大韓衛生學會誌
KOREAN J. SANITATION
Vol. 12, No. 2, 75~81 (1997)

혐기성 슬러지에 의한 폐수의 질소 제거에 관한 연구

은 종 극

대구보건전문대학 보건위생과

A Study on the Nitrogen Control in the Wastewater by Upflow Anaerobic Sludge Blanket.

Jong-Keug Eun

Department of Health Hygiene,Taegu Health Junior Collage

Abstract

The study was investigated with denitrification of wastewater containing nitrate using upflow anaerobic sludge blanket process. Contents of this study were the determination of nitrate removal efficiency by various hydrogen donor addition, relationship between HRT, nitrate loading rate and growth constant of microorganism in case or various hydrogen donor addition etc. Results from this study were summurized as follows. In case of adding methanol, ethanol, sodium acetate as hydrogen donor, treatability of wastewater contained 200mg/ℓ as nitrate was about 91% . But in addition of ethanol, sodium acetate in wastewater contained 40 mg/ℓ as nitrate, nitrate removal efficieney was 80%. While the treatment of nitrate showed the yield coefficient of microorganisms(Y) as 234.8, 234.35, and 247.68 gVSS/g nitrate, respectively, showed specific growth rate(K) as 0.885, 0.934, and 0.917 respectively.

Ⅰ. 서 론

질소,인 등의 영양염류가 다량 함유된 폐수의 유입으로 인해 호소 및 정체 수역에 있어서는 부영양화가 일어나며 연안해역에서는 적조현상으로 인해 수생태계에 있어 막대한 악영향을 미치고 있다. 이와 같이 질소가 다량 함유되어 있는 물을 상수원수로 사용할 경우 정수장에서 NO_3^--N을 처리하지 않기 때문에 수용가에 직접 유입되어 심각한 문제를 유발할 수 있다. 예를 들면 음용수에 함유된 NO_3^--N은 유아의 피부 창백증(nitratecyanosis), 갑상선종(goiter)등의 건강장해를 초래하기도 한다.[1] 폐수 중에 함유된 NO_3^--N을 제거하는 방법으로는 활성탄흡착법, 이온 교환법, 역삼투법, 전기투석법, 산화환원법, 화학적 응집법등이 있지만 처리비용이 과다하므로 비경제적이다.[2] 외국에 있어서는 McCarty, Moore등이 활성슬러지법을 이용한 질소제거 방법을 제안하였으며 Hashimoto는 초산나트륨을 탄소원으로 한 합성폐수를 사용하였고 A.Klapwijk등은 탄소원으로 알콜성 폐수를 사용하였으며 Miyaji등은 탄소원으로 산업폐수를 사용하여 질소제거에 대한 연구를 하였다.[3-7] Battley는 호기성반응기와 혐기성 반응기에서 수리학적 체류시간(HRT)에 따른 생물학적 질소제거에 관하여 연구하였으며 Barnard는 슬러지 체류시간(SRT)에 따른 질소제거 방법을 발표하였다.[8-9] Barth, Jewell and Cummings등은 충전상반응기

(suspendid growth reactor)를 이용한 결과 높은 처리효율을 기대할 수 있다고 보고하였다. 충전상반응기에서 발생하는 폐색현상과 같은 단점을 해결하기 위해 Jeris등과 Bosman등은 입경 0.5~2mm인 모래, 입상활성탄과 같은 작은 입자를 넣은 유동상반응기(fluidized bed reactor)를 이용한 질소제거 방법을 연구 발표하였으며[12,13] 질소와 인의 생물학적 동시제거를 위해 Barnace, Simpkins and McLaren, Ludzack and Ettinger, Sibritz등은 Bardenpho, Phoredox 및 UCT 공정을 연구 개발하였다.[14-18] 그리고 최근에는 고부하처리 방법인 USB(Upflow Sludge Blanket 약칭 USB)법이 네델란드의 A. Klapwijk등과 일본의 Tomozawa등에 의한 연구보고도 있다.[19]

국내에서도 많은 학자들이 혐기-호기법에 의한 질소제거에 대한 연구가 이루어졌으나 재래식 생물학적 처리법으로 처리할 경우에 처리효율은 양호하나 고부하율의 처리에는 어려움이 있으므로 고부하율의 질소처리를 위한 공법의 연구가 필요하게 되었다.

