

다양한 하천생태모델을 이용한 생태계 진단 및 평가

김 자 현 · 이 의 행 · 안 광 국*

(충남대학교 생명과학부)

Ecosystem Diagnosis and Evaluations Using Various Stream Ecosystem Models. Kim, Ja-Hyun, Eui-Haeng Lee and Kwang-Guk An* (School of Bioscience and Biotechnology, Chungnam National University, Daejeon 305-764, Korea)

The objective of this research was to diagnose integrative ecological health in Bansuk Stream, one of the tributaries of Gap Stream, using the fish assemblage during July 2005~April 2006. For this research, we selected six sampling sites and applied some approaches such as the Index of Biological Integrity (IBI), Qualitative Habitat Evaluation Index (QHEI), and necropsy-based Health Assessment Index (HAI). The stream health condition, based on the IBI values, averaged 24 (n=18, range: 10~46), indicating "poor~fair" condition according to the criteria of US EPA (1993). Physical habitat condition, based on the QHEI, averaged 116 (n=6, range: 77~139), indicating "fair~good" condition. Values of IBI were more correlated with 3 metrics of instream cover (M_1 , $r=0.553$, $p=0.017$, $n=18$), flow/velocity (M_3 , $r=0.627$, $p=0.005$, $n=18$), and riffes/bends (M_7 , $r=0.631$, $p=0.005$, $n=18$) than other metrics. Value of HAI in the control was zero (i.e., excellent condition), while the values in the T1 and T2 treatments were 5 (range: 0~30) and 50 (range: 40~80), respectively. The maximum values of IBI (46) were coincided with zero of HAI. Thus, these approaches seem to be a good tool for a diagnosis and evaluations of stream ecosystem health.

Key words : physical habitat, stream health, fish, biological integrity, ecological health

서 론

최근 우리나라는 급속한 경제성장과 도시화로 인해 도시를 관통하는 도심하천은 산업폐수, 생활하수 등의 점오염원, 그 밖의 다양한 비점오염원에 노출되어 하천 생태계가 위협받고 있다(An *et al.*, 2004; 안과 김, 2005; 안과 이, 2006). 환경부의 발표에 따르면 우리나라는 좁은 국토 면적에 비해 인구밀도가 높고 빠른 경제성장으로 인구의 도시 집중화 현상이 증가하여, 2020년에는 도시집중율이 92%까지 증가할 것으로 예측하고 있다(환경부, 2006). 이에 따라 정부에서는 도시화로 인해 악화된 도시

하천의 생태계 건강성을 회복시키기 위해 "다슬기 2015" 사업을 실시하여 2015년까지 약 1조 3832억 원의 예산을 들여 도시화로 훼손된 하천의 25%를 자연형 하천으로 복원할 계획을 세우고 있으며, 현재 여러 하천에서 복원이 완료되거나 진행되고 있다. 그러나 현재 복원이 완료된 하천들은 대부분 생태계를 교란시키는 원인과 하천의 건강성을 정확하게 진단하지 않은 상태에서 공학적 기능, 경관이나 미관에 초점을 두고 복원하였기 때문에 생물의 서식처 보전 및 복원이라는 생태하천복원 본래의 목적과는 거리가 있다(김과 구, 2003).

하천생태계 복원에 있어 발생하는 이러한 문제를 해결하기 위해 미국, 캐나다, 유럽 등 많은 환경선진국에서는

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

복원 대상 하천의 생태계 건강성(생물학적 건강성, 물리적 서식지 건강성, 이·화학적 수질 건강성 등)을 다각적으로 진단하고 원인을 분석하여 하천을 복원하고, 복원된 하천을 지속적으로 모니터링 하고 있다. 최근 우리나라에서도 하천의 건강성을 평가하고, 지속적으로 관리하기 위하여 지표생물을 이용한 하천 건강성 평가 모델을 도입하고, 이에 따른 제도적 장치를 마련하고 있다(환경부, 2005). 북미에서는 하천생태계 건강성을 진단하기 위하여 Barbour *et al.* (1999)의 RBP모델이 폭넓게 이용되고 있다. RBP모델은 Karr (1981)에 의해 제시된 IBI 모델을 바탕으로 하였고, 하천생태계의 대표적인 지표생물인 부착조류, 대형무척추동물, 어류 등을 이용하여 건강도를 평가하는 다변수 평가모델이다. IBI를 이용한 생태계 건강성 평가 모델은 모델이 개발된 미국뿐만 아니라, 다양한 환경선진국에서 사용되고 있다. 한편, 우리나라에서는 안 등(2001)이 처음으로 우리나라 하천생태계에 적합한 모델을 개발한 이래 산간 계류형 하천(안 등, 2001), 도심 하천(안과 김, 2005; 안 등, 2005; 배와 안, 2006) 및 우리나라 4대강(환경부, 2005; 해수부, 2006)에서 폭넓게 적용되고 있고, 이러한 자료는 생태하천 복원, 하천관리를 위한 기초자료로 사용되고 있다(황 등, 2006).

본 연구의 목적은 지표생물(어류)을 이용하여 하천생태계의 건강성을 평가하는 것으로써 첫째, 해부학적 접근 방법을 이용한 개체수준의 건강성 평가(Necropsy-based Health Assessment Index, HAI)를 실시하고, 둘째, 어류 군집을 이용한 생태계 건강성 평가 모델(Index of Biological Integrity, IBI)을 적용하고, 셋째, 물리적 서식지 모델(Qualitative Habitat Evaluation Index, QHED)을 이용하여 어류서식지 상태를 진단하여, 총체적 생태계 건강도를 진단하는 데 있다. 본 연구 자료는 향후 생태하천 복원을 위한 핵심 기초자료로 이용될 것으로 사료된다.

