

생태계 기반 자원평가를 위한 지표와 기준점 연구

장창익 · 박희원 · 임정현 · 권혁찬 · 김도훈¹

부경대학교 해양생산시스템관리학부, ¹국립수산과학원 경영정책과

A study on indicators and reference points for the ecosystem-based resource assessment

Chang-Ik ZHANG, Hee-Won PARK, Jung-Hyun LIM, Hyeok-Chan KWON and Doo-Hoon KIM¹

Division of Marine Production System Management, Pukyong National University, Busan 608-737, Korea

¹Office of Fisheries Economics, NFRDI, Busan 619-902, Korea

Ecosystem-based fisheries management requires a holistic assessment of the status of fisheries by integrating fishery ecosystem indicators for management objectives. In this study four objectives were identified such as the maintenance of the sustainability, biodiversity and habitat quality and socio-economic benefits. The ecosystem-based fisheries assessment (EBFA) model to assess fisheries and their resources at the ecosystem level developed for Korean fisheries (Zhang et al., 2009) has a number of indicators for three management objectives. However, it was found that there were some overlapping components among indicators and that there were difficulties in assessing some indicators in the EBFA model. This study identified problems of the approach and suggested more pragmatic and simpler indicators. It also presented alternative reference points to assess indicators and discussed issues associated with the application of the EBFA model to a marine ranching ecosystem. In this study a total of 24 indicators were used for the assessment which included 4 socio-economic indicators. New indicators and reference points were demonstrated by applying it to the Uljin marine ranch.

Keywords: Ecosystem based fisheries assessment, Objectives, Indicators, Reference points, Marine ranching ecosystem

서 론

최근 세계적으로 수산자원은 심각한 남획, 해양환경오염, 간척매립 등으로 인한 연안어장의

축소와 어장생태계의 질적 저하로 인해 점차 감소하고 있는 현실이다. 이에 따라 전 지구적으로 해양생태계를 고려한 수산자원의 평가 및 관리

*Corresponding author: cizhang@pknu.ac.kr, Tel: 82-51-629-5892, Fax : 82-51-629-5886

기법의 개발 필요성이 대두되고 있는 상황에 있다. 수산자원을 회복시키고 지속적으로 이용하기 위해서는 효율적인 생태계 차원에서의 자원 관리 시스템이 요구되고 있으나, 아직까지는 단일종만을 고려한 개체군 수준에서의 자원관리 방법이 사용되고 있는 현실이다.

미국과 캐나다, 유럽 여러 나라 등 국외에서는 1980년대 이후 컴퓨터를 활용한 다양한 생태계 분석 방법론을 개발하여 이론적인 연구에 응용하고 있으며, 현재 실용화를 위한 생태계 차원의 컴퓨터 모델들을 개발하고 있다. 미국 해양대기청 (NOAA)에서는 2003년 21 세기의 전략전망 우선순위 1과제로 '생태계 기반 관리'를 선정하여 적극적으로 연구를 수행 중에 있다. 또한 북태평양해양과학기구 (PICES)에서는 최근 5년간 회원 국가들간 '북태평양 생태계 기반 관리 과학과 응용'이라는 연구반 (study group)과 작업반 (working group)을 각각 구성하여 연구 활동을 수행한 바 있으며, 우리나라도 이 연구에 활발히 참여한 바 있다.

생태계 기반 자원평가를 위해 FAO (2007), CSIRO (2005), ICES (2005) 등에서는 다양한 관리지표들을 개발하여 제시한 바 있으나, 이들을 평가할 기준점은 제시하지 않고 있다. 반면 MSC (2006)와 Zhang et al. (2009)에서는 생태계 기반 자원평가를 위한 기준점 (목표 및 한계기준점)을 제시하였다. 이러한 현실 내에서 국내의 연구동향을 살펴보면, 통영바다목장의 생태계 모델링 연구결과가 있으며, 수산특정연구로서 생태계 기반 자원관리시스템 개발 연구가 수행된 바 있으나 이 연구들은 자원관리시스템에 관한 기본틀 (frame)을 설정하는 기초 수준의 연구이다. 최근 Zhang et al. (2009)은 생태계 기반 어업평가 (Ecosystem-based Fisheries Assessment ; EBFA)를 위한 실용적인 방법을 개발한 바 있다.

또한 지표에 관한 연구는 체장 스펙트럼의 변화 유형에 관한 연구 (Rice and Gislason, 1996), 체장과 다양성의 스펙트럼 반응에 관한 모델링

연구 (Gislason and Rice, 1998), 군집에서의 체장과 영양단계에 관한 연구 (Jennings et al., 2001), 군집에서의 체장 구조 변화에 관한 연구 (Dulvy et al., 2004), 어획 변화에 대한 체장 스펙트럼의 반응에 관한 연구 (Shin and Cury, 2004), 군집구조의 체장기반 지표에 관한 기준점과 경향에 관한 연구 (Jennings and Dulvy, 2005), 군집의 체장 스펙트럼의 변화에 따른 최적의 어류생활사에 관한 연구 (Thygesen et al., 2005), 어업관리를 위한 지표 선택에 관한 틀 (framework) 연구 (Rice and Rochet, 2005), 어업의 생태계 효과를 평가하기 위한 체장기반 지표에 관한 연구 (Shin et al., 2005), 어획 영향에 의한 지속성 평가에 관한 연구 (Zhou and Griffiths, 2008), 생태계 기반 어업평가를 위한 연구 (Zhang et al., 2009), 체장기반 자원평가에 관한 연구 (Zhang and Megrey, 2010) 등이 있다.

Zhang et al. (2009)은 실용적이나 개발된 지표와 기준점이 현실성이 부족하였다. 첫째로 지표간의 중복성이다. 예를 들어 이전의 지표중 FRP의 경우 추정방법에서 CPUE 자료를 사용한다. 이는 자원량의 지표에서 CPUE가 사용되므로 중복성을 가진다. 두 번째로 기준점을 표현함에 있어서 일반적인 기준이 사용되지 않았다. 마지막으로 분석방법과 자료의 문제에 있어서 보다 구하기 쉽고 간편한 분석방법의 개발이 필요하였다. 그러므로 본 연구에서는 이전 연구의 문제점을 수정 보완하고 이를 바탕으로 생태계 기반 자원평가를 위한 관리목표와 목표별 지표를 설정하여, 각 지표에 해당하는 기준점을 개발하였다. 또한 기존의 방법과 수정·보완된 방법을 울진바다목장에 적용하여 비교 분석하였다.

자료 및 방법

생태계 기반 자원평가 모델

Zhang et al. (2009)에 의해 개발된 생태계 기반 자원평가 모델은 생태계 기반 자원관리 목표를 설정하고 목표별 특성과 지표를 개발하여 관련

종과 어업 및 생태계를 종합적으로 평가할 수 있는 통합생태계 기반 자원평가 방법이다 (Zhang et al., 2009). 생태계 기반 자원평가 모델은 지속성 (sustainability) 유지, 생물다양성 (biodiversity) 유지, 서식처 (habitat)의 보존 등 3가지 목표에 대한 평가를 수행하며, 정보의 수준에 따라 1단계 (tier 1)의 정량적 분석방법과 2단계 (tier 2)의 준정량적 및 정성적 분석방법으로 구성된다. 두 단계의 평가 방법에서는 각 목표에 따르는 지표들을 개발하며 각 지표들의 어업에 의한 위협도를 평가하는데 개체군 특성들과 이들이 속한 군집 및 생태계에 대한 특성들이 고려된다.

생태계 기반 자원관리 목표(objectives) 설정

생태계 기반 자원관리 목표를 설정하기 위해 이전의 연구결과를 활용하여 심층적인 분석을 하였다. Gislason et al. (2000)은 생태계 기반 자원관리를 위해 생태계 다양성의 유지, 종 다양성의 유지, 중간 유전적 다양성 유지, 중간 직접적 영향 유지, 생태학적 종속성의 유지, 영양단계의 조화를 목표로 설정하였다. 또한 Livingston et al. (2005)에 의하면 생태계는 개체군과 생물군간 상호작용을 가지는 공동체로 구성되어지고, 생태계의 물리적 환경은 기능적 단위를 형성하여 특징적인 영양구조와 물질순환체계를 갖는다고 표현하고 있으며, 생태계 특성을 보호하기 위해 포식/피식 관계를 유지 (지속)하는 것, 에너지 흐름과 균형을 유지하는 것 그리고 다양성을 유지하는 것으로 세 가지의 목표를 설정하였다. Zhang et al. (2009)은 생태계 기반 자원관리를 위해 지속성의 유지, 생물다양성의 유지, 서식처 보호로 세 가지를 목표로 설정한 바 있다. 이에 본 연구에서는 기존의 생태계 기반 자원관리 목표 연구를 바탕으로 우리나라에 적합한 생태계 기반 자원관리를 위한 목표를 자원의 지속성 유지와 대상자원을 둘러싼 생물 및 물리환경을 고려하여 설정하였으며, 또한 최근 대두되고 있는 어업에 의한 사회경제적 요인들에 대해서도 고려하였다.

