

어류 폐기물의 혼기성소화 처리(I): 반응조 형상 및 슬러지층 유동화가 소화조 Start-up에 미치는 영향

정병곤[†] · 김병효
군산대학교 토목환경공학부

Anaerobic Digestion Fish Offal(I): Effect of Reactor Configuration and Sludge Bed Fluidization on Start-up of Digester

Byung Gon Jeong[†] and Byung Hyo Kim

School of Civil & Environmental Engineering, Kunsan National University, Korea

요 약

혼기성 소화조의 단면적/용량 비를 일정하게 한 상태에서 반응조 직경만을 달리한 반응조에 유기물을 부하율에 따른 소화조 운전효율을 평가하였다. 0.4 kg COD/m³·d의 낮은 유기물 부하율에서는 반응조 직경에 관계없이 높은 처리효율을 나타내어 반응조 형상에 따른 처리효율 차이는 없었다. 6kg COD/m³·d의 유기물 부하율에서는 반응조 직경에 따라 전혀 다른 처리효율이 관측되었다. 즉, 직경 6.4 cm 반응조에서는 휘발성산의 축적과 낮은 COD 제거효율이 관측되었으나 직경 3 cm 반응조에서는 높은 COD 제거효율이 관측되었고 휘발성산의 축적도 일어나지 않았다. 이러한 차이가 나타나게 된 이유는 직경이 작은 반응조의 경우에는 생성된 가스의 부상에 의해 슬러지층의 유동화가 원활하게 일어난데 반해 직경이 큰 반응조의 경우에는 그렇지 못한 것이라고 판단된다. 20 kg COD/m³·d의 높은 유기물 부하율에서는 반응조 직경과는 관계없이 극히 낮은 처리효율을 나타내어 높은 유기물을 부하에서는 반응조 형상과 처리효율과는 관계가 없는 것으로 나타났다. 따라서 혼기성 소화조의 효율적인 start-up은 슬러지층의 유동화가 중요한 인자이며 동일 단면적/용량 비에서 반응조 직경이 작을수록 유리한 것으로 나타나 반응조 형상도 반응조 운전효율에 큰 영향을 미치는 것으로 나타났다.

Abstract – Effect of organic loading rate on digester performance was evaluated under the conditions of same surface area/reactor volume ratio and different reactor diameter. At the low loading rate of 0.4 kg COD/m³·d, high rate of organic removal could be obtained regardless of reactor diameter. It can be estimated that reactor configuration can not affect reactor performance at the low loading rate. However, different performance depending on reactor diameter was observed at the organic loading rate of 6kg COD/m³·d. That is, volatile acid accumulation and low COD removal efficiency was observed in reactor having 6.4 cm diameter, while volatile acid was not accumulated at all and high COD removal efficiency was observed in reactor having 3 cm diameter. Such a difference of reactor performance depending on reactor diameter can be explained that sludge bed can be fluidized by evolved gas bubble in narrow reactor, while sludge bed can not be fluidized by evolved gas bubble only in wide reactor. At a high organic loading rate of 20 kg COD/m³·d, it can be judged that there is no relation between reactor configuration and reactor performance because all reactors showed very low COD removal efficiencies regardless of reactor diameter. Sludge bed fluidization is one of the most important factors in achieving efficient start-up of anaerobic digester. Narrow and tall type reactor is favorable condition for making sludge bed fluidization at a constant surface area/reactor volume ratio. Thus, it can be judged that reactor configuration and sludge bed fluidization have great influence to reactor performance.

Keywords: Fish offal(어류폐기물), Anaerobic digester(혼기성 소화조), Sludge bed fluidization(슬러지층 유동화), Reactor configuration(반응조 형상), Organic loading rate(유기물 부하율)

[†]Corresponding author: bjeong@kunsan.ac.kr

1. 서 론

어판장에서 생선판매시 생선 손질과정에서 발생되는 어류 폐기물은 냄새를 유발할 뿐만 아니라 파리 같은 해충 문제나 여러 가지 심미적, 위생적 문제를 가져온다. 이러한 어류 폐기물은 종전까지는 종량제 봉투에 담겨진 채 배출되어 매립되었으나 2005년부터 시지역에서는 젖은 쓰레기 직매립 금지로 인하여 매립 이외의 자원 재순환을 위한 여러 가지 다른 대안적 처리방안이 모색되고 있는 실정이다. 생선판매를 위한 손질과정에서 발생되는 폐기물은 단독으로는 처리되거나 재활용되지 않고 음식물 폐기물과 함께 처리되어진다. 주로 사용되고 있는 방식으로는 퇴비화, 메탄발효, 소각/열분해 방식이나 음식물 쓰레기를 포함한 유기성 폐기물의 자원화에는 현재 퇴비화가 가장 많이 적용되고 있다. 그러나 퇴비화는 높은 염분농도로 인하여 적용에 제한성이 있으므로 협기성 소화공정을 통한 안정화는 폐유기물의 안정화와 메탄가스 생성을 통한 에너지 회수라는 측면에서 매력적인 대안이다.

