

연구논문

주거단지 건설이 하천에 미치는 생태영향평가

안광국 · 한정호 · 이재훈

충남대학교 생명과학과

(2012년 4월 7일 접수, 2012년 6월 9일 승인)

Environmental Impact Assessments along with Construction of Residential and Commercial Complex

Kwang-Guk An · Jeong-Ho Han · Jae Hoon Lee

Chungnam National University

(Manuscript received 7 April 2012; accepted 9 June 2012)

Abstract

The integrative ecological approaches of chemical assessments, physical habitat modelling, and multi-metric biological health modelling were applied to Gwanpyeong Stream within Gap-Stream watersheds to evaluate environmental impacts on the constructions of residential and commercial complex. For the analysis, the surveys conducted from 45 sites of reference streams within the Gap-Stream watershed and 3 regular sites during 2009 - 2010. Physical habitat health, based on the habitat model of Qualitative Habitat Evaluation Index(QHEI) declined from the headwaters(good - fair condition) to the downstream(poor condition). Chemical water quality, based turbidity and electric conductivity(EC), was degraded toward to the downstream, and especially showed abrupt increases, compared to the values of control streams(CS). Also, concentrations of chlorophyll-a in the downstreams were greater compared to the control stream(CS), indicating an eutrophication. Biological health conditions, based on the Index of Biological Integrity(IBI) using fish assemblages, averaged 19.3 which is judged as a fair condition by the biological criteria of the Ministry of Environment, Korea. The comparisons of model metric values in sensitive species and riffle-benthic species on the Maximum Species Richness Line(MSRL) of 45 reference streams indicated a massive disturbances in all sampling locations. Also, tolerance guild and trophic guild analyses suggest that dominances of tolerant species and omnivores were evident, indicating a biological degradation by habitat disturbances and organic matter pollutions. There was no distinct longitudinal variations of IBI model values from the headwater to the downstream in spite of slight chemical and habitat health gradients among the sampling sites. Overall, integrative ecological health(IEH) scores,

based on the chemical, physical, and biological parameters, were low compared to the 45 reference streams due to physical and chemical disturbances of massive constructions of the residential and commercial complex. This stream, thus showed a tendency of typical urban streams which are disturbed in the chemical water quality, habitat structures, and biological integrity. Effective stream management plans and restoration strategies are required in this urban stream for improving integrative stream health.

Keywords : Reference stream, environmental impact assessment, trophic guild, water quality, physical habitat

1. 서론

1980년대 이래 우리나라에서 산업화 및 공업화는 하천 생태계에 인(P), 질소(N)와 같은 영양염류, 독성물질 및 유기물 등의 유입을 가속화시켰다(An and Park, 2002; An, 2003; Lee and An, 2007). 특히, 인구가 밀집한 도심지역은 각종 생활하수 및 도심 폐수가 수체로 유입되어 중요한 오염원으로서 작용하고 있으며, 특히 이수, 치수를 위한 목적의 새로운 주거단지 조성에 따른 무분별한 하천공사는 하천을 직강화시켜 서식지의 물리적 서식환경 변화를 초래하고 있다(Rutherford *et al.*, 1987; 김현택 등, 2008). 또한, 도심 상류역의 논밭에서 농약 및 비료의 무제한적 사용은 수계내 오염과 함께 부영양화를 일으켜 각종 수생태계의 문제점을 동시에 유발하고 있다. 특히, 특정 서식환경을 선호하는 서식지 특이성(Habitat specificity)을 지닌 어류를 비롯한 몇몇 생물종은 수질 변화뿐만 아니라 인위적인 서식지 교란으로 해당 생물종이 절멸하게 되는 주요원인으로 작용하게 된다(홍영표, 2004; 이재훈·안광국, 2010). 도시의 주거지역 조성에 의한 도심권 확장은 생물종 다양성 감소, 민감종 감소 및 내성종 증가를 가져와 하천에 생태학적 교란을 초래하고, 궁극적으로는 하천 생태계의 종합적인 질적 저하를 유발하고 있는 것이 현실이다(김현택 등, 2008; 김현정 등, 2010).

최근에는 도심지역의 대단위 주거 단지 조성에 따른 다양한 하천 생태계에 대한 문제가 야기되어 하천생태계에 대한 환경영향평가가 종종 시도되고 있다(Ra *et al.*, 2007; 김현택 등, 2008; 김현정

등, 2010; 이재훈·안광국, 2010). 정부에서는 이런 주거단지 조성에 따른 환경을 생물학적인 측면에서 평가를 하기 위해 수생태계의 구성요소를 평가하고 있으며, 하천 수질 및 수생생물을 통합적으로 관리하기 위한 총량관리규제법, 사전환경성 검토, 생물학적 생태건강도 평가법 및 친환경적 생태복원기법들이 도입되어 과학적이고 체계적인 평가에 실효를 거두고 있다. 그러나 여전히 현재 우리나라에서 하천생태계에 대한 환경영향평가는 이화학적 수질평가, 물속에 서식하는 생물의 종 구성도, 풍부도, 천연 기념물 등의 분포 및 생물 군집분석 등에 초점을 두고 있어서 단편적인 평가가 이루어지고 있는 것이 사실이다(공동수, 2002). 최근 하천에 대한 많은 연구들에 따르면, 물리적인 서식지의 변경(환경부, 1987; 안광국 등, 2001a, b), 오염물 유입에 의한 수질 악화(김종선 등, 1995; 허우명 등, 1995; 김준태 등, 1996; 신재기 등, 2000), 이에 따른 하천의 종다양도 감소 현상(양홍준·채병수, 1994; 변화근 등 1996; 성치남 등, 1997; 염동혁 등, 2000)은 1980년대 이래 급속히 진행되고 있다. 특히, 하천 생태계에서 다양한 영양 단계를 차지하고 있는 어류 분류군은 총 종수의 감소, 수질 악화에 민감하게 반응하는 지표종 감소, 내성종 증가 및 잡식종의 증가는 수환경의 기능적 변화를 제시하는 좋은 환경영향평가의 단서가 되고 있다(김병만·이충렬, 1998).

한편, 환경 선진국인 북미 및 유럽에서는 급격히 가속되는 다양한 생태교란 및 이에 대한 제반작업으로 수생태계(Aquatic ecosystem)의 생태 건강도 평가(Ecological health assessment) 기법이 환경

영향평가에 활발히 적용되고 있다. 기존의 하천평가자들은 급속도로 악화되는 수중 생태계 오염을 파악하기 위한 일환으로서 과거에는 주로 화학적 모니터링에 주로 의존해 왔다(US EPA, 1991). 그러나 수질악화는 화학적 오염뿐만 아니라 유로변경 및 유량변동, 물리적 하상구조의 변경 등에 의해 크게 손상되기 때문에, 단순한 화학적 평가만으로는 수계내의 총체적 건강상태를 진단 할 수 없다(Karr, 1981; Judy *et al.*, 1984; Karr *et al.*, 1986). 이런 이유로 해서, 최근 미국 환경부(US EPA)에서는 어류를 이용한 생물학적 모니터링 및 생태 건강도 평가 기법이 환경영향평가 기법으로 광범위하게 활용되고 있다(Barbour *et al.*, 1999). 이러한 평가기법은 Karr(1981) 및 Karr *et al.*(1986)이 북미의 중서부 하천을 대상으로 개발한 어류를 이용한 하천생태계 평가 기법인 다변수 평가 모델(Multi-metric model)에 기초를 두고 있다. 이런 기법에 어류지표를 이용하는 이유는 어류는 분포 범위가 넓고, 다양한 영양단계를 가지며, 분류 및 동정이 용이하고, 오염물 및 스트레스 요소들(성장과 생식)에 잘 반응한다는 장점을 가지고 있기 때문이다. 즉, 하천의 구조 및 기능의 속성 매트릭은 다변수 접근방식(Multi-metric approaches)를 통한 평가법으로서 여러 개의 매트릭, 즉 종 풍부도 및 성분도, 내성도의 유무, 영양 구조 및 어류 건강 상태를 정량화하여 하천 건강 상태에 대한 환경영향평가를 실시할 수 있다. 그러나 나라마다의 지리적, 기후적, 생태적 특성의 차이들 때문에 수환경 평가 전에 모델 매트릭 개발 작업이 선행되어야 한다. 이런 평가 기법은 현행 생태 건강도 평가뿐만 아니라 향후 생태계 복원 및 수계 수질관리에 핵심적인 역할을 하고 있다. 이런 환경영향평가 기법에 기반을 두어 우리나라에서는 현재까지 한강 수계(안광국 등, 2001b), 금강 수계(안광국 등, 2001a; 안광국 · 김자현, 2005; 안광국 등, 2005; 배대열 · 안광국, 2006) 및 낙동강 수계(염동혁 등, 2000; 권영수 · 안광국, 2006) 등에 적용하여 하천생태계에 대한 환경영향평가를 실시해왔다. 현재 우리나라에서는 2007년

부터 현재까지 물환경 종합평가의 일환으로 개발된 “물환경 종합평가방법 개발 조사연구(환경부/국립환경연구원, 2004; 환경부/국립환경과학원, 2005-2006)”를 통하여 어류에 의한 생태영향평가 기법(안광국 등, 2006)이 소개되면서 생태계 건강성 평가에 대한 정부의 역할이 크게 강화되고 있다. 수체 내 다양한 생물군을 이용한 생물학적인 수환경 평가기법(Aquatic ecosystem assessment technique)은 수환경을 진단하는데 필요한 핵심기법으로서 지속적인 모니터링을 통하여 하천 생태계를 진단하고 복원하는데 중요 자료로 활용될 수 있다. 그러나 이런 생태계는 주로 인위적 주거단지 조성 등에 의한 환경영향평가라기보다는 좀 더 자연생태계의 건강성 평가에 주안점을 두어온 것이 사실이어서 이런 연구가 환경영향평가 기법에 적용되는 것이 절실히 필요하다.

