

인공수로에서 고농도 탁수가 수질 및 부착 규조류 군집에 미치는 영향

윤성애 · 유경아 · 박지형 · 김백호¹ · 황순진^{1,*}

(국립환경과학원 한강물환경연구소, ¹건국대학교 환경과학과)

Effect of Highly Concentrated Turbid Water on the Water Quality and Periphytic Diatom Community in Artificial Channel. Yoon, Sung-Ae, Kyung-A You, Ji-Hyoung Park, Baik-Ho Kim¹ and Soon-Jin Hwang^{1,*}(Han River Environment Research Laboratory, National Institute of Environmental Research; ¹Department of Environmental Science, Konkuk University)

We examined the effect of the turbid water on the periphytic diatom community in an artificial stream system. The artificial stream was constructed with transparent acryl and composed of four channels. Each channel (20 cm × 200 cm × 40 cm) was supplied continuously with eutrophic lake water. In order to the freely colonize and grow diatoms, artificial substrate was installed with commercial slide glass soaked in 1% agar. Prior to introducing turbid water, the artificial stream was operated with lake water for 6 days to permit the propagation of diatom community on the substrates. The turbid water prepared with sediment sieved with ϕ 64 μ m at 2 g L⁻¹ (final concentration, 300 NTU) was provided daily for 50 minute duration. The experiment was conducted for 7 days with manipulated experimental condition of light (50~80 μ mol m⁻² s⁻¹, light:dark=24:0), temperature (10±1°C), and flow rate (0.31 cm s⁻¹). Sampling and analysis were conducted daily for water quality and diatom. Turbidity of the water varied 162.2~173.2 NTU during the experiment. After introduction of turbid water, DO, pH and TN were decreased, while SS and TP increased significantly. A total of 14 genera and 47 species of diatoms was observed on the artificial substrates during the experimental period. Of these, *Navicula* appeared to be a most dominant genus with 10 species, followed by *Cymbella* (6 species), *Fragilaria* (6 species) and *Gomphonema* (5 species). *Achnanthes minutissima* was the most dominant species (>70% of total frequency) in both control and treatment experiments. Increase in diatom abundance lasted for three days since turbid water introduction, after that they gradually decreased by the termination of the experiment. These results suggest that frequent supply of highly-concentrated turbid water significantly decreases the periphytic diatom community, and retard the recovery of the stable food-web within the stream.

Key words : periphytic diatom, intermittently turbid water, water quality, artificial channel, food chain

서 론

일반적으로 집중호우는 보통 시간당 30 mm, 일일 80 mm

이상, 또는 연강수량의 10% 정도가 하루 동안에 발생하는 경우를 의미한다(오와 문, 2009). 이렇게 발생된 강우는 수체 내 물질의 빠른 이동을 통하여 심각한 수생태계의

* Corresponding author: Tel: (02) 450-3748, Fax: (02) 452-3749, E-mail: sjhwang@konkuk.ac.kr

교란을 일으킨다(Ford, 1990). 최근 한반도 기후변화로 인하여 여름철에 집중되었던 몬순성 강우가 다른 계절에도 빈번하게 발생되고 있다(건설교통부, 2005; 오와 문, 2009). 특히 국토의 약 67%가 7도 이상의 경사도를 가지며, 70% 이상이 수분 침투성이 매우 낮은 화강암 풍화토로 되어 있어 집중호우의 발생시 지표면에서는 토양침식 및 비옥도 감소, 그리고 유출수 발생으로 인한 막대한 수자원의 손실 등이 예상되고 있다(Jung *et al.*, 1997). 또한 강우는 유역으로 고농도의 탁수를 동시에 유입시켜 수체의 투명도를 감소시키고(Allto *et al.*, 2003), 함유된 각종 영양물질을 수체로 이동시킨다(Horne and Goldman, 1994; 박 등, 2005b).

하천생태계에서 탁수의 영향은 강우시기나 정도에 따라 다소 차이를 보이지만 최근 강우빈도가 증가하고 있다는 점을 감안한다면 무엇보다도 기존에 서식하고 있었던 생물들의 종 다양성 및 생물량 변동이 예상된다. 특히 탁수는 단기적으로는 광합성 또는 호흡에 요구되는 빛이나 용존산소를 감소시키며, 장기적으로는 토사와 함께 유입된 입자성 영양물질의 점차적인 용해를 거쳐 수체내 조류성장을 유도하고(Kirk, 1983; Wetzel, 2001), 결국에는 1차 생산자, 즉 조류의 변화를 통한 수체내 먹이연쇄 관계를 갖는 모든 생물군의 변화, 수생태계의 변화를 유도하게 될 것이다. 수생태계에서 자연적 또는 인위적인 생태계교란에 대한 생물의 특이적 반응은 역으로 수체의 다양한 변화를 해석하거나 평가하는데 효과적이다(Power *et al.*, 1988; Resh *et al.*, 1988). 특히 부착조류는 수환경 변화에 매우 민감하기 때문에 하천의 수질 및 생태계 변화를 평가하거나 이해하는데 좋은 지표 또는 지표생물로 이용되어 왔다(Ponader and Charles, 2008; Feio *et al.*, 2009).

본 연구는 최근 기후변화에 동반된 빈번한 국지성 강우 발생 및 탁수유입이 심각한 하천생태계의 변화를 초래할 것으로 예상되는 바, 인공하천을 대상으로 고농도 탁수를 1주일간 처리하는 동안 유수계 지표 생물로 알려진 부착조류의 군집변화를 추적하였다.

재료 및 방법

1. 실험디자인

실험기간은 2010년 3월 29일부터 4월 11일까지 총 13일간 인공수로에 총 40개의 인공기질(1% agar, Slade glass)을 수직으로 설치하고, 6일간 부착 조류류가 부착

할 수 있는 시간적 여유를 준 다음, 조사 7일부터 동일한 시간(AM 11:00)에 탁수를 24시간 간격으로 총 7일간 주입하였다. 분석항목은 이화학적 환경요인과 부착조류의 생물량이었다. 수질분석은 인공수로를 통과한 실험수를 받아서 실시하였으며, 부착 조류류의 채집은 인공수로에 설치한 슬라이드 글라스를 채취하여 생물량을 분석하였다.

