

# BMP실험을 이용한 음식물폐기물 및 분뇨의 병합소화 특성

## Characteristics for Co-digestion of Food Waste and Night Soil using BMP Test

조진규<sup>†</sup> · 김형진<sup>1)</sup> · 오대민<sup>2)</sup>  
Jinkyu Cho · Hyungjin Kim · Daemin Oh

Received: May 8<sup>th</sup>, 2014; Revised: May 15<sup>th</sup>, 2014; Accepted: June 27<sup>th</sup>, 2014

**ABSTRACT** : BMP test was carried out to evaluate the characteristics for co-digestion of night soil and food waste. 6 types of sludge were tested in 30 days which were raw, excess, digested, night soil/septic tank (1:1), food waste (food : dilution water = 1:1), and mixed sludge. Bio gas was produced actively after 2 days, and continued in 2 weeks. Gas generation amount was decreased rapidly after considerable space of time. Especially maximum productivity of gas was shown in 7~8 days. The ultimate methane yields of raw, excess, digested, night soil/septic tank, food waste, and mixed sludge were 64.63, 67.49, 66.45, 72.44, 107.85, and 46.71 mL CH<sub>4</sub>/g VS respectively from Modified Gompertz model. The lag growth phase time and maximum specific methane production rate of mixed sludge were 1.88 day and 80.4 mL/day respectively. The methane potential of mixed sludge was higher than individual sludge. So high methane potential was expected by controlling mixing ratio of food waste. Besides stable operation of digestion tank and the solution of oligotrophic problem were possible.

**Keywords** : BMP test, Co-digestion, Night soil, Food waste, Modified Gompertz model

**요지** : 분뇨/정화조슬러지와 음식물폐기물의 병합소화 특성을 확인하기 위하여 BMP 테스트를 실시하였다. 생슬러지, 잉여슬러지, 소화슬러지, 분뇨/정화조슬러지(1:1의 비율로 조성), 음식물폐기물(음식물 파쇄물과 회석수의 비=1:1) 및 혼합슬러지의 6개의 슬러지를 대상으로 30일간 실험을 진행하였다. 바이오가스 발생은 초기 2일 이후부터 활발히 시작되어 2주 동안 지속되는 것을 알 수 있었으며 일정 시간이 경과한 후에는 발생량이 급격히 감소하는 것을 확인하였다. 특히 7~8일 사이에 가스발생량이 최대값을 보였으며, Modified Gompertz model을 이용한 생슬러지, 잉여슬러지, 소화슬러지, 분뇨/정화조슬러지, 음식물폐기물 및 혼합슬러지의 단위메탄생산량은 각각 64.63, 67.49, 66.45, 72.44, 107.85, 46.71 mL CH<sub>4</sub>/g VS로 나타났다. 혼합슬러지의 지체성장기간은 1.88 day 이었으며, 최대메탄생산속도는 80.4 mL/day로 나타났다. 따라서 메탄생성퍼텐셜을 높이기 위해서는 하수처리장의 혐기성 소화조에 투입되는 음식물폐기물의 혼합비를 조절함으로써 빈부하 문제 해결과 동시에 소화조의 안정적인 운영을 기대할 수 있을 것으로 사료된다.

**주요어** : BMP 테스트, 통합소화, 분뇨, 음식물폐기물, Modified Gompertz 모델

## 1. 서 론

화석연료 사용으로 인한 이산화탄소의 증가는 지구온난화의 원인으로 작용하고 있으며 무분별한 화석연료의 사용으로 인해 온실가스를 발생시키지 않으면서 화석연료를 대체할 수 있는 대체에너지의 개발이 활발하다. 이러한 측면에서 바이오 에너지는 가장 실용적인 에너지원으로 평가받고 있다. 현재까지 이용되는 바이오매스는 주로 양돈 슬러리와 음식물폐기물에 국한하고 있다. 양돈 슬러리와 음식물 폐기물은 처리에 가장 어려움을 겪고 있는 폐기물 바이오매스로서 혐기소화공정이 유기물의 분해와 바이오가스 생산

