

중온 침출수 재순환 혐기성 소화 시스템을 이용한 음식물류 폐기물 처리

조찬휘, 이병희[†], 이용운*

경기대학교 환경에너지공학과
전남대학교 환경에너지공학과*

The Treatment of Source Separated Food Waste by Mesophilic Anaerobic Digestion System with Leachate Recirculation

Chan-Hui Cho, Byonghi Lee[†], Yong-Woon Lee*

Department of Environmental Energy Engineering, Kyonggi Univesity
Department of Environmental Energy Engineering, Chonnam National University*

(Received: Feb. 17, 2016 / Revised: Mar. 9, 2016 / Accepted: Mar. 9, 2016)

ABSTRACT: In this study, mesophilic anaerobic digestion of source separated food waste was carried out by leachate recirculation system and methane gas was produced. Two systems – system A and B were fabricated and placed within water bath to maintain 36°C. Each system was comprised of an anaerobic bioreactor and a leachate tank. Leachate in bioreactor was separated through the screen located at 30 mm above the bottom and a pump was installed to transfer collected leachate to the leachate tank. Everyday, 2.5 L of the leachate was pumped from the bioreactor to the leachate tank for 30 min and transferred leachate was pumped back to the top of the bioreactor for 30min, sequentially. Source separated food waste used for this experiment was washed by water before transferring to the laboratory. Transferred food waste was warmed to 36°C before being fed to bioreactors. System A was fed to 49.1 g VS (Volatile Solids) and System B was fed to 54.0 g VS at every two weeks, respectively. $NH_4^+ - N$ and salinity were monitored to see the inhibition toward anaerobic bioreaction and it was found that concentrations of these materials were not high enough to affect the bioreaction. Although the food waste was fed biweekly for 112 days and 140 days at system A and B, respectively, there was no sludge withdrawal from each system. Average methane productions rates were 0.439 L CH_4 /g VS and 0.368 L CH_4 /g VS for system A and B, respectively.

Keywords: Leachate recirculation, Food waste, Anaerobic digestion

초 록: 본 연구에서는 침출수 재순환 시스템을 적용한 중온 혐기성소화를 이용하여 음식물류 폐기물을 분해하여 메탄가스를 생산하였다. 실험은 36°C로 유지되는 항온수조 내에 생물반응조와 침출수 저장조로 구성된 2개의 동일한 시스템(System A, System B)을 사용하였고, 생물반응조 하단 30 mm 위에는 스크린이 있어 고액분리를 하여 침출수 저장조로 침출수를 이송하였다. 침출수 재순환은 매일 수행하였으며, 침출수 재순환 시에는 생물반응조 하단에서 침출수 저장조로 2.5 L를 30분간 이송한 뒤 다시 침출수 저장조에서 생물반응조 상부로 2.5 L를 30분간 주입하였다. 주입된 음식물류 폐기물은 수집되기 전 한 번 세척하였으며 반응조에 주입되기 전에 36°C로 온도를 올렸다. System A에 49.1 g VS, System B에 54.0 g VS를 2주 간격으로 투입하였다.

[†] Corresponding Author (e-mail: bal@kgu.ac.kr)

저해인자로 측정된 항목은 $NH_4^+ - N$ 과 염도였으며, 두 가지 항목의 농도 모두 시스템에 끼친 영향은 없는 것으로 나타났다. System A는 112일간, System B는 140일 동안 운전하였는데, 각 시스템에서 인발된 슬러지는 없었다. 음식물류 폐기물의 혐기성 소화를 통한 평균 메탄 발생량은 System A의 경우 0.439 L CH_4/g VS, System B의 경우 0.368 L CH_4/g VS로 나타났다.

주제어: 침출수 재순환, 음식물류 폐기물, 혐기성 소화

1. 서론

국내 음식물류 폐기물은 2013년도 기준 연간 약 500만톤이 발생하고 있는데, 음식물류 폐기물 종량제 등의 정부 정책으로 연평균 2.7% 정도 감소추세에 있다.¹⁾ 처리방법은 재활용(12,905 톤/일, 95.3%), 소각(465 톤/일, 3.4%), 매립(167 톤/일, 1.2%)이며, 이 중 재활용의 경우 사료화(6,291 톤/일, 48.75%), 퇴비화(5,237 톤/일, 40.6%), 기타(1,377 톤/일, 10.7%) 순으로 처리되고 있다.²⁾ 현재 재활용의 대부분을 차지하는 퇴비화와 사료화는 다음과 같은 문제점이 있는데, 퇴비화의 경우 생산 중에 악취가 발생하고 빠른 반응속도를 위한 가온으로 에너지소모가 크며, 비닐 등이 최종 생산물에 들어 있어 소비자들의 선호도가 낮다. 사료화의 경우 음식물류 폐기물의 높은 염분 농도로 인해 상품성이 떨어져, 퇴비화 최종 생산물의 37.1%, 사료화의 87.6%가 무상으로 제공되어 경제성이 낮다.³⁾ 이에 대한 대안으로 혐기성소화가 제시되었는데, 외국, 특히 유럽의 경우 1980년대 이래로 Valorga, Linde, Kompogas, Dranco와 같은 많은 공정들이 상업화되었으며,⁴⁾ 국내의 경우에도 가용유기성 폐기물을 에너지화 하는 것을 목표로 음식물류 폐기물의 바이오가스화 사업을 추진하여 위 공정들 중 일부를 국내에 들여와 운전 중에 있다.⁵⁾ 하지만 국내에 적용된 공정의 대부분은 시설운전 경험 부족, 시설설치 및 운영에 대한 제도의 부재 등으로 인해 정상적으로 가동되지 못하고 있는 실정이다.⁶⁻⁷⁾

