

혐기성 생물막 반응기의 초기 운전특성

이승란 · 김도한 · 나영수 · 이창한 · 박영식 · 윤태경* · 송승구
부산대학교 화학공학과 · 대구대학교 보건환경과 · 동의대학교 화학공학과
(2002년 2월 18일 접수; 2002년 3월 22일 채택)

Characteristics of continuous operation of the anaerobic biofilm reactor

Seung-Lan Lee, Do-han Kim, Young-soo Na, Chang-Han Lee, Young-sik Park*,
Tae-kyung Yoon* and Seung-koo Song

Dept. of Chemical Engineering, Pusan National University, Busan 609-735, Korea

*Dept. of Health Environment, Daegu University, Daegu 705-714, Korea

**Dept. of Chemical Engineering, Dong-eui University, Busan 614-714, Korea

(Manuscript received 18 February, 2002; accepted 22 March, 2002)

The lab-scale anaerobic continuous reactor which was filled with the sludge of anaerobic digestion from Suyoung wastewater treatment plant was operated by feeding of various concentrations and flow rates. This experiment indicated that more than 6,870 mgCOD/L of substrate concentration was required to promote good metabolism and growth of anaerobic biomass. And increasing loading rate slowly was also required in order to treat substrate of higher concentration and higher loading rate. The substrate concentration of about 10,000 mgCOD/L was adequate to generate biogas efficiently. The pH was sharply decreased at the onset of higher loading rate, but the pH was restabilized soon at 8. During the experiment, the amount of the attached biomass was kept constant.

Keyword : anaerobic biofilm reactor

1. 서 론

미생물이 고체나 담체 표면에 생물막을 형성하는 것은 자연에서 일반적으로 관찰되는 현상이지만, 고정화가 일어나는 담체 내부와 담체 사이의 물리·화학적 구조와 성질, 그에 따른 미생물 상호작용이 복잡하기 때문에 담체에 미생물이 부착되고 생물막이 축적되는 생물고정화 (bioimmobilization)의 세부과정은 잘 알려지지 않고 있다.

생물막을 이용한 폐수처리 공정에서는 미생물의 농도를 높게 유지할 수 있어 고농도의 유기폐수를 처리할 수 있는 장점을 가지나 안정된 생물막이 형성되기에는 상당한 시간이 요구된다. 특히 혐기성 미생물은 그 증식속도가 매우 느리고, 생육 활동의 폭이 느리므로 혐기성 생물막 공정의 start-up은

상당한 시간이 요구되기 때문에 생물막을 빠르고 안정적으로 형성하는 것이 중요하다고 발표되어 있다.¹⁾

De Zeeuw와 Lettinga는 UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) 반응기의 start-up 동안 슬러지 과립생성에 영향을 미치는 물리적·화학적 요소를 밝혀내었으나²⁾ 고정상 생물막의 공정에 대한 연구는 많지 않다.

담체 표면에서 미생물의 부착과 생물막 형성은 미생물의 성장, 종류 및 농도, 기질농도와 같은 미생물의 기질 조건 등에 영향을 받고, 또한 사용되는 담체의 종류 및 형상 및 물리·화학적 성질에 따라서도 큰 영향을 받으므로 생물막에 관하여는 확립적인 가설이 존재하지 않음을 알 수 있다. 따라서 폐수의 유기물 부하율을 변화시키면서 혐기성 생물막 반응기 start-up 기간 동안에서의 폐수 처리 효율변화를 관찰하여 안정적인 운전을 위한 기초자료를 얻고자 다음 실험을 수행하였다.

Corresponding Author : Seung-koo Song, Dept. of Chemical Engineering, Pusan National University, Busan 609-735, Korea
Phone : +82-51-510-2398
E-mail : lan0520@pusan.ac.kr

2. 재료 및 방법

2.1. 실험장치

부산광역시 수영 하수 처리장의 혐기성 소화조에 서 농축조로 유입되는 혐기성 슬러지 (MLSS 약 33,000 mg/L)를 채취하여 250 μ m 체로 걸른 후에 탈기된 증류수를 부피비 1 : 1로 혼합·희석하여 반응기에 주입한 후 반응기를 밀폐하고 펌프를 이용하여 유량 5 L/min으로 용액을 순환시키면서 슬러지를 순화시켰다. 그리고 80번 사포로 거칠기를 준 1.8cm×1.8cm 크기의 폴리에틸렌 판을 아크릴 지지대에 부착시켜 혐기성 반응기에 장착하여 미생물 부착실험에 이용하였다.

