Vol. 34(2):239-251
http://dx.doi.org/10.4217/OPR.2012.34.2.239

Ocean and Polar Research

June 2012

Article

기후변화로 인한 신지도 근해 해양먹이망 변동예측

강윤호[1*] · 주세종[2] · 박영규[3]

[1](주)코스코 해양기술연구소
(550-749) 전남 여수시 대학로 50 전남대학교 산학협력관
[2]한국해양과학기술원 심해저자원연구부
[3]한국해양과학기술원 해양순환·기후연구부
(425-600) 경기도 안산시 상록구 해안로 787

Predicting Impacts of Climate Change on Sinjido Marine Food Web

Yun Ho Kang[1*], Se-Jong Ju[2], and Young-Gyu Park[3]

[1]Ocean Technology Research Institute, Korean Ocean Search Salvage Company
Yeosu 550-749, Korea
[2]Deep-sea and Seabed Resources Research Division, KIOST
[3]Ocean Circulation and Climate Research Division, KIOST
Ansan P.O. Box 29, Seoul 425-600, Korea

Abstract : The food web dynamics in a coastal ecosystem of Korea were predicted with Ecosim, a trophic flow model, under various scenarios of primary productivity due to ocean warming and ocean acidification. Changes in primary productivity were obtained from an earth system model 2.1 under A1B scenario of IPCC CO_2 emission and replaced for forcing functions on the phytoplankton group during the period between 2020 and 2100. Impacts of ocean acidification on species were represented in the model for gastropoda, bivalvia, echinodermata, crustacean and cephalopoda groups with effect sizes of conservative, medium and large. The model results show that the total biomass of invertebrate and fish groups decreases 5%, 11~28% and 14~27%, respectively, depending on primary productivity, ocean acidification and combined effects. In particular, the blenny group shows zero biomass at 2080. The zooplankton group shows a sudden increase at the same time, and finally reaches twice the baseline at 2100. On the other hand, the ecosystem attributes of the mean trophic level of the ecosystem, Shannon's *H* and Kempton's *Q* indexes show a similar reduction pattern to biomass change, indicating that total biomass, biodiversity and evenness shrink dynamically by impacts of climate change. It is expected from the model results that, after obtaining more information on climate change impacts on the species level, this study will be helpful for further investigation of the food web dynamics in the open seas around Korea.

Key words : climate change, ocean acidification, food web dynamics, trophic flow model

1. 서 론

기후변화에 관한 정부간협의체(Intergovernmental Pannel on Climate Change)가 제출한 제4차 평가보고서에 따르면 인류 활동에 의한 세계적인 온실기체 배출은 산업화 이후로 계속해서 증가해오고 있으며 1970년과 2004년 사이에 70%나 증가한 것으로 보고되었다(IPCC 2007). 온실기체가 증가하면 온실기체가 흡수하고 방출하는 에너지가 과

*Corresponding author. E-mail : ykang001@hanmail.net

다하게 되어 지구의 열평형에 변화가 생기고 결국 지구가 자연적인 상태보다 지나치게 더워지는 지구온난화가 발생한다. 산업혁명 이후 인간의 활동은 지구환경을 크게 변화시켰으며 이로 인해 대기와 해양의 온도는 증가한 반면 해양의 pH와 용존산소농도는 감소하였다(Byrne et al. 2010; Sabine et al. 2004). 해양생태계에 미치는 기후변화의 영향은 물리, 생물, 화학적 조건에 대한 직접적 생리적 반응과 미소 혹은 거대 생태계 규모에서 종간 포식-피식 및 먹이경쟁을 통한 간접적 반응에 의해 결정된다. 기후변화가 해양생태계에 미치는 가장 큰 영향 중의 하나는 일차생산량 분포와 속도의 변화에 있다. 왜냐하면 일차생산량은 먹이망 구성에 중요한 역할을 하기 때문이다. 기후변화는 이미 해양의 일차생산량 분포와 풍도에 막강한 영향을 미친 것으로 관측되었으며 이러한 변화는 먹이망을 통해 상위 소비자에게도 연결되어 있다(Richardson and Schoeman 2004). 게다가 일차생산자들은 주로 식물플랑크톤인데 이들의 크기가 작을뿐더러 빠른 회전율을 갖기 때문에 기후변화에 가장 빠르게 반응하는 것처럼 보인다(Hays et al. 2005).

해양에서 탄소는 대기 이산화탄소 농도에 영향을 받는다. 이산화탄소는 물과 만나 탄산을 만들고 탄산은 수소이온과 중탄산염으로 해리된다. 중탄산염은 다시 수소이온과 탄산염으로 분리될 수 있다. 수소이온의 증가는 pH 감소와 산성화를 의미한다. 대기의 이산화탄소 농도가 높을수록 해수 중의 용존이산화탄소와 중탄산염은 증가하고 pH와 탄산염은 감소한다. 이와 같은 일련의 화학반응을 해양산성화라 한다(Calerira and Wickett 2003; Feely et al. 2008). 이러한 탄산염과 pH 감소는 해양생물 특히 탄산칼슘을 이용하여 패각과 골격을 만드는 생물의 성장과 생존에 부정적인 영향을 미친다. 탄산칼슘은 탄산염과 칼슘으로 형성되는데 탄산염 농도가 감소하면 패각을 형성하지 못하게 된다. 아울러 탄산염 농도가 충분히 낮아지는 포화농도에서 해수는 탄산칼슘을 부식시켜 패각이나 골격은 용해되기 시작한다. 탄산염 포화농도는 수온에 민감한데 수온이 낮은 고위도 해역이 열대 혹은 아열대 해역에 비해 더 쉽게 불포화농도에 도달한다. 또한 수심이 깊어지면 압력증가로 인해 탄산칼슘이 용해되는 임계점에 이르는데 이를 아라고나이트 포화수심이라 한다. 산업혁명 이후 해양의 평균 pH는 감소하여 현재에는 지난 2천만년 동안 중 최저치를 보이고 있다. 이러한 경향이 계속된다면 금세기에 아라고나이트를 부식시킬 수 있는 표층수가 고위도 해역에서 우선적으로 출현할 것으로 예상되는데 이는 수온과의 반비례 관계에 기인하며 따라서 북동태평양이 산성화에 더 취약하게 될 것이다(Byrne et al. 2010). 아울러 지정학적으로 북동태평양은 전지구규모의 해양순환의 끝에 위치하기 때문에 심층수는 오랫동안 대기와 접촉하지 못하였을 뿐만 아니라 해양생물의 호흡에 의한 이산화탄소 누적으로 세계에서 pH가 가장 낮을 것으로 예측되고 있다(Feely et al. 2008).

지구규모의 기후변화는 강화되고 있으며 해양 생물군집 조성과 생태계 기능을 변화시켜 생물다양성 보전과 어업에 피해를 미친다. 종 다양성을 보전하고 미래에 지속가능한 어업행위를 유지하기 위해서는 기후변화가 해양 먹이망에 미치는 영향을 이해할 필요가 있다. 해양생태계에서 기후로 인한 생산량 변화 효과는 먹이망모형을 이용하여 예측될 수 있다. 기후변화가 종에 미치는 영향을 개체군 수준에서 평가하기에는 모형도구가 유용하다. 이러한 모형은 종간 포식·피식 및 먹이경쟁과 같은 생태학적 상호작용을 모의할 수 있어야 한다. 이와 같은 모형에는 생체량 역학모델(Larkin and Gazey 1982), MSVPA(Sparre 1991), NETWRK(Ulanowicz 1986), EwE(Walters et al. 1997) 등이 있는데 본 연구에서는 EwE 모형을 사용하였다. 모형은 수생 생태계 구조를 구축하고 계수화하여 계에 외부 충격이 가해졌을 때 생물군집이 받는 영향을 평가할 수 있다. 아울러 EwE 모형은 열역학, 정보이론, 영양흐름 및 네트웍해석 등을 포함한 다양한 이론을 프로그램의 하부모듈로 포함하기 때문에 영양흐름분석과 생태특성에 대한 다양한 해석을 시도할 수 있다.

