

생물보전지수(Index of Biological Integrity)의 신속한 생물평가 기법을 이용한 갑천 수계의 평가

안 광 국* · 엄 동 혁¹ · 이 성 규¹

이화여자대학교 환경학과, ¹한국 화학연구원 환경독성 연구팀

Rapid Bioassessments of Kap Stream Using the Index of Biological Integrity

Kwang-Guk An*, Dong-Hyuk Yeom¹ and Sung Kyu Lee¹

Dept. of Environmental Science and Engineering, Ewha Woman's University, Seoul 120-750, Korea;

¹Korea Research Institute of Chemical Technology, Taejon 305-600, Korea

Abstract - The purpose of present study was to introduce a multimetric approach, so called the Index of Biological Integrity (IBI) as a tool for evaluations of water environments. We used 11 metric systems for the IBI to evaluate stream conditions, based on the fish community, and modified 5 original metric attributes suggested by Karr (1981). Overall IBI values in Kap Stream averaged 36 (n = 5) and ranged 17~49, indicating a "fair condition" according to the modified criteria of Karr (1981) and U.S. EPA (1993). However, there were distinct differences in the IBI values among 5 study sites. The IBI values at sites 1, 2, and 3 were 49, 45, and 41, which indicated "good~excellent", "good", and "fair" condition, respectively, while values at sites 4 and 5 were 17 and 29, which indicated "very poor" and "poor", respectively. The minimum IBI at site 4 was probably due to continuous inputs of wastewater from wastewater disposal plants. The condition at site 4 resulted in predominance of tolerant species (50%), omnivore species (50%), and high abnormalities (43%). In the mean time, the IBI value at site 5, located near 5km downstream from the site 4, increased compared to that of site 4, and this seemed to be a result of recovery of water quality as the polluted water goes downward. We believe that present bioassessment methodology of IBI applied in this study may be used as a key tool to set up specific goals for stream restoration plans and identify recovery levels of lotic ecosystems after restoration activities (i.e., prevention of point-source pollutant input, restoration of physical habitats, construction of riparian vegetation) as well as a biological measure diagnosing current stream conditions.

Key words : IBI, biological integrity, bioassessment, fish community, stream health

서 론

산업화 및 도시화에 따른 수질오염이 가중되는 우리

나라의 상황에서 수중 생물을 이용한 평가기법의 확립이 절실히 요구된다. 기존의 하천 평가 기법으로는 생물학적 혹은 화학적 산소요구량(BOD/COD)과 같은 대표 기준항목에 의거한 화학적 접근방식이 널리 이용되어 왔으며, 현재에도 전국의 수계에서 지속적인 모니터링이 이루어지고 있다(환경부 2000). 그러나 유기물질 및 독

* Corresponding author: Kwang-Guk An, Tel: 82-2-3277-4239, Fax: 82-2-3277-3275, E-mail: kgan@ewha.ac.kr

성물질의 오염이 없는 상황에서도, 골재채취 및 하상구조 변경과 같은 물리적 변동은 어류의 산란지 및 서식공간을 제한함으로써 어류의 급격한 감소를 가져오고 있다(Judy *et al.* 1984). 즉, 화학적 혹은 물리적 변수의 측정만으로는 수환경의 총체를 파악하기 어렵다.

최근 미 환경보호청(U.S. EPA)에서는 총체적 수환경을 파악하기 위한 일환으로 어류를 이용한 “신속한 생물평가 개념”(Rapid Bioassessment Protocol; Barbour *et al.* 1999)을 확립하였고, 평가방법으로 생물보전지수(Index of Biological Integrity, IBI) 산정법을 제시하고 있다(U.S. EPA 1993; Barbour *et al.* 1999). 생물보전지수는 수중 생태계내의 물리적, 화학적 변화에 민감할 뿐만 아니라, 생물군집간의 역동적 특성을 직접적으로 반영하며(Karr 1981; Karr and Dionne 1991; Karr *et al.* 1986), 조사시 비용절감효과 때문에(Ohio EPA 1987) 수 생태계의 종합적 평가로서 인정 받아왔다. 이런 이유들 때문에 미국(U.S. EPA 1993) 외에 유럽(Didier *et al.* 1996; Oberdorff and Hughes 1992; Oberdorff and Porcher 1994), 아프리카(Hocutt *et al.* 1994; Huguency *et al.* 1996), 아시아(Ganasan and Hughes 1998), 남미(Gutierrez 1994), 호주(Harris 1995) 및 북미(Lyons *et al.* 1995)에서는 IBI 체제를 도입하여 지역적 수환경의 종합평가에 기여하고 있다.

수환경 평가의 일환으로 국내 환경청 주도하에 수행된 최초 전국규모의 생태조사(1차 조사; 1986~1990; 환경청 1987)에 따르면, 각 하천내 어류분포, 상대풍부도, 어종조성, 및 보호되어야 할 어종 등에 대하여 기술한 바 있으나, 하천간 혹은 수계별 상태비교는 어려운 것이 사실이다. 이런 이유는 어류 조사시 채집거리, 소요시간, 채집도구로부터 발생하는 정량화 문제, 하천 차수(stream order)를 고려하지 않은 상대풍부도 산정 및 물리적 비 안정기 동안(장마기간)의 어류의 역동적 변동을 고려치 않은데 따른 것으로 사료된다. 분명한 사실은 골재채취, 댐이나 농업용수용 보전설 및 점원 및 비점원 오염에 의한 어종이 감소하고 있는 상황에서(환경청 1987), 현재, 과거 및 앞으로의 상태를 비교 검토할 수 있는 정량화된 수환경 진단법 개발이 시급하다. 본 연구는 한국 하천 생태계에서 신속한 수환경 평가법의 개발을 위한 첫단계로서 어류를 이용한 IBI체제에 대한 방법론 및 매트릭 설정법(영양성분, 내성도 및 서식지 상태)을 기술하고, 얻어진 총체적 생물보전지수가 수환경 파괴와 어떤 관계가 있는지 실제 하천에 적용하여 보고자 한다.

