



한국 남해의 어획대상 환경수용량 추정 연구

장창익* · 서영일** · 강희중†

(**부경대학교 · **국립수산과학원)

Estimation of the Exploitable Carrying Capacity in the Korean Water of the East China Sea

Chang-Ik ZHANG* · Young-Il SEO** · Hee-Joong KANG†

(*Pukyong National University · **National Institute of Fisheries Science)

Abstract

In the estimation of the exploitable carrying capacity (ECC) in the Korean water of the East China Sea, two approaches, which are the ecosystem modeling method (EMM) and the holistic production method (HPM), were applied. The EMM is accomplished by Ecopath with Ecosim model using a number of ecological data and fishery catch for each species group, which was categorized by a self-organizing mapping (SOM) based on eight biological characteristics of species. In this method, the converged value during the Ecosim simulation by setting the instantaneous rate of fishing mortality (F) as zero was estimated as the ECC of each group. The HPM is to use surplus production models for estimating ECC. The ECC estimates were 4.6 and 5.1 million mt (mmt) from EMM and HPM, respectively. The estimate from the EMM has a considerable uncertainty due to the lack of confidence in input ecological parameters, especially production/biomass ratio (P/B) and consumption/biomass ratio (Q/B). However, ECC from the HPM was estimated on the basis of relatively fewer assumptions and long time-series fishery data as input, so the estimate from the HPM is regarded as more reasonable estimate of ECC, although the ECC estimate could be considered as a preliminary one. The quality of input data should be improved for the future study of the ECC to obtain more reliable estimate.

Key words : Exploitable carrying capacity, Ecosystem modeling method, Holistic production method, Ecopath with Ecosim, Maximum entropy model

I. 서론

우리나라의 연근해 어업 생산량은 어로기술의 발달과 선박의 대형화, 그리고 어장의 확대 등으로 인하여 급격히 증가하였으나 1990년대부터 감소하기 시작하였다(MOMAF, 2001). 이 감소의 원인은 배타적 경제수역의 선포에 따라 체결된 한·일, 한·중, 한·러 어업협정으로 인한 기존 어장의

축소와 인접국 어선들과의 무분별한 경쟁조업, 그리고 연안생태계의 오염과 남획으로 인한 수산 자원의 고갈 때문이다(Zhang and Lee, 2004).

이러한 원인들 중 남획이나 연안생태계의 오염은 자원의 양적인 감소뿐만 아니라 성숙어 비율의 감소와 서식처·산란장 파괴로 인한 어획물의 영양단계 감소가 초래되어 자원의 질적 상태도 저하시켰다(Zhang et al., 2003). 실제로 우리나라

† Corresponding author : 051-629-5892, kanghj@pukyong.ac.kr

* 이 논문은 부경대학교 자율창의학술연구비(2016)에 의하여 연구되었음.

의 해역별 해양생태계 구조와 변동상태를 알아보기 위하여 연도별 영양단계 변화를 분석한 결과 전 해역의 영양단계가 어획초기부터 계속해서 감소하는 경향을 보였다(Zhang and Lee, 2004).

수산자원을 평가하고 관리하는데 필수적인 요소는 자원량이 어떻게 변동하는가를 파악하고 그 자원에 가해지는 어획의 영향을 알아내는 것이다. 이러한 자원의 변동을 정확히 판단하기 위해서는 자원의 어획이전 상태인 처녀자원량 즉, 어획대상 환경수용량을 정확히 알아야 한다. 어획대상 환경수용량과 최대지속적생산량은 연관되어 있기 때문에(Gulland, 1971), 적정 어획 생산량을 알기 위해서는 어획대상 환경수용량을 알아야 한다.

우리나라에서는 carrying capacity라는 용어를 환경수용력이나 수용능력, 환경의 수용량 등 여러 가지 용어로 사용하고 있으며(Kim and Kang, 1999), 본 논문에서는 환경수용량이라 칭하였다. 일반적으로 환경수용량은 생태계 내에서 생산성이나 지속성의 감소없이 무한정 지속될 수 있는 집단 또는 활동의 최대크기를 말한다(Odum, 1997), 하지만 초기에 Errington (1934)는 메추라기의 서식환경에 대한 연구에서, 은신처의 최대수에 상응하는 최대 개체수를 그 지역의 환경수용량이라 간주하였다. 그 후 Odum(1953)은 개체군 성장과 환경저항의 관계를 나타내는 로지스틱방정식(Verhulst, 1845)의 파라미터 K를 주어진 서식지가 최대 부양할 수 있는 생물체들의 풍도나 생물량으로 보고 이를 환경수용량으로 정의하였다. Kononov(1999)는 반폐쇄 해양생태계에서 환경수용량은 해양이 오염물을 수용하고 전달하며 생태계에서 회복 불가능한 변화를 유발하지 않는 범위 내에서 자연적인 순환의 교환을 견디는 능력이라고 정의하였으며, Christensen and Pauly (1998)는 환경수용량은 대상 생태계의 일차생산력과 먹이망 구조가 수용할 수 있는 생물량의 상한치로 정의하였다. 본 연구에서는 어업의 대상이 되는 어획대상어종에 한정하여 대상 생태계의

일차생산력과 먹이망구조가 수용할 수 있는 어획대상어종의 생물량 상한치를 어획대상 환경수용량으로 정의하였다.

환경수용량의 추정 방법에는 해수유동모형과 수질/생태모형을 결합하는 방법이나 생태계 내 종간의 피포식 관계를 고려하는 질량균형모형을 사용하는 생태계 기반 추정방법과 생태계에 대한 고려없이 어획량이나 어획노력량 등 어업자료를 사용하는 개체군 기반 추정방법이 있다(Kang, 2003).

생태계 기반 추정방법 중 해수유동모형과 수질/생태모형을 이용한 연구로는 어류에 의한 수질 오염을 고려하여 양식장의 밀도를 추정하는 연구(Li et al., 1994), 적조가 발생하는 만의 수세울과 수질항목을 고려하여 양식장의 수용력을 추정하는 연구(Lee et al., 2003)가 있었다. 질량균형모형을 사용하는 방법으로 Christensen and Pauly (1998)는 질량균형모형 중 하나인 Ecopath 모델을 중동부 태평양과 멕시코 만 북부 대륙붕에 적용하여 총 호흡량이 일차생산량과 쇄설물 유입량의 합과 일치할 때의 생체량을 환경수용량으로 간주하였다. 이 방법을 사용하여 Kang (2003)은 방죽포 쇄파대생태계의 환경수용력을 추정하여 적정 수산자원 방류량을 산정하였다. Vasconcellos and Gasalla (2001)는 EwE(Ecopath with Ecosim) 모델(Christensen and Walters, 2004)을 사용하여 멸치 어업의 어획강도 변화에 따른 브라질 남부 생태계의 환경수용량을 추정하였다. Lee(2014)는 EwE 모델을 사용하여 한국 서해에 대한 어획대상어종의 그룹별 환경수용량과 잠재생산량을 추정한다.

