

혼합 소화공정에서 내부반송과 다양한 전처리를 통한 하수 슬러지 처리

하정협[†] · 최석순* · 박종문**

평택대학교 환경융합시스템학과, *세명대학교 바이오환경공학과, **포스텍 화학공학과
(2018년 7월 30일 접수, 2018년 8월 2일 심사, 2018년 8월 6일 채택)

Sewage Sludge Treatment with Internal Recirculation and Diverse Pre-treatment Methods Using Combined Digestion Process

Jeong Hyub Ha[†], Suk Soon Choi*, and Jong Moon Park**

Department of Integrated Environmental Systems, Pyeongtaek University, Pyeongtaek 17869, Korea

*Department of Biological and Environmental Engineering, Semyung University, Jecheon 27136, Korea

**Department of Chemical Engineering, Pohang University of Science and Technology, Pohang 37673, Korea

(Received July 30, 2018; Revised August 2, 2018; Accepted August 6, 2018)

초 록

본 연구에서는 유입 슬러지에 다양한 전처리 방법과 고액분리장치를 이용한 유출수의 잉여슬러지를 농축 후 내부반송을 적용하여, 증온 혐기-고온 호기 혼합 슬러지 처리 공정의 슬러지 소화효율과 메탄가스 생성량에 미치는 영향을 비교 검증하였다. 실험실 규모의 혼합 소화공정장치를 제작하여 서로 다른 유입 슬러지 전처리방법을 적용하여 5단계로 실험을 진행하였다. 1단계에서는 열-알칼리처리 전처리를 하여 슬러지를 공급하였고, 2, 3, 4단계에서는 유출수로부터 농축된 잉여슬러지의 내부반송과 각각 열-알칼리처리, 열처리, 알칼리 처리(7일)를 거친 유입 슬러지를 공급하였다. 마지막 5단계에서는 전처리를 하지 않은 슬러지를 공급하였다. 실험 결과, 1단계에서 4단계까지 진행되는 동안 Volatile Suspended Solid (VSS) 제거율은 유입 슬러지 전처리와 내부반송을 적용하는 경우 크게 증가하였으며, 메탄 생성량 또한 2단계에서 슬러지 내부반송과 열-알칼리처리 전처리 적용의 경우 285 mL/L/day까지 크게 증가하였다. 한편, 5단계에서 전처리를 하지 않은 슬러지를 공급하였을 경우 VSS 제거율과 메탄 생성량이 크게 감소하였다. 결론적으로, 유입 슬러지의 열-알칼리처리 전처리와 유출수의 농축 잉여슬러지의 내부반송을 통해 복합 슬러지 처리 공정의 슬러지 제거 효율과 메탄생성량을 크게 증가시킬 수 있었다.

Abstract

In this study, various influent sludge pre-treatment methods and the internal recirculation of thickened sludge from effluents using a liquid/solid separation unit were adopted to investigate their effects on the sludge digestion and methane production in a combined mesophilic anaerobic and thermophilic aerobic sludge digestion process. A lab-scale combined sludge digestion process was operated during 5 phases using different feed sludge pre-treatment strategies. In phase 1, the feed sludge was pre-treated with a thermal-alkaline method. In contrast, in phases 2, 3 and 4, the internal recirculation of thickened sludge from the effluent and thermal-alkaline, thermal, and alkaline pre-treatment (7 days) were applied to the combined process. In phase 5, the raw sludge without any pre-treatment was used to the combined process. With the feed sludge pre-treatment and internal recirculation, the experimental results indicated that the volatile suspended solid (VSS) removal was drastically increased from phases 1 to 4. Also, the methane production rate with the thermal-alkaline pre-treatment and internal recirculation was significantly improved, showing an increment to 285 mL/L/day in phase 2. Meanwhile, the VSS removal and methane production in phase 5 were greatly decreased when the raw sludge without any pre-treatment was applied to the combined process. Considering all together, it was concluded that the combined process with the thickened sludge recirculation and thermal-alkaline pre-treatment can be successfully employed for the highly efficient sewage sludge reduction and methane gas production.

Keywords: sewage sludge, methane production rate, pre-treatment, internal recirculation, combined digestion process

1. 서 론

하수 슬러지(sewage sludge)는 생물학적 하수 처리 공정에서 발생하며 인구 증가와 그에 따른 하수처리장 건설의 증가로 인해 그 발생량은 꾸준히 늘고 있다. 하수 슬러지의 성상은 하수 처리장으로 유입

[†] Corresponding Author: Pyeongtaek University,
Department of Integrated Environmental Systems, Pyeongtaek 17869, Korea
Tel: +82-31-659-8309 e-mail: jhha@ptu.ac.kr

