

연구논문

호수생태계 환경영향평가를 위한 LEHA 다변수 모델 적용 및 생태건강성 평가

한정호 · 안광국

충남대학교 생명과학과

(2012년 4월 5일 접수, 2012년 5월 10일 승인)

The Applications of a Multi-metric LEHA Model for an Environmental Impact Assessments of Lake Ecosystems and the Ecological Health Assessments

Jeong-Ho Han · Kwang-Guk An

Department of Biological Sciences, College of Biosciences and Biotechnology, Chungnam National University

(Manuscript received 5 April 2012; accepted 10 May 2012)

Abstract

The purpose of this study was to apply a multi-metric model of Lentic Ecosystem Health Assessments(LEHA) for environmental impact assessments of Cheongpyung Reservoir during 2005 - 2006 and assessed the ecological model values. The ecosystem model of LEHA was composed of eleven metrics such as biological parameters(B_p), physical parameters(P_p), and chemical parameters(C_p), and determined the rank of ecological health by the criteria. The variables of B_p were metrics of % sensitive species(M_2 , NMS) and insectivore species(M_5 , % I_n), which decrease as the water quality degrades, and these metric values were low as 1.5% and 32.4%, respectively. In contrast, the proportions of tolerant species and omnivore species as the other B_p parameters were 43% and 62%, respectively, which indicate a degradation and disturbance of the ecosystem. Riparian vegetation coverage(M_9 , % V_c) as a variable of P_p , were higher in the 2nd than 1st survey, and decreased toward the dam site from the headwaters. This was due to a habitat simplification(modifications) by frequent bottom dredging of sand and rocks. The variables of C_p were two metrics of specific conductivity(M_{10} , C_I) as an indicator of ionic contents(cations and anions) and the Trophic State Index(TSI) based on chlorophyll-a(M_{11} , TSI_{CHL}) as an indicator of trophic state. These metric values of C_p had high temporal variations, but low spatial variations on the main axis of the reservoir along with the ecological health of a

good condition. The environmental impact assessments using the LEHA multi-metric model indicated that the model values of LEHA averaged 30.7 in 1st survey(fair - poor condition) vs. 28 in 2nd survey(poor condition), indicating a temporal variation of the ecological health. The model values of LEHA showed a minimum(28) in the lacustrine zone(S5) and ranged from 29 to 30 in the other locations sampled, indicating a low longitudinal variation. Overall, environmental impact assessments, based on LEHA model, suggest that chemical water quality conditions were in good, but biological conditions were disturbed due to habitat modifications by frequent dredgings in the system.

Keywords : Environmental impact assessment, Lentic ecosystem health model, Chemical water quality, Habitat health

1. 서 론

우리나라는 1970년대 이래 식수 공급, 전기 발전 및 그 외의 다양한 목적들을 위하여 중·대형 규모의 인공댐 호수들이 건설되어 왔다. 이런 호수들은 우리나라의 주요 4 대강 및 하천수계의 중·상류부 지역에 댐을 건설하여 만든 인공호(Reservoir)로서 북미 및 유럽에서 흔히 있는 자연호(Natural lake)와는 구조 및 기능에 있어서 뚜렷한 차이를 보여주고 있다. 이런 인공호는 인위적 수문조작에 의해 수리·수문학적 특성 및 수질이 달라지기 때문에 호수관리에 있어서 다양한 문제점을 가지고 있다(Margalef, 1975; Ryder, 1978; Thornton, 1990; Wetzel, 1990). 이런 형태의 우리나라 대부분 인공호들은 유역면적이 비교적 크고, 저수용량이 크며, 수체류 시간이 길어 호수 수체의 부영양화(Eutrophication) 가능성이 높다는 문제점을 가지고 있어 호수를 관리하는데 있어서 어려움으로 지적되어 왔다(공동수, 1992). 최근에는 대부분의 인공호에서 이런 부영양화 현상이 가속화 되면서 수체의 종합적인 생태건강도 평가에 대한 요구가 시급히 요구되고 있다.

국내 현존하는 호수의 98% 이상이 강의 중·상류역을 막아 형성된 인공호들로서 크게 소양호, 대청호, 충주호 및 안동호 등 비교적 수체류시간(WRT)이 긴 수지형 인공호(Dendritic reservoirs)와 청평호, 춘천호 및 팔당호 등과 같은 비교적 수체류시간이 짧은 하천형 인공호(River-type reservoirs)로 구분되고 있다. 본 연구 대상 인공호인 청평호는 경

기도 가평군의 북한강에 댐을 축조하여 만든 대표적인 하천형-인공호로서 유역면적 9.921 km², 저수량 1억 8600만 ton을 가진 중형 인공호이다. 청평댐은 1945년에 완공된 이래 서울지역의 홍수 조절기능과 물을 공급하는 상수원수를 공급하는 수원의 역할을 하고 있다(최재석, 2005a). 청평호는 하천형 인공호의 특성을 가지고 있어 이로 인하여 발생하는 이·화학적 수질문제 및 수리·수문학적 연구들이 제시되어 왔으나(김동섭 등, 1995; 신재기 등, 2000; 김종민 등 2005; 조덕희 등, 2008; 이규 등, 2009), 수체의 생태 건강도에 대한 연구는 아직도 극히 미미한 실정이다.

청평호의 수질에 대한 연구에 따르면, 나은혜·박석순(2003)은 수체내의 질소(N) 및 인(P) 농도에 따른 식물성 플랑크톤의 수화현상(Algal bloom), 빈번한 남조류의 번성에 의한 수질악화(김종민 등, 1998; 정영상 등, 1998; 정유경, 2007) 및 수질특성의 뚜렷한 계절적 변이성 등이 보고되어왔다. 또한, 수질에 대한 토지 이용도 특성 영향(최중대 등, 2000), 점원 및 비점오염원에 의한 오염부하 영향 및 이에 따른 다양한 이·화학적 수질관리 방안(안광국, 2000a; 허인량 등, 2004)이 제시되어오고 있다. 한편 어류를 비롯한 생물군집의 지표특성에 대한 연구들은 주로 청평호를 포함한 인근 북한강 수계의 생물상 및 생물 분포특성에 대한 연구(최기철, 1971; 변화근 등, 1997; 손영목 등, 1997; 최재석 등, 2003)가 많이 진행되어 왔으며, 최근에는 최재석(2005a)과 김치홍 등(2005)의 연구에서 어류군

집 구조에 대한 연구보고 및 그 외의 일부 연구가 보고되고 있다. 청평호의 하류부에 위치한 팔당호는 수도권 최대의 상수원으로서 수질 보전을 위하여 정부에서 많은 노력들은 하고 있으나 수질 개선은 괄목할만한 성과를 내지 못하고 있다. 이는 팔당호 수변 및 상류부에 위치한 청평호의 상류부 주변 일대에 많은 위락 시설 증가와 무허가 음식점 증가 등으로 인하여 수질 오염이 심화되고 있기 때문이다(조혜영, 2009). 이러한 수질오염은 생태건강성 약화에 직접적으로 영향을 미친다(한정호 · 안광국, 2008).

이러한 수질 오염이 수생태계에 미치는 문제점을 효율적으로 평가하기 위해서는 기존의 이·화학적 척도 이외에도 생물학적 건강성 평가가 반드시 이루어져야 한다. 생물을 이용한 수질 평가법은 이미 미국(US. EPA, 1998)을 비롯하여 캐나다(Lyons *et al.*, 1995), 영국(Oberdorff and Hughes, 1992), 호주(Harris, 1995), 일본(Koizumi and Matsumiya, 1997), 독일(Huguency *et al.*, 1996), 프랑스(Didier *et al.*, 1996)와 같은 환경 선진국에서 도입하여 국가적인 생태네트워크 구축 및 지역적인 수환경 종합평가에 크게 기여하고 있다. 생물을 이용한 수질 평가법은 물리적, 화학적 변화에 민감하게 반응할 뿐만 아니라, 생물군집간의 물질순환 및 에너지 흐름을 직접적으로 반영하며(Karr, 1981; Karr *et al.*, 1986; Karr and Dionne, 1991), 조사 시 비용 절감 효과(Ohio EPA, 1989), 또한 수질 진단 및 오염된 수환경 복원 시 핵심기술로 이용된다는 점에서 통합적인 생물 평가법으로 널리 인정 받아오고 있다. 이에 따라 우리나라에서도 환경부 주도하에 부착조류(황순진 등, 2006), 저서무척추동물(원두희 등, 2006) 및 어류(안광국 등, 2006)를 이용한 하천생태건강성 평가 기법을 개발하여 4대강을 포함한 국내 전 수계를 대상으로 생태건강성 평가가 진행되고 있으며, 오염지역에 대한 원인 규명을 통하여 생태계 복원 대책마련이 수립되고 있다(환경부, 2007). 특히 어류군집을 이용한 생태 건강성 평가 모델은 안광국 등(2001a)에 의하여 개발된 후,

대전천(안광국 · 김자현, 2005), 유등천(안광국 등, 2005), 갑천(배대열 · 안광국, 2006), 평창강(안광국 등, 2001b), 유구천(안광국 · 신인철, 2005; 안광국 · 이의형, 2006), 초강(안광국 · 최지웅, 2006) 등 국내 여러 하천에 적용 · 평가하여 우수생태계의 건강성 평가에 실효를 거두고 있다.

그러나 정수생태계에서 이런 평가 기법은 미국 환경부(US. EPA)의 EMEP(Environmental Monitoring, Evaluation, and Protection) 기법을 제외한다면, 다른 나라들에서도 극히 미미한 것이 현실이다. 최근, US. EPA(1998)는 자연호 및 인공호의 생물평가 및 생물기준안(Lake & Reservoir Bioassessment and Biocriteria)을 마련하여 정수생태계의 건강성을 평가하고 있다. 정수 생태계를 평가하는 기법으로는 청정호소프로그램, 환경모니터링 및 평가 프로그램을 사용하여 그에 맞는 다변수 정수생태계 평가모델을 개발하고, 이를 이용해 호소생태계를 총체적으로 평가하여 호소의 관리 기법으로 이용하고 있다. 이런 정수생태계 평가 기법은 초기에 Karr(1981)에 의해 개발된 생물통합지수(Biological Integrity)개념에 기반을 두고 있으며, 다변수(Multi-parameter)를 이용하여 생물학적 건강성을 평가하고 있다. 그러나 국내에서는 이처럼 생물을 이용한 다변수 접근방식(Multi-metric approach)을 이용하여 호수 생태계 건강성을 총체적으로 평가하고 진단할 수 있는 기법은 극히 미미한 실정이며, 호소를 총체적으로 평가하고 진단할 수 있는 효율적 평가기법 개발이 절실히 요구되고 있다.

