

## 고수부지에 조성한 수질정화 자유수면습지의 초기운영단계 질소제거

양 흥 모<sup>1)</sup>

<sup>1)</sup> 전남대학교 조경학과

### Nitrogen Removal Rate of Free-Water-Surface Treatment Wetland System Constructed on Floodplain During Its Initial Operating Stage

Hongmo Yang<sup>1)</sup>

<sup>1)</sup> Dept. of Landscape Architecture, Chonnam National University, Kwangju, 500-757, hmy@chonnam.ac.kr

#### ABSTRACT

Nitrogen removal rate and emergent plant growth were investigated of a free-water-surface constructed treatment wetland system, whose dimensions were 31m in length and 12m in width. The system was constructed on floodplain in the Kwangju Stream from May to June 2001. Cattails(*Typha angustifolia*) were transplanted from natural wetlands and their stems were cut at about 40cm height from their bottom ends. Water of the Kwangju Stream were funneled into the system by gravity flow and its treated effluent was discharged back into the stream. The average height of the cattail stems was 45.2cm in July 2001 and 186cm in October 2001. The number of stems averaged 22 stems/m<sup>2</sup> in July 2001 and 52 stems/m<sup>2</sup> in September 2001. Volume and water quality of inflow and outflow were analyzed from July 2001 through December 2001. Inflow and outflow averaged 40.01 and 39.55 m<sup>3</sup>/day, respectively. Hydraulic detention time was about 1.5 days. Average nitrogen uptake by cattails was 69.31 N mg m<sup>2</sup> day<sup>-1</sup>. Removal rate of NO<sub>3</sub>-N, NH<sub>3</sub>-N and T-N averaged 195.58, 53.65 and 628.44 mg m<sup>-2</sup> day<sup>-1</sup>, respectively. The average removal rate of T-N was about 39%.

Key Words : *Free-water-surface constructed wetlands, Total nitrogen, Nitrification, Denitrification, Nitrogen removal, Biofilm.*

#### I. 서 론

인공습지는 생활하수(Reed 등 1988), 산업폐수(Vrhovsek 등 1996) 등 점원오염물을 처리하기 위해 주로 활용되어 왔다. 최근에는 강우유출수

(Green and Martin, 1996; Higgins 등 1993) 등 비점오염원은 물론 오염하천수(Mitsch, 1998), 2차 처리장 방류수(Kadlec and Knight, 1996)를 정화하기 위해서도 사용되고 있다. 인공습지는 수질정화 이외에 야생동물 서식처 제공, 시민휴식

및 자연학습 공간으로 활용 등 다양한 친환경적 기능을 제공하는 장점이 있다.

인공습지는 수리학적 특성과 사용한 매질에 따라 자유수면습지(free water surface wetlands)와 여과습지(subsurface flow wetlands)로 대별한다 (Corbitt and Bowen 1994; 양홍모, 1999). 자유수면습지는 정수식물이 성장하는 수심 약 0.2~0.3m 정도의 폐수부(closed water)와 정수식물이 성장하지 못하는 수심 약 1~1.5m의 개수부(open water)로 구성한다. 자유수면습지에서 유입수는 토양 위와 식물사이를 흐르면서 정화된다. 오염 하천수, 2차처리장 방류수 등 비교적 수질오염의 농도가 낮은 유입수를 정화하는 인공습지는 유입수의 질소를 제거하기 위해 조성하는 경우가 대부분이다.

