

다수어종 · 다수어업의 TAC 평가에 관한 연구

- 다수어종 · 단일어업 TAC 평가 -

2005. 12.

류정곤 · John M. Gates · 남종오



한국해양수산개발원
KOREA MARITIME INSTITUTE

□ 보고서 집필 내역

◆ 연구책임자

- 류 정 곤 : 제1장, 제4장, 제5장

◆ 연구진

- John M. Gates · 남종오 : 제2장, 제3장,
제4장, 제5장

□ 산 · 학 · 연 · 정 연구자문위원

◆ 김 태 기(해양수산부 사무관)

◆ 강 준 석(해양수산부 과장)

◆ 신 영 태(한국해양수산개발원 수산어촌센터장)

◆ 이 상 고(부경대학교 교수)

◆ 조 정 희(한국해양수산개발원 부연구위원)

◆ 최 종 두(한국디지털대학교 교수)

머 리 말

어업자원관리정책은, 바다를 끼고 있는 세계 각 나라에서, 가장 중요한 수산 정책중의 하나로 자리 매김을 하고 있고, 이들 국가들은 어업자원관리를 위하여 다양한 제도와 정책들을 개발하고 있다. 그중에서도 20세기 들어서 주요 수산 선진국들이 가장 선호하고 있고 효율적인 어업자원관리제도는 총허용어획량(Total Allowable Catch : TAC)을 정하여 어획을 규제하는 TAC 제도이다. 우리나라도 전통적인 입구규제 방식인 허가제도하에서 어획량을 규제하는 TAC 제도를 1999년부터 도입하여 시행하고 있다.

그러나 이러한 TAC 제도를 시행하여 어업자원을 목적인대로 관리하기 위해서는 기본적으로 TAC가 정확하게 추정되어야만 한다. TAC제도는 기본적으로 어종별로 TAC를 정하여 어획을 규제하는 것이기 때문에 TAC의 정확한 산출은 TAC 제도의 성패를 좌우하는 가장 중요한 요소라 할 수 있다. 지금까지의 일반적인 TAC 결정은 단일어종을 단일어업이 어획한다는 전제하에 생물학적 허용어획량(Allowable Biological Catch : ABC)을 자원학적으로 추정하고 이를 근거로 사회경제적인 여건을 감안하여 정하여 왔다.

하지만 어업의 현실은 단일어종·단일어업으로 거의 존재하지 않고, 다수어종·단일어업, 단일어종·다수어업 및 다수어종·다수어업에 의하여 어업이 이루어지고 있다. 특히 우리나라는 200여 종의 수산생물을 37개 이상의 어구어법에 의하여 어획하는 매우 복잡하고 다양한 어업형태를 가지고 있다. 따라서 단일어종·단일어업을 가정한 현재의 TAC 평가방식에 의하여 추정된 TAC는 자원량을 과대평가하여 자원남획을 초래할 수도 있다는 문제점이 있다.

현재 우리나라에서 TAC를 실시하고 있는 9개 어종은 비교적 단일어종·단일어업 또는 정착성 어종에 한정되어 있지만, 고등어, 전갱이, 정어리는 대형선

망어업에서 어획되는 어종으로 다수어종·단일어업의 문제점을 가지고 있다. 더욱이 향후 TAC 대상어종을 확대한다는 정부의 계획에 의하면 다수어종·다수어업의 형태를 가진 어종들이 대부분이기 때문에 TAC제도를 확대하려면 이러한 TAC 평가방식이 개선되지 않으면 소기의 목적을 달성하기가 어려울 것으로 판단된다.

본 연구는 우리나라 어업자원관리정책이 TAC제도를 근간으로 확대발전하기 위해서 기본적으로 해결하지 않으면 안 되는 TAC 평가에 대하여 초점을 맞추고 있다. 즉 어종간의 생물학적 상호작용 및 어업간 혼획에 의한 기술적 상호작용 등을 고려한 TAC 평가 모델을 개발하는데 일차적인 연구의 목적이 있다고 하겠다. 나아가서 이러한 확장된 TAC 평가 모델을 통하여 우리나라에서 현재 실시중인 TAC 어종에 적용하여 TAC 평가의 문제점을 파악함과 아울러 향후 정책적으로 개선해야 할 사항을 지적함으로써 우리나라 TAC 정책의 발전에 기여하고자 하는 것이다. 이러한 목적을 달성하기 위하여 금년도에는 현재 TAC를 실시하고 있는 어종 및 어업중 TAC 평가의 문제가 있는 다수어종·단일어업에 대하여 연구하고, 차년도에는 단일어종·다수어업 및 다수어종·다수어업으로 연구를 확대하여 향후 우리나라 TAC 정책의 확대실시의 중요한 정책자료로 활용토록 하고자 한다.

이 보고서는 한국해양수산개발원 수산어촌연구센터 류정곤 연구위원과 로드 아일랜드대학 John M. Gates 교수, 남종오 대학원생(박사과정)이 공동으로 집필하였다. 그리고 연구수행 과정에 부경대학교 이상고 교수, 해양수산부 강준석 과장 및 김태기 사무관, 한국디지털대학의 최종두 교수, 그리고 한국해양수산개발원 신영태 수산어촌연구센터장, 조정희 부연구위원께서 많은 조언을 해주셨다. 또한 노르웨이 NHH대학의 Rögnvaldur Hannesson 교수, 트롬소대학의 Knut Heen 학장, Kjell Kr. Olsen 및 Svein Jentoft 교수 그리고 노르웨이 수산부의 Anders Ostreim 및 Per Sandberg와 아이슬란드대학의 Ragnar Arnason 교수 등은 현지조사 출장시에 많은 조언을 해주셨고 본 보고서 집필에도 많은 도움을 주셨다. 이 지면을 통하여 깊은 감사를 드린다.

끝으로 이 보고서의 내용은 전적으로 필자들의 개인적인 의견이며, 한국해양수산개발원 및 로드아일랜드 대학의 공식적인 견해가 아님을 밝혀둔다.

2005년 12월

韓國海洋水産開發院
院長 李 正 煥

목 차

ABSTRACT	i
----------	---

요 약	v
-----	---

제1장 서 론	3
---------	---

1. 연구의 목적 및 필요성	3
2. 연구의 범위 및 방법	6

제2장 다수어종에 대한 TAC 평가 모델의 이론적 접근	10
--------------------------------	----

1. 다수어종에 대한 정태적 접근	11
1) 기술적 상호작용 / 12	
2) 생물적 상호작용 - 경쟁적 공존 및 배제 / 20	
2. 다수어종에 대한 생물경제적 접근	25
1) 베버튼-홀트의 가입당 생산량 모델 / 26	
2) 생체량 동태 모델 - 잉여 생산량 모델 / 29	
3) 실험적 동태 최적화 모델 / 31	

제3장 다수어종에 대한 TAC 평가의 확장 모델 구축	32
-------------------------------	----

1. 다수어종-단일어업 모델	32
1) 모델의 기본구조 / 33	
2) 확장된 모델개발 및 분석 방법 / 34	

2. 단일어종·다수어업 모델	39
1) 모델의 기본구조 / 39	
2) 확장 모델 및 분석방법 / 40	
3. 다수어종·다수어업 모델	45
1) 모델의 기본구조 / 45	
2) 확장된 모델개발 및 분석 방법 / 47	
제4장 실증분석 및 결과	56
1. 분석대상 및 자료	56
1) 분석대상 / 56	
2) 분석자료 / 57	
2. 분석결과	58
1) F_x 와 $F_{x\%}$ 의 추정 / 58	
2) $Y/R(TPR)$ 과 $SSB/R(SPR)$ 의 추정 / 60	
3) ABC 추정 / 63	
3. 시사점 및 제약요건	64
제5장 결론 및 정책건의	67
참고문헌	70
개념정리(Glossary of Terms)	73
부록	78

표목차

<표 4-1> 대형선망에 의해 어획된 주요 어종의 선정(1994-2004년)	57
<표 4-2> 선정된 주요 어종의 자원생태학적 추정치	58
<표 4-3> 두 모델의 F_x 와 $F_x\%$ 의 비교	59
<표 4-4> 두 모델의 Y/R 와 SSB/R 의 비교	60
<표 4-5> 각 모델의 그래프에 이용된 약어에 대한 설명	61
<표 4-6> 두 모델의 총 ABC 및 선망어업의 ABC 비교	64

그림목차

<그림 1-1> 연구 체계도	7
<그림 2-1> 기술적 상호작용을 가진 다수어종 단일어업에 대한 가상의 모델 ·	14
<그림 2-2> 기술적 상호작용을 가진 다수어종다수어업에 대한 가상의 모델 ·	17
<그림 2-3> 생물적 상호작용(경쟁적 공존)을 가진 다수어종 단일어업에 대한 가상의 모델	22
<그림 2-4> 생물적 상호작용(경쟁적 배제)을 가진 다수어종 단일어업에 대한 가상의 모델	24
<그림 3-1> 다수어종 단일어업의 기본 구조	33
<그림 3-2> 단일어종다수어업의 기본 구조	40
<그림 3-3> 다수어종다수어업의 기본 구조	46
<그림 4-1> 한국의 현행 TAC 평가 모델에 의해 분석된 고등어와 전갱이 ·	61
<그림 4-2> 확장된 TAC 평가 모델에 의해 분석된 다수어종	62
<그림 4-3> 두 모델의 Y/R(YPR)와 SSB/R(SPR) X%의 비교	62
<그림 4-4> 혼획에 의해 발생한 부정적 외부효과의 영향	65

Contents

I . Introduction	81
1. Necessity and Objective of the Study	81
2. Scope and Methods of the Study	83
II . Theoretical Approaches on the TACAMs for Multi-species –	87
1. Stylized Approaches for Multi-species	88
1) Technical Interactions /	89
2) Biological Interactions – Competitive Coexistence and Exclusion /	100
2. Bio-economic Approaches for Multi-species	107
1) Beverton-Holt’s Yield-Per-Recruit Model for Multi-species /	107
2) Biomass Dynamic (Surplus Production) Models for Multi-species /	111
3) Empirical Dynamic Optimization Model /	114
III . Extended Model Development of TAC Assessment for Multi-species	116
1. TACAM for Multi-species by a Single Gear	117
1) Model’s Basic Structure /	117
2) Extended Model Development and Analysis Methods /	118
2. TACAM for a Single Species by Multi-gears	124
1) Model’s Basic Structure /	124
2) Extended Model Development and Analysis Methods /	125
3. TACAM for Multi-species by Multi-gears	130

1) Model's Basic Structure /	131
2) Extended Model Development and Analysis Methods /	132
IV. Analysis and Results	143
1. Target Species / Gear and Data	143
1) Target Species and Gears /	143
2) Analysis Data /	144
2. Analysis Result	146
1) Estimation of F_x and $F_x\%$ /	146
2) Estimations of Y/R (YPR) and SSB/R (SPR) /	147
3) ABC of Mackerel and Jack Mackerel caught by Large Purse Seine /	151
3. Implications and Limitations	151
V. Conclusions	155
References	158
Appendix	161

List of Tables

<Table 4-1> Catches of Major Target Species Caught by the Large
Purse Seine: 1994-2004 144

<Table 4-2> Biological Parameters of Selected Major Species 145

<Table 4-3> Comparison of Fx and Fx% between Two Models 146

<Table 4-4> Comparison of Y/R and SSB/R between Two Models 147

<Table 4-5> Symbol Descriptions of Each Model 148

<Table 4-6> Comparison of ABC between Two Models 151

List of Figures

<Figure 1-1> Organization of the Study	86
<Figure 2-1> A Hypothetical Simple Model for Multi-species by a Single Gear with Technical Interaction(e.g., Mackerel, Jack Mackerel caught by the large purse seine)	90
<Figure 2-2> A Hypothetical Complex Model for Multi-species by Multi-gears with Technical Interaction	94
<Figure 2-3> A Hypothetical Model for Multi-species by a Single Gear with Biological Interaction - Competitive Coexistence	103
<Figure 2-4> A Hypothetical Model for Multi-species by a Single Gear with Biological Interaction - Competitive Exclusion	105
<Figure 3-1> The Basic Structure of Multi-species by a Single Gear	117
<Figure 3-2> The Basic Structure of a Single Species by Multi-gears	124
<Figure 3-3> The Basic Structure of Multi-species by Multi-gears	131
<Figure 4-1> Current Korean TACAM for Mackerel and Jack Mackerel	148
<Figure 4-2> Extended TACAM for Mackerel and Jack Mackerel	149
<Figure 4-3> Comparison of YPR and SPR X% between Two Models	149
<Figure 4-4> Effects Obtained by Internalizing a Negative Externality(Bycatch)	153

ABSTRACT

영문제목 알려주세요

In order to overcome several limitations with the current Korean TAC assessment model based on a single species by a single gear, this report provides three types of TACAMs (Total Allowable Catch Assessment Models) for multi-species fisheries and introduces several theoretical approaches with related to biological, technical, and economic interactions among multi-species and multi-gears.

One model, multi-species by a single gear among three different types, is developed with the extended Beverton and Holt yield-per-recruit model and biomass-based cohort analysis model and then is analyzed, in based on biological parameters of NFRDI (2004), in order to examine whether or not the current TAC level of mackerel and jack mackerel within TAC target species is appropriate.

As a result of analysis, the current TAC level of mackerel is somewhat overestimated. This result supports that the TAC level of mackerel needs to be lowered to prevent overfishing of the small stock of jack mackerel due to the bycatch component. In addition, the result obtained for this case study accords with a priori expectations in the sense that target TACs are lower when bycatch is taken into account. It also suggests the feasibility of the approach.

Conversely, in view of the modest difference in TACs from the existing versus generalized model, it could be argued that these differences are well within the precision of model capabilities and that the gains from the added complexity are not worth the cost. While this rationale is comforting, should be tested under a range of input scenarios to determine how robust the robustness of results.

The implications of the analyzing result are, hereafter, when the Korean government adds multi-species with high commercial value, it needs to allocate individual optimal amount of target species by each fishing gear (or vessel) considering technical interactions such as bycatch rate or biological interactions like the predator- prey relationship.

In addition, this report suggests basic structures of extended models and analysis methods of the other two models, a single species by multi-gears and multi-species by multi-gears. These two models use biomass dynamic models with related to surplus production and Fox models based on fishing ratio of individual fishing gear, and the empirical dynamic optimization model with biological sector and economic sector respectively. Also, these two types are going to be analyzed next year as a continued research project. From those analyses, we are going to find optimal fishing effort and optimal catch at which individual fishing gear or vessel maximizes total profit from the harvesting activity during a certain period. As a result, the models can adjust structures (exit or entry) of TAC fisheries through benefit-cost analysis by each fishing gear between multi-species fisheries, basing on data such as economic parameters and biological parameters estimated by TACAMs. Also, the models can not only cut back on problems such as bycatch, discarding, and highgrading by adopting TAC to multi-species, but more accurately estimate the TAC level of each species.

Another advantage of the models has not only a merit that can increase in total surplus of Korean fisheries industry, but also another merit that reduces biological loss of resource stock for multi-species.

제1장 서론

1. 연구의 목적 및 필요성

- 우리나라 어업 형태는 다수어종 · 다수어업이 일반적임
 - 우리나라 수산생물자원의 이용형태는 단일어종 · 단일어업보다는 다수어종 · 단일어업, 단일어종 · 다수어업 및 다수어종 · 다수어업이 일반적임
 - 따라서 현재의 단일어종 · 단일어업을 전제로 한 TAC 평가모델은 어업의 현실을 제대로 반영하지 못하고 TAC가 과대평가됨으로써 자원 관리의 목적을 달성하지 못할 가능성이 있음
- 다수어종 · 다수어업 TAC 평가모델 개선 필요성
 - 다수어종 · 다수어업의 특성(생물적 상호작용 및 기술적 상호작용)을 반영한 TAC 평가를 통해 정확한 TAC를 평가
 - 다수어종에 대한 TAC 평가를 통해 어업별 TAC의 선정시 경제적 손실을 야기시키는 특정 어업의 퇴출 기준을 설정
 - 단일어업에 의해 다수어종의 어획시, TAC 평가모델은 각 어종의 생물적 적정어획량을 산정하여 단일어업의 어종별 최적 할당량을 설정
 - 다수어업에 의한 단일 어종의 어획시, 단일어종에 대한 각 어업의 최대 손익 분기점을 TAC 평가모델을 통해 추정함으로써 어업별 적절한 TAC 배분량을 설정
 - 다수어종에 대한 TAC 평가모델은 자원의 비효율적 이용에 따라 발생할 수 있는 사회 경제적 손실을 보완
- 연구의 목적

- 다수어종 · 단일어업, 단일어종 · 다수어업 및 다수어종 · 다수어업에 대한 TAC 평가모형을 개발
- 현재 우리나라에서 실시하고 있는 TAC 어종 및 어업에(다수어종 · 단일어업) 개발된 평가모형을 적용, 문제점 파악 및 정책개선방안 제시
- 단일어종 · 다수어업 및 다수어종 · 다수어업의 TAC 평가모형을 적용하여 향후 실시할 TAC 어종의 TAC 평가의 정책대안 제시

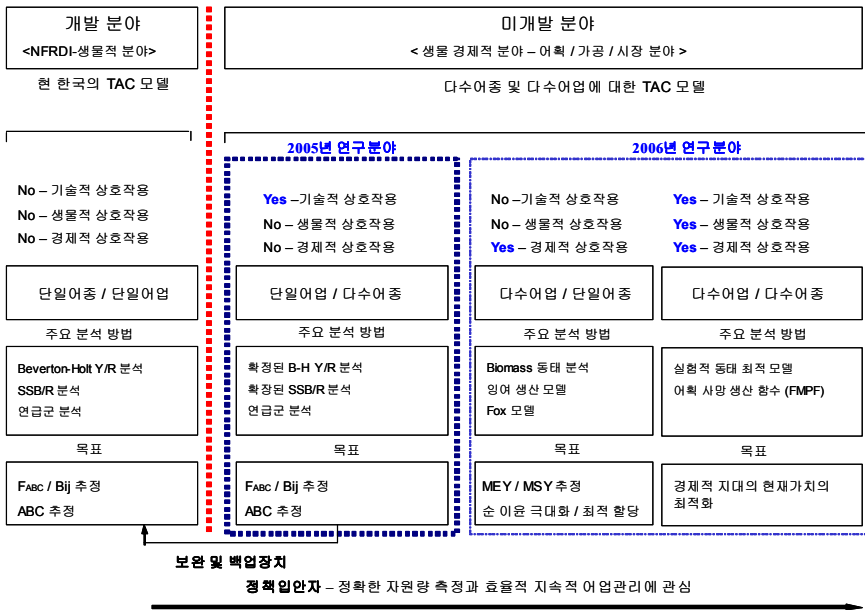
2. 연구범위 및 방법

- 다수어종 · 단일어업, 단일어종 · 다수어업, 다수어종 · 다수어업 등 3개의 TAC 평가모형 제시
 - 금년도에는 다수어종 · 단일어업 모형을 현재 우리나라에서 TAC를 실시하고 있는 대형선망어업 및 고등어와 전갱이에 대하여 확장된 베버톤 홀트의 가입당 생산량 모델 이용
 - 다수어업에 의한 단일어종 모델은 대형선망, 근해소형선망, 대형기저트롤, 및 대형트롤에 의해 어획되어지는 고등어를 분석대상으로 하고, 분석은 생체량 동태모델(잉여생산모델 및 폭스모델)을 이용
 - 다수어업에 의한 다수어종 모델은 생물적, 경제적, 기술적 상호작용을 가지고 있는 적합한 어업 및 어종을 선별하여 분석하고 실험적 동태 최적화 모델을 이용할 예정
- 연구내용
 - 2장 : 다수어종에 대한 생물적 · 기술적 · 경제적 상호작용을 고려한 TAC 평가 모델의 이론적 모델을 제공 및 다수어종에 대한 TAC 평가모델의 일반화된 생물경제적 모델(Bioeconomic Model)들을 소개
 - 3장 : 세 가지 모델 유형에 적합한 다수어종의 상호작용에 대한 TAC 평가모형을 개발
 - 4장 : Bevelton-Holt의 가입당 생산량 모델을 확장한 단일어업에 대한 다수어종 모델을 통해 적합한 어획 사망계수 추정, 단일어업

에 의해 어획되어진 다수어종의 TAC 수준 추정, 기존 모델과 확장모델 결과 비교분석 및 TAC 평가 개선방안 제시

- 5장 : 결론으로 본 연구내용 요약, 분석결과에 대한 기대효과 제시, 우리나라의 TAC 정책의 개선 및 발전을 위하여 다수어종 및 다수어업 TAC 정책방향을 제시

○ 연구 추진체계



제2장 다수어종에 대한 TAC 평가모델의 이론적 접근

1. 다수어종에 대한 정태적 접근

1) 기술적 상호작용

○ 다수어종 · 단일어업 기술적 상호작용

- 단일어업에서 다수어종을 어획할 경우, 어종간의 생물적 상호작용은

없다고 가정하더라도 한 어종의 어획시 다른 어종이 부수적으로 어획됨으로써 기술적 상호작용이 발생함

- 이러한 기술적 상호작용으로 인하여 어군규모가 큰 어종중심으로 어획노력량을 투입할 경우 어군규모가 적은 어종은 고갈되거나 멸종될 수 있음

○ 다수어종 · 다수어업 기술적 상호작용

- 2개 어업에서 2개 어종을 어획하는 다수어종 · 다수어업의 경우 하나의 어업의 지속적 생산량은 다른 어업의 어획노력 수준에 의하여 영향을 받는 기술적 상호작용이 작용하게 됨
- 어떤 한 개별어업에서 최적 어획을 유지한다하더라도 기술적 상호작용으로 다른 어업에서 어획할 어종이 부수적으로 어획됨으로써 2개의 어업을 동시에 고려한 적정 어획은 유지될 수 없고, 특정 어종의 남획이 발생할 수 있음

2) 생물적 상호작용

○ 다수어종 · 단일어업의 가상적 모델 - 경쟁적 공존 모델

- 다수어종 · 단일어업의 기술적 상호작용과 같은 결과를 초래하고, 다만 생물적 상호작용에 기인한 어종간의 어군밀도의 균형 곡선의 변화가 총지속적어획량곡선에 변화를 가져올 수 있음

○ 다수어종 · 단일어업의 가상적 모델 - 경쟁적 배제 모델

- 과도한 어획 노력량의 투입은 생태계 내에 지배적인 경쟁자로서 군림했던 어종을 멸종시키고 새로운 어종이 동일 지역 내에 지배적인 경쟁자로서 군림할 수 있음
- 두 어종간의 상업적 가치의 정도 및 새로운 어종의 어군밀도 증가의 정도에 따라 최적 어획노력량은 경제적 생물적 가치를 충분히 고려한 후 결정할 필요가 있음

2. 다수어종에 대한 생물경제적 접근

1) 베버톤-홀트의 가입당 생산량 모델

- 밀도 의존적 치어 사망계수와 밀도 독립적 치어 사망계수 사이의 균형으로부터 유도됨
- 가입당 산란자원량 관계에 관한 베버톤-홀트 모델은 중요 어종의 연급군 경쟁을 반영하는 밀도 의존적 생존률을 결합하여 만들어짐

2) 생체량 동태 모델 - 잉여 생산량 모델

- 다수어종간의 경쟁 및 포식의 상호작용을 고려할 때 변형 및 수정이 가능한 모델임. 다수어종으로서 두 어종의 경우, 어획량을 포함한 확장된 로지스틱 성장 모델임

3) 실험적 동태 최적화 모델

- 경제적 이윤과 어획량의 수준에 관한 어획노력량 변화의 단기 효과 지표를 제공한 모델로서 최적 모델은 경제적, 기술적, 생물학적 제약조건 하에서 특정 목표함수의 최대치와 최소치를 분석함

제3장 다수어종에 대한 TAC 평가의 확장 모델 구축

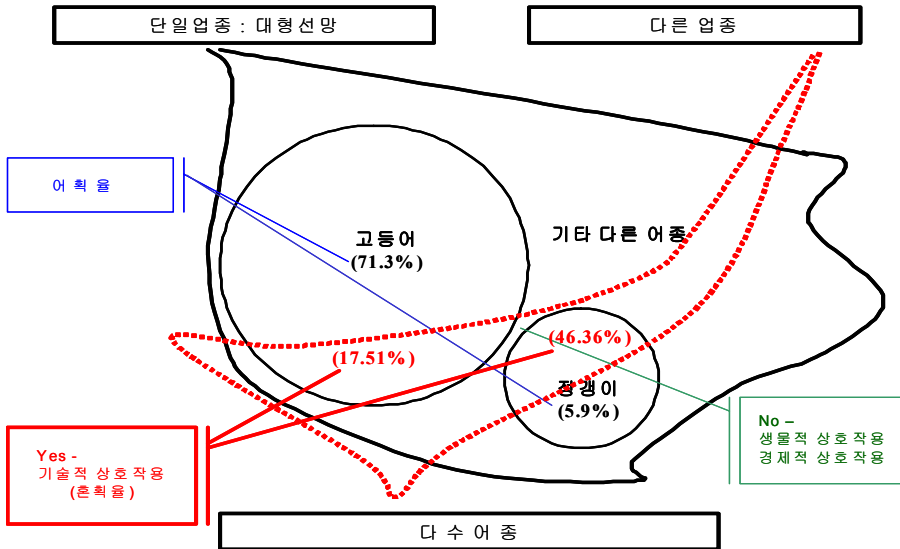
1. 다수어종 · 단일어업 모델

1) 모델의 기본구조

- 기본 가정
 - 다수어종간의 생물적 상호작용은 존재하지 않음
 - 대형선망에 의해 어획된 다수의 어종 중, 고등어와 전갱이의 어종외 다른 어종은 분석에서 제외

- 목표한 어종에 대한 대형선망의 어획활동이 다른 어종의 자원에 영향을 끼침으로 기술적 상호작용이 존재함
- 다른 어구나 어업으로부터 어획된 이들 어종의 혼획률을 고려함

○ 기본구조



2) 확장된 모델개발 및 분석 방법

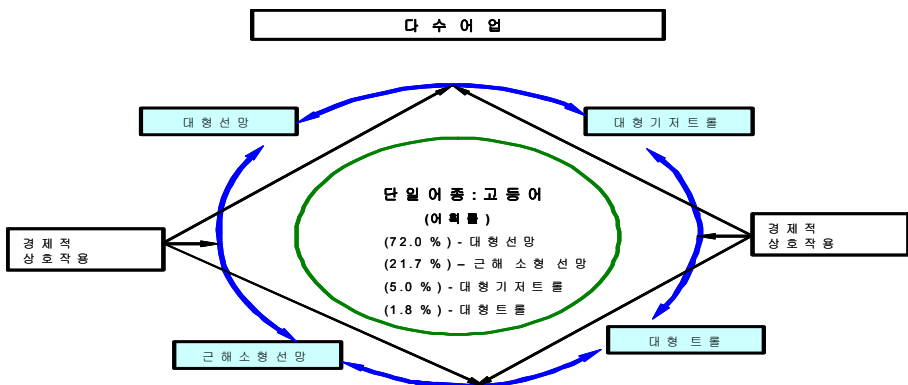
- 확장된 베버톤-홀트의 가입당 생산량 모델
 - 적절한 어획사망계수를 추정하기 위한 모델로써 혼획에 의한 기술적 상호작용 변수를 추가하여 확장
 - 궁극적으로 $F_{0.1}$, F_{MSY} , $F_{x\%}$, F_{ABC} 를 구하고자 함
- 확장된 베버톤-홀트의 가입당 산란자원량 모델
 - 베버톤-홀트 모델을 근간으로 한 어종별 연령별 성숙비를 고려하여 변형한 모델로서 가입당 산란자원량을 높이기 위한 어획사망계수를 설정하여 가입자원 남획을 방지하는데 목적을 둠
- 생체량을 기초로 한 연급군 분석 모델

- 고등어와 전갱이의 i 연도에 j 어종의 연령별 자원량(B_{ij}) 및 i 연도에 j 어종의 순간 어획사망계수(F_{ij}) 등을 추정하기 위하여 생체량을 기초로 한 연급군 분석을 사용
- 생물학적 허용어획량(ABC) 추정 모델
 - 다수어종에 대한 ABC 추정에 기초된 TAC를 추정하기 위하여 한국의 ABC 추정시스템의 3단계 정보수준에 해당하는 ABC 추정식을 이용
- 현행 ABC와 다수어종 · 다수어업 TAC 비교
 - 현행 한국의 TAC 평가 모델에 의해 추정된 ABC와 확장 모델을 통해 구해진 단일어종 · 단일어업에 대한 ABC를 비교하기 위하여 최근 평균 어획률(2000-2003년)을 이용

2. 단일어종 · 다수어업 모델

1) 모델의 기본구조

- 기본 가정
 - 다수 어구 및 어업간의 경제적 상호작용이 존재
 - 개별어업에 의해 어획된 고등어의 어획량을 고려
 - 개별어업에 투입된 어업비용은 상이
- 기본구조



2) 확장 모델 및 분석방법

- 생체량 동태 모델(잉여생산량 모델과 폭스 모델)
 - 대상어종의 지속가능한 생산량을 추정하기 위하여 잉여생산량 모델을 적용하되, 적절한 모델을 선정하기 위하여 각 어업에 의해 어획된 대상자원의 연도별 어획노력량과 단위어획노력량(CPUE)의 관계를 검토
 - 만일 노력량의 증가에 따른 CPUE의 감소가 지수 함수적인 경향을 보일 경우 폭스 모델을 활용
- 다수어업의 어획노력량 표준화
 - 일반선형 모델의 분석방법을 사용하여 노력단위를 표준화
 - 독립변수에 분류형 변수(연도, 어구)가 포함된 경우이므로 dummy 변수가 포함된 회귀모형을 사용하여 표준화(Quinn and Deriso 1999)
- 최대지속적어획량(MSY) 추정
 - 연간 평형생산량 함수를 어획노력량에 관해서 미분하여 최대치를 구하기 위하여 0으로 놓고, 그 때의 노력량과 연간 평형생산량을 산출하여 MSY추정
- 최대경제적어획량(MEY) 추정
 - MSY에 연평균 판매단가를 곱하여 생산되는 수익을 추정하고, 어업비용을 공제하여 총이익을 추정

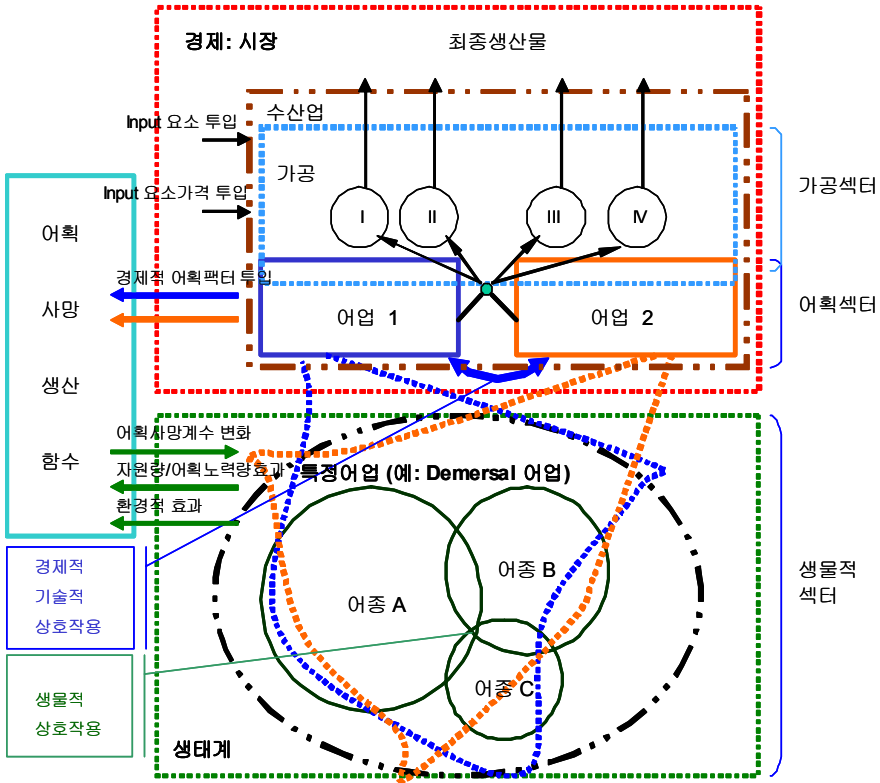
3. 다수어종 · 다수어업 모델

1) 모델의 기본구조

- 기본 가정
 - 다수어업 및 다수어종 간의 경제적 · 기술적 · 생물적 상호작용이 존재
 - 개별어업에 투입된 어업비용 및 가공비용은 상이
 - 모델은 불연속 연간 데이터 및 시간(Discrete Annual Time)을 이용
 - 모델에 포함된 다수의 함수들이 비선형 모델에 기초

- 예측 불가능한 환경요인들은 모델의 변수들에 영향을 끼치지 않는다고 간주

○ 기본구조



2) 확장된 모델개발 및 분석 방법

○ 목적함수

- 특정 어업으로부터 얻을 수 있는 경제적 지대의 현재가치를 최적화
- 목적 함수는 개별 어획 프로그램이 특정 어업의 현재가치를 산출한다는 것에 기초

○ 어획사망 부문

- 어획사망 부문은 기본적으로 생물적 모델에 어획사망계수를 경제적

모델의 어획 투입요소로서 나타냄

- 생물적 모델 : 베버톤-홀트 모델과 연급군 분석 모델
 - 일정시점에 어군에 대한 주요 변수로서 개별 어종의 각 연급군에 속한 개별 어종의 수와 그것들의 평균 중량을 이용하며, 생물적 모델은 다수어종간의 생물적 상호작용을 허용함
- 경제적 모델
 - 어획활동으로부터 야기된 어획활동과 가공생산 및 시장거래로 구분되므로 경제적 모델은 어획부문과 생산가공부문으로 크게 나누어 짐
 - 이러한 경제적 모델은 광범위한 경제 구조내의 한 부분으로서 어획부문과 가공생산부문으로 구성된 수산업으로 제한됨

제4장 실증분석 및 결과

1. 분석대상 및 자료

1) 분석대상

- 현재 시행하고 있는 9개의 TAC 어종 중 대형선망어업에서 어획되는 다수어종 중 어획량 비율이 상위를 차지하는 어종을 선별한 후, 각 어종에 대한 혼획률을 이용하여 주요 어종을 선정
- 최근 11년(1994-2004) 동안 대형선망어업에 의해 어획된 어종들은 크게 고등어(71%), 정어리(4.4%), 그리고 전갱이(5.9%)임
- 하지만 정어리는 최근 그 어획량이 급격히 감소하여 본 모델의 분석 대상에서 제외하고, 고등어와 전갱이를 대상으로 함

2) 분석자료

- 대형선망어업에 의해 어획된 주요 어종의 어획량(과거 11년간의 정부의

어획통계자료)

- TAC 평가 모델에 의해 추정된 TAC와 우리의 확장된 모델에 의해 어획된 TAC를 비교하기 위해서, 우리는 2004년 국립수산물과학원에 의해 추정된 주요어종의 자원생태학적 자료를 이용함

2. 분석결과

1) F_x 와 $F_x\%$ 의 추정

단위 : 년^{-1} / 그래프

어 종	F_{MAX}	$F_{50\%}$	$F_{40\%}$	$F_{35\%}$	$F_{30\%}$	$F_{25\%}$	$F_{0.1}$	F_{ABC}	Y/R (그래프) at F_{ABC}
현행 TACAM에 의해 추정된 고등어	0.69	0.18	0.23	0.26	0.30	0.35	0.17	0.30 - 0.35	84.0 - 88.1
현행 TACAM에 의해 추정된 전갱이	0.58	0.16	0.21	0.24	0.27	0.31	0.18	0.24 - 0.27	30.4 - 31.7
확장모델에 의해 추정된 다수어종	0.86	0.27	0.38	0.45	0.53	0.64	0.16	0.27 - 0.38	77.7 - 88.5

2) Y/R(TPR)과 SSB/R(SPR)의 추정

단위 : 그래프 / 년^{-1}

어종	Y/R at F_{MAX}	Y/R at $F_{50\%}$	Y/R at $F_{40\%}$	Y/R at $F_{35\%}$	Y/R at $F_{30\%}$	Y/R at $F_{25\%}$	Y/R at $F_{20\%}$	FABC (년^{-1})	Y/R at F_{ABC}
고등어 (현 TACAM)	96.10	65.18	75.76	79.73	84.00	88.09	90.90	0.30 - 0.35	84.0 - 88.1
전갱이 (현 TACAM)	35.91	24.32	28.17	30.41	31.71	33.07	34.27	0.24 - 0.27	30.4 - 31.7
다수어종 (확장된 TACAM)	99.76	77.71	88.53	92.76	95.95	98.43	99.69	0.27 - 0.38	77.7 - 88.5

3. 시사점 및 제약요건

○ 시사점

- 혼획과 같은 기술적 상호작용을 고려함 없이 개별어종 고등어 및 전갱이의 현행 TAC 평가 모델(베버톤-홀트의 가입당 생산량 모델)은 혼획과 같은 기술적 상호작용을 고려치 못함
- 따라서 본 연구에서 제시한 확장된 베버톤-홀트의 가입당 생산량 모델은 두개의 추정치(w_i 와 a_i)를 본래의 베버톤-홀트의 가입당 생산량 모델에 추가하여 확장함으로써 혼획률이 개별어종의 가입량과 순간 어획사망계수에 끼치기 영향을 고려할 수 있었음
- 그 결과 혼획으로 인해 야기되어질 수 있는 개별어종의 자원량 변화를 고려할 수 있었고, 본 분석에서는 전갱이 자원을 보전하기 위해서 대형선망어업의 전체적인 생산량을 감소시켜야 함을 알 수 있었음
- 다수어종에 대한 TAC 평가 모델은 다수어종에 TAC를 적용함으로써 발생할 수 있는 혼획 및 불법투기, 고등급화와 같은 문제들을 내생변수로서 활용할 수 있을 뿐만 아니라, 개별어종의 TAC 수준을 보다 정확히 추정할 수 있는 장점을 가지고 있음
- 다수어종 · 단일어업의 TAC 평가모델은 단일어종 · 단일어업에 의해 추정된 ABC를 보완하는 백업장치로서 유용함. 즉 다수어종간에 극단적으로 상이한 어획사망계수가 존재할 때, 자원수준이 낮은 어종의 남획이나 멸종을 막기 위해 상대적으로 자원량이 풍부한 이들 어종의 어획사망계수를 조정을 유도할 필요가 있음

○ 제약조건 및 한계

- 다수어종 · 단일어업의 TAC 평가 모델은 확장된 베버톤-홀트의 가입당 생산량 모델을 이용함으로써 다수어종에 속한 개별어종의 ABC를 추정하는데 한계를 가지고 있음
- 다수어종 · 단일어업의 TAC 평가 모델은 개별어종의 적정 어획사망계수(FABC)의 추정에 한계를 가지고 있는데 이는 다수어업에 의해 혼합된 어획사망계수이기 때문임

- 현실을 단순화한 모델로서 다수어종간에 야기될 수 있는 다양한 상호 작용들을 충분히 고려하지 못하고 있음. 특히 생물학적 경제적 추정치들에 의해 불확실성을 내포하고 있음
- “모든 모델들은 가짜다. 하지만 그 중 일부는 유용하다(Box, 1979)” 따라서 이들 모델들은 가능한 정책 선택을 상호 비교할 때 이용되어지는 것이 최상임

제5장 결론 및 정책건의

○ 결론

- 현행 우리나라 TAC 평가 모델이 가진 한계를 극복하기 위하여 생물적, 기술적, 경제적 상호작용과 관련된 다양한 이론적 모델들을 제시
- 다수어종 · 단일어업, 단일어종 · 다수어업, 다수어종 · 다수어업의 TAC 평가를 위한 모델을 개발
- 다수어종 · 단일어업 확장된 TAC 평가 모델을 실제 적용한 결과 대상 어종중 자원량이 풍부한 고등어의 TAC 수준이 다소 과대평가됨. 따라서 혼획으로 과잉어획되어질 수 있는 자원량이 적은 전갱이를 보호하기 위하여 고등어의 TAC 수준을 다소 축소시킬 필요가 있었음

○ 기대효과

- 개별어업이 일정기간 동안 어획활동으로부터 벌어들일 총이윤을 최대화하는 최적 어획량과 어획노력량을 추정할 수 있기 때문에 어업별 TAC의 산정시 경제적 손실을 야기시키는 퇴출어업을 정할 수 있음
- 다수어종에 대한 각 어업의 최대 손익 분기점을 TAC 평가 모델을 통해 추정함으로써 어업별 적정한 TAC 배분량을 설정할 수 있음
- 본 모델은 다수어종에 TAC를 적용함으로써 야기되어질 수 있는 혼획 및 불법투기, 고등급화와 같은 문제들을 다소 완화시킬 수 있음
- 한국 수산업의 총잉여(생산자와 소비자 잉여)를 증대시킬 수 있음

- 다수어종에 대한 자원량의 생물적 남획을 줄일 수 있음
- 정책제안
 - 다수어종 · 단일어업의 분석대상이 되었던 대형선망어업에 대해서는 조속히 본 연구에서 제세한 TAC 평가 모델을 적용하여 TAC를 산정
 - 다수어종 · 다수어업으로 TAC 제도를 확대하기 이전에 본 연구에서 제시한 확장모델을 적용하여 TAC를 평가할 수 있는 자료를 확보하여야 하며, 다수어종 · 다수어업에 대한 개별어업별 목표 대상 어종에 대한 최적 할당량을 설정
 - TAC의 평가는 단순히 생물학적 자원관리만을 목적으로 하는 것이 아니고 경제적 이익의 극대화에 있으므로 본 연구에서 제시한 확장모델에 근거하여 경제적 이익의 극대점을 찾아 어업자원관리의 정책목표로 설정할 필요가 있음

다수어종 · 다수어업의 TAC 평가에 관한 연구

- 다수어종 · 단일어업 TAC 평가 -

류 정 곤, KMI

John M. Gates, URI

남 종 오, URI

제1장

서론

1. 연구의 목적 및 필요성

지리적으로 우리나라 연근해 수역은 전형적인 온대해역으로 200여 종의 수산생물자원들이 다양한 어구·어법에 의하여 어획되어지고 있다. 특히, 우리나라의 연근해어업은 현재 37개 이상의 어구·어법으로 다양한 종류의 수산자원을 어획하는 복잡한 형태를 띠고 있다.