인공수로는 아크릴 재질로(폭 20 cm × 길이 200 cm × 높이 40 cm) 총 4개조(대조군 2개, 처리군 2개)를 제작하였으며, 유입부에서 배출부까지 약 5도의 기울기를 형성하여 실험수가 중력에 의해 낙하하게 하였다. 인공수로 1개당 주입된 대조군과 처리군의 실험수는 유량 4.32 m³ d⁻¹, 유속 0.31 cm s⁻¹, 수심 10 cm이었다. 실험조건은 형광등 2개를 이용하여 50~80 μmol m⁻² s⁻¹(light: dark=24:0)의 광주기를 주었고, 실내온도는 일정하게 (10±1°C) 유지하였다.

탁수 입자는 서울 건국대학교 내에서 채취한 토양을 5일간 풍건하여 sieve(Ø64 μm)에 걸러서 사용하였다. Sieving한 토양은 일감호 원수와 섞었으며, 소형펌프(250 W, Hyubshin, Electric industry Ltd., Korea)를 이용하여 인공수로에 주입하였다. 고농도의 탁수는 집중호우기 국내 하천의 탁도를 바탕으로 Molinos and Donohue(2009)의 실험조건을 참고하였다. 탁수는 Sieving한 200g의 토양과 100 L의 일감호 원수를 섞어 2 g L⁻¹의 농도로 맞추었다. 2 g L⁻¹의 농도로 만들어진 100 L의 탁수는 약 300 NTU로 측정되었으며, 인공수로 2개의 처리군에 각각 50 L씩 주입하였다. 탁수 주입 시간은 약 50분(50±1분) 정도였으며, 탁수 주입 후 처리군의 유량, 유속, 수심, 광주기 및 실내온도는 대조군과 동일한 조건이었다.

2. 환경요인 조사

인공수로에서 탁수의 영향을 알아보기 위하여 일감호 원수를 사용하여 환경요인을 조사하였다. 수온, 용존산소(DO), pH, 전기전도도 및 탁도(NTU)는 Portable multi-parameter(YSI 600QS-O-M, YSI inc., USA)를 이용하여 24시간 간격으로 탁수 주입 전 후의 수질변화를 측정하였다. 부유물질(SS)과 영양염(NO₂-N, NO₃-N, NH₄-N, PO₄-P, TN, TP) 분석을 위하여 인공수로에서 탁수가 주입되는 부분의 실험수를 채수하여 분석하였다. 부유물질(SS)은 105°C dry oven(OF-11, JEIO Tech Inc. Korea)에서 24시간 동안 건조시킨 GF/C-filter의 무게(S1)와 실험수를 여과하고 다시 동일하게 dry oven에서 건조시킨 다음 재측한 무게(S2)의 차이(S2-S1)로 계산하였다(APHA,

1995). 수질은 NO₂-N이 phenate법, NH₄-N이 colorimetric법을 따랐으며, NO₃-N과 TN이 cadmium reduction법, PO₄-P가 ascorbic acid법, TP가 persulfate 분해 후 용존무기인 측정법으로 각각 측정하였다(APHA, 1995).

3. 부착조류 조사

부착조류는 인공수조에 설치된 슬라이드 글라스(7.5 × 2.5 cm)를 탁수 주입 전에 2개, 주입 후에 3개씩 수거하여 슬라이드 글라스의 양면을 솔로 긁어 채집하였다. 채집된 시료는 부착조류의 엽록소 *a* (Chlorophyll-*a*, Chl-*a*)와 유기물(Ash free dry matter, AFDM) 함량을 정량하는데 사용하였고, 일부는 formalin 용액으로 고정하여 부착 규조류를 검정하는데 사용하였다. 부착조류의 Chl-*a*는 시료를 Whatman GF/F(Whatman International Ltd Maidstone, England)로 여과한 후 APHA(1995)의 방법으로 측정하였다. AFDM은 시료를 GF/F에 여과한 후, 105°C에서 무게 변화가 없을 때까지 건조시킨 무게(A1)와 550°C 도가니에서 1시간 태웠을 때 GF/F filter의 무게(A2)의 차이(A1-A2)로 계산하였다(APHA, 1995).

채집한 시료는 산(HNO₃) 처리하여 시료를 세정하고 영구표본을 만든 다음 광학현미경(Axioscop 20 × 1,000)하에서 종을 동정, 분류하였다. 부착 규조류는 500 세포 이상을 계수한 다음 종별 상대빈도(relative abundance)를 산출하였다. 부착 규조류의 동정은 Patrick and Reimer(1966), Krammer and Lange-Bertalot(1991a, b, 2007a, b) 등을 각각 참고하였다.

4. 자료분석

고농도의 탁수 주입에 따른 수질 및 부착 규조 군집의 변화를 비교하기 위하여 Paired T-test(Tukey test, SPSS Inc., v. 12.0)를 실시하였고, 유의수준은 $p < 0.05$ 를 기준으로 하였다.

결 과

1. 환경요인 변화

탁수를 주입하였을 때 DO, pH 및 TN의 농도는 감소한 반면, 전기전도도, SS, 탁도, NO₂-N, NO₃-N, NH₄-N, PO₄-P, TP의 농도는 증가하였다. 이 중 뚜렷하게 증가하는 경향을 보인 항목은 SS, 탁도 및 TP이었다(Figs. 1, 2).

실험기간 동안 수온은 11.8~14.8°C의 범위를 보였고, 탁수 주입 후 처리군의 농도가 뚜렷한 경향을 보이지 않았다. DO는 11.9~15.2 mg L⁻¹의 범위를 보였고, 탁수 주입 후 처리군의 농도가 약 0.9% 감소하였다. pH는 8.3~9.1의 범위를 보였고, 탁수 주입 후 처리군의 농도가 약 0.2% 감소하였다. 전기전도도는 23.1~30.0 μS cm⁻¹의 범위를 보였으며, 탁수 주입 후 처리군의 농도가 일시적으로 약 1.3% 증가하였다. SS는 14.2~105.0 mg L⁻¹의 범위를 보였고, 탁수 주입 후 처리군의 농도가 약 308.1% 증가하였다. 탁도는 10.1~173.2 NTU의 범위를 보였고, 탁수 주입 후 약 1,265.3% 증가하였다(Fig. 1).