본 연구 대상 하천인 관평천은 대전광역시 유성구 적오산 근처에서 발원하여 상류부에 덕진천이 합류된 후 관평천을 형성하여 갑천으로 흘러나가는 유로연장 3.6 km인 지방하천으로서 두계천, 내모천, 진잠천, 유성천, 탄동천과 더불어 가장 마지막으로 갑천에 유입되는 소하천이다. 본 하천은 상류부에 과수원과 농경지가 위치하고 있으며, 중류부에 대덕 테크노밸리 주거단지 단지를 관통하여 흐르는 하천으로 현재의 상태를 진단하고 파악한 자료는 전무한 상태이다. 본 연구 목적은 금강 수계 갑천의 지류인 관평천에서 2009 - 2010년 동안 대규모 주거 · 산업 복합단지 조성의 일환으로 하천의 환경영향평가가 실시되었다. 본 연구에서는 기본적인 이 · 화학적 수질 평가를 실시하였고, 물리적 하천 서식지 건강성(Physical habitat health) 평가를 위해 물리적 서식지평가 모델을 적용하였으며, 생물학적 건강도(Biological health) 영향평가를 위해 생태건강도 다변수 평가모형을 적용하여 수환경 영향을 평가하였다. 또한, 어류의 트로픽 길드, 내성도 길드 특성 및 생태 건강도 특성 평가를 위하여 레퍼런스 하천(Reference stream)의 조사를 통해 종합적 환경영향평가를 실시하였다.

II. 연구 방법

1. 조사 시기 및 조사 지점

본 조사는 2009 - 2010동안 실시되었으며, 1차 조사는 수체가 안정된 시기인 10월에 조사를 실시하였으며, 2차 조사는 동절기가 끝난 2010년 3월 말과 4월 중순에 각각 조사가 실시되었다. 따라서 우리나라의 장마기인 7 - 8월은 유량증가 및 유속 변화 등의 물리적 영향에 의하여 어류군이 상류로 이동할 수 있는 시기는 피하여 조사하였다. 하천 생태건강도를 위한 현장조사 시기는 일반적으로 최대 일주기 대기온도(Maximum daily temperature)를 감안하여 선정하였다(US EPA, 1993). 이는 대기온도가 너무 낮을 경우 수온에 영향을 주어 어류 군집의 상대풍부도에 영향을 주는 것으로 알려져 있기 때문이다.

본 연구를 위해 관평천 조사지점은 Fig. 1 과 같다. 이 하천은 대전광역시 유성구 구즉동 일대에 흐르는 갑천의 지류로서 갑천의 하류구간에서 합류되

며, 본 연구에서 선정된 3개 지점은 모두 1차 하천으로서 하폭이 2 - 3 m인 소하천이다. S1은 유성구 구즉동 동화교로 덕진천과 관평천이 합류된 후 15 m 하류에 위치하고 있는 교각으로서 좌측으로 산지와 인근에 과수원이 존재하며, 하류쪽으로 주변으로 농경지(논, 밭)가 형성되어 있다. 하상이 80% 이상 모래로 이루어져 있으며, 유속은 빠른 편이다. S2은 주변에 이미 조성된 대규모 주거단지(테크노밸리)가 존재하며 하상의 대부분 모래로 이루어졌고, 하천 주변으로는 시민들이 산책할 수 있는 인공산책로가 조성되어 있다. S3은 갑천과 합류되기 직전 지점으로서 인공보(Weir)가 설치되어 있으며, 유속이 완만하고, 하상구조는 모래와 뿔로 구성되어 있다. 상기 지점들에서 물리적 서식지 건강도 평가, 이·화학적 수질 평가, 어류조사를 통한 생물학적 생태영향평가를 실시하였다.

2. 수계 레퍼런스 하천(Reference stream) 조사

본 연구를 진행하기 위해 조사와 별도로 45개 지점의 레퍼런스 하천(Reference stream) 조사를 실

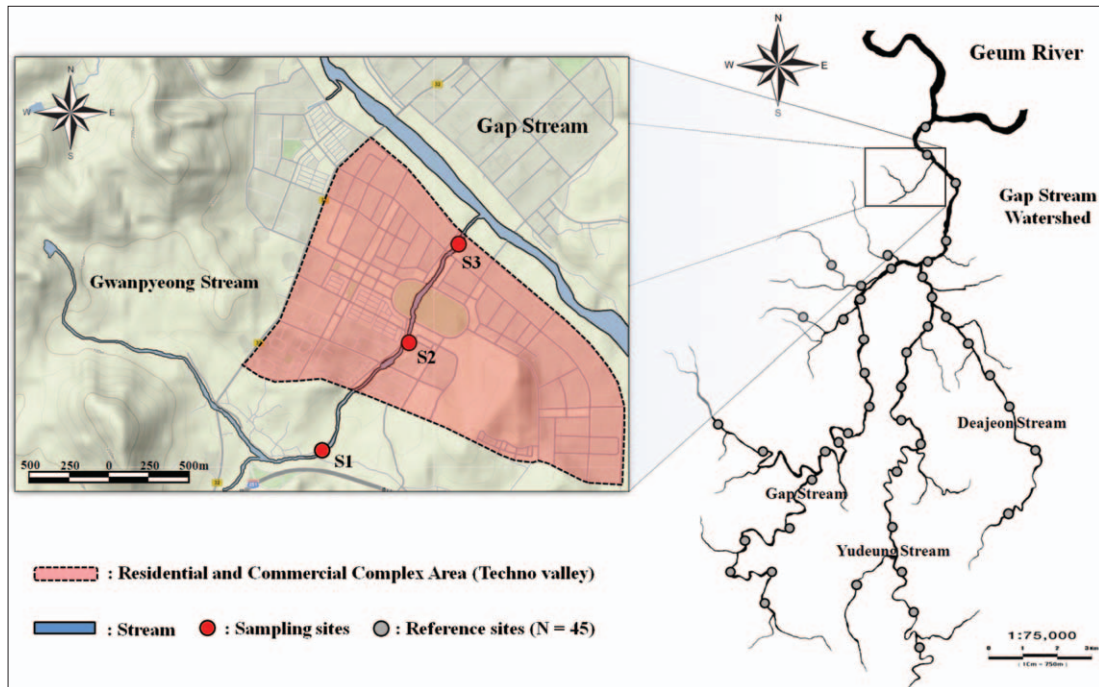


Fig. 1. Map of Gwanpyeong Stream showing sampling sites and reference sites in the same watersheds.

시하였다. US EPA(1993)에 따르면 레퍼런스 하천은 조사하천과 동일 수계에 위치해야 하며, 산림 근처의 식생이 잘 발달된 성숙한 지역내의 하천 선택을 원칙으로 한다. 특히 수계 인근에 도시형성, 점오염원 및 인공수로지역을 가능한 배제하여 오염 및 인위적 간섭으로부터 벗어나 있어야 하며, 선택된 하천은 수계 크기의 범위를 반영해야 한다고 제시하고 있다(환경부, 2007). 관평천 조사를 위한 레퍼런스 하천은 관평천이 포함되어 있는 갑천 수계를 대상으로 점오염원 및 비점오염원이 최대한 배제된 총 45지점을 선정하였고, 조사를 통해 획득된 자료를 통하여, Karr(1981) 및 Rankin and Yoder(1999)의 경험적 방법 및 1차 회귀분석을 통해 최대 종풍부도선(Maximum species richness line, MSRL)을 결정하였다. 이를 통해 평가된 변수는 본토종수(Number of native species), 총 개체수(Number of individuals), 민감종수(Number of sensitive species), 및 여울성 저서 어종수(Number of riffle-benthic species) 등 4개 변수를 하천차수(Strahler, 1951)에 따라 각각 구분 후 분석하였다.

3. 어류 현장조사

어류의 현장조사는 환경부/국립환경과학원의 “물환경종합평가개발 조사연구(2006)” 및 환경부(2007)의 “수생태계 건강성 조사계획 수립 및 지침(2007)”의 어류 조사 방법(Wading method)에 의거하였으며, 정량화된 채집 조사(Catch Per Unit of Effort, CPUE)를 위하여 채집자가 가슴장화의 착용으로 접근이 가능한 장소에서 조사를 실시하였다. 각 지점의 조사거리 200 m, 조사시간은 50분으로 한정하였다. 하천차수(Stream order)는 1 : 120,000 축적의 지도를 이용하여 Strahler(1957)의 방법에 따라 결정하였다. 조사도구는 주로 투망(망목 : 7×7 mm)과 족대(망목 : 4×4 mm)를 이용하였고, 조사인원은 어류채집에 대한 전문적 훈련을 받았거나 현장경험이 최소한 3년 이상인 전문가를 1인 이상 포함하였으며, 3인 1조로 구성하여 조

사를 실시하였다. 채집한 어류는 현장에서 김익수·박종영(2002) 및 손영목·송호복(2006)에 의거해 동정 및 계수 후 바로 풀어주는 것을 원칙으로 하되 현장에서 동정이 모호한 종은 10% 포르말린 용액으로 고정하여 실험실로 옮긴 후 동정하였다. 채집된 어류의 개체 수 산정은 어류체장의 길이가 20 mm 이하의 동정이 불가능한 치어의 경우 제외하였으며, 비정상어종이 채집되었을 경우에는 감별 방식은 Sanders *et al.*(1999)의 방법에 따라 기형(Deformity, DE), 지느러미 손상(Erosion, EF), 피부손상(Lesions, LE) 및 종양(Tumors, TU)의 내용을 비정상성 유형을 감별하여 어류 야장에 기록하였다.

