大 韓 土 木 學 會 論 文 集
第26卷 第6B號 · 2006年 11月
pp. 669 ~ 675

연속회분식반응조를 이용한 슬러지 소화에서 고형물과 질소의 제거

Solids and Nitrogen Removal in the Sludge Digestion using a Sequencing Batch Reactor

김성홍* · 이윤희**
Kim, Sung Hong · Lee, Yoon Heui

Abstract

Intermittent aerobic digestion experiments using a sequencing batch reactor (SBR) were carried out in this study. Aeration ratio was found to be an important operation factor for the reduction of solids and nitrogen. As the sludge digested, organic nitrogen was released from the solids and oxidized to nitrate nitrogen. Biological denitrification was also significant and the denitrification rate was limited by aeration ratio. Under the condition of 0.25-0.75 of aeration ratio, acclimation of ammonia nitrogen was not observed and pH were preserved near neutral in the intermittent aerobic digestion. As the aeration ratio increased, solids reduction was increased whereas dissolved nitrogen removal was decreased. Based on the experiments, 17-2% of VSS reduction and over 80% of dissolved nitrogen removal were practicable by intermittent aerobic digestion using a SBR when the MSRT were designed 8-32 days and aeration ratio was operated about 0.25-0.75.

Keywords : *intermittent aerobic digestion, SBR, aerobic digestion, hydrolysis*

요 지

SBR반응조를 이용하여 간헐폭기의 슬러지소화 실험을 실시하였다. 폭기비율은 고형물과 질소 제거의 가장 중요한 운전인자 중의 하나였다. 슬러지의 소화에 따라 용출된 유기성질소는 질산성질소로 산화되었고, 생물학적 질소제거율도 높게 나타났는데, 질소제거율은 폭기비율에 따라 달라졌다. 폭기비율 0.25-0.75의 범위에서, 암모니아성 질소의 축적은 보이지 않았으며, pH는 중성에서 유지되었다. 폭기비율을 증가시킴에 따라 고형물 제거율은 증가하지만 용존 질소의 제거율은 감소하는 경향을 보였다. 본 실험에서 SBR 반응조를 이용하고, 평균고형물체류시간 8-32일 정도의 설계조건과 폭기비율 0.25-0.75의 운전 조건에서 VSS 제거율은 17-42% 정도, 용존질소 제거율은 80% 이상이 가능하였다.

핵심용어 : 간헐폭기소화, 호기성소화, SBR, 가수분해

1. 서 론

호기성 슬러지 소화는 공기 또는 순산소를 공급하여 미생물을 자기 분해시키는 방법으로, 기본적으로 장기폭기식 활성슬러지 공법과 유사하다. 용해상태의 이용 가능한 기질이 고갈되면 미생물은 세포 유지에 필요한 에너지를 얻기 위해 자신의 원형질을 소모하여 CO_2, H_2O 등으로 분해하며 생명유지에 필요한 에너지를 얻게 된다. 세포중의 질소와 인은 각각 암모니아성 질소, 인산염으로 용출되며, 조 내 상태에 따라 산화 또는 환원되기도 한다. 호기성 소화를 이용하면 세포조직의 75~80% 정도가 산화될 수 있는데 나머지 20~25%는 불활성 성분과 생물학적으로 분해 불가능한 유기물로 구성된다(MetCalf & Eddy Inc., 2004).

호기성 소화는 혐기성 소화에 비해 처리 소요시간이 짧아 시설비가 적고, 유지관리가 쉬울 뿐 아니라 악취 발생이 거의 없다. 그러나 호기성 소화는 폭기에 따른 동력비와 pH 저하에 따른 중화제 투입 필요성 때문에 유지관리비가 많이 드는 단점이 있다. 또한, 혐기성 소화는 메탄가스와 같은 유효 부산물이 발생되어 에너지를 회수할 수 있지만 호기성 소화에서는 유효 부산물이 없다.

따라서 호기성 소화는 중대규모 처리장의 슬러지 처리보다는 소규모 처리장이나 마을하수도의 슬러지 처리, 1차침전지가 없는 처리장의 슬러지 처리에 더 적합하다고 할 수 있다(김 등, 2002). 1997년에 개정된 하수도 시설기준에서는 소규모처리시설 및 마을하수도에서 슬러지 처리의 효율적인 대안으로 호기성소화 또는 무가온혐기성소화를 제시하고 있다

*정회원 · 조선대학교 토목공학과 교수(E-mail : gochamp@chosun.ac.kr)
**뉴엔텍(주) 상하수도부 부장(E-mail : uniq11@korea.com)

(환경부, 1997). 호기성 소화조를 2개로 분리하고 한 조를 무산소소화조로 운전하는 무산소-호기 소화 방식이나, 한 개의 소화조에서 시간적 차등을 두고 폭기와 비폭기를 반복하는 간헐폭기방식의 소화는 호기성 소화와 비교하여 여러 가지 부수적인 이점이 추가될 수 있다. 간헐폭기에 의한 슬러지 소화는 호기성 소화와 비교하여 pH 저하가 적고 (Anderson and Mavinic, 1984), 폭기에 따른 동력비를 절감할 수 있으며(김 등, 2006), 질소와 인 같은 영양염류를 제거하는 부수적인 효과도 있다(Peddie and Mavinic, 1990). 실제 처리장에서 호기성 소화를 2시간 폭기-2시간 비폭기의 간헐포기방식으로 바꾼 결과 인 용출율이 50% 이상 감소하였다는 보고도 있다(Tonkovic, 1998). 본 연구에서는 호기성 소화의 한 변법이라 할 수 있는 SBR반응조를 이용한 간헐폭기방식의 호기성 소화를 실시하고, 이와 관련된 영향인자들을 실험적으로 규명해 보고자 하였다.