1999년 이후, 시행한 총허용어획량(Total Allowable Catch : TAC) 제도는 시행상의 편의를 위해 대부분 단일어종 및 단일어업 그리고 정착성 어종에 한정되었으며, 현행 TAC제도는 이들 어종(9개의 TAC 어종) 및 어업(5개 어업)에 한하여 시행하고 있다. 하지만 향후 TAC 대상 어종 및 어업은 계속 확대될 것으로 예상되고 있다. 즉 우리 정부에서는 향후 2010년까지 21개 어종으로 TAC를 확대할 계획을 가지고 있다. 그런데 앞으로 추가될 TAC 어종들은 현재 TAC를 실시하고 있는 어종과는 달리 대부분 시장가치가 높은 다수어업에 의하여 어획되는 어종들이다.

그럼에도 불구하고 우리나라의 현행 TAC 평가는 단일어종·단일어업을 전제로 한 평가 모델을 적용함으로써 다수어종·단일어업, 단일어종·다수어업 및 다수어종·다수어업이라는 어업의 현실을 제대로 반영하지 못한 문제점을 지니고 있다. 현재 우리나라의 TAC 평가 모델은 단일어종의 생물학적 특성을 고려한 생물학적허용어획량(Allowable Biological Catch : ABC) 모델과 어종 및 어업별 과거 어획실적에 의존하고 있는 실정이다. 하지만 다수어종이 지닌

어종간의 상호관계 및 TAC 어종의 어업별 혼획 문제, 혼획된 어종에 대한 TAC 흡수 문제는 여전히 TAC 결정에서 배제된 상태이다.

다수어종 및 다수어업 사이에는 다양한 상호작용들이 존재한다. TAC 어종과 다수어업간의 각기 다른 상호작용에 따라 다양한 TAC 평가 모델이 개발되어질 필요가 있다. 왜냐하면, 이들 어종 및 어업간의 상호작용들은 경제적 편익, 사회적 손익, 최적 어획노력량, 자원량 및 개별 어업의 자원량 배분에 각기 다른 결과를 초래할 수 있기 때문이다. 예를 들어, 만일 단일어업이 다수의 어종을 어획할 때, 우리는 개별어종의 시장가격에 기인한 어획량의 변화를 고려해야 할 뿐만 아니라, 개별어종의 어획에 기인한 동 어종의 자원량의 변화 또한 주시해야한다. 그러므로 이와 같은 경우, TAC 평가 모델은 단일어업이 다수어종을 어획할 때 발생하는 다양한 문제들(자원량이 작은 어종의 남획 및 멸종, 비효율적인 어획노력량, 낮은 순이익, 혼획, 불법투기, 고등급화 문제)을 고려한 개별어종의 TAC 수준을 설정할 필요가 있다. 또한 만일 다수어업이 단지 높은 상업적 가치를 가진 한 어종을 어획할 때, 우리는 경제적 이윤과 생물적 보존에 기초된 개별어업별 자원할당량을 고려해야 할 뿐만 아니라, 개별어업에 이용되는 어선의 상태 및 유형에 근거한 최대 사회 편익을 달성할 수 있는 이들 어업의 최적 조합 또한 제시해야 한다. 끝으로, 만일 다수어업이 다수어종을 어획할 경우, 우리는 위의 두 상황을 모두 고려한 복잡한 상호작용들을 고려해야할 필요가 있다.

따라서 다수어업에 의하여 어획되는 다수어종의 TAC를 보다 정확히 추정하기 위해서는 다수어종이 가진 우리나라의 어업 상황에 적합한 다수어종·다수어업의 TAC 평가 모델을 개발할 필요가 있다.

더욱이 TAC 제도의 근간은 정확한 TAC의 산정으로부터 출발한다 하여도 과언이 아니다. 정확한 TAC를 산정하여 규제함으로써 최대지속가능한 수준으로 어업자원을 유지하면서 어업을 하도록 하는 것이 어업자원관리정책의 목적임을 고려하면 TAC의 산정은 TAC 제도에 있어서 얼마나 중요한가를 알 수 있다.

이와 같은 TAC 제도의 본질에서 본 다수어종·다수어업 TAC의 정확한 평가 모델의 개발 및 적용의 필요성 외에도 다음과 같은 필요성이 있다. 첫째, 다수어종에 대한 TAC 평가를 통해 어업별 TAC의 선정시 경제적 손실을 야기시키는 특정 어업의 퇴출 기준을 설정할 수 있다. 둘째, 단일어업에 의해 다수어종의 어획시, TAC 평가 모델은 각 어종의 생물적 적정어획량을 산정하여 단일어업의 어종별 최적 할당량을 설정할 수 있다. 셋째, 다수어업에 의한 단일 어종의 어획시, 단일어종에 대한 각 어업의 최대 손익 분기점을 TAC 평가 모델을 통해 추정함으로써 어업별 적정한 TAC 배분량을 설정할 수 있다. 끝으로, 다수어종에 대한 TAC 평가 모델은 자원의 비효율적 이용에 따라 발생할 수 있는 사회 경제적 손실, 즉 과잉 어획노력 투입에 따른 비용증가, 일부 어업의 자본 유휴화 현상에 다른 기회비용의 손실 등을 예방적 차원에서 보완해 줄 수 있다.

특히 이러한 일련의 평가 과정에서, 어업별 혼획률을 TAC 평가 모델내의 내생변수로 활용함으로써, 자원평가 모델의 부정적 외부성을 개선할 수 있는 잇점을 가지고 있다. 결국, 다수어종에 대한 TAC 평가 모델의 개발은 우리나라 수산업의 총편익을 증대시킬 뿐만 아니라 어업별 적정 어획노력 투입량을 통해 경제적 수익을 최적화하고, 다수어종의 생물적 손실(남획)을 완화시키는 시너지 효과를 가져 올 수 있다.

따라서 본 연구는 다수어종·단일어업, 단일어종·다수어업 및 다수어종·다수어업에 대한 TAC 평가 모델을 개발하는데 1차적 목적을 둔다. 둘째로는 현재 우리나라에서 실시하고 있는 TAC 어종 및 어업중에서 전기한 TAC 평가상의 문제점이 있는 다수어종·단일어업에 대하여 개발된 평가 모델을 적용하여 TAC를 평가하고 문제점 파악 및 정책개선방안을 제시하고자 한다. 셋째는 단일어종·다수어업 및 다수어종·다수어업의 TAC 평가 모델을 적용하여 향후 실시할 TAC 어종의 TAC 평가의 정책대안을 제시코자 한다.

2. 연구의 범위 및 방법

본 연구에서는 세 가지 유형의 TAC 평가 모델 즉, 다수어종·단일어업, 단일어종·다수어업, 다수어종·다수어업에 관한 확장된 TAC 평가 모델을 개발하고 이를 우리나라 TAC 대상어종 및 어업에 적용하는 것이다. 이를 위하여 금년도에는 다수어종·단일어업 모델을 현재 우리나라에서 TAC를 실시하고 있는 대형선망어업 및 동 어업에서 어획하고 있는 고등어(71.3%)와 전갱이(5.9%)에 대하여 확장된 베버튼-홀트(Beverton and Holt)의 가입당 생산량 모델을 이용한다.

둘째로 다수어업에 의한 단일어종 모델은 대형선망, 근해소형선망, 대형기저트롤, 및 대형트롤에 의해 어획되어지는 고등어를 분석대상으로 하고, 분석은 생체량 동태 모델(잉여생산 모델 및 폭스 모델)을 이용한다.

끝으로 다수어업에 의한 다수어종 모델은 생물적, 경제적, 기술적 상호작용을 가지고 있는 적합한 어업 및 어종을 선별하여 분석할 예정이다. 그리고 분석은 실험적 동태 최적화 모델을 사용한다.

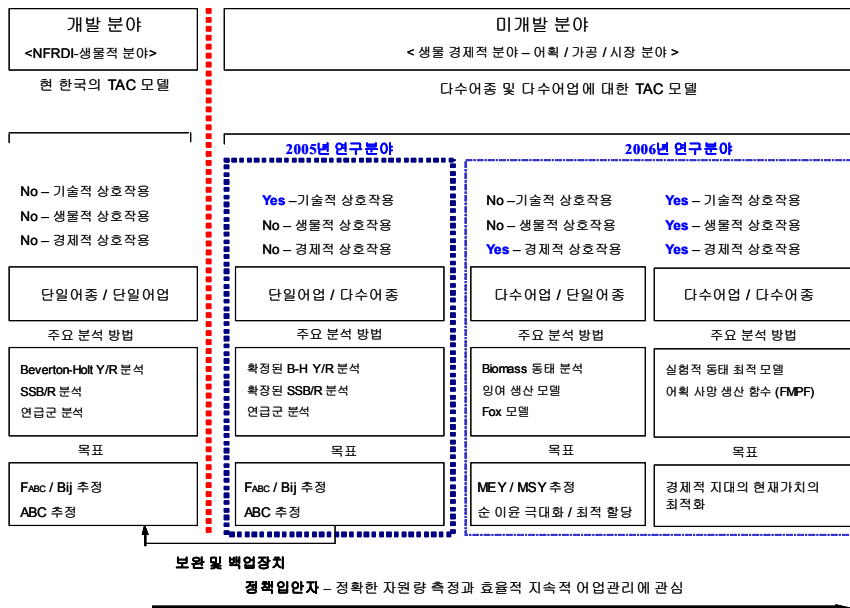
본 연구의 첫 해(2005)에는 확장된 베버튼-홀트 모델을 이용한 단일어업에 의한 다수어종의 최적 TAC 수준을 분석하고 것으로 제한한다. 그리고 다수어업에 의한 단일어종 및 다수어업에 의한 다수어종의 모델은 금년도 연구에서 모델의 기본구조와 분석 방법, 그리고 이론적 모델만을 제공한다.

이와 같이 분석의 범위를 제한하는 이유는 첫째, 대형선망어업과 고등어 및 전갱이가 현행 우리나라의 주요 TAC 어종 및 어업으로서 이들 어종에 대한 적합한 TAC 수준을 설정하는 것이 시급하기 때문이다. 둘째, 전기한 어업과 어종은 다른 어종 및 어업에 비하여 상대적으로 풍부한 생물학적 정보 및 자료가 있기 때문이다. 셋째, 단일어종·다수어업 및 다수어종·다수어업 모델은 분석에 필요한 정보가 부족하기 때문에 자료의 수집 및 모델 구축을 위한 충분한 시간을 요하기 때문이다. 끝으로, 다수어종·다수어업 모델의 경우, 모델의 분석대상이 현재 시행되어지고 있는 TAC 어종 및 어업이 아니라 앞으로

추가되어질 동 모델에 적합한 TAC 어종 및 어업을 분석 대상으로 하고 있기 때문이다.

나아가서 두 번째 모델은 생체량 동태 모델(Biomass Dynamics Model)을 이용하여 다수어업에 의한 단일어종의 최대지속적어획량(Maximum Sustainable Yield : MSY)과 최대경제적어획량(Maximum Economic Yield : MEY)을 추정할 예정이다. 그리고 분석결과를 토대로 단일어종에 대한 현행 TAC 수준과 우리 모델에 의해 분석된 TAC 수준을 비교하고 더 나아가 현행 TAC 평가 모델로부터 추정된 단일어종의 경제적 순이익과 우리의 모델로부터 추정된 경제적 이익을 비교할 예정이다. 세 번째 모델의 경우, 우리는 생물적, 기술적, 경제적 상호작용이 존재하는 적합한 다수어업 및 다수어종에 실험적 동태 최적화 모델을 이용하여 이들 어업으로부터 얻어지는 경제적 지대의 현재가치를 최대화하는 어획량 및 어획노력량을 추정할 예정이다.

〈그림 1-1〉 연구 체계도



결론적으로 우리는 두 모델의 결과로부터 현행 TAC제도의 방향성 및 시사점을 제안할 예정이다.

따라서 첫째의 연구범위는 다수어종에 대한 이론적 접근 및 세유형의 모델 개발, 첫 번째 모델의 분석 및 결과 그리고 시사점 및 한계점으로 제한되어진다.

본 연구의 내용은 크게 다수어종의 상호작용에 대한 TAC 평가 모델의 이론적 접근 및 모델 개발, 그리고 각 모델의 TAC 평가 분석으로 구성되어진다.

즉 2장에서는 다수어종에 대한 생물적·기술적·경제적 상호작용을 고려한 TAC 평가 모델의 이론적 모델을 제공한다. 또한 본 연구에서 이용하고자 하는 다수어종에 대한 TAC 평가 모델의 일반화된 생물경제적 모델(Bioeconomic Model)들을 소개한다.

3장에서는 세 가지 모델 유형에 적합한 다수어종의 상호작용에 대한 TAC 평가 모델을 개발한다. 우선, 단일어업에 대한 다수어종 모델은 기술적 상호작용을 고려한 확장된 베버튼-홀트(1957)의 가입당 생산량 모델과 생체량을 기초로 한 연급군 분석(Biomass-Based on Cohort Analysis) 모델을 이용한다. 둘째, 다수어업에 대한 단일어종에 대한 모델은 경제적 상호작용을 고려한 생체량 동태 모델(잉여생산량 모델과 폭스 모델)을 적용한다. 끝으로 다수어업에 대한 다수어종 모델은 생물적 경제적 기술적 상호작용을 고려한 실험적 동태 최적화 모델(Empirical Dynamic Optimization Model)을 이용한다.

4장에서는 베버튼-홀트의 가입당 생산량 모델을 확장한 단일어업에 대한 다수어종 모델을 통해 적합한 어획사망계수를 추정한다. 또한 그 결과로부터, 우리는 단일어업에 의해 어획되어진 다수어종의 TAC 수준을 추정한다. 또한 본 장은 현행 TAC 평가 모델로부터 추정된 이들 어종의 TAC 수준과 우리의 모델에 의해 추정된 이들 어종의 TAC 수준을 비교·검토한다. 끝으로 본 장은 확장된 베버튼-홀트의 가입당 생산량 모델과 생체량을 기초로 한 연급군 분석 모델에 의해 추정된 결과를 근거로 우리나라 TAC 제도의 개선방안을 제시한다.

5장은 결론 부분으로서 본 연구내용을 요약하고, 분석결과에 대한 기대효과를 제시한다. 또한 우리나라의 TAC 정책의 개선 및 발전을 위하여 다수어종 및 다수어업 TAC 정책방향을 제시하고자 한다.

제2장

다수어종에 대한 TAC 평가 모델의 이론적 접근

대부분의 TAC 평가 모델은 단일어종·단일어업의 어업형태를 전제하여 단일어종의 보존적 관점에서 이론적으로 설명되어져 왔다. 그러나 생태계의 어종들은 경쟁적 공존 및 배제(Competitive Coexistence and Exclusion) 그리고 먹고 먹히는 포식자와 피식자의 관계(predator-prey relationship)와 같은 일련의 과정 속에서 상호 영향을 끼치며 살아간다. 그럼에도 불구하고 수산자원 평가에서는 이러한 어종간의 상호작용을 일반적으로 소홀히 해왔다. 비록 1970년대 중반부터 다수어종의 평가 모델에 대한 다양한 논문들¹⁾이 소개되어졌으나 여전히 이들 분야는 미개척분야로서 각 나라의 어업현실에 적합한 모델개발이 요구되어지고 있다.

특히, 우리나라의 경우 높은 상업적 가치를 지닌 다수 어종들이 가까운 미래에 TAC 어종에 포함될 것을 고려할 때, 다수어종에 대한 TAC 설정의 논제는 아주 중요한 문제가 아닐 수 없다. 특히, 어종별 생물적·경제적²⁾·기술적³⁾

1) 다수어종에 관한 분석들은 아래의 연구자들에 의해 검토되어지고 소개되어졌다. Davis and Baldwin (1993), Hilborn and Waters(1992), Arnason(1990), Pikitch(1988), Daan(1987), Murawski(1984), Pauly and Murphy(1982), Mercer(1982), Ralston and Polovina(1982), Saila and Roedel(1980), Pope(1979, 1980), FAO(1978), and Anderson(1977).

2) 경제적 상호작용(Economic Interaction) : 경제적 상호작용은 어선 또는 선단간의 경쟁적 조업에서 기인하며 그러한 예로서 산업형 어업(Industrial Fisheries)과 생계형어업(Artisanal Fisheries) 간의 경쟁을 들 수 있다.

3) 기술적 상호작용(Technical Interaction) : 특정 어종에 관한 어업이 다른 어종의 어획사망계수(Fishing Mortality)에 영향을 끼치는 상호작용으로서 그 원인은 주로 목표대상 어종이 아닌 다수어종의 불가피한 혼획에 의해 발생한다.

상호작용을 고려한 TAC 설정은 생물학적으로 개별 어종의 TAC 설정을 보다 정확히 추정할 수 있을 뿐만 아니라 더 나아가 경제적으로 수산업자들과 사회에 더 많은 이익을 창출할 수 있다.

예를 들어, 만일 우리가 어떻게 다수어종이 서로 상호작용하는지 알 수 있다면, 이러한 지식으로부터 이들 어종의 변화를 보다 정확히 예측할 수 있을 뿐만 아니라 보다 생산적인 어업구조의 구축에 도움을 줄 수 있다. 추가적으로 만일 우리가 어업간의 기술적 상호작용을 이해한다면, 이러한 이해로부터 적은 규모의 자원수준을 가진 일부 어종들의 남획 및 멸종을 부분적으로 예방할 수도 있다. 그러므로 본 장은 다수어종 및 다수어업에 의해 야기될 수 있는 기술적, 생물적, 경제적 상호작용을 고려한 TAC 설정의 이론적 접근을 소개한다.

1. 다수어종에 대한 정태적 접근

본 절은 우선 다수어종에 대한 가상의 단순 모델을 정태적으로 분석한다. 또한 경제적 상호작용을 포함한 기술적 및 생물적 상호작용과 연결된 다수어종에 대한 단일어업 또는 다수어업의 복합 가상 모델도 정태적으로 분석한다.

다수어종·다수어업의 경우, 특정 어구는 목표로 하지 않은 다른 어종들을 부득이하게 어획한다. 따라서 이것은 단일어업이 단일어종을 어획하는 경우⁴⁾와는 개념적으로 차이가 있다.

따라서 다수어종을 어획하는 어업의 어획노력 투입은 분명히 다른 어종의 자원량에 영향을 끼친다. 그러므로 다수어종의 어업은 특정어구의 어획노력 투입의 결과로부터 야기된 목표하지 않은 다른 어종의 어획량과 자원량에 영향을 끼치고, 그 결과 이들 어종간의 시장가격에 변동을 가져온다. 그리고 더 나아가, 다수어종 어업은 생물적 어종간의 먹고 먹히는 포식자와 피식자의 관계

4) 단일어업에 대한 단일어종은 투입된 어구가 목표한 어종만을 어획하는 경우로서 어업간의 어획하는 어종들이 뚜렷하며, 목표한 어종들은 일반적으로 서로 다른 독립된 어획 영역에서만 서식한다.

에서 야기될 수 있는 자원량의 변동뿐만 아니라 동일한 먹이에 대한 어종간의 상호경쟁으로부터 발생할 수 있는 자원량의 변동 또한 초래한다(Anderson, 1977).

1) 기술적 상호작용

(1) 다수어종 · 단일어업의 가상적 단순 모델

가상의 다수어종 · 다수어업 단순 모델은 두 어종간의 생물적 상호작용이 없는 독립된 두 어종(어종 A와 어종 B)을 특정 단일어업이 어획하는 것을 가정하고, 그 어업에 투입된 어업비용 또한 동일하다고 본다. 다만 어종 A를 단일어업으로 어획함으로써 어종 B의 자원량에 영향을 미치는 기술적 상호작용이 존재한다고 가정한다. 이와 같은 가정의 단순화는 분석의 설명을 용이하게 할 뿐만 아니라 주된 설명의 요지를 명료하게 하는 잇점이 있다(Anderson, 1977).

다수어종 · 단일어업에 대한 가상의 단순 모델은 다음과 같이 간단히 설명되어질 수 있다. 먼저 <그림 2-1> a는 두 어종의 어군밀도의 균형 곡선($PEC_{어종A}$ 와 $PEC_{어종B}$)을 나타낸다. <그림 2-1> b는 두 어종의 지속적 어획량 곡선($SY_{어종A}$ 와 $SY_{어종B}$)을 나타낸다. 그리고 <그림 2-1> c는 두 어종 각각의 지속적 어획량 곡선에 각 어종의 시장 가격을 곱한 지속적 수입곡선(TR_A 와 TR_B)을 합한 두 어종의 총지속적 수입곡선(TR)을 나타낸다. 그 결과 두 어종의 총 지속적 수입곡선은 비대칭 육봉(肉峰) 모양의 곡선을 갖는다. 총어업비용(TC)은 두 어종의 어획 어구 및 어획 비용이 동일하다는 가정하에서 선형의 총어업비용 곡선으로 나타낼 수 있다.

또한 두 어종의 총수입곡선과 총비용곡선에 근거하여 자유어업(Open Access Fisheries)의 균형 어획량과 MEY을 구할 수 있으며, MSY는 두 어종의 총지속적 수입곡선의 육봉의 높이에 의해 결정되어진다. 이들 MSY는 <그림 2-1>에서 보듯이, 자원량이 적은 어종의 남획 및 멸종을 이끌고 있다.

<그림 2-1>의 각각의 곡선은 아래와 같이 상세히 설명되어질 수 있다. 개별

어업에 의해 어획된 어종의 어획량은 어획에 투입된 어획노력량과 어종의 어군에 의존한다. 개별어종은 <그림 2-1>에서 보듯이 정상적인 어군균형곡선(Population Equilibrium Curves)을 가진다. 두 어종이 독립적으로 서식하기 때문에, 이들 어군균형곡선은 개별어종 각각의 어획노력량과 균형어군의 상호작용에 의해 유도되어질 수 있다. 그러므로 어획노력이 없을 때, 어종 A는 P_3 에서 어군균형규모를 가진다. 어종 B는 동일한 조건하에서 P_1 의 어군균형규모를 가진다. 어획노력량이 증가할 때, 어획량의 증가에 기인하여 두 어종은 낮은 어군균형규모를 가진다. 특히, 어획노력량이 E_2 에 도달할 때, 어종 B의 자원량은 멸종하나 어종 A의 자원량은 P_2 에 도달한다. 만일 어획노력량이 E_4 에 도달한다면, 어종 A의 어군 또한 멸종한다.

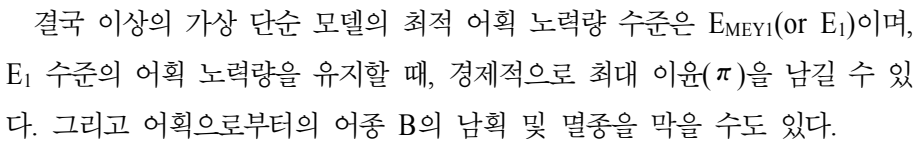
개별 어종은 <그림 2-1> b와 같이 지속적 어획량을 가진다. 총 지속적 어획량은 각각의 지속적 어획량의 합이다. 예를 들어, 두 어종의 어획노력량이 E_1 일 때, 두 어종의 균형 어획량은 각각 Y_1 과 Y_2 이다. 그러므로 특정 어획노력량 수준에서 두 어종의 총 지속적 어획량은 <그림 2-1> c에서 보듯이 두 개의 지속적 어획량을 포괄한 하나의 곡선으로 나타낼 수 있다. 그리고 이렇게 포괄된 지속적 어획량에 개별어종의 상대가격을 곱함으로써 얻어진 총수입곡선은 두 어종의 상대가격 및 개별어업에 의해 어획된 어획량에 의존한다.

경제적으로, E_{MEY1} 또는 E_1 는 E_{MEY2} , E_{MSY} , E_{OA} 보다 더 효율적이다. 왜냐하면, 어획노력량이 적음에도 불구하고 E_{MEY1} 지점에서의 이윤(π)이 주어진 총비용(TC)하에서 가장 높기 때문이다. 또한 생물학적으로, E_{MEY1} 에서, 두 어종은 여전히 존재한다. 하지만 E_{MEY2} 와 E_3 에서는 어종 B는 이미 멸종하였다.

그러므로 총수입은 전적으로 어종 A의 어획에 의해 발생한다. 가상의 다수 어종의 예에서, 자유어업(E_{OA})과 E_{MSY} 규제는 스포츠 어업과 레크레이션 어업으로부터 얻어질 수 있는 사회적 가치를 지닌 어종 B를 고갈시킨다. E_3 에서의 E_{MEY2} 규제 또한 어종 B를 멸종시킨다.

결론적으로, 단일어업에 의한 다수어종의 가상 단순 모델의 분석 결과를 검토할 때, 단일어구 또는 어업에 의해 다수어종을 어획시, 만일 어종간의 혼획

〈그림 2-1〉 기술적 상호작용을 가진 다수어종·단일어업에 대한 가상의 모델



따라서 생물적 상호작용이 없는 두 개의 각각의 독립된 어종이라 하더라도, 단일어업에 의한 다수어종의 어획시 혼획이 존재한다면, 두 어종에 대한 상호 상관관계를 고려한 어획 활동이 필히 요구되어짐을 알 수 있다. 그러나 최적 어획 노력량 수준의 지나친 감소는 어업자들의 경제적 부담을 야기시킬 수도 있기 때문에 정책 입안자들은 이들 어업에 관련된 모든 어종의 상업적 가치 및 생물적 가치를 고려한 후, 적정 어획 노력량 수준을 수정 및 보완을 필요도 있다

(2) 다수어종 · 다수어업의 가상적 단순 모델

이제 다수어종 · 다수어업에서의 기술적 상호작용에 대한 정태분석을 검토해 보고자 한다. 다수어업에 대한 기술적 상호작용은 생물적 상호작용만큼 중요하다. 만일 이들 다수어업이 동시에 이들 어종을 어획한다면, 개별 어업에 대한 개별 어종의 어획노력 수준 및 최적 어획량 수준의 추정치는, 어업 상호간의 상관관계를 고려하지 않는 한 특별한 의미를 가지지 못한다. 예를 들어 한 어종의 TAC 변화는 그 어종에 투입된 어획 노력량 수준의 변화에 기인하여 다른 어종의 어획량에 영향을 끼칠 뿐만 아니라 다른 어종에 그 어획 투입량의 일부가 전향되어질 수 있다. 이러한 한 어종의 TAC 변화가 다른 어종의 어획량에 영향을 끼치는 증분은 종종 부수어획(Incidental Catch)으로 칭해진다. 그러한 예로서, 우리나라 연근해의 다수어종들이 위의 범주에 속한다고 볼 수 있다. 특히 우리나라의 연근해에서 잡히는 선망어업의 어종들이 한 어종만을 목표로 할지라도 다른 여러 어종들을 어획하고 있는 뚜렷한 한 예라고 할 수 있다.

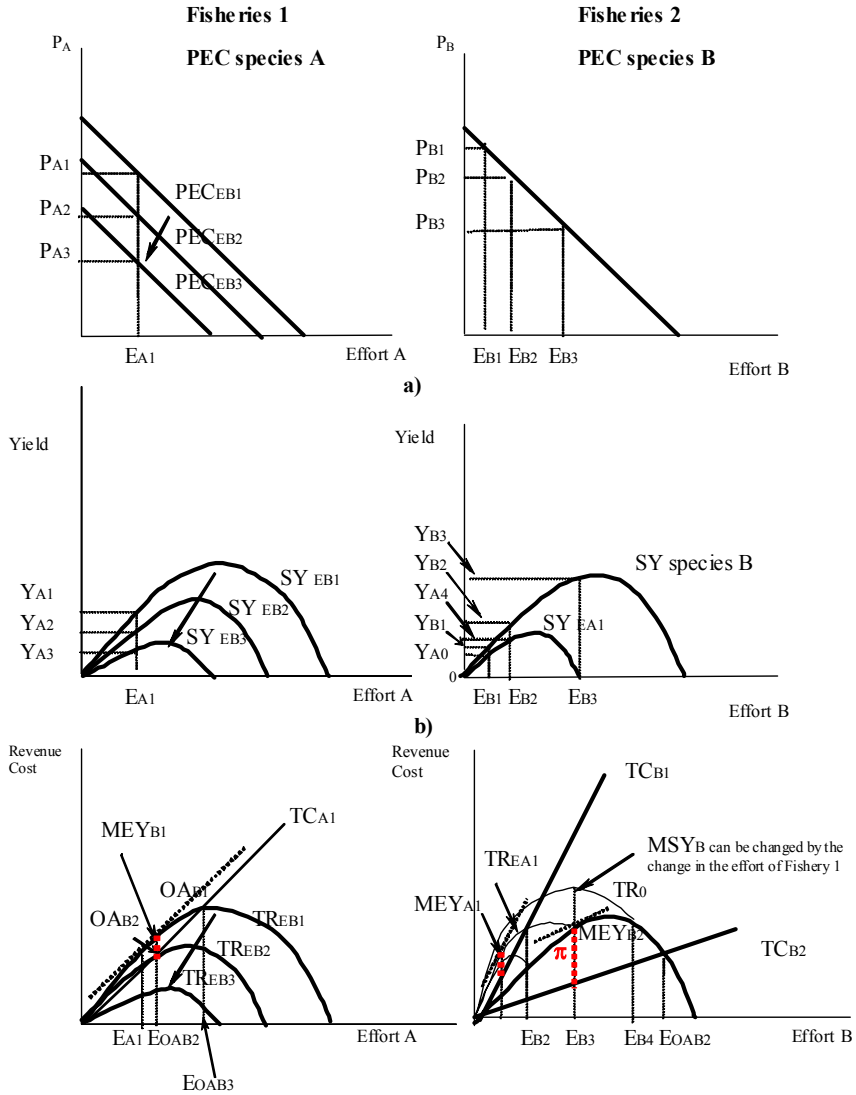
<그림 2-2>의 다수어종 · 다수어업에 대한 기술적 상호작용 모델은 두 개의 어업을 전제로 한다. 어업 1은 특정 한 어구를 이용하여 어종 A를 어획하는데 이용되어진다. 그리고 어업 2는 다른 어구를 이용하여 어종 B를 어획하는데 이용되어진다. 그리고 어종간의 생물적 상호작용은 없다고 가정한다. 그리고 두 어업간의 기술적 상호작용이 존재하며, 어종 B를 어획하기 위해 이용된

어업 2의 어구가 어종 A의 상당량을 어획하고 있다고 가정한다. 또한 개별어종의 가격은 일정하다고 가정한다. 끝으로 각 개별어업의 투입된 어획노력의 총비용은 각기 다르다고 가정한다.

이와 같은 가상의 모델을 간단히 설명하면 다음과 같다. 어업 2는 어업 1이 어획할 어획량의 일부를 어획한다. 그 결과 어업 2의 어획노력량 각각의 수준에 대하여 어업 1의 어종 A에 대한 어군밀도 균형곡선 또한 달라진다. 다시 말해 개별 어업에 의해 어획된 개별 어종의 어획량은 개별 어업의 어획노력량 수준과 다른 어업에 투입된 어획노력량에도 의존한다는 것이다. 그러므로 개별 어업이 동시에 경제적 최대 어획량을 달성하기 위해 정부는 두 어업을 함께 규제하는 것이 바람직하다.

<그림 2-2> a는 두 개의 가상적 어업에 대한 어군균형곡선(PECs)을 나타낸다. 어업 1은 어업 2에 적용된 어획 노력량 각각의 수준에 대한 각기 다른 어군균형곡선을 나타낸다. 이것은 어군균형곡선이 자연성장량과 어획량이 동일한 지점에서 발생하기 때문이다. 하지만 어업 1의 어종 A의 어획량은 두 어업의 어획노력량의 정도에 의존한다. <그림 2-2> a의 개별 곡선은 주어진 어업 2의 어획노력량 수준에 대하여 어업 1의 어획 노력량 수준(E_{A1})에서의 어종 A에 대한 균형어군규모를 보여준다. 어떠한 어종으로부터 얻어진 총 어획량은 그것의 어군과 그 어종에 투입되어진 어획노력량에 의존한다. 만일 어업 2의 어획노력량이 일정하다면, 어종 A의 균형어군은 어업 1의 어획노력량의 수준에 의존할 것이다. 그러나 만일 어업 2에 어획노력량이 변한다면, 어업 1의 어획노력량의 각각의 수준에 상응하는 어종 A의 균형어군규모는 어업 2의 투입된 어획노력량의 변화와 어업 1에 투입된 어획노력량 변화에 동시에 영향을 받을 것이다. 예를 들어, 만일 어업 2가 E_{B1} 의 어획노력량을 이용한다면, 어종 B 자원량의 균형규모는 P_{B1} 가 될 것이다. 그리고 어업 1의 적합한 어군균형곡선은 PEC_{EB1} 가 될 것이다. 그 결과 만일 어업 1의 어획노력량 수준이 E_{A1} 이라면, 어종 A의 균형어군규모는 P_{A1} 이 될 것이다.

〈그림 2-2〉 기술적 상호작용을 가진 다수어종 · 다수어업에 대한 가상의 모델



여기서, 두 어업에 대한 어종 A의 총 어획량은 어군의 성장량과 동일하다. 만일 어업 2의 어획노력량이 E_{B2} 로 증가한다면, 어종 B의 균형어군규모는 P_{B2} 로 떨어질 것이다. 이러한 이유는 어업 2의 어획노력량의 증가는 어종 A의 균

형 어군 규모에도 영향을 끼치기 때문이다. 그 결과 어종 A의 균형어군곡선을 아래로 낮출 것이다. 따라서 어종 A의 균형어군규모는 어업 A의 각각의 어획 노력량 수준에서 감소되어질 것이다. 그러므로 어업 1의 어획노력량이 E_{A1} 이라고 가정할 때, 어종 A에 대한 새로운 균형어군규모는 E_{A1} 에서 P_{A2} 가 될 것이다. 유사하게, 만일 어업 2의 어획노력량이 E_{B3} 로 증가한다면, 어업 1에 대한 균형어군곡선은 다시 아래로 더 떨어질 것이며, 이것은 어종 A의 균형어군 규모를 P_{A3} 로 감소시킬 것이다.

두 어업의 지속적 어획량은 <그림 2-2> b에서 보는 바와 같이 어업 1의 지속적 어획량 곡선은 어업 2의 어획노력량 수준에 의해서 달라진다. 즉 어업 2의 어획노력량이 E_{B1} 이라면, 그때 어업 1의 지속적 어획량 곡선은 Y_{EB1} 가 될 것이다. 따라서 이 곡선은 PEC_{EB1} 을 갖게 된다. 그러므로 만일 어업 1의 어획 노력량이 E_{A1} 이라면 그때의 지속적 어획량은 Y_{A1} 이 된다. 이때 어업 2의 어획 노력량 단위 E_{B1} 에 의해 어종 A의 어획량은 추가적으로 Y_{A0} 만큼 갖게 된다. 만일 어업 2의 어획노력량이 E_{B2} 로 증가한다면, 지속적 어획량 곡선은 SY_{EB2} 로 떨어질 것이다.

이렇게 지속적 어획량 곡선이 아래로 떨어지는 이유는 다음과 같다. 어업 2의 어획노력량 증가는 어종 A의 균형어군규모를 감소시킬 것이다. 여기서 어획량은 어군의 규모와 어획노력량의 함수이기 때문에, 어업 1의 각각의 어획노력량 수준은 이전에 비해 적어진 자원량 규모에 기인하여 낮은 어획량을 갖게 된다. 그러므로 어업 1의 개별 어획노력량 수준에서 지속적 총 어획은 감소할 것이다. 반면에 어업 2의 어종 A의 지속적 총 어획량은 증가할 수도 있고 감소할 수도 있다. 따라서 어업 1에 의해 어획되어지는 어종 A의 평균 어획량은 CPUE를 떨어뜨릴 것이다.

다음으로 두 어종의 어획량을 고려한 어업 2의 어획량 곡선들을 살펴보자. 어업 2는 어종 B의 한 지속적 어획량 곡선($SY_{speciesB}$)과 어업 2의 어종 B의 어획으로부터 부수적으로 어획되어지는 어종 A의 지속적 어획량 곡선(SY_{EA1}) 또한 가질 것이다. 왜냐하면 어종 A의 총 어획량은 두 어업의 어획노력량의 합

에 의존하기 때문이다. 만일 어업 1의 어획노력량이 E_{A1} 일 때, 어업 2의 어획노력량은 E_{B1} 이라면, 두 어업의 어종 A의 어획량은 각각 Y_{A1} 과 Y_{A0} 이다. 여기서 두 어업에 의해 어획된 어종 A의 어획량은 지속적 어획량을 가진다. 왜냐하면, <그림 2-2> a와 <그림 2-2> b에 보여 지듯이, 이들 어획량은 P_{A1} 의 어군의 성장률과 일치하기 때문이다. 그러나 만일 어업 2의 어획노력량이 E_{B2} 로 증가하면, 어종 A의 어획량은 어업 1의 경우 Y_{A2} 로 감소하고 반면에 어업 2에 의해 어획된 어종 A의 어획량은 Y_{A4} 로 증가한다. 그러나 만일 어업 2의 어획노력량을 E_{B3} 로 증가하면, 어업 1의 지속적 어획량 곡선(SY_{EB3})과 어업 2의 어종에의 지속적 어획량 곡선(SY_{EA1}) 모두를 감소시킨다.

반대로 <그림 2-2> b에서 보듯이, 어업 1의 어획노력량이 E_{A1} 을 유지할 때, 어업 2의 총 어획노력량은 E_{B1} 이고, 이때의 총 어획량은 어종 A의 어획량 Y_{A0} 와 어종 B의 어획량은 Y_{B1} 이다. 만일 어업 2의 어획노력량 E_{B2} 로의 증가는 두 어종의 어획량을 Y_{A4} 와 Y_{B2} 로 변화시킨다. 또한 E_{B3} 로의 어획량의 증가는 어종 B의 어획량을 Y_{B3} 로 증가시키고 어종 A의 어획량은 “0”으로서 더 이상 어획할 수 없게 된다.

개별어업의 총수입곡선은 <그림 2-2> c로 설명할 수 있다. 이들 개별어업의 총수입곡선은 개별어업 그 자체에 투입된 어획노력량과 다른 어업의 어획노력량 모두에 의존한다. 어업 1의 수입곡선은 그 자체의 지속적 어획량 곡선과 일치한다. 그러나 어업 2의 수입곡선은 어종 B를 어획하기 위해 투입된 어업 2의 어구가 어종 A의 상당한 양을 어획하고 있다는 가정에 의해, 개별 어종의 어획량의 합에 개별 어종을 가격을 곱한 것과 같다. 어업 2의 최고 총수입 점인 TR_0 에서 어종 A의 어획으로부터 얻어진 총 수입은 더 이상 존재하지 않는다. 어획노력량 E_{B3} 을 가진 TR_0 지점에서 어종 A는 멸종한다. 어종 A의 멸종은 또한 어업 2의 수입에도 부정적인 효과를 초래한다.

