

우분뇨와 폐잔디의 단독 및 병합소화 잠재량 평가

안중화^a, 앤드류 질레스피^b, 신승구^{c†}

Biogas potential estimation for mono- and co-digestion of cow manure and waste grass

Johng-Hwa Ahn^a, Andrew Gillespie^b, Seung Gu Shin^{c†}

(Received: Dec. 10, 2019 / Revised: Jan. 13, 2020 / Accepted: Jan. 14, 2020)

ABSTRACT: Biogas production potential was experimentally estimated for mono- and co-digestion of cow manure and waste grass. The two organic wastes were mixed at five different ratios (100:0, 75:25, 50:50, 25:75, 0:100) on the volatile solids basis, and were assessed using biochemical methane potential (BMP) test. Three reaction temperatures, 25°C, 30°C and 35°C, were applied as well, resulting in 15 different combinations for the test. The results showed that both higher temperature and waste grass mixing ratio resulted in higher methane yield and maximum methane production rate. Based on the experimental results, a theoretical farm- or community-scale (240 or 2400 m³) anaerobic digester was designed to evaluate the energy balance associated with mono- and co-digestion of the wastes at different temperatures. Although the energy production increased as the temperature and the waste grass mixing ratio increased, the net energy gain, energy production subtracted by energy consumption for heating and maintenance, was estimated to be the highest at 30°C, followed by at 35°C and 25°C. Therefore, it is advised that both the experimental methane production and the detailed design parameters must be considered for the optimization of the net energy gain from these wastes.

Keywords: animal manure, anaerobic digestion, reaction temperature, methane yield, energy balance

초록: 본 연구에서는 우분뇨와 폐잔디를 이용한 혐기소화 잠재성을 단독 및 병합 조건에서 평가하였다. 두 종의 유기성 폐자원은 휘발성고형분(VS) 기준 100:0, 75:25, 50:50, 25:75, 0:100의 다섯 가지 혼합비 조건에서 회분식 BMP(biochemical methane potential) 테스트를 통해 바이오가스 생산을 측정하였다. 또한, 서로 다른 3개의 온도 조건(25°C, 30°C, 35°C)을 적용하여 총 15개 실험 조건을 비교하였다. 실험 결과, 반응 온도가 높을수록, 폐잔디의 혼합비가 높을수록 더 높은 메탄 수율과 최대 메탄 생산율이 관측되었다. 실험 결과를 바탕으로 유효체적 240(농장 규모) 또는 2,400(마을 규모) m³의 가상의 혐기소화조를 가정하여 서로 다른 조건에 따른 에너지 수지를 비교하였다. 예측된 에너지 생산량은 반응 온도가 높을수록 더 많았으나 소화조 가온 등에 따른 에너지 소모량을 고려한 에너지 순생산량은 30°C, 35°C, 25°C 순으로 높게 예측되었다. 따라서 에너지 순생산량을 최대화하기 위한 조건 도출을 위해서는 메탄 수율 등의 실험적 측정 외에도 구체적인 소화조의 설계 인자를 고려해야 하는 것으로 평가되었다.

주제어: 가축분뇨, 혐기소화, 반응 온도, 메탄 수율, 에너지 수지

^a 강원대학교 건축토목환경공학부 환경공학전공 교수(Professor, Department of Environmental Engineering, Gangwon National University)

^b 글라스고대학교 공과대학 토목공학전공 학사과정(Undergraduate, Civil Engineering Division, School of Engineering, University of Glasgow)

^c 경남과학기술대학교 에너지공학과 조교수(Assistant professor, Department of Energy Engineering, Gyeongnam National University of Science and Technology)

† Corresponding author(e-mail: sgshin@gntech.ac.kr)

1. 서론

국내 가축분뇨 발생량은 2017년 기준 일 17.6만 톤에 달하며¹⁾, 음식물류폐기물 및 하수슬러지 등 국내 유기성폐기물 중 가장 많은 발생량을 나타내고 있다^{2,3)}. 가축분뇨는 가축 사육 농가에서 개별적인 자원화로 상당량(72%) 처리하고 있으며, 위탁처리(23%), 개별 정화처리(5%) 순으로 그 뒤를 따르고 있어 개별처리의 비중은 77% 수준이다¹⁾. 한편 2017년 기준 개별처리 중 대부분은 퇴비화(67.5%)가 차지하며, 바이오에너지나 고체연료 생산 등 에너지화 실적은 없었다¹⁾. 위탁처리 중에서도 바이오가스화 시설의 처리실적은 연간 15.2만 톤(단독처리 7개소 기준)으로서 가축분뇨 발생량 전체의 0.24%에 불과하다⁴⁾.

한우, 젖소 등으로부터 발생하는 우분뇨(cow manure)의 경우 국내 가축분뇨 발생량의 34.5%를 차지하고 있다. 최근 환경부 및 국내외 연구자들을 중심으로 우분뇨 바이오가스화 방안에 대한 연구가 수행되고 있으나⁵⁻⁸⁾, 돈분뇨(pig manure)에 비하여 에너지화 관련 연구나 사업화 실적이 훨씬 저조한 실정이다. 일례로, 전술된 가축분뇨 단독 바이오가스화 시설 7개소는 모두 돈분뇨를 처리하는 시설이다⁴⁾. 또한 초식 동물인 소와 잡식동물인 돼지의 사료 섭취 특성에 따라 우분뇨와 돈분뇨의 성상이 상이한 것으로 알려져 있다. 돈분뇨는 단백질과 지방의 함량이 높은 반면^{9,10)} 우분뇨는 고형분의 3/4 가량이 셀룰로오스, 헤미셀룰로오스, 리그닌 등으로 구성되어 있어^{9,11)} 효과적인 바이오가스 전환을 위해서는 기질별 최적화가 필요할 것으로 판단된다. 한편 농장에서 발생하는 가축분뇨를 집적화된 공공처리시설 등에서 공동처리 할 수 있으나 설비의 입지 및 민원 발생 가능성, 분뇨의 운송비용, 최근 아프리카돼지열병 사태에서 나타난 가축 질병의 전파 위험성 등을 고려하면 농장 규모의 소규모 설비의 이점도 존재한다. 그러나 소규모 설비의 경우 가축분뇨를 단독 처리할 경우 처리 물량이나 에너지 생산량이 부족할 수 있으므로 여타 유기성 폐자원과의 병합소화를 추진하는 것이 장점이 있다. 독일을 포함한 유럽 국가에서는 우분뇨, 돈분뇨, 에너지작물, 농업잔재물, 유기성 폐자원 등 다양한 유기성 자원을 병합하여 바이

오가스화 시설을 운영하고 있다¹²⁾. 병합소화 공정에 공급되는 유기성 자원은 C/N 비, 함수율 등 몇몇 인자가 최적화되도록 그 배합을 설계할 수 있으나, 개별 설비에서 확보 가능한 원물의 종류 및 양에도 크게 좌우된다.

