

고수부지에 조성한 수질정화 여과습지의 초기운영단계 총인 제거

양 흥 모¹⁾

¹⁾ 전남대학교 조경학과

Total Phosphorus Removal Rate of a Subsurface-Flow Wetland System Constructed on Floodplain During Its Initial Operating Stage

Hongmo Yang¹⁾

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

ABSTRACT

Total phosphorous removal rate was examined of a subsurface-flow treatment wetland system which was constructed on floodplain in the down reach of the Kwangju Stream in Korea from May to June 2001. Its dimensions were 29 meter in length, 9 meter in width and 0.65 meter in depth. A bottom layer of 45 cm in depth was filled with crushed granite with about 15~30 mm in diameter and a middle layer of 10 cm in depth had pea pebbles with about 10 mm in diameter. An upper layer of 5 cm in depth contained coarse sand. Reeds(*Phragmites australis*) were transplanted on the surface of the system. They were dug out of natural wetlands and stems were cut at about 40 cm height from their bottom ends. Water of the Kwangju Stream flowed from a submerged dam into it via a pipe by gravity flow and treated effluent was funneled back into the Stream.

The number of reed stems increased from 80 stems/m² in July 2001 to 136 stems/m² in September 2001. The height of stems was 44.2 cm in July 2001 and 75.3 cm in September 2001. The establishment of reeds at early operating stage of the system was good. Volume and water quality of inflow and outflow were investigated from July 2001 through December 2001. The average inflow was 40 m³/day and hydraulic detention time was about 1.5 days. The concentration of total phosphorous in influent and effluent was 0.83 and 0.33 mg/L, respectively. The removal rate of total phosphorous averaged about 60%. The removal efficiency was slightly higher, compared with that of subsurface-flow wetlands operating in North America, whose retention rate of total phosphorous was reported to be about 56%.

The good abatement rate could be attributed to sedimentation of particle phosphorous in pores of the media and adsorption of phosphorous to the biofilm developed on the surface of them. Increase

of standing density of reeds within a few years will develop root zones which may lead to increment in the phosphorous retention rate.

Key Words : *Subsurface flow wetlands, Total phosphorous, Precipitation, Adsorption, Phosphorous retention rate.*

I. 서 론

자연정화기법(natural treatment technology)인 인공습지는 생활하수 등 점오염원을 정화하기 위해 활용하여 왔으며, 강우유출수, 오염하천수, 2차처리장방류수를 정화하기(Green and Martin, 1996; Higgins, 등 1993; EPA, 2000) 위해서도 활용하고 있다. 오염하천수, 강우유출수, 2차처리장방류수를 정화하는 인공습지는 유입수에 함유된 질소와 인의 정화가 일차적 목적이 되는 경우가 대부분이다. 인공습지는 수질정화 이외에 야생동물 서식처 제공, 비오톱 조성, 시민휴식 및 자연학습 공간 제공 등 다양한 친환경적 기능(Kadlec and Knight, 1996; Moshiri, 1993; 양홍모, 2002b)을 제공하는 장점이 있다.

수질정화 인공습지를 구조적 특징에 따라 자유수면습지(Free water surface wetlands)와 여과습지(subsurface flow wetlands)로 대별한다(Corbitt and Bowen 1994; 양홍모, 2002a, 양홍모, 1999). 여과습지는 0.6~1m 깊이의 콘크리트 구조물을 땅속에 설치한 후 자갈이나 굵은 모래를 넣고 표면에 정수식물을 심으며, 유입수는 매질과 식물 뿌리 사이를 서서히 흐르면서 정화된다. 여과습지의 식물은 성장에 필요한 양분을 대부분 유입수에서 흡수한다. 유입수가 시스템 표면에서 아래로 수직으로 흐르는(vertical flow) 유형과 수평으로 흐르는(horizontal flow) 유형이 활용되고 있으며 수평흐름 방식이 일반적으로 많이 사용되고 있다(Luederitz 등 2001). 여과습지 시스템은 시스템의 표면으로 유입수가 흐르지 않아 냄새와 해충발생이 적고, 사람과 오염물의 접촉기회가 적은 장점이 있다.

