

혐기성 소화에 대한 식종원 및 암모니아 농도의 영향

김양지 · 김성일 · 신범식 · 안기섭¹⁾ · 김종수*

선문대학교 환경공학과, ¹⁾천안외국어대학 환경시스템과
(2003년 12월 29일 접수, 2004년 2월 5일 수리)

Effects of Seed Sources and Concentration of Ammonia on Anaerobic Digestion

Yang-Ji Kim, Sung-Il Kim, Bum-Shic Shin, Ki-Sup Ahn¹⁾ and Jong-Soo Kim* (Department of Environmental Engineering, Sun Moon University, Asan 336-708, Korea, ¹⁾Department of Environmental System Management, Cheonan College of Foreign Studies, Cheonan 330-705, Korea)

ABSTRACT : The seeding sources and concentration of ammonia on anaerobic digestion were investigated by batch culture bioreactors. The sources of seeding on anaerobic digestion were from swine wastewater collection pit of a hog raising farm and from anaerobic digestion sludge of a municipal sewage treatment plant. The inhibition of ammonia on anaerobic microorganisms was initiated at ammonia concentration of 1,500 mg NH₄-N/L and it's effect was increased by increasing ammonia concentration up to 3,500 mgNH₄-N/L regardless the sources of seeding as evidenced by decreases in COD removal efficiencies and biogas yields. The inhibition occurred to not only methanogens but also acidogens since the concentration of volatile fatty acids was maintained at 50 mg/L. The COD removal efficiency and biogas yield were maintained constantly while increasing ammonia concentration up to 3,500 mgNH₄-N/L when swine wastewater collection pit was used as a seeding; however, those were decreased while increasing ammonia concentration when anaerobic digestion sludge was used as a seeding. The results indicate that the seeding acclimated to high concentrations of ammonia for long time was easy in adaptation to high ammonia concentration and less subjective to ammonia inhibitory effects.

Key words: anaerobic digestion, ammonia inhibition, seeding, adaptation, acclimation, biogas.

서 론

혐기성 소화는 일반적으로 고농도의 유기성 폐수나 슬러지의 처리 및 안정화에 적합한 공정으로 유기물질을 분해하면서 부산물로 대체에너지인 메탄을 발생하는 장점이 있는 반면 관여 미생물은 성장속도가 느리고 환경에 민감한 단점을 가지고 있다. 특히, 혐기성 소화에 관여하는 주요 미생물인 산생성균과 메탄생성균은 pH, 온도 등 환경적 요인과 폐수에 함유된 저해물질에 민감하다. 축산폐수나 단백질 함유 폐수 등과 같이 높은 농도의 암모니아를 함유하는 폐수의 혐기성 처리의 경우 암모니아는 혐기성 미생물에 저해작용으로 공정의 효율에 저하를 초래한다고 알려져 있다^{1,6)}.

폐수에 함유된 암모니아는 pH에 따라 암모늄 이온과 자유 암모니아로 존재하며 분석결과에 의하면 총 암모니아 질소

(TAN: total ammonium nitrogen), 암모늄 질소(IAN: ionized ammonium nitrogen), 그리고 자유 암모니아 질소(UAN: unionized ammonium nitrogen)로 표현된다. 일반적으로 TAN 700~3,000 mg-N/L이면 혐기성 미생물의 활성은 저해되기 시작하고 3,000 mg-N/L은 한계농도, 4,200 mg-N/L에서는 모든 세포의 성장이 정지되지만^{3,6)}, TAN에 3개월 동안 적용된 경우 7,000~11,800 mg-N/L에서도 저해작용이 일어나지 않는 것으로 알려져 있다⁷⁾. 또한 pH 7.4 이상 TAN 1,500~3,000 mg-N/L에서 저해작용이 일어나고, 3,000 mg-N/L 이상이면 pH와 상관없이 저해작용이 나타난다고 보고 된 경우도 있다⁸⁾. 주로 혐기성 미생물에 저해작용을 하는 UAN는 동일한 TAN에서도 온도와 pH 조건에 따라 농도가 달라지며 40~120 mg-N/L에서 산생성균보다 메탄생성균의 대사경로에 치명적인 영향을 미치나 3개월의 적응기간을 거친 메탄생성균은 1,100 mg-N/L에서도 저해/독성작용을 하지 않는 것으로 보고 된 경우도 있다^{9,10)}. 축산분뇨로 식용한 축산폐수의 혐기성 소화에서 TAN 2,500 mg-N/L에서 저해작용이 있다고 보고되었으나 UAN 65~250 mg-N/L에 적용된 경우, UAN 500~

