



### 저작자표시-비영리-변경금지 2.0 대한민국

이용자는 아래의 조건을 따르는 경우에 한하여 자유롭게

- 이 저작물을 복제, 배포, 전송, 전시, 공연 및 방송할 수 있습니다.

다음과 같은 조건을 따라야 합니다:



**저작자표시.** 귀하는 원저작자를 표시하여야 합니다.



**비영리.** 귀하는 이 저작물을 영리 목적으로 이용할 수 없습니다.



**변경금지.** 귀하는 이 저작물을 개작, 변형 또는 가공할 수 없습니다.

- 귀하는, 이 저작물의 재이용이나 배포의 경우, 이 저작물에 적용된 이용허락조건을 명확하게 나타내어야 합니다.
- 저작권자로부터 별도의 허가를 받으면 이러한 조건들은 적용되지 않습니다.

**저작권법에 따른 이용자의 권리는 위의 내용에 의하여 영향을 받지 않습니다.**

이것은 [이용허락규약\(Legal Code\)](#)을 이해하기 쉽게 요약한 것입니다.

[Disclaimer](#)

工學碩士 學位論文

단계주입 상향류 반응조를 이용한  
하수의 고도처리

*Advanced treatment of sewage using Y-TURN process*

指導教授 金仁洙

2008年 8月

韓國海洋大學校 海事産業大學院

土木環境工學科

徐美英

本 論 文 을 徐 美 英 의 工 學 碩 士 學 位 論 文 으 로 認 准 함 .

委 員 長 工 學 博 士 宋 永 彩 ( 印 )

委 員 理 學 博 士 高 星 澈 ( 印 )

委 員 工 學 博 士 金 仁 洙 ( 印 )

2008年 8月

韓 國 海 洋 大 學 校 海 事 產 業 大 學 院

土 木 環 境 工 學 科

徐 美 英

# 목 차

목 차 .....	i
<i>List of Table</i> .....	iii
<i>List of Figures</i> .....	iv
<i>Abstract</i> .....	vi
I. 서론 .....	1
II. 문헌연구 .....	3
2.1 국내 하수 처리 및 규제 현황 .....	3
2.2 고도처리 .....	5
2.3 국내외 생물학적 질소, 인 제거 기술 현황 .....	17
2.4 기존 기술의 문제점 .....	25
2.5 외국공법 국내 적용 시 문제점 .....	26
2.6 단계주입 상향류 반응조를 이용한 고도처리 공법(Y-TURN) .....	27
III. 실험재료 및 방법 .....	31
3.1 실험장치 .....	31
3.2 실험 시료 성상 .....	34
3.3 실험조건 .....	35
3.4 분석방법 .....	36

<b>IV. 결과 및 고찰</b> .....	37
4.1 pH의 변화 .....	37
4.2 ORP의 변화 .....	38
4.3 유기물 제거효율 평가 .....	39
4.4 질소 제거효율 평가 .....	40
4.5 인의 제거효율 평가 .....	46
4.6 총 제거효율 평가 .....	47
<b>V. 결론</b> .....	48
<b>VI. 참고문헌</b> .....	49

## *List of Table*

Table 2.1 The current status of advanced treatment plants in Korea .....	3
Table 2.2 Advanced treatment processes used in sewage treatment .....	21
Table 3.1 Composition of the wastewater used in Y-TURN process .....	34
Table 3.2 Summary of analytical methods for this study .....	36

## *List of Figures*

Fig 2.1 Fates of nitrogen in biological nutrient removal system .....	7
Fig. 2.2 Scheme of release of phosphorus and uptake of phosphorus .....	14
Fig 2.3 Flow scheme of A <sub>2</sub> O process .....	18
Fig 2.4 Flow scheme of 5-step Bardenpho process .....	19
Fig 2.5 Flow scheme of SBR process .....	20
Fig 2.6 Flow scheme of B3 process .....	22
Fig 2.7 Flow scheme of DNR process .....	23
Fig 2.8 Flow scheme of modifying SBR process .....	24
Fig 2.9 Flow scheme of Y-TURN process .....	30
Fig. 3.1 Schematic diagram of Y-TURN process reactor used in this study .....	32
Fig. 3.2 Picture of Y-TURN process reactor used in this study .....	33
Fig. 3.3 Y-TURN process control panel used in this study .....	33
Fig. 3.4 Flow scheme of Y-TURN process used in this study .....	35
Fig. 4.1 Variation of pH in Y-TURN process .....	37
Fig. 4.2 Variation of ORP in complex reactor of Y-TURN process .....	38
Fig 4.3 Variation of COD <sub>Mn</sub> concentration in Y-TURN process reactor .....	39
Fig 4.4 Variation of NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N concentration in Y-TURN process reactor .....	40

Fig 4.5 Variation of T-N concentration in the complex reactor by denitrification .....	42
Fig 4.6 Variation of COD <sub>Mn</sub> concentration in the complex reactor ...	43
Fig. 4.7 Variation of removal efficiency of the complex reactor by variation of consuming carbon source .....	44
Fig 4.8 Variation of T-N concentration in Y-TURN process reactor .....	45
Fig 4.9 Variation of T-P concentration in Y-TURN process reactor .....	46
Fig 4.10 Removal efficiency of COD <sub>Mn</sub> , T-N, NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N, T-P in Y-TURN process .....	47



*Advanced treatment of sewage  
using Y-TURN process*

Mi-young, Seo

Department of Civil and Environmental Engineering  
Graduate School of Maritime University  
Korea Maritime University

*Abstract*

With the tightened governmental regulation on the quality of effluent for the protection of water quality environment, it is required to develop technology for converting sewage treatment facilities designed to remove only organic matters to advanced treatment systems that can remove nitrogen and phosphorus. As one of solutions for this requirement, this study proposed Y-TURN process using a two step influents and upflowed reactor. This process minimizes civil engineering works, and can save power cost because there is no internal circulation. Using the process, which was named Y-TURN process, a pilot test was performed and its results were analyzed.

The pilot test show that this process was able to remove nitrogen

and phosphorus as well as organic matter efficiently. The 80~90% of chemical oxygen demand(COD) were removed. In addition, about 80~90% of total nitrogen(T-N) was reduced. The total phosphorus(T-P) reduction averaged 92%.

The results of this study show that the Y-TURN process has performance and economic efficiency high enough to change the existing activated sludge process to an advanced treatment process.

## I. 서론

우리나라의 생활하수와 각종 산업폐수가 증가하여 수질오염을 크게 악화시키고 있다. 과거에는 이러한 수질오염을 해결하기 위해 주로 표준활성슬러지법을 이용하여 하·폐수처리장을 설치 운영해왔으나 이 방법은 질소와 인의 처리효과가 매우 미흡하여 수계의 부영양화 현상을 초래하였으며 상수원의 조류나 해안 적조를 빈번하게 유발시켜왔다. 최근의 웰빙 열풍과 더불어 국민들의 공중보건 및 청결한 환경조성에 대한 요구수준이 급격히 높아졌으며 부영양화 현상을 차단하고 수 환경을 보호하기 위해 개정하수도법(2007.09.28)이 시행되기에 이르렀다. 이 법안은 공공하수처리시설의 방류수질 기준을 강화시킬 뿐 아니라 기존의 오수처리시설과 같은 유기물 규제만을 받던 일처리용량 50m<sup>3</sup> 이상의 개인하수처리시설도 질소와 인 그리고 대장균을 규제하여 방류수질기준 항목으로 추가하였다. 이에 따라 대다수의 기존 하수처리시설은 개정 법령에 의해 강화된 방류수질기준에 적합하도록 처리시설의 개·보수가 불가피하게 되었다. 특히 기존 방류수질기준에 따라 유기물 제거만을 위해 설계된 개인하수처리시설은 질소, 인 제거가 가능한 고도처리 시스템으로의 개보수를 위한 적합한 기술의 정립이 시급한 실정이다. 기존의 하수처리의 고도처리를 위한 생물학적 처리공법이 약 50여 가지 개발되어 있으나 활성슬러지 공법의 개보수를 위한 기술의 개발은 매우 미흡하며 개발된 여타공법 또한 경제적인 합리성을 찾기도 어려운 실정이다.

본 연구에서는 기존의 활성슬러지공법을 고도처리로 전환시킬 때 최소의 공사로 최대의 처리효과를 얻을 수 있는 단계주입 상향류 반응조를 제안하였고 일처리용량 10m<sup>3</sup> 규모의 Pilot test를 시행하여 그 결과를 고찰하였다. 단계주입 상향류 반응조를 이용한 고도처리공법(Y-TURN; Young dong - Two

step influents and Upflowed reactor for Removal of Nitrogen and phosphorus process)은 토목공사가 필요없으며 내부순환이 없어 동력비를 획기적으로 절약할 수 있는 경제적인 공법으로 기존처리공정의 개·보수에 최적으로 공법으로 개발되었다.

본 연구의 결과는 유기물 제거를 위한 기존 표준활성슬러지공법 혹은 그 변법으로 운영되고 있는 하수처리시설을 효과적으로 개·보수할 수 있는 단계주입 상향류 반응조를 이용한 고도처리 공정의 설계인자로 사용될 수 있을 것으로 기대된다.

## II. 문헌연구

### 2.1 국내 하수 처리 및 규제 현황

수질 오염 물질 중에서 영양염류로 알려진 질소와 인의 증가로 하천과 해양의 부영양화, 적조 및 녹조 현상이 유발되고 있으며, 이로 인해 상수원까지 오염시키고 있다. 정부에서는 위와 같은 부영양화 현상을 차단하고 수환경을 보호하기 위해 환경법에 의해 총 질소(T-N)와 총인(T-P)을 규제하고 있으며, 하수도법에 의하면 2008년 1월 1일부터는 BOD 및 SS 10mg/L, T-N 20mg/L, T-P 2mg/L로 기준을 강화하여 규제하고 있다. 그러나 우리나라 대부분의 하수처리에서 채택하고 있는 생물학적 공법에 의한 처리 시 BOD와 SS는 제거될 수 있으나, 질소나 인과 같은 영양염류 물질의 제거 효율은 10~20%에 불과하다.

Table 2.1 The current status of advanced treatment plants in Korea

	Treatment of sewage	Advanced treatment
Number of plants	268	76
Capacity (m <sup>3</sup> /day)	21,617,000	4,911,500 (20%)
Population (persons)	37,760,000	3,400,000 (9%)

참고 : 2004년도 하수도통계(2004, 환경부 ), 하수도사업중기투자계획(2004, 환경부)

Table 2.1은 2004년 말 기준, 국내 하수종말처리시설의 고도처리 현황을 나타낸 것이다. 표에서 보듯이 처리 용량 기준으로는 20%, 처리 인구 기준으로는 단지 9%만이 고도 처리되고 있다. 그러나 앞으로 더 많은 하수종말처리시설 설치를 계획 중에 있으며, 호소 등의 부영양화를 방지하기 위하여 새로 설치하는 하수종말처리시설은 우선적으로 질소, 인 처리 위주로

시설을 설치할 계획이다.

한편, 우리나라는 1996년부터 질소와 인 규제를 도입하였으며, 초기 여건상 기준 농도는 상징적인 면에 더 중점을 두어 총 질소, 총인의 배출허용 기준을 특정 호소 등의 지역에 대해서는 20 mg/L, 2 mg/L 이하로, 이 외의 지역은 각각 60 mg/L, 8 mg/L 이하로 규제하고 있으며 분뇨종말처리시설과 축산폐수공동처리 시설도 각각 60 mg/L, 8 mg/L 이하로 규제하고 있어, 현재로서는 유입하수의 평균적인 질소, 인 농도인 33.5mg/L와 4.6mg/L 보다 높아 크게 문제가 되지 않고 있으나, 하수종말처리시설의 방류수가 4대강 수계(한강, 금강, 낙동강, 영산강 및 섬진강)로 유입되는지의 여부에 따라 2004년 및 2008년으로 나뉘어 단계적으로 강화된 수질기준(특정지역기준)을 적용하므로 강화되는 기준에 대비한 대책이 시급한 상황이다.

## 2.2 고도처리

### 2.2.1 고도처리의 정의 및 특징

고도처리란, 활성슬러지법을 통한 종래의 2차 처리로 얻을 수 있는 처리수보다 고도의 정화된 처리수를 얻기 위해 필요한 처리법 전체를 의미하는 용어로 사용되고 있다. 종래에는 2차 처리 후에 주로 부가되는 모든 물리화학적 처리프로세스를 3차 처리로 총칭하였으나, 2차 처리인 생물학적 처리프로세스의 개선뿐만 아니라, 고도의 처리수를 얻는 기술이 일반화 되고 있어, 종래의 3차 처리법에 이들 2차 처리 개선법을 부가해 새로운 고도처리라고 하는 범주가 탄생되었다.

고도처리는 재래식 2차 처리 후 남아있는 부유물질(SS)과 용존 물질 제거에 필요한 추가 처리로 정의된다. 이러한 물질들은 유기물, 부유물질 또는 칼슘(Ca), 칼륨(K), 황산염( $\text{SO}_4^{2-}$ ), 질산염( $\text{NO}_3^-$ ), 인산염( $\text{PO}_4^{3-}$ )과 같은 단순한 무기이온이나, 끊임없이 그 종류와 수량이 증가되고 있는 지극히 복잡한 합성유기물들을 포함한다. 근래에는 이러한 물질들이 환경에 미치는 영향에 관하여 조금씩 알려지고 있으며, 잠재적인 독성물질이 환경에 미치는 영향과 이들 물질을 재래식 및 고도처리공법으로 어떻게 제거할 수 있는지 알아내기 위하여 연구가 계속되고 있다. 이러한 새로운 요구를 만족시키기 위하여 다수의 기존 2차 처리시설들이 개량되어야 할 것이며, 나아가 새로운 고도처리 시설이 건설될 예정이다.

### 2.2.2 고도처리의 종류

고도처리 기술은 크게 물리화학적 처리와 생물학적 처리, 다단계 처리로 대별할 수 있다. 물리화학적 처리에는 전통적인 수처리 기술인 응집 침전, 막분리, 여과, 흡착, 부상, 이온교환, 산화, 살균 등의 단위공정과 최근에 개발되어

적용되고 있는 전기화학, 전기자기력, 플라즈마, 자외선 등을 이용하는 기술을 꼽을 수 있다. 생물학적 처리에는 처리공정에서 미생물이 산소를 필요로 하는가의 여부에 따라 활성슬러지법이나 생물막법 등으로 대표되는 호기성처리와, 메탄 발효법 등의 혐기성 처리, 그리고 호기성 처리와 혐기성 처리의 병용기술이 있으며, 사용되는 생물에 특징이 있다면 미생물 이용기술과 동식물 이용기술로 다시 나뉘지게 된다. 한편, 다단계 처리는 물리화학적, 생물학적 처리단계의 다양한 단위공정으로 이루어진 수처리 기술을 말한다.