혐기성소화를 저해하는 대표적인 물질로는 VFAs (Volatile Fatty Acids)와 $NH_4^+ - N$ 가 있다. 이 중 VFAs는 혐기성소화의 메탄생성기에 영향을 미친다. VFAs는 메탄생성기 전 단계인 산 생성단계에서

발생하는데, 이 물질이 메탄생성기의 메탄생성에 사용되는 양보다 많은 양이 산 생성기에서 생산되면 메탄 생성 미생물 성장에 악 영향을 주어 전체적인 혐기성 반응을 저해한다.⁸⁾ $NH_4^+ - N$ 은 일정농도 이상에서는 혐기성 반응에 관여하는 미생물에 독성을 주는 것으로 알려져 있다 [Table 1].

이에 따라 국내 음식물류 폐기물의 안정적인 혐기성소화를 위한 방법이 도출되어야 하는데, 본 연구에서는 침출수 재순환 시스템을 적용하여 산 생성 단계에서 생산된 VFAs의 일부를 침출수 저장조를 이용한 침출수 재순환을 통해 일시적으로 생물 반응조 내 VFAs 농도를 감소시켜 메탄 생성 미생물에 대한 악 영향을 최소화 시키고자 하였다. 그리고 혐기성 반응에서 $NH_4^+ - N$ 농도가 영향을 주는 것으로 알려져 있고, 외국과 달리 국내 음식물류 폐기물의 경우 고농도의 염분을 함유하고 있어, 이 두 물질의 침출수 내 농도를 파악하여 침출수 재순환 시스템을 이용한 음식물류 폐기물의 혐기성 처리에 미치는 영향을 파악하였다.

2. 실험재료 및 방법

2.1 유입 음식물류 폐기물 및 식종 혐기성미생물의 조성

본 연구에서 사용된 음식물류 폐기물은 경기도 K대학교 식당에서 배출되는 음식물류 폐기물을 이용하였다. 본 식당에서는 음식물류 폐기물을 배출하기 전에 물로 1회 세척하는데, 본 연구에서는 세척된 음식물류 폐기물을 사용하였다. 세척된 음식물류 폐기물은 36°C로 유지되는 항온기에 24시간 이상 저장하여 음식물류 폐기물류 투입에 의한 반응

Table 1. Results of Three Element Analysis of Source Separated Food Waste and Inoculum Anaerobic Sludge

Item	Moisture	Combustible component	Ash	Total
	%	%	%	%
Food Waste ¹⁾	65.91	32.73	1.36	100
Inoculum Anaerobic Sludge ²⁾	95.40	2.80	1.80	100

Note : 1) averages from this study
 2) results from previous study

조 온도 저감을 최소화시켰다. 식중 혐기성슬러지는 서울시 N 물재생센터의 혐기성 소화조 슬러지를 사용하였다. 음식물류 폐기물과 식중 혐기성 미생물은 공정시험법에 따라 측정하였으며,⁹⁾ 삼성분 분석결과는 [Table 1]에 제시되었는데, 본 연구에서 사용된 음식물류 폐기물의 경우에는 평균 수분 65.9 %, 가연분 32.7 %, 재 1.4 %였다. 식중 혐기성슬러지는 앞서 진행된 연구에서 제시되었는데, 8월에서 10월에 걸쳐 3회 채취된 시료의 평균 수분 95.4 %, 가연분 2.8 %, 재 1.8 %였다.¹⁰⁾ 서울시 N 물재생센터는 합류식 하수를 처리하는 관제로 비가 오는 하절기에는 무기물 성분이 증가될 것으로 판단되나, 본 연구에서는 이에 대한 연구를 수행하지 않았다. 실험에 사용한 음식물류 폐기물의 염도는 평균적으로 8,750 mg/L로 나타났으며, 국립환경과학원에서 조사한 자료에 따른 0.9~2.1% 와 차이가 나타났다.¹¹⁾ 이는 K 대학교 식당의 음식물류 폐기물의

수거 전 물로 세척으로 인한 것으로 판단된다.

2.2 실험장치 및 운전조건

2.2.1 실험장치

실험장치는 [Fig. 1]에서 나타난 바와 같이 System A와 System B로 구성되어 있으며 각 시스템은 생물반응조와 침출수 저장조로 구성되어 있다. 안정적인 온도 유지를 위해 36°C로 수온이 유지되는 항온수조(Water Bath)내 위치시켰으며 수조 내부에 온도 불균형을 막기 위해 추가적으로 가온장치(Neo Heater - 100W, Aquael, Poland) 2개를 수조 내에 넣었다. 물에 잠기지 않는 반응조 상부는 온도가 떨어지는 것을 막기 위해 보온자재를 상부 전면면에 씌웠다. 음식물류 폐기물의 주입은 생물반응조의 상부 덮개를 개봉하여 주입을 하였으며, 이때 유입된 공기는 별도로 제거하지 않았다.

