

생태계 복원사업의 생태·경제 통합체계 동태분석(Ⅱ) -임진강 참계 복원사업의 확장모형-

An Integrated Ecological-Economic System Dynamics Model Analysis on the Ecosystem Restoration Policy (Ⅱ): Extensions and Relaxations of the Model of King Crabs in the Imjin River, Korea

정희성* · 전대욱**

Jeong, Hoi-Seong* · Jeon, Dae Uk**

Abstract

This paper deals with the extension of and discussion on the System Dynamics model (Jeong & Jeon, 2005) of river crabs in Korea. The previous model has been elaborated to empirically search for the optimal restoration and harvest rates of crabs in the Imjin River, on the basis of theoretical models of population dynamics in the field of bio-mathematics and environmental economics. In this paper, the authors tries to couple a series of new feedback loops related to density restrictions and cannibalistic behaviors with a stage-structured model of the crab ecosystem, and also to endogenize the parameter of baby crabs' survival that is caused by water quality improvement and income increase. Through these extensions and relaxations, the authors are able to argue about the strategic decision of the optimal rates additional considerations as well as the properties of the integrated system that was not covered in the previous paper.

Keywords: 참계, 생태·경제 통합분석, 재생가능자원 개체수 동태모형, 코호트 모델링, 밀도제약, 공식행태, 분기

River crabs, integration of ecological and economic systems, population dynamics of biological resources, cohort model, density restriction, cannibalism, bifurcation

* 한국환경정책·평가연구원 연구위원 (제1저자, hsjeong@kei.re.kr)

** 한국환경정책·평가연구원 연구원 (교신저자, dujeon@kei.re.kr)

I. 서론

본 논문은 우리나라의 주요 하천에서 번식하다가 수질오염으로 멸종위기에 처한 민물참게의 복원사업에 관한 분석이다. 우리나라의 민물참게는 고유종¹⁾으로 1980년대 초 무렵까지만 해도 대량 포획되던 어종이었으나, 농약의 과다한 사용과 도시화, 각종 건설사업 등으로 하천의 변형과 수질오염 등이 진행된 1980~1990년대에 이르러서는 거의 멸종단계에 이르렀다. 이러한 참게의 복원사업은 1990년대 중반 이후 인공부화 및 방류기술의 개발과 함께 민간차원에서 먼저 시작되었다(정희성·강만옥·임현정, 2002).

이 기술은 포란한 성게(성숙한 계)의 알을 인공부화²⁾한 후 오염에 취약한 유생 등의 단계³⁾를 거치는 40~60일간 사육조에서 육성함으로써, 적응 및 보호능력이 완성되어 자연상태에서 생존률이 높아진 치게(어린 계) 단계까지 성숙시킨 후 방류하는 기술을 의미한다. 이러한 기술개발의 성과는 시장가격에 비해 방류비용을 현저히 낮추었으며, 방류활동이 시작되면서 멸종위기에 놓인 참게는 개체수가 급증하게 되었다. 결과적으로 참게의 방류사업으로부터 생태적인 편익 외에 경제적인 수익의 창출도 가능하게 되었고, 각 지자체와 인근 주민들은 이러한 사업을 확장하기 시작하였다.

본 논문의 선행연구로서 정희성·전대욱(2005)의 분석모형은 이와 같은 참게 복원사업에 대한 경제적 의사결정 모형이었다. 선행연구에서는 생태수학(biomathematics) 및 환경경제학(environmental economics)적인 개체수 동태모형(population dynamics)을 이용한 논의를 제시하였고, 이러한 이론적 기초 하에 시스템 다이내믹스 모형을 도출한 후 임진강 사례에 대한 시뮬레이션을 수행하였다. 이 분석모형은 참게 생태계와 관련 경제계의 통합모형을 구축한 후 시간에 따른 방류 및 수확활동의 생태경제적 파급효과를 감안하여 참게 수확자의 자산가치를 극대화시키는 적정 방류량 및 적정 수확량을 도출하는 것이었다.

그러나 이 분석은 방류당시의 생태·경제적 조건들이 지속된다는 가정 하에 도출된 모

-
- 1) 우리나라에 분포하는 참게류는 총 4종으로, 갑장이 5~6cm이며 갑폭이 6~7cm 정도로 비교적 대형종에 속한다. 만경강 이남에 서식하는 동남참게(*E. japonicus*)와 함께 널리 식용되고 있는 참게(*E. sinensis*)는 만경강 이북의 한강, 금강, 임진강 등 서해안으로 흐르는 하천 일대에 서식한다.
 - 2) 하천 및 강 하구 유역에 서식하는 참게는 9월경 산란기가 되면 염분농도가 높은 하구유역으로 이동하며 민물과 바다가 교차하는 기수지역에서 교미, 포란 후 폐사하고, 포란된 참게알은 다음해 4-5월경 부화하게 된다.
 - 3) 부화 후 참게의 유생은 강줄기를 타고 상류로 이동하며, 조에이기를 거쳐 탈피를 거듭하면서 메갈로파와 치게로 성장한다. 치게는 수차에 걸쳐 탈피를 거듭하면서 최소 2년 후 성게로 성장한다. 성게는 3급수 정도의 수질에도 생존 가능하며, 강과 하천의 물고기 사체, 수초, 땀 속의 생물 등을 섭식함으로써 먹이사슬에 비교적 독립적이다. 성게는 포란할 때 까지 생존하며, 일반적으로 2~5년의 수명을 갖는다.

형과 그에 따른 결과들이며, 선행연구의 말미에 추후 연구과제로서 방류로 인한 생태·경제적 조건들의 변화와 이에 관한 분석이 필요함을 언급한 바 있다. 선행연구와 본 논문의 저자들이 그 필요성을 언급한 이유는 생태계와 경제계의 모형 개발과 통합과정에 있어서 다루고 싶었지만 그러기에는 많은 어려움이 있었던 몇 가지 사항들이 존재하였기 때문이었다. 그 어려움은 예컨대, 생태계 모델에 있어서 성계 혹은 보다 큰 치계에 의해 작은 치계가 잡아먹히는 공식의 행태에 대한 모델링이나 혹은 이를 위한 치계 및 성계로 구분된 2단계 연령구조(aging chain) 모형에 대한 깊은 논의 등을 들 수 있다. 또한, 경제계 모델에서는 주변 농가들이 참계방류로 인한 수익증대를 도모하는 차원에서 스스로 농약이나 비료 등을 자제하는 등의 행태 등에 관한 모델링을 들 수 있다. 특히 후자의 경우, 수질환경 자체를 변화시켜 오염에 취약한 치계의 생존률 등을 변화시킬 수 있는데, 이는 외생변수(parameter)에 대한 내생화를 의미하며, 내생화는 곧 시스템 다이내믹스 모형의 새로운 피드백고리(loop)의 추가를 의미한다.

본 논문은 이와 같은 선행연구의 결과를 확장하고 선행연구에서 제안된 후속연구에 관한 것이다. 즉, 선행연구에서 제안된 참계의 복원사업에 대한 생태·경제 통합체계 분석모형을 기반으로, 이에 관한 모형을 더욱 정교하게 일반화하며 아울러 보다 동태적인 시각에서 체계에 관련된 변화를 인지하고 이를 확장한 모델을 시도하는 것을 목적으로 한다. 아울러 이러한 확장모형의 분석을 통해 선행연구의 분석결과와 비교하고 논의함으로써 이와 같은 주제에 대한 보다 폭넓은 접근을 제시한다. 이상과 같이 본 논문은 시스템 다이내믹스를 이용한 생태자원의 관리에 대한 이론적 기반의 제공과 실제적 사례의 적용이라는 목적을 지니고 있다.