<그림 2-2> c에서 보듯이, 기술적 상호작용을 가진 다수어종에 대한 MSY 개념은 더 이상 명확하지 않다. 왜냐하면, 어업 2의 어획량이 두 어종의 어획량과 두 어종의 상대가격에 의존하기 때문이다. 여기서 최대 지속적 어획량은

어업관리의 목표로서의 개념적 의미를 더 이상 갖지 못한다.

자유어업의 균형에 대한 분석은 극히 어렵고 복잡하다. 왜냐하면 두 어업의 비용곡선이 서로 다르며, 어획된 개별 어종의 상대가격에 따라 어획량 또한 민감하게 변하기 때문이다.

끝으로 MEY의 정태적 개념은 두 어업의 총비용과 총수입의 차이를 최대화하는 한 방법에 의해 결정되어질 수 있다. 이러한 정태적 최대 경제적 어획량의 기준은 첫째, 어업 1의 어획노력량의 수준은 두 어업의 어획량의 한계가치의 증분이 어업 1의 어획노력량에 투입된 비용의 한계가치의 증분과 같을 때까지 확장 되어져야 한다. 둘째, 어업 2의 어획 노력량 또한 위의 같은 기준으로 적용되어져야 한다. 결국 적합한 어업관리의 최종목표는 두 어업으로부터 산출된 순수익의 현재가치를 최대화하는 것이다(Anderson, 1977).

2) 생물적 상호작용 - 경쟁적 공존 및 배제

아래의 다수어종의 어업 모델은 생물적 상호작용이 존재하는 두 어종(어종 A와 어종 B)이 존재하며, 그 두 어종에 대한 특정 어업 또는 어구는 동일하고 그 어종들에 투입된 어업비용 또한 동일하다고 가정한다. 또한 두 어종간의 생물적 상호작용은 경쟁적 공존(Competitive Coexistence) 관계 또는 배제(Exclusion) 관계를 가질 수 있다. 다시 말해, 한 어종의 어군밀도의 증가는 다른 어종의 어군밀도의 증가 또는 감소에 영향을 끼치며, 일정 어획 노력량 수준의 범위를 넘어선 지나친 어획노력량의 증가는 두 어종의 어군밀도를 동시에 감소시킬 수도 있다는 것을 전제한다.

(1) 다수어종·단일어업의 가상적 모델 - 경쟁적 공존 모델

경쟁적 공존 모델을 간단히 설명하면 다음과 같다. 두 어종은 특정 생태계내의 제한된 환경수용력 및 환경요인에 노출되어 있으며 먹이에 대해 상호 경쟁적 공존 관계를 유지한다. 즉, 두 어종이 생존 가능한 어군밀도의 균형 수준에

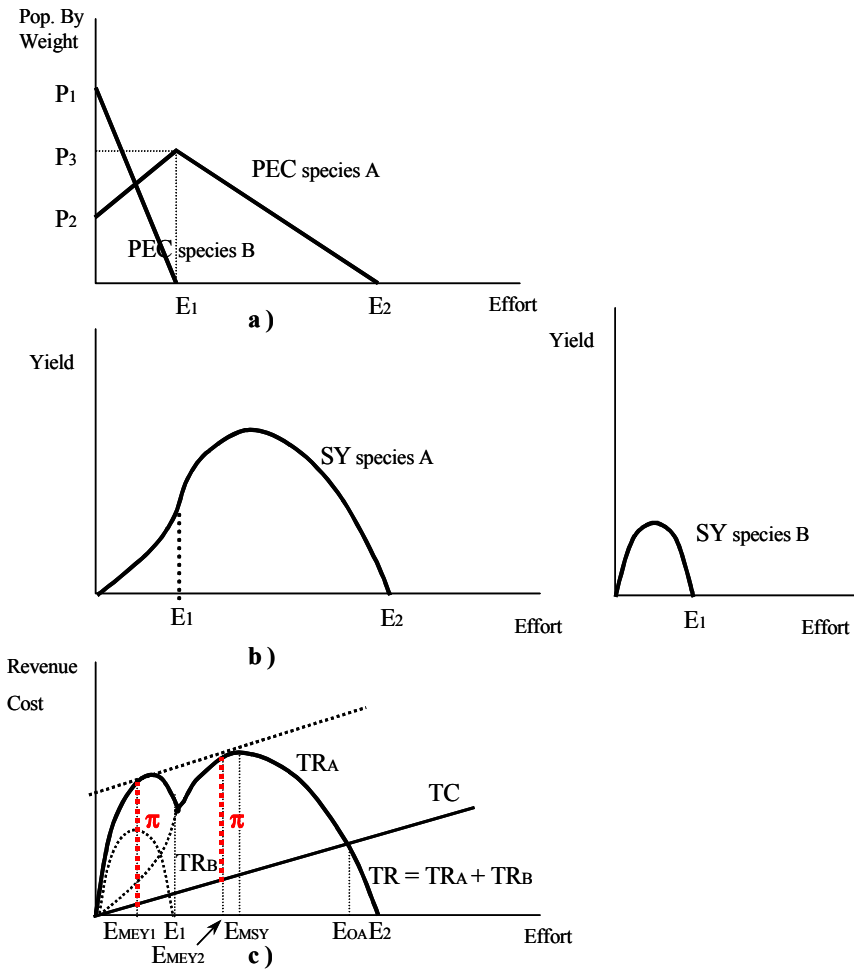
도달하기까지는 두 어종이 상호 공존을 할 수 있으며, 또한 공존 가능한 어군 밀도를 초월 시에는 두 어종 중 한 어종이 다른 어종의 서식처를 종국적으로 침입 또는 흡수할 수도 있다.

먼저 <그림 2-3> a는 두 어종 A와 B의 어군밀도 균형곡선($PEC_{SpeciesA}$ 와 $PEC_{SpeciesB}$)을 나타낸다. 어획노력량이 0 일 때, 두 어종의 어군밀도의 균형은 각각 P_1 , P_2 이다. 그리고 어획노력량의 투입에도 불구하고 어종 A의 어군밀도의 균형곡선은 어종 B의 어군밀도의 균형곡선의 감소에 기인하여 증가하고 있다. 예를 들어, 어획 노력량이 E_1 에 도달하기까지 어종 A의 어군밀도의 균형곡선은 계속 증가한다. 하지만 어획 노력량 E_1 은 어종 B의 자원량을 완전히 멸종시키며, 그 후 계속적인 어획 노력량의 증가는 어종 A의 어군밀도의 균형곡선 또한 감소시킨다. 따라서 어획노력량의 정도에 따라 두 어종의 생존가능한 안정적 공존의 균형이 깨어지기도 하고 지나친 어획노력량의 투입은 두 어종을 모두 멸종시킬 수도 있음을 알 수 있다.

<그림 2-3> b는 두 어종의 지속적 어획량 곡선($SY_{SpeciesA}$ 와 $SY_{SpeciesB}$)을 나타낸다. 특히, 어종 A의 지속적 어획량 곡선이 어획 노력량 E_1 에서 다시 감소하고 있음을 볼 수 있다. 즉, E_1 의 어획노력량까지 어종 A의 지속적 어획량 곡선은 어종 B의 어군밀도의 균형 곡선의 감소의 결과에 기인하여 빠르게 증가하고 있다. 하지만 E_1 의 어획노력량을 초월시, 어종 B의 멸종에 기인해 다시 정상적인 지속적 어획량 곡선으로 전향한다. 하지만 어종 B의 어군밀도의 균형 곡선은 극단적인 변화를 보이지 않고 어획노력량의 증가에 따라 지속적으로 감소함으로써 어종 B의 지속적 어획량 곡선에 별다른 영향을 끼치지 않는다. <그림 2-3> c는 각각의 지속적 수입 곡선의 합한 두 어종의 총 지속적 수입곡선(TR)을 나타낸다.

그 결과 두 어종의 총 지속적 수입 곡선은 비대칭의 육봉 모양의 곡선을 갖는다. 총어업비용은 두 어종의 어획 어구 및 어획 비용이 동일하다는 가정하에서 선형의 총 어획 비용 곡선으로 나타낼 수 있다. 또한 <그림 2-3> 3c는 두 어종의 총수입곡선과 총비용 곡선에 근거하여 자유어업의 균형 어획량과

〈그림 2-3〉 생물적 상호작용(경쟁적 공존)을 가진 다수어종 · 단일어업에 대한 가상의 모델



MEY를 구할 수 있으며, MSY는 두 어종의 총 지속적 수입 곡선의 육봉의 높이에 의해 결정되어진다. 경쟁적 공존 모델의 최적의 어획 노력량 수준은 E_{MEY1} 이다. E_{MEY1} 수준의 어획 노력량을 유지할 때, 경제적으로 최대의 이윤

(π)을 남길 수 있으며, 어종 B를 어획으로부터 멸종을 막을 수 있다. 하지만 본 모델에서의 최대 경제적 이윤은 앞서 가상적 단순 모델의 예와 달리 두 개의 동일한 최대 경제적 어획량을 가지는 어획 노력량 수준(E_{MEY1} 와 E_{MEY2})을 가지고 있다. 따라서 정책 입안자들은 어종 B의 상업적·생물적 가치와 어획 노력량 투입의 증가가 어업자들과 수산업에 미치는 파급효과의 상호 비교 분석을 통해 적정 어획 노력량 수준의 수정할 수 도 있다.

결론적으로 다수어종·단일어업의 생물적 상호작용을 가진 경쟁적 공존 모델의 분석결과는 <그림 2-1> c의 분석결과와 거의 비슷하다. 단지 생물적 상호작용에 기인한 어종간의 어군밀도의 균형 곡선의 변화가 총 지속적 어획량 곡선에 변화를 가져올 수 있다는 것이 중요한 요지이다.

(2) 다수어종·단일어업의 가상적 모델 - 경쟁적 배제 모델

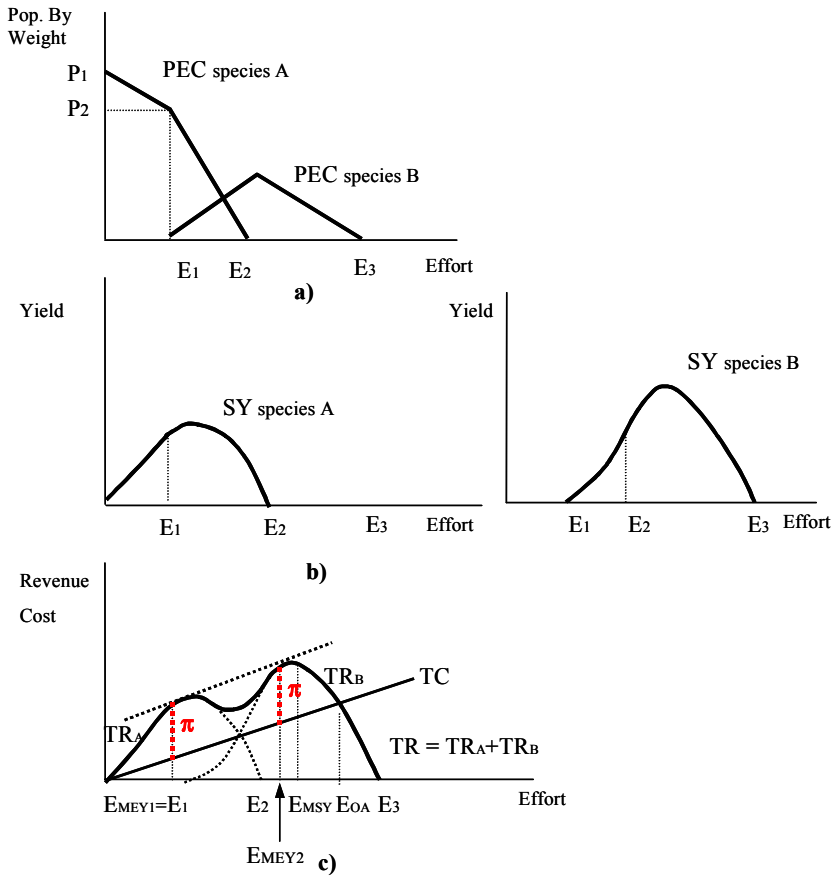
경쟁적 배제 모델을 간단히 설명하면 다음과 같다. 두 어종은 특정 생태계내의 제한된 환경 용량 및 환경요인 내에서 상호 경쟁한다. 그러나 특정 한 어종에 대한 어획 노력량이 0일 땐, 단지 두 어종 중 한 어종만이 주어진 환경 내에서 지배적으로 서식한다. 그러나 지배 어종에 대한 어획 노력량이 투입되어지면 그 어종의 어군밀도의 감소에 기인하여 어종 B 또한 기존 환경 내에서 서식할 수 있다는 것을 전제로 한다.

먼저 <그림 2-4> a는 두 어종 A와 B의 어군밀도 균형곡선($PEC_{SpeciesA}$ 와 $PEC_{Species B}$)을 나타낸다.

어획노력량이 0일 때, 어종 B는 생존할 수 없다. 또한 어획 노력량이 0에서 E_1 으로 증가할 때, 어종 A의 어군밀도의 균형 곡선은 P_2 에 도달할 때까지 서서히 감소한다. 그러나 어획 노력량이 E_1 을 넘어서면서부터 어종 B 또한 기존 환경 내에서 생존이 가능하며, E_2 까지의 지속적 어획노력량의 증가는 어종 A의 멸종을 야기시킨다. 비록 투입된 어획 노력량은 두 어종을 모두 어획 가능하지만, 어종 B는 어획 노력량에 의해 체포된 어획량에 비해 어종 A와의 경쟁에서 지배적인 우위를 점함으로써 증가한 어군밀도의 양이 더 크다는 것을

의미한다. 즉, E_1 과 E_2 의 어획노력량의 범위에서 어종 B가 어종 A에 비해 보다 지배적인 경쟁적 위치를 차지했다는 것을 의미한다.

〈그림 2-4〉 생물적 상호작용(경쟁적 배제)을 가진 다수어종 · 단일어업에 대한 가상의 모델



그 결과, 어종 A의 어군밀도의 균형곡선은 아주 급속히 감소하게 된다. 어획 노력량 E_2 에서 어종 B는 최대의 어군밀도를 갖게 되지만, 그 후 계속적인 어

획 노력량의 증가는 어종 B의 어군밀도의 균형곡선 또한 감소시킨다. <그림 2-4> b는 두 어종의 지속적 어획량 곡선($SY_{SpeciesA}$ 와 $SY_{Species B}$)을 나타낸다. 특히 어종 B의 지속적 어획량 곡선은 어획노력량 E_1 에서부터 시작한다. E_1 에서부터 두 어종간의 증가된 경쟁과 어획노력량의 증가에 기인하여 어종 A의 지속적 어획량 곡선은 가파르게 감소한다. E_2 에서 어종 A의 지속적 어획량은 0이 되며, 어종 B의 지속적 어획량 곡선 또한 경쟁어종의 배제와 어획노력량의 지속적 증가에 기인하여 가파르게 감소한다.

결론적으로 과도한 어획 노력량의 투입은 생태계 내에 지배적인 경쟁자로서 군림했던 어종을 멸종시키고 새로운 어종이 동일 지역 내에 지배적인 경쟁자로서 군림할 수 있음을 제시한다. 즉 어획노력량의 투입이 배제의 역전환을 가져온다는 것을 의미한다.

또한 두 어종간의 상업적 가치의 정도 및 새로운 어종의 어군밀도 증가의 정도에 따라 최적 어획노력량은 E_{MEY1} 과 E_{MEY2} 중 경제적 생물적 가치를 충분히 고려한 후 결정할 필요가 있다. 그 외 다른 부분은 다수어종·단일어업의 경쟁적 공존 모델의 결과와 동일하다.

2. 다수어종에 대한 생물경제적 접근

본 절은 생물적·기술적 상호작용을 가진 다수어종에 대한 다수어업 및 단일어업의 생경제적 모델을 제공한다. 특히 생물적·기술적 상호작용에 기인하여 다수 어종의 어군밀도의 변화는 치어에 아주 중요한 영향을 끼칠 수 있다. 따라서 다수어종의 분석에 있어 생경제적 모델은 치어의 증가와 생존의 순 효과를 다수어종간의 스톡-가입량 관계(stock-recruitment relationship)의 항목으로 설명하고 있다. 그러므로 다수어종에 대한 분석의 시작은 스톡-가입량 관계가 포식 및 피식 그리고 경쟁적 어종들의 서식 정도에 기인하여 어군의 변동의 증거를 가져오는지를 조사하는 것에서 출발해야 한다(Hilborn and Walters,

1992).

1) 베버톤-홀트의 가입당 생산량 모델

자원량과 가입량의 베버톤-홀트 모델은 밀도 의존적 치어 사망계수와 밀도 독립적 치어 사망계수 사이의 균형으로부터 유도되어진다(Beverton and Holt 1957). 가입당 산란자원량 관계에 관한 베버톤-홀트 모델은 중요 어종의 연급 군 경쟁을 반영하는 밀도 의존적 생존률을 결합하여 만들어졌다(Haddon, 2001).

일반적으로, 어종들이 생물학적으로 상호작용을 하거나, 어종들이 일반적인 어구에 쉽게 어획 되어질 때, 최적 수준에서 개별어종들을 관리한다는 것은 거의 불가능하다(Beverton과 Holt, 1957, Anderson, 1975, Pope, 1979, May와 기타. 1979, Mitchell, 1982). 비록 다수어종 · 다수어업의 총어획량을 분석하는 기법은 가끔씩 이용되어졌으나, 그들의 기법에 대한 적용은 다소 더디게 진행되어져 왔다. 예를 들어, 초기 학술논문지에서 베버톤-홀트(1957)는 기술적 상호작용 하에서의 어종의 통합에 대한 Eumetric 곡선을 유도하였다. 베버톤-홀트의 예에서 보듯이 초기의 이러한 적용에도 불구하고 다수어종의 가입당 어획량 분석은 실제로 거의 이용되지 않았었다. 그러나 1984년 무로스키(Murawski)가 <식 2-2-1>에 보여진 베버톤-홀트 식과 개념적으로 아주 유사한 단일어업에 의해 어획되어진 다수어종의 가입당 생산량 모델을 아주 상세하게 설명하였다. 결국, 베버톤-홀트의 가입당 생산량 모델의 부분적 확장은 무로스키에 의해 확장되었다고 볼 수 있다.

$$Y/R = F \exp(-M(t_c - t_r)) \cdot W_\infty \sum_{n=0}^3 \frac{U_n \exp[-nK(t_c - t_0)]}{F + M + nK} \quad \text{<식 2-2-1>}$$

여기서, Y/R 는 중량(g)으로 나타낸 가입당 생산량을, F 는 순간어획사망계수

를, M 은 자연사망계수를, U_n 는 시물레이션 파라미터를($U_0=1$, $U_1=-3$, $U_2=3$, 그리고 $U_3=-1$), t_c 는 어구가입연령을, t_r 는 어장가입연령을, W_∞ 는 이론적 극한 중량을, t_0 는 개별 어종의 체장이 0일 때의 이론적 연령을, K 는 성장계수를 의미한다.

다수어업에 의해 어획된 다수어종을 추정하기 위해, 위의 모델은 가입당 생산량에 대한 불연속 시간(Discrete Time) 식을 사용한다.

$$Y_i = \sum_{t=r_i}^{t=m_i} D_{it} \left[\frac{F_i p_{i,t}}{M_{i,t} + F_i p_{i,t}} \right] W_{i,t} \quad \text{<식 2-2-2>}$$

여기서, r_i 는 i 어종의 가입 연령, m_i 은 i 어종의 최대연령, $D_{i,t}$ 는 연령 t 에 죽은 어종의 총수, $p_{i,t}$ 는 연령 t 에 가입된 비율, $M_{i,t}$ 은 자연사망계수, $W_{i,t}$ 는 t 년도에 i 연령을 가진 어종의 평균 무게를 각각 의미한다. 어획사망계수가 어획 노력량의 변화에 의해 조정되어지는 반면에 상대적 가입량 비율, $p_{i,t}$ 는 어획 어구의 선택에 의해 조정되어진다. 따라서 본 모델은 어획사망계수가 어획능률지수(Catchability)에 대한 어획노력량의 비율로 가정한다.

어획사망계수(F_i)는 <식 2-2-3>과 같다.

$$F_i = Eq_i \quad \text{<식 2-2-3>}$$

만일 F_i 가 Eq_i 로 대체되면, <식 2-2-4>와 같다.

$$Y_i = \sum_{t=r_i}^{t=m_i} D_{it} \left[\frac{Eq_i p_{i,t}}{M_{i,t} + Eq_i p_{i,t}} \right] W_{i,t} \quad \text{<식 2-2-4>}$$

본 모델은 여전히 두 개 이상의 식들을 필요로 한다. 첫 번째 식은 초기 연급군 규모를 추정하는 식이며 두번째 식은 죽은 어종의 수를 추정하는 식이다.

시간에 걸쳐 증가하는 어종의 수에 관한 함수는 <식 2-2-5>와 같다.

$$N_{i,t+1} = N_{i,t} \exp[-(Eq_i p_{i,t} + M_{i,t})] \quad \text{<식 2-2-5>}$$

여기서, $N_{i,t}$ 는 t 시점에 연급군 i의 생존수를 의미한다. 어종의 사망식은 <식 2-2-6>과 <식 2-2-7>과 같다.

$$D_{i,t} = N_{i,t+1} - N_{i,t} \quad \text{<식 2-2-6>}$$

또는

$$D_{i,t} = N_{i,t} (1 - \exp[-(Eq_i p_{i,t} + M_{i,t})]) \quad \text{<식 2-2-7>}$$

연급군의 초기 규모는 총 어획량을 결정하기 위해 필요 되어진다. 최적 정책은, 평균 가입량에 무관한 단일어종의 가입당 생산량과는 달리, 다수어종의 확장된 모델에서 다른 어종의 상대적 평균 가입량 또한 고려해야한다.

무로스키는 개별어종의 초기 평균 연급군 규모가 $N_{i,l}$ 라는 가정을 전제로 하였다. 그 $N_{i,l}$ 는 설문조사와 같은 기타 정보들로부터 얻어졌다. 그 후 무로스키는 n 어획 어구들로 확장하였다.

$$F_i = \sum_{j=1}^n q_{i,j} E_j \quad \text{<식 2-2-8>}$$

여기서, F_i 는 i 어종의 어획사망계수를, $q_{i,j}$ 는 j 어업에 의해 어획되어진 i 어종의 어획능률지수를, E_j 는 j 어업의 어획노력량을 각각 의미한다. 피키티치 (Pikitch, 1987)는 각기 다른 어획 정책을 분석하기 위하여, 무로스키의 공식을 사용했고, 그것을 각기 다른 어종 가치에 관한 경제적 자료에 연계하였다 (Hilborn and Walters, 1992).

결론적으로, 다수의 가입량 모델이 다수어종의 생물적 분석에 사용되었다. 이들 모델 중 주 분석 기법의 하나가 바로 생물적 상호작용을 가진 연령구조

모델이다. 연령구조 모델은 다수어종의 자원량 분석 모델과 다수어종의 자원량 가입 모델을 포함한다. 그 외 다수어종에 대한 생물적 분석의 기타 모델로는 공동으로 어획된 다수어종의 자원량에 대한 균형어획량 추정 모델(Paulik 외 기타, 1967), 혼합어업의 동태적 어획량 분석 모델(Hilborn, 1976), 테리오의 일반화 모델(Deriso, 1980), 루디윅과 월터스 모델(Ludwig and Walters, 1989), 쿠싱 모델(Cushing, 1971, 1973), 셰퍼더 모델(Shepherd, 1982), 감마(Gamma) 모델(Reish 외 기타, 1985), 미셀라니(Miscellany) 모델(Chapman, 1973) 등이 있다(Quinn 과 Deriso, 1999).

2) 생체량 동태 모델 - 잉여 생산량 모델

생체량 동태 모델은 다수어종간의 경쟁 및 포식의 상호작용을 고려할 때 변형 및 수정이 가능한 모델이다. 다수어종으로서 두 어종의 경우, 어획량을 포함한 확장된 로지스틱 성장 모델로서 $t+1$ 시점에 생체량 B 는 <식 2-2-9>와 같다.

$$B_{t+1} = B_t + rB_t \left(1 - \frac{B_t}{K} - cX_t \right) - C_t \quad \text{<식 2-2-9>}$$

여기서, B_t 는 t 시점의 자원 생체량(Stock Biomass)을, X_t 는 경쟁 또는 포식 어종의 생체량을, r 은 본원적 성장계수를, c 는 X_t 가 얼마나 B 의 성장을 저해하는가를 설명하는 계수를, K 는 환경수용력을, C_t 는 시간에 걸쳐 어획된 어획량을 각각 나타낸다.

<식 2-2-9>는 셰퍼(Schaefer, 1954, 1957)에 의해 제시된 확장된 생체량 동태 모델이다.

$$B_{t+1} = B_t + rB_t \left(1 - \frac{B_t}{K} - cX_t \right) - qE_t B_t \quad \text{<식 2-2-10>}$$

여기서 E_t 는 t 시점에 어획노력량을, q 는 어획능률지수를(*i.e.*, $C_t=qE_tB_t$) 각기 나타낸다. 기타 계수들은(r , K , q , 과 c)은 <식 2-2-11>에 의해 추정되어질 수 있다.

$$\left(\frac{U_{t+1}}{U_t}\right)-1=r-\frac{r}{Kq}U_t-rcX_t-qE_t \quad \text{<식 2-2-11>}$$

결과적으로 다수어종에 대한 확장된 일반화된 모델은 <식 2-2-12>와 같다.

$$B_{i,t+1}=B_{i,t}+r_iB_i\left(1-\sum_{j=1}^{j=n}b_{ij}B_{j,t}\right)-C_{i,t} \quad \text{<식 2-2-12>}$$

위의 일반화된 확장 모델은 개념적으로 단순하며 정교하다. 대부분의 생경 제학자들이 위의 모델에 근거하여 새로운 모델들을 발전시키고 있다. 여기서 매트릭스 b_{ij} 는 community matrix 로서 알려져 있다. 하지만 세 종이상의 어종을 투입 시 실질 어업 자료로부터 b_{ij} 계수를 얻는다는 것은 쉬운 일이 아니다. 피키치(1988)는 기술적 상호작용의 분석에 비해 생물적 상호작용의 분석은 어렵고, 연구소요시간이 길며, 연구비용 또한 아주 많이 소요되어진다고 언급하였다. 그럼에도 불구하고 대부분의 수산자원학자들은 생물적 상호작용을 보다 정확히 추정하기 위해 많은 노력을 기울이고 있다.

결론적으로, 다수어종간의 생물적, 기술적 상호작용에 관한 연구들은 단일어업이 가진 단일어종의 분석 접근과 비교할 때 아주 다르다. 랄스톤과 폴로비나(Ralston and Polovina, 1982)은 하와이의 다수어종의 열대 Handline어업에 다양한 통합모델을 개발하였다. 또한, 앞서 언급했듯이 무로스키(1984)는 기술적 상호작용을 가진 다수어종에 가입당 생산량 모델을 분석하였다.

3) 실험적 동태 최적화 모델

동태 모델은 경제적 이윤과 어획량의 수준에 관한 어획노력량 변화의 단기 효과 지표를 제공한다. 최적 모델은 경제적, 기술적, 생물학적 제약조건하에서 특정 목표함수의 최대치와 최소치를 분석한다.

그러므로 동태 최적화 모델은 위의 두 모델의 개념과 과정을 연결한 복합개념이다. 다시 말해, 동태 최적화 모델은 주어진 제약조건하에서 시간 t 에 걸쳐 달성되어질 수 있는 최선의 산출량을 추정하기 위해 사용되어진다. 최선이라는 의미는 모델의 목적함수에 의존한다. 동 모델은 지속적 어획량을 극대화를 하거나 어획활동으로부터의 이윤의 극대화를 추구할 수도 있다. 선형, 비선형, 또는 동태 프로그래밍 모델은 어업의 분석에 사용되어진 최적 모델의 예들이다.

동태 최적화의 문제는 불연속 시간 또는 주어진 시간 간격 내에서 매 시점, 또는 연속적 시간 흐름 내에서 무엇이 각 기간의 선택 변수에 최적 규모인지에 관심이 가진다. 따라서 동태 최적화 문제의 해결은 계획한 일정기간내의 변수들의 현재가치를 최대화하는 개별 선택변수의 최적시간경로를 구함으로써 해결되어질 수 있다(Chang, 1992).

우리의 실험적 동태 최적화 모델은 크게 경제적부문과 생물적부문으로 구성되어 있다. 각각의 부문은 어획, 가공생산, 자본투자와 같은 경제적부문과 자원 및 환경에 관련된 생물적부문으로 구분된다. 추가적으로 개별부문은 다양한 이론적 모델 및 함수를 가지고 있다. 예를 들어, 생물적부문은 생체량 성장 모델, 통합어군 성장 모델, 생체량에 기초한 연급군 분석 모델, 리커(Ricker) 모델, 베버톤-홀트 모델, 가상가치 자원(Virtual Population) 분석 모델, 생태적 가중(Ecological Weight) 함수, 환경적 영향요인 분석 모델 등을 들 수 있다. 경제적부문은 목적함수, 가공생산비용함수, 어업비용함수, 수입함수, 어획자본함수, 어획사망생산함수, 어획시간함수와 같은 다양한 기술적, 이론적 모델들을 가지고 있다(Arnason, 1990).

제3장

다수어종에 대한 TAC 평가의 확장 모델 구축

1970년대 중반까지 어종의 자원량 관리의 주된 관심은 단일 어종에 대한 자원량 평가에 국한되었다. 그 후, 수산자원학은 다수어종에 대한 자원량 평가에 대한 새로운 영역에 관심을 가지게 되었다(Mercer 1982). 다수어종의 자원량 평가에 대한 개념은 개별 어종들이 어종 간에 상호 독립적으로 살아가지 않으며 또한 이들 어종이 독립적으로 어획되지 않는다는 인식에서부터 출발하였다. 또한 상호 독립적으로 살아가지 않는다는 생물적 상호작용과 독립적으로 어획되지 않는다는 기술적 상호작용의 효과는 서로 다르다(Daan, 1987).

우리나라 정부에 의해 최근 7년 동안 시행되어져 온 TAC 제도를 평가하기 위해서, 본 장은 TAC 제도 내에 있는 주요 어종 및 어업을 대상으로 세 가지 유형의 확장된 TAC 평가 모델의 개발에 집중한다.

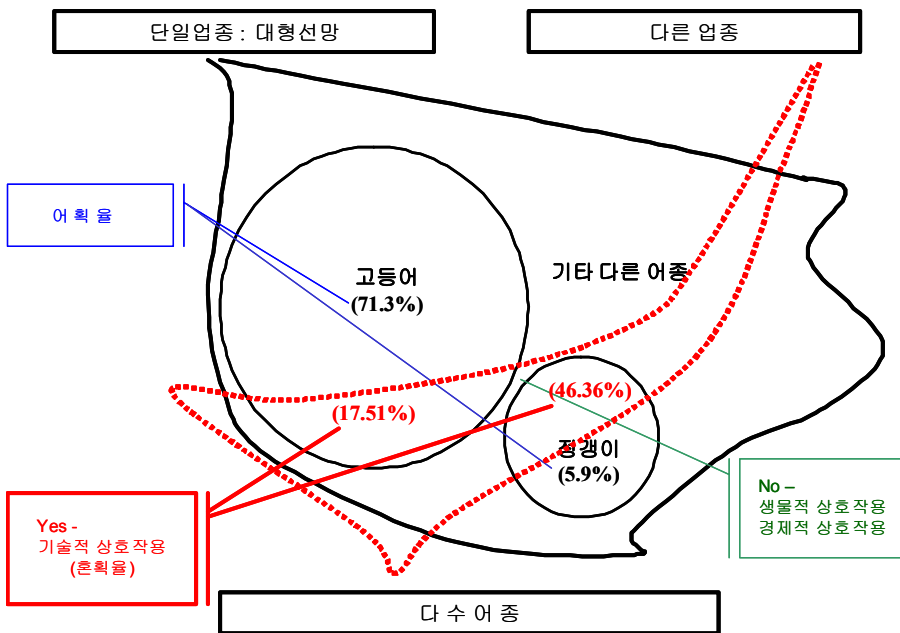
1. 다수어종 · 단일어업 모델

단일어구 또는 단일어업에 의하여 어획되는 다수어종의 모델은 대형선망어업에 의해 어획되는 고등어(71.3%)와 전갱이(5.9%)의 사례를 이용한다. 그리고 본 모델은 확장된 베버튼-홀트 모델과 생체량을 기초로 한 연급군 분석 모델을 이용한다.

1) 모델의 기본구조

본 모델은 아래의 기본 가정을 전제로 한다. 첫째, 다수어종간의 생물적 상호작용은 존재하지 않는다. 둘째, 대형선망에 의해 어획된 다수의 어종 중, 고등어와 전갱이의 어종의 다른 어종은 분석에서 제외된다. 셋째, 목표한 어종에 대한 대형선망의 어획활동이 다른 어종의 자원에 영향을 끼침으로 기술적 상호작용이 존재한다. 넷째, 다른 어구나 어업으로부터 어획된 이들 어종의 혼획률은 고려되어진다. <그림 3-1>은 단일어업에 의해 어획되어진 다수어종의 기본 구조를 나타낸다.

〈그림 3-1〉 다수어종 · 단일어업의 기본 구조



주 : 어획률 및 혼획률의 자료는 MOMAF 2002 보고서에 근거함.

2) 확장된 모델개발 및 분석 방법

(1) 확장된 베버톤-홀트의 가입당 생산량 모델

가입당 생산량(Y/R)은 한 어종의 가입에 대한 중량(g)으로 단위 매겨진 평균기대 생산량을 의미한다. 가입당 생산량은 순간어획사망계수(F_i)가 연령별 수명에 걸쳐 일정하다는 가정하에 계산되어진다. 계산되어진 수치는 어획 형태, 성장률, 자연사망률, 그리고 일정하다고 가정한 모든 요인들에 의존한다.

F_x 는 가입당 생산량 곡선에서 어획이 없을 때의 기울기의 x%가 되는 기울기에 해당하는 어획사망계수를 의미한다. F_x 는 베버톤-홀트 모델을 변형한 다수어종의 자원평가 모델을 순간어획사망계수로(F_i) 미분하여, 그 결과의 x%에 해당하는 값을 F_x 로 추정하였으며 이용된 미분식은 <식 3-1-1>과 같고, 본 연구에서는 F_x 로서 F_{MAX} , $F_{0.1}$ 과 F_{ABC} 를 선택하여 구한다.

$$Y/R = \sum_{i=1}^s w_i a_i F \exp(-M_i(t_{ci} - t_{ri})) \cdot W_{\infty} \sum_{n=0}^3 \frac{U_n \exp[-nK_i(t_{ci} - t_{0i})]}{a_i F + M_i + nK_i} \cdot (1 - \exp[-(a_i F + M_i + nK_i)(t_{Li} - t_{ci})])$$

<식 3-1-1>

여기서 s는 어종의 수를, w_i 는 i 어종의 상대적 혼획 지수를(i 어종의 혼획률/ 모든 목표대상 어종의 평균 혼획률), a_i 는 i 어종에 대한 상대적 어획능력지수($=F_i/\bar{F}_w$)를, F_i 는 i 어종의 순간어획사망계수를, \bar{F}_w 는 I 어종은 두 어종에 대한 혼획률로 가중시킨 가중평균 순간어획사망계수를, M은 순간자연사망계수를, t_c 는 어구가입연령을, t_r 은 어장가입연령을(국립수산물자원연구소에서는 t_r 를 0으로 가정함), W_{∞} 는 이론적 극한 체중을, U_n 은 시뮬레이션 파라미터를($U_0=1$, $U_1=-3$, $U_2=3$, $U_3=-1$, $n = 0, 1, 2, 3$). K는 Brody 성장계수를, t_0 는 개별어종의 체장이 0일때의 이론적 연령을 각각 의미한다.

각 어종에 대한 가입량 지수(w_i)는 어종별 상대적 가입량을 나타내기 위하여

각 어종별 혼획률을 네 종에 대한 평균 혼획률로 나누어서 구한다. 그리고 상대적 어획능력지수(ai)는 각 어종의 순간어획사망계수(Fi)를 세 어종에 대한 혼획률로 가중시킨 가중평균 순간어획사망계수($\overline{F_w}$)로 나누어서 구한다. 가중평균 순간어획사망계수는 <식 3-1-2>와 같다.

$$\overline{F_w} = \frac{\sum_{i=1}^s m_{xi} F_i}{\sum_{i=1}^s m_{xi}} \quad \text{<식 3-1-2>}$$

여기서 m_{xi} 는 i 어종의 혼획률을, s는 어종의 수를, F_i 는 i 어종의 순간어획사망계수를 각각 나타낸다.

혼획률(m_{xi})은 TAC 어종의 어획어업과 TAC 목표어종의 혼획률에 의해 추정되어 질 수 있다. i 어종의 혼획률은 다음의 <식 3-1-3>과 같다.

$$m_{xi} = 1 - \sum_{i=1}^k (C_i / T)^2 \quad \text{<식 3-1-3>}$$

여기서, C_i 는 TAC 목표어종 i에 대한 어업별 연간 어획량이며, T는 TAC 목표어종들의 연간 총 어획량이다. 그리고 k는 TAC 목표어종에 대한 어업수이다(류정곤 외, 2002).

$F_{0.1}$ 는 생물학적 기준점에 의한 자원관리에 있어서 자원이 개발 중이거나 회복 중이거나 관계없이 바람직하다고 판단되어 관리행위의 목표가 될 수 있는 수준의 어업이나 자원 상태를 가리키는 목표 기준점이다. $F_{0.1}$ 은 어획이 없을 때의 가입당 생산량 곡선에 대해 기울기의 10%가 되는 기울기에 해당하는 어획사망계수를 의미한다. $F_{0.1}$ 에 어획사망 수준은 $F=0$ 일 때의 F에 의해 전미분된 가입당 생산량에 0.1을 곱함으로써 구할 수 있다. $F_{0.1}$ 의 산출식은 <식 3-1-4>와 같다(Deriso, 1987).

$$\left. \frac{d(Y/R)}{dF} \right|_{F=F_{0.1}} = \left. \frac{(0.1)d(Y/R)}{dF} \right|_{F=0.0} \quad \text{<식 3-1-4>}$$

<식 3-1-1>에서 <식 3-1-4>로부터 $F_{0.1}$ 을 추정할 수 있다. 또한 F_{MAX} 는 순간 어획사망계수의 변화를 통해 얻어진 확장된 베버튼-홀트의 가입당 생산량의 최대치(g)로부터 추정되어진다.

(2) 확장된 베버튼-홀트의 가입당 산란자원량 모델

가입당 산란자원량(SSB/R)은 베버튼-홀트 모델을 근간으로 한 어종별 연령별 성숙비를 고려하여 변형시켜 구할 수 있다. 가입당 산란자원량은, 재생산 관계를 근거로 한 자원관리로서, 가입당 산란자원량을 높이기 위한 어획사망계수의 설정, 즉, 가입자원의 유효이용과 친어자원량을 확보하여 가입자원의 남획을 방지하는데 목적을 두고 있다.

적정 $F_x\%$ 는 각 어종의 가입당 산란자원량 모델에 의하여 주어진 가입연령에 대해서 어획이 없을 시 산란자원량의 $x\%$ 의 가입당 산란자원량을 유지시킬 수 있는 순간어획사망계수의 값들을 구할 수 있다.

대형선망에 의해 어획된 다수어종의 $F_x\%$ 를 추정하기 위해 확장된 산란자원량 모델은 다음의 <식 3-1-5>와 같다.

여기서 SSB/R은 $F=0$ 일 때의 가입당 산란 자원량을, SSB는 각 어종의 산란 자원량을, R은 가입량을, λ 은 어종의 최고연령을, m_t 는 가입 연령(t)별 어종의 성숙비를 각각 의미한다. 고등어의 각 연령별 성숙비는 $m_1=0.02$, $m_2=0.68$, $m_3=0.95$, $m_4=0.96$, $m_5 = 1.00$ 이며 5세를 완전 성숙 연령으로 하며, 전갱이의 각 연령별 성숙비는 $m_1=0.15$, $m_2=0.40$, $m_3=0.80$, $m_4=0.95$, $m_5 = 1.00$ 이며 5세를 완전 성숙 연령으로 한다(국립수산과학원, 2004).

$$\left. \frac{SSB}{R} \right|_{F=0} = \sum_{t=t_r}^{t_L} m \cdot \exp[-M(t_c - t_r)] \cdot W_\infty \sum_{n=0}^3 \frac{U_n \exp[-nK(t_c - t_0)]}{(M + nK)} \cdot (1 - \exp[-(M + nK)(t_L - t_c)]) \quad \text{<식 3-1-5>}$$

또한 어떤 특정 F값 $F=F_1$ 일 때의 SSB/R 은 <식 3-1-6>과 같다.

$$\frac{SSB}{R} \Big|_{F=F_1} = \sum_{t=t_r}^{t_L} m \cdot \exp[-M(t_c - t_r)] \cdot W_\infty \sum_{n=0}^3 \frac{U_n \exp[-nK(t_c - t_0)]}{(F + M + nK)} \cdot (1 - \exp[-(F + M + nK)(t_L - t_c)])$$

<식 3-1-6>

여기서 연령(t)가 t_c 보다 작은 경우에는 F값이 0이 되어야 한다.

