

실험실 조건에서 소택지, 연못형 습지의 영양염류 제거효율 평가

Nutrient Removal Efficiencies in Marsh- and Pond- type wetland Microcosms

송근예·강호정**

Keunyea Song·Hojeon Og Kang**

:: Abstract ::

Wetlands can transform or remove pollutants from water body, such as nitrogen, phosphate, and organics. Many researches were conducted in relation to uptake process by aquatic plants in wetlands. However, water purification processes in wetlands are the results of physical, chemical and biological, especially microbiological reactions. As such, understanding on microbial processes is of great importance. In this study, we used pond- or marsh-type wetland microcosms for investigating the water purification capacity and microbial functions, namely, extracellular enzyme activities, nitrification and denitrification.

In a pond system, removal efficiencies of NO_3^- and PO_4^{3-} were 96% and 100 % respectively, while those in a marsh system were 94%, 100% respectively. These high removal efficiencies appeared to be caused by high adsorption ability to soils and microbial functions in wetland.

Keywords: constructed wetland, nutrient removal, denitrification, and adsorption

:: 요 지 ::

습지는 생산성이 높고, 오염물질의 제거능력이 뛰어난 생태계로 이를 이용한 수질정화 방법에 대한 연구가 국내외에서 활발히 진행되고 있다. 습지의 영양염류 제거는 유기물의 침전·흡착등의 물리적 기작, 수중 이온물질과의 결합·침전되는 화학적 기작, 식물의 흡수, 미생물에 의한 영양염류의 전환 등의 생물학적 기작의 복합적 반응으로, 물리, 화학, 생물학적 기작이 동시에 고려되어야 한다. 본 실험은 서로 다른 형태인 소택지형습지와 연못형 습지의 수질정화효과를 비교, 확인하여 영양염류 제거에 효과적인 습지의 형태와 조건을 제시하는 것을 목적으로 하였다. 실험결과, 소택지형과 연못형 습지는 호기조건과 혐기조건이 모두 상층부와 하층부로 구분되어 나타나 소택지형과 연못형 습지 모두

+ To whom corresponds should be addressed. hjkang@ewha.ac.kr

* 정회원, 이화여자대학교, 공학석사

** 정회원, 이화여자대학교 환경학과 교수

Department of Environmental Science and Engineering, Ewha Womans University, Daehyun-dong, Seodeamun-gu, Seoul, Korea

에서 호기성 유기물 분해과정과 탈질과정이 진행되었을 것으로 예상된다. 질산성 질소의 제거효율은 소택지와 연못형 습지에서 모두 97%, 94% 로 나타났으며, 인산염인의 제거효율도 95% 이상 높게 나타나, 습지 형태에 따른 수질정화 효과는 습지 형태간 유의한 차이가 나타나지 않았다.

핵심용어: 대체습지, 수질정화, 탈질, 흡착

1. 서론

습지는 생산성이 높고, 혐기 조건과 호기 조건이 근접한 지역에 같이 나타나 오염물질을 효과적으로 제거할 수 있는 자연정화시스템으로 (Jos and Arthur 1999), 하수처리시설에 비해 비용이 적게 들고 조성, 운용이 용이하다는 이점이 있어 수질정화를 위해 대체습지를 조성하는 노력이 활발하다(Kadlec and Knight, 1996; Verhoeven and Meuleman, 1999). 이러한 습지의 수질정화 기능을 수처리에 적용하고자 하는 연구가 국내·외에서 진행되고 있으며 특히, 질소와 인의 제거에 관한 연구가 주를 이룬다 (Huang J. *et al.*, 2000; Arias, 2001; Yang *et al.*, 2001, Bochand, 2000; 윤 등, 1999; 박 등, 2000; 황 등, 2000; 허 등 1999).

