

## 인공습지 내 개방수역 조성에 따른 처리효율분석

김형철 · 윤춘경<sup>†</sup> · 엄한용\* · 김형중\* · 함종화\*

건국대학교 환경과학과  
\*한국농촌공사 농어촌연구원

### Analysis of Treatment Efficiency according to Open-water in Constructed Wetland

Hyung-Chul Kim · Chun-Gyeong Yoon<sup>†</sup> · Han-Yong Um\* · Hyung-Jung Kim\* · Jong-Hwa Haam\*

Department of Environmental Science, Konkuk University  
\*Rural Research Institute

(Received 25 June 2008, Revised 26 September 2008, Accepted 14 October 2008)

#### Abstract

The field scale experiment which is constructed with four sets (0.88 ha for each set) of wetland (0.8 ha) and pond (0.08 ha) systems was performed to examine the effect of plant coverage on the constructed wetland performance and to recommend the optimum development and management of macrophyte communities. After six growing seasons of wetlands, plant coverage was about 100%. And the concentration of DO showed low value (1.0~5.4 mg/L). This is caused by a blighted plant consumed dissolved oxygen with decay in water column. As the result, water column went to be anaerobic conditions and T-N removal rate are 58~67%. Dead vegetation increased nitrogen removal during winter because it is a source of organic carbon which is an essential parameter in denitrification. However, wetland released phosphorus caused by a blighted plant and accumulation, the removal rate of phosphorus might be decreased. To rise of DO concentration, the three open-waters were constructed in cell 3 and 4. Cell 3 has two open-waters (width 10 m, depth 1.8 m) and cell 4 has one open-water (width 20 m, depth 1.8 m). As the result, DO concentration and treatment efficiency of nutrient and BOD were improved. In case that constructed wetland is operated for a long time, physical circulation structure such as open water help continuous circulation of aerobic and anaerobic conditions. Through the constructed open-water, treatment efficiency of phosphorus and nitrogen in wetland could be improved effectively.

**keywords** : Denitrification, Open water, Organic carbon, Vegetation cover, Wetland

### 1. 서론

비점오염원은 다양한 토지이용에서 발생하는 불특정 오염물질로서, 관리 및 처리가 쉽지 않아 많은 하천, 호수 그리고 저수지의 수질악화에 영향을 미치고 있다. 비점오염원은 전체 수질오염문제의 50% 이상을 차지하며(Novotny and Olem, 1994), 하천이나 호수로 유입되는 총 오염부하량의 65% 이상이라고 평가되고 있다(U.S. EPA, 1989). 이러한 비점오염원의 영향을 고려하기 위하여 최근에 강우시 발생하는 비점오염원에 의한 수계 및 토양의 환경피해에 대한 관심이 증가하고 있으며, 정부차원의 관리에 대한 필요성이 대두되고 있으며 비점오염원의 현황파악을 위해 장기 모니터링 사업이 추진되고 있다(Yoon et al., 2008).

점오염원인 도시하수와 산업폐수는 하수처리장이나 폐수처리장을 건설하여 쉽게 처리할 수 있는 반면, 강우에 의해 시가지, 농경지, 산림 등의 토지이용에서 광범위하게 배

출되는 비점오염원의 제어기법은 상대적으로 매우 어려운 실정이다. 비점오염원 저감방법은 인공습지, 식생여과대, 저류지, 그리고 물리적 여과장치(여과조, 침투조, 유공포장) 등이 이용되고 제거효과에 대한 과학적인 검증을 위한 연구는 매우 다양하게 이루어져 왔으며, 다양한 처리장치 및 기법들이 개발되어 상용화되고 있고 생태학적으로 건강한 자연정화기법을 이용한 인공습지에 의한 비점오염원 저감 기법이 하나의 대안으로 대두되고 있다. 인공습지는 육상과 수생태계의 전이지대에 나타나는 지형학적인 위치로써 생태계 내에서 활발하게 이루어지는 생물화학적 순환(bio-geochemical cycle) 기능을 통해 오염물질의 자연정화기능으로 수질개선에 효과적이라 연구되었다(Mitsch and Gosselink, 2000). 습지를 이용한 수질관리는 처리에 대한 비용이 적게 든다는 경제적인 장점과 방법 자체가 자연생태계의 일부분을 이용하고, 오염물질의 제거가 효과적이기 때문에 습지의 자연정화기능을 수질개선에 적용하는 연구가 국내·외에서 많이 진행되고 있는 현실이다(윤춘경 등, 2000; 함종화 등, 2004, 2005a, 2005b, 2005c; Kadlec and Knight, 1996; Mitsch and Gosselink, 2000).

<sup>†</sup> To whom correspondence should be addressed.  
chunyeon@konkuk.ac.kr

인공습지의 기본적인 처리과정은 침전(sedimentation), 여과(filtration), 흡착(sorption), 미생물의 분해(microbial decomposition), 질산화(nitrification) 및 탈질화(denitrification)로 이루어진다(Kadlec and Knight, 1996). 인공습지내 수생식물은 수생식물을 지지하는 토양이라는 매질과 함께 식물과 미생물의 상호공생을 통한 물리·생물·화학적 반응을 통하여 영양염류를 식물체 내로 흡수하고, 식생의 통기조직을 통한 뿌리주변 즉 근근역에 산소의 전달과 수체내 줄기나 잎은 유속을 감소시켜 여과와 침전을 도와줄 뿐만 아니라 미생물의 서식처를 제공하는 중요한 역할을 한다(함종화 등, 2005a; Kadlec and Knight, 1996).

고사한 수생식물은 인공습지의 주요 처리기작중 하나인 탈질화작용(denitrification)에 필요한 유기탄소(organic carbon)를 제공하고(Craft, 1997), 탄소증가에 따른 잠재적인 탈질화작용이 탄소를 투입하였을 경우 유입수내 질산성질소(nitrate)의 55~70%가 탈질화를 통하여 처리되었고 투여하지 않은 곳은 14~30% 처리가 되었다고 연구되었다(Zhu and Sikora, 1994). Gersberg 등(1983, 1984)은 크고 작은 습지에서 질소(nitrogen) 제거능력은 메탄올(methanol)이나 피복된 식생의 생물량이 중요한 탄소원으로 작용된다고 증명된 바 있다.

