

오염하천(진위천)의 환경평가를 위한 생물지수간 적용성 비교분석

오민우 · 이옥민 · 송호복* · 박선진** · 송미영*** · 공동수†

경기대학교 생명과학과
*사단법인 한국민물고기연구소
**경기대학교 기초과학연구소
***경기개발연구원

Comparative Analysis on the Application of Biotic Indices for Environmental Assessment of a Polluted Stream (Jinwi Stream)

Min Woo Oh · Ok-Min Lee · Ho-Bok Song* · Sun Jin Park** · Mee Young Song*** · Dongsoo Kong†

Department of Life Science, Kyonggi University

*Korea Fresh Water Fish Research Institute

**Research Institute for Basic Science of Kyonggi University

***Department of Environmental Policy, Gyeonggi Research Institute

(Received 23 May 2011, Revised 13 October 2011, Accepted 16 October 2011)

Abstract

Jinwi Stream is considerably polluted. The urban development in a Jinwi Stream basin can make state of aquatic ecosystem worse. However, researches for aquatic ecosystems in Jinwi Stream are insufficient. In this study, biotic indices of periphytic diatoms (DAIpo and TDI), benthic macroinvertebrates (EPT, KSI and ESB) and fish (IBI) were compared with the annual water quality data. Benthic macroinvertebrates indices showed highly significant correlations with concentrations of organic materials and nutrients, while DAIpo, TDI and IBI showed low correlations with them. In particular, ESB can be considered as an useful indicator that reflects the degree of diversity and abundance of biotic community as well as water quality. In polluted and disturbed streams as Jinwi Stream, DAIpo, TDI and IBI appeared to be not available for evaluating and discriminating the water quality, although they have been known as good indices in general streams.

keywords : Benthic macroinvertebrates, Biotic index, Fish, Jinwi Stream, Periphytic diatoms

1. 서론

진위천은 경기남부지역의 식수원, 공업 및 농업 용수로 이용되고 있지만 수질이 매우 오염된 하천이다(경기도보건환경연구원, 2001). 더욱이 신도시(광고, 동탄, 세교)와 일반 산업단지(화성 동탄, 오산 가장, 오산 가장2, 평택 진위)등의 개발이 진행되고 있거나 계획되어 있어 향후 수환경이 더욱 훼손될 우려가 있다. 따라서 대규모 개발 이전의 수중생태계에 대한 사전조사와 아울러 개발과정 및 수질개선 대책 이후의 수중생태계의 변화를 평가할 수 있는 지표에 대한 연구가 필요하다.

진위천은 유역에 위치한 다양한 오염원에 의해 지속적인 교란이 일어나는 곳으로(경기도보건환경연구원, 2001) 단지 몇 가지의 수질항목만으로 하천의 수환경을 평가하는데 한계가 있다. 이화학적 수질평가는 제한된 조사항목에 대한 측정당시의 결과에 의존하는 반면, 환경변화에 민감한 지표

생물을 이용한 생물학적 측정 방법은 총체적 수질을 장기적으로 대변하여 과거 오염물질의 유출에 대한 추적은 물론 오염물질의 복합 상승작용 등에 대한 종합적 영향을 반영한다(공동수, 1999).

이에 따라 생물군집을 이용한 환경평가 방법이 개발되어 왔으며 이는 하천의 수환경을 평가하는 방법으로 널리 받아들여지고 있다(Flinder et al., 2008). 하천에서 생물학적인 방법으로 수환경을 평가하는데 있어서 저서성 대형무척추동물 이용 방법의 보편적이며(Rosenberg and Resh, 1993), 어류와 부착조류 역시 일반적으로 사용되고 있다(류태호 등, 2010; Delgado et al., 2010; King et al., 2000; Maria et al., 2011).

그러나 생물을 이용한 환경평가 시 각 분류군마다 서로 다른 생활사와 분포는 생물군집간의 물리적, 이화학적 내성 범위의 차이에 영향을 미칠 수 있으며(Griffith et al., 2005), 이는 동일한 환경을 평가했을 때 다른 결과를 나타낼 수 있다는 것을 의미한다. 그동안 생물군집을 이용한 환경평가에 대한 연구는 많이 이루어져 왔지만 하천 생태계의 주요 구성 요소인 부착조류, 저서성 대형무척추동물,

† To whom correspondence should be addressed.
dskong@kgu.ac.kr

어류의 지수를 함께 비교하여 생물지수간의 효용성을 분석한 자료는 많지 않다.

이 연구는 진위천에서 부착조류, 저서성 대형무척추동물, 어류 군집을 조사함으로써, 동 하천과 같이 교란이 심하고 오염된 하천의 환경평가(특히 생물학적 수질평가)를 위해 적합한 생물지수를 검색하는데 목적을 두고 수행되었다. 이러한 연구의 결과는 진위천 수생태계의 현황과 향후 변화를 파악하기 위한 기초자료로 사용될 수 있을 것으로 판단된다.

2. 연구방법

2.1. 현장조사

현장조사는 진위천 수계(황구지천, 오산천, 진위천 본류)의 10개 지점을 대상으로 2010년 7, 9, 11월에 각 1회씩 총 3회에 걸쳐 실시되었다. 조사지점은 생물군집의 조사결과와 수질과의 상관관계를 도출하기 위하여 환경부 수질측정망 조사지점과 일치하는 지점을 선정하였다(Fig. 1). 각 조사지점은 경기도 수원시 및 화성시를 경유하는 황구지천의 3지점(H1, H2, H3)과 경기도 용인시, 화성시, 평택시에 위치한 오산천의 4지점(O1, O2, O3, O4), 경기도 평택시에 위치한 진위천 본류의 3지점(J1, J2, J3)이었다.

