

## 광양만 예비 영양류 모형

강 윤 호\*

여수대학교 수산증양식연구센터

## A Preliminary Trophic Flow Model for Gwangyang Bay, Korea

Yun Ho KANG\*

Aquaculture Research Center, Yosu National University, Yeosu 550-749, Korea

A preliminary quantitative model of the trophic structure in Gwangyang bay, Korea was obtained using ECOPATH and data from relevant studies to date in the region. The model integrates and analyzes biomass, food spectrum, trophic interactions and the key trophic pathways of the system. The bay model comprises 9 groups of benthic primary producer, phytoplankton, zooplankton, benthos, bivalve, pelagic fish, demersal fish and piscivorous fish. The total system throughput was estimated at 2.4 kgWW/m<sup>2</sup>/yr, including a consumption of 41%, exports of 9%, respiratory flows of 24% and flows into detritus of 26%. All of which originate from primary producers measured at 52% and detritus of 48%. The total biomass was seen to be high compared to the levels of Somme, Delaware, Chesapeake Bays and Seine Estuary. This seems to be possibly due to artificial bivalve aquaculture and overestimation of benthos and benthic primary producer groups. The deviation can be calibrated by neglecting aquaculture and decreasing the habitat area for the groups. The trophic network of the bay shows a low level of recycling and organization as indicated by Finn's cycling index 3.3%, Ascendancy 3.1 kgC/m<sup>2</sup>/yr bits, Capacity 5.1 kgC/m<sup>2</sup>/yr bits and Redundancy 2.2 kgC/m<sup>2</sup>/yr bits. A high relative ascendancy of 62% and a low internal relative ascendancy of 18% indicate the system is not fully organized and stable towards disturbances, depending upon external connections. Although the model should be continuously provided with field data and calibrated further in depth, this study is the first trophic model applied to the region. The model can be a useful tool to understand the ecosystem in a quantitative manner.

Key words: Gwangyang Bay, Ecosystem, Trophic model, ECOPATH, Aquaculture

### 서 론

해양생태계는 오염이나 기후변화에 의한 환경변화 혹은 교란 그리고 어획에 크게 영향을 받는다. 어류나 패류 등의 유용수산자원은 해양생태계 먹이망의 한 부분에 속하며 이들은 같거나 다른 영양단계에 속하는 생물 개체들과 먹고 먹히는 관계를 형성한다. 생태계의 건강성을 유지하면서 동시에 적절한 양의 자원을 계속 어획하기 위해서는 생태계 차원의 거시적인 관점에서 어업관리가 고려되어야 한다. 수산자원 관리측면에서 전통적인 단일어종을 대상으로 하는 접근방식에서 생태계를 기초한 방식으로서의 인식전환이 점차 강조되고 있다(Zhang, 2002). 생태계를 구성하는 생물들간의 관계를 영양역학적으로 해석하는 생태계모델에는 생체량 역학모델(Larkin and Gazey, 1982), MSVPA (Sparre, 1991), Ecopath with Ecosim (Walters et al., 1997) 등이 있다. EwE 모델은 생태계 내 생물들의 복잡한 상호관계를 단순화, 정량화하여 생태계의 구조와 기능에 대해 설명하고 다양한 생태지수를 계산할 수 있기 때문에 다른 해양환경과의 정량적 비교가 가능하다. 국

내에서 EwE 모델을 적용한 예로는 동해의 기후변화에 따른 자원량 변동(Zhang and Yoon, 2003)과 여수 돌산도 쇄파대 생태계의 적정 자원방류(Kang, 2003) 등이 있다.

광양만은 1970년대 이후 계속되는 매립과 준설로 인해 지형 변화를 겪고 있으며, 산업화와 도시화로 인해 많은 양의 공단 폐수, 생활하수 및 온배수를 받아들이고 있다. 이러한 인위적인 환경교란에 의해 만의 생태계는 크게 영향을 받았고, 계를 구성하는 생물들의 종조성과 생체량은 변화하였다. 만의 생태에 대해서는 식물플랑크톤(Cho et al., 1994; Lee et al., 2001; 2004), 동물플랑크톤(Jang et al., 2004), 저서생물(Choi et al., 2003), 어류(Cha and Park, 1994; 1997; Oh, 2003) 등 비교적 많은 연구가 보고되었다. 그러나 생태계 거시적 관점에서 계의 구조, 기능과 정량화된 형태의 생태지수에 대해서는 보고된 바 없다. 따라서 만 전체 먹이망의 구성과 영양단계별 에너지흐름 등에 대한 해석과 비교에 대한 연구가 시급한 실정이다. 아울러 이를 토대로 만의 생태계 보전과 수산자원 관리를 위한 방안 제시가 가능할 것이다.

본 연구에서는 광양만 생태계의 현황을 파악하고 관리목표를 도출하기 위한 기초연구로서 다음과 같은 내용을 파악하고자 하였다. 첫째, 광양만 생태계의 먹이망을 구성하는 생물-비

\*Corresponding author: ykang@yosu.ac.kr

생물의 생체량, 생산량, 소비량, 생태효율지수, 먹이조성 등을 파악한다. 둘째, ECOPATH 영양류모형을 이용하여 영양물질의 총량과 이동경로를 파악한다. 셋째, 만의 생태계 생태학적 통계지수 및 정보지수를 파악한다. 넷째, 이를 다른 해양환경과 비교하여 광양만의 생태계 특성을 파악한다. 다섯째, 본 연구에서 사용된 생태계 모형의 한계와 향후 연구방향을 제시한다.

### 재료 및 방법

#### 연구지역

본 연구는 광양만과 여수해만의 동서 27 km 와 남북 24 km 의 면적(N 34°45'-34°58', E 127°35'-127°53')을 대상으로 한다(NORI, 2005). 만의 서측과 북측에 묘도, 금호도, 태인도, 동측에 대도, 갈도 등이 위치한다. 섬진강 하구 기수역과 내만의 수심은 10 m 내외이나 여수해만, 노량수도와 묘도수도는 20-30 m로서 비교적 깊다. 조석은 1일 2회조인 반일주조이며 대조차 3.16 m 소조차 1.15 m 로서 중조차 환경이다(NORI, <http://oceandata.nori.go.kr>). 창조시 여수해만으로 유입된 해수는 광양만 내만, 섬진강하구, 노량수도를 향해 분기되고, 낙조시 반대 방향으로 흘러나와 여수해만을 빠져나가는 왕복성 유동특성을 보인다. 수심은 깊고 흐름은 비교적 강하여, 만의 조류소통과 교환율은 양호한 것으로 사료된다. 이 지역의 30년 기상자료에서 기온은 월평균 2.2-25.7°C, 연평균 14.1°C, 강수량은 월평균 20.9-255 mm, 연 1,407 mm이다(KMA, <http://www.kma.go.kr>). 수온의 연평균은 15.5°C이다(NORI, <http://current.nori.go.kr>). 계절적으로 봄과 여름에는 남서풍이 우세하나 태풍을 제외하고는 강풍이 없으며 가을과 겨울에는 북서풍(평균풍속 4.9 m/s; KMA, <http://www.kma.go.kr>)이 우세하다. 바람에 의해 파랑이 발달할 만큼 수역이 넓지 않으며 외해로부터의 파랑의 파급도 제한적이다. 육상으로부터 유입되는 담수는 섬진강, 수어천, 백운천 등이 있다. 이중 섬진강이 가장 크며 연간 5.8-8.7E+8 m<sup>3</sup> 담수가 유입된다 (MCT, 1989). 평균 유량은 120 m<sup>3</sup>/s 이며 100년 빈도 홍수유량은 약 12,000 m<sup>3</sup>/s 로 추정된다. 연구지역의 표층퇴적물 평균입도는 6-7 φ 로서 주로 세립질 실트로 구성된다. 주요 퇴적상은 니질, 사질 니, 니질 사, 함력 니질 사-함력 사질 4개이다(Lee et al., 1996). 이 중 니질 퇴적상이 가장 우세하며 묘도 서측, 광양만 북동부, 여수해만 남측해역에 특징적이다. 노량해협과 묘도 남수로에는 역질 퇴적상이 노출되어 있다. 만의 퇴적율은 남 동위원소를 이용한 결과 0.68 cm/yr 로 보고되었다(Kang and Lee, 1996). 광양만 주변 육지에는 광양시와 순천시가 있으며 대표적 산업 시설로는 남측의 여천국가산업단지, 북측에 제철소가 있다. 공단지역과 도시로부터 다량의 폐수 및 생활하수가 유입된다. 산업화에 따른 환경변화, 남획에 의한 자원고갈 및 육상기원 오염과 결부된 자가오염이 가중되고 있다(Hyun et al., 2004).

