J. Ecol. Field Biol. 29 (6): 565~572, 2006

대형 수생 식물의 초기 분해에 관한 연구

신진호·최상규·연명훈·김정명·심재국*
중앙대학교 생명과학과 생태학연구실

Early Stage Decomposition of Emergent Macrophytes

Shin, Jin-Ho, Sang-Kyu Choi, Myung-Hun Yeon, Jeong-Myung Kim and Jae-Kuk Shim*
Department of Life Science, Chung-Ang University, Seoul 156-756, Korea

ABSTRACT: This study examined the decomposition of blades and culms of aquatic emergent plant species, *Zizania latifolia*, *Phragmites communis* and *Typha angustata,* which were the most frequent in Lake Paldang. The experiment was carried out from July to December, 2005 in fresh water of Lake Paldang using litter bag method. The litter bags had 1.2 mm mesh size and were suspended at 1 m depth of water surface. Remaining mass of blades and culms of each species after 97 days was 21.2% and 22.6% of initial mass in *Z. latifolia*, 32.5% and 56.4% in *P. communis* and 44.7% and 38.1% in *T. angustata*, respectively. The plant tissue having high N concentration and low C/N exhibited the faster decay rate than the others. However, the tissue of high content of lignin, cellulose, lignin:N, and cullulose:N showed a slow decomposition rate. Water temperature was the most effective environmental factor on the emergent macrophyte litter decomposition in aquatic ecosystems. According to the water temperature, DO, NO_3^-–N, and total phosphate concentration were changed in the linear way. The mass loss of plant tissue of emergent macrophytes showed positive relationship with P concentration in water. The experiments on the decomposition of the litter using different mesh sized litter bag did not show significant differences between them. The results suggest that the decomposition of emergent macrophytes in fresh water of Lake Paldang, which showed features of lentic and lower part of a stream, was affected by microbial activities better than the micro-invertebrates such as shredders.

Key words: Decomposition, Emergent macrophytes, Litter quality, *Phragmites communis*, *Typha angustata*, *Zizania latifolia*

서 론

정수 식물이 우점하는 습지는 단위 면적당 연간 지상부 생산량이 1~2 kg에 이르는(조 1992, Wetzel and Howe 1999, Gessner 2000) 생산력이 가장 큰 생태계 중의 하나이다(Westlake 1982, Hammer 1995, Gessner 2000). 이 중 아주 적은 부분만이 살아 있는 채로 초식동물에게 섭식되며(Polunin 1984), 나머지 대부분의 생물량은 고사체가 되어 수중에서 분해 과정을 거치는데(Carpenter 1980, Gessner 2000), 이 과정은 호수의 연안대와 같은 얕은 담수 생태계에서 중요한 생태적 과정이다(Brinson et al. 1981, Wetzel 1983, Gessner 2000).

담수에서 가장 널리 분포하는 대표적 대형 정수 식물인 갈대(*Phragmites communis* Trin), 애기부들(*Typha angustata* Bory et Chaub), 줄(*Zizania latifolia* Turcz)등은 이러한 점에서 상당한 주목을 받아왔으며, 이들은 분포지가 넓고 생산력이 크며, 경관도 아름다워 경관 조성용으로 이용되어 왔다. 한편 성장기 대형 수생 식물은 저토로부터 잎과 줄기에 많은 영양 물질을 흡수하여 양분의 수용원(sink)으로서의 역할을 하기 때문에(Carpenter 1981, Carpenter and Lodge 1986) 인공 습지와 같은 수질정화용으로서 그의 물질 생산이나 영양 염류 흡수능에 대한 많은 연구가 이루어져 왔다(Hietz 1992, 조 1992, Hammer 1996, Denward and Tranvik 1998, 문 2000, Mun 2000, 2001). 우리나라에서는 특히 *P. communis, T. angustata*, *Z. latifolia*를 이용한 질소(N)와 인(P)의 흡수 제거에 관한 연구가 진행되어 왔다(김 등 1988, 김 등 1996, 심과 한 1998, 신 등 2001). 그러나 대부분의 연구는 수생 식물을 이용한 수질 정화 목적에 집중되어 있으며, 수계 생태계의 양분 순환이나 대형 수생 식물이 고사기 이후 나타내는 분해 과정과 분해 과정을 통한 영양 pool로의 영양 이동, 그리고 그에 따른 수질에 대한 영향의 연구는 미흡하다(조 1992, 문 2000, Mun 2000, 2001).

더구나 분해 과정이 다양한 생물적 무생물적 영향 하에서 이

* Corresponding author; Phone: +82-2-820-5211, e-mail: shimjk@cau.ac.kr

루어지는 자원(resources)의 변화라고 볼 때 이들 종의 낙엽 분해는 중량의 단순한 변화뿐만 아니라 그 과정인 용탈(leaching), 이화(catabolism), 파편화(comminution)등 각 과정의 몫을 밝혀 나가는 것이 중요하다(Swift et al. 1979). 이들 과정은 물리적 요인, 즉 습지의 종류와 위치, 분해 물질의 물리·화학적 특징(Brock et al. 1985, Neely and Davis 1985), 그리고 각종 분해 생물의 역할에 따라 달라지며, 식물체 부위에 따라 standing-dead phase와 submerged stage에서 그 분해 과정과 수질 및 양분 이동의 유형이 달라질 수 있을 것이다(Gessner 2000).

본 연구는 낙엽주머니법(litter bag method)을 이용하여 *P. communis, T. angustata*, *Z. latifolia*의 낙엽이 수중에서 분해되는 동안 각 낙엽의 중량 변화 경향을 비교하고, 이러한 중량 변화 경향의 식물 종별 및 식물체 부위별 차이와 낙엽의 질적 구성 성분과의 관계를 검토하는 한편, 낙엽의 중량 변화에 미치는 수환경의 영향과 미소 수서무척추동물의 영향을 검토하였다.