반응기는 직경 8cm, 높이 40cm이고 2.1L의 유효 부피를 가지며, 침전조는 직경 12cm, 높이 30cm이고 3.1L의 유효부피를 가진다 (Fig. 1). 반응기와 침전조에 항온 jacket을 설치하여 반응기 내 혐기성 슬러지의 온도를 35 $^{\circ}$ C로 유지하였으며 기질을 반응기 상부로부터 일정한 유량으로 연속적으로 공급하고, 침전조의 상등액을 포집장치를 이용하여 연속적으로 제거하였다. 혐기성 대사과정이 진행됨에 따라, 가스가 발생하여 반응기와 침전조 내부의 압력이 상승하여 처리수가 과도하게 유출될 수 있으므로 반응기, 침전조, 및 처리수 포집장치의 압력을 동일하게 유지하도록 각각의 기체 배출구를 하나의 통로로 연결하였다.

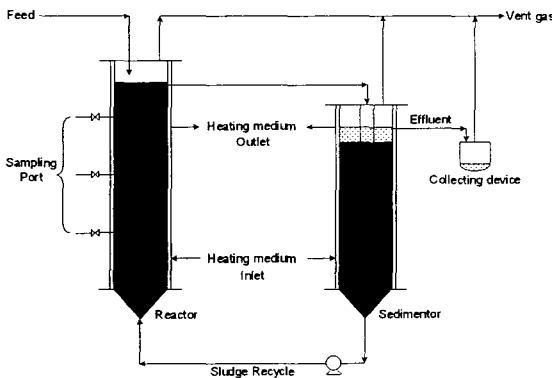


Fig. 1. Schematic diagram of the anaerobic reactor for this experiment.

2.2. 실험방법

탈기된 증류수와 부피비 1 : 1로 희석된 슬러지 (MLSS 약 16,400 mg/L)를 Fig. 1과 같은 혐기성 반응기에 주입하고 완전 혼합 상태가 되도록 약 6 시간 동안 순환시킨 후의 슬러지의 상태를 Table 1에 나타내었다. 그 후에, 반응기내 슬러지를 9일 동

안 순환시킨 후 Table 2와 같은 조성의 합성 폐수를 1.08 L/day의 유량, 즉 HRT 4.9일로 연속적으로 공급하였으며 이 조성을 기준으로 하여 순차적으로 농도를 증가시키면서 실험을 수행하였다.

기질을 연속적으로 공급하면서 등 간격으로 설치된 상, 중, 하 3개의 sampling port를 통해 각각의 슬러지를 채취한 후 MLSS, MLVSS, pH 및 유출수 COD를 측정하여 평균값을 구하였다. 생성되는 biogas의 부피와 CH₄ 함량을 측정하여 반응기내 혐기성 미생물의 성장 특성을 관찰하였다.

Table 1. Condition of the anaerobic sludge before acclimation with the synthetic wastewater

Measured item	Value
pH	7.8
MLSS (mg/L)	16,400
MLVSS (mg/L)	5,350
Total sludge volume (Liters)	5.2
Total SS weight (g)	86.9
Total VSS weight (g)	27.8

Table 2. Composition of the synthetic wastewater (COD_{Cr} = 1,880 mg/L)

Composition	Concentration (g/L)
Sodium acetate	2.027
Glucose	0.558
NH ₄ Cl	0.008
(NH ₄) ₂ HPO ₄	0.023
MgSO ₄	0.009
KCl	0.019
CaCl ₂	0.014
KH ₂ PO ₄	0.008

2.3. 측정 및 분석방법

반응기내 슬러지를 상, 중, 하 3곳에서 10mL씩 채취한 후 Standard Methods³⁾에 따라 MLSS 및 MLVSS를 측정하여 산술 평균하고 MLSS 중에서 MLVSS가 차지하는 비율을 VSS content로 나타내었다.

