습지의 수환경과 영양물질에 미치는 침수식물의 영향

이용민 · 이석모 · 성기준†

부경대학교 생태공학과

Effects of Submerged Plants on Water Environment and Nutrient Reduction in a Wetland

Yong min Yi · Suk Mo Lee · Kijune Sung†

Department of Ecological Engineering, Pukyong National University

(Received 24 June 2009, Revised 11 November 2009, Accepted 24 November 2009)

Abstract

Submerged plants whose most of vegetative mass are below the water surface can have great effects on wetland biogeochemistry and water purification through their photosynthesis and nutrient uptake processes. In this study, change of dissolved oxygen concentration and pH as well as nutrient removal capacity of the submerged plant dominant wetland were investigated using wetland mesocosm experiments. Obvious periodic DO and pH fluctuation was observed due to photosynthetic activities of the submerged plants. It implies that the submerged plants can provide periodic or sequential changes of oxic and anoxic conditions that affect nitrification and denitrification processes and contribute permanent nitrogen removal in the wetland system. The pH changes in the wetland mesocosm suggested that submerged plant could also play an important role as a temporary CO_2 storage. Higher nutrient removal efficiency was observed in the submerged plant dominant wetland mesocosm. The removal efficiencies under experimental conditions were 38.89, 84.70, 91.21, 70.76, 75.30% of TN, DIN, NH_4-N, TP, PO_4-P in the wetland mesocosm, while those were 26.11, 57.34, 63.87, 28.19, 55.15% in the control treatment, respectively.

keywords : Nutrient removal, Periodic change, Submerged plant, Wetland biogeochemistry, Wetland mesocosm

1. 서 론

침수식물은 식물체 전체가 물속에 잠겨 고착·생육하고 있는 수중식물로서 해안, 하구, 담수에 분포한다. 침수식물은 광합성을 통하여 수중과 저토에 산소를 공급함으로서 근계와 저토에 서식하는 미생물의 분해효율을 높여 수질정화에 도움을 주며, 죽은 뒤에는 분해되면서 습지미생물의 신진대사에 필요한 유기 탄소를 공급해 주는 역할을 하게 된다(Kadlec and Knight, 1996). 습지에서 이러한 1차 생산자의 광합성 작용으로 생산된 산소는 생물의 호흡에 직접적으로 이용되기도 하고 간접적으로 근계와 저토에 서식하는 미생물에 의하여 사용되어 미생물에 의한 유기물 분해효율을 높여줌으로써 수질정화에도 긍정적인 역할을 한다(최명제 등, 2007). 침수식물 우점 습지시스템은 정수식물 우점 습지와는 다른 영양염류 정화 메커니즘을 가진다. 침수식물의 경우 뿌리 외에도 물속에 잠겨 있는 식물체를 통하여 영양염류를 직접 흡수하기도 하고(Knight et al., 2003), 광합성과 호흡 작용의 결과로 나타나는 pH 변화를 통해서 인의 흡착능을 증가시킨다(Dierberg et al., 2002; Pietro et al., 2006). 습지에서 pH는 생물학적 과정에 다양하게 영향을 미칠 뿐만 아니라, 화학적 반응에 관여하는 중요한 영향인자이다(Mitch and Gosselink, 2000).

또한 높은 밀도의 침수식물은 부착조류의 성장을 위한 넓은 표면적을 제공함으로서 수질정화에 긍정적인 영향을 미친다(Knight et al., 2003). 이러한 이유로 침수식물 우점 인공습지에서 정수식물을 이용한 인공습지보다 높은 인의 제거효율을 보인다고 보고되고 있다(Farve et al., 2004).

외국의 경우 정수식물, 침수식물 등 다양한 생장형의 습지 식물을 이용한 인공습지가 운영되고 있지만 국내에서는 주로 정수식물이 처리습지에서 사용되고 있는 실정이다(한국농어촌공사, 2003). 국내에서 대형 수생식물을 이용한 수질정화연구는 1980년대 이후 시작되었으며(김춘송 등, 2006), 주로 부레옥잠을 이용한 돈사폐수의 처리, 생활오수의 정화효과, 하수종말처리장 방류수의 고도처리 등이며(김복영 등, 1991; 김종식 등, 2002; 이병헌과 이남희, 1994), 최근에는 미국가막사리(*Bidens frondosa*), 미나리(*Oenanthe javanica*), 달뿌리풀(*Phragmites japonica*), 매자기(*Scirpus fluviatilis*) 등 다양한 습지식물에 의한 수체의 영양물질 제거에 관한 연구가 진행되고 있으나(김춘송 등, 2007; 최명재 등, 2007), 아직까지 침수식물에 관한 연구는 빈약한 상태이다.

따라서 본 연구에서는 침수식물이 용존산소농도(DO)와

† To whom correspondence should be addressed.
ksung@pknu.ac.kr

수소이온농도지수(pH)와 같은 습지 수환경에 미치는 영향을 조사하여, 이러한 수환경의 변화가 습지에서의 질소순환 기작인 질산화와 탈질화에 미치는 잠재적 영향을 파악하고자 하였다. 또한 침수식물의 식물체내로 영양염류 흡수능을 조사하여 향후 침수식물 우점 인공습지 조성 및 운영시 활용할 수 있는 기초자료를 확보하고자 하였다.

2. 연구방법

2.1. 습지반응조 및 실험조건

침수식물이 습지 수환경에 미치는 영향과 영양물질 제거에 미치는 영향을 파악하기 위한 실험에 사용된 습지반응조는 가로 40 cm, 세로 40 cm, 높이 80 cm로 투명 아크릴 재질로 제작하였으며, 반응조 바닥에서 30 cm 지점에 채수 파이프를 설치하여 시수의 채수가 가능하도록 하였다(Fig. 1). 습지반응조 옆면에는 검은색 종이를 이용하여 실험에서 제공되는 광조건 외의 빛이 습지반응조 옆면으로 들어오는 것을 차단하여 최대한 자연에서와 유사한 광 조건을 유지하고자 하였다. 이러한 조건의 습지반응조를 3개 제작하여 서낙동강에서 채취한 습지 토양을 도입하고 붕어마름(*Ceratophyllum demersum*)과 검정말(*Hydrilla verticillata*)을 발아시킨 다음 6개월 동안 성장시켜서 실험에 사용하였다. 따라서 각각의 습지반응조의 침수 식물밀도는 다르게 나타났는데, 실험에 사용한 3개의 습지반응조에서 건중량으로 표현한 침수식물의 서식밀도는 각각 습지반응조 A에서 95.0 g/m^2, 습지반응조 B에서 107.5 g/m^2, 습지반응조 C에서 171.0 g/m^{2}로서, 습지반응조 C가 3개의 습지반응조 중에서 제일 높은 서식밀도를 나타내었다. 한편 침수식물이 없고 습지토양만이 있는 반응조를 대조군으로 하여 함께 실험을 진행하였다. 실험은 항온 실험실에서, 27±3°C의 온도를 유지하여 이루어졌으며, 할로겐램프를 이용하여 12시간 : 12시간의 광주기를 주었다. 광도는 각 반응조의 수표면에서 underwater radiation sensor (Li-cor Inc., USA)로 측정하여 105±10 μmol/m^2·s의 동일한 조건하에서 실험하였다.