기후변화로 인한 생태계 변화를 먹이망 영향흐름 모형을 통해 조사한 연구는 국내외에서 아직 미약한 형편이며 특히 EwE 모형을 이용한 최근의 연구경향은 다음과 같다. Brown et al. (2010)은 호주 연안 5개 해역에서 기후변화로 인한 일차생산량 변화가 해양생태계 먹이망에 미치는 영향에 대해 모의하였다. 이때 수온상승으로 인한 엽록소 농도 변화를 식물플랑크톤 생체량의 강제함수로 입력하여 먹이망에 미치는 영향을 정량적으로 파악하였다. Ainsworth et al. (2011)은 북동태평양에서 기후변화에 기인한 일차생산량, 동물플랑크톤 군집구조, 영역전환, 해양산성화, 산소저감 요인의 개별적 그리고 복합적 효과가 먹이망에 미치는 영향에 대해 모의한 바 있다. Watters et al. (2003)은 엘니뇨 남방진동에 의한 일차생산량의 연변화는 먹이망의 높은 영양단계 보다는 낮은 단계에 많은 영향을 끼칠 수 있다고 보고하였다. 아울러 동일한 영양흐름모형을 이용하였지만 기후로 인한 일차생산량 변화에 대한 종 다양성과 어업의 반응은 생태계에 따라 다르며 모형실험조건에 따라 다를 수 있다고 보고하였다. 한편, Mackinson et al. (2008)은 어획과 일차생산량 변화가 전체 먹이망에 미치는 상호영향을 9개 해역 생태계에서 파악하였다. 모형결과가 자원평가 자료에 적합하도록 조율하는 과정을 거쳐 자원량 이력을 재구성하였으며 어획과 일차생산량 중 어느 요인이 먹이망에 큰 영향을 행사하였는지 판단할 수 있는 정성적인 방법을 제시하였다. 모형결과 9개 중 6개

계에서 어획이 큰 영향을 끼친 반면 대부분의 해역에서 일차생산량은 부어류와 저어류에 영향을 끼친 것으로 보고되었다.

국내에서 EwE 모형 적용사례는 매우 제한적이다. 기후변화 측면에서 동해 기후체제전환 연구(장과 윤 2003)가 있고, 수산자원 측면에서 생체량 변동에 주목하여 통영 바다목장(이 2008)과 방죽포 쇄파대(강 2003; 2004)에 적용된 바 있고, 계의 생태계 특성에 대한 정량·정성적 평가 및 비교에 주목하여 광양만(강 2005), 낙동강 하류 및 남양호(장 2008)에 적용된 사례가 있다.

본 연구에서 영양흐름 모형을 이용하여 기후변화가 해양의 먹이망 구조에 미치는 영향을 파악할 수 있는 방법론을 제시하고자 하였다. 조사해역은 기왕에 EwE 모형이 수립된 남해안 신지도 해역(강 2011)을 선정하였다. 기후변화와 관련하여 수온상승으로 인한 일차생산량 변화 그리고 해양산성화로 인한 저서동물, 갑각류, 연체류 등의 생체량변화를 강제함수로 입력하여 먹이망에 미치는 반응을 해석하고자 하였다. 기후변화 조건 아래 미래 주요 어종의 생체량 변화를 제시하였고 민감도 해석에서 다양한 생산량변화에 따른 생태계반응을 조사하였다. 또한 먹이망 구성의 복잡성과 포식-피식상호 관계 설정이 생태계 반응에 영향을 미치는지 조사하였다. 특히 생체량, 영양지수 및 생물종다양성 관점에서 결과를 해석하였다.

2. 재료와 방법

조사지역

본 연구는 전남 완도군 신지도, 조약도와 고흥군 생일도 부근의 해역을 대상으로 한다(Fig. 1). 조사해역의 물리, 기상, 퇴적물에 대한 기초적 특성과 해조류, 식물플랑크톤, 동물플랑크톤, 난·치자어, 어류, 갑각류, 연체동물, 극피동물 등의 종조성, 생체량 및 서식분포는 1993년과 1994년 획득된 자료(전라남도 1994)를 이용하였다. 특히, 본 해역에 구축된 영양흐름 Ecopath 모형의 결과(강 2011)를 주로 참고하였으며 모형은 관측된 생물 개체의 크기와 먹이조성을 고려하여 다음과 같이 17개의 그룹을 포함한다: 해조류, 식물플랑크톤, 동물플랑크톤, 복족류, 다모류, 이매패류, 극피동물, 갑각류, 두족류, 망둑어, 양태, 홍어, 보구치, 베도라치, 장어, 가자미, 유기쇄설물.

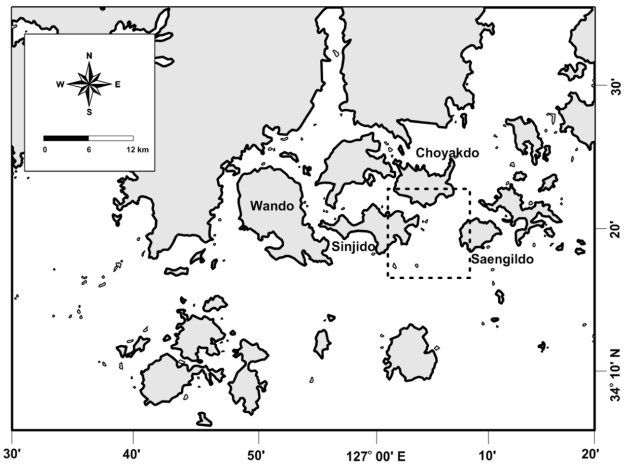

Fig. 1. Map showing study area in dotted box

영양흐름모형

EwE는 Ecopath, Ecosim, Ecospace 3가지 모델로 구성되는데 Ecopath는 계의 먹이망 구조를 정상상태에서 해석하는 반면, Ecosim은 시간에 대해 Ecospace는 시간과 공간에 대해 생체량 변화를 추정한다. Ecopath 모형은 계를 이루는 다양한 생물과 비생물을 몇 개의 그룹으로 분류하고, 이들 각 그룹의 생체량, 생산, 소비 및 섭식을 고려하여 그룹간의 물질흐름을 계산한다(Polovina 1984). 다음 단계에서 그룹 간의 에너지 흐름에 기초한 통계와 정보자료에 대해 해석한다(Ulanowicz 1986). 모형의 지배방정식은 그룹을 출입하는 질량 및 에너지는 보존된다는 열역학 법칙에 기초한 질량 및 에너지 평형식이다. 한편, Ecosim 모형에서 지배방정식 (1)은 일차생산자, 식 (2)는 소비자에 적용하여 시간에 따른 생체량 변동을 추정한다.

$$\frac{dB_i}{dt} = cB_i\left(\frac{P}{B}\right)_i EE_i - \sum_{j=1}^{n} C_{ij} - M_i B_i \tag{1}$$

$$\frac{dB_i}{dt} = cg_i \sum_{j=1}^{n} C_{ji} - \sum_{j=1}^{n} C_{ij} + I_i - B_i(M_i + F_i + E_i) \tag{2}$$

위 식에서 B_i와 B_j는 각기 피식자(i)와 포식자(j)의 단위 면적당 생체량(g/m^2); t는 시간; dB_i/dt는 단위 시간당 피식자(i)의 생체량변화 즉 순간성장률; c는 스칼라 강제함수(무차원); P_i는 단위 시간과 면적에서 피식자(i)의 생산속도 혹은 생산량(g/m^2/yr); EE_i는 영양효율로서 피식자(i)의 생산량 가운데 포식과 어획에 의해 소비되는 분율(무차원); C_{ij}는 단위 시간과 면적에서 피식자(i)를 포식하는 모든 포식자(j)에 의한 섭식속도 혹은 섭식량(g/m^2/yr); M_i은 피식자(i)의 자연사망률(/yr); F_i는 어획사망률(/yr); E_i는 계를 벗어나는 이출률(/yr); g_i는 피식자(i)의 성장효율(=P/Q, 무차원); n은 계를 구성하는 그룹의 수; I_i는 계로 들어오는 유입속도 혹은 유입량(g/m^2/yr); F_i는 어획사망률(/yr); E_i는 계를 벗어나는 이출률(/yr)이다.

한편, Ecosim 모형에서 C_{ij}는 피식자 i를 섭식하는 포식자 j의 섭식량을 다음과 같이 계산한다(Walters et al. 1997).

$$C_{ij} = \frac{a_{ij} v_{ij} B_i P_i}{2v_{ij} + a_{ij} P_i} \tag{3}$$

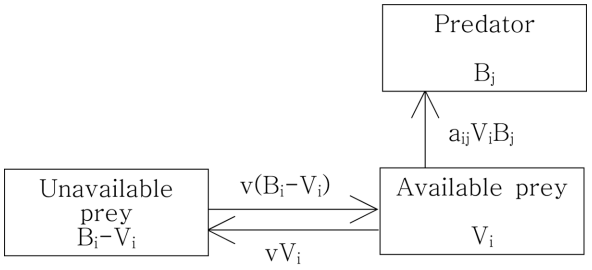

Fig. 2. Simulation of flow between available (V_i) and unavailable (B_i-V_i) prey biomass in Ecosim

위 식에서 a_{ij}는 포식자 j가 피식자 i를 포식하기 위한 발견속도(searching rate)이며 v_{ij}는 먹이획득공간(foraging area) 개념에 근거한 영양흐름속도인데, 피식자 그룹의 생체량 B를 포식자가 이용 불가한 $B'(=B_i - V_i)$과 이용 가능한 V 두 가지 성분으로 구분하였을 때 상호간에 교환되는 영양의 속도라 할 수 있다(Fig. 2). 다시 말해 v_{ij}는 피식자 생체량 가운데 포식에 취약한 부분과 취약하지 않은 부분 간의 영양흐름 속도를 규정짓는 취약도(vulnerability)라 할 수 있으며 $v = v_{ij} = v_{ji}$이며 취약한 부분의 생체량 V_i는 다음과 같이 구할 수 있다.

$$V_i = \frac{vB_i}{2v + aB_j} \quad (4)$$

특히, v가 작아 1에 근사할 경우 포식자가 증가되어도 피식자의 포식사망은 발생하지 않는 것을 의미한다. 이 경우 불취약한 부분에서 취약한 부분으로 이동, 대체되는 속도가 느리기 때문에 포식자가 섭식하는 양은 포식자 자신의 생체량 보다 v 값에 더욱 의존적이 되어 상향조절이라 할 수 있다. 반면, v가 커서 100에 근사할 경우 포식자가 2배가 되면 포식사망은 2배로 증가됨을 의미한다. 이 경우 피식자의 취약한 부분은 쉽게 고갈된 후 불취약한 부분까지 빠르게 소비되어 하향조절이라 할 수 있다.

