

Effects of Thermal Pretreatment Temperature on the Solubilization Characteristics of Dairy Manure for Dry Anaerobic Digestion

Heekwon Ahn*, Seunghun Lee, Eunjong Kim, Jaehee Lee, and Yongjoo Sung¹

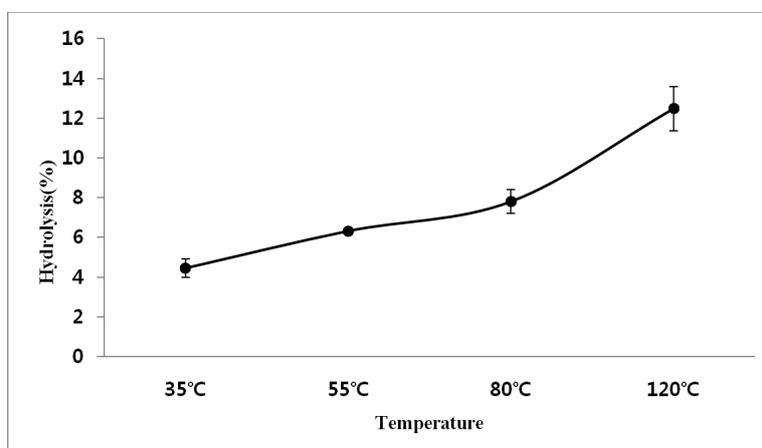
Dept. of Animal Biosystems Science, Chungnam National University, Daejeon 305-764, Korea

¹*Dept. of Biobased Materials, Chungnam National University, Daejeon 305-764, Korea*

(Received: March 29 2014, Accepted: April 17 2014)

The effect of thermal pretreatment conditions on hydrolysis characteristics of dairy manure and sawdust mixtures has been evaluated. Thermal pretreatment temperature varied between 35 and 120°C and the period of the treatment changed between 30 and 1440 min (24h). As thermal pretreatment temperature and duration increased, organic material solubilization rates were improved. Maximum solubilizations of chemical oxygen demand (SCOD), carbohydrates, and volatile fatty acids (VFAs) were observed when dairy manure treated for one day at 120°C. Although one day treatment duration at 120°C showed the highest SCOD, soluble carbohydrates, and VFAs concentration, its hydrolysis rate was only about 12%. The results reveal that the thermal pretreatment conditions tried in this study are not enough to solubilize the organic matter contained in dairy manure and sawdust mixtures. In order to maximize hydrolysis performance, the further research needs to determine the factors influences on organic material solubilization in addition to thermal pretreatment temperature and duration.

Key words: Thermal pretreatment, Hydrolysis, Solubilization, Dairy manure, Anaerobic digestion



Best solubilization performance has been achieved when dairy manure treated for one day at 120°C but its hydrolysis rate was only about 12%.

*Corresponding author : Phone: +82428215785, Fax: +82428232766, E-mail: hkahn@cnu.ac.kr

§Acknowledgement: This study was financially supported by research fund of Chungnam National University in 2012.

Introduction

2011년도를 기준으로 국내에서는 연간 4,269만 톤의 가축분뇨가 발생되고 있다. 이중 유우분뇨는 약 552만 톤으로 전체 가축분뇨 발생량의 약 13%를 차지하고 있다 (Korea's Ministry of Environment, 2011). 우리나라 유우 사육농가의 대부분은 깔짚우사에서 수거한 분뇨와 깔짚 혼합물을 퇴비화하고 있다. 그러나 깔짚 가격 상승으로 깔짚 투입량이 충분하지 않거나 높은 사육밀도로 인해 깔짚우사에서 수거되는 깔짚과 분뇨 혼합물의 함유율이 높아 정상적인 퇴비화를 유도하는데 어려움이 있다.

유우분뇨의 활용도를 높이기 위해서는 퇴비화 일변도의 유우분뇨 처리방식에서 탈피해 대체에너지원으로 사용처를 확대할 수 있는 기술을 개발할 필요가 있다. 유우분뇨 내 유기물의 혐기적인 안정화 과정에서 생산되는 바이오가스는 에너지원으로 활용될 수 있고 혐기소화 과정을 거친 고형물은 깔짚으로 재순환이 가능해 국내 낙농가의 생산비 절감 측면에서 볼 때 유우분뇨혐기소화 기술 보급은 절실하다고 볼 수 있다.