### 2.2.3 고도처리의 활용

질소와 인은 처리된 폐수 배출시 고려하여야 할 주요 영양염류이다. 질소와 인을 포함한 유출 수 호수와 저수지의 부영양화를 가속시킬 수 있다. 즉, 질소와 인은 얕은 하천에서 조류(Algae)와 수생식물(Water plant) 성장을 촉진시킬 수 있고, 조류와 수생식물이 과다하게 번식하게 되면 수자원의 이용을 저해하게 된다. 처리된 유출수 내에 질소 농도가 높은 경우 수자원의 용존산소(DO)를 고갈시키고, 수중생물에 독성을 유발하고 염소소독의 효율에 영향을 끼치며, 공공보건상의 위해를 야기하고, 하수 재사용 여부를 결정하는데 부정적 영향을 나타낼 수 있다.

현재 질소와 인을 제거하기 위한 여러 가지 방법 중에서 생물학적 제거가 가장 많이 이용되고 있다. 그 이유는 첫째, 잠재적 처리효율이 높고, 둘째, 공정의 안정성과 신뢰도가 높으며, 셋째, 공정운전이 비교적 쉽고, 넷째, 토지 소요 면적이 작고, 다섯째, 비용이 적당하기 때문이다.

여러 가지 생물학적 공정들이 질소와 인의 혼합제거를 위하여 개발되고 있다. 이중 다수는 특허화 되었으며, 또한 활성슬러지 공정의 형태를 활용하지만 질소와 인의 제거를 위하여 혐기성(Anaerobic), 무산소(Anoxic) 그리고 호기성(Oxic) 지역이나 반응조를 혼합사용하고 있다.



본격적으로 질소·인 제거 공정이 개발되기 시작한 것은 1960년대 초반이었으며 특히 경제적이고 신뢰성 있는 생물학적 제거 공정이 관심의 대상이 되어 왔다. 유기물, 질소 및 인을 생물학적으로 처리하는 공정을 생물학적 고도처리 (Advanced treatment) 또는 생물학적 영양염류 제거공정(Biological nutrient removal; BNR)이라고 한다.

## 2.2.4 생물학적 질소·인 제거원리

### 2.2.4.1 생물학적 질소제거 원리

질소제거를 위한 여러 가지 방법 중에서 생물학적 질산화-탈질 조합공정이 가장 많이 선호되는 이유는 처리효율이 높고, 공정의 안정성과 신뢰도가 높으며, 공정운전이 쉽고 경제적이기 때문이다.

생물학적 질소제거는 질산화 반응과 탈질반응으로 이루어지며, 이때 질소의 변화를 Fig. 2.1과 같이 나타낼 수 있다.

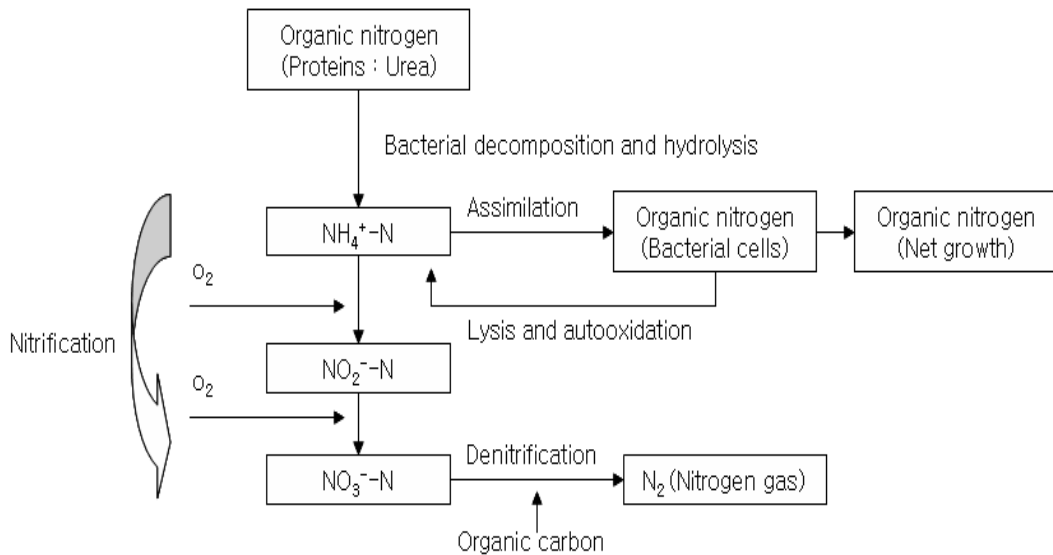
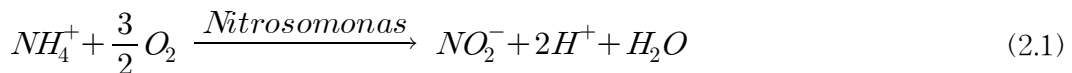


Fig 2.1 Fates of nitrogen in biological nutrient removal system

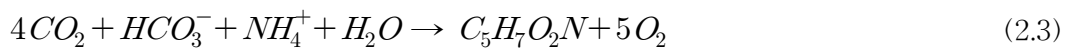
가. 생물학적 질산화 공정

(1) 질산화의 원리

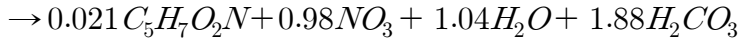
질산화는 관련 독립영양미생물이 성장에 필요한 에너지를 암모니아의 산화로부터 얻는 독립영양의 과정으로 종속영양미생물과는 달리 질산화미생물은 무기탄소(탄산가스)를 새로운 세포의 합성에 사용한다. 암모니아성 질소의 질산화는 *Nitrosomonas*와 *Nitrobacter*의 두 종류의 미생물이 관여하는 두 단계의 과정으로 되어 있다. 다음 반응식에서와 같이 첫 번째 단계에서 암모니아성 질소( $NH_4^+-N$ )가 아질산염으로 변환되며, 두 번째 단계에서 아질산염이 질산염으로 변환된다(EPA, 1993, Ranmani *et al*, 1995, Painter, 1970).



위의 두식은 에너지 생성반응인데, *Nitrosomonas*와 *Nitrobacter*는 이들 반응에서 생성된 에너지를 세포성장과 유지에 사용한다. 에너지를 얻는 동안 암모니아성 질소의 일부는 세포질로 동화된다. 미생물의 합성반응은 다음과 같이 나타낼 수 있다.



총괄산화 및 합성반응은 다음과 같이 표현할 수 있다.



위의 식(2.4)에서 암모니아성 질소가 질산염으로 산화 시에 필요한 산소량 ( $4.3mgO_2/mgNH_4^+-N$ )은 식(2.1) 및 식(2.2)에서 산출되는 필요산소량  $4.57mgO_2$  (세포합성은 고려하지 않았음)과 거의 유사하다(Metcalf & Eddy inc., 1991). 질산화 반응 시  $1mg$  암모니아성 질소( $NH_4^+-N$ )을 질산성 질소( $NO_3^- -N$ )로 산화시키는데  $7.14mg$ 의 알칼리도를 소모한다.

## (2) 질산화 영향인자

질산화과정에 영향이 큰 인자는 암모니아와 질산염의 농도, 유기물과 킬달 질소의 비, 용존산소, 온도, pH 등이 있다.

암모니아와 질산염의 농도는 *Nitrobacter*와 *Nitrosomonas*의 최대성장율에 영향을 미친다. 또한, *Nitrobacter*의 성장률은 *Nitrosomonas*에 비하여 크기 때문에 흔히 암모니아에서 아질산염으로의 변환을 율속단계로 하여 설계된다.

단일단계 탄소성유기물제거와 질산화공정의 MLSS내에 존재하는 질산화미생물의 비율은 BOD/TKN비와 밀접한 관계가 있다. 그 비가 5보다 큰 경우 질산화 미생물의 비는 0.054이하로 감소된다. 용존산소의 농도는 질산화미생물의 최대비성장율  $\mu_m$ 에 영향을 미친다. 온도는 질산화의 동력학적상수에 큰 영향을 미친다. 총괄적인 질산화율은 온도저하에 따라 감소하며 반응식은 (2.4)와 같다(Knowles *et al*, 1965).

$$\mu_m' = \mu_m e^{0.098(T-15)} \quad (2.5)$$

$$K_2 = 10^{0.051T - 1.165}$$

여기서, T : 온도(°C)

최대질산화율은 보통 pH 7.5~8.5 사이에서 발생한다(Focht and Chong, 1975, Loveless and Painter, 1968). 단일단계 탄소성 유기물 제거와 질산화공정에서 pH의 영향은 다음과 같다.

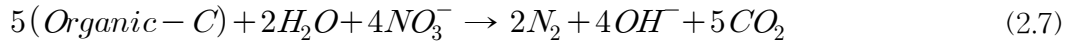
$$\mu'_{mn} = \mu [(1 - 0.833) (7.2 - pH)] \quad (2.6)$$

#### 나. 생물학적 탈질공정

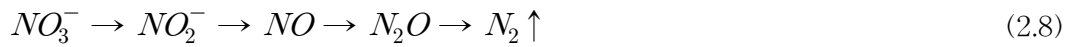
탈질공정에 관여하는 통성혐기성미생물(*Facultative anaerobic microorganisms*)은 성장에 필요한 에너지를 질산염이 질소가스로 변환되는 과정에서 얻지만 세포합성을 위해 탄소원이 필요하다. 일반적으로 원수 내 탄소성유기물 농도가 낮을 경우 탄소의 외부 공급원이 필요하게 된다.

##### (1) 탈질의 원리

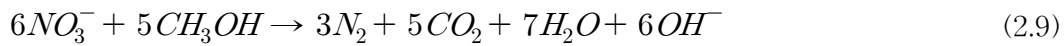
탈질이란 미생물이 산소가 없는 상태에서 호흡을 하기 위하여 최종 전자수용체(Terminal electron acceptor)로서 작용하는 질산성 질소( $\text{NO}_3^-$ -N)를 환원시키는 것을 말하며, 무산소 상태(Anoxic)에서 일어나기 때문에 혐기성 호흡(Anaerobic Respiration)이라고 한다. 하·폐수 처리에 관여하는 많은 미생물들이 탈질능력이 있다고 알려져 있는데, 대표적인 것으로서 *Pseudo-monas*, *Micrococcus*, *Bacillus* 등이 있다. 용존산소가 없고 화학적으로 결합한 형태의 산소(즉,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$  등)만이 존재할 때를 혐기성 상태(Anaerobic)와 구별하기 위해 무산소 상태(Anoxic)라고 한다.  $\text{NO}_3^-$ -N의 환원을 위해서는 전자공여체가 작용하게 되어 탈질이 일어나게 되며 탈질반응식은 다음과 같다.



위와 같이 탈질반응에서는 환원된 질소 1mg당 3.57mg의 알칼리도가 증가한다. 따라서 질산화, 탈질 공정을 동시에 수행하는 공정에서는 질산화로 인한 알칼리도의 감소를 탈질에서의 알칼리도 증가로 어느 정도 상쇄시킬 수 있다.



전체반응은



식 (2.9)에서 메탄올은 탈질미생물의 합성에 필요한 유기탄소원을 뜻하며 환원된 질소 1mg당 메탄올 2.47mg이 소모된다(EPA, 1993).

## (2) 탈질반응의 영향인자

탈질반응에 영향을 미치는 인자로는 질산성 질소( $NO_3^-$ -N) 농도, 유기물, 온도, DO 및 pH 등이 있다.

질산성 질소( $NO_3^-$ -N) 농도는 탈질 미생물의 최대성장율에 영향을 미친다. 탈질반응에는 전자공여체로써 유기물이 필요하고 유기물의 종류에 따라 탈질속도가 다르며, 주로 외부탄소원으로 메탄올을 사용한다. 처리공정과 유기물 종류에 따라 비탈질율이 온도영향을 받는 정도는 다르며, 온도영향을 나타내는 식은 다음과 같다.

$$SDNR(T) = SDNR(T_0) \times \theta \quad (2.10)$$

여기서,  $\theta$  : 온도 보정계수

용존산소(DO)는 탈질미생물의 탈질대사작용을 억제하는 요소로 작용하며, 연속되는 하수처리 공정 내 호기 상태와 무산소 상태의 DO가 변화할 때 완전한 무산소 조건이 이루어지지 않으면 질소(N<sub>2</sub>)가스의외 중간생성물(NO, N<sub>2</sub>O, HNO 등)형성을 촉진하게 되어 탈질을 저하시킬 수 있다.

정상적인 탈질미생물은 중성 pH 6.5~8.5에서 잘 성장하며(Mcclif & Eddy, 1973), pH 4이하에서는 탈질이 일어나지 않는다. pH 저하 시 주로 N<sub>2</sub>O가스의 함량이 증가한다. 철과 구리는 탈질미생물의 대사작용에 중요한 미량원소이며, 부족하면 탈질율을 저하시킬 수 있다.

탈질공정에 사용 가능한 탄소원은 메탄올, 하수, 소화에 의한 휘발성 지방산(VFA; Volatile fatty acids), 메탄, 수소 등의 기타 유기 탄소원이 있다. 메탄올은 상대적으로 가격이 저렴하고 쉽게 분해가능하고 관리가 용이하여 운전시 쉽게 적용이 가능하나 미처리 시 수질악화 우려가 있다. 하수는 유입하수의 농도가 가변적이라 탈질공정 운전관리가 어려울 수 있고 탈질여과 적용시 하수 내 부유물질(SS)에 의한 clogging우려가 있으며 쉽게 분해 가능한 유기물의 함량이 낮아서 탈질공정에서 하수가 미처리된 상태로 방류될 때 처리수질이 악화될 수 있다. 소화에 의한 휘발성 지방산은 탈질여과 적용시 하수 내 부유물질(SS)에 의한 Clogging 우려가 있다. 소화조 운전에 따른 EBO(Easily biodegradable organics) 함량에 대한 연구가 필요하다. 탈질공정에서 휘발성 지방산(Volatile fatty acids)이 미처리되어 방류될 때 처리수질의 악화가 우려되고 소화조 휘발성 지방산(Volatile fatty acids)은 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N농도가 높아 미리 제거해야 하는 단점이 있다. 메탄(CH<sub>4</sub>), 수소(H<sub>2</sub>)는 잘 알려져 있지

않고 상품화된 유기화합물의 경우, 가격문제만 해결되면 적용 가능할 것이다.