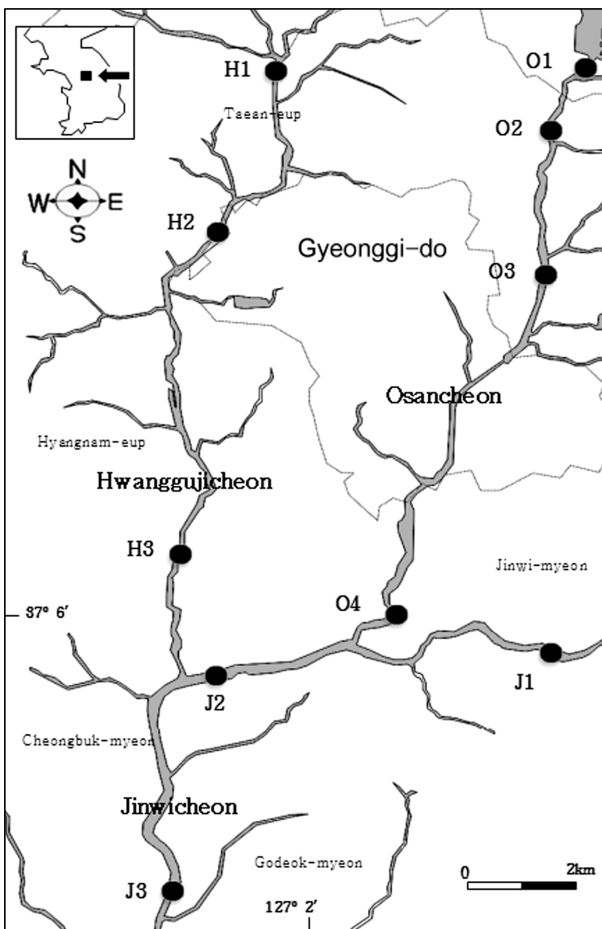


Fig. 1. Location of the survey sites.

2.2. 수질 현황

조사지점의 수질현황은 수온과 용존산소(Dissolved Oxygen)의 경우 휴대용 측정기(Horiba D-55)를 이용하여 현장에서 측정하였다. BOD₅ (5-day Biochemical Oxygen Demand), TSS (Total Suspended Solid), T-N (Total-Nitrogen), T-P(Total-Phosphorus)는 현장 조사가 이루어진 기간인 2009년 11월~2010년 10월까지의 환경부 물환경정보시스템(<http://water.nier.go.kr>)의 수질측정망자료를 이용하여 파악하였다.

2.3. 수환경평가

2.3.1. 부착조류

현재 환경부의 수생태계 건강성 조사 및 평가에서는 유기물지수(Diatom Assemblage Index of Organic Water Pollution: DAIPo)와 영양염지수(Trophic Diatom Index: TDI) 등급을 4단계(A~D)로 나누어 평가하고 있으며(환경부, 2008), 이 연구에서도 같은 기준으로 평가하였다.

유기물지수(DAIPo)의 식은 (1)과 같다(Watanabe et al., 1990).

$$DAIPo = 50 + 0.5 \left(\sum_{i=1}^s X_i - \sum_{i=1}^s S_i \right) \quad (1)$$

여기서, $\sum_{i=1}^s X_i$ 는 민감종의 %상대풍부도 합, $\sum_{i=1}^s S_i$ 는 내성종의 %상대풍부도 합이다.

영양염지수(TDI)의 식은 (2)와 같다(Kelly and Whitton, 1995).

$$TDI = (WMS \times 25) - 25$$

$$WMS = \frac{\sum_{j=1}^s (A_j S_j V_j)}{\sum_{i=1}^s (A_j V_j)} \quad (2)$$

여기서, WMS는 가중 평균 민감도, A_j 는 j 종의 개체수 출현도, S_j 는 j 종의 민감도, V_j 는 j 종의 가중치이다.

2.3.2. 저서성 대형무척추동물

저서성 대형무척추동물을 통한 수환경 평가는 목(Order) 수준에서 강도래(Plecoptera), 하루살이(Ephemeroptera), 날도래(Trichoptera)가 전체 군집에서 차지하는 비율인 비내성범주 지수(Intolerant order category index: EPT)와 환경부의 전국자연환경조사, 호소조사 등에서 사용되고 있는 저서성 대형무척추동물 생태점수(Ecological score of benthic macroinvertebrate community: ESB; 환경부, 2006) 및 환경부의 수생태계 건강성 조사 및 평가에 사용되는 한국오수생물지수(Korean Saprobic Index: KSI)를 이용하였다(환경부, 2008).

비내성범주지수(EPT)는 종수를 기준으로 한 지수를 EPT(S), 개체수를 기준으로 한 지수를 EPT(A)로 구분하였으며, 식은 (3)과 같다.

$$EPT = \frac{E+P+T}{A} \quad (\text{Lenat, 1988}) \quad (3)$$

여기서, E 는 하루살이목의 종수 또는 개체수, P 는 강도래목의 종수 또는 개체수, T 는 날도래목의 종수 또는 개체수, A 는 총 종수 또는 개체수이다.

저서성 대형무척추동물 생태점수(ESB)의 식은 (4)와 같다.

$$ESB = \sum_{i=1}^4 (S_i Q_i) \quad (\text{공동수, 1997}) \quad (4)$$

여기서, Q_i 는 개별 분류군에 대한 환경질 점수, S_i 는 환경질에 대한 출현종수 합이다.

한국오수생물지수(KSI)의 식은 (5)와 같다.

$$KSI = \frac{\sum_{i=1}^n (S_i A_i G_i)}{\sum_{i=1}^n (A_i G_i)} \quad (\text{환경부·국립환경과학원, 2006}) \quad (5)$$

여기서, i 는 지정된 지표생물군의 일련번호, n 은 출현한 지표생물군의 총수, S_i 는 i 지표생물군의 오락계급치, A_i 는 i 지표생물군의 출현개체수, G_i 는 i 지표생물군의 지표가중치이다.

2.3.3. 어류

어류생물지수는 수생태계 건강성 조사 및 평가에 사용되는 8개의 메트릭 값(국내종의 총 종수, 여울성저서종 종수, 민감종수, 내성종의 개체수 비율, 잡식종의 개체수 비율, 충식종의 개체수 비율, 채집된 국내종의 총 개체수, 비정상종의 개체수)을 이용한 어류의 다변수 평가모델(Index of Biological Integrity: IBI; 환경부, 2008)을 사용하였다. 어류를 이용한 생태건강성 평가기준 등급은 환경부의 수생태계 건강성 조사 및 평가에 사용되는 것과 같이 청정상태, 양

호상태, 보통상태, 불량상태로 구분하여 A, B, C, D의 4등급으로 평가하였다(환경부, 2008).

