

## 고수부지를 이용한 여과습지의 수질정화 초기처리

양 흥 모<sup>1)</sup>

<sup>1)</sup> 전남대학교 조경학과

### Treatment Efficiency of a Subsurface-Flow Wetland System Constructed on Floodplain

**Hongmo Yang<sup>1)</sup>**

<sup>1)</sup> Dept. of Landscape Architecture, Chonnam National University, Kwangju

#### ABSTRACT

This paper presents treatment efficiency and plant growth of a subsurface-flow constructed wetland system (23 m in length, 6.5 m in width, 0.65 m in depth) over one year after its establishment on floodplain of a stream in June 2000. An upper layer of 10 cm in depth was filled with coarse sand and the main biological layer of 50 cm depth with crushed stone with 8 - 15 mm in diameter. The system was planted with common reeds (*Phragmites australis*) grown on pots. Effluent discharged from a secondary-level treatment plant was funneled into it.

Reed stems emerging in April 2001 grew up to 145.9cm until July 2001. The number of reed stems in July 2001 increased by about 11 times compared with that just after planting.

The system was inundated seven times by storms over the monitoring period. Reeds were slightly bent after flooding, however they returned to almost upright standing in a couple of weeks. Small portion of inside slope of berm was eroded and the system surface had a sedimentation of 2 - 3 mm in depth.

The average removal rates for SS, BOD<sub>5</sub>, T-N and T-P was 73%, 70%, 53%, and 72%, respectively. The purification efficiencies for SS and BOD<sub>5</sub> were fairly good. The reduction rates for T-N was relatively low for the period of late fall through winter until early spring due to lower water temperature which retarded microbial nitrification and denitrification mechanisms. Reduction in the concentration of T-P during fall and winter was relatively higher than that during spring. Leach of phosphorous from plant litters lying on system surface and slight resuspension of precipitated phosphorous in substrates resulted in lower reduction for T-P in spring.

Key words : *Constructed wetlands, Subsurface flow wetlands, Nitrification, Denitrification, Precipitation*

## I. 서론

인공습지(constructed wetlands)는 효율적이며 경제적으로 생활하수(Reed, et al., 1988), 산업폐수(Vrhovsek, et al., 1996), 축산폐수(Kern and Idler, 1999) 등 점원오염원뿐 아니라, 강우 유출수(Green and Martin, 1996; Higgins, et al., 1993) 등 비점오염원을 처리하는 자연수질정화기법(natural treatment technology)으로 활용되고 있다. 인공습지는 수질정화 외에 야생동물 서식처 제공, 바이오톱 조성, 시민휴식 및 자연학습공간 제공, 경관 개선 등 다양한 친환경적 기능(Kadlec and Knight, 1996; Moshiri, 1993; 양, 1999a)을 제공할 수 있는 장점이 있다.

수질정화 인공습지를 수리적 특성(hydraulic characteristics)과 사용한 재질(media)에 따라 자유수면습지(surface flow wetlands)와 여과습지(subsurface flow wetlands)로 대별한다(Corbitt and Bowen 1994; 양, 1999b). 자유수면습지는 식물이 식재된 토양 위로 유입수가 흐르면서 정화되며, 여과습지는 유입수가 자갈(혹은 모래)과 식물(갈대 등)뿌리 사이를 흐르면서 정화된다. 자유수면습지의 식물은 성장에 필요한 양분을 일차적으로 식물이 식재된 토양에서 흡수하며, 여과습지의 식물은 성장에 필요한 양분을 대부분 유입수에서 흡수하기 때문에 유입수 오염농도가 식물성장에 지장이 없을 정도여야 한다.

여과습지 시스템은 표면으로 유입수가 흐르지 않아 냄새, 해충발생, 사람에게 오염물 접촉의 기회가 적으며, 자유수면습지는 공사비용이 여과습지에 비해 저렴하고 수리조작이 용이하다. 오염된 하천수 및 호소수의 정화, 강우유출수의 정화, 그리고 점오염원(생활하수, 산업폐수, 축산폐수)을 2차처리수준으로 처리하는 하수처리장이나, 연못시스템의 방류수를 3차처리수준(Green, 1997)으로 정화하기 위해 인공습지를 활용할 경우 질소와 인의 정화가 인공습지 조성의 일차적 목적이 되는 경우가 많다.