유출수와 유입수의 COD 측정을 위해 Auto analyzer 3 (BRAN+LUEBBE)를 사용하였으며, 측정된 유입수와 유출수의 COD로 부터 COD removal efficiency를 구하였다. 또한 생성된 biogas를 포집한 후 부동식 가스 포집조를 이용하여 biogas 부피를 측정하였고 가스의 조성분석은 TCD (Thermal Conductivity Detector)가 장착된 gas chromatograph (GC 680D, 영인과학)를 이용하여 biogas 중의 methane gas의 함량을 측정하였으며 5회 실시하여 산술 평균하였다. 분석에 사용된 column은 직

경 1/8 inch에 길이가 6 ft인 스테인리스 관으로 Propak Q (80/100 mesh, Alltech, USA)가 충전되어 있었다. 오븐과 주입구의 온도는 각각 70°C와 100°C였고 운반기체 He의 유속은 30mL/min이었다. 검출기의 온도는 오븐의 온도보다 10°C 높게 유지하였다. 100 μ L용량의 gas tight syringe (1710N, Hamilton, USA)로 시료 50 μ L를 채취하여 분석하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1. MLSS, MLVSS, VSS content와 VSS 비성장률 고찰

운전 시작 9일째부터 1,880 mg COD/L인 기질을 공급하면서 연속적으로 반응기내 미생물의 MLSS, MLVSS, VSS contents, VSS specific growth rate를 관찰하였으며 그 결과를 Fig. 2와 3에 나타내었다. 반응기내 미생물 농도는 운전 초기 MLSS 16,400 mg/L, MLVSS 5,350 mg/L에서 운전 37일째 MLSS 3,653 mg/L, MLVSS 2,260 mg/L로서 MLSS와 MLVSS가 각각 초기의 20%와 42%로 감소하였으며, VSS content는 초기에 약 50%에서 운전 37일째는 약 60%를 나타내었다. MLVSS의 비성장률은 전체 운전기간 중 최고 0.5/day와 최소 -0.2/day로 증가와 감소를 반복하지만 전체적인 평균값은 0에 가까웠다. 운전 37일째 MLSS와 MLVSS는 급격한 감소를 보였지만 Fig. 4에 나타난 바와 같이 COD 제거 효율은 95% 이상을 나타

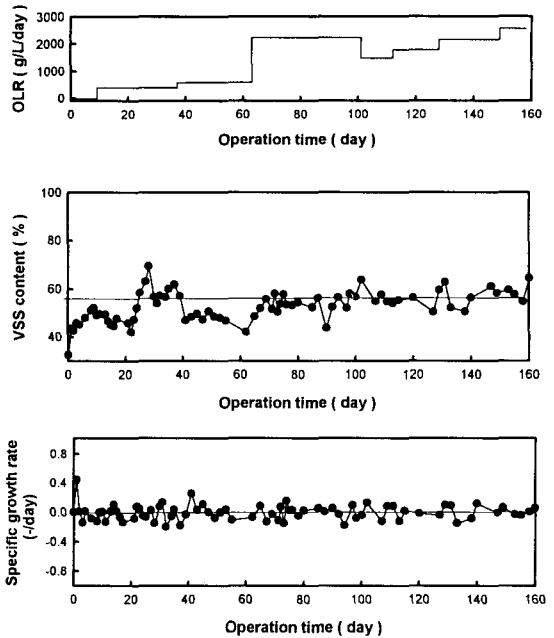


Fig. 3. Variation of VSS content and VSS specific growth rate at different OLR under continuous operation of the anaerobic reactor.