미국의 경우 농장규모 가축분뇨 바이오가스화 시설은 2013년 기준으로 202개소에서 가동되고 있으며, 이중 약 83%에 해당되는 167개소는 유우분뇨를 대상으로 하고 있다 (US EPA, 2013). Freestall barn으로부터 수거되는 유우분뇨는 세척수와 혼합되어 90% 이상의 함유율을 유지해 기존의 액상 혐기소화 기술을 적용하는 것이 가능해 미국의 경우 유우분뇨 혐기소화기술 보급률이 높다 (US EPA, 2013). 그러나 국내 젖소 사육농가의 90% 이상은 톱밥이나 왕겨 등의 깔짚을 이용해 분뇨를 수거하고 있으므로, 깔짚 우사에서 발생하는 유우분뇨는 깔짚과 혼합되어 함유율이 80% 이하로 낮아 기존의 액상 혐기소화기술을 적용해 바이오 가스를 생산하는 것은 어려움이 있다 (Fujishima et al., 2000; Korea's Ministry of Environment, 2008). 이러한 이유에서 국내 가축분뇨 혐기소화 시스템은 슬러리형태의 돈분뇨를 주 대상으로 보급되고 있으며 유우분뇨를 대상으로 한 혐기소화 시설이 현장에서 가동되고 있는 사례는 전무한 실정이다.

국내 낙농가에서 발생하는 고상물 형태의 유우분뇨와 깔짚 혼합물의 특성을 감안하면, 기존의 액상 혐기소화 시스템에 비해 고상 혐기소화 시스템은 국내 낙농가의 유우분뇨 처리에 적용될 가능성이 높다고 볼 수 있다. 고상혐기소화 시스템은 함유율 85% 이하의 고상 유기물 처리에 적합한 시스템으로 기존의 액상 혐기소화 시스템에 비해 혐기소화조 단위 부피 당 생산되는 바이오가스 양이 많고 혐기소화과정을 거친 최종산물은 고형물 형태라서 소화폐액에 비해 운송이 수월한 이점이 있다 (Ahn et al., 2010; Schäfer et al., 2006). 이와 같이 고상혐기소화 시스템은 기존의 액상 혐기소화 시스템으로 처리가 불가능한 저 함유율의 고형물 처리

에 적합할 뿐만 아니라 다양한 이점을 갖고 있음에도 불구하고 국내에서 유우분뇨를 대상으로 고상 혐기소화를 시도한 연구는 많지 않다.

사료로 섭취한 섬유질 성분 중 쉽게 가수분해될 수 있는 것은 젖소의 소화기관을 거치면서 분해 흡수되므로 유우분뇨에 함유되어 있는 섬유질 성분의 대부분은 소화기관에서 분해가 불가능한 난분해성 물질이다. 이러한 측면을 고려한다면, 유우분뇨 내에 함유된 섬유질 성분은 일반적인 리그노셀룰로오스 (ligno-celluloses) 성분 에 비해 난분해성이 더 강하다고 볼 수 있다 (Chan, 2013; Jin et al., 2009).

국내 젖소 사육농가에서 수거되고 있는 유우분뇨와 깔짚 혼합물의 휘발성 고형물 (Volatile solids) 함량은 약 85% 수준으로 높음에도 불구하고 앞에서 언급한 유우분뇨에 함유되어 있는 난분해성 섬유질 성분 및 깔짚을 구성하고 있는 다량의 난분해성 물질들로 인해 혐기소화 미생물에 의한 바이오가스 생산효율은 높지 않다 (Gunaseelan, 1997). 유우분뇨와 깔짚 혼합물에 함유되어 있는 유기물 구조를 와해시켜 유기물 가용화율을 극대화하는 것은 유우분뇨와 깔짚 혼합물 혐기소화과정에서 바이오가스 생산효율을 개선하기 위해 반드시 해결해야 할 과제 중 하나이다.

혐기소화 과정 중 유기물 가수분해는 대표적인 율속단계 (rate limiting step)에 해당되므로 유기물 가수분해 촉진을 위해 다양한 방법의 물리화학적 가용화 방법들이 시도된 바 있다 (Apples et al., 2008; Miron et al., 2000).

