한국환경과학회지 제6권(제2호), 113~124, 1997
J. of the Korean Environmental Sciences Society

UASB 공정에서 기질농도 및 기질주입 기간비가 슬러지 입상화에 미치는 영향

최영근 · 이헌모* · 정병곤** · 조영개 · 양병수
부경대학교 환경공학과 · *동의공업전문대학 환경공업과
**군산대학교 해양환경학과
(1996년 4월 22일 접수)

Effect of Substrate Concentration and Feeding Period Ratio on Sludge Granulation in UASB Process

Young-Geun Choi, Heon-Mo Lee*, Byung-Gon Jeong, Young-Gae Cho, and Byung-Soo Yang**
Department of Environmental Engineering, Pukyong National University, Pusan,
**Department of Environmental Engineering, Dongeui Technical Junior College, Pusan,*
***Department of Marine Environment, Kunsan National University, Kunsan,*
(Manuscript received 22 April 1996)

The basic mechanism of the granular sludge formation which is the most important factor in the start-up and stable operaton is not confirmed yet. In this study, the effect of granular sludge formation was investigated with the different substrate concentrations and the various ratios of substrate supply/deficiency. The granular sludge formation in the UASB reactor was closely related to the substrate concentrations and the ratio of substrate supply/deficiency. The granular sludge formation was not accelerated at low substrate concentration. It was convinced that granular sludge formation was accelerated when the substrate supply with high concentration was stopped at UASB reactor. From this experiment, it was estimated that granular sludge was formed by the combination of hydrogen utilizing bacteria that form hydrogen condition and acid forming bacteria at substrate deficit condition by mutual symbiosis. Though the removal efficiency of organic matter was decreased as the influent substrate concentration was increased, the higher the influent substrate the better the granular sludge formation.

Key Words : granular sludge formation, substrate supply/deficiency, UASB reactor, hydrogenutilizing bacteria.

1. 서 론

혐기성 폐수처리 공정은 재래식 호기성 처리 공정에 비해 영양소 요구량 및 에너지 소요량이 낮으며 유기성 오염물질로 부터 에너지를 발생시킬 수 있는 등 많은 잇점을 가지고 있다. 또한 호기성 처리에 비해 잉여슬러지량이 상당히 적으며 기질을 주입하지 않은 상태에서 장기간 슬러지를 보존할 수 있다는 특징이 있

다.

Young and McCarty(1969)에 의해 혐기성 여상공정 개발을 시초로 많은 새로운 혐기성 처리장치가 개발되었는데(Henze and Harremoes, 1983; Speece, 1983; Switzenbaum, 1983) 대부분의 연구는 반응조내 활성이 높은 미생물의 체류시간을 증진시키는데 촛점을 두고 있다. 혐기성 소화에 의한 도시폐수,산업폐수 또는 농업폐수 처리에 대한 진보된 기술은 입상슬러지, 플럭 또는 고정 미생물 형태로의 미생물 응결을 필요로 하며 이러한 응결 미생물이 혐기성 소화조에서 활성 세포의 농도를 높이기 위하여 주로 이용된다(Atkinson, 1984; Callander and Barford, 1983; Lettinga et al., 1980; Tramper et al., 1984). 혐기성 처리공정을 최적화하기 위한 여러 형태의 반응조가 개발되어 왔으며 이들 처리공정중의 하나가 UASB(Upflow Anaerobic Sludge Blanket) 공정이다. UASB 공정은 상향류식 반응조내에 자연적으로 생성되는 입상 슬러지를 생성시켜 유입되는 폐수를 처리하는 공정으로 입상 슬러지의 생성 및 성장조건이 반응조의 성공적 운전을 위해서는 대단히 중요하다. 일반적으로 UASB 공정과 같이 입상 슬러지를 생성시켜 처리하는 공법은 물론 혐기성 여상과 같은 생물막 공법에 있어서도 상향류식 반응조의 경우 처리의 대부분은 반응조 하부에 생성되는 입상 슬러지에 의해 일어나며(Lettinga et al., 1980; Dahab and Young, 1982) 이러한 입상 슬러지들은 열역학적 측면에서 반응이 불가능한 높은 수소 분압하에서도 프로피온산과 부틸산 등을 아세트산으로 전환시킬 수 있는 독특한 능력이 있다는 것이 밝혀졌다(McCarty and Smith, 1986). 따라서 상향류식 반응조에 있어서 안정된 운전의 관건은 가급적 빨리 반응조내에 입상 슬러지를 형성시키는데 있다. 그러나 이와 같은 상향류식 혐기성 반응조에서 입상 슬러지를 생성시키는데는 상당히 긴 시간을 요하며 유입수 특성에 따라 입상 슬러지의 생성이 대단히 어렵거나 전혀 되지 않는 등 운전초기단계가 대단히 까다롭고 길다는 것이 가장 큰 문제이다(Speece, 1986). UASB 반응조를 비롯한 상향류식 반응조의 일반적인 운전초기단계를 보면, 독성물질이 존재하지 않고 최초 부하를 낮게 유지하는 등 수소분압을 가급적 낮게 유지시키는 방향으로 제안되고 있으며(Lettinga et al., 1980; 1983a,b), 실제 이런 조건하에서 슬러지 입상화 속도가 빠른것으로 알려져 있다. 이러한 슬러지 입상화에 있어서 수소분압과 관련한 이론과 탄수화물과 같이 수소를 내놓는 기질에서, 또 높은 수소분압 지역 형성이 가능한 상향류식 플럭흐름 반응조에서만 입상 슬러지 형성이 잘된다는 가설, 그리고 유입기질이 수소를 내놓지 않는 시스템, 즉 아세트산을 유입기질로 사용했을 때나 프로피온산 등과 같은 유입 기질이 낮은 수소분압 조건하에서만 분해되어지는 기질을 사용한 시스템내에서는 입상 슬러지 생성이 잘 일어나지 않는다는 연구보고(Sam-Soon et al., 1988)를 종합하여 고려할 때, UASB 반응조 내에서 슬러지 입상화에 수소가 중요한 역할을 하고 있는 듯하나 어떤 연관성을 갖고 있는지는 뚜렷하게 밝혀져 있지 않다.

