

낙동강 하류 수 생태계의 영양구조와 에너지 흐름

장성현* · 장창익¹ · 나중헌¹ · 이정호

대구대학교 생물교육과, ¹부경대학교 해양생산관리학과

Analysis of Trophic Structures and Energy Flows in Aquatic Ecosystem of the Lower Reaches of the Nakdong River

Sung Hyun Jang*, Chang Ik Zhang¹, Jong Hun Na¹ and Jung Ho Lee

Department of Biology Education, Daegu University, Gyeongsan 712-714, Korea

¹Department of Marine Production Management, Pukyong National University,
Busan 608-737, Korea

Abstract – The purpose of this study was to analyze the trophic structures and the energy flows in the lower reaches of the Nakdong River using the Ecopath model (Walter *et al.*, 1997). The sampling and analyses were carried out at 6 sampling sites of the lower reaches of the Nakdong River on May and November in 2007. Total of 9 groups detritus, macrophytes, phytoplankton, zooplankton, zoobenthos, *Cyprinus carpio*, *Hemibarbus labeo*, *Micropterus salmoides* and other fishes were considered to assess the trophic relationship, energy flows and interactions among them in the study. As a result, it was concluded that the lower reaches of the Nakdong River was consisted of producers (Detritus, Macrophytes, Phytoplankton), primary consumers (Zooplankton, Zoobenthos, *Cyprinus carpio*, *Hemibarbus labeo*, Other fishes) and secondary consumer (*Micropterus salmoides*). The total system throughput was estimated at 2.7 kg m⁻² year⁻¹ including a consumption of 52%, exports of 9.1%, respiratory flows of 18.0% and flows into detritus of 20.9%. MTI (mixed trophic impacts) analysis demonstrated that *Pseudobagrus fulvidraco* had positive impact on *Cyprinus carpio*, *Carassius cuvieri* and *Carassius auratus*. On the other hand, other fishes had negative impact on *Cyprinus carpio*, *Carassius cuvieri* and *Carassius auratus*. Also, all the functional groups except detritus had a negative impact on themselves.

Key words : Ecopath model, energy flows, total system throughput, trophic relationship

서 론

우리나라의 하천은 1960년 이후 급속한 산업화와 도시화, 인구밀도의 증가 등에 따른 수질오염이 심화되어 왔다. 또한, 하천의 이·치수 목적을 위한 무분별한 하천

개발과 변형은 하천의 동·식물 서식처로서의 기능과 자정 기능, 경관 및 친수 기능 등의 환경적 기능을 저하시키는 결과를 초래하였다(장 2008). 이와 같은 결과는 최근 수자원의 이용과 환경보존의 필요성이 중요하게 대두됨에 따라 환경적, 사회적 문제로 심각하게 대두되고 있다. 이런 문제들을 해결하기 위한 근본적인 대책은 수 생태계의 정확한 진단과 관리이다. 이를 위해 국내에서는 1980년대 말부터 유기물 오염 및 부영양화 현상에

* Corresponding author: Sung Hyun Jang, Tel. 053-850-4421, Fax. 053-850-6999, E-mail. welcomenews@naver.com

관련된 BOD, COD 및 영양염류 등 이화학적 항목들을 정기적으로 모니터링하여 수 생태계를 평가하고 관리하여 왔다(환경부 2004). 그러나 이화학적 수질 평가는 측정당시의 수질상태를 제한된 항목으로 나타내므로 수시로 변하는 수질을 종합적으로 대변하는 데 한계가 있다(Stevenson and Pan 1999). 또한, 수질악화는 화학적 오염뿐만 아니라 유로변경 및 유량변동, 물리적 하상구조의 변경 등에 의해 크게 손상되기 때문에 단순 화학적 평가만으로는 수계내의 총체적 건강상태를 진단할 수 없다(안 등 2006).

최근 미국 환경청 (USEPA 1999)에서는 하천에 서식하는 생물군집을 이용한 총체적 수 환경 관리를 제시하고 있다. 생물군집을 이용한 평가는 생육 시작 시점부터 채집시기까지 복잡한 수 환경에 적응하며 살고 있는 생물군을 이용한 평가로 시공간적으로 다양한 하천 생태계의 평가가 가능하다. 국내에서도 부착조류 및 어류 등의 생물군집을 이용한 평가들이 다양하게 연구되고 있다(이 1998; 강과 안 2006; 안 등 2006; 장 등 2006; 황 등 2006). 그러나 하천 생태계는 매우 복잡한 생태계이므로 특정 개체군을 이용한 분석결과에 의존한 지표만으로 생태계를 정확히 파악하고 관리하기는 어렵다(김 2004). 즉, 생태계를 구성하고 있는 많은 종들은 서로 먹고 먹히는 포식-피식 관계에 있거나 또는 서로 경쟁하는 관계에 있으며, 이들은 수질오염과 어업활동 등의 인위적 영향에 의해 그 구조와 기능이 변형되기 때문에 이러한 영향을 고려한 생태계 차원의 거시적인 관점에서의 평가 및 관리 대책이 마련되어야 한다(Zhang 2002).

Asaeda *et al.* (2001)은 수질의 진단 및 평가, 관리 측면에서 수 생태계를 구성하는 각각의 영양단계 특성과 상호작용에 대한 연구들이 매우 중요하다고 보고하였으며, Heath *et al.* (2003)은 먹이망을 구성하는 영양단계들 간의 상대적인 중요성의 변화는 생태계의 기능을 이해하고 관리하는데 매우 중요한 요소라고 밝혔다.

따라서 본 연구에서는 Ecopath 모델(Walters *et al.* 1997)을 이용하여 낙동강 하류 생태계의 영양구조와 에너지 흐름을 밝힘으로써 수 생태계 및 수자원 관리의 기초자료로서 활용하고자 하였다.

재료 및 방법

본 연구는 경상남도 밀양시의 남동부 지점에 위치한 낙동강 하류 수역의 6개 지점(면적 3.3 km²)에서 2007년 갈수기(5월)와 풍수기(8월)에 조사를 실시하였다(Fig. 1). 또한 어류의 각 어종별 밀도와 자원량 자료를 위해

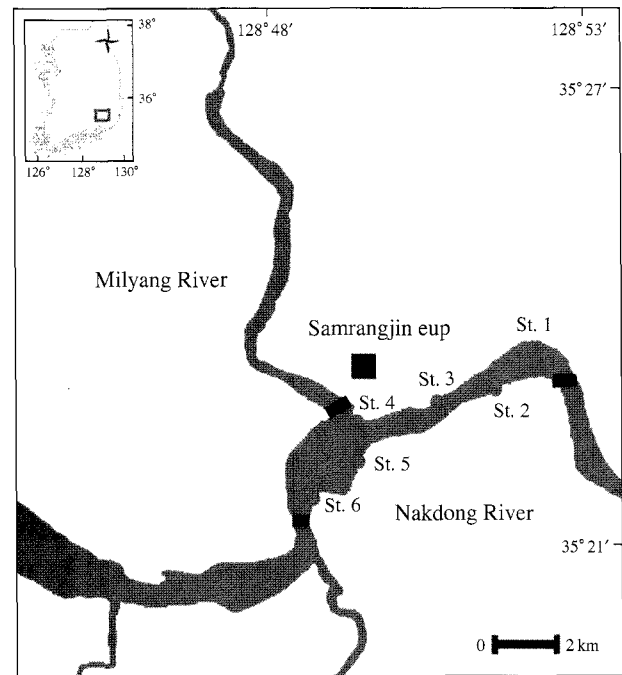


Fig. 1. Map showing the sampling sites in the lower reaches of the Nakdong River.