따라서 본 연구는 청평호 생태계 건강성 평가를 위하여 LEHA(Lentic Ecosystem Health Assessments) 모델을 개발하고, 국내 여건에 맞게 수정 · 보완하여 생태계 건강성을 평가하였다. 본 연구에 적용된 모델은 기존의 단편적 화학적 수질모델, 물리적 서식지(서식지 특성)모델, 혹은 생물학적 모델(어류등 생물 이용)의 개별적 평가가 아닌 모든 변수를 총체적으로 이용한 종합적 평가 모델로서 통합적인 생태건강성 평가(Integrative Health Assessment)

를 통해 청평호의 환경영향평가를 실시하고, 도출된 결과를 바탕으로 효율적인 호수관리를 위한 기초 자료를 마련하고자 하였다.

II. 연구 방법

1. 조사시기 및 조사지점

본 연구에서는 호소 생태계 건강성 평가모델의 개발 및 적용을 위하여 북한강 수계 인공호인 청평호를 대상으로 2005 - 2006년에 걸쳐 현장조사를 실시하였다. 어류를 이용한 인공호의 생물학적 평가 시, 미국 환경부에서는 조사 빈도를 수체 안정기에 실시하는 기법(US. EPA, 1998)을 적용하였으며, 본 조사는 우리나라 10 여개의 호수조사의 일환으로 평가되었다(해양수산부, 2007). 본 연구에서 실시한 어류 조사 시기는 대부분 어종의 행동반경

이 수체 안정기에 일정지역을 벗어나지 않으며(Funk, 1957; Gerking, 1959; Cairns and Kaesler, 1971; Hill and Grossman, 1987), 가뭄이나 홍수에 상관없이 10년 동안 안정적인 어류군집 유지한다는 연구 결과(Ross *et al.*, 1985; Matthews, 1986)를 바탕으로 하여, 어류의 성장이 이루어지는 6 - 10월 기간 중 수체 교란이 상대적으로 적게 발생한 시기인 2005년 9월과 2006년 6월에 각각 어류 조사를 실시하였다. 어류채집 및 수질 측정을 위한 조사지점은 청평호의 특성을 잘 반영할 수 있는 6개의 지점을 선정하였으며, 각 지점간 거리는 3 km 이상 차이를 두었으며, 세부적인 조사지점명 및 지점의 행정상 위치는 아래와 같다(Fig. 1).

2. 현장 조사 및 분석방법

본 조사에서 어류 채집은 US. EPA(1998)의 정수

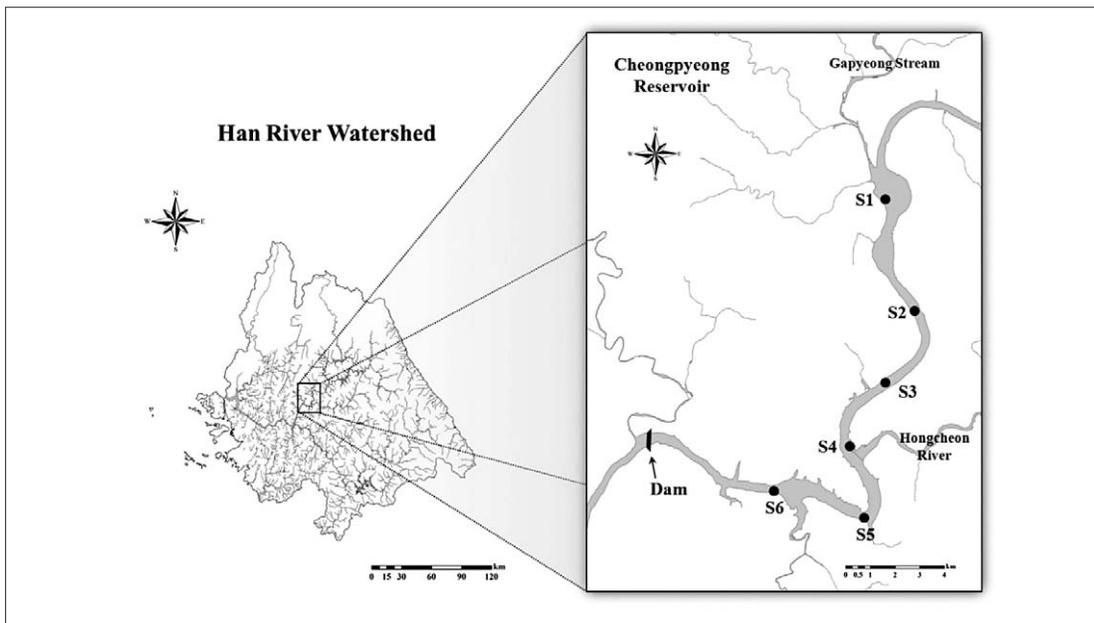


Fig. 1. Map showing the sampling sites in Cheongpyeong Reservoir

- 지점별 위치 및 맴으로부터의 거리 (km)
- S1: 경기도 가평군 설악면 사룡리 (27.1 km)
- S2: 경기도 가평군 설악면 사룡리 (21.1 km)
- S3: 경기도 가평군 설악면 송산리 (16.2 km)
- S4: 강원도 춘천시 남면 관천리 (12.8 km)
- S5: 경기도 가평군 가평읍 금대리 (9.8 km)
- S6: 경기도 가평군 가평읍 달전리 (5.9 km)

생태계 평가 기법(Lake and Reservoir Bioassessment and Biocriteria)에 기반을 두었으며, 우리나라의 채집도구 및 효율성 평가를 바탕으로 수정·적용 보완된 한정호·안광국(2008)의 LEHA 모델(Lentic Ecosystem Health Assessment 모델)을 이용하였다. 본 평가 기법의 적용을 위해 어류 채집 지점의 수심은 3 - 4 m 미만의 수심이 얇은 연안부(Littoral zone)에서 실시하였고, 어류 채집 도구는 투망(망목: 7 × 7 mm) 및 족대(망목: 4 × 4 mm)를 동시에 이용하였다. 수심이 얇은 수초 근처 지역에서 족대를 이용하였으며, 호소의 수심이 깊은 연안대의 개방된 구간에서는 투망을 이용하였다. 본 연구에서는 정치망 및 자망의 어구 이용에 대한 사항은 본 연구에 포함되지 않았으나, 현재 환경부의 호수건강성 평가기법에 대한 타당성 연구에는 포함되어 이에 채집지점 선정법, 채집 효율성, 채집어구의 효율성 및 지점별 CPUE(Catch per unit effort) 등에 내용이 포함되어있다. 채집 소요시간은 60분, 채집거리는 100 m 연안대 구간 내에서 실시하였다. 각 지점에서 채집된 어류의 동정은 Nelson(1994)의 분류체계를 따랐고, 김익수·박종영(2002), 김익수(1997) 및 최기철(1987)에 의거하여 동정하였고, 동정이 확실치 않은 종의 경우 10% 포르말린 용액에 고정한 후 실험실로 운반하여 분류하였다.

물리적 서식지(Physical habitat)의 지표는 미국 환경부(US. EPA, 1994)의 청정 호소 프로그램과 환경모니터링 및 평가 프로그램에서 제시되어진 모델 메트릭인 잠재적 수생식물 메트릭을 Crowder and Painter(1991)의 방법에 따라 현장 어류 조사 지점의 물리적 서식지의 수생 식물면적을 식피율(Vegetation coverage)로 측정하였다. 화학적 지표로서 전기전도도(Conductivity) 변수는 YSI 다항목 수질측정기(Model 6600)를 이용하여 측정하였으며, 현장의 수온변화에 따른 특성을 보정하기 위해 25℃로 보정된 전기전도도(Specific conductivity)값을 이용하였다. 호수의 1차생산력의 추정치를 위한 지표로서 Chlorophyll-a(Chl-a) 분석은 에탄올 추출법(Sartory and Grobbelaar,

1984)을 이용해 엽록소를 추출한 후 분광광도계(Beckman Model DU-65)에서 649, 665, 750 nm 파장에서 각각의 흡광도를 측정하였다.

3. 호수생태건강성평가(LEHA) 모형 및 특성

본 연구에서 이용된 LEHA 모형은 생물학적, 물리적, 화학적 특성을 반영하여 모델 설정 작업이 선행되었다. 생물학적 평가 메트릭은 안광국·한정호(2007)에 의해 우리나라 호수 생태 특성에 맞게 수정·보완된 모델을 기반으로 하였다. 이용된 메트릭 속성 및 모델의 세부적 특성은 안광국·한정호(2007)의 연구에서 자세히 기술되었으며, 다음과 같은 메트릭으로 구성되어 있다. LEHA 모형은 종 다양도 및 생태 지표특성을 반영한 메트릭은 M_1 (총 본토종수), M_2 (민감성 어종의 개체수), M_3 (내성 지표종의 개체수빈도)를 호소의 생태적 특성에 맞게 적용하였으며, 수체 내 에너지 흐름인 영양단계를 반영하는 메트릭은 M_4 (잡식성종의 상대빈도), M_5 (본토 충식성 종의 상대빈도)를 적용하였고, 개체 풍부도 및 건강성을 반영 메트릭은 M_6 (총개체수), M_7 (외래종 빈도) 및 M_8 (개체의 비정상도 빈도)을 적용하였다. 또한, 호소의 물리적 서식지 상태를 반영한 메트릭인 M_9 (호소의 수변 식피율)와 화학적 수질 상태를 반영한 메트릭인 M_{10} (전기전도도 지수), M_{11} (부영양화도 지수)을 새롭게 개발하여 총 11개의 메트릭을 호수 생태건강성 평가에 적용하였다. 본 연구에 적용한 메트릭들은 안광국 등(2001a, 2001b)의 하천 생태건강성평가 모델을 기반으로 하였기 때문에, 정수 생태계에 잘 맞지 않는 여울성 저서종수 메트릭과, 육식성 본토종의 개체수 빈도 메트릭은 호수 생태 특성에 부적절하여 모델 메트릭에서 제외하였다. 본 평가 메트릭에 이용된 생물 지표종 특성 및 영양단계 특성 길드에 대한 분석은 환경부(2007)의 문헌 및 현장에서 채집된 어류를 이용하여 평가 하였다. 수환경 내에서 트로픽 길드에 대한 분석 기준은 1차적으로 지형적, 국지적 생태특성을 반영해야 하기 때문에(Karr *et al.*, 1986), 국내에서 널리 인용되는 담수 어류의 종별 분류 및

생태적 특성을 기술한 도감 및 어류문헌(최기철, 1989, 1994; 김익수·강종연, 1993; 김익수, 1997)을 이용하였고, 현장 채집종을 분석하여 문헌을 보완하였다. 비정상개체(Anormality)의 개체별 증상 분석은 어류의 개체별 건강도를 위해 외형의 비정상성 감별을 실시하였으며, 외형적 감별은 US. EPA(1993)의 방법을 따랐다.

