

부유습지를 이용한 부영양수계 현장 수질개선 효과

박채홍 · 박명환* · 최동호¹ · 최형주¹ · 이준현¹ · 이명훈¹ · 황순진*

(건국대학교 환경과학과, ¹(주)케이씨리버텍)

The Effect of Floating Wetland on Water Quality Improvement in a Eutrophic Lake. Park, Chae-Hong, Myung-Hwan Park*, Dong-Ho Choi¹, Hyung-Joo Choi¹, Joon-Heon Lee¹, Myung-Hoon Lee¹ and Soon-Jin Hwang* (Department of Environmental Science, Konkuk University, Seoul 143-701, Korea; ¹KC RIVERTECH, Daegwang Plaza, Haan-dong, Gwangmyung, Gyeonggi, Korea)

At weekly intervals, we monitored continuous changes in water quality by constructed floating wetland equipped with the four different filter media (sponge, volcanic stone, activated carbon and magnesium hydroxide) in a eutrophic lake from March 2011 to May 2012. We also investigated phyto- and zooplankton communities both in the influent and the effluent water through the floating wetland. Over a 10-month time period, average turbidity (66%), suspended solids (79%) and chlorophyll-*a* (80%) concentrations were remarkably reduced in the effluent water compared to the influent ($P < 0.001$). The average removal rates of $\text{NO}_2\text{-N}$ and $\text{NH}_3\text{-N}$ were 24% and 20%, respectively ($P < 0.05$). The average removal rates of $\text{NO}_3\text{-N}$ and TN were less than 10% ($P > 0.05$). On the other hand, the average removal rates of $\text{PO}_4\text{-P}$ and TP were more than 65% ($P < 0.01$). Interestingly, the abundance of phytoplankton in the effluent was decreased about 2.6 times compared to that of the influent, whereas the abundance of zooplankton in the effluent was increased about 3.5 times compared to that of the influent. Overall, particulate matters (SS, Chl-*a* and TP) and dissolved nutrients ($\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NH}_3\text{-N}$ and $\text{PO}_4\text{-P}$) were particularly reduced at high rates. Therefore, application of our constructed floating wetland in a eutrophic lake improved the water quality and demonstrated a potential for algal bloom mitigation.

Key words : floating wetland, water-purification, phytoplankton, zooplankton, monitoring

서 론

국내외적으로 수중의 질소와 인을 자연적으로 정화하여 호소의 부영양화를 방지하고 수질을 개선하기 위한

여러 가지 방법이 사용되고 있는데, 특히 부유습지의 이용은 최근에 와서 경관적 이용으로부터 탈피하여 수질개선을 위한 새로운 기술로 이용하고자 하는 관심이 증가하고 있다(Yang, 2002; Rousseau *et al.*, 2004). 부유습지는 호소 수표면에 설치하여 호소로 유입된 오염물질은

* Corresponding author: Tel: +82-2-450-3748, Fax: +82-2-456-5062, E-mail: sjhwang@konkuk.ac.kr, parkmh96@konkuk.ac.kr

제거하기 위한 목적으로 사용되며 (Yang, 2006), 인공섬, 인공식물섬, 인공습지, 인공수초재배섬, 어류산란시설 등의 다양한 명칭으로 설치되어 왔다 (Corbitt and Bowen, 1994; Mueller *et al.*, 1996; Choi *et al.*, 2007). 기존의 부유층지를 이용한 수질정화는 식물에 의존하였기 때문에 수질개선 효율이 낮은 편이며, 수질개선 범위가 좁다는 한계가 있다 (Kim *et al.*, 2010). 이러한 한계점을 보완하고 수질개선 효율을 향상시키기 위하여 부유층지의 구조와 구성요소를 보완하는, 예를 들면 수질정화용 여재들을 이용한 아이디어와 이를 실증하고자 하는 연구들이 활발히 진행되어왔다 (Drizo *et al.*, 1999; Prochaska and Zouboulis, 2006; Park *et al.*, 2012). 부유층지에 적용되는 여재의 선정은 부유층지의 수명과 관련하여 가장 중요한 인자로 알려져 있다 (Seo, 2005). 부유층지에서 질소는 인에 비해 질산화 탈질에 의해 N_2 및 N_2O 로 전환되어 대기 중으로 장기적인 처리가 가능하며, 인은 식물의 흡수 (Greenway and Woolley, 1999), 미생물의 고정화 (Newbold *et al.*, 1983; Reddy *et al.*, 1999), 여재의 흡착 (Kadlec, 1997; Tanner *et al.*, 1998) 침전 (Diaz *et al.*, 1994) 등에 의해 처리된다. 따라서 부유층지에서 인의 처리효율향상과 장기간의 수처리를 위해서는 식물이나 미생물의 처리능력을 향상시키는 것으로는 높은 인 처리효율을 기대하기 어려우며, 여재의 흡착 침전의 능력을 향상시키는 방법이 효과적일 것으로 판단된다 (Brix, 1994, 1997).

일반적으로 수질정화에 사용되는 여재들은 다공성 형태를 보이며, 비표면적이 넓기 때문에 기질표면에 부착한 생물막이나 미생물군이 영양염을 제거하는데 매우 효과적이고, 운전관리가 용이하며, 2차 오염물질이 없는 장점을 가지고 있어 관련 연구가 점차 확산되고 있다.

외국의 경우, wollastonite (규회석)을 여재로 적용한 부유층지의 인 제거 효율 평가 (Brooks *et al.*, 2000), 점토와 석회를 혼합한 marl (이회토)를 여재로 사용한 인공습지의 폐수처리 (Gray *et al.*, 2000), pulverized fly ash bricks, shale, gravel을 적용한 Pilot-Scale 인공습지의 질소 제거 효율 평가 (Singh and Jiang, 2010) 등이 보고되었다. 국내의 경우, 황토비드 (loess bead), black carbon, 부석 (pumice), 규산질 화산석 등이 혼합된 여재가 충전된 지하흐름형 인공습지 효율평가 (Seo *et al.*, 2007), 왕사와 쇄석이 혼합된 여재를 사용한 인공습지의 수질오염물질 처리효율 (Seo and Kang, 2010), Bio stone 여재를 적용한 호소 수질개선 인공식물섬의 장치개발 연구 (Kim *et al.*, 2010) 등이 보고되었다. 그러나 여재를 이용한 수질개선의 장점에도 불구하고 부유층지에 여재를 이용하는 경우 여재 표면의 부유 오염물질의 축적 또는 미생물의 과도한 성장에 의

한 여재의 막힘 현상 발생 및 여재의 흡착능력 저하 등의 단점도 노출되어 이에 대한 개선이 앞으로 부유층지의 여재 적용에 있어서 장치 설계시 함께 고려해야 한다.

따라서 본 연구는 선행의 여재를 이용한 실내 수질개선 효과에 대한 연구 (Park *et al.*, 2012)를 바탕으로 입자성물질과 영양염 제거에 높은 효과를 보였던 스펀지, 화산석, 활성탄, 수산화마그네슘 등 네 가지 여재를 카트리지 형식으로 적용한 부유층지의 수질개선 효율과 현장 적용 가능성을 파악하고자 수행되었다.