인공습지에서 수생식물은 유속의 감소, 여과, 침전뿐 아니라 겨울철 고사한 식물체는 탈질화작용에 필요한 중요 탄소원으로 작용하여 인공습지의 처리효율을 향상시키는데 필요한 요소이지만 과도한 식생의 생물량은 인공습지의 수체 내 DO농도를 감소시켜 질소의 제거능력은 증가하는 반면 인의 처리효율은 감소하는 결과를 가져온다. 수생식물의 밀식은 인공습지의 혐기성화로 인한 탈질화(denitrification) 효율을 증진시킬 수는 있지만 최종유출수의 용존산소 농도가 1.0 mg/L이하를 나타내기도 하였다(장정렬 등, 2007). 또한 습지 내 식물체를 제거하지 않으면 생장기 동안 영양

물질이 습지식물에 의해 흡수되어 저장되지만, 장기적으로 고사한 식물체가 분해되어 다시 영양물질을 용출시킬 수 있는 연구결과도 발표되었다(Reed et al., 1995; Richardson, 1985). 인공습지를 조성할 경우 습지 전체를 모두 식생으로 피복되도록 조성하는 것보다는 약 10~20% 범위내의 일부 개방수역(open water)을 계획하는 것이 효과적이라고 보고된 바 있다(함종화 등, 2005c).

본 연구에서 운영되고 있는 인공습지는 2002년부터 2007년까지 장기간 운영되어온 인공습지로 90%이상의 식생피복 상태를 보이고 있어 인공습지가 정착단계에 들어갔다고 판단된다. 하지만 현재까지 겨울철 고사한 식물체를 제거하지 않고 자연상태로 유지관리한 결과 습지바닥에 장기간 축적된 식생고사체에 의해 습지 수체내 용존산소가 감소하는 결과를 보이고 있었다. 이 결과 인공습지는 혐기성조건하에 탈질화작용에 의한 질소처리효율은 증가한 반면 습지바닥에 퇴적되어 있던 인의 용출을 초래하게 되었다.

따라서 본 연구에서는 장기간 운영된 인공습지에서 나타날 수 있는 현상과 인공습지 내 개방수역(open water)을 조성하여 영양물질의 처리효율분석을 통하여 인공습지의 설계 및 운영의 기초자료를 제공하고자 한다.

## 2. 연구방법

### 2.1. 연구대상지역

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 위치와 평면도는 Fig. 1과 같다. 습지와 우수지의 배치에 따른 처리효율을 비교하기 위해 습지가 우수지 앞에 놓인 습

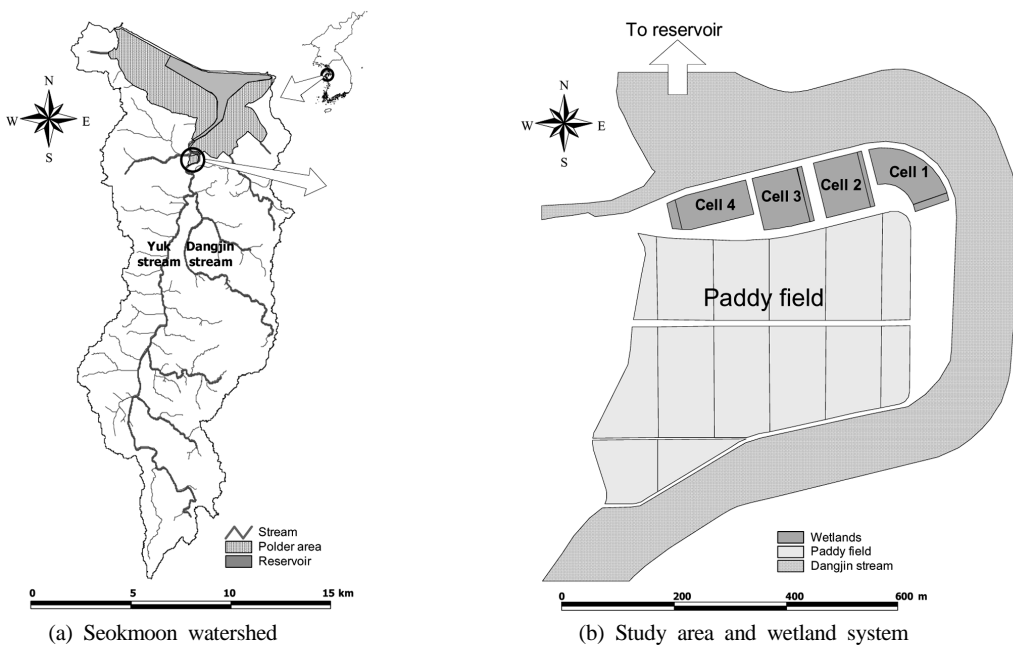


Fig. 1. Seokmoon watershed and experimental facility.

**Table 1.** Design parameters of constructed wetland systems

Constituents		Width (m)	Length (m)	Area (m <sup>2</sup> )	Depth (m)	Design parameter	
						HRT (days)	Flow rate (m <sup>3</sup> /day)
Cell 1	Wetland Pond	64	125.0	8,000	0.3~0.5	2~5	500~1,500
		64	12.5	800	2.0		
Cell 2	Wetland Pond	101	79.2	8,000	0.3~0.5	2~5	500~1,500
		101	7.9	800	2.0		
Cell 3	Wetland Pond	101	79.2	8,000	0.3~0.5	2~5	500~1,500
		101	7.9	800	2.0		
Cell 4	Wetland Pond	61	131.1	8,000	0.3~0.5	2~5	500~1,500
		51	15.7	800	2.0		

지-유수지 시스템(Cell 2와 Cell 4)과 습지가 유수지 뒤에 놓이는 유수지-습지 시스템(Cell 1과 Cell 3)으로 각각 배치하였다(Table 1). 또한 습지의 가로-세로비에 따른 처리효율의 변화를 조사하기위해 개략적인 가로-세로비가 1:1인 형태(Cell 2와 Cell 3)와 가로-세로비가 2:1인 형태(Cell 1과 Cell 4)로 조성하였다.

인공습지가 완공된 2002년 3월부터 5월까지 인공습지를 운영한 결과 운영 첫해인 2002년에 출현한 식생종은 갈대(*Phragmites australis*), 애기부들(*Typha angustifolia* Bory et Chaub), 새섬매자기(*Scirpus planiculmis* Fr. Schm.), 미국개기장(*Panicum dichotomiflorum* Michx.), 물피(*Echinochloa crus-galli* var. *oryzicola* Ohwi), 큰개여뀌(*Persicaria nodosa* Opiz) 등 여러 종의 식생들이 발견되었으나, 6회의 생장기를 거친 2007년도 식생조사결과 갈대가 우점였으며 각 습지별로 평균 90%의 이상의 식생피도를 나타내었다.

인공습지의 유입수는 석문담수호로 유입되는 당진천의 물을 펌핑하여 사용하였으며, 습지의 수심은 웨어를 이용하여 생장기(3~11월)와 동절기(12~2월)에 각각 0.3 m와 0.5 m로 유지하였으며, 체류시간은 2~15일을 유지하였다. 당진천의 수위변화에 따라 인공습지로의 유입량이 변화하였으며 평균 유입유량은 700 m<sup>3</sup>/day로 유입되었다. 인공습지는 2002년부터 현재까지 운영하고 있으며, 본 연구에서는 2002년 6월부터 2007년 7월까지의 현장실측자료를 이용하여 분석하였다.