질소계 영양염 NO₂-N은 0.038~0.049 mg L⁻¹의 범위를 보였고, 탁수 주입 후 처리군의 농도가 일시적으로 약 4.3% 증가하였다. NO₃-N은 3.0~3.5 mg L⁻¹의 범위를 보였으며, 탁수 주입 후 처리군의 농도가 일시적으로 약 0.9% 증가하였다. NH₄-N은 0.01~0.04 mg L⁻¹의 범위를 보였으며, 탁수 주입 후 처리군의 농도가 일시적으로 약 74.7% 증가하였다. PO₄-P는 0.007~0.010 mg L⁻¹의 범위를 보였으며, 탁수 주입에 따라 뚜렷한 경향을 보이지 않았다. TN은 2.9~3.5 mg L⁻¹의 범위를 보였고, 탁수 주입 후 처리군의 농도가 일시적으로 약 6.2% 감소하였다. TP는 37.0~110.8 mg L⁻¹의 범위로 나타났으며, 탁수 주입 후 처리군의 농도가 약 138.4% 가량 증가하였다(Fig. 2).

2. 부착조류의 생물량 및 군집

부착조류는 탁수 주입 후 생물량과 총 밀도가 감소하였고, 총 종수의 변화는 없었다. 부착조류의 생물량은 탁수 주입 3일 이후부터 감소하는 경향을 보인 반면, 탁수를 처리하지 않은 대조군에서는 7일 동안 생물량이 증가하였다(Fig. 3).

부착조류의 생물량(Chl-*a*, AFDM)과 총 밀도는 탁수 주입 3일 이후부터 감소하였으며, 총 종수는 뚜렷한 경향을 나타내지 않았다. Chl-*a*의 농도범위는 0.08~0.87 μg cm⁻²로 나타났으며, 탁수 주입 3일째 0.34 μg cm⁻²로 높게 나타났고, 이후 7일째 0.18 μg cm⁻²로 생물량이 감소하였다. AFDM의 농도범위는 0.15~0.64 mg cm⁻²로 나타났으며, 탁수 주입 3일째 0.40 mg cm⁻²로 높게 나타났고, 이후 7일째 0.22 mg cm⁻²로 생물량이 감소하였다. 밀도의 범위는 217,670~5,964,546 cell cm⁻²으로 나타났으며, 탁수 주입 3일째 687,878 cell cm⁻²로 높게 나타났고, 이후 7일째 323,046 cell cm⁻²으로 생물량이 감소하였다. 규조류의 종수는 5~13종의 범위로 나타내었고, 탁수 주입에 따른 뚜렷한 경향이 없었다(Fig. 3).

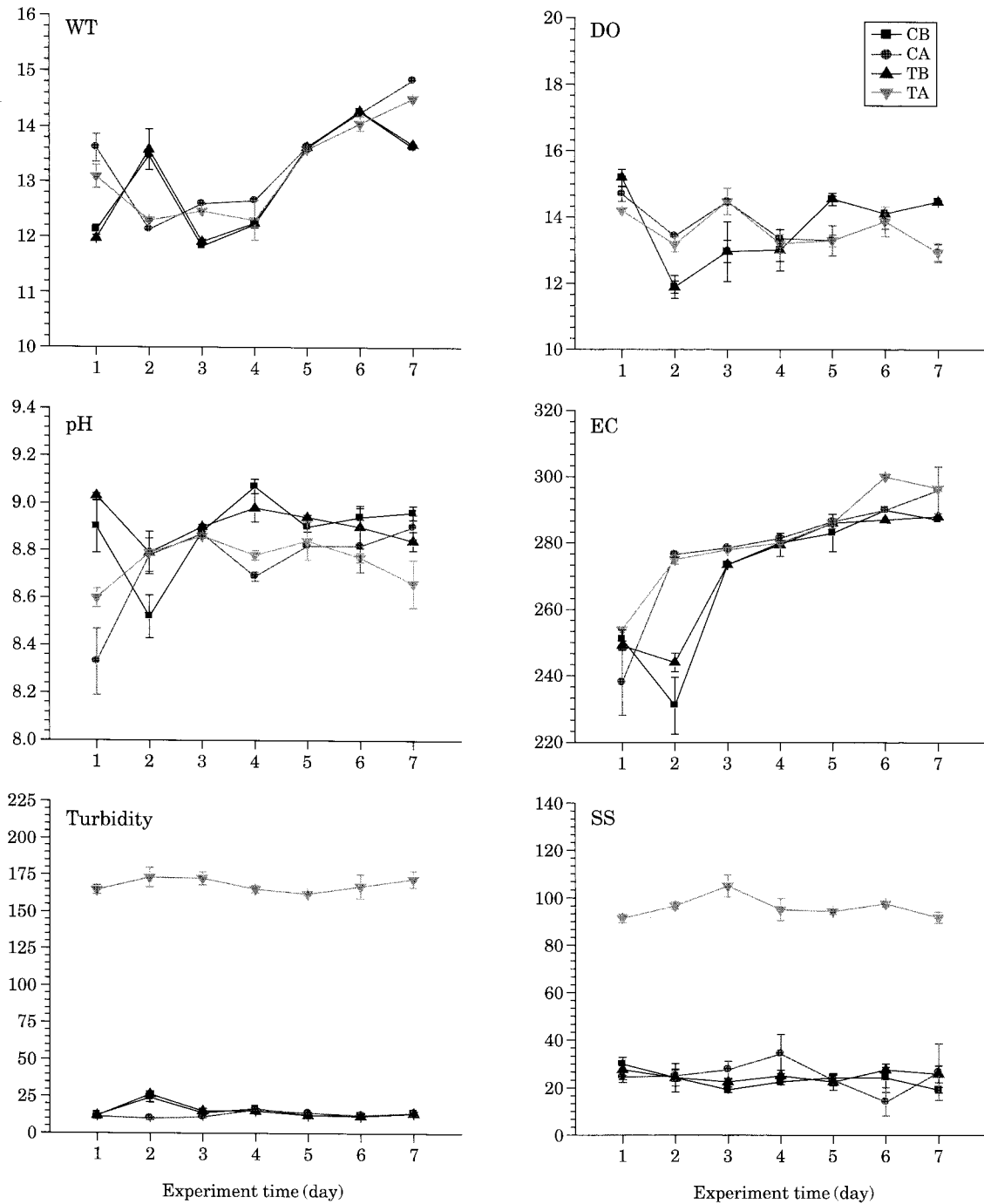


Fig. 1. Changes in physico-chemical parameters following the turbid water treatment. WT: water temperature(°C), DO: dissolved oxygen(mg L⁻¹), EC: electric conductivity(μS cm⁻¹), SS: suspended solids(mg L⁻¹). CB and CA: water quality of control channel before and after treatment of turbid waters. TB and TA: water quality of treatment channel before and after adding turbid waters.