그러므로 본 연구에서는 고부하율로 질소를 처리 할 수 있는 상향류 혐기성 슬러지법을 이용하여 합성폐수를 처리대상으로 각 수소공여체별 질소제거효율, 질소 부하율 및 HRT 변화에 따른 질소제거율, 동력학적 해석 등을 검토하여 하수종말처리장, 도살장폐수, 분뇨처리장 및 각종 식품폐수 처리시 배출되는 질산성질소를 혐기성 슬러지법에 의한 고부하율처리의 기본자료를 검토하는데 그 목적이 있다.

Table 1. Composition of synthetic wastewater.

Constituents	Concentration
NO_3^- - N	40 - 200 mg/ℓ
CH_3OH	3 time of NO_3^- - N
C_2H_5OH	2 time of NO_3^- - N
CH_3COONa	4 Time of NO_3^- - N
KH_2PO_4	0.03 times of NO_3^- - N
$CaCl_2 \cdot 2H_2O$	30mg Ca/ℓ
$MgCl_2 \cdot 6H_2O$	2.4 mg Mg/ℓ
$FeCl_2 \cdot nH_2O$	0.2 mg Fe/ℓ
$CuSO_4 \cdot 5H_2O$	0.13mg Cu/ℓ
$MnSO_4 \cdot 5H_2O$	0.02mg Mn/ℓ
$Ma_2MoO_4 \cdot 2H_2O$	0.02mg Mo/ℓ
$ZnCl_2$	0.1mg Zn/ℓ
$CoCl_2 \cdot 6H_2O$	0.002mg Co/ℓ

Ⅱ. 재료 및 방법

1. 반응 장치

본 연구에 사용한 반응 장치의 용량은 6.0 Liter이며 내경이 75mm, 높이 1,200mm로서 PVC 원관을 이용하여 제작하였다. 실험에는 동일한 4개의 반응조를 이용하여 실험을 진행하였다. 반응조의 가온은 외부 가온방식을 이용하였으며, 내부의 온도가 37±2℃를 유지하도록 전자접촉기에 의한 온도 자동조절 장치를 부착한 항온조내에 설치하였다. 폐수의 유입은 상향류로 하였으며 유입수의 단회로 방지 및 반응조내의 미생물과 유입 기질간의 원활한 접촉을 위해 유입 분배기(Distributor)를 설치하였다. 또한 탈질 반응시 생성되는 혼합 가스와 상승되는 슬러지 및 상승된 슬러지를 반응조하부로 반송하기 위하여 반응조의 상부에 3상 분리 장치인 GSS장치를 설치하여 기체-액체-고체 등이 분리될 수 있도록 경사도가 약 45도인 분리 장치를 설치하여 가스와 슬러지의 분리 및 슬러지의 유출을 방지할 수 있도록 하였다. 또한 반응조 내의 반응 정도 및 환경 상태를 관찰하기 위하여 시료채취구를 설치하였다.

2. 실험 방법

본 실험을 수행하기 위하여 반응조내에 식종한 슬러지는 대구시에 소재한 하수 종말 처리장의 혐기성 슬러지를 채취하여 40 Mesh체에 거른 후 반응조 용적의 60%에 해당하는 양의 식종슬러지를 반응조에 충전한 후 5일간 방치하여 반응조내부가 혐기화된 후 시료를 주입하였다. 혐기성 미생물의 입상화를 하기 위한 운전은 유입되는 질산성 질소의 부하율이 초기 단계에 0.5 Kg NO_3-N/$m^3 \cdot d$로 되게 하였으며 질산성 질소의 부하율을 증가시키면서 질산성질소의 제거율이 약 90%이상으로 유지 될 경우에 질산성질소의 부하율을 단계적으로 증가시켰다. 본 실험에 사용한 합성 폐수의 성상은Table 1.에 제시하였다.