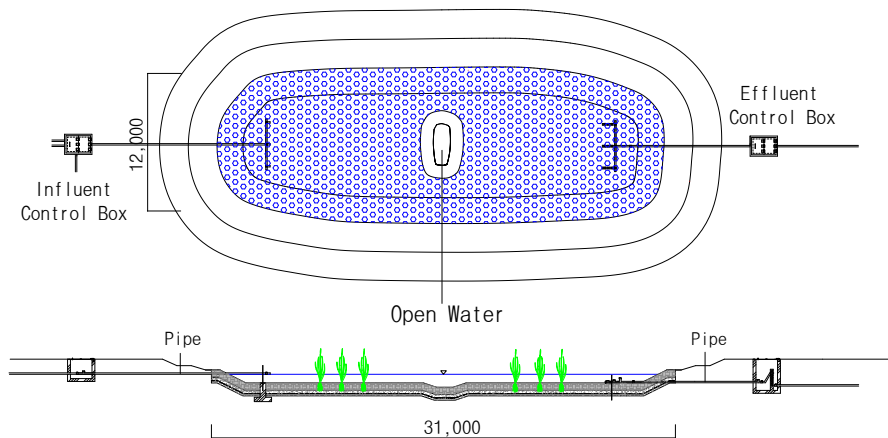
최근에 하천 수질개선을 위한 오염하천 정비 사업이나, 콘크리트 직강화 등으로 하천생태계가 훼손된 하천을 자연형 하천으로 복원할 때 습지를 조성하여 오염하천수를 정화하면서 훼손된 습지를 복원하고 비오톱(biotope)을 조성하는 방안이 관심이 높아지고 있다. 오염하천수를 정화하는 인공습지는 하천의 제내지에 조성하는 방법과 하천의 고수부지에 조성하는 방법이 있다. 국내의 경우 오염하천수가 흐르는 하천 주변의 토지는 주거지 등으로 토지이용이 진행된 경우가 많아 제내지에 습지를 조성할 부지확보가 어려운 실정이다. 제내지에 인공습지를 조

성할 경우 하천수를 펌핑하여 습지에 유입시켜야 하므로 전기비용이 많이 소요된다. 따라서 하천 고수부지에 인공습지를 조성하여 자연유하로 오염하천수를 인공습지에 유입시켜 정화하는 방법의 연구가 필요하다. 본 연구는 오염하천수를 정화하기 위해 고수부지에 조성한 자유수면습지의 초기운영단계 질소제거를 연구하는데 목적이 있다.

## II. 재료 및 방법

### 1. 시스템 구조

2001년 5월부터 6월 사이 광주광역시를 흐르는 광주천 하류에 위치한 수중보 아래에 형성된 고수부지에 수질정화 자유수면습지 시스템을 시공하였다. Figure 1은 실험 자유수면습지 시스템의 평면 및 단면 개념도이다. 수중보의 수심 약 20cm에서 광주천의 물이 자연유하로 시스템에 유입되며, 시스템 처리수는 광주천으로 방류되도록 설계하였다. 유입부와 유출부는 직경 100mm PVC 파이프를 설치하였다. 습지바닥의 규모는 길이 31m, 폭 12m로 면적이 약 370m<sup>2</sup>이다. 시스템 중앙에 면적 약 30m<sup>2</sup>의 수심 약 1m의 개수부를 설치하였다. 개수부는 유입수가 흐르는 방향의 개수부 뒤쪽에 유입수가 정체하는 구간(dead zone)을 완화시키는 역할을 하여 시스템의 처리효율을 높이고, 수면과 대기와의 접촉



**Figure 1.** Schematic plan and section of the free-water-surface treatment wetland system constructed on floodplain in the Kwangju Stream.

을 통해 대기 중의 산소가 수면에 녹아 수중에 함유된 암모니아의 질산화를 촉진하여 시스템의 질소정화를 향상시키는 역할을 한다. 시스템의 바닥은 황토다짐을 한 후 방수비닐을 깔고, 그 위에 다시 황토다짐을 하여 유입수가 지하로 유출되는 것을 방지하였다. 토공작업에서 발생한 고수부지 표토를 모아두었다가 굵은 자갈을 제거한 후 황토다짐 위에 표토를 복토하였다. 자생 부들(*Typha angustifolia*)을 채취하여, 줄기를 근부에서 약 40cm 높이로 절단한 후, 약 30cm 간격으로 시스템바닥에 식재하였다. 시스템으로 유입되는 유량을 조절할 수 있도록 시스템 유입부에 유량조절 밸브를 설치하였으며, 시스템의 수심을 조절할 수 있는 수위조절 장치를 유출부에 설치하였다. 시스템의 유입부에 3개의 밸브를 등간격으로 설치하여 유입수가 확산 유입되도록 하였고, 유출부에도 3개의 밸브를 등간격으로 설치하여 시스템의 처리수가 확산 유출되도록 설계하였다. 시스템의 사면경사는 1:2로 조성하였으며, 야자섬유망덮기와 줄떼심기로 사면을 보호하였다.

