

Nutrients removal and microbial activity for A₂O Process Using Activated Sludge Models

활성슬러지 모델을 이용한 A₂O공법 영양염류 제거 및 미생물 거동

Hyunsik Yoon¹ · Dukjin Kim² · Bongho Choi³ · Moonil Kim^{3*}

윤현식¹ · 김덕진² · 최봉호³ · 김문일^{3*}

1 한국환경공단 수계관리처 · 2 한국환경공단 토양지하수처 · 3 한양대학교 건설환경공학과

Abstract : In this study, simulation results of nitrogen and phosphorus removals and microbial activities for an A₂O process in wastewater treatment plant are presented by using Activated Sludge Models (ASMs). Simulations were performed using pre-calibrated model and layout implemented in GPS-X simulation software. The models were used to investigate variations of SRT, water temperature, DO and C/N ratio effect on nutrients removal and microbial activity. According to the simulated results, the successful nitrification required SRT higher than 10.3 days, whereas increase of NO₃-N loading in the anaerobic reactor caused phosphorus release by PAOs; the effluent NH₄-N showed rapid change between 12 °C(21.7 mg/L) and 13 °C(3.2 mg/L); the effluent phosphorus was increased up to 1.9 mg/L at water temperature of 25 °C; the DO increase was positive for heterotrophs and autotrophs growths but negative for PAOs growth; the PAOs showed low activity when C/N ratio was lower than 2.5. The experimental results indicated that the calibrated models can assure the prediction quality of the ASMs and can be used to optimize the A₂O process.

Key words : A₂O process, Activated sludge models, Nutrients, Microorganisms, Simulation

주제어: A₂O공법, 활성슬러지 모델, 영양염류, 미생물, 전산모사

1. 서론

미국의 Air Product and Chemicals, Inc 개발한 A₂O(Anaerobic-Anoxic-Oxic)공법은 고도처리공법 중에서 질소와 인을 동시에 처리하는 방법 중 비교적 간단한 구조로 구성되어있어 하수 내에 존재하는 질소 및 인의 처리에 많이 적용되고 있다. A₂O 공법은 혐기-무산소-호기를 조

합하여 생물학적으로 질소와 인을 동시에 제거하기 위한 공정이며 인을 제거하기 위하여 혐기-호기 조건을 반복하여 혐기조에서 인을 방출시키고 호기조에서는 질산화를 선행시켜 무산소조로 내부순환펌프를 이용하여 반송시켜 탈질반응에 의하여 질소가스로 제거한다(Glen 1994; Tchobanoglous, 2003; Lai 2011).

A₂O공법과 같은 고도처리공법의 운전조건은 활성슬러지 공법에 비해 조절해야할 변수가 증가하게 되는데, 변수들의 변화는 처리성능에 대한 복합적인 효과를 나타내므로 각 변수의 변화

* Received 2 July 2012, revised 5 December 2012, accepted 12 December 2012.

* Corresponding author : Tel: +82-31-400-5142, Fax: +82-31-502-5142, E-mail: moonilkim@hanyang.ac.kr

에 대한 결과를 분석하여 생화학적인 반응의 원인과 근거를 연구해야 한다(이영대 등, 1993; 홍지혜, 2004). 생물학적 폐수처리의 반응조에서 질소, 인 제거 공정에 관여하는 미생물들은 유기물 제거미생물, 질산화미생물, 탈질미생물, 인 제거미생물 등으로 분류할 수 있으며 이들은 서로 경쟁적 공생관계에 있다. 따라서 제거하려는 물질을 효율적으로 제거하기 위해서는 해당 미생물이 선택적 우위에 있게 환경조건을 조성하여야 한다(Wong, 2005). 또한 미생물들의 활동은 환경과 반응기 운전 인자들의 변화에 민감하며 이에 따른 폐수처리효율도 영향을 받기 때문에 효율적이고 안정적인 폐수처리를 유지하기 위한 최적화 운전방안을 도출하려면 각 영향인자들의 변화에 따른 미생물들의 거동과 처리대상 물질들의 화학적 변화를 함께 고찰해야 할 필요가 있다.