을 동시에 달성할 수 있다는 장점이 있다. 혐기소화 기술은 산소가 없는 극도의 환원상태에서 혐기미생물들의 미생물 화학반응을 활용하는 기술로 다양한 혐기미생물들에 의한 단계적인 유기물 분해과정을 통해 최종적으로 메탄이 생산된다. 국내 바이오가스 생산시설은 14개소이며, 선진국에 비해서는 초보적인 수준이다. 이들 대부분의 시설은 양돈슬러리가 주원료이며 일부 시설에서는 음식물 폐기물을 통합 소화하는 사례가 보고되고 있다. 국내에서는 1980년대 후반부터 가축분뇨, 하수슬러지 및 음식물폐기물 등 폐기물 처리 문제를 해결하기 위하여 혐기소화공정의 최적화와 처리 효율에 관한 연구가 진행되어 왔다. 최근에는 폐기물 처리

† Department of Civil Engineering, Kimpo College (Corresponding Author : sanjuk@kimpo.ac.kr)

1) Department of Health & Environment, Kimpo College

2) Genis Solution Co., Ltd.

와 더불어 대체에너지에 대한 관심이 고조되면서 폐기물 바이오매스에 대한 혐기소화 특성, 메탄 생성 퍼텐셜 측정 및 평가에 관한 연구가 진행되고 있다. 특히 유기성 폐기물 중에서 음식물폐기물은 유기물과 탄수화물의 농도가 높고, 쉽게 가수분해단계를 거쳐 휘발성 지방산으로 전환될 수 있는 장점이 있다. 일반적으로 혐기성 분해반응은 가수분해단계, 아세트산 생성단계, 메탄형성단계의 3단계로 나눌 수 있으며, 가수분해단계에서는 탄수화물, 단백질, 지방과 같은 고분자의 유기물이 단당류, 아미노산, 지방산으로 분해되고 가수분해의 분해 산물을 이용하여 아세트산 생성단계를 거쳐 아세트산과 수소가 생산된다. 이러한 생성물은 마지막 반응단계인 메탄형성단계의 기질로 이용되고 최종적으로 메탄과 이산화탄소를 주성분으로 하는 바이오가스가 생산된다(Lawrence & McCarty, 1969). 위와 같은 혐기성 분해반응에 영향을 미치는 인자에는 pH, 온도, 영양물질, 독성물질 등이 있으며, 일반적인 메탄생성 미생물의 경우 pH 6~8.3 사이에서 혐기성 소화과정을 하고, 7~8일 사이일 때 혐기성소화의 최적조건이 되며, 낮은 pH에서는 수용액으로의 중금속농도 증가로 인한 다른 영향인자와의 상승작용으로 혐기성 반응의 효율이 저하된다(Angelidaki & Ahring, 1994). BMP 테스트는 사용되는 기질의 크기 및 농도, 미생물의 종류와 주입량, 배양조건 등에 따라 메탄 발생량이 다르게 나타

날 수 있다는 연구도 있지만 유기성 폐기물로부터 발생하는 메탄의 양을 측정할 수 있는 간단하고 경제적인 방법이다.

본 연구에서는 BMP 테스트를 실시하여 실제 하수처리장에서 소화조로 유입되는 슬러지의 병합소화를 통해 발생하는 메탄가스의 발생량을 결정하고, 슬러지의 병합소화 특성을 파악하고자 하였다.

## 2. 실험재료 및 방법

### 2.1 시료 채취

실험에 사용된 혐기성 미생물은 B 하수처리장의 혐기성 소화조에서 채취하였으며, 투입슬러지는 연계처리계획에 필요한 생슬러지, 잉여슬러지, 소화슬러지, 음식물 침출수, 분뇨/정화조 슬러지를 각각의 시설에서 채취하였다. 음식물폐기물은 쉽게 부패되기 때문에 4 °C 이하의 온도에서 냉장 보관하였으며, 혐기성 소화슬러지는 혐기성 상태와 온도를 유지하기 위하여 용기의 기밀을 유지한 후 인큐베이터에 보관하여 사용하였다.

### 2.2 실험방법

#### 2.2.1 영양배지 조제

BMP 테스트에서 혐기성 미생물이 이용할 영양물질의 공급을 위하여 Shelton & Tiedje(1984)의 방법에 따라 영양배지를 조제하였으며 조제 시 사용된 성분 및 양을 Table 1에 나타내었다. 제조된 영양배지는 고압멸균기를 이용하여 약 10분 정도 멸균시키고 미생물 배지에 포함된 산소를 배출시킨 후, 상온으로 냉각시키는 과정에서 산소의 유입을 막기 위해 가스 상태의 질소를 주입하였다.