최근에는 자연형 하천정비나 오염하천 정비 사업을 추진할 때 습지를 조성하여 하천으로

유입되는 미처리 점원오염물 혹은 오염된 하천수를 정화하면서 훼손된 습지를 복원하고 바이오톱(biotop)을 조성하는 방안에 관심이 높아지고 있다. 하천유입 미처리 오염물이나 오염 하천수를 정화하는 습지는 하천의 제방 밖에 조성하는 방법과 하천의 고수부지에 조성하는 방법이 있다. 국내의 경우 오염하천은 도시를 흐르는 하천이거나 하천주변에 주거지가 형성된 경우가 대부분이어서, 제방 밖에 수질정화 습지를 조성할 부지확보가 어려운 실정이다. 따라서 고수부지를 활용한 친환경적 수질정화 습지를 조성하는 방법의 연구가 필요하다.

본 연구는 하천으로 유입되는 하수처리장 방류수와 하수일류수를 정화하기 위해 고수부지에 조성된 여과습지의 초기적응과 초기처리수준을 연구하는데 목적이 있다.

## II. 재료 및 방법

### 1. 시스템 구조

여과습지는 지면이 물에 잠기지 않으며 땅속에 0.6 - 1m 깊이로 트렌치(trench)를 설치하여 자갈이나 굵은 모래를 넣어 자갈과 모래 사이로 유입수가 흐르면서 정화되거나 표토에 심은 정수식물이 자갈이나 모래 사이에 쌓이는 유기물과 영양염류를 흡수하여 제거하는 시스템이다. 유입수가 시스템 표면에서 아래로 수직으로 흐르는(vertical flow) 유형과 수평으로 흐르는(horizontal flow) 유형이 활용되고 있으며 수평흐름 방식을 일반적으로 많이 사용한다(Luederitz, et al., 2001).

Fig. 1은 본 연구 여과습지 시스템의 평면 및 단면 개념도이다. 서울 양재천 우면동 구간 고수부지에 시스템을 설치하였다. 시스템은 길이 23 m, 폭 6.7 m, 깊이 0.65 m로 체적이 약 40m<sup>3</sup>가 된다. 땅속에 약 65cm 깊이의 방수 트렌치(trench)를 설치한 후, 직경 8 - 15 mm의 자갈을 50cm 넣고 시스템의 상층표면부는 굵은 모래로 약 10cm 넣었다. 시스템 표면에는 포트에 재배한 2년생 갈대(*Pragmatis aulientalis*)를 1m<sup>2</sup>당 약 9 - 12포트씩 식재하였다.

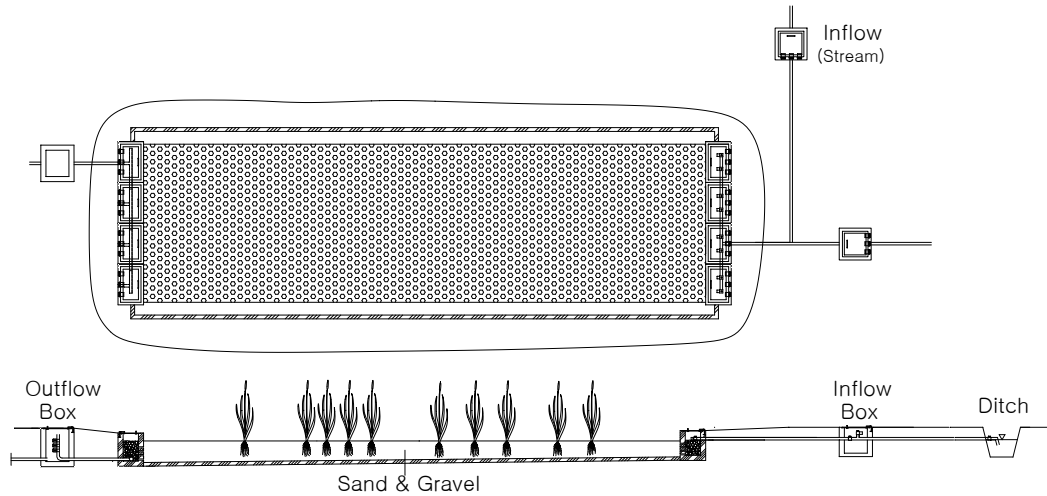


Fig. 1. Schematic plan and section of the subsurface wetland system constructed on a flood plain

