大韓環境工學會誌 · 論文 - Original Paper - 783～792, 2007.

부직포 여과막 생물반응조에서 알칼리도가 질산화 성능에 미치는 영향

배민수 · 안윤찬 · 장명배 · 조윤경* · 조광명†

인하대학교 사회개발시스템공학부 · *위스콘신대학교 토목환경공학부

(2006년 11월 22일 접수, 2007년 6월 27일 채택)

Effects of Alkalinity on the Nitrification Capability of Nonwoven Fabric Filter Bioreactor

Min-Su Bae · Yoon-Chan Ahn · Myung-Bae Jang · Yun-Kyung Cho* · Kwang-Myeung Cho†

School of Environmental and Civil Engineering, Inha University

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

ABSTRACT : To investigate the effects of alkalinity on the nitrification capability of the nonwoven fabric filter bioreactor(NFBR), an experiment was performed for 641 days at a hydraulic retention time of approximately 11 hours by changing the influent concentration of NH_3-N from 54 mg/L to 1,400 mg/L and alkalinity from 43 mg/L to 10,480 mg/L. The MLSS concentration reduced from an initial value of 2,650 mg/L down to 830 mg/L, then increased up to 8,340 mg/L. Though the volumetric loading rate varied in a range of 0.120～3.130 kg NH_3-N/m^3-day, the F/M ratio showed a narrow range of 0.067～0.414 kg NH_3-N/kg MLSS-day. The average nitrification efficiency at each experimental stage resulted in the range of 35.2～100%, and the maximum nitrification rate was 2.970 kg N/m^3-day or 0.489 g N/g MLVSS-day. The nitrifiers' fraction of the MLVSS increased up to 100% from an initial value of 7.1% and the biofilm formed on the nonwoven fabric filter showed a very low nitrifiers' fraction of mere 2.2%. The growth yield of the MLSS and the alkalinity consumption rate were computed to be 0.117 g VSS/g N removed and 7.08 g alkalinity/g NO_x^--N produced, respectively. Results of the research suggest that NFBR could be an adequate process for nitrification of wastewaters with high ammonia concentrations.

Key Words : *Nitrification, Bioreactor, Nonwoven Fabric, Alkalinity, Filtration*

요약 : 부직포 여과막 생물반응조의 질산화 성능을 파악하기 위하여 주입폐수의 암모니아 농도를 54～1,400 mg/L 그리고 알칼리도를 43～10,480 mg/L로 변화시키면서 약 11시간의 체류시간에서 641일간 실험을 실시한 결과 반응조의 MLSS농도는 최초의 2,650 mg/L에서 830 mg/L까지 감소하였다가 최고 8,340 mg/L까지 증가함으로써 반응조의 용적부하는 0.120～3.130 kg NH_3-N/m^3-day의 범위에서 변하였으나 F/M 비는 0.067～0.414 kg NH_3-N/kg MLSS-day의 적은 변화를 보였다. 각 실험단계별 평균 질산화 효율이 35.2～100%로서, 최대 질산화율은 2.970 kg N/m^3-day 또는 0.489 g N/g MLVSS-day로 나타났다. MLVSS의 질산화미생물 분율은 최초의 7.1%에서 최고 100%까지 변하였으나 부직포 여과막에 형성된 생물막의 경우에는 2.2%의 매우 낮은 값을 보였다. 미생물 성장계수는 0.117 g VSS/g N removed로 그리고 알칼리도 소모량은 평균 7.08 g alkalinity/g NOx-N produced로 측정되었다. 이러한 실험결과로 보아 부직포 여과막 생물반응조가 고농도 암모니아 폐수의 질산화에 적합한 공법으로 판단된다.

주제어 : 질산화, 생물반응조, 부직포, 알칼리도, 여과

1. 서 론

폐수 중의 각종 질소화합물이 제거되지 않고 수원으로 방출되면 용존산소를 소모시키고 부양화를 일으키며 어류에 독성을 미치는 등 각종 부작용을 일으킬 수 있으므로 폐수처리과정에서 파괴점 염소주입, 암모니아 탈기, 이온교환 등의 물리화학적 방법이나 질산화-탈질공정 등의 생물학적 방법에 의하여 제거된다.

질산화-탈질공정에 의한 생물학적 질소제거공법은 폐수가 탈질에 필요한 유기물을 충분히 함유하지 않을 경우 탄소원을 보충해 주어야 하는 단점이 있지만 물리화학적 공법에 비하여 경제적이고 환경친화적이므로 대부분의 폐수처리장에서 채택되고 있다.

질산화-탈질공정에서는 폐수 내에 존재하는 환원상태의 질소화합물을 호기성 상태에서 독립영양균을 이용하여 아질산염이나 질산염으로 산화시킨 다음, 준호기성 상태에서 종속영양균을 이용하여 질소가스로 환원시킴으로써 제거하게 되는데 종속영양균인 탈질균에 비하여 독립영양균인 질산화균은 비성장계수가 낮아 성장속도가 느리고 온도, pH, 독성물질 등 환경에 더 민감하며,[1～3] 또한 기체-액체간 면적이 큰 상향류 유동상(upflow fluidized bed)에서는 입상화(granulation)가 가능하지만 세포외 polysaccharides를 생산하지 않아 생물막을 형성하기 어려우므로 반응조 내에 대량으로 유지하기가 어려워[4] 생물학적 질소제거공정에서는 탈질단계보다 질산화단계가 반응제한단계가 된다.

† Corresponding author
E-mail: kmcho@inha.ac.kr
Tel: 032-860-7502 Fax: 032-867-0864

따라서 반응조에서 자란 질산화균을 침전지에서 농축시킨 후 반응조로 반송시킴으로써 반응조의 질산화균 농도를 유지하는 재래식 활성슬러지공법이나 그 변법들에서는 반응조의 크기를 증가시키거나 낮은 질산화효율 등 문제점이 생기게 되며, 이러한 문제점들을 보완하기 위하여 별도의 반응조에서 배양시킨 질산화미생물을 반응조에 보충해 주는 외부질산화(external nitrification)공법[5,6] 또는 질소농도가 높은 슬러지 농축액이나 탈리액 등을 질산화/탈질시킨 다음 본류로 반송시키는 BABE(Bio Augmentation Batch Enhanced)공법[7,8]이 개발되었다.

의약품, 석유화학제품, 비료, 식품 등의 생산과정에서 배출되는 공장폐수, 쓰레기매립장 침출수, 축산폐수 등은 유기성 질소나 암모니아의 농도가 매우 높아[9,10] 유기물제거보다는 질소제거가 폐수처리의 주안점이 되는 경우가 많다.

부직포 여과막 생물반응조(nonwoven fabric filter bioreactor ; NFBR)는 중력흐름 하에서는 유량 flux가 낮다는 단점이 있지만 막 결합형 생물반응조(membrane bioreactor)와 마찬가지로 반응조 내에 미생물을 높은 농도로 유지할 수 있기 때문에[11~14] 유기물 농도가 높은 폐수의 경우에도 질산화가 잘 진행되어[12~14] 질산화에 유리한 폐수처리공법으로 판단된다.

