



## 매립년한에 따른 침출수의 혐기성 생분해 특성

신항식 · 이채영 · 강기훈  
한국과학기술원 토목공학과

## Anaerobic Biodegradability of Leachates Generated at Landfill Age

Hang-Sik Shin, Chae-young Lee, Ki-hoon Kang

Department of Civil Engineering, Korea Advanced Institute of Science and Technology

### ABSTRACT

The composition of leachates varies depending on the waste characteristics, landfill age and landfilling method. Generally, leachates contain high dissolved organic substance and ammonia nitrogen whereas phosphorus concentration was very low. Leachate A produced from young landfill is characterized by high BOD<sub>5</sub>/COD ratio (0.8) whereas leachate C produced from old landfill has lower BOD<sub>5</sub>/COD ratio (0.1).

Maximum biochemical methane potential of leachate A, B (from medium landfill) and C were 271, 106 and 4 ml CH<sub>4</sub>/g-COD, respectively. On the other hand, the maximum biodegradability of leachate A, B, and C were 75, 30, and 1%, respectively. These results indicated that anaerobic treatment of leachate from young landfill was effective in removing organic pollutants. In case of leachate C, carbon might reside in the form of large molecular weight organic compounds such as lignins, humic acids and other polymerized compounds of soils, which are resistant to biodegradation. The lag-phase period increased with the increasing organic concentration in leachate. In case of leachate A of concentration greater than 25%, the lag-phase period increased sharply. This implied that the start-up period of anaerobic process using an unacclimated inoculum could be extended due to the higher concentration of leachate. This relatively long lag-phase is probably related to the fact that most of the inhibitory compounds have been diluted beyond their inhibitory concentrations of less than 50%. Furthermore, the ultimate methane yield and methane production rate decreased as leachate concentration increased. It was anticipated the potential inhibition was related with the steady-state inhibition as well as the initial shock load.

**Key words:** Anaerobic biodegradability, biochemical methane potential, inhibition, lag-phase, leachate

### 초 록

침출수 성상은 매립 폐기물, 매립년한 및 매립방식에 따라 상이한 차이를 보이고 있으나 일반적으로 용존성 유기물과 암모니아성 질소의 농도가 높으며, 인의 농도는 낮은 것으로 나타났다. 초기 매립지에서 발생하는 침출수 A는 높은 BOD<sub>5</sub>/COD 비(0.8)를 보였으나 매립이 종료된 매립지에서 발생하는 침출수 C는 상대적으로 매우 낮은 BOD<sub>5</sub>/COD 비(0.1)를 나타내고 있다. 침출수 A, B 및 C의 최대 생화학적 메탄 수율과 혐기성 생분해도는 각각 271, 106 및 4 ml CH<sub>4</sub>/g-COD와 75, 30 및 1%로 나타났다. 즉, 초기 매립지에서 발생하는 침출수는 상대적으로 높은 생분해도 특성을 보여 혐기성 처리가 효과적인 것으로 판단되나 매립년한이 오래된 매립지에서 발생하는 침출수는 유기물질이 생물학적으로 분해가 어려운 리그닌, 휴믹 또는 펠빅성

의 고분자 물질로 주로 구성되어 매우 낮은 혐기성 생분해 특성을 보였다. 침출수 농도 증가에 따라 미생물의 지체기가 증가하는 경향을 보이며, 특히, 침출수 A의 경우 농도가 25%(v/v) 보다 큰 경우 지체기가 급격히 증가하였다. 이와 같은 결과는 적용되지 않은 미생물을 식종물질로 이용하는 경우 고농도의 침출수를 처리시 장기간의 초기 운전 기간이 소요될 것으로 판단된다. 침출수 농도 50%(v/v) 이상을 첨가한 경우 장기간의 지체기는 50% 미만의 침출수를 첨가한 경우 대부분의 저해물질이 희석되었기 때문에 판단된다. 그리고 침출수 농도 증가에 따라 지체기의 증가뿐만 아니라 메탄 수율 및 메탄 발생율이 점차 감소하는 경향을 보이고 있어 침출수 혐기성 처리시 충격부하 뿐만 아니라 정상상태에서의 저해물질에 대한 잠재적인 저해 현상이 예상된다.

