

물리적 서식지평가기법 및 어류 다변수 평가모델에 의거한 대전천의 생태학적 건강도 진단

안 광 국* · 김 자 현

(충남대학교 생명과학부)

A Diagnosis of Ecological Health Using a Physical Habitat Assessment and Multimetric Fish Model in Daejeon Stream. *An Kwang-Guk* and Ja-Hyun Kim (School of Bioscience and Biotechnology, Chungnam National University, Daejeon 305-764, Korea)*

The objective of study was to diagnose integrative ecological health of Daejeon Stream, one of the tributaries of Guem River, during May 2004~April 2005. The research approach was primarily based on a Qualitative Habitat Evaluation Index (QHEI) and the Index of Biological Integrity (IBI) using fish assemblage. These outcomes were compared with conventional chemical dataset. For the experiment, four sampling sites were chosen from Daejeon Stream and long-term water quality data during 1995~2004 (obtained from the Ministry of Environment) were analyzed in the spatial and temporal aspects. For the biological health assessment, we developed a stream health assessment model (SHA model) for regional applications. We found that current water quality conditions, based on the COD, BOD, TN and TP, were enhanced by 1.6~5.3 fold over the period of 1995~2004 and that the parameters showed a typical longitudinal decline from the upstream to downstream reach. The differences of water quality between the two reaches were more than 4.4 times, indicating a large spatial variations within the stream. The health conditions, based on the SHA model, averaged 23 and varied from 20 to 26 depending on the sampling stations. Values of the QHEI varied from 39 (Poor condition) to 124 (Good condition) and values of QHEI in the reach of S2~S4 had significantly lower than in the head-water site (S1). Also, biological stream health, based on the criteria of US EPA (1993), was judged as "Poor condition", in the S4 where TN, TP, BOD and COD were highest. In the meantime, maximum value of SHA (26) was found in the upstream reach (S1) where the water quality and QHEI were best. We also found that compositions of sensitive species showed a linear function with water quality conditions and this pattern was evident in the tolerant species. Thus, the biological stream health, based on the SHA model, matched well water chemistry. Overall outcomes suggest that the biological health impact was a function of chemical degradation and physical habitat quality in the stream.

Key words : Stream health assessment, habitat evaluation, water quality, biological health

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

서 론

1970년대 이후 우리나라는 급속한 경제성장, 기형적인 도시개발 및 상공업 도시집중화로 인해 도심하천 오염은 빠르게 진행되어 하천의 생태적, 경관적, 경제적 가치가 감소하고 있다(김 등, 2004). 이런 이유로 해서, 최근 오염된 도심 하천들 중의 하나인 양재천, 안양천 및 전주천 등에서는 수계 오염부하, 수질 특성 및 생물상 조사 연구를 통해 통합적인 수생태계 모니터링이 활발히 진행되고 있으며, 획득된 조사 자료를 기반으로 대대적인 하천생태계의 생물학적, 생태학적 복원이 진행되고 있다(우와 김, 2000; 김 등, 2003; 환경부, 2004; 장과 홍, 2004). 정부에서는 지난 2004년 한해에 하천정화 및 생태계복원 사업에 48개 지자체, 64개 하천에 824억원을 투자하여 생태계 건강성 회복 및 복원에 초점을 맞추고 있다.

하천생태계의 다각적 복원을 위해서는 기본적으로 이화학적 수질특성 분석뿐만 아니라, 생태계의 생물 지표 특성을 이용한 생태 건강도에 대한 종합적인 평가방법 확립이 시급한 실정이다. 기존의 전통적인 수환경 평가로서 우리나라에서는 유기물 오염 및 부영양화 현상에 관련된 BOD, COD 및 영양염류 등의 대표적인 이·화학적 항목들을 이용한 하천 평가방법이 이미 1980년대 이래 전국하천에서 정기적으로 모니터링 되고 있다(환경부, 2004). 그러나 최근 공(2002)에 따르면, 이화학적 접근방식은 측정 당시의 순간적인 수질상태를 나타낼 뿐만 아니라 측정시간과 장소, 기상상태, 측정자의 숙련도 등 여러 요인에 따라 변이가 크게 나타나고, 수중에 많은 오염요소 중 몇 가지 항목의 측정만으로 하천의 건강 상태를 대표할 수 없어 종합적인 평가를 하기에는 한계가 있음을 지적한 바 있다.

한편, 생물학적 평가기법은 이화학적 수질 특성(강 등, 2000; 유 등, 2004) 및 물리학적 서식지 교란 영향(양 등, 1994; 안 등, 2001, 안 등, 2004)을 잘 반영할 뿐만 아니라 생물군집 내의 에너지 흐름, 물질순환 관계(안 등, 1992; 김 등, 1993; 성 등, 1997; 이, 2001) 및 기후변화(안, 2000; 안, 2001) 등 다양한 요인으로 인한 생물의 최종 변화를 반영하므로 과거로부터 진행 해온 환경변화를 추정 가능하게 할 뿐만 아니라 영향 요인 간의 상호작용이 생물에게 어떻게 영향을 미치는지 추정 가능하다. 이런 장점 때문에 최근에는 하천의 다양한 변화를 잘 표현할 수 있는 지표 생물을 이용한 하천 건강성 평가 방법들이 국내에서 다양하게 시도되고 있다(윤 등, 1992; 김 등, 1995; 조 등, 1996; 박 등, 2001; 최 등, 2004).

한편, 국외에서는 단일변수를 이용한 획일적인 생물평가법을 보완한 다변수 생물평가모델(Multimetric biological assessment model)이 개발되고 있고, 이런 대표적인 모델중의 하나는 수생태계 내 먹이사슬의 최상위 대표 분류군인 어류를 이용한 IBI(Index of Biological Integrity; Karr, 1981) 생태건강도 평가모델 이다. IBI 모델을 이용한 하천의 건강성 평가는 미국 환경부에 의해 1990년대 초부터 사용되기 시작했고, 현재는 미국 41권역에서 수환경 정책반영에 사용되고 있다(US EPA, 2002). 미국 환경부는 음용수 관련 95개 독성물질, 126개 항목으로 이·화학적인 수질기준과 더불어 어류이외에도 지표생물인 부착조류 및 저서성 대형 무척추동물을 이용하여 생물학적 하천 건강도 평가를 실시하고 있다(US EPA, 1993; Barbour *et al.*, 1999). 또한 미국 외에도 캐나다, 유럽, 아프리카, 인도, 일본, 호주 등 세계 여러 나라에서 각국의 환경에 맞게 사용되고 있으며(Oberdorff & Hughes, 1992; Harris, 1995; Koizumi & Matsumiya, 1997; Ganasan & Hughes, 1998), 우리나라에서는 안 등(2001a, b)이 국내 환경에 맞게 수정한 모델을 한강수계 및 금강수계의 하천들에 적용한 사례가 있다.