재료 및 방법

1. 조사시기 및 조사지점 선정

본 연구는 2005년 7월부터 2006년 4월까지 총 3회(1차 조사: 2005년 7월, 2차 조사: 2005년 9월, 3차 조사: 2006년 4월)에 걸쳐 어류채집을 실시하였고, 현장에서 수질측정, 물리적 서식지 평가를 동시에 실시하였다. 본 연구는 최근 대규모 아파트 단지 건설로 생태계 교란이 예상되는 대전광역시 유성구에 위치한 반석천의 생태계 건강도를 평가하기 위하여 총 6개 지점을 선정하였다. 선정된 지점은 개발로 인한 교란이 미미할 것으로 예상되

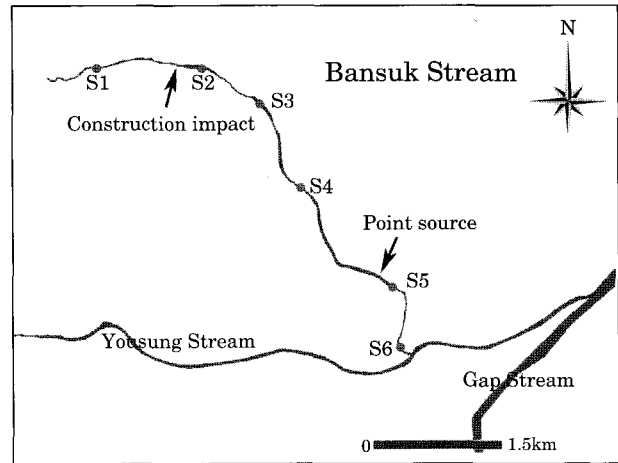


Fig. 1. The map showing sampling sites in Bansuk Stream.

는 상류지점(S1)과 건설현장을 관통하는 지점(S2~S4), 도시화된 지점(S5~S6)으로 이루어져 있다. 본 연구 대상 하천은 하류부 유성천에 합류될 때까지 유입되는 지천이 없는 하천으로 Horton (1945)과 Strahler (1957)의 하천차수(Stream order) 분류 기준에 따라 1차 하천으로 분류된다(Fig. 1).

2. 어류 조사 방법 및 도구

어류채집은 정량적인 자료를 얻기 위해 Ohio EPA (1989)에서 제시한 Wading method에 따랐다. 조사는 조사지점의 물리적 특성을 잘 반영할 수 있는 여울(Riffle), 흐름이 미약한 곳(Run), 소(Pool) 등을 모두 조사하였고, 조사지점을 중심으로 상류 100 m, 하류 100 m 구간으로 거리를 제한하였다. 조사시간은 조사지점에서 채집할 수 있는 종의 최대 종풍부도곡선(Maximum species richness line)에 따라 60분으로 한정하고 조사지점의 채집 여건과 규모에 따라 유동성 있게 조절하였다. 조사에 이용한 채집도구는 투망(망목 5×5 mm), 족대(망목 4×4 mm) 및 채집용 전기충격기(24 A, 12 V)를 사용하였고, 채집된 어류는 체장이 20 mm 이상의 개체만을 동정하여 특징을 기록하고 바로 풀어주었다(Barbour *et al.*, 1999). 한편 현장에서 종동정이 어려울 때에는 10% 포르말린 용액으로 고정하고 실험실로 옮긴 후 도감을 참고하여 동정하였다(김과 강, 1993; 김과 박, 2002).

3. 해부학적 건강도 분석을 위한 노출실험

본 연구에서는 어류 개체의 건강성을 분석하기 위해

Adams *et al.* (1993)의 HAI 모델을 적용 평가하였다. 실험은 2개의 처리군(T1, T2)과 1개의 대조군(Control)으로 15일간 실시하였다. 대조군은 S1에서 채수한 하천수, 처리군은 S2에 위치한 건설현장에서 유입되는 탁수(T1)와 S5에서 유입되는 배출수(T2)를 20 L씩 넣어주었다. 분석에 사용된 지표종은 수계 내 상류하천에 우점하는 버들치(*Rhynchocypris oxycephalus*)로 S1에서 채집하여 각 수조에 6개체씩 투입하였다. 각각의 수조에는 산소공급기(DH-10000, 12 V)를 설치하여 수조 내 용존 산소(DO) 농도를 8 mg L^{-1} 이상으로 유지하였고 배설물로 인한 영향을 최소화하기 위하여 먹이는 투입하지 않았다. 어류 해부는 투입된 어류가 사망한 즉시 실시하였고, 실험 종료 후 살아있는 개체들을 전량 해부하여 HAI 모델을 적용하였다.

4. 수질 항목 조사

본 연구에서 측정된 수질 항목은 현장측정이 가능한 일반 수질 항목으로 수소이온농도(pH), 용존산소량(Dissolved Oxygen, DO), 탁도(Turbidity), 및 전기전도도(Electric conductivity, EC) 등 총 4개 항목을 조사하였으며, YSI 85 다항목 측정기, 탁도계(Micro TPI 20008), pH

측정기(Multanalyser 815PDC)를 이용하였다.

5. 생태계 건강성 평가 모델

본 연구에서 생태계건강도 평가를 위해 적용한 모델은 안 등(2001)에 의해 도입되어 우리나라 하천 환경에 맞게 수정·보완된 10메트릭 모델을 이용하였다. 생태계 건강도 평가 모델의 등급 산정은 US EPA(1993) 기준에 따라 최적상태(50~46), 양호상태(40~36), 보통상태(30~26), 악화상태(20~16) 및 최악상태(≤ 10)로 대별하여 평가하였다.

물리적 서식지 평가 모델은 Plafkin *et al.* (1989)이 제안한 정성적 서식지 평가 지수(Qualitative Habitat Evaluation Index, QHEI)를 우리나라 환경에 맞게 수정한 모델(안과 김, 2005)을 이용하였다. 서식지 평가 등급은 최적상태(220~182), 양호상태(168~124), 보통상태(110~66), 악화상태(52~8)로 대별하여 평가하였다.