광양만에 출현한 식물플랑크톤 137종 가운데 규조류, 와편모조류, 녹조류, 남조류 순서로 출현빈도가 높고, 생체량은

9월에 가장 높고 4월에 가장 낮게 나타났다(Cho et al., 1994). 식물플랑크톤 성장에는 질소가 제한영양염인 것으로 보고되었다(Lee et al., 2001; 2004). 동물플랑크톤은 총 47종이 출현하였는데 이중 요각류가 가장 우점하며 지각류와 만각류 순서로 많이 나타났다(Jang et al., 2004). 동물플랑크톤 개체수는 조석에 따른 염분과 엽록소-a 등의 환경변화에 크게 영향을 받는 것으로 보고되었다. 대형저서동물은 총 154종이며 이중 다모류가 가장 우점하여 64%, 이매패류 7%, 단각류 5%를 차지하였다(Choi et al., 2003). 치패를 살포하여 양식되는 패류에는 바지락, 새조개, 새고막, 고막, 가리맛조개, 굴 등이 포함되며 현존량은 단위면적당 약 4.2 kg이다(Yosu, 2002). 부유성 난과 자치어 및 어류에 대해서는 Cha and Park (1994, 1997)과 Oh (2003)의 연구가 보고된바 있다. 이들에 따르면 부유성 난의 우점종은 주둥치, 멸치, 전어, 보구치이며 자치어의 우점종은 주둥치, 멸치, 망둑어류, 전어, 보구치이다. 겨울에 우점하던 까나리와 배도라치는 크게 감소한 반면 멸치나 전어와 같은 회유성 어종의 출현량이 크게 변하지 않은 원인은 만의 환경변화가 바닥에 산란하는 정착성 어종에게 많은 영향을 미친 것으로 파악하였다. 어류 가운데 주둥치는 개체수 65%, 생체량 66%를 차지하여 어류군집을 우점하였다. 주둥치는 남해연안역을 중심으로 출현량이 증가하는 양상을 보이며 인위적 환경변화에 따라 증가하는 종으로 추정된다(Lee et al., 1997). 그밖의 우점종에는 전어, 꼼치, 풀반돔이, 청멸 등이 포함된다. 1998년에서 2002년 동안 연도별 출현종수와 개체수는 점차

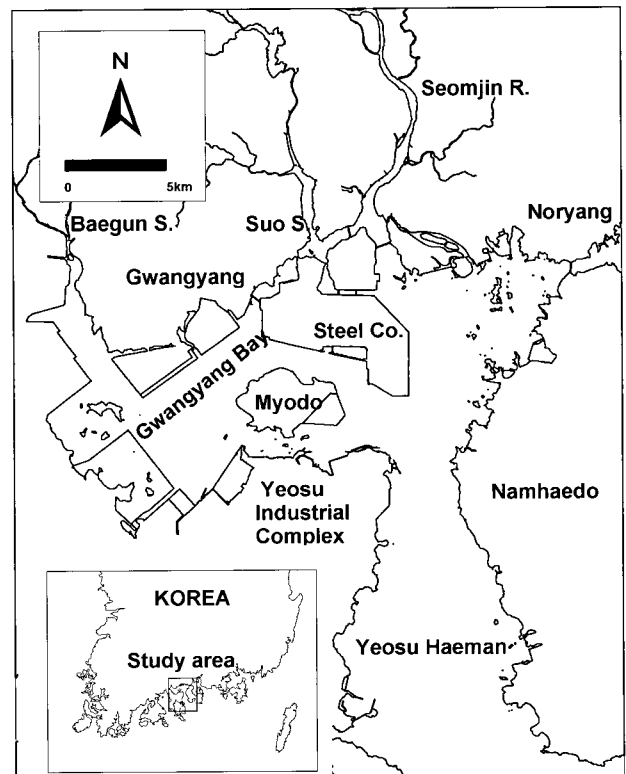


Fig. 1. Map showing study area.

적으로 증가하였으나 주동치에 의한 우점도가 높아지는 것으로 보아 광양만의 환경 변화가 큰 것으로 파악되었다.

영양류모형

본 연구에서 사용된 모형 Ecopath는 크게 두 가지 부분으로 구성된다. 첫째, 계산 부분에서는 계를 이루는 다양한 생물, 미생물 그룹의 생체량, 생산, 소비 및 먹이 섭식에 대해 계산한다(Polovina, 1984). 둘째, 해석 부분에서는 그룹 간의 에너지 흐름에 기초한 통계와 정보 자료에 대해 해석한다(Ulanowicz, 1986). 모형의 지배방정식은 단위기간 동안 그룹을 출입하는 에너지 및 질량은 보존된다는 열역학법칙에 기초하여, 생산량과 에너지평형 두 개의 식으로 구성된다. 생산량은 다음과 같이 표현할 수 있다(Christensen and Pauly, 1992):

$$B_i \cdot \left(\frac{P}{B}\right)_i \cdot EE_i - \sum_{j=1}^n B_j \cdot \left(\frac{Q}{B}\right)_j \cdot DC_{ji} - Y_i - E_i - BA_i = 0 \dots\dots\dots (1)$$

위 식에서 생산량은 어획량, 사망율, 성장율, 순이출량의 합으로 구성된다. 식(1)에서  $B_i, B_j$ 는 일정 공간에서 (i)와 (j)의 생체량 ( $g/m^2$ );  $i, j=1, 2, 3, \dots, n$ ;  $n$ 은 계를 구성하는 그룹의 수;  $P_i$ 는 일정시간 동안 일정공간에서 (i)의 총생산량( $g/m^2/yr$ );  $(P/B)_i$ 는 평형 가정하에서 사망율과 동일( $yr^{-1}$ );  $EE_i$ 는 생태효율 지수로서 계내에서 소비되는 생산의 비율(무차원);  $Q_j$ 는 (i)의 총소비량 ( $g/m^2/yr$ );  $DC_{ji}$ 는 포식자 (j)의 먹이조성에서 피식자 (i)의 비율(무차원);  $Y_i$ 는 (i)의 총어획량(= $F_i B_i$ ,  $F_i$ 는 어획사망율,  $g/m^2/yr$ );  $E_i$ 는 (i)의 순이출량(= $이출 - 이입$ ,  $g/m^2/yr$ );  $BA_i$ 는 (i)의 생체축적량( $g/m^2/yr$ )이다. 계를 구성하는 그룹이  $n$ 개라고 하면, 식 (1)을  $n$ 개 연립하여 표준행렬대수식을 이용하여 전개할 수 있다.

계를 구성하는 그룹들은 상호간에 피식과 포식에 의한 에너지 흐름으로 서로 연결되어 있기 때문에 피식자에 의한 소비량은 다음 지배방정식으로 표현할 수 있다(Christensen and Pauly, 1992):

$$Q=P+R+U \dots\dots\dots (2)$$

위 식에서  $R$ 은 호흡량( $g/m^2/yr$ ) 이고  $U$ 는 미동화량( $g/m^2/yr$ )이다. 호흡량은 일반적으로 실험적으로 구하기 매우 어려우나, 위 식을 사용하여 구할 수 있다.

모형구성

연구해역의 생태계는 개체의 크기나 먹이조성이 유사한 9개의 그룹으로 분류하였다. 구성그룹에는 저서일차생산자, 식물플랑크톤, 동물플랑크톤, 이매패류, 저서생물, 부어류, 저어류, 어식어류, 유기쇄설물이 포함된다. 그룹을 구성하는 주요 종, 생체량, P/B, Q/B에 대한 실험 및 문헌자료는 Table 1과 같다.

저서일차생산자그룹을 구성하는 우점종은 녹조류(*Ulva pertusa*), 갈조류(*Sagrasum horneri*, *S. thungergii*, *Undaria pinnatifida*)와 홍조류(*Gelidium amasii*)이다. 전체 생체량 812

$gWW/m^2$  중 갈조류는 58%, 홍조류는 28%, 녹조류는 14%를 차지한다(Shin, unpubl. data). P/B는  $13.3 yr^{-1}$ 로 입력하였다(Gonzalez-Liboy, 1979). 식물플랑크톤그룹은 주로 규조류와 와편모조류로 구성되고, 생체량은 chl-a 양을 습중량으로 환산하여 결정하였다(Lee et al., 2004; Pauly et al., 1993). P/B는 180.0으로 입력하였다(Wolff et al., 2000). 동물플랑크톤그룹을 구성하는 우점종은 요각류, 지각류, 화살벌레류로 구성된다(Jang et al., 2004). P/B와 Q/B는 각기 18.0과 90.0으로 입력하였다(Chavez et al., 1993; Rosado-Solorazano and Guzman del Proo, 1998). 이매패류그룹은 양식이 이루어지고 있는 바지락, 새조개, 새고막, 고막, 가리맛조개, 굴을 포함한다(Yosu, 2002). 총생체량  $4,227 gWW/m^2$  중 종별 생산량은 각기 24, 21, 19, 14, 13, 9%이다. P/B와 Q/B는 각기 2.0과 9.5로 입력하였다(Arias-Gonzalez et al., 1997). 양식 지역은 모형의 대상 면적을 1이라 하였을 때 0.09이다. 어업채취는  $3,804 gWW/m^2/yr$ 이다. 저서생물그룹을 구성하는 우점종은 연체동물, 다모류, 극피동물, 자포동물, 갑각류이다. 전체 생체량  $144 gWW/m^2$  중 연체동물 39%, 다모류 39%, 극피동물 11%, 자포동물 4%, 갑각류 4%를 차지한다(Choi et al., 2003). 그룹의 P/B와 Q/B는 그룹을 구성하는 주요 종의 무게분율을 고려하여 결정하였다(Arias-Gonzalez et al., 1997; Chavez et al., 1993; Rosado-Solorazano and Guzman del Proo, 1998).