최적화 운전조건을 조사하기 위하여 실험적인 방법으로 미생물 분석과 화학적 분석을 진행하는 것은 많은 시간이 소요되는 어려운 과제가 될 수 있으며 실제 규모 처리시설 같은 경우 환경과 운전인자들을 쉽게 변화시킬 수 없기 때문에 실험을 통한 분석방법은 한계가 있다. 따라서 하수처리시설에서 영향인자들의 변화에 따른 질소와 인 제거 성능을 평가하기 위하여 수학적 모델을 이용한 전산모사를 수행할 수 있다. 전산모사는 처리공정에 수학적 모델을 적용하여 컴퓨터를 이용한 빠른 연산을 수행함에 의해 처리공정을 시뮬레이션 하는 기법으로 물질수지 분석과 민감도 분석에 의해 처리시설의 최적 조건을 유추해 낼 수 있다(Gernaey, 2004).

IWA에서는 유기물, 질소, 인, TSS의 세부항목을 구분하였고 생물학적 활성슬러지 공정에서 각 항목들의 물질수지 계산을 수행할 수 있도록 활성슬러지 모델(Activated Sludge Model)을 제시하고 있는데, 국내 하·폐수처리시설 생물 반응조의 설계 기준은 유기물, 질소, 인 처리에 중점을 두고 있으므로 IWA에서 발표한 고도처

리공정 모델인 ASM2d를 기준으로 오염원의 특성을 조사할 수 있다(이성학, 2004; Henze et al., 2000). 따라서 고도처리공법 하수처리시설에 보정 및 검증된 활성슬러지 모델을 적용하여 환경과 운전인자의 변화에 따른 물질변화와 미생물 거동을 예측할 수 있으며 또한 최적화 운전 방안도 평가할 수 있다.

본 연구에서는 활성슬러지 모델로 A₂O공법 하수처리시설을 전산모사 하여 슬러지 체류시간, 수온, 용존산소, 유기물/질소 비율 변화에 따른 질소, 인 처리 성능 및 미생물들의 거동을 분석하여 전산모사를 이용한 공법의 최적화 가능성을 평가하려고 한다.

2. 실험방법

2.1. 하수처리시설 사양

조사대상 시설인 J하수처리장 A₂O공법은 혐기조, 무산소조, 호기조로 구성되어 있으며 혐기조 2실, 무산소조 2실, 호기조 3실로 구성된다. 호기조 3실에서 무산소조 1실로 내부반송관이 설치되어 있으며 유입하수량의 1.6배까지 반송시킬 수 있는 시설이 설치되었다. 이차침전지에서 혐기조 1실로 반송되는 슬러지량은 유입하수량의 0.8배이다. 생물반응조의 총 용적은 138,000 m³이다. 정상상태에서 혐기조, 무산소조, 호기조의 용적은 각각 27,600 m³, 27,600 m³, 82,800 m³이며, 체류시간별로 각각 1.44 hrs, 1.44 hrs, 4.32 hrs이다. 유입하수량은 460,000 m³/d이며, 슬러지 처리시설로부터 반류되는 반류량은 19,290 m³/d이다.

2.2. 물질수지도 작성

A₂O 공법을 분석하기 위하여 표준물질 수지도를 작성하였다. Fig. 1의 표준물질수지도는 A₂O 공법 분석의 Baseline이다. A₂O 프로세스의 SRT(Sludge retention time)은 10.3일로 설정하여 설계 자료와는 다소 차이가 있으며, 질

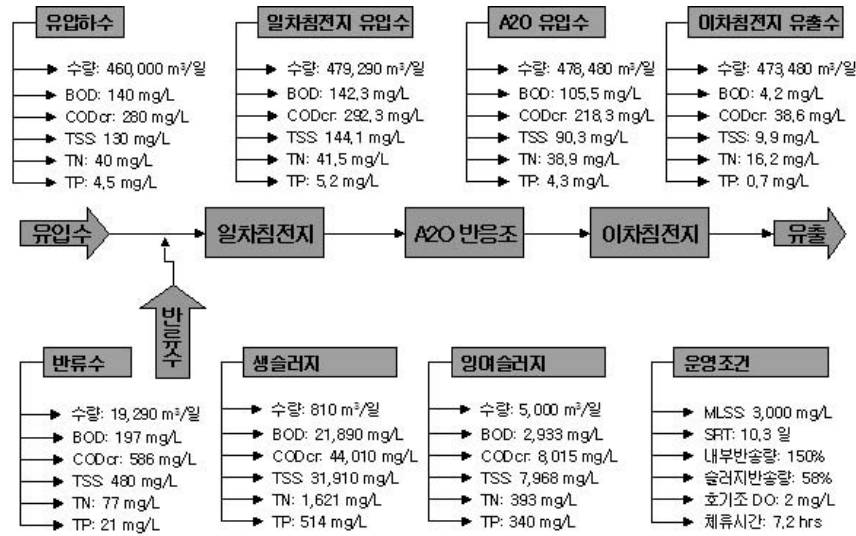


Fig. 1. Schematic diagram of mass balance for analyzing A₂O process.

