

호기적 조건에서 플라스틱의 생분해에 영향을 미치는 도시 하수 오니의 성질

서인선¹ · 이명천¹ · 김병홍 · 신평균*

한국과학기술연구원 환경연구센터, ¹동국대학교 화학공학과

Characteristics of Municipal Sewage Sludge Affecting the Biodegradation of a Plastic Material Under Aerobic Condition

Seo, In-Sun¹, Myung-Cheon Lee¹, Byung-Hong Kim and Pyong-Kyun Shin*

Environmental Research Center, Korea Institute of Science and Technology, Seoul, Korea

¹Department of Chemical Engineering, DongKuk University, Seoul, Korea

Abstract — The characteristics of activated sludge affecting the biodegradation of plastic materials under aerobic condition were studied using cellophane film as a model system. The activated sludges of site 3, which treat a mixture of domestic sewage and supernatant of septic tank, obtained from December 1993 to April 1994 showed similar biodegradation activities. Biodegradations for 28 days reached around 80%. Viable cell number of inoculums maintained at a level of $10^6 \sim 10^7$ /ml. In this range, viable cell number showed no relationship with biodegradation activities. The activated sludges of site 2, which treat a mixture of domestic sewage and anaerobic digest of nightsoil, obtained four times from April 1993 to April 1994 showed very different biodegradation activities ranged from 20% to 80% for 28 days. Inoculum size affects biodegradation significantly. One percent inoculum showed the best biodegradation among the inoculum sizes of 0.1, 1.0 and 10%. Ten percent inoculum revealed inhibitory effects on the biodegradation activity which can be greatly reduced by centrifugation and filtration. Filtration was better than centrifugation in reducing inhibitory effects.

도시 매립 쓰레기의 약 5~8%를 차지하는 플라스틱 쓰레기들은(1-3) 하천, 호수, 토양, 바다 등의 자연 환경에서 오랜 기간동안 분해되지 않고 남아 있어 자연 생태계의 파손 등 큰 사회 문제를 야기하고 있다. 생분해성 플라스틱은 자연환경에서 분해가 가능한 플라스틱을 만들어 플라스틱 쓰레기가 환경에 미치는 피해를 줄이기 위한 방안으로 활발히 개발되고 있다.

효율적인 생분해성 플라스틱 물질의 개발을 위해서는 정확한 생분해도의 평가가 필요하다. 지금까지 플라스틱의 생분해성은 토양 매립에 의한 물리적 성질의 변화(4-7), 활성오니를 이용한 BOD 변화 또는 CO₂ 발생량(8, 9), 곰팡이나 박테리아 등 특정 미생물을 이용한 물리적 성질의 변화 또는 분자량의 변화(10-13), 효소에 의한 분자량등의 변화(14-17), 퇴비

화 조건에서 물리적 성질의 변화 또는 CO₂ 발생량(18-21), 메탄 생성균등 혐기적 미생물들에 의한 기체(CO₂, CH₄) 발생(22), 가상 매립 조건에서의 물리적 성질의 변화(20, 23) 등에 의해 평가되어 왔다.

그러나 이러한 다양한 방법에 의한 생분해도는 서로 크게 차이가 나므로 생분해성 플라스틱의 개발과 이용 효율을 높이기 위해서는 이들의 생분해성을 평가하는 표준화된 평가방법이 필요하다. 표준화된 생분해성 평가방법에 관한 연구는 미국이 가장 활발한데 ASTM (American Society for Testing and Materials) 산하에 환경 분해성 플라스틱 소위원회를 두고 분해성 평가의 표준방법, 분해에 관한 용어의 정의 등에 관한 연구가 진행중이며 1993년까지 생분해성 평가방법, 환경 영향, 용어 정의, 광분해성 평가 방법 등 총 10 가지 표준을 발표하였다(24).

본 연구는 미국에서 생분해성 평가방법의 하나로 발표된 '활성오니를 이용하는 호기적 조건에서의 플

Key words: Biodegradation, plastic, aerobic, activated sludge, cellophane film

*Corresponding author

라스틱의 생분해도 측정(ASTM 5209-92)¹(8)을 우리나라에 적용할 때 발생하는 문제점을 조사하였다. 이 방법은 도시 하수 처리장의 활성오니를 균질화하여 침강시킨 후 상등액을 호기적 조건에서의 생분해도 측정을 위한 미생물원으로 사용하는 것으로 생분해 정도는 미생물이 시료를 탄소원으로 이용하면서 배출하는 CO₂의 양으로 결정하는 평가법이다. 이 방법이 우리나라에서도 표준 방법의 하나로 적용되기 위해서는 무엇보다도 사용되는 활성오니에 관한 표준화가 필요하다. 따라서 본 연구에서는 cellophane film을 생분해성 플라스틱 시료로 사용하여 활성오니의 채취 시기, 채취 장소, 접종액 농도와 전처리가 생분해도에 미치는 영향을 검토하였다.

재료 및 방법

미생물

미생물원으로는 서울시의 중랑천 하수처리장 제1공장(청계천 하수 처리), 제2공장(중랑천 하수와 분뇨오니 소화조액 처리)과 제3공장(중랑천 하수와 정화조 상등액의 처리) A계열(시범계열로 관리가 가장 양호함) 폭기조의 활성오니를 채취하여 미생물 전처리 방법에 의거하여 처리한 후 접종액으로 사용하였다. 활성오니 채취는 일반적으로 오전 중 비슷한 시간에 채취하였다.