핵심용어: 혐기성 생분해도, 생화학적 메탄 수율, 저해, 지체기, 침출수

## 1. 서론

침출수는 우수와 침투수가 매립지 상부를 통해 침투하면서 매립된 폐기물과 접촉하여 용존성 물질을 추출함으로 발생된다(Chian and Dewalle, 1977a). 발생하는 침출수를 효과적으로 처리하기 위해서는 침출수 발생량과 성상에 대한 정확한 평가가 선행되어야 한다. 침출수 성상은 다양한 환경조건에 따라 상이한 특성을 보이거나 일반적으로 고농도 유기물질을 함유하고 있다. 유기물질은 주로 VFA(volatle fatty acid)와 VCA(volatle carboxylic acid) 등의 용존성 물질로 구성되어 있으며, C2-C6 알코올류, 아민류, 휘발성 에스테르, 지방족/방향족 탄화수소 및 페놀 등을 함유하고 있는 것으로 알려져 있다(Chian and Dewalle, 1977a). 기존의 연구결과 침출수의 VFA/COD 비는 0.25-0.80의 값을 보이며, 특히, 초기 매립지에서 발생하는 침출수의 경우는 대부분 유기물질이 VFA로 구성되어 높은 생분해도 특성을 보이며, 생물학적 처리에 적합한 것으로 알려져 있다(Chian and Dewalle, 1977b). 그러나 매립년한 오래된 매립지에서 발생하는 침출수는 대부분 유기물질이 휴믹 또는 펠빅산의 물질로 구성되어 있어 낮은 BOD5/COD 및 VFA/COD 비를 나타내고 있다. 침출수 성상은 매립지에서 발생하는 물리적, 화학적, 생물학적 작용의 복잡한 과정에 의해 영향을 받으며, 아울러 폐기물의 종류, 유기물 함량 매립년수, 수분 함량 및 매립방식의 다양한 인자에 의해 상이한 값을 나타내고 있다. 침출수 특성에 관한 다양한 연구결과 침출수에 존재하는 고분자량 물질은 주로 탄수화물과 아미노산 등으로 구성되며, 저분자량 물질은 카르복실 및 방향족 수산화기와 색도 등을 유발하는 물질로 구성되어 있는 것으로 알려져 있다(Chian and Dewalle, 1976, 1977b; Harmsen, 1983). 그러므로 침출수의 효율적이고 안정적인 처리를 위해서는 매립지 특성에 따른 성상을 고려하여야 한다. 침출수 성상은 일반하수 및 산업폐수와는 달리 변화가 심하며, 매립년수의 증가에 따라 유기물의 감소와 더불어 상대적으로 무기물 함량이 증가하는 경향을 보이고 있다. 그러므로 본 연구에서는 매립년한이 다

른 일련의 침출수를 대상으로 유기물 특성 규명과 혐기성 생분해도 특성 및 동력학적 상수 도출을 통해 효율적인 혐기성 처리 가능성을 평가하고자 한다.

## 2. 실험재료 및 방법

### 2.1 회분식 실험

본 연구에서는 매립년한에 따른 침출수의 혐기성 분해 특성을 규명하기 위하여 회분식 실험을 수행하였다. 대상 기질로는 매립지에서 발생하는 일련의 침출수를 이용하였으며, 식종물질로 UASB 반응조에서 채취한 입상슬러지 10 ml 첨가하였다. 첨가된 입상슬러지의 TSS는 31300mg/l 이고 VSS/TSS비는 71.3%였다. 사용된 반응기는 유효용량 160 ml의 serum bottles를 이용하였으며, 실험방법은 Shelton과 Tiedje(1984)가 제시한 방법을 수정하여 실험을 수행하였다.

### 2.2 분석방법

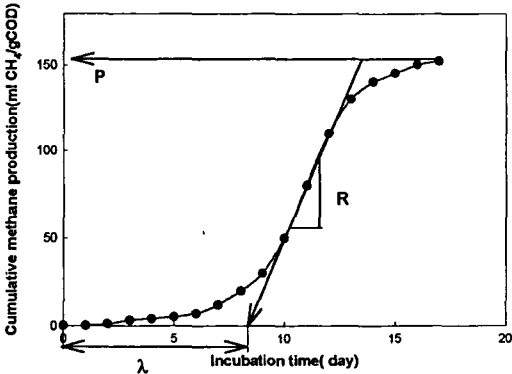
가스 발생량은 syringe를 이용하여 측정하였으며, 발생 가스중의 메탄 조성은 TCD(thermal conductivity detector)가 장착된 GC(gas chromatography, Gow Mac series 580)를 이용하였다. 칼럼은 Porapak Q (80/100 mesh)를 충전제로 사용한 6ft × 2mm(i.d) stainless steel column을 사용하였으며, column, injector 및 detector의 온도는 각각 50, 80 및 90℃이며, 헬륨(30ml/min)을 운반기체로 이용하였다.