## 2. 실험방법

조사기간 시스템의 평균 유입량은 40.02 m<sup>3</sup>/day였으며, 평균 유출량은 39.55 m<sup>3</sup>/day였다. 시스템의 수심을 0.25m로 유지시켰으며, 시스템의 공극률이 약 0.65로 평균 체류시간은 약 1.5 days였다. 시공 후 2001년 7월부터 12월까지 6개월 동안 시스템의 유입수와 처리수를 7~10일에 한 번씩 샘플링하였다. 수온과 pH는 현장에서 Scott pH-Meter(CG 347)로 측정하였으며, T-N, NO<sub>3</sub>-N, NH<sub>3</sub>-N은 수질오염공정시험방법(환경부, 2000)을 기준으로 분석하였다. 각 분석항목의 값은 월평균 값으로 나타냈다. 시스템의 유입량과 유출량은 매일 1~2회 유입부와 유출부에서 1분 동안 흐르는 양을 3회 받아서 평균 유입량과 유출량을 산정하였다. 유입량 및 유출량, 유입수 및 유출수의 T-N, NO<sub>3</sub>-N, NH<sub>3</sub>-N 농도, 습지면적을 기초로 시스템의 T-N, NO<sub>3</sub>-N, NH<sub>3</sub>-N 제거율을 산출하였다. 식재한 부들의 성장 조사는 1m×1m 격자 틀을 이용하여

분지수와 초장을 측정하였다. 조사지점은 시스템의 유입부, 중앙 개수부 인접부, 유출부에서 각각 3군데씩 선정하였다. 분지수는 격자틀 내의 전수를 조사하였으며, 평균초장은 격자틀 내의 10개체를 3회 측정하여 평균값으로 나타냈다. 식물체내의 N함량은 시스템의 유입부, 중앙 개수부 인접부, 유출부에서 각각 3군데씩 0.5m×0.5m 내에 있는 식물을 매월 1회 채취하여 건조한 후 측정하였다.

## III. 결과 및 고찰

### 1. 식물성장

Figure 2는 2001년 6월부터 11월 사이 조사시기별 부들의 평균초장을 나타낸다. 2001년 6월 20일 식재당시 평균초장은 40.1cm였으며, 2001년 7월 10일에 평균초장이 45.2cm였고, 2001년 9월 8일에는 168cm였다. 9월 8일의 평균초장을 7월 10일 평균초장과 비교하면 128.8cm가 증가하여 272%의 증가율을 보였다. 2001년 10월 9일에는 평균초장이 186cm였으며, 7월 10일의 조사와 비교하면 140.8cm가 증가하여 312%의 증가율을 보였다. 시스템 초기운영단계의 부들 성장이 비교적 양호한 수준이었다. 8월과 9월에 부들의 초장이 급속히 증가한 후 10월에는 증가가 둔화되었으며, 11월에는 약간 감소하는 경향을 보였다. 7~9월에는 기온이 부들 성장에 적합한 조건이었으며, 10월에는 기온의 저하로(Figure 4) 성장이 낮았고, 11월에는 줄기가 죽어 초장이 감소하는 경향을 보였다.

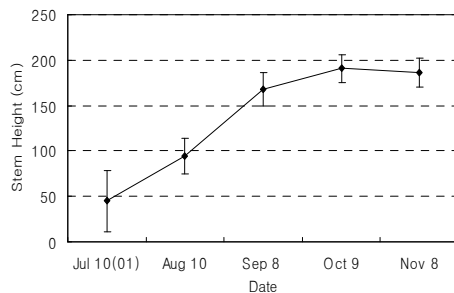


Figure 2. Average stem height of *Typha angustifolia*.

Figure 3은 조사시기별 부들의 평균 분수를 나타낸다. 부들의 분지수는 식재 직후 9 stems/m<sup>2</sup>였으며, 2001년 7월 10일에 22 stems/m<sup>2</sup>였고, 2001년 9월 8일에 52 stems/m<sup>2</sup>였다. 9월 10일의 평균 분지수를 식재직 후와 비교하면 m<sup>2</sup>당 43개가 증가하여 470%의 증가를 보였다. 식재 후 7~9월에 분지수가 증가한 후, 10~11월은 분지수의 증가가 거의 없었다. 가을로 접어들면서 부들의 새 줄기가 거의 나지 않았기 때문이다.