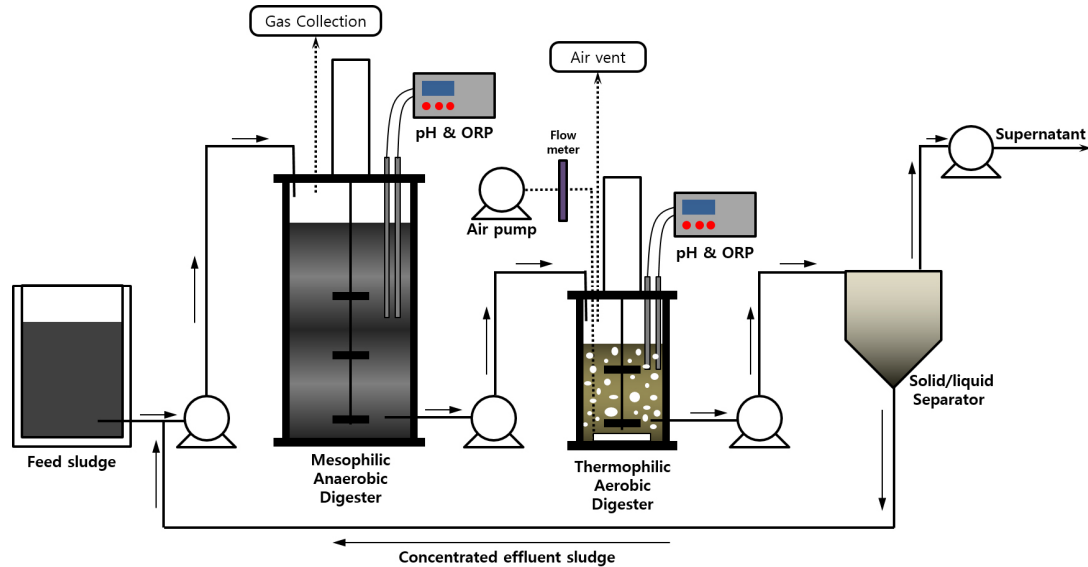


Figure 1. Schematic diagram of lab-scale combined sludge digestion process with internal recirculation.

되는 하수의 성상에 가장 크게 영향을 받게 되며 그 외에 하수 처리장의 구조나 하수처리 방식 등에도 영향을 받게 된다. 일반적으로 하수 슬러지는 중금속이나 화학폐기물과 같은 유해물질이 포함되어 있는 경우가 많으며, 혐기소화, 소각, 매립 등의 다양한 방법이 하수 슬러지의 처리에 적용되어 왔으나 최근까지 가장 많은 비중을 차지하고 있던 처리 방법은 해양투기였다. 우리나라는 2011년 기준으로 전체 발생량의 75%에 해당하는 6,241톤이 해양매출, 육상매립, 소각, 재활용 등으로 처리되었다[1]. 그러나, 우리나라는 런던협약과 '96 의정서' 발효에 의해 2012년 2월부터 폐슬러지의 해양매출이 전면 금지되었고 [2], 이에 따라 슬러지의 재활용 및 저감에 대한 연구가 활발하게 이루어지고 있다.

하수 슬러지를 처리하는 방법 중 가장 잘 알려져 있는 것이 혐기성 소화 공정이다. 혐기성 소화 공정은 전 세계적으로 하수슬러지의 안정화와 발생량 저감을 위해 일반적으로 사용된 오래된 공정 중의 하나이며 산소가 존재하지 않는 상태에서 혐기성 미생물에 의해 유기물질을 분해하는 방법이다. 또한, 혐기 소화법은 추가 슬러지의 발생이 적고 슬러지 내의 유기물을 메탄가스의 형태로 전환하여 에너지를 회수할 수 있다는 장점을 통해 널리 사용되고 있다[3]. 그러나 혐기 소화는 슬러지의 소화속도가 느리고 그에 따라 수리학적 체류시간 (hydraulic retention time, HRT)이 길어지며 이에 따라 넓은 부지가 필요해진다라는 점이 단점으로 지적되고 있으며 공정의 안정적인 운전에는 높은 기술수준을 요구하는 것이 문제점이다. 이러한 부분을 극복하기 위해, 슬러지를 전처리 하거나 보다 높은 슬러지 저감 효율을 가지는 고온 호기 소화법을 적용하는 등의 연구가 진행되고 있다[4,5].

하수 슬러지는 주로 미생물 또는 미생물 사체와 유기물로 구성되어 있고 일반적인 유기물에 비해 소화가 매우 어려운 특징이 있다. 즉, 혐기성 처리의 첫 단계인 가수분해단계가 혐기성 소화의 율속단계로 작용하고 있다. 하수 슬러지의 전처리는 이러한 단점을 극복하기 위해 다양한 방법으로 슬러지 내의 미생물을 파괴함으로써 혐기성 미생물이 쉽게 소화할 수 있는 가용성 유기물질의 양을 늘려 슬러지의 소화율과 메탄가스 생성량을 증가시키는 것이 일반적인 목적이다. 이런 배경에서 물리·화학적 및 생물학적 전처리에 의해서 세포구성물질을 가용화하고자 하는 전처리기술에 대한 연구가 관심을 끌고 있다.

슬러지의 물리·화학적 전처리 방법으로는 고온에 의한 열처리, 초음파, 금속 밀을 이용한 파쇄처리와 같은 물리적 처리와 오존산화, 산 및 알칼리와 같은 화학처리 등이 있으며, 생물학적 전처리 방법으로는 고온 호기성 반응조를 이용한 유기물질 가용화기술 방법이 다양하게 연구되고 있다[6,7].

고온 호기성 소화는 생물학적 분해공정으로 혐기성 소화와는 달리 공기를 사용하며 고온에서 잘 발육하는 미생물을 이용한다. 고온 호기 처리법은 중온 혐기성 소화법의 단점인 느린 소화속도를 극복하기 위해 새로이 개발된 기법으로 1960년 후반에 개발된 이래 높은 효율과 안정성을 바탕으로 많은 연구가 진행되어왔다[8]. 고온 호기성 소화법의 가장 큰 장점으로서는 매우 빠른 유기물 분해속도를 들 수 있으며 추가적인 약품투입의 불필요성과 그에 따른 2차 오염으로부터의 안전성을 장점으로 볼 수 있다. 또한, 유기물이 분해되면서 발생하는 열을 이용하여 따로 추가적으로 열을 공급할 필요 없이 자체적으로 고온조건의 유지가 가능하다는 장점이 있다[9]. 반면, 고온 호기성 슬러지는 적절한 물리·생물학적 플라크 형성의 조건이 어렵다는 점이 단점으로 알려져 있다.