재료 및 방법

1. 조사지점 및 조사기간

부유층지는 경기도 안산시 반월천 고습지 내 부영양수계에 설치하였다. 반월천 고습지 ($190,063 m^2$)는 시화호로 유입되는 지천 (반월천, 동화천, 삼화천)의 수질개선을 위해 조성된 대규모 인공습지로서 (Korea Water Resources Corporation, 2002), 최근 2009~2010년의 자료에 따르면 TN, TP, Chl-*a*의 평균 농도가 각각 $8.37 mg L^{-1}$, $0.17 mg L^{-1}$, $35 \mu g L^{-1}$ 로서 질소와 인이 과영양상태에 있다 (K-water, 2009, 2010).

본 연구에 사용된 부유층지는 부유층지 중심부에 위치한 수중 펌프에 의해 정체수역 하부에 있는 물을 끌어올리는 방식으로 현장수를 부유층지 내로 유입시켰다. 유입된 현장수를 카트리지 형식의 스펀지, 화산석, 활성탄, 수산화마그네슘 등의 네 가지 여재를 통과하도록 하였으며, 수로바닥에 여과성 매트 (코코넛섬유)를 설치하는 방법으로 고안되었다 (Fig. 1). 일반적인 여재의 가장 큰 문제점은 장기간 운영시 공극 막힘현상 등의 단점이 있을 수 있다. 이에 본 연구에서 고안한 방법은 하중이 적은 여재를 카트리지식으로 설치하여 일정기간 사용한 카트리지식 여재는 자동 역세척을 실시하여 여재의 막힘을 방지함으로써 재사용이 가능하게 하였고, 장기간 운용후 여재의 효율 저하시에는 교체를 용이하게 하여 처리효율을 지속적으로 유지하였다. 조사는 2011년 3월부터 2012년 5월까지 15개월 동안 총 42회에 걸쳐 이루어졌고, 부유층지에 유입되는 유입수와 네 가지 여재를 거쳐 최종적으로 통과된 유출수를 분석하였다.

2. 환경요인 분석

실험기간 동안 수질환경 변화를 측정하기 위하여 Portable multi-parameter (HORIBA U-52, HORIBA Ltd.,

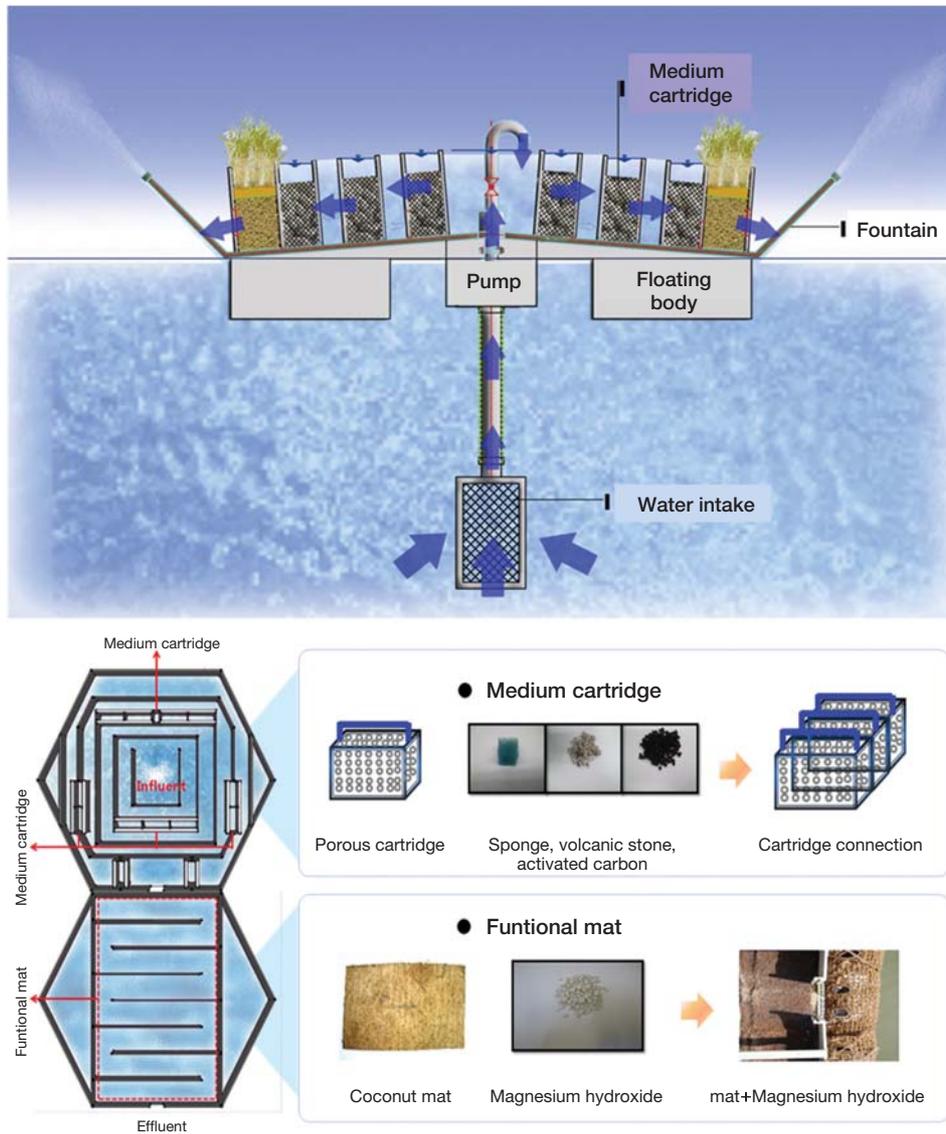


Fig. 1. Schematic of the studied floating wetland system.

Japan)를 이용하여 수온, pH, 전기전도도, 용존산소, 탁도 등을 측정하였다. Chl-*a* 농도는 Whatman GF/F (Whatman International Ltd. Maidstone, England)로 여과하여 90% 아세톤 10 mL로 24시간 동안 4°C의 암상태에서 추출한 후 20분간 원심분리하여 흡광도를 측정하여 계산하였다 (APHA, 2005). SS농도는 시료를 GF/F 여과지로 여과하여 105°C에서 24시간 건조시킨 후의 측정 무게 (S2)와 시료를 넣기 전 초기 여과지의 무게 (S1)의 차이 (S1-S2)를 계산하였다 (APHA, 2005). 영양염 농도는 Standard Methods (APHA, 2005)에 준하여 측정하였는데, NO₂-N은 colorimetric법, NO₃-N은 ultraviolet spectrophotometric

screening법, NH₄-N은 phenate법, TN은 persulfate 분해 후 ultraviolet spectrophotometric screening법, PO₄-P는 ascorbic acid법, TP는 persulfate 분해 후 ascorbic acid 법으로 용존무기인 농도를 각각 측정하였고, COD는 과망간산 칼륨법을 이용하여 측정하였다.