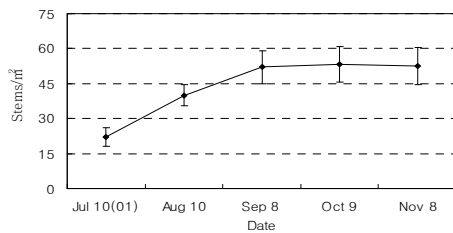


Figure 3. Average number of stems of *Typha angustifolia* per square meter.

## 2. 질소 처리수준

Figure 4는 조사기간 유입수와 처리수의 월평균 수온을 나타낸다. 2001년 7월부터 12월까지 6개월 조사기간 유입수의 평균수온은 17.7°C였으며, 유출수의 평균수온은 18.9°C였다. Figure 4에서 월별평균 수온은 처리수가 유입수보다 매월 약 1°C정도 높았다. 이는 시스템이 운영 초기 단계로 식재한 부들이 폐수부를 완전히 덮지 못하여 햇빛이 습지수면에 도달하여 수온이 상승한데 원인이 있다고 생각된다. 7월, 8월, 9월, 10월의 처리수의 월평균 수온은 각각 25.8°C, 25.9°C, 24.1°C, 18.5°C이었으며, 11월과 12월의 처리수의 월평균 수온은 각각 12.6°C, 5.3°C였다.

Figure 5는 유입수와 처리수의 월평균 pH를 나타낸다. 조사기간 유입수와 처리수의 평균 pH는 각각 7.10, 7.08로 거의 유사한 수준이었다. 7월과 8월에는 처리수의 pH가 유입수보다 다소 낮았고, 9월과 10월에는 처리수의 pH가 유입수보다 높았다. 11월과 12월에는 유입수와 처리수의 pH가 거의 같았다. 9월과 10월에 유출수의 pH가 다소 높았던 원인은 습지수면 일

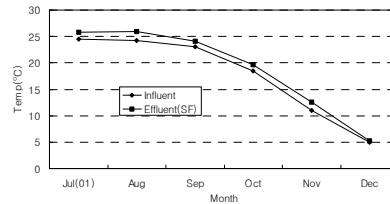


Figure 4. Monthly average temperature of influent and effluent.

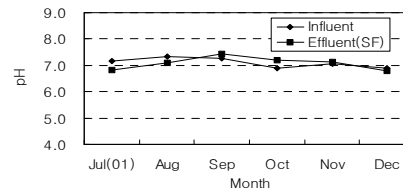


Figure 5. Monthly average pH of influent and effluent.

부에 햇빛이 쬐여 녹조(algae)가 성장한데 원인이 있는 것으로 생각된다(Yang, 1992).

자유수면습지에서 유입수의 유기태 질소(organic N)는 암모니아화와 질산화 과정을 거쳐 질산태질소(NO<sub>3</sub>-N)로 전환되며, 질산태질소는 탈질화로 질소가스(N<sub>2</sub>)와 아산화질소(N<sub>2</sub>O)로 전환되어 대기중으로 이동한다(Faulker and Richardson 1989). 수질정화 인공습지에서 습지식물에 의해 흡수되는 질소의 양은 약 25% 정도이며, 탈질화에 의해서 제거되는 양이 약 60~70%에 달하여 탈질화가 질소제거에 중요한 역할을 한다(Spiels and Mitsch 2000). 탈질화 과정을 통한 질소제거는 전자를 공급하는 유기탄소원이 필요하며, 습지식물의 줄기가 죽어 형성된 잔재물과 유기쇄설물이 탄소공급원 역할을 한다(Broadbent and Clark, 1965). 습지에서 성장한 식물이 죽어 유기 쇄설물이 되면 식물체내의 질소가 습지의 물 속으로 다시 함유될 수 있으나, 탈질화작용으로 질산태질소가 질소가스나 아산화질소로 전환되어 습지에서 대기로 이동하면 이동한 만큼 질소가 제거된다. 유입수의 질소 중 NO<sub>3</sub>-N이 차지하는 비율이 높을수록 질소 제거율이 높아지는 경향을 보이며, NO<sub>3</sub>-N의 제거량

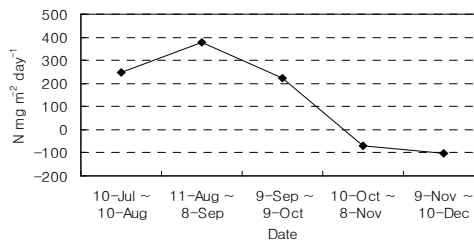
으로 인공습지의 탈질화 정도를 간접적으로 알 수 있다(Bachand and Horne, 2000).