본 연구의 대상 하천인 대전천에 관한 이전 연구에 따르면, 어류상 조사(최 등, 1987; 이, 2001), 하천의 물리적 구조 조사(조 등, 2000; 박 등, 2003), 이·화학적 수질 특성분석(김과 서, 1994; 이와 서, 1997)을 연구했을 뿐 대전천의 물리적 서식지 구조와 이·화학적인 수질, 생물과의 상관관계를 통한 종합적인 평가는 수행된 바 없다. 본 연구의 목적은 첫째, 대전천의 도심하천에서 어류분류군에 의거한 하천생태 평가지수(Stream Health Assessment Index)를 산정하여 생물학적 건강상태를 평가하고, 둘째, 환경부에서 획득한 1995~2004년의 이화학적 수질 모니터링 데이터를 분석하여 생물학적 건강성과 비교평가하며, 셋째, 정량적 서식지 평가모델을 이용하여 물리적 서식지 건강도를 비교하여 총체적인 하천 건강도를 평가하는데 있다. 본 연구에서 얻어진 자료는 향후 대전천의 생태 복원 및 생물학적 복원에 핵심역할을 할 것으로 기대된다.

재료 및 방법

1. 조사시기 및 조사지점 선정

본 연구는 2004년 8월에서 2005년 4월까지 대전천의 4개 지점(Fig. 1)을 선정하여 풍수기(2004년 8월 13~14일) 및 평수기(2004년 10월 2~3일)에 어류채집을 실시

하였고, 이에 다른 생물학적 건강도 평가, 수질자료 분석 및 물리적 서식지 평가를 실시하였다. 본 연구대상 하천은 발원지인 지봉산(464 m)에서 흘러 대전시 동부 도심 지역을 거쳐 유등천과 합류되는 하천으로서, 선정된 4개 조사지점은 점오염원 및 주변의 생태교란 특성을 고려하여 선정되었다. 최상류부에 있는 지점 1(S1)은 수심이 평균 40 cm로서 Horton (1945)과 Strahle (1957)의 하천차수(Stream order)기준에 의거할 때 2차 하천으로서 비교적 도심 외곽 지역에 속해있고, 토지이용도 측면에서 산림이 우점하고, 특이할 만한 오염원이 없다. 지점 2(S2)와 지점 3(S3)은 3차 하천으로서 두 지점모두 평균수심 30 cm 로서, 대전시 중심지역으로 넓은 도심 주택가 및 아파트 단지가 형성되어 있고, 백화점 등의 상가 밀집지역으로 인공조형물을 이용한 하천정비사업이 수행되어 수질 및 하상구조 교란이 예상되는 지점이다. 지점 4(S4)는 학교, 주택, 소규모 공장들이 위치해 있는 3차 하천으로서 평균수심 20 cm로서 대전천의 지천중의 하나인 대동천의 대규모 오염물 영향을 받는 지점이다. 본 조사기간동안의 이런 평균수심은 모든 지점에서 하절기 호우기에 4~5배까지 증가하였다. 세부적 조사대상 지점은 다음과 같다.

- S1 : 대전광역시 중구 옥계동 옥계교
- S2 : 대전광역시 중구 문창동 문창교

- S3 : 대전광역시 중구 선화동 선화교
- S4 : 대전광역시 중구 산성동 현암교

2. 조사 방법

본 조사에서 어류 채집은 생태계 건강성 평가를 위해 개발된 Ohio EPA (1989)의 Wading method에 의거하였으며, 물리적 서식지 특성 차이에 따른 채집 변이를 감소시키기 위해 조사지점 내의 여울(Riffle), 소(Pool), 흐름이 느린 곳(Run) 등을 포함하여 조사를 실시하였다. 각 지점의 조사 범위는 Ohio EPA (1989)에 의거하여 정점으로부터 상, 하류의 150~200 m로 설정하였고, 조사에 소요된 시간은 60분으로 한정하였다. 채집도구는 투망(망목 8×8 mm)을 이용하여 25~30회 투척하였고, 특정 지역의 구조상 투망을 사용할 수 없는 곳에서는 족대(망목 5×5 mm) 및 채집용 전기충격기(25 A, 12 V)를 사용하였다. 채집한 어류는 김 등(1993), 김(1997), 김 등(2002)에 의해 동정하였고, 일부 동정이 불확실한 종은 10% 포르말린 용액으로 고정하여 실험실에서 동정하였으며 나머지 어류는 동정 후 곧 바로 방류하였다.

3. 다변수 평가 모델 적용 및 생태 건강도평가

본 조사에서는 어류에 의거한 생물보전지수(Index of Biological Integrity, IBI)를 기반으로 하천 건강도 평가 모델을 적용하였다. 하천 건강도 평가모델은 북미의 북서부 하천에서 최초 개발된 IBI에 기반을 두고 있으며, 최근에는 Barbour *et al.* (1999)에 의해 수정보완된 바 있는 모델을 기초로 하였다. 본 연구에서는 현재 우리나라에서는 안 등(2001a, b)에 의해 북미의 메트릭 속성, 트로픽 길드 및 서식지길드를 우리나라 생태특성에 맞게 수정보정하여 개발된 모델을 기반으로 하였다. 본 연구에서 이용된 메트릭 속성 및 모델의 세부적 특성은 안 등(2001a)의 연구에서 자세히 기술되었다. 변형된 모델 메트릭 중 수심이 얇은 대전천의 특성을 고려하여 “중층 서식종의 개체수 빈도”의 메트릭을 제외한 10개 메트릭이 이용되었다. 모델 분석에 이용된 메트릭은 M₁ 총 본토종수, M₂ 여울성 저서종수, M₃ 민감성 생태 지표종수, M₄ 내성 지표종의 개체수빈도, M₅ 잡식성종의 상대빈도, M₆ 본토 종식성 종의 상대빈도, M₇ 본토 육식종의 상대빈도, M₈ 총개체수, M₉ 외래종 빈도, M₁₀ 개체의 비정상도 빈도의 총 10개 메트릭 시스템이었다. 하천 생태건강도의 등급은 Ohio EPA (1989) 및 US EPA (1993)의 IBI 모델 기준값을 산정하여 최적상태(Excellent), 양호상태(Good), 보통상태(Fair), 악화상태(Poor) 및 최악상태(Very poor)

