

열처리한 하수슬러지 메탄발효의 동력학적 해석

박기영 · 이재우^{*,†} · 정태학^{**}

건국대학교 사회환경시스템공학과

^{*}고려대학교 환경시스템공학과

^{**}서울대학교 건설환경공학부

Kinetic Evaluation of Methane Fermentation of Thermally Disintegrated Wastewater Sludge

Ki Young Park · Jae Woo Lee^{*,†} · Tai Hak Chung^{**}

Department of Civil and Environmental System Engineering, Konkuk University

**Department of Environmental Engineering, Korea University*

***Department of Civil, Urban and Geosystem Engineering, Seoul National University*

(Received 22 October 2007, Accepted 8 November 2007)

Abstract

Waste activated sludge (WAS) was thermally pretreated to enhance hydrolysis and ultimately methane yield. Batch and semi-continuous anaerobic digestion were conducted to evaluate the performance of methane fermentation of the hydrolyzed sludge and to investigate the kinetics of sludge fermentation. Thermal pretreatment remarkably enhanced digestion performances particularly the methane fermentation with three times more methane production than before the pretreatment. Gas production and kinetic parameters in the semi-continuous anaerobic digestion were estimated using Chen · Hashimoto model. The model simulation fitted well the experimental results and the model was shown to be suitable for evaluating the effects of disintegration of WAS in anaerobic digestion. Three parameters (B_0 , K , and μ_m) determined by model simulation were 0.0807 L-CH₄/g-VS, 0.453 and 0.154 d⁻¹ for control sludge, and 0.253 L-CH₄/g-VS, 0.835 and 0.218 d⁻¹ for thermally pretreated sludge, respectively.

keywords : Anaerobic digestion, Chen · Hashimoto model, Kinetics, Pretreatment, Waste activated sludge

1. 서론

1.1. 슬러지 전처리 및 연구목적

혐기성 소화에서 처리 효율은 기질에 따라 크게 달라지는데, 폐활성 슬러지의 경우 기질이 바이오매스로 이루어져 있어 미생물에 의해 쉽게 분해되어 메탄을 생성하는 용해성 유기물과 달리, 고형물 함량이 높아 가수분해반응이 반응조 내에서 제대로 일어나지 않으면 메탄가스로의 전환이 힘들다. 종전에는 혐기성 소화시 율속 단계(limiting step)가 메탄생성반응으로 추정되어 왔으나, Li 등(1992)의 연구에 따르면 슬러지소화의 경우 가수분해 단계가 율속인 것으로 제시되었다. 혐기성 공정에서 슬러지의 소화율 및 메탄가스 생산량을 높이기 위해서는 반응조에 공급되는 슬러지의 가용화 촉진이 필요하다. 적절한 가용화 전처리는 가수분해 단계의 분해율을 높이며 소화 공정에 투입되는 슬러지가 개질되어 혐기성 소화 효율을 향상시킨다(Urano et al., 1992).

지금까지 가장 많이 사용되어 왔던 효과적인 슬러지의 전처리 방법은 주로 열처리이다(Li et al., 1992; Song et al., 1992). 초기의 열처리방법은 슬러지의 탈수성을 향상시키기 위해 개발되었다. 열처리를 거친 경우 슬러지의 탈수성은 눈에 띄게 향상되지만, 고농도 여액의 처리가 문제되었다. 이에 대한 해결책으로 제안된 방법이 열전처리 · 혐기소화 공정(thermal pretreatment/anaerobic digestion: TP/AD)이다. TP/AD 공정에서는 하수 슬러지를 열처리한 후 소화, 탈수하였는데, 실험실 및 파일럿 플랜트 실험 결과, 열처리한 슬러지는 가수분해성이 개선되고 유기물의 혐기성 소화를 촉진한다는 것이 확인되었다. 열처리한 하수 슬러지는 소화효율이 향상되었을 뿐만 아니라 가스발생량도 증가하였다(Li et al., 1992). 그 밖에도 소화효율을 향상시키기 위하여 슬러지에 열을 가하여 가용성 유기 기질을 용출시키는 연구가 오래 전부터 보고되었다(Haug, 1978; Stuckey et al., 1984). 용출된 유기물은 휘발산을 경유하여 메탄으로의 전환이 용이하기 때문에 열처리한 폐활성 슬러지는 혐기성 소화조에서 체류시간을 단축할 수 있으며 더욱 많은 메탄 가스를 발생시킬 수 있었다(정 등, 1989; 홍 등, 1996). Bjerre 등(1996)은 목질(lignin)을 습식 산화법으로 가수분해