6. 해부학적 건강성 평가 모델(Necropsy-based Health Assessment Index, HAI)

해부학적 건강성 평가 모델은 Adams *et al.* (1993)에

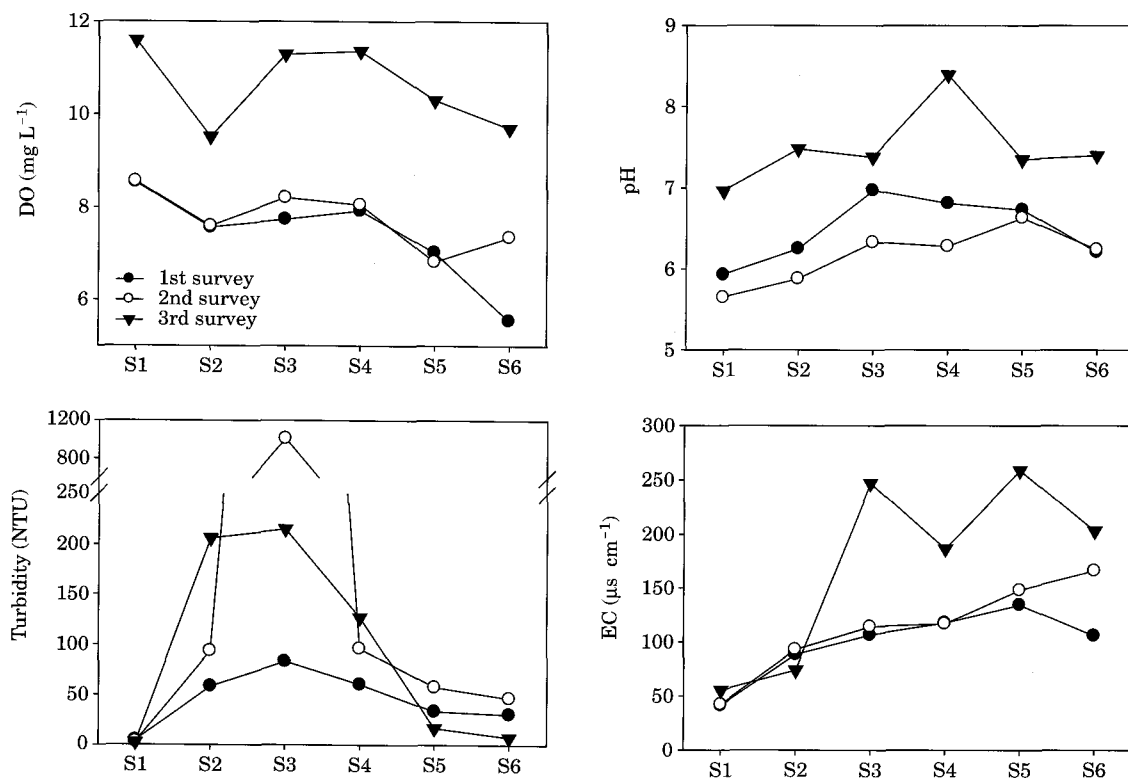


Fig. 2. Dynamics of DO, turbidity, pH, and electric conductivity (EC) in each survey.

Table 1. The list of fish fauna in the study sites. In the table, abbreviations are as follows; SS=Sensitive species, IS=Intermediate species, TS=Tolerant species, O=Omnivores, I=Insectivores, C=Carnivores, and H=Herbivores, TNI=Total number of Individuals, RA=Relative abundance.

Species	Tolerance guild	Trophic guild	S1	S2	S3	S4	S5	S6	TNI(#)	RA(%)
<i>Zacco platypus</i>	TS	O	0	0	0	2	143	128	273	38.8
<i>Rhynchocypris oxycephalus</i>	SS	I	182	9	2	3	0	0	196	27.8
<i>Carassius auratus</i>	TS	O	0	0	0	10	65	45	120	17.1
<i>Misgurnus mizolepis</i>	TS	H	1	5	1	21	29	2	59	8.4
<i>Iksokimia koreensis</i>	SS	I	31	4	0	1	0	0	36	5.1
<i>Pseudorasbora parva</i>	TS	O	0	0	0	0	1	12	13	1.9
<i>Silurus asotus</i>	TS	C	0	0	0	1	2	0	3	0.4
<i>Misgurnus anguillicaudatus</i>	TS	H	0	0	0	0	0	2	2	0.3
<i>Odontobutis platycephala</i>	IS	C	1	0	0	0	0	0	1	0.1
<i>Cyprinus carpio</i>	TS	O	0	1	0	0	0	0	1	0.1
Total number of species			4	4	2	6	5	5	10	
Total number of individuals			215	19	3	38	240	189	704	

의하여 제시된 14개 매트릭 중 육안으로 내·외형적 이상 유무와 관찰이 용이한 흉선(Thymus), 지느러미(Fins), 지라(Spleen), 후장(Hindgut), 신장(Kidney), 피부(Skin), 간(Liver), 눈(Eyes), 아가미(Gill), 헛아가미(Pseudobranch)의 총 10개 매트릭을 적용하였다(안 등, 2006). 매트릭 산정은 Adams *et al.* (1993)의 기준에 의거하여 0~30의 점수를 부여하였고, 0은 정상상태(normal), 10~30은 비정상상태(Anomaly)로 구분하였다. 최종 합산된 점수는 최적상태(Excellent, 0), 양호상태(Good, 10), 보통상태(Fair, 20~30), 악화상태(Poor, 40~180) 및 최악상태(Very Poor, 190~300)로 대별하여 평가하였다.