VFA(volatle fatty acid)는 FID(flame ionization detector)가 장착된 GC(HP 5890 series II)를 이용하여 분석하였다. FFAP capillary column(50-m long, 0.2mm(i.d), 0.17μm(film thickness)을 사용하였으며, oven, injector 및 detector 온도는 150, 230 및 250℃이며, 질소를 운반기체로 이용하였다. 음이온은 Dionex 전도도 검출기와 Ionpac AS4A-SC column이 장착된 Dionex 120 IC를 이용하여 분석하였으며, 침출수의 용존성 중금속은 0.25μm cellulose acetate 막으로 여과한 후 유도 결합 플라즈마 원자 방출 분광 광도계(Shimadzu ICP-AES 1000, Japan)를 이용하여 분석하였다. 침출수의 휴믹 및 펠빅산의 추출 및 분석은 임(1996)이 제시한 방법에 준해 실험을 수행하였다.

기타 분석항목은 Standard Methods에 준해 실험을 수행하였다(APHA-AWWA-WEF, 1992).

2.3 해석방법

실험결과는 [Fig. 1]에 제시되어 있는 것과 같이 식(1)의 수정 Gompertz 식을 이용하여 최종 메탄 수율, 메탄 발생율 및 지체기를 산정하였으며(Cho et al., 1996; Lay et al., 1998), 각각의 동력학적 상수는 Han 등(1988)이 제시한 비선형 저해 모델을 이용하여 평가하였다(Han et al., 1988).



[Fig. 1] A typical cumulative methane production curve in a batch experiment(circles are experimental data; lines are non-linearly estimated using equation (1))

$$M = P \cdot \exp \left[ - \exp \left( - \frac{R_m \cdot e}{P} (\lambda - t) + 1 \right) \right]$$

단, M = 임의 시간의 누적 메탄 발생량, ml CH<sub>4</sub>/gCOD

v = 지체기, day

P = 최종 메탄 수율, ml CH<sub>4</sub>/gCOD

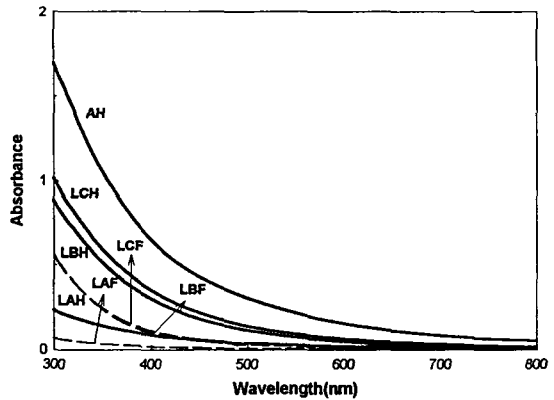
R<sub>m</sub> = 메탄 발생율, ml CH<sub>4</sub>/gCOD/d

3. 실험결과 및 고찰

[Table 1]은 3개의 매립지에서 채취한 침출수 특성을 제시하고 있다. 침출수 성상은 매립 폐기물, 매립년한 및 매립방식에 따라 상이한 차이를 보이고 있으나 일반적으로 용존성 유기물과 암모니아성 질소 농도가 높으며, 인의 농도는 낮은 것으로 나타났다. 침출수의 pH는 매립지 내부의 산형성 과정에서 생성된 VFA가 매립년한 증가에 따라 메탄균에 의해 메탄과 이산화탄소로 전환되어 점차 증가하는 경향을 보이고 있다.

초기 매립지에서 발생하는 침출수 A는 높은 BOD<sub>5</sub>/COD 비(0.8)를 보이나 매립이 종료된 매립지에서 발생하는 침출수 C는 상대적으로 매우 낮은 BOD<sub>5</sub>/COD 비(0.1)를 나타내어 생물학적 처리가 적합하지 않은 것으로 나타났다. 침출수 A의 VFA 분석 결과 초산(5861), 프로피

