

혐기조-간헐포기조-개량조로 구성된 영양소 제거 공정에서 온도의 영향

강영희 · 한기봉[†]

가톨릭대학교 생명공학부 청정환경연구소

Temperature Effect on the Nutrient Removal in the Combined Biological Nutrient Removal System (CBNR) with Anaerobic-Intermittent Aerobic-Modified Oxidic Reactors

Young-hee Kang · Gee-Bong Han[†]

Clean Environmental Research Institute, Dept. of Biosciences and Technology The Catholic University of Korea
(Received 2 March 2006, Accepted 23 June 2006)

Abstract

The temperature effect at 20°C and 10°C on the nutrient removal efficiency was evaluated in the combined biological nutrient removal system (CBNR) with anaerobic-intermittent aerobic-oxidic reactors. The test was conducted under the conditions of various ratios of intermittent aeration time and distribution of influent raw water to CBNR. The removal efficiencies of organics, nitrogen and phosphorus were a little bit better at 20°C than at 10°C. However the large difference of temperature effect on the nutrient removal efficiency between 20°C and 10°C was not appeared because of highly sustained MLSS concentrations in the reactors and controlled intermittent aeration time. In the removal of phosphorus, Mode III (50/70 min in aeration on/off time, 3 times of intermittent aeration) showed more effective compared with short aeration time of Mode IV. In case of N, P removal, the denitrification rate was lower in Mode A with splitted inflow into anaerobic and intermittent aeration basins than in Mode B with sole inflow into anaerobic basin.

keywords : Aeration on/off time, Inflow of raw water, Intermittent aeration, Temperature effect

1. 서론

우리나라 하수는 많은 경우 낮은 유기물 농도에 비하여 영양염류(질소 및 인)의 농도가 상대적으로 높아 영양염류 제거를 위한 고도처리에는 적합하지 아니한 성상을 띠고 있다. 그동안 조사된 원인으로는 합류식 하수관거의 오점합, 관의 균열에 의한 누수 및 지하수의 침투 등에 의한 것 등으로 알려져 왔다(최, 1999). 또한, 분류식 하수관거가 설치된 지역에서 발생하는 하수의 경우 합류식 하수관거에 비하여 유기물 농도가 높게 나타나지만 질소 및 인의 농도가 상대적으로 높아 C/N, C/P비가 낮게 나타나는 것으로 보고되었다(한국환경기술인연합회, 2001). 따라서, 유기물이 상대적으로 부족한 하수 중의 질소와 인을 안정적으로 제거하기 위해서는 외부탄소원을 추가로 공급하거나 질소 및 인을 제거하는데 필요한 제한된 유기물의 소모가 적은 공정의 개발 및 적용이 필요하다.

2003년 말 기준 국내에서 가동 중인 하수종말처리시설의 현황(환경부, 2003)을 살펴보면 총 243개소가 설치되었으며, 그 중 15%에 지나지 않는 37개소에 고도처리시설이 설치되어 가동되고 있는 실정이다(환경부, 2004). 또한 최근 기존 하수처리장의 질소 및 인에 대한 방류수 기준이

강화됨에 따라 기존의 하수처리장에서는 고도처리 시설로의 전환을 위하여 2차 처리공정 개선 및 영양염류 제거를 위한 추가시설 설치가 요구되고 있다. 이를 위해서는 보다 경제적이면서 안정적인 처리수질을 얻을 수 있는 처리공정의 개발이 적극적으로 이루어져야 한다.

한편 Perry 등(1972, 1975)은 포기시간 증가에 따른 SRT가 길어질 경우 질산화 미생물들이 우점종이 되어 10°C에서도 90% 이상 질산화가 가능하며 심지어는 1°C의 낮은 온도 조건에서도 86%의 질산화 효율이 얻어졌다고 보고하였다.

본 연구에서는 영양염류 제거 효율이 감소하는 동절기의 적용을 위하여 효율적인 설계인자를 제시하고자 A2O 공정과 유사한 생물학적 영양염류 제거 공정의 혐기조-간헐포기조-개량조로 구성된 실험장치를 설치하여, 계절적인 제한을 극복할 수 있는 최적의 운전모드를 찾아내고자 유입수 온을 10°C인 동절기와 상온인 20°C로 유지시켜 비교 실험하였다. 또한 포기시간에 따른 영향을 연구하고자 각각의 온도조건에서 포기시간과 비포기시간 비율 및 간헐포기 횟수를 달리하여 운전 Mode I ~ VI으로 나타낸 조건으로 실험하였고, 유입원수를 간헐포기조와 혐기조로 분할 유입할 경우와 전량 혐기조로 만 유입할 경우를 운전 Mode A와 B로 각각 구분하여 실험한 결과를 비교하였다.

[†] To whom correspondence should be addressed.
geebhan@catholic.ac.kr

2. 재료 및 방법

2.1. 시료의 성상

본 실험에 사용된 시료는 인천 지역 내의 S하수처리장으로 유입되는 하수를 사용하였고, 유입하수(원수)의 성상에 대하여 분석한 결과는 Table 1에 나타내었다. 하수처리장으로 유입되는 하수는 공단 폐수가 약 30%이며, 나머지는 생활하수로 구성된 것으로 조사되었다. 운전을 시작한지 240~300일(Mode V~VI에 해당) 기간에는 음식물 쓰레기 침출수 70톤/d(전체 하수량의 0.03%)가 추가로 하수처리장으로 유입되었다.

2.2. 시료의 채취 및 보관

유입원수의 농도 변화에 따른 영향을 고려하여 일정한 주기로 주 3회 채취하여 실험하였고, 시료의 농도를 그대로 유지하기 위해 5°C 이하로 보관하여 사용하였다.

2.3. 실험장치의 개요

실험장치는 각각 온도 20°C 및 10°C 조건에서의 실험을 위하여 반응조를 2계열로 제작하여 실험을 하였다. Fig. 1은 공정의 개략도를 나타낸 것으로 A₂O(혐기조-무산소조-호기조) 공정과 유사한 본 연구의 처리공정은 혐기조-간헐포기조-개량조-침전조로 구성되었다. 혐기조에서는 유기물 제거와 인의 방출을 유도하고 간헐포기조에서는 탈질이 일어나도록 하고, 개량조의 호기조건에서는 유기물 제거 및

◆ Test at temp. 20°C, 10°C.

