

시화인공습지 완공 초기에 갈대 부착조류 군집의 변화

김용재* · 김한순¹

(대전대학교 생명과학과, ¹경북대학교 생물학과)

Changes of Epiphytic Algal Communities on Reed at the Shihwa Constructed Wetland in the Early Years of the Completion. Kim, Yong Jae* and Han Soon Kim¹ (Department of Life Science, Daejin University, Pochun, Kyunggi, 487-711, Korea; Kent State University, Kent, OH, 44240, USA; ¹Department of Biology, Kyungpook National University, Daegu, Korea)

The Shihwa constructed wetland was established to treat the severely polluted water from Banwoul, Donghwa and Samhwa streams. This study was focused on investigating the dynamics of epiphytic algal communities on reed (*Phragmites communis*) planting area at 5 stations from October 2001 to June 2002. The concentration of total nitrogen and phosphorus of inlet stations from the streams were decreased after flowing through the wetland. However, the TN : TP ratios at all stations were slightly over 16 indicating that the total phosphorus may play some role as a limitation factor. Epiphytic algae on the reed were total 329 taxa which were composed of 295 species, 13 varieties, 3 forma and 18 unidentified species. The species numbers were recorded in the order of Chlorophyceae-Bacillariophyceae-Cyanophyceae-Euglenophyceae-Chrysophyceae. The relative percentage showed a seasonal variation from Cyanophyceae to Bacillariophyceae and to Chlorophyceae. The biomass of epiphytic algae measured by chlorophyll-*a* concentration ranged from 0.6 to 36.4 $\mu\text{g cm}^{-2}$. Dominant species were 16 taxa which were *Lyngbya angusta* of Cyanophyceae in the early investigation, and were changed to *Stigeoclonium lubricum* of Chlorophyceae, and *Nitzschia palea* of Bacillariophyceae etc. in the late. Species number, standing crops and chlorophyll-*a* concentrations of epiphytic algae showed higher values at the inlet stations than the stations after flowing through the wetland.

Key words : epiphytic algae, reed, Shihwa constructed wetland

서 론

습지는 다양한 생물 군집이 농축된 갈대, 줄, 부들 등 수생식물과 조류 등의 1차 생산자, 원생동물, 양서·파충류, 조류 및 포유류 등의 소비자, 그리고 오염물질 분해 등 수질 정화에 중요한 기능을 수행하는 미생물로 구성된다 (Braakhekke and Marchand, 1987; Mitsch and

Gosselink, 2000). 특히 습지 내 수생식물은 미생물, 부착조류, 수서곤충 뿐만 아니라 어류, 양서류, 파충류, 조류에 이르기까지 다양한 생물들의 서식 공간을 제공해 주는 중요한 생태적 기능을 하기 때문에 습지의 관리에 있어 필수적인 요소가 된다. 식물플랑크톤, 부착조류와 함께 수생식물은 수계의 부영양화 요인인 질소와 인 등의 영양염류를 체내로 흡수하고, 물속의 줄기나 잎은 유속을 감소시켜 침전을 도와줄 뿐만 아니라, 미생물이 서식할

* Corresponding author: 031) 539-1851 Fax: 031) 539-1850, E-mail: yjkim@daejin.ac.kr

수 있는 넓은 표면을 제공하여 얇은 생물막을 형성할 수 있도록 도와준다 (Kaldec and Knight, 1996). 또한 습지 내의 다양한 수생식물은 인간의 여가 활동의 주된 장소로 이용되는 기회를 제공하며 (Delgado, 1986; Heyman, 1988), 생태계에 지속적인 먹이를 공급하는 생산자 기능과 주변 지역으로부터 유입되는 각종 오염물질을 정화하는 기능을 갖는다 (Katharina *et al.*, 2001).

최근 각종 개발에 따라 습지가 소실되거나 변형됨으로써 습지로서의 기능을 수행하지 못하는 피해가 발생하고 있으며 (Braakhekke and Marchand, 1987), 그 중 습지 식물에 의해 자연 정화되어 오던 호수가 그대로 하천이나 호수로 유입되어 수질 악화가 가속화되기도 한다 (Rohlich, 1963). 도시근교의 습지는 물리, 화학적 처리와는 달리 2차적 오염 발생이 없는 자연 수질정화 기능을 갖고 있어 낮은 비용으로 폐수를 처리할 수 있다 (Ghosh and Sen, 1987).

시화호 유역의 인구 및 축산업의 증가, 환경기초 시설의 미비, 입주공장의 불법폐수 방류 등으로 본 호수의 수질오염 문제가 발생하였다. 이에 따라 1996년 환경기초 시설 증설과 유입 오염원 차단 및 호수 내 수질개선을 주요 내용으로 하는 시화호 수질개선 대책을 수립하여 추진해 온 결과 수질이 상당히 개선된 것으로 보고되었으며 (KOWACO, 2002), 이러한 개선 대책의 일환으로 본 호수의 상류 유입지천을 통해 유입되는 각종 폐수를 자연정화법으로 처리하기 위해 인공습지를 조성하였다 (KOWACO, 2001).

습지는 생산자인 갈대 등의 수생식물과 식물플랑크톤 및 부착조류, 소비자인 원생동물류와 수서곤충류, 분해자인 세균류 등 다양한 생물 군집이 농축된 생태계로서 군집 간 상호관계를 통해 높은 자연 정화 능력을 가지고 있다 (Kadlec and Knight, 1996). 수생식물 등의 각종 기질에 서식하는 부착 미생물 군집은 증식 속도가 빠르고 환경조건의 변화에 따라 대사활성이 변하며, 부영양 수계의 생물막은 성장과 탈리를 단기간에 반복하여 현존량의 변화가 크다. 이 중 부착조류는 생산자임과 동시에 수중의 영양염을 흡수하여 저장하는 작용을 하는 것으로 보고되고 있다 (Adamus and Stochwell, 1983).

습지에 침수된 대형수생식물의 표면에 착생하고 있는 부착생물 군집은 남조류, 진정박테리아, 규조류 및 녹조류 등이 복잡하게 구성되어 있다 (Wetzel, 1983; McCormick and O'Dell, 1996). 부착생물의 높은 생산율은 인이 제한되는 상태에서도 증가된 영양염 흡수 효율성과 자가영양자와 타가영양 미생물과의 밀접한 관계에 의한 영양염의 빠른 재순환과 연관된다 (Wetzel, 1996). 부착생물의 생산

성과 영양염 순환은 이들 습지 환경의 생물적 및 물리화학적 양상에 영향을 미친다 (Carlton and Wetzel, 1988; Scinto and Reddy, 2003). 또한 부착생물 중에 자가영양 생물인 부착조류는 사상체 조류가 대부분이며, 습지 내의 구조적, 기능적 구성자로서 중요한 위치를 차지하고 있다 (Katharina *et al.*, 2001).

