

화학적 전처리를 통한 혐기성 슬러지 처리효율의 향상

허준무 · 박종안 · 손부순
순천향대학교 환경보건학과

Performance Enhancement of Anaerobic Treatment of Waste Sludge by Chemical Pretreatment

Joon-Moo Hur · Jong-An Park · Bu-Soon Son
Department of Environmental Health Science, SoonChunHyang University

Abstract

Laboratory-scale experiment using anaerobic fluidized bed reactor was carried out to investigate the prehydrolysis step with caustic soda on the treatment efficiency of anaerobic sludge treatment, since the overall rate-limiting step for the complete anaerobic digestion of sludge was the hydrolysis step by extracellular bacterial enzymes of insoluble polymeric molecules. Reactors received a sludge which had not been pretreated, a 50-50 mixture of pretreated and untreated sludge, and the fully pretreated sludge. Hydraulic retention time of 10, 5, 2.5days and 1day were applied with an respective equivalent organic loading rate of 1.17, 2.23, 4.17, 11.24 gCOD/L/d. Reactor with the untreated sludge did not achieve adequate digestion even at the HRT of 5days, and reactor, which received the 50-50 mixture, operated well at the HRT of 5days, but began to show signs of unstable digestion at the HRT of 2.5days. While, reactor, which was fed the hydrolyzed sludge, operated reasonably well at the 2.5days, but was showing somewhat decrease in removal efficiencies. Results, therefore, have substantiated that the limiting reaction in the anaerobic treatment process is hydrolysis. The soluble COD did not significantly accumulate in the reactor as organic acid form, even when they were highly stressed. It was believed that this resistance to a build-up of organic acids and soluble COD behavior was mainly due to the maintenance of the methane bacteria in the fixed-film system which prevents washout as the organic loading increased. The anaerobic fluidized bed reactor was therefore effective for the digestion of waste activated sludge at short HRT.

I. 서론

혐기성 처리는 지난 수십년간 고농도 폐수나

슬러지처리에 적용되어 연구되고 있으며, 폐수의 종류 및 특성에 따라 다양한 처리방식이 채택되고 있다. 혐기성소화는 혐기성미생물에 의한 유기물

분해를 통하여 이산화탄소 및 메탄 등의 최종생성물을 생성함으로써 다양한 성상의 유기성폐기물을 안정화시키는 방법으로 널리 이용되고 있다. 이러한 혐기성 소화는 호기성 처리에 비하여 메탄과 같은 유용한 에너지원을 얻을 수 있고 영양소요구량이 낮으며, 낮은 슬러지 발생량 및 중금속 등에 강한 장점을 지니고 있다. 반면에 반응속도가 상당히 느리고 혐기성미생물들이 외부환경조건에 민감하여 연속적으로 진행되는 혐기성반응에 대한 명확한 자료가 제시되어 있지 않다^{1,2,3)}. 최근들어 혐기성처리에 대한 연구는 고농도의 폐수를 효과적으로 처리하기 위하여 조내에 고농도의 활성미생물을 확보할 수 있고 미생물과 폐수의 접촉효율을 높이고 미생물의 활성을 증대시킬 수 있는 방향으로 진행되고 있다. 이러한 방법은 고품질 체류시간(Solids Retention Time ; SRT)을 수리학적 체류시간(Hydraulic Retention Time ; HRT)보다 길게 유지함으로써 수리학적 체류시간에 상관없이 혐기성미생물을 조내에 고농도로 확보함으로써 짧은 체류시간에서도 처리효율을 증대시킬 수 있어 반응조 용적을 줄이고 경제적인 처리가 가능하다. 이러한 방법의 일환으로 현재 연구 및 적용되고 있는 대표적인 공정들로는 혐기성접촉고정(Anaerobic Contact Process), 혐기성 상향류식 슬러지 블랭킷 공정(Upflow Anaerobic Sludge Blanket Process), 혐기성여상공정(Anaerobic Filter) 등의 고효율 처리공정들이 있다. 이러한 공정들은 높은 부하율 효과적으로 처리하며 유지관리가 용이하여 각광을 받고 있지만 폐수성상에 상당한 영향을 받아 다소 제한적으로 적용가능한 단점을 일부 지니고 있는 것도 사실이다⁴⁾.

한편, 일반 하·폐수처리장에서 발생하는 슬러지는 일반폐수에 비하여 오염성분이 높고 부패성이 매우 크며 하수처리장으로 부터 지속적으로 배출되므로 시설 및 운영을 위한 비용이 전체운전비용이 상당부분을 차지할 뿐만 아니라 위생상 및 환경보존의 관점으로 볼 때 매우 높은 오염잠재력을 지니고 있다. 따라서 슬러지의 최적처리 또는 처분은 중요하게 다루어져야 한다⁵⁾. 현재 운영되고 있는 처리장에서의 슬러지처리는 단단 또는 2단 혐기성소화를 거치는 것이 일반적이며 수리학

적체류시간이 상대적으로 높아 소화조의 용량이 다소 크다는 단점을 지니고 있어 적절한 처리방법에 대한 연구가 요구되고 있는 실정이다^{6,7)}.

