

## 생물학적 다변수 모델 적용 및 수화학 분석에 의거한 갑천생태계 평가

배 대 열 · 안 광 국\*

(충남대학교 생명과학부)

Stream Ecosystem Assessments, based on a Biological Multimetric Parameter Model and Water Chemistry Analysis. Bae, Dae-Yeul and Kwang-Guk An\* (School of Bioscience and Biotechnology, Chungnam National University, Daejeon 305-764, Korea)

This research was to apply a multi-metric approach, so called the Index of Biological Integrity (IBI) as a tool for biological evaluations of water environments, to a wadable stream. For the study, we surveyed 5 sampling locations in Kap Stream during August 2004~September 2005. We also compared the biological data with long-term water quality data, obtained from the Ministry of Environment, Korea and physical habitat conditions based on the Quantitative Habitat Evaluation Index (QHEI). We used ten metric systems for the IBI model to evaluate biological stream health. Overall IBI values in Kap Stream averaged 24 (range: 20~30, n=5), indicating a "fair~poor" conditions according to the modified criteria of Karr (1981) and US EPA (1993). Exclusive of 4th survey, average IBI values at the upstream reach (S1~S3) and downstream reach (S4~S5) were 26 and 24, respectively. However, in 4th survey the averages were 21 and 20 in the upstream and downstream reaches, respectively. This difference was larger in the upstream than in the downstream because of physical condition disturbed during summer monsoon. Values of the QHEI varied from 75 (fair condition) to 148 (good condition) and values of QHEI in the S3 were significantly ( $P=0.001$ , n=5) lower than other sites. Biochemical oxygen demand (BOD), chemical oxygen demand (COD), total nitrogen (TN) and total phosphorus (TP) were greater by 3~8 fold in the downstream than in the upstream reach. We believe that present IBI approach applied in this study may be used as a key tool to set up specific goals for restoration of Kap Stream.

**Key words :** stream health assessment, habitat evaluation, water quality, biological health, fish

### 서 론

우리나라는 1970년대 이후의 경제성장과 국토개발, 도시화의 가속으로 인하여 수질오염과 수생태계 파괴가 심각한 실정이다. 최근 연구결과에 따르면 한강 수계(서울시, 1999), 낙동강 수계(대구지방환경청, 2000), 금강 수계

(You *et al.*, 1999), 영산강 수계(정부합동, 2000) 등 우리나라의 주요 수계에서의 수질악화가 심각한 실정이며, 이로 인한 종다양성 감소현상 역시 해결해야 할 문제로 떠오르고 있다. 이러한 생태계 교란문제를 해결하기 위한 노력으로 최근 양재천(신, 1999; 김과 구, 2002), 청계천(서울시, 2004), 전주천(신, 2002) 등에서 하천복원이 활발히 시도되고 있으며, 이들에 대한 복원성을 평가하기 위

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

하여 다양한 기법들이 제시되고 있다.

지금까지 일반적으로 이용된 수환경 평가기법은 영양염류농도측정 (TN, TP), 유기물 오염 (BOD, COD), 독성물질측정 등의 화학적 측면만이 강조되어 왔고 보조적으로 하천유역의 물리적 특성 연구(최, 2005)가 일부 이루어져 왔다. 최근에는 생물을 이용한 수환경 평가가 시도되기도 했으나 단일종 또는 일부종을 대상으로 하는 평가(박 등, 1996), 시·공간적 측면에서의 정성적 분석(이, 2001)에 의한 평가 등이 대부분이었다. 최근 북미 및 유럽에서는 이런 문제점들을 보완한 생태건강도 평가모델 (US EPA, 1993; Barbour *et al.*, 1999)이 개발된 바 있고 수계에 이를 적용하는 사례가 늘어나고 있다. 이러한 모델들은 시·공간적 변이가 많은 기존의 화학적 평가의 문제를 보완하여(안과 김, 2005; 안 등, 2005) 총체적 생태계 건강성을 평가할 수 있다는 장점을 가진 것으로 알려지고 있다.

생물을 이용한 수환경 평가 기법들은 생물지수 (biotic index)에 의한 건강도 평가, 조기생물경보 (Early-warning biomonitoring)에 의한 평가 및 생태독성검정 (Ecotoxicity test)의 세 가지로 구분할 수 있다(공, 2002). 본 연구에서는 수환경 평가기법으로 '생물지수'를 활용하였는데 외국의 경우 이미 1900년대 초반에 하천생태계를 네 등급의 오수생물계열로 구분한 이후(Kolkwitz and Marsson, 1902) 최근에는 '생물 통합 지수' (Index of Biological Integrity, IBI)를 이용한 평가기법 (Karr, 1981)이 개발되었다. 이 기법은 북미(Kovacs *et al.*, 2002, Walton *et al.*, 2006)와 유럽(Oberdorff and Hughes, 1992; Böhmer *et al.*, 2004; Lieven Bervoets *et al.*, 2005)을 비롯한 세계 여러 국가(Harris, 1995; Koizumi and Matsumiya, 1997; Ganasan and Hughes, 1998) 뿐만 아니라 국내에서도 활발한 연구가 진행되고 있다(안 등, 2001a, b; An *et al.*, 2002; 안 등, 2003). 그 예로서 우리나라에서는 어류(염 등, 2000; 안 등, 2003)를 이용한 생물학적 수질평가가 지속적으로 수행되고 있고 부착조류(신과 조, 2000), 저서형 대형 무척추 동물(윤 등, 1992; 배 등, 2003)을 활용한 평가 역시 이루어지고 있다.

본 연구는 어류를 활용하여 생물학적 건강도 지수를 산출하였다. 어류는 하천 생태계에서 최상위 계급을 점하고 있어 하천 생태계를 가장 적절히 반영하는 생물군으로서 화학적 수질특성을 반영할 뿐만 아니라 생물 농축과 과거의 오염특성, 서식지 파괴 등의 물리적 변화까지 반영한다. 또한 외래종의 도입·정착 등 생물 군집간의 상호작용 까지도 반영할 수 있어 그 효용도가 대단히 높다. 어류를 활용한 생물학적 건강도 지수 산출에 있어서

Karr (1981)가 제시한 12가지 변수는 지역적인 특성 때문에 모든 지역에서 동일하게 적용될 수 없으므로 각 나라에서는 그 지역의 특색에 맞게 변수를 조정하여 사용하고 있고 국내에서도 역시 국내특성에 맞게 11개 항목으로 조정하여 조사가 이루어진 바 있다(염 등, 2000).

본 연구 대상지역인 갑천에 대한 연구로는 수질유지에 필요한 유량(정 등, 2005), 물리적 서식지와 하천수위(우와 정, 1998), 어류상 조사(홍, 1994; 이, 2001), 생물학적 건강도(안 등, 2003) 등의 연구가 이루어진 바 있으나, 화학적 및 생물학적 건강도 평가는 국내에서 극히 미비한 실정이다.