4. 물리적 서식지 건강도 분석

물리적 서식지 평가를 위해 적용한 평가 모델은 Plafkin *et al.*(1989)에 의해 개발된 서식지평가 정성지수(Qualitative Habitat Evaluation Index, QHEI)을 기본으로 이를 체계화한 RBP모델(Barbour *et al.*, 1999)을 바탕으로 우리나라 환경에 맞게 수정·보완한 모델을 이용하였다. 본 연구에서 이용된 물리적 서식지 평가 모델은 전체 11개 메트릭 모델로서, 우리나라의 경우 특히 댐과 같은 인공구조물의 특정영향의 반영을 위해 기존 메트릭에 소규모 댐의 존재유무(Dam construction impact)에 대한 메트릭을 추가하여 개발되었다. 각 메트릭은 하천차수를 고려하여 1 - 20점을 부여하였고, 최종적으로 US EPA(1993)의 기준을 적용하여 다음과 같이 최적상태(220 - 182), 양호상태(168 - 124), 보통상태(110 - 66), 악화상태(52 - 8)의 4개 등급으로 나누어 평가하였고, 이는 하천 생태건강도 지수와 비교를 위한 보조 자료로 활용되었다. 세부 메트릭 속성은 안광국 등(2001) 및 안광국·김자현(2005)의 문헌에 상세하게 기술되어 있다.

5. 이·화학적 수질분석

이·화학적 수질은 어류조사와 동시에 현장에서 YSI 6600 다항목 측정기를 이용하여 수온(Water

temperature), 용존산소량(Dissolved oxygen, DO), 전기전도도(Electric conductivity, EC, at 25°C), 수소이온농도(pH), 탁도(Turbidity) 및 Chlorophyll-a(Chl-a)를 측정하였으며, 이는 하천 생태건강도 지수와 비교를 위한 보조 자료로 활용되었다.

6. 군집구조 분석

본 조사의 어류 군집분석을 위해, 각 조사지점에서 채집된 어종의 개체수를 기준으로 아래와 같이 종 풍부도 지수(Margalef, 1958), 종 균등도 지수(Pielou, 1975), 종 다양도 지수(Shannon and Weaver, 1949) 및 군집 우점도 지수(Simpson, 1949)를 산정하였다.

i) 종 풍부도 지수(Margalef's species richness index, d)

$$d = \frac{(S-1)}{\ln(N)}$$

ii) 종 균등도 지수(Pielou's evenness index, J')

$$J' = \frac{H'}{\log_e S}$$

iii) 종 다양도 지수(Shannon-Weaver diversity index, H')

$$H' = \sum P_i \log_{10} P_i$$

iv) 군집 우점도 지수(Simpson's Dominance Index, λ)

$$\lambda = \sum \frac{N_i^2 - N}{N(N-1)}$$

[N = 총 출현 개체수, $N_i = i$ 종의 개체수, $P_i = N_i / N$, S = 총 출현 종수]

7. 어류 내성도 및 섭식특성 분석

본 연구에서 어류 생태특성 분석 및 하천 생태건강도 평가 모델의 적용을 위한 내성도특성(Tolerant guild) 및 섭식특성(Trophic guild)에 대한 범주는 US EPA(1993)의 기준에 의거하였으며, 분류는 기존의 도감 및 문헌을 이용하였고, 분야 전문가들과의 토론을 통해 재정리하였다. 내성도 분석을 위해, 주로 수질오염에 따라 쉽게 사라지는 민감종(Sensitive species, SS), 수질오염(역사적 자료근거)에도 불구하고, 종수 및 분포범위가 증가하는 어종인 내성종(Tolerant species, TS), 두 범주 사이에 포함되지 않는 중간종(Intermediate species,

IS)으로 대별하였다(US EPA, 1993). 섭식특성 분석은 생태계 내에서 먹이그물(Food web)을 통해 수체 내 에너지 흐름을 반영하는 영양단계에 따라 잡식종(Omnivore, O), 충식종(Insectivore, I), 육식종(Carnivore, C) 및 초식종(Herbivore, H)으로 구분하였으나, 본 모델에서는 잡식종 및 충식종에 관련된 메트릭만을 이용하였다.

8. 생태 건강도 평가 모델 메트릭 속성 및 등급 구분

본 연구에서는 Karr(1981)의 어류를 이용한 생물통합지수(Index of Biological Integrity, IBI)를 기반으로 개발된 환경부/국립환경과학원(2006)의 “물환경종합평가개발 조사연구” 및 환경부(2007)의 “수생태계 건강성 조사계획 수립 및 지침”의 어류 평가 메트릭 모델에 의거하였다. 잡종과 외래도입종은 본 항목에 포함하지 않는다. 본 모델에 이용된 8개의 메트릭은 다음과 같고, 크게 세 가지 부류로 대별된다. 첫째, 종의 구성성분에 특성을 반영한 생태지표특성(M1-4), 둘째, 어류의 섭식특성을 반영한 영양단계구성(M5-6), 셋째, 어류의 개체풍부도 및 개체 건강성(M7-8)으로 어류의 생태건강도 및 수환경 평가에 가장 일반적이면서, 우리나라에 적용 가능한 통합지수이다. M1: 국내종의 총 종수(Total number of native species), M2: 여울성 저서종수(Number of riffle-bentic species), M3: 민감종수(Number of sensitive species), M4: 내성종의 개체수 비율(Proportion as a number of tolerant species), M5: 잡식종의 개체수 비율(Proportion as a number of omnivore species), M6: 충식성의 개체수 비율(Proportion as a number of insectivore species), M7: 채집된 국내종의 총 개체수(Total number of native individuals), M8: 비정상종의 개체수 비율(Proportion as a number of abnormal individuals). 본 연구에서 이용된 메트릭의 속성, 모델의 세부적 특성 및 점수 부여방법 등은 안광국 등(2006)과 환경부(2007)의 문헌에 자세히 기술되었다.

본 조사에서 사용된 어류를 이용한 다변수 생태

건강도 평가 모델은 8개 메트릭 모델로서 계급구간을 “5”, “3”, “1”로 구분하였고, 이에 대한 최대 점수는 $8 \times 5 = 40$ 점으로서 산정하였다. 메트릭 1 - 3, 7의 점수산정은 하천차수에 의거한 하천의 규모에 따라 차등을 두었으며 하천차수가 증가함에 따라 출현종과 채집개체수도 증가하고, 종 다양도 및 풍부도 또한 증가하기 때문에 이에 대응하는 레퍼런스 하천조사를 통하여 수치를 산정하였다. 세부 등급은 청정상태(Excellent), 양호상태(Good), 보통상태(Fair) 및 악화상태(Poor)로 환경부(2007)가 제시한 4등급 체계로 대별하였다. 하천 생태건강도의 등급구분에 따르면, 청정상태(Excellent)는 36 - 40의 모델값의 범위로서, 민감종의 개체수가 풍부한 상태, 양호상태(Good)는 26 - 35의 모델값의 범위로서 민감종이 존재하며, 내성종이 일부 출현하는 상태, 보통상태(Fair)는 16 - 25의 모델값의 범위로서 민감종이 희박하고, 잡식종의 상대풍부도 및 내성종이 증가하는 상태, 악화상태(Poor)는 15 이하의 모델값의 범위로서 어류가 거의 출현하지 않으며, 내성종이나 비정상성 어종의 개체수 비율이 증가하는 상태를 나타내며 이를 통하여 하천 생태 건강도 등급을 최종적으로 평가하였다.

III. 결과 및 고찰

1. 물리적 서식지에 대한 환경영향 평가

물리적 서식지 평가지수(Qualitative Habitat Evaluation Index, QHEI)에 따르면, 상류에 위치한 S1의 평균값은 122.3으로 물리적 서식지 상태가 “양호 - 보통상태(Good - Fair)”인 것으로 평가되었다(Fig. 2). 반면, S2에서는 71.7로 “보통상태(Fair)”로 나타났으며, 최하류부인 S3에서는 43으로 “악화상태(Poor)”를 보여 하류부로 갈수록 물리적 서식지 상태는 악화되어 있는 것으로 평가되었다. 주거 밀집지역(테크노밸리)을 관통하여 흐르는 관평천의 3개 지점 중 비교적 인간의 영향을 덜 받는 S1을 제외하고는 현재 도심하천의 특성을 반영하고 있어 이 구간이 심각한 물리적 서식환경의 교란을 받은 것으로 분석되었다(Fig. 2). 이와 같은 결과는 금강 수계에 존재하는 1차 하천 중 인간의 영향이 미미한 대조군(Control site, CS) 하천(배대열 등, 2008)의 QHEI 값과 비교(196.3)에서도 많은 차이를 보이고 있다. 관평천의 물리적 서식지 평가 결과, 11개 평가 메트릭 전 항목의 메트릭값이 상류에서 하류로 갈수록 뚜렷이 감소하는 것으로 분석

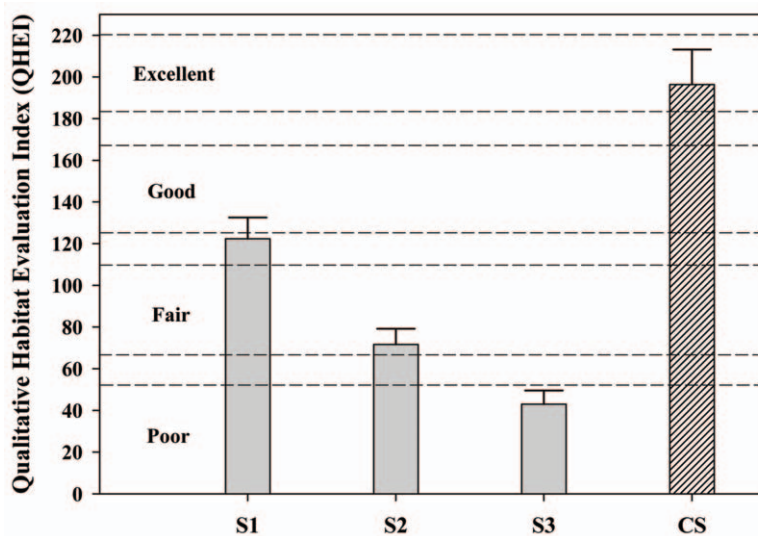


Fig. 2. Physical habitat condition based on qualitative habitat evaluation index(QHEI) between Gwanpyeong Stream and control site(CS). Control site value was derived from Bae *et al.*(2008) which studied the 1st ordered unimpaired mountainous stream in the Geum River watershed. Upper bar indicates a standard deviation.