% $SSB/R(x\%)$ 은 어획이 없을 경우의 $SSB/R_{F=0}$ 에 대한 어획이 있을 시의 $SSB/R_{F=X}$ 의 백분율을 나타낸 것으로 <식 3-1-7>과 같다.

$$\frac{SSB/R|_{F=F_1}}{SSB/R|_{F=0}} = X\%$$

<식 3-1-7>

여기서 F_1 은 $F_{0.1}$, $F_{0.2}$, $F_{0.3}$ 와 같은 각 수준의 순간어획사망계수를 의미한다.

(3) 생체량을 기초로 한 연급군 분석 모델

고등어와 전갱이의 i 연도에 j 어종의 연령별 자원량(B_{ij}) 및 i 연도에 j 어종의 순간 어획사망계수(F_{ij}) 등을 추정하기 위하여 생체량을 기초로 한 연급군 분석을 사용하였다. 그러나 우리의 분석에서 B_{ij} 는 국립수산물과학원에 추정된 결과(2004년)를 바로 사용한다. 생체량을 기초로 한 연급군 분석 모델에 의한 연령별 자원량의 추정식은 <식 3-1-8>과 같다.

$$B_{ij} = B_{i+1,j+1} e^{(M-G_j)} + C_{ij} e^{\left(\frac{M-G_j}{2}\right)}$$

<식 3-1-8>

여기서 B_{ij} 는 i 년초 j 연령어의 자원중량, C_{ij} 는 i 년 j 연령어의 어획중량, M 은 순간어획사망계수(상수), G_j 는 j 연령어의 순간 성장률, F_{ij} 는 i 년 j 연령어

의 순간어획사망계수를 각각 의미한다.

마지막 연도와 연도별 최고령어 그룹에 대한 연급군 분석 모델은 <식 3-1-9>와 같다.

$$B_{ij} = C_{ij} \frac{(F_{ij} + M - G_j)}{F_{ij}(1 - e^{-(F_{ij} + M - G_j)})} \quad \text{<식 3-1-9>}$$

여기서 순간어획사망계수는 <식 3-1-10>과 같다.

$$F_{ij} = \ln\left(\frac{B_{ij}}{B_{i+1j+1}}\right) - M + G_j \quad \text{<식 3-1-10>}$$

연령별 순간 성장률은 연령별 체중을 구한 후 <식 3-1-11>에 의해 추정되었다.

$$G_j = \ln\left(\frac{W_{j+1}}{W_j}\right) \quad \text{<식 3-1-11>}$$

(4) 생물학적 허용어획량(ABC) 추정 모델

다수어종에 대한 ABC 추정에 기초된 TAC를 추정하기 위하여 한국의 ABC 추정시스템의 3단계 정보수준에 해당하는 ABC 추정식을 이용한다. 그 이유로는 이들 두 어종이 ABC 추정시스템의 3단계 정보수준에 해당되었기 때문이다. 이들 어종에 대한 ABC 추정식은 <식 3-1-12>와 같다.

$$ABC = \sum_{i=0}^{t_2} \frac{B_{ij} F_{ABC}}{M + F_{ABC}} (1 - e^{-(M + F_{ABC})}) \quad \text{<식 3-1-12>}$$

여기서, ABC 는 연간 개별어종의 생물학적 허용 어획량, $t\lambda$ 는 개별어종의 최고연령을 나타낸다.

끝으로, 현행 한국의 TAC 평가 모델에 의해 추정되어진 단일어종·단일어업에 대한 TAC와 ABC를 비교하기 위하여, 각 모델에서 추정된 이들 어종의 F_{ABC} 와 이들 어종의 최근 평균 어획률 (2000-2003년)을 이용한다.

단일어업에 의한 단일어종의 ABC 추정

= 단일어종의 ABC X 어업별 최근 평균 어획률 (2000-2003)

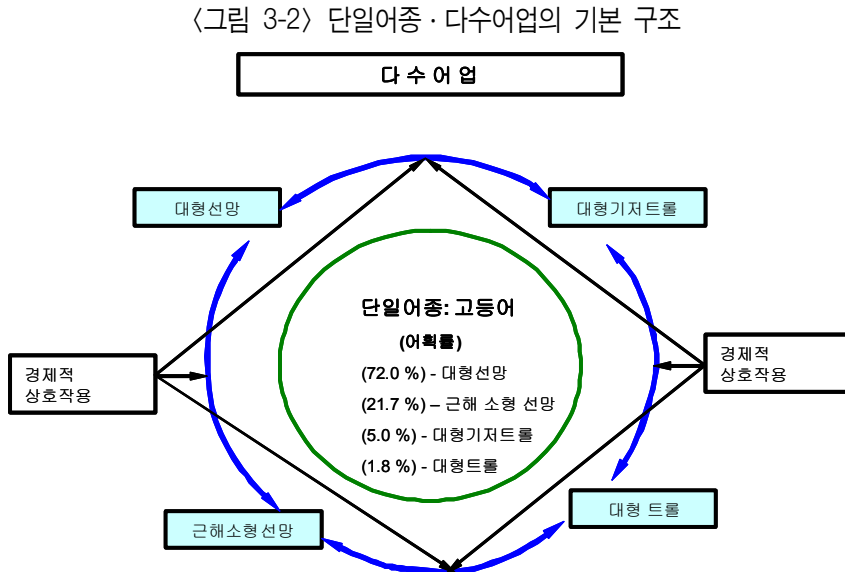
2. 단일어종·다수어업 모델

단일어종·다수어업 모델은 대형선망어업(72.3%) 및 근해소형선망어업(21.7%), 그리고 대형기저트롤(5%) 및 대형트롤(1.8%)에 의해 어획되어지는 고등어의 사례를 이용한다. 동태적 생체량 모델이 본 모델에 사용되어진다(류정곤 외, 2001).

1) 모델의 기본구조

본 모델은 아래의 기본 가정을 전제로 한다. 첫째, 다수 어구 및 어업간의 경제적 상호작용이 존재한다. 왜냐하면 한 어업이 어획을 많이 하면 할수록 경쟁관계에 있는 다른 어업이 어획할 수 있는 어획량이 감소하기 때문이다. 둘째, 개별 어업에 의해 어획된 고등어의 어획량이 고려되어진다. 위에 제시된 다수어업을 제외한 다른 어업에 의해 어획된 고등어의 어획량은 고려하지 않는다. 끝으로 개별 어업에 투입된 어업비용은 다르다.

<그림 3-2>는 다수 어구 및 다수 어업에 의해 어획된 단일어종의 기본 구조를 나타낸다.



주 : 어획물 및 혼획물의 자료는 MOMAF 2002 보고서에 근거함.

2) 확장 모델 및 분석방법

(1) 생체량 동태 모델(잉여생산량 모델과 폭스 모델)

우리나라 고등어의 지속가능한 생산량을 추정하기 위하여 잉여생산량 모델을 적용한다. 적절한 모델을 선정하기 위하여 상기의 네 어업에 의해 어획된 고등어 자원의 연도별 노력량과 단위어획노력량(CPUE)의 관계를 검토한다. 그 결과로서 만일 노력량의 증가에 따른 CPUE의 감소가 지수 함수적인 경향을 보일 경우, 폭스 모델을 사용하고자 한다. 그 모델식은 <식 3-2-1>과 같다.

$$Y_t = U_{\infty} \exp\left(-\frac{q}{r} f_t\right) \cdot f_t \quad \text{<식 3-2-1>}$$

여기서 Y 는 t 시점의 연간평균생산량, U_{∞} 는 평형단위노력당 어획량을 나타내는 매개변수이며($U_{\infty} = qk$), q 는 어획능률지수, r 은 자원의 본원적 증가율, f 는 t 시점의 어획노력량을 의미한다.

대형선망어업과 근해소형선망어업, 그리고 대형기저트롤 및 대형트롤에 의한 고등어의 지속적 생산량과 이 생산량을 유지하기 위한 어획노력량을 폭스 모델에 의거 추정한다. 어업별 각각의 어획노력량 수준에서 어느 한 어업의 지속적 생산량은 이들 네 어업에서 추정하고자 하는 어업의 노력량이 차지하는 비율에 의거 배분된다.

$$Y_t = Y_{lp} + Y_{sp} + Y_{lbt} + Y_{lt}, \quad f_t = f_{lp} + f_{sp} + f_{lbt} + f_{lt} \quad <식 3-2-2>$$

여기서 Y_t 는 개별 어업의 최대지속적어획량을 합산한 t 시점의 총 최대지속적 생산량, Y_{lp} , Y_{sp} , Y_{lbt} , Y_{lt} 은 각 어업의 최대 지속적 생산량을, f_{lp} , f_{sp} , f_{lbt} , f_{lt} 는 각 어업의 어획노력량이다. 식 3.2.3에 Y_{lp} , Y_{sp} , Y_{lbt} , Y_{lt} 를 추정하기 위하여 네 어업의 노력량에 각 어업의 노력량이 차지하는 비율을 곱한다.

$$\begin{aligned} Y_{lp} &= Y_t \left(\frac{f_{lp}}{f_{lp} + f_{sp} + f_{lbt} + f_{lt}} \right), & Y_{sp} &= Y_t \left(\frac{f_{sp}}{f_{lp} + f_{sp} + f_{lbt} + f_{lt}} \right) \\ Y_{lbt} &= Y_t \left(\frac{f_{lbt}}{f_{lp} + f_{sp} + f_{lbt} + f_{lt}} \right), & Y_{lt} &= Y_t \left(\frac{f_{lt}}{f_{lp} + f_{sp} + f_{lbt} + f_{lt}} \right) \end{aligned} \quad <식 3-2-3>$$

여기서, $\frac{f_{lp}}{f_{lp} + f_{sp} + f_{lbt} + f_{lt}}$, $\frac{f_{sp}}{f_{lp} + f_{sp} + f_{lbt} + f_{lt}}$, $\frac{f_{lbt}}{f_{lp} + f_{sp} + f_{lbt} + f_{lt}}$, and $\frac{f_{lt}}{f_{lp} + f_{sp} + f_{lbt} + f_{lt}}$ 은 각 어업의 노력량비를 의미한다. 따라서 위 식에 의거 대형선망어업 및 근해소형선망어업, 그리고 대형기저트롤 및 대형트롤에서 고등어의 지속적 생산량과 노력량을 추정할 수 있다.

(2) 다수어업의 어획노력량 표준화

우리나라 근해의 고등어자원은 대형선망어업과 근해소형선망, 그리고 대형 기저트롤 및 대형트롤 등에 의하여 어획되고 있다. 이들 어업이 고등어를 어획 하는데 투입되는 어획노력량은 그 단위가 같지 않다. 고등어에 대한 MSY와 MEY를 결정하고, 경제성 분석을 통하여 네 어업에 대한 적정 어획량을 배분 하기 위해서는 각 어업별 어획노력량을 하나의 노력단위로 표준화하여야 한다. 본 연구에서는 일반선형 모델의 분석방법을 사용하여 노력단위를 표준화한다. 여기서는 독립변수에 분류형 변수(연도, 어구)가 포함된 경우이므로 dummy 변수가 포함된 회귀모형을 사용하여 표준화한다(Quinn과 Deriso 1999).

(3) 최대지속적어획량(MSY) 추정

우리나라 근해 고등어의 MSY는 <식 3-2-1>을 어획노력량(f)에 관해서 미분 하여 최대치를 구하기 위하여 0으로 놓고, 그 때의 노력량과 연간 평형생산량을 구하면, <식 3-2-4>와 같다.

$$\left. \frac{\partial Y_t}{\partial f} \right|_{f=f_{MSY}} = \frac{\partial \left(U_{\infty} \exp\left(-\frac{q}{r} f\right) \cdot f \right)}{\partial f} = 0 = -\frac{q}{r} U_{\infty} \exp\left(-\frac{q}{r} f\right) \cdot f + U_{\infty} \exp\left(-\frac{q}{r} f\right) \quad \text{<식 3-2-4>}$$

<식 3-2-4>로부터, 최대지속적 어획량(MSY)은 $Y = \frac{U_{\infty} r}{\exp q}$ 로서 추정되어질 수 있으며, 어획노력량(f)는 <식 3-2-5>에 의해 추정되어진다.

$$f = f_{MSY} = \frac{r}{q} \quad \text{<식 3-2-5>}$$

(4) 최대경제적어획량(MEY) 추정

또한 MEY는 다음의 과정을 통해 추정이 가능하다. 우선, MSY에 연평균

판매단가를 곱하여 생산되는 수입을 추정하고, 각 어업의 수익으로부터 어업비용을 공제하여 총이익을 추정한다.

$$Q = P \left[U_{\infty} \exp\left(-\frac{q}{r} f\right) \cdot f \right] - C \quad \text{<식 3-2-6>}$$

$$= P \left[U_{\infty} \exp\left(-\frac{q}{r} f\right) \cdot f \right] - \alpha R f \quad \text{<식 3-2-7>}$$

여기서 Q는 총수입, P는 평균판매단가(원/Kg), C는 어업비용, a 는 가중 평균한 1인망당 비용이고 R은 각 어업에 있어서 고등어의 생산액 비율이다. <식 3-2-6>과 <식 3-3-7>을 어획노력량(f)에 대해 미분하여 0으로 놓고 이때의 노력량을 추정한다. 여기서 추정된 노력량 f 가 f_{MEY} 이고 최대경제적어획량은 <식 3-2-7>부터 <식 3-2-10>을 계산할 수 있다.

$$\left. \frac{\partial Q}{\partial f} \right|_{f=f_{MEY}} = \frac{\partial \left(P \left(U_{\infty} \exp\left(-\frac{q}{r} f\right) \cdot f \right) - \alpha R f \right)}{\partial f} = 0 = P \left[-\frac{q}{r} U_{\infty} \exp\left(-\frac{q}{r} f\right) \cdot f + U_{\infty} \exp\left(-\frac{q}{r} f\right) \right] - \alpha R \quad \text{<식 3-2-8>}$$

$$\ln(f_{MEY}) - 2\left(\frac{q}{r}\right)f_{MEY} = \ln\left(\frac{\alpha R}{U_{\infty} q P}\right) \quad \text{<식 3-2-9>}$$

$$MEY = P \left[\left(U_{\infty} \exp\left(-\frac{q}{r} f_{MEY}\right) \cdot f_{MEY} \right) \right] - \alpha R f_{MEY} \quad \text{<식 3-2-10>}$$

(5) 개별어업의 총수입(TR) 추정

대형선망어업 및 근해소형선망어업 그리고 대형기저트롤 및 대형트롤어업은 위 식에 의해 어업별로 추정된 MSY에 평균단가를 곱하여 계산한다. 대형선망어업의 고등어 어획량으로부터 총수익(TRl_p)은 <식 3-2-11>와 같이 <식 3-2-3>

$Y_{lp} = Y_l \left(\frac{f_{lp}}{f_{lp} + f_{sp} + f_{lbt} + f_{lt}} \right)$ 에 평균단가(P_{lp})를 곱하여 구한다.

$$TR_{lp} = P_{lp} \cdot Y_l \left(\frac{f_{lp}}{f_{lp} + f_{sp} + f_{lbt} + f_{lt}} \right) \quad \text{<식 3-2-11>}$$

여기서 TR_{lp} 는 대형선망어업의 총수입, P_{lp} 는 대형선망어업의 고등어 평균판매단가이다. 그 외 근해소형대형선망 및 대형기저트를 그리고 대형트롤에 대한 총이익은 위의 식들의 동일한 적용을 통해 구할 수 있다.

(6) 다수어업에 대한 개별어업의 이익(NP) 추정

대형선망 및 근해소형선망 그리고 대형기저트를 및 대형트롤로부터 어획되는 고등어의 순이익은 개별어업의 총수익에서 어업별 참조기의 어업비용을 제함으로써 계산된다. 어업비용은 다양한 연구기관으로부터 분석된 경제적 추정치들을 사용하며, 고등어의 어획에 드는 비용은 각 어업에서 소요되는 전체 어업비용에 각 어업에서 생산되는 고등어의 판매액비율을 곱함으로써 고등어에 대한 어업비용을 산출한다.

네 어업의 이익 곡선식 NP_{lp} , NP_{sp} , NP_{lbt} , NP_{lt} 은 <식 3-2-12>과 같다.

$$NP_{lp} = P_{lp} Y_{lp} - C_{lp}, \quad NP_{sp} = P_{sp} Y_{sp} - C_{sp} \quad \text{<식 3-2-12>}$$

$$NP_{lbt} = P_{lbt} Y_{lbt} - C_{lbt}, \quad NP_{lt} = P_{lt} Y_{lt} - C_{lt}$$

여기서, C_{lp} , C_{sp} , C_{lbt} , C_{lt} 는 네 어업의 조업척수에 따라 소요되는 어업비용이고 고등어에 대한 비용만을 나타낸다.

또한 대형선망어업과 근해소형선망어업 그리고 대형기저트를 및 대형트롤로

부터 네 어업의 적정어획노력량 수준을 추정하기 위하여 고등어에 대한 네 어업의 순이익을 등순이익곡선으로 나타낸다.

(6) 고등어에 대한 개별 어업의 최적할당(OA) 추정

<식 3-2-1>에 의해 계산된 고등어의 최대지속적어획량($MSY = Y_t$)은 <식 3-2-3>에 의해 네 어업의 어획량인 Y_{lp} , Y_{sp} , Y_{lbt} , Y_{lt} 로 나누어진다. 노력량비에 의해 나뉜 어획량은 <식 3-2-12>에 대입하여 네 어업의 순이익의 계산에 사용된다. 따라서 어획량의 배분은 각 어업의 노력량비에 따른 네 어업의 순이익 변동을 살펴봄으로써 산출할 수 있다.

결론적으로, 고등어의 개별어업별 최적 할당량을 추정기 위해, 우리는 개별 어업의 어획노력비에 따른 네 어업에 의해 어획된 고등어의 순이익의 변화를 조사할 예정이다(류정곤외, 2001).

3. 다수어종 · 다수어업 모델

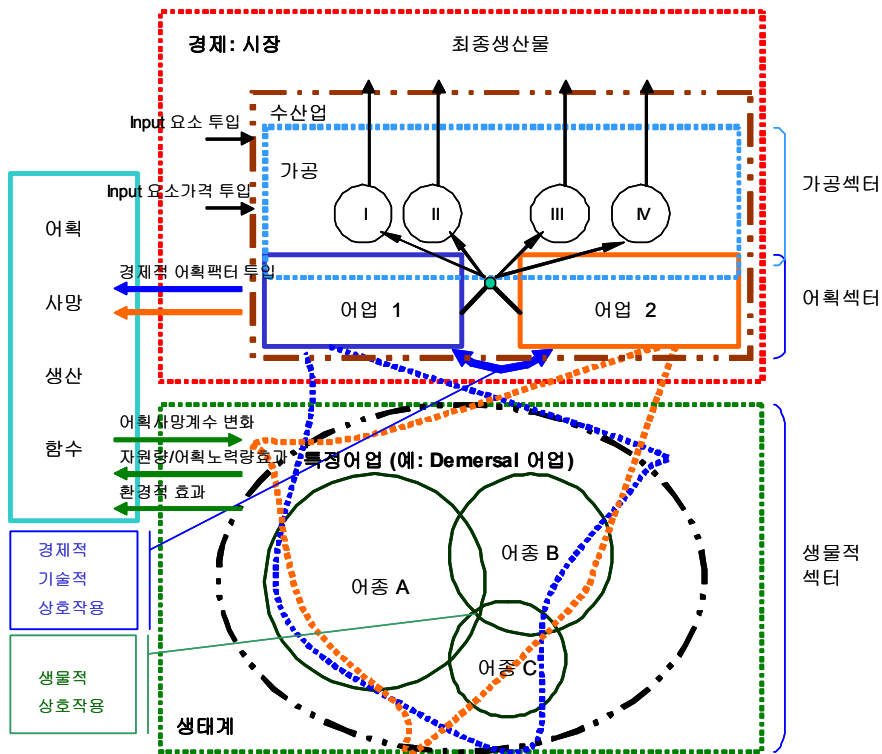
다수어업에 의한 다수어종을 어획하는 어업의 형태는 대단히 복잡한 모델을 요구한다. 금년도 연구에서는 모델의 기본구조 및 분석방법만을 검토한다. 그리고 차년도에 갬즈(Gams) 프로그램을 이용하여 실험적 동태 최적화 모델을 분석할 예정이다. 또한 실험적 분석은 어종간의 경제적 · 기술적 · 생물적 상호작용이 뚜렷이 나타나는 어종 및 어업을 선별하여 추후 분석하고자 한다.

1) 모델의 기본구조

본 모델은 아래의 기본 가정을 전제로 한다. 첫째, 다수어업 및 다수어종 간의 경제적 · 기술적 · 생물적 상호작용이 존재한다. 둘째, 개별어업에 투입된

어업비용 및 가공비용은 다르다. 셋째, 본 모델은 불연속 연간 데이터 및 시간 (Discrete Annual Time)을 이용한다. 넷째, 모델에 포함된 다수의 함수들이 비선형 모델에 기초한다. 다섯째, 예측 불가능한 환경요인들은 모델의 변수들에 영향을 끼치지 않는다고 간주한다.

<그림 3-3> 다수어종 · 다수어업의 기본 구조



<그림 3-3>은 어획부문내의 상업적 어획이 어종의 어획사망률을 제공할 뿐만 아니라 어획사망 부문을 도출할 수 있다. 어획사망률은 어획량을 산출하며 또한 어종의 자원상태에 영향을 끼친다. 그리고 수산업은 어획된 어종의 상업적 최종 생산품으로 전환하는 과정을 어획부문과 가공부문에 나누어진다.

2) 확장된 모델개발⁵⁾ 및 분석 방법

본 모델은 크게 두 부분으로 나뉘어진다. 우선 특정 어종의 자원량 및 그 어종의 생물학적 특성치와 연계된 생물적 모델과 다수 어구 및 다수 어업으로 구성된 어획부문 및 각기 다른 가공생산과정과 연계된 가공부문로 나누어진 경제적 모델이 있다. 특히 생물적부문과 어획부문 간의 연계성은 어획사망 부문의 의해 설명되어진다. 본 모델의 생물적, 경제적 부문은 광범위한 생태계의 환경적 요인들과 밀접한 관련성을 가지고 있다. 따라서 이러한 예측 불가능한 환경요인들은 모델의 변수들에 다양한 영향을 끼칠 수 있다. 하지만 본 모델에서는 이러한 변수들이 본 모델에 영향을 주지 않는다고 가정한다.

(1) 목적 함수

실험적 동태 최적화 모델의 목적 함수는 특정 어업으로부터 얻을 수 있는 경제적 지대의 현재가치를 최적화하는 것이다. 목적 함수는 개별 어획 프로그램이 특정 어업의 현재가치를 산출한다는 것에 기초한다. 여기서 어획 프로그램은 시간에 걸쳐 이용가능한 제어변수의 시간 경로가 명확하다는 것을 의미한다. 예를 들어, 제어변수들은 각기 다른 어업에 이용가능한 어선의 적용이나 어획 어선에 대한 투자 등을 들 수 있다. 어획 프로그램은 단순히 특정 제어기간 내의 일정 시점에 이들 제어변수의 가치를 명확히 한다. 경제적 지대의 현재가치를 최적화는 <식 3-3-1>과 같다.

$$PV(\theta) = \sum_{t=0}^T V(t) \cdot \delta(t) = \sum_{t=0}^T (TR(t) - TC(t)) \cdot \delta(t) \quad \text{<식 3-3-1>}$$

5) 본 장의 확장된 모델은 Arnason(1990) 교수의 한 논문 “A Numerical Model of the Icelandic Demersal Fisheries”의 개념과 이론적 분석들을 대부분 인용하였다. 하지만 향후, 우리의 모델에 적합한 다수어종·다수어업이 선정되어지면, 우리의 어업현실에 적합한 기본 구조 및 분석방법으로 대폭 수정되어질 것이다.

여기서 $PV(\theta)$ 는 프로그램의 기간 동안 θ 에 의한 어획 프로그램 하의 어업의 현재가치를, $V(t)$ 는 t 기간 내의 어획 활동으로부터 얻은 총이윤($V(t) = (TR(t) - TC(t))$)을, $TR(t)$ 는 t 기간 내의 총수입함수를, $TC(t)$ 는 t 기간 내의 총비용함수를, $\delta(t)$ 는 t 기간 내의 할인율을 나타낸다. 끝으로 프로그램 기간은 물론 유한하지 않을 수 있다.

어획프로그램과 관련된 총수입 및 총비용은 경제적 모델로서 설명되어진다. 총수익함수는 <식 3-3-2>와 같다.

$$TR(t) = p(t) \times q(t) \quad \text{<식 3-3-2>}$$

여기서, $p(t)$ 는 t 시점의 생산물가격의 행 벡터, $q(t)$ 는 t 시점의 최종 생산량의 열 벡터를 나타낸다.

총비용함수는 <식 3-3-3>과 같이 나타낼 수 있다.

$$TC(t) = TC_{HI}(t) + TC_{PI}(t) \quad \text{<식 3-3-3>}$$

여기서 TC_{HI} 와 TC_{PI} 는 t 기간 내의 투자와 관련된 어획부문의 총비용과, 투자와 관련된 가공부문의 총비용을 각각 의미한다(Arnason, 1990).

(2) 어획사망 부문

생물적, 경제적 부문은 어획사망 생산함수에 의해 연결되어질 수 있다. 어획사망 부문은 기본적으로 생물적 모델에 어획사망계수를 경제적 모델의 어획투입요소로서 나타낼 수 있다. 생산물로서의 어획사망계수를 간주하는 본 함수는 경제이론의 일반적인 생산함수의 연속선상에 있다.

일반적으로, 생태계의 환경적 조건과 다수어종을 어획하는 선택된 특정 어업의 상태는 어획사망 부문에 영향을 끼칠 것이다. 어선 n 의해 야기된 어획사

망 부분은 <식 3-3-4>와 같이 나타낼 수 있다.

$$f(n, t) = f(K(n, t), EI(n, t), B(t), E(t)) \quad \text{<식 3-3-4>}$$

여기서, $f(n, t)$ 는 t 시점에 어선 n 에 의해 야기된 어획사망계수의 벡터를, $K(n, t)$ 와 $EI(n, t)$ 는 각각 t 시점에 어선에 이용되어진 경제적 투입물과 자본의 특성에 부합하는 벡터를, $B(t)$ 와 $E(t)$ 는 자원량의 상태와 환경적 조건을 각각 의미한다(Arnason, 1990),

(3) 생물적 모델 : 베버튼-홀트 모델과 연급군 분석 모델

생물적 모델은 TAC 평가분석을 위해 다수어업에 의해 어획되고 있는 다수 TAC 어종들을 주요대상으로 할 예정이다. 본 생물적 모델은 특히 자원동태 (Population Dynamics)과 생물학에 기초를 둔다. 일정시점에 어군에 대한 주요 변수로서 개별 어종의 각 연급군에 속한 개별 어종의 수와 그것들의 평균 중량을 이용한다. 이들 변수들은 일정 시점에 개별 어종의 생체량을 구성한다.

생물적 모델은 다수어종간의 생물적 상호작용을 허용한다. 다시 말해 개별 어종의 평균중량에 기초한 먹이 경쟁의 효과를 실험적으로 추정할 예정이다. 또한 먹고 먹히는 포식자와 피식자간의 사망률의 상호작용 또한 모델에 포함 되어질 예정이다.

생물적 모델의 기본 구조는 앞서 언급한 베버튼-홀트 모델 공식을 이용한다. 일정 시점 t 에 특정 어종에 대한 자원량과 어획량 식은 각각 다음과 같다.

$$TB(t) = B([f(t)], [M(t)], [W(t)], [R(t)]) \quad \text{<식 3-3-5>}$$

$$TY(t) = Y([f(t)], [M(t)], [W(t)], [R(t)]) \quad \text{<식 3-3-6>}$$

여기서 $TB(t)$ 와 $TY(t)$ 은 t 시점의 전체그룹 생체량과 어획량을, $f(t)$ 와 $M(t)$ 과 $W(t)$ 는 t 시점의 어획사망계수 및 자연사망계수, 그리고 개별어종의 연급군을 나타내는 벡터들이다. 이들 벡터의 차원은 N 어업에 어획된 연급군의 수와 같다. $R(t)$ 는 t 시점의 가입량을(예: 어업에 가입된 새 연급군의 개별 어종의 수), $[]$ 은 $t-N$ 시간으로부터 t 시간의 충분히 긴 시간 경로를 나타낸다.

일반적으로 가입량 함수는 <식 3-3-7>과 같이 나타낼 수 있다.

$$R(t) = R(S(t-u), [B(t)], [E(t)]) \quad \text{<식 3-3-7>}$$

여기서 u 는 산란 자원량에서 어업의 새로운 연급군으로 진입하는 가입량 사이의 준비기간을, $S(t-u)$ 는 $t-u$ 내의 산란자원량의 규모를 나타낸다. 그러므로 u 기간 이후, 산란 자원량은 $R(t)$ 를 의미하는 어업의 가입량을 발생시킨다. $B(t)$ 는 특정어업(예를들어 저서어업) 내의 다수어종의 연급군 자원량 규모의 벡터를 의미한다. $E(t)$ 는 환경적 조건과 연관된 벡터를 의미한다. $[]$ 은 각각의 변수들의 u 기간을 내포하고 있다. 우리는 또한 벡터의 함수로서 자연 사망계수와 중량을 설명할 수 있다.

$$M(t) = M([B(t)], [E(t)]) \quad \text{<식 3-3-8>}$$

$$W(t) = W([B(t)], [E(t)]) \quad \text{<식 3-3-9>}$$

<식 3-3-5>에서 <식 3-3-9>는 생물적 모델의 주요 중요 구조를 묘사한다. 생물적 모델은 기본적으로 현 시점의 어획량과 자원량 규모, 그리고 전단계 시점의 어획사망계수와 자연사망계수, 그리고 개별어종의 중량 및 가입량과 환경적 조건을 포함한다. 이들 변수들 중, 단지 어획사망계수와 환경적 조건은 외

생변수들이다. 그 외 변수들은 모두 내생변수들이다. 그러므로 <식 3-3-5>와 <식 3-3-6>에 <식 3-3-7>에서 <식 3-3-9>를 공제함으로써 자원량과 어획량 식으로부터 다음과 같은 최종 식들(<식 3-3-10>과 <식 3-3-11>)을 구할 수 있다.

$$TB(t) = B([f(t)], [E(t)], [B(0)]) \quad \text{<식 3-3-10>}$$

$$TY(t) = Y([f(t)], [E(t)], [B(0)]) \quad \text{<식 3-3-11>}$$

여기서 벡터 $B(0)$ 는 임의의 초기시점 $t = 0$ 에서의 다수어종의 자원량 규모를 나타낸다. <식 3-3-10>과 <식 3-3-11>에 의하면 자원량과 어획량은 환경적 조건과 어획사망계수의 시간경로의 보장과 초기 생체량 수준에 의해 전적으로 결정되어짐을 알 수 있다.

일반적으로, <식 3-3-10>과 <식 3-3-11>은 비선형식의 동태구조이다. 연간 어종 가입량의 변화의 추이와 같은 예에서 보듯이, 수산생물의 갱신성의 본질에 기인하여, 시간의 단위로서 매년 다른 식들을 형성하는 동태분석이기 때문이다(Arnason, 1990).

(4) 경제적 모델

경제적 모델은 어획활동으로부터 야기된 어획활동과 가공 생산 및 시장거래의 구조를 가진다. 따라서 경제적 모델은 어획부문과 생산가공부문으로 크게 나누어 질 수 있다. 이러한 경제적 모델은 광범위한 경제 구조내의 한 부분으로서 어획부문과 가공생산부문으로 구성된 수산업으로 제한되어진다. <그림 3-3>에서 보듯이, 광범위한 범위의 경제는 수산업의 영역에 노동력, 자본, 원자재, 서어비스 등의 투입요소들을 공급하고, 수산업의 영역은 이러한 투입요소들로부터 최종 산출물을 제공한다. 이러한 투입과 산출의 흐름의 가치는 완

전한 경제 시스템에 의해 결정된 가격의 도움으로 계산되어진다.

① 어획부문

어획부문은 어획위치 및 어종의 크기 및 연령, 그리고 기타 어종 및 어업의 특성에 의해 구별된 어획 어선의 다양한 형태를 포함한다. 특히 어획부문은 어획노력량을 투입하기 위하여 투입요소들(노동, 어구 등)을 가진 다수어업 및 어구의 특성과 연계되어있다. 어자원에 대한 어획노력량의 투입은 어획사망계수 및 어획량을 발생시킨다. 생물적 어획사망계수로부터 경제적 어획노력량으로의 전환을 위하여 어획사망 생산함수(Fishing Mortality Production Model)가 사용되어진다.

어획부문의 주요 변수는 어선이다 특정 시점에 어획부문의 활용은 어선에 의해 이루어진다. 특정 시점에 어선의 활용은 가능한 어선이 가용할 수 있는 상한으로 간주한다. 어획어선은 물리적인 어선의 마모 및 투자에 기인하여 시간에 걸쳐 변한다.

시간 t 에 어획활동의 총비용은 개별어선의 어업비용의 합이다. 따라서 총비용은 벡터 $K(t)$ 로 나타낸 어획어선의 자본특성과 벡터 $EI(t)$ 로 나타낸 경제적 투입요소들이 이용 및 벡터 $IP(t)$ 로 나타낸 투입물 가격에 의존한다.

총어업비용은 <식 3-3-12>와 같다.

$$TC_H(t) = \sum_{n=1}^N TC_H(K(n,t), EI(n,t), IP(t), n) \quad \text{<식 3-3-12>}$$

여기서, TC_H 는 t 시점의 총 어획 비용, n 은 어선 n 의 수를 의미한다.

주요 어획 자본은 어선이다. 동 모델의 자본의 동태분석은 결과적으로 어선 수, N 의 변화를 제약한다. 또한 동 모델은 어선의 마모에 대한 감가상각 및 어선의 마모에 대한 재투자의 개념을 포함한다. 어선의 마모에 대한 가치감손 합

수는 $D(N(t), K(t))$ 로 표시되며. 여기서 D 는 어선수(N)과 자본(K)의 함수이다. 어선에 대한 투자 함수로서의 $I(t)$ 는 동 모델의 주요 제어변수의 하나이다. 동태 자본 함수는 <식 3-3-13>과 같다.

$$N(t) = \int_{n=1}^{n=N} \{N_n(t-1) - D_n(N_n(t-1), K(t) + I(t))\} dn \quad \text{<식 3-3-13>}$$

여기서, n 은 어선의 수를 나타낸다.

단지 동등한 가치를 가진 자산의 교환과 연루된 투자 $I(t)$ 는 비용으로 간주되지는 않는다. 왜냐하면 수입의 재원으로서의 자본, 자본의 유지비, 자본의 가치감손과 연계된 일반적 자본 비용은 이미 어업비용함수에 포함되어져있기 때문이다. 하지만 일반적으로 자본 조정과 특정 비용 등이 존재한다. 이러한 자본 조정비용으로서 거래비용, 특정시점에 가치화된 자본의 이익과 손실 등을 들 수 있다.

이들 비용을 우리는 $CI_H(t)$ 로 나타내며, $CI_H(t)$ 는 <식 3-3-14>와 같다.

$$CI_H(t) = CI_H(I(t)) \quad \text{<식 3-3-14>}$$

결국, 투자와 관련된 어획부문의 총비용은 어업비용과 투자비용의 합으로서 설명되어질 수 있다. 따라서 어업비용과 투자비용을 포함한 총어업비용은 <식 3-3-15>와 같다.

$$TC_H(t) = TC_H(t) + CI_H(t) \quad \text{<식 3-3-15>}$$

② 가공생산부문

가공생산부문은 최종 생산물을 만들기 위해 양육된 어획물을 변형시키는 과

정을 칭한다. 가공생산부문은 여러 가공생산부문의 하나 이상의 과정을 거친다. 그러나 본 모델은 다수어종에 적용하기 때문에 최종 생산물의 수(예를들어 12종)는 어종의 수(예를들어 3종)에 가공생산과정의 수(예를들어 4종)를 곱한 수이다. 다양한 가공생산 단계로부터 어종의 수직적 흐름은 투입-산출계수의 조합에 의해 결정되어진다.

최종생산물, $q(i)$ 는 t 시점에 수산업으로부터 최종생산물의 열벡터를 나타내고 생산가격, $p(i)$ 는 t 시점에 최종생산물 가격의 행벡터를 나타낸다. 최종생산물의 벡터는 양육된 어획량을 변형함으로서 얻어진다. 이러한 전환된 매트릭스의 한 모델은 <식 3-3-16>과 같다.

$$q(t) = T(p, t) \cdot TY(t) \quad \text{<식 3-3-16>}$$

여기서, $T(p, t)$ 는 최종생산물의 열벡터(12×1)로부터 주어진 어획 행벡터(3×1)를 전환한 투입-산출 계수의 전환 매트릭스(12×3)을 의미한다. 그리고 $TY(t)$ 는 어종의 어획량을 총합의 행벡터(3×1)를 의미한다.

전환 매트릭스, $T(p, t)$ 는 몇 개의 하부 매트릭스를 가진다. 우선, 가공생산에 양육된 어종 할당을 들 수 있다. 이러한 할당은 가공부문의 가용용량의 한계에 기인한 어획의 총공급($TY(t)$)과 투입물 상대가격($IP(I)$), 그리고 최종생산물의 상대가격($p(t)$)을 포함한 경제적 상황에 의존한다. 결과적으로, 할당 과정의 매트릭스 함수(4×3)는 <식 3-3-17>과 같다.

$$A(t) = A(p(t), IP(t), TY(t)) \quad \text{<식 3-3-17>}$$

여기서, 매트릭스 A 의 요소인 a_{in} 는 가공생산 i 할당되어진 어종 n 의 총어획의 한 일부이다. 또한 가공생산부문간의 어획의 전환하는 과정을 들 수 있다. 이것은 매트릭스 B (예를들어 4×4)로 나타낸다. 결국 개별 가공생산과정별 전

환된 어획량으로부터 얻어진 최종 생산물의 양은 적합한 이용률에 의존한다.

이러한 이용률은 매트릭스 C(예를 들어 12×4)로 나타낼 수 있다. 그러므로 전환매트릭스 $T(p,t)$ 는 사실 개별 전화매트릭스이 합이다.

$$T(p,t) = C \cdot B \cdot A \quad \text{<식 3-3-18>}$$

가공생산비용은 다양한 가공공장의 가공비용의 합이다. 각각의 가공공장의 비용은 각각의 가공된 어획량의 양과 특정기업의 가공처리 설비에 의존한다.

$$TC_p(t) = \sum_{n=1}^N TC_p(TY(n,t), K(n,t), IP(t), n) \quad \text{<식 3-3-19>}$$

여기서, $TC(t)$ 는 t 시점에 총 가공생산비용을, $TY(n,t)$ 는 t 시점에 n 기업에 의해 가공된 다수어종의 어획량 벡터를, $K(n,t)$ 는 t 시점에 n 기업의 자본 벡터를, $IP(t)$ 는 t 시점에 관련된 요소들의 벡터가격을 나타낸다.

투자와 관련된 가공생산부분에 대한 자본의 동태분석은 앞서 언급한 어획부분의 분석과 동일한 과정을 가진다. 따라서 투자와 연계된 가공생산부분의 총 비용은 <식 3-3-20>과 같다.

$$TC_{PI}(t) = TC_p(t) + Cl_p(t) \quad \text{<식 3-3-20>}$$

여기서 $Cl_p(t)$ 는 자본조정비용을 의미한다.

제4장

실증분석 및 결과

본장은 베버톤-홀트의 가입당 생산량 모델을 확장한 단일어업에 대한 다수 어종 모델을 실증 분석하고, 분석에 이용된 어종들의 최대 지속적 어획량을 현 TAC 어획수준과 비교·검토한다. 또한 본장은 확장된 베버톤-홀트의 가입당 생산량 모델의 분석 결과를 토대로 우리나라 TAC 제도의 함의(含意)와 한계를 제시한다.