생태계 기반 자원평가를 위한 목표별 지표(indicator) 개발

생태계 기반 자원평가를 위한 목표별 지표를 개발하기에 앞서 지표의 정의를 먼저 설정하였다. 지표란 가변성 있는 지침이나 지수로, 시스템 주요 요소의 변동을 나타내어야 하며, 기준점 혹은 값에 관한 지표의 상태와 경향은 현재 생태계의 상태와 시스템 역학을 나타내어야 한다. 이러한 지표들은 목표와 실행 간의 교량 역할을 한다 (FAO, 1999). 본 연구에서는 기존의 연구 결과를 활용하여 실제 목표와 연관된 생태계 상태를 측정할 수 있는 지표를 모색해 보았다.

생태계 기반 자원평가를 위한 기준점(reference point) 개발

기준점은 생태계 기반 자원관리에서 반드시 설정되어야 하는 항목이며, 목표기준점과 한계기준점이 구분되어 설정되어야 한다 (Jennings and Dulvy, 2005). 목표기준점은 생태계 상태 내에서 가장 적합한 상태와 관련되어 있으며, 한계기준점은 초과해서는 안되는 생태계 상태에 대한 기준점을 제시해 준다. 본 연구에서는 생태계 기반 자원평가에 적합한 기준점을 개발하기 위하여 세 가지의 기준을 만들었다. 첫째, 개체군, 군집, 생태계를 모두 고려하여 각각의 지표를 정량적으로 평가할 수 있어야 한다는 기준이다. 둘째, 생태계 기반 자원평가를 위한 기준점은 특별한 경우에 대한 한정된 기준점이 아니라 일반적인 표현이 가능해야 한다는 기준과, 셋째, 얻기 쉬운 자료를 기반으로 간편한 분석방법에 의해 설정되어야 한다는 기준을 세웠다. 본 연구에서는 기준점을 개발하기 위해서 MSC (2006)과 Zhang et al. (2009)을 참고하여 실제 자료들을 분석 비교하였다. 본 연구에서는 각 지표들에 대한 위험도 (risk score)와 목표별 위험도 지수 (ORI)의 계산은 Zhang et al. (2009)의 방법을 따랐으며, 위험도는 아래의 식 (1)을 사용하였다.

$$RS_i = RS_{\max} \frac{I_{\text{target}} - I_i}{I_{\text{target}} - I_{\text{limit}}} \quad (1)$$

결 과

생태계 기반 자원관리 목표(objectives) 설정

생태계 기반 자원관리 목표는 Zhang et al. (2009)의 기존 연구 결과를 참고하여 설정하였다. 기존의 연구에서는 생태계 기반 자원관리를 위해 지속성 (sustainability) 유지, 생물다양성 (biodiversity) 유지, 서식처 (habitat)의 보존 세 가지를 목표로 설정하였다 (Zhang et al., 2009). 그러나 생태계 기반 수산자원 평가에 대한 포괄적인 검토, 수산자원에 대한 지속성의 유지 및 관련 정책들은 모두 사회경제적 개념이 고려되어야 한다. 그러므로 본 연구에서는 어획활동으로 인해 야기되는 사회경제적인 요인들을 고려한 사회경제적 혜택 (socio-economic benefit)을 추가로 설정하여 4가지의 목표를 설정하였다(Fig. 1).

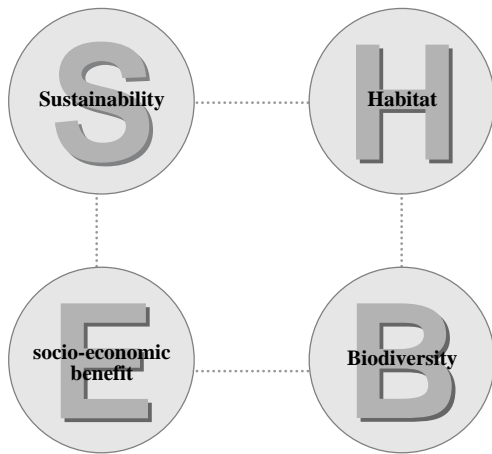


Fig. 1. Identification of objectives for the ecosystem-based fisheries resource assessment.

생태계 기반 자원평가를 위한 목표별 지표(indicator) 개발

목표별 지표를 개발하기 위하여 FAO (2007), CSIRO (2005), ICES (2005), Zhang et al. (2009), MSC (2009) 등의 기존 연구결과를 참고하였다.

Table 1. Objectives and attributes for the ecosystem-based fisheries resource assessment

Objectives	Attributes
Sustainability	Biomass
	Fishing intensity
	Size at first capture
	Habitat size
	Community structure
	Reproductive potential
	System productivity
	Genetic structure
Biodiversity	Total bycatch
	Total discards
	System trophic level
	Diversity
	Integrity of functional group
Habitat	Habitat damage
	Discarded wastes
Socio-economic benefit	Productivity
	Income
	Profitability
	Market
	Employment

생태계 기반 자원평가를 위한 지표를 설정하기 위해 목표별 특성 (attribute)을 총 20가지를로 설정하였다. 지속성에 대한 특성은 생체량 (biomass)과 어획강도 (fishing intensity), 어획개체 크기 (size at first capture) 등의 자원에 관련된 특성들과 서식처 규모 (habitat size), 군집구조 (community structure), 재생산 잠재력 (reproductive potential), 생산력 (system productivity), 유전적 구조 (genetic structure) 8가지, 생물다양성 (biodiversity)에 대한 특성은 혼획 (bycatch)과 폐기 (discard), 영양단계 (system trophic level), 다양도 (diversity), 기능적 구조 (integrity of functional group) 5가지, 서식처 보존은 서식처 훼손 (habitat damage)과 어업폐기물 (discard wastes) 2가지, 마지막으로 사회경제적 혜택 (socio-economic benefit)은 생산성 (productivity), 소득 (income), 수익성 (profitability), 시장 (market), 고용 (employment) 5가지로 설정하였다 (Table 1).

생태계 기반 자원평가를 위한 지표로는 지속성의 경우 자원량 특성을 고려하여 자원량과

Table 2. Old and new indicators for the ecosystem-based fisheries resource assessment

Objectives	Attributes	Old indicators	New indicators
Sustainability	Biomass	Biomass (B) or CPUE (U)	Ditto
	Fishing intensity	Fishing mortality (F) or Catch (C)	Ditto
	Size at first capture	Age at first capture (t)	Age (or Length) at first capture (t or L)
	Habitat size	Habitat size (H)	Ditto
	Community structure	FIB index	Mean trophic level in catch (TL)
	Reproductive potential	FRP index	Rate of mature fish (MR)
	System Productivity	Total production of ecosystem (P)	slope of length (or weight) spectra
	Genetic structure	No. of spawning populations (SP)	Ratio of (release stock abundance) /(wild stock abundance) in catch (Rr/w)
Biodiversity	Total bycatch	Bycatch rate (BC/C)	Ditto
	Total discards	Discards rate (D/C)	Ditto
	System trophic level	Mean trophic level (TL)	Mean trophic level of the community (TL _c)
	Diversity	Diversity index (DI)	Ditto
	Integrity of functional group	Invasive/traditional species in catch	Pelagic sp./ Benthic sp. (P/B) in catch
Habitat	Habitat damage	Critical habitat damage rate (DH/H)	Ditto
		Pollution rate of spawning and nursery ground (PG/G)	Ditto
	Discard wastes	Lost fishing gear	Ditto
		Discarded wastes (DW)	Ditto
Socio-economic benefit	Productivity		Maximum economic yield (MEY)
	Income		Income per person employed (IPPE)
	Profitability		Ratio of porfit to sales (RPS)
	Market		Ratio of cost to sales (RCS)
	Employment		Ratio of landing to total supply (RLTS) Employment rate (ER)

CPUE를 지표로 설정하였으며, 어획강도를 고려하여 어획사망계수, 어획량을 지표로 설정하였다. 어획개시연령 (혹은 체장)을 어획개체 크기를 고려한 지표로 설정하였으며, 서식처 규모를 고려하여 서식처 크기를 지표로 설정하였고, 군집구조의 경우 기존의 FIB 지표를 대신하여 어획물 내 평균 영양단계를 지표로 설정하였다. 또한 재생산 잠재력은 FRP 지표를 대신하여 성숙비율을 지표로 설정하였으며, 유전적 구조도 기존의 산란계 체군 크기를 대신하여 어획물 내에서 자연산어에 대한 방류어의 비를 지표로 설정하였다 (Table 2).