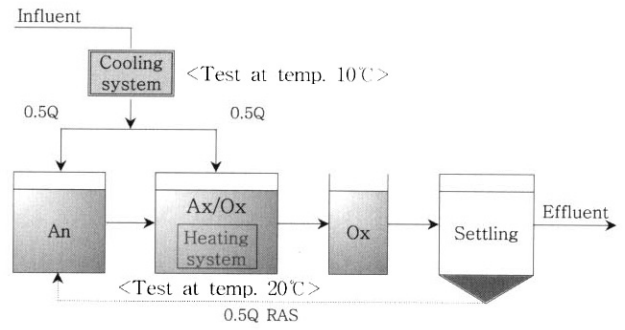


Fig. 1. The process scheme of reactor.

인의 섭취와 질산화가 이루어지도록 하였다. 개량조에는 호기조건의 조성에 필요한 공기의 공급을 위하여 산기관을 설치하였고, 혐기조와 간헐포기조에는 교반기를 설치하여 미생물이 바닥에 쌓여 부패하는 것을 방지함과 동시에 미생물과 유입 원수가 효과적으로 혼합되도록 하였다.

간헐포기조와 침전조에는 모두 플라스틱, 페타이어, 재올라이트 및 분말활성탄을 원료로 제조된 담체를 각종 유효용적의 15~20% 정도로 충전하였다. 담체의 충전으로 인해 간헐포기조에서는 비교적 높은 MLSS 농도를 유지토록 하여 짧은 체류시간에도 유기물 제거와 질산화/탈질이 동시에 이루어지도록 하였으며, 침전조에서는 수면에 가까운 상부에 담체를 고정시켜 미처리된 부유성 물질을 제거하도록 하였다. 충전된 담체는 페타이어가 주성분이므로 고무의

Table 1. Comparison of effluent quality between CBNR and S. S.T.P.

(Unit : mg/L)

Items	Influent ave. (Range)	S. S.T.P. eff.		CBNR			
		Ave.	Range	Temp. 20°C		Temp. 10°C	
				Ave.	Range	Ave.	Range
Alkalinity	189.1 (150.4 ~ 218)	165.7	140 ~ 192.4	85	48.4 ~ 129.6	105.5	68.8 ~ 170.4
Turbidity	374 (93 ~ 697)	15.5	4 ~ 42	16.9	6 ~ 43	18.9	5 ~ 36
BOD	203.3 (80.4 ~ 358.8)	18.7 (89.4)	6.6 ~ 29 (79.1 ~ 96.3)	8.9 (94.9)	3.9 ~ 17.3 (87.6 ~ 98)	11.5 (92.7)	2.6 ~ 22.4 (76.2 ~ 98.3)
COD _{Cr}	389.4 (172 ~ 744)	41.2 (84.2)	24 ~ 72 (41.3 ~ 95.9)	35 (89.7)	16 ~ 70 (76.7 ~ 96.9)	42 (88.3)	21 ~ 71 (73.9 ~ 95.5)
T-N	41.1 (23.6 ~ 56.4)	24.6 (39.3)	17.2 ~ 32.4 (4.7 ~ 56.6)	11.2 (71.4)	6.8 ~ 18.2 (39.4 ~ 84.6)	14.9 (63)	7.5 ~ 21 (36 ~ 82.6)
NH ₄ ⁺ -N	27 (19.5 ~ 37.8)	21.6 (18.9)	15.8 ~ 25.8 (0.6 ~ 44.7)	4.6 (82.9)	0.5 ~ 14.4 (41.3 ~ 98.4)	10 (62.6)	3.6 ~ 19 (24 ~ 84.2)
NO ₂ ⁻ -N	0.2 (0.033 ~ 1.4)	0.6	0 ~ 2.1	0.5	0.2 ~ 1.2	0.2	0.1 ~ 0.6
NO ₃ ⁻ -N	2.2 (0 ~ 9)	3	0.9 ~ 4.8	5.3	1.1 ~ 9.7	4.4	0.1 ~ 10.9
T-P	9.3 (4.3 ~ 18.4)	4.1 (48.9)	2.5 ~ 6.3 (19.1 ~ 68.7)	3.6 (57.5)	0.9 ~ 6.8 (8.8 ~ 89.2)	3.9 (54.8)	1.5 ~ 9.1 (8.1 ~ 90.1)
PO ₄ ³⁻ -P	3.5 (1.9 ~ 9.4)	3.1	0.7 ~ 5	2.8	0.3 ~ 5.2	3	0.3 ~ 7.3
SS	218.5 (100 ~ 440)	11.1 (93.1)	2 ~ 46 (66.7 ~ 99.1)	10.9 (94)	2 ~ 36 (80 ~ 99)	11.5 (94)	2 ~ 44 (82 ~ 99.2)

* () : removal efficiency(%)

탄력성이 그대로 유지되어 내마모성이 강한 특성이 있고, 크기는 5~10 mm이며, 슬러지 비중(1.03 kg/L 전후)보다 무거운 진비중으로 1.14 kg/L이었다. 또한, 생물막 형성을 촉진시켜 담체의 표면에 형성된 생물막 두께가 0.3~1.5 mm로 유지되었고, 다양한 종류의 미생물이 안정적으로 성장할 수 있는 환경을 제공함으로써 간헐포기조에서 발생할 수 있는 온도, pH의 변동, 충격부하 및 독성물질의 유입 등과 같은 상황에서도 안정성을 유지할 수 있도록 하였다.

Fig. 2는 실험에 사용된 반응조를 나타낸 것으로 왼쪽은 유입 수온이 낮아지지 않도록 간헐포기조 내에 heating system을 설치하여 20°C의 상온으로 유지한 것이며, 오른쪽은 cooling system을 사용하여 유입수를 동절기 상체인 10°C의 저온으로 유지한 것이고, 외기온도는 15°C 이하로 유지하였다.

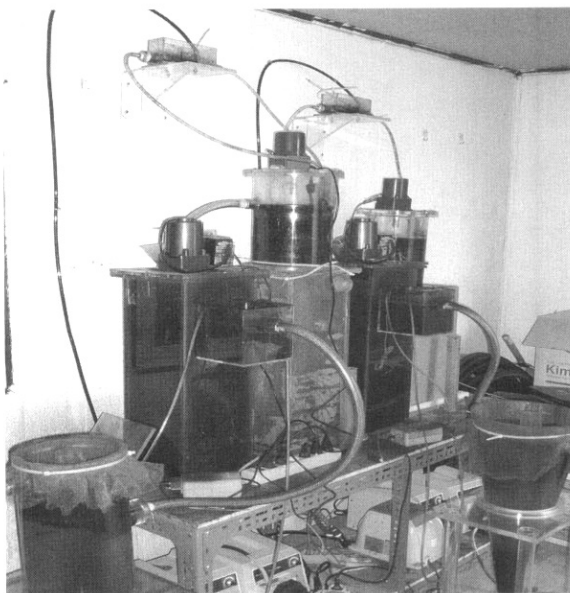


Fig. 2. Photograph of laboratory-scale reactor.

