

시화호로 유입되는 지표수 및 방류수의 급·만성 생태독성평가

지경희 · 장신혜 · 김영숙 · 김은주 · 김지영 · 서은정 · 박운석 · 박수정 · 최경호[†]

서울대학교 보건대학원 환경보건학과

Acute and Chronic Ecotoxicity Assessment of Ambient and Effluent Water Discharged to the Lake Shihwa

Kyunghee Ji · Shinhye Jang · Youngsook Kim · Eunjoo Kim · Jiyoung Kim ·

Eunjung Seo · Yoonsuk Park · Sujung Park · Kyungho Choi[†]

School of Public Health, Seoul National University

(Received 25 October 2006, Accepted 29 December 2006)

Abstract

The acute and chronic toxicity of ambient and effluent water discharged to Lake Shihwa were investigated by using *Vibrio fischeri*, *Daphnia magna* and *Oryzias latipes*. Physicochemical characteristics including biochemical oxygen demand (BOD) and nine heavy metals in a total of 15 water samples were evaluated and were satisfied with relevant Korean Water Quality Standards (KWQS) except for Hg in one sample. Acute toxicity was observed in five samples collected from three sampling locations. When impacts on reproduction and growth after chronic exposure were evaluated with *D. magna*, all the samples showed significant chronic effects. Reproduction appeared relatively more sensitive endpoint. In 21 days chronic tests on *O. latipes*, survival, mean egg number per female per day, hatching success rate and time to hatch were affected by increasing sample concentration. The organ-level changes such as gonadosomatic index (GSI), and hepatosomatic index (HSI), and molecular biomarker of vitellogenin (Vtg) induction that evaluated with *O. latipes* increased as exposure concentrations increased. It is noteworthy that the samples that did not exceed the KWQS resulted in acute and chronic toxicities. The results suggested that numeric criteria based on physicochemical parameters may not be protective of aquatic ecosystem. Acute and chronic toxicity tests with organisms representing different trophic groups should be supplemented in order to provide adequate level of environmental protection.

keywords : Ambient water, *Daphnia magna*, Effluent, Lake Shihwa, *Oryzias latipes*, *Vibrio fischeri*

1. 서론

현재 국내에는 약 39,000여종의 화학물질이 유통되고 있으며, 연간 400여종의 화학물질이 신규 등록되고 있는 등(환경부, 2006) 수서생태계로 배출되는 화학물질의 종류 및 배출이 증가하고 있다. 이에 따라 수질환경보전법의 현행 방류수 수질 규제 기준인 29가지 항목만으로는 유해화학물질의 관리가 적합하지 않다는 문제의식이 제기되어 왔다(Choi et al., 2000; Galassi et al., 2004; 오 등, 2006). 이를 보완하기 위해 1,4-다이옥산과 퍼클로레이트(Perchlorate) 등과 같이 새롭게 발견되는 미량 유해물질을 개별항목별로 배출허용기준에 포함시키는 것을 생각할 수 있으나 사용하는 물질의 수가 너무 많고 이들을 일일이 규제하는 것이 비효율적이기 때문에, 규제대상 폐수에 존재하는 전체 유해물질의 독성을 통합적으로 관리하는 방안을 고려하게 되었다(환경부, 2006).

방류수독성시험(Whole Effluent Toxicity; WET test)이란 수서생태계에서 생산자와 소비자 역할을 하는 조류, 말뚝박테리아, 무척추동물(물벼룩), 척추동물(물고기) 등 생물을 이용하여 산업폐수 방류수의 독성을 평가하는 것이다(Newman et al., 2003; 오 등, 2006). 이는 유해화학물질을 통합적으로 관리할 수 있고, 개별항목으로 관리하는 것보다 시간과 비용 면에서 효과적인 장점이 있다(오 등, 2006; 환경부, 2006). 이에 미국, 독일 등에서는 1970년대부터 오염물질의 최대배출허용기준을 관리하는 조치와 병행하여 생물체를 이용한 폐수 관리를 하고 있다. 예를 들면, US EPA에서는 126가지 독성 물질에 대하여 이용 목적별로 기준을 설정하고(김 등, 2004; US EPA, 2006), 배출시설 허가 요건의 하나로 생태독성 기준을 도입하여 일정 수준 이상의 독성을 갖는 폐수의 배출을 불허하는 방안을 시행하게 되었다(환경부, 2006). 독일에서는 1973년부터 공장 방류수에 생태독성시험을 적용하여 업종별로 생태독성기준 초과 정도에 따라 부과금을 부과하는 식으로 규제하고 있다(환경부, 2006).

국내에서도 산업폐수의 독성저감을 위해 현행 수질배출

[†] To whom correspondence should be addressed.

kyungho@snu.ac.kr

허용기준을 보완한 통합독성 관리제도의 필요성에 대한 연구가 증가하고 있다(환경부, 2006; KEI, 1994). 그러나 이들 대부분의 연구는 미생물이나 물벼룩의 급성 독성영향에 근거하고 있어 오염물질에 만성적으로 노출되어 나타나는 영향에 대한 고려는 미흡한 실정이다. 지표수 및 방류수는 대상 하천으로 끊임없이 배출되기 때문에 해당 하천의 수서생물은 여러 화학물질들에 오랜 시간동안 노출된다. 그러므로 방류수에 포함된 유해화학물질들이 수서 생태계에 미치는 영향을 파악하기 위해서는 다양한 생물종에 대하여 급·만성독성시험을 함께 시행하는 것이 타당할 것이다.

이 연구의 대상 지역인 시화호는 1994년에 바닷물을 점차적으로 담수화시킴으로써 시화·반월 단지와 인근 농경지에 물을 공급하기 위해 만들어진 인공 호수이다. 하지만 1990년대 이후로 주택단지와 산업단지가 빠르게 조성되면서 생활하수와 공장폐수와 같은 점오염원과 강우 시에 도시지역 표면에 쌓인 각종 분진 및 오물 등이 지표수로 씻겨 유입되는 비점오염원에 의해 다양한 유해화학물질들이 시화호로 방출되었다. 시화호의 수질이 극도로 악화되면서 1999년에 담수화 계획은 무산되었고(Han et al., 1999), 이후로 오염원을 확인하고 오염 정도를 평가하여 수질을 개선하려는 움직임이 일어났다. 또한 여러 연구자들이 폴리염화비페닐(Poly Chlorinated Biphenyl), 다환방향족 탄화수소(Polycyclic Aromatic Hydrocarbon)와 같은 유기 오염물질(Khim et al., 1999; Lee et al., 2001b)과 무기 오염물질(Ra et al., 2001; Lee et al., 2001a)의 오염수준 평가에 대한 연구를 진행해 왔다(Li et al., 2004). 그러나 시화호로 유입되고 있는 지표수 및 방류수 노출에 의한 생물학적 영향에 대한 연구는 많이 수행되지 않았고 특히 만성적인 노출영향을 살펴본 연구도 찾기 어렵다.

본 연구에서는 시화호로 유입되는 일부 지천의 지표수 및 방류수를 대상으로 급·만성 생물독성시험을 수행하였고, 수서 생물에 미치는 급·만성 영향을 제어하는데 현행 화학물질 농도 중심의 규제가 적합한지를 알아보기 위하여 생물독성시험 결과를 수질환경보전법에 제시되어 있는 배출허용기준의 일부와 비교하였다. 또한, 배출수질 관리를 위해 만성독성지표가 활용되어야 할 필요성이 있는지를 알아보기 위하여 급성독성의 지표와 만성 및 내분비장애의 지표를 비교해보았다.

2. 연구 방법

2.1. 시료 수집

시화호로 유입되는 지표수 및 방류수의 이화학적 분석과 생물독성시험을 위한 채수지점 선정을 위해 2006년 7월 8일에 시화호로 유입되는 8개 지점, 즉, 옥구 8교(Okgu 8 Bridge), 군자 8교(Gunja 8 Bridge), 정왕 8교(Jungwang 8 Bridge), 시흥 8교(Shiheung 8 Bridge), 신길천(Shingil Creek), 토구(Togu), 해안교(Hacan Bridge), 및 시화호 상류(The upper stream of the lake Shihwa)에서 1번씩 임의채수(grab

sampling)하여(n=8) 48시간 물벼룩 급성독성시험을 수행하였다(Fig. 1). 예비시험(preliminary testing)에서 급성독성이 발견된 3지점(군자 8교, 정왕 8교, 토구)과 급성독성이 나타나지 않았지만 인근에 주택지가 많은 1지점(해안교), 시화반월공단의 공장폐수와 생활하수를 처리하여 오이도 부근의 서해로 내보내는 A하수처리장(A Sewage Treatment Plant; A STP)을 채수 지점으로 선정하였다.