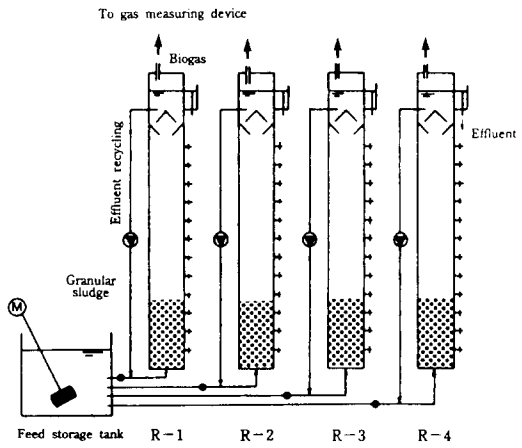

Fig. 1. Schematic diagram of experimental units.

따라서 본 연구에서는 UASB 반응조를 운전하는 동안 동일 유기물 부하에서 기질 농도 및 기질 공급 주기를 달리하여 반응조내 수소농도를 다르게 유지하도록한 반응조를 이용하여 각 운전조건에서 반응조내 슬러지 입도 분포를 조사하여 기질농도 및 기질공급 기간비가 슬러지 입상화에 어떠한 영향을 미치는지를 평가하고자 하였다.

2. 실험장치 및 방법

2.1 실험장치

본 연구에서 사용한 반응조는 Fig. 1과 같이 지름 6.4cm, 높이 1m로 아크릴 원통을 사용하여 제작하였다. 반응조 하부는 유입수의 흐름을 균일하게 하기 위하여 폐수 유입관의 밑부분에 여러개의 구멍을 일정 간격으로 뚫어 유입수가 고루 분배되도록 하였으며, 반응조 하부 5cm 높이에 시료 채취구를 설치하여 운전시간 경과에 따른 슬러지 시료를 채취하여 입상화 정도를 평가할 수 있게 하였다. 반응조 상부에는 고체-액체-기체 분리장치를 설치한 UASB 반응조 형태로 제작하였으며, 각 반응조 유효용량은 3.2L이 되게 4개(R-1, R-2, R-3, R-4)의 반응조를 제작하여 설치 운전하였다. 유입수 및 반송수는 정량 주입 펌프를 이용하여 유입 및 재순환이 되도록 하였다. 반응조 하부에서 부상하는 분산형태의 미생물과 입상 형태의 슬러지를 반응조로 부터 유실되는 것을 막아주고 생성된 소화가스를 포집하기 위한 기체-액체-고체 분리장치는 반응조 상단에서 15cm 아래에 설치하였다. 유출수가 유출되는 부분은 역사이폰 형식으로 제작하여 반응조내로의 공기유입을 방지하였다.

2.2 실험방법

1) 반응조 운전

실험에 사용된 식종 슬러지는 실제 UASB 공법으로 식품 폐수를 처리하고 있는 실플랜트의 소화조 하부에서 채취하여 혐기성 상태에서 분쇄한 후 140mesh체로 거른 여액으로 식종하여 실험을 수행하였다.

각 반응조에 30,000mg VSS/l 농도의 식종 슬러지를 30g VSS가 되게 슬러지를 식종한 후, 각 반응조의 상향유속을 1m/hr로 유지시키면서 각 반응조에 대하여 초기 유입 농도를 1,000mg COD/l로 하고 HRT 1일로 운전하여 각 반응조 공히 일정한 유출수 농도가 이루어졌다고 판단되는 시점에서 첫번째 실험으로 유입농도를 R-1 반응조에 1,000mg COD/l, R-2, R-3 및 R-4 반응조에는 10,000mg COD/l로 하여 30일간 운전하고, 높은 유기물 부하에서 입상화 특성을 평가하기 위하여 두번째 실험으로서 R-1 반응조에 3,000mg COD/l, R-2, R-3 및 R-4 반응조에는 30,000mg COD/l로 하여 운전하였다.

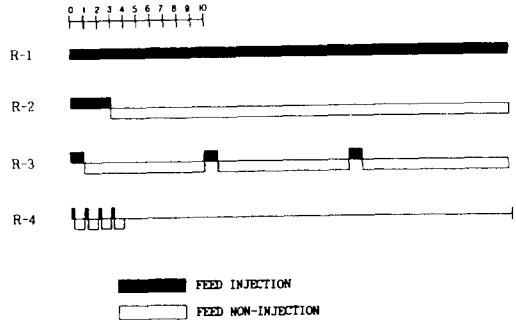

Fig. 2. Operation mode of experimental units.

각 반응조별 유기물 부하를 동일한 상태에서 기질 농도 및 기질 주입 방법에 따라 유기물 제거 효율 및 입상화 정도를 평가하기 위하여 첫번째 실험에서 R-1 반응조는 HRT 1일로 하여 유입 농도를 1,000mg COD/l로 하여 운전하고, R-2 반응조는 동일 HRT에서 유입농도를 10,000mg COD/l로 하여 3일 동안 연속 주입한 후 27일동안 기질을 주입하지 않은 상태에서 반송만 시켜 운전하였으며, R-3 반응조는 동일 조건에서 1일 유기물을 주입하고 9일 주입하지 않는 조건으로하여 운전하였다. 또한 R-4 반응조는 0.2일 유기물을 주입하고 0.8일 주입하지 않은 상태로 하여 R-1, R-2, R-3 및 R-4 반응조 공히 30일을 주기로 전체 유기물 부하를 동일하게 유지시켰다. 그리고 두번째 실험에서의 운전형태는 첫번째 실험과 동일하게 하고 유입농도를 R-1 반응조에 3,000mg COD/l, R-2, R-3 및 R-4 반응조에는 30,000mg COD/l를 주입하여 운전하였다. 이렇게 운전함으로서 반응조내에 수소생성 형태가 달라져 수소분압에 따른 영향을 평가하기 용이하게 하도록 하였다. R-2, R-3 및 R-4 반응조의 운전형태는 Fig. 2와 같다. 실험을 위한 각 반응조는 35°C로 유지되는 항온실에 두어 일정한 온도가 유지되도록 하였다.