실험장치

ASTM D5209-92(8)을 바탕으로 실험장치를 Fig. 1과 같이 구성하였다. 항온 배양조는 rotary shaker (비전과학) 또는 shaking 항온수조(비전과학)를 사용하였고 배양기(testing bottle)로 Pyrex bottle(250 ml)에 미생물과 플라스틱을 넣어 배양하였다. 각 bottle은 silicon stopper로 입구를 막고 2개의 구멍을 통해 공기를 공급하고 발생하는 CO₂를 포집하였다. Bottle에 공급되는 공기중의 CO₂를 제거하기 위해서는 10 N NaOH와 0.025 N Ba(OH)₂ 수용액을 삼각 flask

(1)에 700 ml씩 넣어 Fig. 2와 같은 배열로 연결하였다(Carbon dioxide scrubber). 발생하는 CO₂를 포집하기 위해서는 0.025 N Ba(OH)₂ 수용액 50 ml이 담긴 100 ml 용량의 삼각 flask 3개를 일렬로 연결하였다(Carbon dioxide absorber).

배지

생분해도 시험 배지를 위한 stock 용액들은 ferric chloride(FeCl₃·8H₂O) 0.25 g, magnesium sulfate(MgSO₄·7H₂O) 22.5 g, calcium chloride(CaCl₂) 27.5 g, phosphate buffer(KH₂HPO₄ 8.5 g, K₂HPO₄ 21.75 g, Na₂HPO₄·7H₂O 33.4 g, NH₄Cl 1.7 g), ammonium sulfate((NH₄)₂SO₄) 40.0 g를 각각 증류수 1l에 녹여 제조하였다. 배지의 구성에 필요한 stock 용액의 양은 Table 1과 같다. 모든 시약은 시약급 이상을 사용하였다.

미생물 전처리

하수처리장에서 채취한 활성오니에 공기를 공급하면서 실온에서 배양하여 오니중의 유기물을 산화시켰다. 배양을 시작한 후 매시간 오니를 채취하여 spectrophotometer를 이용하여 660 nm에서의 흡광도를 읽어 미생물의 성장을 관찰하였다. 미생물의 성장이 멈추면(약 4시간의 배양 후 도달) mixer를 사용하여 2분간 교반하여 균질화시킨 후 30분 이상 정체시켜 오니를 침전시켰다. 상등액을 취하여 4℃에서 1일간 보관한 후 접종액으로 사용하였다. 접종액중의 생균수는 1 ml을 취하여 생리 식염수로 희석하여 nutrient agar(Difco) 평판배지에 도말한 뒤 3~5일간 25℃에서 배양하여 형성되는 colony로 결정하였다.

분해도 시험방법

Fig. 1의 호기적 시험장치중 CO₂ 포집장치(carbon dioxide absorber)를 제외한 장치를 먼저 구성하였다. 각 배양기(testing bottle)에 일정량의 접종액을 혼합한 배지를 100 ml씩 넣고 24시간 동안 공기를 공급하며

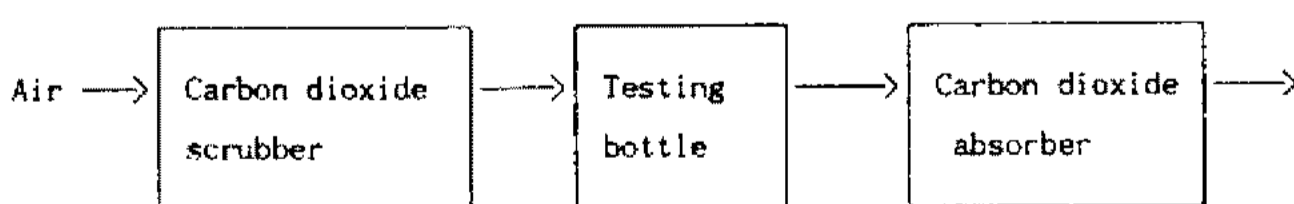


Fig. 1. Aerobic testing schematic.

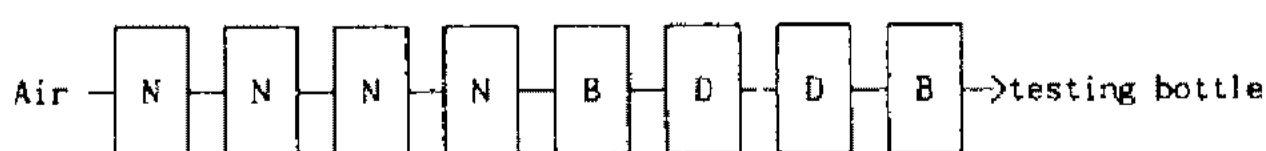


Fig. 2. Schematic of carbon dioxide scrubber.
N: 10 N NaOH, B: blank, D: 0.025 N Ba(OH)₂

Table 1. Medium compositions for aerobic test

| stock solution ¹ | composition(per liter) |
|-----------------------------|------------------------|
| Magnesium sulfate | 1 ml |
| Calcium chloride | 1 ml |
| Phosphate buffer | 2 ml |
| Ferric chloride | 4 ml |
| Ammonium sulfate | 1 ml |
| Distilled water | 991 ml |

¹For explanation of stock solution, see text.

배양하여 배지에 존재하는 유기물과 이산화탄소를 제거하였다.

