

고분자의 혐기적 생분해도에 영향을 미치는 하수 소화 슬러지의 인자들

신평균[†] · 김명희 · 김종민 · 김병홍

한국과학기술연구원 환경연구센터
(1995년 2월 4일 접수, 1995년 9월 15일 채택)

Factors of Municipal Anaerobic Digested Sludge Affecting the Biodegradation of Plastics under Anaerobic Condition

Pyong Kyun Shin[†], Myung Hee Kim, Jong Min Kim and Byung Hong Kim

Environmental Research Center, Korea Institute of Science and Technology, Seoul, Korea
(Received 4 February 1995; accepted 15 September 1995)

요 약

혐기적 조건에서 플라스틱의 생분해도를 측정할 때 미생물원으로 사용되는 소화조 슬러지의 특성 중 플라스틱의 생분해도에 미치는 영향 인자에 대하여 조사하였다. 1994년 5월부터 7개월간 채취한 중랑 하수처리장(서울) 소화 슬러지의 유기물 함량(total organic solids)은 0.52-0.86%로 변하였다. 슬러지의 cellophane에 대한 생분해도는 슬러지의 유기물 함량과 일치하지 않았으며 여름철(7, 9월)에 채취한 슬러지의 생분해 활성이 특히 낮았다. 그러나 poly-β-hydroxybutyrate/hydroxyvalerate 공중합체(PHB/HV, 92/8, W/W)의 생분해도는 슬러지의 유기물 함량과 일치하였다. 슬러지의 집중량이 증가할수록 cellophane과 PHB/HV의 생분해 속도는 증가하였고 분해 지체기는 감소하였다. 슬러지 집중의 최적 농도는 배지 중의 총 유기성 고체의 농도 0.10-0.20%(w/v)이었다.

Abstract—The characteristics of anaerobic digested sludge affecting the biodegradation of plastic materials under anaerobic condition were studied. The percent organic matter(total solid×volatile solid, VSS) of sludges obtained from Joongrang Municipal Wastewater Treatment Plant in Seoul had varied from 0.52% to 0.86% during the period of 7 months from May, 1994. The biodegradation activity of sludges for cellophane didn't correspond to the VSS. Sludges of July and September showed lower activities than others. But biodegradation activity for poly-β-hydroxybutyrate/hydroxyvalerate copolymer(PHB/HV, 92/8, W/W) corresponded well to VSS value. The biodegradation rate for both cellophane and PHB/HV increased as the concentration of sludge inoculum increases along with the decrease of lag period. The optimal total organic solids in the test medium was determined as 0.10-0.20%(W/V).

Key words: Plastic Biodegradation, Anaerobic, Municipal Digested Sludge, Cellophane, PHB/HV

1. 서 론

우리 생활의 전반에 걸쳐 널리 사용되고 있는 플라스틱은 내구성, 견고함, 경량성, 가공성 등이 우수하여 그 사용량이 확대되고 있으며 이로 인해 플라스틱 폐기물의 양도 우리 나라 도시 쓰레기 조성 중 약 5.5%를 차지하고 있다[1]. 이들 플라스틱 폐기물들은 하천, 호수, 토양, 바다 등의 자연환경으로 폐기되었을 때 오랜 기간동안 분해되지 않고 남아있어 생태계의 파손 등 큰 사회문제를 일으키고 있다. 따라서 플라스틱 폐기물들에 의한 환경오염을 방지하기 위해 플라스틱들의 자연환경에서의 분해 여부에 많은 관심이 집중되고 있으며 이를 측정할 수 있는 방법들을 개발하려는 노력들이 활발하다[2-18].

플라스틱 폐기물이 도달하게 되는 자연 환경은 산소의 유무에 따라 호기적 조건과 혐기적 조건의 두 지역으로 대별할 수 있다. 전자는 대기 중에 노출된 상태이거나 토양의 지표면, 강, 호수, 바

다의 수면 부근이 해당되고 매립지, 강, 호수, 바다의 퇴적층, 동물의 내장, 혐기 소화조 등은 산소가 전혀 없는 혐기적 환경으로 분류할 수 있다. 호기적 환경에 노출된 유기물 중의 탄소는 산소를 최종 전자 수용체로 이용하는 호기성 미생물의 작용에 의해 최종적으로 CO₂의 형태로 대기 중으로 배출된다. 이러한 원리를 이용하여 호기적 조건에서 CO₂의 발생량을 측정함으로써 플라스틱의 생분해도를 평가하는 연구가 활발히 수행되고 있다[6-11].

혐기적 환경에 노출된 유기물 중의 탄소는 3종류의 혐기적 호흡에 의해 CO₂와 CH₄의 형태로 대기 중에 배출된다[19]. 첫째, 탈질 반응으로 통성 혐기성 세균인 탈질 세균에 의해 유기물은 CO₂로 완전히 산화되며 이 때 발생하는 전자는 질산염이나 아질산염을 최종 전자 수용체로 하여 N₂나 NO, N₂O로 환원되면서 에너지가 발생된다. 둘째, 3단계로 구성된 메탄 발효로 당류, 단백질 그리고 지질 등의 유기물은 혐기적 발효 세균에 의해 저급 유기물과 휘발성 지방산으로 가수분해되고 이 중간 산물들은 syntrophic acetogenic