개체군 기반 추정방법에는 잠재생산량 추정식(Gulland, 1971)으로부터 환경수용량을 역으로 추정하는 방법과 로지스틱방정식의 파라미터 K를 추정하는 방법(Odum, 1953)이 있다. Pyo(2006)는 현재까지 개발된 잉여생산량모델들을 우리나라 멸치자원에 적용하여 환경수용력(K)을 포함한 여러 추정치들을 비교·분석하였다. Kim(2016)은 Fox

모델과 ASPIC 모델, 최대엔트로피모델 등 잉여생산량모델을 이용하는 총생산량 분석법, 어종별 자원평가자료를 활용하는 개체군생산량 분석법, 어업별 자원평가자료를 활용하는 어업생산량 분석법 등 세가지의 개체군 기반 모델들을 사용해서 서해 생태계의 환경수용량과 잠재생산량을 추정하였다. 그러나, 서해 생태계의 환경수용량 추정연구에서는 여러 다른 방법들로 추정된 서해 생태계의 환경수용량 추정치들에 대한 비교·분석이 되지 않아서 각 추정치의 신뢰성을 입증하기가 힘들다.

본 연구에서는 1)생태계 기반 분석방법과 개체군 기반 분석방법을 비교·분석하고 2)우리나라 남해 생태계에 대하여 생태계 모델링 방법(EMM)과 개체군 기반 모델을 활용한 통합생산량 분석법(HPM)에 의해 어획대상 환경수용량을 추정하였다. 또한 3)각 방법별 추정치를 비교·분석하여 가장 합리적인 어획대상 환경수용량을 선정하고 4)추정방법과 자료의 신뢰도를 향상시키기 위한 방안을 제시하였다.

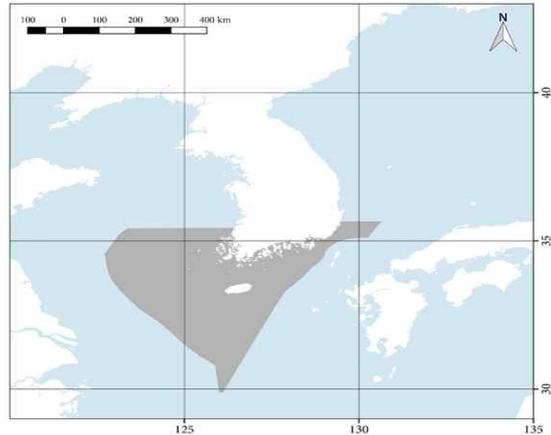
II. 자료 및 방법

1. 대상 생태계

본 연구의 대상 해역인 우리나라 남해 생태계는 해안선이 복잡하고 난류수가 동해와 서해로 북상하는 경로에 위치하고 있어, 여러 어종들의 양호한 서식지 및 산란장이 되고 있다. 따라서 좋은 어장으로서의 조건을 갖추어 각종 어선 어업이 활발하게 행해지고 있다(Kim et al., 2005).

본 연구에서는 남해에 대한 어획대상 환경수용량을 추정하기 위하여 대상 생태계를 국립수산물학원의 수산자원관리용 생태계 구분 기준을 사용하여 [Fig. 1]과 같이 설정하였다. 이 생태계의 범위는 전남과 제주도, 경남, 부산, 울산의 행정구역을 기준으로 설정되었으며, 대마난류 생태계의 특성을 잘 반영하고 있다.

이 범위에 해당하는 우리나라 남해의 어업생산량은 우리나라 전체 연근해 생산량의 약 70%를 기록하고 있으며, 주 어획대상 어종은 멸치, 고등어, 살오징어, 갈치, 참조기 등이다(KOSIS, 2016).



[Fig. 1] Study area of Korean water of the East China Sea.

2. 어획대상 환경수용량 추정방법

본 연구에서는 어획대상 환경수용량(Exploitable carrying capacity, ECC)을 추정하기 위해 생태계 모델링 방법과 개체군 기반 분석법을 사용하였다. 생태계 모델링 방법(Ecosystem Modeling Method, EMM)은 질량균형모델을 기반으로 생태계 구조를 파악하는 Ecopath 모델과 시나리오에 따른 생태계 구조의 변화를 예측하는 Ecosim 모델을 통합한 EwE 모델(Christensen and Walters, 2004)을 사용하여 어획대상 환경수용량을 추정하는 방법이다. 여기서 개체군 기반 분석법에는 여러가지 방법이 있으나 Kim(2016)의 연구에서 상대적으로 적은 파라미터를 사용하고 연도별 자원량을 추정할 수 있어 파라미터에 의한 불확실성이 낮고 활용성이 높은 통합생산량 분석법(Holistic Production Method, HPM)을 사용하였다.

가. 생태계 모델링 방법(EMM)

EMM을 사용해서 어획대상 환경수용량을 추정

하는 순서는 아래와 같다. 첫째, 대상 생태계인 남해의 범위를 설정하고 면적을 산출한다. 둘째, 어획대상 어종들을 중요하거나 유사한 생태학적 특성을 가지는 생물군별로 분류한다. 셋째, EwE에 필요한 입력 파라미터를 추정한다. 넷째, Ecopath를 사용하여 생태계 구조를 분석한다. 다섯째, Ecosim을 사용하여 분류군별 어획대상 환경수용량을 추정한다.

남해 생태계에 대한 면적은 188,700km²로 산출되었다(Fig. 1). 다음으로 남해 생태계내의 생물군을 분류하기 위해 통계청에서 집계하고 있는 120여종의 어획대상생물에 대해 인공신경망을 인지하는 테크닉의 하나인 자가구성법(self-organizing mapping, SOM)을 적용하였다(Lek and Guegan, 1999). 남해 생태계에 서식하는 생물들은 다음의 8가지 생태학적 특성에 기초하여 SOM에 의해 분류하였으며, 그 생태학적 특성은 (1)유영능력 (없음-0, 약함-1, 강함-2), (2)골격 (경골-0, 연골-1, 연체류-2, 갑각류-3, 기타-4), (3)체장 (소형-0, 중형-1, 대형-2), (4)체형 (방추형-0, 측편형-1, 긴측편형-2, 편평형-3, 원통형-4, 기타-5), (5)서식수심 (연안-0, 근해-1, 기수역-2), (6)서식처 (표층-0, 중층-1, 저층-2, 모래/펄-3, 암초/바위-4, 모래/펄 속-5), (7)식성 (포식성-0, 동물성-1, 식물성-2, 잡식성-3), (8)산란 (난생-0, 난태생-1, 태생-2)이다. 여기서 숫자는 각각의 특성들을 구분하기 위해 SOM에서 사용된 임의의 지표이다. 또한 남해 어업의 주요 어종으로서 어획량이 많은 어종인 고등어, 멸치, 갈치, 참조기, 살오징어는 독립된 분류군으로 구분하였다.

EwE 모델은 아래의 질량균형모델식을 기초로 한다.

$$B_i(P/B)_i \cdot EE_i - \sum_{j=1}^n B_j(Q/B)_j DC_{ji} - C_i = \Delta B_i$$

여기서 B_i 는 i 그룹의 자원량, $(P/B)_i$ 는 생산량/생체량 비, EE_i 는 영양효율(ecotrophic efficiency), C_i 는 어획량, B_j 는 포식자 j 그룹의 자원량, $(Q/B)_j$

는 섭식량/생체량 비, DC_{ji} 는 그룹 i 가 포식자 j 에게 섭식되는 비율, ΔB_i 는 생체량 축적률이다.

