최 종
연구보고서

수초 모래 자갈을 이용한 환경친화형 농촌 하수처리시스템 개발

Development of an Environmentally Friendly Sewage Treatment System with Water Plant, Pebble and Gravel for Agricultural village

연구기관

경 상 대 학 교

농 림 부

제 출 문

농림부 장관 귀하

본 보고서를 “수초 모래 자갈을 이용한 환경친화형 농촌 하수처리시스템 개발” 과제의 최종보고서로 제출합니다.

2003 년 7 월 24 일

주관연구기관명 : 경상대학교
총괄연구책임자 : 허 종 수
세부연구책임자 : 허 종 수
연 구 원 : 서 정 윤
연 구 원 : 이 홍 재
연 구 원 : 서 동 철
연 구 원 : 박 구 현
연 구 원 : 손 병 관
연 구 원 : 임 석 천
연 구 원 : 조 인 성
연 구 원 : 이 병 주
연 구 원 : 곽 내 운
연 구 원 : 황 하 나
연 구 원 : 박 미 령
협동연구기관명 : 순천대학교
협동연구책임자 : 조 주 식
연 구 원 : 이 도 진
연 구 원 : 강 병 화
연 구 원 : 최 익 원
연 구 원 : 손 석 호

요 약 문

Ⅰ. 제 목

수초 모래 자갈을 이용한 환경친화형 농촌하수처리시스템 개발

Ⅱ. 연구개발의 목적 및 필요성

세계적으로 환경문제에 대한 관심이 높아지고 있는 가운데 우리나라에서도 환경을 보전해야 한다는 전국민적인 공감대가 형성되었으나 인구증가 및 산업의 발달로 생활용수 및 공업용수의 수요량은 날로 증가하고 있고 이로 인한 수질 오염이 점차 심화되고 있어 하천수질 보전대책이 절실히 요구되는 실정이다[1-4].

생활하수는 수질오염의 주된 원인이며 우리나라 현재인구 약 46,878천명이 배출하는 생활하수 발생량은 1일 약 16,273천톤에 이르고 있다.

현재 도시 지역에서 발생하는 하수는 주로 활성슬러지법을 이용한 기계식 공법으로 하수종말처리장에서 처리되어 하천으로 방류되고 있으나, 농어촌 등에서는 하수관거가 설치되어 있지 않거나 하수처리시설이 설치되어 있지 않아 대부분의 하수가 처리되지 않고 하천이나 바다로 방류되고 있는 실정이다. 농어촌의 소규모로 발생하는 하수는 하수 총발생량의 약 10%정도이며, 하수 발생량이 1일 50톤 이하인 마을이 약 89%를 차지하고 있다[5,6].

현행 농어촌의 소규모로 발생하는 하수처리를 위한 공법은 도시생활하수의 처리공법인 활성슬러지법, 장기폭기법, 산화구법, 고도합병정화시스템, 토양피복형접촉산화공법, 고효율오수정화법 및 혐기호기접촉순환법 등 40여 종류의 기계식 처리공법들이 보급되고 있으나, 이들 기계식 공법들을 유지관리하기 위해서는 전문기술인력이 필요하고, 시설비 및 전력소비가 과다할 뿐만 아니라 기계고장시 악취가 발생되는 등 여러 가지로 많은 문제점을 안고 있다.

농어촌 지역의 하수처리공법은 지역의 특성상 환경친화형 자연정화공법으로 처리하는 것이 바람직하며, 따라서 정부에서는 10여년 전에 자연정화공법의 일종인 모관침윤트랜치공법을 보급하였으나 사용후 불과 몇 년도 경과되지 않아 모관이 폐쇄

되어 하수가 제대로 처리되지 않을 뿐만 아니라, 방류수가 지하로 침투되어 토양 및 지하수의 오염이 우려되므로 이 공법의 보급을 중단시켰다.

농어촌 환경의 특성을 감안하여 농어촌의 소규모로 발생하는 하수를 처리하기 위하여는 시설비 및 유지관리비용이 저렴하고 지역의 환경에 잘 적응하며, 공정이 간단하고, 계획된 방류수질을 충족시킬 수 있는 하수처리공법의 개발 보급이 절실히 요구되고 있다[3,6,7,8].

현재까지 알려져 있는 환경친화형 자연정화공법으로는 토양처리방법, 산화지법, 식물을 이용한 처리법, 습지처리법, 휴경지를 이용한 처리 및 삼림토양침투에 의한 처리 등이 있으나[9,10], 이러한 자연정화공법은 하수처리 과정 중 악취가 발생되거나 공극이 폐쇄되어 투수속도가 저하되며 과다한 부지면적이 소요되고, 또한 농어촌 지역의 특성상 오수 유입량의 큰 변동으로 처리효율이 저하되는 등 여러 가지 문제점이 있는 것으로 알려져 있다[6,11,12].

농어촌 지역과 같은 소규모 하수처리는 지역 특성에 맞게 하수의 발생지점인 각 가정이나 마을단위로 하수를 처리해야 하며, 하수처리공법을 선정하기 위해서는 하수처리시설비, 부지면적, 유지관리비 등 경제성과 유지관리의 용이성, 슬러지 처리의 간편성, 유입하수량 및 수질변화에 대한 대응성, 고도처리의 가능성 및 증축의 용이성, 동절기 처리효율의 안정성 등을 감안하여 선정해야 할 것으로 본다[8,13,14].

따라서 본 연구는 현행 생물학적 공법과 기계식 공법에 비하여 시설비용이 저렴하고, 간단하게 설치 유지할 수 있으며, 고급 기술관리인력을 요구하지 않아 유지관리비가 거의 소요되지 않고 슬러지 등 부산물을 발생하지 않으며 한번 설치로 반영구적으로 사용할 수 있고, 주변환경과 조화를 이룰 수 있는 우리 나라 실정에 맞는 수초 모래 자갈을 이용한 환경친화형 자연정화공법에 의한 농촌하수처리시스템을 개발코자한다.

Ⅲ. 연구개발 내용 및 범위

수초 모래 자갈을 이용한 환경친화형 농촌하수처리시스템 개발을 위해 소형 하수처리장치를 설계 및 시공하여 여러 조건에서의 하수처리 효율, 수초의 생육상황, 여재 이화학적 특성 및 여재부착 미생물상을 조사하여 환경친화형 농촌하수처리시스템의 최적조건을 구명하였고, 이 결과를 토대로 현장 하수처리장을 설계 및 시공하여 각 조건별 하수처리 효율, 이식한 수초의 생육상황, 수초의 무기성분 흡수량, 여재의 이화학적 특성 및 여재 부착 미생물상 등을 조사하였다. 그리고 하수처리장에 유입된 하수중 BOD, COD, SS, 총 질소 및 총 인 등 오염물질의 수지를 조사하였다.

