

기존 하수처리장 고도처리공정 개선 방안

연세대학교 보건환경대학원

환경공학 전공

박 혜 진

기존 하수처리장 고도처리공정 개선 방안

지도 정 형 근 교수

이 논문을 석사 학위논문으로 제출함

2009년 1월 일

연세대학교 보건환경대학원

환경공학 전공

박 혜 진

박혜진의 석사 학위논문을 인준함

심사위원 _____ 인

심사위원 _____ 인

심사위원 _____ 인

연세대학교 보건환경대학원

2009년 1월

차 례

그림 차례	iv
표 차례	vi
국문 요약	viii
제1장 서 론	1
1.1 연구의 배경 및 목적	1
1.2 연구의 범위와 방법	2
제2장 이론적 고찰	4
2.1 질소 제거	4
2.1.1 물리화학적 제거방법	4
2.1.2 생물학적 제거방법	5
(가) 질산화	6
(1) 질산화의 원리 및 관련 미생물	6
(2) 질산화 영향인자	7
(나) 탈질소화	11
(1) 탈질의 원리 및 관련 미생물	11
(2) 탈질에 미치는 영향인자들	13
2.2 인 제거	15
2.2.1 물리화학적 제거방법	16
2.2.2 생물학적 제거방법	16
(가) 이론적 배경	17
(나) 인 제거에 관련된 미생물	18
(다) 인 제거에 미치는 영향인자들	20
2.3 생물학적 영양염류 제거공정	23
2.3.1 질소 제거공정	24
(가) Wuhmann 공정	24

(나) MLE 공정	24
(다) Bardenpho 공정	25
2.3.2 인 제거공정	25
(가) A/O 공정	26
(나) Phostrip 공정	26
2.3.3 질소·인 동시제거공정	27
(가) A ₂ /O 공정	28
(나) Modified Bardenpho 공정	28
(다) UCT 공정, 수정UCT 공정	29
(라) VIP 공정	30
(마) DNR 공정	31
(바) SBR 공정	32
(사) NPR 공정	33
(아) HBR-II 공정	33
(자) MS-BNR 공정	34
(차) CNR 공정	34
제3장 국내 하수처리시설 현황	36
3.1 서론	36
3.2 국내하수처리시설 운영현황	38
3.2.1 국내하수처리시설 현황	38
3.2.2 유입 및 방류수질 현황	41
3.2.3 오염 부하량	44
3.2.4 하수 슬러지 발생 및 처리현황	46
3.3 하수처리공정 현황	47
3.3.1 기존하수처리공정	49
3.3.2 하수고도처리공정	52
제4장 결과 및 고찰	54
4.1 기존 활성슬러지법의 운영사례	54

4.2 고도처리공법의 운영사례	56
4.2.1 성남하수처리장의 운영현황	56
4.2.2 남지하수처리장의 운영현황	60
4.2.3 가평하수처리장의 운영현황	64
4.2.4 청평하수처리장의 운영현황	68
4.2.5 담양하수처리장의 운영현황	72
4.2.6 음성하수처리장의 운영현황	76
4.2.7 횡성하수처리장의 운영현황	80
4.3 기존하수처리장과 고도처리시설의 비교	82
4.4 기존하수처리장의 고도처리 시설화	84
4.4.1 고도처리시설 선정 시 고려사항	84
4.4.2 고도처리시설 개선 시 고려사항	86
(가) 질소 제거	86
(나) 인 제거	87
4.4.3 오염물질의 처리특성별 고려사항	90
제5장 결 론	92
참고 문헌	94
영문 요약	95

그림 차례

<그림 1-1> SRT와 N/C비가 비질산화율에 미치는 영향	9
<그림 1-2> F/M비와 비탈질소화율의 관계	15
<그림 1-3> 혐기와 호기상태에서 인의 방출 및 흡수	18
<그림 1-4> 기질에 따른 인의 방출과 섭취량	20
<그림 1-5> Wuhrmann Process	24
<그림 1-6> MLE Process	25
<그림 1-7> A ₂ O Process	28
<그림 1-8> Modified Bardenpho process	29
<그림 1-9> MUCT Process	30
<그림 1-10> VIP Process	30
<그림 1-11> DNR Process	31
<그림 1-12> SBR Process	33
<그림 1-13> HBR-II Process	34
<그림 1-14> MS-BNR Process	34
<그림 1-15> CNR Process	35
<그림 1-16> 시설용량대비 실제 유입하수 비율	41
<그림 1-17> 국내하수처리장의 연도별 처리효율	44
<그림 1-18> 일반적인 하수처리 공정도	49
<그림 1-19> 속초하수처리장의 처리공정도	55
<그림 1-20> 성남하수처리장의 처리공정도	57
<그림 1-21> 고도처리 전·후의 처리효율 비교(성남하수처리장)	59
<그림 1-22> 남지하수처리장의 처리공정도	61
<그림 1-23> 고도처리 전·후의 처리효율 비교(남지하수처리장)	63
<그림 1-24> 가평하수처리장의 처리공정도	65
<그림 1-25> 고도처리 전·후의 처리효율 비교(가평하수처리장)	67

<그림 1-26> 청평하수처리장의 처리공정도	69
<그림 1-27> 고도처리 전·후의 처리효율 비교(청평하수처리장)	71
<그림 1-28> 담양하수처리장의 처리공정도	73
<그림 1-29> 고도처리 전·후의 처리효율 비교(담양하수처리장)	75
<그림 1-30> 음성하수처리장의 처리공정도	77
<그림 1-31> 고도처리 전·후의 처리효율 비교(음성하수처리장)	79
<그림 1-32> 횡성하수처리장의 처리공정도	81
<그림 1-33> 고도처리 전·후의 처리효율 비교(음성하수처리장)	82

표 차 례

<표 2-1> 질소의 변환 과정	6
<표 2-2> 질산화 독성유발 유기화합물	11
<표 2-3> 질소·인 동시제거 BNR공정의 운전인자 비교	31
<표 2-4> 방류수 수질기준	36
<표 2-5> 시도별 하수처리시설 현황	38
<표 2-6> 연도별 하수처리시설 현황	38
<표 2-7> 처리공정별 하수처리시설 현황	39
<표 2-8> 고도처리공정별 하수처리시설 현황	39
<표 2-9> 시설용량별 하수처리시설 현황	40
<표 2-10> 시설용량 대비 실제 유입하수량 비율	41
<표 2-11> 국내하수처리장의 항목별 평균 유입수질	42
<표 2-12> 국내 하수처리장의 계획수질대비 평균 유입수질	42
<표 2-13> 국내 하수처리장의 오염물질별 평균 방류수질	44
<표 2-14> 국내 하수처리장의 계획대비 유입오염부하량	45
<표 2-15> 국내 하수처리장의 계획대비 유출오염부하량	45
<표 2-16> 국내 하수처리장의 BOD, SS 평균 제거율	46
<표 2-17> 국내 하수처리장의 하수슬러지 발생량	47
<표 2-18> 국내 하수처리장의 하수슬러지 처리량	47
<표 2-19> 기존하수처리공정의 구성비	49
<표 2-20> 속초하수처리장의 개요	54
<표 2-21> 속초하수처리장의 수질현황	55
<표 2-22> 성남하수처리장의 개요	56
<표 2-23> 성남하수처리장의 수질현황	58
<표 2-24> 남지하수처리장의 개요	60
<표 2-25> 남지하수처리장의 수질현황	62

<표 2-26> 가평하수처리장의 개요	64
<표 2-27> 가평하수처리장의 수질현황	66
<표 2-28> 청평하수처리장의 개요	68
<표 2-29> 청평하수처리장의 수질현황	70
<표 2-30> 담양하수처리장의 개요	72
<표 2-31> 담양하수처리장의 수질현황	74
<표 2-32> 음성하수처리장의 개요	76
<표 2-33> 음성하수처리장의 수질현황	78
<표 2-34> 황성하수처리장의 개요	80
<표 2-35> 황성하수처리장의 수질현황	81
<표 2-36> 하수처리공정별 처리효율 비교	83
<표 2-37> 신기술 검증결과 처리효율과 실제운영처리효율의 비교	83

국 문 요 약

기존 하수처리장 고도처리공정 개선 방안

본 연구에서는 기존하수처리장의 개선공사를 통해 고도처리시설을 갖추어 운영 중에 있는 주요 하수처리시설을 대상으로 고도처리공정 도입 전·후의 수질현황 및 처리효율을 비교·분석함으로써 이에 대한 평가 및 개선방안을 제시하였다.

본 연구에서 살펴본 A₂O, MS-BNR, DNR, HBR-II, BSTS-II, CNR, NPR 등의 공정은 기존의 활성슬러지법보다 개선된 처리효율을 보였다. 그 중 DNR 공법은 T-N, T-P에서는 다른 공법에 비해 각각 최대 71.0 %, 80.8 %의 제거율을 보였다. 이는 다른 공법에 비해 국내에 더 맞는 공법이라는 것을 의미한다고 판단한다.

A₂O 공정 운영사례에서 T-N 처리효율이 68.5 %, T-P 방류수농도가 0.9 mg/L로 이론적 처리효율의 수준을 만족하고 있다. 그러나 MS-BNR, HBR-II, BSTS-II의 공정의 운영사례에서는 신기술 검증결과 시 처리효율과 실제 운영 시 처리효율 간 차이가 있다는 것을 고찰하였다.

A₂O 공정에 비해 MS-BNR, HBR-II, BSTS-II의 공정은 개발 년도가 길지 않고 다양한 경험을 가지고 있지 않기 때문에 설계인자가 획일화되어 있는 경우가 많다. 따라서 현장 적용에 있어서 다양한 성상에 대한 Pilot test로 설계인자의 신뢰성을 확보하고 공정이 최적의 효율을 얻을 수 있도록 하는 지원시스템 등의 설치를 개선 방안으로 제시하였다. 또한 개발된 공정들은 대개 처음으로 적용되는 경우가 많아 적용공법의 특성에 맞는 운영자의 교육프로그램 개발도 요구된다.

총량규제 및 처리수의 재이용 등의 수자원으로 가치가 대두되고 있는 실정에서 장기적으로 하수의 방류수 수질기준도 T-N 20 mg/L, T-P 2 mg/L에서 향후 각각 10 mg/L, 1 mg/L로 강화될 수 있다. 따라서 현재의 고도처리공정으로는 T-N의 처리효율을 10 mg/L로 맞추기는 불가능 할 것으로 판단하는 바, 보다 높은 고효율의 수처리 기술이 요구된다. 예를 들어, 정수처리에 많이 사용하고 있는 이온교환

법이나 Membrane Process를 하수처리에 적용하는 방안도 고려할 필요가 있다. 다른 방안으로는 자연친화적이고 생태계 복원의 한 방법인 인공습지를 이용하는 방법이 있다. 국내 하수처리장에 인공습지 등을 최종 방류수 지점에 설치하여 제거효율을 높이는 방안이 필요하다.

핵심되는 말 : 기존하수처리장, 고도처리공정, 처리효율, 개선방안, T-N, T-P

제 1 장 서 론

1.1 연구의 배경 및 목적

산업이 고도화되고 생활수준이 향상됨에 따라 생활하수 및 산업폐수가 급격히 증가하고 있는 추세이다. 이에 따라 유기성 오염 물질뿐만 아니라 상당량의 질소와 인 오염물질이 발생되고 있다. 특히, 가축분뇨, 퇴적물의 침출수, 산림과 농경지의 유하수 등에 의해 수역으로 유입되는 질소·인의 양은 더욱 증가하고 있다. 그러나 기존에 널리 활용되고 있는 표준활성슬러지 처리공정으로는 방류수역의 영양염류에 대한 수질개선이 효과적으로 이루어지지 못하고 있으며, 수자원 부족으로 처리수의 재이용에 대한 필요성이 대두되면서 이러한 영양염류의 효과적인 처리 방법이 요구되고 있다. 또한, 우리나라에서는 하천의 수질개선을 위하여 2008년 1월 1일부터 전국적으로 BOD 및 SS 10 mg/L, T-N 20 mg/L, T-P 2 mg/L로 강화되었다.

국내에는 1976년 청계천 하수종말처리장의 준공을 시작으로 2007년 말 기준으로 357개소의 하수처리장이 건설되어 수환경 보전에 크게 기여하고 있으며, 2006년 기준 85.6 %의 높은 하수도 보급률 등 하수관거 사업을 포함한 하수도 정책이 체계적으로 진행되고 있다. 초기의 하수처리장은 대규모 처리시설이었으나 하수도 사업진행과 더불어 소규모 처리장으로 전환되고 있다. 처리대상도 현재의 BOD, COD, SS 외에 방류수역의 수환경과 하수도에 대한 질적 욕구가 높아져서 질소·인 등의 영양물질 처리까지 요구되고 있으며, 방류수 수질기준도 향후 T-N 20 mg/L, T-P 2 mg/L에서 T-N 10 mg/L, T-P 1 mg/L로 더욱 강화될 것으로 예고되고 있다.

하수처리장의 처리공정도 활성슬러지법에 의한 시설이 주된 시설이었으나 방류수 수질기준 강화로 질소·인 등의 항목에 대한 처리로 인하여 BNR (Biological Nutrient Removal) 등의 고도처리가 적용되고 있다.

최근 국내에서 신설되는 하수처리장은 계획단계에서부터 2차 처리공정으로 질소, 인 등을 함께 제거 할 수 있는 처리공법의 채택이 적극적으로 이루어지고 있다. 또한, 기존의 하수처리장에서도 2차 처리공정에 대한 처리공정개선 및 추가시설설치 등의 고도처리시설이 이루어지고 있는 실정이다.

외국과는 달리 국내 경우에는 질소 및 인 제거에 필요한 유기물의 비인 C/N 비가 낮아 개발공법의 효율적 운영에 어려움이 있다. 특히, 외국에서 개발된 기술을 국내에 도입하여 적용하는 경우, 설계인자의 변경 등 기술적인 검토가 사전에 충분히 이루어지지 않아 방류수 수질기준이 강화된 현재까지 개선효과는 미미한 실정이다. 따라서 영양물질 제거효율이 낮은 기존처리공정뿐만 아니라 고도처리공정으로 운영 중인 시설들도 개선이 절대적으로 필요하다.

최근 환경부 자료에 의하면 2007년 기준 가동 중인 하수처리시설 357 개소 중 고도처리공정을 도입하여 운영 중인 시설은 112 개소로 69 %에 달한다. 고도처리공법의 적용현황을 검토해 보면 대규모하수처리장의 경우에는 주로 연속흐름식 고도처리공법이 적용되고 있으며, 중소규모의 경우에는 유입유량의 탄력적인 대응을 목적으로 SBR 기술이 많이 적용되고 있고, 접촉재를 활용하는 공법도 많이 적용되고 있는 추세이다. A/O나 A₂/O와 같은 연속흐름식 하수처리공법은 처리하고자 하는 대상물질에 따라 공법이 차별화 되어 있으며, 우리나라에서는 주로 질소 및 인을 동시에 제거하는 공법들이 많이 개발되어 적용되는 추세이다.

본 연구에서는 기존하수처리장의 개선공사를 통해 고도처리시설을 갖추어 운영 중에 있는 주요 하수처리시설을 대상으로 고도처리공정 도입 전·후의 수질현황 및 처리효율을 비교·분석함으로써 이에 대한 개선방안을 마련하고자 한다.

1.2 연구의 범위와 방법

본 연구는 질소 및 인 제거 메커니즘의 이론적 내용은 문헌 조사를 하여 체계적으로 정리하였으며, 최근 국내·외에서 개발되어 적용되고 있는 질소·인 제거공정을 소개하였다.

2005년에서 2007년까지의 환경부 자료를 바탕으로 국내 하수처리시설의 처리 공정별 현황, 유입 및 방류수질 현황, 오염부하량, 하수 슬러지 발생 및 처리현황 등 국내 하수처리시설의 운영현황을 살펴보았다. 또한 기존하수처리장의 개선공사를 통해 고도처리시설을 갖추어 운영 중에 있는 주요 하수처리시설을 대상으로 고도처리공정 도입 전·후의 수질현황 및 처리효율을 비교·분석하였다.

이러한 결과를 토대로 기존하수처리장의 고도처리시설화를 위한 개선방안을 제시하였다.

제 2 장 이론적 고찰

2.1 질소 제거

하수로 유입되는 질소는 암모니아와 같은 무기물 형태와 요소, 단백질 등과 같은 유기물의 형태로 존재한다. 질소는 자연계에 과다하게 방출될 경우 부영양화가 진행되어 조류의 증식에 의한 수질오염을 유발하므로 수계의 보존과 부영양화방지를 위한 배출허용기준이 강화되었고, 가용 수자원의 고갈에 기인하여 질소제거공정이 발달하였다고 볼 수 있다.

기존에 개발된 암모니아성 질소제거방법으로는 Air Stripping of Ammonia, Selective Ion Exchange, Breakpoint Chlorination 등의 물리화학적 처리방법이 있다. 단백질, 요소와 같은 유기 질소는 미생물에 의해 암모니아로 분해되는데, 이때 분해되는 암모니아는 미생물의 증식에 필요한 영양소로 흡수되거나 에너지원과 전자수용체로 사용되어 질소가스를 생성할 수 있다. 이를 이요한 방법이 생물학적 처리방법이다.

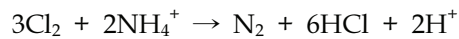
2.1.1 물리화학적 제거방법

질소의 물리화학적 제거방법에는 주로 암모니아성 질소를 제거하는 방법이다. 우선, Air Stripping of Ammonia법은 폐수의 pH를 11이상으로 높여 암모늄이온을 암모니아로 유리시킨 후 Air Stripping에서 다량의 공기와 접촉시켜 암모니아는 대기 중으로 탈기시키는 방법이다. 수중의 암모니아성 질소는 암모늄 이온(NH_4^+)과 자유 암모니아 ($\text{NH}_3(\text{aq})$)를 말하는데, pH와 온도변화에 따라 각각의 존재 비율이 달라진다. pH 7이하에서는 대부분 암모늄이온으로 물속에 존재하지만 pH 11 이상에서는 대기로 이탈 가능성이 있는 자유 암모니아 상태로 존재한다. 이 방법은 Air Stripping 탑 내부에 탄산칼슘의 Scale이 발생할 수 있으며, 동절기

에는 제거효율이 저하되는 단점이 있다.

Selective Ion Exchange 방법은 양이온 교환능력이 우수한 zeolite를 이용하는 방법이다. Zeolite는 하수 중에 다량 존재하는 Ca^{2+} 나 Mg^{2+} 등에 비해 NH_4^+ 에 대한 선택성이 높아 NH_4^+ 이온을 선택적으로 제거할 수 있으며, zeolite의 암모늄 이온의 이온 교환 용량은 5-10 mg $\text{NH}_4^+\text{-N/g}$ 정도로 알려져 있다. 이 방법은 동절기에도 사용이 가능하다는 장점이 있다.

Breakpoint Chlorination은 충분한 양의 염소를 가하여 암모니아를 질소가스 및 기타 안정한 화합물로 산화시키는 방법으로 반응식은 아래와 같다.



이 반응의 최적 pH의 범위는 6 - 7 사이로서 암모니아성 질소를 100 % 가깝게 제거할 수 있고 살균효과도 얻을 수 있다. 그러나 하수 내에 유기질소와 질산성 질소가 포함되어 있을 경우에는 제거효과가 미미한 단점이 있다.

2.1.2 생물학적 제거방법

자연계 내 수중에 존재하는 주목해야 할 질소의 네 가지 형태는 유기성 질소, 암모니아성 질소 ($\text{NH}_4^+\text{-N}$), 아질산성 질소 ($\text{NO}_2^-\text{-N}$), 질산성 질소 ($\text{NO}_3^-\text{-N}$) 등인데 환경의 조건에 따라 여러 가지 반응이 일어난다. 유기질소 화합물은 생물학적 분해에 의해 암모니아 형태로 전환되며, 계속되는 호기성 산화과정에 의하여 질산화 된다. 또한 혐기성 환경에는 Heterotrophic metabolism에 의해 생화학적 탈질소화 현상이 발생하게 된다. 이러한 일련의 반응을 생물학적 질산화-탈질소화 과정이라고 한다. <표 2-1>은 질소의 변환 과정을 정리하여 나타낸 것이다.

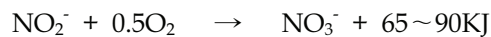
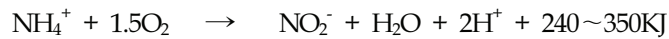
<표 2-1> 질소의 변환 과정

화학 변환 과정	화학 변환 과정에 해당하는 반응식의 개요
Decomposition	Organic N → NH ₃
Nitrification	NH ₃ + O ₂ → NO ₃ ⁻
Denitrification	NO ₃ ⁻ → N ₂ (gas)
Photosynthesis	Inorganic N + CO ₂ → Green Plants

(가) 질산화

(1) 질산화의 원리 및 관련 미생물

질산화 (nitrification)는 암모니아성 질소 (NH₄⁺-N)를 기질로 하여 아질산성 질소 (NO₂⁻-N)를 거쳐서 질산성 질소 (NO₃⁻-N)로 산화되는 것을 말한다. 이들 반응에는 화학합성 독립영양 박테리아 (chemo-autotrophic bacteria)에 속하는 질산화 미생물들의 작용을 받으며, 주 반응은 다음과 같이 2단계로 진행된다.



위 반응에서 생성되는 에너지는 질산화 미생물들이 CO₂, HCO₃⁻, CO₃²⁻ 등과 같은 무기탄소원으로부터 자신에게 필요한 유기물질을 합성하는 데 사용하기 때문에 질산화 자체가 질산화 미생물의 성장과 매우 밀접한 관계를 가지고 있다. 위의 반응 중 암모니아가 아질산으로 산화되는 첫 번째 반응은 주로 *Nitrosomonas* (*N. Europaea*, *N. Monocella*)와 *Nitrosococcus* 속의 미생물에 의해 이루어지며, 그 밖에 토양으로부터 분리되는 *Nitrosobulus multiformis*와 *Nitrosospira briensis* 등도 이

에 포함된다. *Nitrosomonas*, 특히 *N. Europaea*는 하수처리를 위한 환경에서 가장 쉽게 찾을 수 있고 현재까지 상당히 많은 연구가 진행된 미생물로 암모니아 산화반응의 대표 미생물이라고 할 수 있다. 두 번째 반응인 아질산의 산화반응은 *Nitrobacter* (*N. Agilis*, *N. Winogradskyi*)와 *Nitrosocystis* 속으로 분류되는 미생물에 의해 수행된다. *Nitrobacter*도 매우 자세히 연구된 박테리아 종의 하나이며, 이 중 *N. Agilis* 는 하수처리분야에서 쉽게 발견되므로 아질산 산화의 대표 미생물로 알려져 있다.

질산화 미생물의 총괄 합성-산화 반응식은 아래와 같다.



위 반응식은 하수처리 공정에서 질산화 반응에 영향을 주는 중요한 인자들에 대하여 강조하고 있다. 특히, 암모니아성 질소 산화량에 대한 *Nitrosomonas*와 *Nitrobacter*의 세포생성율을 구하면 각각 0.15 mg Cell/mg NH_4^+ -N과 0.02 mg Cell/mg NO_2 -N으로 구해지며, 산소 소비율은 각각 3.22 mg O_2 /mg NH_4^+ -Noxidized와 1.11 mg O_2 / mg NO_2 -Noxidized로 나타난다. 또한 알칼리도 감소량은 7.14 mg as CaCO_3 /mgN으로 나타난다고 Barnes and Bliss (1983)과 Benninger (1978)이 보고한 바 있다.

(2) 질산화 영향인자

1993년 미국의 EPA보고서에 의하면 하수처리과정에서 질산화균은 반응조의 환경조건에 민감하게 반응하여, 영향인자의 변화에 의하여 미생물의 성장 및 활동에 증대 또는 억제될 수 있으며, 특히 온도, pH, 용존산소 (DO), SRT (sludge retention time), 일부 유기물질과 중금속 성분 등에 의해서 질산화 정도에 영향을 미친다고 보고되어 있다.

온도는 질산화균에 두 가지 영향을 미친다. 첫째는 효소 촉매 반응이고, 둘째

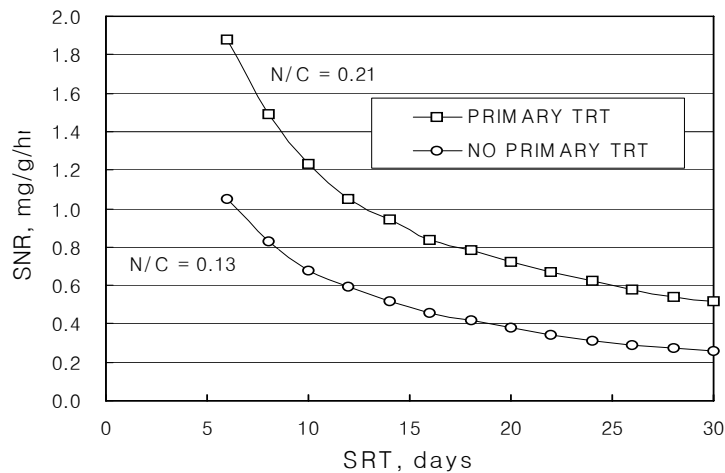
는 세포로의 기질 확산율이다. 이 두 가지 영향은 일정한 온도범위에서는 반응속도와 온도가 서로 비례하였으나, 저온 및 고온의 조건에서는 반응속도의 변화에 따라 효소의 활동이 저해를 받아 촉매반응속도가 감소하였다 (Boon, 1962). 일반적인 반응조에서는 온도가 21.3 °C에서의 질산화율을 기준으로 4 °C가 증가함에 따라 질산화율은 50 %가 증가하였고, 1 °C가 감소함에 따라 30 %의 질산화율이 감소한다고 Srma와 Baggaley (1975)가 보고한 바 있다. 또한 1966년 Dowing and Knowles의 연구에 의하면 국내의 경우는 겨울철과 같이 반응조의 온도가 15 °C 이하로 유지될 경우 질산화미생물의 질산화반응 속도가 저하되기 때문에 겨울철에는 온도가 중요한 요인이 되고 있다. 따라서 통상적인 질산화 반응의 온도는 5 - 45 °C 범위에서 가능하며 최적의 온도는 25 - 35 °C로 확인되었다.