2.4. 상관관계 분석

진위천에서 효용성 있는 생물지수의 파악을 위하여 환경부 수질측정망자료의 연평균 수질항목과 3회의 현장조사를 통해 산출된 생물지수의 평균값을 이용하여 상관관계를 분석하였다. 분석은 SPSS(한글 ver. 12.0)의 Pearson 상관계수를 이용하였으며 유의 수준값(p-value)은 $p < 0.05$ 일 때 유의한 결과로 나타내었다.

3. 결과 및 고찰

3.1. 수질현황

국내의 일반적인 자연하천의 평균수온이 15°C 내외인 것을 감안할 때(한대호, 2010) 황구지천 H2지점의 평균수온은 매우 높다(Table 1). 이는 하·폐수의 온배수에 의한 것으로 판단된다. 아열대산 외래어종인 나일틸라피아(*Oreochromis niloticus*)가 이 지점에서 집단으로 서식하고 있는 것도 이러한 열오염과 무관하지 않은 것으로 보인다(공동수 등, 2010).

연평균 수준에서 용존산소(DO)의 포화도와 BOD₅ 농도는 뚜렷하게 역상관 관계를 보였다(Fig. 2). BOD₅ 농도가 낮은 진위천 상류지점(J1)은 용존산소가 100%에 가까운 포화도를 보였으나 다른 모든 조사지점은 불포화 상태였다. 특히 BOD₅ 농도가 높은 황구지천의 중류 지점(H2)에서는 연평균 용존산소 불포화도가 약 50%에 달하였다(Fig. 2). 이는 이 지점의 연평균 BOD₅의 농도가 13.4 mg/L로 전체 조사지점 가운데 가장 높아 산소소모가 클 뿐만 아니라 수온이 높아 용존산소의 용해도가 낮아데 원인이 있다고 판단된다.

연평균 총인(T-P)농도는 Forsberg and Ryding (1980)의 기준으로 진위천 상류지점을 제외한 모든 지점에서 과영양 상태(Hypertrophic state)에 해당된다(Fig. 3). 특히 황구지천 중·하류와 진위천 하류의 부영양화가 매우 심각한 수준이었다.

Table 1. Average annual water quality in Jinwi Stream (2009.11~2010.10)

	Hwangguji-stream			Osan-stream				Jinwi-stream		
	H1	H2	H3	O1	O2	O3	O4	J1	J2	J3
WT (°C)	15.3 (2~30)	18.2 (9~29)	17.3 (7~30)	-	16.5 (5~28)	17.0 (6~29)	17.1 (6~28)	14.9 (2~28)	17.1 (4~28)	16.3 (2~28)
DO (mg/L)	8.9 (4.1~12.6)	4.6 (2.8~6.5)	7.4 (5~10.3)	9.9 (7.7~11.7)	9.1 (6.4~12.1)	8.1 (5.1~11.3)	8.9 (6.3~11.9)	9.8 (6.4~13)	8.9 (4.9~12.6)	8.2 (4~11.4)
TSS (mg/L)	24.4 (10~49)	18.8 (6~41.5)	22.3 (6.8~59.3)	9.1 (3.7~12.8)	10.9 (5.3~24)	15.2 (5.2~26)	9.2 (5~15.3)	8.7 (6~18)	14.6 (5~32.5)	18.9 (4.8~62)
BOD ₅ (mg/L)	8.1 (3.5~13.1)	13.4 (3.7~24.2)	7.8 (3.4~11.9)	5.6 (3.3~10.5)	3.7 (2.3~9.7)	7.0 (2.6~11.1)	3.7 (1.2~8.6)	2.1 (0.7~4.7)	5.9 (3~9.8)	8.9 (3.6~17.4)
T-P (mg/L)	0.184 (2.693 ~7.823)	0.939 (5.039 ~13.653)	0.638 (4.938 ~13.875)	0.120 (3.655 ~5.911)	0.134 (3.054 ~7.04)	0.284 (3.658 ~8.23)	0.198 (9.425 ~3.742)	0.080 (1.532 ~3.487)	0.212 (3.18 ~9.131)	0.683 (3.512 ~16.37)
T-N (mg/L)	5.493 (0.08 ~0.391)	10.126 (0.375 ~2.163)	9.659 (0.357 ~7.823)	4.873 (0.09 ~0.191)	5.333 (0.083 ~0.235)	6.296 (0.117 ~0.483)	5.982 (0.085 ~0.787)	2.585 (0.012 ~0.156)	5.629 (0.13 ~0.285)	8.725 (0.138 ~1.978)

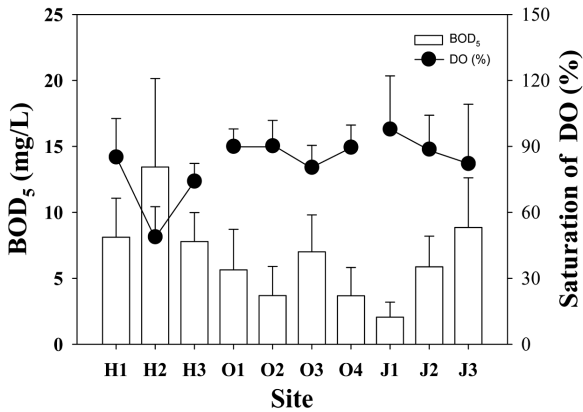


Fig. 2. Average annual saturation of DO and BOD₅ concentration in Jinwi Stream (the error bars indicate the standard deviation).

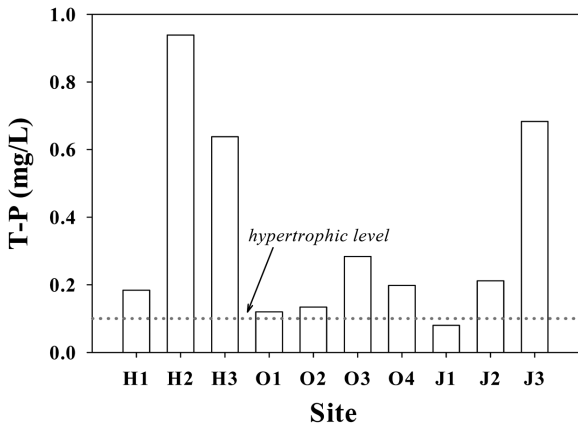


Fig. 3. Average annual concentration of total phosphorus in Jinwi Stream.