Table 1에서 조사기간 유입수와 유출수의 평균 NO<sub>3</sub>-N 농도는 각각 3.46, 2.21mg/L이었으며, 유입수와 유출수의 NO<sub>3</sub>-N 평균부하율은 각각 379.46, 236.69mg m<sup>-2</sup> day<sup>-1</sup>로 NO<sub>3</sub>-N 평균제거율은 142.77mg m<sup>-2</sup> day<sup>-1</sup>였다. 유입수와 유출수의 평균 NH<sub>3</sub>-N 농도는 각각 0.92, 0.49mg/L이었으며, 유입수와 유출수의 NH<sub>3</sub>-N 평균부하율은 각각 99.83, 52.88mg m<sup>-2</sup> day<sup>-1</sup>로 NH<sub>3</sub>-N 평균 제거율은 47.01mg m<sup>-2</sup> day<sup>-1</sup>였다. 유입수와 유출수의 평균 T-N 농도는 각각 10.24, 6.32mg/L이었으며, 유입수와 유출수의 T-N 평균부하율은 각각 1,107.12, 675.67mg m<sup>-2</sup> day<sup>-1</sup>로, 자유수면습지의 T-N 평균 제거율은 431.53mg m<sup>-2</sup> day<sup>-1</sup>였다. 제거량을 기준으로 시스템의 T-N 평균제거율은 약 39%였다. 유입수의 평균 T-N농도에서 평균 NO<sub>3</sub>-N과 NH<sub>3</sub>-N 농도가 차지하는 비율은 각각 약 30, 9%이었으며, 유입수의 평균 NO<sub>2</sub>-N 농도는 0.08mg/ℓ 이하여서 제거율 분석에서 제외하였다.

**Table 1.** Average hydraulic loading, nitrogen input, and nitrogen removal rate for the constructed wetlands from July through December 2001.

Parameters	Value
Approximate area(m <sup>2</sup> )	370
Inflow(m <sup>3</sup> /day)	40.02
Inflow NO <sub>3</sub> -N concentration(mg/L)	3.46
Inflow NO <sub>3</sub> -N loading(mg NO <sub>3</sub> -N m <sup>-2</sup> day <sup>-1</sup> )	379.46
Inflow NH <sub>3</sub> -N concentration(mg/ℓ)	0.92
Inflow NH <sub>3</sub> -N loading(mg NH <sub>3</sub> -N m <sup>-2</sup> day <sup>-1</sup> )	99.83
Inflow T-N concentration(mg/L)	10.24
Inflow T-N loading(mg TN m <sup>-2</sup> day <sup>-1</sup> )	1,107.21
Outflow(m <sup>3</sup> /day)	39.55
Outflow NO <sub>3</sub> -N concentration(mg/L)	2.21
Outflow NO <sub>3</sub> -N(mg NO <sub>3</sub> -N m <sup>-2</sup> day <sup>-1</sup> )	236.69
NO <sub>3</sub> -N removal rate(mg NO <sub>3</sub> -N m <sup>-2</sup> day <sup>-1</sup> )	142.77
NO <sub>3</sub> -N removal by mass(%)	38
Outflow NH <sub>3</sub> -N concentration(mg/L)	0.49
Outflow NH <sub>3</sub> -N(mg NH <sub>3</sub> -N m <sup>-2</sup> day <sup>-1</sup> )	52.88
NH <sub>3</sub> -N removal rate(mg NH <sub>3</sub> -N m <sup>-2</sup> day <sup>-1</sup> )	47.01
NH <sub>3</sub> -N removal by mass(%)	46
Outflow T-N concentration(mg/L)	6.32
Outflow T-N(mg T-N m <sup>-2</sup> day <sup>-1</sup> )	675.67
T-N removal rate(mg T-N m <sup>-2</sup> day <sup>-1</sup> )	431.53
T-N removal by mass(%)	39