2. 실험 재료 및 방법

국내 K시 하수종말처리장의 슬러지를 실험실로 반입하여, SBR반응조를 이용한 간헐폭기식 슬러지 소화 실험을 실시하였다. K시 하수종말처리장은 표준활성슬러지법으로 운전되는 처리장으로, 실험에 사용된 슬러지는 1차슬러지 및 폐활성슬러지의 혼합슬러지였다. 반입 시기에 따라 슬러지의 성상은 달랐으므로 실험 조건을 유지하기 위해 먼저 40번 체(공극크기 = 0.42 mm)로 거른 후 4°C 이하의 냉장고에 보관하면서 사용하였다. 보관된 슬러지는 수돗물을 이용하여 필요한 농도만큼 희석하고 SBR반응조의 유입슬러지로 사용하였다. 유입슬러지의 농도는 SS를 기준으로 하여 2,000 mg/L, 4,000 mg/L, 8,000 mg/L의 세 가지로 달리하였는데 희석된 유입슬러지의 성상은 표 1과 같다.

SBR반응조의 구성은 그림 1과 같이 최대용적 10L의 원통형 아크릴제 반응조이며, 여기에 교반장치, 폭기장치, 유출입장치 등을 부착하고, 타이머에 의해 작동되도록 하였다. 슬러지 유입은 정량 튜빙펌프를 사용하였는데, 분당 22.2 mL의 유속으로 30분간 유입하여 1주기 당 유입유량이 670 mL 정도가 되도록 하였다.

연속회분식반응조의 운전 모드는 다음과 같다. 1 주기시간은 모두 24시간으로 통일하였으며, 이중 침전 기간 3시간 30분, 유출기간 20분, 휴지기간 10분은 고정하였다. 따라서

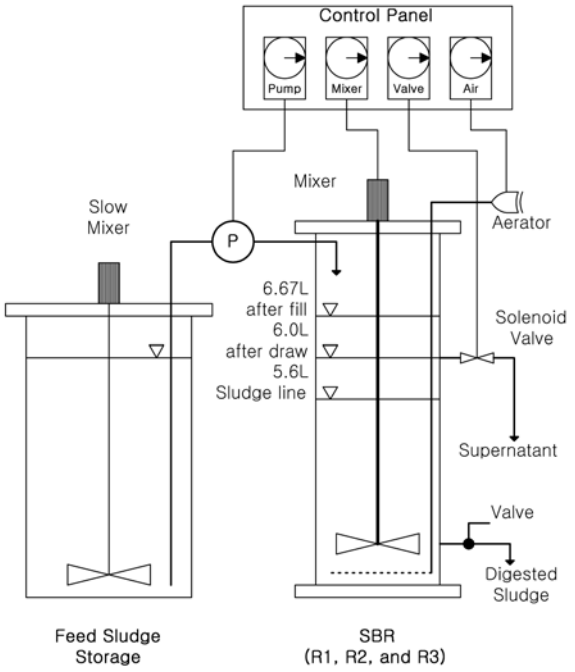

그림 1. SBR반응조 설치 개념도

한 주기 중 반응 기간은 20시간인데 이를 비폭기와 폭기 기간에 차이를 두어 R1, R2, R3으로 구분하였다. R1은 폭기 기간이 가장 짧은 경우로서 비폭기 15시간에 폭기 5시간이며, R2는 비폭기 10시간에 폭기 10시간 그리고 R3은 폭기 기간이 가장 긴 경우로서 비폭기 5시간에 폭기 15시간으로 설정하였다. 그러므로 반응기간에 대한 폭기 기간의 비율을 폭기비율(aeration ratio, ϕ)이라 하였을 때 폭기비율은 R1 0.25, R2 0.5, R3 0.75가 된다.

실험방법은 표 2와 같이 크게 3가지 다른 부하량으로 진행되었는데, 수리학적체류시간(HRT, Hydraulic Retention Time)은 모두 10일로 고정한 상태에서 유입슬러지의 농도를 SS 기준 약 2,000 mg/L(Run 1), 4,000 mg/L(Run 2), 8,000 mg/L(Run 3)로 점차 증가시키면서 고형물부하량을 달리하였다. 제한된 반응조 용적과 침전시간에서 침전에 의해 반응조 내에 축적될 수 있는 고형물량은 한정되어 있기 때문에 고형물부하량 증가는 평균고형물체류시간(MSRT, Mean Solids Retention Time) 감소를 의미한다. 동일한 유입슬러지 농도와 동일한 HRT 및 침전기간이라 하더라도 슬러지의 침전성에 따라 인발되는 소화슬러지의 농도는 매일 다르게 나타났

표 1. 유입슬러지의 성상 (unit : mg/L, except pH)

Constituent	Run 1	Run 2	Run 3
pH	7.0(5.5-7.9)	7.5(6.6-7.9)	7.2(5.5-8.0)
Alkalinity as $CaCO_3$	200(100-300)	340(230-420)	380(22-480)
COD	2,800(2,400-3,500)	4,700(4,100-5,200)	8,900(7,400-10,000)
SCOD	390(170-700)	200(110-470)	330(130-920)
SS	1,900(1,700-2,300)	3,900(3,500-4,300)	7,600(6,600-8,300)
VSS	1,500(1,300-1,800)	3,200(2,900-3,500)	6,000(5,100-6,600)
Ammonia nitrogen (NH_4^+-N)	51(41-67)	63(51-83)	83(55-130)
Oxidized nitrogen (NO_2^--N + NO_3^--N)	0.2(0.1-0.5)	0.3(0.0-0.7)	0.6(0.0-2.3)
Phosphate phosphorus (PO_4^{-3}-P)	8.2(5.7-9.9)	18(3.2-22)	50(23-65)