상류지점에서 비교적 양호한 진위천 본류의 수질은 오산천의 합류지점인 J2지점에서 급격히 나빠지는 경향을 보였으며, 황구지천의 합류지점인 J3에서는 더욱 악화되는 양상을 보였다(Table 1). 이것은 진위천의 수질악화에 오산천과 황구지천의 유입이 큰 영향을 미치는 것을 시사한다. 경기도보건환경연구원(2001)에 따르면 황구지천은 진위천 유역의 오염부하량 중 BOD의 82%, T-P의 78%, T-N의 82%를 배출하여 수계로 배출되는 오염부하량의 대부분을 차지하는 것으로 나타났다.

3.2. 생물지수

3.2.1. 부착조류

황구지천, 오산천 및 진위천의 총 10개 조사지점에서 출현한 부착규조류는 2목 7과 22속 76종 10변종이었다. 하천별로 황구지천은 2목 2아목 7과 18속 45종 4변종, 오산천은 1문 1강 2목 2아목 7과 19속 53종 5변종, 진위천 본류는 2목 2아목 7과 18속 52종 7변종이 출현하였다. 세 하천 중 황구지천의 부착조류는 *Achnanthes exigua*, *Cyclotella meneghiniana*, *Nitzschia palea* 와 같이 오염에 대한 내성이 강한 종들(Watanabe et al., 1986)로 대부분 구성되어 있었다. 오산천과 진위천은 *Nitzschia palea*, *Nitzschia amphibia*, *Navicula seminulum* 과 같은 내성종들(Watanabe et al., 1986)이 주로 우점하였다. 특히 *Nitzschia palea* 는 호오염종으로 유기오염이 심한 곳이나 산업폐수가 심한 곳의 대표 종으로 알려져 있어(Watanabe and Asai, 1992), 하·폐수의 불충분한 처리가 진위천 수계의 오염에 영향을 미치고 있음을 시사하였다.

DAIpo와 TDI 지수는 환경부 수질측정망 자료에서 수질이 가장 양호한 것으로 나타난 진위천 상류지점(J1)과 수질이 가장 나쁜 곳으로 나타난 황구지천에 대한 변별성을 보이지 않았다(Table 2). 그리고 오산천은 세 하천 중 DAIpo 기준으로 가장 양호한 상태로 나타났으나 TDI 기준으로는 가장 불량한 상태로 나타났다.

3.2.2. 어류

전체 조사지점에서 채집된 어류는 총 8과 24종 2,372개체였다. 어류상이 하천의 규모에 비하여 대체로 빈약하고 개체수도 많지 않았다. 과별 출현 개체수는 시클리드과(Cichlidae)가 1,150개체(48.5%), 잉어과(Cyprinina)가 1,009개체(42.5%)였으나 시클리드과의 경우 나일틸라피아가 황구지천 H1, H2지점에서 집단으로 서식하고 있어 많은 개체수가 채집되었다.

IBI는 인위적 교란이 없을시 하류로 갈수록 오염원 증가에 의해 값이 낮아지는 게 일반적이다(Barbour et al., 1999). 하지만 해당수역에서 IBI값은 황구지천에서 상대적으로 낮고, 진위천 상류에서는 다소 높은 경향성을 보이고 있었지만 그 차이는 크지 않았다(Table 3).

Table 2. Average values of DAIpo and TDI in Jinwi Stream

	H1	H2	H3	O1	O2	O3	O4	J1	J2	J3
DAIpo	22.0	18.2	17.9	36.7	37.5	26.5	18.2	20.0	19.4	18.3
Level	D	D	D	D	D	D	D	D	D	D
TDI	80.8	77.1	84.7	95.6	75.6	86.0	86.9	81.9	85.0	90.3
Level	D	D	D	D	D	D	D	D	D	D

Table 3. Average values of IBI in Jinwi Stream

	H1	H2	H3	O1	O2	O3	O4	J1	J2	J3
IBI	13	12	16	16	17	15	12	17	17	14
Level	D	D	C	C	C	D	D	C	C	D

Table 4. Average values of benthic macroinvertebrates indices in Jinwi Stream

	H1	H2	H3	O1	O2	O3	O4	J1	J2	J3
EPT(S)	0	0.06	0.11	0.22	0.51	0.53	0.33	0.81	0.54	0.23
EPT(A)	0	0.01	0.09	0.08	0.48	0.50	0.07	0.93	0.47	0.06
ESB	4.0	6.0	9.0	21	22	18	17	50	40	18
KSI	2.5	4.1	4.1	3.8	1.9	2.0	3.9	1.1	2.5	3.8

3.3.3. 저서성 대형무척추동물

전체 조사지점에서 출현한 저서성 대형무척추동물은 총 4문 7강 17목 53과 95종이었다. 황구지천의 조사 횡수당 지점별 평균 출현종수는 2~5종이었으며, 오산천은 7~10, 진위천 본류는 9~15종이었다. 진위천 수계의 거의 모든 조사지점에서 저서성 대형무척추동물은 낮은 출현도를 보이고 있었는데, 이는 해당수계의 물리적 서식처와 수질이 저서성 대형무척추동물의 생육에 적합하지 않은 상태를 시사하는 것이다. 개체수 현존량의 구성비는 깔따구류(Chironomidae sp.)가 황구지천에서 79%, 오산천에서 60%, 진위천 본류에서 54%로 가장 많았다. 이것은 깔따구가 오염도에 따라 일관된 구배를 나타낸 강다영 등(1995)의 연구결과에 부합하는 것이었다.

EPT(S), EPT(A), ESB, KSI의 결과 모두 진위천 상류(J1) 지점에서 환경상태가 양호하고 오산천의 합류지점인 중류(J2)지점과 황구지천이 합류하는 하류(J3)지점에서 불량해지는 것으로 나타나 해당수역의 환경상태를 적절하게 반영하는 지표임을 나타냈다(Table 4). BOD₅ 농도와 비교하였을 때 EPT와 ESB는 각 지점의 BOD₅ 농도가 증가함에 따라 값이 낮아지며, BOD₅ 농도가 감소함에 따라 높은 값을 나타냈다. 그러나 KSI는 진위천 본류를 제외하고는 BOD₅와의 경향성은 나타나지 않았다(Fig. 4).

3.3.4. 수질 및 생물지수간 상관도

부착조류의 지점별 평균 DAIPo와 TDI는 연평균 TSS, BOD₅, T-N, T-P와 유의한 상관성을 보이지 않았다(Table 5).