EwE 입력 파라미터 중 생체량 자료는 1966년 트롤조사 자료(Kim et al., 1970)를 사용하여 소해면적법으로 생체량 추정 후 트롤조사 면적으로 나누어 단위면적당 생체량을 입력자료로 사용하였다. 그러나 트롤 비대상 어종의 경우에는 1960년대 자원량이 처녀자원량의 95% 수준에 있다는 가정과 최대지속적생산량(MSY)은 순간자연사망계수(M)와 처녀자원량(B_0)을 곱한 값의 1/2이라는 가정(Gulland, 1971)을 근거로하여 아래의 식으로 1960년대의 자원량을 산정하여 입력자료로 사용하였다.

$$B_{60s} = 0.95 \frac{MSY}{0.5M}$$

EwE 입력 파라미터 중 생산량/생체량 비(P/B)는 참고문헌으로부터 체중 자료를 사용하여 각 생물에 대한 성장률을 구하거나 문헌에 제시된 순간전사망계수를 사용하여(Allen, 1971) 분류군 내 각 생물종의 생체량으로 가중평균하여 구하였다. 섭식량/생체량 비(Q/B)는 위내용물 분석 자료를 직접 사용하거나 von Bertalanffy 성장파라미터와 최대체중 자료를 사용하여 Palomares and Pauly(1998) 방법을 통해 계산한 뒤, 분류군 내 각 생물종의 생체량으로 가중평균하였다. 먹이조성(DC)은 참고문헌으로부터 어종별 먹이생물을 조사하여 다음과 같은 기준으로 구하였다. (1) 과학논문과 같이 신뢰도가 높은 먹이조성 자료는 그 결과를 그대로 사용하였다. (2) 정확한 결과가 나타나 있지 않은 참고문헌의 경우는 먹이생물 중에서 주요 먹이로 선호도가 가장 높은 먹이는 중요도 2를 부여하고, 주요 먹이는 아니나 선호하는 먹이는 중요도 1, 그리고 전혀 섭식하지 않는 먹이는 중요도 0을 부여하였다. 어획량은 1966~1968년 3개년 전남과 제주도, 경남, 부산, 울산의 어획량을 합해서 3개년 어획량 평균값을 구한 후 면적으로 나누어 단위면적당 분류군별 어획량 입력자료를 사용하였다(MOMAF, 1970).

본 연구에서는 Ecosim에서 순간어획사망계수 (F)를 0으로 설정하고 분류군별 연도별 생체량을 시간(년)에 대해 시뮬레이션하였을 때, 일정한 값으로 수렴하는 어획대상 어종의 자원량을 어획 대상 환경수용량으로 간주하였다.

나. 통합생산량 분석법 (HPM)

남해 생태계를 HPM에 적용하기 위해 1966~2014년간 전남과 제주도, 경남, 부산, 울산의 연도별 어획량 및 어획노력량 자료를 사용하였다(KOSIS, 2016). 어획노력량 자료로는 동력선과 무동력선의 총톤수 자료를 사용하였으며, 어획노력량을 표준화하기 위해 Kim(2016)의 표준화 방법을 사용하였다. 이 방법은 총톤수 자료에 대한 연도별 어선별 기술계수(Fitzpatrick, 1996)를 고려하여 연도별 어획노력량을 표준화하는 방법이다. 표준화된 어획노력량은 2014년 기준으로 관측값 보다 약 2.4배 높았다(<Table 5>).

HPM에서는 여러가지 잉여생산량모델이 사용될 수 있지만 본 연구에서는 잉여생산량을 추정하는 모델과 파라미터 추정방법의 비교 연구(Pyo, 2006; Kwon et al., 2013)에서 모델과 자료의 적합도가 가장 높게 추정되었던 최대엔트로피 모델(maximum entropy model)을 선정하였으며, 이 모델에서 추정되는 환경수용량(K)을 어획대상 환경수용량으로 간주하였다.

최대엔트로피모델에서 사용하는 생산량과 자원량에 관한 식은 아래와 같다.

$$C_t = qE_t B_t e^{\epsilon_t}$$

$$B_{t+1} = [B_t + rB_t(1 - B_t / K) - C_t] e^{\eta_t}$$

여기서 C_t 는 t 년의 어획량, q 는 어획능률, E_t 는 t 년의 어획노력량, B_t 는 t 년의 자원량, r 은 내적증가율, K 는 환경수용량, ϵ_t 는 observation error, η_t 는(process error이다.

모수 q 와 r , K , B_t , ϵ_t , η_t 를 추정하는 식은 각각 아래와 같다.

$$q = (p_1^q \cdot 0) + (p_2^q \cdot l / 2) + (p_3^q \cdot l)$$

$$r = (p_1^r \cdot 0) + (p_2^r \cdot m / 2) + (p_3^r \cdot m)$$

$$K = (p_1^K \cdot 0) + (p_2^K \cdot n / 2) + (p_3^K \cdot n)$$

$$B_t = (p_{t1}^B \cdot 0) + (p_{t2}^B \cdot h / 2) + (p_{t3}^B \cdot h)$$

$$\epsilon_t = (p_{t1}^\epsilon \cdot (-e)) + (p_{t2}^\epsilon \cdot 0) + (p_{t3}^\epsilon \cdot e)$$

$$\eta_t = (p_{t1}^\eta \cdot (-e)) + (p_{t2}^\eta \cdot 0) + (p_{t3}^\eta \cdot e)$$

여기서 q 와 r , K , B_t 는 각각 (0, l), (0, m), (0, n), (0, h)의 범위를 가지며, ϵ_t 와 η_t 는(-e, e)의 범위를 가진다. 위 식의 확률 p 에 대한 엔트로피를 최대화하는 함수는 아래의 식과 같다.

$$-\sum_g \sum_j p_j^g \ln p_j^g - \sum_s \sum_t \sum_j p_{tj}^s \ln p_{tj}^s$$

여기서 $g=(q,r,k)$, $s=(B_t, \epsilon_t, \eta_t)$, $t=(1,2,3 \dots n-1)$ 이며, 제약조건은 $\sum_j p_j^g = 1$ 과 $\sum_j p_{tj}^s = 1$ 이다. 본 연구에서는 q 와 r , K , B_t 의 범위에 해당하는 l, m, n, h에 대하여 각각 1, 1, 10,000,000, 5,000,000을 사용하였고 오차범위인 e에 대해서는 0.3을 입력하였다. 위의 비선형식을 최적화하기 위해 GAMS(GAMS Development Corporation, 2013)를 사용하여 모수를 추정하였다

또한 연도별 자원상태의 변동을 시각적으로 파악하기 위해 x축은 B/B_{MSY}, y축은 E/E_{MSY}으로 설정하여 Kobe plot을 나타냈다.

III. 결 과

1. EMM의 생물군 분류 및 입력파라미터 추정

Matlab (MathWorks Inc., 2014)의 SOM toolbox를 사용하여 8가지 생태학적 특성을 고려하여 유사한 종들을 분류하고 어획량이 많은 주요 어종인 고등어, 멸치, 갈치, 참조기, 살오징어 등 다섯 어종에 대해서는 분류군을 따로 지정하였다. 그 결과 남해 생태계의 어획대상 어종인 120종은 17개의 그룹으로 분류되었다(<Table 1>).

