

식생피도가 인공습지의 질소 및 인 처리효율에 미치는 영향과 습지식물의 조성 및 관리

함종화 · 윤춘경* · 김형철 · 구원석¹ · 신현범²

(건국대학교 환경과학과, ¹엔포텍, ²농업기반공사 농어촌연구원)

The Effect of Plant Coverage on the Constructed Wetlands Performance and Development and Management of Macrophyte Communities. *Ham, Jong-Hwa, Chun G. Yoon*, Hyung-Chul Kim, Won-Seok Koo¹ and Hyun-Bhum Shin² (Department of Environmental Science, Konkuk University, Seoul 143-701, Korea; ¹N4TEC, Gyeonggi 431-807, Korea; ²Rural Research Institute, KARICO, Gyeonggi 425-170, Korea)*

The field scale experiment was performed to examine the effect of plant coverage on the constructed wetland performance and recommend the optimum development and management of macrophyte communities. Four sets (each set of 0.88 ha) of wetland (0.8 ha) and pond (0.08 ha) systems were used. Water flowing into the Seokmoon estuarine reservoir from the Dangjin stream was pumped into wetland system. Water depth was maintained at 0.3~0.5 m and hydraulic retention time was managed to about 2~5 days; emergent plants were allowed to grow in the wetlands. After three growing seasons of the construction of wetlands, plant coverage was about 90%, even with no plantation, from bare soil surfaces at the initial stage. During the start up period of constructed wetlands, lower water levels should be maintained to avoid flooding newly plants, if wetland plants are to be started from germinating seeds. Effluent T-N concentration in low plant coverage wetland was higher in winter than high plant coverage wetland, whereas no T-P effluent concentration and removal efficiency difference was observed within 15% plant coverage. Dead vegetation affected nitrogen removal during winter because it is a source of organic carbon which is an essential parameter in denitrification. Biomass harvesting is not a realistic management option for most constructed wetland systems because it could only slightly increase the removal rate and provide a minor nitrogen removal pathway due to lack of organic carbon.

Key words : constructed wetland, nonpoint source control, macrophyte communities

서론

최근까지 수자원 보호의 초점은 점오염원 (point source)에 관한 것이었으며, 그 결과 하수종말처리장과 산업폐수처리장 등의 점오염원처리시설을 대폭 확충하여 도시와

주요산업지역을 중심으로 점오염원의 처리에 상당한 진전이 있었다. 그러나 이러한 노력에도 불구하고 하천과 호소의 수질은 크게 향상되지 못하고 있으며, 그 이유 중의 하나는 점오염원 이외에도 비점오염원 (nonpoint source)이 대량으로 하천 및 호소에 유입되기 때문이다. 비점오염원은 지역의 수원에 심각한 악영향을 줄 수 있

* Corresponding author: Tel: (02) 450-3747, Fax: (02) 446-2543, E-mail: chunyoong@konkuk.ac.kr

을 만큼 양이 많고 공급원 또한 다양하다. 미국환경보호청(EPA)에 따르면 비점오염원은 호수 오염의 76%를 차지하며, 미국 내의 지표수로 유입되는 오염물질 부하량의 약 65%가 비점오염원이라고 하였다(USEPA, 1989). 점오염원인 도시하수와 산업폐수는 하수처리장이나 폐수처리장을 건설하여 쉽게 처리할 수 있는 반면, 강우에 의해 시가지, 농경지, 산림 등으로부터 배출되는 비점오염원은 넓게 확산되어 처리하기 어렵다. 이러한 문제에 대한 대안으로서 인공습지를 조성하는 방법이 주목을 받고 있다. 인공습지를 적용할 경우 기존의 수질정화시설에서 처리할 수 있는 유기물질의 처리효과를 보완할 수 있고, 수역의 부영양화를 유발하는 인과 질소를 경제적으로 제거할 수 있다. 습지를 이용한 수질관리는 처리에 대한 비용이 적게 든다는 경제적인 장점과 방법 자체가 자연생태계의 일부분을 이용하고, 오염물질의 제거가 효과적이기 때문에 이와 관련된 연구가 국내·외에서 많이 진행되고 있다(Kadlec and Knight, 1996; 윤 등, 2000; Mitsch and Gosselink, 2000; 함 등, 2004, 2005).

습지는 갈대, 줄, 부들 등의 수생식물과 수생식물을 지지하고 미생물 부착의 매체인 토양, 그리고 오염물질 분해 등 수질 정화에 가장 중요한 기능을 수행하는 미생물로 구성된다(Mitsch and Gosselink, 2000). 습지 내 수생식물은 미생물, 플랑크톤, 수서곤충 뿐만 아니라 어류, 양서류, 파충류, 조류에 이르기까지 다양한 생물들의 서식공간을 제공해주는 역할을 하므로 습지의 안정한 관리에 있어 필수적인 요소가 된다. 수생식물은 호소의 부영양화 요인인 질소와 인 등의 영양염류를 식물체내로 흡수하고, 물속의 줄기나 잎은 유속을 감소시켜 침전을 도와줄 뿐만 아니라, 미생물이 서식할 수 있는 넓은 표면적을 제공하여 얇은 미생물막을 형성할 수 있도록 해준다(Kadlec and Knight, 1996). 또한 수생식물은 줄기, 뿌리, 잎 등에 호흡용 기관과 같은 구조를 가지고 있어서 산소를 포함한 대기가스를 뿌리로 운송하여 뿌리 주변의 토양을 호기성 상태로 만들어 호기성미생물 발달에 유리한 환경을 제공한다. 이러한 효과로 인해 질산화·탈질화를 동시에 일으키는 환경을 만들어 뿌리 주위의 토양에 있는 질소의 제거를 촉진시키는 역할을 한다. 즉, 뿌리 주변의 호기성상태 토양은 암모니아성질소를 아질산성질소나 질산성질소로 질산화시키고, 호기성상태의 외측 부분 토양은 혐기성상태가 되어 질산성질소의 탈질화를 유도한다(Kadlec and Knight, 1996).

