접피해량에 가산된다. 이때 전달효율은 각 영양단계 사이를 10%로 잡았다 (May, 1981). 일차생산 전부가 동물플랑크톤에 의해 소비되는 것은 아니고 일부는 가라앉아 저서생물에 의해 소비된다. 식물플랑크톤에서 저서동물로 넘어가는 비율을 추정할 때 Hargrave (1973)의 실험식을 일부 수정하여 이용할 수 있는데 다음과 같다.

$$A_B = \frac{25}{P^{0.61} Z^{0.39}}$$

A_B 는 저서동물에 의해 소비되는 일차생산량, P 는 일차생산량, Z 는 혼합층의 깊이이다. 어류와 저서 무척추동물 성체의 직접적 피해는 표준 LC_{50} 값을 각 소수피 별로 온도와 노출시간에 보정한 후 현존량에 사망율을 곱하여 구하였다. 이때 서식지에 따라 상층, 중층, 저층 별로 또한 각 종별로 계산하였다. 이 값이 직접적 단기 피해량이다. 유생의 피해도 위와 동일한 방법으로 계산하였는데 이 계산 결과는 장기적 피해 계산 가입량 감소 부분에 입력된다. 먹이망을 통해 일어나는 간접적 피해는 일차생산과 이차생산에 한하여 계산했는데 이 양이 위 영양단계의 포식자로 넘어갈 때 포식자 각종의 현존량에 비례하여 분배된다고 가정하였다. 서식지 별로 또한 식성별로 (즉, 일차 소비자와 이차 소비자) 어류와 무척추동물의 성체 현존량의 총합을 내고 각종의 총합에 대한 비율을 위에서 넘어온 일차 및 이차생산 손실량에 곱하여 각종별로 간접 피해량을 구하였는데 이 값을 피해 손실량과 합하면 단기적 피해가 된다.

3. 장기적 피해

단기적 피해 계산에 오염으로 인한 가입연령 이전의 유생이나 치어의 사망은 포함되지 않았으나 장기적으로 볼 때 이로 인하여 가입량이 줄어들게 되므로 가입 감소량도 계산에 포함되어야 한다. 유생기간을 대체로 일년 정도로 잡고 가입연령전의 나머지를 치어기로 보면 이들 두가지를 분리하여 다음과 같이 계

산할 수 있다. 치어의 경우, Beverton-Holt 모델에 따라 어획량은 다음과 같이 나타낼 수 있다.

$$Y_c = F \int_{t=t_r}^{t=t_x} RW_t \exp(-Z(t-t_r)) dt \dots\dots\dots (A)$$

여기서 Y_c 는 어획량이고 F 는 어획사망율, R 은 가입량, W_t 는 연령 t 때의 체중, Z 는 총사망율, t_r 은 가입연령, t_x 는 최대연령이다 (Ricker, 1975). W_t 는 길이에 대해 다음과 같은 관계로 나타낼 수 있는데 a, b 는 상수이다.

$$W_t = aL_t^b \dots\dots\dots (B)$$

길이 L_t 는 von Bertalanfy 성장 함수를 써서 다음과 같이 구할 수 있다.

$$L_t = L_\infty [1 - \exp(-K(t-t_0))]$$

여기서 L_∞ 는 최대 길이, K 는 성장 계수이다. 어획량 Y_c 는 가입 연령이상의 모든 연령군의 일년간의 어획으로 해석할 수도 있고 한 연령군의 전 수명기간 동안의 어획으로 볼 수도 있다. 오염이 끝난 후 치어 생존율이 정상 상태로 돌아온다고 가정하면 가입감소에 의한 영향은 유류오염 후 가장 어린 치어가 가입연령에 이를 때 까지만 계속되므로 이로 인한 어획감소는 다음과 같다.

$$Y_s = F \int_{t=t_r}^{t=t_s} M_0 RW_t \exp(-Z(t-t_r)) dt$$

t_s 는 유류오염 후 경과한 시간이며 ($t_s < t_r$), M_0 는 오염에 의한 치어 사망율이다. M_0 의 값이 알려지지 않았을 경우 성어 사망율에 비례한다고 가정할 수 있을 것이다. NRDAM/CME 모델에서는 다음과 같은 식,

$$Y_s = Y_c - F \int_{t=t_r}^{t=t_s} RW_t \exp(-Z(t-t_r)) dt$$

을 사용했는데 이 식이 의미하는 것은 연령 t_s 이상의 시간 어획량이기 때문에 잘못된 표현이다. 성체의 사망에 의한 현존량의 손실외에도 죽은 성체들이 계속 성장했을 경우의 가능한 잠재적인 생산도 고려해 볼 필요가 있다. 이 양은 다음과 같이 나타낼 수 있다.