2.4. 운전조건 및 방법

반응조에 공급되는 유입유량은 80 L/day(56 mL/min)로 하였고, 반송슬러지(RAS)는 0.5Q인 40 L/day로 반송되도록 하여 운전하였다. 유입원수는 초기 운전 시 탈질에 필요한 Volatile Fatty Acid(VFA)를 공급하고자 0.5Q씩 혐기조와 간헐포기조에 분할 유입하였고, 이후에는 전량 혐기조에만 유입하여 비교 실험하였다.

Table 2에는 실제 운전에 따른 각 반응조의 체류시간과 용적을 나타내었고, Table 3에는 그 외의 운전인자들을 나타내었으며, Table 4에 운전기간에 따라 변경된 운전조건을 정리하여 나타내었다. 즉 연구기간 동안 포기/비포기 시간 비율 및 1주기(6시간) 당 간헐포기 횟수를 변경하여 운전

Table 2. Retention time and volume of each reactor

Reactor	Retention time (hr)	Volume (L)
Anaerobic reactor	1.5	5
Intermittent aerobic reactor (Anoix/Oxic)	6.0	20
Modified oxic reactor	0.6	2
Settling tank	3.0	10
Total	11.1	37

Table 3. Operating conditions

Operation parameters	Operating condition
Temp. (°C)	20°C, 10°C
SRT (day)	12
DO (mg/L)	An : 0.01~0.1, Ox : 2~3
ORP (mV)	An : -300~-150, Ax : -250~-150, Ox : 0~100
MLVSS (mg/L)	An : 3,000~3,500, Ax/Ox : 3,000~4,000
RAS (%)	50
RAS conc. (mg/L)	8,500~10,000
Sludge wasting rate (L/day)	1.0

Table 4. Operating conditions of each mode

Items	Operation period (total days)	Conditions
Intermittent aerobic reactor	Mode I	1~48(48) aeration on/off time : 60/60 min, Number of intermittent aeration : 3
	Mode II	49~90(42) aeration on/off time : 60/30 min, Number of intermittent aeration : 4
	Mode III	91~208(118) aeration on/off time : 50/70 min, Number of intermittent aeration : 3
	Mode IV	209~231(23) aeration on/off time : 40/80 min, Number of intermittent aeration : 3
	Mode V	232~272(41) aeration on/off time : 40/50 min, Number of intermittent aeration : 4
	Mode VI	271~300(30) aeration on/off time : 50/40 min, Number of intermittent aeration : 4
Type of influent distribution	Mode A	1~123(123) Anaerobic reactor(0.5Q of Inf.), Intermittent aerobic reactor (0.5Q of Inf.)
	Mode B	124~300(177) Anaerobic reactor(1Q)

* Total intermittent aeration on/off time of each mode : 6 hrs

한 각각의 조건에 대하여 운전Mode I ~ VI으로 명명하였고, 원수의 유입방법에 따라 운전Mode A와 B로 명명하였다. 운전 초기(운전Mode I) 48일 동안에는 포기/비포기의 시간비율을 60/60분으로 같은 비율로 하였으나, 이후 운전Mode II~VI의 기간에는 포기과 비포기의 시간비율을 각각 다르게 실험하였고 간헐포기 횟수는 1주기(6시간) 당 3회와 4회로 하여 각각 실험하였다.

3. 결과 및 고찰

전반적으로 최적의 운전조건은 운전Mode III인 경우로서 포기과 비포기 시간비율은 50/70 분이었으며 포기 및 비포기 반복 횟수는 1주기(6시간) 당 3회인 경우로 나타났다. 유입수의 유입방법을 달리한 조건에서는 0.5Q씩 혐기조와 간헐포기조에 분할 유입한 경우보다 전량 혐기조로 유입한 운전Mode B의 경우가 영양염류 제거에 있어서 최적의 효율을 나타낸 것으로 분석되었다. 따라서, 운전Mode III의 영양염류 제거에 대해 온도 20°C와 10°C의 경우로 각각 구분하여 고찰하였고, 유입수의 유입방법 및 성상 등의 조건에 따른 온도의 영향에 대해서도 검토하였다. 또한 Fig. 3, 4 및 5에 나타난 그래프는 온도 20°C 및 10°C 조건에서의 결과에 대하여 각각 I과 II로 구분하여 표시하였다.

3.1. 운전Mode III의 조건에서 온도 20°C와 10°C일 때 유기물 및 영양염류 제거

Fig. 3에 나타난 유기물질 제거효율은 온도 20°C에서 전반적으로 효율이 약간씩 높았으나 온도의 큰 영향 없이 비슷한 수준을 유지하였다. 운전기간 동안 MLVSS의 농도가 온도 20°C 및 10°C에서 각각 평균 2,940 mg/L 및 3,358 mg/L로 나타났는데 온도 20°C에서 fresh water obligochate *Tubifex sp.*의 worm이 발생하여 온도 10°C보다 낮게 나타났다. SS의 경우 온도 20°C 및 10°C에서 모두 평균 94%의 제거 효율을 보였고, BOD의 경우 각각 평균 94.9% 및 92.7%를 나타냈고, COD의 경우는 각각 평균 89.7% 및 88.3%로 비슷하게 나타났다. SVI는 온도 20°C 및 10°C에서 각각 평균 28 및 52로 나타났으므로 슬러지의 침강성은 온도 20°C에서 상대적으로 더 양호하다고 할 수 있으나 SVI의 값이 100이하로 모두 양호한 침강성을 나타냈다. 이는 담체에 부착된 미생물들 중 내부에 위치하여 영양물질 확산이 불충분하게 이루어진 슬러지의 자산화 촉진으로 인하여 탈리된 원인과 부유성 미생물들에게는 포기/비포기 과정을 반복하였기 때문에 DO가 적절히 공급되어 모두 침전성이 양호하게 나타난 이유 등으로 판단된다.

