

하천수를 정화하는 갈대습지의 개수부에 의한 질소제거 비교

양 홍 모¹⁾

¹⁾ 전남대학교 조경학과

Comparison of Nitrogen Removal in Reed Wetlands with and Without Open Water Purifying Effluent from a Treatment Pond

Hongmo Yang¹⁾

¹⁾ Dept. of Landscape Architecture, Chonnam National University, Kwangju, 500-757.

ABSTRACT

Nitrate(NO₃-N) and total nitrogen(TN) removal by a reed wetland with open water(Wetland 1) was compared with that of a reed wetland without open water(Wetland 2) from March to October 2002. The two wetlands were 25mL by 6mW. An open water area, 3mL by 6mW was designed at the middle of Wetland 1. Reeds(*Phragmites australis*) were transplanted into the wetlands in June 2000. Water of Sinyang Stream flowing into the Kohung Estuarine Lake located in the southern part of Korea was pumped into a primary treatment pond, whose effluent was discharged into the secondary pond. Effluent from the secondary pond was funneled into the wetlands. Inflow into the wetlands averaged about 20.0m³/day and their hydraulic retention time was approximately 1.5 days. Average NO₃-N removal by Wetland 1 was 117.61mg/m² · day and that by Wetland 2 was 106.39mg/m² · day. NO₃-N removal efficiency of Wetland 1 and 2 was 37% and 34%, respectively. TN removal by Wetlands 1 and 2 averaged 226.80 and 214.54mg/m² · day, respectively. TN abatement efficiency of Wetland 1 was 43% and that of Wetland 2 was 40%. NO₃-N removal efficiency of Wetland 1 was significantly higher($p=0.038$) than Wetland 2. TN removal efficiency of Wetland 1 was also significantly higher($p=0.044$) than Wetland 2. The wetland with open water was more efficient for removal of NO₃-N and TN than one without.

Key Words : *Surface flow wetlands, Nitrification, Denitrification, Rhizomes.*

I. 서 론
하천주변의 자연습지가 하천수질을 자연생태
적으로 정화하는 기능이 있다는 사실은 오래 전
부터 알려져 왔으며, 이런 정화기능을 활용하기
위해 인위적으로 하천주변에 조성한 습지를 하

천수정화 인공습지라 지칭한다. 미국 등 서구선진국을 중심으로 인공습지의 설계 및 조성 기술이 발전되고 정화효율이 점점 개선되면서, 오염농도가 상대적으로 낮은 하천수를 정화하기 위해 인공습지를 활용하고 있다(EPA, 1993a; Mitsch 등, 1998). 최근 국내에서도 인공습지를 활용하여 하천수를 정화하는 방안이 관심이 높아지고 있다(농어촌연구원, 1999).

하천수를 정화하는 인공습지는 3차처리수준의 정화를 목표로 하는 경우가 대부분이며, 3차처리수준의 인공습지를 설계할 경우 일반적으로 TN(총질소)제거를 기초로 개발된 습지설계 공식을 활용한다(Reed 등, 1995). 인공습지에서 질소는 대부분 생물화학적 반응인 암모니아화-질산화-탈질화로 제거되며, 정수식물의 흡수에 의해서도 제거된다(EPA, 1993b, 1999; Mitsch and Gosselink, 2000; 양홍모, 2002, 2003). 습지에서 제거되는 질소 중에서 탈질화로 제거되는 양이 약 60~70%이며, 식물흡수에 의해 제거되는 양은 약 25%이다(Faulkner and Richardson, 1989; Spiels and Mitsch, 2000). 물리적 반응인 침전, 여과, 흡착에 의해 제거되는 질소의 양은 상대적으로 낮다. 식물이 흡수한 질소는 식물이 죽어 유기체설물로 전환되면 흡수되었던 질소가 습지의 물로 되돌아올 수 있으나, 탈질화로 $\text{NO}_3\text{-N}$ (질산성질소)가 질소가스나 아산화질소로 전환되어 습지에서 대기 중으로 이동하면, 이동 양만큼 습지에서 질소가 제거된다.

