

## 유기성 폐자원별 메탄 생산 퍼텐셜 측정 연구

김승환 · 김현철 · 김창현 · 윤영만\*

국립한경대학교

### The Measurement of Biochemical Methane Potential in the Several Organic Waste Resources

Seung-Hwan Kim, Hyun-Cheol Kim, Chang-Hyun Kim, and Young-Man Yoon\*

Biogas Research Center, Hankyong National University, Anseong, 456-749, Korea

This research studied the bio-methane potential of several waste biomass materials as alternative sources for biogas production, and the laboratory procedure for measuring the biochemical methane potential was described. The wastes from four agro-industries (sewage, livestock, food wastewater treatment sludge and cattle rumen substance generating in slaughter house) were evaluated as substrates for the assay of biochemical methane potential. In order to estimate the ultimate methane yield, two empirical equations (modified Gompertz equation and exponential equation) was investigated. The ultimate methane yield of sewage, livestock, food sludge and lumen substance estimated by the modified Gompertz equation were 0.086, 0.147, 0.146, and 0.121 L CH<sub>4</sub> g<sup>-1</sup> VS<sub>added</sub>, respectively. The ultimate methane yield estimated by the exponential equation were 0.109, 0.246 and 0.174 L CH<sub>4</sub> g<sup>-1</sup> VS<sub>added</sub> in sewage, livestock sludge and lumen substance. And the ultimate methane yield estimated by the exponential equation showed more high values in the range of 26.7 ~ 67.3% than the ultimate methane yield estimated by the modified Gompertz equation.

**Key words:** BMP (biochemical methane potential), Waste biomass, Anaerobic digestion, Biogas, Rumen substance

## 서 언

대기 중의 이산화탄소 농도의 증가로 인한 기후변화 영향이 심화되고 점차적인 화석연료 고갈로 대체에너지 개발에 대한 필요성이 대두되면서 대기 중의 이산화탄소를 증가시키지 않으면서 화석연료를 직접 대체할 수 있는 바이오에너지에 대한 관심이 높아지고 있다. 또한 2012년부터는 가축분뇨, 음폐수 등 고농도 유기성 폐기물의 해양투기가 전면적으로 금지될 예정이고, 하수, 가축분뇨, 음식물 처리 슬러지의 직매립도 제한되고 있어 이러한 유기성 폐기물의 적정처리 방안 마련이 시급한 실정이다. 이에 정부는 유기성 폐자원의 혐기소화를 통해 폐기물계 바이오매스로부터 바이오가스를 생산하는 혐기소화 시설의 확대·보급을 추진하고, 2009년 7월에는 농림수산식품부, 지식경제부, 환경부 등 정부부처가 합동으로 에너지자립형 마을 시범사업을 추진 (2013년

까지 15개소)하고 있으며 (교육과학기술부 등, 2009), 농림수산식품부는 2009년 9월에 가축분뇨 바이오에너지화 실행계획을 수립하여 2020년까지 100개소 (가축분뇨 365만 톤/년)의 바이오가스 생산시설을 확대하는 방안을 추진하고 있다.

국내 바이오가스 생산시설은 현재까지 약 8개소 (파주, 이천, 안성, 아산, 청양, 창녕, 부안 등)가 운전 중에 있다. 이들 대부분의 시설은 양돈슬러리를 주원료로 이용하고, 일부 시설에서만 음식물쓰레기를 통합소화 하는 사례가 보고 (Yoon et al., 2009a)되고 있으며, 아직까지 양돈분뇨와 음식물쓰레기 외의 유기성 바이오매스 자원의 활용사례는 미미한 상황이다. 특히 돈분 슬러리의 경우 바이오가스 생산의 원료가 되는 유기물 함량이 2~5% 정도로 매우 낮고 계절별 유기물 농도의 변동이 매우 커서 양돈슬러리만을 단독으로 혐기소화 하는 경우 안정적인 혐기소화조의 운전과 바이오가스 생산의 경제성 확보에 어려움이 있다 (Yoon et al., 2009b). 따라서 혐기소화조 운전의 안전성과 경제성을 확보하기 위해서는 고농도 유기성의 바이오매스와 통합소화 하는 방안이 제시되고 있으며 이를 위해서는 다양

접수 : 2010. 5. 26 수리 : 2010. 6. 14

\*연락처 : Phone: +82316705335

E-mail: yyman@hknu.ac.kr

한 폐기물계 바이오매스 자원의 혐기소화 특성에 관한 많은 기초연구가 요구된다.