또한 하수처리장의 장기간 사용을 위해 하수처리장의 설계 및 시공을 규격화하고 관리운영 지침을 제시하고자 하였으며, 구체적인 연구개발의 내용 및 범위는 다음과 같다.

1. 환경친화형 농촌하수처리시스템 개발을 위한 기초 실험
   가. 소형 하수처리장치에서의 수처리 효율
      1) 여재 입경별 수처리 효율
      2) 수처리 공법개선에 따른 수처리 효율
         가) 혐기성조의 하수흐름에 따른 수처리 효율
         나) 방류수의 호기성조 재처리에 따른 수처리 효율
         다) 호기성조의 혐기성화에 따른 수처리 효율
         라) 혐기성조의 미생물 처리유무에 따른 수처리 효율
         마) 혐기성조의 깊이에 따른 수처리 효율
         바) 여재에 굴패각 혼합유무에 따른 수처리 효율
         사) 투수속도
      3) 소형 하수처리장치에서 하수중의 미생물상 변화
   나. 소형 하수처리장치에 이식한 수초의 생육상황
   다. 소형 하수처리장치에 사용한 여재의 이화학적 특성
   라. 소형 하수처리장치에서의 미생물상 변화
      1) 소형 하수처리장치에 사용한 여재표면의 미생물상
      2) 여재 및 수초의 생물막 부착상태

2. 환경친화형 현장 농촌하수처리시스템 개발

가. 현장 하수처리장에서의 수처리 효율

1) 하수처리 공법별 수처리 효율

가) 호기성조 통풍방법에 따른 수처리 효율

나) 혐기성조 깊이에 따른 수처리 효율

2) 하수 부하량에 따른 수처리 효율

3) 수처리 공법개선에 따른 수처리 효율

가) 호기성조의 혐기성화에 따른 수처리 효율

나) 하수원수의 혐기성조 주입에 따른 수처리 효율

다) 방류수의 호기성조 재처리에 따른 수처리 효율

라) 하수처리시스템 병합방법에 따른 수처리 효율

4) 계절별 수처리 효율

5) 이상기후에서의 수처리 효율

6) 하수처리 경과시기에 따른 수처리 효율

7) 현장 하수처리장에서 하수중의 미생물상 변화

나. 현장 하수처리장에 이식한 수초의 생육상황, 무기성분 함량 및 흡수량

1) 생육상황

2) 무기성분 함량

3) 무기성분 흡수량

다. 현장 하수처리장에 사용한 여재의 이화학적 특성

라. 현장 하수처리장에서의 미생물상 변화

1) 현장 하수처리장에 사용한 여재표면의 미생물상

2) 여재 및 수초의 생물막 부착상태

마. 현장 하수처리장에서의 오염물질의 수지

1) 현장 하수처리장의 하수유입량, 유출량 및 증발산량

2) 오염물질의 부하량 및 오염물질 수지

가) BOD 수지

나) COD 수지

다) SS 수지

라) 총 질소 수지

마) 총 인 수지

Ⅳ. 연구개발 결과 및 활용에 대한 건의

1. 연구개발 결과

본 연구의 환경친화형 자연정화공법에 의한 농촌하수처리시스템은 일반적인 현행 생물학적공법과 기계식 공법에 비하여 시설비용이 저렴하고, 간단하게 설치 유지할 수 있으며, 운영상 고급 기술관리인력을 요구하지 않아 유지관리비가 거의 소요되지 않고, 슬러지 등 부산물을 발생하지 않으며, 한번 설치로 반영구적으로 사용할 수 있고, 주변환경과 조화를 잘 이룰 수 있는 우리나라 실정에 맞는 농촌 마을단위 하수처리공법을 개발코자 하였다.

따라서 본 수초 모래 자갈을 이용한 환경친화형 농촌하수처리시스템 개발을 위해 소형 하수처리장치를 설계 및 시공하여 여러 조건에서의 하수처리 효율, 수초의 생육상황, 여재의 이화학적 특성 및 여재부착 미생물상을 조사함으로서 환경친화형 농촌하수처리시스템의 최적조건을 구명하였고, 이 결과를 토대로 하여 농촌마을 현장에 하수처리장을 설계 및 시공하여 각 조건별 하수처리 효율, 이식한 수초의 생육상황, 수초의 무기성분 흡수량, 여재의 이화학적 특성 및 여재 부착 미생물상 등을 조사하였다. 이 결과를 이용하여 하수중 BOD, COD, SS, 총 질소 및 총 인등 오염 물질의 수지를 조사하였다.

수초 모래 자갈을 이용한 환경친화형 농촌하수처리시스템 개발을 위한 기초실험은 호기성조 및 혐기성조로 구분하여 시공한 소형하수처리장치에서 여재 입경별 하수처리량에 따른 수처리 효율을 조사하여 최적 여재를 선정하였다. 또한 수처리 공법을 개선하여 질소 및 인의 처리효율을 극대화하기 위하여 혐기성조의 수처리 흐름, 방류수의 호기성조에의 재처리, 호기성조의 혐기성화, 혐기성조의 미생물 처리유무, 혐기성조 깊이 및 여재에 굴패각 혼합유무에 따른 수처리 효율 등을 조사하였다. 그리고 소형 하수처리장치에 이식한 수초의 생육상황과 여재의 이화학적 특성 및 소형 하수처리장치에서의 미생물상을 조사하였다.

소형 하수처리장치의 여재 입경별 수처리 효율을 조사한 결과 호기성조 처리수 및 방류수중의 pH 및 EC는 여재입경에 따라서 별 차이가 없었고, DO는 호기성조

를 통과한 호기성조 처리수의 DO는 큰 폭으로 증가하였으나, 혐기성조를 통과한 방류수의 DO는 호기성조 처리수에 비해 약간 감소하여 여재입경 및 하수처리량에 따라서 별 차이가 없이 약 2.4~5.1㎎/ℓ정도이었다. BOD, COD 및 탁도 처리율은 여재 대를 사용했을 경우 호기성조 처리수에서 BOD 처리율은 약 91%이상, COD 처리율은 73%이상, 탁도 처리율은 83%이상이었으며, 이들 처리율은 여재입경이 작을수록 증가하였고, 모든 조건에서 방류수중의 BOD 처리율은 98%이상, COD 처리율은 91%이상, 탁도 처리율은 98%이상이었다. 총 질소 및 총 인 처리율은 여재입경이 작을수록 약간 증가하였고, 모든 조건에서 총 질소 처리율은 약 45~59%, 총 인 처리율은 약 80~96% 정도이었다.

하수 처리율 및 투수속도를 고려할 때 하수처리장 호기성조의 최적입경은 2~4㎜ 정도, 혐기성조의 최적입경은 0.1~4㎜정도가 적절한 것으로 판단되었다.