습지의 수질정화 기작은 유기물의 침전, 습지 저토의 매질 및 유기물에 흡착 등의 물리적 제거기작과, 수중 이온물질과 결합하여 침전되는 화학적 제거기작, 식물에 흡수되거나 미생물에 의한 영양염류의 동화 또는 전환 등의 생물학적 제거기작이 있다(Kadlec and Knight, 1996; Kadlec, 1999). 그러나 습지의 수질 정화능력은 기후, 유입수의 부하량, 체류시간, 습지의 형태의 영향을 받는다(Shutes, 2001). 특히, 습지는 형태적으로 소택지형 습지(marsh-type)와 연못형 습지(pond-type)로 분류할 수 있는데, 소택지형 습지는 정수식물 등 수생식물이 우점하고, 수심이 얕으며, 수 체류시간이 짧은 반면, 연못형 습지는 정수식물이 없고, 수심이 깊어 저토에 산소공급이 적으며, 수 체류시간이 길다. 또한 소택지형 습지에서는 수생식물이 통기조직을 통해 습지 저토로 산소를 공급하여 호기조건

이 유지되는 특징이 있다. 이처럼 습지 형태간 식물의 유무, 수 체류시간, 수심, 산소조건의 차이로 인해 서로 다른 영양염류의 제거기작이 진행되며 이에 따라 수질 정화능에도 차이를 보일 것으로 예상된다.

우리나라에서는 식생정화시스템이라는 이름으로 미나리, 부레옥잠, 갈대를 이용하여 생태공학 적 처리공정으로의 활용가능성을 평가하고 있으나 식물의 동절기 고사로 인한 제거효율의 급감으로 인해 수처리 공정으로의 활용가능성은 저조한 것으로 나타나고 있다(윤 등 1999). 실제 습지의 영양염류 제거기작은 식물의 영양염류 흡수뿐 아니라, 미생물의 질산화과정, 탈질과정과 유기물 분해, 토양 흡착 등을 통해서 진행된다. 따라서 수생식물의 흡수만으로는 습지의 수질정화 기능을 충분히 설명할 수 없고, 따라서 미생물 역할과 흡착 등 물리-화학-생물학적인 복합적 제거기작에 관한 연구가 필요하다. 본 연구에서는 식생이 식재된 소택지형과 식생이 없는 연못형 습지의 영양염류 제거효율을 확인, 비교하여 실제 식물에 의한 정화효과 및 각 습지형태에 따른 수질정화효율을 확인하고자 하였다.

2. 재료 및 방법

2.1 반응조 설치 및 운용

반응조는 EPA 권고안(EPA 1998, 1999)에 의거하여 실험실 내 2003년 설치, 운용하였다.

소택지형과 연못형 반응조는 각각 높이 50, 60 cm, 직경은 40 cm의 원통형으로 각 3반복하여 제작하였고, 실제 자연 습지에서 연못형과 소택지형 습지의 수량 차이에 의한 효과를 표현하기 위하여 영양염류의 부하량은 같고, 수량은

연못형 반응조가 소택지형의 2배인 상태로 설정하였다. 실험기간 중 수심은 소택지형의 경우 평균 수심 10cm, 연못형은 30cm로 유지되었다. 오염수는 1차수에 NH_4NO_3 와 KH_2PO_4 를 첨가한 형태로, 연못형의 경우 유입수의 수질은 질소 $16 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 인 $4.01 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 이며, 소택지형에는 질소 $40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 인 $12.28 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 로 조절하였다. 오염수는 반응조의 상부로 유입되어 습지 매질층을 지나 하부로 유출되는 지하 흐름(subsurface-flow) 방식으로 펌프를 이용하여 유입, 유출량을 조절하여 평균 체류시간 소택지와 연못형에서 각각 3일, 5일로 유지하였다.

반응조에 사용된 매질은 투수율이 높고, 식물의 성장조건을 맞추기 위하여(EPA 1999) 저층에는 직경 2~3 cm의 자갈을 5 kg, 0.5~1 cm의 자갈 10 kg으로 약 10cm구성하였으며, 그 위에 15~20cm높이로 모래와 유기물 토양을 채웠다. 반응조 내에 식물과 미생물의 성장을 위한 유기물을 공급하고, 자연 습지 내 서식하는 미생물이 실험실 조건의 반응조에도 안정적으로 서식할 수 있도록 하기 위해서 자연습지에서 모래와 유기토양을 채토하여 자연모래와 인공모래의 비율이 1:3이 되도록 혼합하여 습지의 표층으로 구성하였다. 실험에 혼합하여 사용한 유기토양은 한강상류의 하변 토양으로 유기물함량 3.2%, 모래질 26%, 실트 44%, 점토질 29%로 구성되어 있다.

