

USB 공법에 의한 NO_3^- -N 함유 폐수처리

김형석·은종극*·박승조

동아대학교 환경공학과, *대구보건전문대학 위생학과
(1994년 11월 30일 접수)

Treatment of wastewater containing nitrate using upflow sludge blanket process

Hyeong-Seok Kim, Jong-Keug Eun* and Seung-Cho Park

Dept. of Environmental Engineering, Dong-A University, Pusan, 604-714, Korea

**Dept. of Sanitation, Dae-gu Junior Health College, Dae-gu, 702-260, Korea*

(Manuscript received 30 November 1994)

Abstract

This study was investigated with denitrification of wastewater containing nitrate using upflow sludge blanket process.

Contents of this study were the nitrogen gas production, relationship between HRT and COD/ NO_3^- -N ratio in case of various hydrogen donor addition, relationship between nitrate loading rate and various hydrogen donor addition.

Key Words : upflow sludge blanket process, hydrogen donor.

1. 서론

한국환경연감(1991)에 의하면 하천 주변의 가축 사육 농가, 질소비료공장, 화약제조공장, 안료제조 화학공장, 도살장 및 하수종말처리장등에서 배출되어 총질소 평균농도가 1986년 부터 1990년 사이에 부산과 마산연안에서 각각 0.4 mg/l, 0.9 mg/l 씩 증가하여 하천 및 연안수질을 악화시키고 있어 수질관리에 많은 문제로 대두되고 있다. 특히 NO_3^- -N 성분이 다량 함유된 폐수가 수계에 유입될 경우 정체수역에 부영양화 및 적조발생으로 인하여 수생태계에 심각한 악영향을 미칠 수 있다는 것은 주지의 사실이다.

Timmermans와 Haute(1982)의 연구 보고에 의

하면 폐수중에 함유된 NO_3^- -N 성분을 제거하는 방법으로는 활성탄흡착법, 이온 교환법, 역삼투법, 전기투석법, 산화환원법, 화학적응집법등이 있으나 처리비용이 과다하므로 비경제적이라고 지적하였다. McCarty *et al.*(1969), Moore와 Schroeder(1971)는 활성슬러지 공법을 이용한 질소 제거방법, Ericsson(1975)은 호기성 및 혐기성 반응조에서 수력학적 체류시간에 따른 생물학적 질소 제거, Barnard(1975)는 슬러지 체류시간에 따른 질소 제거방법을 보고하였다. Barth(1970), Jewell과 Cummings(1975)는 충전상 반응조를 이용하여 질산염을 처리한 결과 우수한 처리효율을 얻을 수 있었다고 보고하고 있으나 충전상 반응조에서는 폐색이 일어나는 단점이 발생할 수 있다. 이와같은 단점을 보완하기 위하여 Jeris *et al.*(1977)과

Bosman(1978)은 입경 0.5-2mm인 모래, 입상활성탄 등의 입자를 이용한 유동상 반응조를 이용하여 질소 제거 방법을 연구하였다. 그리고 최근에는 고부하율로 질산성 질소 함유폐수를 처리할 수 있는 방법인 USB (Upflow Sludge Blanket)공법이 Klapwijk *et al.*(1981)과 友澤 孝 외(1989)에 의하여 연구 보고된 바 있다. 한편 국내에서도 UASB 공법을 적용하여 제지폐수를 처리한 보고는 있으나 고농도의 NO_3^- -N을 함유한 공장폐수를 고부하율로 처리한 연구 보고는 전무한 상태이다.

본 연구에서는 NO_3^- -N을 다량 함유한 폐수의 처리방법을 검토할 목적으로 USB 공법에 수소공여체를 첨가하는 방식으로 NO_3^- -N을 함유한 합성 폐수를 대상폐수로 선정하여 실험을 하고 그 결과를 토대로 하여 고농도로 NO_3^- -N을 함유한 폐수인 안료 중간체 제조 공장폐수의 2차 처리수를 처리하였다. 본 연구에서 검토한 내용은 NO_3^- -N 부하율 변화에 따른 탈질효율, NO_3^- -N 부하율 변화에 따른 가스 발생량, HRT 변화에 따른 탈질효율과 HRT 및 NO_3^- -N 부하율 변화에 따른 탈질효율 등이다.

2. 실험재료 및 방법

2.1. 실험장치

본 실험에서는 내경 75mm, 높이 1,200mm의 용량 6.0ℓ인 USB 반응조 4개를 자체 제작하여 사용하였으며 구조 및 주변장치의 개략도를 Fig. 1에 도시하였다.

USB 반응조의 가온방식은 외부 가온방식으로 전자접촉기에 의한 온도자동 조절장치를 부착한 항온조내에 설치하였으며, 폐수의 유입은 상향류로 하였고 유입기질의 단회로 방지 및 반응조내의 미생물과 유입 기질간의 원활한 접촉을 위하여 유입 분배기를 설치하였다. 또한 탈질 반응시 생성되는 혼합가스, 슬러지 및 액체를 분리하기 위하여 반응조 상부에 3상 분리장치인 GSS(Gas-Liquid-Solid Separator)장치를 설치하였다.