bacteria에 의해 acetic acid와 H_2 , CO_2 로 분해되고 마지막으로 methanogenesis에 의해 CO_2 와 CH_4 의 형태로 대기 중에 배출된다. 셋째, 황산염 환원 반응으로 황산염 환원 세균은 혐기적 발효 세균들이 축적한 유기산이나 ethanol을 acetate로 불완전 산화시키거나 CO_2 로 완전 산화시키며 이 때 발생하는 전자는 황산염(SO_4^{2-})을 최종 전자 수용체로 하여 H_2S 로 환원된다. 혐기 생태계에서 탄소를 최종적으로 제거하는 역할을 하는 메탄 발효균과 황산염 환원 세균은 이들의 공동 기질인 acetate, formate 그리고 $H_2 + CO_2$ 에 대해 서로 경쟁적이므로 최종 전자 수용체로 CO_2 가 있다면 메탄 발효가 최종 전자 수용체로 황산염(SO_4^{2-})이 있다면 황산염 환원 반응이 우세하게 일어나게 된다. 이들 중에서 탈질 반응이나 황산염 환원반응은 질산염이나 황산염이 풍부한 자연 중의 극히 일부분에서 발생하고 methanogenesis가 대부분을 차지하고 있다.

따라서 혐기적 조건에서 유기물의 생분해도는 주로 methanogenesis에 의한 생분해를 측정하는데 이를 위해 도시 하수 처리장의 소화조 슬러지를 접종원으로 CO_2 와 CH_4 의 생성량으로 분해도를 결정하는 방법이 개발되었으며[20, 21] 플라스틱의 혐기적 조건에서의 생분해도를 예측하는 방법도 이러한 방법들을 근거로 미국의 ASTM(American Society for Testing and Materials)에서 발표되었다[17]. 본 연구에서는 이미 미국에서 발표된 방법을 바탕으로 플라스틱의 생분해도를 측정하는데 있어서 발생할 수 있는 문제점을 조사하고 그 해결책을 모색하였다. 즉 미생물원으로 사용되는 소화 슬러지의 채취 시기, 접종량 등 미생물원의 특성이 생분해에 미치는 영향을 cellophane과 poly- β -hydroxybutyrate/hydroxyvalerate 공중합체(PHB/HV, 92/8, W/W)를 시료로 검토하였다.

2. 실험재료 및 방법

본 연구의 실험방법은 ASTM D5210-91(17)을 기초로 하여 구성되었다.

2-1. 미생물의 채취 및 안정화

플라스틱의 생분해도 측정을 위한 미생물 접종원으로는 서울시 중랑천 하수 처리장의 $35^\circ C$ 로 운전되는 혐기 소화 슬러지조의 내순환 소화 슬러지를 사용하였다. 생분해도 측정에서 슬러지에 포함된 유기물의 분해에 의한 background activity를 최소화하기 위해 소화 슬러지를 채취 후 16 mesh 체로 거르고 $35^\circ C$ 에서 7-14일간 전배양(preincubation)하여 안정화시켰다.

2-2. 시료

미생물 생육의 탄소원으로 이용될 플라스틱 시료는 생분해가 잘 되고 그 분해 산물이 미생물에 유해 작용을 일으키지 않는 시료를 선택하였다. 천연 고분자 시료로써 cellophane과 poly- β -hydroxybutyrate/hydroxyvalerate 공중합체(PHB/HV, 92/8, w/w)를 사용하였다.

PHB/HV는 (주)고합에서 granule형태로 제공받아 분해성 실험을 위해 film을 다음과 같이 준비하였다. PHB/HV granule을 soxhlet장치를 이용하여 클로로포름에 녹이면서 불순물을 제거한 후 glass petri dish에 부어 알루미늄 호일을 씌우고 상온에서 1-2일간 건조시켰다. Cellophane은 시중에서 film 형태로 판매되고 있는 것을 구입하였다. 분해도 측정을 위해 cellophane은 $2\text{ cm} \times 4\text{ cm}$ 로 4장, PHB/HV는 $0.5\text{ cm} \times 6\text{ cm}$ 로 1장 사용하였다. 시료의 크기가 다른 이유는 film의 두께가 서로 다른데 유사한 중량으로 맞추었기 때문이다. Film의 두께는 cellophane이 $50\text{ }\mu\text{m}$ 이하였고 PHB/HV는

Table 1. Composition of stock solutions and test medium(ASTM medium) for anaerobic biodegradation test

Stock solution	Compound	Concentration g/L	Amount(mL) added for 4 L
S-1	Resazurin	0.5	8
S-2	KH_2PO_4	69.0	
	K_2HPO_4	88.0	
	$(NH_4)_2HPO_4$	10.0	
	NH_4Cl	100.0	8
S-3	$MgCl_2 \cdot 6H_2O$	60.0	
	$FeCl_2 \cdot 4H_2O$	20.0	
	KCl	10.0	
	$CaCl_2$	10.0	
	Ki	1.0	
	$MnCl_2 \cdot 4H_2O$	0.4	
	$CoCl_2 \cdot 6H_2O$	0.4	
	$NiCl_2 \cdot 6H_2O$	0.05	
	$CuCl_2$	0.05	
	$ZnCl_2$	0.05	
	H_3BO_3	0.05	
	$Na_2MoO_4 \cdot H_2O$	0.05	
	$NaIO_3 \cdot nH_2O$	0.05	
	Na_2SeO_3	0.01	40
S-4	$Na_2S \cdot 9H_2O$	50.0	8
Bicarbonate	$NaHCO_3$		16.8 g

$75\text{ }\mu\text{m}$ 이었다.

