

적응기질 종류에 따른 혐기성 슬러지의 탈질속도

박상민¹ · 전항배² · 박찬일² · 소규호 · 박노백*

농촌진흥청 국립농업과학원, ¹한국과학기술연구원 환경기술연구단, ²충북대학교 환경공학과

The Influence of Different Adaptation Substrates on Denitrification Rate of the Anaerobic Sludge

Sang-Min Park¹, Hang-Bae Jun², Chan-il Park², Kyu-Ho So, and Noh-Back Park*

National Academy of Agricultural Science, Rural Development Administration(RDA), Suwon 441-707, Korea

¹Center for Environmental technology Research, Korea Institute of Science and Technology(KIST)

²Dept. of Environmental Engineering, Chungbuk National University, Cheongju 361-763, Korea

Denitrification efficiency associated with incorporation of the different carbon substrates with the anaerobic sludge was investigated. For this each kinetic constant such as methane reaction and specific denitrification rate (SDNR) were determined in each treated sludge. In the pure methanogenesis, the specific methanogenesis activity (SMA) value was the highest at 0.76COD/g VSS · day when the acetate was incorporated with the anaerobic sludge which has already been adapted at consistent C/N ratio 5 for relatively higher denitrifier population. The anaerobic denitrification and methanogenesis reaction were dependent on both the types of carbon substrate and sludge showing the higher denitrification reaction constant at 1.96 hr⁻¹ with incorporation of acetate with the anaerobic sludge at C/N ratio 5 than any other carbon sources examined. When the glucose was introduced as electron donor for the anaerobic sludge adapted with different carbon substrates the SDNR showed the highest value with the sludge adapted to glucose followed by the sludge adapted to piggery sludge and acetate.

Key words; Anaerobic sludge, SDNR(specific denitrification rate), SMA(specific methanogenesis activity), carbon source

서 언

탈질반응(Denitrification)은 에너지원(energy source)으로서 전자공여체를 요구하는 일종의 호흡공정이다. 탈질 박테리아는 대부분 종속영양형(heterotrophic)이며 질산염을 질소가스(N₂)로 환원하기 위해 유기탄소원을 필요로 한다. 종속영양형 탈질에서는 처리대상 폐수의 전자공여체가 부족하면 알코올, 포도당, 아세트레이트 등의 추가적인 외부탄소원의 공급이 이루어져야 하는데, 이러한 문제를 바탕으로 1990년대 초부터 혐기성 공정의 후속처리 대안으로서 단일 반응조 내에서 혐기성 탈질반응이 연구되었고, 이를 이용한 유기물과 질소의 통합처리가 제안되었다(Hanaki et al., 1989; Akunna et al., 1992; Akunna et al., 1994; Lin and Chen, 1995; Park et al., 2005). 질산성 질소의 탈질반응은 메탄생성 반응을 저해한다는 문제점이 제기되었음에도 불구하고(Akunna et al., 1992; Park et

al., 2005), 실제로 후속되는 질산화 공정으로부터 질산화된 유출수를 혐기성 반응조로 반송시킴으로써 80-90%의 유기물과 질소제거 효율을 달성하였다(Garuti, 1992; Tilche et al., 1994; Bernet et al., 2000; Mosquera-Corral et al., 2001; Park et al., 2008). 또한 혐기성 반응조 내에서 탈질과 메탄화 동시반응에 대한 연구가 수행된 후, 단일 혐기성 반응기에서 유기물과 질소의 동시 제거에 대한 연구가 활발히 진행 중에 있다(Akunna et al., 1992; Garuti et al., 1991). 여러 연구자들에 의해 기존의 혐기성 반응조를 고율 혐기성 반응조로 개량하여 혐기성 탈질/메탄화 동시반응에 의한 폐수처리를 보다 더 효율적으로 이용하는 사례가 증가하고 있다. 혐기성 반응기에 주입된 질소산화물은 탈질과 메탄반응에 영향을 미치는 것으로 보고되었으며(Lin and Chen, 1993), Kluber 등(1997)은 메탄생성 반응에서 질소산화물을 첨가하면 질소산화물이 메탄생성반응에 직·간접적으로 저해가 나타난다고 보고하였다. 그러나 Manuel 등(1998)은 메탄생성 반응의 저해는 질소산화물 자체의 영향보다는

접수 : 2009. 5. 2 수리 : 2009. 6. 8

*연락처 : Phone: +82312900233,

E-mail: pnb502@korea.kr

혐기성 슬러지 내에서 탈질미생물의 성장과 관련된다 고 주장하기도 하였다. 이러한 연구들에서 알 수 있듯이 혐기성 반응조 내에서 탈질반응과 메탄반응에 있어 슬러지 내의 탈질균과 메탄생성 고세균(Archaea)의 비와 C/N 비 등은 질소산화물의 탈질반응 및 메탄생성 반응에 영향을 주는 것으로 알려져 있으나, 그 기작은 분명하지 않다.