혐기소화는 저온(20°C 이하), 상온(15~30°C), 중온(30~40°C), 고온(50~60°C) 등 다양한 온도 조건에서 운전된다. 일반적으로 반응조의 온도가 높을수록 반응속도가 빨라서 소화조의 용적을 줄일 수 있다는 장점이 있으나¹³⁾, 미생물 다양성이 떨어지고 외부환경 변화에 따른 적응도가 감소하는 것으로 알려져 있다¹⁴⁾. 세계적으로 가장 널리 적용되고 있는 중온과 비교하면, 저온 및 상온 운전은 유입 원물 및 소화조의 가온에 소모되는 에너지가 절감되므로 고위도 국가나 사계절이 뚜렷한 지역에서 일부 적용되고 있다. 미생물을 충분히 적응시킬 경우 4°C의 저온에서도 바이오가스 생산이 가능하므로¹⁵⁾ 반응 온도의 선택은 에너지 수지(energy balance) 및 소화액의 성상과 이와 관련된 환경규제 등에 의해 결정되는 것이 타당하다.

본 연구에서는 젖소로부터 유래된 우분뇨의 바이오가스화 잠재량을 평가하는 것을 주목적으로 하였으며, 낙농 농가에서 확보 가능한 유기성 자원 중 하나인 폐잔디(waste grass)를 병합소화하는 경우를 비교·평가하였다. 또한, 일반적인 중온 혐기소화(35°C) 조건과 일부 상온 조건(30°C, 25°C)을 비교하여 메탄 수율을 평가하였다. 실험적으로 도출된 결과를 바탕으로 약 200두 규모의 가상의 낙농 농장에 대한 농장 규모 혐기소화조를 가정하여 병합소화 여부 및 운전 온도에 따른 에너지 수지를 계산하여 예측치를 제시하였다.

2. 재료 및 방법

2.1. 유기성폐기물 및 종균 준비

본 연구에 사용한 유기성폐기물은 젖소를 사육하는 R 낙농 농장에서 확보하였다. 우분뇨는 젖소의 배설물 저장고에서 채취하였고, 폐잔디는 젖소의 먹

Table 1. Characteristics of the Substrate and the Inoculum

Parameter	Unit	Cow manure (CM)	Waste grass (WG)	Anaerobic sludge
pH	-	7.67	8.30	7.80
TS	%	6.87±0.13	28.07±1.20	4.91±0.06
VS	%	5.26±0.09	20.46±0.12	3.53±0.04
COD	g/L	86.6±6.1	253.2±46.7	75.7±13.7
SCOD	g/L	13.6±1.1	-	5.4±0.1
C	dry%	36.5	58.5	-
H	dry%	9.4	7.4	-
N	dry%	9.3	1.9	-
C/N ratio	-	3.9	31.4	-

이로 이용하기 위해 사일리지(silage)를 만들고 남은 잔여물을 채취하였다. 혐기성 미생물 종균(inoculum)은 중온 혐기소화조의 혐기슬러지를 채취하여 이용하였다. 우분뇨 및 혐기슬러지는 2mm 눈금의 체(sieve)를 이용하여 과대 입자를 제거하였으며, 폐잔디는 가위로 잘게 자른 뒤 수돗물로 희석하여 실험에 이용하였다. 유기성폐기물 및 종균의 성상은 Table 1에 나타내었다.

2.2. 혐기소화 및 잠재량 평가

단독 및 병합 조건에 따른 혐기소화 실험 및 잠재량 평가는 표준 BMP(biochemical methane potential) 테스트 실험법을 따랐다¹⁶⁾. BMP 테스트는 60 mL 부피의 serum bottle를 반응기로 사용하였고, 반응기질(S; substrate), 접종액(I; inoculum), 물이 혼합되었다. 반응기질은 휘발성고형분(volatile solids, VS) 기준 우분뇨(cow manure, CM)와 폐잔디(waste grass, WG)가 100:0, 75:25, 50:50, 25:75, 0:100의 비율이 되도록 혼합하였고, 각각을 CM100, CM75, CM50, CM25, CM0으로 명명하였다. 반응액에서 접종액과 기질의 유기물 함량비(I/S ratio)는 1.0이 되도록 조절하였고, 기질을 첨가하지 않은 대조군(control)을 별도로 두었다. 반응기 상층부는 N₂ 가스를 충전하여 혐기성 상태로 밀폐시켰다. 대조군을 포함한 6개의 유기물 조건 각각에 대하여 9개의 반응기를 준비하였으며, 이들 중 3개씩을 1조로 하여(triplicate) 각각 25°C, 30°C, 35°C로 설정된 서로 다른 배양기에서 약 31일간 회분식 배양하였다.

바이오가스 발생 추세는 휴대용 디지털 압력계를 이용해 압력을 주기적으로 측정하여 도출하였다. 측정된 압력값은 이상기체 상태방정식을 이용해 기체의 분자 몰수로 전환하였고, 이를 표준상태(0°C, 1기압)로 표현하였다. 메탄 함량은 반응 종료 시점에 가스크로마토그래프(GC)를 이용하여 측정하였다. 메탄 수율은 발생된 메탄의 표준상태 부피를 투입된 기질의 VS양으로 나누어 계산하였고, 실험군에서 동일 온도의 대조군 결과를 뺀 값으로 나타냈다.