온산(1959), 이소-낙산(504), 낙산(4001), 이소-발레르산(428), 발레르산(2237) 및 카프르산(2217) 등이 검출되었다. VFA와 같은 극성 유기물질의 상대적으로 높은 농도는 전형적인 초기 매립지 침출수 특성을 제시하고 있다. 기존의 연구 결과 매립지 침출수에 함유된 VFA/COD 비는 COD 농도 범위 3260-170000 mg/l에서 80% (Mao and Pohland, 1973), 75% (Burrows and Rowe, 1975), 40% (County of Sonoma, 1973) 및 25% (Hughes et al., 1971)로 나타나 매우 상이한 결과를 제시하고 있다, 즉, VFA 농도는 매립지 내부에서 발생하는 생물학적 작용에 따라 매우 상이하며, 상대적으로 높은 VFA 농도는 복잡한 유기물이 혐기성 분해의 산형성 과정을 통해 용해성이 우수한 VFA로 전환이 주된 기작임을 제시하고 있다. 반면, 매립이 종료된 매립지에서 발생하는 침출수 C의 경우 VFA가 검출되지 않았으며, 이와 같은 경우는 매립지내의 메탄균에 의해 형성된 VFA가 완전히 메탄과 이산화탄소로 전환되는 메탄 형성 단계 침출수의 전형적인 특성을 나타내고 있다. 따라서, 매립지 C의 유기물은 대부분 휴믹 또는 펠빅성의 물질로 구성되어, 생물학적 분해가 매우 어려운 것으로 판단된다. 침출수는 매립년한에 관계없이 색도를 띠고 있으며, 색도는 현탁성 고형물보다는 휴믹 또는 펠빅성 물질에 기인하는 것으로 판단된다.



[Fig. 2] UV-visible spectra of humic acids and fulvic acid(100 mg/l at pH 6.0)

AH: Aldrich humic acid; LAH: Leachate A humic acid;  
LBH: Leachate B humic acid; LCH: Leachate C humic acid;  
LAF: Leachate A fulvic acid; LBF: Leachate B fulvic acid;  
LCF: Leachate C fulvic acid

[Fig. 2]는 침출수 A, B 및 C에서 추출한 휴믹산과 펠빅산의 분광분석 결과를 제시하고 있다. 흡광도는 Aldrich사의 휴믹산에 비해 낮은 값을 나타내고 있으나, 매립년한 증가에 따라 흡광도가 증가하는 경향을 보이고 있다. 펠빅산의 경우도 매립년한 증가에 따라 유사한 경향을 보이고 있다. 흡광도는 분자량의 증가에 따라 증가하며, 이와 같은 결과는 매립년한의 증가에 따라 유기물질이 생물학적으로 분해가 어려운 휴믹 또는 펠빅성의 물질로 전환됨을 의미하

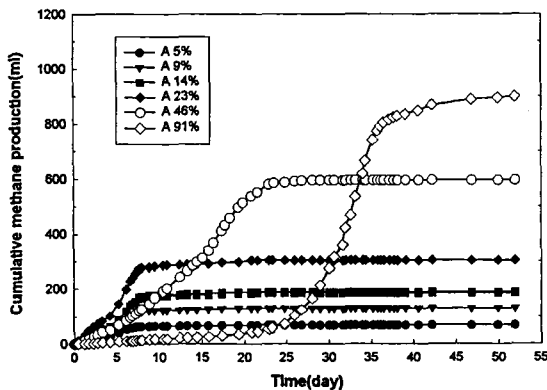
[Table 1] Characteristics of leachates with the age of landfill

Parameter	A landfill	B landfill	C landfill
Landfill age	<5 years (Young)	5-10 years (Medium)	> 10 years (Old)
TCOD	41507	5349	1367
SCOD	38969	4749	1106
TBOD	32790	2684	132
SBOD	29990	2195	126
TBOD/TCOD	0.79	0.50	0.11
Acetic acid	5861	187	ND
Propionic acid	1959	368	ND
n-Butyric acid	4001	824	ND
iso-Butyric acid	504	131	ND
n-Valeric acid	2237	19	ND
iso-Valeric acid	428	53	ND
n-Caproic acid	2217	19	ND
TKN	2482	2192	1064
Ammonia nitrogen	1896	1826	892
Total phosphate	9.9	9.2	3.7
Orthophosphate	4.6	3.2	3.5
Chloride	4283	5090	1623
Sulfate	749	881	366
pH	6.6	7.9	8.2
Alkalinity <sup>1</sup>	9130	7928	2784
TSS	1873	143	17
TDS	30812	12952	4798
VSS	1366	96	7
Iron	22.1	13.2	3.5
Manganese	14.5	13.2	0.1
Zinc	1.5	0.5	0.14
Calcium	1340	183	20.2
Magnesium	242	179	28.2
Chromium <sup>2</sup>	ND	0.3	0.3
Copper <sup>3</sup>	ND	ND	0.1
Aluminum	6.6	4.9	6.6
Lead <sup>4</sup>	ND	ND	0.5
Color <sup>5</sup> (unit PtCo color)	148	342	117