#### 2.2.4.2 생물학적 인 제거 원리

인은 생물학적 처리 시 세포합성을 통해 유기물과 함께 제거가 가능하다. 미생물의 성장에 필요한 조건(슬러지 구성성분) BOD : N : P = 100 : 5 : 1에서 미생물내의 인 함량은 1~2%인데, 일반 활성슬러지로 인을 제거하려는 경우 효율은 BOD/P비, SRT 등에 따라 달라지나 일반적으로 20~30% 정도인 것으로 알려져 있다. 한편, 반응조건의 변화로 인 방출 및 인 과잉 섭취를 통해 생성된 슬러지 내 인의 함량은 4~6% 정도로 나타나 생물학적 인 제거는 슬러지 내 인 함량을 높임으로써 가능하다 할 수 있다. 인의 방출 및 섭취에 대한 반응역학적 해석은 여러 가지가 있으나, 현재까지 밝혀진 바로는 혐기성 상태에서 임의성미생물은 미생물에 의해 쉽게 분해되는 6 SCFA(short chain fatty butyrate)를 먹이로 acetate 및 기타 부산물을 생성한다. 인 제거 미생물은 이들을 세포 내로 이동시켜 acetyl-CoA를 acetate로 만들고 이것을 PHB(poly hydroxyle butyrate)로 전환시키며, 이때, 사용되는 에너지는 poly-p의 분해에 의해 공급된다. 호기성 상태에서 PHB는 acetyl-CoA로 산화 되어 미생물 성장을 위한 에너지원으로 사용되며, TCA cycle을 거치면서 bulk 상태인 인을 과잉섭취하게 된다. Fig. 2.2 에 인 방출 및 인 흡수 반응을 간단히 표현하였다.

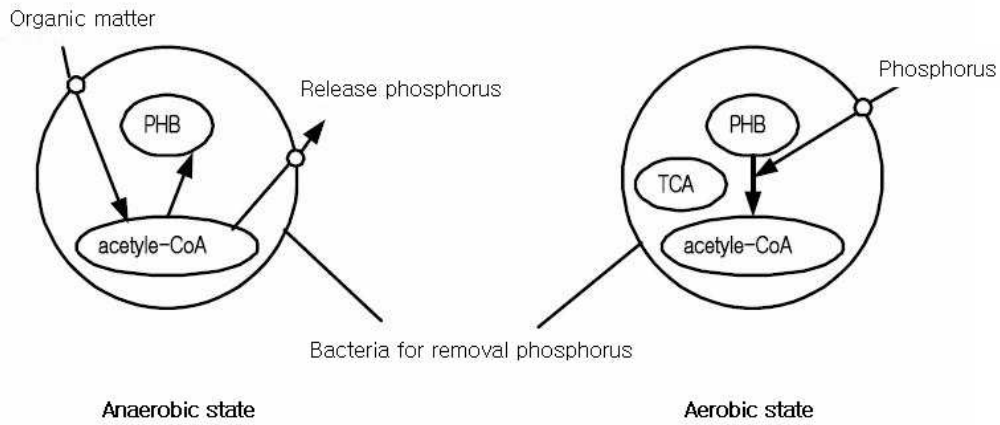


Fig. 2.2 Scheme of release of phosphorus and uptake of phosphorus

#### 가. 인 제거 영향인자

인 제거 처리공정에 영향을 미치는 인자로는 유입 하·폐수 특성, 처리공정 설계인자 그리고 운영방법 등이 관계된다. 이들 영향인자 상세 분류하면, DO 농도와 온도 그리고 pH 등과 같은 환경적인 요소, 고형물체류시간(SRT) 및 혐기, 호기성조 체류시간 등의 설계변수, 유입 하·폐수 내의 성장과 VFAs의 생성수준 및 질산성 질소 농도 등이 있다.

##### (1) 용존산소

용존산소는 미생물이 수용성 인을 세포내의 폴리인산염 형태로 저장하는데 필요한 에너지를 얻기 위하여 유기물을 분해하는데 이용되게 된다. 인 제거 미생물들이 인을 섭취하기 위해서는 호기조의 용존산소농도를 최소한 2mg/L 이상으로 유지해 주어야 하며(SDA, 1989), 인의 방출을 유도하기 위해서는 혐기조 내의 용존산소가 존재하지 않도록 하여야 혐기·호기법에 의한 효과적인 인 제거가 이루어진다고 알려져 있다.



## (2) 온도

생물학적 인 제거 시 온도영향에 관한 Sell 등(1981)의 연구결과에 의하면 5℃에서 제거된 인의 총량은 15℃에서 제거된 것보다 40% 더 높았으며, 이는 낮은 온도에서도 Cell 생성속도가 빠른 *Psychrophilic* 박테리아로 종의 변화가 있었기 때문이라고 보고하였다.

한편, Groenestijin과 Deinema의 보고(1985)에 의하면, 순수 배양된 *Acinetobacter*의 인 함량은 5℃에서 10.1%였으나 35℃에서는 1.4%로 감소하였다고 한다. 그리고 A/O 공법으로 운전하는 Michigan주의 Pontiac 하수처리장의 경우도 약 10℃ 정도의 온도에서도 인의 제거에는 영향을 받지 않았다고 한다.

## (3) pH

Nagashima(1979)에 의하면 Modified Bardenpho Process에서 생물학적 인 제거율은 pH가 5에서 8로 증가되었을 때 42%에서 92%로 향상되었으며, pH 6.5이하에서는 생물학적 인 제거율이 상당히 감소한다고 하였다. EH한, Tracy와 Flammino(1985)가 발표한 호기성 상태에서 pH가 인의 섭취에 미치는 영향에 관한 연구결과에 따르면, pH 6.5 이하에서는 인의 섭취가 감소되고 pH 5.2이하에서는 미생물의 활성이 급격히 저하되었다고 하였으며, 다시 pH를 7 이상으로 증가시켰을 경우에는 인의 섭취속도는 회복되었다고 한다.

## (4) 기질인자

생물학적 인 제거 시 하·폐수 내에 Acetate나 Propionate가 다량 함유되어 있는 경우 인 제거율이 높은 것으로 알려져 있다. 이는 미생물 내로 흡수되는 유기물의 형태가 Acetate나 Propionate와 같은 단쇄 지방산일 경우 미생물 내부로의 흡수가 용이하게 되어 인의 방출을 증가시키기 때문이다.

#### (5) 질산성 질소

Simpkins와 Meclaren(1978)은 Pilot Plant 규모의 수정 Bardenpho 프로세스 실험에서 유출수의 질산성 질소농도가 4.0mg/L에서 6.7mg/L로 증가되었을 때, 인 제거율은 90%에서 55%로 감소된다고 하였다. 이는 탈인균의 인 방출에 유용한 유기물질이 탈질균에 소모되었기 때문이다. 따라서 유입수의 BOD/P의 비율, 시스템의 SRT, 내부반송에 함유된 질산성 질소 농도 등이 인 제거율에 중요한 요소가 된다는 것을 알 수 있다.

#### (6) SRT

생물학적 인 제거 공정의 중요한 설계인자는 슬러지 체류시간(SRT), 혐기성 체류시간, 호기성 체류시간이다. 처리공정 설계 시 유기물의 제거, 질산화와 탈질소화를 고려한다면, 긴 SRT가 요구되지만, 인제거의 경우에는 SRT를 길게 할 경우, 슬러지 발생량을 감소시킨다는 장점이 있는 반면에, 과량의 인을 섭취한 슬러지의 폐기를 통해 얻어지는 인의 제거효율을 저하시키는 단점을 유발시킨다.

Fukase 등(1982)은 A/O공정의 pilot plant 실험결과, SRT를 4.3일에서 8일로 길게한 결과, BOD/P의 비율은 19에서 26으로 증가되고, 슬러지 내 인 함량은 5.4%에서 3.7%로 감소되었다고 보고하였다.

## 2.3 국내외 생물학적 질소, 인 제거 기술 현황

### 2.3.1 외국공법

세계 각국에서는 질소와 인과 같은 영양염류의 수계 부하량을 감소시키기 위하여 하·폐수 방류수 수질기준을 강화하며, 강화되는 기준에 적합한 새로운 하·폐수 고도처리기술이 개발되고 이에 관련된 새로운 시장 환경이 조성되어 세계 환경시장 규모는 매년 5% 이상 증대되고 있다.

현재 선진국에서 상용화된 생물학적 질소, 인 처리방법으로는  $A_2O$ , 5-Stage Bardenpho, UCT, VIP 공정 등이 있으나 상기의 외국 공법들은 국내 하수의 특성, 경제적 제약, 운전·유지관리에 대한 기술 전수의 미비 등의 여러 가지 문제점들에 의해 안정적인 처리가 불확실한 상황이다. 다른 고도처리 공법으로 SBR 공법이 있는데, SBR은 1900년 초에 개념이 제시되었지만 각종 제어설비 기술의 부족으로 적용에 한계를 나타내다가 1980년대 초에 각종 밸브 및 제어설비의 눈부신 발달로 인하여 미국을 중심으로 재조명되기 시작하였다. 대표적인 SBR 기술로는 ICEAS, OMNIFLO, AQUA, CASS, CAST 등을 들 수 있으며, 최근에는 우리나라에서도 적용에 많은 관심을 가지고 있으나 간헐 배출로 인한 하부 집수장치가 대형화되어야 하는 등의 단점이 있다. 그 외 활성슬러지 공정과 분리막(membrane) 기술의 장점을 결합한 막분리 활성슬러지 공정이 있다. 국외의 경우 막분리 활성슬러지 공정의 시장은 일본에 가장 활발히 형성되어 있으며 캐나다, 호주 등도 일부 분야에서 상업화되어 있다. 선진 외국의 경우 MBR과 관련된 시장의 규모를 인지하고 시장선점을 위하여 본 공정의 개선과 실용화에 관한 연구에 박차를 가하고 있는 실정이다. 그러나 이 공정 역시 분리막의 높은 가격, 공극이 작기 때문에 발생하는 분리막의 폐색, 고전력이 소비된다는 단점으로 인해 실용화를 위해서는 아직 많은 연구가 필요하다.

### 2.3.1.1 A<sub>2</sub>O 공법

미국의 Air product & Chemical사가 생물학적 인 제거를 목적으로 개발한 A/O 공정에 질소 제거기능을 추가하기 위해, 혐기조와 호기조 사이에 무산소조를 설치한 공정이다. 혐기조에서는 유입하수의 유기물을 이용하여 인을 방출하고 무산소조에서는 호기조로부터 내부 반송된 질산성질소 혼합액과 혐기조를 거친 유입하수를 외부탄소원으로 하여 질산성 질소를 질소가스로 환원시켜 질소를 제거한다. 호기조에서는 암모니아성 질소를 질산성질소로 산화시킴과 동시에 유기물제거와 인의 과잉섭취가 일어나며 최종 잉여슬러지를 폐기할 때 인이 제거된다. 반송 슬러지 내 질산성 질소(Nitrate)로 인하여 혐기성 조건에서 인 방출이 억제됨으로서 인 제거 효율이 낮다. BOD/T-N 비가 12이상 요구되므로 유입수중의 BOD/T-N 비가 낮은 국내 하수의 처리에 부적절하며 처리 시에는 외부탄소원(Carbon source)를 주입하여야 한다. 수온이 저하하는 겨울철에 질소·인 제거효율이 다소 저하한다. 처리효율은 유기물질인 생물화학적산소요구량(BOD)은 90% 이상, 부유물질(SS)은 90% 이상, 총 질소(T-N)는 70%, 총인(T-P)은 60%이다.

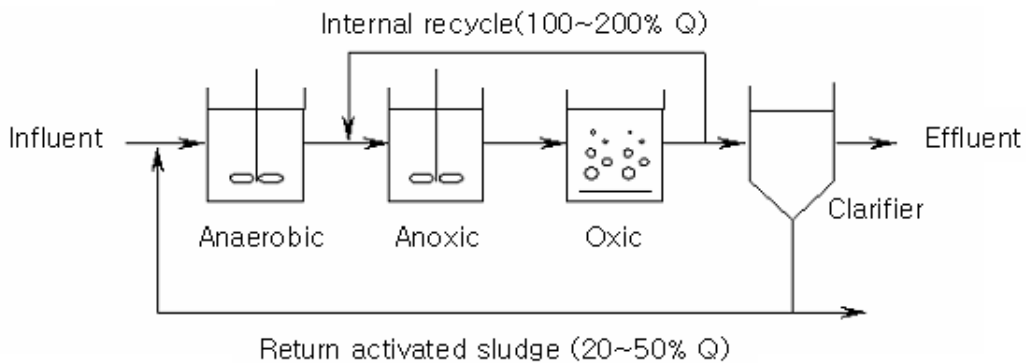


Fig 2.3 Flow scheme of A<sub>2</sub>O process

### 2.3.1.2. 5단계 Bardenpho 공법

Bardenpho 공법은 혐기-무산소-호기-무산소-호기조로 구성되어 있으며, 전단의 혐기-무산소-호기는 질소, 인 및 유기물을 제거하며, 2번째 무산소조에서는 내생탈질과정을 통하여 미처리된 질산성 질소를 제거하며, 마지막 호기성 단계에서는 폐수 내 잔류 질소가스를 제거하고 최종 침전지에서 인의 용출을 방지하기 위하여 사용된다. 4단계 Bardenpho 공법에 비하여 인 제거 효율이 높으며 다른 생물학적 질소제거 공법에 비하여 질소제거효율이 높고, A<sub>2</sub>O 공법에 비하여 긴 체류시간을 사용하므로 유기성 탄소산화 능력이 높다. 저부하 운전 및 긴 체류시간(10~24시간)으로 인하여 건설비가 표준활성슬러지법에 비하여 다소 크며 유입원수 내의 생물학적으로 분해가 용이한 유기물의 농도가 낮거나 수온이 저하하는 겨울철에 질소·인 제거효율이 저하한다. 처리효율은 유기물질인 생물화학적산소요구량(BOD)이 90% 이상, 부유물질(SS)이 85% 이상, 총 질소(T-N)가 90%, 총인(T-P)이 50~90% 이다.

