

## 남한강 지류인 복하천과 달천의 부착구조를 이용한 생물학적 수질평가

김 용 진 · 신 경 애 · 이 옥 민\*

경기대학교 생명과학과

## Water Quality Assessed by DAIPo and TDI of Bokha Stream and Dal Stream in South-Han River

Yong Jin Kim, Kyoung Ae Shin and Ok-Min Lee\*

Department of Life Science, Kyonggi University, Suwon 443-760, Korea

**Abstract** – The research was to get a biological assessment on Bokha stream and Dal stream, using the physicochemical factors and the epilithic diatom from June, 2008 to March, 2009. As a result, Bokha stream showed high consistency of total phosphorus ( $0.041 \sim 0.886 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ), and total nitrogen ( $0.336 \sim 10.532 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ). Also, the concentration of BOD showed most of the sites polluted as  $2 \sim 5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  except for the upstream sites. However, excluding downstream sites and other few sites, Dal stream had very clean water quality having total phosphorus less than  $0.06 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , and total nitrogen less than  $2.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ . Out of the 12 total sites, 98 taxa of epilithic diatoms appeared: 67 taxa from Bokha stream, and 78 taxa from Dal stream. The results of the water quality assessment showed that, Bokha stream, having TDI level over 80, was mostly  $\alpha$ -mesosaprobic, which indicates a severe pollution. On the other hand, Dal stream, having TDI level below 50, was examined to be xenosaprobic and  $\alpha$ -oligosaprobic, which indicates a clean water quality. The correlation between DAIPo and TDI measured to be high in correlation coefficient (0.83) from the result of correlation analysis. When the water quality is good, there is an inclination of getting high correlation between chemical and biological water quality assessment results. TDI, which uses numerous taxa of diatoms, showed more stability than DAIPo, which uses less amount of taxa of diatoms to get its result.

### 서 론

우리나라는 치수와 이수의 목적으로 하천에 댐을 건설하여, 다수의 인공호가 생겨나게 되었으며, 산업화와 도시화로 인하여 호소의 부영양화 가능성이 매우 높다 (박 등 2008). 호소의 부영양화를 제어하기 위해서는 호

소로 유입되는 하천의 효율적 관리가 필요하나, 현재까지 하천의 수질평가는 이화학적 수질에 의해서만 하천의 수질이 평가·관리되고 있으며, 생물학적 수질평가에 관한 연구는 아직 미흡한 실정이다 (김과 이 2009).

생물학적 수질평가에는 어류, 저서생물 등이 이용되고 있으며, 이중 부착조류는 식물플랑크톤과 함께 수중생태계의 1차 생산자로서 중요한 역할을 한다. 이들은 서식지의 교란 후에도 다른 생물군에 비해 회복이 빠르고, 수온, 초식생물의 섭식, 기질종류, 영양염, 유속 및 유량

\* Corresponding author: Ok-Min Lee, Tel. 031-249-9643, Fax. 031-241-0860, E-mail. omlee@kyonggi.ac.kr

등에 의한 생물량의 변화가 뚜렷하다(Allan 1995). 따라서 부착조류는 수질변화나 외부 오염을 나타내는 지표로 이용되며, 특히 부착규조류는 수환경 변화에 대해 민감하고 기질에 장기간 부착하여 성장함으로써 수질변화나 오염을 나타내는 지표로 이용되고, 생물학적 지표생물로 가치가 높아 하천의 수질을 평가하는데 활용성이 매우 높다(Descy 1979; Watanabe *et al.* 1990). 규조류를 이용한 생물학적 수질평가는 DAIPo(Watanabe *et al.* 1986, 1990, 2005)와 TDI(Kelly and Whitton 1995)같은 규조지수를 사용하여 하천의 생물학적 수질의 정량적 평가를 할 수 있다. 규조지수의 국외연구는 DAIPo의 경우 일본(Tuji 2003; Ohtsuka *et al.* 2007), 중국(Yuazao *et al.* 1998; Tang *et al.* 2006), 베트남(Duong *et al.* 2007) 및 대만(Wu 1999)과 같이 동아시아권에서 주로 연구 되었으며, TDI는 영국(Kelly and Whitton 1995; Kelly *et al.* 1998; Kelly 1998, 2001, 2002, 2003; Kelly and Wilson 2004; Kelly *et al.* 2008)과 미국(Bellinger *et al.* 2006) 등에서 연구되었다.

국내 연구로는 갈수기 한강하류의 유기오탁도의 평가(정 등 2008)와 섬강과 달천의 생물학적 수질평가와 군집에 관한 연구(김과 이 2009), 금호강의 유기오탁도 평가 및 유기오탁도에 따른 군집변화에 관한 연구(이와 정 1992; 정 등 1993), 낙동강의 유기오탁도 평가 및 영양단계와 부착규조 간의 관계에 관한 연구(이와 김 1996; 이 1998; 박 등 2004), 경상북도의 신천의 부착규조의 계절적 동태(최 등 1998) 및 시화 반월습지의 갈대부착규조에 관한 연구(김 2009) 등의 생물학적 수질평가 연구가 수행된 바 있다. 또한 부착조류의 계절적 동태에 관한 연구(이와 윤 2000; 김 2001)가 진행된 바 있으며, 영산강과 섬진강의 연구에서 DAIPo와 TDI의 값에 따른 생물학적 등급이 제시되기도 하였다(황 등 2006).

남한강은 수도권의 중요한 상수원인 팔당호로 유입되는 세 유입하천 중 유입량의 54%를 차지하며, 팔당호 수질에 대한 영향도가 상대적으로 높은 하천이다(박 등 2008). 본 연구 대상인 복하천과 달천은 남한강의 지류로 복하천의 경우 생활하수, 축산 및 산업계 오염 부하량이 크며(방 등 2002), 청미천과 함께 남한강의 주요 오염 유입천으로 알려져 있다(박 등 2006). 달천은 남한강이 충주댐에서 방류 후 처음으로 유입되는 하천으로 도시를 지나는 하류부근을 제외하고, 수질이 양호한 것으로 알려져 있다.

본 연구에서는 부착규조를 이용하여 복하천과 달천의 생물학적 수질평가를 하고자 하였으며, 오염수역과 청정수역의 생물학적 수질과 이화학적 환경요인들을 비교

분석하였다. 이를 통하여 출현 지표종들과 수질과의 관계 및 생물학적 수질과 이화학적 환경요인간의 관계를 분석함으로써 생물학적 수질평가 방법의 적용을 위한 기초연구를 수행하고자 하였다.

## 재료 및 방법

### 1. 조사대상지

본 연구에서는 남한강의 주요 유입천인 달천과 복하천을 대상으로 하였으며, 2008년 6월부터 2009년 3월까지 계절별로 4회 조사 하였다. 복하천은 여주군, 이천시, 광주군, 용인시가 포함되는 유역면적 308.5 km<sup>2</sup>의 중규모인 남한강 지류 하천이다. 용인시 처인구 양지면 제일리에서 발원하여 원두천이 합류하는 이천시 호법면에서 국가하천으로 바뀌며, 여주군 흥천면에서 남한강과 합류한다(방 등 2002). 조사구간은 복하천 본류의 약 30 km 구간을 대상으로 6개 정점(BH 1: 양지면 제일교, BH 2: 호법면 매곡교, BH 3: 대월면 유산2교, BH 4: 부발을 북하2교, BH 5: 흥천면 흥천교, BH 6: 흥천면 상백교)을 선정 하였다.