24시간의 배양이 끝난 뒤 각 배양기에 미리 준비한 시료(cellophane film, 4×4 cm)를 1장씩 넣고 CO₂ 포집장치(carbon dioxide absorber)를 연결하여 25°C (+/-2°C)에서 배양하면서 분해도 시험을 실시하였다. 분해도 시험중 시료를 넣지 않은 배양액만의 배양기(blank)를 1개씩 두고 배양액만에 의한 이산화탄소의 발생을 측정하였다. 또한 미생물을 접종하지 않고 시료만 투입한 배양기(no inoculum)에서의 시료의 분해시험도 실시하였다.

발생되는 이산화탄소는 배양 시작 후 적당한 간격으로 배양기에서 가장 가까운 순서로 포집병을 제거하여 정량하였는데 일반적으로 1번째 포집병에 침전(barium carbonate)이 상당량 관찰될 때 분리하여 0.05 N HCl 용액으로 phenolphthalein end point까지 적정하였다. 이때 소요되는 HCl의 양으로부터 발생된 이산화탄소의 양을 정량하였다.

분해도 시험을 종료할 때는 각 배양기에 1.0 N HCl을 1 ml씩 더하고 1일간 공기를 공급하여 배양액중의 용존 이산화탄소를 포집하였다.

이산화탄소 정량

시료에서 발생한 CO₂ 양으로부터 blank의 CO₂ 양을 빼서 순수하게 시료로부터 발생한 CO₂ 양을 구했다. 한편 다음의 계산에 의하면 1 mg의 CO₂가 포집되었을 때 1.1 ml의 0.05 N HCl이 필요하므로 소요되는 HCl의 양에 1.1을 곱하여 발생하는 CO₂ 양을 구한다. 즉,

$$\begin{aligned} \text{Ba(OH)}_2 + \text{CO}_2 &\rightarrow \text{BaCO}_3 + \text{H}_2\text{O} \\ \text{Ba(OH)}_2 + \text{HCl} &\rightarrow \text{BaCl}_2 + 2\text{H}_2\text{O} \\ m \text{ moles of CO}_2 &= (m \text{ moles of HCl})/2 \\ m \text{ moles CO}_2 &= m/ \text{ HCl} \times (0.05 \text{ N})/2 \\ \text{mg of CO}_2 &= 44 \times m/ \text{ HCl} \times (0.05 \text{ N})/2 \\ &= 1.1 \times m/ \text{ HCl} \end{aligned}$$

분해도 계산

분해도는 발생한 CO₂의 양을 이론적 CO₂ 발생량에 대한 백분율로 나타내었다. 이론적 CO₂ 발생량은 시료중 탄소성분이 모두 CO₂로 전환되는 양을 말한다. 예를 들어, 시료의 w%가 탄소성분이라면 단위 mg의 시료로부터 발생하는 이론적 CO₂ 양은 (44/12×w/100) mg이 된다. 여기서 44/12는 단위 질량의 탄소가 소모되어 발생하는 CO₂의 양을 나타낸다. 본 연구에서의 분해도는 2배수의 분해도를 평균한 값이다.

