

## 반류수 처리를 위한 생물막 아질산화공정에서 유기물과 고형물 농도에 따른 온도 영향 평가

이한샘 · 이상일\* · 윤주환†

고려대학교 대학원 환경공학과  
\*한국환경정책평가연구원 물순환연구실

## The Evaluation of Temperature Effects on Biofilm Nitritation System with Various Organic and Solid Concentrations for High Strength Reject Water Treatment

Hansaem Lee · Sangil Lee\* · Zuwhan Yun†

Department of Environmental Engineering, Korea University  
\*Korean Environment Institute

(Received 23 May 2011, Revised 13 September 2011, Accepted 16 September 2011)

### Abstract

An experimental study of biofilm nitritation system for high-strength ammonium wastewater has been carried out to examine the temperature effect on different organic and solid concentration. Operating temperature varied from 35°C to 15°C. The influent N concentration of identical three reactors was adjusted to about 300 mg NH<sub>4</sub>-N/L. A control unit fed with a synthetic wastewater, while the others were fed with reject water which is consisted of the supernatant of both digester and thickener. The results indicated that nitrite accumulation was stable in temperature range of 35°C to 25°C. However, nitritation was significantly reduced at below 20°C. Free ammonia (FA) and free nitrous acid (FNA) were major inhibitors to the nitrite oxidizer for nitrite accumulation in lower temperature. From the estimation of temperature coefficient ( $\Theta$ ) of biofilm and suspended nitritation system, biofilm nitritation system could absorb the negative temperature effect compared with suspended nitritation system.

**keywords** : Biofilm, Nitritation, Reject water, Temperature effect

### 1. 서론

최근 국내 대형 하수처리장의 슬러지 처리과정에서 발생 하는 반류수(Reject water)는 생물학적 영양소 제거(Biological nutrient removal: BNR) 공정을 설계하는데 있어 가장 중요한 요소 중 하나로 인식되고 있다. 합류식 하수관거와 정화조 설비로 인해 나타난 우리나라 유입 하수의 불리한 C/N/P 비는 하수처리장에서 생물학적 질소·인 제거 능력을 떨어뜨리며, 특히 생물반응조로 유입되는 반류수는 미생물이 쉽게 이용할 수 있는 COD (Readily biodegradable COD: RBCOD) 형태의 유기물 농도가 낮은 반면 높은 질소 농도를 함유하고 있기 때문에 일반적인 생물학적 영양소 제거 공정에서 질소와 인 제거 효율을 더욱 저감시키게 된다. 또한 슬러지 처리공정의 간헐적 운전은 반류수가 1차 침전지로 반송될 때 최대 50%의 고형물과 질소 부하 충격을 주어 공정 효율을 떨어뜨리는 원인이 되기도 한다(길경익, 2006; WMB, 2010).

반류수가 비록 높은 고형물과 질소 농도를 함유하고 있

으나 중요한 것은 반류수가 생물반응조로 유입될 때 어떤 방법으로 질소 부하를 저감시키는 것이 효과적인가 하는 부분이다. 아질산화-탈질 공정(Nitritation-denitrification process)은 전통적인 완전 질산화-탈질 공정(Full nitrification-denitrification process)에 비해 25%의 산소와 40%의 유기물을 절감할 수 있다고 보고되었다(Abeling and Seyfried, 1992; Turk and Mavinic, 1989). 실제로 하수처리장에서 포기량 조절의 어려움으로 산소 절감에 따른 경제적 효과를 체감하기 힘들 수 있으나 탈질을 위한 탄소 에너지 절감은 큰 장점으로 이용될 수 있다.

성공적인 아질산화-탈질 공정을 달성하기 위해서는 반응조에 아질산성 질소(nitrite nitrogen)를 효과적으로 축적시키는 것이 가장 중요하다. 이를 위해서는 아질산 산화 미생물(Nitrite oxidation bacteria: NOB)의 성장을 인위적으로 배제시키고 암모니움 산화 미생물(Ammonium oxidation bacteria: AOB) 만을 선택적으로 배양시켜야 한다. 유리 암모니아(Free ammonia: FA) 또는 유리 아질산(Free nitrous acid: FNA)에 의한 NOB 억제 방법(Anthonisen et al., 1976; Turk and Marvinic, 1989)과 온도에 따른 비성장률 차이를 이용한 방법(Hellinga et al., 1998) 등이 이용되고 있으며,

† To whom correspondence should be addressed.  
envzyun@korea.ac.kr

공정의 안정적인 운영을 위해서 생물막(Biofilm)을 이용하면 부유성장(Suspended growth)보다 고농도의 미생물을 확보해 짧은 체류시간으로 운전 가능하다(Bougard et al., 2006; Yun et al., 2004, 2006).