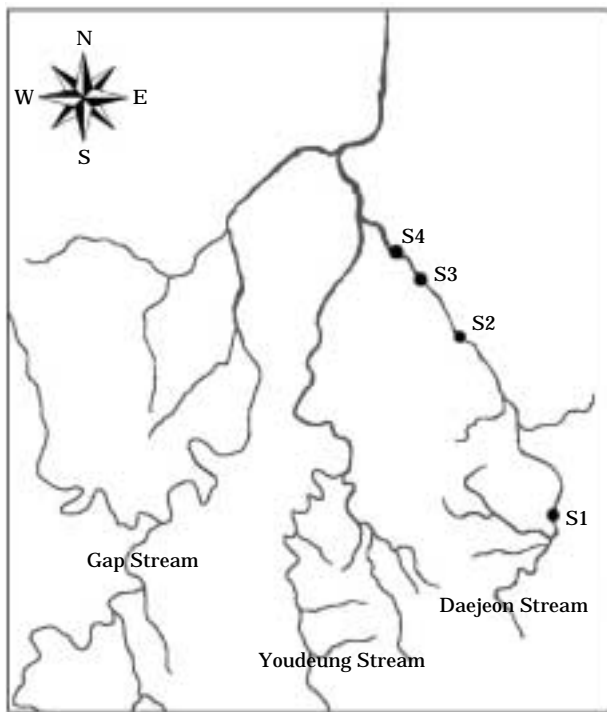


Fig. 1. The sampling locations in Daejeon Stream.

의 5등급으로 대별하여 평가하였다.

4. 물리적 서식지 평가

대전천의 서식지 평가 모델은 Plafkin *et al.* (1989)에 의해 도입된 서식지평가 정성지수(Qualitative Habitat Evaluation Index, QHEI) 및 이를 수정한 Barbour *et al.* (1999)의 서식지평가지수를 바탕으로 하여 모델보정을 거친 후 평가에 적용하였다. 물리적서식지 평가모델은 2004년 5~12월에 모델을 개발하였고, 현장 적용 및 평가는 2005년 4~6월에 수행되었다. 물리적 서식지 건강도 평가를 위한 매트릭 모델은 M₁ 하상구조/서식처 피복도(Substrate/Instream cover), M₂ 하상매몰도(Embeddedness), M₃ 유속/수심 조합(Flow velocity/depth combination), M₄ 하상유실 및 토사축적도(Bottom scouring & sediment deposition), M₅ 흐름 상태(Channel flow status), M₆ 수로 변경도(Channel alteration), M₇ 여울 빈도 및 하천굴곡도(Frequency of riffles or bends), M₈ 제방 안정도(Bank stability), M₉ 제방식생 보호도(Bank vegetative protection), M₁₀ 천변 식생대의 폭(Riparian vegetative zone width) 및 M₁₁ 소규모 댐의 존재유무(Dam construction impact)의 11개 매트릭으로 구성되었다. 각 변수값의 등급구분은 US EPA (1993)의 기준에 의거하였고, 모델 매트릭 속성은 안 등(2001b)의 이전문헌에서 잘 기술 되어 있다.

5. 이화학적 수질자료 분석

본 연구에서 이용된 1995~2004년의 일별, 월별 수질 자료는 환경부에서 획득하였으며, 연별 수질값은 매월 측정된 12개의 월별자료의 평균치를 이용하였고, 지점별 수질값은 2004년에 측정된 수질값 만을 이용하였다. 이용된 변수는 수소이온농도(pH), 전기전도도(Conductivity), 생물학적 산소요구량(BOD), 화학적 산소요구량(COD), 총인(Total phosphorus, TP), 총질소(Total nitrogen, TN), 총부유물(Total suspended solids, TSS)로서 연별, 조사 지점별 특성을 분석하였다.

결과 및 고찰

1. 이화학적 수질특성

대전천의 이화학적 수질 자료에 따르면 각 항목의 지난 10여년 간의 평균값은 BOD 3.4 mg L⁻¹ (범위: 1.6~

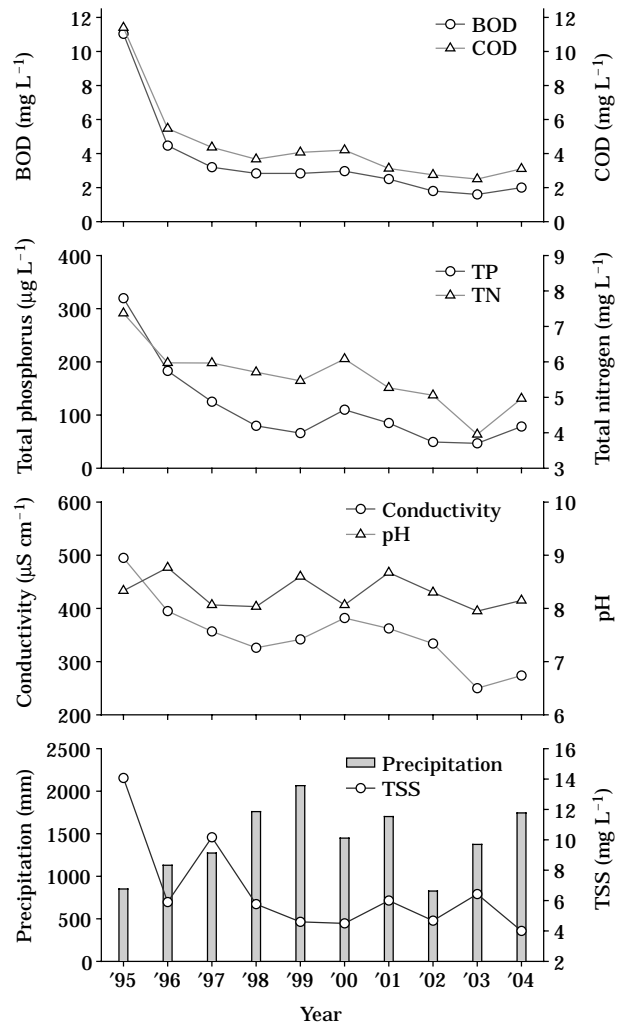


Fig. 2. Annual water quality of total phosphorus (TP), total nitrogen (TN), biological oxygen demand (BOD), chemical oxygen demand (COD), total suspended solids (TSS), conductivity and pH during 1995~2004. The data was obtained from the Ministry of Environment, Korea.