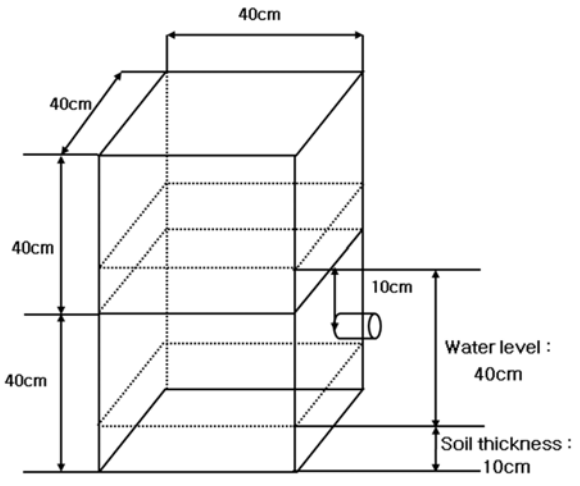


Fig. 1. Schematic diagram of mesocosm used in the experiment.

2.2. 실험방법

2.2.1. 침수식물이 습지의 DO와 pH에 미치는 영향

습지의 생지화학적 반응에 중요한 영향을 주는 인자인 DO와 pH에 침수식물이 미치는 영향을 조사하기 위해서 6개월 동안 성장시킨 3개의 습지반응조와 침수식물이 없는 반응조를 대조군으로 실험을 진행하였다. DO와 pH는 YSI-6600(YSI Inc., USA)을 이용하여 수표면으로부터 10 cm 아래 지점에서 3시간 간격으로 4일 동안 연속으로 측정하였다.

2.2.2. 침수식물이 습지의 영양염류농도와 클로로필-a 농도 변화에 미치는 영향

침수식물의 영양염류 저감효과를 분석하기 위하여 침수식물이 습지의 DO와 pH에 미치는 영향에 대한 실험을 수행한 후, 침수식물의 서식밀도가 가장 컸던 습지반응조 C와 침수식물이 없는 반응조를 대조군으로 하여 실험을 수행하였다. NH_4Cl과 KH_2PO_4 이용하여 총질소(TN)와 총인(TP)의 농도가 각각 80 ppm, 20 ppm이 되도록 제조한 오염수를 습지반응조에 2 L 씩 투입한 후 시간에 따른 영양염류의 농도변화를 조사하였다. 습지반응조의 수문 조건은 일종의 회분식 반응조와 유사하게 유지하였는데, 강우 유출수의 유입 후 유입된 물이 다음 강우시까지 일정기간 체류하며 증발산이 주로 일어나는 저류형습지의 수문조건을 참조하여 오염물질 유입 후 유출이 없이 체류하도록 하였다. 인위적으로 오염시킨 오염수의 유입외에 다른 유입은 없었으며 영양물질 투입 전의 TN, TP농도는 대조군에서 3.16 mg/L, 0.16 mg/L를, 습지반응조에서는 2.72 mg/L, 0.08 mg/L로 차이를 보였는데 이는 습지반응조의 경우 침수식물 발아 후 6개월 동안 성장시킨 후에 실험을 수행하였기 때문이다. 각각의 반응조의 초기 수위와 물의 부피는 각각 40 cm와 56.8 L로 동일하게 조절하여 주었다. 실험은 5일 동안 항온 실험실내에서 진행하였으며, 오염물질의 투입은 실험 시작 후 12시간 경과 후에 이루어졌으며 12시간 주기로 일 2회에 걸쳐 0.6 L를 채수하여 분석하였다. 실험기간 중 온도와 광도는 침수식물이 DO와 pH에 미치는 영향을 조사한 실험과 동일한 조건에서 이루어졌다. 실험종료 후의 수체내 TN, TP의 농도는 대조군에서 4.37 mg/L, 0.61 mg/L를, 습지반응조에서는 3.10 mg/L, 0.15 mg/L로 나타났으며 습지반응조에 존재하는 물의 부피는 52.8 L로 동일하여 침수식물의 증산량은 크지 않은 것으로 나타났다.

2.2.3. 분석방법

수질분석 항목 중 수온, pH, DO는 YSI-6600(YSI Inc., USA)을 이용하여 현장에서 직접 측정하였고, 그 밖의 영양물질의 농도는 폴리에틸렌병에 채수한 후 실험실에서 수질오염공정시험방법에 따라 실험하였다(환경부, 2008). TN은 시료 중 질소화합물을 알칼리성 과황산칼륨의 존재하에 120°C에서 유기물과 함께 분해하여 질산이온으로 산화시킨 다음, 산성에서 흡광도를 UV 1650PC(Shimadzu, Japan)를 이용하여 220 nm에서 측정하였고, 암모니아성 시료에 수산

화나트륨을 넣어 pH 11~13으로 하여 암모늄이온을 암모니아로 변화시킨 다음 암모니아 이온 전극을 이용하여 측정하였다. 아질산성 질소(NO_2-N), 질산성 질소(NO_3^--N)는 시료를 여과한 후, 761 Compact IC(Metrohm Inc., USA) 이용하여 분석하으며, 용존무기질소(DIN)는 측정한 NH_4^+-N, NO_2^--N, NO_3^--N의 합으로 계산하였다. TP의 경우 전처리한 시료를 몰리브덴산암모늄과 아스코르빈산, 타르타르산, 안티모닐 칼륨으로 구성된 혼합시약과 반응시켜 흡광도를 UV 1650PC(Shimadzu, Japan)를 이용하여 880 nm에서 측정하였다. 클로로필-a는 일정양의 시수를 여과한 여과지에 아세톤 용액으로 클로로필 색소를 추출하여 추출액의 흡광도를 UV 1650PC(Shimadzu, Japan)를 이용하여 663 nm, 645 nm, 630 nm, 750 nm에서 측정한 값으로 클로로필 a량을 계산하였다.

식물에 의해 흡수되는 영양염류의 양을 파악하기 위해서 식물체내의 TN과 TP의 함량을 분석하였는데, 식물체내의 TN은 시료를 섭씨 1150°C 정도의 고온에서 연소시켜 각종 원소를 함유한 가스로 분해하고 이들 가스의 열전도도를 측정하여 질소의 함량을 알아내는 Vario macro/micro 원소분석기(Elementar Inc., German)를 이용하여 질소의 함량을 분석하였으며, TP는 HNO_3-H_2SO_4로 분해한 시료에 Ammonium meta vanadate 용액을 가하여 발색시킨 후 흡광도를 UV 1650PC(Shimadzu, Japan)이용하여 470 nm에서 측정하여 TP의 농도를 계산하였다(농업기술연구소, 1988).