근래에 이르러 새만금호를 비롯한 간척지 담수호의 수질오염이 환경단체를 통해 여론화 되면서 습지에 대한 관심이 고조되어 있는 가운데, 정부는 새만금호 수질보전

대책으로 5개소 약 1,090 ha의 인공습지조성을 계획하고 있으며(환경부, 1999), 화옹담수호 수질개선대책방안으로 약 116 ha의 인공습지조성을 계획하고 있다(농업기반공사, 2003). 그러나 우리나라의 인공습지에 관한 연구는 대부분 오수와 축산폐수와 같은 고농도의 점오염원을 처리하는데 집중되어 있고, 하천을 통해 호소로 유입되는 비점오염원을 제어하는 연구는 거의 없는 것이 현실이다. 그러므로 대규모 인공습지 조성을 담수호의 수질개선 방안으로 적용하기 위해서는 현장실험을 통하여 처리효율의 검증과 우리나라 실정에 맞는 조성 및 관리방법을 연구하는 과정이 필요하다. 이전의 연구(함 등, 2004, 2005)에서 간척담수호의 유입구에 비점오염원을 제어할 목적으로 인공습지를 조성하고 현장실험을 한 결과, 인공습지가 비점오염원을 처리하는데 효율적임을 규명한 바 있다.

본 연구에서는 현장실험을 통해 얻은 수질결과를 바탕으로 식생피도가 수체에 미치는 영향을 규명하고, 합리적인 인공습지의 식생 조성과 관리방안을 제시하고자 한다.

재료 및 방법

1. 실험시설

인공습지를 이용한 비점오염원 제어효율을 검증하기 위해 2001년에 충남 당진군의 석문담수호 유입부에 인공습지와 우수지를 각각 4개씩 조성하였으며, 각각의 면적은 0.8 ha와 0.08 ha이고, 총 면적은 약 3.6 ha이다. 실험시설의 평면도는 Fig. 1과 같다. 습지와 우수지의 배치에 따른 처리효율을 비교하기 위해 습지가 우수지 앞에 놓인 습지-우수지 시스템(cell 2와 cell 4)과 습지가 우수지 뒤에 놓이는 우수지-습지 시스템(cell 1과 cell 3)으로 배치하였다. 또한 습지의 가로-세로비에 따른 처리효율의 변화를 조사하기 위해 개략적인 가로-세로비가 1:1인 형태(cell 2와 cell 3)와 가로-세로비가 2:1인 형태(cell 1과 cell 4)로 조성하였다.

인공습지의 유입수는 석문담수호로 유입되는 당진천의 물을 펌핑하여 사용하였으며, T-N과 T-P의 평균 유입수 농도는 각각 3.7 mg L⁻¹와 0.30 mg L⁻¹를 나타내었다. 습지의 수심은 웨어를 이용하여 생장기(3~11월)와 동절기(12~2월)에 각각 0.3 m와 0.5 m를 유지하였으며, 체류시간은 2~5일을 유지하였다. 평균유입유량은 2002년 생장기와 동절기에는 각각 750, 755 m³ day⁻¹를 적용하였고, 2003년 생장기와 동절기에는 각각 이보다 적은 540, 700 m³ day⁻¹를 적용하였으며, 2004년 생장기에는 675 m³

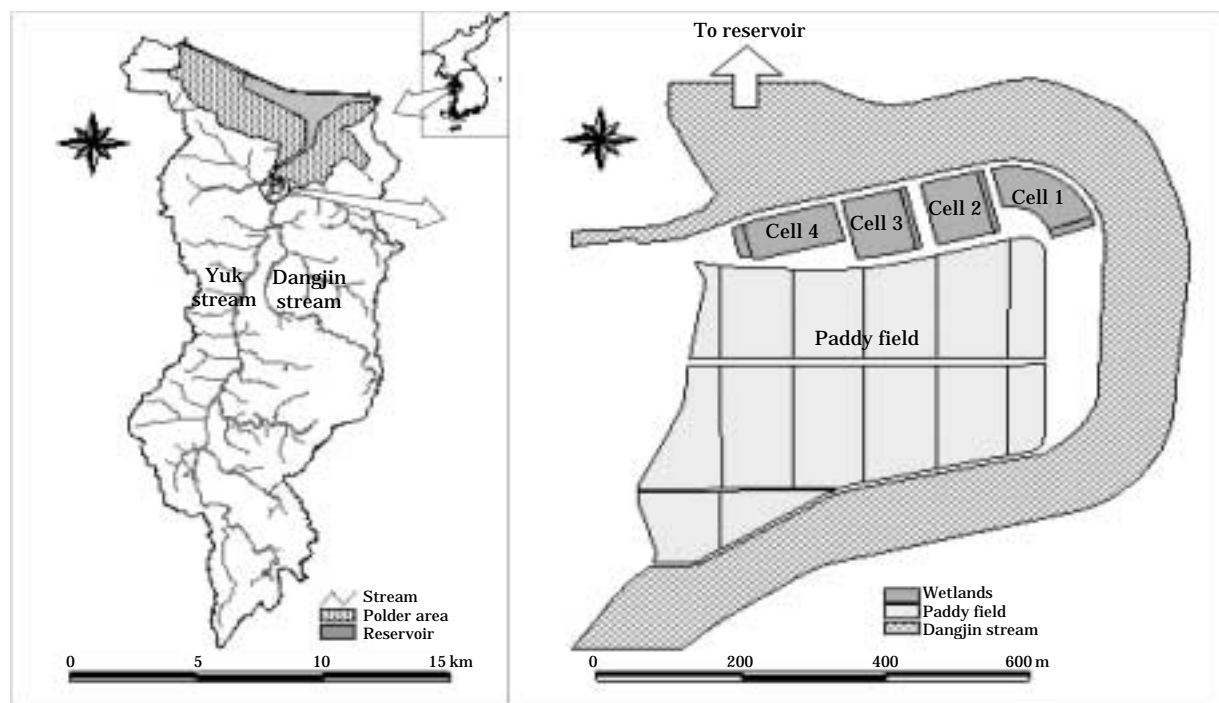


Fig. 1. Seokmoon watershed and experimental facility.

day⁻¹를 적용하였다. 인공습지는 2002년부터 현재까지 운영하고 있으며, 본 논문에서는 2002년 6월부터 2004년 6월까지의 결과를 이용하여 분석 하였다.

2. 식생관리 및 조사

인공습지가 조성된 지역은 석문담수호 유입구의 하안 지역으로 인공습지 조성 전 습지가 조성될 지역에 대해 식생조사를 실시한 결과 새섬매자기 (*Scirpus planiculmis* Fr. Schm.), 갈대 (*Phragmites australis*) 및 기타 육상 식물이 번성하였으며, 평균 피도는 약 20% 정도였다. 주변의 농지가 조성될 지역에 대해 식생조사 한 결과 갈대가 우점하였으며 평균 피도는 약 70%였다. 또한 일부 물웅덩이 주변에 애기부들 (*Typha angustifolia* Bory et Chaub) 이 우세하게 출현하였다.