질소 및 인 등 오염물질 처리 효율 극대화를 위한 실험으로 수처리 공법을 혐기성조 흐름을 수직으로 하는 공법, 방류수를 호기성조에 재처리하는 공법, 호기성조를 혐기성화시키는 공법, 혐기성조에 미생물을 처리하는 공법으로 처리했을 경우 수처리 효율은 증가되지 않았으며, 혐기성조 깊이를 150㎝로 깊게 하는 공법과 혐기성조에 굴패각을 처리하는 공법으로 처리했을 경우에는 BOD 및 COD 처리효율은 별 차이가 없었으나, 총 질소 처리율은 각각 약 10 및 14% 증가하였으며, 총 인 처리율은 각각 약 6 및 7% 증가되었다.

따라서 질소 및 인 등 오염물질의 처리효율을 극대화시킬 수 있는 수처리 공법은 혐기성조 깊이를 150㎝로 하고 여재입경을 2~4㎜로 하였을 경우와 혐기성조에 굴패각을 사용하였을 경우이었다.

혐기성조의 깊이를 150㎝로 하고 여재입경을 2~4㎜로 하였을 경우는 질소 및 인 등 오염물질의 처리효율을 향상시킬 뿐만 아니라 현장 하수처리장의 부지면적을 감소시킬 수 있으므로 자연정화공법의 단점을 보완할 수 있을 것으로 판단되었다.

소형 하수처리장치에서 여재 입경별 호기성조 처리수와 방류수의 일반세균 및 대장균군수는 여재입경이 작을수록 감소하여 그 처리효율이 높았으며, 혐기성조 깊이 및 여재에 굴패각 혼합 등 수처리 공법을 개선함에 따른 미생물상은 전반적으로 별 차이가 없었다.

소형 하수처리장치에 이식한 수초의 생육상황을 조사한 결과 호기성조에서는 갈대와 달뿌리풀은 왕성한 생장을 하고 있었고, 혐기성조에서는 물억새, 삿갓사초 및

노랑꽃창포는 전반적으로 왕성하게 생육하였으나 골풀은 다른 수초에 비해 생육이 약간 저조하였다.

하수처리장치에 사용한 여재의 이화학적 특성을 조사한 결과 하수처리 시기별 여재의 pH는 여재입경 및 층위에 따라서 약간의 차이는 있었으나 하수처리 12개월 후의 pH는 약 5.1~7.8정도이었고, EC는 약 0.03~0.11dS/m범위이었다. 여재의 유기물, 총 질소 및 총 인 함량은 하수처리 시일이 경과할수록 약간 증가되었고, 그 증가 정도는 표층이 심층에 비해 심하였다.

소형 하수처리장치에서의 여재 입경에 따른 여재 표면 미생물상 분포는 여재 입경이 작을수록 증가되었으며, 호기성조 및 혐기성조의 깊이에 따른 여재표면 미생물상은 총세균, 일반세균, 셀룰로오스분해균, 사상균은 깊이에 따라 별 차이 없이 골고루 분포되어 있었으나, 암모니아 산화균과 아질산산화균은 호기성조의 0~15㎝ 층의 표층에 많이 분포되어 있고, 깊이가 깊어질수록 점점 감소하였다.

환경친화형 농촌하수처리시스템 개발을 위한 기초 실험을 한 결과를 요약하면 최적 여재입경은 호기성조에서는 2~4㎜였으며, 혐기성조에서는 0.1~4㎜이었고, 하수처리장 깊이는 호기성조 1m와 혐기성조 1.5m로 하는 것이었고, 여재에 굴패각을 혼합하는 것이 질소와 인의 처리효율을 향상시킬 수 있었다. 따라서 이상의 1차년도 연구결과를 토대로 하여 실제 농촌마을 현장에 하수처리장을 다음과 같이 설계 및 시공하였다.

농촌마을의 현장 하수처리장은 호기성조와 혐기성조로 구분하여 공법에 따라 2종류로 시공하였다. 호기성조는 공기 통풍방법을 단일 통풍형 구조와 이중 통풍형 구조로 각각 달리 하고, 혐기성조는 깊이 1m조와 1.3m조로 각각 달리 하여 시공하였다. 현장 하수처리장의 하수처리 효율 조사는 하수처리 공법별 수처리 효율, 하수부하량에 따른 수처리 효율, 수처리 공법개선에 따른 수처리 효율, 계절별 수처리 효율, 이상기후에서의 수처리 효율 그리고 하수처리 경과시기에 따른 수처리 효율 등을 조사하였고, 하수중의 미생물상을 조사하였다.

그리고 하수처리장에 이식한 수초의 생육상황, 식물체중 무기성분 함량 및 흡수량을 조사하였고, 하수처리장에 사용한 여재의 이화학적 특성을 조사하였으며, 미생물상을 조사하였다. 이상의 결과를 토대로 하여 하수의 BOD, COD, SS, 총 질소

및 총 인 등 오염 물질의 수지를 조사하였다.

현장 하수처리장의 공법에 따른 수처리 효율을 조사하기 위해 호기성조 통풍방법 및 혐기성조의 깊이에 따른 수처리 효율을 조사하였다.

호기성조 통풍 방법에 따른 수처리 효율을 조사한 결과 pH 및 EC는 호기성조 통풍 방법에 따라 별 차이가 없었으며, DO는 이중 통풍형 구조가 단일 통풍형 구조에 비해 호기성조 처리수 중의 DO가 전반적으로 약간 증가하였다. 호기성조 통풍방법에 따른 BOD는 호기성조 처리수는 단일 통풍형 구조로 된 호기성조처리수의 BOD가 약 27~32㎎/ℓ이었고, 이중 통풍형 구조로 된 호기성조처리수의 BOD가 약 18~23㎎/ℓ로서 이중 통풍형 구조가 단일통풍형 구조에 비해 낮았으며, COD도 BOD와 비슷한 경향으로서 이중 통풍형 구조로 된 호기성조처리수의 COD가 낮았고, 호기성조의 통풍방법에 따른 SS, 총 질소 및 총 인 농도는 호기성조 처리수의 공법간에 별 차이가 없었다. NH_4-N 농도는 이중통풍형 구조가 단일 통풍형 구조에 비해 약간 낮은 반면 NO_3-N 농도는 이중 통풍형 구조가 단일 통풍형 구조에 비해 약간 높았다.

혐기성조 깊이에 따른 수처리 효율을 조사한 결과 pH, EC, DO, BOD, COD, SS, 총 질소 및 총 인은 혐기성조 깊이 1m조와 깊이 1.3m조가 별 차이가 없었다. 따라서 본 자연정화공법에 의한 하수처리장의 시공시 부지면적을 감소시킬 수 있을 것으로 판단되었으며 혐기성조 깊이를 1.3m로 하는 것이 경제성면에서 바람직할 것으로 생각되었다.