산화 반응에 적용되는 Aerobic SRT는 6.2일로 설정하였다. 표준물질수지도에서의 내부반송량은 150 %로 설정하였고 슬러지 반송량은 58 %로 결정하였다. 호기조의 DO 농도는 기본적으로 2.0 mg/L를 유지하도록 설정하였고 유출수 질은 방류수 수질기준을 준수할 수 있도록 물질수지를 작성하였다.

2.3. 하수처리시설 전산모사

2.3.1. 모델링 수행 조건

본 연구에 적용한 모델은 IWA의 ASM1, ASM2와 ASM2d 이다(Henze et al., 2000). 모델링 프로그램으로 동역학적 모델링 소프트웨어인 GPS-X(Hydrmanitis Inc, 2004)을 이용하여 하수처리시설의 운전을 모사하였다. GPS-X(General Purpose Simulator)는 대형 하수처리장의 처리공정은 steady-state 상태 및 dynamic한 상태로 모사할 수 있는 강력한 computer program이다(김민정, 2008). 모델링에서는 유기물 제거, 질산화, 탈질, 탈인 등 영양염류 거동의 파악이 가능하며, 하수량 및 유입수질의 영향과 운전조건 등에 따른 운전특성도 파악할 수 있다.

2.3.2. 모델 보정 및 검증

모델 보정은 STOWA(Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Dutch Foundation for Applied Water Research)보정 방법론에(Hulsbeek, 2002) 근거하여 유입, 유출, 반송슬러지, 폐슬러지, 내부반송 유량 등을 정량화 한 후 공법의 매개 변수들을 한번에 하나씩 수동적으로 보정을 수행하고, 물리화화적인 방법과 BOD를 고려하여 유입수 성상 분석을 수행하였다.

모델을 검증하기 위하여 A₂O공법 하수처리시설의 1차침전지를 거친 생물반응조 유입수와 이차침전지의 유출수를 채취하여 BOD (Biochemical oxygen demand), TSS (Total suspended solids), TN(Total nitrogen), TP(Total phosphorus)를 Standard Method에 따라(APHA, 2005) 측정 후 모델링 결과와 비교하여 평가하였다.

2.3.3. 모델링에 적용한 계수

처리시스템과 컴퓨터 모형과 동일한 조건을 제공하려면 모델 보정을 하여야 하며 그에 따른 모델 계수는 하수처리장 설계에 이미 적용되었

다. 설계에 적용한 모델 계수는 Table 1에서 볼 수 있다. A₂O공법 모델링에 적용한 ASM2d 모델의 default 수치와 적용된 모델계수는 Table 3에 나타나 있다.

ASM2d 모델은 미생물의 성장률을 기반으로 기질과 용존산소의 이용, 그리고 고형물의 가수분해를 수식화 하여 수질 및 슬러지 발생량을 계산한다. 종속영양미생물, 독립영양미생물, PAOs (Phosphorous-accumulating organisms)의 성장에 필요한 동역학 계수가 설정되었으며 수온의 변동에 따라 모델 계수를 변화시키기 위하여 온도보정 계수를 설정하였다.

2.3.4. 처리성능 분석 운영인자

생물반응조의 고형물 체류시간을 나타내는 SRT(Sludge Retention Time)는 미생물농도

(MLSS: Mixed liquor suspended solids)와 방응조 용적을 곱한 값에 잉여슬러지 농도와 슬러지 배출량을 곱한 값을 나누어 산출하였다. 분석에 설정한 DO는 2 mg/L, SRT는 9.3일, 10.3일, 11.9일, 12.9일, 15.6일의 5개로 설정하였다.

유입하수의 수온은 계절적 영향에 따라 변화하며, 주로 질산화 반응에 영향을 미친다. 따라서, 수온변화에 따른 처리성능의 변화를 검토하기 위하여 DO는 2 mg/L일 때 수온 10 °C ~ 25 °C까지의 범위에서 유출 NH₄-N 농도, 유출 PO₄-P 농도, 질산화미생물(Autotrophs) 농도, PAOs 농도를 계산하였다.

DO(dissolved oxygen)의 변화에 따른 질소, 인 제거반응은 수온에 영향을 받으므로 동절기 수온 13 °C 뿐만 아니라 하절기 수온인 20 °C에서도 같은 조사를 실시하여 수온 변화와 DO 변화 시에 생물학적 인 제거와 탈질소화 반응을 조사하였다.