반응기에 충전한 식종 슬러지는 초기에는 현탁상태이었으나 운전기간이 경과되고 질산성 질소 부하율이 증가함에 따라 슬러지의 자기 고정화가 일어났다. 식종 슬러

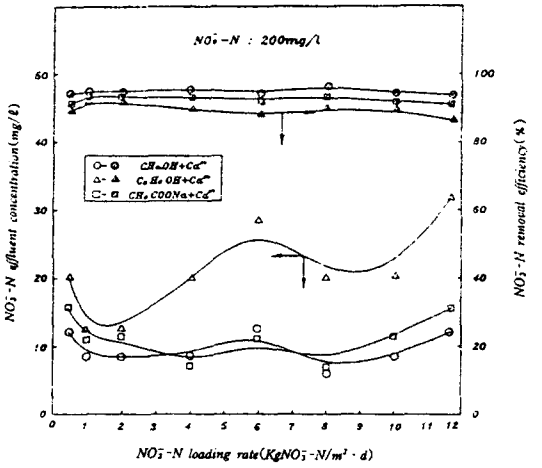

Fig. 1. Relationship between nitrate removal efficiencies and nitrate loading rate by various hydrogen donor addition in case of 200mg/ℓ as nitrate.

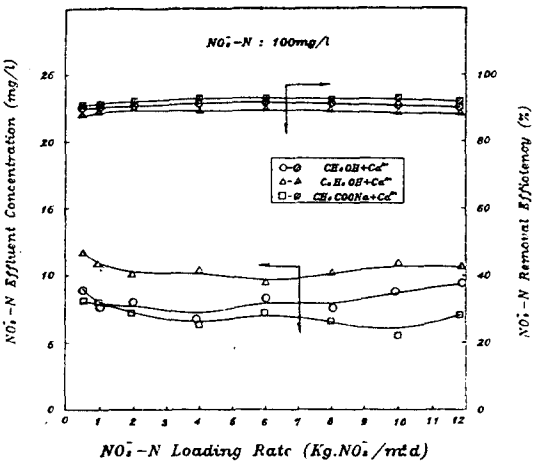

Fig. 2. Relationship between nitrate removal efficiencies and nitrate loading rate by various hydrogen donor addition in case of 100mg/ℓ as nitrate.

지의 자기입상화 과정은 슬러지에 존재하는 탈질 미생물의 증가와 여러 미생물의 증가에 의하여 일어나며 불규칙한 구형의 입상을 형성하게 되었다. 식종 슬러지는 하수 종말 처리장의 슬러지 소화조에서 채취하였으며 TSS는 38000 mg/ℓ이고 VSS는 15000mg/ℓ 이었다. 이 슬러지는 그 자체 내에 협잡물 등이 함유되어 있으므로 체를 이용하여 사별한 다음 식종슬러지로 사용하였다. 식종슬러지를 실험 장치 내의 반응조에 주입하고 서서히 가온하여 3일 동안 정체시킨 후 반응조의 온도를 37±2℃ 유지시킨 다음 다시 2일간 내부가 혐기화되도록 하였다. 본 반응조에 유입 및 유출되는 시료의 분석 방법은 우리나라 수질오염 공정시험방법 및 미국의 Standard method에 준하여 실험하였다.

Ⅲ.결과 및 고찰

1. 부하율 및 HRT변화에 따른 질소 제거효율

1.1 부하율 변화에 따른 NO_3^--N 제거효율

수소공여체별 NO_3^--N 부하율 변화에 따른 처리수의 NO_3^--N 농도 변화 및 NO_3^--N 제거 효율을 Fig.1, Fig.2, Fig.3 에 도시하였다. Fig.1에는 NO_3^--N 농도가 200mg/ℓ인 유입수에 각종 수소공여체에 따른 NO_3^--N 부하율과 NO_3^--N 처리효율 과의 관계를 나타내었다.

이 그림을 보면 수소공여체로 메탄올+칼슘을 사용한 경우가 NO_3^--N 제거 효율이 가장 우수하였다. 한편 Fig.2와 Fig.3에는 유입수의 농도가 100mg/ℓ, 40mg/ℓ이고 수소공여체는 전술한 Fig.3과 동일한 것을 사용하여 실험한 결과를 도시한 것이다. 이들 그림을 보면 역시 메탄올 +칼슘의 경우가 NO_3^--N 제거 효율이 양호하였으나 유입수 농도가

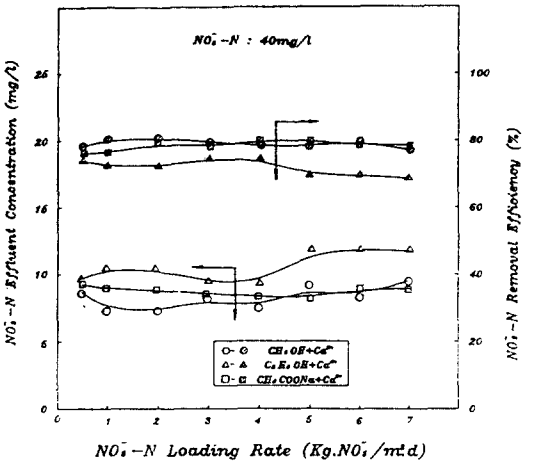

Fig. 3. Relationship between nitrate removal efficiencies and nitrate loading rate by various hydrogen donor addition in case of 40mg/l as nitrate.