**2.2. 개방수역(open water)의 조성**

개방수역(open water)은 식생이 정착하지 않은 지역으로

습지바닥에 고사한 식물체가 없고 조류들이 서식하고 있으며 식생에 의한 햇빛의 차단이 없는 지역이다. 2007년부터는 인공습지의 개방수역 조성 전후의 탈질화(denitrification)에 의한 질소의 최대처리 효율 평가와 인의 처리효율 및 DO농도의 상승을 모색하기 위해 Cell 3과 Cell 4에 일정부분 개방수역(open water)을 조성하였으며 Cell 3은 폭 10 m, 수심 1.8 m의 개방수역 2개소와 Cell 4는 폭 20 m, 수심 1.8 m의 개방수역 1개소로 각각 이루어졌다(Fig. 2).

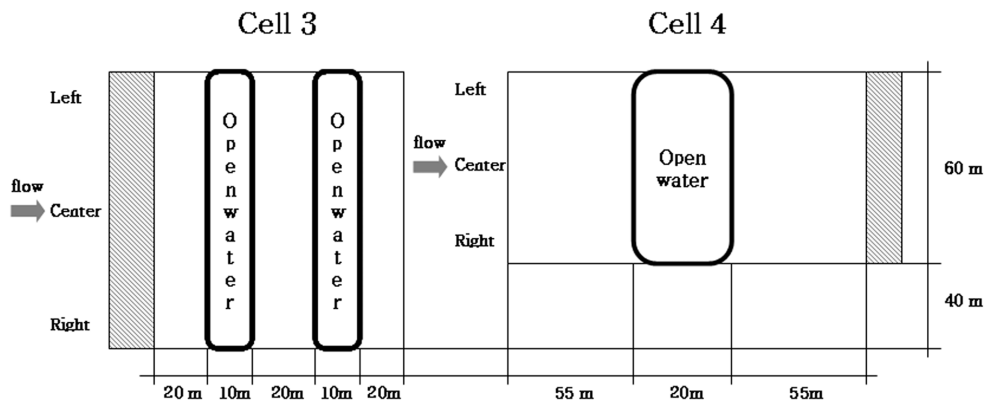
**2.3. 시료채취 및 분석**

일반 수질의 항목 측정은 연구기간 동안 각 습지와 유수지별로 유입부, 중앙부, 유출부의 3개 지점에 대해서 월 평균 약 2회에 걸쳐 sampling을 하였으며, 수온, pH, DO, BOD<sub>5</sub>, COD, TSS, Org-N, NH<sub>3</sub>-N, NO<sub>2</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N, T-N, PO<sub>4</sub>-P, T-P 및 Chl-*a*에 대해 Standard Methods (APHA, 1998)에 따라 분석하였다. 고사한 식물체에 의하여 습지로 유입되는 하천수가 일정 거리를 지나면서 수체 내 용존산소의 농도가 얼마나 감소하는지에 대하여 알아보기 위해 Cell 1~4 각각의 인공습지에서 2006~2007년 최대 성장기인 8월에 각 습지별로 좌·우·중앙 지점을 5 m 간격으로 습지 수체내의 DO농도를 조사하였다.

**3. 결과 및 고찰**

**3.1. 개방수역 조성 전 처리효율분석**

**3.1.1. 용존산소(DO)**



**Fig. 2.** Overall wetland map and location of open water.

2002년 6월부터 2005년 12월까지 4년간의 인공습지의 DO농도를 분석하였을 때 동절기 동안 유입수의 DO농도는 포화상태(약 15.0 mg/L, 120% O<sub>2</sub> saturation)를 나타낸 반면에, 유출수의 DO농도는 과포화상태(>23.0 mg/L, 170% O<sub>2</sub> saturation)로 얼음층이 제거되는 2월 중순까지 지속되었다. 이는 기존의 연구결과에서 낮은 수온으로 인한 산소의 용해도 증가 및 수중미생물의 산소 소모 감소, 얼음층으로 인한 압력의 증가로 인해 유출수의 DO농도가 증가했을 것이라 생각된다(함종화 등, 2005b). 성장기 동안 유출수의 DO농도는 유입수(10.8 mg/L)보다는 소폭 감소한 평균 9.8 mg/L를 나타내었고, 전반적으로 인공습지는 충분한 호기성 상태를 유지하고 있었다. 반면 2005년 5월 성장기부터 유출수의 DO 농도가 Table 2와 같이 1.3~5.4 mg/L로 2005년 까지의 결과와 비교하였을 때 낮은 농도를 보이고 있는데 이는 90% 이상의 식생피도를 보였던 2004년 이후 동절기를 거치면서 수체내에 침전된 고사한 식생들이 분해되는 과정에서 습지내 미생물의 활동이 활발해져 수체의 용존산소를 소모한 것으로 판단된다. 반면 Cell 4의 경우 습지의 피복도가 타 습지와 비교하여 낮은 피복의 결과로 동절기 식생 고사체의 축적량이 상대적으로 적었던 것으로 미루어 보아 고사체가 부패하면서 소모된 수체내의 용존산소량이 적어 2005~2006년 성장기 유출수의 DO농도가 5.4 mg/L의 결과를 보인 것으로 판단된다.

3.1.2. 생물화학적 산소요구량(BOD)

BOD<sub>5</sub>의 경우 2005년 4월까지의 각 Cell에서 유출수의 농도는 4.0, 3.6, 3.8, 3.3 mg/L를 나타내어 평균 3.7 mg/L의 결과를 보였고, 2005~2006년 성장기 유출수의 농도는 5.4, 5.6, 4.8, 4.5 mg/L를 보이고 있고 평균 유출수 농도는 5.1 mg/L의 결과를 보이고 있다(Table 2). 이는 습지로 유입되는 유입수의 농도가 2005년 4월 이전보다 높았던 결과로 볼 수 있다. 하지만 Table 2의 결과에 의하면 Cell 2를 제외한 나머지 Cell에서는 처리효율이 증가하고 있으며, 전체적인 처리효율에 있어서도 2005년 4월까지의 경우 10.8%인데 반해 2005~2006년 성장기에서는 14.1%로 개선되었다. 습지에서의 수정정화기작은 갈대, 부들 등의 습지식물과 습지식물을 지지하고 미생물 부착의 매체인 자갈과 토양, 그리고 오염물질 및 유기물분해 등 수질정화에 가장