재료 및 방법

실험 장소 및 환경 측정

본 실험은 경기도 퇴촌면의 경안천과 팔당호 합류점 인근의 국립환경과학원 산하 한강물환경연구소의 팔당호 수초 재배섬에서 실시하였다(N 37° 28' 25", E 127° 18' 01"). 이 수초 재배섬은 수생 식물 재배를 통하여 수중의 영양 염류 제거 및 수질 정화 효과, 어류와 동물 플랑크톤 등 각종 수생 생물의 산란 및 서식 공간으로서의 역할, 생태계의 먹이 사슬을 이용한 조류증식의 억제 및 수변 경관 향상 등의 연구 목적으로 2000년에 조성되어 현재 한강물환경연구소에서 운영하고 있다.

실험 장소의 기온과 강수량은 기상청의 자동 측정망의 기록을 이용하였다. 실험 기간(2005년 7월 27일 ~ 12월 14일)중 평균 기온은 17.6℃, 강수량은 1,228.5 mm였다.

수온과 pH는 현장에서 직접 측정하였으며, 수중 용존 산소량(DO)의 측정은 실험 현장에서 $MnSO_4$, NaI, H_2SO_4를 이용하여 고정하고, 실험실로 운반 후 Azide 법으로 측정하였다. 낙엽 회수 시마다 낙엽 주머니가 위치된 깊이에서 채취한 물은 플라스틱 시료병에 채워 밀폐 후 저온으로 운반하여 0.45 μm의 membrane filter로 여과한 후 NO_3^--N을 Ion chromatography(Model S-135)로 측정하였으며, TP는 Ascorbic acid 환원법으로 측정하였다(Lenore et al. 1989). 수생 미소무척추 동물의 동정은 조(1993)를 이용하여 분류 동정하였다.

실험 기간 동안 수온은 13.0 ~ 26.3℃, 용존 산소량(DO)은 0.69 ~ 6.67 mg/L, 수소 이온 농도(pH)는 6.36 ~ 7.59, NO_3^--N은 1.66 ~ 11.90 mg/L의 범위를 나타내었으며, 총인(TP)은 0.017 ~ 0.063 mg/L의 범위를 나타내었다. 실험 기간 동안 이들 각 요인의 변화는 Fig. 1과 같다.

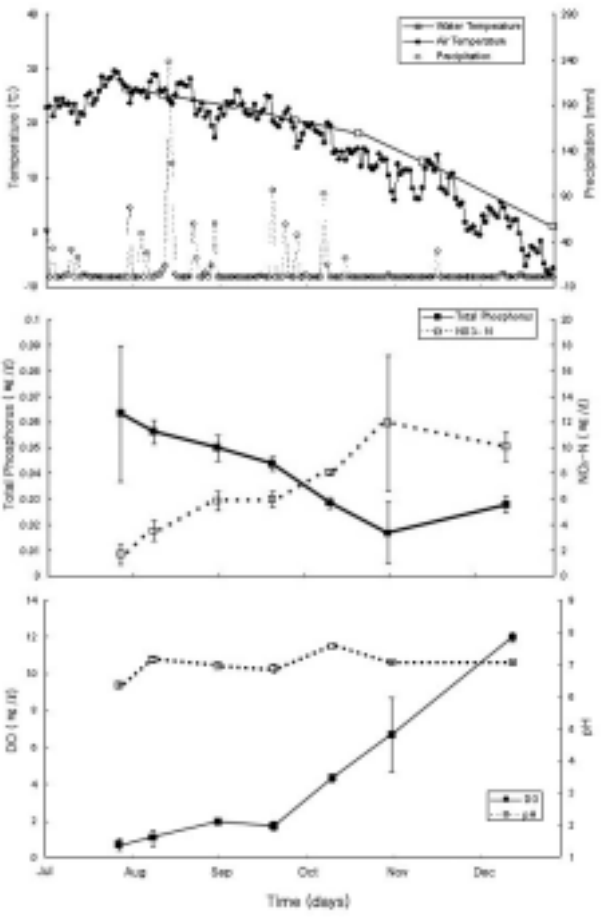

Fig. 1. Changes of water conditions during experimental period (Jul. 27 ~ Dec. 14, 2005) at vegetated floating island in Lake Paldang, managed by Han-River Environment Research Lab. of National Institute of Environmental Research.

낙엽주머니의 제작, 설치 및 회수

조(1992)와 이 등(2002)의 조사 자료를 바탕으로 하여 팔당호에서 빈도와 분포 면적이 큰 종으로서 애기부들, 줄, 갈대의 3종을 선택하였다. 각 식물체는 2005년 5월에 채집하여 잎과 줄기로 나누어 5 cm 크기로 자른 후 60℃에서 건조하였다. 줄기에서 엽초는 따로 분리하지 않았다.