온도 이외에 영향을 미치는 조건으로 pH의 경우는 최적의 조건이 약염기성이고, 질산화균으로 많이 이용되는 *Nitrosomonas*의 순수배양 시 최적 pH 범위는 8.0 - 8.5 이며, *Nitrobacter*의 경우는 pH 7.3 - 8.4이다. 최적범위로부터 약간만 벗어나도 질산화에 큰 영향을 줄 수 있다. 온도와 마찬가지로 pH의 경우에도 7.1 이하, 9.8 이상의 범위에서는 미생물의 활성도가 50 % 이하로 감소되는 것으로 나타나고 있다. 이중에서 *Nitrosomonas*에 의해 pH의 범위가 변하는 경우도 있다. 이 경우는 암모니아의 산화시 발생하는 H⁺이온의 증가로 인해 pH의 값이 낮아 질수 있으며, 이에 의해 pH 값이 낮아지면 활성이 감소하기도 한다. 또한 질산화 과정에서 pH를 변화시키는 요인에는 알칼리도 소모에 의한 변화가 있다. 이는 반응조 내에서 암모니아 산화 후에 잔류하는 알칼리도가 50 mg/L (as CaCO₃)보다 작다면 pH 변화를 막기 위해 알칼리도의 첨가가 고려되어야 한다. 이는 알칼리도를 완충하지 못하면 알칼리도가 낮아 질 것이며, 이를 위해서 고려해야하는 상황이다.

용존산소 또한 질산화과정에서 중요한 요인이다. 용존산소는 일반적으로 생물학적 하수처리에서 Nitrifier 성장률과 질산화율에 중요한 영향을 준다. 1983년 WPCF의 연구에 의하면 질산화율을 낮추지 않기 위해서는 일반적으로 용존산소의 농도가 1 mg/L 이하로 떨어지지 않게 운영되어야 한다고 연구되었다. 또한 1976년 Culp, et al.,의 용존산소가 질산화에 영향을 주는 연구에 의하면 *Nitrosomonas*

가 1.5 - 2.0 mg/L, *Nitrobacter*가 3.0 - 4.0 mg/L범위에서 각각의 미생물이 질산화에 영향을 주는 것으로 연구되었다

또한 질산화율은 유입수의 N/C 비에 따라 2차 하수처리공정에서 변화한다. <그림 1-1>에 나타낸 바와 같이 1차 처리를 한 경우와 그렇지 않은 경우, 비질산화율 (SNR, Specific Nitrification Rate)은 SRT 5 - 30일의 범위에서 각각 0.4 - 1.0 및 0.5 - 1.9 mg/g · hr의 범위를 나타내어 유입수의 N/C (T-N/BOD)비가 높은 경우에 질산화율이 높은 것을 알 수 있다. 이는 이미 1982년 Randall 등에 의한 연구에서 유입수내에 유기물농도가 고농도일수록 질산화미생물의 반응조 체류시간 (SRT)이 극히 짧아지므로 MLSS 내에 질산화 미생물의 분율이 매우 작아지며 이로 인해 비례 관계가 연구되었다.



<그림 1-1> SRT와 N/C비가 비질산화율에 미치는 영향.

하수처리과정에서 슬러지 발생에 따른 질산화시 SRT에 미치는 영향을 연구한 결과 잉여슬러지 제거량과 처리수를 통하여 유출되는 슬러지 제거량의 양보다 많은 슬러지가 발생되어야 질산화가 가능하며, 질산화 미생물은 일반미생물보다 충분히 빠른 증식율을 가져야만 질산화가 활발하게 이루어진다. 이 과정은 연속적으

로 이어진 반응조에서 긴 SRT는 질산화 미생물을 충분히 확보시켜 준다.

또한 일반적으로 발생하는 질산화는 호기조에서 질산화 세균의 성장율이 종속 영양세균의 성장율보다 클 때 발생하며, 이는 1980년 Benefield의 연구에 의하면 종속영양세균이 미생물의 성장 중 내생호흡단계에 있을 때 발생하며, 1964년 Dowling의 연구에 의하면 완전한 질산화를 위해 필요한 최소 SRT는 약 3일정도가 소요되며, SRT가 3일에서 10일 정도에 이르면 완벽한 질산화가 발생한다고 하였다. 그러나 실제 현장에서 사용되는 설계에서는 20일 이상으로 설계하고 MLSS는 1,500 - 2,000 mg/L 이상을 유지하게 하고 있다.

일반적으로 미생물은 독성에 매우 민감하게 영향을 받고 있다. 이에 1993년 미국 EPA의 보고에서는 질산화균은 질산화 과정에서 일부의 유기물질들과 중금속에 의해 질산화균이 독성을 나타내는데, 독성효과가 질산화균의 성장에 미치는 동역학적 관점을 양적관계로 나타내지는 못하였으나 생물학적 관점에서 독성을 나타내는데 영향을 준다고 알려지고 있다. 실제 반응조의 처리공정에서 독성이 질산화에 미치는 영향은 여러 인자와의 상관관계 때문에 정량화하는 것이 매우 어렵다. 그러므로 독성을 판정하는 데에는 회분식 실험과 respirometer를 이용한 방법이 주로 사용된다.

질산화의 독성을 일으키는 주요 유기화합물과 그 농도를 <표 2-2>에 나타내었다 (Hockenbury, 1977).

<표 2-2> 질산화 독성유발 유기화합물

(단위 : mg/L)

Compound	Concentration of compound giving at least 50% inhibition
Acetone	2,000
Carbon disulfide	38
Chloroform	18
Ethanol	2,400
Phenol	5.6
Ethylenediamine	17
Hexamethylene diamine	85
Aniline	< 1.0
Monoethanolamine	< 200

(Hockenbury, 1977)

(나) 탈질소화

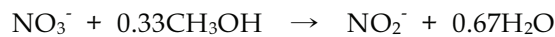
(1) 탈질의 원리 및 관련 미생물

탈질화과정은 질산 및 아질산을 기체 질소화합물인 $N_2(gas)$, Nitrous oxide, Nitric oxide로 기화시키는 공정이다. 이 과정은 환원작용으로 이루어지며 이 과정에서 환원물질들은 미생물의 성장에 이용되는 형태가 아니므로 환경에 직접적인 영향을 미치지 않으며, 하수처리공정에서 질소의 최종적인 제거수단으로 사용되고 있다. 이 연구는 최초로 1866년에 미생물에 의해 질산의 환원현상이 연구된 이후로 1902년에는 혐기성상태에 있는 혐기성 미생물에 의해 질산과 아질산이 환원되어 기체 질소화합물이 생성된다고 연구되었다.

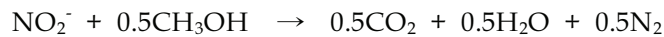
미생물은 산소에 의한 과정으로 용존산소가 풍부한 호기성 상태에서는 용존산소를 전자수용체 (electron acceptor)로 사용하여 성장하는 데 에너지를 얻게 되지

만, 그렇지 않은 조건에서는, NO_3^- 나 NO_2^- 이온과 같은 이온 형태의 화합물이 존재하는 혐기성 상태에서는 산소대신 NO_3^- 나 NO_2^- 등을 전자수용체로 이용하게 되며, 이러한 경우에 미생물들은 먹이원으로 이용하고 있는 유기물의 산화시에 질산성 질소와 산소를 모두 사용하게 되므로 임의성 종속영양미생물 (facultative heterotrophic bacteria)로 분류되며, *Pseudomonas*, *Micrococcus*, *Archromobacter*, *Bacillus* 등의 미생물들이 이에 속한다. 이들 미생물은 Wuhrmann의 연구에 의해 무산소 상태에서 필요한 산소를 질산염이나 아질산염으로부터 공급 받는다고 연구되었다. 종속영양미생물에 속하는 이 미생물의 반응 기전은 아래의 반응식과 같다.

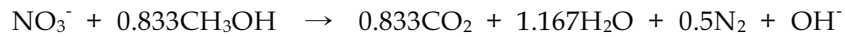
에너지반응 1 단계 :



에너지반응 2 단계 :



총괄 에너지 반응 :



에너지 반응 1 단계에서는 질산화과정을 통하여 생성된 질산성 질소가 혐기성 조건에서 탈질균에 의해 전자수용체로 사용되어 아질산성 질소로 환원되는 반응식을 표현한 것이다. 탈질화 과정에서 환원된 아질산성 질소는 에너지 반응 2 단계에서 질소가스로 방출한다. 위의 두 식의 반응은 질산화과정에서와 마찬가지로 단계별 반응이 아닌 총에너지반응 형태로 이루어지며, 총괄적인 반응관계는 위에 정리한 바와 같다. 이는 크게 동화와 이화작용으로 구분되며 질산화반응이 미생물의 동화작용 (Bacterial assimilation), 탈질화반응은 미생물의 이화작용 (Bacterial dissimilation)으로 구분되어 설명할 수 있다.

이러한 공정은 하수처리공정에서는 N_2 가스로의 환원을 위해서 인위적으로

미생물에게 전자공여체 (electron donor)를 제공한다. 탈질화를 위한 전자공여체로는 Acetic acid, Citric Acid, Aceton, Methanol 등을 들 수 있으며, 경제적인 이유에서 메탄올이 선호되고 있으며, 1983년 Barnes의 연구에서는 폐수원수 또한 경제적이고 확실한 유기탄소원으로 연구되었고, 같은 연구에서 메탄올을 이용한 탈질화의 경우 대부분의 실험자료는 M/N (mg Methanol/mg Initial nitrogen concentration)을 이용하며, 반응조내에서 완전한 탈질화를 얻기 위한 M/N비는 2.5 - 3.0 사이이며, 일반적으로 M/N 비는 3.0을 사용할 경우 95 % 이상의 탈질 효율을 얻을 수 있다고 연구되었다.

(2) 탈질에 미치는 영향인자들

탈질과정에 영향을 미치는 인자들은 용존산소가 가장 큰 영향을 미치며, pH, 온도, 유기물질 등이 영향을 미치는 것으로 알려졌다. 일반적으로 가장 큰 영향을 주는 용존산소의 경우는 탈질소화 미생물들이 에너지를 얻은 과정에서 발생한다. 에너지를 얻는 과정에서 질산성 질소의 산소이온을 전자수용체로 사용하는 것보다 용존산소를 전자수용체로 이용하는 것이 에너지 생성면에서 더 유리하기 때문에 탈질과정에서 용존산소의 존재는 탈질소화반응을 억제한다. 즉, 좀더 효율적인 탈질 과정을 위해서는 용존산소가 발생하지 않고 존재하지 않는 조건에서 반응을 하는 것이 가장 확실한 방법이다. 연구에 의하면 반응조 내 용존산소농도가 0.2 mg/L 정도이면 탈질률이 방해를 받는다고 하였다. 용존산소농도가 0.2 mg/L일 때의 탈질률은 용존산소농도가 0 mg/L일 때의 50 % 정도로 낮아지고, 또 용존산소농도가 2.0 mg/L일 때의 탈질률이 용존산소농도가 0 mg/L일 때의 10 % 정도로 낮아진다는 보고가 있다. 따라서 용존산소농도가 클수록 탈질이 방해를 받으므로 무산소조의 DO 농도는 0.2 - 0.5 mg/L이하로 유지하여야 한다.

수소이온농도 (pH) 또한 영향을 주는 인자이다. 이는 탈질화 반응에서 발생하는 산물인 알칼리도 (alkalinity)가 생성되는 과정에서 기인한다. 일반적인 탈질화 반응에서 Nitrate가 질소가스로 탈질과정이 이루어질 때 탄산 (carbonic acid)은 중탄산 (bicarbonate)으로 전환된다. 1989년 Eckenfelder의 연구에서 탈질화에 의한 알칼리도의 생성량은 3.57 mg (as CaCO₃/mg-N)인데 실제로는 반응조의 운영에

서는 2.3 - 3.0 mg (as CaCO₃/mg-N) 범위에 있다. 하지만 1983년 Barnes, Albertson의 각각의 연구에 의하면 알칼리도의 생성은 시스템의 pH를 높이거나, 질산화와 복합된 시스템인 경우는 알칼리도 손실을 어느 정도 상쇄시킬 수 있다. 탈질화의 최적 pH는 존재하는 미생물의 종류나 폐수 내 성분에 따라 달라지지만 일반적으로 pH 7 - 8 범위에 있다. 그러나 이 또한 질산화 처리공정이 탈질화의 최적 pH에 가깝게 운전되므로 특별한 조정은 필요치 않다.

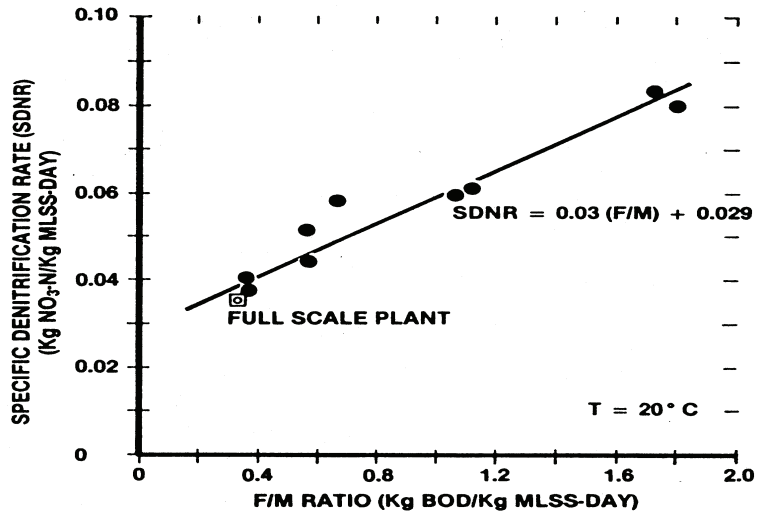
탈질균은 질산균과 마찬가지로 온도에 영향을 받는다. 온도는 탈질균의 성장률과 질산염 제거율에 민감한 영향을 보이므로 생물학적 질소 제거를 위해서는 처리공정내의 온도를 20 °C 내외로 유지하여야 한다. 이는 Samuel 등이 연구한 바 있는데 VIP공정을 이용한 Pilot plant에서 온도를 각각 10, 15, 20 °C로 변화시켰을 경우 T-N제거율이 각각 40, 56, 62 %로 확인되어 온도가 낮아질수록 질소제거율이 낮아짐을 알 수 있었다.

유기물부하율인 F/M비 또한 성장에 영향을 준다. 이에 따른 실험결과 1982년 Burdick의 연구에서 <그림 1-2>에 나타낸바와 같이 탈질조의 유기물부하율인 F/M 비 (g BOD/g MLSS·d)와 비탈질화율 (specific denitrification rate, g NO₃-N/g MLSS·d)은 일정한 비례 관계를 가지고 있는 것을 알 수 있었다. 아래의 식은 이러한 비례관계를 보이고 있으며, 이 관계를 통하여 F/M비가 증가할수록 탈질소화율은 증가하는 것을 알 수 있다.

$$SDNR = 0.03(F/M) + 0.029$$

$$F/M = \text{탈질조 유입유기물/미생물 비 (g BOD/g MLSS·d)}$$

그런데 반응조에서 탈질조를 여러 단 (stage)으로 나누고 BOD 부하를 아주 높게 했을 때는 위의 식에서 예측되는 탈질율보다 높은 탈질율을 얻을 수 있다. 이는 1984년 Panzer가 연구한 결과에 따르면 고유기물부하로 운전할 경우 탈질조를 4 단으로 할 때 탈질조 1 단 (Stage)의 비탈질화율은 0.4 g NO₃-N/g MLSS·d이었고, 전 탈질조를 1개의 단으로 운전하는 경우에는 비탈질화율이 0.05 g NO₃-N/g MLSS·d인 것으로 조사되었다.



<그림 1-2> F/M비와 비탈질소화율의 관계 (Burdick, 1982).

유입폐수 중의 유기물질이 탈질화를 위한 전자공여체로 사용되기 위해서는 유입수의 BOD/TN 비가 3이상으로 유지되어야 한다고 Geinopolos (1971)의 연구에 나타난다.

질산화 공정으로부터의 2차 슬러지 내의 탄소도 유기탄소원으로 사용될 수 있으나, 외부탄소원을 따로 공급하는 공정에 비해 반응속도가 늦어진다. 이 슬러지는 호기성으로부터 무산소 상태로의 Metabolism의 전환을 필요로 하며, 슬러지 내 유기탄소량이 적고 때때로 생물학적으로 분해되기 어려운 것도 있다. 이러한 슬러지에 의한 탄소의 공급은 내생호흡 (endogenous respiration)이라고 한다.

2.2 인 제거

인은 탄소, 질소 등과 함께 수역의 일차생산자인 식물성플랑크톤의 주요 영양 물질이고 폐쇄성 수역인 강이나 호소에서 부영양화를 일으키는 제한 영양 물질이

다. 탄소나 질소는 대기 중에 많은 양을 차지하고 있을 뿐만 아니라 발생원이 다양하여 제어가 어렵기 때문에 인을 제어하는 것이 보다 효과적이다. 인의 발생원은 생활하수, 산업폐수 및 분뇨 등이며 기타 농경지 유출수, 축산폐수와 같은 비점오염원에서도 상당량의 인이 발생된다. 참고적으로 EPA에서는 총인농도 0.02 mg/L 이상이면 호소에서 부영양화가 시작되었다고 보고 있다.

인 제거 방법 역시 물리화학적 방법과 생물학적 방법으로 구분할 수 있으며 그 원리는 다음과 같다.

2.2.1 물리화학적 제거방법

인제거를 위한 물리화학적 제거방법으로는 금속염에 의한 응집침전, 석회 첨가법 등이 있다.

금속염에 의한 응집침전법에 대한 원리를 살펴보면 알루미늄염, 철염 등의 응집제를 가하여 처리수 중의 인을 불용성 화합물로 만들어 침전·제거하는 방법이다. 알루미늄염으로는 Alum 등이 있고 철염으로는 염화제1철, 염화제2철 등이 많이 사용된다. 이들 금속염은 하수의 알칼리도를 소모하여 침전을 형성하므로 알칼리도가 낮은 경우에는 처리상 문제점이 있다.

석회 (Lime) 첨가법은 최초침전지 또는 최종침전지의 유출수에 Lime을 첨가함으로써 인을 제거하는 방법으로 금속염에 의한 응집침전법과 원리는 비슷하다. pH 조건에 따라 high lime법과 low lime법으로 구분하는데 high lime법은 pH 11 - 11.5 정도, low lime법은 pH 10 이하가 되도록 lime을 주입해야 인을 제거할 수 있다. Lime의 양이 총알칼리도에 의해 결정되므로 고가의 처리비용과 다량의 슬러지 발생이 문제가 될 수 있다.

2.2.2 생물학적 제거방법

인의 생물학적 처리에 관한 연구는 1950년대 후반에 미생물의 세포성장에 필요한 양 이상으로 인을 섭취한다는 것을 발견한 이래, 경제적이고 화학적 방법에

비해 슬러지 생산량이 적다는 장점을 가지고 있어 꾸준한 연구가 진행되고 있으나 아직까지 미생물에 의한 인 제거 원리는 완전히 밝혀지지 않고 있다.

(가) 이론적 배경

인은 생물학적처리 세포합성을 통해 유기물과 함께 제거가 가능하다. 미생물의 성장에 필요한 조건(슬러지의 구성상 성분) BOD : N : P = 100 : 5 : 1 에서 미생물 내의 인 함량은 2 - 3 %로서 일반 활성슬러지로 인을 제거하려는 경우 효율은 BOD/P 비, SRT 등에 따라 달라지나 일반적으로 10 - 20 % 정도밖에 안 되는 것으로 알려져 있다.

미생물의 과잉 인 섭취는 1955년 Greenburg가 처음 발견하였으며 그 후 Srinath가 batch로 활성슬러지를 운전한 결과, 과도하게 포기시키는 경우 인이 많이 제거됨을 발견하였다.

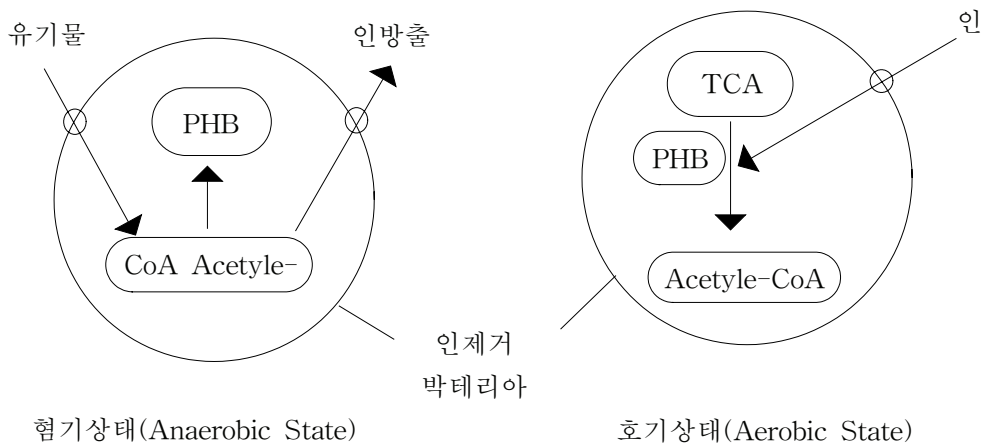
섭취된 인은 Volutin이라고 불리는 Granular Cluster에 보관하며 이 현상은 DO 및 pH의 영향을 받고 또 반송슬러지의 양이 작을수록 Ortho-P섭취는 증가된다고 하였다. 또한 인은 혐기성 상태에서 방출된다고 하였는데 무산소 (anoxic) 상태이고 Redox-potential이 낮은 침전지에서도 Ortho-P 가 방출되며 인 방출과 섭취는 서로 가역반응인 것으로 알려져 있다.

최근의 미국, 유럽, 남아프리카에서의 연구결과에 의하면 혐기성상태에서 인이 방출되고 호기성상태에서 인이 과잉섭취되는 Luxury uptake가 일어난다고 하였는데 지금까지 알려진 생화학적 경로는 다음과 같다.

혐기성 상태에서 임의성 미생물은 미생물에 의해 쉽게 분해되는 SCVFA (Shorty Chain Volatile Fatty Acid)를 먹이로 acetate 및 기타 생성물을 생성한다. 인 제거 미생물은 이들을 세포 내로 이동시켜 Acetylc-CoA를 Acetate로 만들고 이것을 PHB (Poly Hydroxyl Butyrate)로 전환시키며 이때 인은 Bulk solution 상태로 방출된다. 이때 사용되는 에너지는 Poly-P의 분해에 의해 공급된다.

호기성 상태에서 PHB는 acetylc-CoA로 산화되어 미생물 성장을 위한 Energy 원으로 사용되며 TCA cycle을 거치면서 Bulk 상태의 인을 과잉섭취하게 된다.

이와 같은 인 제거원리를 개략적으로 도시하면 <그림 1-3>와 같다.



<그림1-3> 혐기와 호기상태에서 인의 방출 및 흡수.

일반적으로 인 제거 미생물들은 혐기성 조건에서 Acetate 등을 흡수할 수 있기 때문에 혐기성 조건이 인 제거 미생물을 선택적으로 증식시킬 수 있는 결정적 단계가 된다고 한다.

결론적으로 인 제거를 위해서는 혐기/호기의 연속적 조건이 필요하다는 것과 유입수 내의 쉽게 분해 가능한 물질이 혐기성 단계에 결정적인 영향을 미친다는 사실에는 거의 일치할 보이고 있다. 이에 관한 연구로는 Hong (1982) 등이 생물학적 인 제거 시스템의 SBOD 농도가 혐기성 상태에서 감소하고 용해성 인의 농도는 증가한다는 것을 보여주었다.

(나) 인 제거에 관련된 미생물

활성슬러지공정에서 미생물은 매우 복잡하여 환경조건에 따라 미생물의 선택이 달라진다. 이러한 환경조건은 온도, pH 및 DO 외에도 유입수내 용존성, 쉽게 생분해 가능한 기질의 조성비를 들 수 있다. 여기에 EBPR 공정의 경우에는 호기, 혐기 및 무산소 조건에 따라 우점종의 미생물이 선택된다.

Fuhs와 Chen (1975)의 연구에 의하면 인 제거효율이 높은 처리장에서 인 제거와 관련성이 높은 미생물은 *Acinetobacter*종이라고 하였다. 또한 그들은

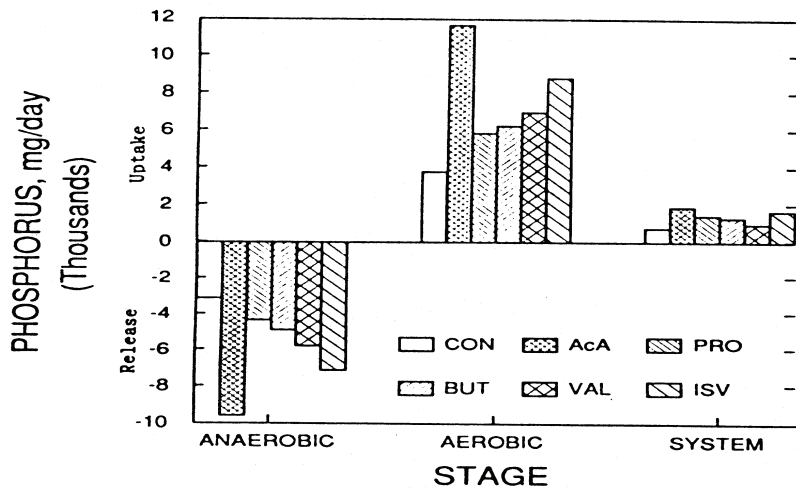
*Acinetobacter*종을 순수 배양하여 혐기-호기 조건변화를 계속하면서 Acetate를 주입한 결과 과잉의 인 제거 현상이 이루어 졌다고 하였다. 이로써 EBPR공정의 미생물 내 우점종은 *Acinetobacter*종임을 알 수 있다.

*Acinetobacter*종의 특성을 살펴보면, 그람 음성균으로서 완전 호기성 미생물이며 혐기-호기의 조건에서 인을 제거할 수 있는 미생물이다.

*Acinetobacter*종의 기질특성은 많이 연구되어 왔는데, *Abu-ghorarah* (1991)는 UCT공법을 이용하여 생물학적 영양소 제거기구에서 유입되는 유기화합물의 영향을 살펴보았는데 Formic acid를 제외한 다른 유기화합물들은 인의 제거효율을 증가시켰고 특히, Isobutyric 및 Isovaleric과 같은 Branched organic acid가 Non-branched organic acid보다 더 좋은 제거효율을 보여 주고 있다고 하였다.

