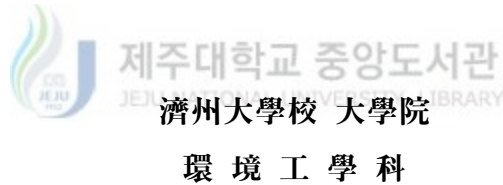


碩士學位論文

SBR공정에서 운전조건의 변화에 따른  
하수중의 질소·인 제거특성



韓 智 勇

1998年 12月

# SBR공정에서 운전조건의 변화에 따른 하수중의 질소·인 제거특성

指導教授 許 木

韓 智 勇

이 論文을 工學 碩士學位 論文으로 提出함



韓智勇의 工學 碩士學位 論文을 認准함

審査委員長 李 容 斗 (印)

委 員 許 木 (印)

委 員 趙 恩 一 (印)

濟州大學校 大學院

1998年 12月

**Removal Characteristics of Nitrogen and  
Phosphorus in Sewage by Change of Operating  
Conditions on SBR Process**

**Ji-Yong Han**

(Supervised by Professor Mock Huh)



**A THESIS SUBMITTED IN PARTIAL FULFILLMENT OF  
THE REQUIREMENTS FOR THE DEGREE OF MASTER  
OF ENGINEERING**

**DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL ENGINEERING  
GRADUATE SCHOOL  
CHEJU NATIONAL UNIVERSITY**

1998. 12.

# 목 차

Summary .....	1
I. 서론 .....	3
II. 이론적 고찰 .....	5
1. SBR의 공정개요 및 특징 .....	5
2. SBR에서 유기물과 영양염류의 제거 .....	8
III. 재료 및 방법 .....	20
1. 실험장치 및 분석방법 .....	20
2. 유입수의 수질특성 .....	22
3. 실험조건 .....	23
IV. 결과 및 고찰 .....	26
1. 폭기/교반 시간비의 변화 .....	26
2. 유입시간의 변화 .....	32
3. 폭기/교반 반복회수의 변화 .....	38
4. TSS의 제거 및 SVI .....	44
5. NO <sub>x</sub> -N와 인 제거, Alkalinity의 상관관계 .....	45
V. 결론 .....	48
VI. 참고문헌 .....	50



## Summary

This study was performed to evaluate the effects of the ratio of aeration/mixing time, the fill time and the repeat cycle of aeration/mixing, for the removal of organics, nitrogen and phosphorus in sewage by SBR(sequencing batch reactor process), which is one of the biological treatment processes. The results of this study were summarized as follows :

1. As the ratio of aeration/mixing time was lower and the fill time was longer, the ORP showed a greater potential difference and the pH values was maintained in a more stable state on microbes because the consumption rate of alkalinity was decreased.

2. The organics removal efficiency was increased with increasing the ratio of aeration/mixing time, the fill time and the repeat cycle of aeration/mixing, and it was the highest when the repeat cycle of aeration/mixing was 6 times.

3. The SVI was supported under 120 and the sludge bulking did not occur in all operating conditions. The TSS removal efficiency exceeded 93% and it was not affected by the ratio of aeration/mixing time, the fill time and the repeat cycle of aeration/mixing.

4. As the ratio of aeration/mixing time was higher and the fill time was shorter, the  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  removal efficiency was increased, but was not the affected by the repeat cycle of aeration/mixing. The T-N removal efficiency was increased as the ratio of aeration/mixing time was lower and the fill time was longer. Especially, the T-N removal efficiency was the highest when the repeat cycle of aeration/mixing was 6 times.

5. The T-P removal efficiency showed a great difference in each operating condition, it was influenced greatly by the ratio of aeration/mixing time and the repeat cycle of aeration/mixing among the operating conditions, and it was the highest in Run 7 which the denitrification rate was the highest.

6. The highest removal efficiencies of organics, nitrogen and phosphorus were obtained by the operating condition of Run 7(the ratio of aeration/mixing time : 1.5/4.5, the fill time : 6 hours, the repeat cycle of aeration/mixing : 6 times) and each removal efficiency(effluent concentration) of BOD, COD, TSS, T-N and T-P in the treated water was 95.5%(5.7mg/ℓ), 89.2%(8.6mg/ℓ), 95.3%(7.4mg/ℓ), 82.3%(7.6mg/ℓ) and 75.9%(1.3mg/ℓ).



## I. 서론

SBR(Sequencing Batch Reactor process)은 단일의 반응조에서 폭기, 침전, 처리수의 배출 등을 행하는 효과적인 방법으로 미국, 일본의 경우 하수도 사업의 중점이 대도시에서 중·소도시로 전환되어 하수처리장의 규모도 작아짐에 따라 실제의 처리시설에 있어서 본 처리 방법이 적용되어지고 있다(Irvine, 1996).

국내의 경우 실 시설에 적용한 예는 그다지 많지 않으며, 대부분의 하수처리 공법이 BOD, SS의 제거를 중심으로 한 표준 활성슬러지법이기 때문에 질소 및 인의 제거능력은 부족한 실정이다.

질소·인 제거에 관해 많은 연구자들은 실제 규모의 생물학적 처리공정을 연구·개발하여 왔다. 그 결과 Modified Bardenpho Process, Phoredox Process, UCT(University of Cape Town) Process, VIP(Virginia Initiative Plant) Process 등이 개발되었다. 이 공정들은 모두 연속흐름혼합형 반응기(Continuous Flow Stirred Tank Reactor, CFSTR)를 사용하고 있으며, 하수중의 질소와 인을 제거하는데 지난 20여년간 급속한 발전을 가져왔다(이, 1996). 그러나 CFSTR은 질소와 인을 제거하기 위해 호기조, 무산소조, 혐기조 등을 공간적으로 구분해야 하는 등 공정자체가 복잡하며, 고도의 운전기술을 필요로 하고, 공정수의 내부순환 등에 의해 과다한 운영비가 지출되기 때문에 중·소규모 처리장에서는 적합하지 않다.

이에 반해, SBR은 운전이 간단하고 유지관리비가 적게 소요되며, Sludge Bulking을 유발하는 사상성 미생물의 성장을 방지할 수 있어 유량변동이 심하고 수질변동이 큰 소도시, 농촌, 관광단지 등에서도 적절하며, 계절적 변동이 있는 각종 폐수처리에 효율적인 처리방법으로 지적되고 있다(河, 1993; 崔, 1996). 특히, SBR은 설계와 운전조건에 따라 질소와 인을 제거할 수 있으며, 하수뿐만 아니라 질소 제거가 요구되는 분뇨, 축산폐수, 수산가공폐수 등에도 적합하여 앞으로 국제적으로 뿐만 아니라 국내에 대해서도 그 적용범위가 다양화 될 것으로 예상된다.

특히, 1996년도부터는 질소와 인이 배출규제(배출허용기준, 방류수수질기준)항

목으로 포함되어 총질소(T-N) 및 총인(T-P)의 규제농도가 각각 60mg/ℓ 및 8mg/ℓ, 청정지역의 경우 30mg/ℓ 및 4mg/ℓ로 적용되고 있다(수질환경보전법, 1998). 이 기준은 우리나라 도시하수의 평균농도보다 높은 것이며, 미국, 일본, 스위스 등의 기준인 5~15mg/ℓ 및 0.2~1.0mg/ℓ와 비교시 상대적으로 높은 농도이기 때문에 점차 국내 규제도 강화될 것으로 사료된다. 또한, 대규모 처리 시설 뿐만 아니라 소규모 처리 시설에 있어서도 질소와 인의 제거가 요구되고 있어, 질소와 인의 제거공정 개발이 중요한 문제로 인식되어지고 있다.

이상과 같은 상황을 볼 때, SBR은 과거의 광역하수처리 방식에서 지역별 또는 지천별 중·소규모 하수처리방식으로 변화되고 있는 최근의 국내실정에도 적합하다고 생각되어진다. 따라서 국내 하수의 특성에 적합한 설계인자 및 경제적이고 효율적인 공정운전인자의 도출이 시급히 요구되고 있으나, 기 보고된 자료들에 의하면 유기물의 제거에는 큰 염려가 없지만, 질소와 인을 보다 효율적이며 안정적으로 제거하기 위한 연구결과가 아직 미흡한 실정이다.

이에 본 연구는 질소에 비해 유기물질의 농도가 상대적으로 낮은 특성을 갖는 국내 하수를 직접 적용하여, 탄소원을 추가적으로 투입하지 않고도 유기물 및 질소와 인의 동시 제거를 효율적으로 달성하기 위한 실험적 연구를 수행하였다. 유기물 및 질소와 인을 제거하기 위해 반응기간 중 폭기/교반 시간비, 유입시간, 폭기/교반 반복회수를 변화시켜, 최적 운전인자를 도출하였다.



## II. 이론적 고찰

### 1. SBR의 공정개요 및 특징

#### 1) SBR의 공정개요

SBR의 1Cycle 운전은 유입(Fill), 반응(React), 침전(Settle), 배출(Draw) 및 휴지(Idle)의 5가지 단위공정(Fig. 1)이 폭기장치와 교반장치가 설치된 하나의 반응조에서 순차적으로 행해지며, 이를 반복함으로써 처리조작을 계속하게 된다.

각 단계별 기능과 목적을 살펴보면 다음과 같다(Carberry, 1973; Ketchum 등, 1987).

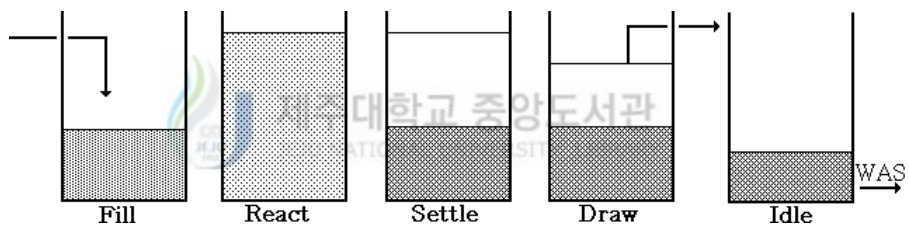


Fig. 1. Typical SBR operation of one cycle.

#### (1) 유입공정(Fill)

유입공정의 전 단계는 처리수가 방류되거나 대기중인 상태이므로 반응조내에는 활성슬러지 혼합액이 잔존하게 되는데, 이것은 CFSTR에서 반응 슬러지의 역할을 하는 것이며 이때 수위는 최저가 된다.

유입공정 중에는 원수만 유입되고 처리수는 방류되지 않으므로 유입과 방류가 동시에 일어나는 표준 활성슬러지법에 비하여 유량과 수질의 변동이 있어도 처리 수질에 큰 영향을 받지 않는다. 유입공정 중에는 단순히 수위만 상승하는 것이 아니라 유기물 및 영양염류의 제거에도 관여하는데, 유입 방식에 따라 폭기하면서 유입하는 경우(폭기유입), 교반하면서 유입하는 경우(혼합유입), 정적인 상태에서 유입하는 경우(정적유입)로 나눌 수 있다. 특히, 혼합유입을 할 경우 활

성슬러지에 의해 무산소 또는 혐기성 상태가 유지되어 생물학적 탈질 및 탈인을 유도할 수도 있다.

#### (2) 반응공정(React)

최대의 수량을 반응조 내에 유지한 상태에서 폭기와 교반을 행하는 단계로 표준 활성슬러지법의 폭기조 기능에 해당된다. 이 때 폭기 및 교반의 시간배분 정도, 또는 운전유형에 따라 질소 및 인의 제거정도는 큰 차이를 나타낸다.

#### (3) 침전공정(Settle)

폭기와 교반을 중지하고 활성슬러지의 플록을 중력으로 침전시켜 활성슬러지와 상등수로 분리하는 단계이다. 침전된 슬러지가 다음 Cycle에서 반응공정에 필요한 미생물로 남기 때문에 침전효율의 향상은 처리효율의 향상과 직접적으로 관련된다.

#### (4) 배출공정(Draw)

고액 분리가 끝난 후 상등수가 방류되는 단계로 1Cycle의 최저 수위로 되돌아가게 되며, 처리수의 일부가 반응조에 남아 있으므로 순환수나 희석수의 역할을 한다. 배출공정에서는 고액분리된 상등액만의 배출을 목적으로 하기 때문에 침전된 슬러지의 흔들림이 없도록 배출하는 것이 처리수의 수질 안정에 매우 중요하다.

#### (5) 휴지공정(Idle)

다음 Cycle이 시작되기 전까지 쉬는 기간으로 필요에 따라 교반도 하고 폭기도 하며, 적절한 MLSS(Mixed Liquor Suspended Solids) 및 SRT(Sludge Retention Time) 유지를 위해 슬러지 인발도 실시한다. 휴지공정은 반드시 필요한 단계는 아니기 때문에 배출 후에 즉시 유입이 진행될 수도 있지만, 이 기간의 활용성 여부에 따라 운전효율을 증대할 수도 있다.

### 2) SBR의 특징

생물학적 폐수처리에 이용되는 반응기는 이론적으로 CFSTR과 PFR (Plug Flow Reactor)로 나눌 수 있으며, 각각의 수리학적·동력학적 특성에 따라 나름대로의 장·단점을 지니고 있다. 이들 두 반응기와 비교하여 볼 때 SBR은 CFSTR과 PFR을 직렬로 연결한 것과 같은 특성을 갖는다.

SBR에서 유입공정의 수리학적 특성을 보면 유출은 되지 않고 유입만 되므로 CFSTR이 시간에 따라 변하는 비정상 상태의 특성을 갖는다. 유입이 끝난 후부터 반응이 종료될 때까지는 회분식 반응기에 해당될 수 있는데, 회분식 반응기의 시간적 변수를 위치변수로 바꾸어 주면 PFR로 나타낼 수 있다(Irvine 과 Ketchum, 1989).

지금까지 보고된 연구결과를 정리하면 SBR은 처리기능상, 유지관리상 다음과 같은 특징이 있다(日本下水道事業團, 1988; Okada 와 Sudo, 1986; 吉本 등, 1988).

- (1) 부하변동(유량, 수질)에 큰 영향을 받지 않으며, 반응시간과 침전시간 및 1Cycle의 시간을 쉽게 변화시킬 수 있으므로 정밀한 대응이 가능하다.
- (2) 방류 직전에 처리수의 수질을 모니터링 할 수 있으므로 수질을 확인해 가면서 방류할 수 있다.
- (3) 단일의 반응조에서 1Cycle 중에 혐기·호기의 조건을 교대로 설정하는 시간조절 공정을 통해 고도처리가 가능하다.
- (4) 최종침전지, 슬러지 반송설비 등이 필요하지 않고, 펌프 및 배관의 숫자도 적은 것 등 시설의 구성이 간단하므로 유지관리에 필요한 시간도 적고, 부지면적을 최소화 할 수 있어 시설비, 운영비 면에서 경제적이다.
- (5) 비교적 낮은 SVI를 유지하여 침강성이 양호하고, Sludge Bulking에 대하여 안전하다.
- (6) 활성슬러지의 침전이 정지상태 또는 정지상태에 가까운 수준에서 이루어 지기 때문에 안정적인 고액분리가 이루어진다.
- (7) 중·소규모의 적용이 유리하여 하수도에 소요되는 건설비 및 유지관리비를 줄일 수 있다.

- (8) (1)과 같이 반응시간과 침전시간 및 1Cycle의 시간을 쉽게 변화시킬 수 있는 운전의 다양성은 오히려 단점으로 작용할 수 있고, 설계자료가 다소 제한적이어서 현장 적용에 애로사항이 있다.
- (9) 신뢰성 있는 처리수질을 유지하기 위해서는 효율적인 처리수 배출설비를 갖추어야 하고 신뢰성 있는 공정제어장치가 필수적이다.

## 2. SBR에서 유기물과 영양염류의 제거

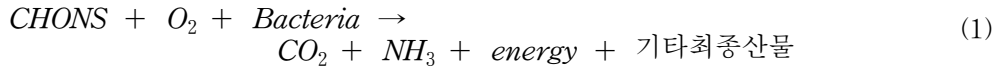
부영양화의 발생원인물질인 질소와 인은 주요 배출원이 생활하수이며 그 여도는 질소가 전체의 30~40%, 인이 40~50% 정도이다. 따라서 호소에서의 부영양화 및 폐쇄성 해역에서의 적조 방지 측면에서 유기물뿐만 아니라 질소와 인의 제거 대책이 필요하다. 하수중의 질소와 인을 제거하는 방법에는 물리적, 화학적, 생물학적 공정이 다양하게 제시되고 있으나, 이중 경제적인 측면에서 가장 주목을 받는 것이 생물학적 처리공정이다.