낙엽 주머니는 polyethylene 수지의 재질로 12 cm × 12 cm 크기로 만들었으며, 망목의 크기는 1.2 mm였다. 주머니에 각 식물 재료를 2 ~ 3 g을 담은 후 동일 재질의 실로 봉합하였다. 또한 수생미소무척추동물에 의한 낙엽 분해율의 영향을 알아보기 위해 다양한 망목 크기의 천과 망을 사용하였다. Batting bag은 낙엽 주머니에 넣은 식물체의 무게 정도로 유리 섬유 여과지를 잘라 넣어 제작하였다. 낙엽주머니는 2005년 7월 27일, 수면 아래 1 m 깊이에 위치하도록 현수하여 설치하였으며, 설치 후 12일(2005년 8월 8일), 35일, 55일, 76일, 97일, 140일(12월 14일) 경과 후에 각각 회수하였다

식물체의 분석

실험에 사용된 각 식물 종별, 부위별 시료는 60℃에서 건조 후 정량에 사용하였다. 회수된 낙엽 주머니는 깨끗한 물에서 가볍게 세척한 후 건조하여 칭량하였고, batting bag의 중량 변화를 적용하여 분해되는 식물체의 건조 중량 변화로 하였다. 식물체의 리그닌(lignin)과 셀룰로오스(cellulose)의 정량은 ADF 법을 이용하였다(Rowland and Roberts 1994). 시료 0.5g에 CTAB(cetyltrimethylammonium bromide, 1% CTAB 0.5M 황산용액) 100 mL와 octan-2-ol 수 방울을 가하여 끓인 후 sinter로 여과하고, 72% 황산과 물, 아세톤으로 세척하여 Rowland and Roberts(1994)에 따라 정량하였다. 탄소(C)와 질소(N) 함량은 ball mill로 분쇄 후 CHN Analyzer(model 240XA)를 이용하여 측정하였다.

통계 처리

식물체의 중량 감소를 알아보기 위한 실험과 각종 분석 및 측정치는 4반복으로 진행하였고, 식물의 분해량과 각 요인의 관계를 알아보기 위하여 상관 분석(correlation)을 실시하였으며, 분해량의 차이를 알아보기 위하여 one-way ANOVA(analysis of variance)를 실시하였다(SPSS Ver. 12, SPSS Inc.).

결과 및 논의

Litter Quality

실험에 사용한 각 수생식물 종의 부위별 탄소 및 질소 함량과 C/N, 그리고 리그닌과 셀룰로즈의 함량은 Table 1과 같다. 탄소 함량은 종별 부위별 차이가 크지 않은 반면 질소의 함량은 줄기보다는 잎에서 높고, 따라서 C/N의 비율은 줄기에서 큰 값을 나타내었다. 한편 부들의 경우 잎에서 리그닌의 함량이 높은 특징을 보였으며, 다른 종에 비하여 잎에서 2배 이상의 lignin/N의 값을 나타내었다. 줄의 줄기에서는 다른 종의 줄기에서 보다 현저히 낮은 lignin/N의 값을 보였다.

수생식물 낙지엽의 건중량 변화

분해 중인 수생 식물의 건중량 변화는 실험기간 동안 종과 부위에 따라 뚜렷한 차이를 보였다(Fig. 2). 실험 시작 후 97일이 지난 다음 줄(*Z. latifolia*)의 줄기와 잎에서 가장 빠른 분해를 나타냈으며, 실험 초기 무게에 대하여 줄기는 22.6%와 잎은 21.2 %가 남아 각각 77.4%와 78.8%의 분해율을 나타냈다.

갈대와 애기부들에서도 줄기와 잎의 분해량에 뚜렷한 차이를 나타내었다. 갈대의 경우, 줄기보다 잎이 더 빠르게 분해되었으며, 그 반대로 애기부들의 경우에는 줄기가 잎보다 빨리 분해되었다. 실험 기간 내에 갈대의 줄기와 잎은 초기량에 대해 각각 56.4%, 32.5%, 애기부들의 경우 각각 초기량에 대해 38.1 %, 44.7%의 잔존율을 나타내었다. 따라서 줄기의 분해는 줄, 애기부들, 갈대의 순으로 빠르게 진행되었으며, 잎부분의 분해는 줄, 갈대, 애기부들의 순으로 빠르게 분해되었다. 김 등(2002)의 낙동강 하류에서 이들 세 종에 대한 중량 감소에 대한 실험 결과도 동일한 경향을 나타내었다.

수질 조건과 수생 식물 낙지엽의 중량 감소

대부분의 수질 조건은 수온과 밀접한 상관을 보였다. 수온의 변화에 따라 총 인(Phosphorus), NO_3^--N, DO는 각각 매우 밀접한 상관을 나타내었다. 실험에 사용된 모든 수생 식물 종은 수온이 높을수록 더 많이 분해되는 경향을 나타내었다 (Table 2).

식물체의 중량 감소는 수온과 물속의 총인의 함량과 양의 상관을 보였으나 NO_3^--N, DO와 같은 수질 요인과는 음의 상관을 보였다. DO와 음의 상관을 보인 것은 수온에 대한 DO의 관계에 기인한 것으로 보인다.

N과 P의 상대적인 풍부성은 수중 식물군집의 종조성과 양에 중요한 영향을 미치며(Smith 1986, McCauley et al. 1989), 특히 N/P는 수질의 영양 상태에 밀접한 관련성이 있다. 수체가 부영양화 될수록 그 비율이 감소하고, 빈영양일 경우 증가하는 경향을 나타낸다(Downing and McCauley 1992). Downing과 McCauley (1992)의 결과와 비교하면 본 실험의 물속 N 함량은 1.6

Table 1. Initial litter qualities of three species of aquatic macrophytes

	C (%)	N (%)	C/N	Lignin (%)	Lignin/N	Cellulose (%)
Culms						
Z. latifolia	41.7±0.9	0.96±0.054	43.4±1.5	5.2±2.2	5.4±2.3	42.7±1.9
P. communis	43.4±0.9	0.62±0.041	70.0±3.1	11.8±1.7	19.0±2.7	43.3±4.9
T. angustata	41.7±0.2	1.00±0.011	41.8±0.2	9.7±1.0	9.7±1.0	52.4±5.5
Blades						
Z. latifolia	44.0±0.7	2.13±0.027	20.6±0.1	9.2±2.5	4.3±1.2	35.6±1.1
P. communis	44.2±0.8	2.20±0.012	20.1±0.3	9.6±3.1	4.4±1.4	34.3±2.9
T. angustata	44.7±0.8	1.50±0.004	29.8±0.6	17.0±2.9	11.3±1.9	49.6±3.9

Mean±standard deviation, n=4.