Table 1. Parameters of ASM2d for the model

Classification	Parameter	Unit	Application	ASM2d Typical (20°C)	Remark
Heterotrophs	μ_{m_H}	(d ⁻¹)	4.0	6.0	max. growth rate
	b_H	(d ⁻¹)	0.4	0.4	decay rate
	K _s	(gCOD/m ³)	4.6	4.0	half saturation coefficient
	Y_H	(gCOD/gCOD)	0.6	0.63	yield coefficient
Autotrophs	$\mu_{m_{Aut}}$	(d ⁻¹)	1.0	1.0	max. growth rate
	b_{Aut}	(d ⁻¹)	0.15	0.15	decay rate
	K _{NH4}	(gN/m ³)	1.0	1.0	half saturation coefficient for NH ₄ -N
	K _{O2}	(gO ₂ /m ³)	0.5	0.5	half saturation coefficient for O ₂
	Y_{Aut}	(gCOD/gN)	0.22	0.24	yield coefficient
PAOs	μ_{pao}	(d ⁻¹)	1.0	1.0	max. growth rate
	b_{PAO}	(d ⁻¹)	0.2	0.2	decay rate of x _{PAO}
	K _{O2}	(gO ₂ /m ³)	0.2	0.2	half saturation (inhibition) coefficient for O ₂
	K _{VFA}	(gCOD/m ³)	15	4.0	half saturation coefficient for VFA
	Y_{PAO}	(gCOD/gCOD)	0.6	0.63	yield(biomass/PHA)
Temperature correction coefficient	θ_{μ_H}	-	1.072		※van't Hoff-Arrhenius relationship
	θ_{b_H}	-	1.072		
	$\theta_{\mu_{Aut}}$	-	1.111		$k_T = k_{20} \times \theta^{(T-20)}$
	$\theta_{b_{Aut}}$	-	1.116		where,
	$\theta_{\mu_{PAO}}$	-	1.041		k: reaction rate
	$\theta_{b_{PAO}}$	-	1.072		T: temperature

C/N 비율은 BOD와 TN비율을 나타내는 것으로 탄소원량의 조건에 따른 A₂O 처리성능의 변화를 조사하기 위하여 분석을 수행한다. C/N 비율을 6가지(1.5, 2.0, 2.5, 3.0, 3.5, 4.0) 경우로 분류하여 유입 TN 농도를 고정하고 유입 BOD 농도를 증감함에 의해 변화하는 탈질소화 반응과 생물학적인 제거 반응의 추이를 조사하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1. 모델 평가

모델 보정에 사용되지 않은 실험결과와 모델 예측에 대한 비교를 통하여 모델을 검증하였다. 모델을 검증하기 위한 방안은 24시간 동안 A₂O반응조에 유입되는 폐수의 변화에 따라 유출수의 농도들(BOD, TSS, TN, TP)을 예측하여 실험결과와 비교하는 것이다. 유출 BOD, 유출 TSS, 유출 TN, 유출 TP의 농도들에 대한 예측한 결과와 실험값에 대한 비교는 Fig. 2에서 보여주고 있다. 모델 예측 결과는 실험결과에 가까운 연관성을 보여주고 있으며 본 연구의 전산모사로 A₂O공법 하수처리시설의 기타 생물학적 및 화학적 성분들의 결과들의 예측에 적용할 수 있는 것으로 판단되었다.

3.2 SRT 변화에 따른 질산화 및 인 제거

Fig. 3 SRT에 따른 혐기조 유입 NO₃-N 부하, 유출 PO₄-P, 유출 NH₄-N, 미생물 변화에 대한 전산모사 결과를 보여주고 있다. SRT가 증가할수록 유출 NH₄-N 농도가 줄어드는 것을 볼 수 있는데, SRT 10.3일에서 유출 NH₄-N 농도는 3.2 mg/L로 계산되며 SRT 10.3일 이상에서 완만한 감소추세를 보인다. SRT가 증가함에 따라 질산화 효율이 증가하며 생성된 NO₃-N량이 증가한다. SRT 10.3일에서 혐기조로 유입되는 NO₃-N은 2,987 kg/d이며, SRT 9.3일에서 혐기조 유입 NO₃-N은 574 kg/d로 SRT 10.3일 이하에서 혐기조 유입 NO₃-N량은 급격히