### 1) 유기물 제거(Organics Removal)

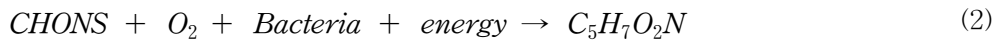
SBR에서 유입 유기물의 상당량이 혐기공정에서도 제거된다고 알려져 있다. 이것은 유입이 시작되어 미생물과 접촉함과 동시에 탄소원인 유기물이 인 방출과 탈질에 상당량 소모되기 때문이다. SBR에서 BOD 제거율은 2.5시간의 폭기시간에서 약 85~95%가 된다(國立環境研究院, 1995).

SBR에서 미생물의 증식 및 생리적 특성은 미생물을 둘러싸고 있는 환경요인에 의해 좌우되며, 유기물은 미생물의 성장과 신진대사에 중요한 역할을 하고, 미생물은 산소를 이용하여 물속의 유기물을  $H_2O$ ,  $CO_2$ , 그리고  $NH_3$  등으로 분해한다. 생물학적 처리시스템에서 이화과정인 산화(oxidation), 동화과정인 세포합성(synthesis), 그리고 내생호흡(endogenous respiration) 과정의 세가지 대사과정을 유기물질(CHONS)과 세포조직( $C_5H_7O_2N$ )으로 나타내면 다음과 같다(Irvine 등, 1979).

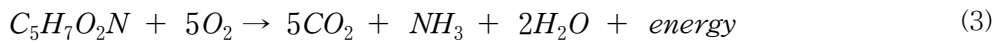
Oxidation



Synthesis



Endogenous Respiration



2) 질소 제거(Nitrogen Removal)

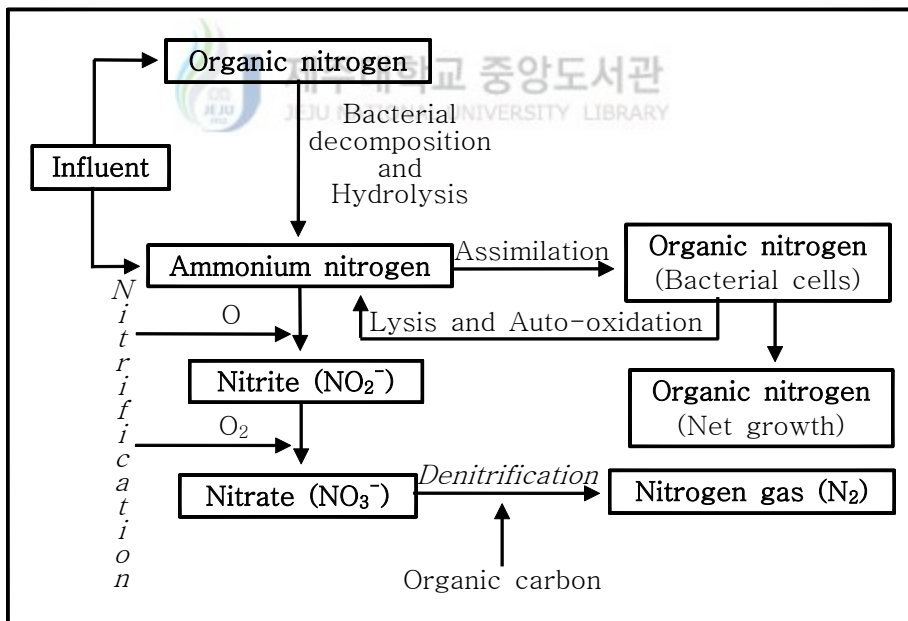


Fig. 2. Nitrogen transformation in the biological treatment processes.

자연계에서 존재하는 질소의 형태는 Organic Nitrogen, Ammonium Nitrogen

( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ), Nitrite( $\text{NO}_2^-\text{-N}$ ), Nitrate( $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ), 그리고 대기중의  $\text{N}_2$  등으로 구성되어 있다. 질소는 미생물의 성장에 필수적이며, 세포내에서 질량으로 12~14% 정도 함유되어 있다. 수중의 질소는 주로 단백질 및 요소로 이루어져 있으며, 이들은 미생물 분해에 의해 암모니아로 전환된다(李, 1997).

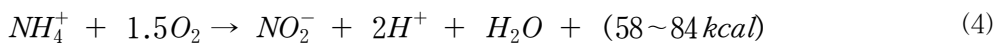
Fig. 2에 생물학적 처리과정에서의 질소의 변환을 나타내었다.

#### (1) 생물학적 질산화(Biological Nitrification)

질산화는  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 가  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 로 되는 것으로서 주로 호기성·독립영양세균(aerobic·autotrophic bacteria)인 *Nitrosomonas*와 *Nitrobacter* 등에 의해 수행된다. 이들 세균은 유기물을 산화하여 에너지를 얻는 종속영양세균(heterotrophic bacteria)과는 달리 무기질소 화합물을 산화하여 성장에 필요한 에너지를 얻는 생리적 특성을 가지고 있다. 또, 특정한 균의 종에 따라서 산화할 수 있는 질소 화합물의 종류가 제한되어 있다. *Nitrosomonas*는  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 를  $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 로 산화시킬 수 있지만  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 로 완전히 산화시킬 수 없으며, *Nitrobacter*는  $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 를  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 로 산화시키는 작용만 할 수 있다(Bishop, 1976).

세포합성과정을 무시한 질산화 반응식은 다음과 같다(EPA, 1975).

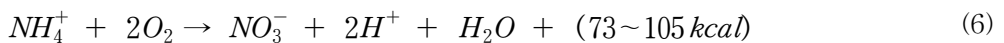
#### *Nitrosomonas*



#### *Nitrobacter*



#### Total reaction

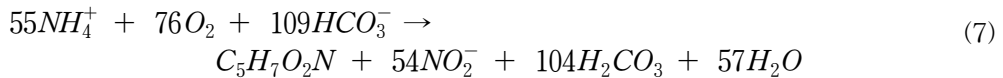


식(4)와 식(5)를 정리한 총괄 반응식을 식(6)으로 나타냈으며, 여기서 방출된 73~105kcal의 에너지는 질산화 미생물에 의해 세포의 합성과 유지를 하는데 이

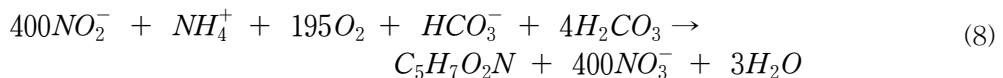
용된다.

질산화 과정에서 얻어진 에너지가 세포합성에 이용되는 반응을 화학양론식으로 나타내면 다음과 같다.

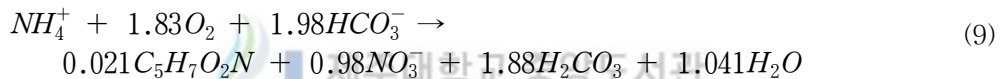
Nitrosomonas



Nitrobacter



Total reaction



완전한 질산화 과정은 상기와 같은 일련의 반응이 연속적으로 일어나야 하는데, 일반적으로 질산화 과정에서의 속도제한(rate limiting)단계는  $NH_4^+-N$ 를  $NO_2^--N$ 로 산화시키는 반응으로 알려져 있다.

질산화균의 세포합성계수는 *Nitrosomonas*의 경우 0.04~0.13mg VSS/mg  $NH_4^+-N$  이고 *Nitrobacter*의 경우 0.02~0.07mg VSS/mg  $NO_2^--N$  이다. 식(9)에서도 질산화에 관여하는 미생물의 총 생산량을 보면, 1몰의  $NH_4^+-N$ 는 0.021몰의 질산화 박테리아를 합성하는데, 무게비로 0.17mg cells/mg  $NH_4^+-N$  이다. 이 값은 대부분의 중속영양세균에 비해 낮은 값이므로, 8~12일 이상의 SRT를 확보하여야 질산화균의 유출을 막을 수 있다.

원활한 질산화를 위한 처리공정의 설계에 있어서 BOD/N의 비율이 높은 경우에는 SRT, BOD/N의 비율이 낮은 경우에는 질산화 속도를 기준으로 해야한다. 그 이유는 BOD/N이 높은 경우에는 BOD 산화균의 증식속도가 질산화균의 증식속도보다 크기 때문이며, BOD/N이 낮은 경우는 슬러지 중에서 질산화균의 역할

이 증가하기 때문이다(三上, 1987).

질산화 미생물의 성장에 영향을 미치는 인자로는 DO, pH와 Alkalinity, 온도, 질소원의 성분 및 농도, 유입 유기물의 성분 및 농도 등이 있다.

#### ① DO

식(9)에 의하면 1몰의  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 가  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 로 산화되는 데에는 1.83몰의 산소가 필요하고 무게비로는  $4.2\text{mg O}_2/\text{mg NH}_4^+\text{-N}$ 이다. 일반적으로 질산화가 일어날 수 있는 최저 한계는  $0.3\text{mg}/\ell$ 이며  $1\text{mg}/\ell$ 에서는  $2\text{mg}/\ell$  일 때에 비해 90%의 질산화율을 얻을 수 있다(EPA, 1975). 또, 폭기시간 중 DO 농도가  $1.3\sim 2\text{mg}/\ell$  이상일 때 생물학적 질산화가 무리 없이 진행될 수 있으나, DO 농도가  $1\text{mg}/\ell$  이하일 경우 산소섭취를 둘러싼 질산화 미생물과 종속영양미생물간의 경쟁에서 질산화 미생물이 타격을 받게 된다(Wild 등, 1971). 그러므로, 원활한 질산화를 위해서는  $2\text{mg}/\ell$  이상의 DO를 확보하여야 한다.

#### ② pH와 Alkalinity

질산화 과정에서 pH와 Alkalinity는 낮아지고, 이때 질산화 미생물은 pH에 대해 상당히 민감하게 반응하므로 pH 제어가 반드시 필요하다.

이것은 식(9)에서와 같이 1몰의  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 가  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 로 변화되면서 1.98몰의  $\text{HCO}_3^-$ 를 소비하고  $\text{CO}_2$ (액체상으로는  $\text{H}_2\text{CO}_3$ )를 생성하기 때문이다. 이것을 무게비로 나타내면  $8.64\text{ mg HCO}_3^-/\text{mg NH}_4^+\text{-N}$  이고  $\text{CaCO}_3$ 로 환산하면  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  1mg 당 7.14 mg의 Alkalinity가 소모되는 것이다. 이중 적은 양은 세포내 물질로서 합성되며 대부분은 질산화되는 동안 수소이온을 중화시키는데 이용된다(Bishop, 1976; EPA, 1975).

pH 7.2~8.0 범위에서는 크게 차이가 없으나 pH가 낮을수록 질산화는 저해를 받게되며 5.5 이하가 되면 정지한다(八木 등, 1984). 그리고 pH에 대한 영향은 온도에 따라서 달라지며 온도가 낮을수록 pH가 더욱 큰 영향을 미치는 것으로 보고되었다(Hang 과 McCarty, 1972).

질산화의 진행에 의해 Alkalinity가 소비되어 그 잔존량이 적게되면 pH가 저



하하여 질산화가 저해되기 때문에, 하수중의  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 를 생물학적 질산화로 처리 하려는 경우에는 그 하수의  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 와 Alkalinity의 존재비에 유의하지 않으면 안된다. 하수의  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 가  $30\text{mg}/\ell$ 인 경우,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  전부를 질산화해도 pH가 떨어지지 않기 위해서는 질산화 반응 후  $50\text{mg CaCO}_3/\ell$  이상의 Alkalinity가 잔존하여야 하며, 일반 하수의 경우 Alkalinity가 부족할 가능성이 농후하다(박 등, 1996).

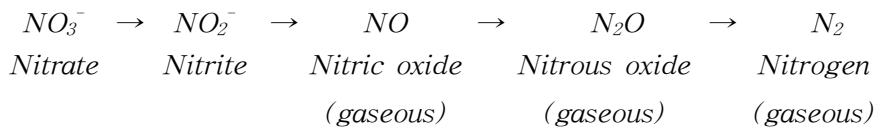
### ③ 온도

온도에 대해서는 *Nitrosomonas*의 경우 약  $30\sim 35^\circ\text{C}$ , *Nitrobacter*는  $35\sim 42^\circ\text{C}$  일 때가 최대 조건으로 제시되고 있으며,  $4^\circ\text{C}$  이하,  $45^\circ\text{C}$  이상에서는 질산화가 일어나지 않는다(Painter, 1970).

### (2) 생물학적 탈질화(Biological Denitrification)

생물학적 질산화 과정에서 생성된  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 를 제거하는 방법에는,  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 를  $\text{NO}_2^-\text{-N}$ ,  $\text{N}_2$ 로 환원시키는 이화작용(dissimilation)과 암모니아로 환원시켜 세포물질로서 합성하는 동화작용(assimilation) 두 가지가 있으며, 생물학적으로 질소를 제거하기 위한 주된 기작은 이화작용이다. 즉, 수중의 DO가 고갈되면 탈질에 관여하는 미생물은 해당과정으로 발효과정(fermentation)을 거치지만 산화물, 즉  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 가 존재하면, 이를 환원시켜 호흡(respiration)을 행한다. 이때  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 가 최종전자수용체(terminal electron acceptor)로 이용되어  $\text{N}_2$ 로 환원된다.

탈질은 질소의 환원 상태에 따라 다음과 같이 여러 중간 단계를 거치는 것으로 알려져 있다(Dawson 과 Murphy, 1972).



탈질과정은 통성·중속영양세균(facultative·heterotrophic bacteria)에 의해 이루어지며 탈질 미생물은 *Achromobacter*, *Aerobacter*, *Bacillus*, *Micrococcus*,

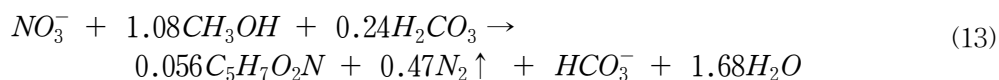
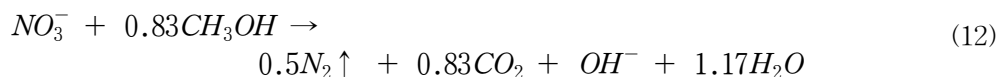
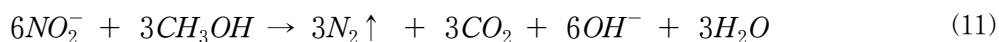
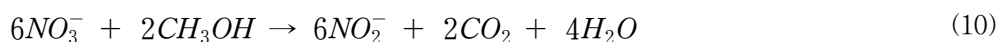
*Proteus* 및 *Pseudomonas* 등 다양하다. 질산화와는 달리 몇몇 특정한 미생물에 의해 단계적으로 진행되는 것이 아니라, 일반적으로 호기성 미생물 중에서 산소 대신 질산이나 아질산을 최종전자수용체로 사용할 수 있는 전달체계를 가진 미생물이라면 탈질화를 수행할 수 있다(Paintner, 1970).

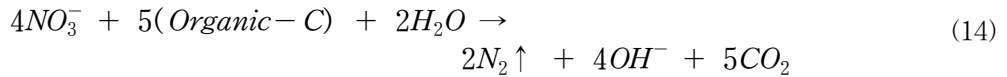
유기성탄소(organic carbon)는 탈질을 일으키는데 필요한 에너지를 공급하며 DO, pH와 Alkalinity, 온도,  $\text{NO}_3^-$ -N, SRT 등이 탈질과정에 영향을 준다.

### ① 유기성탄소

탈질화는 산화 가능한 유기기질이 반드시 존재하여야 하므로 충분한 탈질을 얻기 위해서는 BOD/N비 또는 COD/N비가 중요하다. 만약 유입수 중 질소에 대한 유기기질의 비율이 적정하지 않으면 Methanol과 같은 외부탄소원을 공급해 주어야만 한다.

탈질화와 관련된 경험식들이 다양하게 제시되고 있는데, Methanol을 유기탄소원으로 이용할 경우의 탈질과정을 식(10), 식(11)에 나타냈으며, 식(12)에 총괄 반응식을, 식(13)에 세포합성을 고려한 반응식을 나타내었다. 식(14)에는 유기물을 탄소원으로 이용할 경우의 일반적인 경험식을 나타내었다(Grady 과 Lim, 1980).





