

창원천 · 남천에서 생태복원 전 · 후의 생태건강도 비교평가

김 현 정 · 이 상 재 · 안 광 국*

(충남대학교 생명과학과)

Comparative Analysis of Ecological Health Conditions Before and After Ecological Restoration in Changwon Stream and Nam Stream. Kim, Hyun-Jeong, Sang-Jae Lee and Kwang-Guk An* (Department of Bioscience of Biotechnology, College of Biological Science and Biotechnology, Chungnam National University, Daejeon 305-764, Korea)

This study was to analyze the ecological conditions, based on physical habitat, chemical, and biological conditions before (2006, 2007) and after ecological restoration (2009) in five sites of Changwon Stream (CS) and six sites of Nam Stream (NS), respectively, and then to compare ecological health between the two period. The analysis of ecological health was based on the multimetric models of Index of Biological Integrity (IBI) and Qualitative Habitat Evaluation Index (QHEI) along with water chemistry in the streams. For the study, the models of IBI and QHEI were modified as 8 and 11 metric attributes, respectively. For the evaluations, the survey was conducted in the period of 2006~2007 before the restoration and in 2009 after the restoration by the city. Chemical conditions, based on conductivity, in both streams showed a typical longitudinal declines along the axis of the upstream-to-downstream. There were no significant differences ($p>0.05$) in water quality between the two periods. Values of IBI in the CS and NS averaged 21.6 and 19.7, respectively, indicating a C grade in the criteria of Ministry of Environment, Korea, and there was no significant differences in the IBI between the two periods. Values of QHEI after the restoration averaged 29.2 and 63.2 in the CS and NS, respectively and the values decreased markedly especially, in the NS (35.3) after the restoration. The habitat disturbance was mainly attributed to destructions (i.e., the narrower width of riparian vegetation and higher substrate exposure by the air) of artificial materials by massive flood in 2009. Overall, our results suggest that the restoration was not effective in the two streams between the two periods, even if the budget was used a lot and that such ecological restoration, not considered the natural disaster, may not effect for the stream restoration.

Key words : Ecological restoration, habitat health, QHEI, IBI, fish

서 론

1960년대 이후 우리나라의 대부분의 하천은 급격한 산업화, 도시화의 진전 및 기능 위주의 국토 개발로 인하

여 하천의 유량이 감소하고, 수질오염이 극심하며, 하천 유역이 황폐화됨으로써 하천환경이 지속적으로 악화되어 왔다. 최근 이처럼 급격한 자연 환경의 변화에 따른 구조와 기능의 가치가 상실되어 본연의 모습으로 회복하려는 노력이 국·내외적으로 중요한 쟁점으로 대두되고 있다.

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

특히 하천은 과거부터 농업, 공업 및 생활 용수 공급을 하는 이수기능, 홍수·토사 조절 및 오·폐수 배제 등의 치수기능, 그리고 생물 서식처 및 심미적 기능을 제공하는 등 하천 환경으로써의 기능을 보이며 인간과 자연을 연결하는 중요한 매개체 역할을 하고 있다. 하지만 무분별한 개발에 따른 하천의 직강화, 골재 채취 등의 영향으로 부영양화(Eutrophication)와 같은 수질 오염을 초래하며, 이로 인해 이·취미를 형성(박 등, 2000)하고, 어류의 집단폐사(이 등, 2006)를 일으키는 등 하천 본연의 기능이 대다수 상실되었다.

국내에서는 수질환경 보전에 대한 범국민적인 관심 증대와 친수기능을 강조한 하천환경개선사업이 정책적으로 반영됨에 따라 하수처리장의 건설, 하수 관거 정비 등 수질 오염방지에 관한 노력이 지속적으로 이루어져 왔다. 하지만 이에 따른 콘크리트 제방 설치, 체육·공원시설 설치 등의 인공 구조물의 설치는 오로지 인간을 위한 친수 공간 조성에만 치우쳤을 뿐, 진정한 의미의 하천 복원은 이루어지지 않아 오히려 생물 서식환경의 질적 저하를 초래하는 등 생물 종 다양성을 감소시켰다. 2000년대 이후 국내에 본격적으로 자연형 혹은 생태하천의 개념이 도입되어 수생태계의 기능을 회복하기 위한 노력이 시작되었고, 2002년 환경부에서는 '하천복원 가이드라인'을 제시하였으며, 2007년에는 '생태하천 만들기 10년 계획'을 수립하여 하천을 인간 관점에서의 복원이 아닌 서식하는 생물의 보금자리의 회복을 추진하고 있다(환경부, 2002). 다시 말해, 자연의 체계에 바탕을 두고, 교란되기 이전의 물리적, 화학적 그리고 생물학적 특성을 재성립 시키는 것이 올바른 생태복원이라 할 수 있다(Palmer *et al.*, 2006).

하천 복원의 핵심기법은 크게 세 가지로 구분된다. 식생조성, 여울 조성 및 유량 확보와 같은 물리적 서식처 복원 기법(Physical restoration), 수질 오염의 핵심 인자인 영양염(N, P)을 침전 시켜 불활성시키는 방법, 조류 사멸을 위한 살조제 살포하는 방법과 같은 수질 개선에 영향을 미치는 화학적 복원 기법(Chemical restoration), 그리고 생물종 분류군별(수서곤충, 양서류, 조류, 어류) 서식환경 원리를 파악 후 생물을 투입하여 복원하는 방법인 생물학적 복원(Biological Restoration)이 있다. 한편 우리나라에서 강우 분포 특성은 뚜렷한 계절적 차이를 보인다(An and Park, 2002). 이 같은 강우 특성은 하천의 유량, 유속과 같은 수리수문학적인 특징은 물론 수질오염 특성과 가장 밀접한 연관을 보이는 요소 중 하나이다(안과 신, 2005). 하지만 국내에서 이루어지는 하천 복원은 강우의 특징은 고려되지 않은 채, 오로지 친수 공간을 조성하기 위한 복원만 이루어지고 있어, 하천 복원 후 갈수

기 유량확보에 어려움을 겪고 있는 실정이다. 반면 환경 선진국인 북미와 유럽, 일본에서는 하천의 연속성 회복을 위한 복원, 하천 네트워크 구축에 의한 복원, 사행 하천으로의 복원이 이루어지는 등 보다 생태학적 관점에서 친환경적 복원이 이루어지고 있다.

본 연구 대상인 창원천과 남천은 전형적인 도심하천의 성격을 띠고 있으며, 창원천과 남천의 합류부는 마산만으로 흐르기 때문에 하천의 하류에서는 기수역의 특성을 보인다. 한편 창원천과 남천에서도 생태하천 복원 사업의 일환으로 각각 6.73 km, 8.09 km 구간을 대상으로 복원이 이루어졌다. 복원이 이루어지기전 창원천과 남천의 연구 동향에 대한 분석에 따르면 수질 오염특성에 관한 연구(배 등, 1979; 이 등, 1980; 이 등, 1983; 윤, 1998; 양과 황, 2004; 장과 박, 2005)와 공업지역의 중금속 오염의 실태에 관한 연구(권, 1993)가 주를 이루었으며, 하천의 건강성 평가는 전무한 실정이었으며, 복원 이후에도 생태하천 복원과 관련된 연구는 미미한 실정이다.

따라서 본 연구는 생태하천 복원이 이루어진 창원천과 남천에서 복원 전 후의 어류상 및 내성, 섭식구조의 변화를 분석하고, 이에 따른 하천 생태 건강성 평가, 물리적 서식지 평가 및 이화학적 수질 변동을 비교 평가하여, 향후 보다 체계적인 하천복원의 방향을 제시함에 있어 기초 자료로 이용하는 데 목적이 있다.