Akunna 등(1993)은 혐기성 슬러지의 ammonification은 glucose 또는 glycogen 등의 당류 탄소기질을 선호한다고 보고하였다(Akunna et al., 1993). 반면, 산생성 반응에서 생산되는 유기산(VFA)을 이용하여 질산성 질소를 탈질반응에 의해 완전히 제거할 수 있다고 하였다. 또한 Baloch 등(2006)은 산생성 반응조를 반송된 질산성 질소의 제거에 활용할 수 있으며, 생산된 VFA를 직접 이용함으로써 부족한 유기탄소를 보충하여 완전한 탈질반응을 달성할 수 있다고 하였고, Park 등(2009)은 질소산화물을 반송하여 산생성 슬러지의 탈질능력을 평가한 결과 탈질반응과 유기산 생성이 동시에 발현되는 것을 보고하였다.

한편 생물학적 탈질기술이 유기물과 질소를 효과적으로 제거할 수 있도록 C/N 비, 질소부하율, HRT 및 공정의 배열에 대한 연구가 광범위하게 연구되었으나, 기질의 종류 및 sludge type에 따른 탈질 특성에 대한 연구는 미비한 실정이다. Jorgensen and Tiedje(1993)의 혐기성 슬러지의 탈질능력 평가를 시작으로 Quevedo 등(1996)은 유입기질(Acetate, Glucose)을 달리하여 입상형 메탄슬러지의 탈질속도를 측정하고 각각 $1.65 \text{ kg} \cdot \text{N-NO}_3^-/\text{kg} \cdot \text{VSS} \cdot \text{day}$ 및 $0.58 \text{ kg} \cdot \text{N-NO}_3^-/\text{kg} \cdot \text{VSS} \cdot \text{day}$ 로 acetic acid가 탈질반응시 탄소원으로 사용되어 용이한 것으로 보고하였다. 그러나 Cuervo-Lopez 등(1999)은 acetate, lactate, glucose 등의 기질을 이용하여 탈질특성을 관찰한 결과 탈질속도는 비슷하였으나 Lactate를 탄소원으로 사용하였을 때 질소부하율에 따라 슬러지 부상문제가 발생한다고 하였다. 이와 같이 유입기질에 따른 탈질속도는 연구자에 따라 상이한 결과를 보여주고 있다.

따라서 본 연구에서는 혐기성 슬러지의 적응 기질에 따른 탈질능력을 관찰하고자 탄소기질로서 포도당이외에 다른 기질(acetate, piggery wastewater)등을 사용하여 탈질 및 메탄반응의 변화 및 SDNR(Specific Denitrification Rate) 등 각각의 반응속도 상수들을 결정하였다.

재료 및 방법

Sludge 적응을 위한 연속실험 장치 적응기질 종류에 따른 혐기성 슬러지의 탈질속도를 측정하기 위한

회분식 실험을 수행하기 위하여 연속식 실험 장치를 운전하였다. 입상형 슬러지는 축산폐수를 적용한 연속식 TPAD(two phase anaerobic digestion) 반응조에서 채취하여 각각의 기질을 적응시켰다. 이 때 적응실험 장치는 상향류식 슬러지 블랭킷(USB)과 혐기성 여과상(AF)을 결합한 장치를 이용하였으며, 유입기질의 SCOD 농도와 유량을 조절하여 유기물 부하율(OLR)을 0.25에서 1.0까지 증가하면서 운전하였으며, 발생된 gas는 AF(anaerobic filter) 상단에 연결된 gas 포집용 비닐백에 포집하였다(Fig. 1. a).

산생성 슬러지를 이용한 회분식 실험 질산성 질소가 첨가될 경우 혐기성 산생성 슬러지에 의한 탈질반응이 산생성 반응에 미치는 영향을 관찰하였다. 슬러지는 연속식 실험장치의 산생성 반응조에서 채취하였는데, 질산염이 포함된 최종 유출수를 산생성 반응조에 반송하기 전과 반송 후에 적응된 슬러지를 각각 채취하여 탈질반응과 산생성 거동을 관찰하였다. 증류수를 이용하여 산생성 슬러지를 3-4회 이상 수세하여 슬러지에 부착되어 있는 유기물을 제거한 후 300 mL 시료병(serum bottle)에 식중하였다. 헬륨(helium)가스를 이용하여 잔류 용존산소를 제거한 후 미리 제조한 포도당(glucose) 용액을 이용하여 반응조 내의 최종 COD 농도가 600 mg/L가 되도록 조절하였다. 질산칼륨(KNO₃)을 이용하여 초기 COD/N비를 0~20 범위에서 변화시키면서 탈질반응과 산생성 반응을 관찰하였다. Table 1은 회분식 실험에 사용된 합성폐수의 성상이다. 일정 COD/N비에 따라 포도당과 질산성 질소를 주입한 혼합액을 회전식 교반기(rotary shaker)에 고정 후 35°C에서 교반시키면서 반응을 시작하였다. 반응 초기 pH는 7.0~7.5 범위로 조절하였으며 일정한 반응시간 간격으로 시료를 채취하여 질소산화물, COD, 유기산 등의 농도를 측정하였다.