국내에서는 1980년대 후반부터 가축분뇨, 하수슬러지 및 음식물쓰레기 등 폐기물 처리의 문제를 해결하기 위하여 혐기소화 공정의 최적화와 처리효율 개선에 관한 연구가 다수 진행되었으며, 주로 산발효 및 메탄발효에서의 운전조건의 확립에 관한 연구 (Eom and Han, 2004; Heo et al., 2003; Lim et al., 2002), 탈질 및 외부탄소원의 혐기소화공정 투입 효과에 관한 연구 (Lee et al., 2000; Park et al., 2001), 혐기소화 운전인자 도출 및 유기물 제거효율 개선에 관한 연구 (Park et al., 2002; Choi et al., 2005) 등 많은 혐기소화 공정 관련 연구사례가 있다. 그러나 최근에 폐기물 처리와 함께 대체에너지에 대한 관심이 높아지면서 다양한 폐기물 바이오매스에 대한 혐기소화 특성, 메탄 생산퍼텐셜 측정·평가법에 관한 연구 및 메탄생산효율 증대에 관한 연구가 요구되고 있다.

외국의 경우 바나나 (Stewart et al., 1984), 당근 (Knol et al., 1978), 식물줄기 (Chynoweth et al., 1993; Hashimoto, 1986) 등 다양한 폐자원에 대한 메탄퍼텐셜 연구가 보고되고 있으며, 이와 함께 신뢰성 있는 메탄퍼텐셜 측정 및 평가방법에 관한 연구도 다수 보고 (Daniel and Tiedje, 1984; Hansen et al., 2004)되고 있다. 이에 Daniel and Tiedje (1984) 메탄 생산퍼텐셜의 측정 방법간 비교 연구를 한바 있으며,

Angeldaki et al. (2009)은 지난 20년간 보고된 메탄 생산퍼텐셜(biochemical methane potential, BMP) 측정방법을 정리하여 표준화된 메탄생산퍼텐셜 측정방법을 제시하였다. 또한 Tang et al. (2008)과 Guna-seelan (2003) 등은 다양한 지수 모델식을 이용하여 최대메탄생산량을 평가하고 있다. 우리나라에서도 Cho and Kim (2009)이 폐기물 조성에 따른 메탄생산량을 지수식인 Gompertz model을 이용하여 측정하는 바 있다.

따라서 본 연구에서는 농촌도시에서 발생하는 폐기물계 바이오매스 중 가축분뇨, 하수, 음식물 슬러지와 도축장에서 발생하는 소 반추위 잔재물을 실험에 공시하고 각 폐자원별 메탄생산퍼텐셜을 측정하였다. 또한 기존 연구자들이 메탄생산퍼텐셜을 측정 자료로부터 최대메탄생산량을 추정하는데 이용한 Modified Gompertz model과 Exponential model (Owen, 1979)을 이용하여 최대메탄생산량을 추정에 있어 모델별 적용성을 비교 검토하고자 하였다.

## 재료 및 방법

**공시재료** 본 연구에서는 폐기물계 바이오매스별 혐기소화 특성을 파악하기 위하여 안성지역에서 발생하는 유기성의 폐기물계 바이오매스인 음식물, 가축분뇨, 하수 처리장의 잉여슬러지와 도축가공 과정에서 발생하는 소 반추위 잔재물을 수거하여 시험에 공시하였다.

**BMP 시험** 유기성 폐자원별 메탄생산퍼텐셜은 회분식 혐기반응기를 이용하여 38℃에서 42일간 배양하였다 (Hansen et al., 2004). 반응기질은 공시시료를 분쇄하여 균질화시킨 후 휘발성 고형물 (volatile solid, VS) 함량을 기준으로 2% 내외가 되도록 증류수로 희석하여 준비하였으며, 접종액 (inoculum)은 가축분뇨와 음식물 통합혐기소화 시설 (안성 일죽)의 혐기소화조에서 소화액을 채취한 후 8일간 38℃에서 혐기 배양시키고, 잔여가스를 제거한 후 접종액으로 공시하였다. BMP 측정을 위한 기초혐기배지 (anaerobic basic medium)는 Table 1과 같이 준비하였다 (Angelidaki et al., 2009). 메탄 생산 퍼텐셜의 측정을 위한 회분식 혐기반응기는 120 mL serum bottle을 이용하였고, 기초혐기배지 60 mL, 접종액 20 mL, 반응기질 (원료) 20 mL를 혐기반응기에 혼합하였으며, N<sub>2</sub> 가스를 충전하여 혐기적 상태에서 완전 밀폐시키고 38℃에서 42일간 배양하였다. 배양기간 중 주기적으로 바이오가스 생산량과 바이오가스 성상을 측정하였으며, 1일 1회 흔들어서 반응기를 교반하였다.