본 연구의 목적은 첫째, 생물학적 건강도 지수를 활용한 수질평가 기법인 IBI Score를 실제하천에 적용하여 수생태계의 건강성을 가늠해 보고, 둘째, 기존의 화학적 방법에 의거한 수질 항목과의 관계를 분석하며, 셋째 물리적 서식지 평가지수(Qualitative Habitat Evaluation Index, QHEI)를 활용하여 생물학적 건강도 지수와 의 연계성을 파악하는데 있다.

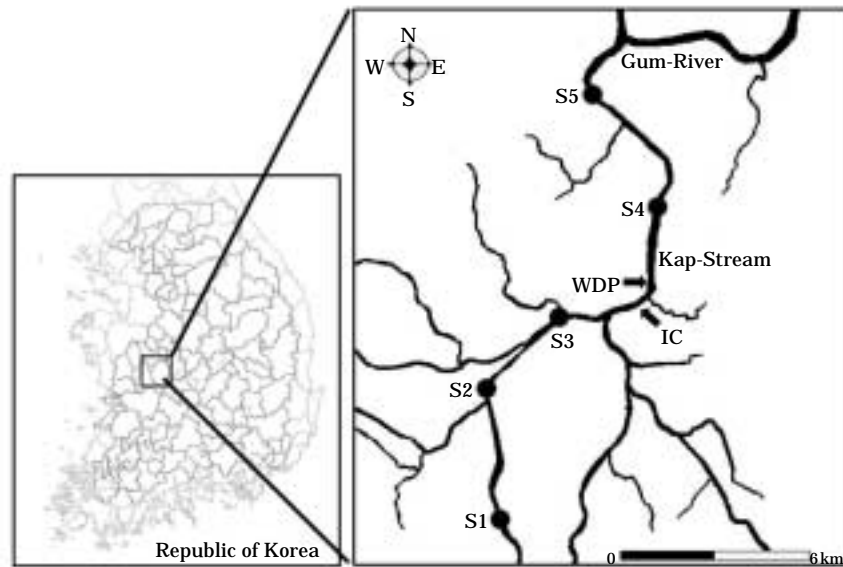
## 조 사 방 법

### 1. 조사 하천 및 시기

본 연구를 위해 금강 수계의 지류인 갑천에서 5개 지점을 선정하였다(Fig. 1). S1, S2의 경우 점오염원은 미약하며 수변구역은 산림으로 둘러싸여 있고, S3은 도심지의 영향을 받는다. S4는 3 km 상류에서 대전시를 관통한 유등천이 합류하고 2.5 km 상류에서 발생하는 점 오염원(대전 1, 2 공단)과  $6 \times 10^5 \text{ m}^3 \text{ day}^{-1}$  규모의 하수종말처리장의 영향을 받는 지점이다. S5는 대전지역의 3, 4공단의 영향을 받고 금강본류에 합류되기 전 지점이다. 세부적인 조사지점은 다음과 같다.

- S1 : 대전광역시 서구 정림동 가수원교
- S2 : 대전광역시 서구 월평동 만년교
- S3 : 대전광역시 서구 삼천동 대덕대교
- S4 : 대전광역시 대덕구 전민동 갑천교
- S5 : 대전광역시 유성구 구죽동 신구교

S1~S3는 4차 하천이고 S4, S5는 5차 하천이다. 조사는 2004년 8월, 10월, 2005년 5월, 7월, 9월의 총 5회에 걸쳐 실시하였다. Karr (1981)는 1일 최대 대기온도(Maximum daily temperature)가 19°C 이하인 기간과 몬순강우의 영향으로 수체가 불안정한 시기 등은 수체 내 어류군집에 교란 요인으로 작용한다고 보고한 바 있다.



**Fig. 1.** The map showing the sampling sites in the Kap stream (WDP=Wastewater Disposal Plant, IC=Industrial Complex).

따라서 조사는 위의 교란요인을 고려하여 실시하였다.

## 2. 어류채집방법

Ohio EPA (1989)의 하천 조사법으로 Wading Method를 국내 실정에 맞게 조정하여 사용하였다. 어류 채집의 정량화를 위하여 Catch Per Unit of Effort (CPUE)의 채집거리는 200 m이며 가능한 한 여울(riffle), 소(pool), 흐르는 곳(run)을 포함하여야 하고(Barbour *et al.*, 1999), 소요시간은 60분으로 제시하였으며 채집도구는 배터리나 발전기가 효율적인 것으로 제시하고 있다. 그러나 본 연구에서는 국내에서 배터리 사용이 내수면 어업법으로 금지되어 있고 상류의 규모가 작은 한국의 하천 상황을 고려하여 투망(망목: 8×8 mm 이하)을 이용하였고 소요시간은 60분, 채집거리는 100 m로 단축하여 조사하였다(안 등, 2001a).

## 3. 분류체제 및 어종조사

어종분류체제를 위해 비정상어종 감별, 서식지 점유 및 영양단계, 오염에 대한 민감도, 외래종 감별 등이 포함되었다. 채집된 어류는 현장에서 평가모델에 포함된 메트릭 특성을 분류하고(최 등, 1990; 김과 강, 1993; 최, 1994; 교육부, 1997; 김과 박, 2002) 개체 수 산정 후 풀어주었으며, 분류감별이 모호한 종의 경우 10% 포르말린 용액에 고정된 후 실험실로 운반하여 분류하였다. 분류체계는 Nelson (1994)의 기준을 따랐으며, 현장에서 비정상어종

의 외형적 감별은 US EPA (1993)의 방법에 따라 기형(Deformity), 부식(Erosion), 조직병리(Lesion), 종양(Tumors)의 4부류로 대별하여 비정상특성을 분석하였다. 서식지 길드 및 영양단계 길드 분석은 어류의 지리적 분포특성이 반영되어야 하기 때문에(Karr *et al.*, 1986) 김과 강(1993), 최(1994), 교육부(1997)에 의거하여 구분하였고 어류의 종별 오염 민감도 특성은 최(1994), 교육부(1997), 안 등(2001b)에 의거하였으며 외래종 분류는 김과 박(2002)에 의거하였다.

## 4. 생물학적 건강도 평가지수 산출 및 적용

생물학적 건강도 평가모델(IBM; Index of Biological integrity) 설정법은 Karr (1981)에 의하여 개발된 모델을 기초로 하였으며, 최근 US EPA에서 개발된 Barbour *et al.* (1999)의 RBP (Rapid Bioassessment Protocol) 모델을 수정·적용하였다. 이러한 모델은 해당 수환경의 지형적, 국지적 생태특성을 반영해야 하기 때문에(Karr *et al.*, 1986) 우리나라 수체특성을 고려하여(안, 2000) 11메트릭 모델을 기반으로 하였다. 본 연구에서는 조사하천의 평균 수심이 0.2~0.6 m(환경부 측정자료)로서 알아 모델의 메트릭 중에서 중층 서식종수(Number of water column species)의 메트릭을 제외한 10메트릭 모델을 적용하였다.