본 LEHA 평가 모델에서는 호수의 물리적 서식지 속성을 반영하기 위해 미국 환경부(US. EPA, 1994)의 청정 호소 프로그램, 호소환경 모니터링기법 및 호수 생태계 건강성 평가 프로그램에서 제시되어진 잠재적 수생식물 메트릭을 도입하였다(Crowder and Painter, 1991). 우리나라의 호소 환경에 적합하게 변형한 서식지 수변식물의 식피율(Riparian vegetation coverage)을 LEHA Model의 물리적 서식지 변수로 적용하였다. 유수 식물은 조류나 수중식물과 직접적인 영양물질 경쟁을 하지 않으나 영양물질이 유입됨에 따라 성장이 촉진되고, 그 수가 증가하는 경향을 보인다(Harper, 1992). Harper and Stewart(1987)은 스코틀랜드의 3개 호소를 대상으로 갈대 식물의 밀도에 대하여 연구를 하였는데, 연구 결과 부영양화에 따라 광합성 효율이 증가하는 것을 제시하여 이를 뒷받침하고 있다. 따라서 US. EPA(1994)에 잠재적 수생식물 메트릭 기준에 의거하여 호소 연안대의 유수 식물의 식피상태에 따라 77% 이상은 부영양호로 "1", 33 - 76%는 중영양호로 "3", 33% 이하는 빈영양호로 "5"를 산정하였다.

LEHA 모델에 적용된 화학적 수질변수로는 25°C에서의 전기전도도(Conductivity) 메트릭 및 Carlson(1977)에 의해 호수 영양상태를 진단한 Trophic State Index(TSI)등 2개의 변수를 적용·평가하였다. 2개의 메트릭들은 US. EPA(1994)의 호수건강성 진단법에서 제시한 메트릭으로서 본 모델에 적용하였다. 전기전도도 메트릭은 물속의 이온농도 측정에 대한 최적의 지표로서 현장에서 측정이 아주 용이하며, 다양한 수질변수들과 수질특성을 잘 반영한다는 장점을 가지고 있어 메트릭으

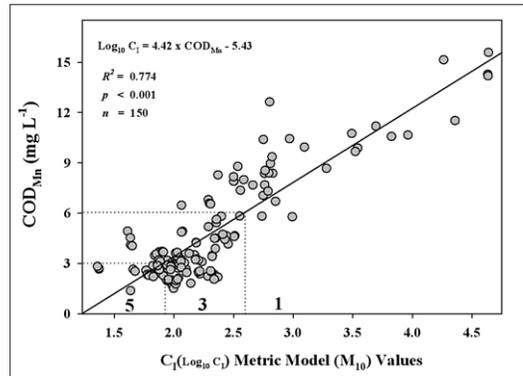


Fig. 2. The regression analysis of log₁₀-transformed C₁(conductivity) model metric(M₁₀) values against COD_{Mn} in Korean reservoirs. The metric values were estimated from the observed COD_{Mn} values.

로 적용하였다(An, 2001). 전기전도도의 각 등급 구분은 호소의 유기오염정도를 판단하는데 사용되어지는 화학적 산소요구량(COD_{Mn}) 변수와 항목간의 회귀분석(Regression analysis)을 실시하여 각각의 등급을 산정하였다. 결과에 따르면, COD_{Mn} = 4.42 × Log₁₀(Conductivity) - 5.43(R² = 0.774, p < 0.01, n = 150)로서 전국의 150개 호소에서의 전기전도도 값은 COD_{Mn}의 변이를 77.4% 설명하고 있다(Fig. 2). 환경부 자료에 의하면 COD_{Mn}의 값이 1 mg L⁻¹이하는 1등급, 3 mg L⁻¹이하는 2등급, 6 mg L⁻¹이하는 3등급, 8 mg L⁻¹이하는 4등급 순으로 명시되어 있으며, 이를 적용하여 COD_{Mn}의 수질 등급을 전기전도도로 환산한 결과 전기전도도 값이 81 μs cm⁻¹이하면 "5", 81 - 385 μs cm⁻¹이면 "3", 385 μs cm⁻¹이상이면 "1"로 산정하였다. 이는 향후 추가적인 연구를 통하여 보정할 필요가 있다고 사료된다. 또한, Chl-a를 이용한 TSI(CHL) 메트릭은 호소의 부영양화 지수를 정량화하고, 건강성 및 부영양화 현상을 잘 나타내는 장점을 가지고 있기 때문에(Carlson, 1992), LEHA Model의 변수로 이용하였다. 부영양화 지수를 이용하여 호소의 오염도를 평가하는 방법은 다른 방법에 비해 간단하면서도 수질의 특성을 종합적으로 고려할 수 있는 장점을 가지고 있는 것으로 알려져 있다. 부영양화 지수는 현재 미국 환경부(US. EPA, 1998)에

서 호소의 부영양화를 평가하는데 사용되고 있는 모델로서 이를 근거로 국내 실정에 맞게 수정 보완하여 TSI(CHL)값이 50 이상이면 “1”, 40 ~ 50은 “3”, 40 이하는 “5” 로 산정하였다.

본 연구에서는 LEHA 모델 평가 및 등급산정을 위해 US. EPA(1994)의 호수건강성 평가 모델 개발 기법의 등급기준에 의거하였으며, 우리나라 호수 생태 특성에 맞게 등급을 수정, 보완한 한정호 · 안광국(2008)의 등급 구분법을 이용하였다. LEHA 모델의 메트릭 등급은 각 메트릭에 1, 3, 5의 수치 값을 부여하였으며, 11개 조사 메트릭의 점수를 합산하여 53 - 55는 최적 상태(Excellent), 43 - 47은 양호상태(Good), 35 - 39는 보통 상태(Fair), 23 - 29는 악화상태(Poor), 17 이하는 극히 악화된 상태(Very Poor)의 5개 범주로 구분하여 호수 생태 건강도 평가를 실시하였다. 각 등급의 계급간격은 US. EPA(1993) 방법을 수정한 후 적용하였다.

III. 결과 및 고찰

1. 어류군집 특성

본 연구에서 채집된 어종은 1차 조사에서 19종 729개체, 2차 조사에서는 32종 744개체가 채집되어 총 11과 35종 1,473개체로, 1차 조사에 비하여 2차 조사에서 종수는 약 1.6배 증가한 반면, 개체수는 큰 차이가 없는 것으로 나타났다(Table 1, Fig. 3a, b). 이와 같은 차이는 여름철 집중 장마로 인한 수량 증가 및 상류부 댐에서의 다량의 방류로 인하여 발생하는 갑작스런 수량의 증가가 유속을 증가시키고 이로 인하여 서식하는 어류의 생존에 대하여 제한적인 요인으로 작용하기 때문이라고 사료된다. 한편, 이전 문헌인 김치홍 등(2005)의 어류상(31종, 1,401개체)과 비교하였을 종과 개체수가 유사한 것으로 나타났다(Table 1). 이는 5월이 각종 어류의 산란시기에 해당하므로 수심이 얕은 지역이나 유입지류와 호수가 만나는 지역으로 이동하여 서식하는 특성을 가지고 있으며(최재석, 2005b), 대부분의 우리나라 담수어류가 호수보다 하천에 적

응한 종들이기 때문에 산란기가 되면 대부분 어종이 산란 장소로 하천의 흐르는 물을 선택한다는 특징과 일치하고 있다(홍영표 · 손영목, 2003). 채집된 어종 중 모래무지아과(Gobioninae)가 11종(31.4%), 309개체(21%)로 가장 높았으며, 종별 상대 풍부도는 피라미(*Zacco platypus*)가 497개체(33.7%)로 우점하였고, 밀어(*Rhinogobius brunneus*)가 217개체(14.7%), 한강납줄개(*Rhodeus pseudosericeus*)가 126개체(8.6%)로 채집되었으며, 이중 피라미와 밀어는 모든 지점에서 높은 비율로 출현하여 청평호의 대표어종으로 나타났다(Table 2). 채집된 어류의 시기별 종조성 분석 결과, 장마기 집중강우로 인하여 증가한 유량과 댐에서의 방류로 인하여 증가한 유속으로 1차 조사(9월)에는 피라미나 밀어와 같이 유속에 강한 여울성 어종이 주로 채집된 반면, 유량 감소로 인한 유지유량 확보를 위하여 늘어난 정수역과 더불어 수온이 상승하는 2차 조사(5월)에는 여울성 어종과 정수성 어종이 공존하는 특징을 보였다. 이 시기(2차 조사)에 육식성 어류의 출현이 1차시기보다 더 높게 나타났다(Table 1).