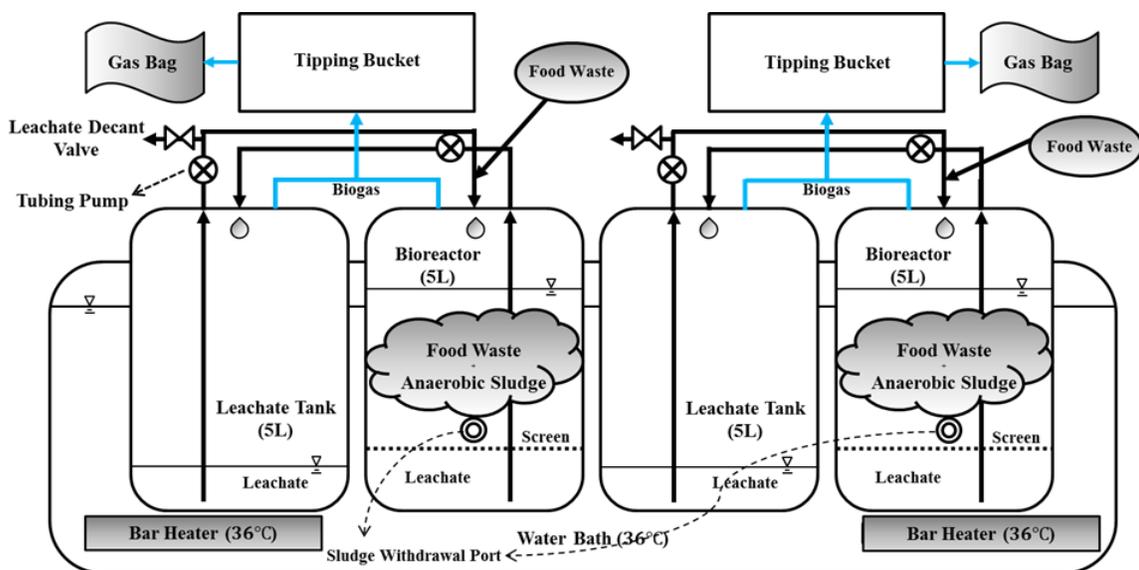


Fig. 1. Schematic diagram of leachate recirculation anaerobic digestion process.

생물반응조와 침출수 저장조의 용량은 5 L이며 내경은 180 mm이고 높이는 260 mm이고 덮개 높이는 20 mm이다. 생물반응조의 하단 위 30 mm에 양파망이 덮힌 4 mm 간격으로 직경 4 mm 구멍이 뚫린 스테인리스 스틸 다공판을 경사지게 설치하였다. 그리고 경사진 다공판의 높이와 일치시켜 수조 외부로의 연결관을 설치하여 생물반응조의 고형물 인발이 가능토록 하였다. 생물반응조 하부에 모인 침출수를 인발하기 위해 다공판에는 별도의 직경 8 mm의 구멍을 뚫어 인발호스가 통과할 수 있도록 하였다. 생물반응조 하부에 모인 침출수는 다공판과 반응조 상부덮개를 통과하는 호스를 통해 침출수 저장조로 주입되도록 하였다. 침출수 저장조에 모인 침출수는 침출수 저장조 상부덮개를 통과하는 호스를 통해 생물반응조 상부덮개로 연결되어 반응조 상부에 뿌려져 반응조 내부의 음식물류 폐기물과 혐기성 슬러지 혼합물에 고르게 분포하도록 하였다.

생산된 바이오 가스는 생물반응조와 침출수 저장조의 상부 덮개의 호스를 통해서 외부로 유출되는데, 각 호스는 하나의 호스로 연결된 후 [Fig. 2]에서 보여주고 있는 Tipping Bucket에 연결되어 가스 발생량을 측정하였다. Tipping Bucket에서 유출되는 가스는 Gas Bag에 저장되어 추후 성분 분석에 사용되었다.¹²⁾ Tipping Bucket의 Bucket은 5 cc 용량으로 가스발생량이 5 cc 이상이면 Bucket이 젖혀지는데, 이 젖혀지는 시각이 전자 장치에 기록되어 주어진 기간에서의 가스발생량을 계산하였다.

2.2.2 운전조건

각 실험은 2주 간격으로 음식물류 폐기물을 주입하였다. 실험 초기에는 음식물류 폐기물 투입 후 침출수 저장조로 침출수 이송 후 생물반응조로의 침출수 이송을 즉시하지 않고 시간을 두어 서서히 하였는데, 이는 실험 초기 침출수 내 고농도의 VFAs 및 기타 저해물질들에 의해 생물반응조에 있는 식중 혐기성 미생물의 가수분해, 산 생성 및 메탄생성 반응을 저해 받지 않도록 위함이다. 이후 음식물류 폐기물 투입량을 서서히 증가시키면서 침출수 순환 주기를 짧게 하여 음식물류 폐기물에 대해 식중 혐기성 슬러지가 적응되도록 하였는데, 적응 정도는 가스발생량에 의해 추정하였다. 적응이 완료된 후 침출수의 이송은 펌프를 통해 생물반응조에서 액 저장조로 30분 동안 그리고 이송 완료된 후 침출수 저장조에서 생물반응조로 이송은 30분 동안 매일 이루어졌다.

음식물류 폐기물은 경기도 K대학교 식당에서 물로 세척된 것을 수집하여 사용하였으며, 음식물 투입량에 따른 혐기성 반응의 정도를 알기 위해 2주 간격으로 System A에 49.1 g VS 그리고 System B에 54.0 g VS를 투입하였다. 식중 혐기성 슬러지는 서울시 N 물재생센터 혐기성 소화조 슬러지를 사용하였는데, 이전의 연구에서 음식물류 폐기물:혐기성 슬러지 부피 비를 2:8로 한 경우 운전이 안정적으로 수행된 것으로 파악되어 2 L의 혐기성 슬러지를 식중하였고¹³⁾, 이 경우에 F/M비는 약 0.9 g VS substrate/g VS biomass로 계산된다.