재료 및 방법

1. 조사시기 및 조사지점 선정

본 연구는 생태하천 복원 이전인 2006년 9월과 2007년 6월, 복원 이후인 2009년 8월, 총 3회에 걸쳐 창원천, 남천에서 어류채집을 실시하였다. 어류 채집과 동시에 이화학적 수질측정 및 물리적 서식지 평가도 함께 실시하였다. Strahler (1957)의 하천 차수 기준에 따르면 창원천과 남천은 3차 이하의 소하천으로 주택가를 관통하여 기수역에서 합류 후 마산만으로 흘러드는 하천이다(Fig. 1). 하천 차수와 조사지점간 거리, 주변 오염원 등을 고려하여 창원천 5개 지점, 남천 6개 지점을 선정하였다. 선정된 지점 중 최상류 지점을 C1, N1으로 각각 정하였고, 최하류의 기수역 지점을 C5, N6으로 각 지점을 순차적으로 표기하였다(Fig. 1). 복원 전 창원천의 상류 지점인 C1, C2는 콘크리트 하안조성으로 인해 서식지가 교란되었고, 도로와 인접해 있으며, 인공제방으로 이루어져 생태계 교란이 예상되었다. C3~C5는 2차 하천으로서 C2와 마찬가지로 인공제방으로 이루어져 있으며 도로와 근

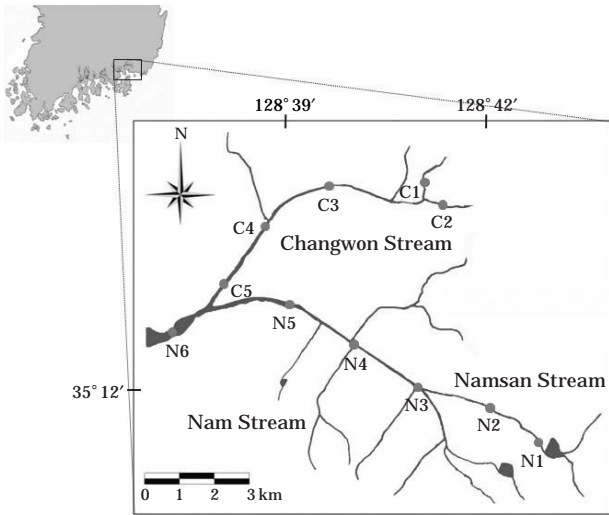


Fig. 1. The map showing the study sites in the Changwon Stream and Nam Stream.

접하고 있는 전형적인 도심하천의 형태를 보이고 있다. C4에서는 내동천이 상가단지를 통과하며 창원천과 합류하는 지점으로 생활하수에 의한 유기물 오염이 예상되는 지점이다. C5는 창원천이 마산만에 합류되는 하천 하류 지점으로서 오염된 하상 퇴적물과 점오염원의 영향으로 인해 생태계 교란이 예상되는 기수역 지점이다. 한편 불모산 저수지로부터 발원하여 남천으로 유입되는 지류 중 하나인 남산천의 상·하류에 각각 N1, N2 지점을 선정하였고, 하천의 시점부터 종점까지의 지점간 거리와 유입지천을 고려하여 4개 지점을 선정하였다. 남천은 최상류부터 하류까지 직강화된 하천으로 빠른 유속에 의한 서식처 교란이 예상되었으며, 세부적 조사 지점은 다음과 같다.

- C1: 경남 창원시 사림동 퇴촌 제3호 BOX교
- C2: 경남 창원시 사림동 퇴촌 3호교
- C3: 경남 창원시 반지동 창원천 2교
- C4: 경남 창원시 대원동 창원천교 상류 200 m
- C5: 경남 창원시 대원동 창원천교 하류 700 m
- N1: 경남 창원시 성주동 남산 2교
- N2: 경남 창원시 성주동 남산교
- N3: 경남 창원시 남산동 이촌교
- N4: 경남 창원시 외동 토월교
- N5: 경남 창원시 내동 삼동교
- N6: 경남 창원시 신촌동 봉암교

2. 조사방법

본 연구에서의 어류 채집은 하천 생태 건강도 평가를

위하여 개발된 Ohio EPA (1989)의 Wading method를 따랐으며, 정량화된 채집 조사를 위하여 Catch per unit of effort (CPUE)에 따랐다. 조사지점 내에서 물리적 서식지 특성 차이에 따른 공간적 채집 변이를 감소시키기 위하여 조사지점 내의 여울(Riffle), 소(Pool), 흐름이 느린 곳(Run) 등을 모두 포함하여 조사를 실시하였다. 각 지점의 조사거리는 Ohio EPA (1989)에 의거하여 정점을 중심으로 200 m로 제한하였고, 조사에 소요된 시간은 Karr (1981)와 Rankin and Yoder (1999)에 의한 경험적 방법으로서 1차 회귀 분석법을 이용한 최대 종풍부도곡선(Maximum species richness line)을 통하여 60분으로 한정하였다. 조사자의 구성은 채집 효율과 직접적으로 연관된 항목으로 조사자의 능력과 조사 도구에 의해 크게 달라질 수 있다. 이에 따라 조사원들은 조사에 대한 충분한 교육을 받은 경력자로 구성하고 현장조사 경험이 3년 이상인 전문가를 반드시 1인 이상 포함하였으며, 3인 1조 또는 4인 1조로 구성하였다.

채집도구는 2006년, 2007년에는 투망(망목 5×5 mm)을 이용하였고, 서식지 구조상 투망을 사용할 수 없는 곳에서는 족대(망목 4×4 mm)를 사용하였다. 채집한 어류는 현장에서 동정 및 계수 후 바로 풀어주는 것을 원칙으로 하되 동정이 모호한 종은 10% 포르말린 용액으로 고정하여 실험실로 옮긴 후 김과 강(1993), 김(1997), 김과 박(2002)에 의해 동정하였고, Nelson (1994)의 분류체계를 따랐다. 채집된 어류의 개체수 산정은 어류체장의 길이가 20 mm 이하는 제외하는 것을 원칙으로 하였고(Barbour et al., 1999) 비정상어종이 채집되었을 경우에는 US EPA (1993)의 외형적 비정상성 평가 기준에 따라 기형(Deformity), 종양(Tumors), 부식(Erosion), 조직병리(Lesion) 등의 세부 내용을 기록하였다.

3. 이화학적 수질자료 분석

본 연구에서 이용된 수질자료는 현장에서 직접 측정된 자료로 YSI-6600 (다항목 수질측정기)를 이용하여 수온(Water Temperature), 용존산소량(Dissolved oxygen), 전기전도도(Specific Conductivity), pH, 탁도(Turbidity), 염도(Salinity)를 현장 측정하였다.

4. 어류의 생태 특성 분류

본 연구에서는 하천 생태 건강도 평가 모델의 적용을 위한 영양단계(Trophic level)와 내성도(Tolerance)에 대한 범주는 US EPA (1993)의 기준에 의거하였다.

영양단계 구조는 생태계 내에서 먹이그물(Food web)

을 통해 에너지 흐름을 간단하게 표현하는 항목으로 잡식종(Omnivore species, O), 충식종(Insectivore or invertevore species, I), 육식종(Carnivore or pishvore species, C), 초식종(Herbivore species, H), 여과섭식종(Filterfeeder, F)으로 구분하였으나 본 모델에서는 여과섭식종을 제외한 잡식종, 충식종, 육식종, 초식종에 관련된 메트릭만을 채택하였다. Ohio EPA (1987)에 따르면 식성의 분류는 어류가 1차적으로 이용하는 자원(Primary source of food)을 기본으로 하였고, 이에 따른 분류는 잡식종은 동, 식물질 등의 유기물질을 먹는 종, 충식종은 주로 수서 무척추 동물을 먹는 종, 육식종은 주로 어류나 다른 척추 동물을 먹는 종, 초식성종은 주로 조류나 식물질의 조각을 먹는 종으로 정의하였다.

내성의 정도는 수질 오염도에 따라 쉽게 사라지는 민감종(Sensitive species, SS)과 수질오염도에 따라 상대적인 비율이 증가하는 내성종(Tolerant species, TS), 그리고 두 범주의 중간에 해당하는 중간종(Intermediate species, IS)으로 구분하였다. 민감종(SS)은 주로 오염도에 따라 쉽게 사라지는 어종(US EPA, 1993)으로서, Ohio EPA (1987)와 US EPA (1993)에서 제시한 전체어종의 5~10%로 제한하였고, 내성종(TS)은 수질오염에도 불구하고, 종수 및 분포범위가 증가하는 어종, 중간종(IS)은 두 범주 사이에 포함되지 않는 종으로 정의하였다.