#### 2.2.2 BMP 테스트

2L serum bottle에 질소가스를 주입한 후 미생물 배지와 슬러지를 주입하였다. 시료의 양은 가수분해 및 산 형성 미생물에 의한 급격한 초기 유기산의 축적으로 인해 메탄생성이 저해되지 않는 범위에서 비율을 결정하였으며, 투입된 시료의 유기물부하는 Table 2와 같다. 슬러지는 생슬러지, 잉여슬러지, 소화슬러지, 분뇨/정화조슬러지(1:1의 비율로 조

Table 1. Composition of basic anaerobic medium for the BMP test

Ingredients		Conc. (g/L)
Buffer solution (pH 7.0)	KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	0.27
	K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub>	0.35
Mineral salts	NH <sub>4</sub> Cl	0.53
	CaCl <sub>2</sub> ·2H <sub>2</sub> O	0.075
	MgCl <sub>2</sub> ·6H <sub>2</sub> O	0.100
	FeCl <sub>2</sub> ·4H <sub>2</sub> O	0.020
Trace metals	MnCl <sub>2</sub>	0.0005
	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	0.00005
	ZnCl <sub>2</sub>	0.00005
	CuCl <sub>2</sub>	0.00003
	NaMo <sub>4</sub>	0.00001
	CoCl <sub>2</sub> ·6H <sub>2</sub> O	0.0005
	NiCl <sub>2</sub> ·6H <sub>2</sub> O	0.00005
	Na <sub>2</sub> SeO <sub>3</sub>	0.00005

Table 2. TS and VS of feedstock

	Raw sludge	Excess sludge	Digested sludge	Night soil/septic tank	Food waste	Mixed sludge
TS (mg/L)	20,300	8,600	43,651	15,656	75,400	26,760
VS (mg/L)	15,570	6,450	26,300	13,178	66,800	23,970
Input VS (g)	15.57	6.45	26.3	13.18	66.8	23.97

성), 음식물폐기물(음식물 파쇄물과 희석수의 비=1:1) 및 혼합슬러지로 6개의 슬러지를 대상으로 실험을 진행하였다. 혼합슬러지는 실제 하수처리장에서 유입되는 유입량의 비율로 1 L에 들어가는 양으로 환산하여 생슬러지 276.4 mL, 잉여슬러지 575 mL, 음식물 침출수 70.4 mL, 정화조/분뇨 78.2 mL로 구성하였다. 반응조의 상단에는 고무와 실리콘 마개를 끼워놓은 플라스틱 캡을 이용하여 밀봉하여 혐기성 상태를 유지시켰으며, 실리콘 마개에 시린지를 이용하여 발생가스량 및 성분을 측정하였고, 혐기성 소화의 최대효율을 얻기 위하여 35 ± 2 °C가 유지되는 인큐베이터(iNtRON Biotechnology Co. Ltd., South Korea) 내에서 실험하였다. 혐기성 미생물의 최적 pH인 7.0으로 맞추기 위해 0.1N NaOH와 0.1N HCl을 넣어 조절하였다. 미생물 반응에 의한 급격한 산형성에 따른 pH 저하를 억제하기 위해 알칼리 물질인 중탄산염(NaHCO<sub>3</sub>) 0.1848 g을 넣어준 후 질소가스로 충분히 purge하여 혐기성 상태가 되도록 만들어 밀봉하였으며, Serum bottle 내부의 온도가 35 °C가 되었을 때를 실험 시작시간으로 설정하였으며 30일간 실험을 진행하였다. 총 가스발생량은 유리제 시린지와 마노미터를 이용하여 측정하였다. 메탄가스 발생량은 투입된 폐기물의 휘발성 고형물(VS)당 발생하는 메탄가스의 양을 산출하여 mL CH<sub>4</sub>/g VS로 표시하는 것이 일반적이며, 반응조 상부 공간에 남아있는 소화가스는 수증기로 포화되어 있다고 가정하여 먼저 수분의 양을 제외해야 한다. 측정기간 동안의 메탄발생량은 Eq. (1)과 같이 물질수지식을 이용하여 가스 시료의 대상채취시간 전에 반응조 상단부에 존재하였던 메탄의 양을 보정하였다.