질산화 및 탈질에 의한 질소제거 효율은 Fig. 4에 나타나 있는데, 제거효율은 각각 평균 71.4% 및 63%로 온도 20°C의 경우가 10°C의 경우보다 약간 잘 이루어졌으며, 유출수 T-N의 농도는 온도 20°C 및 10°C에서 각각 평균 11.2 mg/L 및 14.9 mg/L로 나타났다. 이는 온도 20°C 및 10°C에서의 질산화율이 각각 82.9% 및 62.6%로 나타났고, 알칼리도 소모량은 온도 20°C에서 평균 30 mg/L 이상 높게

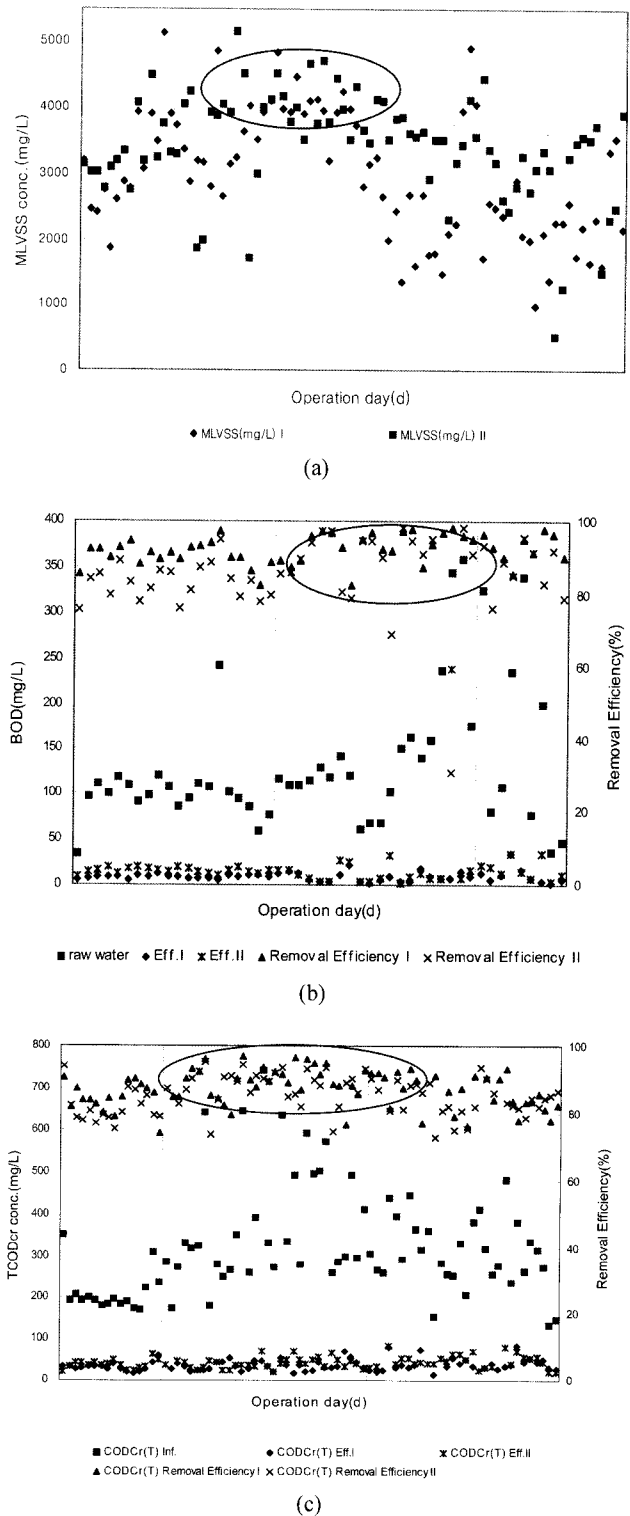


Fig. 3. Organic removal during operation.

나타났지만, 탈질율은 각각 75% 및 73%로 비슷하게 나타난 것으로 분석되었다.

Fig. 5에서는 유출수의 NO₃⁻-N 농도가 유입수 COD/TKN 비가 증가할수록 온도 20°C 및 10°C의 조건에서 모두 낮게 배출된 것으로 나타났다. 탈질 시에 소모되는 COD 양은 각각 gN 탈질당 3.81 gCOD, 3.93 gCOD를 소모하여 온도 20°C에서 10°C보다 적은 유기탄소원으로 질소 제거를 이룰 수 있었다.

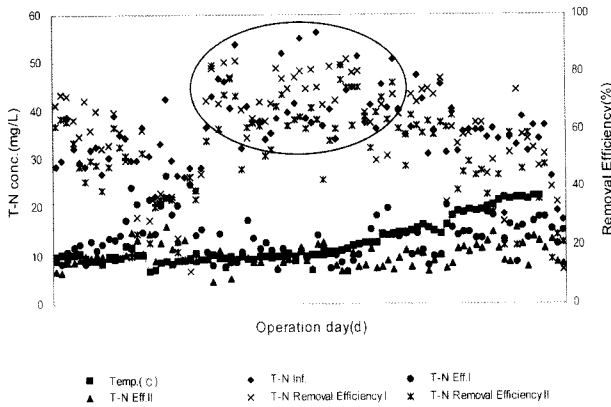


Fig. 4. T-N removal during operation.

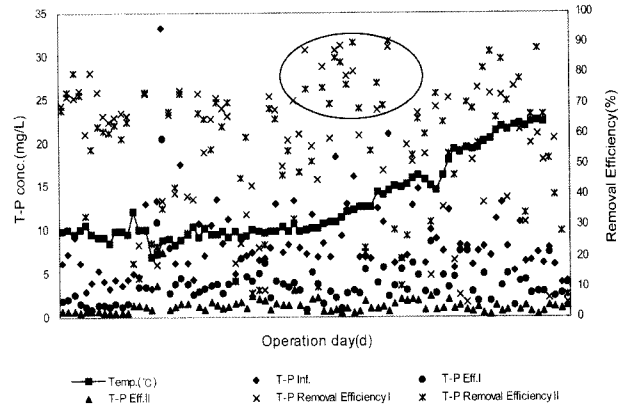


Fig. 6. T-P removal during operation.

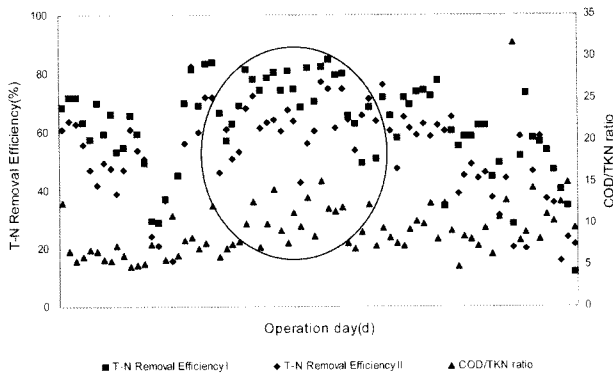


Fig. 5. T-N removal efficiency vs Inf. COD/TKN ratio.