재료 및 방법

1. 조사방법 및 도구

본 IBI 값의 산정은 정량화된 어류채집에 기반을 둔다. Ohio EPA(1989)에서는 수심이 얇은 강이나 하천의 어류조사방법으로 Wading method를 제시하고 있다. 어류채집은 정량화된 Catch per unit effort (CPUE)를 위해 채집거리(distance sampled)는 200 m로서 조사구획 내 가능한 한 여울, 소, 및 미약한 흐름이 있는 곳(run)을 포함 하였으며(Barbour *et al.* 1999), 채집 소요시간은 60분으로 한정하였다(Ohio EPA 1989). 채집도구는 밧데리나 발전기가 가장 효율적인 것으로 제시하고 있으나(Ohio EPA 1989), 국내 하천에서 밧데리 사용금지 및 비교적 상류하천의 규모가 적은 한국하천 상황을 고려하여 투망(망목: 5×5 mm 이하) 및 족대(망목 2×2 mm 이하)를 이용하였다.

2. 조사시기 선정

Karr(1981)에 따르면 IBI를 이용한 생물평가 기법 적용을 위한 적정 조사시기는 최대 일주기 대기온도(Maximum daily air temperature)가 24°C를 상회해야 하며, 물리적, 수리수문학적 수환경이 안정 시기를 최적기로 제안하였다. 따라서 우리나라의 경우 몬순강우가 주로 7~8월에 분포하는 것을 감안하여 본 조사는 5월 말~6월 중순사이에 시행되었다.

3. 대조군 하천의 선정법

U.S. EPA(1993)에 따르면 대조군 하천은 조사하천과 동일 수계내에 위치해야 하며, 산림근처의 식생이 잘 발달된 성숙한 지역내의 하천을 원칙으로 한다고 정의한 바 있다. 또한 대조군 하천 조사 지점은 도시형성, 점오염원, 인공수로지역을 가능한 한 배제해야 하며, 선택된 하천은 수계크기의 범위를 반영해야 한다고 제시하고 있다. 본 연구에서는 대조군 하천의 선정을 위해 1:15,000(혹은 1:14,000)의 축척지도를 이용하여 하천 차수를 결정하였으며, 현재 하천조사에 가장 널리 이용되는 Strahler(1957)의 방법을 따랐다. 본 하천 수계내에서 획득된 자료를 이용하여 하천 차수에 대한 최대 종풍부도선(Maximum species richness line)을 결정하였으며, 이의 방법은 Karr(1981) 및 Rankin and Yoder(1999)에 의한 경험적 방법 및 1차 회귀 분석법을 이용하였다.

4. 조사 하천

평가기법의 실제 적용 범례를 보여주기 위해 금강지류인 갑천을 선정하여 2000년 5월 29일 1회 조사하였다. 제1지점인 상류기점으로 부터 하류인 제5지점까지의 조사지점은 점오염원의 위치를 고려하여 선정하였다. 본 갑천 수계에서 제1~2 지점의 경우 점오염원은 미약하며, 수변구역은 산림으로 둘러싸여 있고, 제3지점은 주변에 도침지가 일부 둘러싸여 있다. 제 4지점은 상류 유등천 및 대전천의 도시하수가 일부 유입되며, 대화동 공단 및 폐수처리장으로부터 유출되는 폐수(1일당 60 만톤 방류) 영향을 직접 받고 있으며, 5지점은 제4지점에서 발생되는 점오염원의 연장 선상에 위치해 있는 지점을 선정하였다. 또한 갑천 수계내 대조군 조사는 2000년 6월 14~15일에 수행되었다.

- St. 1 : 대전시 서구 용촌동 정방리 (3차 하천)
- St. 2 : 대전시 서구 괴곡동 (3차 하천)
- St. 3 : 대전시 서구 원신흥동
(수침교 상부 300m 지점, 3차 하천)
- St. 4 : 대전시 서구 문지동 (4차 하천)
- St. 5 : 대전시 서구 송강동 신구교 (4차 하천)

5. 어종 분류체계

채집된 어류는 가능한 현장에서 동정 분류 및 개체수 산정을 한 후 포획된 어류는 풀어주되, 분류감별이 모호한 종의 경우 10% 포르말린 용액에 고정한 후 실험실로 운반하여 분류하였다(김 1997; 최 1994; 최 등 1990; 김과 강 1993; 김 1998). 또한 현장에서 비 정상어종의 외형적 감별은 U.S. EPA (1993)의 방법에 따라 기형(Deformity), 부식(Erosion), 조직병리(Lesion) 및 종양

(Tumors)의 4부류로 구분하였다.