최근, 국내 폐슬러지를 효율적으로 처리하기 위해 혼합 소화공정을 시도한 연구 및 보고는 미흡한 실정이다. 따라서, 본 연구에서는 혐기 소화 및 고온 호기 소화법의 단점을 극복하기 위한 혼합 슬러지 소화 공정이 개발되었으며[10], 혼합 소화공정의 슬러지 소화 효율과 메탄 생성률을 더욱 높이기 위해 기존의 혐기 소화법에 적용되던 다양한 슬러지 전처리 방법과 고온 호기 공정으로부터 배출되는 유출수의 잉여슬러지를 농축하고 혼합소화공정에 내부 반송하여 슬러지 소화 효율 및 메탄 생성량의 변화를 관찰하고 이를 바탕으로 효율적인 슬러지 처리 조건을 알아보았다.

2. 실 험

2.1. 실험재료

본 실험에서 사용된 중온 혐기 반응조(mesophilic anaerobic digester, MAD)의 식종균은 D시 하수 처리장의 혐기 반응조로부터 채취하였으며, 고온 호기 반응조(thermophilic aerobic digester, TAD)의 식종균은

Table 1. Influent Characteristics Used in this Experiment

Parameters	Phase I	Phase II	Phase III	Phase IV	Phase V
pH	7.0 ± 0.00	7.0 ± 0.00	7.6 ± 0.11	7.0 ± 0.00	7.4 ± 0.17
TCOD (g/L)	51.94 ± 3.3	54.33 ± 1.3	55.15 ± 2.6	57.26 ± 2.2	55.14 ± 1.7
SCOD (g/L)	18.32 ± 2.05	17.21 ± 1.89	14.61 ± 1.27	13.16 ± 2.11	4.42 ± 0.35
TSS (g/L)	33.25 ± 2.22	38.69 ± 2.55	44.26 ± 2.35	46.31 ± 1.38	52.24 ± 3.59
VSS (g/L)	29.16 ± 1.63	32.04 ± 2.14	35.36 ± 3.48	35.28 ± 3.24	43.22 ± 3.26
Soluble Protein (g/L)	4.31 ± 0.38	3.84 ± 0.15	2.91 ± 0.14	3.15 ± 0.33	0.61 ± 0.03
Soluble Carbohydrate (g/L)	3.52 ± 0.24	3.23 ± 0.37	2.87 ± 0.22	2.75 ± 0.18	0.47 ± 0.08
Nitrogen					
T-N (g/L N)	3.62 ± 0.21	3.54 ± 0.28	3.58 ± 0.32	3.73 ± 0.26	3.23 ± 0.21
Soluble T-N (g/L N)	1.88 ± 0.42	1.71 ± 0.21	1.45 ± 0.33	1.36 ± 0.17	0.26 ± 0.01
NH ₄ ⁺ -N (g/L)	1.36 ± 0.11	1.49 ± 0.02	1.26 ± 0.19	1.16 ± 0.09	0.16 ± 0.01
Phosphorus					
T-P (g/L P)	0.83 ± 0.02	0.84 ± 0.05	0.84 ± 0.08	0.83 ± 0.02	0.83 ± 0.02
Soluble T-P (g/L P)	0.41 ± 0.08	0.36 ± 0.04	0.32 ± 0.05	0.35 ± 0.02	0.11 ± 0.01

고온 호기 pilot plant ((주) 팬아시아 워터)에서 채취하였다. 실험에 사용한 유입 슬러지는 D시 하수처리장의 생 슬러지와 잉여 농축 슬러지를 채취하여 4 : 6 (v : v)의 비율로 혼합하여 제조하였다. 하수 슬러지는 1.0 mm체를 이용한 이물질 제거 및 고형물의 균질화 작업 후 6 L 플라스틱 용기에 담아 -25 °C에서 사용 전까지 보관하였다.

2.2. 실험장치 및 운전

폐슬러지 처리를 위한 실험실 규모의 복합 처리 공정의 모식도는 Figure 1과 같다. 냉동 보관하던 유입 슬러지는 해동 후 각 단계별로 지정된 전처리를 거친 뒤 유입용기에 공급되었다. 실험 중 유입 슬러지의 변질을 막기 위해 유입용기는 냉각수 순환장치를 통해 3 °C로 유지하였으며, 순환펌프를 통해 중온 혐기 반응조로 공급되었다. 각 소화조의 온도는 중온 혐기 반응조에서 35 °C, 고온 호기 반응조에서 55 °C로 유지하였으며, 활동부피는 각각 6 L와 1.5 L, 1단계에서 HRT는 각각 40일과 10일로 하였고, 내부반송이 적용되는 2, 3, 4 단계에서는 HRT는 각각 30일과 7.5일로 감소하였다. 고온 호기 소화조에는 공기 펌프를 통해 분당 2 L의 공기를 공급하였다.

슬러지 복합 처리 공정은 총 5단계로 운전되었으며, 다양한 슬러지 전처리 방법의 효과를 알아보기 위해 각 단계별로 서로 다른 유입 슬러지 전처리 방법을 적용하였다. 1단계에서는 열-알칼리처리 전처리를 하여 슬러지를 공급하였고, 2, 3, 4단계에서는 유출수로부터 농축된 잉여슬러지의 내부반송과 각각 열-알칼리처리, 열처리, 장기 알칼리 처리(7일)를 거친 유입 슬러지를 공급하였다. 1, 2단계에서는 해동한 유입 슬러지에 5N 수산화나트륨 용액을 가하여 pH를 12까지 올린 뒤 상온에서 1 h 동안 교반하여 알칼리 처리를 하고, 그 뒤 121 °C에서 다시 1 h 동안 열처리를 한 뒤 실온까지 식히고 4N 염산으로 pH 7까지 중화하여 공급하였다. 3단계에서는 121 °C에서 1 h 동안 열처리를 가한 후 실온까지 식힌 뒤 공급하였고, 4단계에서는 유입 슬러지를 5N 수산화나트륨 용액으로 pH 12를 맞춘 후 1주일간 교반하여 장기 알칼리 처리를 한 뒤 4N 염산으로 중화하여 공급하였다. 마지막 5단계에서는 전처리를 하지 않은 슬러지를 공급하였다. 각 단계별로 정상상태에 이르기까지 약 80~120일간 운전하였으며, 각 단계별 유입 슬러지의 자세한 물리·화학적 성상을 Table 1에 정리하였다.