자유수면(surface-flow)습지에서 정수식물이 성장하지 않는 구역을 개수부(open water)라고 부르며, 정수식물이 성장할 수 없는 수심으로 개수부를 설계한다(EPA, 2000). 개수부 한 개를 조성할 경우 습지의 중앙부에 조성하는 경우가 대부분이다. 자유수면습지를 설계할 때 활용하는 대부분의 공식들은 유입수가 느린 유속으로 정체구역(dead zone)과 단기이동(short-circuiting) 없이 측류로 흐르는 것을 전제로 한다. 인공습지 조성시 습지바닥을 완전수평이 되도록 토공작업을 하는 것은 어려우며, 정수식물이 죽어 습지바닥에 형성되는 잔재물층도 자연상태에서 동일 높이로 형성되지 않는다(Kadlec and Knight, 1996).

일반적으로 자유수면습지의 수심을 0.2~0.3 m로 운영하며, 바닥면과 잔재물층의 높이에 불균형이 발생하면 유입수가 정체되거나 설계체류시간보다 짧게 흐르는 구역이 발생한다(EPA, 2000). 정체구역과 단기이동을 완화하여 수질정화효율을 개선하기 위한 방안으로 개수부를 설계하며, 개수부는 대기와 수면과의 접촉을 통하여 대기 중의 산소가 습지 물속으로 용해되어 질산화를 촉진하는 역할도 한다. 습지에서 증발산량은 체류시간에 영향을 미친다. Burba 등(1999)은 갈대 증산량이 개수부 발산량의 약 50%를 차지함을 조사하였고, Sanchez-Carrillo 등(2004)은 개수부 발산량과 식생구역 증산량의 비율연구에서 갈대 습지의 경우 약 1이고, 부들습지의 경우 약 2정도 임을 밝혔다. Wu and Mitsch(1998)는 인공습지의 개수부에서 성장하는 녹조에 함유되어 있는 인의 양이 약 0.3g P/m^2 이고, 수중에 용해된 인의 약 66%가 녹조에 흡수되어 제거됨을 관찰하였다.

이 연구는 하천수를 정화하기 위해 조성한 습지시스템에서 개수부가 있는 습지와 개수부가 없는 습지의 질소제거 비교연구를 통하여 개수부가 질소제거에 효율적인가를 연구하는데 목적이 있다.

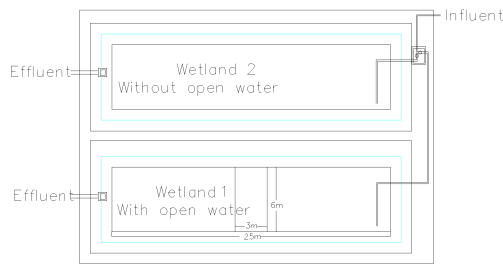
II. 재료 및 방법

1. 실험재료 및 장치

전라남도 고흥군 간척개답지에 하천수정화 연못-습지 시스템을 조성하였다. 시스템을 연못 2개와 습지 6개로 설계하였으며, 고흥담수호로 유입되는 신양천 물을 펌프하여 시스템에 유입시켰다. 유입수는 1차연못에서 2차연못으로 이동한 후, 2차연못의 처리수가 각 습지에 유입되도록 설계하였다. 본 연구에서 조사분석한 갈대 습지 2개는 자유수면습지로 각각 길이 25m, 폭 6m, 바닥면적 약 150m^2 로 조성하였으며, 이중 하나는 중앙에 길이 3m, 폭 6m 개수부를 설치하였다(Figure 1, Table 1). 개수부의 면적은 습지 면적의 약 12%를 차지한다. 유입관을 통해 유입수가 습지에 확산유입이 되도록 설계하였으며, 수심을 조절할 수 있도록 유출부에 수문을 설치하였다.

Table 1. Design parameters of the wetlands. Wetland 1 had an open water area and Wetland 2 did not.