결과 및 고찰

1. 이·화학적 수질 특성

반석천의 수질 분석 결과에 따르면, pH는 평균 6.7(범위: 6.2~7.2)로써 공간적 변이가 크게 나타나지 않았다(Fig. 2). 풍수기(1, 2차 조사, 평균 6.3)의 pH가 갈수기(3차 조사, 7.5)에 비해 일부 낮게 나타났다. DO는 평균 8.6 mg L⁻¹으로 상류지점에서 높게 나타났고, 하류로 갈수록 일부 낮아지는 공간적 변이 특성을 보였으며, 모든 지점에서 DO는 7 mg L⁻¹을 상회하여 제한요인으로 작용하지 않은 것으로 판단되었다(Fig. 2). 전기전도도는 평균 127.8 $\mu\text{s cm}^{-1}$ 로써, 상류에 비해 하류 지점이 높게 나타났다(Fig. 2). 특히 하천정비 공사로 인해 서식지가 교란된 S3에서 변이폭이 크게 나타났으며, 퇴적침전물은 S5 지점에서 가장 높게 나타났다. 탁도는 평균 119 NTU

(범위: 3.3~435.3 NTU)였으며, 계절적 변이와 공간적 변이가 분명하게 나타났다(Fig. 2). 하절기 집중강우의 영향과 건설현장에서 유입되는 탁수의 영향으로 2차 조사는 평균 217 NTU(범위: 2.9~1,008 NTU)로 높게 나타났고 건설현장 유입 탁수의 양이 비교적 적었던 1차 조사에서 평균 45 NTU로 가장 낮게 나타났다. 지점별 탁도의 변이로는 상류 S1지점(평균 3 NTU)에서 하류부인 S3(435 NTU)에 이르기까지 짧은 구간에서 100배 이상의 증가를 보였다. S4지점부터는 침전물(Sediment)이 가라앉으면서 하류로 갈수록 탁도가 낮아지는 결과를 보였다. 이렇게 높은 탁도의 물이 일정기간 유입되면 어류의 아가미에 부유사 침적이 일어나 호흡활동을 방해할 수 있는 상태가 될 것으로 사료되었다(김 등, 2007). 이런 결과는 탁수의 농도가 높은 S2와 S3에서 어류가 채집되지 않거나 종다양도가 낮게 나타나 이를 뒷받침해 주었다.

2. 종 분포 및 생태구조 특성

본 연구기간 동안 채집된 어류는 총 7과 10종이었고, 1차 조사에서 3종(113개체), 2차 조사에서 8종(143개체), 3차 조사에서 9종(447개체)가 채집되어 3차 조사시기에 종과 개체풍부도가 가장 높게 나타났다(Table 1). 반석천에서 주요 우점종은 피라미(*Zacco platypus*, 38.8%), 버들치(*Rhynchocypris oxycephalus*, 27.8%), 붕어(*Carassius auratus*, 17.1%)로 나타났고, 지점별 우점종은 S1~S3에서 버들치(*Rhynchocypris oxycephalus*), S4 미꾸라지(*Misgurnus mizolepis*), S5~S6에서 피라미(*Zacco platypus*)로 나타나 어류 서식지의 특성을 잘 반영하는 것으로 나타났다(Table 1).

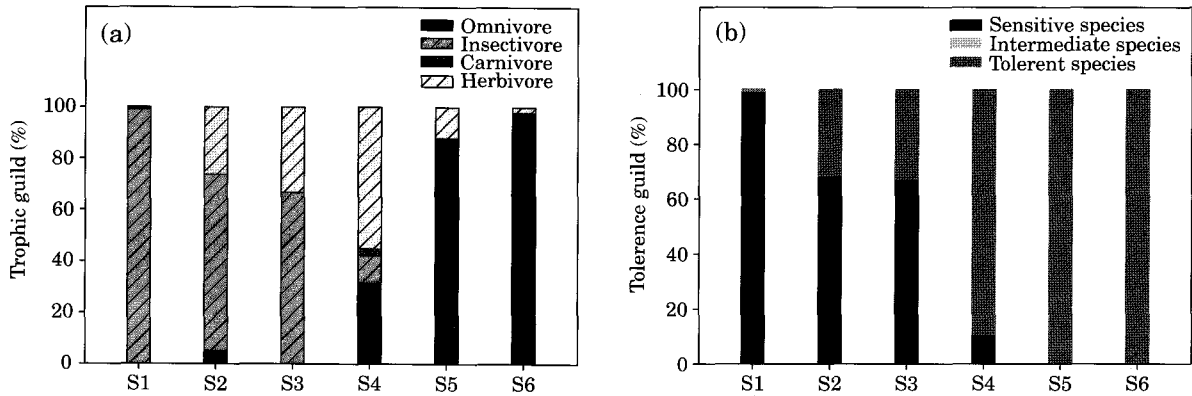


Fig. 3. Relative proportions of trophic guilds (a) and tolerance guilds (b) in the sampling sites.

Table 2. The ecological health assessments, based on 10 metric IBI model.