– arithmetic mean(lowest-highest)

표 2. 운전조건과 운전인자

Parameters		Run 1	Run 2	Run 3
Influent SS (mg/L)	plan	2,000	4,000	8,000
	actual	1,900(120)*	3,900(160)	7,600(500)
HRT (day)		10	10	10
SS loading (g/day)	plan	1.32	2.64	5.28
	actual	1.25	2.58	5.00
SS of digested sludge (mg/L)	R1 R2 R3	7,900 9,000 10,000	6,800 11,000 8,100	13,000 9,400 -
Calculated MSRT (day)	R1 R2 R3	29 31 32	12 19 13	11 8 -

−( )* : standard deviation.

으며, 이 때문에 반응조 내 고형물량 대비 인발슬러지량으로 계산되는 평균고형물체류시간도 표 2와 같이 다르게 계산되었다.

소화 실험은 약 180일간 지속되었으며 온도의 영향을 배제하기 위해 전 실험은 20°C로 유지되는 항온실에서 진행되었다. 분석 항목은 pH 및 알칼리도와 COD, SCOD, SS, VSS, 암모니아성 질소와 질산성 질소, 용존성 인 등이며, 2~3일 간격으로 유입슬러지, 소화슬러지, 상징액을 채취하여 Standard Methods(APHA, AWWA and WEF, 1995)에 따라 측정하였다. Run 3 운전기간에 R3 반응조의 산기관 일부가 막혀 공기공급이 원활치 못한 경우가 발생하였으므로 본 연구에서는 이 데이터를 제외하고 검토하였다.

3. 결과 및 토의

3.1 고형물 제거 특성 및 해석

상징액의 SS는 대부분의 경우 200 mg/L 이하의 값을 보였으며, 유입부하량이 증가할수록 상징액의 평균 SS 농도도 증가하는 것으로 나타났다(그림 2). 그림 3에 전 운전기간 동안의 소화슬러지의 VSS 농도 변화를 표시하였다. 소화슬러지의 VSS 농도는 유입슬러지의 농도나 폭기비율, MSRT와 큰 상관없이 5,000-10,000mg/L의 범위로 나타났는데, 일반적인 표준활성슬러지법의 2차침전지 잉여슬러지 농도 수준이다(MetCalf & Eddy Inc., 2004). 소화슬러지의 고형물 농도는 슬러지의 침강성과 침전시간에 비례하는데 침전시간이 모두 동일하므로 이러한 농도 차이는 침강성 편차에 기

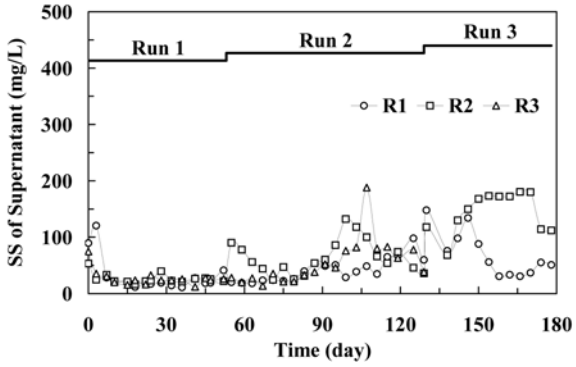

그림 2. 소화상징액의 SS 농도 변화

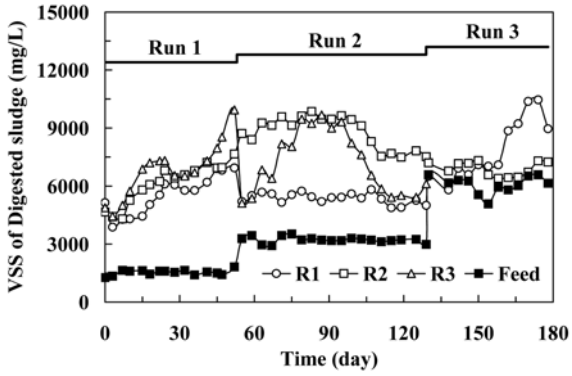

그림 3. 소화슬러지의 VSS 농도 변화

인한 것이다. 소화슬러지 농도가 높을수록 MSRT는 길게 되어 소화효율이 증대되므로 소화슬러지의 농도는 높을수록 유리하지만, 본 연구와 같은 3-4시간 정도의 침전시간에서 더 이상의 높은 농도는 기대하기 어려웠다.

그림 4에 운전 기간 동안 유입슬러지 및 소화슬러지의 SS에 대한 VSS의 비율의 평균값을 표시하였다. 슬러지의 소화에 따라 유기성분이 감소하므로, 소화 후에는 SS에 대한 VSS의 비율은 감소하게 된다. 유입슬러지의 VSS 비율은 평균 81-82% 정도이었으며, 소화 정도에 따라 다르지만 약 72-77% 정도로 측정되어 각각 5-10%P씩 감소하였다.