생물다양성의 경우 혼획과 폐기를 고려하여 혼획율과 폐기율을 지표로 설정하였고 영양단계의 경우 이전에는 평균 영양단계를 고려하였

으나 본 연구에서는 생태계 평균 영양단계로 구분하여 지표를 설정하였다 또한 기능적 구조의 경우 이전의 연구에서는 외래종/고유종의 비율을 지표로 설정하였으나 본 연구에서는 부어류/저어류의 비율을 지표로 설정하였다 (Table 2).

서식처 보호에 대한 지표는 이전의 연구에서는 7가지를 설정하였으나 4개로 수정하였다. 서식처 보호에 대한 지표는 서식처 훼손도를 고려한 서식처 훼손율, 산란 성숙장의 오염비율, 어구유실, 어업 폐기물을 지표로 설정하였다 (Table 2).

사회경제적 혜택에 대한 특성은 어업을 둘러싼 중요한 사회경제적 요인들 가운데 어업의 사회경제적 현상을 가장 잘 대표할 수 있는 생산성 (productivity), 소득 (income), 수익성 (profitabil-

ity), 시장 (market), 고용 (employment) 등의 지표를 사용하였다. 구체적으로 각 특성별 지표의 경우 생산성은 최대경제학적 생산량 (MEY)을 지표로 설정하였으며, 소득은 고용인원당 수입 (IPPE)을 지표로 설정하였으며, 수익률은 판매이윤비와 판매비용비 2가지를 지표로 설정하였으며, 시장에 대해서는 시장에 공급되는 전체 공급량 (국내생산량 + 수입량) 중 해당어업의 양륙량의 비율을 지표로, 고용은 고용비율을 지표로 설정하였다 (Table 2).

생태계 기반 자원평가를 위한 기준점 (reference point) 개발

생태계 기반 자원평가를 위한 기준점 (목표 및 한계기준점)은 MSC (2006), Zhang et al. (2009), MSC (2009) 등을 참고하여 개발하였다. 바다목장 생태계에 적합한 목표 및 한계기준점을 설정하기 위해 활용할 수 있는 과학적인 자료를 검토하여 적합한 기준점을 제시하였다 (Tables 3, 4, 5 and 6).

지속성 유지

지속성 유지를 위한 10개 지표의 목표기준점과 한계기준점은 Table 3과 같이 나타내었다. 자원량 지표의 목표 및 한계기준점은 식 (2)와 식

(3)과 같이 설정하였다. 목표 및 한계기준점인 $B_{x\%}$ 추정을 위해서는 식 (4)를 사용하였다.

$$\text{Target; } B_{MSY} = B_{40\%} \tag{2}$$

$$\text{Limit; } \frac{1}{2} B_{MSY} = B_{20\%} \tag{3}$$

$$B_{x\%} = B_{current} \times \frac{(SB/R)_{F_{x\%}}}{(SB/R)_{F_{current}}} \tag{4}$$

목표기준점 B_{MSY} 를 추정하기 위해 $B_{40\%}$ 를, 한계기준점 $\frac{1}{2} B_{MSY}$ 를 추정하기 위해 $B_{20\%}$ 를 사용하였다. 자원량의 자료를 사용할 수 없을 경우 CPUE 지표를 사용하여 자원량을 평가하는데 이 경우 목표기준점과 한계기준점은 Zhang et al. (2009)과 동일하게 적용하였다.

어획강도를 나타내는 어획사망계수와 어획량 지표에 대한 목표기준점과 한계기준점은 Zhang et al. (2009)이 제시한 기준점을 사용하였다.

일반적으로 대상어종에 대한 체장자료는 연령자료보다 쉽게 구할 수 있으므로 연령자료와 함께 체장자료를 활용할 수 있는 방안도 모색하였다. 어획개시연령 (체장) 지표에 관한 목표기준점 및 한계기준점은 어획개시연령 (체장)보다 어획된 개체의 연령이 크면 지표가 잘 수행된 것으로 평가한다. 여기서, 어획개시연령 (체장)은

Table 3. Reference points for indicators of the sustainability objectives for the ecosystem-based fisheries resource assessment

Indicators	Indicator status		
	Better than target	Between target and limit	Beyond limit
Biomass (B) or CPUE	$B_{MSY} \leq B$ $CPUE_{MSY} \leq CPUE$	$1/2 (B_{MSY}) \leq B < B_{MSY}$ $1/2 (CPUE_{MSY}) \leq CPUE < CPUE_{MSY}$	$B < 1/2 (B_{MSY})$ $CPUE < 1/2 (CPUE_{MSY})$
Fishing mortality (F) or Catch (C)	$F \leq F_{MSY}$ $C \leq MSY$	$F_{MSY} < F \leq 2F_{MSY}$ $MSY < C \leq 2MSY$	$2F_{MSY} < F$ $2MSY < C$
Age (or length) at first capture (t or L)	$(t_{target} \leq t)$ or $(L_{target} \leq L)$	$(0.9t_{target} \leq t < t_{target})$ or $(0.9L_{target} \leq L < L_{target})$	$(t < 0.9t_{target})$ or $(L < 0.9L_{target})$
Habitat size (H)	$0.9H_{target} \leq H$	$0.8H_{target} \leq H < 0.9H_{target}$	$H < 0.8H_{target}$
Mean trophic level in catch (TL)	$3.40 \leq TL$	$3.30 \leq TL < 3.43$	$TL < 3.26$
Rate of mature fish (MR)	$MR_{40\%} \leq MR$	$MR_{20\%} \leq MR < MR_{40\%}$	$MR < MR_{20\%}$
Slope of size spectra	$0.10 \leq P$	$0.01 \leq P < 0.10$	$P < 0.01$
Ratio of (released stock abundance)/(wild stock abundance) in catch (R_r/w)	$R_r/w \leq 0.5$	$0.5 < R_r/w \leq 1.0$	$1.0 < R_r/w$

어획물 내 최소체장을 바탕으로 추정된 값을 사용하였고, 적정 어획개시연령(혹은 체장) $t(L)_{opt}$ 는 **Beverton and Holt** 모델에 의하여 추정된 적정 어획개시연령 (t_{opt} 혹은 체장 L_{opt})을 기준으로 하였다. 목표기준점은 (t_{opt} 혹은 체장 L_{opt}), 한계기준점은 (t_{opt} 혹은 체장 L_{opt}) t 의 90% 수준으로 설정하였다.

서식처 규모 지표에 관한 목표기준점과 한계기준점은 대상종이 어획되어지는 어장분포를 고려하여 식 (5)와 같이 타원형면적 계산법 (**Sokal and Rohlf, 1994**)을 적용하였다. 목표기준점은 처녀자원의 어장면적의 90%, 한계기준점은 80% 수준으로 설정하였다.

$$C_{\alpha} = \frac{\lambda_1 \lambda_2 (n-1)^2}{n(n-2)} F_{\alpha[-2, n-2]} \quad (5)$$

여기서 λ_1 는 장축, λ_2 는 단축 n 은 자료의 수, $F_{\alpha[-2, n-2]}$ 는 분산율이다.

어획물의 평균영양단계의 변화를 알아보기 위해 각 생물군별 영양단계를 어획량에 대해 가중 평균하여 전체영양단계를 식 (6)과 같이 계산하였다.

$$TL_c = \frac{\sum_{i=1}^n TL_i \cdot C_i}{\sum_{i=1}^n C_i} \quad (6)$$

여기서, TL_c 는 어획물 평균영양단계, TL_i 는 구하고자 하는 i 그룹의 영양단계, C_i 는 i 생물군의 어획량을 나타낸다. 목표 및 한계기준점은 **Zhang and Lee (2004)**를 참고하여 설정하였다. 목표기준점은 우리나라 동·서·남해의 1990년대 영양단계의 평균값인 3.40으로 설정하였고, 한계기준점은 1960년대 이후로 영양단계가 가장 급속하게 감소하고 있는 서해의 1990년대 영양단계 값인 3.30으로 설정하였다.

성어 자원들이 재생산에 참여할 수 있는 가능성을 나타내는 성숙비율 지표에서 성숙비율은 식 (7)과 같이 계산하였다.

$$MR_v = \frac{\sum_{t=t_c}^{t_i} m_t \cdot N_t \cdot W_t}{\sum_{t=t_c}^{t_i} N_t \cdot W_t} \quad (7)$$

$$\text{여기서 } N_t = N_0 e^{-Mt}, W_t = W_{\infty} (1 - e^{-K(t-t_0)})^3, m_t = \frac{1}{1 + e^{a-bt}},$$

이다.

