

## 남한강 상류 수계에서 어류의 다변수 모델 지수 산정 및 군집지수와의 비교평가

이 재 훈 · 홍 영 표<sup>1</sup> · 안 광 국\*

(충남대학교 생명과학과, <sup>1</sup>국립중앙과학관 자연사연구팀)

**Multi-metric Index Assessments of Fish Model and Comparative Analysis of Community Index with the Health Index in the Upstream Watershed of Southern Han River. Lee, Jae Hoon, Young Pyo Hong<sup>1</sup> and Kwang-Guk An\* (School of Bioscience and Biotechnology, Chungnam National University, Daejeon 305-764, Korea; <sup>1</sup>Department of Natural History, National Science Museum, Daejeon 305-705, Korea)**

This study assessed ecological health using a multi-metric fish model from 15 sites in the headwater watershed of southern Han River during June~August 1999 and then compared the health with conventional community diversity index to figure out differences between health and diversity index. For the analysis, we adopted 10 metric IBI model for regional applications. During this survey, total number of species sampled were 24 (6 families) and varied depending on magnitude of ecological disturbance and stream order. In the mountainous streams, mean proportion of sensitive and insectivore species was composed of 91% and 56%, respectively, indicating a potential healthy conditions. However, tolerant species with 66% and omnivore species with 76% were sampled from the 2nd order stream, which was shown deterioration in the physical habitat quality. In the overall watershed, mean IBI value was 38, judging as "fair" condition by the health criteria. Values of Individual IBI were closely associated with stream order and this pattern was similar to other mountainous streams showing low chemical pollutions and disturbance. Our comparison between IBI and diversity index over the stream order showed a distinct difference; Shannon-Weaver diversity index overestimated the actual community conditions and the variation range in the 2nd order stream was greater in the diversity index. Overall data suggest that the multi-metric approach may be a useful tool for stream ecosystem management and the conventional diversity index may not effective unless the stream order is considered for the stream evaluation.

**Key words :** ecological health, fish, IBI, diversity index, stream order

### 서 론

한강수계에서는 생태계의 현황조사 및 수계관리 목적으로 어류를 포함한 다양한 생물상 조사 및 이에 함께

수질조사가 진행되어 왔다. 어류의 군집수준(Community level)에 대한 연구로는 수계중심으로 이루어져 왔으며, 김과 이(1975)의 동강 및 평창강을 중심으로 한 남한강 상류수계 조사 외에 개방산 유역조사, 치악산 계류조사, 동강 및 원주천 연구 등이 수행되어 왔다. 또한 한

\* Corresponding author: Tel: 042) 821-6408, Fax: 042) 822-9690, E-mail: kgan@cnu.ac.kr

강수계에서 어류 개체군수준(Population level)에 대한 연구로는 연준모치(*Phoxinus phoxinus*, 송 등, 2002), 꾸구리(*Gobiobotia macrocephala*, 최 등, 2004) 등에 대한 연구가 있다. 한편, 이화학적 수질과 관련한 연구로는 남한강(홍과 라, 1978), 송천 상류수계(허 등, 1995) 등에서 수질특성에 대한 공간적, 계절적 역동성에 대해 보고하고 있다. 그러나 이런 다양한 연구에도 불구하고, 주로 연구된 내용은 종래의 생물종 분포특성, 군집 및 개체군의 종 다양도, 밀도분석 및 이화학적인 단순 수질평가들이 주류를 이루고 있는 실정이다.

국제적인 연구동향에 따르면, 1970~90년대 초반까지 수환경 평가에서는 이화학적인 평가가 주류를 이루었으나, 최근에는 빈번한 수질오염 및 서식지 파괴에 의한 생태계 교란으로 하천 생태계 건강성 평가에 대한 연구가 다각적으로 진행되고 있다. 미국 환경부(US EPA, 1993)에서는 다양한 생물군을 이용한 다변수 생물 지표지수를 도입해 수생태계를 평가하고 진단하는 기법(Index of Biological Integrity, IBI)이 수계관리에 실효를 거두고 있다. 이런 기법은 Karr(1981)가 최초로 미국 중서부 하천에서 모델을 개발한 이래, 미국의 40개주 이상에서 평가도구로 이용하고 있으며, 1999년에는 “신속한 생물평가 조서”(Rapid Bioassessment Protocol, RBP)가 개발되어 생태계 평가에 폭넓게 이용되고 있다. 우리나라에서는 현재까지 한강수계(안 등, 2001b), 금강수계(안 등, 2001a) 및 낙동강수계(권과 안, 2006) 등에 적용된 바 있다. 한편, 우리나라에서는 2003~2006년까지 환경부에서 물환경 종합평가의 일환으로 개발된 1차 생산자인 부착조류(Periphyton)에 의한 건강성 평가(황 등, 2006), 수서무척추동물에 의한 건강성 평가(원 등, 2006) 및 어류에 의한 건강성 평가(안 등, 2006)가 소개되면서 생태계 건강성 평가에 대한 정부의 역할이 크게 강화되고 있다. 수체내 다양한 생물군을 이용한 생물학적인 수환경 평가 기법은 수환경을 진단하는데 필요한 핵심기법으로서 지속적인 모니터링을 통하여 하천생태계를 진단하고 복원하는데 핵심자료로 활용될 수 있다.

한강본류에 대한 상기의 다양한 연구에도 불구하고, 한강 최상류 지역을 대상으로 한 어류에 의거한 생태계 건강도 평가는 일부의 이전 연구(안 등, 2001b)를 제외한다면 거의 전무한 실정이다. 본 연구에서는 다변수 어류모델(Multi-metric fish model)을 이용한 생태계 건강도를 평가 진단하고, 기존의 하천차수에 관계없이 산정하는 군집지수 분석법을 본 연구에서 도입된 다변수 모델과 비교 평가하여 각기의 특성을 규명하고자 한다.