유입부에는 밸브를 설치하여 유입량을 조절할 수 있으며, 유출부에는 유량통제 파이프를 설치하여 유출량과 수심을 조절할 수 있도록 설계하였다. 유입부는 유입수가 분산유입이 되도록 설계하였으며 유출부는 시스템의 바닥에 유공파이프를 설치하여 처리수가 시스템 바닥에서 분산되어 유공파이프로 모인 후 방출되도록 설계하였다. 평균 유입유량을 20 - 25 m<sup>3</sup>/일로 조절하여 유입수의 체류시간이 1.5 - 2일이 되도록 설계하였다. 트랜치 위의 사면 기울기를 1 : 2로 설계하였으며 야자섬유망을 시공하여 홍수시 사면 유실을 방지하였다.

시스템이 조성된 고수부지 우측 제방의 중간 높이에 설치되어 있는 하수관거로부터 고수부지 도랑으로 소량의 하수가 강우 후 월류하고 있으며 도랑에는 일정한 수위로 하수가 고여있다. 2000년 6월 시공 후 시스템의 유입수는 하수월류수가 고여있는 도랑의 물과 양재천 저수로로 흐르는 물이었으나, 2000년 11월부터 한국교원단체총연합회관 하수처리장의 방류수를 시스템 유입부의 도랑으로 방류시키는 파이프를 시공한 후에는 교총회관 하수처리장 방류수와 도랑으로 유입되는 하수월류수가 혼합되어 시스템으로 유입되고 있다. 하수처리장 방류수가 유입수의 대부분을 차지하고 있다.

## 2. 시스템의 초기처리수준 분석

2000년 7월 5일부터 2001년 7월 15일까지 약 1년간 시스템 유입수와 유출수를 7 - 10일에 한번씩 조사하였다. 수질 샘플은 1회용 무균 플라스틱 채수병에 넣은 후 아이스 박스에 저장하여 운반하였으며, 운반 당일 분석에 들어가지 못한 경우는 4℃ 냉장고에 보관한 후 다음날 분석하였다. 수질조사 항목은 수온, BOD<sub>5</sub>, SS, T-N, T-P 등을 분석하였다. 수온은 현장에서 Scott pH-Meter(CG 347)로 측정하였으며, 수질분석은 수질 오염공정시험방법(환경부, 2000)을 기준으로 SS는 유리섬유지법, BOD<sub>5</sub>는 잉클라-아지드화나트륨변법, T-N은 흡광광도법, T-P는 흡광광도법(아스코르빈산 환원법)을 사용하였다. 분석장비들은 이들 분석방법에서 제시한 분석기기들을 사용하였다.

## III. 결과 및 고찰

### 1. 여과습지 환경변화

시공 후 2000년 7월 5일부터 2001년 7월 15일 사이 홍수로 시스템이 설치된 고수부지가 7회 정도 수심 40 - 80 cm로 잠기면서 시스템도 물에 잠겼다. 홍수시 시스템 사면의 일부가 약간 유실되고 시스템 표면 일부에 퇴적이 약간

발생하였으나 시스템의 운영에는 지장이 없었다. 홍수로 갈대줄기가 약간 휘는 현상이 발생하였으나 줄기가 꺾이고 뿌리가 뽑히는 현상은 발생하지 않았다.

## 2. 식물생장

갈대의 초기생육을 1m<sup>2</sup>격자 틀을 이용하여 본수와 초장을 측정하였다. 본수는 격자틀 내의 전수를 3회 반복 조사하였으며, 평균초장은 격자틀 내에 10개체의 식물체를 3회 반복으로 30개체를 측정하여 평균한 값이다. Table 1은 갈대의 조사시기별 본수와 초장을 나타낸다. 갈대는 2000년 6월 식재 직후 본수가 25개, 평균초장이 35.4cm였다. 2000년 겨울에 잎과 줄기가 죽은 후 2001년 4월 중순부터 새줄기가 나오기 시작하였다. 2001년 5월 8일 새로 나온 줄기의 본수와 초장을 조사하였으며, 2001년 7월 8일 조사에서는 봄에 나왔던 줄기와 2001년 5월 8일 이후 새로 나온 줄기로 구분하여 조사하였다.