Sampling site	TNS	RBS	SS	TS	OM	IN	CA	TNI	EX	AN	IBI (Criteria)	
1st survey	S1	1 (1)	0 (1)	1 (1)	0 (5)	0 (5)	100 (5)	0 (1)	9 (1)	0 (5)	0 (5)	30 (III)
	S2	0 (1)	0 (1)	0 (1)	100 (1)	100 (1)	0 (1)	0 (1)	0 (1)	0 (1)	0 (1)	10 (V)
	S3	0 (1)	0 (1)	0 (1)	100 (1)	100 (1)	0 (1)	0 (1)	0 (1)	0 (1)	0 (1)	10 (V)
	S4	1 (1)	0 (1)	0 (1)	100 (1)	100 (1)	0 (1)	0 (1)	6 (1)	0 (5)	0 (5)	18 (VI)
	S5	2 (3)	0 (1)	0 (1)	100 (1)	100 (1)	0 (1)	0 (1)	54 (5)	0 (5)	11 (1)	20 (VI)
	S6	2 (3)	0 (1)	0 (1)	100 (1)	100 (1)	0 (1)	0 (1)	45 (5)	0 (5)	11 (1)	20 (VI)
2nd survey	S1	3 (5)	2 (5)	2 (5)	0 (5)	0 (5)	97 (5)	3 (3)	39 (3)	0 (5)	0 (5)	46 (I)
	S2	1 (1)	0 (1)	0 (1)	100 (1)	0 (5)	0 (1)	0 (1)	2 (1)	0 (5)	0 (5)	22 (III~IV)
	S3	0 (1)	0 (1)	0 (1)	100 (1)	100 (1)	0 (1)	0 (1)	0 (1)	0 (1)	0 (1)	10 (V)
	S4	3 (5)	0 (1)	0 (1)	100 (1)	83 (1)	0 (1)	0 (1)	6 (1)	0 (5)	17 (1)	18 (IV)
	S5	2 (3)	0 (1)	0 (1)	100 (1)	100 (1)	0 (1)	0 (1)	24 (3)	0 (5)	17 (1)	18 (IV)
	S6	5 (5)	0 (1)	0 (1)	100 (1)	97 (1)	0 (1)	0 (1)	72 (5)	0 (5)	3 (1)	22 (III~IV)
3rd survey	S1	3 (5)	1 (3)	2 (5)	1 (5)	0 (5)	99 (5)	0 (1)	167 (5)	0 (5)	0 (5)	44 (I~II)
	S2	4 (5)	1 (3)	2 (5)	24 (1)	6 (5)	77 (5)	0 (1)	17 (1)	0 (5)	0 (5)	36 (II)
	S3	2 (3)	0 (1)	1 (1)	33 (1)	0 (5)	67 (5)	0 (1)	3 (1)	0 (5)	0 (5)	28 (III)
	S4	5 (5)	1 (3)	2 (5)	85 (1)	4 (5)	15 (1)	4 (3)	26 (3)	0 (5)	0 (5)	36 (II)
	S5	5 (5)	0 (1)	0 (1)	100 (1)	81 (1)	0 (1)	1 (3)	162 (5)	0 (5)	2 (1)	24 (III~IV)
	S6	5 (5)	0 (1)	0 (1)	100 (1)	97 (1)	0 (1)	0 (1)	72 (5)	0 (5)	3 (1)	22 (III~IV)

TNS=Total number of native species, RBS=Number of riffle benthic species, SS=Number of sensitive species, TS=Proportion individuals as tolerant species, OM=Proportion individuals as omnivores, IN=Proportion individuals as native insectivores, CA=Proportion individuals as native carnivores, TNI=Total number of Individuals, EX=Proportion individuals as exotics, AN=Proportion individuals with anomalies, I=Excellent, II=Good, III=Fair, IV=Poor

한편 생태계의 에너지 순환 관계를 나타내는 섭식특성과 내성도를 나타내는 민감성에 따르면, 잡식종(Omnivores)이 채집된 개체의 57.8%로 나타났고, 충식종(Insectivores)은 33%, 초식종(Herbivores)은 8.7%, 육식종(Carnivores)은 0.6%로 나타나 잡식종의 상대 비율이 높게 나타났다(Fig. 3-a). 지점별 섭식특성에 따르면 상류 S1은 충식종의 비율이 높고, 하류로 갈수록 잡식종의 비율이 높아지는 것으로 나타났다(Fig. 3-a). 또한 지점별 내성특성은 상류 S1에서 민감종의 비율이 높은 반면 하

류로 갈수록 내성종의 비율이 크게 증가하는 것으로 나타났다(Fig. 3-b). 이는 하류로 갈수록 하천 규모가 커지고 유기물질이 증가하며, 서식지의 질적 저하로 인해 섭식특성이 사라지고 잡식종과 내성종의 비율이 증가한다는 Karr(1981)의 연구 결과와 일치한다.

3. 생태계 건강성 평가 (IBI)

1, 2, 3차 조사 결과를 바탕으로 산정한 생태계 건강성

평가 결과는 평균 24로 “보통~악화상태(Fair~Poor)”인 것으로 나타났다. 특히, S2 및 S3에서 각각 23(보통~악화상태), 16(악화상태)로 나타나 생태계 건강성이 악화되어 있는 것으로 나타났는데, 이는 S2부터 도시화의 확장으로 인한 서식지 교란 및 건설현장에서 유입되는 토사

와 오염물질의 영향을 받았기 때문인 것으로 사료되었다. 조사 시기별로 1차 조사는 평균 18(악화상태), 2차 조사는 평균 23(보통~악화상태), 3차 조사는 평균 32(양호~보통상태)로 나타나 계절적 차이가 분명하게 나타났다(Table 2). 이는 조사지점 주변의 건설로 인한 교란이 가장 심했던 2005년 조사(1, 2차 조사)에 비해 하천정비와 건설작업이 끝난 2006년 조사(3차 조사)에 서식지 교란 및 수질악화로 인한 교란이 적기 때문인 것으로 사료된다.

Table 3. Spatial variations of Qualitative Habitat Evaluation Index (QHEI) at each metrics. The abbreviations are as follows: M₁=Substrate/instream cover, M₂=Embeddedness, M₃=Velocity/depth combination, M₄=Bottom scouring & sediment deposition, M₅=Channel flow status, M₆=Channel alteration, M₇=Frequency of riffles or bends, M₈=Bank stability, M₉=Bank vegetative protection, M₁₀=Riparian vegetative zone width, M₁₁=Dam construction impact, G=Good, and F=Fair.