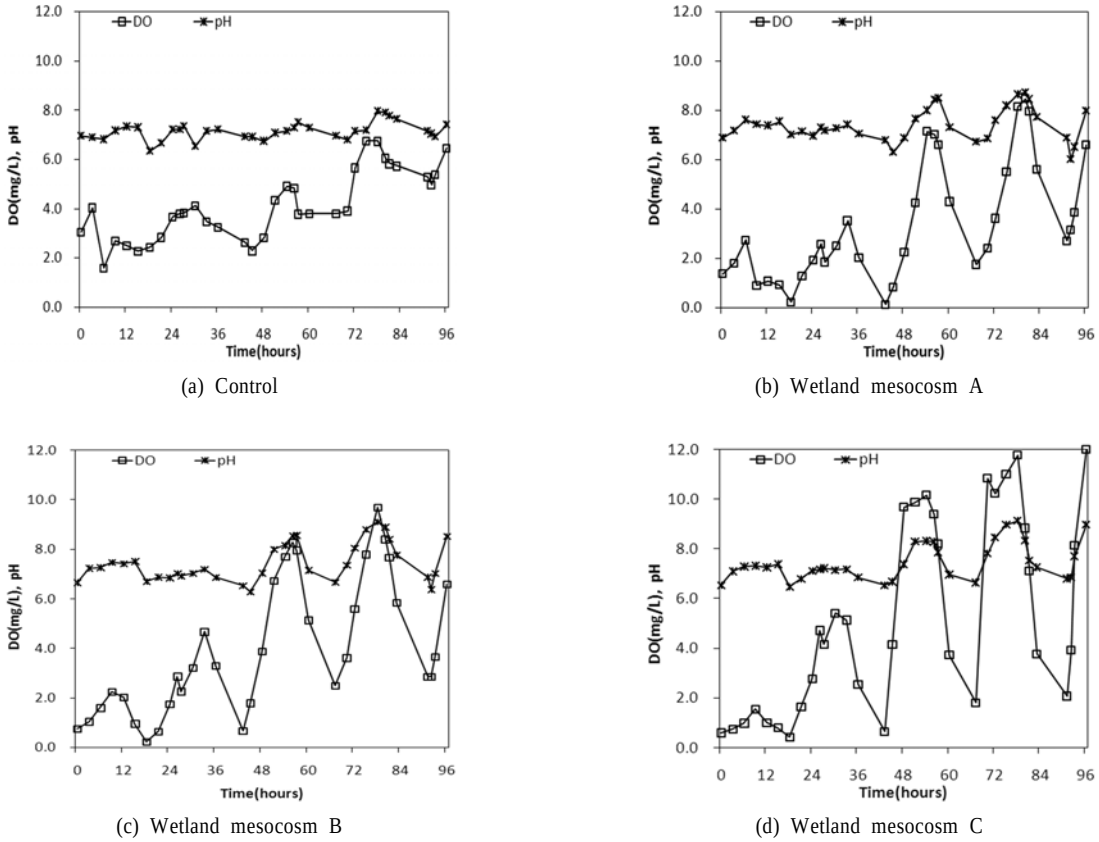
3. 결과 및 고찰

3.1. 침수식물이 습지의 DO와 pH에 미치는 영향

다음의 Fig. 2는 침수식물이 습지의 생지화학적 반응의 중요 영향인자인 DO와 pH에 미치는 영향을 규명하고자 4

Table 1. Range of pH and DO at the wetland mesocosms

	Control		Wetland mesocosm A		Wetland mesocosm B		Wetland mesocosm C	
	DO	pH	DO	pH	DO	pH	DO	pH
Average	4.10	7.14	3.44	7.40	4.02	7.45	5.30	7.47
Standard deviation	1.41	0.36	2.45	0.67	2.74	0.78	3.92	0.74
Variance	1.98	0.13	5.98	0.45	7.51	0.61	15.33	0.54
Range	5.17	1.62	8.33	2.71	9.46	2.82	11.57	2.64
Minimum	1.58	6.34	0.13	6.02	0.23	6.29	0.44	6.49
Maximum	6.75	7.96	8.46	8.73	9.69	9.11	12.01	9.13
Observations	34	34	34	34	34	34	34	34



(a) Control (b) Wetland mesocosm A

(c) Wetland mesocosm B (d) Wetland mesocosm C

Fig. 2. Variations of DO and pH at (a) control, (b) wetland mesocosm A, (c) wetland mesocosm B, and (d) wetland mesocom C.

일에 걸쳐 3시간 단위로 측정한 침수식물 우점 습지반응조와 대조군의 DO와 pH의 변화를 보여주며, 이들 자료를 통계 분석한 결과를 Table 1에 나타내었다. 실험결과 침수식물이 밀생한 습지 반응조에서 광주기에 따라 일정하게 DO의 주기성을 나타내었으며, 그 변화의 폭도 대조군에 비해 크게 나타났다(Fig. 2). 습지에서 DO는 대조군에서 최대값이 6.75 mg/L로 나타났으나 침수식물이 밀생한 3개의 습지반응조에서는 각각 8.46, 9.69, 12.01 mg/L로 나타났다. 또한 최소값에 있어서도 대조군에서는 1.58 mg/L인 반면 침수식물이 밀생한 습지반응조에서는 각각 0.13, 0.23, 0.44 mg/L을 나타나 침수식물이 밀생한 3개의 습지반응조에서 침수식물의 서식밀도가 클수록 DO의 변화폭도 크게 나타났다. 기존 연구에 의하면 질산화를 위한 DO 농도는 2 mg/L 이상이 최적이며, 최소한 0.2 mg/L를 유지해야 하는 반면, 탈질은 0.2 mg/L 이상의 DO 농도에서 저해를 받는 것으로 알려져 있다(박종일, 2008). 한편 실험초기에 비하여 시간이 경과함에 따라 광합성이 더 많이 일어나 주기성의 크기가 점차 증가하였는데 이는 시간의 경과함에 따라 주어진 광 조건에 순응하여 일어난 결과로 판단된다.

pH 역시 DO와 비슷한 경향을 보여주었는데, 침수식물이 존재하는 습지반응조에서 최대값이 각각 8.73, 9.11, 9.13으로 나타났으며 대조군에서는 7.96으로, 최소값의 경우에는 대조군에서 6.34로 나타났고, 침수식물이 밀생한 습지반응조에서는 각각 6.02, 6.29, 6.49로 나타났다. 대조군과 비교할 때 침수식물이 밀생한 습지반응조에서 더 높은 pH값을 나타낸 것을 알 수 있었다. 이는 침수식물의 광합성 작용에 의하여 수체내의 이산화탄소를 소모하면서 발생한 결과라 할 수 있다.

