

Pilot 규모의 반응기를 이용한 폐수처리에 관한 연구

서명교* · 최윤찬 · 서정호 · 노종수* · 이근복** · 김의용***

부산대학교 공과대학 화학공학과
*부산 동의공업전문대학 환경공학과
**영동공과대학교 생명공학부
***서울시립대학교 공과대학 화학공학과

A study on the performance of wastewater treatment with the pilot-scale reactor

Myung Gyo Suh*, Yoon Chan Choi, Jung Ho Suh, Jong Su Roh*, Keun Bok Lee**

Eui Yong Kim***

Dept. of Chem. Eng., College of Eng., Pusan Nat. Univ., Pusan, Korea 609-735

**Dept. of Environ. Eng., Donggeui Technical Junior College Pusan, Korea 614-715*

***Faculty of Life Eng., Y.I.T, Youngdong, Korea 370-800*

****Dept. of Chem. Eng., College of Eng., Seoul City Univ., Seoul, Korea 130-743*

ABSTRACT

Treatment of a synthetic wastewater was made for the purpose of evaluating the performance of a pilot scale of an IFBBR. The particles used in this experiment were circular shaped polystyrene whose density was lower than that of water. The reactor volume was 400 l and the SCOD removal efficiency was more than 90% at HRT of 5 hrs. The IFBBR was successfully operated for 5 months without any significant problems. And it was certain that IFBBR had a potential capability for treating wastewater.

Keywords : Wastewater treatment, pilot-scale reactor, IFBBR (Inverse fluidized bed biofilm reactor)

I. 서 론

역 유동층 생물막 반응기는 air-lift의 한 형태로, 내부에 설치된 포기관(draft tube)내로 공기가 직접 분사되어 액체의 순환이 계속적으로 이루어지는 반응기이다. 반응관(annular tube)에 물보다 비중이 작은 입자를 투입하여 액체의 순환력에 의한 유동상태를 지속하게될 때 역 유동층(inverse fluidized-bed) 이라고 하며, 이 입자의 표면에 미생물을 부착시켜 생물공학적인 공정에 응용할 수 있다. 이러한 역 유동층의 물질전달, 열전달 및 혼합특성은 일반적인 삼상 유동층보다 1.5-3 배로 뛰어나고 이를 이용한 호기성 폐수처리 실험에서 일반적인 air-lift 형태보다 미생물이 포도당을 90% 전환시키는 데는 3.6 배의 시간이 단축되고, 최대 기질 섭취 속도는 14.8

배가 높다고 보고되었다.^{1,2)} 김 등³⁾은 실험실 규모의 역 유동층 생물막 반응기를 사용하여 동력학적 특성과 합성폐수 처리 실험을 통하여 높은 처리효율을 나타냄을 입증하였다.

본 연구에서는 역 유동층 생물막 반응기를 pilot 규모(400 l)로 제작하였으며, 유입폐수의 부하 증가에 따른 폐수처리효율, 반응기내 미생물 농도, 생물막 두께, 생물막 건조밀도 등의 변화를 비교, 연구하였다.

II. 실험 및 방법

1. 실험장치

먼저 폐수처리 실험에 사용한 역 유동층 생물막 반응기의 개략도를 Fig. 1에 나타내었다. 반응기 하

부에서 유입된 공기에 의해 입자, 액체 및 기포들이 다시 포기관 내부로 흡입되어 재순환하는 loop를 이루게 된다. 반응기내 전체 수두는 하부에 설치된 유출관의 높이에 따라 조절 가능하고, 내부에서 탈리된 미생물은 하부 cone 형태의 침전조에 축적되어 잉여 슬러지로 되며, 일정한 간격으로 배출시키기 위하여 밸브를 설치하였다. 재질은 길이 970 mm 아크릴 투명 파이프를 PVC 플랜지를 사용하여 단계적으로 결합시켰으며, 하부의 cone형태 침전조는 stainless steel(SUS 306)로 제작하여 부식을 방지하였다. 5 hp의 공기 압축기(Hansin, Korea)를 통해 생성된 공기를 rotameter를 거쳐 반응기의 포기관내로 유입시켰고, 분산기로는 SS를 압축 소결하여

