

## 섬강 수계에서 하천 형태복잡도와 토지이용, 수질 및 부착구조류 군집 분포와의 관계

민한나 · 김난영 · 김미경 · 이상우 · 황길순<sup>1</sup> · 황순진\*

(건국대학교 환경과학과, <sup>1</sup>(주)한라기술연구소)

Relation of Stream Shape Complexity to Land Use, Water Quality and Benthic Diatoms in the Seom River Watershed. *Min, Han-Na, Nan-Young Kim, Mi-Kyung Kim, Sang-Woo Lee, Kil-Soon Hwang<sup>1</sup> and Soon-Jin Hwang\** (Department of Environmental Science, Konkuk University, Seoul 143-701, Korea; <sup>1</sup>Halla Engineering & Construction, Seoul 138-734, Korea)

This study examined the benthic diatom community distribution, land cover/use and water quality in relation to stream shape complexity (SSC) in the Seom River watershed. SSC showed a significant relation to the riparian land cover/use pattern and also water quality variables of the studied streams. Streams with high stream shape complexity (HSC) appeared to have a high proportion of forest and farmland, while streams having a low stream shape complexity (LSC) appeared to have high proportion of city. Streams with lower SSC showed higher nutrients concentration in the stream waters. Benthic diatom species composition and dominant species appeared to be similar regardless of SSC differences among the studied streams, while the variation of diatom density was manifested with SSC. The relative abundance of dominant benthic diatoms varied with SSC. Saprophylic diatoms were dominant in the streams of LSC, while saproxenic diatoms were dominant in the streams of HSC. During the evaluation of biological water quality using the benthic diatom indices, Trophic Diatom Index (TDI) and Diatom Assemblage Index to organic water pollution (DAIpo), the streams of LSC generally showed poorer water quality than those of MSC (Middle stream shape complexity) and HSC. In particular, BOD, TP, and PO<sub>4</sub>-P showed significant relationships with DAIpo. In conclusion, shape complexity of streams in the Seom River watershed showed a close relation with benthic diatom distribution. This relation seemed to primarily be resulted from the effect of proximate factors, such as water quality, which might be affected by the land use types determining the degree of SSC.

**Key words :** stream shape complexity, land use, water quality, benthic diatoms, Seom River

\* Corresponding author: Tel: 02) 450-3748, Fax: 02) 456-5062, E-mail: sjhwang@konkuk.ac.kr

## 서 론

자연 상태의 유수시스템은 그들이 위치하는 유역내의 지형학, 이화학, 수리학과 관련된 여러 가지 요인들이 연속적인 구배를 형성하고 있으며 (Vannote *et al.*, 1980), 이들은 자연 경관의 형성에 포함되는 다양한 인자들의 상호작용에 의해 만들어지므로 본질적으로 매우 복잡한 속성을 갖는다 (McHarg, 1969). 하천의 복합적인 경관 구조와 패턴에 대한 심층적인 이해와 분석을 위해 새로운 방법론으로 프랙탈 기하학이 대두되고 있다. 즉, 하천의 형상은 프랙탈(fractal)로 해석할 수 있으며, 프랙탈 기하학은 자기상사성(self-similarity)을 가지고 있는 하천의 지형학적인 특성뿐만 아니라, 규칙적이고 복잡한 자연현상을 수학적으로 나타낼 수 있는 방법을 제시해줄 수 있다 (Bak *et al.*, 1993; Rodriguez-Iturbe *et al.*, 1994).

프랙탈 기하학은 실제 세계를 순수 수학의 틀로 추상하는 것이 아니라 불규칙적이고 무질서한 것으로 보이는 현상에 대한 질서와 규칙성을 이해하는 하나의 방법론이다. Tarboton *et al.* (1988)은 프랙탈 구조를 결정하는 하천망을 분석하였으며, 하천망이 거의 선형적 요소로 구성된다 하더라도 구조의 복잡성이 높아질수록 프랙탈 차수값 또한 높아지는 것을 발견했다. 이러한 기하학적 개념에 기초를 둔 하천망의 수문학적 유사성을 표현하는 이론적 분석과 경험적 결과는 지형학과 하천망 구성에 대한 이해를 촉진하였다.

하천의 형태적 복잡도는 하천 경관의 한 요소인 하안(riverside)의 형상으로 규정할 수 있다. 하안은 하천 생태계의 구조적 기반이 되는 공간이며, 하천과 인접한 육상지역의 일부로서 그 기능은 매우 다양하다 (US EPA, 2002). 예를 들면, 하천과 인접하는 육상생태계와 전이지대(transitional zone) 또는 생태 추이대(ecotone)로 형성되는 하안은 하천의 오염물질의 흡수, 여과를 통해 수질을 개선한다. 특히, 생물의 서식처를 제공함으로써 생물다양성을 유지, 향상시킬 뿐만 아니라 경관 및 심미적 기능 등 하천의 다양한 환경적 가치를 제공하는 하천 생태계의 중요한 일부이다 (Naiman *et al.*, 2005). 이로 인해 하안의 변화에 대한 이해와 함께 이들의 자연적 구조와 기능의 회복은 최근 하천복원 분야에서 중요한 목표가 되고 있다 (Darby and Sear, 2008; Center for Aquatic Ecosystem Restoration, 2011).

경관적인 측면에서 하안은 육상생태계와 수생태계가 접하는 경계부로서, 두 생태계 사이에 존재하는 가장자리(edge)의 조합으로 이해할 수 있다 (Lee and Hwang, 2007). 가장자리는 전이생태계(ecotone)로서 인접하는 두 시스템

간의 물질과 에너지 흐름을 조절하는 중요한 인자로 알려져 있다 (Forman, 1995). 이러한 가장자리의 에너지 및 물질에 대한 조절효과는 가장자리의 투과성과 흐름의 속성에 의해 결정된다 (Wiens, 1992; Forman, 1995; Cadenasso and Pickett, 2000). 유역에서 유출되는 토지이용의 잔류물질이 수리·수문학적 흐름에 의해 하천에 유입된다고 가정하면, 이러한 흐름은 하천의 형태복잡도(stream shape complexity) 및 하천 내의 생물의 구성과 수생태계에 영향을 미칠 것이다.

전통적으로 하천에 서식하는 생물군집에 영향을 미치는 요인들에 대한 연구는 주로 이들에게 가장 가깝게 영향을 미치는 요인, 즉 물환경 내부의 요소에 초점을 맞추어 왔으나, 최근 들어 물리적 서식처와 지형 및 경관적 요소를 포함하는 생태수리학적 현상에 대한 관심이 증대되고 있다. 특히, 부착규조류는 하천생태계의 1차 생산자로, 타 생물군에 비해 교란에 대한 회복속도가 빠르고, 환경요인에 따른 생물량 변화가 뚜렷하다 (Lamberti, 1993; Leland and Porter, 2000). 부착규조류는 전 세계에서 발견되고 있으며, 이동성이 적기 때문에 이들의 시·공간적 변화를 분석함으로써 물환경의 상태에 대한 평가가 가능하다 (Fjordingstad, 1964; Lange Bertalot, 1979; Katoh, 1989; Watanabe *et al.*, 1990; Round, 1993; Yoon *et al.*, 2010). 환경요인과 부착규조류의 분포 특성에 대한 연구는 국내·외에서 활발히 진행되고 있지만 (Gomez and Licurisi, 2001; Fore and Grafe, 2002; Newall and Walsh, 2005; Hwang *et al.*, 2011), 지형학 및 경관적 요소와 연계된 연구는 매우 부족한 실정이다.

본 연구는 하천의 형태복잡도가 하천 수중에 서식하는 부착규조류 군집에 미치는 영향을 이해하고자 수행하였으며 이를 위해, (1) 하천의 하안 형상을 프랙탈 기하학을 이용하여 형태복잡도로 나타내었고, (2) 형태복잡도 차이에 따른 토지이용 및 환경요인과의 상관관계를 분석하였으며, (3) 형태복잡도별로 부착규조류 군집 분포의 특성과 생물학적 수질 상태를 분석하였다.

## 재료 및 방법

### 1. 조사지 개황

섬강은 남한강의 상류 수계의 지류로서 남한강 1차 지천 중 규모가 가장 크며 수도권의 상수원인 팔당호로 유입된다. 강원도 횡성군 공근면에서 발원되는 지천(금계천과 전천)이 유하하면서 인근의 소하천인 원주천, 서원천, 옥계천 등과 합류하여 섬강의 본류를 이룬다 (Kim *et al.*,

2007; Yoon *et al.*, 2010). 이들은 다시 문막 평야를 거쳐 경기도, 강원도, 충청북도의 경계인 부론면에서 남한강에 유입되며, 유로연장은 약 93 km, 유역면적은 약 1,472 km<sup>2</sup>이다. 섬강으로 유입되는 지류하천은 상류에 계천, 중류부에 원주천, 하류에 공촌천 등을 포함하여 크고 작은 소하천이 총 20여 개이다(Kim *et al.*, 2007). 또한 원주 및 횡성읍 일대의 생활용수 및 농·공업용수로 사용되고 있다. 원주천 및 매지천은 원주시를 관통하여 섬강에 합류하는 섬강의 주요 오염원 중 하나이며, 주변 토지이용은 도시와 농지 및 공장지대 등 다양한 오염원을 포함하고 있으며 유역의 인구는 총 338,762명이다.