산화질소( $\text{NO}_3^-$ -N,  $\text{NO}_2^-$ -N)는 탈질균에게 전자수용체와 질소원의 두 가지 역할을 하게 되는데, 하수중의 질소와 인을 효과적으로 처리하기 위해서는 생물학적으로 분해 가능한 유기물이 충분히 존재하여야 하며,  $1\text{mg NO}_3^-$ -N/ $\ell$ 를 탈질 반응을 일으켜  $\text{N}_2$ 로 전환시키기 위해서는  $8.6\text{mg COD}/\ell$  ( $3.5\text{mg BOD}/\ell$ )가 필요하다(Ekama 과 Marais, 1984; 井村 과 鈴木, 1991).

Abufayed 와 Schroeder(1986)의 경우도 탈질율은 유기물 부하에 비례하며, 탈질에 적합한 환경조건은 Cycle시간, DO 농도 및 폭기의 정도(혼합의 강약)에 의존한다고 보고하였으며, COD/ $\text{NO}_x$ -N의 비율이 7이상 일 때 높은 탈질율을 보여주었다.

질산성 질소의 제거효율은 C/N비의 증가에 비례하지만 최대치 이상에서는 C/N비와 무관하다(Narkis 등, 1979; Skrinde 와 Bhagat, 1982). Shin 과 Park(1991)에 의하면 PBCSBR(Porous Biomass Carrier Sequencing Batch Reactor)을 이용한 질소와 인 동시제거 공정에서 질산화는 C/N비가 3.6 이상으로 증가함에 따라 질산화율이 저하하기 시작하여 5.4이상의 값에서는 낮아지며, 탈질화의 경우에 있어서는 C/N비가 증가할수록 향상되었다.

## ② DO

탈질 반응조로 유입되는 산소는 탈질화를 위해 필요한 전자전달 체계의 절대적인 효소생산을 억제한다. 산소호흡을 이용하는 경우는 glucose 1mole당  $686\text{kcal}/\text{mole}$ 의 에너지가 발생하는데 비해  $\text{NO}_3^-$ -N를 이용하는 경우에는  $570\text{kcal}/\text{mole}$  만이 발생한다. 그러므로 최종전자수용체로서  $\text{NO}_3^-$ -N를 이용하기 위해서는 DO(분자상태의 산소)가 없는 무산소상태(Anoxic)가 만들어져야 한다(EPA, 1993).

Palis 와 Irvine(1985)의 연구결과에 의하면 유입시의 탈질율은  $0.5\text{mg oxidized-N}/\text{g-MLSS} \cdot \text{h}$ 로써 유입후의  $0.4\text{mg oxidized-N}/\text{g-MLSS} \cdot \text{h}$  보다 많은 탈질율을 보였다. 즉, Anoxic Fill 기간 동안의 탈질율이 유입 후에 일어나는 탈

질을 보다 높다는 결과를 얻었다.

### ③ pH와 Alkalinity

$\text{NO}_3^-$  또는  $\text{NO}_2^-$ 의 질소 1mg이 질소가스로 환원되는 과정에서 이론적인 Alkalinity는 3.57mg(as  $\text{CaCO}_3$ )이 생성된다. 즉 질산화에서 소모된 Alkalinity (7.14 mg as  $\text{CaCO}_3$ )의 절반정도가 회복된다. 그러나 실제 실험상의 측정결과를 보면 2.9mg(as  $\text{CaCO}_3$ )이 생성되는 것으로 알려져 있으며, 공학적인 측면에서는 1mg 당 3.0mg(as  $\text{CaCO}_3$ )의 Alkalinity가 생산되는 것으로 간주한다. 따라서 탈질과정에서 pH는 상승하게 된다(EPA, 1993).

pH에 대한 영향은 질산화 반응에서 보다는 덜 민감하며, 존재하는 미생물과 폐수의 성상에 따라 달라지기 때문에 pH 6.5~8.0 정도로 보고 있고, 최적의 pH는 7.0 부근이다(Dawson 과 Murphy, 1972).

### ④ 온도

탈질균의 성장율과 질산염의 제거율은 온도에 대해서 민감하게 반응하는데, 20°C~30°C 범위에서 탈질균의 성장과 질소제거율이 정상적인 경향을 보이고 있으며, 5°C 이하의 온도에서는 탈질율이 크게 감소한다(Stensel 등, 1973).

### 3) 인 제거(Phosphorus Removal)

하수내 T-P는 Organic Phosphate와 Ortho Phosphate( $\text{PO}_4^{3-}$ ), Poly Phosphate ( $\text{P}_2\text{O}_7$ )등의 Inorganic Phosphate의 형태로 존재한다.

인 제거에 관여하는 미생물(Bio-P Bateria)은 *Acinetobacter*, *Pseudomonas*, *Micrococcus* 등이 알려져 있으며, *Acinetobacter*가 그 대표적이다.

Bio-P Bacteria는 혐기성 조건에서 세포체내의 Poly-P을 Ortho-P으로 분해할 때 얻어진 에너지를 이용하여, 수중의 유기물을 PHB(Poly-Hydroxybutyrate)의 형태로 세포체내에 저장한다. 이때, 세포내 PHB는 증가하는 반면에 Poly-P은 감소하게 된다. 즉, 동화과정에 필요한 에너지는 세포내에 저장된 Poly-P이 가수분해되면서 발생한다.

반면에 호기성 조건하에서는 세포내 축적된 탄소저장산물인 PHB가 분해되면

서 ATP가 합성되고, 이때 얻어지는 에너지를 이용하여 반응액속에 용존되어 있는 Ortho-P을 혐기성 방출된 양보다 과량을 섭취하여 세포내에 Poly-P 형태로 저장한다. 인 제거에 관여하는 미생물은 활성도에 따라 다르지만, 혐기성 조건에서 방출한 인의 최대 5배까지를 호기성 조건에서 섭취할 수 있는 것으로 알려져 있다

이렇게 혐기/호기 조건을 교대시키면서 Bio-P Bacteria를 순응(acclimatization), 증강(augmentation)시켜 호기성 조건하에서 인을 최대한으로 섭취하게 한 후, 과립(granule) 형태로 저장된 인을 함유하고 있는 미생물을 적당량 배출시킴으로서 결국 하수중의 인을 제거하게 된다(Barth, 1982; 古畑 과 安齊, 1982; 岡田, 1987).

호기성 상태에서 운영되는 기존의 표준 활성슬러지법에서도 유기물 분해시 세포의 구성성분인 인이 섭취된다. 하지만 인은 세포합성에 필요한 양만큼 섭취를 하게되며 일반적으로 생체량의 1.5~2% 정도이다. 그러나 혐기/호기 조건을 번갈아 형성해 줌으로써 인은 4~12% 가량 세포내에 축적되게 된다.

인 제거 기전의 개략도를 도식화 하면 Fig. 3와 같다.

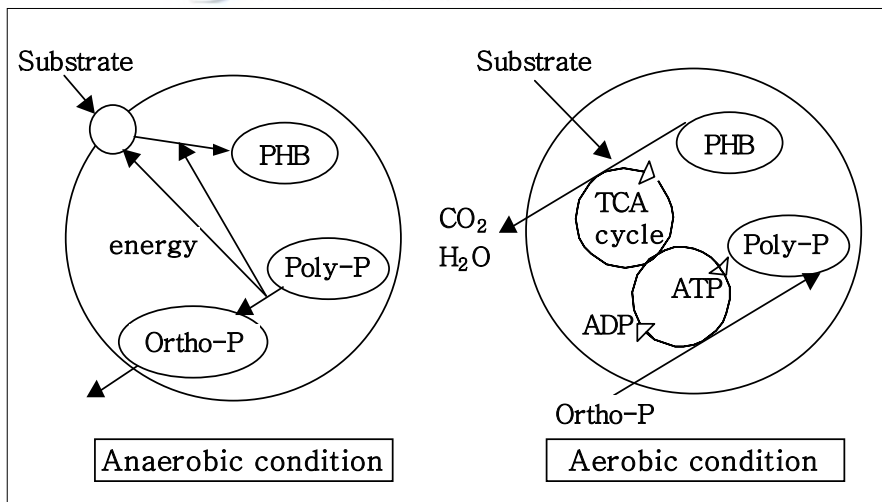


Fig. 3. Biochemical mechanism of the phosphorus removal.

인 방출 및 섭취에 관여하는 영향인자로는 유기물의 농도, DO 및 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N의

농도, pH, ORP(Oxidation Reduction Potential), 온도, SRT 등으로 알려져 있다. 여기서 SRT는 너무 길어지면 발생하는 슬러지량이 적어지고, 이로 인해 생물학적 인 제거량이 감소되는 결과를 초래하며, 너무 짧아지면 세포합성에 방해가 된다. 운전조건에 따라 10~20일 사이의 SRT가 제시되고 있다.

#### ① 유기물

탈인과정에서 유기물의 농도가 충분한 경우에는 인 방출이 효율적으로 일어나지만 유기물의 농도가 부족한 경우에는 오히려 인 섭취가 일어날 수 있다. 일반적인 질소·인 동시제거 시설에서는 공정의 종류에 따라 차이가 있지만 COD/P 비율이 20 이상이면 인부하제한(phosphorus loading limited) 상태가 되고, 20 이하이면 인저장능력제한(phosphorus storage capability limited) 상태가 된다(Reddy 등, 1991).

Shin 과 Park(1991)의 PBCSBR을 이용한 연구에서는 유입수중의 COD를 250, 500, 750, 1000mg/ℓ로 상승시켜 가면서 인 제거효율을 측정한 결과 유출수중의 T-P의 농도가 10.3, 5.4, 1.4, 0.6mg/ℓ로 점차 낮아지는 결론을 얻어 충분한 유기질의 공급이 인 제거에 유용하게 이용됨을 알 수 있다.

Rigel 과 Goronszy(1992)의 실험적 연구에 의하면 BOD/PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P비가 12~20일 때 *Acinetobacter*에 의한 인 방출이 효과적으로 진행되었으며, 90% 이상의 인 제거효율을 얻었다.

#### ② DO 및 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N

생물학적 인 섭취는 DO농도 0.1mg/ℓ에서 Poly-P 합성이 시작되며 0.5mg/ℓ 이상에서 인 섭취가 최대로 된다고 알려져 있다(Schon 등, 1993). 즉 DO 농도가 1mg/ℓ 이하로 유지될 경우 질산화는 직접적으로 영향을 받지만 인 섭취에는 큰 문제가 없다.

한편 생물학적 탈인에서는 DO 농도보다 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N의 영향이 더욱 크다. 과거에는 무산소상태(anoxic condition)에서 인 제거 미생물이 다른 종속영양세균에 비해 유기물 섭취면에서 경쟁력이 낮기 때문에 인 방출이 저해된다고 하였으나, 최근에는 인 방출 저해의 직접적인 원인을 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N가 산소와 마찬가지로 최종전자

수용체 역할을 하기 때문이라는 견해가 지배적이다(Petter 등, 1993). 혐기 기간에서 내부 탄소원을 확보하지 못한 인 제거 미생물은 호기 기간에도 인을 섭취하지 못한다. 또, Gerber 등(1987)의 실험적 연구에 의하면  $\text{NO}_3^-$ -N의 농도가 증가할 때 인의 방출량은 감소하게 되며, 이것은 인의 방출을 억제하기보다는 방출과 동시에 섭취한 것으로 보고 있다.

### ③ pH

생물학적 인 제거에 대한 pH의 영향은 pH 6.5~8.0 범위에서 양호하며, pH 9 이상에서는 저해를 받고 pH 5.2 이하에서는 미생물의 활동이 정지되기 때문에 전혀 제거되지 않는다(李, 1994).

### ④ ORP

생물학적 영양염류 제거공법에서 DO는 자주  $0\text{mg}/\ell$  부근까지 저하되고, 낮은 DO 범위에서 DO 측정기의 신뢰도는 상당히 낮으므로 무산소상태에서 생화학 반응의 징후를 즉시 파악하기 위해 연속적으로 감지할 수 있는 ORP 측정을 선호하게 되었다(Charpentier 등, 1987; Koch 와 Oldham, 1985; Wareham, 1993).

여러 연구자들(Koch 와 Oldham, 1985; Ra 등, 1997; 山本 등, 1994)의 실험결과에 의하면 탈질이 종료되는 점, 즉  $\text{NO}_3^-$ -N의 농도가 zero인 시점에서 ORP의 변곡점(Bending Point; Nitrate Breakpoint)이 나타났으며, Nitrate Breakpoint가 나타나는 실험결과에서의 T-P는 90%이상인 제거되었고 ORP는  $\pm 150\text{mV}$  이상의 전위차를 나타내었다. 또, ORP를 통해 폭기량을 조절함으로써 운전제어의 안정화 및 폭기에 따르는 동력비를 절감할 수 있었다.

### ⑤ 온도

실험실적 조건에서 온도에 대한 영향은 다양하게 보고되고 있으며, 5~35°C 범위에서의 실험결과에 의하면 온도가 낮을수록 인 제거율은 증가하였다(Pitman, 1984).

### Ⅲ. 재료 및 방법

#### 1. 실험장치 및 분석방법

##### 1) 실험장치

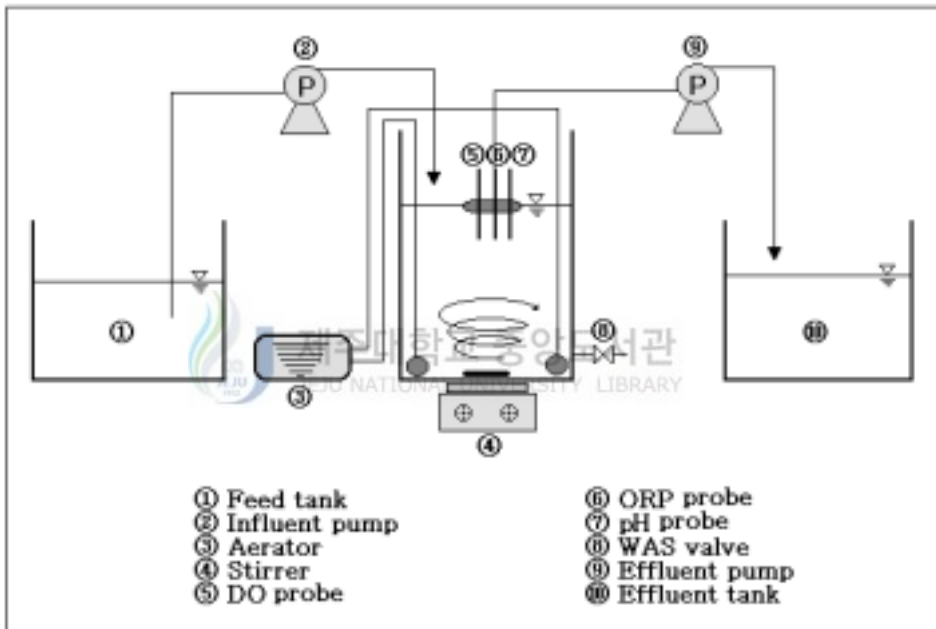


Fig. 4. Schematic diagram of experimental apparatus.

Fig. 4에 본 연구에 사용한 SBR 실험장치를 나타내었다. 반응조는 두께 5mm의 투명아크릴로 제작된 원형 조를 사용하였고, 유입 및 유출은 직경 5mm의 실리콘 튜브 및 미량펌프를 사용하였다. 교반(Mixing)시간에서의 반응조내 원활한 혼합을 위해 교반기를 설치하여 교반하였으며, 폭기(Aeration)시간에서의 공기 공급을 위해서는 폭기기 및 산기기를 사용하였고, 산기기는 반응조 양쪽에 각각 배치하여 내부순환에 의한 공기공급의 효율화를 기했다. 잉여슬러지를 제거하기 위



해서 반응조 하단에 배출밸브를 설치하였다. 장치에 설치된 미량펌프의 운전과 폭기 및 교반은 운전조건(Fig. 5)에 의해 타이머로 자동 제어되도록 하였으며, DO 및 pH/ORP 측정을 위한 전극을 반응조내에 각각 설치하였다. 처리수의 배출은 슬러지의 동반유출을 막기 위해 부자를 설치한 부상배출 방식을 이용했다.

## 2) 분석항목 및 방법

Table 1에 분석항목 및 방법을 나타내었다.