중요한 기능을 수행하는 미생물로 구성되는데, 이 중 미생물의 활동이 온도의 영향을 받는다. 즉, 동절기 기간에는 평균 수온이 4.2~4.4°C로써 성장기(20.2~20.4°C)에 비해 낮은 수온에 의한 미생물 활동이 저조하고, 수온이 상승하는 성장기 유기물을 분해하는 미생물의 활동이 활발해지고 습지에서 미생물의 먹이원 중의 하나인 고사한 식물체에 의한 유기탄소량이 증가하여 미생물의 활동이 더욱 활발해져 2005~2006년 성장기 유입수 농도 증가와 고사한 식물체에 의한 수체 내 유기물이 용출을 감안하였을 때 습지의 BOD 처리효율을 더욱 증가하였다고 판단된다. 하지만 인공습지 실험시설에서 BOD의 경우는 3.0~6.0 mg/L의 배경농도를 나타내었다. 일반적으로 처리용습지에서 배경농도가 약 5.0 mg/L인 점과 비교하면 다른 연구결과들의 범위 내에 있음을 알 수 있다(Kadlec and Knight, 1996).

3.1.3. 총 질소(T-N)

습지에서 질소제거의 주요 기작은 유기질소의 침전, 암모니아성질소로의 분해, 암모니아의 휘발, 식물과 조류(algae)를 포함한 미생물에 의한 용존성 질소의 흡수, 질산화 및 탈질이다. 식물과 조류를 포함한 미생물에 의해 흡수되어 제거되는 질소는 1~34%를 차지하는 반면에 탈질화에 의해 제거되는 질소는 60~95%를 차지하는 것으로 보고되고 있어 습지에서의 질소제거는 주로 탈질화에 의해 이루어진다(Cooke, 1994; Spieles and Mitsch, 2000; Stengel et al., 1987). 탈질에 관여하는 미생물들은 주로 종속영양 박테리아(heterotrophic bacteria)로 무산소(anoxic)상태에서 최종 전자 수용체로 산화된 질소의 형태인 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>와 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>를 이용하고, 탄소원(carbon source)으로는 유기탄소를 이용하여 질산성질소를 N<sub>2</sub> 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).

인공습지에서 탈질화는 미생물의 성장에 필요한 기질로 사용되는 유기물의 함량이 많고, 질산성질소의 농도가 높을수록 반응이 효과적으로 진행되어지는데(Kadlec and Knight, 1996), 본 연구에서 인공습지로 유입되는 유입수의 질소 형태별 평균 구성비는 유기질소 41%, 암모니아성질소 5%,

Table 2. Water quality and removal in wetland during the study period (before construction of open water)

Constituents	Concentration (mg/L)								
	Cell 1		Cell 2		Cell 3		Cell 4		
	Influent	Effluent	Influent	Effluent	Influent	Effluent	Influent	Effluent	
2002. 6 ~ 2005. 4	DO	13.1	11.9	10.2	12.1	13.5	12.6	11.0	13.0
	BOD	4.5	4.0	3.9	3.6	5.2	3.8	3.2	3.3
	T-N	4.1	2.4	4.1	2.2	3.6	2.0	3.8	2.1
	T-P	0.31	0.16	0.39	0.18	0.28	0.14	0.37	0.21
2005 ~ 2006 Growing season	DO	13.5	2.2	7.3	1.3	13.6	4.5	7.4	5.4
	BOD	6.3	5.4	5.4	5.6	6.5	4.8	5.6	4.5
	T-N	3.2	1.2	3.5	1.5	3.2	1.6	4.0	2.1
	T-P	0.37	0.32	0.48	0.32	0.34	0.28	0.54	0.38

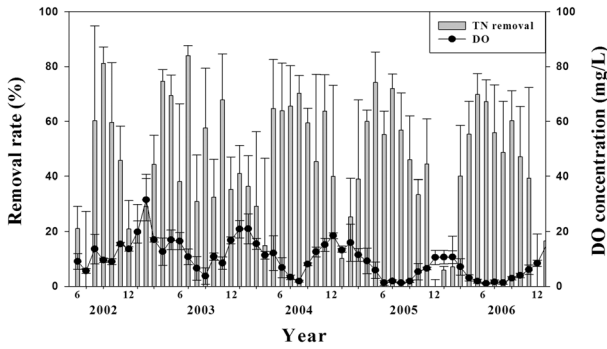


Fig. 3. Monthly average T-N removal for the wetlands and comparison of DO concentration.

아질산성질소 3%, 질산성질소 51%로 유기질소와 질산성질소가 대부분을 차지하고 있다(함종화 등, 2005c). 침전에 의해 주로 제거되는 유기질소는 식생피도에 큰 영향을 받지 않는 반면에 탈질화와 식물의 흡수에 의해 제거되는 질산성질소는 식생피도에 큰 영향을 받는다.

Table 2와 같이 2005년 4월 이전의 습지 유출수의 T-N 농도는 2.4, 2.2, 2.0, 2.1 mg/L로 평균 2.2 mg/L를 보이고 있으며 2005년 5월~2006년 성장기의 유출수의 T-N농도는 1.2, 1.5, 1.6, 2.1 mg/L이고 평균 1.6 mg/L의 결과를 보이고 있다. 2005년 5월~2006년 성장기까지 DO의 농도가 1.0~5.4 mg/L의 낮은 혐기성 상태를 나타내어 온도가 상승하는 성장기인 5월부터 미생물의 활동이 활발해지고 고사한 식물체에 의한 미생물의 먹이원이 되는 유기탄소의 양이 증가되어 질소의 많은 함량을 차지하는 질산성질소가 탈질화 작용으로 인하여 높은 처리율(60% 이상)을 보여준 것으로 판단된다(Fig. 3). Craft(1997)는 새로 조성된 인공습지에서 최대 탈질화를 얻기 위해 필요한 유기물질(유기탄소)을 습지바닥에 축적시키기 위해서는 약 5~10년 정도가 소요된다는 연구를 발표한 바 있다. 그러므로 새로 조성한 인공습지에서는 충분한 유기물질을 습지에 축적시키기 위해서 성장기가 지난 후에 습지식물체를 제거하지 않는 것이 인공습지의 정착 초기에는 인공습지의 수질정화효율 증진을 위해 좋을 것으로 판단된다.