**Table 1. Composition of basic anaerobic medium for the biochemical methane potential assay.**

Ingredients	Chemicals	Concentration
		mM
Buffer solution	KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	2.00
	K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub>	2.00
Mineral salts	NH <sub>4</sub> Cl	10.00
	MgCl <sub>2</sub>	0.47
	CaCl <sub>2</sub> ·2H <sub>2</sub> O	0.51
	FeCl <sub>2</sub> ·4H <sub>2</sub> O	0.10
Alkalinity solution	NaHCO <sub>3</sub>	0.01
	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	0.81
Trace metals †	ZnCl <sub>2</sub>	0.37
	CuCl <sub>2</sub> ·2H <sub>2</sub> O	0.18
	MnCl <sub>2</sub> ·4H <sub>2</sub> O	2.53
	Na <sub>2</sub> MoO <sub>4</sub> ·2H <sub>2</sub> O	0.04
	Na <sub>2</sub> SeO <sub>3</sub>	0.29
	CoCl <sub>2</sub> ·6H <sub>2</sub> O	2.10
	NiCl <sub>2</sub> ·6H <sub>2</sub> O	0.21

† Trace metals were prepared as the stock solution (× 1,000).

**분석방법** 메탄생산퍼텐셜 측정을 위한 회분식 혐기반응기의 발생가스는 2% 황산에 resazurin 0.1%를 함유하는 수주차식 가스측정기를 이용하였다 (Williams, 1996; Beuvink, 1992). 메탄농도 분석은 TCD (thermal conductivity detector)와 HayesepQ packed column (직경 3 mm, 길이 3 m, 80~100 mesh size)을 장착한 Gas chromatography (GC2010, shimadzu, Japan)를 이용하였으며, 주입구 (injector) 150°C, 컬럼부 (column) 90°C, 검출부 (detector) 200°C의 조건에서 Ar 가스를 이동상으로 하여 유속 30 mL min<sup>-1</sup>에서 분석하였다 (Sorensen et al., 1991). 유기성 폐자원별 화학적 성상과 메탄 생산 퍼텐셜 측정을 위한 혐기 배양액의 화학적 성상분석은 Standard methods (APHA, 1998)에 따라 총고형물 (total solid, TS) 함량, 휘발성 고형물 (volatile solid, VS) 함량, 용해성 화학적 산소요구량 (soluble chemical oxygen demand, SCOD), 암모니아성 질소 (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N), 총질소 (TN)를 분석하였다.

**메탄생산퍼텐셜 평가방법** 유기성 폐자원별 단위 유기물당 메탄생산퍼텐셜(L g<sup>-1</sup> VS<sub>added</sub>)을 분석하기 위하여 회분식 혐기배양 기간 중 메탄 발생량을 측정하여 누적 메탄생산곡선을 구하였다. 메탄생산퍼텐셜 시험을 통해 얻은 자료는 (1) Modified Gompertz model (Lay et al., 1998), (2) Exponential model (Owen et al., 1979)을 이용하고, SigmaPlot(ver. 9.0)으로 분석하였다. (1) Modified Gompertz model에서 M은 누적 메탄생산량 (mL), t는 혐기배양기간 (days), P는 메탄생산퍼텐셜 (mL), e는 exp(1), R<sub>m</sub>은 최대메탄생산 속도 (mL day<sup>-1</sup>), λ는 지체성장시간 (lag growth phase time; days)을 나타내며, (2) Exponential model에서 B는 누적 메탄생산량 (mL), t는 혐기배양기간 (days), B<sub>0</sub>은 메탄생산퍼텐셜 (mL), k는 1차 반응속도 상수를 나타낸다.

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

Modified Gompertz model

$$B = B_0 (1 - e^{-kt}) \quad (2)$$

Exponential model

## 결과 및 고찰

**유기성 폐자원별 성상특성** 유기성 폐자원별 메탄 생산 퍼텐셜을 측정하기 위하여 하수, 가축분뇨, 음식물

처리시설에서 발생하는 슬러지와 도축장에서 발생하는 반추위 잔재물을 공시하고 공시시료의 화학적 성상을 분석하였다 (Table 2). TS 함량은 하수, 가축분뇨, 음식물 슬러지 및 반추위 잔재물에서 각각 18.1, 23.7, 13.6, 14.8%로 나타나 가축분뇨 슬러지가 높았으며, VS 함량은 14.3, 18.9, 11.9, 12.5%로 TS 함량과 비슷한 양상을 보였다. TN의 함량은 하수, 가축분뇨, 음식물 슬러지에서 각각 13,763, 13,168, 1,249 mg L<sup>-1</sup>로 높게 나타나 혐기소화 과정에서 잠재적인 암모니아 독성의 유발 가능성이 있는 것으로 나타났으며, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N의 함량은 가축분뇨 슬러지에서 4,902 mg L<sup>-1</sup>로 높게 나타났다. 도축장에서 발생하는 소의 반추위 잔재물의 경우 TN과 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N은 1,885, 236 mg L<sup>-1</sup>로 매우 낮았다.