습지를 조성하는 과정에서 기존에 우점하고 있던 습지 식물의 줄기, 뿌리 및 씨앗들이 습지 토양에 포함되었고, 주변의 농지가 조성될 지역에 자생하는 대규모 갈대군락으로부터 씨앗이 유입되어 좋은 식생원 역할을 할 수 있을 것으로 판단되어 습지에 인위적인 식재를 하지 않았다. 습지 식물이 뿌리, 줄기 및 씨앗으로부터 쉽게 받아들일 수 있도록 2002년에는 4월부터 5월까지, 2003년에는 4

월 한 달 동안 습지토양이 물로 포화될 정도로 물 관리를 하였다. 수분이 충분한 습지바닥을 만들기 위해 각 cell마다 물을 약 10 cm 유입시킨 후 충분한 지하침투가 이루어져 습지바닥이 물로 포화되었다고 판단되면 웨어와 수문을 이용하여 각 cell의 물을 제거하는 과정을 반복하여 항상 습지 바닥이 물로 포화될 수 있도록 하였다. Cell 4는 다른 습지와 달리 2002년 3월부터 5월 중순까지 수문 고장으로 인해 습지의 물을 배제할 수 없었으며, 이때 습지의 평균 수심은 약 40 cm 이상을 유지하였다. 수문의 수리가 완료된 5월 중순부터 cell 4에 물을 제거하여 2주 동안 습지 토양을 물로 포화된 상태를 유지하였으며, 6월부터는 다른 습지와 같은 물 관리를 실시하였다. 6월부터 습지식물의 성장에 따라 식물의 길이보다 낮은 수심을 유지하면서 단계적으로 수위를 상승시켜 주는 물 관리를 실시해 주었다. 습지에서 영양물질을 흡수한 습지식물을 생장기 및 동절기에 일부를 제거하여 습지의 영양물질 제거 효과를 증대시킬 수도 있지만, 본 연구에서는 물 공급을 제외하고는 인위적인 관리를 최소화 할 수 있도록 습지식물을 제거하지 않았다.

습지 조성 후 습지의 식생피도 변화를 분석하기위해 식물상을 잘 반영할 수 있는 위치를 선택하여 각 습지에 총 6개의 고정 방형구 (2 m × 2 m)를 2002년 5월에 설치

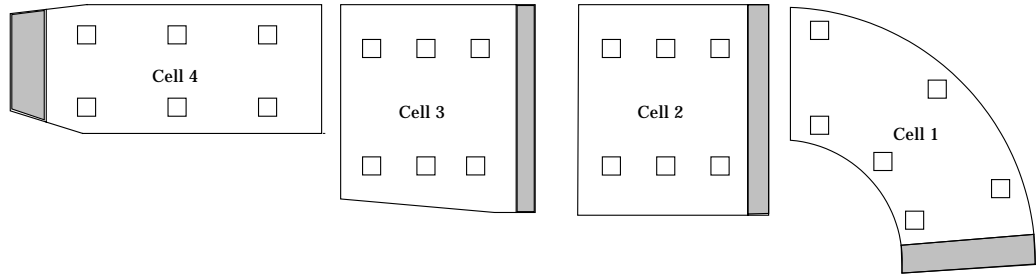


Fig. 2. Vegetation monitoring point after construction of wetlands.

하였다. 설치한 고정 방형구의 위치는 Fig. 2와 같으며, 식생조사는 2002년부터 매년 6, 8, 10월에 실시하였다. 식물상의 조사방법은 조사지역 내에 출현하는 식물종을 기록하고 원색한국식물도감(이, 1996), 대한식물도감(이, 1999) 및 한국귀화식물원색도감(박, 1995)을 참고하였다. 식생의 피도는 총 7단계로 나누어 분석을 하였으며 (0, 0%; 1, 0~20%; 2, 20~40%; 3, 40~60%; 4, 60~80%; 5, 80~100%; 6, 100%), 방형구의 피도를 평균하여 각 습지의 피도를 구하였다.

3. 측정 및 분석

실험기간동안 각 습지와 유수지별로 유입부, 중앙부, 유출부의 3개 지점에 대해서 월 평균 약 2회에 걸쳐 각 지점의 수질이 잘 반영될 수 있도록 3~4개의 동일한 양의 시료를 채취하여 섞은 혼합시료를 사용하여 수질분석을 하였다. 수질측정항목은 수온, pH, EC, DO, BOD₅, TSS, T-N, T-P 및 Chl-*a*이었고, 모든 항목은 Standard Methods (APHA, 1998)에 따라 분석하였다. 습지 식물이 습지의 수질개선에 미치는 영향을 분석하기 위해 모든 결과를 동절기(12~2월)와 생장기(3~11월), 습지식물이 번성한 지역과 그렇지 못한 지역으로 나누어, 각 그룹의 유입수 농도, 유출수 농도 및 제거율에 대해 SPSS 10.0을 이용하여 일원배치 분산분석(one-way ANOVA)을 실시하였으며, Duncan방법으로 5%의 유의수준에서 사후분석을 하였다.

결과 및 고찰

1. 습지의 식생조사

2001년 7월 말에 습지의 토공 및 평탄 작업이 완료되었으며, 8월부터 습지에 일부 식물이 발아하여 자생하기

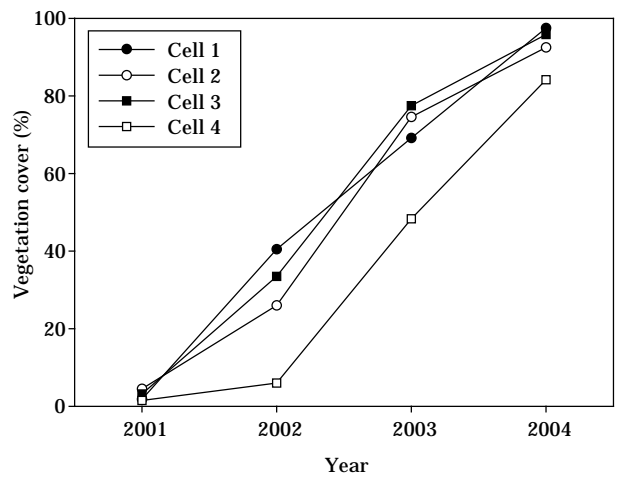


Fig. 3. Development of plant coverage in the constructed wetlands.