DAIPo는 유기물오염에 대한 지표로 널리 사용되고 있음에도 불구하고(Doung et al., 2007) 해당수역에서는 유기오염을 나타내는 수질항목인 BOD₅와 통계적으로 유의한 수

Table 5. Pearson correlation coefficients and significance between average of annual water quality values and average values of biological indices in Jinwi Stream

	TSS	BOD ₅	T-P	T-N
DAIPo	-0.44	-0.34	-0.50	-0.41
TDI	-0.21	-0.13	-0.14	-0.07
IBI	-0.35	-0.56	-0.47	-0.47
EPT(S)	-0.70*	-0.73*	-0.56	-0.68*
EPT(A)	-0.53	-0.64*	-0.51	-0.67*
KSI	0.30	0.56	0.64*	0.74*
ESB	-0.66*	-0.66*	-0.53	-0.65*

N = 10, * : p < 0.05

준의 상관성을 나타내지 않았다(Fig. 5). 영양염 지수인 TDI 역시 영양 상태를 잘 반영하는(Kelly and Whitton, 1995) 지수특성과는 달리 본 조사수역에서는 T-P와의 통계적 유의성이 매우 낮았다(Fig. 5). 이는 상류에서 하류로 갈수록 오염도가 증가하는 일반적인 하천에서 부착조류의 지수가 환경상태를 잘 대변 하는 것과 달리(김용재, 2004; 김용진 등, 2009) 수계전체가 일정수준 이상으로 오염되어 있는 진위천에서는 조사지점간의 수질환경의 차이를 대변할 수 있는 변별력이 낮아지는 것으로 판단된다.

어류의 지점별 평균 IBI 역시 연평균 수질항목과 유의한 상관성을 보이지 않았다(Table 5). IBI 값은 BOD₅가 6 mg/L 이하의 범위에서는 BOD₅ 농도에 따라 높은 변이를 보이거나 6 mg/L 이상일 때 18점 이하로 떨어져 큰 변별력이 나타나지 않는다(환경부, 2008). 또한 수체가 부영양화 되면서 IBI값은 급격히 감소되는 것으로 나타났다(환경부, 2008). 하지만 해당수역에서는 BOD₅ 농도에 관계없이 값

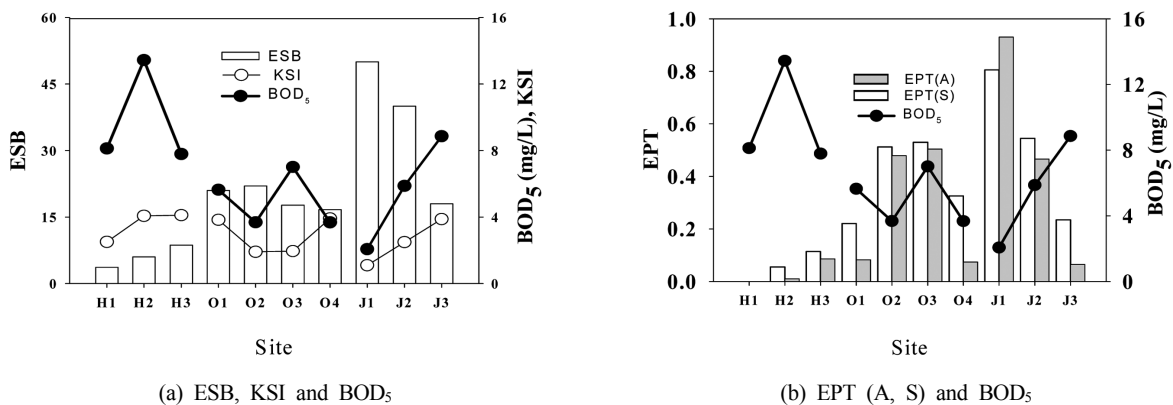


Fig. 4. Relationship between average Benthic macroinvertebrates indices and average annual BOD₅ concentration in Jinwi Stream.

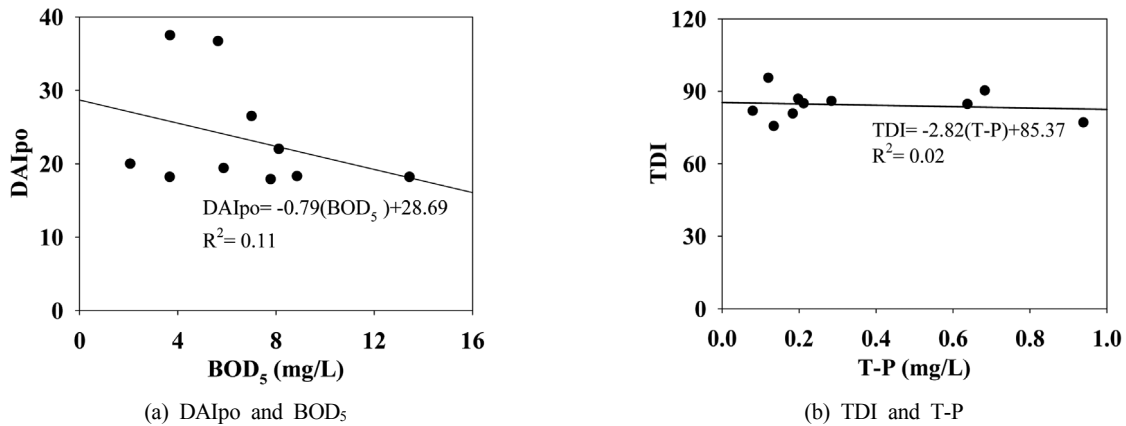


Fig. 5. Relationship between average values of Periphytic diatom indices and average annual water quality values in Jinwi Stream.

이 낮았다. 이는 민감종의 출현이 없었고 거의 모든 조사 지점에서 외래어종이 우점종 또는 우세종으로 분포하여 IBI값이 일괄적으로 낮아져 수질환경에 대한 변별력이 낮아졌다고 판단된다.

반면, 저서성 대형무척추동물의 평균 EPT는 연평균 총부유물질(TSS), BOD₅, T-N과 통계적으로 유의한 상관관계(Table 5, Fig. 6)를 보였다. 특히 종수를 기준으로 한 EPT(S)가 개체수 기준인 EPT(A)에 비해 수질항목과의 통계적 상관도가 높아 더욱 유용한 지표로 판단된다. 하지만 EPT는 하상의 물리적인 조건에 큰 영향을 받으며(Nerbonne

and Vondracek, 2001) 군집내에서 하루살이, 강도래 및 날도래의 비율로 종의 풍부도를 고려하지 못한다.