3. 식물플랑크톤 및 동물플랑크톤 분석

식물플랑크톤은 채수 후 200 mL 폴리에틸렌 시료병에 담아 Lugol액으로 고정하고 균일하게 혼합시킨 뒤 12시간 침전시킨 다음 S-R chamber를 이용하여 광학현미경 (AxioStar plus, ZEISS, Germany)하에서 주요 식물플랑크

톤 군집별로 구분하여 동정·계수하였다(Chung, 1993). 동물플랑크톤은 망목의 크기가 64 μm 인 네트를 이용해 5 L를 여과시킨 후 sucrose-formalin으로 최종 농도 5%로서 고정하고, S-R chamber를 이용하여 광학현미경(Axiostar plus, ZEISS, Germany)하에서 대형(지각류, 요각류), 소형(윤충류, 요각류 유생)으로 동정 및 계수하였다(Stemberger, 1979; Balcer *et al.*, 1984; Cho, 1993).

4. 자료분석

부유습지 유입수와 유출수에서의 환경요인, 수질 및 플랑크톤 밀도 차이를 비교하기 위하여 SPSS package (ver. 18.0. SPSS Inc., USA)를 이용하여 Paired-*t* test를 실시하였다. 통계적 유의수준은 $p < 0.05$ 이다.

결과 및 고찰

1. 환경요인의 변화

실험기간 동안 부유습지의 수온은 유입수가 5.9~28.7 $^{\circ}\text{C}$ (평균 17.1 $^{\circ}\text{C}$)의 범위를 나타냈으며, 유출수는 5.9~28.5 $^{\circ}\text{C}$ (평균 17.2 $^{\circ}\text{C}$)로 수온 차이는 거의 없었다(Fig. 2a). 용존산소는 유입수에서 4.7~15.6 mg L^{-1} (평균 11.3 mg L^{-1}), 유출수에서 5.2~15.5 mg L^{-1} (평균 10.3 mg L^{-1})로 유출수에서 다소 낮은 수준을 나타냈다(Fig. 2b). 전기전도도는 유입수와 유출수에서 각각 73.7~414 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (평균 199.0 $\mu\text{S cm}^{-1}$), 72.1~421 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (평균 194.1 $\mu\text{S cm}^{-1}$)로 차이를 보이지 않았다(Fig. 2c). 탁도는 유입수에

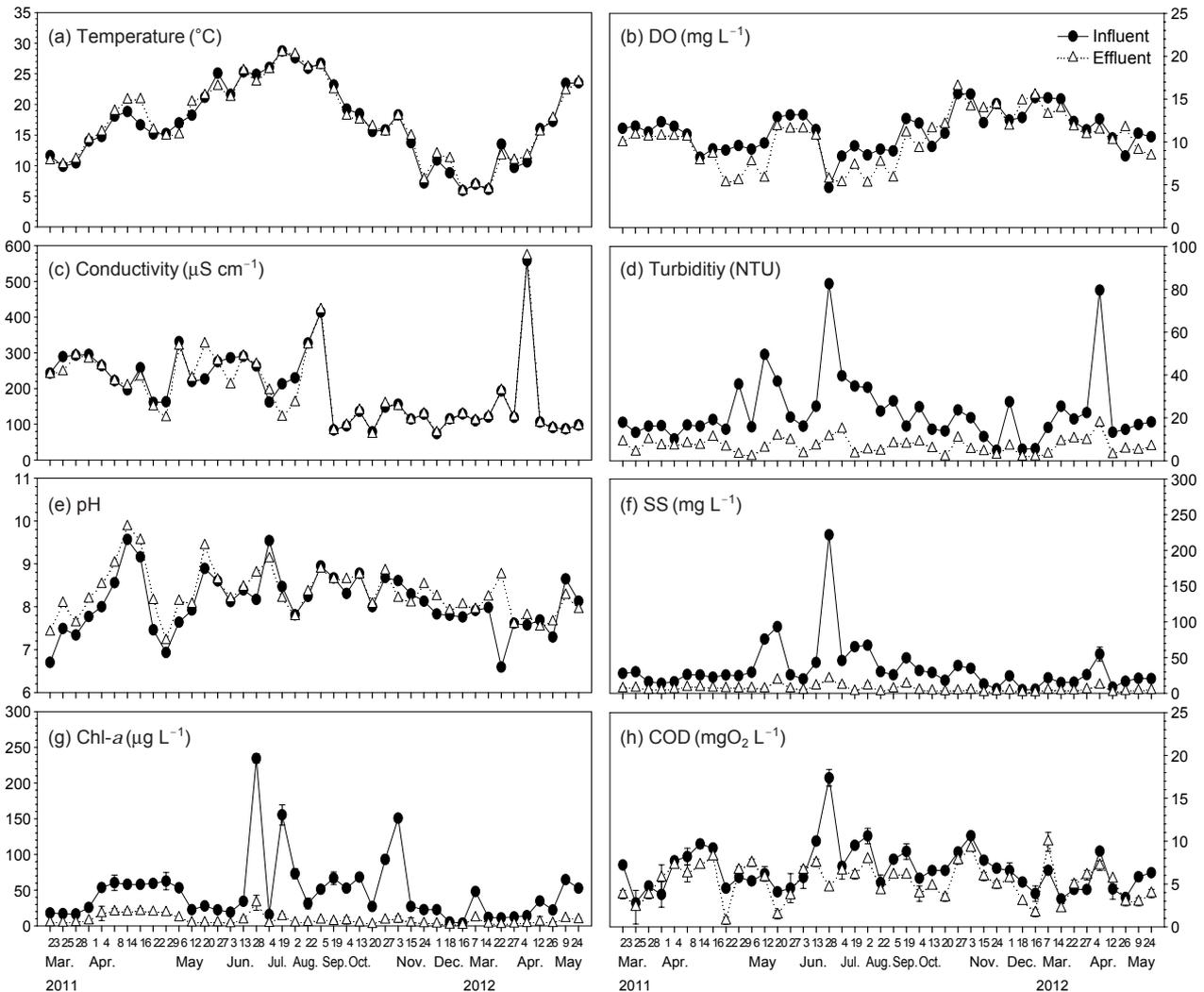


Fig. 2. Change in physico-chemical parameters in the influent and the effluent of the floating wetland.