**Table 2. Chemical composition of organic waste resources.**

Feedstock	TS	VS	COD <sub>Cr</sub>	TN	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N
	%	%	mg L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>
MWTP <sup>†</sup>	18.1	14.3	395,420	13,763	2,238
LWTP <sup>‡</sup>	23.7	18.9	276,420	13,618	4,902
FWTP <sup>§</sup>	13.6	11.9	210,400	6,412	1,249
ORS <sup>¶</sup>	14.8	12.5	168,500	1,885	236

<sup>†</sup>Sludge of municipal wastewater treatment plant.

<sup>‡</sup>Sludge of livestock wastewater treatment plant.

<sup>§</sup>Sludge of food wastewater treatment plant.

<sup>¶</sup>Organic rumen substance originated from a slaughter house.

**메탄 생산 퍼텐셜** 메탄생산퍼텐셜의 측정을 위한 회분식 혐기반응기에서 배양 전후 원료의 성상 변화는 Table 3과 같다. 유기성 폐자원별로 배양 전후 pH는 혐기반응과정에서 7.93~8.32의 범위에서 7.09~7.25로 약간 낮아졌으나 메탄균 활성의 최적 pH 범위 안에 위치하여 안정적으로 혐기소화가 진행 된 것으로 생각된다. 배양기간 중 하수, 가축분뇨, 음식물 슬러지 및 반추위 잔재물에서 각각 37.8, 8.3, 12.5, 56.4%의 VS 분해율을 보였으며, 반추위 잔재물의 VS 분해율이 가장 높았다. TN은 하수슬러지에서 22.1% 감소하는 것으로 나타났고, 그 밖의 시료에서는 7.0~9.7 % 범위에서 감소하였으며, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N은 음식물 슬러지에서 28.1% 증가하였고, 그 밖의 시료에서는 3.4~14.9% 범위에서 감소하였다. 회분식 혐기소화 과정은 질소에 대한 제거 메커니즘을 포함하지 않으므로 혐기배양 중 TN의 감소는 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N로의 무기화 과정과 NH<sub>3</sub> 가스화 과정을 통해 반응기에서 바이오가스 배출시 NH<sub>3</sub> 가스가 함께 배출되는 것으로 생각된다.

**Table 3. Changes of chemical composition of feedstock after anaerobic digestion.**

	Feedstock				Digestate			
	MWTP <sup>†</sup>	LWTP <sup>‡</sup>	FWTP <sup>§</sup>	OLS <sup>¶</sup>	MWTP	LWTP	FWTP	OLS
pH	8.32	8.41	8.05	7.93	7.25	7.16	7.14	7.09
TS	mg L <sup>-1</sup> (537) <sup>§</sup>	19,395 (332)	17,750 (113)	17,885 (742)	17,643 (1,562)	18,065 (1,464)	15,830 (1,061)	10,000 (1,576)
VS	mg L <sup>-1</sup> (315)	14,703 (170)	13,724 (65)	14,154 (721)	10,758 (1,226)	9,079 (4,118)	12,009 (2,607)	6,168 (1,387)
TN	mg L <sup>-1</sup> (14)	2,295 (67)	2,100 (69)	1,459 (26)	1,738 (70)	2,122 (457)	1,953 (168)	1,318 (41)
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	mg L <sup>-1</sup> (80)	1,138 (57)	986 (67)	1,190 (49)	1,047 (85)	1,099 (74)	1,263 (29)	1,032 (31)
COD <sub>Cr</sub>	mg L <sup>-1</sup> (141)	20,400 (6,505)	26,300 (1,273)	26,750 (5,869)	12,800 (1,992)	15,833 (2,650)	18,233 (961)	17,000 (2,600)

<sup>†</sup> Sludge of municipal wastewater treatment plant.

<sup>‡</sup> Sludge of livestock wastewater treatment plant.

<sup>§</sup> Sludge of food wastewater treatment plant.

<sup>¶</sup> Organic rumen substance originated from a slaughter house.

<sup>§</sup> Standard deviation.

**Table 4. Methane yield and model parameters estimated from the cumulative methane production data by BMP assay.**

Feedstock	Modified Gompertz model				Exponential model <sup>§</sup>		
	Ultimate methane yield	P	R <sub>m</sub>	λ	Ultimate methane yield	B <sub>0</sub>	k
	L g <sup>-1</sup> VS <sub>added</sub>	mL	mL day <sup>-1</sup>	day	L g <sup>-1</sup> VS <sub>added</sub>	mL	-
MWTP <sup>†</sup>	0.086	114	4.40	0.29	0.109	140	0.003
LWTP <sup>‡</sup>	0.147	241	24.03	8.60	0.246	404	0.028
FWTP <sup>§</sup>	0.146	187	6.07	9.11	-	-	-
ORS <sup>¶</sup>	0.121	168	7.84	2.78	0.174	241	0.008

<sup>†</sup> Sludge of municipal wastewater treatment plant.