2001년 5월 8일의 갈대 본수는 234개로 식재 직후 본수 25개와 비교하여 약 830% 증가하였다. 2001년 7월 8일의 생육조사 결과 봄에 나와서 자란 줄기는 초장이 145.9cm로 5월의 평균초장 64.4cm보다 86.3cm가 신장하여 61% 증가를 보였고, 새줄기는 84개가 나왔으며 평균초장은 27.5cm이었다. 7월의 본수는 5월보다 약 33% 증가하였고 식재 직후 보다 1,148%가 증

가하였다. 전반적으로 갈대의 초기 성장이 양호하였다.

2000년 겨울에 기온이 영하 10℃ - 15℃로 내려가 시스템의 표면에 약 2 - 3 cm 두께의 얼음이 얼었다. 교총회관 방류수의 평균수온이 약 10℃를 유지하고, 도랑에 설치된 취수부가 수심 30cm 깊이에 위치하고 있어 취수부는 얼지 않았다. 유입부 분배박스가 고수부지로부터 약 80cm 땅속에 설치되어 있어 겨울에도 유입 펌프가 동결되지 않고 유입수가 정상으로 유입되었으며, 유출부도 땅속 약 80cm에 위치하고 있어 결빙없이 정상적으로 운영되었다. 공기에 노출된 여과습지 표면은 결빙되어도 하부는 땅속에 설치되어 있어 결빙되지 않고 운영되었다.

## 3. 초기 처리수준

Fig. 2는 유입수 및 유출수의 수온을 나타낸다. 겨울철에 유입수의 온도는 6 - 7℃를 유지하였으며 유출수는 2℃까지 내려갔다. 조사 기간중 유입수와 유출수의 평균 온도는 각각 17.4℃, 14.1℃이었다.

Fig 3은 SS처리수준을 나타낸다. SS 월평균 처리효율은 약 55 - 85%를 보이고 있다. 유입수와 유출수의 평균 SS농도는 각각 12.7mg/ℓ, 3.3mg/ℓ이며, SS 평균처리율은 73%이다. 여과습지에서 SS는 자갈과 모래 등 여재(media)와 식물뿌리 사이에 형성된 미세공극에 쌓이거나

**Table 1.** Growth of *Phragmites australis*

Plant Species	2000.7.10. (a)		2001.5.8 (b)		2001.7.8 (c)		Relative increase c-b		Relative increase c-a		
	Height (cm)	Density (no./m <sup>2</sup> )	Height (cm)	Density (no./m <sup>2</sup> )	Height (cm)	Density (no./m <sup>2</sup> )	Height (cm)	Density (no./m <sup>2</sup> )	Height (cm)	Density (no./m <sup>2</sup> )	
<i>Phragmites australis</i>	Shoots	35.4	25	64.4	234	145.9	234	81.5 (27%)	0	110.5 (312%)	209 (830%)
	New shoots <sup>a)</sup>					23.5	78				
	Total		25				312				287 (1,148%)

a) : New shoots emerging after May 8, 2001

(%) : increasing rate

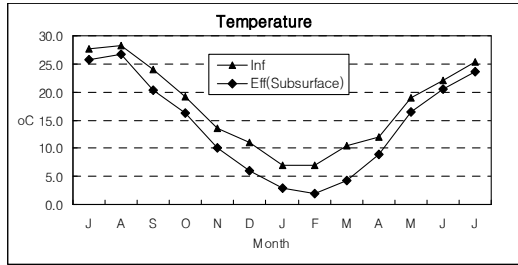


Fig. 2. Monthly average temperature of influent and effluent.

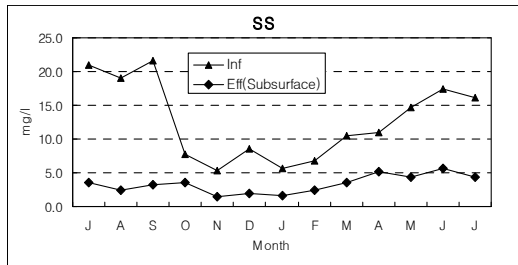


Fig. 3. Monthly average SS concentration of influent and effluent.