질산화에 영향을 미치는 요소에는 pH, 온도, DO농도, F/M비, C/N비, 알칼리도, 독성 물질의 농도, 자유상태의 암모니아 및 아질산의 농도 등이 있다.[1] 본 연구에서는 이들 요소들을 모두 고려하기가 어려우므로 부직포 여과막 생물반응조가 미생물을 높은 농도로 유지할 수 있어 F/M비를 낮게 유지할 수 있는 장점을 이용하기 위하여 유입수의 암모니아 농도와 질산화에 필수적인 알칼리도만 변화시키면서 실험을 실시하여 부직포 여과막 생물반응조의 질산화 능력을 파악하였다.

2. 실험 재료 및 방법

2.1. 장치

실험에 사용된 NFBR은 Fig. 1에 나타낸 바와같이 내경이 19 cm이고 높이가 74 cm인 원주형의 투명한 아크릴관 내에 내경이 17 cm인 부직포 주머니를 설치한 것으로, 부직포 주머니 내부에 해당하는 반응조의 유효부피는 약 13.42 L, 그리고 유효면적은 약 0.29 m^2이었다. 여과막 주머니의 제작에 이용된 부직포는 polyester와 polypropylene을 약 65 : 35의 비율로 혼합하여 두께가 약 6 mm 그리고 단위중량이 약 1.06 kg/m^2되도록 제작된 것으로, 섬유가닥이 무질서하게 배열된 수많은 층으로 직조되어 공극(pore) 크기가 일정하지 않으나 전자현미경사진에 의하면 대략 100 μm로 추정되었다.

부직포 주머니의 바닥에 산기관을 설치하여 포기를 실시하였으며, 아크릴관 하부는 45° 경사지게 제작하여 처리수의 흐름을 원활하게 하였다. 부직포의 폐쇄에 의한 수위상승에 대비하기 위하여 반응조 바닥으로부터 63 cm 높이에 월류관을 설치하였지만 사용된 적은 없었다.

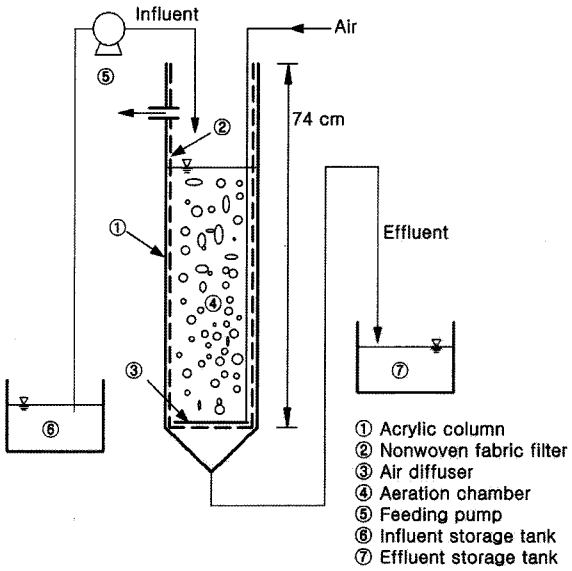

Fig. 1. Schematic diagram of the experimental system.

2.2. 방법

실험에 사용된 폐수는 수돗물에 필요한 양의 NH_4Cl, $NaHCO_3$ 및 KH_2PO_4를 용해시킨 것으로, NH_4Cl은 TKN농도로 최저 54 mg/L에서 최고 1,400 mg/L까지 증가시켜 반응조의 질소부하를 조정하였으며, $NaHCO_3$는 1 g의 암모니아가 질산화될 때 이론적으로 7.1 g의 알칼리도가 요구된다는 점[1]을 고려하여 주입량을 조절하였다. 그리고 KH_2PO_4는 미생물의 성장에 필요한 인을 공급하기 위하여 유입폐수의 인 농도가 3 mg/L가 되도록 하였다.

폐수는 30 L/day의 율로 반응조의 상부에서 자유낙하하도록 펌프로 연속주입되었으며, 처리수는 수두차에 의하여 부직포 주머니를 통과한 후 자연유출되도록 하였다. 따라서 반응조에서의 폐수체류시간은 10.74시간이 되었으며, 처리수는 1일간 모아 잘 혼합한 다음 분석용 시료를 채취하였다.

2.3. 분석

유입수 및 처리수에 대하여 pH와 알칼리도, TKN, NO_2^--N 및 NO_3^--N의 농도를, 그리고 반응조 내 혼합액에 대하여는 MLSS, MLVSS 및 DO의 농도 그리고 pH를 Table 1에 주어진 바와같이 Standard Methods[15]와 우리나라의 수질오염공정시험법[16]에 준하여 주 3회씩 분석하였다.

Table 1. Summary of the analytical methods

Parameter	Analytical methods
pH	pH meter(Orion 720A)
DO	DO meter(YSI Model 58)
Alkalinity	Titration Method(Standard Methods ; 2320 B)
SS	Korean Standard Method for Water Pollution(Advantec GS-25)
TKN	Macro Kjeldahl Method(Standard Methods ; 4500-Norg B)
NO_2^--N	Ion Chromatography(Young Lin Instrument)
NO_3^--N	Ion Chromatography(Young Lin Instrument)

3. 결과 및 고찰

서론에서 언급된 바와 같이 본 연구의 주목적이 부직포 여과막 생물반응조의 질산화 능력을 파악하는 것이므로 실험은 반응조의 암모니아 부하를 점차 증가시키는 방식으로 진행되었다.

Table 2에 요약된 바와같이 실험은 641일에 걸쳐 모두 13단계로 진행되었는데, 이들 실험단계는 주로 유입수의 암모니아농도의 증가에 의한 질소부하의 변화와 질산화에 필요한 알칼리도 공급량의 변화에 따라 구분되었다. 유입수의 TKN 농도는 52 mg/L에서 1,400 mg/L까지 그리고 알칼리도는 43 mg/L에서 10,480 mg/L까지 증가되었다. 유입수는 NO_2^--N를 전혀 함유하지 않았으며 NO_3^--N의 농도는 0.28～1.75 mg/L 범위를 보였는데 이는 유입폐수의 제조에 이용된 수돗물에 존재한 것으로 판단된다.