최근 콘크리트 블록 및 직강화로 인하여 생태계가 훼손된 하천을 자연형하천으로 정비하거나, 수질오염을 개선하기 위해 오염하천 정비사

업을 추진할 때 수질정화 인공습지를 조성하여 오염하천수를 정화하면서 습지를 복원하는 기법에 관심이 높아가고 있다. 오염하천수를 정화하는 습지는 하천의 고수부지에 조성하는 방법과 하천의 제방 밖에 조성하는 방법이 있다. 국내의 경우 오염하천의 주변은 기존 토지이용으로 수질정화 인공습지를 조성할 부지확보가 어려운 실정이다. 하천제방 밖에 수질정화 습지를 조성할 경우 하천수를 펌핑으로 습지에 유입시켜야 하므로 전기비용이 과다하게 소요된다. 따라서 하천 고수부지에 수질정화 인공습지를 조성하여 자연유하로 오염하천수를 인공습지에 유입시켜 정화하는 기법에 관한 연구가 필요하다. 본 연구는 오염하천수를 정화하기 위해 고수부지에 조성한 수질정화 여과습지의 초기운영단계 인 제거를 연구하는데 목적이 있다.

II. 재료 및 방법

1. 시스템 구조

광주광역시의 중심부를 흐르는 광주천 하류에 위치한 고수부지에 2001년 6월 수질정화 여과습지 시스템을 시공하였다. Figure 1은 실험 여과습지 시스템의 평면 및 단면 개념도를 나타낸다. 시스템은 길이 29m, 폭 9m로 면적이 약 260㎡이다. 고수부지 표면에서 약 1m 깊이 땅속에, 높이 0.65m 콘크리트 박스를 설치하고, 직경 약 1.5~3cm 쇠석을 45cm 채운 후, 직경 약 1cm 콩자갈을 10cm 덮고, 그 위에 직경 약 0.3~0.5cm 굵은 모래를 5cm 높이로 넣었다. 광주천 수중보의 수심 20cm 깊이에서 광주천의 물이 자연유하로 시스템에 유입되도록 설계하였다. 자생 갈대(*Pragmatis aulientalis*)를 채취하여 근부에서 약 40cm 높이로 줄기를 절단한 후 약 30cm 간격으로 시스템 표면에 식재하였다.

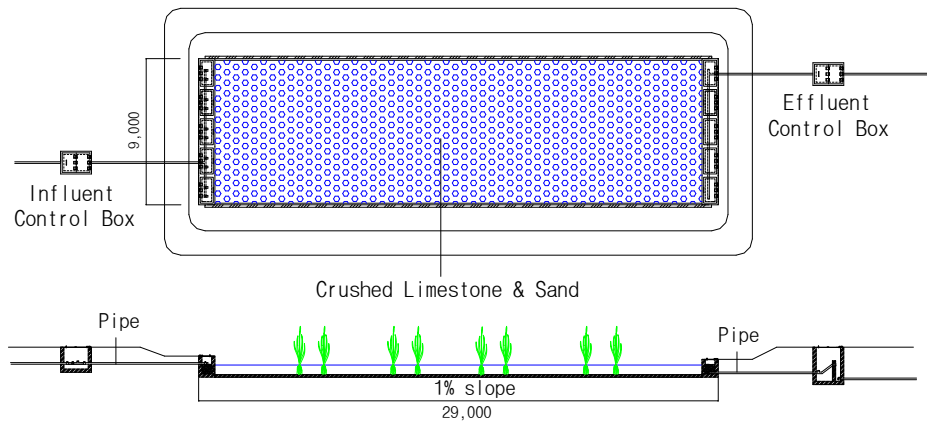


Figure 1. Schematic plan and section of the subsurface-flow treatment wetland system constructed on floodplain in the down reach of the Kwangju Stream.