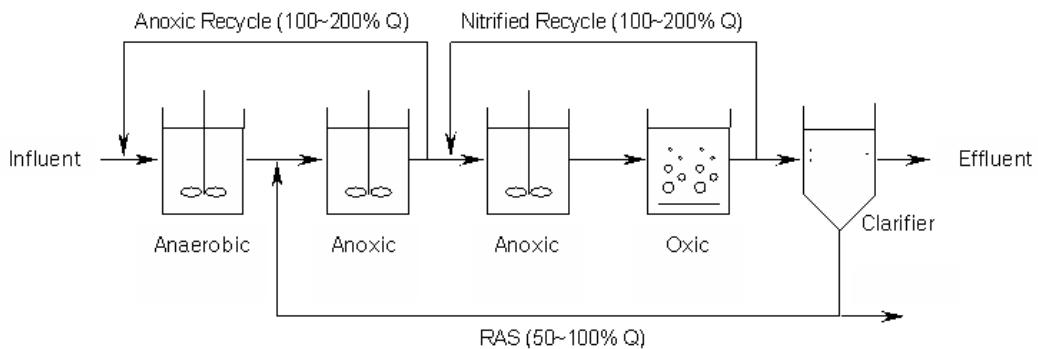


Fig 2.4 Flow scheme of 5-step Bardenpho process

### 2.3.1.3 연속회분식 반응조 (Sequential batch reactor: SBR) 공법

단일 반응조에서 오·폐수의 유입 및 처리수의 유출이 일어나는 공정으로 정해진 시간의 배열에 따라 각 단위공정이 연속적으로 일어난다. 즉, 유입(Fill)공정 → 반응(React)공정 → 침전(Settle)공정 → 배출(Draw)공정 → 휴지(Idle)공정의 순으로 반응이 진행되며 호기조 내 MLSS(Mixed liquor suspended solids)는 모든 공정을 통하여 반응조 내에 있게 되므로 침전지 및 반응이 필요 없는 것이 장점이며 현재 여러 종류의 특허화된 연속회분식 공정이 개발되어 있다. (ICEAS, KIDEA, CASS, Omniflow 등) 반응조건을 조절함에 따라 질소와 인의 제거가 가능하며 별도의 2차 침전지 및 슬러지 반송설비가 필요 없으며, 특허화된 공법에 따라 연속적으로 원수유입이 가능하다. 충격부하(Shock load)에 비교적 강하며, 사상균을 제어할 수 있는 운전의 융통성이 있으며 시설이 간단하여 운전이 용이하다. 토지가 부족한 소규모 하수처리에 주로 적용(주로 20,000~30,000m<sup>3</sup>/일 이하)되며, 처리효율은 유기물질인 생물화학적산소요구량(BOD)이 85~90% 이상, 부유물질(SS)이 85~90% 이상, 총질소(T-N)이 70~85%, 총인(T-P)이 60~70%이다.

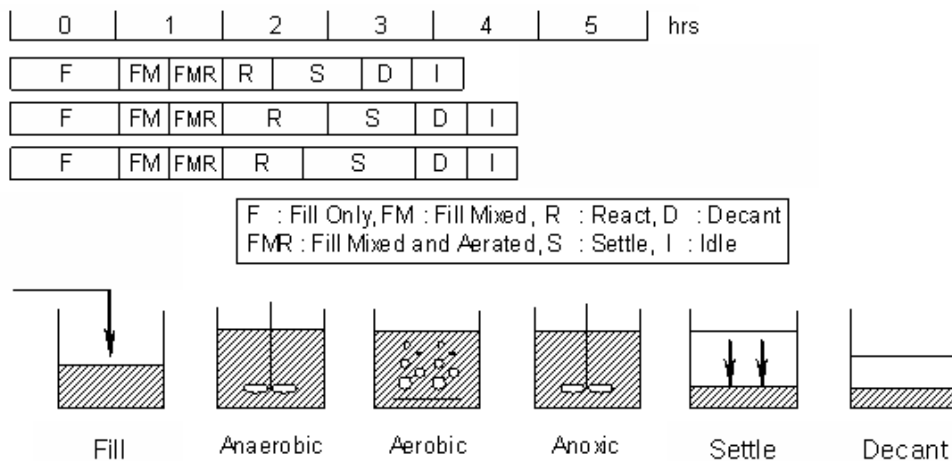


Fig 2.5 Flow scheme of SBR process

### 2.3.2 국내공법

Table 2.2는 우리나라 하수종말처리시설에서 사용되고 있는 고도처리 공법을 나타낸 것이다. 현재 많은 공법이 사용되고 있지만 각 처리시설의 유입수와 방류수 T-N, T-P 농도 결과에 따르면 대체적으로 50% 내외로 처리 효율이 낮고, 2008년에 강화되는 방류수 수질기준인 T-N 20mg/L, T-P 2mg/L를 초과하는 처리시설도 상당수 있었다.

Table 2.2 Advanced treatment processes used in sewage treatment

Items	Process
Series of A <sub>2</sub> O	A <sub>2</sub> O, ACS, ASA, BNR, DNR, MLE, NAP, PLII, VIP
Series of SBR	Omniflo, ICEAS, KIDEA, MSBR
Series of Media	CNR, SWPP, Denipho, SCS, SAC
Unique microbe	B3, HBR II, Oxidation ditch, PID

#### 2.3.2.1 B3 공법

표준활성슬러지 공법을 변형한 공법으로 하수의 질소·인 제거를 목적으로 개발되었으며 선택 배양된 바실러스 균(*Bacillus sp.*)이 반응조로 주입되며 각각의 반응조의 DO를 점감포기로 조절하여 바실러스균을 포자화시켜 포자의 침강성을 향상시킨다. 미생물 상태를 파악하여 처리조건을 최적화하며, 부하변동에 비교적 강하다. 슬러지 발생량이 적고 탈수효율이 양호하여 슬러지 처리비용이 감소할 수 있으며, 악취제거 효과가 있으므로 냄새발생의 우려가 적다. 건설비 및 유지관리비가 표준활성슬러지법과 유사한 수준이며 약품주입(필라멘트의 성장을 위하여 규소포함물질 및 마그네슘포함물질을 포기조 및 소화조에 주입) 및 다량의 내부순환으로 인한 유지관리비 증가된다. 처리효율은 유기물질인 생물화학적산소요구량(BOD)이 90% 이상, 부유물질(SS)이 90% 이상, 총질소(T-N)이 90%, 총인(T-P)이 70%이다.

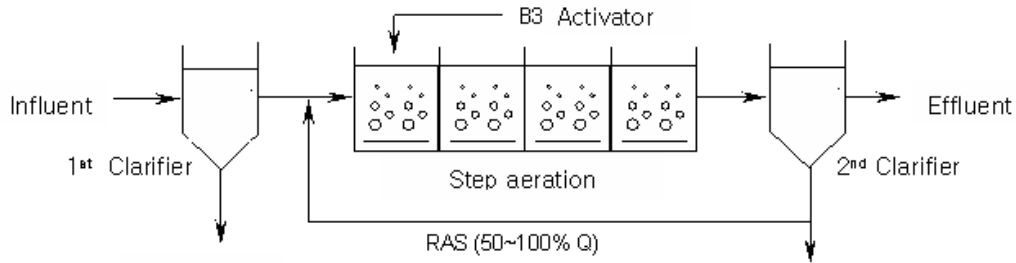


Fig 2.6 Flow scheme of B3 process

### 2.3.2.2 DNR공법

표준활성슬러지 공법을 변형한 공법으로 슬러지 탈질조(Pre-Anoxic tank), 혐기성조(Anaerobic tank), 무산소조(Anoxic tank), 호기성조(Oxic tank)로 구성되며 질산성 질소를 제거하기 위한 내부반송(Internal recycle)과 침전지 슬러지 반송으로 구성되어 있다. VIP와 A<sub>2</sub>O공법과 유사하나 슬러지 탈질조(슬러지 저장조)가 설치되어 있어 내생탈질에 의한 Nitrate(NO<sub>3</sub>-N)를 제거함으로써 혐기성조에서 Nitrate에 의한 인 방출 저해작용을 억제할 수 있는 특징이 있다. BOD/T-N비가 낮은 유입원수에서 처리 가능하도록 개발되어 유입수내의 유기물농도가 낮은 국내 하수의 처리에 적합하며, VIP, MUCT 공법에 비하여 간단하며(내부반송펌프 Line이 1개 적음), 내부 반송율이 낮아 경제적이며 운전이 용이하며 기존하수처리시설의 고도처리공정으로 변경 시 적용이 용이하다. 건설비 및 유지관리비가 표준활성슬러지법과 유사한 수준이며 유입원수내의 생물학적으로 분해가 용이한 유기물의 농도가 낮거나 수온이 저하하는 겨울철에 질소 · 인 제거효율이 다소 저하할 수 있다. 처리효율은 유기물질인 생물화학적산소요구량(BOD)이 90% 이상, 부유물질(SS)이 90% 이상, 총질소(T-N)이 70~80%, 총인(T-P)이 80~85%이다.



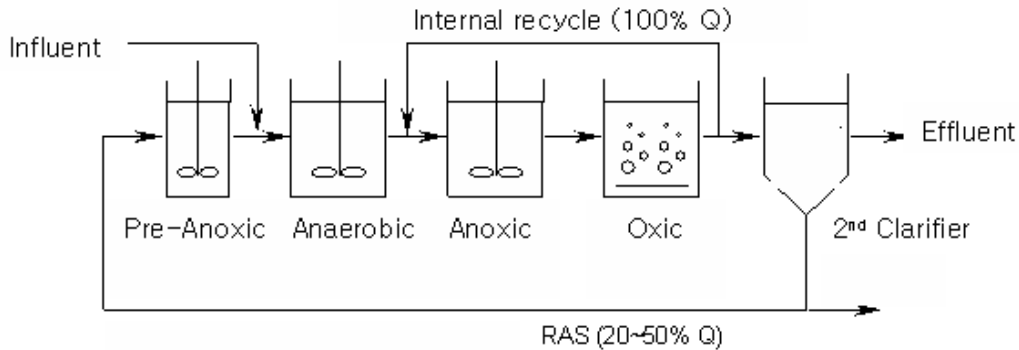


Fig 2.7 Flow scheme of DNR process

### 2.3.2.3 연속회분식 반응조 (SBR) 변형공법

SBR 공법과 유사하나 하수가 연속적으로 유입되는 상태에서 포기, 침전, 처리수 배출의 3단계 과정을 하나의 사이클(Cycle)로 하여 무산소/혐기성 상태에서 호기성 상태로 미생물들이 적응하는데 소요되는 Lag-Time을 이용하여 질소 및 인을 제거하며 포기조 내 MLSS(Mixed liquor suspended solids)는 모든 공정을 통하여 반응조 내에 있게 되므로 침전지 및 반송이 필요없는 것이 장점이다. 반응조건을 조절함에 따라 질소와 인의 제거가 가능하며 별도의 2차 침전지 및 슬러지 반송설비가 필요 없으며 연속적으로 원수유입이 가능하므로 탈질에 소요되는 Carbon Source를 충분히 공급할 수 있게 되어 질소제거효율이 우수하다. 충격부하(Shock load)에 비교적 강하며, 사상균을 제어할 수 있는 운전의 융통성이 있으며 시설이 간단하여 운전이 용이하다. 동절기에 수온이 저하될 경우 처리효율이 불확실하며 토지가 부족한 소규모 하수처리에 주로 적용(주로 20,000~30,000m<sup>3</sup>/일 이하)된다. 처리효율은 유기물질인 생물화학적산소요구량(BOD)이 90~95% 이상, 부유물질(SS)이 90~95% 이상, 총 질소(T-N)이 70~90%, 총인(T-P)이 80~90%이다.

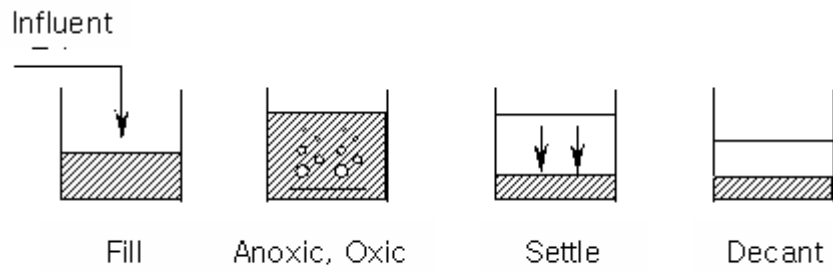


Fig 2.8 Flow scheme of modifying SBR process

## 2.4 기존 기술의 문제점

부영영화의 근원적인 물질인 질소 및 인을 처리하기 위하여 선진국에서는 다양한 처리공법들을 이미 개발하여 적용하였으나, 처리장 유입수 성상이 비교적 고농도로 유입되는 것을 기준으로 개발되었으므로 국내 하수처리장의 저농도 유입하수에 적용하기에는 안정적인 질소 및 인의 처리가 불확실하다. 또한 국내에서 개발되어있는 하수처리공법의 경우에도 처리장 계획부지면적의 과다, 처리장 운영기술성의 전문화, 초기 투자비 및 운영관리비의 증대 등으로 인하여 경제성이 떨어지고, 질소제거를 위한 내부순환방식을 채택하여 건설비 등을 포함한 초기투자비 및 유지관리비(전력비) 증대 등의 많은 문제점들을 내포하고 있다.

## 2.5 외국공법 국내 적용 시 문제점

우리나라의 하수관거는 대부분 합류식이며 관거의 길이가 길고 지하수의 유입이 쉬워 외국의 하수에 비하여 유기물의 농도가 현저하게 낮기 때문에 현재 국내에 도입되고 있는 질소 및 인 제거 공법인 고도처리 기술로서 질소 및 인을 제거하려면 인위적으로 탄소원을 제공해 주어야 하는 번거로움이 있다. 특히, 질소 제거에 필요한 C/N비는 UCT의 경우 8이상, A<sub>2</sub>O의 경우 12이상으로서 우리나라의 6보다 훨씬 높다. 그러므로 도입되고 있는 해외 기술을 그대로 적용하여 질소 및 인을 제거하려고 시도할 경우 많은 문제가 발생할 것으로 예상된다. 만약 적용하였을 경우 탄소원을 공급해줌으로서 엄청난 유지비의 부담을 안게 되고, 투자에 비하여 처리효과는 매우 미흡하게 된다. 따라서 유입 하, 폐수의 유기물 농도가 너무 낮아 외국에서 실용화되고 있는 기술을 그대로 적용하기에 어려운 상황에서 우리는 우리나라의 수질과 현실에 부합되는 기술개발이 절실하게 요구되고 있는 실정이다.