Fig. 2～4에 실험결과가 도시되어 있는데, 각 실험단계별로 간단히 설명하면, 1단계실험은 실험 시작단계로서 초기 10일간은 질산화효율이 낮고 pH가 저하하였으나 알칼리도를 증가시킨 후반기에는 질산화효율이 100%로 좋아졌다. 2단계실험에서는 유입수의 TKN농도와 알칼리도를 1단계의 약 2배로 증가시킨 결과 초기에는 질산화가 저조하고 아질산성 질소가 낮은 농도로 생성되었으나 후반기에는 질산화효율이 100%로 좋아졌다. 3, 4 및 5단계실험에서는 2단계와 비교하여 유입수의 TKN농도는 동일하게 유지하되 알칼리도는 3단계로 나누어 감소시킨 결과 알칼리도 주입농도가 감소함에따라 질산화효율이 악화되고 4 및 5단계실험에서는 처리수에 아질산성 질소가 낮은 농도로 측정되었다. 따라서 6단계실험에서는 알칼리도 주입농도를 2단계실험의 수준으로 증가시킨 결과 질산화효율이 거의 100%로 향상되었다. 7단계실험에서는 유입수의 TKN농도와 알칼리도를 6단계실험의 약 2배로 증가시켰는데 질산화효율이 6단계실험과 마찬가지로 거의 100%에 이르렀다. 8단계실험에서는 유입수의 TKN 농도 및 알칼리도를 7단계실험의 약 1.5배로 증가시켰지만 질산화효율은 여전히 100%에 가깝게 양호하였다. 유입수의 TKN농도 및 알칼리도를 8단계실험의 1.2～1.3배로 증가시킨 9단계실험에서는 초기에 질산화가 크게 악화되었지만 점차적으로 향상되어 평균 약 35.2%의 질산화효율을 보였다. 10단계실험에서는 1～9단계실험을 확인하는 의미로 유입수의 TKN 농도를 390 mg/L에서 710 mg/L까지 그리고 알칼리도는 50 mg/L에서 4,680 mg/L까지 점진적으로 증가시킨 결과 초기에는 질산화효율이 매우 낮았으나 약 10일 내에 질산화효율이 100%에 도달하였다. 11단계실험에서는 유입수의 평균 TKN 농도를 672 mg/L 그리고 알칼리도를 4,556 mg/L으로 실험이 진행되었지만 처리수의 NO_2^--N 농도가 급격히 증가하여 질산화효율은 약 7%에 그치고 아질산화효율이 93%로 지속되었다. 그러나 유입수의 TKN 및 알칼리도 평균농도를 11단계실험에 비하여 약간 낮은 각각 624 mg/L 및 4,378 mg/L로 유지한 12단계실험에서는 처리수의 NO_2^--N농도는 550 mg/L에서 0으로 점점 감소하고 NO_3^--N농도는 65 mg/L에서 600 mg/L로 점차 증가하였다. 마지막 13단계실험에서는 유입수의 TKN 농도를 622 mg/L에서 1,400 mg/L까지 그리고 알칼리도는 4,350 mg/L에서 10,480 mg/L까지 증가시켰는데 질산화효율이 거의 100%로 진행되었다.

Table 2. Description of the experimental stages

Exp. stage	Exp. date(day)	Influent concentration(mg/L)	
		TKN	Alkalinity
1	0～31	53.6(52.1～59.6)	380(43～470)
2	32～56	130.7(130.5～131.6)	1,058(1,037～1,080)
3	57～73	130.6(130.5～130.8)	780(770～790)
4	74～180	130.7(130.5～130.8)	672(660～690)
5	181～210	130.7(130.5～130.8)	565(560～570)
6	211～227	130.8(130.5～130.8)	1,035(1,030～1,050)
7	228～248	260.2(257.4～261.8)	2,021(1,960～2,050)
8	249～266	390.8(382.0～394.8)	3,029(2,970～3,080)
9	267～280	518.7(508.2～523.6)	3,542(3,480～3,580)
10	281～348	487.9(389.2～711.2)	3,213(50～4,680)
11	349～436	672.0(613.0～773.0)	4,556(4,120～4,900)
12	437～462	624.0(616.0～633.0)	4,378(4,330～4,400)
13	463～641	927.7(622.0～1,400.0)	6,740(4,350～10,480)

그러나 MLSS농도가 8,000 mg/L 이상으로 높아졌을 때 반응조에 거품이 많이 생성되면서 수위가 상승하여 유입수의 주입을 중단해야 하는 경우가 발생하였으며 또한 실험도 충분히 장기간 진행되었기 때문에 실험을 끝내었다.

Table 3에 제시한 바와같이 실험기간 중 질소 용적부하는 유입수의 암모니아농도를 증가시킴으로써 최저 0.120 kg NH_3-N/m^3-day에서 최고 3.130 kg NH_3-N/m^3-day까지 증가하였지만 F/M비는 실험이 진행됨에 따라 반응조의 미생물농도가 증가함으로써 최저 0.067 kg NH_3-N/kg MLSS-day에서 최고 0.414 kg NH_3-N/kg MLSS-day까지 증가하여 용적부하에 비하여 증가폭이 적었다.

3.1. 질산화

유입수의 TKN농도와 처리수의 TKN, NO_3^--N 및 NO_2^--N 농도의 변화를 Fig. 2에 나타내었다. 앞에서 언급된 바와같이 유입수는 NO_2^--N은 전혀 함유하지 않았고 NO_3^--N은 0.28～1.75 mg/L 함유하였다. NH_4Cl를 첨가하여 유입수의 질소농도를 조절하였기 때문에 유입수의 농도를 TKN 농도로 나타내었으며, 처리수는 질소부하에 따라 TKN, NO_2^- 및 NO_3^-의 일부 또는 전부를 함유하였기 때문에 모두 나타내었다.

Fig. 2의 실험결과에 근거하여 실험단계별로 처리수의 TKN, NO_2^--N 및 NO_3^--N 농도, 그리고 질산화효율과 질산화율의 평균값을 계산하여 Table 4에 제시하였는데, 이들 자료에 의하면 대부분의 실험단계에서 부하가 증가한 초기에는 질산화가 저조하여 처리수가 TKN이나 NO_2^-를 함유하였으나 빠른 기간내에 거의 완전한 질산화가 이루어졌음을 알 수 있다. 그러나 유입수의 TKN농도가 평균 518.7 mg/L로 유지된 9단계실험에서는 처리수의 TKN농도가 평균 343.7 mg/L로 높아 TKN

Table 3. Average MLSS concentration and NH_3-N loading rate for each experimental stage of the NFBR

Exp. stage	n*	MLSS conc.(mg/L)	MLVSS /MLSS	NH_3-N loading rate		
				kg N/m^3-d	kg N/kg MLSS-d	kg N/kg MLVSS-d
1	13	1,780	0.714	0.120	0.067	0.094
2	11	1,885	0.681	0.292	0.155	0.228
3	6	1,715	0.707	0.292	0.170	0.241
4	39	1,290	0.589	0.292	0.226	0.384
5	11	1,155	0.570	0.292	0.253	0.443
6	6	1,128	0.603	0.292	0.259	0.430
7	9	1,855	0.646	0.581	0.314	0.485
8	8	2,612	0.689	0.874	0.334	0.485
9	6	2,803	0.678	1.160	0.414	0.610
10	29	3,298	0.734	1.091	0.331	0.450
		(2,460～4,070)†		(0.872～1.587)	(0.354～0.390)	(0.482～0.531)
11	34	4,979	0.747	1.502	0.301	0.404
12	10	5,136	0.734	1.395	0.272	0.370
13	77	6,745	0.719	2.074	0.307	0.427
		(5,175～8,340)		(1.386～3.130)	(0.268～0.375)	(0.373～0.522)

* : number of analysis

† : ranges are given when the values varied significantly

농도에 근거하여 계산된 질산화효율이 평균 33.7% 밖에 되지 않았으며, 이는 반응조의 질소부하가 8단계실험에서의 0.874 kg TKN/m^3-day에서 1.160 kg TKN/m^3-day로 갑자기 증가한 데에 그 원인이 있는 것으로 판단된다. 왜냐하면 반응조의 질소부하가 0.872 kg TKN/m^3-day에서 3.130 kg TKN/m^3-day까지 점진적으로 증가된 10～13단계실험에서는 질산화효율이 평균 95.6～100%로 높게 유지되었기 때문이다.

