

어류 군집을 이용한 미호천의 생태 건강성 평가 및 피라미 (*Zacco platypus*)의 총수은 함량

이 재 훈 · 안 광 국*

(충남대학교 생명시스템과학대학 생명과학과)

Ecological Health Assessment Based on Fish Assemblages Along with Total Mercury Concentrations of *Zacco platypus* in Miho Stream. Lee, Jae Hoon and Kwang-Guk An* (Department of Biology, College of Biological Science and Biotechnology, Chungnam National University, Daejeon 305-764, Korea)

This study was to evaluate the ecological stream health through the Multimetric Fish Assessment Index (MFAI) along with fish fauna analysis based on the tolerance and trophic guilds at Miho stream in 2008 and 2009. Also, we analysed total mercury concentration in fish tissues to examine heavy metal contamination. Total sampled fish were 40 species and 2,557 individuals and *Zacco platypus* was the most dominant with 35% relative abundance. It was sampled with 11.4% RA for Korean endemic species (10 species 291 individuals) less than average RA 39.3% for the Geum river watersheds. According to the tolerance guild analysis, tolerant species was more dominant with 58.9% RA (15 species, 1,507 individuals) than sensitive species with 6.6% RA. Trophic guild analysis also suggested that omnivores were more dominant (60.5% RA) than insectivores (31.5% RA). Riffle-benthic species was also sampled with 7.7% RA. Ecological stream health based on the MFAI were averaged 25.3 (n=3) with fair-poor condition in 2008 and also 26.3 (n=3) with fair condition in 2009, just slightly increased than 2008. Qualitative habitat evaluation index was averaged 134 (n=3) with fair condition but most of sites had sediment accumulation that reflected substrate degradations proceeding. From the result of total mercury accumulation in fish tissues, kidney and liver tissues showed the highest but the lowest for gill tissues. Overall mercury concentration were not exceed the national standards by Korean Federation of Drug and Administration (KFDA). Consequently, our result could correspond with the characteristics of Miho stream where point sources such industrial complexes and wastewater treatment plant widely distributed around the stream along the gradient of up and downstream.

Key words : MFAI, QHEI, total mercury concentration, fish

서 론

하천 생태계에 대한 최근 연구들은 대부분 산업 및 농업용수, 축산폐수 등과 같은 점오염원 뿐만 아니라 도심

인근에서 가장 큰 영향을 받는 비점오염원 등에 의해 발생하는 하천의 수질 저하현상에 대해 주목하고 있다(Lee and An, 2007a, b; Ra *et al.*, 2007; Yeom *et al.*, 2007). 이러한 하천의 수질 저하현상은 수체내 영양물질의 과풍부(An and Park, 2002), 특정 오염물질 및 중금속에 대한

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

노출 증가(Lee and An, 2007a; 이 등, 2008), 오염된 퇴적물의 하상 침적(Judy *et al.*, 1984; 안과 김, 2005) 등과 같은 다양한 경로로 하천 생태계를 교란시키고, 궁극적으로 생태계내에 살고 있는 생물다양성을 감소시켜 생태계의 건강성을 저해한다(An and Choi, 2003). 이러한 현상들은 자연하천(안 등, 2001b), 도심하천(안 등, 2001a; 배와 안, 2006), 기수역하천(조 등, 1999) 등과 같은 다양한 하천을 대상으로 보고되어 왔다.

이러한 하천수계에 대한 영향을 평가하기 위해서 과거에는 이화학적인 수질 분석에 의한 측정평가법이 주류를 이루고 있었으나, 최근 수환경의 전반적인 변이를 반영할 수 있는 생물학적 건강성 평가법이 미국을 시작으로 다양하게 개발되어 왔다(안 등, 2006). 특히 어류를 이용한 다변수 지표평가(Index of Biological Integrity)는 미국의 Karr(1981)에 의해 개발된 이래 미국을 비롯한 수많은 나라에 적용되어 하천생태계 건강성 평가방법으로 자리 잡고 있다. 우리나라의 경우, 엄 등(2000)에 의해 최초로 도입된 이래 현재 “수생태 건강성 회복을 위한 하천복원 모델과 기준, 조사계획 수립 연구(환경부, 2007)”를 통하여 생태계 건강성 평가에 대한 기준이 확립되고, 이를 통하여 수생태 건강성 평가에 대한 정부의 역할이 크게 강화되고 있다.

미호천은 유역면적 2,592.8 km², 유로연장 139.3 km의 금강수계의 대표적인 지류중 하나로서(손과 변, 2005), 서식하고 있는 어류상에 대해서는 최(1977), 손(1983, 1991), 손과 변(2005) 등에 의해 다양하게 보고 된 바 있다. 특히 미호천의 집수역이 되고 있는 음성군, 진천군 및 청원군 지역에서는 1990년대부터 건설된 수많은 농공단지들과 오창 산업단지 등에 의해 수질이 급격히 악화되었을 뿐만 아니라, 하천 준설, 골재채취 및 하천 수변정비 등의 인위적 영향으로 하천생태계가 심각하게 교란되어 왔다고 보고되었다(손과 변, 2005). 특히 새롭게 건설될 신도시 세종시 인근에 위치한 미호천은 생태하천 조성 및 하천복원의 이슈에 걸맞게 생물학적 건강성에 대한 모니터링이 절실하지만, 현재까지 보고된 미호천에 대한 연구는 어류상 이외에 이화학적 수질(신과 조, 2000; 정 등 2004)에 대한 조사가 있을 뿐 하천 건강성에 대한 연구는 미미한 실정이다. 특히 최근 중금속의 담수 수계에 대한 영향에 대한 관심이 증대되고 있으며, 이러한 중금속은 어류폐사를 유발해 수체 내 생물다양성을 감소시키고, 하천수 및 하천 하상의 침전물에 존재하며 수생생물 생체내에 농축되어 총체적인 생태계 건강성에 크게 악영향을 끼치는 것으로 보고되고 있다(Lee and An, 2007a; 이 등, 2008). 따라서 본 연구는 연구 대상 수계인 미호천에서

하천 생태 건강성 평가 기법을 적용하여 수계의 하천 생태 건강성을 평가하고 중금속에 대한 노출을 분석하여 친환경적인 하천 관리 방법에 대한 기본적인 방향과 구체적인 관리 기법을 개발하기 위한 사례연구로서 그 목적이 있다.