Variables	S1	S2	S3	S4	S5	S6
M ₁	18	10	10	6	5	10
M ₂	18	16	16	18	5	8
M ₃	18	10	9	7	6	8
M ₄	16	11	9	9	5	11
M ₅	14	17	15	14	10	11
M ₆	8	8	6	6	7	13
M ₇	16	6	5	5	8	11
M ₈	18	16	18	16	16	16
M ₉	4	18	17	4	8	18
M ₁₀	3	6	6	2	2	14
M ₁₁	6	13	13	11	5	9
Total score	139(G)	131(G)	124(G)	98(F)	77(F)	129(G)

4. 물리적 서식지 평가(QHEI)

본 연구에서 실시한 물리적 서식지 평가 결과에 따르면 반석천의 서식지 건강도는 평균 116점(보통상태)으로 나타났다. 각 지점별 서식지 건강도는 S1이 139점(양호상태)로 가장 좋은 서식지 상태를 보였고 S2~S3는 서식지 복원, 하천정비를 실시하여 서식지 상태가 각각 131, 124(양호상태)로 나타났다. S4 역시 하천정비를 실시하였지만 상류에서 흘러온 Sediment로 하상구조가 단순화되어 있고(M₁, M₄), Riparian zone(M₁₀)이 미비한 상태로 나타나 서식지 건강도는 98점(보통상태)으로 나타났다. S5는 인공보(M₁₁)에 의해 물의 흐름이 차단되어 다량의 토사 침적(M₄)으로 하상구조(M₂)가 단순화되어 있고, 서식지 다양성(M₁, M₃, M₇)이 감소하였으며, Riparian zone(M₁₁)이 교란되어 서식지 점수는 77(보통상태)로 전체

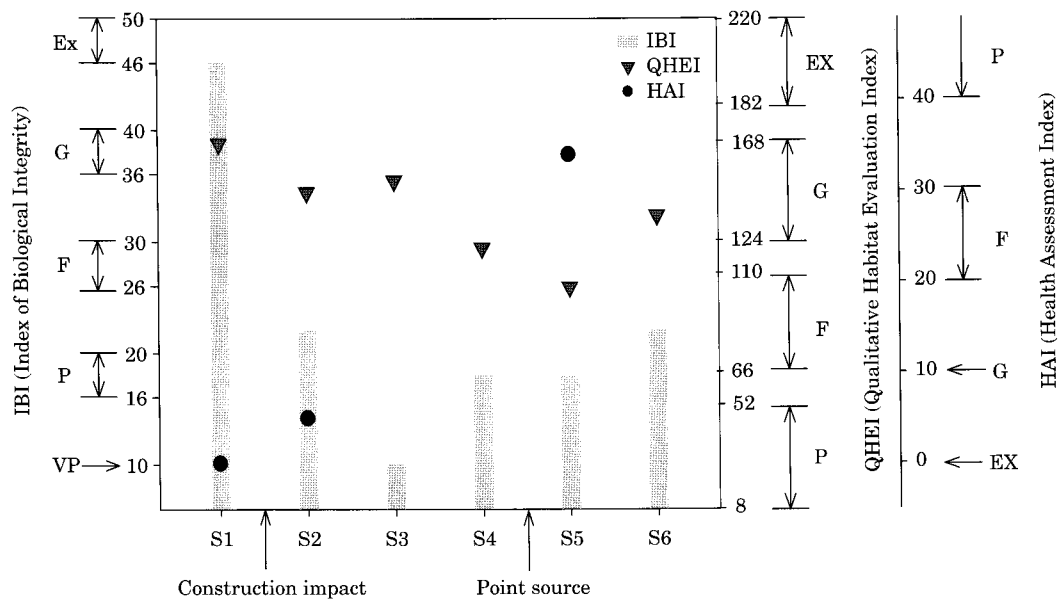


Fig. 4. Ecological stream health (IBI), physical habitat health (QHEI), and necropsy-based Health Assessment Index (HAI) in the sampling sites.

Table 4. Correlation analyses of Index of Biological Integrity (IBI) VS. QHEI.

M ₁	r	.553*										
	p	.017										
M ₂	r	.287	.474*									
	p	.248	.047									
M ₃	r	.627**	.967**	.540*								
	p	.005	.000	.021								
M ₄	r	.060	.207	.927**	.278							
	p	.814	.410	.000	.265							
M ₅	r	.065	.329	.838**	.358	.920**						
	p	.797	.182	.000	.145	.000						
M ₆	r	-.064	.069	-.533*	-.126	-.677**	-.492*					
	p	.801	.786	.023	.618	.002	.038					
M ₇	r	.631**	.887**	.311	.882**	-.044	-.038	.174				
	p	.005	.000	.210	.000	.862	.881	.489				
M ₈	r	.309	.618**	-.299	.571*	-.421	-.140	.308	.498*			
	p	.213	.006	.228	.013	.082	.579	.213	.036			
M ₉	r	-.450	-.079	-.225	-.281	-.050	.218	.449	-.401	.199		
	p	.061	.756	.368	.259	.843	.386	.062	.099	.428		
M ₁₀	r	-.214	.110	-.327	-.132	-.383	-.161	.898**	.036	.239	.753**	
	p	.394	.663	.185	.601	.117	.522	.000	.888	.339	.000	
M ₁₁	r	-.390	-.140	.396	-.270	.555*	.631	.072	-.428	-.437	.683**	.447
	p	.109	.580	.104	.279	.017	.005*	.777	.077	.070	.002	.063
		IBI	M ₁	M ₂	M ₃	M ₄	M ₅	M ₆	M ₇	M ₈	M ₉	M ₁₀

** : $p < 0.01$, * : $p < 0.05$

조사지점 중 서식지 건강도가 가장 낮은 것으로 나타났다. S6은 일부 물의 흐름을 막는 교량 또는 소형 인공 구조물(M₁₁)을 제외하고 양호한 상태를 보여 서식지 건강도는 129(양호상태)로 나타났다(Table 3).