일반적으로 국내 대형하수처리장의 반류수 온도는 약 25°C 정도이기 때문에 아질산성 질소의 안정적 축적에 대한 온도의 평가는 과학적이고 공학적인 관점에서 커다란 관심사라 할 수 있다. 또한 반류수의 경우 유기물과 고형물이 상당부분 포함되어 있기 때문에 아질산화 측면에서 검토해야 할 대상으로 판단된다. 따라서 본 연구에서는 생물막을 이용하여 아질산 축적시 최적온도로 알려진 35°C부터 겨울철 하수처리장 온도를 반영한 15°C까지 유기물과 고형물 농도 차이에 따른 실증적 실험을 통한 분석을 하고자 하였다.

## 2. 연구방법

### 2.1. 실험장치

Fig. 1은 생물막 아질산화 반응조의 모식도를 나타낸 것이다. 396일의 운전기간 동안 3개의 동일한 항화조(chemostat) 형태의 생물막 아질산 반응조를 운전하였으며, 스폰지 형태의 유동상 미디어(Polyvinyl alcohol, specific surface area = 4.5721 m<sup>2</sup>/g, density = 0.168 g/cm<sup>3</sup>)를 겉보기 용적 대비 20%의 비율로 충전하였다. 각 반응조는 에어 펌프(Nitto Kohki, 50 L #106502)를 이용하여 공기를 주입하였으며, 반응조내 안정적인 혼합을 위해 교반기를 사용하

였다. 각 반응조의 수리학적 체류시간(Hydraulic retention time: HRT)은 모두 8시간으로 유지하였으며, 냉각조절장치(cooling unit)를 사용하여 온도를 35°C에서 15°C로 바뀌가며 운전하였다. 또한 생물막 아질산화 반응조와 아질산화 반응조의 온도영향을 평가하기 위해 유동상 담체가 들어있지 않은 반응조(Reactor 0: R0)를 추가로 운전하였다.

### 2.2. 운전 방법

Table 1은 실험에 사용된 유입수 성상을 나타낸 것이다. 유입수의 암모니움성 질소(NH<sub>4</sub>-N)는 NH<sub>4</sub>HCO<sub>3</sub>를 사용하여 약 300 mg NH<sub>4</sub>-N/L로 주입하였으며, 알칼리도는 NH<sub>4</sub>HCO<sub>3</sub>와 NaHCO<sub>3</sub>를 이용하여 아질산화에 필요한 알칼리도 요구량에 부합되도록 2,400 mg CaCO<sub>3</sub>/L로 맞추어 주입하였다. 또한 고형물과 유기물 농도에 따른 영향을 알아보기 위해 Reactor 2 (R2)와 Reactor 3 (R3) 반응조에는 국내 J 하수처리장의 농축조와 소화조 상정액 (Table 2)을 혼합하여 유입수로 사용하였으며, 포도당(Glucose)을 탄소원으로 추가 주입하여 R2에는 100 mg/L, R3에는 200 mg/L로 각각 주입하였다. Reactor 0 (R0)와 Reactor 1 (R1)은 합성 하수(Synthetic wastewater)를 이용하여 고형물과 유기물이 배제된 유입수를 사용하였다. R1 반응조는 고형물과 유기물의 영향을 위한 대조 반응조(control unit)로서의 역할로 사용하였으며, 유동상 담체가 배제된 R0 반응조는 유동상 담체를 사용한 반응조와 온도 영향을 비교 평가하기 위한 목적으로 운전되었다.

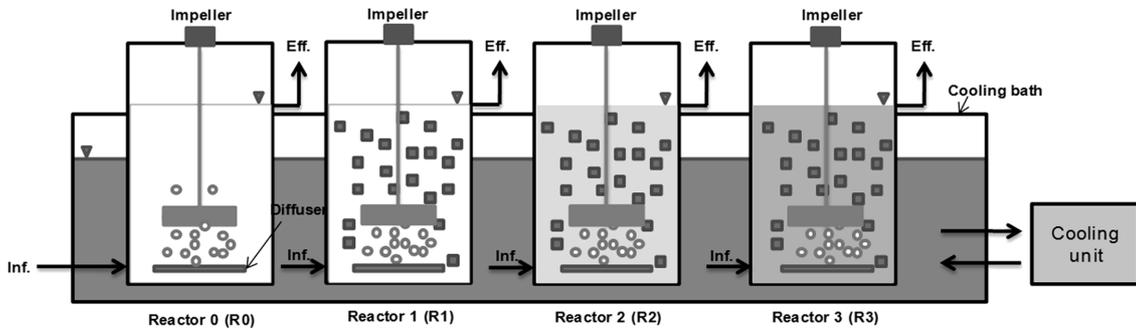


Fig. 1. The schematic diagram of lab-scale biofilm nitritation unit.