만든 필터가 사용되었다. 약 60 cm 간격으로 4개의 시료 채취구를 설치하였으며, 원수 저장조는 옥외용 물탱크를 이용하였고, 유입유량은 분당 50-1200 ml/ 까지 조절되는 정량펌프(천세펌프)가 이용되었다. 사용된 media는 구형의 polystyrene입자로서, 생산공장에서 원료를 구입하여 약 1000 μm 로 선별된 것들이 사용되었다. Fig. 2에 pilot 규모 반응기의 제원을 나타내었다.

2. 합성폐수와 미생물원

합성폐수는 탄소원으로 glucose를 질소, 인, 칼륨 성분은 복합비료를 사용하였으며, 사용된 합성폐수의 성분을 Table 1에 나타내었다. 복합비료는 암모니아, 인산, 황산, 물등을 슬러리화하여 조립공정에서 염화카리, 요소 등이 추가되어 입상으로 건조된 제품으로써 그 조성은 Table 2와 같으며, 시판용을 정제없이 그대로 10시간 용해시켜 사용하였다. 반응기의 미생물은 양산 종합 폐수처리장의 반응슬러지를 운반하여 실험실내에서 합성폐수로 약 한달간 순화 시킨 후 media에 부착시켜 실험하였다.

3. 연속운전

Pilot 반응기의 연속 실험 조건은 Table 3에 나타내었다. 하절기에 반응기내 수온이 32°C에 도달하였을 때, 항온 재킷에 수도수를 공급하여 더 이상의 온도 증가는 방지하였다. 실험은 크게 2단계에 걸쳐 수

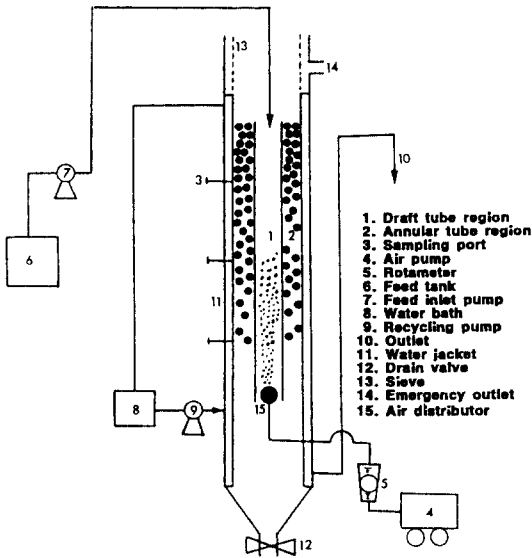


Fig. 1. Schematic diagram of an inverse fluidized bed biofilm reactor.

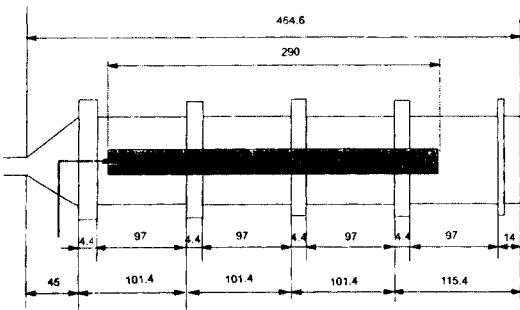


Fig. 2. Specifications of a pilot-scale inverse fluidized bed biofilm reactor (units : cm).

Table 1. Compositions of the synthetic wastewater

Components	Concentration(g/l)
Glucose	4
Complex fertilizer (Dong-Bu Chem. Co. Ltd.)	1
MgSO ₄	0.1
CaCl ₂	0.1
NaCl	0.3

Table 2. Compositions of complex fertilizer(Dong-Bu Chemicals Co. Ltd, Ulsan, Korea)

Components	weight%
Nitrogen source (N)	21
Phosphorous source (P)	17
Potassium source (K)	17
Packing material	40
Impurities	5

Table 3. Experimental conditions of a pilot-scale IFBBR with synthetic wastewater