모의실험개요

기후변화 영향에 대한 모의실험의 기본 조건은 다음과 같다. 첫째, 모의기간은 2020년에서 2100년 80년으로 입력하였고 모의결과는 2100년 예상치를 2020년 값과 비교하였다. 둘째, 모의결과에 포함된 불확실성을 비교하기 위해 모의조건의 강도를 상, 중, 하 3가지로 입력하였다. 중의 조건은 기존의 연구결과로부터 참고할 수 있는 최적값인 반면 강과 약 조건은 중 조건의 ±50%를 의미한다. 기후변화로 인한 일차생산량과 해양산성화 조건에 영향을 받는 그룹과 생체량에 미치는 영향을 Table 1에 제시하였다. 셋째, 일차생산량과 해양산성화 조건의 영향을 각기 독립적으로 모의하였고 양자의 복합적 영향을 파악하기 위해 두 가지 조건을 중첩하여 모의하였다.

Table 1. Functional groups affected by climate change effects and direction of impact on group productivity used in forcing functions

Climate change effect	Functional groups affected	Impact on group productivity
Primary productivity	Phytoplankton	Decrease
Ocean acidification	Gastropoda, bivalvia, crustacean, echinodermata, cephalopoda	Decrease

일차생산량변화

모의실험에 입력된 일차생산량 자료는 IPCC가 제출한 특별보고서(Nakićenović and Swart 2000)의 CO_2 배출 시나리오 A1B 안을 입력하여 모의한 지구시스템 모형결과를 이용하여 얻었다. A1B안은 6개의 배출 시나리오 가운데 하나로서 2100년 CO_2 배출농도 720 ppm을 의미한다. 여기서 활용된 지구시스템모형은 NOAA/GFDL에서 IPCC 4차 보고서에 사용한 CM2.1모형에 TOPAZ(Tracers for Ocean Phytoplankton with Allometric Zooplankton)라는 해양의 생태와 지화학순환을 모의하는 해양생지화학모형이 추가된 것이다(Sarmiento et al. 2010). CM2.1모형은 해양·대기·해빙·육상모형이 접합된 전지구 기후모형인데, 이 모형은 한반도 주변해역을 약 1도 정도의 해상도로 표현하여 한반도 주변해역을 자세하게 모사할 수는 없다. 따라서 이 모델 결과를 직접 사용한 것이 아니라 연구해역에서 가장 가까운 격자에서 21세기 처음 20년과 마지막 20년 간의 평균온도 변화와 엽록소농도의 변화량을 추출하여 사용하였다. 엽록소 농도(mg/m^3)는 Parsons et al. (1984)이 제시한 관계식(chl-a to carbon=1:25; carbon to dry weight(DW)=1:2.5; DW to wet weight(WW)=1:5)을 이용하여 식물플랑크톤의 생체량(gWW/m^3)으로 전환한 후 모형에 강제함수로 입력하였다. 온도는 14.9ºC에서 17.7ºC로 2.8ºC 증가하였고, 식물플랑크톤 생체량은 14.543 gWW/m^{2}에서 13.078 gWW/m^{2}로 1.465 gWW/m^2, 즉 약 10% 감소한 것으로 예측되었다.

해양산성화영향

해양산성화가 해양생물에 미치는 영향에 대해서 많이 알려져 있지 않아 본 연구의 모의실험 대상 생물은 기존 연구에 보고된 종으로 한정하였다. 실험실 결과는 모의실험에 쉽게 이용할 수 있는 형태가 아니며 산성화에 대한 반응은 종에 따라 다르기 때문에 실험결과를 다른 종에

일반화하여 적용할 경우 세심한 주의가 필요하다. 또한 육상과 해양 경계면에서 발생하는 불확실성 때문에 미래의 산성화 모의실험의 정확성을 확보하기는 어려운 형편이다. 이와 같은 여러 요인들 때문에 본 모의실험에서는 Brown et al. (2010)이 호주 연안해역에 적용한 방법을 대안으로 설정하였다.

기후변화에 따른 그룹의 반응은 그룹을 구성하는 종의 조성, 가중치 생체량, 산성화에 따른 종별 반응에 대한 여러 가지 정보를 취합하여 결정할 수 있다. 본 연구에서는 기존의 자료를 근거로 생물이 산성화 영향을 받는 정도를 생물종에 따라 판단한 후 대(large), 중(medium), 소(small)로 구분하였다. 연구해역에서 산성화가 영향을 끼치는 그룹은 5개로서 복족류, 이매패류, 극피동물, 갑각류, 두족류를 포함한다(강 2011). 각 그룹의 생리적 특성에 따라 산성화 영향에 취약한 정도를 각기 중, 중, 대, 중, 중으로 설정하였으며 아울러 산성화 영향의 불확실성을 고려하여 영향의 강도를 강(substantial), 중(moderate), 약(conservative)으로 구분하여 Table 2와 같이 모의조건으로 설정하였다 (Ainsworth et al. 2010; Brown et al. 2010). EwE 모형에서 산성화에 따른 효과는 해당 그룹의 생체량이 Table 2에 제시된 백분율 만큼 감소된 양으로 입력하였다.

먹이망반응

기후변화가 생물그룹에 미치는 영향을 파악하기 위해 2020년을 기준으로 2100년의 생태계 상태의 차이를 생체량, 평균영양단계, Shannon's H index와 Kempton's Q index 관점에서 비교하였다.

계의 평균영양단계는 다음 식으로 표현된다(Samhouri et al. 2009).

$$\overline{TL_E} = \frac{\sum_{i=1}^{n}(TL_i \cdot B_i)}{\sum_{i=1}^{n} B_i} \tag{5}$$

위 식에서 TL_i은 그룹 i의 영양단계이며 B_i는 그룹 i의 생체량, n은 그룹의 전체 수이다.

켐프턴 Q지수는 종다양성을 표현하기 위해 켐프턴 Q_{75}로부터 계산된 생체량 다양성의 상대지수이다. 이 지수는 Ainsworth and Pitcher (2006)에 의해 EwE모형에 도입되어 Christensen et al. (2009), Coll et al. (2008, 2009), Cheung and Sumaila (2007)와 Pitcher (2008) 등에 의해 생태계 해석 및 생물군집에 미치는 인위적 영향을 분석하는데 사용된 바 있다. 켐프턴 지수는 종의 누적풍도 25%와 75% 사이의 기울기를 지시하는데, 원래의 식(Kempton and Taylor 1975)에서 사용되었던 종과 개체수는 EwE 모형에서 그룹과 생체량으로 대체되었으며 다음과 같이 표현된다.

Table 2. Change in productivity of functional groups after 80 years by ocean acidification effect

Organism susceptibility	Effect size		
	Conservative (%)	Moderate (%)	Substantial (%)
Small	−5	−10	−15
Medium	−15	−30	−45
Large	−25	−50	−75

$$Q_{75} = \frac{0.5S}{\log(R_2/R_1)} \tag{6}$$

위 식에서 S는 계를 구성하는 모든 그룹의 수이며 R_1과 R_2는 누적풍도분포 곡선에서 25와 75% 지점에서의 생체량이며 다음 식에 의해 결정된다.

$$\sum_{1}^{R_1-1} n_R < 0.25 \cdot S < \sum_{1}^{R_1} n_R \tag{7}$$

$$\sum_{1}^{R_2-1} n_R < 0.75 \cdot S < \sum_{1}^{R_2} n_R \tag{8}$$

위 식에서 n_R은 풍도 R을 갖는 그룹의 총 수이다. 특히 EwE모형에서 생물그룹은 영양단계가 3이상인 경우만 포함하며 일반적으로 지수의 증가는 영양단계가 높은 그룹의 생체량이 증가한 것을 의미하며 지수의 감소는 외부교란 등에 의한 영향으로 생체량이 감소한 것을 의미한다.