Table 1. Influent characteristics used for the experiment

Parameter	Reactor 0 and 1 (Synthetic)	Reactor 2 (Reject water* + Glucose)	Reactor 3 (Reject water* + Glucose)
Inf. NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N (mg/L)	293 ± 5	274 ± 13	283 ± 32
Inf. TSS (mg/L)	0	1,156 ± 186	2,108 ± 234
Inf. VSS (mg/L)	0	800 ± 116	1,446 ± 189
Inf. TCOD (mg/L)	0	1,088 ± 155	2,041 ± 102
Inf. SCOD (mg/L)	0	101 ± 34	206 ± 53
Inorganic salts	**	**	**
Trace metals	***	***	***

\* Supernatant of both thickener and digester (Table 2)

\*\* MgSO<sub>4</sub>·7H<sub>2</sub>O 0.01 g/L, CaCl<sub>2</sub>·2H<sub>2</sub>O 0.002 g/L

\*\*\* FeCl<sub>3</sub>·6H<sub>2</sub>O 1.5 g/L, MnSO<sub>4</sub>·5H<sub>2</sub>O 1.5 g/L, ZnSO<sub>4</sub>·5H<sub>2</sub>O 0.1 g/L, CoCl<sub>2</sub>·2H<sub>2</sub>O 0.1 g/L, (NH<sub>4</sub>)<sub>6</sub>Mo<sub>7</sub>O<sub>24</sub>·5H<sub>2</sub>O 0.1 g/L

**Table 2.** The characteristics of thickener and digester supernatant

Parameter	Thickener	Digester
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N (mg/L)	40.3 ± 12.1	780.4 ± 53.6
TSS (mg/L)	680 ± 52.3	21,500 ± 5,300
Alkalinity (mg/L as CaCO <sub>3</sub> )	365 ± 189	3,490 ± 520
SCOD (mg/L)	49.6 ± 13.8	465 ± 158

반응조 온도에 따른 영향을 고찰하기 위해 초기 35°C에서 운전하여 5°C 간격으로 온도를 내려가며 실험을 실시하였다. 각 운전 모드별 운전기간은 정상상태에 도달하여 안정적인 운전이 이루어질 때까지 약 3달간씩 진행되었으며 각 운전온도별 반응조 운전조건은 Table 3에 나타내었다. 본 연구진의 선행연구(Choi et al., 1999, 2000; Yun et al., 2004)에 따르면 생물막 반응조에서 아질산화를 성공적으로 축적시키는데 필요한 최소 수리학적 체류시간은 6~12시간인 것으로 보고되어 반응조의 수리학적 체류시간은 8시간으로 설계하여 운전하였다. 반응조 용존산소 농도를 1.5 mg/L로 유지하고자 하였으나 전체 운전기간동안 DO 농도는 1.4~3.5 mg/L 범위로 운전되었다. 실험실 조건에서 용존산소 농도를 통제하는데 많은 어려움이 있었으나 아질산 축적 이후 아질산 산화 미생물에 의한 질산성 질소로의 전환은 거의 없었다. pH는 운전기간 동안 8.1~8.3 범위로 운전되어 거의 변화가 없이 운전되었는데 이는 알칼리도 주입에 따른 것으로 보인다. 생물막에 부착된 미생물(biomass)의 양은 증류수를 이용하여 강한 압력으로 유동상 담체를 수차례 압박(squeezing) 하였고 GF/C 여과지(Whatman, 0.45 μm)를 이용하여 측정하였다. 약 20개의 유동상 담체를 반응조에서 추출해 위의 과정을 수행하였으며, 반응조 내 총 미디어의 개수를 환산하여 계산하였다.

**2.3. 비산소소모율(Specific oxygen uptake rate; SOUR) 분석을 통한 미생물 비율 산정**

비산소소모율 실험은 micro DO sensor와 컴퓨터에 연결되어 데이터를 전송받을 수 있는 biological oxygen monitor (YSI 5300A)를 사용하여 측정하였다. 유동상 담체에 부착되어 있는 미생물의 양은 유동상 담체를 수차례 압력을 가한 후 0.45 μm의 GF/C 여과지로 걸러 통과되지 않고 남아 있는 고형물을 이용하여 계산할 수 있었다. 부유성 미생물은 실험실 반응조에서 바로 샘플링하여 측정하였다. 시료는 원심분리기(10 min, 6,000 rpm)로 고액분리를 하여 상정액은 제거하고 남은 슬러지를 완충 용액(Buffer solution)으로 다시 부유상태로 만들어 주었다. 이로 인해 시료내의 남아 있는 기질을 최소화 해줌으로써 측정오류를 최소화 하고자 하였다. 시료 전처리 후 바로 용존산소 측정 셀(DO measuring cell)에 시료를 넣고 용존산소 소모량을 측정하여 내생 호흡(Endogenous respiration)에 의한 산소소모율을 측정할 수 있었다. 내생호흡에 의한 산소소모율의 측정이 끝난 후 반응조 유입기질과 같은 농도의 기질(300 mg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N/L)을 cell에 넣어주어 총 산소소모율(Total OUR) 값을 측정하였다. 총 산소소모율 값은 독립영양미생물(Autotrophs)의 산소 섭취와 종속영양미생물(Heterotrophs)의 산소 섭취를 모두 포함하기 때문에 종속영양미생물의 산소소모율(Heterotrophic OUR)을 측정하기 위해서 질산화 미생물 억제제인 allylthiourea (ATU)를 시료에 첨가하여 실험을 실시하였다. 총 산소소모율에서 종속영양미생물의 산소소모율을 빼주면 질산화 미생물의 산소소모율 값을 얻을 수 있다. 비산소소모율 측정시 측정 용존산소 측정 셀의 온도는 물 자켓(Water jacket)을 사용하여 반응조 운전상태와 같은 조건으로 유지시켜 주었다. 계산된 산소소모율 값을 반응조내