2.2 식물 선정 및 식재

식물의 식재는 소택지형 습지에 실시하였는데 국내외 습지에 우점하는 수생식물인 갈대(*Phragmites australis*)로 선정, 식재하였다. 갈대는 우리나라 자생종으로 생산성이 높고, 성장속도가 빠르며, 온도, 염분 등의 환경조건에 대한 서식 범위가 가장 넓은 종으로 알려져 있어 인공습지의 건설 시 주로 이용되는 수생식물이다(Reed *et al.* 1988). 본 실험에서는 각 반응조 당 10개체씩 식재하였으며, 갈대의 생체량은

반응조 간에 일정하게 처리하였다. 실험기간 중 오전 10시에서 5시까지는 식물 성장을 위해 7600~7800 Lux의 부가적인 빛을 공급하였다. 식물 식재 후 안정적으로 정착할 수 있도록 30일간 지속적으로 물을 공급하면서 안정기를 두었으며, 식재한 각 식물 뿌리의 정착 정도와 건강 상태를 확인한 이 후 실험을 진행하였다.

2.3 분석항목 및 분석 방법

수온, 용존산소(DO), pH와 전기전도도는 반응조의 수표면 층에서 각 electrode를 이용하여 측정하였으며, 반응조 내 용존산소량 측정 외 용존산소의 농도 구배를 확인하기 위해 습지반응조의 상층부와 하층 유출수의 용존산소량을 분리하여 측정하였다. 산화환원전위(redox potential)는 수체 상층부와 하층부의 유출수에서 ORP electrode를 이용하여 측정하였다.

음이온(NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-})의 농도는 반응조의 유출수를 0.45 μm 필터로 여과한 후 IC(DX-120)를 이용하여 측정하였다.

3. 결과

3.1 수질 항목 측정결과

실험 기간 중 수질의 이화학적 특성은 Table 1에 나타내었다. 수온은 18.2~23.4°C의 범위로 연못형과 소택지형에서 수온의 차이는 나타나지 않았다. 용존산소량(DO)은 실험 초기 3.0~3.5 mg L^{-1} 로 실험 시작일부터 10일까지는 감소하는 경향을 나타내었다. 하지만 10일 이후, 연못형 반응조의 용존산소량은 계속적으로 감소하는 경향을 보이는 반면 소택지형에서는 유의하게 증가하는 경향을 보였다. 또한 실험 후반 부 연못형 반응조의 용존산소량도 다시 증가하는 경향을 나타내었다(Fig. 1). pH는 6.7~7.8의 분포로 실험 기간 중 큰 변화 없이 일정하게 유지되었으며, 습지 형태간의 유의한 차이는 나타나지 않았다. 전기전도도는 연못형에서 124~209

Table 1. Physical–chemical properties of water (temperature, DO, pH, conductivity) in pond– and marsh–type wetland microcosms

Factors	pond	marsh
Temperature	21.7±1.7	21.4±1.7
Dissolved oxygen	2.1±0.8	3.05±0.89
DO output	1.1±1.1	0.5±0.1
pH	6.9±0.4	7.1±0.3
Conductivity	169±32	364±44

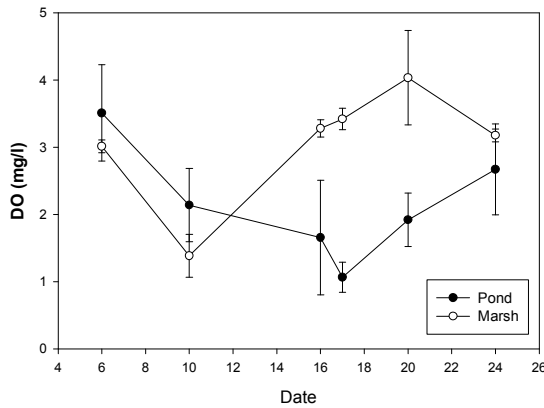


Fig. 1 Changes of DO (dissolved oxygen) in water of pond–type and marsh–type wetland microcosms