고형물 감소는 슬러지 소화공정의 가장 중요한 목적이자 영향인자이다. 고형물 감소율은 운전이 정상상태에 도달한 후 유입, 유출 슬러지의 농도차로서 구할 수 도 있지만, 실

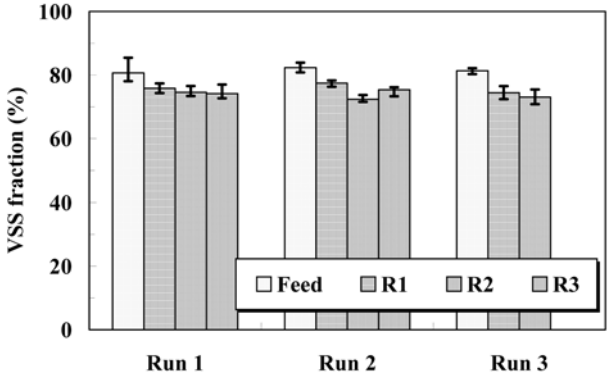

그림 4. SS에 대한 VSS 비율의 평균값 (막대그래프는 평균값, 범위는 최대-최소값)

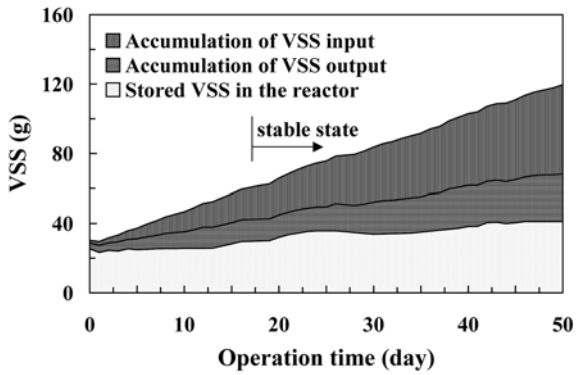

그림 5. SBR반응조에서 VSS 감소율의 계산 예(Run 1에서 R1의 경우)

험의 특성상 펌프 유입량이 항상 일정하지는 않고, 본 연구와 같이 침전모드가 있는 경우 조 내 축적량도 무시할 수 없다. 따라서, 본 연구에서는 보다 정확한 고형물 감소율을 산정하기 위하여 비교적 안정된 상태에 도달되었다고 여겨지는 기간동안의 총 유입량과 총 유출량 그리고 조 내 축적량을 지속적으로 측정하였다. 즉, 유입슬러지의 농도와 같은 운전 인자를 변화시킨 후 반응조가 안정적으로 운전되고 있다고 판단되는 약 15-20일 이후 시점에서부터 2-3일 간격으로 상징액과 소화슬러지의 인발량(부피) 및 농도를 측정하고, 유입슬러지량, 조 내 슬러지 축적량, 슬러지 인발량을 계산하였다. 소화효율의 지표로서 총 VSS 감소율을 선택하였다. 이와 같이 누적 VSS량으로부터 VSS 제거율을 계산한 예를 그림 5에 표시하였다. 예에서는 운전 시작 17일 후부터 시스템이 안정된 것으로 간주하였는데, 이때부터 운전 종료시점까지 VSS 유입 총량은 35.6g, 유출 총량은 15.0g 그리고 반응조 내 순축적량은 +9.7g이 되고, 이 기간의 평균 VSS 감소율은 약 31%로 계산된다.

모든 실험 군에 대해 이와 같은 방법으로 VSS 감소율을 구하고 이를 표 3에 표시하였다. 동일한 SS 부하량에서는 폭기비율이 증가할수록 VSS 감소율도 증가하였으며, 동일한 폭기비율에서는 SS 부하량이 증가할수록 VSS 감소율이 감소하였다. 즉, VSS 감소율은 폭기비율과 MSRT에 각각 정의 비례 관계에 있다고 할 수 있다.

일반적으로 호기성소화의 고형물 감소 동력학은 고형물 분해 속도를 1차반응으로 간주하므로서 해석이 가능한데, 간헐폭기인 경우에는 폭기비율도 변수화하여 고형물 감소 동력학에 반영하면 해석이 가능하다(김 등, 2002). 일반적인 호기성소화인 경우 고형물 제거 동력학은 다음 식 (1)과 같다.

$$X_d = X_{d,0} e^{-K_d t} \tag{1}$$

여기에서, X_d는 생물학적으로 분해 가능한 고형물량, $X_{d,0}$는 임의의 시간 t=0에서의 생물학적으로 분해 가능한 고형물량, K_d는 분해상수(decay constant), t는 소화기간을 의미한다. 반면에 간헐폭기소화인 경우에는 폭기시와 비폭기시에 고형물 분해 속도는 서로 다르게 나타난다. 비폭기시의 분해상수를 $K_{d,na}$, 폭기시의 분해상수를 $K_{d,a}$라 하면 전체 운전기간 t 시간 중(1-ϕ)t 시간 동안의 분해는 분해속도 $K_{d,na}$의 분해상수를 가지게 되고, ϕt시간 동안의 분해는 분해속도 $K_{d,a}$의 분해상수를 가지게 된다. 간헐폭기에서는 이 둘 즉, 비폭기와 폭기가 교대로 반복되는 형태이므로 결과적으로 간헐폭기소화에서의 평균 고형물 감소 동력학은 식 (2)와 같게 된다.