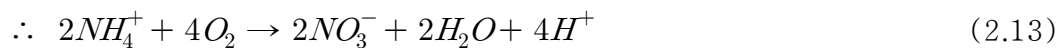
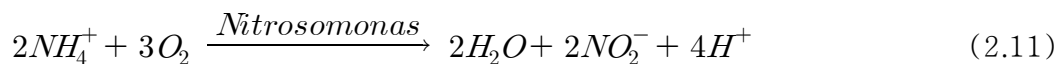
## 2.6 단계주입 상향류 반응조를 이용한 고도처리 공법

### (Y-TURN process)

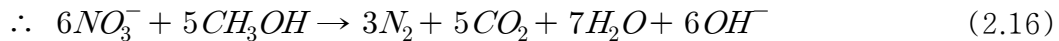
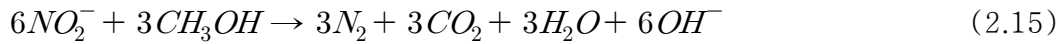
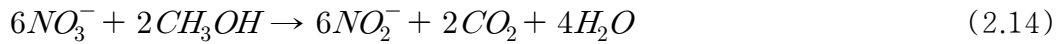
단계주입 상향류 반응조를 이용한 고도처리 공법(Y-TURN process; Young dong - Two step influents and Upflowed reactor for Removal of Nitrogen and phosphorus process)은 내생 탈질 및 단계 유입의 장점을 이용하여 질소, 인 제거율을 향상시키는 공정으로 Fig. 2.9에 나타낸 것과 같이 호기조-복합반응조(혐기조+무산소조+침전조)-복합기능조로 구성되어 있다.

기존 영양염류(질소, 인) 제거를 위한 3가지 조의 기능을 한 조에서 복합적으로 일으키는 복합반응조 및 복합교반기를 이용하여 하수처리의 질소, 인 제거기술로 사용한다. 본 공법의 처리 메커니즘은 기존 질소, 인 제거 메커니즘이 되는 탈질, 인 방출의 공정을 주반응으로 하고 부반응으로 특수미생물을 이용하여 탄소원 없이 탈질을 일으키는 Anammox 반응을 이용하여 질소, 인을 제거하고 외부탄소원 대신 처리되어야 할 하, 폐수 유입수 및 혐기성 sludge를 탄소원으로 사용한다. 아래는 구체적인 공법을 소개한다.

Nitrification

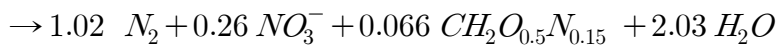
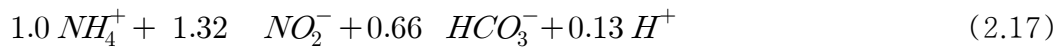


Denitrification



(ex. *Bacillus*)

Anammox



(ex. *Candidatus Brocadia*)

#### 가. 단계 호기조

호기조는 유기물 산화, 질산화, 내생호흡에 소요되는 적절한 DO를 공급하여 유기물 산화 및 질산화를 단계별로 수행하는데, 본 공법에서는 제1호기조와 제2호기조로 구별된다. 먼저 제1호기조에서는 복합반응조의 무산소 영역에서 탄소원으로 사용될 유기물의 분해를 최소화하고,  $NO_2^-$ -N(또는  $NO_3^-$ -N)의 축적이 유리한 조건을 형성하여  $NO_x$ -N의 축적량이 유입 TN의 50%정도 일어나는 시점까지 처리한다. 그리고 제2호기조에서는 미생물의 호기성 처리로 주로 유기물을 분해하며, 동시에 암모니아성 질소( $NH_4^+$ -N)가 질산성 박테리아에 의해 질산성 질소( $NO_3^-$ -N)로 전환되어 제1호기조의 처리수와 함께 복합반응조로 각각 유입된다.

## 나. 복합반응조

복합반응조에서는 2단계 호기조 처리를 마친 중간처리수가 혼합되어 상향류로 유입되는데, 무산소 영역에서 제1호기조 중간처리수의 잔류 유기물을 탄소원으로 이용하여 질산염을 질소가스로 제거한다. 그리고 혐기 영역에서는 유입된 중간처리수내 잔류 암모니아성 질소( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ )와 아질산성 질소 혹은 질산성 질소( $\text{NO}_2^-\text{-N}$  혹은  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ )가 Anammox 반응(독립영양미생물을 이용하여 인의 축적과 유기물 소모 없이 수중의  $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 와  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 이 약 1 : 1의 비율로 반응하여 수중의 질소 성분을 질소가스로 환원시켜 제거하는 혐기성 탈질반응)에 의해 제거된다. 다시 말해서 총 질소(T-N)의 약 80%가 무산소 영역의 탈질반응에 의해 제거되고, 나머지의 약 30%가 혐기 영역의 Anammox 반응을 통해 제거되어 전체의 약 10% 정도가 Anammox 반응에 의해 제거될 것으로 기대된다. 그러므로 총질소 제거효율 90% 이상을 달성한다. 또한 혐기 영역에서는 인이 방출되고, 방출된 인은 호기조로 반송되어 호기조에서 인 제거 미생물에 의해 과잉의 인을 섭취하는 원리로 제거된다. 또한 복합반응조에서는 복합교반기의 사용을 통해 T-N, T-P 처리효율을 극대화 시킬 것이다. 복합교반기의 상부에서는 2단계 호기조 처리를 마친 중간처리수가 섞여 들어와 하부의 여러 방향으로 뻗어있는 각 날개(wing)의 hole을 거쳐 상향류로 흐르게 된다. 그리고 각 날개에는 media가 설치되어 있어서 MLSS를 높이는 역할을 하여 처리효율을 증가시킬 것이다. 다시 말해 하부의 sludge는 혐기조, 각 날개 media의 sludge는 무산소조 역할을 수행할 것이다. 그러므로 이 복합교반기는 MLSS를 높여주는 media의 역할과 동시에 무산소조 및 혐기조의 agitator 역할, 하부에 쌓여있는 sludge를 긁어주는 scraper의 역할을 모두 수행하게 된다.

복합반응조에서는 여러 가지 반응이 동시에 일어남으로 반송슬러지 라인을 복합반응조 하부의 Anammox 반응 진행정도에 따라 2단으로 한다. 전체 슬

러지 반응은 하부 Anammox 반응 및 혐기조 반응 영역을 유지하기 위해 혐기 영역 상부에서 상시 진행된다. 간헐 슬러지 반응은 혐기반응으로 인한 과잉 인 방출 슬러지 인출과 Anammox 반응효과를 위해 혐기 영역 바닥에서 간헐적으로 수행된다. 위와 같이 2단 슬러지 반응은 동시에 수행되는 복합반응조의 반응이 서로 상충되지 않도록 할 것이다.

#### 다. 복합기능조

복합기능조는 복합반응조 처리수를 단시간 폭기하여 DO와 수질을 균등화시켜 방류한다.

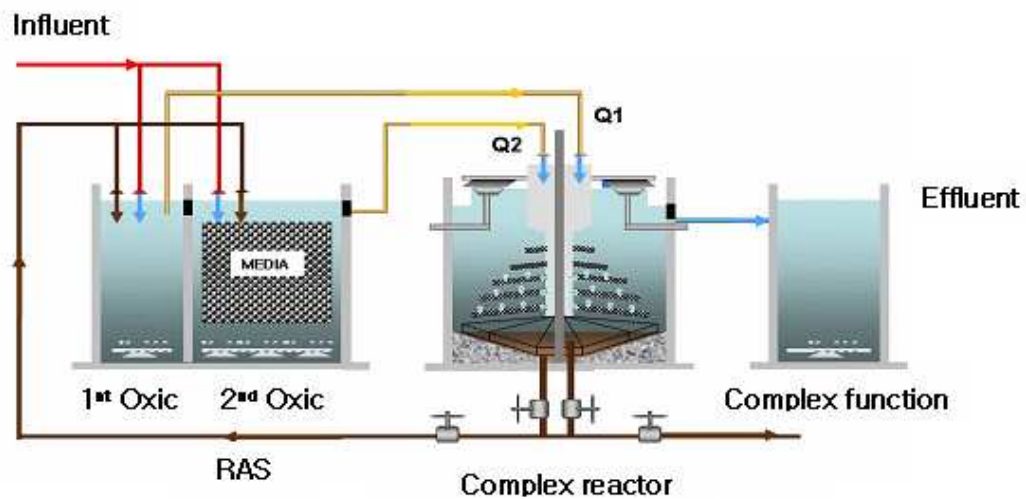


Fig 2.9 Flow scheme of Y-TURN process



### Ⅲ. 실험재료 및 방법

#### 3.1 실험장치

본 Y-TURN process 실험 장치는 처리대상시료로 하수종말처리시설 최초 침전조 월류수를 이용하기 위해 B시 H 하수종말처리장 內 최초침전조 상부에 설치하였다. 본 실험에 사용한 Y-TURN Process 반응조는 두께 4.5mm의 철판(SS 41)으로 제작되었으며 유량조정조 1, 유량조정조 2, 탄소원 이용조, 호기조, 복합반응조, 복합기능조, 오니농축조의 7개의 반응조로 구성되어 있다. 각 반응조의 용량은 Table 3.1과 같이 총 유효용적은 9.5m<sup>3</sup>이다. 본 실험장치에서는 상기 문헌조사에서 설명된 Y-TURN process의 부분질산화를 일으키는 제1호기조의 역할을 배제하고 유입하수를 그대로 탄소원으로 이용하는 탄소원 이용조를 사용한다. 본 실험 장치는 일처리용량은 10m<sup>3</sup>으로 설계하였으며 설치면적은 약 7.5m<sup>2</sup>으로 하였다. 본 실험에 사용된 반응조의 구성도는 Fig. 3.1에 나타내었고 설치된 반응조의 사진은 Fig. 3.2에 나타내었다. 반응조의 유입은 수중펌프를 사용하였고 유입, 유출 배관은 스테인레스 배관 50mm를 사용하였다. 복합반응조, 유량조정조 2를 제외한 모든 반응조에는 산기장치를 설치하였고 복합반응조에는 복합교반기(0~5rpm)를 설치하여 반응조의 복합반응이 원활하도록 하였으며 상부, 하부 스크래퍼를 설치하여 잉여슬러지와 부상슬러지를 관리할 수 있게 제작하였다. 복합반응조의 내부에 대한 점검을 위해 3개의 점검창(80mm×300mm)을 설치하고 각 창 사이에 수심 200mm, 800mm, 1400mm, 2000mm에 각각 밸브를 설치하여 수심별 반응상태 및 수질을 확인할 수 있게 제작하였다. 그리고 본 반응조는 Fig. 3.3의 제어 패널로 자동 운전한다. 또한 반응조 내 설치될 배관 및 기타 제작 설치구조물은 부식방지를 위해 스테인레스 구조물로 제작되었다.

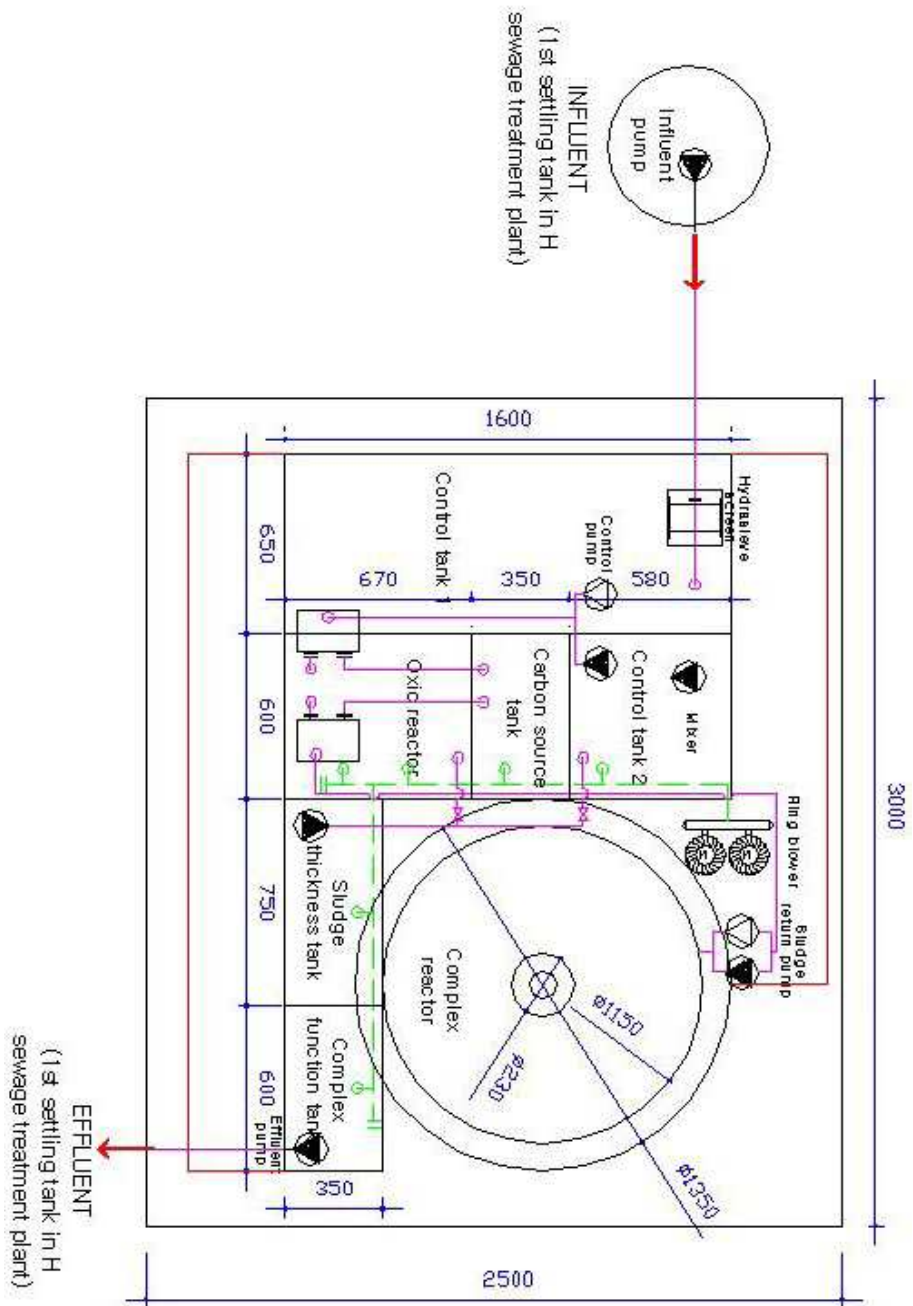


Fig. 3.1 Schematic diagram of Y-TURN process reactor used in this study



Fig. 3.2 Picture of Y-TURN process reactor used in this study



Fig. 3.3 Y-TURN process control panel used in this study

### 3.2 실험 시료 성상

본 실험에 사용한 시료는 실제 발생되고 있는 B시 H하수종말처리장 최초침전조의 월류수를 사용하였으며 성상은 Table 3.1과 같다. 유입수 온도는 하절기 25~28℃내외 동절기 19~24℃ 이며 pH는 7.2~8.0이다.