5. 물리적 서식지 평가지수와 생태계 건강도 평가지수 분석

본 연구에서 실시한 생태계 건강도 평가와 서식지 평가를 분석한 결과 서식지의 질적 악화가 생태계 건강도에 영향을 미치는 것으로 나타났다(Table 4). 생태계 건강도에 직접적으로 영향을 주는 주요 메트릭은 M₁, M₃ 및 M₇으로 나타났다. 하천 내 어류의 산란장소, 생활장소 및 도피 장소의 다양성을 반영하는 M₁의 경우 메트릭값이 높아질수록 IBI값도 높아지는 양의 상관관계($r=0.553$, $p=0.017$)를 보였고, 유속/깊이에 따라 여울(Riffle), 흐름이 미약한 곳(Run), 소(Pool) 등의 서식처 다양성을 반영하는 M₃도 IBI값과 양의 상관관계를 보였다($r=0.627$, $p=0.005$). 또한 수계의 용존산소농도, 어류의 먹이원 및 서식처를 제공하는 여울의 빈도에 대한 M₇ 메트릭은 IBI

와 가장 높은 양의 상관관계($r=0.631$, $p=0.005$)를 보여 서식지의 건강도가 어류생태적 건강도에 영향을 주는 주요 메트릭으로 나타났다(Table 4). 또한, 생태계 건강도와 직접적인 상관관계를 보이지 않는 다른 메트릭 역시 서식지 메트릭 상호간에 유의적인 상관관계를 보이고 있어, 생태계 건강도에 간접적 영향을 미칠 수 있을 것으로 사료된다. 기존 연구에 따르면, 물리적 서식지 교란에 의한 생태계 건강도의 영향은 본 연구 대상 하천과 같은 서식지 교란이 심한 도심하천에서 두드러지게 나타나 본 연구 결과를 뒷받침해준다(안과 김, 2005; 안 등, 2005; 배와 안, 2006). 한편, S2와 S3는 하안정리와 하천복원으로 서식지 상태가 양호하지만 상대적으로 생태계 건강도가 악화된 것으로 나타났고, 특히 S2와 S3의 1차 조사에서는 어류의 서식이 확인되지 않아 생태계 건강도 값이 최하점(10)으로 나타났다. 이는 첫째, 건설현장에서 유입되는 고농도 탁수의 영향, 둘째, S2와 S3 지점의 하천복원 공사로 하상구조가 교란되었고, 셋째, 하천의 직강화로 풍수기 조사시 빠른 유속의 영향을 받아 생태계가 교란되었기 때문인 것으로 사료된다. 이는 S2와 S3의 생태계 건강도가 점진적으로 회복되는 Table 2의 결과를 통

Table 5. Necropsy-based Health Assessment Index (HAI) in the control and two treatments.

Metric #	Metric attributes	Control (C)						Treatment 1 (T1)						Treatment 2 (T2)					
		C ₁	C ₂	C ₃	C ₄	C ₅	C ₆	T ₁₋₁	T ₁₋₂	T ₁₋₃	T ₁₋₄	T ₁₋₅	T ₁₋₆	T ₂₋₁	T ₂₋₂	T ₂₋₃	T ₂₋₄	T ₂₋₅	T ₂₋₆
M ₁	Skin	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	10	10	0
M ₂	Fins	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	10	10	0	0	0
M ₃	Thymus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
M ₄	Spleen	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	30
M ₅	Hindgut	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
M ₆	Kidney	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
M ₇	Liver	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
M ₈	Eyes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	30	0	0	0	0	0
M ₉	Gill	0	0	0	0	0	0	30	0	0	0	0	0	30	30	30	30	30	30
M ₁₀	Pseudo branch	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Total		0	0	0	0	0	0	30	0	0	0	0	0	80	40	40	40	40	60
		(EX)	(EX)	(EX)	(EX)	(EX)	(EX)	(F)	(EX)	(EX)	(EX)	(EX)	(EX)	(P)	(P)	(P)	(P)	(P)	(P)

EX: Excellent condition, F: Fair condition, P: Poor condition

해 확인할 수 있다.

6. HAI 평가 및 생태계 건강도 평가 분석

본 연구의 해부학적 건강도 평가(HAI)는 2차 조사 수질 측정 결과 고농도의 탁수와 S5의 점오염원의 영향에 따른 해부학적 개체 건강도를 평가하기 위해 실시하였다. S2에서 유입되는 고농도의 탁수는 S2뿐만 아니라 하류지점의 탁도에 영향을 주고 있고, S5와 S6에서 비정상 개체 (Abnormality)가 출현하여 S5에 위치한 점오염원의 영향이 예상되는 지점이다 (Fig. 1). 노출 실험결과에 따르면 S5의 점오염원 배출수에 투여한 버들치는 투여 후 19 시간 만에 모두 사망하였고, S2의 탁수에 투여한 버들치는 10일 후 1마리가 사망하였으며, S1의 자연수에 투여한 버들치는 모두 생존했다. 해부학적 건강도 평가 결과에 따르면 S1의 자연수를 넣은 대조군에서는 10개 메트릭에서 6개 개체 모두 0점을 기록하여 개체 건강도가 최적상태로 나타났다. 반면, S2의 탁수를 넣은 처리군(T1)은 1개체에서 가장자리 경계선이 뚜렷하며, 선홍색을 띠는 정상적인 아가미(M₉)와 달리 아가미 가장자리의 변형과 밝은 황토색으로 변색되어 30점으로 산정되었고, 다른 메트릭에서 이상증상이 나타나지 않아 건강도는 보통상태로 나타났다 (Table 5). S5의 점오염원 배출수를 넣은 처리군(T2)은 모든 개체에서 이상증상이 나타났다. 이상증상으로는 피부(M₁)와 지느러미(M₂)에서 짓무름이 나타났고, 지라(M₄)가 팽창하고 밝은 황색으로 변색되었으며, 눈(M₈)에서는 출혈이 관찰되었고, 아가미(M₉)의 가장자리가 흰색으로 탈색이 나타나 6개체 모두 악화상태(범위: 40~80)로 나타났다 (Table 5). 해부학적 건강도와 생