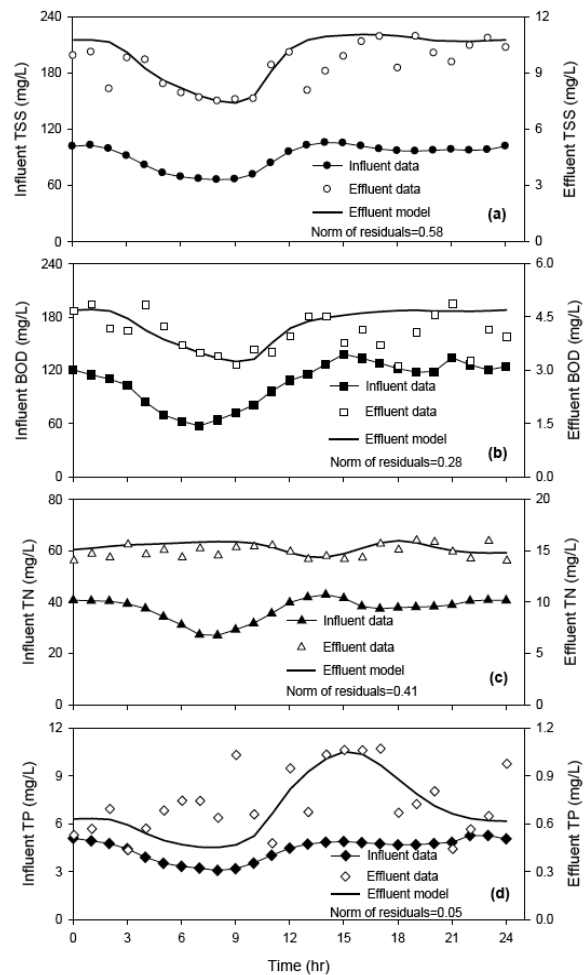


Fig. 2. Diurnal patterns of wastewater changes (Influent and Effluent data) and modeling results (Effluent model) for TSS (a), BOD (b), TN (c) and TP (d).

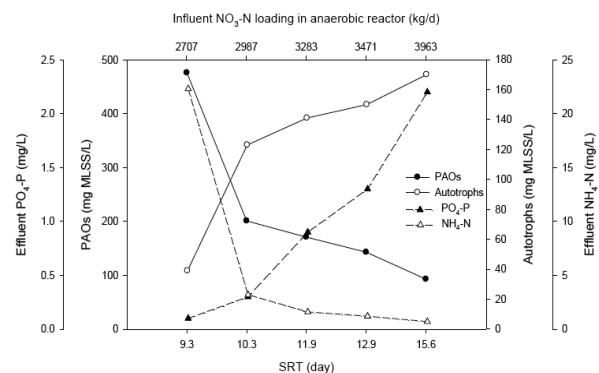


Fig. 3. Simulation results of microbial changes and effluent PO₄-P and NH₄-N based on SRT change.

줄어드는 것을 볼 수 있으며, 이러한 원인은 질산화 효율의 감소에 의한 것이다. 혐기조 유입 $\text{NO}_3\text{-N}$ 부하량이 증가하면 질산화 미생물 농도는 증가하며, PAOs 농도는 감소한다. 반대로 혐기조 유입 $\text{NO}_3\text{-N}$ 량이 감소하면 질산화 미생물 농도는 줄어들고, PAOs 농도는 증가한다. 혐기조 유입 $\text{NO}_3\text{-N}$ 부하량이 3,386 kg/d 이상에서도 PAOs에 의한 인 방출이 일어나므로 PAOs 농도뿐 아니라 질산화 미생물 농도도 적정 수준에 이르러야 하므로 SRT, 혐기조 유입 $\text{NO}_3\text{-N}$ 부하량, 유출 N, P 농도, MLSS 농도를 종합적으로 분석하여 슬러지 배출량과 슬러지 반송량을 설정해야 한다.