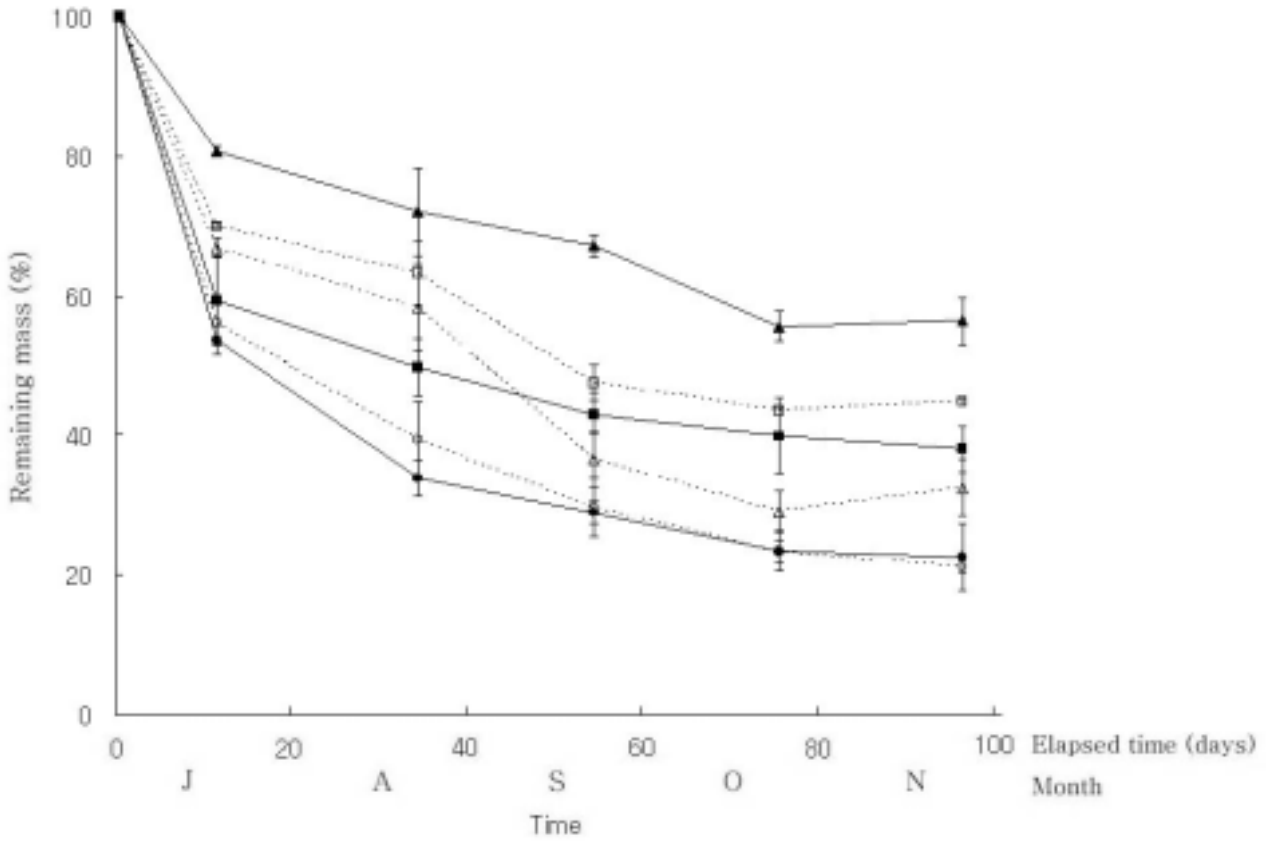

Fig. 2. Changes of dry weight (Mean±SD, *n*=4) of each litter of aquatic macrophytes at 1 m depth of water in vegetated floating island, Lake Paldang, during experimental period (Jul. 27 ~ Dec. 14, 2005). Open and shaded symbols indicate blades and culms of each species, respectively. Circles, *Z. latifolia*; triangles, *P. communis*; squares, *T. angustata*.

Table 2. Pearson correlation coefficients between various factors of water conditions and mass loss of each aquatic macrophytes litters by collection interval

	Water Temp.	DO	NO_3^--N	Total phosphate	pH
Culms					
Z. latifolia	0.82	−0.67	−0.78	0.79	−0.02
P. communis	0.81	−0.67	−0.81	0.71	0.39
T. angustata	0.74	−0.64	−0.74	0.73	−0.03
Blades					
Z. latifolia	0.82	−0.71	−0.81	0.80	−0.06
P. communis	0.82	−0.86	−0.90*	0.84	−0.14
T. angustata	0.80	−0.81	−0.87	0.82	−0.16

*p<0.05.

~11.90 mg/L로 대단히 높은 값을 나타내었으며, P의 함량은 0.017 ~ 0.063 mg/L로 낮은 함량을 나타내었다. 따라서 수체의 N/P는 26.4 ~ 708.6으로 상대적으로 높은 값을 나타내었다. 이는 팔당호의 수체가 상대적으로 부영양화가 적으며, Mink Creek에서 영양적 결핍이 없을 때는 수중 질소의 함량의 증가가 낙엽의 분해에 영향을 주지 못했지만, Tennessee의 Walker Branch에서 PO_4의 농도를 10 ug/L에서 60 ug/L로 증가시켰을 때 훨씬 빠른 낙엽의 분해를 초래한 Royer와 Minshall(2001)의 결과와 그 경향이 같다. 이러한 P의 부족은 분해 미생물의 양과 활성에 영향을 미쳐 수중의 낙엽 분해에 제한적으로 작용할 가능성이 있는 요소로 보인다.