<Table 1> Species composition of each group in Korean water of the East China Sea

Group name	Corresponding species
Sharks	<i>Selachimorpha</i> spp.
Rays	<i>Batoidea</i> spp.
Predator pelagic	<i>Scomberomorus niphonius</i> , <i>Seriola quinqueradiata</i> , <i>Scomber australasicus</i> , <i>Thunnus</i> spp.
Common mackerel	<i>Scomber japonicus</i>
Small pelagic	<i>Cololabis saira</i> , <i>Trachurus japonicus</i> , <i>Clupea pallasii</i> , <i>Sardinops melanostictus</i> , <i>Konosirus punctatus</i> , <i>Setipinna taty</i> , <i>Sardinella zunasi</i>
Anchovy	<i>Engraulis japonicus</i>
Flounder	<i>Paralichthys olivaceus</i> , <i>Cynoglossus joyneri</i> , <i>Pleuronectidae</i> spp.,
Hairtail	<i>Trichiurus lepturus</i>
Croaker	<i>Miichthys miiuy</i> , <i>Sciaenidae</i> spp.
Small yellow croaker	<i>Larimichthys polyactis</i>
Other demersal	<i>Acanthopagrus schlegelii</i> , <i>Eptatretus burgeri</i> , <i>Pagrus major</i> , <i>Gadus macrocephalus</i> , <i>Arctoscopus japonicus</i> , <i>Muraenesox cinereus</i> , <i>Oplegnathus fasciatus</i> , <i>Lophiomus setigerus</i> , <i>Ammodytes personatus</i> , <i>Doederleinia berycoidea</i> , <i>Gobiidae</i> spp., <i>Collichthys</i> spp., <i>Pagrus</i> spp., <i>Sebastes</i> spp.,
Cephalopods	<i>Sepia officinalis</i> , <i>Loligo edulis</i> , <i>Loliolus beka</i> , <i>Octopus variabilis</i> , <i>Paroctopus dofleini</i> , <i>Octopus ochellatus</i> GRAY
Squid	<i>Todarodes pacificus</i>
Crabs	<i>Chionoectes opilio</i> , <i>Chionoectes japonicus</i> , <i>Portunus trituberculatus</i> , <i>Brachyura</i> spp.
Shrimps	<i>Sergestioidea</i> , <i>Fenneropenaeus chinensis</i> , <i>Penaeus</i> spp.
Epifauna	<i>Crassostrea gigas</i> , <i>Mytilus coruscus</i> , <i>Gastropoda</i> spp.
Infafauna	<i>Atrina pectinata</i> , <i>Tegillarca granosa</i> , <i>Scapharca broughtonii</i> , <i>Saxidomus purpuratus</i> , <i>Echinodermata</i> spp.

EwE의 입력파라미터는 <Table 2>와 같으며, 갈치, 대구, 아귀, 게류, 새우류, 내생동물, 동물플 영양효율(EE_{ini})은 Ecopath에 의해 자동으로 추정 랭크톤에 대한 EE_{ini}가 1.0 이상으로 추정되었으 되었다. 상어류, 가오리류, 소형 부어류, 넙치류, 므로 EE_{adj}와 같이 0.95로 고정하여 (Christensen et

<Table 2> Parameters of the Ecopath with Ecosim model in Korean water of the East China Sea

Group name	B _{ini} (mt km ⁻²)	B _{adj} (mt km ⁻²)	P/B (year ⁻¹)	Q/B (year ⁻¹)	C (mt km ⁻²)	EE _{ini}	EE _{adj}
Marine mammals	0.032	0.032	0.280	8.300	0.000	0.000	0.000
Sharks	0.126	0.237	0.280	12.000	0.043	1.342	0.950
Rays	0.152	0.179	0.310	8.000	0.033	1.094	0.950
Predator pelagic	1.495	1.495	0.800	5.650	0.026	0.131	0.131
Common mackerel	4.174	4.174	0.800	5.650	0.192	0.064	0.064
Anchovy	2.096	6.634	0.800	2.906	0.269	2.343	0.950
Small pelagic	3.310	4.421	0.800	2.490	0.066	1.901	0.950
Flounder	0.486	1.382	0.490	2.040	0.097	1.234	0.950
Hairtail	1.797	2.148	0.220	2.000	0.172	1.624	0.950
Croaker	1.067	1.067	0.800	2.490	0.143	0.296	0.296
Small yellow croaker	0.518	0.518	0.800	2.490	0.107	0.258	0.258
Other demersal	4.552	4.552	0.800	4.670	0.177	0.518	0.518
Cephalopods	0.963	3.765	3.000	4.000	0.063	4.234	0.950
Squid	3.086	5.117	3.000	4.000	0.022	3.211	0.950
Crabs	0.398	1.750	5.000	5.000	0.011	1.294	0.950
Shrimps	0.215	5.096	5.000	5.000	0.010	6.234	0.950
Epifauna	0.815	0.815	8.000	6.000	0.121	0.562	0.562
Infafauna	0.469	0.726	8.000	6.000	0.044	5.213	0.950
Zooplankton	40.483	9.000	64.920	324.600	0.000	1.203	0.950
Phytoplankton	70.59	16.700	100.000		0.000	0.319	0.319
Detritus	40.000	40.000			0.000	0.054	0.054

al., 2008) Ecopath를 통해 해당 분류군에 대한 생체량을 B_{adj} 로 재추정하였다. 따라서 어획대상 분류군에 대한 생체량은 멸치가 $6.6\text{mt}\cdot\text{km}^{-2}$ 로 가장 많게 추정되었으며, 다음으로 오징어가 $5.1\text{mt}\cdot\text{km}^{-2}$, 기타 저서어류가 $4.6\text{mt}\cdot\text{km}^{-2}$ 로 추정되었다. 생산량/생체량 (P/B)은 주로 저차 생태계에 속하는 분류군이 높았으며, 내생동물과 외생동물이 0.8로 가장 높게 추정되었다. 섭식량/생체량 (Q/B)은 고차 생태계에 속하는 분류군이 높은 경향을 보였고, 상어류가 12.0으로 가장 높게 추정되었다. 또한 어획량(C) 자료로 사용된 1966~1968년 3개년 단위면적당 어획량 평균값은 멸치가 $0.3\text{t}\cdot\text{km}^{-2}$ 로 가장 많았다.

EwE의 먹이조성 입력자료는 <Table 3>과 같으며, 각 열은 포식자(j) 분류군을 나타내고 각 행은 피식자(i) 분류군을 나타낸다. 각 열과 행에 해당하는 값은 포식자(j)가 피식자(i)를 연간 섭취하는 비율이다. 여기서 각 열에 대한 섭취비율의

합은 1.0이 된다. 예를 들어 9번열에서 갈치는 연간 갈치를 0.03, 두족류를 0.13, 오징어를 0.38, 새우류를 0.03, 동물플랑크톤을 0.43의 비율로 섭취하는 것으로 추정되었으며, 9번행에서 연간 상어류는 0.01, 가오리류는 0.05, 포식성 부어류는 0.06, 고등어는 0.06 갈치는 0.03의 비율로 갈치를 섭취하였다.