Table 1. Analytical items and methods

Items	Analytical Methods
pH/ORP	Electrode Method(Istek 740P ; Korea)
DO	Electrode Method(Orion 810 ; USA)
BOD	Winkler Azide Modification Method(20°C, 5day)
COD	Titration Method(KMnO <sub>4</sub> , Acidic)
TOC	TOC Analyzer(Dohrmann DC-180 ; Germany)
SS	Gravimetric Method(Dry Oven, 105°C)
T-N	Spectrophotometric Method(K <sub>2</sub> S <sub>2</sub> O <sub>8</sub> , 220nm)
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	Spectrophotometric Method(Indo-Phenol, 630nm)
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N	Spectrophotometric Method(Diazo, 540nm)
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	Spectrophotometric Method(Brucine, 410nm)
T-P	Spectrophotometric Method(Ascorbic Acid, 710nm)
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -P	Spectrophotometric Method(Ascorbic Acid, 710nm)
Alkalinity	Titration Method (as CaCO <sub>3</sub> )
Microbe	Microscope (Olympus BH-2 ; Japan)

각 운전조건의 유입수와 처리수에 대하여 Table 1과 같이 12개 항목을 분석하였다. 여기서 BOD는 20°C에서 5일간의 BOD를 측정하였고, COD는 산성 10°C에서 KMnO<sub>4</sub>에 의한 COD를 측정하였다. T-N과 T-P는 고압증기멸균기(Autoclave)를 이용하여 전처리 하였으며, TOC, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P은 GF/C 여지로 여과 후 분석하였다.

반응조내에 대해서 pH와 ORP는 10분 간격, DO는 5분 간격으로 각각 연속

측정하였으며, 혼합액중 MLSS, SVI 및 현미경을 통한 미생물의 관찰을 행했다. 이상의 항목에 대한 분석은 수질오염공정시험방법(1997) 및 Standard Method (1995)에 준하여 실시하였다.

## 2. 유입수의 수질특성

Table 2에 실험기간 동안의 유입수의 수질분석 결과를 나타내었다.

유입수의 농도범위(평균농도)는 pH 7.2~7.4(7.2), BOD 114.9~138.5mg/ℓ (126.9mg/ℓ), COD 74.9~86.2mg/ℓ (79.6mg/ℓ)이며, TSS 126.4~191.4mg/ℓ (166.5mg/ℓ), T-N 40.4~46.8mg/ℓ (43.5mg/ℓ)로 BOD/T-N는 평균 2.9를 나타내고 있다.  $\text{NH}_4^+$ -N는 29.8~39.2mg/ℓ (34.2mg/ℓ)로 T-N의 78.6%를 차지하고 있으며,  $\text{NO}_2^-$ -N와  $\text{NO}_3^-$ -N는 1.5mg/ℓ 이하를 나타내고 있다.

또 T-P의 경우 5.0~6.8mg/ℓ (6.0mg/ℓ)로 BOD/T-P는 평균 21.2를 나타내고 있으며,  $\text{PO}_4^{3-}$ -P은 3.2~5.6mg/ℓ (4.3mg/ℓ)로 T-P의 71.7%를 차지하고 있다.

Alkalinity는 138.0~172.3mg/ℓ (158.5mg/ℓ as  $\text{CaCO}_3$ )로 나타났다.

우리나라의 일반적인 도시하수의 정상(강과 김, 1996)을 보면, BOD 99mg/ℓ, T-N 32.1mg/ℓ, T-P 2.8mg/ℓ로서 BOD/T-N은 3.08, BOD/T-P는 35.4 이다.

이러한 국내 하수 정상과 비교할 때, 본 연구에 사용되어진 C 하수처리장 유입수는 BOD 1.28배, T-N 1.36배, T-P 2.14배 높은 농도를 보였고, BOD/T-N 비는 비슷한 수준이며, BOD/T-P 비는 다소 낮았다. 또, 국내 하수와 C 하수처리장 유입수의 BOD : N : P 조성은 각각 100 : 32 : 3, 100 : 34 : 5로 비슷한 수준이나, 생물학적 처리를 위한 이상적인 영양물질 구성비인 100 : 5 : 1과 비교할 때 질소와 인, 특히 질소의 비율이 상대적으로 많이 존재하고 있다.

Table 2. Water quality characteristics of influent (unit : mg/ℓ)

Item	Range	Mean
pH	7.2 ~ 7.4	7.2
BOD	114.9 ~ 138.5	126.9
COD	74.9 ~ 86.2	79.6
TOC	36.1 ~ 45.0	40.8
TSS	126.4 ~ 191.4	166.5
T-N	40.4 ~ 46.8	43.5
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	29.8 ~ 39.2	34.2
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N	0.1 ~ 0.3	0.2
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	0.6 ~ 1.4	1.1
T-P	5.0 ~ 6.8	6.0
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -P	3.2 ~ 5.6	4.3
Alkalynity	138.0 ~ 172.3	158.5
BOD/T-N	2.6~3.4	2.9
BOD/T-P	18.5~26.4	21.2



### 3. 실험조건

실험장치는 항온실에 설치하여 20±0.5℃에서 운전하였으며, 유입수는 생폐수의 성상을 유지시키기 위해 펌프에 의해 내부순환을 하면서 유입되도록 하였다. 반응조의 유효용적은 유입공정 종료후 20ℓ, 배출공정 종료후 10ℓ가 되도록 하였다. 활성슬러지는 C 하수처리장 폭기조로 유입하는 반송슬러지를 사용하였다. 그리고 유입 및 유출 튜브내의 Scale 생성에 의한 유량변동의 방지와 전극(DO, pH, ORP)에 생물막이 형성되어 감도가 떨어지는 것을 방지하고 반응조벽에 부착하는 미생물에 의한 영향을 배제하기 위해 주기적으로 제거하였다.

반응조내 MLSS는 유입완료시를 기준으로 3,500±500mg/ℓ, SRT는 20±2day로 운전하였다. Cycle Time은 8시간으로 하여 1일 3Cycle이 되도록 운전하였고 유입시간과 배출시간동안 10ℓ의 처리량을 각각 유입, 배출하였다. 반응 후

침전시간과 배출시간은 각각 1시간씩 두었으며, 각 운전조건에서 침전시간 전 15분 동안의 무폭기교반(Mixing)시간을 두었다.

실험은 다음과 같은 조건으로 진행하였으며, Fig. 5에 각 운전(Run 1 ~ Run 7)별 조건을 나타내었다.

#### 1) 폭기/교반 시간비의 변화 (Run 1 ~ Run 4)

총 반응시간 6시간 중 폭기/교반 시간비를 각각 1.5/4.5, 3.0/3.0, 4.5/1.5, 6.0/0.0의 시간비로 설정하였다. 여기서 유입시간은 총 반응시간에 해당하는 6시간으로 설정하였고, 폭기/교반 반복회수는 총 반응시간을 3회로 나누어 폭기/교반 운전을 반복 하였다.

#### 2) 유입시간의 변화 (Run 5, Run 6, Run 1)

총 반응시간 6시간 중 유입시간을 각각 2시간, 4시간, 6시간으로 설정하였다. 여기서 폭기/교반 시간비는 Run 1 ~ Run 4의 실험결과에서 유기물 및 질소와 인을 제거하기에 가장 효율적 조건인 1.5/4.5의 시간비로 설정하고, 폭기/교반 반복회수는 3회로 나누어 폭기/교반 운전을 반복 하였다.

#### 3) 폭기/교반 반복회수의 변화 (Run 1, Run 7)

Run 1 ~ Run 6의 실험결과에서 가장 좋은 제거효율을 나타내는 운전조건인 Run 1(폭기/교반 시간비 1.5/4.5, 유입 6시간, 폭기/교반 반복회수 3회)과 폭기/교반 반복회수만 6회로 변화시킨 운전조건(Run 7)을 비교하였다.

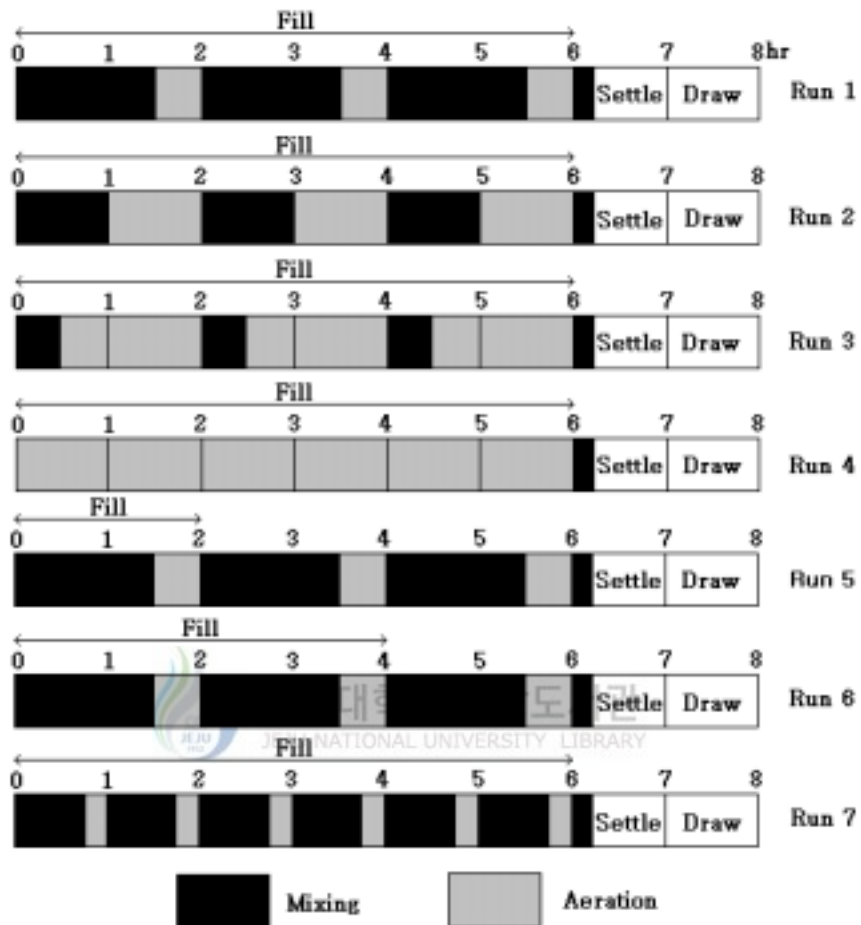


Fig. 5. Operating conditions.

## IV. 결과 및 고찰

### 1. 폭기/교반 시간비의 변화

#### 1) DO, ORP, pH 및 Alkalinity

각 운전조건별 1Cycle 동안의 시간경과에 따른 반응조내 DO 농도, ORP, pH의 변화를 Fig. 6에 나타내었으며, Fig. 7에 Alkalinity의 유입·유출수 농도와 소모율을 나타내었다.

전체적으로 폭기시간의 DO 농도는 2.5~5.0mg/ℓ를 유지하고 있으며, 시간경과에 따라 폭기시간에서의 DO 농도가 증가하는 경향을 나타냈다. 이는 유입 초기에 유기물이 상당량 제거되어, 반응조내 용량에 대한 유입수의 부하가 상대적으로 감소됨에 따라 산소 소모율(섭취율)이 낮아지기 때문에 DO 농도가 증가하는 것으로 사료된다. 폭기를 중단한 교반시간에는 활성슬러지에 의해 10여분 이내에 무산소상태를 유지하였다. 침전시간 전 15분 동안의 교반시간에는 DO 농도가 급격히 낮아지며 배출종료 후 1.0mg/ℓ를 유지하였다.

총 반응시간 6시간 중 폭기/교반 시간비를 1.5/4.5(Run 1)로 운전하더라도 폭기시간에서 DO 농도는 질산화를 위한 농도인 2mg/ℓ 이상(EPA, 1975)을 정상적으로 유지하였으나, 4.5/1.5(Run 3)의 시간비로 운전한 경우에는 교반시간에 무산소상태를 유지하는데 어려움이 많았다.

즉, 반응공정 중 폭기/교반 시간비가 1.5/4.5(Run 1)일 경우 폭기시간 부족에 의한 DO 농도의 저하는 없었으나, 4.5/1.5(Run 3)의 시간비에서는 폭기시간에 대한 교반시간 부족이 제한인자가 되어 질소 및 인의 제거에 악 영향을 미칠 것으로 사료된다.

산화환원 수준을 나타내는 ORP를 통해 반응조내의 생화학 반응의 징후를 파악할 수 있는데(Koch 와 Oldham, 1985), 운전시간 경과에 따라 DO 농도 증감에 비례하여 ORP도 증감하는 경향을 나타내고 있다.

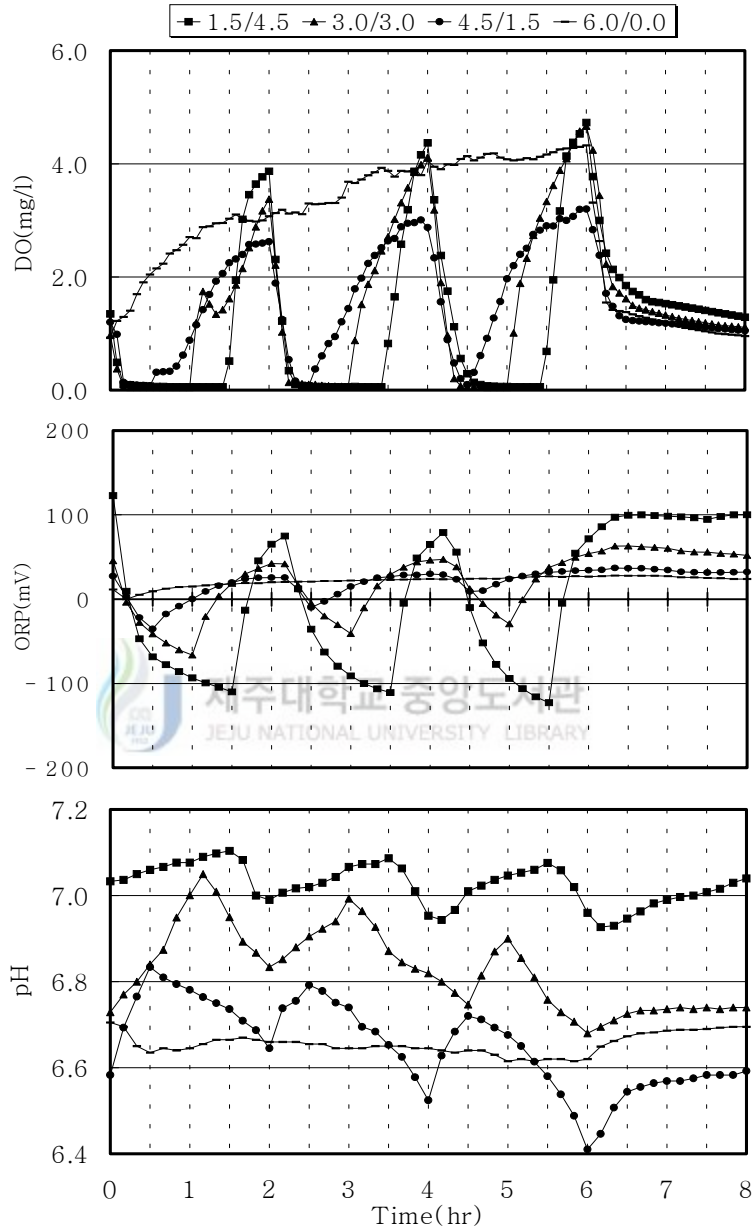


Fig. 6. Variations of DO, ORP and pH with the ratio of aeration/mixing time during one cycle.

폭기/교반 시간비가 1.5/4.5, 3.0/3.0, 4.5/1.5 일 때 시간경과에 따른 ORP의 변화가 관찰되었지만, 6.0/0.0(Run 4)의 시간비에서는 이러한 경향은 없었다. 폭기/교반 시간비가 작을수록 전위차도 커서 폭기/교반 시간비가 1.5/4.5(Run 1)의 시간비 일 때  $\pm 100\text{mV}$  이상의 ORP를 나타내고 있다. 90% 이상의 T-P 제거율을 나타내는 연구결과 들(Ra 등, 1997; 山本 등, 1994)에 의하면  $\pm 150\text{mV}$  이상의 ORP를 나타내고 있지만 본 실험에서는 다소 낮은 전위차를 나타내고 있다.

전 운전조건에서 교반시간에는 pH가 증가하고 폭기시간에는 감소하였으며, 시간경과에 따라 폭기시간에서의 pH는 점점 낮아졌다.

폭기/교반 시간비가 1.5/4.5 일 때(Run 1), pH 6.9~7.1 수준을 유지하고 있어 질소·인 제거 미생물에 pH에 의한 저해는 없는 것으로 사료된다. 그러나 폭기/교반 시간비가 큰 나머지 운전조건에서는 pH 저하가 뚜렷하여, 4.5/1.5(Run 3), 6.0/0.0(Run 4)의 시간비 일 때 pH 6.4까지 저하하여 미생물에 악 영향이 우려되었다(Dawson 과 Murphy, 1972; 八木 등, 1984).