달천은 유역면적이 1,614.37 km<sup>2</sup>로, 보은군 내속리면 사내리 속리산 비로봉 서쪽 계곡에서 발원하여 보은군 내북면, 괴산군 청천면·괴산읍, 충주시 달천동 일대를 지나 충주시 칠금동과 가금면 창동리 사이에서 남한강으로 유입된다. 조사구간은 달천 본류의 약 60 km 구간을 대상으로 하여 6개 정점(DS 1: 청원군 옥화교, DS 2: 청천면 거봉교, DS 3: 칠성면 괴관광농원, DS 4: 불정면 목도교, DS 5: 충주시 유주막다리, DS 6: 충주시 탄금대교)을 조사하였다(Fig. 1).

### 2. 부착조류 채집 및 환경요인 분석

부착조류의 채집은 하천의 수심 20~30 cm 정도에 위치한 호박돌이나 자갈을 채집하여 기질표면의 100 cm<sup>2</sup>의 면적을 솔 등으로 긁어내어 증류수에 희석하여 채집하였고, 수질분석을 위한 물 시료는 2L 플라스틱 병에 담아 냉장 보관하여 실험실로 운반하였다. 수온, DO, pH, 전기전도도는 휴대용측정기(Horiba D-55, Orion 5-star)를 이용하여 현장에서 측정하였고, 탁도는 탁도계(WTW, Turb550)를 이용하여 측정하였다. TN, TP, SS, 엽록소 *a*, BOD의 분석은 Standard method(Greenberg *et al.* 2000) 및 수질오염공정시험법(환경부 2000)에 준하여 분석하였다. 부착조류의 현존량은 부착기질에서 긁어낸 시료의 엽록소 *a* 측정과 Sedgwick-Rafter counting chamber를 이

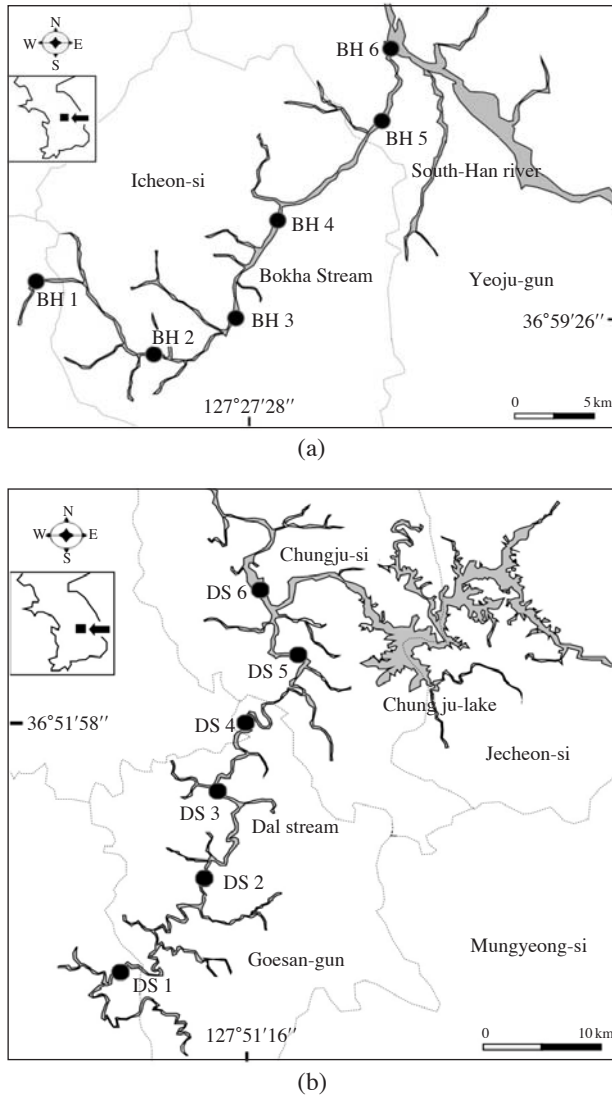


Fig. 1. A map showing the sampling sites at Bokha stream (a) and Dal stream (b) of South-Han river from Jun. 2008 to Mar. 2009.

용하여 세포수를 계수하였고, 유기물량은 AFDM (ash-free dry matter)을 Standard method (Greenberg *et al.* 2000)에 따라 분석하였다.

구조표본의 제작을 위해 채집한 시료를 세정한 (U.S. EPA 1995) 후 Pleulax (Wako)를 이용하여 봉입하였다. 부착규조류의 균집분석을 위해 광학현미경 및 위상차현미경 (Olympus BX41)을 사용하여 200~1,000배로 검경하였으며, Simonsen의 분류체계 (Ettle *et al.* 1986, 1988, 1991a, b)에 따라 분류하였다. TDI (Trophic Diatom Index) 와 DAIPo (Diatom Assemblage Index of Organic Water Pollution)는 각각 Kelly and Whitton (1995)과 Watanabe *et al.* (1990, 2005)의 방법에 따랐다. 통계분석은 SPSS

(12.0)프로그램을 사용하였다.

## 결 과

### 1. 이화학적 환경요인

북하천과 달천의 이화학적인 요인은 다음과 같다 (Table 1). 북하천의 용존산소는 9월 BH5 정점에서  $5.7 \sim 13.8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 의 범위로 나타났으며, 달천은  $6.3 \sim 19.9 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 의 범위로 대체적으로 달천이 북하천과 비교하여 DO의 농도가 높게 나타났다. 부유물질의 농도는 북하천의 경우  $0.8 \sim 44.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 의 범위로 대부분의 정점에서  $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  이하의 농도를 유지하였으나, 2009년 3월 BH5, BH6 정점에서 증가하는 것으로 나타났다. 달천의 부유물질 농도는  $0.2 \sim 16.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 의 범위로 전체적으로 농도가 낮게 나타났으며, 하류로 갈수록 다소 증가하는 경향을 나타냈다. 총질소의 농도는 북하천의 경우  $0.336 \sim 10.532 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 의 범위로 정점별 농도변화가 크게 나타났으며, 하류정점인 BH5, BH6 정점에서  $6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  이상의 높은 농도를 나타내었다. 달천의 총질소 농도는  $1.197 \sim 4.181 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 의 범위로 DS6 정점을 제외한 전 지점에서  $2.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 의 수준의 농도를 나타냈으며, 달천과 남한강의 합류 정점인 DS6은 다른 정점과 비교하여 다소 농도가 높게 나타났다. 총인의 농도는 북하천의 경우  $0.041 \sim 0.886 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 의 범위로 나타났으며, 2009년 3월을 제외하고 대체적으로  $0.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  농도의 수준을 나타냈다. 달천의 총인 농도는  $0.0003 \sim 0.390 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 의 범위로 나타났으며, 2008년 6월과 12월에 하류인 DS5, DS6 정점에서 다소 증가하는 경향을 나타냈다.

생물학적 산소요구량의 농도 (BOD)는 북하천의 경우  $1.19 \sim 5.58 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 의 범위로 나타났으며, 최상류인 BH1 정점은 계절에 따라 농도의 변화가 크게 나타났으며, 하류인 BH5, BH6 정점에서는 평균  $4.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 의 농도로 다소 수질이 오염된 것으로 나타났다. 달천의 생물학적 산소요구량은  $0.83 \sim 4.70 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 의 범위로 나타났으며, 하류인 DS6 정점을 제외한 대부분의 정점이  $2.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  이하로 수질이 양호한 것으로 나타났다.