$$X_d = X_{d,0}\{e^{-(K_{d,na}(1-\phi)+K_{d,a}\phi)t}\} \tag{2}$$

$K_{d,na}$와 $K_{d,a}$는 서로 다른 폭기비율의 간헐폭기방식의 회분식 소화실험을 실시하면 통계적으로 계산할 수 있다. 다만, 연속회분식 실험의 경우 유입과 유출이 연속적으로 이루어지지 않고, 또한 침전기간을 둘 경우 조 내에 고형물이 축적되므로 시간적인 불연속성으로 인해 해석적으로 구할 수는 없으며, 연속회분식반응조에 대한 모델 수립과 수치해법을 통해 구할 수 있다. 이 방법은 김 등(2006)의 발표에 잘 나타난 바 있다. 따라서 본 연구에서 실험적으로 구한 VSS 감소율, 폭기비율, HRT 등의 운전인자, 그리고 소화슬러지의 VSS 농도 및 MSRT를 연속회분식반응조 모델에 대입하므로써 $K_{d,na}$와 $K_{d,a}$를 구할 수 있다. 그러나, 실험 오차로 인해 본 연구의 실험군 모두를 만족시키는 $K_{d,na}$와 $K_{d,a}$는 없었다. 따라서, 위의 물질수지로부터 구한 VSS 감소율을 참값으로 보고, 참값과 예측값의 차이를 오차(잔차)라 하여 실험군 전체에 대해 잔차제곱합(SSE, sum of square error)를 최소화하는 분해상수, $K_{d,na}$와 $K_{d,a}$를 시행착오법으로 역산출하였다. 시산을 위한 $K_{d,na}$와 $K_{d,a}$의 초기값은 0과 1사이의 값을 임의로 취하였으며, 결과로서 $K_{d,na}$ = 0.025 day^{-1}, $K_{d,a}$ = 0.150 day^{-1}의 분해상수가 얻어졌다.

폭기시의 분해속도가 비폭기시의 분해속도보다 6배 정도 빠른 것이다. 연속 폭기인 호기성소화나 연속 비폭기인 혐기성소화는 간헐폭기와는 다소 다른 분해 거동을 보일 것으로 생각되고, 특히 내생호흡(endogenous respiration)에 기인하여 서서히 분해되는 호기성 혹은 무산소성 소화와 달리, 혐기성소화는 소화 초기 산소 결핍에 따른 호기성 미생물의 급격한 사멸과 해리(death and lysis)에 의해 VSS가 감소하기 때문에 위의 비폭기시의 분해상수($K_{d,na}$)를 혐기성소화에 적용할 수는 없을 것이다. 참고로, Gujer 등(Gujer *et al.*, 1995)은 그들의 활성슬러지모델 2에서 Monod type의 가수분해반응에서 속도상수로서 호기성 가수분해인 경우 3.0 day^{-1}, 무산소성 가수분해인 경우는 호기성 가수분해의 60% 그리고 혐기성 가수분해인 경우는 호기성 가수분해의 10% 정도로 제시한 바 있다.

그림 6에 실험적으로 구한 VSS 감소율과, 위의 통계적으로 구한 $K_{d,na}$ 및 $K_{d,a}$를 적용하여 계산으로 구한 VSS 감소율을 비교하여 표시하였는데, 결과는 대부분의 실험군에서 대각선상에 위치하여 매우 잘 예측되고 있음을 알 수 있다. 따라서, 간헐폭기소화에서 고형물의 분해 동력학은 소화기간인 MSRT와 함께 폭기비율도 중요한 변수이므로 함께 고려되어야 하며, 본 연구에서 접근한 방식과 같은 방법으로 분

표 3. 측정된 VSS 제거율 (%)

Aeration ratio \ SS loading*	1.25 (Run 1)	2.58 (Run 2)	5.00 (Run 3)
0.25(R1)	31	24	17
0.5(R2)	36	33	25
0.75(R3)	42	35	-

* : SS loading, [g/day]

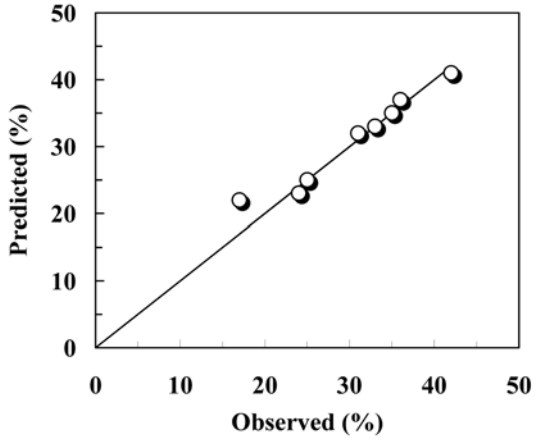

그림 6. 실측한 VSS 제거율(Observed)과, 폭기비율을 변수로 반영하여 계산한 VSS 제거율(Predicted)의 비교

해상수 계산에 폭기비율을 포함시킴으로써 예측 가능한 것으로 생각된다.

3.2 질소의 용출 및 전환

슬러지의 질소 함량은 약 0.08g-N/g-VSS 정도이며(Mavinic and Koers, 1982), 소화시 고형물 분해에 따라 질소 성분도 용출한다. 용출된 질소는 혐기성 상태에서는 대부분 암모니아성 질소 형태로 잔류한다. 호기성 상태에서는 알칼리도의 존재 여부에 따라 질소의 존재 형태가 달라지는데, 알칼리도가 충분한 환경에서는 암모니아성 질소가 산화되어 질산성 질소 형태로 잔류하고, 알칼리도가 부족한 환경에서는 암모니아성 질소와 질산성 질소 형태가 공존하여 잔류한다. 이는 암모니아성 질소의 산화 반응에 알칼리도가 반드시 필요하기 때문이다. 이들 용존 질소는 소화 상징액 또는 탈수여액의 반류수 라인을 거쳐 다시 수처리 계통으로 유입되므로 처리수의 질소 부하량을 증가시키는 요인이 된다. 따라서, 슬러지 소화 공정에서 질소가 어느 정도 제거되면 그만큼 수처리 계통의 질소 부하량이 감소하는 것이므로 처리수의 질소 농도는 낮아지게 된다.