2007년 3월에서 11월까지 매달 2회씩 조사를 실시하였다. 환경요인을 위한 시료 채취는 수심 10~30 cm 깊이에서 이루어졌다. 수온과 전기전도도, 용존산소, pH, 수심, 투명도 등은 현장에서 측정하였으며, 엽록소 *a*와 TOC, DOC 등은 현장 채취한 시료를 아이스박스를 사용하여 당일 실험실로 운반 후 수질오염공정시험법(환경부 2000)에 따라 측정하였다.

본 연구에서 생태계의 영양구조와 에너지 흐름의 규명을 위하여 Ecopath 모델(Walters *et al.* 1997)을 사용하였다. 본 모델은 Polovina(1984)에 의해서 개발되었고 Christensen and Pauly(1992), Christensen(1995)에 의해서 보강되고 발전되었다. Ecopath 모델은 각 그룹으로부터의 유입량과 유출량이 균형을 이룸을 가정하여 질량 균형 모델식(Mass balance equation)과 각 그룹에 대한 에너지 균형 모델식(Energy balance equation)을 기본식으로 한다.

질량 균형(Mass balance) 모델식에서 각 그룹(*i*)에 대한 생산량식은 식(1)과 같다.

$$P_i = Y_i + B_i \cdot M_2 + E_i + BA_i + P_i \cdot (1 - EE_i) \quad (1)$$

여기서, P_i 는 생물군 *i*의 총생산량, Y_i 는 *i*의 총 어획량, M_2 는 *i*의 포식자에 의한 사망량, E_i 는 순회유량(이출-이입), BA_i 는 *i*의 누적생체량, $P_i \cdot (1 - EE_i) = MO_i$ 로 *i*에 대한 기타 사망량을 나타낸다. 이 식에서 총생산량은 총

어획량과 사망량, 성장율, 순이출량 등의 합으로 구성된다.

에너지 균형 (Energy balance) 모델식에서는 모든 생물의 에너지 유입과 유출이 균형을 이루어야 한다. 각 그룹간 에너지 균형은 다음 식에 의해 성립된다.

$$Q=P+R+NA \quad (2)$$

여기서 Q는 섭식량 (Consumption, Q), P는 생산량 (Production, P), R은 호흡량 (Respiration, R), 그리고 NA는 미동화량 (Non-assimilated food)이다. 생태계를 구성하는 그룹들은 상호간에 피식과 포식에 의한 에너지 흐름으로 연결되어 있기 때문에 피식자에 의한 소비량을 위의 식으로 표현할 수 있다 (Christensen and Pauly 1992). Ecopath 모델을 실행하기 위해 필요한 기본 입력자료는 대상 생태계 면적과 각 그룹에 대한 생체량 (B, Biomass)과 생산량/생체량 비 (P/B ratio), 섭식량/생체량 비 (Q/B ratio), 생태영양효율 (ecotrophic efficiency, EE), 먹이조성 (diet composition, DC) 등의 자료가 필요하다.

모형구성

모형 평가는 낙동강 수계 삼랑진 일대를 대상으로 하고 있으며, 대상 수역의 전체 면적은 농촌융수종합정보시스템 (<http://rawris.korio.co.kr>)의 자료를 토대로 산출하였는데, 계산된 대상 생태계 면적은 3.3 km²이었다. 생물/비생물 모형 입력치의 추정에서 중량/부피 단위의 측정치를 중량/면적 단위의 것으로 변환하기 위한 낙동강 하류 수계의 평균 수심은 3.8 m로 하였으며, 이는 현장 조사를 통해 얻어진 결과이다. 또한 본 수계에서 측정된 유광층의 깊이는 수심 1.0 m이었다.

수계에 서식하는 생물들을 서식지, 먹이습성, 그리고 생태학적 기능의 관점에서 8개의 생물군과 1개의 유기체설물로 분류하였다. 즉 유기체설물과 대형 수생식물, 식물플랑크톤, 동물플랑크톤, 저서동물, 배스 (*Micropterus salmoides*), 잉어 (*Cyprinus carpio*), 누치 (*Hamibarbus labeo*), Other fishes 등 9개 그룹이다. 그룹으로 구성된 주요종의 생체량 (B, biomass)과 생체량에 대한 생산량의 비 (P/B ratio), 생체량에 대한 섭식량의 비 (Q/B ratio) 등은 직접 현장조사를 통한 결과와 참고 가능한 문헌자료를 토대로 추정하였다.

유기체설물은 낙동강 수계 삼랑진 일대의 6개 지점으로부터 측정된 평균 TOC의 값을 활용하였다. 수층 내 식물플랑크톤의 생체량은 측정된 평균 엽록소 값을 Jones (1979)의 변환 인자를 통해 산출한 후 중량/면적 단위로 환산하여 활용하였다. 식물플랑크톤의 생산량은

광합성의 결과 증가된 산소의 양을 측정하는 명암병법에 의한 용존산소 측정법으로 현장에서 직접 측정하였다. 동물플랑크톤은 플랑크톤 네트 (망목 0.63 mm, 망구 30 cm)를 사용하여 정량 채집한 시료를 걸경한 후 생체량을 산출하였다.

어류의 생체량은 체장별 어획자료가 사용 가능한 어종에 대해서는 체장을 기초로한 코호트 분석법 (Jones 1984)을 통해 생체량을 추정하였고, 체장별 어획자료의 사용이 불가능한 종에 대해서는 현장에서 투망을 이용하여 어획된 어획량을 토대로 정량화시켜 직접 생체량을 추정하였다 (장 2008).

코호트 분석법 (Jones 1984)에 사용되는 자료는 체급별 어획개체수, 이론적 최대체장 (L_{∞}), 자연사망계수와 성장률의 비 ($\frac{M}{K}$) 및 최대 체장그룹의 어획비 ($\frac{F}{Z}$) 등이다.

$$N_1 = \left\{ N_2 \left(\frac{L_{\infty} - l_1}{L_{\infty} - l_2} \right)^{\frac{M}{2K}} + C_{1,2} \right\} \left(\frac{L_{\infty} - l_1}{L_{\infty} - l_2} \right)^{\frac{M}{2K}} \quad (3)$$

여기서, N_1 과 N_2 는 체장 l_1 과 l_2 에 대한 자원개체수를 나타내고, $C_{1,2}$ 는 체장 l_1 과 l_2 구간에 대한 1년간 어획 개체수를 나타낸다.

또한, 어류의 생체량에 대한 생산량의 비 (P/B ratio)는 직접적으로 추정하기에 매우 어려운 부분이다 (Allen 1971). 따라서 생태계가 안정적인 환경이라는 것을 가정하여 순간전사망계 (Z)를 생체량에 대한 생산량의 비로 표현할 수 있다 (Pauly *et al.* 2000). 순간전사망계수 (Z)는 생산율 (S) 추정치를 사용하여 다음과 같이 계산하였다.

$$Z = -\ln(S) \quad (4)$$

여기서 생산율 (S)는 어획된 샘플의 체장을 연령-체장 상관표 (age-length key)를 통하여 연령으로 환산하여 연령조성을 구한 후, 연령조성 자료를 사용하여 식 (5)와 같이 추정하였다.

$$S = \frac{T}{\sum N_i + T - 1} \quad (5)$$

$$\text{var}(S) = S \left(S - \frac{T-1}{\sum N_i + T - 2} \right)$$

여기서, $T = \sum i \cdot N_i$ 이며, i 는 계에 포함된 각 생물그룹을 나타낸다.

또한, 순간전사망계수 (Z)는 순간어획사망계수 (F)와 순간자연사망계수 (M)의 합으로 계산된다. 본 연구에서 사용된 각 어종별 순간자연사망계수 (M)는 Pauly (1984)의 경험적인 방정식을 사용하였다.

$$\ln(M) = -0.0152 - 0.279\ln(L_{\infty}) + 0.6543\ln(K) + 0.463\ln(T) \quad (6)$$

여기서 L_{∞} 와 K 는 Von Bertalanffy 성장방정식의 매개 변수로 L_{∞} 는 이론적인 최대체장, K 는 성장계수 그리고 T 는 낙동강의 표층수온이다(장 1991).