비탈질속도(Specific Denitrification Rate, SDNR) 실험 SDNR 실험은 Akunna 등(1993)의 실험방법을 변형하여 실험하였다. SDNR 실험은 100 mL 용량의 serum bottle을 사용하였고, 질산염은 질산칼륨을 첨가하여 반응조 내의 질산염의 농도가 $133 \text{ mg} \cdot \text{NO}_3^-/\text{L}$ 가 되게 조정하였다. 기질은 포도당, 아세테이트, 메탄올 및 프로피오네이트를 COD 기준으로 1.5 g/L로 고정하였다. pH는 7.5로 고정하였으며, 질소가스로 30분간 퍼징(purging)한 후, 중온(35°C)에서 시간에 따라 5 mL씩 균일하게 시료를 채취하여 질산염의 농도를 측정하였다. SDNR은 미생물(MLVSS)당 질산염의 제거속도로 나타내었다.

분석항목

질산성 질소(NO_3^- -N) 및 아질산성 질소(NO_2^- -N) 등의 음이온 농도는 conductivity detector가 설치된 ion chromatography(Metrohm modular, Switzerland)를 이용하여 측정하였다. 휘발성 지방산(Volatile Fatty Acid; VFA)은 liquid chromatography(HPLC 9600, YoungLin, Korea)를 이용하여 측정하였다. 암모니아성 질소는 Nessler법(NH_4^+ -N Distillation method, HACH, USA)을 이용하여 측정하였으며, CODcr은 closed reflux 및 colorimetric method를 이용하여 측정하였다. 총질소 및 알칼리도(alkalinity) 등의 기타 분석항목은 Standard methods(1999)에 준하여 측정하였다.

결과 및 고찰

적응기질 종류에 따른 혐기성 슬러지의 탈질속도

슬러지 기질적응을 위한 연속식 반응기에서 유기물 제거거동 Fig. 2는 입상형 혐기성 슬러지의 기질적응을 위해 운전된 상향류식 슬러지 블랭킷(USB) 반응

조에서 포도당과 아세테이트를 메탄생성 반응의 탄소 기질로 이용하였을 때, 제거거동을 나타내었다. 운전 초기에는 SCOD의 농도를 500 mg/L 내외로 조절하여 낮은 부하율(OLR)에서 실험하였으며, 정상상태(steady state)에 도달 후, 1,000 mg/L로 증가하여 실험하였다. 이 때 질산염을 주입하지 않은 완전 혐기성 상태에서 슬러지를 각각의 탄소기질에 적응하였다. 아세테이트와 포도당을 기질로 이용할 경우 최종단계에서 SCOD 제거효율은 각각 85, 75%로 아세테이트의 메탄전환율이 다소 높게 나타났으며, 유출되는 농도는 평균적으로 각각 230, 170 mg/L로 안정적이었다.

Fig. 3은 각각의 유기물부하율(OLR)에서 적용된 기질종류에 따른 메탄가스 발생량을 나타내었다. 실험 시작 후 30일부터 유기물 부하율을 2.0 g · SCOD/L · day로 운전하였을 때, 포도당과 아세테이트 기질을 주입한 반응조에서 각각 0.29, 0.32 L/day의 메탄가스를 발생하였다. SCOD 제거효율은 안정적이었고, 제거된 유기물을 기준으로 계산된 이론적인 메탄가스 발

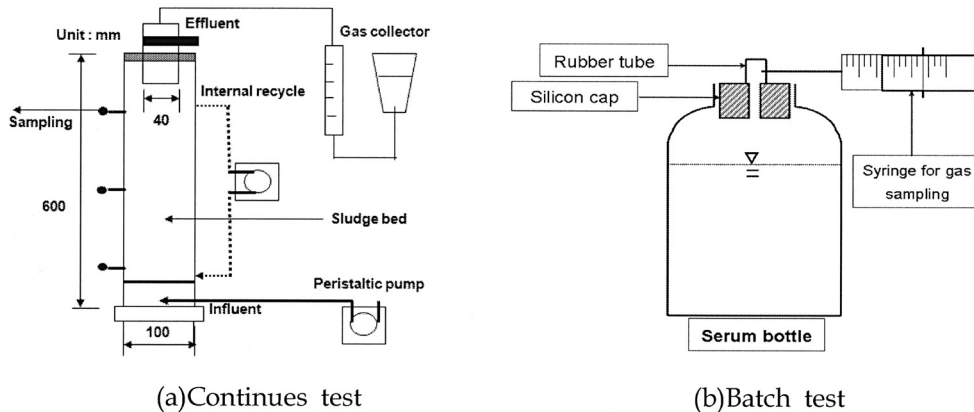


Fig. 1. Schematic diagram of experimental apparatus.

Table 1. Components of the synthetic wastewater used for batch tests.