성숙비율에 관한 목표기준점 및 한계기준점은 처녀자원상태를 기준년도로 설정하여, 목표기준점은 성숙비율을 40%로, 한계기준점은 20%로 설정하였다.

체장 스펙트럼의 기울기에 관한 목표기준점 및 한계기준점을 설정하기 위해서 현재 생태계의 기울기 A와 기준년도의 기울기 B에 대한 공변량 분석법 (**Analysis of covariance, ANCOVA**)을 통해 유의수준 (α)을 추정하였다. 기준년도는 어획이 되지 않은 처녀자원상태를 나타내는 처녀군집상태로 설정하였다. 목표기준점은 기울기 A와 B가 유의하지 않은 차이를 나타내는 경우로 유의수준 P가 0.10보다 클 경우로 설정하였다. A와 B간의 차이가 없기 때문에 현재 상태가 처녀자원상태와 크게 차이가 없이 유지하고 있다고 볼 수 있다. 한계기준점은 기울기 A와 B가 매우 유의함을 나타내는 유의수준 P가 0.01보다 작을 경우로 설정하였다.

어획물 내 자연산어에 대한 방류어의 비에 관한 목표기준점으로는 어획량의 자연산어에 대한 방류어의 비 값 (R_{rw})을 0.5, 한계기준점은 1.0 수준으로 설정하였다.

생물다양성 유지

생물다양성에 대한 기준점은 **Table 4**와 같이 나타내었다. 혼획을 지표의 목표 및 한계기준점 설정 시에는 먼저 혼획의 기준을 설정하여, 혼획종을 선정하였다. 혼획의 기준은 대상생태계 내에서 어업을 수행하는 어민들의 설문조사를 통해 해당어업에서의 대상종을 선정하고 이외의 어종을 혼획종으로 정의하였다. 혼획율 지표의 목표 및 한계기준점은 평균 혼획율을 한계기준

Table 4. Reference points for indicators of the biodiversity objectives for the ecosystem-based fisheries resource assessment

Indicators	Indicator status		
	Better than target	Between target and limit	Beyond limit
Bycatch rate (BC/C)	$(BC/C) \leq (BC/C)_{target}$	$(BC/C)_{target} < (BC/C) \leq (BC/C)_{limit}$	$(BC/C) > (BC/C)_{limit}$
Discards rate (D/C)	$(D/C) \leq (D/C)_{target}$	$(D/C)_{target} < (D/C) \leq (D/C)_{limit}$	$(D/C) > (D/C)_{limit}$
Mean trophic level of the community (TL _c)	$(TL_c) \geq 3.25$	$3.25 > (TL_c) \geq 2.75$	$(TL_c) < 2.75$
Diversity index (DI)	$(DI) \geq DI_{target}$	$DI_{target} > (DI) \geq DI_{limit}$	$(DI) < DI_{limit}$
Pelagic sp./ Benthic sp. (P/B)	$ (P/B) - (P/B)_{target} \leq 0.05(P/B)_{target}$	$0.05(P/B)_{target} < (P/B) - (P/B)_{target} \leq 0.1(P/B)_{target}$	$ (P/B) - (P/B)_{target} > 0.1(P/B)_{target}$

점으로 설정하고 한계기준점의 절반 수준을 목표기준점으로 설정하였다.

폐기율 지표의 목표 및 한계기준점은 FAO (2005)에 의해 각 어업별 평균 폐기율을 바탕으로 설정하였다. 폐기율의 한계기준점은 어업별 평균값으로 설정하였으며 목표기준점은 한계기준점의 절반 수준으로 설정하였다.

군집 영양단계 지표를 평가하는데는 생체량 자료를 사용하여 식 (6)에 의해 군집 내 평균 영양단계를 구하였으며, MSC (2009)의 방법을 기준으로 한계기준점은 2.75, 목표기준점은 3.25로 설정하였다.

종다양성 지수 지표는 Shannon and Wiener (1963)의 종다양도 지수 추정식을 활용하여 추정하였다.

$$DI = -\sum_{i=1}^N p_i \ln p_i \quad (8)$$

여기서 N은 어류 총 개체수, P_i i번째 종의 점유율이다. 종다양도 지수의 목표기준점은 평가기간 안의 최대값과 최소값을 고려하여 식 (9)와 같이 설정하였고, 한계기준점의 경우 식 (10)과 같이 설정하였다.

$$DI_{target} : DI_{first\ year} - 0.1 \times (DI_{max\ (study\ period)} - DI_{min\ (study\ period)}) \quad (9)$$

$$DI_{limit} : DI_{first\ year} - 0.2 \times (DI_{max\ (study\ period)} - DI_{min\ (study\ period)}) \quad (10)$$

여기서 DI_{max (study period)}는 마지막 년도의 종다양성 지수이며, DI_{min (study period)}는 시작 년도의 종다양성 지수이다.

저서성 어종에 대한 표층성 어종의 비 지표의 목표기준점과 한계기준점은 현재 저서성 어종에 대한 표층성 어종의 비와 평균 비의 차이 값이 평균 비율의 어느 범위에 해당되는지를 통해 기준점을 설정하였다. 목표기준점은 두 값의 차가 평균 비의 0.05 이내인 경우로, 한계기준점은 0.1배 이상인 경우로 설정하였다.

서식처 보존

서식처 보호에 대한 기준점은 Table 5와 같이 나타내었다. 서식처 훼손율 지표는 MSC (2009)의 기준을 통해 DH/H_{target}는 20%, DH/H_{limit}는 40%로 설정하였다. 서식처 훼손율의 경우에는 사용되어지는 어구의 특성을 반영하여 기준점을 설정하였다.

산란장과 성숙장의 오염도 지표는 부유물질 농도를 활용하여 기준점을 설정하였다. 대상생태계에서는 산란장과 성숙장이 설정되어 있는 경우가 대부분이며 따라서, 이 지역에 대한 해양

환경조사 결과를 활용하여 평가하였다.

어구유실 지표는 대상생태계 내 어업에서 발생하는 유실 어구의 양을 파악하여, FAO (2009)의 자료를 기준으로 평가하였다. 유실어구의 한계기준점은 FAO에서 제시한 평균 유실어구 비율로 설정하였으며 목표기준점은 한계기준점의 절반 수준으로 설정하였다.

해양폐기물 지표는 해당생태계에 산재해 있는 해양폐기물의 양을 통해 평가하였으며, 한계기준점은 우리나라 전체 해양폐기물의 양으로 목표기준점은 한계기준점의 절반 수준으로 설정하였다.

사회경제적 혜택

사회경제적 혜택에 대한 기준점은 Table 6과 같이 나타내었다. 양륙량 지표에 대해서는 경제적으로 가장 효율적 생산 수준인 MEY (최대 경제적 생산량)를 구하여 기준점을 설정하였다. 현재 값은 현재 양륙량과 MEY의 차에 대한 절대값을 계산하고, 목표기준점은 MEY의 ±10% 이내의 범위를 기준점으로 설정하였으며, 한계기준점은 MEY의 ±20% 범위로 설정하였다.

소득 (income)의 경우 흔히 어업임금을 도시가구월평균소득 (UIPPE)과 비교하여 평가하는 것이 일반적이므로 목표기준점은 도시가구월평균소득 (UIPPE)으로 하였으며, 한계기준점은 최

Table 5. Reference points for indicators of the habitat objectives for the ecosystem-based fisheries resource assessment

Indicators	Indicator status		
	Better than target	Between target and limit	Beyond limit
Critical habitat damage rate (DH/H)	$(DH/H) \leq (DH/H)_{target}$	$(DH/H)_{target} < (DH/H) \leq (DH/H)_{limit}$	$(DH/H) > (DH/H)_{limit}$
Pollution rate of spawning and nursery ground (PG/G)	$(PG/G) \leq (PG/G)_{target}$	$(PG/G)_{target} < (PG/G) \leq (PG/G)_{limit}$	$(PG/G) > (PG/G)_{limit}$
Lost fishing gear (frequency, FR)	$FR \leq FR_{target}$	$FR_{target} < FR \leq FR_{limit}$	$FR > FR_{limit}$
Discard wastes (DW)	$DW \leq DW_{target}$	$DW_{target} < DW \leq DW_{limit}$	$DW > DW_{limit}$

Table 6. Reference points for indicators of the socio-economic benefit objectives for the ecosystem-based fisheries resource assessment

Indicators	Indicator status		
	Better than target	Between target and limit	Beyond limit
Maximum Economic Yield (MEY)	$ L-MEY \leq 0.1MEY$	$0.1MEY < L-MEY \leq 0.2MEY$	$ L-MEY > 0.2MEY$
Income per Person Employed (IPPE)	$IPPE \geq UIPPE$	$LIPPE \leq IPPE < UIPPE$	$IPPE < LIPPE$
Ratio of Profit to Sales (RPS)	$RPS \geq URPS$	$0\% \leq RPS < URPS$	$RPS < 0\%$
Ratio of Cost to Sales (RCS)	$RCS \leq URCS$	$URCS < RCS \leq 1$	$RCS > 1$
Ratio of Landing to Total Supply (RLTS)	$RLTS \geq URLTS$	$0.5URLTS \leq RLTS < URLTS$	$RLTS < 0.5URLTS$
Employment Rate(ER)	$ER \geq UER$	$0.5UER \leq ER < UER$	$ER < 0.5UER$

* IPPE : Income per person employment

UIPPE : Monthly average income of urban working person, LIPPE : Monthly minimum cost of living

RPS : Ratio of profit to sales, URPS: Average % of total fisheries, RCS : Ratio of cost to sales

URCS : Average value of total fisheries, RLTS : Ratio of landing to total supply

URLTS : Average value of total seafood, ER : Employment rate, UER: average annual ER % of total industries

저생계비소득(LIPPE)을 기준으로 설정하였다.