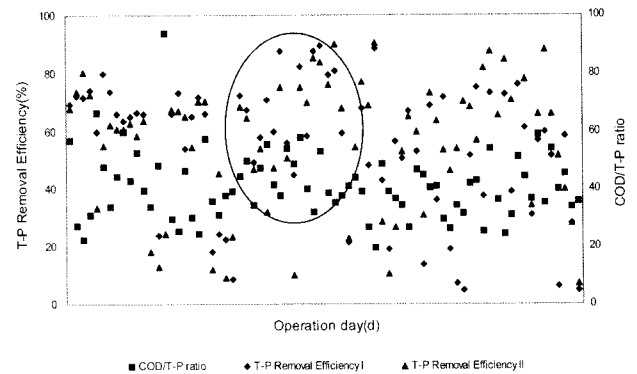


Fig. 7. T-P removal efficiency (%) vs Inf. COD/T-P ratio.

Fig. 6에서 인 제거를 검토하면, 유출수 T-P 농도는 온도 20°C, 10°C에서 각각 평균 3.6 mg/L, 3.9 mg/L, 제거효율은 각각 평균 57.5%, 54.8%로 저온으로 운전한 경우보다 약간 잘 이루어졌으나 비슷한 결과를 보였다. 또한, 활성슬러지공법에서 P 제거율이 20% 내외인 것과 비교할 경우 35% 정도 제거 효율이 높게 나타났는데, 이는 50/70 min로 한 간헐포기 시간의 비율과 혐기조를 통해 유입되어 간헐포기 공정에서 처리되는 동안 담체 표면에 형성된 생물막이 준혐기성 조건이 되어 P 제거율이 향상된 것으로 판단된다.

Fig. 7에서는 유입수의 COD/T-P 비가 증가할수록 혐기조에서 인 방출에 필요한 유기원이 충분히 확보되어 인 제거율도 증가하였다. 질산화물에서는 온도가 제한 요소로 작용하였으나 인 제거에 있어서는 온도의 영향에 관계없이 온도 20°C와 비슷한 효율을 보인 것은 질산화물 감소로 인해 반송슬러지(RAS) 내의 NO₃-N 농도가 낮게 되어 인 방출에 더욱 유리한 조건을 유지하여 증가한 것으로 판단된다. 또한, 유입수 평균 COD/T-P 비는 41.5로 나타났고, 24.3~57.9의 범위를 보였다. Henze(1996)는 하수를 대상으로 할 때 최소한의 ΔCOD/ΔP의 비는 4~5이며 혐기조에서 DO, NO_xN의 함유 여부에 따라 그 비가 상이하고, 잘 설계된 경우에 ΔCOD/ΔP의 비는 10정도라고 보고하였다. 또한, 도시 하수처리에 있어서 COD/T-P 비가 20 이하가 되면 유기물이 제한 요소로 작용하여 인의 uptake와 glycogen pool을 재충전하는데 필요한 PHA가 형성되지 않아 인 제거가 이루어지지 않으며(Randall et al., 1992; Bradjanovic et al.,

1998), 낮은 COD/T-P 비에서는 인 제거 효율이 감소할 뿐만 아니라 불완전한 탈질을 일으키는 것으로 알려져 있다 (Kisoglu et al., 2000).

Table 5에 제시된 Yield coefficient는 온도 20°C 및 10°C에서 각각 0.54 gCOD/gCOD 및 0.6 gCOD/gCOD로 모두 IWAQ의 ASM model (1995)이 제시한 값 0.63 gCOD/gCOD 보다는 낮게 나타났다. Orhon 등(1996)은 탈질 미생물의 증식계수인 Y_{ind}를 0.5 gCOD/gCOD로 제안하였다. 탈질량은 각각 평균 17.3 mg/L, 12.2 mg/L로 나타났고, 생성되는 NO₃-N이 탈질 시에 소모되는 COD 양은 각각 gN 탈질당 3.81 gCOD, 3.93 gCOD 소모하였으며 Y값이 증가할수록 탈질 시 COD 소모율이 증가하였다. 따라서, 동일한 SRT에서 유기탄소원을 이용하여 영양소를 제거하였으므로 동질기서 질소 제거에 있어서 온도의 영향을 최소화할 수 있는 효율적인 공정으로 판단된다.

3.2. 원수유입 방법에 따른 처리효율에 대한 온도별 영향

3.2.1. 유기물

Table 6에 나타난 TCODCr의 경우 운전Mode A의 경우가 운전Mode B의 경우보다 온도 20°C 및 10°C의 조건에서 제거효율이 각각 2.2% 및 2% 씩 낮게 나타났다. 이는 유입원수가 전량 혐기조로 유입된 운전Mode B의 경우가 미생물의 증식에 필요한 유기원이 충분히 공급되어 제거 효율이 증가한 것으로 판단된다.

Table 5. Comparison of yield coefficients

(Unit : gCOD/gCOD)

Items	Y	Temp. Condition
This study	0.54	20°C
	0.6	10°C
Conventional activated sludge(Choi, 1999)	0.41	20°C
IWAQ ASM No. 2	0.63	20°C

전량 혐기조로 유입된 운전Mode B의 경우보다 온도 20°C 및 10°C의 조건에서 탈질률이 각각 평균 7.2% 및 4.9% 씩 낮게 나타났다. Barnard(1975)에 의하면 탈질률은 먹이의 상태에 따라 달라지는 것으로 나타나고 있는 것으로, 혐기성 분해과정으로부터 생산된 VFA에 의해서 탈질속도는 매우 크며(약 50 mg/L/hr의 속도), 입자상 먹이에 의해서는 16 mg/L/hr, 내호흡에 의해서는 5.4 mg/L/hr의 속도로 탈질되는 것으로 알려지고 있다.