회분식 메탄 발생 추세는 modified Gompertz 모델을 이용하여 추가적으로 평가하였다(식 1). 여기서 B는 메탄 수율(mL/g VS), B₀는 잠재적 메탄 수율(mL/g VS), R_m은 최대 메탄 생산율(mL/g VS/d), e는 자연 상수, λ는 성장지체기(lag period; d), t는 배양기간(d)을 의미한다.

$$B = B_0 \times \exp \left\{ - \exp \left[\frac{R_m \times e}{B_0} (\lambda - t) + 1 \right] \right\} \quad (1)$$

병합소화 비율에 따른 상승효과(synergistic effect)를 평가하기 위해 co-digestion performance index(CPI)를 계산하였다. CPI는 특정 병합소화 조건의 잠재적 메탄 수율(B_{0,i})을 단독소화 메탄 수율(B_{0,mono})의 가중치평균값(B_{0,mono,i})에 대한 비율로 나타낸 것으로서, CPI가 1보다 크면 상승효과, 1보다 작으면 길항효과(antagonistic effect)가 있다고 판단할 수 있다¹⁷⁾.

$$CPI_i = \frac{B_{0,i}}{B_{0,mono,i}} = \frac{B_{0,i}}{\sum \% VS_i B_{0,mono}} \quad (2)$$

2.3. 분석 방법 및 에너지 수지 계산

시료의 pH, 총고형분(total solids, TS), VS, 화학적 산소요구량(chemical oxygen demand, COD), 수용성 화학적 산소요구량(soluble COD, SCOD)은 Standard Methods에 따라 분석하였다¹⁸⁾. 시료의 C, H, N 조대 원소 함량은 원소분석기를 이용하여 분석하였다. 메탄 함량 측정을 위해 사용한 GC는 Agilent사의 7890 Series 로서 GS-Carbon Plot 컬럼과 TCD(thermal conductivity detector)가 갖추어져 있었다.

에너지 수지 계산은 약 150두 규모의 가상의 낙농 농장(농장 규모) 또는 약 1500두 규모의 마을(마을 규모)에 대한 두 가지 규모의 혐기소화조를 가정하여 수행하였다(Table 2). 가상의 농장과 마을은 각각 약 6.9톤/일 및 69톤/일의 우분뇨를 발생하며, 우분뇨의 VS 함량은 본 연구의 실측값인 5.26%로 설정하였다(Table 1). 폐잔디의 경우 실측 VS값이 20.46%로 우분뇨보다 높았으나, 우분뇨와 동일한 5.26%로 희석되어 사용된다고 가정하였다. 균일 농도로 준비된 우분뇨와 폐잔디는 2.2장의 잠재량 평가와 동일한 100:0, 75:25, 50:50, 25:75, 0:100의 비율로 혼합되어 이용되는 것으로 가정하였다. 소화조는 260 m³(농장) 또는 2600 m³(마을)의 총 체적과 240 m³(농장) 또는 2400 m³(마을)의 유효체적을 가지며, 이에

따른 HRT는 35일, 유기물부하율(organic loading rate, OLR)은 1.5 kgVS/m³ · d이며 이 수치들은 국립환경과학원의 통합처리 바이오가스화 시설의 기술지침서를 참고하였다¹⁹⁾. 소화조의 체적, 표면적, 단열재의 종류 및 두께, 열전도율(thermal conductivity) 및 교반기, 순환펌프와 기질 투입펌프의 용량 등은 본 연구와 유사한 농장 규모 혐기소화조를 연구한 Bohn 등²⁰⁾에서 차용하였으며, 마을 규모의 경우 대부분의 인자가 농장 규모보다 10배의 값을 가지는 것으로 가정했으나 소화조 표면적과 교반기의 용량은 4.65배로 계산하였다. 평균 외기온도는 서울 지역의 30년 평균 기온인 12.5°C로 설정하였고, 투입 기질의 온도는 15°C로 가정하였다. 기질 투입펌프는 일 4시간 가동, 교반기와 순환펌프는 일 24시간 연속 가동으로 가정하였다. 소화조로부터의 에너지 생산은 80%의 소화율을 가정하여, 2.2장의 실험으로 얻어진 메탄 잠재량 대비 80%의 수율로부터 예측되는 메탄 생산량을 발열량(35.9 MJ/m³)으로 환산하여 계산하였다. 소화조의 에너지 소모량은 (1) 표면적으로부터 열전도에 의해 소모되는 에너지량, (2) 투입 기질을 소화조 온도만큼 상승시키는데 필요한 에너지량, (3) 교반기와 펌프의 구동 에너지량을 합산하여 계산하였다.

Table 2. Parameters Used for the Energy Balance Calculation

Parameter	Unit	Value ^a	Parameter	Unit	Value ^a
Total volume	m ³	260 ^b [2600]	VS content of feed	%	5.26 ^c
Working volume	m ³	240 ^b [2400]	Daily feeding	m ³ /d	6.9 [69]
Surface area	m ²	220 ^b [1020]	HRT	d	35
Insulation	mm	200 ^b	Organic loading rate	kgVS/m ³ · d	1.5
Thermal conductivity	W/m ² · K	0.27 ^b	Digestion efficiency	%	80 ^d
Substrate temperature	°C	15 ^b	Ambient temperature	°C	12.5 ^e
Energy consumption			Calorific value of CH ₄	MJ/m ³	35.9
Stirrer	W	2400 ^b [11200]	Daily operation time		
Recirculation pump	W	550 ^b [5500]	Feeding pump	h	4
Feeding pump	W	840 ^b [8400]	Others (stirrer etc.)	h	24

^aCommon parameter for the farm- and community-scales if solely given. Otherwise, parameter for the farm-scale is followed by that for the community-scale in the parentheses, i.e., "farm [community]".

^bValues were adopted from reference 20.

^cThe VS content of cow manure (which had the lower value) in this study.

^d80% of the methane yield determined in this study.

^eThe yearly average temperature of Seoul.