1. 분석대상 및 자료

1) 분석대상

분석대상은 9개의 TAC 어종 중 대형 선망어업에서 어획되는 다수어종 중 어획량 비율이 상위를 차지하는 어종을 선별한 후, 각 어종에 대한 혼획률을 이용하여 주요 어종을 선정한다. 최근 11년(1994-2004) 동안 대형선망어업에 의해 어획된 어종들은 크게 고등어(71%), 정어리(4.4%), 그리고 전갱이(5.9%)이다. 최근 11년 동안 대형선망어업에 의해 어획된 전 어종 중, 위의 세 어종이 차지하는 어획량은 거의 81%이다. 하지만 정어리는 최근 그 어획량이 급격히 감소하여 본 모델의 분석 대상에서 제외된다.

2) 분석자료

(1) 대형 선망어업에 의해 어획된 주요 어종의 어획량

최근 7년간 대형선망어업에 의해 어획되어진 주요 TAC 어종(고등어, 전갱이)의 적정 어획량을 분석·평가하기 위해서, 11년간(1994-2004)의 이들 어종의 어획량 자료를 사용한다. 대형선망어업에 의해 어획되어진 주요 어종의 어획량은 <표 4-1>과 같다.

〈표 4-1〉 대형선망에 의해 어획된 주요 어종의 선정(1994-2004년)

단위 : 톤

연도	고등어	전갱이	정어리
1994	197,761	35,036	35,335
1995	159,820	7,521	13,078
1996	386,877	10,790	15,837
1997	139,293	12,867	6,844
1998	148,892	15,296	5,661
1999	155,728	7,913	16,791
2000	109,025	14,288	2,161
2001	177,935	10,729	123
2002	126,519	18,965	8
2003	113,121	13,558	14

자료 : Chulinn Baek et al., 2004. Stock Assessment and Fishery Evaluation Report of Year 2005 TAC - based Fisheries Management in the Adjacent Korean Water, National Fisheries Research and Development Institute(NFRDI). pp. 1-237.

주 : * 2004년의 8월까지의 자료임

(2) 대형선망어업의 주요어종 자원생태학적 추정치

현행 TAC 평가 모델에 의해 추정된 TAC와 우리의 확장된 모델에 의해 어획된 TAC를 비교하기 위해서, 우리는 2004년 국립수산과학원에 의해 추정된 주요어종의 자원생태학적 자료를 이용한다. 하지만 현재의 연간어획사망계수

($F_{current}$)는 고등어와 전갱이의 경우 각각 0.33과 0.6으로 가정한다. 특히 전갱이의 경우, F_{2004} 가 0.9로서 다른 해에 비해 상당히 높다. 따라서 우리는 F_{2004} 를 다소 하향 조정한다. 그리고 이들 순간어획사망률은 리커 공식, $F_{current}=1-\exp(-F_i)$,에 의해 순간어획사망계수(F_i)로 전환되어질 수 있다.

〈표 4-2〉 선정된 주요 어종의 자원생태학적 추정치

어종	추 정 치											
	M	t_0	t_c	t_L	W_i	a_i	m_{xi}	W_∞	L_∞	K	F_i	$F_{current}$
고등어	0.52	-0.428	1.01	10	0.55	0.52	0.18	2249.55	51.67	0.299	0.40	0.33
	(%)	(age)	(age)	(age)	(%)	(%)	(%)	(g)	(cm)		(%)	(yr-1)
전갱이	0.53	-0.809	0.53	7	1.45	1.18	0.46	1047.17	429.9	0.248	0.92	0.60
	(%)	(age)	(age)	(age)	(%)	(%)	(%)	(g)	(mm)		(%)	(yr-1)

자료 : Chulinn Baek et al., 2004. Stock Assessment and Fishery Evaluation Report of Year 2005 TAC - based Fisheries Management in the Adjacent Korean Water, National Fisheries Research and Development Institute(NFRDI). pp. 1-237.

주 : M = 순간자연어획사망계수

t_0 = 개별어종의 체장이 0일 때의 이론적 연령

t_c = 어구가입연령

t_L = 개별어종의 최고연령

W_i = i 어종의 상대적 혼획지수

a_i = i 어종의 상대적 어획능력지수($=F_i / \bar{F}_i$)

m_{xi} = i 어종의 혼획률

W_∞ = 이론적 극한 체중

L_∞ = 이론적 극한 체장

K = Brody 성장계수

F_i = i 어종의 순간어획사망계수

$F_{current}$ = 현재의 연간어획사망계수

2. 분석결과

1) F_x 와 $F_{x\%}$ 의 추정

우리는 확장된 TAC 평가 모델과 현행 한국의 TAC 평가 모델이 순간어획

사망계수(F_t)의 변화로부터 어떻게 $F_{x\%}$ 가 변동하는지를 분석한다. 또한 우리는 두 모델을 비교키 위해 두 모델의 적합한 $F_{x\%}$ 와 F_x 를 추정한다. 본 모델에서 우리는 F_x 로서 F_{MAX} , F_{ABC} , $F_{0.1}$ 과 $F_{x\%}$ 로서 $F_{50\%}$, $F_{40\%}$, $F_{35\%}$, $F_{30\%}$, $F_{25\%}$ 을 이용한다.

현행 한국의 TAC 평가 모델에 의해 추정된 현재의 어획개시 연령에서의 $F_{0.1}$ 은 고등어 0.17/년, 전갱이 0.18/년으로 각각 나타났다. 그리고 확장된 다수 어종의 TAC 평가 모델의 의해 추정된 $F_{0.1}$ 은 0.16/년이었다.

또한 현행 한국의 TAC 평가 모델에 의해 추정된 F_{MAX} 는 고등어 0.69/년, 전갱이 0.58/년으로 각각 나타났으며, 우리의 확장된 모델에 의해 추정된 F_{MAX} 는 0.86/년 이었다.

〈표 4-3〉 두 모델의 F_x 와 $F_{x\%}$ 의 비교

단위 : 년¹/그램

어 종	F_{MAX}	$F_{50\%}$	$F_{40\%}$	$F_{35\%}$	$F_{30\%}$	$F_{25\%}$	$F_{0.1}$	F_{ABC}	Y/R (g) at F_{ABC}
현행 TACAM에 의해 추정된 고등어	0.69	0.18	0.23	0.26	0.30	0.35	0.17	0.30 - 0.35	84.0 - 88.1
현행 TACAM에 의해 추정된 전갱이	0.58	0.16	0.21	0.24	0.27	0.31	0.18	0.24 - 0.27	30.4 - 31.7
확장모델에 의해 추정된 다수어종	0.86	0.27	0.38	0.45	0.53	0.64	0.16	0.27 - 0.38	77.7 - 88.5

주 : TACAM : 총허용어획량 평가 모델(TAC Assesment Model)

현재 한국의 TAC 평가 모델에 의해 추정된 적정어획사망계수(F_{ABC})의 하한의 $F_{x\%}$ 는 고등어 30%, 전갱이 35%로 각각 추정되었으며, 우리의 확장된 모델에 의해 추정된 적정어획사망계수의 하한의 $F_{x\%}$ 는 50%로 추정되었다. 또한 현행 한국의 TAC 평가 모델에 의해 추정된 적정어획사망계수의 상한의 $F_{x\%}$ 는 고등어 25%, 전갱이 30%로 각각 추정되었으며, 우리의 확장된 모델에 의해 추정된 적정어획사망계수의 상한의 $F_{x\%}$ 는 40%로 추정되었다.

2) Y/R(TPR)과 SSB/R(SPR)의 추정

우리는 두 모델내의 각각의 F_x 와 $F_{x\%}$ 에 대하여 Y/R와 SSB/R가 어떻게 변하는지를 분석한다. 또한 Y/R와 F_x 그리고 SSB/R과 $F_{x\%}$ 간의 상관관계 분석을 통하여 적정어획사망계수 F_{ABC} 를 추정한다. 그 결과로부터 우리는 두 모델의 F_{ABC} 에 Y/R와 SBB/R을 비교한다.

〈표 4-4〉 두 모델의 Y/R와 SSB/R의 비교

단위 : 그램/년¹

어종	Y/R at F_{MAX}	Y/R at $F_{50\%}$	Y/R at $F_{40\%}$	Y/R at $F_{35\%}$	Y/R at $F_{30\%}$	Y/R at $F_{25\%}$	Y/R at $F_{20\%}$	FABC (년 ⁻¹)	Y/R at F_{ABC}
고등어 (현 TACAM)	96.10	65.18	75.76	79.73	84.00	88.09	90.90	0.30 - 0.35	84.0 - 88.1
전갱이 (현 TACAM)	35.91	24.32	28.17	30.41	31.71	33.07	34.27	0.24 - 0.27	30.4 - 31.7
다수어종 (확장된 TACAM)	99.76	77.71	88.53	92.76	95.95	98.43	99.69	0.27 - 0.38	77.7 - 88.5

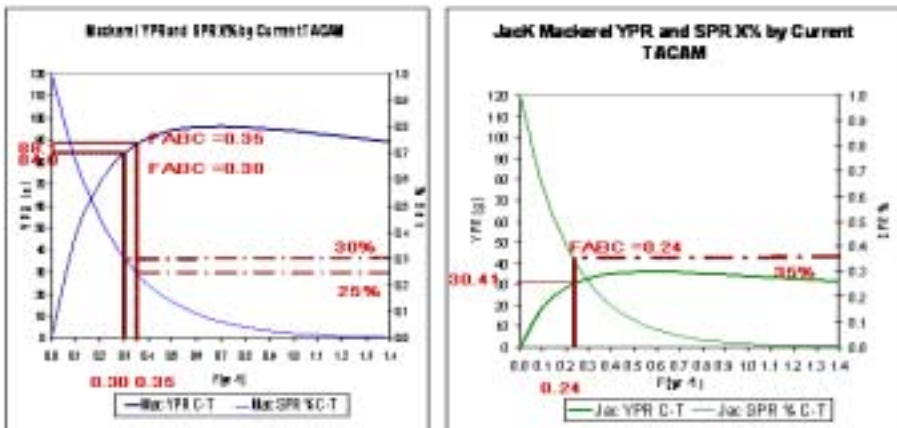
현행 한국의 TAC 평가 모델의 의해 추정된 F_{ABC} 는 고등어, 0.3/년-0.35/년, 전갱이, 0.24/년-0.27/년으로 각각 추정되었다. 그러나 확장된 TAC 평가 모델에 의해 추정된 F_{ABC} 는 0.27/년-0.38/년으로 추정되었다. 이상의 두 모델이 가진 F_{ABC} 의 Y/R의 범위는, 현행 한국의 TAC 평가 모델의 경우, 고등어 84g-88.1g, 전갱이 30.4g-31.7g으로 추정되었고, 확장된 TAC 평가 모델의 경우, 두 어종의 Y/R은 77.7g-88.5g으로 추정되었다. 추가적으로, F_{ABC} 에 적합한 현행 한국의 TAC 평가 모델에 의해 추정된 개별 어종의 가입당 산란자원량의 X%는 고등어 25%-30%, 전갱이 30%-35%로 각각 나타났으며, 확장된 모델에 의해 추정된 다수어종의 가입당 산란자원량의 X%는 40%-50%로 추정되었다.

〈표 4-5〉 각 모델의 그래프에 이용된 약어에 대한 설명

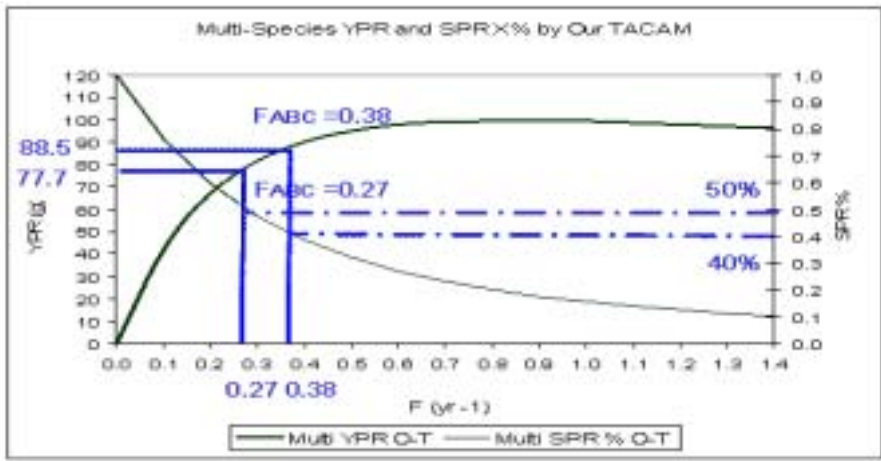
약 어	설 명	단위
Mac YPR C-T	한국의 TACAM에 의해 추정된 고등어의 가입당 생산량 곡선	g
Jac YPR C-T	현행 한국의 TACAM에 의해 추정된 전갱이의 가입당 생산량 곡선	g
Mac SPR % C-T	현행 한국의 TACAM에 의해 추정된 고등어의 가입당 산란자원량 곡선	%
Jac SPR % C-T	현행 한국의 TACAM에 의해 추정된 전갱이의 가입당 산란자원량 곡선	%
Multi YPR O-T	확장된 TACAM에 의해 추정된 다수어종의 가입당 생산량 곡선	g
Multi SPR % O-T	확장된 TACAM에 의해 추정된 다수어종의 가입당 산란자원량 곡선	%

다수어종의 TAC 평가 모델에 의해 추정된 적정 어획사망계수(F_{ABC})의 하한 0.27이 현행 한국의 TAC 평가 모델에 의해 추정된 고등어의 적정 어획사망계수의 하한 0.30보다 낮다. 전갱이의 자원량을 보호하기 위해, 대형선망어업은 현행 어획수준을 다소 줄이는 것이 바람직하다. 만일 F_{ABC} 가 0.3 수준에 설정된다면, 혼획에 기인하여 전갱이의 자원량이 감소할 것으로 판단되어진다. 특히, 현행 TAC 평가 모델에 의해 추정된 전갱이의 현 가입당 생산량의 하한 (30.41g)과 F_{ABC} 하한(0.24)을 근거할 때, 현 전갱이의 자원량이 충분치 않는 것으로 평가된다.

〈그림 4-1〉 한국의 현행 TAC 평가 모델에 의해 분석된 고등어와 전갱이

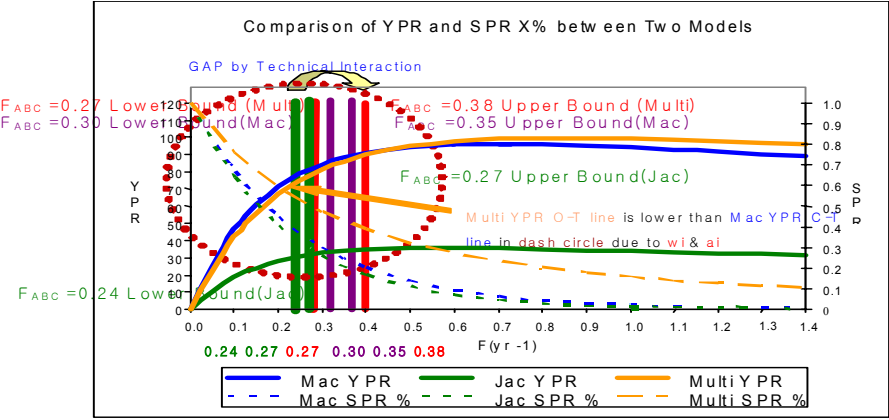


〈그림 4-2〉 확장된 TAC 평가 모델에 의해 분석된 다수어종



앞서 2장에서 기술적 상호작용의 이론적 접근에서 보았듯이, 자원량이 적은 전쟁어를 보호하기 위하여, 선망어업에 의해 어획된 고등어의 F_{ABC} 0.30 수준은 다소 과대평가 되어졌다고 볼 수 있다. 그러므로 자원량이 적은 어종들의 보존적 차원에서 다수어종에 대한 TAC의 하한 F_{ABC} 0.27이 보다 더 적절하다고 판단되어진다.

〈그림 4-3〉 두 모델의 Y/R(YPR)와 SSB/R(SPR) X%의 비교



• 고등어

다수어종에 대한 적정어획 사망계수(F_{ABC})의 하한, 0.27은 현행 한국의 TAC 평가 모델의 적정어획사망계수의 하한 0.3 보다 다소 낮게 나타났다. 그러한 이유로는 본래의 베버톤-홀트 모델의 가입당 생산량에 추가적으로 투입된 두 어종의 상대적 혼획지수(w_i)와 상대적 어획능률지수(a_i)가 확장된 베버톤-홀트의 가입당 생산량을 감소시키기 때문이다. <그림 4-3>에서 보듯이, 유효한 특정 연간 어획사망계수의 범위(Dash-Circle)내에서 다수어종에 대한 YPR 곡선이 고등어의 YPR 곡선보다 낮다. 혼획의 문제를 고려함 없이, 우리는 현행 한국의 TAC 평가 모델로부터 고등어의 적정어획사망계수($F_{ABC,i}$)의 하한, 0.30을 선택할 수 있다. 하지만 현재 전갱이의 자원량이 작고 그것의 혼획률이 높기 때문에, 가능한 한 우리는 다수어종간의 기술적 상호작용 또한 고려하는 것이 바람직하다.

• 전갱이

전갱이의 경우 현행 한국의 TAC 평가 모델에 의해 추정된 적정어획사망계수(F_{ABC})의 하한 0.24를 그대로 유지하길 제안한다. 만일 고등어에 다수어종에 대한 적정어획사망계수의 하한인 0.27을 사용한다면, 우리는 이전에 비해 정어의 자원량을 다소 증가시킬 수 있다. 하지만 자원의 보존적 측면에서, F_{ABC} , 0.24의 수준이 더 바람직하다.

3) ABC 추정

대형선망어업에 의해 어획된 고등어와 전갱이 각각의 최근(2000-2003년) 평균 어획률은 85%와 72%이다. 대형선망어업에 의해 어획된 개별 어종의 ABC는 개별어종의 ABC에 최근 평균 어획량을 곱함으로써 추정된다. <표 4-6 참조>

3. 시사점 및 제약요건

혼획과 같은 기술적 상호작용을 고려함 없이 개별어종 고등어 및 전갱이의 현행 TAC 평가 모델은 베버튼-홀트의 가입당 생산량 모델에 의존한다 (Beverton and Holt, 1957). 그러나 다수어종에 대한 TAC 평가 모델은 <식 3-1-9>에서 제시한 것처럼, 확장된 베버튼-홀트의 가입당 생산량 모델을 이용한다. 이러한 확장된 베버튼-홀트의 가입당 생산량 모델은 두개의 추정치(w_i 와 a_i)를 본래의 베버튼-홀트의 가입당 생산량 모델에 추가한 것이다.

이와 같이 본래의 베버튼-홀트 모델에 이들 추정치를 추가한 이유는 대형선망어업에 의해 어획되어지는 이들 어종의 혼획률이 개별어종의 가입량과 순간 어획사망계수에 영향을 끼치기 때문이다. 그러므로 이들 추정치는 우리의 확장된 모델이 혼획으로 인해 야기되어질 수 있는 개별어종의 자원량 변화를 고려한다는 점에서 중요한 의미를 가진다.

〈표 4-6〉 두 모델의 총 ABC 및 선망어업의 ABC 비교

어 종	현 한국의 TACAM에 의해 추정된 고등어 적정 어획량		현 한국의 TACAM에 의해 추정된 전갱이 적정 어획량		다수어종의 TACAM에 의해 추정된 고등어의 적정 어획량	
	총 어획량 (100%)	대형선망 어획량 (87%)	총 어획량 (100%)	대형선망 어획량 (72%)	총 어획량 (100%)	대형선망 어획량 (87%)
F critical	F25%, 30%		F30%, F35%		F40%, F50%	
ABC(톤)	147,348	128,192	7,712	5,552	134,350	116,884
	-	-	-	-	-	-
	191,706	166,784	9,884	7,116	205,488	178,774
$F_{ABC}(\text{년}^{-1})$	0.30 - 0.35		0.24 - 0.27		0.27 - 0.38	

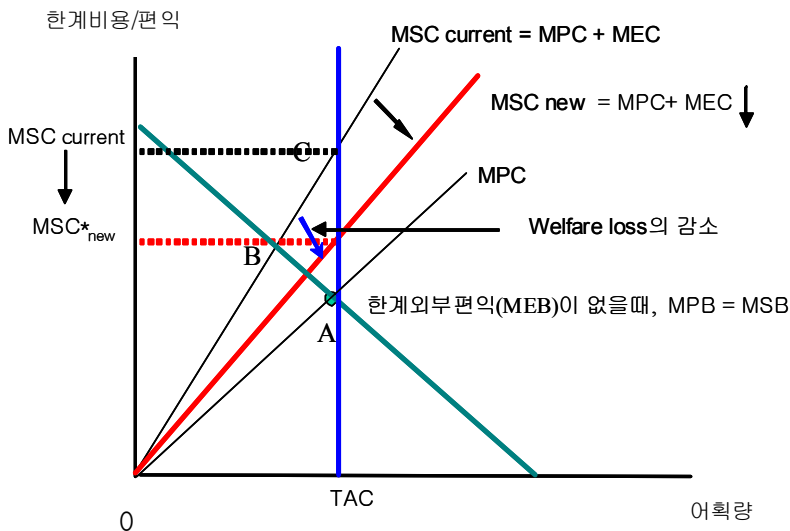
또한 다수어종에 대한 TAC 평가 모델은 다수어종에 TAC를 적용함으로써 발생할 수 있는 혼획 및 불법투기, 고등급화와 같은 문제들을 내생변수로서 활

용할 수 있을 뿐만 아니라, 개별어종의 TAC 수준을 보다 정확히 추정할 수 있는 장점을 가지고 있다.

다시 말해 혼획에 의한 부정적 외부성을 모델내의 내생변수로 활용함으로써 한계사회비용(MSC)을 부분적으로 감소시키는 유인을 가져올 수 있다. 그 결과, 본 모델은 사회적 후생 손실을 감소시키는 긍정적인 효과와 이전의 어획노력량비용 대비 최적 어획량을 유인하는 복합 효과를 가져 올 수 있다.

아래 <그림 4-4>는 부정적 외부성을 내부화함으로써 얻을 수 있는 경제적 편익을 나타낸다.

<그림 4-4> 혼획에 의해 발생한 부정적 외부효과의 영향



주 : MSC : 한계사회비용, MPC : 한계개별비용, MEC : 한계외부비용, MEB : 한계외부편익, MSB : 한계사회편익

다수어종 · 단일어업의 TACAM은 단일어종 · 단일어업에 의해 추정된 ABC를 보완하는 백업장치로서 유용하다. 예를 들어, 혼획률을 고려한 다수어종간의 평균어획사망계수는 단일어종 · 단일어업에 의해 추정된 어획사망계수를 조

정하는 기능을 할 수 있다. 그 결과, 다수 어종간에 극단적으로 상이한 어획사망계수가 존재할 때, 자원량이 적은 어종의 남획이나 멸종을 막기 위해 상대적으로 자원량이 풍부한 이들 어종의 어획사망계수를 조정을 유도할 필요가 있기 때문이다.

추가적으로, 다수어종 단일어업 모델의 분석 결과와 분석 방법 및 가정으로부터 발생한 제약조건과 한계점들은 다음과 같다. 첫째, 다수어종·단일어업의 TAC 평가 모델은 확장된 베버튼-홀트의 가입당 생산량 모델을 이용함으로써 다수어종에 속한 개별어종의 ABC를 추정하는데 한계를 가지고 있다. 둘째, 다수어종·단일어업의 TAC 평가 모델은 개별어종의 적정 어획사망계수(FABC)의 추정에 한계를 가지고 있다. 동 모델은 다수어업에 의해 혼합된 어획사망계수이기 때문이다. 셋째, 여전히 이들 모델 또한 실제의 현실을 단순화한 모델로서, 다수어종간에 야기될 수 있는 다양한 상호작용들을 충분히 고려하지 못하고 있다. 대부분의 경우, 생물학적 경제적 추정치들은 불확실성을 내포하고 있다. 따라서 향후 어업의 상황에 대한 정보의 부족은 이들 모델의 예측 능력을 제한할 수 밖에 없다. 결론적으로, 어떻게 이들 모델들이 잘 구축되어졌는가와 상관없이, 분석 결과가 정말 사실 그대로인가의 가치보다 현실에 대한 징후를 바르게 진단하는가에 의미를 더 부여 해야 한다(Conroy 1993) 넷째, Box(1979)는 단순한 한 진술로서 이들 모델에 대한 한계점들은 정리하였다. 즉, “모든 모델들은 가짜다, 하지만 그 중 일부는 유용하다. 따라서 이들 모델들은 가능한 정책 선택을 상호 비교할 때 이용되어지는 것이 최상이다. 그리고 우리에게 확실성은 존재하지 않는다. 따라서 심지어 외생변수의 작용에 의해 처녀 어업들이 붕괴할 때 우리는 이들 모델로부터 얼마나 충분히 예방할 수 있는가?”가 중요하다.

제5장

결론 및 정책건의

본 연구는 다수어종·다수어업에 대한 세 가지 유형의 TAC 평가 모델을 제 공하였다. 현행 우리나라 TAC 평가 모델이 가진 한계를 극복하기 위해, 본 연구는 다수어종·다수어업간의 생물적, 기술적, 경제적 상호작용과 관련된 다양한 이론적 모델들을 제시하였다. 또한 세 개의 각기 다른 TAC 평가 모델을 소개하였다.

다수어종·단일어업에 대한 모델은 확장된 베버톤-홀트의 가입당 생산량 모델을 사용하였고, 그 확장된 모델로부터 우리는 현행 우리나라의 TAC 평가 모델에 의해 추정된 고등어와 전갱이의 TAC 수준이 적합한지 아닌지를 비교·분석하였다. 그 결과 고등어의 TAC 수준은 다소 과대평가되어진 것으로 나타났다. 따라서 혼획에 의해 과잉어획되어질 수 있는 자원량이 적은 전갱이를 보호하기 위하여 고등어의 TAC 수준을 다소 감소시킬 필요가 있다고 제안하였다.

첫 번째 모델의 사례연구에서 얻어진 결과는 앞서 모델의 이론적 접근에 우리가 예측한 결과와 일치하였다. 다시 말해, 어종 간에 기술적 상호작용(혼획)이 존재할 때, 이러한 혼획을 고려한 분석의 결과는 TAC 목표어종의 TAC 수준을 낮추었다. 결국 이러한 결과는 연구분석의 타당성을 반증하고 있다.

최근의 한 예로서, 비록 대형선망에 의해 어획되어진 정어리는 최근 7년동안 TAC 관리 대상어종으로서 관리되어져왔지만, 그 자원량은 급격히 감소하였다(<표 4-1> 참조). 이러한 감소의 주된 이유로서 해양환경의 급변(수온의

변화)과 어업자들의 과잉 어획을 들 수 있다. 만일 후자가 정어리 자원량의 급격한 감소의 주요원인이라면, 우리는 반드시 다수어종·다수어업간에 발생할 수 있는 다양한 상호작용들을 고려한 적합한 ABC를 추정해야 할 것이다. 왜냐하면, 현행 TAC 평가 모델 내에서 매년 설정된 ABC 추정량이 현실을 그대로 반영해 주지 못했다는 것을 반증하고 있기 때문이다. 즉, 그 결과의 주요 원인은 생물적, 기술적 요인에 대한 분석의 지침이 현행 TAC 평가 모델에는 존재하지 않기 때문이다.

추가적으로, 본 연구는 단일어종·다수어업과 다수어종·다수어업 모델에 대한 확장된 모델의 기본 구조 및 분석 방법을 제시하였다. 이들 두 모델은 개별어업의 어획률에 기초된 폭스 모델과 잉여생산 모델을 이용한 생체량 동태 모델과 생물적, 기술적, 경제적 상호작용을 고려한 실험적 동태 최적화 모델을 각각 사용하였다. 또한 이들 두 모델은, 지속적 연구과제로써 차기연도에 분석할 예정이다.

이들 모델로부터 예상할 수 있는 기대효과로는 첫째, 개별어업이 일정기간 동안 어획활동으로부터 벌어들일 총이윤을 최대화하는 최적 어획량과 어획노력량을 추정할 수 있기 때문에 어업별 TAC의 산정시 경제적 손실을 야기시키는 퇴출어업을 정할 수 있다. 둘째, 다수어종에 대한 각 어업의 최대 손익 분기점을 TAC 평가 모델을 통해 추정함으로써 어업별 적정한 TAC 배분량을 설정할 수 있다. 셋째, 본 모델은 다수어종에 TAC를 적용함으로써 야기되어질 수 있는 혼획 및 불법투기, 고등급화와 같은 문제들을 다소 완화시킬 수 있다. 그 외 기대되어지는 효과들로서, 이들 모델은 한국 수산업의 총잉여(생산자 및 소비자 잉여)를 증가시키는 장점이 있을 뿐만 아니라, 다수어종에 대한 자원량의 생물적 남획을 줄일 수 있다.

마지막으로 본 연구를 통해 제시할 수 있는 정책제안은 다음과 같다.

첫째, 다수어종·단일어업의 분석대상이 되었던 대형선망어업에 대해서는 조속히 본 연구에서 제시한 TAC 평가 모델을 적용하여 TAC를 산정할 필요가 있다. 이미 본 보고서에서 평가모델, 방법 및 자료가 제시되어 있기 때문에

이를 시행하는 데는 큰 무리가 없을 것이다.

둘째, 다수어종·다수어업으로 TAC 제도를 확대하기 이전에 본 연구에서 제시한 확장모델을 적용하여 TAC를 평가할 수 있는 자료를 확보할 수 있어야 할 것이다. 또한 다수어종들을 TAC어종에 추가할 경우, 한국 정부는 생물적, 기술적 상호작용을 고려함으로써 다수어종·다수어업에 대한 개별어업별 목표 대상 어종에 대한 최적 할당량을 설정할 필요가 있다는 것이다.

셋째, TAC의 평가는 단순히 생물학적 자원관리만을 목적으로 하는 것이 아니라는 것이다. 최종적으로는 경제적 이익이 극대화될 수 있도록 하는 것이다. 따라서 본 연구에서 제시한 확장모델에 근거하여 경제적 이익의 극대점을 찾아 어업자원관리의 정책목표로 설정하는 것도 정부는 적극 검토하여야 할 것으로 사료된다.

참고문헌

- Alpha C. Chang, Elements of Dynamic Optimization, Century Schoolbook by Science Typographers Inc., 1992, pp. 1-327.
- Arnason, Rargna. "A numerical model of the Icelandic Demersal Fisheries" in G.Rodrigues(ed.) Operations Research and Management in Fishing . NATO, ASI vol. 189. Kluwer.1990.
- Barry Kaufmann, Gerry Geen and Sevaly Sen, Fish Futures: Individual Quotas in Fisheries, Fisheries Research And Corporation, 1999, p. 204.
- Chulinn Baek et al., Stock Assessment and Fishery Evaluation Report of Year 2005 TAC-based Fisheries Management in the Adjacent Korean Water, National Fisheries Research and Development, 2004, pp.1-237.
- Colin W. Clack, Bioeconomic Modelling and Fisheries Management, A Wiley-Interscience Publication, 1985, pp. 1-291.
- Ellen K. Pikitch, Use of a Mixed-Species Yield-Per-Recruit Model to Explore the Consequences of Various Management Policies for the Oregon Flatfish Fishery, Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44(Suppl. 2), 1987, pp. 349-359.
- Guimaraes A. Rodrigues, Operations Research and Management in Fishing, NATO ASI Series, Vol. 189, 1990, pp.123-151.
- Jeonggon Ryu, et al., A Study on Comprehensive mid and long run plan for fisheries resource management, Ministry of Maritime Affairs and Fisheries, 2001, pp. 242-294.

- Jeonggon Ryu, et al, A Study on Annual Expansion Program of TAC Target Species, Ministry Of Maritime Affairs and Fisheries, 2002, pp. 1-167.
- Jeonggon Ryu, Jongoh Nam, and John M. Gates, Limitations of the Korean Conventional Fisheries Management Regime and Expanding Korean TAC System toward Output Control System, accepted by Marine Policy, 2005.
- John M. Gates, Jeonggon Ryu, and Jongoh Nam, Study on the Foundations for ITQ System Enforcement in Korea, Korea Maritime Institute, 2004, pp. 1-148.
- Lee G. Anderson, The Economics of Fisheries Management, The Johns Hopkins University Press Baltimore and London, 1977, pp. 107-121.
- Malcolm Haddon, Modelling and Quantitative Methods in Fisheries, Chapman & Hall/CRC Inc., 2001, pp. 247-262.
- Niels Daan, Mulispecies Versus Single-Species Assessment of North Sea Fish Stocks, Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44(Suppl. 2), 1987, pp. 360-370.
- Per Sparre and Siebren C. Venema, Introduction to Tropical Fish Stock Assessment, FAO Fisheries Technical Paper 306/1 Rev.2, 1998, pp. 1-407.
- Ray Hilborn and Carl J. Walters, Quantitative Fisheries Stock Assessment: Choice, Dynamics & Uncertainty, Chapman & Hall Inc., 1992, pp. 434-435.
- Raymond, J. H, Beverton, and Sidney J. Holt, On the dynamics of exploited fish populations. Fish. Invest. Ser. II, Vol. XIX. Min. Agr., Fish. and Food. Her Majesty's Stationery Office, London. 1957.
- Richard B. Deriso, Optimal F0.1 Criteria and Their Relationship to Maximum Sustainable Yield, Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44(Suppl. 2),

- 1987, pp. 339-348.
- Schaefer M., Some Aspects of the Dynamics of Populations Important to the Management of the Commercial Marine Fisheries, Bulletin of the Inter-American Tropical Tuna Commission, 1957, 1:pp. 25-56.
- Schaefer M. Some Considerations of the Population Dynamics and Economics in Relation to the Management of the Commercial Marine Fisheries, Journal of the Fisheries Research Board of Canada 1975a , 14:pp. 669-681.
- Sean Pascoe, Benefits and costs of single species conservation in a multispecies fishery: the case of the Australian eastern gemfish, paper presented at the European Association of Fisheries Economists 3rd Bioeconomic Modelling Workshop, Edinburgh, Scotland, 24-25 October 1994.
- Sean Pascoe, Bioeconomic models and modeling: Theory and Practice, Centre for the Economics and Management of Aquatic Resources(CEMARE), Department of Economics, University of Portsmouth, 1995, pp. 1-169.
- Steven A. Murawski, Mixed species yield-per-recruit analysis accounting for technological interaction. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 41. 1984, pp. 897-916.
- Steven A. Murawski, Lange, A. M., and Idoine, J. S. An analysis of technical interactions among Gulf of Maine mixed species fisheries, ICES Journal of Marine Science Symposium 193, 1991, pp. 237-252.
- Terrance J. Quinn II and Richard B. Deriso, Quantitative Fish Dynamics, Oxford University Press, Inc., 1999, pp. 1-542.

개념정리(Glossary of Terms)

(The Advisory Report on Stock Status is one of two reports produced by the Northeast Regional & Stock Assessment Workshop process.

<http://www.nefsc.noaa.gov/nefsc/publications/crd/crd0404/intro.pdf>)

Biological Reference Points. Specific values for the variables that describe the state of a fishery system which are used to evaluate its status. Reference points are most often specified in terms of fishing mortality rate and/or spawning stock biomass. The reference points may indicate 1) a desired state of the fishery, such as a fishing mortality rate that will achieve a high sustainable yield, or 2) a state of the fishery that should be avoided, such as a high fishing mortality rate which risks a stock collapse and long-term loss of potential yield. The former type of reference points are referred to as “target reference points” and the latter are referred to as “limit reference points” or “thresholds”? Some common examples of reference points are $F_{0.1}$, F_{MAX} , and F_{MSY} , which are defined later in this glossary.

Biomass Dynamics Model. A simple stock assessment model that tracks changes in stock using assumptions about growth and can be tuned to abundance data such as commercial catch rates, research survey trends or biomass estimates.

B_{MSY}. Long-term average biomass that would be achieved if fishing at a constant fishing mortality rate equal to **F_{MSY}**.

Catchability (q). Proportion of the stock removed by one unit of effective fishing effort (typically age-specific due to differences in selectivity and availability by age).

CPUE (Catch Per Unit of Effort). Measures the relative success of fishing operations, but also can be used as a proxy for relative abundance based on the assumption that CPUE is linearly related to stock size. The use of CPUE that has not been properly standardized for temporal spatial changes in catchability should be avoided.

F_{MAX}. The rate of fishing mortality that produces the maximum yield per recruit. This is the point beyond which growth overfishing begins.

F_{0.1}. The fishing mortality rate where the increase in yield per recruit for an increase in a unit of effort is only 10% of the yield per recruit produced by the first unit of effort on the unexploited stock (i.e., the slope of the yield-per-recruit curve for the F_{0.1} rate is only one-tenth the slope of the curve at its origin).

F_{10%}. The fishing mortality rate which reduces the spawning stock biomass per recruit (SSB/R) to 10% of the amount present in the absence of fishing. More generally, F_{x%}, is the fishing mortality rate that reduces the SSB/R to x% of the level that would exist in the absence of fishing.

F_{MSY}. The fishing mortality rate that produces the maximum sustainable yield.

Maximum Sustainable Yield (MSY). The largest average catch that can be taken from a stock under existing environmental conditions.

Mortality Rates. Populations of animals decline exponentially. This means that the number of animals that die in an “instant” is at all times proportional to the number present. The decline is defined by survival curves such as: $N_{t+1} = N_t e^{-Z}$ where N_t is the number of animals in the population at time t and N_{t+1} is the number present in the next time period; Z is the total instantaneous mortality rate which can be separated into deaths due to fishing (fishing mortality or F) and deaths due to all other causes (natural mortality or M) and e is the base of the natural logarithm (2.71828). To better understand the concept of an instantaneous mortality rate, consider the following example. Suppose the instantaneous total mortality rate is 2 (i.e., $Z = 2$) and we want to know how many animals out of an initial population of 1 million fish will be alive at the end of one year. If the year is apportioned into 365 days (that is, the 'instant' of time is one day), then $2/365$ or 0.548% of the population will die each day. On the first day of the year, 5,480 fish will die ($1,000,000 \times 0.00548$), leaving 994,520 alive. On day 2, another 5,450 fish die ($994,520 \times 0.00548$) leaving 989,070 alive. At the end of the year, 134,593 fish [$1,000,000 \times (1 - 0.00548)^{365}$] remain alive. If, we had instead selected a smaller 'instant' of time, say an hour, 0.0228% of the population would have died by the end of the first time interval (an hour), leaving 135,304 fish alive at the end of the year [$1,000,000 \times (1 - 0.00228)^{8760}$]. As the instant of time becomes

shorter and shorter, the exact answer to the number of animals surviving is given by the survival curve mentioned above, or, in this example: $N_{t+1} = 1,000,000e^{-2} = 135,335$ fish

Optimum Yield (OY). The amount of fish that will provide the greatest overall benefit to the Nation, particularly with respect to food production and recreational opportunities and taking into account the protection of marine ecosystems. **MSY** constitutes a “ceiling” for OY. OY may be lower than MSY, depending on relevant economic, social, or ecological factors. In the case of an overfished fishery, OY should provide for rebuilding to BMSY.

Recruitment. This is the number of young fish that survive (from birth) to a specific age or grow to a specific size. The specific age or size at which recruitment is measured may correspond to when the young fish become vulnerable to capture in a fishery or when the number of fish in a cohort can be reliably estimated by a stock assessment.

Recruitment Overfishing. The situation existing when the fishing mortality rate is so high as to cause a reduction in spawning stock which causes recruitment to become impaired.

Reference Points. Values of parameters (e.g. B_{MSY} , F_{MSY} , $F_{0.1}$) that are useful benchmarks for guiding management decisions. Biological reference points are typically limits that should not be exceeded with significant probability or targets for management.

Spawning Stock Biomass. The total weight of all sexually mature fish in a stock.

Spawning Stock Biomass Per Recruit (SSB/R or SPR). The expected lifetime contribution to the spawning stock biomass for each recruit. SSB/R is calculated assuming that F is constant over the life span of a year class. The calculated value is also dependent on the exploitation pattern and rates of growth and natural mortality, all of which are also assumed to be constant.

TAC. Total allowable catch is the total regulated catch from a stock in a given time period, usually a year.

Year Class (or Cohort). Fish born in a given year. For example, the 1987 year class of cod includes all cod born in 1987. This year class would be age 1 in 1988, age 2 in 1989, and so on.

Yield Per Recruit (Y/R or YPR). The average expected yield in weight from a single recruit. Y/R is calculated assuming that F is constant over the life span of a year class. The calculated value is also dependent on the exploitation pattern, rate of growth, and natural mortality rate, all of which are assumed to be constant.