### 2. 생물량 및 유기물량

생물량은 부착기질의 엽록소 *a*를 측정하여 산정하였으며, 이는 부착조류 전체의 생물량을 나타낸다. 북하천의 엽록소 *a* 농도는 6월 BH4 정점에서  $49.4 \mu\text{g} \cdot \text{cm}^{-2}$ 로 가장 높은 농도를 나타냈고, 6월 BH1 정점에서  $0.9 \mu\text{g} \cdot$

**Table 1.** Physicochemical factors at Bokha stream (BH) and Dal stream (DS) of South-Han river from Jun. 2008 to Mar. 2009

Date	Site	WT (°C)	DO (mg · L <sup>-1</sup> )	pH	Con. (μs · cm <sup>-1</sup> )	Tur. (NTU)	SS (mg · L <sup>-1</sup> )	p.Chl.a* (mg · m <sup>-3</sup> )	TN (mg · L <sup>-1</sup> )	TP (mg · L <sup>-1</sup> )	BOD (mg · L <sup>-1</sup> )
Jun. 2008	BH 1	22.0	6.63	8.0	235.5	1.8	2.0	2.4	2.693	0.1016	1.35
	BH 2	24.3	8.26	8.9	346.6	4.5	4.3	17.0	0.743	0.0548	2.80
	BH 3	27.3	8.25	9.8	283.1	3.3	4.3	37.8	0.336	0.0745	3.15
	BH 4	28.1	8.27	8.5	1361.0	2.9	4.3	10.1	4.785	0.8860	1.41
	BH 5	26.0	7.08	8.5	406.2	10.9	13.3	17.8	4.458	0.1447	4.09
	BH 6	28.3	8.00	9.8	715.0	4.3	3.3	31.5	6.490	0.1673	4.06
	DS 1	22.8	9.20	8.0	240.0	5.2	9.0	9.6	1.799	0.0287	1.14
	DS 2	24.6	10.46	9.0	169.6	7.1	4.7	5.4	1.107	0.0243	1.15
	DS 3	25.8	11.94	8.9	218.0	3.7	4.3	2.4	2.225	0.0562	0.96
	DS 4	27.1	11.38	9.3	188.4	11.6	15.0	20.4	1.300	0.0522	2.35
	DS 5	25.5	9.73	9.2	201.6	10.1	11.3	15.1	1.127	0.0579	2.13
	DS 6	20.0	9.04	8.3	226.7	11.5	16.0	39.4	4.181	0.2690	4.70
Sep. 2008	BH 1	20.3	13.38	8.4	202.7	2.6	3.0	11.3	3.882	0.1055	1.61
	BH 2	20.7	8.31	8.3	251.9	3.6	4.6	4.2	3.241	0.0513	2.23
	BH 3	21.3	12.32	8.6	278.4	2.5	2.4	4.2	3.395	0.0538	1.70
	BH 4	22.7	11.20	8.4	241.8	5.3	10.8	2.7	2.952	0.0832	1.92
	BH 5	22.6	13.84	7.9	405.0	3.4	4.0	21.7	5.542	0.1316	4.44
	BH 6	22.8	10.31	8.2	421.0	5.3	6.0	4.6	6.480	0.1671	2.65
	DS 1	27.1	12.70	8.9	171.6	2.8	2.3	2.4	1.197	0.0135	0.85
	DS 2	27.6	11.73	9.1	155.5	2.2	2.7	2.3	1.483	0.0099	0.76
	DS 3	25.2	19.99	10.1	161.8	2.5	3.3	4.2	1.840	0.0122	1.48
	DS 4	27.0	14.56	9.4	151.4	2.5	2.7	6.2	1.903	0.0184	1.17
	DS 5	27.2	12.65	9.4	177.4	3.5	2.7	3.8	1.704	0.0295	0.83
	DS 6	26.0	19.56	9.2	151.0	7.5	8.0	12.6	2.169	0.0641	2.50
Dec. 2008	BH 1	8.9	7.30	8.8	205.3	2.3	1.6	5.9	4.851	0.1440	2.49
	BH 2	7.1	9.72	8.5	221.2	4.4	2.6	1.8	5.284	0.0413	1.19
	BH 3	8.0	12.32	8.6	278.4	2.3	0.8	5.2	4.578	0.0806	1.98
	BH 4	7.8	9.89	8.6	356.0	3.1	2.6	4.0	4.481	0.0738	2.52
	BH 5	8.4	8.93	8.5	338.0	7.0	4.6	4.5	6.729	0.1308	3.83
	BH 6	8.3	8.23	8.4	530.0	6.7	5.8	5.9	10.530	0.1582	4.54
	DS 1	2.2	9.71	9.2	173.0	1.2	0.2	1.2	1.380	0.0003	1.30
	DS 2	1.0	9.26	9.0	191.1	1.9	4.6	1.2	2.152	0.0015	1.97
	DS 3	2.2	8.70	9.0	195.0	1.6	1.0	2.2	1.159	0.0011	1.50
	DS 4	1.4	8.51	9.3	190.0	1.4	0.4	1.7	1.197	0.0053	1.55
	DS 5	1.5	9.07	9.2	233.1	1.2	0.4	0.8	1.507	0.1082	1.78
	DS 6	5.1	7.32	8.9	221.2	4.9	2.8	1.8	2.767	0.3904	1.39
Mar. 2009	BH 1	12.8	5.73	8.7	242.3	6.3	10.8	11.2	5.344	0.2470	4.20
	BH 2	9.2	8.44	9.0	247.1	4.5	4.8	1.9	4.143	0.0818	1.85
	BH 3	11.8	13.28	8.6	264.4	7.6	10.4	6.2	4.596	0.0802	2.07
	BH 4	13.1	9.85	8.5	366.1	6.8	8.2	4.5	3.788	0.1115	4.10
	BH 5	14.4	13.35	8.8	232.8	29.4	44.2	6.0	9.303	0.2592	5.58
	BH 6	13.1	10.50	8.2	613.1	19.8	27.2	4.2	8.545	0.3221	3.27
	DS 1	10.1	10.89	9.0	194.0	2.1	1.2	1.6	1.502	0.0057	1.71
	DS 2	9.4	9.80	8.6	164.4	3.4	2.6	1.8	1.723	0.0055	1.96
	DS 3	9.6	12.11	8.9	200.5	1.8	1.6	1.8	1.742	0.0144	1.98
	DS 4	7.9	8.14	9.1	200.7	2.8	3.2	2.3	2.277	0.0094	1.97
	DS 5	7.8	6.30	9.2	167.9	3.3	4.8	4.5	1.728	0.0168	2.44
	DS 6	6.7	11.55	9.9	262.1	8.1	14.4	56.1	3.514	0.0599	4.22

\*: Planktonic Chl. a

cm<sup>-2</sup>로 가장 낮은 농도를 나타냈다. 달천의 엽록소 a의 농도는 3월 DS 6 정점에서 13.9 μg · cm<sup>-2</sup>로 가장 높은 농도를 나타냈으며, 3월 DS 5 정점에서 0.7 μg · cm<sup>-2</sup>로 가장 낮은 농도를 나타냈다. 엽록소 a의 계절별 변화는

북하천의 경우 BH 2와 BH 6 정점을 제외한 전 정점에서 6월에 24.0~49.4 μg · cm<sup>-2</sup> 범위로 농도가 높게 나타났으며, 9월에 1.0~18.0 μg · cm<sup>-2</sup>로 크게 감소하는 경향을 나타내었다. 달천의 경우 12월에 각 정점별 엽록소 a