<그림 1-4>은 기질에 따른 각 Stage에서의 인의 방출과 섭취되는 양을 나타낸 것으로 Acetic acid가 생물학적 영양소 제거공정에서 가장 효과적인 유기화합물임을 나타내고 있다. 호기조에서의 성장 반응속도를 측정하기 위하여 순수배양한 *Acinetobacter*에 Acetate와 Ethanol을 주입하였는데, 최대성장율 (μ_{max})은 4 - 30/일의 범위였고, 건조중량 기준 세포증식계수 (Cell yield(Y))는 약 0.4 gVSS/gCOD 이었으며, 내호흡계수 (Kd)는 1 - 5 g/gVSS/d 범위이다. 이러한 성장 조건에서 세포내 인함량은 4 - 8 % 정도이며, 최대성장율 (μ_{max})과 내호흡계수 (Kd)는 실제 EBPR 활성슬러지공정의 운전에서 측정되는 값보다 매우 높다.

1983년 Brodish and Joyner의 연구에 의하면 *Acinetobacter*종 외에 EBPR공정의 인제거에 관련된 미생물을 발표하였는데, EBPR공정의 미생물 가운데 *Acinetobacter*종은 단지 1 - 10 % 만으로 구성되며, 다른 종의 미생물이 인제거에 관련된다고 하였다. 또한 Lötter (1985)는 *Aeromonas*와 *Pseudomonas* 가 인제거 능력이 높다고 하였다.



<그림 1-4> 기질에 따른 인의 방출과 섭취량 (Abu-ghorarah, 1991).

이상에서 통상 인섭취-방출-저장에 관련된 미생물은 모두 인축적미생물 (PAO, Phosphorus Accumulating Organism) 또는 Bio-P 미생물이라고 하며, *Acinetobacter* 종이 EBPR 공정의 미생물내 우점종이지만 이외에 여러 종의 미생물이 있다는 것을 알 수 있으며, 이러한 미생물들은 혐기-호기 순환조건에서 성장하고 용존 유기물의 저장과 섭취에 영향을 미친다.

(다) 인 제거에 미치는 영향인자들

인 제거 처리 공정에서 영향을 미치는 인자로는 유입하수 특성, 처리공정 설계 인자 그리고 운영방법 등이 관계된다. 이들 영향인자를 세분류하면 용존산소와 온도, 그리고 pH 등과 같은 환경적인 요소, SRT 및 혐기, 호기성조 체류시간 등의 설계변수, 유입하수 내의 성장과 질산성 질소농도 등이 있다. 이들의 영향을 살펴보면 다음과 같다.

인 제거에 영향을 미치는 인자 중에 우선 용존산소를 들 수 있다. 호기성 상태에서 Bio-P bacteria들은 세포내로 흡수한 산소를 이용하여 혐기성 상태에서 생성한 PHB 또는 외부의 유기물과 반응하여 수용성 인 (Soluble phosphorus)을 세

포내에 폴리인산염 (Polyphosphate)으로 저장시키면서 필요한 에너지를 생산하게 된다. 한편 인의 방출이 일어나는 혐기성 조건에서는 용존산소가 존재하지 않는 조건을 조성함으로써 효과적인 인제거 과정이 이루어지게 된다. Ekama 등의 보고에 의하면 생물학적 질소·인 제거공정에서 호기성 상태에서의 용존산소 농도는 1.5 - 3.0 mg/L의 범위이며, 혐기성 상태에서는 용존산소가 존재하지 않는 조건을 유지해야 방류수내 T-P를 1 mg/L이하로 유지할 수 있다고 하였다.

생물학적 인 제거시 온도 영향에 관한 연구결과에 의하면 5 °C에서 제거된 인의 총량은 15 °C에서 제거된 것보다 40 % 많다고 Sell 등 (1981)이 보고하였다. 또한 Sapiro 등 (1982)도 온도를 10 °C에서 30 °C까지 증가시키면서 활성슬러지의 인제거 효율을 평가한 결과, 저온에서 더 효과적인 인제거 효율을 나타낸다고 보고하였다. 이는 인 제거와 관련된 호냉성 박테리아들이 저온에서 더 많은 세포를 생산함으로써 인의 제거 기전에 관여하기 때문이다. 따라서 인제거 미생물은 고온보다는 저온에서 높은 활성을 유지하므로 저온에서 운영 시 제거효율을 높일 수 있을 것이다.

pH 효과에 대한 연구결과에 따르면 인 제거 효율이 가장 높은 때는 pH가 7.5에서 8.0 사이일 때이다. Acinetobacter에 대한 순수배양 연구에서 Groenestijin과 Deineman (1985)은 최대 성장률이 pH 7.0과 pH 8.5을 비교하였을 때 pH 8.5에서의 최대성장율이 pH 7.0에 비해 42 %정도 증가하였으며, pH 6.0 이하에서는 미생물의 성장이 일어나지 않는 것으로 나타났다. 또한, Tracy와 Flammino (1985)는 호기성 상태에서 인의 섭취에 관한 pH의 효과를 연구했는데 pH 6.5이하에서는 인의 섭취가 감소하고 pH 5.2 이하로 떨어지면 미생물의 인 섭취 활성도가 상실된다고 하였다.

생물학적 인 제거 공정의 중요한 설계 인자는 SRT, 혐기성 체류시간 그리고 호기성 체류시간이다. Fukcase 등 (1982)의 연구결과에 따르면 처리공정 설계시 유기물의 제거, 질산화와 탈질소화를 고려한다면 긴 SRT가 요구되지만, 인제거의 경우에는 SRT를 길게 할 경우 슬러지 발생량을 감소시킨다는 장점이 있는 반면에 과잉의 인을 섭취한 슬러지의 폐기를 통해 얻어지는 인의 제거효율을 저하시키는 단점을 유발시킨다고 발표한 바 있다. 따라서 인 제거를 위한 SRT는 짧을수록

잉여슬러지를 통한 인의 제거 효율을 증진시킬 수 있다. 그러나 인 제거 이외에 유기물 제거, 질산화와 탈질소화를 고려할 때 적절한 SRT가 4.3에서 8.0으로 변함에 따라 BOD/P율이 19 %에서 26 %으로 증가한 반면 같은 조건에서 활성슬러지의 인 성분은 5.4 %에서 3.7 %로 감소한다고 보고한 바 있다. Wentzel 등 (1988)은 SRT 3일 이하에서도 효과적으로 인을 제거하였지만 처리효율이 안정적이지 못하였으며, 유출수도 탁하게 배출되었음을 보고하였다. 일반적으로 MCRT가 6일 정도에서 처리시설은 안정적이다.

유기물 저장율이 증가함에 따라서 호기성조에서 미생물의 인 섭취가 증가한다고 Comeau (1989)가 보고하였다. 그는 실험에서 10 - 30 mgP/hr·L로 변하는 인 섭취율을 관찰했다고 보고하였는데 용존성 인의 방출 수준이 혐기성 상태에서 20 - 40 mg P/L이기 때문에 1 - 2시간 정도로 호기성 체류시간이 너무 길 경우 인 제거에 문제가 발생한다고 발표하였다. 따라서 처리공정의 선정에 따라서 인 제거를 위한 적정 슬러지 체류시간 (SRT)을 선정해야 하며 아울러 혐기성 체류시간 및 호기성 체류시간을 적절히 조합해야 한다.

생물학적 인제거시 하수내에 Acetate나 Propionate가 다량 함유되어 있는 경우 인제거율이 높은 것으로 알려져 있다. EPA (1987)의 보고에 의하면 미생물내로 흡수되는 유기물의 형태가 Acetate나 Propionate 같은 경우 미생물 내부로의 흡수가 용이하게 되어 인의 방출을 증가시키기 때문이라고 하였다.

또한 Hong 등 (1982)의 연구에 의하면 비교적 짧은 SRT에서 낮은 유출수 인 농도를 얻기 위해서는 유입수의 SBOD/P 비가 적어도 15:1 이상은 유지되어야 한다고 보고하였다. 이와 같이 유입수에 포함된 유기물의 양과 특성은 인 제거율에 중요한 영향을 미치게 된다.

혐기성조 내에 Nitrate가 유입될 경우 정상적인 인의 방출과 유기물의 제거, PHB의 축적이 이루어지지 않고 오히려 미생물들이 탄소원과 Nitrate의 산소이온을 이용하여 호기성조에서와 같이 인을 섭취한다고 Hascoet 등 (1985)이 보고하였다. 따라서 인의 제거효율을 높이기 위해서는 혐기성조내의 유기물 농도를 높이고 Nitrate농도를 낮춰서 인 방출량이 많아야 하며 이를 적절히 응용하여야 할 것이다.

2.3 생물학적 영양염류 제거공정

일반적으로 2차 처리과정을 거친 후에도 오염물질의 완전한 제거는 실제적으로 불가능하며, 여러 종류의 무기성 이온들로부터 중금속, 유기물질까지 오염물질이 유출되어 환경생태계에 악영향을 미치는 경우가 많다.

고도처리 공정선정 또는 조합은 처리수의 이용, 하수의 성질, 여러 조작 및 공정의 적합성, 최종 오염물질의 가능한 처분방법 및 여러 가지 조합의 타당성 등에 따라서 달라지며 이에 따라 질소와 인을 제거하기 위한 여러 가지 공정이 개발되어 왔다.

생물학적 탈질공정은 1960년 Wuhrman이 후탈질 공정으로 제안한 Wuhrman process가 최초로 개발되었다 (Wuhrman, 1963). 이후 후탈질 공정은 외부로부터 전자공여체를 주입해 주어 처리효율은 높았지만 주입하는 외부 전자공여체 (메탄올 등)의 비용이 증가함에 따라 무산소조 (anoxic reactor), 호기조 (oxic reactor) 앞에 두어 하수 중의 유기물을 탈질에 이용할 수 있는 전 탈질공정인 Ludzack-Ettinger Process가 개발되었다. 메탄올 대신 하수중의 유기물을 사용하는 전탈질공정은 암모니아 호기 반응조에서 산화되고 반송슬러지를 통해 무산소조로 이송된다. 반송슬러지만으로는 질소제거효율이 매우 낮았다. Barnard는 이 공정의 단점을 보완하기 위해 호기 반응조에서 2 - 4 Q의 포기조 혼합액을 무산소조로 반송하여 총질소 제거율을 88 %까지 향상시켰고 이후 Modified Ludzack-Ettinger Process개념을 기본으로 A₂O process, modified bardenpho, UCT, VIP 공정 등이 개발되어 실용화 되고 있다. SBR (sequencing batch reactor)공정은 침전조의 유무와 상관없이 하나의 반응조에서 일정시간 간격으로 질산화 반응, 탈질 반응, 침전 및 배출이 순차적으로 이루어지고 주로 소규모 처리장에 적용되고 있다.

최근에는 기존공정에서 발생하는 처리장 부지 문제, 처리수질 안정성 문제, 후속처리시스템의 문제 등을 개선하기 위한 목적으로 기존의 처리시스템과 분리막을 결합하여 포기조의 MLSS 농도를 높게 유지하며 운영하는 MBR (membrane

bio-reactor) 공정이 활발하게 개발되고 있는 실정이다.

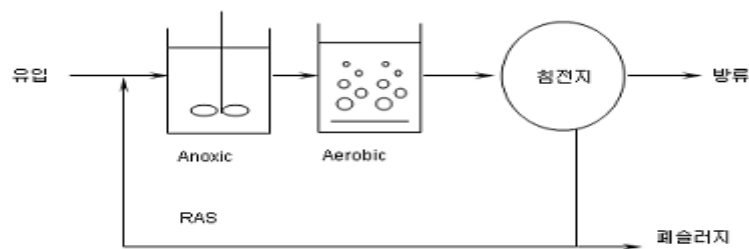
하수 중 제거대상 물질에 따라 인 제거, 질소 제거, 그리고 질소·인 동시제거 공정으로 분류하여 살펴보겠다.

2.3.1 질소 제거공정

질소 (Nitrogen) 제거공정에는 암모니아 stripping, 불연속점 염소주입, 선택적 이온교환법 등의 물리화학적 제거방법과 미생물의 질산화, 탈질반응을 이용한 생물학적 제거공정이 있다.

(가) Wuhrmann 공정

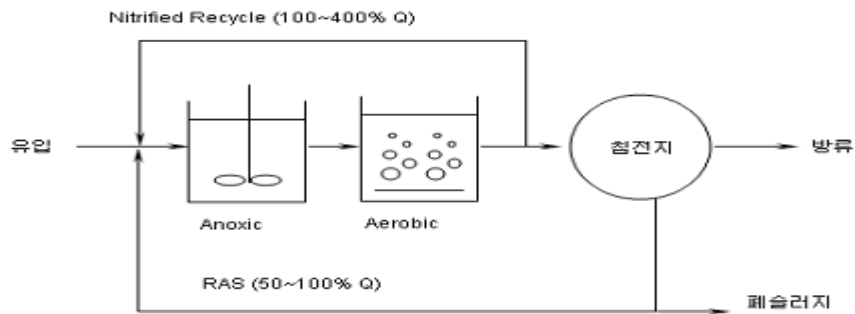
wuhrmann 공정은 후탈질공정 (post denitrification)이라 불리며 외부의 전자공여체 (electron donor) 없이 1차 처리과정에서 처리되지 않은 잔류 유기물 또는 탈질을 위해 에너지 공급원에서 주어지는 미생물의 내생호흡에 의해 이루어진다. 특히 질산화가 이루어졌다면 내생호흡은 주요한 에너지 공급원이 될 것이다. Wuhrmann 공정의 변법은 무산소조에 외부로부터 전자 공급자가 전자를 공급하도록 변화시킨 것인데 유출수의 일부를 무산소조로 bypass하던지 또는 메탄올과 같은 적당한 탄소원을 무산소조로 바로 공급하도록 되어 있다. <그림 1-5>는 Wuhrmann Process이다.



<그림 1-5> Wuhrmann Process.

(나) MLE 공정

Modified Ludzack-Ettinger (MLE) 공정 (그림 1-6)은 호기성조에서 무산소조로 혼합액을 내부 반송하여 탈질율과 전반적인 질소 제거효율을 증가시킨다. 이 공정은 내부반송비의 변화로 질산염의 제거효율을 제어하는데 생물학적 분해 가능한 COD를 무산소조에 공급하므로 탈질효율을 늘일 수 있으며, Wuhmann공정이나 Ludzack-Ettinger공정에 비해 무산소조의 크기를 작게 할 수 있다.



<그림 1-6> MLE Process.

(다) Bardenpho 공정

Bardenpho 공정은 무산소조 2 개, 호기조 2 개로 모두 4 개의 조로 이루어져 있으며, 첫 번째 호기조에서 첫 번째 무산소조로 혼합액이 유입수의 4 - 6 배로 내부반송되고 두 번째와 세 번째 조는 보다 완벽한 질소제거를 위해 설치된 것으로 호기조의 유출수 일부분이 무산소조로 반송되지 않을 때는 완벽한 탈질효과를 얻을 수 없다.

두 번째 무산소조에서는 호기조에서 생성된 전자수용체인 질산염과 전자공여체로서 내생호흡되는 유기탄소를 이용하여 추가적인 탈질화가 일어난다. 마지막 호기조에서는 처리수로부터 질소가스를 추출하고 용존산소 농도를 증가시켜 최종 침전지에서 인 방출을 최소화한다.

2.3.2 인 (phosphorus)제거 공정

인을 제거하는 공정은 인산이온을 Al, Fe, Ca, Mg 등의 양이온과 결합시켜 불

용성 인 화합물로서 하수 내에서 제거하는 응집침전에 의한 화학적 공정과 미생물의 인 과잉섭취 작용을 이용하여 비교적 고농도의 인을 함유한 잉여 활성슬러지로 인을 제거하는 생물학적 탈인 공정이 있는데 생물학적 인 제거공정은 다음과 같다.

(가) A/O 공정

A/O 공정은 처음에는 탄소화합물과 인 제거를 위해 개발되었는데 생물학적 인 제거를 위해 특별히 설계된 것으로 2개의 반응조로 이루어져 있으며, 생물학적 인제거를 위해 호기조 앞에 혐기조를 설치한 mainstream공정이다. 반송슬러지가 유입하수와 함께 혼합되어 혐기조에서 미생물에 의한 유기물의 흡수가 일어나면서 인이 방출되고 다음 단계의 호기조에서 포기되면서 혐기조에서 흡수한 유기물을 대사함과 동시에 인의 급격한 흡수가 일어난다. 여기서 발생한 잉여슬러지가 폐기되어 인의 제거가 일어나며 인 제거율은 과량의 인을 함유하는 슬러지 폐기량에 따라 달라지므로 SRT가 중요한 변수이다.

전형적으로 혐기조와 호기조는 완전혼합 반응조이며 반송슬러지는 유입수와 같이 혐기조로 반송된다. 이 공정은 반송슬러지와 함께 혐기조로 반송된 질산염의 제거를 위한 예비조가 없기 때문에 질산화가 일어나지 않을 때 가장 효율적이다. 이 공정에서 탈질은 호기조에서 질산화를 위한 충분한 체류시간을 가질 때 가능하다. 탈질은 질산염의 제거를 위한 무산소조가 없기 때문에 충분한 정도로 달성되기 어렵다.

(나) Phostrip 공정

Phostrip 공정은 G.V. Levin에 의해 1965년 제안된 생물학적 화학적 인제거 방법을 조합한 sidestream 공정으로 반송슬러지의 일부를 혐기성 탈인조로 보내 슬러지로부터 인을 방출시켜 인 과잉 상태로 만들고 인이 과잉된 탈인조의 상징액은 석회로 침전시켜 슬러지는 폭기조로 반송된다. Phostrip 공정에서 인은 2가지 방법으로 제거되는데, 인 제거는 탈인조의 상징액으로부터 화학적으로 분리하고 슬러지 속의 인은 잉여슬러지 배출을 통해 제거한다. 다른 생물학적 인 제거 공

정과 같이 호기성 상태와 혐기성 상태에서 연속적으로 미생물이 접하게 하면 정상적인 상태보다 인의 농도가 높아진다.

Phostrip 공정은 생물학적 공정에 화학적 공정을 결합한 것으로 유입수의 유기물 부하에 큰 영향을 받지 않고 유출수 중의 인의 농도를 1 mg/L 이하로 유지할 수 있으며 많은 양의 인이 석회슬러지로 제거됨으로써 인을 과잉으로 함유하는 슬러지보다 처리가 용이할 뿐만 아니라 탈인조 상징수가 총 유입하수량에 비해 매우 적으므로 인을 침전시키기 위해 소요되는 석회의 양이 순수 화학적 처리보다 적은 장점이 있다.

폭기조의 F/M 비, SRT 및 반송슬러지비 등의 설계기준치는 표준활성슬러지법과 유사하나 반송슬러지의 20 - 30 %를 탈인조로 유입시켜 5 - 20 시간 체류시킴으로써 혐기성조건을 유지시키고 탈인조에서의 인방출은 대부분 탈인조 바닥부분으로부터 일어나기 때문에 방출된 인이 고농도로 폭기조에 유입되는 것을 방지하기 위해 내부반송을 실시하거나 세정수를 주입한다.

탈인조는 통상 질산화 과정이 없을 때는 HRT가 12 - 14 시간, 질산화과정이 있을 때는 16 - 18 시간으로 설계하는데, 탈인조에서 수리학적 유량부하는 통상 전체부하의 15 %이다.

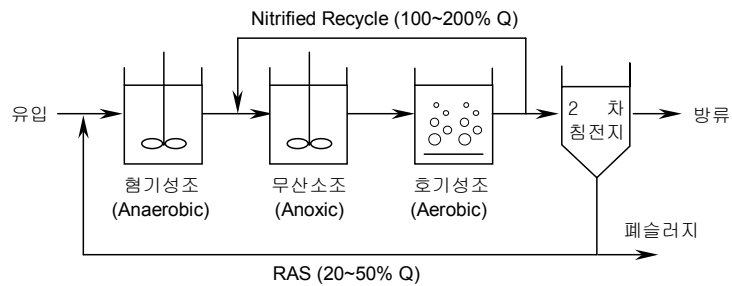
Phostrip 공정에서 인 제거율은 다른 인 제거 공정에 비해 유입 BOD 농도의 영향을 덜 받지만 운전비는 인 침전 제거를 위한 석회 주입으로 운전경비가 많이 든다.

2.3.3 질소·인 동시제거공정

인과 질소의 동시제거 공정은 상기 인제거공정과 질소제거 공정의 2개의 공정을 조합하여 생물학적 질소·인 제거법의 혐기·무산소·호기조합법과 화학적 인 제거·생물학적 질소제거법의 응집제 병용형 생물학적 질소제거법, 기타 side-stream 공정으로 나누어진다.

(가) A₂/O 공정

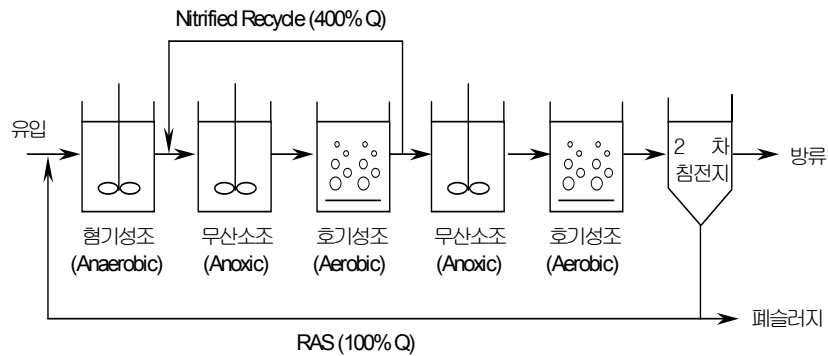
A₂/O 공정 (그림 1-7)은 질소 및 인을 동시에 처리하는 전탈질 공정이라 할 수 있다. 반응조는 혐기성조, 무산소조, 호기성조로 구성되며 질산성 질소를 제거하기 위한 내부반송과 침전지 슬러지 반송으로 구성되어 있다. 혐기성조에서는 혐기성조건에서 인을 방출시켜 호기성조에서 미생물이 과잉 섭취할 수 있도록 하며, 무산소조는 호기성조의 내부반송수의 질산염을 탈질시키는 역할을 한다. 기존 하수처리장의 고도처리공정으로 변경 시 적용이 용이한 장점이 있는 반면, 유입수의 C/N 비가 낮을 경우, 내부순화의 효율성이 떨어지며, 질소 및 인의 효율적 제거가 어렵다.



<그림 1-7> A₂/O Process.

(나) Modified Bardenpho 공정

수정 Bardenpho 공정 (그림 1-8)은 질소와 인을 동시에 제거하기 위해 Bardenpho 공정에 혐기성 반응단계를 추가한 변형공정이다. 처리는 5단계의 공정으로 구성되어 있으며, 질소, 인 및 탄소제거를 위하여 혐기조, 무산소조, 호기조로 구성되어 있다. 두 번째의 무산소조는 여분의 탈질화를 위하여 호기성단계에서 생성된 질산성질소를 전자수용체로, 내생호흡에 의한 유기탄소를 전자공여체로 사용한다. 마지막 호기조에서는 하수내 잔류질소가스를 제거하고 최종침전지의 인 용출을 최소화하기 위해 사용하며 첫 번째 호기조의 MLSS는 무산소조로 반송된다. 이 공정은 긴 SRT를 사용하기 때문에 유기성 탄소산화 능력이 증대된다.

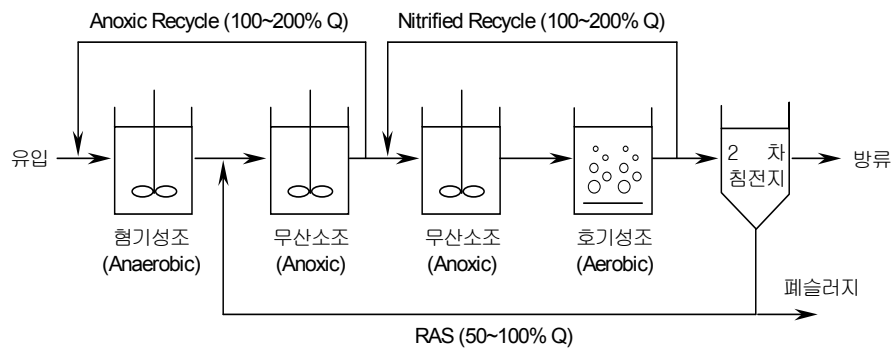


<그림 1-8> Modified Bardenpho Process.

(다) UCT 공정, 수정UCT 공정

UCT 공정은 반송슬러지를 호기성 지역대신 무산소 지역으로 재순환하며 내부순환이 무산소단계에서 혐기성단계로 되는 특징이 있다. 활성슬러지를 무산소 단계로 재순환시킴으로써 혐기성 지역으로의 질산염의 유입이 제거되고 내부순환이 혐기성 지역으로 이루어지므로 유기물 제거가 증대됨에 따라 혐기성 지역의 인 방출 (release) 또한 증대된다. 이 공정은 무산소 단계의 MLSS는 상당량의 용해성 BOD를 함유하지만 질산염은 거의 존재하지 않기 때문에 혐기성 지역으로의 MLSS 반송이 발효에 의한 최적조건을 제공한다. 따라서 호기조에서 질산염의 농도가 높더라도 인 제거를 안전하게 제거할 수 있도록 하였다.

수정 UCT 공정 (그림 1-9)은 UCT 공정의 무산소 반응조를 두 부분으로 나누어 질소 제거율을 향상시켰으며 혐기조로의 내부반송은 무산소 반응조 두 부분에서 모두 가능하도록 하였다.

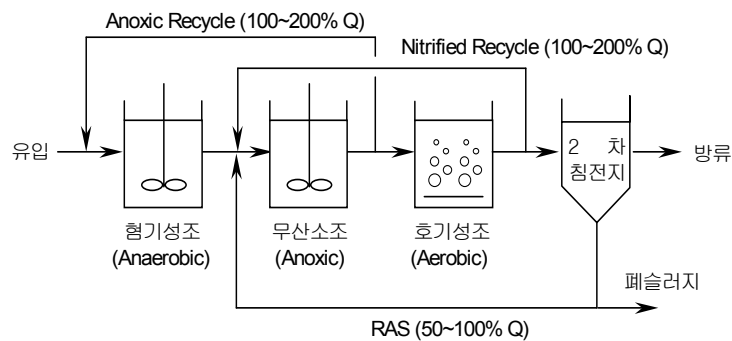


<그림 1-9> MUCT Process.