Substrate as SCOD (mg/L)	Granule sludge from USB reactor	
	Acclimated with NO_3^-	Acclimated with C/N ratio of 10~5
Carbon source(SDNR test)	Glucose, Acetate ; 1,500 mg/L(as N)	
electron acceptor(SDNR test)	KNO_3 ; 150 mg/L (as N)	
Serum bottle volume(mL)	120	
MLVSSS (mg/L)	2,500	
Phosphate buffer (mg/L) (adjusted to pH 7.0)	KH_2PO_4	270
	K_2HPO_4	350
	Alkalinity(NaHCO_3)	180
Mineral salts (mg/L)	$\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	75
	$\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	100
	$\text{FeCl}_3 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$	20
	$\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$	0.5

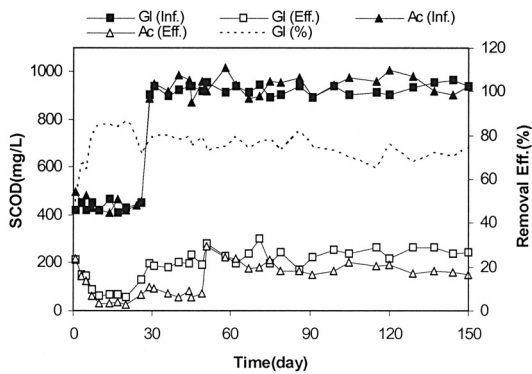


Fig. 2. SCOD removal in USB reactors fed with acetate and glucose as a sole carbon source.

생량의 95% 이상이였다.

포도당과 아세테이트 기질로부터 메탄회수율이 높은 약 50일 이후를 정상상태로 판단하고, 실험기간동안 슬러지를 채취하여 회분식 탈질 및 메탄생성 실험을 수행하였다.

Acetate 기질에 적응된 혐기성 슬러지의 탈질속도 Fig. 4는 단일 탄소기질로서 아세테이트에 적응된 혐기성 슬러지를 이용한 탈질실험 결과이다. 실험초기 질산염과 SCOD의 농도는 각각 30 및 600 mg/L로 조절하여 C/N 비를 약 20정도로 하였다. 탈질반응에 필요한 유기성 전자공여체로서 아세테이트와 포도당을 이용하였는데, 아세테이트를 전자공여체로 이용하였을 때 질산염제거속도가 빠른 것으로 나타났다. 또한 혐기성 슬러지의 탈질반응에 있어서 이미 적응된 탄소기질 이외의 기질을 전자공여체로 이용할 경우, 질산염 유입에 대한 적응시간이 상대적으로 길게 요구되는 것을 확인할 수 있었다. 아세테이트와 포도당의 경우 질산염 농도가 감소하기 시작하는 시간이 각각 2시간 및 5시간이었다. 기존 실험에서 혐기성 슬러지에 의한 질산염 제거거동과 유사하게 중간생성물인 아질산염이 생성하였다가 연속적으로 제거되었으며, 아세테이트와 포도당의 경우 질산염 비탈질속도 (SDNR) 값이 각각 0.007, 0.001 $g \cdot NO_3^- / g \cdot VSS \cdot day$ 이었다. 한편 질산염의 탈질반응으로 생성된 아질산염의 농도가 최대값에 도달하였을 때 메탄가스가 발생하였으며, 아질산염에 의한 메탄생성 반응의 저해는 관찰되지 않았다.

미생물학적 분석이나 메탄생성 미생물의 군집구조에 대한 분석은 수행되지 않았으나, 아세테이트를 이용하는(acetotrophic) 메탄생성 미생물이 우점종이라고 판단한다면, 가수분해 단계에 관여하는 산생성 미생물(acidogens)들의 활성도는 상대적으로 낮았을 것으로 판단된다. 따라서 혐기성 소화의 최종단계에서

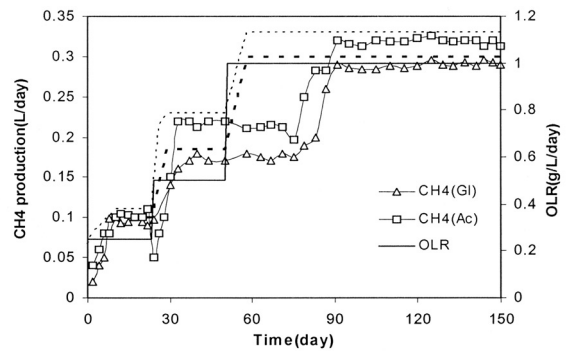


Fig. 3. Methane gas production rates in USB reactors fed with acetate and glucose as a sole carbon source.

아세테이트를 기질로 이용하는 완전 혐기성 슬러지에 의한 질산염 제거를 확인할 수 있었으며, 동일한 기질을 탈질반응의 전자공여체로 이용할 때 비교적 짧은 적응시간으로 빠른 탈질속도를 나타내었다. 반면 포도당을 기질로 이용한 탈질반응도 진행하였는데, 적응시간이 오래 걸리고 속도도 낮은 편이었다. 이는 혐기성 슬러지의 기질에 대한 적응여부가 탈질과 메탄생성 동시반응에 중요한 영향인자로서 작용함을 시사하고 있다.

Manuel 등(1998)은 순수 배양된 대표적인 메탄생성 미생물 *Methanosarcina mazei*와 탈질 미생물 *Pseudomonas stutzeri*를 이용한 혐기성 탈질과 메탄생성 반응의 상호관계 실험결과에서 15 mM의 질산염이 존재하는 상태에서도 *Methanosarcina mazei*에 의해 메탄가스는 발생하였으나, *Pseudomonas stutzeri*를 미디어 용액에 식중할 경우 메탄생성 반응이 정지되며, 이러한 저해영향은 탈질미생물의 성장과 관련이 있는 것으로 보고하였고, 또한 아질산염 및 N_2O 등의 중간생성물도 저해인자로서 작용함을 입증하였다. 한편, Kluber 등(1997)은 이와 유사한 실험으로부터 순수 배양된 *Methanosarcina barkeri*와 *Methanobacterium bryantii* 등의 메탄생성 미생물도 탈질 미생물의 성장과정에서 발생하는 중간생성물에 의해 저해를 받는 것으로 보고하였다.