되었다. 상·하류 구간 간 각 메트릭별로 비교·분석한 결과, 어류의 서식지 공간 및 하천 바닥 상태를 나타내는 M1, M2는 상류구간이 “양호상태”인데 비하여 하류구간은 “악화상태”를 보였으며, 하천 서식지의 다양성을 나타내는 M3은 하천의 변경도 및 평탄화 작업으로 인한 하상구조 직선화와 단순화의 영향으로 상류구간은 “보통상태”를 보였으나, 하류구간이 더 낮은 점수를 보인 것으로 분석되었다. 퇴적물의 정도에 따라 하천의 서식지가 불안정해지고, 계속적인 변화로 인해 적절하지 못한 서식환경을 반영하는 M4와 하천의 수량 상태를 평가하는 M5는 최하류의 가동보 수문 개방 여부에 따라 상·하류간 극명한 차이를 보였다. 하천수로의 형태를 평가하는 M6, 제방 안정도를 평가하는 M8, 하천에 대해 인간의 활동으로 인한 영향 정도를 측정하여 평가하는 M10은 상류 구간에서 “보통상태”를 보이는 것으로 나타났지만 하류구간에서는 “악화상태”를 보이는 것으로 나타나 하류구간의 하천변경이 심각한 것으로 평가되었다. M7(하천 굴곡도), M9(천변 식생대 폭)는 M11(소규모 댐의 건설유무)은 상류와 하류의 차이가 극명하게 나타났으며, 최하류인 S3에서 최하 점수로 분석되었다. 이처럼 현재 관평천은 중·하류부에 주거단지 건설로 인한 하천정비 작업 및 인위적으로 조성된 인공 하천으로 인하여 서식지가 심각하게 교란된 것으로 판단되었다.

2. 이·화학적 수질에 대한 영향평가

관평천의 조사지점별 수질특성은 대부분 상·하류간 종적구배를 보이지는 않았는데, 이는 조사지점 전체가 1차 하천으로 관평천 자체가 상류수계에 위치한 하천이기 때문으로 판단된다. 전체 수질 변수들은 배대열 등(2008)이 제시한 청정하천 1차 하천(Control site, CS)에 대한 수질 자료에 비해 전체적으로 높게 나타나고 있다(Fig. 3). 용존산소량(DO)과 pH는 일반적인 생물서식에 적합한 수준을 보이고 있으며, 계절적으로는 큰 차이가 없었다. 수온의 경우, 평균 13.1°C로 풍수기 이후의 수온 특성

을 보였으며, 탁도는 계절별로 큰 차이를 보이지는 않았지만, 지점별로는 하류로 갈수록 높아지는 것으로 나타났다. 이는 S3이 도심지(대덕 테크노밸리)를 관통하면서 인간의 직·간접적인 영향을 수용하기 때문으로 사료된다. 탁도는 인위적 영향이 발생하는 지역부터 증가하기 시작하여 평균 14.9 NTU로 나타났고, 인근 하천공사가 진행될 때 최고 50 NTU까지 급격히 높아지는 사례를 보고한 바 있다(배대열 등, 2008). 관평천의 경우, 대부분 10 NTU 이하의 상태를 유지하고 있어 탁도가 수계내로 미치는 영향은 크지 않다고 판단된다. 한편, 전기전도도(EC)는 일반적으로 이온을 띤 오염물질 증가에 비례하는데, 본 조사에서는 평균 724.4 $\mu\text{S cm}^{-1}$ 로 매우 높게 나타났다. 이는 기존연구(배대열 등, 2008)의 연구결과에 비해 약 3배정도 차이를 보이고 있는데(평균 240.6 $\mu\text{S cm}^{-1}$), 관평천 상류구간은 농경지와 과수원과 같은 비점오염원의 영향으로 보이며, 하류로 오면서 주거단지로부터의 생활하수유입 등과 같은 인구가 밀집된 도심의 영향이 지대한 것으로 사료된다. 따라서 동일한 상류하천이라도 도심형 상류하천과 계곡천의 수질의 차이는 분명한 것으로 나타났다. Chl-a의 경우 중류인 S2에서 2.9로 높아지는 양상을 보였는데, 이는 S2 근처에 생태습지를 조성하기 위하여 인공보로 수체를 인위적으로 정체하게 만들었기 때문에 흐름이 빠른 S1 지점보다는 높은 것으로 사료된다. 시기별 수질변화 특성을 분석한 결과, 용존산소량과 pH, 탁도, Chl-a는 시기별로 큰 차이를 보이지 않았다. 반면 전기전도도는 하천 유량이 적은 3월(2차)과 4월(3차)이 풍수기인 10월(1차)에 비하여 높게 나타나, 상류에 존재하는 농경지와 과수원에서 유입되는 높은 농도의 이온물질들이 늘어난 유량에 희석되어 갈수기인 3 - 4월보다 낮아진 것으로 판단된다. 결론적으로 관평천의 이화학적 수질 특성은 수온과 용존산소, pH, 탁도, Chl-a는 수중생물(어류)이 서식하는데 적합한 농도 범위를 보이고 있는 반면, 전기전도도는 높은 농도를 보이고 있는 것으로 나타났다. 이는 어류개체군에 직접적인 영향을 주지는 않

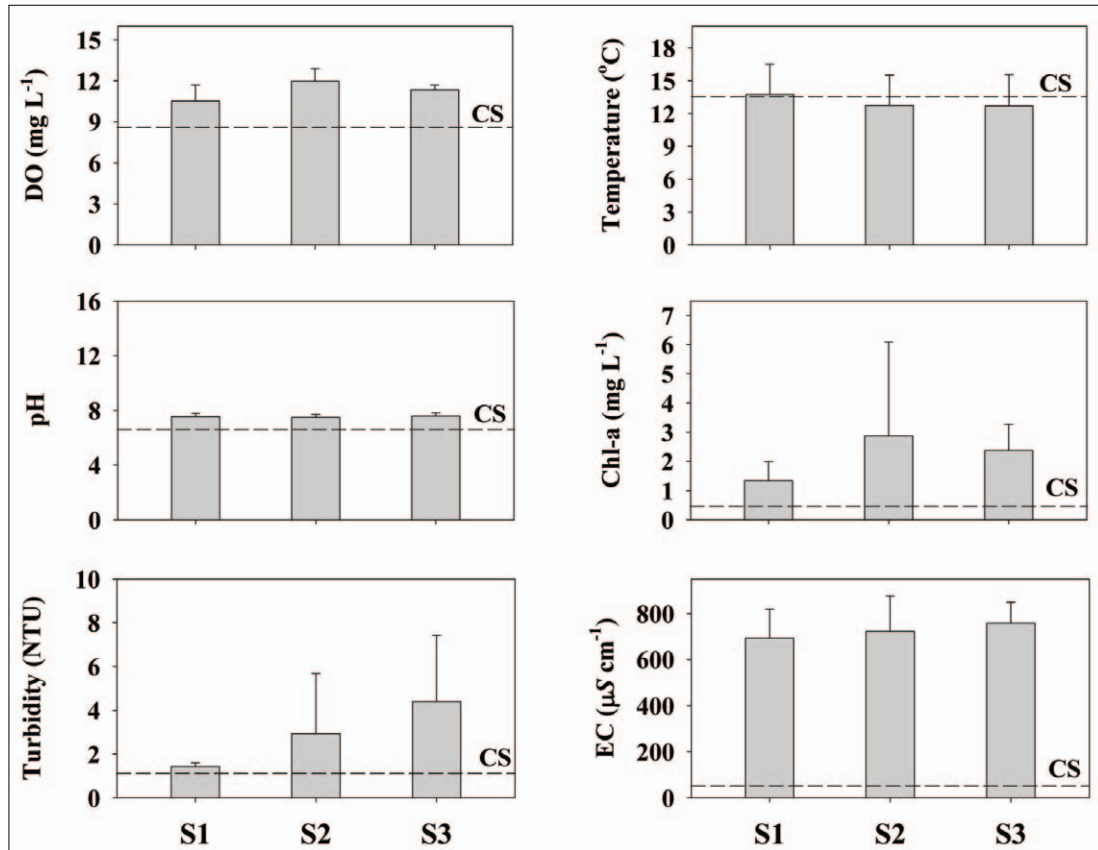


Fig. 3. Physico-chemical water quality of Gwanpyeong Stream. DO: Dissolved Oxygen, Chl-a: Chlorophyll-a, EC: Electric Conductivity, CS: Control Site value based on Bae *et al.*(2008). Upper bar indicates a standard deviation.