3. 결과 및 고찰

3.1. 메탄 잠재량 평가

다양한 기질 비율 및 반응 온도에 따른 회분식 혐기소화 실험은 Fig. 1과 같은 추세를 나타냈다. 전체적으로 메탄 수율은 반응 온도가 높을수록, 폐잔디의 투입 비율이 높을수록 단조적으로 증가하는 경향을 나타냈다. 이와 같은 경향은 실험 종료점에서의 메탄 수율을 15개의 조건별 평균으로 나타낸 Fig. 2a에서 명확히 확인할 수 있었다. 25°C 조건에서 메탄 수율은 우분뇨 100% 조건인 CM100에서 153.0±5.7 mL/g VS, CM75에서 157.8±6.6 mL/g VS, CM50에서 163.6±5.9 mL/g VS, CM25에서 166.1±5.5 mL/g VS, 폐잔디 100% 조건인 CM0에서 180.5±7.0 mL/g VS로서 폐잔디의 비율이 높을수록 증가하였다. 30°C 조건에서 메탄 수율은 CM100에

서 172.8±21.2 mL/g VS, CM75에서 183.5±7.9 mL/g VS, CM50에서 186.5±16.7 mL/g VS, CM25에서 206.9±22.9 mL/g VS, CM0에서 214.7±17.2 mL/g VS로서 역시 폐잔디의 비율이 높을수록 증가하였고, 각각의 조건은 25°C에서의 결과보다 높은 수율을 나타냈다. 35°C 조건에서는 CM100부터 CM0까지 순서대로 184.5±11.0, 190.0±13.4, 196.6±4.8, 212.7±12.3, 232.6±9.9 mL/g VS로 점차 높은 메탄 수율이 산출되었다.

3개 온도 조건에서의 상대적인 메탄 수율을 Duncan 검정법으로 다중비교한 결과, 각각의 온도 조건은 95% 유의수준에서 서로 차이가 있는 것으로 평가되었다(Fig. 2b). 한편, 5개 기질 혼합비 조건에서의 상대적인 메탄 수율을 Duncan 검정법으로 다중비교한 결과로는 CM100, CM50, CM25, CM0이 95% 유의수준에서 서로 차이가 있는 것으로 평가되었고, CM75

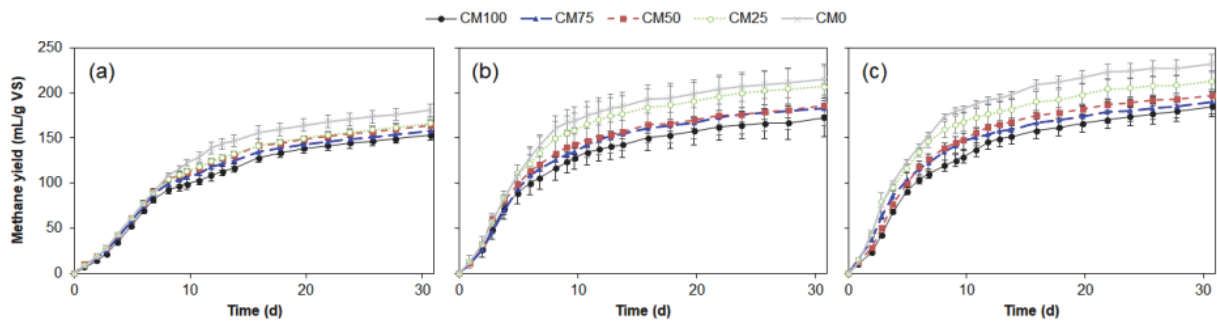


Fig. 1. Methane yield from the batch incubation of the wastes at (a) 25°C, (b) 30°C and (c) 35°C. Numbers following CM mean the VS ratio (%) of cow manure in the substrate.

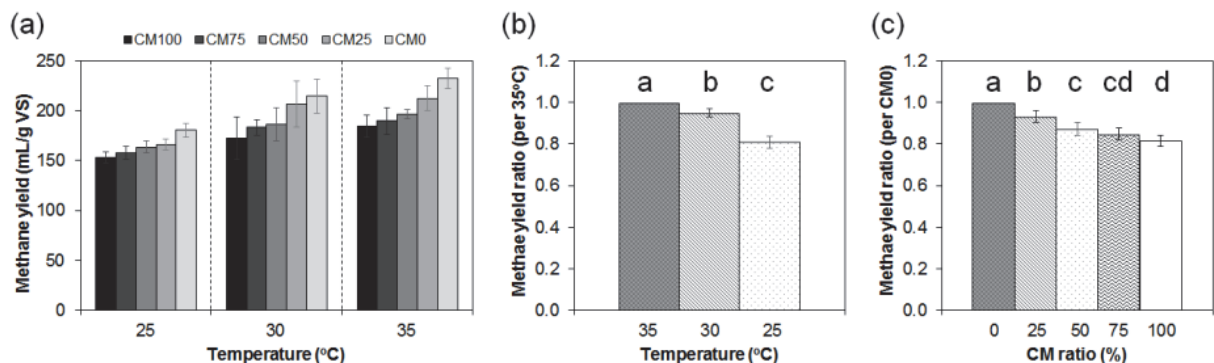


Fig. 2. Methane yield from the batch incubation (a) at different conditions and the relative ratio (b) per 35°C data or (c) per CM0 data. Bars with a shared letter represent no significant difference at $p < 0.05$ from Duncan's multiple range test. For example in (c), methane yield ratio for 50% (marked as c) had no significant difference with that for 25% (marked as b) but was significantly different to that for 75% (marked as cd) by sharing 'c'.

Table 3. Methane Yield and Estimated Model Parameters

CM : WG ratio (VS basis)		CM100	CM75	CM50	CM25	CM0
		100 : 0	75 : 25	50 : 50	25 : 75	0 : 100
Lower temperature (25 °C)	B_0 (mL/g VS)	153	158	164	166	181
	R_m (mL/g VS/d)	11.5	12.7	13.3	13.3	14.8
	λ (d)	0.6	0.5	0.5	0.5	0.9
	Adjusted R^2	0.987	0.990	0.991	0.992	0.997
	CPI ^a	-	0.99	0.98	0.95	-
Middle temperature (30 °C)	B_0 (mL/g VS)	173	184	187	207	215
	R_m (mL/g VS/d)	15.4	17.2	18.3	20.6	22.9
	λ (d)	-0.2	0.1	-0.1	0.1	0.4
	Adjusted R^2	0.982	0.984	0.981	0.986	0.990
	CPI ^a	-	1.00	0.96	1.01	-
Higher temperature (35 °C)	B_0 (mL/g VS)	185	190	197	213	233
	R_m (mL/g VS/d)	15.8	18.1	19.2	21.9	23.5
	λ (d)	0.0	-0.3	0.2	-0.2	-0.1
	Adjusted R^2	0.982	0.981	0.987	0.981	0.984
	CPI ^a	-	0.96	0.94	0.96	-

^aCo-digestion performance index; the ratio of the methane yield of the co-digestion trial to the weighted average of the mono-digestion trials.