내었다. 따라서 기질 농도 1,880 mg COD/L에서는 혐기성 미생물의 순화 및 유기물 처리 능력은 우수하지만, 미생물의 성장에는 영양분이 부족한 상태로 사료되었다. 운전 39일째부터 기질 농도를 2,740 mg COD/L로 증가시켜 공급한 결과 약 10일 경과 후부터 MLSS는 8,200 mg/L, MLVSS는 4,000 mg/L까지 증가하여 MLSS는 초기의 약 50%, MLVSS는 초기의 약 75%까지 증가하였다. 그 이후 기질 농도를 90여일 동안 6,870 mg COD/L에서 11,800 mg COD/L까지 증가시켰을 때 기질 농도가 높아질수록 MLSS는 7,500 mg/L에서 8,700 mg/L까지 약간 증가함을 보이지만 그 증가율이 매우 적음을 알 수 있었다. 또 MLVSS는 기질 농도에 대한 영향이 작아 4,300 mg/L에서 4,600 mg/L를 유지하였다. 기질 농도 증가에 따라 미생물 농도는 증가하나 6,870 mg COD/L이상의 기질 농도에서 미생물 농도의 변화는 거의 없음을 알 수 있었다. 따라서 본 실험 사용된 혐기성 미생물의 원활한 대사 및 성장을 위해서는 6,870 mg COD/L 정도의 기질이 필요함을 알 수 있었으며, 생물막 부착 실험에 사용될 기질 농도 선정의 기초 자료로 이용할 수 있을 것으로 사료되었다. MLSS중 MLVSS의 함량은 기질 농도에 따라 42%에서 69.5%까지 변화가 있었으나 평균 53%를 유지하였다.

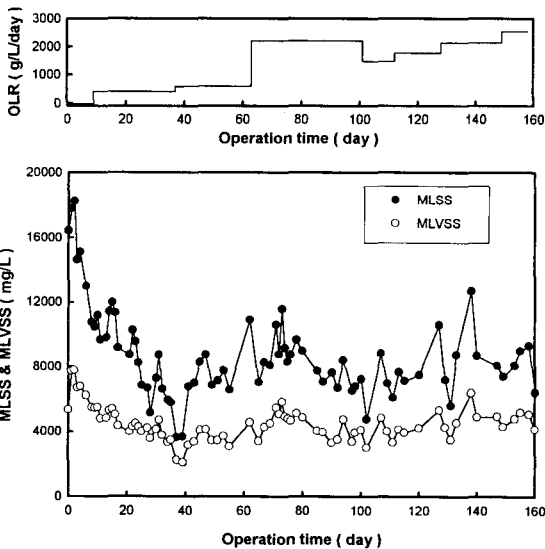


Fig. 2. Variation of MLSS, MLVSS at different OLR under continuous operation of the anaerobic reactor.

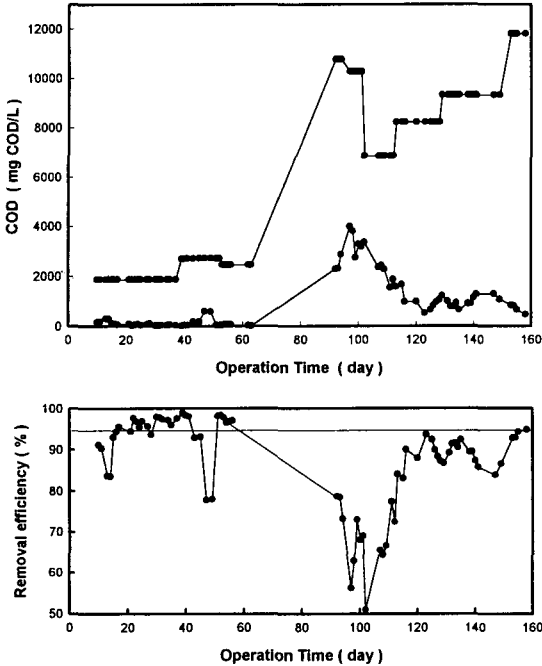


Fig. 4. Variation of effluent COD and COD removal efficiency at different OLR under continuous operation of the anaerobic reactor.