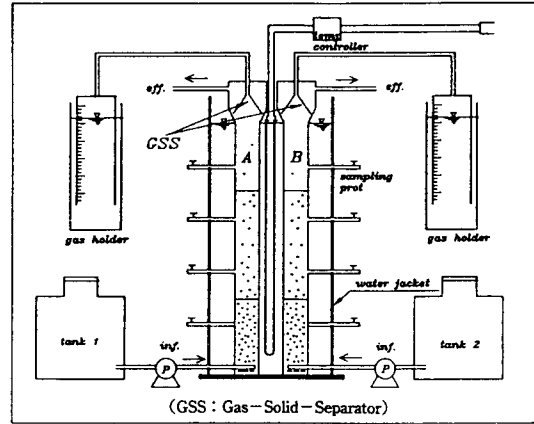


Fig. 1. Schematic diagram of USB reactor.

Table 1. Composition of synthetic wastewater

Constituents	Concentration	Remark
NaNO_3	40 mg/ℓ - 200 mg/ℓ	mg NO_3^- -N/ℓ
CH_3OH	3 time of NO_3^- -N	
$\text{C}_2\text{H}_5\text{OH}$	2 time of NO_3^- -N	
CH_3COONa	4 time of NO_3^- -N	
KH_2PO_4	0.03 times of NO_3^- -N	mg P/ℓ
$\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	30 mg Ca/ℓ	
$\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	2.4 mg Mg/ℓ	
$\text{FeCl}_2 \cdot n\text{H}_2\text{O}$	0.2 mg Fe/ℓ	
$\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$	0.13 mg Cu/ℓ	
$\text{MnSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$	0.02 mg Mn/ℓ	
$\text{Na}_2\text{MoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	0.02 mg Mo/ℓ	
ZnCl_2	0.1 mg Zn/ℓ	
$\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	0.002 mg Co/ℓ	

2.2. 실험방법

USB 반응조에 식종한 슬러지는 대구시에 소재한 D.하수종말 처리장에서 채취하였으며, 채취한 슬러지를 40메쉬 체를 이용하여 체질한 후 반응조 용적의 60%에 상당하는 용량을 충전한 후 5일간 방치하여 혐기화되도록 한 다음 시료를 주입하였다. USB 반응조 내부에 입상화된 혐기성 슬러지를 형성시킬 목적으로 초기 운전단계에서는 0.5 kg NO_3^- -N/m³·d로 조절하였고, 부하율 변화에 대한 운전 관리 지표로는 75% 이상의 NO_3^- -N 제거율을 원칙으로 단계적으로 증가시켰다. 이 때 질

산업 부하율 변동시에 농축된 미생물의 유출을 방지하고 슬러지의 조기 입상화를 위하여 칼슘을 첨가하였다. 본 실험에 사용한 합성폐수 성상은 Table 1에 제시한 바와같다.

또한 산업현장에서 배출되는 폐수에 대하여 적용실험을 할 목적으로 질산성 질소의 농도가 비교적 높은 안료 중간체 제조공장폐수를 시료로 하였다. Table 2에 현장폐수 성상 분석결과를 요약하였으며 기타 이온성 물질 및 유해물질 함유량은 미량 함유되어 있었으므로 제시하지 않았다.

Table 2. Characteristics of cosmetic chemical factory treated wastewater

Item	Unit	Concentration
temperature	℃	21.6
pH	-	7.5
NH ₄ ⁺ -N	mg/l	393.8
NO ₂ ⁻ -N	mg/l	31.4
NO ₃ ⁻ -N	mg/l	225.0

반응조내의 온도는 외부가온 방식으로 37℃의 중온영역에서 실험하였으며, 식중 슬러지 특성은 Table 3에 종합하였다.

Table 3. Characteristics of seeding sludge

Item	Concentration (mg/l)
TSS	32,000
VSS	13,000

Table 3에 제시한 식중 슬러지를 USB 반응조에 주입하고 서서히 가온하여 3일간 정체시키고 반응조 내부온도를 37±1℃로 유지시킨 다음 다시 2일간 조내부가 혐기화되도록 하였으며, 분석방법은 환경오염공정 시험법 및 Standard method(APHA, AWWA, WPCF, 1992)를 참조하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1. NO₃⁻-N 부하율 변화에 따른 탈질효율

본 실험에서는 NO₃⁻-N 부하율 변화 및 수소공여체 첨가종에 따른 처리수의 NO₃⁻-N 농도변화 및 NO₃⁻-N 제거효율과의 관계를 검토하였다. Fig. 2, Fig. 3, Fig. 4는 각각 NO₃⁻-N농도가 200

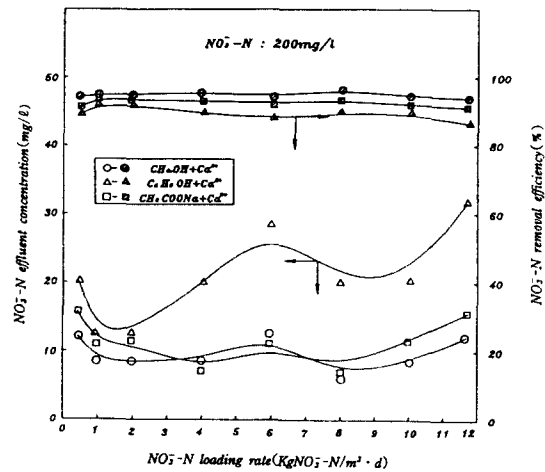


Fig. 2. Relationship between NO₃⁻-N removal efficiency and nitrate loading rate by various hydrogen donor addition in case of 200 mg/l as nitrate.