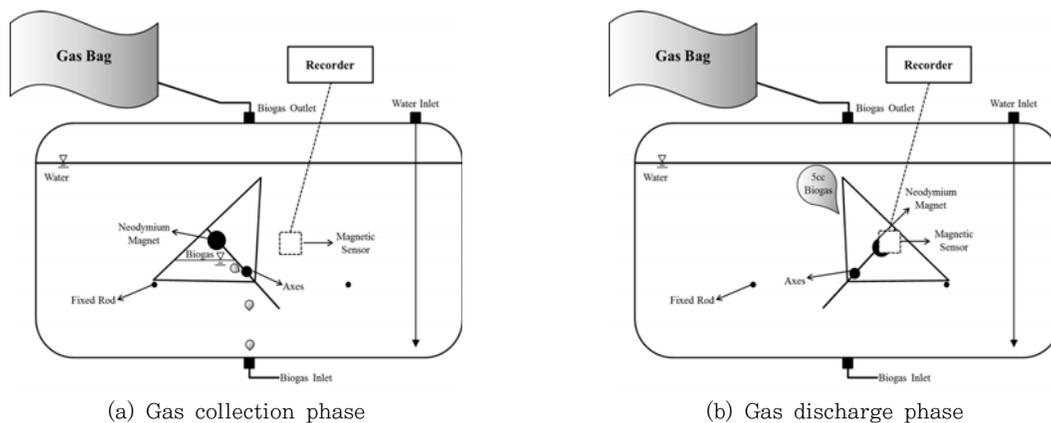


Fig. 2. Schematic diagram of tipping bucket gas meter.

주입되는 음식물류 폐기물의 삼성분 분석 결과는 Table 1에 제시하였고 염분의 영향을 파악하기 위해 염도를 측정하였다. 바이오 가스 성분은 가스 성분 측정기 (MultiFunction Gas Analyser, Gas Data Ltd.)를 통해 CH₄, CO₂, N₂, O₂ 등 4개의 성분에 대해 측정하였다. 침출수 성분 분석을 위해 4차 음식물 폐기물 투입 이후 각 System에서 10 mL씩 침출수를 인발하였으며, 이 때 소량의 슬러지가 유출되었는데, 그 양이 매우 적어 측정이 불가능 했다.

2.3 저해인자 측정실험

본 실험에서는 음식물류 폐기물의 혐기성 소화과정에서 저해인자가 미치는 영향을 파악하기 위해 혐기성 미생물에 직접적인 영향을 주는 것으로 알려진 NH₄⁺ - N의 농도와 우리나라 음식물류 폐기물 내 고농도로 존재하는 염분에 대한 영향을 알고자 염분을 측정하였다. NH₄⁺ - N의 경우 Salicylate Method (Hach Method 10205)를 적용하여 측정하였으며, 염분의 경우 Mercuric Thiocyanate Method (Hach, Method 8113)를 적용하여 Cl⁻를 측정한다. 이후 이를 크누센 식을 이용하여 염도로 환산하여 사용하였다.¹⁴⁾ 크누센 식은 아래에 제시하였다.

$$S = 0.03 + 1.805 Cl^- \quad (S: \text{Salinity})$$

4차 음식물류 폐기물 투입 후 매 실험에 쓰인 침출수 양은 10 mL로 각 System에서 인발하여 사용

하였다. 액 인발로 인한 영향을 줄이기 위해 실험은 초창기에 1주간 매일 측정된 것을 제외하고 2주에 2번 측정하였으며, 액 인발시 고형물은 소량만 인발되었다. 문헌 조사를 통한 NH₄⁺ - N의 혐기성 반응에 대한 저해농도는 [Table 2]에 제시하였다.

3. 결과 및 고찰

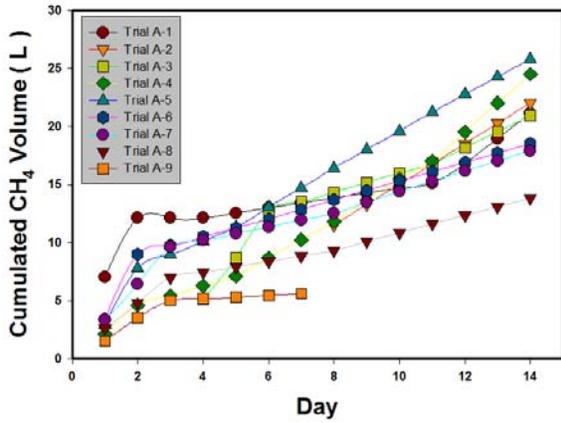
3.1 메탄가스 발생량

음식물류 폐기물은 System A와 System B에 각각 2주 간격으로 투입되었으며 주입순서에 따라 System A는 A-1st에서 A-9th까지 System B는 B-1st에서 B-10th으로 표시하였다. 각 System에 주입된 유기물의 VS 총량은 System A는 441.8 g VS (총 9회 주입), System B는 540.0 g VS (총 10회 주입)로 나타났다. 각 System별 누적 메탄가스 발생량은 [Fig. 3]과 [Fig. 4]에서 보는 것과 같이 음식물류 폐기물 투입 주기별로 분석하였는데 System A는 평균 21.51L CH₄/2weeks의 메탄가스를 발생했고, System B는 평균 19.86L CH₄/2weeks의 메탄가스를 생산했다. System A는 A-9th 운전주기에 염도와 NH₄⁺ - N의 일간 농도변화를 측정하기 위해 다량의 침출수를 인발하여 시스템 미생물에 영향을 주어 공정이 종료되었다. 그러나 System B의 경우는 동일한 주기에 동일한 실험을 진행하였으나, 메탄발생량만 감소하였다.