2-3. 배지의 조성 및 혐기적 제조

혐기적 생분해도 측정용 배지를 제조하기 위한 stock solution의 조성은 Table 1과 같다. 증류수 3500 mL에 S-1 용액 8 mL, S-2 용액 8 mL 그리고 S-3 용액 40 mL을 더한 후 약 20-30분간 끓이고 산소 scrubber인 copper filled column을 통과시킨 질소를 배지에 주입하여 배지 중의 용존 산소를 제거하였다[17, 20].

2-4. 혐기적 접종과 배양

배지가 $35^\circ C$ 정도로 냉각되면 질소 주입하에 $NaHCO_3$ 16.8 g을 더하여 충분히 녹이고 여기에 혐기 소화 슬러지 400 mL을 더하여 교반하였다. 시료가 들어있는 160 mL 용량의 serum bottle에 질소를 주입하면서 슬러지가 포함된 배양액을 50 mL씩 분주하고 butyl rubber stopper로 bottle의 입구를 막고 aluminum crimp sealing을 하였다. 주사기를 이용하여 2.5% Na_2S 용액 0.5 mL을 각 bottle에 주입해서 배지를 완전히 환원시켰다. Bottle 내부의 압력을 상압으로 조절한 후 CO_2 를 주입하여 head space의 N_2 와 CO_2 의 비율을 약 70/30(v/v)으로 조절하였다. 다시 bottle 내부의 압력을 상압으로 맞추고 이 때의 실온을 측정하고 후 $35^\circ C$ 항온기에 넣어 배양하였다. 모든 실험은 2배수 또는 3배수로 실시하였고 결과는 이들의 평균값을 취하였다.

2-5. 분석

배양 시간에 따라 기체 발생량을 측정하였다. 즉 배양 bottle을 상온에 방치시켜 실온에 이르게 한 후 pressure transducer(Valcom)에 주사 바늘을 이용하여 배양 bottle의 butyl rubber stopper에 직접 연결하여 head space의 압력을 측정하였다. 이 압력을 부피로 환산하고 배양 최초의 온도에 대해 보정을 하여 기체 발생량을 구하였다.

Table 2. Anaerobic sludge characteristics (MLSS, VSS) of different sampling date

Sampling month	Fresh sludge		Preincubated sludge		VSS ratio ¹ (%)
	MLSS(%)	VSS(%)	MLSS(%)	VSS(%)	
May	-	-	2.4	0.86	-
July	-	-	0.74	0.67	-
September	-	-	1.4	0.52	-
October	2.28	0.91	1.96	0.71	78
December	1.61	0.99	1.47	0.65	66

¹VSS ratio = (VSS of preincubated sludge / VSS of fresh sludge) × 100

발생한 기체 중의 CO₂와 CH₄의 조성은 thermal conductivity detector(TCD)가 장착된 gas chromatography(Varian 3300)로 분석하였으며 N₂, CO₂, CH₄이 혼합된 표준 혼합기체를 이용하여 기체의 조성을 보전하였다. 기체분석을 위한 조건은 다음과 같다. Column material : Porapak Q 80/100 mesh, Column temperature : 50°C, Injector temperature : 80°C, Detector temperature : 90°C, Carrier gas : Helium(flow rate : 20 mL/min).

무게의 변화에 의한 생분해도를 측정하기 위해 배양 전후의 폴라스틱 시료의 무게를 측정하였다.

2-6. 분해도 계산

분해도는 시료 중의 탄소가 혐기적 미생물의 작용에 의해 최종 분해 산물인 CO₂와 CH₄으로 전환된 비율로 나타내는 생분해도(기체 생분해도)로 아래와 같이 계산하였다.

$$\text{기체 생분해도}(\%) = \frac{\text{실제 CO}_2 \text{와 CH}_4 \text{ 기체 발생량}}{\text{시료 중 탄소의 이론적 기체 발생량}} \times 100$$

시료 중 탄소의 이론적 기체 발생량은 시료 중 탄소가 모두 CO₂와 CH₄으로 전환될 때의 양을 의미하며 이상 기체 상태 방정식을 이용하여 배양 초기 온도에서의 기체의 부피를 계산하였다. 실제 CO₂와 CH₄ 기체 발생량은 pressure transducer로 측정한 기체 발생량에 gas chromatography로 분석한 CO₂와 CH₄의 조성으로부터 구하였다.

3. 결 과

3-1. 채취 시기와 생분해도

혐기 소화 슬러지를 채취한 중량 하수처리장의 혐기적 소화조는 1단 소화를 하는 2공장과 혼합과 정치의 2단 소화를 실시하는 3공장이 있는데 본 실험에서는 3공장 혼합조의 순환 슬러지를 채취하여 사용하였다. 혐기적 소화조는 폭기조에서 호기적으로 폐수를 처리할 때 발생하는 잉여 슬러지의 소화를 주목적으로 하고 있기 때문에 폐수를 직접 처리하는 폭기조와는 달리 소화조의 운전조건이 일정하면 소화조 내의 슬러지의 성상이 크게 변하지 않으리라고 기대할 수 있다. 중량 하수 처리장의 제 3공장 소화조에서 '94년 5월부터 7개월간 채취한 슬러지의 MLSS(mixed liquor suspended solid)와 VSS(volatil suspended solid)를 Table 2에 나타내었다. 이들 중에서 VSS의 값은 슬러지 중의 유기물의 함량을 나타내는데 일반적으로 슬러지 중의 미생물의 양을 추정하는 값으로 이용되고 있으며[17, 20] 채취 기간 중 최저 0.52%, 최고 0.86%를 나타내었다.