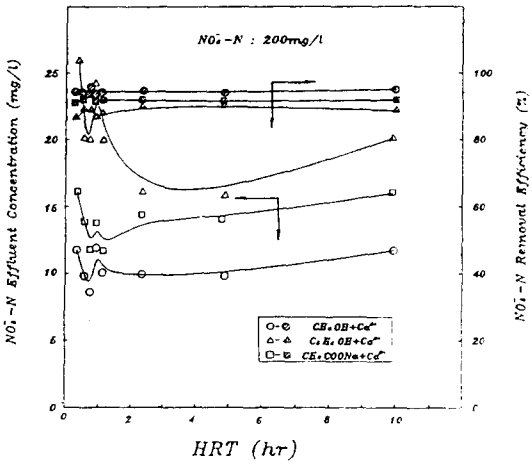

Fig. 4. Correlation between HRT and nitrate removal efficiencies by various hydrogen donor addition in case of 200mg/l as nitrate.

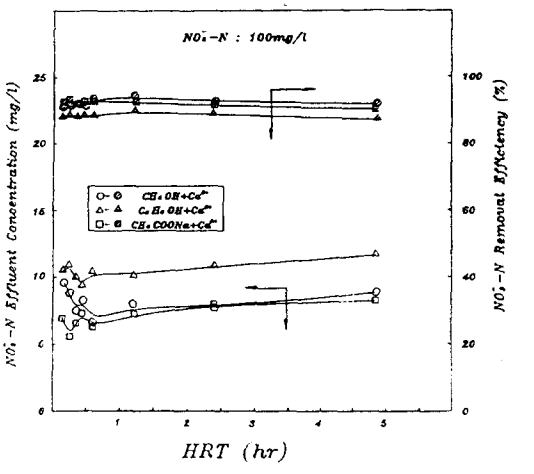

Fig. 5. Correlation between HRT and nitrate removal efficiencies by various hydrogen donor addition in case of 100mg/l as nitrate.

200mg/ℓ인 경우에는 미치지 못하였다. 메탄올+칼슘을 사용하였을 때 유입수 NO_3^--N 농도가 40mg/ℓ인 저 농도에서의 NO_3^--N 제거율은 최소 NO_3^--N 부하율 1.0 $kgNO_3^-$-N/m^3.d에서 80.6%이었으며 유입수 NO_3^--N 농도 200mg/ℓ, 100mg/ℓ일 때의 NO_3^--N 제거율은 NO_3^--N 부하율 1.0 $kgNO_3^-$-N/m^3.d에서 각각 94.4%, 91.5%로 나타났다. 또한 NO_3^--N 부하율의 증가에 따라 유입 NO_3^--N 농도 40mg/ℓ인 저농도에서의 NO_3^--N 제거 율은 NO_3^--N 부하율 6 $kgNO_3^-$-N/m^3.d에서 79.2%였으며 유입수 NO_3^--N 농도 200mg/ℓ, 100mg/ℓ일 때의 NO_3^--N 제거율은 NO_3^--N 부하율 10 $kgNO_3^-$-N/m^3.d에서 각각 94%, 90.5%로 나타났다. 그리고 수소공여체로 에탄올을 사용하였을 때 유입수 NO_3^--N 농도가 40mg/ℓ인 저농도에서의 NO_3^--N 제거 율은 NO_3^--N 부하율 1 $kgNO_3^-$-N/m^3.d에서 72.6%였으며 유입수 NO_3^--N 농도 200mg/ℓ, 100mg/ℓ일 때의 NO_3^--N 제거 율은 NO_3^--N 부하율 1 $kgNO_3^-$-N/m^3.d에서 각각 91.6%, 88.5%로 나타났다. 또한 NO_3^--N 부하율의 증가에 따라 유입 NO_3^--N 농도 40mg/ℓ인 저 농도에서의 NO_3^--N 제거율은 NO_3^--N 부하율 6 $kgNO_3^-$-N/m^3.d에서 69.8%였으며, 유입수 NO_3^--N 농도 200mg/ℓ, 100mg/ℓ일 때의 NO_3^--N 제거율은 NO_3^--N 부하율 10 $kgNO_3^-$-N/m^3.d에서 각각 89.6%, 89%로 나타났다. 그리고 수소공여체로 초산나트륨을 사용하였을때 유입수 NO_3^--N 농도가 40mg/ℓ인 저 농도에서의 NO_3^--N 제거율은 NO_3^--N 부하율 1.0 $kgNO_3^-$-N/m^3.d에서 76.4%였으며 유입수 NO_3^--N 농도 200mg/ℓ, 100mg/ℓ일 때의 NO_3^--N 제거효율은 NO_3^--N 부하율 1.0 $kgNO_3^-$-N/m^3.d에서 각각 92.6%, 91.2%로 나타났다. 또한 NO_3^--N 부하율의 증가에 따라 유입 NO_3^--N농도 40mg/ℓ인 저농도에서의 NO_3^--N제거율은 NO_3^--N 부하율 6.0 $kgNO_3^-$-N/m^3.d에서 79%였으며, 유입수 NO_3^--N 농도 200mg/ℓ, 100mg/ℓ일 때의 NO_3^--N 제거효율은 NO_3^--N 부하율 10.0 $kgNO_3^-$-N/m^3.d에서 각각 92.7%, 93%로 나타났다.

