

수산자원량 추정을 위한 생물경제 모델의 적합성평가*

표 희 동**

Determining Appropriate Bioeconomic Models for Stock Assessment of Aquatic Resources

Pyo, Hee-Dong

< 목 차 >

I. 서론	1. 어획량과 어획노력량 실적자료
II. 생물경제모델	2. 어가와 어업비용
1. 생물경제모델의 분류	3. 실증분석결과
2. 잉여생산모델의 형성	IV. 결론
III. 사례분석에 의한 생물경제모델의 적합성 평가	참고문헌
	Abstract

I. 서 론

최근 컴퓨터의 발전으로 인해 수산업관리의 계량적 분석이 강조되고 있다. 많은 어업의 의사결정에서의 모델의 이용은 어업관리를 보다 정교화하는데 기여하고 있다. 어업관리자는 광범위한 정책방향 뿐만 아니라 특정 어종에 대한 적정어획노력량이나 적정어획쿼타수준과 같은 보다 구체적인 문제를 해결하여야 한다. 이와 같은 수산경제분석에서의 모델은 현실세계의 상황을 체계적으로 이해하고, 개선하는데 이용될 수 있다(Lee, 1980).

어업자원관리의 일반적인 목적은 자원의 고갈 없이 얼마나 잘 이용하느냐에 있다. 이와 같은 자원관리를 위한 가장 전형적인 방법이 최대지속가능한 어획량(Maximum Sustainable Yield: MSY) 또는 최대경제적 어획량(Maximum Economic Yield: MEY)과 투입어획노력량수준을 결정하는 것이다. 어업부문과 같이 재생가능한 자원의 대표적인 경제지표는 MSY의 개념이다 (Schaefer, 1954; Beverton and Holt, 1957; OECD, 2000). MSY는 자원의 지속가능성을 유지하면서 최대로 어획할 수 있는 양으로 정의된다. 최근 입어제한을 하지 않는 자유어업(open access)의 단점을 개선하기 위해서 MSY와 더불어 MEY라는 개념이 도입되고 있다. 일반적으로, MEY는 MSY보다 낮은

접수 : 2002년 9월 27일 게재확정 : 2002년 11월 15일

* 본 논문은 2002학년도 부경대학교 수산과학대학 자체학술연구비의 지원에 의한 것임.

** 부경대학교 해양산업정책학부 교수

수준의 스톡과 관련되기 때문에 자원보존의 목적과 더 잘 부합된다.¹⁾

이들 MSY와 MEY를 결정하기 위해서 MEY는 자원량의 어획과 관련된 수익과 비용을 고려한 생물학적 모델이 요구되는 반면에, MSY는 생산량과 관련된 어획노력량수준만을 반영한 생물학적 모델이다. 이와 같이 생물경제모델은 어획량과 어획노력량과 같은 생물학적 요소와 어가와 어업비용과 같은 경제적 요인을 결합하는 종합적인 접근방법(multidisciplinary approach)이다.

본 논문은 수산자원량을 추정하기 위해 개발된 생물경제모델, 즉 로지스틱 모델로서 Schaefer(1954, 1957) model, Schnute(1977) model, Walters and Hilborn(1976) model과 지수모델로서 Fox(1970) model과 Clarke, Yoshimoto and Pooley(1992) model을 체계적으로 소개하고, 우리나라 연근해어업종 멸치, 오징어, 정어리, 전갱이, 고등어 및 삼치 등 6개 어종의 어획량과 어획노력량의 실적자료를 이용하여 모델 추정식을 도출하고, 이들 모델들의 통계적 적합성을 평가한다. 이와 같은 생물경제모델을 이용한 실증분석은 지속가능성지표, 수산자원의 환경회계에 대한 자원량추정 및 다가오는 총허용어획량(Total Allowable Catch: TAC)제도의 도입에 대비한 비용효과적인(cost-effective) 접근 방법으로 활용될 수 있을 것이다.

II. 생물경제모델

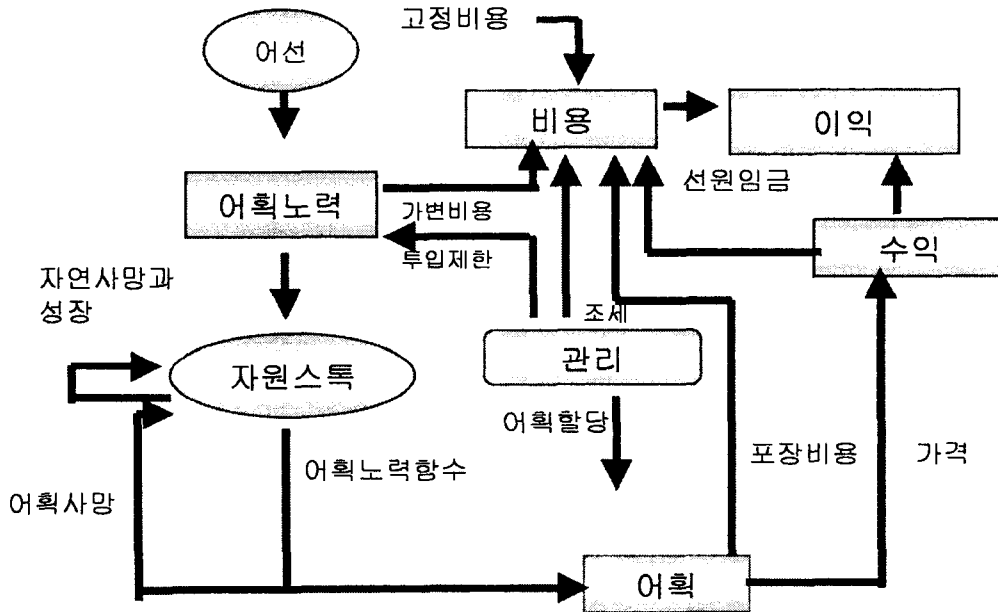
어업관리자는 두 가지 주요한 업무- 어획량 또는 어획노력량의 목표수준을 판별하고, 이 목표수준을 달성할 수 있는 정책을 시행하는 것-에 직면하게 된다. 어업관리자의 목적은 일반적으로 생물학적·경제학적 목적으로 분류할 수 있는데 어획량과 어획노력량의 적절한 수준을 결정하기 위해선 수산업내의 다양한 생물학적·경제학적 상호작용이 고려되어야 한다. 이는 생물경제모델의 이용을 필요로 한다.

대부분의 경우 생물경제모델의 경제적 요인은 생물학적 모델의 특성을 충분히 고려할 수 있도록 생물학적 모델 위에서 구성된다. 그러므로, 생물경제모델은 생물학과 어선에 대한 것을 정책분석의 하나의 틀 속으로 결합하는 수단을 제공한다. 생물경제모델의 개발은 생물학자, 경제학자, 어업관리자 및 상업적 운영자들과 관련한 종합과학적 업무이

1) 최적어획량(optimal yield)이라는 용어의 사용은 많은 국가에서 다양한 목적을 만족시키기 위한 목표 어획량을 서술하기 위해 채택되었다. 그러나 최적어획량의 정의는 아직 분명하지 않다. 최적어획량의 개념은 생물학적, 경제적, 사회학적 요소들을 포함함에 따라, 다양한 의미를 가질 것이며 유동적이기도 하다. 생물학적 사고는 수산업정책의 틀을 구성하는데 지배적인 역할을 하고있다. 대부분 경우의 최적수준은 경제적 사회적 여러 관련요소들에 의해 수정된 지속가능한 최적어획량으로 정의된다. 이 경우 어느 한 어획량이 최적으로 정의될 수 있다. 만일 사회적 목표가 장기 생물학적 혹은 경제적 목표보다 더 중요하다면 남획이 최적으로 정의될 수도 있다. Cunningham, Dunn and Whitmarsh (1985)는 최적어획량의 개념은 MSY개념의 결합으로부터 나왔다고 주장하였다. 주요 결합은 수산업 환경은 매년 변동이 심하며, 불리한 환경조건에서 MSY가 과도하게 추정된다면 자원의 남획 가능성이 존재한다는 것이다. 이처럼 MSY 이하에 있는 어획량수준은 대안적인 생물학적 목표로 제안되어 왔다.

다. 이와 같이 생물경제모델은 다양한 집단 간의 상호협력이 요구되고, 어업과 관련한 모든 분야들간의 연계성을 체계적으로 이해하는데 도움이 된다(Pascoe, 1998).

어업의 생물경제모델의 다양한 요인들이 어떻게 상호연계 될 수 있는지에 대한 하나의 사례는 다음 <그림 1>과 같다. 생물경제모델에서 어선은 어획노력량을 스톡에 적용한다. 어획노력량수준과 관련된 어획수준은 모델의 생물학적 요소로부터 추정된다. 생물학적 모델의 복잡성에 달려 있지만, 차기 연도의 스톡의 연령구조와 가입량수준(level of recruitment)의 변화도 추정될 수 있다.



<그림 1> 어업의 생물경제모델에서 요인들의 상호연계성

1. 생물경제모델의 분류

어업생물경제모델은 여러 가지 방법으로 분류될 수 있다. 즉, 특정한 시나리오의 장기적 결과를 추정하는 균형모델(equilibrium models)이나 특정한 시나리오에서 생긴 시간의 변화를 고려한 동태적 모델(dynamic models)로 개발될 수 있다. 뿐만 아니라, 최선의 가능한 결과를 추정하는 최적화 모델(optimisation models)이나 주어진 일련의 사상(a given set of events)으로부터의 기대된 결과를 추정하는 시뮬레이션 모델(simulation models)이 있다. 이들 분류는 상호 배타적이지 않다. 대부분의 모델은 균형 혹은 동태 모델과 최적화 혹은 시뮬레이션모델에 속한다.