5. 다변수 평가 모델 적용 및 하천 생태 건강도 평가

본 연구에서는 Karr (1981)의 어류를 이용한 생물통합지수(Index of Biological Integrity, IBI)를 기반으로 개발된 하천 생태 건강도 평가 모델을 이용하여 창원천·남천에 적용하였다. 하천 생태 건강도 평가 모델은 최초 북미의 북서부 하천에서 IBI로 개발되었고, 최근 Barbour *et al.* (1999)에 의해 RBP (Rapid bioassessment protocol) 모델로 체계화 되어 US EPA에서 하천 생태 건강도 평가 모델로 사용되고 있다. 본 연구에서 적용한 하천 생태 건강도 평가 모델은 우리나라에서 안 등(2001)에 의해 국내 서식 환경에 맞게 수정·보완되었고, 국내에서도 적용하여 평가 되고 있다(해양수산부, 2005). 본 연구에서 이용된 메트릭은 M1: 총 본토종수(Total number of native species), M2: 여울성 저서종수(Number of riffle-bentic species), M3: 민감성 생태 지표종수(Number of sensitive species), M4: 내성 지표종의 개체수빈도(Proportion of tolerance species), M5: 잡식성종의 상대빈도(Proportion as a number of omnivore species), M6: 본토 충식성 종의 상대빈도(Proportion as a number of insectivore species),

M7: 총개체수(Total number of individual), M8: 개체의 비정상도 빈도(Proportion as a number of abnormal individual)의 총 8개 메트릭으로 구성되어 있다. 하천 생태 건강도 평가 모델의 등급 산정은 4등급으로, 세부 등급은 청정상태(A), 양호상태(B), 보통상태(C), 불량상태(D)로 대별하였다. 본 연구에서 수행된 등급점수 산정은 8개의 메트릭에서 계급구간을 "5", "3", "1"로 구분하여 최대 점수는 40점으로 산정하였고, 어류가 전혀 채집되지 않을 경우는 최소가능 점수인 8점을 부여하였다.

6. 물리적 서식지 평가

창원천의 서식지 평가를 위해 적용한 평가 모델은 Plafkin *et al.* (1989)에 의해 개발된 서식지평가 정성지수(Qualitative Habitat Evaluation Index, QHEI)와 이를 체계화한 RBP모델(Barbour *et al.*, 1999)을 바탕으로 하였다. 본 연구에서 적용한 서식지 평가 모델은 2004년에 우리나라 서식환경에 맞게 수정·보완 하여 국내 하천에 적용된 바 있고(안과 김, 2005), 현장 적용 및 평가는 어류채집과 동시에 실시되었다. 물리적 서식지 평가 모델의 세부 메트릭은 다음과 같이 M1: 하상구조/서식처 피복도(Substrate/Instream cover), M2: 하상매몰도(Embeddedness), M3: 유속/수심 조합(Flow velocity/depth combination), M4: 하상유실 및 토사축적도(Bottom scouring and sediment deposition), M5: 하천 흐름 상태(Channel flow status), M6: 수로 변경도(Channel alteration), M7: 여울 빈도 및 하천굴곡도(Frequency of riffles or bends), M8: 제방 안정도(Bank stability), M9: 제방식생 보호도(Bank vegetative protection), M10: 친변 식생대의 폭(Riparian vegetative zone width) 및 M11: 소규모 댐의 존재유무(Dam construction impact)로 총 11개 메트릭으로 구성된다. 우리나라는 계절성 강우(Monsoon)의 영향을 받는 지역으로 유황의 변동이 크기 때문에 이·치수를 위하여 하천 정비 및 인공 구조물을 설치한 지역이 많다. 이와 같은 인공 구조물은 하천의 서식지 구조를 크게 변형시키고 교란시키기 때문에 본 연구에서 적용한 서식지 평가 모델의 M11은 이와 같은 우리나라의 서식 환경 특성을 평가하기 위해 새롭게 개발된 메트릭이다. 각 메트릭은 하천차수를 고려하여 1~20점을 부여하고, 최종적으로 US EPA (1993)의 기준을 적용하여 다음과 같이 Excellent (220~182), Good (168~124), Fair (110~66), Poor (52~8)의 4개 등급으로 대별한다. 세부 메트릭 속성은 안과 김(2005)의 이전 문헌에 상세하게 기술되어 있다.

결과 및 고찰

1. 이화학적 수질특성 분석

창원천 · 남천의 1차~3차 수질 분석 결과에 따르면 시간적 변이는 특별한 양상을 나타내지 않았다. 복원 전 · 후 수질 변수는 뚜렷한 차이를 보이지 않고, 다만 조사지점별 특성을 갖는다. 탁도는 비교적 양호한 상태를 유지하다가 점오염원의 영향을 받는 지점만 상승하는 것을 알 수 있다. 전기전도도와 염도의 경우 하류로 갈수록 도심의 영향 및 해수의 영향으로 인하여 높아지는 양상을 보였으며, 특히 C5의 경우에는 조차의 영향을 간접적으로 받는 지점으로 전기전도도와 염도가 기수역의 특성을 나타냈다. 용존산소량과 pH는 생물이 서식함에 있어 장애가 되지 않는 범위에서 변동하였다. 창원천 · 남천의 이화학적 수질은 생태 건강도 평가 결과와 연동하지 않았으며 따라서 창원천 · 남천에서의 생태 건강도는 물리적 서식지 평가 결과에 의하여 많은 영향을 받을 것이라 예상되었다(Tables 1, 2).

2. 하천 복원에 따른 어류 종 조성 및 내성 · 섭식 구조 분석

본 연구의 어류 채집 결과에 따르면 창원천 · 남천에서

각각 15종 944개체, 30종 2,304개체가 채집되었다(Tables 3, 4). 창원천에서 채집된 어종 중 전체의 5% 이상을 차지하는 종은 5종으로 참붕어 (*Pseudorasbora parva*)가 365개체 38.7%, 붕어 (*Carassius auratus*)가 212개체 22.5%, 송어 (*Mugil cephalus*)가 124개체 13.1%, 전어 (*Konosirus punctatus*)가 77개체 8.2%, 갈겨니 (*Zacco temminckii*)가 75개체 7.9%를 차지하였으며, 창원천에서의 우점종인 참붕어와 붕어는 복원 전 C3, 복원 후 C3, C4에서만 출현하였다. 창원천의 경우 C1은 어류가 거의 출현하지 않았으며 C2와 C4 역시 풍부도가 매우 낮았다. 창원천 C1, C2의 경우 복원 전 하상이 모두 콘크리트로 이루어져 어류의 서식이 거의 불가능하였고, C4는 악화된 수질로 인하여 하상이 검게 썩어있어 역시 어류의 서식이 거의 불가능한 상태였다. 복원 후에도 C1, C2의 풍부도는 매우 낮고, C4의 풍부도는 복원 후 증가했지만, 참붕어, 붕어의 우점률이 높아 종다양도에는 크게 변함이 없고 오히려 생태계를 교란시키는 떡붕어와 같은 외래종이 출현하였다. 반면에 C3는 악화된 수질상태에도 불구하고 수변식물이 풍부하게 서식하는 등 양호한 서식환경을 보여 다른 지점에 비하여 종다양도와 풍부도가 높게 나타났다. C5는 기수역 어종인 송어와 전어가 많이 채집되었다.

국내고유종은 복원 전 18%로 나타났으나 복원 후 채집되지 않았다. 반면에 외래종은 복원 후 떡붕어 (*Caras-*

Table 1. Physico-chemical water quality in Changwon Stream.