유입부와 유출부에는 유량조절 밸브와 수위 조절 장치를 설치하였다. 홍수의 피해를 줄이고 유입수의 확산유입과 처리수의 확산유출을 유도하기 위해 유입부와 유출부에 콘크리트 박스 5개를 각각 설치하고 상부에 덮개를 설치하였다. 유입부 분배박스에는 밸브를 설치하여 유입수가 확산유입이 되도록 설계하였다. 시스템 처리수는 유출박스에 도달한 후 수위조절 파이프를 거쳐 광주천으로 배출되도록 설계하였다. 시스템 사면은 경사 1:2로 설계하였으며, 줄떼심기와 야자섬유망을 시공하여 사면을 보호하였다.

2. 처리수준 및 식생생장 분석

시공 후 2001년 7월부터 12월까지 6개월 동안 시스템의 유입수와 처리수를 7~10일에 한번씩 조사 분석하였다. 수질조사 항목은 수온, pH, T-P 등을 분석하였으며, 조사항목은 월평균 값으로 나타냈다. 수온과 pH는 현장에서 Scott pH-Meter (CG 347)로 측정하였으며, T-P분석은 수질 오염 공정시험방법(환경부, 2000)을 기준으로 아르코 빈산환원법을 활용하여 분석하였다. 갈대의 생장 조사는 1m×1m 격자 틀을 이용하여 분지수와 초장을 측정하였다. 생장 조사지점은 시스템의 유입부, 중앙부, 유출부에서 각각 3군데씩 선정하였다. 분지수는 각 조사지점의 격자틀 내의 전수를 3반복 조사하였으며, 평균초장은 각 조사

지점의 격자틀 내 10개체를 3회 반복으로 30개체를 측정하여 평균값으로 나타냈다.

III. 결과 및 고찰

1. 시스템운영 및 식물생장

조사기간 광주천 하천수가 시스템으로 하루 약 40m³가 유입되도록 운영하였으며, 시스템 수심을 0.6m로 조절하여 유입수의 평균체류시간은 약 1.5 days였다. Figure 2는 2001년 7월부터 11월 사이 시스템에 식재한 갈대의 조사시기별 평균분수를 나타낸다. 2001년 6월 말 식재 후 7월과 8월에 분지수가 증가한 후 9월과 10월에는 분지수의 증가가 둔화되었으며, 11월에는 분지수의 증가가 나타나지 않았다. 9월에 접어들면서 갈대의 새 줄기가 나오는 숫자가 줄어들었고 11월에는 새 줄기가 나오지 않았음을 알 수 있다. 갈대의 분지수는 식재 후 2001년 7월 10일에 80 개/m²였으며, 2001년 9월 8일에 136 개/m²로 56개가 증가하여 70%의 증가를 보였다.

Figure 3은 2001년 7월부터 11월 사이 조사시기별 갈대의 평균초장을 나타낸다. 7월에 초장의 증가가 완만하다가 8~10월에는 초장의 증가가 높아진 후 11월에는 약간 감소하는 경향을 보였다. 갈대는 9월까지 성장을 계속함을 알 수 있으며, 10월부터 기온이 낮아지면서 (Figure 4) 줄기가 죽어 초장이 감소하는 경향

을 보였다. 2001년 6월 말 식재 후, 2001년 7월 10일에 평균초장이 44.2cm이었으며, 2001년 9월 8일에는 75.3cm로 초장이 31.1cm가 증가하여 약 70%의 증가율을 보였다. 시스템 초기운영단계의 갈대성장이 비교적 양호한 수준이었다.

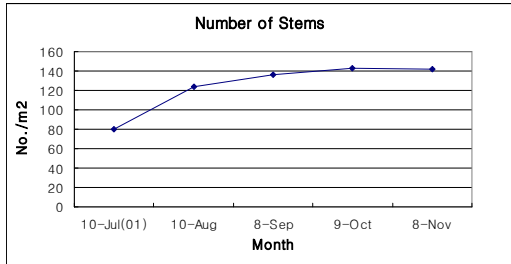


Figure 2. Average number of stems of *Pragmatis aulientalis* per square meter.