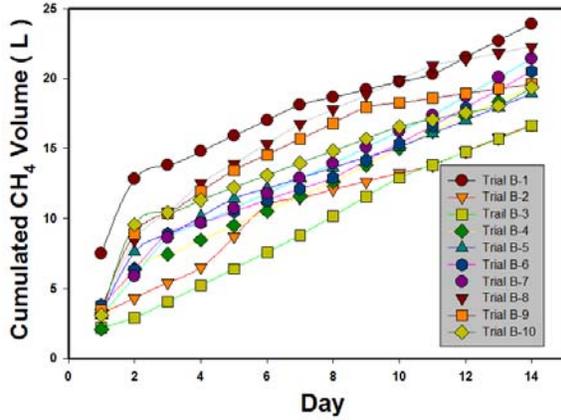
Table 2. Results of Previous Studies of Ammonia Nitrogen and Sodium Inhibition on Anaerobic Digestion

Inhibition material	Reactor Type	Substrate	Temp.	Inhibition Conc.	Acclimation	Reference
NH ₄ ⁺ - N	Pilot scale AD	Swine manure	36°C	1700-1800mg/L <5000mg/L	x o	Kroeker et al. ¹⁵⁾ (1979)
	Continuous AD Semi-liquid 9% TS (Lab-scale)	food waste 20% TS	55°C	3500mg/kg	o	Vermeulen et al. ¹⁶⁾ (1993)
	Batch	Sludge	30°C	<5500mg/L	o	Va Velsen et al. ¹⁷⁾ (1979)
Na ⁺	-	-	36°C	<8000mg/L	-	McCarty et al. ¹⁸⁾ (1964)

Note : AD is Anaerobic Digestion



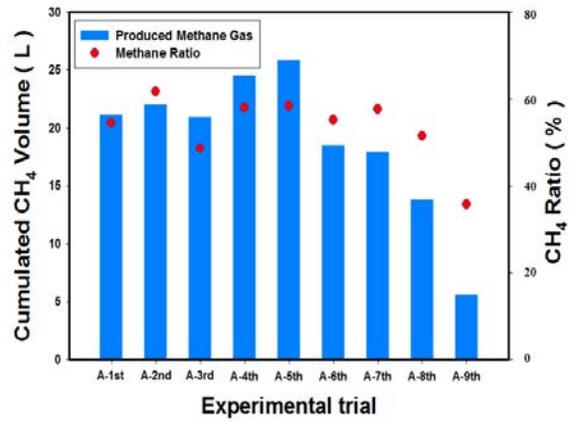
(a) System A



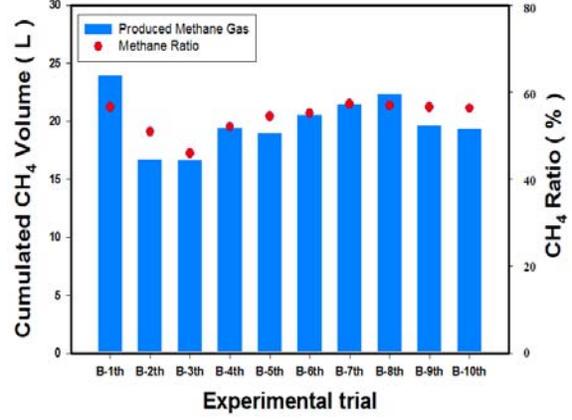
(b) System B

Fig. 3. Accumulated methane gas curve for system A and B.

[Fig. 3]은 System A와 B의 실험 차수 별 누적 메탄 가스발생량을 보여주고 있는데, System A는 B에 비해 음식물류 투입 초반에 가스발생 정도가 높은 것으로 나타났는데, 이는 System A의 누적곡선이 B에 비해 완만한 것으로 알 수 있다. 이 같이 System A의 누적 곡선이 5차를 제외하고는 비교적 완만한 것은 투입되는 음식물류 쓰레기가 반응 초반에 활발히 분해되어서 발생한 현상으로 파악될 수 있다. 이에 반해 System B의 경우에는 투입된 음식물류 폐기물이 실험 기간 전반에 걸쳐 지속적으로 분해가 이루어지는 것으로 판단될 수 있다. System A는 5차를 제외하고는 초기 반응이 빠른 것으로 나타났는데, 이는 System A가 더 많은 음식물류 폐기물을 처리할 수 있는 것으로 파악될 수 있으나, System B는 실험 시 투입된 음식물류 폐기물



(a) System A



(b) System B

Fig. 4. Methane ratio and produced gas volume from system A and B at each experimental trial.

량이 최적량임을 보여주고 있어 System A가 추가적으로 처리할 수 있는 음식물류 폐기물량은 System B 투입량 (54.0 g VS/2-week) - System A 투입량 (49.1 g VS/2-week) = 4.9 g VS/2-week로 10% 증가시킬 수 있는 것으로 파악될 수 있다. [Fig. 4]는 각 실험 차수 별 총 가스발생량을 보여주고 있는데, 5차까지는 System A의 가스 총 발생량이 B에 비해 더 많은 것으로 나타났지만 4차부터 시작된 침출수 성분 분석을 위한 침출수 인발에 의한 영향은 System A가 더 많이 받는 것으로 나타나, System A의 메탄 가스발생량이 B에 비해 현저히 떨어지는 것으로 나타났다. 이 같은 결과를 통해 음식물류 폐기물 투입량이 적은 System A의 경우 메탄가스 발생은 최적으로 유지되었으나 외부 요인에 대한 영향은 크게 받는 것으로 나타나 System B