시작하였다. 2001년 10월 초에 식생조사를 실시하였으며, 그 결과 습지의 평균 피도는 약 5% 이하로 매우 낮게 나타났다. 관찰된 식물은 강아지풀(*Setaria viridis* (L.) Beauv.), 수크령(*Pennisetum alopecuroides* (L.) Spreng), 미국개기장(*Panicum dichotomiflorum* Michx.), 돌피(*Echinochloa crus-galli* (L.) Beauv.), 물피(*Echinochloa crus-galli* var. *oryzicola* Ohwi), 전동싸리(*Melilotus suaveolens* Ledebour) 및 개망초(*Erigeron annuus* (L.) Pers.) 등으로, 육상식물이 우점을 하였으며 일부 갈대(*Phragmites australis*) 군락이 관찰되기도 하였다. 이와 같이 식생피도가 낮고 육상식물이 우점한 것은 2002년 2월까지 습지의 수로공사가 완료되지 않아 습지로 물 공급이 이루어지지 못했기 때문이라 생각된다.

인공습지가 완공된 2002년 3월부터 5월까지 습지의 식생이 조기에 활착할 수 있도록 물 관리를 실시한 결과 인공습지를 운영한 첫해에 높은 피도를 나타내었다(Fig. 3). 2002년도에 식생조사를 실시한 결과 갈대(*Phragmites*

australis), 애기부들 (*Typha angustifolia* Bory et Chaub), 새섬매자기 (*Scirpus planiculmis* Fr. Schm.), 미국개기장 (*Panicum dichotomiflorum* Michx.), 물피 (*Echinochloa crusgalli* var. *oryzicola* Ohwi), 큰개여뀌 (*Persicaria nodosa* Opiz) 등 여러 종의 식생들이 발견되었고, cell 4를 제외한 각 습지별 평균 식생피도는 약 35%를 나타내었다 (Fig. 3). 2003년도가 지나면서 갈대, 애기부들, 새섬매자기를 중심으로 우점 하였으며, 평균 70~80%의 식생피도를 나타내었다. 세 번의 생장기를 거친 2004년도 식생조사결과 각 습지별로 평균 90% 이상의 높은 식생피도를 나타내었다 (Fig. 3).

반면에 수문 고장으로 인해 2002년 5월 중순까지 약 40cm의 수심을 유지하던 cell 4는 2002년에 다른 cell 보다 훨씬 낮은 식생피도 (<5%)를 나타내었다. 이는 습지식물이 전혀 뿌리가 발달하지 않은 상황에서 조성 시 유입된 줄기, 뿌리 및 씨앗으로부터 발아를 하여 성장을 하여야 하는데, 발아가 되는 4~5월 동안 깊은 수심이 유지되어 발아가 일어나지 못했기 때문이다. 2003년에는 다른 cell과 같이 4월 한 달 동안 물을 제거하여 습지도 양이 습윤한 상태가 되도록 관리한 결과 다른 cell 보다 는 낮지만 전년도 보다는 높은 피도(약 50%)를 나타내었으며, 2004년도에는 약 85%까지 높게 나타났다.

습지조성 초기에 인공식재를 실시하지 않았음에도 불구하고, 3번의 생장기간을 거치면서 식생이 습지에 완전히 정착되었다. 그러므로 타 지역에서 인공습지를 조성할 경우에도 본 연구에서와 같이 습지조성 전에 습지조성에정지와 주변에 습지식물들이 자생하고 있다면, 인공식재를 실시하지 않아도 적정 물관리를 통해 자연적인 식물 활착에 의해 습지식물조성이 가능할 것으로 판단된다.

2. 습지를 이용한 수처리 결과

2002년부터 6월부터 2004년 6월까지 4개의 인공습지에 대해 실측한 유입수 및 유출수 농도와 월평균 유입수 및 유출수의 농도는 Fig. 4와 같으며, 동절기와 생장기 동안의 평균유입수, 유출수, 제거율 및 동절기와 생장기 사이의 평균비교를 위한 p-value는 Table 1과 같다.

유입수의 T-N농도 변화는 1~2월에 높게 나타나고 8~9월에 낮게 나타났으며, 유출수의 농도 역시 5~6월을 제외하고는 유입수와 거의 유사한 변화 경향을 나타내었다. 이와 같은 변화는 수온의 변화와 유사한 경향을 나타내는데 이는 질소의 제거기작이 온도에 큰 영향을 받기 때문이라 생각된다. 또한, 5~6월에 유입수의 T-N농도가 높게 나온 것은 비농사를 위해 농지에 공급된 비료가 유출되어 습지로 유입된 하천수의 T-N농도가 높게 나타난 것으로 생각된다. T-N의 유출수 농도는 생장기와 동절기에 각각 1.5 mg L⁻¹와 3.7 mg L⁻¹를 나타내었으며, 제거율은 생장기와 동절기에 각각 54%와 33%를 나타내었다 (Table 1). T-P의 유입수 농도 역시 T-N과 같이 농지에 공급된 비료성분으로 인해 높게 나타났으며, 이 시기를 제외하고는 연중 비슷한 범위를 나타내었다. 유출수의 농도는 T-N과 달리 10월을 제외하고는 연중 큰 변화 없이 비슷한 범위를 나타내어, T-P의 제거는 온도에 영향을 받지 않음을 알 수 있다. 유입수와 유출수의 T-P농도는 연평균 0.31 mg L⁻¹와 0.15 mg L⁻¹이었고, 제거율은 약 53%를 나타내었다.