실험기간 내에 출현한 규조류는 총 47종으로서 2목 3아목 6과 14속 43종 4변종으로 나타났다. 이 중에서 *Navicula* 속 10종(21.3%), *Cymbella* 속과 *Fragilaria* 속이

각각 6종(12.8%), *Gomphonema* 속 5종(10.6%) 등의 순으로 출현하였다. 출현한 규조류의 우점종과 아우점종은 *Achnanthes minutissima*와 *Aulacoseira ambigua*이었으

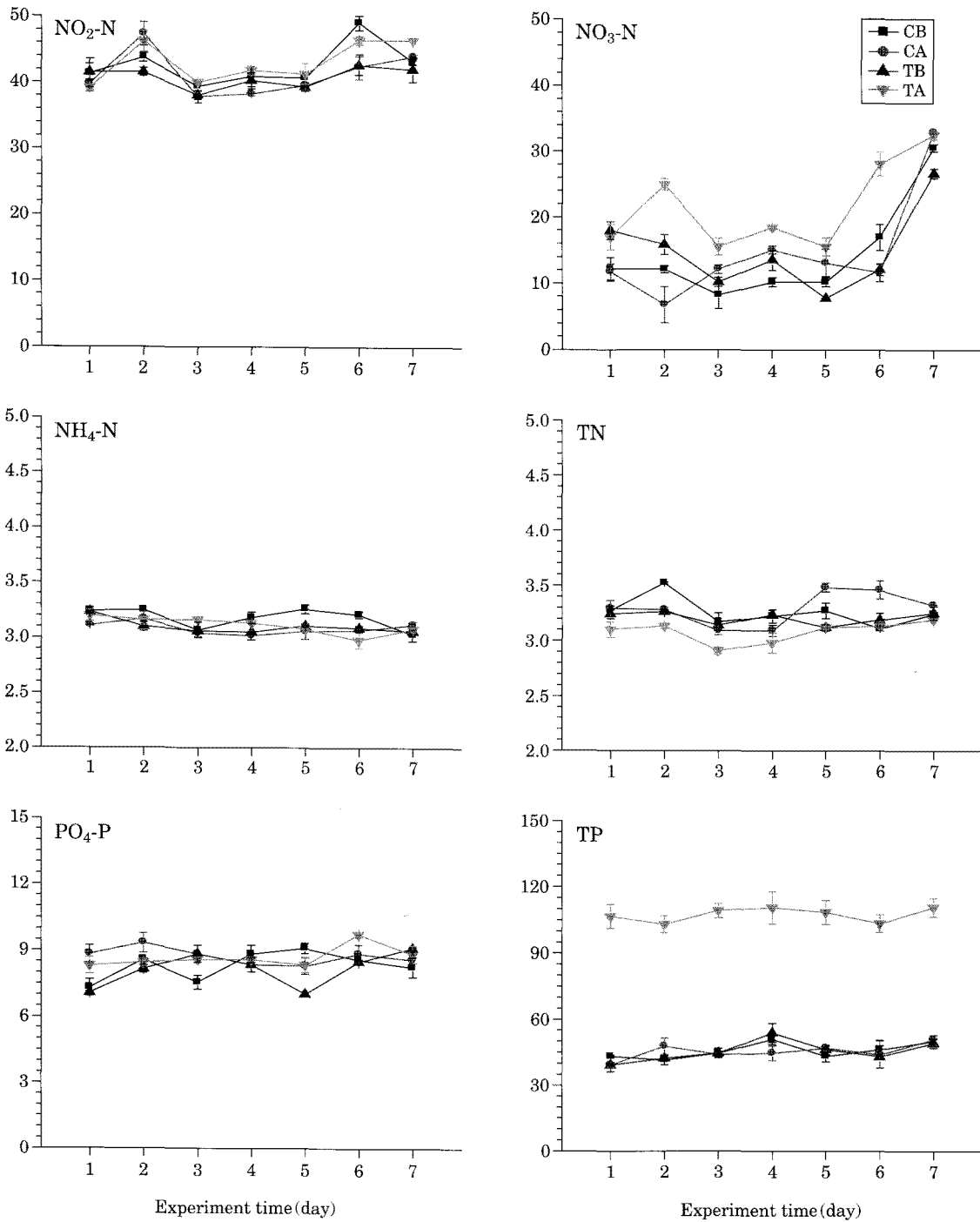


Fig. 2. Changes in nutrients following the turbid water treatment. TN and TP: total nitrogen (mg L^{-1}) and phosphorus ($\mu\text{g L}^{-1}$), respectively. CB and CA: water quality of control channel before and after treatment of turbid waters. TB and TA: water quality of treatment channel before and after adding turbid waters.

며, 우점종은 약 70% 이상의 우점율을 보였고, 아우점종은 약 10% 이상의 점유율로 나타났다. 두 종을 제외한 출현 종들은 *Caloneis silicula*, *Cyclotella meneghiniana*, *Navi-*

cula cuspidata, *Nitzschia palea* 등으로 나타났다. 본 연구결과에서 일감호의 부착 규조류는 우점율이 약 70% 이상으로 매우 높고, 다양성이 낮은 것으로 나타나 호수의