Site	Water temperature (°C)		DO (mg L ⁻¹)		Specific conductivity (µs cm ⁻¹)		pH		Turbidity (NTU)		Salinity (ppt)		Chl-a	
	Mean	Range	Mean	Range	Mean	Range	Mean	Range	Mean	Range	Mean	Range	Mean	Range
C1	26.4	23.8~29.4	10.4	9.7~11.0	196	86~391	9.4	8.8~9.8	4.1	2.3~6.5	0.09	0.04~0.19	3.6	1.0~5.5
C2	24.3	20.5~28.6	12.7	11.9~16.0	227	91~418	9.0	8.6~9.2	5.3	3.9~7.8	0.11	0.04~0.2	11.9	1.9~28.4
C3	24.9	22.6~29.2	13.8	12.8~15.6	319	143~478	8.5	8.3~8.7	6.6	1.2~12.2	0.15	0.07~0.23	18.7	2.6~37.7
C4	24.4	20.17~27.0	10.7	9.5~12.5	610	382~752	8.4	8.2~8.6	19.7	12.3~30.6	0.29	0.17~0.37	7.2	0.2~12.4
C5	26.2	25.66~26.6	9.1	5.6~12.5	18241	10232~28893	7.9	7.6~8.0	14.2	9.2~22.8	11.67	5.76~17.81	14.9	2.3~33.1
Mean	25.3	(20.2~29.4)	11.4	(5.6~15.9)	3919	(86~28893)	8.6	(7.6~8.0)	10.0	(2.3~30.6)	2.46	(0.04~17.81)	11.3	(0.2~37.7)

Table 2. Physico-chemical water quality in Nam Stream.

Site	Water temperature (°C)		DO (mg L ⁻¹)		Specific conductivity (µs cm ⁻¹)		pH		Turbidity (NTU)		Salinity (ppt)		Chl-a	
	Mean	Range	Mean	Range	Mean	Range	Mean	Range	Mean	Range	Mean	Range	Mean	Range
N1	23.1	18.3~26.4	9.8	9.4~10.7	206	153~288	7.8	7.6~8.0	7.4	5.7~9.9	0.10	0.07~0.14	1.7	0.1~4.5
N2	25.1	20.0~28.4	10.6	4.7~15.2	294	193~407	7.6	6.0~9.4	14.7	2.4~37.0	0.14	0.09~0.18	2.0	0.1~3.5
N3	23.6	19.3~27.9	10.6	10.2~10.9	337	237~436	8.4	8.2~8.7	14.4	3.6~25.5	0.16	0.14~0.21	4.5	1.8~9.7
N4	25.4	20.7~30.1	11.6	5.1~18.6	443	329~529	8.7	7.6~9.5	6.8	3.6~9.0	0.21	0.16~0.26	7.2	5~9.6
N5	25.4	24.6~26.9	9.3	6.8~12.7	3870	404~10439	8.1	7.6~8.4	7.9	6.7~9.3	2.15	0.19~5.88	4.0	1.8~6.0
N6	23.9	21.8~25.1	5.6	1.9~11.7	39547	35509~42138	7.8	7.5~8.0	15.7	8.8~26.3	19.90	10.3~27.00	16.7	0.6~28.7
Mean	24.4	(18.3~30.1)	9.6	(1.9~18.6)	7450	(153~42138)	8.0	(6.0~9.5)	11.2	(2.4~37.0)	3.78	(0.07~5.88)	6.0	(0.1~28.7)

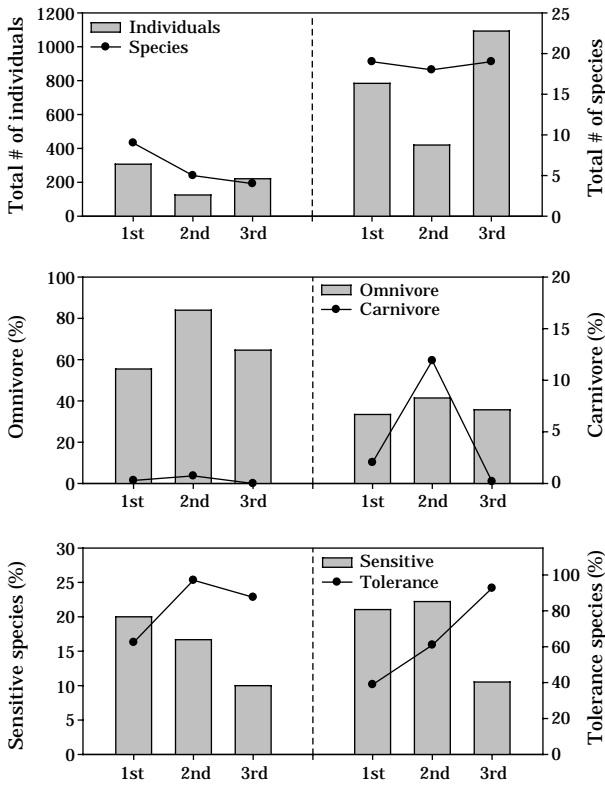


Fig. 2. Guild analyses along with individual and species number in Changwon Stream and Nam Stream.

sius cuvieri) 1종이 출현하였으며 상대풍부도는 1.3%로 나타났다. 한편 세 차례에 걸친 조사에서 천연기념물과 보호종은 채집되지 않았다.

남천에서 채집된 어종은 30종 2,304개체로서 이는 창원천에 비하여 15종 1,360개체나 많은 결과로, 창원천에 비하여 남천의 수질 및 서식지 상태가 어류가 서식함에 있어 훨씬 양호함을 반증한다. 남천에서 채집된 어종 중 전체의 5% 이상을 차지하는 종은 7종으로 문절망둑 (*Acanthogobius flavimanus*)이 510개체 22.1%, 붕어 (*Carassius auratus*)가 390개체 16.9%, 갈겨니 (*Zacco temmincki*)가 274개체 11.9%, 참붕어 (*Pseudorasbora parva*)가 246개체 10.7%, 전어 (*Konosirus punctatus*)가 176개체 7.6%, 버들치 (*Rhynchocypris oxycephalus*)가 167개체 7.2%, 송어 (*Mugil cephalus*)가 160개체 6.9%를 차지하였으며, 이 중 남천의 우점종인 문절망둑은 복원 전 N5 지점에서 2%로 나타났고, 복원 후 기수역인 N6 지점에서 98% 개체가 출현하였다 (Fig. 2). 고유종은 복원 전 긴물개 (*Squalidus gracilis majimae*), 자가사리 (*Lio-bagrus mediadiposalis*) 등 5종, 14%로 나타났으나 복원 후 참종개 (*Iksookimia koreensis*) 1종, 5%로 감소하여 출

현하였다. 반면에 외래종은 복원 후 떡붕어 (*Carassius cuvieri*) 1종이 출현하였으며 상대풍부도는 0.3%를 나타내며 복원 전 출현하지 않았던 외래종의 상대풍부도가 증가했음을 확인하였다. 한편 세 차례에 걸친 조사에서 천연기념물과 보호종은 채집되지 않았다.

창원천에서 채집된 어류를 내성도를 기준으로 민감종 (Sensitive Species), 중간종 (Intermediate Species), 내성종 (Tolerance Species)의 3단계로 구분했을 때 생태 지표종은 민감종이 84개체, 9%, 중간종이 106개체, 11% 내성종이 766개체, 80%로 물리적 서식지 교란, 이·화학적 수질 오염이 증가할수록 상대풍부도가 높아지는 내성종이 가장 많은 비율을 차지하였다 (Fig. 2). 내성종의 48%가 참붕어였으며, 중간종은 73%가 전어, 민감종은 89%가 갈겨니로 각각의 대표어종이다 (Table 3, Fig. 2). 복원 전 민감종 15%, 중간종 12%, 내성종 74% 였으나 복원 후 민감종 2%, 중간종 10%, 내성종 88%를 나타내었다. 복원 전 민감종의 88% 채집된 갈겨니는 복원 후 10%로 급격히 감소했고, 복원 전 채집된 민감종 버들치와 동사리는 출현하지 않았다. 반면에 복원 전 출현하지 않았던 송사리, 문절망둑 등의 내성종이 출현함으로써 복원 후 수질이 더욱 악화된 것으로 확인된다. 또한 여울성 어종 감소하고, 외래종인 떡붕어가 출현하는 등 생태교란 현상이 나타나고 있는 것으로 사료되었다.