이들 슬러지 10%를 점중원으로 취하였을 때 cellophane의 생분해도는 Fig. 1과 같다. 5월에 채취한 소화조 슬러지는 VSS도 0.86

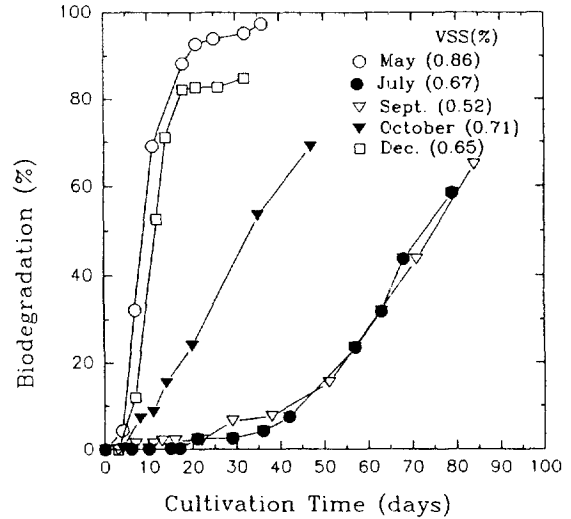


Fig. 1. Effects of sludge sampling date on the biodegradation of cellophane. Sludges were collected in 1994.

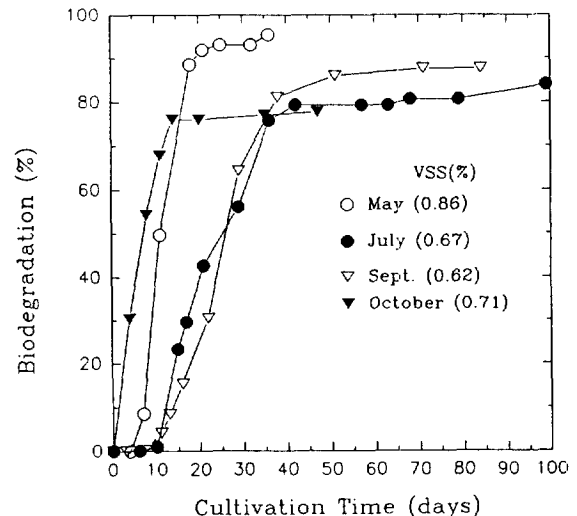


Fig. 2. Effects of sludge sampling date on the biodegradation of PHB/HV copolymer. Sludges were collected in 1994.

%로 가장 높고 생분해도도 매우 우수해 cellophane을 모두 분해 시키는데 약 20일이 소요되었다. 반면에 7월과 9월에 채취한 슬러지는 VSS값도 낮을 뿐만 아니라 시료가 분해되기 시작하기까지 약 30-40일의 지체기를 나타내었고 분해가 시작된 이후에 분해속도가 5월에 채취한 슬러지보다 낮았다. 10월에 채취한 슬러지는 7월에 채취한 슬러지보다 VSS값은 크게 차이가 나지 않았으나 시료의 분해를 위한 지체기는 거의 없었다. 그러나 분해속도는 7월에 채취한 슬러지와 유사하게 낮은 값을 보였다. 12월에 채취한 슬러지는 VSS의 값은 7월과 같이 낮았으나 분해도 곡선은 5월에 채취한 슬러지의 분해활성과 아주 흡사하게 높았다.

슬러지 채취 시기에 따른 PHB/HV의 분해 양상은 cellophane과는 매우 큰 차이를 보였다. PHB/HV의 경우에는 채취 시기에 따라 지체기가 약 10일 이내였고 분해 속도는 채취시기와 관계없이 유사했으나 VSS의 농도가 증가함에 따라 분해 속도도 증가하는 경향을 나타내었다(Fig. 2). 한편 분해 속도에 따라 다소의 차이는 있으나 PHB/HV는 분해가 시작된 후 10-20일 이내에 분해가 완

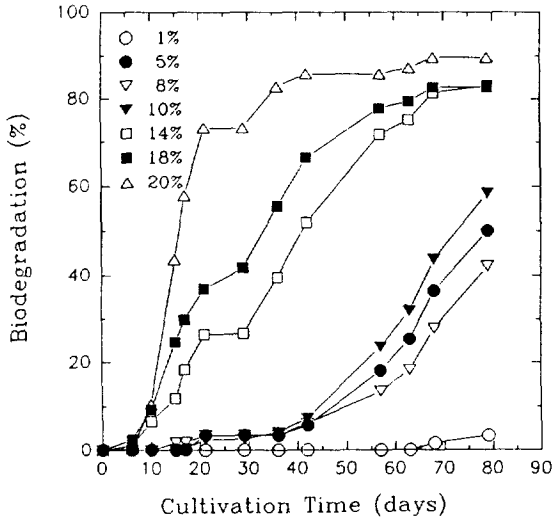


Fig. 3. Effects of inoculum size on the biodegradation of cellophane. Sludge was collected in July, 1994.