균형모델은 어획량과 어업자원의 자연증가량이 수렴할 때 어업자원량은 동일한 수준, 즉, 균형을 유지할 수 있다는 점에서 착안된 것으로서, 주어진 어획노력량수준에서 어획

량과 경제적 이익의 장기적인 수준을 제시한다. 만약 모델링 작업의 목적이 생산이나 이익의 지속가능한 수준을 결정하는 것이라면 균형모델이 동태적 모델보다 더 적합하다. 동태적 모델은 어획수준에 대한 노력의 변화와 경제적 이익의 단기적 변화효과를 제시한다. 만약 모델링의 초점이 비용과 편익의 변화를 측정하는 것이라면 동태적 모델이 더 많은 정보를 제공할 수 있다. 왜냐 하면, 미래의 편익과 비용의 흐름이 서로 다르게 발생한다면, 사회적 시간선호성(social time preference)이 반영되는 것이 보다 합리적이기 때문이다. 충분히 장기간에 걸쳐 작동된다면, 동태모델은 장기적 균형모델의 결과와 수렴할 것이다.

균형모델과 동태모델은 수산경제분석에서 널리 이용되고 있다. 균형모델은 참치어업(Schaefer, 1954; Fox, 1970; Yeh, Tsou and Liu, 1991), 전갱이(Fox, 1970), 대하어업(Polovina, 1989; Clarke, Yoshimoto and Pooley, 1992, Yoshimoto and Clarke, 1993; Su and Liu, 1998) 및 여러 어종(Quinn, Deriso and Hoag, 1985; Placenti, Rizzo and Spagnolo, 1992)에 적용되고 있다. 동태모델은 호주 orange roughy stock의 최적감모율(Campbell, Hand and Smith, 1993), 부수어획제도(Androkovich and Stollery, 1994), 인도네시아의 날치(flying fish)어업(Resosudarmo, 1995) 및 어획노력량 제한정책의 효과(Tai and Heaps, 1996)를 추정하는데 이용되고 있다.

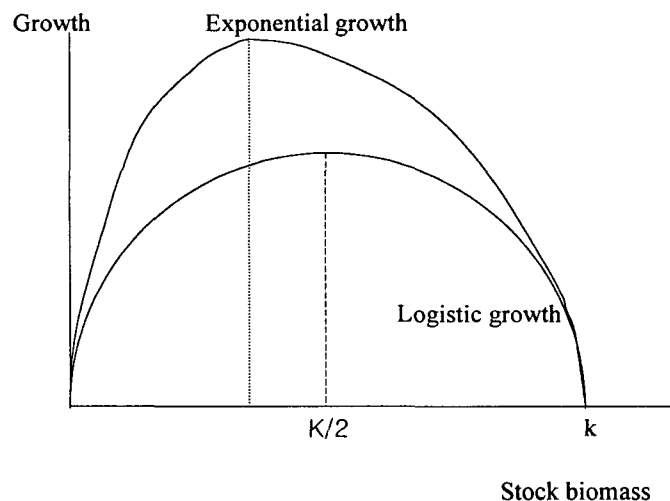
어떤 특정상황에서 동태모델과 균형모델 중 어느 모델을 사용할 것인가의 적합성은 과제에 따라 달라질 수 있다. 만일 모델링 목적이 지속가능한 생산량이나 이윤수준을 결정하는 것이라면, 균형모델이 일반적으로 보다 더 적합할 것이다. 반대로, 어업관리의 변화에 대한 편익과 비용을 추정하는 문제라면, 동태모델의 관리자에게 보다 많은 정보를 제공할 것이다. 예를 들면, 비용은 즉각적으로 발생하지만, 편익은 수년동안 발생하지 않을 수 있다. 이들 미래편익은 사회적 시간선호성에 의해 할인되는 것이 필요할 수 있다. 자본의 비탄력성(Clark, 1985; Clark, Munro and Charles, 1985) 때문에 관리정책의 효과가 일정기간 실현되지 않을 수 있다. 예를 들면, 초기에 편익이 발생하지 않은 후 상당히 큰 편익이 장기간 발생하는 정책은 단기간에 높은 편익이 발생하지만 장기적으로 더 낮은 편익이 발생하는 정책보다 더 낮은 이윤의 순현재가치를 가질 수 있다. 이런 경우 후자의 정책에서의 할인된 편익의 흐름이 전자의 것 보다 더 크다고 할지라도, 장기적 균형분석은 후자의 정책보다 전자의 정책을 선호할 것이다.

그러나, 동태모델은 가격과 비용의 미래흐름에 대한 완벽한 지식이 존재함을 가정한다. 그렇지만, 대부분의 경우 이런 파라미터는 잘 알려져 있지 않거나 불확실하고, 이들의 적은 변화라 할지라도 동태모델에서의 무질서행태성(chaotic behaviour endemic)으로 인해 모델의 결과는 크게 변동할 수 있다(Ruth and Hannon, 1997). 따라서, 동태모델은 예측적으로 고려될 수 없고, 단지 구체화된 경제조건하에서의 결과에 대한 방향을 나타낼 수 있다. 균형모델도 미래조건에 대한 정보가 필요하지만, 단지 하나의 추정치가 요구된다. 반대로, 동태모델은 매년의 추정치를 필요로 한다. 이 두 모델의 가정이 민감도 혹은 확률적 분석을 이용함으로써 검증될 수 있지만, 잠재적 결과의 범위는 균형모델보다 동태

모델이 수십 배로 훨씬 크고, 불확실성을 감소시킨다기보다는 증가시킨다. 다시 말해서, 동태모델은 균형모델보다 관리변화의 결과에 대하여 보다 더 많은 통찰력을 제공하지 못한다.

2. 잉여생산모델의 형성

균형모델의 가장 보편적인 형태인 잉여생산모델은 주어진 어획노력량수준에서 장기적인 지속가능한 생산량을 제시한다. 잉여생산모델은 자원량의 성장함수의 가정에 따라 다르게 형성되는데, 잉여생산모델의 근간이 되는 어업자원량(fish stock)의 성장모델은 Schaefer (1954, 1957)에 의해 개발된 전통적인 로지스틱 성장모델(logistic growth model)과 Fox (1970)에 의해 개발된 지수성장모델(exponential growth model)로 구분된다. <그림 2>에서 보는바와 같이 로지스틱 모델은 환경처리능력(environmental carrying capacity: k)의 절반수준($k/2$)에서 자원량의 최대성장이 이루어진다. $k/2$ 에서 자원량의 최대성장을 나타내는 포물곡선의 로지스틱모델과 달리 지수성장모델은 Gompertz 성장함수에 기반을 둔 것으로서, 로지스틱 곡선보다 더 낮은 수준의 자원량(biomass)에서 최대 성장을 나타낸다. 여기서, 자원량의 최대성장은 어업의 MSY와 같기 때문에 자원량의 감소 없이 어획될 수 있는 최대수준이다. 따라서, 어획노력량과 어획량의 지속가능한 수준 사이의 관계, 즉, MSY는 이 자원량의 성장모델로부터 도출될 수 있다.



<그림 2> 자원량의 성장곡선

1) 로지스틱성장모델

Schaefer의 로지스틱성장모델은 다른 모든 잉여생산모델과 마찬가지로 다음해의 자원량 B_{y+1} 이 당해의 자원량 B_y 와 한해동안의 자원량성장량 G_y , 그리고 어획량 수준 C_y 에 의해 결정된다고 가정한다.

$$\text{즉, } B_{y+1} = B_y + G_y - C_y \dots\dots\dots (1)$$

모든 잉여생산모델에서 가장 중요한 가정은 연간 자원량밀도변화가 단지 G_y 와 C_y 에만 의존한다는 것이다. Schaefer는 자원량의 잉여성장이 로지스틱하다고 가정하였는데 이를 다음과 같이 정리할 수 있다.

$$G_y = rB_y(1 - B_y/k) \dots\dots\dots (2)$$

(r : 고유의 성장률, k : 환경처리능력)

여기서 $B=k$ 이면 증가율은 0이 된다. 또 극대화의 1차 조건으로부터 성장은 $k/2$ 에서 최대가 된다.