**2. 조사기간 및 지점**

본 연구는 2009~2010년 2년에 걸쳐 수행하였으며, 매해 봄(5월), 가을(9월)을 포함하여 총 4회 조사를 실시하였다. 조사지점은 섬강수계 본류 5개 지점과 지류 16개 지점을 포함하는 총 21개 지점(S1~S21)을 선정하였다. 또한 본류의 수질특성에 영향을 미칠 수 있는 지류와 합류부를 선정하였다(Fig. 1).

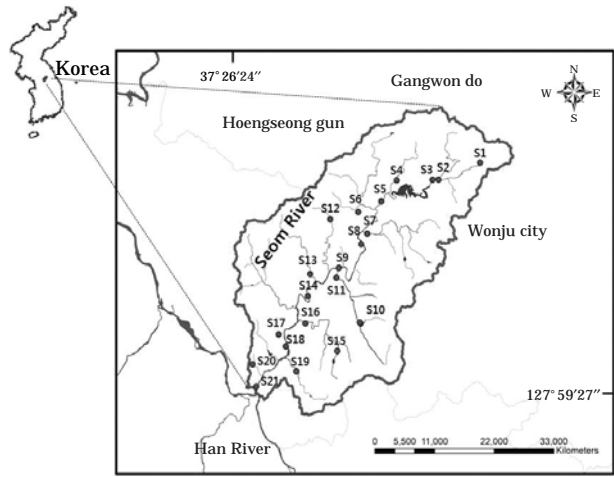
**3. 하천 형태복잡도 분석**

하천의 형태복잡도를 도출하기 위해 토지피복분류도(환경부, 2007) GIS 벡터파일을 Autocad drawing 형식과 일로 변환하였다. 각 조사지점을 기준으로 하천의 하안이 buffer zone에 충분히 포함될 수 있도록 반경 1 km 버퍼(buffer)를 생성하여 중첩시켰다(Fig. 2). 하천 선형을 그리드(Grid) 형태로 변환하여 추출한 후, 공간통계 프로그램 Fragstats 3.3을 이용하여 하천의 형태복잡도를 계산하였다(McGarigal and Marks, 1995; Lee *et al.*, 2000). 형태복잡도는 Fragstats 3.3 프로그램에서 반영되는 여러 지수들 중 FRAC 지수(식 1)를 사용하였다. FRAC\_MIN(Mean)은 반경 1 km 버퍼에서 선형조각이 여러 개 일 때, 조각들의 프랙탈 값의 합을 조각의 개수로 나눈 평균값이다(Lee and Hwang, 2007).

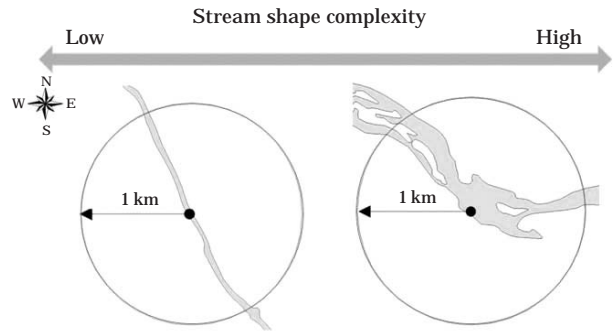
$$FRAC = \frac{2 \times \ln(0.26 \times L)}{\ln A} \quad (\text{식 1})$$

FRAC: Shape complexity value, L: 하천 둘레길이, A: 반경 1 km 버퍼 안에 포함되는 면적

FRAC\_MIN, 즉 형태복잡도의 범위는 1과 2사이의 값을 가지는데(McGarigal and Marks, 1995), 하천 수로망에 대한 프랙탈 차원은 2에 가까운 값이고, 특히 본류에



**Fig. 1.** Map of sampling sites in Seom River.



**Fig. 2.** Comparison of stream shape complexity (Center for Aquatic Ecological Restoration, 2011).

대해서는 1에 가깝다(Lee *et al.*, 2000). 프랙탈을 포함한 형태복잡도는 하천길이 해석, 농촌경관에 대한 선호도 분석(Suh *et al.*, 2002), 생태학적, 육수학적 해석(Lee *et al.*, 2000) 등 다양하게 응용되어 왔다.

**4. 환경요인 분석**

수온, 용존산소(Dissolved oxygen; DO), pH, 전기전도도(Electric conductivity; EC), 탁도(Turbidity)는 YSI 6920 (Yellow Springs Instruments, Ohio, USA), 유속은 Swof-fer-2201 (Swoffer Instruments, USA), 하폭과 수심은 자를 이용하여 현장에서 직접 측정하였다. 서식처 평가를 위한 구간 규모의 수변환경은 토지이용/피복도(도시, 농지, 숲, 측사) 백분율로 기록하였다(US EPA, 2002). 영양염 분석은 Standard Methods (APHA, 1995)에 준하였으며, 질산성 질소(Nitrate nitrogen; NO<sub>3</sub>-N)는 Cadmium reduc-

tion 법으로 측정하였고, 총질소(Total nitrogen; TN)는 알칼리성 과망산칼륨의 존재하에 120°C에서 유기물과 함께 분해하여 질산이온으로 산화시킨 다음 자외선 흡광광도계 (Optizen 2020UV, MECASYS, Korea)를 이용하여 측정하였다. 인산염인(phosphate; PO<sub>4</sub>-P)은 Ascorbic acid method로 측정하였고, 총인(Total phosphorus; TP)은 persulfate (K<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>8</sub>)으로 분해한 후, Ascorbic acid 법으로 측정하였다. 생물화학적 산소요구량(Biochemical oxygen demand; BOD)은 Winkler-azide법에 의거하여 20°C 압조건의 항온배양기에서 5일 동안 배양한 후, 배양 전과 후 O<sub>2</sub> 농도의 차이로 계산하였다(APHA, 1995).

### 5. 부착규조류 군집 분석

부착규조류 채집을 위해 수심 20~30 cm 깊이의 여울에서 지름 10~20 cm 크기의 자연석(기질)을 채집하였다. 기질 상표면의 75 cm<sup>2</sup>의 면적을 칫솔로 긁어내어 증류수에 희석하여 채집하였다. 시료는 엽록소-a(Chl-a) 및 회분을 제거한 유기물 건중량(Ash-free dry-matter, AFDM)을 분석하는데 사용하였으며, 일부는 formalin 용액으로 고정하여 종 동정 및 밀도 분석에 이용하였다.

부착규조류의 AFDM 분석을 위해 먼저 증류수로 세척한 후 유리섬유 여과지(Whatman GF/F)를 100°C의 Dry oven에서 24시간 건조 후 실온으로 냉각한 후에 무게를 측정하였다. 건조한 유리섬유 여과지에 시료 일정량을 여과한 후, 100°C의 Dry oven에 2시간 건조한 후 실온으로 냉각한 후 무게를 측정하고, 500°C의 Furnace에서 1시간 동안 태웠다. 이 때 500°C에서 연소 후 실온으로 냉각한 다음 측정된 무게, 100°C에서 건조 후 실온으로 냉각한 후 측정된 무게와 초기 유리섬유 여과지 자체의 무게의 차이로 부착규조류의 AFDM을 계산하였다(APHA, 1995). 부착규조류의 Chl-a 분석을 위해 시료를 Whatman GF/F로 여과하여 마쇄하였다. 마쇄한 여과지를 원심분리 튜브에 넣고 일정량의 Acetone (90%)을 더한 후 24시간 동안 암상태에서 냉장보관(4°C)하였다. 추출된 Chl-a 상등액을 얻기 위해, 1,647 rpm에서 20분간 원심분리한 후, 일정량을 이용하여 흡광광도계(spectrophotometer)의 630 nm, 645 nm, 663 nm, 750 nm 파장에서 측정하여 Chl-a를 계산하였다(APHA, 1995). 부착규조류의 종조성을 파악하기 위해 채집된 시료는 산(HNO<sub>3</sub>, K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub>) 처리 후 Mount media로 영구 표본을 제작하였고(MOE/NIER, 2010), 광학현미경(Axiostar plus, Zeiss, Germany)을 이용하여 1,000배 하에서 검경, 동정하였다(Patrick and Reimer, 1966; Krammer and Lange-Bertalot, 1986, 1988,

1991a, b; Watanabe, 2006). 부착규조류 밀도는 각 시료에서 최소 200 피각 이상을 계수하여 밀도를 계산하였다.