부록

1. 중량과 길이의 관계식(Von Bertalanffy, 1957)

$$L_t = L_{\infty}(1 - e^{-K(t-t_0)}) \quad W = aL^b$$

(1) 고등어의 중량과 길이의 관계식(Choi, 2000)

$$L_t = 51.67(1 - e^{-0.299(t+0.428)}) \quad W = 0.0037 \times L_t^{3.376}$$

(2) 전갱이의 중량과 길이의 관계식(Ahn, 1973)

$$L_t = 429.9(1 - e^{-0.248(t+0.809)}) \quad W = 1.318L_t^3 \times 10^{-5}$$

2. 자연사망을 추정식(Alverson and Carney, 1975)

$$M = \frac{3K}{e^{K(0.38 * \max .age)} - 1}$$

A study on Assessment of TAC for Multi-species and Multi-gears

- An Assesment of TAC for Multi-species and a Single-gear -

John M. Gates, URI

Jeonggon Ryu, KMI

Jongoh Nam, URI

I

Introduction

1. Necessity and Objective of the Study

The territorial Waters of Korea are typically in a temperate marine zone. More than 200 species are found there. Off-shore and in-shore fisheries of Korea involve approximately 37 fishing gears. As a result, these species have been caught by several fishing gears.

Korea has enforced a TAC (Total Allowable Catch) system since 1999 and has a plan to gradually extend TAC management to more of the managed species. Multi-species with high commercial value will also be added to the list of TAC species in the near future. Hence, an assessment of TAC management for multi-species is needed. Such an assessment must consider biological, economic, and technical interactions. This study attempts to address this need.

Nevertheless, currently, Korea has a simple TAC assessment approach. It has depended upon ABC (Allowable Biological Catch) estimation, based on biological information for individual species and individual historical catching reports excluded interrelationships among species and fishing gears. Thus, in order to improve TAC estimates, Korean government needs to prepare new approaches suitable in Korean fisheries circumstance with multi-species.

There can exist several interrelationships among species and fishing gears. Depending upon the interactions between TAC species and fishing gears, various TAC assessment models are needed, because the interactions among them can cause different economic benefits, social welfare, optimal fishing efforts, and resource stocks, and stock allocations by each fishing gear. For instance, if one fishing gear targets several species, we should not only consider a change in catch due to individual species' market price, but also think about a change in individual stock due to the change in catch of individual species. Thus, in this case, TAC assessment models need a TAC for each species. This, in turn, involves, considering several problems (e.g. small stock species' depletion, inefficient fishing efforts, less profit margin, bycatch, discarding, and high grading problems) that can occur when a single gear catches multi-species. Also, if several fishing gears only target one species with a high commercial value, we should not only consider stock allocation by individual fishing gear based on economic profit and biological conservation, but also select the best combinations of fishing gears in order to achieve the maximum social benefits, depending upon types and conditions of the fishing gears. Finally, if several fishing gears can catch several species, we have to take account of complex interrelationships, covering two cases above.

The additional reasons why TAC assessment models for multi-species are needed include the following: First, when the government allocates TAC of target species by individual fishing gear, this model can account for significant exit by a certain fishing gear due to economic loss from its fishing activity. Secondly, this model can suggest a maximum net profit level by vessels using particular fishing gear. As a result, this model can suggest the appropriate optimal fishing efforts to individual fishers to

prevent social and economic losses from fish stock's inefficient use. Thirdly, this model can include, as endogenous variables, variables usually treated as exogenous such as biological (e.g., predator-prey relationship), technical (e.g., bycatch) and economic (e.g., competition between industrial fishery and artisanal fishery) interactions. In other words, by internalizing negative external costs (e.g., bycatch rate) within the model, the marginal social cost shifts down reflecting the decrease in negative marginal external costs. As a result, this model can lead to positive effects of a decrease in social welfare loss and fishing effort that is closer to a relatively economic optimum.

The objectives of the study are first to develop TACAMs for multi-species suitable in Korean fisheries circumstance, and secondly to analyze and assess the optimal catches and the maximum net profits for Korean TAC species. Since the biological models are static, so too are the corresponding economic models. Eventually the methods can be made dynamic but it is expected that numerical methods will be necessary.

2. Scope and Methods of the Study

This paper presents models of three types for multi-species: i) multi-species by a single gear, ii) a single species by multi-gears, and iii) multi-species by multi-gears. First, multi-species by a single gear employed as the first type, are composed of mackerel (71.3%) and jack mackerel (5.9%) caught by large purse seine. An extended Beverton-Holt's yield-per-recruit model for the two species is used. Second, a single-species by multi-gears selected is composed of a mackerel caught by large purse seine, off-shore small purse seine, large bottom trawl, and large trawl. Biomass dynamic models

(surplus production model and Fox model) are employed in the second type. Third, multi-species by multi-gears are performed to appropriate species and fisheries, existing biological, technical, and economic interactions. An empirical dynamic optimization model is employed in the third type.

In 2005, we limit analysis to the multispecies-single gear case, as the first model, using the extended Beverton-Holt's yield per recruit model. For our second and third models, we provide, as a continued research project, basic structures, analytical methods and theoretical models of a single species by multi-gears and multi-species by multi-gears. The reasons for these are as follows. We chose the path, because it is urgent to set up appropriate TACs for these species as major species and fisheries with Korean TAC system. Second, the first model places relatively higher demands on biological information and data than the second and third models. Third, in case of the second and third models, we need enough time for collecting data and for constructing models. Fourth, because the third model targets not current TAC species and fisheries but new species and multi-gears added in the near future, we can afford the time.

In reference, next year, in case of second model, we are going to provide the maximum sustainable yield (MSY) and the maximum economic yield (MEY) of the single species caught by multi-gears, using the biomass dynamics model. Also, we are going to compare the TAC level of mackerel estimated by our model and current TAC level of one estimated by current Korean TAC model. Furthermore, this model is going to compare economic net profit for the mackerel of each fishery estimated by our model and economic net profit for one of each fishery estimated by current Korean TAC model. In case of third model, we are going to estimate optimal fishing effort level and optimal catches, maximizing the present value of the

economic rents obtainable from these multi-gears by using an empirical dynamic optimization model to appropriate multi-species and multi-gears with biological, technical, and economic interactions. In conclusion, we are also going to suggest implications and directions of Korean TAC system from the results of both models

Therefore, the scope of the study in this year limits to theoretical approaches, model development of three types, the first model's analysis, results and implications.

This paper is composed of the theoretical approaches, three models' development and the analysis of TAC assessment models for multi-species and a single gear.

Chapter 2 introduces theoretical approaches on the TACAMs for multi-species, considering various aspects such as biological, technical, and economic interactions. In addition, this chapter introduces generalized bio-economic models for multi-species.

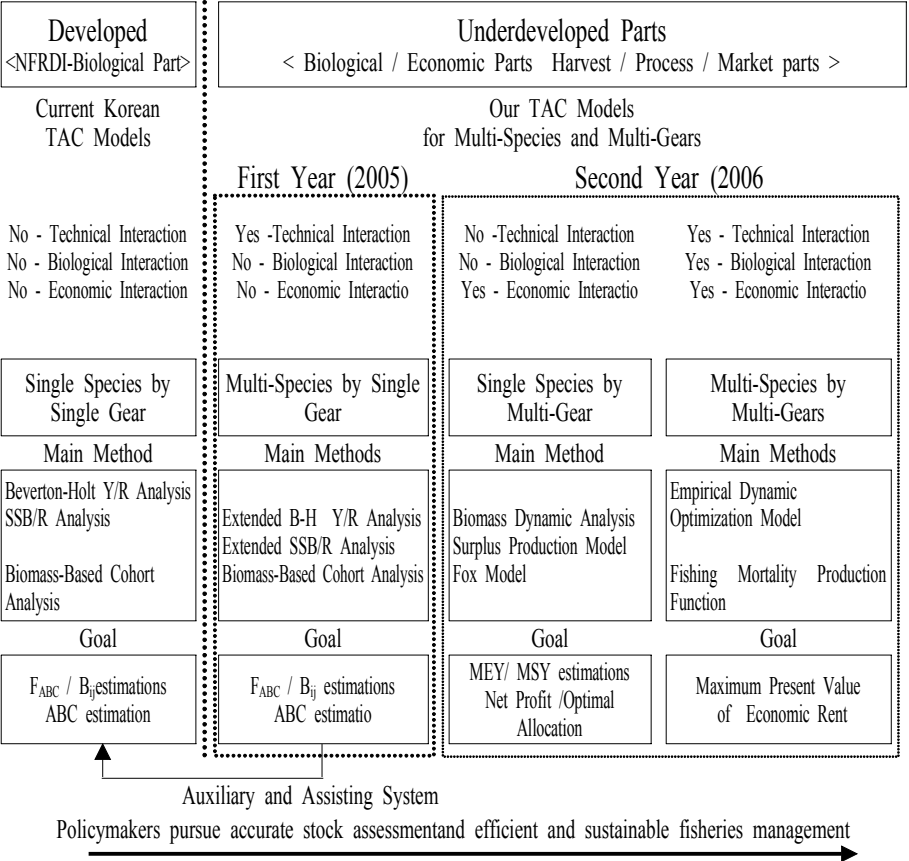
Chapter 3 provides TAC assessment models of three types (multi-species by a single gear, a single species by multi-gears, and multi-species by multi-gears) suitable to the Korean TAC species and fisheries. The first model employs an extended Beverton-Holt's yield per recruit model and a biomass-based cohort analysis with technical interaction. The second model uses biomass dynamic models - surplus production model and Fox model - with economic interactions. The third model uses an empirical dynamic optimization model for appropriate multi-species and multi-fishing gears with biological, economic, technical interactions.

Chapter 4 estimates appropriate fishing mortalities for multi-species by a single gear by using the extended Beverton-Holt's yield per recruit model. From the estimation, we estimate the optimal TAC level of the

multi-species by a single gear. Also, this chapter compares the TAC levels of mackerel and jack mackerel estimated by our models and TAC levels of them estimated by current Korean TAC models. Finally, this chapter suggests implications and limitations of Korean TAC system for multi-species by a single gear.

Chapter 5, as conclusions of this paper, discusses expectations of this research and suggests a direction of Korean TAC system for multi-species and multi-gears.

〈Figure 1-1〉 Organization of the Study



II

Theoretical Approaches on the TACAMs for Multi-species

Most studies on TACAMs have been limited to the assumption that a single species is fished or at least that a single species dominates the catch and is of prime conservation concern. Thus, most fisheries science has treated each species and stock as a separate entity to be analyzed and managed. However, we know that species in ecosystems interact with one another through processes like a predator-prey relationship and competition, but the fisheries science has normally ignored these interactions. Unfortunately, even though studies for multi-species have been reviewed by several papers⁶⁾ (Barry Kaufmann et al., 1999), they still have been underdeveloped and need to be improved as model suitable to each country's fisheries circumstances.

In Korea, multi-species with high commercial value will be added to TAC species in the near future and so, the issue of TAC setting in multi-species fisheries will be an important one. The reasons for the importance of this issue are that TAC setting, considering biological, economic, and technical interactions among multi-species, can not only

6) Multi-species analysis was reviewed by Davis and Baldwin (1993), Hilborn and Waters (1992), Arnason (1990), Pikitch (1988), Daan (1987), Murawski (1984), Pauly and Murphy (1982), Mercer (1982), Ralston and Polovina (1982), Saila and Roedel (1980), Pope (1979, 1980), FAO (1978), and Anderson (1977).

bring more accurate individual stock assessment but also provide better benefits to fishers and societies. For example, if we know something about how the interactions among multi-species work, this knowledge can be used to improve predictions or help to design policies to control the other species so as to provide a more productive community structure. In addition, even if there is no biological interactions among multi-species, there can be often economic or technical interactions which can be caused by fishing gears. For instance, when several species are often caught in the same type of gear, the TAC setting considering the interactions among multi-species can partially holdback the extinction of some species with small stock caught by the same single gear. Therefore, this chapter introduces theoretical approaches of TAC set-up, considering three interactions⁷⁾ which can be caused by multi-species fisheries.

1. Stylized Approaches for Multi-species

This section first provides a stylized hypothetical simple model for multi-species. Then it presents stylized hypothetical complex models of a single gear or multi-gears for multi-species with two types: technical interactions (e.g., bycatch) involved economic interactions and biological interactions (e.g., mutually competitive coexistence and exclusion).

In a multi-species fishery, the fishing gear comes into contact with stocks of

7) Three interactions-i) Biological interaction is the interaction between fish stocks, and within fish stocks, caused by predation and food competition, ii) Economic interaction is the competition between fleets, e.g. between an industrial fishery and an artisanal fishery. The more one fleet catches of the limited resource the less will be left for its competitors. iii) Technical interaction means that the fishery on one stock creates fishing mortality on other stocks because the fishery is either a multi-species fishery or because of inevitable by-catches. (FAO, 1998)

different species. This brings about a mixed catch. This case is conceptually different from that of a fishery having two independent fishing grounds where the effort applied to each stock can be analyzed separately. Each unit of effort obviously affects both stocks. This is because more than one price must now be considered and because the varied populations may react differently to the fishing effort. Also, the stocks may be in competition for the same food or there may be a predator-prey relationship among them. (Anderson, 1977)

1) Technical Interactions

(1) A Hypothetical Simple Model for Multi-species by a Single Gear

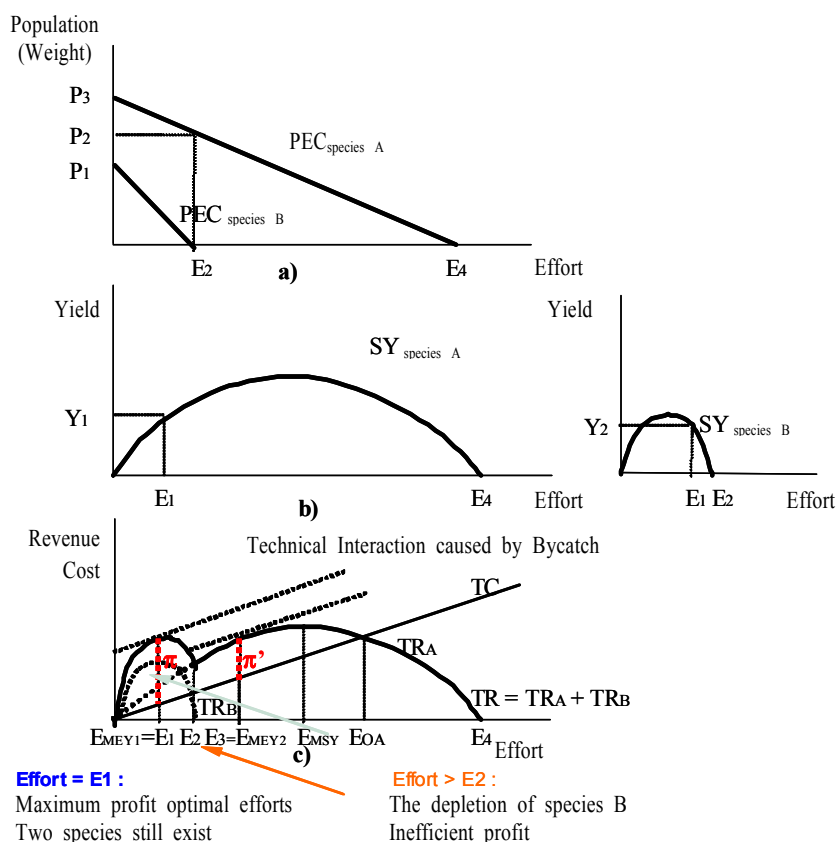
Consider first a very simple case where a single fishery consists of a group of boats with nondiscriminatory gear harvesting fish from two independent, call them A and B species without biological interactions between two species. Assume there is a single gear on species A stock creates fishing mortality on species B stock (i.e. a technical interaction), and also that harvesting cost is equal for the two species. These assumptions simplify the presentation without losing anything essential to the analysis. (Anderson, 1977)

This hypothetical multispecies-single gear model can be briefly explained as follows. <Figure 2-1a> presents population equilibrium curves (PEC species A and PEC species B) of two species. <Figure 2-1b> presents sustainable yield curves (SY species A and SY species B) of two species. <Figure 2-1c> shows that a total revenue curve (TR) has a two-hump version that sums each revenue curve (TR_A and TR_B) that multiplies market price of each species to each sustainable yield curve. Thus, its exact shape depends upon the shapes of the yield curves and the price of each species. In addition, total cost (TC) has a linear function under an assumption that

fishing costs are equal for the two species.

The open-access equilibrium yield, the maximum economic yield, and the maximum sustainable yield are determined in the normal fashion. Also, the maximum sustainable yield is determined by the highest point of two-hump points with the total revenue curve (TR). Those yields may lead to the extinction of the smaller stock as shown in <Figure 2-1>.

<Figure 2-1> A Hypothetical Simple Model for Multi-species by a Single Gear with Technical Interaction(e.g., Mackerel, Jack Mackerel caught by the large purse seine)



Each curve in <Figure 2-1> can be interpreted as follows. The quantity caught of either type of fish depends upon the effort used and the size of the respective population. Each species will have a normal population equilibrium curve (PEC), as shown in <Figure 2-1a>. Since the two populations are independent, the curves are derived from the relevant intersection between respective fishing effort and equilibrium population such that the equilibrium population size decreases as fishing effort increases. Thus, in the absence of predation by fishing practice of man, species A is a natural population equilibrium size of P_3 . Similarly, the natural equilibrium size of species B is P_1 . As effort increases, a new equilibrium is reached at a lower population size due to the increase in catch. Particularly, when fishing effort reaches E_2 , the stock species B is destroyed at zero but that of species A is at P_2 . If fishing effort reaches E_4 , the population of species A is depleted as well.

When each species is at sustainable yield such as the <Figure 2-1b>, the total sustainable yield is the sum of each sustainable yield. For instance, when fishing effort of both species is E_1 , the equilibrium yields of those are Y_1 and Y_2 respectively. Therefore the total sustainable yield at this level of fishing effort comprises those two quantities as shown in the <Figure 2-1c>, and the revenue earned by multiplying relative prices to the total sustainable yield will depend upon the relative prices of the two species and the size of each catch.

Economically, E_{MEY1} or E_1 is more efficient than E_{MEY2} , E_{MSY} , and E_{OA} because although fishing effort is less, profit (π) of E_{MEY1} is the highest given the total cost (TC). In addition, biologically, in E_{MEY1} , both species are still remaining but in E_{MEY2} or E_3 . At that point with E_{MEY2} , species B is completely depleted. Therefore total revenue arises entirely from the catch

of species A. So, in this hypothetical multi-species example, open-access (E_{OA}) fishery and E_{MSY} regulation destroy species B that could have been of value to another sector of society such as sports or recreational fishing. E_{MEY2} regulation with E_3 also destroys species B.

In conclusion, if a fishery with related to two technically-related species catches species A without considering the bycatch rate of species B, it is possible that species B is depleted via the bycatch of species B. Thus, although two species are biologically independent, if there exists the bycatch between two species due to fishing activity of the single gear, depletion of the bycatch species can occur. This illustrates that, in such situations, attention to conservation of species B may be inadequate. In addition, if a reduction in fishing effort is occurring, the economic burden on fishers cannot be determined solely based on the economics of harvesting species A. Policymakers need to determine the level of the optimal fishing effort considering the commercial and biological values of all the species harvested.

(2) A Hypothetical Complex Model for Multi-species by Multi-gears

The section provides the operation for multi-species by multi-gears. Technical interactions between multi-species are imposed on the marine environment by the fishing practices of man. Incorporating the technical interactions by multi-gears is as important as incorporating the biological interactions. There is no point in estimating optimal harvest levels and fishing effort levels for individual species if they are caught simultaneously. Even if the species can be caught in isolation, there is still a need to consider the set of species as a whole. For example, a change in the TAC of one species may result in effort diverted to another species. Also, the

gear of one may take significant amounts of fish from the other in the process of harvesting its own.⁸⁾ Major fisheries off the coast of Korea fall into this category. For instance, the large purse seine which fish Korean waters takes individuals of many species even in cases when they are concentrating on only one.

Consider two fisheries: fishery 1, which concentrates on the exploitation of species A, using one type of gear, and fishery 2, which exploits species B, using another. The fisheries are biologically independent. They have technical interactions if the gear of one of them, say fishery 2, takes a significant amount species A in its quest for species B.

This hypothetical model assumes that the price of each species is constant and that conditions are such that the curves for population equilibrium are neither upward-raising nor forward-bending. While not affecting the general conclusions, this will simplify the analysis. Unfortunately, graphical analysis is less useful in this context because of the added dimension. Since the equilibrium population level, the sustainable yield, and the total revenue in each fishery all are dependent upon the amount of effort used in both, only a three-dimensional graph could plot these relationships. Doing the best we can with two-dimensional graphs, therefore, we will round out the analysis with verbal description. (Anderson, 1977)

This hypothetical model can be briefly explained as follows. Fishery 2 takes a portion of its catch from the species utilized by fishery 1. As a result, there will be a different population equilibrium curve for that species for every level of effort in fishery 2. Likewise, the amount of this species caught in either fishery depends upon the amount of fishing effort of either

8) This increment is often termed incidental catch.

<Figure 2-2a> shows the population equilibrium curves for the two hypothetical fisheries. Fishery 1 has a different population equilibrium curve for each level of effort applied in fishery 2. This is because the equilibrium population size occurs where natural growth equals catch, but catch of species A in fishery 1 depends upon the degree of effort in both fisheries. Each curve shows the equilibrium population size for species A at a level (E_{A1}) of effort in fishery 1 for given levels of effort in fishery 2. The total catch from any fish stock depends upon its population and the total effort applied to it. If the effort from fishery 2 is constant, the equilibrium population of species A will depend upon the level of effort in fishery 1. However, if effort in fishery 2 is changed, the equilibrium size associated with each level of effort in fishery 1 also changes. For instance, if fishery 2 changes in $EB1$ units of effort, the equilibrium size of its fish stock is P_{B1} and the proper population equilibrium curve for fishery 1 is labeled as PEC_{EB1} . As a result, if the level of effort in fishery 1 is E_{A1} , the equilibrium population size for its species is P_{A1} . At this point, the total catch of species A in both fisheries just equals the growth rate of the population. If effort in the other fishery increases to $EB2$, equilibrium population size of species B will fall to P_{B2} , and the proper population equilibrium curve for fishery 1 becomes PEC_{EB2} . The reason for this is that an increase in effort in fishery 2 changes the equilibrium population size of species A in the same direction as the change in the equilibrium population of species B induced by intensified effort in fishery 1⁹⁾: it will cause a decrease; this is represented in the diagram by a downward shift of the

9) Food for thought-This is an integrability condition. In physics there are conservation laws that require it. I have not seen any reason (other than mathematical convenience) why this should hold between two species. (John M. Gates)

population equilibrium curve. The equilibrium population size of species A will now be diminished at every level of effort in fishery 1. Thus, the new equilibrium population size for species A, assuming that effort in that fishery is at E_{A1} , is P_{A2} . Similarly if effort in fishery 2 increases to E_{B3} , the population equilibrium curve for fishery 1 will fall again, bringing the population for species A down to P_{A3} .

The yield curves for both fisheries are shown in <Figure 2-2b>. Consider first those for fishery 1. Each level of effort applied in fishery 2 produces a different sustainable yield curve for fishery 1 corresponding to a specific population equilibrium curve and showing the sustainable yield that will be approaching at each level of effort in fishery 1 for given levels of effort in fishery 2. For instance, if effort in fishery 2 is E_{B1} , then the sustainable yield curve of fishery 1 will become SY_{EB1} . This curve corresponds to PEC_{EB1} . Therefore, if effort equals $EA1$, the sustainable yield is Y_{A1} . This amount of catch, when added to the amount obtained by E_{B1} units of effort in fishery 2, will equal the growth in the stock of species A when population is at P_{A1} as shown in <Figure 2-2a>. If effort in the other fishery increases to E_{B2} , the sustainable yield curve falls to SY_{EB2} . The reason for this downward shift is that an increase in effort in fishery 2 will decrease the equilibrium population size of species A. Due to the reduction of its population size, at each level of effort in fishery 1, the sustainable yield will shift downward, while that of species A in fishery 2 may increase or decrease. The average catch of this species will fall per unit of effort. However, if the effort has been expanded more than enough to compensate for the drop in average catch, then the total sustainable yield will rise. If the reverse is true, total sustainable yield will fall. Given this downward shift in the curve, the sustainable yield in fishery 1 will fall to Y_{A2} if effort

remains at E_{A1} . This catch that caught under the condition of E_{B2} units of effort in fishery 2 will equal the growth of the fish stock when population is P_{A2} . In summary, each combination of effort from the two fisheries will lead to an equilibrium population size for species A at the point where the joint catch equals the growth rate. At any point on the curves, the sustainable yield for species A in fishery 1 for any given level of effort in fishery 2 is the difference between the growth rate of the equilibrium population size and the amount of catch of species A in fishery 2.

Consider next the yield curves for fishery 2, taking into account a yield of both species. There exist two yield curves (SY_{EA1} , $SY_{\text{species B}}$) for both species. Because the total catch of species A depends on the total amount of effort in both fisheries, a different sustainable yield curve will develop for species A in fishery 2 for every level of effort expended in fishery 1. Only one of these, where effort in the other fishery is E_{A1} , is shown in the diagram. Any change of effort in the other fishery will shift the curve exactly as described in the preceding analysis.

Comparing this curve with those in fishery 1 may shed more light on the interrelationships. If effort in fishery 1 is E_{A1} , and that in fishery 2 is E_{B1} , the yields of species A in the two fisheries will be Y_{A1} and Y_{A0} respectively. Both are sustainable because they equal the growth rate of the population at P_{A1} as shown in <Figure 2-2a and 2-2b>. Note that when effort in fishery 2 is increased to E_{B2} , the yield of species A falls as Y_{A2} in fishery 1 while it rises as Y_{A4} in fishery 2, but that an expansion of effort in fishery 2 to E_{B3} will diminish the sustainable yields (Y_{A3} in fishery 1 and 0 in fishery 2) in both fisheries. Reversely, in <Figure 2-2b>, if effort in fishery 1 stays at E_{A1} and the total effort of fishery 2 is E_{B1} , its total catch will then consist of Y_{A0} units of species A and Y_{B1} units of species

B. An increase in effort to E_{B2} will cause the sustainable yields, Y_{A4} and Y_{B2} of both species to increase whereas a further increase to E_{B3} will increase in Y_{B3} , but the yield of species B decrease in zero, that of species A.

The total revenue curves for each fishery are shown in <Figure 2-2c>. Their shape and position depend upon the level of effort used by the other. The curves for fishery 1 are identical in shape to its yield curves. Assuming that both types of fish are actually sold, the shape of the total revenue curve for fishery 2 is similar to that of the sum of the yield curves for each of the species; the basis for the curve in this case is the yield curve for species B, but depending upon the level of effort by fishery 1 a certain amount of species A will be caught which will also add to revenue. The highest revenue curve, labeled TR_0 , is reached when the other fishery is closed down. It shows that when operating independently, fishery 2 will destroy the population of species A if it exerts a level of effort of E_{B4} or higher. The lower revenue for fishery 2, which would be strictly related to the yield curve for species B, would occur when effort by the other fishery has destroyed the population of species A.

In <Figure 2-2c>, the concept of maximum sustainable yield of multi-species fisheries with technical interactions is more imprecise than that of maximum sustainable yield of other two types, because the yield of fishery 2 includes two types of fish and any increase in its value. Thus, maximum sustainable yield is almost indefensible as a management goal. The management must consider the composition of the catch and the relative prices of the two species. In addition, since the revenue curve in each fishery is affected by effort in the other, analysis of the open-access equilibrium yield is also extremely difficult and complex. The equilibrium

of the open-access can be achieved under only if total revenue and total cost equal to each other in both fisheries at the same time. Assuming that total cost is represented by the curves labeled TC_{A1} and TC_{B1} , then if the levels of effort used in fisheries 1 and 2 are E_{A1} and E_{B2} respectively, and if the populations of both species are at the equilibrium sizes for those given levels of effort, a bioeconomic equilibrium will exist. At those levels of effort, the existing revenue curve in each fishery will intersect its respective cost curve. In addition, note that if the cost curve in fishery 2 drops to TC_{B2} , the population of species A will be destroyed no matter what the level of effort in the other fishery. That is, for the individual fisherman in fishery 2, the catch of species A is just a bonus; revenues will be higher than costs even as that population is ultimately destroyed. Since the revenues will attract entry to the fishery until it actually is eliminated, it is obvious that without regulation or some other type of agreement, open-access in fishery 2 will cause the extinction of the stock in fishery 1.¹⁰⁾

Finally, the concept of the static maximum economic yield from these fisheries can be explained as follows. Because of their interdependencies, the optimal level of effort in each fishery must be simultaneously determined. The two fisheries should be operated in such a way as to maximize the difference between the sum of their total revenues and the sum of their total costs. In terms of the levels of effort in each fishery, the criteria for static MEY can be stated as follows: (1) the level of effort in fishery 1 should be expanded until the marginal increase in the value of the

10) In addition to the dependence of price on quantity, changes in the exploitation rate alter the distribution of fish sizes. Since fish price is also dependent on fish size, the revenue curve introduces significant complexity for our model. This model abstracts from these complexities. See Gates (1975)

catch in both fisheries equals the marginal increase in the cost of producing the effort in fishery 1; (2) simultaneously, the same rule applies in fishery 2: effort should be expanded until the marginal increase in the value of the catch in both fisheries equals the marginal increase in the cost of producing the effort in fishery 2. Since a change in the amount of effort in either fishery affects the revenue in both, MEY must take this into account. When the level of effort is expanded in one fishery, three things happen. First, the revenue in that fishery changes. Second, the revenue in the other fishery goes down. Third, the total cost of producing effort increases in the expanding fishery. For society as a whole, the true net gain is the net increase in value-that is, the difference between the net increase in combined revenue and the increase in cost to the fishery that increased its effort. Each fishery should expand its effort until the net increase in revenue from both fisheries equals its increased cost. The expansion of the above to consider the more complete dynamic MEY obtains the same general results. The overall goal for proper management is to maximize the sum of the present values of the stream of net revenues from both fisheries. In each fishery, therefore, the level of annual effort should be changed as long as the net change in the present value of costs to that fishery. (Anderson, 1977)

2) Biological Interactions – Competitive Coexistence and Exclusion

Consider two types of multi-species fisheries where the populations of the different stocks have biological interactions. These two cases provide examples of multi-species with biological interaction - mutually competitive coexistence and exclusion.

These hypothetical models assume that i) fishing gears selected is a single gear case. This will be extended later to multi-gears, ii) fishing cost by gears selected equals, iii) the interactions are considered to be all-or-nothing affairs: for example, in the case of competitive coexistence, the population of one species would continue to grow as long as that of the other species decreased, and iv) if fishing effort is over some range, it is possible that increases in effort will decrease both populations.

(1) A Hypothetical Model for Multi-species by a Single Gear - Competitive Coexistence Model

This hypothetical model on multi-species by a single gear with competitive coexistence can be briefly explained as follows. When two species of fish are competing for food or for some other limiting factor in an ecosystem, then – assuming this competition does not destroy both of them – either they will reach a point of coexistence where both achieve a viable natural equilibrium of population size, or one will eventually erode the ability of the other to maintain a viable population. Thus, a species A has a peculiar shaped sustainable yield curve. The revenue curve is a two-hump shaped curve due to adding to the sustainable yield of species B as pictured in <Figure 2-3>.

Each curve in <Figure 2-3> can be interpreted as follows. The population equilibrium curves show that prior to exploitation size of this species decreases in the normal fashion as shown in <Figure 2-1a>. However, in this hypothetical case the size of species A actually increases, because, despite its exploitation by man, its competitive position is now improved by the decrease in population of species B as pictured in <Figure 2-3a>. For example, PEC species A will increase until fishing effort reaches E_1 but the

population of species B is depleted completely at E_1 . The stable coexistence of the natural equilibrium has been upset by fishing effort of man. At that point, species A will have reached a size of P_3 , and any further increases in fishing effort will serve to decrease its equilibrium population size.

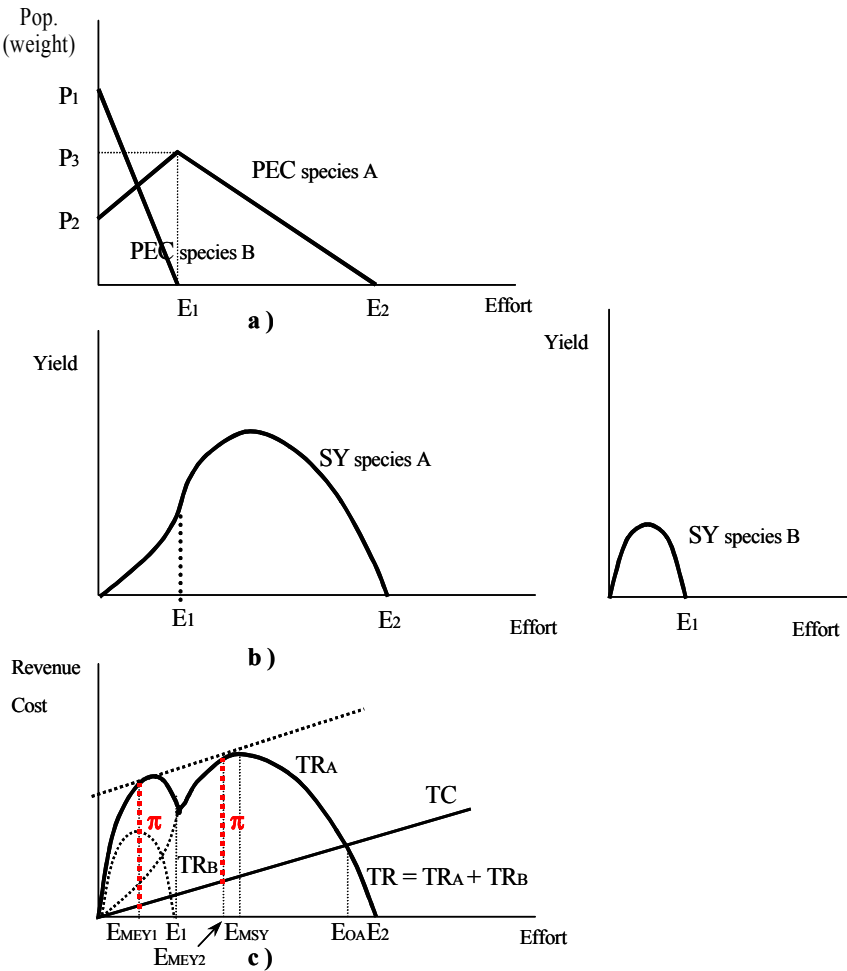
The sustainable yield curves ($SY_{\text{Species A}}$ and $SY_{\text{Species B}}$) of the two species are pictured in <Figure 2-3b>. Note the forward-bending change in the curve for species A at E_1 . Up to that point the yield has increased rapidly due to the concurrent growth in its equilibrium population size; beyond E_1 the yield curve attains the standard shape which results from the normal reaction between population and effort. The sustainable yield curve of species B shows the standard shape throughout because no abrupt changes alter its population equilibrium curve.

A total revenue curve for the fishery as a whole is pictured in <Figure 2-3c>; again it is the vertical sum of the revenues earned from both species. As a result, the total revenue curve (TR) has a two-hump version that sums the each revenue curves (TR_A and TR_B). In addition, total cost (TC) has a linear function under an assumption that fishing cost invested to gears selected in order to harvest two species equals. 2.3c can account for an optimal yield of open access and MEY based on the total revenue curve and the total cost line and also MSY based on the hump's height of the total revenue curve.

The level of the optimal fishing effort of the above competitive coexistence model is E_{MEY1} . When maintaining the level, fishers can earn the maximum profit (π) economically and also prevent the depletion of species B. However, in this model, there exist two fishing effort levels (E_{MEY1} and E_{MEY2}) with the same maximum profit (π). Thus policymakers need to consider cost-benefit effect between economic and biological value

that fishers can get by conserving species B as the level of EMEY1 and economic benefit that they can get by increasing in fishing effort as the level of E_{MEY2} .

〈Figure 2-3〉 A Hypothetical Model for Multi-species by a Single Gear with Biological Interaction - Competitive Coexistence



In conclusion, a theoretical analysis of competitive coexistence model with biological interactions looks similar to that for independent species without biological interactions shown in <Figure 2-1c> above. However, there is a big difference between two models in that the change in population equilibrium curves caused by biological interactions between two species brings the change in the total sustainable yield and the total revenue curve.

(2) A Hypothetical Model for Multi-species by a Single Gear - Competitive Exclusion Model

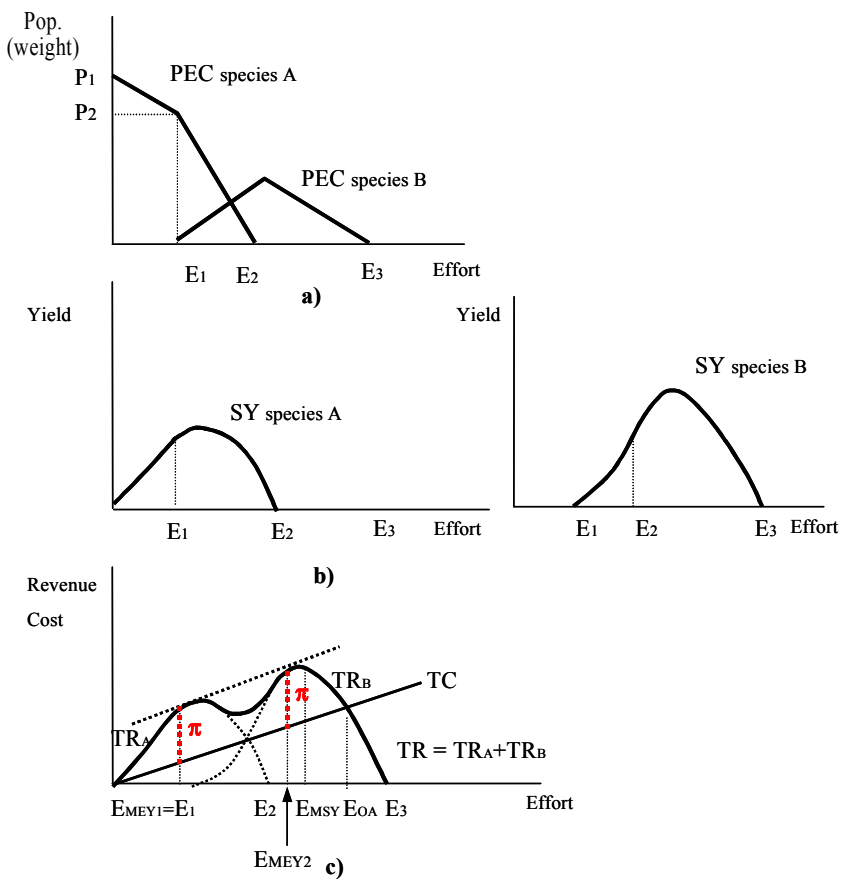
The hypothetical model on a multi-species fishery with a competitive exclusion natural equilibrium can be briefly explained as follows. If both species are in competition for some factor of the environment and only species A secures a viable population with no fishing, species B may become viable as effort reduces the population size of its competitors. This will result in peculiar shaped yield curves as shown in <Figure 2-4b>.

Each curve in <Figure 2-4> can be interpreted as follows. 2.4a presents population equilibrium curves (PEC_{SpeciesA} and PEC_{SpeciesB}) of two species. Without exploitation by man, species B will not be viable.

When fishing effort reaches from zero to E_1 , the equilibrium population size of species A will smoothly decrease until it reaches P_2 . At that point species B has a new lease on competitive life and its population will grow as increases in fishing effort up to E_2 continue to whittle down the number of species A. In this range between E_1 and E_2 , species B gains more from its improved competitive position than it loses by way of the more intensive fishing, while the equilibrium population size of species A drops at a faster rate as species B becomes viable, because it now has to contend not only

with the increased exploitation by man but also with increased competition. At E_2 species A is completely destroyed and species B reaches its maximum size, after which increases in fishing effort will cause its population to decrease in the normal manner.

〈Figure 2-4〉 A Hypothetical Model for Multi-species by a Single Gear with Biological Interaction - Competitive Exclusion



The sustainable yield curves for both species are shown in <Figure 2-4b>. At E_1 sustainable yield from species B starts to be greater than zero. Also this level of fishing effort produces an abrupt change in the shape of the sustainable yield curve of species A due to the increased competition. At E_2 the sustainable yield of species A becomes zero, and the shape of the yield curve of species B changes abruptly due to the removal of the other species.

A total revenue curve for the fishery, as a whole pictured in <Figure 2-4c>, is drawn on the assumption that species B commands a substantially higher price than species A. Species B with high commercial value finally dominates this ecosystem instead of species A. Like all the other total revenue curves, its exact shape depends upon the nature of the two yield curves and upon relative prices. If the prices were closer together, the total revenue curve would be more like those shown in <Figure 2-1c and 2-3c>.