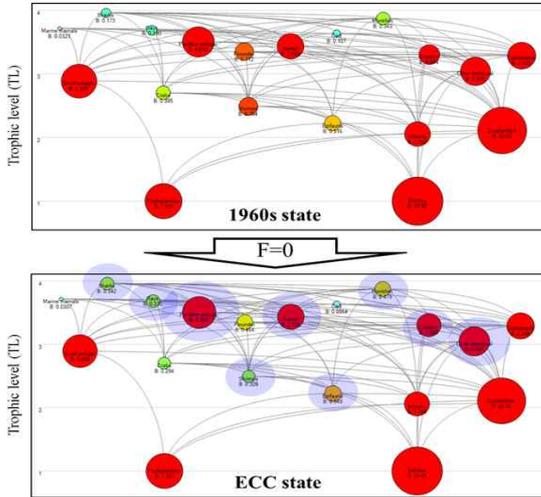
2. EMM의 생물군 분류 및 입력파라미터 추정

EwE에서 사용된 기본 입력자료의 사용이 가능한 연대인 1960년대의 생태계 구조와 어획이 전혀 없는 생태계 구조를 비교한 결과, 상어류와 가오리류, 포식성 부어류, 갈치, 아귀, 조기류, 기타저서어류 등 영양단계(TL)가 3.0이상인 분류군의 생체량은 대부분 감소하였고 그 외 어종의 생체량은 증가하는 경향을 보였다 ([Fig. 2]). 남해 생태계의 전체 평균영양단계는 어획이 개시되기

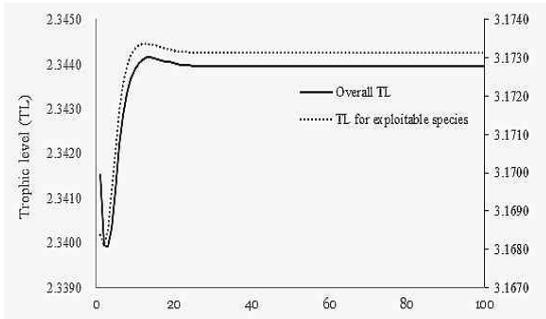
<Table 3> Diet matrix of the model in Korean water of the East China Sea (each value indicate

No	Prey(i) / predator(j)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	
1	Marine mammals	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
2	Sharks	0.076	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
3	Rays	0.074	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
4	Predator pelagic	0.081	0.038	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
5	Common mackerel	0.081	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
6	Anchovy	0.161	0.149	0.030	0.217	0.217	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
7	Small pelagic	0.081	0.050	0.030	0.109	0.109	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
8	Flounder	-	0.013	0.053	-	-	-	-	-	-	0.110	0.109	-	-	-	-	-	-	-	-	
9	Hairtail	-	0.013	0.053	0.057	0.057	-	-	-	0.034	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
10	Croaker	-	0.038	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
11	Small yellow croacker	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
12	Other demersal	0.064	0.192	0.312	-	-	-	-	0.055	-	0.138	0.136	-	-	-	-	-	-	-	-	
13	Cephalopds	0.034	0.100	-	-	-	-	-	0.023	0.126	0.014	0.014	-	0.051	0.051	-	-	-	-	-	
14	squid	0.084	0.150	-	-	-	-	-	0.069	0.378	0.011	0.011	-	0.051	0.051	-	-	-	-	-	
15	Crabs	0.058	0.064	0.107	-	-	-	-	-	-	0.048	0.055	-	0.056	0.056	-	-	-	-	-	
16	Shrimps	0.168	0.064	0.107	0.103	0.103	-	-	0.125	0.034	-	-	0.166	0.056	0.056	0.123	-	-	-	-	
17	Epifauna	-	0.064	-	-	-	-	-	0.030	-	-	-	0.027	-	-	0.062	0.028	-	-	-	
18	Infafauna	-	0.064	0.089	0.103	0.103	-	-	0.106	-	0.127	0.129	0.194	0.112	0.112	0.246	0.145	-	-	-	
19	Zooplankton	0.040	-	0.218	0.412	0.412	0.800	0.800	0.591	0.429	0.416	0.409	0.502	0.674	0.675	0.164	0.276	0.200	0.050	0.100	
20	Phytoplankton	-	-	-	-	-	0.200	0.200	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.100	0.100	0.880
21	Detritus	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.136	0.136	0.111	-	-	0.406	0.552	0.700	0.850	0.020	

이전에는 2.344였으나 어획초기인 1960년대에는 어획에 의하여 2.341로 거의 감소가 미미하였다. 그러나 어획대상 생물의 TL을 계산한 결과, 어획 이전 3.173에서 어획후 3.168로 약간의 감소를 보였다([Fig. 3]).



[Fig. 2] Ecosystem structure changes from 1960s state to the exploitable carrying capacity (ECC) state in Korean water of the East China Sea.



[Fig. 3] Changes of overall trophic level (TL) and TL for exploitable species from 1960s state to the exploitable carrying capacity (ECC) state in Korean water of the East China Sea. Simulation time 1 corresponds to 1960s state, and converged line shows TL at ECC state.

3. EMM의 어획대상 환경수용량 (ECC)

Ecosim 모델 시뮬레이션을 통해 순간어획사망 계수(F)가 0일 때, 각 그룹의 단위면적당 생체량이 어느 한 값으로 수렴할 때를 단위면적당 어획대상 환경수용량으로 간주하여 추정하였다. 이 값에 남해의 면적 188,700km²을 곱하여 구한 남해 생태계의 어획대상 환경수용량(ECC)은 4.6백만톤이었다. 분류별 ECC는 멸치가 약 1.4 백만톤으로 전체의 약 30% 차지함으로써 가장 큰 비율을 차지하였고 다음으로 기타 저서어류와 고등어, 갈치가 약 7십만톤, 약 4십만톤, 약 4십만톤으로 약 14%, 9%, 9%를 각각 차지하였다(<Table 4>).

<Table 4> Terminal biomass from the Ecosim model with F=0, and ECC in the Korean water of the East China Sea for each group

Group name	Biomass per area (mt km ⁻²)	ECC (mt)
Sharks	0.243	45,799
Rays	0.234	44,169
Predator pelagic	1.539	290,354
Common mackerel	2.135	402,947
Small pelagic	0.557	105,146
Anchovy	7.312	1,379,779
Flounder	0.425	80,214
Hairtail	2.134	402,618
Croaker	0.747	140,934
Small yellow croaker	1.053	198,752
Other demersal	3.517	663,679
Cephalopods	0.245	46,156
Squid	1.386	261,619
Crabs	0.302	57,077
Shrimps	0.632	119,216
Epifauna	0.406	76,562
Infauna	1.616	304,988
Total	24.483	4,620,008

4. HPM의 최대엔트로피모델에 의한 추정치

<Table 5> Annual catch and fishing effort and standardized fishing effort, and estimated biomass from HPM in Korean water of the East China Sea