6. IBI 매트릭 모델 설정법

본 IBI 매트릭 결정시 각 나라의 지역적, 생태적 특성을 반영하는 모델 설정 작업이 선행되어야 하며, 매트릭수는 필요한 경우 가감할 수 있다고 규정하고 있다(Karr *et al.* 1986; Oberdorff and Hughes 1992; Barbour *et al.* 1999). 본래 Karr (1981)는 북미의 어류군을 이용한 12 매트릭을 제안하였으나, 본 연구에서는 장수하는 어류항목을 반영한 흡반류 항목(species of long-lived fish)을 제외한 11개 매트릭을 이용하였다(Table 1). 또한, Karr (1981)가 제시한 총 어종수, darter의 종수(Number of darter species), sunfish의 개체수(number of sunfish species), 식충성 어종의 개체수빈도(proportion of individuals as insectivore) 및 육식성 어종의 개체수빈도(proportion of individuals as carnivore)의 5개 매트릭은 총 본토 어종수(total number of native fish species), 여울 저서성종(number of riffle-benthic species), 상류의 소의 중층에 서식하는 종(water column species at pools of headwaters), 식충성 본토종의 개체수 빈도(proportion of individuals as native insectivore) 및 육식성 본토종의 개체수 빈도(proportion of individuals as native carnivore)로서 한국의 지역적 특성에 맞게 수정한 후 대치하였다(Table 1). 각 매트릭에 대한 “5”, “3”, “1”의 점수구분 및 기준선정은 Karr *et al.* (1986) 및 Ohio EPA (1989)에 의거하였다(Table 1). 통합된 계급은 5개 범주로 대별된 excellent, good, fair, poor 및 very poor를 이용하였으며(Karr 1981), 각 범주에 대한 IBI 값은 각각 53-55, 43-47, 35-39, 23-29 및 7-17로 수정한 후 본 평가에 적용하였다.

Table 1. Fish community metrics, scoring criteria, and class boundaries for the index of biological integrity (IBI) in Kap Stream

Category	Metrics	Scoring Criteria		
		5	3	1
Species composition	1. Total number of native fish species	>67%	33~67%	<33%
	2. Number of riffle benthic species	"	"	"
	3. Number of water column species	"	"	"
	4. Number of sensitive species	"	"	"
	5. Proportion of individuals as tolerant species	<5%	5~20%	>20%
Trophic composition	6. Proportion of individuals as omnivores	<20%	20~45%	>45%
	7. Proportion of individuals as native insectivores	>45%	20~45%	<20%
	8. Proportion of individuals as native carnivores	>5%	1~5%	<1%
Fish abundance and Condition	9. Total number of individuals in sample	>67%	33~67%	<33%
	10. Proportion of individuals as exotics	0%	0~1%	>1%
	11. Proportion of individuals with disease, tumors, fin damage and other anomalies	0%	0~1%	>1%

7. 대상종의 생태적 길드 분류법

본 연구에서 어류는 Nelson(1994)의 분류체계를 이용하였고, 각 어종에 대한 영양단계 (trophic level), 내성도 (tolerance), 및 서식지 상태 (habitat condition)에 대한 범주는 U.S. EPA (1993)방법을 채택하였다.

수체내 에너지 흐름을 반영하는 영양단계는 잡식성종 (omnivore species, O), 식충성종 (insectivore 혹은 invertivore species, I), 육식성종 (carnivore 혹은 piscivore species, C) 초식성종 (herbivore species, H)으로 구분하였다. Ohio EPA (1987)에 따르면 잡식성 종은 동, 식물질의 상당비율을 지속적으로 먹는 종, 식충성종은 주로 수서 무척추 곤충을 먹는 종, 육식성종은 주로 어류, 다른 척추동물물을 먹는 종으로 정의하였으며, 식성의 분류는 1차적으로 이용하는 자원 (primary source of food)에 근거하

여 분류하였다. 예를 들어 영양 구조체제의 분류에서 최 (1989)에 따르면 *Coreoleuciscus splendidus*는 수서곤충 및 소동물물을 섭식한다고 보고한 반면, 김 (1998)은 수생 곤충 및 부착조류를, 그 외의 연구들에 따르면 곤충 및 실지렁이를 혼식한다고 보고하였다. 이런 경우 본 연구에서는 1차적인 먹이원으로서 수서곤충을 먹는 식충성 어종 (insectivore species)으로 분류하였다.

내성의 정도는 수질 오염도에 따라 쉽게 사라지는 민감종 (sensitive species, or strong intolerant species, S), 내성종 (tolerant species, T)과 두 범주사이의 중간종 (intermediate species, I)으로 구분하였다 (Table 2). 민감종은 주로 오염도에 따라 쉽게 사라지는 어종 (U.S. EPA 1993)으로서, Ohio EPA (1987) 및 U.S. EPA (1993)처럼 전체어종의 5~10%만으로 제한하였다. 내성종 (T)은 수질오염 (역사적 자료근거)에도 불구하고, 종수 및 분포범

Table 2. Fish fauna and various guilds at sites 1~5. The number indicates the number of individual sampled and the number within the parentheses indicate the relative abundance. In the feed guild, the characters of I, P, H, and O indicate insectivore, piscivore (carnivore), herbivores, and omnivores, respectively and the characters of RB and W in the habitat guild indicate riffle-benthic species and water column species in the headwaters, respectively. In the range of tolerance, S, I and T indicates sensitive, intermediate, and tolerant species, respectively