	Length (m)	Width (m)	Water depth (m)	Porosity	Levee Height (m)	Area (m ²)	Open water		
							Length (m)	Width (m)	Water depth (m)
Wetland 1	25	6	0.2~0.3	0.65~0.75	1	150	3	6	1
Wetland 2	25	6	0.2~0.3	0.65~0.75	1	150	-	-	-

**Figure 1.** Schematic plan of the wetlands purifying effluent from a treatment pond. Wetland 1 had an open water area and Wetland 2 did not. No scale.

2000년 6월에 시스템 주변에 자생하고 있는 갈대(*Phragmites australis*)를 채취하여 근부로부터 약 40cm 높이로 줄기를 절단한 후, 약 0.3m 간격으로 식재하였다. 식재한 갈대는 2회의 겨울철을 거치면서 잎과 줄기가 죽고 이듬해 봄에 새줄기가 나오기 시작하여 2002년 5월에는 습지의 바닥을 덮을 정도로 성장하였다. 따라서 생태적으로 비교적 안정된 갈대 습지의 NO₃-N과 TN 제거를 연구할 수 있는 조건이었다.

2. 실험방법

2002년 3월부터 8개월 동안 개수부가 있는 습지(이하 실험구)와 개수부가 없는 습지(이하 대조구)의 유입수와 유출수를 분석하였다. 유입수와 유출수를 7~10일에 한번씩 샘플링하여 환경부 수질오염공정시험방법(환경부, 2000)을 기준으로 미국공중보건협회(APHA, 1998)의 수질분석방법을 참고하여 NO₃-N, TN을 분석하였다. 수온은 현장에서 Scott pH-Meter(CG 347)로 측정하였으며, 습지의 유입량 및 유출량은 매월 2~3회 유입부와 유출부에서 1분 동안 흐르는 양을 3회 받아서 평균 유입량 및 유출량을 산출하였다.

NO₃-N과 TN 월평균제거량은 유입수와 유출수의 NO₃-N과 TN 월평균농도, 월평균 유입수 및 유출수의 양, 습지면적을 기준으로 산출하였다. 실험구와 대조구의 NO₃-N과 TN 처리율에 차이가 있는지를 검증하기 위해 처리율을 이용하여 t-검정을 수행하였으며, t-검정에는 PC용 SAS (Ver. 8.1)를 활용하였다.

식재한 갈대의 성장 조사는 1m×1m 격자틀을 이용하여 초장과 분지수를 측정하였다. 조사지점은 유입부, 중앙부 혹은 실험구는 개수부 인접부, 유출부에서 각각 3군데씩 선정하였다. 분지수는 격자틀 내의 전수를 조사하였으며, 평균초장은 격자틀 내의 10개체를 3회 측정하여 평균값으로 나타냈다.

III. 결과 및 고찰

조사기간 실험구와 대조구의 평균유입수 양은 약 20.0m³/day이었으며, 실험구와 대조구의 평균유출량은 각각 약 19.41, 19.42m³/day로 거의 같은 양을 나타냈다. 조사기간 실험구와 대조구의 평균수심을 0.3 m로 관리하여, 실험구와 대조구의 평균체류시간은 약 1.5일이었다. Table 2는 2000년 6월 식재 후 약 2년이 지난 2002년 5월, 7월, 10월에 조사한 갈대의 초장과 분지수를 나타낸다. 조사결과 실험구와 대조구의 갈대생장은 거의 동일하였다. 2002년 5월의 평균초장 56.6 cm가 7월에 87.3 cm로 성장하여 약 54% 성장하였으며, 10월의 초장은 108.5 cm로 5월에 비해 약 92% 성장하였다. 평균분지수는 5월에 45.7 개/m²였으며, 7월에 132.5개/m² 190% 증가하였으며, 10월에는 162.3개/m²로 5월에 비해 255% 증가하였다. 실험기간 갈대의 생장이 양호하였다.

Table 2. Growth of *Phragmites australis* in the wetlands.

Date	Height (cm)	Stem (No./m ²)	Height increase between measurements (cm)	Stem increase between measurement (No./m ²)
2001.5.7. (a)	56.6	45.7	-	-
2001.7.6.	87.3	132.5	30.7 (54%)	86.8 (190%)
2001.10.8. (b)	108.5	162.3	21.2 (24%)	29.8 (22%)
Total increase (b-a)	51.9 (92%)	116.6 (255%)	-	-

(%) : % increase.