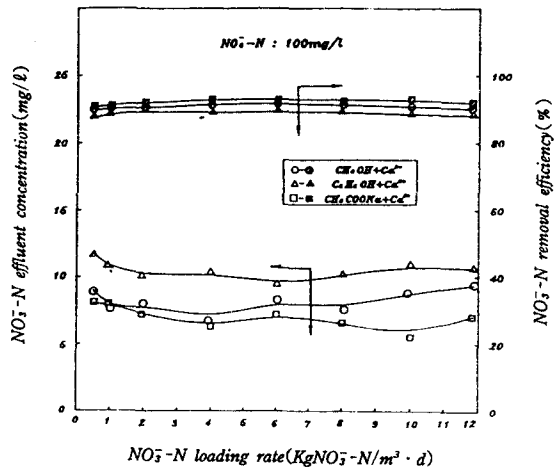


Fig. 3. Relationship between NO₃⁻-N removal efficiency and nitrate loading rate by various hydrogen donor addition in case of 100 mg/l as nitrate.

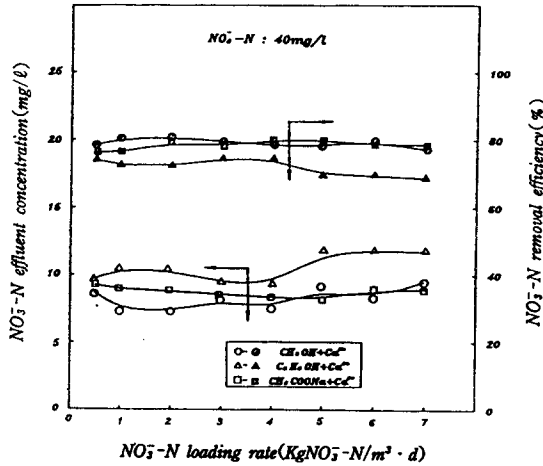


Fig. 4. Relationship between NO_3^- -N removal efficiency and nitrate loading rate by various hydrogen donor addition in case of 40 mg/l as nitrate.

mg/l, 100 mg/l, 40 mg/l 인 합성폐수를 대상으로 수소공여체로 메탄올+칼슘, 에탄올+칼슘 그리고 초산나트륨+칼슘을 첨가하였을 경우 NO_3^- -N 부하율과 NO_3^- -N 처리효율과의 관계를 도기한 것이다.

이들 그림을 보면 메탄올+칼슘을 첨가하였을 경우 NO_3^- -N 제거효율이 가장 양호하였으나 유입수의 NO_3^- -N 농도가 작을수록 NO_3^- -N 제거효율이 불량하였다. 이러한 결과는 NO_3^- -N 농도가 작을수록 유입수량이 증가하기 때문에 HRT가 짧아져 탈질 미생물과 대상 기질 간의 접촉 시간이 단축된 결과로 판단된다.

그리고 안료 중간체 제조공장폐수를 유입수로 하여 2차 처리수, 2차 처리수+원수 그리고 2차 처리수+메탄올을 수소공여체로 첨가하였을 경우 NO_3^- -N 부하율에 따른 NO_3^- -N 처리효율의 변화를 Fig. 5에 도시하였다.

Fig. 5를 보면 메탄올+2차 처리수를 수소공여체로 첨가하였을 경우가 NO_3^- -N 부하율 1.0 kg NO_3^- -N/m³ · d, 6.0 kg NO_3^- -N/m³ · d, 12.0 kg NO_3^- -N/m³ · d에서 NO_3^- -N 제거효율이 각각 83%, 88%, 92%로서 가장 우수하였다.

안료 중간체 제조공장폐수에 메탄올+2차 처리수를 첨가한 경우가 2차 처리수+원수, 2차 처리수만을 첨가한 경우보다 NO_3^- -N 처리효율이 높게

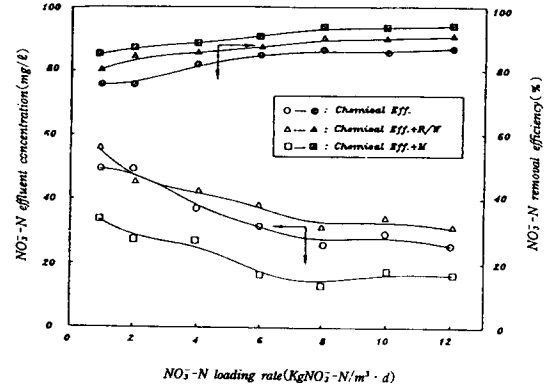


Fig. 5. Relationship between NO_3^- -N removal efficiency and nitrate loading rate by various hydrogen donor addition in secondary treating pigment making factory wastewater (R/W : raw wastewater, M : methanol).