Table 3.1 Composition of the wastewater used in Y-TURN Process

Composition	Concentration (mg/L)	Mean (mg/L)
COD <sub>Mn</sub>	88 ~ 150	119
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	20 ~ 57	38.5
T-N	36 ~ 70	53
T-P	4 ~ 23	13.5

### 3.3 실험조건

본 연구에 사용된 식종슬러지는 B시 H하수처리장의 폭기조에서 활성슬러지를 채취하여 사용하고 K사 오수처리시설의 무산소조에서 탈질슬러지를 채취하여 사용하였다. 유입수는 설계용량의 1/2인 일처리용량 5m<sup>3</sup>에서 설계용량인 일처리용량 10m<sup>3</sup>까지 서서히 늘리면서 본 실험장치에 투입하여 30일간의 적응기를 두었다. 유입수는 유량조정조에서 탄소원 이용조와 호기조에 분할 유입되는데 각각 총 유량의 35%와 65%이다. 반송은 호기조로 유입량의 30%정도로 주입하여 미생물량을 유지시킨다. 호기조는 용존산소를 1.5~2mg/L가 되도록 포기한다. 복합반응조에는 탄소원 이용조와 호기조에서 유출되는 처리수가 내통으로 모아져서 저부 배관으로 유입되어 상향류로 이송되며 처리되며 복합반응조 저부와 상부는 RPM이 상이하게 교반하여 혐기반응, 침전반응과 무산소반응이 각각 원활하도록 하여 상기 RPM은 인버터로 0~0.5rpm, 0~5rpm으로 조작할 수 있게 하였다. 모든 조작은 타이머에 의해 자동으로 제어되도록 하였으며 본 실험의 처리계통도는 Fig. 3.4에 나타내었다.

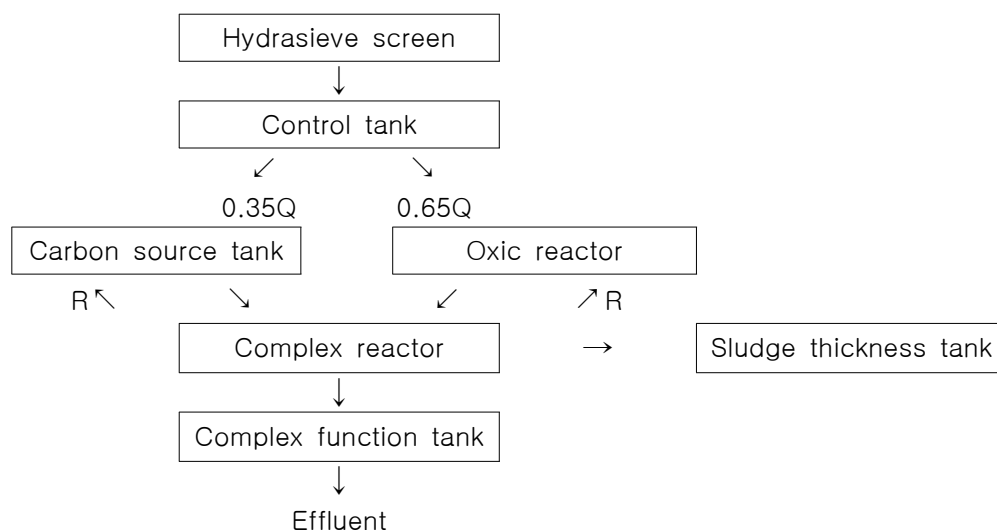


Fig. 3.4 Flow scheme of Y-TURN process used in this study

### 3.4 분석방법

미생물 활성을 위해 기존 활성화된 슬러지로 Seeding 후 실험 분석하였으며 유입수와 유출수 및 각 반응단계별(유량조정조, 탄소원 이용조, 호기조, 복합 반응조, 복합기능조) 로 주 1~2회 시료 채취하여 분석하였다. 본 연구에 사용된 각 항목별 분석방법은 수질오염공정시험법 및 다항목 분석기기인 HACH 5000의 분석방법을 사용하였다. 각 항목별 분석방법은 Table 3.2에 나타내었다. 반응조 내의 미생물의 변화를 보기위해서 생물현미경을 이용하여 관찰하였다.

Table 3.2 Summary of analytical methods for this study

Item	Analytical method
pH	pH meter (Istek pH-20N)
ORP	ORP meter (Istek pH-20N)
DO	DO meter (YSI Model 55)
COD <sub>Mn</sub>	KMnO <sub>4</sub> Reflex method
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	HACH 5000
T-N	UV spectrophotometer method
T-P	UV spectrophotometer method

## IV. 결과 및 고찰

### 4.1 pH의 변화

본 실험의 각 반응조의 pH 변화는 Fig. 4.1과 같이 본 실험장치 공정에 유입되는 유량조정조 7.3~7.9, 탄소원 이용조는 6.8~7.5, 호기조는 6.6~7.0, 복합반응조 수면은 6.7~7.2, 복합반응조 저부는 6.1~6.9, 본 실험장치 수처리 공정의 유출수인 복합기능조는 7.6~8.0을 나타내었다. 산화, 환원 반응에 의한 알칼리도 소모 정도에 의해 반응단계별로 pH는 상이하게 나타난다.

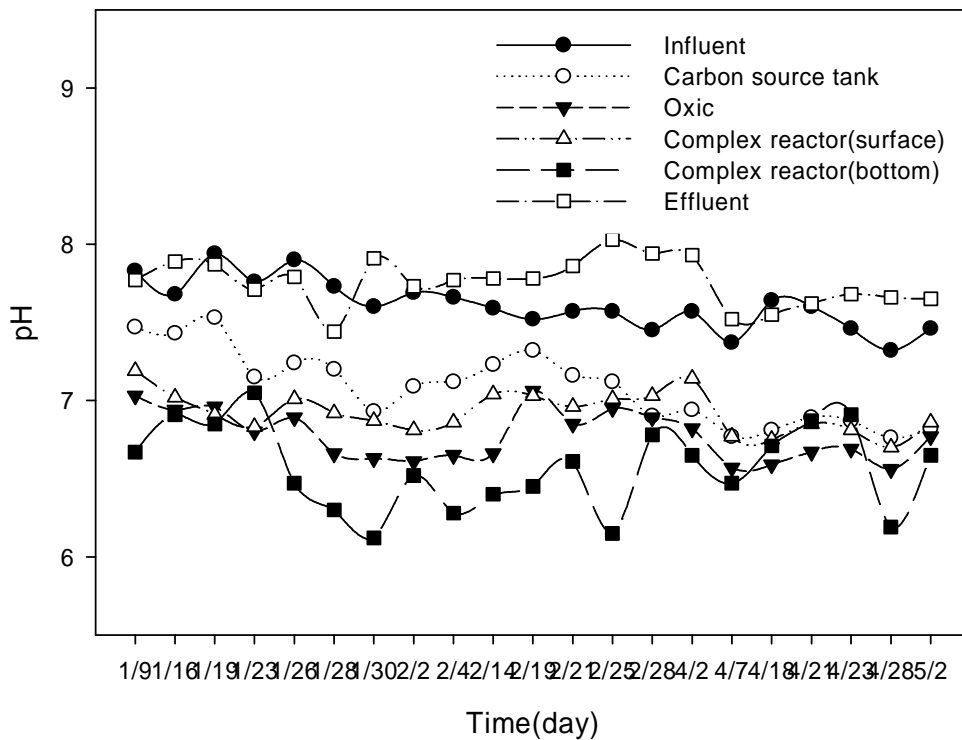


Fig. 4.1 Variation of pH in Y-TURN process

## 4.2 ORP의 변화

본 실험에서 복합반응조의 수심에 따른 ORP 변화를 살펴보면 Fig. 4.2와 같이 나타난다. 복합반응조 저부(bottom)에서부터 200mm, 800mm, 1400mm, 2000mm, 2500mm를 각각 측정할 때 변동이 있을 수 있으나 2500mm 지점을 제외하고는 전반적으로 수심이 깊어질수록 ORP가 낮아져서 복합반응조 내부 저부에 무산소 반응과 혐기반응 영역이 조성되었음을 알 수 있다.

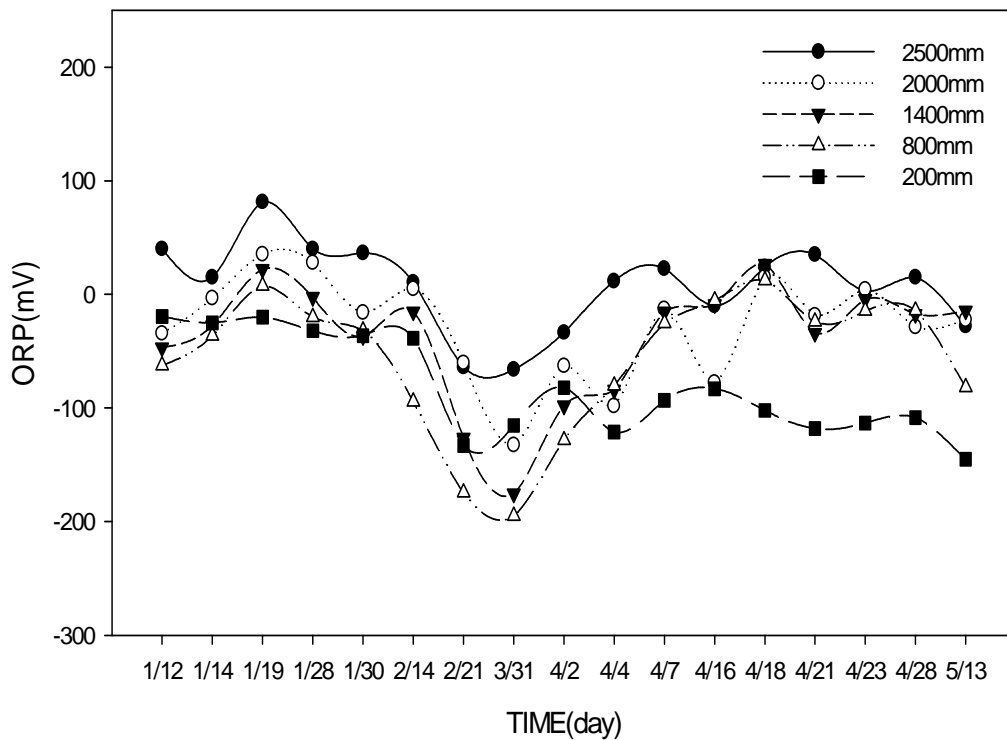


Fig. 4.2 Variation of ORP in complex reactor of Y-TURN process



### 4.3 유기물 제거효율 평가

Fig. 4.3에는 실험 경과일에 따른 화학적 산소요구량(COD<sub>Mn</sub>)의 유입수와 복합반응조 처리수, 유출수의 농도를 나타내었다. 초기 시운전 기간 45일이 경과된 2월4일 이후 유입수는 화학적 산소요구량(COD<sub>Mn</sub>) 농도 50~145mg/L, 복합반응조 처리수는 화학적 산소요구량(COD<sub>Mn</sub>) 농도 11~21.3mg/L, 유출수는 화학적 산소요구량(COD, Mn) 농도 9~11mg/L로 제거효율이 85~90%를 나타내었다. 측정된 결과 우리나라 하수도 방류수질기준 법적기준인 COD<sub>Mn</sub> 40mg/L 이하를 만족하였다.

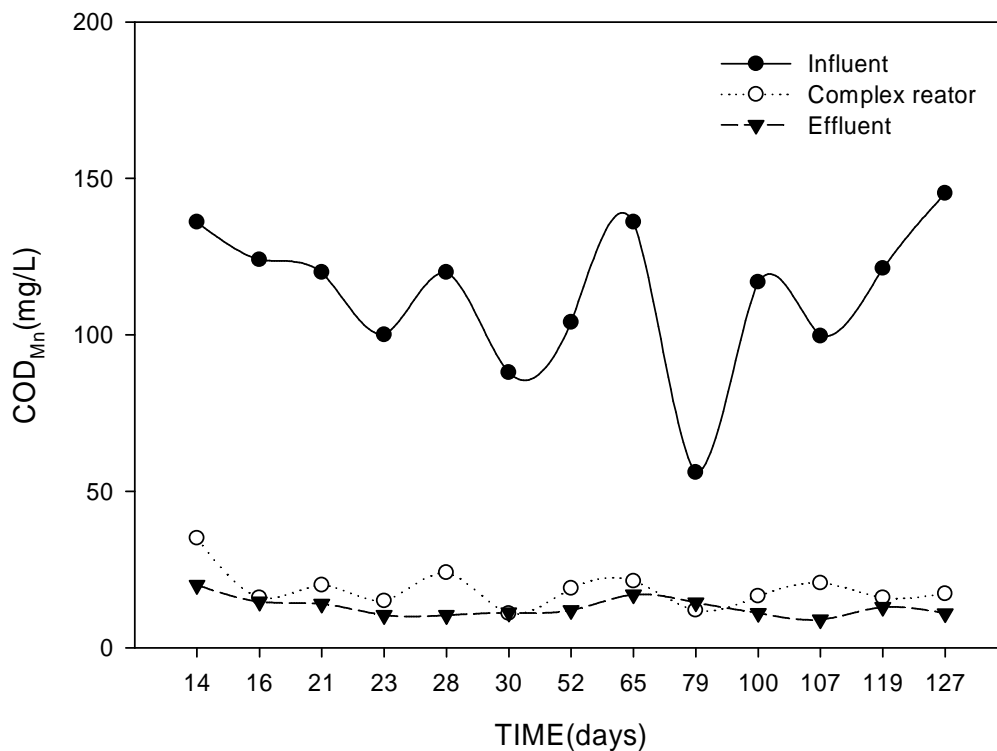


Fig. 4.3 Variation of COD<sub>Mn</sub> concentration in Y-TURN process reactor

## 4.4 질소 제거효율 평가

### 4.3.1 질산화 효율 평가

Y-TURN process 반응조의 유입수, 호기조, 복합반응조, 유출수의 암모니아성 질소( $\text{NH}_4^+-\text{N}$ ) 농도를 측정하여 Fig. 4.4에 나타내었다. 유입수의 암모니아성 질소( $\text{NH}_4^+-\text{N}$ ) 농도는 20.7~55.5mg/L, 호기조 암모니아성 질소( $\text{NH}_4^+-\text{N}$ ) 농도는 2.6~7.6mg/L, 복합반응조 암모니아성 질소( $\text{NH}_4^+-\text{N}$ ) 농도는 7~11.3mg/L, 유출수 암모니아성 질소( $\text{NH}_4^+-\text{N}$ ) 농도는 0.6~4.7mg/L였다. 상기의 측정치를 살펴볼 때 본 실험공정의 질산화율은 75~95%임을 알 수 있다.

