

부직포 여과막 생물반응조에서의 폐활성슬러지 감량화

정경은 · 배민수 · 조윤경* · 조광명[†]

인하대학교 환경토목공학부 · *위스콘신대학교 토목환경공학부

(2005년 9월 29일 접수, 2006년 1월 22일 채택)

Minimization of Excess Activated Sludge in Nonwoven Fabric Filter Bioreactor

Kyoung-Eun Jung · Min-Su Bae · Yun-Kyung Cho* · Kwang-Myeung Cho[†]

School of Environmental & Civil Engineering, Inha University

*Department of Civil and Environmental Engineering, University of Wisconsin-Madison

ABSTRACT : Among the various methods for minimization of waste activated sludge, maintaining a low F/M ratio in the bioreactor is known to be the most effective reliable one. In this research, various experiments were performed to check the capability of the nonwoven fabric filter bioreactor, which has been proved able to maintain a low F/M ratio by maintaining a high MLSS concentration, for excess sludge minimization. The reactor was intermittently fed with a synthetic wastewater having a COD concentration of approximately 300 mg/L and no SS.

Results of the experiments showed that the F/M ratio in the reactor decreased to a minimum value of 0.02 g COD/g MLSS-day as the MLSS concentration increased to a maximum value of 31,010 mg/L. However, the measured endogenous decay coefficients and oxygen uptake rates of the MLSS confirmed that the activity of the MLSS decreased as the MLSS concentration increased. Based on the increase of MLSS in the reactor and the mass balance during the whole experimental period, the average microorganism yield coefficients were computed to be low values of 0.148 and 0.139 g MLSS/g COD, respectively. These results indicate that the nonwoven fabric filter bioreactor employed in this research is effective for minimization of excess sludge production.

Key Words : Sludge Minimization, Waste Activated Sludge, Nonwoven Fabric Filter, Biological Treatment, Endogenous Decay

요약 : 생물학적 폐수처리과정에서 폐활성슬러지가 적게 발생하도록 하는 방법 중 현재 그 효과가 가장 확실한 것은 반응조 내의 F/M 비를 낮게 유지하는 방법이다. 본 연구에서는 반응조 내의 미생물 농도를 높게 유지함으로써 F/M비를 낮게 유지할 수 있는 부직포 여과막 생물반응조에 COD농도가 약 300 mg/L이고 SS를 함유하지 않는 합성폐수를 단속적으로 주입하는 실험을 반복하여 폐활성 슬러지의 감량화 가능성을 파악하였다.

실험 결과, 반응조내의 MLSS농도가 최고 31,010 mg/L까지 증가함으로써 F/M비는 최저 0.02 g COD/g MLSS-day까지 감소하였다. 그러나 MLSS의 내생분해계수 및 산소섭취율을 측정된 결과 MLSS농도가 증가함에 따라 MLSS의 활성도는 감소하는 것으로 나타났다. 폐수주입기간 중 반응조내의 MLSS증가 및 전체 실험기간의 물질수지에 근거한 평균 미생물 성장계수 값이 각각 0.148 및 0.139 g MLSS/g COD의 낮은 값을 보임으로써 본 연구에서 채택된 부직포 여과막 생물반응조가 잉여슬러지 발생량을 감량화시키는 데 효과적임을 알 수 있었다.

주제어 : 슬러지 감량화, 폐활성 슬러지, 부직포 여과막, 생물학적 처리, 내생분해

1. 서론

하수처리과정에서 발생하는 슬러지의 처리 및 처분 비용은 하수처리장 전체 운영비의 50-60%에 달하는 것으로 보고되고 있을 뿐만 아니라,¹⁻⁴⁾ 슬러지의 육상 직매립 금지, 런던협약에 의한 해양배출 규제 강화 등으로 처분에 어려움이 있으므로 슬러지의 감량화, 자원화 등이 관심을 받고 있는 실정이다.

슬러지의 감량화는 1차슬러지보다 생분해도가 낮은 폐활성

슬러지에 주로 적용되는 방법으로, 크게 생물학적 처리과정에서 잉여슬러지가 적게 발생하도록 하는 방법과 발생한 잉여슬러지를 처리한 다음 생물학적 처리공정으로 되돌려 보내거나 소화시키는 방법으로 나눌 수 있다. 생물학적 폐수처리 공정에서 발생하는 잉여슬러지를 기계적 방법,^{5,6)} 초음파 처리,⁷⁾ 전자빔 조사,⁸⁾ 열처리,^{9,10)} 화학적 처리^{2,11,12)} 등의 방법으로 처리하면 슬러지의 생분해도가 증가하게 되어 슬러지 발생량이 감소하게 된다.

생물학적 폐수처리공정에서 잉여슬러지가 적게 발생하도록 하는 방법에는 반응조 내의 F/M비를 낮게 하는 방법,^{11,13-15)} 제어가 가능한 포식자(predator)를 성장시키는 방법,¹⁶⁻²⁰⁾ 혐기성 및 호기성 단계를 반복하는 방법,²¹⁻²⁴⁾ 대사분리물질

[†] Corresponding author
E-mail: kmcho@inha.ac.kr
Tel: 032-860-7502

Fax: 032-867-0864

(metabolic uncouplers)를 사용하는 방법²⁵⁻²⁸⁾ 등이 있는데, 이들 방법 중에서 현재 그 효과가 확실한 것은 반응조 내의 F/M비를 낮게 유지하는 방법으로 알려져 있다.^{13,14)}

생물학적 공법으로 폐수를 처리할 때 반응조의 F/M비를 낮게 유지하면 미생물의 내생호흡에 의하여 생성되는 미생물의 양이 감소하게 되는데, F/M비를 낮게 유지하기 위해서는 반응조의 수리학적 체류시간(HRT)을 길게 하든지 또는 MLSS 농도를 높게 유지해야 한다. 그러나 반응조의 HRT를 길게 하면 반응조의 규모가 커지고 포기비용이 증가하는 단점이 있고, MLSS농도를 높게 하면 침전조의 규모를 크게 해야 하는 문제점이 발생하므로 반응조가 최적의 HRT와 MLSS농도에서 운전되도록 설계해야 한다.²⁹⁾

Membrane bioreactor(MBR)³⁰⁻³⁵⁾에서는 막이 MLSS를 여과하여 반응조의 MLSS농도를 높게 유지함으로써 F/M비를 낮게 유지할 수 있고 따라서 슬러지 생성량을 줄일 수 있다. 그러나 MBR공법에서는 비싼 막과 처리수의 인출을 위한 동력이 요구되는 단점이 있다. 그러나 부직포 여과막 공법의 처리수의 수질은 MBR에 비하여 나쁘지만 사용되는 부직포가 저렴할 뿐만 아니라 처리수를 증력에 의하여 자연적으로 인출시킬 수 있는 장점이 있다.³⁶⁻³⁹⁾

본 연구에서는 포기되는 부직포 여과막 생물반응조에 합성 폐수를 단속적으로 주입하는 실험을 반복하여 폐수 처리효율, MLSS 농도 및 활성도 변화 양상 등을 파악함으로써 폐활성 슬러지의 감량화 가능성을 파악하였다.