혐기성소화반응은 본질적으로 연속적이라 할 수 있지만 일반적으로 3단계를 거쳐 분해되며 4가지 미생물군으로 이루어져 있다고 보고 있다. Fig. 1.에서 보듯이 생물학적으로 분해가능한 유기물은 첫 번째 단계로 임의성 미생물에 의하여 간단한 용존성 미생물로 가수분해된 뒤 산생성균에 의한 유기산으로 전환되어 최종적으로 메탄생성균의 기질로 이용된다⁸⁾. 그러므로 하수슬러지와 같이 입자상 유기물질의 분율이 높은 경우는 가수분해과정을 거쳐 저분자형태로 반드시 전환되어야 용이한 혐기성처리가 가능하나 현재까지의 연구결과에 의하면 가수분해단계가 율속단계(rate-limiting step)로서 전체 반응을 지배한다고 보고 되고 있다^{4,6,8)}.

따라서 가수분해를 반응을 촉진할 경우 전체반응속도를 향상시킴과 동시에 처리효율을 향상시킬 수 있다. 이와 같은 맥락에서 여러 가지 전처리방법을 통한 가수분해반응에 관한 연구가 진행되었는데 Haug 등의 연구에 의하면 열처리방법을 생물학적 잉여슬러지와 일차슬러지에 적용한 결과 생물학적 잉여슬러지의 생분해성은 크게 향상시킬

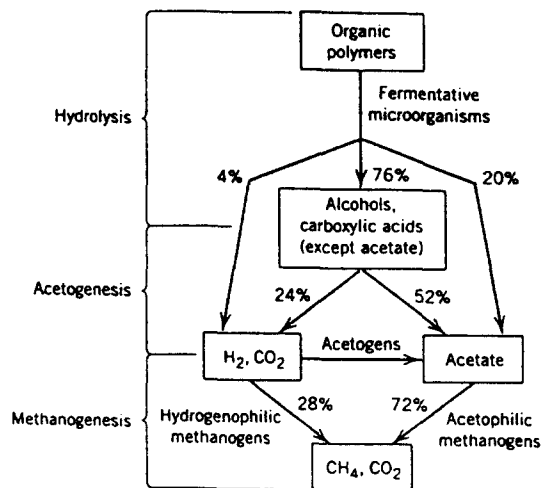


Fig. 1. Anaerobic decomposition of organic matter.

수 있었지만 1차슬러지에 대해서는 별다른 효과를 보지 못했다고 하였다⁹⁾. 또한 열처리와 화학적처리를 병행한 전처리법에 관한 연구가 Stuckey와 McCarty에 의하여 행하여졌다. 실험결과 생물학적 잉여슬러지의 혐기성처리효율을 향상시키기 위해서는 300meq./L의 알카리제가 필요하며 온도를 150~250℃까지 높여야 한다고 보고하였다¹⁰⁾.

따라서 본 연구에서는 혐기성 전체반응중 율속단계로 알려진 가수분해반응을 촉진함으로써 전체 처리효율에 미치는 영향을 알아보고자 생물학적 잉여슬러지를 가성소다(caustic soda)를 이용하여 화학적으로 전처리한 후 혐기성 유동상공정(Anaerobic Fluidized Bed Process)에 적용하였다.

II. 실험재료 및 방법

1. 실험장치 및 기질

실험에 사용한 반응조는 혐기성 유동상반응조(anaerobic fluidized bed reactor)로 모식도는 Fig. 2와 같다. 유동상반응조시스템의 구성은 크게 반응조본체, 가스포집기, 반응펌프 및 열교환기(water jacket)으로 구성되어 있으며 반응조는 높이가 180cm이고 직경은 5.6cm이며 유효용적은 4.5L이었다. 반응조내부에는 크기 50~60mesh의 모래를 4kg 채웠으며, 실험기간중 모래층의 유동은 유출수 반송을 통하여 약 40~60%로 유지하였다. 유출수반송량은 약 550mL/min으로 유지하였고 이 반송량은 반응조내 모래를 유동시키기 위한 유량의 약 50%정도 수준으로 유지하였다.

유입슬러지는 A하수처리장 생물학적 잉여슬러지를 대상으로 하였다. 생물학적 잉여슬러지는 정기적으로 채취하여 본 실험의 특성에 맞추도록 채취 즉시 표준제 #20번으로 거른후, 농축을 통하여 부유물질농도 10,000mg/L가 되도록 인위적으로 조정하였다. 목표농도로 조정된 슬러지는 세가지로 나누어 사용하였는데, 첫번째는 생슬러지로 그대로 2℃로 유지되는 냉장보관한 후 주입전에 온도충격을 방지하기 위하여 2시간동안 가온후 주입하였고 두 번째는 생슬러지를 주입전에 24시간동안 가성소다를 이용한 전처리를 거친 것이었다.

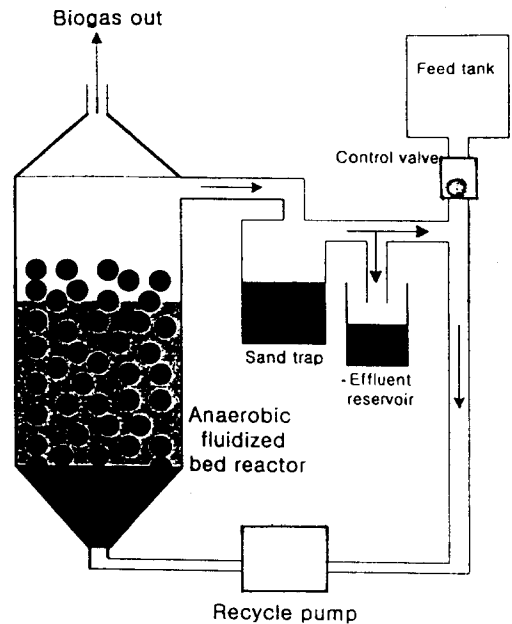


Fig. 2. Schematic diagram of anaerobic fluidized bed reactor system.