수익률(profitability)의 경우 판매이윤비(RPS)는 전체 수산업에 대한 판매 이윤의 평균값(URPS)을 목표기준점으로 한계기준점은 0%로 설정하였다. 판매비용비(RCS)는 전체 수산업의 판매비용의 평균값(URCS)으로 설정하였고, 한계기준점은 1로 설정하였다.

시장(market)의 경우 식량자급율[총생산량(국내생산량+수입량)]을 추정하여 전체식량에 대한 평균값을 목표기준점으로 설정하였으며, 목표기준점의 절반수준을 한계기준점으로 설정하였다.

마지막으로 연평균 고용증가율(고용)의 경우 한계기준점은 우리나라 전체 산업의 연평균 고용증가율(UER)의 절반수준 이하일 경우로 설정하였다.

울진 바다목장의 적용 예

기존의 생태계 기반 자원평가 방법과 개선된 생태계 기반 자원평가 방법을 비교·분석하기 위하여 울진 바다목장 생태계의 자망어업에 적용하였다. 자망어업의 주요 종인 강도다리는 울진 바다목장의 대상종으로 현재 많은 연구가 수행되고 있으므로 높은 정보 수준을 필요로 하는 Tier 1에 적용가능하였다. 따라서 본 연구에서는 생태계 기반 자원평가의 Tier 1 방법을 사용해서 이전의 지표와 개선된 지표, 이전의 기준점과 개선된 기준점을 사용하여 비교·분석하였다.

지속성

울진 바다목장의 강도다리는 2008년 현재 자원량 직접자원량 추정법인 소해면적법으로 추정하였다. 직접자원량 추정법에 의해 추정된 생체량은 5.9mt이고, B_{msy} 는 4.0mt 추정되었으며, 이전의 생태계 기반 자원평가 기법을 활용한 평가와 개선된 생태계 기반 자원평가 모두 목표기준점(0)으로 평가되었다.

강도다리의 2008년도 자망어업에 의한 어획

량은 3.1mt이고, 최대지속적생산량(MSY)는 1.2mt로 추정되었고, 한계기준점은 목표기준점의 2배인 2.4mt로 추정되었다. 이전의 생태계 기반 자원평가 기법을 활용한 평가와 개선된 생태계 기반 자원평가 모두 한계기준점(2)로 평가되었다.

2008년에 추정된 울진바다목장 강도다리의 어획개시체장은 15.8cm로 추정되었으며, 목표기준점인 적정어획개시체장은 24.4cm로 추정되었고, 한계기준점은 21.9cm로 추정되었다. 강도다리의 현재 어획개시체장은 한계기준점보다 낮으므로 이전의 생태계 기반 자원평가 기법을 활용한 평가와 개선된 생태계 기반 자원평가 모두 한계기준점(2)로 평가되었다.

강도다리의 서식처 범위 변화 H는 강도다리가 어획되는 위치의 위·경도자료와 어획량자료를 활용하여 다원형 면적 추정방법을 통해 계산한 결과 개선된 평가에서는 현재 울진바다목장 강도다리의 분포범위는 20km²으로 추정되었다. 전 연도 2008년 서식처 범위는 16.7km²으로 추정되어서, H_{target} 은 0.95H인 15km²를, H_{limit} 은 13km²로 설정하였다. 강도다리의 분포범위는 목표기준점(0)로 평가되었다. 하지만 이전의 생태계 기반 자원평가 기법을 활용한 평가에서는 분포범위를 추정에 자료가 부족하여 한계기준점(2)로 평가되었다.

군집구조는 이전의 생태계 기반 자원평가 기법을 활용한 평가에서 FIB index를 이용하여 군집구조를 계산하여 목표기준점과 한계기준점 사이의 범위(1)로 평가되었고, 개선된 생태계 기반 자원평가에서는 어획물 평균 영양단계(TL)를 계산하였다. 어획물 평균 영양단계 목표기준점(TL_{target})은 3.4, 한계기준점(TL_{limit})은 3.3으로 설정되었고, 울진 바다목장 어획물 평균 영양단계는 3.59로 계산되었다. 어획물 평균 영양단계는 목표기준점(0)으로 평가되었다.

재생산 잠재력은 이전의 생태계 기반 자원평가 기법을 활용한 평가에서는 잠재재생산력

(FRP index)를 이용하여 재생산력을 계산하여 목표기준점과 한계기준점 사이의 범위 (1)로 평가되었고, 개선된 생태계 기반 자원 평가에서는 성어비율(MR)로 계산하였다. 강도다리 성어 비율은 5%로 추정되었고, MR_{target} 은 $MR_{40\%}$ 인 35%로 추정되었고, MR_{limit} 는 $MR_{30\%}$ 인 26%로 추정되었다. 그러므로 강도다리의 성어비율은 한계기준점 (2)로 평가되었다.

생산력은 이전의 생태계 기반 자원평가 기법에서는 생태계의 총 생산력을 추정하는데 자료가 부족하여 한계기준점 (2)로 평가되었고, 개선된 생태계 기반 자원평가 기법에서 생산력을 고려한 체장 스펙트럼의 기울기 (slope of size spectra)는 체장에 대한 개체수 (혹은 중량)를 나타내는 지표로 평가 하였다. 목표기준점은 기울기 처녀 군집상태연도와 현재 연도가 유의하지 않음을 나타내주는 유의수준 $P \geq 0.10$ 으로 설정되었고, 한계기준점은 기울기 처녀 군집상태연도와 현재 연도가 유의함을 나타내주는 유의수준 $P < 0.01$ 로 설정하였다. 그러므로 2008년도와 2007년도는 유의수준 $P = 0.114$ 로 계산되어, 두 년도가 유의하지 않음으로 나타나 목표기준점 (0)로 평가되었다.

유전적 구조는 이전의 생태계 기반 자원평가 기법을 활용한 평가에서는 산란개체군 수 (SP)로 추정하였는데 자료가 부족하여 한계기준점 (2)로 평가되었고, 개선된 생태계 기반 자원 평가에서는 자연산어 어획량에 대한 방류어 어획량의 비 ($R_{r/w}$)를 계산하였다. 강도다리의 $R_{r/w}$ 는 자연산어가 어획되지 않고 방류어만이 어획되어서, $R_{r/w}$ 는 한계기준점 (2)로 평가되었다.

생물다양성

울진바다목장 자망어업의 혼획율은 목표종인 강도다리를 제외한 자망에서 어획량이 가장 높은 상위 5종 (참가자미, 황아귀, 쥐치, 빨간횃대, 조피볼락)을 제외한 종을 혼획종으로 가정하여 계산하였다. 바다목장의 자망 어획량은 해역내

어획량 자료와 설문지 자료를 사용했다. 평균 혼획율 (BC/C)는 0.552로 계산되었다. 목표기준점인 BC/C_{target} 은 0.471, 한계기준점 BC/C_{limit} 은 0.633으로 설정하였다. 평균 혼획율 (BC/C)은 목표기준점과 한계기준점 사이의 범위 (1)로 평가되었다.