조사지점의 평균 KSI는 연평균 T-N, T-P와 통계적으로 유의한 수준의 상관관계를 보였으나, TSS, BOD₅와는 상관성이 낮았다(Table 5, Fig. 7). KSI는 유기오염에 대한 수질관정을 근거로 만들어진 지수이므로 대체로 BOD₅와 높은 양의 상관도를 보인다(원두희 등, 2006). 그러나 진위천과 같이 전반적으로 오염도가 높은 하천에서는 BOD₅ 농도가 일정 수준 이상을 넘게 되면 KSI의 변별력이 낮게 나타났으며, 이는 오염된 수역에서 주로 출현하는 저서성 대형무

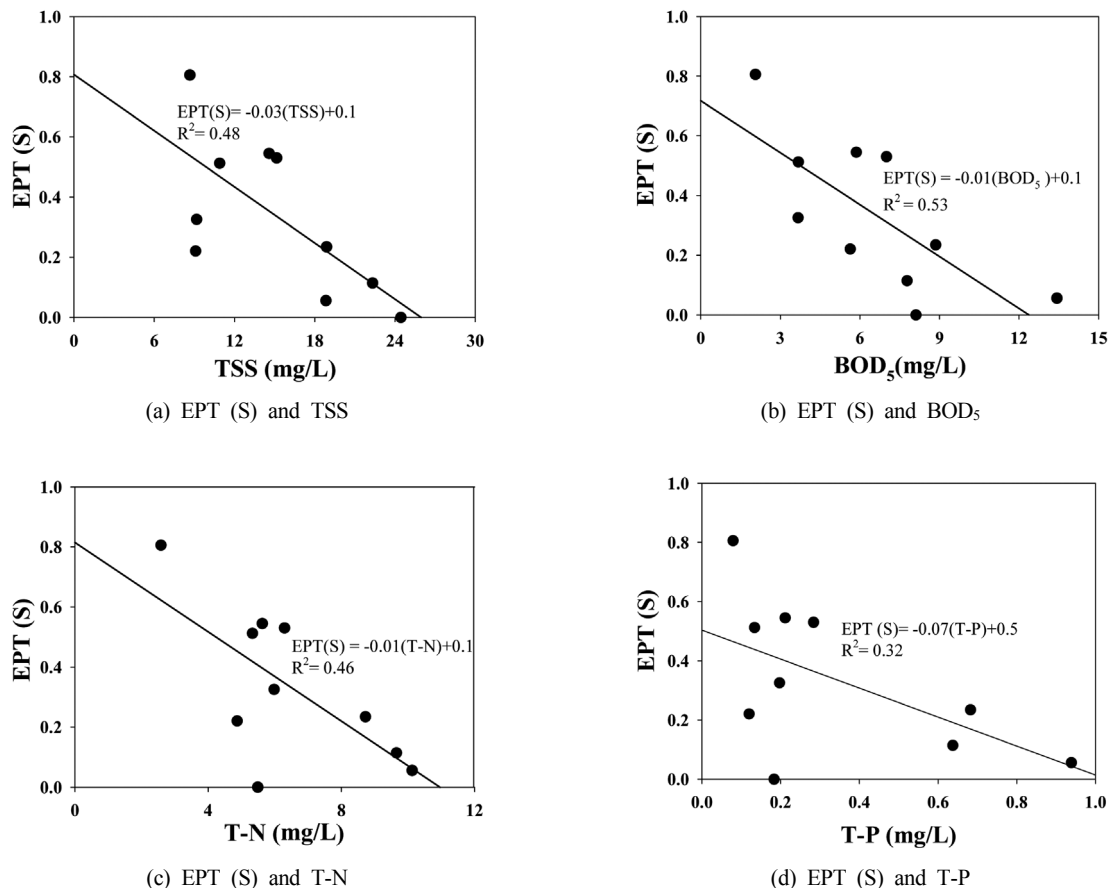


Fig. 6. Relationship between average EPT (S) and average annual water quality values in Jinwi Stream.