남천의 생태 지표종은 민감종이 453개체, 20%, 중간종이 270개체, 12%, 내성종이 1,581개체, 69%로 창원천과 마찬가지로 수질오염이 증가한 곳에서 상대풍부도가 높은 내성종이 가장 많은 비율을 차지하였다. 내성종의 32%가 문절망둑이며, 중간종은 65%가 전어, 민감종은 61%가 갈겨니로 각각의 대표어종이다 (Table 4, Fig. 2). 복원 전 민감종 33%, 중간종 21%, 내성종 47% 였으나 복원 후 민감종 6%, 중간종 2%, 내성종 93%를 나타낸다. 전체적으로 창원천보다 남천의 수질이 좀 더 나은 것으로 보이나, 복원 후 수질오염도는 남천이 더욱 증가했다.

복원 전 32% 채집된 갈겨니와 버들치는 복원 후 6%로 급격히 감소했고, 복원 전 채집된 민감종 긴물개와 자가사리는 출현하지 않았다. 반면에 복원 전 출현하지 않았던 강주걱양태, 검정망둑 등의 내성종이 출현함으로써 복원 후 수질이 더욱 악화된 것으로 확인된다. 기수역 지점인 N6에서 복원 전 중간종인 전어가 7.6%의 풍부도로 채집되었지만, 복원 전 14.6%의 채집률을 보인 전어는 복원 후 전혀 채집되지 않았고, 내성종인 문절망둑만 45% 채집되었다. 또한 여울성 저서종인 자가사리, 민물검정망둑, 갈문망둑이 복원 전 2.5%에서 복원 후 0.3%로 감소하고, 외래종인 떡붕어가 출현하는 등 하천 복원이

Table 3. Fish fauna along with tolerance and trophic guilds in Changwon Stream.

Species	Tol G	Tro G	Hab G	1st survey	2nd survey	3rd survey	Total	RA (%)
<i>Odontobutis platycephala</i>	SS	C	-		1		1	0.1
<i>Zacco temminckii</i>	SS	I	-	64		11	75	7.9
<i>Rhynchocypris oxycephalus</i>	SS	I	-	8			8	0.8
<i>Odontobutis interrupta</i>	IS	C	-	1			1	0.1
<i>Konosirus punctatus</i>	IS	H	-	34		43	77	8.2
<i>Rhinogobius brunneus</i>	IS	I	RB	21	3	4	28	3.0
<i>Acanthogobius flavimanus</i>	TS	I	-			25	25	2.6
<i>Pseudorasbora parva</i>	TS	O	-	129	45	191	365	38.7
<i>Misgurnus anguillicaudatus</i>	TS	O	-	7		1	8	0.8
<i>Oryzias latipes</i>	TS	O	-			2	2	0.2
<i>Mugil cephalus</i>	TS	H	-	24	18	82	124	13.1
<i>Carassius cuvieri</i>	TS	O	-			12	12	1.3
<i>Misgurnus mizolepis</i>	TS	O	-			12	12	1.3
<i>Carassius auratus</i>	TS	O	-	52	58	102	212	22.5
<i>Cyprinus carpio</i>	TS	O	-	1		5	6	0.6
Total Number of Species				10	6	10	15	
Total Number of Individual				341	137	466	944	

Tol G=Tolerance Guild, Tro G=Trophic Guild, Hab Guild=Habitat Guild, RA=Relative Abundance (%), SS=Sensitive species, IS=Intermediate species, TS=Tolerant species, O=Omnivore, I=Insectivore, C=Carnivore, H=Herbivore, RB=Riffle-benthic species

어류 종조성에 있어 긍정적인 영향이 미치지 않았음을 알 수 있다.

섭식구조 역시 내성도와 같은 경향을 보였다. 섭식구조 특성을 보면 복원 전 1차 조사 때 잡식종 56%, 충식종 27%, 육식종 0.3%의 구성비를 보여 잡식종의 상대풍부도가 가장 높았다. 복원 전 2차 조사에서는 잡식종 84%, 충식종 2%, 육식종 0.7%의 구성비를 보였다. 복원 후 3차 조사 때엔 잡식종 65%, 충식종 9%, 육식종 0%의 구성비를 보였다. Karr (1981)와 US EPA (1993)는 잡식종은 유기물 오염도가 증가할수록 상대풍부도가 증가하는 특성을 보인다고 보고한 바 있어 동일수계의 하천에 비하여 비교적 심각한 유기물오염이 존재함을 나타내었다(안과 최, 2006). 섭식구조별 대표종은 복원 전 참붕어 36%, 갈겨니 13%, 동사리 0.2%를 각각 차지하여 잡식종, 충식종, 육식종의 대표종으로 나타났다(Table 3). 복원 후 참붕어 40%, 문절망둑 5%를 각각 차지하여 잡식종, 충식종의 대표종으로 나타났고 육식종은 채집되지 않았다(Table 3). 이렇듯 창원천은 대체로 어류의 서식이 어려운 지점으로 판단되는데, 특히 C3 지점의 경우 복원 전 · 후 모두 대부분 붕어, 참붕어와 같은 내성종으로 구성되었다. 내성종은 수질오염이 심화될수록 우점도가 높아지거나 혹은 영향을 받지 않는 어종들로서 C3 역시 어류서식은 가능하나 수질이 상당히 악화된 것으로 사료된다.

남천의 섭식구조특성을 보면 복원 전 1차 조사에서 잡식종 33%, 충식종 38%, 육식종 2%의 구성비를 보여 충

식종의 상대풍부도가 가장 높았다. 복원 전 2차 조사에서는 잡식종 41%, 충식종 31%, 육식종 12%의 구성비를 보였다. 복원 후 3차 조사에서는 잡식종 36%, 충식종 58%, 육식종 0.2%의 구성비를 보였다. 섭식구조별 대표종은 복원 전 잡식종 대표어종은 붕어 22%, 충식종은 갈겨니 19%, 육식종은 메기 2%를 차지하였고, 복원 후 잡식종, 충식종, 육식종의 대표종으로는 참붕어 15%, 문절망둑 45%, 메기 0.1%를 각각 차지하였다(Table 3).

창원천 · 남천 모두 환경의 질적 저하에 따라 증가하는 양상을 보이는 외래어종은 복원 후 떡붕어(*Carassius cuvieri*) 한 종만이 채집되었고, 피부손상 및 기형 등 외형적 비정상 상태를 보인 어종이 일부 채집되어 수환경의 질적 저하를 시사하였다(US EPA, 1993).

3. 하천 복원에 따른 생물학적 건강도 평가

다변수 평가 모델을 이용한 수생태 건강성 평가에 따르면, 창원천 · 남천의 복원 전 생물통합지수(Index of Biological Integrity, IBI)는 각각 평균 19.8, 23.5에서 복원 후 각각 평균 21.6, 19.7로 C등급 상태인 것으로 나타났다.

창원천의 생태건강도 지수는 복원 전 건강도는 4등급 체제 중 C등급을 보여 건강도가 좋지 않은 것으로 나타났다. C등급은 민감종이 희박하고, 잡식종 및 내성종의 상대풍부도가 증가하는 상태로 창원천은 C등급 중에서

Table 4. Fish fauna along with tolerance and trophic guilds in Nam Stream.