만성시험에 사용한 시료는 2006년 7월 19일에 군자 8교, 정왕 8교, 토구, 해안교, A하수처리장에서 3시간 간격으로 1차, 2차, 3차 임의채수를 하였다(n=15). 이 중에서 A하수처리장 시료는 염소처리공정으로 인해 잔류염소가 존재하여 이로 인한 독성이 우려되었다. US EPA(2002)에 따라 잔류염소를 제거하고 독성시험을 수행하기 위해 A하수처리장의 생활하수와 공장폐수 시료는 7월 21일에 같은 방법으로 3차에 걸쳐 다시 채수하였다. 현장측정항목인 온도, 수소이온농도, 용존산소량, 전기전도도는 채수와 동시에 측정하였다. 이화학적 분석을 위한 시료는 별도의 용기에 채수하여 아이스박스에 넣어 즉시 실험실로 운반하였다. 실험기간동안 광분해가 발생하지 않도록 시료 용기를 호일로 싸서 4°C 이하로 냉장 보관하였다.

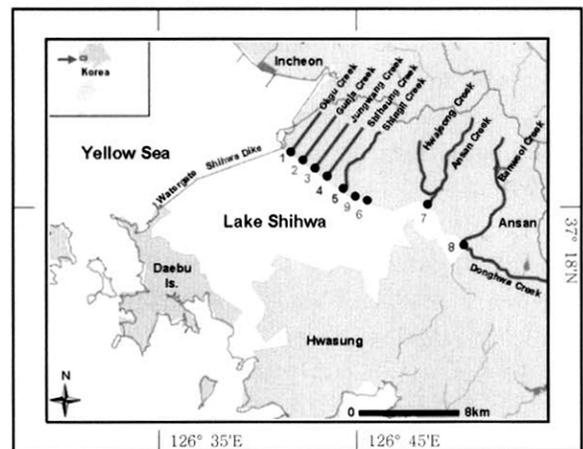


Fig. 1. Sampling sites around Lake Shihwa.

2.2. 이화학적 분석

이화학적 분석은 수질환경보전법의 배출허용기준에 제시된 항목 중 오염지표물질인 BOD와 9가지 중금속(As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb, Zn) 및 수소이온농도(pH), 전기전도도와 같은 기타 항목을 중심으로 수행되었다. 분석은 채취한 모든 시료를 대상으로 실시하였으며, 측정방법은 수질 오염공정시험법에 따랐다. A하수처리장 시료는 실제로 배출되는 것처럼 생활하수와 공장하수를 1:2의 비율로 섞은 후 분석하였다. 생물화학적 산소요구량(Biochemical Oxygen Demand, BOD)은 5일 BOD 측정법을 사용하였고, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb, Zn은 VARIAN VISTA- PRO CCD Simultaneous ICP-OES로 측정하였다. pH는 ORION model 290A, 용존산소량(Dissolved Oxygen, DO)과 온도는 Thermo Orion model 850A+, 전기전도도는 NEOMET Conductivity meter 415 CP를 사용하여 독성시험 시료에

대하여 주기적으로 측정하였다.

2.3. 생물학적 독성시험

본 연구에서는 시화호로 유입되는 지표수와 방류수를 대상으로 미생물 *Vibrio fischeri*, 물벼룩 *Daphnia magna*, 송사리 *Oryzias latipes*를 이용한 생물독성평가를 수행하였다. 시료의 pH는 이온화율(ionized fraction)을 변화시켜 오염물질의 독성에 영향을 미칠 수 있기 때문에(Lo et al., 1981) 매 시험마다 pH를 측정하였고, 시료의 pH 범위가 7-8로 US EPA의 권고 범위 안에 드는지를 확인하였다. 시료의 pH 범위가 권고 수준을 벗어나는 것이 없어 시료의 pH 조정은 필요하지 않았다. A하수처리장 시료는 실제로 배출되는 것처럼 생활하수와 공장하수를 1:2의 비율로 섞어 사용하였고, 만성 시험 첫 번째 주에는 1차 수집 시료를, 두 번째 주에는 2차 수집 시료를, 세 번째 주에는 3차 수집 시료를 사용하여 노출시료를 만들었다.

2.3.1. 급성독성시험

2.3.1.1. 미생물 급성독성시험

Microtox 시험은 발광 박테리아인 *V. fischeri*를 이용하여 화학물질에의 노출전후 발광량 차이를 측정하는 방법이다. 본 실험에서는 Microtox Model 500 Toxicity Analyzer (Azur Corp., Carlsbad, California, USA)를 이용하였고, SDI 사(Pencander drive, Newark, NJ, USA)로부터 냉동 건조된 상태의 *V. fischeri*를 구입하여 재조합용액(Microtox reconstitution solution)으로 활성화시킨 다음 생물독성 평가에 사용하였다. 대조군을 포함하여 2배씩 희석한 5개의 농도군에 박테리아를 노출시켰고, 5분과 15분 후에 나타난 반응을 측정하였다. 81.9% Basic test protocol을 적용하였으며, 최고농도인 81.9%에서 독성이 관찰되지 않은 것은 독성이 없는 것으로 보았다. 시료 채취 후 첫 번째 Microtox 시험을 실시하였고, 시료의 보관에 따른 독성의 변화를 확인하기 위하여 만성 시험 종료일에 재시험을 실시하였다.

2.3.1.2. 물벼룩 급성독성시험

US EPA 표준 독성시험법(2002)에 따라 *D. magna*를 이용한 48시간 급성독성시험을 수행하였다. *D. magna*는 서울대학교 보건대학원 환경독성학 연구실에서 배양하는 코호트 중에서 24시간 이내에 태어난 개체만을 사용하였다. 냉장 보관한 시료는 21°C±1로 온도를 맞춘 후 시험에 사용하였고, MHW(Moderately Hard Water)를 이용하여 희석하였다. 대조군을 포함하여 2배씩 희석한 6개의 농도군에 48시간 동안 *D. magna*를 노출시켰고, 노출 기간 동안에는 먹이를 공급하지 않았다. 각 농도별로 반복 처리군(replicate)은 4개로 하였으며, 각각 실험수 50 mL에 *D. magna* 5마리씩 넣어 시료 당 총 120마리를 사용하였다. 광주기는 16시간 : 8시간(light : dark)으로, 온도는 21±1°C로 유지하였다. 시험을 시작하기 전과 종료 후에 농도별 실험수의 온도, pH, 전기전도도, DO를 측정하였고, 종말점(endpoint)은 자극하였을 때 5초 이내에 움직이지 못하는 것(immobilization)으로 하였다.

2.3.1.3. 통계적 분석

Microtox 시험 결과의 IC₅₀ (Concentration producing a 50% reduction in light)는 Microtox Omni (Azur Corp., ver. 1.16, Carlsbad, California, USA)를 이용하여 계산하였고, 물벼룩 급성 독성시험에서 EC₅₀ (Effective Concentration producing a 50% immobilization)는 Toxstat (Ver 3.5; West, Cheyenne, WY, USA)의 Probit analysis를 이용하였다.