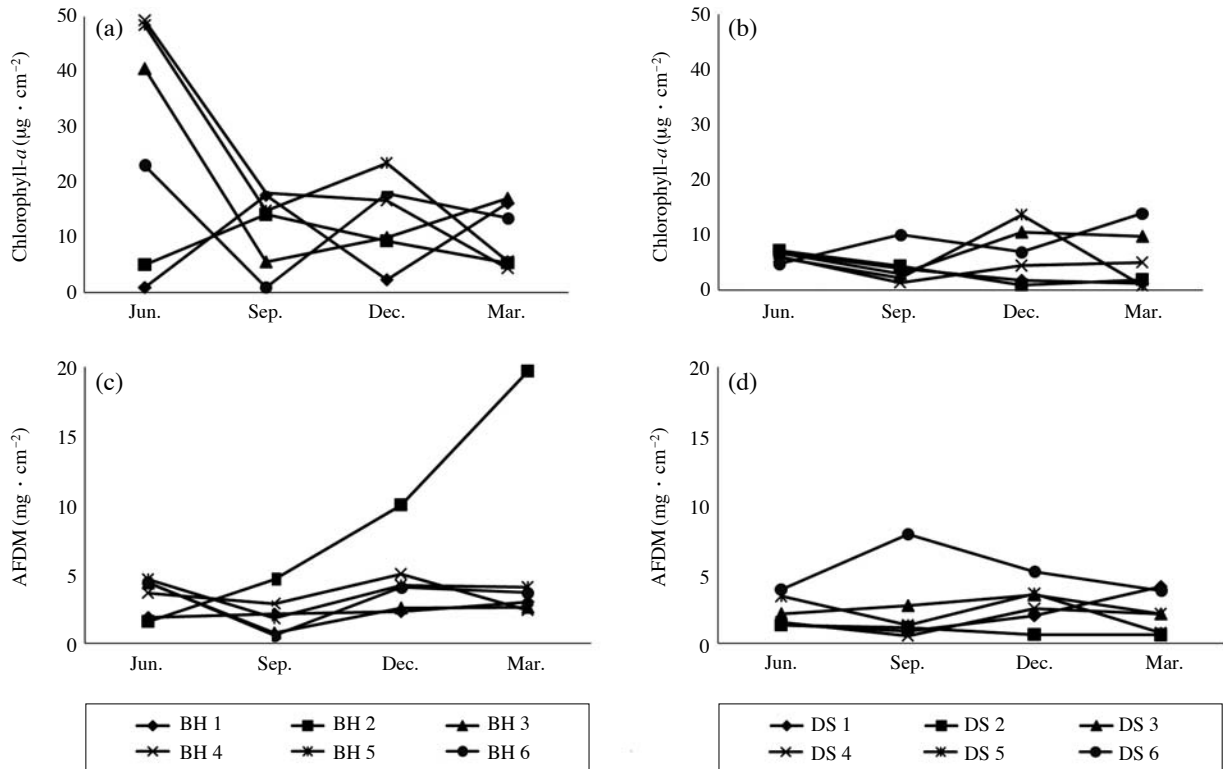


Fig. 2. Chlorophyll-a (a, b) and AFDM (c, d) at Bokha stream and Dal stream of South-Han river from Jun. 2008 to Mar. 2009.

의 농도차이가 크게 낮으며, 이러한 차이는 3월까지 지속되었다.

유기물량(AFDM)의 농도는 북하천의 경우 3월 BH 2 정점에서  $19.7 \text{ mg} \cdot \text{cm}^{-2}$ 로 가장 높은 농도를 나타냈으며, 9월 BH 6 정점에서  $0.6 \text{ mg} \cdot \text{cm}^{-2}$ 로 가장 낮은 농도를 나타냈다. 달천의 유기물량 농도는 9월 DS 6 정점에서  $7.9 \text{ mg} \cdot \text{cm}^{-2}$ 로 가장 높은 농도를 나타냈으며, 9월 DS 4 정점에서  $0.6 \text{ mg} \cdot \text{cm}^{-2}$ 로 가장 낮은 농도를 나타냈다(Fig. 2).

### 3. 부착규조군집

조사기간 동안 북하천과 달천 총 12개 정점에서 출현한 부착규조는 총 98분류군으로 2목 2아목 8과 22속 85종 13변종이 출현하였다(Ettle *et al.* 1986, 1988, 1991a, b). 북하천은 총 67분류군으로 2목 2아목 8과 20속 58종 9변종이 출현하였으며, *Navicula*속이 16종으로 가장 많은 분류군이 출현하였다. 주요 우점종으로 오염에 내성이 강한 *Nitzschia palea*, *N. amphibia*, *Navicula gregaria*, *N. subminuscula*, *Melosira varians* 등이 우점한 것으로 나타났다. 달천은 78분류군 2목 2아목 7과 16속 68종 10변종이 출현하였으며, 북하천과 같이 *Navicula*속이 16종으로 가장 많은 분류군이 출현하였다. 주요 우점종으

로 청수성종인 *Achnanthes convergens*, *Cymbella turgidula*과 보편출현종인 *A. minutissima*가 우점하였으며, 하류정점인 DS 6에서 오염에 내성이 강한 *Navicula goepertiana*, *Nitzschia amphibia* 등이 우점하였다(Table 2).

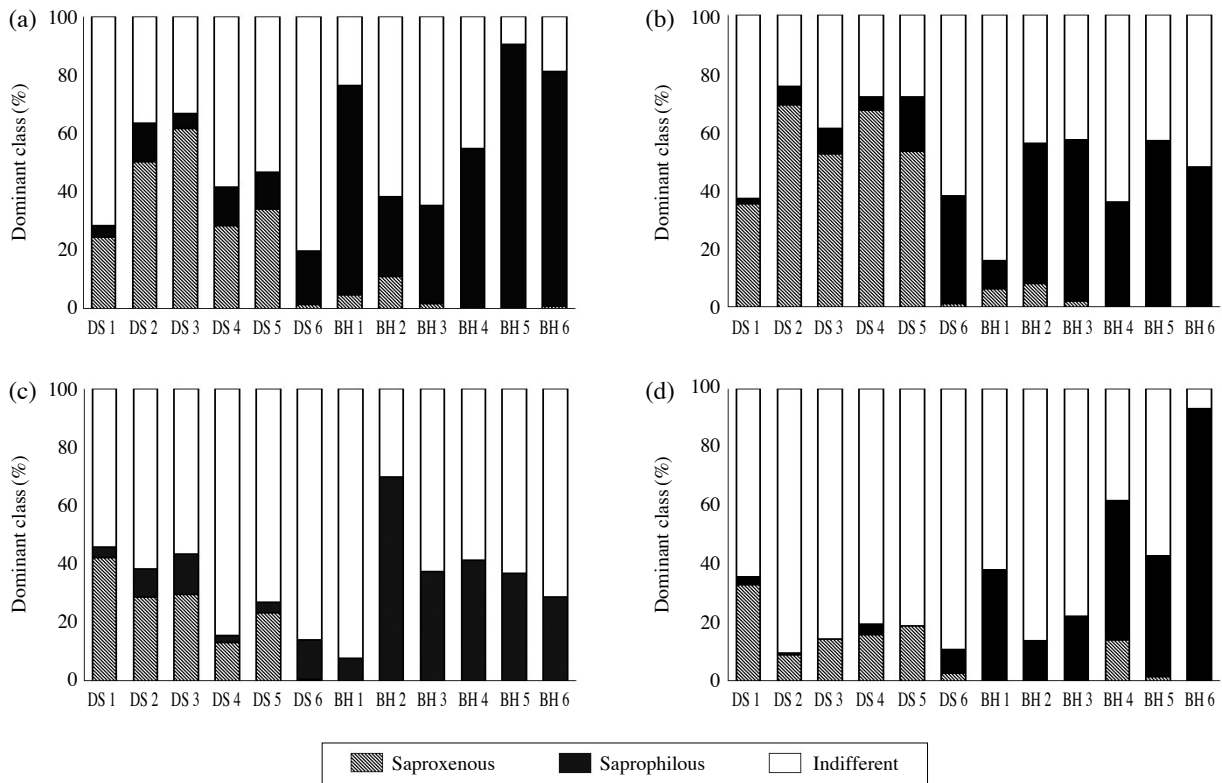
북하천과 달천의 호청수성종(Saproxenous taxa), 호오탁성종(Saprophilous taxa) 및 광적응성종(Indifferent taxa)의 계절적 변동은 다음과 같다(Fig. 3). 전체적으로 광적응성종의 비율이 높게 나타났으며, 특히 12월과 3월에 광적응성종의 비율이 BH 2, BH 4, BH 6을 제외하고 50% 이상으로 나타났다. 달천의 경우 DS 6 정점을 제외한 전 정점에서 호청수성종의 비율이 14.3~69.1%의 범위로 높게 나타났으며, DS 6 정점에서 호청수성종의 비율은 0.5~2.5%로 매우 낮게 나타났다. 북하천의 경우 호청수성종은 BH 4 정점에서 13.9%로 가장 높은 우점비율을 나타냈으며, 그 외의 정점에서는 0.0~7.9%로 낮게 나타났다. 북하천은 호오탁성종이 매우 높은 우점비율을 나타냈으며, 전 정점에서 12.9~93.2%의 범위로, 특히 3월의 BH 6 정점에서는 93.2%로 가장 높은 우점비율을 나타냈다(Fig. 3).