3.2. 유입, 유출수의 COD 및 COD 제거 효율

혐기성 반응기의 연속 운전 에 따른 유입수와 유출수의 COD 변화 및 COD 제거 효율을 Fig. 4에 나타내었다. 운전 9일째 기질 농도를 1,880 mg COD/L로 공급하였을 때, 공급 유량에 따른 HRT 4.9일 후 유출수의 COD가 310 mg COD/L로 증가했다가 운전 15일째부터 90 mg COD/L이하로 감소하여 COD 제거 효율이 95% 이상을 유지하였다. 운전 37일째 미생물 농도의 급격한 감소가 나타남에 따라 기질 농도를 2,740 mg COD/L로 증가시켜 공급한 결과, 초기 기질 농도의 경우와 유사하게 HRT 만큼의 시간 경과 후 유출수의 COD가 증가되었으나 곧 COD 제거 효율이 95% 이상으로 회복되었다. 그 후 고농도의 기질 농도에 대한 COD 변화를 관찰하기 위해 10,790 mg COD/L를 공급한 결과, COD 제거 효율이 최저 50%까지 급격히 감소하였다. 미생물에 과부하가 가해질 경우, biogas 생성량, pH 및 COD 제거효율이 급격히 감소하여 정상적인 운전이 불가능하다고 보고한 다른 연구자들⁴⁾과는 달리, 10,790 mg COD/L의 기질 농도를 공급하였을 때 Fig. 5와 Fig. 8에서 볼 수 있듯이 biogas 생성량과 pH는 감소하는 경향을 나타내지만 다시 정상적인 운전 에 도달하였다. 따라서 이

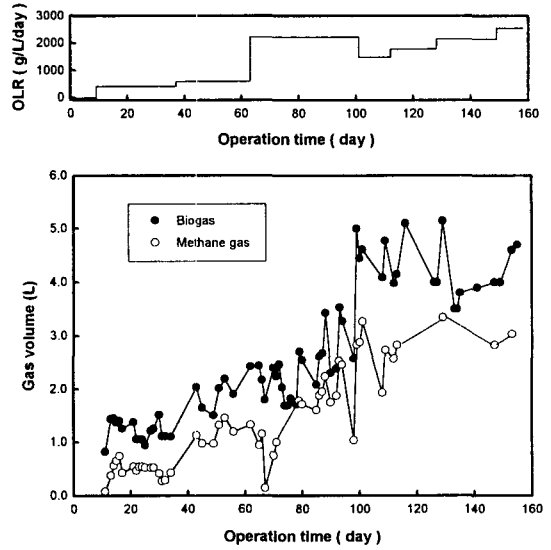


Fig. 5. Variation of biogas and methane production at different OLR under continuous operation of the anaerobic reactor.

기질 농도가 본 실험에 사용된 미생물에 대해 과부하라기보다는 순간적인 충격부하로 인한 COD 제거 효율의 감소라고 사료되어, 기질농도를 6,870 mg COD/L에서 11,800 mg COD/L로 서서히 증가시켜 보았다. 그 결과 기질 농도 6,870 mg COD/L 공급 시, 반응기의 COD제거효율은 최저 50%에서 최고 75%까지 증가하였고 그 이상의 기질 농도에서는 그 효율이 94%까지 향상되었다. 고부하의 기질을 처리하기 위해선 서서히 그 부하율을 높여야 하며 부하율이 높을수록 슬러지 순화를 위한 시간이 더 많이 필요함을 알 수 있었다.

앞서 언급한 바와 같이, 미생물 농도의 감소와는 상관없이 95% 이상의 안정된 COD 제거 효율을 나타내는 것은 미생물이 기질 부하에 대해 안정적으로 순화되어 기질 제거 능력의 향상이 일어났음을 가르키며, 혐기성 반응기 운전 및 생물막 부착 실험 수행에 있어 미생물 상태를 판단하기 위해서는 COD 제거 효율과 미생물 농도 모두를 고려해야 함을 알 수 있었다.