위의 결과를 종합해 보면, 침수식물이 밀생한 습지반응조에서 일주기별로 DO와 pH의 큰 변화량을 보인다고 할 수 있다. 침수식물이 서식하는 습지내의 이와 같은 DO와 pH의 큰 변동은 습지의 수체와 습지토양에서의 산화-환원조건의 변화와 더불어 호기성 혹은 혐기성의 변화를 가져와 수체 혹은 습지토양에서의 일어날 수 있는 일련의 질산화나 탈질화와 관련된 습지내 생지화학적 반응에 영향을 줄 수 있음을 보여준다. 침수식물이 서식하는 습지는 식물의 흡수에 의한 직접 제거 외에도 질산화와 탈질의 주기적인 반응에 의하여 효과적으로 수체에 유입된 질소를 제거하는 자연 정화기능을 가진다고 할 수 있다. 또한 pH의 변화를 통하여 알 수 있듯이 침수식물에 의한 광합성과정에 의하여 수체내 이산화탄소의 상당량 흡수할 수 있을 가능성을 보여주어 침수식물 우점습지를 효과적인 조성 또는 이용할 경우 탄소의 저장고로도 활용할 수 있을 잠재력 또한 보여주었다.

3.2. 침수식물이 습지의 영양염류 농도와 클로로필-a 농도 변화에 미치는 영향

3.2.1. 영양염류농도변화

대조군과 침수식물이 밀생한 습지반응조 C에서 오염물질 제거실험을 수행한 결과를 Fig. 3에 나타내었다. 오염물질 투입 후 침수식물이 밀생한 습지시스템에서 상대적으로 높은 영양염류 농도를 나타내는데 이는 밀생하는 침수식물로 인하여 오염물질의 원활한 확산이 이루어지지 않은 것으로 판단된다(Fig. 3(b)).

DO의 경우 침수식물이 밀생한 습지반응조에서는 광주기에 따른 뚜렷한 DO의 변화를 관찰할 수 있었지만 광합성 실험과는 달리 두 습지반응조 모두 DO가 3 mg/L 이상을 나타내었는데 이는 영양염류농도 실험이 광합성 실험 이후에 실시되어 충분히 주어진 광조건에 순응된 조건에서 이루어졌기 때문인 것으로 판단된다.

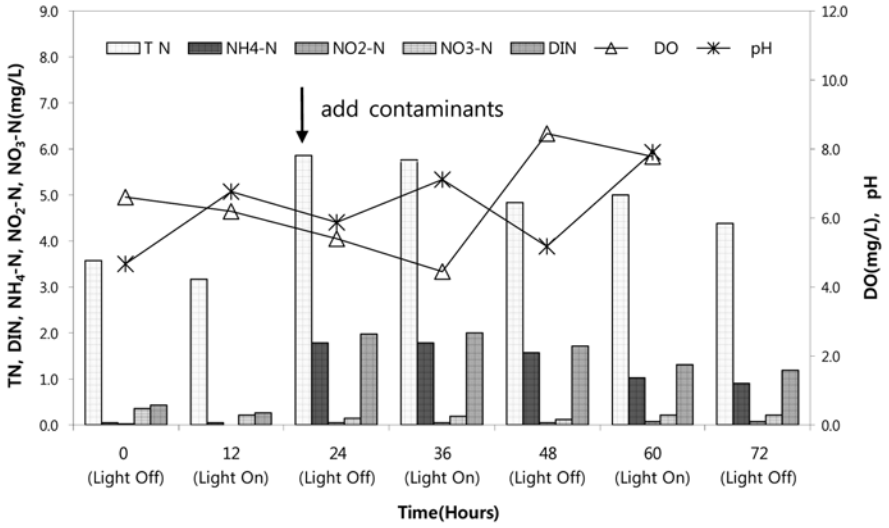
침수식물이 밀생한 습지반응조와 비교해 보았을 때, 대조군에서는 상대적으로 NH_4-N의 느린 감소와 NO_3-N의 점차적인 증가를 관찰할 수 있었는데 이는 호기성 조건에서의 질산화 작용 때문으로 판단된다. 침수식물이 밀생한 습지반응조에서는 NH_4-N의 빠른 감소와 DO가 증가할수록 NO_3-N이 감소하고 DO가 감소할수록 NO_3-N이 증가하는 것을 관찰할 수 있었는데 이는 침수식물이 밀생한 습지반응조가 호기성 조건을 유지하였음을 고려해 볼 때, 탈질화에 의한 질소의 제거보다는 질산화와 더불어 NH_4-N과 NO_3-N가 침수식물에 의해 대부분 흡수된 것으로 판단된다.

본 실험에서는 12시간의 일정한 광주기로만 실험이 진행되었기 때문에 탈질화에 적합한 최적 산소 농도를 관찰할 수 없었다. 하지만, 앞선 광합성 실험과 본 실험에서 나타난 침수식물이 밀생한 습지반응조에서의 산소 변동폭을 고려해 본다면, 광주기 조절시 탈질화에 의한 질소의 제거도 관찰할 수 있을 것이라고 판단된다. 실제로 자연환경에서는 날씨가 흐리거나 혹은 강우와 같은 기상조건에 따라 침수식물의 광합성에 영향을 받을 수 있다. 따라서 침수식물이 밀생한 습지에서 빛이 있는 조건에서는 활발한 광합성과 함께 식물에 의한 흡수와 질산화가, 흐리거나 비가 오는 빛이 없는 조건에서는 탈질화가 자연스럽게 이루어짐으로 수질 정화에 있어 효과적으로 적용될 수 있을 것이라고 판단된다.