연속회분식반응조를 이용한 슬러지 소화에서 용존 질소인 암모니아성 질소와, 아질산성 질소와 질산성 질소의 합을 산화질소로 간주하였을 때의 산화질소의 변화를 그림 7에 표시하였다. 유입슬러지에는 아질산성 질소나 질산성 질소가 거의 존재하지 않았는데, 이는 슬러지를 보관하는 동안 대부분 탈질되었기 때문이다. 유입된 암모니아성 질소 및 슬러지의 가수분해반응에서 생성된 암모니아성 질소는 호기 기간에 대부분 질산화되어 유출수의 암모니아성 질소 농도는 10 mg/L 이하를 보였다. 특히 24시간 주기 중 폭기 기간이 5시간 밖에 안돼는 R1에서도 암모니아성 질소는 3 mg/L 이하로 나타나 1.25~5.00 g/day의 SS 부하량에서 폭기 부족에 따른 질산화 저해는 나타나지 않았다. 한편, 일반의 호기성 소화에서는 알칼리도 부족으로 인해 용출된 암모니아성 질소가 충분히 산화되지 못하고 일부가 그대로 잔류하는 경우가 일반적이다(Bishop and Farmer, 1978). 이 경우 pH도 4.5 이하로 떨어지게 되는데 보통의 호기성 소화시 pH가 낮아지는 이유는 이와 같은 질소의 산화반응 때문이다. 그렇지만 본 연구의 간헐폭기 소화에서는 pH와 알칼리도가 유입슬

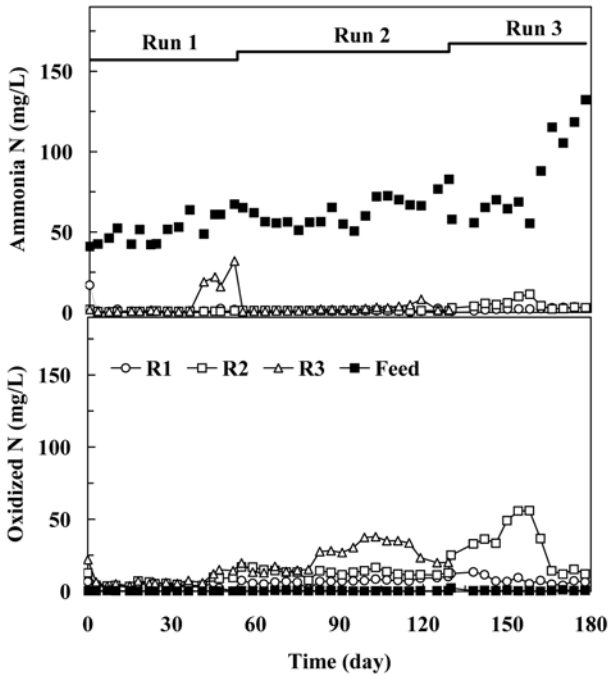

그림 7. 간헐폭기소화에서 암모니아성 질소와 산화질소의 거동

러지보다 낮아지기는 하였으나 폭기비율이 가장 높은 0.75에서도 약간의 알칼리도가 남았고, 알칼리도 부족에 따른 질산화 저해와 암모니아성 질소 축적은 나타나지 않았다.

연속회분식 슬러지 소화의 질소 제거 특성을 파악하기 위하여 다음과 같이 고찰하였다. 슬러지 소화에서 질소의 거동을 예측하기는 쉽지 않은데 그 이유는 슬러지 내에 존재하는 질소가 암모니아화에 따라 용출된 후 질산화와 탈질을 거쳐 감소하는 과정에서 질산화와 관련된 알칼리도, 탈질과 관련된 용존 유기물 그리고 폭기주기 및 폭기비율 등의 물리적 변수 외에도 질산화균, 탈질균의 활성도 등이 복합적이고 유기적으로 반응에 관여하기 때문이다.

실험 결과 연속회분식 소화에서 알칼리도가 낮아지기는 하였으나 질산화를 저해할 정도는 아니었고, 또한 평균고형물 체류시간이 10일 이상으로 길기 때문에 질산화 미생물이나 탈질균 결핍에 의한 저해는 없을 것으로 판단된다. 따라서 현상학적으로 나타나는 고형물 제거율과, 측정된 암모니아성 질소 및 산화 질소의 농도로부터 근사적으로 용존 질소 제거율을 구하여 폭기비율과 용존 질소 제거율의 관계를 파악하였다. 슬러지 소화에서 용존 질소의 증가 요인은 슬러지 분해시 용출되는 암모니아성 질소와 용존 상태로 유입되는 암모니아성 질소 및 아질산성 질소, 질산성 질소의 산화 질소로 구분할 수 있는데 이 중 아질산성 질소나 질산성 질소는 유입슬러지에서 거의 존재하지 않으므로 무시할 수 있다. 또한, VSS에 대한 유기질소의 비율은 소화시 크게 변하지 않는 것으로 보고되고 있고(Mavinic and Koers, 1982; Bishop and Farmer, 1978), 또한 본 실험에서도 확인되었으므로 슬러지 분해에 따라 생성되는 암모니아성 질소는 VSS에 대한 유기질소의 비율 및 VSS 감소율로부터 추정할 수 있다. 용존 질소의 감소 요인은 상징액과 소화슬러지 반출시 직접 유출되는 암모니아성 질소와 산화 질소 그리고 생물학적 탈질에 의한 직접 감소이므로 유입슬러지의 암모니아성 질소 및 산화 질소 농도, 유입슬러지의 VSS량 대비 유기질소 함량,