조사기간 유입수의 평균수온은 20.5℃였으며, 실험구와 대조구의 유출수 평균수온은 각각 21.6, 21.3℃였다. 3월부터 8월까지 수온이 점점 증가하다 9월과 10월에는 낮아지는 추세를 보였으며, 실험구의 수온이 대조구보다 약간 높게 나타났다. 3월~8월 사이 실험구의 유출수 월평균수온은 각각 13.0, 16.3, 20.9, 23.8, 27.2, 28.4℃였으며, 대조구는 12.9, 16.1, 20.4, 23.4, 26.7, 27.7℃를 나타냈다. 9월, 10월의 실험구의 유출수 월평균수온은 25.2, 17.5℃였으며, 대조구는 25.1, 17.2℃였다.

2차연못의 방류수가 습지에 유입되어 실험구와 대조구의 유입수 NO₃-N 평균농도는 2.38mg/L로 동일하였으며, NO₃-N 평균부하율도 317.04mg/m² · day로 같았다. 실험구와 대조구의 유출수 NO₃-N

Table 3. Average hydraulic loading, NO₃-N and TN removal for the Wetland 1 and Wetland 2 from March to October, 2002.

Types	Parameters	Units	Value
-	Approximate area	m ²	150.0
	Inflow	m ³ /day	20.0
	Outflow	m ³ /day	19.4
Wetland 1 (Experimental)	Inflow NO ₃ -N concentration	mg/L	2.38
	Outflow NO ₃ -N concentration	mg/L	1.56
	Inflow NO ₃ -N loading	mg/m ² · day	317.04
	Outflow NO ₃ -N loading	mg/m ² · day	199.43
	NO ₃ -N removal	mg/m ² · day	117.61
	NO ₃ -N removal rate by mass	%	37
	Inflow TN concentration	mg/L	3.98
	Outflow TN concentration	mg/L	2.36
	Inflow TN loading	mg/m ² · day	531.06
	Outflow TN loading	mg/m ² · day	304.26
TN removal	mg/m ² · day	226.80	
TN removal rate by mass	%	43	
Wetland 2 (Control)	Inflow NO ₃ -N concentration	mg/L	2.38
	Outflow NO ₃ -N concentration	mg/L	1.63
	Inflow NO ₃ -N loading	mg/m ² · day	317.04
	Outflow NO ₃ -N loading	mg/m ² · day	210.65
	NO ₃ -N removal	mg/m ² · day	106.39
	NO ₃ -N removal rate by mass	%	34
	Inflow TN concentration	mg/L	3.98
	Outflow TN concentration	mg/L	2.45
	Inflow TN loading	mg/m ² · day	531.06
	Outflow TN loading	mg/m ² · day	316.52
TN removal	mg/m ² · day	214.54	
TN removal rate by mass	%	40	

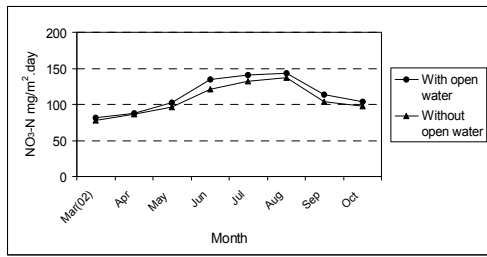


Figure 2. Monthly average NO₃-N removal for the wetland with an open water area and one without from March to October 2002.

평균농도는 각각 1.56, 1.63mg/L였으며, 유출수 NO₃-N 평균부하율은 각각 199.43, 210.65mg/m²·day로 실험구와 대조구의 NO₃-N 평균제거량은 117.61, 106.39mg/m²·day였다(Table 3). 제거량을 기준으로 실험구와 대조구의 NO₃-N 평균제거율은 각각 37%, 34%였다.