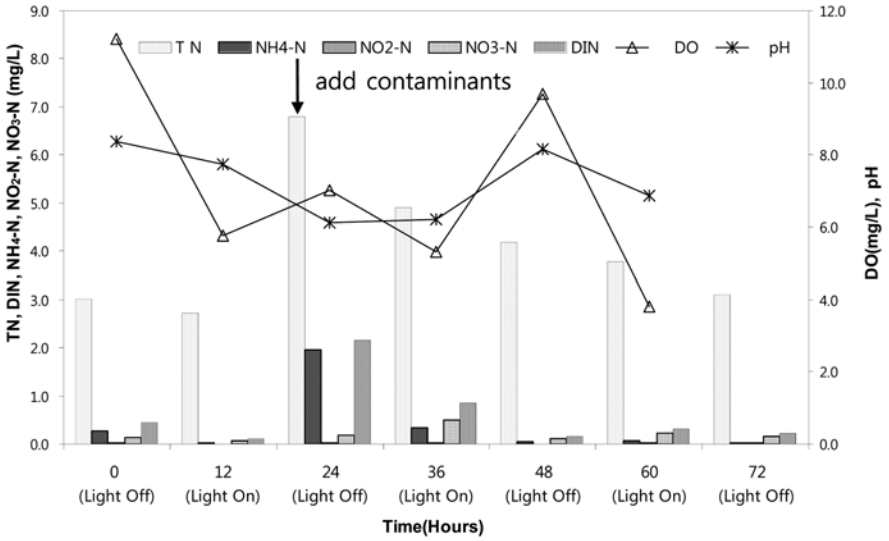
실험기간 동안 두 반응조에서의 TP와 PO_4-P의 변화를 DO와 pH의 변화와 함께 나타내었다(Fig. 4). 대조군에서는 오염물질의 투입으로 TP의 농도가 증가하였다가 36시간 이후 감소를 보인 후 일정하게 유지되는 결과를 나타내는 반면, PO_4-P에 있어서는 시간이 지남에 따라 서서히 감소하는 결과를 나타냈다. 48시간 이후 PO_4-P의 농도 감소에도 불구하고 TP에 있어서는 일정하게 농도가 유지되는 것을 미뤄 볼 때, PO_4-P의 농도 감소는 주로 침전과 조류의 흡수에 의한 것으로 판단된다. 침수식물이 밀생한 습지반응조에서는 오염물질의 투입으로 TP의 농도가 증가하였다가 36시간 후 감소를 보인 후 DO의 증감과 반대되는 농도 변화를 나타냈다. PO_4-P에 있어서도 같은 경향을 나타내는데 이는 주로 침전에 의해서 상당 부분 제거된 후 식물의 흡수에 의한 것으로 판단된다.

3.2.2. 침수식물에 의한 영양염류 흡수

식물에 의해 흡수된 TN과 TP의 양을 파악하기 위해서 영



(a) Control



(b) Submerged plants dominant wetland mesocosm

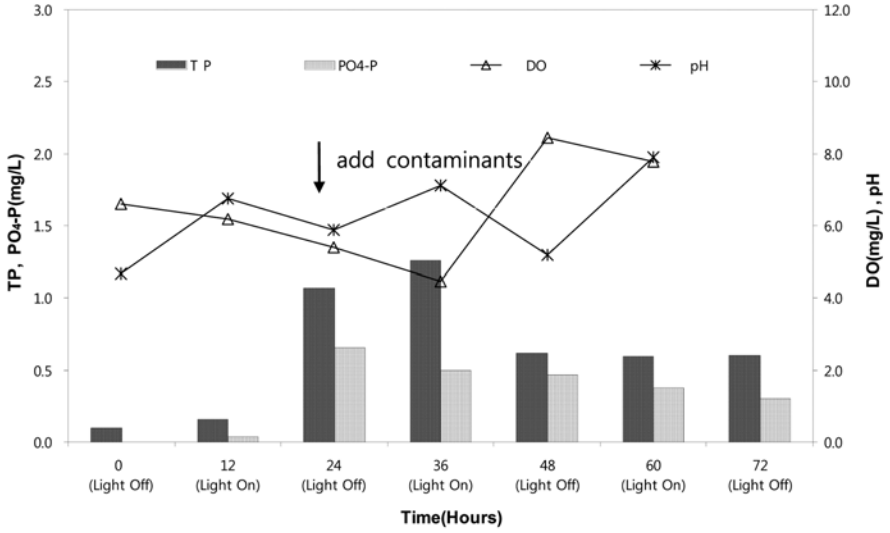
Fig. 3. Change of concentration and type of nitrogen in the (a) control and (b) submerged plants dominant wetland mesocosm.

양염류 투입 전의 식물체 TN, TP의 함유량과 실험 종료 후의 TN, TP의 함유량을 분석하였다. 분석 결과는 Fig. 5와 같다. 식물에 의해 흡수된 영양염류의 양과 단위면적당 흡수량은 다음 식 (1)과 (2)에 의하여 계산하였다.

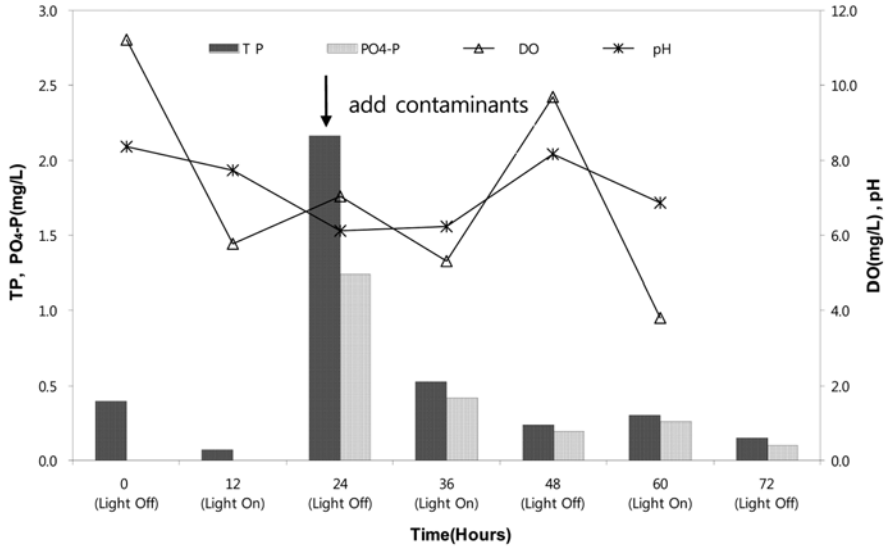
$$M_P = A \cdot D \cdot (C_{P2} - C_{P1}) \quad (1)$$

$$M_{PA} = D \cdot (C_{P2} - C_{P1}) \quad (2)$$

여기서, M_P은 식물에 의해 흡수된 영양염류의 양(mg), M_{PA}는 단위면적당 흡수량(mg/m^2), C_{P1}은 오염물질 투입전 식물체 영양염류의 농도(mg/g), C_{P2}는 실험종료 후 식물체 영양염류의 농도(mg/g), D는 식물의 단위면적당 건중량(g/m^2), A는 반응조의 표면적(m^2)을 나타낸다. TN의 경우 영양물질 투입전과 실험종료 후의 식물체내의 식물 건중량 기준 농도가 각각 29.10 mg/g, 33.45 mg/g으로 나타났으며, 이를 습지반응조내의 식물밀도를 고려했을 때, 식물에 의해 흡수된 TN의 양은 119.02 mg이고 단위면적당 흡수량은 743.85 mg/m^{2}이다. TP의 경우에는 오염물질 투입전과 실험종료 후의 건중량 기준으로 식물체내의 농도가 각각 4.76 mg/g, 5.02 mg/g으로 단위면적당 흡수량은 44.46 mg/m^{2}인 것으로 조사되었다. 습지반응조내의 식물 밀도를 고려했을 때, 식물에 의해서 흡수된 양은 7.11 mg이었다. 이는 습지반응조에서 제거된 31.24 mg 중 22.5%에 해당하는 값으로 TP 제거에 있어서 식물의 흡수가 차지하는 비율이 높은 것을 알 수 있다. 이러한 결과는 직접적인 영양물질의 흡수에 의하여도 침수식물이 오염물질을 효과적으로 제거할 수 있음을 보여준다. 서낙동강 유역에 자생하는 수생식물