지만, 장기적인 관점에서는 유기물 오염등과 같은 수질오염의 영향으로 이재훈 등(2007)의 보고에서와 같이 어류의 내성도 길드나 섭식 길드, 개체의 건강성 등에 악영향을 줄 수 있을 것으로 판단된다. 따라서 관평천의 효율적인 수질관리를 위해서는 상류의 비·점오염원으로부터 오염물질의 유입을 최소화시켜야 할 것으로 사료된다.

3. 어류군집분석에 의한 영향평가

관평천의 군집구조 분석 결과에 따르면, 중수 및 개체수는 비록 전 지점이 1차하천에 해당되는 소하천임에도 불구하고 하류로 갈수록 증가하는 경향을 보이고 있었다. 종풍부도 지수(Species richness index)는 다른 지점에 비해 많은 종이 출현한 S3(1.894)에서 높게 나타났으며, 최상류 지점(1.081)

에서는 가장 낮게 나타났다(Fig. 4). 종다양도 지수(Species diversity index)는 S3에서 1.559로 가장 높게 나타났으며, S2 지점에서 0.991로 가장 낮게 나타나 종풍부도와 유사한 특성을 보였다. 우점도 지수(Dominance index)는 피라미(*Zacco platypus*)가 단연 우점하는 S2가 가장 높은 값을 보였는데(0.533), 본 종은 내성종으로서 수환경의 악화에 따라 개체군이 증가하는 특성을 보이는 것으로 제시된 점을 감안할 때 본 지점은 대덕 테크노밸리의 주거 집중현상에 의해 영향을 받는 것으로 나타났다. 한편, S3에서 우점도 지수는 0.313으로 가장 낮은 값을 보였는데, 이는 장마기에 본 지점과 갑천이 연결되어 어류의 이동에 의한 현상으로 사료되었다. 종균등도 지수(Evenness index) 및 종다양도 지수도 S3에서 가장 높게 나타나 갑천 분류

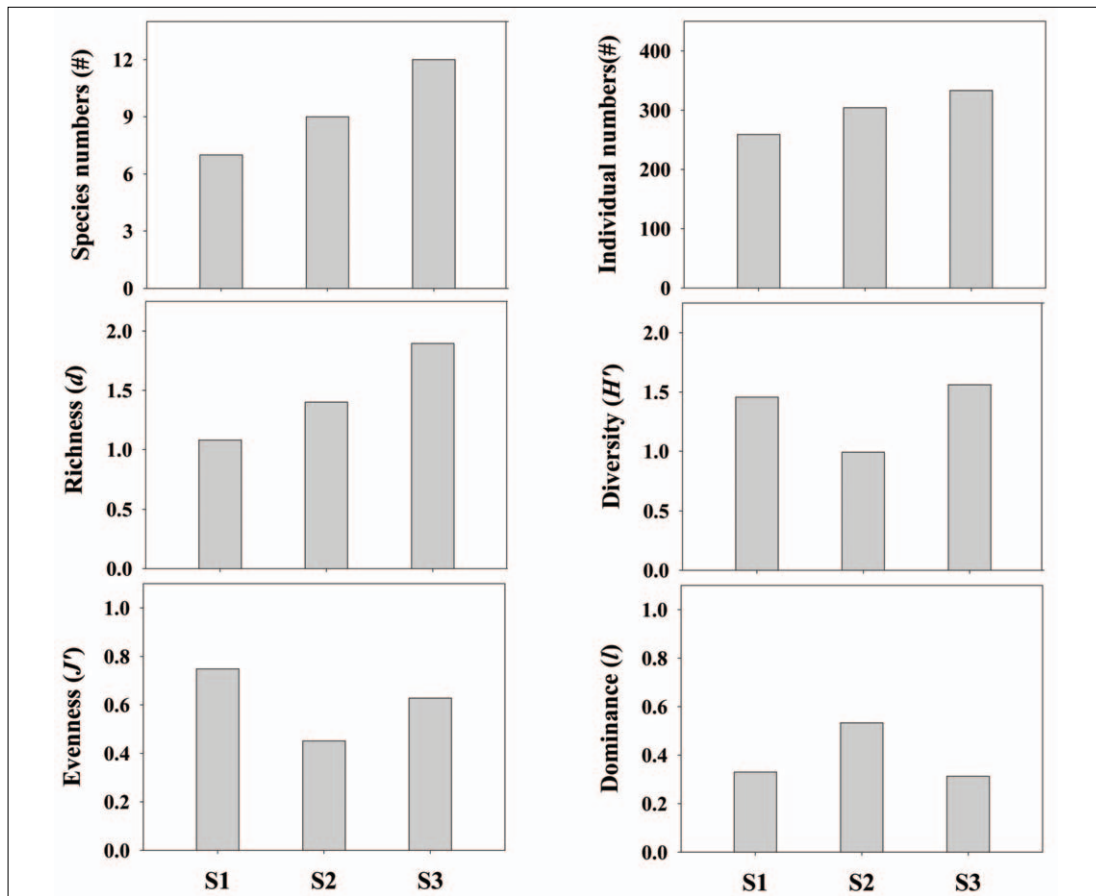


Fig. 4. Community analysis based on sampled fish in Gwanpyeong Stream.

의 영향에 의한 종수 및 개체수의 증가로 나타났다 (Fig. 4). S3는 전체 조사지점 중 가장 많은 종(12종)이 출현하였고, 비교적 많은 개체가 채집되어 종 풍부도가 높게 나타났을 뿐만 아니라 종 다양도가 가장 높게 나타나 비교적 안정된 군집구조를 유지하고 있는 반면, S1 및 S2는 많은 개체수가 채집되었으나 피라미(95개체, 116개체)가 단연 우점하여 군집 우점도는 높게 나타났으며, 종 균등도와 종 다양도가 가장 낮게 나타나 불안정한 군집구조를 갖고 있는 것으로 사료되었다. 이와 같은 특징은 상류 주변의 비점오염원의 영향(S1)과 주택가(대덕 테크노밸리 주거단지)를 건설로 인하여 새롭게 조성되었기 때문에 하천 서식지 상태가 아직까지는 완전히 회복되지 않아서 종 풍부도와 종 다양도 측면에서 악화된 상태를 보인 것으로 사료된다(Fig. 4).

4. 어류 종 특성 및 분포특성

관평천 상류에서 하류에 이르기까지 채집된 전체 어류는 총 14종 875개체였다(Table 1). 이런 종 특성은 산림에 의해 둘러싸인 인근 수계의 1차 소하천(배대열 등, 2008)에 비해 종수 및 개체수가 다소 적은 것으로 나타났다. 채집된 우점종은 피라미(*Zacco platypus*)가 44.5%, 붕어(*Carassius auratus*)가 24.0%, 모래무지(*Pseudogobio esocinus*)가 12.3%로 출현하였다. 피라미와 붕어는 내성종(TS) 및 잡식종(O)으로 나타나 테크노밸리 도심 주거지 건설에 의한 유기물 유입 및 하천의 물리적 서식지 단순화 현상이 이들의 우점현상을 초래한 것으로 판단되었다. 이는 오염 및 생태계 교란이 보고된 갑천 어류상 및 건강성 평가 결과(배대열과 안광국,

Table 1. Fish fauna and its guild system in Gwanpyeong Stream.

Species	Tol.	Tro.	S1				S2				S3				Total			
			1st	2nd	3rd	Total	1st	2nd	3rd	Total	1st	2nd	3rd	Total	1st	2nd	3rd	Total
<i>Zacco platypus</i>	TS	O	8	1		9	116	21	79	216	99	46	19	164	223	68	98	389
<i>Carassius auratus</i>	TS	O	95	39	5	139	27	8	10	45	14	3	9	26	136	50	24	210
<i>Pseudogobio esocinus</i>	IS	I					11	6	9	26	58	5	19	82	69	11	28	108
<i>Misgurnus anguillicaudatus</i>	TS	O	18	4	9	31	2	2	1	5		2	5	7	20	8	15	43
<i>Rhynchocypris oxycephalus</i>	SS	I	11	12	10	33									11	12	10	33
<i>Misgurnus mizolepis</i>	TS	O			20	20		1	1	2		1	6	7		2	27	29
<i>Pseudorasbora parva</i>	TS	O					1	1	2	4	4	14	1	19	5	15	3	23
<i>Gnathopogon strigatus</i>	IS	I						1	1	2	3	3	4	10	3	4	5	12
<i>Oryzias sinensis</i>	TS	O	2		4	6					5			5	7		4	11
<i>Odontobutis interrupta*</i>	IS	C							3	3		4	3	7		4	6	10
<i>Acheilognathus lanceolatus</i>	IS	O										3		3		3		3
<i>Rhodeus uyekii*</i>	IS	O										2		2		2		2
<i>Micropterus salmoides</i>	TS	C								1				1	1			1
<i>Pungtungia berzi</i>	IS	I					1			1					1			1
Total species			5	4	5	6	6	7	8	9	7	10	8	12	10	11	10	14
Total individuals			134	56	48	238	158	40	106	304	184	83	66	333	476	179	220	875

Tol.: Tolerant Guild, Tro.: Trophic Guild, SS: Sensitive Species, IS: Intermediate Species, TS: Tolerant Species, O: Omnivores, I: Insectivores, C: Carnivores, *: Endemic Species