본 연구에서는 아세테이트 단일기질에 적응된 완전 혐기성 슬러지는 질산염이 존재할 때 메탄생성 반응이 진행되지 않았으며, 일정한 적응기간을 거쳐 탈질반응이 우선적으로 수행하는 것으로 나타났다. 기존의 연구들은 순수 배양된 탈질 미생물의 성장과 탈질반응에 의한 메탄생성반응의 저해작용을 규명하고자 하였으나, 혐기성 슬러지에서 탈질미생물의 생존여부 및 메탄생성 미생물의 탈질능력 여부 등에 대해서는 명확한 보고가 없는 상태이다. 따라서 다양한 혐기성 미생물 군집에 의한 탈질과 메탄생성 동시반응 그리

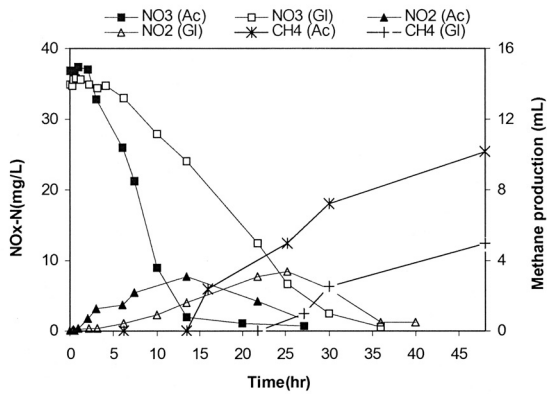


Fig. 4. Nitrate removal and methane production by the sludge fed with acetate as a sole carbon source.

고 이들 간의 상호 공생관계(syntrophic relationship)에 대한 연구가 필요할 것으로 사료된다.

Glucose 기질에 적응된 혐기성 슬러지의 탈질속도 Fig. 5는 단일 탄소기질로서 포도당에 적응된 혐기성 슬러지를 이용한 탈질실험결과이다. 탈질반응에 필요한 유기성 전자공여체로서 아세트이트와 포도당을 이용하였는데, 아세트이트를 탄소기질로 적용된 슬러지에서 실험결과와 상반된 경향을 나타냈다. 일반적으로 탈질반응과 메탄생성 활성도에 가장 효율적인 기질로 알려진 아세트이트에 비해 포도당을 이용하였을 경우 상대적으로 적응시간이 짧고 탈질속도 또한 빠른 것으로 나타났다. 이는 혐기성 슬러지가 포도당 단일 기질에 적용되었기 때문이며, 각각의 기질에 대하여 비탈질속도(SDNR)를 측정된 결과 포도당과 아세트이트의 경우 각각 0.01, 0.005 $g \cdot NO_3^- / g \cdot VSS \cdot day$ 이었다. 한편, 탈질반응과 메탄생성 반응이 거의 유사한 경향을 보였고, 메탄가스 발생량도 유사하였다. 적용된 기질과 탈질반응에 이용된 전자공여체가 동일 할 경우, 동일한 양의 질산염 유입에 대하여 아세트이트보다 오히려 포도당이 빠른 탈질속도를 보였는데 이는 포도당에 적응된 완전 혐기성 슬러지에서 더 많은 미생물들이 탈질에 관여하는 것으로 사료된다.

포도당에 적응된 혐기성 슬러지의 경우 최종적으로 메탄가스로 전환하는 단계에서 아세트이트에 적용된 슬러지에 비해 가수분해와 산생성에 관여하는 미생물(acidogens)과 메탄생성 미생물(methanogens)의 상호작용이 활성화 된 것으로 판단할 수 있다. 기존의 실험결과에서와 같이 산생성슬러지도 탈질반응에 의해 질산염을 제거할 수 있으며, 그 속도가 메탄생성 슬러지와 유사한 점을 미루어 볼 때 이러한 상호관계에 의해 탈질반응이 더 빠르게 진행된 것으로 추정된다. 결과적으로 가수분해/산생성 단계와 메탄생성 단계에서 성장하는 혐기성 미생물의 상호작용은 혐기성 슬러지

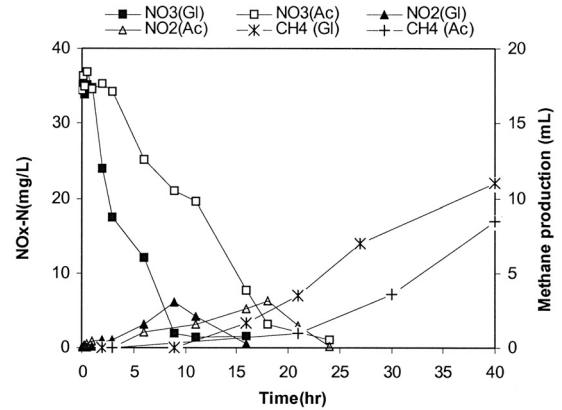


Fig. 5. Nitrate removal and methane production by the sludge fed with glucose as a sole carbon source.