생물학적 건강도 평가는 각 메트릭 당 1, 3, 5점의 점수를 부여한 후 합산하며 이를 최악(Very Poor), 악화

**Table 1.** Assessment Criteria Modified for the Index of Biological Integrity (IBI) Model.

IBI	Criteria	Characteristics
46 ~ 50	Excellent	Comparable to pristine conditions, exceptional assemblage of species.
36 ~ 40	Good	Decreased species richness, intolerant species in particular; Sensitive species present.
26 ~ 30	Fair	Intolerant and sensitive species absent; skewed trophic structure.
16 ~ 20	Poor	Top carnivores and many expected species are absent or rare; omnivore and tolerant species are general.
≤ 10	Very Poor	Few species and individuals present; tolerant species dominated; diseased fish frequently.

(Poor), 보통 (Fair), 양호 (Good), 최적 (Excellent) 상태의 5개 등급으로 분류하여 생물학적 건강도 평가등급을 산출하였다 (Table 1). 생물학적 건강도 지수 산정은 2004년 8월 ~ 2005년 9월까지 총 5회에 걸쳐 조사한 자료를 이용하였다.

**5. 물리적 서식지 평가지수 산출 및 적용**

물리적 서식지 평가법은 Plafkin *et al.* (1989)이 제시하고 Barbour *et al.* (1999)가 수정·변경한 QHEI (Qualitative Habitat Evaluation Index) 모델을 이용하였으며 현장평가에 용이한 11메트릭 모델을 기본으로 하였고 현장평가는 2005년 9월에 실시하였다. 물리적 서식지 평가지수는 각 메트릭 당 1~20까지 점수를 부여한 후 합산하였으며 (Table 4), 등급 구분은 US EPA (1993)에 의거하여 8~52까지 악화 (Poor), 66~110까지 보통 (Fair), 124~168까지 양호 (Good), 182~220까지 최적 (Excellent) 상태의 4개 등급으로 분류하여 평가하였다.

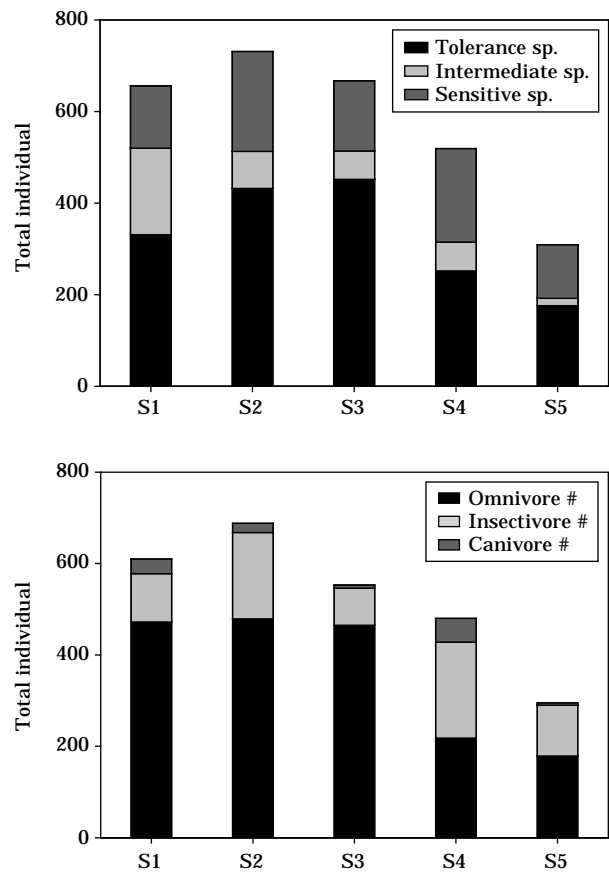
**6. 화학적 수질자료**

본 연구에서 화학적 수질자료는 생물학적 건강도 평가지수 (IBI) 및 물리적 서식지 평가지수 (QHEI)와의 비교·평가에 이용되었다. 이용된 수질변수는 생물학적 산소요구량 (BOD<sub>5</sub>), 화학적 산소요구량 (COD<sub>Mn</sub>), 용존산소량 (DO), 총질소 (TN), 총인 (TP), 총부유물질 (TSS), 전기전도도 (Conductivity), 수소이온농도 (pH)의 8개 항목으로서 2000~2004년의 환경부 수질측정망 자료 (<http://water.nier.go.kr/weis>)를 이용하여 지점별 특성을 분석하였다.

**결과 및 고찰**

**1. 종 구성 및 트로픽 길드 분석**

갑천에서 생물학적 건강도 지수를 산정하기 위한 어류



**Fig. 2.** Spatial comparisons of ecological indicator species such as sensitive species, intermediate species, tolerant species, insectivore, omnivore and carnivore species at the sampling sites.

현장조사 결과에 따르면, 총 31종 2,944개체가 채집되었다 (Table 2, Fig. 2). 채집된 어류의 상대풍부도 (Relative abundance) 분석에 따르면, 전체 중 5% 이상을 차지하는 종은 피라미 (*Zacco platypus*, 40.2%), 납지리 (*Acheilognathus rhombeus*, 8.2%), 납자루 (*Acheilognathus lanceolatus*, 6.7%), 붕어 (*Carassius auratus*, 6.2%), 참마자 (*Hamibarbus longirostris*, 5.8%), 줄물개 (*Gnathopogon stri-*

**Table 2.** Fish fauna, tolerance guilds (Tol.G) and the habitat guilds (Hab.G) at the study sites (R.A.=Relative abundance).

Species	Categories		Sampling locations					R.A. (%)
	Tol.G	Hab.G	1	2	3	4	5	
<i>Zacco platypus</i>	T		259	289	307	188	139	40.2
<i>Acheilognathus rhombeus</i>	T		46	43	114	39		8.2
<i>Acheilognathus lanceolatus</i>	S		63	46	82	5		6.7
<i>Carassius auratus</i>	T		14	95	24	24	26	6.2
<i>Hemibarbus longirostris</i>	S		23	76	23	13	36	5.8
<i>Gnathopogon strigatus</i>	S		14	7	5	115	27	5.7
<i>Microphysogobio yaluensis</i>	I	RB	103	43	14			5.4
<i>Hamibarbus labeo</i>	S		3	4	26	69	56	5.4
<i>Opsariichthys uncirostris amurensis</i>	I		30	18	6	50	4	3.7
<i>Pungtungia herzi</i>	S	RB	15	64	13	2		3.2
<i>Pseudogobio esocinus</i>	I		35	17	10	10	9	2.6
<i>Acheilognathus macropeterus</i>	I		12	2	31			1.5
<i>Coreoleuciscus splendidus</i>	S	RB	15	20			3	1.3
<i>Micropterus salmoides</i>	T		23	8		2	2	1.2
<i>Pseudorasbora parva</i>	T		5		4	4	7	0.7
<i>Hypomesus nipponensis</i>	S						14	0.5
<i>Tridentiger brevispinis</i>	I	RB	8		1			0.3
<i>Cyprinus carpio</i>	T		1	3	2		3	0.3
<i>Rhodeus uyekii</i>	T		5					0.2
<i>Sarcocheilichthys variegatus wakiyae</i>	S	RB			4			0.1
<i>Squaliobarbus curriculus</i>	I						3	0.1
<i>Carassius cuvieri</i>	T		1				2	0.1
<i>Squalidus japonicus coreanus</i>	T						3	0.1
<i>Channa argus</i>	T		1		1			0.1
<i>Silurus asotus</i>	T			2				0.1
<i>Acheilognathus yamatsuate</i>	S		2					0.1
<i>Iksookimia koreensis</i>	S	RB	1	1				0.1
<i>Synechogobius hasta</i>	I					2		0.1
<i>Pseudobagrus fulvidraco</i>	I		1					0.03
<i>Sarcocheilichthys nigripinnis morii</i>	I	RB				1		0.03
<i>Rhodeus ocellatus</i>	I			1				0.03

S=sensitive species, I=intermediate species, T=tolerant species, RB=riffle benthic species

*gatus*, 5.7%), 돌마자 (*Microphysogobio yaluensis*, 5.4%), 누치 (*Hamibarbus labeo*, 5.4%) 순으로 나타났다.