재료 및 방법

1. 조사시기 및 조사지점

조사 대상인 미호천은 상류에서 하류까지 전반적으로 수계 인근에 지방 산업단지 및 농공단지가 산재되어 있어 최상류 지점에도 많은 점오염원이 분포하고 이를 통해 지속적으로 오염의 영향을 받고 있다(손과 변, 2005; Yeom *et al.*, 2007). 조사는 2008년과 2009년에 수체안정기인 장마전, 장마후 각각 2차례씩 이루어졌으며, 미호천 상류 지점(M1)은 금강수계의 합류지점으로부터 약 50.7 km 상류에 위치한 지점이며, 최근 인근 지역의 진천 농

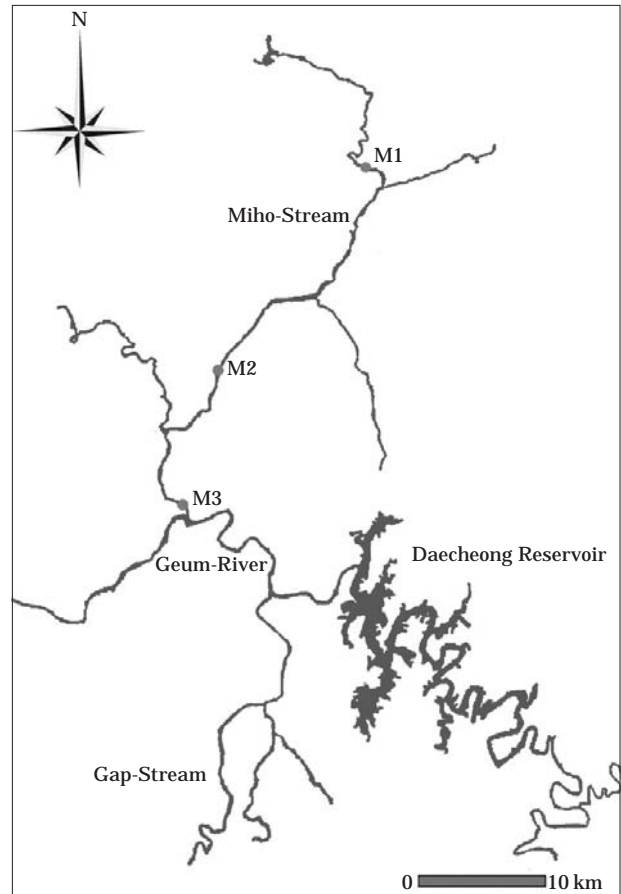


Fig. 1. The map showing the sampling sites in Miho Stream.

교양 공원개발로 인해 하상정리, 제방보수, 교량 보수 공사 등이 진행되고 있어, 이에 따른 교란이 예상되는 지점이다. 조사지점 주변은 한쪽 제방이 숲으로 둘러싸여 있고, 상류에는 농경지가 위치해 있었으며, 가까운 거리에 진천분뇨처리장과 진천축산폐수처리장 등 처리시설이 위치한다. 중류지점(M2)는 주변에 열차 및 자동차를 위한 교각이 위치하고 보가 설치되어 있다. 하상구조는 주로 모래와 퇴적물로 구성되어 있으며, 유속이 느리고, 하상 퇴적물은 두껍게 쌓여 있었다. 주변 점오염원으로는 오창과학 산업단지, 내수축산폐수처리장, 청주산업단지 및 청주 생활하수 처리장이 위치해 있었다. 하류지점(M3)은 금강과 가장 가까이 인접하고 있으며, 하상구조는 주로 모래로 구성되어 있으며, 인공보와 인공구조물이 위치해 있어 물의 흐름을 방해하고 있다. 하상 퇴적물이 많아 악취가 심하게 발생 하고 있었다. 각 지점에 대한 세부 행정구역은 다음과 같다(Fig. 1).

M1: 충청북도 진천군 문백면 구곡리(진천농교)

M2: 충청북도 청원군 강내면 석화리(미호천교)

M3: 충청남도 연기군 남면 월산리(월산교)

2. 조사 방법

어류의 채집은 Ohio EPA (1989)에서 제시한 Wading method를 국내실정에 맞게 수정, 적용한 안 등(2006)의 방법에 의거하였고, 정량적인 채집을 위하여 Catch Per Unit of Effort (CPUE)를 적용하여 지점으로부터 상, 하류 각각 100 m 구간을 60분간 실시하였다. 채집시 서식지의 특성을 고루 반영하기 위하여 조사지점내의 여울(Riffle), 소(Pool), 유속이 느린 구간(Run)을 모두 포함하였다. 채집된 어류는 김과 박(2002)에 의거하여 분류 동정한 후, 바로 하천으로 방류하였다. 채집도구로는 우리나라 어류 연구에 있어서의 대표적인 채집도구인 투망(망목 5×5 mm)과 족대(망목 4×4 mm)를 이용하였다. 투망은 여울, 소 및 유속이 느린 구간에서 장애물이 없는 개방된 곳을 대상으로 투척하였으며, 장애물이 많거나 유속이 빠르거나, 수생식물이 밀집한 지역과 같이 투망사용이 용이하지 않은 곳에서는 족대를 이용하였다.

3. 어류의 생태 특성 분류

생태 지표종 구분방식은 US EPA (1993) 및 Barbour *et al.* (1999)의 방법을 따랐고, 국내외 문헌 조사 및 현지 어류조사에서 얻은 시료분석을 동시에 실시하였다. 민감종은 주로 오염도에 따라 쉽게 사라지는 어종(U.S. EPA 1993)으로서, Ohio EPA (1987) 및 U.S. EPA (1993)처럼

전체어종의 5~10% 범위로 제한되며, 생태 지표종 분석을 위해 채집종은 수질 오염도에 따라 쉽게 사라지는 민감종(Sensitive species, or strong intolerant species, S), 내성종(Tolerant species, T)과 두 범주사이의 중간종(Intermediate species, I)으로 구분하였다. 내성종(T)은 수질 오염(역사적 자료에 근거)에도 불구하고, 종수 및 분포범위가 증가하는 어종, 중간종(I)은 두 범주사이에 포함되지 않는 종으로 규정하였다.

본 모델의 트로픽 길드분석에서는 수체내 에너지 흐름을 반영하는 영양단계로 잡식종(Omnivore species, O), 식충종(Insectivore 혹은 invertevore species, I), 육식종(Carnivore 혹은 Piscivore species, C) 및 초식종(Herbivore species, H)으로 대별하여 분석하였다. Ohio EPA (1987)에 따르면 잡식성 종은 동·식물질의 상당비율을 지속적으로 먹는 종, 식충성종은 주로 수서 무척추 곤충을 먹는 종, 육식성종은 주로 어류, 다른 척추동물을 먹는 종으로 정의하며, 식성의 분류는 1차적으로 이용하는 자원(primary source of food)에 근거하여 분류하였다. 트로픽 길드에 대한 분석 기준은 1차적으로 지형적, 국지적 생태의 특성을 반영해야 하기 때문에(Karr *et al.*, 1986), 국내에서 널리 인용되는 담수 어류의 종별분류 및 생태적 특성을 기술한 도감 및 어류문헌 등을 참고하였다.