[†] To whom correspondence should be addressed.
jaewoo@korea.ac.kr

하였는데, 습식 산화법을 사용한 결과 섬유소가 효과적으로 포도당으로 전환되었으며, 열처리를 위한 최적조건으로 170°C에서 60분을 제안하였다. 한편, Stuckey 등(1984)은 175°C가 폐활성슬러지의 분해성을 증진시킬 수 있는 최적 온도라고 보고했다. 그러나 아직까지 열처리가 유기고형물의 혐기성 분해에서 소화시간에 미치는 영향은 명확하게 알려져 있지 않다. 슬러지 소화에서는 체류시간이 길다는 점이 가장 어려운 점인데 Noike 등(1985)은 열처리 후 소화시간을 5일까지 단축하는 것이 가능하다고 보고하였다. 홍 등(1996)의 연구에 따르면 열처리한 후 혐기성 처리하는 경우 단백질 함량이 높은 1차 및 2차 슬러지는 메탄 발생량이 증가하였으나 탄수화물 함량이 높은 당근 및 케일은 열처리 효과가 크지 않다고 보고함으로써 기질성분에 따른 열처리 효과의 차이가 존재하는 것으로 판단된다.

본 연구에서는 슬러지의 혐기성소화를 고효율 메탄 생성 시스템으로 구축하기 위하여 메탄발효의 기질이 되는 폐활성슬러지를 산생성균과 메탄생성균이 이용하기 쉬운 형태로 전환시키는 열전처리 방법을 사용하여 소화효율의 향상을 도모하였다. 전처리 효율은 여러 항목에 의해 평가될 수 있는데, 슬러지의 경우 가수분해 정도, 메탄발생량 등으로 평가하였다. 또한 소화 성능의 개선 효과를 동력학적으로 해석하고 평가하기 위하여 축산폐기물, 수초 등 바이오매스 기질의 혐기성 처리 평가에 효과적인 것으로 보고된 Chen · Hashimoto모형(1978)을 사용하여 전처리 효율을 평가하였다.

1.2. 메탄발효의 동력학

생물학적 공정의 반응 동력학(kinetics)에서 1차적으로 기질이용에 대한 미생물 성장 및 기질 농도에 대한 미생물 성장에 관련된 기본적인 관계식이 확립되어야 한다. 성장수율계수(Y)는 비성장속도가 낮으면 감소한다고 보고되어 있다. 낮은 비성장속도에서 성장수율계수가 감소하는 원인은 성장에 필요한 에너지가 요구되기 때문이다(Lawrence et al., 1969). Kirsch 등(1971)은 성장 수율계수를 유지 에너지 요구량 및 미생물 비성장속도의 함수로서 나타내었다. 수율계수에 대한 식 연구로 내생호흡(K_d)을 포함한 식은 생물학적 처리의 동력학 연구에 널리 채용되었으며, 낮은 비세포 성장속도에서 줄어드는 성장 수율계수의 원인으로서는 유지 에너지는 내생호흡(K_d)과 개념적으로 일치한다(Kirsch et al., 1971).

초기 동력학적 연구에서 기질농도에 따른 미생물 비성장속도(또는 비기질 이용속도)는 Monod 모형을 사용하면 다음 식 (1)와 같이 표시된다.

$$\mu = \mu_m \frac{S}{K_s + S} \quad (1)$$

여기서, K_s 는 반속도상수, S 는 기질 농도, μ 는 미생물 비성장속도, μ_m 는 최대 미생물 비성장속도이다.

이 식은 복잡 다양한 유기물의 혐기성 및 호기성 소화를

연구하는데 광범위하게 시도되어 왔으나 고행유기물이 쉽게 가용화되지 않는 경우에는 적용이 곤란하다. Lawrence 등(1969)은 비성장 속도를 전혀 수정없이 Monod 모형으로 표현할 수 있으며, 비기질 속도를 예측하는 다음 식 (2)를 제안하였다.

$$q = q_m \frac{S}{K_s + S} \quad (2)$$

여기서, q ; 미생물 비기질 이용속도, q_m ; 최대 미생물 비기질 이용속도이다.

그러나 Grau 등(1975), Grady 등(1975), McKinney(1962) 및 Eckenfelder(1963)은 휘발 고형물(VS)과 처리수 농도에 있어 몇 가지 한계를 지적하였고, 비기질 이용속도가 기질 농도에 비례하는 1차 동력학적 방정식을 제안하였다. 여기서, 1차 동력학적 방정식은 최대 생물 활성도 조건, 계유실 및 생성물 저해 등을 표현하지 못한다. 그 밖에 고농도 휘발산(VFA)의 미생물 성장 저해를 예측하기 위하여 Andrews(1969)는 저해 모형을 제안하였고, Daigger 등(1982)은 성장 환경 내에서 생리학적 적응과 미생물 종들의 개념에 기초한 용해기질을 이용한 미생물 성장의 과도(transient) 현상에 대한 동적 이론을 제시하였으나 복잡하여 제한적으로 이용되고 있다. 또한, Contois 모형은 Monod 형태의 모형에서 K_s 를 K_1X 로 치환하여 비기질 이용속도를 식 (3)과 같이 표현하였다.

$$q = q_m \frac{S}{K_1X + S} \quad (3)$$

여기서, K_1 는 무차원 상수, X 는 미생물농도이다.