세립의 주변에 붙어서 제거된다(Kadlec and Knight, 1996). 이를 세립여과(granular medium filtration)라고도 한다(Metcalf and eddy, 1991). Fig. 3에서 하수처리장 방류수가 시스템으로 유입된 2000년 11월부터 유입수의 SS농도가 하수 월류수가 고인 도랑의 물이 시스템으로 유입된 2000년 10월까지의 유입수 SS농도보다 낮아지는 경향을 보이고 있다. 2001년 6월과 7월에 시스템 유입수의 SS가 다소 높은 이유는 강우로 유입부 도랑의 SS농도가 높아지는데 원인이 있는 것으로 사료된다.

Fig. 4에서 BOD<sub>5</sub>는 월평균 60 - 82%의 처리율을 나타내고 있다. 유입수와 유출수의 평균 BOD<sub>5</sub>농도는 각각 12.6mg/l, 373mg/l이며, BOD<sub>5</sub> 평균처리율은 70%이다. 하수처리장 방류수가 시스템으로 유입된 2000년 11월부터 유입수의 BOD<sub>5</sub> 농도가 다소 낮아지는 경향을 보이고 있다. 여과습지에서 BOD의 제거는 유입수에 함유되어 있는 용해 혹은 입자 상태의 다양한 탄소화합물이 인공습지의 호기층에서는 미생물의 호흡, 혐기층에서는 메탄발효와 탈질화작용 등

으로 분해(decomposition)되어 제거된다(Mitch and Gosselink, 1993; Kadlec and Knight, 1996). Fig. 4에서 봄철(3, 4, 5월)의 BOD<sub>5</sub> 처리율이 여름철(6, 7)보다 다소 낮게 나타나고 있다. 이는 겨울철에 죽어 시스템 표면에 쌓인 갈대의 줄기와 잎이 분해되면서 발생한 유기물의 일부가 유출수에 함유된 것으로 생각된다.

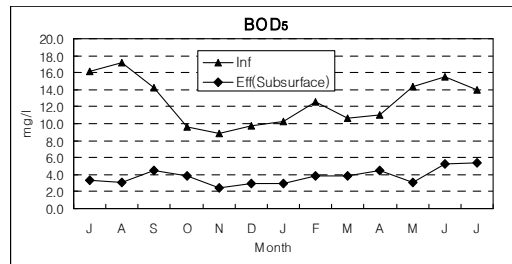


Fig. 4. Monthly average BOD<sub>5</sub> concentration of influent and effluent.

Fig. 5에서 T-N의 월평균 처리율은 35 - 65%이다. 유입수와 유출수의 평균 T-N농도는 각각 15.2mg/l, 7.2mg/l이며, T-N 평균처리율은 53%이다. Fig. 5에서 겨울철(12, 1, 2월)과 봄철(3, 4, 5월)의 T-N 처리율이 낮고 여름철(6, 7월)이 높다. Fig. 2에서 겨울철 여과습지수온이 현저하게 낮아져 T-N 처리효율이 저하되는 현상이 나타난 것으로 생각된다. 하수처리장 방류수가 시스템으로 유입된 2000년 11월부터 유입수의 T-N 농도가 급격히 증가하는 경향을 보이고 있다. Fig. 6에서 하수처리장 방류수가 유입되기 시작한 2000년 11월부터 유입수의 T-P 농도도 현저히 증가하는 경향을 보이고 있다. 2차처리 수준의 하수처리장은 SS와 BOD<sub>5</sub>의 제거가 주목적이며 2차처리수에 함유되어 있는 T-N, T-P 제거를 위해 3차(고도)처리 시설을 이용한다. 3차처리 시설에 비용이 많이 소요되어, 선진국에서는 수질정화습지를 활용하여 2차처리장 방류수의 T-N, T-P를 제거하는 경우가 많다.