협기성 소화공정은 협기성 박테리아를 이용하여 유기물을 이산화탄소와 메탄으로 전환시키는 공정으로 우리나라의 경우 유기성 폐기물로부터 에너지 회수를 시도한 시초는 1970년대 중반 농촌 지역에 보급된 1 m³ 규모의 메탄가스장치였으나 큰 실효성을 보지 못하였고 그 이후 연구도 부진한 상태이다(김 등[1993]). 외국의 경우 초기에는 슬러지 협기성 처리공정의 개념을 그대로 적용한 슬러리공정에서 그 기술적 타당성을 연구하였으나(Schmidell et al.[1986]) 스컴의 발생, 교반 반응조가 지나치게 큰 점 등 운전 및 경제적인 문제점이 있었다. 건발효(Dry Fermentation)라고 불리는 고농도 유기물의 협기성 소화가 1980년대에 들어와 연구되면서 다양한 공정들이 상업화되기 시작하였다(신 등[2001]). 그 결과 DRANCO, VALORGA, Biocel, Biomet, SEBAC, SOLIDIGEST 등의 비교적 성공한 공정들이 개발되었다(Cecchi et al., [1988], Brummeler et al.[1988], [1991], Chynoweth et al.[1991], Chen et al.[1990]). 그러나 이러한 공정들도 15일에서 27일 정도의 HRT 및 1.6~15 g VS/l · d의 부하에서 휘발성 고형물의 40~55% 정도를 처리하는 낮은 처리효율을 가지고 있다(Peres et al.[1991]). 따라서 본 연구에서는 반응의 속도를 높이기 위하여 단상 UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) 형태의 반응조를 이용하여 어판장 발생 폐기물을 협기성 소화 처리할 예정이다. 고농도 유기물을 처리하는 상향류식 협기성 반응조에서 일어날 수 있는 문제점 중의 하나가 초기 운전에 있어 슬러지 불활성화 문제이다(정[2001]). 통상 UASB 공정에서 생성되는 입상슬러지는 일단 형성되고 나면 대단히 안정한 것으로 알려져 있다(Lettinga et al.[1983]). 그러나 실제 운전상에 있어서 운전의 실패 등으로 입상슬러지가 활성을 잃게 되는 경우가 종종 있는데 특히 초기 start-up시 유출수 반송이 이루어지지 않는 경우 이로 인한 입상 슬러지의 불활성화가 일어나게 되면 유기물 부하 조정 등을 통하여 입상 슬러지의 활성화를 시도하여도 활성도 회복은 대단히 힘들다

(정[2001]).

일반적으로 상향류식 협기성 반응조에 있어서 반송은 유입 유기물부하가 높은 경우나 운전에 소요되는 영양소나 알칼리도를 줄이는 것 외에는 별다른 이득이 없는 것으로 보고되고 있다(Lettinga et al.[1983]). 그러나 반응조 start-up시 내부 반송은 반응조의 성공적인 운전을 위해서는 필요하다는 보고(정[2001])도 있는 등 서로 다른 의견들이 존재하고 있다. 또한 유출수 재순환을 통한 내부반송이 어떠한 기작으로 반응조 처리효율을 변화시키는가에 대해서는 아직 명확하게 밝혀져 있지 않다.

한편 정 등[1998]은 회분식 반응조를 이용하여 슬러지 입도조성 및 수소분압이 입상슬러지의 활성도에 미치는 영향을 연구하여 슬러지 입도분포 특성에 따라 동일 유기물 농도에서 야기된 수소분압에 의해 받는 영향 정도가 다르다고 보고하고 있다. 이는 실제 상향류식 협기성 반응조내에서 슬러지층의 유동특성이 입상슬러지의 활성에 중대한 영향을 주는 것으로 생각할 수 있으나 실제 상향류식 반응조내에서는 증명된 바 없다. 따라서 본 연구에서는 어판장에서 배출되는 수산계 폐기물을 처리하기 위하여 설계된 협기성 반응조를 이용하여 적용 유기물 부하를 달리하여 적용부하량에 따른 내부 반송의 영향을 살펴보고 유출수 내부 반송이 반응조 운전효율에 미치는 영향을 규명하기 위하여 반응조 직경을 달리하여 운전하여 내부 반송이 반응조 운전효율에 미치는 기작을 규명하고자 하였다.