Table 1에 나타난 결과 및 표준 편차 값들은 3개의 샘플을 측정하여 얻어진 값을 정리하였다.

2.3. 분석방법

TSS, VSS, TCOD, SCOD, TN, TP, Alkalinity, Ammonium ion은 Standard Method[11]에 준하여 분석하였으며, 수용성 단백질과 탄수화물은 각각 Lowry-Folin method[12]와 phenol-sulfuric acid method[13]를 이용하여 분석하였다. pH 및 ORP는 각 반응조의 pH 및 ORP미터(pH 2050e, Mettler Toledo, Switzerland)를 사용하여 연속적으로 모니터링하였으며, 메탄 가스 분석에는 gas chromatograph (Model 6890N, Agilent Inc., USA)를 이용하여 연속적으로 모니터링하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1. 고형물 및 TCOD 제거

실험기간 동안 각 소화조 내의 TSS 및 VSS, TCOD의 변화양상을 Figure 2에 나타내었다. 1단계 과정에서는 내부 반송이 이루어지지 않아 혼합공정의 고온 호기 반응조로부터 유출되는 TSS 농도가 곧 유출수의 TSS 농도가 된다. 2단계부터는 1단계에서 전량 폐기되던 유출수의 슬러지가 고액분리 후 슬러지 농축 및 전처리를 통하여 100% 중온 혐기 반응조로 내부 반송되었다. 유입 TSS는 1단계에서 4단계에 이르기까지 전처리의 강도가 약해짐에 따라 단계적으로 상승하는 것을 알 수 있다(Figure 2(a)). 반면, 유출 TSS는 내부 슬러지 반송이 없는 1단계에서는 10,000 mg/L 정도를 유지하였으나 2단계에서 4단계로 실험이 진행됨에 따라 매우 낮은 농도의 경향을 보이는데, 이는 2단계 이후 유출수의 슬러지가 고액분리 후 잉여 농축 슬러지는 전처리 및 내부반송을 통하여 중온 혐기 반응조로 반송되고 나머지 분리여액만 폐기되기 때문이다. Figure 2의 (a), (b)에서 볼 수 있듯이 열-알칼리 전처리를 적용한 1단계에서 2단계까지는 슬러지의 TSS 농도가 MAD와 TAD에서 안정적으로 유지되는 양상을 보이고 있으며, 2단계에서 증가한 유입 슬러지의 TSS의 농도가 MAD와 TAD를 거치면서 완전히 처리되는 것으로 미루어 볼 때, MAD와 TAD 내의 미생물의 활성이 높아 TSS가 안정적으로 처리됨을 알 수 있다. 최종적으로, TSS의

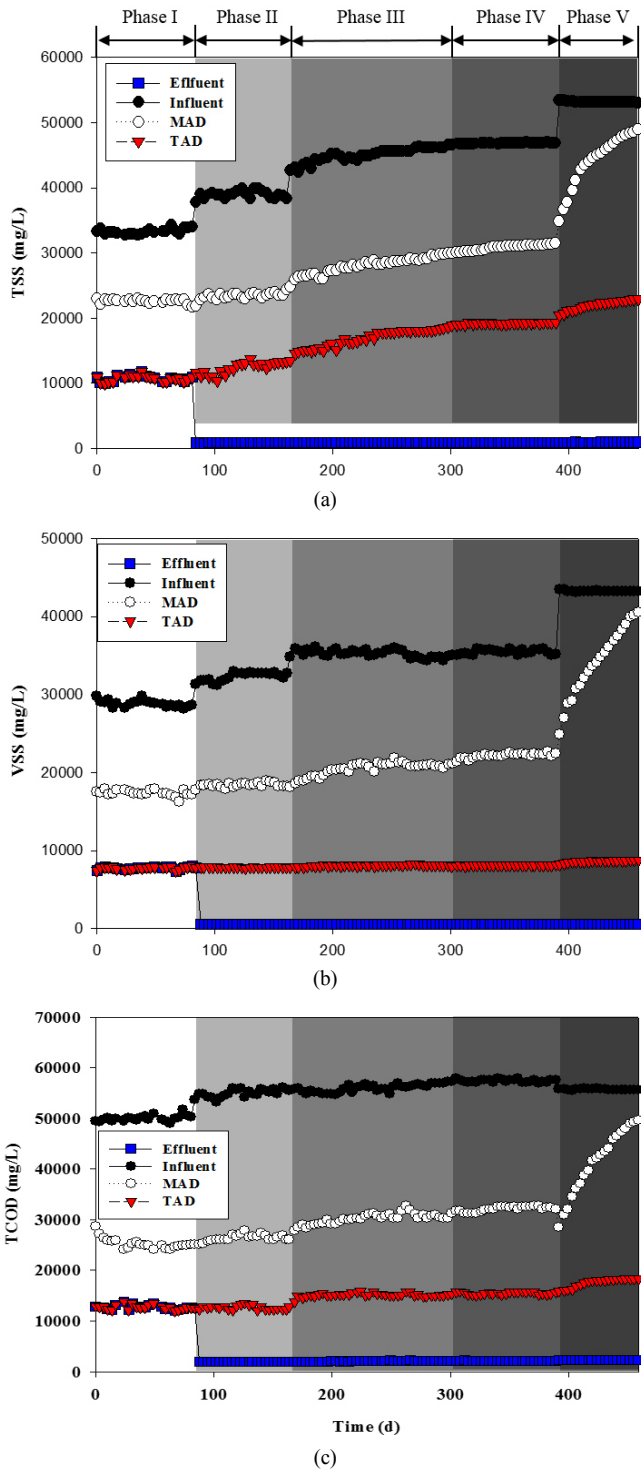


Figure 2. Profile of particle components (a) TSS, (b) VSS and (c) TCOD.