*연락처:
Tel&Fax: +82-41-530-2381
E-mail: jskim@sunmoon.ac.kr

600 mg-N/L에서도 큰 저해영향이 일어나지 않고, UAN 1,000 mg-N/L에서 강한 저해영향이 일어난다고 보고되고 있다¹¹⁾. TAN 815 mg-N/L인 하수종말처리장 혐기성소화조 슬러지 그리고 TAN 2,420 mg-N/L인 양돈분뇨를 식종원으로 이용하여 TAN의 영향을 비교한 결과, 하수종말처리장 혐기성소화조의 슬러지를 식종한 경우 TAN 730~4,990 mg-N/L로 농도가 증가할수록 저해영향은 증가하였고, 양돈분뇨를 식종한 경우 TAN 605~3,075 mg-N/L로 농도가 증가하여도 큰 저해영향이 일어나지 않는다고 하였으며 식종원의 종류에 상관없이 메탄 생성율은 암모니아의 농도가 증가할수록 서서히 감소한다고 보고하였다¹²⁾. 이와 같이 혐기성 소화에서 암모니아의 혐기성 미생물에 대한 저해작용은 pH에 따른 암모니아 종류와 농도에 대한 저해정도와 암모니아에 장기간 순응된 혐기성 미생물의 경우 순응의 정도에 따른 저해작용의 정도는 아직도 명확히 밝혀지지 않았다.

따라서 본 연구는 biochemical methane potential(BMP)과 anaerobic toxicity assay(ATA) 방법¹³⁾을 변형한 회분식 반응기를 이용하여 혐기성 미생물을 순수배양하고 혐기성 미생물의 식종원과 암모니아 농도에 따른 영향을 분석하기 위하여 식종원으로 고농도의 암모니아에 장기간 순응되었던 양돈농가의 폐수 집수조 슬러지와 비교적 저농도의 암모니아에 노출되었던 하수종말처리장 혐기성 소화 슬러지를 이용하였고 암모니아는 pH 8.0 ± 0.3의 범위에서 저해의 범위로 인정되고 있는 TAN 3,500 mg-N/L(UAN 환산 318 mg-N/L) 농도까지를 대상으로 COD 제거율과 메탄 생성량으로 저해영향을 분석하였다.

재료 및 방법

실험장치 및 방법

혐기성 미생물에 대한 식종원과 암모니아의 영향을 분석하기 위하여 Fig. 1과 같이 유효부피 9-L의 유리제질의 회분식 반응기(BR: batch bioreactor) 2 set를 제작하였다. 반응기는 외부상단에 부착된 모터의 축에 연결된 하단의 프로펠러에 의하여 완전 혼합되었다. 반응기는 외부 항온조에 의하여 35°C로 유지되었다. 배양액의 유·출입과 분석을 위한 시료채취는 peristaltic pump에 의하여 이루어졌으며 발생하는 biogas는 반응기 상부 가스 수집기를 거쳐 wet gas meter에 의하여 발생량은 측정된다.

반응기 1 set(BR-1)는 저농도의 암모니아(120 ± 80 mg-N/L)에 장기간 순응된 하수종말처리장 혐기성 소화조 슬러지를 그리고 다른 set의 반응기(BR-2)는 고농도의 암모니아(2,200 ± 1,400 mg-N/L)에 순응된 양돈농가 폐수 집수조의 침전 슬러지를 각각 식종원으로 사용하였다. 식종원으로부터 채취된 슬러지는 혐기상태 하에서 VSS의 농도가 12,500 mg/L 정도로 농축한 후 반응기에 VSS 농도가 1,000 mg/L 되도록 식종하고 sucrose를 탄소원으로(1,000 mg/L as COD) 한 Table 1과 같은 조성의 N/M/B 배지¹³⁾를 주입하여 배양하였다. 배양이