<sup>‡</sup> Sludge of livestock wastewater treatment plant.

<sup>§</sup> Sludge of food wastewater treatment plant.

<sup>¶</sup> Organic rumen substance originated from a slaughter house.

<sup>§</sup> Owen et al., 1979.

Table 4는 누적 메탄생산곡선 자료를 Modified Gompertz model과 Exponential model을 이용하여 최적화한 후 도출한 단위메탄생산량 (L CH<sub>4</sub> g<sup>-1</sup> VS<sub>added</sub>) 과 매개변수들을 나타내었다. Modified Gompertz model에서는 하수, 가축분뇨, 음식물, 반추위 잔재물의 단위메탄생산량이 각각 0.086, 0.147, 0.146, 0.121 L g<sup>-1</sup> VS<sub>added</sub>이었으며, Exponential model을 이용하여 구한 단위메탄생산량은 하수, 가축분뇨, 반추위 잔재물에서 각각 0.109, 0.246, 0.174 L g<sup>-1</sup> VS<sub>added</sub>로 Modified Gompertz model을 이용하여 추정된 단위메탄생산량과 비교하여 26.7~67.3% 정도 높게 추산되었다. 특히 음식물 슬러지의 경우 상대적으로 긴 지체성장 기간과 느린 반응속도를 보여 측정한 자료범위 안에서는 Exponential model을 이용한 단위메탄생산량 추산

이 불가하였다.

하수 슬러지의 경우 Pauss et al. (1984)와 Mata-Alvarez et al. (1990)가 보고한 0.390~0.430 L g<sup>-1</sup> VS<sub>added</sub>의 단위메탄생산량과 Chynoweth and Owen (1993)이 보고한 0.186~0.222 L g<sup>-1</sup> VS<sub>added</sub>의 단위메탄생산량은 큰 차이를 보이고 있어, 원료의 발생 특성에 따라 단위메탄발생량은 큰 차이를 보일 수 있는 것으로 생각된다. 또한 Banks (1994)는 105 m<sup>3</sup> 규모 완전혼합식 혐기소화조 (continuously stirred tank reactor, CSTR)를 이용하여 소와 양의 반추위 잔재물에서 0.18 m<sup>3</sup> kg<sup>-1</sup> COD의 단위메탄생산량을 보고하고, Banks and Wang (1999)은 소 반추위 잔재물에 대한 다른 연구를 통해 완전혼합식 혐기소화조에서 0.27 m<sup>3</sup> kg<sup>-1</sup> TS의 단위메탄생산량을 보고하였다. Banks and Wang

(1999)의 연구결과를 VS기준으로 환산하여 본 연구결과와 비교하면 약  $0.32 \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$  VS로 추산할 수 있다.

Figure 1과 2는 각각 유기성 폐자원별 누적 메탄생산곡선을 Modified Gompertz model과 Exponential model을 이용하여 최적화한 곡선을 나타내었다. Modified Gompertz model을 이용하여 최적화한 유기성 폐자원별 메탄생산곡선은 음식물, 하수, 가축분뇨 슬러지 및 반추위 잔재물에서  $R^2$ 가 각각 0.995, 0.994, 0.996, 0.992로 유기성 폐자원별 메탄생산특성을 잘 설명하고 있으며, Exponential model을 이용하는 경우  $R^2$ 가 각각 0.938, 0.995, 0.878, 0.976로서 Modified Gompertz model과 비교하여 다소 낮은 최적화도를 보였다. Cho and Kim (2006)은 음식물쓰레기 등의 메탄생산퍼텐셜 측정에서 Modified Gompertz model을 이용하고  $R^2$ 가 0.997~0.999의 범위를 보였다고 보고하고 있어, 다른 연구사례에서 보듯이 누적 메탄생산곡선의 최적화에 Modified Gompertz model이 유리한 것으로 판단된다.

특히 가축분뇨 슬러지와 같이 혐기소화과정에서 상대적으로 긴 지체성장기를 보이고, 급격한 대수증식 성장속도를 보이는 경우 Exponential model을 이용한 메탄생산곡선의  $R^2$ 값이 낮아지는 것으로 나타났다. Gunaseelan (2003)은 과일과 열채류의 메탄생산퍼텐셜을 측정하는데 Exponential model을 이용하는데 있어, 100일 이상의 혐기배양기간을 유지하였으며 배양기간을 장기화하여 충분한 정체성장기 (stationary growth phase)를 유도함으로써 최대메탄생산량을 구하는데 있어 지체성장시간과 대수증식 성장속도의 영향을 최소화 한 것으로 생각된다.