### 6. 생물학적 수질평가

부착규조류 영양염 지수(Trophic Diatom Index, TDI)의 계산은 Kelly and Whitton (1995)의 방법에 따라 부착규조류 종별 민감도(s)와 지표값(v)을 고려하여 산출하였다. 단, Kelly and Whitton (1995)이 제시한 민감도와 지표값은 국내 실정에 맞게 수정한 값을 이용하였다(MOE/NIER, 2010). 부착규조류 유기오탁 지수(Diatom Assemblage Index to organic Water Polluton, DAIPo)의 계산은 Watanabe and Asai (1990)가 제시한 방법을 따랐으며, 각 부착규조류의 유기오염에 대한 내성도를 기준으로 호오탁성종(SPT: saprophilous taxa), 광적응성종(IDT: Indifferent taxa), 호청수성종(SXT: saproxenous taxa)의 3군으로 분류하였으며, 이들의 상대빈도를 근거로 지수를 계산하였다.

### 7. 통계 분석

하천의 형태복잡도와 환경요인 및 부착규조류와의 관계분석을 위하여 Pearson's 상관분석 기법을 사용하였다. 하천의 형태복잡도별 환경요인과 부착규조류 군집구조를 비교하기 위하여 분산분석(ANOVA) 및 Tukey's HSD test를 실시하였고, 유의수준은  $p < 0.05$ 로 하였다. 모든 통계분석은 SPSS package (SPSS Inc., v. 12.0, 2004)를 이용하였다.

## 결 과

### 1. 섬강 수계 하천의 형태복잡도, 지리적 특성 및 토지이용도

Fragstats 3.3을 이용하여 도출된 섬강 수계의 형태복잡도는 최소값 1.050, 최대값 1.374, 평균 1.213, 표준편차 0.080 (n=21)의 기술통계량을 나타냈다(Table 1). 이러한 값은 선행연구(Ceter for Aquatic Ecosystem Restoration, 2011)에서 제시된 우리나라 전국 하천의 형태복잡도와 유사한 범위를 보였다. 우리나라 전국 하천의 형태복잡도는 최소값 1.006, 최대값 1.436, 평균 1.219, 표준편차 0.080 (n=523)의 기술통계량을 나타냈고(Ceter for Aquatic Ecosystem Restoration, 2011), 이를 기초로 본 연구에서 하천의 형태복잡도 유형을 낮은 형태복잡도(Low Shape

**Table 1.** Physiography, land use and stream shape complexity of the study sites in the streams of Seom River from May 2009 to September 2010.

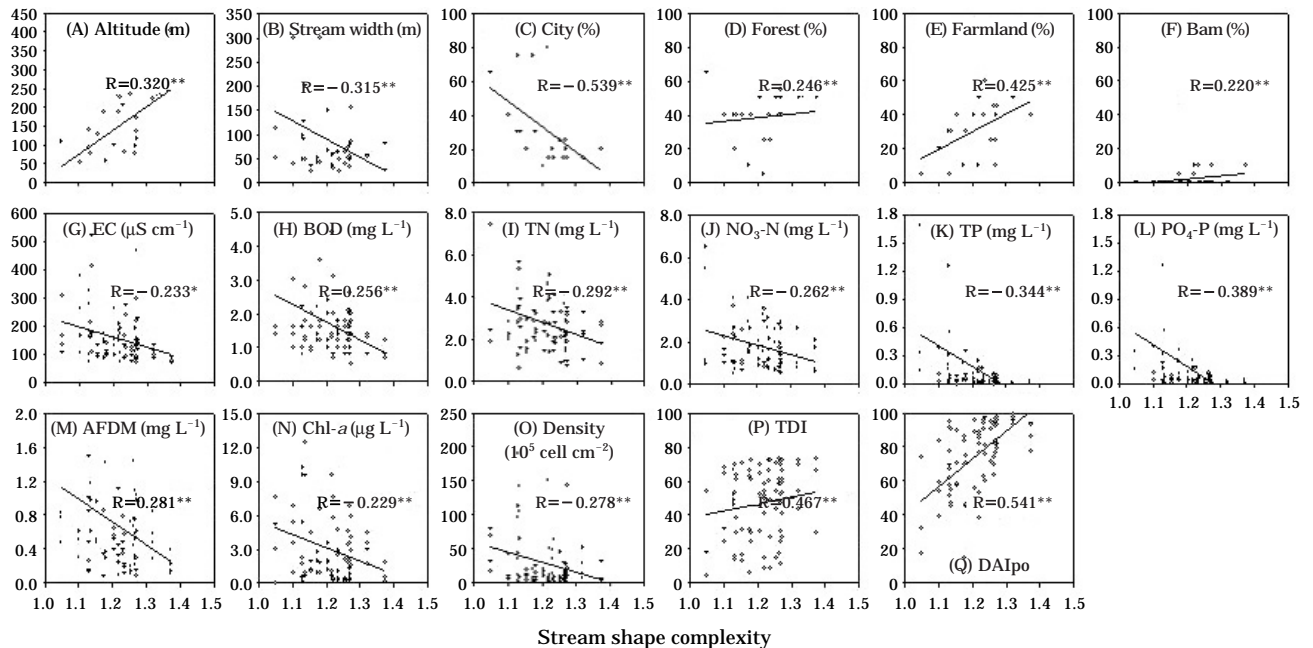
Study sites	Altitude (m)	Stream width (m)	Land cover/ use (%)				SC values*	Designation
			City	Forest	Farmland	Barn		
S1	403	25	20	30	40	10	1.374	HSC
S2	205	62	20	30	40	10	1.233	MSC
S3	223	55	15	35	50	0	1.321	HSC
S4	172	55	25	55	20	0	1.270	HSC
S5	233	40	25	50	25	0	1.255	MSC
S6	135	80	20	30	40	10	1.272	HSC
S7	115	156	15	40	45	0	1.273	HSC
S8	96	33	25	50	25	0	1.269	HSC
S9	98	150	10	50	40	0	1.206	MSC
S10	187	36	75	10	10	5	1.219	MSC
S11	139	127	75	20	5	0	1.132	LSC
S12	109	112	80	10	10	0	1.050	LSC
S13	226	30	15	25	50	10	1.222	LSC
S14	91	98	30	40	30	0	1.231	MSC
S15	77	200	30	40	30	0	1.137	LSC
S16	186	43	75	10	10	5	1.175	LSC
S17	127	35	20	40	40	0	1.155	LSC
S18	53	300	40	40	20	0	1.103	LSC
S19	77	72	15	40	45	0	1.265	HSC
S20	81	24	15	25	60	0	1.237	MSC
S21	57	300	30	40	30	0	1.181	MSC

\*SC values; stream shape complexity values, FRAG\_MIN (McGarigal and Marks, 1995)

LSC: low stream shape complexity (1.006 ~ 1.176)

MSC: middle stream shape complexity (1.176 ~ 1.263)

HSC: high stream shape complexity (1.263 ~ 1.436)



**Fig. 3.** Correlation plots between environmental variables and stream shape complexity in the streams of Seom River (n=84, \*\*p<0.01).

**Table 2.** Summary statistics of study variables with shape complexity gradient and result of Tukey's HSD test in the study streams of Seom River from May 2009 to September 2010. Small characters (a, b and c) indicate a significant difference.