섀넌 H 지수는 일반적으로 생태학에서 종의 균등도와 풍도를 표현하는 행렬로 사용된다(Spellerberg and Fedor 2003). EwE 모형에서 그룹은 종을 대체하고 그룹의 수는 한정되기 때문에 지수는 그룹의 균등도를 기술하는데 사용된다. EwE 모형에서 균등도는 그룹간의 생체량 분포를 지시하는데 최대 균등도는 모든 그룹이 생체량을 동일하게 보유할 때 획득된다. 섀넌 H 지수는 엔트로피 개념에 근거하여 다음 식으로 표현된다.

$$H = -\sum_{i=1}^{n} p_i \ln p_i \tag{9}$$

위 식에서 n은 그룹의 총 수이며 p_i는 계 전체의 생체량에서 i번째 그룹 생체량의 분율을 지시한다.

3. 결 과

생체량반응

기후변화로 인한 영향을 8가지 시나리오에 따라 모의하였고 2100년 시점에서 조사해역의 계를 구성하는 모든 그

룹의 생체량을 Table 3에 제시하였다. 시나리오 가운데 baseline은 비교목적을 위해 기후변화 조건을 배제한 경우이고 primary production(PP)은 수온상승으로 인한 일차생산량 변화, ocean acidification(OA)는 해양산성화로 인한 갑각류 등 저서동물의 생산량변화 그리고 combined impact (CI)는 PP와 OA 두 가지 조건을 함께 고려한 경우이다.

일차생산량 변화조건(PP) 아래서 상위포식자의 생체량은 복족류를 제외하고는 baseline 조건에 비해 대부분 감소하였다. 감소폭은 동물플랑크톤에서 두족류그룹을 포함하는 무척추동물의 경우 다모류 2.5%에서 동물플랑크톤 12.6% 범위와 평균 4.8% 감소를 보였다(Table 3). 망둑어에서 가자미그룹을 포함하는 어류의 경우 감소폭은 양태 1.8%에서 보구치 8.4% 범위이며 평균 6.0% 감소한 것으로 예측되었다. 계를 구성하는 전체 그룹은 일차생산량 변화시 평균 2.1% 일차생산자와 쇄설물을 제외한 경우 5.0% 감소하였다.

해양산성화로 인한 OA 조건에서 첫째, 영향 강도가 약인 경우 입력조건에서 강제함수로 주어진 만큼 복족류, 이매패류, 극피류, 두족류 그룹은 15% 갑각류그룹은 25% 감소한 반면 동물플랑크톤과 다모류그룹은 오히려 각기 18.1과 11.4% 증가하여 전체 무척추동물은 평균 7.1% 감소하였다. 어류의 경우 감소폭은 가자미 6.5%에서 베도라치 54.3% 범위이며 평균 35.8% 이다. 결과적으로 계를 구성하는 전체 그룹은 평균 1.4% 일차생산자와 쇄설물을 제외한 경우 11.2% 감소하였다. 둘째, 영향 강도가 중인 경우 복족류, 이매패류, 극피류, 두족류 그룹은 30% 갑각류그룹은 50% 감소한 반면 동물플랑크톤과 다모류그룹은 각기 39.9와 22.8% 증가하여 무척추동물은 평균 13.9% 감소하였다. 어류의 감소폭은 가자미 4.3%에서 베도라치 89.3% 평균 58.1%이다. 그룹 전체 평균 3.0% 일차생산자와 쇄설물을 제외한 경우 20.1% 감소하였다. 셋째, 영향 강도가 강인 경우 복족류, 이매패류, 극피류, 두족류 그룹은 45% 갑각류그룹은 75% 감소한 반면 동물플랑크톤과 다모류그룹은 각기 111.0과 33.7% 증가하여 무척추동물은 평균 16.6% 감소하였다. 어류의 감소폭은 망둑어 4.2%에서 베도라치 100.0% 범위이며 특히 가자미 그룹은 오히려 0.3% 증가하여 평균 65.8%이다. 감소폭은 전체 평균 4.0%이며 일차생산자와 쇄설물을 제외한 경우 28.4%이다.

일차생산량 변화와 해양산성화 두 가지 복합적인 CI 조건에서 첫째, 해양산성화 영향의 강도가 약인 경우 동물플랑크톤은 2.4% 감소하였고 다모류그룹은 5.3% 증가하여 무척추동물은 평균 10.5% 감소하였다. 어류의 감소폭은 가자미 7.1%에서 베도라치 49.1% 범위이며 평균 33.3%이다. 생체량은 전체 평균 3.5% 일차생산자와 쇄설물을 제외한 경우 13.8% 감소하였다. 둘째, 해양산성화 영향의 강도가 중인 경우 동물플랑크톤과 다모류그룹은 각기 18.5와 17.4% 증가하여 무척추동물은 평균 17.2% 감소하였다. 어류의 감소폭은 가자미 4.9%에서 베도라치 87.8% 범위이며 평균 58.0%이다. 생체량은 전체 평균 5.2% 일차생산자와 쇄설물을 제외한 경우 23.0% 감소하였다. 셋째, 산성화 강도가 강인 경우 동물플랑크톤과 다모류그룹은 각기 82.0과 29.1% 증가하여 무척추동물은 평균 20.3% 감소하였다. 어류의 경우 가자미그룹은 감소에서 0.3% 증가로 바뀌었으며 베도라치는 더욱 감소되어 100.0%에 이르렀다. 생체량은 전체 평균 6.3% 일차생산자와 쇄설물을 제외한 경우 26.9% 감소하였다.

무척추동물은 일차생산량 변화의 결과 4.8% 감소하였고 해양산성화의 경우 강도가 약, 중, 강에서 각기 7.1, 13.9, 16.6% 감소폭이 증가하여 일차생산량 단일 요인에 비해 1.5~3.5배 증가하였다. 일차생산량변화와 해양산성화가 복합된 경우 산성화 강도에 따라 각기 10.5, 17.2, 20.3% 감소하였고 이는 일차생산량 단일 요인에 비해 2.2~4.2배 증가한 양상이다. 한편, 어류는 일차생산량 변화시 6.0% 해양산성화 약, 중, 강 강도에서 각기 35.8, 58.1, 65.8% 감소하여 해양산성화는 일차생산량변화에 비해 6.0~11.0배 증가하였다. 한편 복합조건의 산성화 강도에 따라 33.3, 58.0, 66.9% 감소하여 일차생산량 단일 요인에 비해 5.6~11.2배 증가한 양상이다. 어류의 생체량은 해양산성화 단일조건과 복합조건에서 유사한 반면 하위영양단계인 경우 무척추동물의 생체량 감소폭은 복합조건에서 증가하는 것으로 예측되었다.

한편, 기준년 2020년부터 2100년까지 80년 기간 동안 계를 구성하는 17개 그룹이 기후변화로 인해 변화한 상대생체량 곡선을 Fig. 3에 도시하였다. 이때 상대생체량은 2020년의 생체량을 1로 삼고 매년 생체량 변화를 환산한 값이다. Fig. 3의 (a)는 일차생산량 변화가 미치는 영향, (b), (c), (d)는 해양산성화로 인한 영향 그리고 (e), (f), (g)는 두 가지 조건을 결합하였을 때의 결과를 제시하였다. (a)에서 상대생체량은 2100년 동물플랑크톤 0.87에서 복족류 1.01의 비교적 좁은 범위를 보인 반면, (d)와 (f)의 경우 변화폭이 상당히 증가하였다. 생체량이 증가한 그룹은 동물플랑크톤과 다모류그룹인데 동물플랑크톤의 경우 (b), (c), (d)에서 각기 1.18, 1.40, 2.11 그리고 (e), (f), (g)에서 각기 0.98, 1.18, 1.82로 증가하여 (b), (c), (e), (f)에서 비교적 완만히 증가하나 (d)와 (g)에서 2080년을 지나면서 급격히 증가하여 2020년 기준의 2배를 초과하거나 가깝게 도달하는 것으로 예측되었다. 반면에 가장 감소한 그룹은 베도라치로서 (b), (c)에서 각기 0.46, 0.11 그리고 (d), (e)에서 각기 0.51, 0.12로 감소하였고, (d)와 (g)에서 2080년을 지나면서 생체량이 더 이상 발생하지 않는 것으로 예측되었다.