생체량에 대한 섭식량의 비(Q/B ratio)는 체중 당 섭식량으로 각 생물종이 체중의 몇 배를 소비하는지를 나타내는 것으로 1년 동안 단위생체량에 대한 섭식량(Q)으로 표현된다. 즉 1년 동안 각 생물종이 체중의 몇 배를 소비하는지를 나타낸다. 어류의 생체량에 대한 섭식량의 비(Q/B ratio)는 일반적으로 Pauly (2000)의 정량적 방법으로 사용되지만 낙동강 하류 생태계에 서식하는 생물들에 대한 사용 가능한 자료가 거의 없어 Fishbase (2007)와 기존 문헌자료를 활용하였다. 기타 어종으로는 밀자개, 기름종개, 꺾지, 붕어, 블루길 등이 서식하는 것으로 확인되었으며, 이들 종들에 대한 자원량은 투망을 통한 직접 조사법으로 추정하였다. 먹이조성은 생물그룹을 이루는 동자개와 붕어, 떡붕어, 잉어, 기타 어류 등의 위 내용물 분석으로부터 가중평균치를 구하였다. 본 조사에 의해 먹이생물 중요도가 정확히 추정된 생물종에 대해서는 그 결과를 그대로 이용하였고, 먹이생물 중요도가 정확하게 분류되지 않은 생물종에 대해서는 Fishbase (2007)의 자료를 사용하였다.

Ecopath가 실행될 때 이입과 이출의 균형을 이루기 위해서, 생태영양효율(EE, Ecotrophical efficiency) 값은 모델의 평형을 유지하기 위해 0과 1 사이에 있도록 조정한다. 여기서 0이라는 값은 시스템 내에서 어떤 다른 생물군도 해당 생물군을 소비하지 않음을 나타낸다. 반면 1 혹은 1에 가까운 값은 생물군이 강한 포식압력 혹은 어획압력을 받음을 의미한다. 특히 평형상태에서 이 값은 1을 초과하여서는 안된다. 본 연구에서 최초로 추정된 기본 입력값에 의한 모델은 균형을 이루지 않았기 때문에 모델의 균형을 이루기 위해서 기본 입력값을 조정하였다. 따라서 직접적인 현장조사에 의해 도출된 값과는 약간의 차이가 발생할 수 있다(Zhang and Yoon 2003).

결 과

1. 환경요인

갈수기 조사 시 수온은 20.9~21.4°C의 범위를 보였으며, 전기전도도(EC)는 335~364 $\mu\text{S cm}^{-1}$ 을 기록하였다. 용존산소는 9.5~10.5 mg L^{-1} 의 범위를 나타내었으

Table 1. Environmental factors in the lower reaches of the Nakdong River during the studying period.

Factors	May	August
Temperature (°C)	20.9~21.4	30.1~31.4
EC ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	335~364	135~142
DO (mg L^{-1})	9.5~10.5	9.0~9.1
pH	10.4~10.5	10.6~10.7
TOC (mg L^{-1})	2.6~2.7	2.3~2.3
DOC (mg L^{-1})	2.5~2.6	2.2~2.2
Water depth (m)	0.5~7.1	0.5~9.0
Transparency (m)	0.3~0.5	0.5~0.6

며, pH는 10.4~10.5의 범위를 보였다. TOC의 양은 2.6~2.7 mg L^{-1} 로 나타났으며, DOC의 양은 2.5~2.6 mg L^{-1} 로 조사되었다. 또한, 본 수계의 수심은 0.5~7.1 m의 범위를 보였으며, 투명도는 0.3~0.5 m의 범위를 보였다. 풍수기 조사 시 수온은 30.1~31.4°C의 범위를 보였으며, 전기전도도는 135~142 $\mu\text{S cm}^{-1}$ 을 기록하였다. 용존산소는 9.0~9.1 mg L^{-1} 의 범위를 나타내었으며, pH는 10.6~10.7의 범위를 보였다. TOC의 양은 2.3~2.5 mg L^{-1} 로 나타났으며, DOC의 양은 2.2~2.6 mg L^{-1} 로 조사되었다. 또한, 본 수계의 수심은 0.5~9.0 m의 범위를 보였으며, 투명도는 0.3~0.5 m의 범위를 보였다(Table 1). 본 연구에서는 대체적으로 풍수기에 비해 갈수기에 환경요인들이 높게 조사되어 환경요인들이 계절적 특성에 따른 영향을 받는 것으로 확인되었다.

2. 생태계 영양구조

1) 생물그룹별 입력 추정치

유기체설물은 현장조사를 통해 얻어진 TOC의 평균 값(2.8 mg L^{-1})을 평균 수심 3.3 m을 이용하여 단위 면적당 값으로 환산(3.2 g m^{-2})한 후, 이를 365일 동안의 양으로 산정하여 구하였으며, 그 결과치는 1,169.7 $\text{g m}^{-2} \text{ year}^{-1}$ 이었다. 식물플랑크톤의 생체량은 측정된 평균 엽록소 양(16.1 $\mu\text{g L}^{-1}$)을 365일 동안의 양으로 계산한 결과로서 71.2 $\text{g m}^{-2} \text{ year}^{-1}$ 이었다. 생산량-생체량 비(P/B ratio)는 현장조사에서 측정된 식물플랑크톤 일차생산성 값(0.7 mg L^{-1})과 식물플랑크톤 생체량과의 비를 통해 산출한 3.7 mg L^{-1} 을 사용하였다. 또한, 대형 수생식물의 생체량은 Angelini and Agostinho (2005) 등이 제안한 생체량 35.0 g m^{-2} 와 P/B ratio 10.0 year^{-1} 을 입력하였다(Table 4).

조사 총 면적 3.3 km^2 내 평균 수심과 365일을 고려한 동물플랑크톤 생체량은 1.4 g m^{-2} 이었다. 동물플랑크톤 군집의 생산량-생체량 비(P/B ratio)와 섭식량-생체량 비(Q/B ratio)는 각각 55.0 year^{-1} (Angelini *et al.* 1996)과

Table 2. Growth and other parameters compiled for Q/B and M estimation (L_{∞} and K: parameters of VBGF, T: annual mean water temperature, M: natural mortality, F: fishing mortality coefficients, P/B: production/biomass ratio, Q/B: consumption/biomass ratio)

Prey/Predator	L_{∞}^a (mm)	K^a	T^a	$\ln(M)^a$	M^a	F^a	P/B^a	Q/B^b
Other fishes							0.533	15.350
<i>Cyprinus carpio</i>	598.63	0.140	25.0	-1.68289	0.256	0.293	0.377	8.800
<i>Hemibarbus labeo</i>	699.60	0.190	25.0	-1.06091	0.480	0.556	0.668	19.000
<i>Micropterus salmoides</i>	715.74	0.106	25.0	-1.44425	0.330	0.066	0.625	25.100

^aPresent study

^b<http://www.fishbase.com/search.php> (2007)

Table 3. Diet composition matrix in percentage of volume of prey groups

Prey	Predator					
	1	2	3	4	5	6
<i>Micropterus salmoides</i> ^a						
<i>Hemibarbus labeo</i> ^b						
Other fishes ^a	0.967					
<i>Cyprinus carpio</i> ^b						
Zoobenthos ^a	0.033	0.600	0.200	0.536	0.100	
Zooplankton ^a			0.300	0.010	0.200	0.340
Phytoplankton		0.200	0.300		0.030	0.510
Macrophytes			0.100	0.218	0.080	0.015
Detritus		0.200	0.100	0.236	0.590	0.135

^aPresent study

^b<http://www.fishbase.com/search.php> (2007)

250.0 year⁻¹ (Sipaub-Tavares *et al.* 1994) 값을 입력하였다. 저서동물의 생체량과 생산량-생체량비, 섭식량-생체량비는 각각 4.8 g m⁻² (Takeda *et al.* 1997), 10.4 year⁻¹ (Brey 1999), 40.0 year⁻¹ (Mihuc 1997) 등으로 입력하였다 (Table 4).