	Type of stream shape complexity			F	P
	LSC	MSC	HSC		
Altitude (m)	111.76 ± 7.85 <sup>a</sup>	155.34 ± 13.22 <sup>ab</sup>	174.43 ± 20.02 <sup>b</sup>	4.885	0.005
Width (m)	130.85 ± 16.54 <sup>a</sup>	91.73 ± 18.12 <sup>ab</sup>	67.93 ± 41.04 <sup>b</sup>	4.572	0.013
Depth (cm)	28.07 ± 2.65	27.69 ± 2.27	33.06 ± 3.04	1.285	0.282
Flow (cm · sec <sup>-1</sup> )	47.23 ± 3.44	40.41 ± 2.76	40.02 ± 3.38	1.649	0.199
Land cover/ use (%)					
City	47.92 ± 4.17 <sup>a</sup>	27.97 ± 4.32 <sup>b</sup>	19.32 ± 0.83 <sup>b</sup>	17.906	< 0.001
Forest	36.41 ± 3.10	33.62 ± 2.91	41.42 ± 1.54	2.325	0.104
Farmland	20.00 ± 2.47 <sup>a</sup>	36.43 ± 2.94 <sup>b</sup>	36.40 ± 2.50 <sup>b</sup>	12.844	< 0.001
Barn	0.71 ± 0.34 <sup>a</sup>	3.57 ± 0.85 <sup>b</sup>	2.86 ± 0.87 <sup>ab</sup>	4.179	0.019
Temperature (°C)	20.70 ± 0.73	20.60 ± 0.71	20.14 ± 0.74	0.172	0.842
pH	7.81 ± 0.12	7.82 ± 0.17	7.74 ± 0.15	1.147	0.323
Conductivity (µS cm <sup>-1</sup> )	189.31 ± 21.02 <sup>a</sup>	142.45 ± 10.36 <sup>b</sup>	139.12 ± 15.82 <sup>b</sup>	2.957	0.048
Turbidity (NTU)	12.90 ± 2.21	11.80 ± 2.85	9.67 ± 2.17	0.515	0.599
DO (mg L <sup>-1</sup> )	11.03 ± 0.42	11.22 ± 0.41	9.95 ± 0.52	3.002	0.055
BOD (mg L <sup>-1</sup> )	2.02 ± 1.43 <sup>a</sup>	1.72 ± 0.20 <sup>b</sup>	1.40 ± 0.11 <sup>b</sup>	2.848	0.064
Total nitrogen (mg L <sup>-1</sup> )	3.25 ± 0.34 <sup>a</sup>	2.74 ± 0.20 <sup>ab</sup>	2.12 ± 0.16 <sup>c</sup>	3.775	0.027
NO <sub>3</sub> -N (mg L <sup>-1</sup> )	2.22 ± 0.31 <sup>a</sup>	1.95 ± 0.29 <sup>ab</sup>	1.42 ± 0.13 <sup>c</sup>	3.000	0.055
Total phosphorus (µg L <sup>-1</sup> )	366.31 ± 0.12 <sup>a</sup>	77.01 ± 0.02 <sup>b</sup>	34.64 ± 0.01 <sup>b</sup>	6.598	0.002
PO <sub>4</sub> -P (µg L <sup>-1</sup> )	238.93 ± 0.07 <sup>a</sup>	50.42 ± 0.01 <sup>b</sup>	16.62 ± 0.00 <sup>b</sup>	8.662	< 0.001
AFDM (mg cm <sup>-2</sup> )	0.91 ± 0.25 <sup>a</sup>	0.65 ± 0.11 <sup>b</sup>	0.54 ± 0.06 <sup>b</sup>	4.561	0.036
Chl- <i>a</i> (µg cm <sup>-2</sup> )	5.11 ± 1.50	2.54 ± 0.59	2.35 ± 0.33	2.810	0.066
Cell density (10 <sup>4</sup> cells cm <sup>-2</sup> )	55.26 ± 16.07 <sup>a</sup>	19.46 ± 5.81 <sup>b</sup>	16.90 ± 5.17 <sup>b</sup>	4.325	0.016
Saproxenous taxa (SXT, %)	15.17 ± 1.45 <sup>a</sup>	42.82 ± 5.22 <sup>b</sup>	50.35 ± 2.79 <sup>b</sup>	2.197	0.042
Indifferent taxa (IDT, %)	79.82 ± 3.28 <sup>a</sup>	54.21 ± 2.11 <sup>b</sup>	48.64 ± 7.63 <sup>b</sup>	7.542	0.039
Sprophilous taxa (SPT, %)	5.01 ± 0.81	2.97 ± 0.64	1.01 ± 0.24	0.240	0.787

Complexity, LSC: 1.006 ~ 1.176), 중간 형태복잡도 (Middle Shape Complexity, MSC: 1.176 ~ 1.263), 높은 형태복잡도 (High Shape Complexity, HSC: 1.263 ~ 1.436)의 3가지 유형으로 설정하였다.

본 연구의 섬강 수계에 해당하는 21개 지점은, 선행 연구에 근거하여 복잡도별로 각각 7지점씩 선정하였다. 형태복잡도가 가장 높게 나타난 지점은 S1이었으며, 고도가 403m로 섬강 수계의 상류에 위치하는 지점이다. 또한 하폭이 25m로 좁고, 하천 주변 토지이용은 농경지, 숲, 도시, 축사 순으로 나타났고, 하천의 하안 형태는 굴곡이 높은 곡선형으로 나타났다 (Table 1). 반면에 형태복잡도가 가장 낮게 나타난 지점은 S12였으며, 섬강 수계의 중·하류부에 위치하는 지점으로 고도 109m, 하폭 112m로 나타났다. 또한 하천 주변에 도시이용도가 80%로 매우 높으며, 하천의 하안 형태는 직선형에 가까운 상태이다 (Table 1).

## 2. 지형적 요인 및 토지이용도와 하천 형태복잡도

하천의 자연지리학적 특성 (고도와 하폭)과 토지이용도 (도시, 농지, 숲 및 축사)는 전반적으로 하천의 형태복

잡도와 유의한 상관관계를 나타내었다 (Fig. 3). 이 중에서도 도시이용도는 하천의 형태복잡도와 가장 높은 상관성을 보였으며, 그 다음으로 농지의 이용도도 높은 상관관계를 나타내었다. 고도와 하폭도 하천의 형태복잡도와 매우 밀접한 관계를 보였다. 고도, 숲, 농지는 하천의 형태복잡도와 양의 상관성을 보여 형태복잡도가 높은 하천일수록 상류적 특성과 함께 그에 관련되는 토지이용도의 분포를 반영하였다. 이에 반해 하폭과 도시이용도는 형태복잡도와 음의 상관관계를 나타내어 하류의 지형적 특성과 함께 이에 따르는 토지이용도 및 오염원의 분포를 반영하였다 (Fig. 3).

이러한 하천이 위치한 지리, 지형적 특성과 함께 관련되는 토지이용 형태는 하천 형태복잡도 유형별 차이를 유도하는 것으로 나타났다 (Table 2). 즉, 하천 형태복잡도별로 평균 고도는 LSC유형의 하천에서 111.8 ± 7.9m, MSC 하천에서 155.3 ± 13.2m, HSC 하천에서 174.4 ± 20.0m로 나타나, 형태복잡도가 높아질수록 고도도 높아지는 경향을 보여주었으며, 그 차이는 매우 유의하게 나타났다 (F = 4.885, p < 0.005) (Table 2). 하폭은 평균적으로 LSC 유형

의 하천에서  $130.9 \pm 16.5$  m, MSC하천에서  $91.7 \pm 18.1$  m, HSC하천은  $67.9 \pm 41.0$  m로 나타났는데, 형태복잡도가 높아질수록 하폭이 좁아지는 패턴을 보였으며 복잡도별로 유의한 차이를 나타냈다 ( $F=4.572$ ,  $p<0.013$ ) (Table 2). 수심과 유속은 형태복잡도별로 뚜렷한 차이를 보이지 않았다 (Table 2).

### 3. 하천수 내 이화학적 요인과 하천 형태복잡도

조사대상 하천에서의 수질환경 항목들 (전기전도도, BOD, 질소, 인)은 하천의 형태복잡도와 유의한 상관관계를 나타내었다 (Fig. 3). 이 중에서 인산염인 ( $PO_4\text{-P}$ )이 가장 높은 상관성을 보였으며 ( $r=-0.389$ ), 그 다음으로 총인 ( $r=-0.344$ ), 총질소 ( $r=-0.292$ ), 질산성 질소 ( $r=-0.262$ ), 전기전도도 ( $r=-0.233$ ) 순으로 유의한 관계를 나타냈다 (Fig. 3). 영양염 중에서는 인의 농도분포가 질소보다 상대적으로 높은 상관성을 보여주었으며, 모든 수질항목은 형태복잡도와 음의 상관관계를 나타냈다.

수온, pH, 탁도, 용존산소량 (DO)는 형태복잡도별로 뚜렷한 차이를 보이지 않았지만, 전기전도도 (EC), 생물학적 산소요구량 (BOD), 영양염 (TN,  $NO_3\text{-N}$ , TP,  $PO_4\text{-P}$ )은 형태복잡도가 낮아질수록 농도가 감소하는 경향을 나타냈다 (Table 2). LSC유형의 하천은 전기전도도와 영양염 농도가 매우 높게 나타났으며, 특히, 영양염 중 총인 (TP), 인산염인 ( $PO_4\text{-P}$ )이 상대적으로 매우 높게 나타났다. 반면에 MSC와 HSC유형의 하천은 비교적 양호한 수질상태를 나타냈다 (Table 2). 수질항목 중에서는 EC, TN, TP,  $PO_4\text{-P}$ 가 복잡도 유형의 변화에 따라 유의한 차이를 보여주었으며, 특히  $PO_4\text{-P}$ 의 차이가 가장 뚜렷하였다 ( $F=8.662$ ,

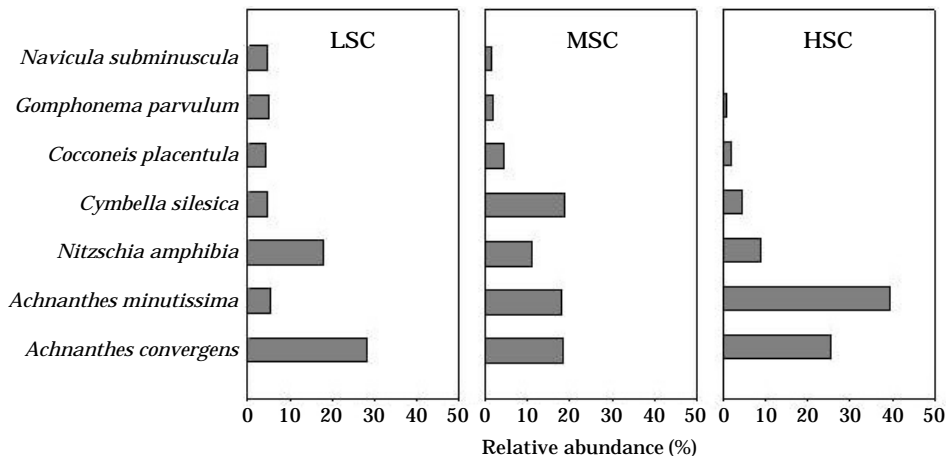
$p<0.001$ ). 다른 수질항목들의 차이는 통계적으로 유의하지는 않았으나 거의 유의 수준에 가까운 값을 보였다 (Table 2). 그 외에 수온, pH, 탁도, 용존산소량은 복잡도별로 뚜렷한 차이를 나타내지 않았다.