Chen 등(1978, 1980)은 생물처리계에서 미생물 농도 변화를 측정하기가 곤란하므로 식 (4)와 같이 Contois 모형을 수정하여 미생물 비성장 속도식을 제안하였다. Chen · Hashimoto 모형은 Monod 모형과 달리 비성장속도를 반응후의 기질농도뿐만 아니라 유입기질 농도의 함수로 표현했으며, 생물처리시 혼합배양에서 반응 후 농도는 유입 기질 농도에 무관하게 생각할 수 없다는데 근거하고 있다.

$$\mu = \mu_m \frac{S}{K(S_0 - S) + S} \quad (4)$$

여기서, K 는 무차원 상수, S_0 는 유입기질농도이다.

이 모형은 다양한 기질의 VS나 COD농도의 소모에 기초하여 넓은 체류시간 범위를 포괄할 수 있다. Chen 등(1978)은 모형이 실험자료와 높은 일치도와 예측성을 보였으며 특히 간편성과 융통성은 실제 적용에서 유용하다고 보고하였다.

연속흐름 완전혼합 (CSTR)형 소화조에서 고행물의 반응이 없는 경우, Chynoweth 등(1981)은 Monod 모형을 이용하여 정상상태의 메탄 수율과 메탄 생산속도를 특정기질의 생분해 가능 유기물(VS) 부하의 함수로 나타내었다. 이 모

형을 부레옥잠(water hyacinth) 및 슬러지 혼합기질에 적용하여, 최적 부하율 결정 및 유기물 부하에 따른 정상상태 소화조 효율을 예측할 수 있었다. Chen 등(1978)은 Contois 식에 정상상태의 완전혼합형 반응조의 조건을 대입하여, 정상상태 유출기질 농도를 다음 식 (5)와 같이 예측했다.

$$S = \frac{KS_o}{\mu_m \theta - 1 + K} \quad (5)$$

여기서, θ 는 수리학적 체류시간이다.

유출되는 기질 농도는 유입 기질 농도에 비례하고 있으며, Grau 등(1975), Grady 등(1975) 및 Benefield 등(1977)의 결과에서 유출기질농도는 유입기질농도효과를 적절히 반영하고 있다. Chen(1983)은 정상상태조건에서 메탄수율(Y_m) 및 생성속도(R_m)를 직접 예측할 수 있는 동력학적 식을 다음과 같이 유도하였다.

$$Y_m = B_o \left[1 - \frac{K}{\mu_m \theta - 1 + K} \right] \quad (6)$$

$$R_m = B_o M \left[1 - \frac{K}{\mu_m \theta - 1 + K} \right] \quad (7)$$

여기서, Y_m 은 메탄수율, B_o 는 건조중량당 메탄생성율, R_m 은 메탄생성량, M 은 유입기질의 부하율(g-VS/L/d)이다.

메탄생산량은 최대 비성장속도가 증가함에 따라 증가하고 동력학적 상수인 K 가 증가함에 따라 감소한다. 또한 메탄생산량 및 생산속도는 메탄수율에 직접 관련되지만 최대 용적 메탄생성속도($R_{m,max}$)는 $\frac{(B_o S_o \mu_m)}{(1 + \sqrt{K})^2}$ 로서, $\theta = \frac{(1 + \sqrt{K})}{\mu_m}$ 에서 얻어진다. 이 식은 육류, 낙농, 돈사 폐수 및 수초 등의 혐기성처리에 적용하여 편의성과 신뢰성이 입증되었다. 또한 부하에 따른 메탄생성속도를 비교적 정확하게 표현할 수 있으며 상수 K 를 정량화함으로써 운전평가 및 저해평가가 가능하였다(Chen, 1983; Hashimoto, 1982; Hill, 1982; Lo et al., 1981; Strivastava, 1995; Zhao et al., 2004; Zinatizadeh et al., 2006).

2. 재료 및 방법

과천 하수 처리장의 혐기성 소화슬러지를 식종슬러지로 하여 하수슬러지를 실험실 반응조에서 수개월 적응시킨 슬러지를 1 L 반응조에 식종하였다. 식종 슬러지의 TS농도는 18,600 mg/L, VS농도는 12,400 mg/L, VS비율은 66.4%이었다. 유입 슬러지는 과천 하수 처리장의 폐활성 슬러지(waste activated sludge)를 사용하였고, 채취한 슬러지는 4°C에서 냉장 보관하였다.