수생 식물 낙지엽의 질적 조성(litter quality)과 중량 감소

수생 식물의 분해에 있어 식물종과 부위에 따른 낙엽의 조성은 leaching, catabolism, comminution의 활성에 영향을 주어 결국 분해 속도의 차이를 유발할 것이다(Swift et al. 1979). 대형 수생식물의 종에 따라 N의 함량이 다른 까닭은 지지조직(supporting tissue)의 구성비가 다르기 때문이며(Boyd 1978), 특히 N은 세포의 원형질에 주로 분포하므로, 세포벽 구성 물질이 많은 정수식물에서 그 농도가 낮은 경향이 있다(Polisini and Boyd 1972).

실험에 사용된 3종의 부위별 낙엽 분해는 C와 N의 함량과 상관이 깊었다. 분해율은 N의 함량과는 양의 상관을 나타내었고, C/N과 뚜렷한 음의 상관이 있었다(Fig. 5).

Polisini와 Boyd(1972)는 갈대나 애기부들과 같은 정수 식물의 줄기는 분해에 저항성이 큰 섬유소(cellulose) 함량이 높아 다른 조직에 비해 분해율이 느리다고 보고한 바 있으며, Swift et al. (1979)는 일반적으로 육상식물의 경우에도 낙엽의 섬유소 함량과 분해율 사이에 음의 상관이 있다고 보고 하였다. Fogel과 Cromack(1977)는 C/N이나 total N의 함량보다 lignin의 함량이 분해 속도에 더 많은 영향을 끼친다고 보았으며, lignin과 N도 낙엽 분해 속도에 큰 영향을 미치는 것으로 알려져 있다(Mellilo et al. 1982). 본 실험에서도 식물체의 cellulose/N, lignin의 함량과 lignin/N에 따른 중량 변화 역시 뚜렷한 음의 경향을 나타내었다(Fig. 3).

한편 본 실험에서 애기부들의 경우, 잎에서보다 줄기에서 더 빨리 분해되는 경향을 보인 결과는 문(2000)의 결과와 아주 다르며, 또한 일반적인 연구 결과와 다른 경향을 나타내었다. 이러한 결과는 애기부들의 초기 분해에 영향을 주는 C와 lignin 함량, lignin/N의 값이 모두 애기부들의 줄기에서 보다 잎에서 높게 나타나 화학적 질의 차이가 뚜렷하기 때문으로 판단된다.