Table 3. Biomass changes due to climate change effects of primary production (PP), ocean acidification (OA) and combined impacts (CI). Conservative, moderate and substantial effect strengths were used to accommodate uncertainty. Baseline indicates projected biomass without climate change. Unit is gWW/m^2, with parenthesis indicating biomass change rate (=(B_{2100}−B_{2020})/B_{2100}×100)

No	Group name	Baseline	Primary production (PP)	Ocean acidification (OA)			Combined impact (CI)		
				Conservative	Moderate	Substantial	Conservative	Moderate	Substantial
1	Benthic Algae	84.650	84.667 (0.0)	84.646 (0.0)	84.656 (0.0)	84.699 (0.1)	84.673 (0.0)	84.670 (0.0)	84.702 (0.1)
2	Phytoplankton	8.813	7.965 (−9.6)	8.377 (−4.9)	7.860 (−10.8)	7.492 (−15.0)	7.529 (−14.6)	7.012 (−20.4)	6.644 (−24.6)
3	Zooplankton	0.996	0.871 (−12.6)	1.177 (18.1)	1.394 (39.9)	2.102 (111.0)	0.972 (−2.4)	1.180 (18.5)	1.813 (82.0)
4	Gastropoda	0.341	0.345 (1.3)	0.290 (−14.9)	0.239 (−29.9)	0.188 (−44.9)	0.290 (−14.9)	0.239 (−29.9)	0.188 (−44.9)
5	Polychaeta	3.291	3.209 (−2.5)	3.665 (11.4)	4.041 (22.8)	4.401 (33.7)	3.466 (5.3)	3.865 (17.4)	4.251 (29.1)
6	Bivalvia	3.615	3.473 (−3.9)	3.073 (−15.0)	2.531 (−30.0)	1.988 (−45.0)	3.073 (−15.0)	2.531 (−30.0)	1.988 (−45.0)
7	Echinodermata	0.544	0.517 (−4.9)	0.462 (−15.0)	0.381 (−30.0)	0.299 (−45.0)	0.462 (−15.0)	0.381 (−30.0)	0.299 (−45.0)
8	Crustacean	2.702	2.528 (−6.4)	2.027 (−25.0)	1.351 (−50.0)	0.676 (−75.0)	2.027 (−25.0)	1.351 (−50.0)	0.676 (−75.0)
9	Cephalopoda	0.259	0.241 (−6.9)	0.220 (−15.1)	0.181 (−30.1)	0.143 (−45.0)	0.220 (−15.1)	0.181 (−30.1)	0.143 (−45.0)
	sub total	**11.748**	**11.184 (−4.8)**	**10.914 (−7.1)**	**10.117 (−13.9)**	**9.796 (−16.6)**	**10.510 (−10.5)**	**9.728 (−17.2)**	**9.357 (−20.3)**
10	Goby	0.334	0.319 (−4.6)	0.300 (−10.2)	0.296 (−11.4)	0.320 (−4.2)	0.291 (−12.9)	0.281 (−15.7)	0.303 (−9.3)
11	Flatfish	0.200	0.196 (−1.8)	0.151 (−24.4)	0.109 (−45.6)	0.065 (−67.5)	0.162 (−19.2)	0.119 (−40.3)	0.075 (−62.4)
12	Rays and Skates	0.164	0.155 (−5.6)	0.104 (−36.5)	0.061 (−62.7)	0.035 (−78.6)	0.109 (−33.5)	0.063 (−61.8)	0.035 (−78.6)
13	Croaker	0.136	0.125 (−8.4)	0.096 (−29.5)	0.073 (−46.1)	0.069 (−49.2)	0.094 (−30.6)	0.068 (−49.9)	0.061 (−55.4)
14	Blenny	0.809	0.746 (−7.8)	0.370 (−54.3)	0.087 (−89.3)	0.000 (−100.0)	0.411 (−49.1)	0.099 (−87.8)	0.000 (−100.0)
15	Conger	0.187	0.176 (−6.1)	0.124 (−33.6)	0.087 (−53.6)	0.070 (−62.7)	0.127 (−32.2)	0.084 (−54.9)	0.064 (−65.7)
16	Flatheads	0.100	0.098 (−2.1)	0.094 (−6.5)	0.096 (−4.3)	0.101 (0.3)	0.093 (−7.1)	0.095 (−4.9)	0.101 (0.3)
	sub total	**1.930**	**1.814 (−6.0)**	**1.239 (−35.8)**	**0.809 (−58.1)**	**0.660 (−65.8)**	**1.287 (−33.3)**	**0.810 (−58.0)**	**0.639 (−66.9)**
17	Detritus	1391.007	1360.907 (−2.2)	1372.022 (−1.4)	1349.802 (−3.0)	1336.235 (−3.9)	1342.002 (−3.5)	1317.977 (−5.3)	1302.984 (−6.3)
	Total except group 1,2,17	**13.678**	**12.997 (−5.0)**	**12.152 (−11.2)**	**10.926 (−20.1)**	**9.796 (−28.4)**	**11.797 (−13.8)**	**10.538 (−23.0)**	**9.996 (−26.9)**
	Total	**1498.148**	**1466.537 (−2.1)**	**1477.197 (−1.4)**	**1453.244 (−3.0)**	**1438.882 (−4.0)**	**1446.000 (−3.5)**	**1420.197 (−5.2)**	**1404.326 (−6.3)**

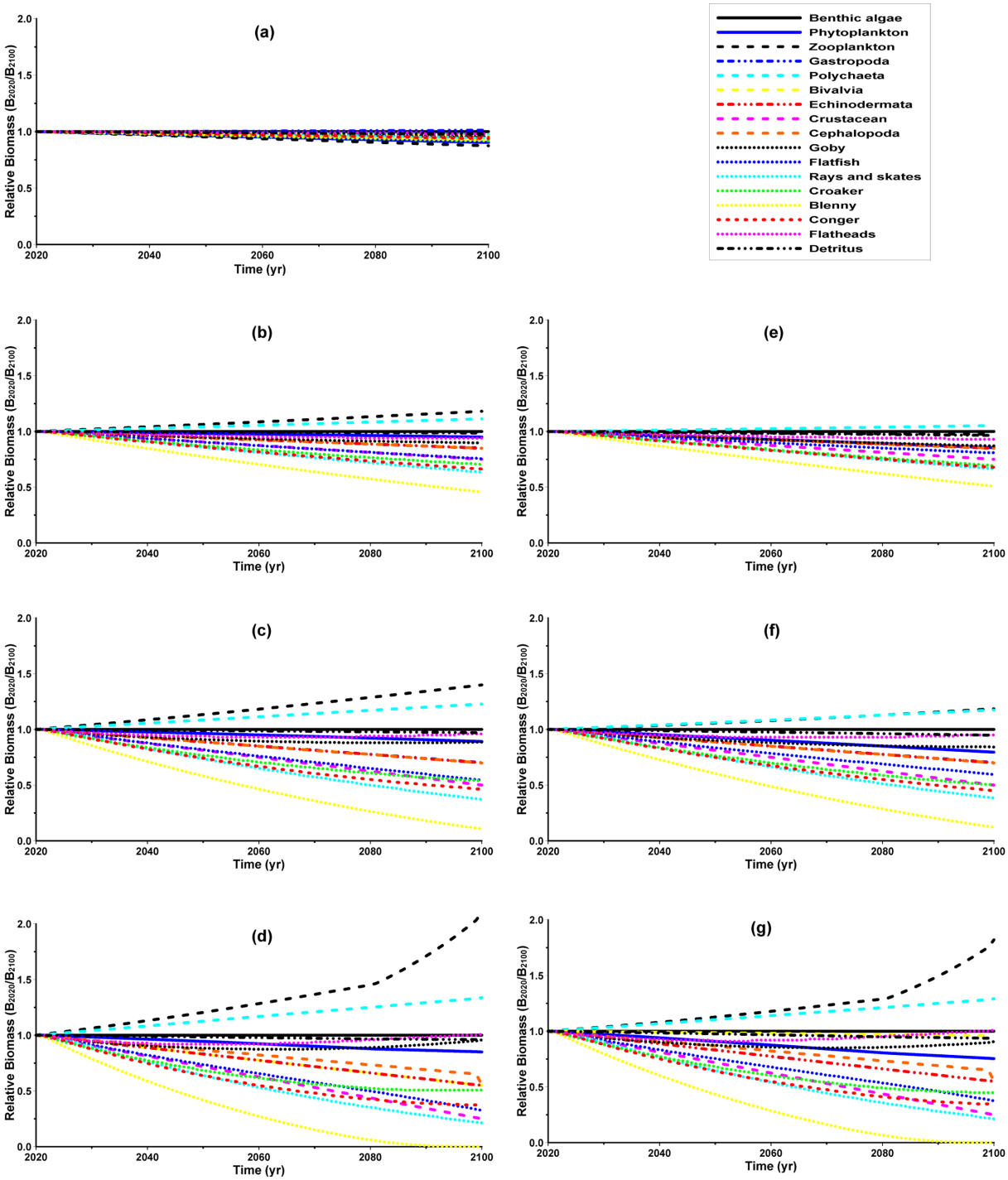

Fig. 3. Curves of relative biomass along 2020 to 2100 years by climate change effects of primary production (a), ocean acidification (b-conservative, c-medium, d-large) and combined impacts (e-conser vative, f-medium, g-large). Conservative, medium and large indicate the strength of climate effects

생태계속성반응

계의 평균영양단계는 비록 값이 작으나 모형 실험조건에 따라 일관된 경향을 보여주었다(Fig. 4). 일차생산량 변화로 인한 영향은 비교목적을 위해 기후변화가 배제된 기준조건에 비교한 결과 0.04% 감소하였으나 해양산성화 영향으로 0.2에서 0.4% 범위로 감소폭이 증가하였다. 일차생산량 변화와 해양산성화 두 가지 복합적 요인이 작용할 경우 결과는 해양산성화 단일 조건의 결과와 거의 동

일한 것으로 나타났다.