Ⅱ. 밀도제약과 공식활동의 이론모형

1. 정희성·전대욱(2005) 모형의 이론적 특징

본 논문의 선행연구에서 제안된 이론모형은 전형적인 생태학적 개체수 성장모델에 가적 파라미터와 경제적 의사결정 구조를 첨가한 Schaefer(1954, 1957)의 원형모델로부터 파생된 일련의 생태수학 혹은 생태경제학적 모델에 근거한다. 전형적인 개체수 성장모형은 특정 생태자원(생물종)의 개체수를 P 라고 할 때 다음과 같이 표현할 수 있다.

$$\dot{P} = \frac{d}{dt}P = r \cdot P \cdot \left(1 - \frac{P}{K}\right) - c \cdot P \quad \text{----- 1)}$$

혹은 단순히 $\dot{P} = r \cdot P - k \cdot P^2 - c \cdot P$ (단 $k = r/K$)

여기서, 파라미터 r 과 c 는 각각 로지스틱 성장률과 수확률을, K 는 최대허용개체수(환경 용량)을 의미한다. 식 1)에서 시간에 따른 가치할인을 δ 및 가격 파라미터 v , 비용함수 u 에 대해 동태적 이윤극대화식은 다음과 같이 표현할 수 있다(Pearce & Turner, 1990: 240-261):

$$\max_c \int_0^{\infty} e^{-\delta t} [v - u(P)] \cdot c \cdot P \cdot dt \quad \text{s.t.} \quad \dot{P} = r \cdot P \cdot \left(1 - \frac{P}{K}\right) - c \cdot P \quad \text{----- 2)}$$

선행연구는 식 1)로 표현된 개체수 동태모형에서 치계와 성계라는 2단계의 연령구조(age structure)를 표현한 코호트 모델(cohort model)⁴⁾을 채택하였다. 2단계로 분류한 이유는 치계 단계에서 이루어지는 복원 활동(방류)과 성계 단계에서 이루어지는 수확 활동 등에 대한 분석이 목적이었기 때문이다. 2단계로 코호트를 분류하기 위하여 기존의 파라미터인 로지스틱 성장률 r 은 출생률 b , 치계로의 생존률 s_0 , 성계로의 생존률 s_1 , 성계사망률 d 등으로 세분화 되었으며, 치계가 성계로 성장하는 데에 걸리는 시간은 g 로 표현하여 다음과 같이 나타냈다:

$$\dot{P}_1(t) = b \cdot s_0 \cdot P_2(t) \cdot \left[1 - \frac{s_1 P_1(t) + P_2(t)}{K}\right] - P_1(t - g) + \alpha \cdot c \cdot P_2(t) \quad \text{----- 3)}$$

$$\dot{P}_2(t) = s_1 \cdot P_1(t - g) - d \cdot P_2(t) - c \cdot P_2(t)$$

이와 같은 선행연구 모형의 특징은 개체수의 최대허용량, 즉 주어진 서식환경에서의 개체수에 대한 밀도제약을 치계와 성계의 총 개체수 ($s_1 P_1 + P_2$) 에 의한 것으로 표현했다는 데에 있다. 여기서 총 개체수를 감안하는 데에 있어 치계의 개체수 P_1 은 그 생존률 s_1 (단, $0 < s_1 < 1$)을 가중치로 감안하여, 생존량만큼 전체 개체수에 포함되어 밀도제약을 형성한다. 이러한 밀도제약은 밀도제약 총 개체수에 있어서 최대허용개체수의 제약을 성계의 포란량으로 표현하여 치계 단계에서만 표현했다는 점에서 보다 제한적이라고 할 수 있으며, 선행

4) 코호트 모델(cohort model)에 대한 자세한 설명은 Sternman(2000)의 Chp 12. Coflows and Aging Chains, pp469-512 참조.

연구의 목적 상 밀도제약은 개체수 제약의 의미 외에는 큰 의미가 없으므로 이와 같은 모델링이 가능하였다.

2. 밀도제약과 공식활동에 관한 기존의 모형들

그러나 서로 잡아먹는 공식의 효과를 논하기 위해서는 이와 같은 제한적인 형태의 밀도 제약으로는 무리가 있다. 왜냐하면 성계 혹은 큰 치계가 어린 치계를 잡아먹는다는 것은 제한된 환경에서 종 전체의 생존을 위한 영양분의 효율적인 축적을 의미하며, 이는 곧 공식의 형태 자체가 주어진 환경용량 혹은 개체수 밀도제약을 의미하기 때문이다. 따라서, 개체수 밀도제약에 대한 보다 폭넓은 논의가 필요하며 공식형태 등을 감안한 다양한 이론모형에 대한 고찰이 필요하다.

우선 2단계 코호트 모델에서의 일반적인 밀도제약은 Murray(1989), Zaghrou et al(1996), Jing et al(2004) 등의 문헌에서 제안된 바 있다. 이러한 모델들은 생태자원을 미성숙 단계와 성숙단계의 2단계 코호트로 구분하여, 밀도제약식에 대한 일반 생태체계를 식 4)와 같이 표현하였다. 식의 연립미분방정식체계에서 b_1 은 미성숙자원($i = 1$)의 출생률을, b_2 는 미성숙자원에서 성숙자원($i = 2$)으로의 성숙률을, d_1 및 d_2 는 각 단계에서의 생존률을, 그리고 c_1 및 c_2 는 미성숙 및 성숙자원의 수확률을 의미한다. 또한 식 4)에서 k_1 과 k_2 는 각 단계에서 밀도제약에 관련된 파라미터⁵⁾를 의미한다.

$$\begin{aligned} \dot{P}_1 &= b_1 \cdot P_2 - k_1 \cdot P_1^2 - d_1 \cdot P_1 - c_1 \cdot P_1 \\ \dot{P}_2 &= b_2 \cdot P_1 - k_2 \cdot P_2^2 - d_2 \cdot P_2 - c_2 \cdot P_2 \end{aligned} \quad \text{----- 4)}$$

식 1)의 단일 개체수 모형을 식 4)와 같이 2단계 코호트 모형으로 재구성할 때, 출생은 각각 다른 단계에서 형성되며 밀도제약은 각 단계별로 이루어짐을 의미한다. 즉, 미성숙 자원의 출생량 $b_1 P_2$ 는 성숙된 개체수 P_2 에 비례하며, 성숙된 자원으로서의 유입량 $b_2 P_1$ 은 미성숙된 개체수 P_1 에 비례한다. 한편 밀도제약은 각 단계의 개체수에 대해 영향을 받는 것으로 구성되고 있다.

5) 식 1)에서 수확률을 감안하지 않은 전형적인 로지스틱 곡선은 다음과 같다.

$$\dot{P} = r \cdot P - \left(\frac{r}{K} \right) \cdot P^2 = r \cdot P - k \cdot P^2$$

여기서 $(+r \cdot P)$ 라는 좌측의 항은 출생을 의미하며, $(-k \cdot P^2)$ 로 표현된 우측의 항은 로지스틱 곡선의 밀도 제약식이다. 밀도제약에 관련된 파라미터 k 는 정의에 의해 r/K 의 의미를 지닌다.

또한 공식행태에 관한 표현은 Armstrong et al(2000)의 분석모형에서 제시된 바 있다. 이 모델 역시 2단계 코호트 모델을 구성하고, 성숙개체가 미성숙개체를 잡아먹는 과정을 공식률(cannibalistic interaction parameter) e 와 공식량에 관한 항 $(-e \cdot P_1 \cdot P_2)$ 을 이용하여 다음과 같이 표현하였다.

$$\begin{aligned} \dot{P}_1 &= b_1 \cdot P_1 \cdot \left(1 - k_1 \frac{P_1}{P_2}\right) - e \cdot P_1 \cdot P_2 - c_1 \cdot P_1 \\ \dot{P}_2 &= b_2 \cdot P_2 \cdot \left(1 - k_2 \frac{P_2}{P_1}\right) - c_2 \cdot P_2 \end{aligned} \quad \text{----- 5)}$$

식 5)의 밀도제약은 미성숙 단계에서 잡아먹히는 공식에 관한 밀도제약 외에, 성숙 및 미성숙 단계의 상보효과(recruitment relationship between mature and immature)⁶⁾를 표현하기 위하여 괄호 안의 두 번째 항의 분모에 각기 다른 단계의 개체수를 삽입하였다. 식 4)에는 출생량이 다른 단계의 개체수에 비례하고 밀도제약이 해당 단계의 개체수가 많을수록 증가하는 것에 비해, 식 5)에서는 출생량이 해당 단계의 개체수에 의해 결정되거나 밀도제약의 경우 두 단계 모두의 개체수에 대해 음과 양의 영향관계를 모두 포함하고 있다는 차이를 보인다.

3. 본 연구의 확장모형

본 연구의 분석대상인 참게의 경우 공식행태는 존재하나 상보효과 등이 존재할만한 근거를 찾기 힘들기 때문에, 식 5)로 표현된 것과 같은 복잡한 형태의 밀도제약을 지양하고 식 4)의 기본적인 2단계 개체수 모형을 근간으로 생태계 확장모형을 제시하고자 한다. 즉, 식 3)의 방류 및 수확활동에, 식 4)의 밀도제약 및 식 5)의 공식행태에 관한 항을 추가로 고려하여 식 6)과 같은 확장체계를 제시한다.

$$\begin{aligned} \dot{P}_1 &= b_1 \cdot P_2 - k_1 \cdot P_1^2 - d_1 \cdot P_1 - e \cdot P_1 \cdot P_2 + \alpha \cdot c \cdot P_2 \\ \dot{P}_2 &= b_2 \cdot P_1 - k_2 \cdot P_2^2 - d_2 \cdot P_2 - c \cdot P_2 \end{aligned} \quad \text{----- 6)}$$

식 6)을 다시 정리하자면 P_1 및 P_2 는 각각 어린 치게 및 성숙한 성게의 개체수를 의미

6) 상보효과에 관한 자세한 것은 두 개체의 생태적 시스템의 상보작용과 생태·경제적 통합효과에 관한 분석을 다룬 Waker(1999) 참조

하는 내생변수(stock variable)이며, 나머지 소문자로 표현된 것들은 모두 외생변수(parameter)이다. 구체적으로, b 는 각 단계의 출생률을, k 는 밀도제약 파라미터를, d 는 사망률(단, d_1 의 경우 사망률과 성숙률을 합한 P_1 의 소멸률을 의미)을, e 는 공식률, c 는 수확률, a 는 수확량 $c \cdot P_2$ 을 기준으로 한 복원률을 의미한다.