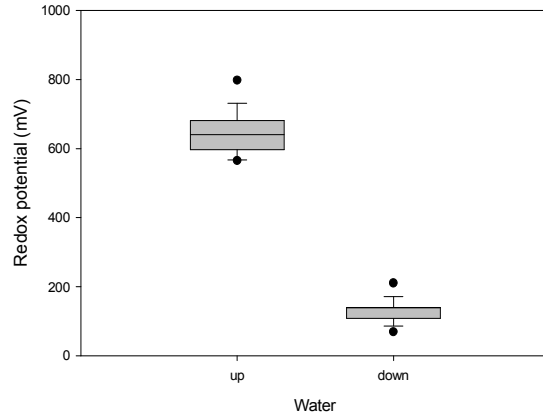


Fig. 2. Redox potential values of water body (up) and outflow (down) water pond–type and marsh–type wetland microcosms

uS/cm이며, 소택지형에서는 290~416 uS/cm 로 소택지형 반응조에서 2배 이상 높은 값을 나타내었다. 산화환원전위는 상층부와 하층부의 유출수로 분리하여 측정하였는데, 습지 형태간 산화환원전위 값은 상층부에서는 유의한 차이가 나타나지는 않았으나, 하층 유출수의 산화환원전위 값은 연못형에 비해 소택지형 반응조에서 유의하게 높은 값을 보였다 (Fig. 2).

3.2. 영양염류 제거효과

아질산염은 실험 초 인위적으로 주입하지는 않았으나, 실험 중 반응조 내 생물학적 반응을 통해 약 1~2 mg · L⁻¹ 생성되었으며, 시간이 경과함에 따라 다시 제거되는 경향을 나타내었다 (자료미제시). 질산염의 초기 제거효율은 소택지

형에서 42%, 연못형에서는 67%로 연못형 반응조에서 더 높은 제거효율을 보이고 있으며, 시간이 경과함에 따라 유출수에서 질산염의 농도가 0.6 mg · L⁻¹ 까지 감소하여 최종 제거효율은 연못형에서 97 %, 소택지형에서는 94%를 나타내고 있다. 제거효율의 측면에서 볼 때 초기에는 연못형 반응조의 제거효율이 소택지형보다 유의하게 높으며 최종 제거효율은 97 %로 높은 제거효율을 나타내었으나, 습지 형태간의 유의한 차이를 보이지 않았다(Fig. 3). 인산염인은 실험 시작 3일 후 습지 반응조 모두에서 100% 제거되었다. 그러나 실험 시작6일째의 수질 분석시 유출수에서 다시 1.5 mg · L⁻¹ 의 농도로 인산염이 유출되었으며, 각 반복 반응조 마다의 변이도 크게 나타났다(Fig. 4).

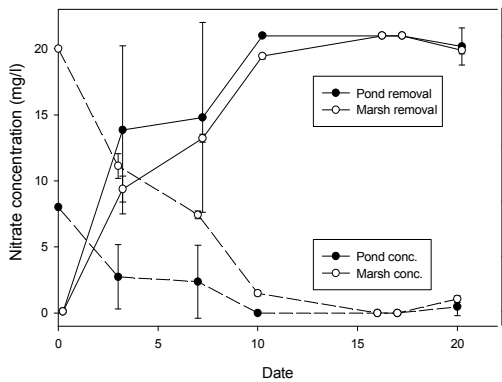


Fig. 3. Changes of nitrate removal efficiencies and nitrate concentrations in water of pond-type and marsh-type wetland microcosms