열가수분해(Thermal hydrolysis)는 일반적으로 고온 (130–180°C) 및 온도상승에 따라 증가되는 압력 (5–8bar) 하에서 일정기간 유기물을 처리해 유기성 기질의 세포벽을 와해시켜 유기물을 가용화하고 고형 유기물의 복잡한 구조를 단순화시키는 방법으로 활성슬러지 폐기물을 처리하기 위한 목적으로 1970년경부터 이용되고 있다 (Apples, 2010a). 고온을 이용한 열가수분해 전처리 과정을 거치면서 가용화되는 유기물로 인해 혐기소화 공정의 바이오가스 생산효율은 최대 92% 수준까지 개선될 수 있으나 170–180°C까지 가온을 위해 많은 에너지가 요구되므로 현장 적용에 어려움이 있다 (Valo et al., 2004). 열가수분해 전처리 비용을 절감하기 위한 목적으로 25–120°C 범위의 온도에 의한 가수분해 효율을 평가한 결과 저온 열가수분해의 경우 약 11–25% 정도 메탄 생성효율이 개선된다고 한다 (Jeong et al., 2007; Nges and Liu, 2009).

열가수분해 전처리 시스템의 가수분해 온도 및 처리시간은 가수분해 효율에 직접적인 영향을 미치므로 에너지 투입 및 바이오가스 생산효율 개선 등을 고려해 적절한 가수분해 온도 및 처리시간을 설정할 필요가 있다. 열가수분해 특성은 유입되는 유기물의 특성에 따라 다양한 결과를 보이므로 기존에 활성슬러지 폐기물을 대상으로 수행된 연구결과를 유우분뇨와 깔짚 혼합물에 그대로 적용하는 것은 문제가 있

다 (Gavala et al., 2003). 그러므로 본 연구는 저온에서 고온에 이르는 다양한 온도 범위에서 유우분뇨와 깔짚 혼합물의 열가수분해 특성을 평가하고 열가수분해에 필요한 에너지 투입 비용을 고려한 경제적인 열가수분해 전처리 온도를 구명하기 위한 목적으로 수행되었다.

Materials and Methods

유우분뇨 본 연구에서는 충남대학교 동물자원연구센터 내 유우사로부터 채취한 유우분뇨를 사용하였다. 톱밥우사에 투입된 톱밥의 수명이 약 3개월 정도 경과한 시점에 유우분뇨와 톱밥 혼합물을 채취하였으며, 채취한 유우분뇨와 톱밥 혼합물은 실험에 이용될 때까지 4°C로 저장 보관되었다. 본 연구에 이용된 유우분뇨와 톱밥 혼합물의 함수율은 75% (w.b.; wet basis), 휘발성 고형물은 84% (d.b.; dry basis) 수준을 유지하였다(Table 1).

열가수분해 유우분뇨와 톱밥 혼합물을 물과 1:4의 비율 (무게 기준)로 섞은 후 250 mL 부피 용기에 넣어 내열성이 강한 실리콘 마개와 알루미늄 seal을 이용해 밀봉하였다. 열처리 온도 및 시간에 따른 유우분뇨와 톱밥 혼합물의 가수분해 특성을 평가하기 위해 본 연구에서는 밀봉된 시료를 35°C, 55°C, 80°C, 120°C의 온도에서 최대 24시간동안 3반복 처리하면서 경시별로 각각 7개의 시료를 채취·분석하였다 (Table 2).

시료분석 3,500 rpm에서 15분간 원심분리한 후 1.2 µm 여과지를 이용해 여과시킨 액상물을 이용해 시료의 Soluble Chemical Oxygen Demand (SCOD), Soluble Carbohydrates, Volatile Fatty Acids (VFA) 등을 분석하였다. SCOD는 closed reflux titrimetric method를 이용해 분석하였으며 (APHA, 1998) Soluble Carbohydrates는 Anthrone method를 이용해 분석하였다 (Apples et al., 2010b). VFA는 내경 0.32 mm, 길이 30 m, film 두께 1.0 µm의 BP20 칼럼 (Polyethylene

Table 1. Characteristics of dairy manure and sawdust mixture.

Items	Mean±S.D.(N=3)
Moisture content(% w.b.)	75.3±0.2
Volatile Solids(% d.b.)	84.0±0.1
Bulk density(kg m ⁻³)	592.7±32.3
TCOD(g L ⁻¹)	812.4±140.3
Free air space(%)	46.6

Table 2. Thermal pretreatment conditions.