2) 슬러지 입도 분포

통상 입자의 크기, 침전속도를 구하는 방법으로는 현미경, 카메라 사진, coulter counter 및 광투과법 등이 이용되어 질 수 있으나, 문제점은 상이한 여러 방법들이 입자분포에 관한 유용한 자료를 제공해 주기는 하지만, 비교적 고가인 특정 장비를 구입해야 되는점과 장기적

Table 1. Compositions of the synthetic wastewater

Constituent	Content	Remark
Sucrose($C_{12}H_{22}O_{11}$)	5.0g	Carbon source
Nonfat dry milk	5.0g	Carbon source, nutrient
$NaHCO_3$	15.0g	Buffer alkalinity
Tap water	to 1 Litter	

Table 2. Compositions of the nonfat dry milk used in this experiment

Constituent	Weight percentage(%)
Milk protein	35.0
Buffer fat	1.0
Carbohydrates	52.5
Ash and other	8.5
Moisture	3.0
Calories	398 cal/100g

으로 입상화 과정을 관찰하기에는 너무 시간이 많이 걸린다는 점이다. 따라서,본 연구에서는 Andras et al.(1989)에 의해 제안된 상향유속을 이용한 입상 슬러지 입도 분포 조사 방법에 준하여 슬러지 입상화 정도를 평가하였다.

반응조 하부에 설치된 슬러지 시료 채취관을 통해 슬러지 시료를 채취하여 길이 20cm, 내경 2.5cm의 아크릴 원통에 시료 10ml씩 넣어서 미량 유량조절 펌프로 수돗물을 유입하여 상향 유속을 증가시키면서 각 유속에서 반응조를 빠져나온 부유물질(SS)량을 측정하였다. 상향유속은 1.5, 2.2, 4.3, 6.0, 8.7, 16.7, 24.4, 31.9, 40.7, 48.2 및 55.5m/hr로 조절하여 실험하였다. 각 유속에서 측정된 SS 값은 전체 SS 값에 대한 백분율로 나타내어 상향 유속에 대해 각 분율을 표시하여 각 반응조별 운전시간 경과에 따른 입상 슬러지 생성 정도를 비교 평가하였다.

3) 시료의 조제 및 분석방법

각 반응조에 주입된 폐수는 인공합성폐수로 무기물질에 의한 입상화를 배제하고 단지 수소분압에 따른 영향만을 고려하기 위하여 미생물 성장에 필요한 기본 성분만을 공급하는 탈지분유와 sucrose를 수돗물에 용해시켜 실험농도로 맞추어 사용하였다. 특히 sucrose의 이용은 타기질에 비해 수소가 많이 생성되며 유입부내에 polymer가 존재하지 않도록 하여 입상슬러지의 형성을 가능하게 하는 외부적인 요인을 제거하기 위함이다. 반응조내 적절한 알칼리도를 유지시켜 주기 위하여 $NaHCO_3$를 2,000-3,000mg/l이 되게 유입수중에 첨가시켰다. 실험에 사용된 합성폐수의 조성은 Table 1과 같으며 주입된 탈지분유의 성분조성은 Table 2와

Table 3. Operating conditions of gas chromatography

Column	HP-1 capillary	Condition
Gas flow rate		40psi
	carrier : nitrogen	60psi
	hydrogen	30psi
Split ratio	air	100 : 1
Temperature	column	100℃(3 min)
	rate	5℃/min to 150℃
	injector	190℃
	detector(FII)	220℃
Sensitivity	attenuation	1
Sample injection		1$\mu\ell$

Table 4. Effluent characteristics of the experimental units(Phase 1)

Item	R - 1	R - 2	R - 3	R -4
Temp.(°C)	35±1	35±1	35±1	35±1
pH	8.16~8.86	8.14~9.12	8.20~9.12	8.20~9.67
TA(mg/l)	650~775 (710.9)	5,700~6,475 (6,190)	3,592~6,575 (5,210)	3,418~6,550 (5,300)
VA(mg/l)	<10	2,200~4,570 (3000)	1,470~2,810 (2,100)	<10
VA/TA	<0.02	0.48	0.40	<0.01

* ( ) : mean value, VA : volatile acid, TA : total alkalinity.

Table 5. Effluent characteristics of the experimental units(Phase 2)

Item	R - 1	R - 2	R - 3	R -4
Temp.(°C)	35±1	35±1	35±1	35±1
pH	8.15~8.78	5.39~8.80	8.07~9.28	8.71~9.39
TA(mg/l)	1,075~2,225 (2,000)	5,650~18,850 (12,300)	6,500~16,200 (12,800)	6,150~16,500 (14,100)
VA(mg/l)	<10	2,750~13,780 (6,500)	1,600~6,600 (4,100)	<10
VA/TA	<0.005	0.53	0.32	<0.001

* ( ) : mean value, VA : volatile acid, TA : total alkalinity.

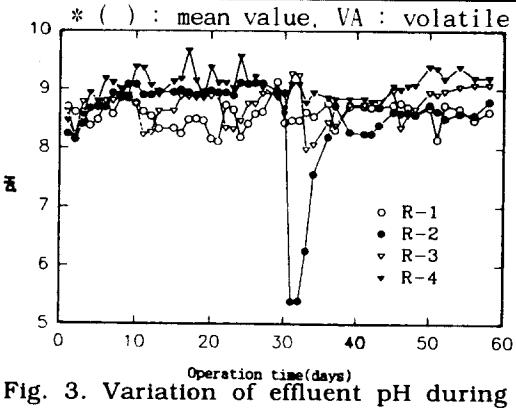

Fig. 3. Variation of effluent pH during operation time.

같다.

기질 농도 및 기질 공급주기 변화에 따른 각 반응조의 운전 특성을 평가하기 위한 분석항목은 가스생성량, 유입수 TCOD, 유출수 pH, 총부유물질(TSS), 휘발성부유물질(VSS), 유출수 SCOD, 휘발성산(VA), 총알칼리도(TA)이다. 반응조에서 유출되는 유출수의 pH는 반응조 상부 유출구에서 매일 측정하였고, 유입수의 TCOD, 유출수의 SCOD 및 VA는 주 4.5회 분석하였다. 유출수의 TSS, VSS 및 TA는 주 3.4회 분석하였으며 소화가스 생성량은 실험실에서 제작한 가스측정장치로 연속측정 되도록 하였다. 그리고 본 실험의 모든 실험의 분석절차는 Standard Method(APHA, AWWA, WPCF, 1992)에 따라 실험하였다.