조사기간 실험구의 NO₃-N 월평균제거량이 대조구보다 약간 높게 나타났다(Figure 2). 5월, 6월, 7월, 8월, 9월에는 실험구의 NO₃-N 제거량이 다소 높게 나타났으며, 3월, 4월, 10월에는 두 습지의 NO₃-N 제거량이 비슷한 수준을 보였다. 실험구와 대조구의 NO₃-N 월평균제거량은 8월에 각각 143.20, 136.58mg/m²·day로 가장 높았고, 3월에 각각 81.44, 77.92mg/m²·day로 가장 낮았다.

인공습지에서 제거되는 NO₃-N의 범위는 6~64,000mg/m²·day이다(Bachand and Horne, 2000). 실험구와 대조구의 NO₃-N 제거량은 상대적으로 낮은 범위에 속한다. 습지에서 NO₃-N 제거량은 탈질화와 관계가 있다. 유입수에 함유되어 있는 유기질소는 암모니아화와 질산화 과정을 거쳐 질산성질소로 전환되며, 질산성질소는 탈질화 과정을 거쳐 질소가스와 아산화질소로 전환되어 대기중으로 이동한다(Faulkner and Richardson, 1989). 유입수의 NO₃-N 함유량이 높을수록 습지의 질소제거율이 높아지는 경향을 보인다.

질산화와 탈질화에 작용하는 미생물의 활동성은 25℃에서 높으며, 15℃이하와 30℃이상에서는 둔화된다(Yang, 1992). Figure 2에서 NO₃-N 월평균제거량은 습지 수온이 미생물활동에 적합한 5월~9월(20.4~28.4℃)에 높고, 습지의 수온이

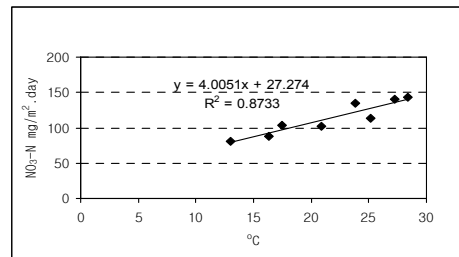


Figure 3. Monthly average temperature versus NO₃-N removal for Wetland 1 from March to October 2002.

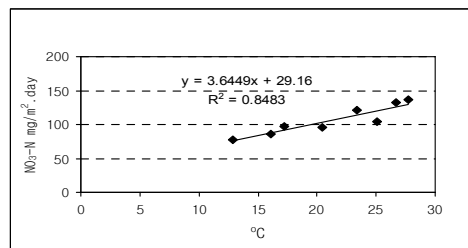


Figure 4. Monthly average temperature versus NO₃-N removal for Wetland 2 from March to October 2002.

낮은 3월, 4월, 10월(13.0~17.2℃)에 낮게 나타났다. Figure 3과 Figure 4는 실험구와 대조구의 월평균수온과 NO₃-N 월평균제거량의 상관성을 나타낸다. 수온이 NO₃-N 제거량에 영향을 미칠 수 있으며, 두 습지의 3월, 4월, 10월의 NO₃-N 제거량이 낮은 이유는 수온이 낮았던데 원인이 있는 것으로 판단된다.

실험구와 대조구의 유입수 TN 평균농도도 3.98 mg/L로 동일하였으며, TN 평균부하율도 531.06mg/m²·day로 같았다. 실험구의 유출수 TN 평균농도는 2.36mg/L였으며 대조구는 2.45mg/L였고, 실험구의 유출수 TN 평균부하율은 304.26mg/m²·day였으며, 대조구는 316.52mg/m²·day였다(Table 3). 제거량을 기준으로 실험구와 대조구의 TN 평균제거율은 각각 43%, 40%를 나타냈다.

조사기간 실험구의 TN 월평균제거량이 대조구보다 약간 높게 나타났다(Figure 5). 3월, 4월, 10월의 실험구와 대조구의 TN 월평균제거량은 비슷한 수준이었으며, 5월~9월에는 실험구의 TN 월평균제거량이 다소 높게 나타났다. 실험구와 대조구의 TN 월평균제거량은 8월에 각각

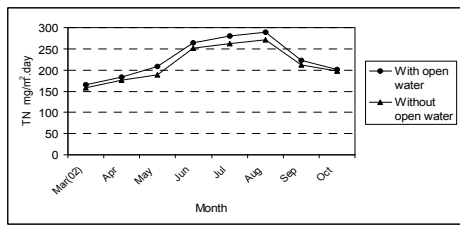


Figure 5. Monthly average TN removal by the wetland with an open water area and one without from March through October 2002.