1.2 HRT 변화에 따른 NO_3^--N 제거효율

NO_3^--N 농도가 200mg/ℓ, 100mg/ℓ 및 40mg/ℓ인 폐수에 각종 수소공여체를 첨가한 후 처리시 HRT 변화에 따른 NO_3^--N 농도 변화 및 NO_3^--N 제거 효율을 Fig.4, Fig.5, Fig.6에 나타내었다.

Fig.4에는 폐수의 NO_3^--N 농도가 200mg/ℓ인 경우 HRT 변화에 따른 NO_3^--N 제거 효율을 도시하였다. Fig.4를 보면 수소공여체로서 메탄올+칼슘, 에탄올+칼슘, 초산 나트륨+칼슘을 사용하였을 경우 HRT를 0.4-9.6hr로 변화시킬 때 처리수의 NO_3^--N 농도는 12.0-20.0mg/ℓ 이었으며 NO_3^--N 처리 효율은 89.7%-93.6%로 나타났다. 또한 Fig.5에서는 유입 NO_3^--N 농도가 100mg/l일 때 수소공여체로 메탄올+

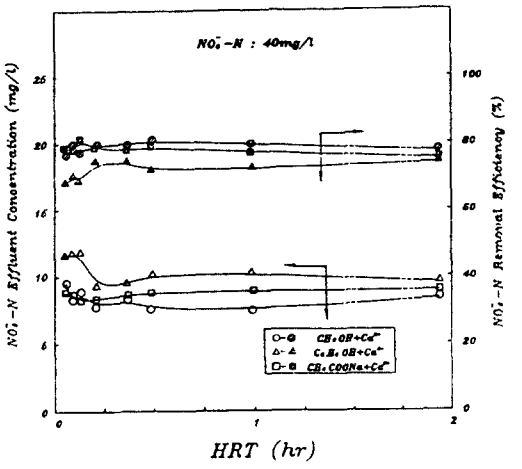

Fig. 6. Correlation between HRT and nitrate removal efficiencies by various hydrogen donor addition in case of 40mg/ℓ as nitrate.