2. 장치 및 방법

2.1 실험장치

본 연구에서 사용한 협기성 소화 장치는 Fig. 1에 나타난 바와 같이 아크릴을 이용하여 제작하여 실험하였다. 반응조 하부는 유입된 기질을 반응조 바닥 전체에 고르게 분배시키기 위하여 깔때기 형태로 제작하였으며 반응조 상부에는 고-액-기체 분리장치를 설치하였다. 반응조 직경에 따른 내부반송의 영향을 파악하기 위한 실험은 직경 6.4 cm의 아크릴 원통을 사용한 1.45l 반응조와 직경 3 cm의 아크릴 원통을 사용한 0.32l반응조를 사용하여 비교실험을 실시하였다. 두 반응조의 단면적/용량비(A/V비)는 2.2 m²/m³로 같게 하고 직경만을 달리하였다. 저류조는 약 1 l 용량의 플라스틱 통을 사용하였으며 적용 유기물 부하량이 미치는 영향을 평가하기 위하여 각각 10,000 mgCOD/l, 3,000 mgCOD/l, 200 mgCOD/의 인조합성 기질을 채워 미량 유량조절펌프를 사용하여 반응조내에 상향류식으로 주입하였다. 인조합성 기질의 조성은 Table 1과 같다. 내부 반송은 반응조 상부에 반송 line을 설치하여 역시 미량유량조절펌프를 사용하여 유입기질과 같이 반응조로 유입되도록 설치하였다. 온도변화에 의한 영향을 배제하기 위하여 모든 반응조는 35°C 항온실에서 운전하였다.

2.2 운전 및 분석방법

단상 소화조 운전에 있어서 내부 반송이 반응조 운전효율에 미

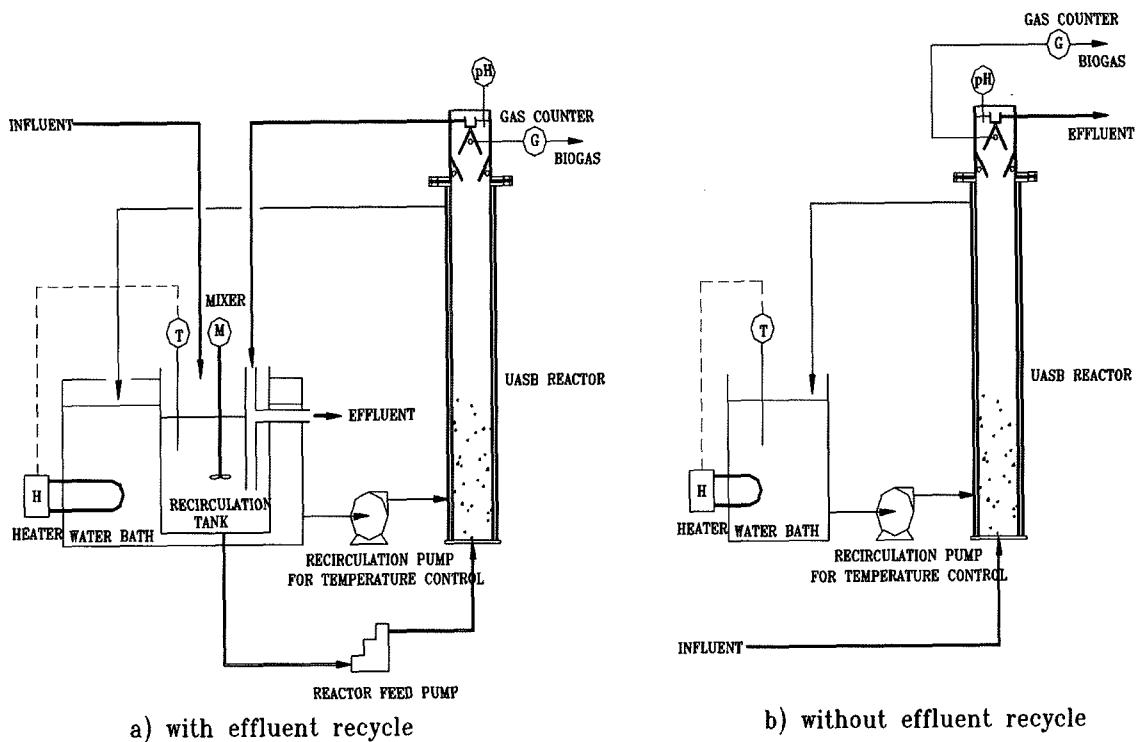


Fig. 1. Schematic diagrams of experimental apparatus.

Table 1. Composition of synthetic substrate

Constituent	Content
• Non fat dry milk	1.5 g
• Sucrose	1.5 g
• NaHCO ₃	4.5 g
• Tap water	to 1 liter

Table 2. Operating condition of reactors

	A-1	A-2	A-3	B-1	B-2	B-3
Applied Volumetric Loading (kg COD/m ³ ·reactor·d)	0.4	6	20	0.4	6	20
Influent Conc. (mg COD/l)	200	3,000	10,000	200	3,000	10,000
Reactor Volume (l)				1.45		0.32
Reactor Dia. (cm)				6.4		3

치는 영향을 파악하기 위하여 직경 6.4 cm, 유효용량 1.45 l 반응조 3개(A-1, A-2, A-3)와 직경 3 cm, 유효용량 0.32 l의 직경이 작은 반응조 3개(B-1, B-2, B-3)를 비교 운전하면서 적용 유기물을 용적부하에 따른 영향을 평가하고자 하였다.