공단 및 도시 하수의 유입에 따른 호수 등의 부영양화 방지를 위한 측면에서 수생식물, 부착조류 및 식물플랑크톤을 이용한 자연 정화 기능을 수질 개선에 적용하고 양질의 수질관리를 하기 위한 연구가 국내외적으로 연구되고 있다 (Horn and Goldman, 1994; Kadlec and Knight, 1996; Jun *et al.*, 1998). 그러나 이러한 연구는 소규모의 인공수로나 인공습지를 조성하여 연구한 것이며, 실제 시화 인공습지와 같이 여러 하천으로부터 오염된 많은 하천수가 유입되는 대단위 면적의 습지에서 연구된 것은 거의 없는 실정이다.

본 조사는 반월천, 동화천 및 삼화천의 오염된 하천수를 인공습지에 관류시킨 조건에서 환경변화와 함께 갈대 부착조류의 동태를 규명하여 앞으로의 인공습지관리를 위한 기초 자료로 활용하는데 그 목적이 있다.

재료 및 방법

본 연구는 시화인공습지 내의 개방수역에 5개의 정점을 선정하여 2001년 10월부터 2002년 6월까지 총 7회에 걸쳐 갈대 부착조류 군집의 동태를 조사하였다 (Fig. 1). 정점 1과 2는 안산시와 반월공단 그리고 주변 농경지로부터 호수가 배출되는 반월천 물이 공급되고, 정점 3과 4는 동화천, 정점 5는 삼화천으로부터 하천수가 유입되고 있다. 수온과 전기전도는 WTW-LF 91 EC meter로, pH는 HI8314 meter를 사용하여 현장에서 직접 측정하였다. 총인과 총질소의 분석은 APHA (1992)와 수질오염·폐기물 공정시험법 (환경부, 1995)에 준하였다. 엽록소 *a* 농도 ($\mu\text{g cm}^{-2}$)는 100 cm^2 의 갈대부착조류를 부드러운 솔로 긁어 100 mL 로 정량 채집한 다음 이중에 25 mL 를 bbe cuvette에 넣어 fluorometer (bbe moldaenke algae analysis)로 측정하여 정량화하였다 (APHA, 1992).

갈대 줄기에 착생하는 부착조류 시료는 수중에 있는 갈대 줄기를 20 cm 길이로 잘라서 실험실로 옮겨 증류수가 있는 플라스크에 nylon 재질의 채집 솔로 100 cm^2 의 면적을 긁어 최종 100 mL 로 정량 채집하였다. 시료는 Lugol's solution으로 고정하였으며, 부착조류의 종은 광학현미경 (Axioscop 20) $100\sim 1,000\times$ 하에서 검경하여 동정·분류하였다. 부착 규조류는 KMnO_4 법 (Hendey,

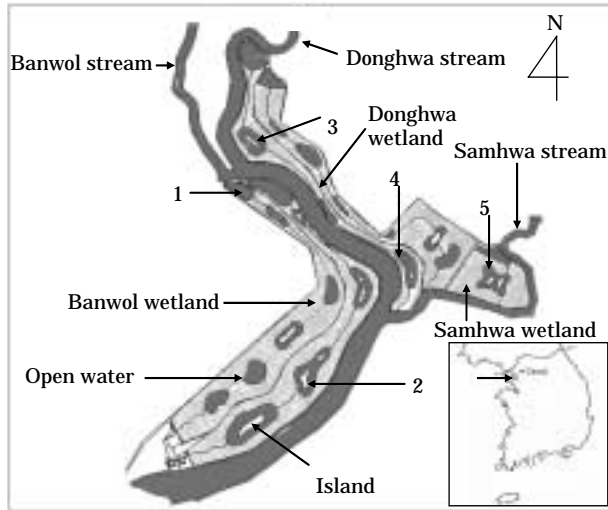


Fig. 1. Map showing the sampling stations in the Shihwa constructed wetland.

1979)을 사용하여 시료를 세정하고 영구표본을 만든 다음 광학현미경 (Axioscop 20) 400~1,000× 하에서 검경하고, 사진을 촬영하여 동정, 분류하였다. 부착조류의 우점종은 500세포 이상을 계수한 다음 상대빈도를 산출하고 평균 상대빈도를 상회하는 종 중에서 가장 높은 상대빈도를 나타내는 종으로 하였다. 부착조류의 상대빈도를 근거로 우점도 (Shimpson, 1949)와 다양도 (Shannon and Weaver, 1963)를 계산하여 군집의 특성을 분석하였다.

결 과

1. 환경요인

수온은 평균 11.7~12.6°C의 범위로서 정점 2와 3에서

가장 낮았으며 정점 5에서 가장 높았고 변화 폭도 가장 컸다 (Table 1). pH는 평균 7.8~8.5의 범위로 약알칼리성이었고, 정점 1에서 pH 6.2~9.1로서 변화 폭이 가장 컸다 (Table 1). 전기전도도는 평균 0.69~3.00 (×1,000) μS cm⁻¹의 범위를 나타내었으며, 정점 4에서 가장 낮았고 정점 5에서 4.81 (×1,000) μS cm⁻¹로 가장 높았으며 조사기간 동안 변화 폭도 가장 크게 나타났다. 정점 5는 다른 정점과 같은 시기에 매립되어 습지가 조성되었지만 전기전도도가 다른 정점보다 항상 높게 유지되었다 (Table 1).

총질소는 평균 4.4~21.3 mg L⁻¹의 범위를 나타내었다. 반월천이 유입되는 정점 1에서 최대였으며 갈대습지를 관류한 뒤의 정점 2에서 약간 감소하였다. 동화천이 유입되는 정점 3에서는 4.5~7.8 mg L⁻¹을 나타내었고 습지를 관류한 후인 정점 4에서 감소하였다. 5월과 6월을 제외한 다른 조사 시기에 호수 수질 기준에 의거한 총질소 농도는 부영양 상태를 나타내었다 (Table 1). 총인은 평균 0.13~1.00 mg L⁻¹의 범위로서 정점 5에서 최저였으며 정점 1에서 최고값을 나타내었다. 조사기간 동안 정점 1에서 총인은 변화 폭이 0.4~2.21 mg L⁻¹로 가장 크게 나타났다. 총인 역시 5월과 6월을 제외한 조사기간 동안 부영양 상태를 나타내었다. 반월천의 총인 농도는 0.34~2.19 mg L⁻¹의 범위를 나타내었고, 갈대습지를 관류한 후의 정점 2의 총인 농도는 0.45~0.91 mg L⁻¹의 범위로 반월천이 유입된 정점 1의 총인 농도 0.4~1.00 mg L⁻¹에 비해 약간 감소하였다. 동화천의 총인 농도는 0.32~0.69 mg L⁻¹의 범위로 반월천보다 낮았다. 또한 동화천이 유입된 정점 3의 총인 농도는 0.22~0.45 mg L⁻¹이었고, 갈대습지를 관류한 후인 정점 4의 총인 농도는 0.09~0.33 mg L⁻¹의 범위를 나타내었으며, 하천수 → 개방수 역 → 인공습지를 관류하면서 총인의 농도가 감소하였다

Table 1. Environmental factors in the Shihwa constructed wetland from October 2001 to June 2002.