3.3. Biogas 생성, methane 함량 및 pH 변화

혐기성 반응기의 연속 운전 중 발생한 biogas를 포집하여 생성량과 methane 함량을 Fig. 5와 6에 각각 나타내었다. Biogas 생성량과 methane 함량 및 제거된 COD량에 대한 methane gas 량 모두 기질농도를 증가시켰을 때 급격히 떨어졌다. Chua 등⁵⁾이 보고한 바와 같이 혐기성 미생물 대사과정에서

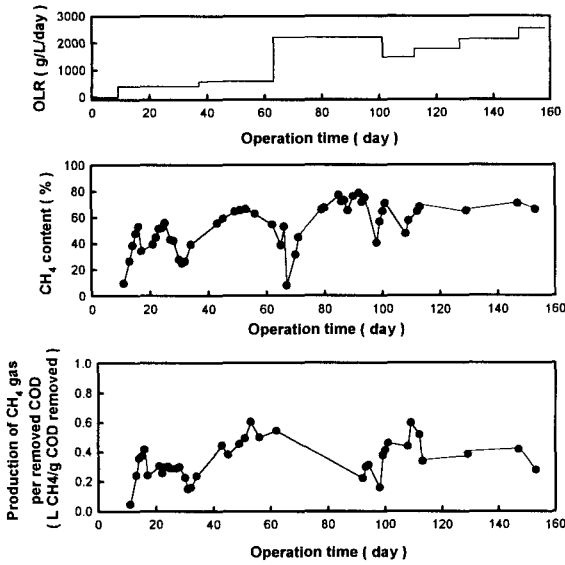


Fig. 6. Variation of methane content in biogas and volume of methane produced per unit weight COD removed at different OLR under continuous operation.

메탄생성균은 유기물을 methane 및 이산화탄소로 전환시키는데 유기물 충격 부하에 의해 일관적인 혐기성 미생물 대사과정 중 중간생성물로 생성된 휘발성유기산이 일시적으로 축적되어 메탄생성균의 활성을 저하시킨 것으로 사료되었다. 이것은 pH 변화를 나타낸 Fig. 8에서도 methane 생성이 감소한 지점에서 pH 또한 감소한 것으로서 증명될 수 있었다. 그 후에 다시 pH가 증가하여 8에 접근하였고 그에 따라 methane gas 생성량이 증가하여 정상적으로 운전되었다.

기질 농도가 1,880 mg COD/L일 경우 biogas 발생량은 평균 1.3 L, methane 함량은 biogas의 평균 40% 정도로, 공급된 탄소원의 약 15%가 methane으로 전환되었고, 2,740 mg COD/L 이상의 기질 농도에서는 methane 함량은 biogas의 평균 65~70%를 유지하면서 공급된 탄소원의 약 17~20%가 methane으로 전환되었다. 이 결과는 공급된 탄소원의 19~20%가 methane으로 전환되었다고 보고한 Kennedy 등⁶⁾과 Ghangrekar 등⁷⁾의 연구 결과와 유사한 값을 나타내었다. 그리고 Fig. 6에 보여진 바와 같이 제거된 COD량에 대한 methane gas 생성량은 최고 0.6 L produced methane/ g COD removed 이었다. 또 Fig. 7에 기질 농도에 따른 biogas 생성량과 methane 함량을 나타내었다. 기질 농도가 9,330 mg COD/L에 이를 때까지는 기질 농

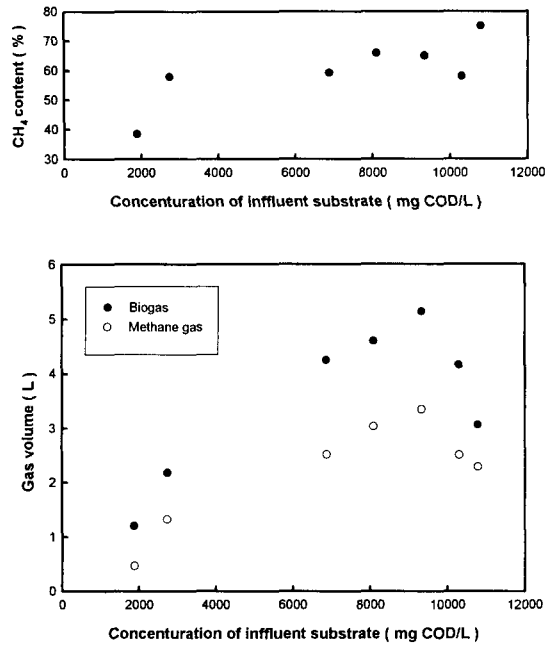


Fig. 7. Effects of influent substrate concentration on biogas volume and methane content in biogas.