Temperature	Treatment time(min)
35, 55, 80, 120°C	0, 30, 90, 150, 300, 600, 1440

glycol 충전)과 불꽃이온화검출기 (Flame Ionization Detector, FID)로 구성된 iGC 7200 (DS Science, Korea) 기체 크로마토그래피를 이용해 분석하였다. FID와 주입구의 작동온도는 각각 250°C와 180°C이었고, 분석칼럼은 120°C로 1분 동안 유지 후 분당 10°C의 속도로 160°C까지 상승시킨 다음 5분간 지속시켰다. 운반기체와 FID 보조기체로 헬륨을 사용하였으며, 운반기체의 유량은 분당 1.5 mL, FID 보조 기체의 유량은 분당 20 mL로 분석하였다. 함수율은 105°C에서 약 24시간 건조 후 측정하였으며, Volatile solids는 건조시료를 550°C로 회화 후 측정하였다.

Results and Discussion

Soluble COD 가용화 Fig. 1은 열가수분해 온도 및 처리시간에 따른 SCOD 농도변화를 보여주고 있다. 열가수분해 온도가 높을수록 유우분뇨로부터 용해되어 나오는 SCOD 성분은 증가하는 것을 확인할 수 있다. 열가수분해 착수 후 30분 경과 시 35, 55, 80, 120°C 조건에서 SCOD는 초기 농도에 비해 각각 1.6배, 1.8배, 2.2배, 3.3배 증가하는 것으로 나타났다. Apples et al. (2010b)은 100°C 이하의 저온에서는 열처리 시간 보다는 열처리 온도가 유기물 가용화에 절대적으로 많은 영향을 미친다고 보고한 바 있으나, 본 연구에서 평가한 120°C 이하의 온도에서는 처리시간뿐만 아니라 처리온도도 유기물 가용화에 큰 영향을 미친다는 것을 확인할 수 있었다. 열가수분해 온도가 높고, 처리시간이 경과할수록 유우분뇨로부터 용해되어 나오는 SCOD 성분은 지속적으로 증가하는 현상을 보였다. 35°C와 55°C 같은 저온 조건에서 SCOD 농도는 열가수분해 착수 후 현저하게 증가하는 추세를 보이나 150분이 경과하면서 점차 완만해지는 경향을 보였다. 85°C의 경우 SCOD 농도 증가추세가 완만해지는데 90분이 소요되었으나, 120°C는 30분 밖에 소요되지 않은 것으로 보아, 열가수분해 온도가 증가함에 따라 SCOD

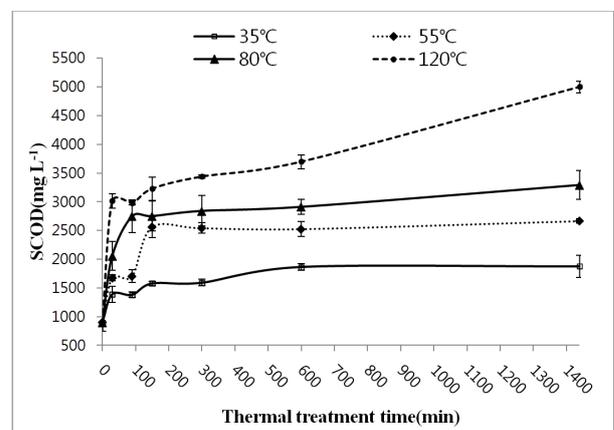


Fig. 1. Concentration of soluble COD for the different temperature and treatment durations.

농도 증가추세가 완만해지는데 소요되는 시간은 짧아지는 것을 알 수 있다. 최종적으로 열가수분해 착수 후 24시간이 경과한 시점에서 SCOD 농도는 35, 55, 80, 120°C 조건에서 초기농도에 비해 각각 2배, 2.9배, 3.6배, 5.6배 증가하는 것으로 나타났다. 이는 열가수분해 온도가 증가함에 따라 유우분뇨에 부착되어 있는 결합수의 온도도 상승하여 고온의 수분이 세포간의 화학적인 결합을 파괴하여 유기물과 함께 미생물체외산물 (EPS; Extracellular Polymeric Substances) 도 같이 분해되기 때문이다 (Appels et al., 2010b).