그리고 세번째는 주입전에 목표농도에 맞추도록 생슬러지 50% + 전처리를 거친 슬러지 50%의 용량비로 혼합한 슬러지였다. 각각의 운전조건에 따른 유입슬러지특성은 Table 1.과 같다.

가성소다를 이용한 생슬러지의 전처리는 슬러지에 NaOH를 17.5meq/L(700mg/L)가 되도록 가한 후 24시간동안 35℃의 항온조에 넣고 혼합하여 가수분해반응을 촉진시키는 방법을 사용하였다. 사용한 NaOH의 양은 Stuckey와 McCarty¹⁰⁾가 보고한 양보다 적은 양을 사용하였는데, 그 이유는 주입된 나트륨이 혐기성처리에 저해를 일으킬 수 있기 때문이다. 따라서 일반적으로 혐기성 처리시 저해농도라고 알려진 농도보다 낮게 유지된 상태에서 전처리를 행하였다¹¹⁾. 또한 실험온도는 일반적인 혐기성 소화영역에서의 처리가능성을 모색하기 위하여 중온조건을 채택하였다. 조정된 유입슬러지의 TCOD(total chemical oxygen demand)는 11,000mg/L인데 24시간을 거친 후 SCOD는 약 3,500mg/L로 증가하였으며, Table 2.에서 보듯이 대부분의 가수분해반응은 가성소다를 투입한 후 대략 6시간정도에서 대부분 일어난다.

Table 1. Characteristics feed sludge for different operating conditions.

Parameter ^{rs}	Run 1 (HRT 10days)			Run 2 (HRT 5days)			Run 3 (HRT 2.5days)			Run 4 (HRT 1day)		
	R1 ^b	R2 ^c	R3 ^d	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3
TSS ^a	10,090	10,130	10,140	9,910	9,910	9,910	9,830	9,810	9,810	10,140	10,140	10,140
VSS ^a	7,470	7,400	7,420	6,820	6,820	6,820	6,550	6,540	6,540	6,700	6,700	6,700
COD ^a	11,650	11,720	11,610	11,170	11,170	11,170	10,430	10,430	10,430	11,240	11,240	11,240
SCOD ^a	550	1,840	3,020	320	1,800	3,230	290	1,890	3,580	400	1,950	3,560

^a All presented values are mg/L.

^b Anaerobic fluidized bed reactor fed with raw activated sludge.

^c Anaerobic fluidized bed reactor fed with mixed sludge (50% of raw sludge + 50% of pretreated sludge)

^d Anaerobic fluidized bed reactor fed with pretreated sludge.

Table 2. Rate of sludge hydrolysis at 35°C with addition of 17.5meq/L NaOH.

Time(hours)	SCOD(mg/L)
0	120
2	2,230
4	2,680
6	2,910
8	3,200
24	3,790

2. 운전 및 분석방법

혐기성 유동상반응조의 초기순용은 생물학적 잉여슬러지를 이용하여 수리학적 체류시간(hydraulic retention time ; HRT) 10일, 소화온도 35°C에서 생물학적 잉여슬러지(생슬러지)를 유입기질로 약 1개월간 순용기간을 거쳤다. 순용기간을 거치면서 세반응조가 비슷한 처리효율을 보이기 시작하였을 때 각각의 운전 스케줄대로 세반응조를 전환하기 시작하여 생슬러지 유입 반응조, 전처리를 거친 슬러지 유입 반응조 및 혼합슬러지 유입 반응조로 각각 나누어 운전하였다. 생슬러지 화학적 전처리에 의한 영향을 보다 정확히 알아보기 위하여 HRT를 10에서 5일, 2.5일 및 1일로 낮추면서 각각의 소화특성을 알아보았다. 반응조는 모두 반연속식(semi-continuous)형태로 운전하였는데 HRT 10일과 5일에서는 하루에 한 번 슬러지를 유입시켰고, HRT 2.5일에서 하루에 두 번, HRT 1일에

서는 하루에 세 번으로 나누어 슬러지를 주입하였다. HRT에 따른 유기물부하율은 HRT 10일, 5일, 2.5일, 1일에서 각각 1.17, 2.23, 4.17, 11.24 gCOD/L/d였고 동일 HRT에서는 동일한 부하로 유입시켰다. 유입슬러지 특성에 따른 각각의 반응조에서의 소화특성을 알아보기 위하여 유출수의 pH, TCOD, SCOD, TSS(total suspended solids), VSS(volatle suspended solids), 알카리도(pH 4.5) 및 휘발산농도(total volatile acids)를 미국 공중보건협회의 표준시험법에 따라 실험하였다¹²⁾. 부착미생물량은 반응조에서 채취된 모래를 초음파homogenizer를 이용하여 모래에서 완전히 탈리시킨 후 VSS측정법에 따라 측정하였다. 가스발생량 및 가스조성을 측정하였다. 소화가스의 조성은 TCD가 부착된 가스크로마토그래프를 이용하였다.