대부분의 실험단계에서 질소부하가 증가된 직후 처리수가 NO_2^-를 낮은 농도로 함유하다 곧 질산화가 완전히 이루어졌지만, 88일간 지속된 11단계실험에서는 처리수의 T-N중 평균 91.6%가 NO_2^-로서 질산화(nitratation)대신 주로 아질산화(nitritation)가 일어나는 특성을 보였다. 그러나 12단계실험에서는 Fig. 2에서 보는 바와같이 처리수의 NO_2^-농도가 급격히 감소하면서 질산화가 일어났다.

생물학적 질산화-탈질 공정에서 NO_3^-대신 NO_2^-상태에서 탈질시키면 탈질시 전자공여체 요구량을 40% 줄일 수 있으며, 암모니아를 질산화시키는 데 요구되는 산소량을 25% 절약할 수 있을 뿐만아니라, 탈질시 생성되는 미생물의 양을 1/3로 줄일 수 있다는 장점이 있다.[17～19] 아질산염 산화균(nitrite oxidizer)의 성장을 저해시켜 아질산염을 축적시키기 위한 방법으로는 반응조 내의 pH를 높게 유지하여 자유 암모니아의 농도를 높게 유지하는 방법,[18,20] 온도를 25℃ 이상으로 높게

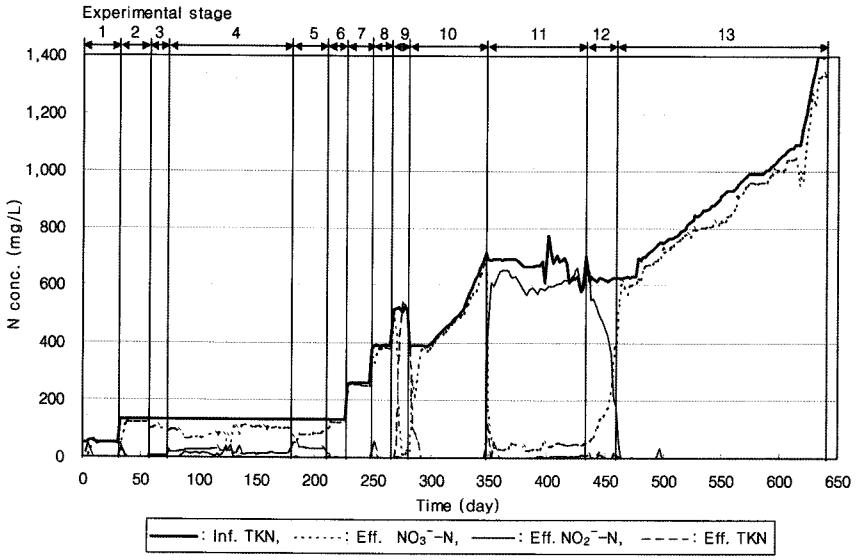

Fig. 2. Nitrification during the experimental period.

Table 4. Nitrification efficiency at each experimental stage

Exp. Stage	Avg. influent TKN conc. (mg/L)	Avg. effluent conc.(mg/L)				Avg. nitrification eff.(%) based on		Avg. nitrification rate based on	
		TKN	NO_3^--N	NO_2^--N	Alkalinity	TKN	NO_x^--N	TKN*	NO_x^--N†
1	53.6	6.7(0～47.3)	42.2(8.5～58.3)	0	62	87.5	78.7	0.082	0.074
2	130.7	6.1(0～44.5)	110.4(47.8～127.6)	6.2(0～36.8)	169	95.3	89.2	0.217	0.203
3	130.6	8.5(7.3～70.4)	104.3(103.8～109.8)	0	3	93.5	80.9	0.225	0.195
4	130.7	22.9(11.2～35.2)	91.7(54.2～116.2)	6.5(0～40.7)	12	82.5	75.1	0.317	0.288
5	130.7	39.2(33.3～55.4)	79.7(61.6～87.6)	0.8(0～5.1)	12	70.0	61.6	0.310	0.273
6	130.8	1.7(0～7.8)	121.1(106.2～128.4)	1.2(0.3～2.6)	172	98.7	93.5	0.424	0.402
7	260.2	0.0	253.9(252.4～258.4)	0.6(0.4～1.0)	229	100.0	97.8	0.485	0.474
8	390.8	10.2(0～53.2)	373.2(334.0～388.4)	0.7(0.4～1.0)	300	97.4	95.7	0.472	0.464
9	518.7	343.7(0～537.6)	181.6(14.2～483.2)	1.2(0～2.8)	2,353	33.7	35.2	0.206	0.215
10	487.9	21.5(0～380.4)	448.2(24.5～675.0)	0.6(0～1.5)	90	95.6	92.0	0.430	0.414
11	672.0	9.3(0～112.8)	47.8(27.1～167.2)	625.1(421.8～663.5)	119	98.6	100.0	0.398	0.404
12	624.0	7.0(0～16.2)	229.2(65～552.5)	384.4(65.0～554.5)	141	98.9	98.3	0.366	0.364
13	927.7	0.2(0～3.1)	879.6(574.0～1340.5)	0.5(0～36.2)	164	100.0	94.9	0.427	0.405

* unit = g N/g MLSS-day ; † unit = g N/g MLVSS-day

유지하는 방법,[21] DO농도를 낮게 유지하는 방법,[20] 호기성/준호기성 간의 지체시간을 짧게하는 방법,[22] 자유 hydroxylamine의 농도를 높게 유지하는 방법,[23] $NaClO_3$ 등의 선택적 저해제를 첨가하는 방법[19] 등이 알려져 있다.

위에서 설명된 바와같이 탈질까지 고려한다면 11단계실험에서 88일간 처리수 T-N의 약 92%가 NO_2^-로 유지된 점은 장점이 될 수 있겠지만 Table 2 및 3에서 보는 바와같이 11단계실험과 거의 동일한 조건에서 수행된 12단계실험에서는 점진적으로 질산화로 변하였으며 이의 원인을 알 수는 없지만 본 연구에 이용된 NFBR에서 MLSS를 450일째의 한번을 제외하면 인위적으로 폐기시키지 않음으로써 아질산염 산화박테리아가 점진적으로 축적되었기 때문으로 추정된다. Fux 등[24]도 생물막공법의 일종인 MBBR(moving-bed biofilm reactor)을 이용하여 아질산 축적을 시도한 결과 처음에는 아질산화가 잘 일어났지만 약 11개월 후에는 생물막에 아질산염 산화박테리아가 많이 부착성장함으로써 아질산의 산화를 방지할 수 없었으며 따라서 아질산축적을 원하는 경우에는 생물막 공법보다 부유성장공법을 채택하는 것이 더 유리할 것으로 판단된다.

Table 4에 질산화효율을 처리수의 TKN농도 및 NO_x^--N농도에 근거하여 나타내었는데, 반응조 내의 미생물이 분해될 때 생성되는 TKN이 그대로 또는 질산화를 거쳐 처리수에 함유될 수 있기 때문에 질산화효율을 정확히 계산하는 것은 불가능하다. 그러나 대체적으로 유입수 TKN의 일부는 미생물의 성장에 이용되어 처리수에 나타나지 않는 것도 있지만 질산화되어 처리수로 방출되는 것이 대부분이므로 처리수의 TKN농도보다 NO_x^--N농도에 근거한 질산화효율이 더 정확할 것으로 판단된다.