**메탄생산퍼텐셜 추정모델의 고찰** 메탄생산퍼텐셜은 혐기소화원료의 원소분석의 결과를 토대로 산출하는 이론적 메탄생산량 (theoretical methane yield)과 실험적으로 얻을 수 있는 최대메탄생산량 (ultimate methane yield)이 있다. 메탄생산퍼텐셜 시험에서는 누적 메탄생산 곡선을 이용하여 배양기간별 메탄생산특성을 파악할 수 있으며, 혐기소화 원료별로 지체성장시간 (lag phase time), 혐기미생물 반응속도 등이 달라지는 경우 혐기발효의 특성도 변화한다. 따라서 이러한 다양한 혐기발효 특성을 일반화하여 최대 메탄생산량을 추정하는 다양한 함수식이 적용되었으며, Modified Gompertz model과 Exponential model이 가장 일반적인 최대메탄생산량을 추정 모델이다. Modified Gompertz model은 실험을 통하여 얻은 누적 메탄생산곡선으로부터 최대메탄생산량 (P), 최대메탄생산속도 ( $R_m$ ), 지체성장시간 ( $\lambda$ )라는 3개의 매개변수 (parameter)를 추정하여 최대메탄생산량을 도출하는 모델이다. 특히 Modified Gompertz model은 지체성장기 (lag growth phase), 대수증식기 (exponential growth phase), 정체성장기 (stationary growth phase)를 거치는 혐기미생물의 성장곡선을 잘 해석하는 특징이 있으며, 특히 오랜배양기간을 통해 충분한 정체성장기를 유도하지 않더라도 혐기미생물의 성장곡선의 해석이 가능하다. 따라서 회분식 혐기반응기에서 혐기미생물의 성장특성과 바이오가스 생산 특성을 잘 설명하는 장점이 있다. Exponential model은 Owen et al. (1979)에 의해 제시된 실험식 (empirical equation)으로서 많은 연구자들에 의해 메탄생산퍼텐셜을 추정하는데 이용되어 왔다. Exponential model은 최대메탄생산량 ( $B_0$ ), 1차 반응속도 상수 (k)라는 2 개의 매개변수로

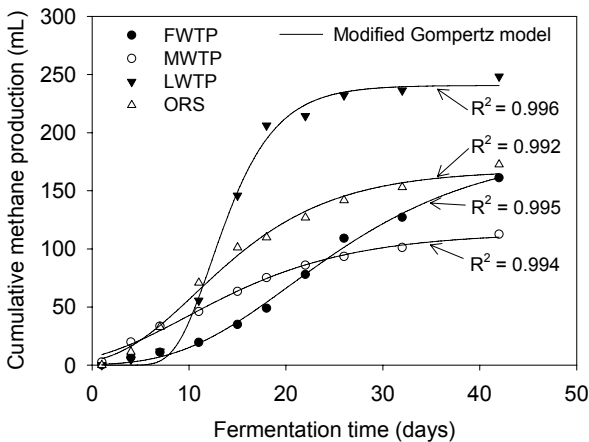


Fig. 1. Curve of biochemical methane potential assay by modified Gompertz model. Sludge of municipal wastewater treatment plant(○), sludge of livestock wastewater treatment plant(▼), sludge of food wastewater treatment plant(●), organic rumen substance originated from a slaughter house(△).

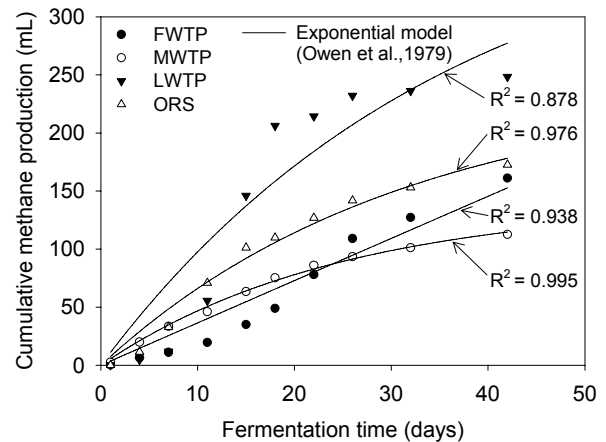


Fig. 2. Curve of biochemical methane potential assay by exponential model. Sludge of municipal wastewater treatment plant(○), sludge of livestock wastewater treatment plant(▼), sludge of food wastewater treatment plant(●), organic rumen substance originated from a slaughter house(△).