Station	Factors	Water temp. (°C)	pH	EC (×1,000 μS cm ⁻¹)	TN (mg · L ⁻¹)	TP (mg · L ⁻¹)	TN : TP ratio
1	Mean	12.1±7.3*	7.8±1.0	1.4±0.4	21.3±2.4	0.9±0.3	24.3±7.6
	Range	4.0~22.3	6.2~9.1	0.5~2.1	13.9~30.6	0.4~1.5	11.4~34.8
2	Mean	11.7±7.2	7.5±0.4	1.7±0.8	17.6±6.4	0.9±0.4	21.5±9.1
	Range	2.3~20.7	6.8~7.0	0.5~2.5	10.1~27.9	0.5~0.9	10.1~33.2
3	Mean	11.7±7.2	7.5±1.0	1.5±0.7	5.9±1.1	0.2±0.0	20.8±19.8
	Range	3.4~21.3	6.9~8.5	0.3~2.0	4.5~7.8	0.2~0.3	17.1~33.9
4	Mean	12.0±6.6	8.5±1.1	0.7±0.2	4.4±1.5	0.2±0.1	23.9±5.2
	Range	4.0~20.5	7.2~10.2	0.4~0.9	2.2~6.7	0.1~0.3	16.2~29.4
5	Mean	12.6±8.5	8.4±0.1	3.0±1.5	4.6±2.0	0.1±0.0	36.8±24.1
	Range	2.0~22.1	7.4~8.7	1.1~4.8	2.3~7.9	0.1~0.2	16.4~42.3

* mean±s.d., n=7

(Table 1).

TN:TP 비는 평균 20.8~36.9의 범위로 Redfield의 비인 16 이상으로서 총인이 제한 영양염인 것으로 나타났다. 단지 4월에만 TN:TP 비가 16 이하로 낮아졌는데 총인의 농도가 정점 1과 2에서 각각 2.21 mg L⁻¹과 1.61 mg L⁻¹이었다. 이것은 총질소 농도는 변화가 거의 없었으나 총인의 농도가 증가함으로써 나타난 결과이다 (Table 1).

2. 갈대 부착조류

하천 오염물질의 저감을 위해 조성된 인공습지내의 갈대에 착생하는 부착조류는 총 329종류로서 6강, 15목, 7아목, 39과 94속, 295종, 13변종, 3품종 및 18미동정종으로 구성되었다. 이들 중 녹조강이 112종류 (34%)로 가장 많았으며 다음으로 규조강이 105종류 (31.9%), 남조강이 57종류 (17.3%), 유글레나강이 45종류 (13.7%), 황갈색조강이 9종류 그리고 와편모조강이 1종류 순으로 조사되었다 (Fig. 2). 조사시기별 부착조류군집 구성 변화에서 가을철의 출현종 조성은 총 159~167종류로 규조강이 41.3%, 녹조강이 24.6%, 남조강이 18% 그리고 유글레나강이 15.6%로 구성되었다. 겨울철에는 녹조강의 종류가 39.6%로 가장 많았으며 규조강, 남조강, 유글레나강의 순으로 조사되었다. 수온이 가장 낮았던 2월에는 규조강의 종수가 최대로 증가하였으며 녹조강은 12월보다 약 20여 종류가 감소하였다. 봄철의 종수는 117~123종류로서 겨울철보다 감소하였으며, 여름철에는 봄철에 비해 출현종 수가 약간 증가한 총 134종류가 출현하였고, 주로 녹조강과 유글레나강의 종수가 증가하였다 (Fig. 2).

갈대 부착조류 군집의 월별 및 강별 구성비의 변화는

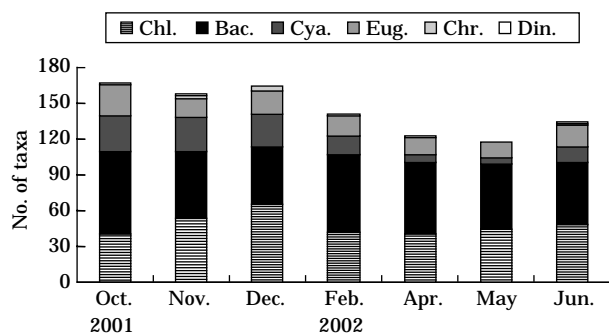


Fig. 2. Composition of the classes of epiphytic algae on reed in the Shihwa constructed wetland (Chl.: Chlorophyceae, Bac.: Bacillariophyceae, Cya.: Cyanophyceae, Eug.: Euglenophyceae, Chr.: Chrysochyceae, Din.: Dinophyceae).

Fig. 3과 4와 같다. 10월의 총 출현 종수는 규조강과 녹조강이 많았으나 정점별 구성비는 남조강이 모든 정점에서 65.2~94.1%의 높은 비를 차지하였다. 그러나 수온이 감소하고 저수량이 증가한 11월과 12월에는 남조강의 상대빈도가 매우 높게 나타난 삼화천에서 유입되는 정점 5를 제외한 나머지 정점에서는 남조강의 상대빈도가 감소하고 규조강이 증가하였다.

수온이 낮은 조사기간에 군집을 대표하는 속은 남조강의 *Lyngbya* 속과, *Phormidium* 속이었다. 정점 2에서는 다른 정점과는 다르게 남조강의 *Pledonema* 속, 녹조강의 *Ulothrix* 속 그리고 규조강의 *Nitzschia* 속의 상대빈도가 높게 나타났다. 봄철에는 남조강보다 녹조강과 규조강의 구성비가 증가한 반면, 여름철에는 규조강과 녹조강의 구성비가 증가하는 경향을 보였으며 또한 남조강의 *Oscillatoria* 속의 구성비가 증가하였다.