2006)와도 유사한 양상을 보였으며, 금강 수계 전체의 우점종과도 일치하는 것으로 나타났다(Lee, 2009). 지점별 종 분포 특성 분석에 따르면, S3에서 12종으로 가장 많은 종이 출현하였으며, S1 지점에서 6종으로 가장 적은 종이 출현하였다. 개체수 측면에서도 S3에서 가장 많은 개체가 채집되었으며, S1지점에서 가장 적은 개체수가 출현하는 것으로 나타나 물리적 서식지 교란에 의한 영향을 받을 것으로 판단된다. 관평천에서 채집된 어류 중 한국 고유종은 얼룩동사리(*Odontobutis interrupta*)와 각시붕어(*Rhodeus uyekii*), 2종만이 채집되어 전체 어종 중 1.4%로 아주 낮은 비율을 보였다. 전상린(1980)에 따르면 고유종은 해당 지역의 생물상을 특징짓는 기준이 되는 어종으로서, 고유종은 서식유무가 어류 서식지의 수 환경 상태를 대변하는 지표로서 서식지가 악화되면 고유종의 비율이 급격히 감소하는 경향을 보이는 것으로 보고하고 있다(최준길 등, 2000). 본 조사에서 출현한 고유종 비율은 우리나라 평균 고유종 비율 22.5%(남명모, 1996)에 비해 매우 낮게 나타나고 있어 관평천이 상류수계

에 해당하는 1차 하천임을 감안한다 하더라도 주변의 점·비점오염원의 영향과 인위적인 자연형 하천 복원공사로 인한 서식지 상태가 악화되었고, 수위 조절을 위하여 설치된 인공보의 영향으로 이동성이 높은 어종의 능동적 유입이 차단된 결과로 사료된다. 외래도입종인 배스(*Micropterus salmoides*)는 전체 지점 중 S3에서 새롭게 출현하였다. 육식성이면서 탐식성인 배스의 상대 풍부도는 0.1%로 나타나 매우 미약한 것으로 보이나, 배스는 정수역을 선호하는 어종으로서 관평천의 정수역이 증가할수록 수심이 깊은 곳에는 더욱 높은 풍부도를 보일 것으로 사료되며, 향후 배스의 개체수 확대에 어류상의 변화가 예상됨으로 이에 대한 사전 대책이 필요한 것으로 판단된다. 한편, 본 조사에서는 천연기념물 및 멸종위기종과 같은 법적보호종은 채집되지 않았다.

5. 어류 내성도특성 및 섭식특성에 따른 영향평가

내성도특성(Tolerant guilds) 분석에 따르면, 민감종(SS)은 전체 3.8%, 중간종(IS)은 전체 15.5%, 내성종(TS)은 전체 80.7%로 각각 나타나 단연 내성

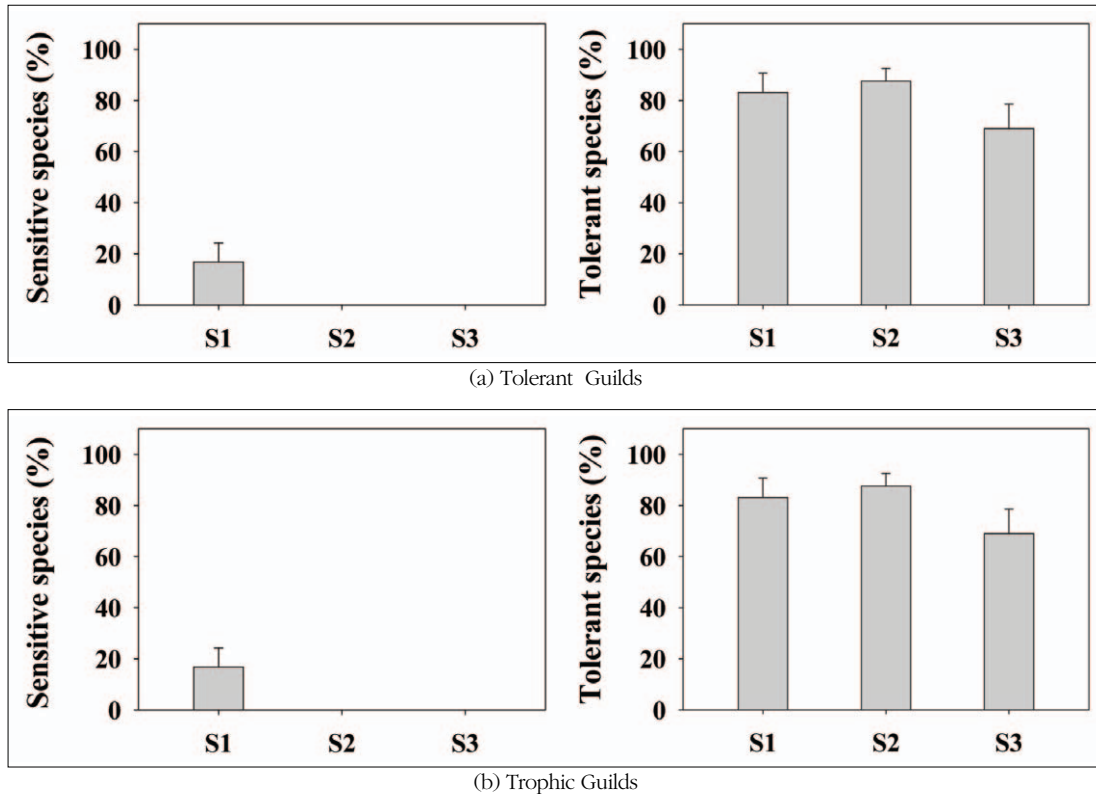


Fig. 5. Tolerant(a) and trophic(b) guilds analyses of Gwanpyeong Stream. Upper bar indicates a standard deviation.

종(TS)의 우점현상을 보였고, 민감종은 S1에서만 출현하였다(Fig. 5). 본 하천에서 모든 내성종 중 55.1%가 피라미(*Zacco platypus*)였으며, 중간종은 모래무지(*Pseudogobio esocinus*)가 79.4%, 민감종은 버들치(*Rhynchocypris oxycephalus*) 1종만이 출현하여 각각의 내성도 길드에 대한 대표종으로 나타났다(Table 1). 지점별 분석 결과, S1과 S2는 총 채집된 개체 중 80% 이상이 내성종인 것으로 나타나서 이 화학적 수질저하가 심각한 것으로 나타났다(Fig. 5a). 한편, 섭식특성(Trophic guilds) 분석에 따르면, 잡식종(O)이 81.1%, 충식종(I)이 17.6%, 육식종(C)이 1.3%의 구성비를 보여 잡식종의 우점현상을 보였다(Fig. 5b). 지점별 섭식구조 특성을 살펴보면, S1과 S2에서 잡식종 비율이 각각 86.1%, 89.5%로 나타나 잡식종이 우점하지만 S3에서는 67%로 비율이 다소 낮아진 것으로 나타나, S1, S2는 S3에 비하여 섭식구조의 단순화 현상이 초래된 것으로 나타났

다. 결과적으로 이화학적 수질 결과와 같이 관평천 상류 및 중류지역의 농경지 및 정체수역로부터 초래되는 높은 전기전도도 및 Chl-a과 같은 수질 변화와 이들 내성종 및 잡식종 우점현상과 밀접한 관계가 있음을 시사한다(이재훈 등, 2007). 주요 우점종으로는 잡식종에서 피라미가 54.8%, 충식종에서 모래무지가 70.1%를 차지하여 각각의 대표종으로 나타났다. 이는 수질 오염으로 인한 관평천 내의 교란이 관평천 수계에서 수질저하 및 오염에 내성이 강한 붕어(*Carassius auratus*), 피라미 등과 같은 종의 상대 풍부도를 증가시키는 원인이 되었고, 생태하천 복원 공사로 인하여, 관평천 서식지의 물리·화학적 질적 하강이 주된 원인으로 작용된 결과로 사료된다.

6. 레퍼런스 하천 평가

본 연구 대상 수계내의 레퍼런스 하천 평가를 실시하였으며 이를 본 조사 결과와 비교·분석한 결

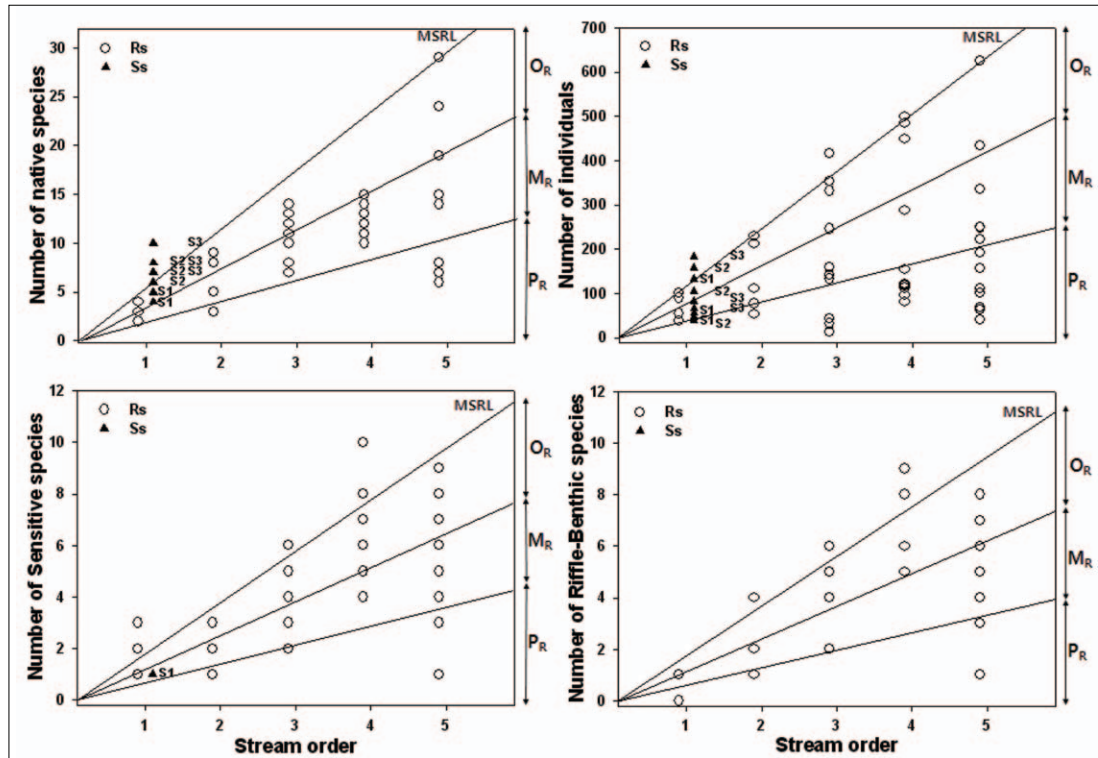


Fig. 6. The maximum species richness lines(MSRL) for reference streams(Rs) along with sampling sites(Ss). Total number of native species, total number of individuals, number of sensitive species and number of riffle benthic species against stream orders in reference(Rs) and sampling sites(Ss).