나타난 것은 탈질 미생물이 탄소원을 많이 필요로 하기 때문인 것으로 생각된다. 또한 2차 처리수+원수를 탄소원으로 첨가시 비교적 NO_3^- -N 제거효율이 높은 것은 원수자체에 탈질 미생물이 이용할 수 있는 탄소원이 비교적 높은 농도로 함유되어 있었기 때문인 것으로 추정할 수 있다.

3.2. NO_3^- -N 부하율 변화에 따른 가스 발생량

본 실험에서는 유입수의 NO_3^- -N 농도, NO_3^- -N 부하율, 수소공여체종별 및 가스 발생량등의 상호관계를 검토하였다. Fig. 6, Fig. 7, Fig. 8은 각각 NO_3^- -N 농도가 200 mg/l, 100 mg/l, 40 mg/l 인 합성폐수를 대상으로 수소공여체로 메탄올+칼슘, 에탄올+칼슘 그리고 초산나트륨+칼슘을 첨가하였을 경우 NO_3^- -N 부하율과 가스발생량과의 관계를 도기한 것이다.

유입수 농도가 200 mg/l 일 경우 NO_3^- -N 부하율 4.0 kg NO_3^- -N/m³ · d에서 메탄올+칼슘, 에탄올+칼슘, 초산나트륨+칼슘 등의 첨가한 수소공여체종에 따라 각각 1.52 l/d, 0.92 l/d, 1.32 l/d의 질소 가스가 발생하였고 10.0 kg NO_3^- -N/m³ · d에서의 가스 발생량은 3.88 l/d, 2.69 l/d, 2.87 l/d로서 메탄올+2차 처리수를 수소공여체로 첨가

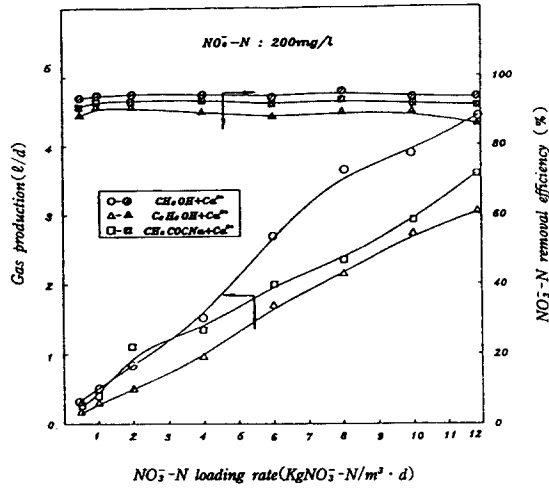


Fig. 6. Relationship between gas production and nitrate loading rate by various hydrogen donor addition in case of 200 mg/l as nitrate.

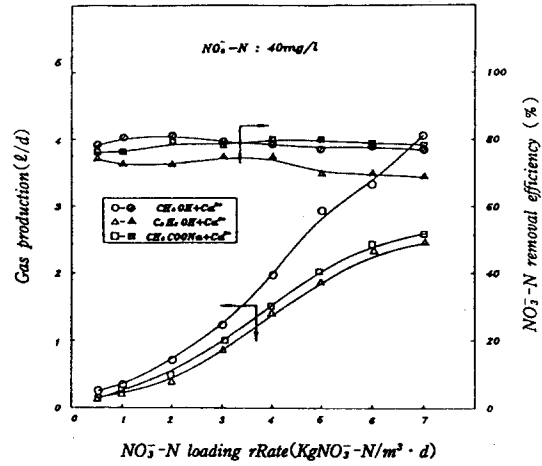


Fig. 8. Relationship between gas production and nitrate loading rate by various hydrogen donor addition in case of 40 mg/l as nitrate.

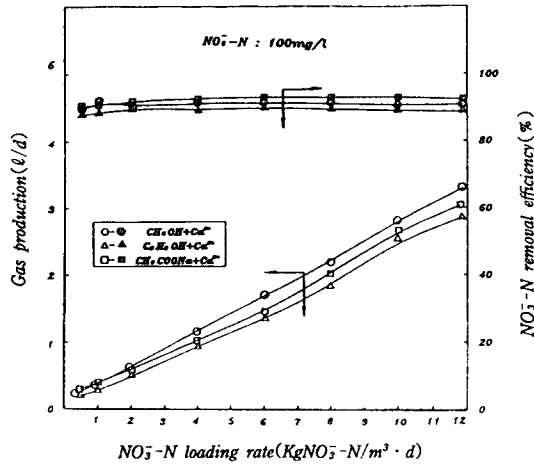


Fig. 7. Relationship between gas production and nitrate loading rate by various hydrogen donor addition in case of 100 mg/l as nitrate.

하였을 경우가 가장 다량의 가스가 발생하였으며 NO₃⁻-N 부하율이 점진적으로 증가하면 가스 발생량도 함께 증가하였다.