### 4. 부착규조류 유기물량과 하천 형태복잡도

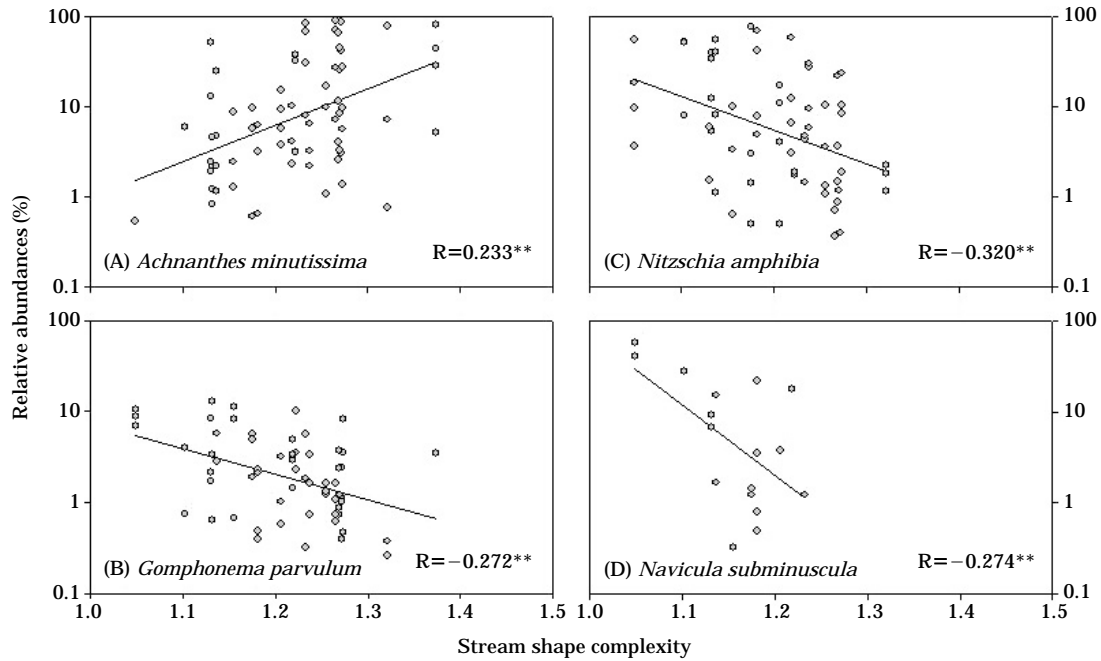
부착조류의 AFDM, Chl-*a*, 현존량 (밀도) 모두 조사대상 하천의 형태복잡도와 유의한 음의 상관성을 나타냈다 (Fig. 3). 형태복잡도별 평균 AFDM은 LSC유형의 하천에서  $0.9 \pm 0.3$   $mg \cdot cm^{-2}$ , MSC하천에서  $0.7 \pm 0.1$   $mg \cdot cm^{-2}$ , HSC하천에서  $0.5 \pm 0.1$   $mg \cdot cm^{-2}$ 로 나타났으며, 복잡도별로 매우 유의한 차이를 나타냈다 (Table 2). Chl-*a*는 평균적으로 LSC유형의 하천에서  $5.1 \pm 1.5$   $\mu g \cdot cm^{-2}$ , MSC하천에서  $2.5 \pm 0.6$   $\mu g \cdot cm^{-2}$ , HSC하천에서  $0.5 \pm 0.1$   $\mu g \cdot cm^{-2}$ 로 낮은 형태복잡도의 하천에서 약 2배 정도 높게 나타났으나 통계적 유의성을 보이지는 않았다. 부착규조류의 평균밀도는 LSC유형의 하천에서  $552,600$   $cells \cdot cm^{-2}$ , MSC하천에서  $194,600$   $cells \cdot cm^{-2}$ , HSC하천에서  $169,000$   $cells \cdot cm^{-2}$ 로 나타났다. 부착규조류의 AFDM, Chl-*a*, 밀도 등 모든 생물학적 항목은 형태복잡도가 낮을수록 높아지는 패턴을 보였으며, 그 차이는 낮은 복잡도를 보이는 하천에서 가장 뚜렷하였고, 중간 및 높은 형태복잡도 유형의 하천간의 차이는 유의하지 않았다 (Table 2).

### 5. 부착규조 군집 분포와 하천 형태복잡도

점강 수계의 전체 21개 조사지점에서 부착규조류는 2목 3아목 8과 26속 126종 15변종 2품종 3아종으로 총 145분류군이 출현하였다. 가장 높은 밀도를 보인 종은



**Fig. 4.** Relative abundance (%) of dominant benthic diatom taxa with stream shape complexity in the streams of Seom River from May 2009 to September 2010.



**Fig. 5.** Correlation plots between relative abundance (%) of major benthic diatoms and stream shape complexity (n=84, \*\* $p < 0.01$ ).

*Achnanthes convergens*로 전체 조사지점의 25.4%에서 우점하였으며, 두 번째로 보편적인 종은 *Achnanthes minutissima*로 전체 조사지점의 15.2%로 나타났다 (Fig. 4).

LSC 유형의 하천에서 출현한 부착규조류는 2목 3아목 8과 22속 88종 7변종 1아종으로 총 96분류군이 관찰되었다. 가장 높게 출현하였던 종은 *Achnanthes convergens*로 28.2%의 상대밀도를 나타냈고, *Nitzschia amphibia*는 18.0%로 출현하였다 (Fig. 4). 그 외에 *Achnanthes minutissima* (5.5%), *Gomphonema parvulum* (5.1%), *Navicula subminuscula* (4.7%) 등을 포함한 5 분류군이 높게 출현하였다. MSC 유형의 하천에서 출현한 부착규조류는 2목 3아목 7과 18속 87종 11변종 1품종 3아종으로 총 102분류군이 관찰되었다. MSC에서 *Cymbella silesica* (18.7%), *Achnanthes convergens* (18.4%), *Achnanthes minutissima* (18.0%), *Nitzschia amphibia* (11.2%) 등 4 분류군이 고르게 우점하였다. HSC 유형의 하천에서 출현한 부착규조류는 2목 3아목 8과 21속 85종 10변종 1품종 1아종으로 총 97분류군으로 나타났다. 가장 높게 출현하였던 종은 *Achnanthes minutissima*로 39.5%의 높은 밀도를 나타냈고, 그 다음으로 *Achnanthes convergens* (25.4%), *Nitzschia amphibia* (9.1%), *Cymbella silesica* (4.5%)의 순으로 나타났다 (Fig. 4). 특히, LSC와 MSC 유형의 하천에서 출현하였던 *Navicula subminuscula*는 HSC 하천에

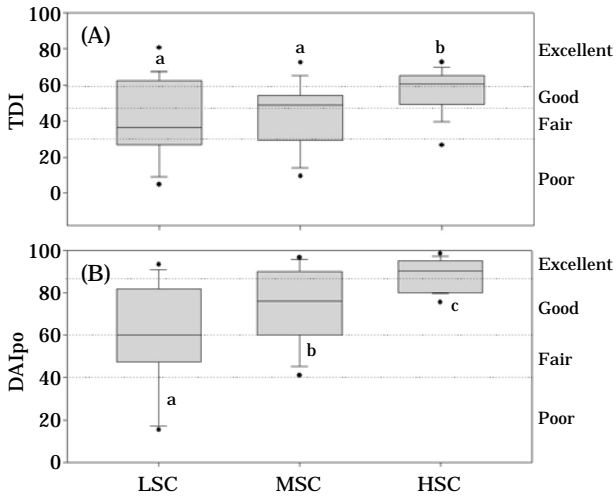
서 출현하지 않았다.