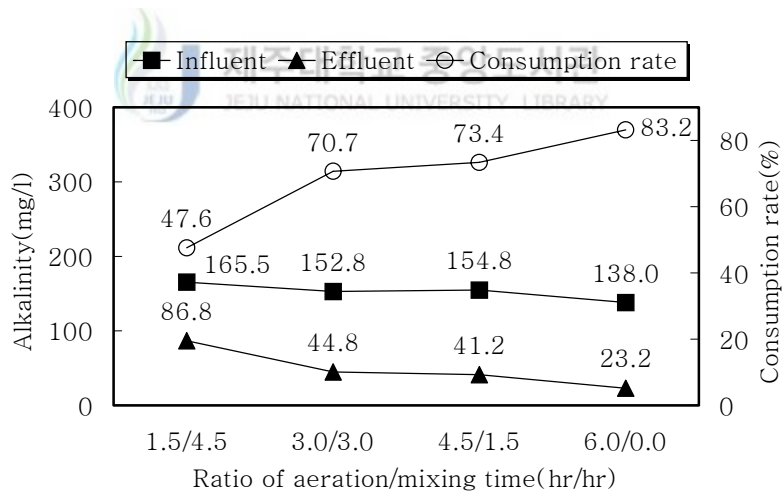


Fig. 7. Variations of alkalinity and its consumption rate with the ratio of aeration/mixing time.

Alkalinity는 폭기/교반 시간비가 1.5/4.5 일 때(Run 1) 47.6% 소모되어 86.6 mg/l 가 잔존하였으나, 폭기/교반 시간비가 클수록 소모율도 증가하여 6.0/0.0 일



때(Run 4) 83.2%의 Alkalinity가 소모되어 23.2mg/ℓ (as CaCO<sub>3</sub>)가 처리수 중 잔존하였다. 그러므로 Alkalinity의 소모에 의한 pH 저하를 방지하기 위해서는 탈질공정을 확보할 수 있는 충분한 교반시간을 두어야 한다.

## 2) 유기물 제거

Fig. 8에 폭기/교반 시간비에 따른 BOD의 유입·유출수 농도와 제거효율을 나타내었다.

유기물 제거의 정도를 나타내는 BOD는 폭기/교반 시간비가 커짐에 따라 제거효율도 상승하고 처리수의 농도도 낮아지는 경향을 나타내고 있다. 폭기/교반 시간비가 6.0/0.0 일 때(Run 4) 94.4% 까지 제거되어 처리수의 농도는 6.4mg/ℓ를 유지할 수 있었으며, 폭기/교반 시간비가 1.5/4.5 일 때(Run 1)도 92% 이상이 제거되어 처리수 농도를 10mg/ℓ 이하로 유지하는데 어려움이 없었다. 즉, 폭기/교반 시간비를 1.5/4.5 수준으로 폭기시간을 줄이더라도 BOD는 92% 이상 제거되었다. 이는 교반시간 중 무산소상태가 효율적으로 유지되어 탈질·탈인 과정에서의 탄소원 소모에 의해 유기물 제거가 이루어진 것으로 사료된다(Ekama 과 Marais, 1984; Shin 과 Park, 1991).

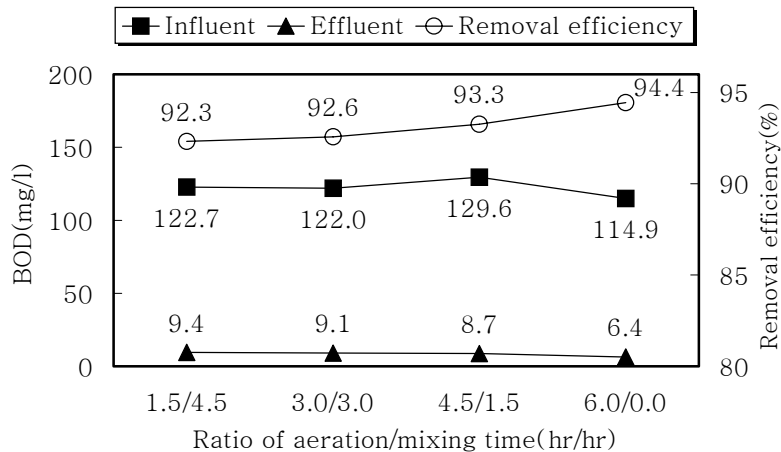


Fig. 8. Variations of BOD concentration and removal efficiency with the ratio of aeration/mixing time.

### 3) 질소 및 인 제거

Fig. 9에는  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , T-N의 유입·유출수 농도와 제거효율 및  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 의 유입·유출수 농도를 나타내었으며, Fig. 10에는 T-P의 유입·유출수 농도와 제거효율을 나타내었다.

$\text{NH}_4^+\text{-N}$ 는 폭기/교반 시간비가 증가함에 따라 제거효율은 상승하여, 폭기/교반 시간비가 6.0/0.0 일 때(Run 4) 대부분의  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 가 산화되어 처리수질은  $0.7\text{mg}/\ell$ 를 나타내고 있다.

T-N의 제거는 폭기/교반 시간비가 1.5/4.5 일 때(Run 1) 78.7%가 제거되어  $9.9\text{mg}/\ell$ 의 처리수질을 나타내고 있다. 반응공정 중 교반시간이 있는 운전조건(폭기/교반 시간비 1.5/4.5, 3.0/3.0, 4.5/1.5)에서는 67.9~78.7%의 제거효율 나타내지만, 교반시간이 없는 운전조건(폭기/교반 시간비 6.0/0.0)에서는 제거효율이 급격히 하강하여 46.0%만이 제거된  $21.8\text{mg}/\ell$ 의 처리수질을 나타내고 있다.

탈질의 정도를 나타내는  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 는 폭기/교반 시간비 1.5/4.5 일 때(Run 1)  $3.0\text{mg}/\ell$ 가 처리수 중 잔존하고 있으나, 폭기/교반 시간비가 커짐에 따라 탈질율이 저하하여 6.0/0.0 일 때(Run 4)  $17.3\text{mg}/\ell$ 가 잔존하고 있다.  $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 는 전 운전기간에서 처리수 중  $0.4\text{mg}/\ell$ 이하를 유지하였다.

그러므로,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  제거효율이 다소 낮더라도 폭기/교반 시간비를 1.5/4.5(Run 1)로 운전하여 탈질의 효율화를 통한 T-N 제거효율의 상승을 유도해야 한다.

T-P의 제거효율은 50% 미만으로 저조한 수준을 나타내고 있으며, 특히 폭기/교반 시간비가 큰 운전조건(폭기/교반 시간비 4.5/1.5, 6.0/0.0)에서는 15% 정도로 매우 낮은 제거효율을 나타내었다. 이는 Fig. 9에서 나타난 바와 같이 질산화 과정에서 생성되어 탈질을 통해 제거되지 못하고 반응조내 잔존하는 산화질소에 의해 인 방출이 저해된 것으로 사료된다.

그러므로, 인 제거의 방해요소인 산화질소를 제거하기 위해서는 폭기/교반 시간비의 변화 이외에도 생물학적 탈질을 선행시킬 수 있는 방안을 강구하여야 할 것으로 사료된다.

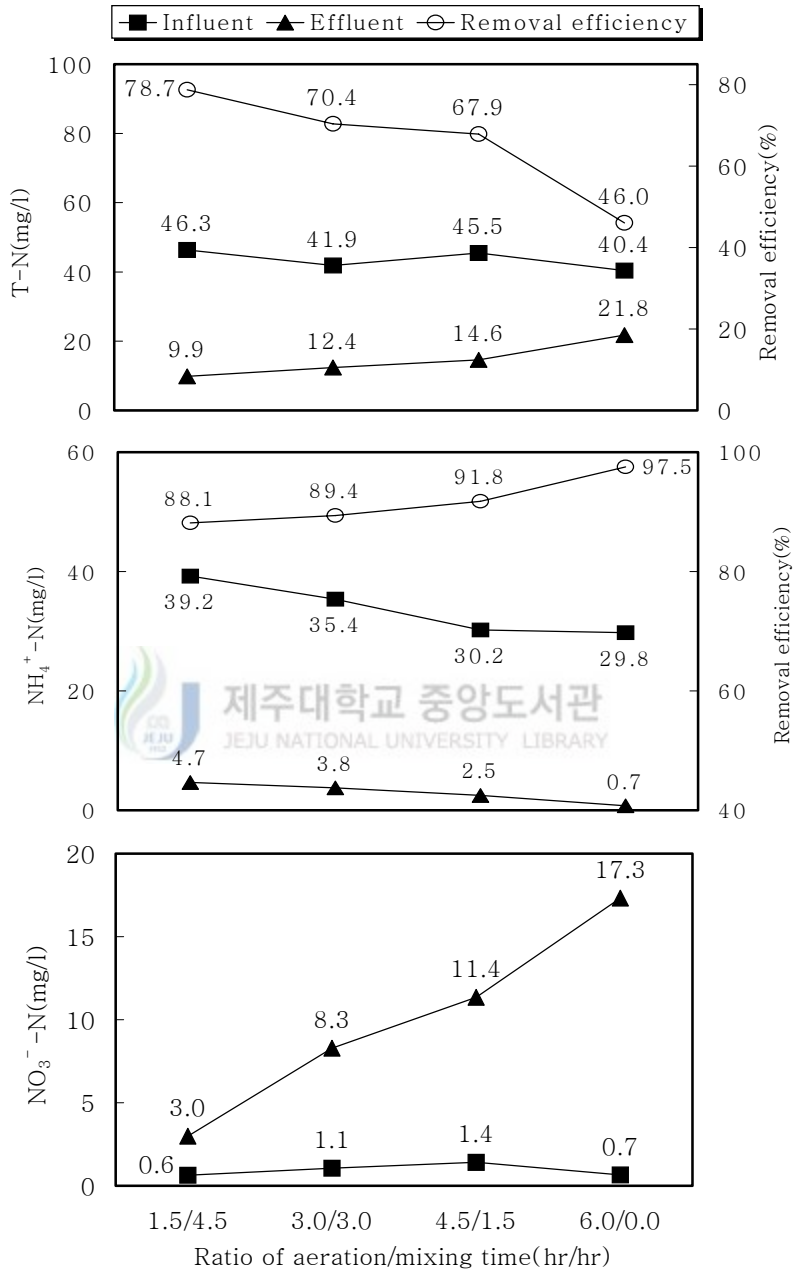


Fig. 9. Variations of each concentration and removal efficiency of T-N, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N and NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N with the ratio of aeration/mixing time.

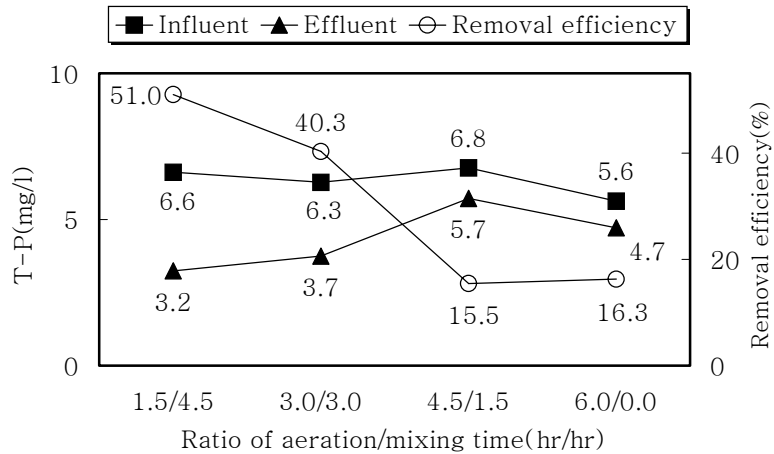


Fig. 10. Variations of T-P concentration and removal efficiency with the ratio of aeration/mixing time.

## 2. 유입시간의 변화



제주대학교 중앙도서관  
JEJU NATIONAL UNIVERSITY LIBRARY

### 1) DO, ORP, pH 및 Alkalinity

각 운전조건별 1Cycle 동안의 시간경과에 따른 반응조내 DO 농도, ORP, pH의 변화를 Fig. 11에 나타내었으며, Fig. 12에 Alkalinity의 유입·유출수 농도와 소모율을 나타내었다.

DO 농도는 2.5~5.0mg/l를 유지하고 있으며, 시간경과에 따라 폭기시간에서의 DO 농도가 증가하는 경향을 나타내고 있다. 운전 전반부에서 유입시간이 짧을수록 폭기시간에서의 DO 농도가 낮게 나타나고 있다. 이는 유입시간이 짧을수록 반응조에 유입하는 부하가 커지기 때문이며 후반부에서는 점차 회복되었다. 즉, 유입시간에 관계없이 폭기시간 및 교반시간에서의 DO 농도는 정상적으로 유지되었다.

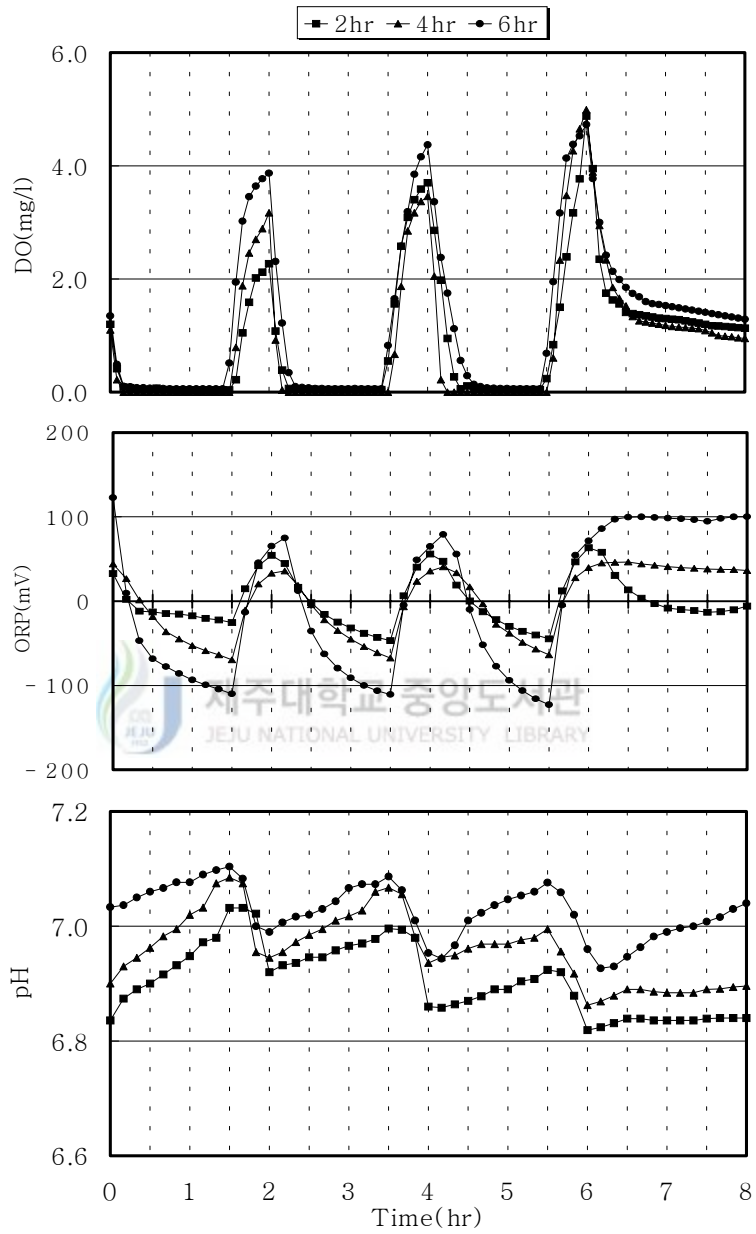


Fig. 11. Variations of DO, ORP and pH with fill time during one cycle.

DO에 대해서는 유입시간의 변화에 따른 영향이 거의 없었으나, ORP의 경우에는 최대  $\pm 50\text{mV}$  이상의 차이를 나타내고 있어, 유입시간의 변화에 따라 반응조내의 생화학 반응의 수준이 다름을 알 수 있다. 유입시간이 2시간 일 때(Run 5)  $\pm 50\text{mV}$ , 유입시간이 6시간 일 때(Run 1)  $\pm 100\text{mV}$ 로 유입시간이 클수록 전위 차가 크게 나타나고 있다.