2.3.2. 만성독성시험

2.3.2.1. 물벼룩 만성독성시험

OECD (Organization for Economic Co-operation and Development)의 화학 시험 가이드(1998)를 기준으로 하여 *D. magna* 21일 만성독성시험(Test Guide 211, 21 days static renewal chronic toxicity test)을 수행하였다. *D. magna* 급성독성시험에서 EC₅₀가 산출된 토구와 A하수처리장의 시료는 각각 5배 희석한 5%와 10%를 최고 농도로 하였고, 나머지 시료는 100%를 최고 농도로 하였다. *D. magna*는 서울대학교 보건대학원 환경독성학 연구실에서 배양하는 코호트 중에서 24시간 이내에 태어난 개체만을 사용하였다. 냉장 보관한 시료는 21°C±1로 온도를 맞춘 후 시험에 사용하였고, US EPA의 표준 독성시험법(2002)에 따라 제조된 희석수(Moderately Hard Water)를 이용하여 희석하였다. 대조군을 포함하여 2배씩 희석한 6개의 농도군에 21일 동안 *D. magna*를 노출시켰고, 먹이는 개체 당 YCT (Yeast : Chlorophyll : Tetramin = 1 : 1 : 1) 200 µL와 *Selenastrum* 400 µL의 양으로 1일 1회 공급하였다. 각 농도별로 반복 처리군(replicate)은 10개로 하였으며, 각각 실험수 50 mL에 *D. magna* 1마리씩 넣어 시료 당 총 60마리를 사용하였다. 광주기는 16시간 : 8시간(light : dark)으로, 온도는 21±1°C로 유지하였다. 실험수는 일주일에 3회 교체하였고, 교체시마다 온도, pH, 전기전도도, DO를 측정하였다.

종말점은 생존능력(survival), 번식능력(reproduction), 성장(growth)이었으며, 이들은 각각 생존 여부(survival), 산자수(number of young per female), 체장(body length)으로 측정되었다. 생존여부와 산자수는 1일 1회 관찰하였으며, 체장은 노출 종료 직후에 실험현미경(Dongwon, Korea)을 이용하여 *D. magna* 헬멧(helmet)의 끝에서부터 꼬리부근의 돌기(tail spine) 바닥까지 측정하였다. 또한, 시험의 유효성(validity)을 확보하기 위해 대조군의 치사율(mortality of parent animals)이 20% 이상이거나 어미 당 평균산자수가 60보다 작은 경우에는 재시험을 실시하는 것을 원칙으로 하였다(OECD, 1998).

2.3.2.2. 송사리 만성독성시험

서울대학교 보건대학원 환경독성학 연구실에서 배양하고 있는 *O. latipes* 성어를 이용하여 21일 송사리 만성독성시험을 수행하였다. 실험을 시작하기 이틀 전에 암컷 3마리와 수컷 2마리씩을 1000 mL 비커에 분리해 놓고, 알을 낳는지 확인하였다. 광주기는 16시간 : 8시간(light : dark), 온도는 25±1°C로 유지하였고, 사육수로는 탈염된 물을 사용하였다. Brine shrimp를 하루에 2번씩 먹이로 공급하였

고, 광주기에 맞추어 불이 켜진 후 2시간이 지났을 때 알의 개수를 기록하였다.

모든 암컷에서 알을 낳는 것을 확인한 후, 대조군, 10%, 100% 농도군으로 나누어 암컷 3마리와 수컷 2마리씩을 1000 mL 비커에 담아 시료에 노출시켰고, 각 농도별로 반복 처리군은 2개로 설정하였다. 온도와 광주기는 위와 같게 유지하였으며, 냉장 보관한 시료는 25°C±1로 온도를 맞춘 후 시험에 사용하였다. 실험수는 일주일에 3회 교체하였고, 교체시마다 각 시료의 농도군 별로 온도, pH, 전기전도도, DO를 측정하였다.

종말점은 생존능력(survival), 산란수(number of eggs), 알의 부화능력(hatchability), 부화하는데 걸리는 시간(time to hatching), 혈장 비텔로제닌 농도(plasma vitellogenin concentration), 체중 당 생식기 무게의 비율(Gonadosomatic Index, GSI), 체중 당 간 무게의 비율(Hepatosomatic Index, HSI)이었으며, 이들은 각각 생존 여부, 산란수, 부화 여부, 체중, 생식기 무게, 간 무게, 혈장 비텔로제닌의 농도로 측정되었다. 생존 여부, 산란수, 부화 여부는 1일 1회 관찰하였고, 체중, 생식기 무게, 간 무게는 노출 종료 직후에 저울(Mettler Toledo GB204, Switzerland)을 이용하여 측정하였다. 알의 부화 성공률을 알아보기 위하여 1, 2차 시료 노출 시기에 산란한 알을 수집하였다. 도구 1차 시료에서는 산란된 알이 없어 2, 3차 시료 노출 시 산란한 알을 수집하여 부화율을 평가하였다. 혈장 비텔로제닌 농도를 측정하기 위하여 노출 종료일 하루 전에 해파린을 처리한 마이크로 피펫으로 혈액 1 µL를 채취하였고, Nishi 등(2002)의 방법을 수정하여 TBS(Tris-buffered saline)에 단일세포 항체(monoclonal antibody)로 코팅된 96-well microtiter plates (Amersham Biosciences RPN5944, United Kingdom)를 이용해 sandwich ELISA(Enzyme-linked immunosorbent assay) 분석을 하였다. 수컷은 대조군 3개와 모든 지점의 10%, 100% 농도군 별로 3개씩을 선택하였고, 암컷은 대조군 3개와 GSI와 HSI에서 통계적으로 유의하게 차이가 있었던 정왕 8교와 도구에서 농도군 별로 3개씩을 선택하여 분석하였다. 채취한 혈액을 PBS(Phosphate buffered saline) 용액에 희석한 후 상등액을 걸러 암컷은 50000배, 수컷은 5000배 희석하였다. 1 : 10으로 희석된 TBST(Tris-buffered saline tween) 용액으로 코팅된 well을 3번 씻은 후, 표준용액과 시료 50 µL씩을 넣고 1시간 동안 37°C에서 배양시켰다. TBST 용액으로 well을 3번 더 씻은 후에 1 : 100의 비율로 희석된 HRP(Horseradish Peroxidase) 결합 항체(conjugated antibody)를 각 well에 넣어주고 1시간동안 37°C에서 배양하였다. 그 후 TBST 용액으로 well을 3번 씻고, TMB(3,3',5,5'- tetramethylbenzidine) 기질(substrate) 용액 50 µL씩을 모든 well에 넣어 20분 동안 실내 온도 20-28°C에서 배양하였다. 마지막으로 정지 용액(stop solution) 50 µL를 주입한 후에 흡광기로 450 nm 흡광도를 읽었다.

2.3.2.3. 표준지표 독성 시험(Standard Reference Toxicity Test)

시료 중 유해 오염물질에 대한 시험동물의 상대적인 민감도가 일정하게 유지되는지를 확인하기 위해 표준지표 독성 시험(US EPA, 2002)을 수행하였다. *D. magna*의 대조독성물질(reference toxicant)로 NaCl을 사용하여 48시간 급성독성시험을 수행하여 구한 EC₅₀가 이전부터 축적된 지표독성 물질의 EC₅₀들로부터 구한 control chart의 누적신뢰구간에 있음을 확인하는 방법으로 시험생물의 민감도가 일정하게 유지되는지(≤2 S.D) 확인하였다(US EPA, 2002).

2.3.2.4. 통계적 분석

물벼룩 만성독성시험은 US EPA 표준시험법(US EPA, 2002)의 절차에 따라 사망에 대한 NOEC(No Observed Effect Concentration)와 LOEC(Lowest Observed Effect Concentration)를 구하기 위해 Toxstat(Ver 3.5; West, Cheyenne, WY, USA)의 Fisher's Exact Test를 사용하였다. 번식능력 감소와 성장저하는 대조군과 농도군을 비교하기 위해 SPSS 12.0K for Windows program의 one-way ANOVA (Analysis of Variance)를 수행하였고, 반복 처리군의 수에 따라 t-Test(with Bonferroni adjustment)나 Dunnett's Test를 수행하였다(안 등, 2006) (p<0.05). 송사리 만성독성시험은 사망에 대한 NOEC와 LOEC를 구하기 위해 Toxstat(Ver 3.5; West, Cheyenne, WY, USA)의 Fisher's Exact Test를 사용하였다. 산란수, 알의 부화 능력, 부화할 때까지 걸리는 시간, GSI, HSI는 대조군과 농도군을 비교하기 위해 SPSS 12.0K for Windows program의 one-way ANOVA를 실시하였고, 반복 처리군의 수에 따라 t-Test(with Bonferroni adjustment)나 Dunnett's Test를 수행하였다(안 등, 2006) (p<0.05). 비텔로제닌 농도가 시료의 노출농도가 증가함에 따라 증가하는지를 알아보기 위하여 단순선형회귀 분석(SPSS 12.0K for Windows)을 수행하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1. 이화학적 특성

본 연구에서는 Table 1과 같이 Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Zn과 같은 중금속이 검출되었으나, Hg를 제외한 모든 항목에서 하천수질환경기준 및 방류수 배출허용기준에 제시된 수치 이하였다. 군자 8교 3차 시료에서는 0.2 µg/L의 Hg가 검출되었는데 이는 방류수 배출 허용기준보다는 낮지만 하천수질환경기준을 초과한 수준이다. 본 연구에서 측정된 이화학적 분석항목은 배출허용기준에서 정한 29가지 항목 중 일부에 해당하기 때문에 시료의 준수여부를 확인하는 데에는 한계가 있었다.