Schaefer model에 있어서 또 다른 주요 가정은 단위노력당 어획량이 자원량에 비례한다는 것이다. 즉,

$$U_y = qB_y \dots\dots\dots (3)$$

(U_y : 단위어획노력량당어획량, q : 어획가능계수(어획노력량단위당 즉시 발생하는 어획사망율))

여기서, 어획량은 단위어획노력량당 어획량에 어획노력량수준을 곱한 것이다.

$$C_y = qB_y E_y \dots\dots\dots (4)$$

(E_y : 어획노력량 수준)

균형상태에서의 어획량은 성장률과 같다. 따라서 $B_{y+1} = B_y$ 이므로 균형방정식 (2)와 (4)의 첨자를 제거하여 B 에 대해 정리하면 다음과 같다.

$$B = k(1 - qE/r) \dots\dots\dots (5)$$

식(5)를 (4)에 대입하면 어획노력량수준과 지속가능한 어획량수준과의 관계를 도출할 수 있다.

$$C = qkE(1 - qE/r) = \alpha E - \beta E^2 \dots\dots\dots (6)$$

(여기서, α : qk , β : $\frac{q^2 k}{r}$)

MSY를 가져오는 어획노력량수준 E_{msy} 는 $dC/dE=0$ 으로부터 추정될 수 있다.

$$E_{msy} = r/2q \dots\dots\dots (7)$$

최대지속적 어획량 C_{msy} 자체는 식(7)을 식(6)에 대입하여 구한다.

$$C_{msy} = kr/4 \dots\dots\dots (8)$$

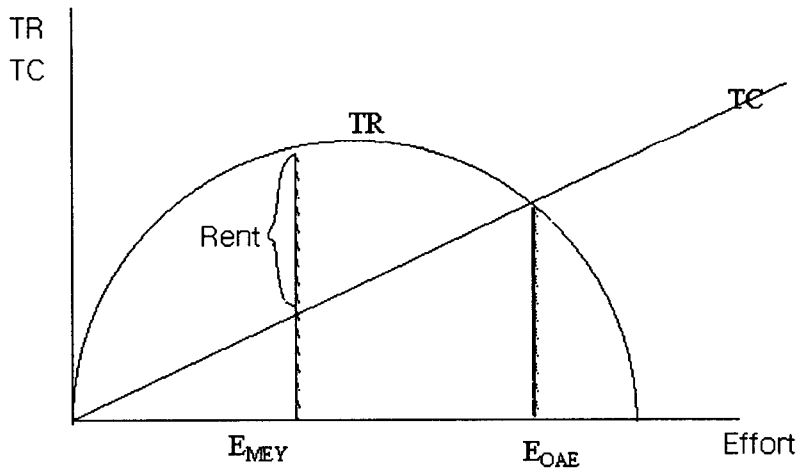
한편, Gordon은 Schaefer의 logistic growth model의 어획노력량(resultant catch effort)의 관계를 적용하여 어업의 생물경제 모델을 최초로 발전시켰다. 식(6)에서 어획량과 어획노력량의 관계로부터 포물선의 수입곡선이 만들어질 수 있다. 또, 식(6)에 가격 p 를 곱해줌으로써 총수입(TR)을 함수의 형태로 나타낼 수 있다.

$$TR = p(\alpha E - \beta E^2) \dots\dots\dots (9)$$

여기서, p 는 어종별 평균가격으로서 어획량의 수준에 따라 변화하지 않는 것으로 가정되고, 총비용(TC)은 어획노력량의 한계비용(v)이 일정하다는 가정하에 다음과 같은 어획노력량의 함수로 나타낼 수 있다.

$$TC = vE \dots\dots\dots (10)$$

이와 같은 방정식들을 이용한 생물경제모델은 다음 [그림 3]과 같이 나타낼 수 있다.



<그림 3> 기초적인 생물경제모델

어업에서의 총지대(π)는 식(9)와 식(10)으로부터 다음과 같이 구할 수 있다.

$$\pi = p(\alpha E - \beta E^2) - vE \dots\dots\dots (11)$$

여기서 MEY를 달성하는 어획노력량수준인 E_{mey} 는 극대화의 1차 조건을 이용하여 구해진다.

$$E_{mey} = (\alpha - v/p) / (2\beta) \dots\dots\dots (12)$$

2) 많은 경우 가격은 어획량수준에 따라 변한다. 이것은 결과에 영향을 줄 수 있다.

자유어업의 균형은 모든 렌트가 소멸될 때 달성된다. 자유어업에서 균형어획노력량수준은 식(11)을 0으로 하여 계산할 수 있다. 자유어업의 균형은 평균비용과 평균수입이 일치할 때 달성된다. 식(11)을 E 에 대해 풀면 다음 식(13)과 같다.

$$E_{oe} = (\alpha - v/p) / \beta \dots\dots\dots (13)$$

식(12)와 식(13)을 비교해보면, 로지스틱 잉여생산모델의 단위어획노력량당 비용과 가격이 일정하다는 가정하에서 E_{mey} 는 자유어업의 균형에서 발생하는 어획노력량수준 (E_{oe})의 절반임을 알 수 있다.

2) 지수 성장모델

Schaefer model에서 가정한 로지스틱 성장곡선의 대안으로 Gompertz성장함수에 기초한 지수성장모델이 있는데 이는 다음 식(14)와 같다.

$$G = rB \ln(k/B) \dots\dots\dots (14)$$

Fox(1970)는 이러한 성장가정에 기초하여 잉여생산모델을 개발하였다. Schaefer model에서와 같이 지속가능한 생산량은 자원량의 성장량과 같은데, Schaefer model에서의 식(3)처럼 단위어획노력량당 어획량이 자원량에 비례한다고 가정할 때 지수성장모델의 어획량 (C_e)은 다음 식(15)와 같이 표현될 수 있다.

$$C_e = \frac{r\bar{U}}{q} \left[\ln\left(\frac{U_\infty}{q}\right) - \ln\left(\frac{\bar{U}}{q}\right) \right] \dots\dots\dots (15)$$

U_∞ 은 자원이 사용되지 않은 상태에서 얻어지는 단위어획노력량당어획량, 즉, $U_\infty = rk$, 그리고 \bar{U} 는 단위어획노력량당 어획량의 평균이다. 그리고 어획량은 다음 식(16)과 같이 도출될 수 있다.³⁾

$$C = qkE e^{-(q/r)E} \dots\dots\dots (16)$$

한편, Fox model에서 어획량을 최대화하는 어획노력량수준은 1차 조건으로부터 E_{msy} 를 도출하면 다음 식(17)과 같다.⁴⁾

3) $\ln(q)$ 를 소거하여 식(15)의 우변을 확대하면, $C_e = \frac{r\bar{U}}{q} [\ln U_\infty - \ln \bar{U}]$.

위 식의 양변을 \bar{U} 로 나누면, $E = \frac{r}{q} [\ln U_\infty - \ln \bar{U}]$.

E 는 어업에서 투입된 어획노력량수준이고, 위 식을 $\ln \bar{U}$ 에 대해 정리하면, $\ln \bar{U} = \ln U_\infty - (q/r)E$.

위 식을 지수화하면, Fox model에서의 단위어획노력량당 어획량의 평균 \bar{U} 는 $\bar{U} = U_\infty e^{-(q/r)E}$. 따라서 이 식의 양변에 E 를 곱하면 식(16)을 도출할 수 있다.

4) 1차조건은 다음과 같이 표현된다.

$$E_{msy} = r/q \dots\dots\dots (17)$$

Gordon-Schaefer model에서와 마찬가지로 Fox model에서의 총수입은 어획노력량의 함수인 식(16)에 가격(p)을 곱한 것으로 표시된다.

$$TR = pqkEe^{-(q/r)E} \dots\dots\dots (18)$$

로지스틱모델에서와 마찬가지로 단순화를 위해 가격은 어획량수준에 따라 변하지 않고, 어획노력량의 한계비용은 일정하다고 가정한다.

여기서 MEY를 달성하는 어획노력량의 수준 E_{mey} 가 극대화의 1차 조건⁵⁾에 의해 구해질 수 있는데, Gordon-Schaefer model과는 달리 E_{mey} 는 지수함수에 기인한 모델변수의 함수로 쉽게 표시되지 못한다. 가장 간단히 하여도 다음관계로 표현할 수 있을 뿐이다.

$$E_{mey} = \frac{r}{q} \left[1 - \frac{v}{pqk} e^{(q/r)E_{mey}} \right] \dots\dots\dots (19)$$

식(19)를 E_{mey} 에 대하여 풀려면 반복되는 과정을 거쳐야 한다. 식의 양변이 같아질 때까지 E_{mey} 의 값을 변화한다.⁶⁾

3) 할인율과 동태적 MEY

잉여생산모델의 개발에서의 암시적 가정은 미래의 부의 가치는 현재의 부의 가치와 같다는 가치의 시간적 흐름을 고려하지 않은 것이다. 마찬가지로, 어획량에 대한 장기적인 최적 수준은 할인율에 의해 영향을 받을 수 있다. 이와 같이 할인율을 고려하면서 장기적 지대를 극대화하는 균형생산량을 동태적 MEY (DMEY)라고 일컫는다 (Pascoe, 1997). DMEY는 MEY보다 더 높은 어획노력량수준과 더 낮은 자원량수준을 나타낸다. 그러나, 어획량수준은 자원량수준에 따라 MEY보다 더 높을 수도 있고, 더 낮을 수도 있다.

잉여생산모델을 추정하는데 있어서 스톡자원량은 다음 식(20)에 나타난 바와 같이 스톡의 성장률 (G(B))과 어획량수준 (C(E, B))에 의해 결정된다.

$$\frac{dB}{dt} = B' = G(B) - C(E, B) \dots\dots\dots (20)$$

만일 한계비용이 일정하고, 단위어획량당 비용⁷⁾이 자원량밀도수준에 따라 변한다면, 무한대기간에 따른 이윤의 현재가치는 다음 식(21)과 같이 주어진다.

$$\frac{dC}{dE} = qke^{-(q/r)E} \left(1 - \frac{q}{r} E \right) = 0$$

이 식의 양변을 $qke^{-(q/r)E}$ 로 나누고 그 결과를 E에 대하여 풀면 식(17)이 도출된다.

5) $\frac{d\pi}{dE} = pqke^{-(q/r)E} \left(1 - \frac{q}{r} E \right) - c = 0$

6) Excel의 목표값 찾기(goal seeking)모델에서 이 값을 쉽게 도출할 수 있다.