## 재료 및 방법

### 1. 조사기간 및 조사지점

어류조사는 1999년 6월과 8월, 2차례에 걸쳐서 실시하였고, 강원도 삼척시 하장면 골지천을 시작으로 강원도 정선군 정선읍 가수리 동강까지의 남한강 최상류지역, 15개 조사지점을 선정하였다(Fig. 1). 본 연구 대상지점인 아래의 S1~S15까지의 모든 조사지점은 행정구역상 강원도에 속하고, S1~S10까지의 지점은 골지천, S11~S14는 조양강, S15는 동강으로 구분된다.

- S1. 태백시 상사미동 상사미교
- S2. 태백시 조탄동 하촌
- S3. 삼척시 하장면 장전리 장전교
- S4. 삼척시 하장면 갈전리
- S5. 삼척시 하장면 토산리 은토교
- S6. 정선군 임계면 낙천리 혈천교
- S7. 정선군 임계면 낙천리
- S8. 정선군 임계면 반천리
- S9. 정선군 임계면 봉정리
- S10. 정선군 북면 여량리 아우라지
- S11. 정선군 북평면 나전리 나전교
- S12. 정선군 정선읍 봉양리
- S13. 정선군 정선읍 용탄리
- S14. 정선군 정선읍 광하리 광하교
- S15. 정선군 정선읍 가수리

### 2. 조사방법

어류의 채집은 각 조사지점의 특징에 따라 투망(망목 5×5 mm), 족대(망목 5×5 mm), 뜰채(망목 2×2 mm)를 사용하였고, 정량적 조사를 수행하기 위하여 조사지점별로 투망은 10회씩 동일하게 투척하였다. 현장에서 채집된 어류로서 분류 동정이 가능한 종은 현장에서 종목록을 만들었고, 일부 분류가 모호한 표본은 10% 포르말린 용액에 고정하여 실험실에 운반한 후 동정하였다. 어류의 동정은 김과 강(1993) 등의 검색표에 의거하였고, 종 목록은 민감종, 보편종, 내성종의 순서로 기존의 체계와 달리 길드체계 중심으로 서술하였다. 이미 미국에서 개발된 Ohio EPA(1989) 및 안 등(2006)의 채집기법에 따르면, 조사지점은 상, 하류 각각 100 m 구간에서 60분씩 실시하며, 조사구획내의 소(Pool), 여울(Riffle) 및 흐름이 있는 곳(Run)을 모두 포함하여 조사하고 있다. 본 연구에서 채집시 소요시간은 약 40~50분 내외가 소요되었고

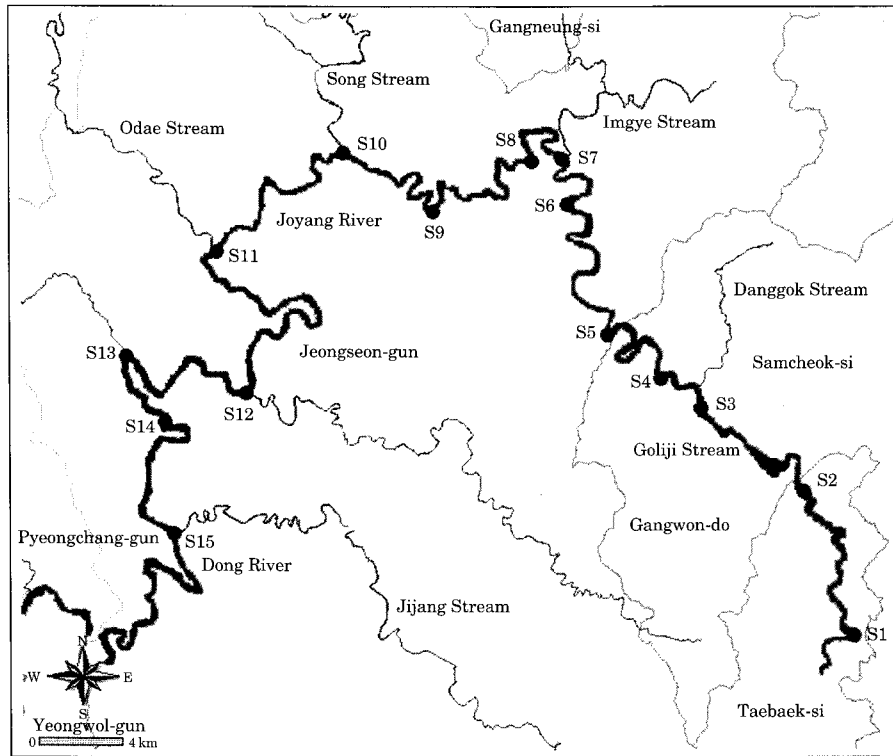


Fig. 1. Map showing each sampling site.

지점당 투망투척을 위해 이동한 거리 역시 150 m 이상 이고 또한 투망 투척 지점도 소, 여울, 흐름이 있는 곳을 모두 포함하였다. 이런 현장조사는 기존의 건강도 평가방법에서 이용되는 전기충격기(Electrofishing), 소요시간, 조사거리 등의 일부 차이로 인해 자료의 과소평가가 있을 가능성이 있는 것으로 사료되었다.