총출현종수 및 총채집개체수는 상류에서 하류로 갈수록 감소하는 양상을 보였다 (Fig. 2). S1~S5까지 총출현종수는 각각 23종, 18종, 17종, 14종, 15종으로서 감소하는 경향을 보였으며 총채집개체수 역시 유사한 경향을 보였다 (Fig. 2). S4는 대전공단과 하수종말처리장의 영향을 직접 받는 지점으로 출현종수가 가장 적어 공단과 하수종말처리장, 법동천 등의 점오염원 영향을 직접적으로 받는 것으로 나타났다 (Fig. 2).

어류의 내성도에 따라 분석한 결과, 총 2,944개체 중 민감종은 847개체로 28.8%, 중간종은 446개체로 15.1%, 내성종은 1,651개체로 56.1%를 차지했고, 섭식분류 (Trophic guild)에 따라서 분석한 결과, 충식종은 717개체로

24.4%, 육식종은 406개체로 0.9%, 잡식종은 1,821개체로 61.9%를 나타내었다. Karr (1981)와 US EPA (1991)의 보고에 따르면 내성종과 잡식종은 유기물 오염, 서식지 파괴 등의 서식지의 물리·화학적 질적 하강에 따라 어종의 풍부도가 증가하는 경향을 보인다. 내성종과 잡식종의 상대풍부도가 각각 56.1%, 61.9%를 나타내었음을 볼 때 다른 도심하천 연구결과 (안과 김, 2005; 안 등, 2005)와 같이 감천이 각종 생활하수와 공장폐수, 하천 직선화, 하안정리 등으로 인한 물리·화학적 환경변화에 전반적으로 노출되어 있음을 시사한다. 실제로 조사구간에서는  $6 \times 10^5 \text{ m}^3 \text{ day}^{-1}$  규모의 하수종말처리장, 대전 1·2 공단 등의 화학적 점오염원과 하천을 가로지르는 하수관 매립 공사, 하안정리 공사 등의 물리적 서식지 교란이 산재하여 도심하천의 특성을 나타내었다.

**Table 3.** The Index of Biological Integrity (IBI), based on the 10 metric models in the Kap Stream.

Sampling site	TNS	RBS	SS	TS	OS	IS	CS	TNI	XT	AI	Total (Criteria)	
1st	S1	13 (5)	3 (3)	5 (3)	37.7 (1)	47.8 (1)	33.3 (3)	5.8 (5)	138 (3)	5.5 (1)	0.0 (5)	30 (III)
	S2	6 (3)	1 (1)	0 (1)	70.6 (1)	59.8 (1)	5.4 (1)	5.4 (5)	92 (1)	0.0 (5)	0.0 (5)	24 (III-IV)
	S3	9 (3)	4 (3)	4 (3)	50.4 (1)	81.6 (1)	15.6 (1)	2.8 (3)	141 (3)	4.7 (1)	0.0 (5)	24 (III-IV)
	S4	8 (3)	1 (1)	2 (1)	72.4 (1)	87.4 (1)	11.0 (1)	1.6 (3)	127 (3)	2.3 (1)	0.0 (5)	20 (IV)
	S5	14 (5)	2 (1)	4 (3)	32.3 (1)	79.1 (1)	12.0 (1)	8.2 (5)	158 (3)	3.7 (1)	0.0 (5)	26 (III)
2nd	S1	12 (5)	2 (1)	4 (3)	61.1 (1)	55.8 (1)	34.7 (3)	2.1 (3)	190 (3)	1.0 (1)	0.0 (5)	26 (III)
	S2	9 (3)	3 (3)	4 (3)	62.7 (1)	67.5 (1)	19.9 (1)	2.2 (3)	231 (5)	0.0 (5)	0.0 (5)	30 (III)
	S3	11 (3)	4 (3)	6 (3)	65.2 (1)	79.1 (1)	20.0 (3)	0.9 (1)	115 (1)	0.0 (5)	0.0 (5)	26 (III)
	S4	8 (3)	1 (1)	3 (1)	74.7 (1)	69.0 (1)	24.1 (3)	1.2 (3)	87 (1)	2.3 (1)	0.0 (5)	20 (IV)
	S5	12 (5)	3 (3)	6 (3)	28.7 (1)	61.1 (1)	30.6 (3)	8.3 (5)	108 (1)	3.4 (1)	0.0 (5)	28 (III)
3rd	S1	12 (5)	2 (1)	4 (3)	75.4 (1)	58.7 (1)	5.6 (1)	0.6 (1)	179 (3)	0.0 (5)	0.0 (5)	26 (III)
	S2	7 (3)	0 (1)	3 (1)	74.2 (1)	59.1 (1)	13.1 (1)	2.0 (3)	198 (3)	0.0 (5)	0.0 (5)	24 (III-IV)
	S3	9 (3)	2 (1)	5 (3)	46.7 (1)	82.2 (1)	17.1 (1)	0.7 (1)	152 (3)	0.0 (5)	0.0 (5)	24 (III-IV)
	S4	10 (3)	3 (3)	6 (3)	66.3 (1)	81.4 (1)	18.6 (1)	0.0 (1)	86 (1)	0.0 (5)	0.0 (5)	24 (III-IV)
	S5	8 (3)	1 (1)	3 (1)	80.8 (1)	92.3 (1)	5.8 (1)	1.9 (3)	52 (1)	0.0 (5)	0.0 (5)	22 (III-IV)
4th	S1	11 (3)	1 (1)	3 (1)	30.5 (1)	23.2 (1)	58.9 (5)	10.6 (5)	151 (1)	0.7 (3)	0.0 (5)	28 (III)
	S2	9 (3)	0 (1)	4 (1)	59.7 (1)	51.9 (1)	28.1 (3)	10.5 (5)	295 (3)	0.0 (5)	0.0 (5)	28 (III)
	S3	3 (1)	0 (1)	1 (1)	50.0 (1)	50.0 (1)	50.0 (5)	0.0 (1)	6 (1)	0.0 (5)	0.0 (5)	22 (III-IV)
	S4	6 (1)	1 (1)	4 (1)	38.1 (1)	38.1 (1)	61.9 (5)	0.0 (1)	21 (1)	4.6 (1)	0.0 (5)	20 (IV)
	S5	6 (1)	1 (1)	3 (1)	44.9 (1)	44.9 (1)	44.9 (3)	10.2 (5)	49 (1)	0.0 (5)	0.0 (5)	26 (III)
5th	S1	4 (1)	0 (1)	2 (1)	35.7 (1)	35.7 (1)	64.3 (5)	0.0 (1)	42 (1)	4.6 (1)	0.0 (5)	20 (IV)
	S2	8 (3)	1 (1)	3 (1)	80.2 (1)	80.2 (1)	17.6 (1)	2.3 (3)	131 (1)	0.0 (5)	0.0 (5)	22 (III-IV)
	S3	2 (1)	0 (1)	1 (1)	66.7 (1)	66.7 (1)	33.3 (3)	0.0 (1)	3 (1)	0.0 (5)	0.0 (5)	20 (IV)
	S4	3 (1)	0 (1)	1 (1)	34.6 (1)	34.6 (1)	65.5 (5)	0.0 (1)	55 (1)	3.5 (1)	0.0 (5)	20 (IV)
	S5	9 (3)	0 (1)	2 (1)	46.8 (1)	50.6 (1)	30.4 (3)	1.3 (3)	79 (1)	0.0 (5)	0.0 (5)	24 (III-IV)