Figure 6은 약 한달 간격으로 채취하여 분석한 부들의 N함량을 기준으로 환산한 부들의 N 흡수량을 보여준다. 조사기간 부들의 평균 N 흡수량은 약 134.86 N mg m<sup>-2</sup> day<sup>-1</sup>이었다. 7월 10일~8월 10일, 8월 11일~9월 8일, 9월 9일~10월 9일 사이의 부들의 평균 N 흡수량은 각각 247.66, 376.45, 223.34 N mg m<sup>-2</sup> day<sup>-1</sup>였으며, 10월 10일~11월 8일, 11월 9일~12월 10일 사이의 부들의 평균 N 흡수량은 각각 -69.21, -104.32 N mg m<sup>-2</sup> day<sup>-1</sup>였다. 부들이 성장을 멈춘 후 10월과 11월에는 부들에 흡수된 질소의 일부가 잔재물 혹은 유기쇄설물로 시스템으로 되돌아 오고 있음을 알 수 있다.



**Figure 6.** Nitrogen uptake rate by cattails in the wetlands.

Figure 7에서 NO<sub>3</sub>-N 제거량은 8월에 178.96mg m<sup>-2</sup> day<sup>-1</sup>로 높아졌다가, 12월에는 106.65mg m<sup>-2</sup> day<sup>-1</sup>로 낮아졌다. 인공습지의 NO<sub>3</sub>-N 제거율은 6~4,000mg m<sup>-2</sup> day<sup>-1</sup> 범위이며(Bachand Horne, 2000), 실험 시스템의 NO<sub>3</sub>-N 제거율은 낮은 범위에 속한다. 습지 수온은 미생물의 활동에 영향을 미치며, 미생물 활동에 의한 오염물의 제거는 수온에 영향을 받게 된다. 암모니아의 질산화 및 질산성질소의 탈질화는 20~25℃에서 높으며, 15℃ 이하와 30℃ 이상에서는 둔화된다. 따라서 20~25℃의 수온에서 습지의 질소 제거율이 높아진다. 탈질화는 5℃ 이하에서도 일어난다는 연구가 있다(Brodrick 등 1988). 조사기간 실험습지의 평균 NO<sub>3</sub>-N 제거율이 낮은 이유는 11월과 12월의 습지 수온이 낮았던데(Figure 4) 원인이 있는 것으로 사료된다. 부들이 식재후 초기성장단계로 습지바닥에 잔재물층이 형성되지 못하여 탈질화에 필요한 탄소공급원이 원활하지 못한데

도 원인이 있는 것(Zhu and Sikora, 1994)으로 사료된다.

Figure 8에서  $\text{NH}_3\text{-N}$  제거량은 7월에  $65.75\text{mg m}^{-2}\text{ day}^{-1}$ 였다가, 12월에는  $34.75\text{mg m}^{-2}\text{ day}^{-1}$ 로 낮아졌다. 부들 등 정수식물은 통기조직이 발달하여 대기중의 산소를 뿌리로 전달할 수 있으며, 뿌리주변에 산소가 도달하면 호기성 근권이 형성된다. 근권에서는 암모니아화와 질산화가 일어나며, 근권 밖의 혐기층에서는 질산태질소가 질소가스와 아산화질소로 전환되어 대기로 이동한다. 조사기간 시스템의 부들이 초기 활착단계로 근권의 발달이 원활하지 못하여  $\text{NH}_3\text{-N}$  처리율이 다소 낮게 나타난 것으로 사료되며, 11월과 12월에는 시스템의 수온이 낮았던 데도 원인이 있는 것으로 생각된다.