과는 Fig. 6와 같다. 채집된 전체 종수 및 개체수 분석 결과, 대부분이 적정수준(O_R , Optimal range) - 일반수준(M_R , Marginal range)에 있으나 개체수에 비해서 종수가 대체적으로 레퍼런스 하천에 비해 높게 출현하고 있어 양호한 상태를 보이고 있었다. 그러나 민감종의 경우 최상류인 S1에서만 국한적으로 버들치(*Rhynchocypris oxycephalus*) 1종만이 출현하고 있을 뿐, S2 및 S3에서는 전혀 출현하지 않았다. 뿐만 아니라 서식지내의 여울에 주로 서식하며 서식지 훼손에 가장 민감하게 반응하는 어종을 대상으로 하는 변수인 여울성 저서어종(Riffle-benthic species)은 본 조사에서 전혀 출현하지 않았다. 이는 본 조사 하천인 관평천의 경우, 비록 모든 조사지점이 1차 하천에 해당하는 상류 하천으로 분류할 수 있지만 비교적 도심에 위치하는 상류성 도심하천이라 볼 수 있고, 특히 최상류 지점 S1은 인근 농경지, 과수원등으로부터 유입되

는 영양염의 영향이 있을 것으로 사료된다. 또한 서식지 자체가 모래톱으로 형성되어 서식처에 여울이 많지 않았다는 점이 주목되며, S2 및 S3는 하천 주변으로 인공 산책로 및 인공보 등 서식지에 대한 인위적 간섭이 확인된 바, 결국 이러한 상황이 하천내 민감종 및 여울성 저서 어종의 감소에 영향을 주는 것으로 판단된다.

7. 다변수 평가 모델(Multi-metric model)에 의한 하천 생태건강도 영향평가

하천 생태건강성 평가에서 교잡종 및 외래 도입종을 포함하지 않는 8개 메트릭을 이용한 생물통합지수(IBM, Index of biological integrity) 평가에 따르면, 관평천의 하천 생태건강도 모델값은 평균 19.3 “보통상태(Fair)”로 분석되었다. 지점별 생태건강도 평가 결과, 최하류역인 S3 지점에서 평균 20으로 높은 값을 보였으며, S1과 S2에서 각각 평균



Fig. 7. Model values and criteria of Index of Biological Integrity (IBI) in Gwanpyeong Stream.

19.3, 18.6으로 가장 낮은 값을 보였으나 전반적으로 지점간 미미한 공간 이질성(Spatial heterogeneity)을 보였다(Fig. 7). 시기별 생태건강도 평가 결과, 1, 2차 조사 평균 20으로 나타났으며, 3차 조사에서 평균 18로 감소하는 것으로 분석되었으나 괄목할만한 차이를 보이지 않았다. 각 메트릭별 분석결과, 내성종과 잡식종은 S1에서는 85%를 상회하여 높게 나타났는데, 이는 내성종이면서 잡식종인 피라미(*Zacco platypus*)이 영향으로 나타나 이들의 우점에 의해 내성종 메트릭(M4)에서 전 지점 모두 최하 점수로 평가되었다. 또한, 피부 짓무름(LE) 상태의 붕어(*Carassius auratus*)도 채집되어 수질악화로 인한 개체 건강성에도 영향을 주는 것으로 분석되었다. S1의 경우 1차 조사 이후 점수가 다소 상승하고 있지만, 나머지 지점은 1차 조사에 비해 2차 및 3차 조사에서 점수가 낮아지는 특징을 보였다. 민감종수, 여울성 저서종수 및 총 국내종 개체수의 3개 메트릭 값이 평균 1로서 모든 지점에서 최하 점수로 평가되었으며 물리적 서식지 특성 면에서, 여울성 저서어종(Riffle-benthic species)의 미출현은 서식지의 대부분이 유수지(Run)의 형태로 나타나 여울이 반복적으로 교차하여 수생물종의 풍부도 및 다양도를 증가시키는 북미 및 유럽의 교란 받지 않

은 하천생태계(Hamilton and Bergersen, 1984; Allan, 1995)와는 극명한 차이를 보여 향후 서식지 교란이 분명하게 나타났다. 즉, 여울(Riffle)이 형성되어있지 않거나 혹은 저서어종이 서식하기 불가능한 하상기질(Bottom substrate)로 하천이 이루어져 있음을 나타내며, 관평천의 상류부인 주변의 비점오염원 유입 및 그에 따른 수질 상태의 악화로 여울성 저서어종 및 민감종이 감소한 것으로 사료되었다. 또한 다양하지 못한 서식지 및 환경적인 요인으로 인하여 종과 개체수가 적게 나타난 것으로 사료되었다.

IV. 결론

본 조사는 관평천을 대상으로 생태건강성 평가를 통해 현 상태를 진단하고자 하였다. 서식지 평가지수(QHEI)를 통해 분석한 결과, S1에서 “양호-보통 상태(Good-Fair)”인 것이 하루로 가면서 S2에서 “보통상태(Fair)”로 나타났고, 최하류부인 S3에서는 “악화상태(Poor)”를 보여 전 조사지점이 1차 하천으로 이루어진 상류성 소하천임에도 불구하고 하류부로 갈수록 물리적 서식지 상태는 점차 악화되고 있는 것으로 나타났다. 이는 S1을 제외한 나머지

지점들은 인위적인 석축과 바위로 구성되어 있는 하안 특성을 보이고 있으며, 하류로 내려갈수록 유속의 감소로 인한 침전물 증가가 하상 서식지를 교란시키는 원인으로 작용하고 있었다.

이 · 화학적 수질특성에 대한 영향평가에서는 전기전도도(EC)는 인간의 인위적인 영향이 없는 대조군 하천에 비해 약 3배 정도 높게 나타나고 있었다(배대열 등, 2008). 이는 S1 지점 인근 농경지 및 과수원등으로부터의 유기물 유입이 일어나고 있으며, S2 지점의 경우는 하천주변의 주택가 및 영구저류지로부터의 오염원의 유입이 예상되고 있어 영양염류의 유입으로 인한 이 · 화학적 수질악화가 하류부로 가면서 수체가 점차 정체되고 있는 특징과도 연계된다. 관평천은 인공보로 인해 하류로 갈수록 유속이 줄고 물의 정체현상을 보이고 있는데, 이러한 중류부에서 정체현상은 상류에서 영양염류의 유입으로 인해 부영양화를 가속화될 수 있는 조건을 충족하기 때문에 하천 유입수들에 대한 규제 강화가 반드시 필요하며, 이를 통해서만 건강한 하천을 유지할 수 있다고 판단된다.

레퍼런스 하천과의 비교분석에서도 관평천에서의 여울성 저서어종의 부재와 민감종 또한 S2 및 S3에서 출현하지 않고 있는 것은 서식지 및 수질의 질적 저하에 따른 영향으로 판단되기 때문에 향후 관평천 복원시 어종에 대한 복원도 함께 진행되어져야 한다고 사료된다. 내성도 분석에서는 내성종, 중간종, 민감종의 순서를 나타냈는데 Karr(1981)와 US EPA(1991)의 기존연구에 따르면 내성종의 개체수 및 종수는 유기물 오염, 서식지 파괴 등의 서식지의 물리 · 화학적 질적 하강에 따라 어종의 풍부도가 증가하는 경향을 보이는 것으로 보고하고 있는데, 본 조사지점에서는 내성종의 비율이 매우 우세하게 나타나 하천의 질적 저하 현상이 진행되고 있는 중이라고도 설명가능하기 때문에 앞서 언급한 바와 같이 건강한 하천을 유지하기 위한 대책이 필요하다고 사료되었다.

관평천의 생태건강도 평가 결과, 생물통합지수(IBM)는 “보통상태(Fair)”를 보이고 있다. US

EPA(1993)의 보고에 따르면, 하천차수가 증가할수록 혹은 하류로 갈수록, 특히 하천의 화학적 오염 증가에 의해서 IBM값이 낮아지는 것이 일반적이다. Hungueny *et al.*(1996)의 외국 사례 분석에 따르면, 연구대상 하천(기니아)은 하류로 갈수록 보크사이트 처리공장에 의한 화학적 오염원 증가로 인해 IBM 값이 낮아졌고, Oberdorff and Hughes(1992)의 세느강 수계의 연구결과에서는 화학적 영향뿐만 아니라 댐 및 수로화 등에 의한 물리적 교란에 의해서도 하류로 갈수록 IBM값이 낮아졌다는 보고를 하고 있다. 따라서 관평천의 전체적인 건강성 향상을 위해서는 어류서식과 분포에 있어 제한요인으로 작용하는 점오염원 및 비점오염원으로부터의 오 · 폐수 유입 및 어류의 자유로운 이동을 제한하는 인공구조물, 다양하지 못한 하천 흐름 유형 및 직강화 등과 같은 요인들에 대한 규제 및 대안책을 마련해야만 관평천의 생태적 가치를 회복할 수 있을 것으로 사료되었다.