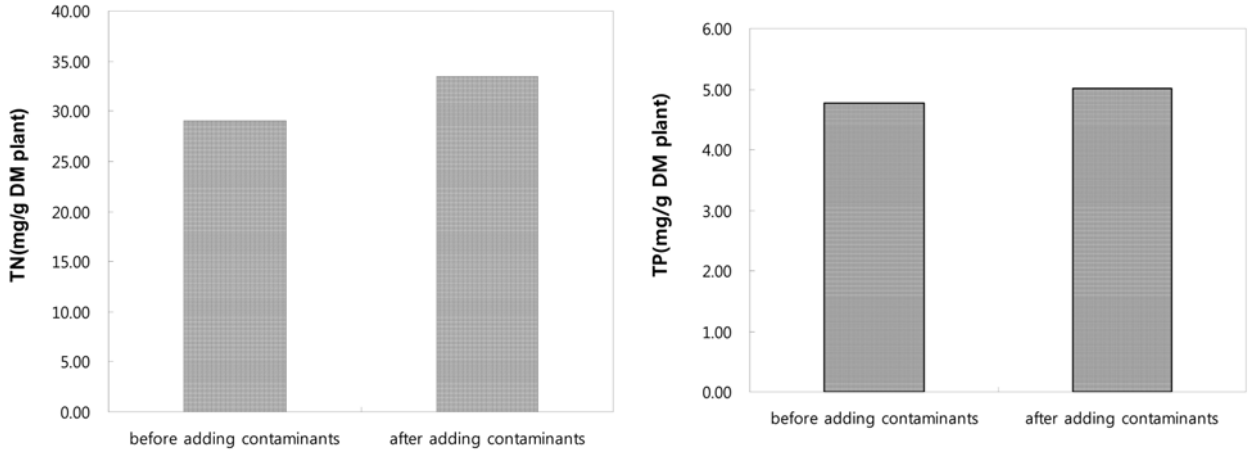


(a) Control



(b) Submerged plants dominant wetland mesocosm

Fig. 4. Change of concentration and type of phosphate in the (a) control and (b) submerged plants dominant wetland mesocosm.



(a) TN (b) TP

Fig. 5. Unit dry weight changes of submerged plants according to before and after adding the contaminants (a) TN, (b) TP.

57종의 단위무게당 체내 TN과 PO_4-P 함량을 분석할 결과 TN 함량 20 mg/g 이상이고, PO_4-P 함량이 7 mg/g 이상으로 높은 흡수율을 보이는 수생식물은 주로 침수식물인 검정말, 말즘, 붕어마름이었다고 보고하고 있어(김춘송 등, 2006), 수질정화용 습지에서 침수식물의 높은 이용가능성을 보여준다.

3.2.3. 수체에서의 클로로필-a(Chlorophyll-a) 농도에 미치는 침수식물의 영향

실험기간 동안 두 반응조 수체의 클로로필-a 농도의 변화를 분석한 결과를 Fig. 6에 나타내었다. 침수식물이 없는 대조습지에서는 시간이 지남에 따라 점차적으로 클로로필-a의 농도가 증가하는 경향을 나타났지만 침수식물이 우점한 습지반응조에서는 조류의 증감이 거의 나타나지 않았다(Fig. 6). 조류는 일차생산자로서 광합성을 통해서 산소를 생산하고 영양염류를 섭취함으로서 수생태계에서 중요한 역할을 한다(Kadlec and Knight, 1996). 대조군에서의 조류 농도 증가는 대조군에서의 DO와 pH 및 영양염류의 변화에 영향을 끼친 것을 보여준다. Algae-scrubber system과 같이 조류를 이용하여 영양물질을 제거하는 경우도 있으나(Mitsch and Jorgensen, 2004), 일반적으로 습지에서의 조류의 과대 발생은 습지의 정화능을 떨어뜨릴 수 있다. 하지만 침수식물이 우점한 습지시스템에서는 낮은 농도의 chlorophyll-a가 유지되는 경향을 볼 수 있는데, 이는 침수식물에 의한 타감작용의 가능성을 보여주는 부분이기도 하다(Gross et al., 2007). 이러한 침수식물의 특성을 활용하면 습지에서 뿐만이 아니라 저수지나 호수 등에서의 조류발생을 억제할 수 있을 것으로 판단된다.

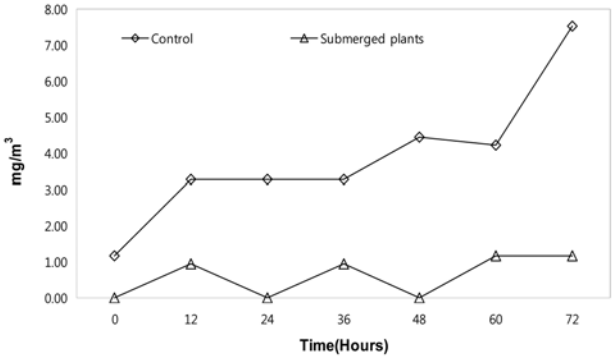


Fig. 6. Effects of submerged plant on chlorophyll-a concentration in the wetland.

3.3. 영양물질 제거효율

습지에서의 영양염류의 물질제거효율을 다음의 식 (3)과 (4)를 이용하여 계산하였다.