표 4. 용존질소 제거율의 산정

		Soluble nitrogen source		Soluble nitrogen residue		Soluble nitrogen removal efficiency (%)
		from VSS destruction*	direct input as ammonia nitrogen**	as ammonia nitrogen	as oxidized nitrogen	
Run 1	R1	38	53	1.0	3.5	95
	R2	44	53	0.7	6.2	93
	R3	51	53	8.6	8.0	84
Run 2	R1	63	73	1.0	8.5	93
	R2	85	73	1.1	12.7	91
	R3	92	73	3.7	29.3	80
Run 3	R1	88	98	2.9	6.1	95
	R2	150	98	3.0	18.0	91

– All values are average concentration
– *Soluble nitrogen generated by VSS destruction (hydrolysis and ammonification).
($=f_N \cdot \eta_{VSS} \cdot VSS_{in}$)
f_N : nitrogen content of VSS (=0.087, measured)
η_{VSS} : VSS removal efficiency (Table 3)
VSS_{in} : input VSS concentration (Table 1)
– **direct input as an ammonia nitrogen form (Table 1)

VSS 소화율, 상징액의 암모니아성 질소 및 산화 질소 농도를 측정하면 용존 질소 제거율을 산출할 수 있다. 이와 같은 방법으로 용존 질소 제거율을 산출하여 표 4에 표시하였다.

용존 질소의 발생원 중 슬러지 분해에 의해 생성되는 암모니아성 질소가 차지하는 비율은, 슬러지의 종류나 슬러지 보관 상태, 소화율 등에 따라 크게 다르겠지만, 본 연구와 같이 실제 하수처리장 혼합슬러지인 경우 VSS 제거율 17~42% 범위에서는 42~60% 정도로 나타났다. 대략 용존 상태로 유입되는 암모니아성 질소만큼의 양이 슬러지의 분해에 따라 추가로 생성되는 것이다. 연속회분식 슬러지 소화에서 폭기비율 0.25~0.75의 범위에서 용존 질소 제거율은 80% 이상으로 높게 나타났으며, 폭기비율이 낮을수록 용존 질소 제거율은 더 높게 나타났다.

연속회분식 슬러지 소화에서 폭기비율이 증가할수록 pH와 알칼리도의 감소폭도 더 컸는데 이는 질산화 반응이 알칼리도를 소모하는 반응이기 때문에 폭기 기간이 상대적으로 길수록 생성되는 질산성 질소가 증가하고 그 만큼 알칼리도 소모량이 많기 때문이다. 본 연구에서도 알칼리도는 감소하였다. 그러나, 폭기비율 0.75에서 pH는 평균 최소값 5.7 이상을 보였고, 알칼리도 역시 평균 최소값 8.0 mg/L(as $CaCO_3$)를 보여 생물학적 처리에 영향을 미칠 만한 pH 감소와 알칼리도 결핍은 나타나지 않았다. 이는 연속회분식반응조에서 비폭기 기간을 둠으로써 이 기간동안 부분적 혹은 전반적인 탈질 반응이 일어났고, 이 탈질 반응은 알칼리도가 생성되는 반응이므로 부분적으로 알칼리도가 회복되었기 때문이다.

표 5. 평균 pH와 알칼리도

	Run 1		Run 2		Run 3	
	pH	Alkalinity	pH	Alkalinity	pH	Alkalinity
Feed	7.0	210	7.5	340	7.2	420
R1	6.8	33	7.2	34	7.4	56
R2	6.4	20	6.4	20	7.0	42
R3	6.1	18	5.7	9	-	-

– pH : arithmetic mean
– alkalinity : mg as $CaCO_3$/L

3.3 폭기비율과 고형물 및 질소 제거의 관계

폭기비율에 따른 고형물 및 용존 질소 제거율을 종합하여 영역별로 구분하고 영역별 특성과 함께 그림 8에 종합하여 표시하였다. 하수처리장 혼합슬러지에 대한 연속회분식 슬러지 소화에서는 폭기비율이 증가함에 따라 분해 상수는 증가하여 고형물 제거율은 높아진다. 그러나 반대로 폭기비율이 높을수록 알칼리도 부족에 따른 질산화 저해가 발생하여 암모니아성 질소가 유출될 수 있다. 물론 유입슬러지의 알칼리도가 충분히 많은 경우는 연속 폭기 방식인 호기성 소화에서도 질산화 저해는 나타나지 않겠지만 일반적인 하수 슬러지의 호기성 소화에서는 pH 저하와, 알칼리도 부족에 따른 암모니아성 질소 유출이 발생한다. 그러나 본 연구와 같이 폭기비율이 0.75 이하이고 수리학적체류시간이 10일 정도인 연속회분식 간헐폭기소화에서는 안정적인 pH와 낮은 암모니아성 질소 농도를 보여 질산화 저해는 나타나지 않았다. 유입슬러지의 특성이나 운전조건 등에 따라 많이 다르기는 하겠지만 본 연구의 결과를 토대로 폭기비율에 따르는 고형물 및 질소의 제거율 그리고 인의 거동을 기준으로 크게 다음과 같이 영역을 구분하여 보았다.