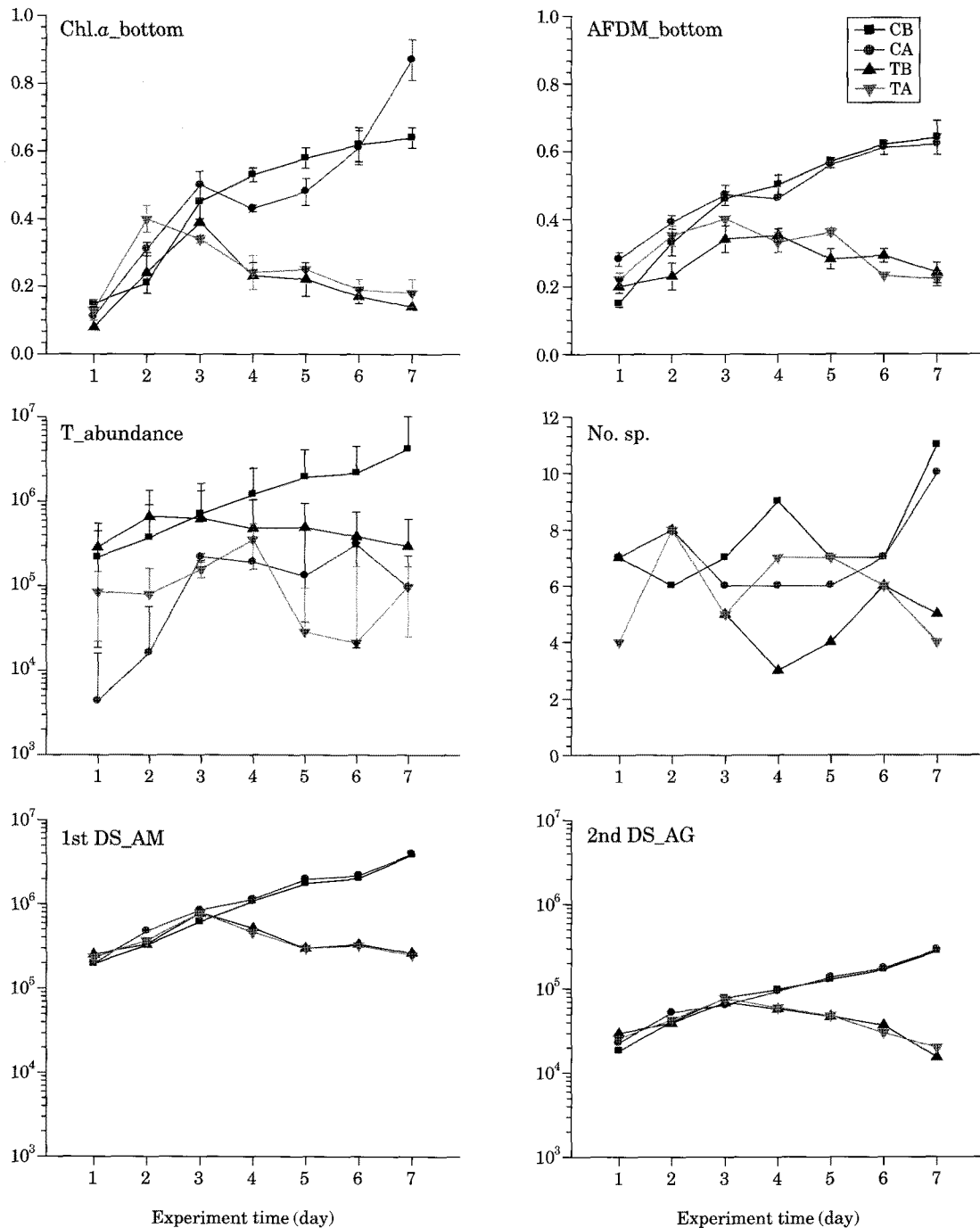


Fig. 3. Changes in Chl-*a*; AFDM, species number and density of periphytic diatoms following the treatment of turbid waters. Chl-*a*_{bottom}: chlorophyll-*a* of artificial substrates ($\mu\text{g cm}^{-2}$). AFDM_{bottom}: ash-free dry matter of artificial substrates (mg cm^{-2}). T_{abundance}: total abundance of diatom on artificial substrates (cells cm^{-2}). No. sp.: number of diatom species. 1st DS_{AM}: the first dominant species, *Achnanthes minutissima*. 2nd DS_{AG}: the second dominant species, *Aulacoseira ambigua*. CB and CA: water quality of control channel before and after treatment of turbid waters. TB and TA: water quality of treatment channel before and after adding turbid waters.

일반적인 현상으로 나타났다. 우점종과 아우점종의 대조군 밀도는 경시적으로 증가 경향을 보인 반면, 처리군의

밀도는 탁수 주입 3일 이후부터 감소하는 경향으로 나타났다(Fig. 3).

Table 1. The result of selected parameters and paired t-test between the control and treatment in an artificial stream (n=14).

Parameters (unit)	Control	Treatment	F	p
	Mean ± SD	Mean ± SD		
Water temperature (°C)	13.4 ± 1.0	13.2 ± 0.9	0.107	0.899
Dissolved oxygen (mg L ⁻¹)	13.7 ± 0.7	13.6 ± 0.6	0.097	0.098
pH	8.7 ± 0.2	8.8 ± 0.1	0.014	0.986
Electric conductivity (µS cm ⁻¹)	27.8 ± 1.9	28.1 ± 1.5	0.076	0.927
Suspended solids (mg L ⁻¹)	25.0 ± 6.0	95.9 ± 4.6	379.0	0.000
Turbidity (NTU)	12.6 ± 2.1	168.2 ± 4.4	6039.3	0.000
NO ₂ -N (µg L ⁻¹)	0.04 ± 0.00	0.04 ± 0.00	0.553	0.585
NO ₃ -N (µg L ⁻¹)	3.09 ± 0.05	3.11 ± 0.07	0.532	0.597
NH ₄ -N (mg L ⁻¹)	0.01 ± 0.00	0.02 ± 0.01	1.843	0.187
PO ₄ -P (µg L ⁻¹)	0.01 ± 0.00	0.01 ± 0.00	0.028	0.972
Total nitrogen (mg L ⁻¹)	3.29 ± 0.16	3.08 ± 0.10	5.151	0.017
Total phosphorus (µg L ⁻¹)	45.9 ± 3.65	107.5 ± 3.21	731.9	0.000
Chl- <i>a</i> (µg cm ⁻²)	0.47 ± 0.24	0.25 ± 0.09	2.938	0.079
AFDM (mg cm ⁻²)	0.48 ± 0.12	0.30 ± 0.08	6.459	0.008