3. 생물학적 건강도 모델 평가 및 군집분석

현장 채집된 어류를 기반으로 한 생태건강도 지수 (IBI) 산정은 Barbour *et al.* (1999)과 US EPA (1993)의 기준을 모체로 하였으며, 안 등(2005)에 의하여 국내 환경에 맞게 수정 보완된 10개 다변수 매트릭 모델(Multimetric model)을 이용하였다. M<sub>1</sub>: 총 토종수(Total number of native species), M<sub>2</sub>: 여울성 저서종수(Number of riffle-bentic species), M<sub>3</sub>: 민감종의 개체수(Number of sensitive species), M<sub>4</sub>: 내성종의 개체수빈도(Proportion of tolerant species), M<sub>5</sub>: 잡식성종의 상대빈도(Proportion as a number of omnivore species), M<sub>6</sub>: 본토 충식성종의 상대빈도(Proportion as a number of insectivore species), M<sub>7</sub>: 본토 육식종의 상대빈도(Proportion as a number of carnivore species), M<sub>8</sub>: 총개체수(Total num-

ber of individual), M<sub>9</sub>: 외래종 빈도(Proportion as a number of exotic species), M<sub>10</sub>: 개체의 비정상도 빈도(Proportion as a number of abnormal individual)의 총 10개 메트릭에 대해 각각 “5”, “3”, “1”의 점수를 부여한 뒤 각 메트릭 값을 산정하여 최적상태(Excellent, 50~46), 양호상태(Good, 40~36), 보통상태(Fair, 30~26), 약화상태(Poor, 20~16), 최악상태(Very Poor, ≤10)의 5개 등급으로 구분하였다. 본 연구에서 이용된 메트릭 속성 및 모델의 세부적 특성은 안 등(2001b, 2005)의 연구에서 자세히 기술되었다. 한편, 상기모델을 이용한 생태건강도 값은 전통적으로 널리 이용되어온 군집분석 결과와 비교·평가하였다. 군집우점도 지수는 Simpson (1949), 종풍부도 지수는 Margalef (1958), 종다양도 지수는 Shannon-Weaver (1963), 균등도 지수는 Pielou (1975)의 군집지수 산정식을 이용하였다.

결과 및 고찰

1. 물리적 하천구조

본 연구에서 수행된 15개의 조사지점들은 Strahler

**Table 1.** Physical conditions in the sampling sites.

Site	Hydraulic width (m)	Bottom structure	Stream order	Clarity
S1	10.0~20.0	P, S	2	C
S2	5.0~10.0	P, S, R	2	VC
S3	5.0~10.0	P, S, R,	3	VC
S4	20.0~30.0	P, S	3	C
S5	10.0~20.0	P, R, S	3	VC
S6	20.0~30.0	P, R	3	T
S7	20.0~30.0	P, R, S	4	C
S8	10.0~20.0	P, R	4	C
S9	20.0~30.0	P	4	C
S10	20.0~30.0	P, S, R	4	VC
S11	20.0~30.0	P	4	C
S12	5.0~10.0	P, R	4	C
S13	20.0~30.0	R, S	4	T
S14	20.0~30.0	P, R, S	4	C
S15	20.0~30.0	P, S, R	4	C

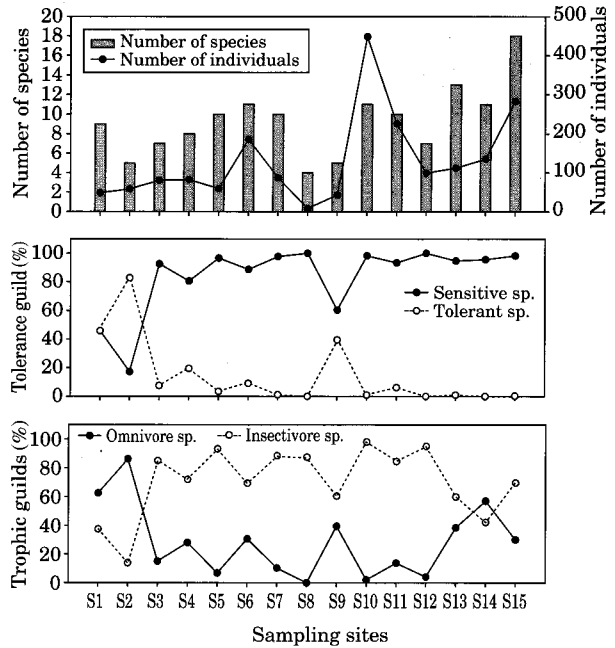
\*Bottom structure: P (Pebble), S (Sand), R (Rock)  
 \*Clarity (by eye): C (Clear), T (Turbid), VC (Very Clear)

(1957)의 하천치수(Stream order)기준에 의거할 때 2~4 차 하천으로 구성되었고(Table 1), 대부분은 자연식생이 잘 발달되어 있고 비교적 점오염원 및 비점오염원의 영향이 극히 적은 청정한 지점들로 나타났다. 하상은 주로 자갈(Pebble)로 이루어져 있으나, S3, S8, S12~S13은 비교적 바위(Rock)가 85% 이상의 하상을 이루고 10% 이하가 자갈이 산재하는 전형적인 산간계류형의 하천유형으로 나타났다.

조사지점에서 흐르는 물은 대부분 투명도가 아주 높았으나, 조사지점 S6과 S13은 인근 농경지로부터 유입되는 탁수에 의해 저질(Substrate)이 육안으로 보이지 않을 만큼 흐린 상태를 보였다. 현장에서 관찰된 조사지점 특성 분석에 따르면, S8~S9, S12 및 S14를 제외하고는 인근의 주거지, 농지가 주로 분포하고 있어 일부 유기물 유입이 분명한 것으로 나타났다. S10은 인근에 유원지가 형성되어 있어 하질기에 인위적인 행락객의 간섭에 의해 서식지 변화를 보였고, S11은 도로가 인접하여 일부 인위적 생태계 교란이 예상되었다. 각 조사지점에 대한 개략적인 물리적인 특징은 Table 1과 같다.