는 CM25, CM0과 구분됨을 알 수 있었다(Fig. 2c). 즉, 반응 온도의 증가 및 폐잔디의 혼합비 증가 모두 메탄 수율은 단조적으로 증가시켰으며, 이러한 경향은 대부분의 실험 조건에서 통계적으로 유의한 수준으로 관찰되었다.

회분식 혐기소화 반응을 modified Gompertz 모델로 추정한 결과를 Table 3에 나타내었다. 모델의 수정된 결정계수(adjusted R^2)는 0.98 이상으로 계산되어 모델이 실험 결과를 비교적 정확히 묘사할 수 있음을 알 수 있었다. 모델에서 도출된 잠재적 메탄 수율(B_0)은 실험 종료점에서의 메탄 수율(Fig. 2a)과 평균 5.6%의 오차를 나타냈다. 성장지체기(λ)의 경우 모든 조건에서 1일 이내로 계산되었다. 이는 주어진 회분식 조건에서 기질로 투입된 우분뇨 및 폐잔디의 유기물이 지체 없이 메탄으로 전환되기 시작하였음을 의미하며, 혐기미생물이 선호하는(favorable) 실험조건을 부여하여 메탄 잠재량을 평가하는 BMP 테스트의 취지에 부합한다¹⁶⁾.

최대 메탄 생산율(R_m)의 경우 메탄 수율이나 B_0 와 마찬가지로 반응 온도가 높아질수록, 폐잔디의 혼합비가 높아질수록 더 높은 값이 산출되었다. 15개 조

건에 따른 R_m 의 경향은 Fig. 3a에 나타냈다. 3개 온도 조건에서의 상대적인 R_m 값의 경향을 Duncan 검정법으로 다중비교한 결과, 각각의 온도 조건은 95% 유의수준에서 서로 차이가 있는 것으로 평가되었다(Fig. 3b). 한편, 5개 기질 혼합비 조건에서의 상대적인 R_m 값을 Duncan 검정법으로 다중비교한 결과로는 CM75와 CM50 사이의 관계를 제외한 모든 조합이 95% 유의수준에서 서로 차이가 있는 것으로 평가되었다(Fig. 3c).

한편, 병합소화에 따른 상승효과를 확인하기 위해 CPI를 계산하였다(Table 3). 측정된 CPI의 범위는 0.94~1.01로서, 9개의 병합 조건 중 대다수의 조건에서 뚜렷한 상승 또는 길항효과가 나타나지 않았다는 것을 확인할 수 있었다. 병합소화에서는 서로 다른 성상을 지닌 기질의 혼합을 통해 적정 영양비율 도출, 저해 물질의 희석 및 길항작용 등에 의해 상승효과가 발생하는 경우가 다수 보고되어 있다^{21,22)}. 우분뇨와 폐잔디의 C/N 비는 각각 3.9, 31.4로서(Table 1), 양 기질을 혼합할 경우 CM75, CM50, CM25에서 예상되는 C/N비는 10.8, 17.7, 24.5이다. 혐기소화에서 적정 C/N비는 20~35로서, 이러한 비율을 달성할 경

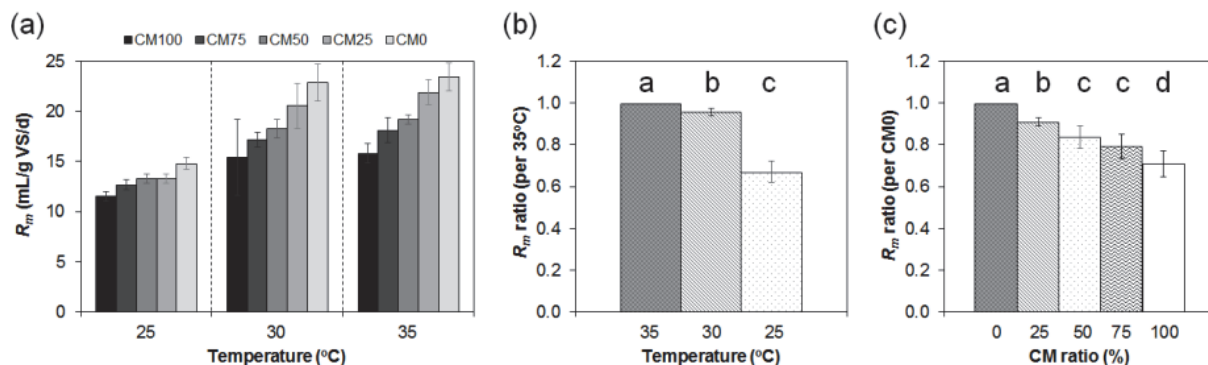


Fig. 3. Maximum methane production rate (R_m) from the batch incubation (a) at different conditions and the relative ratio (b) per 35°C data or (c) per CM0 data. Bars with a shared letter represent no significant difference at $p < 0.05$ from Duncan's multiple range test. For the interpretation of the Duncan's test results, please refer to the legend of Fig. 2.

우 소화율 및 메탄 수율이 향상되는 것으로 보고되고 있다^{21,22}). 우분뇨와 같은 가축분뇨는 일반적으로 암모니아 및 유기성 질소의 함량이 높아 낮은 C/N 비를 나타내는 특징이 있고, 암모니아가 공정 내 고 농도로 존재할 경우 혐기소화의 저해물질로 작용할 수 있다^{6,21}). 본 연구에서 사용된 우분뇨의 C/N 비는 3.9로서 매우 낮은 편에 속하였고, 병합 소화 대상으로 이용된 폐잔디의 경우 C/N 비가 31.4로서 적정 C/N 비의 범위였으므로, 양 기질의 병합에 따른 상승효과가 미미했던 것으로 판단된다. 폐잔디의 혼합비가 높을수록 메탄 수율이 높아지고 우분뇨와의 병합 소화에 따른 뚜렷한 상승효과가 관찰되지 않았던 것은, 우분뇨 기질의 기초 소화율이 낮았기 때문으로 판단된다.