사 사

본 연구는 대전녹색환경지원센터의 2009년도 연구개발사업 지원에 의해 이루어진 것이며, 이에 감사드립니다.

참고문헌

- 공동수, 2002, 생물학적 수질기준 설정 필요성 및 접근방안, 한국환경생물학회지, 20, 38-49.
- 권영수, 안광국, 2006, 금호강 수계에서 생물학적 하천 건강도 및 이화학적 특성, 한국육수학회지, 39(2), 145-156.
- 김병만, 이충렬, 1998, 만경강 수계에 서식하는 어류군집에 관한 연구, 한국육수학회지, 31(3), 191-203.
- 김익수, 박종영, 2002, 한국의 민물고기, 교학사, 서울.
- 김종선, 함순아, 나철호, 1995, 수서곤충을 이용한

- 탐진강 수계의 수질평가, 한국환경생물학회지, 13(2), 225-230.
- 김준태, 박유라, 조현실, 부성민, 1996, 금강 수계에서 식물플랑크톤의 군집 구조, 한국육수학회지, 29(3), 187-195.
- 김현택, 이재훈, 안광국, 2008, 도심하천 생태계에서의 수질 및 생태 건강성 평가, 한국환경생물학회지, 26(4), 311-322.
- 김현정, 이상재, 안광국, 2010, 창원천·남천에서 생태복원 전·후의 생태건강도 비교평가, 43(2), 307-318.
- 남명모, 1996, 한국산 담수어류의 현황, 한국육수학회 심포지움, 31-45.
- 배대열, 김유표, 안광국, 2008, 다변수 메트릭 모델을 이용한 식장산 계곡천의 생태 건강성 평가, 한국물환경학회지, 24(2), 156-163.
- 배대열, 안광국, 2006, 생물학적 다변수 모델 적용 및 수화학 분석에 의거한 갑천생태계 평가, 한국육수학회지, 39(2), 198-208.
- 변화근, 최재석, 최준길, 1996, 양양남대천의 어류상과 소하성 어류의 분포 특성, 한국육수학회지, 29(3), 159-166.
- 성치남, 백근식, 최지혁, 조현욱, 김종홍, 1997, 주암호 지천의 수질과 어류군집, 한국육수학회지, 30(2), 107-118.
- 손영목, 송호복, 2006, 금강의 민물고기, 지성사, 서울.
- 신재기, 조주래, 황순진, 조경제, 2000, 경안천~팔당호의 부영양화와 수질오염 특성, 한국육수학회지, 33(4), 387-394.
- 안광국, 김자현, 2005, 물리적 서식지평가기법 및 어류 다변수 평가모델에 의거한 대전천의 생태학적 건강도 진단, 한국육수학회지, 38(3), 361-371.
- 안광국, 염동혁, 이성규, 2001a, 생물보전지수(Index of Biological Integrity)의 신속한 생물평가 기법을 이용한 갑천수계의 평가, 한국환경생물학회지, 19(4), 261-269.
- 안광국, 정승현, 최신석, 2001b, 생물보전지수(Index of Biological Integrity) 및 서식지 평가지수(Qualitative Habitat Evaluation Index)를 이용한 평창강의 수환경 평가, 한국육수학회지, 34(3), 153-162.
- 안광국, 이재연, 배대열, 김자현, 황순진, 원두희, 이재관, 김창수, 2006, 우리나라 주요하천 수계에서 다변수모델을 이용한 생태학적 수환경 평가, 한국물환경학회지, 22(5), 796-804.
- 안광국, 이재연, 장하나, 2005, 유등천에서의 생태학적 건강성 평가 및 수질양상, 한국육수학회지, 38(3), 341-351.
- 양홍준, 채병수, 1994, 대도시 주변 하천수계의 수질환경과 육수생물학적 연구-금호강수계의 어류상과 어류군집구조, 한국육수학회지, 27(2), 177-188.
- 염동혁, 안광국, 홍영표, 이성규, 2000, 어류군집을 이용한 금호강의 생물보전지수(Index of Biological Integrity, IBI) 평가, 한국환경생물학회지, 18(2), 215-226.
- 이재훈, 홍영표, 안광국, 2007, 남한강 상류 수계에서 어류의 다변수 평가 모델 지수 산정 및 군집지수와 비교평가, 한국육수학회지, 40(2), 327-336.
- 이재훈, 안광국, 2010, 생태 건강성 평가로서 분자 지표에서 군집지표 수준까지의 다양한 변수 분석, 한국하천호수학회지, 43(1), 24-34.
- 전상린, 1980, 한국산 담수어의 분포에 관하여, 중앙대박사학위논문, 서울.
- 최준길, 변화근, 석형근, 2000, 원주천의 어류군집 동태, 한국육수학회지, 33(3), 274-281.
- 허우명, 김범철, 황길순, 최광순, 박원규, 1995, 낙동강 수계의 인, 질소 및 Chi-a 농도 분포, 한국육수학회지, 28(2), 175-181.
- 홍영표, 2004, 멸종위기종 미호종개의 현황 및 보존, 2004년 한국어류학회 추계학술발표대회 심포지움 발표요약집, 59-75.

- 환경부, 1987, 자연생태계 전국조사 1987 제 2차년도(I): 담수어류/수서곤충, 450p.
- 환경부, 2007, 수생태 건강성 회복을 위한 하천복원 모델과 기준, 조사계획 수립 연구 최종보고서 (III), 수생태 건강성 조사계획 수립 및 지침, 인천.
- 환경부/국립환경연구원, 2004, 물환경종합평가방법 개발 조사연구(I), 최종보고서, 인천.
- 환경부/국립환경과학원, 2005, 물환경종합평가방법 개발 조사연구(II), 최종보고서, 인천.
- 환경부/국립환경과학원, 2006, 물환경종합평가방법 개발 조사연구(III), 최종보고서, 인천.
- Allan, J.D., 1995, Stream ecology, structure and function of running waters, 1st edition, Chapman & Hall, 388p.
- An, K.G. and S.S. Park, 2002, Indirect influence of the summer monsoon on chlorophyll-total phosphorus models in reservoirs: A case study, Ecological Modeling, 152, 191-203.
- An, K.G., 2003, Spatial and temporal variabilities of nutrient limitation based on in situ experiments of nutrient enrichment bioassay, Journal of Environmental Science and Health Part A, 38, 687-882.
- 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, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington DC.
- Hamilton, K. and E.P. Bergersen, 1984, Methods to estimate aquatic habitat variables, Environmental evaluation project N. DPTS-35-9, pp. 1-30, Bureau of Reclamation, Denver Federal Center, Denver, CO, USA.
- 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, R.D., P.N.Jr. Seeley, T.M. Murray, S.C. Svirsky, M.R. Whitworth and L.S. Ischinger, 1984, National fisheries survey, Vol. 1, Technical report: initial findings, United States Fish and Wildlife Service, FWS/OBS-84/06. USA.
- 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.
- Lee, E.H., 2009, Stream ecosystem health assessments based on physical, chemical, biological parameters in Geum-River watershed, MSc. Thesis, Chungnam National University, Daejeon
- Lee, J.H. and K.G. An, 2007, Seasonal dynamics of fish fauna and compositions in the Gap Stream along with conventional water quality, Korean Journal of Limnology, 40(4), 503-510.
- Margalef, R., 1958, Information theory in ecology, Generation System, 3, 36-71.
- Oberdorff, T. and R.M. Hughes, 1992, Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine Basin,

- France, *Hydrobiologia*, 228, 117-130.
- Pielou, E.C., 1975, *Ecological diversity*, Wiley, New York, 165pp.
- Plafkin, J.L., M.T. Barbour, K.D. Porter, S.K. Gross and R.M. Hughes, 1989, *Rapid assessment protocols for use in streams and rivers: benthic macroinvertebrates and fish*, EPA-444/4-89-001, Office of Water Regulations and Standards, US EPA, Washington DC, USA.
- Ra, J.S., S.D. Kim, N.I. Chang and K.G. An, 2007, *Ecological health assessments based on whole effluent toxicity tests and the index of biological integrity in temperate streams influenced by wastewater treatment plant effluents*, *Journal of Environmental Toxicology and Chemistry*, 26, 2010-2018.
- Rankin, E.T. and C.O. Yoder, 1999, *Methods for deriving maximum species richness lines and other threshold relationships in biological field data*, in Simon, T.P. (ed.), *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities*, CRC Press, USA, pp. 611-621.
- Rutherford, D.A., A.A. Echlle and O.E. Maughan, 1987, *Changes in the fauna of the little river drainage, south eastern Oklahoma, 1948-1955 to 1981-1982: Test of the Hypothesis of environmental degradation*, *Community and evolutionary ecology of north American stream fishes*, University of Oklahoma, 178-183.
- Shannon, C.E. and W. Weaver, 1949, *The mathematical theory of communication*, University of Illinois Press, Urbana.
- Simpson, E.H., 1949, *Measurement of diversity*, *Nature*, 163, 688.
- Strahler, A.N., 1957, *Quantitative analysis of watershed geometry*, *American Geophysical Union Transactions*, 38, 913-920.
- US EPA, 1991, *Technical support document for water quality-based toxic control*, EPA 505-2-90-001, US EPA, Office of Water, Washington DC, USA.
- US EPA, 1993, *Fish field and laboratory methods for evaluation the biological integrity of surface waters*, EPA 600-R-92-111, Environmental Monitoring Systems Laboratory-Cincinnati, office of Modeling, Monitoring systems and quality assurance, Office of Research Development, US EPA, Cincinnati, Ohio, 45268.