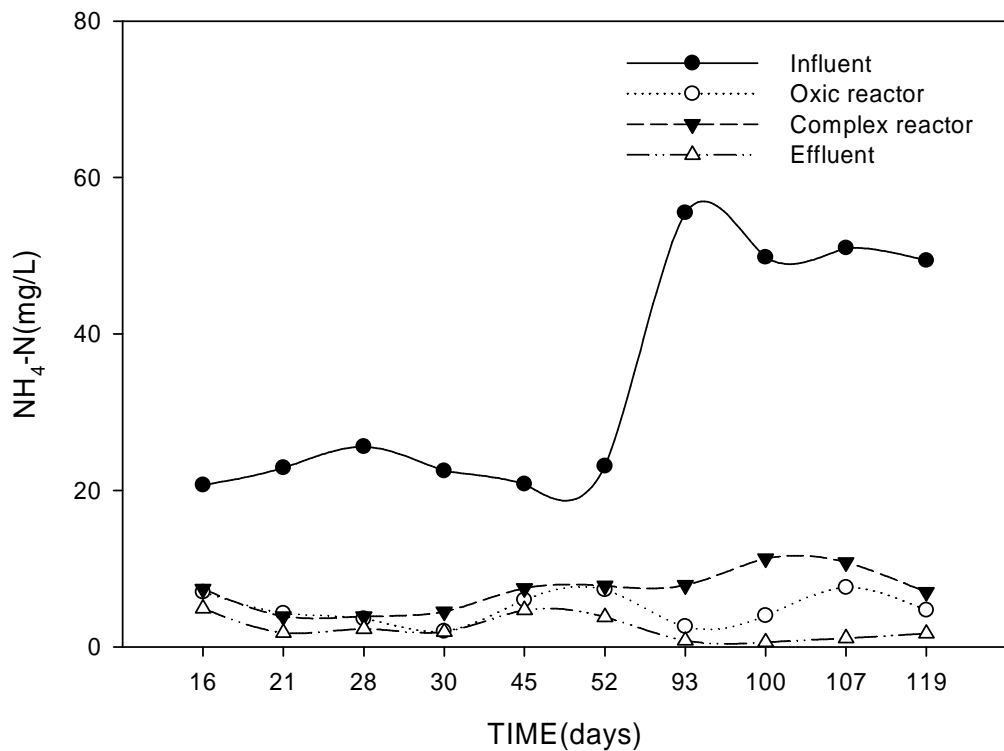


Fig 4.4 Variation of  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  concentration in Y-TURN process reactor

### 4.3.2 탈질 효율 평가

Fig. 4.5는 탄소원 이용조와 호기조, 그리고 탄소원 이용조와 호기조의 유량비에 따라 각각의 유출수를 혼합하였을 시의 농도 계산치와 실제 복합반응조에서 탄소원 이용조와 호기조의 유출수가 섞인 다음 복합반응조 유출수의 총 질소(T-N) 농도를 나타내었다. 혼합 농도 계산식은 4.1과 같다. 탄소원 이용조의 총 질소(T-N) 농도는 16.33~126.27mg/L, 제2호기조의 총 질소(T-N) 농도는 2.67~27.95mg/L 였다. 탄소원 이용조와 호기조 유출수를 혼합 시 총 질소(T-N) 농도 계산치는 12.55~67.86mg/L 였고 실제 복합반응조 총 질소(T-N) 농도는 11.77~22.77mg/L 였다. 혼합 농도 계산치와 복합반응조 실측치의 차이가 혼합 농도 계산치의 60~80%정도이다. 따라서 상기 차이의 농도를 탈질반응으로 처리된 총 질소(T-N) 농도라 할 수 있다.

$$\text{혼합 유량 공식} \quad \frac{Q_1 \times C_1 + Q_2 \times C_2}{Q_1 + Q_2} = C_{AVE} \quad (4.1)$$

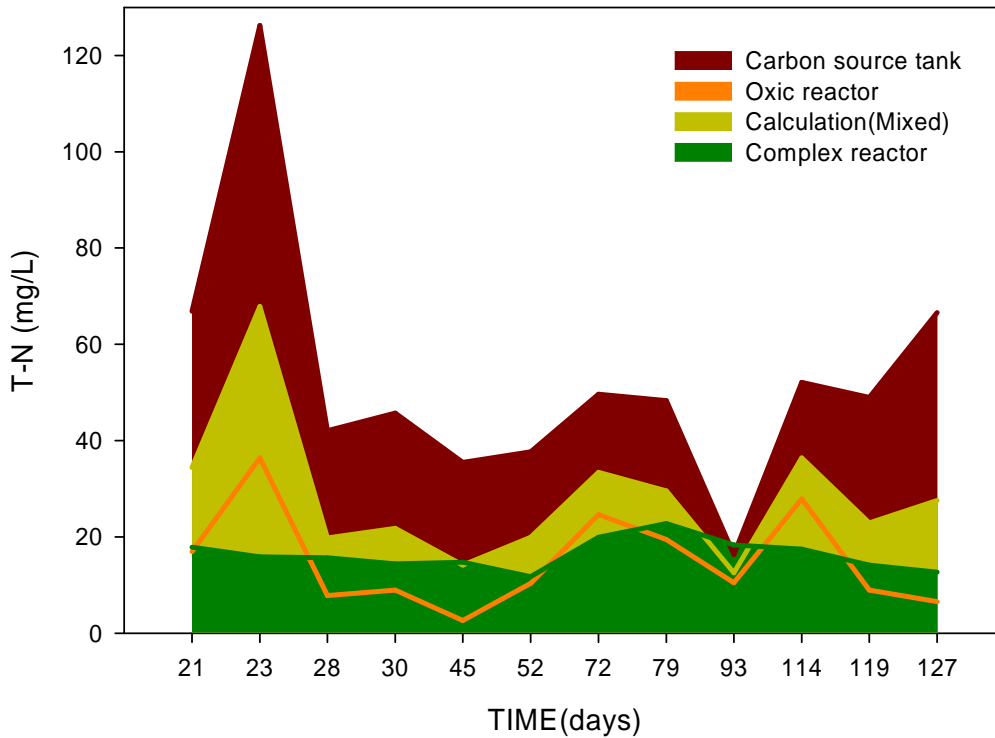


Fig. 4.5 Variation of T-N concentration in the complex reactor by denitrification

#### 4.3.3 유입수의 탄소원 사용 효율 평가

탄소원 이용조의 유기물은 복합반응조의 탈질반응 시 탄소원으로 사용된다. Fig. 4.6에서 탄소원 이용조와 호기조, 그리고 탄소원 이용조와 호기조의 유량비에 따라 각각의 처리수를 혼합하였을 시의 농도 계산치와 실제 복합반응조에서 탄소원 이용조와 호기조의 유출수가 섞인 다음 복합반응조 유출수의 화학적 산소유구량(COD<sub>Mn</sub>) 농도를 나타내었다. 혼합 농도 계산식은 4.1과 같다. 탄소원 이용조 유출수의 화학적 산소유구량(COD<sub>Mn</sub>) 농도는 52~320mg/L, 호기조 유출수의 화학적 산소유구량(COD<sub>Mn</sub>) 농도는 8.1~26mg/L 였다. 탄소원

이용조와 호기조의 유출수를 혼합 시 화학적 산소유구량(COD<sub>Mn</sub>) 농도 계산치는 26.56~125.65mg/L 였고 실제 복합반응조 화학적 산소유구량(COD<sub>Mn</sub>) 농도는 11~24mg/L였다. 혼합 농도 계산치와 복합반응조 실측치의 차이가 45~75%정도이다. 따라서 상기 차이의 농도가 탈질반응 시 탄소원 이용조의 유기물이 탄소원으로 사용되었다고 판단할 수 있게 한다.

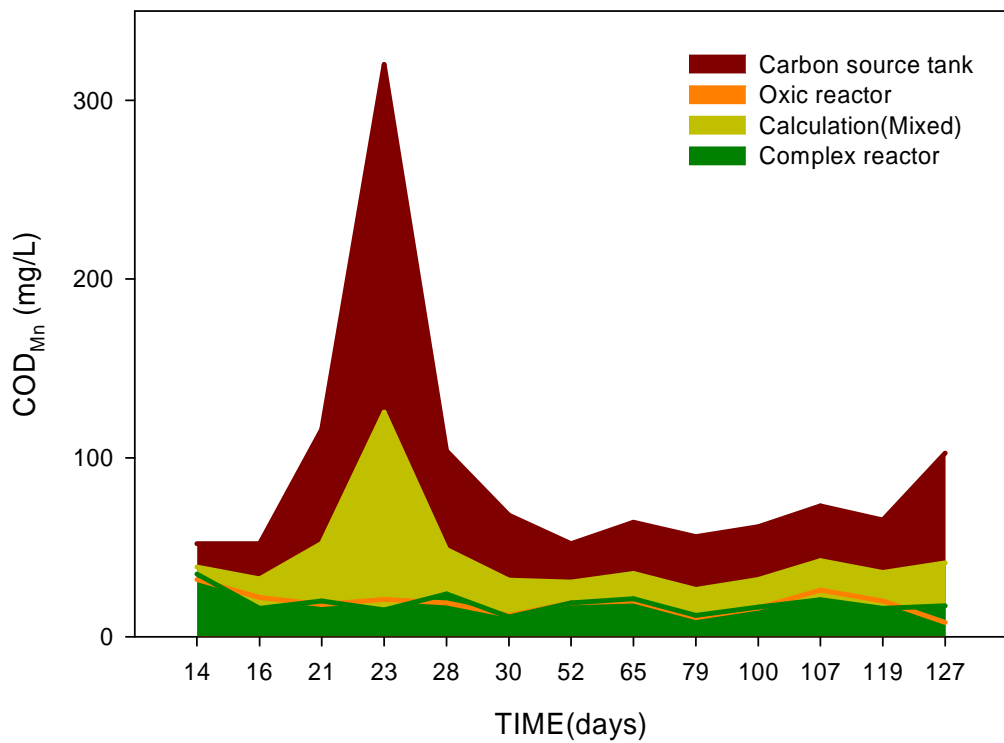


Fig. 4.6 Variation of COD<sub>Mn</sub> concentration in the complex reactor

Fig. 4.7에서는 Fig. 4.6에서 소모된 유기물이 탈질반응에 이용되었다고 할 때 탈질반응에 이용된 유기물의 비율에 따른 복합반응조 총 질소(T-N) 처리 효율의 변화양상을 나타내었다. Seeding 기간인 초기가 넘어서면 그래프가 탄소원 이용조의 유기물이 탄소원으로 사용되는 비율 양상과 복합반응조 총 질

소(T-N) 처리효율도 양상이 유사한 경향을 띠는 것을 볼 수 있다. 향상되는 것으로 판단된다.

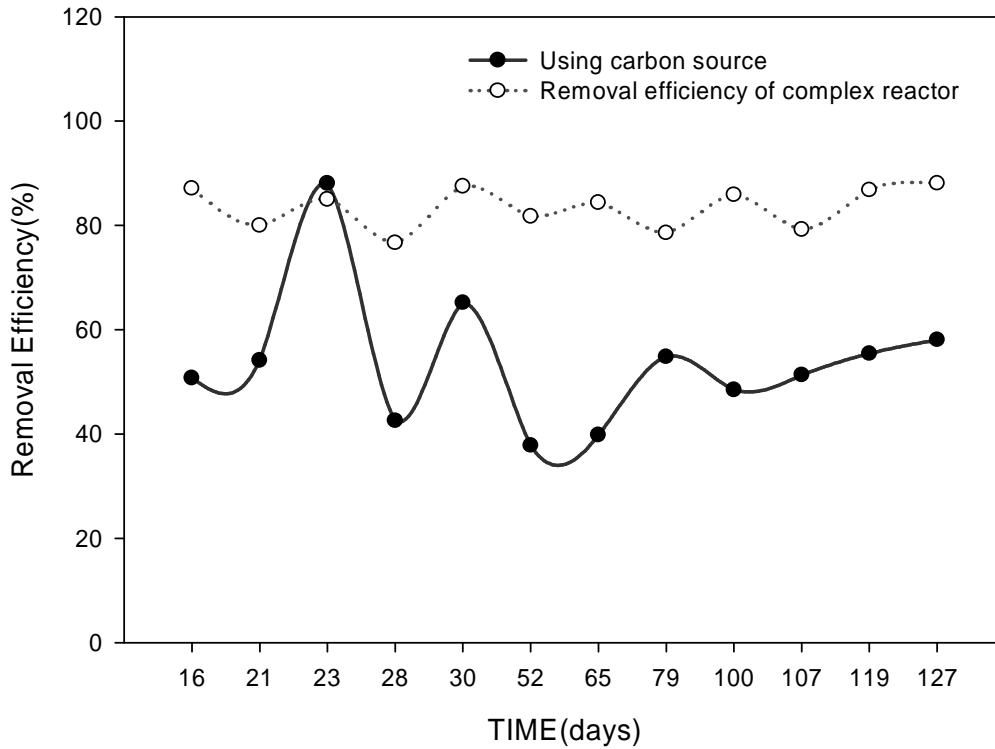


Fig. 4.7 Variation of removal efficiency of the complex reactor by variation of consuming carbon source

Fig. 4.8에서는 실험 경과일에 따른 총 질소(T-N)의 유입수와 복합반응조 유출수, 최종 유출수인 복합기능조의 유출수 농도를 나타내었다. 초기 시운전 기간 45일이 경과된 2월 4일 이후 유입수의 총 질소(T-N) 농도 36.74~68.45mg/L, 복합반응조 유출수의 총 질소(T-N) 농도 11.77~22.77mg/L, 최종 유출수의 총 질소(T-N) 농도 2.2~19.78mg/L로 제거효율이 80~90%를 나타내었다. 측정된 결과 우리나라 하수도 법적 규제치인 방류수질기준 총 질소

(T-N) 20mg/L 이하를 만족하였다.