의 탈질속도를 향상시킬 수 있는 것으로 나타났다.

메탄생성 슬러지의 탈질속도 비교 Fig. 6은 다른 종류의 탄소기질 축산폐수, 포도당 및 아세트이트에 적응된 혐기성 메탄생성 슬러지에 의한 탈질속도를 비교하였으며, 이는 동일한 질산염농도에서 동일한 전자공여체로서 포도당을 주입한 결과이다. 적용된 기질에 따라 메탄생성 반응의 활성도가 최대로 안정되었을 때 탈질실험을 수행한 결과 포도당, 축산폐수, 아세트이트의 순으로 비탈질속도(SDNR)가 높게 나타났다. 각각의 비탈질속도는 0.01, 0.004 및 0.003 $gNO_3^- / g \cdot VSS \cdot day$ 이었다. 아세트이트에 적응된 슬러지의 탈질속도가 축산폐수에 적용된 슬러지의 것과 거의 유사하였는데, 이는 순수 메탄생성 슬러지에 의한 탈질반응은 기질의 적응여부가 매우 중요하게 작용하는 것으로 판단된다.

Table 2는 혐기성 소화과정에서 각각의 탄소기질과 슬러지의 종류에 따라 비탈질속도를 비교하여 정리하였다. 포도당에 적응된 슬러지가 가장 큰 값을 나타내었고, 이는 가수분해/산생성 단계와 메탄생성 단계에

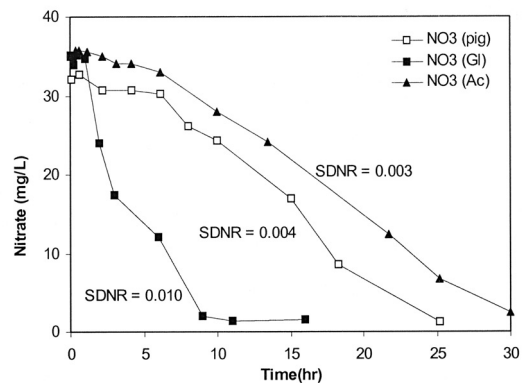


Fig. 6. SDNR value of methanogenic sludge acclimated with various substrates.

Table 2. SDNR values according to the sludge types and substrates.

Sludge type	Acclimated substrate	Substrate denitrification	SDNR, $g \cdot NO_3^- / g \cdot VSS \cdot day$
Acidogenic	Piggery	Glucose	0.003
	Piggery	Glucose	0.004
Methanogenic	Acetate	Acetate	0.007
		Glucose	0.001
	Glucose	Acetate	0.005
		Glucose	0.01

서 성장하는 각각의 미생물군의 상호관계가 탈질속도를 증가시킨 결과로 해석할 수 있다. 한편 산생성 슬러지에 의한 비탈질속도(SDNR)는 메탄생성 슬러지와 거의 유사하였다.

SEM(Scanning Electron Microscope) Fig. 7~8은 본 연구에서 사용된 USB 반응조에서 채취한 입상 슬러지의 SEM 분석 결과이다. 4가지 기질에 적응된 입상 슬러지 모두 다양한 형태의 구형(coccus), 사상성(filamentous) 혐기성 미생물과 군집(cluster)을 확인할 수 있었다. 또한 각각의 기질에 장기간 적응되었기 때문에 메탄생성균의 상변화가 있을 것으로 사료되는데, 기질 특성에 맞는 *Methanosarcina*, *Methanotrix*, *Methanogenium*, *Methanobrevibacter*, *Methanomicrobium* 등이 우점화되어 있을 것으로 판단되며, 향후 분자생물학적 미생물의 군집특성 연구가 필요하다.

적 요

본 연구에서는 혐기성 슬러지의 적응 기질에 따른 탈질능력을 관찰하고자 탄소기질로서 포도당 이외에 기질등을 사용하여 탈질 및 메탄반응의 변화 및 SDNR(Specific Denitrification Rate) 등을 관찰하였다.

순수 메탄생성 슬러지에서 아세테이트를 사용하였을 경우, SMA 값은 $0.76 gCOD/g \cdot VSS \cdot day$ 로 가장 높았고, SDNR 측정결과 탈질균의 비율이 상대적으로 높은 C/N 비 5에 적응된 슬러지에서 아세테이트를 탄소기질로 사용하였을 경우에 가장 높은 $1.38 g \cdot NO_3^- - N/g \cdot VSS \cdot day$ 이었다.