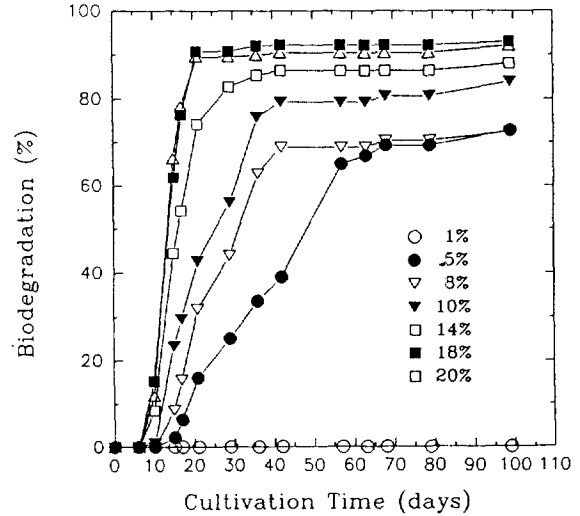


Fig. 5. Effects of inoculum size on the biodegradation of PHB/HV copolymer. Sludge was collected in July, 1994.

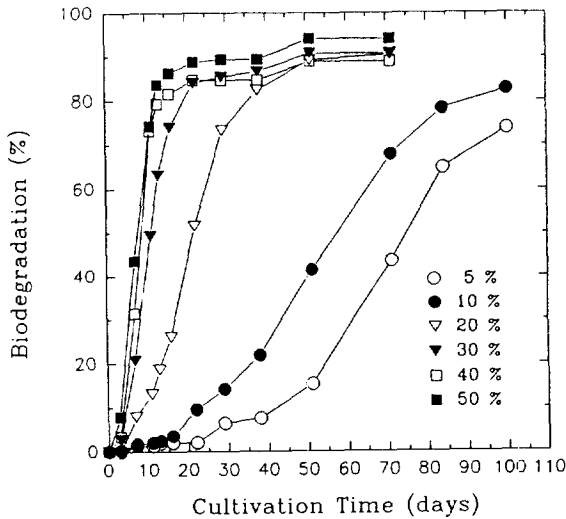


Fig. 4. Effects of inoculum size on the biodegradation of cellophane. Sludge was collected in September, 1994.

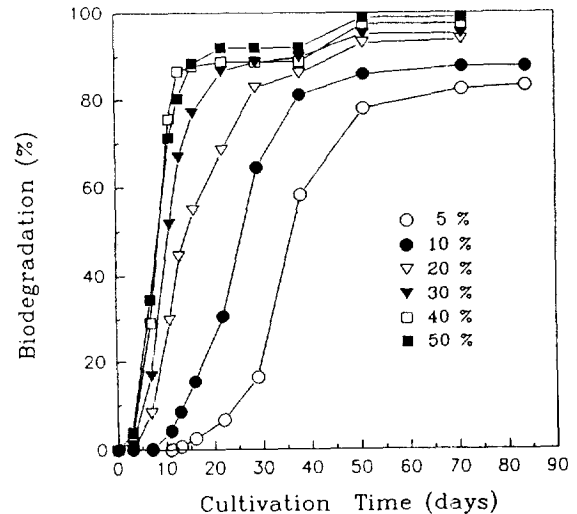


Fig. 6. Effects of inoculum size on the biodegradation of PHB/HV copolymer. Sludge was collected in September, 1994.

료되었다.

3-2. 접종량과 생분해도

Fig. 3은 '94년 7월에 채취한 소화조 슬러지(VSS=0.67%)의 접종량의 변화에 따른 cellophane의 생분해도를 나타낸 것이다. 접종량이 아주 적은 1%의 경우에는 분해 시작 이전의 지체기가 약 60일 이상이 소요되었다. 이러한 지체기는 접종량을 5%로 증가시키면 40일로 단축되었으나 접종량을 10%까지 증가하여도 더 이상의 지체기 단축은 관찰되지 않았으며 분해 속도도 유사하였다. 접종량 5%에서의 생분해도가 8%의 경우보다 높게 나타난 이유는 분명하지 않다. 그러나 접종량을 14% 이상으로 증가시키면 지체기는 거의 목격되지 않았으며 분해 속도는 접종량의 증가에 따라 증가하는 경향을 보였다. 이러한 지체기와 분해 속도의 차이에 따라 시료가 완전히 분해되는데 소요되는 기간도 접종량 20%에서는 약 30일이었으나 접종량 10%에서는 80일이 경과하였어도 완전 분해에 도달하지 못했다.

10%를 접종하였을 때 cellophane에 대해 낮은 분해도를 보였던 9월에 채취한 소화조 슬러지(VSS=0.52%)의 접종량을 5%에서 50%까지로 변화시킬 때의 cellophane의 생분해도를 Fig. 4에 나타내었다. 7월에 채취한 슬러지와 마찬가지로 접종량이 5%로 작을 때는 지체기도 약 40일이 소요되었으며 접종량 10%에서는 지체기가 약 15일로 단축되었고 접종량 20% 이상에서는 지체기는 거의 없었다. 접종량 30% 이상에서는 접종량의 증가에 대해서 분해 속도는 거의 변하지 않는 포화 현상을 나타내었으나 접종량 20%와 30%는 분해 속도에서 다소 차이를 나타내었다. 9월에 채취한 소화조 슬러지로 시료를 완전히 분해시키는데 접종량 30% 이상은 약 20일, 20%는 50일, 10% 이하는 80일 이상이 소요되었다.