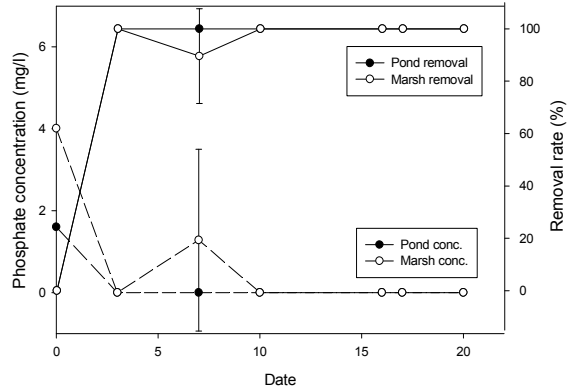


Fig. 4. Changes of phosphate removal efficiencies and phosphate concentrations in water of pond-type and marsh-type wetland microcosms

Table 2. Changes of biomass and shoot length of *Phragmites australis*

Marsh type	components	initial	Final	growth
Marsh 1	Biomass (g)	31±11	36±14	5±14
	Shoot (cm)	45±11	68±9	23±13
Marsh 2	biomass	33±11	40±13	6±11
	shoot	46±10	56±8	9±13
Marsh 3	biomass	31±11	39±13	7±19
	shoot	46±7	63±5	16±10

3.3 식물체 분석

갈대는 식재 전과 실험 이후의 생체량과 길이를 각각 측정, 비교하여 성장정도를 파악하였다. 식재 후 갈대의 성장정도는 Table 2에 나타내었다. 실험 기간 내 갈대의 생체량은 평균 6.51 g, 길이는 16.5 cm 증가하였으며, 반복으로 사용한 3개의 소택지형 반응조 간에 큰 차이가 나타나지 않았다.

4. 고찰

용존산소량은 반응조 내에서 생물학적 유기물 분해과정이 진행됨에 따라 실험 초기 감소하는 경향을 보였다. 하지만 10일 후 소택지형 반응조에서 용존산소량이 증가하는데 이는 소택지형

에 식재한 갈대가 안정적으로 정착하여 뿌리를 통해 저토와 수체에 산소가 공급되어 나타난 결과로 보인다(Brix, 1997). 같은 결과로, 소택지의 하부유출수에서 측정된 산화환원전위 값에서도 소택지의 지하층에서 연못형에 비해 호기상태가 유지되는 것을 확인할 수 있었다. 반면, 연못형 반응조에서는 실험 16일 이후 용존산소량이 다시 증가하는 경향을 보이는데 이는 실험초 유기물 분해기작이 활발하게 진행된 반면 시간이 지남에 따라 유기물 분해기작이 감소하면서 산소의 소모량도 함께 감소해 나타난 결과로 판단된다. 실험 전 연못형과 소택지형 습지는 수심의 차이와 식생의 유무로 인하여 연못형 습지 반응조에서는 혐기조건이 주를 이루고, 소택지형에서는 호기조건이 조성될 것으로 예상하였으나 (Brix, 1997; Kadlec and Knight 1996), 예상

과는 달리 실험 결과, 연못형과 소택지형 반응조의 상층부에서는 모두 호기조건이 나타나며 하층부, 특히 매질과 근접한 수체에서는 혐기조건이 나타나 습지형태에 따른 차이가 아닌 수체의 상층과 하층의 용존산소 구배로 인해 호기조건과 혐기조건이 조성되었다. 이에 따라 미생물에 의한 수질정화 기작이 소택지형과 연못형 모두에서 진행될 것으로 판단되며, 상층부에서는 호기성 호흡 반응이 진행되고, 하층부로 내려갈수록 질산염을 이용하는 탈질반응이 진행될 것으로 예상된다. 실험결과 질산염의 제거율은 94% 이상의 높은 효율을 나타내고 습지형태별 유의한 차이를 보이지 않았다. 한편, 습지의 하층부에서 용존산소량을 측정할 결과 산화환원전위 결과와 달리 연못형과 소택지형 반응조에서 유의한 차이가 나타나지 않은 것으로 볼 때, 산화환원 전위 측정값이 미소 환경변화에 더 민감하게 반응하며, 습지의 호기, 혐기상태의 확인과 미생물의 유기물 분해기작을 표현하는 데에 용존산소농도보다 효과적인 방법으로 판단된다 (Mitsch and Gosselink, 2000).