$$V_{CH_4(35^\circ C)} = C_1(V_1 + V_0) - C_0 V_0 \quad (1)$$

여기서

$V_{CH_4}$  : 생성된 메탄의 부피

$C_1$  : 시료채취 시 메탄 함유%

$C_0$  : 시료채취 전 메탄 함유%

$V_1$  : 시린지로 측정된 바이오가스의 부피(mL)

$V_0$  : 반응기의 기상 부피(mL)

Table 3. Condition of GC analysis

GC	6000 M (Younglin, Korea)
Column	CTR 1 (6 ft × 1/8 inch SS)
Detector	TCD (Thermal Conductivity Detector)
Carrier Gas	Helium, 50 mL/min
Injector Temperature	35 °C
Detector Temperature	120 °C
Oven Temperature	120 °C

Eq. (1)에서 계산된 메탄발생량은 다시 Eq. (2)를 이용하여 0 °C, 1기압의 표준상태로 전환시킨 후 누적 메탄발생량을 계산하였다. 이는 건조상태의 가스발생량을 구하기 위하여 35 °C에서의 포화수증기압 42.2 mmHg를 빼주었으며, 폐기물 시료만의 순수 누적가스 발생량을 측정하기 위하여 식종액만을 포함한 바탕시험용 시료의 누적가스 발생량 값을 측정, 식종액으로 인한 누적가스 발생량 부분을 보정해 주었다.

$$V_{CH_4}(STP) = V_{CH_4(35^\circ C)} \times \frac{273.15}{273.15 + 35} \times \frac{760 - 42.2}{760} \quad (2)$$

또한 가스 내 메탄 및 이산화탄소 농도는 시린지로 채취한 후 GC-TCD를 이용하여 메탄과 이산화탄소의 농도를 분석하였다. GC-TCD의 분석조건은 Table 3과 같다.

### 3. 결과 및 고찰

#### 3.1 일일 가스발생량

6개 시료의 일일 가스발생량을 Fig. 1에 나타내었다. 각각의 소화반응조로부터 일일 가스발생량을 30일 동안 관찰한 결과, 모든 시료에서의 바이오가스 발생은 초기 2일 이후부터 활발히 시작되어 2주 동안 지속하는 것을 알 수 있었으며 일정 시간이 경과한 후에는 발생량이 급격히 감소하는 것을 확인하였다. 특히 7~8일 사이에 가스발생량이 최대값을 보여 Angelidaki & Ahring(1994)의 연구에서처럼 7~8일 사이에 혐기성소화의 최적조건이 형성되었음을 확인하였다. 따라서 20일 이후에는 가스발생량이 급격히 감소하는 것으로 보아 회분식 혐기소화의 경우 체류시간은 20일 정도면 적합할 것으로 사료된다.