의 운전형태가 안정적으로 음식물류 폐기물을 처리할 수 있는 것으로 파악되었다. 메탄가스 비의 경우 System A와 B는 유사한 것으로 나타났는데, System A에서 침출수 인발의 영향을 가장 크게 받은 9차 실험 결과의 메탄가스 비 35 %를 제외하면 평균 비는 55 %이고 침출수 인발의 영향이 없는 것으로 파악된 System B의 평균 비는 54 %로 나타나 시스템에 따른 차이는 없는 것으로 파악된다. System A의 경우 침출수 인발로 가스발생량이 현저히 감소되는 6차는 55 %, 7차에는 57 % 그리고 8차에는 51 %로 가스 발생량이 감소되지 않은 5차 58 %에 비해 각각 5 %, 1 %, 그리고 12 %가 감소되었다. 그러나 동일 차수의 가스 발생량 감소비는 28 %, 31 % 그리고 46 %로 나타나 침출수 인발이 메탄가스를 생성하는 메탄 미생물에 영향을 주는 것이 아니라 메탄 미생물의 기질인 VFAs를 생성하는 산 생성 미생물에 영향을 주고 있다는 것을 추론할 수 있다. 즉, System A에 있어서 침출수 인발은 산 생성 미생물의 유출을 유발하여 시간이 지남에 따라 VFAs 생성이 감소하여 가스 발생량 감소를 유발시키는 것이라고 판단될 수 있다. 그리고 System B의 경우에는 System A에 비해 더 많은 유기물이 투입된 관계로 시스템이 산생성 미생물이 더 많이 포함하고 있고, 이는 침출수 인발에 의한 산생성 미생물 유출에도 산생성 미생물이 시스템에 계속 유지되어 침출수 인발과 무관하게 가스발생이 지속적으로 이루어지는 것으로 판단된다.

3.2 $NH_4^+ - N$ 농도 및 염도의 영향

본 실험에서 측정된 일별 염도 변화는 [Fig. 5]에서 보여주고 있는데, System에 따른 차이 없이 침출수의 염도는 음식물이 투입된 직후부터 증가하여 3일차에 최대농도를 보인 후 감소하기 시작하여 6일차에는 일정하게 유지되는 양상을 보였다. [Fig. 6]은 일별 $NH_4^+ - N$ 농도 변화를 보여주고 있는데, 이 농도도 System에 따른 차이 없이 2,500 mg/L내외로 일정하게 유지되는 것으로 나타나, [Table 2]에서 제시된 $NH_4^+ - N$ 의 저해농도 이하가 유지되고 있음을 보여주고 있다.

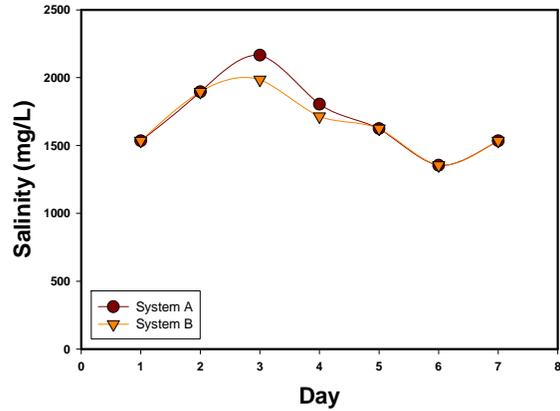


Fig. 5. Salinity concentration of system A and B at trial A-8th and B-8th.

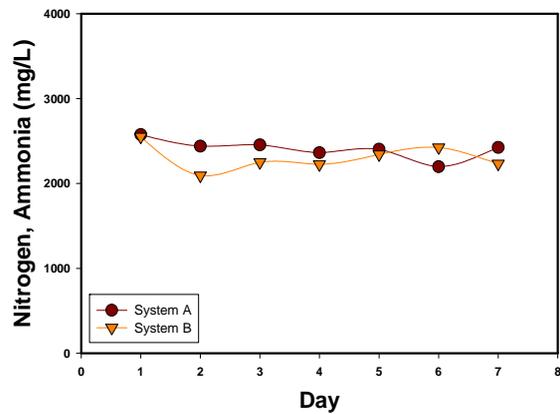


Fig. 6. Ammonia nitrogen concentration of system A and B at trial A-8th and B-8th.

음식물류 폐기물 투입 차수별 $NH_4^+ - N$ 농도 및 염도는 [Fig. 7]과 [Fig. 8]에 각각 보여주고 있다. 실험은 System A와 B의 4차 (Trial A-4th, B-4th)로부터 7차 (Trial A-7th, B-7th)에서 측정하였으며 음식물류 폐기물이 투입된 직후와 각 차수의 중간 (Middle)인 투입된 뒤 1주일 뒤에 측정하였다. 투입된 음식물류 폐기물의 염도는 평균 8,750 mg/L 이었으며, 음식물류 폐기물 투입 직후 반응조 내에서 희석되어 [Fig. 7]에서 보여주는 바와 같이 1,500 mg/L에서 2,300 mg/L의 범위를 가지는 것으로 나타났다. 이는 [Table 2]의 문헌조사 결과에서 제시된 염분 농도와 비교하였을 때 시스템에 저해를 미치지 않는 것으로 판단되었다. 이후 미생물이 음식물류 폐기물을 분해함에 따라 염도수치

가 증가 후 감소되는 경향을 보여주었는데, 이 같은 현상은 문헌조사를 통해서도 파악되지 않아 이에 대한 추가적인 연구가 필요한 것으로 나타났다. [Fig. 3]과 [Fig. 4]에서 보여주고 있는 System B의 실험 차수별 메탄 가스발생량에서 파악될 수 있듯이 2,000 mg/L에서 2,500 mg/L의 범위의 염도는 혐기성 반응에 영향을 주지 않는 것으로 판단될 수 있다. 침출수 $NH_4^+ - N$ 농도는 [Fig. 8]에서 보여주고 있듯이 2,500 mg/L내외가 되는 것으로 나타나 [Table 2]에서 제시된 혐기성 반응 저해 농도 3,000 mg/L이하로 나타나, $NH_4^+ - N$ 에 의한 영향을 없는 것으로 파악되었다.