11.0 mg L⁻¹, n = 10)로서 우리나라 하천수질 기준에 의하면 3등급으로 나타났다. 그러나 Fig. 2에서 제시한 바와 같이 BOD 값은 연별 큰 변이를 보였다. 1995년에 BOD 값은 11.0 mg L⁻¹로서 최고값을 보였고, 1996년에 가장 급격한 감소를 보였으며, 그 이후에는 서서히 감소하는 경향을 보여 점차적인 수질향상을 보였다. 이런 특성은 COD에서 동일한 양상을 보였고, 전기전도도, TP, TN 등에서 유사한 경향을 보였다(Fig. 2). 연별 수질변화 특성은 종종 연별 강우분포 특성에 의해 직접적 영향을 받으나(안과 신, 2005), 수질특성은 강우량과는 연관성이

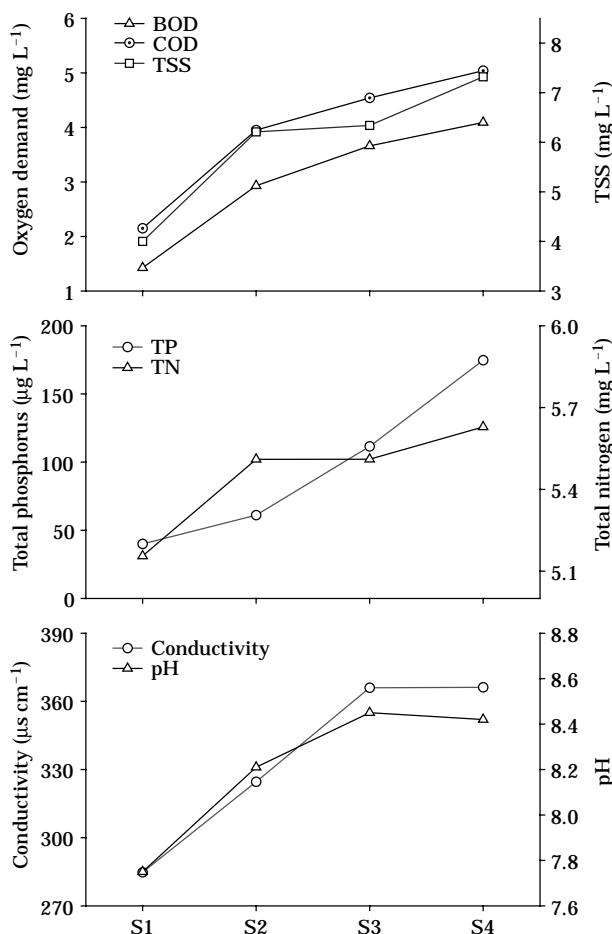


Fig. 3. Spatial variation of water quality, based on site averages of BOD, COD, conductivity, pH, TSS, TN, and TP.

적은 것으로 나타났다. 즉 강우에 대한 수질변수의 상관 계수 분석에 따르면, pH를 제외한 모든 수질변수는 연 강우와 통계학적 유의성이 존재하지 않는 것으로 나타났다 ($P > 0.15$, r 값 $< |0.46|$, $n = 10$). 1995년 이래 대전천의 이·화학적 수질 향상은 10년 동안 하수 처리 시설(차집관거)의 확충으로 대전천으로 직접 유입되던 생활하수와 각종 폐수가 차단되었고, 1990년대부터 시작한 자연형 하천 복원작업의 시행으로 대전천 일대의 생물 서식지가 부분적으로 복원되어(이와 서, 1997; 대전광역시 시설관리공단, 2005) 생태계의 자정능력 기능 복구로 사료되었다.

지점별 수질 특성분석에 따르면, 최상류부인 지점 1에서 하류부인 지점 4로 내려갈수록 거리에 따른 수질악화 현상은 분명했다. 하천 부영양화의 핵심지표인 TP 과 TN는 상기 두 지점 간에 각각 4.4배, 1.1배 씩 증가하였고

Table 1. Qualitative Habitat Evaluation Index (QHEI) at four sampling locations in Daejeon stream.

Habitat parameters	Sampling locations			
	S1	S2	S3	S4
M ₁ Substrate/Instream cover	15	11	6	6
M ₂ Embeddedness	16	11	3	6
M ₃ Flow velocity/Depth combination	15	15	5	8
M ₄ Bottom scouring & Sediment deposition	13	5	15	8
M ₅ Channel flow status	11	6	3	3
M ₆ Channel alteration	8	1	1	3
M ₇ Frequency of riffles or bends	15	10	3	3
M ₈ Bank stability	7	0	0	0
M ₉ Bank vegetative protection	4	0	0	8
M ₁₀ Riparian vegetative zone width	12	0	0	6
M ₁₁ Dam construction impact	8	1	3	11
Total score	124	60	39	62

(Fig. 3-B), 유기오염의 지표인 BOD 및 COD은 각각 2.9배, 2.3배 씩 증가하였다. 이런 증가 양상은 전기전도도 및 pH에서도 유사하게 나타났으며 (Fig. 3-C), 전자의 경우는 주변으로 부터의 이온성 오염물 유입 증가, 후자의 경우는 영양염류 증가로 인한 1차 생산력 상승효과로 사료되었다. 이런 상하류 간의 수질특성은 대략적인 각 지점에 대한 토지이용도 특성을 반영하였다. 즉, 지점 3 및 지점 4의 수질악화는 도심지역의 상업화, 도심인구 밀집 현상, 오염된 유입지천인 대동천의 오염부하 증가 때문으로 사료되었으며, 이런 결과는 이전의 박 등(2003)의 연구결과와 일치한다.

2. 물리적 서식지 분석

본 연구에서 개발된 대전천의 11개 메트릭 물리적 서식지 평가모델에 따르면, 상하류간에 물리적 서식지 건강도는 뚜렷한 차이를 보였다. 정성적 서식지 평가지수 (Qualitative Habitat Evaluation Index, QHEI)에 따르면, 도심 외곽지역에 위치해있으면서, 산림지역에 위치한 지점 1에서는 QHEI 값은 124로서 건강도 등급은 양호상태로 평가되었다. 한편, 지점 2 및 지점4에서 QHEI 값은 각각 60, 62로서 보통상태-악화상태를 보였고, 지점 3은 39로서 악화상태이며 조시지점 중 서식지교란이 최대인 것으로 나타났다 (Table 1).

물리적 서식지 변수 11개 평가 메트릭 중 3개 메트릭을 제외한 전 항목이 도심지점을 통과하면서 뚜렷한 감소현상을 보였다 (Table 1). 각 항목들에 대해 상류와 하

류를 비교해보면 어류의 서식지 공간을 나타내는 Substrate/Instream cover는 “양호상태”-“보통상태”였고, 하천 바닥면의 상태를 나타내는 Embeddedness는 “최적상태”-“보통상태”로 감소하였다. 하천 서식지의 다양성을 나타내는 Velocity/Depth Combination 메트릭은 도심하천의 하상구조 직선화와 단순화로 인해 하류로 갈수록 낮은 점수를 보였다. 그 밖에 수로 변형(Channel alteration) 및 제방 안정도(Bank stability) 지수, 제방식생보호도(Bank vegetative protection)는 상류와 하류의 차이가 없이 전반적으로 낮은 점수를 나타내었는데 이는 도심하천의 제방과 식생은 인위적으로 조성하여 서식지가 교란되었기 때문인 것으로 판단되었다. 서식지 평가 결과에 의하면 서식지의 상태와 어류에 의거한 IBI 지수값은 정상관 관계를 보였고, 서식지의 질적 저하, 어종풍부도 감소 및 잡식종의 우점에 대한 영양구조와의 관계에 관한 결과는 Plafkin *et al.* (1989)의 연구에서 제시한 결과와 일치하였다.