시작된 후 혐기성 미생물의 체류시간(SRT, sludge retention time)을 20일로 하기 위하여 매일 배지의 1/20을 탄소원이 함유되지 않은 N/M/B 배지로 교체하면서 COD로 측정된 sucrose의 농도가 90% 정도 제거될 때까지 운전하는 반 연속적 회분식으로 배양하였다. COD 제거율과 biogas 발생량이 3번에 걸쳐서 일정하게 유지되면 채취된 혐기성 미생물이 sucrose를 탄소원으로 하는 N/M/B 배지에 적응되고 일정한 활성을 나타내는 정상상태로 인정하고 암모니아의 영향에 대한 회분식 배양을 시도하였다.

암모니아의 혐기성 미생물에 대한 저해영향을 분석하기 위하여 sucrose를 탄소원으로 하는 N/M/B 배지에 암모니아 source로 NH₄Cl을 사용하여 농도를 1,500, 2,500, 3,500 mg-N/L로 점차적으로 증가시면서 배양하였다. 혐기성 미생물에 대한

Table 1. Composition of nutrient/mineral/buffer (N/M/B) medium

Ingredient (mg/L)	Concentration		
	in Test Culture (mg/L)	Ingredient (mg/L)	Concentration in Test Culture (mg/L)
Nutrient ^{a)} :		Minerals :	
KH ₂ PO ₄	500	CaCl ₂ · 2H ₂ O	150
Na ₂ SO ₄	150	MgCl ₂ · 6H ₂ O	200
(mg/L · d)		FeCl ₂ · 4H ₂ O	20
NH ₄ Cl	530	MnCl ₂ · 4H ₂ O	0.50
Cysteine	100	ZnCl ₂	0.25
(mg/L · d)		CuCl ₂	0.15
H ₃ BO ₃	0.25	Na ₂ MoO ₄ · 2H ₂ O	0.05
		CoCl ₂ · 6H ₂ O	2.50
Buffer ^{b)} :		NiCl ₂ · 6H ₂ O	0.25
NaHCO ₃	6,000	Na ₂ SeO ₄	0.25

a) 150 mg/L Na₂SO₄ in the NMB medium provides 5 mg SO₄²⁻/L · d or of 5% of the COD load.

b) 100 mg/L Cysteine in the N/M/B medium provides 5 mg Cysteine/L · d or of 5% of the COD load.

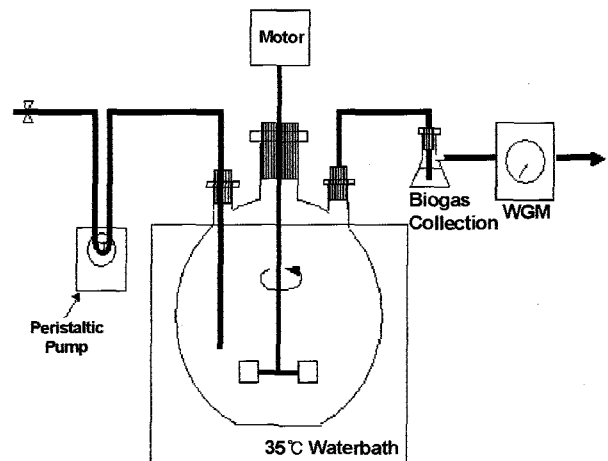


Fig. 1. Configuration of bioreactor for anaerobic batch tests.

암모니아의 저해영향은 COD 제거율과 발생하는 biogas의 누적발생량에 의하여 판단하였다.