농촌 지역에서 소규모로 발생하는 하수의 부하 변동에 대한 대응성을 구명하기 위하여 하수 부하량에 따른 수처리 효율을 조사하였다.

pH와 EC는 하수 부하량에 따라서 별 차이가 없었으며, 방류수중의 DO 농도는 하수 부하량이 증가함에 따라 약간 감소하는 경향이었고, 하수 부하량이 55 및 110 ℓ/㎡·day일 경우에는 공법간에 별 차이가 없었으나, 하수 부하량이 222 및 444 ℓ/㎡·day일 경우에는 단일 통풍형 공법에 비해 이중 통풍형 공법이 약간 높은 경향이었다.

방류수중의 BOD는 하수 부하량이 증가할수록 수처리 효율은 감소하였고, 동일한 하수 부하량에서는 이중 통풍형 공법이 단일 통풍형 공법에 비해 BOD 처리율이

약간 높았으며, 방류수중의 COD는 BOD와 비슷한 경향으로 하수 부하량이 증가할수록 수처리 효율이 감소하였다. SS는 하수 부하량 및 공법에 따라서 별 차이가 없이 SS처리율이 96%이상이었다. 총 질소 및 총 인 처리효율은 하수 부하량에 따라 별 차이 없었고 동일한 부하량에서는 이중 통풍형 공법이 단일 통풍형 공법에 비해 처리율이 약간 높았다. 하수처리 효율과 경제성 및 유지 관리비등을 고려할 때 하수처리장 호기성조는 이중 통풍형 구조를 하는 것이, 그리고 혐기성조는 깊이를 1.3m로 하는 것이 적절한 것으로 판단되었다.

최적 조건하에서도 질소 와 인 등의 오염물질의 처리 효율을 높이고 안정적인 처리방법을 구명하기 위해 호기성조의 혐기성화에 따른 수처리 효율, 하수원수의 혐기성조 주입에 따른 수처리 효율, 방류수의 호기성조 재처리에 따른 수처리 효율 및 하수처리장 병합방법에 따른 수처리 효율 등을 조사하였다.

하수처리장에서 호기성조의 혐기성화에 따른 수처리 효율 조사, 방류수의 호기성조 재주입에 따른 수처리 효율을 조사한 결과 질소 및 인 등 오염물질 처리효율 향상을 기대할 수 없었고, 하수원수의 혐기성조 직접주입에 따른 수처리 효율을 조사한 결과 BOD, COD 및 SS처리율은 별 차이가 없었고, 하수원수를 혐기성조에 직접 주입했을 경우, 방류수 처리율이 총 질소는 약 5%, 총 인은 약 4%정도 향상되었다. 따라서 자연정화공법에 의한 하수처리장에서 하수원수의 혐기성조 주입에 따른 수처리 효율은 총 질소와 총 인의 처리효율 향상을 기대할 수 있을 것으로 사료되었다.

현장 하수처리장에서 방류수중의 계절별 BOD처리율은 단일통풍형 공법과 이중통풍형 공법간에는 별 차이는 없었으나, 계절별로는 봄과 겨울의 처리효율이 85~93%로 약간 낮았고, 가을의 처리효율이 97~99%로 가장 높았으며, COD 처리효율도 BOD와 비슷한 경향이었다. SS 처리율은 공법별 및 계절별로 별 차이가 없이 약 93~98%로서 전반적으로 처리효율이 매우 높았다. 계절별 총 질소 처리율은 봄, 여름 및 겨울에는 별 차이가 없었으나, 사계절중 가을의 총 질소 처리효율이 약 61%로서 가장 높았다. 계절별 총 인 처리율은 봄과 겨울의 처리효율이 58~62%로 약간 낮았고, 여름과 가을의 처리효율이 68~71%로서 가장 높았다.

이상기후하에서의 방류수중의 BOD 처리효율은 이중 통풍형 공법이 단일 통풍형 공법에 비해 약간 높았으며, 장마기와 혹한기에는 연평균 처리 효율에 비해 약간

낮아져 약 86~91%이었고, 가뭄기의 BOD 처리효율은 약 94~96%로 가장 높았으며, COD 처리효율도 BOD와 비슷한 경향이었다. 이상기후하에서의 방류수중의 SS 처리효율은 가뭄기와 혹한기는 연평균 하수처리 효율과 별 차이가 없었으며, 장마기에는 SS 처리효율이 약 9~10% 감소하여 약 81~84%정도이었다. 이상기후하에서 방류수중의 총 질소와 총 인 처리효율은 장마기와 혹한기에서는 연평균 하수처리 효율에 비해 약간 감소하였으며, 가뭄기의 총 질소 처리효율은 연평균 하수처리 효율에 비해 약간 증가하였다.

현장 하수처리장에서 하수처리 경과시기에 따른 방류수중의 BOD 처리효율은 1차년도(2002년)는 약 87~88%, 2차년도(2003년)는 약 97%로서 2차년도가 1차년도에 비해 약간 증가되었고, COD 및 SS 처리효율도 비슷한 경향이었다. 하수처리 경과시기에 따른 방류수중의 총 질소 처리효율은 1차년도(2002년)가 약 49~53%이었으며, 2차년도(2003년)는 약 59~60%로서 2차년도가 1차년도에 비해 약간 증가되었으며, 총 인 처리효율도 총 질소와 비슷한 경향이었다.

현장 하수처리장에서의 하수중의 일반세균은 하수원수가 약 410,000CFU/㎖이었으며, 방류수중에는 4,800~5,100CFU/㎖정도이었고, 대장균군은 하수원수가 약 1,020CFU/㎖이었으며, 방류수중에는 10~20CFU/㎖정도이었다.

현장 하수처리장에서의 하수 부하량에 따른 일반세균 및 대장균은 하수 부하량이 증가함에 따라 단일 통풍형 구조와 이중 통풍형 구조를 통과한 호기성조 처리수와 방류수 모두에서 약간 증가하는 경향이었으며, 동일한 하수 부하량에서는 이중 통풍형 공법이 단일 통풍형 공법에 비해 일반세균 및 대장균이 적었고, 호기성조의 혐기성화, 하수원수의 혐기성조 주입, 방류수의 호기성조 재처리 및 하수처리장 병합방법으로 수처리 공법을 개선함에 따른 일반세균 및 대장균은 전반적으로 별 차이가 없었다.

현장 하수처리장에 이식한 수초의 생육상황을 조사한 결과 호기성조와 혐기성조에서의 수초는 하수처리 시일이 경과할수록 전반적으로 왕성하게 성장하였으며, 겨울철에는 모든 수초가 고사하였다가 이듬해에는 전년도에 비해 더욱 왕성하게 성장하였고, 무기성분 함량은 하수처리 시일이 경과할수록 비슷하거나 약간씩 감소하는 경향을 나타내었지만 감소량은 매우 미미하였다.