요약하면, BMP 테스트에서 산출된 메탄 수율과 modified Gompertz 모델을 통해 계산된 잠재적 메탄 수율(B_0), 최대 메탄 생산율(R_m) 모두 반응 온도 및 폐잔디 혼합비에 따라 증가하는 추세를 나타냈다. 35°C 대비 30°C, 25°C에서 상대적 메탄 수율은 95%, 81%였고(Fig. 2b) R_m 은 96%, 67% 수준이었다(Fig. 3b). 저온 조건에 따른 혐기소화 반응 속도 및 메탄 수율의 저해는 알려져 있으나 장기간의 공정 운전 및 미생물의 적응에 따라 상당 부분 극복 가능한 것으로 보고되어 있다²³). 한편, 폐잔디 단독 소화인 CM0 대비 우분뇨 단독 소화인 CM100에서 메탄 수율은 82%(Fig. 2c), R_m 은 71% 수준으로 산출되었고(Fig. 3c), 양 기질의 혼합에 따른 뚜렷한 상승효과가

관찰되지 않았고 폐잔디 혼합비가 높아짐에 따라 메탄 수율이 증가하는 패턴을 보였다(Table 3). 국내 젓소 사육농가의 폐잔디 확보 가능성은 (1) 젓소의 분뇨 발생 원단위가 0.0456 m³/두/일¹), (2) 젓소가 잔디 사일리지(grass silage)를 사료로 이용할 경우 일 10~14 kg의 건조중량을 섭취²⁴), (3) 잔디 사일리지 생산 시 15~30%의 폐잔디 발생²⁵)을 가정한다면, 우분뇨:폐잔디 발생 비율은 습중중량(wet weight) 기준 3.1~8.6:1, 건조중량 기준 0.9~2.4:1 비율로 계산되어 최대 50% 이하의 폐잔디 혼합비를 가정할 수 있다. 그러나 실제 확보 가능 물량은 지역적 특성과 젓소 사육 방식에 따라 상이할 것으로 예상되며, 골프장과 같은 폐잔디 집중 발생원이 인근에 있을 경우 폐잔디의 혼합비가 높아질 수 있다.

3.2. 에너지 수지 계산

약 6.9톤/일(농장 규모) 및 69톤/일(마을 규모)의 유기성 폐자원을 처리하는 가상의 혐기소화조를 가정하여 에너지 수지를 계산하였고, 그 방법은 2.3장에 기술하였고 계산에 사용된 주요 인자들은 Table 2에 표기하였다. 에너지 생산량은 Fig. 2에 표기된 15개 조건별 메탄 수율을 기준으로 80%의 소화율을 가정하여 계산하였으며, 최소값은 25°C-CM100에서 1,585 MJ/d(마을 규모의 경우 15,850 MJ/d), 최대 값은 35°C-CM0에서 2,409 MJ/d(마을 규모의 경우 24,090 MJ/d)로 산정되었다(Fig. 4). 교반기와 펌프 구동(maintenance)에 사용되는 전기에너지 사용량은

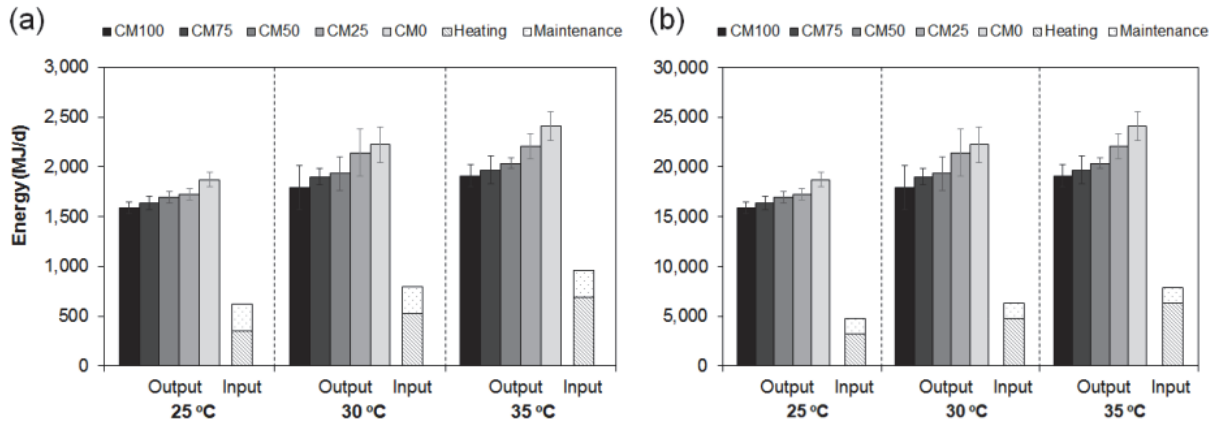


Fig. 4. Estimated energy production (output) and consumption (input) from a theoretical (a) farm-scale or (b) community-scale biogas plant.

농장 규모는 267 MJ/d, 마을 규모는 1,564 MJ/d로 산정되었다. 농장 및 마을 규모에서 교반기, 순환펌프, 유입펌프는 각각 2,400 또는 112,200 W, 550 또는 5,500 W, 840 또는 8,400 W의 전력을 소비하는 것으로 가정하였으며²⁰⁾, 유입펌프는 일 4시간 가동, 나머지는 24시간 가동으로 설정하였다. 이에 따라 교반기, 펌프 등 반응기 유지관리에 필요한 에너지는 반응조의 규모에 따라 증가하였으나, 반응 조건에는 무관한 일정한 값으로 산출되었다. 소화조 표면으로부터 열전도에 의해 소모되는 에너지량은 소화조 온도와 외기온도(12.5°C)와의 차이에 비례하며, 투입 기질을 소화조 온도만큼 상승시키는데 필요한 에너지량은 소화조 온도와 투입 기질 온도(15°C)와의 차이에 비례하므로, 이 두 값을 합산한 소화조 가온(heating) 에너지 소모량은 소화조 온도가 높을수록 크게 산정되었다. 한편 반응조 부피 대비 표면적의 비율(표면적/부피)은 처리용량이 클수록 더 작아지므로, 반응조 표면의 열손실에 따른 가온 에너지 소모량은 처리용량이 큰 마을 규모에서 더 경제적으로 산정되었다. 가온 소모량은 25°C, 30°C, 35°C에서 농장 규모 기준 각각 352, 522, 692 MJ/d로, 마을 규모 기준 각각 3,117, 4,736, 6,295 MJ/d로 계산되어, 총 에너지 소모량은 세 온도 조건에서 619, 789, 959 MJ/d(농장) 또는 4,741, 6,300, 7,859 MJ/d(마을)로 예측되었다(Fig. 4).