서 4.9~82.6 NTU (평균 23.3 NTU)의 범위를 나타냈으며, 유출수는 1.8~14.8 NTU (평균 6.8)의 범위를 나타냈으며, 부유층지의 처리에 따른 탁도 감소율이 66.1%로 높게 나타냈다(Fig. 2d). 조사기간 동안 유입수는 녹조류(*Scenedesmus* sp.) 및 남조류(*Oscillatoria* sp.) 대발생 및 강우로 인한 탁수 발생으로 인해 높은 수준(50 NTU 이상)의 탁도를 나타낸 것에 비해 유출수는 유입수와 일정한 차이를 보이면서 낮은 수준을 유지하였다. 이는 부유층지내에서 유속의 감소로 인해 고형물의 침전이 발생하였고, 또한 여재를 통과함에 따라 고형물이 제거된 것으로 사료된다(Ko *et al.*, 2010). pH는 유입수가 6.7~9.5 (평균 8.1), 유출수는 7.4~9.9 (평균 8.3)로 유출수에서 약간 더 높은 수준을 나타냈다(Fig. 2e). 일반적으로 식물플랑크톤의 증식에 따라 용존 이산화탄소가 소모되기 때문에 pH는 식물플랑크톤의 증식과 함께 증가하는 양상을 보이는데, 유출수에서 상대적으로 적은 식물플랑크톤 세포밀도에도 불구하고 나타난 이러한 현상은 부유층지에 적용된 약염기성 수산화마그네슘 여재의 영향에 따른 것으로 사료된다(Henrist *et al.*, 2003).

2. SS, Chl-a 농도 및 COD 변화

부유층지에서 입자성 물질(SS, Chl-a, COD)의 제거는 대부분 여재의 여과작용에 의해 이루어지며 이러한 입자성 물질들은 여재의 공극사이에 흡착된다(Watson *et al.*, 1989). 실험기간 동안 SS는 유입수 평균 34.0 mg L⁻¹, 유출수 6.0 mg L⁻¹로 조사되어 평균 79.4%의 높은 감소율을 나타냈으며 통계적 유의한 차이($p=0.000001$)를 보였다(Fig. 2f; Table 1). 특히 조류대발생 기간(6월 중순~7

월 말) 동안 유입수에서 최대 221.8 mg L⁻¹의 높은 농도를 나타낸 반면, 유출수에서 20.5 mg L⁻¹의 낮은 농도를 보이며 매우 높은 제거율(90.7%)을 나타냈다.

부유층지의 Chl-a 농도 역시 유입수 평균 47.2 µg L⁻¹, 유출수에서 8.1 µg L⁻¹로서 약 80.2%의 높은 감소율을 나타냈으며 통계적으로도 유의한 차이($p=0.000000$)를 보였다(Fig. 2g; Table 1). 7월 초 장마철로 인해 유입유량이 급증하였던 시기를 제외하면 반월천 고습지에서 6월 중순부터 7월 말까지 평균 Chl-a 농도가 150 µg L⁻¹ 이상의 조류대발생을 보였으나, 유출수에서는 평균 16.7 g L⁻¹의 낮은 농도를 유지하며 SS 감소의 경우와 같이 매우 높은 제거율(90.6%)을 나타냈다. COD 농도 역시 유입수에서 평균 6.7 mgO₂ L⁻¹, 유출수에서 평균 5.3 mgO₂ L⁻¹로 24.3%가 감소하였으며, 통계적으로 유의한 차이($p=0.000427$)를 나타냈다(Fig. 2h; Table 1).

Kim and Yoon (2000)은 모래를 여재로 사용한 인공습지에서 SS는 평균 73.4%의 제거율을 보였으며, Kim *et al.* (2010)은 Biostone을 여재로 사용한 부유층지에서 SS 제거효율은 평균 53.5%, COD는 평균 36.9% 제거효율을 보인다고 보고하였다. 또한 Seo *et al.* (2007)은 황토비드, black carbon, 부석, 규산질 화산석 등이 혼합된 혼합여재를 사용한 인공습지 효율 평가에서 SS는 평균 70% 이상, COD는 24~92%의 제거율을 보이는 것으로 조사되어 본 연구와 결과를 비교해 볼 때, 입자성 물질의 제거효율은 비슷한 경향을 나타내고 있었다.

3. 영양염 농도 변화

부유층지의 유입수와 유출수에 대한 영양염 농도 변화

Table 1. Paired *t*-test (turbidity, chlorophyll-a, suspended solids, COD, nutrients, phytoplankton and zooplankton abundance), removal and/or increasing rate (%) in the floating wetland.

Parameters	Unit	Influent	Effluent	Removal rate (%) [Increasing rate (%)]	<i>t</i>	<i>p</i>
Turb.	NTU	23.26 ± 16.12	6.83 ± 3.57	66.10	7.438	0.000000*
SS	mg L ⁻¹	33.97 ± 35.22	6.01 ± 4.25	79.39	5.663	0.000001*
Chl-a	µg L ⁻¹	47.19 ± 8.50	8.11 ± 6.78	80.24	6.358	0.000000*
COD	mgO ₂ L ⁻¹	6.71 ± 2.70	5.27 ± 2.15	24.30	3.833	0.000427*
NO ₂ -N	mg L ⁻¹	0.95 ± 1.53	0.55 ± 0.59	24.12	2.586	0.013352*
NO ₃ -N	mg L ⁻¹	3.90 ± 3.52	3.25 ± 1.83	3.29	1.872	0.068333
NH ₃ -N	mg L ⁻¹	3.25 ± 2.89	2.63 ± 2.66	20.84	3.331	0.001837*
TN	mg L ⁻¹	9.33 ± 7.69	8.19 ± 4.78	9.13	1.972	0.055336
PO ₄ -P	mg L ⁻¹	0.08 ± 0.08	0.03 ± 0.03	65.57	6.265	0.000000*
TP	mg L ⁻¹	0.16 ± 0.12	0.05 ± 0.03	66.15	8.105	0.000000*
Phytoplankton	10 ⁶ cells mL ⁻¹	2.15 ± 2.06	0.82 ± 0.89	61.80	5.176	0.000006*
Zooplankton	10 ² ind. L ⁻¹	2.33 ± 1.48	8.03 ± 14.16	[243.32]	-2.618	0.012325*

*, $p < 0.05$

다(Kim *et al.*, 1998; Seo *et al.*, 2008; Seo and Kang, 2010; Bologo *et al.*, 2012; Park *et al.*, 2012).

Ham *et al.* (2006)의 연구에 의하면 부유습지에 의한 유입수 내 오염물질의 수질개선효율을 생장기(3~11월)와 동절기(12~2월)로 구분하여 측정된 결과, 생장기와 동절기 각각 TP의 제거율은 50%, 53%, TN은 51%, 31% 정도인 것으로 보고 되었다. 동절기에는 낮은 수온으로 인해 미생물에 의한 유기물분해가 저조하고, 질산화와 탈질화를 통해 이루어지는(Seitzinger, 1988) 질소의 제거에 관련된 미생물은 온도의 영향을 받기 때문에 하절기에 비해 동절기의 수질개선효율이 낮아지는 것으로 사료된다(Brodick *et al.*, 1988). 본 연구에서도 인 제거율이 동절기인 12월보다는 하절기(6~9월)에 제거율이 더 높았으며, 질소도 12월에 비해 6~7월에 높은 제거율을 보여 Ham *et al.* (2006)의 연구와 일치하는 경향을 보였다. 하지만 동절기에서 일정한 제거율을 보이며 낮은 영양염 농도를 유지한 것으로 보아 부유습지의 지속적인 운영에는 이상이 없는 것으로 판단된다.