Figure 9에서 T-N 제거량은 7월에  $576.03\text{mg m}^{-2}\text{ day}^{-1}$ 이었다가, 12월에는  $274.45\text{mg m}^{-2}\text{ day}^{-1}$ 로 감소하였다. 자유수면습지에서 질소제거는 침전(sedimentation), 여과(filtration), 흡착(adsorption)에 의해서도 이루어진다. 유입수가 느린 층류(laminar flow)로 이동하는 동안 직경이 큰 유기질소 입자들은 습지바닥으로 침전되며, 식물이 죽어 형성된 습지바닥의 잔재물에서는 유입수의 유기질소 입자가 여과작용으로 제거된다. 수중의 식물 줄기 표면에는 부착조류(periphyton)와 미생물이 붙어 미생물막(biofilm)이 형성되며, 유기질소 입자들이 미생물막에 흡착되어 제거된다. 실험기간 시스템의 체류시간이 1.5 days로 침전에 의한 유기질소의 제거가 가능한 조건이었다. 시공직후 초기운영 단계로 습지바닥에 잔재물이 형성되지 않아 여과작용으로 제거된 질소는 낮은 수준이라고 생각된다. 부들줄기에 형성된 유기막은 질소제거에 상당한 역할을 하였을 것으로 생각된다. Figure 4에서 7월~10월의 시스템 유출수 월평균 수온은  $25.8\sim 18.5^\circ\text{C}$ 의 범위로, 질소제거에 미생물의 활동에 비교적 적합한 조건이었으며, 11월~12월의 유출수 월평균 수온은  $12.6\sim 5.3^\circ\text{C}$  범위로 미생물의 활동이 낮아지는 조건이었다. Figure 9에서 7월~10월의 T-N 처리율이 높고, 11월~12월의 T-N 처리율이 낮은 이유는 습지의 수온에 일차적 원인이 있는 것으로 사료된다.

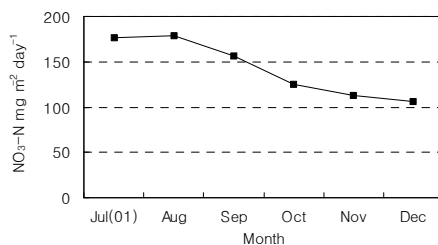


Figure 7. Monthly average  $\text{NO}_3\text{-N}$  removal rate.

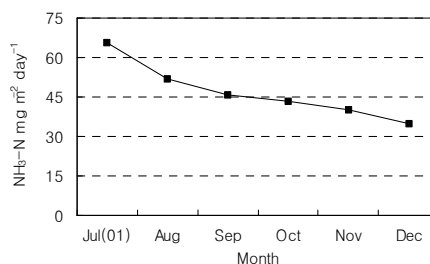


Figure 8. Monthly average  $\text{NH}_3\text{-N}$  removal rate.

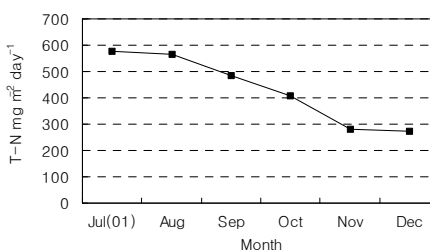


Figure 9. Monthly average T-N removal rate.

#### IV. 결 론

본 연구는 고수부지에 조성한 수질정화 자유수면습지 시스템의 초기 운영단계 질소제거율을 조사분석하였다. 조사기간 시스템 처리수의 평균수온은  $18.9^\circ\text{C}$ 였고, 평균 pH는 7.08였으며, 부들의 평균 N 흡수량은  $134.86\text{mg m}^{-2}\text{ day}^{-1}$ 였다. 유입수와 유출수의 평균  $\text{NO}_3\text{-N}$  농도는 각각 3.46,  $2.21\text{mg/L}$ 이었으며,  $\text{NO}_3\text{-N}$  평균 제거율은  $142.77\text{mg m}^{-2}\text{ day}^{-1}$ 였다. 유입수와 유출수의 평균  $\text{NH}_3\text{-N}$  농도는 각각 0.92,  $0.49\text{mg/L}$ 이었으며,  $\text{NH}_3\text{-N}$  평균 제거율은  $142.77\text{mg m}^{-2}\text{ day}^{-1}$ 였다. 유

입수와 유출수의 평균 T-N 농도는 각각 10.24, 6.32mg/L였으며, T-N 평균제거율은 431.53mg m<sup>-2</sup> day<sup>-1</sup>였다. 제거량 기준으로 T-N 평균 제거율은 약 39%였다. 시스템이 초기 운영단계인 점을 고려하면 T-N제거 수준은 비교적 양호한 편이다.