3. 종 분포 특성 및 트로픽길드 특성

본 연구에서 채집된 어류는 16종으로 2목 5과 총 818 개체로서, 이전 논문에서 최 등(1987)에 의해 서식이 확인되었던 갈겨니 (*Zacco temminckii*), 미꾸리 (*Misgurnus anguilli caudatus*), 미꾸라지 (*Misgurnus mizolepis*), 떡붕어 (*Carassius cavius*) 등은 확인 되지 않았다. 지점별 채집 종수와 개체수를 비교해보면, 1차 조사에서는 하류로 갈수록 종수가 증가하였고 4지점에서 감소하였다. 2차 조사에서도 역시 지점 4에서 종수가 줄어드는 공통점을 보였다. 이와 같은 결과는 지점 3과 지점 4 사이에 오염된 대동천의 유입과 도심하천에서의 전형적인 수질오염 현상 때문인 것으로 사료되었다. 도심하천은 직선화된 하상구조로 인해 풍수기에는 많은 유량이 흐르고 갈수기에는 건천화 현상이 발생한다. 풍수기의 많은 유량과 빠른 유속은 상류 생물들을 하류로 이동시키고 하천의 서식지를 파괴한다. 또한 갈수기의 건천화는 이·화학적 오염의 증가와 얇은 수심으로 인한 수온의 증가로 서식지 교란을 일으킨다(조 등, 2000). 3~4지점 사이에서 흘러들어오는 대동천은 대전천에 비해 차집관거 시설이 미흡하고 유량도 매우 적어 하수나 폐수의 유입으로 인한 변이가 크다. 대동천의 유입은 하류부인 4지점의 이·화학적 수질을 악화시키고 IBI에 영향을 준 것으로 사료되었다(Fig. 3). 1차, 2차 조사결과를 보면 공통적으로 3지점에서 많은 개체수가 채집되었는데 이는 풍수기에 하류로 떠밀려 내려온 어류들이 인공보에 의해 상류로 올라

가지 못하고 보 주변에 서식하고 있기 때문인 것으로 판단되었다(박 등, 2003).

채집된 종의 트로픽 길드분석에 따르면, 잡식종(Omnivores)은 전 지점에서 70~90%까지 우점하여 식충종(Insectivores) 및 육식종(Carnivores)에 비해 월등하게 우점하는 것으로 나타났다(Fig. 4). 또한, 잡식성종의 지점별 상대빈도 비교에 따르면, 상류에서 하류로 갈수록 그 비율이 증가하는 것으로 나타났다. US EPA (1993) 및 Barbour *et al.* (1999)는 수생태계의 유기물 오염이 가중될수록 먹이 특이성이 없어지고, 잡식종 빈도가 우월해져 생태계 트로픽길드 불균형을 가져온다고 지적한 바 있다. 이런 특성을 고려할 때 본 조사대상 수계는 뚜렷한 트로픽 불균형이 존재하며, 이는 도심하천의 유기물 오염의 영향으로 사료된다.

4. 어류에 의거한 하천 생태건강도 분석

대전천에서 어류평가모델(Index of Biological Integrity)에 의거한 하천생태 건강도 분석에 따르면, 대전천은 계절적 몬순강우 분포, 하천 상하류간의 공간적 특성에

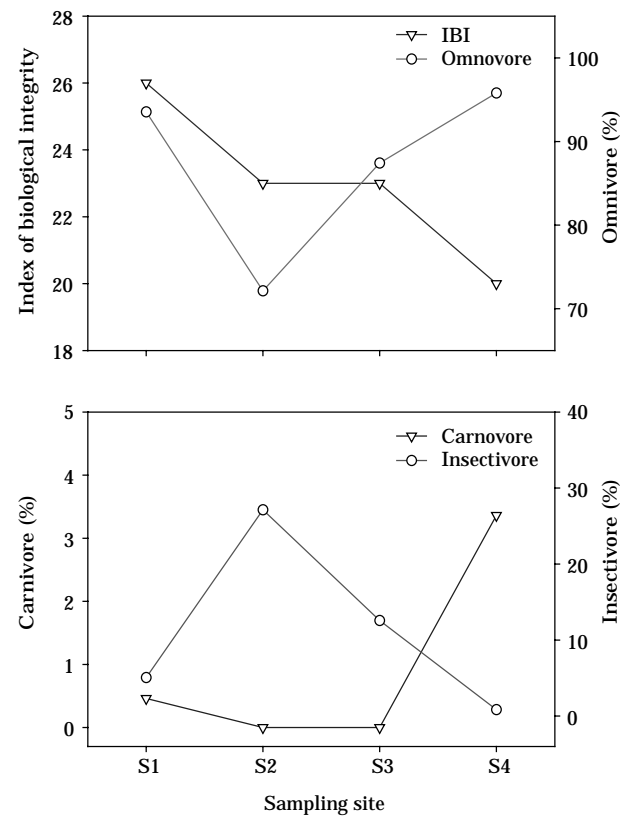


Fig. 4. Relations of mean IBI values to relative proportions of omnivore, carnivore, and insectivore species.

따라 차이를 보였다. 몬순강우기(풍수기)에 측정된 1차 조사에서 IBI 평균 모델값은 24.5 (n = 4)로서 “보통-악화” 상태를 보였고, 몬순강우 후기의 저수위 기간에 측정된 IBI 평균 모델값은 21.5로서 “악화”상태를 보였다 (Fig. 5). 몬순기간에 IBI 값은 최상류 지점에서 30, 최하류 지점에서 18로서 뚜렷한 감소현상을 보였고, IBI 값은 상류로부터 거리에 따라 1차 함수적 감소현상을 보였다 (Fig. 5). 즉, 산림지역의 상류부는 하류의 도심의 오염원 영향을 받는 지역에 비해 IBI 모델값이 높게 나타나 재료 및 방법의 조사지점 현황기술에서 제시한 바와 같이 토지이용도 현황의 특성을 잘 반영하는 것으로 나타났다. 특히, 개체어류의 건강도 분석 결과에 따르면 도심지역을 관통하는 지점 3에서는 내성이 강한 붕어 (*Carassius auratus*) 2개체에서 척추기형, 복부의 피부손상 및 꼬리지느러미 짓무름의 비정상 증상을 보여 장시간 동안 도심의 오염에 노출되었음이 추정되었다(박 등, 1996). 반면, 2차 조사에서 상류의 지점 1 및 지점 2에서