Soluble carbohydrate 가용화 Fig. 2는 열처리 온도 및 처리시간에 따른 Soluble carbohydrate의 농도 변화를 보여 주고 있다. 80°C 이하의 온도에서는 처리온도에 따른 탄수화물 가용화 효과는 큰 차이가 없지만, 열가수분해 온도를 120°C로 높일 경우 탄수화물 가용화는 약 2.8배 개선되는 것을 확인할 수 있다. SCOD의 경우 처리온도뿐만 아니라 처리시간에 따라 농도 변화가 현저하게 증가하는 현상을 보였지만, Soluble carbohydrate는 80°C 이하의 온도에서 30분 열처리한 것과 24시간 열처리 한 것 간 유의적인 차이가 없는 것으로 나타났다. 이러한 현상은 80°C 이하의 낮은 온도에서는 처리시간이 탄수화물 가용화에 미치는 영향은 매우 미미하다는 것을 의미한다고 볼 수 있다. 처리온도를 120°C로 높일 경우, 탄수화물 가용화는 80°C 이하의 온도로 처리할 때에 비해 현저하게 증가할 뿐만 아니라 열처리 시간을 길게 할수록 가용화는 개선되는 경향을 보이고 있다. 120°C에서 24시간 처리한 것은 30분 동안 처리한 것에 비해 탄수화물 가용화는 약 1.4배 정도 높아지는 것으로 나타났다. 이는 탄수화물이 미생물체외산물에 주로 분포하기 때문 이라고 볼 수 있다 (Appelles et al., 2010a).

VFA 농도 변화 Fig. 3은 24시간 경과한 시점에서 열가수분해 온도에 따른 Total VFA의 농도 변화를 보여주고 있다. 35°C에서 55°C로 열처리 온도를 높여줄 경우 Total VFA 농도는 약 2배 정도 증가되었으나 열처리 온도를 55°C

에서 80°C로 높여줄 경우 큰 변화가 없는 것으로 나타났다. 열처리 온도를 120°C로 높일 경우 Total VFA 농도는 35°C에 비해 약 4.5배, 55°C와 80°C에 비해 약 2~2.8배 정도 현저하게 증가하는 현상을 보였다. VFA 가용화만을 고려한다면, 120°C 이상의 열처리는 후속 혐기소화 공정의 Biogas 생산효율을 개선시키는데 긍정적인 영향을 미칠 수 있겠지만, 55°C에서 80°C로 열처리 온도를 높이는 것은 Biogas 생산효율 개선에 큰 영향을 미치지 못할 것으로 예상된다. 이는 산생성박테리아가 VFA 형성에 중요한 역할을 하지만 55~80°C의 온도 범위에서는 온도에 따른 영향을 받지 않기 때문이다 (Yu et al., 2013).

가수분해효율 평가 Soluble COD, carbohydrate, acetic acid 등의 가용화 효율은 120°C로 24시간 열처리하는 것이 가장 높은 것으로 나타났지만, 식 1을 이용해 열가수분해 온도에 따른 유기물의 가수분해 효율을 계산한 결과 120°C로 24시간 열처리할 경우 가수분해 효율은 12%에 불과할 정도로 매우 낮다 (Fig. 4).

$$\text{Degree of solubilization (\%)} = \frac{\text{Soluble concentration (treated)} - \text{Soluble concentration (untreated)}}{\text{Total concentration (untreated)}} \times 100 \quad (1)$$

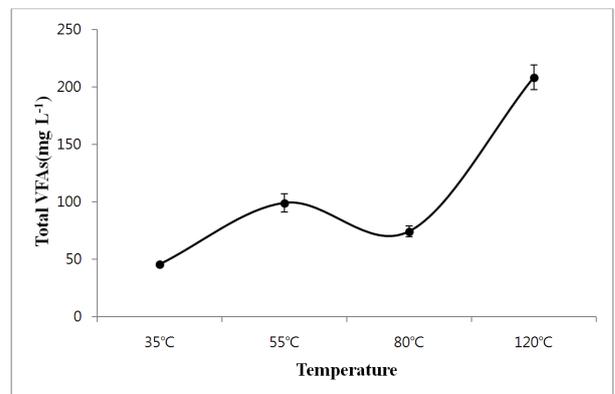


Fig. 3. Concentration of total volatile fatty acids for the different temperature after 24 hours treatment.