$$M_r = M_{in} + M_o - M_f - M_{out} \quad (3)$$

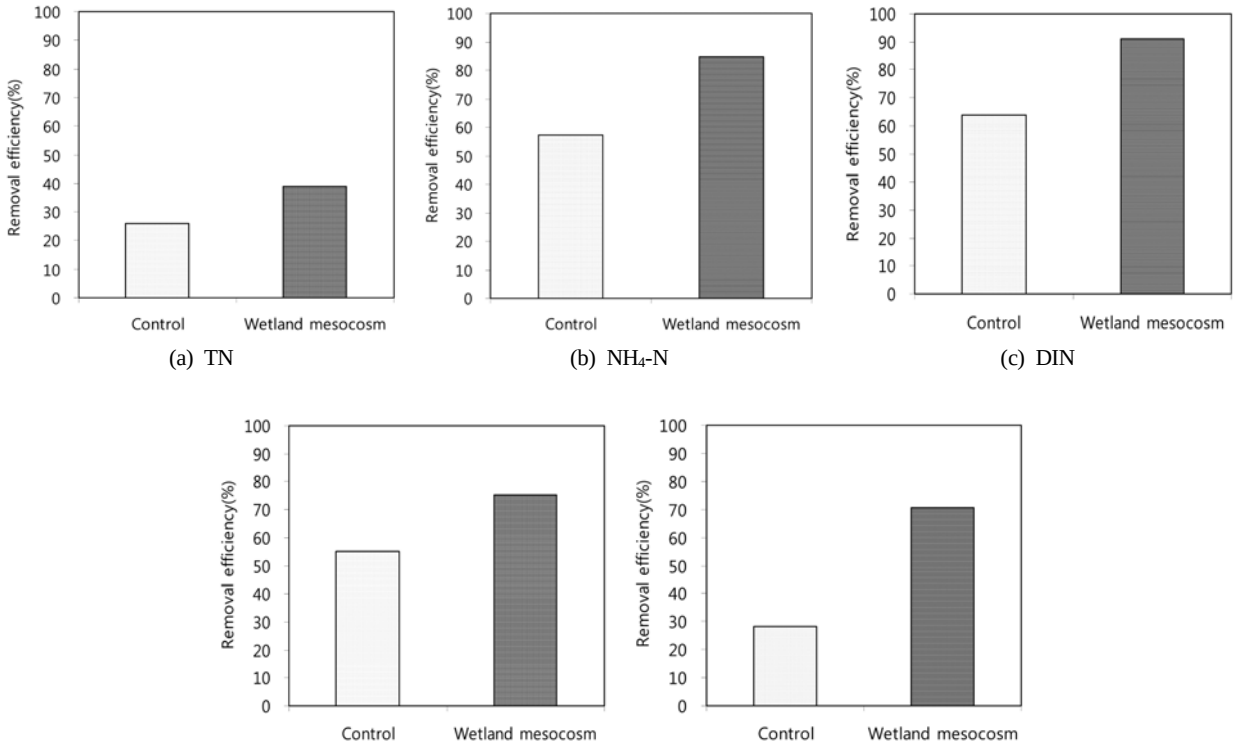
$$M_{eff} = \frac{M_r}{M_{in} + M_0} = \times 100 \quad (4)$$

여기서, M_r은 반응조에서 제거된 오염물질의 양(mg), M_{eff}는 오염물질의 제거효율(%), M_{in}은 유입수에 의해 들어온 오염물질의 양(mg), M_0은 반응조 초기 오염물질의 양(mg), M_f은 반응조의 최종 오염물질의 양(mg), M_{out}은 유출수에 의한 빠져나간 오염물질의 양(mg)을 나타낸다.

오염물질 투입 후 반응조의 물질 양에서 실험을 위해 채취한 양을 고려하여 반응조 내에서 제거된 제거효율을 계산한 결과를 Fig. 7에, 대조군과 습지반응조의 물질 수지를 다음의 Table 2에 나타내었다. 반응조에 오염물질을 투입한 후에 침수식물이 밀생한 습지반응조 C에서는 TN 분석을 위한 채수로 유출수에 의해서 9.0%가 빠져나가고 52.1%가 반응조 내에 남아 있으며, 습지반응조 내 TN 제거 메커니즘에 의해서 38.9%가 제거된 것으로 나타났다. 습지에서 식물과 조류 및 미생물 등에 의해 흡수되어 제거되는 TN은 1~34%를 차지하는 반면에, 탈질화에 의해 제거되는 TN은 60~95%를 차지하는 것으로 보고되고 있다(Cooke, 1994; Stengel et al., 1987). 하지만 본 실험에서 식물체 분석 결과 습지 반응조내의 질소 제거는 대부분 식물의 흡수에 의한 것으로 나타났으며 질소 제거의 중요한 제거 기작인 탈질화는 거의 나타나지 않은 것으로 나타났다. 이와 같은 결과는 투입된 오염물질이 식물이 쉽게 이용 가능한 NH_4^+ 형태이며, 본 실험에서는 일정한 광주기로 인하여 탈질화가 이루어지기 위한 혐기성 조건까지 이르지 못했기 때문이라고 생각된다. 하지만 실험조건의 변화나 현장에서 기상조건의 변화에 따라 탈질화가 일어날 수 있다면 질소의 제거율은 높아질 것으로 기대할 수 있다.

TP의 경우는 침수식물이 밀생한 반응조에서 분석을 위한 채수 등 유출에 의해서 11.1%가 제거되었고 18.1%가 습지반응조의 수체내에 잔류함으로서 70.8%의 TP가 제거된 것으로 나타났다. 오염물질 투입 전과 투입 후의 식물체 분석 결과, 총 제거된 TP의 양 중 22.5%는 식물에 의한 것으로 나타났다. 대조군에서는 유출에 의해서 6.4%가 제거되었고 65.4%가 대조군에 남아 있음으로서 28.2%의 TP가 제거된 것으로 나타났다. TP의 주 제거 기작이 침전 또는 식물에 의한 흡수임을 감안해 볼 때, 대조군에서 TP의 제거는 토양층으로의 흡착에 의한 것으로 판단된다(U.S. EPA, 2000).

본 실험에서 대조군에서의 TN과 TP의 제거효율은 각각 26.1, 28.2%로 용존성 형태인 DIN, PO_4-P에 비해 상대적으로 낮은 제거효율을 나타내었다. 이와 같은 결과는 Fig. 6에서 보는바와 같이 조류의 증가가 관찰된 대조군에서의 영양염류의 제거에 있어서 조류의 영향이 많은 부분을 차지했음을 보여준다. 습지반응조에서는 TN과 TP의 제거효율은 각각 38.9%, 70.8%로 TN을 제외한 모든 영양염류 제거효율에서 높은 값을 나타내었는데, DIN, PO_4-P는 식물이 직접 흡수 가능한 용존성 형태로 식물의 흡수에 의해서 많은 양이 제거된 것으로 판단된다. 이와 같은 결과는 습지반응조내 수체내의 영양염류 존재형태에 따른 것으로 판단되는데, 본 실험조건에서 습지반응조에서 TN 중 용존성 형태인 NH_4-N, NO_2-N, NO_3-N의 비율은 48%, TP 중 용존성



(a) TN (b) NH_4-N (c) DIN

(d) TP (e) PO_4-P

Fig. 7. Mass removal efficiency for nutrients in the submerged plant dominant wetland mesocosm (a) TN, (b) NH_4-N, (c) DIN, (d) TP, and (e) PO_4-P.

Table 2. Mass balance of nitrogen and phosphorus in the experimental wetland mesocosms

Treatment		M_{in}	M_0	M_f	M_{out}	M_{p1}	M_{p2}	M_r	M_d	M_T
Nitrogen										
Wetland mesocosm	mg	160.00	154.65	163.93	28.34	797.34	916.53	119.19	122.37	314.65
	%			52.10	9.01			37.88	38.89	100.00
Control	mg	160.00	179.79	230.90	20.17	N/A	N/A		88.72	339.79
	%			67.95	5.94				26.11	100.00
Phosphorus										
Wetland mesocosm	mg	39.85	4.30	7.99	4.82	130.27	137.3	7.04	31.24	44.15
	%			18.10	11.10			15.95	70.76	100.00
Control	mg	39.85	9.03	31.98	3.12	N/A	N/A		13.78	48.88
	%			65.40	6.40				28.19	100.00

M_{p1}: Inital contaminant mass in plant, M_{p2}: Final contaminant mass in plant, M_d: Mass dissipation in the mesocosm, M_T: Total contaminant mass in the mesocosm, N/A: Not Applicable

형태인 PO_4-P가 차지하는 비율은 84%로 나타났다. 이러한 식물의 이용 가능한 형태의 차이가 침수식물의 흡수가 주 제거 기작이었던 영양염류 제거에 영향을 미쳤기 때문인 것으로 판단된다.