또한 유입수 농도 100 mg/l 인 경우 NO₃⁻-N 부하율 4.0 kg NO₃⁻-N/m³·d에서 상기 수소공여체 종에 따라 각각 1.13 l/d, 0.9 l/d, 0.99 l/d, 부하율 10.0 kg NO₃⁻-N/m³·d에서 각각 2.8 l/d,

2.52 l/d, 2.63 l/d의 가스가 발생하였다. 유입수 농도 40 mg/l 인 경우 부하율 3.0 kgNO₃⁻-N/m³·d에서 수소공여체종에 따라 각각 1.23 l/d, 0.84 l/d, 0.98 l/d, 부하율 6.0 kgNO₃⁻-N/m³·d에서 각각 3.34 l/d, 2.32 l/d, 2.42 l/d의 가스가 발생하였다.

그리고 안료 중간체 제조공장폐수를 유입수로 하여 2차 처리수, 2차 처리수+원수 그리고 2차 처리수+메탄올을 수소공여체로 첨가하였을 경우

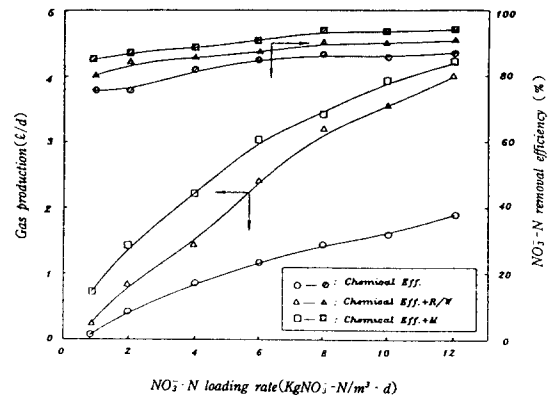


Fig. 9. Relationship between gas production and nitrate loading rate by various hydrogen donor addition in secondary treating pigment making factory wastewater (R/W : raw Wastewater, M : methanol).

NO_3^- -N 부하율에 따른 가스발생량의 변화를 Fig. 9에 도시하였다.

안료 중간체 제조공장폐수를 유입수로 할 경우 또한 NO_3^- -N 부하율이 점진적으로 증가하면 가스 발생량도 함께 증가하였다. 수소공여체로 메탄올+2차 처리수, 원수+2차 처리수를 첨가할 경우 NO_3^- -N 부하율 6.0 kg NO_3^- -N/ $\text{m}^3 \cdot \text{d}$ 에서 가스 발생량은 각각 3 l/d , 2.4 l/d 이었고 부하율 12.0 kg NO_3^- -N/ $\text{m}^3 \cdot \text{d}$ 에서는 4.1 l/d , 3.8 l/d 이었다. 또한, 2차 처리수만을 첨가한 경우 NO_3^- -N 부하율 6.0 kg NO_3^- -N/ $\text{m}^3 \cdot \text{d}$ 에서 1.1 l/d , 부하율 12.0 kg NO_3^- -N/ $\text{m}^3 \cdot \text{d}$ 에서 1.8 l/d 의 가스발생량을 나타내었다.

유입원수 NO_3^- -N 농도가 약 250 mg/l 이고 부하율 10.0 kg NO_3^- -N/ $\text{m}^3 \cdot \text{d}$ 일때 가스 발생량이 9.0 l/kg NO_3^- -N라고 보고한 今井 章雄 외(1991)의 실험 결과와 비교하여 보면 본 실험결과는 가스 발생량이 비교적 적음을 알 수 있다. 이러한 결과는 아마도 반응조내의 미생물 농도가 상대적으로 낮게 유지되고 있었기 때문이라고 생각된다. 이상의 결과를 종합적으로 검토하여 보면 수소공여체로 첨가한 물질이 저분자 탄소 화합물로 구성되어 있는 경우 우수한 탈질효과를 나타냄을 알 수 있었다.

3.3. HRT 변화에 따른 탈질효율

본 실험에서는 합성폐수 및 안료 중간체 제조공장에서 배출되는 폐수중에 몇가지 수소공여체를 첨가한후 HRT 변화에 따른 NO_3^- -N 농도변화 및 NO_3^- -N 제거효율등을 서로 관련시켜 정리하였다. Fig. 10., Fig. 11., Fig. 12.는 각각 NO_3^- -N 농도가 200 mg/l , 100 mg/l , 40 mg/l 인 합성폐수를 대상으로 수소공여체로 메탄올+칼슘, 에탄올+칼슘 그리고 초산나트륨+칼슘을 첨가하였을 경우 HRT 변화에 따른 NO_3^- -N 제거효율을 도시한 것이다.