분석방법

회분식 반응기에서 채취되는 시료는 분석될 때까지 4°C 냉장고에 보관하였으며 pH, alkalinity, COD, 부유물질로 SS (suspended solid)와 VSS(volatil SS), TKN(total Kjeldahl nitrogen), TP(total phosphate)을 분석하였다. 모든 분석은 Standard Method¹⁴⁾에서 추천된 방법을 따랐다. COD, TKN, TP는 GF/C 여과지를 이용하여 여과한 후 분석하였다. 암모니아의 분석은 TKN으로 하였지만 혐기성 소화 조건하에서 암모니아는 NH₄Cl의 형태로 주입되었으므로 TAN으로 표현하였으며 UAN은 TAN과 pH의 측정결과로부터 35°C 암모니움 이온의 산해리상수(pK_a)를 이용하는 방법¹⁵⁾에 따라 계산된 값으로 하였다. Biogas의 발생량은 wet gas meter (W-NK-0.5A/1A, Shinagawa) 그리고 조성분석은 연속가스분석기(LMXs multigas, CE)를 이용하여 분석하였다. VFAs (volatile fatty acids)는 시료를 인산으로 산성화한 후 Supelcowax 10 capillary column을 내장한 GC-FID(14B, Shimazu)을 이용하여 분석하고 acetate 이외의 volatile acids는 acetate 등량으로 환산하였다.

결과 및 고찰

혐기성 미생물의 MCR 반응기에서 적응

식종초기 배양(1st batch)과 정상상태 배양(steady-state)에서 COD 농도와 누적 biogas 생성량을 Fig. 2에 나타냈다. 저농도의 암모니아에 장기간 노출되었던 하수종말처리장 혐기성 소화조 슬러지로 식종한 BR-1은 식종 후 첫 번째 배양에서 COD가 90%이상 제거되는데 7일이 소요되었으나, 4번째 배양에서 2일로 감소하였으며 이후 3번의 배양에서 같은 결과를 보여주었기 때문에 정상상태로 인정하였다. 식종초기 배양 그리고 정상상태의 배양에서 소요시간 2일 만에 COD 제거율은 각각 58과 95%로 정상상태에서 COD 제거속도가 빨랐고 biogas 누적발생량은 각각 4.2와 6.7 L이었으며 이것을 biogas 생성율로 환산하면 각각 0.5와 3.2 L/gCOD·day로 나타났다. 식종원이 고농도의 암모니아에 장기간 순응된 양돈 농가 폐수 집수조 슬러지인 BR-2는 식종초기 배양에서 COD가 90% 제거될 때까지 12일이 소요되었으나, 정상상태로 인정되기 시작한 6번째 배양에서 2일로 감소하였다. 식종초기 배양 그리고 정상상태 배양에서 소요시간 2일 만에 COD 제거율은 각각 34와 91%로 나타났고 biogas 누적발생량은 각각 5.7와 5.4 L이었으며 biogas 생성율로 환산하면 각각 0.4와 2.7 L/gCOD·day로 나타났다.

이상의 결과로 보면 혐기성 소화 조건에 장기간 순응되었던 슬러지를 식종원으로 사용한 경우라 하더라도 실험실적 조건으로 배양하면 정상상태로의 적응에 있어서 장기간 시일이 걸렸는데 저농도의 암모니아에 순응되었던 식종원의 경우 7일 정도 그리고 고농도의 암모니아에 순응되었던 식종원은

12일 이상 소요되는 것으로 나타났다. 저농도의 암모니아에 순응되었던 식종원인 BR-1의 경우 고농도의 암모니아에 적용된 BR-2보다 적응속도가 빠르게 나타났으며 정상상태에서 biogas 발생량과 생성을 그리고 반응기내 VSS의 농도도 높은 것으로 조사되었다. 즉 암모니아의 농도가 낮게 함유된 폐수의 혐기성 소화에 있어서 암모니아의 농도가 낮아 저해작용이 예상되지 않으면 암모니아에 적응이 되지 않은 식종을 사용하는 것이 적응의 기간이 짧게 소요되고 높은 COD 처리효율을 얻을 수 있을 것으로 사료된다. 또한 정상상태에서 회분식 반응기에서 주입된 COD에 대한 biogas 발생량은 35°C에서 0.4~0.7 L/gCOD으로 나타나고 있는데 이는 혐기성 소화에서 이론적인 biogas 발생량인 0.4~0.8 L/gCOD의 범위에 있으므로, 회분식 반응기를 이용한 혐기성 미생물의 배양은 적절한 것으로 판단된다.