부어류그룹을 구성하는 주요 종은 주둥치, 전어, 멸치, 흰배도라치, 가라지이다(Oh, 2003). 총생체량  $3.6 gWW/m^2$  중 각종의 무게분율은 56, 28, 8, 6, 2%이다. 멸치의 P/B와 Q/B는 Rosado-Solorazano and Guzman del Proo (1998)을 인용하였다. 기타 어종의 경우 식 3과 4를 사용하여 결정하였는데 이때 식에 사용된 접근체장과 접근체중은 Shao and Lin (1991)와 Whitehead (1985)을 인용하였다. 저어류그룹을 구성하는 주요 종은 문치가자미, 개서대, 비단망둑, 별망둑, 참서대, 민태, 복섬, 등가시치이다(Oh, 2003). 총생체량  $1.9 gWW/m^2$  중 종에 따른 비율은 각기 23, 20, 18, 10, 10, 8, 6, 5%이다. 비단망둑의 P/B와 Q/B는 Rosado-Solorazano and Guzman del Proo (1998)을 인용하였다. 기타 어종의 경우 식 3과 4를 사용하여 결정하였는데 이때 식에 사용된 접근체장과 접근체중은 Masuda et al. (1984)과 Li and Wang (1995)을 인용하였다. 어식어류그룹을 구성하는 주요 종은 갯장어, 준치, 실양태, 부세, 봉장어, 물메기이다(Oh, 2003). 총생체량  $1.7 gWW/m^2$  중 비율은 종에 따라 각기 23, 22, 19, 17, 12, 7%이다. P/B와 Q/B는 식 3과 4를 사용하여 결정하는데 이때 식에 사용된 접근체장과 접근체중은 Kido (1988), Masuda et al. (1984), Whitehead (1985), Robin et al. (1991)을 인용하였다.

어류의 P/B는 사망률과 동일하다(Allen, 1971). 본 모형에서는 von Bertalanffy growth function과 연평균수온에 근거하는 경험식(Pauly, 1980) 혹은 Froese and Pauly (2003)의 경험식을 사용하였다:

$$M = 10^{(0.566 - 0.718 \times \log L_{\infty})} + 0.02 \times T \dots\dots\dots (3)$$

Table 1. The group, their dominant species, input parameters and literature source. Parenthesis indicates the proportion of the total biomass of the group. (P/B, production/biomass; Q/B, consumption/biomass)

Species group	Biomass <sup>1</sup> (gWWm <sup>2</sup> )	P/B <sup>2</sup> (year <sup>-1</sup> )	Q/B <sup>3</sup> (year <sup>-1</sup> )	Habitat Area	Literature source
1 Benthic primary producer	812.3	13.3	-	0.4	<sup>1</sup> Shin (unpubl. data)
Phaeophyta	(58)				<sup>2</sup> Gonzalez-Liboy (1979)
Rhodophyta	(28)				
Chlorophyta	(14)				
2 Phytoplankton	20.0	180.0	-	1.0	<sup>1</sup> Lee et al. (2004)
Diatom					<sup>2</sup> Wolff et al. (2000)
Dinoflagellates					
3 Zooplankton		18.0	90.0	1.0	<sup>1</sup> Jang et al. (2004)
Copepods					<sup>2</sup> Chavez et al. (1993)
Cladocera					<sup>3</sup> Rosado-Solorazano and
Chaetognatha					Guzman del Proo (1998)
4 Bivalve	4,227	2.0	9.5	0.09	<sup>1</sup> Yosu (2002)
<i>Ruditapes philippinarum</i>	(24)				<sup>2,3</sup> Arias-Gonzalez et al. (1997)
<i>Fulvia mutica</i>	(21)				Catch : 3804
<i>Tegillarca subcrenata</i>	(19)				
<i>T. granosa</i>	(14)				
<i>Sinnovacula constricta</i>	(13)				
<i>Crassostrea gigas</i>	(9)				
5 Benthos	144	2.9	14.2	0.5	<sup>1</sup> Choi et al. (2003)
Molluscs	(39)	2.0	10.0		<sup>2,3</sup> Chavez et al. (1993)
Polychaeta	(39)	4.5	22.5		<sup>2,3</sup> Chavez et al. (1993)
Echinodermata	(11)	0.8	7.2		<sup>2,3</sup> Arias-Gonzalez et al. (1997)
Crustacean	(4)	5.6	18.0		<sup>2,3</sup> Rosado-Solorazano and
Cnidarinas	(4)				Guzman del Proo (1998)
6 Pelagic fish	3.6	1.1		1.0	<sup>1</sup> Oh (2003)
<i>Leiognathus nuchalis</i>	(56)	1.0			<sup>2</sup> Shao and Lin (1991)
<i>Konosirus punctatus</i>	(28)	0.7	6.4		<sup>2,3</sup> Whitehead (1985)
<i>Engraulis japonicus</i>	(8)	4.9	24.7		<sup>2,3</sup> Rosado-solorazano and
<i>Pholis fangi</i>	(6)				Guzman del Proo (1998)
<i>Decapterus maruadsi</i>	(2)				
7 Demersal fish	1.9	1.3		1.0	<sup>1</sup> Oh (2003)
<i>Limanda yokohamae</i>	(23)	0.6	13.5		<sup>2,3</sup> Masuda et al. (1984)
<i>Cynoglossus robustus</i>	(20)	0.7			<sup>2</sup> Li and Wang (1995)
<i>Istigobius hoshinonis</i>	(18)	3.2	16.0		<sup>2,3</sup> Rosado-Solorazano and
<i>Chasmichthys gulosus</i>	(10)	1.1			Guzman del Proo (1998)
<i>Cynoglossus joyneri</i>	(10)	0.7			<sup>2</sup> Masuda et al. (1984)
<i>Johnius grypotus</i>	(8)				<sup>2</sup> Li and Wang (1995)
<i>Takifugu niphobles</i>	(6)				
<i>Zoarces gilli</i>	(5)				
8 Piscivorous fish	1.7	0.6		1.0	<sup>1</sup> Oh (2003)
<i>Muraenesox cinereus</i>	(23)	0.4			<sup>2</sup> Masuda et al. (1984)
<i>Ilisha elongata</i>	(22)	0.6	9.0		<sup>2</sup> Whitehead (1985)
<i>Repomucenus valenciennei</i>	(19)	1.0			<sup>2</sup> Masuda et al. (1984)
<i>Pseudosciaena crocea</i>	(17)	0.5			<sup>2</sup> Robin et al. (1991)
<i>Astroconger myriaster</i>	(12)	0.5			<sup>2</sup> Masuda et al. (1984)
<i>Liparis agassizii</i>	(7)	0.6			<sup>2</sup> Kido (1988)
9 Detritus	180	-	-	1.0	<sup>1</sup> Kwon et al. (2003)
water	10				<sup>1</sup> Hyun et al. (2004)
sediment	170				

위 식에서  $L_{\infty}$ 는 접근체장 (cm),  $T$ 는 연평균수온(15.5°C)이다. 접근체장은 문헌자료를 사용하거나 Froese and Binohlan (2000)이 제시한 경험식을 이용하였다. 한편 어류의 Q/B는 Palomares and Pauly (1999)의 경험식을 이용하였다:

$$\log Q/B = 7.964 - 0.204 \log W_{\infty} - 1.965 T' + 0.083A + 0.532h + 0.398d \dots (4)$$

위 식에서  $W_{\infty}$ 는 접근체중(g),  $T'$ 는 수온계수 (=1000/( $T+273.15$ )),  $A$ 는 꼬리지느러미에 관련된 계수로서 높이 제곱과 표면적의 비이다.  $h$ 와  $d$ 는 먹이종류에 따라 결정되며 초식일 경우  $h=1, d=0$ , 채식물식  $h=0, d=1$ , 육식  $h=0, d=0$  이다. 체중, 꼬리형태 및 먹이종류는 주로 FishBase (Froese and Pauly, 2003)를 이용하였고 접근체중 자료가 없을 경우 최대체중을

이용하였다.

유기쇄설물그룹은 수괴와 퇴적물내 입자성 및 용존성 유기물을 포함한다. 수괴내 유기물은 만에서 관측된 POC(단위 mgC/L; Kwon et al., 2002)에 평균수심(m)을 곱하여 단위면적당 유기물로 표현하였다. 퇴적물내 유기물은 관측된 TOC (단위 mgC/g; Hyun et al., 2004)에 퇴적물 밀도(g/cm<sup>3</sup>)를 곱하고 면적을 고려하여 단위면적당 유기물로 표현하였다. 이때 퇴적물내 유기물은 표서생물과 어류에 의해서 표층 1 cm에서 제한적으로 사용된다고 가정하였다(Rybarczyk and Elkaim, 2003).

먹이조성은 생물그룹을 이루는 주요 종의 위 내용물 분석으로부터 가중평균치를 구하였다(Table 2). 조성은 무게, 부피나 에너지 함량을 백분율로 표현하며 모두 더하여 100이 되도록 하였다(MacDonald and Green, 1983). 광양만에서 조사된 어류의 먹이조성은 개서대(Baeck and Huh, 2004), 등가시치(Huh and Baeck, 2000) 망둑(Huh and Kwak, 1999), 멸치(Park and Cha, 1995), 문치가자미(Kwak and Huh, 2003), 베도라치(Huh and Kwak, 1997a), 복섬(Huh and Kwak, 1998), 양태(Kwak and Huh, 2002), 전어(Park et al., 1996), 주둥치(Huh and Kwak, 1997b), 참서대(Baeck and Huh, 2002) 등이 있다. 기타 어류의 먹이조성은 주로 FishBase (Froese and Pauly, 2003)를 참고하였다.