4. 다변수 어류 평가 모델 (Multi-metric Fish Assessment Index, MFAI)

현장 채집된 어류를 기반으로 한 다변수 어류 평가모델(Multimetric Fish Assessment Index, MFAI) 산정은 Karr (1981)에 의해 제안되고, 미환경부(US EPA)와 Barbour *et al.* (1999)에 의해 재정립된 Rapid Bioassessment Protocol (RBP) 모델로 재정립된 12개 메트릭 모델을 모체로, 안 등(2005)에 의하여 국내 환경에 맞게 수정 보완된 10개 다변수 메트릭 모델(Multimetric model)을 이용하였다. 총 10개 메트릭에 대해 각각 “5”, “3”, “1”의 점수를 부여한 뒤 각 메트릭 값을 산정하여 최적상태(Excellent, 50~46), 양호상태(Good, 40~36), 보통상태(Fair, 30~26), 악화상태(Poor, 20~16), 최악상태(Very Poor, ≤10)의 5개 등급으로 구분하였다. 본 연구에서 이용된 메트릭의 속성, 모델의 세부적 특성 및 점수 부여방법 등은 안 등(2005)의 연구에서 자세히 기술되었다.

5. 물리적 서식지 평가 모델 (Quantitative Habitat Evaluation Index, QHEI)

물리적 서식지 평가는 안 등(2001a, b)의 모델을 기초로 안과 김(2005)에 의하여 개발된 11개의 다변수 메트

Table 1. Fish fauna and species composition along with tolerant, trophic, and habitat guilds in the Miho Stream, 2008.

| Species | Tolerance guild | Trophic guild | Habitat guild | 1st survey | | | | 2nd survey | | | | Total [#] | RA (%) | |
|--|-----------------|---------------|---------------|------------|-----|-----|-------|------------|-----|-----|-------|--------------------|--------|--|
| | | | | M1 | M2 | M3 | Total | M1 | M2 | M3 | Total | | | |
| 1 <i>Acheilognathus lanceolatus</i> | S | O | — | 41 | 3 | 4 | 48 | 1 | 7 | 1 | 9 | 57 | 4.04 | |
| 2 <i>Hemibarbus longirostris</i> | S | I | — | 1 | 0 | 0 | 1 | 3 | 11 | 2 | 16 | 17 | 1.20 | |
| 3 <i>Odontobutis platycephala</i> | S | C | RB | 0 | 5 | 0 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0.35 | |
| 4 <i>Pseudobagrus koreanus</i> * | S | I | RB | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 2 | 2 | 0.14 | |
| 5 <i>Pseudogobio esocinus</i> | I | I | — | 2 | 47 | 24 | 73 | 13 | 111 | 47 | 171 | 244 | 17.28 | |
| 6 <i>Acheilognathus gracilis</i> * | I | O | — | 0 | 0 | 0 | 0 | 35 | 5 | 1 | 41 | 41 | 2.90 | |
| 7 <i>Opsariichthys uncirostris amurensis</i> | I | C | — | 2 | 0 | 1 | 3 | 9 | 9 | 17 | 35 | 38 | 2.69 | |
| 8 <i>Rhinogobius brunneus</i> | I | I | RB | 17 | 0 | 0 | 17 | 8 | 10 | 0 | 18 | 35 | 2.48 | |
| 9 <i>Microphysogobio yaluensis</i> * | I | O | RB | 16 | 0 | 0 | 16 | 11 | 1 | 0 | 12 | 28 | 1.98 | |
| 10 <i>Squalidus gracilis majimae</i> * | I | I | — | 2 | 0 | 16 | 18 | 0 | 1 | 2 | 3 | 21 | 1.49 | |
| 11 <i>Odontobutis interrupta</i> * | I | C | RB | 3 | 0 | 0 | 3 | 0 | 2 | 14 | 16 | 19 | 1.35 | |
| 12 <i>Squalidus japonicus coreanus</i> * | I | O | — | 4 | 0 | 1 | 5 | 7 | 0 | 2 | 9 | 14 | 0.99 | |
| 13 <i>Cobitis lutheri</i> | I | I | RB | 10 | 0 | 0 | 10 | 2 | 0 | 0 | 2 | 12 | 0.85 | |
| 14 <i>Gnathopogon strigatus</i> | I | I | — | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 7 | 2 | 11 | 11 | 0.78 | |
| 15 <i>Tridentiger brevispinis</i> | I | I | RB | 5 | 0 | 0 | 5 | 2 | 1 | 0 | 3 | 8 | 0.57 | |
| 16 <i>Acheilognathus macropeterus</i> | I | O | — | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 2 | 2 | 0.14 | |
| 17 <i>Zacco platypus</i> | T | O | — | 98 | 58 | 0 | 156 | 128 | 156 | 16 | 300 | 456 | 32.29 | |
| 18 <i>Carassius auratus</i> | T | O | — | 16 | 28 | 146 | 190 | 6 | 18 | 38 | 62 | 252 | 17.85 | |
| 19 <i>Hemibarbus labeo</i> | T | I | — | 6 | 0 | 1 | 7 | 25 | 36 | 0 | 61 | 68 | 4.82 | |
| 20 <i>Pseudorasbora parva</i> | T | O | — | 0 | 2 | 1 | 3 | 0 | 18 | 23 | 41 | 44 | 3.12 | |
| 21 <i>Misgurnus anguillicaudatus</i> | T | H | — | 2 | 0 | 0 | 2 | 2 | 0 | 6 | 8 | 10 | 0.71 | |
| 22 <i>Abbotina rivularis</i> | T | C | — | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 4 | 7 | 7 | 0.50 | |
| 23 <i>Oryzias sinensis</i> | T | O | — | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 5 | 5 | 6 | 0.42 | |
| 24 <i>Cyprinus carpio</i> | T | O | — | 0 | 2 | 2 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0.28 | |
| 25 <i>Micropterus salmoides</i> | T | C | — | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 3 | 4 | 4 | 0.28 | |
| 26 <i>Misgurnus mizolepis</i> | T | H | — | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 1 | 4 | 4 | 0.28 | |
| 27 <i>Carassius cuvieri</i> | T | O | — | 0 | 2 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0.14 | |
| 28 <i>Silurus asotus</i> | T | C | — | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0.07 | |
| Total Number of Species | | | | 16 | 9 | 9 | 21 | 19 | 18 | 17 | 24 | 28 | | |
| Total Number of Individuals | | | | 226 | 148 | 196 | 570 | 261 | 397 | 184 | 842 | 1412 | 100 | |

*: Endemic species, Tolerance guild (S: Sensitive, I: Intermediate, T: Tolerance), Trophic guild (I: Insectivore, O: Omnivore, C: Carnivore, H: Herbivore), Habitat guild (RB: Riffle Benthic), #: total individual number, RA: Relative abundance

릭 모델을 이용하였다. 모델을 구성하는 메트릭은 총 11개로 구성되었고, 각 메트릭 속성은 안 등(2001a, b)의 연구에 자세히 서술되어 있다. 각 변수값의 등급구분은 US EPA (1993)의 기준에 의거하여 각 메트릭으로부터 얻어진 값의 합을 최종적으로 최적상태 (Excellent, 220~182), 양호상태 (Good, 168~124), 보통상태 (Fair, 110~66), 악화상태 (Poor, 52~8)의 4개 등급으로 구분하였다.