Unit: mg/l except for pH and color

1: mg/l as CaCO<sub>3</sub>; 2: ND: not detected(0.05 mg/l); 3: ND: not detected(<0.08 mg/l);  
4: ND: not detected(<0.2 mg/l); 5: measured in the 1:10 diluted leachate sample

고 있다. 침출수 A와 C의 경우 철, 망간 및 아연 등의 중금속 농도에 상이한 차이를 보이며, 이는 침출수에 함유된 유기물 농도와 매립지의 매립 상태에 기인하는 것으로 사

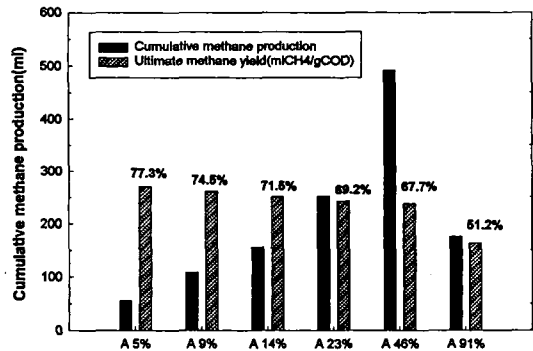


Note: Number indicated the dilution ratio of leachate  
[Fig. 3] Cumulative methane production with operation time

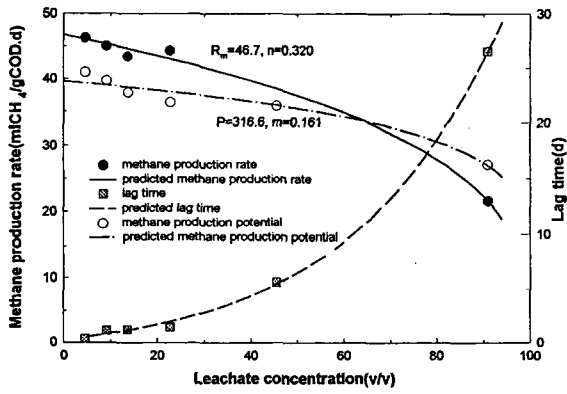
료된다. 즉, 산형성 단계의 침출수 A는 낮은 pH로 인하여 중금속의 이동성이 커지며, VFA와 complexation을 형성하는 것으로 알려져 있다. 반면, 매탄 형성 단계의 침출수 C의 경우 VFA 분해에 따라 pH가 증가하며, 상대적으로 침출수에 존재하는 유기물 농도가 낮게 유지됨으로 최종적으로 중금속의 저감 현상이 일어난다.

[Fig 3]은 A 매립지 침출수 첨가시간에 따른 누적 메탄 발생량을 제시하고 있다. Owen 등(1979)은 혐기성 생분해도를 측정하는 BMP (biochemical methane potential) 실험시 시료의 부피(ml CH<sub>4</sub>/ml sample), 시료양(ml CH<sub>4</sub>/g sample) 또는 시료의 유기물 함량(ml CH<sub>4</sub>/g COD)을 기준으로 나타내는 것이 바람직하다고 제안하고 있다. [Fig 4]에 제시된 것과 같이 첨가한 침출수 양이 증가하는 경우 메탄 발생량은 증가하는 경향을 보이나, 첨가한 g COD 당 발생하는 메탄량은 점차 감소하는 경향을 나타내고 있다. 이와 같은 결과는 침출수의 경우 잠재적인 독성 또는 저해물질이 존재하는 것으로 판단된다.

혐기성 공정에서의 저해효과는 미생물이 적응되지 않은 초기 조건에서의 충격부하와 기질에 적용된 후 정상상태에서의 저해현상을 각각 고려하는 것이 바람직하다. 전자는 지체기 기준으로 평가하며, 후자는 메탄 발생율을 기준으로 저해

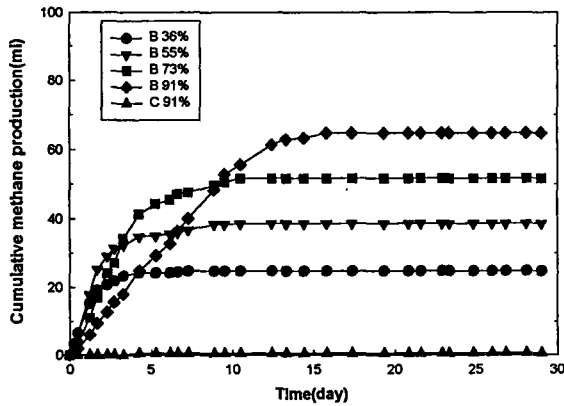


Note: Number indicated anaerobic biodegradability  
[Fig. 4] Ultimate methane yield and anaerobic biodegradability of A landfill leachate