2. 실험

2.1. 장치

실험장치는 Fig. 1에 나타낸 바와 같이 반응조, 유입수조, 처리수조, 송풍기, 펌프 등으로 구성되었다. 반응조는 내경이 19 cm이고 높이가 74 cm인 원주형의 투명한 아크릴관 내에 내경이 17 cm인 원통형의 부직포 여과막 주머니를 설치한 것으로, 바닥은 부유물이 퇴적하는 것을 방지하기 위하여 45°로 경사지게 하였으며, 포기를 위하여 여과막 내부 바닥에 산기관(diffuser)을 설치하였다.

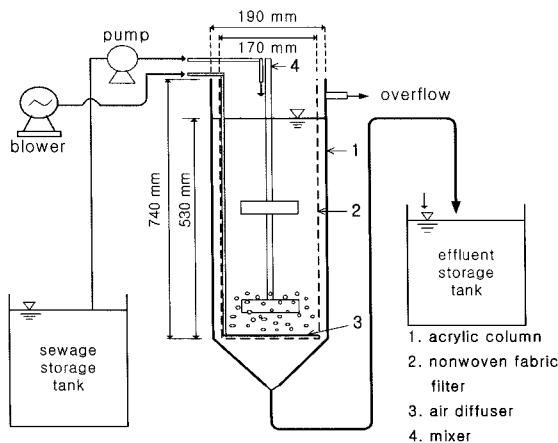


Fig. 1. Schematic of the experimental setup.

여과막 제작에 이용된 부직포는 polyester(PET)와 polypropylene(PP)를 약 65:35의 비율로 혼합하여 두께가 약 6 mm 그리고 단위중량이 약 1.06 kg/m² 되도록 제작된 것으로, 섬유가닥이 무질서하게 배열된 수많은 층으로 직조되어 공극(pore) 크기가 일정하지 않으나 전자현미경 사진을 판독한 결과 대략 100 μm로 추정되었다.³⁶⁾

2.2. 방법

유입수가 SS를 함유하면 반응조 내에서의 미생물의 신진 대사에 의한 MLSS의 증가나 감소를 정확히 파악하기가 불가능하다. 따라서 실험에 사용된 폐수는 COD:N:P의 비가 대략 100:5:1이 되도록 수돗물에 시판되는 설탕, NH₄Cl, KH₂PO₄ 및 NaHCO₃를 각각 0.275 g/L, 0.057 g/L, 0.031 g/L 및 0.335 g/L의 용로 용해시킨 합성폐수로 SS를 전혀 함유하지 않도록 하였으며, 미생물의 성장에 필요한 미량 원소는 수돗물에 충분히 있는 것으로 가정하여 첨가하지 않았다. 제조된 합성폐수는 대략 COD는 300 mg/L, T-N은 15 mg/L, T-P는 5 mg/L 그리고 알칼리도는 200 mg/L의 농도를 나타내었다.

20°C의 항온실에 설치된 반응조 내의 수위를 여과막 주머니 바닥으로부터 53 cm 높이에 유지시켜 여과막 내의 유효 반응용적이 12 L가 되도록 한 다음, 30 L/day의 용로 합성폐수를 주입함으로써 여과막 반응조의 HRT가 9.6 hr로 유지되도록 하였다. 유입수는 반응조 상부에서 연속적으로 주입되어 부직포 여과막을 통과한 후 자연유출되도록 하였다.

여과막 반응조 내의 MLSS농도가 3,000 mg/L 정도 되도록 1시 S하수종말처리장에서 채취한 반송슬러지로 식중환 후 폐수를 주입하면서 반응조 내의 MLSS를 인위적으로 폐기시키지 않고 계속 증가시켰을 때의 미생물 성장 양상을 파악하고, MLSS농도가 18,000 mg/L 정도 되었을 때 한번, 그리고 30,000 mg/L 이상이었을 때 두 번 폐수주입을 중단하고 포기만 실시함으로써 자산화에 의한 미생물의 감소 양상을 관찰하였다.

2.3. 분석

유입수 및 처리수에 대하여 Table 1에 주어진 방법으로 주 3회씩 분석을 실시하였는데, 처리수는 1일간 처리수조에 수집한 다음 분석용 시료를 채취하였다.

Table 1. Summary of the analytical methods

Item	Analytical method
pH	pH meter(ORION 720A)
DO	DO meter(YSI Model 58)
Alkalinity	Titration Method(Standard Methods ; 2320 B)
COD _{Cr}	Dichromate Reflux Method(Closed)(Standard Methods ; 5220 C)
SS	Korean Standard Methods for Water Pollution (Advantec GS-25)
TKN	Macro Kjeldahl Method(Standard Methods ; 4500-N _{org} B)
NO ₂ ⁻ -N	Ion Chromatography(Young Lin Instrument)
NO ₃ ⁻ -N	Ion Chromatography(Young Lin Instrument)
T-P	Korean Standard Methods for Water Pollution (Ascorbic Acid Reduction Method)

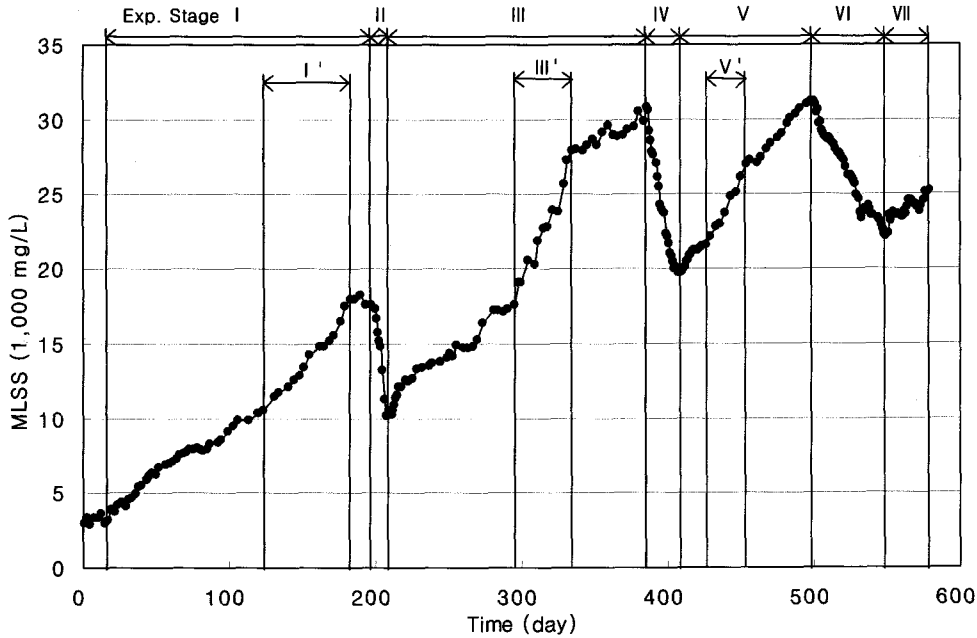


Fig. 2. Variation in MLSS concentration during the experimental period.