섀넌 *H* 지수는 일차생산량 변화시 기준조건에 비해 2.0% 감소하였고 해양산성화 강도가 약, 중, 강일 때 각기 6.6, 14.5, 15.0% 범위로 감소폭이 높아지는 양상을 보였다(Fig. 5). 일차생산량과 해양산성화 두 가지 복합적 요인이 동시에 작용할 때 결과는 해양산성화 단일 조건에 비해 다소 증가하여 7.0, 12.6, 16.1% 감소하는 것으로 나타났다. 한편, 켐프턴지수는 일차생산량 변화시 기준조건에 비해 1.9% 증가하였고 해양산성화 강도가 하, 중, 강일 때 각기 +0.2, −2.6, −22.3%로 강도에 따라 증가하였다가 감소하는 양상을 보였다. 두 가지 복합적 요인 작용시 해양산성화 단일 조건에 비해 감소폭이 +2.9, −1.4, −18.6%로 다소 줄어들었지만 산성화 단일조건과 마찬가지로 강도에 따라 감소하는 유사한 양상을 보였다.

본 연구에서 제시된 연구해역의 생태계 속성 가운데 생체량, 평균영양단계와 섀넌지수는 기후변화로 인한 일차생산량변화 및 해양산성화 영향의 독립적 그리고 복합적 조건아래서 뚜렷이 감소하는 유사한 경향성을 보였다(Figs. 4와 5). 그러나 켐프턴지수는 비록 해양산성화 영향의 강도에 따라 감소경향을 보였으나 일차생산량 감소시 기후변화영향이 배제된 기준조건에 비해 오히려 증가하는 경향을 보였다(Fig. 5).

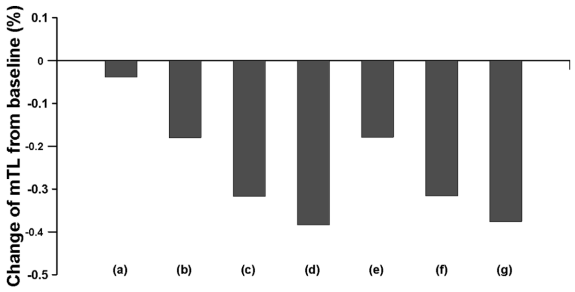

Fig. 4. Change of mean trophic levels from baseline by climate change effects of primary production (a), ocean acidification (b-conservative, c-medium, d-large) and combined impacts (e-conservative, f-medium, g-large). Conservative, medium and large indicate the strength of ocean acidification

4. 토 의

일차생산량

연구해역에서 관측된 식물플랑크톤 생체량은 8.8 gWW/m^2(강 2011)로서 이는 지구시스템 모형의 예측값 14.5 gWW/m^{2}의 약 0.6배로서 다소 차이가 있는 것으로 나타났다. 이는 모의조건의 한계에 따른 실험결과의 불확실성 외에도 관측시기(1994년)와 예측시기(2020년)의 시간적 차이 그리고 관측지점(N 34º 20', E 126º 55')과 예측지점(N 33º 30', E 126º 30')의 공간적 차이에 기인한다고 볼 수 있다. 본 연구에서는 이러한 상황을 고려하여 연구해역의 2020년 식물플랑크톤 생체량에 기존의 관측 자료 8.8 gWW/m^{2}를 입력하였고 2100년 예측값은 모형결과를 고려하여 10% 감소한 7.9 gWW/m^{2}를 입력하였다. 아울러 생체량의 계절적 그리고 격년 변동이 해양생태계에 영향을 미칠 수 있으나 본 연구에서는 해석을 단순화하기 위해 이를 무시하고 양단 값을 선형 보간하여 입력하였다.

해조류, 저서미세조류, 대형조류 등에 의한 연안의 일차생산량 변화는 군집 생체량에 영향을 미치며, 연안의 군집조성은 부유일차생산자 보다는 저서일차생산자에 더욱 의존적이기 때문에 연안의 일차생산량 예측은 기후변화 영향 예측에 매우 중요하다고 할 수 있다(Brown et al. 2009). 그러나 연안의 생산량은 육지와 바다의 상호작용, 일차생산자와 상위포식자 간의 역학적 되먹임 그리고 다양한 서식지 특성 등으로 외해역에 비해 매우 복잡하다. 따라서 모델을 이용하여 연안역을 정확히 모의하는 것은 외해역보다 훨씬 어렵다(Cloern and Jassby 2008; Fulton et al. 2004; Murray and Parslow 1999). 아울러 본 연구에서와 같이 일반적으로 연안역의 물리, 화학 및 저차영양모형의 공간적 격자규모가 조사해역에 비해 크기 때문에 소

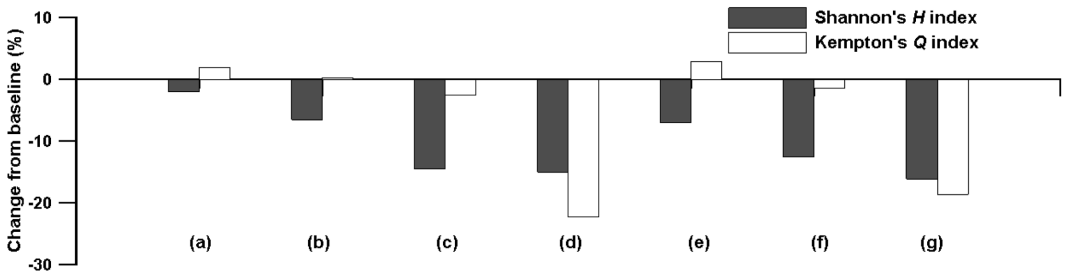

Fig. 5. Change of Shannon's *H* and Kempton's *Q* indexes from baseline by climate change effects of primary production (a), ocean acidification (b-conservative, c-medium, d-large) and combined impacts (e-conservative, f-medium, g-large). Conservative, medium and large indicate the strength of ocean acidification

규모의 해양학적 현상을 충분히 해석하기 어렵고 육상에 의한 영향 또한 크기 때문에 이를 충분히 반영할 필요가 있다(Travers et al. 2007).

특히 우리나라 남해 연안역처럼 외해와 연결된 경우 외해기구에 의한 영향이 매우 크다고 할 수 있다. 그러나 근본적으로 본 모형에서 외해의 물리적 환경변화를 반영할 수 있는 방법은 기본입력자료인 생체량, PB, QB, EE, 먹이조성과 같은 제한된 범위 내에 한정된다. 예를 들어 수온상승이라는 환경변화를 본 모형에서는 식물플랑크톤의 생체량 변동으로 접근한 것이 좋은 예라 할 수 있다. 참고로 계를 벗어나 회귀하는 종의 경우 계의 바깥에서 섭취한 먹이에 대해서는 모형의 기초자료로 입력된 먹이조성과는 별도로 항을 지정하여 이를 반영할 수 있음에 유의할 필요가 있다.