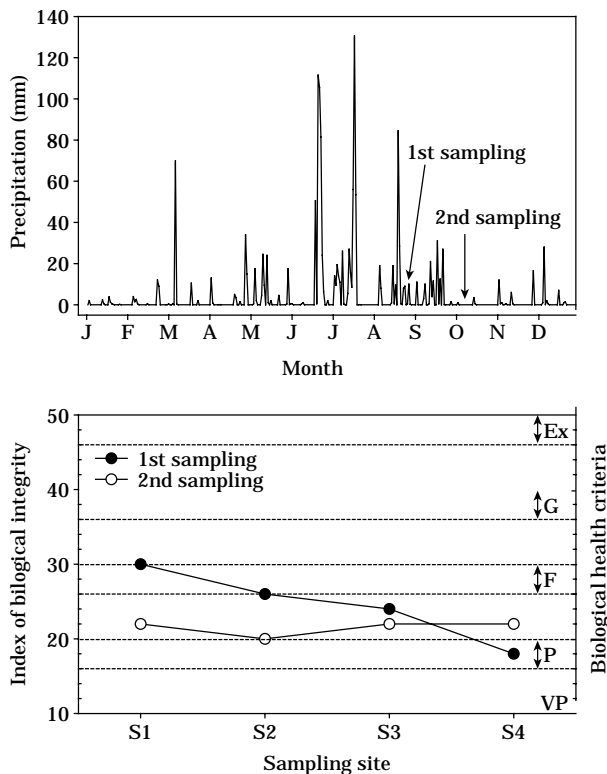


Fig. 5. The monthly precipitation and biological health assessments, based on index of biological integrity. The 1st and 2nd samplings were conducted during the monsoon and postmonsoon, respectively. For the biological criteria, of “Ex”, “G”, “F”, “P”, and “VP” indicate the excellent, good, fair, poor, and very poor conditions, respectively.

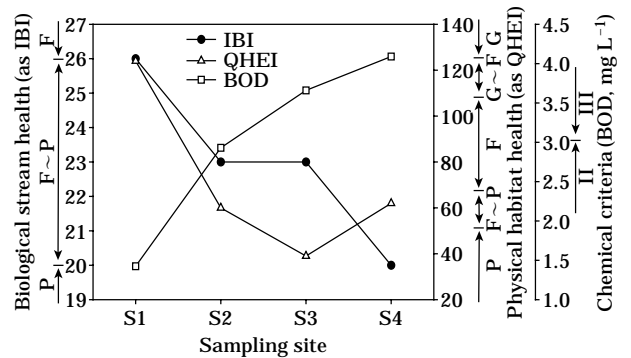


Fig. 6. Spatial comparisons among biological stream health of index of biological integrity, physical habitat health of Qualitative Habitat Evaluation Index (QHEI), and chemical conditions of biological oxygen demand (BOD). The abbreviations of “G”, “F”, and “P” indicate good, fair, and poor conditions, respectively, and the ranges of “F~P” indicates the condition between fair and poor in terms of the health.

IBI값(평균 28)은 몬순강우기의 값에 비해 25%의 뚜렷한 감소를 보였으며, 그 외의 두개 지점과 거의 차이를 보이지 않았다. Fig. 5에서 보여주는 바와 같이, 대전천 도심하천 전 조사지점에서 생태 건강도는 최적에서 양호 상태 값은 전혀 나타나지 않았고, 산간계류형의 자연형 하천(예, 평창강)에 비해 생태건강도 값이 크게 낮아(안 등, 2001) 하천 교란현상을 잘 반영하였다.

5. 수질특성, 물리적 서식지지수 및 생물학적 지수간의 관계

IBI, QHEI 및 BOD를 비교평가한 결과는 Fig. 6과 같다. 생물학적 건강도지수가 가장 높은 지점 1에서는 물리적 서식지 모델값이 124로서 최대치를 보였고, 동시에 BOD의 화학적 수질값은 1.425 mg L^{-1} 로서 조사 지점들 중 최저치를 보여 물리, 화학적 건강도가 생물학적 건강도에 직접적으로 반영하는 것으로 나타났다. 이런 화학적 영향은 독성물질의 영향도 있겠지만 본 연구에 따르면 주로 인(phosphorus)과 질소(Nitrogen)와 같은 영양염류의 증가 때문으로 사료된다. 이런 결과는 하류의 3~4지점에서 Omnivore 증가가 이런 사실을 입증해 주어 화학적 영향은 주로 유기물 증가에 따른 결과로 사료된다. 반면에 하류로 내려갈수록 이화학적인 수질상태는 조사된 지점들 중 최악상태를 보였고, 물리적 서식지 건강상태는 악화되어 생물학적 건강도에 직접적인 악영향을 반영하였다. 한편, 생물학적 건강도는 지점 2와 지점 3에서 유

Table 2. Pearson's correlation coefficients (*r*) and its probability (*p*, *n* = 4) of Index of Biological Integrity (IBI), chemical parameters (Cond = conductivity, TP = Total phosphorus, TN = Total nitrogen, TSS = Total suspended solids, etc.) and Qualitative Habitat Evaluation Index (QHEI).

Cond.	<i>r</i>	1.000								
	<i>p</i>	-								
pH	<i>r</i>	.981**	1.000							
	<i>p</i>	.009	-							
TP	<i>r</i>	.871	.792	1.000						
	<i>p</i>	.065	.104	-						
TN	<i>r</i>	.902*	.944*	.798	1.000					
	<i>p</i>	.049	.028	.101	-					
TSS	<i>r</i>	.915*	.941*	.848	.996**	1.000				
	<i>p</i>	.043	.030	.076	.002	-				
BOD	<i>r</i>	.981**	.980**	.887	.965*	.976*	1.000			
	<i>p</i>	.010	.010	.057	.017	.012	-			
COD	<i>r</i>	.967*	.980*	.863	.981**	.987**	.997**	1.000		
	<i>p</i>	.016	.010	.068	.009	.007	.001	-		
QHEI	<i>r</i>	-.890	-.955*	-.574	-.879	-.849	-.883	-.894	1.000	
	<i>p</i>	.055	.023	.213	.061	.075	.058	.053	-	
IBI	<i>r</i>	-.852	-.846	-.917*	-.943*	-.967*	-.930*	-.935*	.690	1.000
	<i>p</i>	.074	.077	.041	.028	.017	.035	.032	.155	-
		Cond.	pH	TP	TN	TSS	BOD	COD	QHEI	IBI

* : significant at the 0.05 level, ** : significant at the 0.01 level

Table 3. The metric assessments, based on the 10 metric models after Karr (1981) and Barbour *et al.* (1999) in Daejeon Stream. In the text, "I" and "II", indicate the sampling during the monsoon (July 2004) and postmonsoon (Oct 2004), respectively.