3. 결과 및 고찰

3.1. MLSS 농도와 F/M비의 변화

실험은 모두 579일에 걸쳐 7단계로 수행되었는데, 4개 단계에서는 합성폐수를 주입하여 미생물(MLSS)의 증가와 처리수의 수질을 관찰하였으며, 3개 단계에서는 폐수를 주입시키지 않고 포기만 실시하여 자산화에 의한 미생물의 감소를 관찰하였다. 그리고 폐수가 주입된 4개 단계 중의 3개 단계에서 미생물의 자산화에 의한 처리수의 수질 변화를 관찰하였다.

Fig. 2는 전체 실험기간 중의 MLSS농도의 변화를 나타낸 것으로, 반응조가 하수처리장 반응슬러지로 식종된 후 초기의 14일간은 성장한 미생물이 여과막에 부착성장하거나 혼합액 내에 부유성장하면서 MLSS농도가 3,020~3,670 mg/L 사이에서 변화하는 양상을 나타내었다. 실험 시작 후 15일부터 197일까지의 I단계 실험에서는 폐수를 주입함에 따라 반응조 내의 MLSS농도가 점차적으로 증가하는 경향을 나타내어 197일에는 MLSS농도가 17,550 mg/L에 도달하였다. Fig. 2에 의하면 I단계 실험기간이 MLSS농도 증가율이 낮은 전반부와 높은 후반부의 두 구간으로 나누어지는데, 이는 전반부에서는 성장한 미생물의 상당 부분이 여과막에 부착하여 생물막을 형성하는 데 기여하였으며, 생물막이 어느 정도 충분히 형성된 후반부에서는 성장한 미생물이 반응조 내에 부유하였기 때문으로 판단된다.

실험 시작 후 208~386일 사이의 III단계 실험에서는 MLSS 농도가 10,115 mg/L에서 30,830 mg/L까지, 그리고 409~498일 사이의 V단계 실험에서는 19,720 mg/L에서 31,140 mg/L까지 증가하였다. 그러나 그 증가율이 낮은 초기, 가장 높은 증기 및 다시 둔화된 후기의 3단계로 뚜렷이 구분됨

으로써 I단계 실험의 결과와 다른 양상을 나타내었는데, 후기에 증가율이 둔화된 것은 미생물 농도의 증가에 의한 F/M비의 감소에도 그 원인이 있겠지만 MLSS농도의 증가로 포기에 의한 전단력이 약화되면서 여과막에 형성된 미생물막의 두께가 증가한 데도 그 원인이 있을 것으로 추정된다.

II, IV 및 VI단계 실험에서는 폐수의 주입을 중단하고 포기만 실시함으로써 미생물의 내생호흡에 의하여 MLSS농도가 감소하였는데, 197~208일 사이의 II단계에서는 MLSS농도가 17,550 mg/L에서 10,115 mg/L까지, 386~409일 사이의 IV단계에서는 30,830 mg/L에서 19,720 mg/L까지, 그리고 498~549일 사이의 VI단계에서는 31,140 mg/L에서 22,120 mg/L까지 감소하였다.

마지막으로 폐수가 주입된 549~579일 사이의 VII단계 실험에서는 반응조의 MLSS농도가 증가하는 양상을 나타내었지만 I, III 및 V단계의 전반부와 같이 미생물 증가율이 매우 낮게 나타났다.

2.2절에서 언급된 바와 같이 유입폐수는 SS를 전혀 함유하지 않고 COD농도가 264~339 mg/L 범위에서 거의 일정하였으며, 유효용적이 12 L인 여과막 반응조의 HRT가 9.6 hr 되도록 폐수를 30 L/day의 율로 주입함으로써 유기물 용적부하는 거의 일정하게 유지되었다. 그러나 반응조의 MLSS 농도가 증가함에 따라 Table 2에 제시된 바와 같이 F/M비가 최초의 0.24 g COD/g MLSS-day에서 점차 감소하여 III단계 실험에서는 최저 0.02 g COD/g MLSS-day까지 감소함으로써 슬러지 생성량을 줄일 수 있는 원인을 제공하였다. 예를 들어, Innocenti 등³⁴⁾은 MBR의 MLSS농도를 4 g/L에서 9 g/L로 증가시켰을 때 슬러지 생성량이 84%, 그리고 다시 17 g/L로 증가시켰을 때 75% 감소한 것으로 보고하였다.

Table 2. Variation in MLSS concentration and F/M ratio during the wastewater feeding periods

Exp. Stage	Day		Period (day)		F/M ratio (g COD/g MLSS-d)	MLSS (mg/L)	MLVSS /MLSS
	from	to					
I	15	197	182	Max.	0.24	18,290	0.91
				Min.	0.04	3,000	0.81
				Avg.	0.10	9,430	0.87
III	213	384	171	Max.	0.07	30,530	0.87
				Min.	0.02	10,883	0.83
				Avg.	0.04	19,929	0.86
V	417	495	78	Max.	0.04	31,010	0.85
				Min.	0.02	21,160	0.84
				Avg.	0.03	25,327	0.85
VII	550	579	29	Max.	0.03	25,260	0.92
				Min.	0.03	23,430	0.91
				Avg.	0.03	24,331	0.91

식중에 이용된 I시 S하수종말처리장의 반송슬러지는 MLVSS/MLSS비가 0.78의 값을 나타내었으나 실험이 진행됨에 따라 Table 2에서 보는 바와 같이 그 비가 최대 0.92까지 증가하였다. 통상 활성슬러지공법을 낮은 F/M비에서 긴 SRT로 운전하면 VSS의 분해 및 FSS의 축적으로 MLVSS/MLSS비가 점감하는 것으로 알려져 있다. 그러나 본 연구에서는 도리어 MLVSS/MLSS비가 증가하는 현상을 나타내었는데, 그 원인을 정확히 알 수 없으나 유입수가 FSS를 전혀 함유하지 않은 대신 미생물에 의하여 분해되지 않는 비활성 바이오매스 (refractory inactive biomass)⁴⁰⁾가 축적한 데 그 원인이 있는 것으로 추정된다.