(라) VIP 공정

VIP 공정 (그림 1-10)은 UCT, 수정UCT 공정과 유사하다. 즉 반응슬러지가 혐기조로 유입되면 질산성 질소의 탈질반응으로 인제거 미생물과 탈질미생물이 쉽게 분해되는 유기물을 이용하기 위하여 경쟁하므로 인 방출율이 저하된다. 이러한 단점을 보완하기 위해 반응슬러지를 무산소조로 보내 질산성 질소를 제거한 후 혐기조로 다시 반응시키는 것은 UCT, 수정 UCT 공정과 같다.

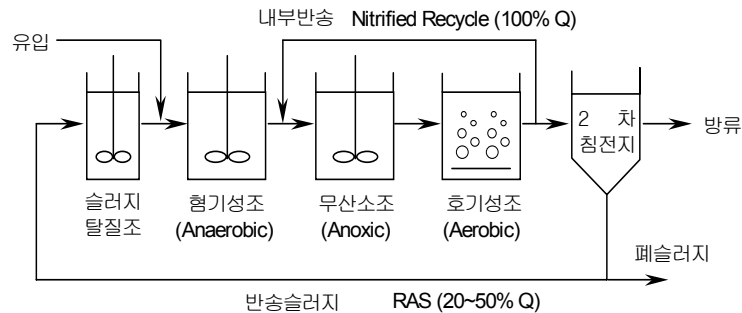
UCT 공정과의 차이점은 혐기조, 무산소조, 호기조를 한 개의 반응조를 사용하지 않고 최소한 2개 이상 사용하며 첫 번째 호기조에서 유입 유기물의 농도를 높게 유지하여 인의 흡수속도를 증가시키는 것과 고회로 운전하여 활성미생물량을 증가시켜 반응조의 크기 (체류시간)를 감소시킨 것이다.



<그림 1-10> VIP Process.

(마) DNR 공정

DNR 공정 (그림 1-11)은 포기조를 혐기와 무산소조 조건을 주어 미생물의 특성을 이용하여 생물학적으로 질소 및 인을 동시에 제거할 수 있는 공정으로 국내에서 개발되었다. 슬러지 탈질조 (Pre-Anoxic Tank), 혐기성조 (Anaerobic Tank), 무산소조 (Anoxic Tank), 호기성조 (Aerobic Tank) 및 침전조로 구성되며 질산성 질소를 제거하기 위한 내부반송 (Nitrifier Recycle)과 침전지 슬러지 반송으로 구성되어 있다. VIP와 A₂O 공정과 유사하나 슬러지 탈질조 (슬러지 저장조)가 설치되어 있어 내생탈질에 의한 Nitrate (NO₃-N)를 제거함으로써 혐기성조에서 Nitrate에 의한 인 방출 저해작용을 억제할 수 있는 특징이 있다.



<그림 1-11> DNR Process.

대표적인 질소, 인 동시제거 BNR공정의 운전인자를 <표 2-3>에 정리하였다. 혐기조는 대략 1 - 2 시간 정도이며, 슬러지반송은 0.5 - 1 Q 수준이며, 내부반송은 공정의 특성에 따라 1 - 6 Q까지 다양하게 적용하고 있다.

<표 2-3> 질소·인 동시제거 BNR공정의 운전인자 비교

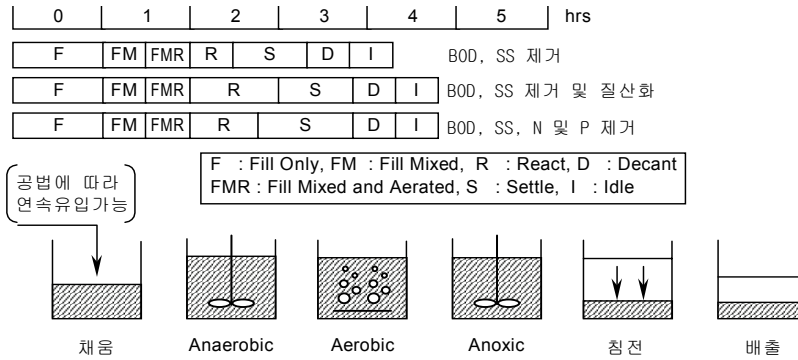
운영인자	단위	질소·인 동시제거 공정			
		A ₂ /O	수정 Bardenpho	UCT	VIP
F/M비	kgBOD/ kgMV·d	0.15~0.25	0.1~0.2	0.1~0.2	0.1~0.2
SRT	일	4~27	10~40	10~30	5~10
MLSS	mg/L	3,000~5,000	2,000~4,000	2,000~4,000	1,500~3,000
HRT	hr				
혐기조		0.5~1.5	1~2	1~2	1~2
무산소-1		0.5~1.0	2~4	2~4	1~2
호기-1		3.5~6.0	4~12	4~12	2.5~4
무산소-2		-	2~4	2~4	-
호기-2	-	-	0.5~1	-	-
슬러지 반송	%	20~50	50~100	20~100	50~100
내부반송	%	100~300	400	100~600	200~400

(바) SBR 공정

SBR 공정 (그림 1-12)은 1900년도 초 활성슬러지법의 최초 실용 공정으로 개발되었으나 복잡한 조작을 인력에 의존해야 하고 간헐운전에 따른 산기관의 폐색 등 기술적 문제가 많아 그 당시 소규모 처리장 외에는 그다지 많이 사용되지 않았다. 하지만 Pasveer (1969)에 의해 슬러지의 팽화방지 및 질소제거에 매우 효율적이라는 것과 복수의 반응조를 이용하여 연속운전이 가능한 것 등이 밝혀진 이후 최근에 새롭게 관심의 대상이 되고 있다.

질소와 인을 동시에 제거하기 위해서는 무산소조건과 산소조건을 반복해야 하는데 이때 1단계 포기 이전에 대부분의 유기물이 산화됨과 동시에 인의 방출과 과잉섭취를 위한 혐기조건이 달성되어야 한다. 뒤 이은 산소조건에서는 암모니아

가 질산화물로 산화되고, 다음 무산소조건에서는 질산화물이 탈질 제거되며 동시에 인의 방출이 이루어진다. 다음 산소조건에서는 인의 과잉섭취가 일어나며 인을 과잉섭취한 슬러지를 잉여슬러지로 인출함으로써 인을 제거할 수 있다.



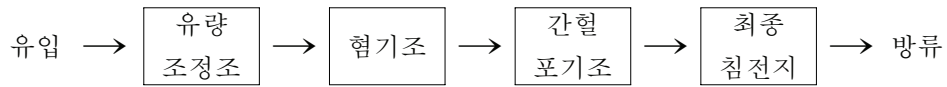
<그림 1-12> SBR Process.

(사) NPR 공정

A₂O 공법을 변형한 공법으로 혐기조, 무산소조, 포기조, 침전조로 구성되며 유입수를 혐기조와 무산소조에 분배주입하므로 탈질에 필요한 유기탄소원을 일부 확보하고 포기조내에 다공질의 BioCube 담체를 충전하여 담체 내 질산화미생물 고정으로 SRT가 길어지고 수온 저하 시에도 높은 처리효율을 유지한다.

(아) HBR-II 공정

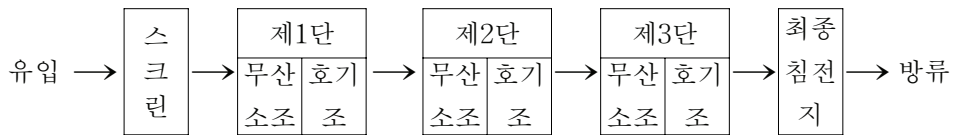
HBR-II 공정 (그림 1-13)은 배양조/혐기조/간헐포기조로 구성되며, 반송슬러지를 일정량 배양조로 인발하여 토양미생물로 배양증식시켜 혐기조로 반송함으로써 전 공정에 토양 미생물이 우점종으로 증식되도록 하여 악취발생을 저감시키는 공정이다. 반송슬러지 일부를 유량조정조 등의 전처리시설로 반송하여 사전에 악취를 저감시키고 배양조 고농도의 MLSS가 일정시간 체류되므로 유입부하의 변동에도 안정적인 수질을 유지한다.



<그림 1-13> HBR-II Process.

(자) MS-BNR 공정

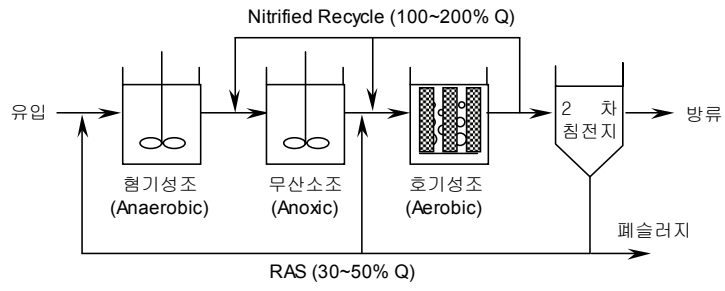
<그림 1-14>는 MS-BNR 공정을 나타낸 것이다. 무산소조/호기조가 연속 3단으로 구성된 수처리 공정에 하수를 각 무산소조로 균등분배 유입시키고, 각 호기조에 고정상 담체를 충전하여 하수 중의 유기물 및 질소·인을 제거하는 기술이다. 각 단의 유입수 분배와 고정상 담체 (Bio-Ring)의 충전량을 달리하여 처리효율을 향상시킨다.



<그림 1-14> MS-BNR Process.

(차) CNR 공정

CNR 공정 (그림 1-15)은 생물반응조를 혐기조, 무산소조, 호기조로 나누고 유입수를 혐기조와 무산소조로 분할 유입하여 유입수의 유기물질이 무산소조에서 탈질에 필요한 탄소원으로 이용되도록 하며, 호기조에 섬모상 담체를 충전함으로써 담체의 부착미생물과 호기조 내의 부유미생물을 동식에 이용하여 유기물 및 질소·인을 제거하는 기술이다.



<그림 1-15> CNR Process.

제 3 장 국내 하수처리시설 현황

3.1 서 론

우리나라의 연간 1인당 강수량은 약 3,000 톤으로 세계 평균인 22,000 톤에 비해 크게 부족한 실정이다. 특히, 연중 강우량의 2/3가 홍수기인 6 - 9월의 장마와 태풍 기간에 집중되고, 갈수기인 11월부터 익년 4월까지 6개월은 1/5에 불과하므로, 연중 고른 강수량을 갖는 외국과는 다르게 하천이나 강을 효율적으로 관리하여야 한다.

2006년 말 기준으로 하수도 보급률은 85.6 %이며, 2007년 말 기준으로 전국에 가동 중인 357 개 하수처리시설의 시설용량은 23,816천 톤/일이다. 우리나라에서는 1996년 1월 1일부터 총질소 (T-N)와 총인 (T-P)의 방류수 수질기준을 수질환경보전법에서 규제하기 시작하였다. <표 2-4>는 2008년 1월 1일부터 전국적으로 적용되는 방류수 수질기준 (하수도법 시행규칙 제3조제1항 관련)을 나타내었다. BOD 및 SS 10 mg/L, T-N 20 mg/L, T-P 2 mg/L로 강화되었다.

<표 2-4> 방류수 수질기준(하수도법 시행규칙 제3조제1항 관련)

구 분	생물화학적 산소요구량 (BOD) (mg/L)	화 학 적 산소요구량 (COD) (mg/L)	부유 물질 (SS) (mg/L)	총 질소 (T-N) (mg/L)	총 인 (T-P) (mg/L)	총대장균 군수 (개/mL)
1일 하수처리용량 50m ³ 이상	10 이하	40 이하	10 이하	20 이하	2 이하	3,000 이하
1일 하수처리용량 50m ³ 미만	10 이하	40 이하	10 이하	40 이하	4 이하	

- 비 고 : 1. 공공하수처리시설의 페놀류 등 오염물질의 방류수수질기준은 해당 시설에서 처리할 수 있는 오염물질항목에 한하여 「수질 및 수생태계 보전에 관한 법률 시행규칙」 별표 13 제2호나목 페놀류 등 수질오염물질 표 중 특례지역에 적용되는 배출허용기준 이내에서 그 처리시설의 설치사업 시행자의 요청에 따라 환경부장관이 정하여 고시한다.
2. 겨울철(12월 1일~3월 31일까지)의 총 질소와 총 인의 방류수수질기준은 60mg/L 이하와 8mg/L 이하를 각각 적용한다.
3. 다음 각 지역에 설치된 공공하수처리시설의 방류수수질기준은 총대장균군수를 1,000개/mL 이하로 적용한다.
- 1) 「수질 및 수생태계 보전에 관한 법률 시행규칙」 별표 13에 따른 청정지역
 - 2) 「수도법」 제7조에 따른 상수원보호구역 및 그 경계구역으로부터 상류로 유하거리(流下距離) 10km 이내의 지역
 - 3) 「수도법」 제3조 제17호에 따른 취수시설로부터 상류로 유하거리 15km 이내의 지역
4. 영 제4조제3호에 따른 수변구역에 설치된 공공하수처리시설에 대하여는 1일 하수처리용량 50m³ 이상인 방류수수질기준을 적용한다.

2002년부터 한강 수계를 시작으로 부영양화의 주요원인 물질인 질소와 인의 하수처리수의 수질기준을 강화한 이래 4대강 유역 및 기타지역으로 점차적으로 확대 실시되는 과정에서 하수에 대한 고도처리가 주요 관심사로 대두되어 현재까지 국내·외에서 많은 고도처리공법이 개발 및 운영 중에 있다.

그러나 국내하수처리장의 하수 성상 등 여러 조건들을 고려하지 않고 무작정 해외에서 개발된 공법들을 적용하다 보니 방류수 수질기준이 강화된 현재까지 개선효과가 미미한 실정이다.

따라서 기존처리공정 뿐만 아니라 고도처리공정으로 운영 중인 시설들도 영양물질 제거효율이 낮은 시설의 개선이 절대적으로 필요하다.

3.2 국내 하수처리장 운영현황

3.2.1 국내 하수처리시설 현황

국내 하수처리시설 현황을 <표 2-5>와 <표 2-6>에 각각 나타내었다. 2007년 말 기준으로, 전국의 가동 중인 하수처리시설은 총 357 개소로 시설용량은 23,816 천톤/일이다. 하수도 보급율은 2006년 말 기준으로 85.6 %로 점차 증가추세에 있다.

<표 2-5> 시도별 하수처리시설 현황

시 도	서울	부산	대구	인천	광주	대전	울산	경기
시설수	4	11	6	7	2	2	6	80
시 도	강원	충북	충남	전북	전남	경북	경남	제주
시설수	32	28	35	20	42	37	40	5

<표 2-6> 연도별 하수처리시설 현황

구 분	2004년말	2005년말	2006년말	2007년말
시설수(개소)	268	294	344	357
시설용량(천톤/일)	21,535	22,469	23,160	23,816
하수도보급율	81.4 %	83.5 %	85.6 %	-

<표 2-7>에서와 같이 처리공정별 현황을 살펴보면 고도처리공정 (A₂O, SBR 등)이 245 개소로서 69 %, 전통적 공정 (표준활성슬러지, 장기포기 등)은 31 %인 112 개소이며, 시설확충·개선을 통해 고도처리공정으로 전환 추세에 있다. 2005년 대비 전통적 공정은 13 개소가 줄고 고도처리공정은 26 개소가 늘어났다.

<표 2-7> 처리공정별 하수처리시설 현황

연도별	구분	계	소계	표준 활성	장기 포기	산화 구	회전 원판	접촉 산화	고도처리 공정			
									소계	A ₂ O	SBR	기타
2007	개소	357	112	64	7	24	13	4	245	90	90	65
	구성비 (%)	100	31.4	17.9	2.0	6.7	3.7	1.1	68.6	25.2	25.2	18.2
2006	개소	344	125	70	11	27	13	4	219	82	83	54
	구성비 (%)	100.0	36.4	20.3	3.2	7.8	3.9	1.2	63.6	23.8	24.1	15.7
2005	개소	294	142	83	11	26	13	9	152	66	53	33
	구성비 (%)	100.0	48.3	28.2	3.7	8.9	4.4	3.1	51.7	22.5	18.0	11.2

고도처리공정별 시설현황 및 구성비를 <표 2-8>에 나타내었다. 고도처리공정으로 가동 중인 시설은 245 개소이지만 연중 6 개월 이상 가동 중인 시설 236 개소 대상으로 고도처리공정별 현황을 살펴보면 전년도 194 개소에 비하여 42 개소 증가하였으며, A₂O 공정이 87 개소 (36.92 %), SBR 공정이 86 개소 (36.4%)로 가장 많은 비중을 차지하고 있다.

<표 2-8> 고도처리공정별 하수처리시설 현황

연도별	처리공법	계	A ₂ O계열	SBR계열	MEDIA	특수 미생물	기타
2007	개소	236	87	86	39	17	7
	구성비(%)	100	36.9	36.4	16.5	7.2	3.0
2006	개소	194	76	68	29	15	6
	구성비(%)	100	39.2	35.1	14.9	7.7	3.1
2005	개소	145	64	50	13	12	6
	구성비(%)	100	44.1	34.5	9.0	8.3	4.1

국내 공공하수처리시설의 시설용량별 개소 및 총 시설용량을 <표2-9>에 나타내었다. 시설용량별 현황을 살펴보면 총 시설용량은 23,816천 톤/일으로 시설수는 다양하나 1만 톤/일 미만 처리장이 191 개소로 53.5 %의 높은 비율을 차지하고 있다. 반면, 10만 톤/일 이상의 처리장은 48 개소로 13.4 %를 차지하지만 시설용량은 19만 톤/일로 80.7 %를 차지한다.

<표 2-9> 시설용량별 하수처리시설 현황

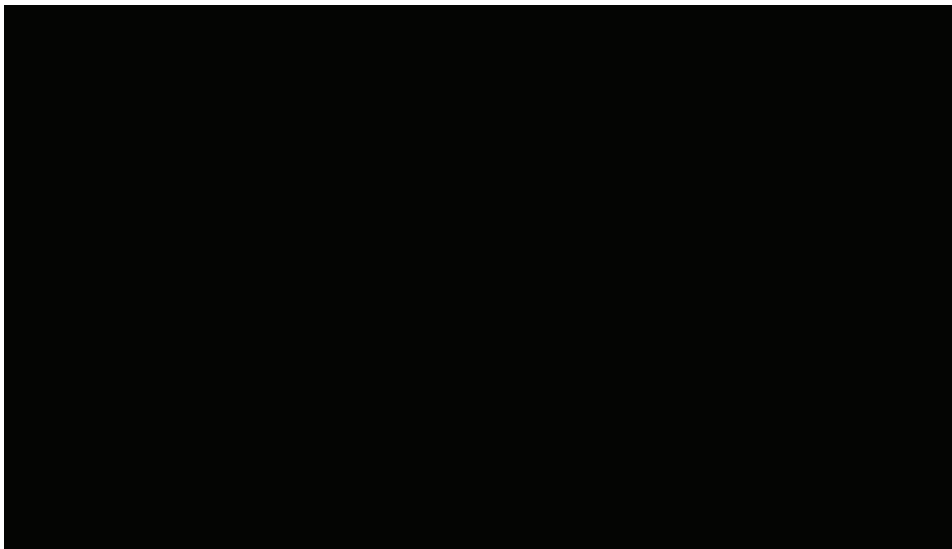
(단위 : 천톤/일)

연도별	구 분	계	1미만	1~5미만	5~10미만	10~50미만	50~100미만	100~500미만	500이상
2007	개소	357	43	94	54	88	30	34	14
	시설용량	23,816	29	244	365	1,952	2,010	7,087	12,129
2006	개소	344	51	83	51	87	24	35	13
	시설용량	23,159.7	26.2	212.1	343.9	1,983.9	1,607.6	7,357.0	11,629.0
2005	개소	294	35	64	44	85	21	33	12
	시설용량	22,386.7	15.4	170.3	294.5	1,921.9	1,471.6	7,418.0	11,095.0

국내 하수처리시설의 시설용량 대비 실제 유입하수량 비율별 개소 및 구성비를 <표 2-10> 및 <그림 1-16>에 나타내었다. 2007년 말 기준으로 시설규모 500 m³/일 이상의 가동시설 총 357 개 중에서 연중 6 개월 이상 가동 시설 347 개 대상으로 시설용량 대비 처리용량을 살펴보면 유입하수량이 시설용량을 초과하는 하수처리장은 49 개소로 하수처리장 대비 14.1 %로 상당한 부분을 차지하고 있으며, 시설용량에 대비 50 - 100 % 미만 하수처리장은 231 개소, 50 % 미만 하수처리장은 2006년 보다 1 개소 줄어든 67 개소로 나타났다.

<표 2-10> 시설용량 대비 실제 유입하수량 비율

연도별	구 분	계	20%미만	20~50%미만	50~100%미만	100%이상
2007	개소	347	7	60	231	49
	대비(%)	100	2.0	17.3	66.6	14.1
2006	개소	318	7	59	206	46
	대비(%)	100	2.2	18.5	64.8	14.5
2005	개소	287	6	50	185	46
	대비(%)	100	2.1	17.4	64.5	16.0



3.2.2 유입 및 방류수질 현황

2007년 하수처리시설의 항목별 평균 유입수질 및 계획수질대비 실제유입수질 현황을 각각 <표 2-11>와, <표 2-12>에 나타내었다. 하수처리시설 유입수의 평균 수질농도는 하수관거 정비, 분뇨 등의 연계처리량 증가 등으로 점차 개선되고 있으며, 2006년도와 비교하여 다소 개선되고 있는 추세로 나타났다. 2007년 평균 유입수질을 살펴보면 BOD의 경우 134.2 mg/L, SS 130.8 mg/L, T-N 46.1 mg/L, T-P 4.9 mg/L로 2006년도에 비해 다소 개선된 것을 알 수 있다. 계획 유입수질 대비 실제 유입수질 비

율은 BOD는 91.2 %, SS는 89.7 %로 전년도와 비슷한 수준을 유지하고 있는 것으로 나타났다.

유입수질이 계획수질 대비 50 % 미만인 하수처리시설은 BOD 90 개소, SS 98 개소로 비율은 각각 26 %, 28.3 %이며 전년도와 비슷한 수준이다.

<표 2-11> 국내 하수처리장의 항목별 평균 유입수질

연도별	구분	BOD	SS	T-N	T-P
2007년	계획수질	147.2	145.9	-	-
	유입수질	134.2	130.8	46.1	4.9
	비율(%)	91.2	89.7	-	-
2006년	계획수질	142	145	-	-
	유입수질	129.6	127.4	32.4	3.7
	비율(%)	91.5	87.8	-	-
2005년	계획수질	143	146	-	-
	유입수질	126.1	123.8	32.1	3.4
	비율(%)	88.4	84.6	-	-

<표 2-12> 국내 하수처리장의 계획수질대비 평균 유입수질

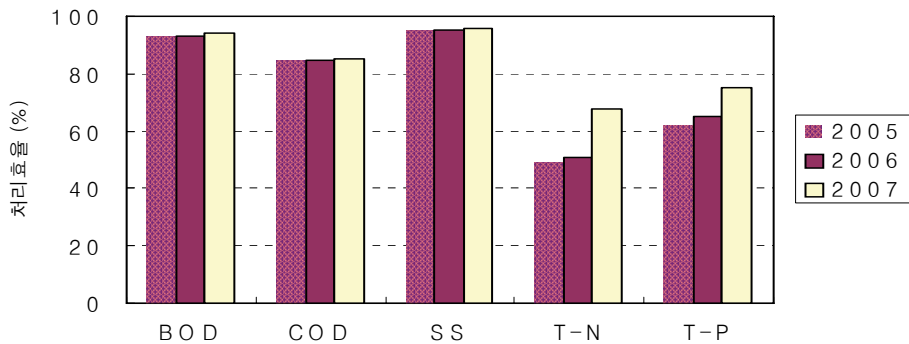
연도별	항목	구 분	계획수질대비 실제유입수질				
			계	20%미만	20~50% 미만	50~100% 미만	100%이상
2007	BOD	개소	347	12	78	199	58
		구성비(%)	100	3.5	22.5	57.3	16.7
	SS	개소	347	10	88	175	74
		구성비(%)	100	2.9	25.4	50.4	21.3
2006	BOD	개소	318	17	74	179	48
		구성비(%)	100	5.3	23.3	56.3	15.1
	SS	개소	318	17	87	161	53
		구성비(%)	100	5.3	27.4	50.6	16.7
2005	BOD	개소	287	14	91	140	42
		구성비(%)	100	4.9	31.7	48.8	14.6
	SS	개소	287	15	104	134	34
		구성비(%)	100	5.2	36.3	46.7	11.8

<표 2-13> 및 <그림 1-17>에서는 오염물질별 유입 및 방류수질, 제거율을 나타내었다. 방류수 내 BOD의 평균 농도는 2007년도에 7.7 mg/L, 2006년도에 8.9 mg/L인 것으로 나타난다. T-N은 15.9 mg/L에서 14.9 mg/L로 다소 향상되었으며 T-P의 경우도 1.3 mg/L에서 1.2 mg/L로 다소 향상된 것으로 나타났다.

방류수 수질기준 항목별 제거율을 살펴보면 BOD, SS가 각각 90 % 이상의 높은 처리효율을 나타내고 있는 것으로 나타났으며 T-N, T-P는 하수처리장의 처리방법이 유기물질만을 처리할 수 있는 2차 처리시설이 주로 설치되었던 2005년에 비해 제거율이 각각 18.4 %, 13.5 %로 크게 향상되었다.

<표 2-13> 국내 하수처리장의 오염물질별 평균 방류수질

연도별	구 분	BOD	COD	SS	T-N	T-P
2007	유입수질(A)	134.2	77.7	130.8	46.1	4.9
	방류수질(B)	7.7	11.4	5.2	14.9	1.2
	제거율(A-B/A)	94.3	85.3	96.0	67.6	75.3
2006	유입수질(A)	129.6	75.8	127.4	32.4	3.7
	방류수질(B)	8.9	11.8	5.8	15.9	1.3
	제거율(A-B/A)	93.1	84.4	95.4	50.9	64.9
2005	유입수질(A)	126.1	73.0	123.8	32.1	3.4
	방류수질(B)	8.7	11.4	5.6	16.2	1.3
	제거율(A-B/A)	93.1	84.4	95.5	49.2	61.8



<그림 1-17> 국내 하수처리장의 연도별 처리효율

3.2.3 오염 부하량

<표 2-14>, <표 2-15>, <표 2-16>에서 하수처리시설의 계획대비 유입오염부하량, 계획대비 유출오염부하량, 오염물질 (BOS, SS) 제거율을 각각 나타내었다. 유입오염 부하량은 BOD 2,481 톤/일, SS 2,418 톤/일, 유출오염 부하량은 BOD 142 톤/일, SS 97 톤/일로 다소 증가하였고 제거오염 부하량도 BOD 2,201 톤/일, SS 2,220 톤/일

로 다소 증가하였다.