$$Y_t = F \int_{t=t_s-t_r}^{t-t_s} DW_t \exp(-Z(t-t_r)) dt$$

위 식에서 D는 오염으로 사망한 성체의 현존량이다. 한편 유생의 손실에 의한 가입 감소는 다음과 같이 계산할수 있다. 유생의 사망은 오염이 일어난 해의 연령군에만 국한되므로 이 연령군이 치어를 거쳐 가입될 때까지 잠재적으로 손실된 양을 계산하면 된다. 즉, 오염에 의해 사망한 양이 오염이 없었을 경우 치어기로 들어갔을 양을 계산하고 여기에 가입할 때까지의 생존율을 적용하고 가입후의 이 연령군의 집단량을 계산하면 다음과 같다.

$$N_s = (N_L S_L) [\exp(-M(t_r-1))] [\exp(-Z(t_s-t_r))]$$

N_s 는 오염후 s년이 지난후에 오염이 없었을 경우 살아남았을 유생의 수, N_L 은 오염에 의한 유생 사망율, S_L 은 유생의 자연 사망율이다. 따라서 여기에 어획 사망율과 개체당 체중을 곱하면 어획 손실량을 얻을 수 있다.

Appendix B. Species names of the fish used in this study.

Species No.	Species name
Sp. 1	<i>Engraulis japonica</i> (멸치)
Sp. 2	<i>Sardinops melanosticta</i> (정어리)
Sp. 3	<i>Pampus argenteus</i> (병어)
Sp. 4	<i>Cololabis saira</i> (꽁치)
Sp. 5	<i>Novodon modestus</i> (말뚝치)
Sp. 6	<i>Theragra chalcogramma</i> (명태)
Sp. 7	<i>Arctoscopus japonicus</i> (도루묵)
Sp. 8	<i>Scomber japonicus</i> (고등어)
Sp. 9	<i>Trachurus japonica</i> (전갱이)
Sp. 10	<i>Eopsetta grigorjewi</i> (물가자미)
Sp. 11	<i>Döderleinia berycoides</i> (눈불대)
Sp. 12	<i>Argyrosomus argentatus</i> (보구치)
Sp. 13	<i>Chrysophrys major</i> (참돔)
Sp. 14	<i>Gadus macrocephalus</i> (대구)
Sp. 15	<i>Pseudosciaena manchurica</i> (참조기)
Sp. 16	<i>Scomberomorus niphonius</i> (삼치)
Sp. 17	<i>Trichiurus lepturus</i> (갈치)
Sp. 18	<i>Muraenesox cinereus</i> (갯장어)
Sp. 19	<i>Todarodes pacificus</i> (오징어)

Appendix C. Parameters of the fish.

Species No.	M	F	tr	tm	Lm	K	to	a	b	Ca1	Ca2
Sp. 1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	4
Sp. 2	* 0.30	* 0.23	* 0.500	7	22.36	0.590	-1.207	0.00927	3.051	1	4
※Sp. 3	0.60	0.89	0.190	8	29.00	0.323	-0.736	0.00840	3.413	1	2
Sp. 4	1.92	‡ 2.69	0.995	3	39.90	0.524	-0.616	0.00094	3.445	1	2
Sp. 5	* 0.26	* 0.85	* 0.215	8	37.80	0.168	-2.262	0.00407	3.320	6	5
Sp. 6	0.50	0.50	0.495	10	65.40	0.223	-0.249	0.00608	2.968	4	3
Sp. 7	1.08	1.08	1.240	6	33.54	0.170	-0.840	0.01003	2.924	1	2
Sp. 8	* 0.30	* 0.28	* 0.930	6	40.18	0.403	-0.718	0.00386	3.342	4	4
Sp. 9	* 0.35	* 1.29	* 1.200	7	42.49	0.248	-0.809	0.01318	3.000	4	2
Sp. 10	0.55	0.55	1.024	10	49.30	0.182	-0.222	0.00922	3.055	4	2
Sp. 11	0.55	0.55	1.384	10	41.20	0.182	-0.144	0.01930	3.000	4	2
Sp. 12	* 0.30	* 1.87	* 0.839	7	34.77	0.816	0.374	0.01200	3.000	6	0
Sp. 13	* 0.40	* 0.57	* 0.777	20	50.10	0.254	-0.100	0.04022	2.814	5	3
Sp. 14	0.39	0.39	0.444	14	163.07	0.135	-0.027	0.02782	2.794	5	3
Sp. 15	* 0.30	* 0.82	* 0.295	10	36.20	0.332	-0.593	0.01960	2.802	4	2
Sp. 16	0.72	0.72	0.500	8	123.30	0.196	-2.140	0.00658	3.002	4	0
Sp. 17	* 0.40	* 0.90	* 1.273	9	76.60	0.139	-0.266	0.01747	2.829	4	2
Sp. 18	0.32	‡ 0.10	0.192	15	65.70	0.161	0.040	0.01902	3.141	4	2
Sp. 19	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2