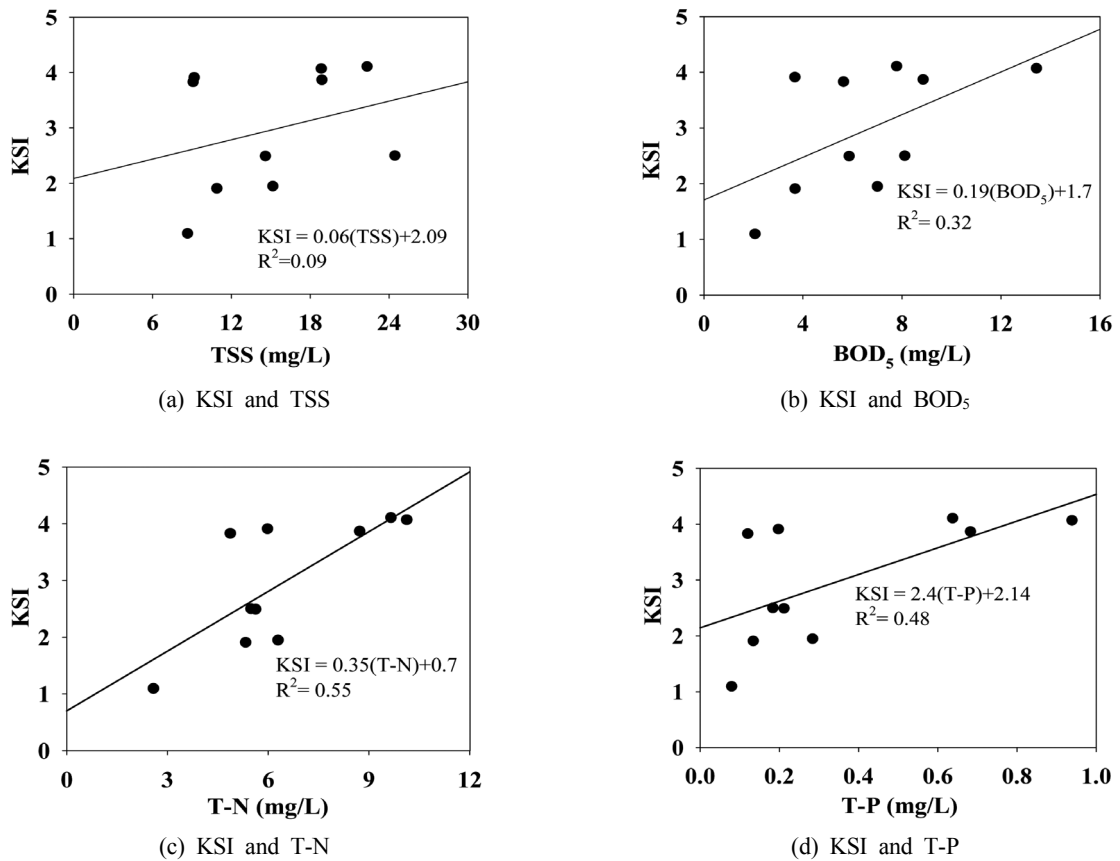


Fig. 7. Relationship between average KSI and average annual water quality values in Jinwi Stream.

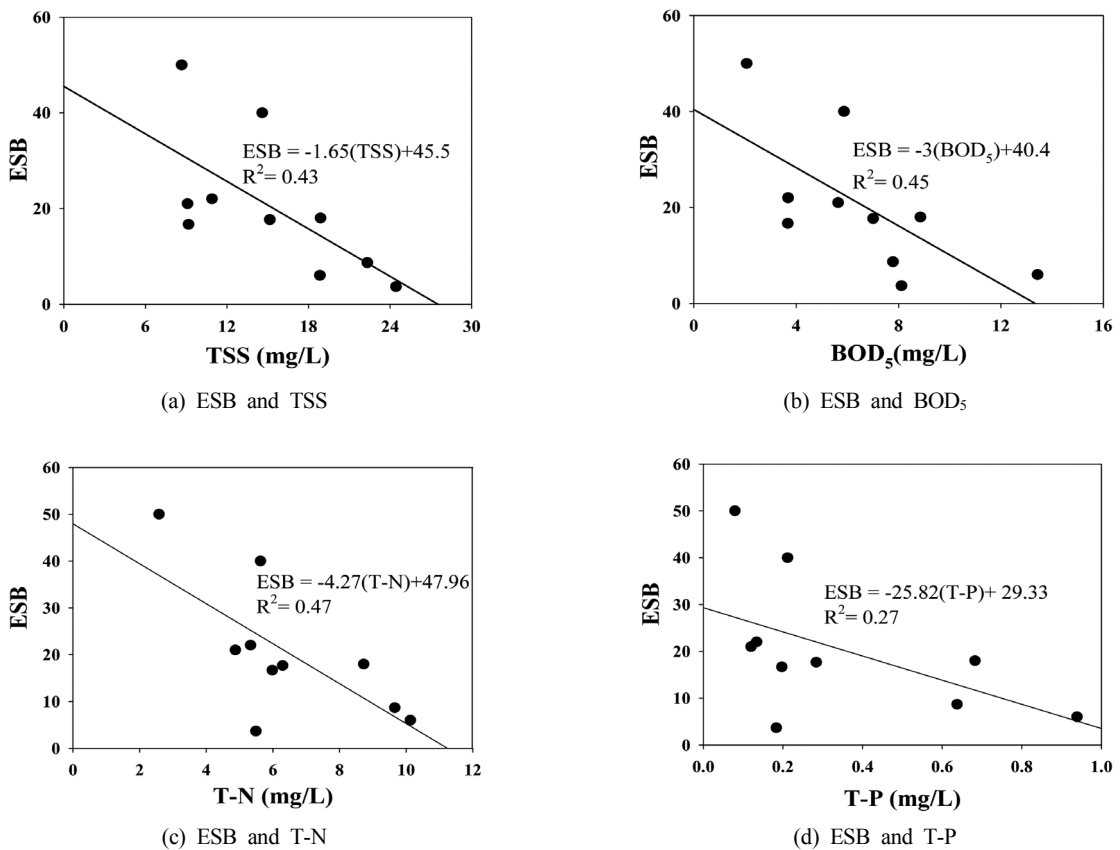


Fig. 8. Relationship between average ESB and average annual water quality values in Jinwi Stream.

척추동물의 내성도가 분류군별로 차별화되지 않는데 그 이유가 있다고 판단된다.

조사지점의 평균 ESB는 연평균 TSS, BOD₅, T-N과 통계적으로 유의한 상관관계를 보였다. 특히 TSS와 BOD₅에 비교적 높은 통계적 유의성을 나타냈다(Fig. 8). 진위천과 같이 오염된 하천에서 KSI에 비하여 ESB가 BOD₅ 농도에 더욱 민감하게 반응하는 이유는 비슷한 오탁계급치를 가진 내성종(tolerant species)이라 하더라도 오염도가 심화될 경우 특정 종이 단계적으로 소실될 수 있는데 생물종의 풍부도를 반영하는 ESB가 이를 대변하기 때문인 것으로 사료된다. 또한 ESB는 개별분류군에 점수를 부여하여 합산하는 방식이기 때문에 생물군집의 다양성과 종의 풍부도를 반영할 수 있는 지표이다.

4. 결론

이 연구에서는 현장조사를 통해 산출된 생물지수(부착조류의 DAIPo, TDI; 저서성 대형무척추동물의 ESB, EPT, KSI; 어류의 IBI)와 환경부 수질측정망의 수질항목(TSS, BOD₅, T-N, T-P)과의 상관관계를 분석하여 진위천의 수환경평가를 위한 각 생물지수의 적용성을 분석하였다.

부착조류의 DAIPo와 TDI, 어류의 IBI는 수질항목과 낮은 상관성을 보였으며, 특히 DAIPo와 TDI는 각 지점의 유기오염과 영양상태의 차이를 대변하지 못하였다. 이와 반면 저서성 대형무척추동물의 ESB, EPT, KSI는 수질항목과 유의도가 높은 상관성을 보였다. 따라서 DAIPo, TDI, IBI는 수질이 일정 수준 이상으로 오염되어 있거나 외래어종이 우세한 진위천에서는 수질환경에 대한 변별력이 낮은 것으로 판단된다.