**Table 3.** Operating conditions at various temperature

Operating Mode	Reactor	Inf. NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N (mg/L)	Temperature (°C)	pH	DO (mg/L)	HRT (h)	MLSS (mg/L)
35°C	R0	294.3 ± 3.0	35.3 ± 0.41	8.0 ± 0.12	2.0 ± 0.35	8	320
	R1	294.3 ± 3.0	35.1 ± 0.21	8.1 ± 0.09	1.9 ± 0.49	8	450*
	R2	274.8 ± 6.4	35.2 ± 0.38	8.2 ± 0.08	1.7 ± 0.28	8	1,060*
	R3	283.6 ± 4.0	35.3 ± 0.31	8.1 ± 0.13	2.0 ± 0.38	8	2,010*
30°C	R0	290.0 ± 3.9	30.4 ± 0.15	8.1 ± 0.08	2.4 ± 0.42	8	350
	R1	290.0 ± 3.9	30.2 ± 0.28	8.2 ± 0.12	2.0 ± 0.23	8	510*
	R2	271.8 ± 3.5	30.1 ± 0.36	8.1 ± 0.07	2.4 ± 0.38	8	960*
	R3	282.0 ± 5.2	30.1 ± 0.36	8.2 ± 0.08	2.8 ± 0.34	8	1,940*
25°C	R0	290.8 ± 4.1	25.1 ± 0.13	8.3 ± 0.42	2.2 ± 0.32	8	310
	R1	290.8 ± 4.1	25.4 ± 0.33	8.3 ± 0.11	2.3 ± 0.28	8	440*
	R2	275.3 ± 5.2	25.2 ± 0.64	8.2 ± 0.14	3.5 ± 0.23	8	980*
	R3	281.1 ± 7.9	25.5 ± 0.33	8.2 ± 0.17	3.5 ± 0.38	8	1,960*
20°C	R1	292.4 ± 5.2	20.6 ± 0.47	8.3 ± 0.14	3.0 ± 0.29	8	280*
	R2	293.2 ± 6.1	20.5 ± 0.46	8.3 ± 0.15	1.4 ± 0.24	8	930*
	R3	299.8 ± 10.7	20.6 ± 0.47	8.3 ± 0.14	1.9 ± 0.56	8	1,950*
15°C	R1	282.3 ± 5.0	15.2 ± 0.16	8.5 ± 0.26	2.7 ± 0.28	8	235*
	R2	289.2 ± 11.1	15.1 ± 0.15	8.6 ± 0.09	1.8 ± 0.16	8	830*
	R3	294.5 ± 13.4	15.2 ± 0.16	8.4 ± 0.20	1.7 ± 0.25	8	2,140*

\* The sum of suspended solids and attached solids in biofilm

휘발성부유고형물(Volatile suspended solids: VSS)로 나누어 비산소소모율 값을 산정하였으며, 종속영양미생물과 질산화미생물의 비율은 비산소소모율 값을 이용하여 간접적으로 계산하였다.