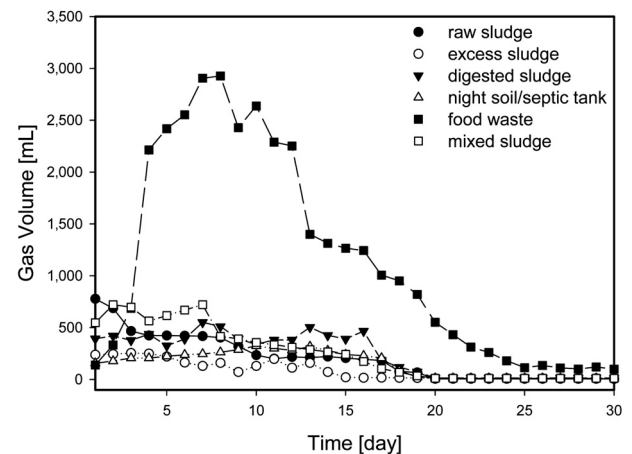


Fig. 1. Daily gas production volume

### 3.2 누적 가스발생량

6개의 테스트 반응조로부터 발생하는 바이오가스의 총량을 추산하기 위하여 각각에 대한 누적증가량을 측정하고 그 결과로부터 6개의 시료로부터 생산되는 바이오가스의 누적 발생량을 Fig. 2에 나타내었다. 누적 바이오가스 총량은 음식물폐기물이 상대적으로 많은 것으로 나타났으나 투입된 고형물의 양에 비례하여 증가하는 것을 고려하였을 때 휘발성 고형물(VS) 투입량에 대한 바이오가스 발생량으로 평가하였다. 음식물폐기물의 경우 511.8 L/kg으로 소화반응에 투입된 VS당 최대 바이오가스 생산량을 나타내었다. 다음으로는 잉여슬러지와 생슬러지로서 약 400.0 L/kg으로 비슷한 경향을 나타내었으며, 소화슬러지가 268.6 L/kg으로 가장 낮게 나타났다. 메탄함유율은 매일의 반응상태에 따라 변화하므로 이에 대한 고려가 필요하므로 회분식 실험과는 달리 실제 처리장에서는 연속반응이므로 체류시간에 따른 소화가스의 조성비를 관찰하여야 할 필요가 있다.

### 3.3 메탄생성퍼텐셜

메탄생성퍼텐셜의 측정을 위한 회분식 혐기소화 반응기에서 생산된 메탄가스의 누적생산 곡선을 Modified Gompertz

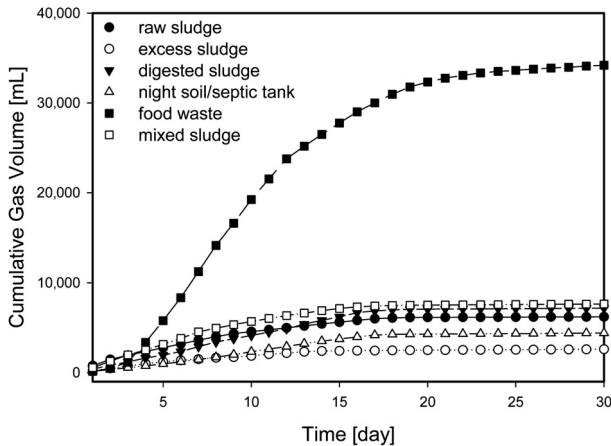


Fig. 2. Cumulative gas production volume

model(Lay et al., 1998)과 Exponential model(Owen et al., 1979)을 이용하여 최적화한 후 도출한 단위메탄생산량과 파라미터들을 Table 4에 나타내었다. Modified Gompertz model과 Exponential model은 Eq. (3), Eq. (4)와 같다.

$$M = P \times \exp\left\{-\exp\left[\frac{R_m \times e}{P}(\lambda - t) + 1\right]\right\} \quad (3)$$

여기서

$M$  : 누적 메탄생산량(mL)

$P$  : 메탄생성퍼텐셜(mL)

$R_m$  : 최대메탄생산속도(mL/day)

$e$  : exp(1)

$\lambda$  : 지체성장시간(lag growth phase time; day)

$t$  : 혐기배양기간(day)

$$B = B_0(1 - e^{-kt}) \quad (4)$$

여기서

$B$  : 누적 메탄생산량(mL)

$B_0$  : 메탄생성퍼텐셜(mL)

$k$  : 1차 반응속도 상수(day<sup>-1</sup>)

$t$  : 혐기배양기간(day)

Modified Gompertz model에서는 생슬러지, 잉여슬러지, 소화슬러지, 분뇨/정화조슬러지, 음식물폐기물 및 혼합슬러지의 단위메탄생산량이 각각 64.63, 67.49, 66.45, 72.44, 107.85, 46.71 mL CH<sub>4</sub>/g VS로 나타났다. Exponential model을 이용하여 구한 단위메탄생산량은 84.51, 82.31, 111.42, 100.87, 97.21, 58.09 mL CH<sub>4</sub>/g VS로 나타나 Modified Gompertz model을 이용하여 추정된 단위메탄생산량보다 높게 나타났다. 하지만 음식물 폐기물의 경우에는 Modified Gompertz model보다 11.1 % 낮게 추산되었다. 지체성장기간은 분뇨/정화조의 경우 6.46 day로 가장 컸으며, 음식물폐기물의 경

Table 4. Methane yield and model parameters estimated from Modified Gompertz model and exponential model

Feedstock	Modified Gompertz model				Exponential model		
	Ultimate methane yield (mL/g VS)	P (mL)	R <sub>m</sub> (mL/day)	λ (day)	Ultimate methane yield (mL/g VS)	B <sub>0</sub> (mL)	k (day <sup>-1</sup> )
Raw sludge	64.63	1,006.3	59.2	1.43	84.51	1,315.8	0.051
Excess sludge	67.49	435.3	32.2	1.65	82.31	530.9	0.067
Digested sludge	66.45	1,747.6	124.0	3.85	111.42	2,930.4	0.034
Night soil/septic tank	72.44	954.7	91.7	6.46	100.87	1,329.5	0.012
Food waste	107.85	7,204.7	492.0	4.41	97.21	6,493.3	0.008
Mixed sludge	46.71	1,119.6	80.4	1.88	58.09	1,392.3	0.062