인산염인은 식물과 미생물의 흡수에 의한 생물학적 기작과 흡착, 금속이온과 결합, 침전기작의 물리, 화학적 기작을 통해 제거된다 (Kadlec and Knight, 1996; Arias *et al.*, 2001). 본 연구에서는 식물의 성장정도가 매우 낮음에도 불구하고 실험 초 제거효율이 100%로 나타난 것으로 볼 때 이는 인산염 인이 주로, 물리, 화학적 흡착, 침전기작을 통해서 제거된 것으로 볼 수 있다. 특히 두 습지 형태 모두 지하 침투형 방식으로, 매질인 유기물토양 및 모래층과의 반응기회가 많아 흡착효율이 높게 나타난 것으로 판단된다(Arias *et al.*, 2001; Hench *et al.*, 2003). 하지만, 실험을 진행하는 동안 100% 제거되었던 인산염인은 실험 중 다시 유출되는 등 제거효율에 변화를 보여 반응조 내의 미소환경 조건의 변화로 인해 인의 흡착과 탈착 반응이 반복적으로 진행되는 것을 확인할 수 있었다.

따라서 매질에의 흡착에 의한 인의 제거는 영구적이지 못하며, 또한 매질 내 흡착된 인이 포화상태에 이르거나, 습지의 환경변화로 인해 습지는 인의 공급원으로 작용할 수 있다(윤 등, 1999; Coveney *et al.*, 2002). 본 실험에서는 실험을 위해 조성된 토양과 식생을 통해 유출될 수 있는 영양염류의 농도를 확인하는 바탕실험을 수행하지 않았으나, 실험동안 유입수의 농도 이상으로 영양염류가 유출되지 않고 제거되는 경향을 보여, 소택지형과 연못형 습지의 제거효율 비교에는 무리가 없을 것으로 판단된다. 하지만, 습지의 제거효율과 제거기작의 규명 등 정확한 제거량을 추정하고자 하는 경우, 바탕실험이 필수적일 것으로 사료된다.

실험에 이용된 습지모형은 지하 침투형 흐름 방식으로 수체가 하층부 매질로 침투된 상태에서 혐기조건이 조성되므로 따라서 혐기조건에서 진행되는 탈질반응은 매질을 통과하는 경우에 활발히 진행될 것으로 예상된다. 또한 인산염인도 매질을 통과하는 경우 매질에의 흡착정도가 높아 표면 흐름형(surface flow) 습지와 지하 침투형 흐름 습지 중 지하 침투형 습지가 수질정화에 더 효과적인 것으로 보인다(Cooper, 1999).

습지의 형태별 수질정화 효율 결과를 살펴볼 때, 본 실험에서는 소택지형과 연못형 습지의 정화효율이 차이가 없었으며, 이는 소택지형 습지에 식재한 갈대의 생장이 원활하지 못하여, 식물의 성장, 흡수에 의한 제거가 효과적이지 못했을 것으로 예상할 수 있다. 하지만, 이런 식물의 낮은 영양염류 흡수에도 불구하고 본 실험에서는 그 외의 기작을 통해 제거되는 양이 상당함을 확인할 수 있었다. 질산염의 경우, 식물의 흡수와 미생물학적 탈질기작을 통해 대부분 제거되므로(Schlesinger, 1997), 본 연구에서는 탈질을 통해 제거되었을 것으로 예상할 수 있으며, 인산염인의 경우는 흡착 등의 물리, 화학적 기작으로 인해 높은 영양염류 제거효율을 보일 수

있었던 것으로 판단된다. 따라서 식물의 흡수에 의한 수질정화효과는 미생물과 물리, 화학적 기작을 통한 정화효과에 비해 상대적으로 작으며, 식물은 오히려 식물체 생장에 의한 흡수 외 뿌리에의 흡착이나, 뿌리로부터 토양으로 공급되는 산소의 영향, 뿌리에서 용출되는 미생물에게 필요한 영양분 공급, 서식지 제공 등으로 인한 미생물 활성증가 등의 효과가 큰 것으로 볼 수 있다(Brix 1997, Karjalainen 2001)

감사의 글

본 논문은 "차세대핵심환경기술개발사업(Eco-technopia 21 project)"과 "차세대바이오 환경기술연구센터"의 지원으로 작성되었습니다.