칼슘, 에탄올+칼슘, 초산나트륨+칼슘에 대해서 HRT 0.4-6.0hr로 변화시킬 때 처리수의 NO_3^--N 농도는 12.0mg/ℓ ~ 20.0mg/ℓ이고 NO_3^--N 처리 효율은 89.7% ~ 93.6%이었다. 유입 폐수의 농도가 40mg/ℓ이고 Fig.4에서 언급한 바와 같은 조건에서 처리하였을 경우의 실험결과를 Fig.6에 도시하였다. 이 그림을 관찰하여 보면 수소공여체로서 메탄올+칼슘인 경우 처리수의 NO_3^--N 농도는 약 12mg/ℓ이었으며 HRT는 약 0-2hr으로 변화 시켰을 때 처리효율은 약 80% 이었다. 이와 같은 결과는 유입 폐수의 NO_3^--N 농도 200mg/ℓ일 때 HRT 0.6hr에서 NO_3^--N 제거 효율이 92.7%로 유지되고 있어 Kong등이 USB법에 의한 탈질실험결과의 NO_3^--N 농도 약 200mg/ℓ, HRT 1.5 시간에서 질산염 제거율이 약 95% 정도인 것과 유사한 결과이며 반응조내에 형성된 입상화 탈질균이 낮은 HRT에서도 비교적 활성이 높게 유지되고 있음을 알 수 있다.

2. 동력학적 해석

생물학적 폐수 처리 공정의 설계및 운전을 위한 기본 원리는 미생물의 생화학적 반응속도 개념과 미생물 배양 이론을 바탕으로 설명된다. 미생물의 반응속도는 미생물이 특정 폐수를 분해하는 속도와 그때 필요한 반응조의 크기및 구조를 결정하기 위한 기본 자료가 된다.

본 실험에서 구한 실험 결과를 이용한 동력학적 해석은 반응속도 상수 NO_3-N이용율 미생물 증식 계수 및 내호흡 계수를 그래프를 이용하여 결정하는 방법을 택하였다.

2.1 NO_3-N제거 속도상수

미생물에 의한 기질 제거 속도는 Eckenfelder가 제안한 이론식에 의하여 다음과 같은 수식으로 표현할 수 있다.

$$\frac{d(No-Ne)}{dt} = K\cdot Ne \quad \cdots\cdots (1)$$

연속반응조에 대하여 물질 수지 관계를 적용하면 정상상태에서 다음과 같이된다.

[반응조 내의 기질 변화량]

= [유입수에 의한 기질 증가량] - [유출수의 기질 량] - [반응에 의해 제거되는 기질 량]

이를 수식 화하면 (2)식과 같다.

$$\frac{d(No-Ne)}{dt} = Q\cdot No - Q\cdot Ne - K\cdot X\cdot Ne\cdot V \quad \cdots (2)$$

완전혼합 연속반응조의 Eckenfelder 정화이론식을 다시 정리하면 (3)식이 된다.

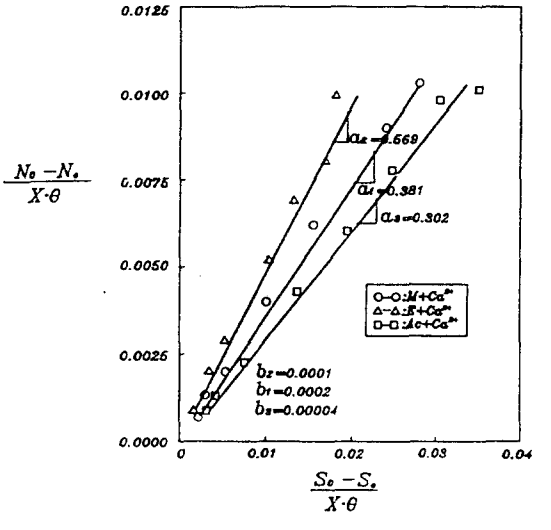

Fig. 7. Graphical determination of kinetic parameter k for nitrate removal in USB reactors.

Table 2. kinetic parameters of denitrification

Item	H-acceptor	a	b	Remark
	O_2	0.40	0.075	Eckenfelder
Reference	NO_3^--N	0.203	0.034	Johnson
Values	NO_3^--N	0.215	0.0122	Hashimoto
				(H-donor)
This	NO_3^--N	0.381	0.0002	Methanol
study	NO_3^--N	0.669	0.0001	Ethanol
	NO_3^--N	0.302	0.00004	Sodium Acetate

$$\frac{X\cdot\theta}{(No-Ne)/No} = \frac{1}{K} + X\cdot\theta \quad \cdots\cdots (3)$$

질소 제거 속도상수 K를 구하기 위해 실험 결과의 자료를 이용하여 (3)식의 $X\cdot\theta$에 대하여 $X\cdot\theta/(No-Ne)/No$를 도표화 한 것이 Fig.7이다.

Fig 7을 평가하여 구한 NO_3-N제거 속도상수 k의 값은 K_1=0.885, K_2=0.931, K_3=0.917 로 나타났다.