생체량반응

일차생산량 감소조건에서 대부분 상위 포식자 그룹의 생체량은 감소하였으나 복족류그룹은 증가하였다. 복족류는 저서조류, 식물플랑크톤, 유기쇄설물을 섭식하는 반면 극피동물, 홍어, 장어, 양태의 먹이가 된다(강 2011). 식물플랑크톤 생체량이 감소하면 이를 섭식하는 여러 무척추동물 간에 먹이경쟁이 발생하는데 모의결과 경쟁하는 포식자 그룹들의 생체량이 감소하여 복족류의 생체량 역시 감소할 것으로 예상되었다. 그러나 이와 상반된 결과가 발생하였고 이에 대한 원인은 복족류를 포식하는 홍어와 같은 상위포식자의 포식압 감소로 해석될 수 있다. 해양산성화 영향 모의에서 무척추동물 5개 그룹의 생체량을 감소시켰을 때 상위 포식자의 생체량은 모두 감소하였으나 하위 영양단계의 동물플랑크톤과 다모류 그룹의 생체량은 증가하였다. 이는 복족류의 경우와 마찬가지로 동물플랑크톤과 다모류를 섭식하는 상위 그룹이 해양산성화 영향으로 생체량이 감소함에 따라 이들에 대한 포식압이 감소한 까닭으로 해석된다. 아울러 동물플랑크톤의 증가는 식물플랑크톤에 대한 포식압 증가를 발생시키고 이로 인해 식물플랑크톤의 생체량이 크게 감소하였음에 유의하여야 한다. 해양산성화 영향의 강도가 약에서 강으로 증가할 때 식물플랑크톤의 생체량은 기후변화영향이 배제된 기준조건에 비해 4.9, 10.8, 15.0%까지 감소폭이 증가하였다. 이 값은 일차생산자 변화 모의시 주어진 9.6% 감소보다 큰 값이다. 일차생산량 변화와 해양산성화 두 가지 복합요인 모의에서 식물플랑크톤의 생체량은 두 가지 독립적인 모의결과를 고려하여 입력하였다(Table 2). 만일 복합모의 조건에 일차생산량 독립모의에서 적용된 수치를 그대로 입력할 경우 모의결과는 왜곡된 값을 산출하게 된다. 왜냐하면 모형에서 기후변화 조건으로 선택된 생체량은 강제함수로 즉 변수가 아닌 고정된 상수로 입력되기 때문이다. 다시 말해 해양산성화 모의에서 보듯이 무척추동물의 영향으로 인해 식물플랑크톤의 생체량이 크게 감소하였는데 복합조건 모의에서 식물플랑크톤의 생체량을 강제함수로 지정할 경우 이와 같은 영향이 재현될 수 없다. 따라서 EwE 모형에서 강제함수를 사용할 경우 주의가 필요하고 특히 강제함수가 하나가 아닌 복수의 그룹에 적용될 경우 모의결과 검증에 대한 세심한 과정이 수반되어야 할 것으로 판단된다.

생태계속성

조사해역의 평균영양단계는 비록 값이 작으나 모형 실험조건에 따라 일관된 경향을 보여주었다. 그러나 실험조건에 따라 다양한 양상을 보일 수 있음에 주의가 필요하다. 예를 들어 북동태평양 연구에서 5곳의 인접한 해역에 기후변화 조건을 적용한 결과 연구해역에 따라 일반적으로 기대되는 것과는 반대로 양의 방향으로 변화가 발생한 곳도 있는 것으로 나타났다(Ainsworth et al. 2011). 본 연구에서 기후변화 영향은 일차생산량변화와 해양산성화 두 가지 조건에 국한된 반면, 북태평양 연구에서는 두 가지 외에도 동물플랑크톤 군집구조, 영역전환, 산소저감과 어획에 의한 다양한 영향이 적용되었다. 따라서 다양한 영향이 복합적으로 적용되면서 먹이망 내에서 먹고 먹히는 복잡한 상호영향 작용으로 다양한 결과가 모의될 수 있다.

일반적으로 켐프턴 Q 지수를 이용하여 계의 균등도와 풍부도를 평가할 수 있다. 비록 대부분의 생태계 연구에서 생물다양성은 분류학적으로 종 수준의 출현과 풍도에 근거하여 평가하나 EwE 모형에서 계를 구성하는 그룹의 수는 한정되어 있고 종 수준의 개체군 변화는 종을 그룹으로 취급하지 않는 한 종을 독립적으로 고려하기는 어렵다. 따라서 본 모형에서 사용하는 켐프턴지수는 모형에 맞게 변형된 것이다. 모형의 켐프턴 지수에서 균등도는 개체수를 그룹의 생체량으로 대체하기 때문에 직접적으로 표현될 수 있다. 그러나 풍부도의 경우 그룹의 수가 한정되어 있기 때문에 이를 고려하기 위해 감쇄필터를 이용하여 생체량이 일정량 이상 감소하는 경우 계산에서 이에 해당되는 그룹을 제거하는 방법을 이용한다. 감쇄필터 수치를 높게 입력하면 즉 생체량 변화가 작을수록 종의 풍부도가 전체 종다양성 지수에 기여하는 정도를 증가시킨다. 그러나 필터를 적용하지 않을 경우 켐프턴지수는 오로지 균등도만을 평가할 수 있다. 켐프턴지수는 버전 5.1 이상의 EwE 모형에서 사용할 수 있고 모의결과에서 그 수치를 확인할 수 있다(Christensen and Walter 2004). 그러나 모든 영양단계에 적용되지 않고 3.0 이상의 높은 단계의 그룹에만 적용되고 아울러 감쇄필터를 적용하지 않기 때문에 오로지 균등도만을 평가할 수 있음에 유의하여야 한다(Ainsworth and Pitcher 2006). 한편, 북동태평양 5개 해역

에서 기후변화로 인한 EwE 모형연구에서 켐프턴지수는 일차생산량변화 조건의 경우 4개 해역에서 증가하고 1개 해역에서 감소하였고, 해양산성화 경우 2곳에서 증가하고 1곳에서 감소하는 양상을 보였다(Ainsworth et al. 2011). 아울러 여러 조건의 복합적 영향 아래 4곳에서 감소하고 1곳에서 증가하는 양상을 보였다. 본 연구의 조사해역인 신지도의 경우 일차생산량 변화시 켐프턴지수는 증가하였고 해양산성화와 복합적으로 작용시 영향강도가 증가함에 따라 켐프턴지수는 감소하는 양상을 보였으며 이는 기존의 연구사례와 유사하였다. 반면 조사해역에서 섀넌 H 지수는 기후변화에 따라 뚜렷이 변화하는 양상을 보였다.

주요발견

본 연구의 모의실험에서 기후변화로 인한 일차생산량과 해양산성화 변화에 대해 비록 정량적 측면에서 정확하지 못한 수치를 적용하였지만 모의결과 기후변화로 인해 연구해역의 생태계 먹이망이 반응하는 양상에 대해 몇 가지 중요한 점을 발견하였다. 첫째, 기후변화로 인해 어떤 생물 종은 증가하는 반면 어떤 종은 감소한다. 이는 본 연구의 모의실험 조건에서 적용된 바와 같이 기후변화로 인해 직접적으로 일차생산자 혹은 무척추동물의 생체량이 감소하는 경우와 그리고 생태계 먹이망에서 포식관계를 통해 상위 포식자 혹은 하위 피식자의 생체량이 증감하는 간접적인 효과로 인해 발생한다(Harley et al. 2006). 모의결과 해양산성화로 인해 양태, 홍어, 장어그룹은 60% 이상 베도라치는 100% 감소하여 어류는 평균 66% 감소하였으며 반면에 동물플랑크톤과 다모류그룹은 증가한 것으로 예측되었다. 둘째, 기후요인의 복합적인 영향으로 인한 결과는 독립적인 영향에 의한 결과와 다르게 나타날 수 있다. 모의결과 일차생산량변화와 해양산성화가 복합된 경우 일차생산량 단일 요인에 비해 무척추동물은 2.2~4.2배 어류는 5.6~11.2배 생체량이 감소하였다. 본 연구에서 모의결과는 비교적 일관된 양상을 보였으나 태평양 동부의 5개 해역에서 적용된 모의결과는 지역에 따라 다양한 양상을 보였다(Ainsworth et al. 2011). 이에 대한 원인은 계의 환경과 먹이망 구조의 차이를 들 수 있지만 특히 어획이 영향을 미치는 것으로 사료된다. 어획은 어류와 군집 종다양성의 연령과 크기를 감소시키고 잠재적으로 군집이 교란을 받았을 때 되돌아 가려는 복원력을 감소시킨다. 어획된 종은 어획되지 않은 종에 비해 심각한 감소를 보여 어획된 종은 이중의 피해를 받아 기후변화 영향을 증폭시킬 수 있다(Kirby et al. 2009). 본 연구에서는 어획이 배제되어 있으나 이를 고려할 경우 기후변화영향의 결과는 어획대상 종과 양에 따라 보다 복잡한 양상을 보일 것으로 예상되기 때문에 향후 모의실험에서 세심한 주위가 필요하다.