HRT	12-5 hr
Gas flow rate	40 l/min
Initial liquid height	340 cm
Liquid circulation velocity	4.2 cm/sec
Temperature	9-32°C
pH	6-7
Step change	Influent COD concentration (mg/l)
1	200
2	500
3	1013
4	1480
5	2253

행하였는데, 약 40일간은 수리학적 체류시간을 10시간에서 5시간 까지 단계적으로 감소시키면서 진행하였고, 나머지 기간은 단계적으로 유입 COD농도를 증가시켜 유기물 부하를 증대시켰다. 반응장치는 11개월간 안정적으로 운전되었으며, 말기에 과도성장한 bioparticle의 과다 유출에 따라 실험은 종료되었다.

4. 분석 및 측정방법

실험의 모든 분석은 유출수의 분석값이 일정하게 유지된 준정상상태(pseudo steady state)에 도달하였을 때 유·출입수의 COD, 미생물 농도, 처리수의 Suspended Solid(SS)등을 Standard Method⁴⁾에 준하여 측정하였으며, 반응기내 용존산소 농도는 DO meter를 사용하여 측정하였다. 반응기내의 미생물 농도는 채취한 시료를 2N NaOH 용액을 일정량 혼합한 후 맹렬히 교반하여 media로부터 부착 미생물을 탈리하여 측정 하였다. 측정 후 media는 105°C에서 2시간 건조 후, 무게를 측정하여 폐기하고, 동량의 새로운 입자를 투여하여 그 양을 일정하게 유지시켰다.

1) 입자 직경, 생물막 두께

본 연구에서 입자의 직경과 생물막 두께는 현미경(Nikon Labophot-2A 40X)에 부착된 눈금자를 이용하여 50개 이상 직접 측정하고, 이를 평균하여 구하였다. 형성된 bioparticle은 거의 원형에 가까우나, 정밀성을 높이기 위해, bioparticle의 장축(a)와 단축(b)을 측정하여 아래와 같은 등가부피(volume-equivalent) 직경으로 환산하였다.

$$d_i = \sqrt{a_i * b_i^2}$$

그리고, bioparticle의 평균 직경은 Sauter mean diameter⁵⁾으로 구하였으며, 평균 생물막 두께는 bioparticle의 직경에서 지지매체의 직경과의 차에서 결정하였다.

2) 생물막 건조밀도의 측정

생물막 건조밀도를 측정하여 생물막의 구조적 특성을 알고자 하였다. 즉, 건조밀도가 크면, 생물막의 형태는 단단하고 치밀한 구조를 가지지만, 작으면 상대적으로 느슨하여, 이와 관련된 생물막의 상태를 짐작할 수 있다. 생물막 건조밀도는 다음과 같은 식으로 구하였다.⁶⁾

$$\rho_{bd} = \frac{X_b \times \rho_m}{\gamma^3 - 1}$$

여기서, ρ_{bd} 는 생물막 건조밀도, X_b 는 지지매체의 무게에 대한 생물막 건조무게비, ρ_m 은 지지매체의 밀도, γ 는 지지매체의 직경에 대한 bioparticle의 직경비이다.

III. 결과 및 고찰

1. 유기물 처리 과정

400 l 반응기에서 전 실험기간 동안 유·출입수의 total COD(TCOD)농도와 soluble COD(SCOD)농도의 변화 양상을 Fig. 3에 나타내었다. 유입 COD농도와 수리학적 체류시간(HRT)를 변화시킴으로서 유기물 부하량의 변화를 유발시켰다. HRT와 유입 COD농도의 변화는 각각 10-5 시간, 300-1500 mg/l의 범위 내에서 수행하였다. HRT는 초기 반응기 운전후 20일이 경과된 시점에서 10시간에서 8시간으로 단축하였고, 차기 20일 이후 8시간에서 5시간으로 감소시켜 유기물 부하량을 증대시켰다. 유입 COD농도는 300 mg/l에서 1500 mg/l까지 약 20-30일 간격으로 두배씩 증가시켰다. 초기 약 40일간 HRT를 감소시키는 동안 유출수의 COD농도는 높게 나타나지 않았으나, 유입 COD 농도가 증가되는 50일, 80일에서 유출 COD 농도는 갑자기 높아졌다가 수일내 다시 회복되는 과정을 나타내었다. HRT를 변화시켜 유기물 부하량이 증가되는 경우, 미생물이 처리해야 하는 유기물량은 많지만 유기물 농도는 증가되지 않았고, 농도 부하에 따른 유기물 부하량이 증가 되는 경우 유