Species	Tol G	Tro G	Hab G	1st survey	2nd survey	3rd survey	Total	RA (%)
<i>Squalidus gracilis majimae</i>	SS	I	-	3	4		7	0.3
<i>Zacco temminckii</i>	SS	I	-	143	87	44	274	11.9
<i>Rhynchocypris oxycephalus</i>	SS	I	-	127	23	17	167	7.2
<i>Liobagrus mediadiposalis</i>	SS	I	RB	2	3		5	0.2
<i>Acanthorhodeus gracilis</i>	IS	O	-		1		1	0.0
<i>Acanthorhodeus macropterus</i>	IS	O	-	2		10	12	0.5
<i>Acentrogobius pflaumi</i>	IS	C	-	2			2	0.1
<i>Hypomesus nipponensis</i>	IS	I	-			2	2	0.1
<i>Plecoglossus altivelis altivelis</i>	IS	H	-			2	2	0.1
<i>Anguilla japonica</i>	IS	C	-	11	34	1	46	2.0
<i>Konosirus punctatus</i>	IS	H	-	176			176	7.6
<i>Tridentiger brevispinis</i>	IS	I	RB		4		4	0.2
<i>Rhinogobius brunneus</i>	IS	I	RB	12	8	3	23	1.0
<i>Iksookimia koreensis</i>	IS	I	RB			1	1	0.0
<i>Iksookimia longicorpa</i>	IS	I	-	1			1	0.0
<i>Repomucenus olidus</i>	TS	I	-			63	63	2.7
<i>Rhinogobius giurinus</i>	TS	O	-		3		3	0.1
<i>Tridentiger obscurus</i>	TS	I	-			8	8	0.3
<i>Acanthogobius flavimanus</i>	TS	I	-	9	1	500	510	22.1
<i>Silurus asotus</i>	TS	C	-	3	16	1	20	0.9
<i>Squalidus japonicus coreanus</i>	TS	O	-		1	73	74	3.2
<i>Pseudorasbora parva</i>	TS	O	-	56	28	162	246	10.7
<i>Misgurnus anguillicaudatus</i>	TS	O	-	40		12	52	2.3
<i>Oryzias latipes</i>	TS	O	-	8	17		25	1.1
<i>Mugil cephalus</i>	TS	H	-	33	66	61	160	6.9
<i>Misgurnus mizolepis</i>	TS	O	-		5	2	7	0.3
<i>Carassius cuvieri</i>	TS	O	-			7	7	0.3
<i>Carassius auratus</i>	TS	O	-	148	116	126	390	16.9
<i>Cyprinus carpio</i>	TS	O	-	6	3	5	14	0.6
<i>Zacco platypus</i>	TS	O	-	2			2	0.1
Total Number of Species				19	18	19	30	
Total Number of Individual				784	420	1093	2304	

Tol G=Tolerance Guild, Tro G=Trophic Guild, Hab Guild=Habitat Guild, RA=Relative Abundance (%), SS=Sensitive species, IS=Intermediate species, TS=Tolerant species, O=Omnivore, I=Insectivore, C=Carnivore, H=Herbivore, RB=Riffle-benthic species

도 낮은 수준을 보였다. 복원 후에도 21.6으로 건강도는 C등급을 유지하며 여전히 낮은 수준을 보였다.

지점에 따른 IBI 값을 비교한 결과 C1, C2 지점은 B등급으로 복원 후 건강도가 상승했지만, C5로 갈수록 생태 건강성이 악화되는 양상을 보였고, 이는 하류지점으로 갈수록 오염원의 증가로 인한 생물학적 건강도 악화 현상이 뚜렷한 도심하천의 특성을 잘 반영한 것으로 사료되었다(US EPA, 1993; 안과 김, 2005; 안 등, 2005; 배와 안, 2006)

각 메트릭별 특성을 분석한 결과 M2(여울성 저서종 수)는 복원 전·후 평균 1.4로 복원 후에도 C1을 제외한 모든 지점에서 최하 점수를 기록하였다. 이로 인해 창원천은 여울이 형성되어있지 않거나 혹은 저서어종이 서식하기 불가능한 상태임을 알 수 있다. M3(민감종 수) 메

트릭 값은 복원 전·후 큰 변동 없이 평균 1.8로서 C1을 제외한 모든 지점에서 최하 점수를 기록했다. 이는 민감종의 서식이 어려울 정도로 수질이 악화되어 있음을 반증한다.

반면에 M1(총 본토종 수) 메트릭은 복원 전 평균 2.2로 낮은 수준을 보였으나, 복원 후 모든 지점 3으로 보통임을 보이며 창원천에 전반적으로 서식 종수가 증가했음을 확인하였다.

남천의 생태 건강도는 전반적으로 하천 상류에서 하류로 갈수록 낮아지는 양상을 보였다. 일반적으로 하천의 상류에서 하류로 갈수록 오염물질의 유입과 서식지 교란의 영향으로 생태 건강도는 낮아지는 양상을 보이며 남천도 공단과 인공구조물 등을 통과하면서 생태 건강도가 낮아지는 것으로 판단되었다. 남천의 생태 건강도 지수는

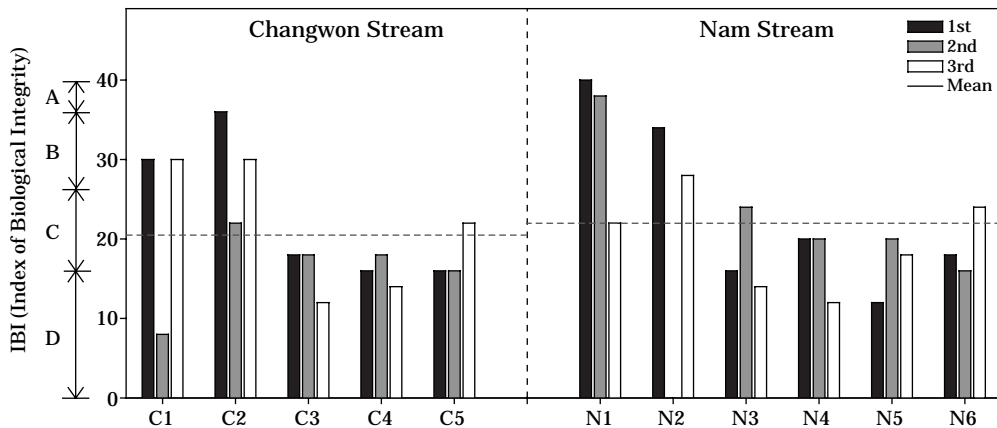


Fig. 3. Index of Biological Integrity (IBI) with its criteria in Changwon Stream and Nam Stream.

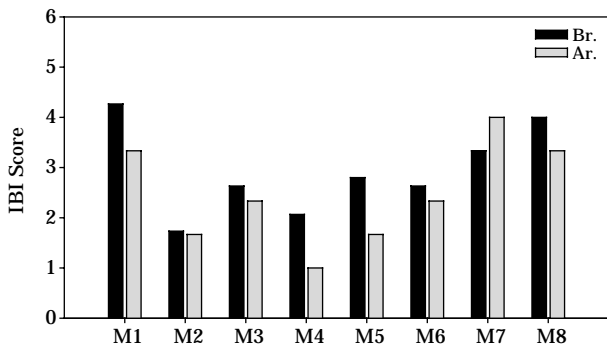


Fig. 4. Overall metric scores of Nam Stream before and after the restoration (Br=Before Ecological Restoration, Ar=After Ecological Restoration).

복원 전 평균 23.5를 나타내 보통상태를 나타냈다. 지점별 생태 건강도를 살펴보면 N1은 복원 전 IBI값이 39로 청정상태를 나타냈었다. N1은 남천 최상류로서 일부 서식지 교란은 존재하였으나 수질이 양호하며 하상이 자갈과 바위, 모래 등 다양하게 구성되어 있어 생태 건강도가 높게 나타났다. 그러나 복원 후 IBI값이 22로 급격히 감소하였다. 실제로 N1과 N2 사이에는 일부 인가와 상가공장이 들어서 있어 여러 오염원이 작용하리라 예상 가능하였다. 또한 주변공사로 인해 수질이 악화되었음을 반증한다. N4 지점은 IBI값이 가장 낮게 나타났으며 복원 전·후 감소폭도 가장 크다.

메트릭별 분석결과 복원 전 M1(총 본토종 수)과 M8(개체 건강도)는 평균 4.3을 나타내어 가장 높은 값을 보였다. 그러나 복원 후 M1과 M8이 3.3으로 낮아졌다. 그리고 하상구조와 수질 등을 반영하는 항목인 M2(여울성 저서종 수)는 1.7의 낮은 메트릭값을 나타냈다. 이는 M4

(내성종의 개체수 비)의 점수가 2.1에서 1.0으로 감소한 것을 반영한다. 여울성 저서종이 서식하기 좋지 않은 하상구조, 수질이 악화되어 민감종이 적고 내성종의 빈도가 늘어남을 볼 수 있었다.

실제로 복원 전·후 창원천의 수질이 남천에 비해 더욱 악화되었는데도, 전반적인 IBI값이 창원천보다 남천의 생태 건강도가 낮게 나온 것은 창원천에서의 채집개체가 남천에서의 채집개체보다 현저히 적기 때문인 것으로 사료된다.