울진바다목장 자망어업의 폐기되는 어종은 주 목표종과 혼획되는 상업종을 제외한 어종으로 어획량조사 및 설문지 조사로 계산하였다. 평균 폐기율 (DC/C)은 0.06로 계산되었다. 이전의 생태계 기반 자원평가 기법을 활용한 평가에서는 목표기준점인 DC/C_{target} 은 0.03, 한계기준점 DC/C_{limit} 은 0.09로 설정하였다. 개선된 생태계 기반 자원평가 기법을 활용한 평가에서는 FAO (2005)에 제시된 어업별 평균치를 사용하였다. 목표기준점인 DC/C_{target} 은 0.25, 한계기준점 DC/C_{limit} 은 0.5으로 설정하였다. 폐기율 (D/C)은 이전, 개선된 생태계 기반 자원평가 모두 목표기준점 (0)로 평가되었다.

울진바다목장 생태계 평균영양단계는 3.47로 추정되었다. 이전의 생태계 기반 자원평가에서는 영양단계의 평균을 목표기준점으로 설정하였고 $0.9TL_{target}$ 을 T_{limit} 로 설정하였다. 개선된 생태계 기반 자원평가에서는 MSC (2009)의 자료를 기준으로 생태계 평균영양단계를 평가하였다. 목표기준점인 TL_{target} 은 3.25, 한계기준점 TL_{limit} 은 2.75로 설정하였다. 생태계 평균영양단계는 이전, 개선된 생태계 기반 자원평가 모두 목표기준점 (0)로 평가되었다.

2008년 울진바다목장 자망어업 어획량 기준 월별 다양도지수 (DI)는 1.44 - 2.29의 범위로 나타났다. 다양도 지수 DI는 조사 기간 동안의 평균 DI인 1.90로 계산되었으며, 이전의 생태계 기반자원평가에서 목표기준점인 DI_{target} 는 2.13으로, 한계기준점인 DI_{limit} 는 $0.9DI_{target}$ 으로 1.66으로 계산되어 목표기준점과 한계기준점 사이 범위인 (1)로 평가되었다. 개선된 생태계 기반 자원평가에서 목표기준점인 DI_{target} 은 한계기준점

인 1.67 DI_{limit} 는 1.58로 계산되어, 목표기준점 (0)로 평가되었다.

이전의 생태계 기반 자원평가에서는 어획물의 외래종/고유종 비율을 이용하여 서식하는 기능그룹의 조성을 알아보려고 하였다. 그러나 정확한 외래종, 고유종의 판단 근거를 마련하기 힘들고 또한 연도별 자료가 없어 한계기준점 (2)로 평가되었다. 그러나 개선된 생태계 기반 자원평가에서는 외래종/고유종 비율 대신 부유성어종/저서성어종 비율을 사용하여 평가되었다. 울진 바다목장 자망의 부유성어종/저서성어종의 비는 0.33으로 계산되었다. 목표기준점인 P/B_{target} 은 0.309 - 0.342로 설정되었다. 그러므로 부유성어종/저서성어종의 비 (P/B)는 목표기준점 (0)으로 평가되었다.

서식처

울진바다목장 자망어업은 표층어구이기 때문에 서식처에 대한 직접적인 피해를 끼치지 않으므로, 이전, 개선된 생태계 기반 자원평가 모두 목표기준점 (0)으로 평가되었다.

울진 바다목장 이전의 생태계 기반 자원평가에서는 산란·보육장의 오염도 변화 POL 를 나타내는 기준점은 오염이 심하였던 기준년도를 정하여 현재의 오염도를 이 시기와 비교하여 결정하였다. 평가 결과 한계기준점 (2)로 평가되었다. 개선된 생태계 기반 자원평가에서는 산란·보육장의 오염도 변화를 부유물질의 농도를 활용하여 평가되었다. 부유물질의 농도를 활용하여 평가한 결과 부유물질 농도가 평균 2.9mg/L로 나타나 목표기준점인 POL_{target} 인 4mg/L보다 낮으므로 목표기준점 (0)으로 평가되었다.

울진 바다목장 자망 어구는 통발에 비해 어구유실이 크지는 않지만, 어구유실이 일어나므로 이전의 생태계 기반 자원평가와 개선된 생태계 기반 자원평가 모두 목표기준점과 한계기준점 사이 범위 (1)로 평가되었다.

울진바다목장의 어업폐기물에 대하여 현재

수집된 결과가 없으므로, 이전의 생태계 기반 자원평가와 개선된 생태계 기반 자원평가 모두 한계기준점 (2)로 평가되었다.

이전의 생태계 기반 자원평가에서는 관리수면이나 보호수면이 설정으로 목표기준점과 한계기준점을 평가하였다. 그러나 울진바다목장은 관리수면이 설정되어 있지 않아 한계기준점 (2)로 평가되었고, 개선된 생태계 기반 자원평가에서는 금어장 지표를 제외하였다.

울진바다목장 해역 내 인공어초를 현재 매년 시공하고 있고, 인공어초에 대한 적정수를 산정하고 있기 때문에 목표기준점 (0)으로 평가되었고, 개선된 생태계 기반 자원평가에서는 인공어초의 수 지표를 제외하였다.

울진바다목장의 해조장 면적 역시 해역에 적합한 형태로 시설되고 있으므로 목표기준점 (0)으로 평가되었고, 개선된 생태계 기반 자원평가에서는 해조장 면적 지표를 제외하였다.

사회경제학적 혜택

생산성 (L)의 경우 어획량 지표에 대해서 경제학적인 관념인 MEY (경제학적 최대 생산량)를 기준으로 하여 기준점을 설정하였다. 현재 생산성 (L)은 2.3mt로 추정되었고, 목표기준점은 0.4mt, 한계기준점은 0.7mt로 설정하였다. 자망어업의 사회경제학적 생산성은 한계기준점 (2)로 평가되었다.

2008년도 자망어업에 종사하는 가구당 소득은 3,875,879 원이고, 목표기준점인 $IPPE_{target}$ 은 3,258,119 원, 한계기준점 $IPPE_{limit}$ 는 1,320,000 원으로 설정하였다. 소득은 목표기준점 (0)로 평가되었다.

수익율 (P)의 경우는 목표기준점은 수익율의 경우 목표기준점은 전체 수산업에 대한 판매 이윤의 평균값으로 설정하였고, 한계기준점은 0%로 설정하였다. 2008년도 자망어업 투자순이익율은 29.3%이고, RPS_{target} 은 11.9%이고, RPS_{limit} 는 0%로 설정하였다. 그러므로 투자수익율은

Table 7. Risk scores based on old indicators for the ecosystem-based fisheries resource assessment in the Uljin marine ranching area

Objectives	Attributes	Indicators	Risk scores	
Sustainability	Biomass	Biomass (B) CPUE	0	
	Fishing intensity	Fishing mortality (F) Catch (C)	2	
	Size at first capture	Size (Age) at first capture	2	
	Habitat size	Habitat size (H)	2	
	Community structure	FIB index	1	
	Reproductive potential	FRP index	1	
	Productivity	Total production of ecosystem (P)	2	
	Genetic structure	No. of spawning populations (SP)	2	
Biodiversity	Total bycatch	Bycatch rate (BC/C)	1.1	
	Total discards	Discards rate (D/C)	0	
	Trophic level	Mean trophic level (TL)	0	
	Diversity	Diversity index (DI)	1.6	
	Integrity of functional group	Pelagic sp./ Bathic sp. (P/B)	2	
Habitat	Habitat damage	Critical habitat damage rate (DH/H)	0	
		Pollution rate of spawning and nursery ground (PG/G)	2	
	Discarded wastes	Lost fishing gear	1	
		Discarded wastes (DW)	2	
		Habitat protection	Prohibited area from fishing (PA)	2
		Habitat recovery	No. of artificial reefs (N)	0
			Area of artificial seaweed bed (A)	0

목표기준점 (0)으로 평가되었다.

시장 (M)은 식량자급율을 기준으로 식량자급율 수준을 목표기준점인 M_{target} 66%, 한계기준점인 M_{limit} 33%로 나누어 설정하였다. 강도다리의 식량자급율은 100%로 계산되어서 식량자급율은 목표기준점 (0)으로 평가되었다.

고용 (E)은 목표기준점인 E_{target} 을 우리나라 전체 산업의 연평균 고용증가율 (UER)을 기준으로 하였고, 목표기준점인 UER_{target} 은 고용증가율이 3.3%, 한계기준점 UER_{limit} 는 2.7%로 설정되었다. 울진바다목장 해역의 연평균 고용 증감율은 어촌계원수의 증감율로 고용 증감율을 계산하였다. 연평균 고용 증감율은 -14%로 계산되어서, 울진바다목장 해역의 고용율은 한계기준점 (2)로 평가되었다.

각 지표들에 대한 평가 결과를 Table 7과 Table 8에 나타내었다. 이전의 생태계 기반 자원평가

와 개선된 생태계 기반 자원평가의 지속성, 생물 다양성, 서식처 평가에서는 개선된 평가가 위험도가 더 낮았다.