7) 단위어획량당 비용은 단위노력당 비용을 단위노력량당 어획량 (CPUE)로 나눈 값이다. 즉, $c(B) = c/(qB)$.

$$PV = \int_0^{\infty} e^{-\delta t} [p - v(B)] [G(B) - B'] dt \quad \dots\dots\dots (21)$$

Clark (1990)에 따르면 최대이윤의 현재가치는 극대화를 위한 Euler의 필요조건을 적용함으로써 다음 식(22)를 도출할 수 있다.⁸⁾

$$G'(B) - \frac{v'(B)G(B)}{p - v(B)} = \delta \quad \dots\dots\dots (22)$$

여기서 Schaefer의 로지스틱모형을 위한 장기적 최적 스톡의 크기와 식(22)를 결합하면, 결국 최적바이오매스 크기 (B*)를 다음 식(23)과 같이 도출할 수 있다.⁹⁾

$$B^* = \frac{k}{4} \left[1 + \frac{v}{pqk} - \frac{\delta}{r} \right] + \sqrt{\left[1 + \frac{v}{pqk} - \frac{\delta}{r} \right]^2 + \frac{8v\delta}{rpqk}} \quad \dots\dots\dots (23)$$

이와 같이 최적스톡수준이 주어지면, 이 바이오매스수준에서의 어획노력량수준, 어획량 및 지대이윤수준이 도출될 수 있다.

한편, 지수성장모형에 따른 DMEY에서의 바이오매스를 결정하는 방정식은 다음 식(24)와 같다. 이 방정식은 지수모형의 MEY를 도출하는 방법과 같이 Excel의 목표값찾기 모형을 이용하거나 반복적 절차에 따라 추정하는 것이 필요하다.

$$\ln\left(\frac{k}{B^*}\right) = \left(1 + \frac{\delta}{r}\right) \left(1 - \frac{v/pq}{B^*}\right) \quad \dots\dots\dots (24)$$

4) 실적자료에 의한 모델추정방법과 균형모형

거의 대부분의 수산자원은 균형을 이루기 힘들다. 불균형하에서의 어획량과 어획노력량의 자료를 이용하여 균형생산곡선을 추정하는 방법들이 개발되고 있다. 로지스틱 생산함수의 대표적 모형인 Schaefer model, Schnute model 및 Walters&Hilborn(WH) model과 지수함수의 대표적 모형인 Fox model과 Clarke, Yoshimoto and Pooley(CYP) model 추정을 위한 자료형성은 다음 <표 1>과 같다.

8) Euler의 필요조건을 적용하면 다음 식과 같이 결정될 수 있다.

$$\frac{\partial PV}{\partial B} = \frac{d}{dt} \frac{\partial PV}{\partial B'}$$

여기서 위 식은 다음 식과 같다.

$$\frac{\partial PV}{\partial B} = e^{-\delta t} [-v'(B)[G(B) - B'] + [p - v(B)]G'(B)]$$

$$\frac{d}{dt} \frac{\partial PV}{\partial B'} = \frac{d}{dt} [e^{-\delta t} [p - v(B)]] = e^{-\delta t} [\delta [p - v(B)] + v'(B)B']$$

위 두 식을 결합하면 다음 식을 얻고, 이를 정리하면 식(22)가 된다.

$$-v'(B)G(B) + [p - v(B)]G'(B) = \delta [p - v(B)]$$

9) Schaefer 로지스틱모형의 장기적 최적스톡의 크기는 다음과 같이 주어진다.

$$G(B) = rB(1 - B/k) \text{ and } v(B) = v/qB$$

위 식을 식(22) 속으로 결합하면 다음 식과 같이 나타낼 수 있고, 이를 정리한 것이 식(23)이다.

$$\left(r - \frac{2r}{k} B\right) - \frac{(-v/qB^2)(rB - rB^2/k)}{p - v/qB} = \delta$$

〈표 1〉 생물경제모델 추정을 위한 모델구성

함수형태	생산모델	추정식
로지스틱 함 수	Schaefer model	$\frac{\overline{U}_{t+1} - \overline{U}_{t-1}}{2\overline{U}_t} = r - \frac{r}{qk} \overline{U}_t - q\overline{E}$
	Schnute model	$\ln\left[\frac{\overline{U}_{n+1}}{\overline{U}_n}\right] = r - \frac{r}{qk} \left[\frac{\overline{U}_t + \overline{U}_{t+1}}{2}\right] - q\left[\frac{\overline{E}_t + \overline{E}_{t+1}}{2}\right]$
	WH model	$\frac{\overline{U}_{t+1}}{\overline{U}_t} - 1 = r - \frac{r}{qk} \overline{U}_t - q\overline{E}_t$
지수함수	Fox model	$\frac{\overline{U}_{t+1} - \overline{U}_{t-1}}{2\overline{U}_t} = r \ln(qk) - r \ln(\overline{U}_t) - q\overline{E}_t$
	CYP model	$\ln(\overline{U}_{t+1}) = \frac{2r}{2+r} \ln(qk) + \frac{2-r}{2+r} \ln(\overline{U}_t) - \frac{q}{2+r} (\overline{E}_t + \overline{E}_{t+1})$

〈표 2〉 정태적 및 동태적 생물경제 균형모델

Level	Parameter	Logistic 성장모델	Exponential 성장모델
Catch	Equation	$qkE(1-qE/r)$	$qkE/\exp(Eq/r)$
MSY	Effort(E_{msy})	$r/2q$	r/q
	Catch(C_{msy})	$kr/4$	$qkE_{msy}/\exp(E_{msy} q/r)$
	Biomass(B_{msy})	$k(1-qE_{msy}/r)$	$k / \exp(E_{msy} q/r)$
	net rent(π_{msy})	$pC_{msy} - vE_{msy}$	$pC_{msy} - vE_{msy}$
MEY	$E_{mey}^{1)}$	$r(1-v/(pqk))/(2q)$	$r/q[1-(v/pqk)\exp((q/r)E_{mey})]$
	C_{mey}	$kr[1-(v/(pqk))^2]$	$qkE_{mey}/\exp(E_{mey} q/r)$
	B_{mey}	$C_{mey}/(qE_{mey})$	$C_{mey}/(qE_{mey})$
	π_{mey}	$pC_{mey} - vE_{mey}$	$pC_{mey} - vE_{mey}$
DMEY ¹⁾	$B_{dmey}(B^*)$	$(k/4)[1+(v/(pqk))-r]+$ $SQR([1+(v/(pqk))-r]^2+$ $[8v/(rpqk)])]$	$LN(k/B^*)=(1+r)[1-(v/pq)/B^*]$
	C_{dmey}	$rB^*(1-B^*/k)$	$rB^* LN(k/B^*)$
	E_{dmey}	$C_{dmey}/(qB_{dmey})$	$C_{dmey}/(qB_{dmey})$
	π_{dmey}	$pC_{dmey} - vE_{dmey}$	$pC_{dmey} - vE_{dmey}$

여기서 Schaefer model은 시간에 대하여 연속적인 모델로서 일정기간(1년)의 평균을 이용한 반면에, Schnute(1977)과 Walters and Hilborn(1976)은 평균이 아니라 총합에 기초한 근사값을 대안으로 제시하였다. Gulland (1961)는 단위어획노력량당 어획량과 평균 어획노력량의 과거 자료를 비교하는 방법에 의거 균형어획률을 계산하는 단순한 방법을 개발하였다. 그 후 이 방법은 Fox에 의해 지수함수형(exponential) 방법으로 발전되었다. 그런데, 최근의 실증적 연구결과 이 방법은 일반적으로 MSY와 MSY를 달성하는 어획량수준(E_{msy})을 과대평가하는 문제점들이 지적되고 있다(Polacheck, Hilborn and Punt, 1993). Clarke, Yoshimoto and Pooley(1992)는 Schnute(1977)가 로지스틱 모형을 통합 개발한 것과 동일한 선상에서 Fox model을 통합개발하였다.

이상과 같이 검토된 로지스틱성장모델과 지수성장모델에 따른 잉여생산모델의 도출과정을 통하여 생물경제 균형모델을 도출할 수 있는데, 이를 요약하면 앞의 <표 2>와 같다.

Ⅲ. 사례분석에 의한 생물경제모델의 적합성평가

1. 어획량과 어획노력량 실적자료

어획노력량은 생물경제분석에 있어서 주요한 변수로서, 모든 생물경제모델의 어획량수준은 어획노력량과 바이오매스수준의 함수로 가정한다. 즉, $C_t = qB_tE_t$. 수산자원관리에 서 많이 이용되는 어획노력량에 대한 측정치는 어업형태에 따라 조업일수, 선박크기, 마력크기, 어망 등 어구크기, 조업인원수 및 이들간의 조합 등이 있다. 불행하게도 조업일수와 같은 어획노력량의 관찰가능한 측정치는 어획량을 충분히 설명하기 어렵다. 따라서 노력량의 측정치를 얼마나 잘 표준화하느냐는 매우 중요하다.

본 연구의 실증분석에서는 기선권형망어업(멸치)의 경우 선박엔진의 크기(마력수), 근해채낚기(오징어)의 경우 총조업일수(조업일수×조업인원), 그리고 기타 대형선망어업(정어리, 전갱이, 삼치, 고등어)의 경우 어망길이(km nets × lifts)를 적용한다. 이들에 대한 시계열자료는 정어리와 삼치를 제외한 어종들(멸치, 오징어, 전갱이, 고등어)의 실적자료는 30년(1970년~1999년)동안의 자료이고, 정어리는 25년(1975년~1999년), 삼치는 19년(1981년~1999년)동안의 자료를 사용한다.