갈대 부착조류의 엽록소 a 농도는 평균 12.16±8.45 μg cm⁻²이었으며, 조사 정점별, 계절별 차이가 크게 나타났다 (Fig. 5). 조사 기간 동안 반월천이 유입되는 정점 1의 평균 엽록소 a 농도는 9.7±7.1 μg cm⁻²였으며 4월에 22.4 μg cm⁻²로 가장 높았다. 정점 2의 평균 엽록소 a 농도는 19.9±13.7 μg cm⁻²로 정점 1보다 약 2배 정도 증가하였으며 조사 초기부터 점차 증가하여 4월에 36.4 μg cm⁻²로 가장 높았다. 동화천이 유입되는 정점 3의 평균 엽록소 a 농도는 5.2±3.7 μg cm⁻²였으며 5월에 12.0 μg cm⁻²로 가장 높게 나타났다. 습지를 관류한 이후인 정점 4의 평균 엽록소 a 농도는 11.3±7.4 μg cm⁻²로 정점 3보다 약 2배 정도 증가하였으며, 12월에 21.5 μg cm⁻²로 가장 높았다. 삼화천이 유입된 정점 5의 평균 엽록소 a 농도는 6.2±2.9 μg cm⁻²로 조사 시기별 차이가 가장 작았으며 5월에 8.8 μg cm⁻²로 가장 높게 나타났다. 이번 조사에서 엽록소 a 농도는 갈대습지를 관류하기 전보다 그 이후의 정점에서 증가하는 경향을 나타내었다 (Fig. 5).

갈대에 생물막을 형성하는 부착 조류의 우점종은 정점 1에서는 2001년 10월부터 2002년 2월까지 남조강의 *Lyngbya angusta*가 34.1~73.9%의 높은 구성비를 차지하였다. 정점 2에서는 10월에 남조강의 *Pledonema* 속이 우점하였고, 11월에는 녹조강의 *Ulothrix* 속, 12월에는 규조강의 *Nitzschia palea*로 변화되었다. 정점 3, 4와 5에서는 2001년 10월부터 2002년 2월까지 남조강의 *Lyngbya* 속, *Anabaena* 속, *Calothrix* 속 및 *Phormidium* 속 등이 우점을 차지하였으며, 2002년 4월에는 녹조강의 *Stigeoclonium* 속, *Oedogonium* 속 및 규조강의 *Cyclotella* 속, *Nitzschia* 속 등이 20% 이상의 구성비를 차지하는 우점종으로 출현하였다. 10월에는 전반적으로 생체량이 적었

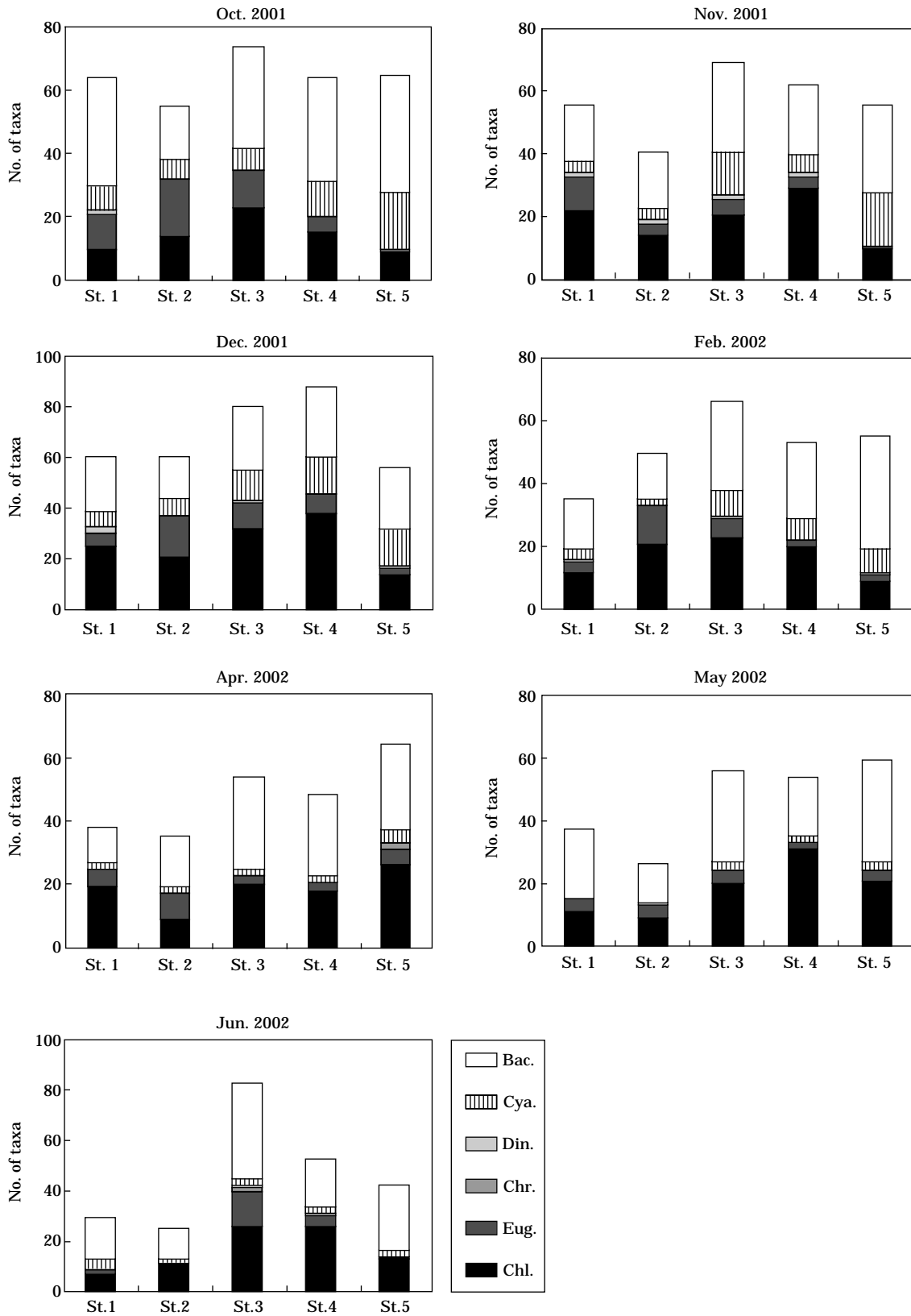


Fig. 3. Number of taxa of epiphytic algae on the reed in the Shihwa constructed wetland.