6. 어류 개체내 수은 농축도 분석

수은농축 분석은 전 지점에서 공통으로 출현하고 있는 피라미 (*Zacco platypus*)를 대상으로 선정하여, 개체별로 나타날 수 있는 변이를 줄이기 위하여 채집한 피라미들의 체장과 체중을 측정한 뒤 12 cm 전후로 크기와 무게가 유사한 피라미 3개체를 선별하여 수은을 측정하였

고, 수은 분석은 총 5개의 조직에 대하여 실시하였는데 피라미 개체의 아가미 (Gill), 신장 (Kidney), 간 (Liver), 근육 (Muscle), 척추 (Vertebra)를 채집직후 현장에서 적출한 뒤 얼음에 보관하여 실험실로 이동후, 별도의 전처리 없이 각 조직별로 수은 직접분석기 (Direct mercury analyzer, DMA-80)를 사용하여 가열기화금아말감법으로 수은 함량을 측정하였다(이 등, 2008).

결과 및 고찰

1. 종조성 및 분포특성

전체 연구결과 2년동안 미호천에서 채집된 어류는 전체 40종 2,557개체이며 피라미가 894개체 (35%)로서 우

Table 2. Fish fauna and species composition along with tolerant, trophic, and habitat guilds in the Miho Stream, 2009.

| Species | Tolerance guild | Trophic guild | Habitat guild | 1st survey | | | | | 2nd survey | | | | | Total [#] | RA (%) |
|---|-----------------|---------------|---------------|------------|-----|-----|-------|--------|------------|----|----|-------|--------|--------------------|--------|
| | | | | M1 | M2 | M3 | Total | RA (%) | M1 | M2 | M3 | Total | RA (%) | | |
| 1 <i>Acheilognathus lanceolatus</i> | S | O | — | 6 | 2 | 0 | 8 | 1.7 | 37 | 0 | 0 | 37 | 5.6 | 45 | 4.3 |
| 2 <i>Hemibarbus longirostris</i> | S | I | — | 14 | 4 | 0 | 18 | 3.8 | 8 | 12 | 2 | 22 | 3.3 | 40 | 3.8 |
| 3 <i>Pseudobagrus koreanus</i> * | S | I | RB | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.0 | 0 | 2 | 0 | 2 | 0.3 | 2 | 0.2 |
| 4 <i>Pseudogobio esocinus</i> | I | I | — | 11 | 12 | 8 | 31 | 6.5 | 7 | 89 | 42 | 138 | 20.7 | 169 | 16.0 |
| 5 <i>Squalidus gracilis majimae</i> * | I | I | — | 21 | 2 | 18 | 41 | 8.6 | 2 | 0 | 0 | 2 | 0.3 | 43 | 4.1 |
| 6 <i>Odontobutis interrupta</i> * | I | C | RB | 7 | 4 | 2 | 13 | 2.7 | 6 | 5 | 19 | 30 | 4.5 | 43 | 4.1 |
| 7 <i>Opsariichthys uncirostris amurensis</i> | I | C | — | 0 | 0 | 5 | 5 | 1.0 | 2 | 5 | 27 | 34 | 5.1 | 39 | 3.7 |
| 8 <i>Squalidus japonicus coreanus</i> * | I | O | — | 21 | 0 | 14 | 35 | 7.3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.0 | 35 | 3.3 |
| 9 <i>Microphysogobio yaluensis</i> * | I | O | RB | 5 | 0 | 0 | 5 | 1.0 | 19 | 0 | 0 | 19 | 2.9 | 24 | 2.3 |
| 10 <i>Rhinogobius brunneus</i> | I | I | RB | 0 | 2 | 0 | 2 | 0.4 | 2 | 11 | 2 | 15 | 2.3 | 17 | 1.6 |
| 11 <i>Squalidus chankaensis tsuchigae</i> * | I | O | — | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.0 | 0 | 1 | 11 | 12 | 1.8 | 12 | 1.1 |
| 12 <i>Gnathopogon strigatus</i> | I | I | — | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.0 | 0 | 5 | 0 | 5 | 0.8 | 5 | 0.5 |
| 13 <i>Acheilognathus macropetelus</i> | I | O | — | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.0 | 1 | 4 | 0 | 5 | 0.8 | 5 | 0.5 |
| 14 <i>Rhodeus uyekii</i> * | I | O | — | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.0 | 3 | 0 | 0 | 3 | 0.5 | 3 | 0.3 |
| 15 <i>Acheilognathus rhombeus</i> | I | H | — | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.0 | 3 | 0 | 0 | 3 | 0.5 | 3 | 0.3 |
| 16 <i>Abbotina springeri</i> * | I | O | — | 0 | 2 | 0 | 2 | 0.4 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0.2 | 3 | 0.3 |
| 17 <i>Pseudobagrus fulvidraco</i> | I | C | — | 0 | 1 | 0 | 1 | 0.2 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0.2 | 2 | 0.2 |
| 18 <i>Tridentiger brevispinis</i> | I | I | RB | 1 | 0 | 0 | 1 | 0.2 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0.2 | 2 | 0.2 |
| 19 <i>Squaliobarbus curriculus</i> | I | O | — | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0.2 | 1 | 0.1 |
| 20 <i>Leiocassis ussuriensis</i> | I | C | — | 0 | 1 | 0 | 1 | 0.2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.0 | 1 | 0.1 |
| 21 <i>Sarcocheilichthys nigripinnis morii</i> * | I | I | — | 0 | 1 | 0 | 1 | 0.2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.0 | 1 | 0.1 |
| 22 <i>Rhodeus ocellatus</i> | I | O | — | 1 | 0 | 0 | 1 | 0.2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.0 | 1 | 0.1 |
| 23 <i>Zacco platypus</i> | T | O | — | 233 | 32 | 4 | 269 | 56.2 | 94 | 60 | 15 | 169 | 25.4 | 438 | 41.4 |
| 24 <i>Hemibarbus labeo</i> | T | I | — | 4 | 8 | 0 | 12 | 2.5 | 64 | 28 | 3 | 95 | 14.3 | 107 | 10.1 |
| 25 <i>Carassius auratus</i> | T | O | — | 0 | 5 | 6 | 11 | 2.3 | 2 | 9 | 18 | 29 | 4.4 | 40 | 3.8 |
| 26 <i>Pseudorasbora parva</i> | T | O | — | 1 | 0 | 1 | 2 | 0.4 | 2 | 8 | 11 | 21 | 3.2 | 23 | 2.2 |
| 27 <i>Misgurnus anguillicaudatus</i> | T | H | — | 2 | 4 | 2 | 8 | 1.7 | 1 | 2 | 2 | 5 | 0.8 | 13 | 1.2 |
| 28 <i>Abbotina rivularis</i> | T | C | — | 1 | 0 | 0 | 1 | 0.2 | 5 | 0 | 2 | 7 | 1.1 | 8 | 0.8 |
| 29 <i>Carassius cuvieri</i> | T | O | — | 0 | 4 | 0 | 4 | 0.8 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.0 | 4 | 0.4 |
| 30 <i>Misgurnus mizolepis</i> | T | H | — | 1 | 0 | 0 | 1 | 0.2 | 2 | 0 | 1 | 3 | 0.5 | 4 | 0.4 |
| 31 <i>Cyprinus carpio</i> | T | O | — | 0 | 1 | 1 | 2 | 0.4 | 0 | 1 | 1 | 2 | 0.3 | 4 | 0.4 |
| 32 <i>Silurus asotus</i> | T | C | — | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.0 | 1 | 0 | 1 | 2 | 0.3 | 2 | 0.2 |
| 33 <i>Micropterus salmoides</i> | T | C | — | 2 | 0 | 0 | 2 | 0.4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.0 | 2 | 0.2 |
| 34 <i>Aphyocypris chinensis</i> | T | O | — | 0 | 2 | 0 | 2 | 0.4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.0 | 2 | 0.2 |
| 35 <i>Channa argus</i> | T | C | — | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0.2 | 1 | 0.1 |
| 36 <i>Lepomis macrochirus</i> | T | I | — | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0.2 | 1 | 0.1 |
| Total Number of Species | 16 | 16 | 11 | 26 | 21 | 17 | 17 | 29 | 36 | | | | | | |
| Total Number of Individual | 331 | 85 | 63 | 479 | 263 | 244 | 159 | 666 | 1058 | | | | | | |