3.3 투입 VS 대비 메탄가스 발생량

본 실험에서 투입된 VS 대비 발생한 평균 메탄가스 발생량 (비 메탄가스 발생량)은 System A의 경우 $0.439 L CH_4/g VS$ 로 나타났고, System B의 경우 $0.368 L CH_4/g VS$ 로 나타났다. 이는 [Table 3]의 문헌연구 결과의 범위에 포함되는 것으로 나타나, 침출수 순환이 반응조 내부 물질 혼합에 기능을 수행하는 것으로 판단될 수 있다. [Fig. 9]에서 보여주는 바와 같이 System A의 경우 침출수 인발이 시작된 4차, 그리고 이후 5차에는 비 메탄가스 발생량은 증가하였지만 6차 이후에는 현저히 떨어지는 것으로 나타났다. 그러나 System B의 경우에는 운전 초기에는 비 메탄가스 발생량이 감소되었지만 침출수 인발과 관계없이 실험 차수가 지남에 따라

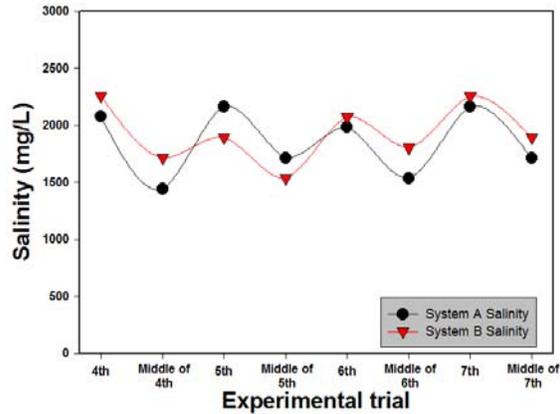


Fig. 7. Salinity concentration from system A and B at trial 4th through 7th.

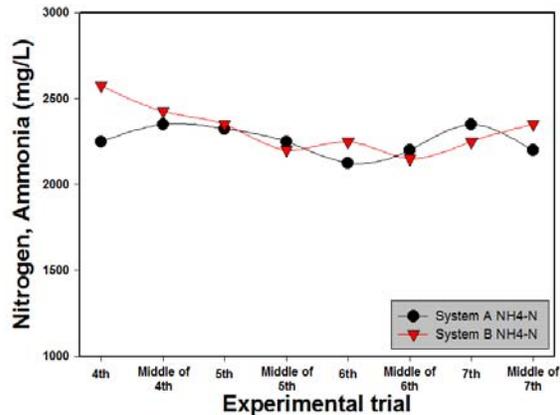


Fig. 8. Ammonia nitrogen concentration from system A and B at trial 4th through 7th.

그 양이 증가하는 것으로 나타나, System B는 침출수 인발에 의한 영향을 받지 않은 것으로 나타났다.

Table 3. Results of Previous Studies on Specific Methane Yields in Anaerobic Digestion

Feed type	Methane Yield	Reference
25% WAS 75% FW	0.316 L/g COD removed	Jang et al. ¹⁹⁾ (2014)
food waste, rice husk (OLR=5kg VS/m ³ /d)	0.456 m ³ /kg VS	Zeshan et al. ²⁰⁾ (2015)
food wastewater	0.392 m ³ /kg VS	Yong et al. ²¹⁾ (2015)
food waste	0.481 L/g COD removed	Grimberg et al. ²²⁾ (2015)

WAS : Waste Activated Sludge
FW : Food Waste

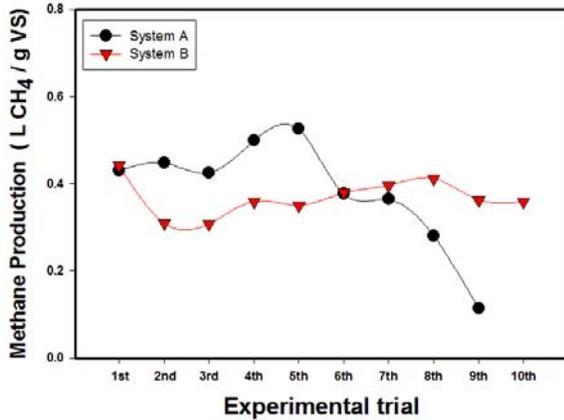


Fig. 9. Specific methane yields for systems A and B at each trial.