3. 결과 및 고찰

유기물 농도 및 주입기간 변화에 따른 영향을 평가하기 위한 실험으로 대조 반응조인 R-1 반응조와 병행하여 3개의 반응조, 즉, 기질 주입기간을 3일 주입하고 27일 주입하지 않는 R-2 반응조, 1일 주입하고 9일 주입하지 않는 R-3 반응조와 0.1일 주입하고 0.9일 주입하지 않는 R-4 반응조로 서로 운전조건을 달리한 상태에서 운전하여 동일 유기물 부하에서 기질 공급기간비 차이에 따른 슬러지 입상화 및 유기물 제거효율에 미치는 영향을 검토하였다. 반응조 운전은 두 단계로 나누어 실험하였다. 1단계는 운전기간동안의 용적부하는 1.0kg COD/m^3-day였고 슬러지 부하는 0.107kg COD/kg VSS-day로 운전했으며, 2단계는 운전기간동안 부하를 증가시켜 운전하였는데, 용적부하는 3.0kg COD/m^3-day였으며 슬러지 부하는 0.321kg COD/kg VSS-day로 1단계보다 3배 증가시켜 운전하여 운전방법에 따른

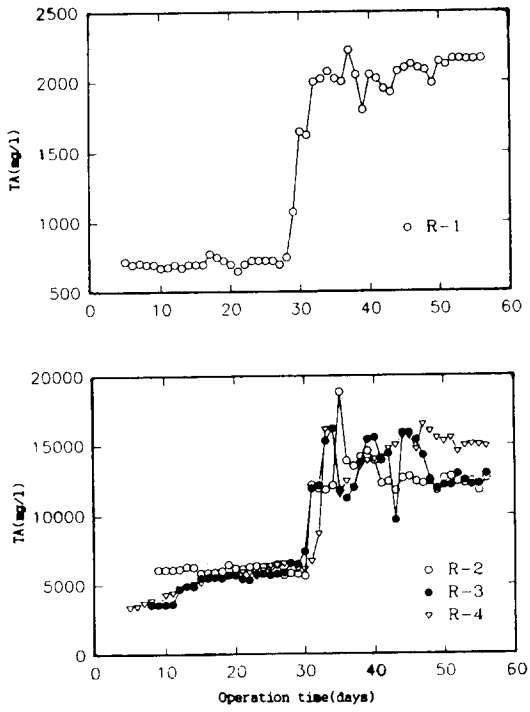

Fig. 4. Variation of effluent TA during operation time.

슬러지 입상화정도를 평가하였다.

3.1 화학적 인자 변화

폐수의 혐기성 처리시 소화조내 화학적 인자는 소화조의 반응 상태를 나타내는 지표가 된다. Table 4와 5는 본 실험에 사용된 4개 반응조 유출수의 화학적 인자의 범위를 나타낸 것으로, 이를 통해 반응조내 운전 상태를 평가할 수 있다.

pH는 1단계 운전기간 동안에는 8.12~9.67의 범위에서 운전되었으며, 2단계 운전기간 동안에는 5.39~9.39의 범위로 혐기성 소화시 적용되는 일반적인 pH범위인 6~8보다 전반적으로 높은값을 나타내었으나, 이는 소화조 유출수에 대해 측정한 값이므로 소화조내와 대기중의 CO_2분압 차이를 고려할 때 반응조내에서는 이 보다는 다소 낮아 반응조 운전에 영향을 미치지 않았을 것으로 생각되며, 한편 pH는 5.8~10.2범위에서도 부착 미생물을 이용한 폐수의 혐기성 처리시 유기물 제거 효율에는 별 영향이 없었다는 Colleran et al.(1982)의 보고를 고려할 때 pH에 의한 영향은 미미할 것으로 생각된다. 운전기간 중 각 반응조의 운전시간 경과에 따른 pH 변화 양상은 Fig. 3에 나타내었다.

한편, 반응조의 pH강하에 의한 완충능력을 나타내는 알카리도는 Fig. 4에 제시되어 있는 바와 같이 1단계 운전기간동안에 R-1반응조의 경우 650~775mg/l이고, R-2, R-3, R-4 반응조의 경우 3,418~6,575mg/l의 범위였으며, 2단계 운전기간 동안에는 R-1반응조의 경우 1,075~2,225mg/l이고, R-2, R-3, R-4반응조의 경우 5,650~18,8850mg/l의 범위였다.

소화조내 휘발성 산은 일반적으로 소화조내의 적정 휘발성 산 농도로 Lawrence and McCarty (1969)에 의해 제시된 200~800mg/l 기준에 비해 볼 때, 1단계 운전기간동안에는 R-1 반응조와 R-4반응조 내의 휘발성 산은 10mg/l 이하로 미미하였고, R-2 반응조와 R-3 반응조는 1,476~4,571mg/l로서 상당히 높은 값을 나타내었는데 이러한 현상은 기질이 공급되는 기간에 나타날 뿐 기질이 공급되지 않는 기간에서는 휘발성 산의 농도가 R-1 및 R-4 반응조와 비슷한 수치를 나타내었다. 2단계 운전기간동안에도 1단계 운전에서와 같은 경향을 나타내었다.

한편, 혐기성 소화조의 조절인자로 사용되는 휘발성 산/알카리도의 비는 0.8 이상이 되면 pH 강하에 의한 메탄 생성 억제가 일어나 운전이 실패하게 되므로, 그 비가 0.3~0.4 이상이 되면 조절해 줄 필요가 있는데, 이런 조절은 늦어도 그 비가 0.5이상일때 시작해야 하는 것으로 보고하고 있다(WPCF, 1977). 본 연구에서는 1단계 운전기간동안에는 R-2 반응조와 R-3 반응조의 경우 휘발성 산/알카리도의 비가 0.48, 0.40으로서 높은 값을 나타내었으나 이것은 기질을 주입했을 때의 값이고, 기질을 주입하지 않았을 때는 R-1 및 R-4반응조와 비슷한 수치를 나타내어 높은 유기물 부하에서 휘발성 산의 축적이 일어나며 기질을 주입하지 않은 상태에서 반응조 운전기간이 경과함에 따라 그 비가 낮아지고 있음을 알 수 있다. 2단계 운전기간 동안에도 1단계 운전기간 동안의 결과치와 비슷하게 나타났으나 R-2 반응조의 경우는 3일 연속 30,000mg COD/l의 기질 공급으로 인해 기질을 공급하지 않는 기간에서도 알카리