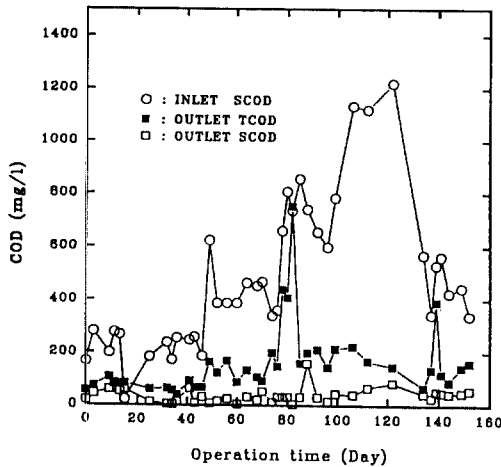


Fig. 3. The variation of COD concentrations during operation period.

입수중의 유기물 증가로 인하여 반응기 내부의 미생물이 급작스럽게 생성되어 생물막으로 축적되지 못하고 외부로 유출되는 수가 증가하기 때문으로 판단되었다.

2. 유기물 처리 효율 과 미생물 농도

Fig. 4는 HRT변화 및 COD농도 변화를 유기물 부하량으로 환산하여 이에 따른 COD처리 효율을 비교하여 나타내었다. 그림에서 SCOD처리 효율은 90%이상으로 나타났으나, TCOD 처리효율은 유기물 부하량이 4 kg COD/m³/day 미만일 때 까지 80% 이하의 값을 나타내었다. TCOD처리 효율이 낮다는것은 유출수내에 고형물질의 양이 많다는 것을 의미하며, 이것은 탈리된 미생물의 양이 증가된 것으로 판단되었다. Fig. 5는 미생물 농도의 변화를 나타내었다. 400 l 반응기에서의 미생물 농도 변화는 유기물 부하량 3 kg COD/m³/day 일때를 정점으로 미생물 농도가 18000 mg/l 까지 증가되었다가 10000 mg/l까지 감소되고 있다. 그 이유는 유기물 부하량이 3 kg COD/m³/day 까지 증가되었을 때, 반응기내 과도하게 성장한 미생물의 영향으로 입자층의 팽창이 유출관까지 이어져 입자의 유출이 발생하였다. 이를 방지하기 위해 반응기내 액체 수위를 약 20 cm 상승시켜 층팽창을 유출관의 상부까지 유도하고, 유입기체유량을 30 l/min으로 상승시켰다. 계속하여 유입기체유량을 40 l/min까지 증가시켜 생물막내 미생물의 탈리를 강제적으로 계속 진행시켜 과도성장한 입자의 감소를 촉진시켜 미생

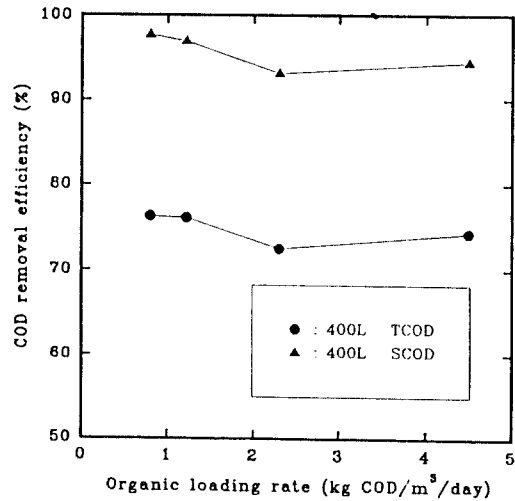


Fig. 4. The COD removal efficiency by changing organic loading rate in a pilot-scale IFBBR.