3.2. 생물학적 독성시험

3.2.1. 급성독성시험

3.2.1.1. 미생물 급성독성시험

Microtox 시험은 각종 방류수와 자연계의 물이 갖는 독성을 신속하게 평가하기 위하여 선호되는 방법이다(Dutka et al., 1981). 본 연구에서는 채수한 다음날에 첫 번째

Table 1. Physicochemical characteristics and metal concentrations of effluent

Sample	BOD*	Metals										pH	Con+
		As*	Cd*	Cr*	Cu*	Fe*	Hg**	Mn*	Pb*	Zn*			
Gunja 8 Bridge	1	2.4	ND	0.009	0.003	0.00091	0.12	ND	0.12	ND	0.062	8.0	1120
	2	1.9	ND	0.008	ND	0.011	0.19	ND	0.25	ND	0.12	8.0	939
	3	2.4	ND	0.008	ND	0.0033	0.21	0.20	0.17	ND	0.14	8.0	1120
Jungwang 8 Bridge	1	2.8	ND	0.008	ND	0.065	0.43	ND	0.54	ND	0.29	7.7	1150
	2	2.4	ND	0.008	ND	0.081	0.67	ND	0.56	ND	0.39	7.8	1250
	3	3.0	ND	0.009	0.02	0.13	0.44	ND	0.50	ND	0.69	7.8	1230
Togu	1	1.3	ND	0.008	ND	0.58	1.6	ND	0.50	ND	0.39	7.4	2480
	2	1.7	ND	0.008	ND	0.38	0.46	ND	0.44	ND	0.093	7.7	2580
	3	2.2	ND	0.008	ND	0.35	0.91	ND	0.52	ND	0.25	7.8	2280
Haeon Bridge	1	0.70	ND	0.008	ND	ND	0.15	ND	ND	ND	ND	8.0	326
	2	0.12	ND	0.007	ND	ND	0.15	ND	ND	ND	ND	7.9	526
	3	0.06	ND	0.007	ND	ND	0.15	ND	ND	ND	ND	8.0	620
A STP	1	1.2	ND	0.01	ND	ND	ND	ND	0.0015	ND	ND	8.7	1040
	2	1.1	ND	0.008	ND	ND	0.011	ND	0.060	ND	ND	7.7	1220
	3	0.98	ND	0.008	ND	ND	0.073	ND	0.14	ND	ND	7.9	1360

(Units) : * unit - mg/L; ** unit - µg/L; + unit : µS/cm

(Abbreviations) : ND - Not Detected, BOD - Biochemical Oxygen Demand, Con - Conductivity, STP - Sewage Treatment Plant.

Microtox 시험을 수행하였고, 만성독성시험이 종료되는 날에 두 번째 Microtox 시험을 실시하여, 독성의 경시적 변화가 있는지 알아보려고 하였으나, 두 번의 미생물 독성시험 모두에서 급성독성이 관찰되지 않아(IC₅₀ > 82%) 시료의 보관에 따른 독성의 경시적 변화를 정량적으로 살피기는 어려웠다.

3.2.1.2. 물벼룩 급성독성시험

48시간 *D. magna* 급성독성시험 결과를 Table 2에 요약하였다. 도구에서는 3개의 시료 모두 급성 독성이 관찰되는 등 가장 강력한 생물 독성을 보였는데, 원래는 하수처리장으로 흘러가 처리공정을 거쳐 배출되어야 하지만 강수량이 많은 시기에는 일부 수량이 하수처리장을 거치지 않고 시화호로 바로 유입되고 있기 때문에 장마 때를 대비한 대책 마련이 시급하다. 정왕 8교에서도 급성 독성을 보였는데 이 수체는 하천수로 분류되어서 별다른 처리 없이 그대로 시화호로 유입되고 있으므로 이 수체의 급성수질독성에 대한 관리가 필요하다. 동일한 지점에서 채취한 시료의 경우에도 시료채취 시점에 따라서 독성이 변화하는 추세가 관찰되었다. 즉, 정왕 8교에서의 3차 시료와 A하수처

리장의 2차 시료에서만 독성이 관찰되는 등 시료 채취 시점에 따라 시료의 독성 변이가 나타났다. 본 연구에서는 하루에 3번 임의채수를 하였으나, US EPA 지침에 따르면 방류수의 독성을 평가하는 데 있어 임의채수 방식보다 3번 혼합채수(composite sampling)할 것을 권고하고 있다(US EPA, 2002). 이는 시료 채취 시점에 따른 독성의 변이를 제어하고 해당 시료의 종합적 독성영향을 평가하기 위함이다. 정왕 8교와 A하수처리장에서 나타난 독성의 변이를 고려할 때, 시료의 종합적 독성을 평가하기 위해서는 혼합채수방식이 바람직한 것으로 판단된다.

3.2.2. 만성독성시험

3.2.2.1. 물벼룩 만성독성시험

3.2.2.1.1. 생존능력에 미치는 영향

만성독성시험은 비용, 시간, 노력이 많이 들지만 방류수 등의 지속적인 배출로 인해 미량 오염물질이 환경에 만성적으로 존재하는 경우가 많기 때문에 만성독성시험에 의한 평가가 수생생물에 대한 영향을 보다 잘 반영한다고 할 수 있다(김 등, 2004). 물벼룩을 이용하여 21일 동안 만성 노출한 결과 5지점 모두에서 대조군과 비교하였을 때 유의한

Table 2. EC₅₀ of acute *D. magna* toxicity test on effluent samples

(Unit : %)

Sample ID	Sampling Date/Time	Gunja 8 Bridge	Jungwang 8 Bridge	Togu	Haeon Bridge	A STP*
1st sample	2006.07.19.(21) 09:00	>100	>100	<6.25	>100	>100
2nd sample	2006.07.19.(21) 12:00	>100	>100	28.2 (23.2-33.0)	>100	41.2 (29.3-34.3)
3rd sample	2006.07.19.(21) 15:00	>100	70.6 (55.3-85.9)	24.4 (19.7-29.1)	>100	>100

The values in parenthesis are 95% confidence intervals.

*The sampling date in parenthesis indicates that for 'A STP'.

'>100' indicates that toxicity was not observed under 100% of effluent concentration.

치사율은 관찰되지 않았다. 정왕 8교 최고 농도에서의 치사율이 가장 컸으며, 농도가 높아짐에 따라 외피가 투명해지면서 수컷이 많아졌다. Day 등(1987)의 연구에 의하면, 생존능력은 생물종의 전 생애동안 연속적으로 독성물질에 노출되었을 때에만 좋은 지표가 될 수 있으며, fenvalerate 0.01 µg/L에 물벼룩을 약 30-32일간 노출시켰을 때 생존능력에서 대조군과 유의한 차이가 없었다고 하였다.