Kim and Yoon (2000)은 습지식물로 갈대를 이용하고 모래를 여재로 주입한 인공습지에 대한 5년 이상의 지속적인 연구결과, BOD와 SS의 제거는 70% 정도의 제거율을 보였으나 질소, 인의 영양염류 제거는 상대적으로 낮은 제거율을 보이는 것으로 보고하고 있으며, Kwon and Park (2003)은 호소에 수생식물을 적용한 부유습지를 설치하여 1년간 수질정화 효율을 조사한 결과, BOD의 평균제거효율은 33%, TN과 TP는 각각 22%, 29%였다. 또한 Kim *et al.* (2010)이 고안한 수생식물과 Biostone 여재를 혼용한 부유습지는 TN평균 제거효율은 23%, TP평균 제거효율은 33%로 나타났다. 본 연구와 비교해 볼 때 수질정화효율은 더 높거나 비슷한 경향을 보였으나, 수생식물의 성장시기를 제외한 나머지 기간에는 효율이 떨어져 계절적 영향을 많이 받는 것으로 나타났다. 따라서 본 연

구는 식물을 이용한 인공습지보다 4가지 여재를 사용함에 따라 오염물질 농도를 일정농도 이하로 유지시켜 계절적 영향을 최소화 할 수 있음을 보였다.

4. 식물플랑크톤 및 동물플랑크톤 변화

담수환경의 식물플랑크톤이 주로 규조류, 남조류, 녹조류로 구성종들의 천이에 의하여 계절적 변화가 이루어지며, 일반적으로 봄과 여름에 녹조류, 늦여름과 가을에 남조류 그리고 수온이 낮아지는 겨울 전후에 규조류가 우점하는 천이과정을 거친다고 알려져 있다(Hutchinson, 1967). 유입수에서는 3~4월에는 규조류 *Nitzschia palea*와 남조류 *Oscillatoria limnetica*가 우점하다가 5~6월에 규조류 *Cyclotella sp.*가 7~8월에는 남조류 *Oscillatoria limnetica* 및 녹조류 *Scenedesmus quadricanda*, *Pediastrum duplex*가 우점하였고, 9~12월에는 다시 *Cyclotella sp.*가 우점하였다. 유출수에서의 우점종 역시 유입수와 큰 차이를 나타내지 않으며 비슷한 우점종 변화를 나타냈다.

조사기간 동안 유입수에서 녹조류의 총 세포밀도는 약 21.6×10^6 cells mL⁻¹였으나, 유출수에서는 8.5×10^6 cells mL⁻¹로 60.7%의 높은 제거율을 나타냈다. 또한 남조류 (13.1×10^6 cells mL⁻¹ → 3.1×10^6 cells mL⁻¹)와 규조류 (51.2×10^6 cells mL⁻¹ → 20.6×10^6 cells mL⁻¹)에서도 각각 75.9%, 59.6%의 높은 제거율을 나타냈다(Table 2). 6~7월 사이 규조류 *Cyclotella sp.*와 녹조류 *Scenedesmus quadricanda*가 대량으로 번성하면서 조류대발생이 나타났으나, 유출수에서는 세포밀도가 90% 이상 감소하면서 낮은 수준을 유지하였다(Fig. 4). 부유습지의 유입수와 유출수에서 식물플랑크톤의 출현 종과 종수의 변화 경향은 서로 비슷하였으나, 조사기간 동안의 평균 세포밀도는 유입수 2.4×10^6 cells mL⁻¹, 유출수 0.9×10^6 cells mL⁻¹로 약 3배 정도 적게 출현하였다(Fig. 4; Table 2). 유출수에

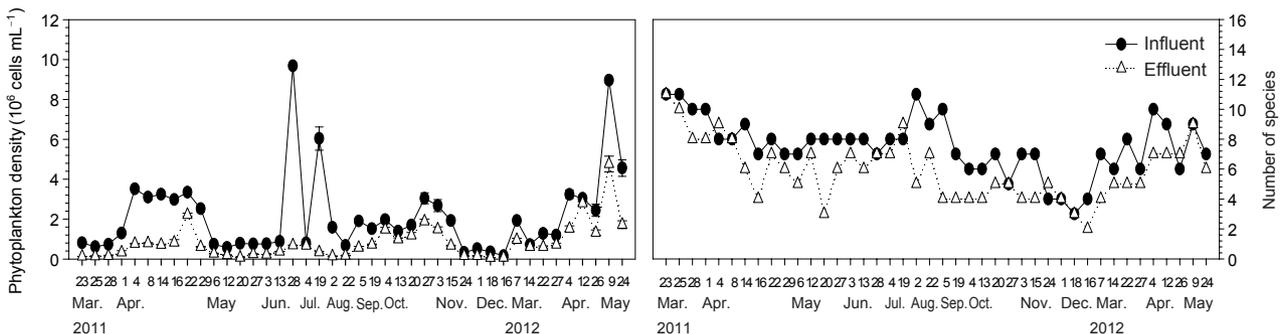


Fig. 4. Temporal change in phytoplankton density and species number in the influent and the effluent of the floating wetland.

Table 2. Abundance and removal rate (%) of phytoplankton in floating wetland. (unit: 10^6 cells mL^{-1})

	Influent	Effluent	Removal rate (%)
Chlorophyceae			
<i>Actinastrum hantzschii</i>	0.336	0.024	92.86
<i>Ankistrodesmus falcatius</i>	2.400	1.187	50.53
<i>Closterium</i> sp.	–	0.008	–
<i>Coelastrum sphaericum</i>	0.808	0.240	70.30
<i>Chlamydomonas angulosa</i>	0.024	0.040	–66.67
<i>Chlamydomonas</i> sp.	0.040	0.000	100.00
<i>Pediastrum duplex</i>	1.880	0.784	58.30
<i>Pediastrum simplex</i>	4.532	0.320	92.94
<i>Scenedesmus intermedius</i>	–	0.002	–
<i>Scenedesmus quadricanda</i>	0.945	0.593	37.24
<i>Scenedesmus</i> sp.	10.520	5.244	50.15
<i>Surirella robusta</i>	0.128	0.053	58.54
Number of species	10	11	
Abundance	21.613	8.495	60.69
Cyanophyceae			
<i>Anabaena smithii</i>	–	0.76	–
<i>Anabaena</i> sp.	1.56	0.000	100
<i>Merismopedia tenuissima</i>	0.416	0.036	95.11
<i>Microcystis</i> sp.	–	0.044	–
<i>Oscillatoria limnetica</i>	2.680	0.228	91.49
<i>Oscillatoria</i> sp.	5.148	0.908	74.86
<i>Synechocystis pevalekii</i>	0.381	0.127	66.73
<i>Phormidium valderianum</i>	–	0.011	–
Number of species	5	8	
Abundance	13.105	3.153	75.94
Bacillariophyceae			
<i>Aulacoseira ambigua</i>	3.296	1.132	65.66
<i>Aulacoseira granulata</i>	–	0.003	–
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	0.557	0.144	74.16
<i>Cyclotella</i> sp.	23.212	11.482	50.54
<i>Diatoma vulgare</i>	0.12	0.000	100.00
<i>Synedra acue</i>	0.302	0.008	97.35
<i>Synedra ulna</i>	0.739	0.262	64.58
<i>Nitzschia acicularis</i>	0.216	0.083	61.73
<i>Nitzschia palea</i>	14.558	4.085	71.94
<i>Nitzschia</i> sp.	3.639	2.211	39.26
<i>Navicula veneta</i>	0.040	0.000	100.00
<i>Navicula viridula</i>	0.806	0.124	84.62
<i>Navicula pulula</i>	0.008	0.000	100.00
<i>Navicula</i> sp.	3.769	1.157	69.30
Number of species	13	11	
Abundance	51.263	20.690	59.64
Flagellates			
<i>Cryptomonas ovata</i>	4.259	1.720	59.62
<i>Mallomonas raginae</i>	0.040	0.040	0.00
<i>Peridinium</i> sp.	–	0.360	–
Number of species	2	3	
Abundance	4.299	2.120	50.69
Total number of species	30	32	
Total cell density	90.28	34.46	61.83