초기 청평호의 어류군집(김치홍 등, 2005)과 비교하였을 때, 채집된 한국고유종은 9종 443개체(31.6%)에서 14종 442개체(30%)로 나타나 개체수 비율에서는 유사한 것으로 나타난 반면, 종수는 더 높은 빈도를 보였다. 전상린(1980)의 연구보고에 따르면, 고유종의 존재는 해당 지역의 생물상을 특징 짓는 기준이 되며, 최종대 등(2000)의 연구에 따르면, 고유종은 서식지의 수환경 상태가 악화되면 급격히 감소하는 경향을 보이는 것으로 보고하고 있다(Table 1). 이전 남명모(1997a, b) 청평호 상류 가평천과 조종천에서 확인된 고유종은 각각 9과 47종, 12과 50종의 고유종 어류상을 제시하였다. 이에 비해서 본 연구에서 채집된 고유종은 현저히 종수가 적게 출현하였는데, 이는 청평호는 조사지점의 유속이 매우 느린 정수역으로 한정되어 있어 산간 계류나 여울 등에 서식하는 어종이 채집되지 않았고, 청평호의 지리학적 특성상 홍천강 외에 유입되는 지류가 적기 때문으로 사료된다. 또한 상류부에는 의암

Table 1. Fish fauna and compositions based on trophic guilds and tolerance guilds in Cheongpyeong Reservoir during 2005-2006

Species	Tol.G	Tro.G	1st Survey						2nd Survey						TNI	
			S1	S2	S3	S4	S5	S6	S1	S2	S3	S4	S5	S6		
Acipenseridae																
<i>Anguilla japonica</i>	IS	C													1	1
Cyprinidae																
<i>Cyprinus carpio</i>	TS	O												1		1
<i>Carassius auratus</i>	TS	O												1	2	3
<i>Acheilognathinae</i>																
<i>Rhodeus pseudosericeus*</i>	IS	O						25	63					14	24	126
<i>Rhodeus uyekii*</i>	IS	O			1			55	7					5	8	76
<i>Acheilognathus lanceolatus</i>	IS	O								6				5		11
<i>Acheilognathus yamatsutae*</i>	IS	O						45						9	6	60
<i>Acanthorbodeus gracilis*</i>	IS	O													2	2
Gobioninae																
<i>Pseudorasbora parva</i>	TS	O												1	3	4
<i>Pungtungia herzi</i>	IS	I	8			1		2	9	1		1	10	37	69	
<i>Sarcocheilichthys variegatus wakiyae*</i>	SS	I											2		2	
<i>Sarcocheilichthys nigripinnis morii*</i>	IS	I											3	1	4	
<i>Squalidus japonicus coreanus*</i>	TS	O							55	1				2	58	
<i>Hemibarbus labeo</i>	TS	I			1					1	4	2	1	1	10	
<i>Hemibarbus longirostris</i>	IS	I	11	1	21			5			1	3	6		48	
<i>Pseudogobio esocinus</i>	IS	I						3	5		1	1	21	25	56	
<i>Abbottina rivularis</i>	TS	O	1												1	
<i>Abbottina springeri*</i>	TS	O											5		5	
<i>Microphysogobio yaluensis*</i>	IS	O	24						18					8	2	52
Leuciscinae																
<i>Rhynchocypris oxycephalus</i>	SS	I									1				1	
Danioninae																
<i>Zacco temminckii</i>	SS	I				12									12	
<i>Zacco platypus</i>	TS	O	100	30	80	22	23	15	165	7	10	27	11	7	497	
<i>Opsarichthys uncirostris amurensis</i>	TS	C		10	1	1	4	1	1				2	1	21	
Cobitidae																
<i>Misgurnus anguillicaudatus</i>	TS	O				1			1	4		1			7	
<i>Misgurnus mizolepis</i>	TS	O	2	1				2	1	1					7	
<i>Koreocobitis rotundicaudata*</i>	SS	O												3	3	
<i>Ilsokimia koreensis*</i>	IS	I						2	1					4	7	
<i>Cobitis pacifica*</i>	IS	I			1										1	
Siluridae																
<i>Silurus asotus</i>	TS	C													1	1
Amblycipitidae																
<i>Liobagrus andersoni*</i>	SS	I								1	1			2	4	
Centrarchidae																
<i>Micropterus salmoides</i> [†]	TS	C						1		4	1	10	1		17	
Odontobutidae																
<i>Odontobutis interrupta*</i>	IS	C								18	2	9	3	10	42	

Table 1. Continued

Species	Tol.G	Tro.G	1st Survey						2nd Survey						TNI	
			S1	S2	S3	S4	S5	S6	S1	S2	S3	S4	S5	S6		
Gobiidae																
<i>Gymnogobius urotaenia</i>	IS	I							4		5				15	24
<i>Rhinogobius brunneus</i>	IS	I	35	20	51	23		8	18	12	10	19	5	16	217	
<i>Tridentiger brevispinis</i>	IS	I	5					4	14						23	
Total Number of Species			8	5	7	6	5	12	13	10	10	9	20	22	35	
Total Number of Individuals			186	62	156	60	152	113	298	50	36	73	114	173	1,473	

Tol.G: Tolerance guild, Tro.G: Trophic guild, SS: Sensitive species, IS: Intermediate species, TS: Tolerant species, O: Omnivores, I: Insectivores, TNI: Total number of individuals, *: Endemic species, †: Exotic species.

Table 2. The Lentic Ecosystem Health Assessments(LEHA), based on the 11 metric models, of Cheongpyeong Reservoir. The values of parenthesis indicate model metric values of 1, 3, and 5, respectively

Category	Metric Component	Sampling Sites											
		S1		S2		S3		S4		S5		S6	
		1 st	2 nd										
I. Biological Condition	M ₁ : TNNS	11(3)	22(5)	5(1)	19(5)	6(1)	8(1)	7(1)	9(1)	5(1)	9(1)	8(1)	13(3)
	M ₂ : NSS	3(1)	6(3)	1(1)	6(3)	2(1)	3(1)	2(1)	4(1)	1(1)	3(1)	2(1)	3(1)
	M ₃ : % T _s	77.7(1)	27.2(1)	97.8(1)	29.2(1)	38.3(1)	44.4(1)	51.9(1)	28.6(1)	0.5(1)	28.3(1)	54.8(1)	74.5(1)
	M ₄ : % O _m	79.5(1)	34.1(3)	97.4(1)	53.1(1)	36.7(3)	42.9(3)	51.9(1)	31.4(3)	48.4(1)	17.4(5)	69.9(1)	86.6(1)
	M ₅ : % I _n	17.9(1)	49.7(5)	0(1)	42.5(3)	0.6(5)	41.3(3)	47.4(5)	48.6(5)	33.9(3)	32.6(3)	29(3)	11.1(1)
	M ₆ : TIN	112(1)	173(1)	152(1)	113(1)	60(1)	63(1)	156(1)	35(1)	62(1)	46(1)	186(1)	298(3)
	M ₇ : % E _x	0.01(3)	0(5)	0(5)	0.01(3)	0(5)	13.7(1)	0(5)	0.03(1)	0(5)	0.08(1)	0(5)	0(5)
	M ₈ : % A _n	0(5)	0.02(1)	0(5)	0.02(1)	0(5)	0(5)	0(5)	0(5)	0(5)	0(5)	0(5)	0.01(3)
II. Physical Habitat Condition	M ₉ : % V _C	46.5(3)	0(5)	46.7(3)	0(5)	47.1(3)	0(5)	47.7(3)	0(5)	47.3(3)	0(5)	47.5(3)	0(5)
III. Chemical Condition	M ₁₀ : C ₁	94.3(3)	85.5(3)	79(5)	84.1(3)	77.5(5)	157.6(3)	80.8(5)	104.4(3)	79.1(5)	122(3)	80.6(5)	129.6(3)
	M ₁₁ : TSI _{CHL}	40(3)	35(3)	10(5)	20(5)	30(5)	50(3)	5(5)	45(3)	5(5)	80(1)	10(5)	5(5)
LEHA Score (Criteria)		25 (III-IV)	35 (II-III)	29 (III)	31 (II-III)	35 (II-III)	27 (III)	33 (II-III)	29 (III)	31 (II-III)	27 (III)	31 (II-III)	31 (II-III)

TNNS: Total number of native species(M₁), NSS: Number of sensitive species(M₂), % T_s: Percent individuals as tolerant species(M₃), % O_m: Percent individuals as omnivores(M₄), % I_n: Percent individuals as insectivores(M₅), TIN: Total individual numbers(M₆), % E_x: Percent individuals as exotics species(M₇), % A_n: Percent individuals with anomalies(M₈), % V_C: Percent vegetation coverage(M₉), C₁: Conductivity index(M₁₀), TSI_{CHL}: Trophic State Index using Chlorophyll-a(M₁₁).

뱀, 하류부에는 청평뱀으로 인해 어류의 이동이 제한되어져 있어 다양한 어종이 원거리 이동이나 안정된 서식활동을 하기에는 불리한 환경 조건을 나타내고 있다. 반면, 외래종은 배스(*Micropterus salmoides*)만 출현하였으며, 그 출현 비율을 1.2%로 매우 미미한 것으로 나타났다. 1970년대 청평호 주변인 경기도 가평군에서 인위적으로 방류한 기록이 있는 배스는 인근 팔당호에서의 점유율(20.6%)

보다 매우 낮아 청평호에서 배스 개체군은 어류 군집 구성에 있어서 아직까지는 큰 영향을 주고 있지 않은 것으로 판단된다. 한편 두 차례에 걸친 조사에서 천연기념물과 보호종은 채집되지 않았다(Table 2).

2. 내성도 및 트로픽 길드 분석

내성도(Tolerance guilds)길드 분석에 따르면, 민감종(Sensitive species, SS)은 5종 22개체

(1.5%), 중간종(Intermediate species, IS)은 17종 819개체(55.9%), 내성종(Tolerance species, TS)은 632개체(42.9%)로 나타나 중수 측면에서는 내성종, 개체수 측면에서는 중간종이 우세한 현상을 보였다(Table 2). 청평호 각 지점에서 출현한 민감종은 1 - 3개체만이 출현하여 낮은 비율을 보이고 있는데(Fig. 3c), 이는 정수역의 증가로 서식환경의 단순화와 인근 수체에서 실시되고 있는 잣은 골재 채취로 인한 서식지의 하상구조 변경의 영향으로 사료되었다(김치홍 등, 2005). 출현한 내성종은 13종으로서 피라미(*Zacco platypus*), 물개(*Squalidus japonicus coreanus*), 꼬리(*Opsarichthys uncirostris amurensis*) 등이 있으며, 이중 피라미가 497개체로 전체 내성종의 78.6%를 차지하고 있다. 또한 내성종의 비율은 상류지점인 S6에서 댐으로 갈수록 감소하는 것으로 분석되었는데(Fig. 3d), 이는 상류부 지점에 위치한 관광지 및 위락시설 등에 의하여 발생하는 오염물 유입 및 인간의 레저 활동 및 골재 채취로 인한 서식지 교란이 이 구간 내 내성종의 우점현상에 영향을 준 것으로 사료된다. 이러한 인간의 인위적인 영향은 하류로 갈수록 감소하며, 이와 더불어 내성종의 상대빈도도 함께 감소하는 것으로 나타나. US. EPA(1993) 및 Barbour *et al.*(1999)가 제시한 바와 같이 이·화학적 수질 저하 및 오염 증가에 따라 내성종의 비율이 증가한다는 연구와도 일치하는 것으로 나타났다(Table 2).