3.2.2.1.2. 번식능력에 미치는 영향

모든 시료에서 번식능력의 영향이 관찰되었다(Table 3). Allen 등(2000)이 제시한 방법에 따라 *D. magna*의 암수를 구별하였고, 수컷으로 판명된 개체(adult)는 산자수(number of young per female) 산출시 제외시켰다. 농도가 증가함에 따라 암컷 한 마리가 낳는 산자수, 암컷 한 마리 당 생산하는 암컷새끼의 수(net reproductive rate, R_0)와 종증식율(population growth rate, r)이 점차 감소하는 모습을 보였고, 첫 번째 새끼를 낳는 시기(first day of reproduction)는 점차 지연되었다. 특히 첫 번째 새끼를 낳는 시기는 군자 8

교 50%와 100%, 토구 2.5%와 5%, 해안교 100%, A하수처리장 100%에서 대조군에 비해 유의하게 늦어졌다. 암컷 한 마리가 낳는 산자수는 군자 8교 12.5%, 25%, 50%, 100%, 정왕 8교 100%, 토구 5%, 해안교 50%와 100%에서 대조군보다 유의하게 줄어들었다. 종증식율은 첫 번째 새끼를 낳는 시기, 산자수의 영향을 받기 때문에 치사 이하의 농도(sublethal concentration)에서 영향을 받아 이 두 변수가 변하게 되면 종증식율 역시 변하게 된다(Stearns, 1976). Buhl 등(1993)과 Villarroel 등(1999)은 *D. magna* 만성독성 시험에서 번식능력이 생존능력보다 더 민감한 종말점(endpoint)이라고 보고했으며, 본 연구에서도 비슷한 결과를 얻었다.

3.2.2.1.3. 성장에 미치는 영향

모든 시료에서 농도가 높아짐에 따라 평균 체장이 줄어드는 모습을 보였으며, 실험 결과는 Table 3에 제시하였다. 군자 8교와 정왕 8교의 100%에서는 대조군과 유의한 차이를 보였으며, 나머지 시료에서는 유의한 차이가 없었다. Oh

Table 3. Chronic toxicity of effluent samples on *D. magna* reproduction and growth

Sample	Concentration (%)	First day of reproduction (day)	Number of young per female	Net reproductive rate (R_0)	Population growth rate (r)	Length (mm)
Gunja 8 Bridge	Control	8.80 ± 1.03	92.30 ± 10.76	92.3	0.37	3.8 ± 0.15
	6.25	9.40 ± 0.70	76.90 ± 16.56	76.9	0.35	3.7 ± 0.13
	12.5	9.67 ± 1.00	69.67 ± 11.60 *	62.7	0.33	3.7 ± 0.21
	25	9.70 ± 0.82	62.60 ± 13.87 *	62.6	0.32	3.6 ± 0.15
	50	10.20 ± 0.63 *	61.90 ± 18.31 *	61.9	0.31	3.6 ± 0.15
	100	10.40 ± 1.58 *	61.20 ± 19.67 *	61.2	0.30	3.5 ± 0.22 *
Jungwang 8 Bridge	Control	8.30 ± 0.48	84.10 ± 8.01	84.1	0.39	3.7 ± 0.10
	6.25	8.60 ± 0.84	80.70 ± 9.98	80.7	0.38	3.7 ± 0.17
	12.5	8.80 ± 0.92	79.20 ± 14.15	79.2	0.36	3.6 ± 0.12
	25	9.00 ± 1.20	79.00 ± 9.56	63.2	0.34	3.6 ± 0.44
	50	9.57 ± 1.27	77.86 ± 24.42	54.5	0.32	3.3 ± 0.60
	100	9.67 ± 1.53	50.67 ± 0.58 *	15.2	0.18	2.8 ± 0.67 *
Togu	Control	8.50 ± 0.71	88.20 ± 13.93	88.2	0.40	3.6 ± 0.07
	0.3125	8.56 ± 0.73	84.78 ± 8.04	76.3	0.37	3.3 ± 0.37
	0.625	9.00 ± 1.20	79.00 ± 10.92	68.2	0.34	3.3 ± 0.39
	1.25	9.22 ± 1.09	68.67 ± 23.95	61.8	0.33	3.2 ± 0.41
	2.5	10.14 ± 0.90 *	67.86 ± 7.06	47.5	0.30	3.2 ± 0.49
	5	10.43 ± 2.88 *	57.29 ± 22.18 *	40.1	0.30	3.1 ± 0.55
Haean Bridge	Control	7.70 ± 0.95	82.70 ± 7.07	82.7	0.41	3.6 ± 0.33
	6.25	8.20 ± 0.92	79.10 ± 6.23	79.1	0.38	3.5 ± 0.14
	12.5	8.56 ± 1.13	69.44 ± 14.42	62.5	0.34	3.3 ± 0.31
	25	9.14 ± 1.95	69.29 ± 9.71	48.5	0.33	3.2 ± 0.51
	50	9.13 ± 1.36	58.88 ± 17.25 *	47.1	0.32	3.2 ± 0.50
	100	10.57 ± 0.98 *	56.29 ± 19.51 *	39.4	0.29	3.1 ± 0.57
A STP	Control	8.10 ± 0.74	89.10 ± 10.16	89.1	0.39	3.5 ± 0.11
	0.625	8.89 ± 0.78	88.22 ± 15.07	79.4	0.37	3.4 ± 0.42
	1.25	9.22 ± 1.09	70.33 ± 35.10	63.3	0.34	3.4 ± 0.38
	2.5	9.33 ± 1.12	66.44 ± 26.95	59.8	0.33	3.3 ± 0.41
	5	9.50 ± 1.20	65.75 ± 25.43	52.6	0.32	3.3 ± 0.49
	10	10.25 ± 0.89 *	60.00 ± 15.36	48.0	0.30	3.3 ± 0.52

Mean ± Standard Deviation

* denotes statistically significant difference from the control (p<0.05).

등(2006)의 연구에 의하면 *D. magna* 만성독성시험에서는 성장이 번식능력보다 더 민감한 종말점(endpoint)으로 나왔으나, 본 실험에서는 번식능력이 성장보다 더 민감하게 영향을 받은 것으로 나왔다. 번식과 성장지표의 상대적인 민감도는 오염물질의 특성을 반영하는 것으로 판단된다.

3.2.2.2. 송사리 만성독성시험

3.2.2.2.1. 생존능력에 미치는 영향

21일 만성독성시험 결과 모든 시료에서 치사율이 관찰되었으나, LOEC를 얻을 수 있는 것은 군자 8교, 정왕 8교, 토구시료에서였다. 군자 8교에서의 LOEC는 10%로 가장 낮게 나와 *O. latipes*의 생존에 미치는 영향이 가장 큰 것으로 나타났다, 정왕 8교와 토구의 LOEC는 100%로 나왔다.

3.2.2.2.2. 산란수, 알의 부화능력, 부화하는데 걸리는 시간에 미치는 영향

O. latipes 암컷의 일일 평균 산란수, 시료에 영향을 받은 어미에게서 낳은 알들의 부화율과 부화하는데 걸리는 시간을 시료별로 Table 4에 정리하였다. 10%와 100% 농도군 모두에서 대조군에 비해 현저하게 알을 적게 낳았고, 토구 1차 시료에서는 100%에서 전혀 알을 낳지 않았다. 10% 농도군에서 100%보다 많은 알을 낳았고, 토구에서는 그 차이가 가장 컸다. 첫 번째 부화율은 모든 100% 시료와 정왕 8교, 토구의 10% 시료에서 대조군과 유의성 있는 차이

를 보였다. 두 번째 부화율은 해안교를 제외한 모든 100% 시료와 군자 8교, 정왕 8교, 토구의 10% 시료에서 대조군과 유의성 있는 차이를 보였다. 또한 첫 번째 부화하는 데 걸리는 시간은 해안교를 제외한 모든 100% 시료와 군자 8교, 정왕 8교, 토구의 10% 시료에서 대조군과 유의성 있는 차이를 보였다. 두 번째 부화하는 데 걸리는 시간은 군자 8교, 정왕 8교, 토구의 100% 시료와 토구 10% 시료에서만 대조군과 유의성 있는 차이를 보였다.