Table 5는 참고문헌에 보고된 질산화율 중에서 높은 값들을 선정하여 이용된 반응조의 종류와 함께 수록한 것으로, 부유성장공법보다 부착성장공법이 대부분인데 이는 부착성장공법에서 미생물을 더 높은 농도로 유지할 수 있기 때문으로 판단된다. 또한 반응조에 공기 대신 순산소를 공급하면 질산화율을 크게 향상시킬 수 있으며,[33] 부유성장공법 중에서도 연속 회분식 반응조(SBR)에서는 미생물을 높은 농도로 유지할 수 있어 질산화율을 높게 할 수 있음을 알 수 있다.[34]

Table 3에 주어진 반응조의 질소부하율에다 Table 4의 처리수의 TKN 및 NO_x^--N농도에 근거한 질산화효율을 곱하여 반응조에서의 질산화율을 계산한 결과 용적부하의 경우 최대 질산화율은 13단계실험의 마지막 단계에서 2.970 kg N/m^3-day로, 그리고 F/M 비의 경우 10단계실험의 마지막 단계에서 0.359 g N/g MLSS-day 또는 0.489 g N/g MLVSS-day로 계산되었다. 이들 값들을 Table 5에 주어진 과거의 연구 결과들과 비교하면 본 연구에 이용된 부직포 여과막 생물반응조도 질산화율을 높게 유지할 수 있는 한 방법이 될 수 있음을 알 수 있다.

Carrera 등[37]은 MLE(modified Ludzack-Ettinger)공법으로 암모니아농도가 매우 높은 폐수를 처리한 실험에서 유입수의 COD/N 비와 질산화율(r_n ; g NH_4^+-N/g VSS-day)간에 식 (1)의 관계가 성립한 것으로 보고하였다.

$$r_n = 0.0323 + 0.33\ e^{-1.660(COD/N)} \quad (1)$$

본 연구에서는 유입수의 COD/N비가 0이므로 이를 식 (1)에 대입시키면 질산화율이 0.36 g NH_4^+-N/g VSS-day가 되어 Table 3에 주어진 질소부하에다 Table 4에 주어진 NO_x^--N에 근거한 질산화효율을 곱한 값과 비슷함을 알 수 있다.

3.2. 질산화미생물의 성장

Fig. 3은 실험기간 중 반응조 내의 MLSS농도의 변화를

Table 5. Examples of high nitrification rates given in references

Reference	Nitrification rate	Reactor type	Ref. No.
Walter, *et al.*(2005)	2.0 kg N/m^3-day	Membrane bioreactor	25
Ciudad, *et al.*(2005)	3.3 kg N/m^3-day	Activated sludge	26
Demsey, *et al.*(2005)	1.7 kg N/m^3-day	Expanded bed(glassy coke)	27
Tsuneda, *et al.*(2004)	1.6 kg N/m^3-day	Upflow fluidized bed reactor	28
Tarre, *et al.*(2004)	1.4 kg N/m^3-day	Fluidized bed reactor(chalk)	29
Tsuneda, *et al.*(2003)	1.5 kg N/m^3-day	Upflow fludized bed reactor	30
Pujol, *et al.*(1994)	1.5 kg N/m^3-day	Upflow packed bed	31
Joerdening, *et al.*(2006)	1.2 kg N/m^3-day	Fluidized bed reactor(pumice)	32
Tsuneda, *et al.*(2006)	16.7 kg N/m^3-day	Fluidized bed reactor(pure oxygen)	33
Manser, *et al.*(2005)	2.0 kg N/kg MLSS-day	Membrane bioreactor	34
Manser, *et al.*(2005)	5.0 kg N/kg MLSS-day	Sequencing batch reactor	34
Li, *et al.*(2005)	0.45 kg N/kg MLSS-day	Submerged membrane bioreactor	35
Manser, *et al.*(2005)	4.83 kg N/kg MLSS-day	Pure culture of *N. europaea*	34

나타낸 것으로, 반응조 내의 최초의 MLSS농도가 약 3,000 mg/L정도 되도록 하수처리장 반송슬러지로 식종하였지만 194일이 경과할 때까지는 MLSS농도가 계속 감소하는 것으로 나타났는데, 이는 식종 슬러지의 일부가 여과막 주머니의 표면에 부착한 것에도 원인이 있겠지만 유입수가 유기물을 함유하지 않고 암모니아만 함유하였기 때문에 식종슬러지 내의 종속영양미생물이 자산화한 데에 더 큰 원인이 있는 것으로 판단된다.

195일 이후에는 MLSS농도가 점차 증가하는 경향을 나타내었는데, 이는 질산화미생물의 자산화시 생기는 유기물을 이용한 종속영양미생물의 증식에도 그 원인이 있겠지만 주로 질산화미생물의 증식에 의한 것으로 판단된다. 450일째에 MLSS농도가 약 5,700 mg/L에서 약 4,700 mg/L로 갑자기 감소한 것은 5,000 mg/L 정도의 MLSS농도에서 일정기간 실험을 하기 위하여 반응조 내 혼합액의 일부를 인위적으로 폐기시켰기 때문이다.

Fig. 3에서 보는 바와같이 463일에서 641일까지 178일간 계속된 13단계실험에서는 유입수의 TKN농도를 계속 증가시킴으로써 MLSS농도도 거의 직선적으로 계속 증가하였으므로 이 기간에 제거된 질소의 양과 MLSS 증가량으로부터 미생물 성장계수(Y) 값을 계산한 결과 0.152 g MLVSS/g N removed의 값을 얻었으며, 이 기간 중의 MLVSS중의 질산화미생물 평균분율 0.767을 적용시키면 질산화미생물의 성장계수 값이 0.117 g VSS/g N removed로 계산되었다. Rittmann과 McCarty[2]는 암모늄 산화균(ammonium oxidizer)과 아질산염 산화균(nitrite oxidizer)의 Y값을 각각 0.33 mg VSS/mg NH_4^+-N 및 0.083 mg VSS/mg NO_2^--N로 제시하였는데, 본 연구의 반응조에는 암모니아 산화균과 아질산염 산화균이 혼합되어 있으므로 위에서 계산된 질산화 미생물 성장계수 값 0.117 g VSS/g N removed가 매우 타당한 값으로 생각된다.

Fig. 3에 반응조의 MLVSS 중에서 질산화미생물(nitrifiers)이 차지하는 분율을 나타내었는데, 질산화미생물 분율은 일

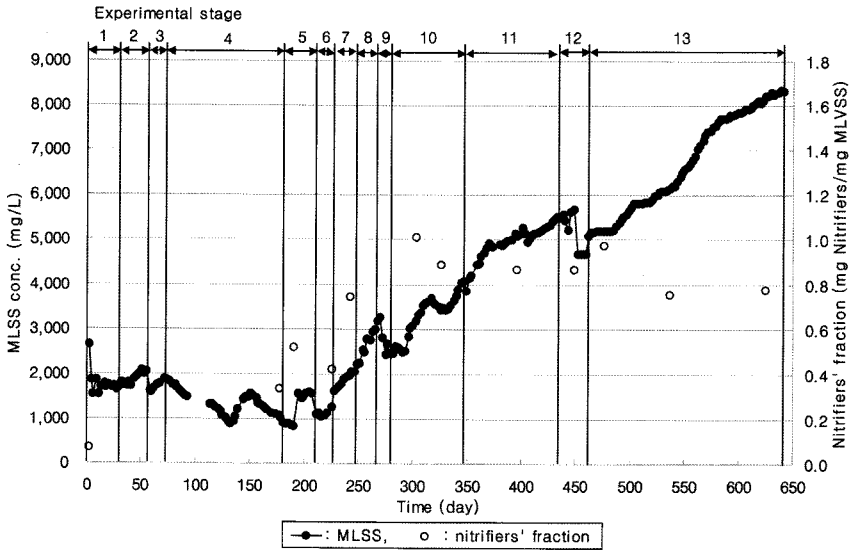

Fig. 3. Microbial growth and nitrifiers' fraction.