각 지표의 결과를 이용하여 울진 바다목장 강도다리의 목표별 위험도 (ORD)를 각각 계산하여 Table 9에 제시하였다. 지속성에서는 이전 생태계 기반 자원평가 목표위험도가 1.380으로 평가되었고, 개선된 생태계 기반 자원평가 목표위험도는 0.909로 평가되어서 이전보다 위험도가 감소하였다. 생물다양성에서는 이전 생태계 기반 자원평가 목표위험도가 0.840으로 평가되었고, 개선된 생태계 기반 자원평가 목표위험도가 0.314로 평가되어서 이전보다 위험도가 감소하였다. 서식처에서는 이전 생태계 기반 자원평가 목표위험도가 0.625로 평가되었고, 개선된 생태계 기반 자원평가 목표위험도가 0.600으로 평가되어서 이전보다 위험도가 감소하였다. 사회경

Table 8. Risk scores based on new indicators for the ecosystem-based fisheries resource assessment in the Uljin marine ranching area

Objectives	Attributes	Indicators	Risk scores
Sustainability	Biomass	Biomass (B) CPUE	0
	Fishing intensity	Fishing mortality (F) Catch (C)	2
	Size at first capture	Size (Length) at first capture	2
	Habitat size	Habitat size (H)	0
	Community structure	Community trophic level(TLc)	0
	Reproductive potential	Maturity rate (MR)	2
	System productivity	Slope of size spectra (S)	0
	Genetic structure	Ratio of (released stock abundance)/ (wild stock abundance in catch) ($R_{r/w}$)	2
Biodiversity	Total bycatch	Bycatch rate (BC/C)	1.1
	Total discards	Discards rate (D/C)	0
	Trophic level	Mean trophic level (TL)	0
	Diversity	Diversity index (DI)	0
	Integrity of functional group	Pelagic sp./ Bathic sp. (P/B)	0
Habitat	Habitat damage	Critical habitat damage rate (DH/H)	0
		Pollution rate of spawning and nursery ground (PG/G)	0
		Lost fishing gear	1
	Discarded wastes	Discarded wastes (DW)	2
Socio-economic benefit	Productivity	Maximum economic yield (MEY)	2
	Income	Income per person employed (IPPE)	0
	Profitability	Ratio of porfit to sales (RPS)	0
	Market	Ratio of landing to tatal supply (RLTS)	0
	Employment	Employment rate (ER)	2

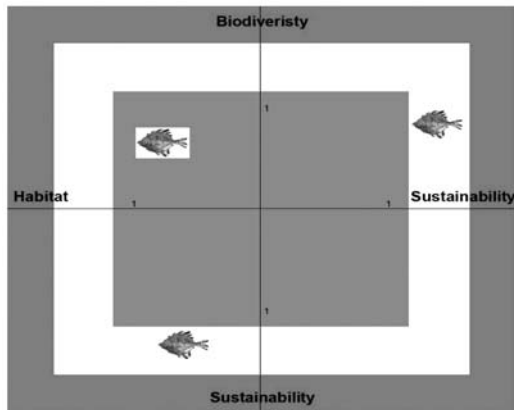
Table 9. Objective risk index (ORI) and species risk index (SRI) for the Uljin marine ranch using the ecosystem-based Tier 1 fisheries assessment approach

Species	Objective	ORI		SRI	
		Old method	New method	Old method	New method
Starry flounder	Sustainability	1.380	0909		
	Biodiversity	0.840	0.314		
	Habitat	0.625	0.600	0.924	0.623
	Socio-Economic benefit		0.667		

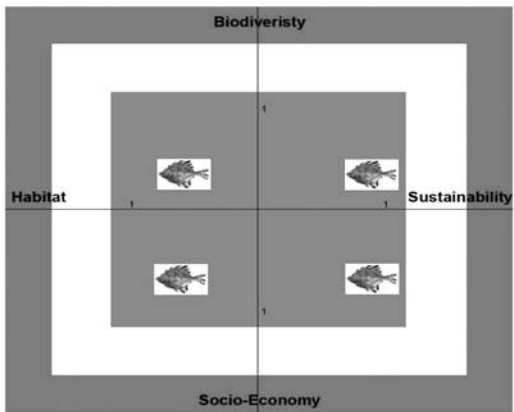
제적 혜택에서는 개선된 생태계 기반 자원평가 목표위험도가 0.667로 평가되었다. 이전 생태계 기반 자원평가는 주로 지표에 대한 계산된 기준점을 기반으로 평균값을 사용한 반면, 개선된 방법에서는 목표 및 한계기준점을 명확히 제시하고, 자료를 구하기가 용이하며, 평가에 맞지 않는 지표를 수정 및 삭제하여서 각 목표별 위험도

가 감소하였다.

Fig. 2은 강도다리의 목표별 위험도를 사용하여 그림으로 나타낸 것이다. 이전 생태계 기반 자원평가보다 개선된 생태계 기반 자원평가의 목표들이 안전지대에 들어가서 위험성이 낮아짐을 볼 수 있다.



(a) Old method



(b) New method

Fig. 2. Diagram showing objectives risk indices of Starry flounder for the Uljin marine ranching area using ecosystem-based fisheries assessment in (a) Old method and (b) New method.

고 찰

생태계 기반 수산자원평가를 위한 지표와 기준점을 이전연구와 비교하여 수정 · 보완하였다. 생태계 기반 수산자원평가를 위한 지표와 기준점 개발에 앞서 기존의 3가지 생태계 기반 수산자원평가 목표(지속성, 생물다양성, 서식처)에 어업에 의한 사회경제적 혜택을 추가로 설정하였다. 사회경제적 목표에 대한 이전의 연구가 수행되어 졌으나, 실질적으로 어업에 의해 야기

되어지는 효과를 평가하는 방법은 제시되지 않았다. 사회경제적 혜택은 생태계 기반 수산자원평가에 대한 포괄적인 검토, 수산자원에 대한 지속성의 유지 및 관련 정책들과 긴밀한 관련이 있다. 또한 사회경제적 혜택은 어업인을 비롯하여 어업관계자들의 실질적인 목표이므로 생태계에 대한 전반적인 평가를 수행함에 있어서 사회경제적 혜택은 반드시 포함되어야 할 목표이다.

본 연구에서는 Zhang et al. (2009)의 연구결과를 바탕으로 지표의 중복성, 일반적인 기준점의 사용, 분석방법과 자료수집의 용이성 세 가지 기준에 대해 지표와 기준점을 수정 · 보완 하였다. 지속성 목표에서 FIB 지표와 FRP 지표는 지표의 중복성을 피하기 위해 어획물 내 평균 영양단계와 성어의 비율로 대체하였다. 일반적으로 과학조사에 의한 자료의 경우 측정자료가 연령자료에 비해 구하기 쉽다. 그러므로 이러한 자료수집의 용이성을 기반으로 어획개시 측정, 측정스펙트럼의 기울기 등의 측정을 활용한 지표를 개발하였다. 또한 분석방법의 용이성을 고려하여 어획물 내에서 자연산어에 대한 방류어의 비율을 유전학적 구조에 관한 지표로 개발하였다.

사회경제적 목표에서는 어업인과 어업관계자들에 직접적인 영향을 미치는 5가지 특성을 고려하여 최대경제학적 생산량(MEY), 개인별 소득, 수익률(판매이윤비, 판매비용비), 시장에 공급되는 전체 공급량에 대한 양류량의 비율, 고용을 6가지 지표를 개발하였다.

Zhang et al. (2009)의 연구에서는 생태계 기반 수산자원평가를 위한 구체적인 기준점이 제시된 것은 아니었지만 정량적 평가가 가능한 기준점 및 일반적인 기준을 제시하기에는 미흡한 점이 있었다. 그래서 앞서 밝힌 3가지 기준을 바탕으로 기준점을 제시하였다. 우선 개체군, 군집, 생태계를 모두 고려하여 각각의 지표를 정량적으로 평가할 수 있는 기준점을 제시하였다. 예를 들어 서식처 훼손율의 경우 MSC (2009)자료를 근거로 전체 서식처에 대한 훼손된 서식처의 비율 목표기

기준점의 경우 20%, 한계기준점의 경우 40%를 명시하여 명확하게 평가가 수행 되도록 하였다. 두 번째로 기준점의 표현에 있어 일반적 기준을 제시하는 것에 초점을 맞췄다. MSC (2009), FAO (2005, 2007, 2009), ICES (2005), MSC (2009) 등의 참고문헌을 활용하여 일반적인 기준점을 제시하였으며, 명확한 평가가 수행될 수 있도록 하였다. 마지막으로 얻기 쉬운 자료를 기반으로 간편한 분석방법을 사용하여 목표기준점과 한계기준점을 설정하였다.