수초 생육시기에 따른 질소 흡수량은 호기성조와 혐기성조 모두에서 수초 이식후 시일이 경과함에 따라 점점 증가하였고, 질소 흡수량이 최대인 수초이식후 240

일인 10월의 하수처리장 단위면적당 각 수초의 질소 흡수량은 호기성조에 이식한 갈대가 34g/㎡ 및 달뿌리풀이 7.1g/㎡, 혐기성조에 이식한 노랑꽃창포가 85.8g/㎡, 삿갓사초가 30.2g/㎡, 물억새가 6.98g/㎡ 그리고 큰고랭이가 21g/㎡으로서 호기성조에는 갈대> 달뿌리풀 순이었고, 혐기성조에는 노랑꽃창포≫삿갓사초> 큰고랭이> 물억새 순이었다.

수초 생육시기에 따른 인 흡수량도 질소흡수량과 비슷한 경향으로, 인 흡수량이 최대인 수초이식후 240일인 10월의 하수처리장 단위면적당 각 수초의 인 흡수량은 호기성조에 이식한 갈대가 1.4g/㎡ 및 달뿌리풀이 0.7g/㎡, 혐기성조에 이식한 노랑꽃창포가 6.5g/㎡, 삿갓사초가 1.5g/㎡, 물억새가 0.9g/㎡ 그리고 큰고랭이가 1.7g/㎡으로 호기성조에는 갈대> 달뿌리풀 순이었고, 혐기성조에는 노랑꽃창포≫ 큰고랭이≒ 삿갓사초 > 물억새 순이었다.

호기성조와 혐기성조 모두에서 무기성분 흡수량은 수초 이식후 하수처리 시일이 경과함에 따라 점점 증가하였다.

현장 하수처리장에 사용한 여재의 이화학적 특성을 조사한 결과는 다음과 같다.

여재의 물리적 특성중 입경분포도는 하수처리시기가 경과함에 따라 호기성조와 혐기성조 모두에서 원여재와 별 차이가 없었고, 가비중은 하수처리시기가 경과함에 따라 원여재와 별 차이 없이 약 1.49~1.56g/㎤이었으며, 공극율은 하수처리시기가 경과함에 따라 호기성조와 혐기성조 모두에서 다소 차이는 있었으나 그 차이는 미미하였다.

여재의 화학적 특성중 pH, EC, 유기물, 총 질소, NH_4-N, NO_3-N, 총 인 및 기타 무기성분함량은 하수처리 시일이 경과하여도 별 차이가 없었으며, 유기물 및 총 질소함량은 하수처리장 호기성조 표층이 다른 층위에 비해 높았고, 혐기성조의 유하거리 0m가 다른 유하거리에 비해 높았다.

하수처리장의 하수처리 시일에 따른 여재 표면의 생물막은 호기성조와 혐기성조 모두에서 총세균수가 가장 많았고, 모든 미생물은 전반적으로 호기성조가 혐기성조보다 많이 분포하였고, 모든 미생물상은 하수처리 시일이 경과할수록 점차 증가하였다.

현장 하수처리장에서의 오염물질의 수지는 유입되는 하수중의 총 오염물질 부하량, 호기성조 처리량, 혐기성조 처리량 및 총 오염물질 방류량으로 구분하였으며,

호기성조와 혐기성조 처리량은 각각 수초에 의한 흡수, 여재에 의한 흡착, 그리고 수초와 여재에 의한 처리을 제외한 기타 침전, 여과 및 미생물 등의 작용에 의한 처리로 나누었다.

현장 하수처리장 운전 2년 동안 하수의 유입량은 평균 약 10~11㎥/day정도였으며, 호기성조와 혐기성조를 통과하면서 총 유입량의 약 14~18%정도인 1.4~2㎥/day정도가 증발산되어 최종 방류되는 하수는 약 8.5~9㎥/day정도였다.

현장 하수처리장에서의 BOD 총 부하량은 연간 약 355~433㎏정도였으며, 호기성조에서 BOD 총 부하량의 약 91%이상 처리되었으며, 혐기성조에서 BOD 총 부하량의 약 5%이상 처리되어 총 BOD 방류량은 BOD 총 부하량의 약 2.5%이하로 방류되었다. COD 총 부하량은 연간 약 161~249㎏정도였으며, 호기성조에서 COD 총 부하량의 약 72%이상 처리되었으며, 혐기성조에서 COD 총 부하량의 약 4~12%이상 처리되어 총 COD 방류량은 COD 총 부하량의 약 14%이하로 방류되었다. SS 총 부하량은 연간 약 139~188㎏정도였으며, 호기성조에서 SS 총 부하량의 약 90%이상 처리되었으며, 혐기성조에서 SS 총 부하량의 약 1~5%이상 처리되어 총 SS 방류량은 SS 총 부하량의 약 4%이하로 방류되었다. 총 질소는 호기성조에서 총 질소 총 부하량의 약 35.6%이상 처리되었고, 혐기성조에서 총 질소 총 부하량의 약 24.1%이상 처리되었다. 총 질소 처리량 중 호기성조 처리량은 수초의 흡수량이 총 질소 총 부하량의 약 1.5%이상이었으며, 여재의 흡착량이 총 질소 총 부하량의 약 6.0%이상이었고, 수초와 여재에 의한 처리 외의 기타 처리가 총 질소 총 부하량의 약 23.9%이상이었다. 총 질소 처리량 중 혐기성조 처리량은 수초의 흡수량이 총 질소 총 부하량의 약 3%이상이었으며, 여재에 흡착량이 총 질소 총 부하량의 약 5.4%이상이었고 그리고 수초와 여재에 의한 처리 외의 기타 처리가 총 질소 총 부하량의 약 15.3%이상이었다. 총 인은 호기성조에서 총 인 총 부하량의 약 37%이상 처리되었고, 혐기성조에서 총 인 총 부하량의 약 30%이상 처리되었다. 총 인 처리량 중 호기성조 처리량은 수초의 흡수량이 총 인 총 부하량의 약 3.8%이상이었으며, 여재의 흡착량이 총 인 총 부하량의 약 8.8%이상이었고, 수초와 여재에 의한 처리 외의 기타 처리가 총 인 총 부하량의 약 15.3%이상이었다. 총 인 처리량 중 혐기성조 처리량은 수초의 흡수량이 총 인 총 부하량의 약 8.1%이상이었으며, 여재의 흡착량이 총 인 총 부하량의 약 7.8%이상이었고, 수초와 여재에 의한 처리 외의 기타 처리가 총 인 총 부하량의 약 12.7%이상이었다.