3.2. 폐수처리 효율

폐수가 주입된 I, III, V 및 VII단계 실험결과 중에서 호기성 소화기간(II, IV 및 VI단계)의 영향을 제외한 정상상태의 폐수처리효율을 요약하여 Table 3에 제시하였다. 2.2절에서 언급된 바와 같이 유입폐수는 SS를 전혀 함유하지 않았으며, 과거의 연구결과에 의하면³⁶⁻³⁹⁾ 부직포 여과막 생물반응조로 폐수를 처리하는 경우에 처리수의 SS농도는 특수한 경우를 제외하고는 항상 2 mg/L 이하로 측정되었으므로 본 연구에서도 처리수의 SS 농도를 측정하지 아니하고 2 mg/L로 가정하였다.

Table 3에 제시된 바와 같이 I 및 VII단계 실험에서는 처리수의 pH가 유입수의 pH보다 평균적으로 0.2단위 이상 높은 값을 보였으나 III 및 V단계 실험에서는 도리어 약 0.2단위 낮은 값을 보였다. 폐수처리 과정에서의 pH변화는 유기물의 산화 및 CO₂의 생성에 따른 H⁺이온의 생성, 유기산의 섭취 분해에 따른 H⁺이온의 소모, 미생물 성장을 위한 암모니아의 섭취에 따른 H⁺이온의 생성, 폭기에 의한 CO₂의 탈기,^{41,42)} 질산화에 의한 H⁺이온의 생성과 탈질에 의한 H⁺이온의 소모⁴³⁾ 등의 복잡한 현상에 의하여 결정되므로 본 연구에서의 pH 변화 원인을 정확히 알 수 없었다.

Table 3. Summary of the wastewater treatment results

Exp. Stage		pH		Alkalinity (mg/L)		TCOD (mg/L)		T-N (mg/L)		T-P (mg/L)	
		inf.	eff.	inf.	eff.	inf.	eff.	inf.	eff.	inf.	eff.
		I	Max.	7.78	8.10	300	250	339	38.0	21.9	19.7
	Min.	6.50	6.90	120	0.2	264	1.6	13.2	8.8	3.8	1.1
	Avg.	7.17	7.43	185	110	307	11.3	17.0	12.8	4.5	3.4
III	Max.	7.96	7.66	231	141	317	15.9	21.1	16.8	5.8	4.1
	Min.	7.04	6.50	164	81	275	2.6	14.3	7.1	3.6	0.8
	Avg.	7.47	7.28	196	113	300	5.5	17.3	11.3	4.8	1.8
V	Max.	7.60	7.44	204	115	311	12.7	16.6	14.1	5.1	1.6
	Min.	7.27	7.16	192	108	301	6.4	16.1	12.3	4.6	1.2
	Avg.	7.46	7.24	199	112	307	7.9	16.3	13.1	4.9	1.5
VII	Max.	7.92	8.25	224	170	309	9.7	14.6	12.4	5.3	4.1
	Min.	7.67	7.78	223	126	301	6.4	13.8	2.9	5.0	0.4
	Avg.	7.78	8.00	231	154	305	7.4	14.2	8.6	5.2	2.1

그러나 알칼리도 면에서는 처리수의 알칼리도가 유입수의 알칼리도보다 항상 낮은 값을 보였다. 본 연구에 사용된 합성폐수의 NO₃-N 농도는 1 mg/L 이하의 값을 나타내었으며, 반응조의 DO농도가 4 mg/L 이상으로 유지되도록 항상 포기 되었으므로 탈질은 진행되지 않은 것으로 추측할 수 있다. 따라서 처리수의 NO₃-N는 대부분 유입수 내의 NH₃-N가 질산화된 것으로 볼 수 있다. 1 mg/L의 NH₃-N가 NO₃-N로 질산화되는 데 7.08 mg/L의 알칼리도가 소모되므로⁴³⁾ Table 3의 자료로부터 알칼리도 감소량과 질산화에 의한 이론적 알칼리도 소모량을 계산하면 Table 4에 주어진 값들을 구할 수 있으며, 결국 본 연구에서 폐수처리과정에서의 알칼리도 감소량이 질산화에 의한 알칼리도 소모량과 거의 동일함을 알 수 있다.

처리수의 COD 농도는 1.6~38.0 mg/L의 범위에서 변하였지만 대부분의 경우 10 mg/L 이하의 낮은 값을 보였다. 과거의 연구결과³⁶⁻³⁹⁾에 의하면 부직포 여과막 생물반응조에서는 반응조 내의 MLSS농도를 높게 유지할 수 있어 F/M비를 낮게 할 수 있으며 또한 부직포 자체와 부직포 표면 및 내부에 형성된 생물막에 의한 여과작용으로 SS의 유실을 막을 수 있기 때문에 처리수의 BOD 농도가 매우 낮게 유지될 수 있는 것으로 판명되었다. 본 연구에서는 2.2절에서 언급된 바와 같이 유입수의 탄소원이 미생물에 의하여 잘 분해되는 설탕(sucrose)이었으므로 처리수의 COD는 주로 SMP(soluble microbial products)중의 난분해성에 의한 것으로 추정된다.⁴⁰⁾

Table 4. Average alkalinity consumption

Exp. Stage	Measured (mg/L)	Estimated from nitrification (mg/L)
I	75	90
III	83	80
V	87	83
VII	77	61

Table 5. Observed microbial growth coefficients(Y_{obs}) computed from the results of the experiment

Exp. Stage	ΔCOD (g)	$\Delta MLSS$ (g)	$Y_{obs} = \Delta MLSS / \Delta COD$ (g MLSS/g COD)
I	1,624.8	174.6	0.107
III	1,552.8	248.6	0.160
V	756.1	137.0	0.181
VII	265.1	37.7	0.142
Avg.			0.148

3.3. 미생물 성장계수 값의 추정

3.3.1. 부유성장 미생물의 양에 근거한 추정

폐수가 주입된 I, III, V 및 VII단계 실험기간에 대하여 COD제거량(ΔCOD) 및 MLSS증가량($\Delta MLSS$)에 근거하여 실제 관측된 미생물 성장계수(Y_{obs})값을 구한 결과 Table 5의 자료를 얻을 수 있었다.

그러나 Table 5에 제시된 Y_{obs} 값들은 반응조 내에 부유성장하는 미생물만 고려한 값들이며, 여과막에 부착성장한 미생물까지 고려한다면 Y_{obs} 값들은 더 클 것이다. 그러나 실험기간 중 여과막에 부착성장한 미생물들의 양을 측정할 수 없어 정확한 Y_{obs} 값들을 구할 수 없었지만, Fig. 2에 도시된 MLSS 변화곡선을 관찰하면 I, III 및 V단계 실험기간 중 전반부와 후반부에는 MLSS 증가율이 낮고 각각 I', III' 및 V'로 표시된 중간부분에서 MLSS 증가율이 가장 크다는 것을 알 수 있으며, 이의 원인으로 미생물의 부착성장 여부가 3.1절에 제안되었다. 따라서 중간부분에서의 Y_{obs} 값이 실제 Y_{obs} 값을 더 정확히 대표할 것으로 판단되어 Table 5에서의 Y_{obs} 값 계산방법에 따라 $Y_{m,obs}$ 값을 계산하여 그 결과를 Table 6에 제시하였다.