혐기성 소화시 분해도 및 분해속도를 증가시키기 위한 열처리를 거친 슬러지를 회분 및 반연속실험에 사용하였다. 최적 열처리 조건은 30, 60, 90, 120, 150°C의 여러 온도조

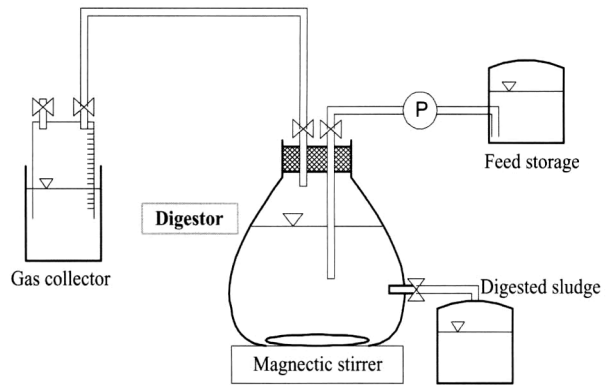


Fig. 1. Semi-continuous digestion apparatus.

건에서 가용화실험을 수행하여 결정하였다. 회분실험은 TS 농도 15,500 mg/L, VS농도 9,700 mg/L, VS비율 62.52%인 식종슬러지를 반응조에 기질과 식종슬러지비를 1:4로 하여 600 mL씩 투입하였으며 고무마개로 밀봉하고 조내의 공기를 질소가스로 약 2분간 치환한 후 37±1°C로 유지된 항온실 내에서 자기교반기로 교반하면서 수행하였다.

반연속식 소화실험에서 유입기질 슬러지의 TS 농도는 13,200~15,500 mg/L, VS농도는 10,800~12,300 mg/L, VS비율은 79~82%이었다. 폐활성슬러지의 VS비율이 높은 이유는 슬러지가 미생물로 이루어졌기 때문이다. 반면에 채취한 슬러지의 SCOD는 300~500 mg/L로 상당히 낮았다. 열처리한 폐활성슬러지와 함께 폐활성슬러지 대조군을 유입기질로 사용하여 소화조를 운전하였다. 반응조의 반연속식 운전은 최대한 연속 운전에 가깝게 매일 기질주입과 폐기를 하였으며 슬러지 체류시간을 8~20일로 변화시키며 슬러지 소화특성을 조사하였다. 실험에 사용된 반응조는 Fig. 1에 제시된 삼각플라스틱을 사용하였으며 반응조 용적 1 L, 운전 용적 0.8 L로 하여 자기교반기로 혼합하면서 운전하였다. 반응조는 온도조절장치가 설치된 항온실에 보관하였으며 온도는 37±1°C로 유지하였다. 반응조에서 생성된 가스를 포집하기 위하여 가스포집기를 설치하였다. 가스포집기는 원통형으로 내부는 가스의 용해를 최소화하기 위해 진한 황산을 가하여 pH 1 이하로 만든 후 염화나트륨(NaCl)을 포화시킨 용액을 채워넣었다. 하루에 한 번씩 일정량을 유입 및 유출시킴으로써 반연속식 운전을 실시하였다.

가스는 수상치환법으로 발생량을 측정하고, 가스 조성은 열전도 검출기(TCD)가 장착된 GC로, 휘발성 지방산(VFA)은 불꽃 이온화 검출기(FID)가 장착된 GC를 사용하여 분석하였다. 그 밖의 수질학적 분석항목은 Standard Methods를 따라 분석하였다(APHA, 1995).

3. 결과 및 고찰

3.1. 열처리된 가용화 효과

열처리된 폐활성슬러지를 30, 60, 90, 120, 150°C의 다른 온도에서 30분간 밀봉하여 실시하였다. Fig. 2에서 보듯이 열처리에 따른 폐활성슬러지의 가용화는 60°C까지는 뚜

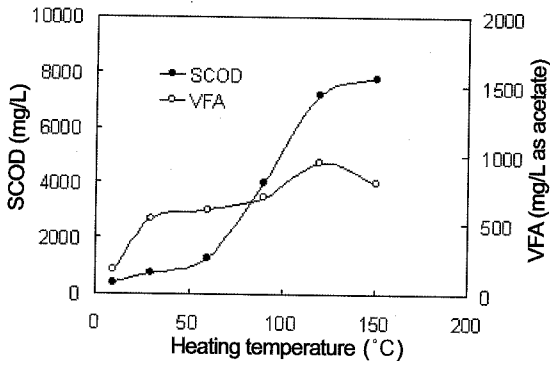


Fig. 2. Effect of heating temperature on solubilization of SCOD and VFA.

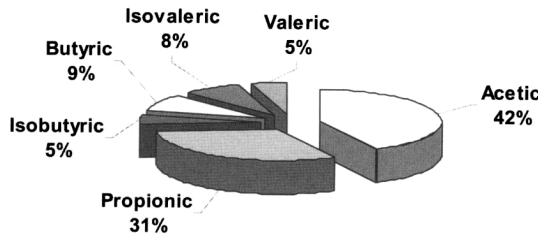


Fig. 3. Composition of VFAs in disintegrated sludge at 120°C.