한편, 트로픽 길드(Trophic guilds) 분석에 따르면, 잡식종(Omnivores, O)이 16종 913개체(62%), 충식종(Insectivores, I)이 14종 478개체(32.4%), 육식종(Carnivores, C)이 5종 82개체(5.6%)의 구성비를 보여 잡식종의 우점현상을 보였다(Table 1, Fig. 3e, f). 잡식종에서 피라미(*Zacco platypus*)가 54.4%, 충식종에서 밀어(*Rhinogobius brunneus*)가 45.4%, 육식종에서는 얼룩동사리(*Odontobutis interrupta*)가 51.2%를 차지하여 각각의 대표종으로 나타났다(Table 1). 지점별로 트로픽 길드 분석에 따르면, 내성종의 비율은 S1과 S5에서 각각 77.1%, 78.2%로 높게 나타난 반면, S4에서 38.3%

로 가장 낮은 비율을 보였다. 충식종 비율에서는 S3, S4에서 각각 50.5%, 46.6%로 높게 나타난 반면, S1과 S5에서 각각 22.7%, 18%로 낮은 비율을 보였다(Fig. 3f). S1과 S5에서 내성종과 잡식종의 우점현상을 보였는데(Fig. 3d, e), 이는 S1 상류부에 진행되고 있는 교량건설공사 및 자라섬 캠핑장 조성공사로 인한 서식지 교란과 더불어 유입하천인 가평천 수계 농경지의 농업용수의 유입으로 인한 호수의 부영양화가 생태계 내의 교란에 크게 영향을 준 것으로 사료된다. S5도 상류부의 홍천천과 지류인 송산천의 유입과 더불어 지점 주변에 불법 어로 행위(낚시)와 같은 인간의 인위적인 활동이 영향을 미친 것으로 사료된다. 이처럼 서식처의 물리·화학적 질적 하강에 따라 내성종 및 잡식종의 상대 풍부도는 증가하는 것으로 나타나 Karr(1981)와 Ohio EPA(1989)의 연구와도 일치하는 것으로 나타났다. 지점별 충식종 출현 빈도가 가장 높은 지점은 S3으로 50.5%의 높은 비율을 보였으며, 지점 S1과 S5에서는 충식종의 비율이 30%미만으로 나타났다(Fig. 3f), 본 지역에서는 하상의 골재 채취 작업이 주기적으로 일어나고 있어, 하상의 모래 등에 의한 서식지 단순화 및 돌, 자갈 등에 의한 하상의 상대적 감소에 기인한 영향으로 나타났다(김치홍 등, 2005).

3. 어류 풍부도 및 개체 건강도

채집된 어류 중 외래종을 제외한 국내종 총 종수는 34종 1,456개체로서 청평호는 수체의 크기에 비해 적은 개체수로 나타났다(Table. 1). 청평호와 동일한 수계에 위치한 인공호 중 청평호의 상부에 위치한 소양호는 11과 38종(손영목 등, 1997), 하부에 위치한 팔당호는 11과 42종(최재석 등, 2003)이 보고된 데 비하여 청평호의 어류상 결과는 소양호나 팔당호에 비해 서식하는 어종의 수가 적은 것으로 나타났다. 이는 청평호가 호수 크기도 작을 뿐만 아니라 유입되는 하천의 수가 적고, 채집에 사용되는 어구에 의한 차이도 일부 원인이 있다고 판단된다. 환경부(2007)의 기준에 의거한 6차 하천의 중수 기

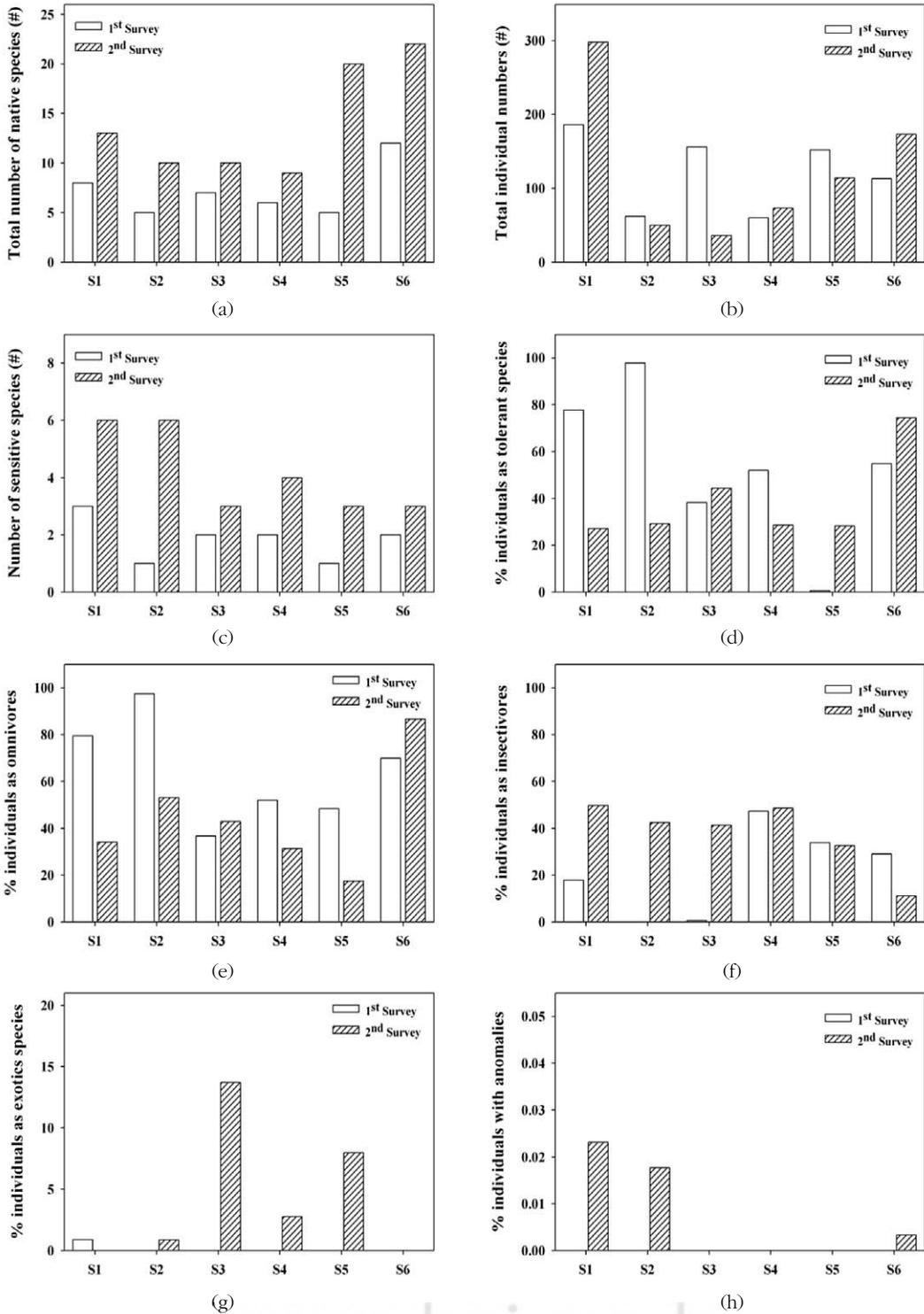


Fig. 3. Spatial variations in the model metrics of Lentic Ecosystem Health Assessments (LEHA) during the 1st and 2nd surveys of 2005 - 2006

준과 비교하였을 때, 1차 조사에서는 S6을 제외한 나머지 지점에서 9종 미만으로 채집되었으며, 국내 종 수 메트릭에서 가장 낮은 점수를 보였다. 2차 조사에서는 1차 조사에 비하여 높은 종수를 보였으나, 역시 S5, S6을 제외한 나머지 지점에서 14종 미만으로 출현하여 국내종 수 메트릭에서 낮은 점수로 평가 되었다(Fig. 3a). 개체수 측면에서도 시기별 대부분 지점에서 200개체 미만이 채집되어 환경부(2007)의 기준에 비교해도 아주 적은 개체수 빈도를 보였다. 지점별 총 개체수 비교에 따르면 최상류 지점(S1)에서 484개체로 가장 높게 나타났으며, S2에서 112개체로 가장 낮게 나타났다(Fig. 3b).

청평호에서 출현한 외래종은 배스만이 출현하였으며, S1을 제외한 전 지점에서 채집되어 청평호 전반에 걸쳐 배스 개체군이 분포하는 것으로 나타났으나, 상대풍부도는 안동호와 같이 대규모로 밀집된 인공호에 비해 높지 않아 육식성 외래종에 의한 포식압(Predation pressure)은 크지 않은 것으로 나타났다(Fig. 3g). 수체 내 다양한 오염물질로 인하여 어류의 외형적 변이를 판단하는 비정상종의 개체수 빈도(Sanders *et al.*, 1999)은 어류의 건강 상태를 대표하는 메트릭으로서 채집된 개체수의 0.4%(6개체)의 매우 낮은 비율을 보이는 것으로 나타났다. 시기별 분석결과, 1차 조사에서는 비정상개체가 전혀 출현하지 않았으며, 2차 조사에서 상류부에 위치한 S1, S2에서만 6개체가 확인되었다(Fig. 3h). 이와 같은 결과는 주변의 인(P) 및 질소(N)의 유입 농도가 풍수기인 1차 조사시기 보다 갈수기인 2차 조사시기에 오염물 농도가 상대적으로 더 높게 나타났으며, 이 구간에서 주로 준설공사, 교량설치 작업 및 하중도의 공원화 작업으로 인한 서식지 교란이 개체 건강도 악화에 영향을 미친 것으로 판단된다(Table 2). 이런 특성들은 “인공호 육수학(Reservoir limnology)”의 구조 및 기능 개념(황순진 등, 2002)에 의해 잘 설명 되어있다.