3.3.2. 물질수지에 의한 추정

전체 실험기간에 걸쳐 MLSS의 물질수지를 확인한 결과 MLSS농도 측정에 사용된 양이 102,901 mg, 3.2절에서 언급한 바와 같이 처리수의 SS농도를 2 mg/L로 가정하였을 때 처리수 내의 SS양이 29,520 mg, seeding용 슬러지의 VSS는 모두 분해되고 FSS는 잔류하는 것으로 가정할 때 잔류한 FSS의 양이 7,973 mg, 실험기간 후 반응조 내에 부유상태로 잔류한 MLSS의 양이 303,726 mg, 그리고 실험 전후 여과막 주머니의 무게를 측정한 결과 여과막에 부착한 SS의 양이 170,000 mg이었으므로 결국 MLSS 생성량은 598,174 mg으

Table 6. The maximum observed microbial growth coefficients ($Y_{m,obs}$) for each experimental stage

Exp. Stage	Day		Period (day)	ΔCOD (g)	$\Delta MLSS$ (g)	$Y_{m,obs} = \Delta MLSS / \Delta COD$ (g MLSS/g COD)
	from	to				
I'	124	183	59	532.1	89.0	0.167
III'	295	335	40	354.7	124.6	0.351
V'	426	454	28	251.0	64.0	0.255
Avg.						0.258

로 계산된다. 전체 실험기간 중 제거된 COD의 양이 4,298,733 mg으로 계산되었으므로 전체 실험기간에 대한 미생물 성장계수 값은 0.139 mg MLSS/mg COD로 계산되며, 이는 Table 5에 제시된 Y_{obs} 값들에 매우 근사함을 알 수 있다.

3.3.3. COD 및 N 제거량에 근거한 추정

폐수가 주입된 460일의 실험기간 중 유입폐수의 COD농도는 평균 304.3 mg/L이었으며 정상상태 기간의 처리수의 COD농도는 평균 8.3 mg/L이었으므로(Table 3 참조) 평균적으로 296 mg/L의 COD가 미생물에 의하여 제거된 셈이다. 미생물의 분자식을 $C_5H_7O_2N$ (분자량 = 113)로 가정한다면⁴⁴⁾ 질소분율이 12%이고 미생물(VSS) 1 mg/L은 1.42 mg/L의 COD에 해당하므로 25.02 mg/L(= 296 × 0.12/1.42)의 N가 제거되어야 한다. 그러나 Table 2 및 Table 3의 자료에 의하면 유입수의 N농도는 평균 16.82 mg/L이고 처리수의 N농도는 평균 12.03 mg/L이므로 4.79 mg/L의 질소가 제거된 셈이며, Table 2의 자료에 의하면 MLVSS/MLSS비가 평균 0.865이므로 제거된 COD의 22.1%(= 4.79/(25.02 × 0.865))가 미생물체로 합성된 것으로 계산되어, Table 6에 제시된 $Y_{m,obs}$ 값과 매우 유사함을 알 수 있다.

이와 같이 본 연구에서 측정된 미생물 성장계수 값이 종속영양 미생물들의 성장계수 값으로 대표되는 0.4 g VSS/g COD⁴⁵⁾에 비하면 훨씬 낮은 값이므로 본 연구에서 채택된 부직포 여과막 생물반응조에서는 MLSS농도를 높게 유지함으로써 F/M비를 낮게 유지할 수 있어 슬러지 생성량을 크게 줄일 수 있음을 알 수 있다. Bhatta 등³⁵⁾은 MBR에서 MLSS농도를 증가시켜 SRT를 500일로 증가시켰을 때 슬러지 생성계수가 0.04~0.09 kg MLSS/kg BOD의 낮은 값을 보인 것으로 보고하였다.

3.4. 내생분해계수

미생물은 외부에서 기질이 제공되지 않는 경우에도 운동, 유지보수, 재합성, 삼투압 조절, 능동적인 물질수송, 열손실 등을 위하여 세포를 산화시켜 생명유지에 필요한 에너지를 얻는데 이를 내생호흡(endogenous respiration), 내생분해(endogenous decay), 또는 자산화(autooxidation)라고 하며, 이를 식으로 표현하면 식 (1)과 같다.

$$\frac{dX_a}{dt} = -bX_a \tag{1}$$

위의 식에서 : b = 내생분해계수
 X_a = 활성 biomass
 t = 시간

실험기간 중 폐수를 주입하지 않고 포기만 시켜 반응조 내의 MLSS를 호기성 소화시킨 II, IV 및 VI단계실험의 결과로부터 식 (1)을 이용하여 각 단계별로 초기 및 최후의 MLSS 농도값만을 사용하여 내생분해계수 b 를 계산한 결과 Table 7의 자료를 얻을 수 있었다.

Table 7. Computed endogenous decay coefficients

Exp. Stage	Day		Period (day)	Initial MLSS (mg/L)	Final MLSS (mg/L)	Endogenous decay coefficient (b) (/day)
	from	to				
II	197	208	11	17,550	10,115	0.0501
IV	386	409	23	30,830	19,720	0.0194
VI	498	549	51	31,140	22,120	0.0067

Fig. 3은 Table 7에 주어진 각 실험단계별 내생분해계수(b) 값을 사용하여 계산한 이론적인 MLSS농도의 변화와 Fig. 2에 주어진 실제 측정값을 비교한 것으로 실제 측정값이 이론값에 근접함을 알 수 있다.

미생물의 내생분해계수 값은 미생물의 종류에 따라 그 값이 다를 수 있지만⁴⁰⁾ 본 연구에서와 같이 일정한 성상의 폐수가 일정한 체류시간에서 처리된 경우에는 일정한 값을 나타내어야 할 것이다. 그러나 Table 7에 주어진 자료에 의하면 시간이 경과함에 따라 내생분해계수 값이 점차 감소하는 경향을 나타내었는데, 이는 MLSS가 모두 활성이 있는 미생물로 구성되지 않고 실험기간이 경과함에 따라 미생물에 의하여 분해되지 않는 비활성 바이오매스가 축적함으로써 MLSS의 활성도가 감소한 데 그 원인이 있는 것으로 판단된다. 따라서 반응조 내 미생물의 활성도를 좀 더 정확히 나타내기 위하여 MLSS농도 대신 MLVSS농도를 사용하기도 한다. 그러나 Table 2에 주어진 각 실험단계별 MLVSS/MLSS비를 보면 본 연구에서는 MLVSS/MLSS비가 I, III 및 V단계 실험에서는 시간이 경과함에 따라 조금 감소하는 듯한 경향을 나타내었고 VII단계 실험에서는 도리어 증가하는 특이한 경향을 나타내었지만 큰 차이를 나타내지 않았으므로 내생분해계수 산정시 MLVSS농도를 이용하더라도 MLSS농도를 이용하는 경우와 거의 동일한 결과를 나타내게 된다.