2.2. 탈질 속도와 COD 제거 속도의 관계

동력학적 해석을 위한 자료는 실험 결과를 산술 평균한 값을 이용하였다. 미생물 증식에 NO_3-N이 이용되는 비율 a값과 내생 호흡에 의한 자기산화율 b값을 구하기 위하여 동력학식 (4)를 적용하였다.

$$\frac{1}{X}\frac{dNr}{dt} = a\frac{1}{X}\frac{dsr}{dt} + b \quad \cdots\cdots (4)$$

위의 식을 이용하여 COD제거 대한 탈질 속도를 도표화 한 것이 Fig.8이다.

Fig.8을 평가하여 얻은 동력학적 상수를 Table 2.에 제시하였다.

2.3. 미생물 증식계수와 내생호흡계수

미생물 증식 계수 Y와 내호흡 계수 kd의 값을 구하기 위해서는 동력학 식(5)를 적용하였다.

$$\frac{dx/dt}{X} = Y\frac{dN/dt}{X} - kd \quad \cdots\cdots (5)$$

미생물 증식 계수 Y와 내호흡 계수 kd를 구하기 위하여

$\frac{No-Ne}{X\cdot\theta}$ 에 대하여 $\frac{1}{\theta}$ 을 도표화한 것이 Fig.9이다.

Fig.9.를 검토하여 보면 Y_1 = 234.8 gVSS/gNO_3-N, Kd_1 = 0.153 hr^{-1}, Y_2 = 234.35 gVSS/gNO_3-N, Kd_2 = 0.25 hr^{-1}, Y_3 = 247.68 gVSS/gNO_3-N, Kd_3 = 0.17 hr^{-1} 이었다.

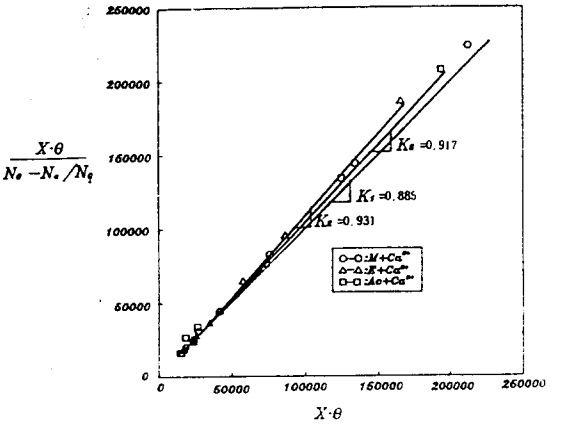

Fig. 8. Graphical determination of kinetic parameter a and b in USB reactors.

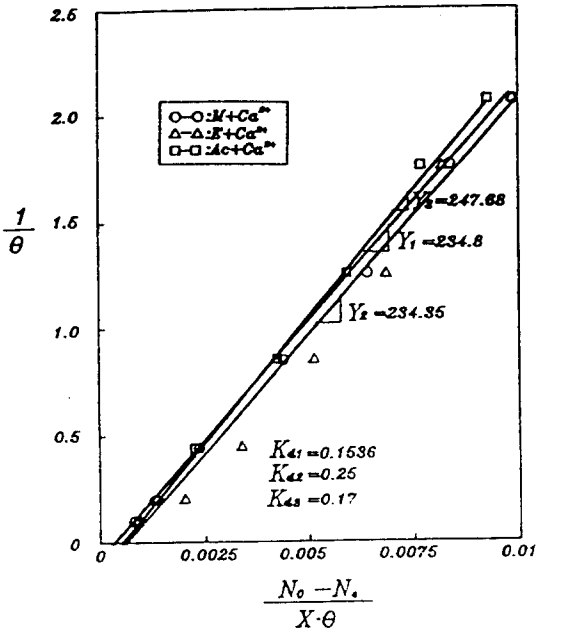

Fig. 9. Graphical determination of Y and Kd

Ⅳ. 결 론

본 연구는 질소를 함유한 합성폐수를 혐기성 슬러지법으로 처리할때 각 수소공여체별 유입수농도에 따른 질소제거효율 및 질소 부하율 변화 및 수리학적 체류시간에 따른 질소 제거율 과 동력학적해석 에 대하여 고찰하여 다음과 같은 결론을 얻었다.