III. 결과 및 토론

1. 유기물제거특성

생물학적 잉여슬러지를 24시간 동안 가성소다를 이용하여 예비가수분해를 실시하여 혐기성 유동상공정에 주입한 결과 Fig. 3.에서 보는 바와 같이 HRT 10일에서는 가수분해된 슬러지의 처리효율이 약간 향상되는 것으로 나타났다. 생슬러지를 주입한 반응조 R1의 경우 총COD제거효율이 평균 40.8%로 예비가수분해한 슬러지를 주입한 반응조 R3의 제거효율 51.5%에 비하여 다소 낮은 처리효

을을 보이고 있으며, 혼합슬러지를 주입한 반응조 R2의 경우도 49.7%를 나타내고 있다. 이와 같이 반응조 R2와 R3와 별다른 차이를 보이고 있지 않은 이유는 HRT가 10일로 상대적으로 높게 유지되어 유기산의 축적등 소화에 저해를 일으키는 요인이 없기 때문이며, pH가 세반응조 모두 7.1이상이고 휘발산 역시 Malina와 Pohland¹³⁾가 제시하는 양호한 혐기성 슬러지 소화특성을 나타내는 영역에 있기 때문으로 판단된다. HRT를 10일에서 1일로 낮추면서 반응조 R1과 R3의 차이는 두드러지게 나타나, COD제거효율이 R1의 경우는 평균 22.1%로 낮은 수치를 보이고 있으며, 이러한 현상은 용존성COD제거효율에서도 동일한 결과를 보이고 있다. HRT 10일에서 반응조 R1, R2, R3의 평균 용존성 COD제거효율은 각각 42.1%, 79.3%, 85%로 가수분해의 효과가 아주 두드러지게 나타나고 있으며, HRT가 1일로 낮추어 운전한 결과 용존성 COD제거효율이 R1, R2, R3에서 각각 18.7%, 70.6%, 78.7%이었다. 따라서 가성소다를 이용하여 가수분해를 실시할 경우 총COD제거효율 및 용존성COD제거효율 향상에 커다란 영향을 미치는 것으로 나타났다. 이는 부하율이 증가할수록 용존성COD제거효율은 증가하나 총COD제거효율은 감소한다고 발표한 Boeing과 Larsen의 결과와 반대되는 결과로¹⁴⁾ 유입기질차이에 따른 혐기성 미생물의 제거기작과 유동상 운전방법의 차이라고 판단된다.

유동상 반응조를 이용한 COD제거특성을 알아

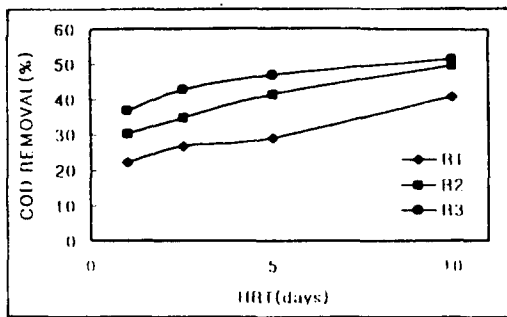
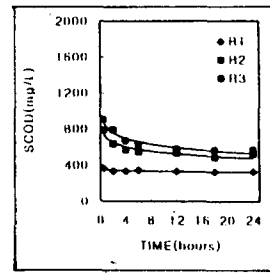
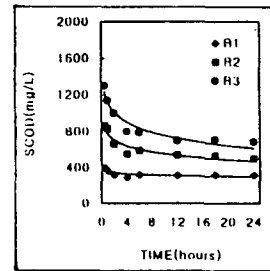


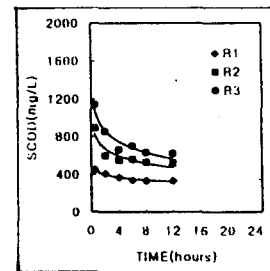
Fig. 3. TCOD removals in anaerobic fluidized bed reactors fed with treated, mixture and untreated sludge at different operating HRT.



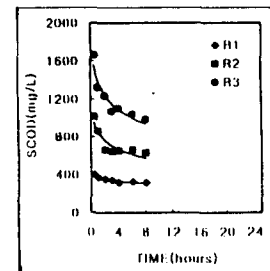
HRT 10일



HRT 5일



HRT 2.5일



HRT 1일

Fig. 4. Variations of SCOD in the anaerobic fluidized bed reactor fed with treated, mixture and untreated sludge at different operating HRT.

보기 위하여 24시간의 회분식기간 동안 용존성 COD의 변화를 측정한 결과는 Fig. 4와 같다. 용존성COD제거특성으로 볼 때 HRT 10일에서는 유입된 용존성COD가 대부분 빠르게 미생물의 기질로 이용되고 있음을 알 수 있으며, 반응조에 따라 제거효율에 차이는 나타나지만 처리효율이 비교적 양호한 편이므로 추가적인 부하의 증가가 가능하다는 것을 나타내고 있다. HRT 10일에서는 약 6시간이 경과하면 용존성COD의 대부분이 제거되며, 그 이후는 상대적으로 용존성COD의 변화가 안정된 상태를 보인다. 따라서 HRT 10일의 부하율에서는 반응조 R1, R2의 경우도 적절한 가수분해과정이 일어나고 있음을 알 수 있다. 반응조의 HRT가 낮아질수록 용존성COD의 감소폭은 점점 커지게 되는데 그 이유는 반연속식 운전에서 초기 유입부하가 점점 증가하면서 기질의 농도차에 따른 추진력(driving force)의 차이가 크기 때문으로 판단된다. 유출수 총COD농도의 경우는 HRT 1일에서 R1, R2, R3에서 각각 8,760mg/L, 7,780mg/L, 7,710mg/L이고 용존성COD의 경우는 각각 반응조에서 320mg/L, 570mg/L, 750mg/L로 예비가수분해를 통하여 용존성COD의 분율을 높이는 것이 총COD제거효율 향상에 크게 기여하고 있음을 알 수 있다.