제거율은 잉여슬러지 내부 반응을 하지 않은 1단계에서는 약 69.6% 이었으나 내부 반응을 적용한 2단계에서 열-알칼리 전처리의 도움을 받아 혼합소화공정은 95% 이상의 처리능력을 보여주고 있다. 반면, 열처리 및 장기 알칼리 처리를 적용한 3, 4단계에서는 열-알칼리 전처리를 적용한 1, 2단계와 동등한 TSS 제거율을 보여주고 있으나 TSS

농도가 MAD와 TAD에서 누적되는 현상을 보여주고 있으며 전처리를 적용하지 않은 5단계에서는 TSS 농도가 MAD에서 급격히 증가되는 양상을 보이고 있다. 본 연구 결과는 이전의 연구에서 보고되고 있는 혐기 소화를 통한 슬러지 소화 공정의 처리 효율(~40%)을 크게 웃도는 결과로서 고온-알칼리 전처리와 슬러지 내부 반응을 통해 복합 처리 공정의 슬러지 소화율을 95%까지 크게 향상시킬 수 있음을 알 수 있다[1,14].

VSS는 TSS 중에서 유기물에 해당하는 부분으로서 대부분 미생물이며 일부 부유 유기성 고형물이 포함되어 있다. 본 실험기간 동안의 VSS 농도의 변화 양상은 Figure 2의 (b)에 나타내었다. VSS 제거율은 TSS와 거의 유사한 양상을 보이고 있으며, 그림에서 알 수 있듯이, 중온 혐기 반응조에서 제거 효율이 TSS에 비해 VSS가 좀 더 높은 것을 알 수 있다. 이는 중온 혐기 반응조에서 유기물이 분해되어 메탄 생성에 이용되기 때문이다. 또한, 혼합 반응조에서 고형물이 차지하는 비중이 대단히 높기 때문에 반응조 내의 TCOD의 농도는 TSS나 VSS와 비슷한 경향을 보이고 있다. TCOD의 제거율은 TSS나 VSS에 비해 약간 낮은 것으로 나타나는데, 이는 고온 호기 반응조에서 소화에 의해 발생한 SCOD 성분이 분리여액에 포함되어 배출되기 때문이다. 그럼에도 불구하고 혼합소화 반응조 내의 고형물의 비중이 높기 때문에 전체 TCOD의 제거효율은 90% 이상을 유지하였다.

3.2. SCOD, 단백질과 탄수화물 제거

혼합 공정의 운전 기간 중 유입수, 중온 혐기 반응조 및 고온 호기 반응조의 SCOD, 단백질 및 탄수화물의 변동양상을 Figure 3에 나타내었다. Figure 3(a)에서 보여진 바와 같이 열-알칼리 전처리를 적용한 1단계에서 유입슬러지의 SCOD 농도는 급격히 증가하여 18,320 mg/L의 높은 농도를 나타냈으며, 전처리를 적용하지 않은 5단계에서는 SCOD 농도가 4,420 mg/L의 낮은 농도를 보여주고 있다. 중온혐기 반응조의 SCOD 농도는 유입 농도에 비해 5,000 mg/L 이하의 다소 낮은 농도를 보이고 있는데, 이것은 SCOD 성분이 중온혐기 미생물에 의해 유기산으로 잘 분해되고 다음 단계인 메탄 생성과정이 잘 이루어짐을 보여준다. 혼합 소화조의 고온 호기 반응조에서는 매우 낮은 SCOD 농도를 보여주고 있는데 이는 중온 혐기 반응조에서 전환되지 않은 SCOD 성분이 활성이 높은 고온 호기 미생물에 의해 물과 이산화탄소로 잘 분해되고 있음을 보여주고 있다.

수용성 단백질과 탄수화물은 슬러지 내의 대표적인 세포 외 고분자 물질이며 세포가 죽을 때 대량으로 방출되는 물질이기도 하다. 본 실험기간 동안의 수용성 단백질과 탄수화물의 변화양상을 Figure 3(b), (c)에 나타내었다. 실제로, 수용성 단백질과 탄수화물은 SCOD의 구성 요소 중 하나이므로 SCOD의 경우와 같이 전처리를 적용함에 따라 유입 슬러지 내에서의 농도가 급격하게 증가하는 것을 볼 수 있다. 열-알칼리 전처리를 적용한 1단계에서는 단백질과 탄수화물의 농도가 각각 4.31, 3.52 g/L까지 농도가 급격히 증가하였으며, 내부반응과 열-알칼리 전처리를 적용한 2단계에서는 단백질과 탄수화물의 농도가 각각 3.84, 3.23 g/L를 유지하였고, 열 처리와 장기 알칼리 처리를 적용한 3, 4단계에서는 단백질은 각각 2.91, 3.15 g/L의 농도를, 탄수화물은 2.87, 2.75 g/L의 농도를 나타냈다. 반면, 전처리를 적용하지 않은 5단계에서는 단백질과 탄수화물의 농도가 각각 0.61, 0.47 g/L로 급격히 감소하였다. 이는 전처리에 의해 슬러지의 주요 구성요소인 세포들이 깨지고 그로 인해 외부로 방출된 효소에 의해 세포의 구성기관들이 지속적으로 분해되면서 그 결과물로서 단백질과 탄수화물이 증가하는 것이다. 일반적으로 단백질과 탄수화물은 혐기 소화 미생물이 분