2. 연구개발결과의 활용

가. 기대효과

본 연구과제의 수초 모래 자갈을 이용한 환경친화형 자연정화공법에 의한 농촌하수처리시스템개발 결과 하수처리 효율면이나, 시설 및 유지관리비 등 경제적인면에서 타 공법에 비해 매우 우수한 환경친화형 하수처리공법으로서 금후 농촌의 마을단위 하수처리에 보급되어 농촌 하수처리 문제를 해결할 수 있을 것으로 기대된다.

1) 기술적 측면

o. 현행 일반적인 하수처리장에서 발생하는 침전물이 본 공법에는 없으므로 하수처리장의 침전지가 불필요함.
o. 농어촌의 불규칙적인 하수 발생량의 변화에 쉽게 적응할 수 있을 뿐만 아니라 고농도의 유기물질에도 쉽게 적응할 수 있을 것임.
o. 하수처리장 운전시 고급기술인력을 요하지 않음.
o. 하수처리과정 중 악취를 유발하지 않음.
o. COD 및 BOD성 오염물질 뿐만 아니라 질소 및 인을 효과적으로 처리할 수 있음.
o. 본 자연정화 공법에 의한 하수처리장은 고장이 없고 한번설치로 반영구적으로 사용할 수 있을 것임.

2) 경제·산업적 측면

o. 자연정화방식으로 하수를 처리하므로 유지관리비용이 소요되지 않으며, 화학약품이 사용되지 않고, 슬러지 발생이 없어 2차 환경오염물질이 발생되지 않음.
o. 기존 처리장은 설치비용이 1인당 100여 만원 정도이나 본 자연정화 공법에 의한 하수처리장은 1인당 40~60만원 정도가 투자될 것으로 예상되어 초기 투자비용이 매우 저렴함.
o. 본 자연정화 공법에 의한 하수처리시스템은 농촌뿐만 아니라 하수처리 발생량이 적은 산악지대의 군부대 및 외딴 호텔 등의 점오염원을 처리하는 공법으로도 좋을 것으로 사료 됨.
o. 마을, 산 및 하천 둔치 등에 설치 할 수 있으므로 주변환경과 잘 부합되어 처리장 주변에 조류, 곤충의 서식지로 이용되어 생태계복원에 기여할 것임.

나. 활용방안

o. 농촌마을 단위의 하수처리에 직접 활용.
o. 전원주택단지
o. 전원 요식업체 및 호텔
o. 각종연수원, 관광단지, 휴양지
o. 산중의 사찰
o. 산간벽지 군부대
o. 오염하천의 정화

SUMMARY

To development of an environmentally friendly sewage treatment system with water plant, pebble and gravel for agricultural village was constructed through small-scale sewage treatment apparatus and sewage treatment plant.

In order to treat sewage that was produced on a small scale in agricultural village and to encourage an ecologically friendly environment, a small-scale sewage treatment apparatus using natural purification methods that consisted of aerobic and anaerobic plot were constructed.

The effects of the treatment method on the removal of pollutants in the relation to pebble size, and the displacement of sewage under the obtained optimum conditions were investigated. The growth status of water plants that were transplanted in both plots, physico-chemical properties of pebbles that were used at aerobic and anaerobic plot, and variation of microorganism that were attached to pebble in both plots, were investigated by the timing of sewage treatment.

The results were summarized as follows ;

On the effects of pebble size on the small-scale sewage treatment apparatus by natural purification method, minimal variations were observed in the pH and EC of both plots regardless of pebble size. DO in aerobic plot increased as the pebble size decreased. The anaerobic plot was slightly lower as compared to the aerobic plot, but varied minimally, 2.4~5.1㎎/ℓ regardless of pebble size. In spite of using pebble A that was the largest of all the pebbles, removals of BOD, COD and turbidity in aerobic plot were 91, 73 and 83%, respectively. Under all experimental conditions, removals of BOD, COD and turbidity in anaerobic plot were more than 98, 91 and 98%, respectively. Removals of T-N and T-P increased as pebble size was decreased. Under all experimental conditions, removals of T-N and T-P were about 45~59 and 80~96%, respectively.

Judging from the above results, it should be considered that the optimum pebble size in aerobic and anaerobic plot was 2~4㎜ and 0.1~4㎜, respectively.

Under the conditions of optimum pebble size, removal of pollutants by the change of treatment method to improve the removal of T-N and T-P were investigated. The results were as follows ;

Removal of pollutants varied minimally in the case of the change of flow direction at anaerobic plot, effluent re-treatment at aerobic plot or adding microbes at anaerobic plot. In the case of 150㎝ of anaerobic plot depth and adding oyster shells to pebbles at anaerobic plot, removals of BOD and COD varied minimally while those of T-N and T-P in both plots were increased by 10 and 14%, and 6 and 7%, respectively, in comparison with 100㎝ of anaerobic plot depth and using pebble only.

The growth status of water plants were as follows ;

Phragmites communis Trin and *Phragmites japonica* Steud in the aerobic plot grew vigorously, and *Miscanthus sacchariflorus* Benth, *Carex dispalata* Boott and *Iris pseudoacorus* L grew prosperously where *Juncus effusus var. decipiens* Buchen grew feebly in anaerobic plot.

The physico-chemical properties of the pebble that was used in small-scale sewage treatment apparatus, and the growth states of water plants in both plots were as follows ;

pH of the pebble at the 12th month after sewage treatment in both plots was about 5.1~7.8 and EC of the pebble at the same time was about 0.03~0.11dS/m. So pH and EC of pebbles varied minimally in relation to pebble size and layer. Organic matter, T-N and T-P slightly increased as the treatment time progressed. The degree of increment at the surface layer was higher than that of the depth layer.

The variation of microorganisms attached to pebble according to pebble size were as follows ;

The number of total bacteria in both plots was more than that of any other microorganism. Microorganisms in aerobic area were widely distributed in

comparison with that in anaerobic area.

On the effects of pebble size in the small-scale sewage treatment apparatus by natural purification method, microorganisms in aerobic and anaerobic plots increased as the pebble size decreased. The type of microorganisms differ according to the depth of aerobic and anaerobic plot. But the degree of increment of ammonia oxidation bacteria and nitrite bacteria at the surface layer of aerobic plot was higher than that of the depth layer.

To develop an environmentally friendly sewage treatment plant for the treatment of the sewage which was produced in agricultural village, a sewage treatment plant using natural purification methods that consisted of aerobic and anaerobic area were constructed.

The efficiency of water treatment according to the sewage treatment method such as ventilation system in aerobic area, and the depth of anaerobic area were investigated. The efficiency of water treatment according to the sewage loading, the improvement of sewage treatment method, the seasons, the climate variability and the operation times of sewage treatment plant were investigated in single ventilation and duplex ventilation methods. The growth status of water plants and uptake of inorganic elements by water plant at days after transplanting in both areas were investigated by the timing of sewage treatment. The physico-chemical properties of pebbles that were used in both areas and the variation of microorganisms that were attached to pebble were investigated by the timing of sewage treatment.