유입시간이 6시간 일 때(Run 1) pH 6.9~7.1 수준을 유지하고 있으며, 유입시간이 2시간 일 때(Run 5) 최저 pH 6.8~7.0 수준을 유지하였다. 유입시간에 따른 pH의 큰 편차는 없으나, 유입시간이 짧을수록 pH는 다소 저하하였다.

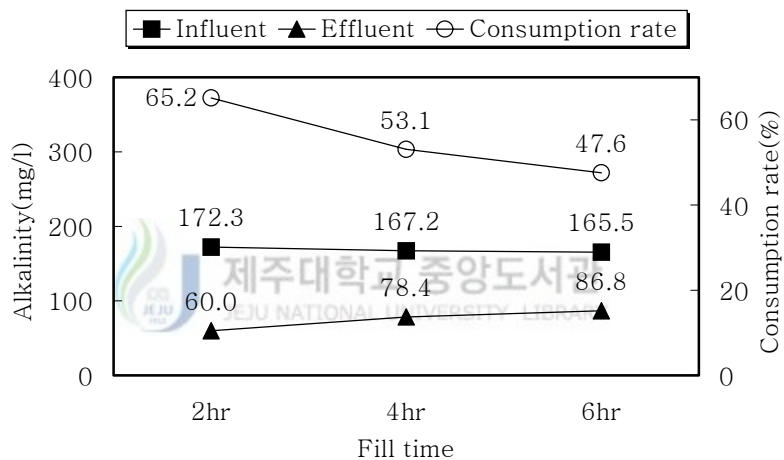


Fig. 12. Variations of alkalinity and its consumption rate with fill time.

Alkalinity는 유입시간이 6시간 일 때(Run 1) 47.6% 소모되어  $86.6\text{mg}/\ell$  (as  $\text{CaCO}_3$ )가 잔존하였으나, 유입시간이 짧을수록 소모율은 증가하여 2시간 일 때(Run 5) 65.2%의 Alkalinity가 소모되어  $60.0\text{mg}/\ell$ 가 처리수 중 잔존하였다. 그러므로 Alkalinity의 소모 및 pH 저하를 방지하기 위해서는 유입시간을 충분히 증가시켜야 한다.

2) 유기물 제거

Fig. 13에 유입시간에 따른 BOD의 유입·유출수 농도와 제거효율을 나타내었다.

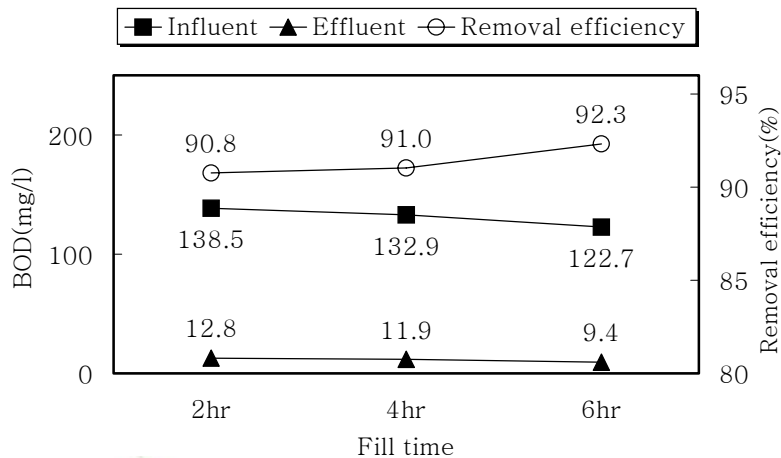


Fig. 13. Variations of BOD concentration and removal efficiency with fill time.

유입시간에 따른 BOD 제거효율은, 유입시간이 길어짐에 따라 BOD 제거효율은 상승하는 경향을 나타내고 있다.

유입시간이 6시간 일 때(Run 1) 92.3% 제거되어 처리수의 농도는 9.4mg/l 를 유지할 수 있었으며, 유입시간이 짧은 2시간 일 때(Run 5)는 90.8% 제거되어 처리수 농도는 12.8mg/l 를 유지하였다. 즉, 유입시간을 짧게 했을 경우보다는 길게 했을 경우 그 제거효율은 증가하였고, 보다 안정적인 처리수질을 유지할 수 있었다. 이는 총 6시간의 반응시간 동안 유입수를 균등하게 유입시킴으로서 유기물 부하를 경감시키는 효과가 있고, 교반시간 중 탈질·탈인 과정에서의 탄소원 소요에 대해서도 적극적으로 대처할 수 있기 때문인 것으로 사료된다.

3) 질소 및 인 제거

Fig. 14에는  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , T-N의 유입·유출수 농도와 제거효율 및  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 의

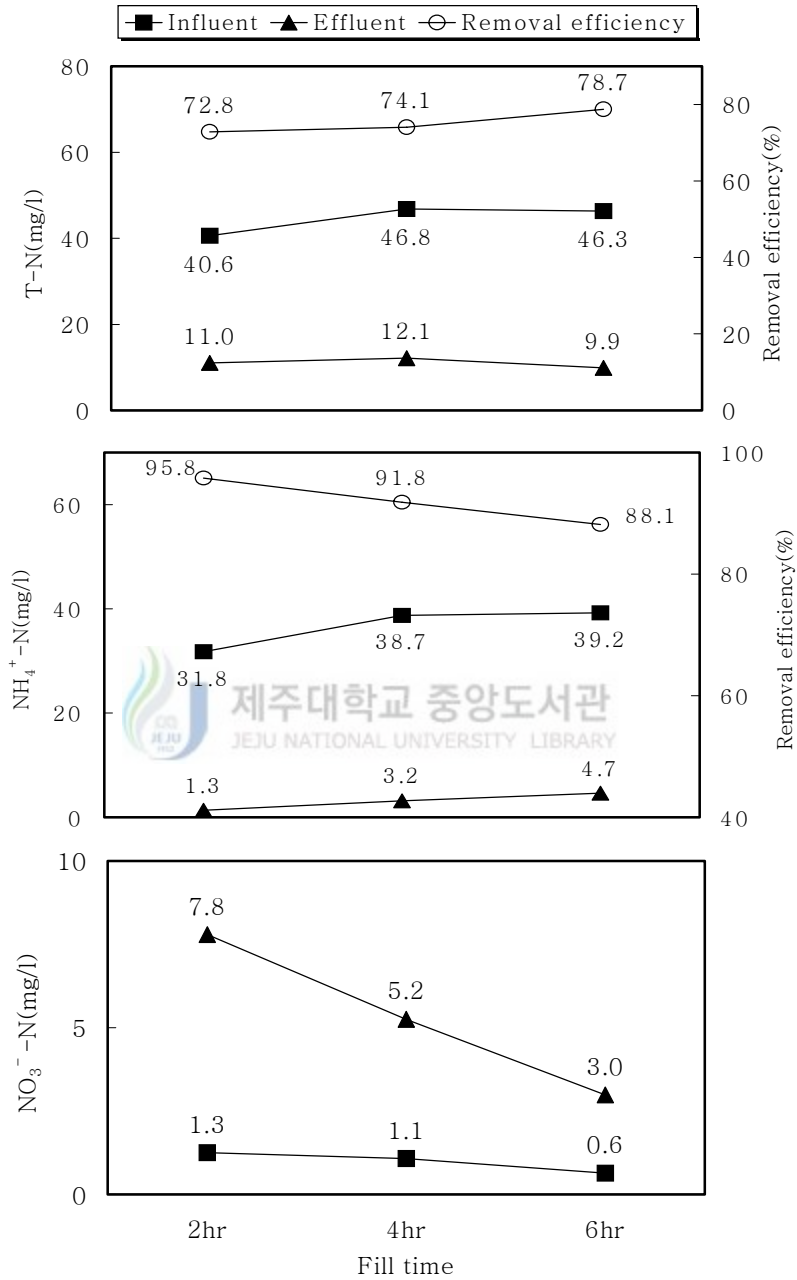


Fig. 14. Variations of each concentration and removal efficiency of T-N, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N and NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N with fill time.



유입·유출수 농도를 나타내었으며, Fig. 15에는 T-P의 유입·유출수 농도와 제거효율을 나타내었다.

$\text{NH}_4^+\text{-N}$ 는 유입시간이 2시간 일 때(Run 5) 95.8% 제거되어  $1.3\text{mg}/\ell$ 의 처리수질을 나타내고 있으며, 유입시간이 길어짐에 따라 제거효율은 감소하였다. 즉, 유입시간을 짧게 하는 것이  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  제거에 유리하였다.

T-N은 유입시간이 6시간 일 때(Run 1) 78.7%가 제거되어  $9.9\text{mg}/\ell$ 의 처리수질을 나타내고 있으며, 2시간 일 때(Run 5) 72.8%만이 제거되어, 유입시간을 길게 했을 때 질소 제거에 유리함을 보여주고 있다.

탈질의 정도를 나타내는  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 는 유입시간 6시간일 때(Run 1)  $3.0\text{mg}/\ell$ 가 처리수 중 잔존하고 있으나, 2시간 일 때(Run 5)는  $7.8\text{mg}/\ell$ 가 잔존하고 있다. 즉, 유입시간을 길게 하는 것이 질소제거에 효율적이며, 이때 탈질에 필요한 탄소원을 균등하게 취할 수 있기 때문에 잔존하는  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 의 농도는 낮아지는 것으로 사료된다.

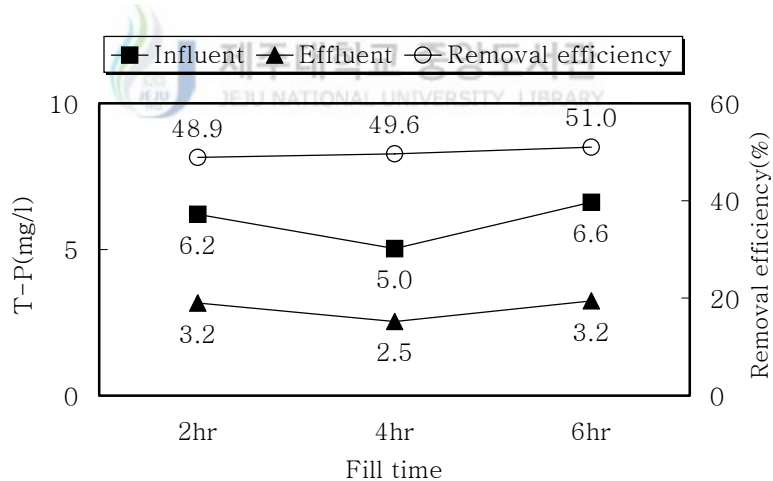


Fig. 15. Variations of T-P concentration and removal efficiency with fill time.

폭기/교반 시간비의 변화에 따른 실험과 비교시, 유입시간을 달리하여도 T-P 제거효율에 큰 편차는 없었다. 유입시간이 2시간 일 때(Run 5) 48.9%의 제거효

율을 나타냈으며, 6시간 일 때(Run 1) 51.0%를 나타내어 유입시간을 길게 했을 때 인 제거에 다소 효율적이었다.

### 3. 폭기/교반 반복회수의 변화

각 운전조건별 1Cycle 동안의 시간경과에 따른 반응조내 DO 농도, ORP, pH의 변화를 Fig. 16에 나타내었으며, Fig. 17에 Alkalinity의 유입·유출수 농도와 소모율을 나타내었다. 여기서 control은 폭기/교반 반복회수의 변화에 따른 두 실험과 비교를 하기 위한 것으로 1차 실험에서 교반시간 없이 폭기만 진행시킨 Run 4(폭기/교반 시간비 6.0/0.0)의 실험결과를 나타낸 것이다.

총 반응시간 6시간 중 폭기/교반 반복회수를 3회(Run 1), 6회(Run 7)로 운전했을 때 모두, 폭기시간 및 교반시간에서의 DO 농도는 정상적으로 유지되었다. 그러나 폭기/교반 반복회수를 6회 초과하거나 6회인 조건에서 1시간 중 폭기/교반 시간비를 1/4(15분/45분) 초과 했을 때, 교반시간 중 무산소상태를 유지할 수 없었다.

ORP의 경우 폭기/교반 반복회수가 3회 일 때(Run 1)  $\pm 100\text{mV}$ 의 전위 차를 나타내고 있지만, 6회 일 때(Run 7)는 다소 낮아  $\pm 80\text{mV}$ 의 전위 차를 나타내고 있다.

pH에 대한 폭기/교반 반복회수의 영향은 나타나지 않아 폭기/교반 반복회수가 3회(Run 1), 6회(Run 7) 일 때 모두 pH 6.9~7.1 수준을 유지하였고, 미생물에 저해되는 pH 저하는 없었다.

Alkalinity의 경우 폭기/교반 반복회수가 3회(Run 1), 6회(Run 7) 일 때 각각 47.6%, 39.7% 만이 소모되어 처리수 중 잔존하는 Alkalinity는 각각  $86.6\text{mg}/\ell$  (as  $\text{CaCO}_3$ ),  $96.0\text{mg}/\ell$  (as  $\text{CaCO}_3$ )를 유지할 수 있었는데, 이러한 원인은 탈질이 효율적으로 일어나 이에 따르는 Alkalinity의 회복도 크게 일어난 것으로 사료된다(식(12)~식(14)).

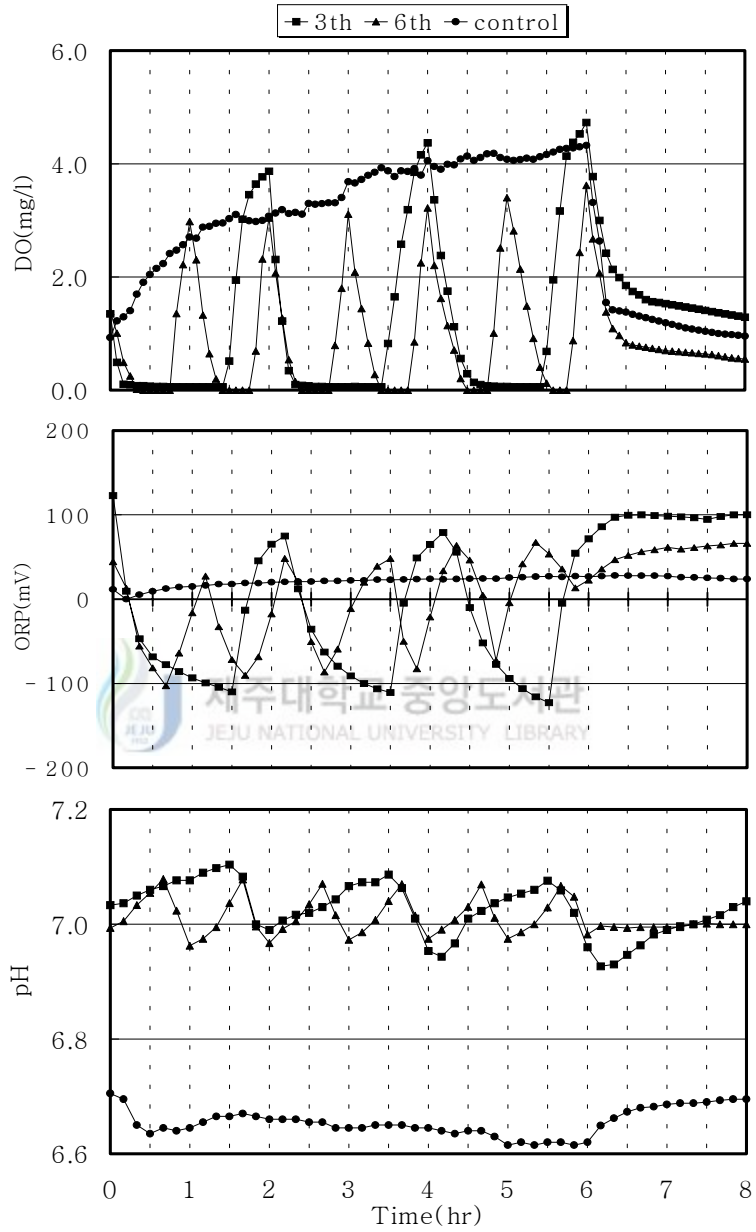


Fig. 16. Variations of DO, ORP and pH with the repeat cycle of aeration/mixing during one cycle.