혐기성 탈질반응 및 메탄 생성반응은 탄소기질 및 슬러지의 종류에 따라 영향을 받았고, C/N 비 5에 적응된 슬러지에서 다른 탄소기질보다 아세테이트를 사용하였을 경우에 탈질반응상수 값은 $1.96 hr^{-1}$ 로 가장

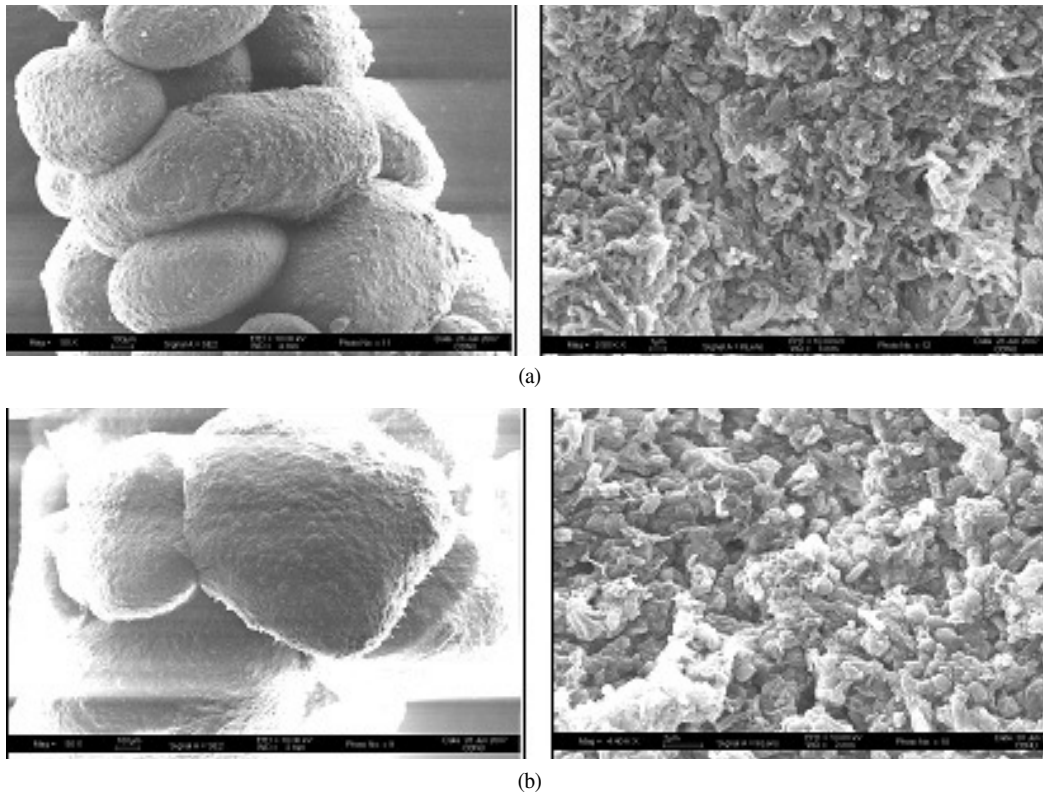


Fig. 7. SEM analysis of granular sludge acclimated in USB reactors feed with acetate(a) and glucose(b) as a sole carbon source.

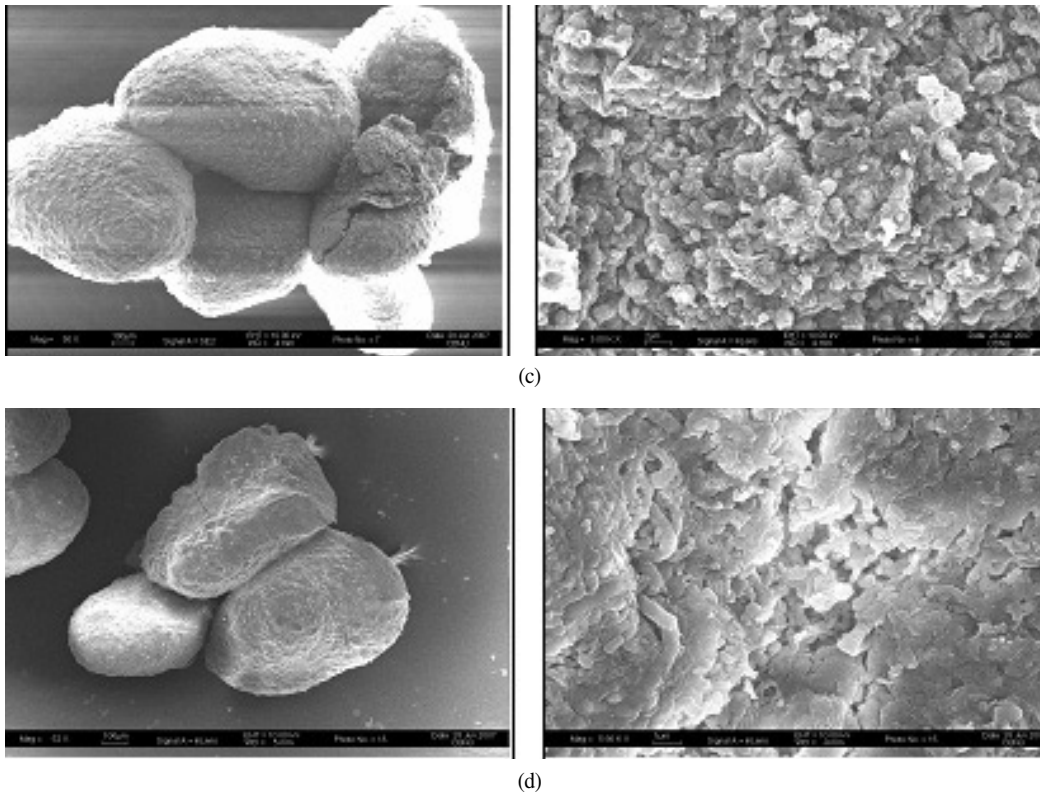


Fig. 8. SEM analysis of granular sludge acclimated in USB reactors feed with propionate(c) and piggery(d) as a sole carbon source.