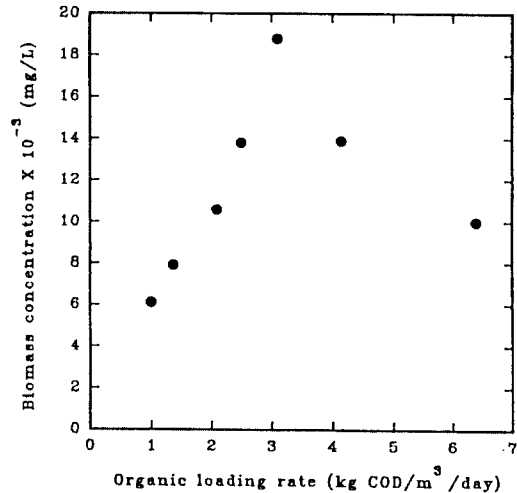


Fig. 5. The variation of biomass concentration by changing organic loading rate in a pilot-scale IFBBR.

물 농도가 감소하게 되었다. 앞서 약 80일째, 유출 TCOD가 급격히 증가한 것은 유입 COD의 증가로 인한 미생물의 증가와 함께 강제 탈리된 생체량의 증가로 인한 원인이 함께 나타난 것으로 판단되었다. 일반적인 활성 슬러지 공법에서 유지되는 미생물 농도는 4000-5000 mg/l이므로, 본 pilot 규모의 역 유동층 생물막 반응기는 동일 크기의 활성슬러지 공법보다 빨리 유기물을 처리할 수 있을것으로 기대된다.

Table 4. The size of biofilm in some of the literatures.

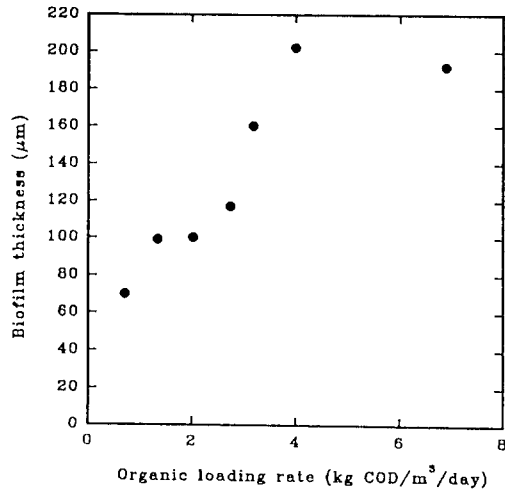
Cell size	1-10 μm
Mass transfer boundary layer	10-100 μm
Diffusional length	10-1000 μm
Biofilm Thickness	10-1000 μm
Reactor media size	1000-100000 μm

3. 생물막 두께

생물막 두께는 때때로 생물막 공정에서 확산성 물질 전달 거리(diffusional mass transfer distance), 유체의 마찰 저항 및 열전달 저항을 계산하는데 매우 중요하다. 일반적으로 화학장치에서 관내에 증식된 생물막은 유체 흐름의 저항을 증가시키고 열전달 효율을 감소시키므로 생물막의 적절한 제거에 관한 연구가 많다. 생물학적 폐수처리 공정에서 생물막 두께는 산소 투과 깊이에 따라 호기성과 혐기성 미생물로 나뉘어지며 폐수처리 효율에도 영향을 많다. 생물막이 지나치게 두꺼워지면, 생물막내부는 혐기성 미생물의 서식처가 되어, 생물막내 미생물종이 다양화 된다. Bakke⁷⁾는 laminar 흐름영역에서 사각형 관내에 생물막의 공간적 변화를 관찰하여 생물막내 미생물의 형상에 따라 생물막 두께가 매우 심하게 변화한다고 하였다.

Picologlou 등⁸⁾은 표면에서 유체의 전단력과 대류성 물질 전달(advective mass transfer)이 증가할수록 생물막 두께가 현저히 증가한다고 보고하였다. 또한 *Pseudomonas aeruginosa*의 순수 배양시 생물막 두께는 50 μm 를 넘어서지 않는다고 하였으나,^{9,10)} 동일한 실험조건에서 혼합 배양 미생물은 120 μm 까지 성장하는 경우도 발생한다고 하였다.¹¹⁾ 여러가지 실험결과들을 종합하여 Table 4와 같은 생물막 자료를 알 수 있었다.