An analogy of the water pollutants balances were conducted to know the tendency of the sewage treatment according to the treatment time on the basis of the efficiency of sewage treatment, uptake of inorganic elements by water plants and physico-chemical property of pebble used in sewage treatment plant.

The results were as follows ;

On the effects of ventilation system in aerobic area on the sewage treatment plant by natural purification methods, pH and EC of treated water in aerobic area varied minimally regardless of ventilation system. DO of treated water in aerobic area by the duplex ventilation system was higher than that of the single ventilation system. BOD of treated water in aerobic area by the single ventilation system was 27~32㎎/ℓ. while that of the duplex ventilation system was 18~23㎎/ℓ. BOD of treated water in aerobic area by the duplex ventilation system was lower than that of the single ventilation system. The treatment tendency of COD was similar to that of BOD. SS, T-N and T-P of treated water in aerobic area according to the ventilation method were a little different.

Judging from the above results, it should be considered that the optimum ventilation system in aerobic area was the duplex ventilation system.

Under the conditions of optimum ventilation system in aerobic area, removal of pollutants according to the depth of anaerobic area were investigated. The results were as follows ;

Removal rate of BOD, COD, T-N and T-P in the effluent according to the depth of anaerobic area were a little different. It should be considered that the area of sewage treatment plant could be decreased as the depth of anaerobic area with 1.3m depth.

Judging from the above results, it should be considered that the duplex ventilation system in aerobic area and the depth of anaerobic area with 1.3m depth was a good treatment method.

The results of the efficiency of water treatment according to the sewage loading were as follows ;

pH and EC according to the sewage loading were slightly different. DO in the effluent was slightly low as the sewage loading increased. The DO in the effluent of the duplex ventilation system was higher as compared to the single ventilation system. Removal rate of BOD and COD was slightly low as the sewage loading increased. Removal rate of SS, T-N and T-P according to the

sewage loading were slightly different. In same condition, those by duplex ventilation system were higher than those by single ventilation system.

Under the above optimum conditions, the efficiency of water treatment according to the anaerobic condition of aerobic area, the re-treatment of effluent in aerobic area, the direct injection of raw water into anaerobic area and the combined method were investigated.

Removal of pollutants varied minimally in the case of the change of anaerobic condition of aerobic area, re-treatment of effluent in aerobic area. Removals of BOD, COD and SS according to the direct injection of raw water into anaerobic area were slightly different in comparison to that of the effluent. But removals of T-N and T-P increased by 5% and 4%, respectively.

Therefore, judging from the above results, it should be considered that removals of T-N and T-P by the direct injection of raw water into anaerobic area were improved. Removals of BOD, COD and SS according to the combined method of sewage treatment system were slightly different in comparison to that of the effluent. But the removals of T-N and T-P increased by 4~18% and 9~10%, respectively.

Therefore, judging from the above results, it should be considered that removals of T-N and T-P by the combined methods were improved. But, it should be considered that the area of sewage treatment plant was increased as the combined method of sewage treatment system was constructed.

Removal rate of SS and T-N were not affected by the season, but the BOD, COD and T-N in spring and winter slightly decreased. During periods of rain and cold, the removal efficiency of BOD and COD slightly decreased as compared to normal conditions. During periods of drought, the removal efficiency of BOD, COD, T-N and T-P resulted in a slight increase as compared to normal conditions. During rainy periods, the removal efficiency of SS, T-N and T-P resulted in a slight decrease as compared to normal conditions. And the removals by duplex ventilation system were higher than those of single ventilation system under the abnormal climate conditions. Removals of BOD,

COD, SS, T-N and T-P in effluent for 2 years after sewage treatment were 97, 90~91, 96~98%, 59~60 and 81~87, respectively. Removals of BOD, COD, SS, T-N and T-P in the effluent gradually increased as time progressed.

The number of general bacteria and total coliforms increased with increasing sewage loading. And the removals by duplex ventilation system were higher than those of single ventilation system under the same sewage loading. Those both were not different before and after the improvement of sewage treatment method.

The results of growth status of water plants in sewage treatment plant were as follows ;

The growth status of water plants in aerobic and anaerobic area were good as time progressed, but that of water plants withered to death at winter. The growth of the water plant was comparable to that of the previous year but it increased rapidly at the succeeding year.

Uptake of T-N and T-P by water plants gradually increased. And the *Phragmites communis* T_{RIN} in aerobic area and *Iris pseudocorus L* in anaerobic area were better than that of any other water plant. Uptake of inorganic elements and heavy metals by water plants gradually increased as time progressed.

The physico-chemical properties of pebble that were used in sewage treatment plant were as follows ;

In the analysis of the physical characteristics of pebble used in the depth of aerobic area and flow distance of anaerobic area, there were no difference observed in the distribution, bulk density and pore space ratio of pebble at different treatment timing.

pH, EC, Organic matters, T-N, NH_4-N, NO_3-N, T-P and other inorganic elements were slightly different as time progressed. Organic matters and T-N of pebble at the surface layer were higher than those at the other layer.

The variation of microorganism attached to pebble according to the sewage treatment time were as follows ;

The number of total bacteria in both areas was more than that of any other microorganism. Microorganisms in aerobic area were widely distributed as compared to that of the anaerobic area. The number of microorganisms increased as time progressed. More microorganisms were observed in the surface layer of aerobic area than in any other area. That in anaerobic area was slightly different.

An analogy of the water pollutants balance was conducted to know the treatment tendency according to the treatment time on the basis of the above results.

The amount of sewage evapotranspiration in sewage treatment plant for 2 years was about 14~18% of total influent amount.

Removals of total BOD, COD and SS in aerobic area for 2 years were 91, 72 and 90%, and those in anaerobic area were 5, 4~12 and 1~5%, respectively. Removals of total T-N and T-P load in aerobic area were 35.6 and 37%, and those in anaerobic area were 24.1 and 30%, respectively.

T-N absorption amount by water plants, adsorption amount by pebble and the others in aerobic area was 1.5, 6.0 and 23.9% of total T-N load, respectively. That in anaerobic area was 3, 5.4 and 15.3% of total T-N load, respectively.

T-P absorption amount by water plants, adsorption amount by pebble and the others in aerobic area was 3.8, 8.8 and 15.3% of total T-P load, respectively. That in anaerobic area was 8.1, 7.8 and 12.7% of total T-P load, respectively.