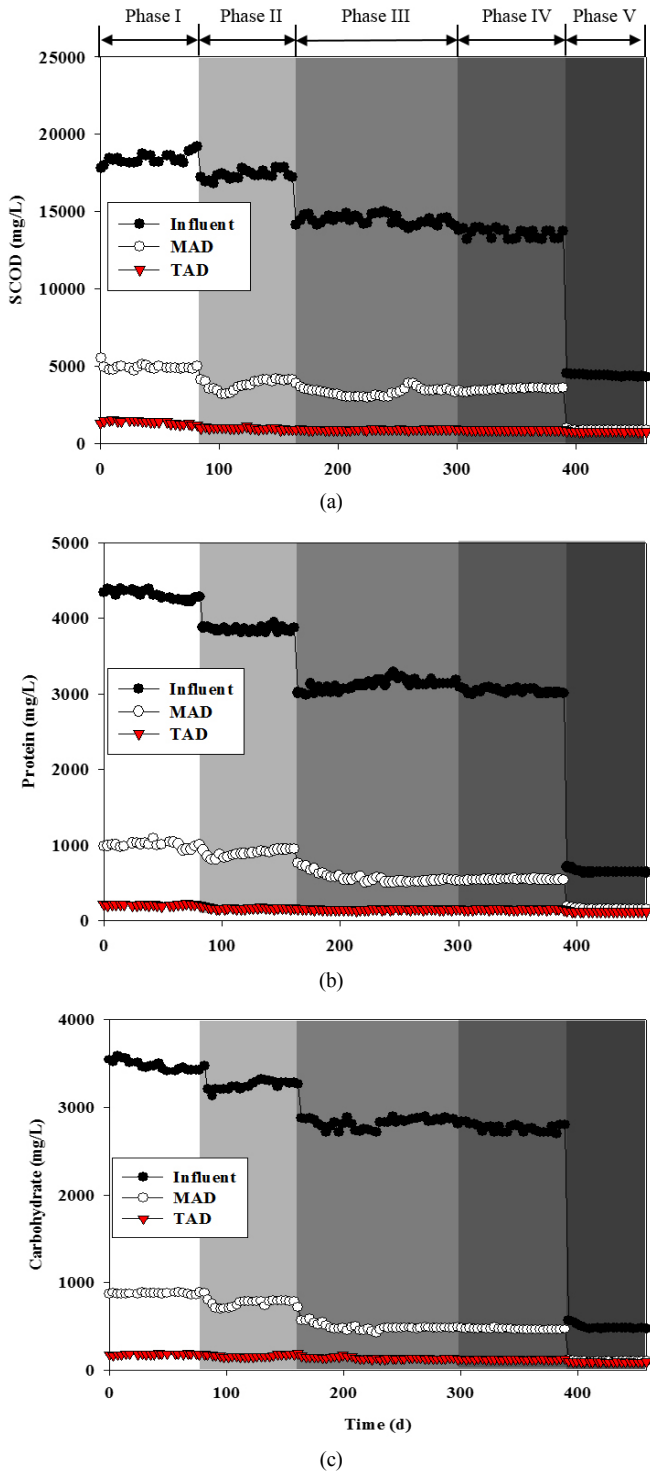


Figure 3. Profile of soluble components (a) SCOD, (b) Protein and (c) Carbohydrate.

비하는 효소에 의해 당류, 아미노산 및 암모니아로 분해되며, 이후 이러한 물질들은 유기산으로 분해되게 된다. 이 단계가 유기산 생성과정에 해당하며 이렇게 생산된 유기산은 메탄 생성균에 의해 메탄 생성과정을 거쳐 메탄 가스로 전환된다[15]. 또한, 유기산 생성과정에 의해 생산된 유기산을 충분히 처리할 수 있을 정도로 메탄 생성과정

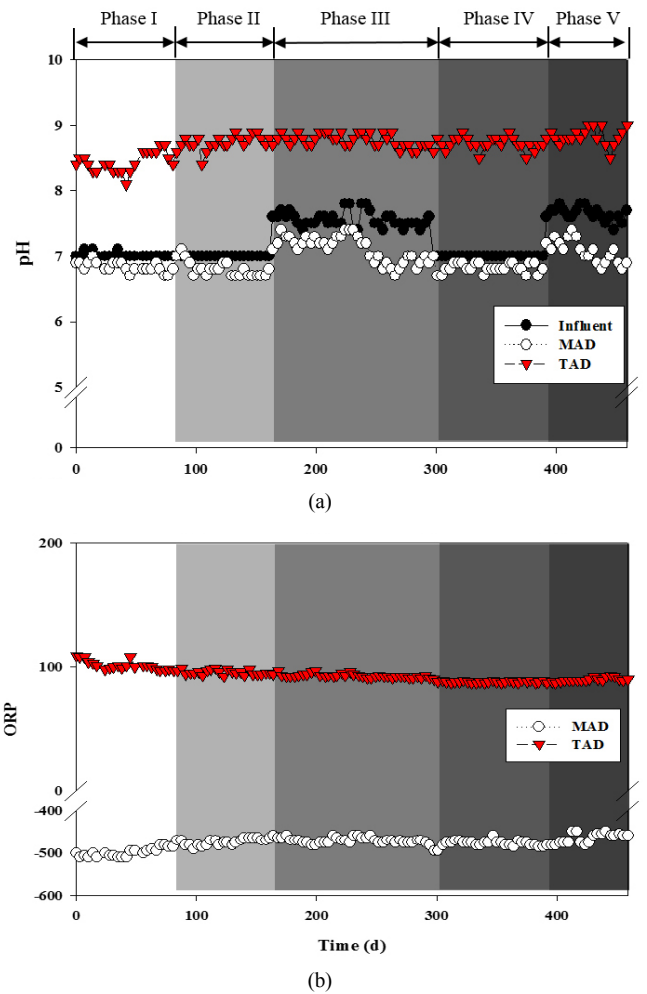


Figure 4. Profile of components (a) pH and (b) ORP.