3.3. 수온변화에 따른 질소·인 처리

Fig. 4는 수온변화에 따른 유출 $\text{NH}_4\text{-N}$ 농도, 유출 $\text{PO}_4\text{-P}$ 농도, 미생물 농도변화에 대한 전산모사 결과를 보여주고 있다. 질산화 효율은 수온 12 °C와 13 °C 사이에서 급격한 저하현상을 보이고 있다. 수온 13 °C에서의 질산화 효율은 88.9 %로 나타나고 있지만, 수온 12 °C에서는 질산화 효율이 24.9 %로 산출되었다. 유출 $\text{NH}_4\text{-N}$ 농도를 살펴보면 질산화 반응은 수온 13 °C 이상에서 적정 효율을 유지할 수 있는 것으로 나타나고 있으며, 수온 12 °C 이하에서는 질산화 미생물의 Washout 현상이 일어난다. 산화 반응과는 달리 수온이 증가함에 따라 TP 제거율을 저하되고, 유출수 $\text{PO}_4\text{-P}$ 농도는 증가한다. 수온 25 °C에서의 유출 $\text{PO}_4\text{-P}$ 농도가 1.9 mg/L로 하절기 하수처리시설의 운영에 주의를 기울여야 할 필요가 있는데 이러한 이유는 바로 질산화 효율 증가에 따른 인제거 효율의 저하 때문이다. 질산화 미생물 농도가 12 °C에서 13 °C 사이에 급격한 증가를 보이는 것으로부터 질산화 반응을 일으키기 위한 수온은 적어도 13 °C 이상임을 알 수 있다. PAOs의 농도는 수온이 증가함에 따라 감소하는데, 수온 12 °C에서 13 °C 사이에서 급격한 감소율을 보이고 있다. 이러한

PAOs 농도 저하는 질산화 효율의 증가 때문인 것으로 나타나고 있다.

수온 25 °C에서 질산화 효율은 최대를 나타내고 있지만 TP 제거율은 49 %로 주어진 수온 범위에서 최하를 나타낸다. 수온 25 °C에서 생물학적 인제거 효율이 떨어지는 이유는 앞서 언급한 바와 같이 질산화 효율 증가로 $\text{NO}_3\text{-N}$ 이 혐기조로 다량 유입되는 것에 기인한다. 따라서, 하절기 수온 25 °C에서 N, P 처리효율을 증가시킬 수 있는 운전방법이 요구된다. 수온이 25 °C 이상으로 유지되면 탈질소 반응의 효율은 극대화되므로 생물학적 인제거에 초점을 맞추어 운영 방안을 찾아야 한다.

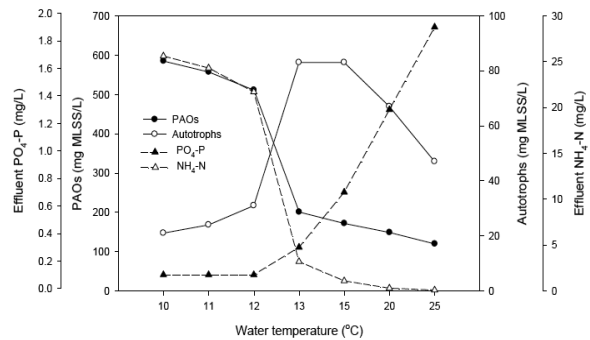


Fig. 4. Simulation results of microbial changes and effluent $\text{PO}_4\text{-P}$ and $\text{NH}_4\text{-N}$ based on temperature change.

3.4. 호기조의 DO변화에 따른 질소 처리

Fig. 5는 수온 (a)13 °C와 (b)20 °C에서 호기조의 DO변화에 따른 질산화율, 탈질소율, 미생물 농도 변화를 검토한 결과이다. DO 농도가 증가함에 따라 TN 제거율이 증가하고 DO 농도가 감소함에 따라 TN 제거율이 감소한다. DO 농도가 2.0 mg/L 이상에서는 질산화 효율이 어느 정도 적정 수준이 이르고 있음을 알 수 있다. 수온 13 °C의 용존산소농도 1.5 mg/L에서 질산화 효율이 낮은 이유는 반응조 용적이 충분치 못한 것에 기인한다. 수온 20 °C에서 DO 변화에 따른 질소처리성능을 조사하였을 때 DO 농도 0.5

mg/L에서 질산화 효율은 40 % 미만으로 나타나고 있는데, DO 농도 1.0 mg/L에서는 질산화 효율이 95 % 이상으로 증가하는 것을 볼 수 있다. 이러한 이유는 수온의 증가에 따라 질산화 미생물의 성장률이 증가한 때문이다.

수온 13 °C의 DO 농도 0.5 mg/L 이상에서 DO 농도가 증가하면 종속영양 미생물과 질산화 미생물의 농도가 증가하는 것 현상을 볼 수 있으며, 반대로 PAOs의 농도는 감소한다. DO 농도 0.1 mg/L에서 질산화 미생물과 PAOs는 거의 성장을 하지 못한다. DO 농도의 증가에 따라 PAOs 농도가 감소하는데, DO 2.0 mg/L에서 급격히 떨어지는 것을 볼 수 있다. 수온이 20 °C로 증가함에 따라 DO 1.0 mg/L에서 적정 수준의 질산화 반응을 일으킬 수 있는 질산화 미생물의 농도가 유지되었으며, 반대로 PAOs 농도는 DO 농도의 증가로 질산화 효율이 증가함에 따라 감소하는 경향을 보이고 있다.