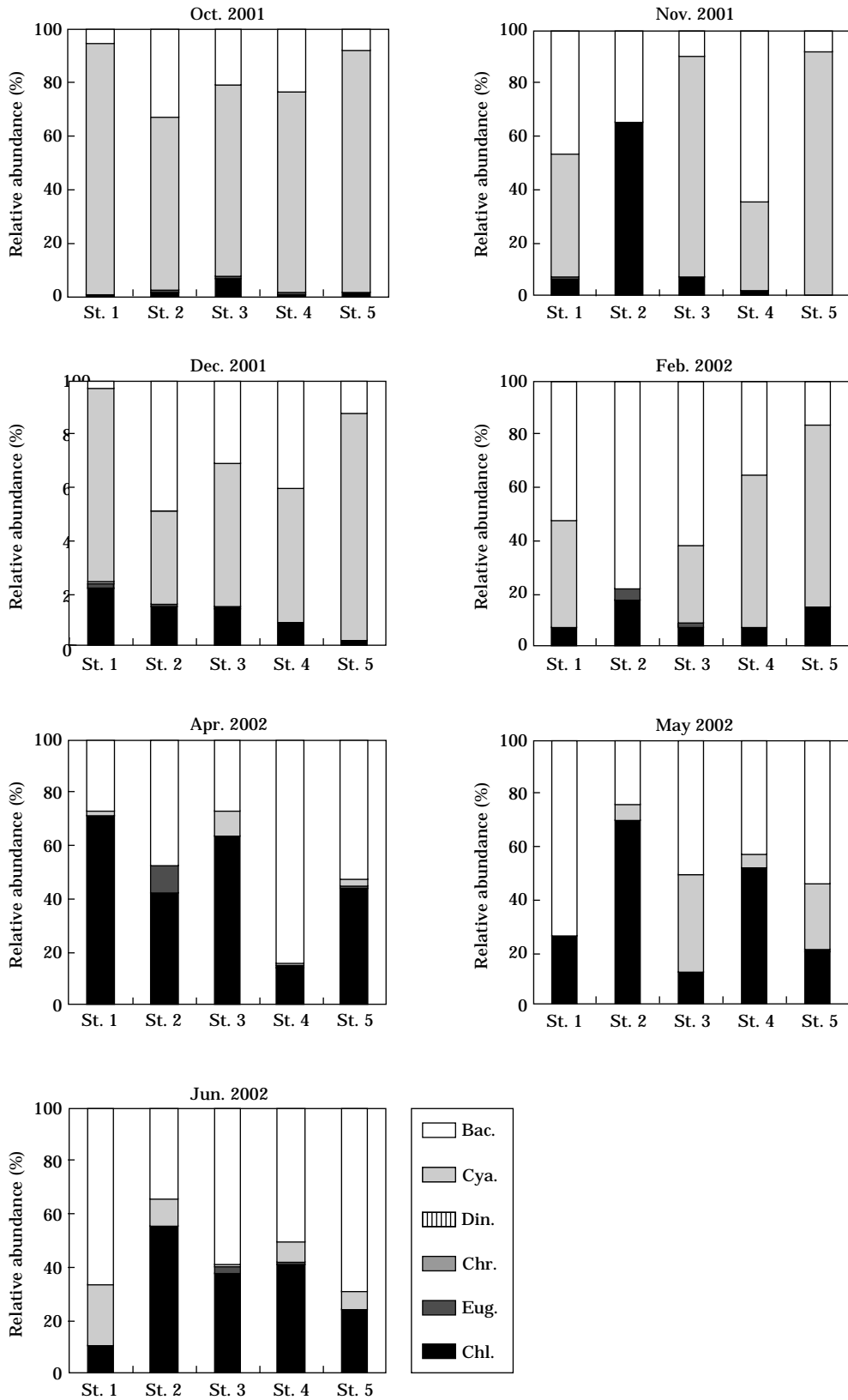


Fig. 4. Relative abundance (%) of each class of epiphytic algae on the reed in the Shihwa constructed wetland.

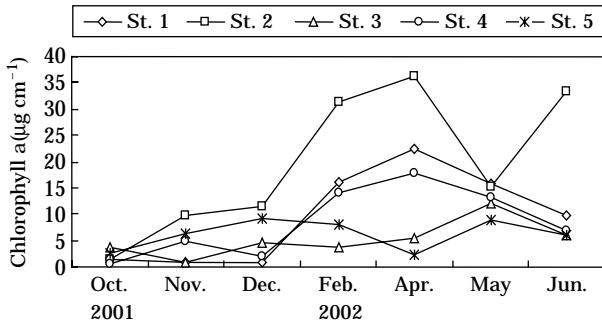


Fig. 5. Variations of chlorophyll-a concentration ($\mu\text{g cm}^{-2}$) of epiphytic algae on reed in the Shihwa constructed wetland.

으나 11월부터 점차 증가하여 대부분의 정점에서 4월에 최대로 증가하였으며, 5월초와 6월에는 전체 생체량이 감소하였다. 갈대 습지를 관류한 후인 정점 2에서 *Stigeoclonium* 속, *Achnanthes* 속, *Navicula* 속 및 *Nitzschia* 속 등이 증가하였다 (Table 2).

갈대 부착조류군집의 우점도는 2001년 10월과 12월이 다른 조사 시기보다 전반적으로 높게 나타났다. 이것은 인공습지 조성동안 습기가 있고 영양염이 풍부한 지역에서 생육 가능한 분류군들이 인공습지 완공 후 저수와 함께 갈대에 착생하여 생육하던 남조강의 *Lyngbya* 속 등이 번성함으로써 나타나는 결과로 판단된다. 그리고 인공습지내의 담수가 완료되고 수온의 감소와 여러 환경 요인들이 변함에 따라 부착조류 군집구성이 변화되었다. 이와 같은 변화는 조사시기에 따라 상당한 변화를 나타내는 정점 1과 2를 제외한 나머지 정점에서는 2001년 12월 이후부터 2002년 6월까지 일정한 상태를 유지하였다. 정점 1과 2의 주요 종은 환경 변화에 따라 남조강, 녹조강, 규조강 등이 불규칙적으로 출현하였다. 그러나 정점 3, 4, 5에서는 남조강의 *Lyngbya angusta*와 *Phormidium* 속 및 규조강의 *Nitzschia* 속 등이 지속적으로 우점종 및 아우점종으로 출현하였다 (Table 2, Fig. 6).

갈대 부착조류 군집의 다양도는 조사기간 동안 점차 증가하는 경향을 나타내었다. 2001년 10월에 0.46~0.86의 범위를 나타내었으며 이 기간 동안 남조강의 *Lyngbya angusta*와 *Pledonema sp.*가 우점을 차지하였다. 11월에는 0.39~0.91의 범위로서 정점 5를 제외한 다른 정점에서는 10월에 비해 약간 증가하였다. 정점 5에서는 남조강의 *Calothrix braunii*와 *Lyngbya angusta*가 90% 이상을 점유함으로써 10월에 비해 11월의 다양도를 낮추는 결과를 초래하였다. 이것은 정점 1~4에서 *Lyngbya* 속의 상대빈도가 낮아진 반면에 규조강과 녹조강의

Table 2. Dominant species of epiphytic algae on reed in the Shihwa constructed wetland.