이 활발하지 못할 경우 반응조 내에 유기산이 축적되어 반응조 내의 pH 저하를 초래하고 이는 또다시 메탄 생성과정의 속도를 더욱 저해하는 악순환을 발생시키게 된다[2]. 본 실험에서는 1단계에서부터 4단계에 걸쳐 적용된 다양한 전처리에 의해 발생한 단백질과 탄수화물이 MAD를 거치면서 대부분 분해되어 메탄 가스로 전환되며, 일부 남아 있는 양도 TAD에서 활성이 높은 미생물에 의해 거의 모두 분해되는 것을 볼 수 있다. 이는 본 실험에서 운전한 슬러지 복합처리공정이 전처리에 의해 증가한 단백질과 탄수화물을 충분히 분해하여 메탄가스로 전환하고 있음을 보여준다.

3.3. pH와 ORP

혼합소화공정에서 적절한 pH와 ORP 유지는 관련 미생물의 활성도 유지에 중요하며 이는 공정 최적화와 효율 향상에 직접적인 관련이 있다. Figure 4에는 본 실험 기간 동안의 pH와 ORP의 변화양상이 나타나 있다. 유입 슬러지의 pH는 1, 2단계와 4단계에서 중화과정에 의해 pH가 7.0 근처로 고정되었으며, 3단계와 5단계에서는 pH가 7.5 정도의 안정적인 값을 유지하였다. MAD의 pH는 6.7~7.3 사이에서 안정된 값을 나타냈으며 TAD의 pH는 평균 8.5 정도에서 안정적으로 유지되었다. 이는 일반적인 메탄 생성 혐기 소화조와 높은 호기성 소화조가 안정적으로 운전되는 범위의 pH로서[16], 본 실험이 진행되는

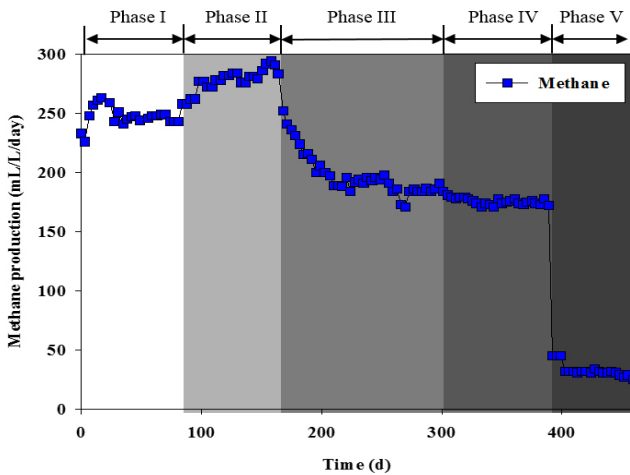


Figure 5. Methane production rate in the combined process.

동안 MAD와 TAD의 운전이 안정적으로 유지되고 있었음을 의미한다. ORP 결과 역시 MAD는 지속적으로 -490 mV를 유지하는 것으로 나타나 절대 혐기조건이 안정적으로 유지되고 있음을 알 수 있었으며, TAD 역시 지속적으로 100 mV 이상의 ORP를 유지함으로써 충분한 양의 산소가 지속적으로 공급되고 있었음을 알 수 있었다.

3.4. 메탄생성

실험 기간 중 중온혐기-고온호기 연계공정의 메탄가스의 생성률을 Figure 5에 나타내었다. 내부반응 없이 열-알칼리 전처리를 적용한 1 단계에서는 메탄 생성률은 약 250 mL/L/day이었으며, 이후 내부반응과 열-알칼리 전처리를 적용한 2단계에서는 메탄 생성률은 285 mL/L/day까지 크게 향상되었다. 열 전처리를 적용한 3단계에서는 장기 알칼리 전처리를 적용한 4단계에서의 메탄 생성률과 비슷한 수준을 보였으며, 180 mL/L/day까지 감소하였다. 반면, 전처리를 적용하지 않은 5단계에서는 메탄 생성률이 35 mL/L/day까지 급격히 감소하였다. 앞서 설명했듯이, 유입 슬러지에 전처리를 가하면 유입 슬러지 내의 SCOD의 양이 늘어나게 된다[17]. 이러한 SCOD 성분은 혐기 소화조 내의 미생물이 매우 소화하기 쉬운 물질로서 SCOD 성분이 증가함에 따라 가수분해 반응이 활발해지고 연쇄적으로 유기산 생성과정과 메탄 생성과정까지 활성이 올라가게 된다. 이에 따라 메탄가스의 생성률이 크게 증가하게 되는 것이다. 실제로, Figure 3(a)에 나타나 있는 SCOD 성분의 변화 양상을 살펴보면 전처리가 적용됨에 따라 유입 슬러지와 MAD의 SCOD 농도 차이가 매우 크게 증가함을 알 수 있다. MAD에서 SCOD 성분은 가수분해 과정을 통해 유기질소나 탄수화물과 같은 수용성 단분자물질로 바뀌게 되며 이러한 성분들은 다시 유기산 생성과정을 통해 유기산으로 전환되고 유기산은 다시 메탄 생성과정을 통해 메탄가스로 전환되는 것이다[18]. 결론적으로, 유입 슬러지의 열-알칼리 전처리 및 잉여 농축슬러지 내부반응을 통해 슬러지 복합 처리 공정의 메탄 생성률을 크게 증가시킬 수 있음을 확인할 수 있었다.

4. 결 론

하수 슬러지의 효율적인 처리를 위해 다양한 전처리와 유출수 잉여 슬러지의 내부반응 적용가능성을 알아보고자 중온혐기-고온호기 혼

합공정을 설치 및 운영한 결과, 아래와 같은 결론을 얻을 수 있었다.