2. 어가와 어업비용

어가와 어업비용은 MSY를 제외한 MEY, OAE 및 동태적 MEY를 추정하는데 있어서 주요한 자료이다. 본 연구의 실증분석에서는 인플레이션을 조정한 평균불변 어가와 비용자료(1994년~1999년)를 이용한다(<표 3>). MEY, OAE 및 동태적 MEY를 추정할 때

이용되는 단위당 비용은 어획노력량당 한계비용(marginal cost of effort), $v = \text{total cost}/\text{effort}$ 이어야 한다. 그런데, 어획노력량당 한계비용자료를 구하는 것은 쉬운 일이 아니다. 실제 통계자료에서 쉽게 구할 수 있는 자료는 단위어획량당 비용, $w = \text{total cost}/\text{catch} = \text{total cost}/(\text{CPUE} \times \text{effort})$ 이다. 따라서, 본 연구에서는 편의상 단위어획당 비용(w)을 이용한 단위노력당 한계비용, $v = w \times \text{CPUE} = wqB$ 을 적용한다.¹⁰⁾

<표 3> 평균가격과 비용

(단위: \$/ton)

Item	멸치	오징어	전갱이	정어리	고등어	삼치
단위가격(p)	1,044	1,599	894	445	616	2177
단위비용(w)	882	1,530	760	400	554	2068

자료: 수협중앙회, 어업경영조사보고서

3. 실증분석결과

본 연구에서의 6개 대상어종의 MSY, MEY 및 동태적 MEY를 추정하기 위해서 먼저 Schaefer, Schnute, Walters&Hilborn, Fox 및 CYP모델들의 통계적 적합성 및 유의성이 회귀분석에 의해 추정되었다(표 4~표9 참조). 여기서 CYP 모델을 제외한 모든 모델의 추정치가 R^2 , t-통계치, 자기상관(autocorrelation) 등에 있어서 통계적으로 유의하지 않을 뿐만 아니라 최종적으로 산출하고자 한 MSY, MEY, OAE 및 동태적 MEY의 추정 결과가 실적자료들과 비교할 때 지극히 비현실적으로 나타났다.¹¹⁾ 반면에, CYP 모델을 이용한 추정치는 10%이내의 수준에서 통계적으로 유의성을 갖고 있다. 따라서, 본 연구에서는 CYP 모델에 의한 분석에 초점을 둔다. 이와 같이 지속가능한 생산량 등을 추정하는데 있어서 어종별 해역환경별 적합한 모델을 선정하는 것은 주요한 절차 중의 하나이다. CYP 모델의 추정된 방정식과 통계결과는 <표 10>에 요약되어 있다.

10) $w = \text{total cost}/(\text{CPUE} \times \text{effort}) = (\text{total cost}/\text{effort}) \times (1/\text{CPUE}) = v \times (1/\text{CPUE}) \therefore v = w \times \text{CPUE} = wqB$. 그런데, 여기서 주의할 점은 어느 시점의 B를 이용하느냐 하는 논란이 생길 수 있다. 본 연구에서는 msy에서의 자원량(B_{msy})을 이용한다. 따라서, 한계비용(v)의 추정과 어떤 상황의 자원량을 사용할 것인가에 대한 연구가 필요하다.

11) 최근의 연구결과(Clarke. et al., 1992; Pascoe, 1998) 일반적으로 CYP모델이 타 모델들보다 더 좋은 통계적 적합성을 보이고 있다.

표 회 동

〈표 4〉 멀치 자원량 추정식과 통계치

Model	Independent Variables	Parameters Estimated	Standard Error	R ²	Adjusted R-square	t-statistics	D-W Statistics	Collinearity Statistics
Schaefer	constant	-0.08345	0.2500			-0.334		Tolerance 0.379
	Totalhp	0.2599	0.0830	0.01	-0.11	0.313	1.789	VIF
	CPUEhp	-2.0E-08	1.29E-6			-0.012		2.641
Fox	Constant	-0.0124	0.2134			-0.058		Tolerance 0.204
	Ln(U)	-9.391E-4	0.1728	0.005	-0.12	-0.005	1.808	VIF
	totalhp	-3.3E-7	1.69E-6			-0.192		4.897
Schnute	Constant	-0.0292	0.3024			-0.097		Tolerance 0.303
	(E+E1)/2	-1.7E-7	1.48E-6	.004	-0.12	-0.117	2.112	VIF
	(U+U1)/2	4.412E-3	0.1037			0.043		3.301
Walters & Hilborn	Constant	0.3027	0.2609			1.160		Tolerance 0.986
	Totalhp	-0.1053	0.0901	0.054	-0.064	-1.169	2.005	VIF
	CPUEhp	-1.31E-6	1.30E-6			-1.006		1.014
CYP	Constant	0.623	0.213			2.922***		Tolerance 0.212
	E+E1	-2.670E-6	0.000	0.831	0.818	-3.164***	1.904	VIF
	Ln(U)	0.391	0.178			2.196**		4.715

〈표 5〉 오징어 자원량 추정식과 통계치

Model	Independent Variables	Parameters Estimated	Standard Error	R ²	Adjusted R-square	t-statistics	D-W Statistics	Collinearity Statistics
Schaefer	Constant	0.1004	0.18098			0.555		Tolerance 0.846
	Effort	-2.0E-8	8.0E-8	0.008	-0.116	-0.3112	1.726	VIF
	CPUE	-0.9433	2.2733			-0.4150		1.182
Fox	Constant	-0.01057	0.31326			-0.0334		Tolerance 0.882
	Effort	-2.0E-8	8.0E-8	0.003	-0.122	-0.2239	1.730	VIF
	Ln(U)	-0.01893	0.09365			-0.2022		1.133
Schnute	Constant	0.62065	0.3035			2.045**		Tolerance 0.794
	(E+E1)/2	-3.6E-7	1.7E-7	0.164	0.060	-2.114**		VIF
	(U+U1)/2	-1.11908	1.9792			-0.565		1.260
Walters & Hilborn	Constant	0.46761	0.30843			1.516		Tolerance 0.846
	Effort	-2.3E-7	1.7E-7	0.712	-0.045	-1.340		VIF
	CPUE	-0.84904	2.29184			-0.370		1.182
CYP	Constant	0.30809	0.2803			1.099		Tolerance 0.872
	E+E1	-1.9E-7	8.0E-8	0.904	0.892	-2.447**	1.818	VIF
	Ln(U)	0.91041	0.07123			12.78***		1.147

〈표 6〉 전갱이 자원량 추정식과 통계치

Model	Independent Variables	Parameters Estimated	Standard Error	R ²	Adjusted R-square	t-statistics	D-W Statistics	Collinearity Statistics
Schaefer	constant	-0.2068				-0.2343		Tolerance 0.986
	Totalhp	-3.965E-05	1.8538	0.039	-0.081	-0.5204	2.088	VIF
	CPUEhp	0.2745				0.7666		1.014
Fox	Constant	0.1828				0.7991		Tolerance 0.978
	Ln(U)	0.4512	1.7767	0.117	0.006	1.6581	2.088	VIF
	totalhp	-2.948E-05				-0.3984		1.022
Schnute	Constant	0.0526	1.1610			0.1161		Tolerance 0.996
	(E+E1)/2	-1.219E-05		0.004	-0.121	-0.2949	2.064	VIF
	(U+U1)/2	0.0151				0.0731		1.004
Walters & Hilborn	Constant	2.781				2.439		Tolerance 0.986
	Totalhp	7.585E-06	2.3370	0.287	0.232	0.077	2.292	VIF
	CPUEhp	-1.491				-3.202		1.014
CYP	Constant	-0.0113				-0.0293		Tolerance 1.000
	E+E1	-7.44E-06	1.0762	0.543	0.486	-0.3718	1.907	VIF
	Ln(U)	0.7227				5.3064		1.000

〈표 7〉 정어리 자원량 추정식과 통계치

Model	Independent Variables	Parameters Estimated	Standard Error	R ²	Adjusted R-square	t-statistics	D-W Statistics	Collinearity Statistics
Schaefer	constant	0.1531				0.3972		Tolerance 0.928
	Totalhp	-2.306E-05	0.3614	0.018	-0.137	-0.5958	1.331	VIF
	CPUEhp	1.570E-03				0.0790		1.077
Fox	Constant	0.0551				0.1272		Tolerance 0.954
	Ln(U)	0.0611	0.3602	0.030	-0.124	0.4672	1.251	VIF
	totalhp	-2.279E-05				-0.2958		1.048
Schnute	Constant	0.916				2.438		Tolerance 0.931
	(E+E1)/2	-1.036E-04	0.5488	0.221	0.146	-2.359	1.843	VIF
	(U+U1)/2	5.335E-04				0.024		1.074
Walters & Hilborn	Constant	0.5789				0.2693		Tolerance 0.928
	Totalhp	-1.267E-05	0.5575	0.155	0.022	-0.2343	1.4671	VIF
	CPUEhp	-0.0490				-1.8012		1.077
CYP	Constant	0.8074				1.7489		Tolerance 0.925
	E+E1	-3.069E-05	0.5160	0.693	0.644	-1.2794	1.940	VIF
	Ln(U)	0.8342				6.5155		1.081