실험 초기에 혐기성 미생물의 식종을 위하여 A 반응조 3개에는 공히 각각 24.4 g VSS에 해당하는 양만큼의 하수처리장 소화污泥를 식종하였고 B 반응조 3개에는 4.4 g VSS에 해당되는 양만큼의 소화污泥을 식종액으로 식종하였다. 실험의 편의를 위하여 기질은 glucose를 이용하여 제조하였다. 일반적으로 소화조에 가해지는 유기물 용적부하가 3~4 kg COD/m³·d 인 점(A.T.V. [1978])을 감안하여 A-1, B-1 반응조에는 COD 200 mg/l의 기질을 이용하여 0.4 kg COD/m³·d의 용적부하를 적용하였고 A-2 및 B-2 반응조에는 COD 3,000 mg/l 기질을 이용하여 6 kg COD/m³·d의 용적부하를 적용하였고 A-3, B-3에는 10,000 mg COD/l의 기질을 이용하여 20 kg COD/m³·d의 용적부하를 적용하였으며 기질은 HRT 12시간으로 연속적으로 주입하였다. 반응조의 운전형태를 Table 2에 요약하여 놓았다. 내부반송에 의한 영향을 확인하기

Table 3. Analytical methods and instruments

Item	Unit	Method and Instrument
pH	-	pH meter (HANNA)
COD	mg/l	Potassium dichromate reflux method
SS, VSS	mg/l	Vacuum filtration (Glass fiber filter type A/E, Gelman instrument Co.)
Total Alkalinity	mg/l	Potentiometric titration method.
Volatile acids	mg/l	Gas chromatography (Hewlett packard 5890 series)

위하여 재순환 없이 운전하던 6개 반응조는 운전시작 35일째부터는 전체 반응조를 상향유속이 0.2 m/hr가 되게 순환펌프를 이용하여 내부 반송을 시켰다.

본 실험의 모든 분석은 APHA[1998]에 따랐으며 이에 사용된 방법과 실험기기는 Table 3과 같다.

3. 결과 및 고찰

반응조 직경과 소화조내 유기물 부하를 달리한 6개 반응조의 운전기간 중 소화조내의 화학적 인자의 변화를 Table 4에 나타내어 놓았다.

먼저 1.45l 반응조에서 0.4 kg COD/m³·d의 유기물 부하를 적용시킨 A-1 반응조의 경우 가장 낮은 알칼리도가 유지되었음에도 불구하고 가장 낮은 휘발성산 농도 및 안정된 pH값을 나타내고 있어 저 부하 조건하에서는 반응조의 형상과 관계없이 안정된 운전이 가능하다는 것을 알 수 있었다.

3,000/l의 기질을 주입하여 6 kg COD/m³·d의 용적부하율을 적용시킨 A-2반응조의 경우 휘발성 산 농도가 운전시작 35일째까지를 기준으로 볼 때 1,506/l로 Lawrence and McCarty[1969]에 의해 제시된 200~800/l를 초과하여 높은 유기물 부하로 반응조내 휘발성산의 축적이 일어나고 있음을 보여주고 있다. 이는 VA/TA비로도 확인할 수 있는데 협기성 소화조의 조절인자로 사용되는 휘발성산/알칼리도의 비는 0.8 이상이 되면 pH강하에 의한 메탄 생성 억제가 일어나 운전이 실패할 수 있으므로 그 비가 0.3~0.4 이상이 되면 조절해줄 필요가 있는데 이런 조절은 늦어도 그 비가 0.5 이상일 때 시작해야 하는 것으로 보고하고 있다(APHA[1977]). 따라서 A-2 반응조의 경우 pH강하에 의한 운전실패의 선형단계인 산축적단계에 있다는 것을 알 수 있다.

훨씬 더 높은 20 kg COD/m³·d의 부하를 적용시킨 A-3 반응조의 경우는 pH값의 경우 6.03~6.99로 타 반응조에 비하여 낮은 값을 나타내었으며 VA/TA 값 역시 0.68로서 산 축적에 의한 저해 현상이 일어나는 것을 더욱 뚜렷하게 나타내고 있다.

한편, 반응조의 직경을 줄인 0.32l 반응조의 경우 Fig. 2에서 보다시피 pH는 전 과정을 통하여 6.63~8.22 범위로 pH 저하에 의한 악영향은 없었던 것으로 생각된다. 0.4 kg COD/m³·d의 낮은 부하가 적용된 B-1 반응조의 경우 A-1 반응조와의 비교를 통해서도 알 수 있듯이 반응조 직경변화에 따른 반응조 형상 차이에 관계 없이 유사한 효율을 나타내었으나 휘발성산 농도나 VA/TA비로 보았을 때 약간 더 양호한 결과를 나타내는 것으로 판단된다.

6 kg COD/m³·d의 용적부하율을 적용시킨 B-2반응조의 운전결과는 같은 유기물 부하에서 운전한 A-2반응조의 운전결과와는 상당히 달랐다. 즉, A-2반응조의 경우에는 과부하로 인한 산 축적현상이 일어났으나 B-2 반응조에서는 휘발성산 농도도 약 50/l로 낮았을 뿐만 아니라 VA/TA비 역시 0.02로 안정된 상태에서 운전이 진행되고 있다는 것을 알 수 있다.