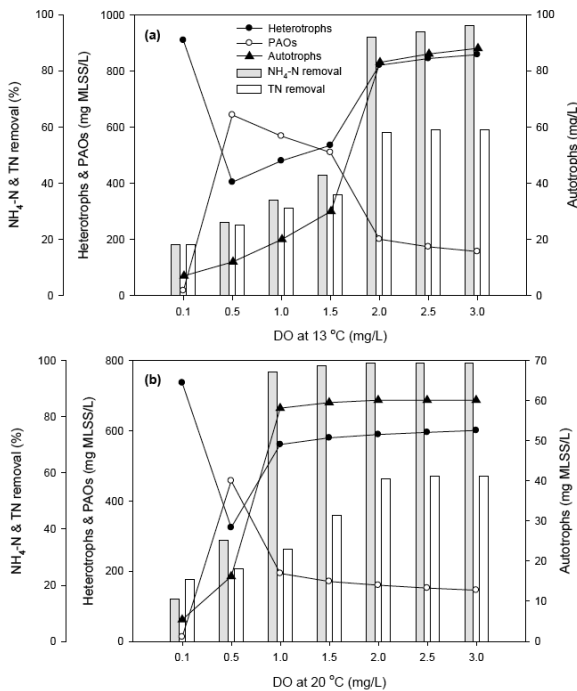


Fig. 5. Simulation results of nitrification and denitrification rates and microbial changes based on DO change.

3.5. C/N 비율변화에 따른 질소 및 인의 제거효율

DO가 2 mg/L, MLSS가 3500 mg/L일 때 유입 TN 농도를 고정하고 유입 BOD 농도를 증감함에 따라 C/N 비율을 조절하였으며, C/N 비율의 변화에 따라 질소와 인 제거효율을 조사하였다. Fig. 6을 살펴보면 C/N 비율의 변화에 따라 탈질율이 증가하는 것을 알 수 있다. 이러한 이유는 탈질소 반응에서의 유기탄소원의 이용에 기인하는 것이다. C/N 비율이 증가함에 따라 TP 제거율은 증가하는 것을 볼 수 있다. TP 농도의 변화는 탄소원과 NO₃-N량이 관계하며, 이러한 두 요소가 적정 조건을 유지하면 유출수 TP 농도를 방류수 수질기준치 이하로 유지할 수 있다. C/N 비율의 변화에 따라 종속영양 미생물 농도는 완만한 증가 추세를 보인다. 질산화 반응과 관계된 질산화 미생물 농도는 C/N 비율이 증가함에 따라 감소하는 경향을 보이고 있다. C/N 비율의 증가에 따라 PAOs 농도가 증가하는 것을 볼 수 있으나, C/N 비율 2.5 이하에서는 PAOs의 성장이 그다지 활발하지 못한 것을 알 수 있다.

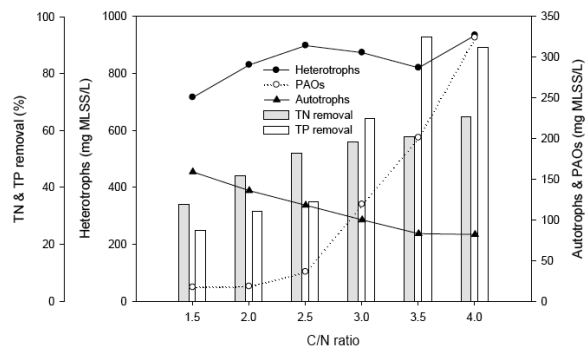


Fig. 6. Simulation results of TN and TP removal efficiencies and microbial changes based on C/N ratio change.

4. 결론

본 연구에서는 활성슬러지 모델로 A₂O공법 하수처리시설을 전산모사 하여 SRT, 수온, DO, C/N 비율 변화에 따른 질소, 인 처리성능과 미생

물 거동을 조사하여 다음과 같은 결론을 얻었다.