3. 식생피도가 수질에 미치는 영향

Cell 4의 식생피도는 습지조성 초기에 수문고장으로

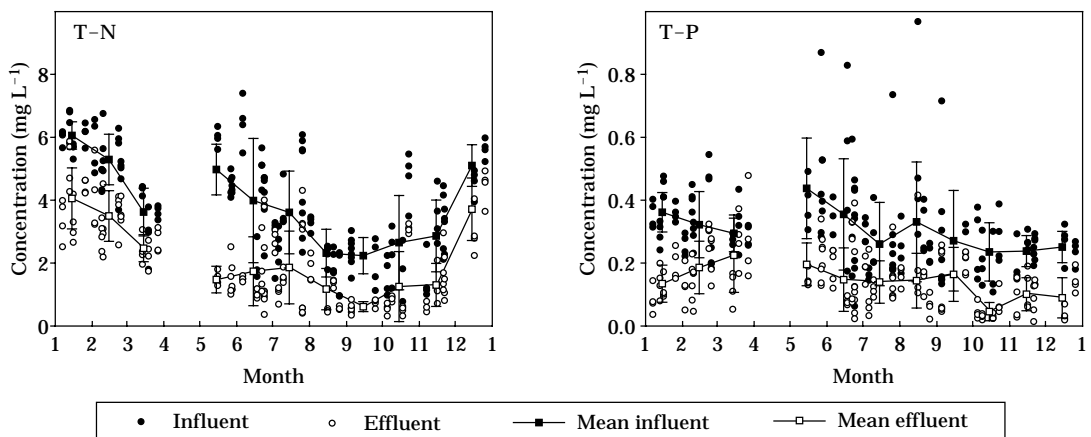


Fig. 4. Influent, effluent, and monthly mean concentration.

Table 1. Seasonal comparison of concentration of the wetlands.

Constituents	Concentration (mean ± S.D. ^a)		p-value	n
	Growing season	Winter season		
T-N (mg L ⁻¹)	Inf. 3.3 ± 1.48	5.5 ± 0.76	0.000 ^b	172
Eff.	1.5 ± 0.96	3.7 ± 0.92	0.000 ^b	172
Removal (%)	51.5 ± 26.4	31.7 ± 13.64	0.000 ^b	172
T-P (mg L ⁻¹)	Inf. 0.30 ± 0.149	0.31 ± 0.089	0.595	172
Eff.	0.14 ± 0.092	0.14 ± 0.080	0.998	172
Removal (%)	50.6 ± 29.58	53.0 ± 29.26	0.628	172

^aStandard deviation. ^bSignificantly different at $p = 0.05$.

깊은 수심을 유지하였기 때문에 다른 cell보다 평균 약 15% 정도 낮은 식생피도를 나타내었다 (Fig. 3). 수처리에서 식생이 미치는 영향을 분석하기 위해 실험자료를 cell 4 (식생피도가 낮은 습지)와 나머지 cell (식생피도가 높은 습지)로 나누었고, 각각의 그룹은 계절별 차이를 분석하기 위해 생장기 (3~11월)와 동절기 (12~2월)로 나누었다. 식생피도가 낮은 습지와 식생피도가 높은 습지간의 유입수농도, 유출수농도 및 제거율을 비교하기 위해 분산분석을 실시하였다. T-P와 T-N에 대한 분산분석 결과는 Fig. 5와 같으며, 동일한 문자는 동일집단을 의미한다.

T-P의 분산분석결과 유입수농도, 유출수농도, 제거율 모두 cell 4와 나머지 cell 사이에 유의한 차이가 없는 것으로 나타났으며, 이로부터 15% 정도의 식생피도 차이는 T-P의 제거에 큰 영향을 미치지 않음을 알 수 있다. T-N의 분산분석결과 생장기동안 유입수농도, 유출수농도, 제거율 모두 cell 4와 나머지 cell 사이에는 유의한 차가 없는 것으로 나타났다. 반면에 동절기에 유입수의 농도는 cell 4와 나머지 cell 사이에 유의한 차가 없었으나 유출수의 농도는 cell 4가 나머지 cell보다 높은 것으로 나타났다. 그 결과 제거율 역시 cell 4가 나머지 cell 보다 제거율이 낮게 나타났다. 이상의 결과로부터 T-P의 경우는 식생피도가 수질에 큰 영향을 미치지 않는 반면에, T-N의 경우는 동절기에 식생피도가 낮은 습지가 처리효율 또한 낮게 나타남을 알 수 있다. 동절기 동안 cell 4와 나머지 cell 사이의 차이점은 고사한 식생뿐으로, 고사한 식물체가 동절기 T-N의 처리율에 영향을 미치고 있는 것을 알 수 있다.

습지에서 질소제거의 주요 기작은 유기질소의 침전 및 암모니아성질소로의 분해, 암모니아의 휘발, 식물과 조류 (algae)를 포함한 미생물에 의한 용존성 질소의 흡수, 질

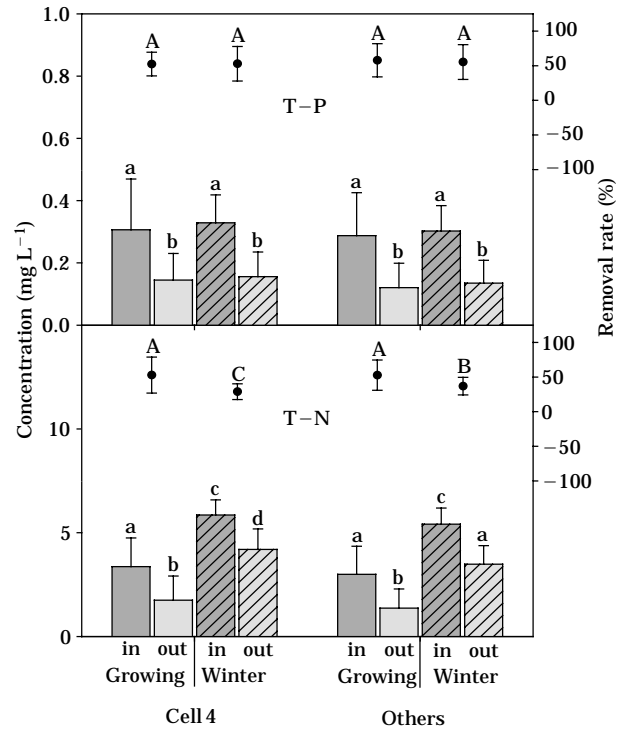


Fig. 5. Comparison of water quality in cell 4 and others.