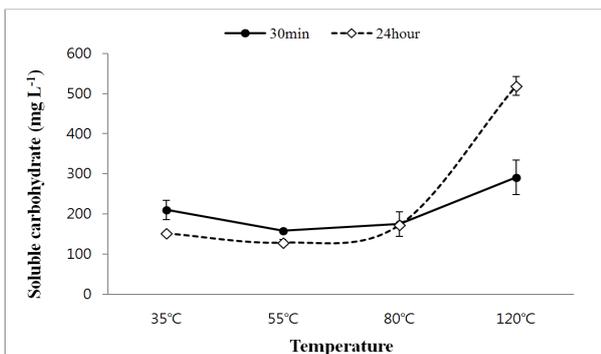


Fig. 2. Concentration of soluble carbohydrate for the different temperature and treatment durations.

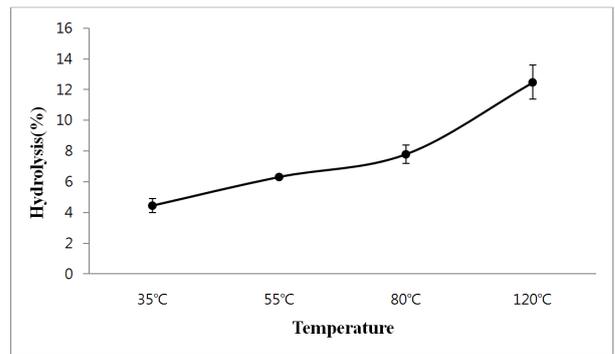


Fig. 4. Solubilization percentage of COD with the different thermal treatment temperature.

본 연구에서 평가한 열적전처리 온도 (35–120°C) 및 처리시간 (30min–24시간)으로는 유우분뇨와 톱밥 혼합물에 함유되어 있는 유기물을 충분히 가용화시키는데 어려움이 있는 것으로 사료된다. 가수분해 효율을 개선하기 위해 처리온도를 120°C 이상의 고온으로 유지하는 것은 중온소화보다 고온소화공정에서의 에너지소요량이 2배 가량 증가 (Zupancic and Ros, 2003)하는 이유와 우분뇨의 비열이 처리온도에 따라 선형적으로 증가하는 이유 (Nayyeri et al., 2009)로 가온을 위해 소요되는 에너지 비용 부담이 커 현장 적용에 부적합할 수 있으므로, 본 연구에서 시도한 120°C 이하의 저온에서 유우분뇨와 톱밥 혼합물의 가용화율을 개선할 수 있는 기술을 모색할 필요가 있다.

Conclusion

깔짚우사에서 발생하는 유우분뇨는 고상 혐기소화 시스템을 이용해 처리하는데 유리한 특성을 갖고 있으나 깔짚을 구성하고 있는 난분해성 물질이 다량 함유되어 있어 성공적인 고상 혐기소화 공정을 유도하기 위해서는 가수분해 효율을 개선하는 것이 무엇보다 중요하다. 본 연구에서 35–120°C의 다양한 온도 범위에서 우분뇨와 톱밥 혼합물을 최대 24시간 동안 열가수분해한 결과, 120°C로 24시간 열처리하는 것이 가장 높은 가수분해 효율을 보이는 것으로 나타났다. 비록 가수분해 효율이 가장 높다고 하더라도 12%에 불과해 120°C 온도에서 24시간 동안 처리하는 것만으로는 유우분뇨와 톱밥 혼합물에 함유되어 있는 유기물을 충분히 가용화시키는데 어려움이 있다고 본다. 유우분뇨와 톱밥 혼합물의 가수분해 효율을 개선하기 위해 처리온도를 120°C 이상의 고온으로 유지하는 것은 가온을 위해 소요되는 에너지 비용 부담이 커 현장 적용에 부적합할 수 있다. 그러므로 본 연구에서 시도한 120°C 이하의 저온에서 유우분뇨와 톱밥 혼합물의 가용화율을 개선하기 위해 향후 추가연구를 통해 가수분해 온도, 처리시간, 고상물과 액상물의 혼합비, 교반 등의 다양한 변수들을 복합적으로 반영한 가수분해 조건을 도출할 필요가 있다.