한편, HRT에 따른 VSS제거량은 Fig. 5에서 보는바와 같이 HRT 10일에서 반응조 R1, R2, R3에서 1.51gVSS/d, 1.81gVSS/d, 1.9gVSS/d였으나 HRT가 1일로 낮아지면서 제거량의 차이가 두드러지게 발생하여 R1에서는 6.48gVSS/d인데 반해 R3에서는 12gVSS/d로 거의 두배정도의 차이를 보이고 있다. 이는 예비가수분해가 생물학적 슬러지의 생분해성을 증가시켜 예비가수분해를 통한 용존성물질이외에 생물학적 반응에 의한 추가적인 용존성물질의 생성이 활발하게 일어나고 있음을 반증하는 결과라고 판단된다.

VSS의 제거효율을 HRT에 따라 살펴보면, HRT 10일에서는 반응조 R1, R2, R3별로 각각 44.8%, 54.3%, 57%였고, HRT 5일에서는 29.7%, 41.1%, 48.9%, HRT 2.5일에서는 25.7%, 34.3%, 43.7%, HRT 1일에서는 24.5%, 24.8%, 39.9%로 각각 나타나, R1의 경우 HRT가 낮아지면서 급격한 VSS제

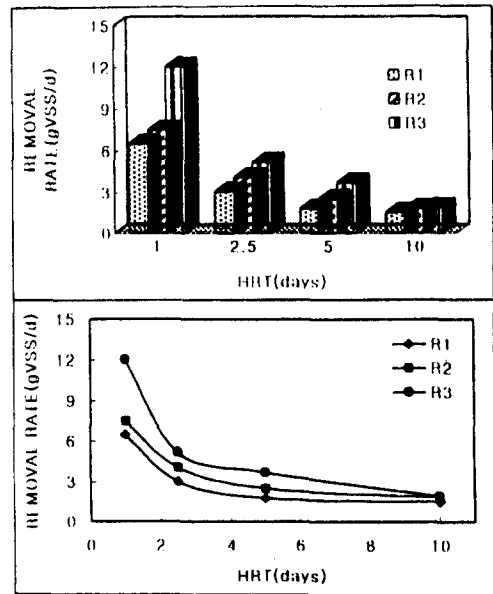


Fig. 5. Variation of VSS removal rate in the anaerobic fluidized bed reactor fed with treated, mixture and untreated sludge at different operating HRT.

거효율의 감소를 보이고 있는 반면 R3의 경우는 HRT 1일에서도 양호한 제거효율을 나타내고 있다. 그리고 R2의 경우는 부하의 증가로 인하여 HRT 1일에서 R1과 제거효율면에서 별다른 차이점을 나타내지 않으며, 유출수의 VSS농도면에서도 5,260 mg/L와 5,040mg/L로 비슷하였다. 이는 혼합슬러지가 유입되는 혐기성 유동상 R2반응조의 경우 R3와 달리 체류시간이 낮아지면서 혐기성 소화저해 또는 과도한 유기물부하에 의한 미생물의 탈리현상의 증가가 발생하고 있는 것으로 사료된다.

2. 가스발생량 추이

가스발생량 및 조성은 혐기성소화 상태를 나타내는 유용한 지표이다. 대부분의 경우 HRT가 증가할수록 가스화(gasification)가 증가하는 경향을 나타내며, 발생량은 유기물부하율이 증가할수록 증가하는 경향을 보인다¹³⁾. 혐기성 유동상 반응조를 이용한 다양한 슬러지 처리시 HRT에 따른 가스발생량의 변화를 살펴보면 HRT 10일에서는 가스발생량이 반응조 R1, R2, R3에서 각각 평균 785mL/d, 916mL/d, 911mL/d로 R1을 제외한 두

반응조에서는 거의 동일한 가스발생량을 보이고 있어 HRT 10일에서는 가성소다를 이용하여 가수분해된 슬러지와 혼합 슬러지간에 별다른 차이가 없었다. 발생하는 소화가스중 메탄의 함량도 반응조 R2와 R3에서 66%로 동일하였다. 그러나 HRT가 감소할수록 반응조간 발생가스량의 차이는 증가하고 있다. VSS투입당 가스발생량의 경우는 Fig. 6.에서 보듯이 HRT가 낮아질수록 감소하는 경향을 보이며, 예비가수분해된 슬러지를 주입하는 반응조 R3에서 가장 많은 양의 가스가 발생하였다. HRT가 10일에서 HRT 5일로 변화되면서 부하율이 두배로 증가함에 따라 VSS투입당 가스발생량은 반응조 R1, R2, R3에서 각각 59%, 80% 및 거의 100%의 증가를 보였다.