산화 및 탈질이다 (Kadlec and Knight, 1996; Mitsch and Gosselink, 2000). 식물과 조류를 포함한 미생물에 의해 흡수되어 제거되는 질소는 1~34%를 차지하는 반면에 탈질화에 의해 제거되는 질소는 60~95%를 차지함으로 (Stengel *et al.*, 1987; Cooke, 1994), 탈질화가 질소제거의 주요 기작이다 (Reddy and D'Angelo, 1994; Spieles and Mitsch, 2000). 탈질에 관여하는 미생물들은 주로 종속영양 박테리아 (heterotrophic bacteria)로 무산소 (anoxic) 상태에서 최종 전자 수용체로 산화된 질소의 형태인 NO₂⁻와 NO₃⁻를 이용하고, 탄소원 (carbon source)으로는 유기탄소를 이용하여 질산성질소를 N₂ 가스형태로 대기 중으로 방출하여 제거한다 (Metcalf and Eddy, 1991). 이와 같이 원활한 탈질화를 위해서는 유기탄소가 필수적인데, 고사한 식물체가 탈질화에 필요한 유기탄소를 제공하는 역할을 한다 (Kadlec and Knight, 1996).

본 연구에서 인공습지로 유입되는 유입수의 태별 질소 구성비는 유기질소 41%, 암모니아성질소 5%, 아질산성질소 3%, 질산성질소 51%로 유기질소와 질산성질소가 대부분을 차지하고 있다. 침전에 의해 주로 제거되는 유기질소는 식생피도에 큰 영향을 받지 않는 반면에, 탈질화와 식물에 의한 흡수에 의해 제거되는 질산성질소는 식생피도에 큰 영향을 받는다. 식생이 고사한 동절기에 질

산성질소는 주로 탈질화에 의해 제거되기 때문에 고사한 식물체에 의해 제공되는 유기탄소가 질소 제거에 큰 영향을 미치게 되어 질소 처리효율 및 유출수 농도가 식생 피도에 영향을 받는다. 반면에 생장기에는 탈질화 뿐만 아니라 기타 여러 질소제거 기작이 활발하게 작용하여 유기탄소의 부족으로 인해 활발하지 못한 탈질화를 보완해 주어 평균 15%의 식생피도 부족이 질소의 처리효율 및 유출수 농도에 크게 영향을 미치지 않은 것으로 생각된다.

이상의 결과는 식생피도가 생장기의 인과 질소 및 동절기의 질소제거에 전혀 영향을 미치지 않는 것을 의미하는 것은 아니며, 식생피도가 약 15%보다 훨씬 크게 차이가 날 경우에는 인과 질소 모두 처리율에 영향을 받을 수 있다. 그러므로 영양물질 제거를 위한 인공습지를 조성할 경우 습지 전체를 모두 식생으로 피복되도록 하는 것 보다는 약 10~15% 범위 내에서 일부 구역을 개방수역(open water)으로 처리하여 어류 및 물새들을 위한 서식공간을 제공하여도 영양물질 제거효율에는 큰 차이가 발생하지 않을 것으로 생각된다.

4. 인공습지의 식생 조성

본 연구결과에 의하면 인공습지조성을 위해 필수적인 식생은 자연적으로 도입되어 성장하도록 하는 방법이 유리하다고 판단된다. 본 연구에 의하면 세 번의 생장기를 거치는 동안 식생 피도가 90% 이상 유지되었다. Mitsch (2002)에 의하면 인공식재하여 조성한 습지와 자연적으로 식물이 도입되도록 한 습지 사이에는 영양물질 제거에 있어서 차이가 나지 않는다고 하였다. 그러므로 인공습지의 운영까지 3~4년 이상의 시간적인 여유가 있다면, 인공습지의 식생을 자연적으로 도입되어 성장하도록 함으로써 습지식물을 인공식재함으로 인해 발생하는 비용을 절감할 수 있을 것이다 (Kadlec and Knight, 1996).

인공습지에서 인공식재를 실시하지 않고 자연적으로 식생이 도입되어 성장하도록 할 경우 습지조성 초기에 수위조절을 통한 물 관리는 매우 중요하다 (Mitsch and Gosselink, 2000). 습지조성 초기에 표토에는 습지식물의 줄기, 뿌리 및 씨앗이 포함되어 있으므로, 봄철 습지의 토양이 물로 포화될 정도의 습기를 유지시켜 준다면 줄기, 뿌리 및 씨앗으로부터 쉽게 발아하여 성장할 수 있다. 일반적으로 습지에서 토양수분이 부족할 경우 습지의 식물 종이 육상의 잡초와 같은 종으로 대체되며, 또한 수분이 너무 많을 경우에는 식물뿌리부분에 산소가 결핍되어 식생이 고사하거나 성장속도가 매우 느리게 된다. 하지만,

전년도에 갈대가 성장한 후 고사한 경우 물이 약 30~50 cm 정도 있더라도 뿌리로부터의 쉽게 발아하여 성장할 수 있으므로, 봄철 식생의 발아를 위한 물 관리는 원하는 식생피도를 유지했을 때 까지만 수행하면 충분할 것으로 생각된다. 또한, 동절기에 습지의 수심을 너무 낮게 유지할 경우 습지식물의 뿌리가 얼어 죽을 수 있기 때문에 충분한 수심을 유지하여 뿌리의 동사를 방지하여야 한다.

간척지는 일반적으로 방조제를 축조한 후 약 10년간 빗물에 의해 염분이 제거되도록 방치하는데, 대부분의 간척지에서는 이 기간 동안 처음에는 염분에 강한 염생식물이 우점하여 성장하다가, 시간이 경과됨에 따라 염분이 제거되면서 습지식물 중 염분에 상대적으로 강한 갈대가 우점을 하게 된다. 그러므로 간척지에 인공습지를 조성할 경우 습지를 운영하기 4~5년 전에 습지를 조성한 후 방치하여 두면 자연적으로 갈대군락이 조성될 수 있으며, 빠른 시간 내에 갈대군락을 조성하고자 하는 경우에는 기존에 갈대가 우점하고 있는 내부 간척지 개발예정지의 표토를 인공습지 바닥에 얇게 퍼 주고 충분한 수분 공급이 가능하도록 물 관리를 해준다면 훨씬 빠르게 높은 식생밀도를 유지할 수 있을 것으로 판단된다.

Mitsch (2002)는 자유수면형 인공습지의 경우 수질정화 기능은 식물과 기질표면에 부착된 미생물에 의해 주된 역할을 수행하므로 습지식물의 종류와 수질정화능 사이에는 큰 관계가 없다고 하였다. 그러므로 부득이 인공식재를 할 경우 식생종은 수질정화능이 조금이라도 높은 종을 선택하기 보다는 습지에 잘 적응하는 수생식물 중 습지조성지역의 지역적 특성, 물리적 특성 및 미적인 면을 고려하여 적합한 토착종을 선택하는 것이 좋을 것이라 생각된다. 또한 단일종으로 식재를 하는 것 보다는 복합종으로 식재하는 것을 추천한다. 복합종으로 할 경우 상보작용으로 인해 병충해 및 천적의 공격에 안정화 할 수 있다는 이점과 다양한 종류의 식물들은 다양한 생물들에게 서식환경 및 먹이원 등을 공급하는 이점이 있기 때문에 복합종의 식재가 유리하다 (Mitsch and Gosselink, 2000).