4. 물리적 서식지 평가

호소 연안대의 물리적 서식지 특성의 지표로 이

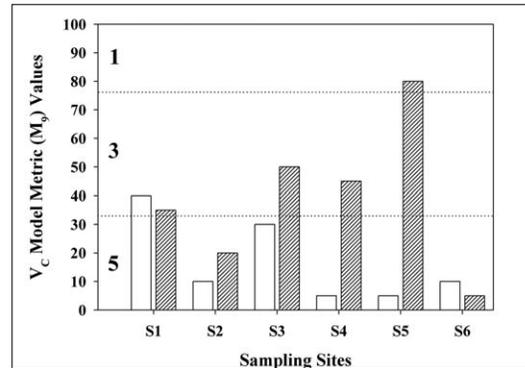


Fig. 4. Physical habitat parameter(P_p) as M_9 model metric values of riparian vegetation coverage(% V_c) in the sampling sites during 2005 - 2006

용된 호소의 수변 식피율(Vegetation coverage)은 모든 지점에서 비교적 낮은 비율로 나타났으며, 가평천과 합류되는 상류지점에서 평균 37.5%로 가장 높게 나타난 반면, 최하류 지점인 S6에서 7.6%로 가장 낮게 나타났다(Table 2). 시기별로 분석한 결과 1차 조사(16.7%)에 비하여 2차 조사에서 평균 39.2% 더 높은 비율을 보이는 것으로 나타났다(Fig. 4). 이는 풍수기 호수 내로 유입되어 증가한 영양물질과 더불어 1차 조사시기에 수생식물의 성장이 촉진되는 특성이 반영된 결과로서(Barko *et al.*, 1992), 남양호(한정호 · 안광국, 2008)와 비교하였을 때, 서로 상이한 결과를 보였다. 이처럼 1차 조사에서 수생식물의 피도 증가는 영양물질의 유입량과 호소 수심과 밀접한 관계를 가지고 있으며, 영양염류 증가에 따라 성장이 촉진되고 수상식물체의 피도가 증가하는 정수 식물의 비율이 적은 것으로 보아 부영양호의 특성을 보이지는 않았다(US. EPA, 1998). 이와 같은 호수 연안부의 낮은 식피율은 청평호 낮은 어류 풍부도와도 높은 연관성을 보일 것으로 판단되기 때문에 청평호 생태계 안정을 유지하기 위해서는 청평호 내에서 서식하는 종들의 산란 생태 연구와 어린시기 또는 미성어의 서식환경과 먹이단계 등에 대한 추가 연구가 이루어져야 하며, 이를 바탕으로 한 청평호 생태계 관리가 필요할 것으로 사료된다(김치홍 등, 2005).

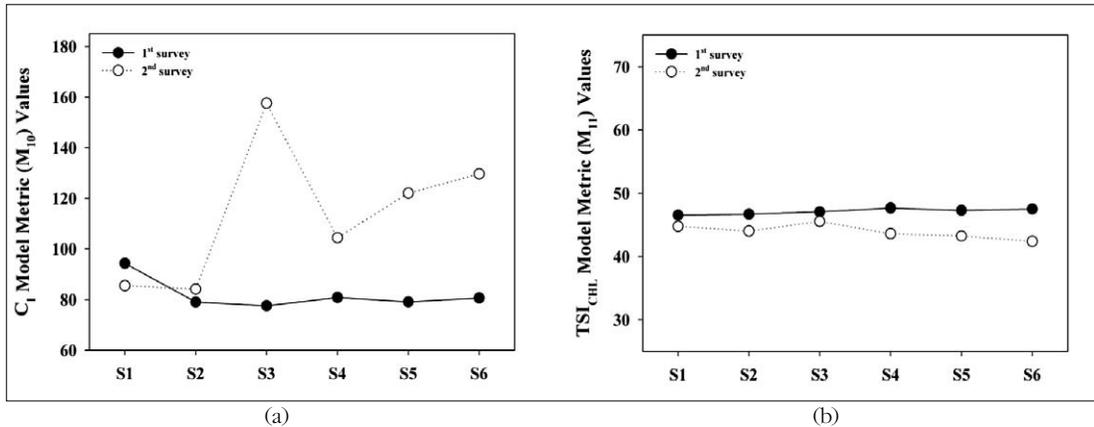


Fig. 5. Chemical water quality parameters(C_p), based on C_1 model metric values of M_{10} and Trophic State Index metric values($Chl-a$; TSI_{CHL}) of M_{11} in the sampling sites

5. 화학적 수질 평가

청평호의 화학적 수질 평가 결과에 따르면, EC는 1차 조사에서 $69.8 - 80.1 \mu s cm^{-1}$ 의 변이를 보였으며, S3에서 가장 낮은 값을, S1에서는 가장 높은 값을 보였으나 지점 간 차이는 크지 않았다. 2차 조사에서도 $84.1 - 157.6 \mu s cm^{-1}$ 의 변이로 1차 조사보다 다소 높은 값을 보여 장마 후(Post-monsoon)보다 장마 전(Pre-monsoon)의 유기물 오염도가 더 심각한 것으로 사료된다. 이를 기준으로 하여 예측된 COD의 환경부 호소 수질 기준으로 최상류 지점을 제외한 모든 지점에서 1등급의 이화학적 수질을 보였다(Fig. 5a). 지점별 분석에 의하면 S2에서 가장 낮은 값을, S3에서 가장 높은 값을 나타냈으며, 지점간 농도에 있어서 큰 차이를 보이지는 않았다(Table 2, Fig. 5a). 이와 같은 결과는 1차 조사가 장마기의 집중강우로 인하여 급격히 증가한 유량으로 인한 희석효과가 반영된 것으로 사료된다(안광국, 2000a, b; An, 2001).

부영양화도 지수(Trophic State Index, TSI)는 1차 조사에서 지점별로는 $42.2 - 54.7$ 로 변동 하였고, S1에서 가장 낮은 값을, S4에서는 가장 높게 나타났다. 2차 조사에서는 지점별로 $42.2 - 45.5$ 로 S6에서 가장 낮은 값을, S3에서 가장 높은 값을 보였다(Table 2, Fig. 5b). 이런 수치는 Carlson (1977, 1992)의 기준에 의거할 때, 부영양상태

(Eutrophy)로 평가되었다. TSI의 변수로 이용된 Chl-a의 농도는 $42.2 - 54.7 \mu g L^{-1}$ 의 변이를 보여 큰 차이를 보이지 않았으나 여전히 우리나라 환경부의 기준에 의거할 때, 부영양상태로 나타나 TSI 지수값과 동일한 상태로 평가되었다. 최상류 지점에서는 최저치의 TSI값을 보였고, 지점 S4에서는 최고치를 보였는데, 이는 최상류역이 유수대의 특성을 나타내고 있어 수체류 시간이 비교적 하류부에 비해 짧고, 광투과율이 낮으며, 식물 플랑크톤의 세척효과(Wash-out)에 의해 식물 플랑크톤의 농도가 낮게 나타난 것으로 판단되었다. 반면, 전이대(Transition zone)에 특성을 보이고 있는 S4에서는 침전작용으로 인한 광투과도 증가와 더불어 상류 및 주변에서 유입된 다량의 용존성 인(P)과 질소(N)의 농도가 수체류 시간의 증가로 인해 Chl-a가 증가할 수 있는 환경조건이 조성되어 이와 같은 결과가 나타난 것으로 판단되었다(황순진 등, 2002).

6. 개발된 LEHA 모델에 의한 생태건강도 평가

우리나라 호소에 맞게 수정·보완된 LEHA 모델을 이용한 청평호 생태건강도 평가에 의하면, 다변수 평가 모델값은 1차 조사에 평균 28로 생태건강도 평가등급에서 “악화상태(poor)”로 평가되었으며, 2차 조사에서는 평균 30으로 생태건강도 평가등급에서 “보통 - 악화상태(fair - poor)”로 나타나 시기

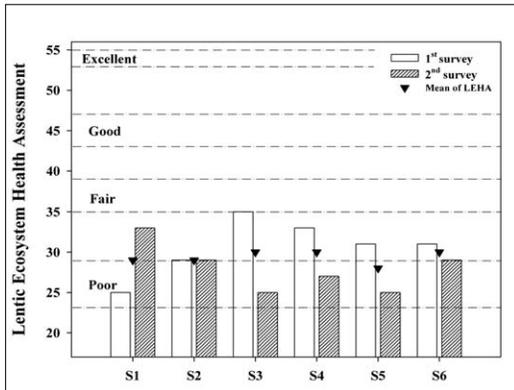


Fig. 6. Integrative Lentic Ecosystem Health Assessment (LEHA) Model and their criteria from "poor condition" to "excellent conditions" in Cheongpyeong Reservoir during the 1st and 2nd surveys of 2005 - 2006.