어류의 경우, 현장조사에서 측정된 연령별 평균체장 자료를 이용하여 추정된 잉어의 최대체장 (L_{∞})은 598.6 mm, 성장계수 (K)는 0.1 year⁻¹, 순간자연사망계수 (M)는 0.3 year⁻¹, 순간어획사망계수 (F)는 0.3 year⁻¹이었다. 따라서 추정된 잉어의 생체량과 생산량-생체량비, 섭식량-생체량비는 각각 86.4 g m⁻², 0.5 year⁻¹, 8.8 year⁻¹로 산출되었다. 누치의 최대체장 (L_{∞})은 699.6 mm, 성장계수 (K)는 0.2 year⁻¹, 순간자연사망계수 (M)는 0.5 year⁻¹, 순간어획사망계수 (F)는 0.6 year⁻¹이었다. 따라서 추정된 누치의 생체량과 생산량-생체량비, 섭식량-생체량비는 각각 9.3 g m⁻², 0.8 year⁻¹, 6.0 year⁻¹로 산출되었다. 배스의 최대체장 (L_{∞})은 715.7 mm, 성장계수 (K)는 0.1 year⁻¹, 순간자연사망계수 (M)는 0.3 year⁻¹, 순간어획사망계수 (F)는 0.1 year⁻¹이었다. 따라서 추정된 배스의 생체량과 생산량-생체량비, 섭식량-생체량비는 각각 24.6 g m⁻², 0.2 year⁻¹, 10.1 year⁻¹이었다. 또한, 기타 어류의 생체량과 생

Table 4. Basic input parameters used for analysis of the lower reaches of the Nakdong River ecosystem (P/B, production/biomass; Q/B, consumption/biomass; EE, Ecotrophical efficiency)

Species	Group				
	Trophic level	Biomass (g m ⁻²)	P/B ratio (year ⁻¹)	Q/B ratio (year ⁻¹)	EE
<i>Micropterus salmoides</i>	3.730	24.548 ^a	0.216 ^a	10.100 ^b	0.173
<i>Hemibarbus labeo</i>	2.870	9.382 ^a	0.777 ^a	6.000 ^b	0.703
Other fishes	2.740	32.515 ^a	0.489 ^a	17.630 ^b	1.000
<i>Cyprinus carpio</i>	2.790	86.412 ^a	0.475 ^a	8.800 ^b	0.863
Zoobenthos	2.450	4.800 ^c	10.400 ^f	40.000 ^g	0.982
Zooplankton	2.520	1.438 ^a	55.000 ^b	250.00 ^c	0.999
Phytoplankton	1.000	71.230 ^a	3.741 ^a	-	1.000
Macrophytes	1.000	35.000 ^d	10.000 ^d	-	0.273
Detritus	1.000	1169.70 ^a	-	-	0.636

^aPresent study; ^bAngelini *et al.* (1996); ^cSipaub-Tavares *et al.* (1994); ^dAngelini and Agostinho (2005); ^eTakeda *et al.* (1997); ^fBrey (1999); ^gMihuc (1997); ^h<http://www.fishbase.com/search.php> (2007)

산량-생체량비, 섭식량-생체량비는 각각 32.5 g m⁻², 0.5 year⁻¹, 17.6 year⁻¹로 산출되었다 (Table 2, 4). 먹이조성은 생물그룹의 위 내용물 분석으로부터 가중 평균치를 구하였다 (Table 3).

2) 영양구조

Ecopath 모델을 사용하여 추정한 낙동강 하류 생태계의 영양구조와 에너지 흐름은 Fig. 3과 같다. 왼쪽 측은 영양단계로서 일차생산자 그룹에서부터 최고소비자 그룹까지 여러 단계를 포함하며, 그림의 상자 크기는 생체량을 나타내고 화살표는 에너지가 이동하는 방향을 보여준다 (Kang 2005).

모델 결과, 배스의 영양단계가 3.7로 가장 높았으며, 누치 2.8, 잉어 2.7, 기타 어류 2.7 등의 영양단계를 보였고, 저서동물과 동물플랑크톤이 각각 2.4와 2.5의 영양단계를 나타내었다. 또한 식물플랑크톤과 대형 수생식물, 유기체설물은 가장 아래의 영양단계 1.0으로 나타났다. 따라서 Ecopath 모델을 사용하여 추정한 낙동강 수계의 영양단계는 3단계 즉, 생산자와 1차 소비자, 2차 소비자

로 나눌 수 있었으며, 생산자에는 유기체실물, 식물플랑크톤, 대형수생식물이었고, 1차 소비자에는 동물플랑크톤, 저서동물, 기타 어류, 잉어, 누치 등 이었으며, 2차 소비자에는 배스로 추정되었다(Table 4, Fig. 3).

일반적으로 생태계 내 생산자의 생체량은 그들이 부양하는 1차 소비자의 생체량보다 더 커야 하며, 1차 소비자의 생체량은 2차 소비자의 생체량보다 커야 한다. 또한, 영양단계를 통과하는 에너지는 먹이사슬에서 다음

단계로 넘어갈 때마다 양이 감소한다. 따라서 대부분의 생태계의 영양구조는 위로 뾰족한 피라미드의 형태를 가진다(강 등 2007). 낙동강 하류 생태계의 영양단계별 생체량은 생산자로 추정된 유기체실물과 식물플랑크톤, 대형 수생식물 등의 생체량이 1,275.9 g m⁻², 1차 소비자 로 추정된 동물플랑크톤과 저서동물, 잉어, 기타 어류, 누치 등의 생체량은 134.5 g m⁻², 2차 소비자 로 추정된 배스의 생체량은 24.5 g m⁻²로 조사되었다(Fig. 3). 따라서 영양단계별 생물그룹의 총 무게를 순서대로 도표화하면 밑바닥이 넓고 윗부분이 좁은 피라미드의 영양구조를 가지는 생태계로 나타났다.

3. 생태계 에너지 흐름

낙동강 하류 생태계의 전반적인 에너지 흐름은 무생물인 유기체실물과 식물플랑크톤 등의 1차 생산자에 의해 고정된 에너지로부터 시작되며, 이 에너지는 먹이사슬의 영양단계에 따라 1차 및 2차 소비자인 동물플랑크톤과 저서동물, 잉어, 기타 어류, 누치, 배스 등 일련의 먹고 먹히는 단계를 지나는 것으로 나타났다. 1차 및 2차 소비자의 생물그룹에 의해 섭취된 에너지의 일부는 각 생물그룹의 체내로 동화되고 나머지는 배설물 형태로

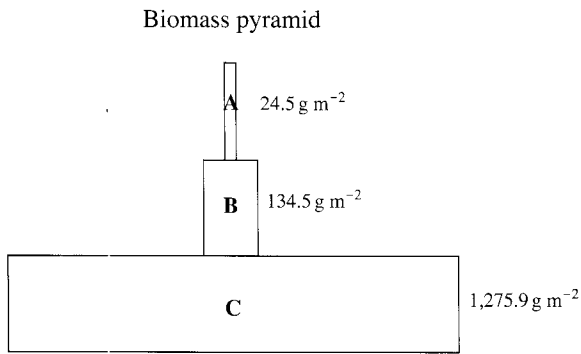


Fig. 2. Biomass pyramid in the Lower Reaches of the Nakdong River (A: secondary consumer, B: primary consumers, C: producers).