**2. 어류상**

본 연구기간 동안 채집된 어종은 총 6과 24종 1,954개체로서, 조사지점에 따라 종수는 4종에서 18종, 개체수는 8에서 448개체까지 다양하게 채집되어 산간 계류형 하천임에도 불구하고 지점별 변이가 뚜렷하게 P나타났다(Fig. 2). 각 지점별 어류상 및 생태적 길드 분석 결과는



**Fig. 2.** Fish fauna, tolerance guild, and trophic guilds in the sampling sites.

Table 2와 같다. 채집된 어종중 잉어과(Cyprinidae)는 17종(71%), 1,873개체(96%)로 가장 높았으며, 종별 상대 풍부도는 갈겨니(*Zacco temminckii*) 54%로서 단연 우점하였으며, 피라미(*Zacco platypus*) 8%, 배가사리(*Microphrysogobio longidorsalis*) 8%, 쉬리(*Coreoleuciscus splendidus*) 5% 등의 순으로 나타났다. 채집된 종 중 한국고유종은 꺼지(*Coreoperca herzi*) 외 13종으로서 58%를 차지하여 비교적 높은 빈도를 보였다. 전(1980)의 연구보고에 따르면, 고유종의 존재는 해당 지역의 생물상을 특징짓는 기준이 되며, 최 등(2000)의 연구에 따르면, 고유종은 서식지의 수환경 상태가 악화되면 급격히 감소하는 경향을 보이는 것으로 보고하고 있다. 본 연구 대상 지역에서는 한반도의 평균적인 고유종 빈도인 23%(남, 1996)를 훨씬 상회하는 것으로 나타났는데 이는 조사지역에서의 자갈이나 돌로 형성된 여울 수의 우점, 토지이용도에서 산림으로 주로 구성되어 있는점, 인간간섭 및 오염원의 미미함 등에 의한 결과로 사료되었다. 본 조사에서는 천연기념물인 어름치(*Hemibarbus mylodon*, S14~S15)와 환경부 멸종위기야생동식물 2급에 지정되어 있는 가는돌고기(*Pseudopungtungia tenuicarpa*), 목납자루(*Acheilognathus signifer*)가 출현하여 종 보존을 위해 향후 대책마련이 필요한 것으로 사료되었다.

Table 2. Fish fauna and various guild analysis in the sampling sites (RA=relative abundance).

Species	Tolerance guild	Trophic guild	Habitat guild	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S11	S12	S13	S14	S15	Total	RA (%)
<i>Zacco temminckii</i>	S	I	-	5	3	40	43	38	102	60	0	8	393	106	61	41	18	134	1052	53.8
<i>Microphysogobio longidorsalis</i> ★	S	O	RB	2	2	6	2	1	39	7	0	0	3	17	4	3	53	20	159	8.1
<i>Coreoleuciscus splendidus</i> ★	S	I	RB	1	0	6	3	9	6	2	0	10	35	0	18	0	3	5	98	5.0
<i>Acheilognathus signifer</i> ★★	S	O	-	0	0	0	2	1	0	1	0	0	0	0	0	3	17	43	67	3.4
<i>Pungtungia herzi</i>	S	I	RB	0	4	0	6	3	4	3	0	5	1	19	1	7	9	3	65	3.3
<i>Hemibarbus longirostris</i>	S	I	-	3	1	0	0	1	7	5	3	0	2	31	0	2	0	2	57	2.9
<i>Pseudopungtungia tenuicorpa</i> ★★	S	I	RB	0	0	0	0	1	2	0	0	0	1	2	13	8	23	4	54	2.8
<i>Iksookimia koreensis</i> ★	S	I	RB	0	0	1	7	2	4	6	3	3	0	14	1	2	1	5	49	2.5
<i>Hemibarbus mylodon</i> ★○	S	I	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	18	0	0	3	23	48	2.5
<i>Acheilognathus yamatsuate</i> ★	S	O	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	36	0	10	46	2.4
<i>Rhynchoypris kumgangensis</i> ★	S	I	-	3	0	20	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2	0	17	43	2.2
<i>Koreocobitis rotundicaudata</i> ★	S	O	RB	0	0	0	3	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	7	13	0.7
<i>Phoxinus phoxinus</i>	S	O	RB	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	9	0.5
<i>Coreoperca herzi</i> ★	S	C	RB	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	4	1	1	1	1	9	0.5
<i>Rhynchoypris oxycephalus</i>	S	I	-	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0.1
<i>Ladislabia taczanowskii</i>	S	H	RB	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0.1
<i>Hemibarbus labeo</i>	S	I	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0.1
<i>Liobagrus mediadiposalis</i> ★	S	I	RB	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0.1
<i>Liobagrus andersoni</i> ★	S	I	RB	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0.1
<i>Silurus microdorsalis</i> ★	S	C	RB	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0.1
<i>Pseudogobio esocinus</i>	I	I	-	0	0	0	0	0	2	1	0	0	3	0	0	5	0	3	14	0.7
<i>Microphysogobio yaluensis</i> ★	I	O	RB	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	6	1	8	0.4
<i>Orthrias toni</i>	I	I	RB	4	0	0	0	0	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	7	0.4
<i>Zacco platypus</i>	T	O	-	22	48	6	16	2	17	1	0	17	4	14	0	1	0	1	149	7.6
Total number of species				9	5	7	8	10	11	10	4	5	11	10	7	13	11	18	24	
Total number of individual				48	58	80	82	59	186	87	8	43	448	226	99	112	135	283	1954	100.0

★: Endemic species, ○: Endangered species, ○: Natural monument, Tolerance guild (S: Sensitive, I: Intermediate, T: Tolerance), Trophic guild (I: Insectivore, O: Omnivore, C: Carnivore, H: Herbivore), Habitat guild (RB: Riffle benthic)