별 건강도에 차이를 보이는 것으로 분석되었다 (Table 2). 지점별 건강도 지수는 최상류역인 S1 지점에서 평균 34로 높은 값을 보였으며, 중·하류 지점인 S3과 S5에서 평균 26으로 가장 낮은 값을 보였다. 그 외 지점들에서는 평균 29로 나타나 미미한 공간 이질성(Spatial heterogeneity)을 보였다 (Table 2). 어류의 먹이연쇄 및 수질오염에 따른 종 구성도 분석에 따르면, 청평호는 1차적으로 내성종과 잡식성 종의 우점현상이 극명한 반면, 민감종과 충식성 어종의 구성 비율은 낮은 것으로 나타나 호수의 생태계의 교란이 일어나 영양단계 구조 (Trophic structure)의 변화가 일어난 것으로 평가되었다. 또한, 물리적 서식지 평가지표로 이용된 수변 식피율(Riparian vegetation coverage)은 지점별로 각각 5 - 40%로 나타나 큰 변이를 보였다. 특히, 최상류 지점인 S1 및 S3 지점은 30 - 40%를 보여 수생식물이 발달하여 수체의 부영양화에 기여하는 것으로 사료되었다(Fig. 6). 한편, 화학적 수질평가 변수로서 이용된 전기전도도는 69.8 - 157.6 $\mu\text{s cm}^{-1}$ 사이에서 변화하여 시기별 차이는 큰 반면, 지점별 차이는 크지 않은 것으로 나타났다. Chl-a의 농도에 의거한 부영양화도 지수(Tropic State Index, TSI)는 지점별로 42.2 - 54.7로 변동하였는데, 상류인 S1에서 가장 낮은 수치를 보였으며, S4에서는 가장 높게 나타나 TSI 지수 측면에서 청

평호는 M_{11} 의 등급기준의 의하여 중영양호 (Mesotrophic reservoir)의 특성을 보였다 (Table 2, Fig. 6). 청평호의 시기별 건강도 지수는 1차 조사시기에 비하여 2차 조사시기의 건강도 값이 낮은 것으로 분석되었다. 이는 2차 조사시기가 생태지표 종의 분포 특성과 섭식구조 단순화로 인하여 내성종과 잡식종의 우점현상이 나타났고, 특히 서식지의 질적 저하와 오염부하의 증가에 따라 상대 풍부도가 증가하는 비정상개체 및 외래종 비율의 증가로 인하여 생태 건강성 값이 크게 악화된 것으로 사료된다. 수변식피율도 2차 조사시기에 하루로 갈수록 높게 나타나는데 이는 주변 농경지에서 발생한 영양염이 호소내로 유입된 것으로 추정해 볼 수 있다. 전기전도도에서도 복합적인 원인에 의해 급격히 증가한 것으로 나타났다. 이러한 수질악화가 청평호의 생태 건강도에 악영향을 미친 것으로 사료된다.

IV. 결론

청평호 환경영양평가를 위한 LEHA 모델의 11개 메트릭을 이용한 생태건강성 평가 결과에 따르면, 청평호의 이화학적인 수질은 COD기준으로 1등급으로 나타나, 양호한 상태를 보이는 것으로 평가되었지만, 생물학적인 평가에서는 다른 인공호들에 비하여 종 및 개체수에 있어서 낮은 풍부도를 보였다. 이와 같은 원인은 인간의 인위적인 활동과 더불어 생태계 내에 살아가는 생물 서식지의 교란 등 복합적 원인에 의해 청평호 건강성 악화에 영향으로 준 것으로 판단된다. 일반적으로 생태건강성은 이화학적 수질에 대한 영향도 크지만, 물리적 서식지 교란이나 생물학적 교란 등 다른 요인에 의한 영향도 크게 작용되기 때문에(안광국, 2001b), 정확한 평가를 위해서는 화학적 수질, 물리적 서식지 그리고 생물학적 평가가 종합적으로 평가되어야 한다. 그러나 호수에 대한 기존 연구를 종합해 보면, 호수의 수환경은 이화학적 수질 상태만을 가지고 호수를 평가하는 것이 주류를 이루고 있었으며, 일부 생물학적인 연구도 생물 분류군의 분포 특성, 종 구성

도, 종다양도 및 풍부도와 같은 단편적 변수 분석에 의해 평가된 것이 사실이다. 그러나 최근에는 생태계를 보는 페러다임의 변화로 생태계 내에 서식하는 생물과 물리적 서식지의 영향 등 복합적 원인이 호수 건강성에 큰 영향으로 줄 수 있다는 개념이 제시되고 있다(환경부, 2005; Barbour *et al.*, 1999). 따라서 우리나라 인공호에 대한 정확한 정수생태계의 평가를 위해서는 화학적 수질, 물리적 서식지 그리고 생물학적 평가가 종합적으로 평가되어야 하며, 향후 LEHA 모델에 대한 전국 규모의 호수 모델 개발 및 많은 호수의 모델 범용성 평가가 필요할 것으로 사료되는 바이다. 이런 기법 개발 및 적용은 현재 우리나라에서 거의 전무한 상태이며, 연구를 시작하는 단계가 현 실정이다. 향후 이런 기법은 국내에서 이미 개발되어 국가 수계관리 및 복원 기법으로 활용되고 있는 “하천 생태계건강성 평가” 기법처럼 우리나라 인공호와 같은 정수생태계(Lentic ecosystem)의 생태학적인 수질 관리 및 대책 마련에 중요한 역할을 할 것으로 사료된다.

적 요

본 연구에서는 2005 - 2006년 기간 동안 국내 인공호의 환경영향평가를 위해 LEHA 다변수 생태모형(Lentic Ecosystem Health Assessment Model)을 청평호에 적용하였고, 생태 건강도 모델값을 산정하였다. LEHA 생태 평가모형은 생물학적 변수(B_p), 물리적 변수(P_p), 화학적 변수(C_p)의 11개 주요 메트릭으로 구성되었고, 이를 통합하여 생태 건강도 등급을 평가하였다. 생물학적 변수(B_p)는 수환경의 질적 저하에 따라서 감소하는 민감종 메트릭(M_2 , NSS) 및 충식종 메트릭(M_5 , % I_n)이 이용되었고, 두 메트릭 모델값은 각각 1.5%, 32.4%로서 낮게 나타났다. 반면, 내성종(M_3 , % T_s)과 잡식종 메트릭(M_4 , % O_m) 값은 43%, 62%로서 높게 나타나 호수생태계의 질적 저하가 확인되었다. 물리적 서식지 변수(P_p)는 수변 식피율(M_9 , % V_c)로서 1차 조사에 비해 2차 조사에 높게 나타났으며, 상류

에서 하류로 갈수록 메트릭 모델 값이 감소하는 것으로 나타났다. 이는 정수역의 증가로 서식환경의 단순화와 인근 수체에서 실시되고 있는 잦은 골재채취로 인한 서식지의 하상구조 변경이 악영향을 준 것으로 사료되었다. 한편, 화학적 수질특성 변수(C_p)는 수체의 이온(양이온/음이온) 특성을 나타내는 전기전도도(M_{10} , C_t)와 부영양 상태를 평가하는 Chl-a의 부영양화 지수(M_{11} , TSI_{CHL})로서 메트릭 모델값은 계절별 변이는 크게 나타났고, 지점 간의 공간변이는 미미한 것으로 나타나, “양호상태”로 평가되었다. LEHA 다변수 모델에 의거한 청평호의 환경영향평가에 의하면, 생태 건강도 LEHA 모델값은 1차 조사에서 30.7로 “보통-악화상태”, 2차 조사에서 28로 “악화상태”를 보여 계절 변이 특성을 보였다. 지점별 LEHA 모델값은 호수의 정수대(S5)에서 28로 최소치를 보였고, 그 외 지점들도 29 - 30으로 지점 간 미미한 차이를 보였다. 청평호의 종합적인 환경영향평가에 의하면, 이·화학적 수질기준 측면에서는 “양호상태”를 보인 반면, 생물학적 기준에서는 “악화상태”를 보였는데, 이는 빈번한 준설작업으로 인한 물리적 서식지 교란이 영향을 준 것으로 사료되었다.

사 사

본 연구는 환경부 수생태복원사업단 Eco-STAR project의 일환으로 수행되고 있는 “호수생태계 통합적 건강성 평가기법 개발(EW42-08-10)” 연구과제의 지원으로 수행되었기에 이에 감사합니다.

참고문헌

- 공동수, 1992, 팔당호의 육수생태학적 연구, 고려대학교 박사학위 논문, pp. 1-394.
- 김동섭, 김범철, 황길순, 박주현, 1995, 팔당호의 부영양화 경향(1988-1994), 한국물환경학회지, 11(4), 295-302.
- 김익수, 1997, 한국동식물도감, 제 37권 동물편(담

- 수어류), 교육부, 서울.
- 김익수, 강종연, 1993, 원색 한국 어류도감, 아카데미서적, 서울.
- 김익수, 박종영, 2002, 원색도감 한국의 민물고기, 교학사, 서울.
- 김종민, 노혜란, 허성남, 양희정, 박준대, 2005, 강우 및 유입 하천수가 팔당호 수질에 미치는 영향 분석, 한국물환경학회지, 21(3), 277-283.
- 김종민, 허성남, 노혜란, 양희정, 한명수, 1998, 호소형 및 하천형 댐 호의 육수학적 특성과 조류발생과의 상관관계, 한국육수학회지, 36(2), 124-138.
- 김치홍, 이완옥, 이종관, 홍관의, 2005, 청평호의 어류군집, 한국어류학회지, 17(2), 123-130.
- 나은혜, 박석순, 2003, 로그선형모델을 이용한 팔당호 유입지류 수질의 연속성 시뮬레이션과 경향 분석, 한국육수학회지, 36(3), 336-343.
- 남명모, 1997a, 가평천의 어류상과 군집구조, 한국육수학회지, 30(4), 357-366.
- 남명모, 1997b, 조종천의 어류상과 군집구조, 한국육수학회지, 30(4), 367-375.
- 배대열, 안광국, 2006, 생물학적 다변수 모델 적용 및 수화학 분석에 의거한 갑천 생태계 평가, 한국육수학회지, 39(2), 198-208.
- 변화근, 전상린, 김도한, 1997, 소양호의 어류상과 어류군집, 한국육수학회지, 30(4), 325-335.
- 손영목, 송호복, 변화근, 최재석, 1997, 팔당호의 어류군집 동태, 한국어류학회지, 9(1), 141-152.
- 신재기, 조주래, 황순진, 조경계, 2000, 경안천과 팔당호에서 총세균수의 분포 및 동태, 한국육수학회지, 34(2), 387-394.
- 안광국, 2000a, 호소내 인의 주요원으로 몬순 유입수, 한국육수학회지, 33(3), 222-229.
- 안광국, 2000b, 호수 지형 및 수리수문학적 변화에 대한 몬순영향, 한국육수학회지, 33(4), 342-349.
- 안광국, 김자현, 2005, 물리적 서식지평가기법 및 어류 다변수 평가모델에 의거한 대전천의 생태학적 건강도 진단, 한국육수학회지, 38(3), 361-371.
- 안광국, 신인철, 2005, 산간 계류성 하천의 계절적 수질변동에 대한 몬순강우의 영향, 한국육수학회지, 38(1), 54-62.
- 안광국, 염동혁, 이성규, 2001a, 생물보전지수 (Index of Biological Integrity)의 신속한 생물평가 기법을 이용한 갑천수계의 평가, 한국환경생물학회지, 19(4), 261-269.
- 안광국, 이의행, 2006, 어류의 군집 메트릭 모델을 이용한 유구천의 생태 건강도 평가, 한국육수학회지, 39(3), 310-319.
- 안광국, 이재연, 배대열, 김자현, 황순진, 원두희, 이재관, 김창수, 2006, 우리나라 주요하천 수계에서 다변수 모델을 이용한 생태학적 수환경 평가, 한국환경생물학회지, 22(5), 796-804.
- 안광국, 이재연, 장하나, 2005, 유등천에서의 생태학적 건강도 평가 및 수질양상, 한국육수학회지, 38(3), 341-351.
- 안광국, 정승현, 최신석, 2001b, 생물보전지수 및 서식지 평가지수를 이용한 평창강의 수환경 평가, 한국육수학회지, 34(3), 153-165.
- 안광국, 최지웅, 2006, 초강의 통합적 생태건강성 평가, 한국육수학회지, 39(3), 320-330.
- 안광국, 한정호, 2007, 정수생태계 건강성 평가를 위한 다변수 메트릭 모델 개발, 한국육수학회지, 40(1), 72-81.
- 원두희, 전영철, 권순직, 황순진, 안광국, 이재관, 2006, 저서성 대형무척추동물을 이용한 한국오수생물지수의 개발과 생물학적 하천환경평가 적용, 한국물환경학회지, 22(5), 768-783.
- 이규, 최명재, 박혜경, 이장호, 2009, 팔당호와 청평호 퇴적물에서 영양염류 용출 특성, 한국물환경학회지, 25(5), 742-749.
- 전상린, 1980, 한국산 담수어의 분포에 관하여, 중앙대박사학위논문, pp. 1-91.
- 정영상, 양재의, 박철수, 권영기, 주영규, 1998, 북