높았다.

다양한 탄소기질에 적응된 혐기성 슬러지에 포도당을 전자공여체로 이용하여 비탈질속도(SDNR)를 측정 한 결과 포도당, 축산폐수, 아세트이트 기질에 적응된 슬러지 순으로 나타났다. 탄소기질에 대한 미생물의 적응여부와 혐기성 소화공정 각 단계에서 성장하는 미생물군(bio-community)의 상호공생관계가 탈질속도를 향상시킬 수 있는 것으로 나타났다.

인 용 문 헌

- Akunna J.C., C. Bizeau and R. Moletta 1993. Nitrate and nitrite reductions with anaerobic sludge using various carbon sources: glucose, glycerol, acetic acid, lactic acid and methanol. *Wat. Res.* 27(8):1303-1312.
- Akunna, J.C., C. Bizeau, and R. Moletta, 1992. Denitrification in anaerobic digesters: possibilities and influence of wastewater COD/N-NO_x ratio. *Environ. Technol.* 13:825-836.
- Akunna, J.C., C. Bizeau, and R. Moletta, 1994. Nitrate reduction by anaerobic sludge using glucose at various nitrate concentrations: ammonification, denitrification and methanogenic activity. *Environ. Technol.* 15:41-49.
- APHA. 1999. Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association. Washington, D. C.
- Baloch, M.I., J. C. Akunna, and P. J. Collier, 2006. Carbon and nitrogen removal in a granular bed baffled reactor. *Environ. Technol.*, 27:201-208.
- Bernet, N. N., Delgenes, J. C., Akunna, J. P, Delgenes, and R. Moletta. 2000. Combined anaerobic-aerobic SBR for the treatment of piggery wastewater. *Wat. Res.*, 34(2):611-619.
- Cuervo-Lopez, F.M., F., Martinez, M., Gutierrez-Rojas, R.A., Noyola, J. Gomez, 1999. Effect of nitrogen loading rate and carbon source on denitrification and sludge settleability in upflow anaerobic sludge blanket(UASB) reactors. *Wat. Sci. Tech.*, 40(8):123-130.
- Garuti, G. 1992. Anaerobic-aerobic combined for the treatment of sewage with nutrients removal; The ANAMMOX process. *Wat. Sci. Tech.*, 25(7):383-394.
- Hanaki, D. and C. Polprasert, 1989. Contribution of Methanogenesis to Denitrification with an upflow filter. *J. WPCF.* 61(9):1604-1611.
- Jorgensen, K.S. and J.M. Tiedje, 1993. Survival of denitrifiers in nitrate-free anaerobic environments. *Appl. Environ. Microbiol.*, 59(10):3297-3305.
- Kluber, D.H. and R. Conrad, 1997. Effect of nitrate, nitrite, NO and N₂O on methanogenesis and other redox processes in anoxic rice field soil. *FEMS microbiol.*, 25:301-378.
- Lin Y.F. and K.C. Chen 1993. The Relationship between denitrifying Bacteria and Methanogenic Bacteria in a Mixed Culture System of Acclimated Sludge. *Wat. Res.*, 28(12):1749-1759.
- Lin Y.F. and K.C. Chen 1995. Denitrification and Methanogenesis in a Co-immobilized Mixed Culture System. *Wat. Res.*, 29(1):35-43.
- Manuel, C., B., Nicolas, D. Jean-Philippe, and M. Rene, 1998. Effect of nitrogen oxides and denitrification by *Pseudomonas*

- stutzeri* on acetotrophic methanogenesis by *Methanosarcina mazei*. FEMS Microbiology Ecology, 25:271-276.
- Mosquera-Corral, A., M., Sanchez, J.L., Campos, R. Mendez, and J.M. Lema, 2001. Simultaneous methanogenesis and denitrification of pretreated effluents from a fish canning industry. Wat. Res. 35(2):411-418.
- Park N.B., S.M., Park W.Y., Choi and H.B. Jun 2009. Methane production and nitrogen removal from wastewater in the TPAD coupled with BNR process. J. of Korean Society on Water Quality, 25(1):18-25.
- Park S.M., H.B., Jun N.B., Park and G.H. Oh 2005. Simultaneous denitrification and methanogenesis at various NO_3^- -N/COD ratios in an USB reactor. J. of Korean Society of Environmental Engineers, 27(11):1174-1179.
- Quevedo, M., E., Guynot, and L. Muxi, 1996. Denitrifying potential of methanogenic sludge. Biotechnol. Lett. 18(12):1363-1368.
- Tilche, A., G., Bortone, G., Forner, M., Indulti, L. Stante, and O. Tesini, 1994. Combination of anaerobic digestion and denitrification in a hybrid upflow anaerobic filter integrated in a nutrient removal treatment plant. Wat. Sci. Tech., 30(12):405-414.