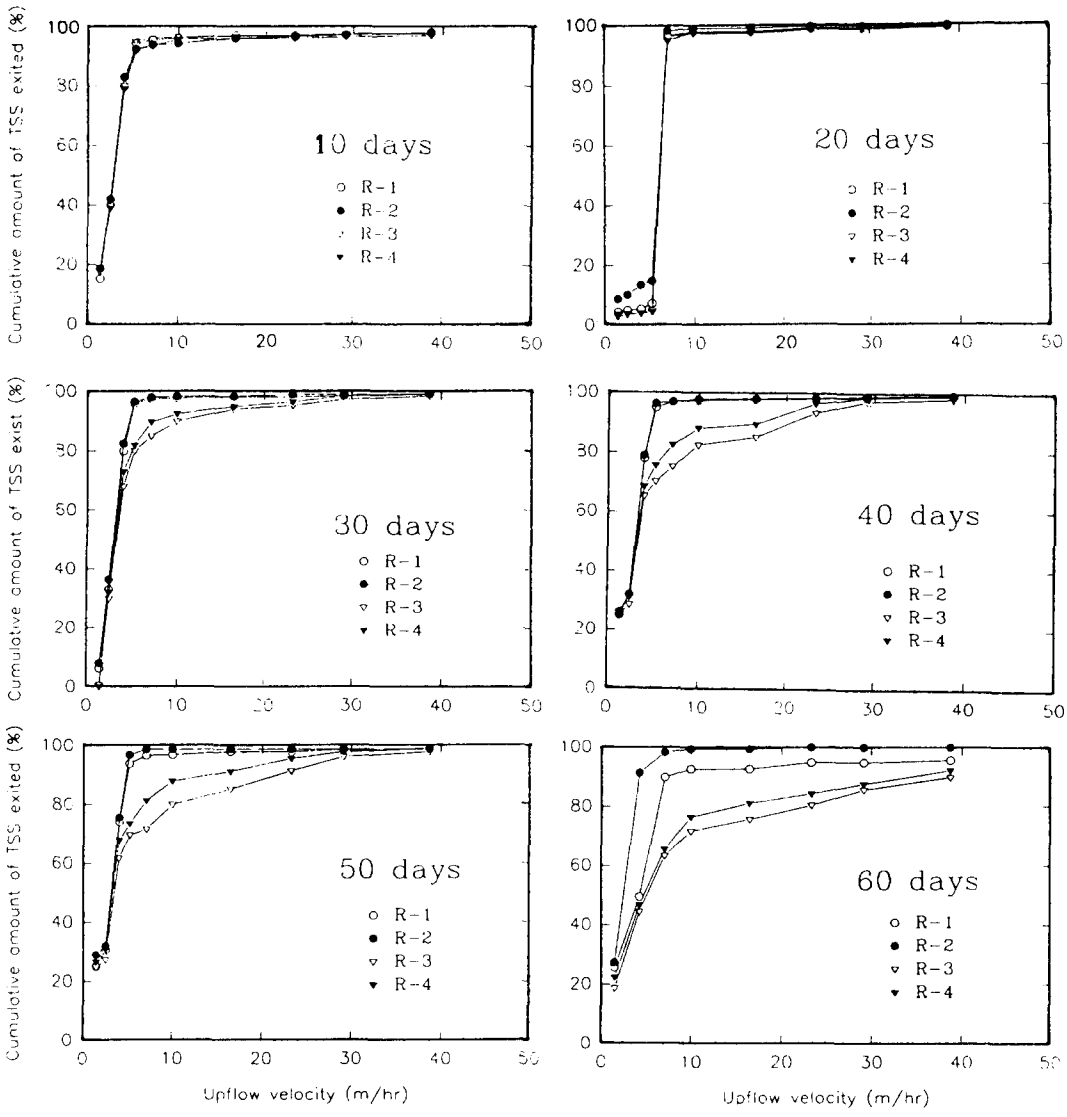

Fig. 5. Variation of Size distribution during operation time.

도값이 충분히 높은 상태이고 또한 휘발성 산 농도도 지속적으로 높음으로 인해 휘발성 산/알카리도의 비가 0.52를 나타내었다.

3.2 슬러지 입상화

반응조내의 슬러지 입상화 정도를 평가하는 방법으로는 각 반응조별 슬러지 입자의 크기 변화율을 측정함으로서 가능하다. 본 연구에서는 기질 농도 변화 및 기질 공급 기간비의 변화가 슬러지 입상화 정도에 어떠한 영향을 주는지를 평가하기 위하여 즉, 반응조 공히 유기물 부하는 1.0kg COD/m^3-day로 30일 동안 운전한 후 부하를 3.0kg COD/m^3-day로 증가시켜 운전하였으며 반응조 하부에서 생성되는 수소가 입상화에 어떠한 영향을 미치는지를 위하여 기질 공급 기간비를 변화시키면서 UASB 반응조를 운전하여 운전기간경과에 따른 슬러지 입상화 현상을 평가하였다. 이를 위하여 운전하는 동안 매 10일 간격으로 반응조 하부 10cm 부근에 설치된 시료 채취구를 통해 시료

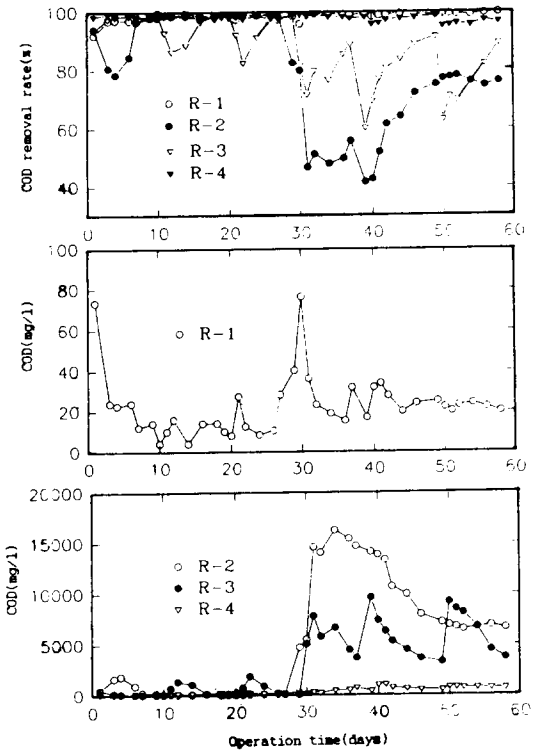

Fig. 6. Variation of COD removal rate and effluent COD during operation time.