여과습지에서 T-N제거는 질소화합물의 물리적 이동(physical translocation)보다는 질소변형(nitrogen transformation)에 의해 주로 이루어진다. 물리적 이동은 고형물 침강, 습지식물에 의

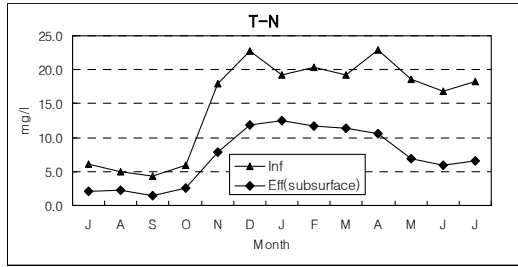


Fig. 5. Monthly average T-N concentration of influent and effluent.

한 흡수, 식물잔재물 침전, 습지바닥층 흡착 등이 있다. 침강, 침전, 흡착된 질소화합물은 미생물의 작용에 의해 분해된다. 습지에서 제거되는 총질소의 약 25%는 암모니아 상태로 습지식물로 흡수되며 식물체에 흡수된 질소의 약 75%는 식물이 죽어 습지로 재유입된다(Kadlac and Knight, 1996). 따라서 질소변형작용인 암모니아화(ammonification), 질산화(nitrification), 탈질화(denitrification)가 T-N 제거에서 중요한 역할을 한다. 온도가 낮아 미생물의 활동이 저하되면 암모니아화, 질산화, 탈질화의 정도가 낮아지게 된다.

유입수에 함유되어 있거나 습지식물의 잔재물이 분해되어 생기는 유기태 질소(organic N)는 주로 호기성 미생물에 의한 암모니아화 과정을 통하여 암모니아로 전환된다. 수온 25℃, pH 7 조건에서는 총 암모니아 중 암모니아태 질소(NH<sub>3</sub>-N)로 0.6%, 암모니아이온태 질소(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N)로 99.4%가 존재한다(Kadlac and Knight, 1996). 암모니아이온태 질소가 질산화를 통하여 아질산태 질소(NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N)로 전환된 후 질산태 질소(NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N)로 전환된다. 대부분의 습지에서 아질산태 질소는 화학적으로 불안정하여 낮은 농도로 존재한다. 질산태 질소는 혐기상태인 여과습지의 토양으로 확산되어 혐기성 미생물에 의하여 탈질화(denitrification)가 일어나면서 질산태 질소의 상당부분이 질소(N<sub>2</sub>)와 아산화질소(N<sub>2</sub>O)로 전환되어 이들이 대기중으로 이동하여 질소가 제거된다. 갈대 등 습지식물의 근권(rhizosphere)도 질소제거에 상당한 역할을 한다(Faulker and Richardson, 1989). 정수식물은 대

기중의 산소(O<sub>2</sub>)를 뿌리로 전달하고 토양에서 발생하는 질소와 아산화질소를 대기중으로 이동시키는 통기조직이 발달되어 있다. 산소가 뿌리로 전달되면 뿌리주변에 얇은 호기상태의 근권이 형성된다. 근권에서는 암모니아화와 질산화가 일어나며, 근권을 둘러싸고 있는 혐기상태의 심토층에서는 탈질화로 질소와 아산화질소가 발생하며, 습지식물의 통기조직을 통하여 대기중으로 이동한다(Faulker and Richardson, 1989). 연구 시스템의 갈대가 생태적 적응을 완전히 못한 초기상태에서 근권의 발달이 느려 질소의 제거효율이 낮은 것으로 사료된다. 갈대가 생태적으로 적응하면 T-N의 처리효율이 높아질 것으로 예측된다.

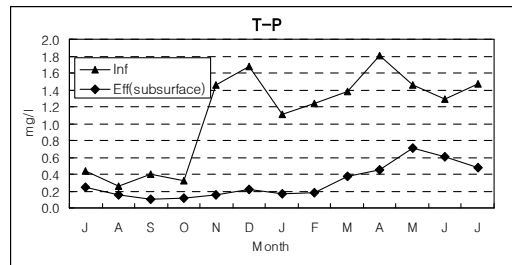


Fig. 6. Monthly average T-P concentration of influent and effluent.