4. 하천 복원에 따른 물리적 서식지 평가

각 지점의 물리적 서식지 평가지수(Qualitative Habitat Evaluation Index, QHEI)에 의한 평가 결과에 따르면 서식지 건강도 모델값은 창원천에서 복원 전 평균 52.3에서 복원 후 29.2로 나타나 악화(Poor)상태를 나타내며 뚜렷한 서식지 교란현상을 보였다. 어류가 거의 출현하지 않았던 C1에서는 복원 전 18.5에서 복원 후 8 값을 기록하였다. C1과 C2의 경우 하상이 모두 콘크리트로 구성되어 있으며 어류의 서식공간과 피난처 역할을 거의 할 수 없는 악화된 상태였다. C3~C5는 하상이 실트류 이루어져 주로 하상구조에 관련된 메트릭이 낮은 값을 보였다. 모든 지점이 전반적으로 복원 전보다 복원 후 QHEI 값은 큰 폭 하락하였고, 서식지교란이 심각해진 것으로 보여진다. 특히, C4는 바닥으로부터 유기물이 올라와 악취가 심하였으며, C5 지점은 바닥이 맨 상태로 어류의 서식공간으로 부적합하다.

메트릭 별 점수로는 M2(하상 매물도) 메트릭을 제외하고 모든 메트릭이 복원 후 점수가 낮아졌다. M4(하상 유실 및 토사 축적도), M9(제방식생 보호도) 메트릭의 감소

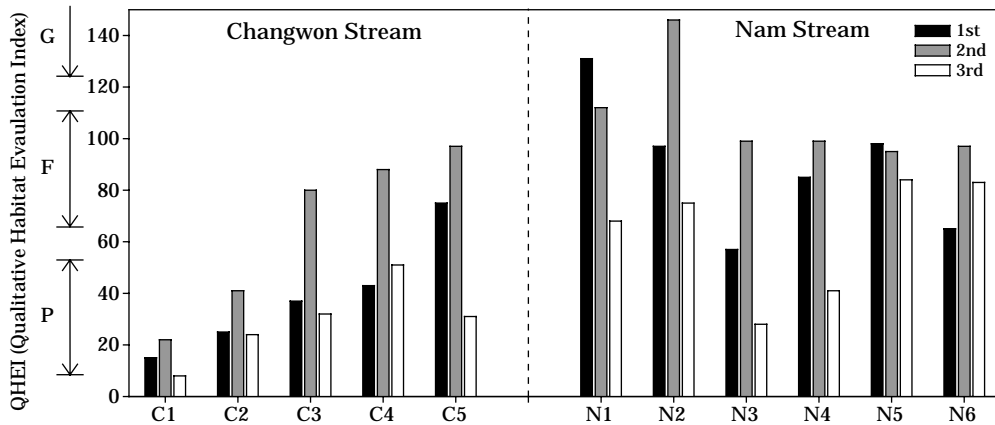


Fig. 5. Values of Qualitative Habitat Evaluation Index (QHEI) and the criteria in Changwon Stream and Nam Stream (G=Good condition, F=Fair condition, P=Poor condition).

울이 가장 높는데 이는 지속적인 하천 공사에 따른 것으로 제방이 불안정해지고 식생이 줄어들는 것을 확인 할 수 있었다. C5는 하상이 완전히 실트로 가득차 있어 M1 (하상구조/서식처 피복도), M2 메트릭이 최저로 나타났으며, M3 (유속/수심 조합), M5 (흐름상태) 처럼 바다의 영향을 받지 않는 메트릭은 상당히 낮은 수치를 나타냈다. 따라서, 전반적으로 창원천은 복원 후에도 전 지점의 서식지가 크게 교란을 받은 것으로 나타났다.

남천의 물리적 서식지 평가 결과 복원 전 평균 98.4점에서 복원 후 63.2점으로 로 보통에서 악화 상태(Fair~Poor)로 나타났다. 복원 전 N1은 불모산 저수지 밑의 1차 하천이며, M1 (서식처 피복도)과 M10 (천변 식생대의 폭)에서 양호한 점수를 보였었다. 그러나 복원 후 N1은 공사의 영향으로 점수가 내려갔다. 반면에 토사가 축적되어 M4 메트릭이 저하되었으며 따라서 M5의 흐름상태 메트릭도 저하되었다. 복원 전 N2는 하천변과 중심부까지 식생이 무성한 지점으로 M1과 M9가 20점을 보였다. 또한 M2의 하상매몰도와 M8의 제방 안정도 역시 높은 값을 보였으며 전체적으로 창원천과 남천을 통틀어 가장 양호한 서식지 상태를 보였었다. 그러나 복원 후 큰 폭으로 QHEI 점수가 낮아졌고, 서식지 교란을 짐작할 수 있었다. 복원시 만들어진 어도가 그대로 드러나고, 친수공간에 치중된 제방에는 식생보다는 시멘트 구조물들이 존재했다. N4는 복원 전 M8 (제방 안정도)과 M9 (제방 식생 보호도)에서 0점을 보였으며, 복원 이후에도 크게 달라지지 않았다. 이는 콘크리트 인공제방으로 인한 결과였다. N5부터는 해수의 영향을 받는 구간으로 M10의 천변 식생대의 폭이 현저하게 낮아지며, M7의 여울빈도 메트릭 값도 떨어지는 양상을 보인다. N6는 기수역으로 갯벌

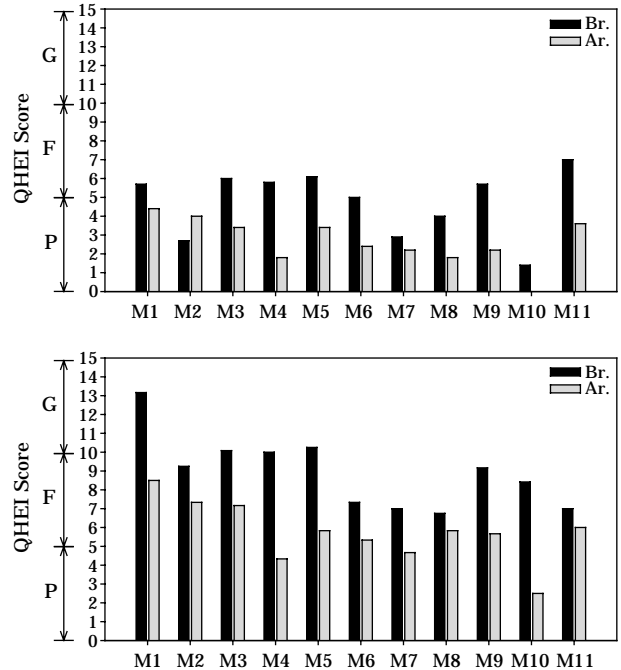


Fig. 6. Overall metric comparison between (a) Changwon Stream and (b) Nam Stream before and after the restoration.

이 펼쳐져 있는 구간이다. 상기 결과를 기반으로 할 때, 전반적으로 남천의 전 지점이 복원 이후에 물리적 서식지에 더욱 더 많은 교란을 받은 것으로 나타났다.

5. IBI와 수질간 상관성 분석

복원 전·후 조사를 통해서 창원천·남천의 어류생물

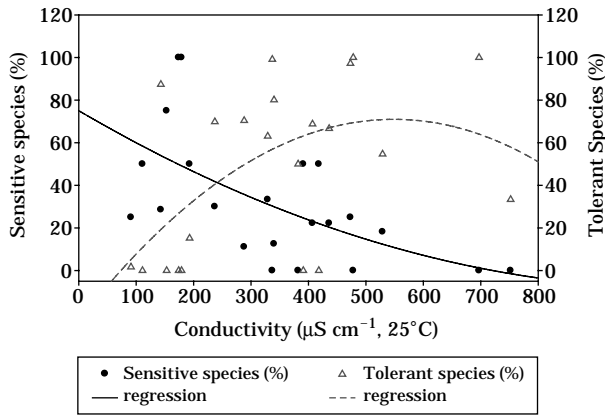


Fig. 7. Relations between species based on tolerance guild and conductivity.