NO	Species	Feed Guild	Habitat Guild	Tolerance	Site 1	Site 2	Site 3	Site 4	Site 5
1	<i>Cyprinus carpio</i>	O	-	T				6 (20.0)	5 (1.9)
2	<i>Carassius auratus</i>	O	-	T		3 (1.0)	9 (6.9)	9 (30.0)	9 (3.4)
3	<i>Rhodeus ocellatus</i>	O	W	I	4 (1.4)	5 (1.7)			
4	<i>Rhodeus uyekii</i>	O	W	S	3 (1.0)				
5	<i>Aheilognathus lanceolatus</i>	O	W	S	4 (1.4)				
6	<i>Acanthorhodeus macropterus</i>	O	W	I			1 (0.8)		
7	<i>Pseudorasbora parva</i>	O	-	T		2 (0.7)			
8	<i>Pungtungia herzi</i>	I	RB	S	35 (12)	17 (5.7)	32 (24.4)	2 (6.7)	5 (1.9)
9	<i>Coreoleuciscus splendidus</i>	I	RB	S		36 (12.1)	8 (6.1)		
10	<i>Sarcocheilichthys nigripinnis morii</i>	I	-	I	2 (0.7)	2 (0.7)			
11	<i>Gnathopogon strigatus</i>	I	-	S	9 (3.0)		1 (0.8)	11 (36.6)	2 (0.8)
12	<i>Squalidus gracilis majimae</i>	I	W	T	2 (0.7)	9 (3.0)	1 (0.8)		
13	<i>Hemibarbus labeo</i>	O	-	I					12 (4.6)
14	<i>Hemibarbus longirostris</i>	I	-	S	2 (0.7)	26 (8.7)	9 (6.9)		4 (1.5)
15	<i>Pseudogobio esocinus</i>	I	-	I	7 (2.4)	70 (23.5)	2 (1.4)	2 (6.7)	29 (11.0)
16	<i>Microphysogobio yaluensis</i>	I	RB	I	9 (3.1)	21 (7.0)	12 (9.2)		8 (3.1)
17	<i>Zacco temmincki</i>	I	W	S	69 (23.6)				
18	<i>Zacco platypus</i>	H	-	T	91 (31.2)	91 (30.5)	46 (35.1)		175 (66.5)
19	<i>Opsariichthys bidens</i>	P	-	I		2 (0.7)			14 (5.3)
20	<i>Iksookimia koreensis</i>	I	RB	I	8 (2.7)	8 (2.7)	2 (1.4)		
21	<i>Cobitis lutheri</i>	I	RB	I	33 (11.3)	3 (1.0)	4 (3.1)		
22	<i>Pseudobagrus koreanus</i>	P	-	I		1 (0.3)			
23	<i>Odontobutis platycephala</i>	P	RB	I	10 (3.4)	2 (0.7)			
24	<i>Odontobutis interrupta</i>	P	RB	I	2 (0.7)				
25	<i>Tridentiger obscurus</i>	O	RB	I			1 (0.8)		
26	<i>Rhinogobius brunneus</i>	I	RB	I	2 (0.7)		2 (1.5)		
27	<i>Channa arga</i>	P	-	T			1 (0.8)		
Total Number of Individual					292	298	131	30	263
Total Number of Species					17	16	15	5	10

위가 증가하는 어종, 중간종(I)은 두 범주사이에 포함되지 않는 종으로 규정하였다.

서식지 이용도를 반영하는 여울 저서성종(riffle-benthic species, RB) 및 소(Pool)내 수층종(water column species at pools, W)은 여울 및 소의 수환경 변화를 반영하는 메트릭을 선정하였다. 연구자에 따라 저서성종(benthic species)과 소거주종(pool species)으로 대별한 바 있으나(Karr *et al.* 1986; Oberdorff and Porcher 1994), 서식지내 하상구조의 변경에 민감하지 않은 점을 감안하여, Oberdorff and Hughes(1992)의 구분체제를 따랐다.

수 환경 내에서 서식지 점유, 영양단계 및 오염에 대한 민감도에 대한 기준은 지형적, 국지적 생태의 특성을 반영해야 하기 때문에(Karr *et al.* 1986), 국내에서 널리 이용되는 담수어류의 종별분류 및 생태적 특성을 기술한 도감 및 어류문헌(정 1977; 김과 강 1993; 김 1997; 최 1994; 송과 권 1993; 최 1989; 김 1995; 김 1998)을 이용하였다.

결과 및 고찰

본 생물 평가기법을 위해 선정된 갑천의 어류상에 따르면, 총 본토종수(total number of native species)는 27종으로서 조사 지점들 사이에 뚜렷한 공간적 분포 차이를 보였다(Table 2). 상류인 제1, 2지점의 경우 16종 이상인 반면, 공단폐수 및 일부 도시하수의 영향을 받는 제4지점에서는 종수가 급격히 감소하였다. 한편, 하천차수에 대한 어종수 사이의 최대 종풍부도선(maximum species richness line)으로 표시된 대조군 하천 조사결과(Fig. 1)에 따르면, 어종 수는 하천 차수에 따라 상류로부터 하류로 갈수록 증가하였다. 참고적으로 Fig. 1의 이해를 돕기 위해 Fig. 1A에서의 대조군 3차하천에서는 출현할 수 있는 최대 종수가 15종(최 상부의 회기선 기준)이고, 11종 이상인 경우 5점(두번째 회기선), 6~10종

인 경우 3점(최상부~두 번째 회기선 사이), 5종 이하(최 하부 회기선 기준)일 때, 1점으로 평가된다. 또한, 대조군의 5차 하천을 기준으로 IBI “5”, “3”, “1”의 범주는 각각 19종 이상, 10~18종 및 10종 미만으로 대별되었다(Fig 1A). 따라서 대조군 중수에 기반을 둔 5개 조사 지점의 비교에 따르면, 3차 하천인 제1, 2, 3지점에서 메트릭값은 각각 5점, 4차 하천인 제4지점에서는 1점 그리고 4차하천인 5지점에서는 3점으로서 오염물이 유입되는 공단유역에서 뚜렷이 감소하는 경향을 보였다(Table 3).

대조군에서 여울성 저서종수(number of riffle benthic species)는 하천의 크기에 따라 증가하여, 5차 하천을 기준으로 대별된 “5”, “3”, “1” 범주는 각각 6종 이상, 3~5종, 3종 미만으로 구분되었다(Fig. 1). 갑천의 상류역(1, 2, 3지점)에서 채집된 여울성 저서성종은 6~7종으로서 *Cobitis lutheri*, *Odontobutis platycephala*, *Pungtungia herzi*, *Microphysiogobio yaluensis*, *Coreoleuciscus splendidus*, *Iksookimia koreensis*, *Rhinogobius brunneus*와 같은 종조성을 보인 반면, 4, 5지점에서는 1~2종으로서 *Pungtungia herzi* 및 *Microphysiogobio yaluensis*로서, 상류역에서 메트릭 범주는 5로부터 1로 급격히 감소하였다. 본 조사에서 이용된 메트릭은 Harris(1995)가 제시한 항목을 이용하였는데, Karr *et al.* (1986)이 제시한 darter 혹은 Cottidae는 국내 하천의 경우 빈약한 종수 때문에 본 메트릭으로서 부적합한 것으로 사료되었다.