를 채취하여 상향유속별로 슬러지 입도 분포 변화를 평가하였다. 운전 경과에 따라 매 10일 간격으로 하부 슬러지를 채취하여 여러 상향 유속에서 유출되어 나온 SS누적치 분포를 Fig. 5에 나타내었다. 그림에서 보는 바와 같이 전체 반응조에서 운전기간이 경과함에 따라 유출되어 나온 입자들의 량이 감소하는 것으로 보아 시간에 따라 반응조 공히 슬러지 입상화 현상이 일어나고 있음을 알 수 있다. 또한 각 반응조 공히 유기물 부하를 증가시킨 40일 이후 부터 SS누적유실율을 보면 입상화 현상이 활발히 일어나고 있음을 알 수 있으며 R-3 반응조에서 가장 입상화가 많이 진행된 것을 알 수 있다.

UASB 형태와 같은 반응조에서는 활성지역과 비활성지역으로 구분되는데 이러한 상의 구분은 수소 분압의 크기와 관계가 깊은 것으로 알려져 있다(Sam-Soon et al, 1988). Glucose의 메탄 발효 경로를 수소 분압의 크기에 따라 분류하면 acidogenesis 단계에서는 $10^{-3.7}$atm 이상의 수소 분압에서 propionic acid 생성 유무에 따라 분해과정이 구분되며, acetogenesis 단계에서는 수소 분압 $10^{-4.1}$atm 이하와 $10^{-2.7}$atm 이하에서 각각 propionic acid와 butyric acid가 acetic acid와 hydrogen으로 분해된다. 이렇게 발생된 수소는 수소이용박테리아에 의해 이용되는 것으로 보고되고 있다(Sam-soon el al. 1988). 본 연구에서는 4개의 반응조 모두 1kg COD/m^3-day의 부하율에서 시간 경과에 따라 미미한 증가 현상을 보이며 운전 20일 이후부터 입상화 현상이 일어나기 시작하여 운전 30일부터 부하율을 3kg COD/m^3-day로 증가시켜 운전하였을 시 비교적 빠른 속도로 입상화가 일어났다. 이와 같은 현상은 수소이용박테리아의 분율이 큰 것으로 알려진 입상슬러지(Dolfing et al. 1986)를 분쇄시켜 식종시켰기 때문에 나타난 결과로 생각되며 분쇄 입상슬러지내에 다량 존재하던 수소이용박테리아가 수소를 생성하는 수소생성박테리아와 먹이공여관계로 결합함으로서 즉 서로 합체현상을 일으켜 입상화가 일어난 결과로 판단된다.

각 반응조별 유출된 누적량을 살펴보면 기질을 1일 동안 공급하고 9일 공급하지 않은 R-3 반응조가 입상화가 가장 빠른 것을 알 수 있다. 이는 반응조내에 상당한 양의 수소 이용 박테리아가 증식해 있었고 이와 같은 상태에서 수소 생성 박테리아가 높은 유기물 부하에서 수소를 생성하게 되어 반응조 하부에 수소가 축적되고 유기물을 공급하지 않은 상태에서 수소를 이용하는 박테리아들은 수소를 생성하는 산생성 박테리아와 먹이 공여 관계를 위한 결합을 하게 되고 결국 슬러지의 입상화를 촉진했을 것으로 판단된다. 특히 이러한 현상은 유기물 부하를 증가시킨 운전 30일 이후 부터 더욱 뚜렷하게 나타났다.

한편, 유기물 농도를 낮게 유지한 상태에서 연속적으로 기질을 공급한 R-1 반응조의 경우 R-3 및 R-4 반응조에 비해 SS누적치가 큰 변화가 없는 것으로 나타나 입상화 속도가 느리게 나타났다. 이는 수소 분압이 매우 낮은 상태에서 운전되었으므로 수소 이용 박테리아의 분율이 매우 낮았을 것으로 생각되며 그 결과 슬러지 입상화 속도가 느렸을 것으로 판단된다.

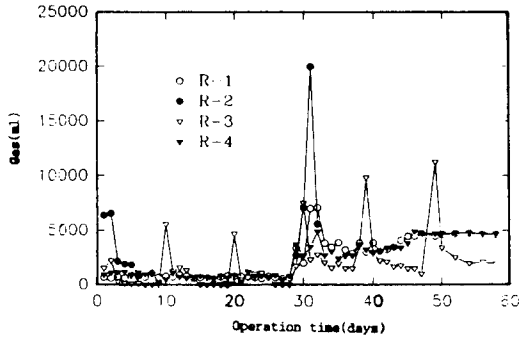

Fig. 7. Variation of Gas production during operation time.

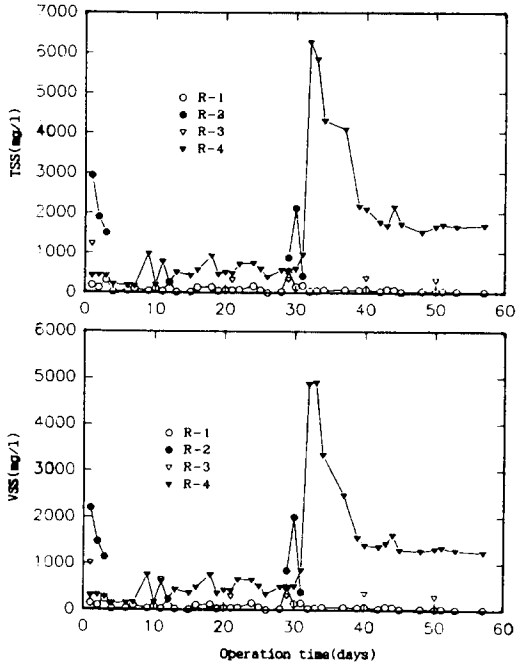

Fig. 8. Variation of effluent TSS, VSS during operation time.