VSS투입당 가스발생량은 반응조 R1, R2, R3에서 HRT 1일 일 때 투입량(gVSS)당 각각 0.089, 0.155, 0.216L으로 일반적으로 보고되는 외국의 발생량에 비해서는 약간 낮는데 그 이유는 농축을 통하여 VSS의 함량을 조정하였지만 국내 하수슬러지의 경우 유기물중 생물학적으로 분해가능한 물질이 상대적으로 낮았기 때문으로 판단되며 이는 최 및 장의 결과와도 일치한다¹⁵⁾. 한편, HRT 1일에서 VSS투입당 가스발생량은 반응조 R3가 R1과 R2에 비하여 각각 2.4배, 1.4배 많은 가스발생하여 유기물제거효율과 동일한 양상이었고 가수분해의 효과를 다시 한 번 보여주는 결과라고 판단된다. 한편 HRT 1일에서 R1, R2, R3의 소화가스중 메탄함량은 62%, 61%, 69%로 가수분해된 슬

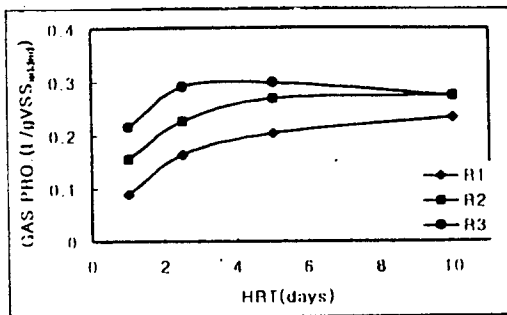


Fig. 6. Gas production rate base on unit gVSS addition from the anaerobic fluidized bed reactor fed with with treated, mixture and untreated sludge at different operating HRT.

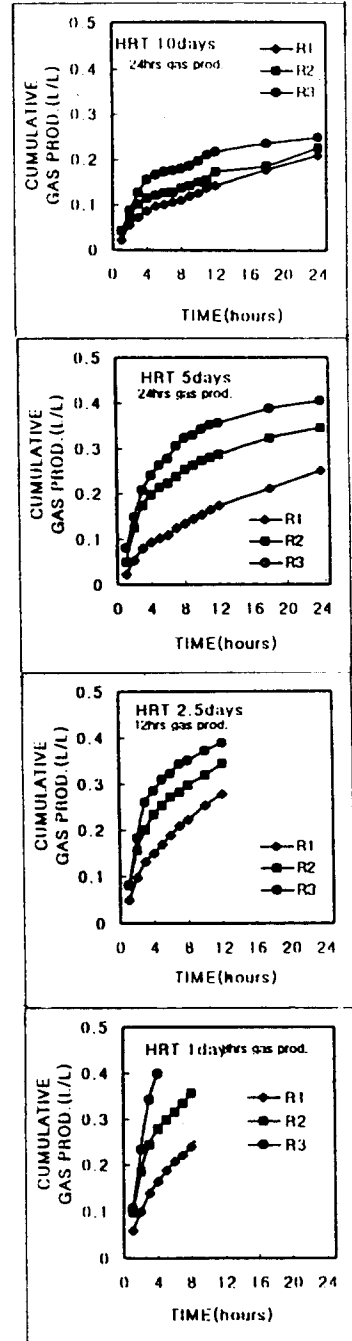


Fig. 7. Cumulative gas production during a batch period of the anaerobic fluidized bed reactor fed with with treated, mixture and untreated sludge at different operating HRT.

러지가 유입되는 반응조가 가장 높은 소화효율을 보였고, 반응조에 따라 COD제거효율면에서는 차이를 있으나 세반응조 모두 제거되는 COD가 소화가스로 전환되고 있다는 것으로 이는 일반 재래식 부유성장식 혐기성소화조에 비하여 부착성장식 혐기성 유동상공정이 유리함으로 보여주는 결과다.

한편, 혐기성처리과정중에 발생하는 소화가스는 기질의 유기물부하에 의하여 좌우되며 반응조의 기질 투입후 유기물농도의 변화 추이에 따라 발생 속도 및 발생량이 변하는데 Fig. 7.은 세반응조에서 24시간 동안의 누적가스발생량을 나타낸다.

가성소다를 이용하여 전처리한 슬러지가 유입되는 반응조 R3가 모든 HRT에서 가스발생속도가 가장 빠르며, HRT가 낮아질수록 가스발생속도는 점차 증가하는 경향을 보인다. 이는 가수분해를 통하여 생성된 용존성물질이 메탄생성균에 의하여 용이하게 이용되고 있음을 보여주는 결과다. 그리고 R1과 R2의 경우는 가수분해과정이 진행되고는 있으나 가수분해를 통한 용존성물질로의 전환속도가 R3에 비하여 상대적으로 느리기 때문에 가스발생속도에 차이를 보였다. 이러한 요인은 초기 4시간 동안의 가스발생속도에 반영되었는데 HRT 10일에서는 반응조 R1, R2, R3가 각각 0.0216L/hr, 0.0288L/hr, 0.038L/hr로 R3가 나머지 반응조에 비하여 발생속도가 1.75배와 1.3배로 나타났으나, 평균 COD부하율이 11.24gCOD/L로 높아진 HRT 1일에서는 R3가 R1, R2에 비하여 각각 2.4배, 1.45배 높았다. 한편, HRT에 따른 가스발생속도의 차이는 반연속식 반응조일 경우는 초기에 일시적으로 높은 부하가 유입되므로 각 혐기성반응 단계가 진행됨에 따라 가스발생추이가 달라질 수 있기 때문이다.