에너지 생산량과 소모량을 합산한 에너지 순생산량(net energy gain)은 15개 조건에서 농장 규모는

966~1451 MJ/d, 마을 규모는 11,106~16,235 MJ/d로 계산되었다(Fig. 5a, d). 농장 규모보다 10배 처리용량이 큰 마을 규모에서 순생산량은 11.2~11.5배 더 높게 산정되었는데, 이것은 소화조 가온(전도에 의한 열손실) 및 교반 등 일부 항목의 에너지 비용이 규모의 경제를 나타내기 때문이다. 최솟값 조건인 25°C-CM100에서는 최댓값 조건인 35°C-CM0 대비 67%(농장 규모) 또는 68%(마을 규모) 수준의 순생산량이 예측되었고, 이 비율은 소화조 규모에 따른 차이가 거의 없었다. 기질의 혼합비에 따른 에너지 순생산량의 경향은 메탄 수율, R_m , 에너지 생산량의 경향과 일치하였으나(Fig. 5c, f), 반응 온도에 따른 경향은 앞서 제시된 경향들과 다른 패턴을 나타냈다(Fig. 5b, e). 30°C에서의 에너지 순생산량은 35°C에서의 값에 비해 평균 4~6% 더 높은 값을 나타내었는데, 이것은 35°C와 30°C의 에너지 생산량 차이보다 두 온도에서의 가온 에너지 차이가 더 크게 예측되었기 때문이다. 즉, 메탄 수율 측면에서 다소 손해를 보더라도(본 연구의 35°C와 30°C의 경우는 5% 차이), 경우에 따라 소화조 가온 에너지 절감에 의해 상온 또는 저온 혐기소화가 에너지 수치 측면에서는 유리할 수도 있는 것이다²¹⁾. 그러나 농장 규모의 혐기소화조의 15°C 및 30°C 운전을 비교한 Bohn 등의 연구²⁰⁾에서는 30°C에서 67% 더 많은 에너지 순생산이 예측되었으므로 결론 도출에 주의가 필요하다. 중온보다 저온 조건이 상대적으로 유리한 소화조 조건으로는 높은 걸면적(surface area) 비를 가

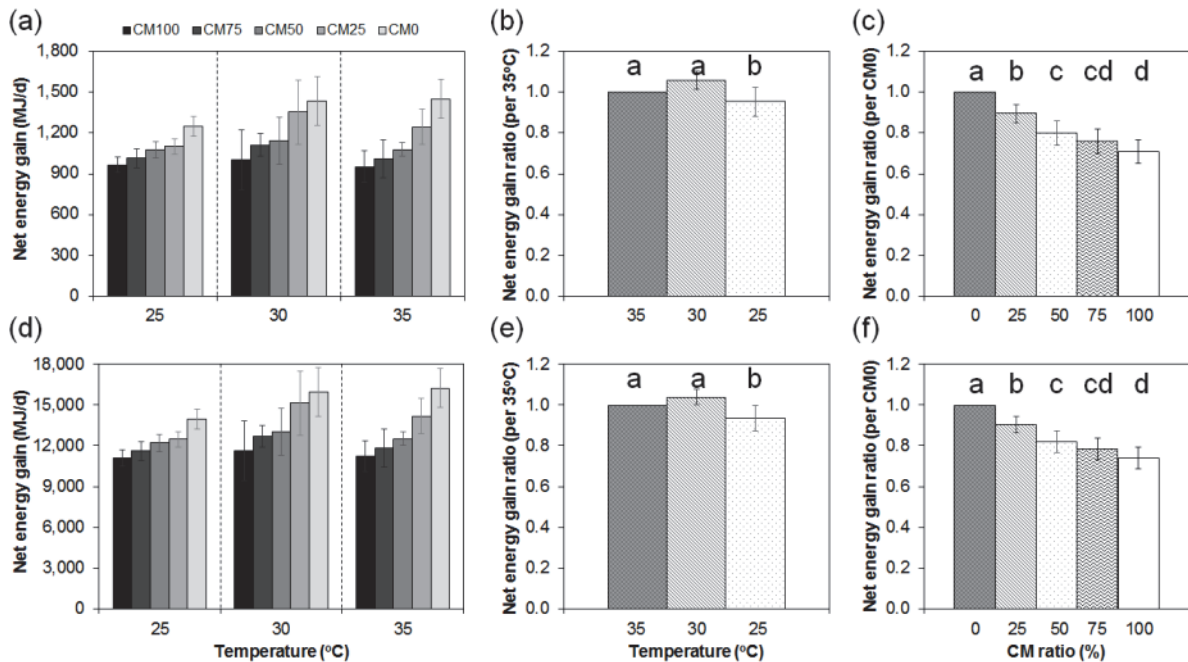


Fig. 5. Estimated net energy gain from a theoretical (a-c) farm-scale or (d-f) community-scale biogas plant (a, d) at different conditions and the relative ratio (b, e) per 35°C data or (c, f) per CM0 data. Bars with a shared letter represent no significant difference at $p < 0.05$ from Duncan's multiple range test.

지는 소화조 형태(예: EGSB 등), 외기에 직접 노출된 순환라인, 저효율 단열재 및 가운 시스템의 사용, 동등한 OLR일 경우 유기물 농도가 낮고 유량이 큰 기질의 사용(긴 HRT) 등이 해당된다. 한편, 혐기미생물의 온도 및 기질에 대한 적응성에 따라 반응속도 및 메탄 수율도 바뀔 수 있으므로 미생물의 적응도를 포함한 장기 연속실험을 통해 이들을 검증할 필요도 있다. 결론적으로, 농장 규모의 우분뇨 단독/병합 소화조 설계 시 메탄 수율 등의 실험 결과와 구체적인 소화조 설계 인자를 고려하여 에너지 수지를 확립할 필요가 있다.