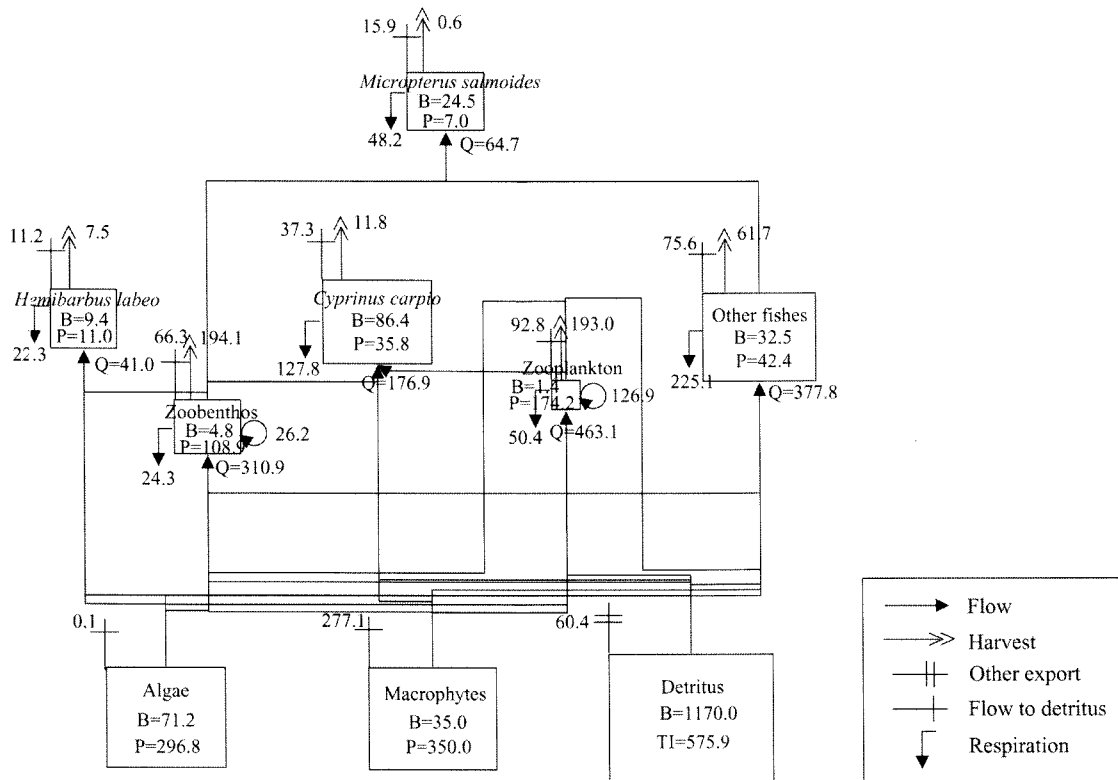


Fig. 3. Flow diagram showing trophic flows in the Lower Reaches of the Nakdong River. Flows are expressed in g m⁻² year⁻¹.

체외로 방출된다. 동화된 에너지 중 일부는 호흡으로 사용되고, 나머지는 새로운 조직 생산과 번식을 포함하는 생산에 이용된다. 따라서 생태계 먹이사슬 내의 섭식관계에 있어서 전환되는 에너지 흐름은 동화량(assimilation)에 대한 호흡량(respiration)의 비(R/A)와 호흡량(Respiration)에 대한 생산량(production)의 비(P/R)를 통

해 알 수 있다(강 등 2007).

최고포식자로 추정된 배스는 동화되는 양이 51.7 g m⁻²로 나타났고, 이 중 48.2 g m⁻²가 호흡으로 사용된다. 따라서 배스의 R/A는 0.9이고 P/R은 0.1로 조사되었다. 누치는 이전 영양단계에서 누치로 유입되는 에너지 중 동화되는 양이 32.6 g m⁻²이고 이 중 호흡으로 22.3 g m⁻²를 소비한다. 따라서 누치의 R/A는 0.9이고 P/R은 0.7로 나타났다. 기타 어류는 302.2 g m⁻²의 동화량 중 225.1 g

Table 5. Respiration and assimilation in the lower reaches of the Nakdong River during the studying periods

Group name	Respiration (g m ⁻²)	Assimilation (g m ⁻²)	Respiration/Assimilation	Production/Respiration
<i>Micropterus salmoides</i>	48.176	51.726	0.931	0.074
<i>Hemibarbus labeo</i>	22.323	32.555	0.686	0.458
Other fishes	225.111	302.222	0.745	0.343
<i>Cyprinus carpio</i>	127.812	142.506	0.903	0.107
Zoobenthos	24.301	248.706	0.098	9.235
Zooplankton	50.427	370.483	0.136	6.347

Table 6. Summary of system statistics obtained for the lower reaches of the Nakdong River

Parameter	Value	Units
Sum of all consumption	1433.998	g m ⁻²
Sum of all exports	252.101	g m ⁻²
Sum of all respiratory flows	498.150	g m ⁻²
Sum of all flows into detritus	575.984	g m ⁻²
Total system throughput	2760.000	g m ⁻²

Table 7. Energy flows in the lower reaches of the Nakdong River during the studying periods

Flow	TL				
	Cons. by Pred.	Export	Flow to detritus	Respiration	Throughput
Flows origination from primary producers (excluding detritus)					
V	0.001	0.001	0.601	1.825	2.427
IV	2.450	2.944	11.364	34.450	51.208
III	50.721	6.228	40.762	90.460	188.170
II	187.980	11.400	114.627	154.418	468.425
I	466.629	0.000	277.099	0.000	743.728
Flows origination from detritus					
V	0.000	0.000	0.188	0.570	0.758
IV	0.766	0.920	5.709	17.316	24.710
III	24.642	12.554	39.058	108.011	184.264
II	181.881	8.274	86.575	91.101	367.830
I	366.203	209.781	0.000	0.000	575.984

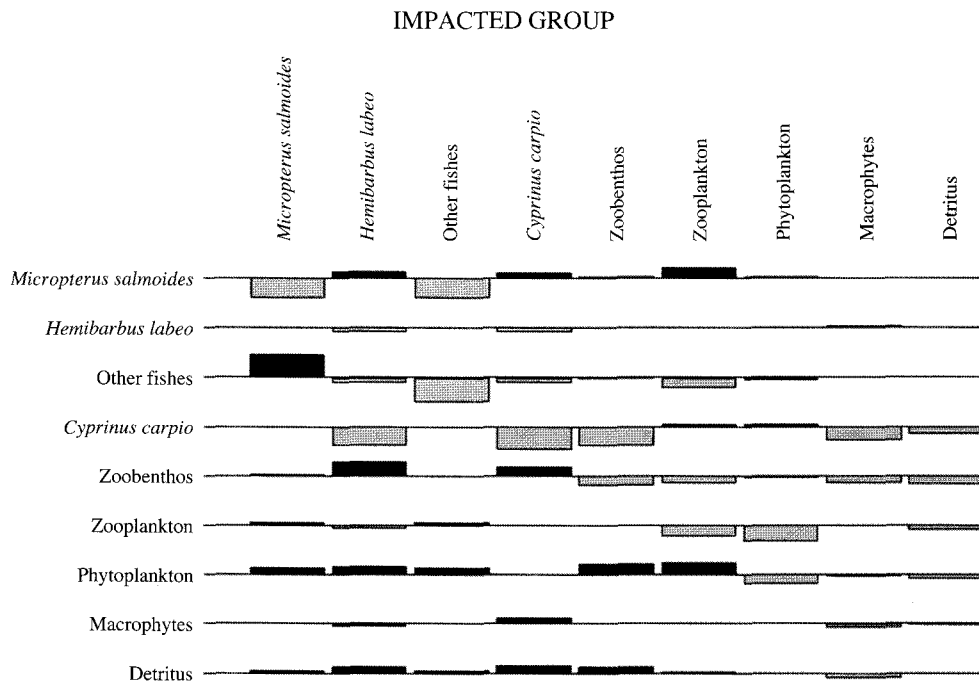


Fig. 4. Mixed trophic impacts of the functional groups in the Lower Reaches of the Nakdong River ecosystem showing the combined direct and indirect trophic impacts. Positive impacts are shown above each baseline in dark columns, while negative impacts are shown below the baseline.