Year	Catch (t)	Observed fishing effort (GT)	Standardized fishing effort (GT)
1966	218,115	122,999	113,833
1967	242,355	130,913	127,234
1968	257,375	174,729	175,919
1969	325,576	187,836	196,973
1970	420,092	193,955	211,631
1971	485,378	220,957	246,158
1972	624,809	276,523	315,307
1973	693,618	331,868	391,663
1974	873,999	416,361	531,414
1975	800,234	453,369	551,715
1976	761,374	461,111	566,463
1977	803,535	465,809	563,764
1978	879,837	497,041	644,781
1979	948,599	491,191	637,766
1980	896,822	504,489	665,638
1981	1,014,820	505,244	682,246
1982	944,126	514,279	714,776
1983	1,037,908	524,780	734,893
1984	1,058,926	534,269	769,433
1985	1,008,884	547,842	772,360
1986	1,273,657	564,113	834,704
1987	1,093,492	590,476	777,779
1988	1,131,640	619,671	899,340
1989	1,116,871	649,848	1,004,237
1990	1,081,409	665,605	1,192,632
1991	829,458	664,013	1,181,565
1992	830,625	647,231	1,145,814
1993	1,114,850	622,337	1,176,828
1994	1,083,638	658,082	1,295,062
1995	1,022,646	675,814	1,359,768
1996	1,242,092	681,230	1,426,216
1997	974,283	686,645	1,449,135
1998	923,041	686,786	1,447,365
1999	949,796	697,664	1,529,624
2000	834,764	644,529	1,435,224
2001	933,327	613,761	1,397,435
2002	803,856	556,906	1,260,589
2003	773,109	504,704	1,146,264
2004	762,127	483,644	1,064,572
2005	805,700	460,237	991,135
2006	805,080	441,996	959,924
2007	804,551	433,427	886,308
2008	929,002	411,277	903,850
2009	839,914	398,757	888,283
2010	789,372	404,347	910,223
2011	897,425	409,243	942,341
2012	776,255	409,277	959,273
2013	743,380	409,856	999,350
2014	743,671	389,558	944,480

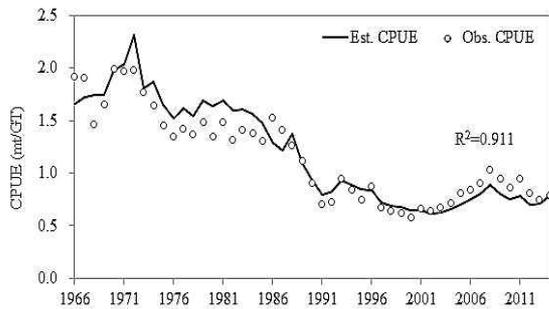
<Table 6> Estimated probabilities (p_{ij}) for biomass (B_t) from the maximum entropy model in Korean water of the East China Sea

Year (t)	Est. probability (P_{ij})		
	P_{1j}	P_{2j}	P_{3j}
1966	0.232	0.330	0.438
1967	0.211	0.330	0.459
1968	0.204	0.330	0.466
1969	0.202	0.330	0.468
1970	0.121	0.330	0.549
1971	0.261	0.000	0.739
1972	0.130	0.000	0.870
1973	0.347	0.000	0.653
1974	0.324	0.000	0.676
1975	0.330	0.147	0.523
1976	0.330	0.235	0.435
1977	0.330	0.168	0.502
1978	0.330	0.218	0.452
1979	0.330	0.117	0.553
1980	0.330	0.156	0.514
1981	0.330	0.117	0.553
1982	0.330	0.180	0.490
1983	0.330	0.179	0.491
1984	0.330	0.208	0.462
1985	0.330	0.266	0.404
1986	0.066	0.934	0.000
1987	0.393	0.330	0.277
1988	0.000	1.000	0.000
1989	0.435	0.330	0.235
1990	0.495	0.330	0.175
1991	0.423	0.577	0.000
1992	0.404	0.596	0.000
1993	0.326	0.674	0.000
1994	0.513	0.330	0.157
1995	0.382	0.618	0.000
1996	0.392	0.608	0.000
1997	0.574	0.330	0.096
1998	0.499	0.501	0.000
1999	0.511	0.489	0.000
2000	0.534	0.466	0.000
2001	0.529	0.471	0.000
2002	0.554	0.446	0.000
2003	0.545	0.455	0.000
2004	0.523	0.477	0.000
2005	0.489	0.511	0.000
2006	0.456	0.544	0.000
2007	0.413	0.587	0.000
2008	0.358	0.642	0.000
2009	0.417	0.583	0.000
2010	0.454	0.546	0.000
2011	0.435	0.565	0.000
2012	0.491	0.509	0.000
2013	0.488	0.512	0.000
2014	0.435	0.565	0.000

최대엔트로피모델식을 만족하는 자원량(B)에 대한 확률(p_{ij})은 <Table 6>과 같이 추정되었으며 이 값을 자원량에 관한 식에 대입하여 연도별 자원량을 추정하였다. 또한 r과 q, K에 대한 확률(p_j)은 <Table 7>과 같이 추정되었으며 이 값을 각 파라미터 추정식에 대입하여 각 파라미터들을 추정하였다. 모델에 의해 추정된 연도별 CPUE 값은 [Fig. 4]와 같이 관측된 CPUE를 적절하게 설정하고 있으며, 이 때의 결정계수는 $R^2=0.911$ 로 높은 수준을 보였다. 또한 적정 어획노력량(EMSY)과 적정 자원량(BMSY)은 각각 9십만톤, 2.5백만톤으로 추정되었으며, 기타 추정치는 <Table 8>과 같다.

<Table 7> Estimated probabilities (p_j) for r, K and q from the maximum entropy model in Korean water of the East China Sea

Year	Est. probability (P_j)		
	p_1	p_2	p_3
r	0.000	0.316	0.684
K	0.411	0.330	0.259
q	0.964	0.036	0.000



[Fig. 4] Fitted (the bold line) and observed (the white circle) annual CPUE in the Korean water of the East China.

5. HPM의 어획대상 환경수용량 (ECC)과 연도별 자원상태

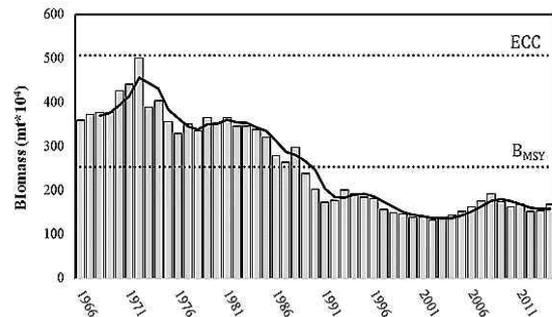
최대엔트로피모델에 의해 추정된 ECC는 약 5.1백만톤으로 EMM에 의해 추정된 4.6백만톤보

다 약 5십만톤 많았다(<Table 8>).