러한 효과가 없으나 열처리온도가 90°C, 120°C, 150°C로 증가함에 따라 급격히 용해성 COD가 증가하였으며 동시에 VFA도 비례하여 증가하였다. 또한 열처리 온도에 따른 생성휘발지방산의 조성을 살펴본 결과 생성된 휘발산의 대부분이 아세트산과 프로피온산이었으며 그 밖의 다른 휘발산들의 생성도 확인할 수 있었다. 냉장 보관한 슬러지는 30°C의 전처리에서도 상당량의 휘발산이 생성되고 120°C로 처리할 때까지 계속 증가한다. 그러나 120°C의 결과와 비교해 볼 때 150°C 처리의 경우 휘발산 생성이 약간 감소하였다. Fig. 3은 열전처리온도의 최적치로 판단되는 120°C 처리에서의 휘발산의 분포를 나타낸다. 아세트산이 전체적으로 가장 많은 42% 그 다음으로 프로피온산이 31%, 부티르산이 9% 등의 순서로 구성되었다.

3.2. 메탄발효의 회분실험

열처리한 폐활성슬러지 및 처리하지 않은 대조 슬러지를 대상으로 식중슬러지와는 비율을 1:4로 하여 소화조에 투입한 후 메탄 발생 및 VFA 생성을 Fig. 4와 Fig. 5에 표시하였다. 혐기성 조건에서 폐활성슬러지의 소화과정은 가용화 및 가수분해단계, 산생성단계, 메탄생성단계로 이루어진다. 이 과정에서 서로 다른 미생물군집(consortia of bacteria) 간의 상대적 동화속도가 전체 소화효율을 좌우한다. 또한 아세트산이나 그 밖의 휘발산과 같은 중간 생성물의 축적은 시스템 활성의 지표가 되기도 한다. 따라서 여러 단계의 연쇄반응 중에서 어느 단계가 속도제한 단계인가를 파악하는 것이 고효율 소화에 있어 매우 중요한 과정이라고 볼 수 있다. 폐활성슬러지의 열처리는 단백질을 열변성시켜 세포벽을 파괴한 뒤 내용물을 용출시키는 역할을 한다. 회분실험결과 약 5일까지 메탄 발생량이 급격히 증가하고 그

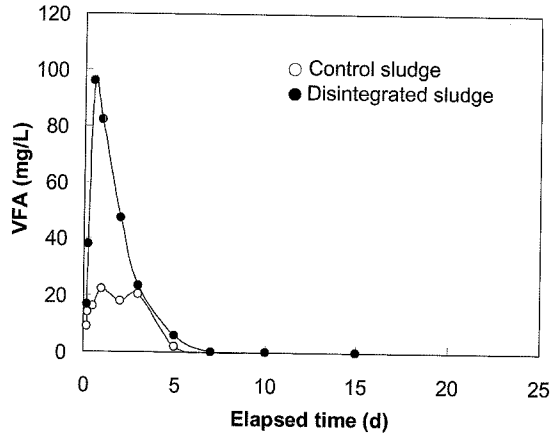


Fig. 4. Production of VFA during batch experiment.

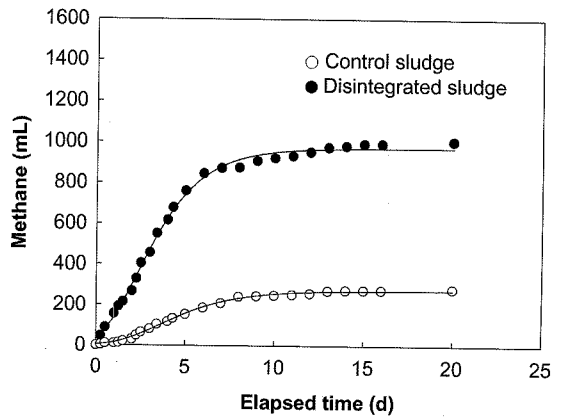


Fig. 5. Cumulative methane production during batch experiment.

이후에는 발생속도가 점점 줄어든다. 120°C에서 30분간 열처리한 슬러지의 회분 소화실험에서 휘발산은 2일째에 최대로 약 100 mg/L까지 상승하였으며, 이후 급격히 감소하였다. 회분 실험의 결과 해석을 위해 혐기성미생물의 성장 특성을 잘 반영하는 모형 중의 하나인 수정 Gompertz식을 사용하였으며, 메탄발생가능량(M), 메탄발생속도(R_m) 및 지체시간(λ)을 계산할 수 있다(Zweitering et al., 1990). 그 결과를 Table 1에 정리하였는데, 메탄발생량, 최대 비성장속도 및 지체시간 등 성장 파라미터들을 비교할 때 열처리 후 메탄발생가능량은 3.5배, 비성장속도는 4배 증가하였으며 지체시간은 1/3.5로 감소하였다.

$$M(t) = M \exp\left\{-\exp\left[\frac{R_m \cdot e}{M}(\lambda - t) + 1\right]\right\} \quad (8)$$

여기서, M(t)는 시간 t에서 메탄누적발생량, t는 경과시간(d), e는 exp(1), R_m는 최대 메탄생성속도(mL/d), M은 메탄발생가능량, λ는 지체시간(d)이다.