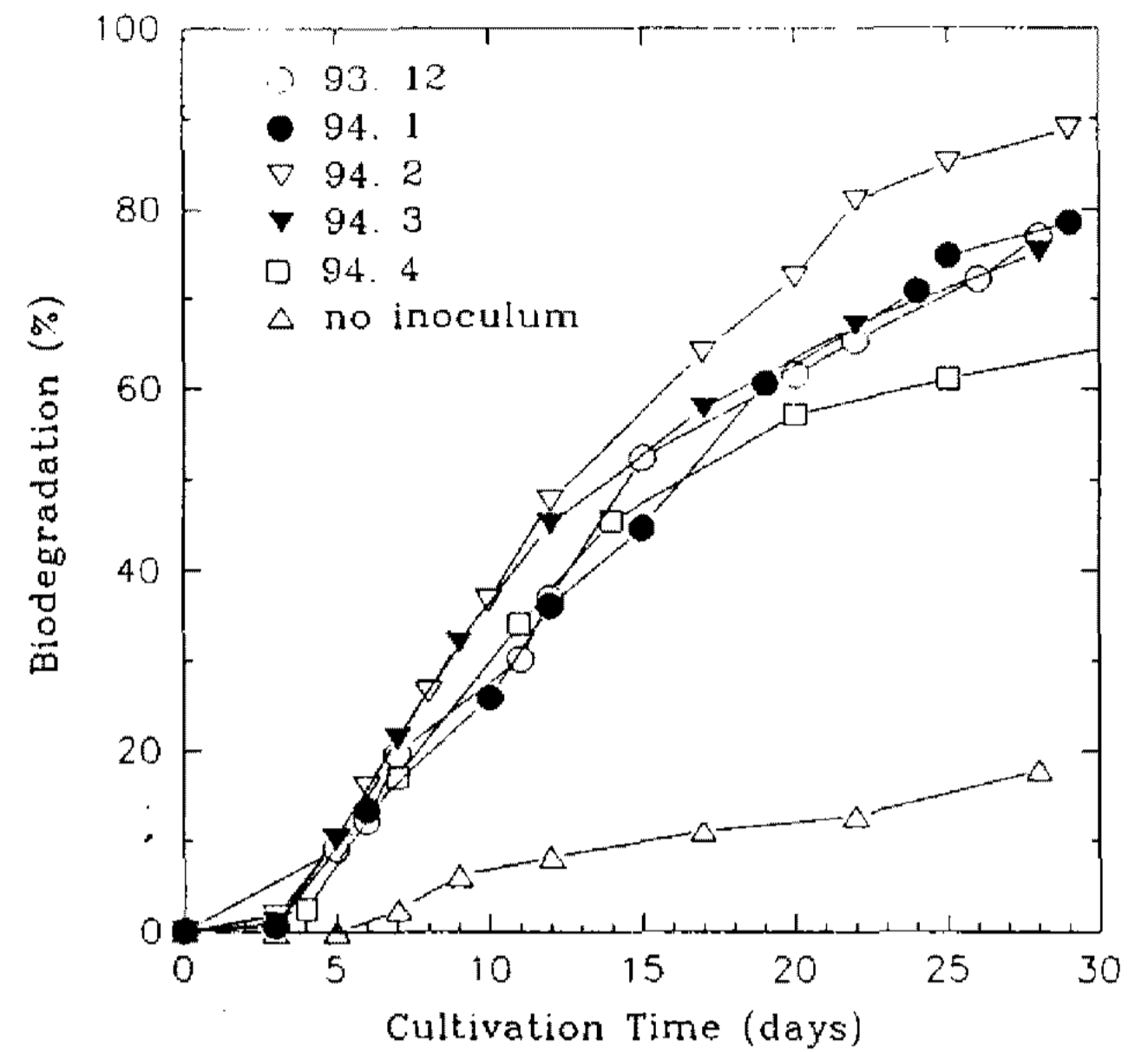


Fig. 3. Biodegradation of cellophane film by activated sludge of different months (sludge source: site 3A of Joongrang sewage treatment plant, Seoul).

결과 및 고찰

채취 시기와 생분해도

Fig. 3은 생활하수에 공장 폐수가 일부 포함되어 있는 중랑천 유입수를 처리하는 3공장의 시범계열(3A)의 폭기조에서 채취한 활성오니에 의한 cellophane film의 생분해도를 나타내었다. 활성오니는 93년 12월부터 94년 4월 사이에 채취하여 분해도 실험을 하였다. 활성오니에 의한 cellophane film의 분해양상은 배양이 시작된 후 약 3일간의 지체기(lag time)를 가지는 데 이는 시료를 분해할 효소가 발현되는 데 필요한 기간으로 추정된다. 처음의 지체기를 지난 후에는 최고의 분해속도로 10일 정도 분해가 진행되어 15일의 배양 기간이 지나면 약 60%의 분해도를 나타내었다. 이후 분해속도는 점차 감소하여 1개월간의 총 생분해도는 대체적으로 약 80%로 나타났으며 여러 시기의 활성오니들 중에서 2월중에 채취한 활성 오니에 의한 생분해도가 90%로 최고의 분해도를 보인 반면 4월중에 채취한 오니에 의한 생분해도가 63%로 가장 낮았다. 이 기간 동안에 채취한 활성오니로 준비한 접종액의 생균수(viable cell number)는 10⁶~10⁷/ml로 대체적으로 균일하게 유지되었으며 이 범위내에서 생균수와 분해도는 상관 관계가 없는 것으로 나타났다(Table 2). 한편 미생물을 접종하지 않은 배지중에서도 약 20%의 생분해도를 보였다. 이는 멸균 상태에서의 생분해도 측정이 아니므로 배지의 제조

Table 2. Biodegradation of cellophane film by activated sludge of different date and the viable cell number of inoculums used(sludge source: JoongRang Municipal Sewage Treatment Plant, site: 3A)

| Sampling date | Viable cell number(10^6 /ml) | Biodegradation ¹ (%) |
|---------------|---------------------------------|---------------------------------|
| 93. 12. 7 | 6.0 | 77.0 |
| 94. 1. 11 | 20 | 78.5 |
| 94. 2. 15 | 27 | 88.8 |
| 94. 3. 28 | 73 | 75.1 |
| 94. 4. 26 | 22 | 63.0 |

¹Number represents total biodegradation for 28 days.

과정중에 시료를 분해할 수 있는 미생물의 유입이 있었음을 알 수 있다.

한편 중랑천 하수와 분뇨오니 소화조액을 혼합하여 처리하는 2공장의 활성오니를 93년 4월부터 94년 4월까지 4차례에 걸쳐 채취하여 cellophane film에 대한 생분해도는 Fig. 4와 같았다. 지난 1년간의 오니의 활성은 3공장의 지난 6개월간의 결과와는 달리 큰 차이를 나타내었다. 이들 오니들 중에서 93년 4월에 채취한 오니에 의한 1개월간의 생분해도가 약 82%로 가장 높았고 94년 2월과 4월에 채취한 오니는 1개월간 생분해도 20~30% 내외로 매우 낮게 나타났다. 분해도 곡선을 보면 유도기 이후의 분해속도가 서로 크게 차이가 나고 이러한 차이가 결국 전체 생분해도에도 큰 차이를 보이는 것을 알 수 있다. 94년 2월과 4월에 채취한 오니의 생균수는 약 10^7 개/ml로 다른 시기에 채취한 오니의 총 생균수와 별 차이는 없었다. 이는 총 생균수가 아닌 다른 원인에 의해 생분해도가 큰 영향을 받는 것을 알 수 있다.