*: Endemic species, +: Endangered species and natural monument, Tolerance guild (S: Sensitive, I: Intermediate, T: Tolerance), Trophic guild (I: Insectivore, O: Omnivore, C: Carnivore, H: Herbivore), Habitat guild (RB: Riffle Benthic), #: total individual number, RA: Relative abundance

점하고 있었다. 각 년도별 분석에 따르면 2008년에는 전체 28종 1,412개체가 채집되었으며, 2009년의 경우에는 전체 36종 1,058개체로서 2008년도에 비해 종수는 증가하였지만 개체수는 다소 감소하였다 (Tables 1, 2). 미호천에 대한 기존연구에서 1983년의 경우(손, 1983) 45종, 2005년 조사에서는 41종(손과 변, 2005)이 확인되어 본 연구에서는 기존 연구에 비해 종수가 다소 감소하였다. 채집종 중에서는 피라미가 456개체 (32.3%), 438개체

(41.4%)로서 각각 우점하고 있어, 피라미의 우점현상은 금강 수계의 다른 연구 결과와도 일치한다(손, 1983; 안 등, 1992; 손과 변, 2005; 안과 김, 2005; 안 등, 2005).

미호천에서 출현한 고유종의 경우 전체 10종 291개체 (11.4%)가 채집되었고 2008년, 2009년에 6종 (21.4%), 9종 (15.7%)이 각각 채집되었다. 이는 한반도 고유종 평균으로 보고된 22.5%(남, 1996)에 비해 낮으며 또한 금강에서의 고유종 비율 39.3(전과 변, 1999)에 훨씬 못미치

고 있다. 고유종은 일반적으로 수환경이 악화되면 급격히 감소하는 경향을 보이는데 (최 등, 2000), 미호천의 경우, 인근에 산재하고 있는 다양한 점오염원의 영향에 의해 수계 전체가 영향을 받고 있기 때문으로 사료된다.

본 조사에서 외래종은 배스(*Micropterus salmoides*)와 떡붕어(*Carassius cuvieri*)가 전체 조사기간 동안 출현하였고, 2009년에는 블루길(*Lepomis macrochirus*)도 채집되었다. 본 조사에서 채집된 외래종은 전체 개체수의 0.5% 정도만 출현하여 손과 변(2005)의 기존연구(0.3%)에서와 같이 상대적으로 낮게 출현하고 있지만, US EPA (1993)에서는 외래종에 의해 하천의 생태학적 특성이 변화되고 교란될 수 있다고 보고한 바 있으며, 특히 배스는 환경부에서 1998년 이래로 생태계 교란 야생동물로 지정되어 관리할 만큼 국내 하천생태계에 미치는 영향이 큰 어종이기 때문에 지속적인 모니터링을 통해서 관리할 필요가 있으며 분포 및 개체군 수준의 변이양상에 대한 추후 연구도 필요하다고 사료된다.

본 조사에서 출현한 외형적 비정상성 어종(DELTA: Deformity, Erosion, Lesion, Tumor)은 2008년 1차 조사 때 최하류 지점인 M3에서 붕어 2개체가 피부 짓무름 현상을 보였고, 2차 조사에서 가시납지리(*Acheilognathus gracilis*), 점줄종개(*Cobitis lutheri*)가 각각 상류, 중류에서 1개체씩 출현하였는데 물리적인 외상에 의한 피부손상으로 사료된다. 2009년의 경우, 1차 조사에서 중류지점 M2에서 왜몰개(*Aphyocypris chinensis*) 1개체가 피부 짓무름현상을 보였고, 붕어(*Carassius auratus*) 1개체가 지느러미 손상이 일어나 있었다. 또한 금강에 합류하기 직전인 M3지점에서는 붕어 2개체가 피부 짓무름 현상을 보이고 있었다. 한편 2차 조사에서는 M2에서 붕어 2개체가 물리적 체벽손상 및 2개체가 피부 짓무름 현상을 보이고 있었고 그 외 지점에서는 비정상종이 출현하지 않았다. 2년에 걸친 조사에서 천연기념물을 포함한 법적 보호종은 채집되지 않았다.

2. 어류 생태 특성 분석

미호천에서 오염내성도에 따른 어류의 길드분석 결과, 전체조사기간 동안 채집된 민감종은 6.6%(4종 168개체)로 매우 낮게 나타났으며, 내성종이 58.9%(15종 1,507개체)로 단연 높게 나타났다. 2008년도 조사에서는 전체적으로 내성종이 60.8%(12종 858개체)로 높게 나타났으며, 이에 반하여 민감종은 5.7%(4종 81개체)만이 출현하여 전반적으로 낮게 나타났다(Fig. 2A). 1차 조사가 진행된 갈수기에는 민감종은 하류로 가면서 감소하며 내성종은

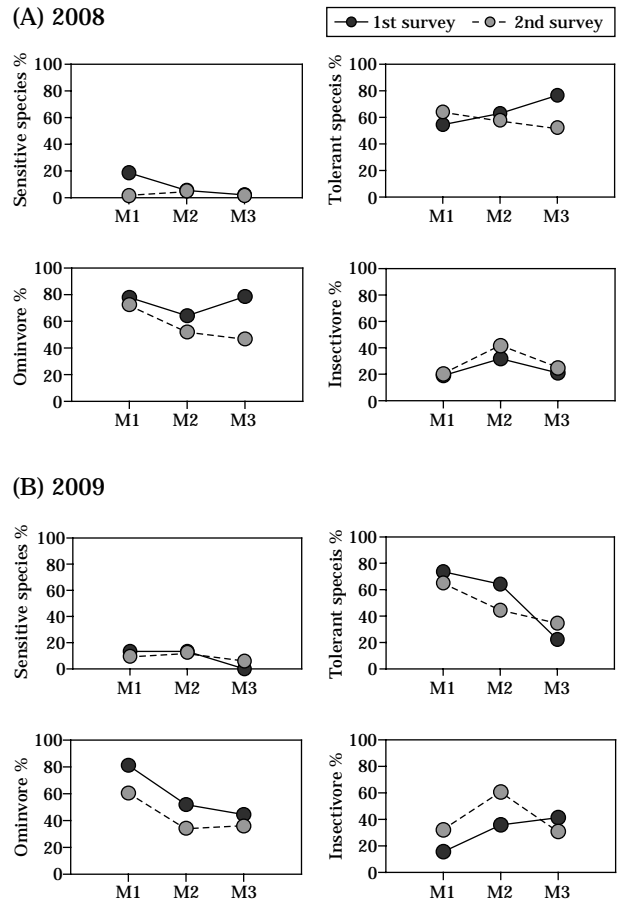


Fig. 2. Variations of tolerance guild and trophic guild along the gradient of up to downstream in Miho Stream.