Sampling location	TNS	RBS	SS	TS	OS	IS	CS	TNI	XT	AI	
I	S1	4 (3)	2 (3)	2 (3)	48 (1)	93 (1)	5 (1)	2 (3)	152 (5)	0 (5)	0 (5)
	S2	9 (5)	2 (3)	1 (1)	38 (1)	77 (1)	22 (3)	0 (1)	65 (1)	0 (5)	0 (5)
	S3	11 (5)	3 (3)	2 (1)	56 (1)	74 (1)	26 (3)	0 (1)	118 (3)	0 (5)	1.6 (1)
	S4	3 (1)	0 (1)	0 (1)	96 (1)	96 (1)	4 (1)	0 (1)	23 (1)	0 (5)	0 (5)
II	S1	3 (3)	1 (1)	1 (1)	58 (1)	94 (1)	6 (1)	0 (1)	65 (3)	0 (5)	0 (5)
	S2	3 (1)	0 (1)	0 (1)	68 (1)	68 (1)	32 (3)	0 (1)	75 (1)	0 (5)	0 (5)
	S3	3 (1)	0 (1)	1 (1)	92 (1)	95 (1)	5 (1)	0 (1)	224 (5)	0 (5)	0 (5)
	S4	2 (1)	0 (1)	0 (1)	96 (1)	96 (1)	0 (1)	4 (3)	96 (3)	0 (5)	0 (5)

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

사한값을 보였으나, 물리적 서식지 건강도 및 화학적 수질상태는 지점 3에서 더 낮은 것으로 나타났다. 대전천의 생물학적 건강도지수는 물리적서식지 특성 ($r < 0.69$, $P < 0.16$, $n = 4$)보다는 화학적 수질 ($r < -0.90$, $P < 0.05$, $n = 4$, BOD)과 더 높은 상관관계를 갖는 것으로 나타났다 (Table 2). 즉, 지점별 수질특성이 큰 차이가 없는 경우, 일반적으로는 물리적 서식지의 교란여부에 의해 결정되나, 본 대전천에서는 상·하류 조사지점간의 뚜렷한 수질차이로 인해 서식지 요인보다는 화학적 영향이 좀 더

큰 것으로 사료되었다.

6. 생물학적 건강도 및 이화학적 특성 비교

대전천에서 어류의 모델평가에 의거한 하천 건강도 등급은 보통(Fair)-악화 상태(Poor) (Table 3), 물리적 서식지 건강도 등급은 보통상태(Fair), BOD 값에 의거한 이화학적 수질등급은 3등급(하천수질기준, 환경부 기준 적용)으로 나타나 총체적인 하천생태계 건강도는 악화상태

로 나타났다. 물리적 서식지 건강도 분석에 따르면, 토지 이용도 측면에서 산림에 의해 둘러싸인 지점 1은 다른 지점에 비해 8개 메트릭에서 높은값을 보였다. 이와는 달리 나머지 3개 지점은 대부분의 서식지 메트릭에서 낮은 값을 보였다. 특히 최저치를 보인 지점 3은 대전 도심의 중앙에 위치하여 토사 축적도를 제외한 모든 항목이 10 미만의 낮은 값을 보였고, 하천주변이 모두 콘크리트로 덮여 있어 하천제방안정성, 제방식생의 분포, 수로의 직선화, 유량을 나타내는 하상 매몰도등의 메트릭에서 교란이 심한 것으로 나타났다. 또한, 대전시의 오폐수처리장 설치 및 오폐수와 우수분리관 설치와 같은 지속적인 노력에도 불구하고 지점 2와 지점 3에서는 화학적 오염이 여전히 존재하는 것으로 나타났다. 이런 물리적 교란 및 화학적 오염은 하류지점에 직접적인 하천생태계 교란으로 나타났다. 따라서, 대전천 수계의 생물학적 하천 건강도를 향상시키기 위해서는 지속적인 점원, 비점원 오염원의 관리, 콘크리트형의 인공 구조물의 제거를 통한 자연형 하천복원작업이 시급한 것으로 사료되며, 향후 하천생태계의 복원을 위해서는 지속적인 생물학적 모니터링이 요구된다.

적 요

본 연구는 금강의 지천인 대전천에서 도심하천에서의 생태학적 건강성 평가를 위해 2004년 8월부터 2005년 4월까지 어류를 이용한 생물학적 건강도지수(IBM), 대전천의 수질 모니터링 자료 및 물리적 서식지 평가 지수(QHEI)를 비교하여 총체적 하천생태계 건강도를 진단하였다. 상기 변수의 시공간적인 분석을 위해 대전천의 상류부에서 하류까지 4개의 지점을 선정하였다. 대전천의 생물학적 건강도 지수산정 및 적용을 위해 하천 건강도 평가모델(SHA model)을 개발하였고, 건강도 평가모델은 안 등(2003)에 의해 국내 환경에 맞게 적용된 IBM(Karr, 1981; Barbour *et al.*, 1999)모델을 이용하였다. 대전천의 이화학적 수질자료 분석에 따르면, 1995년부터 2004년까지 10년 동안 화학적 산소요구량(COD), 생물학적 산소요구량(BOD), 총질소(TN), 총인(TP)은 1.6~5.3배까지 감소하였고, 상류부터 하류까지 4배 이상의 공간적인 수질 차이를 보였다. 생물학적 건강도지수를 나타내는 SHA모델 값은 평균 23였고, 지점에 따라 20~26까지 변이를 보여 건강도는 “보통(Fair)-악화” 상태(poor)로 나타났다. 서식지 건강도를 나타내는 물리적 서식지 평가지수는 상류부터 하류까지 39(악화상태)~124(양호상태)의

범위로 상류역에 위치한 지점 1을 제외하고는 나머지 3개 지점에서 모두 낮은 값을 보였다. US EPA (1993)의 기준에 의거할 때, 생물학적 건강도는 TN, TP, BOD 및 COD 값이 최고치를 보인 지점 4에서 “악화상태”로 나타났다. 화학적 수질 및 서식지 건강도가 타 조사지점들보다 높은 최상류의 지점 1에서 생물학적 건강도는 양호한 것으로 나타났다. 또한 민감종의 상대빈도는 수질과 직접적인 함수관계에 있었으며, 이런 양상은 내성종의 구성비에서도 나타났다. 이 같은 결과는 어류를 이용한 생물학적 건강도는 이화학적 수질 및 물리적서식지 특성을 잘 반영하는 것으로 나타났다.

사 사

본 연구는 한국 과학재단 목적기초연구(과제번호: R08-2003-000-10535-0)지원으로 수행되었음.