Table 2. Diet composition matrix in percentage of volume of prey groups

Prey	Predator					
	3	4	5	6	7	8
1 Benthic primary producer	40	15	22			
2 Phytoplankton	20	5	3	5	10	
3 Zooplankton	10	10	8	25	25	7
4 Bivalve			2	5	5	
5 Benthos				35	50	13
6 Pelagic fish						40
7 Demersal fish						25
8 Piscivorous fish						15
9 Detritus	30	70	65	30	10	
Total	100	100	100	100	100	100

### 결과 및 고찰

#### 모형검증

생태효율지수(EE)는 그룹의 생산량 중 피식, 회귀, 이출, 생체량증가에 의해 사용되는 양의 비로서 정의된다. EE가 0 보다 조금 클 경우 이 그룹은 다른 그룹에 의해 거의 소비되지 않는다는 것을 의미한다. EE가 1에 접근할 경우 이 그룹은 다른 그룹에 의해 거의 소비되거나 어획되는 경우이다. 반면, EE가 1 보다 클 경우 사용량이 생산량을 초과하여 에너지 평형이 이루어지지 않기 때문에 이때는 먹이조성, 생산량 등의 입력자료를 점검 및 보정하여야 한다. 따라서, 모형실험 결과를 검증하는 가장 첫 번째 단계는 EE를 확인하는 것이다. 실험결과 EE는 0.04-0.95의 범위를 보였다(Table 3). 유기쇄설물그룹은 무생물이기 때문에 EE는 유출량과 유입량의 비로

정의되며 계산결과 0.75이다. 이는 유출되는 양보다 유입되는 양이 많다는 것을 의미하며 광양만의 퇴적속도가 0.68 cm/yr (Kang and Lee, 1996)인 것으로 보아 일부는 바닥에 침강하여 퇴적물로 유입되는 것으로 판단된다. 총효율지수(GE)는 생산량 대 소비량의 비로 정의되며 박테리아, 산호, 작고 빠르게 성장하는 생물을 제외하면 대부분 0.05-0.3의 범위를 갖는다. 광양만 모형에서 어류 그룹의 GE는 0.3으로 제시하였다. 동물플랑크톤, 이매패류, 저서생물그룹의 GE는 0.20, 0.21, 0.20으로 계산되어 일반적인 범위에 속하는 것으로 나타났다. 부어류와 저어류그룹의 Q/B는 3.6과 4.3으로서 동해(Zhang and Yoon, 2003)에서 보고된 값과 유사하였다. 순효율지수(NE)는 생산량 대 음식물 중 동화된 양의 비로서 정의된다. 공생조류를 제외하고 모든 생물의 NE는 0보다 크고 1 보다 작으며 GE 보다 커야한다. 실험결과 NE는 0.25-0.38의 범위를 보였으며 GE보다 크게 계산되었다.

#### 영양구조

Fig. 2는 광양만 생태계를 구성하는 그룹 상호간에 발생하는 주요 작용을 하나의 그림으로 집약적으로 설명하고 있다. 구성 그룹 9개의 상호작용은 에너지 교환으로 파악되고 소비, 배설, 호흡 등의 주요 대사작용으로 표현된다. 그림의 상자는 구성 그룹을 대표하며 상자의 크기는 생체량의 제공근에 비해 하며 화살표는 그룹 간 에너지 이동을 표시한다. 왼편 측은 영양단계로서 일차생산자와 유기쇄설물 그룹에서부터 최상위 소비자 그룹까지 여러 단계를 포함한다. 저서생물그룹의 경우, 생체량은 72 gWW/m<sup>2</sup>이며 생산량, 호흡량, 유기쇄설물 전환량은 각각 208, 609, 404 gWW/m<sup>2</sup>/yr 이다. 또한, 저서생물 그룹은 저서일차생산자, 식물플랑크톤, 유기쇄설물, 동물플랑크톤, 이매패류로부터 1,022 gWW/m<sup>2</sup>/yr를 포식하고 동시에 3개의 어류그룹에게 피식된다.

광양만 생태계의 가장 아래 단계에 있는 저서일차생산자와 식물플랑크톤그룹의 영양단계는 1.0이며 가장 상위 단계에 있는 어식어류그룹의 영양단계는 3.80인 것으로 계산되었다(Table 3). 모형 실험결과 계를 구성하는 9개 그룹은 5개 영양단계로 재구성되었다(Table 4). 일단계에서 100%의 물질흐름이 발생하는 그룹은 저서일차생산자, 식물플랑크톤과 유기쇄설물이다. 물질흐름의 80% 이상이 이단계에서 발생하는 그룹은 동물플랑크톤, 이매패류와 저서생물이다. 40% 이상 물질흐름이 삼단계에서 발생한 경우는 어류그룹이다. 특히, 어식어류 그룹은 삼단계와 사단계에서 각기 40% 이상의 물질흐름을 발생시켰고 오단계에서도 일부 물질흐름이 발생되었다.

시스템내 영양물질의 총에너지량은 약 24 kgWW/m<sup>2</sup>이며 총흐름의 약 52%는 일차생산자로부터 발생하였다(Table 5). 이 자료로부터 광양만은 유기쇄설물보다는 일차생산자에 더욱 의존적임을 알 수 있다. 한편, 식물플랑크톤그룹은 저서일차생산자그룹에 비해 생체량은 작지만 전환율이 높기 때문에 일차생산의 주 공급원이 됨을 알 수 있다. 식물플랑크톤과 저서일차생산자그룹의 일차생산량 중 50%는 상위소비자에

Table 3. Parameters entered and calculated by ECOPATH for the Gwangyang Bay model (TL, trophic level; HA, habitat area; B, biomass; P, production; Q, consumption; EE, ecotrophic efficiency; GE, gross efficiency; NE, net efficiency; OI, omnivory index)

Group name	TL	HA	B	P/B	Q/B	EE	GE	NE	OI
1 Benthic primary producer	1.00	0.40	324.9	13.3	-	0.64	-	-	0.00
2 Phytoplankton	1.00	1.00	20.0	180.0	-	0.34	-	-	0.00
3 Zooplankton	2.11	1.00	55.4	18.0	90.0	0.95	0.20	0.25	0.11
4 Bivalve	2.11	0.09	380.4	2.0	9.5	0.68	0.21	0.26	0.11
5 Benthos	2.11	0.50	72.0	2.9	14.2	0.04	0.20	0.26	0.11
6 Pelagic fish	2.72	1.00	3.6	1.1	3.7	0.34	0.30	0.38	0.28
7 Demersal fish	2.89	1.00	1.9	1.3	4.3	0.34	0.30	0.38	0.20
8 Piscivorous fish	3.80	1.00	1.7	0.6	2.0	0.50	0.30	0.38	0.25
9 Detritus	1.00	1.00	180.0	-	-	0.75	-	-	0.29

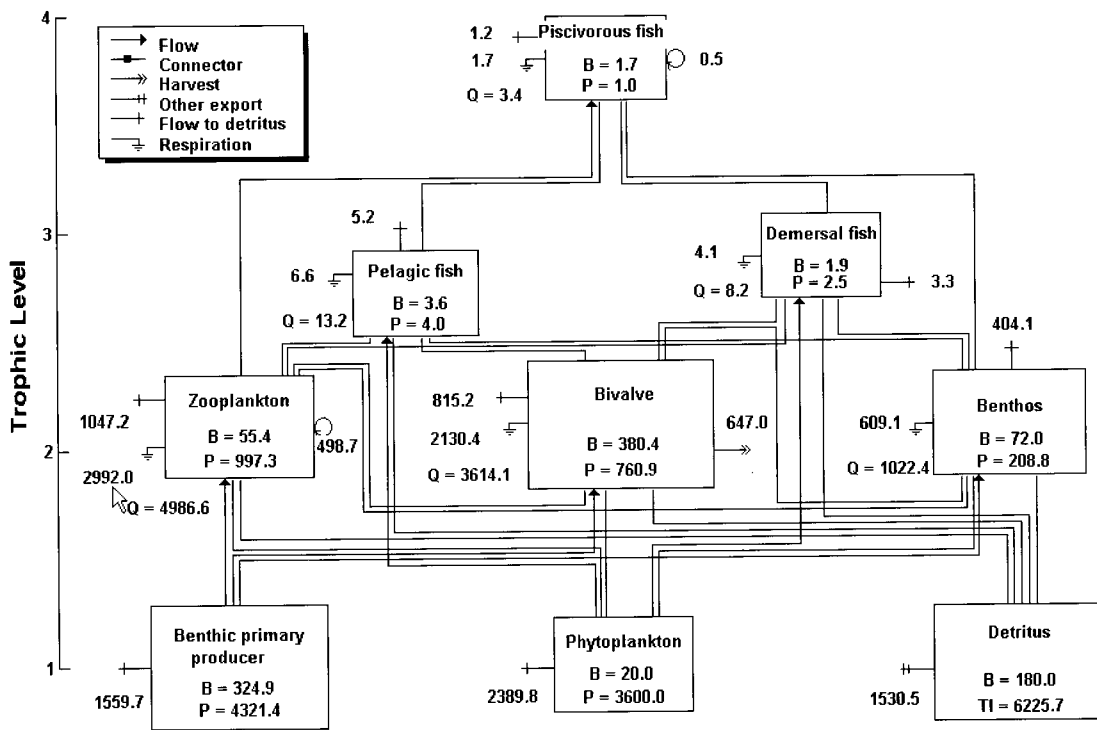


Fig. 2 Trophic network of the Gwangyang Bay ecosystem. Flows are expressed in kg/m<sup>2</sup>/year. B and P indicate biomass and production, respectively.