5. 인공습지의 관리

Hammer and Knight (1994)는 17개 인공습지의 평균 질산성질소 제거율이 자연습지(77%) 보다 낮은 44%라고 하였으며, Thompson 등 (1995)은 인공습지에서 탈질화를 통한 질산성질소의 제거는 자연습지보다 44배 정도 낮다고 하였다. 이와 같이 자연습지보다 인공습지에서 질산성질소의 제거가 낮은 이유는 탈질화에 필요한 유기탄소가

인공습지의 바닥에 충분히 형성되어 있지 않기 때문이다. Reed 등 (1995)은 인공습지가 질소제거에 적합한 시스템이 되기 위해서는 유입수의 영향을 크게 받기는 하지만 최소 수년이 소요된다고 하였으며, Craft (1997)는 새로 조성된 인공습지에서 최대 탈질화를 얻기 위해 필요한 유기물질(유기탄소)을 습지바닥에 축적시키기 위해서는 약 5~10년 정도가 소요된다고 하였다. 그러므로 새로 조성한 인공습지에서는 충분한 유기물질을 습지에 축적시키기 위해 생장기 동안이나 생장기가 끝났을 때 식물체를 습지에서 제거하지 않는 것이 좋다.

몇몇 연구자들 (Richardson, 1985; Reed *et al.*, 1995)의 연구결과에 의하면 식물체를 습지에서 제거하지 않으면 생장기 동안 영양물질이 습지식물에 의해 흡수되어 저장되지만, 장기적으로는 고사한 식물체가 습지 바닥에서 분해되어 다시 영양물질을 용출시킬 수 있기 때문에 영양물질을 흡수한 식물체를 습지에서 제거할 것을 추천하였다. 하지만, 일반적으로 습지식물이 흡수한 영양물질의 양은 전체 유입수에 의해 습지로 유입된 양의 약 5% 이하의 매우 적은 양이다 (Reed *et al.*, 1995; Mitsch and Gosselink, 2000; Kim and Geary, 2001). 또한 정수식물이 생장기 동안 흡수하여 잎과 줄기에 축적한 질소(N)와 인(P)은 정수식물이 고사하기 전에 다음 해 성장을 위해 질소와 인을 뿌리로 전이시키는데, 부들은 N과 P 흡수량의 22~50%를 지하부로 전이하며 (Gophal and Sharma, 1984; Morris and Lajeha, 1986), 갈대는 흡수량의 흡수량의 25~50% (van der Linden, 1986), 사초과의 매자기와 고랭이는 12% (Klopatek, 1978)를 전이한다. 물위에 존재하는 고사한 식물체는 시간이 경과함에 따라 물속으로 잠기게 되고, 이렇게 침수된 고사한 식물체는 유기물의 부패(decay)와 영양물질의 용출(leaching)을 통하여 일부는 수체로 영양물질을 유리하고 나머지는 퇴적물의 형태로 바닥에 침전된다. Davis와 van der Valk (1978)는 Goose Lake에서 3년간 매자기와 부들의 영양물질의 이동을 분석한 결과 Table 2와 같은 결과를 얻었다. Table 2에 의하면, 매자기와 부들은 생장기 동안 흡수한 영양물질 중 수체로 용출시키는 비율은 1/3 이하임을 알 수 있다. 수체로 용출되는 영양물질의 비율은 식물의 종류와 고사한 식물체가 분해될 때의 물리·화학적 조건에 의해 변할 수 있지만, 중요한 것은 흡수한 영양물질 전량을 수체로 용출시키지 않는다는 점이다. 또한 퇴적물의 형태로 바닥에 침전되는 영양물질은 잠재적으로 수체로 용출될 수 있는 가능성을 갖고 있지만, 지속적인 퇴적작용으로 수체와 맞닿은 수 cm를 제외하고는 수체에 전혀 영향을 미치지 않기 때문에 습지 내에 존재하더라도 습지에서

Table 2. Nutrient content variation of standing and fallen litter.

		Translocation to root	Release to water	Immobilization in sediment
<i>Scirpus</i> spp.	N (%)	38	37	25
	P (%)	37	27	36
<i>Typha</i> spp.	N (%)	58	10	32
	P (%)	61	5	34

제거되었다고 생각할 수 있다 (Morris and Bowden, 1986; Reed *et al.*, 1995).

몇몇 시스템은 주기적으로 식물을 제거해줌으로써 식물체에 의한 영양물질 제거량을 약간 증대시킬 수는 있지만, 이 과정에서 바닥에 침전된 퇴적물을 교란시켜 잠재적으로 영양물질을 수체로 방출시킬 수 있으며, 비용이 상당히 많이 소요된다 (Mitsch and Gosselink, 2000; Kim and Geary, 2001). 고사한 식물체가 탈질화에 있어서 매우 중요한 인자인 유기탄소의 공급원이기 때문에, 인공습지로부터 식물체를 제거하는 것은 질소제거에 있어서 기여도가 적다 (Mitsch and Gosselink, 2000; Spieles and Mitsch, 2000). 그러므로 대규모로 인공습지를 조성할 경우에는 영양물질 제거량을 증대시키기 위해 식물체를 제거하는 관리방안은 수행하지 않는 것이 경제적으로나 습지의 관리적인 측면에서 좋을 것으로 생각된다.