### 3. 내성도 및 트로픽 길드 분석

내성도 길드(Tolerance guild)의 분석에 따르면, 민감종(Sensitive species)은 개체수 측면에서 91%로 나타났고, 내성종(Tolerant species)은 8%로 나타나 민감종의 월등한 우세현상을 보였다. 즉, Karr (1981)와 US EPA (1991)의 기존연구에 따르면 내성종의 개체수 및 종수는 유기물 오염, 서식지 파괴 등의 서식지의 물리·화학적 질적 하강에 따라 어종의 풍부도가 증가하는 경향을 보이는 것으로 보고하고 있어서 본 연구지역은 비교적 하천이 잘 보존된 것으로 나타났다. 한편, 트로픽 길드(Trophic guild) 분석에 따르면, 충식종(Insectivore)은 개체수 측면에서 76%, 잡식종(Omnivore)은 23%로서 충식종의 우점현상을 보였다. 특히 민감성 어종은 전체 15개 조사지점 중 10개 지점에서 90% 이상 출현하는 것으로 나타나 서식환경보전이 비교적 잘된 수계로 사료되었다. 외래종은 본 조사에서 전혀 출현하지 않아 외부로부터의 종 유입 또한 잘 차단되어 있어 기존의 타 수계들에서의 연구 결과와는 뚜렷한 차이를 보였다. 한편, 본 수계에는 무지개송어(*Onchorhynchus mykiss*) 양식장이 많이 존재하는 점을 감안할 때 수계내로의 유입이 예상되며, 특히 장마기간 동안 양식장의 물이 범람할 경우를 대비하여 유입

차단을 위한 규제적 대책 마련도 필요할 것으로 사료되었다. 각 조사지점에 따른 내성도 및 트로픽 길드 분석에 따르면, 내성종과 잡식종은 S1과 S2에서 우세하는 것으로 나타났고(66%, 75%), S3로부터 민감종 및 충식종이 우세했다(Fig. 2). 2개 지점에 대한 이런 결과는 광동댐에 의한 어류 통로의 교란 및 물리적 하상의 서식환경의 교란으로 사료되었다. 나머지 S3~S15에서는 내성종 및 잡식종의 출현빈도가 아주 낮았고, 민감종 및 충식종 어종의 상대빈도가 아주 높아 생태계가 잘 보존된 것으로 사료되었다.

### 4. 하천차수(Stream order)에 따른 내성도 및 트로픽 길드 분석

어류의 민감종 특성의 분석결과에 따르면, 민감종의 비율은 하천차수가 증가할수록 증가하였고, 반대로 내성종의 비율은 하천차수 증가에 따라 감소하는 경향이 뚜렷하게 나타났다(Fig. 3). 또한 섭식에 따른 트로픽 길드 분석에 따르면, 충식종(Insectivore)의 비율은 하천차수가 증가할수록 증가하고, 잡식종의 비율은 하천차수의 증가에 따라 감소하는 것으로 나타났다. Barbour *et al.* (1999)

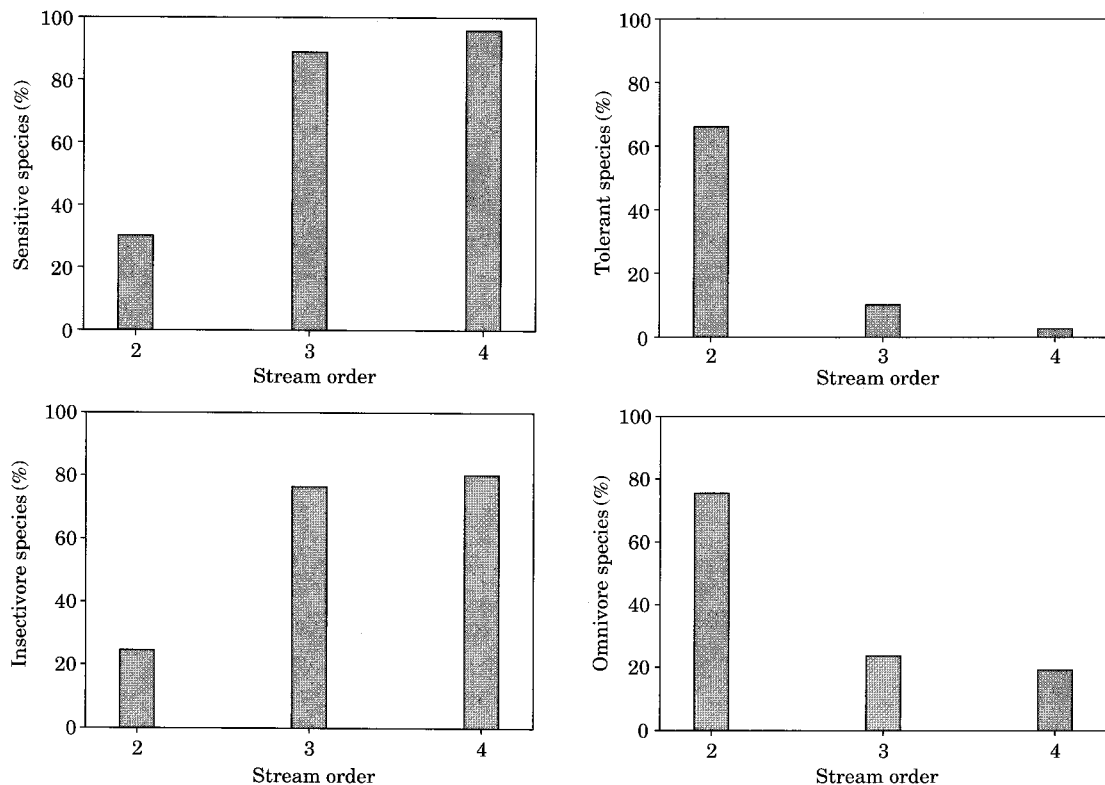


Fig. 3. Relative abundance of sensitive, tolerant, insectivore and omnivore species over the stream order.

의 연구에 따르면, 하천차수가 증가되면서 수생태계의 유기물오염 및 독성물질의 유입증가가 일반적이며, 이런 이유로 해서 어류의 섭식특이성을 단순화시켜 하천차수의 증가에 따라 잡식종 우점현상을 보여 수계 건강도를 악화시킨다고 보고한 바 있다. 즉, 본 연구에서 얻은 결과는 하천의 차수가 증가하여 하천의 크기가 커져도 오염종의 감소 및 잡식종의 증가를 보이지 않는 이유는 본 연구대상 수계의 경우 S1과 S2를 제외하고는 이화학적 수질오염 및 수계교란이 극히 미미함을 제시하는 바이다.