태계 건강도의 비교를 위해 해부학적 건강도 지수는 6개체의 평균값을 사용하였고, 생태계 건강도 지수는 실험을 위해 채수를 실시한 2차 조사의 자료를 사용하였다 (Fig. 4). 두 건강도 평가 지수의 비교 분석 결과 해부학적 건강도 지수가 최적상태를 보인 S1에서 생태계 건강도 지수는 46(최적상태)으로 가장 높게 나타났고, S2에서 22점으로 낮아졌으며, 점오염원 배출수의 영향을 받는 S5에서는 해부학적 건강도 지수가 평균 50(범위: 40~80)으로 악화상태였고, 생태계 건강도 역시 18(악화상태)로 나타나 해부학적 건강도는 생태계 건강도를 잘 반영하는 것으로 사료되었다.

적 요

본 연구는 갑천의 지류인 반석천에서 도시화에 따른 서식지 교란과 수질오염의 영향에 따른 생태계 건강성 평가를 위해 2005년 7월부터 2006년 4월까지 어류를 이용한 해부학적 건강도 평가 모델지수(HAI), 생태계 건강도 평가 지수(IBM) 및 물리적 서식지 평가 모델(QHEI)을 이용하여 총체적 건강도를 평가하였다. 상기 모델의 시간적, 공간적인 분석을 위해 상류로부터 하류까지 총 6개 지점을 선정하여 3회 조사하였다. 생태계 건강도 평가 결과 평균 24(악화~보통상태)로 나타났고, 물리적 서식지 건강도는 평균 116(보통~양호상태)으로 나타났다. 생태계 건강도와 물리적 서식지 건강도의 상관분석 결과 물리적 서식지 건강도는 생태계 건강도에 영향을 주는 것으로 사료되었고, 특히 서식처의 비율(M₁), 유량/유속의 다양성(M₃), 여울의 빈도(M₇)와 높은 상관관계를 보였다.

해부학적 건강도 평가 결과 대조군은 0(최적상태)으로 나타난 반면, 처리군(T1, T2)은 각각 5(양호상태), 50(악화상태)로 나타났으며, 생태계 건강도가 높은 지점에서 개체건강도 역시 최적상태로 나타났다. 본 연구 결과 생태계 건강도 평가(IBE), 물리적 서식지 평가(QHEI) 및 해부학적 개체 건강도 평가(HAI)를 통한 평가 기법은 하천 생태계의 총체적 건강도 평가를 위한 좋은 모델인 것으로 사료된다.

인 용 문 헌

- 김익수, 강종연. 1993. 원색한국어류도감. 아카데미서적.
- 김익수, 박종영. 2002. 한국의 민물고기. 교학사.
- 김자현, 서진원, 나영언, 안광국. 2007. 용담댐 건설후 하류부 하천 생태계의 탁수영향 평가, *육수지* **40**(1): 130-142.
- 김정수, 구태희. 2003. 도시하천의 생태공원이화가 조류군집에 미치는 영향, *한국생태학회지* **26**(3): 97-102.
- 배대열, 안광국. 2006. 생물학적 다변수 모델 적용 및 수확량 분석에 의거한 갑천생태계 평가, *육수지* **39**(2): 198-208.
- 안광국, 김자현. 2005. 물리적 서식지평가기법 및 어류 다변수 평가모델에 의거한 대전천의 생태학적 건강도 진단, *육수지* **38**(3): 361-371.
- 안광국, 김자현, 배대열, 이재연. 2006. 생태 지표종을 이용한 해부학적 건강성 평가지수(HAI) 적용을 위한 예비실험, *육수지* **39**(1): 62-72.
- 안광국, 정승현, 최신석. 2001. 생물보전지수(Index of Biological Integrity) 및 서식지평가지수(Qualitative Habitat Evaluation Index)를 이용한 평창강의 수환경 평가, *육수지* **34**(3): 153-165.
- 안광국, 이의행. 2006. 어류의 군집 메트릭 모델을 이용한 유구천의 생태 건강도 평가, *육수지* **39**(3): 310-319.
- 안광국, 이재연, 장하나. 2005. 유동천에서의 생태학적 건강도 평가 및 수질양상, *육수지* **38**(3): 341-351.
- 환경부. 2005. 물환경종합평가방법 개발 조사연구(I) 보고서.
- 환경부. 2006. 물환경 관리 세부대책 보고서.
- 황순진, 김난형, 원두희, 안광국, 이재관, 김창수, 신재기. 2006. 우리나라 생물학적 물환경평가의 현황과 미래, *한국물환경학회지* **22**(5): 757-767.
- 해양수산부. 2006. 내수면 잠재력 조사 및 발전방안 연구 보고서.
- Adams, S.M., A.M. Brown and R.W. Goede. 1993. A quantitative health assessment index for rapid evaluation of fish condition in the field. *Transactions of the American Fisheries Society* **122**: 63-73.
- An, K-G., D-S. Kim, D.S. Kong and S-D. Kim. 2004. Integrative assessments of a temperate stream based on a multimetric determination of biological integrity, physical habitat evaluations, and toxicity tests. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **73**(3): 471-478.
- 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.
- Horton, R.E. 1945. Erosional development of streams and their drainage basins: hydrophysical approach to quantitative morphology. *Geological Society of America Bulletin* **56**: 275-370.
- Karr, J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* **6**: 21-27.
- 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. U.S.A.
- 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.
- Strahler, A.N. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *American Geophysical Union Transactions* **38**: 913-920.
- 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, U.S. EPA, Cincinnati, Ohio 45268, USA.

(Manuscript received 7 May 2007,
Revision accepted 5 September 2007)