5. 결 론

기후변화로 인한 해양생태계 변화를 예측하기 위해 EwE 모형을 남해안 신지도 해역에 2020년에서 2100년 기간 동안 적용하였다. 기후변화 영향은 일차생산량과 해양산성화 두 가지 요인을 설정하여 각각의 독립적인 그리고 두 가지를 복합한 조건에 대해 모의하였다. 일차생산량은 지구시스템모형에서 A1B 이산화탄소 방출 시나리오 모의결과를 이용하였고 해양산성화는 종별 문헌자료를 참고하였다. 모의결과 무척추동물과 어류의 생체량은 일차생산량과 해양산성화에 따라 기후변화 요인이 배제된 기준조건에 비해 각기 5% 그리고 11~28% 복합적 조건에 따라 14~27% 감소하였다. 특히 동물플랑크톤그룹의 상대생체량은 2080년경부터 급격히 증가하여 2020년의 2배를 초과한 반면 베도라치그룹의 생체량은 더 이상 발생하지 않는 것으로 예측되었다. 생태계특성 해석에 이용되는 평균영양단계, 섀넌 H 및 켐프턴 Q지수의 경우 모두 생체량 변화와 유사하게 기후변화 조건이 복합적이고 영향강도가 증가할수록 계의 다양성과 균등도는 뚜렷이 감소하는 양상을 보였다. 기후변화로 인한 해양생태계 먹이망 전체의 영양흐름 관점에서 변화를 예측하는 연구는 국내외에서 아직 미약한 형편이다. 본 연구에서 시도된 일차생산자와 저차소비자 중심의 상향조절방식의 모의실험은 모의조건 세분화 및 신뢰할 수 있는 자료획득 과정을 거쳐 향후 외해역에 적용될 기초자료로 사용될 수 있을 것으로 판단된다.

사 사

본 연구는 국토해양부의 R&D 사업인 기후변화가 남해권역 해양생태계에 미치는 영향평가 시범연구(PM56600)의 일환으로 수행되었다.

참고문헌

강윤호 (2003) 방죽포 쇄파대생태계의 수용력과 수산자원방류. 한국수산과학회지 **36**(6):669-675

강윤호 (2004) NETWRK를 이용한 쇄파대 생태계의 탄소수지와 네트웍해석. 한국수산과학회지 **37**(1):33-43

강윤호 (2005) 광양만 예비 영양류 모형. 한국수산과학회지 **38**(3):184-195

강윤호 (2011) 영양흐름모형을 이용한 1994년 신지도 해양생태계 해석. 한국해양학회지 「바다」 **16**(4):180-195

이성일 (2008) 생태계 모델링에 의한 바다목장의 자원평가 연구. 이학박사 학위논문, 부경대학교, 147 p

장성현 (2008) Ecopath 모델을 이용한 남양호와 낙동강 하류 생태계의 영양구조와 에너지 흐름. 이학박사 학위논문,

부경대학교, 113 p

장창익, 윤상철 (2003) 남서부 동해에서 1970년대의 기후체제 전환이 생태계의 구조에 미친 영향. 한국수산과학회지 **36**(4):389-401

전라남도 (1994) '93년도 연안어장의 입체적 복합이용을 위한 어장생산력 조사에 관한 연구 최종보고서. 여수수산대학교 수산과학연구원, 700 p

Ainsworth CH, Samhouri JF, Busch DS, Cheung WWL, Dunne J, Okey TA (2011) Potential impacts of climate change on Northeast Pacific marine foodwebs and fisheries. ICES J Mar Sci **68**:1217-1229

Ainsworth CH, Pitcher TJ (2006) Modifying Kempton's species diversity index for use with ecosystem simulation models. Ecol Indic **6**(3):623-630

Brown CJ, Fulton EA, Hobday AJ, Matear RJ, Possingham HP, Bulman C, Christensen V (2010) Effects of climate driven primary production change on marine food webs: Implications for fisheries and conservation. Glob Change Biol **16**:1194-1212

Byrne RH, Mecking S, Feely RA, Liu X (2010) Direct observations of basin-wide acidification of the North Pacific Ocean. Geophys Res Lett **37**:L02601

Caldeira K, Wickett ME (2003) Oceanography: Anthropogenic carbon and ocean pH. Nature **425**:365-365

Cheung WWL, Sumaila R (2007) Trade-offs between conservation and socio-economic objectives in managing a tropical marine ecosystem. Ecol Econ **66**(1):193-210

Christensen V, Ferdana Z, Steenbeek J (2009) Spatial optimization of protected area placement incorporating ecological, social and economical criteria. Ecol Model **220**(19):2583-2593

Christensen V, Walters CJ (2004) Trade-offs in ecosystem-scale optimization of fisheries management policies. Bull Mar Sci **74**:549-562

Cloern JE, Jassby AD (2008) Complex seasonal patterns of primary producers at the land-sea interface. Ecol Lett **11**:1294-1303

Coll M, Palomera I, Tudela S, Dowd M (2008) Food-web dynamics in the South Catalan Sea ecosystem(NW Mediterranean) for 1978-2003. Ecol Model **217**(1-2):95-116

Coll M, Santojanni A, Palomera I, Arneri E (2009) Food-web changes in the Adriatic Sea over the last three decades. Mar Ecol-Prog Ser **381**:17-37

Feely RA, Sabine CL, Hernandez-Ayon JM, Ianson D, Hales B (2008) Evidence for upwelling of corrosive "acidified" water onto the continental shelf. Science **320**:1490-1492

Fulton EA, Smith ADM (2004) Lessons learnt from a comparison of three ecosystem models for Port Phillip Bay, Australia. Afr J Mar Sci **26**:219-243

Harley CDG, Randall Hughes A, Hultgren KM et al. (2006) The impacts of climate change in coastal marine systems. Ecol Lett **9**:228-241

Hays GC, Richardson AJ, Robinson C (2005) Climate change and marine plankton. Trends Ecol Evol **20**:337-344

IPCC (2007) Climate Change 2007: Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC, Geneva, IPCC Synthesis report, 104 p

Kempton RA, Taylor LR (1976) Models and statistics for species diversity. Nature **262**:818-820

Kirby R, Beaugrand G, Lindley J (2009) Synergistic effects of climate and fishing in a marine ecosystem. Ecosystems **12**:548-561

Larkin PA, Gazey W (1982) Application of ecological simulation models to management of tropical multispecies of fisheries. In: Pauly D, Murphy GI (eds) Theory and Management of Tropical Fisheries, ICLARM Conf, pp 123-140

Mackinson S, Daskalov G, Heymans JJ, Neira S, Arancibia H, Zetina-Rejon M, Jiang H, Cheng HQ, Coll M, Arreguin-Sanchez F, Keeble K, Shannon L (2009) Which forcing factors fit? Using ecosystem models to investigate the relative influence of fishing and changes in primary productivity on the dynamics of marine ecosystems. Ecol Model **220**:2972-2987

Murray AG, Parslow JS (1999) Modelling of nutrient impacts in Port Phillip Bay - a semi-enclosed marine Australian ecosystem. Mar Freshwater Res **50**:597-611

Nakićenović N, Swart R (2000) Special Report on Emissions Scenarios: A special report of Working Group III of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, 612 p

Parsons TR, Maita Y, Lalli CM (1984) A manual of chemical and biological methods for seawater analysis. Pergamon Press, Oxford, 173 p

Pitcher TJ (2008) The sea ahead: challenges to marine biology from seafood sustainability. Hydrobiologia **606**:161-185

Polovina JJ (1984) Model of a coral reef ecosystem. Part I. The ECOPATH model and its application to French Frigate Shoals. Coral Reefs **3**:1-11

Richardson AJ, Schoeman DS (2004) Climate impact on plankton ecosystems in the Northeast Atlantic. Science **305**:1609-1612

Sabine CL, Feely RA, Gruber N, Key RM, Lee K, Bullister JL,Wanninkhof R (2004) The oceanic sink for

anthropogenic CO2. Science **305**:367-371

Sarmiento JL, Slater RD, Dunne J, Gnanadesikan A, Hiscock MR (2010) Efficiency of small scale carbon mitigation by patch iron fertilization. Biogeosciences **7**:3593-3624

Samhouri JF, Levin PS, Harvey CJ (2009) Quantitative evaluation of marine ecosystem indicator performance using food web models. Ecosystems **12**:1283-1298

Sparre P (1991) Introduction to multispecies virtual population analysis. ICES Mar Sci **193**:12-21

Spellerberg IF, Fedor PJ (2003) A tribute to Claude Shannon (1916-2001) and a plea for more rigorous use of species richness, species diversity and the 'Shannon-Wiener' Index. Global Ecol Biogeogr **12**:177-179

Travers M, Shin YJ, Jennings S, Cury P (2007) Towards end-to-end models for investigating the effects of climate and fishing in marine ecosystems. Prog Oceanogr **75**:751-770

Ulanowicz RE (1986) Growth and development: Ecosystem phenomenology. Springer Verlag, New York, 203 p

Walters C, Christensen V, Pauly D (1997) Structuring dynamics models of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessments. Rev Fish Biol Fish **7**:139-172

Watters GM, Olson RJ, Francis RC (2003) Physical forcing and the dynamics of the pelagic cosystem in the eastern tropical Pacific: simulations with ENSO-scale and global-warming climate drivers. Can J Fish Aquat Sci **60**:1161-1175

Received Apr. 18, 2012
Revised May. 20, 2012
Accepted May. 23, 2012