7월과 9월에 채취한 소화조 슬러지의 접종 농도를 변화시킬 때 PHB/HV의 생분해도 경향을 Fig. 5, 6에 각각 나타내었다. 7월에 채취한 슬러지를 1% 접종하면 100일이 경과하여도 기체 발생은 나타나지 않았지만 접종량 5% 이상에서는 60일 이내에 분해가 완료되었다. 또한 지체기도 10일 이내로 짧게 나타났다. 그러나

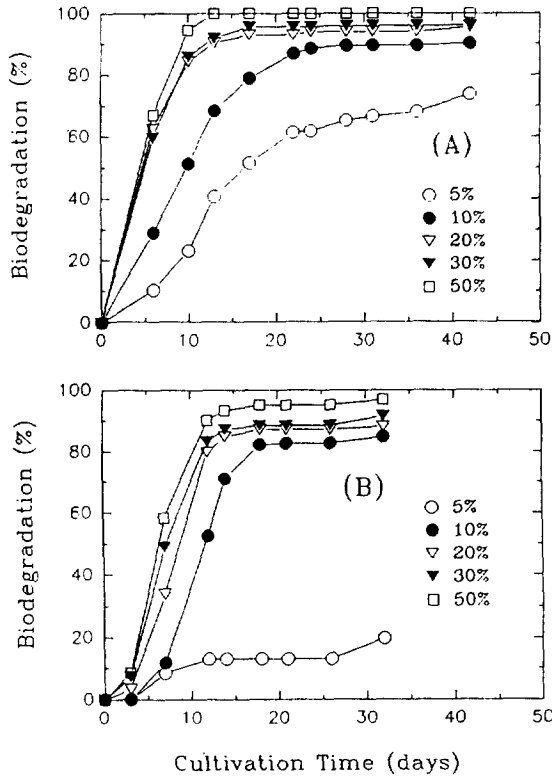


Fig. 7. Biodegradation of cellophane by fresh(A) and preincubated(B) sludges. Sludge was collected in December, 1994.

지체기는 최고 20%를 접종한 경우에도 약 5일정도 소요되었다. 접종량 5-20% 범위에서 분해 속도는 접종량이 증가할수록 증가하는 경향을 보였다. 9월에 채취한 소화조 슬러지도 7월과 같은 경향을 보였는데 분해 속도는 접종량 30% 이상에서 같게 나타났다. 지체기는 접종량 20% 이상에서는 거의 관찰되지 않았다.

3-3. 전배양과 생분해도

ASTM D5210-91에 따르면 분해도 평가를 위한 미생물 접종원으로 소화조 슬러지를 채취하여 바로 사용하거나(fresh sludge) 약 1-2주 전배양한 슬러지(preincubated sludge)를 사용하기를 권장하고 있다[17]. 이 중 후자의 방법이 슬러지 중의 유기물의 분해에 의한 활성(background activity)을 줄이기 위해 더 장려하고 있다. 그러나 1-2주 전배양하는 경우에는 슬러지 중의 유기물들과 함께 미생물들도 분해되어 미생물 생균수가 감소하기 때문에 분해도 측정에 영향을 미칠 것을 짐작할 수 있다. 실제로 소화조 슬러지를 채취하여 전배양을 1-2주 실시하면 슬러지의 VSS는 20-30% 감소하는 것으로 나타났다(Table 2). 따라서 이러한 전배양에 의한 소화조 슬러지의 분해 활성의 변화를 '94년 12월에 채취한 슬러지를 이용하여 접종량에 따른 cellophane의 생분해 활성 변화를 측정하였다(Fig. 7).

12월에 채취한 소화조 슬러지는 약 2주간 전배양하였을 때 VSS는 30% 이상의 감소를 보였다. Fresh 슬러지를 사용한 경우, 최저 접종량 5% 이상에서 활발한 분해 활성을 보였으며 분해속도는 접종 농도 20% 이상에서는 균일하게 나타났다. 다만 접종량을 50%까지 증가시키면 따라 최고 분해도가 약 10%정도의 차이를 보였다(Fig. 7). 전배양을 실시한 소화조 슬러지를 사용한 경우에는 접종량 5%는 초기에는 다소 분해가 진행되나 10일 이후에는 분해가 지연되는

분해 양상을 나타내었다. 그러나 10% 이상의 접종량에서는 전배양을 하지 않은 경우와 유사한 분해 경향을 보였다. 전배양을 한 경우에도 접종량 20% 이상에서는 분해 속도가 균일하게 나타났다.