Table 3. Abundance and increasing rate (%) of zooplankton in floating wetland. (unit: 10^2 ind. L^{-1})

	Influent	Effluent	Increasing rate (%)
Rotifera			
<i>Asplanchna</i> sp.	8.987	19.893	121.35
<i>Brachionus angularis</i>	1.320	2.397	81.57
<i>Brachionus rubens</i>	31.325	186.336	494.85
<i>Euchlanis alata</i>	4.803	35.469	638.43
<i>Euchlanis dilatata</i>	0.183	0.000	–100
<i>Euchlanis</i> sp.	–	0.220	–
<i>Kerattela cochlearis</i>	1.007	1.170	16.23
<i>Kerattella valga</i>	0.220	0.015	–93.39
<i>Monostyla acus</i>	0.220	0.283	28.79
<i>Monostyla cornuta</i>	0.000	0.317	
<i>Monostyla hamata</i>	0.183	0.220	20.00
<i>Philodinium roseola</i>	0.531	1.649	210.34
<i>Polyathra dolichoptera</i>	1.650	1.152	–30.18
<i>Polyathra trigla</i>	0.680	2.057	202.63
<i>Trichocerca branchyura</i>	0.267	0.000	–100
<i>Trichocerca cylindrica</i>	–	0.029	–
<i>Trichocerca elongata</i>	–	0.132	–
Number of species	13	15	
Abundance	51.38	251.34	389.20
Copepoda			
<i>Daphnia retrocurva</i>	2.741	4.760	73.65
<i>Thermocyclops hyalinus</i>	15.098	29.049	92.41
<i>Macrocyclus fuscus</i>	0.071	0.000	–100
Copepodid	17.848	33.682	88.72
Nauplius	3.537	7.880	122.81
Calanoida	–	0.349	–
Number of species	5	5	
Abundance	39.29	75.72	92.70
Cladocera			
<i>Bosmina longirostris</i>	7.553	10.170	34.66
Number of species	1	1	
Abundance	7.55	10.17	34.66
Total number of species	19	21	
Total abundance	98.22	337.23	243.32

서 식물플랑크톤 세포밀도가 적은 것은 여재에 의한 효과로 볼 수 있다. 즉, 본 연구진에 의한 선행의 실내실험 결과와 같이 네 가지 여재는 다공성형태로서 비표면적이 넓어 여과효과가 현저하였던 연구결과와 유사한 결과로 사료된다 (Park *et al.*, 2012).

유출수에서 동물플랑크톤의 총 개체수를 분석한 결과, 윤충류 (Rotifera) 389.2%, 요각류 (Copepoda) 92.7%, 지각류 (Cladocera) 34.7%의 증가율을 나타냈다 (Table 3). 또한, 동물플랑크톤 평균 개체수에서도 유입수 2.3×10^2 ind. L^{-1} , 유출수 8.0×10^2 ind. L^{-1} 로 약 3.44배 증가하였으며, 특히 2011년 4월 초에는 유입수보다 유출수에 8배

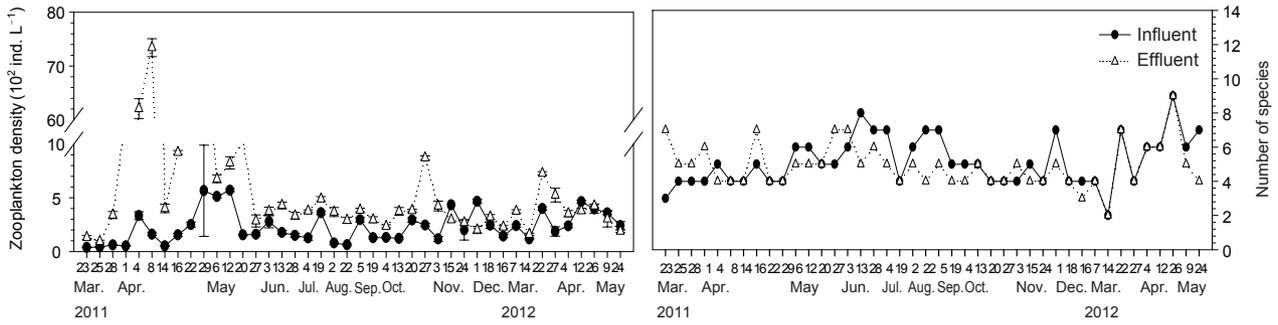


Fig. 5. Temporal change in zooplankton density and species number in the influent and the effluent at floating wetland.

이상 많이 출현하였다(Fig. 5; Table 3). 유입수보다 유출수에서 동물플랑크톤의 개체수가 높은 이유로는 여재의 영향이 작용했을 것으로 추정된다. 여재에 흡착된 식물플랑크톤은 동물플랑크톤 성장에 풍부한 먹이원으로 사용되어 동물플랑크톤의 개체수가 급격히 증가한 것으로 사료된다. 또한 어류를 포함한 포식자와의 격리, 통계적으로 유의한 차이가 나타나지 않았지만 유입수보다 유출수내의 상대적으로 따뜻한 수온이 영향을 준 것으로도 사료되며, 유출수내의 동물플랑크톤 증가에 따라 사용한 여재의 독성은 없는 것으로 판단된다.