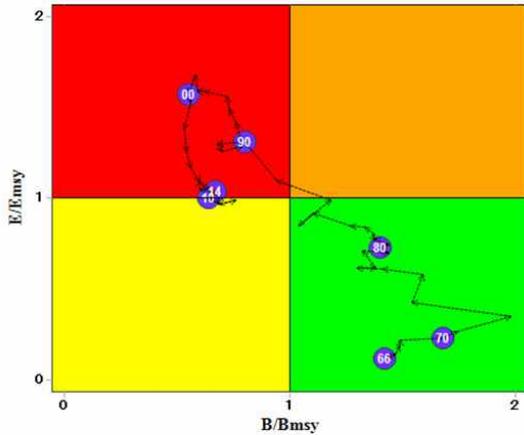
<Table 8> Estimated parameters from the maximum entropy model in the Korean water of the East China Sea

Parameter	Estimate
B_{MSY}	2,532,743 mt
E_{MSY}	911,890 GT
$K=ECC$	5,065,487 mt
q	$4.62E^{-07}$
r	0.842 year^{-1}
R^2	0.911

이 모델에 의한 연도별 자원량 (B_t)은 1966년부터 계속 증가하여 1972년에 약 5백만톤으로 최고점을 기록한 이후로 급격히 감소하였다. 1989년에 자원량이 2.4백만톤으로 B_{MSY} 이하로 감소한 뒤 그 수준을 회복하지 못하고 2014년에는 1,7백만톤 수준까지 감소하였다 [Fig. 5]. 자원상태를 파악하는데 사용하는 Kobe plot에 적용한 결과 ([Fig. 6]), 1966년에는 자원의 남획수준(overfished)을 나타내는 x축의 지표 B/B_{MSY} 와 어획의 남획수준(being overfished)을 나타내는 y축의 지표 E/E_{MSY} 가 모두 양호한 상태였으나 ($B/B_{MSY}>1$, $E/E_{MSY}<1$), 1989년부터 남획이 진행되어($E/E_{MSY}>1$) 어획과 자원의 남획수준이 기준점 이하로 감소하였다($B/B_{MSY}<1$).



[Fig. 5] Estimated biomass (bar) and 3-year trend line of biomass (bold line) in Korean water of the East China Sea.



[Fig. 6] Kobe plot for the ecosystem from 1966 to 2014 in Korean water of the East China Sea. (green area: the stock is not overfishing and overfished, orange area: the stock is overfishing but not overfished, red area: the stock is overfishing and overfished, yellow area: the stock is not overfishing but overfished).

IV. 고 찰

본 연구에서는 남해 생태계의 ECC를 추정하기 위해 생태계 모델링 방법 (EMM)과 통합생산량 분석법 (HPM)을 사용하였다. EMM에서는 P/B, Q/B, 먹이조성 등과 같은 생태학적 파라미터들을 입력자료로 사용하여 Ecopath 모델에서 남해 생태계의 구조를 분석한 후 Ecosim 모델의 시뮬레이션을 통해 순간어획사망계수(F)가 0일 때의 분류군별 자원량이 수렴하는 지점을 ECC로 간주하여 추정하였다. 그 결과 <Table 4>와 같이 EMM에 의한 남해 생태계의 ECC는 4.6 백만톤으로 추정되었다.

기초생산력, 영양단계, 영양효율을 고려하여 대상 해역의 어업생산력을 개략적으로 추정하는 Ryther (1969)의 방법을 남해 생태계에 대하여 연근해 해역을 183,700km², 용승해역을 3,500km²로 적용한 결과, 어류생산량 (fish production)이 1.9백

만톤으로 추정되었으며, 이 값을 Schaefer 모델에서 최대생산량을 ECC의 1/2 수준에서 얻을 수 있다는 가정을 통해 남해 생태계의 ECC가 3.8백만톤으로 추정되었다. 이 값은 EMM으로 추정된 ECC 4.6백만톤과 비교해 약 79% 수준으로 비교적 근사하였다. 이러한 추정치의 차이는 Ryther방법에서는 대상해역의 평균 TL과 영양효율 값을 사용한 반면, EMM에서는 Ecopath로부터 추정되는 분류군별 TL과 영양효율값을 사용하였기 때문에 발생한 것으로 판단된다.

Christensen and Pauly (1998)의 연구에서는 환경수용량을 추정하기 위해 최상위포식자 그룹의 생체량을 임의로 증가시키고, 모든 중간소비자 그룹 (최상위포식자 그룹을 제외한 모든 소비자 그룹) 생산량의 95%가 포식자의 먹이로 이용되었다고 가정하고 (EE가 0.95), 이 포식자그룹을 유지시키기 위한 중간소비자의 생체량을 Ecopath 모델을 이용하여 추정하였다. 또한 모델의 안정화를 위해 20% 범위내로 입력 파라미터의 조정을 허용했다. 반면, EMM에서는 최상위포식자 그룹에 대한 임의의 자원량 변동과 EE가 0.95라는 가정없이 Ecosim 시뮬레이션을 이용하여 어획량이 없다는 가정하에 1960년대 말의 생태계가 스스로 안정화되는 시점의 그룹별 생체량을 환경수용량으로 추정한 것으로 볼 때, 본 연구의 방법이 보다 합리적인 환경수용량 추정방법이라 생각된다.

HPM에서는 최대엔트로피모델을 적용하여 어획대상 어종의 어획량과 표준화된 어획노력량 자료를 이용해 추정되는 파라미터 K를 ECC로 간주하여 남해 생태계의 ECC를 5.1 백만톤으로 추정하였다.

따라서 EMM과 HPM의 ECC 추정치를 비교해 볼 때, HPM에 의해 추정된 ECC 값이 EMM보다 약 11% 많았다. 이 차이는 생태계 내 어종간의 먹이관계를 고려한 EMM의 추정방법과 전체 어종의 자원역학만을 고려한 HPM 추정방법 자체의 차이로 인해 발생했을 것으로 판단된다. 본

연구에서 ECC 추정을 위해 사용된 EMM과 HPM의 추정방법을 종합적으로 고려해 볼 때, 상대적으로 적은 가정과 파라미터를 사용하는 HPM의 ECC 추정치 5.1백만톤이 보다 합리적인 것으로 판단된다.

그러나 본 연구에서 EMM과 HPM을 적용함에 있어서 다음과 같은 문제점들이 있었다. EMM에 사용된 EwE의 입력 파라미터들에 대한 국내의 연구가 부족하여, 주로 EwE에 대한 기존의 외국 문헌자료를 참고하였다. 뿐만 아니라 해양생태계에 중요한 위치에 있는 바다새에 대한 고려가 없었으며, 생태학적으로 중요한 위치에 있는 식물플랑크톤과 동물플랑크톤에 대한 분류군을 세분화 시키지 못하였다.

HPM의 경우 모델의 입력자료로 사용된 통계청의 어획량 자료는 불법·비보고·비규제 (IUU)어업, 폐기량, 생계어업, 낚시, 갯벌채취 등에 의한 어획량 자료가 미포함되어 어획대상 환경수용량이 과소 추정되었을 가능성이 있다. 또한 어획노력량 표준화시 연도별 어업성능 향상에 대한 해외의 기술계수를 우리나라 어선 톤수에 외삽함에 따라 어획노력량에 대한 신뢰성이 감소하였다.