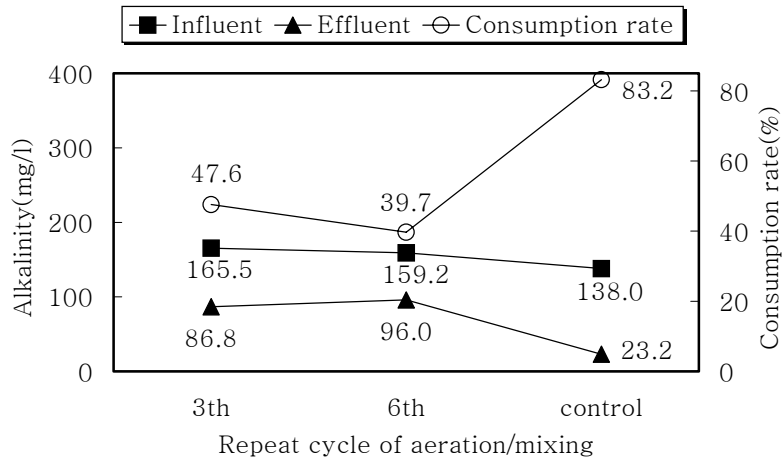


Fig. 17. Variations of alkalinity and its consumption rate with the repeat cycle of aeration/mixing.

이상의 결과를 총 반응시간 6시간 중 폭기/교반 시간비가 6.0/0.0인 control (Run 4)과 비교시 월등한 Alkalinity 회복이 일어났음을 알 수 있으며, pH에 대해서도 보다 안정적이다.

## 2) 유기물 제거

Fig. 18에 폭기/교반 반복회수에 따른 BOD의 유입·유출수 농도와 제거효율을 나타내었다.

총 반응시간 6시간 중 폭기/교반 반복회수를 6회(Run 7)로 운전 했을 경우 BOD 제거효율은 월등히 상승하였다.

폭기/교반 반복회수가 3회 일 때(Run 1) BOD는 92.3% 제거되어 9.4mg/l의 처리수질을 나타내었으나, 폭기/교반 반복회수가 6회 일 때(Run 7)는 95.5% 까지 제거되어 처리수의 농도는 5.7mg/l를 유지할 수 있었다. 이것은 총 반응시간 6시간 동안 폭기시킨 control(Run 4; 폭기/교반 시간비 6.0/0.0)의 제거효율 94.4%보다도 높은 것이다. 즉, 폭기시간과 교반시간을 잘 조합하여 반복운전을 했을 경우 탈질·탈인 촉진에 의한 탄소원이 소비되어지기 때문에 폭기시간이 줄어들더라도 유기물 제거는 무리없이 진행되는 것으로 보여진다.

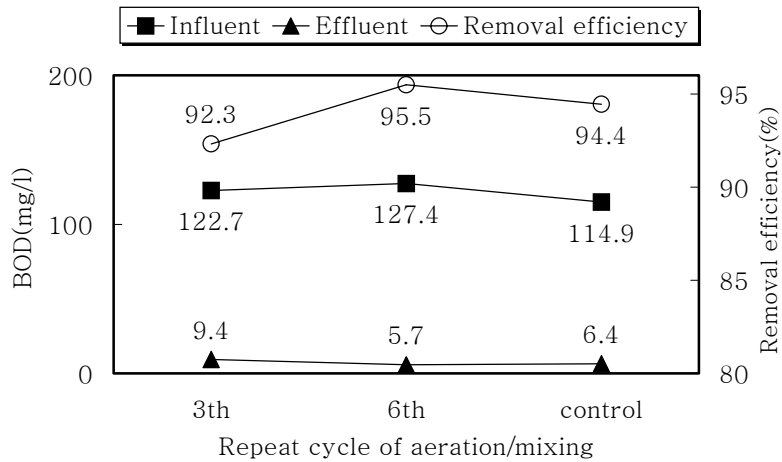


Fig. 18. Variations of BOD concentration and removal efficiency with the repeat cycle of aeration/mixing.

### 3) 질소 및 인 제거

Fig. 19에는  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , T-N의 유입·유출수 농도와 제거효율 및  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 의 유입·유출수 농도를 나타내었고, Fig. 20에는 T-P의 유입·유출수 농도와 제거효율을 나타내었다.

$\text{NH}_4^+\text{-N}$ 는 폭기/교반 반복회수 3회 일 때(Run 1)와 6회 일 때(Run 7)를 비교시 제거효율의 차이는 거의 없었다. 즉,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 의 제거는 폭기/교반 반복회수와는 거의 무관하고 control(폭기/교반 시간비 6.0/0.0)과 같이 폭기시간을 증가시키는 것이 가장 유효함을 알 수 있다.

T-N은 폭기/교반 반복회수가 3회 일 때(Run 1) 78.7%가 제거되어 9.9mg/ℓ의 처리수질을 나타내고 있으며, 폭기/교반 반복회수가 6회 일 때(Run 7)는 82.3%가 제거되어 7.6mg/ℓ의 처리수질을 나타내었다. 이는 교반기간이 없는 운전조건인 control(폭기/교반 시간비 6.0/0.0)의 제거효율 46.0% 만이 제거된 21.8mg/ℓ의 처리수질과 비교시 월등히 높은 제거효율이다.

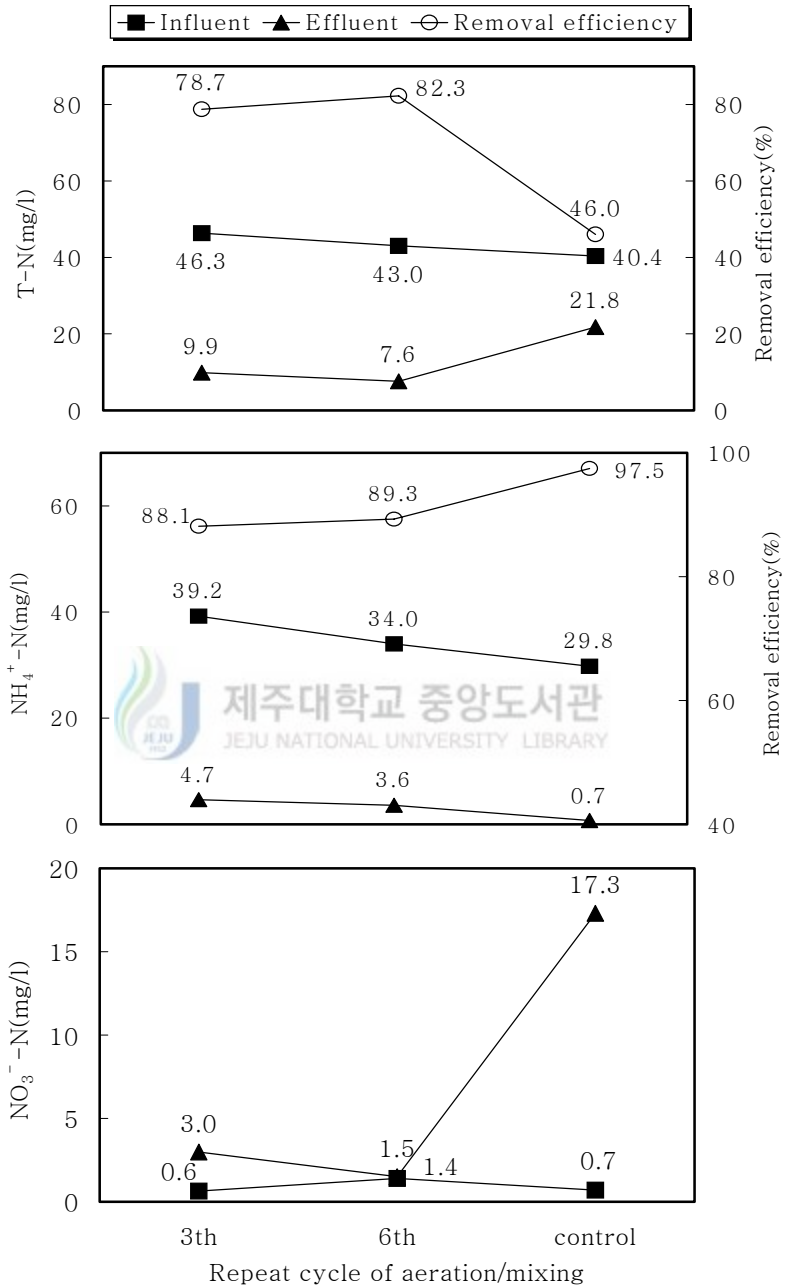


Fig. 19. Variations of each concentration and removal efficiency of T-N, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N and NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N with the repeat cycle of aeration/mixing.

NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N는 폭기/교반 반복회수가 6회 일 때(Run 7) 1.5mg/ℓ 가 잔존하였으며, 3회 일 때(Run 1) 3.0mg/ℓ, control(Run 4)에서 17.3mg/ℓ 가 잔존하여, 폭기/교반 반복회수가 6회 일 때 탈질에 가장 효율적임을 알 수 있다.

여러 연구자들의 실험결과에 의하면, 80% 이상의 질소 제거효율을 얻기 위해서는 유입수의 BOD/T-N 비가 대략 4.0 이상로 유입되어야 하는데(서 등, 1996; 八木 등, 1984), 본 실험에서는 BOD/T-N 비가 3.0일 때 82.3%가 제거되어 질소에 대한 유기물의 농도가 다소 낮더라도, 폭기/교반 운전을 반복함으로써 질소제거를 효율적으로 달성할 수 있었다.

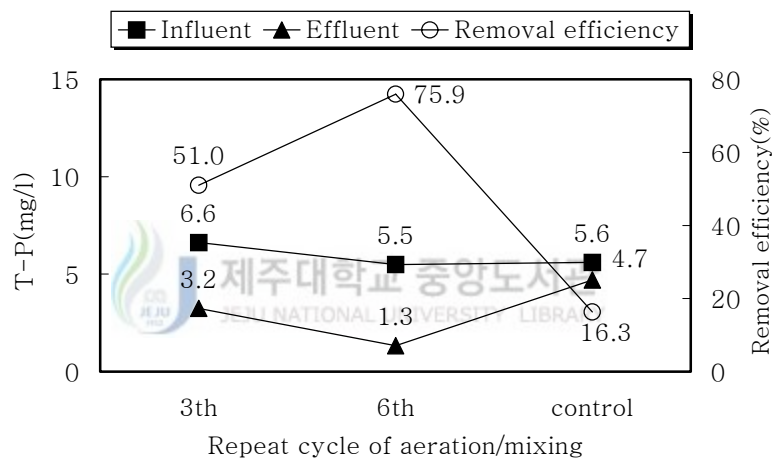


Fig. 20. Variations of T-P concentration and removal efficiency with the repeat cycle of aeration/mixing.

폭기/교반 반복회수가 3회 일 때(Run 1) 51%의 비교적 낮은 T-P 제거효율을 나타내고 있지만, 6회 일 때(Run 7)는 75.9%로 월등하게 향상되었다. 이것은 탈질이 효율적으로 달성되어 잔존하는 산화질소의 농도가 낮아 인 제거 저해가 없었으며, 특히 폭기/교반의 반복을 통해 인 섭취, 인 방출이 효율적으로 이루어 졌다는 것을 알 수 있다. 즉, 인 방출 및 섭취를 효율적으로 달성하기 위해서는 폭기/교반 운전을 반복할 필요가 있다.

#### 4. TSS 제거 및 SVI

Fig. 21에 각 운전조건별 TSS의 유입·유출수 농도 및 SVI를 나타내었다.

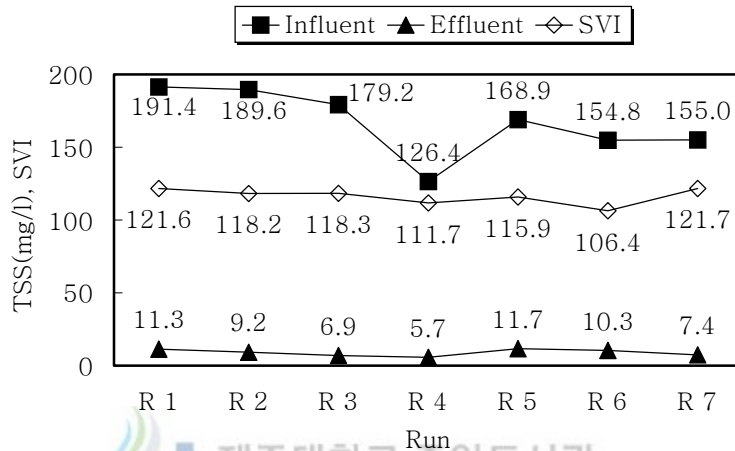


Fig. 21. Variations of TSS concentration and SVI with each Run.

모든 운전조건에서 93% 이상의 TSS가 제거되어 11.7mg/l 이하의 양호한 처리수질을 나타내고 있다.

실험초기에 침전시간 전 교반의 영향을 비교하기 위한 실험을 수행하였는데, 침전시간 전 교반을 선행하지 않은 경우 침전시간 중 슬러지 부상(sludge rising)에 의해 처리수질이 악화되거나 침강성이 저하되는 등의 이상현상이 있었으나, 침전시간 전 15분 동안의 교반시간을 돕으로서 이상현상은 전혀 나타나지 않았다. 이러한 현상은 폭기/교반 시간비를 6.0/0.0으로 운전한 Run 4에서 두드러지게 나타났으며, Run 4와 같이 반응시간 중 폭기만 진행시킬 경우에는 침전시간 전 교반시간을 돕으로서 이상현상을 방지할 수 있다.

본 실험에서 슬러지의 농축 침강성을 나타내는 슬러지용량지표(Sludge Volume Index : SVI)는 105~120 정도로 큰 차이를 나타내지는 않았으며, 운전기간 중 사상균에 의한 Sludge Bulking 현상은 일어나지 않았다. 표준활성슬러지



공정에서 침강성이 안정되어있는 SVI 값이 50~150 임을 감안하면 전체적으로 양호한 침강성을 나타내고 있다.

## 5. NO<sub>x</sub>-N와 인 제거, Alkalinity의 상관관계

Fig. 22에 처리수 중 잔존하는 NO<sub>x</sub>-N(NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N + NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N) 농도와 T-P 제거율, Alkalinity 소모율, 잔존 Alkalinity 간의 관계를 나타내었다.

처리수 중 NO<sub>x</sub>-N의 농도가 증가할수록 T-P의 제거효율은 감소하였고, Alkalinity 소모율은 증가하여 잔존하는 Alkalinity는 감소하였다.

T-P의 제거효율은 잔존 NO<sub>x</sub>-N 농도가 8mg/ℓ 이상 일 때 급격히 낮아지며, 3~8mg/ℓ 가 잔존하는 경우에 거의 비슷한 수준의 제거효율을 나타내었다. 또, 3mg/ℓ 이하로 NO<sub>x</sub>-N 농도가 감소하기 시작하면서 인의 제거효율은 다시 상승하기 시작하였다.

반응조내 NO<sub>x</sub>-N가 존재하면, 인 축적 미생물은 산소대신 잔존 NO<sub>x</sub>-N를 이용하여 인 섭취(uptake)를 하게 되며, 또 탈인에 관여하는 미생물은 NO<sub>x</sub>-N가 잔존하는 상태에서 탈질균에 비해 유기물 섭취능력 면에서 떨어지기 때문에 무산소 상태에서 인 방출(release)은 심하게 저해를 받는다(Petter 등, 1993; Schon 등, 1993). 혐기 기간에 내부 탄소원을 확보하지 못한 인 제거 미생물은 호기 기간에도 인을 섭취하지 못하므로 인 방출이 인 제거에 지배적 인자이며, 이를 해결하기 위해서는 교반시간을 충분히 확보하여 탈질이 선행되어야 한다.

인 제거를 목적으로 한 연구결과(日本下水道事業團, 1988; Shin 과 Park, 1991)에 의하면 처리수 중 T-P의 농도가 1mg/ℓ (85% 이상 제거) 이하를 유지하고 있지만, 본 실험에서는 1.3mg/ℓ (75.9%)를 나타내고 있는데, 이는 잔존 NO<sub>x</sub>-N에 의해 완전혐기상태(혼합액중의 용존산소, 결합산소가 완전히 존재하지 않는 상태)가 되지 않았기 때문인 것으로 사료된다.