Station	Dominant species (%)
Oct.	1 <i>Lyngbya angusta</i> (70.4)
	2 <i>Pledonema sp.</i> (58.9)
	3 <i>Lyngbya angusta</i> (85.5)
	4 <i>Lyngbya angusta</i> (66.7)
	5 <i>Lyngbya angusta</i> (37.3)
Nov.	1 <i>Lyngbya angusta</i> (46.2)
	2 <i>Ulothrix cylindrica</i> (51.0)
	3 <i>Anabaena variabilis</i> (64.5)
	4 <i>Lyngbya angusta</i> (31.9)
	5 <i>Calothrix braunii</i> (80.1)
Dec.	1 <i>Lyngbya angusta</i> (73.9)
	2 <i>Nitzschia palea</i> (26.1)
	3 <i>Phormidium papyraceum</i> (33.8)
	4 <i>Lyngbya angusta</i> (34.2)
	5 <i>Lyngbya angusta</i> (48.2)
Feb.	1 <i>Lyngbya angusta</i> (34.1)
	2 <i>Nitzschia palea</i> (36.7)
	3 <i>Nitzschia palea</i> (24.6)
	4 <i>Phormidium papyraceum</i> (36.9)
	5 <i>Schizothrix muelleri</i> (22.2)
Apr.	1 <i>Stigeoclonium lubricum</i> (57.8)
	2 <i>Oedogonium sp. 1</i> (31.4)
	3 <i>Oedogonium sp. 1</i> (41.6)
	4 <i>Cyclotella meneghiniana</i> (30.7)
	5 <i>Nitzschia frustulum</i> (21.9)
May	1 <i>Nitzschia palea</i> (41.7)
	2 <i>Oedogonium sp. 1</i> (61.9)
	3 <i>Lyngbya angusta</i> (26.2)
	4 <i>Nitzschia palea</i> (26.2)
	5 <i>Lyngbya angusta</i> (23.1)
Jun.	1 <i>Gomphonema pseudoaugur</i> (17.5)
	2 <i>Stigeoclonium lubricum</i> (55.0)
	3 <i>Nitzschia palea</i> (21.2)
	4 <i>Navicula minima</i> (15.7)
	5 <i>Achnanthes minutissima</i> (33.9)

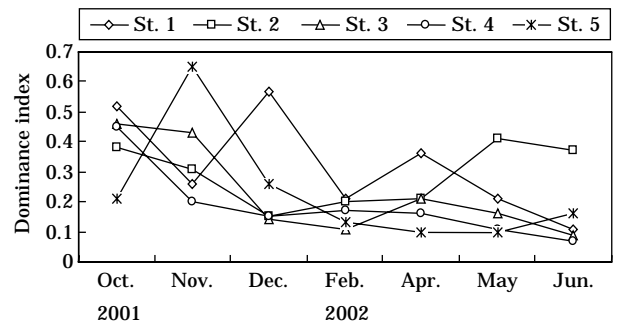


Fig. 6. Changes of dominance index of epiphytic algae on the reed in the Shihwa constructed wetland.

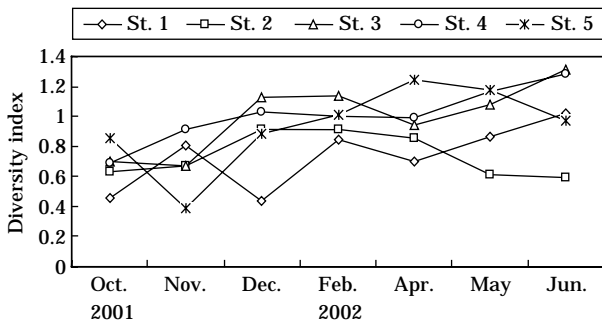


Fig. 7. Changes of diversity index of epiphytic algae on the reed in the Shihwa constructed wetland.

상대빈도가 증가함으로써 나타난 결과이다. 2001년 12월부터 2002년 6월까지 정점에 따라 증감의 변동을 나타내었지만 전반적으로 증가하는 경향을 나타내었다. 이것은 인공습지 조성 초기에 특정 분류군에 의한 군집조성과 다르게 남조강, 녹조강 및 규조강의 다양한 분류군이 우점종 및 아우점종 그리고 5% 이상의 다양한 출현종에 의한 군집구성의 결과이다 (Fig. 7).

고찰

하천과 호수 등의 수질 관리 목적은 생물의 생육에 영향을 미치지 않고 다양성을 유지시킬 수 있는 영양 상태를 회복시키고 유지시키기 위한 것이다. 이것은 영양염 부하-영양적 반응 관계에 따라 적정 수준의 총인과 총질소의 농도를 저감시키고 유지시킴으로 성취할 수 있다. 수질의 관리는 전적으로 과학적 및 기술적으로만 해결될 수 없다. 즉, 경제적, 법적 및 정치적인 사고가 이들 문제를 해결할 수 있는 더욱 중요한 부분을 차지한다 (OECD, 1979).

도시주변의 하천이나 호수 등의 부영양화 현상을 인위적 부영양화라고 하며, 가속화되는 부영양화와 환경악화는 경제활동의 증가에 의한 영양염의 과부하로부터 온 결과이다. 수계의 부영양화를 관리하는 것은 회복적 및 예방적인 영양염 부하 관리를 하여야 하며, 부영양화의 효과적 관리를 위해 오염원의 배출 유역을 하나의 단위로 설정하고, 해당 수계보다도 상류에 위치하는 오염원 배출 유역의 영양염 관리 기준을 관리함으로써 실제적인 수질 향상을 기대할 수 있다 (Chapra, 1979).

조류의 대발생을 일으키는 요인은 일반적으로 과도한 농도의 질소와 인이 수계에 유입될 때 나타나는 현상이다. 무기인의 농도가 $10 \mu\text{g L}^{-1}$ 이상의 농도일 때 유해성

조류의 대발생이 일어날 수 있다. 또한 질소도 $300 \mu\text{g L}^{-1}$ 이상일 때 인과 함께 조류의 생산성 증가를 유발한다. 농업배수는 평균질소와 인의 비가 18 정도이며 하수는 더 많은 양의 인을 공급 한다 (Haper and Stewart, 1987). 본 연구 조사 수역의 원수인 반월천, 동화천 및 삼화천은 농업배수, 공업폐수, 축산폐수 및 생활하수로 인해 총질소와 총인의 비는 평균 25.5 ± 13.2 ($n=35$)이며 총질소나 총인의 농도는 부영양 수질 기준의 수배에 달하고 있다. TN:TP 비와 엽록소 a 농도와와의 관계를 통한 조류 성장 제한 요소에서 TN:TP 비가 10보다 적고, 엽록소 a 농도가 $20 \mu\text{g L}^{-1}$ 보다 적을 때는 질소가 제한 요인이며, TN:TP 비가 17보다 크고 엽록소 a 농도가 $20 \mu\text{g L}^{-1}$ 보다 적을 때는 인이 제한요소로 작용한다 (Chapra, 1979). 인공습지의 TN:TP 비는 전체 10.1~42.3의 범위이며 10월에는 정점 1과 3에서 그리고 11월에는 정점 2, 3 및 5에서 인이 제한요인으로 작용하는 것으로 조사되었다. 이외의 정점에서는 전자의 조건에 부합되는 조건은 없었으며 두 요인이 조류 성장에 대해 제한요인으로 작용하지 않을 정도로 풍부한 것으로 사료된다. 이와 같은 높은 농도의 총질소와 총인의 농도는 물리적 환경요인의 영향을 받아 계절에 따라 우점종의 변화와 수화를 유발시킨다. 질소와 인뿐만 아니라 기온(수온)과 광도 또한 부착조류의 성장을 조절하는 중요한 요인이다. Canale과 Vogel (1974)은 규조류는 약 30°C 의 기온 하에서 적정 생장율을 나타낸다고 하였다. 반면 수온이 증가하면 부착조류 군집의 생산성도 함께 증가하는 것으로 예측하였으나 계절에 따라 수온의 증가가 필수적으로 생산성을 증가시키지 않는다 (Boylen and Brock, 1973). Patrick (1969)은 기온의 변화는 부착조류 군집이 규조강에서 녹조강으로 종 조성을 변화시킨다고 보고하였다.