본 연구에서 EMM으로 추정된 ECC의 신뢰성을 보완하기 위해서는 EwE의 입력 파라미터인 P/B, Q/B 등 주요 생태학적 자료를 남해 생태계에 맞는 자료를 수집해야 하고, 생태학적으로 중요한 위치에 있는 식물플랑크톤을 소형, 중형, 대형, 동물플랑크톤을 소형, 대형, 포식형 등 분류군을 세분화할 필요가 있다. 뿐만 아니라 바다새와 포유류에 대한 보다 신뢰성 있는 입력 파라미터 추정이 필요하다. HPM의 신뢰성 향상을 위해서는 한국의 실정에 맞는 기술계수를 추정하여 어획노력량을 표준화해야 하며, 미집계된 어획량에 대한 어획량재구축 연구가 필요하다.

수산자원을 효율적으로 평가하고 관리하기 위해서는 반드시 자원량이 어떻게 변동하는가를 파악하고 그 자원이 현재 어느 수준에 있는 가를 본 연구에서 추정된 ECC를 자원관리의 지표로

사용하여 판단해야한다. 즉 추정된 ECC를 통해 구해진 잠재생산량을 자원관리 목표로 설정하여 자원관리에 적극적으로 활용할 수 있다. [Fig. 6]의 노력량과 자원수준을 함께 고려할 때 자원을 ECC 수준인 1960년대 상태로 회복시키기 위해서는 어획강도를 $E/EMSY < 1$ 수준으로 감소시켜 (노란색 영역) 자원의 회복력을 복원하여 자원을 $B/BMSY > 1$ 상태로 회복시켜야 한다 (초록색 영역). 나아가 남해 뿐만 아니라 전 해역에 대한 ECC를 추정하여 우리나라 전체에 대한 자원관리 지표를 만들 필요가 있다.

References

- Allen, K. R.(1971). Relation between production and biomass. *J. Fish. Res. Board Can.* 28, 1573~1581.
- Christensen, V. & Pauly, D.(1998). Changes in models of aquatic ecosystems approaching carrying capacity. *Ecol. Appl.*, 8(1), 104~109
- Christensen, V. & Walters, C. J.(2004). Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations. *Ecol. Model.*, 172, 109~139.
- Christensen, V. · Walters, C. · Pauly, D. & Forrest, R.(2008). Ecopath with Ecosim Version 6: User Guide. Lenfest Ocean Futures Project.
- Errington, P. L.(1934). Vulnerability of bobwhite population to predation. *Ecology*, 15, 110~127.
- Fitzpatrick, J.(1996). Technology and Fisheries Legislation, In *Precautionary approach to fisheries, Part 2: Scientific papers*, FAO Fisheries Technical Paper 350/2. Rome, FAO. 191~199.
- GAMS Development Corporation(2013). *General Algebraic Modeling System (GAMS) Release 24.2.1*. Washington, DC, USA.
- Gulland, J. A.(1971). *The Fish Resources of the Ocean*. Fishing News (Books), West Byfleet, p.255.
- Hui, C.(2006). Carrying capacity, population equilibrium and environment's maximal load. *Ecol. Model.* 192, 317~320.
- Kang, Y. H.(2003). Carrying capacity and fishery resources release in the Bangjukpo surfzone ecosystem. *J. Korean Fish. Soc.*, 36(6), 669~675.
- Kim, H. A.(2016). A study on the estimation of

- potential yield for Korean west coast fisheries. Masters dissertation. Pukyong National University, p.134.
- Kim, J. I. · Kim, J. Y. · Choi, Y. K. · Oh, H. J. & Chu, E. K.(2005). Distribution of the Anchovy Eggs Associated with Coastal Frontal Structure in Southern Coastal Waters of Korea. *Korean J. Ichthyol.*, 17(3), 205~216.
- Kim, S. & Kang, S. K.(1999). Recent development in the concept and research direction for carrying capacity of marine ecosystem. *J. Korean Soc. Fish. Res.*, 2, 101~110.
- Kim, Y. S. · Kim, Y. M. & Choo, W. I.(1970). A study on distribution of demersal fishes near Korean waters in summer. *Rep. Fish. Res.*, 8, 139~164.
- Konovalov, S. M.(1999). Ecological carrying capacity of semi-enclosed large marine ecosystems. In: Sherman, K and Q. Tang (eds.), *Large Marine Ecosystems of the Pacific Rim: Assessment, Sustainability, and Management*, Blackwell Science, Inc., 381~402.
- KOSIS.(2016). The survey of fishery production trend, Statistics Korea, www.kosis.kr(2016. 9. 1).
- Kwon, Y. · Zhang, C. I. · Pyo, H. D. & Seo, Y. I.(2013). Comparison of models for estimating surplus productions and methods for estimating their parameters. *J. Korean Soc. Fish. Res.*, 49(1), 018~028.
- Lee, J. H. · Choi, K. W. & Arega, F.(2003). Environmental management of marine fish culture in Hong Kong. *Marine Pollut. Bull.*, 47(1-6), 202~210.
- Lee, M. W.(2014). Ecosystem-based stock assessment and fisheries management in the west coast of Korea. Doctoral dissertation. Pukyong National University, p.130.
- Lek, S. & Guegan, J. F.(1999). Artificial neural networks as a tool in ecological modelling, an introduction. *Ecol. Model.* 120, 65~73
- Li, D. · Xiong, B. · Li, Q. · Li, J. & Qi, K.(1994). Carrying capacity of reservoirs for feeding cage-culture of fish *Acta Hydrobiol. Sinica*, 18(3), 223~229.
- MathWorks, Inc.(2014). *MATLAB and Statistics Toolbox Release 2014b*. Natick, Massachusetts, United States.
- MOMAF.(2001). Study of a middle-long term comprehensive plan in fisheries resources and management. p.490.
- Odum, E. P.(1953). *Fundamentals of Ecology*. 1sted.Philadelphia:W.B.SaundersCo. p.546.
- Odum, E. P.(1997). *Ecology. A Bridge between Science and Society*. Sinauer, MA, p.330.
- Palomares, M. L. & Pauly, D. A.(1989). A multiple regression model for predicting the food consumption of marine fish populations. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, v. 40, 259~273.
- Pyo, H. D.(2006). A Comparative Analysis of Surplus Production Models and a Maximum Entropy Model for Estimating the Anchovy's Stock in Korea. *Jour. Fish. Mar. Sci. Edu.*, 18(1), 19~30.
- Ryther, J. H.(1969). Photosynthesis and fish production in the sea: the production of organic matter and its conversation to higher forms of life vary throughout the world ocean, *American Association for the Advancement of Science*, 166(3901), 72~76.
- Verhulst, P. E.(1845). *Recherches mathematiques sur la loi d'accroissement de la population*. *Nouv. Men. de l' Acad. Roy. des Sci. et Belles-Lett de Bruxelles*, 18, 1~38.
- Zhang, C. I. · Lee, S. L. & Kim, J. M.(2003). Ecosystem-based management of fisheries resources in marine ranching areas. *J. Korean Soc. Fish. Res.* 6(1), 71~83.
- Zhang, C. I. & Lee, S. K.(2004). Trophic levels and fishing intensities in Korean marine ecosystems. *J. Korean Soc. Fish. Res.* 6(2), 140~152.

• Received : 02 February, 2017

• Revised : 21 February, 2017

• Accepted : 28 February, 2017