<표 2-14> 국내 하수처리장의 계획대비 유입오염부하량

연도 별	구 분	유입하수량 (천톤/일)	유입수질(mg/L)		유입오염부하량(톤/일)	
			BOD	SS	BOD	SS
2007	계 획(A)	23,735	147.2	145.9	3,494	3,462
	운 영(B)	18,486	134.2	130.8	2,481	2,418
	계 획대비(B/A)	77.9	91.2	89.7	71.0	69.8
2006	계 획(A)	22,949	141.6	145.1	3,249	3,329
	운 영(B)	18,245	129.6	127.4	2,364	2,325
	계 획대비(B/A)	79.5	91.5	87.8	72.8	69.8
2005	계 획(A)	22,180	142.6	146.3	3,164	3,244
	운 영(B)	18,320	126.1	123.8	2,310	2,268
	계 획대비(B/A)	82.6	88.4	84.6	73.0	69.9

<표 2-15> 국내하수처리장의 계획대비 유출오염 부하량

연도별	구 분	유입하수량 (천톤/일)	방류수질(mg/L)		유출오염부하량(톤/일)	
			BOD	SS	BOD	SS
2007	계 획(A)	23,735	14.5	14.4	344	342
	운 영(B)	18,486	5.2	5.2	142	97
	계 획대비	77.9	36.1	36.1	41.3	28.2
2006	계 획(A)	22,949	15.5	16.4	356	376
	운 영(B)	18,245	8.9	5.8	163	105
	계 획대비	79.5	57.4	35.4	45.8	27.9
2005	계 획(A)	22,180	16.0	17.1	355	379
	운 영(B)	18,320	8.7	5.6	160	103
	계 획대비	82.6	54.4	32.7	45.1	27.2

<표 2-16> 국내 하수처리장의 BOD, SS 평균 제거율

(단위 : 톤/일)

연도별	구분	유입오염부하량		유출오염부하량		제거오염부하량		제거율(%)	
		BOD	SS	BOD	SS	BOD	SS	BOD	SS
2007	계획	3,494	3,462	344	342	3,150	3,120	91.0	90.1
	운영	2,481	2,418	142	97	2,339	2,321	94.3	96.0
2006	계획	3,249	3,329	356	376	2,893	2,953	89.0	88.7
	운영	2,364	2,325	163	105	2,201	2,220	93.1	95.5
2005	계획	3,164	3,244	355	379	2,809	2,865	88.8	88.3
	운영	2,310	2,268	160	103	2,150	2,165	93.1	95.5

3.2.4 하수 슬러지 발생 및 처리현황

<표 2-17>에서는 국내 하수처리장의 하수 슬러지 발생량과 시설규모별 발생현황을 나타내었다. 하수 슬러지는 발생량은 연간 2,780 천톤으로 작년 연간 2,692 천 톤과 비교했을 때 비슷한 수준이다. 하수슬러지 발생량의 88.6 %가 5만 톤/일 이상 시설에서 발생되며, 1만 톤/일 미만시설의 경우 183 개소로 시설수는 많으나 발생량은 68천 톤/년으로 미미한 실정이다.

<표 2-18>에서 하수 슬러지 처리현황을 살펴보면 해양투기가 전체의 68.5 %로 가장 높으며, 재이용, 소각, 육상매립순이다. 매년 하수 슬러지의 해양 투기율은 감소하고 재이용률은 증가 추세에 있다.

<표 2-17> 국내 하수처리장의 하수 슬러지 발생량

연도	슬러지 발생량		시설규모별 발생현황(천톤/일)				
	1일(톤)	연간(천톤)	10미만	10~50미만	50~100미만	100~500미만	500이상
2007	7,631	2,780 (발생비)	68 (2.5%)	247 (8.9%)	243 (8.7%)	879 (31.6%)	1,43 (48.3%)
	-	347(개소)	183	87	29	34	14
2006	7,375	2,692 (발생비)	49 (1.8%)	231 (8.6%)	175 (6.5%)	878 (32.6%)	1,359 (50.5%)
	-	318(개소)	163	85	22	35	13
2005	6,967	2,543 (발생비)	41 (1.6%)	20 4(8.0%)	160 (6.3%)	900 (35.4%)	1,238 (48.7%)
	-	287(개소)	140	83	20	32	12

<표 2-18> 국내 하수처리장의 하수 슬러지 처리량

연도	하수슬러지 처리량 (천톤/일), (구성비 %)				
	계	해양투기	재이용	소각	육상매립
2007	2,780 (100%)	1,903 (68.4%)	515 (18.5%)	302 (10.9%)	60 (2.2%)
2006	2,692 (100%)	1,946 (72.3%)	370 (13.7%)	307 (11.4%)	69 (2.6%)
2005	2,543 (100%)	1,907 (75.0%)	281 (11.0%)	233 (9.25%)	122 (14.8%)

3.3 하수처리공정 현황

도시와 산업의 발달에 따라 물 사용량은 날로 증가하고 있지만 하·폐수 발생

량의 증가로 수원은 오염되고 그로 인하여 사용 가능한 수자원은 점차 감소하고 있는 실정이다. 따라서 물의 재이용과 강화된 환경기준을 유지·달성하기 위해서는 새로운 처리법의 정착이 요구되는 때이다.

상수원의 보전과 물의 이용가치를 향상시켜 쾌적하고 편리한 생활환경을 제공하기 위하여 수질환경기준이 설정되었고 1996년부터 하수처리장 방류수 수질기준 항목에 질소와 인을 추가하였다. 2008년부터는 BOD 및 SS 10 mg/L, T-N 20 mg/L, T-P 2 mg/L로 전국적으로 규제가 강화되었다.

하수처리는 도시기반시설의 하나로 가정이나 공장에서 배출되는 생활하수나 산업폐수를 신속히 제거하여 생활환경을 개선하고 더 나아가 하천과 마찬가지로 우수 배제의 기능도 갖고 있는 매우 중요한 시설이다.

국내에는 1976년 청계천 하수종말처리장의 준공을 시작으로 2007년 말 현재 357 개소의 공공하수처리시설이 건설되어 수환경 보전에 크게 기여하고 있으며, 2006년에는 하수도 보급률이 85.6 %로 하수관거 사업을 포함한 하수도 정책이 체계적으로 진행되고 있다. 초기의 하수종말처리장은 대규모 처리시설이었으나 하수도 사업진행과 더불어 소규모 처리장으로 전환되고 있다. 처리대상도 BOD, COD, SS외에 방류수역의 수환경과 하수도에 대한 질적 욕구가 높아져 질소·인 등의 영양물질 처리까지 요구되고 있는 실정이다

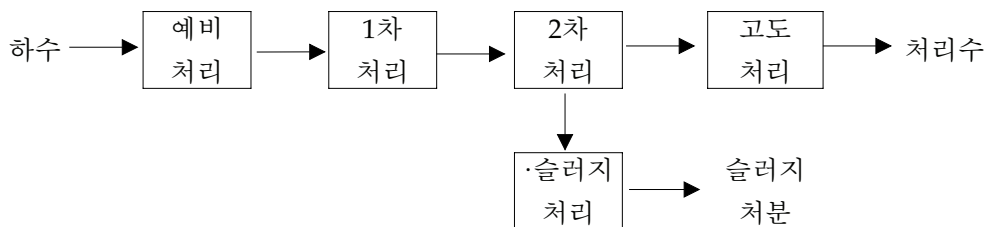
국내하수처리장의 2007년 말 현재 357 개소가 가동 중이며 이중 고도처리시설로 가동 중인 처리시설은 245 개소이다. 이중 112 개소 하수처리장은 아직도 유기물 제거에 목적을 둔 활성슬러지법으로 설계, 운영되고 있다. 기존의 활성슬러지법은 BOD, SS, 등을 90 %정도 제거하는 반면에 질소와 인은 미생물에 필요한 영양소로 만 제거되어 질소는 10 - 30 %, 인 10 - 30 %정도만이 제거된다. 이러한 질소와 인이 미처리되어 방류되면 하천 및 호소에서의 부영양화가 심화되어 상수원 오염으로 정수처리시의 비용 증가뿐만 아니라 보건상의 위해성을 증가시킬 수 있다. 따라서 질소와 인을 처리하기 위한 고도처리시설의 설치가 필수적이다.

아래에서는 하수처리에 있어서 기존 하수처리시설과 최근 개발되어 운영 중인 고도처리시설에 대해 살펴보겠다.

3.3.1 기존 하수처리공정

하수처리의 기본 원리는 분리이다. 즉, 하수처리란 여하의 수단을 이용하여 하수로부터 오염물질을 분리·제거해내는 과정으로 분리·제거과정은 물리적·화학적·생물학적 과정의 합리적 조합으로 이루어진다.

하수처리공정은 예비처리 (preliminary treatment), 1차 처리 (primary treatment), 2차 처리 (secondary treatment), 3차 또는 고도처리 (tertiary or advanced treatment)로 4단계로 이루어지며 여기에 처리과정에서 발생하는 슬러지를 처리·처분하는 과정이 추가되는데 이것이 가장 일반적인 처리공정이며 <그림 1-18>에서 나타내었다.



<그림 1-18>일반적인 하수처리 공정도.

<표 2-19>에서는 기존 하수처리공정으로 운영되고 있는 시설수와 구성비를 나타내었다. 2007년 말 기준으로 기존 하수처리시설은 표준활성슬러지법 64 개소, 장기포기법 7 개소, 산화구법 24 개소, 회전원판법 13 개소, 집축산화법 4 개소로 112 개소가 운영중이다.

기존 하수처리공정 중 구성비가 57.1 %로 높은 표준활성슬러지법에 대해 간단히 살펴보겠다.

<표 2-19> 기존 하수처리공정의 구성비

구 분	계	표준 활성슬러지법	장기 포기법	산화구법	회전 원판법	접촉 산화법
개소	112	64	7	24	13	4
구성비(%)	100	57.1	6.3	21.4	11.6	3.6

하수처리에 사용되는 기본적인 생물학적 공정들은 크게 두 부류인 부유성장과 부착성장(또는 생물막)공정으로 나눌 수 있다. 부유성장 공정은 하수내 유기물질이나 기타 성분을 기체나 세포조직으로 전환시키는 미생물이 액체내에서 부유상태로 유지되는 생물학적 처리공정이다.

도시하수처리에 사용되는 가장 일반적인 부유성장 공정은 활성슬러지 공정이다. 활성슬러지 공정은 1913년경 Lawrence Experiment station에서 수행된 실험에서 Clark와 Gage는 지붕 덮개로 사용되는 슬레이트 (Slate)를 25 mm 간격으로 설치한 용기와 탱크내에 하수를 포기시킨 결과 성장한 미생물에 의하여 정화도를 크게 향상시킬 수 있었다고 한다. Ardern 과 Lockett (1914)에 의해 활성슬러지 공정이라고 명명하게 되었는데 이는 호기성 조건에서 하수를 안정화시키는 활성화 미생물의 생산이 포함되었기 때문이다.

호기성조에서 접촉시간은 일반적으로 혼합부유고형물 (MLSS) 또는 혼합 휘발성 부유고형물 (MLVSS)이라고 언급되는 미생물의 부유물 (suspension)과 유입하수의 교반과 포기를 위해 제공된다. 공정 내 혼합과 산소의 전달을 위해 기계장치가 사용된다. 혼합액은 미생물 부유물이 침전되고 농축되는 침전지로 흘러들어간다. 활성미생물들의 존재 때문에 활성슬러지로 묘사된 침전된 미생물은 유입수 내 유기성 물질을 계속해서 생분해시키기 위해 포기조로 다시 반송된다. 농축슬러지의 일부는 매일 또는 주기적으로 제거해 주어야 하는데 유입하수 내 들어있는 비생분해성 고형물이 축적되어 과잉의 미생물이 공정 중에 생성되기 때문에 축적된 고형물을 제거해 주지 않으면 결국 방류수로 유출된다.

활성슬러지 공정의 중요한 특징은 중력침전에 의해 제거될 수도 있고, 비교적 깨끗한 물의 유출수가 되게 하는 50 - 200 um 크기의 플러입자를 형성하는 것이

다. 일반적으로 부유고형물 (SS)의 99 %이상이 침전단계에서 제거된다.

활성슬러지법의 원리는 크게 활성슬러지에 의한 유기물의 흡착, 흡착된 유기물의 산화 및 동화, 활성슬러지 플록의 침강, 분리로 나눌 수 있는데 상세한 내용은 다음에서 살펴보겠다.

먼저 활성슬러지에 의한 유기물의 흡착이다. 기체와 액체, 고체와 액체 등 서로 다른 계면에서는 물리적, 화학적으로 농축되는 경향이 있으며, 이 현상을 일반적으로 흡착이라 한다. 활성슬러지에 의한 유기물의 흡착은 활성슬러지 표면에 유기물이 농축되는 현상이다. 하수 중의 유기물은 활성슬러지와 접촉하면 대부분 단시간에 제거되는데 이를 초기 흡착이라 한다. 초기 흡착에 의하여 제거된 유기물은 가수분해를 거쳐 미생물 체내로 섭취되어 산화 및 동화된다.

둘째, 흡착된 유기물의 산화 및 동화이다. 활성슬러지에 흡착된 유기물은 미생물의 영양원으로 이용되며, 산화에 의한 분해와 동화에 의한 합성에 이용된다. 산화는 생체의 유지, 세포의 합성 등에 필요한 에너지를 얻기 위하여 흡착된 유기물을 분해하는 것이며, 동화는 산화에 의하여 얻어진 에너지를 이용하여 유기물을 새로운 세포물질로 합성 (활성슬러지의 증식)하는 것이다.

셋째, 활성슬러지 플록의 침강, 분리이다. 양호한 처리수를 얻기 위해서는 이차침전지에서 활성슬러지의 응집성과 침강성이 좋아야 하며, 이는 미생물의 증식 과정에 따라 변한다. 미생물의 증식과정은 대수성장기, 감소성장, 내생호흡단계로 나누어진다.

대수성장기는 미생물에 대한 유기물의 비율 (F/M비)이 클 때에 일어나며, 이 때는 미생물의 유기물 제거속도는 커지지만 응집성과 침강성은 떨어진다.

시간이 경과하여 미생물의 증식이 진행되면 미생물에 대한 유기물의 비율이 감소하며 감소성장 단계에서 내생호흡단계에 접근하여 미생물의 응집성과 침강성이 향상된다. 활성슬러지법은 미생물이 감소성장에서 내생호흡단계에서 유기물을 제거하여 침강성이 양호한 플록을 형성시켜 이차침전지에서 침전, 분리시킨다.

활성슬러지법을 변형한 공정으로 장기포기법, 산화구법 등이 있는데 산화구법은 일차침전지를 생략하고 타원형의 반응조에 기계식 포기장치를 설치하여 산소를 공급하며, 이차침전지에서 고액분리가 이루어지는 저부하형 활성슬러지변법이

다. 기계식 포기장치는 산소공급, 혼합액의 교반 및 침전방지, 수로에 유속을 부여하여 혼합액을 순환시키는 기능을 수행하며 SRT를 길게 운전하여 질산화 반응이 발생되며, 무산소지역을 설정하여 탈질반응도 수행하여 질소를 생물학적으로 제거하는 공정이다.

반면 고정 생물막 공정으로도 알려져 있는 부착성장 공정은 하수내 유기물질이나 기타 성분을 기체나 세포조직으로 전환시키는 미생물을 돌, 슬래그 (slag), 그리고 특별히 설계된 세라믹이나 플라스틱 물질과 같은 불활성 고체의 표면에 부착시켜 처리하는 생물학적 처리공정이다. 가장 일반적으로 쓰이는 호기성 부착성장 공정은 살수여상 공정으로 물에 잠기지 않은 충전물들이 들어 있는 용기의 상단부로 하수가 분배(살수)된다. 과거에는 1.25 - 2 m 깊이를 갖는 살수여상의 충전제로 쇠석이 일반적으로 사용되었으나 최근에는 5 - 10 m 깊이로 플라스틱 충전제를 많이 사용한다. 유입하수는 충전제 상부에서 살포되고, 부착된 생물막 위를 비정상류 액막으로 흐르게 된다. 주기적으로 부착 성장된 과잉의 미생물이 떨어지고 허용가능한 부유성 고형물 농도의 유출수를 제공하기 위해서는 고액분리를 필요로 한다. 침전고형물은 침전지 바닥에서 모아져서 폐슬러지 공정으로 제거된다.

그 외에도 회전원판법, 집촉산화법 등이 있는데 회전원판법은 미생물이 부착되도록 넓은 표면적을 가진 회전원판을 이용하여 원판의 약 40 % 정도가 물에 잠겨 물속에서는 먹이를 공급하고 대기중에서는 산소가 공급되도록 0.3 m/sec 정도로 회전하면서 유기물을 처리하는 공정이다.

3.3.2 하수고도처리공정

하수처리시설의 2차 처리에 의하여 제거되지 않는 잔류 오염물질의 처리를 위하여 설치하는 추가시설을 3차 처리라 한다. 즉 2차 처리의 후속공정에 BOD, SS, N, P 등의 처리를 위한 시설을 말한다. 고도 처리란 2차 처리에서 얻을 수 있는 이상의 수질을 확보하기 위한 처리공정을 말한다. 즉 고도처리는 반드시 2차 처리 후에 시설을 설치할 필요는 없으며 기존의 2차 처리시설을 변경/개량하여 고도처리 시설화 할 수 있으며, 신설처리장의 경우는 2차시설로 고도처리의 수질을

얻을 수 있도록 시설을 설치할 수도 있다. 그러나 통상 고도처리와 2차처리를 혼용하여 사용되고 있다.

3차 처리시설은 처리대상물질에 따라 분류할 수 있는데 잔류 SS제거를 위해서는 급속여과, 마이크로스트레이너 등의 설치를 고려할 수 있으며, 용존유기물 제거를 위해서는 활성탄, 막분리, 오존산화 시설 등을 설치할 수 있고, 질소 및 인 제거를 위해서는 암모니아 스트리핑, 파괴점 염소주입, 이온교환, 화학적 인 제거, 생물학적 질소, 인 제거시설을 설치할 수 있다.

고도처리시설은 2차 처리시설을 개량하여 설치할 수도 있고 2차 처리 후속설치할 수도 있다. 주로 질소와 인을 제거하기 위한 시설이며 고도처리 공정의 선정 및 조합은 처리수의 이용계획, 하수의 성상, 건설비 및 유지관리비, 처리효율 등에 따라 달라지며 특히 방류수에 대한 처리수준 요구도에 의하여 처리공정의 채택여부가 결정된다.

이런 고도처리시설의 도입을 위해서는 먼저 국내 하수성상에 적합한 공정을 선정하는 것이 무엇보다 중요하다. 기존의 외국 공법들이 BOD 200 mg/L 정도의 하수성상에 적합토록 개발된 공정이므로 이들 공법을 국내 하수처리시설에 적용하기 위해서는 먼저 Pilot plant 운전 등을 통하여 국내성상에 맞는 최적 설계인자 및 운전인자를 결정하여야 한다. 국내·외에서 개발된 하수고도처리공정에 대해서는 제2장에서 살펴본 바와 같다.

제 4 장 결과 및 고찰

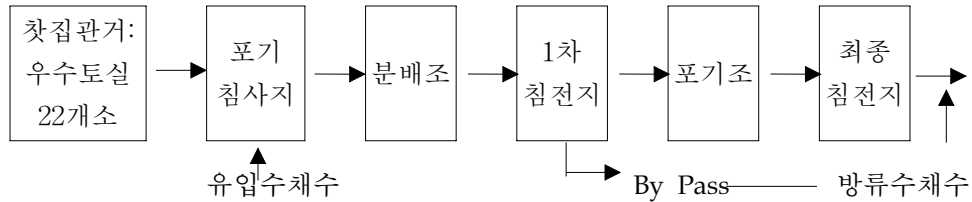
4.1 기존 활성슬러지공법의 운영사례

<표 2-20>는 속초하수처리장의 개요이며, 속초하수처리장은 속초시 대포동에 시설용량 46 m³/일로 2001년 6월에 표준활성슬러지법으로 준공되어 가동 중이다. 또한 <그림 1-19>에서 속초하수처리장의 처리공정도를 나타내었다.

<표 2-20> 속초하수처리장의 개요

위 치	속초시 대포동 552 번지			
	최 초	1차 증설	2차 증설	3차 증설
설치 근거	하수도법			
설치인가일	'94.01.14.			
시설용량(천m ³ /일)	46			
처리방법	표준활성슬러지			
가동(예정)일	'99.7.15.			
준공(예정)일자	2001.6.20.			
시운전 완료(예정)일	2001.6.20.			
사업기간	'94.5.~'01.6			
부지면적(m ²)	57,562			
배수구역면적(ha)	4,434.4			
처리구역면적(ha)	1,052.3			
계획처리인구(인)	92,900			
처리구역내 행정인구(인)	74,086			
실제 하수처리인구(인)	74,086			
처리구역(행정동명)	영랑,금호,동명,교노학, 조양,청호,대포			
방류수역	처리장 → 동해	수계		특·대

속초하수처리장에서 운영하고 있는 표준활성슬러지공법의 처리공정도를 <그림 1-19>에서 나타내었다.



<그림 1-19> 속초하수처리장의 처리공정도.

<표 2-21>는 속초하수처리장의 2005년 및 2007년 평균 유입 및 방류수질현황이다. 2001년 6월부터 현재 까지 표준활성슬러지법으로 가동중인 속초하수처리장의 수질을 살펴보면 BOD, SS의 경우 80 %이상의 처리효율을 보여주고 있지만 COD의 경우는 처리효율이 47 %로 2005년과 비교했을 때 오히려 낮아졌다. 그리고 T-N의 경우 6.7 %, T-P는 19.7 %로 처리효율이 매우 낮았다.

<표 2-21> 속초하수처리장의 수질현황

구 분	채수지점	수 질 현 황 (mg/L)				
		BOD	COD	SS	T-N	T-P
2005년	유입수질	78.6	34.5	97.4	23.900	2.700
	방류수질	9.5	15.1	6.0	23.000	1.900
	처리효율	87.9	56.2	93.8	3.8	29.6
2007년	유입수질	92.4	48.5	88.7	23.983	2.549
	방류수질	10.3	25.7	10.3	22.375	2.046
	처리효율	88.8	47.0	88.4	6.7	19.7

(자료: 환경부, 2005, 2007)

4.2 고도처리공법의 운영사례

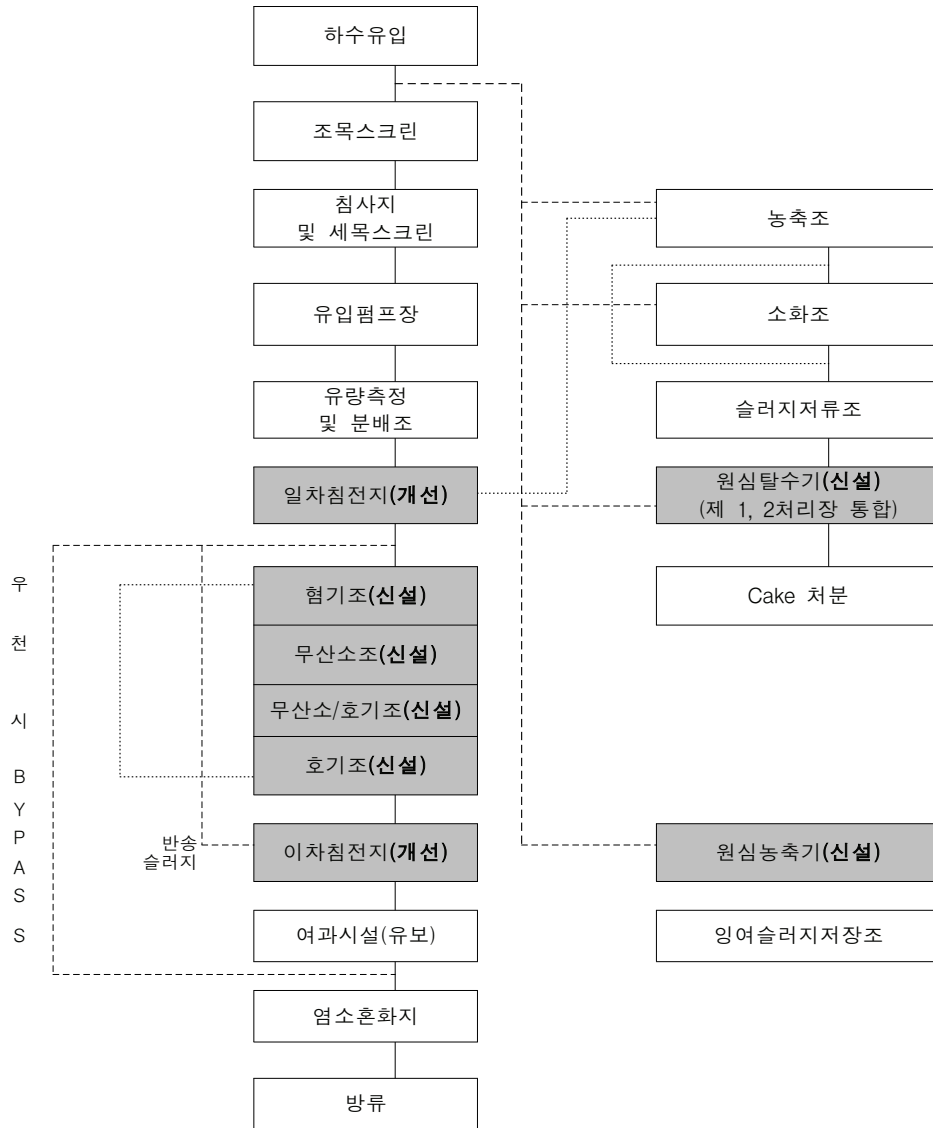
4.2.1 성남 하수처리장 고도처리 시설 운영현황

<표 2-22>는 성남하수처리장의 시설개요이며, 성남 하수처리장은 성남시 수정구 복정동에 시설용량 435,000 m³/일로 1994년 4월에 표준활성슬러지법으로 가동하다 2001년 6월에 A₂O 공법으로 개선하여 가동 중에 있다. 방류수역은 탄천을 통해 한강으로 유입되고 있다.