적 요

본 연구에서는 비점오염원 제어를 목적으로 조성한 인공습지의 현장실험 결과를 바탕으로 인공습지의 식생피도가 습지의 처리효율에 미치는 영향과 습지식물의 조성 및 관리방안에 대해 고찰하였다. 인공습지에 수생식물을 인공식재하지 않고 자연적인 활착을 유도한 결과 3년의 생장기를 거치면서 평균 약 90% 이상의 높은 식생피도를 얻을 수 있었으며, 원활한 식생활착을 위해서는 물 관리가 매우 중요한 것으로 나타났다. T-N, T-P의 제거율은 연 평균 약 45~55% 정도로 높게 나타났으며, T-P는 생장기와 동절기 모두 비슷한 제거율을 나타낸 반면에, T-N의 제거율은 수온의 영향으로 동절기 동안 생장기보다 낮은 약 33%를 나타내었다. 약 15%의 범위 내에서 식생피도의 차이는 T-P의 처리효율에 영향을 미치지 않는 반면에, 동절기 T-N의 처리효율에 영향을 미쳐 식생피도가 낮은 습지가 처리효율 또한 낮게 나타났다. 이는 질산성질소의 탈질화에 필수적인 유기탄소가 식생피도가

낮은 습지에서 적게 공급되었기 때문이라 생각된다. 영양물질 제거를 위한 인공습지를 조성할 경우 습지 전체를 모두 식생으로 피복되도록 하는 것 보다는 약 10~15% 범위 내에서 일부 구역을 개방수역(open water)으로 처리하여 어류 및 물새들을 위한 서식공간을 제공하여도 영양물질 제거효율에는 큰 차이가 발생하지 않을 것으로 생각된다. 대규모로 인공습지를 조성할 경우에는 영양물질 제거량을 증대시키기 위해 식물체를 제거하는 관리방안은 수행하지 않는 것이 경제적으로나 습지의 관리적인 측면에서 좋을 것으로 생각된다.

사 사

본 연구는 농어촌연구원 과제 '수질개선을 위한 자연정화 시설 현장시험연구'의 지원에 의하여 수행되었음.

인 용 문 헌

- 농업기반공사. 2003. 화옹지구 간척지개발사업: 환경영향평가 협의내용변경계획서.
- 박수현. 1995. 한국귀화식물원색도감. 일조각, 서울.
- 윤춘경, 권순국, 함종화, 노재경. 2000. 인공습지 오수처리시설의 처리성능에 관한 연구. 한국농공학회지 **42**(4): 96-105.
- 이영노. 1996. 원색한국식물도감. 교학사, 서울.
- 이창복. 1999. 대한식물도감. 향문사, 서울.
- 함종화, 윤춘경, 구원석, 김형철, 신현범. 2004. 인공습지를 이용한 하구담수호 유입하천수 수질개선 현장실험결과 분석. 한국농공학회지 **46**(5): 141-153.
- 함종화, 윤춘경, 구원석, 김형철, 신현범. 2005. 자유수면형 인공습지에 의한 저농도 고유량의 하천수질개선 효과분석. 한국농공학회지 **47**(1): 79-91.
- 환경부. 1999. 새만금호 수질보전종합대책 수립: 기초자료집.
- APHA. 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (20th ed.). American Public Health Association, Washington.
- Cooke, J.G. 1994. Nutrient transformations in a natural wetland receiving sewage effluent and the implications for waste treatment. *Wat. Sci. Tech.* **29**: 209-217.
- Davis, C.B and A.G. van der Valk. 1978. The decomposition of standing and fallen litter *Typha glauca* and *Scirpus fluviatilis*. *Can. J. Bot.* **56**: 662-672.
- Gophal, B. and K.P. Sharma. 1984. Seasonal changes in concentration of major nutrient elements in the rhizomes and leaves of *Typha elephantina Roxb.* *Aquat. Bot.* **20**: 65-73.
- Kadlec, R.H. and R.L. Knight. 1996. Treatment Wetlands. CRC press, FL.
- Kim, S.Y. and P.M. Geary. 2001. The impact of biomass harvesting on phosphorus uptake by wetland plants. *Wat. Sci. Tech.* **44**(11-12): 61-67.
- Klopatek, J.M. 1978. Nutrient dynamics of freshwater riverine marshes and the role of emergent macrophytes, p. 195-216. *In: Fresh wetlands, ecological processes and management potential* (R.E. Good, D.F. Whigham, R.L. Simpson and C.G. Jackson, Jr, eds.). Academic Press, New York.
- Metcalf & Eddy, Inc. 1991. Wastewater Engineering Treatment, Disposal, Reuse (3rd ed.). McGraw-Hill, New York.
- Mitsch, W.J. 2002. Development of macrophyte communities and subsequent ecosystem function in two created wetlands: A whole-ecosystem experiment, p. 55-65. *In Proceedings of the Nanjing International Wetlands Symposium* (SWS, ed.). Society of Wetland Scientists. Nanjing.
- Mitsch, W.J. and J.G. Gosselink. 2000. Wetlands. John Wiley & Sons, New York.
- Morris, J.T. and K. Lajtha. 1986. Decomposition and nutrient dynamics of litter from four species of freshwater emergent macrophytes. *Hydrobiologia* **131**: 215-223.
- Morris, J.T. and W.B. Bowden. 1986. A mechanistic numerical model of sedimentation, mineralization, and decomposition for marsh sediments. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **50**: 96-105.
- Reddy, K.R. and E.M. D'Angelo. 1994. Soil processes regulating water quality in wetlands, p. 309-324. *In: Global Wetlands: Old World and New* (W.J. Mitsch, ed.). Elsevier, Amsterdam.
- Reed, S.C., R.W. Crites and E.J. Middlebrooks. 1995. Natural Systems for Waste Management and Treatment (2nd ed.). McGraw-Hill, New York.
- Richardson, C.J. 1985. Mechanisms controlling phosphorus retention capacity in freshwater wetlands. *Science* **228**: 1424-1428.
- Spieles, D.J. and W.J. Mitsch. 2000. The effects of season and hydrologic and chemical loading on nitrate retention in constructed wetlands: a comparison of low and high nutrient riverine systems. *Ecol. Eng.* **14**: 77-91.
- Stengel, E., W. Carduck and C. Jebsen. 1987. Evidence for denitrification in artificial wetlands, p. 77-91. *In: Aquatic Plants for Water Treatment and Resource Recovery* (K.R. Reddy and W.H. Smith, eds.). Magnolia Publishing, Orlando.

U.S.EPA. 1989. Nonpoint sources: Agenda for the Future.
U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water,
Washington.

van der Linden, M.J.H.A. 1986. Phosphorus economy of
reed vegetation in the Suidelijk Flevoland polder (The
Netherlands): Seasonal distribution of phosphorus

among shoots and rhizomes and availability of soil
phosphorus. *Acta Oecologia Oecol. Plant* 7: 397-405.

(Manuscript received 3 August 2005,
Revision accepted 8 September 2005)