증가하는 경향을 보이고 있어 내성종과 잡식종의 개체수 및 종수는 하천의 물리·화학적 질적 하강에 의해 증가한다는 기존 보고(Karr, 1981; US EPA, 1991)와 같이 하류로 가면서 점차 오염이 진행되는 현상을 보이고 있었다. 2009년 조사에서도 전체적으로 2008년 조사와 유사하게 나타나고 있는데, 민감종은 3종 87개체(8.2%)만이 출현하였다(Fig. 2B). 이에 반하여 내성종은 13종 211개체(13.9%)가 출현하여 민감종이 상대적으로 낮게 분포하고 있어 절대적인 민감종 부족현상이 나타났고, 이에 비해 우세한 내성종 우점은 미호천의 현재 상태를 잘 반영하고 있다고 사료된다.

섭식길드 분석 결과, 전체적으로 잡식종이 17종 1,546개체(60.5%)가 출현하여 단연 우세하였지만, 충식종은 11종 805개체(31.5%)로 낮게 나타났다. 년도별로 살펴보면 2008년 조사에서도 잡식종(11종 906개체, 64.2%)이 충식종(9종 418개체, 29.6%)에 비해 우세하게 나타났지

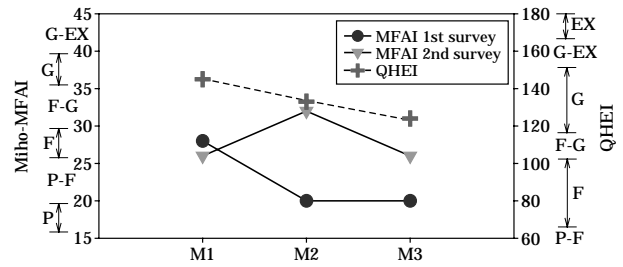
만 종수에 의한 차이보다 개체수에 의한 차이가 뚜렷하게 보였다. 본 조사에서는 오염내성도 분석에서와 같은 특징적인 지점간 패턴은 보이지 않았다(Fig. 2A). 2009년도 결과를 살펴보면 잡식종이 15종 640개체(61.5%)로 우점하고 있으며 충식종이 10종 387개체(37.2%)로 나타났다(Fig. 2B). 1차 조사에서는 잡식종이 11종 341개체(71.2%), 2차 조사에서는 11종 299개체(44.9%)로 나타났다. 내성종과 잡식종의 개체수 및 종수는 유기물 오염, 서식지 파괴 등의 서식지의 물리·화학적 질적 하강에 의해 증가한다고 보고되어 있지만(Karr, 1981; US EPA, 1991), 본 조사에서는 하류로 갈수록 내성종 및 잡식종이 감소하는 경향을 보이고 있어 2008년도 조사결과와는 상이하게 나타났다.

한편, 서식지 길드 분석에서는 전체적으로 여울성 저서어종(Riffle-Benthic species)이 7종 197개체(7.7%)가 출현하였다. 2008년 조사에서도 전체조사 결과와 같이 7.7% 정도 출현하였는데 하류지점에서는 거의 출현하지 않았다. 이는 내성도 길드분석과 같이 하류지역의 서식지가 교란 및 오염에 의해 직접적으로 영향을 받고 있는 것으로 사료된다. 2009년 조사에서도 여울성 저서종수가 전체어종의 약 7.7%로 출현하였고 하류로 갈수록 낮아지는 패턴을 보이고 있지만 2차 조사에서는 M3 특정지역에서 얼룩동사리가 다수 채집되어 중류와 하류간의 차이는 미미하게 나타났다.

3. 하천 생태 건강도 평가 및 물리적 서식지 평가

어류를 이용한 다변수 평가 지수 분석(MFAD)에서 미호천은 2008년도 평균 25.3(n=3)으로 보통~악화상태(Fair~Poor condition)를 보이고 있으나, 1차 조사에서는 상류(27, 보통상태)에서 하류(23, 보통~악화상태)로 갈수록 하천상태가 악화되고 있는 전형적인 도심하천의 특징을 보이고 있었다(Fig. 3A). 그러나 2차 조사에서는 중류지점 M2(양호~보통상태)에서 가장 높게 나타났고, 상류 및 하류지점에서는 보통상태를 보이고 있는데 이는 풍수기 수체가 안정화되면서 미호천의 하천특징상 모래를 선호하는 모래무지 개체가 많이 증가했기 때문이다. 한편 2009년도의 경우, 평균 26.3(n=3)으로 보통상태(Fair condition)를 보이고 있으나, 1차 조사에서는 평균 23.3(n=3)으로 보통~악화상태를 보이고 있으며 2차 조사에서는 평균 29.3(n=3)으로 보통상태를 보여 1차 조사에 비해 2차 조사에서 좀 더 양호한 상태를 보였다(Fig. 3B). 1차 및 2차 조사에서 비록 M3지점이 점수가 다소 상승하기는 하나 전체적으로 감소하는 경향을 보이며 특히 M2지점에서 특히 낮은 점수를 보인다.

(A) 2008



(B) 2009

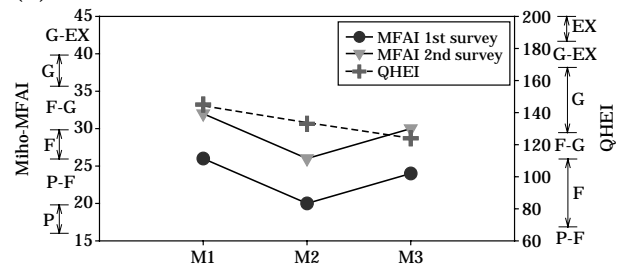


Fig. 3. Ecological Health assessment, based on Multimetric Fish Assessment Index and Qualitative Habitat Evaluation Index in Miho Stream.