섬강 수계의 일부 우점종들은 하천의 형태복잡도와 유의한 관계를 나타냈다 (Fig. 5). *Achnanthes minutissima*는 형태복잡도가 높을수록 종 출현밀도가 높은 양의 상관성을 나타냈다 ( $r=0.233$ ). 그 외에 *Nitzschia amphibia* ( $r=-0.320$ ), *Gomphonema parvulum* ( $r=-0.272$ ), *Navicula subminuscula* ( $r=-0.274$ )는 형태복잡도가 높을수록 종 출현밀도가 낮아지는 음의 상관성을 나타냈다 ( $p < 0.01$ ). 특히, *Navicula subminuscula*는 수질이 양호하게 나타났던 HSC 유형의 하천에서 출현하지 않았는데, 이 종을 비롯한 *Nitzschia amphibia*, *Gomphonema parvulum*는 수질의 오염도가 높은 LSC 하천에서 높게 출현하였다 (Fig. 5).

### 6. 생물학적 수질평가와 하천 형태복잡도

섬강 수계 하천에서 부착규조류 생물지수 TDI와 DAIPo의 범위는 각각 5.6~91.1과 4.3~99.1로 나타나, 두 지수의 값이 유사하였다 (Fig. 6). 형태복잡도별로 영양염지수 (TDI)는 LSC 유형의 하천에서  $37.1 \pm 4.5$ , MSC 하천에서  $46.6 \pm 3.6$ , HSC 하천에서  $61.3 \pm 2.4$ 로 나타났다. HSC 유형의 하천에서 가장 높은 ( $F=11.532$ ,  $p < 0.001$ ) TDI 값을 보였으나, LSC와 MSC 하천간의 차이는 크지 않았다. 유기오탁 지수 (DAIPo)는 LSC 유형의 하천에서  $61.0 \pm 4.3$ ,





**Fig. 6.** Distribution of the trophic diatom index (TDI) and the diatom assemblage index of organic pollution (DAIpo) with stream shape complexity in the streams of Seom River. Small characters (a, b and c) indicate a significant difference (Tukey's HSD test).

MSC하천에서  $77.3 \pm 3.3$ , HSC하천에서  $88.1 \pm 1.8$ 로 나타났으며, 그 차이는 형태복잡도별로 매우 유의하였다 ( $F=17.033$ ,  $p<0.001$ ) (Fig. 6).

조사하천에서 출현한 부착규조류의 오염지표성은 하천 형태복잡도에 따라 다른 결과를 나타냈다. LSC유형의 하천에서 호오탁성종 (Sprophilous taxa, SPT)은 5.0%, 광적응성종 (Indifferent taxa, IDT)은 79.8%, 호청수성종 (Saproxenous taxa, SXT)은 15.2%의 구성비를 나타냈다 (Table 2). MSC유형의 하천에서 호오탁성종 3.0%, 광적응성종 54.2%, 호청수성종 42.8%의 구성비를 나타냈다 (Table 2). HSC유형의 하천에서 호오탁성종 1.0%, 광적응성종 48.6%, 호청수성종 50.4%의 구성비를 나타냈다. 호청수성종의 빈도가 가장 높게 나타났고, 호오탁성종은 보다 LSC유형의 하천에 비해 적게 출현하였다.

섬강 수계의 부착규조류 생물지수들은 하천의 형태복잡도와 유의한 상관관계를 나타냈다 (Fig. 3). 두 지수 모두 형태복잡도와 양의 상관성을 나타냈으며, 영양염 지수 (TDI) 보다 유기오탁 지수 (DAIpo)에서 상관관계가 더욱 높고 뚜렷하였다. 부착규조류 지수 (TDI, DAIpo)에 의한 생물학적 수질을 평가할 때, 형태복잡도가 높아질수록 수질이 양호하게 나타났다.

## 고 찰

본 연구의 결과는 일차적으로 자연 지형에 의해 형성

된 하천의 형태복잡도가 하천 주변의 토지이용/피복도 패턴과 밀접한 관계가 있으며, 또한 토지이용에 따른 하천 형태 및 경관의 변화는 하천의 환경상태와 생물 군집의 분포에 영향을 미칠 수 있음을 보여주었다. 이러한 결과는 하천이 아닌 정수역 (호소)에서도 유사한 결과를 나타내어 (Lee and Hwang, 2007), Stevensen (1997)이 지적한 바와 같이 육상생태계와 수생태계가 인접하는 지역 (가장자리, 전이생태계)의 구조적 특성, 즉 복잡성 혹은 단순성이 수계내의 수질과 수리 및 생물학적 특성을 결정짓는 scale 인자로 작용할 수 있음을 보여주었다. 실제로 본 연구의 결과는 조사한 다양한 요소들간의 직접적인 인과관계를 증명할 것은 아니므로 결과의 일반성과 적용성에 제한이 있음은 부정하기 어렵다. 그러나 하천의 형태복잡도에 따른 여러 관련 인자들의 일정한 경향과 통계적 유의성은 직접적인 인과성에 대한 최소한의 경험적 결과로 가치를 인정할 수 있으며, 연구 결과를 통해 과학적 객관성과 예측성을 제공할 수 있을 것으로 사료된다.

섬강 수계 조사대상 하천의 형태복잡도는 하폭, 고도, 토지이용도의 모든 항목 (도시, 농경지, 숲, 축사)과 유의한 상관성을 나타냈다. 형태복잡도가 높은 하천 지점의 주변은 대부분 숲이나 농경지로 이용되고 있으며, 형태복잡도가 낮은 하천에서는 도시 이용도가 매우 높은 결과를 나타냈다. 도시 이용도가 높게 나타난 즉, 낮은 형태복잡도 (LSC)유형의 하천에서는 전기전도도와 모든 수질항목이 매우 높은 값을 나타냈으며, 특히 인 (TP,  $PO_4\text{-P}$ )이 질소에 비해 상대적으로 높은 농도를 보였다. 반면, 중간 혹은 높은 형태복잡도를 가진 조사지점들은 비교적 양호한 수질 상태를 나타냈다.

직접적인 인과성을 증명하기는 어렵지만 본 연구의 결과는 하천의 형태복잡도가 수중에 서식하는 부착규조류의 군집조성과 현존량에도 영향을 미칠 수 있음을 보여주었다. 즉, 형태복잡도가 낮을수록 부착규조류의 현존량이 증가하였고 주요한 종의 구성도 호오탁성종들이 우세하게 나타났다. 이는 보다 직접적으로는 이화학적 환경요인의 영향을 받은 것으로 판단된다. 원주천, 매지천 등 도시하천이 포함된 낮은 형태복잡도 (LSC) 지점들은 원주시의 주거지역과 원주공단에서 발생하는 다량의 생활 및 공업폐수가 유입되어 수질에 악영향을 미친 것으로 보인다 (Kim, 2003; Kim *et al.*, 2007). 이러한 결과는 AFDM과 Chl-*a* 농도가 수질, 특히 영양염의 변화가 같은 경향을 보인 결과로 증명된다 (Table 2).

한편으로 토지이용/피복도와 수질 항목간의 상관성은 매우 유의한 관계를 갖는 것으로 분석되었다. 토지이용도 중 도시 이용도는 모든 수질 항목에서 높은 상관성을 보

였으며, 도시화 증가에 따라 수질을 악화시키는 것으로 나타났다. 반면에 숲, 농경지, 축사 이용도는 수질 항목들 간의 음의 관계를 나타냈는데, 선행 연구에서 보고되었던 토지이용-수질과의 관계에 대한 분석과도 일치하는 결과를 나타냈다(Tong and Chen, 2002; Jung *et al.*, 2006). 그렇지만 농경지, 축사 이용은 수질 항목들과 양의 상관관계를 갖는 선행 연구에 반하여(Lee and Hwang, 2007), 본 연구 결과에서는 모든 수질 항목에서 농경지 이용과 음의 관계를 나타냈다. 그 이유는 농경지가 수질에 좋은 영향을 준다고 평가하기보다, 토지이용도가 대부분 농경지, 축사로 이용되고 있는 지점이 섬강 수계의 상류 구간에 해당되어 수질이 비교적 양호한 상태로 나타난 것으로 판단된다. 토지이용을 통해 유출되는 물질은 수리·수문학적으로 흐름에 따라 하천에 인접한 하안을 통과한 후 하천에 유입된다. 하안은 수변에 서식하는 식생, 하상 등에 따라 수질 개선 및 토사 유출을 저감하는 것 뿐만 아니라 다양한 생물군의 서식처를 제공하는 기능으로 인하여, 복잡도가 높아질수록 영양염의 농도가 낮아지는 것으로 사료된다(Cadenasso and Pickett, 2000; Lee and Hwang, 2007).