*p < 0.05

3. 탁수주입에 따른 환경요인과 부착조류 생물량 변동의 차이

탁수처리 조건에서의 환경인자와 부착 규조류 생물량의 농도를 이용한 paired t-test 분석결과, 탁수 주입에 따라 SS, TN, TP, AFDM이 대조군과 처리군의 차이가 뚜렷하게 나타났다(p < 0.05, Table 1). 특히, 탁도 주입에 따라 SS와 TP는 유의확률이 가장 낮았으며, 상대적으로 수온, pH와 전기전도도, NO₂-N, NO₃-N, PO₄-P 등은 유의확률이 가장 높아 탁도 주입과 관계가 낮게 나타났다. 이러한 결과는 단시간 주입된 탁수가 무기 영양염과 무관하나 유기 영양염에 관여하였을 것으로 예측되었으며, 탁류성 물질이 수체에 증가하게 되면서 불용성 유기물질(SS)의 농도를 증가시키고, 하상에 부착되어 있던 부착 규조류의 생물량을 감소시킨 것으로 해석되었다.

고 찰

수체 내의 DO와 pH의 농도는 탁수가 증가할수록 감소하는 것으로 알려져 있으며(Azim *et al.*, 2003; 박과 강, 2006), 본 연구에서도 탁수 주입 후 DO와 pH의 농도가 일시적으로 감소하는 경향으로 나타났다. 전기전도도와 SS는 탁도와 양의 상관성을 띄며(Walter, 2002), 특히 SS는 물의 혼탁한 정도를 나타내는 탁도의 대체항목으로 사용되기도 한다(Davies-Colley and Smith, 2001; 윤 등, 2006; 정 등, 2007; Drewry *et al.*, 2009). NO₂-N과 NO₃-N은 탁수와 연계된 선행연구 결과가 없어서 본 연

구결과와 비교 분석을 하지 못하였지만, TP의 항목처럼 경향이 뚜렷하지 않았기 때문에 탁수나 강우에 대한 영향이 TP보다 상대적으로 낮은 것으로 판단되었다. NH₄-N은 탁수 주입 후 증가하는 경향을 보였는데, 수체 내 유기물은 박테리아에 의해 NH₄-N으로 분해되며, 입자성 토양으로 인하여 탁도가 증가하게 되면 상대적으로 박테리아가 수중의 유기질을 많이 분해하기 때문에 NH₄-N이 증가하게 된다(Azim *et al.*, 2005).

토양입자는 유기물질, 질소, 인 등을 함유(Lee and Byun, 2001; 정 등, 2006)하고 있으나 질소는 토양입자에 강하게 결합되어 있지 못하고, 인은 분자구조에 안정되게 결합되어 있다(Cooke and Williams, 1973). 질소는 토양입자에 흡착되어있기 보다는 토양 내부수(internal water)에 용해된 형태로 존재하여 강우기뿐만 아니라 비강우기에도 표층부에서 유실이 많이 된다(Haper, 1992). 반면, 인은 토양입자에 전기적으로 안정되게 결합하기 때문에 강우기의 경우 수체 내로 용해되지만, 비강우기의 경우 수체 내에 쉽게 용해되거나 침출되지 않는다. 비점오염원 지역에서 강우가 발생하였다면, 표층부의 질소와 토양입자에 포함된 인이 높은 농도로 수체 내에 유입된다. 반면, 오염이 적은 지역에서 강우가 발생하였다면, 수체내에 유입된 질소의 농도는 표층부에 유실되어 있었기 때문에 상대적으로 낮고, 인의 농도는 강우 이외에 유실확률이 적어서 토양에 계속적으로 흡착되어 있었기 때문에 상대적으로 높다. 본 연구에서는 유기상태의 오염이 적은 토양입자를 이용하였기 때문에 탁수 주입에 따라 총 질소의 농도는 낮고, 총 인의 농도는 높게 나타난 것으로 판단된다.

탁도의 증가는 수체의 색을 탁하게 할 뿐만 아니라 광소멸계수(light attenuation coefficient)를 증가시켜 부착조류의 생물량과 생산성을 감소(김과 김, 1990; 김 등, 1995; 박 등, 2002)시키기 때문에 고농도(165 ± 10 NTU)의 탁수 주입 후 생물량이 감소할 것으로 예상되었다. 하지만 고농도의 탁수 주입에도 불구하고 탁수 주입 3일까지는 군집이 형성되었으며(Fig. 3), 이와 같은 결과를 보인 것은 탁수의 주입 시간이 짧았기 때문인 것으로 판단된다. 집중호우기에 발생한 탁수는 수체 내에 장시간 체류되어 있으며, 체류시간은 낙동강(하천)의 경우 2~3일, 임하호(호수)의 경우 1~3개월 이상 지속되었다(국립환경과학원, 2006). 자연상태에서 발생한 체류시간과 비교해 보았을 때 본 실험의 탁수 주입 시간은 24시간 중 약 50분으로 매우 짧은 시간이었다. 안동호와 임하호에서는 장기간 탁수에 노출되었을 때 생물량이 크게 감소(박 등, 2005a; 안 등, 2006)하였으며, 본 연구를 통하여 탁수를 단기간 노출시키더라도 누적적으로 주입시켰을 때 부착조류의 생물량이 감소하는 것으로 나타났다.

토양입자 주입 후 부착조류의 생물량 감소 원인은 두 가지로 추정된다. 1) 토양입자는 수체 내에 포함되어 흐르면서 인공기질에 부착되어 있는 부착조류를 떼어내거나 부착을 방해하였을 것이고, 2) 탁수의 농도가 높아질수록 빛을 많이 차단하기 때문에 부착조류의 광합성이 저해되어 생물량이 감소하였을 것이다. 주입된 토양 입자는 $64 \mu\text{m}$ 의 매우 고운 입자지만 부착조류의 세포당 크기가 $5 \sim 100 \mu\text{m}$ 정도되는 것으로 보았을 때 탁수 입자가 상대적으로 매우 큰 입자이기 때문에 기질에 부착하는 것을 방해하였을 것이다. 탁수가 발생하게 되면 조류의 종수뿐만 아니라 하상교란으로 인하여 서식처가 파괴되어 저서성 대형무척추동물과 어류의 종수를 감소시킨다(Sigler, 1980; Sigler et al., 1984; 박 등, 2004; 박 등, 2005a; 한, 2007). 본 연구에서도 탁수 주입 후 규조류의 종수가 감소할 것으로 예상되었지만 탁수 주입에 따른 뚜렷한 경향이 없었다. 이와 같은 결과는 실험에 사용된 실험수가 부영양호소수였기 때문에 출현종 대부분이 환경교란에 대한 민감도가 떨어진 것으로 추정된다(윤 등, 2008).