참고 : * 국립수산진흥원 (1988)에서 발표된 자료; ※ 한국수산학회지 (1989, 한국근해 병어류의 자원생물학적 연구)에서 발표된 자료; 체장조성이나 연령조성에 의해 추정된 전사망계수 (Z)에서 자연사망계수 (M)를 제함. Ca1: 어류의 서식수층에 따른 범주(category): 1=Upper layer, 2=Low layer, 3=Bottom layer 4=1+2, 5=2+3, 6=1+2+3; Ca2: 어류의 먹이에 따른 범주: 1=Phytoplankton, 2=Zooplankton, 3=Benthic animal 4=1+2, 5=2+3, 6=1+2+3; Lm의 단위를 cm로 일치시켰으며 이에 따라 a의 값들도 cm에 대해서 전환시켰다. M: 자연사망율; Lm: 최대체장 (cm); F: 어획사망율; K: 성장계수; t_r: 자원이업년령 (년); t₀: 체장이 0일때의 연령; t_m: 최대수명 (년); a, b: 계수 (W=aL^b: W: 체중; L: 체장)

Appendix D1. Biomass and production of the Yellow Sea.

	Spring	Summer	Fall	Winterr	Unit
Primary Production	0.477100	0.896633	0.451711	0.134150	gC/m ² /day
Secondary Production	0.000632	0.003790	0.003970	0.000363	gC/m ³ /day
Benthic Biomass	—	—	—	—	g/m ²
* Sp. 1	0.000848	1.334633	0.036616	0.001251	inds./m ³
* Sp. 3	0.000848	0.012748	0.000253	0.001050	
* Sp. 5	0.000848	0.009390	0.000330	0.001050	
* Sp. 8	0.000848	0.009331	0.000253	0.001050	
* Sp. 10	0.000848	0.009390	0.000253	0.001050	
* Sp. 13	0.000848	0.009390	0.000253	0.001050	
* Sp. 14	0.000848	0.009390	0.000253	0.001050	
* Sp. 15	0.000848	0.009390	0.000253	0.001050	
* Sp. 16	0.000848	0.011396	0.000253	0.001050	
* Sp. 17	0.000848	0.008311	0.000253	0.001050	
* Sp. 18	0.000848	0.009390	0.000253	0.001050	
* Other Species	0.318895	2.753435	0.090871	0.472325	
** Sp. 1	0.132934	0.615193	1.063337	0.141157	g/m ²
** Sp. 3	0.020508	0.1068838	0.032929	0.020728	
** Sp. 5	0.255033	1.1032887	0.460917	0.396898	
** Sp. 8	0	0.437510	0.935430	0.010391	
** Sp. 10	0.121720	0.008327	0.129082	0.191470	
** Sp. 13	0.002079	0.000467	0.002632	0.003645	
** Sp. 14	0.009285	0.001548	0.119676	0.160944	
** Sp. 15	0.032262	0.061952	0.074514	0.070174	
** Sp. 16	0	0.008761	0.024216	0.000451	
** Sp. 17	0.080691	0.927653	1.840781	0.220909	
** Sp. 18	0.010911	0.015866	0.020083	0.011276	
** Sp. 19	0.011258	0.444105	0.396387	0.005705	

* larvae

** adult

Appendix D2. Biomass and Production of the South Sea.

	Spring	Summer	Fall	Winterr	Unit
Primary Production	1.060000	0	0.760000	0	gC/m ² /day
Secondary Production	0.000661	0.002993	0	0	gC/m ³ /day
Benthic Biomass	30.15661	20.35000	22.14000	0	g/m ²
* Sp. 1	0.000870	0.972726	0.067333	0.002330	inds./m ³
* Sp. 2	0.000870	0.002373	0.000816	0.018070	
* Sp. 5	0.000870	0.002373	0.000816	0.007515	
* Sp. 8	0.000870	0.002373	0.000816	0.007515	
* Sp. 9	0.000870	0.002373	0.000816	0.007515	
* Sp. 10	0.000810	0.002373	0.000816	0.009970	
* Sp. 11	0.000870	0.002373	0.000816	0.007515	
* Sp. 13	0.000810	0.002386	0.000816	0.007515	
* Sp. 16	0.000870	0.002373	0.000816	0.007515	
* Other Species	0.091330	0.233800	0.076493	0.321240	
** Sp. 1	2.292185	3.143336	4.395932	2.104872	g/m ²
** Sp. 2	11.06979	4.932069	0.320009	2.041572	
** Sp. 5	1.152549	1.646699	1.402740	1.746813	
** Sp. 8	3.957382	2.224172	1.912835	1.391439	
** Sp. 9	0.056796	0.041839	0.051221	0.006331	
** Sp. 10	0.231302	0.265051	0.066521	0.095806	
** Sp. 11	0.016131	0.037126	0.008986	0.006329	
** Sp. 13	0.022409	0.019438	0.017814	0.025608	
** Sp. 16	0.045418	0.074452	0.076282	0.111047	
** Sp. 19	0.413874	0.092040	0.010211	0.279990	

* larvae
 ** adult