표 회 동

〈표 8〉 고등어 자원량 추정식과 통계치

Model	Independent Variables	Parameters Estimated	Standard Error	R ²	Adjusted R-square	t-statistics	D-W Statistics	Collinearity Statistics
Schaefer	constant	-0.2079				0.4558		Tolerance 0.688
	Totalhp	1.807E-05	0.2692	0.032	-0.094	0.8643	1.945	VIF
	CPUEhp	3.162E-03				0.3702		1.454
Fox	Constant	-0.2814				-0.5248		Tolerance 0.657
	Ln(U)	0.0479	0.2694	0.030	-0.096	0.3094	1.942	VIF
	Totalhp	1.753E-05				0.8223		1.521
Schnute	Constant	-0.2494				-0.9115		Tolerance 0.580
	(E+E1)/2	1.797E-05	0.3427	0.037	-0.083	0.9610	2.117	VIF
	(U+U1)/2	5.771E-03				0.6261		1.724
Walters & Hilborn	Constant	0.435				1.087		Tolerance 0.645
	Totalhp	2.886E-07	0.4249	0.154	0.089	0.010	2.250	VIF
	CPUEhp	-2.277E-02				-1.740		1.551
CYP	Constant	0.7689				1.4153		Tolerance 0.591
	E+E1	-5.84E-06	0.3307	0.673	0.633	-0.5935	1.958	VIF
	Ln(U)	0.7456				4.7563		1.692

〈표 9〉 삼치 자원량 추정식과 통계치

Model	Independent Variables	Parameters Estimated	Standard Error	R ²	Adjusted R-square	t-statistics	D-W Statistics	Collinearity Statistics
Schaefer	constant	0.3897				0.7047		Tolerance 0.985
	Totalhp	-0.0178	1.0355	0.051	-0.168	-0.7803	2.150	VIF
	CPUEhp	-1.664E-04				-0.4832		1.016
Fox	Constant	1.4880				0.8342		Tolerance 0.998
	Ln(U)	-0.1915	1.0228	0.073	-0.141	-0.7476	2.145	VIF
	Totalhp	-0.0174				-0.7886		1.002
Schnute	Constant	0.2212				0.4089		Tolerance 0.917
	(E+E1)/2	-0.0115	0.9465	0.019	-0.208	-0.4840	2.347	VIF
	(U+U1)/2	-8.280E-05				-0.2551		1.090
Walters & Hilborn	Constant	2.2584				2.9290		Tolerance 0.985
	Totalhp	-0.0327	1.4622	0.343	0.191	-1.0260	2.210	VIF
	CPUEhp	-1.234E-03				-2.5823		1.016
CYP	Constant	2.5157				1.7197		Tolerance 0.971
	E+E1	-7.072E-03	0.8645	0.456	0.331	-0.6425	2.142	VIF
	Ln(U)	0.6479				3.1131		1.030

수산자원량 추정을 위한 생물경제 모델의 적합성평가

<표 10> CYP 모델에 의한 추정식과 통계치

어종	독립변수	계수추정치	Standard Error	R ²	Adjusted R ²	t-statistics	D-W Statistics	Collinearity Statistics
멸치	상수	0.623	0.213	0.831	0.818	2.922***	1.904	Tolerance 0.212 VIF 4.715
	E+E1	-2.670E-06	0.11E-5			-3.164***		
	LN(U)	0.391	0.178			2.196**		
오징어	상수	0.43992	0.30146	0.903	0.890	1.459	1.818	Tolerance 0.900 VIF 1.111
	E+E1	-2.1E-07	0.8E-7			-2.640***		
	LN(U)	0.930812	0.07253			12.832***		
오징어 (r=1)	상수	-1.83141	0.51562	0.04	-0.04	-3.552***	2.265	Tolerance 1.000 VIF 1.00
	E+E1	-1.7E-07	1.6E-7			-1.043		
전갱이	상수	-0.0113	0.3802	0.543	0.486	-0.0293	1.907	Tolerance 1.000 VIF 1.000
	E+E1	-7.44E-06	2.001E-5			-0.3718		
	LN(U)	0.7227	0.1362			5.3064***		
정어리	상수	0.8074	0.4617	0.693	0.644	1.7489*	1.940	Tolerance 0.925 VIF 1.081
	E+E1	-3.069E-5	2.399E-5			-1.2794		
	LN(U)	0.8342	0.1280			6.5155***		
고등어	상수	0.7689	0.5433	0.673	0.633	1.4153	1.958	Tolerance 0.591 VIF 1.692
	E+E1	-5.84E-06	9.84E-6			-0.5935		
	LN(U)	0.7456	0.1568			4.7563***		
삼치	상수	2.5157	1.4629	0.675	0.456	1.7197*	2.142	Tolerance 0.971 VIF 1.030
	E+E1	-7.072E-3	0.0110			-0.6425		
	LN(U)	0.6479	0.2081			3.1131***		

주 : * 10% 수준의 신뢰도 ; ** 5% 수준의 신뢰도 ; *** 1% 수준의 신뢰도.

<표 10>은 CYP 모델에 의해 추정된 MSY의 적합성을 파악하기 위해서 참고적으로 장창익 등(2000)에 의해 추정된 생물학적 모델 (ABC)의 MSY 및 실적자료의 평균 어획 노력량과 어획량이 추가되었다. CYP 모델과 ABC 모델의 MSY를 비교한 결과 정어리를 제외한 전갱이, 고등어 및 삼치에 대한 두 모델의 결과치는 서로 유사함을 나타냈다. 구체적으로, CYP에 의한 전갱이, 고등어 및 삼치의 MSY는 각각 6,581톤, 164,586톤 및 11,608톤으로 추정되었고, 어획량의 평균 실적치는 각각 13,207톤, 121,775톤 및 15,744톤 이고, ABC 모델에 의한 어획량 추정치는 각각 5,000~13,000톤, 132,000~197,000톤 및 10,000~18,000톤으로서, 지속가능한 생산량을 위한 판단기준으로 이용될 수 있다. 다만, 정어리의 경우 CYP 모델에 의해 추정된 MSY (129,000톤)가 ABC 모델의 것(20,000~40,000톤) 보다 3~6.5배정도 많다. 그러나, 비록 정어리의 최근 어획실적이 10,000~44,000톤 사이로 급격하게 하락하고 있지만, CYP 모델에 의한 추정치는 1983년~1990년의 정어리의 연간어획량실적 (130,000~190,000톤)과는 비교가능함을 알 수 있다. 여기서

유의할 점은 정어리, 전갱이, 고등어 및 삼치 등의 어업은 대형선망어업 등 다양한 어업 방법에 의해 어획될 뿐만 아니라 하나의 어업방법 중에서도 다수어종이 어획되고 있다는 것이다. 따라서 보다 정교한 지속가능한 생산량을 추정하기 위해서는 보다 복잡한 모델로 확대되어야 할 것이다.

한편, 본 실증연구에서는 단일어종의 대표적인 어업으로서 멸치잡이가 90% 이상인 기선권형망어업과 오징어잡이가 90% 정도인 근해채낚기어업에 대한 분석을 추가하였다. 기선권형망어업의 경우 R^2 가 0.82이고, 상수, 어획노력량 및 CPUE의 계수에 대해서 1%, 1% 및 5% 수준에서 각각 통계적으로 유의할 뿐만 아니라 자기상관 (autocorrelation), 다중공선성 (multicollinearity) 및 이분산 (heteroscedascity) 현상문제가 발생하지 않았다. <표 11>와 [그림 5]에 나타난 바와 같이 CYP 모델에 의한 MSY의 노력량과 어획량 (114,040 마력과 116,670톤)은 실제 노력량과 어획량의 평균값 (107,905마력과 96,160톤)과 비교할 때 적합한 것 같다. 다시 말해서, 최근의 연간 어획량이 110,000~160,000톤인 점을 감안할 때 100,000톤 내외의 수준에서 멸치에 대한 최대지속가능수준을 유지할 수 있을 것으로 예상된다. 반면에, MEY의 수준은 95,000톤으로서 MSY의 81% 수준에서 경제적 이익을 최대화할 수 있음을 암시하고 있다. 또 하나의 주목할 만한 사항은 전 절에서 언급된 바와 같이¹²⁾ 할인을 8% 수준에서 동태적 MEY의 어획노력량과 어획량 (59,363마력과 98,114톤)은 MEY의 것 (56,085마력과 95,399톤)보다 더 높고, 동태적 MEY의 바이오매스 (215,264톤)는 MEY의 바이오매스(221,542톤)보다 약간 더 낮게 나타났다는 것이다. 다시 말해서, 할인을 0%와 ∞%에서의 동태적 MEY의 결과는 정태적 MEY와 OAE의 추정치와 동일하다는 것을 예시한다.

또 다른 단일어종어업으로서의 오징어잡이 근해채낚기어업의 경우 Durbin-Watson 통계치로부터 자기상관이 발견되어 Corchrane-Orcutt 처리를 통해 R^2 가 0.72에서 0.90으로 개선되었고, t-검정에서도 어획노력량과 CPUE의 계수는 1% 수준에서 통계적으로 유의성을 갖게 되었다. 그런데, 이 추정모델이 통계적으로 유의함에도 불구하고, 이 추정모델을 이용한 추정치 (MSY, MEY 등)는 크게 비현실적이었다. 예컨대, MSY의 추정된 노력량은 평균실제노력량보다 약 10배정도가 더 낮고, MSY의 추정된 어획량은 평균 실제어획량보다 1,000배정도 더 높다. 오징어나 멸치와 같이 단년생(1년생)의 본질적 성장률 (intrinsic growth rate : r)은 빠른 성장률을 감안할 때 r 은 1에 근접하여야 적합할 것이다. 그런데, 멸치의 추정된 r 은 0.875로서 1에 근사하다고 할 수 있는 반면에, 오징어의 추정된 r 은 0.072로서 매우 낮게 나타났다.