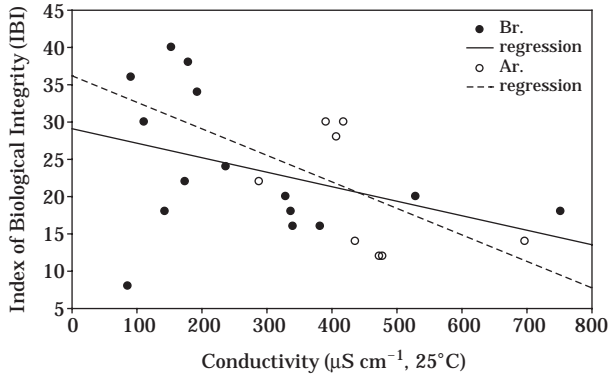


Fig. 8. Relations between IBI and conductivity before and after the restoration (Br=Before Ecological Restoration, Ar=After Ecological Restoration).

지수 (IBI) 및 3개 수질 항목간의 상관성 분석을 실시한 결과, 탁도, 용존산소량, Chl-a 변수보다 전기전도도가 더욱 높은 상관성을 갖는다. 전기전도도가 증가할수록 민감종의 비율은 감소하며, 전기전도도가 300 $\mu\text{S cm}^{-1}$ 이하일 때에는 민감종 비율이 다양한 변이의 분포를 갖으나, 300 $\mu\text{S cm}^{-1}$ 이상일 때에는 민감종 비율의 분포가 좁은 변이 폭을 갖는다. 이와 반대로 전기전도도가 증가할수록 내성종의 비율은 양의 상관관계를 보인다 (Fig. 8). 또한 어류 생물지수 (IBI)는 전체적으로 수질 항목간의 상관성 분석 결과, 전체적으로 수질항목과 유의한 역 상관관계 ($p < 0.05$)를 보여 복원 전 조사에서 나타난 결과처럼 화학적 수질 악화는 어류의 생태건강성에 직접적으로 영향을 주는 것으로 판단되며, 복원 후 더욱 높은 유의한 상관관계를 보이고 있다 (Fig. 8).

적 요

본 연구는 창원천과 남천에서 각각 5지점, 6지점의 생태복원 전 (2006, 2007)과 후 (2009)의 물리적 서식지, 화학적, 생물학적 상태에 기초한 생태학적 상태를 분석하였고 복원 전 후의 생태 건강도를 비교평가 하였다. 하천의 이화학적 수질과 생물통합지수 (Index of Biological Integrity, IBI)와 서식지 평가 (Qualitative Habitat Evaluation Index, QHEI)의 다변수 평가 모델에 기초하여 생태 건강도를 분석하였다. 본 연구에서 IBI와 QHEI의 모델은 각각 8개, 11개의 수정 보완된 메트릭을 적용하였다. 평가를 위해서 조사는 복원 전 2006년에서 2007년, 복원 후 2009년 실시하였다. 화학적 상태는, 두 하천 모두 상류에서 하류로 갈수록 전기전도도 (Conductivity)의 값이 전형적으로 증가하는 경향을 보였다. 복원 전후에 따른 수질변화 특성은 차이를 보이지 않았다. 창원천과 남천의 생태건강도 지수는 각각 평균 21.6, 19.7로 환경부 기준 C등급을 보였고, 복원 전 후 사이에 생태건강도 지수는 큰 차이를 보이지 않았다. 복원 이후 남천과 창원천의 물리적 서식지 평가 결과 평균점수가 각각 29.2, 63.2로 특히 남천에서 복원 후 35.3점이 두드러지게 감소하였다. 서식지 교란은 2009년에 있었던 홍수에 의한 인공제방의 파괴 (천변 식생대의 폭이 줄고 대기에 의해 하천 피복도가 높아졌다.)가 주요한 원인이었다. 종합적으로, 결과를 볼 때 복원 전 · 후 두 하천에서 효과적이지 않았으며, 비록 많은 예산을 사용하였지만, 환경으로 고려하지 않은 채 맹목적으로 이루어지는 생태복원은 하천 복원에 효과적이지 않을 수 있다고 사료된다.

인 용 문 헌

권영택. 1993. 중공업단지 하천퇴적물의 중금속 오염 특성 -창원 남천을 중심으로-. 경남대학교 환경문제연구소 연구논문 15: 5-15.

김익수, 강종언. 1993. 원색한국어류도감. 아카데미서적.

김익수, 박종영. 2002. 원색도감 한국의 민물고기. 교학사.

김익수. 1997. 한국동식물도감 동물편 (담수어류). 교학부.

박재현, 우보명, 김우룡, 안현철, 김재수. 2000. 성숙임목수확벌채가 토양의 화학성분과 계류수질에 미치는 영향. 한국생태학회지 23(1): 9-15.

배대열, 안광국. 2006. 생물학적 다변수 모델 적용 및 수화학 분석에 의거한 갑천생태계 평가. 한국육수학회지 39(2): 198-208.

- 배준웅, 이상진, 양정성. 1979. 마산 및 창원공업지역 하천수계에 대한 수질검사 연구. 경남대학교 부설 환경연구소 p. 47-65.
- 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, 이재연, 장하나. 2005. 유등천에서의 생태학적 건강도 평가 및 수질양상. 한국육수학회지 **38(3)**: 341-351.
- 안광국, 정승현, 최신석. 2001. 생물보전지수 및 서식지 평가지수를 이용한 평창강의 수환경평가. 한국육수학회지 **34(3)**: 153-165.
- 안광국, 최지웅. 2006. 초강의 통합적 생태 건강성 평가. 한국육수학회지 **39(3)**: 320-330.
- 양운진, 황신욱. 2004. 도시 하천(창원천·남천)의 갈수기 수질 특성에 관한 연구. 경남대학교 환경문제연구소 연구논문 **27**: 83-92.
- 윤조희, 이상훈, 조성호. 1998. 창원시의 A하천 유입오염부하량 실태조사. 경남대학교 환경문제연구소 연구논문 **21**: 33-42.
- 이상진, 배준웅, 김호식. 1980. 마산 및 창원공업지역 하천수계에 대한 수질조사 연구. 경남대학교 부설 환경연구소 p. 35-46.
- 이상진, 차성극, 서은덕. 1983. 마산 및 창원공업지역의 하천수계에 대한 수질조사 연구. 경남대학교 부설 환경연구소 p. 5-19.
- 이은형, 서동일, 황현동, 윤진혁, 최재훈. 2006. 도시 하천에서의 어류 폐사 원인 분석 I- 일반조사 및 실험. 대한상하수도학회지 **20(4)**: 573-584.
- 장성호, 박진식. 2005. 남천에서의 강우시 비점오염물질의 유출특성. 한국환경보건학회지 **31(1)**: 1-6.
- 해양수산부. 2005. 내수면 잠재력 조사 및 발전 방안 연구.
- 환경부. 2002. 하천복원 가이드 라인.
- An, K.G. and S.S. Park. 2002. Indirect influence of the summer monsoon on chlorophyll-total phosphorus models reservoir: A case study. *Ecological modelling* **152(2-3)**: 191-203.
- An, K.G., S.J. Hwang, D.Y. Bae, J.Y. Lee and J.H. Kim. 2005. Introduction of an electrofishing technique for assessments of fish assemblages to Korean watersheds. *Korean J. Limnology* **38(4)**: 482-439.
- 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.
- Karr, J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* **6**: 21-27.
- Nelson, J.S. 1994. Fishes of the world (3th ed.). John Wiley & Sons, New York.
- 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.
- Palmer, M.A., D.A. Falk and J.B. Zedler. 2006. Ecological restoration. p. 1-11, *In: Foundations of Restoration Ecology* (Falk, D.A., M.A. Palmer and J.B. Zedler eds.). Island Press, Washington.
- Plafkin, J.L., M.T. Barbour, K.D. Porter, S.K. Gross and R.M. Hughes. 1989. Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: benthic macroinvertebrate and fish. EPA/444/4-89-001. Office of water regulations and standards. US EPA. Washington. DC, USA.
- Rankin, E.T. and C.O. Yoder. 1999. Methods for deriving maximum species richness lines and other threshold relationships in biological field data. CRC Press, USA. p. 611-621.
- Strahler, A.N. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *American Geophysical Union Transactions* **38**: 913-920.
- 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.

(Manuscript received 10 May 2010,
Revision accepted 14 June 2010)