4. 결 론

본 연구는 침수식물이 습지환경 및 영양물질 제거에 미치는 영향을 침수식물이 밀생한 습지반응조를 이용하여 조사하였다. 연구결과를 요약하면 다음과 같다.

1) 실험결과 침수식물이 밀생한 습지반응조에서 광주기에 따라서 DO농도 변화의 주기성을 보여주었다. 이는 침수식물이 습지에서 광합성을 통하여 습지의 DO와 pH의 변화에 큰 영향을 줄 수 있으며, 이는 습지에 주기적인 호기성과 혐기성 조건을 조성하여, 호기성 조건에서 질산화가 혐기성 조건에서 탈질화 반응에 적합한 수환경을 제공함으로써 습지에서의 영구적인 TN의 제거에 기여할 수 있음을 보여주었다.
2) pH의 변화를 통하여 알 수 있듯이 침수식물에 의한 광합성과정에 의하여 수체내 이산화탄소의 상당량을 흡수할 수 있는 가능성을 보여주어, 침수식물 우점습지를 효과적으로 조성 또는 이용할 경우 탄소의 저장고로도 활용할 수 있을 잠재력 또한 보여주었다.
3) 침수식물의 영양염류 흡수 실험을 통하여 침수식물이

우점한 습지반응조에서 24시간의 체류시간 내에 실험 대상 영양염류의 높은 제거 효율을 보임으로서 침수식물이 우점하는 습지를 활용하여 오염물질을 효과적으로 저감할 수 있음을 보여주었다.

4) 영양염류별 제거효율 비교 결과에서는 TN을 제외한 NH_4-N, DIN, TP, PO_4-P의 모든 항목에서 70% 이상의 높은 제거효율을 보였다.
5) 따라서 우리나라의 경우, 여름에 강우가 집중되는 계절적 특성상 식물의 최대 성장을 보이는 여름철에 침수식물이 우점한 저류형 습지에서 2~3일의 체류시간을 통해서 영양물질의 직접흡수를 통하여 영양물질을 충분히 저감할 수 있을 것으로 판단되며, 이후 침수식물이 제공하는 수환경 변화에 따른 습지의 다양한 생지화학적 기작에 의하여 지속적인 영양염류의 제거가 가능할 것으로 판단된다.

사 사

본 연구는 부산지역환경기술개발센터의 2007년도 연구사업비(07-1-70-76)의 지원과 2008년도 교육과학기술부와 한국산업기술재단 지역혁신인력양성사업의 지원에 의하여 수행되었으며 이에 감사드립니다.

참고문헌

김복영, 이상규, 권장식, 소규호, 윤은호(1991). 부레옥잠에 의한 생활오수의 정화효과. *한국환경농학회지*, **10**(1), pp. 51-57.

김종식, 최준호, 송세달(2002). 부레옥잠을 이용한 하수종말처리장 방류수의 고도처리에 관한 연구. *한국공업화학회지*, **13**(4), pp. 361-365.

김춘송, 고지연, 이재생, 박성태, 구연충, 강항원(2007). 생활오폐수에 대한 정화력이 높은 수생식물 선발. *한국환경농학회지*, **26**(1), pp. 25-35.

김춘송, 고지연, 황재복, 박성태, 강항원(2006). 서낙동강 유역 하천의 식생 분포특성과 영양염류 정화 수생식물 탐색. *한국농학회지*, **25**(2), pp. 147-156.

농업기술연구소(1988). 토양화학분석법.

박종일(2008). 단일 반응조 내 동시 질산·탈질 반응에 관한 연구. 석사학위논문, 서울산업대학교.

이병헌, 이남희(1994). 부레옥잠을 이용한 돈사폐수의 처리. *한국수처리학회지*, **2**(2), pp. 9-38.

최명재, 변명섭, 박혜경, 전남희, 윤석환, 공동수(2007). 팔당호 인공 수초재배섬에서 수생식물의 생장 및 영양염류 제거 효율. *수질보전 한국물환경학회지*, **23**(3), pp. 348-355.

한국농어촌공사(2003). *비정수성 수생식물의 생태적 특성을 이용한 호소성 농경습지의 친환경 관리방안 연구*.

환경부(2008). *수질오염공정시험기준*.

Cooke, J. G. (1994). Nutrient transformations in a natural wetland receiving sewage effluent and the implications for waste treatment. *Water Science and Technology*, **29**, pp. 209-217.

Dierberg, F. E., DeBusk, T. A., Jackson, S. D., Chimmey, M. J., and Pietro, K. (2002). Submerged aquatic vegetation-based treatment wetlands for removing phosphorus from agricultural runoff: response to hydraulic and nutrient loading. *Water Research*, **36**, pp. 1409-1422.

Farve, M., Harriss, W., Dierberg, F., and Portier, K. (2004). Association between phosphorus and suspended solids in Everglades treatment wetland dominated by submerged aquatic vegetation. *Wetland Ecology and Management*, **12**, pp. 365-375.

Gross, E. M., Hilt, S., Lombardo, P., and Mulderij, G. (2007). Searching for allelopathic effects of submerged macrophytes on phytoplankton-state of the art and open questions. *Hydrobiologia*, **584**, pp. 77-88.

Mitsch, W. J. and Gosselink, J. G. (2000). *Wetlands*, John Wiley, New York.

Mitsch, W. J. and Jorgensen, S. E. (2004). *Ecological Engineering and Ecosystem Restoration*. John Wiley & Sons, Inc., New York.

Kadlec, R. H. and Knight, R. L. (1996). *Treatment Wetland*, CRC Press.

Knight, R. L., Gu, B., Clarke, R. A., amd Newman, J. M. (2003). Long term phosphorus removal in Florida aquatic systems dominated by submerged aquatic vegetation. *Ecological Engineering*, **20**, pp. 45-63.

Pietro, K. C., Chimney, M. J., and Steinman, A. D. (2006). Phosphorus removal by the Ceratophyllum/periphyton complex in a south Florida(USA) freshwater marsh. *Ecological Engineering*, **27**, pp. 290-300.

Stengel, E., Carduck, W., and Jebsen, C. (1987). *Evidence for Denitrification in Artificial Wetlands*, Magnolia Publishing, Orlando.

U.S. EPA. (2000). Constructed wetlands treatment of municipal wastewater. 625R99010, U.S.A.