따라서 MLSS의 활성도를 좀 더 정확히 파악하기 위하여 유기물 공급이 없는 내생호흡 단계에서 산소섭취율(oxygen uptake rate : OUR)을 측정된 결과 Table 8에 주어진 값을 얻었다.

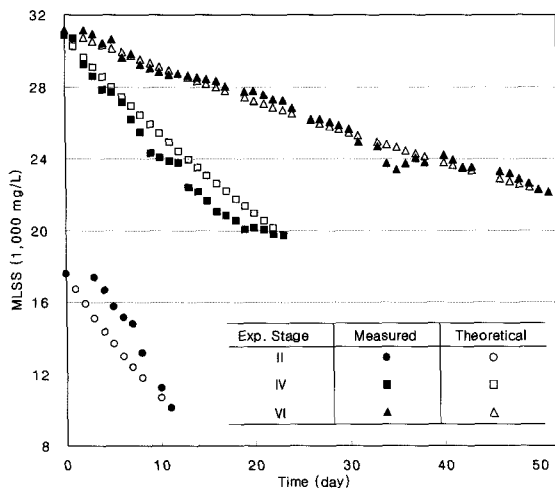


Fig. 3. Comparison between measured and theoretical endogenous decay of MLSS.

Table 8. Oxygen uptake rates of the MLVSS at various endogenous respiration states

Sample No.	Exp. Day	MLVSS (mg/L)	OUR		Remarks
			mg O ₂ /L-hr	mg O ₂ /mg MLVSS-hr	
1	1	980	10.80	0.011	Seeding sludge
2	452	25,355	27.36	0.001	Feeding period
3	511	28,640	4.68	0.00016	No feeding period
4	541	23,530	6.12	0.00026	No feeding period

Table 8에서 시료 1은 반응조의 식종을 위하여 하수처리장에서 채취한 반응슬러지로, OUR이 0.011 mg O₂/mg MLVSS-hr로 가장 높았다. 시료 2는 실험이 시작된 후 452일째에 반응조에서 채취한 슬러지로 Fig. 2를 참조하면 폐수가 주입된 V단계 실험기간 중 MLSS농도 증가율이 가장 높을 경우에 해당하며, OUR이 시료 1의 1/10정도로써 그만큼 활성미생물의 농도가 낮음을 알 수 있다. 시료 3과 시료 4는 모두 폐수가 주입되지 않고 포기만 실시된 IV단계 실험기간 중의 슬러지로서 시료 2에 비하여 OUR이 더욱 감소하였음을 알 수 있다. 이론적으로는 시료 4의 OUR이 시료 3의 OUR보다 낮아야 하겠지만 실제로는 더 높게 측정되었는데 그 원인을 정확히 알 수 없으나 실험오차, 미생물 분해산물의 차이 등에 그 원인이 있는 것으로 추정된다.

이들 실험결과로 보아 본 연구에서 채택된 부직포 여과막 생물반응조에서는 폐수처리 기간이 경과할수록 MLSS농도는 계속 증가하지만 활성 미생물의 분율이 점감함으로써 반응조의 미생물 농도를 나타내기 위하여 사용되는 MLSS 또는 MLVSS농도가 부정확한 값이 되며, 따라서 g COD/g MLSS-day 단위로 표현되는 F/M비도 참된 F/M비가 되지 못한다는 것을 알 수 있다.

3.5. 호기성 소화시의 처리수 수질 변화

Fig. 2에 도시된 바와 같이 II, IV 및 VI단계 실험에서는 폐수를 주입하지 않고 포기만 시켜 호기성 소화가 진행되도록 하였다. 호기성 소화시에는 외부로부터 기질이 공급되지 않으므로 반응조 내의 미생물들은 자산화함으로써 필요한 기질을 공급받아야 하므로 결국 활성 미생물의 양은 감소하게 되고 혼합액 내에는 각종 미생물 산물(microbial products)이 축적하게 된다.

폐수를 주입하지 않아 처리수가 발생하지 않는 호기성 소화기간 후 폐수를 주입하면 초기에는 처리수가 미생물 산물까지 함유하여 유출되므로 처리수의 수질이 악화된다. 본 연구에서도 II, IV, 및 VI단계 실험기간 직후의 처리수를 Fig. 4의 예와 같이 측정된 다음 정상상태에서의 수질을 고려하여 자산화에 의한 각종 오염물의 발생량을 계산한 결과 Table 9의 자료를 얻었다.

Table 9에 제시된 호기성 소화의 결과를 보면 슬러지의 호기성 소화시 남는 유기물(COD)의 양이 특히 적음을 알 수 있는데, 이는 세포의 자산화시 방출되는 유기물이 활성 미생물에 의하여 기질로 이용됨으로써 소화기간이 길면 길수록

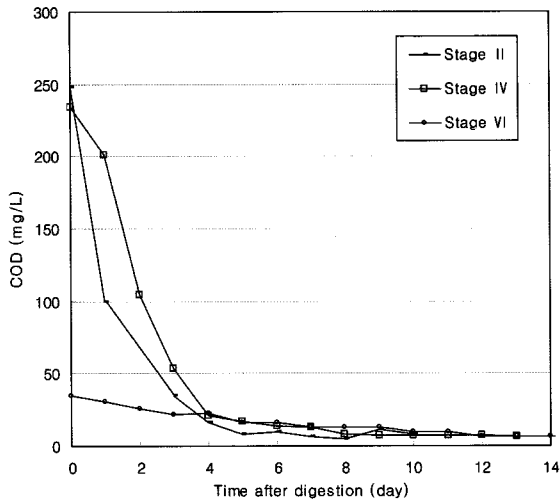


Fig. 4. Effects of aerobic digestion on effluent COD concentration.

Table 9. The amounts of pollutants leached during aerobic digestion

Exp. Stage	Period (day)	ΔCOD (g COD/g MLSS)	ΔT-N (g N/g MLSS)	ΔT-P (g P/g MLSS)
II	11	0.144	0.0468	0.0196
IV	23	0.133	0.0603	0.0154
VI	51	0.036	0.0235	0.0272

잔류하는 유기물의 양이 감소하는 데 그 원인이 있는 것으로 판단된다.