3.2.2.2.3. 비텔로제닌, GSI, HSI에 미치는 영향

모든 지점의 시료에 노출시킨 수컷 *O. latipes*와 정왕 8교와 토구에서의 암컷 *O. latipes* 혈장 비텔로제닌의 농도를 Fig. 2에 제시하였다. 분석 시료의 수가 제한적이었으나, 시료의 노출농도가 증가함에 따라 정왕 8교, 토구, 해안교의 수컷 *O. latipes*와 정왕 8교, 토구 암컷 *O. latipes*의 혈장 비텔로제닌 농도가 증가하는 경향성을 관찰할 수 있었다($p < 0.05$). 군자 8교와 A하수처리장 10% 시료에 노출된 수컷 *O. latipes*의 혈장 비텔로제닌 농도는 대조군에 비해 감소하였으나, 100% 농도군에서는 대조군에 비해 높았다. Heppell 등(1995)과 Sumpter 등(1995)에 따르면 비텔로제닌은 보통 순환하는 에스트로젠(estrogen)이 적은 수컷이나 미성숙한 개체의 혈장에서 발견되지 않기 때문에 수컷 혈장에서 비텔로제닌이 높은 농도로 존재한다는 것은 시료에 외인성 에스트로젠(exogenous estrogen)이 존재하기 때문이

Table 4. Chronic toxicity of effluent samples on *O. latipes* reproduction including mean eggs production, hatching success, and time to hatch

Place	Number of samples	Concentration (%)	Mean egg number / female / day	Hatching success rate (%)	Time to hatch
Control	1	-	11.10 ± 3.18	96.8	8.13 ± 0.86
	2	-	-	96.4	8.11 ± 0.97
Gunja 8 Bridge	1	10	3.25 ± 1.91 *	79.2	8.89 ± 0.88 *
		100	1.17 ± 0.55 *	64.7 *	9.27 ± 0.90 *
	2	10	-	72.2 *	8.77 ± 0.83
		100	-	62.5 *	9.20 ± 1.03 *
Jungwang 8 Bridge	1	10	1.86 ± 1.05 *	64.7 *	9.09 ± 0.94 *
		100	0.98 ± 0.83 *	54.5 *	9.33 ± 0.52 *
	2	10	-	64.3 *	8.89 ± 1.36
		100	-	50.0 *	9.40 ± 0.55 *
Togu	1	10	3.89 ± 1.18 *	77.8 *	9.19 ± 1.03 *
		100	0.58 ± 0.82 *	25.0 *	12.00 ± 1.41 *
	2	10	-	73.1 *	9.05 ± 1.35 *
		100	-	33.3 *	10.75 ± 1.71 *
Haeon Bridge	1	10	3.93 ± 1.12 *	82.6	8.37 ± 0.90
		100	1.84 ± 0.67 *	76.5 *	8.62 ± 0.96
	2	10	-	80.8	8.38 ± 0.92
		100	-	76.9	8.50 ± 1.08
A STP	1	10	2.54 ± 1.01 *	81.8	8.67 ± 0.84
		100	1.62 ± 0.85 *	72.2 *	9.08 ± 0.64 *
	2	10	-	78.9	8.73 ± 0.88
		100	-	68.8 *	8.82 ± 0.98

Mean ± Standard Deviation

- : Not Available

* denotes statistically significant difference from the control ($p < 0.05$).

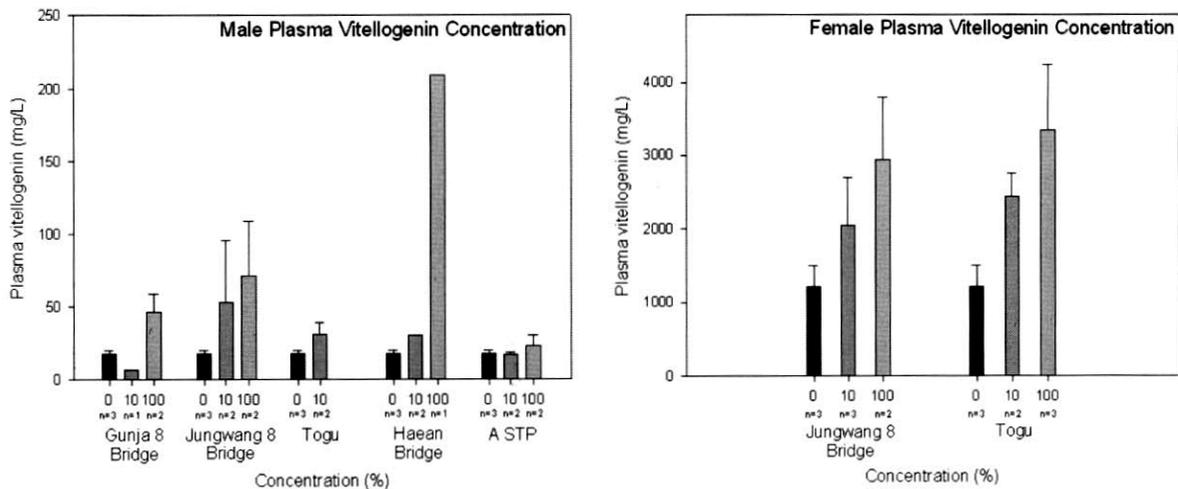


Fig. 2. Plasma vitellogenin concentration of male and female *O. latipes* at the end of 21 days of exposure to ambient effluent samples discharged to Lake Shihwa.

다. 본 연구 결과에서는 시료의 농도가 증가함에 따라 농도군 수컷 *O. latipes*의 혈장 비텔로제닌 농도가 높아져 시료에 에스트로겐처럼 작용하는 물질이 있는 것으로 생각된다.

Fig. 3에 제시한 수컷 GSI는 군자 8교와 토구 시료의 농도가 증가함에 따라 점점 증가하였으나 통계적으로 대조군과 농도군의 유의성 있는 차이는 없었고, 암컷 GSI에서는 정왕 8교 10%, 100%와 토구 100%에서 대조군에 비해 유의성 있는 차이가 있었다. 또한 Fig. 4에 제시한 수컷 HSI에서는 군자 8교, 정왕 8교, 토구에서 농도가 증가함에 따라 증가하였으나 토구 100%에서만 대조군과 유의하게 차이가 났고, 암컷 HSI에서는 군자 8교에서만 농도가 증가함에 따라 증가 추세를 보였다. So 등(1985)에 따르면 혈장 비텔로제닌의 농도와 GSI와의 사이에 선형의 관계가 있다고 하였고, Sylvia 등(1986)에 따르면 GSI와 혈장 비텔로제닌의 농도와는 연관성이 있으나 HSI와는 유의하지 않게 나왔다고 하였다. 또한 Knudsen 등(1997)은 정유공장 방류수에 노출된 수컷 rainbow trout의 혈장 비텔로제닌 농도는 증가하였지만 GSI와 HSI는 변화하지 않았다고 하였다. 본

실험 결과에서도 혈장 비텔로제닌 농도가 증가함에 따라 증가하는 모습을 보이니, GSI와 HSI는 시료에 따라 10%에서 더 높게 나온 것이 있어 분자적 수준의 지표와 조직학적 수준의 지표 사이의 관련성은 관찰되지 않았다.

Kime 등(1999)에 따르면 암컷 물고기의 혈장 비텔로제닌이 높아지면 정상적인 번식 기능을 깨뜨려 산란수와 알의 크기, GSI에 영향을 미칠 수 있다고 하였다. 본 실험에서도 정왕 8교와 토구 암컷 *O. latipes*의 혈장 비텔로제닌의 농도는 노출농도가 증가함에 따라 증가하는 모습을 보였고, GSI도 대조군과 유의한 차이를 보였으며, 산란수와 알의 부화 능력이 감소하였고, 부화하는 데 걸리는 시간이 늦어져 번식 능력에도 영향을 미쳤음을 알 수 있다.