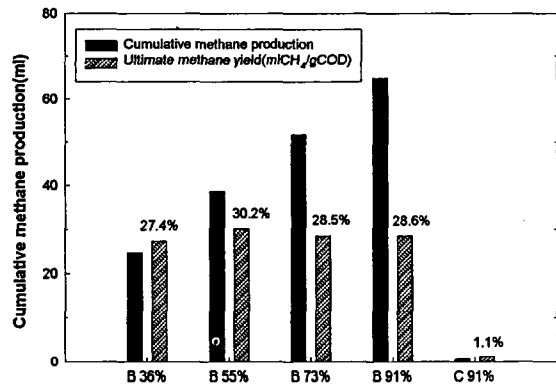


[Fig. 5] Estimation of parameter values from nonlinear regression

Note: Number indicated the dilution ratio of leachate



[Fig. 6] Cumulative methane production with operation time



Note: Number indicated anaerobic biodegradability

[Fig. 7] Ultimate methane yield and anaerobic biodegradability of B- and C landfill leachates

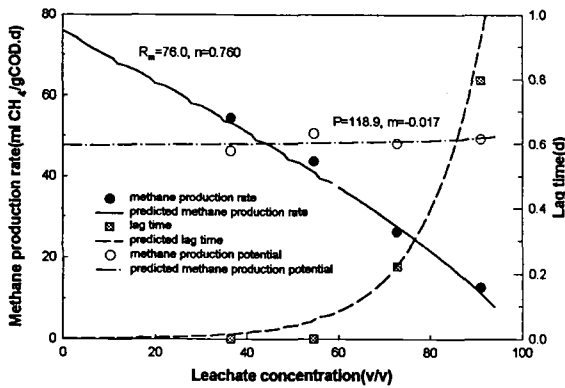
현상을 산정한다. 미생물이 새로운 조건에 노출되면 일반적으로 성장이 지연되며, 이와 같은 지체기 동안 미생물은 새로운 환경에 유리한 상태로 생리학적 특성을 변형시켜, 최종적으로는 분열을 통해 성장하게 된다(Buchanan and Cygnarowicz, 1990; Grady et al., 1996; Lankford et al., 1966). 저해

물질을 함유한 경우에는 메탄 발생량과 최종 메탄 수율에 영향을 주게 된다. 침출수 농도 증가에 따른 충격부하의 영향은 Fig. 5에 제시된 것과 같이 지체기가 침출수 농도에 따라 증가하는 경향을 보이며, 침출수 농도가 25% 보다 큰 경우 지체기가 급격히 증가하였다. 즉, 적응되지 않은 미생물을 식중 물질로 이용하는 경우 고농도의 침출수를 처리시 장기간의 초기 운전 기간이 소요될 것으로 판단된다. 또한, 침출수 농도 50% 이상에서 상대적으로 장기간의 지체기는 50% 미만의 침출수를 첨가한 경우 대부분의 저해물질이 희석되었기 때문에 판단된다. 그리고 침출수 농도 증가에 따라 지체기의 증가뿐만 아니라 최종 메탄 수율( $R_m$ ) 및 메탄 발생율( $R_m$ )이 점차 감소하는 경향을 보이고 있다. 비선형 회귀분석을 이용한 각각의 동력학적 상수는 각각  $0.161 \text{ ml CH}_4/\text{gCOD}$ 와  $0.320 \text{ ml CH}_4/\text{gCOD/d}$ 로 나타났다. 즉, 침출수의 혐기성 처리시 농도 증가에 따라 최종 메탄 수율 보다는 메탄 발생율에 대한 저해효과가 큰 것으로 나타났다. 유기물의 혐기성 분해 시작시 메탄 발생율은 비기질 소비 속도에 비례하고 메탄 발생율은 속도상수와 최대 메탄 수율의 곱으로 표현할 수 있으며, 최종적으로 메탄 발생율( $R_m$ )과 반속도 상수( $K_s$ )는 아래와 식 (2)와 (3) 처럼 표현할 수 있다(송, 1995).

그러므로 침출수의 혐기성 처리시 산정된 동력학적 상수  $n$ 과  $m$  값인  $0.320 (k^* < 1)$ 과  $0.159 (K_s^* < 1)$ 를 이용하여 농도 증가에 따른 저해 효과 평가시 uncompetitive inhibition으로 나타났다.