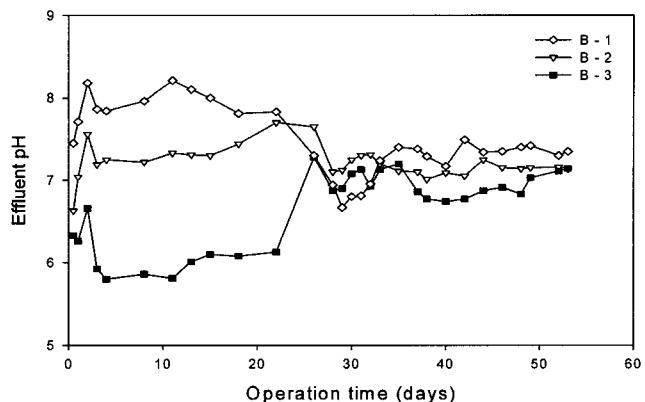


Fig. 2. Variation of effluent pH value during operation time.

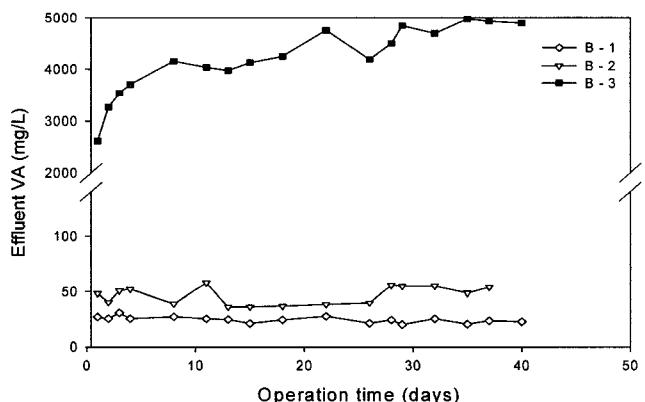


Fig. 3. Variation of effluent volatile acid concentration during operation time.

그러나 20 kg COD/m³·d의 고부하가 적용된 B-3 반응조의 경우 운전기간 중 pH는 5.76~7.32로서 타 반응조에 비하여 다소 낮은 값을 나타내었다. 운전 기간 중 기간경과에 따른 pH 변화를 나타낸 Fig. 2에서 볼 수 있는바와 같이 B-3 반응조의 경우 반응조 내 유기산의 축적으로 pH값의 하락을 가져왔는바 이는 운전 기간 중 휘발성산의 변화를 나타낸 Fig. 3에서도 알 수 있다.

이와 같은 휘발성산의 축적에 의한 pH 하락현상을 방지하기 위하여 운전시작 22일 후부터는 기질 내 알칼리도의 농도를 변경시켜 pH 저하를 방지하였다. 운전 기간 중 B-1, B-2, B-3 반응조의 알칼리도 변화는 Fig. 4에 나타내어 놓았다. Fig. 2 및 3에서 볼 수 있는바와 같이 알칼리도 조정에 의하여 반응조내 휘발성산의 농도와 관계없이 pH값은 비교적 안정된 추세를 보여주고 있다. 그러나 운전시간 경과에 따라 B-3 반응조의 경우 상당량의 휘발성

Table 4. Chemical characteristics of digester

	1.45 l reactor			0.32 l reactor		
	A-1	A-2	A-3	B-1	B-2	B-3
pH	6.70-8.53	6.35-7.03	6.03-6.99	6.63-8.22	6.61-7.71	5.67-7.32
Total Alkalinity (mg/l as CaCO ₃)	427-2,791(1,350)	2,439-3,269(2,907)	2,439-8,674(6,618)	1,365-2,832(1,927)	1,986-3,419(2,918)	2,794-7,990(5,424)
Volatile acid (mg/l)	21-71(36)	915-1,732(1506)	3,500-5,730(4,987)	10-30(22.8)	18-130(50.3)	2,650-4,989(3971)
VA/TA	0.03	0.52	0.68	0.01	0.02	0.73

(): mean value

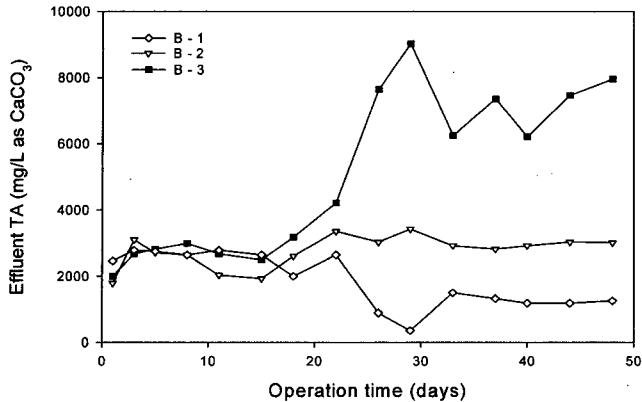


Fig. 4. Variation of effluent total alkalinity concentration during operation time.