우에는 4.41 day로 나타났다. 또한 최대메탄생산속도는 음식물폐기물이 492.0 mL/day로서 가장 크게 나타났으며, 혼합슬러지의 경우 80.4 mL/day로 나타나 생슬러지나 잉여슬러지의 최대메탄생산속도보다는 높게 나타났다. Fig. 3과 4는 각각 유기성 폐자원별 누적 메탄생산 곡선을 Modified Gompertz model과 Exponential model을 이용하여 최적화한 것을 나타낸 것이다. Modified Gompertz model을 이용하여 최적화한 메탄생성 곡선은 생슬러지, 잉여슬러지, 소화슬러지, 분뇨/정화조슬러지, 음식물폐기물 및 혼합슬러지의 R<sup>2</sup>이 각각 0.9933, 0.9974, 0.9929, 0.9966, 0.9996, 0.9976으로 유기성 폐자원별 메탄생산특성을 잘 설명하고 있으나 Exponential model을 이용한 경우 0.9804, 0.9841, 0.9650, 0.9491, 0.9743, 0.9810으로서 Modified Gompertz model에 비해 최적화 정도가 낮은 것으로 나타났다. Cho & Kim(2006)의 연구에서는 음식물쓰레기 등의 메탄생성퍼텐셜 측정에서 Modified Gompertz model을 이용하고 R<sup>2</sup>이 0.997~0.999의 범위에 있다고 발표한 바 있어 Exponential model보다 Modified Gompertz model

이 메탄생성퍼텐셜 최적화에 적합한 것으로 판단된다. 특히 혐기소화공정에서 상대적으로 긴 지체성장기간을 갖고 급격한 대수증식 성장 속도를 보이는 경우 Exponential model의 R<sup>2</sup>이 낮아지는 것으로 나타났다. 각 시료로부터 생산되는 바이오가스 내의 메탄함유량은 초기에는 낮았으나 소화반응이 진행됨에 따라 증가하였고 바이오가스 발생률이 감소할 때부터 메탄발생량이 유지되는 것으로 나타났다. Modified Gompertz model을 이용한 해석에서 혼합슬러지의 경우 메탄생성퍼텐셜이 1,119.6 mL로 나타났는데 생슬러지, 잉여슬러지, 음식물폐기물 및 정화조/분뇨의 혼합비가 약 4:8:1:1인 것을 감안하면 상대적으로 메탄생성퍼텐셜이 낮은 잉여슬러지의 투입량으로 인해 낮아질 수 있는 메탄생성퍼텐셜을 음식물폐기물의 높은 메탄생성퍼텐셜이 보완하여 나타난 값으로 해석될 수 있다. 이러한 결과는 음식물쓰레기 혼합에 따른 혼합폐기물의 C/N비 증가와 더불어 쉽게 생분해 가능한 유기성분의 증가로 인하여 소화효율이 향상되었기 때문으로 판단된다. 도시에서 발생하는 하수슬러지의 C/N비는 6~16으로 혐기성소화의 최적 C/N비인 20~30보다 낮기 때문에 혐기성소화의 적정 C/N비로 조절하기 위해 음식물 쓰레기와 혼합 소화하는 것이 유리하다고 보고된 바 있다(Zhang et al., 2008; Sosnowski et al., 2007). Kim et al. (1999)은 하수슬러지를 단독으로 소화하는 경우에 비해 음식물 쓰레기를 혼합하는 경우 유기고형물 단위 질량당 가스 생성량이 약 1.6배까지 증가한다고 발표한 바 있다. 또한 혼합소화의 적정 혼합비에 대한 연구 발표들을 보면 Park et al.(2012)은 음식물 쓰레기에 대한 축산분뇨의 혼합비가 48.8 %일 때 메탄생성수율과 유기고형물 제거율이 가장 높다고 발표하였으며, Jeong et al.(2009)은 음식물폐수와 축산폐수의 비율이 50:50일 때 유기물 제거효율이 가장 높다고 평가하였다. Hamzawi et al.(1998)은 생분해성 도시고형폐기물과 하수슬러지를 통합 소화할 경우 하수슬러지의 낮은 C/N비와 생분해도는 도시고형폐기물의 혼합에 의해 개선되고 하수슬러지의 혼합은 미량원소를 제공함에 따라 전체 소화공정의 안정성뿐만 아니라 소화균의 적절한 생육 환경이 조성됨에 따라 메탄 발생량의 증가와 같은 긍정적인 효과가 있다고 발표한 바 있다. 하지만 고형물질이 많은 음식물폐기물이 증가할수록 기질의 가수분해에 소요되는 시간이 길어지기 때문에 음식물폐기물의 비율이 증가할수록 발효가 끝나는 시간도 늦어진다는 연구 결과도 있다(Kim et al., 2008; Meraz et al., 2004). 따라서 메탄생성퍼텐셜을 높이기 위해서는 하수처리장의 혐기성 소화조에 투입되는 음식물폐기물의 혼합비를 조절함으로써 빈부하 문제 해결과 동시에 소화조의 안정적인 운영을 기대할 수 있을 것으로 사료된다.