인 용 문 헌

- 강창민, 이상명, 엄준식, 이정희, 이호원, 홍춘표. 2000. 대전시 3대 하천의 수질 및 식물플랑크톤상에 관한 연구, 한국환경과학회지 **9**: 275-284.
- 공동수. 2002. 생물학적 수질기준 설정 필요성 및 접근방안, 환경생물학회지 **20**(Special Issue): 38-49.
- 김갑진, 이양규, 홍창선. 2003. 수변계획을 위한 생태학적 수질 오염 실태분석-안양천을 사례로, 상하수도학회지 **17**: 751-758.
- 김선경, 서동일. 1994. 대전천의 수질 오염 실태와 개선방안에 관한 연구, 대한 상하수도학회 학술발표회 및 세미나. pp 23-29.
- 김익수. 1997. 한국동식물도감 동물편(담수어류), 교육부.
- 김익수, 강종언. 1993. 원색한국어류도감, 아카데미서적.
- 김익수, 박종영. 2002. 원색도감 한국의 민물고기. 교학사.
- 김중선, 함순아, 나철호. 1995. 수서곤충을 이용한 탐진강 수계의 수질평가, 환경생물학회지 **13**: 225-231.
- 김중홍, 조현욱, 한원동, 이완욱. 1993. 보성강 유역의 생태계 변화에 따른 어류군집 변화, 환경생물학회지 **11**: 154-160.
- 김형철, 윤준경, 정광욱, 장재호. 2004. 하구담수호에 유입되는 하천에서 수질오염물질간의 상관관계 분석, 한국물환경학회 2004학술발표회 논문집 pp. 62-71.
- 대전광역시 시설관리공단. 2005. 물관리종합대책 보고서.
- 박배경, 박석순, 캐런어스트필드, 키이스쿠우퍼. 1996. 송사리알의 초기 발생과정을 이용한 매립지 침출수 독성도 평가, 환경생물학회지 **14**: 55-61.
- 박재로, 이효범, 김은주. 2003. 대전천 유지유량 확보를 위한

- 방안 검토, 한국물환경학회 대한상하수도학회 공동논문집 C-11.
- 박준우, 황명기, 이성준, 최신석, 정평림. 2001. 강원도 평창강 일대 저서성 대형무척추동물의 군집구조 및 수질의 생물학적 평가, 한국환경생물학회지 **19**: 119-128.
- 성치남, 백근식, 최지혁, 조현욱, 김종홍. 1997. 주암호 지천의 수질과 어류군집, 한국육수학회지 **30**: 107-118.
- 안광국. 2003. 어류군의 다변수 접근 방식에 의거한 생물보존 지수 산정에 의한 생태학적 하천 건강성 평가, 대한환경공학회 논문집 pp. 548-552.
- 안광국, 신일철. 2005. 산간 계류성 하천의 계절적 수질변동에 대한 몬순 강우의 영향, 한국육수학회지 **38**: 54-62.
- 안광국, 염동혁, 이성규. 2001a. 생물보존지수 (Index of Biological Integrity)의 신속한 생물평가 기법을 이용한 갑천수계의 평가, 한국환경생물학회지 **19**: 261-269.
- 안광국, 정승현, 최신석. 2001b. 생물보존지수 및 서식지 평가 지수를 이용한 평창강의 수환경평가, 한국육수학회지 **34**: 153-165.
- 안홍규, 우효섭. 2004. 중규모 하천 생물 서식처의 특성 분석-복하천을 중심으로, 한국조경학회지 **32**: 102-119.
- 우효섭, 김성태. 2000. 하천환경 및 이용 (1) - 외국의 하천복원 가이드라인의 검토와 국내 제작 방향, 대한토목학회 논문집 pp. 563-566.
- 유경아, 신재기, 공동수, 황순진. 2004. 낙동강 유역의 호수수와 하천수에 대한 조류생장 잠재력 측정, 한국물환경학회-대한상하수도학회 공동논문집 P-35.
- 윤일병, 공동수, 류재근. 1992. 저서성 대형무척추동물에 의한 생물학적 수질평가 연구 (II), 한국환경생물학회지 **10**: 40-55.
- 이은형, 서동일. 1997. 대전시 3대하천의 수질특성 및 수질관리 방안, 대한환경공학회지 C-19.
- 이충렬. 2001. 갑천수계의 어류상과 어류군집, 환경생물학회지 **19**: 292-301.
- 장준호, 홍영희. 2004. 양재천 친수환경정비사업의 평가에 관한 연구, 한국지역사회발전학회 **29**: 211-223.
- 조홍제, 이병호, 이근배. 2000. 도시하천 하상퇴적도의 특성에 관한 연구, 대한토목학회지 **20**: 607-618.
- 최기철. 1987. 충남의 자연 담수어편, 한국 과학기술 진흥재단.
- 최철만, 박연규, 문성기. 2004. 인공기질 부착조류에 의한 대전천 수질평가, 환경생물학회지 **22**: 242-245.
- 환경부. 2004. 자연형 하천 정화추진사례. pp. 112.
- An, K-G. 2000. The impact of monsoon on seasonal variability of basin morphology and hydrology, *Korean J. Limnology* **33**: 342-349.
- An, K-G. 2001. Seasonal patterns of reservoir thermal structure and water column mixis and their modifications by interflow current, *Korean J. Limnology* **34**: 9-19.
- An, K-G., Y.P. Hong, J.K. Kim and S.S. Choi. 1992. Studies on zonation and community analysis of freshwater fish in Kum-river, *Korean J. Limnology* **25**: 99-112.
- 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.
- Cho, Y.G., B.H. Park and S.K. Baik. 1996. Biological water quality evaluation using the benthic macroinvertebrates in upper region of the Cheungam Stream. *Korean J. Limnology* **29**: 167-175.
- 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 Biology* **40**(2).
- Harris, J.H. 1995. The use of fish in ecological assessment. *Australian Journal of Ecology* **20**: 65-80.
- 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.
- Koizumi, N. and Y. Matsumiya. 1997. Assessment of stream fish habitat based on Index of Biotic Integrity. *Bull. Jap. Soc. Oceanogr.* **61**: 144-156.
- Nelson, J.S. 1994. Fishes of the world (3th ed.). John Wiley & 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. 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.
- 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, USA.

Yang H.J. and B.S. Chae. 1994, The water environment and limnological study of the river system around the megalopolis the ichthyofauna and structure of fish community in the Kumho River (II), *Korean J. Limnology* 27: 177-188.

US EPA. 2002. Summary of biological assessment programs and biocriteria development for states, tribes, territories, and interstate commissions: streams and wadable rivers. EPA-822-R-02-048. U.S. EPA, USA.

(Manuscript received 18 July 2005,
Revision accepted 9 September 2005)