본 실험에서 호기성 소화 후 잔류하는 T-N은 TKN과 NO₃-N으로 구성되었으며 NO₂-N은 측정되지 않았다. 호기성 소화 후 잔류하는 T-N중의 TKN 비율이 II단계 실험에서는 68.4% 그리고 IV단계 실험에서는 88.7%였으나 VI단계 실험에서는 13.6%로 크게 감소하였는데, 이는 세포의 자산화시 방출되는 질소화합물이 단백질 등 주로 TKN 상태이지만 포기가 진행됨에 따라 NO₃-N로 산화하는 데 그 원인이 있는 것으로 판단되며, 특히 VI단계 실험에서의 T-N 발생량이 소화된 MLSS 1 g 당 0.0235 g으로 낮은 것은 긴 소화기간중 용액 중의 NO₃가 여과막에 형성된 생물막으로 확산하여 준호기성 상태에서 탈질된 데 그 원인이 있는 것으로 추정된다.³⁶⁾ MLSS의 자산화시 방출된 인의 양이 II단계 및 IV단계 실험에서 각각 0.0196 g P/g MLSS 및 0.0154 g P/g MLSS로 비슷하지만 VI단계에서는 0.0272 g P/g MLSS로 높은데 그 원인을 알 수는 없었다.

위에서 설명된 바와 같이 부직포 여과막 생물반응조에서는 폐수 주입을 중단하고 포기시키면 슬러지의 호기성 소화에 의하여 폐슬러지의 양은 감소하지만 다시 폐수를 주입시키면 초기에 처리수의 수질이 악화되므로 설계 및 운전시 이에 대한 고려가 요망된다.

4. 결론

포기되는 부직포 여과막 생물반응조에 COD 농도가 약 300

mg/L이고 SS를 함유하지 않는 합성폐수를 HRT가 9.6 hr이 되도록 주입하여 처리하거나 또는 폐수 주입을 중단하여 MLSS를 자산화시키는 실험을 반복하여 다음과 같은 결과를 얻을 수 있었다.

1) MLSS농도가 폐수주입 여부에 따라 최저 3,000 mg/L 그리고 최고 31,010 mg/L 사이에서 증감함으로써 MLSS농도를 높게 유지할 수 있었다.

2) MLSS농도가 증가함에 따라 F/M비는 최초의 0.24 g COD/g MLSS-day에서 최저 0.02 g COD/g MLSS-day까지 감소하였다.

3) 처리수의 COD농도는 대부분의 경우 10 mg/L 이하의 낮은 값을 나타내었지만 질소제거효율은 평균 28.5%의 낮은 값을 보였다.

4) 폐수 주입기간 중 반응조 내의 MLSS농도 및 전체 실험기간의 물질수지에 근거한 미생물 성장계수 값이 각각 평균 0.148 g MLSS/g COD 및 0.139 g MLSS/g COD로 계산되었으며, 이는 종속영양 미생물들의 성장계수 값으로 대표되는 0.4 g VSS/g COD에 비하여 훨씬 낮았다.

5) 폐수 주입이 중단된 호기성 소화기간 중의 내생분해계수 값이 0.0067~0.0501/day로 실험기간이 경과함에 따라 그 값이 감소하는 경향을 보였다.

6) 측정된 내생분해계수 값과 산소섭취율에 의하면 실험기간이 경과함에 따라 MLSS의 활성도가 감소하는 것으로 판단된다.

7) 호기성 소화시 MLSS 단위 무게당 폐수 내로 용출되는 유기물과 질소화합물의 양은 소화기간이 길어짐에 따라 대체적으로 감소하는 경향을 나타내었다.

위의 실험 결과로 보아 부직포 여과막 생물반응조에서는 MLSS농도를 높게 유지함으로써 F/M비를 낮게 유지하고 SRT를 길게 유지할 수 있어 슬러지 발생량을 감량화시킬 수 있는 것으로 판단된다.

사 사

이 논문은 인하대학교의 지원에 의하여 연구되었음.

참고문헌

1. Vesilind, P. A. and Spinoso, L., "Production and regulations: Sludge into Biosolids - Processing, Disposal, Utilization," Spinoso, L. and Vesilind, P. A.(Eds.), IWA publishing, London, pp. 3~18(2001).
2. Egemen, E., Corpening, J., and Nirmalakhadan, N., "Evaluation of an ozonation system for reduced waste sludge generation," *Water Sci. Technol.*, **44**(2-3), 445~562(2001).
3. Kroiss, H., "What is the potential for utilizing the resources in sludge," *Water. Sci. Technol.*, **49**(10), 1~10 (2004).