400 l 규모의 역 유동층 생물막 반응기에서 유기물 부하량에 따른 생물막 두께의 변화를 Fig. 6에 나타내었는데, 그림에서 처럼 그 변화가 매우 심하게 나타나고 있었다. 이는 본 실험과정의 결과로부터 다음과 같은 원인으로 사료되었다. 즉, 400 l 반응기에서의 초기 운전시 유입 COD농도를 200 mg/l로 약 40일간 공급하였을 때, 낮은 유기물 부하량으로 인하여 반응기내 유기물 농도가 낮으므로 빈 영양상태(oligotrophic)에서 영양성분의 섭취에 유리한 사상성(filamentus) 미생물의 점유율이 높아 생물막 두께가 상대적으로 크게 나타난 것으로 판단된다. 이는 호수나

**Fig. 6.** The variation of biofilm thickness by changing organic loading rate in a pilot-scale IFBBR.

해양같은 빈 영양상태의 환경조건에서 발견되는 미생물의 대부분이 사상성 이라는 것과 유사한 결과이다.¹²⁾ 또한, Dawson¹³⁾에 의하면, 영양상태가 나쁜 상태의 미생물(starved bacteria)은 영양 상태가 좋은(well-fed) 미생물 보다 훨씬 고체 표면에 잘 부착된다고 하였다. 이후 유기물 부하량이 증대하면, 초기 우위를 점유한 사상성 미생물의 성장은 더욱 빨라지고, 생물막 두께는 더욱 증가된다. 그림에서 생물막 두께가 증가하다가 다소 일정해 지는 것은 것은 앞서 설명한 바와 같이, 원활한 운전을 위하여 유입기체유량을 상승시켜 강제적으로 생체량의 탈리를 유도하였기 때문이며, 미생물 농도가 감소하는 것처럼 급격한 경향은 보이지 않고 거의 일정하게 생물막 두께가 유지되었다.

4. 생물막 건조 밀도

생물막 건조밀도는 생물막 두께와 연관이 있으며 대체적으로 생물막 밀도는 가장 큰 것이 105 kg/m³, 가장 작은 것이 10 kg/m³으로 알려져 있으며, 생물막 내부로 깊이 들어 갈수록 밀도는 증가 된다.¹³⁾ 몇몇 연구자들은 생물막에서 사상성 미생물이 우점종을 이룰 때, 생물막 건조 밀도는 낮아지는 것으로 보고 하였다.^{14,15)} 또한, 이들에 의하면, 생물막 건조밀도는 유체의 전단력 및 기질의 종류, 미생물종 등에 영향을 받는다고 하였다. Trulear¹⁶⁾에 의하면 *Ps. aeruginosa*는 Roto torque 반응기에서 일정한 전단력 하에서 glucose를 기질로 한 실험에서, 시간이 지날수

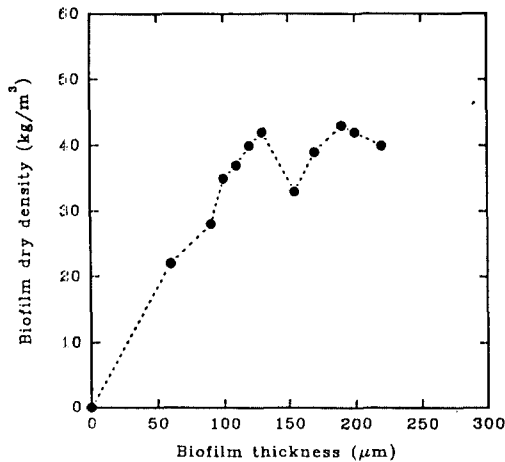


Fig. 7. The variation of biofilm thickness and biofilm dry density at pseudo-steady state.