정상상태에서 암모니아 농도에 따른 영향

Fig. 3은 sucrose를 탄소원으로 N/M/B배지에 적용된 정상상태에서 식종원이 다른 BR-1과 BR-2에 암모니아의 농도를 control로서 130~260 mg-N/L 그리고 TAN으로 1,500, 2,500,

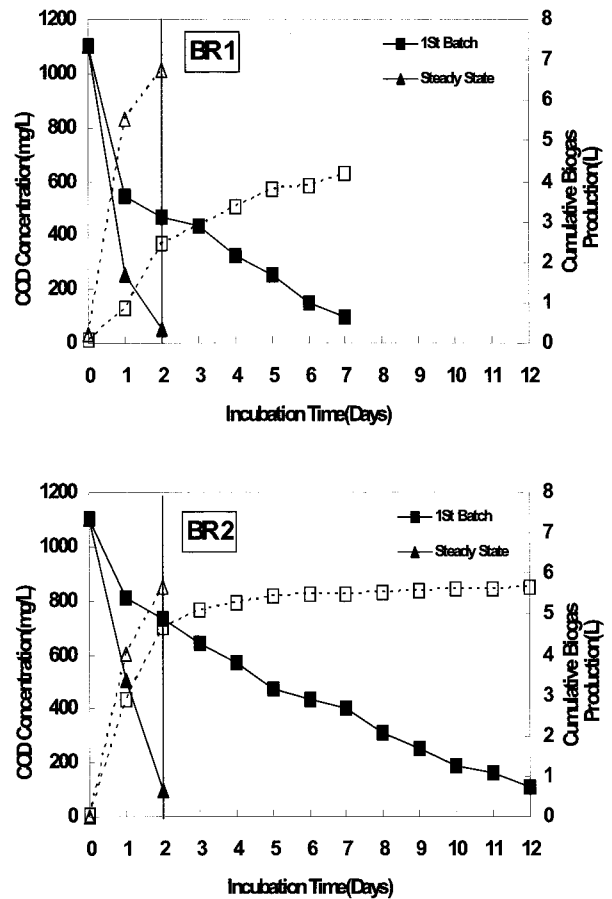


Fig. 2. Patterns of COD removal and biogas production during adaptation on anaerobic batch test.(solid lines for COD and dotted lines for biogas production)

3,500 mg-N/L로 점진적으로 증가하면서 주입, 배양하면서 소요시간에 따른 COD 농도와 biogas 누적발생량을 나타냈다. 저농도 암모니아에 장기간 순응되었던 슬러지를 식중원으로 하여 실험실적 혐기성 소화에 적용한 정상상태 조건하에서 BR-1의 경우 COD 90% 이상 제거에 소요되는 시간은 control에서 2일 그리고 암모니아 농도가 증가될수록 각각 5, 7, > 9일로 길어졌다. 배양의 소요시간 2일에서 COD 제거율은 control 95% 그리고 암모니아 농도가 증가할수록 각 59%, 47%, 38%로 낮아졌다. COD가 90% 제거될 시점에서 biogas 발생량은 control 6.7 L(biogas 생성율로 환산하면 3.2 L/ gCOD · day) 그리고 암모니아 농도가 증가할수록 각각 5.2 L, 3.8 L, 1.9 L(biogas 생성율로 환산하면 각각 0.9, 0.5, 0.3 L/gCOD · day)로 감소하였다. 고농도 암모니아에 장기간 순응되었던 슬러지를 식중원으로 하여 실험실적 혐기성 소화에 적용한 정상상태 조건하에서 BR-2의 경우도 COD 90% 이상 제거에 소요되는 시간은 control에서 2일 그리고 암모니아 농도가 증가될수록 각각 3, 4, 7일로 길어졌지만 BR-1의 경우보다 심하지는 않았다. 배양의 소요시간 2일에서 COD 제거율은 control 91% 그리고 암모니아 농도가 증가할수록 각각 77%, 53%, 41%로 낮아졌다. COD가 90% 제거될 시점에서 biogas 발생량은 control 5.4 L(biogas 생성율로 환산하면 2.7 L/ gCOD · day) 그리고 암모니아 농도가 증가할수록 각각 5.2 L, 4.0 L, 3.8 L(biogas 생성율로 환산하면 각각 1.2, 1.0, 0.5 L/ gCOD · day)로 감소하였다.