4. 고 찰

중량 하수처리장에서 채취한 소화조 슬러지의 VSS는 채취시기에 따라 약 2주간 전배양한 후에 0.52-0.86%의 값을 보였는데 이 값들은 ASTM D5210-91에서 제시한 1-2%보다[17] 낮았고 cellophane의 경우 서로 다른 시기에 채취한 슬러지들의 VSS의 값과 생분해도와는 직접적인 관계는 없었다(Fig. 1). '94년 7월과 9월에 채취한 슬러지는 VSS의 값은 다른 때와 큰 차이가 없지만 동일한 10%를 접종한 경우 지체기가 길고 분해 속도도 작은 것으로 나타났다. 그러나 이 시기에 채취한 슬러지의 접종량을 변화시키면서 분해도를 측정해 보면 접종량이 증가할수록 시료의 생분해 속도가 빨라지고 분해가 시작되는데 소요되는 지체기도 짧아짐을 알 수 있다(Fig. 3, 4). 즉 '94년 7월과 9월에 채취한 슬러지의 경우에 이들의 cellophane에 대한 분해 활성이 낮은 것이 슬러지 중의 저해물질 등에 의한 영향이라기 보다 미생물의 활성이 상대적으로 낮아서 VSS의 값은 높으나 생분해도는 낮게 나타난 것으로 추정할 수 있다. 왜냐하면 이들 슬러지를 20% 이상 투입하면 생분해도는 다른 시기의 슬러지의 생분해도와 유사하게 나타났기 때문이다. 이 시기의 미생물 활성이 상대적으로 낮았던 이유는 분명하지 않지만 유래했던 극심한 가뭄의 영향도 고려해 볼 수 있다. 결국 소화조 슬러지의 cellophane에 대한 생분해 활성의 변화가 계절적으로 큰 것을 나타내지만 7월과 9월에 채취한 슬러지를 사용하는 경우에도 슬러지 접종량이 20% 이상이면 정상적인 분해 활성을 얻을 수 있었다.

한편 PHB/HV의 경우에는 채취 시기에 따라 지체기가 다소 차이가 있었지만 생분해 속도는 채취시기와 관계없이 VSS의 값과 일치하였는데 이는 PHB/HV를 분해하는 미생물들의 활성이 계절에 따라 큰 차이가 없고 VSS의 값으로 대표될 수 있음을 나타낸다(Fig. 2). Cellophane의 경우에는 계절별로 차이가 큰데 비해 PHB/HV의 생분해 활성이 계절별로 큰 차이가 없는 것은 소화조 슬러지의 분해 활성의 변화를 특정 물질로 대표하기 어려움을 나타낸다.

슬러지 접종량과 생분해도의 관계에 있어서는 cellophane의 경우 VSS농도에 따라 접종량 30-40%까지는 접종량과 분해 속도는 함께 증가하였다. 이 이상의 농도에서는 분해 속도는 더 이상 증가하지 않고 오히려 최종 분해도가 높게 나타났는데 이는 접종액 중의 유기물들이 분해되면서 발생하는 CO_2 와 CH_4 에 의한 background activity 때문이라 사료된다. 한편 최저 접종량은 9월에 채취한 슬러지의 경우 10%와 20%의 생분해 활성이 크게 차이가 나므로 20%가 적절할 것 같다. 따라서 짧은 기간에 분해도를 측정하기 위해서는 20-40% 정도의 접종액을 이용하는 것이 바람직하다. Cellophane의 경우 최적 접종 농도는 채취 시기에 따라 VSS의 값이 변하므로 다소 차이가 나겠지만 배양액 중의 VSS 농도로 약 0.10-0.20%(9월 채취 슬러지 기준, 다른 시기의 슬러지도 이 범위에 해당됨)가 적절하며 그 이상에서는 분해 속도의 차이는 없고 오히려 접종액 중의 유기물의 분해로 실제보다 큰 분해도 결과를 얻을 수 있어 적당하지 않다. PHB/HV의 경우에도 cellophane과 유사한 VSS 농도에서 최적 생분해 활성을 보였다.

슬러지를 전배양하면 fresh 슬러지에 비해 VSS의 값이 약 20-30% 감소하였으며(Table 2) 분해 활성은 VSS가 감소한 만큼 줄어드는 것으로 나타났는데 이는 전배양한 슬러지의 VSS를 fresh 슬러지의

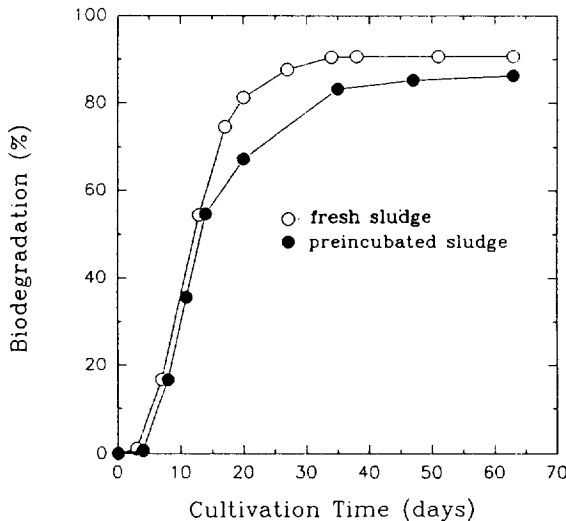


Fig. 8. Effect of sludge preincubation on the biodegradation of cellophane. Sludge inoculum size was adjusted to have same amount of total organic solid in the test medium (sludge collection date : October, 1994).