본 연구에서 출현한 규조류는 *Achnanthes minutissima*, *Caloneis silicula*, *Cyclotella meneghiniana*, *Navicula cuspidata*, *Nitzschia palea* 등으로 대부분 부영양화된 수역에서 주로 서식하는 특징을 보였다(정, 1993). 임하호에서 장기간 고농도의 탁수가 지속되었을 때 탁수가 형성된 기간에만 출현하였던 규조류는 *Cyclotella* sp., *Achnanthes delicatula*, *Navicula mutica*, *Nitzschia acicularis* 등 16종이 출현하였는데, 이들 종은 대부분 전기전도도가 높은

수역 또는 하천 등에 서식하고, 산업폐수 등의 강부수성 수역에서도 흔히 출현하는 특징을 보였다(Krammer and Lange, 1991a, b, 2007a, b; 정, 1993). 이로써 탁수는 수체 내에 이화학적 환경교란뿐만 아니라 부착 규조류의 종조성을 변화시키는 것으로 나타났다.

적 요

인공하천에서 탁수가 부착조류 군집에 미치는 영향을 평가한 연구는 실내에 인공수로 4개를 설치하고, 대조군 2개와 처리군 2개로 반복실험을 실시하였다. 사용된 기질은 1% agar을 바른 슬라이드 글라스($7.5 \times 2.5 \text{ cm}$)이었고, 지점당 40개씩 설치하였다. 조사는 2010년 3월 29일부터 4월 10일까지 총 13일간이었으며, 6일간은 부착조류가 부착할 수 있는 공백기를 주었고, 조사 7일부터 24시간 간격으로 약 50분(50 L)간 고농도의 탁수(2 g L^{-1} , 300 NTU)를 주입 시켰다. 분석항목은 수질요인(수온, DO, pH, 전기전도도, 탁도, SS, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{PO}_4\text{-P}$, TN, TP)과 생물량(Chl-*a*, AFDM), 종조성을 분석하였다. 분석 결과, 처리군의 탁수 농도는 $162.2 \sim 173.2$ NTU로 나타났다. 탁수 발생에 따라 감소하는 경향을 보인 수질 항목은 수온, DO 및 TN으로 나타났고, 증가하는 경향을 보인 항목은 SS, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$ 및 TP로 나타났다. 부착조류의 생물량(Chl-*a*, AFDM) 및 밀도는 탁수 주입 후 3일간 크게 영향을 받지 않았으나 3일 이후부터는 뚜렷한 감소를 보였다. 본 연구의 결과는 단기간의 간헐적인 탁수라 할지라도 그 기간이 일주일 정도 지속된다면 부착 규조류 생물량을 크게 감소시킬 수 있음을 보여주었고, 그를 통한 하천 먹이사슬의 구조적, 기능적 교란의 잠재성을 시사한다.

인 용 문 헌

- 건설교통부. 2005. 하천시설기준. pp. 34-67.
- 곽인실, 송미영, 전태수. 2004. 저서성 대형무척추동물의 자연적 교란에 대한 영향. 한국육수학회지 **37**: 87-95.
- 국립환경과학원. 2006. 낙동강 본류 탁도 예측기법에 관한 연구. p. 162.
- 김동섭, 김범철. 1990. 팔당호의 일차생산. 한국육수학회지 **23**: 167-179.
- 김동섭, 김범철, 황길순, 박주현. 1995. 팔당호의 부영양화 경향(1988~1994). 한국수질보전학회지 **11**: 295-302.
- 박성애, 이상균, 장광현, 정광석, 주기재. 2002. 장마기의 강우가 낙동강 하류(물금) 수질에 미치는 영향. 한국육수학회지