- (1) 본 연구에서 순응 기간 후 중온혐기-고온호기 혼합공정에서 안정적인 pH 및 ORP 값을 유지하였다.
- (2) 중온혐기-고온호기 혼합공정 내 고형물 농도는 순응 기간 후 일정한 값을 유지하는 것을 관찰하였다. 안정된 중온혐기-고온호기 혼합공정에서 중온 혐기 소화조에 비해 고온 호기 소화조에서 높은 고형물 제거율을 보였다.
- (3) 본 실험의 전처리 결과는 유입 슬러지의 고형물의 구조를 연화시켜 추가적인 고형물의 분해를 촉진시켰으며, 혼합공정에서 생산되는 잉여슬러지를 농축 및 내부 반송하여 복합 처리 공정의 고형물 처리 효율을 크게 증가시킬 수 있음을 보여주었고 있다.
- (4) 중온혐기-고온호기 혼합공정은 순응 기간 후 안정적인 메탄 생성을 보였으며, 내부반송과 열-알칼리 전처리를 적용한 2단계에서는 메탄 생성률은 285 mL/L/day로 크게 향상되었다.
- (5) 본 연구에서는 혼합 반응조의 다양한 조건의 체류시간 및 고농도 폐수의 종류에 따른 공정 효율의 변화에 대한 추가 실험이 필요할 것으로 사료된다.

감 사

이 논문은 2017년 정부(교육부)의 재원으로 한국연구재단의 지원을 받아 수행된 기초연구사업임(No. 2017R1D1A1B03033256).

References

1. H. W. Cho, S. K. Park, J. H. Ha, and J. M. Park, An innovative sewage sludge reduction by using a combined mesophilic anaerobic and thermophilic aerobic process with thermal-alkaline treatment and sludge recirculation, *J. Environ. Manag.*, **129**, 274-282 (2013).
2. J. H. Ha and J. M. Park, Simultaneous treatment of sewage sludge and food wastewater using combined digestion process, *Appl. Chem. Eng.*, **24**(3), 279-284 (2017).
3. G. Parkin and W. F. Owen, Fundamental of anaerobic digestion of wastewater sludge, *J. Environ. Eng.*, **112**, 867-920 (1986).
4. S. K. Park, H. M. Jang, J. H. Ha, and J. M. Park, Sequential sludge digestion after diverse pre-treatment conditions: Sludge removal, methane production and microbial community changes, *Bioresour. Technol.*, **162**, 331-340 (2014).
5. S. Liu, N. Zhu, and L. Y. Li, The one-stage autothermal thermophilic aerobic digestion for sewage sludge treatment, *Chem. Eng. J.*, **174**, 564-570 (2011).
6. A. Elliot and T. Mahmood, Pretreatment technologies for advancing anaerobic digestion of pulp and paper biotreatment residues, *Water Res.*, **41**, 4273-4286 (2007).
7. J. Kim, C. Park, T. H. Kim, M. Lee, S. Kim, S. W. Kim, and J. Lee, Effects of various pretreatments for enhanced anaerobic digestion with waste activated sludge, *J. Biosci. Bioeng.*, **95**(3), 271-275 (2003).
8. J. E. Alleman and T. M. Lapara, Thermophilic aerobic biological wastewater treatment, *Wat. Res.*, **33**(4), 895-908 (1999).
9. M. N. Layden, D. C. Mavinic, H. G. Kelly, and R. Moles, Autothermal thermophilic aerobic digestion (ATAD)-Part I: Review of origins, design, and process operation, *J. Environ. Eng. Sci.*, **6**, 665-678 (2007).

10. H. M. Jang, J. H. Ha, M. S. Kim, J. O. Kim, Y. M. Kim, and J. M. Park, Effect of increased load of high-strength food wastewater in thermophilic and mesophilic anaerobic co-digestion of waste activated sludge on bacterial community structure, *Water Res.*, **99**, 140-148 (2016).
11. APHA, *Standard Methods for the Examination of water and Wastewater*, 20th ed., American Public Health Association (APHA), Washington DC, USA (1998).
12. H. M. Jang, S. K. Park, J. H. Ha, and J. M. Park, Microbial community structure in a thermophilic aerobic digester used as a sludge pretreatment process for the mesophilic anaerobic digestion and the enhancement of methane production, *Bioresour. Technol.*, **145**, 80-89 (2013).
13. H. M. Jang, S. S. Choi, J. H. Ha, and J. M. Park, Influence of food wastewater loading rate on the reactor performance and stability in the thermophilic aerobic process, *Appl. Chem. Eng.*, **24**(3), 279-284 (2013).
14. H. M. Jang, J. H. Ha, J. M. Park, M. S. Kim, and S. G. Sommer, Comprehensive microbial analysis of combined mesophilic anaerobic-thermophilic aerobic process treating high-strength food wastewater, *Water Res.*, **73**, 291-303 (2015).
15. S. H. Lee, H. J. Kang, Y. H. Lee, T. J. Lee, K. Han, Y. Choi, and H. D. Park, Monitoring bacterial community structure and variability in time scale in full-scale anaerobic digesters, *J. Environ. Monit.*, **14**(7), 1893-1905 (2012).
16. K. R. Pagilla, H. Kim, and T. Cheunban, Aerobic thermophilic and anaerobic mesophilic treatment of swine waste, *Water Res.*, **34**(10), 2747-2753 (2000).
17. A. G. Vlyssides and P. K. Karlis, Thermal-alkaline solubilization of waste activated sludge as a pre-treatment stage for anaerobic digestion, *Bioresour. Technol.*, **91**, 201-206 (2004).
18. D. Sasaki, T. Hori, S. Harta, Y. Ueno, M. Ishii, and Y. Igarashi, Methanogenic pathway and community structure in a thermophilic anaerobic digestion process of organic solid waste, *J. Biosci. Bioeng.*, **111**(1), 41-46 (2011).