4. 결론

침출수 재순환을 통해 생물반응조 내 VFAs 및 기타 저해물질들이 생물반응조의 혐기성미생물에 대한 영향을 조절할 수 있었으며 상부에서 침출수를 넣어 생물반응조 내 교반의 효과도 누릴 수 있었다. 실험 진행 간에 $NH_4^+ - N$ 및 염도로 인한 혐기성 미생물 활성화에 저해작용은 없는 것으로 나타났다. 기존의 연구에서와 비슷한 양의 메탄수율을 얻었다. 유기물 투입 부하 54 g VS/2-week인 System B는 49.1 g VS/2-week인 System A에 비해 적은 가스 발생량을 나타냈지만, 침출수 인발에 의한 영향은 없어 안정적으로 운전되는데, 이는 System B의 산 생성 미생물 생장이 침출수 인발에 영향을 받지 않아서 발생한 현상으로 파악되므로, 추후 동일한 시스템을 운전하는 경우 유기물 부하량은 System B의 유입부하 54 g VS/2-week가 적절한 것으로 판단된다. 그리고 시스템에서의 염도는 음식물류 폐기물 투입 후 1주까지는 증가한 후 이후 감소하는 경향을 보여주었는데, 이 같은 현상 발생에 대한 원인은 추후 연구가 필요한 것으로 판단된다. 본 연구의 결과로 음식물류 폐기물의 침출수 순환을 적용한 혐기성 소화 공정의 가능성이 파악되었는데, 추후 현장 적용을 위해서는 대용량 시스템 운전을 통해서 설계 및 운전 인자를 얻기 위한 연구가 필요하다고 판단된다.

References

1. Ministry of Environment and Korea Environment Corporation, The National Solid Waste Generation and Management Status in South Korea (2014).
2. Ministry of Environment, Installation and Operation Status of Food Waste Treatment Facilities in Year 2013 in South Korea (2014). http://www.me.go.kr/home/web/policy_data/read.do?menuId=10265&seq=6351, (assessed date; December, 2013)
3. Ministry of Environment, Distribution Status of Products from Food Waste Recycling Centers in South Korea (2012).
4. Monson, K. D., "Anaerobic Digestion of Biodegradable Municipal Wastes : A Review", South Wales of United Kingdom, pp. 1~10. (2007).
5. Ministry of Environment, Status of Energy Utilization from Organic Waste Treatment Facilities in south Korea in Year 2013 (2014).
6. Korea Environment Corporation, Case Analysis of Biogas Plants in South Korea (2011).
7. Government Accountability Office, Management Status of Food Waste Biogas Plants in South Korea (2014).
8. Wang, K., Yin, J., Shen, D. and Li, N., "Anaerobic Digestion of Food Waste for Volatile Fatty Acids (VFAs) Production with Different Types of Inoculum: Effect of pH", *Bioresour. Technol.*, 161(1), pp. 395~401. (2014).
9. Korea Environment Corporation, Official Test Methods of Waste (2011). <http://qaqc.nier.go.kr/qaqcnew/standard/standarddetail.do>(assessed date; March, 2016).
10. Lee, J. S. and Lee, B., "A study on the Characteristics of Anaerobic Digestion of Food Waste using Leachate Recirculation system ", Master's Thesis, Kyonggi University, Suwon, Republic of Korea, pp. 54~55. (2014).
11. National Institute of Environmental Research, Construction of Comprehensive Management Technology for Organic Wastes(I) in South Korea (2004).
12. Chow, T. L., "A low-cost Tipping Bucket Flowmeter for Overland Flow and Subsurface Stormflow

- Studies”, *Canadian Journal of Soil Science*, 56(3), pp. 197~202. (1976).
13. Lee, J. S. and Lee, B., “Experimental Evaluation of Intermittent Leachate Recirculation Anaerobic System to Digest Source from Separated Food Waste”, *J. of Korra*, 22(2), pp. 57~66. (2014).
 14. Warren, S. W., Arthur, J. L. and GUNTER D, “Redefinition of Salinity”, *Limnology and Oceanography*, 14(3), pp. 437~438. (1969).
 15. Kroeker, E. J., Schulte, D. D., Sparling, A. B. and Lapp, H. M., “Anaerobic treatment process stability”, *J. Water Pollut Control Fed*, 51(4), pp. 718~727. (1979).
 16. Van Velsen, A.F.M., “Adaptation of methanogenic sludge to high ammonia-nitrogen concentrations”, *Water Res.*, 13, pp. 995~999. (1979).
 17. Vermeulen, J., Huysmans, A., Crespo, M., Lierde, A. V., Rycke, A. and Verstraete, W. “Processing of biowaste by anaerobic composting to plant growth substrates”, *Water Sci Technol.*, 27(2) pp. 109~120. (1993).
 18. MacCarty, P. L., “Anaerobic waste treatment fundamentals” *Public Works*, 95(9), pp. 107~112. (1964).
 19. Yang, L., Huang, Y., Zhao, M., Huang, Z., Miao, H., Xu, Z. and Ruan, W., “Enhancing biogas generation performance from food wastes by high solids thermophilic anaerobic digestion: Effect of pH adjustment”, *International Biodeterioration & Biodegradation*, 105, pp. 153~159. (2015).
 20. Maliha, J., Zeshan, Sohail, Y., Muhammad, R. H. and Riffat, N. M., “High-solids anaerobic co-digestion of food waste and rice husk at different organic loading rates”, *International Biodeterioration & Biodegradation*, 105, pp. 149~153. (2015).
 21. Yong, Z., Dong, Y., Zhang, X. and Tan, T., “Anaerobic co-digestion of food waste and straw for biogas production”, *Renewable Energy*, 78, pp. 527~530. (2015).
 22. Grimberg, S. J., “Anaerobic digestion of food waste through the operation of a mesophilic two-phase pilot scale digester – Assessment of variable loadings on system performance”, *Bioresour. Technol.*, 178, pp. 226~229. (2015).