### 4. 생물학적 수질평가

북하천의 DAIPo 값은 3월 BH 2 정점에서 50.6으로 가

**Table 2.** Seasonal changes of dominant species of 12 sites at Bokha stream (BH) and Dal stream (DS) of South-Han river from Jun. 2008 to Mar. 2009

Date	Site	Dominant species (%)	Site	Dominant species (%)
Jun. 2008	BH 1	<i>Nitzschia palea</i> (34.7)	DS 1	<i>Achnanthes minutissima</i> (51.0)
Sep. 2008		<i>Melosira varians</i> (64.1)		<i>Achnanthes minutissima</i> (49.4)
Dec. 2008		<i>Melosira varians</i> (22.4)		<i>Diatoma vulgare</i> (21.4)
Mar. 2009		<i>Fragilaria capucina</i> (32.7)		<i>Achnanthes minutissima</i> (44.7)
Jun. 2008	BH 2	<i>Nitzschia amphibia</i> (26.1)	DS 2	<i>Achnanthes convergens</i> (36.5)
Sep. 2008		<i>Navicula minima</i> (34.9)		<i>Achnanthes convergens</i> (48.2)
Dec. 2008		<i>Fragilaria construens</i> var. <i>venter</i> (50.7)		<i>Achnanthes minutissima</i> (56.0)
Mar. 2009		<i>Navicula gregaria</i> (22.6)		<i>Achnanthes minutissima</i> (79.1)
Jun. 2008	BH 3	<i>Nitzschia amphibia</i> (24.1)	DS 3	<i>Achnanthes convergens</i> (48.2)
Sep. 2008		<i>Navicula minima</i> (37.1)		<i>Cymbella turgidula</i> (37.1)
Dec. 2008		<i>Navicula minima</i> (30.1)		<i>Achnanthes minutissima</i> (30.3)
Mar. 2009		<i>Navicula gregaria</i> (26.5)		<i>Achnanthes minutissima</i> (55.8)
Jun. 2008	BH 4	<i>Nitzschia amphibia</i> (32.6)	DS 4	<i>Achnanthes convergens</i> (24.4)
Sep. 2008		<i>Nitzschia amphibia</i> (35.3)		<i>Achnanthes convergens</i> (52.2)
Dec. 2008		<i>Navicula minima</i> (29.6)		<i>Achnanthes minutissima</i> (75.4)
Mar. 2009		<i>Navicula gregaria</i> (26.5)		<i>Achnanthes minutissima</i> (39.8)
Jun. 2008	BH 5	<i>Navicula subminuscula</i> (58.1)	DS 5	<i>Achnanthes convergens</i> (25.7)
Sep. 2008		<i>Navicula subminuscula</i> (18.0)		<i>Achnanthes convergens</i> (25.0)
Dec. 2008		<i>Navicula goeppertiana</i> (39.9)		<i>Achnanthes minutissima</i> (41.3)
Mar. 2009		<i>Navicula gregaria</i> (31.6)		<i>Achnanthes minutissima</i> (36.2)
Jun. 2008	BH 6	<i>Navicula subminuscula</i> (43.7)	DS 6	<i>Cyclotella stelligera</i> (45.1)
Sep. 2008		<i>Navicula viridula</i> var. <i>rostellata</i> (29.0)		<i>Navicula goeppertiana</i> (42.7)
Dec. 2008		<i>Navicula gregaria</i> (51.0)		<i>Navicula goeppertiana</i> (28.0)
Mar. 2009		<i>Navicula subminuscula</i> (92.7)		<i>Nitzschia amphibia</i> (26.6)



**Fig. 3.** Dominant classes (%) of pollution indicators at Bokha stream and Dal stream of South-Han river from Jun. 2008 to Mar. 2009 (a: Jun. 2008, b: Sep. 2008, c: Dec. 2008, d: Mar. 2009).

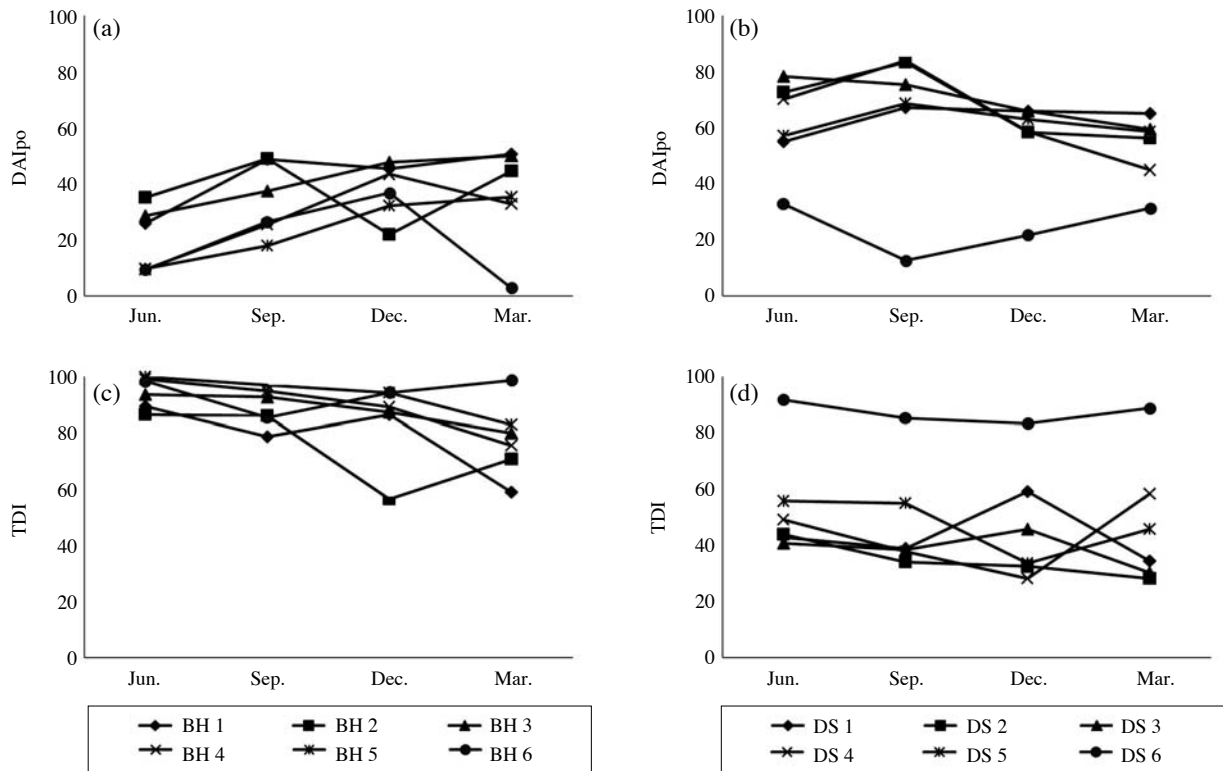


Fig. 4. DAIpo (a, b) and TDI (c, d) at Bokha stream and Dal stream of South-Han river from Jun. 2008 to Mar. 2009.