개선된 지표와 기준점을 올진 바다목장에 적용한 결과 개선된 평가에서 위험도가 낮게 평가되었다. 그 원인은 지속성 평가에 있어서 서식처 크기는 이전 평가에서 기준점이 명확하지 않고 분석이 어려워 한계기준점 (2)으로 평가되었는데, 개선된 평가에서는 타원형 면적법을 사용하여 추정방법도 명확해지고 기준점이 명확해졌으며, 군집구조의 이전 평가에서 FIB index는 필요한 자료를 구하기 어렵고 가정된 값과 자료가 중복적으로 사용되었지만, 개선된 평가에서 어획물 평균 영양단계 (TL)는 자료를 구하기가 더 용이하고 기준점도 확실하여 목표기준점 이내 (0)로 평가되었다. 재생산 잠재력의 이전 평가에서 FRP index도 역시 자료를 구하기 어렵고 중복적으로 사용하여서 성숙비율 (MR)로 교체하여 평가함으로써 중복성을 삭제하였고, 생산력의 경우 이전 평가에서는 생태계의 총생산력을 Ecopath 모델로 추정하였는데, 모델을 분석함에 있어서 자료가 많이 요구되므로 개선된 평가에서는 생산력을 고려한 체장 스펙트럼의 기울기로 생산력을 추정하여 목표기준점 이내 (0)로 평가되었다. 종다양성의 경우 기능그룹의 조성은 이전 평가 방법에서는 고유종과 외래종의 비율로 분석하여 한계기준점 (2)으로 평가되었고, 개선된 방법에서는 저서성어종과 부유성어종의 비율을 분석함에 따라 자료를 구하기가 용이하여 목표기준점 이내 (0)로 평가되었다. 서식처는 오염을 평가에 있어서 이전 평가는 한계기준점

(2)으로 평가되었고, 개선된 평가는 부유물질농도를 기준으로 분석하여 목표기준점 이내 (0)로 평가되었다. 서식처 지표 중 인공어초와 해중림 지표는 평가의 목적보다는 서식처 회복에 가깝기 때문에 삭제하여서 개선된 평가가 이루어졌다. 또한 개선된 평가방법에서는 사회경제적 혜택을 목표로 추가하여 더욱 현실적인 평가를 하였다.

마지막으로 본 연구의 결과는 직접적으로는 생태계 기반 자원평가 방법의 개선에 사용할 수 있으며, 궁극적으로는 연안생태계의 자원회복방안, 어업관리 정책수립 등에 활용 가능할 것이다.

결 론

본 연구에서는 생태계 기반 자원평가를 위한 새로운 목표, 지표 기준점을 제시하였다. Zhang et al., (2009)의 방법론은 실용적인 방법이나 생태계 기반 자원평가에 있어 중복성을 피하고, 쉽고 간편한 분석방법, 일반적인 기준점 등을 고려하여 현실적으로 적용 가능하도록 수정이 요구되었다. 따라서 본 연구에서는 이전 연구에서 제시된 한계를 수정·보완하고 이를 바탕으로 적합한 지표를 설정하여, 각 지표에 해당하는 기준점을 개발하였다. 생태계 기반 자원평가를 위한 목표는 Zhang et al., (2009)가 제시한 지속성유지, 생물다양성 유지, 서식처 보존에 사회경제적 혜택을 추가하였다. 목표별 지표는 중복성을 피하고 쉽고 간편한 분석방법을 사용하도록 수정하였다. 새로운 기준점은 이전 연구보다 좀 더 일반적인 기준점으로 개선하였다. 마지막으로 기존의 방법과 수정·보완된 방법을 올진바다목장에 적용하여 비교 분석하였다.

사 사

본 연구는 부경대학교 기성회계(생태계 기반 자원평가를 위한 지표와 기준점 연구 PK-2009-67)의 지원에 의해 수행되었음.

참고문헌

- CSIRO (Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization), 2005. Ecological Risk Assessment for Effects of Fishing Case Study Instructions. 8, pp. 95.
- Dulvy, N.K., N.V.C. Polunin, A.C. Mill and N.A.J. Graham, 2004. Size structural change in lightly exploited coral reef fish communities: evidence for weak indirect effects. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 61, 466 - 475.
- FAO (Food and Agriculture Organization), 1999. Indicators for sustainable development of marine capture fisheries. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries, 8, pp. 68.
- FAO (Food and Agriculture Organization), 2005. Discards in the world's marine fisheries. FAO Fisheries Technical Paper, 470, pp. 131.
- FAO (Food and Agriculture Organization), 2007. Models for an ecosystem approach to fisheries. FAO Fisheries Technical Paper, 477, pp. 108.
- FAO (Food and Agriculture Organization), 2009. Abandoned, lost or otherwise discarded fishing gear. FAO Fisheries Technical Paper, 523, pp. 115.
- Gislason, H. and J. Rice, 1998. Modelling the response of size and diversity spectra of fish assemblages to changes in exploitation. *ICES Journal of Marine Science*, 55, 362 - 370.
- Gislason, H., M. Sinclair, K. Sainsbury and R. O'Boyle, 2000. Symposium overview : incorporating ecosystem objectives within fisheries management. *ICES Journal of Marine Science*, 57, 468 - 475.
- ICES, 2005. Quantitative ecosystem indicators for fisheries management. *ICES Marine Science Symposia*, 222, pp. 613.
- Jennings, S., J.K. Pinnegar, N.V.C. Polunin and T.W. Boon, 2001. Weak cross-species relationships between body size and trophic level belie powerful size-based trophic structuring in fish communities. *Journal of Animal Ecology*. 70, 934 - 944.
- Jennings, S. and N.K. Dulvy, 2005. Reference points and reference directions for size-based indicators of community structure. *ICES Journal of Marine Science*, 62, 397 - 404.
- Livingston, P.A., K. Aydin, J. Boldt, J. Ianelli and J. Jurado-Molina, 2005. A framework for ecosystem impacts assessment using an indicator approach. *ICES Journal of Marine Science*. 62, 592 - 597.
- MSC (Marine Stewardship Council), 2006. KDSFF final performance indicators and scoring guideposts. http://www.msc.org/html/content_1248.htm
- MSC (Marine Stewardship Council), 2009. TAB 15 - Agenda item No. 11 - FAM v2 (including RBF), pp. 120.
- Rice, J.C and M.J. Rochet, 2005. A framework for selecting a suite of indicators for fisheries management. *ICES J. Mar. Sci.* 62, 516 - 527.
- Rice, J. and H. Gislason, 1996. Patterns of change in the size spectra of numbers and diversity of the North Sea fish assemblage, as reflected in surveys and models. *ICES Journal of Marine Science*, 53, 1214 - 1225.
- Shannon, C.E., W. Wiener, 1963. *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press, Urbana, pp. 125
- Shin, Y.J. and P. Cury, 2004. Using an individual-based model of fish assemblages to study the response of size spectra to changes in fishing. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 61, 414 - 431.
- Shin, Y.J., M-J. Rochet, S. Jennings, J.G. Field, and H. Gislason, 2005. Using size-based indicators to evaluate the ecosystem effects of fishing. *ICES Journal of Marine Science*, 62, 384 - 396.
- Sokal, R.R. and J.F. Rohlf, 1994. *Biometry : The principle and practices of statistics in biological research*. 3rd. ed., W.H. Freeman. pp. 880.
- Thygesen, U.H., K.D. Farnsworth, K.H. Andersen and J.E. Beyer, 2005. How optimal life history changes with the community size-spectrum. *Proceedings of the royal society B*, 272, 1323 - 1331.
- Zhang, C.I. and S.K. Lee, 2004. Trophic Levels and Fishing Intensities in Korean Marine Ecosystems. *J. Korean. Soc. Fish. Res.*, 6 (2) 140 - 152.
- Zhang, C.I., S. Kim, D. Gunderson, R. Marasco, J.B. Lee,

- H.W. Park and J.H. Lee, 2009. An ecosystem-based fisheries assessment approach for Korean fisheries. *Fisheries Research*, 100, 26 - 41.
- Zhang, C.I. and B.A. Megrey, 2010. A simple biomass-based length cohort analysis for estimating biomass and fishing mortality. *Trans. Amer. Fish. Soc.*, in press.
- Zhou, S. and S.P. Griffiths, 2008. Sustainability Assessment for Fishing Effects (SAFE): A new quantitative ecological risk assessment method and its application to elasmobranch bycatch in an Australian trawl fishery. *Fisheries Research*, 91, 56 - 68.
-
- 2010년 2월 5일 접수
2010년 2월 19일 1차 수정
2010년 2월 19일 수리