In conclusion, excessive fishing effort for a species can exterminate the originally dominant species in an ecosystem. As a result, new species can be substituted in the same ecosystem as dominant species. Namely, at higher levels of effort the natural equilibrium is altered to the extent that the exclusion is reversed and the originally dominant species does not survive. Thus, besides considering the relative commercial values of two species and the degree of increase in population density of new species due to the increase in fishing effort, policymakers need to determine the optimal fishing efforts (E_{MEY1} or E_{MEY2}).

2. Bio-economic Approaches for Multi-species

This section provides bio-economic models of a single gear or multi-gears for multi-species with biological and technical interactions. Effects of predation and competition of stock due to biological and technical interactions are likely to be most important for its juveniles. In multi-species analysis, the net effects of juvenile production and survival are usually represented in terms of the stock-recruitment relationship among multi-species. Thus, a key starting point for multi-species analysis should be to examine whether the stock-recruitment relationship shows evidence of variation due to changes in the abundance of predator or competitor species. (Hilborn and Walters, 1992)

1) Beverton-Holt's Yield-Per-Recruit Model for Multi-species

The Beverton-Holt model of stock-recruitment derives from the balance between density-independent and density-dependent juvenile mortality. (Beverton and Holt, 1957) The Beverton-Holt model of the spawning stock-recruitment relationship was devised to incorporate density-dependent survival rates reflecting intra-cohort competition for critical resources. (Haddon, 2001)

In general, when species interact biologically or are susceptible to fishing by a common gear, it is generally not possible to manage each species at its optimum level (Beverton and Holt 1957, Anderson 1975, Pope 1979, May et al, 1979, Mitchell 1982). Although tools for analyzing the aggregate yield of multi-species fisheries have been available for some time, their

application has proceeded rather slowly. For example, in an early treatise, Beverton and Holt (1957, p 422) derived a eumetric curve for an aggregate of species subject to technical interactions. Despite the early availability of Beverton and Holt's example, multi-species yield-per-recruit analyses appear to have gone virtually unused. However, Murawski (1984) recently provided a detailed account of a single fishery and multi-species yield-per-recruit model which is quite similar conceptually to that presented by Beverton and Holt¹¹⁾ as shown in eq. 2.2.1. Murawski also extended the model to examine the case where several fisheries exploit differing mixtures of the same stocks and applied both the single and multiple fisheries models to the Georges Bank otter trawl fishery.

$$Y / R = F \exp(-M(t_c - t_r)) \cdot W_{\infty} \sum_{n=0}^3 \frac{U_n \exp[-nK(t_c - t_0)]}{F + M + nK} \quad (2.2.1)$$

where Y/R represents yield-per-recruit in weight (g), F represents instantaneous fishing mortality coefficient, M represents instantaneous natural mortality coefficient, U_n represents summation parameter ($U_0=1$, $U_1=-3$, $U_2=3$, and $U_3=-1$), t_c represents mean age (years) at first capture, t_r represents mean age (years) at recruitment to the fishing area, W represents asymptotic weight, t_0 represents hypothetical age the fish would be zero length, and K represents the Brody growth coefficient.

A logical extension of Beverton-Holt's yield-per-recruit analysis was developed by Murawski (1984). To account for multi-species caught by

11) The current Korean TAC assessment model, which does not consider technical interactions from bycatch rate, uses the single species Beverton-Holt yield-per-recruitment model (Beverton-Holt, 1957).

multi-gears, the discrete time equation for yield per recruit is

$$Y_i = \sum_{t=r_i}^{t=m_i} D_{it} \left[\frac{F_i p_{i,t}}{M_{i,t} + F_i p_{i,t}} \right] W_{i,t} \quad (2.2.2)$$

where, r_i represents the age at recruitment for the i^{th} species, m_i represents the maximum age for species i , $D_{i,t}$ represents the total number of fish dying at age t , $p_{i,t}$ represents the fraction recruited at age t , $M_{i,t}$ represents the natural mortality rate, and $W_{i,t}$ represents the mean weight of fish at age i in year t . The relative recruitment proportion $p_{i,t}$ can be adjusted by gear selectivity, whereas F can be adjusted by effort changes. This model normally assumes that fishing mortality (F) is proportional to fishing effort with the proportionality factor being the catchability coefficient, q :

$$F_i = E q_i \quad (2.2.3)$$

If F_i is substituted into $E q_i$, eq. 2.2.4 is

$$Y_i = \sum_{t=r_i}^{t=m_i} D_{it} \left[\frac{E q_i p_{i,t}}{M_{i,t} + E q_i p_{i,t}} \right] W_{i,t} \quad (2.2.4)$$

This model still needs two more equations, one to calculate the initial cohort size, and one for the number dying. Numbers over time are given by

$$N_{i,t+1} = N_{i,t} \exp[-(E q_i p_{i,t} + M_{i,t})] \quad (2.2.5)$$

where $N_{i,t}$ represents the number alive in the i^{th} cohort at time t . The deaths are given by

$$D_{i,t} = N_{i,t+1} - N_{i,t} \quad (2.2.6)$$

or

$$D_{i,t} = N_{i,t} (1 - \exp[-(Eq_i p_{i,t} + M_{i,t})]) \quad (2.2.7)$$

The initial size of the cohorts is needed to determine the total yield. Unlike a single-species yield per recruit where the optimal policy is independent of average recruitment, in multi-species yield per recruit, this model should be considered to the relative average recruitments of the different species.

Murawski suggested that the average initial cohort size for each species is $N_{i,l}$ would be obtained from other data such as surveys. Murawski then extended the analysis to n fishing gears using the relationship:

$$F_i = \sum_{j=1}^n q_{i,j} E_j \quad (2.2.8)$$

where, F_i represents the fishing mortality rate on the i^{th} species, $q_{i,j}$ represents the vulnerability of the i^{th} species to the j th fishery, and E_j represents the effort in the j^{th} fishery. If we let subscript i denote age as well as species, then we can include size-specific vulnerability to gear. This accounts for the total yield per recruit and the species compositions for a mixed stock fishery. Pikitch (1987) used Murawski's formulation, and

combined it with economic data on the value of different species, to analysis different fishing policies. (Hilborn and Walters, 1992)

In summary, there are many recruitment models for biological analysis of multi-species. One of the most interesting of these is an age-structured model with biological interaction. This model includes multi-species Virtual Population Analysis (VPA) and multi-species stock-recruitment models. It is based on a variation on VPA in which the natural mortality rate for each species and each age depends upon the abundance of the species which prey upon it. (Pope and Knight 1982, Daan 1987) Although this model is far from proven, it shows that the methods hold considerable promise, with a very expensive price tag. As other models for biological analysis of multi-species, these models involve the equilibrium yield model from several stocks harvested jointly (Paulik et al., 1967), the dynamic harvesting model in mixed fisheries (Hilborn 1976), the Deriso's generalized model (Deriso, 1980), Ludwig-Walters model (Ludwig and Walters, 1989), Cushing model (Cushing, 1971, 1973), Shepherd model (Shepherd, 1982), Gamma model (Reish et al. 1985), and Miscellany model (Chapman, 1973). (Quinn and Deriso, 1999)

2) Biomass Dynamic (Surplus Production) Models for Multi-species

Biomass dynamic (Surplus Production) models can be similarly modified to account for competitive and predation interaction among multi-species. For a two-species case as multi-species, the biomass B at time $t+1$, as the logistic growth model extended which includes catch, is

$$B_{t+1} = B_t + rB_t \left(1 - \frac{B_t}{K} - cX_t \right) - C_t \quad (2.2.9)$$

where B_t represents stock biomass at time t , X_t represents the biomass of the competing or predator species, r represents the intrinsic rate of growth, c represents a parameter that relates how much a unit of biomass of X_t reduces the relative growth of B , K represents the unfished or virgin biomass equivalent to the carrying capacity, and C_t represents the catch level over time t .

Though this is only the case if the catchability coefficient, q , does not vary through time or with stock size, it is common practice to assume that catch is proportional to fishing effort and stock size.

If we implement these further changes, then eq. 2.2.9 becomes the extended dynamic biomass model for two species proposed by Schaefer (1954, 1957).

$$B_{t+1} = B_t + rB_t \left(1 - \frac{B_t}{K} - cX_t \right) - qE_t B_t \quad (2.2.10)$$

where E_t represents the fishing effort at time and q represents a parameter describing fishing gear efficiency (the catchability coefficient, in quantitative terms, is the proportion of the stock biomass B taken by one unit of effort, i.e., $C_t = qE_t B_t$). The parameters r , K , q , and c can be estimated by

$$\left(\frac{U_{t+1}}{U_t} \right) - 1 = r - \frac{r}{Kq} U_t - rcX_t - qE_t \quad (2.2.11)$$

The problems in this estimation are even worse than for a single-stock biomass dynamic model because in addition to the need for contrast

between U and E , this model needs contrast between X and U and X and E . Furthermore, a X approach is basically hopeless as a realistic management tool.

The generalized extension for multi-species is

$$B_{i,t+1} = B_{i,t} + r_i B_i \left(1 - \sum_{j=1}^{j=n} b_{ij} B_{j,t} \right) - C_{i,t} \quad (2.2.12)$$

This is conceptually quite simple and elegant, and a whole generation of ecological modelers has explored the continuous version of this model. The matrix of b_{ij} 's is known as the *community matrix*. Because of parameter estimation difficulties, the structure is not going to be very useful for real fisheries work.

Essentially, it is hopeless to attempt to get the b_{ij} 's from real fisheries data if you can only observe an index of abundance such as catch-per-effort. The only cases where it has been done successfully have been in the laboratory where each species can be paired with each other species, and the r 's and b 's estimated separately in experimental trials. Even in the two-species case, the experimental control required between fishing mortality and abundance of the two stocks is so stringent that it is very difficult to ever get data with the needed contrast. Some of this difficulty is due to the fact that we are trying to understand q as well as r , K , and the interaction term (b 's). If we knew abundances, then the problem reverts to one of stock and recruitment understood in biomass dynamic terms, and this certainly is possible, at least in the two-species cases. Here, this model only needs difference between the abundances of the species and does not need difference in fishing mortality. (Sainsbury, 1989)

In addition, an alternative to multi-species production models in which each species has an interaction with each other species is to aggregate species and treat the aggregates as stocks to be analyzed via production models. Ralston and Polovina (1982) developed various method of aggregation for a multi-species tropical handline fishery in Hawaii, and found that on a species-by-species basis the results from production model analysis were highly erratic. (Hilborn and Walters, 1992)

In summary, studies on biological and technical interactions among multi-species are almost totally different when comparing with a single species approach with a single-gear. As Pikitch (1988) has pointed out, biological interaction is difficult and expensive to study and takes many years, whereas technical interactions are much simpler and cheaper to study, and useful results can be obtained rapidly. The technical interactions involve understanding: i) gear effectiveness on each species, ii) fishermen's targeting on species, and iii) discarding. As mentioned above, the multi-species yield-per recruit method of Murawski (1984) is also an analysis of technical interactions. Nevertheless, the biological orientation of most fisheries scientists means that much more effort has been expended in the analysis of biological interactions.

3) Empirical Dynamic Optimization Model

Dynamic model provides an indication of the shorter term effects of changes in effort on the level of catch and economic profits. Optimization model involves the maximization or minimization of a particular objective, subject to a series of economic, technical or biological constraints.

Thus, dynamic optimization model combines processes or concepts of

these two models above. In other words, the dynamic optimization model is used to estimate the “best” outcome over time that can be achieved under a given set of conditions. The interpretation of “best” depends upon the objective function of the model. This could be to maximize the profit of the fishing gears or to maximize the sustainable yield. Linear, non-linear and dynamic programming models are all examples of optimization models that have been used in fisheries analysis.

A dynamic optimization problem poses the question of what is the optimal magnitude of a choice variable in each period of time within the planning period (i.e., discrete time case) or at each point of time in a given time interval, say $[0, T]$ continuous time case. The solution of a dynamic optimization problem would thus take the form of an optimal time path for every choice variable, detailing the best value of the variable today, tomorrow, and so forth, till the end of the planning period. (Chang, 1992)

Our empirical dynamic optimization model is broadly composed of two sectors like economic sector and biological sector. Each sector has several sub-sectors like harvesting, processing, and capital investing sectors as economic sector, resource and environmental sectors as biological sector. In addition, each sector has several theoretical models or functions. For instance, biological sector involves several theoretical models like fish stock growth model, aggregative population growth model, biomass-based cohort analysis model, Ricker model, Beverton-Holt model, virtual population analysis model, Ecological weight function, environment influences, etc. The economic sector also involves several theoretical models like objective function, processing cost function, harvesting cost function, the revenue function, fishing capital function, fishing mortality production function, fishing time function, etc. (Arnason, 1990)

III

Extended Model Development of TAC Assessment for Multi-species

After a long tradition of a single-species assessment as the main basis of fish stock management, fishery science has moved into a new era where multi-species approaches receive due attention (Mercer 1982). The concept of multi-species assessment recognizes that fish species do not exist independently of each other and also that they are not harvested independently. Here, that multi-species do not exist independently of each other means that there are biological interactions and also that fishing gears do not harvest independently of each other means that there are technical interactions. In addition, the effects of these two-interaction types, biological interactions and technical interactions, are different.¹²⁾ (Daan, 1987)

In order to evaluate a Korea TAC system that has been enforced for recent 7 years by Korean government, this chapter focuses on the extended model development of TAC assessment for a main part of species and fisheries within TAC system.

12) Biological interactions may modify the expected response of a particular stock to a management policy aimed at optimization of the yield by regulating the specific fishery on that stock. Technical interactions between fisheries will rather tend to invalidate management measures introduced under such a policy. (Daan, 1987)

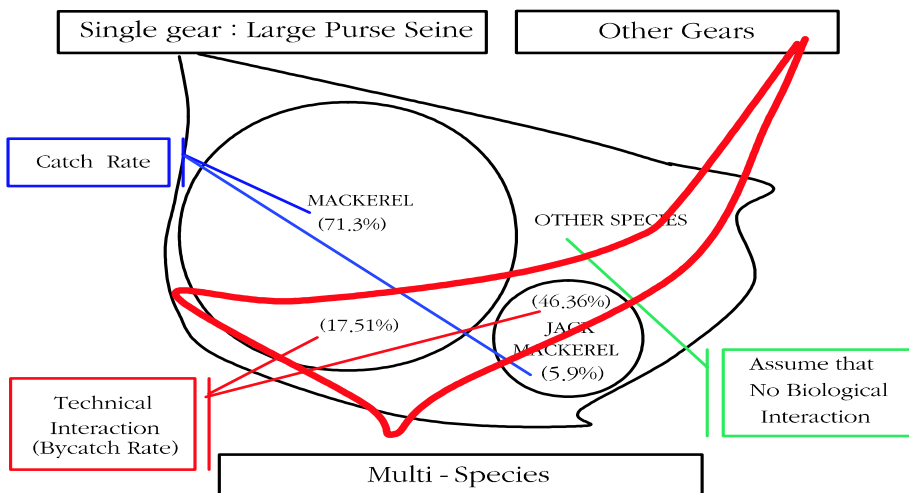
1. TACAM for Multi-species by a Single Gear

Multi-species by a single gear are used as mackerel (71.3%) and jack mackerel (5.9%) caught by large purse seine. An extended Beverton-Holt's yield-per-recruit model for multi-species and biomass-based cohort analysis model are employed in this type.

1) Model's Basic Structure

It is assumed that i) species are independent each other so that there is no biological interactions among multi-species, ii) multi-species caught by large purse seine, a fishing gear selected are limited to mackerel, and jack mackerel and other species caught by the gear are ignored in our analysis,

〈Figure 3-1〉 The Basic Structure of Multi-species by a Single Gear



Note: Catch rate and Bycatch rate Data are based on MOMAF 2002

iii) there exist a technical interaction, because the large purse seine on the one target stock creates fishing mortality of other stocks, and iv) bycatch rate, percentage of these species caught by other gears is also considered.

The basic structure of multi-species by the single gear is illustrated in the following diagram.

2) Extended Model Development and Analysis Methods

(1) An Extended Beverton-Holt's Yield-Per-Recruit Model

Y/R means that the average expected yield in weight from a single recruit. Y/R is calculated assuming that F_i is constant over the life span of a year class. The calculated value is also dependent on the exploitation pattern, rate of growth, and natural mortality rate, all of which are assumed to be constant.

F_x means fishing mortality rate defined as X% of the slope of the yield-per-recruit curve that would exist in the absence of fishing. F_x corresponds to X% of level calculated by differentiating the extended Beverton-Holt's yield-per-recruit model (Y/R) for multi-species with respect to the instantaneous fishing mortality (F).

To estimate appropriate fishing mortalities such as $F_{0.1}$ and F_{MSY} for multi-species caught by the large purse seine, the Beverton-Holt's yield-per-recruit model is transformed as eq. 3.1.1. The extended model uses w_i and a_i in order to consider technical interactions like bycatch.

$$Y/R = \sum_{i=1}^s w_i a_i F_i \exp(-M_i(t_{ci} - t_{ri})) \cdot W_{oi} \sum_{n=0}^3 \frac{U_n \exp[-nK_i(t_{ci} - t_{0i})]}{a_i F_i + M_i + nK_i} \cdot (1 - \exp[-(a_i F_i + M_i + nK_i)(t_{Li} - t_{ci})]) \quad (3.1.1)$$

where s represents the number of species, w_i represents a relative bycatch index of i species (*bycatch rate of i species / average bycatch rate of all species targeted*), a_i represents a relative instantaneous fishing mortality index ($= F_i / \overline{F_w}$), F_i represents an instantaneous fishing mortality rate of i species, $\overline{F_w}$ represents a weighted average instantaneous fishing mortality rate of s species, M_i represents an instantaneous natural mortality coefficient, t_c represents mean age (years) at first capture, t_r represents mean age (years) at recruitment to the fishing area: $t_r=0$ (NFRDI, 2004), W_∞ represents asymptotic weight parameter, U_n represents summation parameter ($U_0=1$, $U_1=-3$, $U_2=3$, $U_3=-1$), K represents the Brody growth coefficient, t_0 represents hypothetical age the fish would be zero length, and t_L represents the maximum age (years) of each species.

The weighted average instantaneous fishing mortality rate can be calculated by

$$\overline{F_w} = \frac{\sum_{i=1}^s m_{xi} F_i}{\sum_{i=1}^s m_{xi}} \quad (3.1.2)$$

where m_{xi} represents a bycatch rate of species i , s represents the number of species and F_i represents instantaneous fishing mortality rate of species i .

The bycatch rate of i species, m_{xi} can be estimated by the bycatch rate of TAC target species and TAC target species fisheries.

$$m_{xi} = 1 - \sum_{i=1}^k (C_i / T)^2 \quad (3.1.3)$$

where C_i represents an annual catch by fishery (gear) for a TAC target species i , T represents an annual total catch for a TAC target species, and k represents the number of fishery (e.g. gear types) for a TAC target species (Jeonggon Ryu, et al., 2002).

The level of fishing mortality at $F_{0.1}$ is defined formally for a given recruitment age as that level of F where (Deriso, 1987)

$$\left. \frac{d(Y/R)}{dF} \right|_{F=F_{0.1}} = \frac{(0.1)d(Y/R)}{dF} \bigg|_{F=0.0} \quad (3.1.4)^{13)}$$

From the eqs. 3.1.1. and 3.1.4., we can estimate $F_{0.1}$. In addition, F_{MAX} can be estimated by the highest level (g) of extended Beverton-Holt's yield-per-recruit obtained due to change in instantaneous fishing mortality. Here, F_{MAX} means the rate of fishing mortality that produces the maximum yield per recruit. This is the point beyond which growth overfishing begins.

$F_{0.1}$ means that the slope of the yield-per-recruit curve for the $F_{0.1}$ rate is only one-tenth the slope of the curve at its origin.

(2) An Extended Spawning Stock Biomass Per Recruit Model

SSB/R means the expected lifetime contribution to the spawning stock biomass for each recruit. SSB/R is calculated assuming that F is constant over the life span of a year class. The calculated value is also dependent on the exploitation pattern and rates of growth and natural mortality, all of which are also assumed to be constant.

13) This equation is used in a 1st order Taylor Series approximation to project yield. This approximation is only valid for "small" F value. For "large" F values, higher order terms would be needed. For the case study F is relatively low.

$F_{x\%}$ means the fishing mortality rate which reduce the spawning stock biomass per recruit (SSB/R) to $X\%$ of amount of present level in the absence of fishing. The equation can estimate instantaneous fishing mortalities (F_x) that can maintain the SSB/R of $X\%$ of the spawning stock biomass (SSB).

In order to estimate $F_{x\%}$ of multi-species caught by large purse seine, the extended spawning stock biomass per recruit model is employed as eq. 3.1.5.

$$\left. \frac{SSB}{R} \right|_{F=0} = \sum_{t=t_r}^{t_L} m \cdot \exp[-M(t_c - t_r)] \cdot W_{\infty} \sum_{n=0}^3 \frac{U_n \exp[-nK(t_c - t_0)]}{(M+nK)} \cdot (1 - \exp[-(M+nK)(t_L - t_c)]) \quad (3.1.5)$$

where SSB represents the spawning stock biomass, R represents recruit, t_L represents maximum age, and m_t represents mature proportion by age t : mackerel ($m_1=0.02$, $m_2=0.68$, $m_3=0.95$, $m_4=0.96$, $m_5=1.00$) jack mackerel ($m_1=0.15$, $m_2=0.40$, $m_3=0.80$, $m_4=0.95$, $m_5=1.00$) (NFRDI, 2004)

When $F=F_L$, SSB/R is as follows.

$$\left. \frac{SSB}{R} \right|_{F=F_L} = \sum_{t=t_r}^{t_L} m \cdot \exp[-M(t_c - t_r)] \cdot W_{\infty} \sum_{n=0}^3 \frac{U_n \exp[-nK(t_c - t_0)]}{(F+M+nK)} \cdot (1 - \exp[-(F+M+nK)(t_L - t_c)]) \quad (3.1.6)$$

% SSB/R ($x\%$) means the proportion of SSB/R $_{F=F_x}$ divided by SSB/R $_{F=0}$ in absent of fishing effort.

To find $X\%$, we can derive:

$$\frac{SSB/R|_{F=F_L}}{SSB/R|_{F=0}} = X\% \quad (3.1.7)$$

where F_l means instantaneous fishing mortality of each level such as $F_{0.1}$, $F_{0.2}$, or $F_{0.3}$.

(3) A Biomass-Based Cohort Analysis Model

In order to estimate biomass (B_{ij}) by cohort (age) of species j , in year i , the biomass-based cohort analysis is employed as eq. 3.1.8. However, in our model, we use the result of each species' biomass (B_{ij}) estimated from NFRDI (2004).

$$B_{ij} = B_{i+1j+1}e^{(M-G_j)} + C_{ij}e^{\left(\frac{M-G_j}{2}\right)} \quad (3.1.8)$$

where B_{ij} represents biomass in weight by cohort (age) of species j , in early of year i , C_{ij} represents catch in weight by cohort (age) of species j in year i , M represents an instantaneous natural mortality rate, and G_j represents an instantaneous growth rate of species j .

For last year and maximum age, the biomass-based cohort analysis is as follows.

$$B_{ij} = C_{ij} \frac{(F_{ij} + M - G_j)}{F_{ij}(1 - e^{-(F_{ij} + M - G_j)})} \quad (3.1.9)$$

Where, F_{ij} represents an instantaneous fishing mortality of species j , in year i .

F_{ij} can be estimated from eq. 3.1.10.

$$F_{ij} = \ln\left(\frac{B_{ij}}{B_{i+1,j+1}}\right) - M + G_j \quad (3.1.10)$$

G_j can be estimated from eq. 3.1.11.

$$G_j = \ln\left(\frac{W_{j+1}}{W_j}\right) \quad (3.1.11)$$

(4) Estimation Equation of Annual Allowable Catch (ABC)

To estimate TAC based on ABC estimations for multi-species, ABC estimation equation for Tier 1-3 information available within Korean ABC estimation model (NFRDI 2004) is employed as eq. 3.1.12.

$$ABC = \sum_{i=0}^{t_\lambda} \frac{B_{ij} F_{ABC}}{M + F_{ABC}} (1 - e^{-(M + F_{ABC})}) \quad (3.1.12)$$

where ABC represents annual allowable catch of species and t_λ represents maximum age.

Finally, in order to compare current Korean TAC (ABC) for single species by a single gear to TAC (ABC) for multi-species by a single gear estimated by our model, we use respective F_{ABC} estimated by each model and recent (2000-2003) average catch rate of a single species caught by a single gear.

$\begin{aligned} &\text{ABC of a Single Species Caught by a Single Gear} \\ &= \text{ABC of a Single Species} \times \text{Recent Average Catch Rate (2000-2003)} \end{aligned}$
--

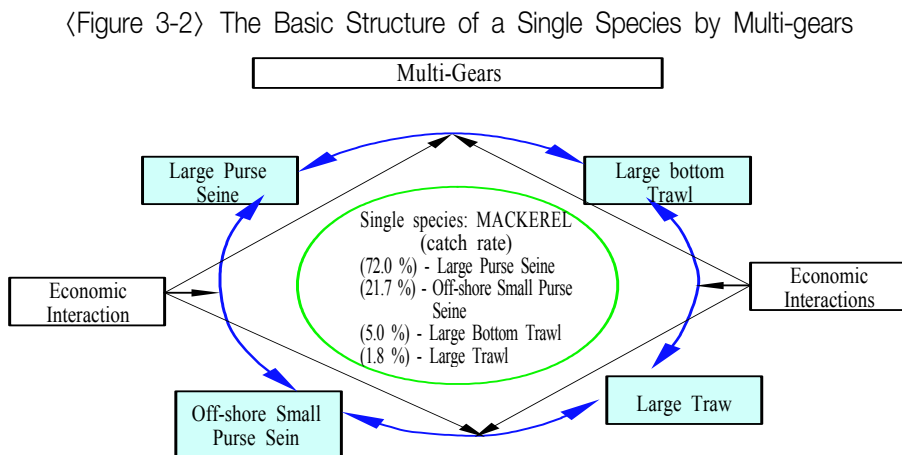
2. TACAM for a Single Species by Multi-gears

A single-species by multi-gears is used as mackerel caught by large purse seine (72.3%), off-shore small purse seine (21.7%), large bottom trawl (5%), and large trawl (1.8%). Biomass dynamic model are employed in this type. (Jeonggon Ryu, et al., 2001)

1) Model's Basic Structure

It is assumed that i) there exists an economic interaction among multi-gears, because the more one gear catches of the limited resource the less will be left for its competitors, ii) catch of a single species caught by each gear is also considered, iii) Mackerel caught by other gears except the above four gears is not considered, and iv) the fishing costs invested in each gear are different.

The basic structure of multi-species by the single gear is illustrated in the following diagram.



2) Extended Model Development and Analysis Methods

(1) Biomass Dynamic Models (Surplus-Production Model and Fox Model)

In order to estimate the total yield of a mackerel in Korea, a surplus production model is employed in this model. Also, to know whether or not we can use the Fox model in this model, we are going to investigate the relationship between the annual fishing effort and the catch per unit effort (CPUE) of mackerel caught by each gear above. As a result, if a decrease in CPUE due to an increase in fishing effort shows a logistic function shape, we are going to use Fox model in this model. The model equation is

$$Y_t = U_{\infty} \exp\left(-\frac{q}{r} f_t\right) \cdot f_t \quad (3.2.1)$$

where, Y_t represents the maximum sustainable yield at time t , U_{∞} represents the catch per unit effort that would occur if the stock were at an unexploited level ($U_{\infty} = qk$), q represents the catchability coefficient, r represents the intrinsic growth rate, k represents carrying capacity, and f_t represents the fishing effort at time t .

The maximum sustainable yield and fishing effort of mackerel caught by each gear can be estimated by Fox model. The total maximum sustainable yield is sum of the individual maximum sustainable yields caught by each gear.

$$Y_t = Y_{lp} + Y_{sp} + Y_{lbt} + Y_{lt}, \quad f_t = f_{lp} + f_{sp} + f_{lbt} + f_{lt} \quad (3.2.2)$$

where, Y_t represents the total maximum sustainable yield at time t , Y_{lp} , Y_{sp} , Y_{lbt} , and Y_{lt} represent individual maximum sustainable yields caught by each gear, the individual maximum sustainable yield depends upon the ratio of fishing efforts among those gears, and f_p or f_{lp} , f_{sp} , f_{lbt} and f_{lt} represent fishing efforts by each gear. Y_{lp} , Y_{sp} , Y_{lbt} and Y_{lt} of eq. 3.2.3 can be estimated by

$$\begin{aligned} Y_{lp} &= Y_t \left(\frac{f_{lp}}{f_{lp} + f_{sp} + f_{lbt} + f_{lt}} \right), & Y_{sp} &= Y_t \left(\frac{f_{sp}}{f_{lp} + f_{sp} + f_{lbt} + f_{lt}} \right) \\ Y_{lbt} &= Y_t \left(\frac{f_{lbt}}{f_{lp} + f_{sp} + f_{lbt} + f_{lt}} \right), & Y_{lt} &= Y_t \left(\frac{f_{lt}}{f_{lp} + f_{sp} + f_{lbt} + f_{lt}} \right) \end{aligned} \quad (3.2.3)$$

where,

$$\frac{f_{lp}}{f_{lp} + f_{sp} + f_{lbt} + f_{lt}}, \frac{f_{sp}}{f_{lp} + f_{sp} + f_{lbt} + f_{lt}}, \frac{f_{lbt}}{f_{lp} + f_{sp} + f_{lbt} + f_{lt}}, \text{ and } \frac{f_{lt}}{f_{lp} + f_{sp} + f_{lbt} + f_{lt}}$$

represent the ratio of fishing effort by those gears.

Therefore, according to the above equations, the individual maximum sustainable yield and fishing effort for mackerel by each gear can be estimated.

(2) Standardization of Fishing Efforts of Multi-gears

Mackerel in Korean off-shore waters has been caught by large purse seine, off-shore small purse seine, large bottom trawl, and large trawl. Measure units of fishing efforts by those gears are different respectively. Thus, in order to standardize the measure units of fishing efforts of those gears, a general linear model is used in our model. (Quinn and Deriso, 1999) The reason that this standardization is necessary is to allocate

mackerel's optimal catch by each gear as well as to maximize mackerel's fishing profit by each gear.

(3) MSY Estimation

The maximum sustainable yield (MSY) and fishing effort (f_{MSY}) of the mackerel caught in Korean off-shore water can be estimated by differentiating eq. 3.2.1 with respect to fishing effort (f).

$$\left. \frac{\partial Y_t}{\partial f} \right|_{f=f_{MSY}} = \frac{\partial \left(U_{\infty} \exp\left(-\frac{q}{r}f\right) \cdot f \right)}{\partial f} = 0 = -\frac{q}{r}U_{\infty} \exp\left(-\frac{q}{r}f\right) \cdot f + U_{\infty} \exp\left(-\frac{q}{r}f\right) \quad (3.2.4)$$

From the equation 3.2.4, MSY can be estimated as $Y = \frac{U_{\infty}r}{\exp q}$ and f can be estimated as

$$f = f_{MSY} = \frac{r}{q} \quad (3.2.5)$$

(4) MEY Estimation

In addition, it is possible to estimate the maximum economic yield (MEY) through the below process. First of all, total revenue can be estimated by multiplying market price (P) to MSY. A total profit (Q) can be estimated by subtracting total cost (C) from total revenue.

$$Q = P \left[U_{\infty} \exp\left(-\frac{q}{r}f\right) \cdot f \right] - C \quad (3.2.6)$$

$$= P \left[U_{\infty} \exp\left(-\frac{q}{r}f\right) \cdot f \right] - \alpha Rf \quad (3.2.7)$$

where Q represents the total profit, P represents the average market price (won/kg), C represents total cost, α represents weight average unit cost by one net, and R represents production value rate by each gear. MEY and fMEY can be estimate by differentiating eq. 3.2.7 with respect to f

$$\left. \frac{\partial Q}{\partial f} \right|_{f=f_{MEY}} = \frac{\partial \left(P \left(U_{\infty} \exp\left(-\frac{q}{r} f\right) \cdot f \right) - \alpha R f \right)}{\partial f} = 0 = P \left[-\frac{q}{r} U_{\infty} \exp\left(-\frac{q}{r} f\right) \cdot f + U_{\infty} \exp\left(-\frac{q}{r} f\right) \right] - \alpha R \quad (3.2.8)$$

$$\ln(f_{MEY}) - 2\left(\frac{q}{r}\right)f_{MEY} = \ln\left(\frac{\alpha r R}{U_{\infty} q P}\right) \quad (3.2.9)$$

$$MEY = P \left[\left(U_{\infty} \exp\left(-\frac{q}{r} f_{MEY}\right) \cdot f_{MEY} \right) - \alpha R f_{MEY} \right] \quad (3.2.10)$$

where f represents equal to f_{MEY} , and MEY in eq. 3.2.10. can be estimated from eq. 3.2.7.

(5) Each Gear's Total Revenue Estimation

Total Revenue of the mackerel for each gear can be estimated by multiplying average market price (P_{lp}) to MSY estimated by each gear. Total revenue (TR_{lp}) of mackerel caught by large purse seine can be solved by multiplying the average market price (P_{lp}) of large purse seine to

$$Y_{lp} = Y_t \left(\frac{f_{lp}}{f_{lp} + f_{sp} + f_{lbt} + f_{lt}} \right) \quad \text{in eq. 3.2.3.} \quad (3.2.11)$$

$$TR_{lp} = P_{lp} \cdot Y_t \left(\frac{f_{lp}}{f_{lp} + f_{sp} + f_{lbt} + f_{lt}} \right)$$

Total revenues, respective YR_{sp} , YR_{lbt} , and YR_{lt} of other gears can be solved by the same method above.

(6) Each Gear's Net Profit Estimation

Net profit of mackerel caught by each gear can be estimated by subtracting total cost of each gear to total revenue of each gear. The total cost of a certain gear can be estimated by multiplying production value rate of a certain gear to total cost (C) spent from each gear. Total cost of each gear is estimated by information or data analyzed from several fisheries institutes.

Net profits (NP_{lp} , NP_{sp} , NP_{lbt} , and NP_{lt}) of four gears for mackerel are as follows.

$$\begin{aligned} NP_{lp} &= P_{lp} Y_{lp} - C_{lp}, & NP_{sp} &= P_{sp} Y_{sp} - C_{sp} \\ NP_{lbt} &= P_{lbt} Y_{lbt} - C_{lbt}, & NP_{lt} &= P_{lt} Y_{lt} - C_{lt} \end{aligned} \quad (3.2.12)$$

where, C_{lp} , C_{sp} , C_{lbt} , and C_{lt} are cost of each gear for only mackerel. This cost is based on the number of fishing vessel and the number of trip. In order to estimate optimum fishing effort of each gear from net profit curves of four gears, contour profit curves as a function of operating interrelations of fishing efforts among those gears are used.

(7) Optimum Allocation by Each Gear for Mackerel

Ultimately, total maximum sustainable yield ($MSY=Y_t$) of mackerel estimated by eq. 3.2.1 can be divided as four individual maximum

sustainable yields (Y_{lp} , Y_{sp} , Y_{lbt} and Y_{lt}) by eq. 3.2.3. Individual maximum sustainable yield estimated by multiplying the ratio of fishing effort by each gear to the total maximum sustainable yield ($MSY = Y_t$). Thus the individual maximum sustainable yield is an important factor of estimating four net profits.

In conclusion, in order to find optimum allocation of individual gear for Mackerel, we are going to carefully examine the change in net profits of mackerel caught by four gears according to the ratio of fishing effort by each gear (Jeonggon Ryu, et al., 2001)

3. TACAM for Multi-species by Multi-gears

This section only provides, as a continued research project, a basic structure and analyzing methods of multi-species by multi-gears in this year. In addition, next year, we are going to apply an empirical dynamic optimization model which is using a computer programming (e.g. GAMS) for appropriate species and fisheries, existing biological, technical, and economic interactions.¹⁴⁾

Thus, TACAM for multi-species by multi-gears is going to be employed to a certain species and fisheries which economic, technical, and biological interaction among multi-species and multi-gears obviously are found.

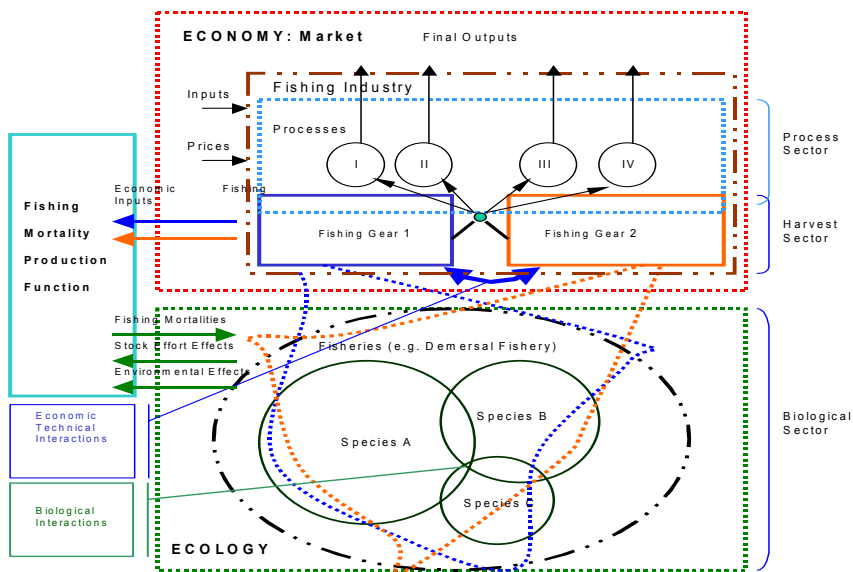
14) GAMS is an acronym for General Algebraic Modelling System. It allows us to write a mathematical programming problem in a syntax similar to standard algebra. GAMS can be used as a “stand-alone” simulator but the major vendors of solvers have made their solvers GAMS compatible. Consequently, one can use any of a suite of solvers for optimizing a GAMS model

1) Model’s Basic Structure

It is assumed that i) there are economic, technical, and biological interactions among multi-species and multi-gears, ii) the fishing and processing costs invested in each gear are different, iii). The model is formulated in discrete annual time. Due to the crucial role played by stock variables like production capital and fish stocks, the dynamic structure of the model is quite involved, iv) Many of the functions contained in the model are also highly nonlinear, and v) unpredictable environmental factors do not influence variables of the model.

The basic structure of multi-species by multi gears is illustrated in the following diagram.

〈Figure 3-3〉 The Basic Structure of Multi-species by Multi-gears



<Figure 3-3> shows that the application of commercial fishing inputs in the harvesting sector produces fishing mortalities by means of the fishing mortality production function. Fishing mortalities produce catches and affect the state of the fish stocks which in turn influences the generation of fishing mortalities. The catches are supplied by the harvesting sector to the fish processing sectors which turns them into final fish products.

2) Extended Model Development¹⁵⁾ and Analysis Methods

This extended model consists of two main parts: (i) biological components comprising certain fish stocks and their biology in a highly disaggregated form, and (ii) economic components divided by a harvesting sector consisting of different fishing gears, and a processing sector involving different production processes (e.g., freezing, salting, drying and reduction). The connection between the biological sector and the harvesting sector is described by a special function called the fishing mortality production function.

(1) The Objective Function

The objective function of the empirical dynamic optimization model is to maximize the present value of the economic rents obtainable from the fisheries. This objective function presumes that each harvesting program generates a certain present value of the fisheries. The harvesting program

15) Main concept and theoretical model of the extended model development is cited from “A Numerical Model of the Icelandic Demersal Fisheries”, a paper of Arnason (1990). However, after we select multi-species and multi-gears suitable to our model related to Korean TAC assessment, the model's frame and theoretical methods cited from the paper will be changed substantially

denotes any well defined time path of the available control variables over time. The control variables might for instance be investment in fishing vessels and the application of the available fishing fleet to different fisheries. A harvesting program simply specifies the values of these control variables at each point of time over the control period.

$$PV(\theta) = \sum_{t=0}^T V(t) \cdot \delta(t) = \sum_{t=0}^T (TR(t) - TC(t)) \cdot \delta(t) \quad (3.3.1)$$

where $PV(\theta)$ represents the present value of the fisheries under harvesting program by the symbol θ over the program period, $V(t)$ represents total profit from the harvesting activity in period t , $(V(t) = (TR(t) - TC(t))$, $TR(t)$ denotes total revenue function in period t , $TC(t)$ denotes total cost function, and $\delta(t)$ represents the time discount factor in period t . The program period, of course, may not be finite.