Table 1. Summary of best fit values of the parameters using modified Gompertz equation

	M (mL)	R _m (mL/d)	λ(d)
Control sludge	273.6	41.7	1.16
Disintegrated sludge	970.9	177.5	0.33

3.3. 반연속 발효실험과 동력학적 해석

열처리 폐활성슬러지 및 대조 폐활성슬러지를 유입기질로 한 반응조의 반연속식 운전은 연속 운전에 가깝게 매일 기질주입과 폐기를 하였으며 슬러지 체류시간을 20일에서 16일, 10일, 8일로 부하를 증가시키면서 진행하였다. Table 2에 열처리 효과를 체류시간 별 운전성능으로 제시하였다. 가수분해 실험에서와 마찬가지로 열처리에 따른 가수화율의 향상이 가스발생량 증가의 직접적인 원인임을 분명히 알 수 있었다. 대조 반응조에서 하루 동안의 평균가스발생량은 체류시간이 감소함에 따라 부하율의 증가로 38.2~98.1 mL 범위에서 증가하였지만 열처리한 슬러지를 사용하는 경우 191~239 mL의 범위에서 증가하는 경향을 보였다.

열처리를 거친 슬러지를 기질로 한 반연속식 혐기성 소화 실험을 통해 얻은 결과를 Chen·Hashimoto모형에 적용시켰다. 혐기성 소화조를 반연속식으로 운전하여 HRT를 20일, 16일, 10일, 8일로 줄여가며 매일의 가스발생량을 측정하여 HRT에 대한 메탄 수율을 Table 3에 제시하였다. 무한의 HRT에서 투입 VS당의 메탄생성량(B)은 다음의 일차식으로 나타낼 수 있다. $B = B_0 + C_1 \frac{1}{\theta}$ 식으로 B_0 를 구한 후 각 파라미터 값들은 $B/(B_0 - B)$ 를 계산하여 θ 와 선형회귀분석을 통하여 K 및 μ_m 을 Table 4와 같이 구하였다.

또한 이들 자료를 사용하여 기질과 식중 슬러지를 1 대 4로 한 혐기성 소화에서 메탄 수율에 대한 이론적 곡선이 Fig. 6이다. 그림에서 열처리 방법을 통해 소화의 메탄 수율이 개선되는 효과를 알 수 있다. Table 4의 자료들은 네 가지의 서로 다른 HRT에서 구한 값으로 B_0 , K 및 μ_m 은 각 기질에 대하여 상수이며, 열처리에 따라 분해된 기질이 변함에 따라 달라짐을 알 수 있다. 열처리한 폐활성 슬러지의 B_0 , K 및 μ_m 은 B_0 가 0.253 L-CH₄/g-VS, K가 0.835이고 μ_m 은 0.218 d⁻¹로서 대조슬러지의 B_0 0.0807 L-CH₄/g-VS, K 0.453, μ_m 0.154 d⁻¹에 비하여 증가하였고 다른 연구자들이 이미 보고한 파괴한 부레옥잠 폐기물에 비해서는 다소 높았으나, 옥수수 폐기물의 그 값보다는 훨씬 낮았다(Hashimoto, 1982; Strivastava, 1995).

계산을 통해 얻어진 메탄 생성속도(R_m)를 Fig. 7에 제시하였으며, 메탄생성속도는 최대 생산속도까지 증가하다가 감소한다. 대조 및 열전처리 기질에 대하여 최대 가스 생성속도까지는 실험되었으나 물질 전달 및 열전달 장애, 난분해성물질의 축적 등으로 인한 생산성이 떨어지는 부분까지는 실험되지 못하였다. Fig. 7에 따르면 최대 메탄생성속도는 유입기질의 VS의 부하율이 1.2 g/L/d일 때 나타나는 것으로 계산되었다. 이 결과는 하수슬러지가 아닌 부레옥잠

Table 3. Average methane yield (B), L CH₄/g VS added

HRT (d)	20	16	10	8
B (Control sludge)	0.0610	0.0653	0.0447	0.0409
B (Disintegrated sludge)	0.203	0.187	0.145	0.126

Table 4. Calculated parameters

	Control sludge	Disintegrated sludge
B_0 (L-CH ₄ /g-VS)	0.0807	0.253
HRT _m (d)	6.473	4.591
K	0.453	0.835
μ_m (L/d)	0.154	0.218

이나 축산폐기물에 적용한 Strivastava(1995)와 Hashimoto (1982)의 실험결과를 동일 모형으로 적용하여 얻은 결과와 유사한 양태를 하고 있으나 가축폐기물에 비하여 투입 기질 당 메탄 생성은 적은 것으로 나타났다.