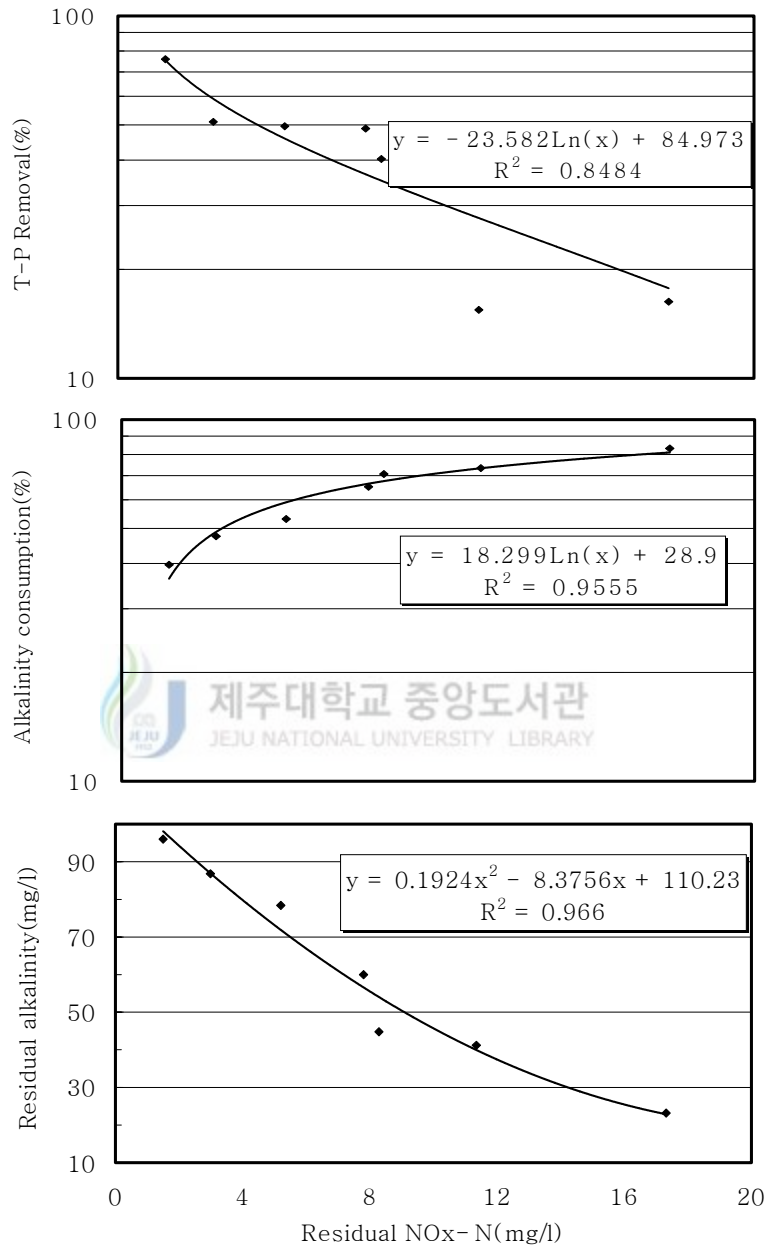


Fig. 22. Relationships between residual NO<sub>x</sub>-N concentration and each of T-P removal efficiency, alkalinity consumption rate and residual alkalinity.

타 연구자들의 실험결과에 의하면  $BOD/PO_4^{3-}-P$  이 12~20으로 유입시 인 방출 및 섭취가 효율적으로 이루어졌는데(Rigel 과 Goronszy, 1992), 본 실험에서는  $BOD/PO_4^{3-}-P$  이 20 이상으로 유기물 부족은 없었으나 각 운전조건간 인의 제거 효율은 상이한 차이를 나타내고 있어 유입수의 정상보다는 운전조건, 특히 잔존  $NOx-N$ 의 농도에 따라 인의 제거효율이 달라짐을 알 수 있다.

Alkalinity와  $NOx-N$ 에 대해서는 식(9)와 식(14)로 설명되어 진다. 질산화 과정 중에는 Alkalinity를 소모하기 때문에 pH는 저하하며, 탈질 과정에서는 Alkalinity가 생성되기 때문에 pH는 상승하게 된다. 만약 탈질이 효율적으로 이루어지지 않으면, Alkalinity는 크게 감소되며, pH는 저하하여 질소·인 제거 미생물의 활동을 저해하게 된다(Bishop, 1976; EPA, 1975; EPA, 1993; Petter 등, 1993). Fig. 6에서도 탈질율이 낮은 운전조건(폭기/교반 시간비가 3.0/3.0, 4.5/1.5)에서는 Alkalinity 생성량이 적어지기 때문에 시간경과에 따라 pH 곡선은 점점 저하하는 경향을 나타내고 있다. 본 실험에서도 Fig. 22에서와 같이 잔존  $NOx-N$  농도는 잔존 Alkalinity와 반비례, Alkalinity 소모율과는 비례관계가 뚜렷하였다.



## V. 결 론

생물학적 처리공정의 하나인 SBR을 이용하여, 하수중의 유기물과 질소, 인의 동시제거를 목적으로 반응기간 중 폭기/교반 시간비, 유입시간 및 폭기/교반 반복회수의 변화에 따른 실험 결과로 부터 다음과 같은 결론을 얻었다.

1. 폭기/교반 시간비가 작을수록, 유입시간이 길수록 ORP는 큰 전위차를 나타냈으며, Alkalinity 소모율이 감소하여 질소·인 제거 미생물에 안정적 pH를 유지하였다.

2. 유기물 제거효율은 폭기/교반 시간비, 유입시간 및 폭기/교반 반복회수의 증가에 비례하여 상승하였고, 폭기/교반 반복회수가 6회일 때 가장 높은 제거효율을 나타내었다.

3. 모든 운전조건에서 SVI는 120 이하로 유지되었으며, Sludge Bulking 현상은 일어나지 않았다. TSS의 제거효율은 폭기/교반 시간비, 유입시간 및 폭기/교반 반복회수에 관계없이 93% 이상을 나타내었다.

4.  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 의 제거효율은 폭기/교반 시간비가 클수록, 유입시간이 짧을수록 상승하였고 폭기/교반 반복회수와는 거의 무관하였다. T-N의 제거효율은 폭기/교반 시간비가 작을수록, 유입시간이 길수록 증가하였다. 특히, 폭기/교반 반복회수를 6회로 운전했을 경우 탈질 향상에 의해 T-N 제거효율이 상승하였다.

5. T-P의 제거효율은 운전조건에 따라 큰 차이를 나타냈으며, 유입시간 보다는 폭기/교반 시간비 및 폭기/교반 반복회수에 따른 영향이 더욱 컸다. 처리수 중  $\text{NO}_x\text{-N}$ 의 농도가 증가할수록 T-P의 제거효율은 감소하였으며, Alkalinity 소모율은 증가하였다. 폭기/교반 반복회수가 6회인 조건에서 Alkalinity 소모율은 비교적 낮았고 처리수 중 잔존하는  $\text{NO}_x\text{-N}$ 의 농도도 최소화되어 T-P을 제거하

는데 효율적이었다.

6. 총 반응시간 6시간 중 폭기/교반 시간비 1.5/4.5, 유입 6시간, 폭기/교반 반복회수 6회인 Run 7의 운전조건에서 유기물 및 질소와 인 제거에 가장 효율적이었으며, 그때의 항목별 제거효율(처리수질)은 BOD 95.5% (5.7mg/ℓ), COD 89.2%(8.6mg/ℓ), TSS 95.3%(7.4mg/ℓ), T-N 82.3%(7.6mg/ℓ), T-P 75.9%(1.3mg/ℓ)를 나타내었다.



## VI. 참고문헌

- Abufayed, A. A. and E. D. Schroeder, 1986, Performance of SBR (Denitrification with a primary sludge carbon source), *J. WPCF*, 58(5), pp.398~405.
- Barth, E. F., 1982, Workshop on biological phosphorus removal in municipal wastewater treatment, *U. S. EPA*, Summary report.
- Bishop, D. F., 1976, Single stage nitrification-denitrification, *J. WPCF*, 48(3), pp.520~532.
- Carberry, J. H., 1973, Luxury uptake of phosphorus by activated sludge, *J. WPCF*, 45, p.2444.
- Charpentier, J., M. Florentz and G. David, 1987, Oxidation-reduction potential (ORP) regulation: A way to optimize pollution removal and energy saving in the low load activated sludge process, *Wat. Sci. & Tech.*, 19(3/4), pp.645~655.
- Choi, E. S., H. S. Lee, C. L. Park and C. H. Park, 1995, Performance characteristics of BNR system for low strength municipal wastewater, *Proc. Australia-Korea joint symposium*, pp.149~153.
- 崔泰全, 1996, SBR 工法을 이용한 豚舍廢水 처리시 最適 運轉 Cycle 決定, 江原大學校, 碩士學位論文, pp.1~2.
- Dawson, R. N. and K. L. Murphy, 1972, The temperature dependency of biological denitrification, *Wat. Res.*, 6, pp.71~83.
- Ekama, G. A. and G.v.R. Marais, 1984, Carbonaceous material removal, in theory, design and operation of nutrient removal activated sludge processes, *Wat. Res.*, pretoria, pp.3~4.
- Gerber, A., E. S. Mostert, C. T. Winter and R. H. Villiers, 1987, Interaction between phosphate, nitrate and organic substrate in biological nutrient removal processes, *Wat. Sci. & Tech.*, 19(Rio), pp.183~194.

- 小林晴己 外, 1985, 回分式活性汚泥法による實規模でのリン處理, 下水道協會誌, 22(252), pp.50~59.
- Grady, C. P. L. and H. C. Lim, 1980, Biological wastewater treatment : theory and application, *Marcel Dekker, Inc.*, New York.
- 河情根, 1993, SBR 工法에 의한 食品加工 廢水處理. 東亞大學校, 博士學位論文, pp.7~8.
- Hang, R. T. and P. L. McCarty, 1972, Nitrification with the submerged filter, *J. WPCF*, 44, pp.2086~2102.
- 허목, 이용두, 한지용, 1998, SBR을 이용한 제주지역 하수중의 질소·인 제거, 한국수처리기술연구회지, 6(3), pp.65~76.
- 허목, 한지용, 1998, SBR을 이용한 하수 중 질소·인 제거시 유입시간과 폭기시간격의 영향, 한국환경과학회지, 가을학술발표회, pp.113~115.
- 古畑義正, 安齊純雄, 1982, 嫌氣·好氣法によるリンの除去, *用水と廢水*, 24(10), p.39.
- 井村正專, 鈴木榮一, 1991, 嫌氣·好氣回分式活性汚泥法による生活排水の高度處理, *用水と廢水*, 33(5), pp.14~19.
- Irvine, R. L., G. Miller and A. S. Bhamrah, 1979, Sequencing batch treatment of wastewaters in rural areas, *J. WPCF*, 51(2), pp.244~254.
- Irvine, R. L. and L. H. Jr. Ketchum, 1989, SBR for biological wastewater treatment, *CRC Critical reviews*, 18(4), pp.255~294.
- Irvine, R. L., 1996, Controlled unsteady state processes and technologies, First *IAWQ* specialized conference on sequencing batch reactor technology, Germany.
- 강용태, 김태형, 1996, 기존하수처리장의 고도처리 개선방안에 관한 연구, 한국수처리기술연구회지, 4(3), pp.46~47.
- Ketchum, L. H., R. L. Irvine, R. E. Breyfogle and J. F. Manning, 1987, A Comparison of biological and chemical phosphorus removals in continuous and sequencing batch reactors, *J. WPCF*, 59(1), pp.13~18.

- Koch, F. A. and W. K. Oldham, 1985, Oxidation-Reduction Potential: A tool for monitoring, control and optimization of biological nutrient removal system, *Wat. Sci. & Tech.*, 17(11/12), pp.259~281.
- 國立環境研究院 水質研究部, 1995, 汚廢水處理 新工法研究(Ⅲ) - 慰樂園地 污水處理 工法研究, pp.14~26.
- 李奉勳, 1997, 複合生物膜工法을 利用한 下·廢水내 營養鹽의 生物學的 除去, 釜山大學校, 博士學位論文, pp.5~37.
- 李在祐, 1994, 溶存酸素와 休止期間이 SBR의 處理效率에 미치는 影響, 서울大學校, 碩士學位論文, p.2.
- 이해군, 1996, 연속회분식 반응기를 이용한 유기물, 질소 및 인의 제거, 부산대학교, 석사학위논문, pp.1~3.
- Manual nitrogen control, 1993, *U. S. EPA*, 625/R-93/010, pp.101~110.
- 三上榮一, 1987, 回分式活性汚泥法の意義と技術動向, *用水と廢水*, 29(4), pp.38~45.
- Narkis, N. et al., 1979, Process kinetic for denitrification at various carbon to nitrogen ratio, *Wat. Res.*, 13, p.93.
- 日本下水道事業團技術評價委員會, 1988, 回分式活性汚泥法の評價に關する第2次報告書, pp.1~8.
- Okada, M. and S. Sudo, 1986, Performance of sequencing batch reactor activated sludge process for simultaneous removal of nitrogen, phosphorus and BOD as applied to small community sewage treatment, *Wat. Sci. & Tech.*, 18, pp.363~370.
- 岡田光正, 1987, 回分式活性汚泥法による高濃度排水の窒素,リン,有機物の同時除去, *水質汚濁研究*, 10(12), p.37.
- Painter, H. A., 1970, A review of literature on inorganic nitrogen metabolisms, *Wat. Res.*, 4, pp.393~405.
- Palis, J. C. and R. L. Irvine, 1985, Nitrogen removal in a low loaded single tank sequencing batch reactor, *J. WPCF*, 57(1), pp.82~86.
- 박철휘 등, 1996, 국내 하수특성에 적합한 생물학적 질소·인 제거기술, *환경보*



- 진, 6, pp.22~31.
- Petter, J., K. Jespersen and M. Henze, 1993, Biological phosphorous uptake under anoxic and aerobic condition, *Wat. Res.*, 27(4), pp.617~624.
- Pitman, A. R., 1984, Settling of nutrient removal activated sludges, *Wat. Sci. & Tech.*, 17(Amsterdam), pp.493~504.
- Process design manual for nitrogen control, 1975, *U. S. EPA*, Technology transfer, pp.3-1~3-50.
- Ra, C. S. et al., 1997, Swine wastewater treatment by a batch-mode 4-stage process (Loading rate control using ORP), *Environ. Tech.*, 18, pp.615~622.
- Reddy, M. et al., 1991, The concept of phosphorus capability and its implications for design of system for enhanced biological phosphorus removal process, *Wat. Sci. & Tech.*, 23, pp.577~584.
- Rigel, D. and M. C. Goronszy, 1992, 無酸素条件下での混合を行わない回分式反応器による生物學的リンの除去, *水處理技術*, 33(2), pp.51~54.
- Schon, G., S. Gfywitz and F. Mertens, 1993, Influence of DO and ORP on phosphate release and uptake by activated sludge from sewage plants with EBPR, *Wat. Res.*, 27(3), pp.343~354.
- 서인석 등, 1996, 간헐폭기 활성슬러지시스템에서 C/N비가 질소제거 효율에 미치는 영향, *대한환경공학회, 추계발표회*, pp.549~552.
- Shin, H. S. and H. S. Park, 1991, Enhanced nutrient removal in porous biomass carrier sequencing batch reactor (PBCSBR), *Wat. Sci. & Tech.*, 23(Kyoto), pp.719~728.
- Skrinde, J. R. and S. S. Bhagat, 1982, Industrial wastes as carbon sources in biological denitrification, *J. WPCF*, 54, p.370.
- 수질오염공정시험방법, 1997, 환경부.
- 수질환경보전법(시행규칙 별표5 및 별표11), 1998, 환경부.
- Standard methods for the examination of water and wastewater, 19th edition, 1995, *American Public Health Association*, APHA- AWWA-WPCF.

- Stensel, H. D., R. C. Loehr and A. W. Lawrence, 1973, Biological kinetics of the suspended growth denitrification processes, *J. WPCF*, 45, p.249.
- Wareham, D. G., K. J. Hall and D. S. Mavinic, 1993, Real-time control of wastewater treatment systems using ORP, *Wat. Sci. & Tech.*, 28(11/12), pp.273~282.
- Wild, Jr. H. E., C. N. Sawyer and T. C. McMahan, 1971, Factors affecting nitrification kinetics, *J. WPCF*, 43, pp.1845~1854.
- 八木橋一郎 外, 1984, 活性汚泥の硝化菌および脱窒に関する研究, *下水道協會誌*, 21(245), pp.38~43.
- 山本康次 外, 1994, DOおよびORP屈曲点制御による2槽式間歇曝氣法の窒素・リン同時除去, *用水と廢水*, 36(11), pp.11~17.
- 吉本國春 外, 1988, 回分式活性汚泥法關する技術評價, *下水道協會誌*, 25(292), pp.23~36.