갑천의 제1, 2, 3지점에서 수층종수(number of water column species at pools of headwaters)는 각각 4, 2, 2종이었으나, 하류역인 제4, 5지점에서는 전혀 출현하지 않아, 메트릭 값은 제1지점과 4지점(5지점)사이 4의 차이를 보였다. Karr *et al.* (1986)은 sunfish의 종수 혹은 소(pool) 거주종 수를 제시하였으나, sunfish과 어류의 경우 국내에서는 도입종이며, 소(pool)에 거주하는 종의 분류는 포괄적이어서, 본 메트릭 적용과정에서는 Oberdorff and Hughes (1992)가 제시한 항목으로 대체하였다 (Table 1).

Table 3. Total scores and metric values based on the Index of Biological Integrity on May 29, 2000 in Kap Stream

Sampling Sites	Numbers					Percent of Individuals							IBI Score
	Total species	Rif-Ben species	Water-C species	Sensitive species	Tolerant species	Omnivore	Insectivore	Carnivore	Total number of individuals	Exotics	Anomalies		
St. 1	17(5)	7(5)	4(5)	6(5)	32(1)	4(5)	61(5)	4(3)	292(5)	0(5)	0(5)	49	
St. 2	16(5)	6(5)	2(3)	4(5)	28(1)	3(5)	52(5)	1(3)	368(5)	0(5)	0(5)	47	
St. 3	15(5)	7(5)	2(3)	5(1)	11(3)	8(5)	56(5)	0.7(1)	131(3)	0(5)	0(5)	41	
St. 4	5(1)	1(1)	0(1)	2(3)	50(1)	50(1)	49(5)	0(1)	30(1)	3.3(1)	43(1)	17	
St. 5	10(3)	2(1)	0(1)	3(3)	72(1)	10(5)	18(1)	5(3)	263(5)	0(5)	1.2(1)	29	