따라서, 오징어 성장률의 특수한 환경을 감안할 때 어획노력량과 CPUE와 같은 실적자료의 문제점이 보완되거나 모델이 수정되어야 할 것이다. 실적자료의 보완의 어려움으로 인하여 편의상 이 모델의 본질적 성장률을 1로 고정할 경우 오징어잡이 근해채낚기의 CYP 모델은 다음과 같이 재구성될 수 있다.

12) DMEY는 MEY보다 더 높은 어획노력량수준과 더 낮은 바이오매스를 나타낸다. 그러나, 어획량수준은 바이오매스수준에 따라 MEY보다 더 높을 수도 있고, 더 낮을 수도 있다.

$$\ln(\bar{U}_t) = \frac{2}{3} \ln(qk) - \frac{q}{3} (\bar{E}_t + \bar{E}_{t+1})^{13)}$$

상기와 같이 재구성된 모델을 이용하여 오징어잡이 근해채낚기를 위한 모델을 추정하였지만, 이 추정식의 R^2 값은 아주 작아 변수간의 밀접도가 아주 미약하지만, 상수와 어획노력량은 각각 1%수준과 15%수준의 통계적 유의성을 갖고 있고 추정결과는 최초의 모델과 달리 보다 현실적이다. 예를 들면, 재구성된 모델의 MSY의 어획노력량과 어획량 (1,960,784일, 46,246톤)은 평균 실제어획노력량과 어획량 (1,563,699일, 49,795톤)과 비교 가능하다.

〈표 11〉 CYP model에 의한 r, q, k, MSY, MEY 및 동태적 MEY의 추정치

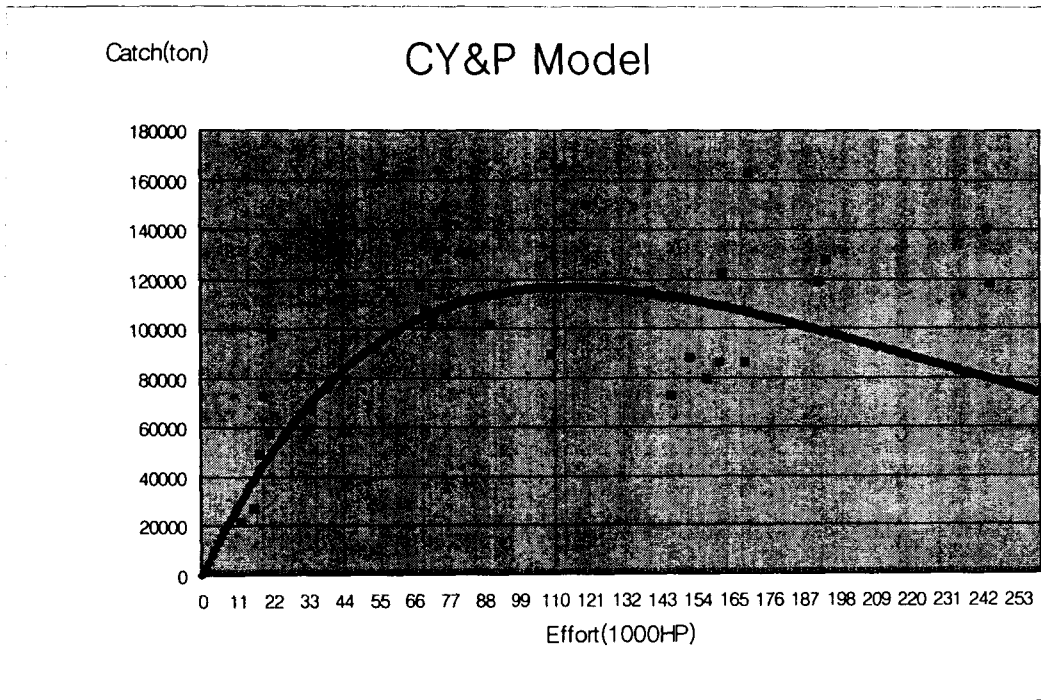
파라미터	멸치	오징어	오징어 (r=1)	전갱이	정어리	고등어	삼치
r	0.875629	0.071667	1.000000	0.321980	0.180801	0.291526	0.427332
q	7.678E-6	4.350E-07	5.1E-07	1.73E-05	6.69E-05	1.34E-05	0.017166
k	3.623E+5	1.3269E+9	1.2571E+05	5.56E+04	1.95E+06	1.53E+06	7.3841E+4
Emsy	114,044	164,733	1,960,784	18,635	2,701	21,780	24.89
MSY	116,697	34,984,612	46,246	6,581	129,466	164,586	11,608
Bmsy	133,272	488,152,188	46,246	20,444	716,125	564,665	27,164
π (msy) ²⁾	18,904	2,413,938	3,190	881	5,825	10,204	1,265
Effort ³⁾	107,905	1,563,699	1,563,699	8,612	8,135	7,247	13.0
Catch ³⁾	96,160	49,795	49,795	13,207	72,635	121,775	15,744
ABC model ¹⁾	-	-	-	5,000 ~ 13,000	20,000 ~ 40,000	132,000 ~197,000	10,000 ~ 18,000
Emey	56,085	73,912	879,758	9,125	1,271	10,246	11.23
Cmey	95,399	27,242,519	36,011	5,369	103,448	131,483	9,067
Bmey	221,542	847,211,595	80,262	34,057	1,215,918	958,929	47,023
π (mey) ²⁾	48,980	19,544,712	25,836	2,350	21,663	38,100	8,907
Bdmey	215,264	68,1635,699	78,481	31,659	1,083,670	888,520	44,710
Cdmey	98,114	32,541,259	36,974	5,735	114,755	141,579	9,585
Edmey	59,363	109,734	923,769	10,486	1,582	11,907	12.49
π (dmey) ²⁾	15,894	2,245,346	2,551	768	5,164	8,777	1,044

- 1) 이는 ABC모델(장창익 등, 2000)에 의한 MSY추정치를 나타낸다.
- 2) π (dmey)는 할인율 8%에서 무한대까지의 순현재가치를 나타내고, π (msy)와 π (mey)는 할인율을 고려하지 않은 정태적 연간 순이윤 (단위: 1000 달러)을 의미한다. 여기서 적용된 할인율 (8%)은 Pyo (2000)의 것을 적용한 것이다.
- 3) 추정치와의 비교를 위해 1970년에서 1999년 동안의 실제 평균 노력량과 어획량이 추가되었다.

13) 이 식은 다음과 같이 도출된다.

$$\ln(\bar{U}_{t+1}) = (2 \times 1 / (2 + 1)) \ln(qk) + ((2 - 1) / (2 + 1)) \ln(\bar{U}_t) - (q / (2 + 1)) (\bar{E}_t + \bar{E}_{t+1})$$

여기서, 최초의 CYP 모델에서의 변수 'r'은 상수 '1'로 대체된다.



<그림5> CYP 모델에 의한 멸치어업의 어획노력량량과 어획량간의 관계

IV. 결론

본 연구는 우리나라의 대표적인 6개 어종 (단일어종의 어업에 해당하는 오징어와 멸치, TAC제도의 도입을 위해 선정 평가된 전갱이, 정어리, 고등어 및 삼치)에 대한 MSY, MEY 및 동태적 MEY가 추정되었다. 생물경제모델의 보다 체계적인 이해를 돕기 위하여 로지스틱 성장함수모델인 Schaefer, Schnute 및 Walters and Hilborn 모델과 지수성장함수모델인 Fox 와 CYP의 모델의 수학적 도출과정을 자세히 언급하였다. 이와 같은 모델 중에서 평가하고자 하는 어종들에 대한 적합한 모델을 선택하기 위하여 6개 어업의 30년 정도의 어획노력량량과 어획량자료를 이용하였다. 놀랍게도 CYP 모델을 제외한 다른 모델들은 적합성과 신뢰도와 같은 통계적 기준을 만족하지 못하였다. 그 이유는 최근의 생물경제분석 연구결과에서 자주 지적되는 바와 같이 CYP 모델을 제외한 다른 모델들의 결함에 비해 CYP 모델의 함수형태(functional form)는 이런 점을 보완한 최근의 모델이기 때문이다. 대체로 CYP모형은 적합성이 우수하고 6개 어종의 추정식은 모두 통계적으로 10%이내의 수준에서 유의성을 갖고있었다. 그러나 1년생으로서 본질적 성장률이 높은 오징어에 대한 CYP모델은 MSY, MEY 및 동태적 MEY를 적절하게 설명하지 못하였다. 그 주된 이유는 오징어의 빠른 성장의 특성과 달리 본질적 성장률이 0.0716으로서 아주 낮게 나타났기 때문이다. 따라서, 본 연구에서는 오징어의 본질적 성

장률을 '1'로 하는 수정된 모델을 개발하였다.