Table 4. Relative flows of each group by trophic level (Roman number)

Group name	I	II	III	IV	V
1 Benthic primary producer	1.00				
2 Phytoplankton	1.00				
3 Zooplankton		1.00			
4 Bivalve		0.90	0.10		
5 Benthos		0.90	0.10		
6 Pelagic fish		0.35	0.61	0.04	
7 Demersal fish		0.20	0.75	0.05	
8 Piscivorous fish			0.44	0.52	0.04
9 Detritus	1.00				

의해 직접 소비되고 나머지는 유기체설물그룹으로 유입된다. 유기체설물그룹의 75%는 상위소비자에 의해 직접 소비되고 나머지 25%는 외부로 유출된다. 물질 전환효율(TE)은 유출과

다음 영양단계로 전환되는 에너지량의 합에 대한 그 영양단계 총에너지량의 비로 정의된다. 광양만의 전환효율은 영양단계 이단계 12.2%, 삼단계 14.5%, 사단계 2.6%, 오단계 1.5%로 계산되었다. 이단계 전환효율은 문헌에 보고된 범위 10-20%의 아랫부분에 속하였다(Barnes and Hughes, 1988).

혼합영양영향

ECOPATH 모형의 혼합영양영향(Mixed Trophic Impacts) 계산과정을 이용하여 계를 구성하는 생물그룹 간의 직간접 상호작용을 평가할 수 있다(Ulanowicz and Puccia, 1990; Christensen and Pauly, 1993). 그룹 생체량을 조금 증가시켰을 때 다른 그룹이 받는 영향을 파악할 수 있기 때문에 계산과정은 민감도해석이라 할 수 있다. Fig. 3에서 왼쪽 그룹의 생체량 증가가 오른쪽 그룹의 생체량에 미치는 효과가 양일 때 상부,

Table 5. Flows (gWW/m<sup>2</sup>) and transfer efficiencies (%)

Trophic level	Predation	Export	Flow to detritus	Respiration	Throughput
Flows originating from primary producers					
V			0.03	0.04	0.07
IV	0.07		1.03	1.48	2.58
III	2.58	43.13	80.06	180.18	305.95
II	305.95	129.40	962.77	2,573.76	3,971.88
I	3,971.88	0.00	3,949.56	0.00	7,921.44
Flows originating from detritus					
V			0.02	0.03	0.05
IV	0.05		0.78	1.11	1.94
III	1.94	21.57	47.22	100.40	171.12
II	171.12	452.90	1,184.24	2,886.93	4,695.19
I	4,695.19	1,530.51	0.00	0.00	6,225.71
Transfer efficiency(%) by trophic level					
source	I	II	III	IV	V
Producers	-	11.0	14.9	2.8	1.7
Detritus	-	13.3	13.7	2.4	1.3
All flows	-	12.2	14.5	2.6	1.5

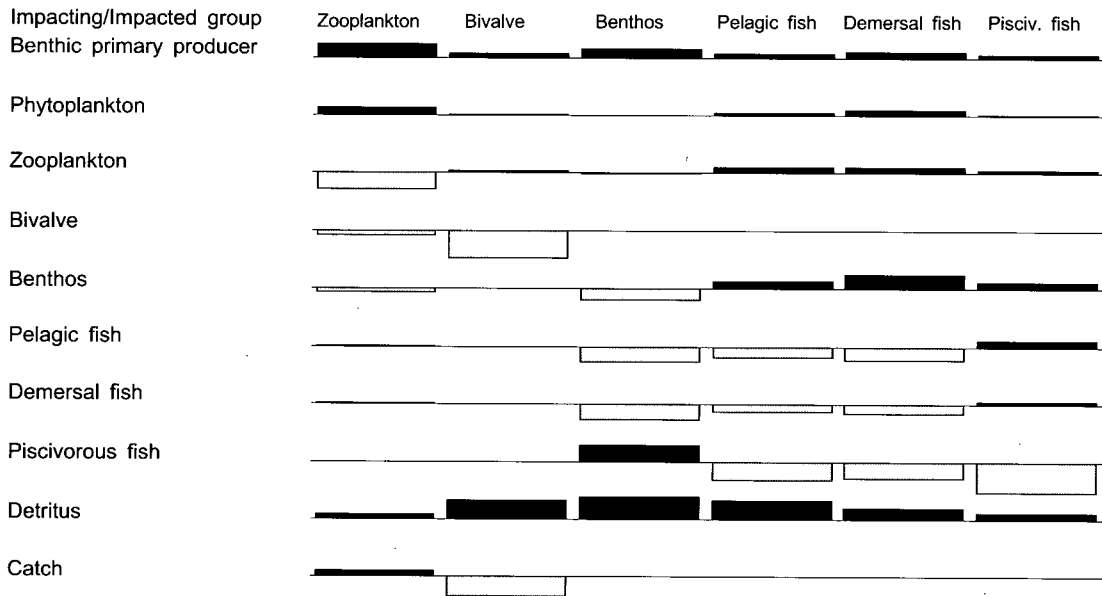


Fig. 3. Mixed trophic impacts in the Gwangyang Bay ecosystem. Direct and indirect impacts correspond to the biomass increase of groups to the left of the histogram. Bars pointing upwards and downwards show positive and negative impacts, respectively.

음일 때 허부 방향으로 상자가 나타난다. 상자의 크기는 효과의 상대적 정도를 표시한다. 저서일차생산자 그룹의 생체량 증가는 동물플랑크톤에게 크게 양의 효과를 미치는 것으로 나타났다. 이는 동물플랑크톤이 저서일차생산자를 많은 양 직접 포식하기 때문이다. 또한, 저서일차생산자는 저서생물, 이매패류와 모든 어류 그룹에 크거나 작은 정도로 양의 영향을 미치는 것으로 나타났다. 저서생물과 이매패류 그룹은 저서일차생산자를 직접 포식하는 반면, 어류 그룹은 저서생물과 이매패류를 포식함으로써 간접적인 경로를 통해 저서일차생산자를 포식하기 때문이다. 식물플랑크톤 그룹의 증가는 동물플랑크톤과 저어류 순서로 크게 영향을 미치는 것으로 나타났

다. 동물플랑크톤 그룹의 증가는 어류 그룹에 다소 양의 효과를 동물플랑크톤 자체에게는 음의 효과를 미쳤다. 음의 효과는 그룹 내 중간경쟁에 의한 감소를 의미한다. 이매패류 그룹의 증가는 동물플랑크톤에게 다소 음의 효과를 나타낸다. 저서생물 그룹의 증가는 동물플랑크톤과 이매패류에게 음의 효과를 어류에게는 양의 효과를 미친다. 어류 그룹은 저서생물을 직접 포식하기 때문에 효과가 비교적 뚜렷하게 나타났다. 부어류 그룹은 어식어류와 저서생물에게 직접적으로 양과 음의 효과를 보인 반면, 저어류에게는 간접적으로 음의 효과를 미쳤다. 부어류는 저어류와 동일한 먹이를 두고 경쟁을 해야 하기 때문에 부어류의 증가는 저어류의 감소를 초래한다. 저

어류그룹의 증가는 동물플랑크톤과 어식어류에게 직접적인 양의 효과를 보인 반면, 저서생물과 부어류에게는 직접, 간접적으로 음의 효과를 미친다. 어식어류그룹은 부어류와 저어류를 포식하기 때문에 이들에게 직접적인 음의 효과를 미쳤다. 한편, 부어류와 저어류의 감소는 이들이 포식하는 저서생물의 증가를 초래하였다. 결과적으로 어식어류는 저서생물에게 간접적인 양의 효과를 미치게 된다. 유기쇄설물그룹의 증가는 일차생산자를 제외한 모든 그룹에게 양의 효과를 미친다. 이때패류의 어획은 이때패류가 주로 포식하는 동물플랑크톤의 양을 증가시켰다.

시스템통계해석

습중량을 탄소량으로 환산(WW:C=10:1, Pauly et al., 1993) 하였을 때 광양만의 총에너지량(T)은 약 2.4 kgC/m<sup>2</sup>/yr 로서 Table 6에 제시된 만과 하구의 범위(2.3-4.5 kgC/m<sup>2</sup>/yr)에 속하나, Bay of Dublin (0.7 kgC/m<sup>2</sup>/yr, Wilson et al., 1989)과 Ems 만(0.5 kgC/m<sup>2</sup>/yr, Baird and Ulanowicz, 1993)에 비해서 큰 것으로 나타났다. 본 연구에서 사용된 ECOPATH 모형은 일차생산자의 호흡을 고려하지 않는데 반해, NETWRK 모형은 이를 고려하기 때문에, 두 모형 비교시 ECOPATH의 총에너지량은 NETWRK에 비해 작게 계산된다(Heymann and Baird, 2000). 따라서 본 연구의 결과를 NETWRK로 계산된 Table 6의 자료와 비교할 경우 주의가 필요하다. 총에너지량은 섭식, 이출, 호흡과 유기쇄설물전환으로 구성되며 광양만에서 총에너지량에 대해 각각이 차지하는 비는 41, 9, 24, 26%이다. 광양만에서 에너지흐름의 특성은 상위 영양단계의 포식이 41%로서 가장 많다는 점이다. 순일차생산량은 792 gC/m<sup>2</sup>/yr이며 333-853 gC/m<sup>2</sup>/yr 범위에 속하고 Seine Estuary (Rybarczyk and Elkaim, 2003)와 유사하다. PP/R는 1.38이며 0.5-15.5 범위에 속하는 것으로 나타났다. PP/R은 계의 성숙도를 나타내는 지표 가운데 하나인데 미성숙 계의 경우 1 보다 크고 1에 접근할 경우 성숙된 계라고 판단할 수 있다(Christensen, 1995). 이때, 일차생산자에 의해 고정된 에너지와 계를 유지하는데 사용되