유입수의 NO_3^- -N 농도가 200 mg/l 인 경우 HRT 0.4-9.6 hrs일때 처리수의 NO_3^- -N 농도는 12.0 - 20.0 mg/l 이었으며 NO_3^- -N 처리효율은 89.7% - 93.6% 이었다. 또한 유입수의 NO_3^- -N 농도가 100 mg/l 인 경우 HRT 0.4-6.0 hrs일때 처리수

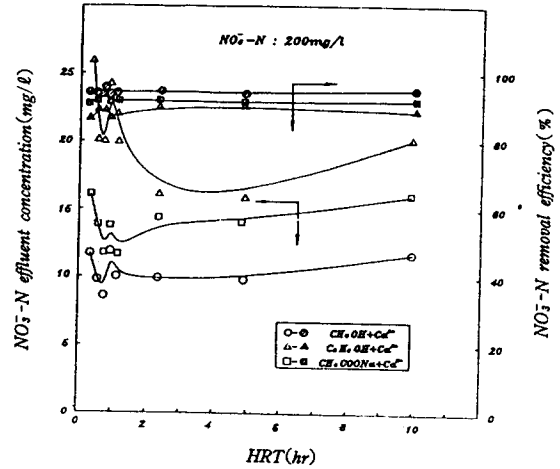


Fig. 10. Correlation between HRT and nitrate removal efficiency by various hydrogen donor addition in case of 200 mg/l as nitrate.

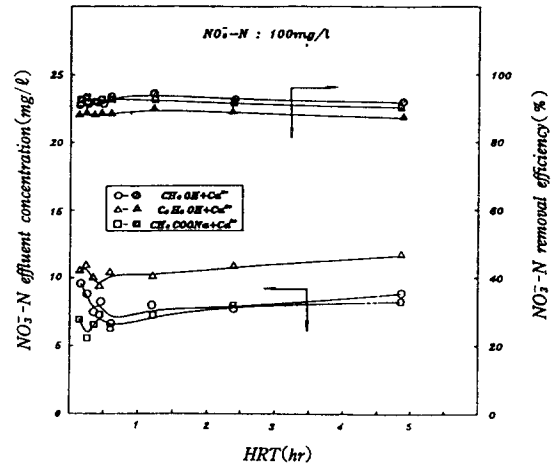


Fig. 11. Correlation between HRT and nitrate removal efficiency by various hydrogen donor addition in case of 100 mg/l as nitrate.

의 NO_3^- -N 농도는 12.0 - 20.0 mg/l 이고 NO_3^- -N 처리효율은 89.7% - 93.6% 이었다. 유입수 농도 40 mg/l 에서 메탄올+칼슘을 첨가하였을 경우 처리수의 NO_3^- -N 농도는 약 12 mg/l 이었고 HRT는 약 0 - 2 hrs 에서 처리효율은 약 80% 이었다.

한편 안료 중간체 제조공장폐수를 유입수로 하여 2차 처리수, 2차 처리수+원수 그리고 2차 처리

수+메탄올을 수소공여체로 첨가하였을 경우 HRT 변화에 따른 NO₃⁻-N 제거효율을 Fig. 13에 도시하였다.

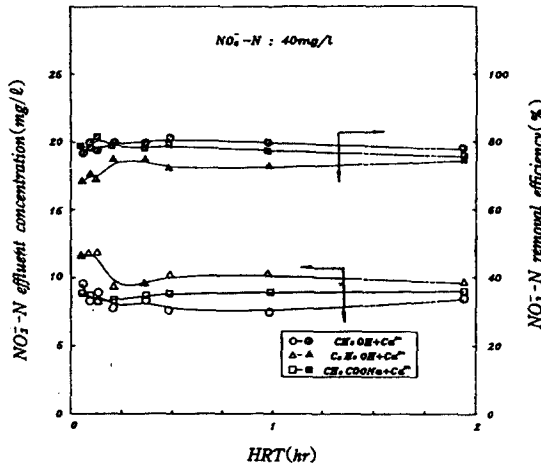


Fig. 12. Correlation between HRT and nitrate removal efficiency by various hydrogen donor addition in case of 40 mg/l as nitrate.

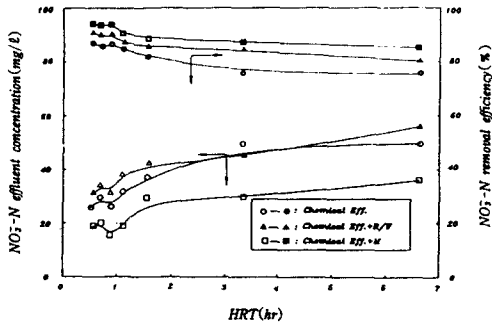


Fig. 13. Correlation between HRT and nitrate removal efficiency by various hydrogen donor addition in secondary treating pigment making factory wastewater (R/W : raw wastewater, M : methanol).

안료 중간체 제조공장폐수를 유입수로 하여 2차 처리수+메탄올 그리고 2차 처리수+원수를 수소공여체로 첨가하였을 경우 HRT를 0.6-3.4 hrs로 변화시켰을때 처리수의 농도는 각각 18.0-22.0 mg/l, 30.0-42.0 mg/l였으며 NO₃⁻-N 처리효율은

88.0%-92.0%, 82.0%-86.0%이었다. 또한 HRT 6.5 hrs일때 처리수의 NO₃⁻-N의 농도는 각각 30 mg/l, 52 mg/l였으며 NO₃⁻-N 처리효율은 83.0%, 80.0%로 나타났다.