채취 장소와 생분해도

중랑천 하수처리장은 중랑천과 청계천의 하수를 처리하는 폭기조가 분리되어 운영되고 있는 데 이들중 청계천 하수는 1공장에서 단독으로 처리되며 중랑천의 하수는 정화조 상등수를 섞어 처리하는 3공장과 중랑천하수와 분뇨오니 소화조액을 혼합하여 처리하는 2공장으로 구분된다. 이와같이 처리하는 하수의 성분이 다르므로 이들을 처리하는 폭기조의 활성오니의 성질도 크게 다를 것임을 짐작할 수 있다. 따라서 본 실험에서는 이들 다양한 source의 활성오니가 플라스틱의 생분해도에 어떠한 차이를 나타내는지 비교하였다.

Fig. 5는 94년 4월에 채취한 1, 2, 3A 공장의 활성 오니에 의한 시료의 생분해도를 나타내었다. 1공장과

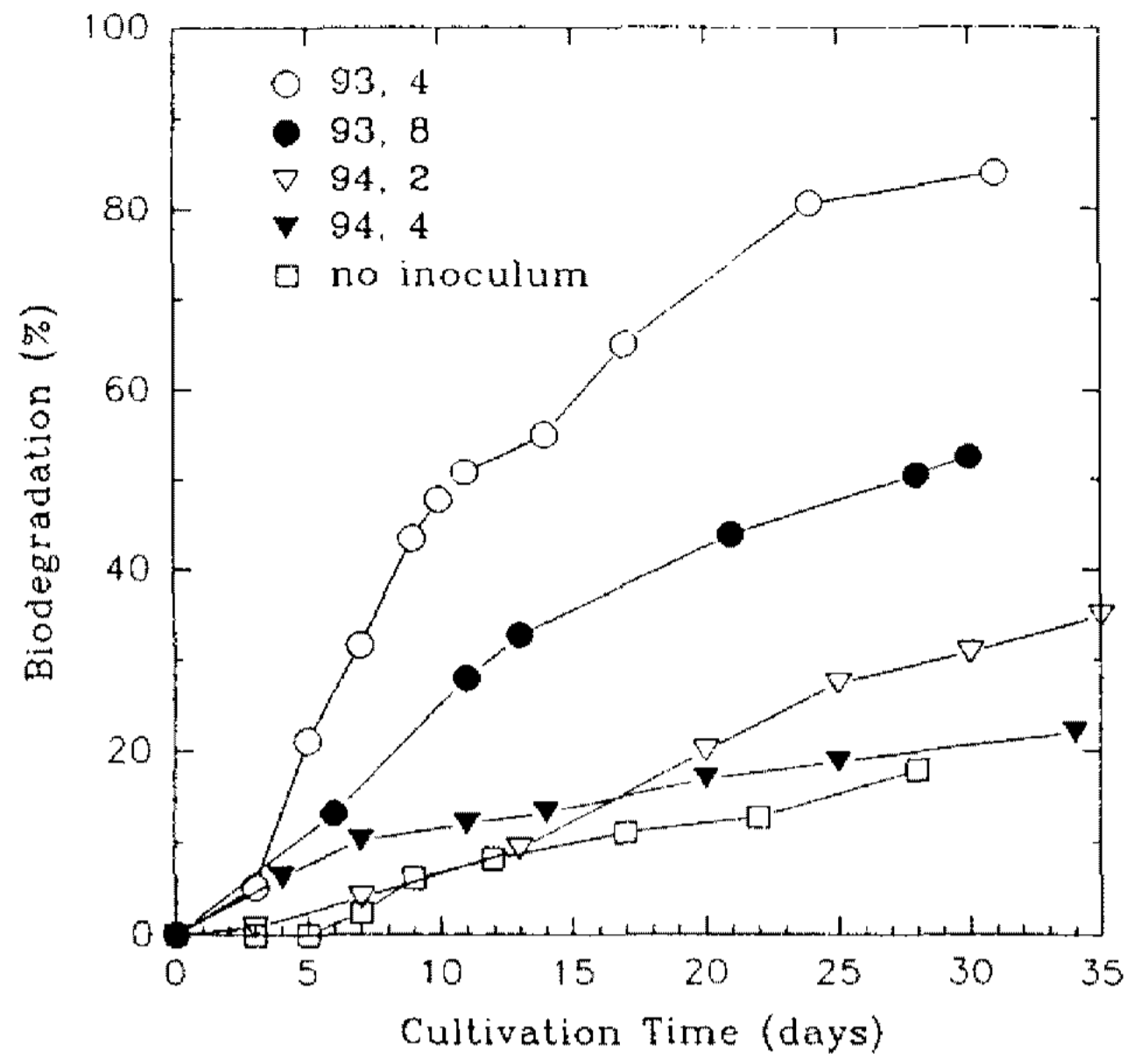


Fig. 4. Biodegradation of cellophane film by activated sludge of different months(sludge source: site 2 of Joongrang sewage treatment plant, Seoul).