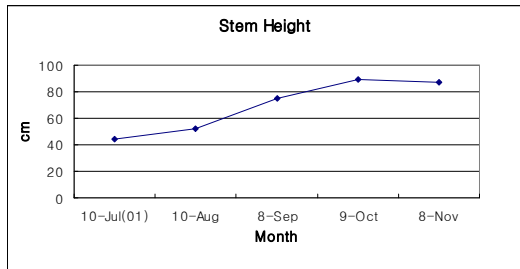


Figure 3. Average stem height of *Pragmatis aulientalis*.

2. 총인 처리수준

Figure 4는 유입수와 처리수의 월평균 수온을 나타낸다. 조사기간 유입수의 평균수온은 17.7℃를 나타냈으며, 처리수의 평균수온은 17.1℃를 나타냈다. 처리수의 수온이 유입수보다 0.6℃ 낮게 나타났다. Figure 4에서 7~9월에는 처리수의 수온이 유입수보다 낮게 나타났다가, 10월에는 처리수와 유입수의 수온과 거의 같았으며, 11~12월에는 처리수의 수온이 유입수의 수온보다 약간 높게 나타났다. 여과습지가 고수부지 땅속에 조성되어 기온이 높은 기간에는 여과습지 내부의 수온이 하천수 수온보다 낮아지고, 기온이 낮은 겨울철에는 여과습지 내부의 수온이 하천수 수온보다 높아지는데 원인이 있는 것으로 생각된다. 7월, 8월, 9월, 10월의

처리수 월평균수온은 각각 23.2, 22.4, 21.1, 18.1℃를 나타냈으며, 11월과 12월의 처리수 월평균수온은 각각 11.6, 6.1℃를 나타냈다.

Figure 5는 유입수와 처리수의 월평균 pH를 나타낸다. 조사기간 유입수와 처리수의 평균 pH는 각각 7.10, 7.07로 거의 유사하게 나타났다. 7월에는 처리수의 수온이 유입수보다 다소 높게 나타났고, 8월과 9월에는 처리수의 수온이 유입수보다 낮게 나타났다. 10월에는 처리수의 수온이 유입수보다 높아지고, 11~12월에는 처리수의 수온이 유입수보다 낮게 나타났다.

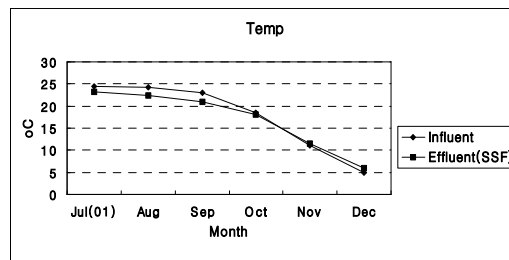


Figure 4. Monthly average temperature of influent and effluent.

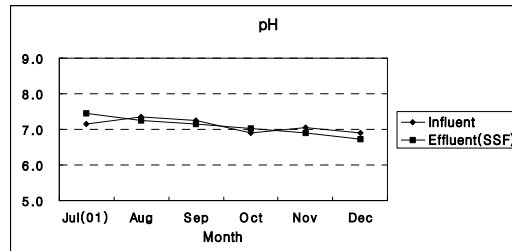


Figure 5. Monthly average pH of influent and effluent.

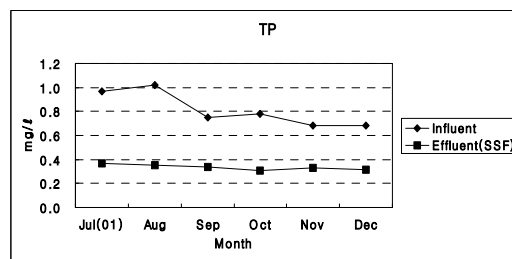


Figure 6. Monthly average total phosphorous concentration in influent and effluent.

Table 1. T-P removal rate of subsurface wetland systems in USA, Great Britain, and Denmark.