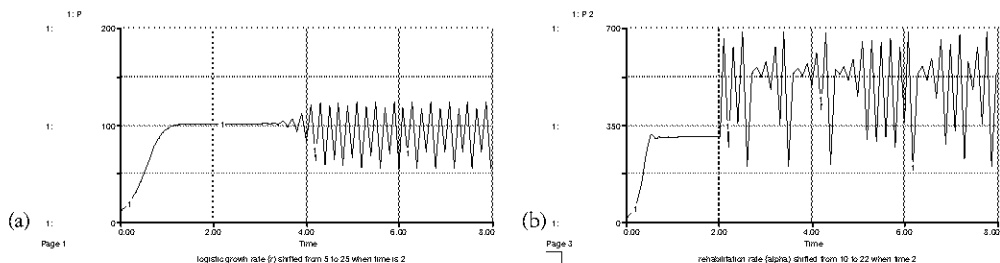
식 6)으로 표현된 모형의 특성은 비선형성에 있다. 로지스틱 곡선의 동태적 변화방정식에 있어서 제곱항으로부터 야기되는 비선형성 외에, 공식행태가 추가됨으로써 더욱 복잡한 형태의 비선형 체계가 구성되었다. 따라서 Jing et al(2004)의 경우에서의 같이 동적균형점과 그 안정성을 밝히는 동적 균형분석(steady-state analysis)은 매우 어렵게 되며, 특정 외생변수의 범위에서 시스템은 균형점의 분기현상(bifurcation)과 같은 카오스 행태(chaotic behavior)를 보일 수 있다(Kuznetsov, 2004). 일반적으로 로지스틱 곡선에서 분기현상은 로지스틱 성장률(intrinsic growth rate)이 클 때 발생할 수 있으므로, 식 6)에 제시된 파라미터들이 큰 경우 이와 같은 행태가 발생할 수 있다. 이에 대해서는 실험모형을 분석하면서 다시 언급하고자 한다.

Ⅲ. 밀도제약과 공식활동의 실험모형

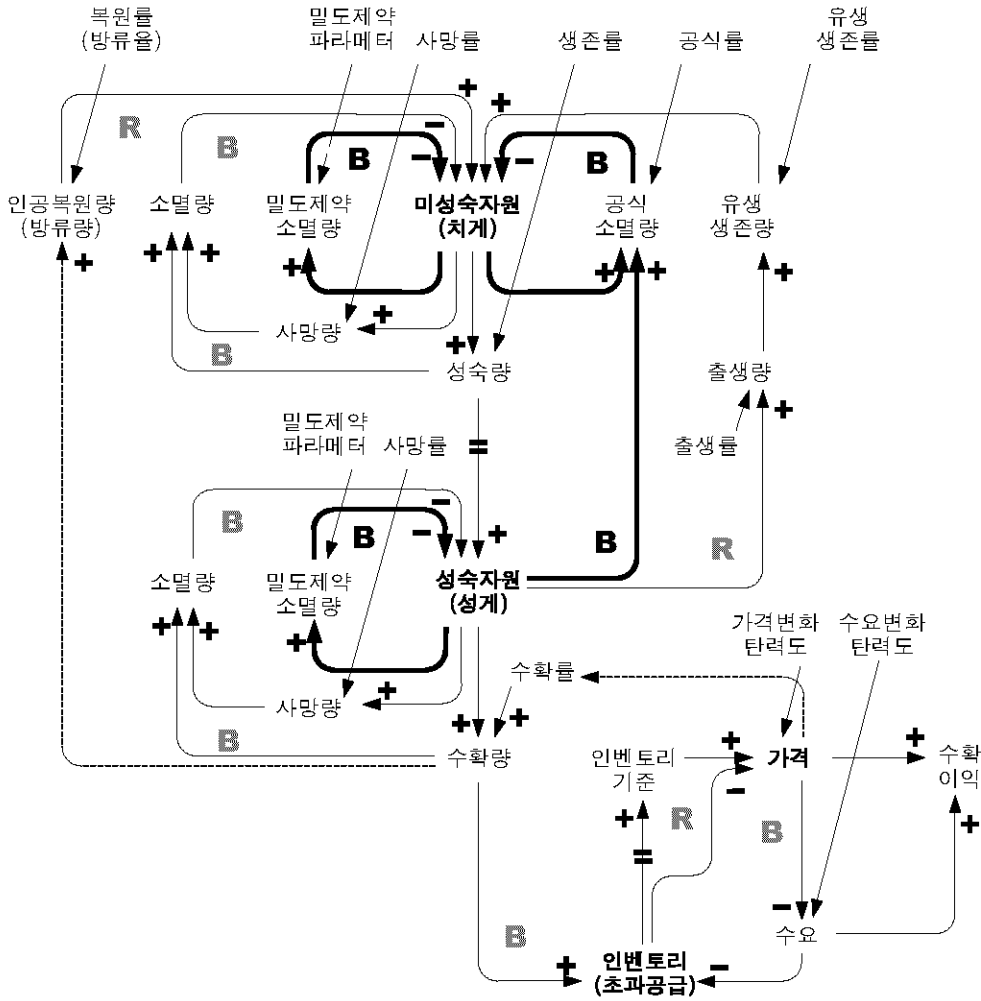
1. 인과모형

[그림 1]은 식 6)으로 표현된 이론모형을 인과지도(causal loop diagram)로 표현한 것이다. [그림 1]의 루프들 중 인공복원(방류활동)에 관한 루프들을 제외하면 모두 자연적인 과정을 묘사하고 있다. 이 루프들 중에서 성계와 치계에 있어서 소멸과 밀도제약에 관련된 루프들은 각각 대칭적이며, 성숙량과 출생량은 성계의 자원량 스톡과 치계의 자원량 스톡

7) 식 1)과 같은 시스템에서 $K=100$, $c=0$ 일 때, 시점 2에서 r 을 5에서 25로 변화시키면 (a)와 같이 분기현상이 발생하며, 마찬가지로 $K=100$, $r=5$ 일 때, 시점 2에서 $c=-10$ (즉, 10만큼 방류)에서 $c=-22$ (22만큼 방류)로 변화시키면 (b)와 같은 분기현상이 발생한다. (a)와 (b)의 동적 균형점은 4개 이상으로 분기되어 있다.



을 연결해주고 있다. 본 논문의 확장대상인 밀도제약 경우, 선행연구와 달리 성계와 치계단계에서 모두 별도의 루프로서 대칭적으로 구성되어 있으며, 공식활동과 관련된 루프의 경우 성계와 치계를 연결하는 새로운 피드백 고리를 형성한다.

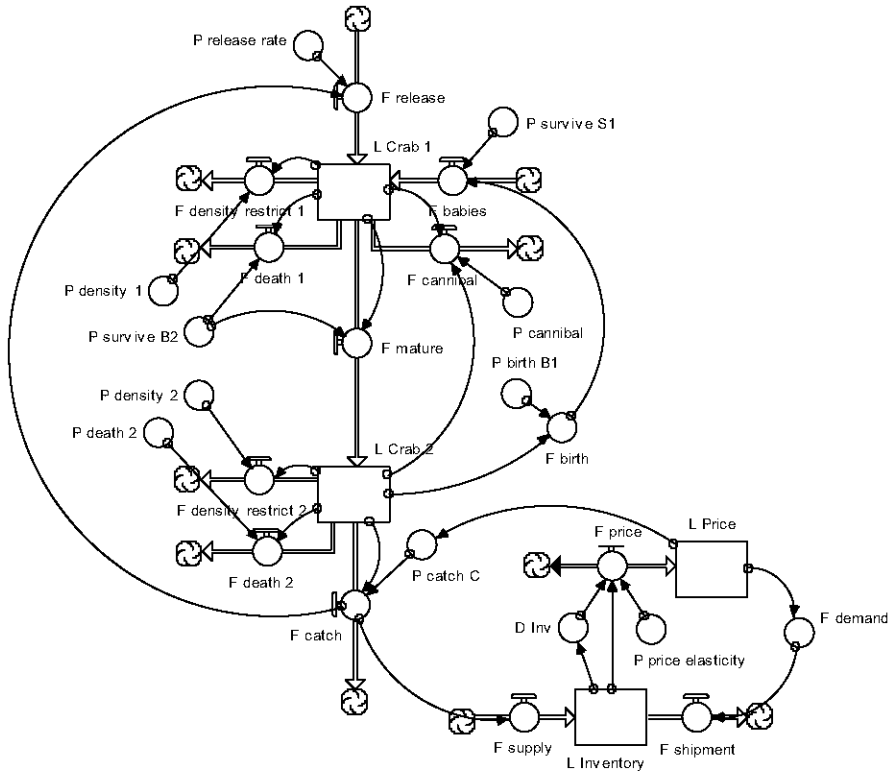


[그림 1] 참계 생태경제계와 복원활동의 확장 인과모형

한가지 특이한 점은, 공식활동과 관련된 루프는 성계와 치계에서 전반적으로 대칭적인 구조를 가지고 있는 데에 반해 대칭성이 깨지고 있다는 점이다. 식 6)에서 설명된 비선형성이 인과지도에서는 이러한 구조로 표현되고 있다는 점이 주목할 만하다. 아울러 식 6)의 이론모형으로부터 [그림 1]의 인과모형은 출생률과 포란된 상태부터 치계단계까지의 성장