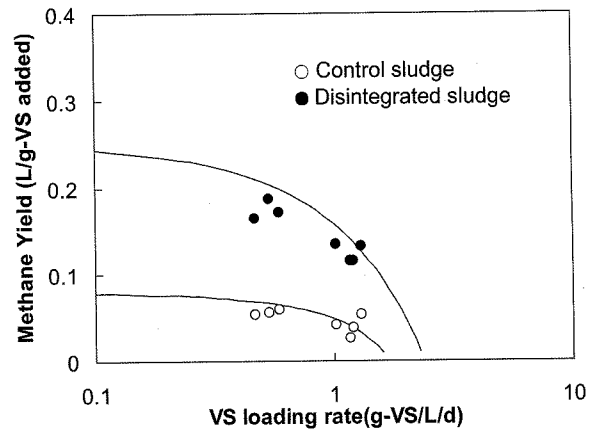


Fig. 6. Methane yield according to loading.

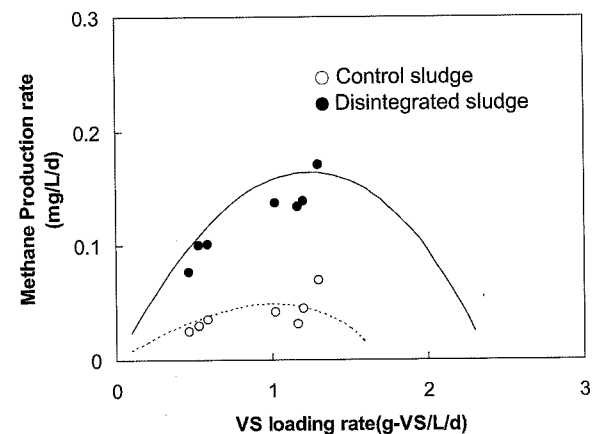


Fig. 7. Effect of disintegration on methane production rate.

Table 2. Overall performance of semi-continuous digestion

HRT (d)		20	16	10	8
Feed	VS (mg/L)	11,500	10,800	12,500	11,500
Control sludge	Gas production (mL/d)	38.2	54.3	56.4	98.1
Disintegrated sludge	Gas production (mL/d)	119	156	208	239

* average value

4. 결론

하수처리장 폐활성 슬러지를 대상으로 열처리 방법을 사용하여 전처리한 슬러지를 기질로 하여 회분 및 반연속식 소화 실험을 행하고 슬러지 메탄발효의 동력학적 고찰을 행하였다. 가용화한 결과 유기물질의 용출에 있어 열전처리 후 많은 유기물 및 유기산이 생성되었고, 회분 소화 실험에서 열전처리한 기질을 사용한 경우 총누적 메탄발생가능량이 대조군인 무처리 반응조에 비하여 약 3.5배 이상 증가한 것을 보였다. 반연속식 소화에서는 HRT 8일에서도 전처리한 기질의 소화는 안정적으로 진행되었으며 열처리를 통해 가스발생 증가 및 휘발고형물 감소 등 혐기소화 효율이 개선되었다. 동력학적 모형을 이용하여 소화조의 부하율이 메탄생성에 미치는 영향을 조사한 결과 Chen · Hashimoto 모형이 열전처리 슬러지 혐기소화의 효율 평가에 적절함을 확인할 수 있었다. 실험 및 모형을 통하여 구한 건조중량당 메탄생성량(B_0)는 대조슬러지가 0.0807 L-CH₄/g-VS, 열처리슬러지가 0.253 L-CH₄/g-VS이었다. 또한 K는 대조슬러지 0.453, 열전처리 슬러지 0.835이었으며 μ_m 은 대조슬러지 0.154 d⁻¹, 열전처리 슬러지 0.218 d⁻¹으로 계산되었다.