**Table 3.** Community analysis, based on the species richness index (d), evenness index (J'), species diversity index (H'), and dominance index (λ) in the sampling sites.

Site	S	N	d	J'	H'	λ
S1	9	48	2.07	0.80	1.75	0.24
S2	5	58	0.99	0.42	0.68	0.69
S3	7	80	1.37	0.71	1.39	0.32
S4	8	82	1.59	0.71	1.48	0.32
S5	10	59	2.21	0.56	1.30	0.43
S6	11	186	1.91	0.60	1.45	0.35
S7	10	87	2.02	0.53	1.22	0.49
S8	4	8	1.44	0.91	1.26	0.21
S9	5	43	1.06	0.90	1.45	0.25
S10	11	448	1.64	0.23	0.54	0.78
S11	10	226	1.66	0.74	1.71	0.26
S12	7	99	1.31	0.59	1.14	0.43
S13	13	112	2.54	0.69	1.77	0.24
S14	11	135	2.04	0.75	1.80	0.22
S15	18	283	3.01	0.65	1.87	0.26

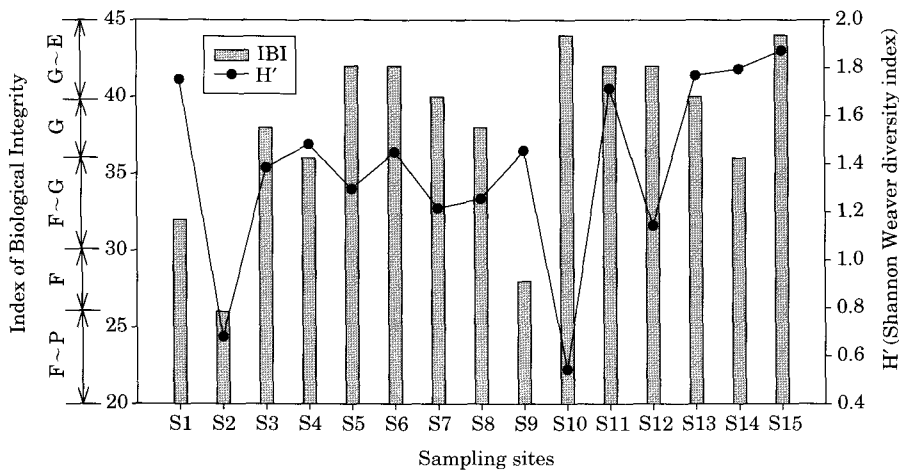
S=Total number of native species, N=Total number of individual, d=Margalef's species richness index, J'=Pielou's evenness index, H'=Shannon-Weaver diversity index, λ=Simpson's dominance index

**5. 어류 군집분석 (Community Analysis)**

전통적으로 가장 흔히 이용된 군집분석 분석에 따르면, S10의 경우, 우점도 지수(Simpson's dominance index)는 0.78로 최고치를 보인 반면, 종다양도 지수(Shannon-Weaver diversity index)와 균등도 지수(Pielou's evenness index)는 각각 0.54, 0.23으로 최저치를 보였다 (Table 3). S10에서 우점도지수가 최대치를 보인 이유는 채집된 448개체 중 갈겨니(*Zacco temminckii*)가 88% (393개체)의 단연 우점현상으로 나타났다. S15의 경우 풍부도 지수(Margalef's species richness index)는 3.01로 최대치를 보였고, 또한 종다양도 지수도 1.87로 최대치를 보였는데, 이는 동강이 시작하는 유역의 지역적 특성으로서 전체 24종 중 18종이 채집되어 어류 군집이 안정되어 있는 것으로 사료된다.

**6. 하천 생태건강도 (Stream Health) 및 어류군집 지수의 비교**

본 조사를 통해 채집된 어류를 이용하여 안 등(2005)에 의한 생태 건강도 모델 적용 및 평가결과는 Fig. 4와 같다. IBI의 다변수모델을 이용한 생태 건강도 지수의 평균값은 38 (n=15)로서 Barbour et al. (1999)의 등급기준에 의거할 때, 남한강의 상류수계는 "양호상태(Good)"로 나타났다. S1의 경우 IBI값은 32로 보통~양호상태(Fair~Good)로 나타났고, S10의 경우 IBI값은 44로서 양호~최적상태(Good~Excellent)로 판명되었다. 이런 IBI에 의한 다변수 모델값과 전통적 방법인 군집 분석값과의 비교분석에 따르면, 지점에 따라서는 뚜렷한 차이를 보였다. 즉, 일반적으로 종래의 전통적 개념에 서식지 교



**Fig. 4.** Index of biological integrity (IBI) and Shannon-Weaver diversity index in the sampling sites.

란 및 부영양화 등으로 오염된 수역에서는 다양한 생물의 분포가 제한되어 종 다양성이 낮아지고, 종다양도지수가 높을수록 서식지가 안정되어 있다고 알려져 있지만 (최 등, 2000), 실제 IBI에 의거한 다변수 생태 건강도 평가틀 통해 살펴본 결과는 상당한 차이를 보였다. S1의 경우 종다양도지수는 1.75로 높게 나타난 반면, 내성종이 46%, 잡식종이 63%가 출현하며 IBI 값이 32로 비교적 낮게 나타났고, S10의 경우 갈겨니가 88%로 우점하면서 종다양도지수는 0.54로 전체 지점중 가장 낮게 나타난 반면, 민감종과 충식종이 각각 98%로 출현하며 IBI 값은 44로 전체 지점중 가장 높게 나타났다.