VSS와 함께 조절하여 분해도를 측정하면 분해속도와 지체기가 거의 일치하는 것으로도 확인할 수 있다(Fig. 8). 전배양을 실시하는 이 유가 슬러지 중에 포함된 유기물들의 분해에 의한 background activity를 제거하기 위함인데[17], 본 연구에서 사용한 슬러지는 사용 농도에 따라서는 전배양한 슬러지도 유사한 현상을 보임으로 반드시 전배양이 필요하지는 않았다. 전배양을 하지 않은 fresh 슬러지의 경우에는 접종량 20% 이상에서는 분해속도가 증가하지 않았고 이 값은 VSS 농도로 약 0.2%에 해당한다. 그러므로 생분해도 측정을 위한 소화조 슬러지의 최적 농도는 전배양 유무와 관계없이 VSS 값으로 약 0.10-0.20%가 적당한 것으로 나타났다.

5. 결 론

협기적 조건에서 플라스틱의 생분해도를 측정하는데 영향을 미치는 도시 하수 처리장 소화조 슬러지의 성질을 조사하였다. 접종 원으로 사용된 서울의 중랑천 하수 처리장의 소화조 슬러지는 '94년 5월부터 12월 중 채취시기에 따라 슬러지의 VSS(유기물 함량)값이 0.52-0.86%로 변화하였는데 cellophane의 생분해 활성은 VSS값의 변화와 일치하지는 않았고 여름철 채취 슬러지에서 낮았다. 그러나 PHB/HV는 VSS의 값의 변화와 유사한 분해활성을 보였다. 즉 cellophane을 분해하는 미생물들이 여름철에 낮은 분해 활성을 보임을 알 수 있다. 한편 슬러지 접종량의 증가에 따라 분해 속도는 증가하고 지체기는 단축되었으며 채취 시기와 상관없이 총 슬러지 접종량 0.10-0.20%에서 최적의 분해 활성을 보였다.

감 사

본 연구는 1994년도 G7 연구과제의 일부로 진행되었다.

참고문헌

1. 폐기물 관리, 환경부 폐기물 관리국(1992).

2. Colin, G., Cooney, J. D., Carlsson, D. J. and Wiles, D. M.: *J. Appl. Poly. Sci.*, **26**, 509(1981).
3. 惠谷 浩 : 92/3 高分子學會研究會合同會議 발표논문 초록, pp. 13-18. 3월 16일, 동경, 일본(1993).
4. Goheen, S. M. and Wool, R. P.: *J. Appl. Poly. Sci.*, **42**, 2691 (1991).
5. Yakabe, Y., Nohara, K., Hara, T. and Fujino, Y.: *Chemosphere* **25**, 1879(1992).
6. ASTM D5209-92, "Standard Test Method for Determining the Aerobic Biodegradation of Plastic Materials in the Presence of Municipal Sewage Sludge", Annual Book of ASTM Standards, Vol. 08.03, American Society for Testing and Materials, Philadelphia, USA(1992).
7. ASTM D5271-92, "Standard Test Method for Assessing the Aerobic Biodegradation of Plastic Materials in a Activated-sludge-wastewater-treatment System", Annual Book of ASTM Standards, Vol. 08.03, American Society for Testing and Materials, Philadelphia, USA(1992).
8. ASTM D5338-92, "Standard Test Method for Determining the Aerobic Biodegradation of Plastic Materials under Controlled Composting Conditions", Annual Book of ASTM Standards, Vol. 08.03, American Society for Testing and Materials, Philadelphia, USA(1992).
9. Gilmore, D. F., Antoun, S., Lenz, R. W., Goodwin, S., Austin, R. and Fuller, R. C.: *J. Indust. Microbiol.*, **10**, 199(1992).
10. McCarthy, S. P., Gada, M., Smith, G. P., Tolland, V., Press, B., Eberiel, D., Bruell, C. and Gross, R. A.: ANTEC'92 816-818(1992).
11. Johnson, K. E., Pometto III, A. L. and Nikolov, Z.: *Appl. Environ. Microbiol.*, **59**, 1155(1993).
12. Fields, R. D., Rodriguez, F. and Finn, R. K.: *J. Appl. Poly. Sci.*, **18**, 3571(1974).
13. Lee, B. T., Pometto III, A. L. and Fratzke, A.: *Appl. Environ. Microbiol.*, **57**, 678(1991).
14. Tsuji, M.: 92/3 高分子學會研究會合同會議 발표논문 초록, pp. 17-20, 3월 16일, 동경, 일본(1993).
15. Cacciari, I., Quatrini, P., Zirletta, G., Mincione, E., Vinciguerra, V. and Lupattelli, P.: *Appl. Environ. Microbiol.*, **59**, 3695(1993).
16. 김연철 : 석사논문, 한국과학기술원, 대전(1993).
17. ASTM D5210-91, "Standard Test Method for Determining the Anaerobic Biodegradation of Plastic Materials in the Presence of Municipal Sewage Sludge", Annual Book of ASTM Standards, Vol. 08.03, American Society for Testing and Materials, Philadelphia, USA(1991).
18. Breslin, V. T.: *J. Environ. Polym. Degrad.*, **1**, 127(1993).
19. Nyns, E.-J.: "Biomethanation Processes", in W. Schonborn (ed.) Biotechnology; A Comprehensive Treatise in 8 Volumes, VCH Publishers, Suite 909, New York, USA(1986).
20. Owen, W. F., Stuckey, D. C., Healy, J. B. Jr., Young, L. Y. and McCarty, P. L.: *Water Research*, **13**, 485(1979).
21. Shelton, D. R. and Tiedje, J. M.: *Appl. Environ. Microbiol.*, **47**, 850(1984).