1. 유입폐수의 NO_3^--N농도가 40mg/ℓ, 100mg/ℓ,일때 수소공여체로 메탄올을 첨가한경우 NO_3-N부하율 6.0 kgNO_3^--N/m^3.d에서 제거효율은 각각 약 80%, 84% 였으나 200mg/ℓ일때는 약 91%였으며, 초산나트륨을 첨가한 경우에는 처리효율이 저조하였다.
2. 유입 NO_3^--N농도가 100mg/ℓ, 200mg/ℓ 일때에 각 수소공여체별 HRT를 0.4 hr ~ 9.6 hr로 변화 시켰을 때 NO_3^--N처리효율은 89.7%, 93.6%로써 대체로 우수하였다.
3. NO_3^--N제거 속도상수 K의값은 0.885 ~ 0.917으로 거의 비슷하였으나, 미생물의 생성계수 Y의 값은 234.35 ~ 247.68 gVSS/gNO_3^--N 으로 농도에 따라 약간의 차가 있었다.

참 고 문 헌

1. Hancher.C.W.,et al. : Operation of a Fluidized-Bed Bioreactor for Denitrification, Biotechnology and Bioengineering Symp, No 8 pp.361-378, 1978.
2. Timmermans.P. and Haute.A.V. : Denitrification with methanol, water Research, Vol.17. pp.1249-1255, 1982.
3. McCarty.P.L.,et al : Biological Denitrification of wastewater by addition of organic meterials, Proc. 24th Ind.Waste conf. Purdue Univ.Ext. Ser, Vol.135. pp.1271-1285, 1969.
4. Moore.S.F and Schroeder.E.D : The effect of Nitrate feed rate on denitrification, Water Research, Vol.5. pp.445-452, 1971.
5. 橋本 奨.古川憲治 : 微生物 脫窒反應の基質依存性に關する硏究, 下水道協會誌, 15, No.175. pp 20-29, 1978.
6. Klapwijik.A.,et al. : Biological denitrification in an upflow sludge blanket reactor, Water Research, Vol.15 pp.1-6, 1981.
7. Miyaji.Y. and Kato.K. : Biological treatment of industrial wastes water by using nitrate as an oxygen source, Water Research, Vol.9. pp.95-101, 1975.
8. Ericsson.B. : Nitrogen removal in a pilot plant, Journal WPCF, Vol.47. No.4. pp.727-740, 1975.
9. Barnard.J.L. : Biological nutrient removal without the addition of chemicals, Water Research, Vol.9. pp 485-490, 1975.
10. Barth,E.F. : Methanol requirement and temperature effects in wastewater denitrification, Water Pollution Control Reasearch Series, No.170. pp.10-15, 1970.
11. Jewell,W.J.and Cummings,R.S. : Denitrification of concentrated nitrate wastewaters, Journal WPCF, vol.47. pp.2281-2291, 1975.
12. Jeris.,J.S.,Owens,R.W.and R.Hickey : Biological Fluidized Bed treatment for BOD and Nitrogen removal, Journal WPCF, Vol.49. pp.816-831, 1977.
13. Bosman,J.et al. : Denitrification of concentrated industrial effluent, Prog. Wat.Technol, vol.10. pp. 297-308, 1978.
14. Barnace.D. and Bliss.P.J. : Boilogical control of nitrogen in wastewater treatement, PRESS CAMBRIGE, pp.113-123, 1983
15. Simpkins,M.J. and McLaren,A.R. : Consistent biological phosphate and nitrate removal in an activated sludge plant, Prog.Wat. Technol, vol.10. pp. 422-433, 1978.
16. Ludzack,F.J.and Ettinger,B.M. : Controlling oprtation to minimize activated sludge effluent nitrogen, Journal WPCF, vol.34. pp.920-931, 1982.
17. Siebritz,I.P.,et al. : Excess biological phosphorus removal in the activated sludge process at warm temperature climates, Prog Waste treatment and utilization, vol.2. pp.233-251, 1980.
18. 須藤 隆一 外1人. : 下水からの窒素および燐 除去の意義と 處理技術の 動向, 下水道 協會誌, Vol.20. No.230. pp.12-23, 1983.
19. 友澤 孝 外 2人. : USB法を 用いた 脫窒素 處理 特性, 用水と 廢水, Vol.31.No.1 pp.35-41, 1989.