저서 부착조류는 영양염과 더불어 수중의 광도에 의해서도 매우 큰 영향을 받으며, 광도는 부유물질에 의한 탁도의 영향을 받기 때문에 부유물질에 의한 광도의 변화는 부착조류의 종조성과 생산성의 변화를 유발한다 (Sheldon and Boylen, 1975). 본 조사에서도 습지 내 개방수역의 물은 부유물질이 많아 황색 또는 약간의 흑색을 띠는 경향이 있으며, 광의 유입이 약 90% 이상 감소하는 경향을 나타내었다 (KOWACO, 2002). 이와 같은 물리적 요인에 의해 시료의 채집 시 갈대에 부착조류가 거의 착생하지 못하는 상태를 빈번하게 관찰하였으며, 엽록소 a 농도 또한 낮게 조사되었다. 이와 같이 부유물질에 의한 광 차단 효과에 의해 부착조류의 밀도가 영향을 받으며, 부착조류의 기질이 되는 대형식물의 계절적 성장 또한 부착조류의 착생에 영향을 미치고, 부착조류의 밀도

를 변화시킨다 (Sheldon and Boylen, 1975). 부착조류의 동태에서도 유입수역보다는 습지를 관류한 후에 생체량이 증가하는 경향을 나타내었다. 이것은 부유물질이 많은 하천수가 개방수역에 유입된 후 습지를 관류하면서 많은 부유물질 등이 제거되면서 수중의 광량을 증가시킨 결과 정점 2와 4에서 남조류보다는 *Stigeoclonium* 속, *Ulothrix* 속 등의 녹조류와 규조류 *Nitzschia* 속의 왕성한 성장을 유도한 것으로 판단된다.

인공습지내 갈대 부착조류의 엽록소 *a* 농도는 2001년 10월에 유입 정점보다 관류 후의 정점에서 높아지는 경향을 나타내었다. 이것은 유입정점에는 남조강의 *Lyngbya angusta*가 높은 구성비로 우점을 차지하였으나 *Lyngbya* 속은 세포의 크기가 매우 작고 엽록소 함유량이 적기 때문에 상대적으로 엽록소 *a* 농도가 낮고, 갈대를 관류하는 중간 정점에서의 종조성은 다른 정점의 종보다 세포의 크기가 크고 엽록소를 많이 함유하는 녹조강의 *Oedogonium* 속, *Ulothrix* 속 등이 상대적으로 많았기 때문이다. 또한 11월 및 다른 조사 기간에도 엽록소 *a* 농도가 관류하는 중간 정점에서 증가하였는데 이것은 각 정점의 우점종이 남조강의 *Lyngbya* 속에서 녹조강의 *Ulothrix* 속과 남조강의 *Calothrix* 속으로 변화되거나 *Lyngbya* 속의 상대빈도가 낮아지고 세포의 크기가 큰 규조강 등의 구성비가 증가한 결과로 판단된다. 유입 정점에서 엽록소 *a* 농도가 낮게 나타난 것은 유입되는 하천수에 함유된 많은 부유물질에 의한 부착조류의 생육 저하 또한 한 요인으로 작용하였을 것으로 판단된다.

2002년 2월에 정점 1과 2에서 엽록소 *a* 농도가 $36.4 \mu\text{g cm}^{-2}$ 로 증가하였는데, 이것은 비록 세포수에 의한 우점종은 남조강의 *Lyngbya* 속이었으나 규조강, 녹조강의 *Microspora* 속, *Stigeoclonium* 속, *Oedogonium* 속과 유글레나강의 *Euglena* 속 등의 개체수가 높은 구성비를 차지함으로써 엽록소 *a*의 농도를 증가시킨 것으로 사료된다.

엽록소 *a* 농도는 $0.6 \sim 36.4 \mu\text{g cm}^{-2}$ 의 범위로서 정점 2에서 최대였고 정점 3에서 가장 낮았다. 정점 2에서는 엽도와 관계없이 녹조강의 *Stigeoclonium* 속과 규조강의 분류군들이 번성함으로써 엽록소 *a* 농도가 증가하였으나 다른 정점에서는 녹조강의 생육이 약화되고 규조강 중 소형종인 *Navicula minima*, *Navicula saprophila*와 *Achnanthes minutissima* 등이 번성하여 상대적으로 엽록소 *a*의 농도가 낮게 나타난 것으로 판단된다.

엽록소 *a* 농도와 총인, 총질소, 수온 및 TN:TP 비와의 상관관계 (r^2)는 총질소와 총인은 각각 -0.19 , 수온은 -0.23 , 그리고 TN:TP 비는 0.065 로서 매우 낮았다. 이러한 결과는 총인, 총질소 및 수온이 시화호 인공습지내

갈대 부착조류의 성장 및 종 조성에 거의 영향을 미치지 않는 것으로 판단할 수 있으며, 본 조사지의 총인 및 총질소의 농도는 부착조류가 생육할 수 있을 정도로 높은 농도가 항상 유지되고 있으므로 제한 영양염으로 작용하지 않는 것으로 볼 수 있다. 그러나 부착규조 군집의 종 조성은 매월 변화되어 왔는데 그것은 영양염 뿐만 아니라 수온, 광도 그리고 물속에 함유되어 있는 SS 농도, 염도 (KOWACO, 2002) 등 다양한 환경요인과 인공습지 내에 생육하는 갈대, 물수세미 등 대형수생식물이 복합적으로 작용한 결과로 추정된다.

본 조사에서 인공습지를 관류하는 수질의 변화와 함께 갈대부착조류 군집의 종조성, 상대빈도와 엽록소 *a* 농도 등이 뚜렷한 변화를 나타내었다. 또한 갈대 부착조류 군집도 유입 정점과 관류한 정점 간의 종조성 및 상대빈도 그리고 생체량인 엽록소 *a* 농도에서도 차이를 나타내었다. 이와 같은 결과는 유입 정점과 인공습지의 갈대습지를 관류하면서 부유물질 등의 저장 효과와 광 유입량의 증가에 따른 영향으로 사료된다.