2차 처리수만을 첨가하였을 경우 HRT 0.6-3.4 hrs에서 처리수 NO₃⁻-N의 농도는 25.0-50.0 mg/l로 처리효율은 79.0%-81.0%이었으며 HRT 6.5 hrs일때 처리수의 NO₃⁻-N 농도는 50 mg/l였으며 NO₃⁻-N 처리효율은 75.0%이었다.

이와같은 결과는 안료 중간체 제조공장폐수의 유입 NO₃⁻-N 농도 200 mg/l 일때 HRT 0.6 hrs에서 NO₃⁻-N 제거효율이 92.7%로 유지되었다. 이것은 孔海南 외(1991)가 NO₃⁻-N 농도 약 200 mg/l, HRT 1.5 hrs에서 질산염 제거율이 약 95% 이었다고 보고한 것과 유사한 결과이다.

이와같이 짧은 HRT에서 우수한 탈질효율을 나타내는 것은 반응조내에 생성된 입상화 탈질세균의 작용에 의한 것이라고 추정할 수 있다.

3.4. HRT 및 NO₃⁻-N 부하율 변동에 따른 T-N 탈질효율

HRT 변화에 따른 T-N 제거효율 및 처리수의 T-N 농도변화를 관련시켜 Fig. 14에 제시하였다.

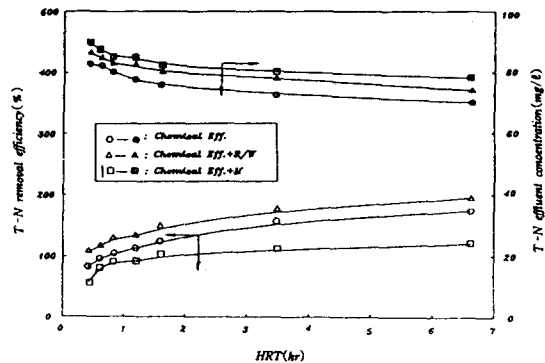


Fig. 14. Correlation between total nitrogen removal efficiency and HRT by various hydrogen donor addition in secondary treating pigment making factory wastewater (R/W : raw wastewater, M : methanol).

Fig. 14를 검토하여 보면 수소공여체로 메탄올 및 원수를 첨가하였을 경우 HRT 0.6-3.4 hrs일때 처리수의 T-N의 농도는 각각 50.0-105.0 mg/l, 100.0-180.0 mg/l이었으며 처리효율은 80.0%-88.0%, 77.0%-81.0%이었다. 그리고 HRT 6.5 hrs일때 처리수의 T-N의 농도는 각각 110.0 mg/l, 180.0 mg/l이었으며 처리효율은 79.0%, 76.0%이었다.

2차 처리수만을 수소공여체로 첨가하였을 경우 HRT 0.6-3.4 hrs일 때 처리수의 T-N 농도는 80.0-150.0 mg/l이었으며 처리효율은 70.0%-82.0%이었다. 그리고 HRT 6.5 hrs일때 처리수의 T-N 농도는 180.0 mg/l이었으며 처리효율은 70.0%이었다.

또한 NO_3^- -N 부하율의 변화에 따른 처리수의 T-N 농도변화 및 T-N 제거효율을 Fig. 15.에 도시하였다.

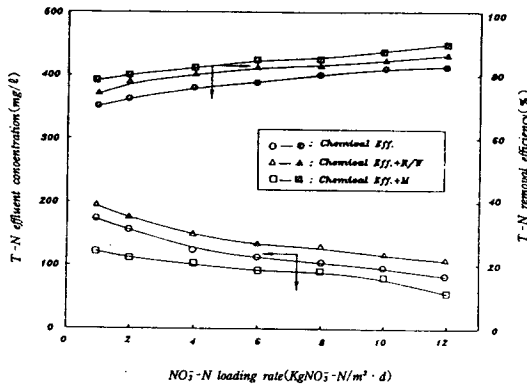


Fig. 15. Correlation between total nitrogen removal efficiency and nitrate loading rate by various hydrogen donor addition in secondary treating pigment making factory wastewater (R/W : raw wastewater, M : methanol).

수소공여체로 메탄올을 첨가하였을 경우 NO_3^- -N 부하율 1.0 kg NO_3^- -N/m²·d에서 T-N 제거효율은 79.0%였으며 부하율 6.0 kg NO_3^- -N/m²·d, 12.0 kg NO_3^- -N/m²·d에서는 각각 82.0%, 88.0%이었다. 그리고 수소공여체로 원수를 첨가하였을 경우 T-N 제거효율은 NO_3^- -N 부하율 1.0 kg NO_3^- -N/m²·d에서 74.0%이었으며 NO_3^- -N 부

하율 6.0 kg NO_3^- -N/m²·d, 12.0 kg NO_3^- -N/m²·d에서 각각 80.0%, 84.0%이었다.

또한 2차 처리수만을 첨가하였을 경우 T-N 제거율은 NO_3^- -N 부하율 1.0 kg NO_3^- -N/m²·d에서 70.0%였으며 부하율 6.0 kg NO_3^- -N/m²·d, 12.0 kg NO_3^- -N/m²·d에서 각각 78%, 80.0%이었다.