산이 축적되는 것으로 보아 반응조내 미생물의 메탄형성 활성도가 저해를 받고 있음을 추측할 수 있으며 이는 휘발성산/알칼리도의 비가 0.73 정도의 상당히 높은 값을 나타내는 것으로도 확인할 수 있었다.

같은 6 kg COD/m³·d의 유기물 용적부하가 유지되는 동일 조건 하에서 반응조의 직경만을 변화시킨 A-2와 B-2 반응조를 비교해 보면 Fig. 5와 Fig. 6을 통해서 알 수 있듯이 반응조 직경에 따라 전혀 다른 양상을 나타내는 것을 알 수 있다. 이는 반응조의 화학적 인자의 변화를 살펴본 앞의 결과와도 일치하는 현상이다. 이러한 효율차이를 나타내는 원인으로 추론할 수 있는 것 중의 하나는 A-2와 B-2 반응조간의 차이가 직경의 차이에 따른 단면적의 차이 밖에 없다는 점을 감안할 때 이러한 효율차이는 본 실험에서 사용한 B-2 반응조의 경우 직경 3 cm의 비교적 작은 직경을 갖는 반응조 이었기 때문에 생성된 가스의 부상에 의해서 슬러지 층의 혼합이 일어났으며 이러한 슬러지층의 가스 생성에 따른 혼합으로 비교적 크고 무거운 입상슬러지가 반응조 하부에 위치하고 작고 가벼운 입상 및 부유성 슬러지가 반응조 상부에 위치하는 슬러지 입자들의 수직적 배열이 일어났기 때문인 것으로 추정

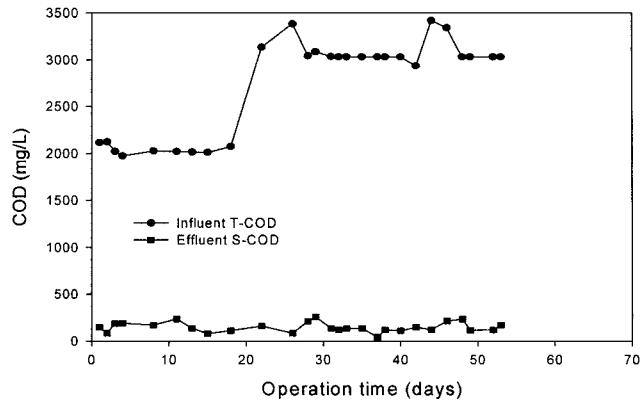


Fig. 6. Variation of Influent and effluent COD concentration on reactor B-2 during operation time.

된다. 입상 슬러지만을 식종한 반응조와 미세 슬러지와 입상 슬러지가 혼재되어 있는 반응조에 유기물 부하를 달리하여 적용하였을 때 입상슬러지만을 식종한 반응조에서는 슬러지 불활성화가 일어나지 않았으나 미세 슬러지와 입상 슬러지가 혼재된 반응조내에서는 슬러지 불활성화가 일어났다는 정 등[1998]의 보고에 근거할 때 반송에 의한 슬러지 입자들의 수직적 배열이 혼기성 소화조의 초기 start-up에 대단히 중요한 역할을 하는 것을 알 수 있다. 좁은 직경을 갖는 반응조에서 가스발생에 의한 슬러지층 유동화는 실험 기간 중 유효으로 확인할 수 있었으며 그 결과 안정된 처리가 가능하였던 것으로 판단된다. 이러한 실험결과를 통하여 슬러지층 유동화가 초기 start-up에 있어서 가장 중요한 인자는 것을 판단할 수 있으나 실 규모 반응조의 경우에는 본 실험의 좁은 직경을 갖는 반응조에서와 같은 상황은 일어날 수가 없으므로 결국 내부반송을 통한 슬러지층 유동화가 반드시 있어야 한다는 것을 알 수 있다.

이러한 반응조 운전효율에 슬러지층 유동화가 미치는 영향은 적용부하에 따라 다른 것으로 나타났다. 즉, B-1, B-3 반응조에 대한 운전 기간 중 유입기질 및 처리수 COD 농도 변화를 나타낸 Fig. 7을 보면 0.4 kg COD/m³·d의 낮은 부하를 적용한 B-1 반응조의 유기물 제거효율은 평균 68.7%로서 비교적 양호한 결과를 나타내었는바 이는 유입기질의 유기물 농도 및 유입 유기물 부하량이 낮아 반응을 심하게 저해할 정도는 아니었던 것으로 생각된다. 즉, 이러한 저 부하 상태에서는 유동 등에 의한 입자크기에 따른 슬러지의 수직배열이 일어나지 않는다 하더라도 반응에 크게 영향을 미치지는 않는 것으로 생각되며 이는 1.45l 반응조에서의 결과와도 일치한다.