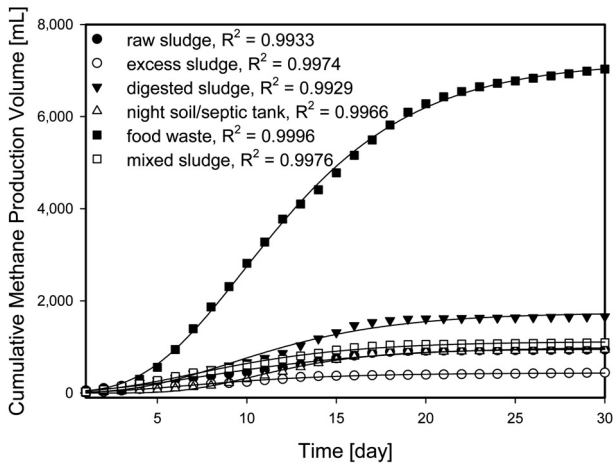


Fig. 3. Biochemical methane potential assay by modified Gompertz model

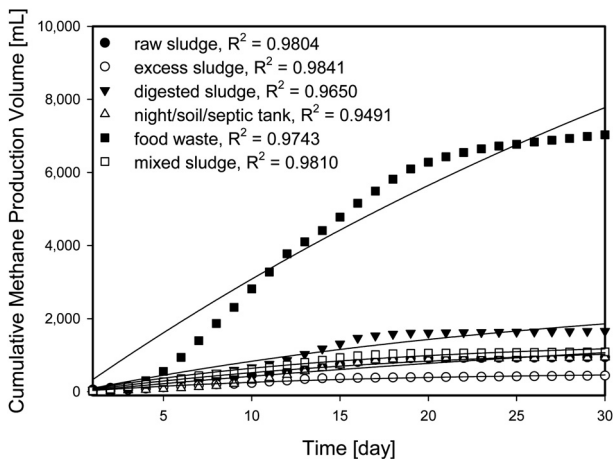


Fig. 4. Biochemical methane potential assay by exponential model

## 4. 결 론

분뇨/정화조슬러지와 음식물폐기물의 병합소화를 통해 발생하는 메탄가스의 발생량을 결정하고, 슬러지의 병합소화 특성을 파악하기 위하여 생슬러지, 잉여슬러지, 소화슬러지, 분뇨/정화조슬러지(1:1의 비율로 조성), 음식물폐기물(음식물 파쇄물과 희석수의 비=1:1) 및 혼합슬러지의 6개의 슬러지를 대상으로 30일간 BMP 테스트를 실시하여 다음과 같은 결론을 얻었다.