1. SRT가 증가함에 따라 질산화 효율이 증가하며 혐기조 유입 $\text{NO}_3\text{-N}$ 부하량이 증가하면서 PAOs에 의한 인 방출이 일어나므로 PAOs 농도뿐 아니라 질산화 미생물 농도도 적정 수준에 이르러야 하므로 SRT, 혐기조 유입 $\text{NO}_3\text{-N}$ 부하량, 유출 N, P 농도, MLSS 농도를 종합적으로 분석하여 슬러지 배출량과 슬러지 반송량을 설정해야 한다.
2. 질산화 반응은 수온 13 °C 이상에서 적정 효율을 유지할 수 있는 것으로 나타나고 있다. 산화 반응과는 달리 수온이 증가함에 따라 TP 제거율을 저하되고, 유출수 $\text{PO}_4\text{-P}$ 농도는 증가한다. PAOs의 농도는 수온이 증가함에 따라 감소하는데, 수온 12 °C에서 13 °C 사이에서 급격한 감소율을 보이고 있다. 이러한 PAOs 농도 저하는 질산화 효율의 증가 때문인 것으로 나타나고 있다.
3. DO 농도가 증가하면 종속영양 미생물과 질산화 미생물의 농도가 증가하는 것 현상을 볼 수 있으며, 반대로 PAOs 농도는 DO 농도의 증가로 질산화 효율이 증가함에 따라 감소하는 경향을 보이고 있다.
4. C/N 비율의 변화에 따라 종속영양미생물 농도는 완만한 증가 추세를 보여주었고 질산화 반응과 관계된 질산화 미생물 농도 감소하는 경향을 보이고 있었으며 PAOs 농도가 증가하는 것을 볼 수 있으나, C/N 비율 2.5 이하에서는 PAOs의 성장이 그다지 활발하지 못한 것을 알 수 있었다.
5. 모델에 대한 보정과 검증을 통하여 활성슬러지 모델로 환경과 운전인자들의 변화에 따른 A_2O 공법 하수처리시설의 수질변화와 미생물 거동을 예측할 수 있으며 이는 공법에 대한 평가와 최적화를 전산모사로 수행할 수 있는 것으로 판단된다.

참고문헌

이성학, 박종복, 고주형, 임정훈, 우혜진, 김창원 (2004) 변형 생물학적 고도처리공정에서 ASM2d를 이용한 민감도 분석 및 온도/SRT 영향 평가, *대한환경공학회지*, 26(1), pp. 83-88.

김민정, 김민한, 김용수, 유창규 (2008) 하수처리장의 고도처리 upgrading 설계와 공정 최적화를 위한 다변량 통계분석, *한국화학공학회*, 48(5), pp. 589-597.

이영대, 최용수, 신응배 (1993) 생물학적 질소, 인 제거 신공정, 93년 환경종합 학술대회, *대한환경공학회*, pp. 85~88.

홍지혜 (2004) 활성슬러지공정과 고도처리공정에 따른 하수처리수의 처리효율과 유기물 특성, *상하수도학회지*, 18(6), pp. 807-813.

APHA, AWWA, WEF (2005) *Standard Methods for the examination of water and wastewater*, 21st edition., APHA, Washington D.C.

Gernaey, K.V., van Loosdrecht, M.C.M., Henze, M., Lind, M. and Jorgensen, S.B. (2004) Activated sludge wastewater treatment plant modelling and simulation: state of the art, *Environ. Modell. Softw.*, 19(9), pp. 763~793.

Glen, T.D. and Steven, R.P. (1994) *Design and operation of biological phosphorus removal facilities, Principles and practice of phosphorus and nitrogen removal from municipal wastewater*, 2nd Edition, pp. 145-174, CRC-Press, New York.

Henze, G., Gujer, W., Mino, T. and van Loosdrecht M. (2000) *Activated sludge models: ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3*, pp. 39-75, IWA publishing, London.

Hydromantis, Inc. (2004)GPS-X Tutorial Guide, Hydromantis.

Hulsbeek, J.J.W., Kruit, J., Roeleveld, P.J. and van Loosdrecht M.C.M. (2002) A practical protocol for dynamic modelling of activated sludge systems, *Water Sci. Technol.*, 45(6), pp. 127-136.

Lai, T.M., Dang, H.V., Nguyen, D.D., Yim, S. and Hur, J. (2011) Wastewater treatment using a modified A_2O process based on fiber polypropylene media, *J. Environ. Sci. Health, Part A Toxic/Hazard. Subst. Environ. Eng.*, 46(10), pp. 1068-1074.

Tchobanoglous, G., Burton, F.L. and David Stensel H. (2003) *Wastewater Engineering Treatment and Reuse*, (fourth ed.), McGraw Hill publication, New York, USA.

Wong, M.T., Mino, T., Seviour, J.R., Onuki, M. and Liu, W.T. (2005) *In situ identification and characterization of the microbial community structure of full-scale enhanced biological phosphorous removal plants in Japan*, *Water Res.*, 39, pp. 2901-2014.