System	T-P In (mg/L)	T-P Out (mg/L)	Removal Rate(%)
Ann Arundel Co, MD (USA)	6.01	4.31	28
Drummond Bog, WI (USA)	2.88	0.43	85
Ashby Folville (Britain)	6.6	3.9	41
Thorpe Satchville (Britain)	7.6	4.8	37
Thise (Danmark)	3.2	2.5	22
Fare (Danmark)	2.5	0.7	72

Figure 6은 실험기간 유입수와 처리수의 월평균 T-P농도를 나타낸다. 조사 6개월 동안 유입수와 처리수의 평균 T-P농도는 각각 0.82mg/L, 0.32mg/L로, 평균 T-P처리율이 60%였다. 실험기간 여과습지의 월별 평균처리율은 51~65% 수준을 나타냈다. 7월, 8월, 9월의 월평균 T-P 처리율은 각각 62%, 65%, 55%였으며, 10월, 11월, 12월의 월평균 T-P 처리율은 각각 60%, 51%, 53%였다. 처리수의 수온이 낮은 11월과 12월의 월평균 T-P 처리율이 약간 낮게 나타났다. Table 1은 미국, 영국, 덴마크에서 운영하고 있는 여과습지의 T-P 제거율을 나타내며, 제거율이 22~85%로 범위가 넓다. 북미(미국, 캐나다)에서 운영중인 여과습지의 평균 T-P 처리율은 약 56%이다(Kadlec and Knight, 1996). 실험 여과습지 시스템이 시공직후 초기단계로 식재한 갈대가 충분히 성장하지 못한 상태였고, 겨울철 11월과 12월이 조사기간에 포함된 점을 고려하면 T-P 처리율은 양호한 편이라고 사료된다.

인(phosphorus)은 수중에 다양한 인산염(phosphates)의 형태로 존재하며, 수질분석에서 총인(total phosphorous)은 오르도 인산염(orthophosphates, $PO_4\text{-P}$), 축합다중 인산염((condensed (pyro-, meta-, and poly-) phosphates)),

유기적으로 결합된 인산염(biologically bound phosphates)을 합한 개념이다.

수질정화 여과습지에서 유입수에 함유된 인은 물리화학적 분리(separation)와 화학적 변형(transformation)으로 제거된다. 유입수에 함유되어 있는 인은 대부분 용해인, 입자성무기인, 입자성유기인으로 구성된다. 입자성 인은 여과습지에서 매질과 식물 뿌리사이의 공극에 침전되거나 매질과 뿌리표면에 형성된 미생물막(biofilm)에 흡착된다. 용해 인산염은 다양한 인산염의 형태로 침강(precipitation)되며, 인산염에 의한 침강이 습지의 인 제거에서 중요한 역할을 한다(Faulkner and Richardson, 1989, Pant 등 2001). 매질에 함유된 광물질이 용해되어 이들 광물질과 수중의 인이 결합하여 인이 침강되어 제거되기도 하며, 시스템 운영기간이 길어지면 매질용해에 의한 인의 제거는 낮아지는 경향을 보인다. 침강된 인산염의 일부는 혐기상태에서 다시 용해성인으로 전환되기도 하지만 침전된 인산염이 모두 용해성으로 전환되지 않으며 시스템 내부에 침전상태로 존재하여 유입수의 인이 제거된다.

유입수에 함유된 다양한 형태의 인은 용해무기인(soluble inorganic phosphorous)으로 변형되어 식물과 미생물에 의해 흡수된다(Tanner 등 1998). 이런 변형은 매질과 식물뿌리의 표면에 형성된 미생물막에 존재하는 미생물이나, 매질과 식물 뿌리 사이의 물에 존재하는 부유 미생물에 의해 이루어진다(EPA 2000). 빠른 성장과 분열을 하는 세균, 곰팡이에 의해 인이 빠른 속도로 흡수되지만, 이들이 죽어 분해되면 흡수된 인의 대부분은 다시 물로 되돌아온다(Kadlec and Knight, 1996). 정수식물은 용해 인산염을 느린 속도로 흡수하며, 정수식물이 흡수하는 인의 양은 1.8~18g P/m²/year 범위로 다소 낮은 수준이다(EPA, 2000). 정수식물이 인을 흡수하는 기간은 인 저장고 역할을 한다. 식물이 흡수한 인은 식물이 죽어 분해되지 않은 상태로 여과습지 시스템의 표면에 쌓여 인이 제거된다. 식물이 죽은 후 식물이 흡수한 인이 분해되어 다시 수중으로 되돌아오는 데는 수개월 혹은 수년의 장기간이 소요된다.