References

Ahn, H.K., M.C. Smith, S.L. Kondrad, and J.W. White. 2010. Evaluation of biogas production potential by dry anaerobic digestion of Switchgrass-animal manure mixtures. *Appl. Biochem Biotechnol.* 160:965-975.

APHA. 1998. Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association, Washington, DC.

Apples, L., J. Baeyens, J. Degreve, and R. Dewil. 2008. Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated

sludge. *Prog. Energy Combust Sci.* 34:755-781.

Apples, L., B. Nys, J. Lauwers, J. Van Impe, J. Degreve, and R. Dewil. 2010a. Thermal hydrolysis as a pretreatment for enhancing the anaerobic digestion of waste activated sludge; Influence on sludge characteristics and digestibility. *Proceedings Third International Symposium on Energy from Biomass and Waste, Venice, Italy.*

Apples, L., J. Degreve, B.V. Bruggen, J.V. Impe, and R. Deil. 2010b. Influence of low temperature thermal pretreatment on sludge solubilization, heavy metal release and anaerobic digestion. *Bioresour. Technol.* 101, 5743-5748.

Chan, I.C.Y. 2013. Anaerobic digestion of dairy manure using the microwave hydrogen peroxide advance oxidation process. Master Thesis, The University of Columbia, Vancouver, Canada.

Fujishima, S., T. Miyahara, and T. Noike. 2000. Effect of moisture content on anaerobic digestion of dewatered sludge: ammonia inhibition to carbohydrate removal and methane production. *Water Sci. Technol.* 41(3):119-127.

Gavala, H., U. Yenal, I. Skiadas, P. Westermann, and B. Ahring. 2003. Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of primary and secondary sludge. Effect of pre-treatment at elevated temperature. *Water Res.* 37:4561-572.

Gunaseelan, V.N. 1997. Anaerobic digestion of biomass for methane production: A review. *Biomass Bioenergy.* 13:83-114.

Jeong, T.Y., G.C. Cha, S.S. Choi, and C. Jeon. 2007. Evaluation of methane production by the thermal pretreatment of waste activated sludge in an anaerobic digester. *J. Ind. Chem. Eng.* 13:856-63.

Jin, Y., Z. Hu, and Z. Wen. 2009. Enhancing anaerobic digestibility and phosphorus recovery of dairy manure through microwave-based thermochemical pretreatment. *Water Res.* 43(14):3493-3502.

Korea's Ministry of Environment. 2008. Animal manure resource facility standard design.

Korea's Ministry of Environment. 2011. Livestock Manure Management Statistics.

Miron, Y., C. Zeeman, J.B. Van Lier, and G. Lettinga. 2000. The role of sludge retention time in the hydrolysis and acidification of lipids, carbohydrates and proteins during digestion of primary sludge in CSTR systems. *Water Res.* 34(5):1705-1713.

Nayyeri, M.A., M.H. Kianmehr, A. Arabhosseini, and S.R. Hassan-Beygi. 2009. Thermal properties of dairy cattle manure. *Int. Agrophysics.* 23:359-366.

Nges, I.A., and J. Liu. 2009. Effects of anaerobic pretreatment on the degradation of dewatered sludge. *Renew. Energy.* 34: 1795-800.

Schäfer, W., M. Letho, and F. Teye. 2006. Dry anaerobic digestion of organic residues on-farm: a feasibility study. Vihti, Finland, MTT Agrifood Research Finland.

US EPA. AgSTAR. May, 2013. Operating Anaerobic Digester Projects. <http://www.epa.gov/agstar/projects/>.

Valo, A., H. Carrere, and J. Delgenes. 2004. Thermal, chemical and thermo-chemical pretreatment of waste activated sludge

- for anaerobic digestion. *J. Chem. Technol. Biotechnol.* 79: 1197-203.
- Yu, J., M. Zheng, T. Tao, J. Zuo, and K. Wang. 2013. Waste activated sludge treatment based on temperature staged and biologically phased anaerobic digestion system. *J. of Environ. Sci.* 25:2056-2064.
- Zupancic, G.D., and M. Ros. 2003. Heat and energy requirements in thermophilic anaerobic sludge digestion. *Renew. Energy*, 28:2255-2267.