기질 공급을 3일 동안 하고 27일을 공급하지 않은 R-2 반응조의 경우 R-1, R-3 및 R-4 반응조에 비해 입상화 속도가 가장 느리게 나타났는데 이는 초기에 높은 수소 분압으로 인해 미생물이 충격을 받았을 것으로 판단된다. 이와 같은 현상은 유기물 제거율에서도 잘 나타나 있다. 결국 높은 부하가 3일 연속 지속되어 수소 분압이 높게 유지되어 입상화가 잘 일어나지 않은 것으로 판단된다. 이러한 결과는 초기 수소의 과잉생성은 입상화가 일어나지 않는다고 보고한 정(1993)의 결과와 유사한 것으로 나타났다.

이상의 결과에서 슬러지 입상화를 최적화 시켜주기 위해서는 수소이용 박테리아와 산생성 박테리아의 양이 적정 비율로 존재하고 이로 인해 기질이 결려시 상호생존을 위한 공생결합을 함으로서 입상슬러지의 형성이 빠르게 이루어지는 것으로 판단되며 운전동안 유기물 부하를 가급적 높게 유지시켜 운전하는 것이 입상화를 가속시킬 수 있을 것으로 생각된다.

3.3 유기물 제거

유기물 농도 및 기질 주입기간 변화로 인하여 반응조 하부에서 일어나는 반응생성물 중 수소 농도의 변화가 반응조 유기물 제거효율에 어떠한 영향을 미치는 가를 평가하기 위하여 운전기간 경과에 따른 유기물 제거 효율 변화를 살펴보았다. 본 실험에 이용한 슬러지는 실험시작 15일 전에 유출수 반송을 통하여 실험실 규모의 UASB 반응조에서 85% 이상의 유기물 제거효율을 나타낸 슬러지를 이용하였으므로 슬러지 활성에 문제가 없는 상태에서 실험을 수행하였다. 운전 기간 경과에 따른 유출수 COD 농도의 변화와 유기물 제거 효율변화를 Fig. 6에 나타내었다.

그림에서 볼 수 있는 바와 같이 R-1 반응조의 유기물 제거 효율은 97% 이상의 높은 효율을 나타내었다. 이것은 4개의 반응조 공히 본 실험전에 2주일 동안 유입기질농도 1,000mg/l로 미생물을 순치시킨 후 유출수 COD 농도가 일정한 시점에서 본 실험을 수행했기 때문이라 생각되며 유입농도를 낮은 상태로 운전시켜 주었기 때문에 타 반응조에 비해 수소 농도가 낮게 유지되었을 것으로 생각된다. 이러한 결과 유입 유기물이 비교적 낮은 수소 농도 상태에서 잘 분해되었을 것으로 판단된다. R-2 반응조의 경우 3일 동안 연속적으로 유입 기질 농도를 10,000mg/l로 계속 주입했음에도 불구하고 78%이상의 비교적 높은 제거 효율을 나타내었다. 이는 상당히 높은 기질 농도에도 불구하고 초기 6~7일 동안 제거효율이 낮아졌다가 그 이후 기질 공급을 하지 않고 반송만 시킬 경우 기질 제거 효율이 96~99%로 회복되었다. R-3 반응조는 1일 동안 기질 농도 10,000mg/l를 주입하고 9일 동안 기질 공급을 중단하고 반송만 시키는 것을 반복한 경우인데, 이때 기

질을 공급할 당시의 기질 제거 효율이 점점 낮아져 3번째 기질을 주입할 때는 기질 제거 효율이 82%로 낮아졌다. 이는 1일 주입한 기질 농도를 9일 결핍시 제거하지 못한 상태에서 다시 기질이 주입됨으로서 일어나는 것으로 생각되며 이러한 현상은 기질공급후 시간이 경과함에 따라 빠르게 회복됨을 알 수 있다. 이러한 결과는 Bryant et al.(1977)이 유기물이 유기산으로 분해되는 단계에서 수소의 농도가 충분히 낮게 유지되어야 반응이 진행된다는 설명과는 상반되는 현상으로 오히려 반응속도는 반응조내 높은 수소농도 및 미량의 수소 농도가 번갈아 존재할 때 증가되는 것으로 생각되며 이로 미루어 반응조내에서는 이러한 현상을 극복하는 슬러지의 입상화가 미미하나마 일어나고 있다고 생각할 수 있다. 운전 형태는 그대로 두고 기질 유입 농도를 각각 3배 증가시킨 2단계 운전기간 동안 R-1 반응조를 계속해서 유기물 제거효율이 95% 이상이었는데 이는 R-1 반응조내 미생물이 충분히 순치되어 있다는 결론을 이끌어 낼 수 있었다. R-4 반응조와 비슷한 효율을 나타내고 있으므로 위에서 설명한 것과 같다고 생각된다. R-2 반응조와 R-3 반응조도 비록 유기물 제거효율이 각각 60%, 40%로 떨어졌지만 기질을 공급하지 않고 반송만 하는 경우에 1단계 운전에서와 같은 경향을 보이며 비교적 빠르게 회복되었다.

반응조 운전 동안 생성된 가스량을 Fig. 7에 나타내었다. 그림에서 보는 바와 같이 R-1과 R-4 반응조는 매일 일정량(800~1,000ml)이 생성됨을 보여주고 있는데, 이는 기질 제거 효율이 높으며 일정한 것과 관계가 있다고 생각된다. R-2와 R-3 반응조에서는 기질을 공급했을 때 가스생산량이 높지만 이 후 기질을 공급하지 않고 반송만 시켰을 때 가스가 생성되지 않았다. R-3 반응조의 경우 기질 제거 효율과 관계하여 반응조 운전기간 동안 1일 주입 : 9일 결핍을 반복할 수록 기질 주입 기간 때의 가스 생산량이 줄어들었다.

3.4 유출수중의 SS농도

반응조 운전기간 동안 유출수 중의 TSS, VSS 농도를 Fig. 8에 나타내었다. 반응조 운전시 슬러지 유실 및 축적은 반응조 효율에 있어 중요한 의미를 가지지만 본 실험에서는 R-2와 R-3 반응조에서 기질 공급 시기에서만 유출수 중의 SS농도가 높았고, R-1과 R-4 반응조에서는 유출수중 SS농도가 낮게 나타나 기질이 유입되는 단기간에 걸친 고부하의 운전조건에서 미생물이 과다하게 유출되었다. 특히, 2단계 운전 초기 단기간에 걸친 고부하의 운전조건으로 인해 R-2와 R-4 반응조에서 미생물이 과다하게 유출되었다. McCarty et al.(1983)은 고부하로 운전될 경우 슬러지층의 과잉 팽창이 이루어지게 되며, 이때 유출수로 배출되는 미생물량이 증가되어 궁극적으로는 전체반응조의 상태를 악화시키게 된다고 보고한 경우와 일치하고 있어 결국 반응조내 미생물 부족 현상이 일어나 운전이 불안정하게 이루어지고 반응조 운전상에 문제가 생길 가능성이 있었으나, 운전기간이 경과함에 따라 유출수중의 SS농도가 낮게 나타나고 있어 반응조 공히 슬러지 입상화가 일어나고 있음을 알 수 있다.