*Rif-Ben: riffle benthic, Water-C: Water column

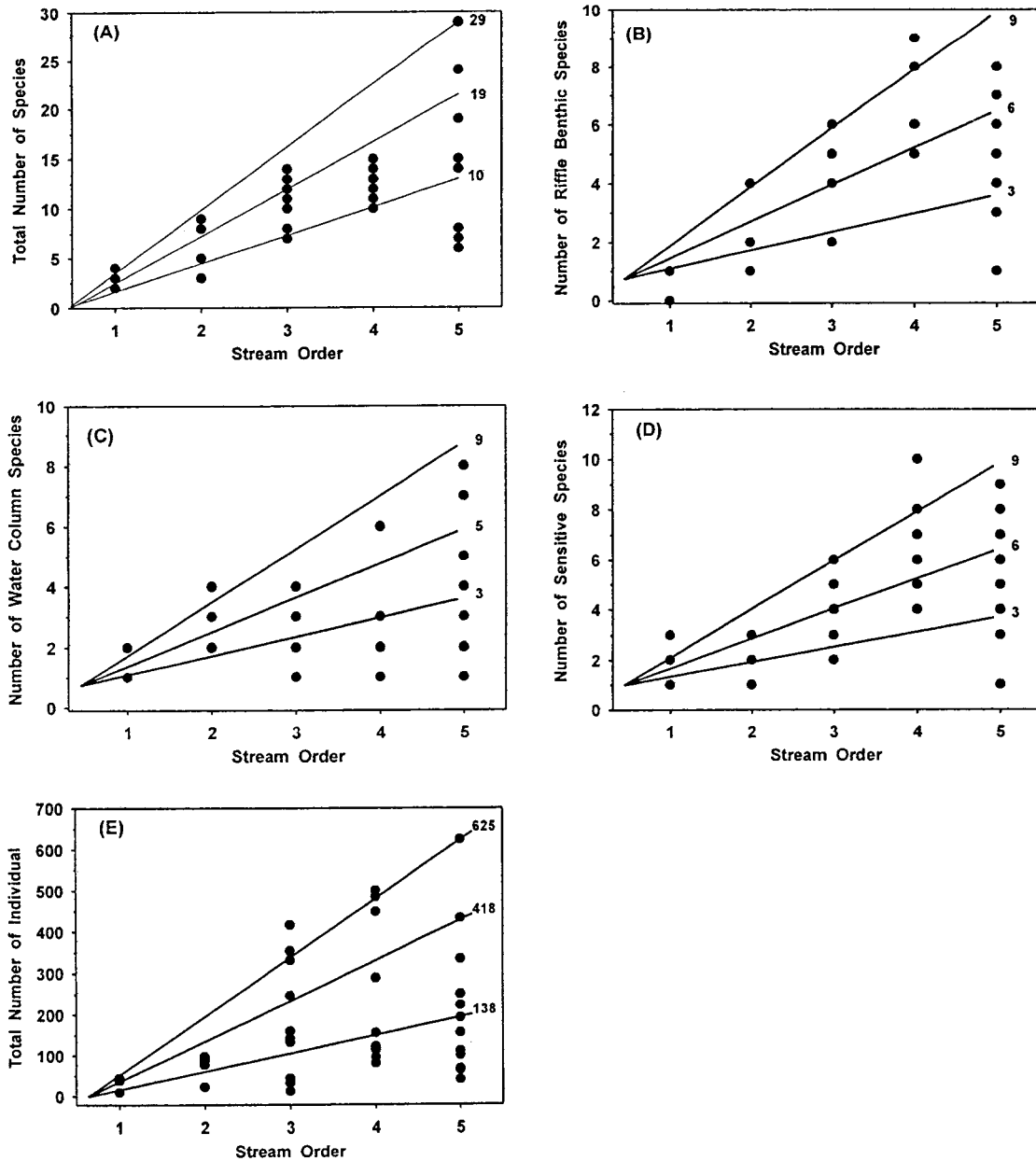


Fig. 1. Maximum species-richness line for total number of fish species, number of riffle benthic species, number of water column species in the headwaters, number of sensitive species, and total number of individuals against stream orders in reference sites (n = 45) of the watershed of Kap Stream.

민감종수 (number of sensitive species)는 제1지점에서 6종 122개체인 반면, 제4지점에서는 2종 14개체로서 뚜렷한 감소를 보였다 (Table 2). 본 메트릭은 높은 부유물로 인한 서식지의 하상구조 변경, 낮은 용존산소량, 수온 상승 및 독성 물질로 인해 종감소가 기대되는 특성을 살린 요소로서 (Karr 1981), 갑천 상류 1지점에서 발견되는 주요 민감종인 *Zacco temmincki*, *Acheilognathus lanceolatus*, *Rhodeus uyekii*는 제4, 5지점에서 전혀 출

현하지 않아 수질오탁 및 서식지악화의 상황을 반영하였다. 한편 *Pungtungia herzi*와 같은 민감종은 상류에서 하류로 갈수록 개체수가 감소됨을 확인하였다. 대조군 조사에 근거한 본메트릭의 “5”, “3”, “1”의 범주는 5차 하천을 기반으로 할 때 각각 4~8, 2~3, 0~1종으로 구분되었으며, 메트릭값은 제1지점에서 5로부터 제3지점의 1까지의 범위에서 변화하였다 (Table 3).

내성종의 상대 개체수 빈도는 갑천 상류인 제1, 2, 3지

점에서 11~32%인 반면, 하류의 4, 5지점에서는 상대풍부도가 50~72%까지 증가하였다(Table 2). 하류역에서의 내성종의 상대풍부도 증가는 수질저하 및 오염에도 불구하고 높은 우점도를 보이는 *Carassius auratus*, *Cyprinus carpio* 및 *Zacco platypus*에 의한 것으로 판명되었다(Table 3).

식성을 이용한 길드(feed guild)는 어류군집의 에너지 흐름관계를 평가하는 메트릭으로 U.S. EPA(1993)에 의거하여 식충종(insectivore), 잡식종(omnivore), 어식종(piscivore) 및 초식종(herbivore)으로 대별되었으며(Table 2), 갑천 조사결과에 따르면 총 채집 어종 중 길드에 대한 상대 빈도는 각각 식충종 44%, 잡식종 33%, 어식종 19% 및 초식종 4%로서 식충종이 가장 우점하는 것으로 나타났다(Table 2).

본토 잡식종의 상대풍부도는 상류역의 1~3지점에서 3~8%로서 아주 낮은 점유율을 보인 반면, 하류 4지점에서는 50%를 보였다(Table 2). 하류에서의 높은 잡식성종의 풍부도는 주로 *Cyprinus carpio*와 *Carassius auratus*의 우점도에 기인하였다. Ohio EPA(1989)에 따르면, 물리적, 화학적 서식지의 질적 하강에 따라 잡식종의 풍부도는 증가하며, 먹이 선호도가 감소한다는 사실을 감안할 때, 상류역 1~3지점은 건강한 서식지인 반면, 하류역인 4, 5지점은 점오염원으로부터 영향을 받았음을 시사하였다.

본토 식충성 어종의 경우 갑천 상류역인 1~3지점에서는 52~62%로 단연 우점하고 있는 반면, 최하류인 5지점에서는 18%까지 감소하였다(Table 2). 이와 같이 식충성 어종의 상대풍부도에 있어서 뚜렷한 대비는 서식지의 하상구조의 차이를 반영한 것으로 사료된다. 갑천 상류지점(1~3 지점)의 경우 하상구조는 주로 자갈 및 바위로 구성되어 수서 무척추동물의 서식에 호조건을 가진 반면, 하류의 하상구조는 주로 빨흙으로 구성되어 유기물이 퇴적되어 있는 것이 관찰되었다. 이런 뚜렷한 하상구조의 차이는 어류의 식성구조를 변경시키는 주된 요인 중의 하나인 것으로 사료된다.

갑천에서 어식성종의 상대풍부도는 제1~2지점에서 1~4%로서 IBI 메트릭 값은 3을 보인 반면에, 제4지점에서 상대풍부도는 0%로서 메트릭 값은 1을 보였다(Table 3). 이런 뚜렷한 차이에도 불구하고, 제5지점에서 어식종은 전체 중 5%로서 메트릭값은 3으로 나타났다. 이런 결과는 서식지의 질적 하강에 따라 carnivore 풍부도는 감소한다는 Ohio EPA(1989)의 결과와 일치하지 않았다.

개체군의 풍부도를 평가하는 메트릭인 총 개체수(total number of individuals in samples)의 산정에 따르면, 본

갑천의 제1지점(292개체/Catch Per Unit Effort, CPUE) 으로부터 4지점까지(30개체/ CPUE) 계속 감소하였다(Table 2). 한편 제5지점(263개체/ CPUE)의 경우 개체수는 현격히 증가하였으나, 종수가 상류에 비해 65% 이상 감소한 점을 감안한다면, 오염이 가중되면서 소수종의 대거 우점을 의미한다. 실제 제5지점에서 채집된 총 개체수 중 *Zacco platypus* 단일종이 전체 개체수 중 67%를 차지하였다(Table 2).