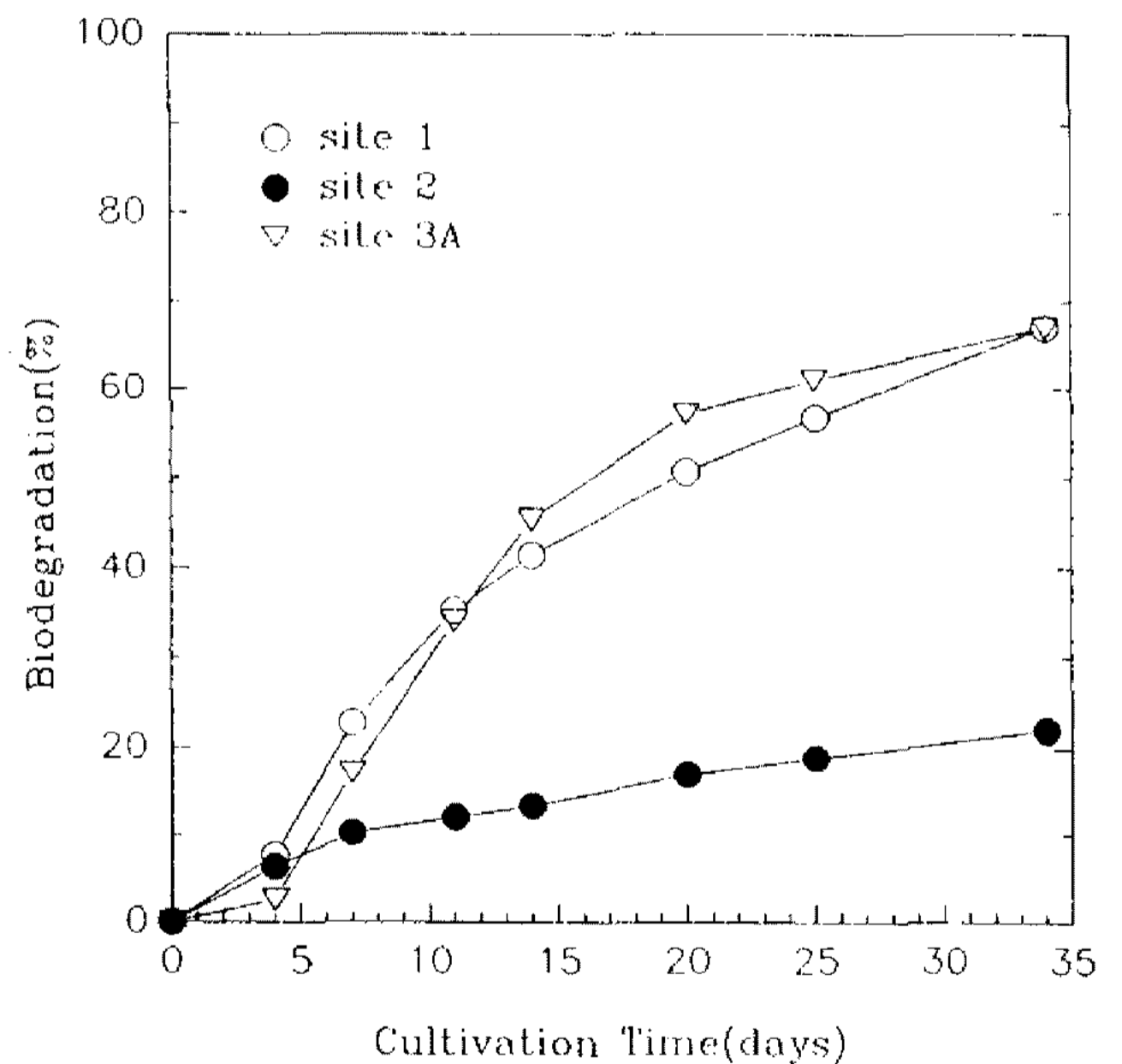


Fig. 5. Biodegradation of cellophane film by activated sludge of different sources(sampling date: April, 1994).

3공장에서 채취한 활성오니에 의한 시료의 생분해도와 분해곡선은 매우 유사하였으나 2공장의 활성오니는 앞의 두 공장의 오니들보다 생분해도가 매우 낮게 나타났다. 이는 채취 장소도 생분해도에 큰 영향을 미침을 나타내고 있으며 특히 2공장의 오니는 채취 시기에 따른 분해 활성 변화가 크므로 생분해도 평가를 위한 활성 오니원으로는 적절하지 않음을 알 수 있다. 한편 1공장 활성오니의 분해활성의 평가에 관해서는 한차례의 비교실험으로는 부족하므로 더 많은

Table 3. Effects of inoculum size on the biodegradation of cellophane film(sludge sampling site: 3A, test period: 28 days)

| Sampling date | Biodegradation (%) ¹ | | | Test period (days) | Viable cell number of inoculum (10 ⁷ /ml) |
|---------------|---------------------------------|------|-------|--------------------|--|
| | 0.1% | 1.0% | 10.0% | | |
| 93. 12. 7 | — | 77.0 | 37.3 | 28 | 0.9 |
| 94. 1. 11 | — | 78.5 | 83.2 | 29 | 2.0 |
| 94. 2. 15 | 59.6 | 89.0 | — | 29 | 2.6 |
| 94. 3. 28 | — | 75.1 | 47.4 | 28 | 7.3 |
| 94. 4. 26 | 59.0 | 64.0 | 38.5 | 28 | 2.2 |

¹Number represents total biodegradation for 28 days.