4. 결 론

UASB 반응조의 start-up 및 안정적 운전에 가장 중요한 인자인 입상 슬러지 생성에 관해서는 그 근본적인 메카니즘이 아직 알려져 있지 않고 있다. 본 연구에서는 실험실 규모의 UASB 반응조를 이용하여 기질 농도 및 기질 공급 기간비가 슬러지 입상화에 미치는 영향을 조사하여 다음과 같은 결론을 얻었다.

1. UASB 반응조에서 슬러지 입상화는 반응조내 수소 분압과 밀접한 연관을 가지고 있으며 기질농도가 낮게 유지된 상태에서는 슬러지의 입상화가 촉진되지 않은 것으로 평가되었다.

2. 반응조내 기질농도를 높게 주입시킨 단계에서 기질주입을 중단하면 슬러지의 입상화가 가속될 수 있음을 확인할 수 있었으며, 이러한 일련의 실험 결과를 통하여 슬러지 입상화는 수소 이용 박테리아가 수소 결핍 상태에서 수소를 생성하는 산형성 박테리아와 상호 공생을 위한 결합에 의해 이루어 지는 것으로 평가되었다.

3. 유입기질농도가 증가함에 따라 입상 슬러지의 유기물 제거율은 감소하였으나 슬러지 입상화는 유입기질의 농도가 높을 수록 증가하였

다.

참 고 문 헌

정병곤(1993). 수소분압이 슬러지 입상화 및 입상 슬러지 활성도에 미치는 영향. 부산수산대학교 박사학위 논문. 8.

Andras, E., K. J. Kennedy and D. A. Richardson(1989). Test for characterizing settleability of anaerobic sludge., Environ.etters. 10. 463~470.

APHA, AWWA, WPCF(1992). Standard methods for the examination of water and wastewater. APHA, AWWA, WPCF, 18th. ed.

Atkinson, B.(1984). Consequences of aggregation.351-373.In K.C.Marshall (ed.), Microbial adhesion and aggregation. Springer-Verlag, New York.

Bryant, M. P. et al.,(1977). Growth of Desulfo vibrio in lactate or ethanol media low in sulfate in association with H_2-utilising methanogenic bacteria. Appl. Environ. Microbial., 33. 1162.

Callander, I. J., and J. P. Barford (1983). Cheese whey anaerobic digestion. Effect of chemical flocculant addition. Biotechnol. Lett. 5:153-158

Collern, E., M. Barry, A. Wilkie and P. J. Newell(1982). Anaerobic filter design. Process Biochemistry, March/April. 12-17.

Dahab, M. F. and James C.Young (1982). Retention and distribution of biological solid in fixed-bed anaerobic filters. Proc. 1st Conf. fixed-film Biological Processes, Kings island, Ohio. Civ. Eng. Dept., Univ. of Pittsburgh. Pittsburgh. Pa., 1377~1351.

Dolfing, J.(1986). Granulation in UASB reators. Water Science and tecnology, 12.15~25

Henze, M. and P. Harremoes(1983). Anaerobic treatment of waste water in fixed film reactors, a literature review. Water Science and Techn., 15. 1~101.

Lawrence, A. W. and P. L. McCarty(1969). Kinetics of Methane fermentation in anaerobic treatment. JWPCF, 41(1), 17.

Lettinga, G., A. M. F. van Velsen. S. W. Hobma, W. J. de Zeeuw, and A. Klapwijk(1980). Use of the Upflow Sludge Blanket(USB) reactor concept for biological wastewater treatment especially for anaerobic treatment. Biotechn. Bioeng., 22. 699~734.

Lettinga, G., S. W. Hobma, L. W. Hulshoff Pol, W. J. de Zeeuw, P. de Jong, P. Grin and R. Roersma(1983a). Design, operation and economy of anaeroic treatment. Water Science and Techn., 15. 177~196.

Lettinga, G., L. W. Hulshoff Pol, S. W. Hobma, P. Grin, P. de Jong, R.Roersma and P. IJspeert(1983b). The use of a floating settling granular sludge bed reactor in anaerobic treatment. Proceedings of the European Symposium on Anaerobic Wastewater Treatment, 23~25 November 1983, Noordwijkerhout, The Netherlands, 411~430.

McCarty, P. L., and D. P. Smith(1986). Anaerobic wastewater treatment. Environmental Science and Technology. 20(12). 1200~1206.

Sam-Soon, P. A. L. N. S., R. E. Loewenthal, P. L. Dold and G. R. Marais (1988). Pelletisation in Upflow Anaerobic Sludge Bed reactor. In:Anaerobic Digestion 1988 (E. R. Hall and P. N. Hobson eds.). Pergamon Press. 55~60.

Speece, R. E(1983). Anaerobic biotechnology for industrial wastewater treatment. Environmental Science and Techn., 17. 416A~427A.

Speece, R. E(1986). Advance in anaerobic

biotechnology for industrial wastewater treatment, 2nd national conference on anaerobic treatment of industrial wastewaters, Chicago, Illinois, September.

Tramper, J., J. W. van Groenstijn, K. Ch. A. M. Luyben and L. W. Hulshoff Pol (1984). Some physical and kinetic properties of granular anaerobic sludge, In ; E. H. Houwink and R. R. van der Meer (Eds.), Innovation in Biotechnology Elsevier Science Publishers BV, Amsterdam, The Netherlands. 145~155.

Swizenbaum, M. S.(1983). Anaerobic treatment of wastewaters : recent developments. ASM-News, 49(11). 532~536.

WPCF.(1977). Anaerobic Sludge Digestion, MOP-16, WPCF.

Young, J. C. and P. l. Mc Carty(1969). The anaerobic filter for waste treatment. J. Water Pollunt. Control Fed., 41, R160.