278.30, 260.14mg/m²·day로 가장 높게 나타났고, 3월에 각각 155.23, 147.00mg/m²·day로 가장 낮았다.

인공습지에서 질소는 생물화학적 반응이외에 물리적 작용인 침전, 여과, 흡착에 의해서도 제거된다(EPA, 2000; Zhu and Sikora, 1994). 유입수에 함유된 직경이 큰 유기질소 입자는 습지바닥에 침전되며, 습지바닥의 잔재물층은 유기질소 입자를 여과하는 역할을 한다. 수중의 정수식물 줄기와 잔재물의 표면에 형성된 미생물막에 유기질소 입자들이 흡착되어 제거되기도 한다.

실험구와 대조구의 NO₃-N과 TN의 처리율(%)에 차이가 있는지 여부를 판단하기 위해 t-검정을 하였다. Table 4는 t-검정 통계량을 나타낸다. NO₃-N 처리율에 대한 t-검정결과 'H₀: 조사기간 실험구와 대조구의 NO₃-N 처리율의 평균이 같다.'라는 귀무가설이 유의수준 α=0.05에서 기각되어(p=0.038, p<0.05), 실험구와 대조구의 NO₃-N 처리율이 다르다'라고 말할 수 있다. 따라서 실험구의 NO₃-N 처리율(37.40±5.99)이 대조구의 처리율(33.70±6.76)보다 높다고 볼 수 있어, 개수부가 있는 습지가 NO₃-N 처리에 효율적이었다. TN

처리율에 대한 t-검정결과에서도 유의수준 α=0.05에서 귀무가설 'H₀: 조사기간 실험구와 대조구의 TN 처리율의 평균이 같다.'가 기각되어(p=0.044, p<0.05), 실험구의 TN 처리율(43.39±6.71)이 대조구의 TN 처리율(39.60±6.93)보다 높다고 볼 수 있다. 개수부가 있는 습지가 TN제거에서도 효율적이었다.

IV. 결 론

실험습지에 식재한 갈대는 2년 후인 2002년에 습지바닥을 덮었으며, 2회의 겨울철을 거치면서 습지바닥에 잔재물층이 형성되었다. 따라서 비교적 안정된 습지의 NO₃-N과 TN 제거를 연구할 수 있는 조건이었다. 조사기간 습지의 평균유입수량은 약 20.0m³/day이었으며, 평균체류시간은 약 1.5일이었다. 유입수 평균수온은 20.5°C였으며, 개수부를 설치한 실험구와 개수부가 없는 대조구의 유출수 평균수온은 각각 21.6, 21.3°C였다.

유입수 NO₃-N 평균농도는 2.38mg/L였으며, 실험구 유출수의 NO₃-N 평균농도는 1.56mg/L였고, 대조구 유출수의 NO₃-N 평균농도는 1.63mg/L였다. 실험구와 대조구의 NO₃-N 평균제거량은 각각 117.61, 106.39mg/m²·day였으며, 제거량을 기준으로 NO₃-N 평균제거율은 각각 37%, 34%였다. 유입수 TN 평균농도는 3.98mg/L였으며, 실험구와 대조구의 유출수 TN 평균농도는 각각 2.36, 2.45mg/L로 실험구와 대조구의 TN 평균제거량은 각각 226.80, 214.54mg/m²·day였다. 제거량을 기준으로 실험구와 대조구의 TN 평균제거율은

Table 4. Summary of t-test statistics for NO₃-N and TN removal efficiency (%) at Wetland 1 and Wetland 2.

Pollutant species	Reed cell types	N	Mean ± S.E. (%)	t Value	p
NO ₃ -N	With open water	27	37.40 ± 5.99	2.13	0.038
	Without open water	27	33.70 ± 6.76		
TN	With open water	27	43.39 ± 6.71	2.05	0.044
	Without open water	27	39.60 ± 6.93		

N : sample numbers

S.E. : standard error

p : p-values obtained by t-tests assuming equal variance.