TNS=Total # of native species, RBS=# of riffle benthic species, SS=# of sensitive species, TS=% individuals as tolerant species, OS=% individuals as omnivores, IS=% individuals as native insectivores, CS=% individuals as native carnivores, TNI=Total # of individual, XT=% individuals as exotics, AI=% individuals with anomalies, I=Excellent Condition, II=Good Condition, III=Fair Condition, IV=Poor Condition, V=Very Poor Condition

한편, 본 연구에서 외래종인 큰 입 배스와 떡붕어가 출현하였다. 이 중 큰 입 배스는 1994년과 2000년의 조사(홍, 1994; 안 등, 2001a)와 근래의 갑천 어류조사결과(이, 2001)에서도 확인되지 않았던 종으로 S3을 제외한 모든 지점에서 서식이 확인되었다(Table 2). 외래종은 환경의 질적 저하에 따라 증가하는 양상을 보이므로(US EPA, 1991) 외래종에 의한 생태계의 교란현상이 존재함을 나타낸다.

**2. 생물학적 건강도 평가**

갑천의 생물학적 건강도 평가결과 상·하류간의 공간적 특성과 몬순강우에 의한 계절적 특성에 따라 차이를 보였다(Fig. 3). 큰 영향을 미치는 점오염원이 없는 S1~S3은 평균 24.9를 기록한 반면 복합적인 점오염원의 영향을 받는 S4, S5는 평균 22.8을 기록하였다. 이는 이전

에 생물학적 건강도 평가가 수행된 도심하천인 금호강(염 등, 2000), 대전천(안과 김, 2005), 유등천(안 등, 2005)의 결과와 일치하는 것으로 하천차수가 증가할수록, 혹은 하류로 갈수록 하천 오염원의 증가에 의하여 생물학적 건강도는 낮아지는 것이 일반적이라는 US EPA(1993)의 보고와 일치하였다.

US EPA(1993) 및 Barbour *et al.*(1999)의 기준에 의거할 때 S2의 보통(Fair)상태를 제외한 모든 지점이 보통(Fair)~악화(Poor)상태를 나타내었고 최고값은 S2(26.0), 최저값은 S5(21.2)가 기록하였다. 한편, 모든 지점이 평균 26 이하로 양호(Good)상태는 전혀 나타나지 않아 같은 규모의 산간 계류형 하천(안 등, 2001)에 비하여 악화된 도심하천의 모습을 반영하였다(Table 2).

총 5차체에 걸친 조사 중 4차 조사는 몬순강우기(2005. 7. 13)에 이루어졌다. Karr(1981)의 연구에 의하면 생물학적 건강도 평가는 수체 내 교란이 없는 시기에 이

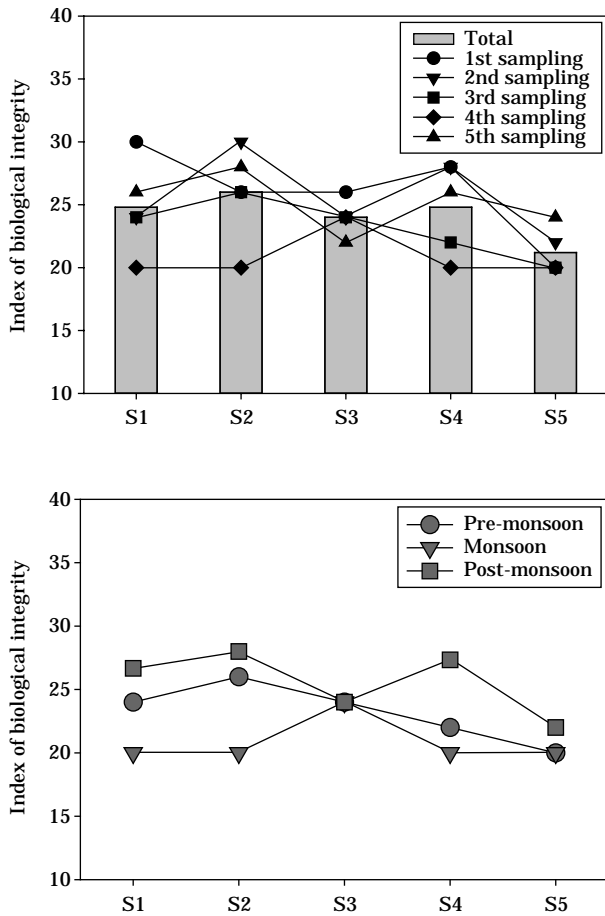


Fig. 3. Biological health assessments, based on Index of Biological Integrity (IBI) during the sampling seasons (1st ~ 5th sampling).

루어져야 한다고 보고한 바 있으므로 몬순기에 연강우의 2/3 이상이 집중되는 우리나라의 특성상 4차 조사는 강우에 의한 교란이 예상되는 시기이다. 예상과 같이 4차 조사는 생물학적 건강도 평가 지수가 평균 20.8인 반면 4차 조사를 제외한, 즉 몬순강우기에 이루어 지지 않은 조사는 평균 24.4였다. 이는 강우에 의한 유량증가로 어류상이 교란되고, 서식지 파괴 및 혼탁도의 급격한 증가 등의 영향으로 판단되었다 (Fig. 3).

3. 물리적 서식지 평가

갑천의 물리적 서식지 평가는 11메트릭 모델에 의하여 수행되었다. 물리적 서식지 평가지수는 도심에 가장 가까

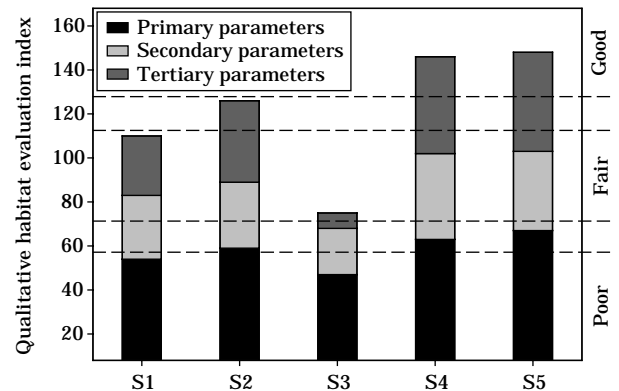


Fig. 4. Qualitative Habitat Evaluation Index (QHEI) at five sampling locations in Gap stream.