3.1.4. 총 인(T-P) 분석

인공습지에서의 T-P는 2005년 4월까지 결과를 보았을 때 43~54%의 높은 처리율을 나타내었다(Table 2). 하지만 2005년 5월~2006년 성장기의 평균 유출수의 T-P농도는 0.33 mg/L로 2005년 4월까지(0.17 mg/L)의 결과와 비교하였을 때 유출수의 농도가 약 100% 가량 증가하는 결과를 보이고 있다. 인의 제거 기작은 흡착, 침강, 조류 및 습지 식물의 흡수 등 여러 물리적, 화학적, 생물학적과정에 의해 이루어진다. 2004년과 2005년 90%이상의 식생피도로 인하여 동절기를 지나면서 식생이 고사하여 습지 바닥에 쌓이게 되고, 동절기의 낮은 수온으로 인해 고사한 식물체의 분해가 잘 이루어지지 않다가 4월경부터 수온이 상승하여 미생물의 의한 분해가 활발히 이루어지는 것으로 판단되고 미생물에 의한 유기물의 분해과정에서 산소를 소모하게 되

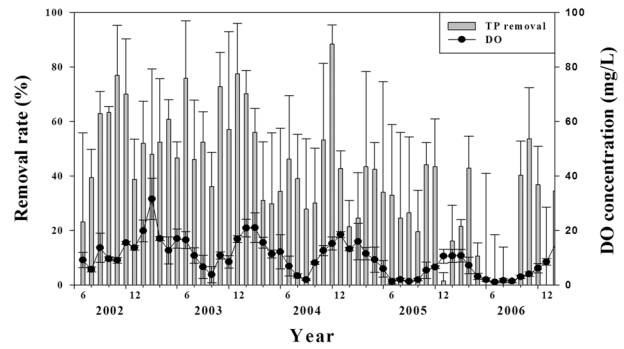


Fig. 4. Monthly average T-P removal for the wetlands and comparison of DO concentration.

는 결과를 보이고 있다. 이는 습지의 DO농도가 감소하여 혐기성 상태로 되면서 습지바닥에 퇴적되어 있던 인의 용출을 초래하고 미생물에 의한 식물체분해과정에서 재생산되는 영양물질이 결국 T-P의 처리율이 감소하는 결과를 나타낸 것으로 판단된다(Fig. 4).

인공습지에 의한 수질정화 능력은 기후, 습지의 형태(Nichols, 1983), 습지에 발달된 식물 및 피복정도, 유입수의 수질, 습지의 수심 및 운영기간에 따라 매우 다양하게 나타날 수 있다. 일반적으로 습지를 장기간 운영하게 되면 퇴적물의 축적과 오염물질의 포화로 인해 습지의 효율성이 저하되는데 인의 경우 습지가 가동된지 3~4년 후에는 제거율이 초기보다 낮아진다고 보고되고 있으며(Maehlum et al., 1998), Soukup 등(1994)은 유입수의 T-P농도가 1.0 mg/L이 하이고 최적의 인공습지일 경우 영양염류 제거효율이 약 60~90%의 제거효율을 4년 이상 유지한다고 보고하였다.

본 습지의 경우 7년 동안 장기간 운영한 결과 2004년까지는 전년도 습지의 식생피도가 70~80%를 보이고 있어 습지 바닥에 축적되는 식물체의 양이 많지 않아 운영기간에 따른 습지의 효율성이 저하되지 않고 약 50%의 처리효율을 유지하고 있었으나, 반면에 2004년 이후 식생피도가 90% 이상을 보이면서 전년도까지 고사한 식물체와 2004년 동절기 동안 고사한 식물체의 양이 증가하여 성장기에 인의 처리율을 저하시키는 요인이 된 것으로 판단된다.

3.2. 개방수역 조성 후 처리효율분석

2006년 성장기까지의 결과를 바탕으로 습지의 온도가 상승하는 4월부터 습지에 축적된 식생고사체의 분해과정에서 나타나는 DO농도 감소와 질소분해과정에서 미생물이 필요한 유기탄소의 증가는 전체적인 습지의 처리효율의 변화를 주었다. T-N의 경우 습지의 혐기성상태에 의한 탈질화 효율이 상승하여 질소의 처리효율은 상승한 반면 T-P의 처리효율은 습지바닥에 퇴적되어 있던 인의 용출 및 미생물에 의한 식물체분해과정에서 재생산되는 영양물질이 결국 T-P의 처리율을 감소시키는 결과를 나타내었다. 2007년부터는 인공습지의 개방수역 조성 전·후 및 유·무로 개방수역 탈질화(denitrification)에 의한 질소의 최대처리 효율 평가와 인의 처리효율 및 DO농도의 상승을 모색하기 위해 Cell 3과 Cell 4에 일정부분 개방수역(open water)을 조성하였다(Fig. 2).

3.2.1. 인공습지내 거리별 인공습지의 DO농도 조사

2005년 이후의 결과에 의하면 습지의 식물 고사체 증가는 DO농도를 감소시키고 질소 처리효율 증가와 인 처리효율을 감소시키는 것을 알 수 있었다(Table 2). 습지에 원수가 유입되어 일정 거리를 지나면 DO 농도가 얼마나 감소하는지에 대하여 알아보기 위해 2006년도 최대 성장기인 8월에 각 습지별로 좌·우·중간 지점을 5 m 간격으로 습지 수체내의 DO농도를 조사하였다. 또한 2007년부터는 탈질화에 의한 질소의 최대처리 효율 평가 및 인의 처리효율 및 DO농도의 상승을 모색하기 위해 일정부분 개방수역(open water)을 조성하였으며 Cell 3은 폭 10 m, 수심 1.8 m의 개방수역 2개소와 Cell 4는 폭 20 m, 수심 1.8 m의 개방수역 1개소로 각각 이루어졌다. 개방수역은 식생이 자라지 않은 지역으로 습지바닥에 고사한 식물체가 없고 그 지역은 조류들이 서식하고 있으며 식생에 의한 햇빛의 차단이 없는 지역이다. 결과에 따르면 인공습지에 개방수역을 조성하기전인 2006년도의 경우 최대성장기인 8월에 가장 낮은 DO농도를 보이고 있으며, 각 습지마다 평균 7.0 mg/L 호기성 원수가 유입되어 습지를 유하한다. 약 10 m 가량을 유하하면 거의 모든 습지의 DO농도가 2.0 mg/L 이하의 혐기성 상태를 나타내었다. 반면에 각 습지마다 식생

이 정착하지 않았던 지역이 일부 존재하는데 이 지역을 유하하면서 수체의 DO농도는 다시 상승하는 결과를 관찰할 수 있었다. 이는 일정부분 식생이 정착하지 않은 지역에서 습지 바닥에 식생의 고사체가 쌓이지 않아 식물체가 분해되는 과정에서 미생물들에 의한 용존산소의 소모량이 적고, 식생에 의한 햇빛차단이 없어 습지내 부착조류, 사상성조류 및 개구리밥 등의 광합성작용을 도와 DO의 농도를 상승시키는 결과로 판단된다(Fig. 5).