각각 43%, 40%였다.

t-검정 결과 유의수준 $\alpha=0.05$ 에서 실험구의 $\text{NO}_3\text{-N}$ 과 TN 처리율이 대조구보다 높아 개수부가 질소제거에 효율적이었다. 개수부를 조성한 습지가 유입수가 정체되거나 단기이동하는 현상이 덜 일어났고, 대기중의 산소가 개수부에 유입되어 질산화를 촉진한데 원인이 있는 것으로 판단된다.

본 실험에서 활용한 습지는 현장실험규모(meso-scale)였으며, 겨울철이 실험기간에 포함되지 않았다. 실제 규모의 개수부가 있는 습지와 없는 습지의 1년 이상의 연구는 본 실험연구의 미비점을 보완할 수 있을 것이다.

인 용 문 헌

- 농어촌연구원. 1999. 새만금지구 담수호 수질보전 대책 수립조사연구(II) pp. 225-252.
- 양홍모. 2002. 하천수정화 근자연형 인공습지의 초기 질소제거. 한국환경농학회지 21(4) : 269-273.
- 양홍모. 2003. 고수부지에 조성한 수질정화 자유수면습지의 초기 운영단계 질소제거. 한국환경복원녹화학회지 6(6) : 41-48.
- 환경부. 2000. 수질오염공정시험방법.
- APHA(American Public Health Association). 1998. Standard method for the examination of water and wastewater.
- 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.
- Burba, G. G., S. B. Verma. and J. Kim. 1999. Surface energy fluxes of phragmites australis in a prairie wetland agricultural and Forest Meteorology 94(1) : 31-51.
- EPA(U.S. Environmental Protection Agency). 1993b. Nitrogen control manual. Office of research and development. Washington, D.C. pp. 249-270.
- EPA(U.S. Environmental Protection Agency). 1999. Free water surface wetlands for wastewater treatment : A technology assessment. pp. 4-14 4-21.
- EPA(U.S. Environmental Protection Agency). 2000. Manual : Constructed wetlands treatment of municipal wastewaters. Office of research and development. Cincinnati, Ohio. pp. 30-48.
- Faulkner, S. P. and C. J. Richardson. 1989. Physical and chemical characteristics of freshwater wetland soils(In hammer, D. A. eds., Constructed wetlands for wastewater treatment : Municipal, Industrial and Agricultural) Lewis publishers, Inc. Chelsea, Michigan. pp. 41-72.
- Mitsch, W. J. and J. G. Gosselink. 2000. Wetlands, 3rd ed. Van Nostrand Reinhold. New York.
- Mitsch, W. J., X. Wu., R. W. Narin., P. E. Weihe., N. Wang., R. Deal and C. E. Boucher. 1998. Creating and restoring wetlands-a whole-ecosystem experiment in self-design, *Bio Science* 48 : 1019-1030.
- Kadlec, R. H. and R. L. Knight. 1996. Treatment wetlands. CRC Press, Inc. Boca Raton. pp. 717-737.
- Reed, S. C., E. J. Middlebrooks and R. W. Crites. 1995. Natural systems for waste management and treatment. McGraw-Hill, New York.
- Sanchez-Carrillo, S., D. G. Angeler., R. Sanchez-Andres., M. Alvarez-Cobelas and J. Garatuza-Payan. 2004. Evapotranspiration in semi-arid wetlands : relationships between inundation and the macrophyte-cover : open-water ratio. *Advances in Water Resources* 27(6) : 643-655.
- 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.
- Wu, X. and W. J. Mitsch. 1998. Spatial and temporal patterns of algae in newly constructed freshwater wetlands. *Wetlands* 18 : 9-20.

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.

Yang, H. 1992. Ecological design of estuarine environment for a sustainable urban ecosystem, Ph.D. Dissertation, University of California, Berkeley. pp. 103-167.

接受 2004年 11月 15日