그러나 20 kg COD/m³·d의 유기물 용적부하를 적용한 B-3 반응조의 경우 Fig. 7에서 보다시피 운전 시작 후 곧 처리수 농도가 급격히 증가하여 거의 처리가 되지 않는 현상을 초래하였다. 이는 유입 기질의 유기물 농도가 높은 경우 반응조내에 유기산이 축적된 결과로 생각되며, 적용부하가 매우 높을 경우에는 가스발생에 의한 슬러지층 혼합보다는 내부 반송 등으로 인한 슬러지층의 유

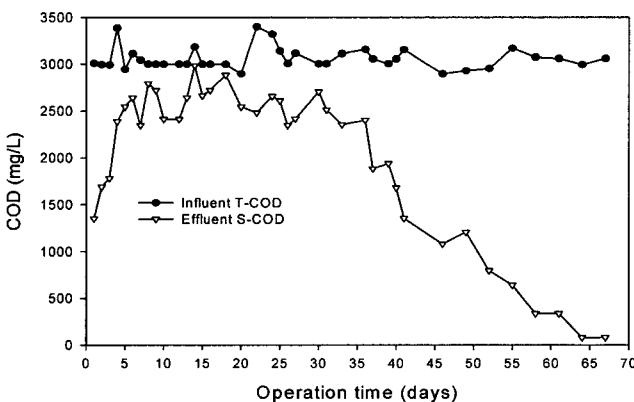


Fig. 5. Variation of COD concentration in reactor A-2 during operation time.

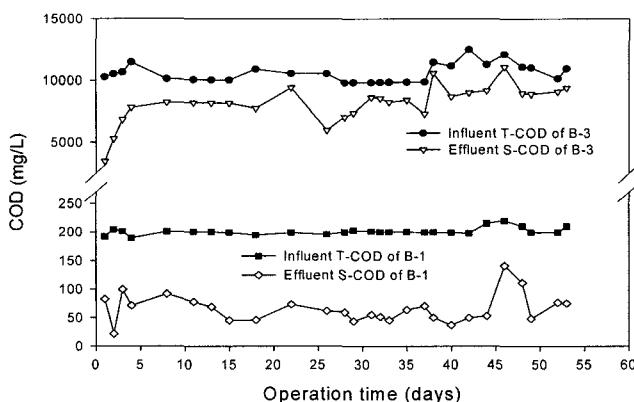


Fig. 7. Variation of influent and effluent COD concentration in reactor B-1 and B-3 during operation time.

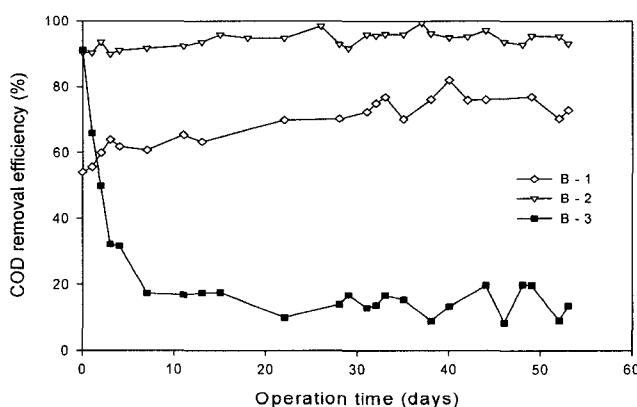


Fig. 8. Variation of COD removal efficiencies in each reactor according to operation time.

동이라든지 2상 소화와 같은 좀 더 적극적인 방식이 필요하며 그 렇지 못할 경우 고부하로 인하여 반응조 운전이 실패한다는 것을 나타내며 본 연구에서 소화조 start-up¹⁾ 실패하였던 원인을 설명하여 주는 결과이기도 하다고 판단된다.

한편, 6 kg COD/m³·d의 유기물 용적부하를 적용시킨 B-2 반응조의 경우 A-2 반응조와는 달리 슬러지 층에서 생성된 소화가스로 인한 슬러지 층 내 입자들의 수직적 배열로 상당히 높은 유기물 제거효율을 얻을 수 있었는데 비해 20 kg COD/m³·d의 유기물 용적부하를 적용한 B-3 반응조의 경우에는 높은 유기물 부하로 인한 슬러지의 불활성화가 일어나 반응조 운전이 실패하였고, 반응조 운전 초기 start-up 시 이러한 불활성화 현상이 생기면 활성도 회복은 불가능한 것으로 판단되며 이는 B-1~B-3 반응조의 전체 운전기간 동안의 COD 제거효율을 나타낸 Fig. 8을 통해서도 알 수 있다.

4. 결 론

어판장에서 발생되는 수산물 폐기물을 처리하기 위한 협기성 소화조의 초기 운전에 종종 일어나는 운전실패의 원인을 규명하기 위하여 반응조 단면적/용량 비를 일정하게 하고 직경을 2배정도로 달리한 반응조에 적용 유기물 용적부하를 달리하여 실험한

결과 다음과 같은 결론을 얻을 수 있었다.

1. 0.4 kg COD/m³·d의 낮은 유기물 용적부하 하에서는 반응조 직경에 관계없이 양호한 처리효율을 나타내어 저 부하 조건에서는 슬러지층의 유동화 상태나 반응조 형상이 별다른 영향을 미치지 않는 것으로 평가되었다.