까지의 생존을 포괄하는 생존률을 식 3)과 같이 분리하여 표시하고 있다. 이는 선행연구에서 밝힌 바와 같이 오염으로 인한 멸종과 복원활동을 표기하기 위함이며, 나아가 본 연구에서 추후 수질개선 활동이 미치는 영향 등을 분석하기 위함이다.

[그림 1]과 같은 생태계 구조모형은 출생과 관련된 개체수 증가루프(reinforcing loop)와 다양한 개체수의 조절루프들(balancing loops)이 결합된 형태를 보이고 있다. 동적 안정개체수는 개체수 증가루프와 조절루프들의 균형에 의해 달성될 수 있고, 오염이 진행되기 전에는 외생적인 충격이 발생해도 다양한 조절루프에 의해 동적 안정상태를 유지하는 것이 가능하였다. 그러나 오염이 진행되면서 과거 경험했던 멸종은 체계 내의 하나뿐인 증가루프의 약화를 야기시켰고, 따라서 이를 복원하기 위해 인공복원량이라는 새로운 증가인자(혹은 루프)를 추가시키는 것으로 새로운 동적 안정점을 형성할 수 있다.



[그림 2] 참게생태계와 복원활동의 확장 실험모형

2. 실험모형

[그림 2]는 이상과 같은 구조모형(causal loop diagram)을 바탕으로 구현된 실험모형(stock-flow diagram)의 구조를 표현하고 있다. 실험모형의 실험을 위한 주요 추정 및 설정치는 정희성 외(2002) 및 정희성·전대욱(2005)에서 제시된 값을 참조하였으며, 이상의 선행연구와 일관된 결과를 얻을 수 있도록 추정 및 설정치에 대한 교정을 실시하였다. 실험은 Stella Research 7.0을 이용하여 수행하였으며, Euler-method의 수치해석법으로 DT 0.01을 기준으로 분석을 수행하였다. 보다 자세한 수리모형(equation model)은 부록에 제시된 바와 같다.

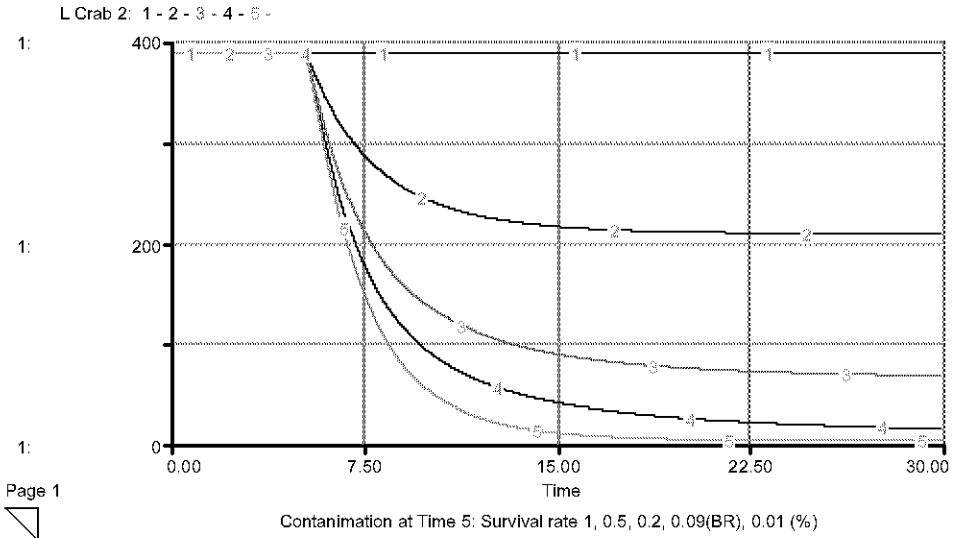
IV. 오염전·후의 참계생태계 변화

1. 멸종과 복원

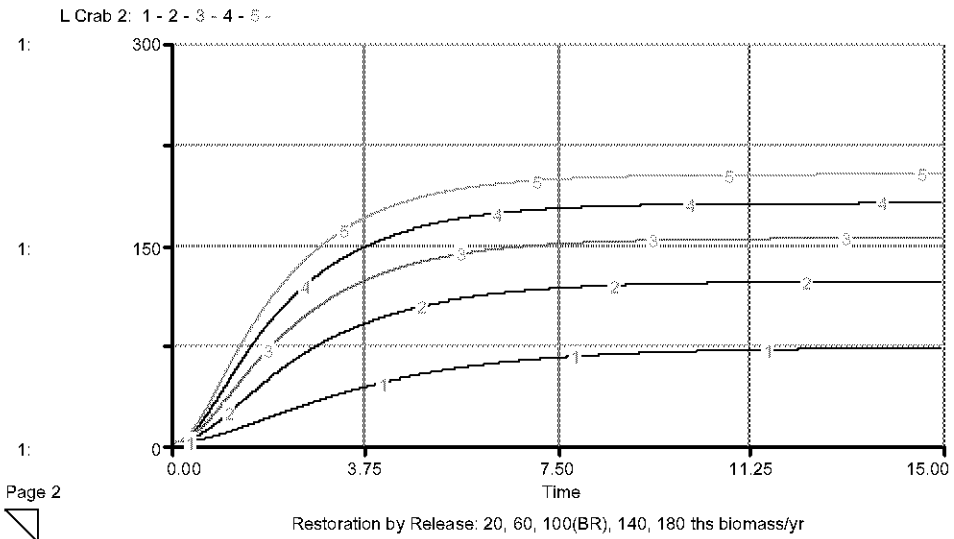
[그림 3]은 이상과 같은 실험모형으로부터 오염 전 초기균형을 유지하다가 오염 후 멸종되는 과정에 대한 예시이다. 이는 모형의 구조 및 행태의 타당성과 실험을 위한 입력값의 적절성 등의 검증하기 위한 실험으로도 해석할 수 있다. 수질오염의 참계생태계의 영향은 부화하기 전의 알부터 치게로 성장하는 단계까지의 생존률이 감소하는 것으로 보고, 수질오염도에 따라 초기균형(동적 균형, 유생생존률 1%)으로부터 시점 5에서 생존률이 0.5, 0.2, 0.09, 0.01%로 각각 저하될 때의 성체 개체수의 민감도를 분석하였다.

[그림 5]에서 오염이 진행되지 않는다면 초기균형 상태가 유지(선 1)되지만, 오염이 진행됨에 따라 유생의 생존률이 급감할수록 성체의 개체수는 급감하고 있다. 본 사례에서 개체수의 유지에 필요한 하한은 알려지지 않았지만, 생존률이 0.1% 이하인 경우는 외생적인 충격 등의 원인에 의해 실질적인 종의 유지가 어려운 수준으로 볼 수 있다.

[그림 4]는 실질적인 멸종 이후 방류활동을 통해 생태계를 복원하는 과정이 묘사되고 있다. 방류량에 대한 실험값은 영구적인 방류를 전제로 연간 2, 6, 10, 14, 18만미로 설정되었다. 영구적인 복원활동을 전제로 한 복원률은 식 6)의 모형에서 치게의 출생·생존률과 같은 역할로 해석될 수 있으므로, 오염이 진행된 후에도 출생률의 증가를 통해 개체수의 동적 균형점을 상승시킨다. 방류활동을 중단하게 되면 다시 [그림 3]의 수준으로 회귀하게 되므로, 방류활동을 하는 과정 중에 실질적으로 오염이 개선되지 않는다면 일시적인 방류에 의한 생태계 복원은 달성될 수 없다.