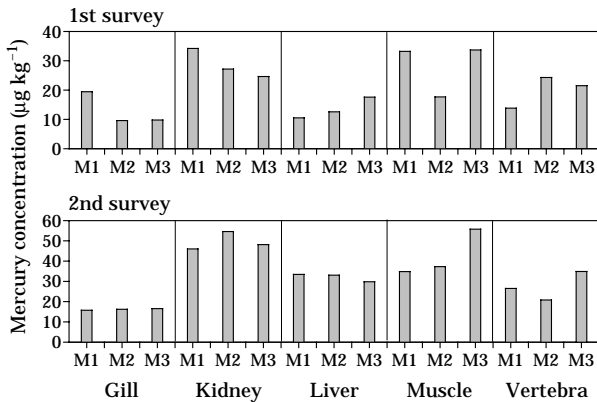
특별한 점오염원이 없는 하천은 상류와 하류의 생태 건강성 지수값이 별다른 변이를 보이지 않는 반면(안 등, 2001; 안과 최, 2006), 일반적으로 점오염원이 산재한 하천에서는 하류로 갈수록 생태 건강도가 낮아지는 양상을 보인다(안 등, 2001a; 안과 김, 2005; 안 등, 2005; 배와 안, 2006). 본 연구결과는 오창 과학·산업단지, 청주 산업단지, 청주 공업단지 1-2 외에도 각종 분뇨 및 폐수처리시설과 같은 점오염원이 상·하류 구간동안 곳곳에 산재되어 있는 미호천의 특징을 잘 나타낸 것으로 사료된다.

물리적 서식지 평가모델 분석 결과에서는 평균 134(n=3)으로 양호상태를 보이고 있으며 대부분의 지점에서 하상 퇴적물의 축적이 관찰되었다. 따라서 M₄ 메트릭인 하상유실 및 토사축적도(Bottom scouring and sediment deposition) 및 M₅ 메트릭인 하천 흐름 상태(Channel flow status)에서 비교적 낮은 점수가 나타났으며, 이는 하상 성분 중 모래의 비율이 큰 미호천의 하상구조의 특징으로 사료된다. 이러한 미호천의 물리적 하상 특성은 어류의 종 조성분석에서 제시한 바와 같이 여울성 저서종(Riffle-benthic species)의 낮은 비율에서 잘 반영되는 것으로 나타났다.

4. 어류개체 내의 수은 농도 분석

어류에 축적된 조직별 총 수은의 농축량을 분석한 결과, 2008년도 1차 조사에서는 M1이 평균 22.2 $\mu\text{g kg}^{-1}$,

(A) 2008



(B) 2009

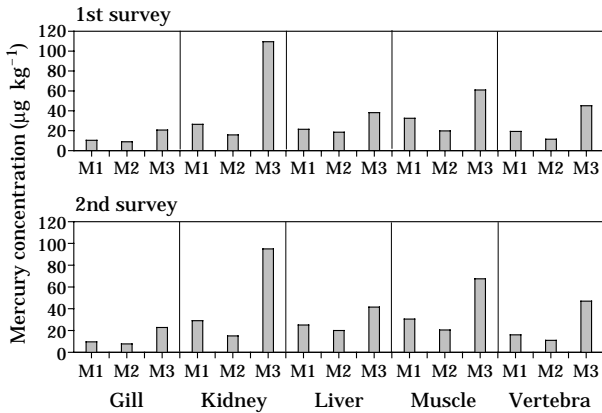


Fig. 4. Total mercury [Hg] concentration of various fish tissues in Miho stream.

M2가 18.3 µg kg⁻¹, M3에서 21.4 µg kg⁻¹로 각각 나타났다 (Fig. 4A). 2차 조사에서는 1차 조사에 비해 다소 높은 수은 농도를 보이고 있었는데, M1이 평균 31.3 µg kg⁻¹, M2가 32.4 µg kg⁻¹, M3에서 37.1 µg kg⁻¹로 각각 나타났다. 한편, 2009년 조사에서는 2008년과는 달리 상하류간의 차이가 비교적 잘 나타났다. 1차 조사에서는 M1이 평균 22.1 µg kg⁻¹, M2가 14.6 µg kg⁻¹, M3에서 54.8 µg kg⁻¹로 각각 나타났으며 특히 중류지점 M3에서 다소 낮게 나타났다 (Fig. 4B). 한편, 2차 조사는 1차 조사에 매우 유사한 특징을 보이고 있는데, M1이 평균 22.0 µg kg⁻¹, M2가 14.9 µg kg⁻¹, M3에서 54.8 µg kg⁻¹로 각각 나타났다. 어류 조직별 수은농축량을 살펴볼 때 신장조직과 근육조직에서 높은 농도를 보이며 아가미에서는 전체 조직 중 가장 낮은 농축값을 보이고 있었다. 황 등 (1998)에 따르면, 수은 농도는 일반적으로 신장 조직 (Kidney)이나 간 조직 (Liver)에서 가장 높은 것으로 나타나 본 연구와 일

치하고 있으며, 갑천 (이 등, 2008)에서의 결과와 같이 아가미 (Gill)에서 가장 낮게 나타나 유사한 경향을 보였다. 수은 농축량 분석 결과, 한국 식약청의 담수어 중금속 잔류 허용기준인 500 µg kg⁻¹ (식약청, 2007)을 초과하지 않은 상태로 나타나 수계로의 스트레스로서의 수은 영향은 그다지 높지 않다고 사료된다. 하지만 중금속의 생물농축은 언제나 잠재적 피해가능성을 내포하고 있기에 지속적인 모니터링을 통해서 주목하고 있어야 하며 또한 체계적인 관리차원에서 이에 대한 체계적이고 부가적 연구가 필요하다.

적 요

본 연구는 2008년과 2009년에 금강의 대표적 지류 중 하나인 미호천을 대상으로 상류, 중류, 하류 지점을 선정하고, 각 지점에서 서식하고 있는 피라미의 생체 조직별 총수은 농도를 분석하였다. 또한 오염내성도 길드 및 섭식길드 분석을 통해 어류상 분포를 규명하였으며, 어류군집을 이용한 다변수 평가모델을 적용하여 생태계 건강성을 평가하였다. 조사를 통해 채집된 어류는 총 40종 2,557개체이며 이중 피라미가 35% (894개체)로 우점하고 있었고, 고유종은 11.4% (10종 291개체)가 출현하여 금강수계의 평균 고유종 비율 (39.3%)보다 낮게 나타나고 있다. 오염내성도에 따른 길드분석결과, 전체적으로 내성종이 58.9% (15종 1,507개체)로 단연 우세하였고, 민감종은 6.6% (4종 168개체)로 매우 낮게 나타났다. 또한 섭식길드 분석에서도 잡식종이 60.5% (17종 1,546개체)로 높게 출현한 반면, 충식종은 31.5% (11종 805개체)로 낮게 나타났다. 여울성 저서어종수도 전체의 7.7% 정도로 매우 낮게 나타났다. 다변수 어류 평가지수를 통한 생태계 건강성 평가에서는 2008년에 평균 25.3 (n=3), 보통~악화 상태 (Fair~Poor condition)를, 2009년에 평균 26.3 (n=3), 보통상태 (Fair condition)를 각각 보이고 있었다. 물리적 서식지 평가모델 분석결과에서는 평균 134 (n=3)로서 양호상태를 보이고 있으나, 대부분의 지점에서 하상 퇴적물의 축적이 관찰되어 저질 오염이 진행되고 있었다. 어류 조직별 수은농축도 분석에서는 신장 조직 (Kidney)이나 간 조직 (Liver)에서 높게 나타나며, 아가미 (Gill)에서 가장 낮게 나타나고 있으며 전체적으로 한국 식약청의 담수어 중금속 잔류 허용기준인 500 µg kg⁻¹을 초과하지 않은 상태로 나타났다. 전체적으로 본 연구는 각종 산업단지 및 농공단지 등과 함께 분뇨 및 폐수처리시설 등과 같은 점오염원이 넓게 산재되어 상하류 전체 구간에 걸쳐 영

향을 받고 있는 미호천의 생태적 특징을 잘 반영하고 있는 것으로 사료된다.