하천주변의 토지이용은 수문학, 수질 및 하천의 형태를 변화시키며, 수서 생물상의 구조와 기능에 대해 영향을 미친다(Dunne and Leopold, 1978; Stepenuck *et al.*, 2002; Roy *et al.*, 2003). 선행 연구결과들에 의하면, 저서성 대형 무척추동물과 어류는 물리적 서식처의 변화에 대해 뚜렷하게 변화를 보이는(Isaac and Schlosser, 1982; Sponseller *et al.*, 2001) 반면 규조류는 수질과 더욱 높은 상관성을 나타낸다(Walsh *et al.*, 2001). 본 연구의 결과에서 하천의 형태복잡도가 높을수록 부착규조류의 밀도가 낮아지는 패턴을 보였는데(Fig. 3), 이는 지리, 수리 혹은 물리적 요소보다는 이화학적 환경요인의 영향을 더욱 크게 받았을 것으로 판단된다. 부착규조류의 성장 촉진 혹은 억제에 유속과 빛과 같은 수리 혹은 물리적 요소의 영향도 있었을 것으로 추정되나(Horner and Welch, 1981; Stevenson *et al.*, 1991; Liboriussen *et al.*, 2005), 섬강 수계의 조사대상 하천에서 형태복잡도별로 유속은 비슷한 수준으로 나타났다(Table 2). 따라서 형태복잡도가 낮은 하천에서 밀도가 높게 나타난 것은 수중의 높은 영양염(특히 인) 농도가 주된 원인으로 사료된다(Haper and Stewart, 1987; Van Nieuwenhuysse and Jones, 1996).

본 연구의 결과는 형태복잡도에 따라 부착조류의 종의 분포에 차이가 있었으며 일부종들은 오염지표성을 반영하였다(Table 2, Fig. 6). 즉, 형태복잡도가 낮은 하천 지점들에서는 호오탁성종 출현 비율이 높게 나타난 반면, 형태복잡도가 높은 지점들에서는 호청수성종의 수 및 상대

밀도가 높게 나타났다(Table 2). 또한 부착규조류를 이용한 생물지수 TDI, DAIPo를 복잡도별로 비교해 볼 때, HSC 및 MSC유형의 하천보다 LSC하천에서 수질이 더 악화된 결과를 나타냈다. 이러한 결과 역시 형태복잡도에 따른 수질변화에 직접적인 원인이 있을 것으로 판단되었다. 부착규조류는 다양한 환경 스트레스에 대한 적응력을 가지고 있어(Stevenson, 1997), 수질의 변화와 영양염의 증가에 기인하여 종 조성이 변화된다는 결과가 보고된 바 있다(Kim, 2007). 본 연구 결과는 전반적으로 영양염 지수(TDI)가 유기오탁 지수(DAIPo)보다 수질을 더 불량하게 평가하였다. 이는 영양염 지수의 민감도와 지표값이 하천에서 출현하는 종들의 상대적인 풍부도와 오염민감도를 통계적으로 규정한 수치이기 때문이다(Lenoir and Coste, 1996). 일부 군집의 변화에 따라 크게 영향을 받지 않았지만 유기오탁 지수의 경우 분류군의 변화, 특히 지표종 군집의 변화는 지수 값에 영향을 크게 주므로, 오염 하천과 오염원의 유입에 대해 영양염 지수보다 민감하게 작용한 것으로 판단된다.

결론적으로, 섬강수계 하천의 형태복잡도와 부착규조류 군집 분포와의 관계는 직접적인 인과성에 기인하기보다는 형태복잡도와 직접 관련이 있는 자연지형 및 토지이용도(즉, 오염원 분포)가 하천의 수질에 영향을 미침으로써 나타나는 현상으로 유추된다. 즉, 형태복잡도 구배에 따른 부착규조류 군집 특성은 제한적으로 해석되지만, 복잡도별 토지이용의 특성에 따라 수질의 영향을 주는 것으로 이해되며, 아울러 하천관리에 있어서 토지이용 및 하천의 형태복잡도와 연계한 방안을 모색해야 할 것으로 판단된다.

## 적 요

본 연구는 섬강 수계 하천에서 하천의 형태복잡도와 부착규조류 군집 분포와의 관계를 자연지리, 토지이용도, 수리, 수질요인들과의 관계를 통해 분석하였다. 하천의 형태복잡도는 하천의 입지(고도)와 하폭 그리고 주변의 토지이용도와 밀접한 관계를 나타냈으며, 동시에 하천의 수질과도 유의한 관계를 보여주었다. 즉, 형태복잡도가 높은 하천은 숲과 농경지의 이용도가 높았으며, 반면 형태복잡도가 낮은 하천에서는 도시 이용도가 높게 나타났다. 한편, 형태복잡도가 높을수록 하천의 영양염의 농도가 낮은 결과를 나타냈다. 섬강 수계에서 출현한 부착규조류는 총 145 분류군(2목 3아목 8과 26속 125종 15변종 2품종 3아종)이 출현하였다. 하천의 형태복잡도 차이에 관계없

이 부착규조류 군집의 종조성과 우점종의 차이는 크지 않았으나 밀도와 지표종의 차이는 뚜렷하게 나타났다. 부착규조류 지표종은 낮은 형태복잡도를 가진 지점들에서 호오탁성종의 상대밀도가 높았던 반면, 복잡도가 높은 지점들에서는 호청수성종의 종수와 상대밀도가 더욱 높았다. 부착규조류 생물지수(TDI, DAIPo)를 이용해 생물학적 수질을 평가한 결과 형태복잡도가 낮은 지점들에서의 수질이 상대적으로 불량하게 나타났다. 특히, BOD, TP, PO<sub>4</sub>-P 농도는 DAIPo와 높은 상관관계를 나타냈다. 결론적으로, 섬강 수계 하천의 형태복잡도는 부착조류 군집의 분포와 밀접한 관계를 보여주었으며, 보다 직접적으로 이들의 관계는 형태복잡도의 차이를 결정짓는 주변 토지이용의 형태가 하천수질에 영향을 미쳐 나타난 것으로 이해되었다.

## 사 사

본 연구는 환경부 수생태복원사업단의 “자연하안 유도공법 개발(과제번호 EW13-07-10)”의 연구비 지원에 의해 수행되었다. 특히 자료분석과 원고작성에 도움을 주신 김백호 박사님께 감사드립니다.

## 인 용 문 헌

- APHA. 1995. Standard methods for the examination of water and wastewater, 18th Ed. American Public Health Association.
- Bak, P. and K. Sneppen. 1993. Punctuated equilibrium and criticality in a simple model of evolution. *Physics Review Letter* **71**: 4083-4086.
- Cadenasso, M.L. and S.T.A. Pickett. 2000. Linking forest edge structure to edge function: mediation of herbivore damage. *Journal of Ecology* **88**: 31-44.
- Center for Aquatic Ecosystem Restoration. 2011. Development of Technology for Creation of Natural Waterfront and Replacement of Artificial Waterfront. Final Report.
- Darby, S. and D. Sear (ed.) 2008. River restoration: Managing the uncertainty in restoring physical habitat. John Wiley & Sons, Ltd. The Atrium, Southern Gate, Chichester, 315 pp.
- Dunne, T. and L.B. Leopold. 1978. Water in environmental planning. W. H. Freeman and Company. Eagleson, P.S. 1970. Dynamic Hydrology, McGraw-Hill.
- Fjerdingstad, E. 1964. Pollution of streams estimated by benthic phytomicro organism. 1. A saprobic system based on communities of organism and ecological factors. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie* **49**: 63-131.
- Fore, L.S. and C. Grafe. 2002. Using diatoms to assess the biological condition of large rivers in Idaho (USA). *Freshwater Biology* **47**: 2015-2037.
- Forman, R.T. 1995. Land Mosaics: the Ecology of Landscape and Regions. New York: Cambridge University Press.
- Gomez, N. and M. Licurisi. 2001. The pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. *Aquatic Ecology* **35**: 173-181.
- Haper, D.M. and W.D.P. Stewart. 1987. The effects of land use upon water chemistry, particularly nutrient enrichment, in shallow lowland lakes; comparative studies of three lochs in Scotland. *Hydrobiologia* **148**: 211-299.
- Horner, R.R. and E.B. Welch. 1981. Stream periphyton development in relation to current velocity and nutrients. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **38**: 449-457.
- Hwang, S.J., N.Y. Kim, D.H. Won, K.K. An, J.K. Lee and C.S. Kim. 2006. Biological assessment of water quality by using epilithic diatoms in major river systems (Geum, Youngsan, Seomjin River), Korea. *Journal of Korean Society on Water Quality* **22**(5): 784-795.
- Hwang, S.J., N.Y. Kim, S.A. Yoon, B.H. Kim, M.H. Park, K.A. You, H.Y. Lee, H.S. Kim, Y.J. Kim, J.H. Lee, O.M. Lee, J.K. Shin, E.J. Lee, S.L. Jeon and H.S. Joo. 2011. Distribution of benthic diatoms in Korean rivers and streams in relation to environmental variables. *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*. **47**: S15-S33.
- Jung, K.W., C.G. Yoon, J.H. Jang and H.C. Kim. 2006. Analysis of land use and pollutant source effect on water quality characteristics of the watershed. *Korean Journal of Limnology* **39**(1): 41-51.
- Kelly, M.G. and B.A. Whitton. 1995. The trophic diatom index: a new index for monitoring eutrophication in river. *Journal of Applied Phycology* **7**: 433-444.
- Kim, K.D. 2003. Determination of endocrine disrupting chemicals in Sum River and Wonju Stream area. *Journal of the Korean Society for Environmental Analysis* **6**: 1-5.
- Kim, K.D., J.B. Seo and Y.C. Seo. 2007. Water quality analysis of Sumgang, Wonjucheon, Maejucheon and their major influents. *Journal of the Korean Society for Environmental Analysis* **10**(4): 191-196.
- Kim, Y.J. 2007. Changes of epilithic diatom communities according to urbanization influence in the Pocheon and Youngpyeong Streams. *Korean Journal of Limnology*