구성되어 있으며, 혐기 미생물의 대수증식기 (exponential growth phase)의 성장 특성 해석에는 유리하나, 긴 지체성장기를 가지는 미생물의 성장특성 및 반응속도의 해석에는 어려움이 있다. 특히 100일 이상의 배양기간을 통해 메탄생산퍼텐셜을 측정한 Gunaseelan (2003)의 연구에서 보듯이 Exponential model의 이용을 위해서는 긴 배양기간을 통해 충분한 정체성장기를 유도해야하는 것으로 판단되며, 또한 본 연구결과에서 Modified Gompertz model과 Exponential model이 동일 시료의 단위메탄생산량을 달리 추정하는 것도 42일의 배양기간 동안 충분한 정체성장기가 유도되지 않은데 기인하는 것으로 생각된다.

### 요 약

본 연구는 안성시 관내에서 발생하는 폐기물계 바이오메스 중 가축분뇨, 하수, 음식물 슬러지와 도축장에서 발생하는 소 반추위 잔재물을 실험에 공시하고 각 폐자원별 메탄생산퍼텐셜을 측정하였다. 또한 기존 연구자들이 메탄생산퍼텐셜을 측정 자료로부터 최대메탄생산량을 추정하는데 이용한 Modified Gompertz model과 Exponential model을 이용하여 최대메탄생산량을 추정에 있어 모델별 적용성을 비교 검토하고자 하였다. 하수, 가축분뇨, 음식물 슬러지 및 반추위 잔재물에서 TS 함량은 각각 18.1, 23.7, 13.6, 14.8%이었으며, VS 함량은 14.3, 18.9, 11.9, 12.5%이었다. 유기성 폐자원별로 혐기배양 전후 pH는 7.93~8.32의 범위에서 7.09~7.25로 약간 낮아졌으며, 배양기간 중 VS 분해율은 37.8, 8.3, 12.5, 56.4%이었다. Modified Gompertz model을 이용하여 구한 단위메탄생산량은 하수, 가축분뇨, 음식물, 반추위 잔재물에서 각각 0.086, 0.147, 0.146, 0.121 L CH<sub>4</sub> g<sup>-1</sup> VS<sub>added</sub>이었으며, Exponential model을 이용하여 구한 단위메탄생산량은 하수, 가축분뇨, 반추위 잔재물에서 0.109, 0.246, 0.174 L CH<sub>4</sub> g<sup>-1</sup> VS<sub>added</sub>로 Modified Gompertz model을 이용하여 추정한 단위메탄생산량과 비교하여 26.7 ~67.3% 정도 높게 추산되었다.

### 사 사

본 연구는 경기도의 경기도지역협력연구센터 (GRRC) 사업의 일환으로 수행하였음.

[(GRRC환경2009-B02), 혐기소화 공정을 이용한 혐기소화 부산물 자원화 기술개발]

### 인 용 문 헌

교육과학기술부, 행정안전부, 농림수산식품부, 지식경제부, 환경부, 국토해양부, 산림청, 2009. 7, 저탄소에너지 생산보급을 위한 폐자원 및 바이오메스에너지 대책 실행계획.

Angelidaki, I., M. Alves, D. Bolzonella, L. Borzacconi, J.L. Campos, A.J. Guwy, S. Kalyuzhnyi, P. Jenicek, and J.B. van Lier. 2009. Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops : a proposed protocol for batch assays. *Water science & technology-WST*. 59:927-934.

APHA. 1998. Standard methods for the examination of water and wastewater, 20th ed.

Banks, C.J. and Z. Wang. 1999. Development of a two phase anaerobic digester for the treatment of mixed abattoir wastes. *Water sci. Technol.* 40:67-76.

Banks, C.J. 1994. Anaerobic digestion of solid and high nitrogen content fractions of slaughterhouse wastes. *Environmentally responsible food processing, AIChE Symp.* 90:48-55.

Beuvink, J.M., S.F. Spoelstra, and R.J. Hogendrop. 1992. An automated method of measuring the time course of gas production of feedstuffs incubated with buffered rumen fluid. *Neth. J. Agri. Sci.* 40:401-407.

Cho, H.S. and J.Y. Kim. 2006. Methane production potential changes of household waste composition. *Korea society of waste management.* 23:154-160.

Choi, C.H., E.S. Lee, P.G. Hwang, Y.S. Ju, and S.J. Jin. 2005. A study on the fermentation process in the production of organic acids from food wastes. *J. Korea society of waste management.* 22:79-85.

Chynoweth, D.P., C.E. Turick, J.M. Owens, D.E. Jer, and M.W. Peck. 1993. Biochemical methane potential of biomass and waste feedstocks. *Biomass and bioenergy.* 5:95-111.

Daniel, R.S. and J.M. Tiedje. 1984. General method for determining anaerobic biodegradation potential. *Applied and environmental microbiology.* 47:850-857.