대부분의 CYP모델은 통계적 적합성과 유의성을 갖고 있지만, 이 모델 또한 상당히 파라미터에 민감한 것처럼 보인다. 이는 보다 안정된 모델이 개발되고 자료가 신중히 처리되어야 함을 의미한다. 특히 복수어업 (multispecies fisheries), 포식자와 먹이의 연쇄관계, 어류의 연령구조와 사망률과 같은 생물학적이고 기술적인 상호작용이 계산에 포함되어야 한다. 더욱이 가격과 비용, 기술적 변화와 어업투입의 적합한 함수와 같은 경제요소와 어획노력량을 동시에 고려하는 것이 보다 바람직할 것이다.

세계적으로 수산자원의 고갈이 진행됨에 따라 수산자원의 지속가능한 개발이 세계적인 과제가 되고 있으며, 나아가 OECD, UN, FAO 등 국제기관들은 각 연안국들이 어업의 지속가능한 개발을 위한 노력과 그 진행상황을 관찰하고 평가하며 나아가 장래를 예측하기 위한 지표의 개발에 관심을 기울이고 있고 이제 이에 대한 논의가 앞으로 활발히 진행될 것이다. 그러나 아직 세계적으로도 지속적 발전의 실천적 개념이 아직 통합되지 못한 상태에 있고 세계적인 수산부문의 국제기구들도 지속가능한 개발 지표를 개발하기 위한 모델이 서로 상이한 실정에 있다. 그러나 이러한 과제는 가까운 장래에 해결될 수 있으리라 기대되며 문제는 지표개발의 인프라라 할 수 있는 자료와 통계가 양적으로나 질적으로 구축되어 있느냐 하는 점이다.

수산업의 지속적 개발을 측정하기 위해서는 사회적 지표, 경제적 지표, 생태적 지표 및 제도적 측면에서의 지표로 구성되어야 하는데 우리나라의 경우 사회적 지표 및 경제적 지표를 생산할 수 있는 통계적 기반은 상당한 수준에 있는 것으로 나타났다. 그러나 생태적 지표의 구성요소로 투입될 수 있는 생태적 자료의 생산이 매우 취약한 상태에 있는 것으로 나타났다. 이를 보완하기 위해서는 현재 추진 중에 있는 TAC 제도가 더욱 본격적으로 도입되어야 할 것이며, 무엇보다 이들 자료를 생산하는 기관을 통계법에 의한 지정통계기관으로 지정하여 자료의 공신력과 규칙적이고 주기적인 생산이 될 수 있도록 추진되어야 할 것이다. 또한 FAO, OECD 등 국제기구를 중심으로 추진되고 있는 지표 개발에 대비하기 위해서는 우리나라의 실정과 여건에 적합한 지표를 개발하기 위한 연구가 본격적으로 이루어져야 할 것이다. 이러한 노력은 수산선진국으로서의 위상과 역할을 감당해야 하는 국제사회에서의 책임감 차원에서 무엇보다도 우리나라의 지속가능한 수산업의 발전을 위해서 시급히 서둘러야 할 것이다.

참 고 문 헌

- 장창익 등, EEZ 체제하에서의 TAC 어업자원관리기법 및 공동이용자원에 대한 쿼터 시스템 개발에 관한 연구, 해양수산부, 2000.
- 표희동·장학봉, 수산부문의 지속가능성 지표개발에 관한 연구-사회·경제적 지표를 중심으로(국·영문 합본), 한국해양수산개발원, 2000.

- Androkovich, R.A. and Stollery, K.R., "A Stochastic Dynamic Programming Model of Bycatch Control in Fisheries", *Marine Resource Economics*, 1992, pp. 9-30.
- Beverton, R.J.H. and S.J. Holt., "On the Dynamics of Exploited Fish Populations". *Fishery Investigations Series*, 19, 1957, pp.1-533.
- Campbell, H.F., Hand, A.J. and Smith, A.D.M. "A Bioeconomic Model for the Management of Orange Roughy Stocks", *Marine Resource Economics*, 1993, pp.155-172.
- Charles, A.T. "Towards Sustainability: The Fishery Experience", *Ecological Economics*, 1994, pp.201-211.
- Clark, C.W., "*Mathematical Bioeconomics; The Optimal Management of Renewable Resources*", John Wiley and Sons, 1990.
- Clark, C.W. Munro, G.R. and Charles, A.T., "Fisheries, Dynamics and Uncertainty", In: A. Scott(ed.) *Progress in Natural Resource Economics*, Clarendon Press, 1985, pp.99-120.
- Clarke, R.P., Yoshimoto, S.S. and Pooley, S.G., "A Bioeconomic Analysis of the North-western Hawaiian Islands Lobster Fishery", *Marine Resource Economics*, 1992, pp.115-140.
- Cunningham, S., Dunn, M.R. and Whitmarsh, D., "*Fisheries Economics: An Introduction*", Mansell Publishing, 1985.
- Fox, W.J. "An Exponential Surplus Yield Model for Optimising Exploited Fish Populations", *Transactions of the American Fisheries Society*, 1970, pp.80-88.
- Lee, C., "Models in Planning", *Urban and Regional Planning Series Vol.4*, Pergamon Press, 1980.
- Pascoe, S., "A Bioeconomic Analysis of the UK Fisheries of the English Channel", *PhD Thesis*, Department of Economics, University of Portsmouth, 1998.
- Pascoe, S., "Bioeconomic Models and Modelling: Theory and Practice", Draft for course, Centre for the Economics and Management of Aquatic Resources (CEMARE), Department of Economics, University of Portsmouth, 1997.
- Placeuti, V. Rizzo, G. and Spagnolo, M., "A Bioeconomic Model for the Optimisation of a Multi-species, Multi-gear Fishery: the Italian Case", *Marine Resource Economics*, 1992, pp.275-295.
- Polovina, J.J., "A System of Simultaneous Dynamic Production and Forecast Models for Multi-species or Multiarea Applications", *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 1989, pp.961-963.
- Pyo, H.D. "A Bioeconomic Analysis for Fisheries Sustainability Indicators", *Ocean*

- Policy Research*, 2000, pp.21-53.
- Quinn, T.J., Deriso, R.B. and Hoag, S.H. *Methods of Population Assessment of Pacific Halibut* Report No. 72, International Pacific Halibut Commission, 1985.
- Resosudarmo, B.P., 1995. "The Construction of a Bioeconomic Model of the Indonesian Flying Fish Fishery", *Marine Resource Economics*, 1995, pp.357-372.
- Ruth, M. and Hannon, B., *Modelling Dynamic Economic Systems*, Springer, 1997.
- Schaefer, M.B., "A Study of the Dynamics of the Fishery for Yellowfin Tuna in the Eastern Tropical Pacific Ocean", *Bulletin of the Inter-American Tropical Tuna Commission*, 1957, pp.247-285.
- Schaefer, M.B., "Some Aspects of the Dynamics of Populations Important to the Management of the Commercial Marine Fisheries", *Bulletin of the Inter-American Tropical Tuna Commission*, 1954, pp.26-56.
- Schnute, J., "Improved Estimates from the Schaefer Production Model: Theoretical Considerations", *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 1977, pp.583-603.
- Su, A. and Liu, Q., "A Continuous Form of the Surplus Production Observation Error Estimator", *Fisheries Research*, 1998, pp.59-76.
- Tai, S.Y. and Heaps, T., "Effort Dynamics and Alternative Management Policies for the Small Pelagic Fisheries of Northwest Peninsular Malaysia", *Marine Resource Economics*, 1996, pp.85-103.
- Walters, C.J. and Hilborn, R., "Adaptive Control of Fishing System", *Journal of Fisheries Research Board of Canada*, 1976, pp.145-159.
- Yeh, S.Y., Tsou, T.S. and Lieu, H.C., "Assessment of the South Atlantic Albacore Resource by Using Surplus Production Models, 1976-1988" *Collection Volume of Scientific Papers ICCAT* 1991, pp.166-170.
- Yoshimoto, S.S. and Clarke, R.P., "Comparing Dynamic Versions of the Schaefer and Fox Production Models and their Application to Lobster Fisheries", *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 1993, pp.181-189.

Determining Appropriate Bioeconomic Models for Stock Assessment of Aquatic Resources

Pyo, Hee-Dong

Abstract

As a contribution to developing fishery stock assessment, optimum sustainable yield and its international standards such as MSY, MEY, and dynamic MEY for six recommended fisheries are developed using bio-economic models. For selecting the appropriate model, five models - Schaefer, Schnute, Walters and Hilborn, Fox, and CY&P models are tested in effort and catch data of six species. Surprisingly all the models except the CY&P model failed to satisfy statistical standards such as goodness-of-fitness and reliability. Generally, the CY&P model holds good fitness and statistically significant level for all of six fisheries. However, the CY&P model for squid, where the intrinsic growth rate is high, could not explain MSY, MEY, and dynamic MEY appropriately. This study makes a contribution to develop the modified model for the intrinsic growth rate of 1. The reformulated model represents the results reasonably even though the estimated equation has not good fitness.

Although most of the CY&P models appear to have good fits and validated results for some cases, these models also seem to be quite sensitive to parameters which means a more stable model should be developed and data should carefully be handled. In particular biological and technical interactions such as multispecies, predator prey relationship, age structure and mortality should be taken into account. In addition, economic factors and fishing efforts such as price, cost, technical change and a reasonable function of fishing input should simultaneously be considered.

Key words : Optimum Sustainable Yield, MSY, MEY, Bioeconomic Models