US EPA (1993)의 보고에 따르면, 하천차수가 증가할수록 혹은 하류로 갈수록 특히 하천의 화학적 오염 증가에 의해서 IBI 값이 낮아지는 것이 일반적이다. Hungueny *et al.* (1996)의 외국 사례 분석에 따르면, 연구대상 하천 (기니아)은 하류로 갈수록 보크사이트 처리공장에 의한 화학적 오염원 증가로 인해 IBI 값이 낮아졌고, Oberdorff *et al.* (1992)의 세인강 수계의 연구결과에서는 화학적 영향뿐만 아니라 댐, 수로화 등에 의한 물리적 교란에 의해서도 하류로 갈수록 IBI 값이 낮아졌다는 보고를 하고 있다. 국내의 경우 IBI에 의거하여 평가된 금호강(권과 안, 2006)과 평창강(안 등, 2001b), 갑천(안 등, 2001a)의 보고를 비교해 본 결과에 따르면, 도심하천(금호강, 갑천)의 경우 하천차수가 증가하면서 IBI 값의 감소가 명확한 반면, 산간 계류형 하천(평창강)에서는 상, 하류사이의 큰 차이를 보이지 않았으며 대부분 조사지점에서 높은 생태 건강도 모델값(IBI)을 보였다. 본 연구에서도 연구결과는 도심하천과는 뚜렷하게 다른 양상으로 나타났으며, 일부 낮은 건강도 값은 화학적 오염에 의한 것이라기보다는 물리적 교란의 영향이 더 큰 것으로 사료되었다. 즉 산간 계류형 하천의 경우 하천차수가 증가하여도 점오염원과 비점오염원에 의해 영향을 많이 받지 않고 자연상태 그대로 유지되어 서식지가 비교적 훼손되지 않고 양호하게 유지되는 반면, 도심을 통과하는 도심형 하천은 화학적 점오염원 및 하상교란에 의해 하류부에서 급격히 IBI 값이 감소되는 것으로 사료되었다.

하천차수에 따른 생태 건강도 모델값(IBI)과 종 다양도지수의 비교분석 결과는 Fig. 5와 같다. 2차 하천인 S1과 S2에서 생태 건강도 모델값(IBI)은 각각 32, 26으로 보통(Fair) 및 보통~양호상태(Fair~Good)로서 두 지점 간 큰 차이를 보이지는 않지만, 전통적인 군집분석으로 널리 알려진 종다양도 지수(Shannon-Weaver diversity index)는 각각 1.75 및 0.78로서 두 지점 간에 큰 차이를 보였다. 평균 IBI 값은 29 (n=2)로서 보통상태(Fair)이지

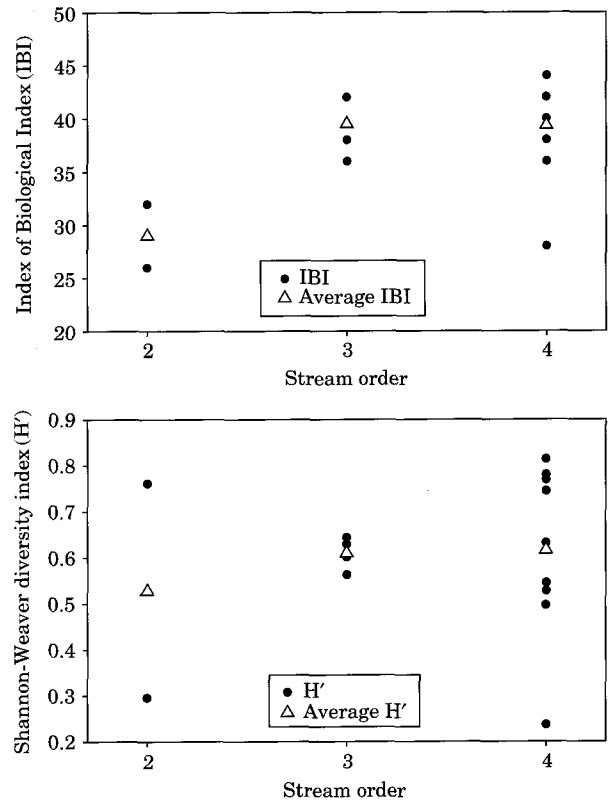


Fig. 5. Index of biological integrity (IBI) and Shannon-Weaver diversity index over the stream order.

만 종 다양성 지수의 경우 비록 평균은 1.21이지만, S1과 S2의 값의 차이가 IBI 값에 비해 현저히 크기 때문에 2차하천의 생태적 특징을 잘 반영하지 못하는 것으로 나타났다. 이런 결과는 기존의 군집구조 분석만을 통해서 총체적인 하천의 생태학적 건강도를 판단하기에는 한계가 있음을 입증하는 바이다. 따라서, 본 연구에서 이용된 다변수 어류평가 모델을 통한 메트릭 분석은 어류의 트로픽 특성 및 생태계의 건강성을 잘 반영하고 있고, 레퍼런스 하천 평가에 의한 비교대상 하천 평가가 쉽고, 하천차수에 의한 하천의 크기를 잘 반영하고 있어 총체적 하천 생태계 건강성평가에 핵심자료로 이용될 것으로 사료된다.