장 높게 나타났으며, 3월 BH 6 정점에서 3.4로 가장 낮게 나타났다. 달천의 DAIpo 값은 3월 DS 2 정점에서 94.9로 가장 높게 나타났으며, 12월 DS 6 정점에서 9.2로 가장 낮게 나타났다.

TDI 값은 북하천의 경우 6월 BH 5 정점에서 99.9로 가장 높게 나타났으며, 12월 BH 2 정점에서 56.6으로 가장 낮게 나타났다. 달천의 TDI 값은 6월 DS 6 정점에서 91.8로 가장 높게 나타났으며, 3월 DS 2 정점에서 28.2로 가장 낮게 나타났다 (Fig. 4).

## 5. 통계분석

달천 및 북하천의 상관분석 결과 부유물질(SS)농도와 탁도(Tur)의 상관성이 상관계수 0.97로 가장 높게 나타났으며, 부유물질과 탁도의 경우 일반적으로 상관성이 높은 것으로 알려져 있다. DAIpo와 TDI가 상관계수 0.83으로 높은 값으로 나타났다 (Table 3). 두 구조지수(DAIpo, TDI)와 이화학적 수질인자와의 상관관계는 엽록소 *a*, BOD, 총질소 및 총인과의 0.52~0.64의 범위로 상관관계가 높게 나타났으며, BOD와 엽록소 *a*는 상관계수 0.31로 상관성이 높지 않은 것으로 나타났다.

이화학적 수질지표인 BOD와 DAIpo, TDI 그리고 엽록소 *a* 간의 상관계수의 계절적 변화는 다음과 같다

(Table 4). 북하천은 9월에 DAIpo와 TDI가 0.26~0.47의 범위로 상관성이 있는 것으로 나타났으며, 12월에 TDI와 엽록소 *a*가 0.43~0.61의 범위로 나타났다. 달천은 12월을 제외한 전 조사기간 동안 높은 상관성을 나타냈으며, 12월의 경우 TDI만 BOD와 상관성이 있는 것으로 나타났다.

## 고 찰

### 1. 이화학적 수질평가

북하천과 달천의 이화학적 환경요인은 수온의 경우 일반적인 국내 하천의 경향성을 나타냈으며 (김 2001, 2004; 박 등 2004; 김과 이 2009), 평야지대인 여주, 이천에 위치한 북하천이 지리적 영향으로 산지로 둘러싸인 달천보다 동계에 수온의 변화가 적었던 것으로 판단된다. 용존산소(DO)는 달천과 북하천 모두 6.0~19.0 mg · L<sup>-1</sup> 범위로 양호한 것으로 나타났으며, 춘계와 추계에 용존산소량이 크게 증가한 것은 식물플랑크톤과 부착조류의 활발한 생장에 따른 것으로 판단된다 (이와 윤 2000; 김 2001).

영양염류의 농도는 북하천이 달천에 비해 영양염류의



**Table 3.** Correlation comparison of items of water quality at Bokha stream and Dal stream of South-Han river from Jun. 2008 to Mar. 2009

	WT	DO	pH	Con.	Tur.	SS	p.Chl. <i>a</i> <sup>1</sup>	TN	TP	Chl. <i>a</i>	AFDM	BOD	DAIpo <sup>2</sup>	TDI
WT	1	0.33	0.02	0.20	0.11	0.11	0.28	-0.12	0.13	0.23	-0.18	-0.06	0.05	0.18
DO		1	0.24	-0.23	0.09	0.10	-0.02	-0.09	-0.23	-0.21	-0.08	-0.15	-0.11	-0.14
pH			1	-0.23	-0.14	-0.14	0.27	-0.44**	-0.28	-0.08	0.04	-0.14	-0.40**	-0.36**
Con.				1	0.10	0.09	0.17	0.48**	0.82**	0.65**	0.07	0.25	0.49**	0.52**
Tur.					1	0.97*	0.22	0.53**	0.29*	0.09	0.12	0.60**	0.36*	0.32*
SS						1	0.26	0.49**	0.28*	0.09	0.07	0.59**	0.32*	0.29*
p.Chl. <i>a</i>							1	0.05	0.13	0.36**	0.03	0.54**	0.33*	0.41**
TN								1	0.46**	0.27*	0.22	0.65**	0.64**	0.61**
TP									1	0.53**	0.12	0.25*	0.48**	0.50**
Chl. <i>a</i>										1	0.18	0.31*	0.52**	0.52**
AFDM											1	0.10	0.32*	0.23
BOD												1	0.55**	0.57**
DAIpo													1	0.83**
TDI														1

<sup>1</sup>Planktonic Chl. *a*, <sup>2</sup>DAIpo(100-X)

\*P<0.01, \*\*P<0.05, n=48

**Table 4.** Correlation coefficients between epilithic diatom indices (DAIpo, TDI, Chl. *a*) and BOD at Bokha stream and Dal stream of South-Han river from Jun. 2008 to Mar. 2009

	Date	Bokha stream			Dal stream		
		DAIpo	TDI	Chl. <i>a</i>	DAIpo	TDI	Chl. <i>a</i>
BOD	Jun. 08	0.063	0.135	0.067	0.683	0.951	0.916
	Sep. 08	0.473	0.258	0.000	0.738	0.661	0.628
	Dec. 08	0.009	0.608	0.425	0.059	0.467	0.001
	Mar. 09	0.023	0.000	0.074	0.701	0.779	0.528

농도가 높은 것으로 나타났다(Table 2). 총질소는 섬진강과 영산강의 연구에서 1.8~22.7 mg · L<sup>-1</sup>의 범위(황 등 2006), 한탄강의 연구에서 1.1~5.5 mg · L<sup>-1</sup>의 범위(김 2004)로 나타난 것과 같이 북하천과 달천도 0.33~9.33 mg · L<sup>-1</sup>의 범위로 국내 하천의 특성상 높은 농도를 나타낸다. 이러한 농도는 Forsberg and Ryding(1980)의 기준에 의거해 두 하천 모두 일부 정점을 제외한 대부분의 정점이 부영양(0.6~1.50 mg · L<sup>-1</sup>)에서 과영양수역(1.50 mg · L<sup>-1</sup> 이상)에 해당된다. 북하천의 경우 총인의 농도는 전 정점에서 과영양수역에 해당되는 것으로 나타났다. 달천은 6월을 제외한 상류수역은 빈영양수역(0.015 mg · L<sup>-1</sup> 이하)에 해당되며, 중류의 일부정점과 하류정점은 중영양수역(0.015~0.025 mg · L<sup>-1</sup>)에서 부영양수역(0.025~0.1 mg · L<sup>-1</sup>)으로 나타났다.

생물학적 산소요구량(BOD)은 달천의 경우 0.83~4.70 mg · L<sup>-1</sup>의 범위로 하류인 DS 6 정점을 제외하고 양호한 수질을 나타냈으며, DS 6 정점의 경우 도시를 관통하는 유입하천의 영향을 받은 것으로 사료된다. 북하천의 경우 생물학적 산소요구량의 농도가 1.19~5.58 mg · L<sup>-1</sup>의 범위로 계절적, 정점별 일정한 변화의 경향을 가지고 있지 않으며, BH 2, BH 3 정점을 제외하고 대

부분의 정점이 높은 농도로 나타남에 따라 수질이 오염된 것으로 판단된다. BH 1 정점과 BH 6 정점의 농도변화 폭이 가장 심하게 나타났으며, BH 1 정점은 유량변화와 공장지역의 오염의 영향, BH 6 정점은 도심지역과 축산농가의 영향에 의한 것으로 판단된다(방 등 2002).

두 구조지수(DAIpo, TDI)와 이화학적 수질인자와의 상관관계는 엽록소 *a*, BOD, 총질소 및 총인과의 0.52~0.64의 범위로 상관관계가 높게 나타났으며, 이것은 오염된 수계인 북하천에 비해 수질이 양호한 달천에서 더 뚜렷하게 나타났다. 두 구조지수는 총질소와 상관관계가 BOD보다 높았으며, 이는 황 등(2006)에서와 같이 부착구조류의 출현과 발달은 BOD보다 영양염류에 의해 더 큰 영향을 받는다는 것으로 나타났다.