[그림 3] 오염 전 균형점과 오염 후 개체수 변화



[그림 4] 오염 후 멸종단계에서 방류활동에 의한 생태계 복원과정

2. 밀도제약과 생존률

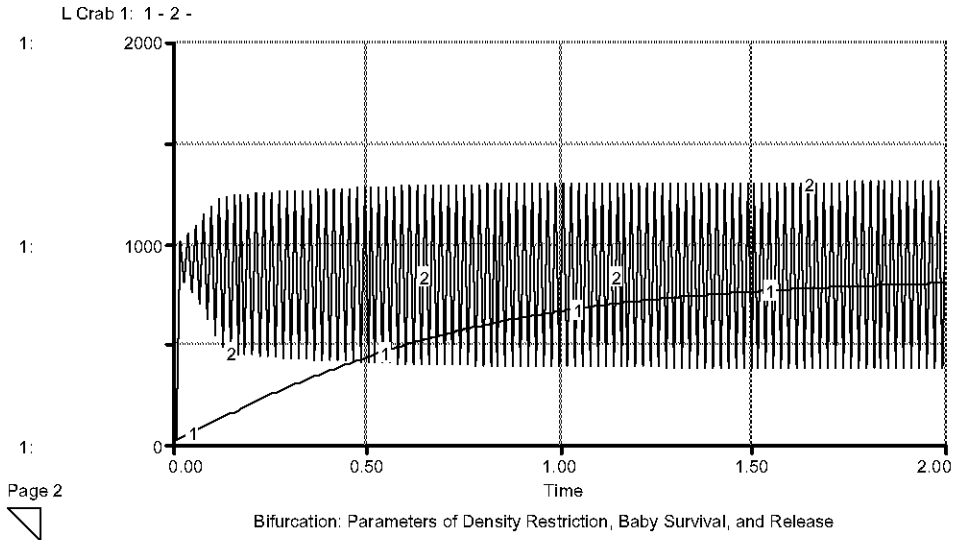
본 연구의 실험모형을 구성하는 데에 있어서 밀도제약과 생존률은 체계의 행태를 특징

짓는 중요한 파라미터이다. 출생률과 각 단계의 사망률, 성숙률 등도 중요한 파라미터들이나, 포란한 알의 수와 각 단계의 성장률 및 수명 등으로부터 추정가능하다는 점에서 다르다. 밀도제약과 생존률 등은 개체수의 실측치로부터 추정할 수 밖에 없으며, 이에 대한 추정치 역시 단위면적에 대한 관찰치를 역산하는 등의 방법에 의존하므로 정확한 추정치라고는 보기 힘들다. 선행연구와 본 연구에서는 이와 같은 관찰치에 기초한 설정값을 근거로 전체 체계의 피드백을 고려하여 이에 대한 적절한 교정치를 사용하였으나 이 역시 정확한 파라미터의 값으로 보기에는 무리가 있다. 본 논문에서는 체계의 동적 안정성을 전제로 하고, 이와 같은 전제가 위배될 수 있는 특정 파라미터의 범위를 추론함으로써 이와 같은 추정치에 대한 적절성을 논하고자 한다.

식 6)으로 표현된 확장 이론모형의 동적 안정성을 논하면서 특정 로지스틱 파라미터의 범위에 대해 분기현상(bifurcation)이 발생할 수 있음을 논한 바 있다. 로지스틱 파라미터 (intrinsic birth rate)은 본 모형에서 출생률 및 성숙률·사망률, 밀도제약, 방류율 등으로 세분화되었다. 여기서, 출생률 및 성숙률·사망률 등 비교적 객관적인 추정치라고 할 수 있는 파라미터들을 제외하고, 밀도제약이나 알부터 치계까지의 생존률, 그리고 본 분석에서 관심을 갖고 있는 방류율 등의 파라미터의 분기현상이 관측되는 범위를 찾아 보았다. 분기현상은 이 파라미터들을 현재의 추정치보다 대략 90~100배 정도 더 큰 값을 갖는 범위에서 관측되었고, 그 결과는 [그림 5] 및 [그림 6]에 제시된 바와 같다.

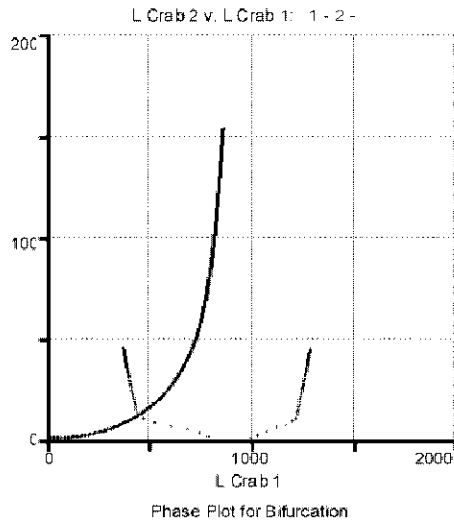
[그림 5]에서 선 1로 표시된 것은 실험값으로 쓰인 파라미터들에 대한 치계 개체수의 변화추이를 보여주고 있고, 선 2로 표시된 것은 이 파라미터들을 100배로 늘렸을 경우를 나타낸다. 치계 개체수의 균형점은 불연속적인 두 개의 점으로 분기되며, 파라미터가 이보다 더 큰 경우 불연속적인 분기점은 2배씩 증가하며, 궁극적으로 카오스 행태를 보이게 된다. [그림 6]은 치계 개체수를 X축에, 성계 개체수를 Y축에 놓고 각 시점의 실험결과를 하나의 점으로 표현하여 시간이 흐름에 따라 이 점이 어떻게 변화하는지를 나타내는 위상도(phase plot)이다. [그림 5]의 1번 선에 해당하는 (치계, 성계)의 위상변화는 연속적인 반면, 2번 선의 위상변화는 근접한 X값의 치계 개체수가 두 개로 나뉜다.

이상과 같은 분기점이 발생하는 구간은 본 실험값보다 매우 큰 값으로서, 관련 파라미터들이 어느 정도의 과소 혹은 과대추정의 위험이 존재한다고 하더라도 시스템의 동적 안정값에 있어서 약간의 변화가 있을 뿐 본원적인 행태의 차이는 없다고 볼 수 있다.



[그림 5] 밀도제약 및 유생생존률, 방류율의 변화와 분기현상

Page 2
△



[그림 6] 분기현상에 관한 위상도(phase plot)

Page 3
△

V. 공식행태의 효과

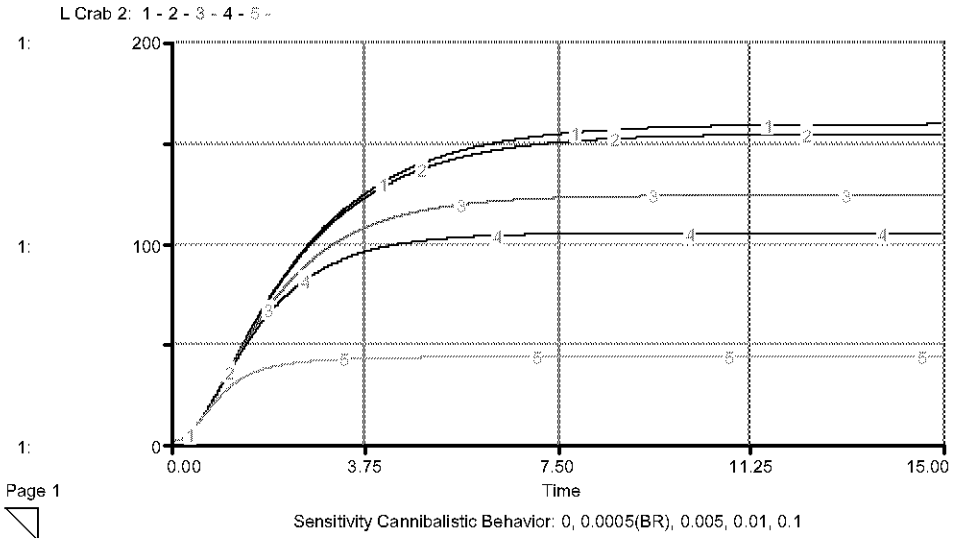
1. 공식의 시스템적 사고

공식행태의 효과는 [그림 1]의 인과모형에서 두 개의 조절루프(balancing loops)로부터 시스템적 사고를 통해 추론할 수 있다. 즉 조절루프로 표시된 공식활동은 치계와 성계의 개체수를 일정한 수준으로 유지시키는 작용으로 볼 수 있다. 본 모형에서는 공식과정에 있어서 식 5)와 같은 밀도제약식의 분수함수 형태를 취하지는 않았지만, 만약 이와 같은 구조로 표현된다고 하더라도 밀도제약 루프에 조절루프가 더 추가되므로 결국 공식활동의 효과는 치계와 성계의 상대적 개체수를 유지하는 조절작용으로 해석할 수 있다. 예컨대 만약 어느 시점에서 치계 혹은 성계의 개체수가 급증하게 되면 성계에 의한 공식량이 늘어나면서 치계의 개체수는 감소되고, 일정기간 후 성계의 개체수는 줄어들게 된다.