적 요

본 연구는 1999년 6월과 8월에 남한강 상류수계의 15개 조사지점으로부터 어류의 다변수 모델을 이용하여 생태건강성을 평가하였고, 전통적인 군집분석에 의한 지수와 서로 비교·평가하였다. 본 연구를 위해 우리나라의



생태적 특성에 맞게 보완된 10-메트릭 건강성 평가 모델을 적용하였다. 어류조사에 따르면, 총 6과 24종이 출현하였고, 생태적인 교란정도와 하천차수에 따라 일부 변이를 보였다. 생태길드분석에 따르면, 민감종과 충식종은 각각 91%, 56%로서 생태적으로 수환경이 건강한 상태로 나타났다. 그러나 S1과 S2의 2차 하천에서는 내성종이 66%, 잡식종이 76%가 채집되어 물리적 서식지의 질적 저하가 영향을 나타낸 것으로 판단되었다. 본 수계에서 생태건강도의 평균 모델값은 38로서 양호상태를 보였고, 개별적 IBI 값의 패턴은 다른 산간계류형 하천들과 유사하여 비교적 이화학적 오염에 의한 영향이 적은 것으로 사료되었다. 하천차수에 따른 IBI 값과 종다양성 지수와 비교에 따르면, 두 변수값은 분명한 차이가 있음을 보여주었다. Shannon-Weaver의 종다양성 지수는 실제 군집상태를 잘 반영하지 못했으며, 특히 2차 하천에서의 종다양성 지수 변이의 폭은 IBI 값으로 산정한 생태 건강도에 비해 훨씬 크게 나타났다. 본 연구결과는 다변수 메트릭에 의한 연구 접근방식은 수생태계 관리에 유용한 도구로 사용될 수 있으나, 기존의 종 다양도 지수와 같은 군집 분석법은 하천차수를 고려하지 않을 경우 비효율적인 것으로 사료되었다.

## 사 사

본 연구는 환경부의 “제2차 전국자연환경조사”에 의해 지원되었음.

## 인 용 문 헌

- 권영수, 안광국. 2006. 금호강 수계에서 생물학적 하천 건강도 및 이화학적 특성, *육수지* **39**(2): 145-156.
- 김재원, 이평기. 1975. 남한강 상류의 어류상과 수생곤충상, *육수지* **8**(3~4): 39-49.
- 김익수, 강연중. 1993. 원색 한국어류도감. 아카데미서적, 서울.
- 남명모. 1996. 한국산 담수어류의 현황, *한국육수학회지* **10**(1): 31-45.
- 송호복, 손영목. 2002. 남한강 상류에 서식하는 연준모치, *Phoxinus phoxinus*의 성숙 및 생식생태, *한국어류학회지* **14**(4): 262-268.
- 안광국, 염동혁, 이성규. 2001a. 생물보전지수(Index of Biological Integrity)의 신속한 생물평가 기법을 이용한 갑천수계의 평가, *환경생물* **19**(4): 261-269
- 안광국, 이재연, 배대열, 김자현, 황순진, 원두희, 이재관, 김창수. 2006. 우리나라 주요하천 수계에서 다변수모형을 이용한 생태학적 수환경 평가, *한국물환경학회지* **22**(5): 796-804.
- 안광국, 이재연, 장하나. 2005. 유등천에서의 생태학적 건강성 평가 및 수질양상, *육수지* **38**(3): 341-351.
- 안광국, 정승현, 최신석. 2001b. 생물보전지수(Index of Biological Integrity) 및 서식지 평가지수(Qualitative Habitat Evaluation Index)를 이용한 평창강의 수환경 평가, *육수지* **34**(3): 153-165
- 원두희, 전영철, 권순직, 황순진, 안광국, 이재관. 2006. 저서성 대형무척추동물을 이용한 한국오수생물지수의 개발과 생물학적 하천환경평가 적용, *한국물환경학회지* **22**(5): 768-783.
- 전상린. 1980. 한국산 담수어의 분포에 관하여. 중앙대박사학위논문, 서울
- 최재석, 변화근, 석형근. 2000. 원주천의 어류군집동태, *육수지* **33**(3): 274-281.
- 최재석, 장영수, 이광열, 권오길. 2004. 꾸구리(*Gobiobotia macrocephala*)의 식성, *한국어류학회지* **16**(2): 165-172.
- 허인량, 박상관, 최규열, 정의호. 1995. 송천 상류수계의 수질 및 오염부하량분포에 관한 연구, *한국수질보전학회지* **11**(3): 175-181.
- 홍사옥, 라규환. 1978. 남한강의 수질, *육수지* **11**(1): 1-5.
- 황순진, 김난영, 원두희, 안광국, 이재관, 김창수. 2006. 돌말(Epilithic Diatom) 지수를 이용한 국내 주요 하천(금강, 영산강, 섬진강)의 생물학적 수질평가, *한국물환경학회지* **22**(5): 784-794.
- Barbour, M.T., J. Gerritsen, B.D. Snyder and J.B. Stribling. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish, 2nd Ed, EPA 841-B-99-002. US EPA Office of Water, Washington, D.C., USA.
- Huguency, B., S. Camara, B. Samoura and M. Magas-souba. 1996. Applying an index of biotic integrity based on communities in a west African river. *Hydrobiologia* **331**: 71-78.
- Karr, J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* **6**: 21-27.
- Margalef, R. 1958. Information theory in ecology. *Gen. Syst.* **3**: 36-71.
- Oberdorff, T. and R.M. Hughes. 1992. Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine Basin, France. *Hydrobiologia* **228**: 117-130.
- Ohio EPA. 1989. Biological criteria for the protection of aquatic life. Vol.III, Standardized biological field sampling and laboratory method for assessing fish and macroinvertebrate communities.
- Pielou, E.C. 1975. Ecological diversity. Wiley. New York. 165pp.
- Shannon, C.E. and W. Weaver. 1963. The mathematical

- theory of communication. University of Illinois Press, Urbana.
- Simpson, E.H. 1949. Measurement of diversity. *Nature* **163**: 688pp.
- Strahler, A.N. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *American Geophysical Union Transactions* **38**: 913-920
- US EPA. 1991. Technical support document for water quality-based toxic control. EPA 505-2-90-001. US EPA, Office of Water, Washington D.C., USA.
- US EPA. 1993. Fish field and laboratory methods for evaluating the biological integrity of surface waters. EPA 600-R-92-111. Environmental Monitoring systems Laboratory-Cincinnati office of Modeling, Monitoring systems, and quality assurance Office of Research Development, US. EPA, Cincinnati, Ohio 45268, USA.

(Manuscript received 16 May 2007,  
Revision accepted 14 June 2007)