부착조류의 생물량을 나타내는 엽록소 *a*의 농도는 북하천은 0.9~49.4 µg · cm<sup>-2</sup>, 달천이 0.7~13.9 µg · cm<sup>-2</sup>의 범위로 나타났으며, 한탄강의 연구(김 2004)에서 엽록소 *a*의 농도가 13.4~304.2 µg · cm<sup>-2</sup>의 범위, 만경강의 연구(정 등 1996)에서 2.3~1.1 µg · cm<sup>-2</sup>의 범위로 나타나는 등 하천에 따라 다소 차이가 있는 것으로 판단된다. 전체적으로 달천의 생물량이 북하천에 비교하여 낮은 농도를 나타냈고, 통계분석결과 영양염류의 농도와



상관계수 0.53으로 유의성이 있는 것으로 나타났으므로, 영양염류와 생물량은 서로 밀접한 관계가 있는 것으로 사료된다. 또한 유기물량과 상관성은 상관계수 0.18로 상관성이 낮게 나타났으며, 이 결과 유기물 내에 부착조류 외의 다른 유기물의 비율이 높은 것으로 판단된다.

## 2. 생물학적 수질평가

생물학적 수질평가 결과 복하천의 경우 상류 두 정점(BH 1, BH 2)을 제외한 대부분의 정점에서 DAIPo 오염등급(Watanabe *et al.* 1990)  $\alpha$ -중부수성, TDI가 80 이상으로 생물학적 수질이 매우 오염된 것으로 나타났으며, 상류 두 정점도  $\beta$ -중부수성, TDI 70 정도의 오염도를 나타냈다. 달천은 하류(DS 6 정점)를 제외한 전 정점에서 극빈부수성 및  $\alpha$ -중부수성, TDI 50 이하로 생물학적 수질이 양호한 것으로 나타났으며, 달천의 하류인 DS 6 정점은 생물학적 수질이  $\beta$ -중부수성, TDI 80 이상으로 생물학적 수질이 오염된 것으로 나타났다. DS 6 정점은 수완보온천지역의 석문천, 충주시를 관통하는 교현천, 오도천 등 오염 부하량이 높은 하천의 영향을 받은 것으로 사료된다(김과 이 2009).

이러한 결과는 낙동강의 연구(이 1998)에서 상류에서 중류까지 DAIPo 지수가 4.90~77.8, 한탄강의 연구(김 2004)에서 DAIPo 지수가 26.6~60.4로 나타나는 등 다른 연구들과 비교할 때 일반적으로 상류에서 하류로 갈수록 빈부수성-중부수성-강부수성으로 점차 오염도가 증가하는 경향성이 나타나는 것으로 알려져 있으나(이와 정 1992), 달천의 경우 DS 6 정점을 제외한 DAIPo의 지수 값이 87.9~72.8 범위로 생물학적 수질이 매우 양호하며, 오염구간이 하류에 집중되어 있는 것으로 나타났다. 복하천의 경우 18.8~37.0의 범위로 대부분의 정점에서 오염수역으로 나타났으며, 양주군 신천의 연구(김 2001)에서 DAIPo가 전 구간에서 0.4~15.3의 범위로 유사한 경향으로 나타났다.

상관분석 결과 DAIPo와 TDI의 상관성이 상관계수 0.83로 높게 나타났으며 이것은 황 등(2006)의 연구에서 두 지수의 상관계수가 0.65로 나타난 것과 비교할 때 두 하천의 생물학적 수질이 분명한 경향성을 나타내고 있어 상관성이 높게 나타난 것으로 판단된다. 또한 이화학적 수질의 지표로 사용되는 BOD와 생물학적 수질과의 계절적 상관분석 결과(Table 4) 달천과 같이 생물학적 수질이 양호한 하천의 경우 이화학적 수질과 높은 상관성을 나타내지만, 복하천과 같이 수질이 오염된 하천( $\beta$ ~ $\alpha$ -중부수성)은 생물학적 수질과 이화학적 수질의 상관성이 매우 떨어지는 것으로 나타났다(이 1998;

김 2004). 이러한 결과 생물학적 수질은 이화학적 수질과 비교해 하천을 보다 세밀하게 판단 할 수 있으며(김과 이 2009), 생물학적 수질이 오염된 하천일수록 이화학적 수질의 정밀도가 떨어지는 것으로 판단되어 생물학적 수질평가가 필수적으로 요구될 것으로 사료된다. 또한 BOD와 상관성이 높은 달천도 12월과 같은 동계에 BOD와 DAIPo의 상관성이 낮게 나타났으며, 이것은 부착생물량 감소 및 광적응성종이 전체 출현종의 50% 이상 우점한 것과 관련 있는 것으로 판단된다. TDI의 경우 DAIPo에 비해 넓은 범위의 구조류를 대상으로 지수를 산정하기 때문에 겨울철에도 안정적인 지수를 산출할 수 있는 것으로 판단된다.

## 적 요

본 연구는 2008년 6월부터 2009년 3월까지 남한강 지류인 복하천과 달천의 이화학적 수질 및 부착구조를 이용한 생물학적 수질평가를 하였다. 그 결과 복하천은 영양염의 총인이 0.041~0.886 mg · L<sup>-1</sup> 총질소가 0.336~10.532 mg · L<sup>-1</sup>의 범위로 매우 높게 나타났으며, BOD의 농도도 일부지점을 제외하고 2~5 mg · L<sup>-1</sup>의 범위로 수질이 다소 오염된 것으로 나타났다. 달천은 하류 정점 및 일부 지점을 제외하고 총인이 0.06 mg · L<sup>-1</sup> 이하, 총질소가 2.0 mg · L<sup>-1</sup> 이하, BOD가 2.0 mg · L<sup>-1</sup> 이하로 수질이 매우 양호한 것으로 나타났다.

조사기간 동안 복하천과 달천 총 12개 정점에서 출현한 부착구조류는 총 98분류군으로 2목 2아목 8과 22속 85종 13변종이 출현하였으며, 복하천이 총 67분류군, 달천이 78분류군 출현 하였다. 생물학적 수질평가 결과 복하천은 대부분  $\alpha$ -중부수성이고, TDI 80 이상으로 오염이 심각한 것으로 나타났으며, 달천은 하류를 제외한 전 정점에서 극빈부수성 및  $\alpha$ -중부수성, TDI 50 이하로 생물학적 수질이 양호한 것으로 나타났다. 상관분석 결과 DAIPo와 TDI의 상관성이 상관계수 0.83로 높게 나타났으며, 수질이 양호한 하천일수록 이화학적 수질평가와 생물학적 수질평가의 상관성이 높은 것으로 나타났다. 또한 DAIPo보다 넓은 범위의 구조류를 대상으로 하는 TDI지수가 안정적인 결과를 도출하는 것으로 나타났다.

## 사 사

본 연구는 국립문화재연구소의 연구과제 (09B011Y-

00140-2009)의 지원으로 수행 되었습니다.