m^{-2} 를 호흡으로 소비함으로 R/A는 0.7이고 P/R은 0.3로 나타났다. 잉어로 유입되는 에너지 중 동화되는 에너지는 $141.5 g m^{-2}$ 이며, 이 중 $127.8 g m^{-2}$ 는 호흡으로 소비된다. 따라서 잉어의 R/A는 0.9이고 P/R은 0.1로 나타났다. 저서동물과 동물플랑크톤의 각각 $248.7 g m^{-2}$ 와 $370.5 g m^{-2}$ 의 동화량을 가지며, 이 중 각각 $24.3 g m^{-2}$ 와 $50.4 g m^{-2}$ 의 양을 호흡으로 소비시킨다. 따라서 저서동물과 동물플랑크톤의 R/A는 0.09와 0.1로 나타났으며, P/R은 각각 9.2와 6.3으로 높게 조사되었다(Table 5). 결과적으로 어류 분류군의 생물그룹인 배스와 누치, 기타 어류, 잉어 등은 저서동물과 동물플랑크톤보다 R/A가 훨씬 더 효율적으로 나타났다. 이와 상반적으로 P/R은 저서동물과 동물플랑크톤이 어류 분류군들보다 더 높은 효율을 보이는 것으로 조사되었다.

모델 구동 결과, 낙동강 하류 생태계를 구성하는 9개의 그룹은 5개 영양단계로 구성되었으며, 시스템 내 영양물질의 총에너지량은 약 $2.7 kg m^{-2}$ 로 나타났다. 이 중 약 $1.5 kg m^{-2}$ (52.7%)가 유기체설물을 제외한 식물플랑크톤 등의 1차 생산자로부터 발생하는 것으로 조사되었다. 또한, 총에너지량 중 식물플랑크톤 등의 1차 생산자에 의한 에너지 생산량은 $743.7 kg m^{-2}$ 로 조사되었고, 이 중 62.7%인 $466.6 kg m^{-2}$ 가 상위 소비자에 의해 직접 소비되는 것으로 나타났다. 그리고 나머지는 37.3%는 유기체설물로 유입되는 것으로 나타났다. 무생물인 유기체설물의 생산량은 $575.9 kg m^{-2}$ 로 나타났으며, 이 중 63.6%인 $367.8 kg m^{-2}$ 가 상위 소비자에 의해 소비되고 나머지 $209.8 kg m^{-2}$ 는 외부로 유출되는 것으로 조사되었다(Table 6).

Ulanowicz and Puccia (1990)은 생태계의 총에너지량을 총섭식량(consumption)과 총이출량(exports), 총호흡량(respiratory flows), 유기체설물 전환(flows into detritus) 등 네 가지 요소의 합으로 정의하였다. 이에 따르면, 낙동강 하류 생태계는 총섭식량이 $1,433.9 g m^{-2}$ 로 나타났고, 총이출량이 $252.1 g m^{-2}$, 총호흡량이 $1,708.4 g m^{-2}$, 유기체설물 전환량이 $575.9 g m^{-2}$ 로 조사되었다. 따라서 총에너지량에 대해 52.0%는 섭식으로, 9.1%는 이출, 18.0%는 호흡, 20.9%는 유기체설물로 전환되어 지는 것으로 나타났다(Table 7). 결과적으로 낙동강 하류 생태계의 에너지 흐름은 상위 영양단계의 포식에 의해 물질흐름이 주로 야기되는 것으로 나타났다.

4. 생물그룹 간 영양학적 상호작용

Ecopath 모델의 혼합영양영향(MTI)은 생태계를 구성하는 생물그룹들 간의 직·간접 상호작용을 평가할 수

있다(Ulanowicz and Puccia 1990; Christensen and Pauly 1993; Kang 2005). 또한, 그룹 생체량을 조금 증가시켰을 때 다른 그룹이 받는 영향을 파악할 수 있기 때문에 민감도해석이라고 할 수 있다(Kang 2005). Fig. 4에서 왼편 그룹의 생체량 증가가 오른편 그룹의 생체량에 미치는 효과가 양일 때는 상부방향으로, 음일 때는 하부 방향으로 상자가 나타나며, 상자의 크기는 효과의 상대적 정도를 표시한다.

최고 포식자로 추정된 배스의 생체량 증가는 배스 자체와 기타 어류에게 큰 음의 효과를, 누치와 잉어, 동물플랑크톤에게는 양의 효과를 미치는 것으로 나타났다. 또한, 배스가 기타 어류의 많은 양을 직접 포식하기 때문에 기타 어류에게 음의 영향을 미치는 것으로 나타났으며, 이에 따른 기타 어류의 감소는 상대적으로 먹이경쟁에 위치하고 있는 누치와 잉어, 동물플랑크톤에 간접적으로 양의 영향을 미치는 것으로 나타났다. 따라서 기타 어류의 생체량 증가는 누치와 잉어에게 음의 효과를 미치며, 기타 어류를 먹이원으로 하는 배스에게는 양의 효과를 미치는 것으로 나타났다.

누치의 생체량 증가는 누치와 잉어에게 다소 음의 효과를 미치는 것으로 나타났다. 잉어의 생체량 증가는 누치와 잉어, 저서동물, 대형무척추동물, 유기체설물에게는 음의 효과를, 동물플랑크톤과 식물플랑크톤에게는 다소 양의 효과를 미치는 것으로 나타났다. 저서동물의 생체량이 증가하면 배스와 누치, 잉어에게는 양의 효과를, 저서동물과 동물플랑크톤, 식물플랑크톤, 대형 수생식물, 유기체설물 등에게는 음의 효과를 미치는 것으로 나타났다. 동물플랑크톤의 증가는 동물플랑크톤과 식물플랑크톤, 대형 수생식물, 유기체설물 등에게 음의 효과를 미치는 것으로 나타났다.

식물플랑크톤의 증가는 배스와 누치, 기타 어류, 저서동물, 동물플랑크톤 등에게는 양의 효과를, 대형 수생식물과 유기체설물, 식물플랑크톤 자체에게는 음의 효과를 보였다. 따라서 혼합영양영향 결과, 최고 포식자로 추정된 배스의 생체량 증가는 배스와 기타 어류에게는 음의 효과를, 누치와 잉어, 저서동물, 동물플랑크톤, 식물플랑크톤 등에게는 양의 효과를 직·간접적으로 미치는 것으로 나타났다. 또한, 각 생물그룹의 생체량 증가는 동일 그룹의 생체량을 감소시키는 음의 효과를 보이는 것으로 나타났다.

고 찰

수 생태계는 생산자와 1차 소비자, 2차 소비자 등의

범주로 집단화되는 영양구조를 가지며, 각 영양 단계는 복잡한 먹이사슬로 연결되어 있다. 따라서 대상 생태계의 영양구조와 에너지 흐름에 대한 연구는 서식하는 생물들 간의 상호 관련성을 정확하게 파악함으로써 수 생태계 및 수자원을 관리하는 데 유용하다(Asaeda *et al.* 2001; Heath *et al.* 2003).