인공적으로 조성된 호소의 경우 수위가 불안정하여 수생식물이 자라기 어려워 식물플랑크톤이 대규모로 증식하게 되고 호소의 자정능력은 저하되며, 수생식물을 서식지로 이용하는 어류와 저서생물은 감소하게 된다. 하지만 부유습지를 설치하면 수질 정화뿐만 아니라 생태계 복원 효과를 볼 수 있다. 부유 습지에 붙어있는 부착생물을 먹기 위해 어류가 모여 서식 및 산란 장소로 이용하고 곤충류, 양서류, 파충류 등의 서식처를 제공해준다. 부유습지의 조성은 단순한 수질정화 기작뿐만 아니라 하나의 독립된 소규모 생태계(Biotope)가 조성된다고 볼 수 있다(Kwon, 2007). 본 연구에서의 부유습지는 수질개선효과뿐만 아니라 식물플랑크톤은 뚜렷하게 감소하였고, 동물플랑크톤은 중 중수와 밀도 모두 증가하였다. 이러한 동물플랑크톤에 자료에 근거하여 수서생물과 어류상의 증식 및 서식처로서의 생태적 영향이 클 것으로 사료된다.

이상의 결과를 바탕으로 부유습지는 입자성 물질(SS, Chl-a, TP) 및 용존성 영양염(NO₂-N, NH₃-N, PO₄-P)의 높은 제거율을 나타내었다. 따라서 조류대발생이 빈번한 부영양호소에 적용시 조류저감 및 수질개선 효과가 클 것으로 예상된다. 또한 유출수에서 나타난 동물플랑크톤자료에 근거하여 본 연구에서 사용된 부유습지의 현장 적용시 수서동물들에게 미치는 생태적 영향은 매우 적을

것으로 사료된다.

일반적으로 수질정화시스템은 전기관리, 유량조절 및 부하량 관리, 슬러지 관리 등이 이루어져야 하나(Lee *et al.*, 1999), 본 연구에서의 부유습지는 여재의 카트리지가 관리만 적절히 이루어지면 되므로 유지관리에 매우 유리한 조건을 갖추고 있으며, 수중생물들의 서식처로 이용되어 자연경관 개선효과 및 우수한 경관이 조성될 것으로 사료된다.

적 요

본 연구는 2011년 3월부터 2012년 5월까지 부영양수에 네 가지 여재(스핀지, 화산석, 활성탄, 수산화마그네슘)를 사용한 부유습지를 설치하여 장기적인 수질변화를 조사하였다. 또한 부유습지에 유입되는 유입수와 네 가지 여재를 거쳐 최종적으로 통과된 유출수내의 식물플랑크톤과 동물플랑크톤 군집을 분석하였다. 실험기간 동안 탁도(66%), SS(79%), Chl-a(80%), COD(24%)의 농도는 유입수에 비해 유출수에서 뚜렷하게 높은 감소율을 나타냈다($p < 0.001$). NO₂-N와 NH₃-N은 각각 24%, 20%로 유의한 감소를 나타냈으나($p < 0.05$), NO₃-N와 TN은 평균 10% 미만의 제거율을 나타내었다($p > 0.05$). 한편 PO₄-P와 TP는 모두 평균 65% 이상의 제거율을 나타냈다($p < 0.01$). 또한 식물플랑크톤밀도는 유출수에서 유입수보다 2.6배 정도 낮게 나타낸 반면, 동물플랑크톤은 유입수보다 유출수에서 평균 3.5배 이상 높은 밀도를 나타내었다. 본 연구에서 네 가지 여재를 이용한 수질개선용 부유습지는 특히, 입자성 물질(SS, Chl-a, COD, TP)과 용존성 영양염(NO₂-N, NH₃-N, PO₄-P)에 대하여 높은 제거율을 나타내어, 결과적으로 부영양 호소에서 수질개선 및 조류저감에 대한 적용가능성을 보여주었다.

사 사

본 연구는 환경부 “미래유망 녹색환경기술 산업화 촉진사업 (과제번호: 2010-30004-0001-1)”의 지원과제임.

인 용 문 헌

- APHA. 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater, 21st ed. American Public Health Association. Washington, D.C. USA.
- Balcer, M.D., N.L. Korda and S.I. Dodson. 1984. Zooplankton of the great lake. A guide to the identification and ecology of the common crustacean species. The University of Wisconsin Press.
- Bologo, V., J.P. Maree and F. Carlsson. 2012. Application of magnesium hydroxide and barium hydroxide for the removal of metals and sulphate from mine water. *Water SA* **38**: 23-28.
- Brix, H. 1994. Functions of macrophytes in constructed wetland. *Water Science Technology* **29**: 71-78.
- Brix, H. 1997. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands?. *Water Science Technology* **35**: 11-17.
- Brodick, S.J., P. Cullen and W. Maher. 1988. Denitrification in a natural wetland receiving secondary treated effluent. *Water Research* **22**: 431-439.
- Brooks, A.S., M.N. Rozenwald, L.D. Geohring, L.W. Lion and T.S. Steenhuis. 2000. Phosphorus removal by wollastonite: A constructed wetland substrate. *Ecological Engineering* **15**: 121-132.
- Browning, K. and M. Greenway. 2003. Nutrient removal and plant biomass in a subsurface flow constructed wetland in Brisbane, Australia. *Water Science Technology* **48**: 183-189.
- Cho, K.S. 1993. Illustration of the freshwater zooplankton Korea. Academy Publishing Company.
- Choi, M.J., M.S. Byeon, H.K. Park, N.H. Jeon, S.H. Yoon and D.S. Kong. 2007. The Growth anti nutrient removal efficiency of hydrophytes at an artificial vegetation island, Lake Paldang. *Journal of Korean Society on Water Quality* **23**: 348-355.
- Chung, J. 1993. Illustration of the freshwater algae of Korea. Academy Publishing Company.
- Comeau, Y., J. Brisson, J.P. Reville, C. Forget and A. Drizo. 2001. Phosphorus removal from trout farm effluents by constructed wetlands. *Water Science Technology* **44**: 55-60.
- Corbitt, R.A. and P.T. Bowen. 1994. Constructed wetlands for wastewater treatment, p. 221-241. *In: Applied Wetlands Science and Technology* (Kent, D.M., ed). CRC Press, Boca Raton, FL.
- Diaz, O.A., K.R. Reddy and P.A. Moore. 1994. Solubility of inorganic P in stream water as influenced by pH and Ca concentration. *Water Research* **28**: 1755-1763.
- Drizo, A., C.A. Frost, J. Grace and K.A. Smith. 1999. Physicochemical screening of phosphate-removing substrates for use in constructed wetland systems. *Water Research* **33**: 3595-3602.
- Drizo, A., Y. Comeau, C. Forget and R.P. Chapuis. 2002. Phosphorus saturation potential: a parameter for estimating the longevity of constructed wetland systems. *Environmental Science Technology* **36**: 4642-4648.
- Forbes, M.G., K.R. Dickson, T.D. Golden, P. Hudak and R.D. Doyle. 2004. Dissolved phosphorus retention of light-weight expanded shale and masonry sand used in subsurface flow treatment wetlands. *Environmental Science Technology* **38**: 892-898.
- Gray, S., J. Kinross, P. Read and A. Marland. 2000. The nutrient assimilative capacity of marl as a substrate in constructed wetland system for waste treatment. *Water Research* **34**: 2183-2190.
- Greenway, M. and A. Woolley. 1999. Constructed wetlands in Queensland: Performance efficiency and nutrient bioaccumulation. *Ecological Engineering* **12**: 39-55.
- Ham, J.H., C.G. Yoon, J.Y. Han and H.C. Kim. 2006. Seasonal performance of constructed wetland for nonpoint source pollution control. *Korean Journal of Limnology* **39**: 471-480.
- Henrist, C., J.-P. Mathieu, C. Vogels, A. Rulmont and R. Cloots. 2003. Morphological study of magnesium hydroxide nanoparticles precipitated in dilute aqueous solution. *Journal of Crystal Growth* **249**: 321-330.
- Hutchinson, G.E. 1967. A Treatise on Limnology. Vol. 2. Introduction to lake biology and the limnoplankton. Wiley-Interscience Publication, New York.
- Kadlec, R.H. 1997. An autotrophic wetland phosphorus model. *Ecological Engineering* **8**: 145-172.
- Kim, G.B., E.D. Lee, Y.S. Park, B.S. Park and H.K. Lee. 1998. Characteristics of slurry waste treatment in wetted flue gas desulfurization process using Mg(OH)₂ absorbent. *Journal of Korea Solid Wastes Engineering Society* **15**: 517-523.
- Kim, M.H. and C.G. Yoon. 2000. Review of 5-year experimental data from treatment wetland. *The Korean Society of Agricultural Engineers Conference* p. 649-654.
- Kim, T.H., T.W. Ahn, J.H. Jung, I.S. Choi and J.M. Oh. 2010.