4. Canales, A. P. and Poles, J. L., "Decreased sludge production strategy for domestic wastewater treatment," *Water Sci. Technol.*, **30**(8), 97~106(1994).
5. Kim, J. S., Lee C. H., and Chang I. S., "Effect of pump shear on the Performance of a crossflow membrane bioreactor," *Water Res.*, **35**(9), 2137~2144(2001).
6. Yoon, S. H., Kang, I. J., and Lee, C. H., "Fouling of inorganic membrane and flux enhancement in membrane-coupled anaerobic bioreactor," *Sep. Sci. Technol.*, **34**(5), 709~724(1999).
7. Chiu, Y. C., Chang, C. N., Lin, J. G., and Huang, S. J., "Alkaline and ultrasonic pretreatment of sludge before anaerobic digestion," *Water Sci. Technol.*, **36**(11), 155~162(1997).
8. Muller, J. A., "Prospects and problems of sludge pretreatment processes," *Water Sci. Technol.*, **44**(10), 121~128(2001).
9. Jolis, D., Jones, B., Marneri, M., Kan, H., and Jones, S., "Thermal hydrolysis pretreatment for high solids anaerobic digestion," *Proceedings of 10th Anaerobic Digestion World Congress*, Vol. II, Montreal, Canada, Aug. 29-Sept. 2, pp. 1113~1120(2004).
10. Skiadas, I. V., Gavala, H. N., Lu, J., and Ahring, B. K., "Thermal pre-treatment of primary and secondary sludge at 70°C prior to anaerobic digestion," *Proceedings of 10th Anaerobic Digestion World Congress*, Vol. II, Montreal, Canada, Aug. 29-Sept. 2, pp. 1121~1124(2004).
11. Sakai, Y., Fukase, T., Yasui, H., and Shibata, M., "An activated sludge process without excess sludge production," *Water Sci. Technol.*, **36**(11), 163~170(1997).
12. Di Iaconi, C., Bonemazzi, F., Lopez, A., and Ramadori, R., "Integration of chemical and biological oxidation in a SBBR for tannery wastewater treatment," *Water. Sci. Technol.*, **50**(10), 107~114(2004).
13. Rosenberger, S., Witzig, R., Manz, W., Szewzyk, U., and Kraume, M., "Operation of different membrane bioreactors: experimental results and physiological state of the microorganisms," *Water Sci. Technol.*, **41**(10-11), 269~277(2000).
14. Yoon, S. H., Kim, H. S., and Jung, Y. C., "Effect of acidity consumption /production on the pH of aeration tank during the biodegradation of acetic acid/epichlorohydrin," *Water Res.*, **36**, 2695~2702(2002).
15. Yasui, H., Nakamura, K., Sakuma, S., Iwasaki, M., and Sakai, Y. A., "Full-scale operation of a novel activated sludge process without excess sludge production," *Water Sci. Technol.*, **34**(3-4), 395~404(1996).
16. Lee, N. M. and Welander, T., "Reducing sludge production in aerobic wastewater treatment through manipulation of the ecosystem," *Water Res.*, **30**(8), 1781~1790(1996).
17. Rensink, J. H. and Rulkens, W. H., "Using metazoa to reduce sludge production," *Water Sci. Technol.*, **36**(11), 171~179(1997).
18. Lee, N. M. and Welander, T., "Use of protozoa and metazoa for decreasing sludge production in aerobic wastewater treatment," *Biotech. Lett.*, **18**(4), 429~434(1996).
19. Ratsak, C. H., Kooi, B. W., and van Verseveld, H. W., "Biomass reduction and mineralization increase due to ciliate *Tetrahymena pyriformis* grazing on the bacterium *Pseudomonas fluorescens*," *Water Sci Technol.*, **29**(7), 119~128(1994).
20. Lee, Y. and Oleszkiewicz, J. A., "Effects of predation and ORP conditions on the performance of nitrifiers in activated sludge systems," *Water Res.*, **37**, 4202~4210(2003).
21. McClintock, S. A., Pattarkine, V. M., and Randall, C. W., "Comparison of yields and decay rates for a biological nutrient removal process and a conventional activated sludge process," *Water Sci. Technol.*, **26**, 2195~2198(1992).
22. Barker, P. S. and Dold, P. L., "Sludge production and oxygen demand in nutrient removal activated sludge systems," *Water Sci. Technol.*, **34**(5), 43~50(1996).
23. Chen, G.-H., An, K.-J., Saby, S., Brois, E., and Djafer, M., "Possible cause of excess sludge reduction in an oxic-settling-anaerobic activated sludge process(OSA process)," *Water Res.*, **37**, 3855~3866(2003).
24. Saby, S., Djafer, M., and Chen, G. H., "Effect of low ORP in anoxic sludge zone on excess sludge production in oxic-settling-anoxic activated sludge process," *Water Res.*, **37**, 11~20(2003).
25. Chen, G. H., Mo, H. K., Saby, S., Yip, W. K., and Liu, Y., "Minimization of activated sludge production by chemically stimulated energy spilling," *Water Sci. Technol.*, **42**(12), 189~200(2000).
26. Low, E. W. and Chase, H. A., "Reducing production of excess biomass during wastewater treatment," *Water Res.*, **33**(5), 1119~1132(1999).
27. Mayhew, M. and Stephenson, T., "Biomass yield reduction: is biochemical manipulation possible without affecting activated sludge process efficiency?," *Water Sci. Technol.*, **38**, 137~144(1998).
28. Strand, S. E., Harem G. H., and Stensel, H. D., "Activated-sludge yield reduction using chemical uncouplers," *Water Environ. Res.*, **71**, 454~458(1999).
29. Yoon, S. H., Kim, H. S., and Yeom, I. T., "The optimum operational condition of membrane bioreactor(MBR): cost estimation of aeration and sludge treatment," *Water*

- Res.*, **38**, 37~46(2004).
30. Pouet, M. F., Grasmick, A., Homer, F., Nauleau, F., and Cornier, J. C., "Tertiary treatment of urban wastewater by cross flow microfiltration," *Water Sci. Technol.*, **30**(4), 133~139(1994).
 31. Trouve, E., Urbain, V., and Manem, J., "Treatment of municipal wastewater by a membrane bioreactor: results of a semi-industrial pilot-scale study," *Water Sci. Technol.*, **30**(4), 151~157(1994).
 32. Lubbecke, S., Vogelpohl, A., and Dewjanin, W., "Wastewater treatment in a biological high-performance system with high biomass concentration," *Water Res.*, **29**(3), 793~802(1995).
 33. Shimizu, Y., Okuno, Y., Uryu, K., Ohtsubo, S., and Watanabe, A., "Filtration characteristics of hollow fiber microfiltration membranes used in membrane bioreactor for domestic wastewater treatment," *Water Sci. Technol.*, **30**(10), 2385~2392(1996).
 34. Innocenti, L., Bolzonella, D., Pavan, P., and Cecchi, F., "Effect of sludge age on the performance of a membrane bioreactor: influence on nutrient and metals removal," *Desalination*, **146**, 467~474(2002).
 35. Bhatta, C. P., Matsuda, A., Kawasaki, K., and Omori, D., "Minimization of sludge production and stable operational condition of a submerged membrane activated sludge process," *Water Sci. Technol.*, **50**(9), 121~128(2004).
 36. Im, S. H., Bae, M. S., and Cho, K. M., "Treatment of sewage with a nonwoven fabric filter bioreactor," *J. of Korean Soc. on Wat. Qual.*, **19**(1), 99~107(2003).
 37. Hwang, D. Y., Kang, B. C., and Cho, K. M., "Effects of aeration/non-aeration time ratio on the removal of organic matter and nitrogen in sewage with intermittently aerated nonwoven fabric filter bioreactor," *J. of Korean Society Environ. Eng.*, **25**(2), 258~265(2003).
 38. Lee, J. H. and Cho, K. M., "Removal of organic and nitrogen in sewage using alternately intermittently aerated nonwoven fabric filter bioreactor," *J. of Korean Society Environ. Eng.*, **26**(2), 184~190(2004).
 39. Kim, T. S., Bae, M. S., and Cho, K. M., "Effects of hydraulic retention time and cycle time on the sewage treatment of intermittently aerated nonwoven fabric filter bioreactor," *J. of Korean Society Environ. Eng.*, **27**(1), 17~24(2005).
 40. Rittmann, B. E. and McCarty, P. L., *Environmental Technology : Principles and Applications*, McGraw-Hill (2001).
 41. Gernaey, K., Petersen, B., Ottoy, T. P., and Vanrolleghem, P. A., "Activated sludge monitoring with combined respirometric titrimetric measurements," *Water Res.*, **35**, 1280~1294(2001).
 42. Sin, G., Malisse, K., and Vanrolleghem, P. A., "An integrated sensor for the monitoring of aerobic and anoxic activated sludge activities in biological nitrogen removal plants," *Water Sci. Technol.*, **47**(2), 141~148(2003).
 43. Sedlak, R. I., *Phosphorus and Nitrogen Removal from Municipal Wastewater : Principles and Practice*, 2nd ed., Lewis Publishers(1991).
 44. Hoover, S. R. and Porges, N., "Assimilation of dairy wastes by activated sludge II : the equation of synthesis and oxygen utilization," *Sewage and Industrial Wastes*, **24**(1952).
 45. Metcalf & Eddy, Inc., *Wastewater Engineering : Treatment and Reuse*, 4th ed., McGraw-Hill(2003).