Fig. 3에서 보이는 바와 같이 BR-1과 BR-2의 경우 암모니아의 농도가 증가할수록 혐기성 미생물은 저해를 받는 것으로 나타났으며 저해의 정도는 저농도의 암모니아에 노출되었던 식중원인 BR-1이 더 심한 것으로 나타났다. BR-1과 BR-2에서 control은 COD 농도와 biogas 누적발생량은 비슷한 경향을 보이고 있으나 BR-1의 COD 제거율과 biogas 발생량은 다소 높은 것으로 나타났다. 그러나 주어진 조건하에서 암모니아의 농도를 TAN으로 1,500, 2,500, 3,500 mg-N/L(pH에 따라 차이는 있지만 UAN으로 환산하면 각각 104~120, 200~229, 258~318 mg-N/L)로 증가시키면 같은 암모니아 농도에서도 BR-2가 BR-1보다 적응하는데 걸리는 시간(배양 2일 혹은 COD 제거율이 90% 이상 되는데 필요한 소요시간)은 짧아지고 COD 제거율과 biogas 발생량도 많아졌다. 즉 고농도의 암모니아에 장기간 순응된 슬러지를 식중원으로 하는 경우 저농도의 암모니아에 노출되었던 슬러지를 식중원으로 하는 경우보다 암모니아에 적응하는 속도도 빠르며 COD 제거율과 biogas 발생량도 많아지는 결과를 보이고 있다.

암모니아에 적응전과 적응된 상태의 비교

식중원에 따라 암모니아 농도별로 혐기성 미생물에 대한 저해 정도를 분석하기 위한 실험실적 배양조건과 식중원에 적용에 따른 COD 제거율과 biogas 발생량을 Table 2에 요약하였다. BR-1은 암모니아 농도 TAN 1,500 mg-N/L에서 COD 90% 이상 제거의 경우 적응 전(unadapted)에는 6일, 적응된

상태(adapted)에서는 5일로 소요시간은 크게 차이가 나지 않았으나, biogas 생성율은 적응 전 0.6 L/gCOD · day, 적응된 상태에서 0.9 L/gCOD · day로 1.5배 증가하였고 암모니아 농도 TAN 2,500 mg-N/L에서 biogas 생성율은 적응 전 0.4 L/gCOD · day에서 적응된 상태의 0.5 L/gCOD · day로 COD 90% 이상 제거에 소요되는 시간은 적응 전 11일, 적응된 상태에서 7일이 소요되었다. 소요시간 7일에 COD 제거율은 적응 전 60%, 적응된 상태에서 89%로 적응된 상태에서의 COD 제거속도가 더 빨랐다. 암모니아 농도 TAN 3,500 mg-N/L에서 biogas 생성율은 적응 전 0.3 L/gCOD · day에서 적응된 상태의 0.3 L/gCOD · day로 COD 90% 이상 제거에 소요되는 시간은 적응 전 15일, 적응된 상태에서 10일이 소요되었다. 소요시간 10일에 COD 제거율은 적응 전 60%, 적응된 상태에서 74%로 적응된 상태에서의 COD 제거속도가 더 빨랐다. BR-2는 암모니아 농도 TAN 1,500 mg-N/L에서 COD 90% 이상 제거에 소요되는 시간이 적응 전 8일에서 적응된 상태에서는 3일로 감소하였고, biogas 생성율은 0.6 L/gCOD · day에서 1.2 L/gCOD · day로 2배 증가하였다. 암모니아 농도 TAN 2,500 mg-N/L에서 BR-2는 적응 전 COD 90% 제거에 소요되는 시간은 12일 이었으나, 적응 후 3일로 줄었고, biogas