정 농도의 암모니아 용액에 일정량의 반응조 MLSS를 주입하여 시간에 따른 암모니아 및 질산염의 농도 변화를 측정하여 비질산화속도(specific nitrification rate)를 계산한 다음, 이를 Katsogiannis 등[36]이 실험에서 구한 순수 질산화미생물의 비질산화속도 값인 1.08 mg NH_3-N oxidized/mg nitrifiers-d로 나누어서 구하였다.

반응조의 질산화미생물 분율은 유입수의 C/N비에 의하여 영향을 받는데, Carrera 등[37]의 실험에서는 C/N비 3, 2.5 및 2에서 질산화미생물의 분율이 각각 8.5, 9.9 및 12.0%로 측정되었으며, You 등[38]의 연구에서는 C/N비 7.5에서 질산화미생물 분율이 A^2/O공정에서는 4.1% 그리고 RBC공정에서는 11.4%로 측정되었다. Ahn 등[13]은 교대로 간헐포기되는 부직포 여과막 생물반응조에서 유입수의 C/N 비가 5에서 2.6으로 낮아짐에 따라 반응조의 질산화미생물 분율이 10%에서 20%로 증가한 것으로 보고하였다. 본 연구에서 식종용 슬러지의 질산화미생물 분율이 7.1%로 측정되었는데 이를 참고문헌에서 보고된 값들과 비교하면 매우 타당한 값으로 생각된다.

본 연구에서 주입폐수가 전자공여체로 암모니아만 함유하였기 때문에 Fig. 3에 도시된 바와같이 180일 후에는 MLVSS 중의 질산화미생물 분율이 항상 33% 이상으로 나타났다. 실험 303일째의 분율이 101.5%로 측정되었는데 이는 실험오차, 질산화 능력이 아주 좋은 미생물의 일시적 성장 등에도 그 원인이 있을 수도 있겠지만 MLVSS의 대부분(거의 100%)이 질산화미생물이라는 뜻으로 해석할 수도 있을 것이다. 예를 들어 *Nitrosomonas europea*의 비질산화율은 $11\sim23\times10^{-3}$ pmol N/cell-hr 그리고 *Nitrosospira*의 경우에는 0.95×10^{-3} pmol N/cell-hr로 보고되어[39] Katsogiannis 등[36]이 제안한 1.08 mg N/mg nitrifiers-d 값이 절대적인 값이 아니기 때문이다. Carrera 등[37]은 암모니아 폐수를 MLE공법으로 처리한 연구에서 유입 폐수의 C/N(BOD/TKN)비와 질산화미생물분율(NF) 간에 식 (2)의 관계가 있는 것으로 보고하였다.

$$NF = 0.0265 + 0.508\ e^{-2.39(C/N)} + 0.210\ e^{-0.43(C/N)} \quad (2)$$

본 연구에서는 주입 폐수의 BOD/TKN 비가 0이므로 이를 식 (2)에 대입시키면 질산화미생물 분율이 약 75%가 되어 Fig. 3에 도시된 실험 후반기의 값들에 근접함을 알 수 있다.

그리고 처음에는 질산화미생물의 분율이 MLSS 농도의 증가와 더불어 증가하는 추세를 보였지만 그 이후에는 MLSS 농도가 증가함에 따라 도리어 감소하는 경향을 나타내었다. 이의 원인이 구명되지는 않았지만 미생물 분해산물의 축적에 그 원인이 있는 것으로 추정된다. 즉, 과거의 연구결과[40]에 의하면 슬러지를 인위적으로 폐기시키지 않는 부직포 여과막 생물반응조에서는 폐수처리기간이 경과함에 따라 MLSS 농도는 증가하지만 활성미생물의 분율이 점점 감소하는데, 이의 원인을 미생물에 의하여 분해되지 않는 불활성 미생물체(refractory inactive biomass)의 축적[3]으로 판단하였다. 따라서 본 연구에서도 유입수 내의 암모니아를 전자공여체로 이용하여 성장한 질산화미생물의 일부가 죽어 분해될 때 생성되는 불활성 물질의 축적에 의하여 반응조 내의 MLSS 농도는 증가하지만 질산화미생물의 분율은 도리어 감소하는 경향을 보인 것으로 판단된다.

질산화미생물 분율의 측정과 관련하여 또 한가지 흥미로운 점은 부직포 여과막에 형성된 미생물막의 일부를 긁어내어 질산화미생물 분율을 측정한 결과 0.022 mg nitrifiers/mg VSS, 즉 2.2%의 매우 낮은 값을 보였다는 점이다. 이는 서론에서 언급된 바와 같이 질산화균은 세포외 polysaccharides를 생산하지 않아 생물막을 형성하기 어려운[4]점에도 그 원인이 있을 수 있으나 생물막에서의 환경(낮은 암모니아 농도, 낮은 DO농도 등)이 질산화균의 성장에 부적합하여 생물막이 주로 불활성 미생물체로 구성된 데에 더 큰 원인이 있을 것으로 추측된다.

3.3. 알칼리도 소모량

실험기간에 걸친 유입수와 처리수의 pH변화를 Fig. 4에 도시하였는데 유입수의 pH는 첨가된 알칼리도의 양에 따라 최저 7.35에서 최고 8.59 사이의 비교적 적은 변화를 보였다.

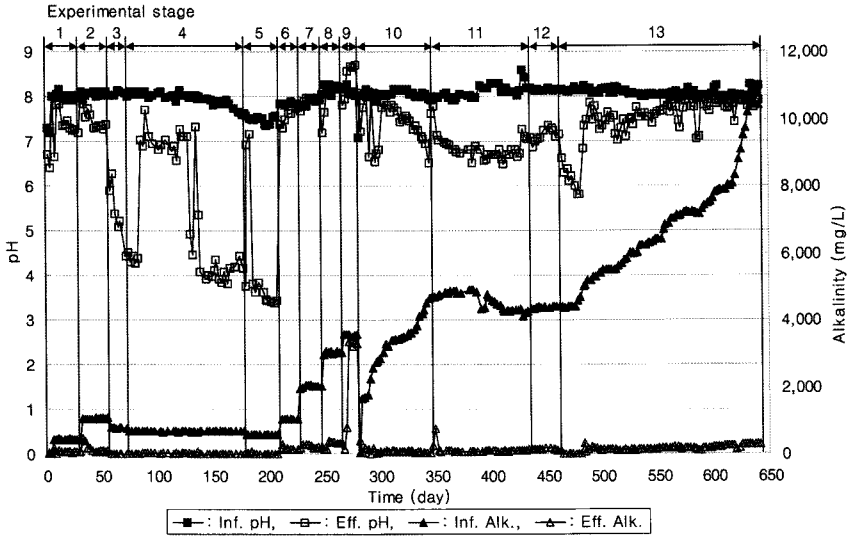

Fig. 4. Time course variation in pH and alkalinity during the experiment.