- 35: 160-171.
- 박정원, 이경락, 최재신, 김한순. 2005a. 임하댐의 탁수 형성후 식물플랑크톤 군집 동태. *한국육수학회지* **38**: 429-434.
- 박재충, 박정원, 신재기, 이희부. 2005b. 인공호에서 문순과 태풍 강우에 의한 고탁수층의 이동과 소멸특성. *한국육수학회지* **38**: 105-117.
- 박찬갑, 강미아. 2006. 조류 성장에 미치는 점토탁수의 영향평가. *대한지질공학회지* **16**: 403-409.
- 안광국, 박선재, 최성모, 박종석. 2006. 안동호와 임하호에서 관측한 장기 수질자료의 비교 분석. *한국육수학회지* **38**: 21-31.
- 윤성애, 김난영, 김백호, 황순진. 2008. 저온기 부영양 수계 구조 군집의 유입능. *한국하천호수학회지* **41**: 311-319.
- 윤성완, 정용락, 예 령, 김유경, 정세웅. 2006. 대청호 유역의 탁수 발생 특성. *대한상하수도학회 · 한국물환경학회 학술발표논문*. pp. 797-803.
- 오태석, 문영일. 2009. Empirical simulation technique 기법을 이용한 집중호우의 극한강우 평가. *한국토목학회지* **29**: 141-153.
- 정유진, 김나영, 김학철. 2007. 소양강 탁수 발생에 따른 자연유기물질 주입 특성. *대한상하수도학회 · 한국물환경학회 학술발표논문*. pp. 455-461.
- 정 준. 1993. 한국담수조류도감. 아카데미서적. p. 496.
- 정진섭, 정정권, 김태형. Hsai-Yang Fang. 2006. 흙의 자체정화능력을 이용한 오염된 토양정화. *한국물환경학회지* **22**: 632-638.
- 한승철. 2007. 탁수가 저서성대형무척추동물 및 어류 개체군에 미치는 영향. *안동대학교 대학원 이학석사학위논문*. p. 76.
- Aallto, R., M.B. Laurence, D. Thomas, R.M. David, A.N. Charles and J.L. Guyot. 2003. Episodic sediment accumulation on Amazonian flood plains influenced by El Nino/Southern oscillation. *Nature* **425**: 493-497.
- APHA. 1995. Standard methods for the examination of water and wastewater, 18th ed. American Public Health Association. Washington, D.C. USA.
- Azim, M.E., A. Milstein, M.A. Wahab and M.C.J. Verdegam. 2003. Periphyton-water quality relationships in fertilized fishponds with artificial substrates. *Aquaculture* **228**: 169-187.
- Azim, M.E., M.C.J. Verdegem, A.A. van Dam and M.C.M. Beveridge. 2005. Periphyton: Ecology, Exploitation and Management, p. 319. *In: Effect of Periphyton on Water Quality* (Milstein, A., ed.). Agriculture Research Organization (ARO), Fish and Aquaculture Research Station, Dor, Israel.
- Cooke, G.W. and R.J.B. Williams. 1973. Significance of man-made sources of phosphorus: fertilizers and farming. The phosphorus involved in agricultural systems and possibilities of its movement into natural water. *Water Research* **7**: 19-33.
- Davies-collery, R.J. and D.G. Smith. 2001. Turbidity, suspended-sediment, and water clarity-A review. *Journal of the American Water Association* **37**: 1085-1101.
- Drewry, J.J., L.T.H. Lewham and B.F.W. Croke. 2009. Suspended sediment, nitrogen and phosphorus concentrations and exports during storm-events to the Tuross estuary. Australia. *Journal of Environmental Management* **90**: 879-887.
- Feio, M.J., S.F.P. Almeida, S.C. Craveiro and A.J. Calado. 2009. A comparison between biotic indices and predictive models in stream water quality assessment based on benthic diatom communities. *Ecological Indicators* **3**: 497-507.
- Ford, D.E. 1990. Reservoir transport process, p. 15-41. *In: Reservoir Limnology - Ecological Perspectives* (Thornton, K.W., B.L. Kimmel and F.E. Payne, eds.). John Wiley and Sons, Inc.
- Haper, D.M. 1992. Eutrophication of freshwaters. Principles, problems and restoration. Chapman & Hall, London, New York. p. 327.
- Horne, A.J. and C.R. Goldman. 1994. Limnology, 2nd ed. McGraw-Hill, Inc. p. 576.
- Jung, Y.S., J.E. Yang, C.S. Park, Y.G. Kwon and Y.K. Joo. 1997. Assessment of N and P Loads from an Agricultural watershed in the Buck-Han River Basin. *NICEM. Korean Society of Agriculture and Environment* **19**: 370-374.
- Kirk, J.T.O. 1983. Light and photosynthesis in aquatic environments, 1st ed., Cambridge University Press, Cambridge, USA. p. 401.
- Krammer, K. and H. Lange-Bertalot. 1991a. Susswasserflora von Mitteleuropa, Band 2/3: Bacillariophyceae 3.Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae (Ettl, H., J. Gerloff, H. Heynig and D. Mollenhauer, eds.). Elsevier Book Co., Germany. p. 598.
- Krammer, K. and H. Lange-Bertalot. 1991b. Susswasserflora von Mitteleuropa, Band 2/4: Bacillariophyceae 4.Teil: Achnantheaceae, Kritische Ergänzungen zu *Navicula* (Lineolatae) und *Gomphonema* Gesamtliteraturverzeichnis (Ettl, H., J. Gerloff, H. Heynig and D. Mollenhauer, eds.). Elsevier Book Co., Germany. p. 437.
- Krammer, K. and H. Lange-Bertalot. 2007a. Susswasserflora von Mitteleuropa, Band 2/1: Bacillariophyceae 1.Teil: Naviculaceae (Ettl, H., J. Gerloff, H. Heynig and D. Mollenhauer, eds.). Elsevier Book Co., Germany. p. 876.
- Krammer, K. and H. Lange-Bertalot. 2007b. Susswasserflora von Mitteleuropa, Band 2/2: Bacillariophyceae 2.Teil: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae (Ettl, H., J. Gerloff, H. Heynig and D. Mollenhauer,

- eds.). Elsevier Book Co., Germany. p. 610.
- Lee, T.G. and H.S. Byun. 2001. The management for the water quality of Jung-rang river. *Journal of Korea Technological Society of Water and Waste Water Treatment* **9**: 45-52.
- Molinos, J.G. and I. Donohue. 2009. Differential contribution of concentration and exposure time to sediment dose effects on stream biota. *Journal of the North American Benthological Society* **28**: 110-121.
- Patrick, R. and C.W. Reimer. 1966. The diatoms of the United States exclusive of Alaska and Hawaii. Monographs of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia, Philadelphia. p. 688.
- Ponader, K.C., D.F. Charles, T.J. Belton and D.M. Winter. 2008. Total phosphorus inference models and indices for coastal plain streams based on benthic diatom assemblages from artificial substrates. *Hydrobiologia* **610**: 139-152.
- Power, M.E., R.J. Stout, C.E. Cushing, P.P. Harper, F.R. Hauer, W.J. Matthews, P.B. Moyle, B. Statzner and I.R.W. De Badgen. 1988. Biotic and abiotic controls in river and stream communities. *Journal of the North American Benthological Society* **7**: 456-479.
- Resh, V.H., A.V. Brown, A.P. Covich, M.E. Gurtz, H.W. Li, G.W. Minshall, S.R. Reice, A.L. Sheldon, J.B. Wallace and R.C. Wissmar. 1988. The role of disturbance in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society* **7**: 433-455.
- Sigler, J.W. 1980. Effects of chronic turbidity on feeding, growth and social behavior of steelhead trout and coho-salmon. Doctoral dissertation. University of Idaho, Moscow.
- Sigler, J.W., T.C. Bjornn and F.H. Everest. 1984. Effects of chronic turbidity on density and growth of steelheads and coho-salmon. *Transactions of the American Fisheries Society* **113**: 142-150.
- Walter, K.D. 2002. Freshwater Ecology Concepts and Environmental Applications. Academic press. p. 569.
- Wetzel, R.G. 2001. Limnology: Lake and River Ecosystems, 3rd ed., Academic Press, San Diego, California. USA. p. 1006.

(Manuscript received 31 January 2011,
Revision accepted 4 March 2011)