3. 알카리도 및 유기산의 변화

Fig. 8.은 HRT와 유입슬러지 종류에 따른 평균 알카리도와 총휘발산농도의 변화를 나타낸다. 알카리도의 반응조별로 HRT의 감소에 따라 커다란 차이가 없었다. R2와 R3의 경우는 모든 HRT에서 혐기성 슬러지소화시 최대메탄생성을 위한 최적조건으로 제시하는 1,500~3,000mgCaCO₃/L¹³⁾의 범위에 있어 양호

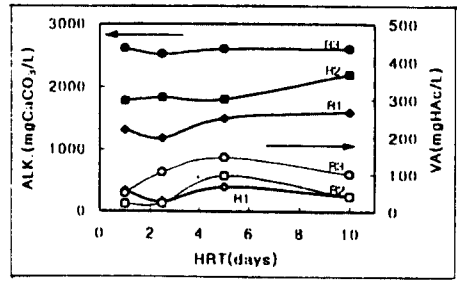


Fig. 8. Variation of alkalinity and total volatile acids in the anaerobic fluidized bed reactor fed with with treated, mixture and untreated sludge at different operating HRT.

한 소화특성을 보여, 혐기성 유동상공정에서 매디아를 유동시키기 위하여 유출수를 반송시키는 경우 유출수내 포함된 알카리도가 반응조내 완충능력을 향상시킬 수 있다고 보고한 Iza¹⁶⁾의 연구와 동일한 결과다. 반면에 생물학적 잉여슬러지만 유입되는 R1의 경우는 HRT 10일에서 평균 1,600mgCaCO₃/L로 양호한 조건을 보였으나 HRT가 2.5일로 낮아지면서 1,180mgCaCO₃/L로 알카리도가 감소하였다. 그리고 HRT 1일에서는 1,380mgCaCO₃/L로 유지되었으나 이는 유기물부하가 낮아지면서 유기산의 생성에 따른 pH저하로 정상적인 소화의 진행이 어려워 유입수에 NaOH를 3meq/L로 첨가하여 운전하였기 때문이다. 한편, 총휘발산의 경우는 생물학적 슬러지가 유입되는 R2반응조를 제외한 두반응조가 전운전 HRT에서 평균 145mg/L이하로 운전되어 아주 양호한 혐기성 소화특성을 나타내었다.

4. 미생물량

가성소다를 이용한 전처리의 효과를 알아보기 위하여 혐기성 유동상 반응조내 매디아(모래)에 부착된 휘발성미생물과 부유미생물을 측정된 결과는 Fig. 9.과 같다. 전처리한 슬러지가 유입되는 반응조 R3가 다른 두 반응조에 비하여 부착 및 부유미생물량면에서 많게 나타나고 있으며 HRT가 증가할수록 세반응조에서 모두 총미생물량도 증가하고 있다.

HRT 1일에서 반응조R1, R2, R3의 부착미생물량은 6.76gVSS/L, 8.92gVSS/L, 12.44gVSS/L이고

총미생물량은 11.8gVSS/L, 14.18gVSS/L, 16.47g VSS/L으로 각각 HRT 10일에 비하여 부착미생물량 기준으로 43%, 48%, 65%증가하였다. 그리고 측정된 총미생물량은 일반적으로 혐기성 유동상 공정을 이용하여 다양한 폐수처리시 보고되는 미생물농도 8~40gVSS/L에 비하여 다소 낮은 수치를 보였다¹⁴⁾. 하지만 재래식 혐기성 소화조에서 일반적으로 측정되는 미생물량에 비해서는 높은 양이다. 또한 동일조건에서 총미생물량중 부착미생물량 비율은 R1, R2, R3반응조에서 각각 평균 67.1%, 58.2%, 73.9%로 예비가수분해를 통하여 슬러지내 부유성물질을 용존성물질로 전환시켜 유입시키는 경우 반응조내 미생물량 확보면에서 매우 유리하며 따라서 추가적인 부하의 증가도 가능함으로 알 수 있다. 한편, 1달간의 순용기간을 거친면서 정상적인 운전을 통하여 매디아에 미생물이 양호하게 부착되었는데 도시하수슬러지의 경우 타 폐수에 비하여 유입수내 미생물군이 풍부하게 존재하고 있기 때문에 식종물질로서도 매우 우수하다고 보고한 결과와 일치하는 것이며¹⁴⁾ 가성소다를 이용하여 전처리할 경우에도 별다른 미생물부착에 영향을 없는 것으로 판단된다.

IV. 결 론

혐기성 전체반응중 율속단계로 알려진 가수분해 반응을 가성소다를 이용하여 촉진함으로써 전체

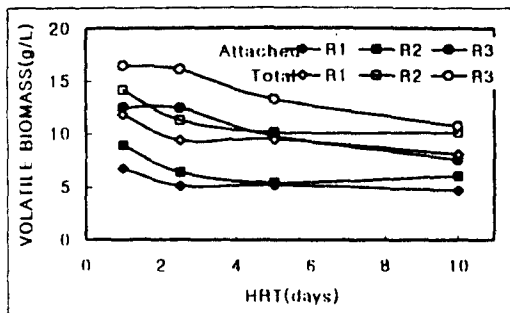


Fig. 9. Variation of total volatile biomass and attached biomass in the anaerobic fluidized bed reactor fed with with treated, mixture and untreated sludge at different operating HRT.

처리효율에 미치는 영향을 알아보고자 생물학적 잉여슬러지를 대상으로 전처리한 후 혐기성 유동상공정(anaerobic fluidized bed process)에 적용한 결과 다음과 같은 결론을 얻었다.