이와같은 결과는 반응조내의 우점종인 탈질균에 공생하는 질화미생물과 간접 환원미생물등 복잡 다양한 미생물에 의하여 산화 및 탈질 환원과정 이루어 지므로 T-N 제거효율이 양호한 것으로 생각된다.

4. 결 론

NO_3^- -N을 다량 함유한 합성 및 공장폐수를 USB 공법으로 처리한 결과 다음과 같은 결론을 얻을 수 있다.

1. 안료 중간체 제조공장폐수에 메탄올+2차 처리수를 수소공여체로 첨가하였을 경우가 NO_3^- -N 부하율 1.0 kg NO_3^- -N/m²·d, 6.0 kg NO_3^- -N/m²·d, 12.0 kg NO_3^- -N/m²·d에서 NO_3^- -N 제거효율이 각각 83%, 88%, 92%로서 2차 처리수+원수나 2차 처리수만을 첨가한 경우보다 NO_3^- -N 처리효율이 높게 나타난 것은 탈질 미생물은 탄소원을 많이 필요로 하기 때문인 것으로 생각된다. 또한 2차 처리수+원수를 탄소원으로 첨가시 비교적 NO_3^- -N 제거효율이 높은 것은 원수자체에 대한 탈질 미생물이 이용할 수 있는 탄소원이 비교적 높은 농도로 함유되어 있었기 때문인 것으로 추정할 수 있다.

2. 합성 폐수나 안료 중간체 제조공장폐수 어느 경우나 NO_3^- -N 부하율이 점진적으로 증가하면 가스 발생량도 함께 증가하였으며 수소공여체로 메탄올+2차 처리수 첨가할 경우 NO_3^- -N 부하율 6.0 kg NO_3^- -N/m²·d, 12.0 kg NO_3^- -N/m²·d에서 각각 3 l/d, 4.1 l/d로서 최대 가스 발생량을 나타내었다. 이러한 결과는 수소공여체로 첨가한 물질이 저분자 탄소 화합물로 구성되어 있는 경우 우수한 탈질효과를 나타냄을 알 수 있었다.

3. 안료 중간체 제조공장폐수를 유입수로 하여 2차 처리수+메탄을 수소공여체로 첨가하였을 경우 유입 NO_3^- -N 농도 200 mg/ℓ 일때 HRT 0.6 hrs에서 NO_3^- -N 제거효율이 92.7%로 유지되었다. 이와 같이 짧은 HRT에서 우수한 탈질효율을 나타내는 것은 반응조내에 생성된 입상화 탈질세균의 작용에 의한 것이라고 추정할 수 있다.

4. NO_3^- -N 부하율 변화에 따른 T-N 제거효율 실험 결과, 수소공여체로 메탄올을 첨가하였을 경우 NO_3^- -N 부하율 1.0 kg NO_3^- -N/m³·d, 6.0 kg NO_3^- -N/m³·d, 12.0 kg NO_3^- -N/m³·d에서 각각 79.0%, 82.0%, 88.0%의 최대 T-N 제거효율을 나타내었다.

참고문헌

孔 海南, 稻森悠平, 中西 弘, 須藤隆, 1991, UASB 生物膜プロセスにおける循環の有無と造粒特性, 日本 水處理生物學會, 第28回 講演論文要旨集.

今井 章雄, 孔 海南, 稻森悠平, 須藤隆一, 1991, UASB及び"USB"プロセスにおける有機物, 窒素の除去能と造粒特性, 第25回 水質汚濁學會講演集.

友澤 孝, 齊藤祐二, 帆秋利洋, 1989, USB法を用いた脱窒素處理特性, 用水と廢水, 31(1), 35-41.

韓國環境年鑑, 1991.

APHA, AWWA, WPCF., 1992, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 18th ed.

Barnard. J. L., 1975, Biological nutrient removal

without the addition of chemicals, Water Research, 9, 485-490.

Barth. E. F., 1970, Methanol requirement and temperature effects in wastewater denitrification, Water Pollution Control Reasearch Series., 170, 10-15.

Bosman. J., 1978, Denitrification of concentrated industrial effluent, Prog. Wat. Technol, 10, 297-308.

Ericsson. B., 1975, Nitrogen removal in a pilot plant, Journal WPCF, 47(4), 727-740.

Jeris. J. S., R. W. Owens and R. Hickey, 1977, Biological Fluidized Bed treatment for BOD and Nitrogen removal, Journal WPCF, 49, 816-831.

Jewell. W. J. and R. S. Cummings, 1975, Denitrification of concentrated nitrate wastewaters, Journal WPCF, 47, 2281- 2291.

Klapwijk. A., H. Smith and A. Moore, 1981, Biological denitrification in an upflow sludge blanket reactor, Water Research, 15, 1-6.

McCarty. P. L., L. Beek and P. St., Anant 1969, Biological Denitrification of wastewater by addition of organic meterials, Proc. 24th Ind. Waste conf., Purdue Univ. Ext., Ser., 135, 1271-1285.

Moore. S. F and E. D. Schroeder, 1971, The effect of Nitrate feed rate on denitrification, Water Research, 5, 445-452.

Timmermans. P. and A.V. Haute, 1982, Denitrification with methanol, Water Research, 17, 1249-1255.