Eom, T.K. and D.Y. Han. 2004. Effect of loading rate on acidogenic fermentation of domestic waste sludge. *Journal of the Korean society of water and wastewater.* 18:15-21.

Hansen, T.L. J.E. Schmidt, I. Angelidaki, E. Marca, J. Cour Jansen, H. Mosboek, and T.H. Christensen. 2004. Method for determination of methane potentials of solid organic waste. *Waste Management.* 24:393-400.

Hashimoto, A.G. 1986. Pretreatment of wheat straw for fermentation to methane. *Biotechnology and Bioengineering.* 28:247-255.

Heo, N.H., S.C. Park, J.S. Lee, and H. Kang. 2003. Anaerobic co-digestion of food waste and waste activated

- sludge : Effect of the mixture ratio of food waste on solubilization and biodegradability of mixture. *J. of KSEE*. 25:1050-1058.
- Knol, W., M.M. van der Most, and J. de Waart. 1978. Biogas production by anaerobic digestion of fruit and vegetable waste. *J. Sci. Fd. Agric.* 29:822-830.
- Lay, J.J., Y.Y. Li, and T. Noike. 1998. Development of bacterial population and Methanogenic activity in a laboratory-scale landfill bioreactor. *Water Res.* 32: 3673-3679.
- Lee, B.H., M.K. Lee, J.S. Lee, and H.K. Choi. 2000. Municipal wastewater treatment characteristics of AOAS using food wastes fermentation supernatant as an external carbon source. *J. of KTSWT*. 8:75-83.
- Lim, S.I., S.J. Kang, J.R. Kim, and B.H. Lee. 2002. A study on the characteristics of acid forming process according to the mixing rate of food waste and primary sludge. *J. of KSEE*. 24:957-965.
- Mata-Alvarez, A., E.J. Cecchi, P. Pavan, and P. Llabres. 1990. The performance of digesters treating the organic fraction of municipal solid wastes differently sorted. *Biological wastes*. 33:181-199.
- Gunaseelan, V.N. 2003. Biochemical methane potential of fruits and vegetable solid waste feedstocks. *Biomass and bioenergy*. 26:389-399.
- Owen, W.F., D.C. Stuckey, J.B. Healy, L.Y. Young, and P.L. Carty. 1979. Bioassay for monitoring biochemical methane potential and anaerobic toxicity. *Water research*. 13:485-492.
- Park, J.W., J.B. Kim, and W.S. Ra. 2002. Effect of pretreatment method and mixing ratio of food waste and sewage sludge on treatment efficiency in anaerobic digestion. *J. Korea Society of Waste Management*. 19: 874-882.
- Park, S.K., B.G. Kim, I.S. Seo, and S.I. Lee. 2001. Fermentation of food waste and utilization as external carbon source in nitrogen and phosphorus removal process. *Journal of Korean Society on water quality* 17:261-271.
- Pauss, A., E.J. Nyns, and H. Naveau. 1984. Production of methane by anaerobic digestion of domestic refuse. *EEC Conferene on anaerobic and carbohydrate hydrolysis of waste*. Luxembourg:8-10.
- Sorensen, A.H., M. Winther-Nielsen, and B.K. Ahring. 1991. Kinetics of lactate, acetate and propionate in unadapted and lactate-adapted thermophilic, anaerobic sewage sludge: the influence of sludge adaptation for start-up of thermophilic UASB-reactors. *Micro biol. biotechnol.* 34:823-827.
- Stewart, D.J., M.J. Bogue, and D.M. Badger. 1984. Biogas production from crops and organic wastes. 2. Results of continuous digestion tests. *New Zealand J. Sci.* 27:285-294.
- Tang, S.X., G.O. Tayo, Z.H. Sun, L.X. Shen, C.S. Zhou, W.J. Xiao, G.P. Ren, X.F. Han, and S.B. Shen. 2008. Effects of yeast culture and fibrolytic enzyme supplementation on in vitro fermentation characteristics of low-quality cereal straws. *J Anim. sci.* 86:1164-1172.
- Williams, A., M. Amat-Marco, and M.D. Collins. 1996. Phylogenetic analysis of *Butyrivibrio* strains reveals three distinct groups of species within the *Clostridium* subphylum of gram-positive bacteria. *Int. J. Syst. Bacteriol.* 46:195-199.
- Yoon, Y.M., C.H. Kim, Y.J. Kim, and H.T. Park, 2009a. The economical evaluation of biogas production facility of pig waste, *Korean Journal of Agricultural Management and Policy* 36:137-157.
- Yoon, Y.M., Y.J. Kim, and C.H. Kim, 2009b. The evaluation of economical efficiency to composting and liquefying process of biomass discharged in pig breeding, *Agriculture economics* 31:39-62.