Figure 6에서 11월과 12월의 T-P 처리율이 다

소 낮은 원인은 시스템의 수온이 낮아져 인의 분해에 작용하는 미생물 활동이 낮아지고, 정수식물에 의한 인의 흡수가 거의 일어나지 않는데 원인이 있는 것으로 생각된다.

IV. 결 론

조사기간 여과습지 시스템이 홍수로 1회 물에 잠겼으나, 사면이 유실되는 현상은 일어나지 않았으며, 시스템의 표면 일부에 매우 적은 양의 세립토가 퇴적되었다. 홍수로 갈대의 줄기가 휘는 현상은 나타나지 않았으며, 시스템의 운영에는 거의 영향을 미치지 않았다. 조사기간 처리수의 평균수온은 17.1℃이었고, 평균 pH농도는 7.07이었다. 여과습지 유입수와 처리수의 평균 T-P농도는 각각 0.82mg/L, 0.32mg/L로, 평균 T-P 처리율은 60%였다. 시스템이 초기운영 단계인 점을 고려하면 T-P제거 수준은 양호한 편이다. 실험 여과습지 시스템은 초기단계로 식재한 갈대의 뿌리가 매질 상층부에만 형성된 상태였다. 유입수에 함유된 인의 인산염으로 침강, 매질사이에 입자성 인의 침전, 매질의 표면에 형성된 미생물막에 의한 인의 흡착이 실험 여과습지 인 제거의 주요 원인으로 사료된다. 2~3년 후 갈대가 정상적으로 성장하여 뿌리가 시스템 하부로 내려가고 근권이 발달하면 시스템의 T-P처리율이 높아질 것으로 사료된다.

본 연구는 여과습지 시공 직후 약 6개월 동안 실험한 내용으로 1년 동안의 실험을 통한 초기 계절별 인 제거를 비교할 수 없는 한계점이 있다. 후속 연구로 여과습지의 갈대가 완전히 성장한 후 1년 간의 연구를 통하여 여과습지의 연간 평균 인제거율의 실험이 필요하다. 실험결과 고수부지를 활용한 수질정화 여과습지는 오염하천수의 인을 줄일 수 있는 방안이 될 수 있어, 하천의 수질오염을 저감시킬 수 있는 방법이 될 수 있을 것으로 사료된다.

인 용 문 헌

양홍모. 1999. 수자원보전을 위한 점원 및 비점

원 오염물의 자연생태적 친환경적 처리
인공습지 및 연못-습지 시스템. 한국수자
원학회지 32(5). 111-113.

양홍모. 2002a. 하천수정화 연못-습지 시스템 부
들 습지셀의 초기 질산성질소 제거. 한국
환경복원녹화학회지 5(6) : 24-29.

양홍모. 2002b. 하천수정화 근자연형 인공습지의
초기 질소제거., 한국환경농학회지. 21(4) :
269-273.

환경부. 2000. 수질오염공정시험방법.

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.

EPA. 2000. Manual : constructed wetlands treatment
of municipal wastewaters. Office of Research
and Development. Cincinnati. Ohio.

Faulker, S. P. and C. J. Richardson. 1989. Physical
and chemical characteristics of freshwater
wetland soils (In Hammer. D. A. ed., "Con-
structed 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.

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,

- Eco. Eng. 18 : 157-171.
- Pant. H. K., K. R. Reddy and E. Lemon. 2001. Phosphorous retention capacity of root bed media of sub-surface flow constructed wetlands, Ecol. Eng. 17 : 345-355.
- Tanner. C. C., J. P. Sukias and M. P. Upsdell. 1998. Relationships between loading rates and pollutant removal during maturation of gravel-bed constructed wetlands. J. of Environ. Qual. 27 : 448-458.

接受 2003年 10月 14日