2007년 개방수역을 조성하지 않은 Cell 1과 2의 경우 2006년 8월의 습지 DO농도와 유사하거나 소폭 감소하는 경향을 보이고 있었고 개방수역을 조성한 Cell 3과 4의 경우 전체적인 습지와 유출수의 DO농도는 상승하는 결과를 보이고 있다(Fig. 5, Table 3). 각 Cell별 유출수의 DO농도는 1.9, 1.8, 4.4, 2.3 mg/L로 개방수역을 조성하지 않은 곳은 2.0 mg/L이하의 혐기성 상태를 보이고 있었고 개방수역을 조성한 곳은 평균 3.0 mg/L이상의 농도를 보이고 있었다. 전체적으로 개방수역을 조성한 구간에서 8.0 mg/L이상의 DO농도가 상승하는 결과를 보이고 있고 특히 Cell 3의 경우 2개의 개방수역을 조성한 결과 습지가 호기성상태와 혐기성상태를 반복적으로 순환하면서 유출수의 농도는 4.4 mg/L인 것을 확인할 수 있다.

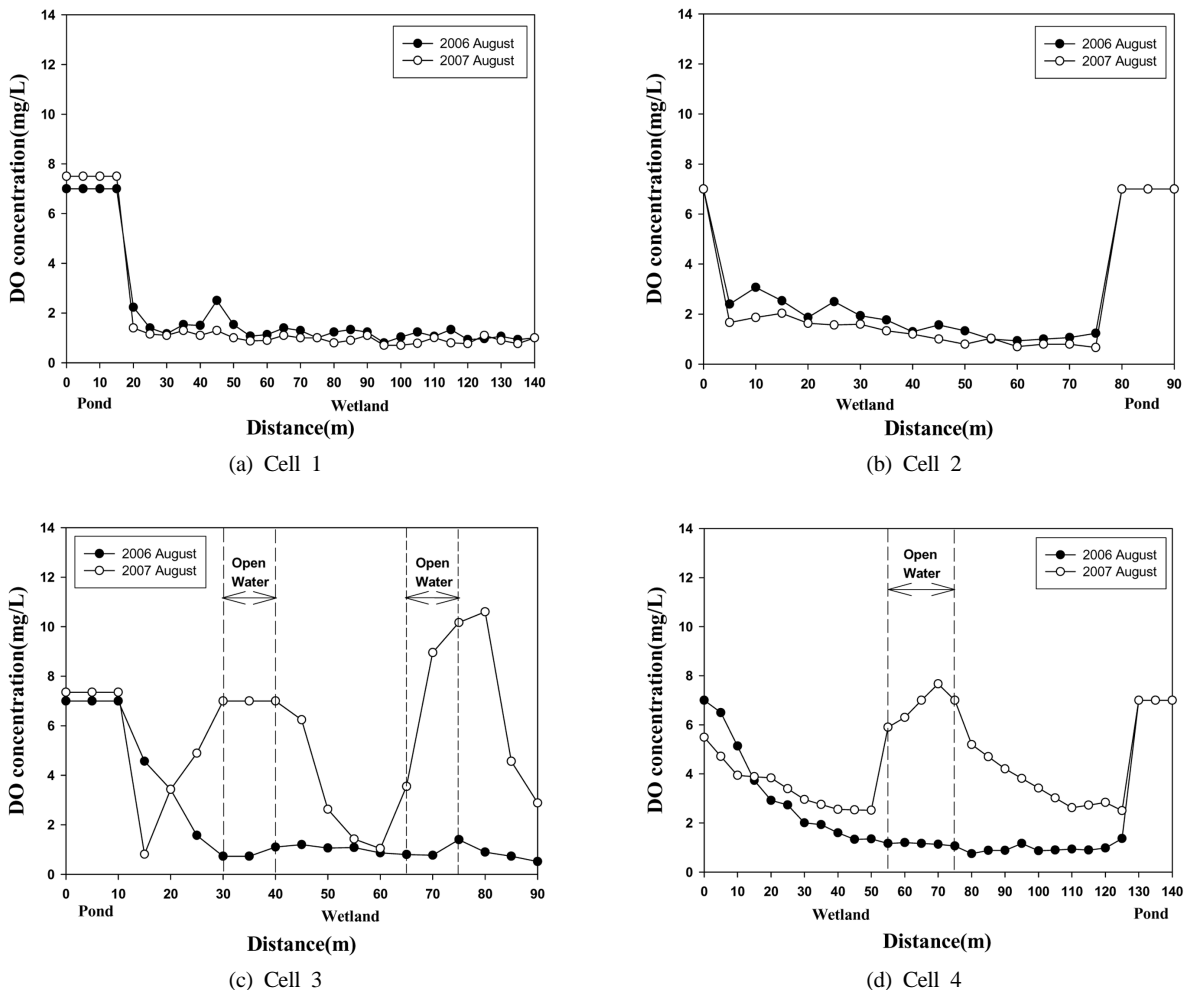


Fig. 5. DO concentration according to distance in wetland.

**Table 3.** Water quality and removal in wetland during the study period (after construction of open water)

Constituents	Concentration (mg/L)								
	Cell 1		Cell 2		Cell 3		Cell 4		
	Influent	Effluent	Influent	Effluent	Influent	Effluent	Influent	Effluent	
2007. 6 ~ 2007. 11	DO	11.6	1.9	7.7	1.8	14.0	4.4	7.1	2.3
	BOD	3.8	2.1	4.2	2.6	5.6	2.3	3.4	3.1
	T-N	3.3	1.3	3.7	1.4	3.4	1.1	3.7	1.6
	T-P	0.38	0.34	0.45	0.31	0.30	0.21	0.58	0.28

**3.2.2. 개방수역조성에 따른 수질정화효율**

BOD의 경우 전체적으로 유출수의 농도는 2.1, 2.6, 2.3, 3.1 mg/L로 각 Cell마다 3.1 mg/L 이하의 유출수 농도를 보이고 있고 개방수역 조성 유·무에 따른 차이는 확인할 수는 없지만 유입수의 농도가 3.6~5.6 mg/L으로 유입되어도 안정적인 유출수 농도를 보이고 있었다. Cell 4의 경우 다른 습지에 비하여 조금 높은 유출수 농도를 보이고 있는데 이는 Cell 4는 2007년까지 Cell 1~3과 비교하여 식생의 피도가 높지 않았다. 따라서 습지내 축적된 식생고사체가 상대적으로 적어 습지에서 미생물의 먹이원이 되는 유기탄소량이 적었고 이로 인해 미생물 활동이 적은 이유로 판단된다.