<표 2-22> 성남하수처리장의 개요

위 치	경기도 성남시 수정구 복정동 294번지			
	최 초	고도시설	2차 증설	3차 증설
구 분	하수도법	하수도법		
설치 근거	하수도법	하수도법		
설치인가일	90. 7. 20.	99. 3. 27.
시설목표년도	2001. . .	2011.
시설용량(천톤/일)	175	40		
처리방법	표준활성슬러지	A ₂ O		
가동(예정)일	94. 4. 30.	01 .5. 27.
준공(예정)일자	94. 7. 30.	01 .6. 30.
시운전 완료(예정)일	94. 4. 30.	01. 6. 30.
사업기간	90.6~94.7	99.6~01.6	~	~
부지면적(m ²)		116,363		
배수구역면적(ha)		3,867		
처리구역면적(ha)		2,233.8		
계획처리인구(인)		505,100		
처리구역내 행정인구(인)		434,115		
실제 하수처리인구(인)		434,115		
처리구역(행정동명)				
방류수역	탄천→ 한강→서해		수계	한강

성남하수처리장에서 운영하고 있는 A²/O 공법의 처리공정도를 <그림 1-20>에
서 나타내었다.



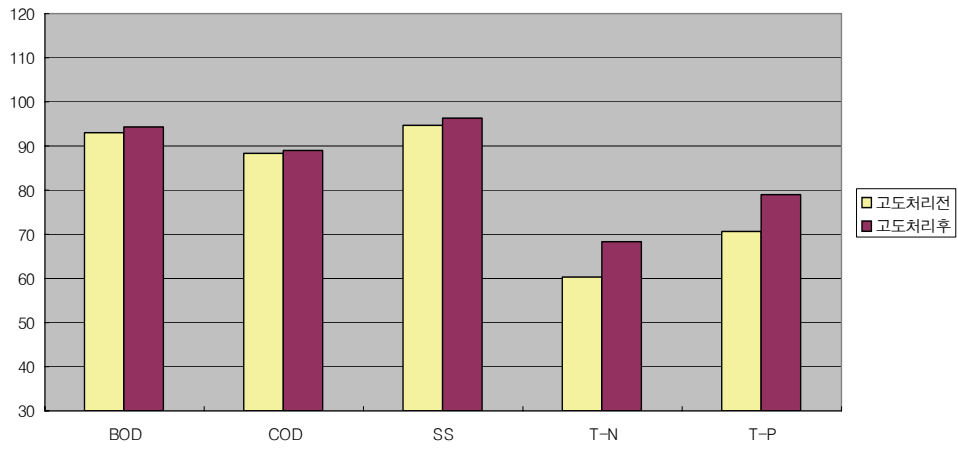
<그림 1-20> 성남하수처리장의 처리공정도.

<표 2-23>은 성남하수처리장의 고도처리시설 도입 전·후의 수질현황을 나타내었다. 고도처리 전·후 수질을 비교해본 결과 T-N의 경우 60.2 %, T-P는 70.8 %이었으나 A₂O 공법으로 개선 후 T-N은 68.5 %, T-P는 78.9 %로 소폭 향상되었음을 알 수 있었다. <그림 1-21>에서는 오염물질별 고도처리 전·후의 처리효율을 비교하였다.

<표 2-23> 성남하수처리장의 수질현황

구 분	채수지점	수 질 현 황 (mg/L)				
		BOD	COD	SS	T-N	T-P
고도처리 전 (2005년)	유입수질	170.3	108.6	181.1	37.671	4.053
	방류수질	11.8	12.7	9.7	14.986	1.184
	처리효율	93.1	88.3	94.6	60.2	70.8
고도처리 후 (2007년)	유입수질	173.6	106.5	175.3	43.470	4.260
	방류수질	9.9	11.8	6.2	13.700	0.900
	처리효율	94.3	88.9	96.5	68.5	78.9

(자료: 환경부, 2005, 2007)



<그림 1-21> 고도처리 전·후의 처리효율 비교(성남하수처리장).

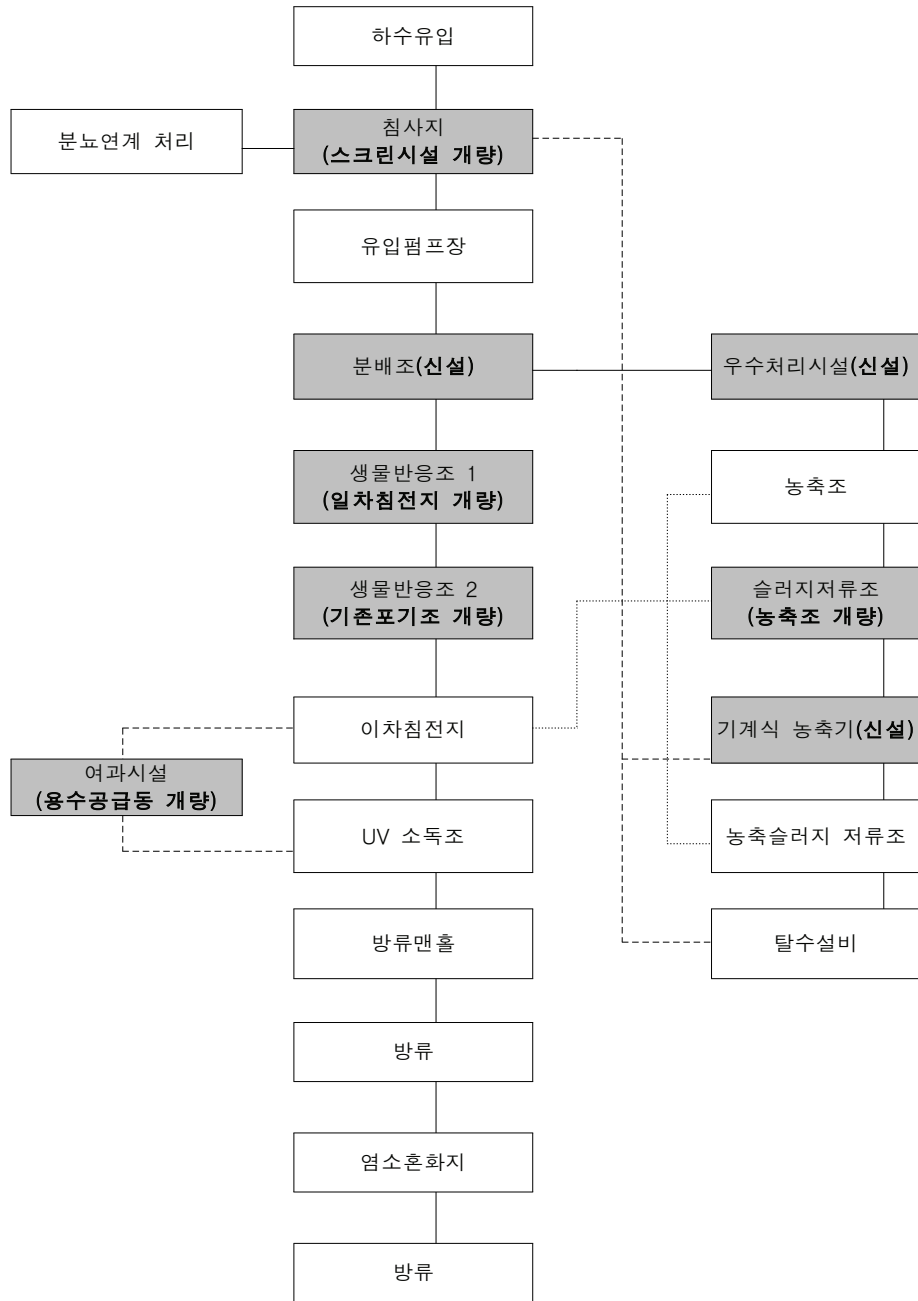
4.2.2 남지 하수처리장 고도처리 시설 운영현황

<표 2-24>는 남지하수처리장의 시설개요이며, 남지 하수처리장은 창녕군 남지읍 남지리에 시설용량 5,250 m³/일로 2000년 10월에 표준활성슬러지법으로 가동하다 2005년 12월에 MS-BNR (Multi-stage Step-feed Biological Nutrient Removal) 공법으로 개선하여 가동 중에 있다. 방류수역은 계성천을 통해 한강으로 유입되고 있다.

<표 2-24> 남지하수처리장의 개요

위 치	경남 창녕군 남지읍 남지리 58-1			
	최 초	고도처리	2차증설	3차증설
설치 근거	하수도법제6조	하수도법 제6조		
설치인가일	94.12.13.	05.12.		
시설목표년도	00. . .	00. . .		
시설용량(천톤/일)	5.25	5.25		
처리방법	표준활성슬러지법	MS-BNR공법		
가동(예정)일	00.10.27.	05.12.30		
준공(예정)일자	00.10.27.	05.12.30		
시운전 완료(예정)일	00. 9.30.	05.12.30		
사업기간	98.1~00.10	04.12~05.12		
부지면적(m ²)	46,042	46,042		
배수구역면적(ha)	317ha	317ha		
처리구역면적(ha)	187.5ha	286.96ha		
계획처리인구(인)	16,800	14,535		
처리구역내 행정인구(인)		12,234		
실제 하수처리인구(인)		12,234		
처리구역(행정동명)	창녕군 남지읍	창녕군 남지읍		
방류수역	계성천→낙동강→남해	수계	낙동강	특·대

남지하수처리장의 처리공정도를 <그림 1-22>에서 나타내었다.



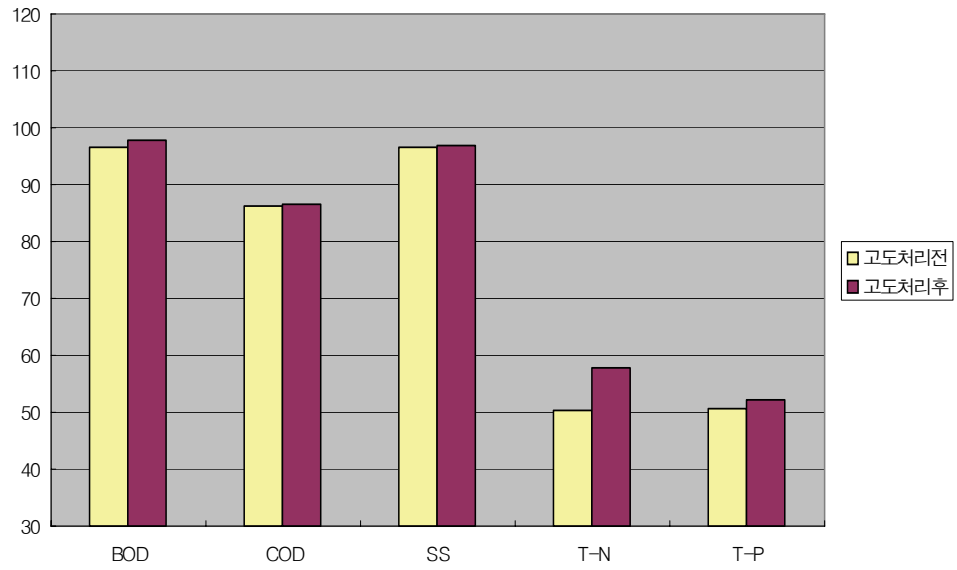
<그림 1-22> 남지하수처리장의 처리공정도.

<표 2-25>에서 남지하수처리장의 고도처리시설 도입 전·후의 수질현황을 나타내었다. 그 결과 BOD, COD, SS의 경우 별 차이 없이 제거효율이 높다. 하지만 T-N의 경우 50.4 %, T-P는 50.5 %이었으나 MS-BNR 공법으로 개선후 T-N은 57.7 %, T-P는 52.3 %으로 소폭 향상되긴 했지만 다른 고도처리공정에 비해 제거효율이 낮음을 알 수 있다. <그림 1-23>에서는 오염물질별 고도처리 전·후의 처리효율을 비교하였다.

<표 2-25> 남지하수처리장의 수질현황

구 분	채수지점	수 질 현 황 (mg/L)				
		BOD	COD	SS	T-N	T-P
고도처리 전	유입수질	103.1	65.2	87.8	34.821	3.159
	방류수질	3.5	9.0	2.9	17.282	1.564
	처리효율	96.6	86.2	96.7	50.4	50.5
고도처리 후	유입수질	89.2	56.9	77.6	28.404	2.660
	방류수질	2.0	7.6	2.3	12.022	1.269
	처리효율	97.7	86.6	97.0	57.7	52.3

(자료: 환경부, 2005, 2007)



<그림 1-23> 고도처리 전·후의 처리효율 비교(남지하수처리장).

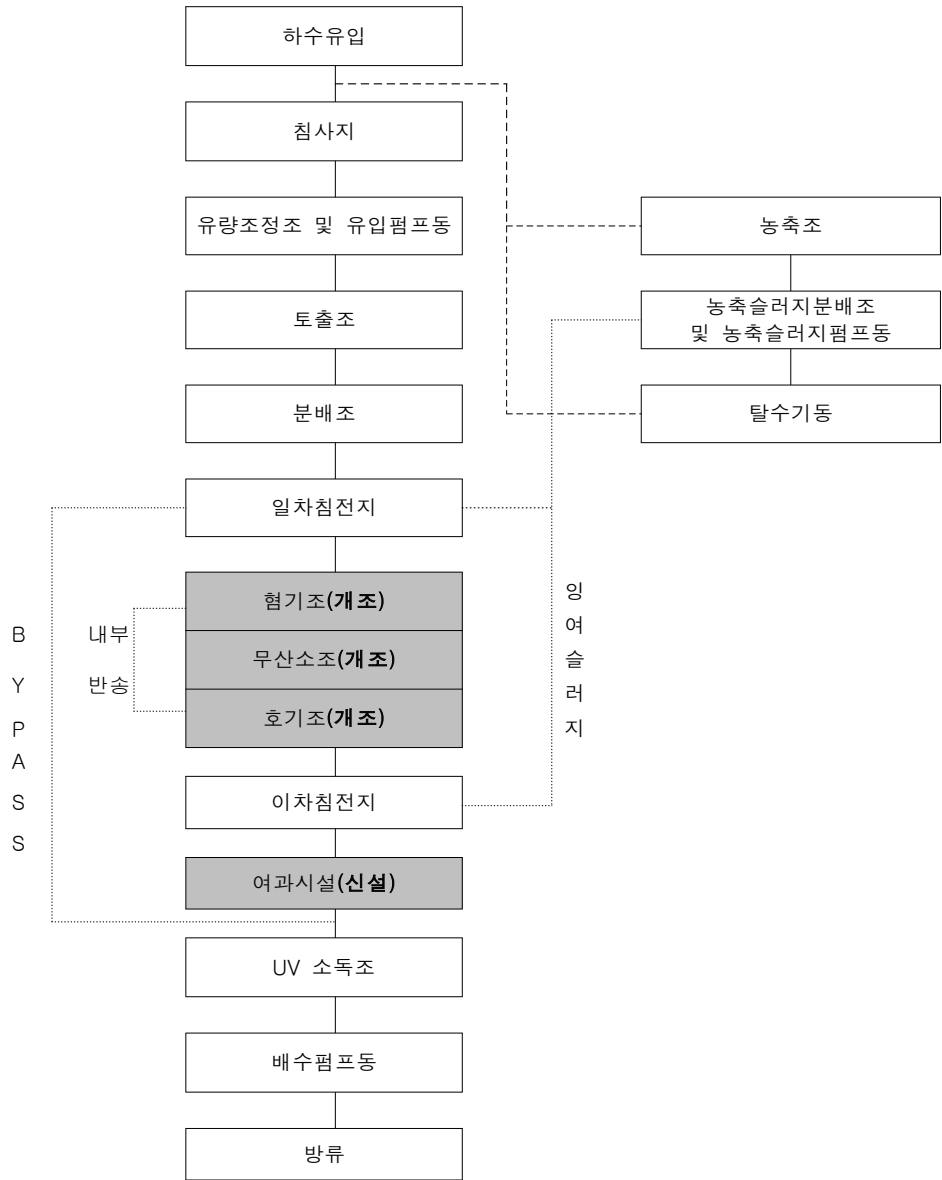
4.2.3 가평 하수처리장 고도처리 시설 운영현황

<표 2-26>는 가평하수처리장의 시설개요이다. 가평 하수처리장은 가평 처리구역 내에서 발생하는 하수에 의한 오염을 방지하고 도시위생환경 및 공중보건위생을 개선하고자 가평군 가평읍 달전리에 시설용량 6,500 m³/일로 1998년 11월에 표준활성슬러지법으로 준공되어 운영하다 2006년 4월에 DNR공법으로 개선하여 가동 중에 있다. 방류수역은 북한강을 통해 한강으로 유입된다.

<표 2-26> 가평하수처리장의 개요

위 치	경기도 가평군 가평읍 달전리 371번지			
	최 초	고도처리	2차 증설	3차 증설
구 분	하수도법제6조	하수도법 제6조		
설치 근거	하수도법제6조	하수도법 제6조		
설치인가일	'95.1.13	'95. 1.13
시설목표년도	1998	2006
시설용량(천m ³ /일)	6.5	6.5		
처리방법	표준활성슬러지법	DNR		
가동(예정)일	98.11.30	'06.4
준공(예정)일자	98.11.30	'06.4
시운전 완료(예정)일	98.11.30	-
사업기간	95.6~98.11	-	~	~
부지면적(m ²)	27,851	27,851		
배수구역면적(ha)	1,080	1,080		
처리구역면적(ha)	930	930		
계획처리인구(인)	20,700	20,700		
처리구역내 행정인구(인)	14,143	14,687		
실제 하수처리인구(인)				
처리구역(행정동명)		가평읍		
방류수역	가평천→북한강→서해		수계	북한강

가평하수처리장의 처리공정도를 <그림 1-24>에서 나타내었다.



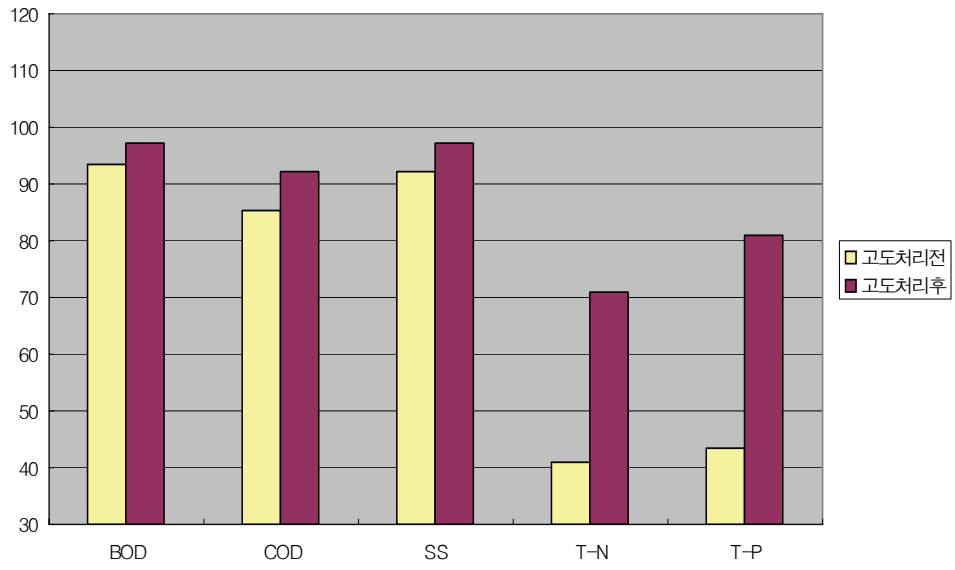
<그림 1-24> 가평하수처리장의 처리공정도.

<표 2-27>는 가평하수처리장의 고도처리시설 도입 전·후 수질현황을 나타내고 있다. 고도처리 전후 수질을 비교해보면 BOD, COD, SS의 경우 별 차이 없이 제거효율이 높다. 그리고 T-N의 경우 40.8 %, T-P는 43.5 %로 제거효율이 매우 낮았지만 DNR 공법으로 개선 후 T-N은 71.0 %, T-P는 80.8 %로 30 % 이상 향상되었다. <그림 1-25>에서는 오염물질별 고도처리 전·후의 처리효율을 비교하였다.

<표 2-27> 가평하수처리장의 수질현황

구 분	채수지점	수 질 현 황 (mg/L)				
		BOD	COD	SS	T-N	T-P
고도처리 전	유입수질	138.8	103.7	114.5	31.573	3.280
	방류수질	9.3	15.1	8.9	18.696	1.853
	처리효율	93.3	85.4	92.2	40.8	43.5
고도처리 후	유입수질	226.7	179.1	190.3	41.758	5.682
	방류수질	6.5	14.1	5.5	12.109	1.090
	처리효율	97.1	92.1	97.1	71.0	80.8

(자료: 환경부, 2005, 2007)



<그림 1-25> 고도처리 전·후의 처리효율 비교(가평하수처리장).

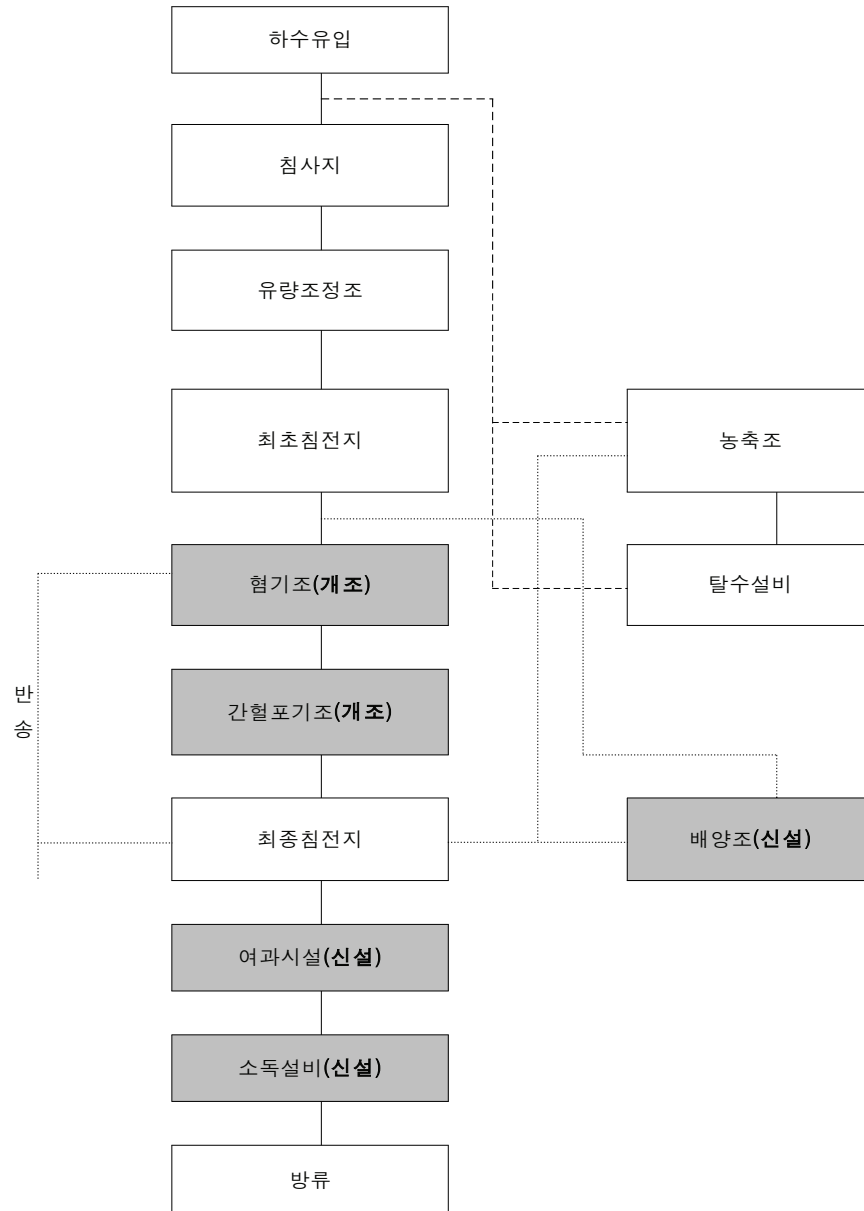
4.2.4 청평 하수처리장 고도처리 시설 운영현황

<표 2-28>는 청평하수처리장의 시설개요이다. 청평 하수처리장은 한강수계의 지류중 하나인 조종천을 보호하고 도시위생환경 및 공중보건위생을 개선하고자 가평군 외서면 대성1리에 시설 용량 6,500 m³/일로 1998년 11월에 표준활성슬러지법으로 준공되어 가동하다 2006년 4월에 HBR-II시설로 개선하여 가동 중에 있다.

<표 2-28> 청평하수처리장의 개요

위 치	경기도 가평군 청평면 대성리 29번지			
	최 초	고도처리	2차 증설	3차 증설
설치 근거	하수도법 제6조	하수도법 제6조		
설치인가일	'95. 1.13	-
시설목표년도	1998	2006
시설용량(천m ³ /일)	6.5	6.5		
처리방법	표준활성슬러지법	HBR-II		
가동(예정)일	'98.12.01	'06.4
준공(예정)일자	'98.12.01	'06.4
시운전 완료(예정)일	'98.12.01	-
사업기간	95.6~98.11	-	~	~
부지면적(m ²)	21,104	21,104		
배수구역면적(ha)	4,926	4,926		
처리구역면적(ha)	726	726		
계획처리인구(인)	12,260	9,564		
처리구역내 행정인구(인)	10,550	9,212		
실제 하수처리인구(인)				
처리구역(행정동명)	청평면상면일원	청평면상면일원		
방류수역	조종천→북한강→서해		수계	북한강

<그림 1-26>에서 청평하수처리장의 처리공정도를 나타내었다.



<그림 1-26> 청평하수처리장의 처리공정도.