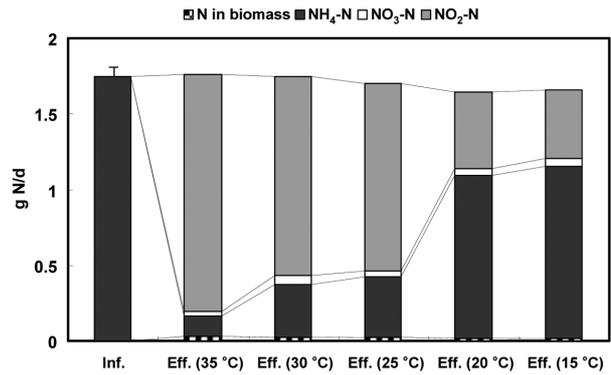
### 3. 결과 및 고찰

#### 3.1. 온도 변화에 따른 아질산 축적의 영향

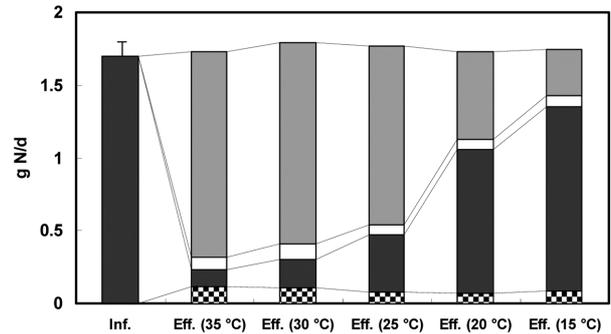
Fig. 2는 서로 다른 유기물과 고형물 농도를 가진 R1~R3 반응조에서 온도 변화에 따른 아질산 축적율의 변화를 나타낸 것이다. X축은 암모니움성 질소(NH<sub>4</sub>-N)에서 아질산성 질소(NO<sub>2</sub>-N)로의 전환율을 나타내었고, 각 반응조별로 35°C에서 15°C로 감소함에 따라 나타난 전환율은 막대 그래프로 표시하였다. 일반적으로 아질산으로의 전환은 35°C에서 가장 효율이 좋은 것으로 알려져 왔다(Hellinga et al., 1998). 본 연구에서는 비록 온도가 감소하면서 아질산 전환율이 소폭 감소하였으나, 35~25°C에서 아질산 축적이 성공적으로 이루어진 것을 확인할 수 있었다. 그러나 20°C 이하에서 운전시 아질산 전환이 급격히 감소하여 결과적으로 아질산 전환율이 30% 이하로 떨어진 것을 확인할 수 있었다. 또한 유입수내 유기물과 고형물이 없는 R1 반응조와 비교하여 반류수가 직접적으로 들어간 R2와 R3 반응조는 유기물과 고형물의 농도에 비례하여 더 낮은 아질산 전환율을 보였다. 결과적으로 생물막 아질산화 공정의 성공적인 운전을 위한 한계 온도는 약 25°C로 볼 수 있으며 반응조의 수리학적 체류시간을 현재 조건인 8시간에서 더욱 길게 운전하면 더 낮은 온도에서도 효과적인 아질산 축적을 달성할 수 있을 것이라 판단된다.

#### 3.2. 질소 물질 수지 분석을 통한 아질산 영향 분석

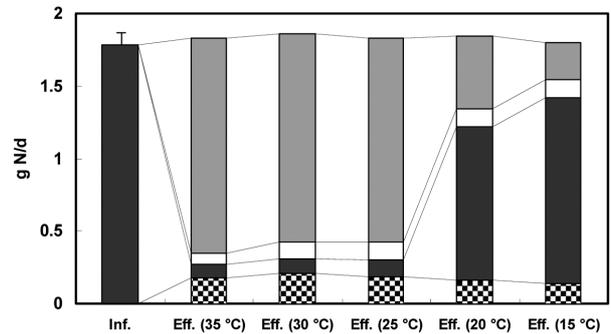
반응조내 다양한 질소 화합물(NO<sub>2</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N, NH<sub>4</sub>-N and Org. N)의 물질수지를 Fig. 3에 요약하여 나타내었다. 온도별 유출수의 질소 화합물의 데이터는 정상상태에서의 측정 자료를 이용하였다. 유입 암모니움성 질소는 대부분 아질산



(a) Reactor 1 with no organic and solid



(b) Reactor 2 with COD 1,088 mg/L and TSS 1,156 mg/L



(c) Reactor 3 with COD 2,041 mg/L and TSS 2,108 mg/L

Fig. 3. Converted mass balance of influent ammonium nitrogen.

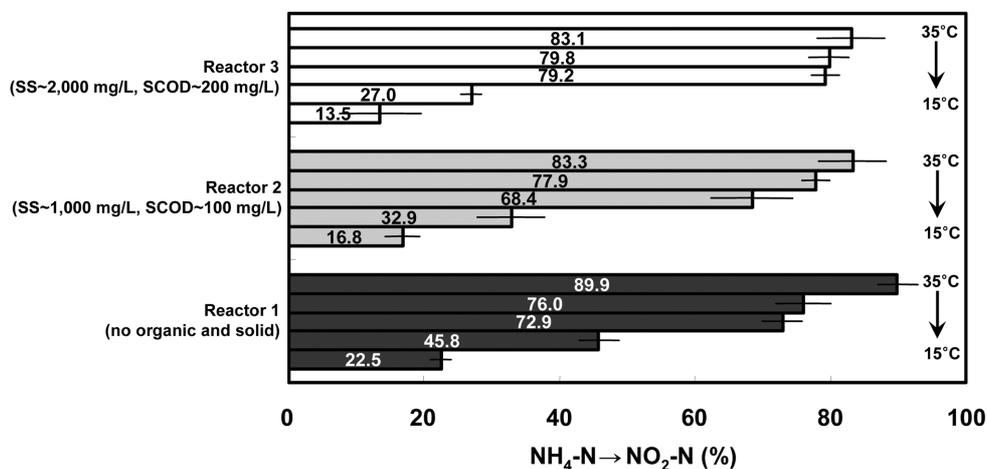


Fig. 2. The change of nitrite accumulation with different temperatures at various solids and organic concentration.

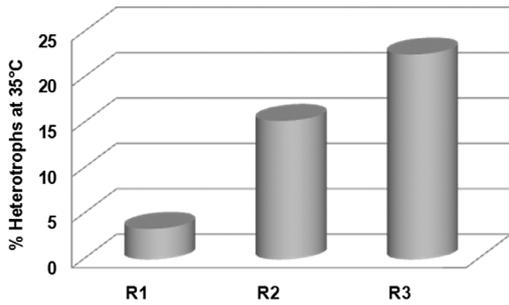


Fig. 4. % heterotrophs at 35°C in biofilm nitrification unit.