Zone I은 폭기비율 0.2 혹은 0.3 이하의 영역으로서, 고형물 제거율은 낮으나 용존질소 제거율이 높고 생물학적 인 제거도 기대할 수 있는 영역이다. Zone II는 대략 폭기비율 0.4에서 0.6 정도인 영역으로서, 질산화는 충분히 일어나기 때문에 암모니아성 질소는 거의 없고 부분적으로 탈질도 기대할 수 있는 영역이다. pH는 중성 근처를 유지할 수 있고 약간의 알칼리도가 잔류한다. 생물학적 인 제거는 그러나 기대하기 어렵다. Zone III은 폭기비율 약 0.7 이상인 영역이다. 고형물 제거율은 가장 높으나 질산화가 부분적으로 저해

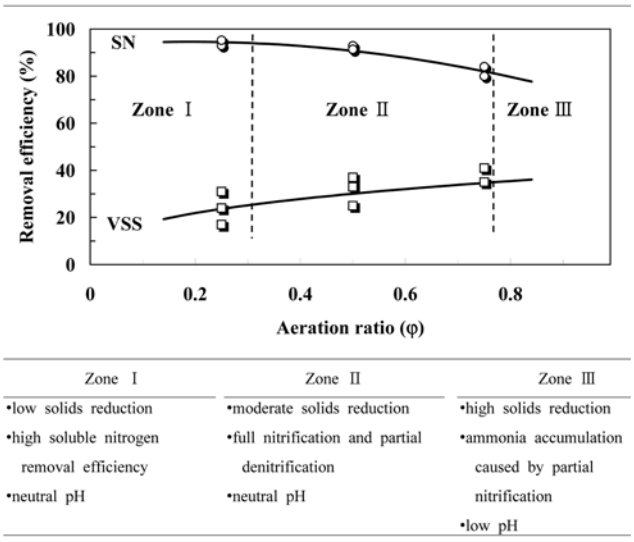

그림 8. SBR반응조를 이용한 간헐폭기소화의 처리 특성(SN:용존질소)

를 받고, 탈질률도 줄어든다. pH가 산성으로 떨어지며, 알칼리도도 거의 존재하지 않는다. 이러한 구분은 실제 운전에서 간헐폭기소화의 주목적으로 고형물 제거율만을 최우선시 할 것인가 아니면 영양염류 제거도 함께 추구할 것인가에 따라 개략적인 운전 범위를 선정하는데 도움이 될 것이다.

4. 결 론

연속회분식반응조를 이용하여 간헐폭기에 의한 하수슬러지 소화 실험을 실시하고, 다음과 같은 결론을 얻었다.

간헐폭기소화에서 폭기비율이 증가할수록 고형물 제거율도 증가한다. 또한, 폭기비율을 고려한 1차반응의 간헐폭기소화 동력학을 구성할 수 있었으며, 이 방법으로 해석한 결과는 실측치와 잘 일치하였다.

슬러지의 소화에 따라 용출된 암모니아성 질소는 간헐폭기소화에서는 질산성 질소로 산화되고, 생물학적 탈질도 가능하다. 이 경우 가장 중요한 변수는 폭기비율인데, 폭기비율이 0.25 이상만 되면 폭기량 부족으로 인한 질산화 저해는 나타나지 않는다. 또한, 폭기비율 0.75 이하에서는 부분적인 탈질 및 이에 수반된 알칼리도 생성으로 인해 알칼리도 부족에 따른 질산화 저해 역시 나타나지 않는다. 즉, 폭기비율 0.25-0.75 정도의 간헐폭기소화에서는 암모니아성 질소의 축적은 거의 나타나지 않는다.

간헐폭기에 의한 슬러지소화에서 폭기비율을 높게 운전할수록 고형물 제거율은 증가하나 반대로 용존 질소의 제거율은 감소한다. 슬러지의 상태나 운전 조건에 따라 크게 다르기는 하겠지만, 폭기비율 0.25-0.75의 범위, MSRT 8-32일 정도의 간헐폭기소화에서 VSS 감소율은 17-42% 정도이며, 부가적으로 80% 이상의 용존질소 제거율을 기대할 수 있어 반류수의 질소 부하량을 경감시킬 수 있다.

감사의 글

본 연구는 조선대학교 2005년도 교내연구비 지원에 의해 수행되었으며, 이에 감사드립니다.

참고문헌

김성홍, 김희준, 정태학(2002) 간헐포기에 의한 슬러지의 호기성 소화 기술, **대한토목학회논문집**, 대한토목학회, 제22권 제2-B호, pp. 245-252.

김운중, 김성홍, 김희준(2006) 간헐포기소화의 비용 평가, **대한토목학회논문집**, 대한토목학회, 제26권 제1-B호, pp. 113-118.

환경부(1997) **하수도시설기준**.

Anderson, B.C. and Mavinic, D.S. (1984) Aerobic sludge digestion with pH control-preliminary investigation, *Journal Water Pollution Control Federation*, 56, pp. 889-897.

APHA, AWWA and WEF (1995) Standard Methods - for the Examination of Water and Wastewater 19th ed., Washington DC.

Bishop, P.L. and Farmer, M .(1978) Fate of nutrient during aerobic digestion, *ASCE, Env. Eng. Div.*, 104, pp. 967-979.

Gujer, W., Henze, M., Mino T., Matsuo T., Wentzel, M.C., and Marais, G.v.R. (1995) The activated sludge model no. 2: biological phosphorus removal, *Water Science and Technology*, Vol. 31, No. 2, pp. 1-11.

Mavinic, D.S. and Koers, D.A. (1982) Fate of nitrogen in aerobic sludge digestion, *Journal Water Pollution Control Federation*, Vpl. 54, No. 4, pp. 352-360.

MetCalf & Eddy Inc. (2004) *Wastewater Engineering : Treatment and Reuse,* 4-th edition, McGraw-Hill.

Peddie, C.C. and Mavinic, D.S. (1990) A Pilot-Scale Evaluation of Aerobic-Anoxic Sludge Digestion, *Canadian Journal of Civil Engineering*, Vol. 10, No. 1, pp. 68-78.

Tonkovic Z. (1998) Aerobic stabilisation criteria for BNR biosolids, *Water Science and Technology*, Vol. 38, No. 2, pp. 133-141.

(접수일: 2006.3.31/심사일: 2006.6.2/심사완료일: 2006.9.25)