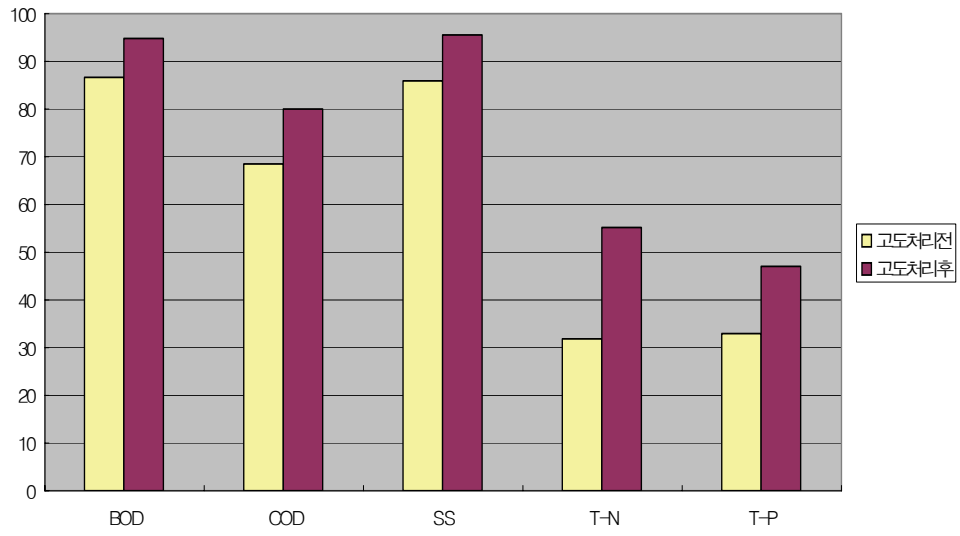
<표 2-29>는 청평하수처리장의 고도처리시설 도입 전·후의 수질현황이다. HBR-II 공법으로 개선후 BOD, COD, SS의 경우 10 % 내외로 제거효율이 상승하였고 T-N, T-P의 경우도 각각 23.2 %, 14.1 %로 제거효율이 상승되었다. 하지만 T-N의 경우 55.2 %, T-P는 46.9 %로 제거효율이 타 공법에 비해 낮은 편이다. <그림 1-27>에서는 오염물질별 고도처리 전·후의 처리효율을 비교하였다.

<표 2-29> 청평하수처리장의 수질현황

(단위:mg/L)

구 분	채수지점	수 질 현 황				
		BOD	COD	SS	T-N	T-P
고도처리 전 (2005년)	유입수질	59.7	52.1	56.9	27.040	2.780
	방류수질	8.0	16.4	8.0	18.4	1.868
	처리효율	86.6	68.5	85.9	32.0	32.8
고도처리 후 (2007년)	유입수질	104.5	58.1	109.3	25.508	2.696
	방류수질	5.4	11.6	4.9	11.435	1.431
	처리효율	94.8	80.0	95.5	55.2	46.9

(자료: 환경부, 2005, 2007)



<그림 1-27> 고도처리 전·후의 처리효율 비교(청평하수처리장).

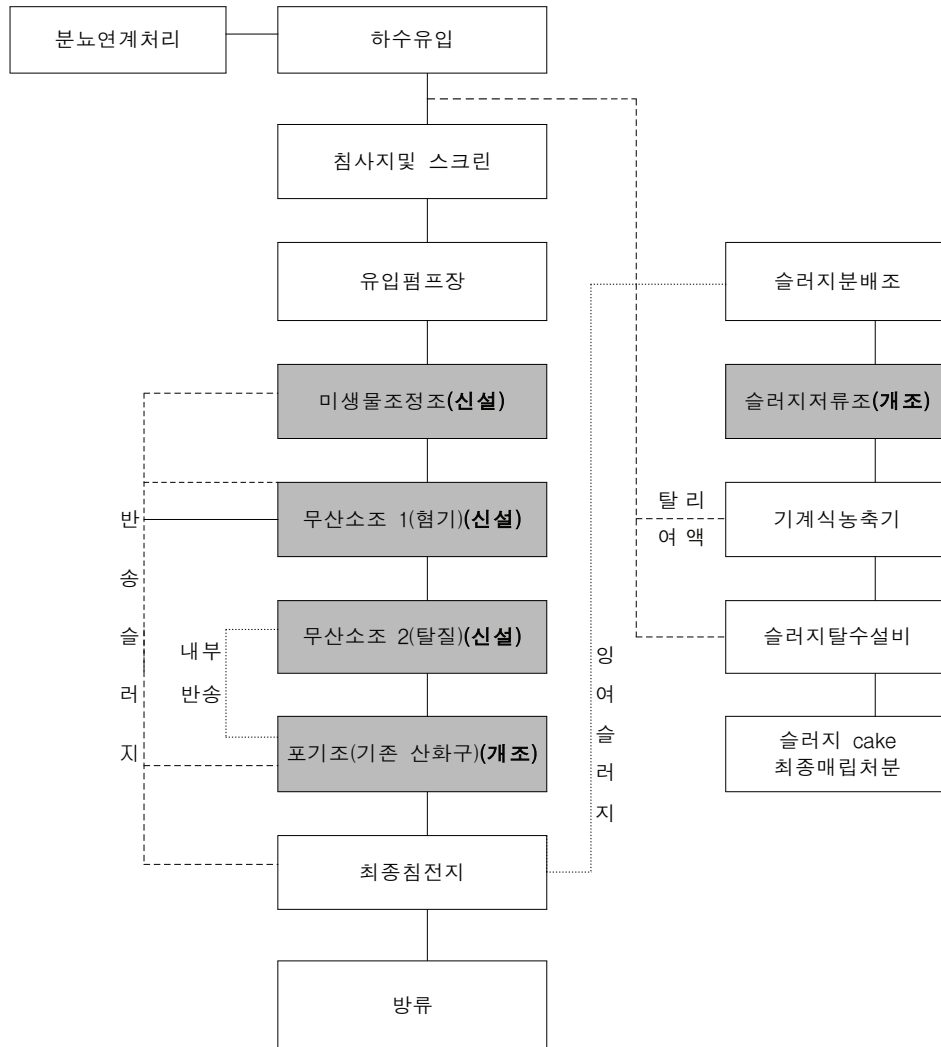
4.2.5 담양 하수처리장 고도처리 시설 운영현황

<표 2-30>는 담양하수처리장의 시설개요이며, 담양읍 강쟁리에 시설 용량 7,000m³/일로 1999년 10월에 산화구법으로 준공되어 가동하다 2006년 1월에 BSTS-II (Biomecca Sewage Treatment System)시설로 개선하여 가동 중에 있다.

<표 2-30> 담양하수처리장의 개요

위 치	전남 담양군 담양읍 강쟁리 1294			
	최 초	고도처리	2차증설	3차증설
구 분	최 초	고도처리	2차증설	3차증설
설치 근거	하수도법제6조	하수도법제6조		
설치인가일		-		
시설목표년도		-		
시설용량(천톤/일)	7.0	7.0		
처리방법	산화구법	BSTS- II		
가동(예정)일	99.10	06.01		
준공(예정)일자	99.10	06.01		
시운전 완료(예정)일		-		
사업기간		97.1~05.12		
부지면적(m ²)		42,990		
배수구역면적(ha)				
처리구역면적(ha)	197ha	197ha		
계획처리인구(인)	23,500	23,500		
처리구역내 행정인구(인)	15,400			
실제 하수처리인구(인)				
처리구역(행정동명)	담양읍, 무정면일부			
방류수역	영산강	수계	영산강	

<그림 1-28>은 담양하수처리장의 처리공정도이다.



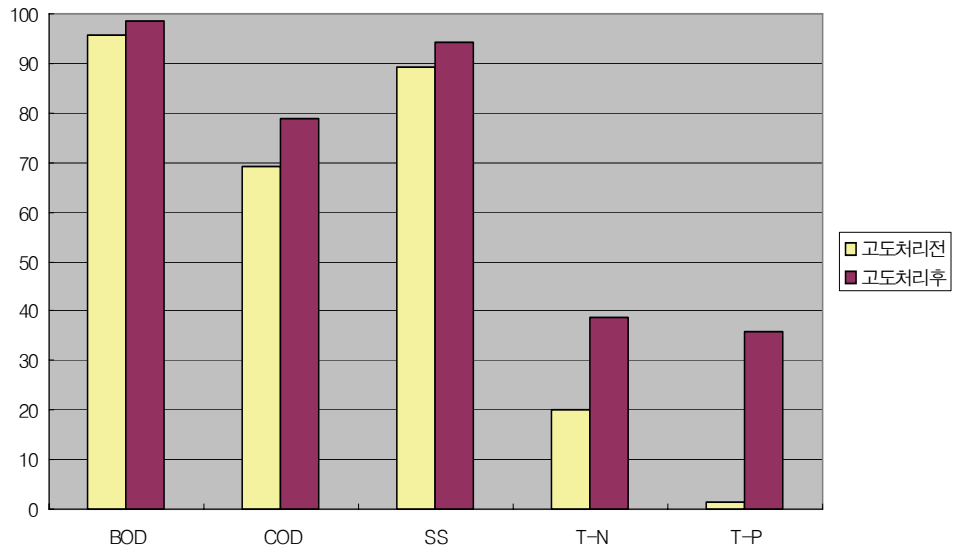
<그림 1-28> 담양하수처리장의 처리공정도.

<표 2-31>은 담양하수처리장의 고도처리시설 도입 전·후의 수질현황이다. BSTS-II 공법으로 개선후 BOD, COD, SS의 경우 5 % 내외로 제거효율이 상승하였고 T-N, T-P의 경우도 처리효율이 각각 33.4 %, 30.0 %로 제거효율 상승되었다고 볼 수 있지만 처리효율은 거의 미미한 실정이다. <그림 1-29>에서는 오염물질별 고도처리 전·후의 처리효율을 비교하였다.

<표 2-31> 담양하수처리장의 수질현황

구 분	채수지점	수 질 현 황(mg/L)				
		BOD	COD	SS	T-N	T-P
고도처리 전 (2005)	유입수질	91.0	43.0	47.0	25.000	2.000
	방류수질	4.0	13.2	5.1	19.986	1.968
	처리효율	95.6	69.3	89.1	20.1	1.6
고도처리 후 (2007)	유입수질	78.5	48.6	69.7	22.833	2.259
	방류수질	1.4	11.2	4.3	15.213	1.581
	처리효율	98.2	77.0	93.8	33.4	30.0

(자료: 환경부, 2005, 2007)



<그림 1-29> 고도처리 전·후의 처리효율 비교(담양하수처리장).

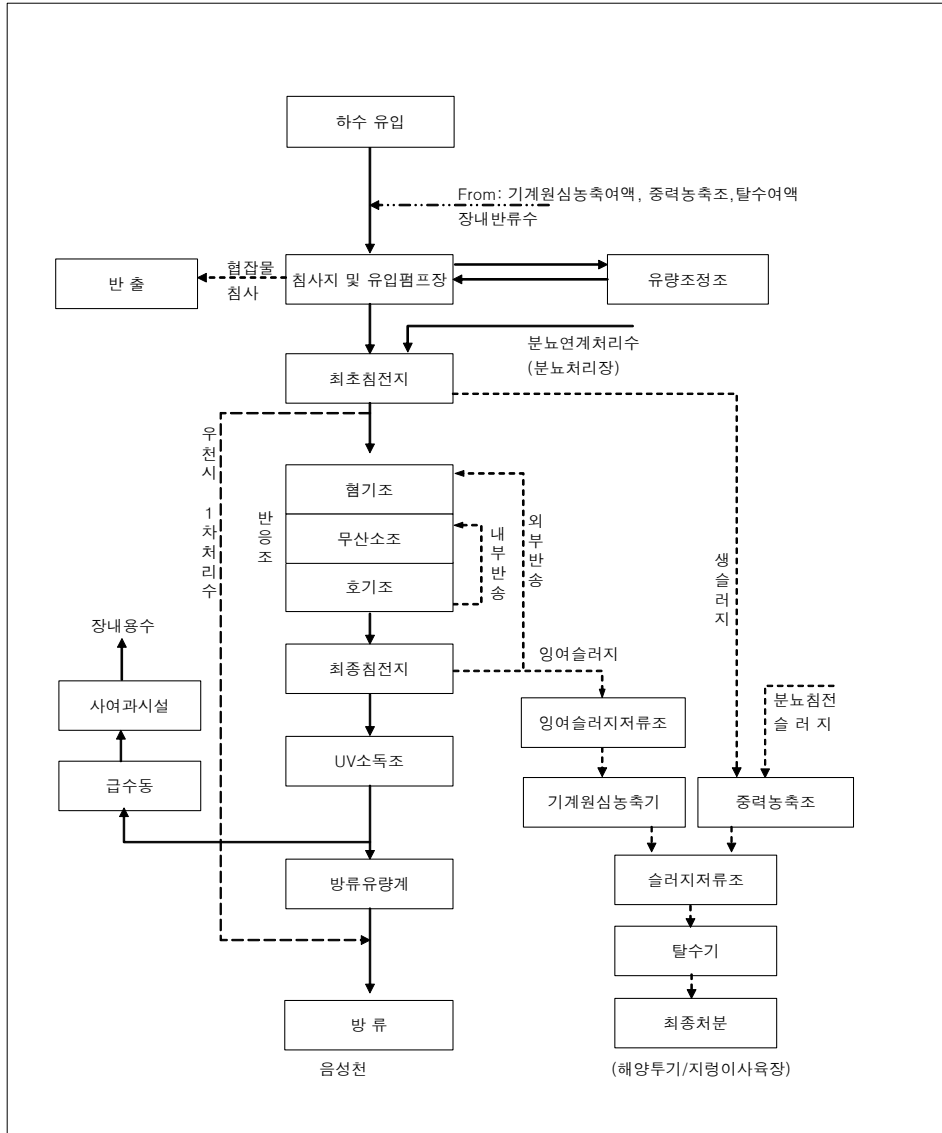
4.2.6 음성하수처리장 고도처리 시설 운영현황

<표 2-32>는 음성하수처리장의 시설개요이다. 음성 하수처리장은 한강수계의 지류중 하나인 음성천을 보호하고 도시위생환경 및 공중보건위생을 개선하고자 음성읍 평곡리에 시설 용량 7,000 m³/일로 1999년 9월에 표준활성슬러지법으로 준공되어 가동하다 2006년 5월에 CNR 시설로 개선하여 가동 중에 있다.

<표 2-32> 음성하수처리장의 개요

위 치	충북 음성군 음성읍 평곡리 45번지			
구 분	최 초	고도처리	2차 증설	3차 증설
설치 근거	하수도법제6조	하수도법제6조		
설치인가일	1996. 11. 7	2005.01.11		
시설목표년도	2011년	2011년		
시설용량(천톤/일)	7	7		
처리방법	표준활성슬러지법	CNR공법		
가동(예정)일	1999. 9. 1	2006. 5. 11		
준공(예정)일자	1999. 8. 30	2006. 5. 11		
시운전 완료(예정)일	1999. 8. 30	2006. 5. 11		
사업기간	'97. 1~ '99. 8	'03. 2~ '06. 5		
처리장부지면적(m ²)	37,515	37,515		
배수구역면적(ha)	750	750		
처리구역면적(ha)	236.45	236.45		
계획처리인구(인)	20,500	20,500		
처리구역내 인구(인)	12,075	12,075		
처리구역(행정동명)	음성읍 일원(읍내리, 평곡리, 신천리)	음성읍 일원(읍내리, 평곡리, 신천리)		
방류수역	음성천→남한강→한강→서해		수계	한강

<그림 1-30>는 음성하수처리장의 처리공정도를 나타내고 있다.



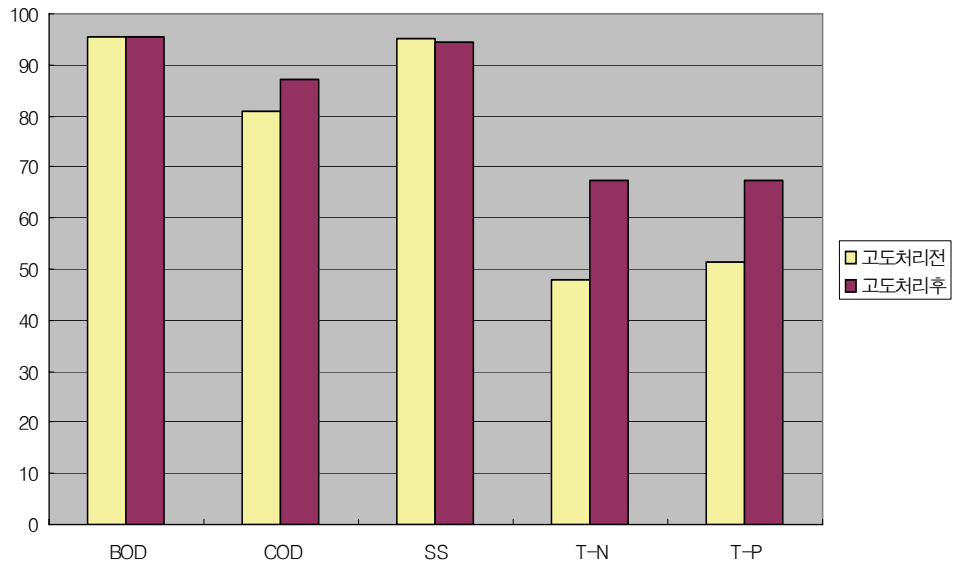
<그림 1-30> 음성하수처리장의 처리공정도.

<표 2-33>는 음성하수처리장의 고도처리시설 도입 전·후의 수질현황을 나타내고 있으며, 고도처리 전후 수질을 비교해보면 BOD, COD, SS의 경우 별 차이 없이 처리효율이 높다. 그리고 T-N의 경우 48.0 %, T-P는 51.4 %로 처리효율이 매우 낮았지만 DNR공법으로 개선후 T-N은 67.2 %, T-P는 67.4 %로 향상되긴 했지만 처리효율이 좋다고 할 수는 없다. <그림 1-31>에서는 오염물질별 고도처리 전·후의 처리효율을 비교하였다.

<표 2-33> 음성하수처리장의 수질현황

구 분	채수지점	수 질 현 황 (mg/L)				
		BOD	COD	SS	T-N	T-P
고도처리 전 (2005년)	유입수질	74.0	38.5	75.5	23.910	2.431
	방류수질	3.3	7.4	3.7	12.493	1.182
	처리효율	95.5	80.8	95.1	48.0	51.4
고도처리 후 (2007년)	유입수질	78.0	49.6	78.7	22.287	2.320
	방류수질	3.5	6.4	4.5	7.319	0.756
	처리효율	95.5	87.1	94.3	67.2	67.4

(자료: 환경부, 2005, 2007)



<그림 1-31> 고도처리 전·후의 처리효율 비교(음성하수처리장).

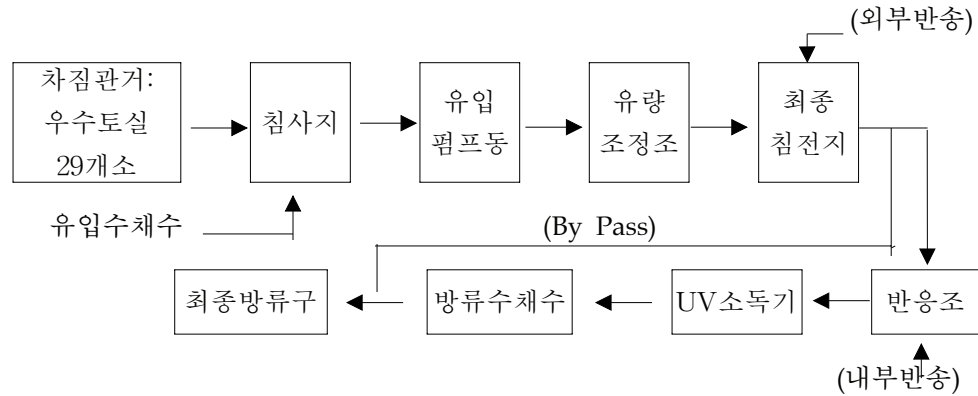
4.2.7 황성하수처리장 고도처리 시설 운영현황

<표 2-34>는 황성하수처리장의 시설개요이며, 한강수계의 지류중 하나인 전천을 보호하고 도시위생환경 및 공중보건위생을 개선하고자 황성읍 읍하리에 시설용량 7,200 m³/일로 접촉산화법으로 준공되어 가동하다 2006년 7월에 NPR 시설로 개선하여 가동 중에 있다.

<표 2-34> 황성하수처리장의 개요

위 치	강원도 횡성군 황성읍 읍하리 476-3번지			
	최 초	고도시설	2차 증설	3차 증설
구 분				
설치 근거	하수도법제6조	하수도법제6조		
설치인가일	98.10.28.	00. . .		
시설목표년도	2002	2006		
시설용량(천m ³ /일)	7.2	7.2		
처리방법	접촉산화법	NPR		
가동(예정)일	02.11.11.	06.7.14		
준공(예정)일자	06.07.14.	06.7.14		
시운전 완료(예정)일	-	-		
사업기간	98.12~03.11	~		
부지면적(m ²)	13,719	13,719		
배수구역면적(ha)	558	558		
처리구역면적(ha)	189.4	189.4		
계획처리인구(인)	17,000	17,000		
처리구역내 행정인구(인)	13,222	13,222		
실제 하수처리인구(인)	14,222	14,000		
처리구역(행정동명)	황성읍	황성읍		
방류수역	전천 → 섬강 → 한강 → 서해		수계	한강 특·대

<그림 1-32>는 횡성하수처리장의 처리공정도를 나타내고 있다.



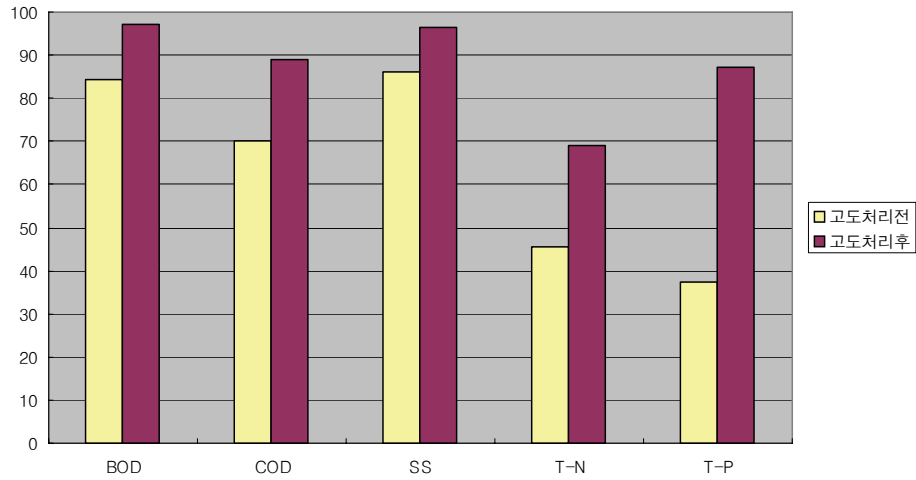
<그림 1-32> 횡성하수처리장의 처리공정도.

<표 2-35>는 횡성하수처리장의 고도처리시설 도입 전·후 수질현황을 나타내고 있으며, 고도처리 전후 수질을 비교해보면 BOD 등 모든 항목에서 처리효율이 향상되었다. T-N의 경우 45.5 %에서 20 %이상 처리효율이 향상되었지만 다른 고도처리공법에 비해 처리효율이 낮은 편이다. T-P는 37.4 %로 처리효율이 매우 낮았지만 NPR공법으로 개선후 84.8 %로 높은 처리효율을 보여주고 있다. <그림 1-33>에서는 오염물질별 고도처리 전·후의 처리효율을 비교하였다.

<표 2-35> 횡성하수처리장의 수질현황

구 분	채수지점	수 질 현 황 (mg/L)				
		BOD	COD	SS	T-N	T-P
고도처리 전 (2005년)	유입수질	107.2	58.0	87.0	33.512	1.845
	방류수질	16.7	17.3	12.1	18.268	1.155
	처리효율	84.4	70.2	86.1	45.5	37.4
고도처리 후 (2007년)	유입수질	152.9	76.8	137.0	39.371	2.397
	방류수질	5.0	9.9	5.9	14.496	0.364
	처리효율	96.7	87.1	95.7	66.6	84.8

(자료: 환경부, 2005, 2007)



<그림 1-33> 고도처리 전·후의 처리효율 비교(황성하수처리장).

4.3 기존하수처리장과 고도처리시설의 비교

위에서 제시한 운영사례들을 비교·분석한 결과 BOD, COD, SS의 경우 85% 이상의 고효율을 보이는 반면 기존 활성슬러지법에서 BOD, SS의 경우는 고도처리공법들과 비슷한 수준이나 COD의 경우 47.0 %로 낮은 효율을 보이고 있다.

<표 2-36>에서 공정별 처리효율을 비교해보면 T-N 처리효율은 DNR 공법이 71.0 %로 제일 높은 처리효율을 나타낸 반면 고도처리공법이지만 BSTS-II의 경우 33.4 %로 처리효율이 낮게 나타났다.

T-P 처리효율에서는 NPR 공법이 84.8 %로 제일 높았고 A₂O, DNR 공법도 각각 78.9 %, 80.8 %로 처리효율이 높았다. 반면 BSTS-II가 30.0 %로 가장 낮았고 HBR-II 공법도 46.9 %로 낮은 효율을 나타내었다.

표준활성슬러지법의 경우 T-N, T-P 처리효율이 20 %도 채 안 되는 수준으로 나타났다.

<표 2-36> 하수처리공정별 처리효율 비교

구분	BOD	COD	SS	T-N	T-P
A ₂ O	94.3	88.9	96.5	68.5	78.9
MS-BNR	97.7	86.6	97.0	57.7	52.3
DNR	97.1	92.1	97.1	71.0	80.8
HBR-II	94.8	80.0	95.5	55.2	46.9
BSTS-II	98.2	77.0	93.8	33.4	30.0
CNR	95.5	87.1	94.3	67.2	67.4
NPR	96.7	87.1	95.7	66.6	84.8
표준활성슬러지법	88.8	47.0	88.4	6.7	19.7

<표 2-37>에서는 A₂O 등 고도처리공정의 신기술 검증결과 처리효율과 실제 운영 시 처리효율을 비교하였다. A₂O, DNR, CNR 공정은 대체로 처리효율을 만족하지만 나머지 공정들은 신기술 검증 결과 시 처리효율을 달성하지 못하는 것으로 나타났다.