요컨대 공식활동의 효과는 외부적인 충격으로부터 종 내부의 개체수를 일정수준으로 유지시키는 조절기능에 있다. 따라서 참계의 경우 방류활동을 통해 생태계를 복원시키는 과정에서 공식활동의 시스템적 사고는 선행연구에서 다루지 못한 적정방류량에 대한 새로운 시각을 제공한다. 즉, 적정수준을 상회하는 방류량은 공식과정에 의해 복원효과를 기대하기 어렵다는 사실을 추론할 수 있다.

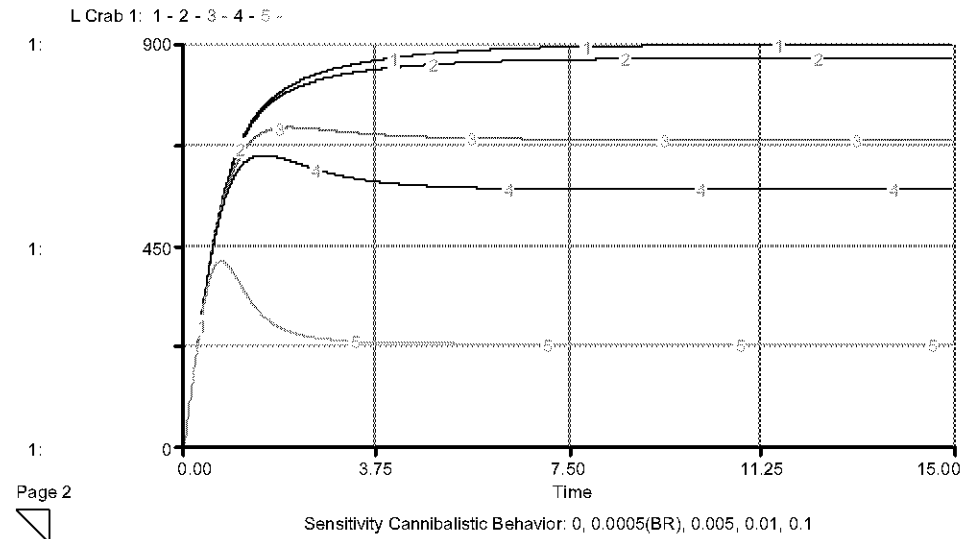
2. 공식률에 대한 실험

이와 같은 시스템적 사고의 결과는 [그림 7]과 [그림 8]에서 확인할 수 있다. [그림 7]과 [그림 8]은 공식률의 변화에 대한 성계 및 치계 개체수의 동적 변화행태를 묘사하고 있다. 두 그림은 공식률을 0, 0.0005, 0.05, 0.01, 0.1과 같이 변화시켰을 때의 각 동적 안정 개체수의 민감도를 보여주고 있다. 임진강의 참계생태계에 있어서 공식률에 대해 알려진 바가 없으므로 정확한 추정치를 제시하는 것은 불가능하며, 따라서 [그림 7] 및 [그림 8]과 같이 민감도 분석을 통해 분석결과에 대한 공식률의 상대적 중요도를 추가로 볼 필요가 있을 것이다. 또한 공식률은 두 개체수의 곱과 관련된 파라미터이므로 0.1과 같은 큰 값은 극단값으로 볼 수 있다. 두 그림에서는 공식률이 커질수록 각각의 동적 안정 개체수가 줄어드는 것을 확인할 수 있다.



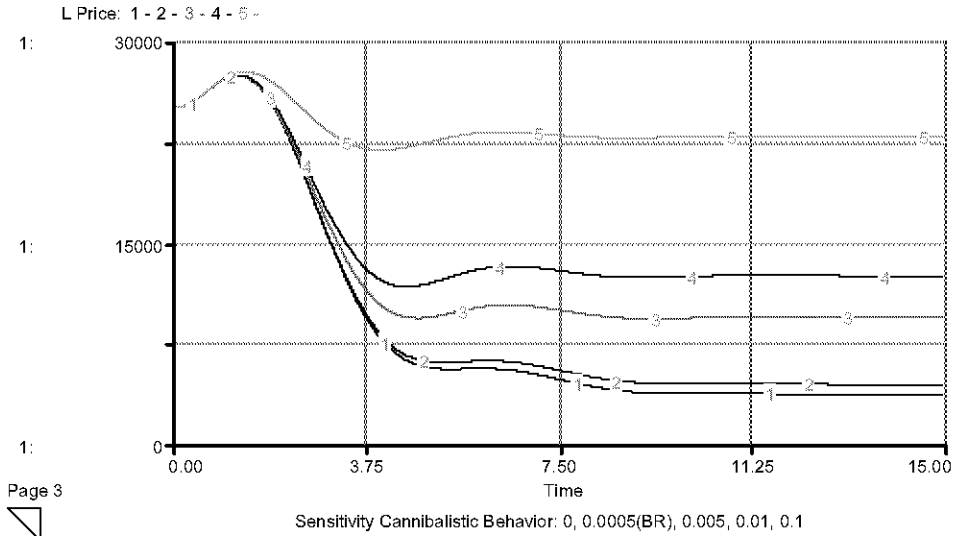
Page 1

[그림 7] 공식물의 변화에 따른 성계 개체수의 동적 행태



Page 2

[그림 8] 공식물의 변화에 따른 치계 개체수의 동적 행태



[그림 9] 공식률의 변화에 따른 참게 시장가격의 변화

[그림 8]에서는 치게의 개체수가 늘어났다가 줄어드는 행태(overshoot)를 볼 수 있는데, 이것이 바로 주어진 공식률에 대해 적정방류량이 존재함을 보여주는 것이다. 이 행태는 공식률이 커질수록 현재수준의 방류량이 과도하여 공식활동에 의해 치게의 개체수를 낮추는 작용이 존재함을 의미한다. 역으로, 주어진 공식률에 따른 치게와 성게의 적정개체수에 비해 과도한 방류활동은 의미가 없음을 보여주고 있다. 그러나 전술한 바와 같이 현재 사례 대상의 정확한 공식률을 추정하는 것은 불가능하므로 현재 수준에서 이에 입각한 적정방류량을 계산하는 것은 불가능하다. 다만 [그림 8]에서 보는 바와 같이, 만약 현재의 공식률이 0.005 이상이라면 실험의 설정값인 연간 10만피의 치게를 방류하는 것은 바람직하지 못함을 알 수 있다.

[그림 9]는 또한 위와 같은 실험을 행하였을 때의 시장가격의 변화를 보여주고 있다. 공식률의 변화에 따라 시장가격의 변화 또한 관찰되고 있는데, 이는 [그림 7]과 [그림 8]에서 보는 것처럼 개체수의 동적 안정 개체수가 변화하면서 수확량의 변화에 기인한 가격변화이다. 공식률의 존재는 결론적으로 생태계의 변화를 통해 시장가격에 영향을 미치며, 공식률이 커짐에 따라 시장가격의 낙폭이 작아지므로, 공식률을 감안한 모형의 경우 보다 수확활동의 자산가치를 보다 높일 수 있다.