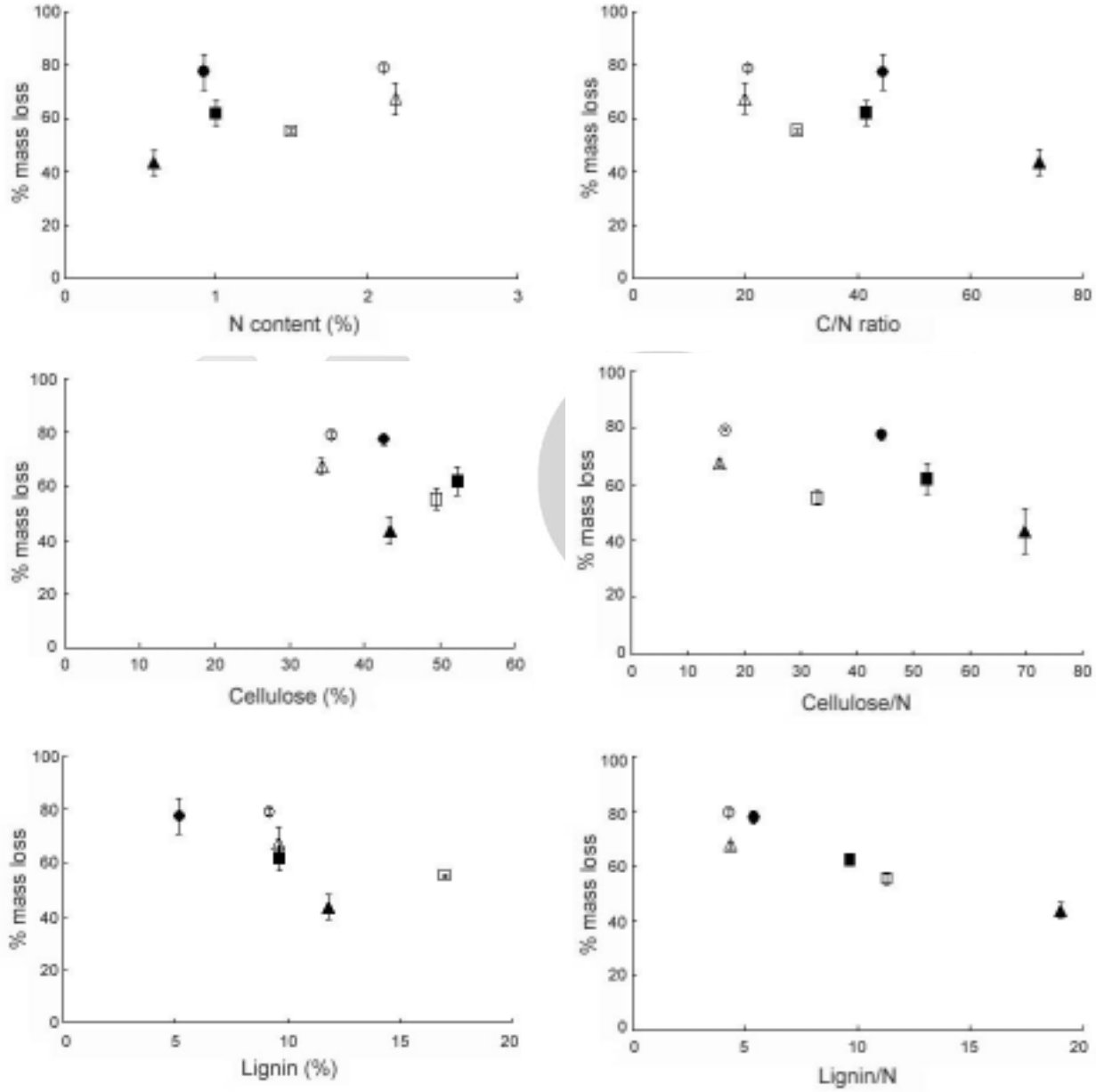

Fig. 3. Relationships between initial contents of N, lignin, cellulose, and C/N, lignin/N, cellulose/N in litter sample and litter decomposition (Mean±SD, *n*=4). For symbols, see legend of Fig. 2.

수생미소무척추동물의 변화와 수생 식물 낙지엽의 중량 감소

실험 기간 동안 팔당호 수초섬에서의 수생미소무척추 동물은 Cladocera, Copepoda, Rotifera 3 목이 우점하였다. Rotifera의 밀도는 4,000 ~ 8,000 개체/L로 높았으며, Copepoda는 여름철에 그 밀도가 최고에 달하였고 이 후 3,000 개체/L를 넘지 않았다 (Fig. 4). 실험에 사용된 각 망목 크기의 낙엽 주머니는 각각 특징적인 분류군을 차단하였다. 520 μm 망목의 낙엽 주머니는 실험 장소에 분포하는 미소무척추동물의 거의 전부를 통과시키며, 270 μm 망목은 Cladocera의 거의 전부와 Copepoda 일부를 차단하였고, 망목 178 μm는 Rotifera의 Brachionus 일부와 거의 모든 Copepoda와 Cladocera를 차단할 수 있으며, 그리고 69 μm의 망목은 거의 모든 출현 미소무척추동물을 차단하였다.

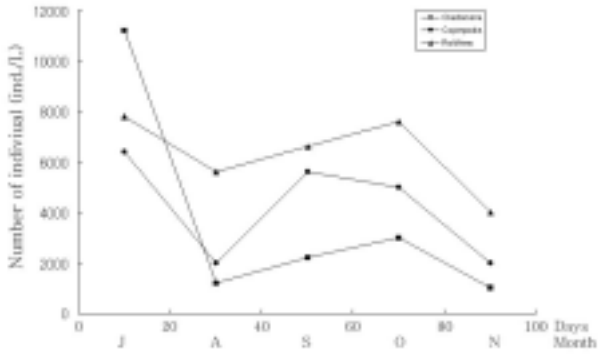

Fig. 4. Changes of density of each aquatic micro-invertebrates in sample water at vegetated floating island in Lake Paldang.

망목 크기에 따른 식물 종별, 부위별 중량 감소 결과는 Fig. 5와 같다. 42일간의 1차 실험(Fig. 5, A, B, C)기간 동안 각 수생식물 분해율은 앞서 언급한 중량 변화 경향과 동일하였으나 각 망목의 크기에 따른 수생 식물 종의 부위별 중량 변화는 유의한 차이를 나타내지 않았다. 망목의 크기를 더 다양하게 하여 애기부들의 잎과 줄기의 분해를 실험한 2차 실험(Fig. 5, D)에서도 망목의 크기에 따른 식물체의 분해는 망목의 크기에 따라 유의한 차이를 나타내지 않았다.

김 등(2002)은 낙동강 하류에서 개방망과 폐쇄망을 이용하여 대형 수생무척추동물에 의한 대형 수생 식물의 낙엽 분해에 관한 영향을 연구한 결과, 개방망과 폐쇄망 사이에 낙엽 분해의 차이는 없었으며, 이는 수집-모으는(collector-filter) 기능군인 Chironomidae가 갉아먹는(shredder) 기능군보다 우점하기 때문이라고 결론지었다. 이에 비추어 본 실험에서도 팔당호가 매우 느