- Research on improvement of lake water quality using artificial floating island. *Korean Journal of Limnology* **43**: 263-270.
- Ko, D.H., Y.C. Chung and S.C. Seo. 2010. Removal mechanisms for water pollutant in constructed wetlands: review paper. *Journal of Korean Society of Environmental Engineers* **32**: 379-392.
- Korea Water Resources Corporation. 2002. Study on operation and management of Shihwa constructed wetland. 3-53.
- Kwon, A.R. and C.H. Park. 2003. A study on water quality remediation using aquatic plants. *Journal of Korean Society of Environmental Engineers* **25**: 415-420.
- Kwon, O.B. 2007. Study on the improvement of aquatic ecosystem by vegetated artificial floating island. PhD thesis, Gangwon National University.
- K-water, 2009. The survey of water pollution sources in watershed of Lake Sihwa (3rd year). appendix 1-9.
- K-water, 2010. Analysis of the trend of water quality and establishment of long-term monitoring systems on the streams flowing into Lake Sihwa (1st year). 86-97.
- Lee, K.S., J.R. Jang, Y.K. Kim and B.H. Park. 1999. A study on the floating island for water quality improvement of a reservoir. *Korean Journal of Environmental Agriculture* **18**: 77-82.
- Molle, P., A. Lienard, A. Grasmick and A. Iwema. 2003. Phosphorus retention in subsurface constructed wetlands: investigations focused on calcareous materials and their chemical reactions. *Water Science Technology* **48**: 75-83.
- Mueller, G., J. Sartoris, K. Nakamura and J. Boutwell. 1996. Ukishima, floating islands, or Schwimmkampen?. *LakeLine* **16**: 18-26.
- Newbold, J.D., J.W. Elwood, R.V. O'Neill and A.L. Sheldon. 1983. Phosphorus dynamics in a woodland stream ecosystem: A study of nutrient spiraling. *Ecology* **64**: 1249-1263.
- Park, C.H., M.H. Park, D.H. Choi, J.H. Lee, M.H. Lee and S.J. Hwang. 2012. The removal of algae and phosphorus in eutrophic waters using various filter media: single and combined application of types, concentration, and particle size. *Korean Journal of Limnology* **45**: 102-109.
- Persson, P.E. 1982. Muddy odour: a problem associated with extreme eutrophication. *Hydrobiology* **86**: 161-164.
- Prochaska, C.A. and A.I. Zouboulis. 2006. Removal of phosphates by pilot vertical-flow constructed wetlands using a mixture of sand and dolomite as substrate. *Ecological Engineering* **26**: 293-303.
- Reddy, K.R., R.H. Kadlec., E. Flaig and P.M. Gale. 1999. Phosphorus retention in streams and wetlands: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* **29**: 84-136.
- Rousseau, D., P. Vanrolleghem and N. Pauw. 2004. Model-based design of horizontal subsurface flow constructed treatment wetlands: a review. *Water Research* **38**: 1484-1493.
- Seitzinger, S.P. 1988. Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystems: ecological and geochemical significance. *Limnology and Oceanography* **33**: 702-724.
- Seo, D.C. 2005. Development of treatment process of biological nitrogen and phosphorus in sewage treatment plant by natural purification system. PhD thesis, Gyeongsang National University.
- Seo, J.W., H.S. Jang and K.H. Kang. 2007. Performance evaluation of subsurface-flow wetland with media possessing different adsorption capacities for nitrogen and phosphorus. *Journal of Korean Society on Water Quality* **23**: 155-160.
- Seo, J.B., J.W. Kang and I.S. Lee. 2008. A kinetic study on the ammonia nitrogen adsorption by physical characteristics of activated carbon. *Journal of Korean Society on Water Quality* **24**: 311-316.
- Seo, J.B. and J.W. Kang. 2010. A kinetic study on the phosphorus adsorption by physical properties of activated carbon. *Journal of Korean Society on Water Quality* **26**: 491-496.
- Singh, R.P. and Y.H. Jiang. 2010. Phosphorus removal by wollastonite: A constructed wetland substrate. 2010 2nd Conference on Environmental Science and Information Application Technology.
- Stemberger, R.S. 1979. A guide to rotifers of the Laurentian Great Lakes. EPA-600/4-79-021.
- Sundaravadivel, M. and S. Vigneswaran. 2001. Constructed wetlands for wastewater treatment. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* **31**: 351-409.
- Tanner, C.C., J.P.S. Sukias and M.P. Upsdell. 1998. Constructed relationships between loading rates and pollutant removal during maturation of gravel-bed constructed wetlands. *Journal of Environmental Quality* **27**: 448-458.
- Watson, J.T., S.C. Reed, R.H. Kadlec, R.L. Knight and A.E. Whitehouse. 1989. Performance expectations and loading rates for constructed wetlands, In *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*; Municipal, Industrial and Agricultural, Hammer, D. H., Ed.; Lewis Publishers.
- Yang, H.M. 2002. Preliminary nitrogen removal rates in close-to-nature constructed stream water treatment wet-

land. *Korean Journal of Environmental Agriculture* **21**: 269-273.

Yang, H.M. 2006. Changes in pollutant concentrations by artificial floating island installed in reservoir for irrigation. *Korean Journal of Environmental Restoration Technology* **9**: 23-32.

Zhu, T., T. Maehlum, P.D. Jenssen and T. Krogstad. 2003.

Phosphorus sorption characteristics of a light-weight aggregate. *Water Science Technology* **48**: 93-100.

(Manuscript received 28 December 2012,
Revised 18 January 2013
Revision accepted 11 March 2013)