Table 6. Alkalinity consumption for the nitrification in the NFBR

Exp. Stage	Alkalinity consumed (mg/L)	TKN removed (mg/L)	NO_x^--N produced (mg/L)	Alkalinity consumption rate	
				mg Alk./mg TKN removed	mg Alk./mg NO_x^--N produced
1	318	46.8	42.2	6.79	7.54
2	889	124.6	115.2	7.13	7.73
3	777	122.1	104.3	6.36	7.45
4	660	107.8	98.2	6.12	6.72
5	553	91.5	80.5	6.04	6.87
6	863	129.0	122.3	6.69	7.06
7	1,792	260.2	254.5	6.89	7.04
8	2,729	380.6	373.9	7.17	7.30
9	1,189	175.3	182.8	6.78	6.50
10	3,123	446.4	448.8	6.70	6.96
11	4,437	662.7	672.9	6.70	6.59
12	4,237	617.0	613.6	6.87	6.90
13	6,576	929.5	880.1	7.07	7.47

그러나 처리수의 pH는 유입수의 알칼리도와 TKN농도, 질산화효율 등에 따라 최저 3.38에서 최고 8.69 사이의 큰 변화를 나타내었는데, 특히 실험 시작 후 81일째에는 4.27, 130일째는 4.47, 179일째는 3.77, 그리고 205일째는 3.38의 낮은 값을 보이면서 처리수의 알칼리도가 모두 0을 나타내어 알칼리도 공급이 충분하지 못하였음을 알 수 있다. 질산화미생물의 성장을 위한 최적 pH는 중성 부근이므로[1,2] 이들 낮은 pH에서는 질산화효율도 저조하여 처리수의 TKN농도가 높은 값을 나타내었다.

이론적으로 1 g의 NH_4^+-N이 질산화될 때 7.1 g의 알칼리도가 소비된다.[1] Table 2 및 4의 자료를 이용하여 본 연구의 질산화 과정에서 소모된 알칼리도의 양을 제거된 TKN의 양과 생성된 질소산화물(NO_2^--N + NO_3^--N)의 양에 따라 실험단계 별로 산정한 결과 Table 6에 제시된 바와 같이 제거된 TKN의 양에 근거한 경우에는 6.04～7.17, 평균 6.72 g alkalinity/g TKN-N removed의 값을 나타내었으며, 생성된 질소산화물의 양에 근거한 경우에는 6.50～7.73, 평균 7.09 g alkalinity/g NO_x^--N produced의 값을 보여 질소산화물 생성량에 근거한 값이 제거된 TKN의 양에 근거한 값보다 평균 0.37 g alkalinity/g N 더 높은 값이면서 또한 이론적 값에 매우 근접한 값을 나타내었는데, 이는 3.1절에서 언급된 바와같이 주입된 TKN의 일부가 미생물의 성장에 이용되었기 때문으로 판단된다.

4. 결 론

부직포 여과막 생물반응조의 질산화 성능을 파악하기 위하여 주입폐수의 암모니아농도를 54～1,400 mg/L 그리고 알칼리도를 43～10,480 mg/L로 변화시키면서 약 11시간의 체류시간에서 641일간 실험을 실시하여 다음과 같은 결과를 얻을 수 있었다.

1) 반응조의 MLSS농도는 최초의 2,650 mg/L에서 830 mg/L까지 감소하였다가 최고 8,340 mg/L까지 증가하였다.

2) 질소 용적부하는 최저 0.120 kg NH_3-N/m^3-day에서 최고 3.130 kg NH_3-N/m^3-day까지 증가하였으나, F/M비는 MLSS농도가 증가함으로써 최저 0.067 kg NH_3-N/kg MLSS-day에서 최고 0.414 kg NH_3-N/kg MLSS-day의 적은 증가폭을 보였다.

3) 각 실험단계 별 평균 질산화효율은 처리수의 NO_x^--N농도에 근거하여 35.2～100% 범위를 나타내었다.

4) 실험기간 중 최대 질산화율은 2.970 kg N/m^3-day 또는 0.489 g N/g MLVSS-day로 계산되었다.

5) 주입폐수의 NH_3-N농도가 평균 672 mg/L로 유지된 11단계 실험에서는 처리수의 T-N중 평균 91.6%가 NO_2^--N로서 아질산화(nitritation)가 주로 진행되었다.

6) 질산화미생물의 성장계수는 0.117 g VSS/g N removed로 측정되었다.

7) MLVSS중의 질산화미생물 분율은 최초의 7.1%에서 최고 101.5%까지 증가하였으며, 부직포 여과막에 형성된 미생물막의 질산화미생물 분율은 2.2%에 불과하였다.

8) 알칼리도 소모량은 평균 7.08 g alkalinity/g NO_x^--N produced의 값을 나타내었다.

9) 위의 실험결과로 보아 부직포 여과막 생물반응조가 고농도 암모니아 폐수의 질산화에 적합한 공법으로 판단된다.

사 사

이 논문은 인하대학교의 2004년도 교내 연구비 지원에 의하여 연구되었음.

참고문헌

1. U.S. EPA, Manual Nitrogen Control, EPA/625/R-93/010, Washington, D.C.(1993).
2. Rittmann, B. E. and McCarty, P. L., Environmental Biotechnology : Principles and Applications, McGraw-Hill(2001).
3. Grady, Jr., C. P. L., Daigger, G. T., and Lim, H. C., Biological Wastewater Treatment, 2nd ed., Marcel Dekker, Inc.(1999).
4. Tsuneda, S., Nagano, T., Hoshino, T., Ejiri, Y., Noda, N., and Hirata, A. "Characterization of nitrifying granules in an aerobic upflow fluidized bed Reactor," *Water Res.*, **37**, 4965～4973(2003).
5. Hu, Z.-R., Wentzel, M. C., and Ekama, G. A., "External nitrification in biological nutrient removal activated sludge systems," *Water Sci. Technol.*, **43**(1), 251～260(2001).
6. Satoh, H., Okabe, S., Yamaguchi, Y., and Watanabe, Y., "Evaluation of the impact of bioaugmentation and biostimulation by in situ hybridization and microelectrode," *Water Res.*, **37**, 2206～2216(2003).