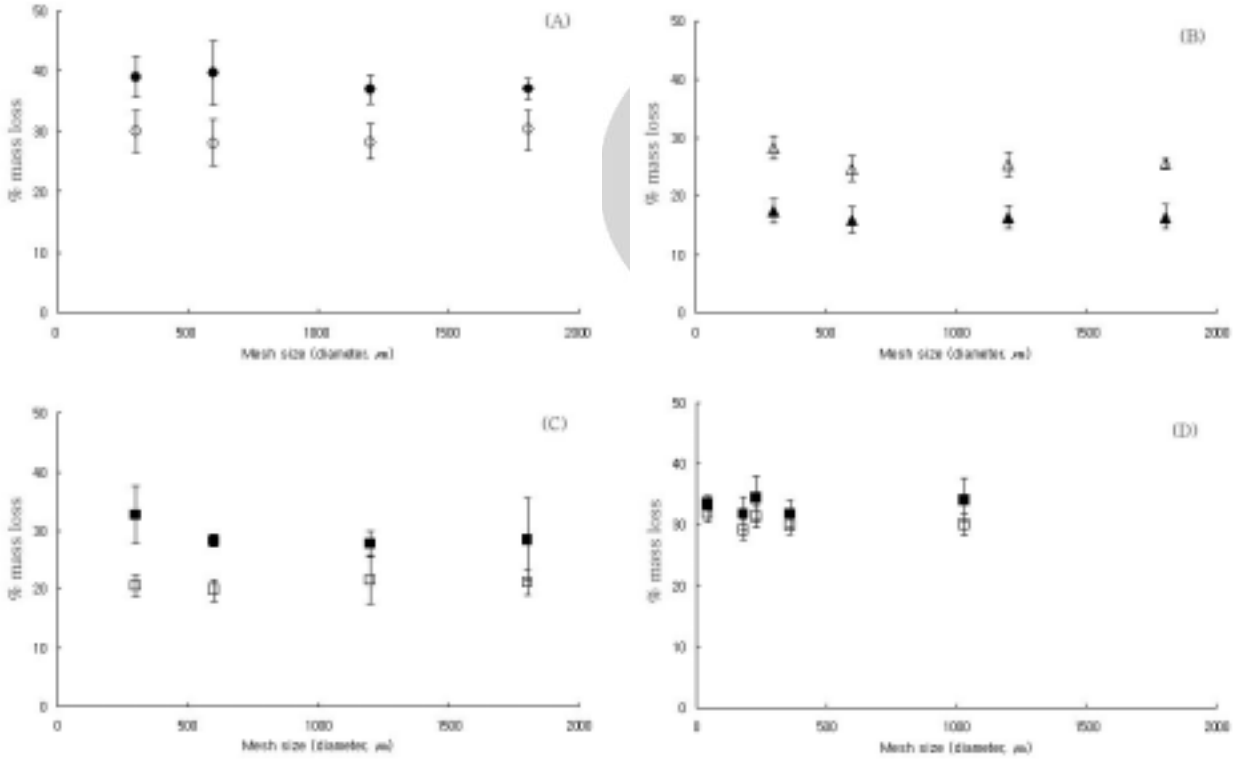

Fig. 5. Changes in mass loss (Mean±SD, n=4) of each part of emergent macrophytes species according to the different mesh size at first experiment (A, *Z. latifolia*; B, *P. communis*; C, *T. angustata*) for 42days from Sep. 22 to Nov. 2, 2005, and second experiment (D, *T. angustata*) for 40 days from Apr. 3 to May 12, 2006 at 1m depth of water of vegetated floating island in Lake Paldang. Culms are black and blades are white. Differences have been tested by ANOVA (n=4).

린 물 흐름을 가지며, 갉아먹는 기능군보다 수집, 거르는 기능군이 더 많았기 때문으로 판단되며(김 등 2002), 대형 수생 식물의 초기 분해는 동물에 의한 분해 활동보다는 세균과 곰팡이 등과 같은 미생물들에 의하여 더 활발히 분해되는 것으로 보인다(Findlay and Arsuffi 1989, Gessner and Chauvet 1994).

적 요

팔당호에서 분포 면적과 빈도가 가장 큰 대형 수생 식물인 줄(*Zizania latifolia*), 갈대(*Phragmites communis*), 애기부들(*Typha angustata*) 3종의 잎과 줄기의 분해 실험을 낙엽 주머니 법(litter bag method)을 이용하여 2005년 7월에서 12월까지 실험하였다. 97일간의 실험 기간 동안 줄의 잎과 줄기는 각각 초기 건중량의 78.8%와 77.4%, 갈대의 잎과 줄기는 각각 67.5%와 43.6%, 애기부들의 잎과 줄기는 각각 55.3%와 61.9% 분해되었다. 식물체의 분해로 인한 중량 감소는 높은 질소(N) 함량과, 낮은 C/N을 보인 종과 식물체 부위에서 빠른 분해율을 나타내는 뚜렷한 상관이 있었다. 반면에 리그닌(lignin)의 함량이 높거나, lignin/N, cellulose/N이 높은 식물 종과 부위에서는 그 분해율이 늦은 것으로 나타났다. 수온과 수중 인(P)의 함량 변화와 낙엽 분해율 사이에는 양의 상관을 보였으나, NO_3^--N 함량과는 음의 상관을 보였다. 더욱이 낙엽 주머니의 망목의 크기를 달리한 각 낙엽 주머니에서의 분해율은 차이를 나타내지 않아 이들 식물체의 분해는 대부분 갉아먹는 수생미소절지동물에 의하여 진행되는 것이 아니라 세균이나 곰팡이 등과 같은 미생물의 작용에 의하여 분해되고 있는 것으로 보이며, 특히 수중의 질소와 인(P)의 함량은 수온의 변화와 함께 이들 미생물의 소장에 영향을 주는 주요 환경요소로서 수중 식물체의 분해에 영향을 미치는 것으로 여겨진다.

인용문헌

김구연, 주기재, 김현우, 신건성, 윤해순. 2002. 낙동강 하류에서 수서무척추동물에 의한 정수식물의 낙엽분해. 한국육수학회지 35: 172-180.

김부영, 김규식, 박영대. 1988. 축산폐수의 오염물질 제거를 위한 수초선발 이용연구. 환경농학회지 7: 111-116.

김준호, 조강현. 1996. 대형수생식물에 의한 상수원 수질의 개선: 팔당호의 연구사례. 한일 지방간 생태공학적 수질개선 공법에 관한 Symposium 논문집.

문형태, 남궁 정, 김정희. 2000. 애기부들의 분해 및 분해과정에 따른 영양염류의 변화. 한국환경생물학회지 18(1): 105-111.

신정이, 박석순. 2001. 하천 수생식물의 영양염류 제거능에 관한 연구. 한국물환경학회지 17(2): 201-213.