- 한강 율문천 소유역에서 수질 변화와 농업 활동에 의한 N, P 부하량, 한국토양비료학회지, 31(2), 170-176.
- 정유경, 2007, 북한강 수계 상류호수와 하류호수의 식물플랑크톤 군집 변동: 파로호, 춘천호, 의암호, 청평호, 강원대학교 대학원 석사학위 청구논문, pp. 11-53.
- 조덕희, 김중수, 이우식, 2008, 고품질 수돗물 생산을 위한 팔당 수질관리 방안, 한국상하수도학회지, 22(6), 665-672.
- 조혜영, 2009, 팔당 상수원 수질 개선을 위한 정책 연구, 광운대학교 환경대학원 석사학위 청구논문, pp. 24-43.
- 최기철, 1971, 춘천호, 의암호 및 아침못의 어류동태에 관한 비교연구, 한국육수학회지, 4(1), 43-62.
- 최기철, 1987, 충남의 자연 담수어편, 한국과학기술진흥재단, 서울.
- 최기철, 1989, 한국의 민물고기, 서문당, 파주.
- 최기철, 1994, 우리가 정말 알아야 할 우리 민물고기 백 가지, 현암사, 서울.
- 최기철, 전상린, 김익수, 손영목, 1990, 원색 한국 담수어 도감, 향문사, 서울.
- 최재석, 2005a, 청평호의 어류상 및 어류군집, 한국육수학회지, 38(1), 63-72.
- 최재석, 2005b, 춘천호의 어류상 및 군집구조, 한국육수학회지, 23(2), 173-183.
- 최재석, 이광열, 장영수, 고명훈, 권오길, 김범철, 2003, 소양호의 어류군집 동태, 한국어류학회지, 15(2), 95-104.
- 최중대, 장석오, 최병용, 류순호, 2000, 북한강 수계 중적평야의 지하수 수질 모니터링 연구, 한국물환경학회지, 16(3), 283-294.
- 한정호, 안광국, 2008, 남양호에서 다변수 메트릭 모델 적용 및 평가, 한국하천호수학회, 41(2), 228-236.
- 해양수산부, 2007, 내수면 잠재력 조사 및 발전방안 연구, 3차년도 최종보고서, pp. 596-614, 해양수산부, 서울.
- 해인량, 이건호, 함광준, 최지용, 정의호, 2004, 의암호 유역에서 발생하는 자체생산 유기물 저감방안에 관한 연구, 한국환경위생학회지, 30(1), 50-58.
- 홍영표, 손영목, 2003, 외래어종 베스, *Micropterus salmoides*를 포함하는 군집의 종간 Association에 관한 연구, 한국어류학회지, 15(1), 61-68.
- 환경부, 2005, 물 환경 종합평가방법 개발 조사연구, pp. 350, 국립환경과학원, 인천.
- 환경부, 2007, 수생태 건강성 회복을 위한 하천복원 모델과 기준, 조사계획 수립 연구 최종보고서(III): 수생태 건강성 조사계획 수립 및 지침, pp. 49-93, 국립환경과학원, 인천.
- 황순진, 김난영, 원두희, 안광국, 이재관, 김창수, 2006, 돌말(Epilithic Diatom) 지수를 이용한 국내 주요 하천(금강, 영산강, 섬진강)의 생물학적 수질평가, 한국물환경학회지, 22(5), 784-794.
- 황순진, 안광국, 류재근, 2002, 호소생태학: 인공댐호 · 저수지의 육수학, pp. 154-275, 신광출판사, 서울.
- An, K.G., 2001, Hydrological significance on interannual variability of cations, anions, and conductivity in a large reservoir ecosystem, Korean Journal of Limnology, 34(1), 1-8.
- 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.
- Barko, J.W., H.L. Eakin and D.G. McFarland, 1992, Interrelationships between

- macrophyte growth and sediment nutrient availability, Abstracts, NALMS 12th Annual International Symposium, North American Lake Management Society, Madison, WI.
- Cairns, J. Jr. and R.L. Kaesler, 1971, Cluster analysis of fish in a portion of the upper Potomac River, Transactions of the American Fisheries Society, 100, 750-756.
- Carlson, R.E., 1977, A trophic state index for lakes, Limnology and Oceanography, 22, 361-369.
- Carlson, R.E., 1992, Expanding the trophic state concept to identify non-nutrient limited lakes and reservoirs, pp. 59-71, In Enhancing the state's Lake Management Society, Madison, WI.
- Crowder, A. and D.S. Painter, 1991, Submerged macrophytes in Lake Ontario: Current knowledge, importance, threats to stability, and needed studies, Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 48, 1539-1545.
- Didier, J., D. Kestemont and J.C. Micha, 1996, Indice Biotique d'Integrite piscicole pour evaluer la qualite ecologique des ecosystemes aquatiques, la Paix, Namur, Belgium.
- Funk, J.L., 1957, Movement of stream fishes in Missouri, Transactions of the American Fisheries Society, 85, 39-57.
- Gerking, S.D., 1959, The restricted movement of fish populations, Biological Review, 34, 221-242.
- Harper, D.M. and W.D.P. Stewart, 1987, The effects of land use upon water chemistry, particularly nutrient enrichment, in shallow lowland lakes: comparative studies of three lochs in Scotland, Hydrobiologia, 148, 211-219.
- Harper, D.M., 1992, Eutrophication of freshwaters, Chapman and Hall, pp. 120-123.
- Harris, J.H., 1995, The use of fish in ecological assessments, Australian Journal of Ecology, 20, 65-80.
- Hill, J. and G.D. Grossman, 1987, Home range estimates for three North American stream fishes, Copeia, 1987, 376-380.
- 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.
- Karr, J.R. and M. Dionne, 1991, Designing surveys to assess biological integrity in lakes and reservoirs, in biological criteria, EPA-440/5-91-005, USA. pp. 62-72.
- 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.
- 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, Bulletin of the Japanese Society of Fisheries Oceanography, 61, 144-156.
- Lyons, J.S., Navarro - P.A. Perez, E. Cochran, C. Santana and M. Guzman - Arroyo, 1995, Index of biotic integrity based on fish assemblages for the conservation of

- streams and rivers in west - central Mexico, *Conservation Biology*, 9, 569-584.
- Margalef, R., 1975, Typology of reservoir, *Verh International Verein Limnology*, 19, 1841-1848.
- Matthews, W.J., 1986, Fish faunal structure in an Ozark stream: Stability, persistence, and a catastrophic flood, *Copeia*, 1986(2), 388-397.
- 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, USA.
- Ross, S.T., W.J. Matthews and A.E. Echelle, 1985, Persistence of stream fish assemblages: Effects of environmental change, *American Naturalist*, 126, 24-40.
- Ryder, R.A., 1978, Ecological heterogeneity between north-temperate reservoir and glacial lake systems due to differing succession rates and cultural uses, *Verh International Verein Limnology*, 20, 1568-1574.
- Sanders, R.E., R.J. Miltner, C.O. Yoder and E.T. Rankin, 1999, The use of external deformities, erosion, lesions, and tumors (DELT anomalies) in fish assemblages for characterizing aquatic resources: A case study of seven Ohio streams, In *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities*(TP Simon ed), CRC Press LLC.
- Sartory, D.P. and J.U. Grobbelaar, 1984, Extraction of chlorophyll-a from freshwater phytoplankton for spectrophotometric analysis, *Hydrobiologia*, 114, 177-187.
- Tornton, K.W., 1990, *Reservoir limnology: Ecological perspectives*, Wiley interscience, New York.
- 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.
- US. EPA, 1994, Environmental monitoring and assessment program: Integrated quality assurance project plan for the Surface Waters Resource Group, 1994 activities, Rev. 2.00. EPA 600/X-91/080, U.S. Environmental Protection Agency, Las Vegas, NV.
- US. EPA, 1998, Lake and reservoir bioassessment and biocriteria, EPA 841-B-98-007, U.S. EPA, Office of Water, Washington, D.C. USA.
- Wetzel, R.C., 1990, Reservoir ecosystems: conclusions and speculations, In Thornton, K.W., B.L. Kimmel and F.E. Payne, *Reservoir limnology: Ecological perspectives*, Wiley interscience, New York.