Fig. 6에서 T-P의 월평균 처리율은 40 - 85%를 보이고 있다. 유입수와 유출수의 평균 T-P 농도는 각각 1.1mg/l, 0.3mg/l이며, T-P 평균처리율은 72%이다. Fig. 6에서 가을과 겨울철의 처리효율이 높고 봄과 여름철이 낮은 경향을 보이고 있다. 여과습지에서 인은 인산염(Capphosphate, Fe-phosphate, Al-phosphate)의 상태로 침강(precipitation)(Faulkner and Richardson, 1989), 여재(자갈, 모래)에 의한 흡착(adsorption) (Tanner et al., 1998), 습지식물에 의한 흡수(Greenway and Woolley, 1999)로 제거된다. 습지에서 미생물에 의한 인의 흡수는 약 1시간 이내에 이루어지며, 약 6시간 정도면 흡수된 인의 90% 이상이 유출된다(Richardson and Marshall, 1986). 식물에 의해 흡수된 인의 대부분은 식물이 죽어 습지로 재유입된다. 따라서 인산염에 의한 침

강이 인 제거에서 가장 중요하며(Vymazal, 1997, Pant et al., 2001) 여재에 의한 흡착도 인 제거에 상당한 역할을 한다. Fig. 6에서 2000년보다 2001년의 처리수 T-P가 다소 높은 이유는 겨울철에 시스템 표면에 쌓인 갈대의 줄기와 잎의 잔재물이 분해되면서 발생한 인의 일부와 시스템 하부에 침전된 인의 일부가 처리수에 함유되는데 원인이 있는 것으로 사료된다.

#### IV. 결 론

조사기간 시스템이 홍수로 7회 정도 물에 잠겼다. 홍수로 시스템의 사면 일부가 약간 유실되고, 시스템의 표면 일부에 소량의 퇴적이 일어났으며, 정수식물의 줄기가 휘고 잎의 일부가 훼손되는 현상이 나타났으나 시스템의 운영에는 큰 지장이 없었다.

시스템에 식재된 갈대는 식재 직후 1㎡당 평균 25개의 줄기가 식재 1년 후 평균 312개로 증가하였으며, 2001년 봄에 나온 갈대의 줄기는 2001년 7월초 약 145.9cm의 초장을 보였다. 갈대의 초기성장과 적응이 양호하다고 사료된다.

SS, BOD<sub>5</sub>, T-N, T-P의 초기 평균 처리수준은 각각 73%, 70%, 53%, 72%를 나타냈다. T-N 처리효율이 SS, BOD<sub>5</sub>, T-P 처리효율보다 낮은 경향을 보이고 있다. T-N의 처리효율이 낮은 이유는 겨울철 시스템의 수온이 내려가 시스템의 질산화와 탈질화 작용이 낮아지고, 시스템이 운영 초기로 갈대가 생태적으로 완전히 적응하지 못한 상태여서 시스템 여재(media)에 호기층과 혐기층이 형성되어 질소가 제거되는 효과(root zone effect)가 낮은데 원인이 있는 것으로 사료된다. 여과습지의 갈대가 생태적으로 안정이 되면 처리율이 다소 높아질 것으로 사료된다.

2001년 봄철에 T-P의 처리효율이 다소 낮아지는 원인은 겨울철에 갈대의 잎과 줄기가 죽어 시스템 표면에 쌓인 잔재물의 분해로 생긴(leaching) 인의 일부가 처리수에 함유되고, 시스템 여재 및 하부에 침강되었던 인산화합물의 일부가 처리수에 함유(resuspension)되는데 원인이 있는 것으로 사료된다.

국내의 경우 오염하천수는 대부분 도시를 흐르고 있어 하천 제방 밖에 수질정화 인공습지 조성부지의 확보가 어려워 고수부지를 활용한 수질정화 인공습지 조성기술에 대한 연구가 필요하다. 일본과 국내에서 역간접축산화시설을 고수부지에 조성하여 오염하천수의 BOD와 SS를 처리하는 사례는 있다. 본 연구처럼 하천유입 미처리 점오염원과 오염하천수의 BOD, SS뿐 아니라, T-N, T-P를 정화하는 여과습지를 고수부지에 조성하여 연구한 사례는 세계적으로 찾아보기 힘들다.