저서성 대형무척추동물의 지수에서는 EPT, KSI 모두 수질에 대한 지표로는 적절하지만 각각의 특정 분류군의 출현비에 근거하거나 출현종의 오탁계급치의 평균치에 근거하여 생물군집의 풍부도는 대변하지 못한다. 반면 ESB 지수는 해당수역의 생물군집의 다양성과 풍부도를 반영함은 물론 수질 및 환경상태를 효과적으로 평가할 수 있는 지표로 진위천 유역의 각종 개발과정 및 수질개선대책 이후의 변화하는 수생태계를 파악을 위한 가장 효과적인 생물지수라고 판단된다.

사 사

이 연구는 2010년 경기개발연구원의 “진위천 수생태계 조사 및 건강성 제고방안”의 지원으로 수행되었으며 이에 감사드립니다.

참고문헌

강다영, 전태수, 박영석(1995). 수영강의 수영천 및 석대천의 저서성 대형무척추동물의 부수성에 따른 월별 군집 변이. *한국환경생물학회지*, **18**(1), pp. 157-177.

경기도보건환경연구원(2001). *진위천의 수질오염 현황과 개선방안*.

공동수(1997). 홍성, 예산지역의 예산, 서산, 홍성, 가야산 및 그 일대의 저서성 대형무척추동물. *예산, 서산, 홍성(6-11,12)의 자연환경*, pp. 155-204.

공동수(1999). 저서생물에 의한 수환경진단과 복원기법의 현황과 전망. *환경변화와 곤충자원 심포지움*. 한국곤충연구소, pp. 69-92.

공동수, 이옥민, 송호복, 김명철, 천승필, 전진식, 강현구, 박선진, 김용진, 김옥진, 김정윤, 송미영(2010). *진위천 수생태계조사 및 건강성 제고 방안*. 경기개발연구원.

김용재(2004). 한탄강의 돌 부착조류 군집의 시, 공간 동태. *한국조류학회지*, **19**(1), pp. 15-22

김용진, 신경애, 이옥민(2009). 남한강지류인 북하천과 달천의 부착규조를 이용한 생물학적 수질평가. *한국환경생물학회지*, **27**(4), pp. 414-424.

류태호, 김유표, 김진규, 안광국(2010). 보청천의 수질 및 어류를 이용한 생태학적 건강도 분석. *한국하천호수학회지*, **43**(2), pp. 255-262.

원두희, 전영철, 권순직, 황순진, 안광국, 이재관(2006). 저서성 대형무척추동물을 이용한 한국오수생물지수의 개발과 생물학적 하천평가 적용. *수질보전 한국물환경학회지*, **22**(5), pp. 768-783.

한대호(2010). 하천 및 호소의 시·공간적 수온변화 분석 및 수질평가. 박사학위논문, 서울시립대학교.

환경부(2006). *전국자연환경조사지침*.

환경부(2008). *수생태 건강성 조사 및 평가 최종보고서*.

환경부, 국립환경과학원(2006). *물환경종합평가방법 개발 조사연구(III) 최종보고서*.

환경부 물환경정보시스템(2010). <http://water.nier.go.kr/>.

Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D., and Stribling, J. B. (1999). *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish - Second Edition*. U.S. Environmental Protection Agency. Office of Water, Washington D.C.

Delgado, C., Pardo, I., and Garcia, L. (2010). A multimetric diatom index to assess the ecological status of coastal Galician rivers (NW Spain). *Hydrobiologia*, **644**, pp. 371-384.

Duong, T. T., Feurtet-Mazel, A., Coste, M., Dang, D. K., and Boudou, A. (2007). Dynamics of diatom colonization process in some rivers influenced by urban pollution (Hanoi, Vietnam). *Ecological Indicators*, **7**, 839-851.

Flinders, C. A., Horwitz R. J., and Belton, T. (2008). Relationship of fish and macroinvertebrate communities in the mid-Atlantic uplands: Implications for integrated assessments. *Ecological Indicators*, **8**, pp. 588-598.

Forsberg, O. and Ryding, S. O. (1980). Eutrophication parameters and trophic state indices in 30 Swedish waterreceiving lakes. *Arch. Hydrobiol.*, **89**, pp. 189-207.

Griffith, M. B., Hill, B. H., McCormick, F. H., Kaufmannd, P. R., Herlihye, A. T., and Selle, A. R. (2005). Comparative application of indices of biotic integritybased on periphyton, macroinvertebrates, and fishto southern Rocky Mountain streams. *Ecological Indicators*, **5**, pp. 117-136.

Kelly, M. G. and Whitton, B. A. (1995). The trophic Diatom Index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *Journal of Applied Phycology*, **7**, pp. 433-444.

King, L., Barker, P., and Jones, R. I. (2000). Epilithic algal

- communities and their relationship to environmental variables in lakes of the English Lake District. *Freshwater Biology*, **45**, pp. 425-42.
- Lenat, D. R. (1988). Water quality assessment of streams using a qualitative collection method for benthic macroinvertebrates. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, **7**, pp. 222-233.
- Maria, T. C., Dimitra, C. B., Ioannis, T., and Maria, L. (2011). Assessing Ecological Water Quality with Macroinvertebrates and Fish: A Case Study from a Small Mediterranean River. *Environmental Management*, **47**, pp. 279-290.
- Nerbonne, B. A. and Vonderacek, B. (2001). Effects of Local Land Use on Physical Habitat, Benthic Macroinvertebrates, and Fish in the Whitewater River, Minnesota, USA. *Environmental Management*, **28**(1), pp. 87-99.
- Rosenberg, D. M. and Resh, V. H. (1993). *Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman and Hall, New York (USA), pp. 1-9.
- Watanabe, T. and Asai, K. (1992). Simulation of organic water pollution using Highly prevailing diatom taxa(1). Diatom assemblage in which the leading taxon belongs to Achnanthes, Anomoeoneis, Aulacoseira or Melosira. *Diatom*, **7**, pp. 13-19.
- Watanabe, T., Asai, K., and Houki, A. (1990). Numerical simulation of Organic pollution in flowing waters. *Hazardous Waste Containment and Treatment*, **4**, pp. 251-281.
- Watanabe, T., Asai, K., Houki, A., Tanaka, S., and Hizuka, T. (1986). Saprophylic and eury saprobic diatom taxa to organic water pollution and diatom assemblage index(DAIpo). *Diatom*, **2**, pp. 23-73.