도입종의 상대빈도는 환경의 질적저하에 따라 증가하는 메트릭으로서(Ohio EPA 1989), 본 조사에서 도입종은 제1, 2, 3 및 5지점에서는 전혀 출현하지 않아 IBI 메트릭 값은 5인 반면, 갑천하류 제4지점에서는 도입종인 떡붕어가 전체어종 중 3.3%를 차지하여 1의 메트릭 값을 나타냈다. Karr(1981)는 원래 본 도입종의 메트릭 대신 “percent of individuals as hybrid”를 제시하였으나 실제 조사 과정 중 거의 발견되지 않는 점을 감안할 때 본 조사에서 이용된 도입종의 메트릭을 이용하는 것이 IBI 평가에 좀더 유용할 것으로 사료된다.

어류의 건강상태를 나타내는 메트릭으로서, 갑천 조사에서는 US. EPA(1993)의 방법에 따라 외형적 비정상어(anomalies)를 기형(deformity), 부식(erosion), 피부손상(lesions) 및 암(tumors)의 4부류로 구분하였다. 본 조사기간 동안 하류의 제4지점에서는 전체 채집 어종 중 43%가 외형적 비정상상태로 구분되었는데, *Cyprinus carpio*와 *Carassius auratus*의 피부손상 및 기형이 주된 비정상성의 원인으로 판명되었다. 또한 제5지점에서도 1.2%가 심한 체벽의 출혈을 동반한 피부손상을 보여 비정상상태로 판명되어 메트릭 값이 1로 낮았다.

본 연구에서 11개 메트릭을 이용한 총체적 하천 평가에 따르면, 갑천 5개 지점의 평균 IBI 값은 36(범위: 17~49, n=5)으로서 Fair 상태를 보였으나, 조사지점 별로는 상당한 차이를 보였다. 제1, 2, 3지점에서 IBI 값은 49, 45, 41로서 각 지점별 평가등급은 good~excellent, good, fair 상태로 분류된 반면, 제4지점 및 5지점에서 IBI값은 각각 17 및 29로서 very poor 및 poor상태로 판명되었다(Table 3). 제4지점의 최소 IBI 값은 유등천 및 대전천의 도시하수 유입 및 폐수처리장 배출수(1일당 60 만톤 방류)의 직접적인 영향으로 사료되었다. 실제 제4지점 조사시 물에서 심한 악취가 발생하였으며, 하상에는 오수에서 흔히 발견되는 침전물도 덮혀 있었다. 이런 수환경의 질적악화는 제4지점에서 내성종 우점(50%), 잡식성종 우세(50%) 및 비정상어 출현을 증가(43%)를 가져온 것으로 사료된다(Table 3). 제4지점으로부터 약 5km 하류에 위치한 제5지점에서 IBI 값은 뚜렷한 증가(4지점에 비해)를 보였는데, 이는 점 오염원으

로부터 멀어지면서 수질이 회복되었기 때문인 것으로 사료된다.

본 평가 기법은 기존의 단일 생물종의 특성을 이용한 기법과는 달리 multimetric 연구 접근 방식(Karr *et al.* 1986)으로서, 현재의 하천 생태계를 정량적으로 평가할 수 있고 이를 근간으로 중, 장기적인 변화 추이를 모니터링 하여 수환경 상태를 파악할 수 있다는 점에서 큰 의의가 있다. 또한 최근 화학적 수질오염 및 물리적인 서식지 파괴에 따른 하천 복원작업이 활발히 시행되는 상황에서, 본 평가 기법은 복원 목표를 very poor에서 최소한 fair 혹은 good상태로 잡을 경우, 하천의 다각적인 복원 작업(예, 점오염원 차단, 하천 하상구조의 복원, 수변식물 조성 등) 후 실제 수중 생태계 복원이 이루어졌는지 여부를 판별할 때 핵심적인 도구로서 이용될 수 있는 것으로 사료된다.

적 요

본 연구는 하천 수환경 평가기법의 일환으로 multimetric 접근방식인 생물보전지수(Index of Biological Integrity, IBI)의 적용방법의 도입을 목적으로 하였다. 국내에서 IBI 평가를 위해 Karr(1981)가 제시한 12개 메트릭 대신 11개 메트릭을 적용하였으며, 11개 중 5개 메트릭은 국내 수환경 특성에 맞게 변형하여 적용하였다. 본 평가기법의 적용을 위해 선정된 갑천에서 평균 IBI 값은 36(범위: 17~49, n=5)으로서 fair 상태를 보였으나, 조사지점 별 상당한 차이를 보였다. 제1, 2, 3지점에서 IBI 값은 49, 45 및 41로서 각 지점별 평가등급은 good~excellent, good 및 fair 상태로 분류된 반면, 제4지점 및 5지점에서 IBI 값은 각각 17 및 29로서 very poor 및 poor 상태로 판명되었다. 제4지점에서 보인 최소 IBI 값은 폐수처리장 배출수의 직접적인 영향 때문으로 사료되었다. 이런 수환경의 질적 악화는 4지점에서 내성종 우점(50%), 잡식성종 우세(50%) 및 비정상어 출현율 증가(43%)를 가져왔다. 한편, 제4지점으로부터 약 5km 하류에 위치한 제5지점에서 IBI 값은 4지점에 비해 뚜렷한 증가를 보였는데, 이는 점 오염원으로부터 멀어지면서 수질의 회복에 따른 IBI 값의 증가로서 사료된다. 본 평가 기법은 빠르게 악화되는 수환경의 현 상태를 생물 입장에서 파악할 수 있을 뿐만 아니라, 하천 복원의 경우 목표 설정에 중요한 역할을 하며, 다양한 복원 작업 후(예, 점오염원 차단, 하천 하상구조의 복원, 수변식물 조성 등) 수중 생태계 회복 여부를 판별 할 수 있는 핵심적인 도구로 이용될 수 있을 것으로 사료된다.