참고문헌

- 정윤진, 허관용, 슬러지 전처리 공정의 혐기성소화에 미치는 영향, *대한환경공학회지*, **11**, pp. 79-90 (1989).
- 홍영석, 배재호, 열전처리와 반응조 형태가 고형 유기물의 혐기성 처리에 미치는 영향, *상하수도학회지*, **10**, pp. 104-115 (1996).
- Andrews, J. F., Dynamic model of the anaerobic digestion process, *Journal of Sanitary Engineering Division, ASCE*, **95**, pp. 95-117 (1969).
- APHA, AWWA and WEF, *Standard Methods for the examination of water and wastewater*, 19th edn., Washington D. C. (1995).
- Benefield, D. and Randall, C. W., Evaluations of a comprehensive kinetic model for the activated sludge process, *J. Water Pollut. Control Fed.*, **49**, pp. 1636-1641 (1977).
- Bjerre, A. B., Olesen, A. B., Fernqvist, T., Ploger, A. and Schmidt, A. S., Pretreatment of wheat straw using combined wet oxidation and alkaline hydrolysis resulting in convertible cellulose and hemicellulose, *Biotechnol. Bioeng.*, **49**, pp. 568-577 (1996).
- Chen, Y. R. and Hashimoto, A. G., Kinetics of methane fermentation, *Biotechnol. Bioeng. Symp.*, **8**, pp. 269-282 (1978).
- Chen, Y. R. and Hashimoto, A. G., Substrate utilization kinetic model for biological treatment processes, *Biotechnol. Bioeng.*, **22**, pp. 2081-2095 (1980).
- Chen, Y. R., Kinetic analysis of anaerobic digestion of pig manure and its design implications, *Agric. Wastes*, pp. 65-81 (1983).
- Chynoweth, D. P., Ghosh, S. and Henry, M. P., Biogasification of blends of water hyacinth and domestic sludge, in *Proc. of the 1981 International Gas Research Conf.*, Los Angeles, pp. 742-755 (1981).
- Daigger, G. T. and Grady, C. P. L., Jr, The dynamics of microbial growth on soluble substrates, A unifying theory, *Water Res.*, **16**, pp. 365-382 (1982).
- Eckenfelder, W. W., Jr, in *Advances in Biological Waste Treatment*, W. W. Eckenfelder Jr and J. McCabe, Eds, Pergamon, New York, pp. 277-289 (1963).
- Grady, C. P. L., Jr. and Williams, D. R., Effect of influent substrate concentration on the kinetics of natural microbial populations in the continuous culture, *Water Res.*, **9**, pp. 171-180 (1975).
- Grau, P., Dohanyos, M. and Chudoba, J., Kinetics of multi-component substrate concentrate removal by activated sludge, *Water Res.*, **9**, pp. 637-642 (1975).
- Hashimoto, A. G., Methane from cattle waste: Effects of temperature, hydraulic retention time, and influent substrate concentration on kinetic parameter (K), *Biotechnol. Bioeng.*, **24**, pp. 2039-2052 (1982).
- Haug, R. T., Effect of thermal pretreatment on digestibility and dewaterability of organic sludges, *J. Water Pollut. Control Fed.*, **50**, pp. 73-85 (1978).
- Hill, D. T., Design of digestion systems for maximum methane production, *Trans. of the ASAE*, **25**, pp. 226-230 (1982).
- Kirsch, E. J. and Sykes, R. M., Anaerobic digestion in biological waste treatment, in *Progress in Industrial Microbiology*, D. J. D. Hockenhull (ed.), London: J. and A. Churchill (1971)
- Lawrence, A. W. and McCarty, P. L., Kinetics of methane fermentation in anaerobic treatment, *J. Water Pollut. Control Fed.*, **41**, pp. R1-R17, (1969).
- Li, Y. Y. and Noike, T., Upgrading of anaerobic digestion of waste activated sludge by thermal pretreatment, *Water Sci. Tech.*, **26**, pp. 857-866 (1992).
- Lo, K. V., Carson, W. M. and Jeffers, K., Computer-aided design program for biogas production from animal manure, p. 133 in *Livestock Wastes: A Renewable Resource*, St Joseph, Mich.: ASAE (1981).
- McKinney, R. E., Mathematics of complete mixing activated sludge, *J. of Sanitary Engineering Division, ASCE*, **88**, pp. 87-113 (1962).
- Noike, T., Endo, G., Chang, J. E., Yaguchi, J. I. and Matsumoto, J. I., Characteristics of carbohydrate degradation and the rate limiting step in anaerobic digestion, *Biotechnol. Bioeng.*, **27**, pp. 1482-1489 (1985).
- Song, J. J., Takeda, N. and Hiraoka, M., Anaerobic treatment of sewage sludge treated by catalytic wet oxidation process in upflow anaerobic sludge blanket reactors, *Water Sci. Tech.*, **26**, pp. 867-875 (1992).
- Strivastava, R. C., Kinetics of fresh water hyacinth digestion in semi-continuous operation, *Chemical Engineering Journal*, **56**, pp. B109-B113 (1995).
- Stuckey, D. C. and McCarty, P. L., The effect of thermal pretreatment on the anaerobic biodegradability and toxicity of waste activated sludge, *Water Res.*, **18**, pp. 1343-1353 (1984).
- Urano, K., Tomita, M. and Kameya, K., Recent researches and developments on anaerobic treatment - 4. Practical treatment of wastewater and solid waste, *Water and Waste*, **34**, pp. 230-242 (1992).

- Zhao, H. W. and Viraraghavan, T., Analysis of the performance of an anaerobic digestion system at the Regina wastewater treatment plant, *Bioresource Technol.*, **95**, pp. 301-307 (2004).
- Zinatizadeh, A. A. L, Mohamed, A. R. Najafpour, G. D., Hasnain Isa, M. and Nasrollahzadeh, H., Kinetic evaluation of palm oil mill effluent digestion in a high rate up-flow anaerobic sludge fixed film bioreactor, *Process Biochemistry*, **41**, pp. 1038-1046 (2006).
- Zweiering, M. H., Jongenburger, I., Rombouts, F. M. and van't Riet, K., Modeling of the bacterial growth curve, *Appl. Environ. Microbiol.*, **56**(6), pp. 1875-1881 (1990).