3.2.2. 질소

Table 7에서 원수가 분할 유입된 운전Mode A의 경우가

3.2.3. 인

Table 8에서 운전Mode A의 경우가 운전Mode B의 경우

Table 6. COD_{Cr} removal and efficiencies at each temp. condition

(Unit : mg/L)

Operating conditions	Influent		Effluent			
			Temp. 20°C		Temp. 10°C	
	Ave.	Range	Ave.	Range	Ave.	Range
Mode I	201.5	170 ~ 352	28.8 (85.4)	17.1 ~ 41 (79.3 ~ 90.9)	35.3 (81.8)	21 ~ 49 (75.3 ~ 94)
Mode II	263.5	222 ~ 310	43.7 (82.7)	28 ~ 61 (74.2 ~ 87.4)	45 (83)	32 ~ 63 (79.2 ~ 87.4)
Mode III	389.4	172 ~ 744	35 (89.7)	16 ~ 70 (76.7 ~ 96.9)	41.8 (88.3)	21 ~ 71 (73.9 ~ 95.5)
Mode IV	345.8	260 ~ 448	38.8 (88.7)	21 ~ 80 (77.2 ~ 93.3)	45 (87.2)	28 ~ 85 (80.7 ~ 93.2)
Mode V	279	152 ~ 384	37.2 (85.5)	13 ~ 52 (76.4 ~ 91.4)	53.5 (79.8)	40 ~ 69 (73 ~ 89)
Mode VI	217	132 ~ 316	37.8 (81.9)	26 ~ 51 (78.0 ~ 85.8)	34.3 (84.7)	19 ~ 56 (82.3 ~ 86.5)
Mode A	248.8	170 ~ 642	32.3 (85.9)	17.1 ~ 61 (74.2 ~ 96.4)	36.6 (84)	21 ~ 63 (73.9 ~ 95.5)
Mode B	355.3	132 ~ 744	38.1 (88.1)	13 ~ 84 (76.4 ~ 96.9)	46.2 (86)	19 ~ 85 (73 ~ 94.4)

* () : Removal efficiency(%)

Table 7. T-N removals and efficiencies at each temp. condition

(Unit : mg/L)

Operating conditions	Influent		Effluent			
			Temp. 20°C		Temp. 10°C	
	Ave.	Range	Ave.	Range	Ave.	Range
Mode I	32.2	28.3 ~ 38.3	12 (62.4)	8.3 ~ 17.4 (49.4 ~ 72)	15.1 (52.5)	10.7 ~ 17 (39.2 ~ 63.9)
Mode II	27.8	19.5 ~ 42.2	20.7 (31.9)	14.4 ~ 26.6 (11.4 ~ 59.6)	21 (30.3)	14.8 ~ 26.9 (15.5 ~ 52.2)
Mode III	38.7	19.3 ~ 56.1	11.2 (71.4)	6.8 ~ 18.2 (39.4 ~ 84.6)	14.9 (63)	7.5 ~ 21 (36 ~ 82.6)
Mode IV	37.4	25.3 ~ 47.1	13.3 (65.6)	7.9 ~ 20.3 (34.9 ~ 77.9)	15 (61.5)	11.5 ~ 18.3 (47.4 ~ 76.1)
Mode V	34.3	31.6 ~ 39.9	15.5 (56.5)	13.5 ~ 18.9 (44.7 ~ 62.3)	19.6 (44.7)	14 ~ 24.9 (31.2 ~ 65.2)
Mode VI	23.1	15.5 ~ 34	15.3 (34.7)	12.5 ~ 17.9 (12.1 ~ 51.4)	17.4 (27.2)	13.7 ~ 22.1 (15.6 ~ 48.1)
Mode A	32.5	19.3 ~ 52.9	14.3 (56)	7.7 ~ 26.6 (11.4 ~ 84)	16.7 (48.9)	7.5 ~ 26.9 (15.5 ~ 82.6)
Mode B	35.6	10.1 ~ 56.1	13 (63.2)	6.8 ~ 20.3 (12.1 ~ 84.6)	16.6 (53.8)	11.2 ~ 26.2 (15.6 ~ 77.2)

* () : Removal efficiency(%)

Table 8. Summary of the T-P mean results as conditions

(Unit : mg/L)

Operating conditions	Influent		Effluent			
			Temp. 20°C		Temp. 10°C	
	Ave.	Range	Ave.	Range	Ave.	Range
Mode I	5.1	3~9.2	1.5 (69)	0.8~2.6 (60~80)	1.9 (59.2)	1.3~4.1 (18~80.4)
Mode II	11.7	3.3~33.2	6.7 (46.6)	2.7~20.5 (17.3~74)	6.3 (42.3)	2.5~21.3 (13~73.5)
Mode III	9.3	4.3~18.4	3.6 (57.5)	0.9~6.8 (8.8~89.2)	3.9 (54.8)	1.5~9.1 (8.1~90.1)
Mode IV	10.2	6.2~21	4.6 (49.6)	2.4~8.6 (14~88.6)	4.3 (51.9)	2~6.9 (10.3~90.5)
Mode V	7.9	5.8~12.3	4.4 (42.6)	1.9~7.7 (4.9~75.3)	2.8 (64.9)	0.9~5.7 (46.6~87.3)
Mode VI	5.5	3.9~7.9	4.2 (24.4)	2.5~7.4 (4.9~58.3)	3.5 (31.9)	2.8~3.8 (7.3~51.9)
Mode A	8	3~33.2	3.8 (54.2)	0.8~20.5 (8.8~80)	3.9 (49.9)	1.3~21.3 (8.1~80.4)
Mode B	9.1	3.9~21	3.8 (53.6)	0.9~8.6 (4.9~89.2)	3.4 (58.5)	0.9~9.1 (7.3~90.5)

* () : Removal efficiency(%)

보다 인 제거율이 온도 20°C의 조건에서 평균 0.6% 높게 나타났고, 온도 10°C의 조건에서는 8.6% 낮게 나타났다. 운전Mode B의 경우 분할 유입한 경우보다 인 방출에 필요한 VFA가 충분히 공급되어 탈인률이 증가한 것으로 판단된다.

3.3. S. 하수처리장과 본 실험의 처리효율 비교

본 실험에서 사용한 반응조의 간헐포기방법은 질산화와 인 섭취에 필요한 공기 주입과 내호흡단계를 이용한 탈질 단계에서 필요한 시간을 고려하였다. 운전Mode III의 경우 간헐포기조의 체류시간 6시간 중에서 2.5 시간은 포기상태로 하고, 3.5 시간은 비포기 상태로 하여 운전하였고, S하수처리장의 경우 포기조에서 체류시간은 6.3시간으로 운전되었다. 각 반응조의 운전 중 처리수질이 가장 양호했던 운전Mode III(포기/비포기 50/70분, 포기3회)의 경우와 연속포기방법으로 운전한 S하수처리장의 표준활성슬러지공법 처리수질을 비교하여 Table 1에 나타내었다.