사 사

본 연구는 2000년 환경부 과제인 “생태위해성 연구체 제 개발” 연구비에 의해 한국화학연구원에서 수행된 연구의 일부임.

인 용 문 헌

- 김익수. 1997. 한국동식물도감. 제37권 동물편(담수어류). 교 육부. pp. 629.
- 김익수, 강종연. 1993. 원색 한국 어류도감. 아카데미서적. pp. 352.
- 김익수. 1995. 한국의 위기담수어류의 서식상황과 보존. 한국 생태학회 심포지움.
- 김익수. 1998. 자연속의 인간-어류편. 은빛여울에는 쉬리가 산다. 중앙일보. 출판법인 중앙 M & B. pp. 505.
- 송호복, 권오길. 1993. 홍천강에 서식하는 쉬리, *Coreoleuciscus splendidus* Mori (Cyprinidae)의 생태. 한국육수학회 29:97-101.
- 정문기. 1977. 한국어도보. 일지사. 서울. pp. 727.
- 최기철. 1989. 한국의 민물고기. 서문당. 서울. pp. 51.
- 최기철. 1994. 우리 민물고기 백가지. 현암사. pp. 532.
- 최기철, 전상린, 김익수, 손영목. 1990. 원색 한국 담수어 도감. 향문사, 서울. 277 pp.
- 환경청. 1987. 자연생태계 전국조사 1987-제2차년도-(I):담수 어류/수서곤충. pp.450
- 환경부. 2000. 환경통계연감(제 13호) 2000. pp. 623.
- Barbour MT, J Gerritsen, BD Snyder and JB Stribling. 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency. Office of Water. Washington, D.C.
- Didier J, D Kestemont and JC Micha. 1996. Indice Biotique d'Integrite Piscicole pour Evaluer la Qualite Ecologique des Ecosystemes Aquatiques. report (n 3) to the Ministère de la Region wallonne (MRW-DGTRE). Unite de Recherche en Biologie des Organismes, Facultes Universitaires N.D. la Paix, Namur, Belgium.
- Ganasan V and RM Hughes. 1998. Application of index of biological integrity (IBI) to fish assemblages of the rivers Khan and Kshipra (Madhya Pradesh), India, Freshwater Biology 40(2):55-59.
- Gutierrez MAR. 1994. Utilizacion de la Ictiofauna como Indicadora de la Integridad Biotica de los Rios Guachey Guanare, Estado Portuguesa, Venezuela, M.Sc. thesis, Universidad Nacional Experimental de los Llanos

- Occidentales "Ezequiel Zamora," Guanare, Venezuela.
- Harris JH. 1995. The use of fish in ecological assessments, *Australian Journal of Ecology* 20:65-80.
- Hocutt CH, PN Johnson, C Hay and BJ VanZyl. 1994. Biological basis of water quality assessment: the Kavango River, Namibia, *Reviews Hydrobiologie Tropical* 27:361-384.
- Hugueny B, S Camara, B Samoura and M Magassouba. 1996. Applying an index of biotic integrity based on communities in a west african river, *Hydrobiologia* 331: 71-78.
- Judy RD Jr, PN Seeley, TM Murray, SC Svirsky, MR Whitworth and LS Ischinger. 1984. National Fisheries Survey. Vol. 1. Technical Report: initial findings. United States Fish and Wildlife Service. FWS/OBS-84/06.
- Karr JR. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6:21-27.
- Karr JR and M Dionne. 1991. Designing surveys to assess biological integrity in lakes and reservoirs, in biological criteria; Research and Regulation-Proceedings of a symposium. p. 62-72. U.S. EPA, Office of Waters, Washington, D.C., EPA-440/5-91-005, U.S.A.
- Karr JR, KD Fausch, PL Angermeier, PR Yant and IJ Schlosser. 1986. Assessing biological integrity in running water: A method and its rationale. pp. 28, Illinois national History Survey, Special Publication 5, Champaign, IL.
- Lyons JS, Navarro-Perez PA, Cochran E, Santana C, and M Guzman-Arroyo. 1995. Index of biotic integrity based on fish assemblages for the conservation of streams and rivers in west-central Mexico, *Conservation Biology* 9:569-584.
- Nelson JS. 1994. *Fishes of the world*. John Wiley & Sons, New York.
- Oberdorff T and RM 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.
- Oberdorff T and JP Porcher. 1994. An index of biotic integrity to assess biological impacts of salmonid farm effluents on receiving waters, *Aquaculture* 119:219-235.
- Ohio EPA. 1987. Biological criteria for the protection of aquatic life. Vol. II, Users manual for biological field assessment of Ohio surface waters. Division of Water Quality Monitoring and Assessment, Surface Water Section, Columbus. OH.
- 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. Ohio EPA, Division of Water Quality Monitoring and Assessment, Surface Water Section, Columbus. OH.
- Rankin ET and CO Yoder. 1999. Methods for deriving maximum species richness lines and other threshold relationships in biological field data. p. 611-621. In *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities*, T.P. Simon (ed.), CRC Press, USA.
- Strahler AN. 1957. Quantitative analysis of watershed geometry. *American Geophysical Union Transactions* 38:913-920.
- U.S. 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, U.S. EPA, Cincinnati, Ohio 45268.

(Received 8 July 2001, accepted 15 September 2001)