4. 결론

본 연구에서는 에너지 활용도가 낮은 유기성 자원인 우분뇨를 이용한 혐기소화 잠재성을 평가하였다. 농장 규모 혐기소화조 구성 시 병합 기질로 고려할 수 있는 폐잔디를 이용하여 5개 혼합비를 적용하였고, 서로 다른 3개의 온도 조건(25°C, 30°C, 35°C)에

따른 메탄 수율을 회분식 BMP 테스트를 통해 산출하였다. 실험 결과, 반응 온도가 높고 폐잔디의 혼합비가 높을수록 더 높은 메탄 수율과 최대 메탄 생산율이 산출되었다. 약 6.9톤/일 또는 69톤/일의 우분뇨 또는 폐잔디를 처리하는 가상의 혐기소화조(유효체적 240 또는 2,400 m³)를 가정하여 에너지 수지를 계산한 결과, 에너지 생산량은 온도가 높을수록 더 컸으나 소화조 가운 등에 따른 에너지 소모량을 고려한 에너지 순생산량은 30°C, 35°C, 25°C 순으로 높게 예측되었다. 에너지 순생산량을 최대화하기 위한 조건 도출을 위해서는 메탄 수율 등의 실험적 측정 외에도 구체적인 소화조의 설계 인자를 고려해야 한다.

사 사

이 논문은 2018-2020년도 경남과학기술대학교 대학회계 연구비 지원에 의하여 작성되었습니다.

References

1. Ministry of Environment, "Animal manure generation and treatment statistics of year 2017," Ministry of Environment, pp. 1~14. (2018).
2. Ministry of Environment, "Waste generation and treatment statistics of year 2017," Ministry of Environment, pp. 42. (2018).
3. Hwang, S., Shin, S. G., Han, G., Shin, J., Lee, J. and Yim, M., "Facilitation of waste-to-energy projects by co-treatment of organic wastes," Korea Environment Corporation, pp. 119~122. (2017).
4. Ministry of Environment, "Current state of the biogas production facilities using organic wastes in 2017," Ministry of Environment, pp. 1~7. (2018).
5. Passos, F., Ortega, V. and Donoso-Bravo, A., "Thermochemical pretreatment and anaerobic digestion of dairy cow manure: Experimental and economic evaluation", *Bioresour. Technol.*, 227, pp. 239~246. (2017).
6. Lateef, S., Beneragama, N., Yamashiro, T., Iwasaki, M. and Umetsu, K., "Batch anaerobic co-digestion of cow manure and waste milk in two-stage process for hydrogen and methane productions", *Biopro. Biosyst. Eng.*, 37, pp. 355~363. (2014).
7. Im, S., Oh, S.-E., Hong, D.-G. and Kim, D.-H., "Role and principle of lowering storage temperature : methane emission and microbial community of cattle manure", *J. KORRA*, 27(2), pp. 41~49. (2019).
8. Im, S., Oh, S.-E., Hong, D.-G. and Kim, D.-H., "Acidification of pig slurry with sugar for reducing methane emission during storage", *J. KORRA*, 27(2), pp. 81~89. (2019).
9. Hidaka, T., Wang, F. and Tsumori, J., "Comparative evaluation of anaerobic digestion for sewage sludge and various organic wastes with simple modeling", *Waste Manage.*, 43, pp. 144~151. (2015).
10. Moset, V., Bertolini, E., Cerisuelo, A., Cambra, M., Olmos, A. and Cambra-López, M., "Start-up strategies for thermophilic anaerobic digestion of pig manure", *Energy*, 74, pp. 389~395. (2014).
11. Prapinagsorn, W., Sittijunda, S. and Reungsang, A., "Co-digestion of napier grass and its silage with cow dung for bio-hydrogen and methane production by two-stage anaerobic digestion process", *Energies*, 11(1), pp. 47. (2018).
12. Bahrs, E. and Angenendt, E., "Status quo and perspectives of biogas production for energy and material utilization", *GCB Bioenergy*. 11, pp. 9~20. (2018).
13. Speece, R. E., "Anaerobic biotechnology for industrial wastewaters," *Archae Press*, pp. 94~95. (1995).
14. Lee, J., Shin, S.G., Han, G., Koo, T. and Hwang, S., "Bacteria and archaea communities in full-scale thermophilic and mesophilic anaerobic digesters treating food wastewater: Key process parameters and microbial indicators of process instability", *Bioresour. Technol.*, 245, pp. 689~697. (2017).
15. McKeown, R. M., Scully, C., Mahony, T. E., Collins, G. and O'Flaherty, V., "Long-term (1243 days), low-temperature (4-15 °C), anaerobic biotreatment of acidified wastewaters: Bioprocess performance and physiological characteristics", *Water Res.*, 43, pp. 1611~1620. (2009).
16. Angelidaki, I., Alves, M., Bolzonella, D., Borzacconi, L., Campos, J., Guwy, A., Kalyuzhnyi, S., Jenicek, P. and Van Lier, J., "Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays", *Water Sci. Technol.*, 59, pp. 927~934. (2009).
17. Ebner, J. H., Labatut, R. A., Lodge, J. S., Williamson, A. A. and Trabold, T. A., "Anaerobic co-digestion of commercial food waste and dairy manure: Characterizing biochemical parameters and synergistic effects", *Waste Manage.*, 52, pp. 286-294. (2016).
18. APHA, "Standard methods for the examination of water and wastewater, "American Public Health Association, pp. 2~56. (2005).
19. National Institute for Environment Research, "Technical guidelines for co-digesting biogas plants," National Institute for Environment Research, pp. 33~34. (2016).

20. Bohn, I., Björnsson, L. and Mattiasson, B., “The energy balance in farm scale anaerobic digestion of crop residues at 11-37°C”, *Process Biochem.*, 42, pp. 57~64. (2007).
21. Xie, S., Lawlor, P. G., Frost, J. P., Hu, Z. and Zhan, X., “Effect of pig manure to grass silage ratio on methane production in batch anaerobic co-digestion of concentrated pig manure and grass silage”, *Bioresour. Technol.*, 102, pp. 5728~5733. (2011).
22. Tufaner, F. and Avşar, Y., “Effects of co-substrate on biogas production from cattle manure: a review”, *Int. J. Environ. Sci. Tech.*, 13, pp. 2303~2312. (2016).
23. McKeown, R. M., Hughes, D., Collins, G., Mahony, T. and O’Flaherty, V., “Low-temperature anaerobic digestion for wastewater treatment”, *Curr. Opin. Biotech.*, 23, pp. 444~451. (2012).
24. Agriculture and Food Development Authority, “Quality grass silage for dairy and beef production systems: a best practice guide,” Teagasc, pp. 6. (2016).
25. The Cattle Site, “Watch out: over a third of silage is wasted from the sward,” url; <https://www.thecattlesite.com/articles/4209/watch-out-over-a-third-of-silage-is-wasted-from-the-sward/>, accessed date; 2019.01.13.