3.2.3. 급·만성독성시험의 비교

급·만성독성시험에서 산출한 IC₅₀, EC₅₀, NOEC, LOEC를 각 지표별로 Table 5에 정리하였다. 번식능력은 개체종의 존속에 중요한 영향을 미치며, 성장 저하 등은 생태군집에서 다른 종들과의 경쟁관계에서 불리하게 작용할 수

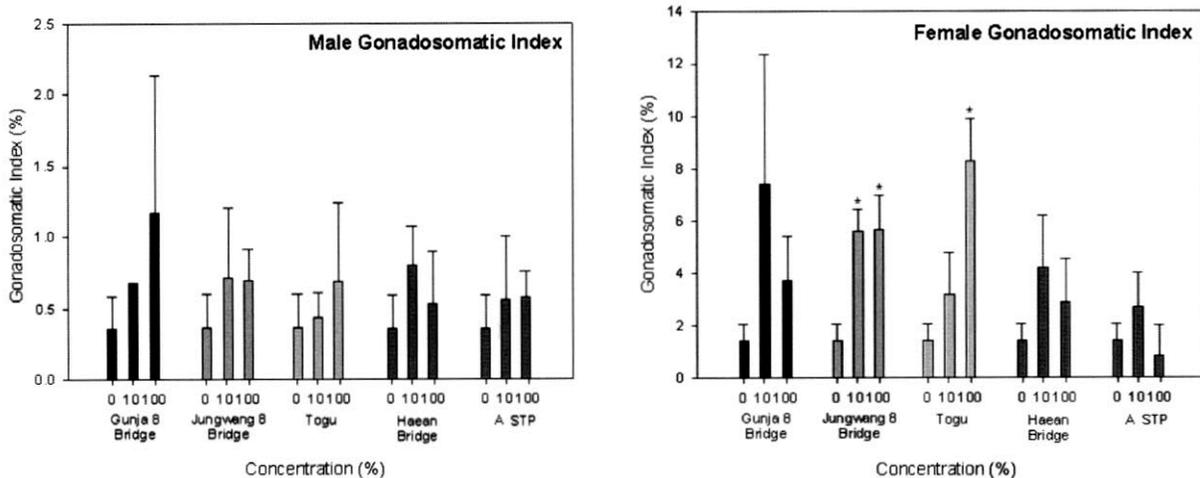


Fig. 3. Gonadosomatic Index (GSI) of male and female *O. latipes* at the end of 21 days of exposure to ambient effluent samples discharged to Lake Shihwa. Symbol * indicates statistically significant difference from the control ($p < 0.05$).

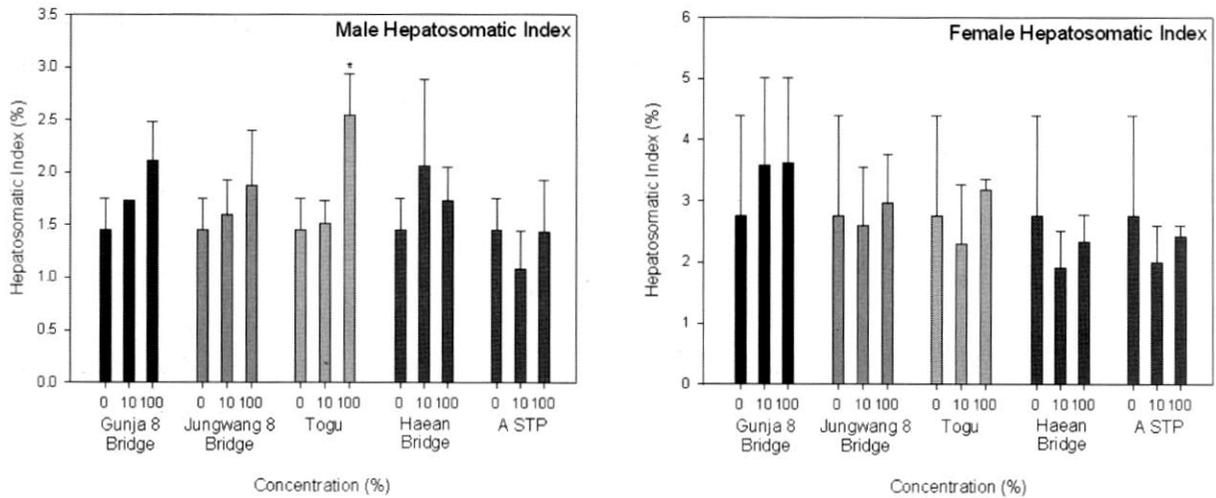


Fig. 4. Hepatosomatic Index (HSI) of male and female *O. latipes* at the end of 21 days of exposure to the ambient effluent samples discharged to Lake Shihwa. Symbol * indicates statistically significant difference from the control ($p < 0.05$).

Table 5. The comparison between acute and chronic toxicity tests

		Gunja 8 Bridge			Jungwang 8 Bridge			Togu			Haeon Bridge			A STP				
		1st	2nd	3rd	1st	2nd	3rd	1st	2nd	3rd	1st	2nd	3rd	1st	2nd	3rd		
Acute toxicity test	<i>V. fischeri</i>	IC ₅₀	>82	>82	>82	>82	>82	>82	>82	>82	>82	>82	>82	>82	>82	>82		
	<i>D. magna</i>	EC ₅₀	>100	>100	>100	>100	>100	70.60	<6.25	28.16	24.40	>100	>100	>100	>100	41.20	>100	
Chronic toxicity test	<i>D. magna</i>	Survival	NOEC	100	-	-	100	-	-	100	-	-	100	-	-	100	-	
			LOEC	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		First day of reproduction	NOEC	25	-	-	100	-	-	1.25	-	-	50	-	-	5	-	-
			LOEC	50	-	-	-	-	-	2.5	-	-	100	-	-	10	-	-
		Number of young per female	NOEC	6.25	-	-	50	-	-	2.5	-	-	25	-	-	100	-	-
			LOEC	12.5	-	-	100	-	-	5	-	-	50	-	-	-	-	-
	Length	NOEC	50	-	-	50	-	-	100	-	-	100	-	-	100	-	-	
		LOEC	100	-	-	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	Survival	NOEC	-	-	-	10	-	-	10	-	-	100	-	-	100	-	-	
		LOEC	10	-	-	100	-	-	100	-	-	-	-	-	-	-	-	
	Mean egg number per female	NOEC	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
		LOEC	10	-	-	10	-	-	10	-	-	10	-	-	10	-	-	
Hatching success rate	NOEC	10	-	-	-	-	-	-	-	-	10	100	10	10	-	-		
	LOEC	100	10	10	10	10	10	10	10	100	-	-	100	100	-	-		
Time to hatch	NOEC	-	10	-	-	10	-	-	-	-	100	100	10	100	-	-		
	LOEC	10	100	10	100	10	100	10	10	-	-	-	100	-	-	-		

- : Not Available

(Abbreviation) : NOEC - No Observed Effect Concentration, LOEC - Lowest Observed Effect Concentration.

있으므로 생태학적으로 중요한 지표들이다. Table 5에서 볼 수 있는 것처럼 급성평가에서는 독성이 나타나지 않은 시료에서도 번식능력의 감소, 성장 저하, 내분비계 장애 등의 만성적인 영향이 나타난 시료가 많았다. 이는 급성독성평가만으로는 오염물질의 생태학적 영향을 파악하기 어려우며, 따라서 만성적인 노출에 의한 아치사성(sublethal) 독성지표를 평가하는 것이 매우 중요하다는 것을 의미한다.

4. 결론

본 연구에서는 시화호로 유입되는 지표수 및 방류수의 수

질 관리 필요성을 점검하고, 제한적이지만 생물독성시험 결과를 수질환경보전법에 제시되어 있는 배출허용기준의 일부와 비교하여 현행 화학물질 농도 중심의 규제가 수생태계를 보호하기 위한 장치로서 적합한지를 평가하며, 급성 및 만성독성을 비교함으로써 배출수질 관리를 위해 만성독성지표가 활용되어야 할 필요성이 있는지 알아보기 위하여 시화호로 유입되는 일부 지천의 지표수 및 방류수를 대상으로 *V. fischeri*, *D. magna*, *O. latipes*를 이용한 급·만성독성시험을 실시하였다. 본 연구를 통한 결론은 다음과 같다.

- 1) 시화호로 유입되는 지표수 및 방류수는 급·만성 생물독성이 관찰되어 시화호 생태계에 미치는 오염 영향이

우려된다. 배출허용기준에 제시된 일부 화학물질을 평가한 결과 기준을 초과하는 것이 거의 없었음에도 생물독성이 관찰된 점이 지적된다.

- 2) 현재 도입을 추진하고 있는 생태독성 관리제도 도입방안에 따르자면 만성독성시험이 장시간, 고비용이 소비되기 때문에 제도도입 초기 단계에서는 개별기업에의 적용은 곤란하다고 한다(환경부, 2006). 즉, 개별기업은 급성독성만 적용하되, 공공처리시설의 경우 방류량이 많아 수계에 미치는 영향이 크므로 급·만성시험 모두 적용하도록 하고 있다. 하지만 본 실험 결과에서와 같이 노출기간과 시험생물에 따라 서로 다른 형태의 독성이 관찰되고, 급성평가에서 독성이 나타나지 않은 시료에서도 번식능력의 감소, 성장 저하, 내분비계 장애 등의 만성적인 영향이 나타나므로 궁극적으로는 다양한 생물종을 이용한 만성독성시험을 적용하는 것이 바람직하다.