Table 4. Effects of inoculum pretreatment on the biodegradation of cellophane film(sludge sampling site: 3A)

| Sampling date | Biodegradation (%) | | | | | | | | Viable cell number of inoculum (10 ⁷ /ml) |
|---------------|--------------------|------|------|------|------|------|-------|-------|--|
| | R1% | C1% | R10% | C10% | RF1% | CF1% | RF10% | CF10% | |
| 94. 3. 28 | 75.1 | 86.0 | 47.4 | 59.2 | 86.4 | 93.4 | 58.5 | 65.3 | 7.3 |
| 94. 4. 26 | 67.0 | 53.9 | 40.2 | 41.9 | 61.7 | 90.7 | 47.2 | 63.7 | 2.2 |

R: raw inoculum, C: centrifuged, F: filtrated, 1, 10%: inoculum size.

실험 결과를 얻을 필요가 있다.

접종액 농도와 생분해도

활성오니의 채취시기와 생분해도의 관계에 관한 실험 결과에 의하면 활성오니중의 총 생균수가 10⁶~10⁷ 개/ml 범위에서는 생균수가 생분해도와 상관관계가 없었다. 그러나 이는 여러 시기에 채취된 활성오니에 의한 결과이므로 같은 시기에 채취한 오니를 사용하여 접종액의 농도와 생분해도의 관계를 검토하였다.

Table 3은 3공장 A계열에서 여러 시기에 채취한 활성오니로 준비한 접종액의 농도와 cellophane film의 생분해도를 나타낸 것이다. 이 결과에 의하면 접종액 농도가 1.0%인 경우가 10%나 0.1%의 경우보다 생분해도가 더 좋았다. 접종액 농도 1.0%일 때의 생분해도가 0.1%인 경우보다 높은 결과로부터는 초기 생균수가 전체 생분해도에 영향을 미침을 알 수 있다. 반면에 94년 1월에 채취한 활성오니를 제외하고는 접종액 10%일 때의 생분해도가 접종액 1%일 때의 생분해도보다 낮았다. 이는 초기 생균수의 증가에 의한 분해활성 증가를 능가하는 분해 저해효과가 접종액의 농도를 10%로 한 경우 발생하였음을 짐작할 수 있다. 이러한 분해 저해 효과로 인하여 접종액 농도가 10%인 생분해도가 접종액 농도 0.1%일 때의 생분해도보다도 낮았다. 분해 저해의 원인으로는 하수중에 저해물질이 포함되어 있기 때문일 것으로 추

측할 수 있다.

하수중에 포함되어 있는 저해물질에 의한 영향을 검토하기 위하여 활성오니로 접종액을 만든 후 이를 바로 사용하는 것과 원심분리(Sorval centrifuge, 6000 rpm, 30분)하여 상등액을 버리고 균체만을 같은 부피의 배지에 분산하여 접종액으로 실험을 하였다. 또한 이렇게 준비한 접종액을 여과지(Whatman filter paper #40)로 여과하여 여과액을 접종액으로 사용하는 실험도 병행하여 실시하여 그 결과를 Table 4와 같았다.

94년 3월과 4월 두차례에 걸쳐 3공장 A계열에서 채취한 활성오니를 전처리하여 이용한 생분해도 실험의 결과는 대체적으로 유사하였다. 두 실험 모두 여과와 원심분리를 거친 접종액을 1% 농도로 사용하였을 때의 분해도가 최고였다(7월). 또한 접종액의 농도를 10%로 사용하였을 때, 원심분리 처리만으로도 생분해도의 증가를 목격할 수 있었으며(4월과 5월) 여과와 원심분리 처리를 하였을 경우에는 아무 전처리도 하지 않은 접종액 1%를 사용하였을 때보다도 생분해도가 더 높았다(2월과 9월). 이러한 결과는 앞에서 추측한대로 하수중에 분해 저해물질이 존재함을 알 수 있고 여과를 통해 제거되는 물질에 의한 분해 저해 현상이 더 심각함을 알 수 있었다. 한편 여과와 원심분리를 모두 거친 1%의 접종액이 최고의 분해도를 보임은 이러한 저해 현상이 접종액 농도를 1%로 사용하였을 때에도 존재함을 알 수 있다. 그러나 1%의

접종액에 의한 저해현상은 10%의 접종액을 사용하였을 때보다 덜 심각하였다. 여과에 의해 제거되는 저해현상에 관한 연구는 지금 진행중에 있다.

요 약

호기적 조건에서 플라스틱의 생분해도를 측정할 때 활성오니의 성질이 생분해도에 미치는 영향을 cellophane film을 시료로 사용하여 검토하였다.

서울의 중랑천 하수처리장의 폭기조중에서 중랑천 하수와 정화조 상등액을 혼합하여 처리하는 3공장의 활성오니를 93년 12월부터 94년 4월까지 매월 채취하여 생분해도 시험을 실시한 결과, 28일간의 생분해도가 약 80%로 유사하였다. 접종액중의 생균수는 $10^6 \sim 10^7$ /ml로 유지되었고 이 범위내에서 생균수와 분해도 사이에 상관관계는 없었다. 그러나 중랑천 하수와 분뇨오니 소화조액을 혼합하여 처리하는 2공장의 오니를 93년 4월부터 94년 4월까지 4차례에 채취하여 실시한 28일간의 생분해도는 최고 80%에서 최저 20%로 큰 변화를 보였다.