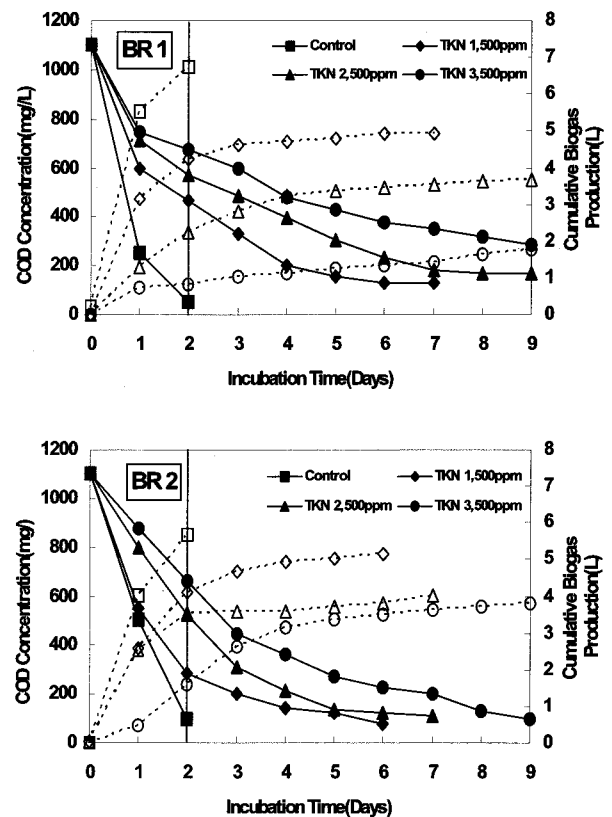


Fig. 3. Patterns of COD removal and biogas production after addition of ammonia to adapted anaerobic batch test bioreactors. (solid lines for COD and dotted lines for biogas production)

생성률은 적응 전 0.3 L/gCOD · day에서 적응된 상태의 1.0 L/gCOD · day로 약 3배 이상 증가하였다. 암모니아 농도 TAN 3,500 mg-N/L에서 biogas 생성율은 적응 전 0.3 L/gCOD · day에서 적응된 상태의 0.5 L/gCOD · day로 COD 90% 이상 제거에 소요되는 시간은 적응 전 15일, 적응된 상태에서 7일이 소요되었다. 소요시간 7일에 COD 제거율은 적응 전 60%, 적응된 상태에서 91%로 적응된 상태에서의 COD 제거속도가 더 빨랐다. 이상의 결과와 같이 암모니아에 적응되지 않은 하수종말처리장 슬러지를 식중원 BR-1를 암모니아에 장기간 적응된 축산폐수 집수조의 슬러지를 식중원 BR-2와 비교하면 암모니아에 장기간 적응된 BR-2가 고농도 암모니아에서도 저해영향을 적게 받음을 알 수 있었다.

요 약

혐기성 소화에서 미생물에 저해/독성 물질로 알려진 암모니아의 농도와 식중원에 따른 영향을 회분식 반응기를 이용하여 분석하였다. 식중원은 고농도의 암모니아에 장기간 적응된 축산농가 축산폐수 집수조의 슬러지 그리고 저농도의 암모니아에 노출된 하수종말처리장 혐기성 소화조 슬러지를 사용하였다. 식중원에 상관없이 암모니아는 TAN 1,500 mg-N/L에서 COD 제거율과 biogas 발생량으로 측정된 혐기성 미생물의 활성에 저해영향을 주기 시작하여 3,500 mg-N/L에서는

더욱 심하였다. 암모니아 저해 농도 범위에서 휘발성 유기산의 농도는 50 mg/L 범위로 유지되므로 메탄생성균 뿐만 아니라 산생성균도 저해영향을 받는 것으로 나타났다. 축산폐수 집수조 슬러지로 식중된 경우 암모니아 농도 TAN으로 2,500 ~ 3,500 mg-N/L 범위에서도 COD 제거율과 biogas 발생량의 감소폭은 미미하였으나 하수종말처리장 혐기성 소화조 슬러지로 식중된 경우 암모니아 농도가 증가할수록 COD 제거율과 biogas 발생량은 큰 폭으로 감소하였다. 결과적으로 암모니아에 장기간 순응된 슬러지로 식중된 경우 암모니아의 저해 농도에 대하여 적응도 빨랐으며 저해영향도 적었다.

감사의 글

본 연구는 2003년도 선문대학교 학술연구비와 2001년도 농림부 농립기술개발사업의 지원에 의하여 이루어졌으며 이에 감사를 드립니다.