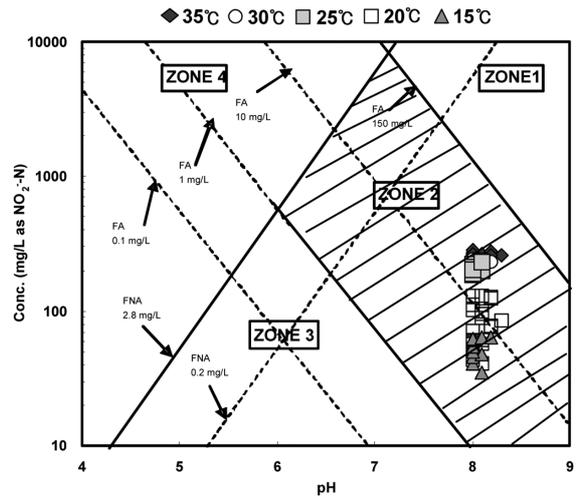
성 질소 또는 질산성 질소 형태로 산화되었으며 일부 암모니움성 질소는 세포 합성(C<sub>5</sub>H<sub>7</sub>O<sub>2</sub>N)에 사용되었다. Fig. 3의 “N in biomass”는 유입된 질소가 세포합성에 의한 미생물로 전환된 값을 나타낸 것이다.

온도가 감소함에 따라 유출수의 암모니움성 질소가 증가하여 효과적인 아질산 축적이 이루어지지 않았으며 아질산 산화에 의한 질산성 질소 농도가 증가할 것으로 예상하였으나 실제 아질산 산화가 거의 일어나지 않았다. 이는 항화 반응조(chemostat)에서 이미 대부분의 아질산 산화 미생물(NO<sub>B</sub>)이 반응조 외부로 유출되어 암모니아 산화 미생물(AOB)로 우점되었기 때문인 것으로 판단된다. 이는 다른 의미에서 보면 낮은 온도에서도 아질산 축적이 가능하다고 풀이된다.

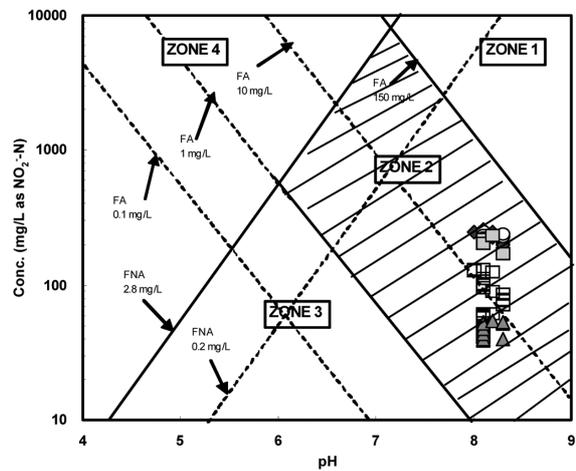
R2와 R3 반응조는 유입수에 유기물이 추가로 주입되기 때문에 독립영양미생물(Autotrophic bacteria) 뿐만 아니라 종속영양미생물(Heterotrophic bacteria)에 의한 활동도 있을 것이라 추정된다. 그러나 유기물과 고형물이 주입되지 않은 R1 반응조의 경우 거의 대부분 독립영양미생물의 활동만이 있을 것으로 판단된다. 이러한 예측은 결국 유입되는 암모니움성 질소가 세포 합성에 의해 생성된 미생물(Biomass)의 질소 비율을 증가시키게 되는데 이로 인해 미생물 생산량(Cell yield) 값이 독립영양미생물보다 상대적으로 큰 종속영양미생물이 많은 R2와 R3에서 질소 비율이 높게 나타난 것으로 판단된다. 실제로 비산소소모율(SOUR) 실험을 통해 종속영양미생물과 질산화미생물간 미생물의 비율을 간접적으로 알아본 결과(Fig. 4), 35°C에서 R3 반응조 내 종속영양미생물의 비율이 약 21%로 가장 높은 것으로 나타난 것을 확인할 수 있었다.

3.3. 낮은 온도에서 아질산 축적의 주요 영향인자 평가

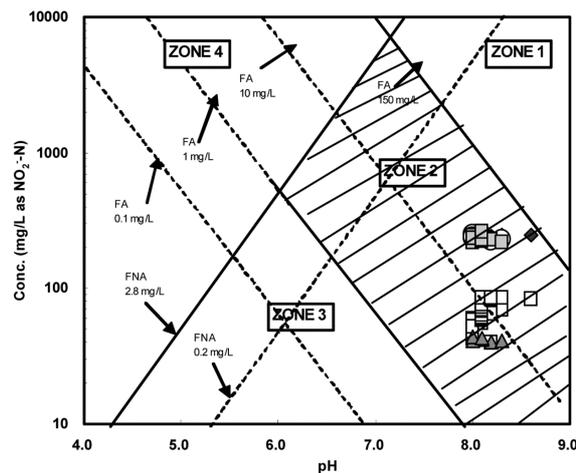
낮은 온도에서 아질산 축적이 온도에 따른 암모니아 산화 미생물(AOB)과 아질산 산화 미생물 (NO<sub>B</sub>)의 비성장률 차이에 의한 이론(Hellinga et al., 1998)으로 설명될 수 없다면, Anthonisen 등(1976)이 제시한 FA와 FNA inhibition에 의한 아질산 축적 이론으로 접근해봐야 할 것이다. Anthonisen 등(1976)에 따르면 질산화 시스템에서 FA와 FNA는 아질산을 축적시키기 위해 아질산 산화 미생물(Nitrite oxidizer)을 배제시킬 수 있는 중요한 저해 인자라고 보고하였다. 따라서 본 연구에서는 운전기간동안 pH와 유출수의 NO<sub>2</sub>-N 농도를 이용하여 Anthonisen 등(1976)의