T-N의 유출수 농도는 1.3, 1.4, 1.1, 1.6 mg/L로 평균 1.6 mg/L의 유출수 농도를 보이고 있고 2005년 5월~2006년 생장기의 유출수의 T-N농도와 비교하였을 때 1.2, 1.5, 1.6, 2.1 mg/L이고 평균 1.6 mg/L로 전체적으로 T-N의 처리효율은 증가하였고 특히 Cell 3의 경우 개방수역을 조성 후 인공습지는 호기-혐기-호기 혹은 혐기-호기-혐기 등의 국부적으로 무산소조건(Anoxic)을 형성하여 서로 다른 특성의 습지지대를 거치면서 개방수역이 아닌 지역에서는 혐기성 상태의 최대 탈질화로 인한 질소의 처리효율을 극대화시키고 개방수역을 통과하면서 DO농도를 상승시켜 호기성 상태에서 질산화 효율을 증가시켜 전체적인 질소 처리효율이 증가되었다고 판단된다. T-P는 개방수역 조성 유·무에 따른 차이는 확인할 수 있었다. 개방수역이 존재하지 않은 습지의 평균 유출수 농도는 0.33 mg/L이고 개방수역을 조성한 평균 유출수 농도는 0.24 mg/L로 약 0.1 mg/L의 농도 차이를 보이고 있었다(Table 3). 따라서 개방수역으로 인한 DO농도의 상승은 인 용출을 억제시킬 수 있고 개방수역에서 증가된 인을 침전시킬 수 있는 것으로 판단된다.

또한 습지 내 식생에 의한 햇빛이 차단되어 생장기나 동절기에 습지의 인 처리에 중요한 인자로 작용하는 미생물이나 부착조류 및 사상성조류의 생장을 방해하였던 것을 개방수역조성을 통하여 개선함으로써 습지처리효율을 증가시킬 수 있는 방안이라 판단된다.

**3.3. 개방수역 조성 전·후 처리효율 분석**

인공습지에 개방수역을 조성하였을 경우 수체내 용존산소의 농도는 개방수역을 조성하지 않은 습지와 비교하여 증가된 결과를 확인할 수 있었다(Fig. 5). 따라서 이에 따른 개방수역 조성 전 영양물질 및 BOD의 처리효율 및 개방수역 조성 후 습지의 처리효율을 비교하면 Table 4와 같다.

인공습지에 식생이 완전하게 정착되기 전인 2002년 6월~2006년 생장기까지의 경우 BOD는 각 Cell 별로 차이를 보이고 있었다. 이는 인공습지가 조성되는 초기였고 습지내 식생분포 또한 차이가 있기 때문이라 판단된다. 인공습지에 식생이 100% 가까이 정착된 2007년의 경우 개방수역에 의한 BOD 처리효율의 차이는 나타나지 않았지만 전체적으로 습지에서의 BOD 처리효율은 증가하였다. 이는 습지가 장기간 운영되면서 습지 식생의 성장에 의한 처리효율 상승과 식생고사체의 축적으로 미생물의 기질이 되는 유기탄소의 증가와 이로 인한 미생물의 활발한 작용으로 유기물분해가 증가된 것으로 판단된다.

T-N의 처리효율은 식생이 정착되기 전인 2002~2005년 4월까지의 결과를 볼 때 40% 이상의 처리효율을 보이고 있다. 식생의 정착초기인 2002~2005년의 경우 습지에서의 질소처리는 주로 유기질소의 침전과 식물과 조류(algae)를 포함한 미생물에 의한 흡수로 질소제거가 이루어졌을 것으로 판단된다. 식생이 정착된 2005년 이후 질소의 처리효율은 46~67%로 증가하였다. 질소 1 g을 미생물이 분해하기 위

**Table 4.** Compare removal rate in wetland during the study period

Constituents	Removal rate (%)				
	Cell 1	Cell 2	Cell 3	Cell 4	
2002. 6 ~ 2005. 4	BOD	12.2	8.0	26.3	-3.6
	T-N	40.3	45.6	44.4	43.8
	T-P	49.2	53.5	50.2	43.1
2005 ~ 2006 Growing season	BOD	14.3	-3.3	27.0	18.4
	T-N	61.2	56.2	49.2	46.0
	T-P	12.2	33.9	19.1	30.2
2007. 6 ~ 2007. 11	BOD	44.4	38.7	59.3	6.29
	T-N	59.2	62.4	67.1	57.6
	T-P	9.9	31.7	29.7	51.6

해서는 대략 2.5 g의 유기탄소가 필요하다는 연구가 있는데(Kadlec and Knight, 1996), 생장기를 거치면서 습지에 높은 식생피복을 형성한 식물들이 고사하면서 습지 바닥의 유기물층은 탈질화박테리아의 충분한 유기탄소 공급원이 되어 혐기성상태에서 탈질화에 의하여 질소제거 효율이 증가한 것으로 판단된다. 습지에 개방수역 조성 후 습지의 처리효율은 57~67%로 증가하였고, 특히 Cell 3의 경우 67% 이상의 처리효율로 20 m 간격으로 2개의 개방수역(10 m)을 조성하여 호기성상태와 혐기성상태를 반복적으로 순환하면서 호기성구간에서는 질산화 및 침전, 혐기성구간에서는 탈질화에 의한 질소제거가 이루어진 것으로 판단된다.

T-P의 처리효율은 식생정착초기 43~53%의 처리효율을 보여주고 있었지만 2005년 이후 개방수역 조성 전까지의 처리효율은 12~39%로 감소하였다. 이는 혐기성상태에서의 인 용출에 의한 것으로 판단된다. 2007년 개방수역을 조성하지 않은 Cell 1, 2의 경우 2005~2006년 생장기보다 처리효율이 감소하는 결과를 보이고 있으며, 개방수역을 조성한 Cell 3, 4의 경우 개방수역 조성 전 각각 19, 30%에서 30, 52%로 처리효율이 증가하는 결과를 보였다. 또한 질소의 처리효율과 같이 2개의 개방수역이 존재한 Cell 3이 유출수의 농도가 0.21 mg/L로 가장 낮았다. 이는 습지의 전체적인 용존산소의 증가로 인 용출 현상이 감소하였고 수체가 유하되면 개방수역에서 침전 및 조류(algae)등의 미생물에 의한 흡수로 인하여 감소한 것으로 판단된다.

#### 4. 결론

본 연구는 자유수면형 인공습지를 이용한 비점원오염원의 처리를 위해 2002년 6월~2007년 11월까지 장기적으로 습지를 운영한 연구로 그 결과를 요약하면 다음과 같다.