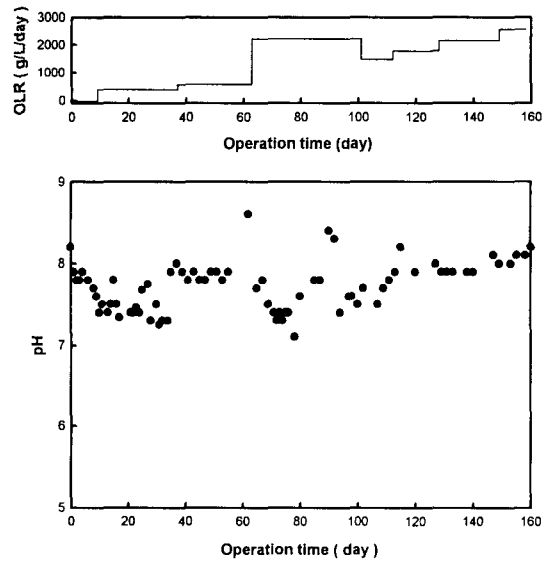


Fig. 8. Variation of pH at different OLR under continuous operation of the anaerobic reactor.

도가 증가할수록 biogas 생성량이 최대 5L까지 증가하지만 그 이상이 되면 감소하였다. 이로써 약 10,000 mg COD/L 정도의 기질 농도가 효율적인 biogas 생성을 위해서 적합한 것으로 사료되었다.

4. 결 론

혐기성 연속 반응기에서 합성폐수의 농도, 즉 유기물 부하율 (OLR) 변화시켜 혐기성 슬러지의 start-up 기간 동안의 운전특성을 고찰하여 다음과 같은 결과를 도출하였다.

1. 합성폐수의 농도, 약 10,000 mg COD/L 에서 혐기성 반응기의 COD 제거효율과 biogas 생성 효율 모두 우수함을 알 수 있었고, 고부하의 합성폐수를 처리하기 위해서는 부하율을 서서히 높여야 하며 부하율이 높일수록 유기물의 순간적인 충격부하로 인해 정상적인 운전에도달하기 위한 시간이 더 많이 요구되었다.

2. 유기물 부하 및 수리학적 부하의 충격부하는 혐기성 미생물 대사과정의 중간 물질인 휘발성 유기산 축적으로 인한 pH 감소를 유발하였으며, 이 기간 동안에는 methane gas 생성량이 감소하였다.

사 사

이 논문은 1998년도 한국학술진흥재단의 지원에 의하여 연구되었음(KRF-119005-E00021).

참 고 문 헌

- 1) Tay, J. H. and Y. G. Yan, 1996, Influence of substrate concentration on microbial selection and granulation during start-up of upflow blanket reactors, *Water Environment Research*, 68(7), 1140-1148.
- 2) De Zeeuw, W. and C. Lettinga, 1980, Acclimation of digested sewage sludge during start-up of an Upflow Anaerobic Sludge Blanket(UASB) reactor, 35th Purdue Industrial Waste Conference Ann Arbor Sci. West Lafayette, 9-47.
- 3) Eaton, A. D., L. S. Clesseri, and A. E. Greenberg, 1995, *Standard Methods*, APHA AWWA WEF, 19th ed.
- 4) Kawase, M., T. Nomura, and T. Majima, 1989, An anaerobic fixed bed reactor with a porous ceramic carrier. *Wat. Sci. Tech.*, 21, 77-86.
- 5) Chua, H. H., W. F. Yu, P. H. F., and M. W. L. Cheung, 1997, Response of an anaerobic fixed-film reactor to hydraulic shock loadings, *Bioresource Technology*, 79-83.
- 6) Kennedy, K. J., M. F. Hamoda, and S. G. Guiot, 1988, Anaerobic treatment of leachate using fixed film and sludge bed system, *Journal WPCF*, 60(9).
- 7) Ghangrekar, M. M., S. R., Asolekar, K. R., Ranganathan, and S. G. Joshi, 1996, Experiment with UASB reactor start-up under different operating conditions, *Wat. Sci. Tech.*, 34(5-6).