(a) Reactor 1 with no organic and solid



(b) Reactor 2 with COD 1,088 mg/L and TSS 1,156 mg/L



(c) Reactor 3 with COD 2,041 mg/L and TSS 2,108 mg/L

Fig. 5. The relation of effluent NO<sub>2</sub>-N and FA concentration in the lab unit.

연구방법을 이용하여 Fig. 5에 나타내었다. 그림의 Zone 2는 FA와 FNA에 의한 아질산 축적이 가능한 영역으로 R1에서 R3 반응조 모두 35~15°C까지 Zone 2 영역에 있어

낮은 온도에서 아질산 축적을 위한 NOB 억제에 FA inhibition이 주요한 인자로 작용한 것을 확인할 수 있었다.

### 3.4. 생물막 아질산화 시스템과 아질산화 시스템의 온도 영향 계수(Temperature coefficient) 산정

생물막 아질산화 시스템과 아질산화 시스템의 온도 영향을 평가하기 위해 온도영향 계수(Temperature coefficient:  $\theta$ )를 산정하고자 하였다. 합성 하수(Synthetic wastewater)를 사용하고 유동상 담체를 이용한 R1 반응조와 미디어가 없는 R0 반응조를 대상으로 하였으며, Friedman and Schroeder (1972)이 제시한 변형된 Arrhenius 식(식 (1))을 이용하여 아질산 반응조 슬러지의 성장을 고려한 온도 영향계수를 산정하였다. 온도 영향계수 산정을 위한 온도별 측정 데이터는 정상상태의 자료를 이용하였다.

$$\frac{K}{K_r} = \theta^{T-T_r} \quad (1)$$

여기서,  $K$ 는 온도  $T$ 에서의 반응 속도( $h^{-1}$ )이며,  $K_r$ 은 온도  $T_r$ 에서의 반응속도( $h^{-1}$ ), 그리고  $\theta$ 는 온도 영향계수이다. 반응조내 미생물의 물질수지를 계산하면,

$$Q_i X_i + V X_r R + V \frac{dX_r}{dt} = Q_w X_w + Q_e X_e \quad (2)$$

여기서,  $Q_i$ 는 유입 유량(L/h),  $X$ 는 MLSS (mg/L)를 나타내었고  $i, r, w, e$ 의 아래첨자는 각각 유입, 반응조 내, wasting, 유출을 나타낸 것이다. 또한  $V$ 는 반응조 유효용적(L),  $R$ 은 미생물의 단위 성장 속도( $h^{-1}$ )로 정의된다.

식 (2)를 통해 정상상태 ( $dX_r/dt = 0$ )에서 단위 미생물 성장 속도 ( $R$ )를 계산을 계산하면

$$R_c = \frac{Q_w X_w + Q_e X_e}{V X_r} \quad (3)$$

이때 본 연구에서 사용된 아질산화 반응조의 경우 항화조(chemostat)로 슬러지 배제 (sludge wasting)가 따로 있지 않기 때문에  $Q_w X_w = 0$ 으로 계산하였다(식 (4)).

$$R_c = \frac{Q_e X_e}{V X_r} \quad (4)$$

Fig. 6은 식 (4)를 이용하여 생물막 아질산화 시스템과 유동상 담체가 없는 일반적인 아질산화 시스템에서의 온도 영향 계수를 산정한 것이다. 기존 활성슬러지 공정에서 종속영양미생물에 의한 온도 영향계수는 1~1.07로 알려져 있으며, 질산화 공정만을 보면 영향 계수에 따라 1.04~1.07 (Metcalf and Eddy, 2004)의 범위를 가지고 있다. 본 연구의 생물막 아질산화 공정의 경우 온도영향계수는 1.0143로 조사되었으며, 아질산화 공정은 1.0414로 나타나 유동상 담

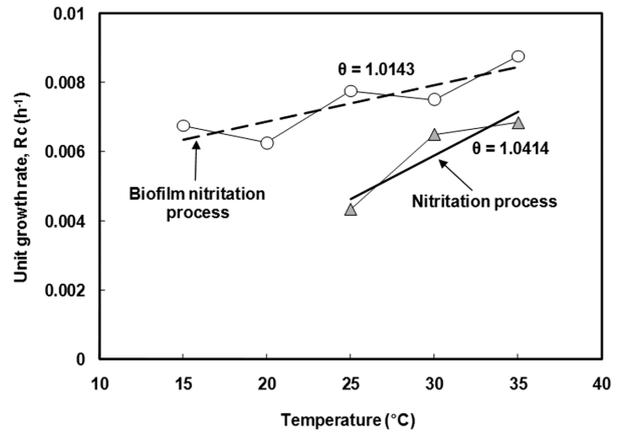


Fig. 6. The relationship of temperature coefficient between suspended and biofilm nitritation system.