The total revenue and total cost associated with a harvesting program are specified by the economic model. The total revenue function is defined by:

$$TR(t) = p(t) \times q(t) \quad (3.3.2)$$

where $p(t)$ represents the row vector of output prices at time t , $q(t)$ represents the column vector of finalized outputs at time t .

The costs are defined by:

$$TC(t) = TC_{HI}(t) + TC_{PI}(t) \quad (3.3.3)$$

where TC_{HI} and TC_{PI} represent total harvesting sector cost associated with investment and total processing sector costs associated with investment in time period t respectively. (Arnason, 1990)

(2) The Fishing Mortality Production Function

The biological and economic sectors can be linked by the fishing mortality production function. This fishing mortality production function basically maps economic fishing inputs of the economic model into the fishing mortality rates in the biological model. Regarding fishing mortalities as outputs, this function is, in important respects, analogous to a standard production function in economic theory.

In general, the state of a certain fisheries selected that harvest multi-species as well as that of the ecological environment will affect to the production of fishing mortalities. The fishing mortality production function generated by vessel n is:

$$f(n,t) = f(K(n,t), EI(n,t), B(t), E(t)) \quad (3.3.4)$$

where $f(n, t)$ represents the vector of fishing mortalities generated by vessel n at time t , $K(n, t)$ and $EI(n, t)$ represent the corresponding vectors of capital characteristics and economic inputs used by vessel n at time t , and $B(t)$ and $E(t)$ represent the state of the fish stocks and environmental conditions respectively. (Arnason, 1990)

(3) The Biological Model: Beverton-Holt Model and Cohort Analysis Model

The biological model includes several TAC species caught by multi-gears.

It describes their relevant biology and, in particular, population dynamics. The central descriptive variables for the population at each point of time are (i) the number of individuals belonging to each cohort of each species and (ii) their average weight. The multiple of these two variables constitutes the biomass of the species at that point of time.

The biological model allows some fairly general population interactions among multi-species selected. Most importantly, the model contains empirical estimates of the effects of food competition on the average weight of individual fish. Mortality interactions in terms of predator-prey relationships (e.g., competitive co-existence and competitive exclusion) are also employed in the model. Since, however, knowledge about the nature and magnitude of these relationships is extremely limited, this particular capability of the model is empirically rather vacuous. (Arnason, 1990)

The structure of the biological model is based on a formulation of the Beverton-Holt model, mentioned in the previous chapter. According to the Beverton-Holt model, the stock and catch equations for a particular species at time t may be written as:

$$TB(t) = B([f(t)], [M(t)], [W(t)], [R(t)]) \quad (3.3.5)$$

$$TY(t) = Y([f(t)], [M(t)], [W(t)], [R(t)]) \quad (3.3.6)$$

where $TB(t)$ and $TY(t)$ denote respectively the aggregate biomass and catch of the species at time t . $f(t)$, $M(t)$ and $W(t)$ represent vectors containing the fishing mortality, natural mortality and individual weight for each cohort of the species in time period t . The dimension of these vectors

equals the number of exploited (or exploitable) cohorts in the fishery, N say. $R(t)$ represents recruitment, i.e. the number of individuals in new cohorts recruited to the fishery. The brackets, “[]”, indicate that sufficiently long time paths of the respective variables from time $t-N$ to time t , in this case covering N periods, are involved.

The general recruitment function can be specified as:

$$R(t) = R(S(t-u), [B(t)], [E(t)]) \quad (3.3.7)$$

where u represents the lead-time between spawning and the resulting recruitment of a new cohort to the fishery, $S(t-u)$ represents the size of the spawning stock at $t-u$. Thus, u periods later, this spawning stock gives rise to a recruitment to the fishery denoted by $R(t)$. $B(t)$ represents the vector of cohort stock sizes of the multi- species in the certain fisheries (e.g., demersal fisheries) and $E(t)$ the vector of relevant environmental conditions. The brackets, “[]” indicate that u periods of the respective variables are involved. Similarly, we may specify natural mortality and weight as the vector functions:

$$M(t) = M([B(t)], [E(t)]) \quad (3.3.8)$$

$$W(t) = W([B(t)], [E(t)]) \quad (3.3.9)$$

Equations (3.3.5)-(3.3.9) describe the essential structure of the biological model. The model basically explains the stock size and catch in terms of current and previous fishing and natural mortalities, individual weights, recruitment and environmental conditions. Of these variables, only fishing

mortality and environmental conditions are exogenous. The other variables are endogenous. Thus, substituting equations (3.3.7 –3.3.9) into (3.3.5) and (3.3.6) yields the following final form equations for stocks and catch:

$$TB(t) = B([f(t)], [E(t)], [B(0)]) \quad (3.3.10)$$

$$TY(t) = Y([f(t)], [E(t)], [B(0)]) \quad (3.3.11)$$

where the vector $B(0)$ represents the stock sizes of multi-species at arbitrary initial time $t = 0$. From eqs. 3.3.10 and 3.3.11, we can know that the development of the fishery is completely determined by its initial biological stock levels and the ensuing time path of fishing mortalities and environmental conditions.

Eqs. 3.3.10 and 3.3.11 constitute, in general, a dynamic system of nonlinear equations. Due to the nature of biological renewal, i.e. the annual recruitment process, the dynamics are formulated in terms of difference equations with one year as the time unit. (Also, probably as a result of the same biological feature, much of the empirical data is in a yearly disaggregated form). (Arnason, 1990)

(4) The Economic Model

The economic model has the structure and operations of the fishing industry. The model is composed of two sectors of the fishing industry; the harvesting sector and the processing sector. The economic model limited to a fishing industry is only a subset of a larger economic system. The large economy supplies inputs of labor, capital and materials and serves as an

outlet for its outputs. The value of these input-output flows is calculated with the help of prices which are determined by the complete economic system. In this way the complete economic system influences the economic model to the large economic system. (see <Figure 3-3>)

① Harvest Sector

The harvest sector includes several types of fishing gears distinguished by location, size, age and other characteristics. The sector combines multi-fishing gears characteristics with other economic inputs to generate fishing effort. The fishing effort generates fishing mortalities and subsequently catch. The transformation of economic fishing effort into biological fishing mortalities is described by the fishing mortality production function.

The central stock variable of the harvest sector is the fishing fleet. At any point of time the available of the harvest sector is the fishing fleet. At any point of time, the available fishing fleet imposes an upper bound on the fishing effort that can be exerted. The fishing gears changes over time due to physical depreciation and investment.

Total costs of the harvesting activity in time t period are the sum of harvesting costs for each individual fishing gear. Those, in turn, depend on the fishing gear's capital characteristics represented by the vector $K(t)$, its use of economic inputs, represented by the vector $EI(t)$, and the corresponding vector of input prices, $IP(t)$.

The total harvesting cost is defined by:

$$TC_H(t) = \sum_{n=1}^N TC_H(K(n,t), EI(n,t), IP(t), n) \quad (3.3.12)$$

where $TC_H(t)$ represents total harvesting cost at time t , and n is an index for vessel n .

The main harvesting capital is fishing gears or vessels in the form of indivisible units. The capital dynamics of the model are consequently restricted to changes in the number of vessels, i.e. the number N . This is assumed to alter due to investment (positive or negative) in vessels and physical depreciation of them or, more aptly, deterioration of the vessel. Deterioration is determined by the function $D(N(t), K(t))$. Investment, $I(t)$ in fishing vessels is one of the main control variables of the model. Thus the dynamic capital function can be defined by:

$$N(t) = \int_{n=1}^{n=N} \{N_n(t-1) - D_n(N_n(t-1), K(t) + I(t)\} dn \quad (3.3.13)$$

where n is the number of fishing vessels.

Investment, $I(t)$ which merely involves the exchange of equivalent assets, is not regarded as a cost, because the usual capital costs associated with financial capital, maintenance and depreciation in vessel value etc. are included in the harvesting cost function. On the other hand, in general, there can exist certain costs associated with capital adjustments. These costs include transactions costs, capital gains or losses realized at the time. These costs ($CI_H(t)$) be represented by the function:

$$CI_H(t) = CI_H(I(t)) \quad (3.3.14)$$

which of course may not be symmetric for positive and negative $I(t)$.

Finally, total costs in the harvesting industry associated with investment are given by the sum of harvesting and investment costs as follows:

$$TC_{HI}(t) = TC_H(t) + CI_H(t) \quad (3.3.15)$$

② The Processing Sector

The processing sector transforms landed catches into final fish products. The sector comprises a couple of fish processing plants which operate one or more of different production processes (e.g. 4 processes: freezing, salting, drying and reduction). Corresponding to these processes there are four basic final product classes. Since there are several multi-species (e.g. 3 species) in the model, however, the number of different final products are actually the number (e.g. 12) which is multiplied the number of production processes by the number of species. The vertical flow of fish through the various stages of processing is determined by a set of input-output coefficients.

$q(t)$ represents the column vector (e.g. 12×1) of final products from the fishing industry at time t and $p(t)$ is the corresponding row vector of product prices.

The vector of final products is obtained, as explained above, by transforming landed catch.

$$q(t) = T(p, t) \cdot TY(t) \quad (3.3.16)$$

where $q(t)$ represents the vector (12×1) of final fish products in time t period, $T(p, t)$ is a matrix (e.g. 12×3) of input-output coefficients that transforms a given catch vector into a vector of final outputs. $TY(t)$ is a row

vector (e.g. 3×1) of aggregate catch volumes by species.

The transformation matrix, $T(p,t)$ is a composite of a few sub-matrices. First, there is an allocation of landed catch to processes. This allocation depends on economic conditions, including the relative prices ($p(t)$) of final products, relative input prices ($IP(T)$) and, due to capacity constraints in the processing sector, the total supply of catch ($TY(t)$). Consequently, allocation process matrix (e.g. 4×3) function can be defined by:

$$A(t) = A(p(t), IP(t), TY(t)) \quad (3.3.17)$$

where the elements (a_{in}) of the matrix A describe the fraction of the total catch of species n that is allocated to process i .

There may be another transfers of catch between processes. This can be represented by a (e.g. 4×4) matrix B . Finally, the quantity of final outputs obtained from the catch volumes transformed by each process depends on the appropriate utilization rates. These utilization rates may be represented by a (e.g. 12×4) utilization matrix C . Thus it emerges that the transformations matrix $T(p, t)$ is in fact a multiple of individual transformation matrices as follows:

$$T(p,t) = C \cdot B \cdot A \quad (3.3.18)$$

Processing costs are the sum of the processing costs of the various processing plants. Each plant's processing costs are assumed to depend on the volume of catch processed, its capital structure, as well catch into final products.

$$TC_p(t) = \sum_{n=1}^N TC_p(TY(n,t), K(n,t), IP(t), n) \quad (3.3.19)$$

where $TC_p(t)$ is total processing costs, $TY(n, t)$ is the vector of catch of the multi-species processed by firm n , $K(n, t)$ is the capital vector of firm n and $IP(t)$ is the vector of prices of the relevant inputs all at time t .

The capital dynamics of the processing sector associated with investment are modeled similarly to those for the harvesting sector. Total cost in the processing industry associated with investment is given by:

$$TC_{PI}(t) = TC_p(t) + CI_p(t) \quad (3.3.20)$$

where $CI_p(t)$ represents capital adjustment costs.

IV

Analysis and Results

This chapter analyzes the optimal TAC level of the multi-species by a single gear by using the extended Beverton-Holt's yield per recruit model. This chapter also examines and compares TAC level analyzed by our model and current Korean TAC level. As a result, this chapter provides results of TACAMs' analysis and suggests implications of Korean TAC system for multi-species by a single gear.

1. Target Species / Gear and Data

1) Target Species and Gears

To compare TAC level for multi-species and current Korean TAC level for each species without considering the technical interaction for multi-species, first of all, target species and gears are limited as three species (mackerel, jack mackerel, sardine) and one single gear (large purse seine) that have been regarded as major species and a main gear within the current Korean TAC system. Those species caught by the large purse seine have higher catch rate (i.e., mackerel (71%), jack mackerel (5.9%) and sardine (4.4%)) than other species caught by it. Thus, after we select major

species among multi-species caught by large purse seine, we decide major fishing target species, considering bycatch rate by each species. Among whole species caught by the large purse seine for 11 years (1994-2004), those three species below occupy 81.1% of whole catches. However, sardine was excluded in our model, because recent catch is extremely small.

2) Analysis Data

(1) Major Target Species Caught by Large Purse Seine

Catches of major target species caught by large purse seine is as following <table 4-1>.

<Table 4-1> Catches of Major Target Species Caught by the Large Purse Seine:
1994-2004

Unit: Ton

Year	Mackerel	Jack mackerel	Sardine
1994	197,761	35,036	35,335
1995	159,820	7,521	13,078
1996	386,877	10,790	15,837
1997	139,293	12,867	6,844
1998	148,892	15,296	5,661
1999	155,728	7,913	16,791
2000	109,025	14,288	2,161
2001	177,935	10,729	123
2002	126,519	18,965	8
2003	113,121	13,558	14

Source: Chulinn Baek et al., 2004. Stock Assessment and Fishery Evaluation Report of Year 2005 TAC – based Fisheries Management in the Adjacent Korean Water, National Fisheries Research and Development Institute (NFRDI). pp. 1-237.

Note : * means catch and catch rate collected up to August, 2004

(2) Biological Parameters of Target Species

To compare the current Korean TAC and our TAC for mackerel and jack mackerel, we use same biological parameters estimated from NFRDI in 2004 except instantaneous fishing mortality (F_i). We assume that F_{current} of mackerel and jack mackerel are 0.33 and 0.6 respectively. From the Ricker Formula, $F_{\text{current}} = 1 - \exp(-F_i)$, we estimate the instantaneous fishing mortality (F_i)

〈Table 4-2〉 Biological Parameters of Selected Major Species

Species	Parameters											
	M	t_0	t_c	t_L	W_i	a_i	m_{xi}	W_∞	L_∞	K	F_i	F_{current}
Mackerel	0.52	-0.428	1.01	10	0.55	0.52	0.18	2249.55	51.67	0.299	0.40	0.33
	(%)	(age)	(age)	(age)	(%)	(%)	(%)	(g)	(cm)		(%)	(yr-1)
Jack mackerel	0.53	-0.809	0.53	7	1.45	1.18	0.46	1047.17	429.9	0.248	0.92	0.60
	(%)	(age)	(age)	(age)	(%)	(%)	(%)	(g)	(mm)		(%)	(yr-1)

Source : Chulinn Baek et al., 2004. Stock Assessment and Fishery Evaluation Report of Year 2005 TAC-based Fisheries Management in the Adjacent Korean Water, National Fisheries Research and Development Institute (NFRDI). pp. 1-237.

Note : M = an instantaneous natural mortality coefficient

t_0 = hypothetical age the fish would be zero length

t_c = mean age (years) at first capture

t_L = maximum age (years) of each species

W_i = a relative bycatch index of i species (*Bycatch Rate of i Species / Average Bycatch Rate of all species targeted*)

a_i = a relative instantaneous fishing mortality index ($= F_i / \overline{F_i}$)

m_{xi} = bycatch rate of species I

W_∞ = asymptotic weight parameter

L_∞ = asymptotic length parameter

K = the Brody growth coefficient

F_i = an instantaneous fishing mortality rate of i species

F_{current} = the current levels of fishing mortality.

2. Analysis Result

1) Estimation of F_x and $F_{x\%}$

We analyze how $F_{x\%}$ changes from the change in F_i of current Korean TACAM and our extended TACAM. We estimate appropriate $F_{x\%}$ and F_x of two models in order to compare current Korean TACAM and our extended TACAM. Our models use F_{MAX} , F_{ABC} and $F_{0.1}$ as F_x and $F_{50\%}$, $F_{40\%}$, $F_{35\%}$, $F_{30\%}$ and $F_{25\%}$ as $F_{x\%}$.

$F_{0.1}$ at current mean age at first capture estimated by current TAC assessment model is mackerel (0.17/year) and Jack mackerel (0.18/year) respectively, but $F_{0.1}$ at current mean age at first capture estimated by our TAC assessment model is 0.16/year.

F_{MAX} estimated by current TAC assessment model is mackerel (0.69/year) and Jack mackerel (0.58/year) respectively, but F_{MAX} estimated by our TAC assessment model is 0.86/year.

〈Table 4-3〉 Comparison of F_x and $F_{x\%}$ between Two Models

Unit : Year ⁻¹ and g

Species	F_{MAX}	$F_{50\%}$	$F_{40\%}$	$F_{35\%}$	$F_{30\%}$	$F_{25\%}$	$F_{0.1}$	F_{ABC}	Y/R (g) at F_{ABC}
Current TACAM for Mackerel	0.69	0.18	0.23	0.26	0.30	0.35	0.17	0.30 - 0.35	84.0 - 88.1
Current TACAM for Jack mackerel	0.58	0.16	0.21	0.24	0.27	0.31	0.18	0.24 - 0.27	30.4 - 31.7
TACAM for Multi-Species	0.86	0.27	0.38	0.45	0.53	0.64	0.16	0.27 - 0.38	77.7 - 88.5

$F_{x\%}$ at lower bound F_{ABC} estimated by current TAC model is mackerel (30%) and jack mackerel (35%), but $F_{x\%}$ at lower bound F_{ABC} estimated by our multi-species model is 50%. $F_{x\%}$ at upper bound F_{ABC} estimated by current TAC model is mackerel (25%) and jack mackerel (30%), but $F_{x\%}$ at upper bound F_{ABC} estimated by our multi-species model is 40%.

2) Estimations of Y/R (YPR) and SSB/R (SPR)

We analyze how Y/R and SSB/R changes from the change in respective F_x and $F_{x\%}$ within the models. We estimate appropriate F_{ABC} through the relationship between Y/R and F_x and between SSB/R and $F_{x\%}$. We compare Y/R and SSB/R at F_{ABC} of the two models.

〈Table 4-4〉 Comparison of Y/R and SSB/R between Two Models

Unit: Year -1 and g

Species	Y/R at F_{MAX}	Y/R at $F_{50\%}$	Y/R at $F_{40\%}$	Y/R at $F_{35\%}$	Y/R at $F_{30\%}$	Y/R at $F_{25\%}$	Y/R at $F_{20\%}$	F_{ABC} (Year -1)	Y/R at F_{ABC}
Current TACAM for Mackerel	96.10	65.18	75.76	79.73	84.00	88.09	90.90	0.30 - 0.35	84.0 - 88.1
Current TACAM for Jack mackerel	35.91	24.32	28.17	30.41	31.71	33.07	34.27	0.24 - 0.27	30.4 - 31.7
TACAM for Multi-species	99.76	77.71	88.53	92.76	95.95	98.43	99.69	0.27 - 0.38	77.7 - 88.5

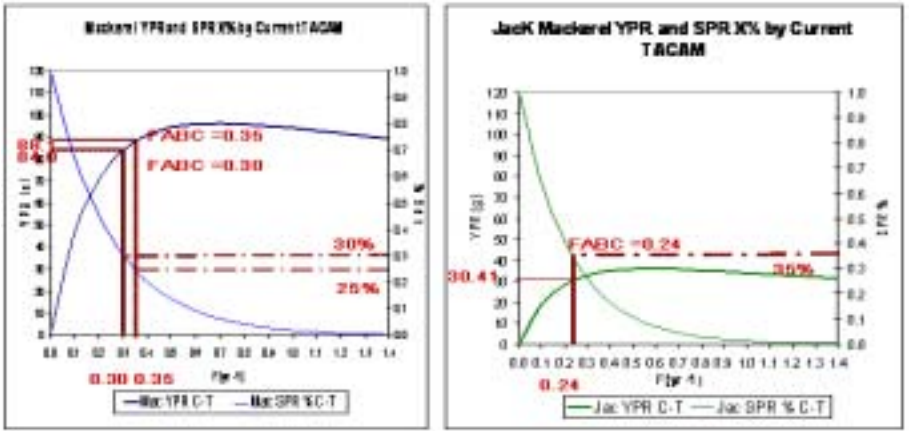
F_{ABC} estimated by current TAC assessment model is mackerel (0.30/year - 0.35/year) and Jack mackerel (0.24/year-0.27/year) respectively, but F_{ABC} estimated by our TAC assessment model is 0.27/year-0.38/year. At this point, yield-per-recruit (Y/R) for individual species by current TAC assessment model was estimated as mackerel (84.0g -88.1g) and Jack

mackerel (30.4g-31.7g) respectively. Yield-per-recruit (Y/R) by our multi-species model was estimated as 77.7g-88.5g. In addition, X% of spawning stock biomass per recruit (SSB/R) for individual species by current TAC assessment model is mackerel (25%-30%) and jack mackerel (30%-35%) respectively, but X% of that by our multi-species model is 40%-50%.

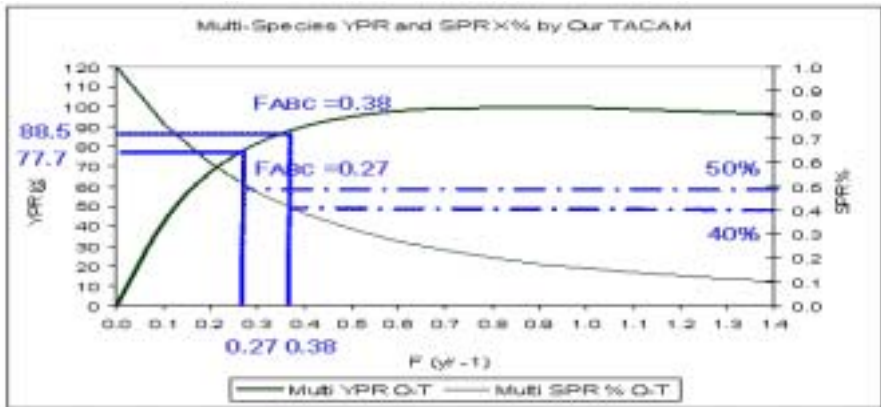
〈Table 4-5〉 Symbol Descriptions of Each Model

Symbol	Descriptions	Unit
Mac YPR C-T	Mackerel Yield-Per-Recruit By Current Korean TACAM	g
Jac YPR C-T	Jack Mackerel Yield-Per-Recruit By Current Korean TACAM	g
Mac SPR % C-T	Mackerel Spawning Stock Biomass-Per-Recruit By Current Korean TACAM	%
Jac SPR % C-T	Jack Mackerel Spawning Stock Biomass-Per-Recruit By Current Korean TACAM	%
Multi YPR O-T	Mackerel and Jack Mackerel Yield-Per-Recruit By Our TACAM	g
Multi SPR % O-T	Mackerel and Jack Mackerel Spawning Stock Biomass-Per-Recruit By Our TACAM	%

〈Figure 4-1〉 Current Korean TACAM for Mackerel and Jack Mackerel

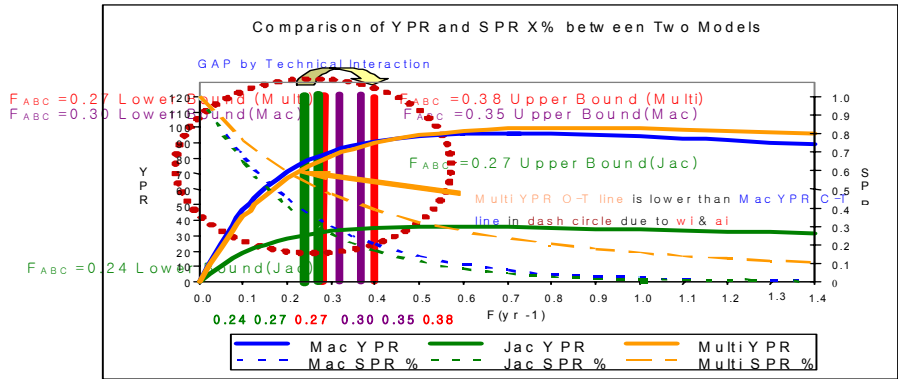


〈Figure 4-2〉 Extended TACAM for Mackerel and Jack Mackerel



Lower bound F_{ABC} level (0.27) of TAC for our multi-species is lower than lower bound F_{ABC} level (0.30) of current Korean TAC for mackerel. To protect jack mackerel's stock, the large purse seine should less catch mackerel. If F_{ABC} is set up the 0.3 level, due to bycatch, jack mackerel's stock can be reduced. Especially, based on the lower bound F_{ABC} level (0.24) and the lower level (30,41g) of current yield-per-recruit (Y/R) of jack mackerel, we can know that the jack mackerel's stock is not enough.

〈Figure 4-3〉 Comparison of YPR and SPR X% between Two Models



As shown in the previous technical interaction's theoretical approach, to prevent the depletion of small stock species, F_{ABC} level (0.3) of the mackerel targeted by the large purse seine can be overestimated. Therefore, in an aspect of small stock's conservation, lower bound F_{ABC} level (0.27) of TAC for multi-species also should be considered when TAC of each species is set up.

- Mackerel

Our lower bound F_{ABC} level (0.27) for multi-species is lower than the current Korean lower bound F_{ABC} level (0.30) of Mackerel. The reason for this is because w_i and a_i imposed to yield-per-recruit model of the original Beverton-Holt decreases the level of yield-per-recruit of the extended Beverton-Holt model. As shown in <Figure 4-3> above, YPR curve for multi-species is lower than YPR curve for Mackerel within a dash-circle, meaning a valid annual fishing rate range.

Without considering bycatch problem, we can select a lower bound of F_{ABC} level (0.30) for mackerel from current Korean TACAM. However, because jack mackerel's stock is small and its bycatch rate is high, we should consider technical interactions among these species if it is possible. To protect small stock species, we should consider the lower bound F_{ABC} level that can be estimated from TACAM for multi-species. In conclusion, the current mackerel's ABC may be overestimated.

- Jack Mackerel

We suggest that jack mackerel has been caught at the lower bound F_{ABC} level (0.24). If F_{ABC} of mackerel is reduced as the lower bound level (0.27) of our multi-species model, from this reducing effect based on bycatch rate,

we expect that jack mackerel’s stock can be improved somewhat rather than before.

3) ABC of Mackerel and Jack Mackerel caught by Large Purse Seine

Each recent average catch rate of mackerel and jack mackerel caught by the large purse seine is 87% and 72% respectively. ABC of each species caught by the large purse seine can be estimated by multiplying recent (2000-2003) average catch rate to the single species ABC.

〈Table 4-6〉 Comparison of ABC between Two Models

Species	Mackerel by current Korean TACAM		Jack Mackerel by current Korean TACAM		Mackerel of TACAM for Multi-Species	
	Total Catch (100%)	Large Purse Seine (87%)	Total Catch (100%)	Large Purse Seine (72%)	Total Catch (100%)	Large Purse Seine (87%)
F _{critical}	F25%, F30%		F30%, F35%		F40%, F50%	
ABC(Ton)	147,348	128,192	7,712	5,552	134,350	116,884
	- 191,706	- 166,784	- 9,884	- 7,116	- 205,488	- 178,774
F _{ABC} (Yr-1)	0.30 - 0.35		0.24 - 0.27		0.27 - 0.38	

3. Implications and Limitations

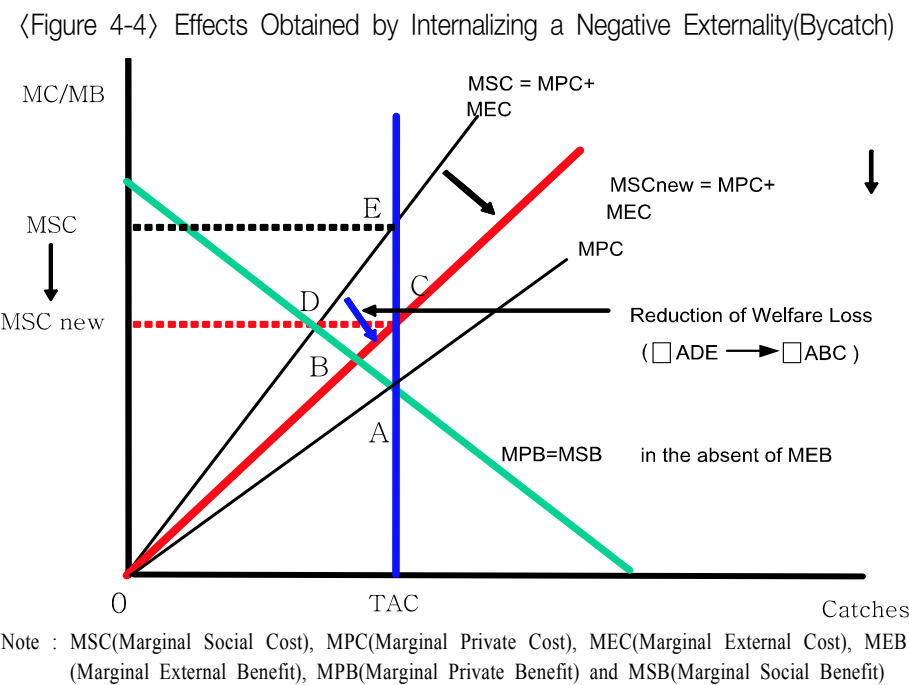
Current TAC assessment models for single species (Mackerel) without considering technical interactions like bycatch depends upon original the

Beverton-Holt yield-per-recruitment model (Beverton-Holt, 1957). However, our TAC assessment model for multi-species uses the extended Beverton-Holt yield-per-recruitment model as shown in eq. 3.1.1 above. Our extended Beverton-Holt model adds two terms (i.e., a relative bycatch index (w_i) and a relative instantaneous fishing mortality index (a_i)) to original this Beverton-Holt model. The reason for adding those terms in the original Beverton-Holt yield-per-recruit model is because bycatch of those species (mackerel and jack mackerel) caught by the large purse seine can affect the instantaneous fishing mortality and the recruitment of each species. Thus, those terms have an important mean in that our model considers a change in stock of each species which can be occurred by bycatch.

TACAMs for multi-species with a single gear can compensate ABC estimation by species of a single gear by computing ABC for multi-species. For example, average fishing mortality among multi-species considering bycatch caused by fishing gears can adjust fishing mortality to a single species and a single gear to prevent species with small stock from being overfished or depleted when there exist extremely different fishing mortalities among multi-species.

TACAMs for multi-species can not only use, as endogenous variables, problems such as bycatch, discarding, and high-grading which can occur by adopting TAC to multi-species, but also may better estimate (not estimated completely) the TAC level of each species. That means, by internalizing negative external costs (e.g., bycatch rate) within our model, marginal social cost shifts down due to the decrease in negative marginal external costs. As a result, this model can lead to positive effects of a decrease in social welfare loss and fishing effort that is closer to a relatively economic optimum.

The graph below shows positive outputs which are attainable by internalizing a negative externality within this model.



In addition, we provide several limitations from the analyzing results, methods, and assumptions. First, TACAM of multi-species by a single gear has a limit of estimating ABC by individual species by using the extended Beverton-Holt Yield-Per-Recruit model for multi-species. Second, TACAM of multi-species by a single gear does not provide appropriate fishing mortality rate (F_{ABC}) for individual species. This model just offers fishing mortality combined by multi-gears, considering bycatch inflicted by fishing gears. Third, as models are a simplification of reality, they cannot contain all possible interactions that occur in the real world. In most cases,

biological and economic parameters are uncertain. Lack of knowledge on future conditions, such as future price levels, also limit the predictive powers of models. As a result, all model results, regardless of how well the model has been constructed, should be viewed as indicative rather than as fact. (Conroy 1993). Fourth, Box(1979) has summed up the limitations of models in a simple statement-“all models are wrong, but some are useful!”. Models are best used to compare alternative policies. Certainty is not given to us; Even a virgin fishery can collapse due to exogenous events, so how much precaution is enough?

V

Conclusions

This report provided three types of TACAM for multi-species and multi-gears. In order to overcome several limitations with the current Korean TAC assessment model, the study suggested several theoretical approaches with related to biological, technical, and economic interactions among multi-species and multi-gears and suggested TACAMs of three different types. One model, multi-species by a single gear among three different types was developed with the extended Beverton-Holt yield-per-recruit model and then analyzed, in based on biological parameters of NFRDI (2004), in order to examine whether or not the current TAC level of mackerel and jack mackerel within TAC target species is appropriate. As a result, the current TAC level of mackerel is somewhat overestimated. In conclusion, we suggest that the TAC level of mackerel needs to be lowered to prevent overfishing of the small stock of jack mackerel due to the bycatch rate.

In conclusion, the results obtained for this case study accord with a priori expectations in the sense that target TACs are lower when bycatch is taken into account. It also suggests the feasibility of the approach. Conversely, in view of the modest difference in TACs from the existing versus generalized model, it could be argued that these differences are well within the precision of model capabilities and that the gains from the added complexity

are not worth the cost. While this rationale is comforting, should be tested under a range of input scenarios to determine how robust the robustness of results.

The implications of the analyzing result are, hereafter, when the Korean government adds multi-species with high commercial value, the Korean government needs to allocate individual optimal amount of target species by each fishing gear (or vessel) considering technical interactions such as bycatch rate or biological interactions like the predator- prey relationship.

As a current example, even though the sardine caught by the large purse seine has been managed under the TAC management target species for several years, its stock has been almost depleted as shown in <table 4-1> The main two reasons for this depletion can be due to sudden marine environmental changes like a rise of water temperature and excessive fishing activities of fishers. If the latter case is a major reason of sardine depletion, we should necessarily consider ABC estimation considering biological or technical interactions that can take place among multi-species and multi-gears.

In addition, the paper suggested basic structures of extended models and analysis methods of the other two models, a single species by multi-gears and multi-species and multi-gears. These two models used biomass dynamic models with related to surplus production and Fox models based on fishing ratio of individual fishing gear, and the empirical dynamic optimization model with biological sector and economic sector respectively. Also, these two types are going to be analyzed next year as a continued research project. From those analyses, we are going to find optimal fishing effort and optimal catch at which individual fishing gear or vessel maximizes total profit from the harvesting activity during a certain period. As a result, the

models can adjust structures (exit or entry) of TAC fisheries through benefit-cost analysis by each fishing gear between multi-species fisheries, basing on data such as economic parameters and biological parameters estimated by TACAMs. Also, the models can not only cut back on problems such as bycatch, discarding, and highgrading by adopting TAC to multi-species, but more accurately estimate the TAC level of each species. Another advantage of the models has not only a merit that can increase in total surplus of Korean fisheries industry, but also another merit that reduces biological loss of resource stock for multi-species.

Finally, political suggestions from this study are as follows. First, TACAM of multi-species by a single-gear needs to be adapted to the large purse seine which catches mackerel, jack mackerel, and other species as soon as possible. Secondly, before Korean government adds multi-species and multi-gears to the list of TAC species and fisheries, the government needs to accumulate biological and economic data with related to TACAM of multi-species and multi-gears, and also needs to set TAC of each species targeted of multi-species and multi-gears considering biological and technical interactions. Thirdly, the government needs to review net profit of individual fishing gear based on MEY and MSY (or TAC) obtained from TACAMs for three types (multi-species and a single gear, a single species and multi-species and multi-species and multi-gears) provided from this study.

References

- Alpha C. Chang, Elements of Dynamic Optimization, Century Schoolbook by Science Typographers Inc., 1992, pp. 1-327.
- Arnason, Ragna. "A numerical model of the Icelandic Demersal Fisheries" in G.Rodrigues(ed.) Operations Research and Management in Fishing . NATO, ASI vol. 189. Kluwer.1990.
- Barry Kaufmann, Gerry Geen and Sevaly Sen, Fish Futures: Individual Quotas in Fisheries, Fisheries Research And Corporation, 1999, p. 204.
- Chulinn Baek et al., Stock Assessment and Fishery Evaluation Report of Year 2005 TAC-based Fisheries Management in the Adjacent Korean Water, National Fisheries Research and Development, 2004, pp.1-237.
- Colin W. Clack, Bioeconomic Modelling and Fisheries Management, A Wiley-Interscience Publication, 1985, pp. 1-291.
- Ellen K. Pikitch, Use of a Mixed-Species Yield-Per-Recruit Model to Explore the Consequences of Various Management Policies for the Oregon Flatfish Fishery, Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44(Suppl. 2), 1987, pp. 349-359.
- Guimaraes A. Rodrigues, Operations Research and Management in Fishing, NATO ASI Series, Vol. 189, 1990, pp.123-151.
- Jeonggon Ryu, et al., A Study on Comprehensive mid and long run plan for fisheries resource management, Ministry of Maritime Affairs and Fisheries, 2001, pp. 242-294.

- Jeonggon Ryu, et al, A Study on Annual Expansion Program of TAC Target Species, Ministry Of Maritime Affairs and Fisheries, 2002, pp. 1-167.
- Jeonggon Ryu, Jongoh Nam, and John M. Gates, Limitations of the Korean Conventional Fisheries Management Regime and Expanding Korean TAC System toward Output Control System, accepted by Marine Policy, 2005.
- John M. Gates, Jeonggon Ryu, and Jongoh Nam, Study on the Foundations for ITQ System Enforcement in Korea, Korea Maritime Institute, 2004, pp. 1-148.
- Lee G. Anderson, The Economics of Fisheries Management, The Johns Hopkins University Press Baltimore and London, 1977, pp. 107-121.
- Malcolm Haddon, Modelling and Quantitative Methods in Fisheries, Chapman & Hall/CRC Inc., 2001, pp. 247-262.
- Niels Daan, Mulispecies Versus Single-Species Assessment of North Sea Fish Stocks, Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44(Suppl. 2), 1987, pp. 360-370.
- Per Sparre and Siebren C. Venema, Introduction to Tropical Fish Stock Assessment, FAO Fisheries Technical Paper 306/1 Rev.2, 1998, pp. 1-407.
- Ray Hilborn and Carl J. Walters, Quantitative Fisheries Stock Assessment: Choice, Dynamics & Uncertainty, Chapman & Hall Inc., 1992, pp. 434-435.
- Raymond, J. H, Beverton, and Sidney J. Holt, On the dynamics of exploited fish populations. Fish. Invest. Ser. II, Vol. XIX. Min. Agr., Fish. and Food. Her Majesty's Stationery Office, London. 1957.
- Richard B. Deriso, Optimal F_{0.1} Criteria and Their Relationship to Maximum Sustainable Yield, Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44(Suppl. 2),

- 1987, pp. 339-348.
- Schaefer M., Some Aspects of the Dynamics of Populations Important to the Management of the Commercial Marine Fisheries, Bulletin of the Inter-American Tropical Tuna Commission, 1957, 1:pp. 25-56.
- Schaefer M. Some Considerations of the Population Dynamics and Economics in Relation to the Management of the Commercial Marine Fisheries, Journal of the Fisheries Research Board of Canada 1975a , 14:pp. 669-681.
- Sean Pascoe, Benefits and costs of single species conservation in a multispecies fishery: the case of the Australian eastern gemfish, paper presented at the European Association of Fisheries Economists 3rd Bioeconomic Modelling Workshop, Edinburgh, Scotland, 24-25 October 1994.
- Sean Pascoe, Bioeconomic models and modeling: Theory and Practice, Centre for the Economics and Management of Aquatic Resources(CEMARE), Department of Economics, University of Portsmouth, 1995, pp. 1-169.
- Steven A. Murawski, Mixed species yield-per-recruit analysis accounting for technological interaction. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 41. 1984, pp. 897-916.
- Steven A. Murawski, Lange, A. M., and Idoine, J. S. An analysis of technical interactions among Gulf of Maine mixed species fisheries, ICES Journal of Marine Science Symposium 193, 1991, pp. 237-252.
- Terrance J. Quinn II and Richard B. Deriso, Quantitative Fish Dynamics, Oxford University Press, Inc., 1999, pp. 1-542.

Appendix

1. Growth Model (Von Bertalanffy, 1957)

$$L_t = L_{\infty}(1 - e^{-K(t-t_0)}), \quad W = aL^b$$

(1) Relationship between length and weight of mackerel (Choi, 2000)

$$L_t = 51.67(1 - e^{-0.299(t+0.428)}) \quad W = 0.0037 \times L_t^{3.376}$$

(2) Relationship between length and weight of mackerel of Jack mackerel (Ahn, 1973)

$$L_t = 429.9(1 - e^{-0.248(t+0.809)}) \quad W = 1.318L_t^3 \times 10^{-5}$$

2. Natural Mortality Estimation Equation (Alverson and Carney, 1975)

$$M = \frac{3K}{e^{K(0.38 * \max . age)} - 1}$$

다수어종 · 다수어업의 TAC 평가에 관한 연구

2005年 12月 28日 印刷

2005年 12月 30日 發行

編輯兼
發行人 李 正 煥

發行處 韓國海洋水產開發院
서울특별시 서초구 방배3동 1027-4
수암빌딩

전 화 2105-2700 FAX : 2105-2800

등 록 1984년 8월 6일 제16-80호

組版 · 印刷/서울기획문화사 2272-1533 정가 15,000원

판매 및 보급 : 정부간행물판매센터

Tel : 394-0337, 734-6818