유기물 제거 효율을 비교해 보면 BOD는 S하수처리장의 경우 평균 89.4%였고, 본 실험의 경우 온도 20°C 및 10°C에서 각각 평균 94.9% 및 92.7%로 나타났다. COD는 S하수처리장의 경우 평균 84.2%였고, 본 실험의 경우 온도 20°C 및 10°C의 경우 각각 평균 89.7% 및 88.3%로 나타났다. 따라서, 유기물 제거에 있어서는 BOD와 COD의 제거 효율이 본 실험에서 약간씩 높았으나 모두 비슷하게 잘 이루어졌다.

질산화율을 보면 S하수처리장의 경우 평균 18.9%였고, 알칼리도 소모량도 평균 23 mg/L로 매우 낮았다. 본 실험에서 온도 20°C의 경우 유입수 알칼리도 농도의 절반 이상이 소모되었고, 온도 10°C의 경우 평균 84 mg/L가 소모되었다. 온도 20°C 및 10°C의 질산화율은 각각 평균 82.9%

및 62.6%로 온도 20°C에서 더 높게 나타났다. 또한, 유출수 T-N 농도를 보면 S하수처리장의 경우 평균 24.6 mg/L로 나타났고 39.3%의 제거 효율을 보였다. 본 실험에서 온도 20°C 및 10°C의 경우 유출수 T-N 농도는 각각 평균 11.2 mg/L 및 14.9 mg/L로 나타났으며, 71.4%, 64%의 제거 효율을 보였다. 따라서 간헐포기 방법이 적용된 본 실험의 경우 질소 제거에 있어서 상대적으로 평균 24.7% 이상의 높은 효율을 나타낸 것을 알 수 있다.

인 제거에 있어서 S하수처리장의 경우 유출수 인 농도는 4.1 mg/L로 나타났고 제거 효율은 48.9%로 나타났다. 본 실험에서는 온도 20°C 및 10°C의 경우 유출수 인 농도는 각각 평균 3.6 mg/L 및 3.9 mg/L로 나타났고, 57.5%, 54.8%의 제거 효율을 보였다. 문헌에 의하면 PAOs의 온도에 대한 영향은 질산화 미생물보다 작은 것으로 알려져 있다(IWAQ, 1995).

3.4. 온도영향에 따른 반응조 내 미생물 군주

온도 20°C, 10°C의 간헐포기조에 존재하는 Mixed liquor suspended solids (MLSS)에 대해 microphotograph를 이용하여 capture로 살펴보았는데 온도별로 다음과 같이 나타났다.

3.4.1. 온도 20°C

Fig. 8에 각 미생물 사진을 나타내었고, 전반적으로 원생동물인 *Vorticella sp.*, *Epistylis sp.*의 섬모충류가 우점적으로 출현한 것으로 보아 활성슬러지가 양호한 것을 알 수 있다. 또한, 후생동물인 *Rotaria sp.*, *Lecane sp.*, *Monostyla sp.*와 육질충류인 *Arcella sp.*가 출현한 것으로 보아 질화가 진행되고 있는 것을 알 수 있다.

*Rotaria sp.*는 SRT가 길고 질화가 진행되며 DO가 높을

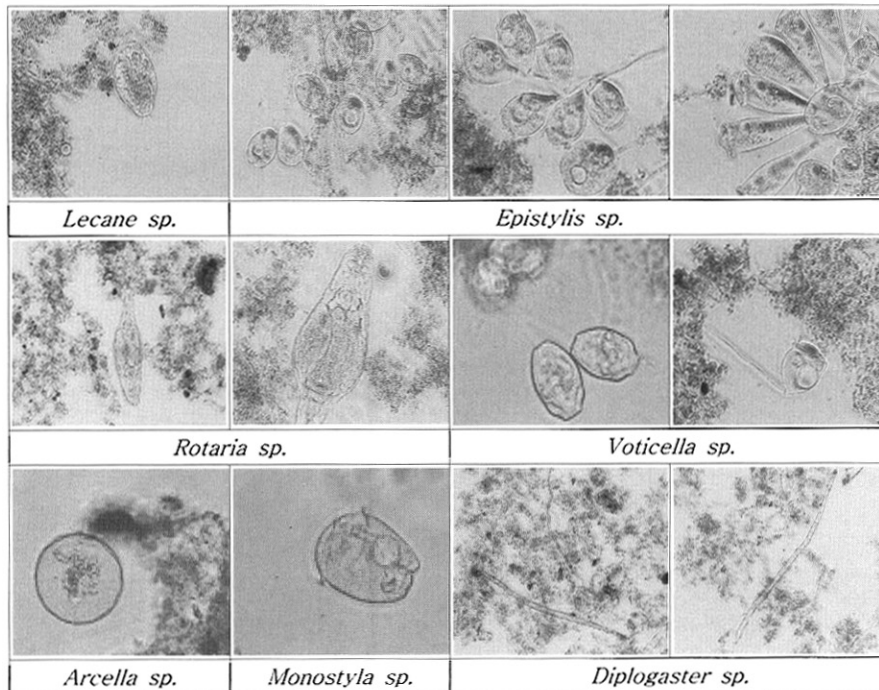


Fig. 8. The phtograph of microorganisms at 20°C.

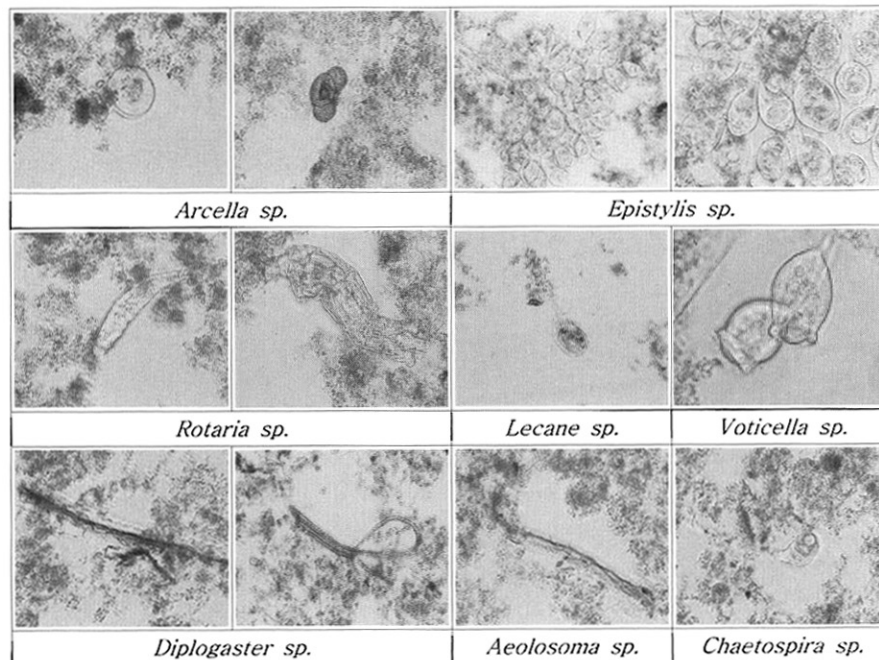


Fig. 9. The phtograph of microorganisms at 10°C.