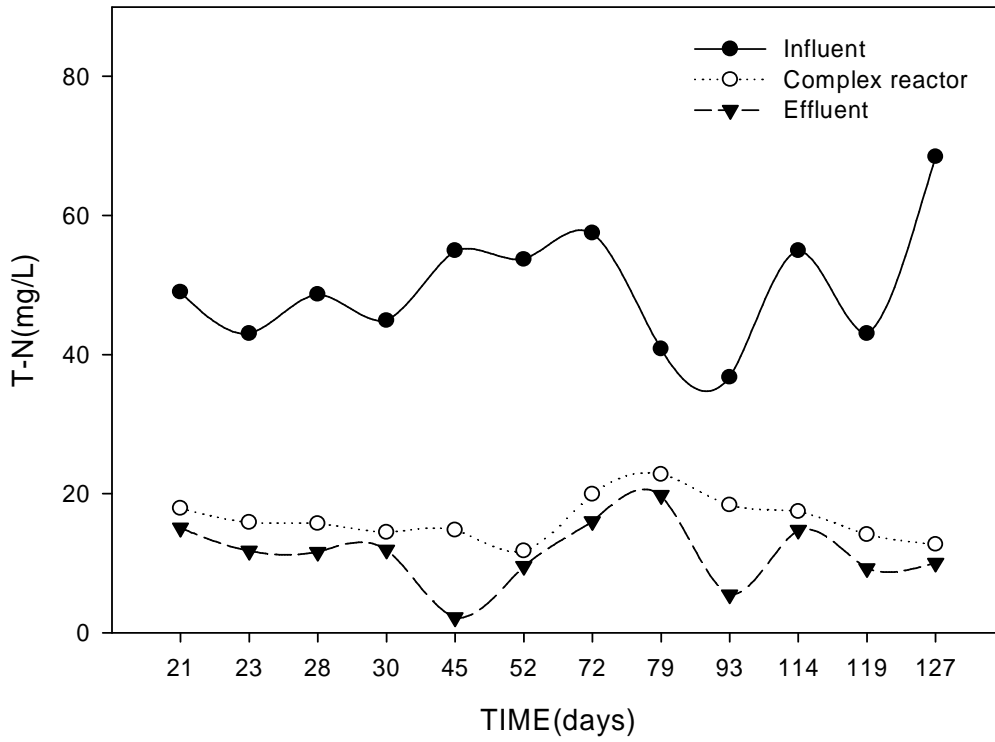


Fig. 4.8 Variation of T-N concentration in Y-TURN process reactor

#### 4.5 인의 제거효율 평가

인의 제거에 있어서는 본 실험에 사용된 시료의 유입 총인(T-P) 농도가 4~22.6mg/L로 비교적 낮기는 했지만 초기 시운전 기간 45일이 경과된 2월4일 이후 Fig. 4.9와 같이 복합반응조의 총인(T-P) 농도가 0.7~2.2mg/L, 유출수의 총인(T-P) 농도가 0~0.7mg/L 로 85~98%의 처리효율을 나타내었다. 측정된 결과 우리나라 하수도 방류수질기준 법적기준인 총인(T-P) 2mg/L 이하를 만족하였다.

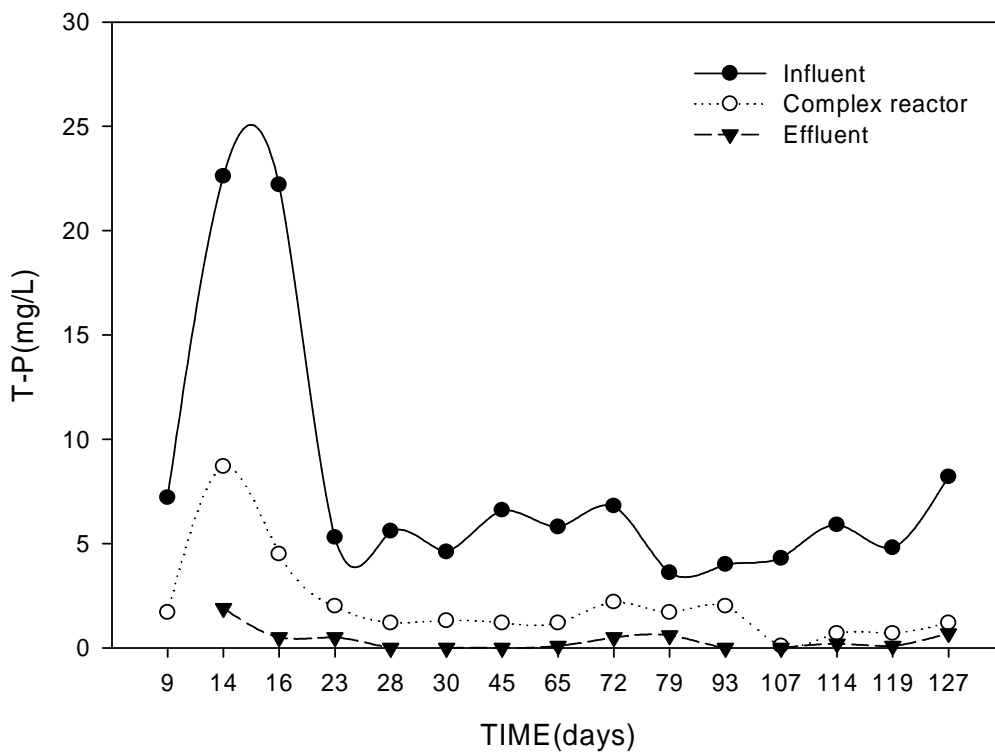


Fig. 4.9 Variation of T-P concentration in Y-TURN process reactor



#### 4.6 총 제거효율 평가

Y-TURN process의 반응조 내 분석항목에 따른 처리효율을 Fig. 4.10에 나타내었다. 유기물 제거효율은 화학적 산소요구량(COD<sub>Mn</sub>)의 제거효율은 80~90%, 영양염류 제거효율은 암모니아성 질소(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N) 제거효율은 80~90%, 총질소(T-N) 제거효율은 80~90%, 총인(T-P) 제거효율은 85~98%를 나타내었다. Y-TURN process를 이용한 하수 고도처리의 안정적인 처리효율을 나타내었다.

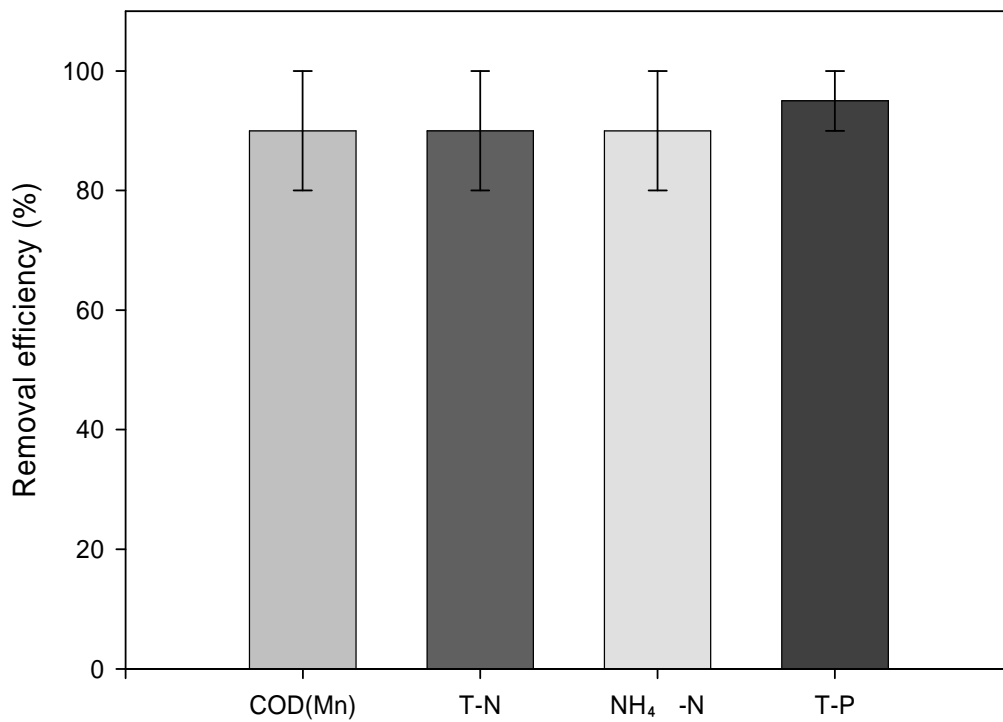


Fig. 4.10 Removal efficiency of COD<sub>Mn</sub>, T-N, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N, T-P in Y-TURN process

## V. 결론

본 연구에서는 기존의 활성슬러지공법을 고도처리로 전환시킬 때 최소의 공사로 최대의 처리효과를 얻을 수 있는 단계주입 상향류 반응조를 제안하였고 일처리용량 10m<sup>3</sup> 규모의 Pilot test를 시행하고 그 결과를 고찰하여 다음과 같은 결론을 얻을 수 있었다.

- 1) 단계주입 상향류 반응조를 이용한 공정(Y-TURN process)의 질산화율 70~95%, 탈질율은 60~80%, 유입원수, 탄소원 이용률은 45~75%의 효율을 나타내었다.
- 2) 단계주입 상향류 반응조를 이용한 공정(Y-TURN process)의 복합반응조 유출수는 화학적 산소요구량(COD<sub>Mn</sub>) 75~85%, 총 질소(T-N) 75~85%, 총 인(T-P) 80~90%의 처리효율을 나타내었다.
- 3) 단계주입 상향류 반응조를 이용한 하수고도처리는 화학적 산소요구량(COD<sub>Mn</sub>) 80~90%, 총 질소(T-N) 80~90%, 총 인(T-P) 85~98%의 처리효율을 나타내었다. 이는 우리나라 하수도법 방류수질기준을 만족시키는 수질로 활성슬러지 공법 처리효율인 생물학적 산소요구량(BOD) 85~90%, 부유물질(SS) 85~90%, 총 질소(T-N) 20~30%, 총 인(T-P) 10~25%와 비교할 때 영양염류 처리성능이 우수하다고 판단할 수 있다.
- 4) 단계주입 상향류 반응조를 이용한 공정(Y-TURN process)의 후단 복합기능조에 여과층 설치 시 부상슬러지 오염 제어로 더욱 효율적인 처리효과를 이룰 수 있을 것이다.
- 5) 단계주입 상향류 반응조를 이용한 하수 고도처리 효율을 연구한 결과 현행 하수도법 방류수질기준을 만족시킬 수 있는 처리성능을 얻을 수 있었다. 따라서 본 공법을 이용한 기존 활성슬러지 공법의 고도처리공정으로 개선할 수 있는 가능성을 제시하였다.

## VI. 참고문헌

- [1] 2004년도 하수도통계 (2004, 환경부)
- [2] 하수도사업중기투자계획 (2004, 환경부)
- [3] Metcalf & Eddy inc., 하폐수처리공학, 동화기술 (1979)
- [4] SDA, 1989
- [5] EPA, Manual nitrogen control, EPA/625/R-93/010, Washington, DC, Sempter. (1993)
- [6] Ranmani, J., L. Roles, B. Capdeville, J. C. Coiner and A. Deguin., Nitrite removal by fixed culture in a submerged granular biofilter, *Wat. Res.*, 29, 7, pp. 1745-1753. (1995)
- [7] Painter, H. A., Areview of literature in inorganic nitrogen metabolism in microorganism, *Wat. Res.*, 4, pp. 393 450. (1970)
- [8] Focht, D. D., and Chong, A. C., Nitrification and denitrification process related to wastewater treatment, *Adv. Appl. Microbiol*, 20, 631. (1975)
- [9] Loveless, J. E., and Painter, H. A., The influent of metal ion concentration and pH value of the growth of a *Nitrosomonas* strain isolated from activated sludge, *J. Gen. Microbiol.*, 52, pp. 1-14. (1963)
- [10] Knowles, G., Dowing, A. L., and Barrett, M. J., Determination of kinetic consetants for nitrifving bacteria in mixed culture with the aid of a computer, *J. Gen. Microbiol.*, 38, pp. 263-278. (1965)
- [11] Groenestijin, J. W., and M. H., Deinema. Effects of cultural conditions on phosphate accumulation and release by acinetobactor strain 210A proceedings of the international conference, Management strategies for phosphorus in the environment, Lison, Portugal, July 1-4, (1985)
- [12] Sell, R. L., Low temperature biological phosphorus removal. Presented

- at the 54th annual conference of the water pollution control federation, Detroit, Michigan. Air products and chemicals, Inc., Allentown, PA, USA. (1981)
- [13] Tracy, K. D., and A., Flammino Kinetics of biological phosphorus removal, Presented dt the 58th annual water pollution control federation conference, Kansas city, Missouri, October, (1985)
- [14] Fukase, T., Shibeta, M., and X. Mijayi. Studies on the mechanism of biological phosphorus removal. *Japan Journal Water Pollution Research* 5, 309.(1982)
- [15] Nagashima, M., et al., A nitrification/denitrification recycling system for nitrogen and phosphorus removal from fermentation wastewater, *Frrmentation technology*, 57, 2. (1979)
- [16] Simpkins, M. J., and A. R., McLaren. Consistent biological phosphate and nitrate removal in an activated sludge plant. *Progr. Water technol(G.B)* 10(5/6):4333. (1978)
- [17] 특허 제 10-0649099 호 단계주입 상향류 반응조를 이용한 하폐수 내 질소, 인 고도처리장치 (2006, 특허청)
- [18] 질소와 인을 포함하는 하수고도처리에 관한 기술 및 시장동향 (신진, 박병호)
- [19] 수처리 신진기술 동향 (2005, 한국과학기술정보연구원)
- [20] 하수 및 오수, 분뇨 통합방안에 관한 연구 (2004, 환경부)
- [21] UASB 반응조와 SBR을 이용한 Anammox 공정의 발현 (박노백 외,2006)
- [22] Development of high-rate anaerobic ammonium-oxidizing (anammox) biofilm reactors (2007, Tsushima *et al*)
- [23] Startup of reactors for anoxic ammonium oxidation: Experiences from the first full-scale anammox reactor in Rotterdam (2007, van der Star *et al.*)