Table 4. Qualitative Habitat Evaluation Index (QHEI) at four sampling locations in the Kap stream.

Habitat parameters	Sampling locations				
	S1	S2	S3	S4	S5
Primary Parameters-Substrate structure and vegetation coverage					
M <sub>1</sub> Substrate/Instream cover	13	16	10	16	18
M <sub>2</sub> Embeddedness	13	13	8	18	16
M <sub>3</sub> Flow velocity/Depth combination	10	20	13	18	20
M <sub>4</sub> Bottom scouring & Sediment deposition	18	10	16	11	13
M <sub>5</sub> Channel flow status	18	8	16	13	10
Secondary Parameters-Channel characteristics					
M <sub>6</sub> Channel alteration	5	10	3	8	10
M <sub>7</sub> Frequency of riffles or bends	5	8	1	5	6
M <sub>8</sub> Bank stability	1	4	1	13	10
Tertiary Parameters-bank characteristics and structure					
M <sub>9</sub> Bank vegetative protection	8	14	2	18	15
M <sub>10</sub> Riparian vegetative zone width	8	10	2	15	15
M <sub>11</sub> Dam construction impact	11	13	3	11	15
Total score	110 (Fair)	126 (Good)	75 (Fair ~ Poor)	146 (Good)	148 (Good)

은 S3을 정점으로 할 때 양방향으로 거리가 멀어질수록 증가하는 양상을 보였다(Fig. 4). 특히, 도심에서 멀어질수록 제방과 연안대의 식생에 관련된 메트릭의 회복이 두드러졌다. 상류지역인 S1, S2는 평균 118로 양호(Good)~보통(Fair)상태이고 하류지역인 S4, S5는 이보다 높은 평균 147로서 양호(Good)상태를 나타냈다. 제방 특성 및 제방구조 측면이 각각 1로서 다른 지점에 비하여 낮은 점수를 기록한 S3은 물리적 서식지 평가지수가 75점을 기록해 물리적 서식지 교란이 매우 심각한 것으로 나타났다(Table 4). Plafkin *et al.* (1989)에 따르면 인공물이나 보, 댐 등에 의하여 흐름이 차단되거나 인공제방이 축조된 경우에는 생물의 서식지에 악영향을 미친다. S3는 시민들의 친수공간 확보를 위한 콘크리트제방과 유량확보를 위한 보의 축조로 Plafkin *et al.* (1989)의 연구결과를 반영하였다.

우리나라는 몬순기후 특성상 장마피해를 줄이기 위하여 지속적인 하천 직선화사업이 활발히 이루어져 왔다. 이에 따라 물리적 서식지 평가결과 하천 만곡도(Channel sinuosity)가 5개 지점에서 평균 5점을 보여 서식지평가 메트릭 중 가장 취약한 부분으로 나타났다(Table 4).

4. 화학적 수질특성

갑천의 화학적 수질은 최근 몇 년간 BOD 수질기준 3 등급을 유지하여 시간의 흐름에 따른 변이를 보이지는 않았지만 S3과 S4 사이에 밀집한 점오염원의 영향에 의하여 공간적으로는 큰 변이를 보였다(Fig. 5). 지점별로는 점오염원이 없는 S1~S3과 대규모 하수종말처리장과 대전 1·2공단, 북개천인 법동천 유입 등의 복합적인 점오염원의 영향을 받는 지점인 S4, S5의 두 그룹으로 크게 나뉘었다. 상류 그룹은 평균 BOD 농도 2.2 mg L<sup>-1</sup>를 나타낸 반면 하류 그룹은 평균 7.5 mg L<sup>-1</sup>를 나타냈다. 이와 같은 점오염원에 의한 수질 악화 현상은 COD, TN, TP, 전기전도도의 항목에서도 같은 양상을 나타내 pH를 제외한 모든 항목에서 수질이 악화되었음을 알 수 있었다.

현행 하천수질등급기준인 BOD를 살펴보면 S1에서는 2.0 mg L<sup>-1</sup>를 기록하고 S4에서는 7.7 mg L<sup>-1</sup>를 기록하여 3.8배 증가하였다(Fig. 5). COD 역시 S1에서 3.1 mg L<sup>-1</sup>, S4에서 8.7 mg L<sup>-1</sup>로 2.8배 증가하여 큰 폭의 증가세를 나타냈다. 부영양화의 핵심지표인 TN, TP는 같은 양상을 보였으나 증가폭이 더욱 심했다. TN은 S1이 2.5 mg L<sup>-1</sup>, S4가 13.1 mg L<sup>-1</sup>로 5.1배, TP가 S1에서 96.0 µg L<sup>-1</sup>, S4에서 767.8 µg L<sup>-1</sup>로 무려 7.3배가 증가하여 BOD와 COD의 증가폭 보다 더 급격히 증가하였다. 이러한 TN,