VI. 수질개선의 효과

1. 시스템적 사고

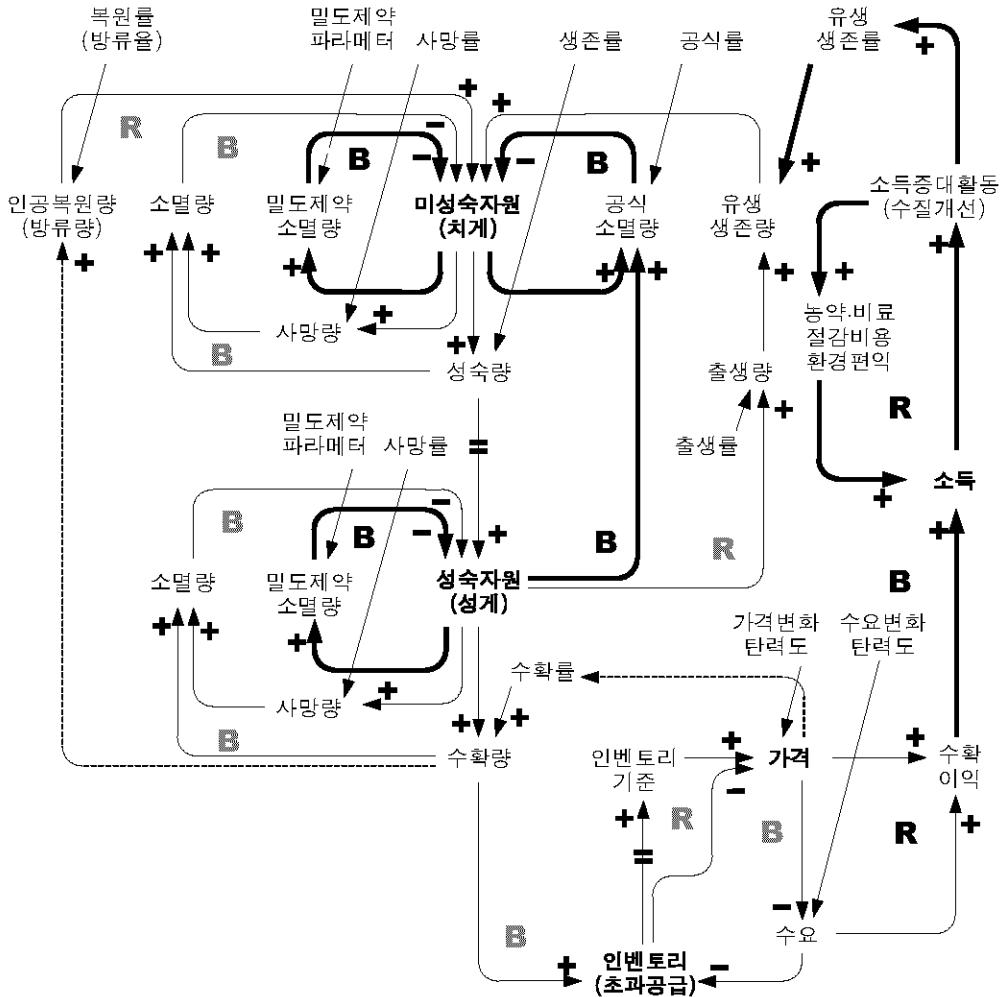
참계 방류사업의 결과로 새로운 소득원이 창출되자 지역사회에서는 참계의 수확을 더 늘리기 위해 수질개선의 노력이 관찰되었음은 이미 선행연구에서 지적한 바와 같다. 구체적으로 농약과 비료 등의 사용을 억제하여 참계와 치계의 먹이가 되는 각종 미생물의 폐사를 막고 수확량을 늘리는 것이라고 할 수 있다. 이는 본 분석의 전제가 되는 오염에 의한 수질악화로 포란 후 치계로 성장하기까지의 생존률이 낮아지는 현상이 개선됨을 의미한다. 본 논문에서 생존률은 [그림 1]에서 나타나는 바와 같이 외생변수로 취급된다. 그러나 이러한 수질개선의 노력은 본질적으로 파라미터인 생존률이 내생적으로 변화할 가능성을 보여주고 있다.

따라서 [그림 1]에서 소득의 증가가 생존률의 증가로 연결되는 새로운 피드백루프를 추가하여 모형을 확장할 수 있다. 이와 같은 확장모형은 [그림 10]의 인과지도로 표현된다. 새로운 인과모형에서는 총 소득, 수질개선활동, 수질개선활동에 따르는 경제적 이익(농약 및 비료의 절감비용, 각종 환경개선 편익 등)과 같은 인자가 추가되었다. 이 중 총 소득의 증가는 수질개선을 통해 유생생존률로 피드백되어 경제계에서 생태계로의 새로운 강화 및 조절 피드백 루프를 형성하고 있고, 수질개선의 효과는 다시 소득증대로 피드백됨으로써 새로운 강화루프를 형성하고 있다. 경제계에서 생태계로 피드백되는 조절루프는, 소득증가와 수질개선이 생존률과 개체수의 증가를 통해 수확량을 증가를 야기시켜 가격을 하락⁸⁾시킴으로써 소득이 줄어드는 역학관계를 표현하고 있다. 또한 경제계에서 생태계로 피드백되는 강화루프는 소득증가와 수질개선이 수확량 증가를 야기시킴으로써 소득이 증가하는 것을 표현한다.

개체수와 수확량의 증가가 소득증대로 연결되기 위해서는 이러한 강화루프들의 작용이 조절루프의 작용보다 더 지배적인 경우에 가능하다. 시장시스템은 가격에 의한 수요-공급의 조절과 안정기능을 위한 조절루프로 구성되어 있으므로, 늘어난 수확량에 의해 가격의 하락폭이 크다면 실질적인 수확이익의 증대 효과는 거두기 힘들 수도 있다. 특히 농수산물에 대한 가격이 생산량의 변화에 민감한 점을 감안할 때 이러한 개연성도 크다고 할 수 있다. 그러나 이와 같은 가격하락이 실제로 존재하여 수질개선의 효과가 수확이익의 증대로

8) 본 모델에서 가격변화식은 Moxnes (2005)의 일반 재생가능자원 모델에서와 같이 선형으로 가정하였다. 만약 가격변화가 수확량이 증가하면서 점차 둔화되어 완만한 쌍곡선과 같은 비선형적인 구조(Hanson & Ryan, 1998)를 갖게 된다면 이와 같은 효과는 줄어들 수 있다.

바로 이어지기 힘들다고 하더라도, 수질개선 활동의 과정에서 발생하는 농약 및 비료의 절감과 같은 직접적인 비용이나 친환경 농산물의 생산과 수질개선을 통한 각종 환경편익 등을 동시에 고려한다면 전반적인 소득증대의 효과는 충분할 것이다.



[그림 10] 수질개선 활동을 포함한 확장 인과모형

2. 생존률의 변화에 대한 실험

[그림 10]에서 제안된 확장모형의 실험은 구체적으로 소득증대와 관련활동이 생존률 증

가에 어떠한 관계를 가지고 있는가를 먼저 밝혀야 한다. 아울러 소득극대화를 위한 최적수확률의 결정 역시, 농약과 비료의 절감량과 수질개선으로 절감되는 환경비용 등에 따라 상이한 결과가 나올 수 있다. 그러나 현실적으로 이에 대한 객관적인 자료나 신뢰할만한 추정치를 얻기는 불가능하므로, 본 분석에서는 이러한 루프를 추가하여 실험모형을 다시 구축하는 것을 회피하고 대신 수질개선의 효과가 있다는 사실을 인정한 채 이러한 루프가 작용하는 경우 가격하락과 수확이익의 변화에 대해서 논하고자 한다.

우선 수질개선 효과가 매우 크고, 방류활동의 수준이 지금보다 더 커지면 [그림 5]와 [그림 6]으로 표현된 바와 같은 동적 안정 개체수의 분기현상이 발생할 가능성도 있다. 그러나 현실적으로 이와 같은 가능성은 그다지 높지 않다고 볼 수 있다. 따라서 실현가능한 수질개선 효과는 지금보다 생존률을 조금 더 올리는 것이라고 볼 수 있다. 따라서 본 분석에서는 수질개선 효과로 현재보다 포란부터 치계까지의 생존률을 높인다는 결론 하에 특정 시점에서 생존률을 단계적으로 높이면서 이에 대한 변화를 관찰하고자 한다. [표 1]은 이와 같이 포란 후 치계까지의 생존률을 현재 수준의 50%, 100%(현재 수준), 150%, 200%, 500%로 변화한다고 가정했을 때, 동적 안정상태의 개체수 및 수확량, 시장가격과 수확활동 순이익의 현가에 대한 변화추이를 관찰한 결과를 제시하고 있다. 이상과 같은 결과를 도출하기 위한 비용 등은 선행연구의 주요 추정 및 설정치를 사용하였으며, 그 자세한 수치는 부록에 제시되어 있다.

[표 1] 수질변화의 효과에 대한 동적 안정상태 결과

현재수준대비 유생생존률 변화율	50%	100% (Base-run)	150%	200%	500%
총개체수 (천마리)	937.70	1,011.75	1,090.82	1,174.62	1,753.24
수확량 (천마리)	41.67	44.76	48.03	51.46	74.33
마리당가격 (원)	5,957	4,176	2,291	312	0
수확이익의 현가 (억원, 할인률 4%)	47.69	36.06	21.26	3.30	-1.19

[표 1]의 현재 수준과 동일한 베이스런의 경우와 수질이 악화된 경우(생존률이 현재수준의 50%인 경우)나 개선된 경우(생존률이 현재수준의 150% 이상인 경우)를 비교해 보면, 수질이 개선될 때 개체수와 수확량의 증가 및 가격이 하락이 관찰된다. 따라서 가격하락으로 수익이 감소되어 수확이익의 현재가치가 감소하는 효과를 관찰할 수 있으나, 어디까지

나 이는 농약 및 비료절감 효과와 수질개선에 따른 비용절감 및 각종 편익 등을 계상하지 않은 결과이므로 지역사회 수준에서의 비용-편익을 고려한 결과는 아니다. 그러나 이러한 비용절감과 편익증대를 추정하지 못할 때 이와 같은 분석결과를 역으로 활용하는 것도 가능하다. 즉, 복원 및 수질개선 활동에 대한 적절한 보조금의 지급 등에 대한 근거로 활용될 수도 있을 것이다.