사 사

본 연구는 환경부의 차세대 핵심환경기술개발 사업(세부 과제명: 수중생태계에서 어류개체 및 군집수준의 생물학적, 화학적, 물리적 서식지 스트레스 평가모델 개발 및 최적 스트레스 분석)에 의해 수행되었음.

인 용 문 헌

- 김익수, 박종영. 2002. 원색도감 한국의 민물고기. 교학사.
- 김익수. 1998. 한국동식물도감. 제37권 동물편(담수어류).
- 남명모. 1996. 한국산 담수어류의 현황. 한국육수학회 심포지움 p. 31-45.
- 배대열, 안광국. 2006. 생물학적 다변수 모델 적용 및 수화학분석에 의거한 갑천생태계 평가. 한국육수학회지 **39(2)**: 198-208.
- 손영목, 변화근. 2005. 미호천의 어류상과 어류군집 동태. 한국어류학회지 **17(3)**: 271-278.
- 손영목. 1983. 미호천의 담수어류상에 관한 연구. 한국육수학회지 **16(1-2)**: 13-20.
- 손영목. 1991. 충청북도 담수어류. 기초과학연구소 기초과학연구논총 제5집 p. 1-38.
- 식약청. 2007. 제1.총칙 - 제4.규격 외 일반가공식품, 식품공전(전면개정 개정 후). p. 23.
- 신재기, 조경제. 2000. 금강 중 하류에서 AGP에 의한 수질평가. 한국육수학회지 **33(3)**: 244-250.
- 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. 환경생물 **19(4)**: 261-269.
- 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 건강도 평가 및 수질양상. 한국육수학회지 **38(3)**: 341-351.
- 안광국, 정승현, 최신석. 2001b. 생물보전지수(Index of Biological Integrity) 및 서식지 평가지수(Qualitative Habitat Evaluation Index)를 이용한 평창강의 수환경 평가. 한국육수학회지 **34(3)**: 153-165.
- 안광국, 최지웅. 2006. 초강의 통합적 생태 건강성 평가. 한국육수학회지 **39(3)**: 320-330.
- 안광국, 홍영표, 김재구, 최신석. 1992. 금강 담수어의 대상분포와 군집분석에 관한 연구. 한국육수학회지 **25(2)**: 99-112.
- 염동혁, 안광국, 홍영표, 이성규. 2000. 어류군집을 이용한 금호강의 생물보전지수(Index of Biological Integrity) 평가. 환경생물 **18(2)**: 215-226.
- 이의행, 윤상훈, 이재훈, 안광국. 2008. 하천 서식지 특성에 따른 피라미(*Zacco platypus*)의 총수은 함량 및 생태 건강성 분석. 한국하천호수학회지 **41(2)**: 188-197.
- 전상린, 변화근. 1999. 금강유역 하천생태계(어류) 및 서식환경조사. 상명대학교 기초과학연구소 p. 22-28.
- 정상만, 박정규, 박영기, 김이형. 2004. 모형을 이용한 미호천 유역의 하천수질 예측. 한국물환경학회지 **20(3)**: 223-230.
- 조기안, 안병권, 홍순강, 정동욱. 1999. 영산강하류의 계절 변화에 따른 수질특성과 유기인산염의 분해율에 관한 연구 1 - 부영양화를 중심으로-. 한국환경과학회지 **8(6)**: 691-697.
- 최병문. 1977. 충북산 담수어에 관한 연구. 충주교육대학 과학교육연구논문 제2집 p. 41-59.
- 최준길, 변화근, 석형근. 2000. 원주천의 어류군집동태. 한국육수학회지 **33(3)**: 274-281.
- 환경부. 2007. 수생태 건강성 회복을 위한 하천복원 모델과 기준, 조사계획 수립 연구 최종보고서(III): 수생태 건강성 조사계획 수립 및 지침. 국립환경과학원.
- 황인담, 기노석, 정인호, 이점상, 이재형. 1998. 수은중독에 관한 실험적 연구. 한국환경보건학회지 **14(1)**: 103-113.
- 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 Modelling* **152**: 191-203.
- An, K.-G. and S.-S. Choi. 2003. An assessment of aquatic ecosystem health in a temperate watershed using the index of biological integrity. *Journal of Environmental Science and Health Part A* **A38**: 1115-1130.
- 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.
- Judy, R.D. Jr., P.N. Seeley, T.M. Murray, S.C. Svirsky, M.R. Whiworth and L.S. Ischinger. 1984. National Fisheries Survey. Vol. 1. Technical Report: initial findings. United States Fish and Wildlife Service. FWS/OBS-84/06.
- Karr, J.R., K.D. Fausch, P.L. Angermeier, P.R. Yant and L.J. Schlosser. 1986. Assessing biological integrity in running water: A method and its rationale. pp. 28, Illinois National History Survey: Spe. Pub 5., IL, USA.
- Karr, J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* **6**: 21-27.
- Lee, E.-H. and K.-G. An. 2007a. Preliminary studies on mercury bioaccumulation within various fish tissues as

- heavy metal stressor in aquatic ecosystems. *Korean Journal of Limnology* **40**(4): 569-575.
- Lee, J.H. and K.-G. An. 2007b. Seasonal dynamics of fish fauna and compositions in the Gap stream along with conventional water quality. *Korean Journal of Limnology* **40**(4): 503-510.
- Ohio EPA. 1987. Biological criteria for the protection of aquatic life. Vol.II, Users manual for biological field assessment of Ohio surface waters. Columbus, Ohio, USA.
- 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.
- 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.
- US EPA. 1991. Technical support document for water quality-based toxic control. EPA 505-2-90-001. US EPA, Office of Water, Washington D.C., USA.
- US EPA. 1993. Fish field and laboratory methods for evaluating the biological integrity of surface waters. EPA 600-R-92-111. Environmental Monitoring systems Laboratory - Cincinnati office of Modeling, Monitoring systems, and quality assurance Office of Research Development, US. EPA, Cincinnati, Ohio 45268, USA.
- Yeom, D.H., S.A. Lee, G.S. Kang, J. Seo and S.K. Lee. 2007. Stressor identification and health assessment of fish exposed to wastewater effluents in Miho stream, South Korea. *Chemosphere* **67**: 2282-2292.

(Manuscript received 17 May 2010,

Revision accepted 18 June 2010)