본 연구는 낙동강 하류 생태계의 영양구조와 에너지 흐름을 정량적으로 파악하였다. 모델링 결과, 생물그룹별 생태영양효율(EE, Ecotrophical efficiency)은 0.173~1.000의 범위를 보였다. EE는 모델링을 검증하는 방법이며, 결과치가 0과 1사이 범위 내에 있어야 대상생태계의 전체 에너지 흐름에서 사용량이 생산량을 초과하지 않는 에너지 균형을 이룬다고 판단한다(Zhang and Yoon 2003). 따라서 범위 내의 결과치를 가진 낙동강 하류 생태계는 전체 에너지의 사용량과 생산량이 에너지 균형을 이루고 있음을 보여준다.

낙동강 하류 생태계의 영양구조는 크게 3단계, 즉 생산자와 1차 소비자, 2차 소비자로 구분되어졌으며, 각 영양단계별 생물그룹의 총 생체량을 순서대로 도표화한 결과 밑바닥이 넓고 윗부분이 좁은 피라미드의 영양구조를 가지는 생태계로 추정되었다. 이와 같이 다양하고 복잡한 생태계를 생산자와 1차 소비자, 2차 소비자 등의 영양단계로 분류하는 것은 생물그룹 간의 상호작용을 단순화함으로써 생태계의 구조와 기능을 보다 쉽게 이해할 수 있도록 도움을 준다(손 2007). Odum(1968)은 영양단계 개념이 근본적으로 종을 분류하기 위한 것이 아니며, 생태계를 분석하기 위한 방법이라고 주장하였다. 따라서 생태계의 영양구조에 대한 연구는 유사한 구조 관계를 가지고 있는 다양한 유형과 규모의 생태계를 비교, 분석할 수 있는 유용하고도 간단한 수단을 제공해 줌으로써 생태계를 이해하는 데 필수적인 것으로 판단되었다(장 2006; 손 2007).

모델 결과, 소비자 그룹으로 전환되는 에너지의 흐름은 어류 분류군이 저서동물과 동물플랑크톤보다 R/A가 훨씬 더 효율적으로 나타났으며, 반대로 P/R은 저서동물과 동물플랑크톤이 어류 분류군들보다 더 높은 효율을 보이는 것으로 조사되었다. Elton(1927)은 생태계 영양구조를 통한 에너지 전달을 크게 2가지 특성으로 구분하였다. 첫째, 생태계 내 제1영양단계에서 쓰이는 에너지의 소량만이 다음 영양단계로 전달되며, 나머지는 호흡으로 소모된다. 둘째, 제2영양단계 이상의 동물은 유동성이 있기 때문에 그에 비례하여 제1영양단계에 있는 식물보다 훨씬 많은 호흡을 하고, 상대적인 에너지 손실은 영양단계가 점차 높아질수록 증가한다. 따라서 어류 분류군인 배스와 누치, 기타 어류, 잉어 등이 저서동물과

동물플랑크톤보다 비교적 높은 R/A를 보인 것은 보다 많은 유동성을 가지고 있기 때문으로 판단되며, 반대로 저서동물과 동물플랑크톤은 높은 P/R을 가짐으로 호흡의 열로 잃는 에너지가 비교적 적고 보다 많은 동화에너지를 생산으로 전환하는 것으로 판단할 수 있었다(Lindeman 1942).

낙동강 하류 생태계 내 영양물질의 총에너지량은 약 2.7 kg m^{-2} 로 나타났으며, 이 중 약 52.7% (1.5 kg m^{-2})가 유기체설물을 제외한 대형 수생식물과 식물플랑크톤 등의 1차 생산자로부터 발생하는 것으로 나타났다. 따라서 낙동강 하류 생태계의 에너지 흐름은 무생물인 유기체설물보다는 식물플랑크톤 등의 1차 생산자에 의해 더 많이 야기되는 것으로 추정할 수 있었다. 또한, 낙동강 하류 생태계에서 에너지 흐름은 상위 영양단계의 포식이 52.0%로서 가장 높은 비율을 차지하는 것으로 나타나 상위소비자의 포식이 낙동강 하류 생태계의 영양구조와 에너지 흐름에 매우 큰 영향을 미치는 것으로 판단할 수 있었다(Kang 2005).

혼합영양영향 결과, 각 그룹의 생체량 증가는 각 생물그룹별 생체량을 감소시키는 음의 효과를 보이는 것으로 나타났다. Christensen *et al.* (2000)은 어떤 생물그룹의 생체량 증가는 동일 생물그룹의 먹이자원에 대한 경쟁을 유발시키며, 이는 동일 생물그룹의 생체량에 부정적 영향을 미칠 것이라고 보고하였다. 따라서 각 생물그룹의 생체량이 증가하게 되면 동일 생물그룹 내 먹이자원의 경쟁을 유발시키며, 이에 따라 동일 생물그룹의 생체량이 감소되는 음의 효과를 보일 것으로 추정할 수 있었다. 결론적으로 이 같은 연구들은 특정 생물그룹의 증가가 생태계에 미치는 영향이 부정적인지 긍정적인지 또한, 생태계 구조가 어떻게 변형되는지 등을 예측할 수 있다. 이러한 분석결과들은 체계적인 수 생태계 및 수자원의 관리를 위한 방안으로 제공될 수 있다.

생태계 모델을 이용한 수 생태계의 영양구조와 에너지 흐름에 대한 연구는 주어진 생태계에 대한 전반적인 상황을 요약할 수 있다(장 2006). 또한, 호수와 하천 생태계처럼 서로 상이한 생태계들 사이의 정량적 비교를 할 수 있게 해 준다. 따라서 수 생태계 및 수자원의 관리적 측면에서 크게 기여를 할 것으로 기대된다(장 2008). 그러나 수 생태계 규모 및 경계의 정의와 구성 생물들의 정확한 측정, 생태계를 수학적, 개념적으로 모델화하는 것, 이론적인 부분과 실제 생태계의 차이 등 여러 가지 논란이 야기될 수 있다(손 2007). 그러나 이러한 논란에도 불구하고 수 생태계의 영양구조와 에너지 흐름에 대한 연구는 매우 중요한 가치를 지닌다(손 2007). 즉, 생태계 내 생물적 환경과 비생물적 환경사이의 상호작용

과 생태학을 보는 편리한 틀을 제공할 뿐만 아니라 내·외적 반응에 대한 생태계 변화의 특성과 인위적인 영향에 관련되어 일어날 수 있는 생태계 변화를 예측하는데 매우 유용하다. 특히 서식하는 생물종의 변화를 통해 변화를 받은 생태계가 어떠한 기능을 지니게 되고 이에 따라 필요한 보전 및 관리 정책이 결정되어 질 수 있는지에 대한 정보를 제공할 수 있다(환경부 2004). 향후 생물그룹의 추가적 자료와 같은 유용한 자료를 일반화된 이론으로 더욱 종합화할 필요성이 있으며, 어획과 같은 인위적 환경변화가 대상 생태계에 어떠한 영향을 미칠 것인지를 역학적 시뮬레이션으로 보여주는 Ecosim 모델(Walters *et al.* 1997)을 활용한다면 하천 생태계의 관리 및 보전에 유용한 도구가 될 수 있을 것으로 기대한다. 본 연구는 하천 생태계에서 생태계를 구성하고 있는 각 생물종 및 생물군의 영양역학적인 관계를 밝힌 첫 시도라는 데 의의를 둘 수 있다.