2. 6 kg COD/m³·d의 유기물 용적부하가 적용된 상태 하에서는 반응조의 직경에 따라 반응조 운전효율은 전혀 다른 양상을 나타내었다. 즉, 직경 6.4 cm의 반응조에서는 휘발성산 축적과 COD 제거효율의 저하를 가져온데 반해 직경 3 cm의 반응조에서는 상당히 좋은 효율을 나타내었다. 이러한 차이는 직경이 작은 반응조의 경우에는 생성된 가스의 부상에 의해 슬러지층의 유동화가 원활하게 일어날 수 있었기 때문인 것으로 판단된다.

3. 그러나 20 kg COD/m³·d의 높은 유기물 용적부하가 적용된 경우에는 반응조 직경 변화에는 무관하게 모두 반응조 운전 실패를 가져와 저 부하에서와 마찬가지로 높은 유기물 부하에서는 슬러지층 유동화 상태나 반응조 형상이 반응조 운전효율에 별다른 영향을 미치지 못하는 것으로 평가되었다.

4. 따라서 협기성 소화조의 효율적인 start-up은 슬러지층의 유동화가 일어날 수 있게 유도된 상태에서 가능하며 이러한 조건은 반응조 단면적/용량비가 일정한 상태 하에서는 반응조 직경이 작을수록 유리한 것으로 나타나 반응조 형상도 반응조 운전효율에 상당히 큰 영향을 미치는 것으로 나타났다.

사 사

이 연구는 해양수산부 수산특정연구개발사업(과제번호 20040034)의 지원을 받아 수행되었습니다.

참고문헌

- [1] 김수생, 신항식, 1993, “유기성 폐기물의 자원화와 폐기물 관리”, 유기성폐기물자원화, 제1권 제1호, 5-19.
- [2] 신항식, 김상현, 2001, “유기성폐기물의 협기성 자원화 기술”, 한국폐기물학회지, 제18권 제8호, 14-21.
- [3] 정병곤, 양병수, 1998, “슬러지 입도조성 및 수소분압이 입상 슬러지의 유기물 제거 활성에 미치는 영향”, 한국폐기물 학회지 제15권 제7호, 780-788.
- [4] 정병곤, 2001, “유출수 재순환이 UASB 반응조 운전효율에 미치는 영향”, 대한환경공학회지, 제23권 제12호, 2023-2031.
- [5] APHA, AWWA, WPCF, 1977, Anaerobic Sludge Digestion, MOP-16, WPCF.
- [6] APHA, AWWA, WEF. 1998, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20th Ed., Washington, D.C., USA.
- [7] A. T. V., 1978, Lehr und Handbuch der Abwassertechnik. Bd. III, Verlag von Wilhelm Ernst und Sohn, 154-158.
- [8] Brummeler, E. T., Koster, I. W. and Zeevinkink, J. A., 1988,

- "Dry digestion of the organic fraction of municipal solid waste in a batch process", Proceedings of Anaerobic Digestion Symp. 5th Pergamon, 335-344.
- [9] Brummeler, E. T., Aarnink, M. M. J. and Koster, I. W., 1991, "Dry anaerobic digestion of solid organic waste in a BIOCEL reactor on pilot plant scale", Anaerobic Digestion Symp. 6th, San Paulo, 299-308.
- [10] Cecchi, F., Traverso, P. G., Mata-Alvarez, J., Clancy, J. and Zaror, C., 1988, "State of the art of R&D in the anaerobic digestion process of municipal solid waste in Europe", Biomass, Vol.16, 257-284.
- [11] Chen, T. H., Chynoweth, P. and Biljetina, R., 1990, "Anaerobic digestion of municipal solid waste in a nonmixed solids concentrating digester", Appli. Biochem. and Biotech. Vol.24/25, 533-544.
- [12] Chynoweth, D. P., Earle, J. F. K., Bosch, G. and Legrand R., 1991, Biogasification of Processed MSW. The Biocycle Guide to the Art & Science of Composting, The JG Press Inc., 90-92.
- [13] Lawrence, A. W. and McCarty, P. L., 1969, "Kinetics of methane fermentation in anaerobic treatment", JWPCF, Vol.41, No.1, 17.
- [14] Lettinga, G., Hobma, S. W., Hulshoff Pol, L. W., de Zeeuw, W. J., de Jong, P., Grin, P. and Roersma, R., 1983, "Design operation and economy of anaerobic treatment", Wat. Sci. Tech., Vol.61, No.9, 177-195.
- [15] Peres, C. S., Sanches, C. R., Matumoto, C. and Schmidell, W., 1991, "Anaerobic biodegradability of the organic components of municipal solid wastes(OFMSW)", Proceedings of Anaerobic Digestion Symp. 6th, San Paulo, 283-291.
- [16] Schmidell, W., Craveiro, A. M., Peres, C. S., Hirata, Y. S., and Varella, R. F., 1986, "Anaerobic digestion of municipal solid wastes", Wat. Sci. & Tech., Vol.18, 163-175.

2005년 9월 7일 원고접수

2006년 4월 23일 수정본 채택