[Fig. 6]은 시간에 따른 침출수 B와 C의 누적 메탄 가스 발생량을 제시하고 있다. 침출수 B의 경우 침출수 첨가량이 증가함에 따라 메탄 가스 발생량은 증가하는 경향을 보이나, [Fig. 7]에 제시된 것과 같이 단위 gCOD 당 발생하는 메탄 가스 발생량은 거의 동일한 값을 나타내고 있다. 그러나 침출수 B의 경우도 침출수 A와 동일하게 농도 증가에 따라 메탄 발생율의 감소와 지체기의 지연 현상이 발생하였다. 침출수 B의 경우 COD 농도가 침출수 A에 비해 약 8배 적음에도 불구하고 실제 메탄 수율의 경우 저해도가 크게 나타났다. 그러므로 침출수의 혐기성 처리시 기질 농도에 따른 저해 효과뿐만 아니라 암모니아성 질소 등의 물질에 의한 잠재적인 저해가 예상되어진다.

[Fig. 8]에 제시되었듯이 지체기는 침출수 A에 비해 매우 짧은 시간 동안 지속되었으나, 침출수 농도가 증가함에 따라 유사한 경향을 보이고 있다. 침출수 B의 경우 최종 메탄 수율은 침출수 농도에 상관없이 거의 일정한 값



[Fig. 8] Estimation of parameter values from nonlinear regression

을 나타내었으나 매립년한 증가에 따라 생분해성 기질의 분해로 인해 침출수 A에 비해 낮은 혐기성 생분해도 값을 보이고 있다. 매립지 침출수 A, B 및 C의 최대 메탄 수율(P)은 각각 271, 106 및 4 ml CH<sub>4</sub>/g-COD로 나타났으며, 혐기성 생분해도는 각각 75, 30 및 1%로 조사되었다. 즉, 초기 매립지에서 발생하는 침출수는 상대적으로 높은 생분해도 특성을 보여 혐기성 처리가 효과적인 것으로 판단된다. 반면, 매립년한이 오래된 매립지에서 발생하는 침출수는 유기물질이 생물학적으로 분해가 어려운 리그닌, 휴믹 또는 펠빅성의 고분자 물질로 유기물이 전환되어 낮은 혐기성 생분해 특성을 보이는 것으로 판단된다. Tirsch 와 Jennings (1978)는 초기 매립지에서 발생하는 침출수는 상대적으로 높은 VFA 함량을 나타내 생분해도가 우수하나 매립년한이 오래된 매립지에서 발생하는 침출수는 생물학적인 분해가 어렵다고 제시하고 있다. 그러므로 초기 매립지에서 발생하는 침출수의 혐기성 처리 도입은 유기물질 제거 측면에서 효과적이나 초기 지체기의 지연과 메탄 발생량의 저하로 인한 문제점을 저감하기 위해서는 반응조내 미생물을 고농도로 유지할 수 있는 고투 혐기성 반응조의 도입이 필요할 것으로 사료된다.

#### 4. 결론

1. 침출수 성상은 매립 폐기물, 매립년한 및 매립방식에 따라 상이한 차이를 보이고 있으나 일반적으로 용존성 유기물과 암모니아성 질소의 농도가 높으며, 인의 농도는 낮은 것으로 나타났다. 초기 매립지에서 발생하는 침출수는 높은 BOD5/COD 비(0.8)를 보이나 오래된 매립지에서 발생하는 침출수는 상대적으로 매우 낮은 BOD5/COD 비(0.1)를 나타내었으며, 매립년한 증가에 따라 유기물질이 생물학적으로 분해가 어려운 휴믹 또는 펠빅성의 물질로 전환되는 것으로 나타났다.

2. 침출수 A, B 및 C의 최대 메탄 수율과 혐기성 생분해도는 각각 271, 106 및 4 ml CH<sub>4</sub>/g-COD와 75, 30 및 1%로

나타났다. 즉, 초기 매립지에서 발생하는 침출수는 상대적으로 높은 생분해도 특성을 보여 혐기성 처리가 효과적인 것으로 판단되나 매립년한이 오래된 매립지에서 발생하는 침출수는 유기물질이 생물학적으로 분해가 어려운 리그닌, 휴믹 또는 펠빅성의 고분자 물질로 주로 구성되어 매우 낮은 혐기성 생분해 특성을 보였다.