참고문헌

- 윤춘경, 권순국, 우선호, 권태영. 농촌지역 수질개선을 위한 인공습지실험시설의 3년간 실험결과 검토, 한국물환경학회지 제 15권 pp. 581-589, 1999a.
- 윤춘경, 권순국, 함종화. 생장기와 동절기의 인공습지 오수처리 성능, 한국농공학회지 제 41권, 제 4호, pp. 37 -46, 1999b.
- 박병훈, 장정렬, 이광식, 윤경섭, 권순국. 저수지 수질개선을 위한 식생정화시스템, 한국농공학회지 제42권, 제4호, pp. 87-95, 2000. .
- 황길순, 김범철, 김호섭, 전만식. 습지에 의한 수질개선 효과, 한국육수학회지 제33권, 제3호, pp. 295-303, 2000.
- 허인량, 오근찬, 신용건, 최지용, 정의호. 인공습지를 이용한 영양염류 제거, 대한환경공학회지 제 21권, 제5호 pp. 921-928, 1999.
- Arias C. A., M. Del Bubba, and H. Brix. Phosphorus removal by sands for use as media in subsurface flow constructed reed beds, Water Research Vol. 35, No. 5 pp. 1159-1168, 2001.
- Coveney M.F., D.L. Stites, E.F. Lowe, L.E. Battoe, and R. Conrow. Nutrient removal from eutrophic lake water by wetland filtration, Ecological Engineering Vol. 19, 141-159, 2002.
- Hans Brix. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands?, Water Science and Technology, Vol. 35, No. 5, pp. 11-17, 1997.
- Huang J., R. B. Reneau JR, and C. Hagedorn. Nitrogen removal in constructed wetlands employed to treat domestic wastewater, Water Research, Vol. 34, No.9, pp. 2582-2588, 2000.
- Jos T. A. Verhoeven, Arthur F. M. Meuleman. Wetlands for wastewater treatment: Opportunities and limitations, Ecological Engineering, Vol. 12, pp. 5-12, 1999.
- Karjalainen H., G. Stefandottir, L. Tuominen, and T. Kairesalo. Do submersed plants enhance microbial activity in sediment? Aquatic Botany Vol. 69, pp. 1-13. 2001.
- Kadlec R. H. Chemical, Physical and Biological cycles in treatment wetlands, Water Science and Technology Vol. 40, No.3 pp. 37-44, 1999.
- Keith R. Hench, Gary K. Bissonnette, Alan J. Sexstone, Jerry G. Coleman, Keith Garbutt, and Jeffrey G. Skousen, Fate of physical, chemical, and microbial contaminants in domestic wastewater following treatment by small constructed wetlands, Water

- Research Vol. 37 pp.921-927, 2003.
14. Lei Yang, Hui-Ting Chang, M. L. Huang. Nutrient removal in gravel- and soil-based wetland microcosms with and without vegetation, Ecological Engineering Vol. 18, pp. 91-105, 2001.
 15. Mitsch W. J. and J. G. Gosselink, 2000. Wetlands. John Wiley and Sons Inc; New York, 2000.
 16. Paul Cooper. A review of the design and performance of vertical-flow and hybrid reed bed treatment systems, Water Science and Technology Vol. 40, No. 3 pp. 1-9, 1999.
 17. Philip A. M. Bochand, and A. J. Horne, Denitrification in constructed free-water surface wetlands: I. Very high nitrate removal rates in a macrocosm study, Ecological Engineering Vol. 14, pp. 9-15, 2000.
 18. Schlesinger W.H. Biogeochemistry: an analysis of global change. Academic Press, 2nd edition. 1997.
 19. Shutes R. B. E. Artificial wetland and water quality improvement, Environment International. Vol.26 pp. 441-447, 2001.
 20. U. S. Environmental Protection Agency. Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters-Manual, EPA/625/R-99/010, 1999.
 21. U. S. Environmental Protection Agency. Constructed Wetlands and Aquatic Plant Systems for Municipal Wastewater Treatment-Design Manual, EPA/625/1-88/022, 1998.