요컨대 수질개선의 효과에 대한 실험결과는 시스템적 사고에서 추론했던 바와 같이 시장시스템의 조절루프와 가격의 탄력적 변화 등에 의해 가격절감 효과로 직접적인 수확이익의 감소를 초래할 수도 있다는 결과를 얻었다. 이러한 추정결과는 선행연구에서 제시했던 최적수확률의 결정과정에 있어서 새로운 시사점을 제공한다. 수질개선 효과는 수확량의 증가를 야기하므로, 수요량을 늘릴 수 없다면 변화 이전의 적정 수확률로부터 점차 수확률을 점점 낮추는 전략이 필요할 것이며 아울러 방류량의 조절과 중단 등의 전략도 동시에 고려되어야 한다.

VII. 결론

본 논문은 정희성·전대욱(2005)에서 미처 다루지 못한 시스템의 특성과 모형의 일반화, 다양한 체계변화에 대한 고려 등에 관한 보다 폭넓은 논의를 제공하였다. 구체적으로, 생태계 개체수 모형에 있어서 보다 이론적으로 정교한 밀도제약식과 공식과정을 도입함으로써 기존의 분석에서 다루지 못한 생태적 시스템의 동태적 안정성과 적정 방류량의 선택과 같은 최적 복원전략에 대해 논하였다. 아울러 수질개선 효과에 대한 시스템적 사고와 간단한 실험을 통하여 이러한 효과가 전체 생태계 및 경제계에 미치는 파급효과와 최적 수확전략에 대해서도 논하였다.

본 논문을 통해, 공식과정은 생태적 안정성을 더욱 제고시키는 일련의 비선형 조절루프로 표현될 수 있으며 따라서 외생적인 충격에 더 안정적이나, 복원활동에 있어서는 복원량에 대한 생태적 상한을 제공한다는 사실을 확인할 수 있었다. 아울러 출생률이 높은 참깨의 경우 생태적인 안정성을 담보하기 위해 분기현상이 존재하지 않는 생존률과 밀도제약의 적정 범위를 추론할 수 있었으며, 수질개선 활동을 병행하며 수확이익의 보전을 위해서는 개체수가 증가한 것만큼의 수확률과 방류율을 조정하는 것이 적절하다는 결론을 제시할 수 있었다. 요컨대 본 논문에서는 일련의 확장 시도를 통해 선행연구에서 발견하지 못한 통합체계의 속성들과 최적 방류율 및 수확률에 대한 동태적 변화전략을 추가로 논할 수 있었다.

이러한 분석과 모형의 개발은 생태적 혹은 경제적인 활동을 고려하는 데에 있어서 생태·경제 통합적인 시스템적 사고를 가능하게 한다는 점에서 의의가 있다고 할 수 있으며, 일부 추정치 힘든 파라미터 등에 대해서도 시스템적 사고를 통해 적정 범위 등을 추론하는 데에서 이론적인 공헌이 있다고 할 수 있다. 아울러 실제적인 의미에서도 적정 방류 및 수확정책에 대한 논리적 근거를 제시한다는 점에서도 공헌도가 있을 것이다. 그러나 본 논문 역시 제한된 정보 등에 근거한 분석의 한계를 피할 수 없었으며 보다 정교한 분석을 위한 모형의 다양한 시도 등이 추후 재고되어야 할 것이다.

[참고문헌]

- 정희성·강만옥·임현정, 2002. 「지속가능성 평가를 위한 지역생태-경제 모형개발 연구 I」
서울: 한국환경정책·평가연구원.
- 정희성·전대욱, 2005. 생태계 복원사업의 생태·경제 통합체계 동태모형 분석 - 한국 주요
하천의 참계 복원사업을 중심으로. 「국토계획」 제40권 7호: 165-184.
- Armstrong, C., U. Sumaila, 2000. Cannibalism and the optimal sharing of the North-east
Atlantic cod stock: a bioeconomic model. *Journal of Bioeconomics*. 2: 99-115
- Hanson, F., D. Ryan, 1998. Optimal harvesting with both population and price dynamics.
Mathematical Biosciences. 148: 129-146
- Jing, W., W. Ke, 2004. The optimal harvesting problems of a stage-structured population.
Applied Mathematics and Computation. 148: 235-247.
- Kuznetsov, Y., 2004. *Elements of Applied Bifurcation Theory*. New York: Springer-Verlag.
- Murray, J., 1989. "Mathematical Biology," Springer-Verlag, New York.
- Moxnes, E., 2005. Policy sensitivity analysis: simple versus complex fishery models. *System
Dynamics Review*. 21(2): 123-145.
- Pearce, D., R. Turner, 1990. *Economics of Natural Resources and the Environment*. Maryland: Johns
Hopkins University Press.
- Schaefer, M. B., 1957. A study of the dynamics of the fishery for yellowfin tuna in the
eastern tropical Pacific Ocean. *Bulletin of the Inter-American Tropical Tuna Commission*, 2(6):
245-285.
- _____, 1954. Some aspects of the dynamics of populations important to the management
of the commercial marine fisheries. *Bulletin of the Inter-American Tropical Tuna Commission*,
1(2): 27-56.
- Sternman, J. D., 2000. *Business Dynamics*. Boston: Irwin McGraw-Hill.
- Wacker, H., 1999. Optimal harvesting of mutualistic ecological systems. *Resource and Energy
Economics*, 21: 89-102.
- Zaghrou, A. and S. Attalah, 1996. Analysis of a model of stage-structured population
dynamics growth with state dependent time delay. *Applied Mathematics and Computation*,
77: 185-194.

[부록 : System Equations]

$$L_Crab_1(t) = L_Crab_1(t - dt) + (F_babies + F_release - F_mature - F_death_1 - F_density_restrict_1 - F_cannibal) * dt$$

$$INIT L_Crab_1 = 0$$

$$F_babies = P_survive_S1 * F_birth$$

$$F_release = P_release_rate$$

$$F_mature = P_survive_B2 * L_Crab_1 / 2.5$$

$$F_death_1 = (1 - P_survive_B2) * L_Crab_1 / 2.5$$

$$F_density_restrict_1 = P_density_1 * (L_Crab_1^2)$$

$$F_cannibal = P_cannibal * L_Crab_1 * L_Crab_2$$

$$L_Crab_2(t) = L_Crab_2(t - dt) + (F_mature - F_catch - F_death_2 - F_density_restrict_2) * dt$$

$$INIT L_Crab_2 = 0$$

$$F_mature = P_survive_B2 * L_Crab_1 / 2.5$$

$$F_catch = P_catch_C * L_Crab_2$$

$$F_death_2 = P_death_2 * L_Crab_2 / 3$$

$$F_density_restrict_2 = P_density_2 * (L_Crab_2^2)$$

$$L_Inventory(t) = L_Inventory(t - dt) + (F_supply - F_shipment) * dt$$

$$INIT L_Inventory = 0$$

$$F_supply = F_catch$$

$$F_shipment = F_demand$$

$$L_NPV_of_Asset(t) = L_NPV_of_Asset(t - dt) + (F_asset) * dt$$

$$INIT L_NPV_of_Asset = 0$$

$$F_asset = F_annual_net_benefit / ((1 + P_Interest_Rate)^{(TIME)})$$

$$L_Price(t) = L_Price(t - dt) + (F_price) * dt$$

$$INIT L_Price = 25000$$

$$F_price = P_price_elasticity*(D_Inv-L_Inventory)$$

$$D_Inv = SMTH1(L_Inventory,1)$$

$$F_annual_net_benefit = F_crab_revenue-F_yield_cost-F_release_cost$$

$$F_birth = P_birth_B1*L_Crab_2$$

$$F_crab_revenue = L_Price*F_shipment$$

$$F_demand = 52*(1-L_Price/30000)$$

$$F_release_cost = P_UC_release*F_release$$

$$F_yield_cost = P_UC_yield*F_catch$$

$$L_total_crabs = L_Crab_1+L_Crab_2$$

$$P_birth_B1 = 450000/2*DT$$

$$P_cannibal = 0.0005$$

$$P_catch_C = 0.3$$

$$P_death_2 = 0.7$$

$$P_density_1 = 0.0012$$

$$P_density_2 = 0.0003$$

$$P_Interest_Rate = 0.04$$

$$P_price_elasticity = 1120$$

$$P_release_rate = 100000*DT$$

$$P_survive_B2 = 0.25$$

$$P_survive_S1 = 0.0009$$

$$P_UC_release = 0.3$$

$$P_UC_yield = GRAPH(L_Crab_2)$$

(0.00, 7950), (30.0, 5650), (60.0, 3950), (90.0, 2600), (120, 1850), (150, 1350), (180, 1000),
(210, 700), (240, 500), (270, 400), (300, 400)