는 에너지는 평형을 이룬다고 할 수 있다. 순시스템생산량은 일차생산량에서 호흡량을 감산하여 218 gC/m<sup>2</sup>/yr 이며, 미성숙계에서 크고 성숙계에서 0에 접근하고 유입이 많을 경우 Chesapeake Bay (Monaco and Ulanwicz, 1997)와 같이 음의 부호를 나타낸다. 유기쇄설물을 제외한 총생체량은 86 gC/m<sup>2</sup>이며 보고된 11-27 gC/m<sup>2</sup>에 비해 상당히 큰 것으로 나타났다. 이는 이때패류의 대량 양식에 의한 인위적인 증가분과 저서일차생산자와 저서생물 그룹의 생체량이 과대평가된 까닭으로 생각되었다. 이때패류 양식 자원량을 제외하고 저서일차생산자와 저서생물그룹 서식면적 0.4와 0.5 (Table 3)를 1/3로 감소할 경우, 총생체량은 21.5 gC/m<sup>2</sup>로서 보고된 범위에 속하였다. 수심과 표층퇴적물 입도를 고려하여 최대로 서식이 가능한 면적을 모형 초기값으로 입력하였는데 이는 서식면적을 정확히 고려하지 못한 것으로 판단되었다. PP/B는 성숙도의 함수가 될 수 있다. 미성숙계에서 생산량은 호흡량 보다 많기 때문에 시간이 경과함에 따라 생체량은 증가하고 PP/B는 감소하게 된다. 광양만에서 PP/B는 9.2이며 보고된 22-38 범위에 비해 매우 작다. 그러나 이때패류, 저서일차생산자와 저서생물그룹의 생체량을 보정한 총생체량을 21.5 gC/m<sup>2</sup>로 입력하였을 때, PP/B는 36.8이 되어 보고된 범위에 포함되었다. 한편, 최대로 성숙한 계에서 계의 생체량은 최대값에 도달할 수 있기 때문에 성숙계에서 B/T는 증가하는 경향을 보인다(Christensen, 1995). 광양만의 B/T는 0.04로서 Delaware Bay와 동일하나 이때패류, 저서일차생산자, 저서생물그룹 생체량을 고려할 경우 0.01이 된다. 이는 Somme Bay와 Seine Estuary와 동일한 값이다. 연결지수(CI)는 그룹간의 연결관계를 지시하는 지수로서 이론적으로 가능한 연결수에 대해 실제 연결수에 대한 비로 주어진다. 계가 성숙될수록 먹이망 구조는 선형에서 그물망형으로 변형되기 때문에 연결지수는 성숙도와 상관관계를 보인다. 광양만의 연결지수는 0.44로 Somme Bay나 Seine Estuary의 약 2배에 달하나 Delaware Bay나 Chesapeake Bay의 약 1/6에 불과한 것으로 나타났다. 그러나 연결지수는 포식자 그룹의 분류 단계에 크게 의존하기 때문에 대안으로서 잡식자

Table 6. Comparison of system statistics for the Gwangyang Bay ecosystem with other marine ecosystems (unit: gC/m<sup>2</sup>/yr)

Parameters	Gwangyang Bay	Somme Bay	Delaware Bay	Chesapeake Bay	Seine Estuary
Total system throughput (T, unit)	2,378	2,312	4,302	4,542	3,603
Sum of all consumption (unit)	965(41)	323(14)	1,384(32)	1,494(33)	1,110(31)
Sum of all exports (unit)	218(9)	837(36)	411(10)	264(6)	548(15)
Sum of all respiratory flows (unit)	574(24)	39(2)	303(7)	625(14)	623(17)
Sum of all flows into detritus (unit)	623(26)	1,113(48)	1,276(30)	1,231(27)	1,321(37)
Sum of all production (unit)	990	616	936	908	887
Calculated total net primary production (unit)	792	599	381	333	853
Total primary production/total respiration (PP/R)	1.38	15.51	1.30	0.50	1.37
Net system production (unit)	218	560	78	-292	230
Total biomass(excluding detritus) (B, gC/m <sup>2</sup> )	86	27	14	11	22
Total primary production/total biomass (PP/B, /yr)	9.2	22	28	30	38
Total biomass/total throughput (B/T, yr)	0.04	0.01	0.04	0.03	0.01
Connectance Index (CI)	0.44	0.25	2.60	2.50	0.24
System Omnivory Index (OI)	0.13	0.01	0.30	0.20	0.11
Finn cycling index (FCI, %)	3.3	12	37	24	16



수(OI)를 사용할 수 있다. 잡식지수는 피식자 그룹의 영양단계 분포에 대한 분산값으로 정의된다. 잡식지수가 0일 경우 피식자의 영양단계는 오직 1개를 의미하며, 증가할수록 피식자 영양단계는 다양해진다. 광양만의 잡식지수는 0.13이며 보고된 0.01-0.30 범위에 포함된다. 핀순환지수(FCI)는 계내에서 발생하는 모든 흐름 중 순환되는 흐름의 비로서 성숙된 계에서 높은 값을 보인다(Finn, 1980; Christensen, 1995). 광양만의 핀순환지수는 3.3이며 보고된 12-37 범위에 비해 매우 작은 값이다. 이 결과로 보아 광양만 물질의 일부만이 유기쇄설물 이동경로를 거쳐 순환되며 일정 기간에 국한해서 계에 체류하는 것으로 사료된다.

### 시스템정보해석

지배용량(Ascendancy, A)은 계의 조직화 정도와 크기를 정량화한 값으로 총에너지량과 평균상호정보의 곱으로 정의된다(Ulanowicz and Norden, 1990). 평균상호정보는 정보이론에서 유래되었다. 이 개념에 의하면 단위에너지의 위치를 알 때 이 에너지가 다음 단계에서 어디로 갈지에 대한 불확실성은 평균상호정보의 양 만큼 감소된다고 한다. 지배용량이 클수록 순환과 에너지 전환효율은 증가하는 반면 작을수록 반대가 된다. 계에 외부자극이 있을 경우 지배용량은 급격히 감소할 수 있으며 이러한 외부의 부정적 영향에 대해 정량화될 수치로 판단할 수 있다. 지배용량의 단위는  $gC/m^2/yr$  bits이며 bits는 불확실성의 양에 해당하는 정보단위이다. 광양만의 지배용량은  $3.1 kgC/m^2/yr$  bits로서 Seine Estuary와 유사하나, Delaware Bay와 Chesapeake Bay의 약 1/2에 해당된다(Table 7). 한편, 지배용량의 최대값 혹은 계가 발전할 수 있는 잠재적 용량을 발전용량(Capacity, C)이라 하며 이를 이용하여 계의 복잡성을 평가할 수 있다. 광양만의 발전용량은  $5.1 kgC/m^2/yr$  bits이며 Somme Bay와 유사하나 다른 계의 1/2-1/3에 해당된다. 발전용량과 지배용량의 차를 용량차(overhead)라 하는데 지배용량이 증가할 수 있는 한계를 알 수 있고 계가 외부자극에 접했을 때 보전될 수 있는 힘을 반영한다. 지배용량, 발전용량, 용량차 모두 이입, 이출, 내부흐름, 호흡의 합으로 주어지는데 이입과 내부흐름에 의한 용량차를 잉여용량(Redundancy)이라 정의한다. 잉여용량은 계의 안정도를 지시하며 광양만은  $2.2 kgC/m^2/yr$  bits이며 Somme Bay 보다 크나 다른 해양 시스템에 비해 작은 것으로 나타났다. 상대 지배용량은 지배용량과 발전용량의 비로서 계가 이론적으로 성장할 수 있는 한계에 대해 계가 현재 도달한 정도를 의미한다. 광양만의 A/C비는

62%이며 보고된 31-35% 범위에 비해 높게 나타났다. 이는 광양만의 발전용량이 보고된 다른 해양시스템에 비해 작기 때문인 것으로 판단되었다. 한편, 내부흐름만을 고려한 지배용량과 발전용량을 내부지배용량( $A_i$ ), 내부발전용량( $C_i$ )이라고 하고  $A_i/C_i$ 를 내부상대지배용량이라 정의한다.  $A_i/C_i$ 가 클 경우 계가 잘 조직화되고 내부 안정도가 높기 때문에 외부 교란에 대한 저항은 크고 결과적으로 계가 받는 영향은 작다고 할 수 있다. 광양만의  $A_i/C_i$ 는 18%이며 보고된 23-31% 범위에 미치지 못하였다. 이로부터 광양만은 보고된 다른 시스템에 비해 계의 조직화와 내부 안정도가 낮고 외부 교란에 대한 저항은 작아 결과적으로 계가 받는 영향은 크다고 할 수 있다.