체를 이용한 생물막 아질산화 공정이 온도의 영향을 상대적으로 덜 받는 것으로 나타났다.

## 4. 결론

본 연구에서는 고농도 암모니아를 함유한 유입수의 고품질과 유기물 농도가 서로 다른 3개의 반응조를 운전하여 온도 변화에 따른 아질산화의 영향과 유동상 담체의 유무에 따른 온도영향을 평가하고자 하였다.

온도 변화에 따른 아질산 축적의 영향을 알아본 결과, 온도가 35°C에서 15°C로 감소함에 따라 암모니움성 질소가 아질산성 질소로 전환되는 비율도 함께 감소하는 경향을 보였으며, 20°C 이하로 운전시 암모니움 산화(Ammonium oxidation)가 급격히 감소하여 아질산 전환율이 30% 이하로 떨어진 것을 확인할 수 있었다. 또한 유입수의 유기물과 SS 농도가 증가할수록 온도에 대한 아질산 축적에 대한 영향은 커짐을 알 수 있었으며 생물막 아질산화 공정의 성공적 운전을 위한 한계 온도는 25°C인 것으로 조사되었다. 생물막 아질산화 공정과 유동상 담체가 없는 일반적인 아질산화공정의 온도 영향 계수를 비교한 결과, 생물막 아질산화 공정의 온도영향계수는 1.0131로 아질산화 공정 (1.0454)보다 온도의 영향이 적은 것으로 나타났다.

## 참고문헌

- 길경익(2006). 하수처리장 혐기성 소화조 상정액의 아질산화 반응 연구. *수질보전 한국물환경학회지*, **22**(3), pp. 540-545.
- Abeling, U. and Seyfried, C. F. (1992). Anaerobic-aerobic treatment of high-strength ammonium wastewater nitrogen removal via nitrite. *Water Science & Technology*, **26**(5-6), pp. 1007-1015.
- Anthonisen, A. C., Loehr, R. C., Prakasam, T. B. S., and Srinath, E. G. (1976). Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. *J. Wat. Pollut. Control Fed.*, **48**(5), pp. 835-852.

- Bougard, D., Bernet, N., Cheneby, D., and Delgenes, J. P. (2006). Nitrification of a high-strength wastewater in an inverse turbulent bed reactor: Effect of temperature on nitrite accumulation. *Process Biochemistry*, **41**, pp. 106-113.
- Choi, E., Lee, Y., Yun, Z., and Gil, K. (1999). Nitrite nitrification of anaerobic digester supernatant by biofilm carrier. *Proc., IAWQ Conf. on Biofilm Systems*, Oct. 17-22, NewYork.
- Choi, E., Yun, Z., and Gil, K. (2000). A shortcut process for nitrogen removal from piggery wastewater, *Proc., IWA Specialty Conference - Critical Technologies to the World in 21st Century: Pollution Control and Reclamation in Process Industries*, Sept. 18-20, Beijing, China.
- Friedman, A. A. and Schroeder, E. D. (1972). Effects on growth and yield of activated sludge. *J. of Water Pollution Control Federation*, **44**(7), pp. 1433-1442.
- Hellinga, C., Schellen, A. A. J. C., Mulder, J. W., van Loosdrecht, M. C. M., and Heijnen, J. J. (1998). The SHARON process: an innovative method for nitrogen removal from ammonium-rich wastewater. *Water Science & Technology*, **37**(9), pp. 171-180.
- Metcalf and Eddy (2004). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse, 4th Edition*, McGraw Hill, NY, USA.
- Turk, O. and Mavinic, D. S. (1989). Stability of nitrite build up in an activated sludge system. *J. Wat. Pollut. Control Fed.*, **61**(8), pp. 1440-1448.
- Water Management Bureau (2010). *The Survey of 4 Sewage Treatment Plants in Seoul for Long Term Retrofit and Upgrading Plan*, Metropolitan City of Seoul, Korea.
- Yun, Z., Jung, Y., Choi, E., and Min, K. S. (2004). The Stability of Nitrite Nitrification with Strong Nitrogenous Wastewater: Effects of Organic Concentration and Microbial Diversity. *Water Science & Technology*, **49**(5-6), pp. 89-95.
- Yun, Z., Yu, J., Kim, Y., Choi, E., Min, K. S., and Rim, J. M. (2006). Factors Affecting on Nitrite Nitrification of Reject Water in Wastewater Treatment Plant, IWA Specialized Conf. on Sustainable Sludge management, Moscow, May 31 - June 2.