3. 침출수의 혐기성 생분해도 평가시 농도 증가에 따라 지체기의 증가뿐만 아니라 메탄 발생률이 점차 감소하는 경향을 보였다. 동역학적 상수 도출을 통한 저해 효과 평가시 농도 증가에 따른 저해현상은 메탄 발생률이 최종 메탄 수율에 비해 저해가 보다 큰 것으로 나타났으며, uncompetitive 저해효과를 보이는 것으로 판단된다. 그러므로 침출수의 혐기성 처리시 초기 운전기간시 예상되는 충격부하와 정상상태에서의 저해물질에 대한 잠재적인 저해효과를 저감하기 위해서는 반응조내 고농도의 미생물을 보유할 수 있는 고투 혐기성 반응조의 도입이 필요할 것으로 판단된다.

#### 참고문헌

1. APHA-AWWA-WEF, (1992) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 18th edition, Am. Public Health Assoc., Washington, D. C., USA.
2. Buchanan, R. L., and Cygnarowicz, M. L. (1990) A mathematical approach toward defining and calculating the duration of lag phase. Food Microbiol., 7, 237.
3. Burrows, W. D., and Rowe, R. S. (1975) Ether soluble constituents of landfill leachate, J. Water Pollut. Control Fed. 47(5), 921-923.
4. Chian, E. S. K., and Dewalle, F. B. (1976) Sanitary landfill leachates and their Treatment, J. Envir. Engrg., ASCE, 102(2), 411-431.
5. Chian, E. S. K., and Dewalle, F. B. (1977a) Evaluation and Leachate Treatment, Vol. I and II USEPA Report No. EPA-600/2-77-168a, USEPA, Cincinnati.
6. Chian, E. S. K., and Dewalle, F. B. (1977b) Characterization of soluble organic matter in leachate, Environ. Sci. Technol., 1(2), 158-163.
7. Cho, H. Y., Yousef, A. E., and Sastry, S. K. (1996) Growth kinetics of Lactobacillus acidophilus under ohmic heating, Biotechnol. Bioeng., 49, 334-340.
8. County of Sonoma, (1973) Sonoma County Refuse Stabilization Study, 2nd Annual Report, Dept. of Public Works, Santa Rosa, CA.

9. Lankford, C. E., Walker, J. R., Beeves, J. B., Nabbut, N. H., Byers, B. R., and Jones, R. J. (1966) Inoculum dependent division lag of *Bacillus* cultures and its relation to an endogenous factor(s), ("Schizokinen"), *J. Bacteriol.*, 91(3), 1070-1079.

10. Lay, J. J., Li, Y. Y., and Noike, T. (1998) The influence of pH and ammonia concentration on the methane production in high-solids digestion process, *Wat. Res.*, 70(5), 1075-1082.

11. Mao, M. C. M., and Pohland, F. G. (1973) Continuing Investigations of Landfill Stabilization with Leachate Recirculation, Special Research Report, Dept. of Civil Engineering, Georgia Inst. Technol, Atlanta, GA.

12. Grady, C. P. L. Jr., Smets B. F., and Barbeau, D. S. (1996) Variability in kinetic parameter estimates: A review of possible causes and a proposed terminology, *Wat. Res.*, 30(3), 742-748.

13. Han, K. H and Levenspiel O. (1988) Extended monod kinetics for substrate, product, and cell inhibition, *Biotechnol. Bioeng.* 32, 430-437.

14. Harmsen, J. (1983) Identification of organic compounds in

leachate from a waste tip, *Wat. Res.* 17(6), 699-705.

15. Hughes, G. M. et al., (1971) Hydrogeology of Solid Waste Disposal Sites in Northeastern Illinois, Report SW-12d, U.S. EPA, Washington, DC.

16. Owen, W. F., Stuckey, D. C., Healy, J. B., Young, L. Y., and McCarty, P. L. (1979) Bioassay for monitoring methane potential and anaerobic toxicity. *Wat. Res.*, 13, 485-492.

17. Shelton, D. R., and Tiedje, J. M., (1984) General Method for Determining Anaerobic Biodegradation Potential, *Appl. Environ. Microbiol.*, 47, 850-857.

18. Tirsch, F. S., and Jennings, A. A., (1978) Leachate Reactions with Soils under Anaerobic Conditions. Report No. Env E. 60-78-3. Dept. of Civil Engineering, University of Massachusetts, Amherst, MA.

19. 송영채, (1995) 유기성 폐기물의 고율 메탄 발효, 한국과학기술원 박사학위 논문

20. 임경호, (1996) 생물막을 이용한 상수원수내 오염물 제거에 관한 연구, 한국과학기술원 박사학위 논문