접종액의 농도가 생분해도에 큰 영향을 미쳤다. 접종액 농도를 0.1, 1.0, 10.0%로 시험한 결과 1.0%일 때의 생분해도가 제일 높았다. 접종액 농도가 10%인 경우 특히 분해 활성에 저해 현상이 나타났는데 원심분리와 여과로 접종액을 전처리 하였을 때 저해현상을 크게 감소시킬 수 있었다. 전처리 효과는 여과가 원심분리보다 컸다.

감사의 글

본 연구는 1993년도 G7 연구과제의 일부로 진행되었음.

참고문헌

1. The International Magazin of the BP Group. 1993. Plastics, a load of rubbish ?. Pp. 10-14. In V. Shepard (ed.), *Shield*, The British Petroleum Company p.i.c., London, UK.
2. United States Environmental Protection Agency (US EPA). 1990. Characterization of municipal solid waste in the United States, 1990 update, EPA-530-SW-90-042, US Department of Commerce, National Technical Information Service PB 90-215112, Springfield, VA, USA.
3. Curlee, T.R. 1991. Options to reduce the impacts of post-consumer plastic wastes, Pp. 208-300. In T.R. Curlee and S. Das (eds.), *Plastic Wastes, Management, Control, Recycling, and Disposal* U.S. EPA, Noyes Data Co., Park Ridge, USA.
4. Colin, G., J.D. Cooney, D.J. Carlsson, and D.M. Wiles. 1981. Deterioration of plastic films under soil burial conditions. *J. Appl. Poly. Sci.* **26**: 509-519.
5. Goheen, S.M. and R.P. Wool. 1991. Degradation of polyethylene-starch blends in soil. *J. Appl. Poly. Sci.* **42**: 2691-2701.
6. Yakabe, Y., K. Nohara, T. Hara, and Y. Fujino. 1992. Factors affecting the biodegradability of biodegradable polyester in soil. *Chemosphere* **25**: 1879-1888.
7. 惠谷 浩. 1993. A study on Methods of testing biodegradable plastics in soil. Pp. 13-18. 92/3 高分子學會研究會合同會議 발표논문 초록, 3월 16일, 동경, 일본.
8. ASTM D5209-92, 1992, 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.
9. ASTM D5271-92, 1992, 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.
10. Fields, R.D., P. Rodriguez, and R.K. Finn. 1974. Microbial degradation of polyesters: polycaprolactone degraded by *P. pullulans*. *J. Appl. Poly. Sci.* **18**: 3571-3579.
11. Lee, B.T., A.L. Pometto III, and A. Fratzke. 1991. Biodegradation of degradable plastic polyethylene by *Phanerochaete* and *Streptomyces* species. *Appl. Environ. Microbiol.* **57**: 678-685.
12. Tsuji, M. 1993. 특정 미생물을 이용하는 생분해성의 예측. Pp. 17-20. 92/3 高分子學會研究會合同會議 발표논문 초록, 3월 16일, 동경, 일본.
13. Cacciari, I., P. Quatrini, G. Zirletta, E. Mincione, V. Vinciguerra, and P. Lupattelli. 1993. Isotactic polypropylene biodegradation by a microbial community: physicochemical characterization of metabolites produced. *Appl. Environ. Microbiol.* **59**: 3695-3700.
14. Tokiwa, Y. and T. Suzuki. 1981. Hydrolysis of copolyesters containing aromatic and aliphatic ester blocks by lipase. *J. Appl. Poly. Sci.* **26**: 441-448.
15. Tokiwa, Y., T. Suzuki, and K. Takeda. 1986. Hydrolysis of polyesters by *Rhizopus arrhizus* lipase. *Agric. Biol. Chem.* **50**: 1323-1325.
16. Allenza, P., J. Scholimeyer, and R.P. Rohrbach. 1989. Evaluating biodegradable plastics with *in*

- vitro* enzyme assay: additives which accelerate the rate of biodegradation. In Barenberg, S.A., J.L. Brash, R. Narayan, and A.E. Redpath (eds.), *Degradable Materials: Perspectives, Issues, and Opportunities*, The first international scientific consensus workshop proceedings, CRC press, Boca Raton, USA.
17. 김연철. 1993. 효소, 곰팡이 및 토양에 의한 poly(ϵ -caprolactone)과 poly(ethylene terephthalate)의 분해성 평가. 석사논문, 한국과학 기술원, 대전.
 18. ASTM D5338-92, 1992, 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.
 19. Gilmore, D.F., S. Antoun, R.W. Lenz, S. Goodwin, R. Austin, and R.C. Fuller. 1992. The fate of biodegradable plastics in municipal leaf compost. *J. Indust. Microbiol.* **10**: 199-206.
 20. McCarthy, S.P., M. Gada, G.P. Smith, V. Tolland, B. Press, D. Eberiel, C. Bruell, and R.A. Gross. 1992. The accelerated biodegradability of plastic materials in simulated compost and landfill environments. *ANTEC'92*: 816-818.
 21. Johnson, K.E., A.L. Pometto III, and Z. Nikolov. 1993. Degradation of degradable starch-polyethylene plastics in a compost environment. *Appl. Environ. Microbiol.* **59**: 1155-1161.
 22. ASTM D5210-91, 1991, 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.
 23. Breslin, V.T. 1993. Degradation of starch-plastic composites in a municipal solid waste landfill. *J. Environ. Polym. Degrad.* **1**: 127-141.
 24. Narayan, R. 1993. Development of standard for degradable plastics by ASTM subcommittee D-20.96 on environmentally degradable plastics.(personal communication).

(Received June 27, 1994)