DO의 경우 식생피복이 90%이상을 유지하는 습지에서 동절기를 지나면서 고사한 식물체들이 습지 바닥에 축적되어 온도가 상승하는 5월부터 유기물 등을 분해하는 과정에서 수체내의 용존산소를 소모하여 생기는 현상으로 판단된다. T-N은 전체적인 처리율은 동절기에 다소 감소 경향이 있으나 생장기를 거치면서 58~67%의 높은 처리율을 보여주고 있다. 특히 2005년과 2006년 생장기를 거치면서 DO의 농도가 감소하여 습지 내 혐기성 상태를 유지하고 있어 탈질화에 의한 질소 처리율은 더욱 증가하는 현상을 보이고 있다. 습지로 유입하는 질소는 많은 함량이 질산성질소로 혐기성에서 탈질화가 잘 이루어져 처리율이 증가한 것으로 판단된다. T-P의 경우 계절적인 차이에 따라 처리율의 변화가 나타나지 않았고 전체적인 처리율은 40%이상을 나타내었으나 2005년 생장기를 거치면서 습지에서 처리율이 감소하는 현상을 볼 수 있다. 이는 수체내의 용존산소량의 부족으로 습지바닥의 퇴적물이나 고사한 식생에서 인의 용출현상으로 인한 전체적인 처리율이 감소한 것으로 판단된다.

개방수역 조성 후 DO의 유출수 농도는 소폭 상승하였고 질소 및 인의 처리효율 또한 상승하였다. 인공습지 조성

시 Cell 4와 같이 50 m 간격으로 개방수역(20 m)을 1개소 운영하는 것보다 약 20 m 간격의 개방수역(10 m)을 2개소 이상 조성하는 것이 전체적인 인공습지의 수질정화효율을 증가시키는 결과를 확인할 수 있었다. 인공습지가 장기간 운영될 경우 습지의 설계에 있어서 일정면적의 개방수역을 조성하여 호기지대와 혐기지대를 반복적으로 순환할 수 있는 물리적인 구조를 통하여 탈질화와 질산화로 인한 질소제거와 미생물이나 부착조류 및 사상성조류의 생장으로 효과적인 인의 제거를 통해 습지처리효율을 증가시킬 수 있는 방안을 모색할 수 있을 것으로 판단된다.

#### 사 사

본 연구는 한국농촌공사 농어촌연구원 과제 “담수호 통합수질예측 및 수질개선시스템 개발”의 지원에 의해 수행되었습니다.

#### 참 고 문 헌

- 장정렬, 최선화, 권순국(2007). 식생습지와 개방수역의 배열에 따른 인공습지의 수처리 특성. *수질보전 한국물환경학회지*, **23**(1), pp. 122-130.
- 윤춘경, 권순국, 함종화, 노재경(2000). 인공습지 오수처리시설의 처리성능에 관한 연구. *한국농공학회지*, **42**(4), pp. 96-105.
- 함종화, 윤춘경, 구원석, 김형철, 심현범(2004). 인공습지를 이용한 하구담수호 유입하천수 수질개선 현장실험결과 분석. *한국농공학회지*, **46**(5), pp.141-153.
- 함종화, 윤춘경, 구원석, 김형철, 심현범(2005a). 자유수면형 인공습지에 의한 저농도 고유량의 하천수질개선 효과 분석. *한국농공학회지*, **47**(1), pp. 79-91.
- 함종화, 윤춘경, 구원석, 김형철, 심현범(2005b). 물리적 석계인자가 인공습지의 처리효율에 미치는 영향. *한국농공학회지*, **47**(5), pp. 87-97.
- 함종화, 윤춘경, 김형철, 구원석, 심현범(2005c). 식생피도가 인공습지의 질소 및 인 처리효율에 미치는 영향과 습지 식물의 조성 및 관리. *한국유수학회지*, **38**(3), pp. 393-402.
- APHA (1998). *Standard Methods for the examination of water and wastewater* (19th edition.) American Public Health Association, Washington, D.C., USA.
- Cooke, J. G. (1994). Nutrient transformations in a natural wetland receiving sewage effluent and the implications for waste treatment. *Wat. Sci. Tech.*, **29**, pp. 209-217.
- Craft, C. B. (1997). Dynamics of nitrogen and phosphorus retention during wetland ecosystem succession. *Wetl. Ecol. Manag.*, **4**, pp. 177-187.
- Gersberg, R. M., Elkins, B. V., and Goldman, C. R. (1983). Nitrogen removal in artificial wetlands. *Water Res.*, **17**, pp. 1009-1014.
- Gersberg, R. M., Elkins, B. V., and Goldman, C. R. (1984). Use of artificial wetlands to remove nitrogen from wastewater. *J. Water Pollut. Control Fed.*, **56**, pp. 152-156.
- Kadlec, R. H. and Knight, R. L. (1996). *Treatment Wetlands*. CRC press, FL.



- Maehlum, T., Warner, W. S., Staalnacke, P., and Jenssen, P. D. (1998). Leachate Treatment in Extended Aeration Lagoons and Constructed Wetlands in Norway.
- Metcalf and Eddy, Inc. (1991). *Wastewater Engineering, Treatment, Disposal, and Reuse*. Third Edition. Revised by G. Tchobanoglous and F. L. Burton, New York: McGraw-Hill.
- Mitsch, W. J. and Gosselink, J. G. (2000). *Wetlands, 3rd ed.* Van Nostrand Reinhold (now J. Wiley & Sons), New York.
- Nichols, D. S. (1983). Capacity of natural wetlands to remove nutrients from wastewater. *J. Water Poll. Control Fed.*, **55**, pp. 495-504.
- Novotny, V. and Olem, H. (1994). *Water Quality Prevention, Identification and Management of Diffuse Pollution*. New York: Van Nostrand Reinhold.
- Reed, S. C., Crites, R. W., and Middlebrooks, E. J. (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**, pp. 1424-1428.
- Soukup, A., Williams, R. J., Cattell, F. C. R., and Krogh, M. H. (1994). The Function of a coastal wetland as an efficient remover of nutrients from sewage effluent : a case study. In : H. J. Bavor and D. Mitchell (eds.), *Wetland system in Water Pollution Control. Water Science and Technology*, **29**(4), pp. 295-304.
- Spieles, D. J. and Mitsch, W. J. (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**, pp. 77-91.
- Stengel, E., Carduck, W., and Jebson, C. (1987). Evidence for denitrification in artificial wetlands, In: K. R. Reddy and W. H. Smith (eds.), *Aquatic Plants for Water Treatment and Resource Recovery*. Magnolia Publishing, Orlando, pp. 77-91.
- U.S. EPA (1989). *Nonpoint sources: Agenda for the Future*. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington.
- Yoon, C. G., Lee, S. J., Kong, D. S., and Jung, M. S. (2008). Nationwide long-term nonpoint source pollution monitoring from individual land uses in Korea. In *Proceedings of the 4th International Conference, NPS Monitoring and Control Measures for Reservoir Water Quality Improvement*. Seoul, Korea, pp. 25-36.
- Zhu, T. and Sikora, F. J. (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.