사 사

본 연구는 서울대학교 보건연구재단(CMB)의 지원으로 일부 수행되었으며, 이에 감사드립니다.

참고문헌

- 김영희, 이민정, 최경호, 어수미, 이흥근, 염색폐수의 수질독성시험을 이용한 한국의 수질배출허용기준 평가연구, *한국환경보건의학회지*, **30**, pp. 185-190 (2004).
- 안재익, 유근영, *의학·보건학 통계 분석*, SPSS 아카데미, pp. 358-387 (2006).
- 오경택, 김지원, 김우근, 이순애, 윤홍길, 이성규, 산업폐수 방류수의 생태독성 평가, *한국물환경학회지*, **22**, pp. 37-44 (2006).
- 한국환경정책·평가연구원(KEI), *폐·하수의 통합독성 배출 기준 설정에 관한 기초연구*, pp. 8-71 (1994).
- 환경부, *수질유해물질 통합관리제도 도입방안 연구* (2006).
- Allen, W. O. and Gerald, A. L., Effects of Endocrine-Active Chemicals on the Development of Sex Characteristics of *Daphnia magna*, *Environ. Toxicol. Chem.*, **19**, pp. 2107-2113 (2000).
- Buhl, K. J., Hamilton, S. J. and Schmulbach, J. C., Chronic Toxicity of the Bromoxynil Formulation Buctril to *Daphnia magna* Exposed Continuously and Intermittently, *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, **25**, pp. 152-159 (1993).
- Choi, K. H. and Meier, P. G., Implications of Chemical-Based Effluent Regulations in Assessing DNA Damage in Fathead Minnows (*Pimephales promelas*) When Exposed to Metal Plating Wastewater, *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, **64**, pp. 716-722 (2000).
- Day, K. and Kaushik, N. K., An Assessment of the Chronic Toxicity of Synthetic Pyrethroid, Fenvalerate, to *Daphnia galeata mendotae*, Using Life Tales, *Environ. Pollut.*, **44**, pp. 13-26 (1987).
- Dutka, B. J. and Kwan, K. K., Comparison of Three Microbial Toxicity Screening Tests with the Microtox Test, *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, **27**, pp. 753-757 (1981).
- Ferrando, M. D., Andreu, M. E. and Fernandez, C. A., Relative Sensitivity of *Daphnia magna* and *Brachionus calyciflorus* to Five Pesticides, *J. Environ. Sci. Health. B.*, **27**(5), pp. 511-522 (1992).
- Galassi, S., Guzzella, L. and Croce, V., Screening Organic Micropollutants in Surface Waters by SPE Extraction and Ecotoxicological Testing, *Chemosphere*, **54**, pp. 1619-1624 (2004).
- Han, M. W. and Park, Y. C., The Development of Anoxia in the Artificial Lake Shihwa, Korea, as a Consequence of Intertidal Reclamation, *Mar. Pollut. Bull.*, **38**, pp. 1194-1199 (1999).
- Heppell, S. A., Denslow, N. D., Folmar, L. C. and Sullivan, C. V., Universal Assay of Vitellogenin as a Biomarker for Environmental Estrogens, *Environ. Health. Perspect.*, **103**, pp. 9-15 (1995).
- Khim, J. S., Villeneuve, D. L., Kannan, K., Lee, K. T., Snyder, S. A., Koh, C. H. and Giesy, J. P., Alkylphenols, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, and Organochlorines in Sediment from Lake Shihwa, Korea : Instrumental and Bioanalytical Characterization, *Environ. Toxicol. Chem.*, **18**(11), pp. 2424-2432 (1999).
- Kime, D. E., Nash, J. P. and Scott, A. P., Vitellogenesis as a Biomarker of Reproductive Disruption by Xenobiotics, *Aquaculture.*, **177**, pp. 345-352 (1999).
- Knudsen, F. R., Schou, A. E., Wiborg, M. L., Mona, E., Tollefsen, K. E., Stenersen, J. and Sumpter, J. P., Increase of Plasma Vitellogenin Concentration in Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*) Exposed to Effluents from Oil Refinery Treatment Works and Municipal Sewage, *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, **59**, pp. 802-806 (1997).
- Lee, C. B., Kim, B. S. and Koh, C. H., Speciation of Some Heavy Metals in Surface and Core Sediments of Kyeonggi Bay, West Coast of Korea, *J. Korean Soc. Oceanogr.*, **36**, pp. 9-18 (2001a).
- Lee, K. T., Tanabe, S. and Koh, C. H., Contamination of Polychlorinated Biphenyls (PCBs) in Sediments from Kyeonggi Bay and Nearby Areas, Korea, *Mar. Pollut. Bull.*, **42**, pp. 273-279 (2001b).
- Li, D. H., Kim, M. S., Oh, J. R. and Park, J. M., Distribution Characteristics of Nonylphenols in the Artificial Lake Shihwa, and Surrounding Creeks in Korea, *Chemosphere*, **56**, pp. 783-790 (2004).
- Lo, I. and Hayton, W., Effects of pH on the Accumulation of Sulfonamides by Fish, *J. Pharmacol. Biopharm.*, **9**, pp. 443-459 (1981).
- Newman, M. C. and Unger, M. A., *Fundamentals of Ecotoxicology*, 2nd-Edition, Lewis Publishers, CRP Press LLC, pp. 111-277 (2003).
- Nishi, K., Chihae, M., Hatano, Y., Mizukami, H., Yamashita, M., Sakakibara, R. and Tamiya, E., Development and Application of a Monoclonal Antibody-based Sandwich ELISA for Quantification of Japanese Medaka (*Oryzias latipes*) Vitellogenin, *Comp. Biochem. Physiol.*, **132C**, pp. 161-169 (2002).
- OECD, *Organization for Economic Co-operation and Development OECD Guidelines for Testing of Chemicals (Daphnia magna Reproduction Test)*, Guideline 211 (1998).

- Oh, S. J., Park, J. I., Lee, M. J., Park, S. Y., Lee, J. H. and Choi, K. H., Ecological Hazard Assessment of Major Veterinary Benzimidazoles : Acute and Chronic Toxicities to Aquatic Microbes and Invertebrates, *Environ. Toxicol. Chem.*, **25**, pp. 2221-2226 (2006).
- Ra, K. T., Kim, K. T., Shim, W. J., Cho, S. R., Kim, E. S., Lee, S. H. and Lee, K. W., Distribution of Mercury in Sediments of Shihwa Lake, Korea, *J. Korea Soc. Oceanogr.*, **36**, pp. 34-41 (2001).
- So, Y. P., Idler, D. R. and Hwang, S. J., Plasma Vitellogenin in Land Locked Atlantic Salmon (*Salmo salar Ouananiche*), Isolation, Homologous Radioimmunoassay and Immunological Cross-Reactivity with Vitellogenin from other Teleosts, *Comp. Biochem. Physiol.*, **81B**, pp. 63-71 (1985).
- Stearns, S. C., Life History Tactics : A Review of the Ideas, *Quart. Rev. Biol.*, **51**, pp. 3-47 (1976).
- Sumpter, J. P. and Jobling, S., Vitellogenesis as a Biomarker for Estrogenic Contamination of the Aquatic Environment, *Environ. Health. Perspect.*, **103**, pp. 173-178 (1995).
- Sylvia, M. R., David, R. I. and Ying, P. S., The Effect of Sublethal Cyanide Exposure on Plasma Vitellogenin Levels in Rainbow Trout (*Salmo gairdneri*) during Early Vitellogenesis, *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, **15**, pp. 603-607 (1986).
- US EPA, *Methods for Measuring the Acute Toxicity of Effluents and Receiving Waters to Freshwater and Marine Organisms*, EPA-821-R-02-012, 5th-Edition, (2002).
- US EPA, *Whole Effluent Toxicity* : http://www.epa.gov/npdes/pubs/wet_draft_guidance.pdf (accessed Sep. 2006).
- Villarroel, M. J., Sancho, E., Ferrando, M. D. and Andreu, M. E., Effect of an Acaricide on the Reproduction and Survival of *Daphnia magna*, *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, **63**, pp. 167-173 (1999).