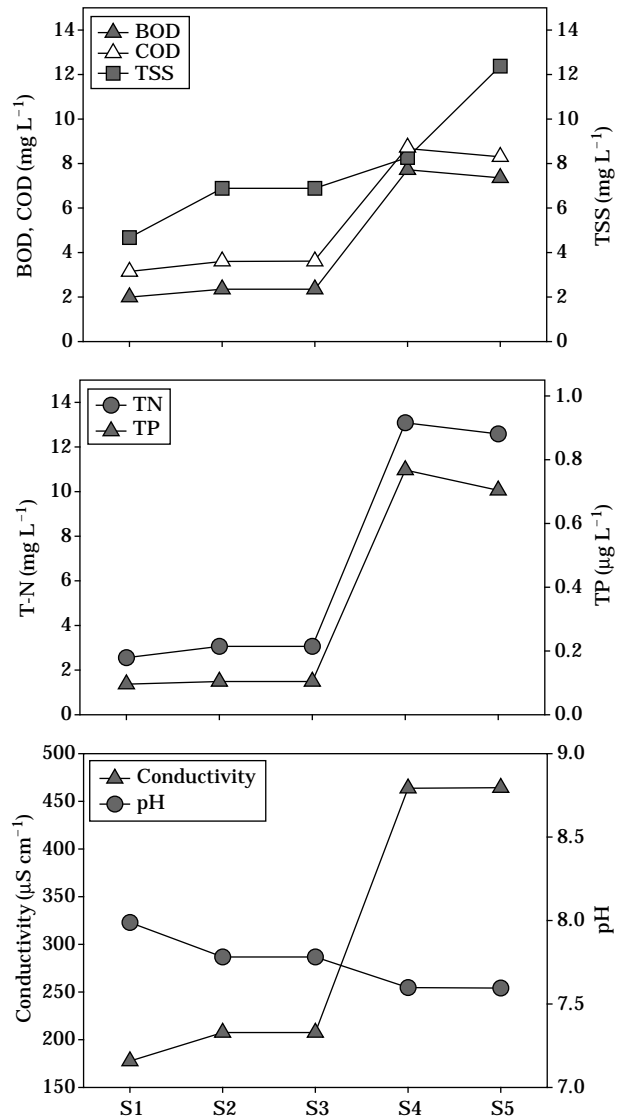


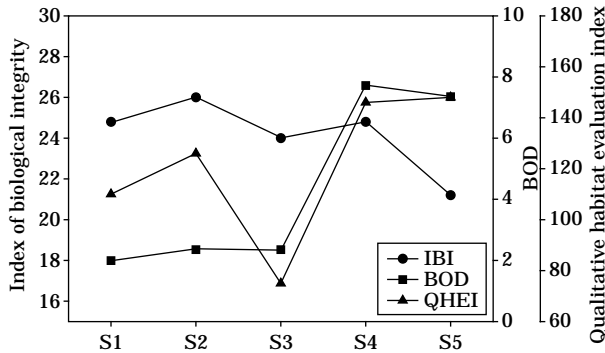
Fig. 5. Water quality at each sampling site, based on the average of 2000~2004 (BOD<sub>5</sub>=biochemical oxygen demand, COD<sub>Mn</sub>=chemical oxygen demand using Mn, TSS=total suspended, TN=total nitrogen, TP=total phosphorus, pH and Conductivity).

TP 농도의 급격한 악화는 현행 국내 하수종말처리장의 관리기준이 BOD와 COD에 초점이 맞추어져 있기 때문에 (공, 2002) 무기영양염류의 관리소홀로 인한 것이라 판단되었다.

5. 생물학적 건강도 및 물리적 서식지 지수, 이 · 화학적 특성비교

생물학적 건강도지수와 물리적 서식지 평가지수, 현행





**Fig. 6.** The biological ecosystem health, based on the Index of Biological Integrity (IBI), physical habitat health, based on Qualitative Habitat Evaluation Index (QHEI) and chemical conditions, based on BOD at the sampling sites.

하천수 등급기준인 BOD 항목을 비교 평가해본 결과 갑천의 생물학적 건강도는 이화학적 수질과 서식지 모두를 반영하는 것으로 사료되었다.

평균 BOD 농도  $2.2 \text{ mg L}^{-1}$ 으로 하류부에 비하여 수질이 양호한 S1~S3에서는 S3가 물리적 서식지 평가 지수 75점을 기록하고 생물학적 건강도 평가지수 역시 24를 기록하여 상류부 지점 중 가장 낮은 수치를 보였다(Fig. 6). 화학적 수질이 일정수준 이상으로 유지된 지점에서는 물리적 서식지의 교란 여부에 따라 생물학적 건강도가 영향을 받는 것을 볼 수 있다. 한편, S4, S5에서는 S3에 비해 물리적 서식지 평가 지수가 약 2배 증가한 양호 상태로 나타나 생물학적 건강도 지수가 증가할 것으로 예상되었다. 그러나 평균 BOD 농도  $7.5 \text{ mg L}^{-1}$ 로 악화된 수질 상태의 영향을 받아 생물학적 건강도 지수는 S4, S5에서 평균 23점으로 오히려 하락하는 양상을 보였다. 이러한 현상은 물리적 서식지가 양호한 상태일 지라도 급격한 수질의 악화가 생물학적 건강도 지수를 악화시킬 수 있음을 시사한다(Fig. 6).

## 고찰

본 연구결과 어류를 이용한 생물학적 건강도 평가 모델은 화학적인 수질과 물리적 서식지를 적절히 반영하는 것을 알 수 있었다(Fig. 6). 이는 생물학적 건강도 평가 모델의 각 변수들 중 민감종수와 내성종의 개체수 등 화학적 수질을 반영하는 변수와 여울성저서종수 등 물리적 서식지를 반영하는 변수들이 적절히 구성되어 있음을 나타낸다. 앞서 제시한 바와 같이 강우뿐만 아니라 여러 일

시적인 영향에 민감하게 반응하는 화학적인 수질과 생태적인 측면을 반영하는 물리적 서식지만으로는 장기간의 영향과 생태적인 문제점 등의 영향을 완벽하게 반영할 수는 없다. 생물학적 건강도 평가는 이러한 평가들을 적절히 반영하여 환경을 정량화할 수 있는 장점을 지니고 있다. 즉, 서로 다른 수체들을 비교·평가 할 수 있다. 본 연구는 현재 국내 하천들의 건강도를 생물을 주체로 하여 알아보고, 나아가서 최근에 주목받고 있는 생태하천복원사업에도 현재의 하천 건강도와 복원 이후의 건강도를 비교 할 수 있어 향후 행하여지는 수환경 평가에 있어 건강도 측면을 대표할 수 있는 주목할 만한 기법으로 사료되는 바이다.

## 적요

본 연구는 어류를 이용한 생물학적 수환경 평가기법 즉, '생물통합지수'라 불리는 다변수 모델기법을 적용하는 것이다. 본 연구를 위하여 2004년 8월~2005년 9월까지 갑천에서 5개 지점을 선정하여 조사하였다. 또한 생물학적 자료와 함께 환경부에서 제공되는 장기간의 수질자료와 물리적 서식지 평가 결과를 비교하였다. 어류 군집에 기반으로 한 하천의 생물학적 건강도 평가를 위하여 Karr (1981)가 제시한 12메트릭 모델을 국내 실정에 맞게 10메트릭 모델로 변형하여 적용하였다. US EPA (1993)와 Karr (1981)의 기준에 따르면 갑천의 평균 생물학적 건강도 지수는 24.0(범위: 20~30, n=5)으로 보통~악화 상태를 나타내었다. 장마기간에 조사된 4차 조사를 제외한 나머지 조사 중 상류부(S1~S3)와 하류부(S4, S5)의 평균 생물학적 건강도 지수는 26.0~24.0으로 나타난 반면 4차 조사는 상류부와 하류부가 각각 21.0과 20.0을 기록하였다. 이는 장마로 인한 교란현상을 시사하며 또한 하류부보다는 상류부가 장마의 영향을 심하게 받는 것을 알 수 있다. 물리적 서식지 평가 지수는 75(보통)~148(양호) 상태를 보였다. S3은 75점을 기록하여 다른 지점에 비하여 상당히 낮은 수치( $P=0.001$ , n=5)를 보였으며 생물학적 건강도 평가 지수 역시 24를 기록하여 상당히 낮은 수치를 보였다. 생물학적 산소요구량, 화학적 산소요구량, 총인, 총질소의 네 항목은 상류에 비하여 하류에서 3~8배 가량 상승하였으며, 이는 생물학적 건강도 지수가 이·화학적 수질과 물리적 서식지를 모두 반영하는 결과라 사료되었다. 이와 같은 이유로 생물학적 건강도 평가기법은 하천생태계를 현재를 진단하는 것뿐만 아니라 나아가서 하천생태계와 수질을 회복하는데

핵심도구로 여겨진다.

사 사

이 논문은 2005년도 충남대학교 학술연구비의 지원에 의하여 연구되었음.