## 참 고 문 헌

- 김용재. 2001. 신천의 부착규조 군집을 이용한 유기오탁 판정. 한국육수학회지. 34:199-205.
- 김용재. 2004. 한탄강의 돌 부착조류 군집의 시, 공간 동태. Algae. 19:15-22.
- 김용재. 2009. 시화 반월 고습지와 저습지의 갈대 부착규조 군집구조. 한국육수학회지. 42:96-106.
- 김용진, 이옥민. 2009. 부착규조류를 이용한 달천과 섬강의 생물학적 수질평가. 한국물환경학회지. 25:606-614.
- 박정원, 최재신, 김미경. 2004. 낙동강 중류지역의 부착규조 군집의 변화와 유기오탁지수(DAIpo)에 의한 수질평가. 한국육수학회지. 37:70-77.
- 박혜경, 변명섭, 최명제, 김용진. 2008. 남한강 하류수역에서 식물플랑크톤 증식의 영향인자 및 수중유기물 기원. 한국물환경학회지. 24:556-562.
- 박혜경, 유경아, 이현주, 변명섭, 최명제, 김용진, 강필구, 신유나. 2006. 남한강 중·하류 수계의 수질 및 동·식물플랑크톤 분포 양상. 공동 추계학술발표회 논문집. 한국물환경학회지. pp.696-705.
- 방천희, 박재로, 이용수. 2002. 복하천 유역의 수질평가를 위한 종합수질지표의 적용성 검토. 공동 추계학술발표회 논문집. 한국물환경학회지. pp.39-42.
- 이 경, 윤숙경. 2000. 전남 광양의 수어천 수역에 있어서 식물플랑크톤과 부착조류 군집의 계절적 변화. 한국육수학회지. 33:38-50.
- 이정호. 1998. 낙동강의 부착규조와 유기오탁지수(DAIpo). 한국육수학회지. 31:38-44.
- 이정호, 김용재. 1996. 낙동강 수계 댐호의 부착규조 및 영양단계 평가. 환경생물. 14:18-28.
- 이정호, 정 준. 1992. 금호강의 오타도에 따른 부착규조의 정점별 변화. 한국육수학회지. 25:31-40.
- 정승원, 박성환, 이진환. 2008. 한강하류의 환경학적 연구 IIX. 갈수기 부착돌말류의 유기오탁지수(DAIpo index)에 의한 수질 평가. 환경생물. 26:233-239.
- 정연태, 최민규, 김백호, 위인선, 이종빈. 1996. 수질오염 판정을 위한 기법개발(I) 부착조류 군체화에 미치는 기질특이성 연구. 환경생물. 14:95-111.
- 정 준, 최재신, 이정호. 1993. 부착규조 군집의 유기오탁 지수(DAIpo)에 의한 금호강의 수질평가. 환경생물. 11:43-58.
- 최재신, 김한순, 강만도. 1998. 신천의 부착 규조군집의 계절적 동태. 한국육수학회지. 31:234-240.
- 환경부. 2000. 수질오염공정시험방법.
- 황순진, 김난영, 원두희, 안광국, 이재관, 김창수. 2006. 돌말지수를 이용한 국내 주요하천(금강, 영산강, 섬진강)의 생물학적 수질평가. 한국물환경학회지. 22:784-795.
- Allan JD. 1995. Stream ecology-structure and function of running waters, Chapman and Hall, London.
- Bellinger BJ, C Cocquyt and CM O'Reilly. 2006. Benthic diatoms as indicators of eutrophication in tropical streams. Hydrobiologia. 573:75-87.
- Descy JP. 1979. New Approach to Water quality estimation using diatoms. Nova Hedwigia. 64:305-323.
- Duong TT, A Feurtet-Mazel, M Coste, DK Dang and A Boudou. 2007. Dynamics of diatom colonization process in some rivers influenced by urban pollution(Hanoi, Vietnam). Ecological Indicators. 7:839-851.
- Ettl H, G Gartner, J Gerloff, H Heynig and D Mollenhauer. 1991a. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Band 2/4. Bacillariophyceae, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- Ettl H, J Gerloff, H Heynig and D Mollenhauer. 1986. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Band 2/1. Bacillariophyceae, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- Ettl H, J Gerloff, H Heynig and D Mollenhauer. 1988. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Band 2/2. Bacillariophyceae, Spektrum Akademischer Verlag, Berlin.
- Ettl H, J Gerloff, H Heynig and D Mollenhauer. 1991b. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Band 2/3. Bacillariophyceae, Spektrum Akademischer Verlag, Berlin.
- Forsberg O and SO Ryding. 1980. Eutrophication parameters and trophic state indices in 30 Swedish watereceiving lakes. Hydrobiologia. 89:189-207.
- Greenberg AE, LS Clesceri and AN Eaton. 2000. Standard method for the examination of water and wastewater, 21st. ed., American Public Health Association, Washington, D.C., USA.
- Kelly MG. 1998. Use of the trophic diatom index to monitor eutrophication in rivers. Wat. Res. 32:236-242.
- Kelly MG. 2001. Use similarity measures for quality control of benthic diatom samples. Wat. Res. 35:2784-2788.
- Kelly MG. 2002. Role of benthic diatoms in the implementation of the urban wastewater treatment directive in the river wear, North-East England. J. Appl. Phycol. 14:9-18.
- Kelly MG. 2003. Short term dynamics of diatoms in an upland stream and implications for monitoring eutrophication. Environmental Pollution. 125:117-122.
- Kelly MG, A Cazaubon, E Coring, A Dell'Uomo, L Ector, B Goldsmith, H Guasch, J Hurlimann, A Jarman, B Kawecka, J Kwandrns, R Laugaste, EA Lindsrom, M Leitao, P Marvan, J Padisak, E Pipp, J Prygiel, E Rott, S Sabater, H van Dam and J Vizinet. 1998. Recommendation for the routine sampling of diatoms for water quality assessment in Europe. J. Appl. Phycol. 10:215-224.
- Kelly MG, S Juggins, R Guthrie, S Pritchard, J Jamieson, B Rippey, H Hirst and M Yallop. 2008. Assessment of eco-

- logical status in U.K. rivers using diatoms. *Freshwater Biology* 53:403-422.
- Kelly MG and BA Whitton. 1995. The trophic diatom index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *J. Appl. Phycol.* 7:433-444.
- Kelly MG and S Wilson. 2004. Effect of phosphorus stripping on water chemistry and diatom ecology in an eastern lowland river. *Wat. Res.* 38:1599-1567.
- Ohtsuka T, T Uchikoshi and H Koze. 2007. Benthic diatoms as indicators of eutrophication in tropical streams. *Jan. J. Limnology.* 68:229-240.
- Tang T, Q Cai and J Liu. 2006. Using epilithic diatom communities to assess ecological condition of Xiangxi river system. *Environmental Monitoring and Assessment.* 112:347-361.
- Tuji A. 2003. Freshwater diatom flora in the bottom sediments of lake Biwa: Part 2: *Gomphonema sensu lato*. *Bull. Nat. Sci. Mus. Ser. B.* 29:97-107.
- U.S. EPA. 1995. Generic quality assurance project plan guidance for programs using community-level biological assessment in stream and wadeable rivers, U.S. Environmental Protection Agency, Office of water, Washington, D.C. EPA 841-B-95-004.
- Watanabe T, K Asai and A Houki. 1990. Numerical simulation of organic pollution in flowing waters. *Hazardous Waste Containment and Treatment.* 4:251-281.
- Watanabe T, K Asai, A Houki, S Tanaka and T Hizka. 1986. Saprophylic and euryhalobous diatom taxa to organic water pollution and diatom assemblage index (DAIpo). *Diatom.* 2:23-73.
- Watanabe T, T Ohtsuka, A Tuji and A Houki. 2005. Picture book and ecology of the freshwater diatoms. Uchida roka-kuho, Tokyo.
- Wu JT. 1999. A generic index of diatom assemblages as bio-indicator of pollution in the Keelung river of Taiwan. *Hydrobiologia.* 397:79-87.
- Yuazao Q, H Weijian, L Yumin and W Liying. 1998. Evaluation of water quality of the pearl river by using diatom assemblage index (DAIpo) and river pollution index (RPI). *J. Tropical and Subtropical Botany.* 6:329-335.

Manuscript Received: November 10, 2009  
Revision Accepted: November 29, 2009  
Responsible Editor: Mi-Kyung Kim