### 만의 생태계 특성과 향후연구

모형결과로부터 토의된 광양만 생태계구조의 특성은 다음과 같다. 첫째, 총에너지량  $2.4 kgC/m^2/yr$ 은 Somme Bay와 유사하나 Delaware Bay, Chesapeake Bay, Seine Estuary 보다 작은 것으로 나타났다. 총에너지량 중 일차생산자로부터 순환되는 양은 유기쇄설물 보다 많은 것으로 보아 광양만의 주요 에너지원은 일차생산자라고 생각되었다. 총생체량  $86 gC/m^2$ 은 만과 하구 등 다른 해양생태계에서 보고된 범위에 비해 크게 계산되었다. 이는 양식에 의한 인위적 증가분이 한가지 원인이며, 저서일차생산자와 저서생물 양의 과대평가가 다른 원인인 것으로 파악되었다. 준설과 매립공사로 인한 인위적 변화를 충분히 고려하지 않고서 추정된 서식면적이 실제 보다 과장된 것으로 판단되었다. 둘째, 핀순환지수는 다른 해역에 비해 작게 3.3%로 계산되었다. 이로부터 만내 물질의 일부는 활발히 해수와 물질을 교환한다. 여수해협의 수심은 깊고 폭은 넓기 때문에 통수량은 다른 반폐쇄형 만, 예를 들어, 마산만에 비해 비교적 큰 편이다. 따라서 광양만의 체류시간은 짧고 교환율은 높은 특성을 갖으며 이로부터 유기쇄설물의 순환경로는 만의 물리적 특성에 크게 영향을 받는 것으로 판단되었다. 셋째, 상대지배용량과 내부상대지배용량은 각기 62%와 18%이며 잉여용량은  $2.2 kgC/m^2/yr$  bits인 것으로 계산되었다. 이로부터 광양만은 조직화와 내부 안정도가 낮고 외부 교란에 대한 저항은 작아 결과적으로 계가 받는 영향은 크다고 할 수 있다. 어류의 경우 1998년부터 2002년까지 종조성과 출현량 모두 감소하며 소수 어종이 우점하는 경향을 보인다고 보고되었다(Oh, 2003). 모형의 결과는 계의 성숙도와 안정도 측면에서 만의 특성을 잘 반영하고 있다고 판단되었다.

Table 7. Comparison of system information analysis for the Gwangyang Bay ecosystem with other marine ecosystems (unit:  $gC/m^2/yr$ )

Parameters	Gwangyang Bay	Somme Bay	Delaware Bay	Chesapeake Bay	Seine Estuary
Ascendancy (A, unit bits)	3,115	2,402	6,212	6,229	3,944
Development capacity (C, unit bits)	5,061	6,852	18,599	19,900	11,325
Redundancy (R, unit bits)	2,178	456	7,309	7,184	3,184
Relative ascendancy (A/C, %)	62	35	33	31	35
Internal relative ascendancy ( $A_i/C_i$ , %)	18	25	31	30	23

광양만에 적용된 모형의 문제점을 개선하기 위한 향후 연구 방향은 다음과 같다. 첫째, 광양만은 중위도에 위치하여 계절 변화와 이에 따른 생태특성이 비교적 뚜렷하기 때문에 시간변화가 고려되는 영양류 모형을 사용하는 것이 바람직하다. 광양만에서 우점하는 어종은 주둥치, 멸치, 전어 등이다. 이들은 회유성 어종으로서 봄과 여름에 만으로 유입하여 성장, 산란하고 수온이 하강하는 겨울에는 외해로 이동한다. 인위적 환경변화가 회유성어종 보다는 정착성어종에 미치는 영향이 더 크다는 것을 고려하였을 때 계절변화에 따른 생태량 변화가 계의 영양구조에 미치는 영향에 대한 세심한 관찰이 필요하다. 둘째, 본 연구의 대상 해역은 수심, 저질, 염분에 따라 광양만 내만, 여수해만, 노량수도, 섬진강 하구로 세분될 수 있다. 해조류와 패류의 서식지는 저질입도와 수심에 의해 결정된다. 특히, 양식 패류는 주로 조간대와 수심이 얕은 지역에 국한된다. 기수성 생물은 염분이 낮은 해역을 선호하고 부어류와 저어류는 수심에 크게 영향을 받는다. 따라서 국부적 생태특성은 지역에 따라 상이하기 때문에 공간적 특성을 고려할 수 있는 모형을 사용하는 것이 바람직하다. 셋째, 신뢰할 수 있는 모형입력자료를 취득하기 위해서는 현장과 실내에서의 실험이 필요하다. 본 모형에서는 문헌에서 제시된 생물들을 크기나 먹이특성 등을 고려하여 9개 그룹으로 정의하였으나 보다 많은 그룹으로 세분할 필요가 있다. 양적으로 우점하거나 성장특성이 서로 다른 생물을 한데 묶음으로서 개체의 특성이 충분히 드러나지 않을 수 있기 때문이다. 또한, P/B, Q/B, 먹이조성 자료 중 많은 부분은 외국 문헌을 인용하였다. 모형실험에서 P/B와 Q/B값은 거의 변경하지 않은 반면 생태효율지수와 먹이조성 자료를 주로 증감하여 보정 및 검증 작업을 수행하였다. 따라서 P/B와 Q/B값에 대한 신뢰도는 중요하다고 할 수 있다. 물론 민감도 실험을 거쳐 모형을 보정하지만, 실험결과의 불확실성을 최소화하기 위해서는 신뢰할 수 있는 자료 획득이 선행되어야 한다.

본 연구는 광양만 해양생태계에 적용된 생태계기반 자원관리 모형으로는 처음으로써, 만의 에너지흐름 구조와 각종 생태관련 지수들에 대한 해석을 통해 생태계기능과 구조를 해석하고자 하였다. 비록 관련자료의 부족과 부정확성 그리고 먹이망을 구성하는 생물그룹 분류시 발생하는 문제점이 있지만, 모형실험을 통해 에너지의 양, 흐름, 기능과 각종 생태지수를 산출하였고 이를 통해 만의 생태특성을 설명할 수 있었다. 향후 자료를 보강하고 생물그룹을 더욱 세분할 수 있으면, 본 모형은 최종적으로 만의 생태계 및 수산자원 관리에 유용한 도구가 될 수 있을 것으로 기대된다.

참 고 문 헌

Allen, R.R. 1971. Relation between production and biomass. J. Fish. Res. Bd. Can., 28, 1573-1581.  
 Arias-Gonzalez, J.E., B. Delesalle, B. Salvat and R. Galzin. 1997. Trophic functioning of the Tiahura reef sector,

Moorea Island, French Polynesia. Coral Reefs, 16, 231-246.  
 Baeck, G.W. and S.H. Huh. 2002. Feeding habits of tonguefish, *Cynoglossus joyneri* collected in the coastal waters off Yous, Korea. Kor. J. Ichthyol., 14, 234-239.  
 Baeck, G.W. and S.H. Huh. 2004. Feeding habits of robust tonguefish, *Cynoglossus robustus* collected in the coastal waters of Yosu, Korea. Kor. J. Ichthyol., 16, 341-347.  
 Baird, D. and R.E. Ulanowicz. 1993. Comparative study on the trophic structure, cycling and ecosystem properties of four tidal estuaries. Mar. Eco. Prog. Ser., 99, 221-237.  
 Barnes, R.S.F. and R.N. Hughes. 1988. An Introduction to Marine Ecology. Blackwell Scientific Publications, Oxford, pp. 270.  
 Cha, S.S. and K.J. Park. 1994. Distribution of the ichthyoplankton in Kwangyang Bay. Kor. J. Ichthyol., 6, 60-70.  
 Cha, S.S. and K.J. Park. 1997. Seasonal changes in species composition of fishes collected with a bottom trawl in Kwangyang Bay, Korea. Kor. J. Ichthyol., 9, 235-243.  
 Chavez, E.A., M. Garduño and F. Arreguín-Sánchez. 1993. Trophic dynamic structure of Celestun Lagoon, Southern Gulf of Mexico. In: Trophic Models of Aquatic Ecosystems, ICLARM Conf. Proc., Christensen, V. and D. Pauly, eds., pp. 186-192.  
 Cho, K.A., I.S. Wui, and C.I. Choi. 1994. Ecological study of phytoplankton in the Kwang-Yang Bay. Kor. J. Environ. Biol., 12, 137-150.  
 Choi, J.W., S. Hyun and M. Chang. 2003. The summer benthic environmental conditions assessed by the functional groups of macrobenthic fauna in Gwangyang Bay, southern coast of Korea. Kor. J. Environ. Biol., 21, 101-113.  
 Christensen, V. and D. Pauly. 1992. Ecopath II - a software for balancing steady-state ecosystem models and calculating network characteristics. Ecol. Mod., 61, 169-185.  
 Christensen, V. and D. Pauly. 1993. On steady-state modelling of ecosystems. In: Trophic Models of Aquatic Ecosystems, ICLARM Conf. Proc., Christensen, V. and D. Pauly, eds., pp. 14-19.  
 Christensen, V. 1995. Ecosystem maturity-towards quantification. Ecol. Mod., 77, 3-32.  
 Finn, J.T. 1980. Flow analysis of models of the Hubbard Brook ecosystem. Ecology, 61, 562-571.