바이오가스 발생은 초기 2일 이후부터 활발히 시작되어 2주 동안 지속되는 것을 알 수 있었으며 일정 시간이 경과한 후에는 발생량이 급격히 감소하는 것을 확인하였다. 특히 7~8일 사이에 가스발생량이 최대값을 보였으며, Modified Gompertz model을 이용한 생슬러지, 잉여슬러지, 소화슬러지, 분뇨/정화조슬러지, 음식물폐기물 및 혼합슬러지의 단위메탄생산량은 각각 64.63, 67.49, 66.45, 72.44, 107.85, 46.71 mL CH<sub>4</sub>/g VS로 나타났다. 혼합슬러지의 지체성장기간은 1.88 day이었으며, 최대메탄생산속도는 80.4 mL/day로 나타났다. 따라서 메탄생성퍼텐셜을 높이기 위해서는 하수처리장의 혐기성 소화조에 투입되는 음식물폐기물의 혼합비를 조절함으로써 빈부하 문제 해결과 동시에 소화조의 안정적인 운전을 기대할 수 있을 것으로 사료된다.

## 감사의 글

이 논문은 2014학년도 김포대학교의 연구비 지원에 의하여 연구되었습니다.

## References

1. Angelidaki, I. and Ahring, B. K. (1994), Anaerobic digestion of manure at different ammonia loads : Effect of temperature, *Water Research*, Vol. 28, No. 3, pp. 727~731.
2. Cho, H. S. and Kim, J. Y. (2006), Methane production potential with changes of household waste composition, *Journal of Korea Society of Waste Management*, Vol. 23, No. 2, pp. 154~160 (in Korean).
3. Hamzawi, N., Kennedy, K. J., and McLean, D. D. (1998), Anaerobic digestion of co-mingled municipal solid waste and sewage sludge, *Water Science Technology*, Vol. 3, No. 2 pp. 127~132.
4. Jeong, D. Y., Chung M. H., and Kim, Y. J. (2009), Optimal mixing ratio of wastewater from food waste and cattle manure and hygienic aspect in batch type anaerobic digestion, *Journal of the Korea Organic Resource Recycling Association*, Vol. 17, No. 2, pp. 93~100 (in Korean).
5. Kim, H. J., Jung, S. R., Park, J. K., and Lee N. H. (2008), Evaluation of anaerobic biodegradability of organic waste considering dioxin growth, *Journal of Korea Society of Waste Management*, Vol. 25, No. 7, pp. 652~658 (in Korean).
6. Kim, J. K., Lee, Y. H., Kim, C. H., Jung Y. J., and Sung, N. C. (1999), The study on mixed digestion of food waste and sewage sludge, *Journal of Korean Society of Environmental Engineers*, Vol. 21, No. 5, pp. 951~957 (In Korean).
7. Lawrence, A. W. and McCarty, P. L. (1969), Kinetics of methane fermentation in anaerobic treatment, *Journal of Water Pollution Control Federation*, Vol. 41, No. 2, pp. R1~R17.
8. Lay, J. J., Li, Y. Y., and Noike, T. (1998), Development of bacterial population and methanogenic activity in a laboratory-scale landfill bioreactor, *Water Research*, Vol. 32, No. 12, pp. 3673~3679.
9. Meraz, R. L., Vidales, A. M., and Dominguez, A. (2004), A fractal-like kinetics equation to calculate landfill methane production, *Fuel*, Vol. 83, No. 1, pp. 73~80.
10. Owen, W. P., Stuckey, D. C., Healy, J. B., Young, L. Y., and McCarty, P. L. (1979), Bioassay for monitoring biochemical methane potential & anaerobic toxicity, *Water Research*, Vol. 13, No. 6, pp. 485~492.
11. Park, J. K., Jung S. R., Kang J. H., Ahn, Y. M., Jin, H. E., and Lee, N. H. (2012), A study on optimization conditions for anaerobic co-digestion of food wastes with livestock wastes, *Journal of Korea Society of Waste Management*, Vol. 29, No. 4, pp. 356~364 (in Korean).
12. Shelton, D. R. and Tiedje, J. M. (1984), General method for determining anaerobic biodegradation potential, *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 47, No. 4, pp. 850~857.
13. Sosnowski, P., Klepacz-Smolka, A., Kaczorek, K., and Ledakowicz, S. (2007), Kinetic investigations of methane co-fermentation of sewage sludge and organic fraction of municipal solid wastes, *Bioresource Technology*, Vol. 99, No. 13, pp. 5731~5737.
14. Zhang, P., Zeng, G., Zhang, G., Li, Y., Zhang, B., and Fan, M. (2008), Anaerobic co-digestion of biosolids and organic fraction of municipal solid waste by sequencing batch process, *Fuel Processing Technology*, Vol. 89, No. 4, pp. 485~489.