- 40(3): 468-480.
- Krammer, K. and H. Lange-Bertalot. 1986. Bacillariophyceae 1. Teil: Naviculaceae. *In: Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 2/1.* (Ettl, H., J. Gerloff, H. Heying and D. Mollenhauer, eds.). Gustav Fischer Verlag. Stuttgart. 876pp.
- Krammer, K. and H. Lange-Bertalot. 1988. Bacillariophyceae 2. Teil: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. *In: Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 2/2.* (Ettl, H., J. Gerloff, H. Heying and D. Mollenhauer, eds.). Gustav Fischer Verlag. Stuttgart. 596pp.
- Krammer, K. and H. Lange-Bertalot. 1991a. Bacillariophyceae 3. Teil: Cenrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. *In: Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 2/3.* (Ettl, H., J. Gerloff, H. Heying and D. Mollenhauer, eds). Gustav Fischer Verlag. Stuttgart. 576pp.
- Krammer, K. and H. Lange-Bertalot. 1991b. Bacillariophyceae 4. Teil: Achnantheaceae Kritische Eraganzungen zu Navicula (Lineolatae) und Gomphonema. *In: Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 2/4.* (Ettl, H., J. Gerloff, H. Heying and D. Mollenhauer, eds). Gustav Fischer Verlag. Stuttgart. 437pp.
- Lamberti, G.A. 1993. Grazing experiments in artificial streams. *Journal of the North American Benthological Society* **12**: 337-343.
- Lange-Bertalot, H. 1979. Pollution tolerance of diatoms as a criterion for water quality estimation. *Nova Hedwigia* **64**: 258-304.
- Lee, S.W., H.J. Chang and S.K. Kang. 2000. Fractal approaches to ecological and limnological phenomena. *Korean Journal of Limnology* **33**(2): 69-79.
- Lee, S.W. and S.J. Hwang. 2007. Investigation on the relationship between land use and water quality with spatial dimension, reservoir type and sahpe complexity. *Journal of Korean Institute of Landscape Architecture* **34**(6): 1-9.
- Leland, H.V. and S.D. Porter. 2000. Distribution of benthic algae in the upper Illinois River basin in relation to geology and land use. *Freshwater Biology* **44**: 279-301.
- Lenoir, A. and M. Coste. 1996. Development of a Practical Diatom Index of Overall water Quality Applicable to the French National Water Board network. Use of Algae for Monitoring Rivers (Whitton, B.A. and E. Rott, eds.). Proceedings of an International Symposium. Inbruck, Austria, p. 29-45.
- Liboriuseen, L., E. Jeppesen, M.E. Bramm and M.F. Lassen. 2005. Periphyton-macroinvertebrate interactions in light and fish manipulated enclosures in a clear and a turbid shallow lake. *Journal of Aquatic Ecology* **39**: 23-39.
- McGarigal, K. and B.J. Marks. 1995. FRAGSTATS; Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure. General Technical Report PNW-GTR-351. Portland. OR: USDA Forest. Service, Pacific Northwest Research Station.
- McHarg, I. 1969. Design with nature. Garden City, New York. Doubleday/Natural Press.
- MOE/NIER. 2007. Final report of survey and evaluation of aquatic ecosystem health in Korea. The ministry of Environment/National Institute on Environmental Research, Korea.
- MOE/NIER. 2010. Final report of survey and evaluation of aquatic ecosystem health in Korea. The ministry of Environment/National Institute on Environmental Research, Korea.
- Naiman, R.J., H. Decamps and M.E. McClain. 2005. Riparia: Ecology, conservation, and management if streamside communities. Elsevier, Amsterdam. 430 pp.
- Newall, P. and C.J. Walsh. 2005. Response of epilithic diatom assemblages to urbanization influences. *Hydrobiologia* **532**: 53-67.
- Patrick, R. and C.W. Reimer. 1966. The diatoms of the United States, exclusive of Alaska and Hawaii. Volume 1: Fragilariaceae, Eunotiaceae, Achnantheaceae, Naviculaceae. Academy of natural sciences of Philadelphia, Philadelphia.
- Reynolds, C.S. 2006. The ecology of Phytoplankton. Cambridge University press. UK.
- Rodriguez-Iturbe, I., M. Marani, R. Rigion and A. Rinaldo. 1994. Self-organized river basin landscapes: fractal and multifractal characteristics. *Water Resources Research* **30**: 3531-3539.
- Roy, A.H., A.D. Rosemond, M.J. Paul, D.S. Leigh and J.B. Wallace. 2003. Stream macroinvertebrate response to catchment urbanization (Geogia, USA). *Freshwater Biology* **48**: 329-346.
- Schlosser, I.J. 1982. Fish community structure and functon along two habitat gradients in a headwater stream. *Ecological Monographs* **52**: 395-414.
- Sponseller, R.A., E.F. Benfield and H.M. Valett. 2001. Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. *Freshwater Biology* **46**: 1409-1424.
- Stevenson, R.J. 1997. Scale-dependent causal framework and the consequences of benthic algal heterogeneity. *Journal of the North American Benthological Society* **16**: 248-262.
- Stevenson, R.J., C.G. Peterson and D.B. Kirschtel. 1991. Density-dependent growth, ecological strategies, and effects of nutrients and shading on benthic diatom suc-

- cession in streams. *Journal of the Phycology* **27**: 59-69.
- Stepenuck, K.F., R.L. Crunkilton and L. Wang. 2002. Impacts of urban land use on macroinvertebrate communities in southeastern Wisconsin streams. *Water Research* **38**: 1041-1051.
- Suh, J.H., Y.B. Cho and J.G. Lee. 2002. A study on the analysis of landscape preference in the rural-landscape by index of shape -the case of rural culture village. *Journal of the Korean Forest Society* **6**(2): 7-104.
- Taboton, D.G., R.L. Bras and I. Rodriguez-Iturbe. 1988. The fractal nature of river networks. *Water Research* **24**: 1317-1322.
- Tong, S.T.Y. and W. Chen. 2002. Modeling the relationship between land use and surface water quality. *Journal of Environmental Management* **66**(4): 377-393.
- US EPA. 2002. Biological assessments and criteria: crucial components of water quality programs. EPA 822-F-02-006., Washington D.C. USA.
- Van Nieuwenhuysse, E.E. and J.R. Jones. 1966. Phosphorus-chlorophyll relationship in temperate streams and its variation with stream catchment area. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **53**: 99-105.
- Vannote, R.L., G.W. Minshall, K.W. Cummins, J.R. Sedell and C. Cushing. 1980. The river continuum concept. 1. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **37**: 130-137.
- Walsh, C.J., A.K. Sharpe, P.F. Breen and J.A. Sonneman. 2001. Effect of urbanization on streams of the Melbourne region, Victoria, Australia. I. Benthic macroinvertebrate communities. *Freshwater Biology* **46**: 535-551.
- Watanabe, T. 1977. Water pollution of Lanzaki river on Osaka prefecture and the diatom flora of the bottom mud on the river bed. Nara. *Hydrobiologia* **6**: 25-27.
- Watanabe, T. and K. Asai. 1990. Numerical simulation using diatom assemblage of organic pollution in stream and lakes. *The Review of Inquiry and Research* **52**: 99-139.
- Wiens, J.A. 1992. Ecological flows across landscape boundaries: a conceptual overview. In A.J. Hansen and F. di Castri, eds., *Landscape Boundaries: Consequences for Biotic Diversity and Ecological Flows*. New York: Springer Verlag, 217-235.
- Yamamoto, K. 1944. The plankton of Tenti and Santien of Mt. Hakuto. *Japanese Journal of Limnology* **13**: 167-170.
- Yoon, S.A., N.Y. Kim, B.H. Kim and S.J. Hwang. 2010. Effects of an inflowing urban stream (Wonju stream) on epilithic diatom assemblages in the lower Seom River. *Korean Journal of Limnology* **43**(2): 232-241.

(Manuscript received 20 February 2012,  
Revised 11 March 2012,  
Revision accepted 15 March 2012)