- Froese, R. and C. Binohlan. 2000. Empirical relationships to estimate asymptotic length, length at first maturity and length at maximum yield per recruit in fishes, with a simple method to evaluate length frequency data. *J. Fish Biol.*, 56, 758-773.
- Froese, R., D. Pauly and Editors. 2003. FishBase. World Wide Web Electronic Publication. www.fishbase.org., version 30, October 2003.
- Gonzalez-Liboy, J.A. 1979. An examination of the present condition of seagrass in La Parguera, Puerto Rico. Final report, Dep. Nat. Res. USFWS, Atlanta, GA., pp. 87.
- Heymann, J.J. and D. Baird. 2000. Network analysis of the northern Benguela ecosystem by means of NETWRK and ECOPATH. *Eco. Mod.*, 131, 97-119.
- Huh, S.H. and G.W. Baeck. 2000. Feeding habits of blotched eelpout, *Zoarces gilli* collected in the coastal water off Gadeok-do, Korea. *Kor. J. Ichthyol.*, 12, 54-61.
- Huh, S.H. and S.N. Kwaka. 1997. Feeding habits of *Pholis nebulosa*. *Kor. J. Ichthyol.*, 9, 22-29.
- Huh, S.H. and S.N. Kwakb. 1997. Feeding habits of *Leiognathus nuchalis* in the eelgrass (*Zostera marina*) bed in Kwangyang Bay. *Kor. J. Ichthyol.*, 9, 221-227.
- Huh, S.H. and S.N. Kwak. 1998. Feeding habits of juvenile *Takifu nipholes* in eelgrass (*Zostera marina*) bed in Kwangyang Bay. *J. Kor. Fish. Soc.*, 31, 806-812.
- Huh, S.H. and S.N. Kwak. 1999. Feeding habits of Juvenile *Acanthosgobius flavimanus* in the eelgrass (*Zostera marina*) bed in Kwangyang Bay. *J. Kor. Fish. Soc.*, 32, 10-17.
- Hyun, S., W.H. Paeng and T. Lee. 2004. Characteristics of surficial sediment and benthic environments based on geochemical data in Gwangyang Bay, Korea. *Kor. J. Environ. Biol.*, 22, 93-102.
- Jang, M.C., P.G. Jang, K. Shin, D.W. Park and M. Chang. 2004. Seasonal variation of zooplankton community in Gwangyang Bay. *Kor. J. Environ. Biol.*, 22, 11-29.
- Kang, Y.H. 2003. Carrying capacity and fishery resource release in the Bangjukpo surfzone ecosystem. *J. Kor. Fish. Soc.*, 36, 669-675.
- Kang, H.W. and K.W. Lee. 1996. Trace metal concentrations and sedimentation rates of Kwangyang, Masan and Ulsan Bay sediments. *J. Kor. Soc. Wat. Qual.*, 12, 455-461.
- Kido, K. 1988. Phylogeny of the family Liparididae, with the taxonomy of the species found around Japan. *Mem. Fac. Fish. Hokkaido Univ.*, 35, 125-256.
- Kwak, S.N. and S.H. Huh. 2002. Feeding habits of *Platycephalus indicus* in eelgrass (*Zostera marina*) beds in Kwangyang Bay. *Kor. J. Ichthyol.*, 14, 29-35.
- Kwak, S.N. and S.H. Huh. 2003. Feeding habit of *Limanda yokohamae* in the eelgrass (*Zostera marina*) bed in Kwangyang Bay. *J. Kor. Fish. Soc.*, 36, 522-527.
- Kwon, K.Y., C.H. Moon, C.K. Kang and Y.N. Kim. 2002. Distribution of particulate organic matters along the salinity gradients in the Seomjin River estuary. *J. Kor. Fish. Soc.*, 35, 86-96.
- Larkin, P.A. and W. Gazey. 1982. Application of ecological simulation models to management of tropical multi-species of fisheries. In: *Theory and Management of Tropical Fisheries*, ICLARM Conf. Proc., D. Pauly and G.I. Murphy, eds., pp. 123-140.
- Lee, G.Y., J.Y. Hwang, K.K. Jung and J.M. Choi. 1996. Sedimentary environment change in Kwangyang Bay and Yosu Sound-based on sediment characteristics and clay minerals. *J. Kor. Earth Sci. Soc.*, 17, 407-416.
- Lee, Y.S., J.S. Lee, R.H. Jung, S.S. Kim, W.J. Go, K.Y. Kim and J. Park. 2001. Limiting nutrient on phytoplankton growth in Gwangyang Bay. *J. Kor. Soc. Oceanol.*, 6, 201-210.
- Lee, T.W., H.T. Moon and S.S. Choi. 1997. Changes in species composition of fish in Chonsu Bay (II) surf zone fish. *Kor. J. Ichthyol.*, 9, 79-90.
- Lee, Y.S., J. Yu, K.E. Kwon, Y.K. Choi and E.S. Cho. 2004. Temporal and spatial variations of limiting nutrient on phytoplankton growth in the Gwangyang Bay, Korea. *J. Kor. Soc. Environ. Eng.*, 26, 890-895.
- Li, S. and H. Wang. 1995. *Fauna Sinica. Osteichthyes. Pleuronectiformes*. Science Press, Beijing, China., pp. 433.
- MacDonald, J.S. and R.H. Green. 1983. Redundancy of variables used to describe importance of prey species in fish diets. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 40, 635-637.
- Masuda, H., K. Amaoka, C. Araga, T. Uyeno and T. Yoshino. 1984. *The fishes of the Japanese Archipelago*. 1. Tokai Univ. Press, Tokyo, Japan, pp. 437.
- MCT (Ministry of Construction and Transportation, Korea). 1989. *Integrated Maintenance Plan for Seomjin River System*, pp. 337.
- Monaco, M.E. and R.E. Ulanowicz. 1997. Comparative ecosystem trophic structure of three U.S. mid-Atlantic estuaries. *Mar. Bio. Prog. Ser.*, 161, 239-254.
- NORI (National Oceanographic Research Institute, Korea). 2005. *Marine Chart No. 256, Gwang Yang Man and Yeoja Man*.
- Oh, S.H. 2003. *Species composition and community structure of fishes in Kwangyang Bay, Korea*. Ph.D. Thesis, Yosu Natl. Univ., Yeosu, Korea, pp. 220.
- Palomares, M.L.D. and D. Pauly. 1999. Predicting the

- food consumption of fish populations as functions of mortality, food type, morphometrics, temperature and salinity. *Mar. Freshwat. Res.*, 49, 447-453.
- Park, K.J. and S.S. Cha. 1995. Food organisms of postlarvae of Japanese anchovy (*Engraulis japonica*) in Kwangyang Bay. *J. Kor. Fish Soc.*, 28, 247-252.
- Park, K.J., S.S. Cha and S.H. Huh, 1996. Food organisms of the postlarval shad (*Konosirus punctatus*) in Kwangyang Bay. *J. Kor. Fish Soc.*, 29, 450-454.
- Pauly, D. 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *J. Cons. Int. Explor. Mer.*, 39, 175-192.
- Pauly, D., M.L. Soriano-bartz and M.L.D. Palomares. 1993. Improved construction, parameterization and interpretation of steady-state ecosystem models. In: *Trophic Models of Aquatic Ecosystems*. ICLARM Conf. Proc., Christensen, V. and D. Pauly, eds., pp. 1-13.
- Polovina, J.J. 1984. Model of a coral reef ecosystem. Part I. The ECOPATH model and its application to French Frigate Shoals. *Coral Reefs*, 3, 1-11.
- Robin, C.R., R.M. Bailey, C.E. Bond, J.R. Brooker, E.A. Lachner, R.N. Lea and W.B. Scott. 1991. World fishes important to North Americans. Exclusive of species from the continental waters of the United States and Canada. *Am. Fish. Soc. Spec. Publ.*, 21, pp. 243.
- Rosado-Solorazano, R. and Sergio A. Guzman del Proo. 1998. Preliminary trophic structure model for Tampamachoco lagoon, Veracruz, Mexico. *Ecol. Mod.*, 109, 141-154.
- Rybarczyk, H. and B. Elkaim. 2003. An analysis of the trophic network of a macrotidal estuary: the Seine Estuary (Eastern Channel, Normandy, France). *Est. Coast. Shelf Sci.*, 58, 775-791.
- Shao, K.T. and P.L. Lin. 1991. Fishes of freshwater and estuary. *Encyclopedia of Field Guide in Taiwan*. Recreation Press, Co., Ltd., Taipei., 31, pp. 240.
- Sparre, P. 1991. Introduction to multispecies virtual population analysis. *ICES Mar. Sci. Symp.*, 193, 12-21.
- Ulanowicz, R.E. 1986. *Growth and Development: Ecosystem Phenomenology*. Springer Verlag, New York, pp. 203.
- Ulanowicz, R.E. and J.S. Norden. 1990. Symmetrical overhead in flow and networks. *Int. J. Systems Sci.*, 21, 429-437.
- Ulanowicz, R.E. and C.J. Puccia. 1990. Mixed trophic impacts in ecosystems. *Coenoses*, 5, 7-16.
- Walters, C., V. Christensen and D. Pauly. 1997. Structuring dynamics models of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessments. *Rev. Fish Bio. Fish.*, 7, 139-172.
- Whitehead, P.J.P. 1985. *FAO species catalogue. Vol. 7. Clupeoid fishes of the world (suborder Clupeoidei). An annotated and illustrated catalogue of the herrings, sardines, pilchards, sprats, shads, anchovies and wolf-herrings. Part 1 - Chirocentridae, Clupeidae and Pristigasteridae*. *FAO Fish. Synop.*, 125(7/1), pp. 1-303.
- Wilson, F., J.G. Field and K.H. Mann. 1989. *Network analysis in marine ecology: methods and applications coastal and estuarine studies 32*. Springer-Verlag, Heidelberg, pp. 155.
- Wolff, M., V. Koch and V. Isaac. 2000. A trophic flow model of the Caete mangrove estuary (North Brazil) with considerations for the sustainable use of its resources. *Est. Coast. Shelf Sci.*, 50, 789-803.
- Yosu. 2002. Final report of fishery impact assessment in Yosu, Gwangyang Bay, Korea, pp. 800.
- Zhang, C.I. 2002. Prospect of ecosystem-based fisheries resource management. *J. Kor. Soc. Fish. Res.*, 5, 73-90.
- Zhang, C.I. and S.C. Yoon. 2003. Effects of climatic regime shift on the structure of marine ecosystem in the southwestern east sea during the 1970s. *J. Kor. Fish. Soc.*, 36, 389-401.

---

2005년 4월 8일 접수  
2005년 6월 20일 수리