록 세포 질량의 증가가 아닌, 세포의 체외 고분자 물질(extra-cellular polysaccharides : EPS)의 축적으로 인하여 생물막 밀도가 증가한다고 하였으며, 무기질이 계속적으로 축적되는 현상이 동반되었다고 하였다. 본 실험에서 생물막 두께에 대해 생물막 건조 밀도의 변화를 Fig. 7에 나타내었다.

생물막 건조밀도가 다소 크게 나타나고 있는데, 이는 앞서 미생물 농도의 증가가 반응기에서 크게 나타나는 것으로 보아, 생물막 내 축적된 생체량이 많았고, 또한, 반응기내에서 액체순환속도가 4.2 cm/sec로서 생물막에 미치는 액체의 전단력이 크게 작용하여 건조밀도가 증가되었을 것으로 판단되었다. 그러나 생물막내 사상성 미생물의 출현은 본 반응기에서 두드러지게 나타났으므로, 생물막 건조밀도는 낮아질 것으로 보였으나, 그 반대의 현상을 나타내어, 앞서의 연구자들의 결과와는 일치하지 않았다. 생물막 두께 및 생물막 건조밀도의 변화는 앞서 지적한 바와 같이 여러가지 요인이 복합적으로 작용하고, 본 반응기의 환경적 요인이 여러 연구자들과 달랐기 때문에 생물막 건조밀도의 변화가 상이하다고 판단되었다.

IV. 결 론

Pilot 규모의 역 유동층 생물막 반응기에서 합성폐

수처리 실험을 통하여 다음과 같은 결론을 얻었다.

1. 합성폐수처리시 유기물 부하량 6 kg COD/m³/day 까지 COD처리 효율 90% 이상을 얻었다.
2. 최대 미생물 농도가 18000 mg/l로 나타났을때, 입자의 유출이 발생하였다.
3. 빈 영양상태의 지속으로 생물막 두께의 변화에 많은 영향을 초래한 것으로 판단되었다.
4. 생물막 건조 밀도는 20-43 kg/m³ 로 나타났다.

참고문헌

- 1) Nikolov, L.N. and Karamanev, D.G.: *J. of Fermentation and Bioengineering*, **69**(4), 265-267, 1990.
- 2) Nikolov, L. and Karamanev, D. G.: *Canadian J. of Chem. Eng.*, **65**, 214-217, 1987.
- 3) 김동석, 윤준영, 최윤찬, 박경기, 송승구: 한국환경과학회지, **3**(1), 49-56, 1994.
- 4) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 16th ed. (APHA, AWWA, WPCF, Washington D.C., 1985).
- 5) Baiely, J.E. and Ollis, D.F.: *Biochem. Eng. Fundamentals*, 2nd ed., 1986.
- 6) Ro, K. S. and Neething J. b: *JWPCF*, **63**(5), 815-818, 1991.
- 7) Bakke, R. and P.Q. Ollson: *J. Microbial. Meth.*, **5**, 93-98, 1986.
- 8) Picologlou, B.F. and W.G. Characklis: *J. Hyd. Div. ASCE*, **106**, 733-746, 1980.
- 9) Mulcahy, L.T. Shieh, W.K., and Lamotta, E.J.: *Prog. Wat. Tech.*, **12**, 143, 1980.
- 10) Brock, T.D.: *Principles of Microbial Ecology*, Prentice-Hall, Englewood Cliffs 1966.
- 11) Mian, T.R. Jarman and R.C. Righelato: *J. Bacteriology.*, **134**(2), 418-422, 1978.
- 12) Dawson, M.P., Humphery, B.A. and Marshall, K. C.: *Curr. Microbiology*, **6**, 195-198, 1981.
- 13) Kornegay, B.H. and Andrews, J.F.: *Federal Water Pollution Control Administration*, Washington, 1967.
- 14) Hoehn, R.C. and Ray, A.D.: *JWPCF.*, **46**, 2302, 1983.
- 15) Williamson, K. and McCarty, P.L.: *JWPCF.*, **48**, 281, 1976.
- 16) Trulear, M.G. and Characklis, W.G.: *JWPCF*, **54**, 1288, 1982.