<표 2-37> 신기술 검증결과 처리효율과 실제운영 처리효율의 비교

구분	신기술 검증결과 처리효율(%)		실제 운영 처리효율(%)	
	T-N	T-P	T-N	T-P
A ₂ O	60~70	60	68.5	78.9
MS-BNR	64.2	68.2	57.7	52.3
DNR	66	88.2	71.0	80.8
HBR-II	67.7	90.2	55.2	46.9
BSTS-II	83.5	70.2	33.4	30.0
CNR	62.2	66.7	67.2	67.4
NPR	-	-	66.6	84.8
표준활성슬러지법			6.7	19.7

4.4 기존 하수처리장의 고도처리시설화

4.4.1 고도처리공정 선정시 고려사항

질소와 인을 제거하는 공정을 도입하기 위해서는 처리 대상 하수의 성상에 맞는 공정을 선정하고 생물학적 방법과 화학적 방법을 비교하여 경제적이고 효율적인 공정을 선정하여야 한다. 또 질소와 인을 동시에 제거할 것인지 그 중 하나만을 제거하는 공정을 선정할 것인지도 신중히 검토하여 결정하여야 한다.

하수의 고도처리 공정을 선정하는 데 있어서 무엇보다도 중요한 사항은 적용하는 공정이 발생하는 하수의 특성에 가장 적합한가 이며, 처리하고자 하는 오염물질에 적합한 공정인가 하는 점이다. 이외에도 경제성 등 많은 평가인자들이 있을 수 있으며 세부적으로 고려할 사항은 다음과 같다.

① 국내 하수 성상 및 온도의 영향

국내 하수는 유입 BOD가 100 mg/L 정도이므로 이에 맞는 공정, 즉 체류시간이 너무 긴 공정은 피하고 10 시간 이하의 체류시간을 갖도록 하여야 한다. 또한 모든 생물학적 처리공정은 온도의 영향을 받아 질산화의 경우는 온도저하에 따른 효율이 크게 떨어지므로 설계 시 동절기에서도 최소한의 효율을 보장하기 위하여 13 °C 정도로 설계하여야 한다.

② 하수관거 정비의 미비로 유입수 수질저하

우리나라 전반적인 문제이기도 한 하수관거의 정비가 시급한 문제이다. 설계에는 BOD 150 - 200 mg/L를 기준으로 설계하고 실제 운영에서는 BOD 50 mg/L 내외에서 운영하는 처리장이 상당 수 있는 것이 현실이며, 이러한 처리장의 경우는 중·소규모 지역이 많으며, 합류식 및 불완전 분류식으로 인한 유량증가로 우기 시 선택적 유입이 불가피하여 상당한 오염물질이 하천으로 미 처리된 상태에서 배출되고 있다. 따라서 처리장의 고도처리 또는 신설 계획 시 하수관거 정비

를 동시에 계획하고 시행하는 것이 바람직하다.

③ 낮은 C/N, C/P 비 문제에 따른 수질의 안정성 확보 및 경제성 문제

낮은 C/N 비로 인하여 수질이 안정적이지 못하고, 방류수 수질기준 및 안정적인 처리를 위해서는 외부탄소원이 필요하다. 외부탄소원은 질소나 인 중 처리를 원하는 반응조에 선택하여 투입할 수 있다. 그러나, 메탄올 등의 외부탄소원의 가격이 비싸고 위험성을 내재하고 있어 주의를 요한다. 최근에는 음식물 등 쓰레기나 기타 폐기물로부터 외부탄소원을 생산하여 활용하고자 하는 노력이 이루어지고 있다. 그러나, 외부탄소원을 활용하기 이전에 유입수중의 유기물을 N, P 제거에 최대한 활용하는 기술의 개발 및 개선이 필요하다. 특히 외부탄소원을 활용하는 경우 막연하게 분뇨를 이용하는 것은 문제가 없다는 식으로 접근하는 것은 매우 위험하다. 분뇨나 축산폐수 등의 C/N 비는 시간이 경과함에 따라 변하게 되기 때문에 가장 효율적인 시점에서 외부탄소원의 C/N 비 및 성상을 정확하게 분석한 후 병합 처리하는 것이 바람직하다.

④ 현장 운영기술 및 지원시스템 미흡

국내에서 개발된 하수 고도처리 공정은 다양하며, 유사한 공정도 많다. 그러나, 일부 공정들은 현장적용에 있어서 다양한 성상에 대한 Pilot test 등의 부재로 설계인자의 신뢰성이 부족한 상황이다. 특히, 고도처리공정의 개발 년도가 길지 않고 다양한 경험을 가지고 있지 않기 때문에 설계인자가 획일화되어 있는 경우가 많다. 또한 설계사, 공법사, 시운전, 운영관리자가 별도의 관리시스템으로 운영되어 공정이 최적의 효율을 얻을 수 있는 제반시스템이 약하다. 또한 개발기술이 대개 처음으로 적용되는 경우가 많아 적용공법의 특성에 맞는 운영자의 교육 프로그램이 절대적으로 부족하며, 운영자의 trouble-shooting guide 또는 지원 시스템이 필요하다.

⑤ 정확한 장래 예측

장래 수질 예측을 과다하게 설정하지 않는다. 현재 유입 BOD 100 mg/L, 장

래 150 mg/L 정도로 예측하여 설계하는 것이 보통인데 고농도로 설계시 저농도 하수에서의 운전이 어려움이 있으므로 저농도 유입시 운전 조건을 고려하여 설계한다. 또한 인제거미생물 (PAOs)을 성장시켜 정상적으로 처리하기 위해서는 최소 3개월에서 6개월까지 소요되므로 시운전기간을 충분히 확보하도록 한다.

4.4.2 고도처리시설 개선 시 고려사항

(가) 질소 제거 (BNR: Biological Nitrogen Removal)

기존 활성슬러지공정에 질소제거 기능을 추가 시키고자 할 때에는 기존 공정의 부지 조건과 방류수의 질소 농도 등을 먼저 파악하여야 한다. 기존 공정이 BOD 제거용으로 설계된 경우 폭기조에 상당량의 산소가 공급되어야 하고, 폭기조 부피 및 MLSS 농도를 증가시켜야 한다. 이는 질산화를 위해 기존 공정보다 긴 SRT가 요구되기 때문이다. 그러나 기존 공정이 이미 질산화가 진행되고 있다면 탈질화가 수행될 수 있는 anoxic 반응조만 설치하면 된다. 질산화·탈질화용 활성슬러지 공정에서 anoxic 반응조의 부피는 보통 전체 반응조 부피의 20 - 40%를 차지한다. 탈질화가 추가될 경우에도 전체 에너지 소요량에는 큰 변화가 없다. 왜냐하면 산소공급에 소요되는 에너지 감소량과 폭기조에서 anoxic 반응조로의 내부반송 (internal recycle) 및 anoxic 반응조의 혼합 (mixing)에 소요되는 에너지량이 비슷하기 때문이다.

기존 하수처리장의 질소 제거를 위한 공정 개선 작업 시 고려해야 될 사항은 다음과 같다.

① 기존 처리 공정과의 호환성 (Compatibility)

기존 활성슬러지공정을 생물학적 질소 제거 공정으로 개선시 비용이 적게 소요되고 개선 작업도 용이하다. 기존 공정에서 이미 질산화가 이루어져 단순히 탈질화용 무산소조 (anoxic zone)만 설치하면 질소를 제거시킬 수 있기 때문이다. 따라서 기존 폭기조의 구조와 형태가 매우 중요한 요인이 된다. 폭기조의 구조가 plug flow 형태의 산기관이라면 단순히 벽 (baffle)만 설치하여 aerobic과 anoxic

zone을 분리시킬 수 있지만 폭기조를 mechanical aeration으로 완전 혼합시킬 경우에는 anoxic과 aerobic zone으로 나누는 것은 쉽지 않다. 또한 기존 공정에 생물막 공정이 있을 경우에는 생물막 공정이 내부순환 (internal recycle)방식과 조화를 이루지 않기 때문에 개선작업에 많은 비용이 소요된다. 따라서 질소 제거를 위한 고도처리 공정 개선 시 기존처리공정과의 호환성을 고려하면 비용절감 및 질소의 처리효율을 향상시킬 수 있을 것이다.

② 부지 (Site)의 제약성

반응조 (Tank) 부피가 현저하게 증가되어야 하는 경우에는 methanol을 투여하는 생물막 질산화/탈질화 공정이 보다 적합하다.

③ 하수의 특성

생물학적 질소제거 공정의 성공적인 운영은 질산화가 효율적으로 달성되는 것인데 유입 하수에 독성물질이 함유되어 있을 경우 질산화 공정은 잘 이루어지지 않는다. 주요한 하수 독성에는 온도, 알칼리도 및 BOD₅ : Nitrogen 비 등이 있다. 온도가 낮을 경우 탱크 부피는 현저하게 증대되어야 하며 알칼리도가 부족할 경우 lime 등을 투여할 수 있는 설비를 갖추어야 하고 유입수의 BOD₅ : N 비는 4.0 이상이 되어야 한다.

④ 슬러지 특성

호기성 반응조가 혐기성 반응조 앞에 설치되어 있는 pre-anoxic zone이 탈질화에 사용될 경우 pre-anoxic조가 bulking을 야기시키지 않는 미생물 선택조 (Selector)로 작용하기 때문에 슬러지의 침강특성 및 농축특성이 향상된다. 따라서 슬러지 특성의 변화는 이차 침전조, 슬러지 농축 및 탈수공정에 영향을 미치게 된다.

(나) 인 제거 (BPR:Biological Phosphorus Removal)

plug flow형 활성슬러지 공정은 가장 보편적인 형태로 생물학적 인 제거 (BPR

: Biological Phosphorus Removal) 공정으로 매우 간단히 개선되며 개선 후에도 기존 공정의 처리용량이 줄어들지 않는다. 특히 기존 공정의 처리용량이 침전지 용량 또는 공기 주입설비 부족 등으로 영향을 받았던 경우에 공정의 처리용량을 증가시키기 위해서는 BPR로 개선함으로써 가능하다. 또한 BPR로 개선하면 방류수의 BOD 및 TSS 농도가 감소되며 공기 요구량이 감소되고 공정의 안정도가 증진될 뿐만 아니라 처리효율과 공정 운전 성과가 크게 향상되어 슬러지 침강성도 증진된다. 특히 filamentous균의 성장으로 인한 bulking 현상이 거의 발생하지 않는다. 따라서 인 제거의 필요성 여부에 상관없이 기존 공정을 BPR로의 개선은 아무 문제가 되지 않는다.

생물학적 인제거 공정은 도시하수를 보다 경제적으로 처리할 수 있는 공정으로 활성슬러지 공정을 생물학적 인제거 공정으로 개선시킬 경우 고려하여야 할 사항들을 살펴보겠다.

① 폭기조 배열 및 크기

생물학적 인제거 공정으로 개선시 활성슬러지 반응조의 배열은 개선에 큰 영향을 미친다. 완전혼합형 반응조 특히 표면폭기장치를 지닌 정사각형의 반응조는 재배치를 많이 해야 하므로 BPR로의 개선이 용이하지 않지만 plug-flow 배열은 호기성과 혐기성의 분리가 용이하기 때문에 BPR로 쉽게 개선된다.

반면 단위 반응조 부피당 기질 (substrate) 제거에서 생물학적 인제거 공정으로 개선시 반응조 부피는 영향을 미치지 않으므로 부피를 증가시킬 필요는 없다. 이는 호기성조 (Aerobic Zone)에서 보다 혐기성조 (Anaerobic Zone)에서 더 빠르게 진행되기 때문이다. 질산화의 필요성이 없을 경우 HRT가 2.5시간까지 낮아져도 반응조 부피를 증가시킬 필요가 없다. 그러나 혐기성조가 지나치게 증가되면 호기성조에서 Poly-P 박테리아가 용해성 인 (Soluble phosphorus)을 제거시키는 시간이 부족하게 된다. 다행스럽게도 호기성에서 Poly-P 박테리아가 용해성 인을 체내에 축적시키는 반응은 매우 빨리 진행되므로 혐기성 반응조의 부피가 전체 반응조 부피의 50 %이내로 유지될 경우 호기성에서의 반응은 영향을 받지 않는다.

② 침전조 용량

생물학적 인제거 공정으로 개선하면 슬러지의 침강성이 증진되기 때문에 침전조를 개선할 필요가 없으나 Center-flow 침전조가 Rim-flow 침전조보다는 BPR 운전에 보다 적합하다. BPR 공정 침전조의 슬러지 blanket에서는 인의 용출이 일부 발생되므로 올바른 운전이 되도록 하기 위해서는 혐기성조로 용출된 인과 슬러지를 반송하여야 하지만 Rim-flow 침전조의 경우 슬러지 blanket 상부로 flow가 지나가게 되므로 용출된 인이 방류수로 배출되는 현상이 나타난다.

③ 공기요구량 및 주입시스템 타입

생물학적 인제거 공정으로 개선하면 기존 폭기조내에서 혐기성조로 이용되는 부분에 있는 공기주입시스템을 제거할 수 있다. 이에 따라 산소주입량이 10 - 20 % 정도 감소하지만 호기성조에 별도의 공기주입 시스템을 설치할 필요는 없다. 실제로 중요한 것은 혐기성조로 반송되는 혼합액의 용존산소로부터 혐기성조를 보호하는 것이므로 호기성조 방류수 부근의 DO는 2 mg/L 이상이 되어서는 안 된다.

④ 슬러지 처리 방식

생물학적 인제거 공정으로 기존 공정을 개선할 경우 슬러지 처리 방식에 대한 고려가 가장 중요하다. 용존성 인을 포함한 반송혼합액 때문에 활성슬러지 공정에 투입되는 COD : P 비가 변하게 되므로 일차 슬러지를 발효해서 COD를 공급한다. 또한 방류수를 화학적으로 처리하지 않을 경우 인 농도 규제치 준수가 거의 불가능하다. 혐기성 소화조 사용, 잉여슬러지의 중력식 농축 및 잉여 슬러지를 일차 침전조로 반송시켜 일차 슬러지와 함께 농축시키는 슬러지 처리방식 등은 생물학적 인제거 공정에 해가 된다.

⑤ 운전자 기술

기존의 활성슬러지 공정 운전에 비해 BPR 공정운전에는 보다 고도의 운전기술이 요구되나 필요한 기술은 용이하게 습득될 수 있으므로 개선 작업 (Retrofitting

Project)에는 운전자의 재교육 프로그램을 반드시 포함시켜야 한다.

4.4.3 오염물질의 처리특성별 고려사항

BOD, COD 등 유기물질 항목만 처리효율을 향상시킬 필요가 있을 경우에는 운전개선방식으로 추진하는 방안을 우선적으로 검토하여야 한다. 이는 표준활성슬러지법과 호환성이 가장 용이한 A₂/O와 비교 시 처리효율 면에서 거의 유사하고 오히려 ASRT (호기상태의 미생물체류시간)의 축소로 BOD 제거율의 저하되는 경우가 발생하기 때문이다.

운전개선방식은 첫째 노후설비는 교체하거나 개량하고, 유량조정시설 및 전처리시설은 기능을 강화하여야 한다. 둘째, 운전모드를 개선 (폭기조 관리)하고 슬러지 처리계통의 기능을 개선 (구내 반송수 관리)하여야 한다. 셋째, 연계처리수를 효율적으로 관리하고 2차 처리시설 후단에 여과시설 설치를 고려하여야 한다.

부유물질 (SS) 항목만 처리효율을 향상시킬 경우에는 운전개선방식 및 시설개량방식 두 가지 다 고려하여야 한다. 운전개선방식으로는 유량조절기능 및 전처리설비 개선, 슬러지 설비 기능개선 (구내 반송수 관리), 최종 침전지 용량 및 구조개선 (경사판 설치, 정류벽 설치 등), 여과시설 설치 등을 고려하여야 한다. 시설개량방식으로 추진할 경우에는 우선 운전개선방식에 의한 사항을 검토하여 이를 반영하여야 하며 침전지 용량 증설 및 여과시설 설치 등도 고려할 필요가 있다.

T-N 항목만 처리효율 향상이 필요할 경우에는 새로운 처리공정을 도입하는 시설개량방식으로 추진하는 방안을 검토하여야 한다. 이는 T-N이 기존시설로는 제거효율이 낮기 때문이다. 우선 기존 폭기조의 수리학적체류시간 (HRT)이 6시간 이상일 경우에는 기존 처리시설과 호환성이 있는 MLE, A₂O계열 등의 공법 변경을 검토하여야 한다. 그리고 기존폭기조의 수리학적체류시간 (HRT)이 6시간 이하이거나 유입 T-N농도가 고농도일 경우는 반응조 증설방안 등을 검토하되 우선적으로 연계처리수의 처리대책 (설계 T-N 유입오염부하량의 10 %이내)관리를 검토하여야 한다.

그러나 표준활성슬러지법을 SBR (Sequencing Batch Reactor)로 시설을 개량할

경우에는 기존처리시설의 사장화가 발생되므로 지양하여야 한다.

T-P 항목만 처리효율 향상이 필요할 경우에는 우선 운전개선방식으로 개선하는 방안을 검토하여야 한다. 이는 기존처리장의 T-P 처리가 생물학적 처리방식보다 화학적 처리방식이 효율적이며 경제적이기 때문이다. 화학적 처리방식으로 개선시 시설개량도 같이 검토할 수 있다.

기존하수처리장에 T-N 및 T-P 항목에 대하여 동시에 처리효율 향상이 필요할 경우에는 T-N 처리방법은 상기의 T-N 처리방식을 채택하지만, T-P의 경우에는 생물학적 처리방식과 화학적 처리방식에 대한 경제성, 효율성을 비교·평가한 후 결정하여야 한다. 단, T-P의 경우에는 간이약품처리로 제거가 가능하므로 이에 대한 경제성 및 효율성에 대한 검토도 필요할 것이다.

제 5 장 결 론

국내하수처리시설에서 운영되고 있는 고도처리공정의 고도처리공정 도입 전·후를 비교하여 다음과 같은 결론을 내렸다.

1. 현재 고도처리시설을 도입한 공공하수처리시설이 증가하고는 있으나 처리효율의 기준에 맞는 처리장은 65 % 이내로 낮다. 이는 국내 하수의 성상, 유입량 등을 파악하지 못한 채 국외 기술을 그대로 도입하여 발생한 문제라고 판단한다.

2. 본 연구에서 다루어진 A_2O , MS-BNR, DNR, HBR-II, BSTS-II, CNR, NPR 등의 공정은 기존의 활성슬러지법보다 높은 효율을 보였다. 그 중 DNR 공법은 T-N, T-P에서는 다른 공법에 비해 각각 최대 71.0 %, 80.8 %의 제거율을 보였다. 이는 다른 공법에 비해 국내에 더 맞는 공법이라는 것을 확인하였다.

3. WOCF의 1983년 연구에 의하면 A_2O 공법을 이용할 경우 실제 플랜트에서 질소제거율은 60 - 70%정도이며, 유출수의 인 농도는 질산화나 탈질반응을 시키지 않을 경우 평균 1 mg-P/L정도이다. A_2O 공정 운영사례에서 T-N 처리효율이 68.5 %, T-P 방류수농도가 0.9 mg/L로 이론적 처리효율의 수준을 만족하고 있다. 그러나 MS-BNR, HBR-II, BSTS-II의 공정의 운영사례에서는 신기술 검증결과시 처리효율과 실제 운영 시 처리효율 간 차이가 있다는 것을 고찰하였다. A_2O 공정에 비해 MS-BNR, HBR-II, BSTS-II의 공정은 개발 년도가 길지 않고 다양한 경험을 가지고 있지 않기 때문에 설계인자가 획일화되어 있는 경우가 많다. 따라서 현장 적용에 있어서 다양한 성상에 대한 Pilot test로 설계인자의 신뢰성을 확보하고 공정이 최적의 효율을 얻을 수 있도록 하는 지원시스템 등의 체계적 확립이 개선방안이 될 수 있다. 또한 개발된 공정들은 대개 처음으로 적용되는 경우가 많아 적용공법의 특성에 맞는 운영자의 교육프로그램 개발도 요구된다.

4. BSTS-II 공정의 운영사례에서 보면 다른 공정에 비해 T-N, T-P의 처리효율이 각각 33.4 mg/L, 30.0 mg/L로 거의 처리가 되는 않는 것으로 나타났다. BSTS-II공정 도입전의 공정인 산화구법은 시설운전 최적화 도모 및 간이약품처리시설(인 제거) 도입 등을 우선적으로 검토하여야 한다. 따라서 무조건적인 시설개량방

식 (Retrofitting)을 도입하기 이전에 운전개선방식 (Renovation)을 우선 검토하여야 할 것이다.

5. 현재 질산성질소 ($\text{NO}_3\text{-N}$)의 먹는 물 수질기준을 살펴보면 세계보건기구 (WHO)는 11.3 mg/L, 미국, 일본, 캐나다 및 국내의 경우는 10 mg/L로 지정되어 있다. 이는 총량규제 및 처리수의 재이용 등의 수자원으로써 가치가 대두되고 있는 실정에서 장기적으로 하수의 방류수 수질기준도 T-N 20 mg/L, T-P 2 mg/L에서 향후 각각 10 mg/L, 1 mg/L로 강화될 수 있다. 따라서 현재의 고도처리공정으로는 T-N의 처리효율을 10 mg/L로 맞추기는 불가능 할 것이므로 고효율의 수처리 기술이 요구될 것이다. 정수처리에 많이 사용하고 있는 이온교환법이나 Membrane Process를 하수처리에 적용하는 방안도 고려할 필요가 있다. 이 등의 연구에 의하면 이온교환수지와 나노여과막을 이용한 질소의 제거특성을 비교한 결과 두 방법 모두에서 질소가 10 mg/L이하로 제거됨을 확인할 수 있었다. 따라서 이온교환수지와 나노여과막을 이용한 하수처리공정의 개발이 기존하수처리장의 처리효율을 개선할 수 있는 방안이 될 것이다.

6. 다양한 공법들은 보다 많은 연구로 처리효율을 향상시킬 수 있다. 이러한 연구 중 자연친화적이고 생태계 복원의 한 방법인 인공습지를 이용하는 방법이 있다. 이는 이미 다양하게 연구되고 있다. 국내에서도 2007년 허등의 연구에 의하면 T-N의 제거가 6년 이상 지속적인 제거율을 보이는 것을 알 수 있었다. 또한, 1998년 김의 연구에서도 군부대 인공습지를 건설하여 처리효율이 증가했다는 것을 알 수 있었다. 이는 국내 하수처리장에서도 인공습지 등을 최종 방류수 지점에 설치하여 처리효율을 높이는 방안이 필요하다고 사료된다.

참 고 문 헌

- 박철휘 외, “하수처리설계 공정·운전관리”, 동화기술, (2005).
- 이정수, “상하수도공학 기초와 응용”, 신평문화사, (2005).
- 김성홍 외, “하수도공학”, 동화기술, (2002).
- 안상진 외, “국내·외 하수고도처리공정 개발현황 및 특징분석”,
환경관리공단, “2007 공공하수처리시설 고도처리 실태점검결과”, (2008)
- 환경부, “2005년도 공공하수처리시설 운영관리 실태조사결과”, (2006)
- 환경부, “2006년도 하수종말처리시설 운영관리실태 분석”, (2007)
- 환경부, “2007년도 공공하수처리시설 운영관리 실태조사결과”, (2008)
- 환경부,환경관리공단, “환경신기술소개집”, (2007).
- 백선재 외, “하수처리장 개선방안 조사연구”,(2002).
- 대한상하수도학회, 한국물환경학회 2006공동 추계학술발표회 논문집, (2006.11).
- 이용주 외, “이온교환수지와 나노여과막을 이용한 질산성질소의 제거특성 비교”, (2006).
- 환경관리공단, “국내 고도처리시설 개선현황 및 설치 시 고려사항”, (2006).
- 환경부, “하수도시설 설치사업 업무처리 일반지침”, (2005).
- 박종문 외, “폐수 고도처리의 일반적 원리와 응용”, (2006).
- 김일권, “고도처리공정의 처리효율에 관한 조사연구”
- U.S. EPA, "Design Manual : Phosphorus removal", (1987).
- Eckenfelder, W.W., Goronszay, M.C., and Quirk, T.P., "The activated sludge process : State of the art", CRC Crit Rev. Environ. Control, Vol.15(111), (1985)
- Sell, R. L. et al., "Low Temperature Biological Phosphorus", Presented at the 54th annual WPCF conference, Detroit, Michigan, Oct, (1981).
- Fukcase, T., Shibeta M. and Mijayi X., "Studies on the mechanism of Biological phosphorus removal", J. Water Pollution Research(Japan), Vol.5 p.309, (1982).

ABSTRACT

Improvement of the Advanced Treatment Process in the Present Sewage Treatment Plants in Korea

Park, Hey-Jin

Environmental Engineering

The Graduate School of Health and Environment

Yonsei University

This research was carried out to evaluate and to provide proper improvement method on the advanced treatment processes employed in the present sewage treatment plants in Korea. The effluent water qualities and the removal efficiencies were analyzed and discussed for the selected sewage treatment plants with and without adding the advanced treatment processes.

All of the sewage treatment plants employed with A₂O, MS-BNR, DNR, HBR-II, BSTS-II, CNR, and NPR processes showed improved effluents qualities compared to the conventional activated sludge process. Among the advanced treatment processes, DNR process showed the highest removal efficiencies of 71.0 % and 80.8 % for T-N and T-P, respectively. This indicates that DNR process would be best suited for the Korean sewage treatment plants as the advanced treatment of nutrient removal.

In A₂O process, the removal efficiency of T-N was 68.5 % and the concentration of T-P in the effluent was 0.9 mg/L. Considering the theoretical aspect and pilot test results, these results indicate that this advanced treatment process has been operated properly. However, MS-BNR, HBR-II and BSTS-II

processes have not obtained initially targeted removal efficiencies for the T-N and T-P. This finding indicates that these processes should be further evaluated. These processes seem to be relatively new and thus more intensive pilot and field tests are required with various sewage conditions. In addition, proper and systematic operations on these processes should also be emphasized.

As the management system for the total maximum load of water pollutants is regulated and the value of water resources increases, the effluent standards for the T-N and T-P are being reinforced to 10 mg/L and 1 mg/L from 20 mg/L and 2 mg/L, respectively. Considering this reinforcement, the present advanced treatment processes employed in Korean sewage treatment plants would not be adequate. Therefore, other techniques to treat sewage more effectively should further be considered. For example, ion exchange and membrane process as the tertiary treatment process may be applied after the main treatment process. In addition, construction of nature-friendly artificial wetlands before discharging the effluents to the river would also be another way to increase the nutrient removal.

Key words: present sewage treatment plants, advanced treatment process, improvement method, removal efficiencies, T-N, T-P