1. 생물학적 생슬러지를 가성소다를 이용하여 예비가수분해하여 혐기성 유동상 공정에 유입시킬 경우 생슬러지유입 혐기성 유동상 반응조인 R1 비하여 전체 처리효율을 향상시킬 수 있었다. COD 제거효율은 예비가수분해를 실시할 경우 생슬러지유입 혐기성 유동상공정에 비하여 HRT 10일에서는 평균 26%, HRT 5일이하에서는 평균 60%이상의 처리효율이 향상되었다. 가성소다로 전처리된 슬러지와 생슬러지의 혼합슬러지는 유입 혐기성 유동상 공정의 평균 COD제거효율은 생슬러지처리시에 비하여 전운전조건에서 평균 21.8~42.9% 향상되었다.
2. 소화가스발생량 및 미생물부착량면에서 R3가 매우 우수한 것으로 나타났으며, 총미생물량중 부착미생물량 비율은 R1, R2, R3반응조에서 각각 평균 67.1%, 58.2%, 73.9%로 예비가수분해를 통하여 슬러지내 부유성물질을 용존성물질로 전환시켜 유입시키는 경우 반응조내 미생물량 확보면에서 매우 유리하였다.
3. 유동상 반응조를 이용한 COD제거특성을 알아보기 위하여 24시간의 회분식기간 동안 용존성COD의 변화를 측정한 결과 용존성COD는 반응조에 유입되어 4시간에서 6시간이 경과되서 안정된 변화추이를 보이며, 가스발생량 및 속도도 용존성COD제거와 동일한 경향이였다. 그리고 가스발생속도 및 용존성COD 변화추이는 유입유기물부하에 영향을 받아 유입부하가 클수록 시간에 따른 변화량이 크게 나타났다.
4. 생슬러지유입 혐기성 유동상 반응조는 HRT 1일에서 NaOH의 주입에 의한 알칼리도 보충없이는 정상적인 슬러지소화가 불가능하였으나 알칼리도 주입후 비교적 양호한 처리효율을 보였다. 또한 혼합슬러지 유입 반응조인 R2의 경우 HRT 2.5일 부터 약간의 소화저해가 발생하였으나 심각한 정도는 아니었다. 휘

발산과 알카리도의 경우도 모두 양호한 혐기성 소화특성을 나타내는 범위에 속하였다.

5. 유입슬러지내 부유성고형물의 농도가 높은 슬러지를 혐기성 유동상 공정을 이용하여 HRT 1일에서도 처리가 가능하였다.

참 고 문 헌

1. McCarty, P. L. : Anaerobic waste treatment fundamentals. *Public Works*, 95, 9(septemer) 107-112 (October)123-126, (November) 91-94, (December) 95-99, 1964.
2. Lawrence, A. W., and McCarty, P. L. : The role of sulfide in preventing heavy metal toxicity in anaerobic treatment, *Journal of Water Pollution Control Federation*, 37, 392-401, 1965.
3. Zeikus, J. G. : *Microbial populations in digesters*. In *Anaerobic digestion*. Stafford, D. (Eds.) Applied Science Publishers, England, 61-89, 1981.
4. EcKenfelder, W. W. : *Industrial water pollution control*. McGraw-Hill Book Company, Singapore, 1989.
5. Vesilind, P. A. : *Treatment and disposal of wastewater sludge*. Ann Arbor Science, Ann Arbor, Michigan, 1979.
6. Metcalf & Eddy, Inc., *Wastewater engineering: treatment disposal and reuse*, Third edition, McGraw-Hill Book Company, Singapore, 1991.
7. Lynam, B., McDonnell, G., and Krup, M. Start-up and operation of two new high-rate digestion systems. *Journal of Water Pollution Control Federation*, 39, 4, 518-535, 1967.
8. Droste, R. L. *Theory and practice of water and wastewater treatment*. John Wiley & Sons, Inc., New York, 1997.
9. Haug, R. T., Stuckey, D. C., Gossett, J. M., and McCarty, P. L. Effect of thermal pretreatment on digestion and dewaterability of organic sludges. *Journal of Water Pollution Control Federation*, 50, 1, 73-85, 1978.
10. Stuckey, D. C., and McCarty, P. L. Thermochemical pretreatment of nitrogenous materials to increase methane yield. *Biotechnology and Bioengineering Symposium* 8, 219-233, 1978.
11. Parkin, G. F., and Owen, W. F. Fundamentals of anaerobic digestion of wastewater sludge. *Journal of Environmental Engineering Division in American Society of Civil Engineering*. 112, 867-920, 1986.
12. Americal Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 18th ed. APHA, 1992.
13. Malina, J. F., and Pohland, F. G. *Design of anaerobic process for the treatment of industrial and municipal wastes*. Technomic Publishing Company Inc., Lancaster, Pennsylvania, U.S.A. 1992.
14. Stronach, S. M., Rudd, T., and Lester, J. N. *Anaerobic digestion processes in industrial wastewater treatment : Fluidized bed reactor*. Stronach, S. M., Rudd, T., and Lester, J. N. (Eds), Springer-Verlag, Berlin, Germany, 1986.
15. 최의소, 장 근. 우리나라 하수슬러지의 혐기성 소화특성. *대한상하수도학회지*. 제1호, 1-8, 1988.
16. Iza, J. Fluidized bed reactors for anaerobic wastewater treatment. *Water Science & Technology*. 24, 8, 109-132, 1991.