자유수면습지의 7~10월의 수온이 암모니아화, 질산화, 탈질화에 비교적 적합한 온도를 유지하였고, 수중의 부들 줄기와 잎에 형성된 미생물막에 유기태질소가 흡착되어 분해되고, 유입수가 원활히 시스템을 흐른 것이 질소제거의 주요 원인으로 사료된다. 2~3년 후 부들이 성장하여 뿌리와 근권이 발달하고, 부들의 잔재물로부터 유기쇄설물이 형성되어 탈질화에 필요한 탄소공급원이 제공되면, 시스템의 질소 처리율이 높아질 것으로 생각된다. 실험결과 고수부지를 활용한 수질정화 자유수면습지는 오염하천수에 함유된 질소를 줄일 수 있는 방안이 될 수 있을 것으로 사료된다.

## 인 용 문 헌

- 양홍모. 1999. 수자원보전을 위한 점원 및 비점원 오염물의 자연생태적 친환경적 처리 인공습지 및 연못-습지 시스템. 한국수자원학회지 32(5) : 111-113.
- 환경부. 2000. 수질오염공정시험방법.
- Bachand, P. A. M. and A. J. Horne. 2000. Denitrification in constructed free-water surface wetlands I : very high nitrate removal rates in a macrocosm study, *Ecol. Eng.* 14, 9-15.
- Broadbent, F. E. and F. E. Clark. 1965. Denitrification. *Agronomy* 10 : 344.
- Brodrick, S. J., P. Cullen. and W. Maher. 1988. Denitrification in a natural wetland receiving secondary treated effluent. *Water Res.* 22 : 431-439.
- Corbitt, R. A. and P. T. Bowen. 1994. Constructed wetlands for wastewater treatment (In Kent, D. M. ed., "Applied wetlands science and technology") New York : Publishers Lewis, pp. 221-241.
- Faulker, S. P. and C. J. Richardson. 1989. Physical and chemical characteristics of freshwater wetland soils (In Hammer, D. A. ed., "Constructed Wetlands for Wastewater Treatment : Municipal, Industrial and Agricultural"). Michigan. : Lewis Publishers. Inc. Chelsea. pp. 41-72.
- Green, M. B. and J. R. Martin. 1996. Constructed reed beds clean up storm overflows on small wastewater treatment works. *Wat. Environ. Res.* 68 : 1054-1060.
- Higgins, M. J., C. A. Rock., R. Bouchard and B. Wengrezynek. 1993. Controlling agricultural runoff by use of constructed wetlands (In Moshiri, G. A. Ed., "Constructed Wetlands for Water Quality Improvement"). Boca Raton. FL : Lewis Publishers. pp. 359-367.
- Kadlec, R. H. and R. L. Knight. 1996. *Treatment Wetlands*. Boca Raton : CRC Press. Inc.
- Mitsch, W. J., X. Wu, R. W. Naim, P. E. Weihe, N. Wang, R. Deal and C. E. Boucher. 1998. Creating and restoring wetlands. *BioScience* 48 : 1019-1030.
- Reed, S. C., E. J. Middlebrooks and R. W. Crites. 1988. *Natural systems for waste management and treatment*. New York : McGraw-Hill.
- Spiels, D. J. and W. J. Mitsch. 2000. The effects of seasons and hydrologic and chemical loading on nitrate retention in constructed wetlands : a comparison of low-and high-nutrient riverine systems. *Eco. Eng.* 14 : 77-91.
- Vrhovsek, D., V. Kukanja and T Bulc. 1996. Constructed wet-land (CW) for industrial waste water treatment. *Wat. Res.* 30 : 2287-2292.
- Yang, H. M. 1992. *Ecological Design of Estuarine Environment for a Sustainable Urban Ecosystem*. Ph. D. Dissertation. University of California. Berkeley. pp. 103-167.
- Zhu, T. and F. J. Sikora. 1994. Ammonium and

nitrate removal in vegetated and unvegetated gravel bed microcosm wetlands (In "Proc. 4th Int. Conf. on Wetland Systems for Water

Pollution Control"). Guangzhou, China, pp. 355-366.

接受 2003年 10月 14日