때 다량으로 출현되고, 이 때는 대체로 SVI가 낮고 투명도가 높다. *Lecane sp.*는 BOD 부하가 낮고 DO가 높으며 유기물의 산화가 빠를 때 출현한다. *Arcella sp.*는 BOD 부하가 낮고 SRT가 긴 처리시설에서 질화가 진행될 때 잘 출현되며, 후생동물과 함께 출현되는 경우가 많고, DO 농도의 저하에 매우 민감하여 폭기 중단에 영향을 크게 받으므로 과잉포기의 결과일 때도 있다. *Monostyla sp.*도 BOD 부하가 낮고 질화가 많이 진행된 경우에 출현되며, *Arcella sp.*와 동시에 출현되는 경우가 많다(이, 1999).

3.4.2. 온도 10°C

Fig. 9에 각 미생물 사진을 나타내었고, 온도 20°C에서와 같이 *Vorticella sp.*, *Epistylis sp.*가 우점적으로 출현한 것으로 보아 활성슬러지가 양호하였고, *Rotaria sp.*, *Lecane sp.*, *Monostyla sp.*, *Aeolosoma sp.*, *Chaetospira sp.*, *Arcella sp.*가 출현한 것으로 보아 질화가 진행되고 있는 것을 알 수 있다.

4. 결론

가장 안정적으로 이루어졌던 운전Mode III의 운전결과에

대해 온도의 영향, 원수유입 방법, 유입수 성상, 미생물 분포도에 따라 검토한 결과 다음과 같은 결론을 얻었다.

- 1) 질소 제거효율은 온도 10°C의 조건으로 운전될 경우 온도 20°C의 조건보다 약간 낮게 나타났으나, 본 실험에서 나타난 바와 같이 부유식과 충전된 담체에 부착식으로 성장하는 미생물 농도를 적절하게 유지할 경우 온도 영향을 극복하여 안정적으로 영양소 제거가 가능한 것으로 나타났다.
- 2) 온도 20°C 및 10°C의 조건에서 운전Mode B의 경우 유입원수가 모두 혐기조로 유입됨으로써 NO₃⁻-N의 탈질 및 인 방출에 필요한 유기원이 충분히 공급되어 모두 질소와 인의 제거 효율이 운전Mode A의 경우보다 더 높게 나타났다.
- 3) 유기물 제거의 경우 S하수처리장보다 본 실험에서 BOD와 COD의 처리효율이 약간 높았으나, 질소와 인의 경우는 각각 평균 24.7% 및 5.9% 이상 처리효율이 높게 나타난 것을 볼 때 간헐포기가 적용된 본 실험의 방법이 더욱 효율적인 것을 알 수 있다.
- 4) 온도 20°C 및 10°C에서 전반적으로 원생동물인 *Vorticella sp.*와 *Epistylis sp.*의 섬모충류가 우점적으로 출현한 것으로 보아 활성슬러지가 양호한 것을 알 수 있으며, 후생동물인 *Rotaria sp.*, *Lecane sp.*, *Monostyla sp.*와 육질충류인 *Arcella sp.*가 출현하여 질화가 원활히 진행된 것을 알 수 있다.

참고문헌

서인석, 김병균, 이원호, 전항배, 이상일, 간헐폭기 활성슬러지 시스템에서 C/N비가 질소제거 효율에 미치는 영향, *대한환경공학회 97년 춘계 학술연구발표회*, pp. 549-552 (1997).
 이문호, *생물학적 하·폐수 처리*, 환경관리연구소, pp. 45-60 (1999).

최의소, *상하수도공학*, 청문각, p. 254 (1999).
 한국환경기술인연합회, *환경관리인 회보*, **177**, p. 78 (2001.5).
 환경부, *2002년말 기준 가동중인 고도처리시설 하수종말처리시설 현황*, p. 1 (2003).
 환경부, *2003년말 기준 가동중인 하수처리장 현황*, p. 1 (2004).
 Barnard, J. L., Biological Nutrient Removal without the Addition of Chemicals, *Water Research*, **9**, p. 485 (1975).
 Brdjanovic, D., van Loosdrecht, M. C. M., Hooimans, C. M., Mino, T., Alerts, G. J. F. R. and Heijnen, J. J., Bioassay for Glycogen Determination in Biological Phosphorus Removal System, *Wat. Sci. & Tech.*, **39**(6), pp. 37-43 (1998).
 Henze, M., Biological Phosphorus Removal from Wastewater : *Processes and technology*, Water Quality International, July/Aug, **32** (1996).
 IWAQ, *Activated Sludge Model 2*, Scientific and Technical Report, No. **3** (1995).
 Kisoglu, Z., Erdal, U. and Randall, C. W., The Effect of COD/ T-P Ratio on Intracellular Storage Materials, System Performance and Kinetic Parameters in a BNR System, *WEFTEC 2000 Conference Proceedings*, pp. 339-341 (2000).
 Orhon, D., Sozen, S. and Artan, N., The Effect of Heterotrophic Yield on the Assessment of the Correction Factor for Anoxic Growth, *Wat. Sci. & Tech.*, **34**(5~6), pp. 67-74 (1996).
 Perry, L. McCarty, Edward J. Bower and J.Clarence Lance, Nitrification with Submerged Filters, *JWPCF.*, **44**(11), pp. 2086-2102 (1972).
 Perry, L. McCarty, Craig S. Criddle and M. Claire Elliot, Field Studies of Nitrification with Submerged Filters, *JWPCF.*, **47**(2), pp. 291-309 (1975).
 Ranall, C. W., Barnard, J. and Stense, H. D., *Design and Retrofit of Wastewater Treatment Plants for Biological Nutrient Removal*, Technomic Publishing Company. Inc. (1992).
 U. S. EPA, *Nitrogen Control*, EPA/ 625/R-93/010 (1993).