7. Salem, S., Berends, D. H. J. G., Heijnen, J. J., and van Loosdrecht M. C. M., "Bio-augmentation by nitrification with return sludge," *Water Res.*, **37**, 1794~1804(2003).
8. Berends, D. H. J. G., Salem, S., van der Roest, H. F., and van Loosdrecht, M. C. M., "Boosting nitrification with the BABE technology," *Water Sci. Technol.*, **52**(4), 63~70(2005).
9. Azad, H. S., Industrial Wastewater Management Handbook, McGraw-Hill Book Co.(1976).
10. Carrera, J., Baeza, J. A., Vicent, T., and Lafuente, J., "Biological nitrogen removal of high-strength ammonium industrial wastewater with two-sludge system," *Water Res.*, **37**, 4211~4221(2003).
11. Im, S. H., Bae, M. S., and Cho, K. M., "Treatment of sewage with a nonwoven fabric filter bioreactor," *J. of Korean Soc. on Water Qual.*, **19**(1), 99~107(2003).
12. Lee. J.-H. and Cho, K.-M., "Removal of Organic Matter and Nitrogen in Sewage Using Alternately Intermittently Aerated Nonwoven Fabric Filter Bioreactor," *J. of Korean Soc. of Env. Eng.*, **26**(2), 184~190(2004).
13. Ahn, Y.-C., Bae, M.-S., Lee, J.-H., Cho, Y.-K., and Cho, K.-M., "Effects of C/N Ratio on Removal of Organic Matter and Nitrogen in Alternately Intermittently Aerated Nonwoven Fabric Filter Bioreactors," *J. of Korean Soc. of Env. Eng.*, **27**(5), 499~506(2005).
14. Jung, K.-U., Bae, M.-S., Lee, J.-H., Cho, Y.-K., and Cho, K.-M., "Effects of MLSS Concentration and Influent C/N Ratio on the Nitrogen Removal Efficiency of Alternately Intermittently Aerated Nonwoven Fabric Filter Bioreactors," *KSEE*, **28**(5), 501~510(2006).
15. APHA, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20th ed., Washington D.C., USA(1998).
16. 환경부 고시 제 96-32호, 수질환경오염공정시험법(1996).
17. Turk, O. and Mavinic, D. S., "Selective inhibition : a novel concept for removing nitrogen from highly nitrogenous wastes," *Environ. Technol Lett.*, **8**, 419~426(1987).
18. Abeling, U. and Seyfried, C. F., "Anaerobic-aerobic treatment of high-strength ammonia wastewater - nitrogen removal via nitrite," *Water Sci. Technol.*, **26**(5-6), 1007~1015(1992).
19. Katsogiannis, A. N., Kornaros, M., and Lyberatos, G., "Enhanced nitrogen removal in SBRs bypassing nitrate generation accomplished by multiple aerobic/anoxic phase pairs," *Water Sci. Technol.*, **47**(11), 53~59(2003).
20. Cecen, F. and Gonenc, I. E., "Nitrogen removal characteristics of nitrification and denitrification filters," *Water Sci. Technol.*, **29**(10-11), 409~416(1994).
21. Balmelle, B., Nguyen, M., Capdeville, B., Cornier, J. C., and Deguin, A., "Study of factors controlling nitrite build-up in biological processes for water nitrification," *Water Sci. Technol.*, **26**(5-6), 1017~1025(1992).
22. Turk, O. and Mavinic, D. S., "Preliminary assessment of a shortcut in nitrogen removal from wastewater," *Can. J. Civ. Eng.*, **13**, 600~605(1986).
23. Yang, L. and Alleman, J. E., "Investigation of batch-wise nitrite build-up by an enriched nitrification culture," *Water Sci. Technol.*, **26**(5-6), 997~1005(1992).
24. Fux, C., Huang, D., Monti, A., and Siegriest, H., "Difficulties in maintaining long-term partial nitirtation of ammonia-rich sludge digester liquids in a moving-bed biofilm reactor(MBBR)," *Water Sci. Technol.*, **49**(11-12), 53~60(2004).
25. Walter, B., Hasse, C., and Raebiger, N., "Combined nitrification/denitrification in a membrane reactor," *Water Res.*, **39**, 2781~2788(2005).
26. Ciudad, G., Rubilar, O., Munoz, P., Ruiz, G., Chamy, R., Vergara, C., and Jeison, D., "Partial nitrification of high ammonia concentration wastewater as a part of a shortcut biological nitrogen removal process," *Process Biochemistry*, **40**, 1715~1719(2005).
27. Demsey, M. J., Lannigan, K. C., and Minall, R. J., "Particulate-biofilm, expanded-bed technology for high-rate, low-cost wastewater treatment: nitrification," *Water Res.*, **39**, 965~974(2005).
28. Tsuneda, S., Ejiri, Y., Nagano, T., and Hirata, A., "Formation mechanism of nitrifying granules observed in an aerobic upflow fluidized bed(AUFB) reactor," *Water Sci. Technol.*, **49**(11-12), 27~34(2004).
29. Tarre, S., Beliavski, M., Denekamp, N., Gieseke, A., de Beer, D., and Green, M., "High nitrification rate at low pH in a fluidized bed reactor with chalk as the biofilm carrier," *Water Sci. Technol.*, **49**(11-12), 99~105(2004).
30. Tsuneda, S., Nagano, T., Hoshino, T., Ejiri, Y., Noda, N., and Hirata, A., "Characterization of nitrifying granules produced in an aerobic upflow fluidized bed reactor," *Water Res.*, **37**, 4965~4973(2003).
31. Pujol, R., Hamon, M., Kandel, X., and Lemmel, H., "Biofilters: flexible, reliable biological reactors," *Water Sci. Technol.*, **29**(10-11), 33~38(1994).
32. Joerdening, H.-J., Hausmann, B., Demuth, B., and Zatrutzki, M., "Use of immobil;ized bacteria for the wastewater treatment-examples from the sugar industry," *Water Sci. Technol.*, **53**(3) 9~15(2006).
33. Tsuneda, S., Ogiwara, M., Ejiri, Y., and Hirata, A., "High-rate nitrification using aerobic granular sludge," *Water Sci. Technol.*, **53**(3) 147~154(2006).
34. Manser, R., Muche, K., Gujer, W., and Siegrist, H., "A rapid method to quantify nitrifiers in activated sludge,"

Water Res., **39**, 1585~1593(2005).

35. Li, H., Yang, M., Zhang, Y., Liu, X., Gao, M., and Kamagata, Y., "Comparison of nitrification performance and microbial community between submerged membrane bioreactor and conventional activated sludge system," *Water Sci. Technol.*, **5**(6-7), 193~200(2005).
36. Katsogiannis, A. N., Kornaros, M., and Lyberatos, G., "Long-term effect of total cycle time and aerobic/anoxic phase ratio on nitrogen removal in a sequencing batch reactor," *Water Environ. Res.*, **74**(4), 324~337(2002).
37. Carrera, J., Vicent, T., and Lafuente, L., "Effect of influent COD/N ratio on biological nitrogen removal (BNR) from high-strength ammonium industrial wastewater," *Process Biochemistry*, **39**(12), 2035~2041(2004).
38. You, S. J., Hsu, C. L., Chung, S. H., and Ouyang, C. F., "Nitrification efficiency and nitrifying bacteria abundance in combined AS-RBC and A^2/O systems," *Water Res.*, **37**(10), 2281~2290(2003).
39. Manser, R., Muche, K., Gujer, W., and Siegrist, H., "A rapid method to quantify nitrifiers in activated sludge," *Water Res.*, **39**, 1585~1593(2005).
40. Jung, K.-U., Bae, M.-S., Cho, Y.-K., and Cho, K.-M., "Minimization of Excess Actuvated Sludge in Nonwoven Fabric Filter Bioreactor," *J. of Korean Soc. of Env. Eng.*, **28**(1), 88~96(2006).