적 요

본 연구는 Ecopath 모델을 이용하여 유수생태계인 낙동강 하류 생태계의 영양구조와 에너지 흐름을 알아보고자 하였다. 이를 위해 2007년 갈수기(5월)와 풍수기(8월)에 낙동강 하류 삼랑진 일대의 6개 지점에서 조사를 실시하였으며, 어류의 각 어종별 밀도와 자원량 자료를 위해 2007년 3월에서 11월까지 매달 2회씩 조사를 실시하였다. 낙동강 하류 생태계는 수온이 20.9~31.4°C, 전기전도도 135~364 $\mu\text{s cm}^{-1}$, 용존산소 9.0~10.5 mg L^{-1} , pH는 10.4~10.7, TOC 2.3~2.7 mg L^{-1} , DOC 2.2~2.6 mg L^{-1} , 수심 0.5~9.0 m, 투명도 0.3~0.5 m 등의 범위를 보이는 것으로 조사되었다. 낙동강 하류 생태계는 크게 3단계 즉, 생산자와 1차 소비자, 2차 소비자로 나누어지는 영양단계를 보였다. 생산자에 해당하는 생물군은 유기체설물, 식물플랑크톤, 대형수생식물이었고, 1차 소비자는 동물플랑크톤, 저서동물, 잉어, 누치, 기타어류 등이었으며, 2차 소비자는 배스였다. 낙동강 하류 생태계의 총에너지량은 2.7 kg m^{-2} 로 나타났으며, 52.0%는 섭식으로, 9.1%는 이출, 18.0%는 호흡, 20.9%는 유기체설물로 전환되는 것으로 나타났다. 또한, 혼합영양영향(MTI) 결과 최고포식자로 추정된 배스의 생체량 증감은 배스와 기타 어류에게는 음의 효과를, 누치와 잉어, 저서동물, 동물플랑크톤, 식물플랑크톤 등에게는 양의 효과를 직·간접적으로 미치는 것으로 나타났으며, 각 그룹의 생체량 증가는 각 생물그룹별 생체량을 감소시키는 음의 효과를 보이는 것으로 나타났다.

참 고 문 헌

- 강선아, 안광국. 2006. 영산강 수계의 이화학적 수질에 관한 시공간적 변이 분석. 한국육수학회지. 39(1):73-84.
- 강혜순, 오인혜, 정 근, 이우신. 2007. 생태학(6판). 라이프사 이언스. 서울.
- 김좌관. 2004. 생태 모델링기법으로서 동적구조모형의 고찰. 환경영향평가. 13(4):213-222.
- 손명원. 2007. 생태학적 환경관리. 도서출판 대운. 서울.
- 안광국, 이재연, 배대열, 김자현, 황순진, 원두희, 이재관, 김창수. 2006. 우리나라 주요하천 수계에서 다변수모델을 이용한 생태학적 수 환경 평가. 한국물환경학회지. 22(5):796-804.
- 이정호. 1998. 낙동강의 부착구조와 유기오탁도지수(DAIpo). 한국육수학회지. 31(1):38-44.
- 장성현. 2008. Ecopath 모델을 이용한 남양호와 낙동강 하류 생태계의 영양구조와 에너지 흐름. 대구대학교 박사학위논문.
- 장성현, 이정준, 이정호. 2006. 인공기질에서의 부착구조의 초기 군집형성과 천이. Algae 21(3):295-304.
- 장창익. 1991. 수산자원생태학. 우성출판사. 서울.
- 장창익. 2006. 생태계 차원에서의 수산자원관리 방안 연구. 한국어업기술학회지. 42(4):240-258.
- 환경부. 2000. 수질오염공정시험방법, 환경부고시 제99-208호.
- 환경부. 2004. 물환경 종합평가방법 개발조사연구(I) 최종보고서.
- 황순진, 김난영, 원두희, 안광국, 이재관, 김창수. 2006. 돌말(Epilithic diatom) 지수를 이용한 국내 주요 하천(금강, 영산강, 섬진강)의 생물학적 수질평가. 한국물환경학회지. 22(5):784-795.
- Allen KF. 1971. Relation between production and biomass. J. Fish. Res. Bd. Can. 20:1573-1581.
- Angelini R, MAP Abuabara and AC Rietzler. 1996. Application of de Bernardi and Di Cola model in a Argyrodiaptomus furcatus (zooplankton-copepod) from Broa Reservoir (Aso Carlos SP-Brazil). Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia 54:69-75.
- Angelini R and AA Agostinho. 2005. Food web model of the Upper Parana River Floodplanin: description and aggregation effects. Ecological Modelling 181:109-121.
- Asaeda T, T Priyadarshana and J Manatunge. 2001. Effects of satiation on feeding and swimming behaviour of planktivores. Hydrobiologia 443:147-157.
- Christensen V. 1995. Ecosystem maturity-towards quantification. Ecological Modelling 77:3-32.
- Christensen V and D Pauly. 1992. Ecopath 2 a software for balancing steady ecosystem models and calculating network characteristics. Ecological modelling 61:169-185.

- Christensen V and D Pauly. 1993. On steady-state modelling of ecosystems. In Trophic models of aquatic ecosystems (Christensen V and D Pauly eds.). ICLARM Conference Proceedings 26, International Center for Living Aquatic Resources Management, Manila, Philippines.
- Christensen V, CJ Walters and D Pauly. 2000. Ecopath with Ecosim: A user's guide. Fisheries center. University of British Columbia, Vancouver and ICLARM, Malaysia.
- Fishbase. 2007. <http://www.fishbase.com>.
- Heath RT, SJ Hwang and M Munawar. 2003. A hypothesis for the assessment of the importance of microbial food web: Linkages in nearshore and offshore habitats of the Laurentian Great Lakes. *Aquatic Ecosystem Health & Management* 6(3):231-239.
- Jones JG. 1979. A guide to methods for estimating microbial numbers and biomass in fresh water. Freshwater biological association. Scientific publication No. 39.
- Jones R. 1984. Assessing the effects of changes in exploitation patterns using length composition data (with notes on VPA and cohort analysis). FAO Fisheries Technical Paper 256: 118.
- Kang YH. 2005. A preliminary trophic flow model for Gwangyang Bay, Korea. *J. Kor. Fish. Soc.* 38:184-195.
- Mihuc TB. 1997. The functional trophic role of lotic primary consumers: generalist versus specialist strategies. *Freshwater Biol.* 37:455-462.
- Odum EP. 1968. Energy flow in ecosystems-a historical review. *American Zoology* 8:11-18.
- Pauly D. 1984. Fish population dynamics in tropical waters; manual for use with programmable calculators. *ICLARM studies Rev.* 8:325.
- Pauly D, V Christensen and C Walters. 2000. Ecopath, Ecosim, and Ecospace as tools for evaluation ecosystem impact of fisheries. *ICES J. Marine Sci.* 57:697-706.
- Polovina JJ. 1984. Model of a coral reef ecosystem. 1. The ECOPATH model and its application to French Shoals. *Coral Reefs* 3(1):1-11.
- Stevenson RJ and Y Pan. 1999. Assessing environmental condition in Rivers and ms with diatom. pp.11-40. In *The diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences* (Stoermer EF and PS John eds.). Cambridge Univ. Press. 1-469.
- Takeda AY, GY Shimizu and J Hight. 1997. Variacoes espaco-temporais da comunidade zoobentica. pp. 157-177. In *Aplancie de inundacao do alto rio Parana: aspectos fisicos, biologicos e socio-economicos* (Vazzoler AEM, AA Agostinho and NS Hahn eds.). Ed. da Universidade Estadual de Maringa.
- Ulanowicz RE and CJ Puccia. 1990. Mixed trophic impacts in ecosystems. *Coenoses* 5:7-16.
- US EPA. 1999. Rapid Bioassessment Protocols for use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton. 2nd eds. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency, office of Water. Washington, D.C., USA.
- Walters C, V Christensen and D Pauly. 1997. Structuring dynamics models of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessments. *Rev. Fish Bio. Fish.* 7:139-172.
- Zhang CI. 2002. Prospect of ecosystem-based fisheries resource management. *J. Kor. Soc. Fish. Res.* 5:73-90.
- Zhang CI and SC Yoon. 2003. Effects of climatic regime shift on the structure of marine ecosystem in the southwestern east sea during the 1970s. *J. Kor. Fish. Soc.* 36:389-401.

Manuscript Received: August 3, 2008
Revision Accepted: November 14, 2008
Responsible Editor: Hak Young Lee