인 용 문 헌

공동수. 2002. 생물학적 수질기준 설정 필요성 및 접근방안. 환경생물 **20**(special issue): 38-49.

교육부. 1997. 한국동식물도감. 제37권 동물편 (담수어류). 629p.

김익수, 강종연. 1993. 원색 한국 어류도감. 아카데미서적. 352p.

김익수, 박종영. 2002. 한국의 민물고기. 교학사.

김정수, 구태희. 2002. 양재천에서 생태적 복원구간과 비복원 구간에 서식하는 조류군집의 비교. 한국환경복원녹화기술학회지 **8**: 1-11.

대구지방환경청. 2000. 금호강의 어제와 오늘 그리고 미래.

박배경, 박석순, Karen N. Erstfeld, Keith R. Cooper. 1996. 송사리 알의 초기 발생과정을 이용한 매립지 침출수 독성도 평가. 환경생물 **14**: 55-61.

배연재, 원두희, 이웅재, 승현우. 2003. 하천생태계에 대한 환경평가 기법과 생물다양성 관리시스템의 개발 및 적용. 환경생물 **21**: 223-233.

서울특별시. 1999. 한강조류발생 방지대책 및 수질개선 방안연구.

서울특별시. 2004. 청계천 복원사업. 환경백서 제7장 4절.

신재기, 조경제. 2000. 소하천 수질평가를 위한 부착생물 조사. 한국환경영향평가학회지 **9**: 109-117.

신정이. 1999. 자연형 하천 공법 적용후의 식생변화분석 -서울시 양재천의 학여울 구간을 중심으로-. 한국환경복원녹화기술학회지. **2**: 10-17.

신진철. 2002. 전주천, 1950년대로 역류하다 -전주천 자연형하천 조성사업, 국토연구원- 국토 **253**: 98-103.

안광국. 2000. Dynamic changes of dissolved oxygen during summer monsoon. 육수지 **33**: 213-221.

안광국, 김자현. 2005. 물리적 서식지평가기법 및 어류 다변수 평가모델에 의거한 대전천의 생태학적 건강도 진단. 육수지 **38**: 361-371.

안광국, 염동혁, 이성규. 2001a. 생물보전지수의 신속한 생물평가 기법을 이용한 갑천 수계의 평가. 육수지 **19**: 261-269.

안광국, 염동혁, 이성규, 홍영표. 2003. 어류군의 다변수 접근 방식에 의거한 생물보존지수 산정에 의한 생태학적 하천 건강성 평가. 대한환경공학회지. 춘계학술연구발표회 논문집 pp. 548-552.

안광국, 이재연, 장하나. 2005. 유등천에서의 생태학적 건강도

평가 및 수질양상. 육수지 **38**: 341-351.

안광국, 정승현, 최신석. 2001b. 생물보전지수 및 서식지 평가 지수를 이용한 평창강의 수환경 평가. 육수지 **34**: 153-165.

염동혁, 안광국, 홍영표, 이성규. 2000. 어류군집을 이용한 금호강의 생물보전지수 (Index of Biological Integrity, IBI) 평가. 환경생물 **18**: 215-226.

우일재, 정동양. 1998. 수변식재에 따른 갑천의 수위분석. 한국환경복원녹화기술학회지 **1**: 3-17.

윤일병, 공동수, 이상협. 1992. 저서성 대형무척추동물에 의한 금호강수계의 생물학적 수질평가. 육수지 **25**: 177-183.

이충렬. 2001. 갑천수계의 어류상과 어류군집. 환경생물 **19**: 292-301.

정부합동. 2000. 호남의 생명수 지키기 대역사 -영산강수계 물 관리종합대책- 환경부.

정영훈, 이충성, 김형수, 심명필. 2005. 갑천 유역의 빈도별 갈수 유량에 따른 필요유량 산정. 대한토목학회지 **25**: 97-105.

최기철. 1994. 우리민물고기 백가지. 현암사. 532p.

최기철, 전상린, 김익수, 손영목. 1990. 원색 한국 담수어 도감. 향문사, 서울, 277p.

최지용. 2005. 합리적 하천환경특성 분석을 바탕으로 하천정비 방안 제시. 국토연구원. 국토 **286**: 168-169.

홍영표. 1994. 자연환경기본계획; 담수어류. 대전직할시. pp. 1-17.

환경부. 2006. <http://water.nier.go.kr/weis>.

An, K.-G., S.-S. Park and J.-Y. Shin, 2002, An evaluation of a river health using the index of biological integrity along with relations to chemical and habitat conditions, *Environ. Int.* **28**: 411-420.

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, Second Edition. EPA 841-B-99-002. US Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.

Walton, B.M., M. Salling, J. Wyles and J. Wolin, 2006, Biological integrity in urban streams: Toward resolving multiple dimensions of urbanization, Landscape and Urban Planning, In Press, Corrected Proof, Available online 30 January 2006.

Ganasan, V. and R.M. Hughes. 1998. Application of index of biological integrity (IBI) to fish assemblages of the river Khan and Kshipra (Madhya Pradesh), *India. Freshwater Biol.* **40**.

Harris, J.H. 1995. The use of fish in ecological assessment. *Aust. J. Ecol.* **20**: 65-80.

Böhmer, J., C. Rawer-Jost, A. Zenker, C. Meier, C.K. Feld, R. Biss and D. Hering. 2004. Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: Development of a

- multimetric invertebrate based assessment system. *Limnologica* **34**: 416-432.
- Karr, J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* **6**: 21-27.
- Karr, J.R., K.D. Fausch, P.L. Angermeier, P.R. Yant and I.J. Schlosser. 1986. Assessing biological integrity in running water: A method and its rationale. pp. 28, Illinois National History Survey, Special Publication 5, Champaign, IL.
- Koizumi, N. and Y. Matsumiya. 1997. Assessment of stream fish habitat based on Index of Biotic Integrity. *Bull. Jap. Soc. Oceanogr.* **61**: 144-156.
- Kolkwitz, R. and M. Marsson. 1902. Grundsätze für die biologische Beurteilung des Wassers nach seiner Flora. *Serreinig* **1**: 33-72.
- Bervoets, L., G. Knaepkens, M. Eens and R. Blust. 2005. Fish community responses to metal pollution. *Environ. Pollut.* **138**: 338-349.
- Nelson, J.S. 1994. Fishes of the World. John Wiley, and Sons, New York.
- 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.
- Plafkin, J.L., M.T. Barbour, K.D. Porter, S.K. Gross and R.M. Hughes. 1989. Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: benthic macroinvertebrate and fish. EPA/444/4-89-001. Office of water regulations and standards. US EPA. Washington. DC, USA.
- Kovacs, T.G., P.H. Martel and R.H. Voss. 2002. Assessing the biological status of fish in a river receiving pulp and paper mill effluents. *Environ. Pollut.* **118**(1): 123-140.
- 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.
- You, S.J., J.G. Kim, T.Y. Kwan and S.M. Lee, 1999. A study on the eutrophication in the Keum river. *J. of Korean Env. Sci. Soc.* **8**: 155-160.

(Manuscript received 18 March 2006,  
Revision accepted 29 April 2006)