적 요

오염된 하천 수질 정화를 위해 조성된 시화 인공습지에 식재된 갈대 부착조류 군집 동태를 규명하기 위해 5개의 정점을 선정하여 2001년 10월부터 2002년 6월까지 조사를 실시하였다. 상류 하천에서 유입된 영양염류는 갈대군락을 관류하면서 감소하는 경향을 나타내었다. 총질소에 대한 총인의 비가 모든 정점에서 16 이상을 상회하여 본 조사수역은 인이 제한 영양염으로 작용하는 것으로 추정된다. 갈대 부착조류는 295종, 13변종, 3품종 및 18미등정종으로 구성된 총 329종류가 출현하였다. 출현종의 구성은 녹조강-규조강-남조강-유글레나강-황갈조강의 순으로 조사되었다. 분류군별 종 구성비는 정점 간에 약간의 차이는 있지만 전반적으로 조사기간 동안 남조강-규조강-녹조강으로 변화되었다. 엽록소 *a* 농도는 하천수 유입지점인 정점 1과 3에 비해 관류된 후 지점인 정점 2와 4에서 높게 나타났다. 총 16종류의 우점종이 조사되었으며, 조사 초기에는 *Lyngbya angusta* 등 남조강이 출현하였고, 조사 후기인 봄과 여름철에는 *Stigeoclonium lubricum* 등 녹조강과 *Nitzschia palea* 등 규조강이 우점종으로 나타났다. 갈대 부착조류의 종 다양성 및 현존량은 하천수 유입 정점보다 습지 관류 후에 증가하는 경향을 나타내었는데 이것은 습지를 관류하면서 부유물질 등이 습지를 통해 제거됨으로서 부착조류의 생육조

건을 개선시킨 것으로 사료된다.

사 사

본 논문은 2006년도 대전대학교 안식년의 지원에 의거한 것임.

인 용 문 헌

- Adamus, P.R. and L.T. Stockwell. 1983. A method for wetland functional assessment: VII. 1. Critical review and evaluation concepts. US Dept. Transportation, Federal Highway Administration. Report FHWA IP: 82-83.
- APHA. 1992. *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 18th. Ed., American Public Health Association. Washington, DC.
- Boylen, C.W. and T.D. Brock. 1973. Effects of thermal additions from the Yellowstone geyser basins on the benthic algae of the Firehole River. *Ecol.* **54**: 1282-1291.
- Braakhekke, W.G. and M. Marchand. 1987. *Wetlands: The community's wealth*. European Environment Bureau. Brussels. 24.
- Canale, R.P. and A.H. Vogel. 1974. Effects of temperature on phytoplankton growth. *J. Environ. Eng.* **100**: 229-241.
- Carlton, R.G. and R.G. Wetzel. 1988. Phosphorus flux from lake sediments: effects of epilithic algae oxygen production. *Limnol. Oceanogr.* **33**: 562-570.
- Chapra, S.C. 1979. Applying phosphorus model for the Great Lakes. *J. Environ. Eng. Div. ASCE.* **103**: 147-161.
- Delgado, J. 1986. Perspectivas economicas de los parques nacionales Venezolanos. pp. 60-65. *In*: E. Cardich (ed.). *Conservando el patrimonio natural de la region mesotropical*. IUCN, Gland, Switzerland. 142pp.
- Ghosh, D. and S. Sen. 1987. Ecological history of Calcutta's wetland conversion. *Environm. Conserv.* **14**: 219-226.
- 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**: 211-229.
- Hendey, N.I. 1979. The permanganate method for cleaning freshly gathered diatoms, *Microscopy* **32**: 423-426.
- Heyman, J.R. 1988. Self-Financed Re-source Management: A direct approach to maintaining marine biological diversity, Paper presented at workshop on economics, IUCN General assembly, 4-5 Feb. 1988, Costa Rica, 234-235.
- Horn, A.J. and C.R. Goldman. 1994. *Limnology*, McGraw-Hill, Inc., New York 115.
- Jun, M.S., Y. Watanabe and B.C. Kim. 1998. The effects of dilution rate and temperature on phytoplankton growth in stream water, *Korean J. Limnol.* **31**: 328-336. (in Korean)
- Kadlec, R.H. and R.L. Knight. 1996. *Treatment wetlands*, Lewis Publishers, Boca Raton, 893.
- Katharian, A., M. Engelhardt and M.E. Ritchie. 2001. Effects of macrophytes species richness on wetland ecosystem functioning and services. *Nat.* **411**: 687-689.
- KOWACO. 2001. Monitoring in the Shihwa Constructed Wetland Project, Korea Water Resources Corporation, 160. (in Korean)
- KOWACO. 2002. Study on Operation and Management of Shihwa Constructed Wetland Project, Korea Water Resources Corporation, 550. (in Korean)
- McCormick, P.V. and M.B. O'Dell. 1996. Quantifying periphyton responses to phosphorus in Florida Everglades: a synoptic-experimental approach. *J. New Am. Benthol. Soc.* **15**: 450-468.
- Mitsch, W.J. and J.G. Gosselink. 2000. *Wetlands*. John Wiley & Sons, New York
- OECD. 1979. *Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control*. OECD Publ., 153pp.
- Patrick, R. 1969. Some effects of temperature on freshwater algae, pp. 161-198. *In*: Krenbal P.A. and F.L. Parker (ed.), *Biological aspects of thermal pollution*. Vanderbilt Univ. Press, Nashville, Tenn.
- Rohlich, G.A. 1963, Methods for the removal of phosphorus and nitrogen from sewage plant effluents, *J. Air water pollution*, Pergamon Press. 427-434pp.
- Scinto, L.J. and A.R. Reddy, 2003. Biotic and abiotic uptake of phosphorus by periphyton in a subtropical freshwater wetland. *Aquatic Bot.* **77**: 203-222.
- Shannon, C.E. and W. Weaver. 1963. *The Mathematical theory of communication*. Illinois Univ. Press, Urbana, 177pp.
- Sheldon, R.B. and C.W. Boylen, 1975. Factors affecting the contribution by epiphytic algae to the primary productivity of an oligotrophic freshwater lake. *Applied Microbiol.* **30**: 657-667.
- Shimpson, E.H. 1949. Measurement of diversity. *Nature* **163**: 1-688.
- Wetzel, R.G. 1983. *Limnology*, 2nd ed. Saunders, Philadelphia, 743 pp.
- Wetzel, R.G. 1996. Benthic algae and nutrient cycling in

lentic freshwater ecosystems. *In*: Stevenson, R.J., Bothwell, M.L., Lowe, R.L. (Eds.), *Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystem*. Academic Press, New York,

pp. 641-667.

(Manuscript received 3 July 2006,
Revision accepted 15 September 2006)