심우섭, 한인섭. 1998. 울산지역에서 자생하는 갈대, 부들, 갈풀을 이용한 Reed-Bed 의 생활하수 정화능력 연구. 한국환경과학회지 7: 117-121.

이광우, 김민경, 안창연, 심우경. 2002. 팔당호 호안에서 수심과 경사에 따른 식생 분포의 특성. 한국환경복원녹화기술학회지 5(2): 1-8.

조강현. 1992. 팔당호에서 대형수생식물에 의한 물질생산과 질소와 인의 순환. 서울대학교 박사학위논문.

조규송. 1993. 한국담수동물플랑크톤도감. 아카데미서적, 서울.

Boyd CE. 1978. Chemical Composition of Wetland Plants. In: Freshwater Wetlands: Ecological Processes and Management Potential (Good RE, Whigham DF, Simpson RL, eds). Academic Press, New York pp 155-167.

Brinson MM, Lugo AE, Brown S. 1981. Primary productivity, decomposition and consumer activity in freshwater wetlands. Ann Rev Ecol Syst 12: 123-161.

Brock TCM, Paffen BGP, Boon JJ. 1985. The effect of the season and of water chemistry on the decomposition of *Nymphaea alba* L: Weight loss and pyrolysis mass spectrometry of the particulate matter. Aquat Bot 22: 197-229.

Carpenter SR. 1980. Enrichment of Lake Wingra, Wisconsin, by submersed macrophyte *Ceratophyllum demersum* L. in mesotrophic Lake Vechten in relation to insolation, temperature and reserve carbohydrates. Hydrobiologia 148: 231-243.

Carpenter SR. 1981. Submersed vegetation: An internal factor in lake ecosystem succession. Am Nat 118: 372-383.

Carpenter SR, Lodge DM. 1986. Effects of submersed macrophytes on ecosystem processes. Aquat Bot 11: 173-186.

Denward CMT, Tranvik LJ. 1998. Effects of solar radiation on aquatic macrophytes litter decomposition. Oikos 82: 51-58.

Downing JA, McCauley E. 1992. The nitrogen: phosphorus relationship in lakes. Limnol Oceanogr 37: 936-945.

Findlay SEG, Arsuffi TL. 1989. Microbial growth and detritus transformations during decomposition of leaf litter in a stream. Freshwater Biol 21: 261-269.

Fogel R, Cromark Jr K. 1977. The effect of habitat and substrate quality on doglas-fir litter decomposition in western Oregon. Canadian J Bot 55: 1632-1640.

Gessner MO. 2000. Breakdown and nutrient dynamics of submerged *Phragmites* shoots in the littoral zone of a temperate hardwater lake. Aquatic Bot 66: 9-20.

Gessner MO, Chauvet E. 1994. Importance of stream microfungi in controlling breakdown rates of leaf litter. Ecology 75: 1807-1817.

Hammer DA. 1996. Creating Freshwater Wetlands. Lewis Publishers, New York.

Hietz P. 1992. Decomposition and nutrient dynamics of reed (*Phragmetes austrails* (Cav.) Trin. ex Steud.) litter in Lake Neusidle. Austria Aquat Bot 43: 717-727.

Lenore SC, Arnold EG, Rhodes TR. 1989. Standard Methods: For the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association, Washington DC.

McCauley E, Downing JA, Watson S. 1989. Sigmoid relationships between nutrients and chlorophyll among lakes. Can J Fish Aquat Sci 46: 1171-1175.

Mellilo JM, Aber JD, Muratore JF. 1982. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. Ecology 63: 621-626.

Mun HT, Namgung J, Kim JH. 2000. Mass loss and change of nutrients during decomposition of *Phragmites communis* at the range of stream. Korean J Ecol 23(2): 157-161.

Mun HT, Namgung J, Kim JH. 2001. Decay rate and changes of nutrients during the decomposition of *Zizania latifolia*. Korean J

Ecol 24(2): 81~85.

Neely RK, Davis CB. 1985. Nitrogen and phosphorus fertilization of *Sparganium eurycarpum* Engelm. and *Typha glauca* Godr. stands. Emergent plant decomposition. Aquat Bot 22: 363-375.

Polisini JM, Boyd CE. 1972. Relationships between cell-wall fractions, nitrogen, and standing crop in aquatic macrophytes. Ecology 53: 484-488.

Polunin NVC. 1984. The decomposition of emergent macrophytes in fresh water. Adv Ecol Res 14: 115-173.

Rowland AP, Roberts JD. 1994. Lignin and cellulose fractionation in decomposition studies using acid-detergent fibre methods. Commun Soil Sci Plant Anal 15(3&4): 269-277.

Royer TV, Minshall GW. 2001. Effects of nutrient enrichment and leaf quality on the breakdown of leaves in a hardwater stream. Freshwater Biol 46: 603-610.

Smith VH. 1986. Light and nutrient effects on the relative biomass of blue-green algae in lake phytoplankton. Can J Fish Aquat Sci 43: 148-153.

Swift MJ, Heal OW, Anderson JM. 1979. Decomposition in Terrestrial Ecosystems. Studies in Ecology Vol. 5, Univ of California Press, Berkley & Los Angeles.

Westlake DF. 1982. The Primary Productivity of Water Plants. In: Studies on Aquatic Vascular Plants. (Symoens JJ, Hooper SS, Compere P eds). Royal Botanical Society of Belgium, Brussels pp 165-180.

Wetzel RG. 1983. Limnology. Saunders, Philadelphia.

Wetzel RG, Howe MJ. 1999. High production in a herbaceous perennial plant achieved by continuous growth and synchronized population dynamics. Aquat Bot 64: 111-129.

(2006년 11월 20일 접수; 2006년 12월 8일 채택)

KCI