참고문헌

1. Speece, R. E. (1983) *Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewaters*, Vanderbilt Univ. press, TN, USA, p.245-286.
2. Kim, J. S., Seo, J. W. and Sa, T. M. (2001) Effects of ammonia removal in swine wastewaters on anaerobic

Table 2 Performance comparison of anaerobic batch tests after addition of ammonia to bioreactors before and after adaptation on ammonia

Seed Sources	Conditions before Tests			Performance after Tests		
	Adaptation ^{b)}	Ammonia Addition		Period (days)	COD Removal Efficiency ^{b)} (%)	Gas Production Rate (Lgas/gCOD · d)
		TAN (mg/L)	UAN (mg/L)			
BR-1	Unadapted ^{a)}	133	22	7	91	0.5
	Adapted ^{a)}	128	16	2	95	3.2
	Unadapted	1,500	113	6	93	0.6
	Adapted	1,500	110	5	88	0.9
	Unadapted	2,500	229	11	60	0.4
	Adapted	2,500	200	7	85	0.5
	Unadapted	3,500	258	15	60	0.3
	Adapted	3,500	318	10	74	0.3
BR-2	Unadapted ^{a)}	257	35	12	90	0.4
	Adapted ^{a)}	136	19	2	91	2.7
	Unadapted	1,500	104	8	88	0.6
	Adapted	1,500	120	3	93	1.2
	Unadapted	2,500	222	12	90	0.3
	Adapted	2,500	200	3	90	1.0
	Unadapted	3,500	318	15	60	0.3
	Adapted	3,500	318	7	91	0.5

^{a)}Control for anaerobic batch tests for no ammonia addition.

^{b)}Unadapted for 1st batch and adapted for steady-state for each experimental test.

- digestion using two-stage ASBF reactors, *J. Korean Solid Wastes Engineering Society* 18(1), 60-68.
3. Hashimoto, A. G. (1986) Ammonia inhibition of methanogenesis from cattle wastes, *Agricultural Wastes* 17, 241-261.
 4. Boardman, G. D. and McVeigh, P. J. (1997) Use of UASB technology to treat crab processing wastewaters, *J. of EE, ASCE* 123(8), 776-785.
 5. Robbins, J. E., Gerhardt, S. A. and Kappel, T. J. (1989) Effects of total ammonia on anaerobic digestion and an example of digester performance from cattle manure-protein mixture, *Biological Wastes* 27, 1-14.
 6. Braun, R., Huber, P. and Meyrath, T. (1981) Ammonia toxicity in liquid piggery manure digestion, *Biotechnol. Lett.* 3(4), 159-164.
 7. Koster, I. W. and Lettinga, G. (1988) Anaerobic digestion at extreme ammonia concentrations, *Biological Wastes* 25, 51-59.
 8. McCarty, P. L. (1964) Anaerobic waste treatment fundamentals: III. toxic materials and their control; III. toxic materials and their control, *Public Work* 95(November), 91-94.
 9. Heinrich, D. M., Poggi-Varaldo, H. M. and Oleszkiewicz, J. A. (1990) Effect of ammonia on anaerobic digestion of simple organic substrate, *J. of EE, ASCE* 116(4), 698-710.
 10. Lay, J. J., Li, Y. Y. and Noike, T. (1998) The influence of pH and ammonia concentration on the methane production in high-solids digestion processes, *Water Environ. Res.* 70(5), 1075-1082.
 11. Borja, R., Sanchez, E. and Weiland, P. (1996) Influence of ammonia concentration on thermophilic anaerobic digestion of cattle manure in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors, *Process Biochemistry* 31(5), 477-483.
 12. Van Velsen, A. F. M. (1979) Adaptation of methanogenic sludge to high ammonia-nitrogen concentrations, *Water Research* 13(10), 995-999.
 13. Owen, W. F., Stuckey, D. C., Healy, J. B., Young, L. Y. and McCarty, P. L. (1979) Bioassay for monitoring biochemical methane potential and anaerobic toxicity, *Water Research* 13(6), 485-492.
 14. APHA, AWWA, and WEF (1998) Standard methods of the examination of water and wastewater, 20th ed., American Public Health Association, Washington, DC, USA.
 15. Hansen, K. H., Angelidaki, I. and Ahring, B. K. (1998) Anaerobic digestion of swine manure : inhibition by ammonia, *Water Research* 32(1), 5-12.
-