본 연구를 통하여 수질정화 여과습지를 하천 고수부지에 조성하여 오염하천수 및 하천유입 미처리 오염물을 정화하면서 습지식물의 비오통 조성이 가능할 것으로 사료되며, 오염하천수 및 하천유입 오염물에 함유되어 있는 질소와 인을 저감시켜 하천의 부영양화를 줄일 수 있는 방안이 될 것으로 판단된다.

#### V. 인 용 문 헌

- 양홍모. 1999a. 수자원보전을 위한 점원 및 비점원 오염물의 자연생태적 친환경적 처리 인공습지 및 연못-습지 시스템, 한국수자원학회지32(5) : 111-123
- 양홍모. 1999b. 농촌지역 점원 및 비점원 오염물의 자연생태적 친환경적 처리 및 재활용연못시스템과 인공습지, 21세기 친환경경지역농업 개발시스템에 관한 심포지엄, 한국농업시스템학회
- 환경부. 2000. 수질오염공정시험방법.
- Corbitt, R. A. and P. T. Bowen. 1994. Constructed wetlands for wastewater treatment, in Applied Wetlands science and technology, Kent, D.M. (ed.), 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,

- Lewis Publishers, Inc., Chelsea, Michigan. pp. 41-72.
- Green, M. B. 1997. Experience with establishment and operation of reed bed treatment for small communities in the UK, *Wetland Ecology and Management* 4 : 147-158.
- Greenway, M. and A. Woolley. 1999. Constructed wetlands in Queensland : performance efficiency and nutrient bioaccumulation. *Ecol. Eng.*, 12 : 39-55
- Higgins, M. J., C. A. Rock, , R. Bouchard, B. Wengrezynek. 1993. Controlling agricultural runoff by use of constructed wetlands. In : Moshiri, G.A. (Ed.), *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, pp. 359-367.
- Kadlec, R. H. and R. L. Knight, 1996. *Treatment Wetlands*, CRC Press, Inc, Boca Raton.
- Kern, J. and C. Idler. 1999. Treatment of domestic and agricultural wastewater by reed bed systems, *Ecological Engineering* 12 : 13-25.
- Luederitz, V., E. Eckert, L. W. Martina, A Lange, and R. M. Gersberg. 2001. Nutrient removal efficiency and resource economics of vertical flow and horizontal flow constructed wetlands, *Ecological Engineering*, 18 : 157-171.
- Metcalf and Eddy. 1991. *wastewater Engineering*, McGraw-Hill, New York
- Mitsch, W.J., X. Wu, R. W. Naim, P. E. Weihe, N. Wang, R. Deal, C. E. Boucher. 1998. *Creating and Restrting Wetlands*, *BioScience*, 48 : 1019-1030.
- Nguyen, L. M. 2000. Organic matter composition, microbial biomass and microbial activity in gravel-bed constructed wetlands treating farm dairy wastewaters. *Ecological Engineering*, 16 : 199-221.
- Pant, H. K., K. R. Reddy, E. Lemon. 2001. Phosphrous retention capacity of root bed media of sub-surface flow constructed wetlands, *Ecological Engineering*, 17 : 345-355
- Reed, S. C., E. J. Middlebrooks, R. W. Crites. 1988. *Natural Systems for Waste Management and Treatment*. McGraw-Hill, New York.
- Richardson, C. J. and P. E. Marshall. 1986. Processes controlling movement, storage, and export of phosphorus in a fen peatland, *Eco. Monogr.*, 56(4) : 279-302.
- Tanner, C.C., J. P. S. Sukias, M. P. Upsdell. 1998. Relationships between loading rates and pollutant removal during maturation of gravel-bed constructed wetlands. *Journal of Environmental Quality* 27 : 448-458.
- Vrhovsek, D., V. Kukanja, T. Bulc. 1996. Constructed wetland for industrial waste water treatment. *Wat. Res.* 30 : 2287-2292.
- Wynn, T. M. and S. K. Liehr. 2001. Development of a constructed subsurface-flow wetland simulation model. *Ecological Engineering*, 16 : 157-171.
- Yang, L., H. T. Chang, M. L. Huang. 2001. Nutrient removal in gravel- and soil-based wetland microcosms with and without vegetation, *Ecological Engineering*, 18 : 91-105.

接受 2001年 11月 8日