CONTENTS

SUMMARY ····· 16
CONTENTS ····· 23
Chapter 1. Outline of Research Program ····· 31
Chapter 2. Current Status of This Research Program ····· 35
Section 1. Current Natural Purification in Korea ····· 35
Section 2. Current Natural Purification in Overseas ····· 36
Chapter 3. Investigation and Results ····· 38
Section 1. Introduction ····· 38
Section 2. Materials and Methods ····· 55
1. Basic Experiment for Development of an Environmentally Friendly Sewage Treatment System with Water Plant, Pebble and Gravel for Agricultural Village ····· 55
1) Materials ····· 55
2) Methods ····· 58
(1) Design and Construction of the Small Scale Sewage Treatment Apparatus ····· 58
(2) Investigation of Removal Rate of Pollutants in the Water in Small Scale Sewage Treatment Apparatus ····· 64
(3) Investigation of Growth of Water Plants Transplanting in Small Scale Sewage Treatment Apparatus ····· 66
(4) Investigation of Physico-Chemical Characteristics of Pebble used at Small Scale Sewage Treatment Apparatus ····· 66
(5) Investigation of Variation of Microorganisms in Small Scale Sewage Treatment Apparatus ····· 67
3) Analysis ····· 67
2. Development of an Environmentally Friendly Sewage Treatment

System with Water Plant, Pebble and Gravel for Agricultural Village ····· 71
1) Materials ····· 71
2) Methods ····· 72
(1) Design and Construction of Sewage Treatment Plant in Agricultural Village ····· 72
(2) Investigation of Removal Rate of Pollutants in Sewage Treatment Plant ····· 84
(3) Investigation of Growth, Inorganic Elements Contents and Absorbed of Water Plants Transplanting in Sewage Treatment Plant ····· 88
(4) Investigation of Physico-Chemical Characteristics of Pebble used at Sewage Treatment Plant ····· 88
(5) Investigation of Microorganism in Sewage Treatment Plant ····· 89
(6) Pollutants Balance in Sewage Treatment Plant ····· 89
3) Analysis ····· 92
Section 3. Results and Discussions ····· 95
1. Basic Experiment for Development of an Environmentally Friendly Sewage Treatment System with Water Plant, Pebble and Gravel for Agricultural Village ····· 95
1) Removal Rate of Pollutants in the Water in Small Scale Sewage Treatment Apparatus ····· 95
(1) Removal Rate of Pollutants in the Water according to Pebble Sizes ····· 95
(2) Removal Rate of Pollutants in the Water according to Improvement of Sewage Treatment Method ····· 111
(3) Variation of Microorganisms in the Water in Small Scale Sewage Treatment Apparatus ····· 119
2) Growth of Water Plants Transplanting in Small Scale Sewage Treatment Apparatus ····· 123
3) Physico-Chemical Characteristics of Pebble used at Small Scale Sewage Treatment Apparatus ····· 126

4) Variation of Microorganism in Small Scale Sewage Treatment Apparatus ····· 131
2. Development of an Environmentally Friendly Sewage Treatment System with Water Plant, Pebble and Gravel for Agricultural Village ····· 138
1) Removal Rate of Pollutants in the Water in Sewage Treatment Plant ··· 138
(1) Removal Rate of Pollutants in the Water according to Sewage Treatment Method ····· 138
(2) Removal Rate of Pollutants in the Water according to the Sewage Loading ····· 156
(3) Removal Rate of Pollutants in the Water according to Improvement of Sewage Treatment Method ····· 164
(4) Removal Rate of Pollutants in the Water on Season ····· 172
(5) Removal Rate of Pollutants in the Water under the Conditions of Abnormal Climate ····· 176
(6) Removal Rate of Pollutants in the Water at Years after Sewage Treatment ····· 179
(7) Variation of Microorganisms in the Water in Sewage Treatment Plant ····· 182
2) Growth, Inorganic Element Absorbed of Water Plants Transplanting in Sewage Treatment Plant ····· 190
3) Physico-Chemical Characteristics of Pebble used at Sewage Treatment Plant ····· 211
4) Variation of Microorganism in Sewage Treatment Plant ····· 235
5) Pollutants Balance in Sewage Treatment Plant ····· 248
Section 4. Summary ····· 256
Chapter 4. Accomplishment and Major Contribution ····· 264
Chapter 5. Application Plan of the Research ····· 268
Chapter 6. Information Obtained Oversea during Research ··· 271
Chapter 7. Reference ····· 272

목 차

제 1 장 연구개발과제의 개요 ····· 31

제 2 장 국내외 기술개발 현황 ····· 35

제 1 절 국내의 기술개발 현황 ····· 35

제 2 절 국외의 기술개발 현황 ····· 36

제 3 장 연구개발수행 내용 및 결과 ····· 38

제 1 절 이론적 접근방법 ····· 38

제 2 절 실험적 접근방법 ····· 55

1. 환경친화형 농촌하수처리시스템 개발을 위한 기초 실험 ····· 55

가. 공시재료 ····· 55

나. 실험방법 ····· 58

1) 소형 하수처리장치의 설계 및 시공 ····· 58

가) 여재 입경별 소형 하수처리장치의 설계 및 시공 ····· 58

나) 수처리 공법개선에 따른 소형 하수처리장치의 설계 및 시공 ····· 59

2) 소형 하수처리장치에서의 수처리 효율 조사 ····· 64

가) 여재 입경별 수처리 효율 조사 ····· 64

나) 수처리 공법개선에 따른 수처리 효율 조사 ····· 64

(1) 혐기성조 수처리 흐름에 따른 수처리 효율 ····· 64

(2) 방류수의 호기성조 재처리에 따른 수처리 효율 ····· 64

(3) 호기성조의 혐기성화에 따른 수처리 효율 ····· 64

(4) 혐기성조의 미생물 처리유무에 따른 수처리 효율 ····· 65

(5) 혐기성조의 깊이에 따른 수처리 효율 ····· 65

(6) 여재에 굴패각 혼합유무에 따른 수처리 효율 ····· 65

(7) 투수속도 ····· 65

다) 소형 하수처리장치에서 하수중의 미생물상 조사 ····· 65

3) 소형 하수처리장치에 이식한 수초의 생육상황 조사 ····· 66
4) 소형 하수처리장치에 사용한 여재의 이화학적 특성 조사 ····· 66
5) 소형 하수처리장치에서의 미생물상 조사 ····· 67
가) 소형 하수처리장치에 사용한 여재표면의 미생물상 조사 ····· 67
나) 여재 및 수초의 생물막 부착상태 조사 ····· 67
다. 분석방법 ····· 67
2. 환경친화형 현장 농촌하수처리시스템 개발 ····· 71
가. 공시재료 ····· 71
나. 실험방법 ····· 72
1) 현장 하수처리장의 설계 및 시공 ····· 72
가) 하수처리 공법별 현장 하수처리장의 설계 및 시공 ····· 72
나) 수처리 공법개선에 따른 현장 하수처리장의 설계 및 시공 ····· 74
2) 현장 하수처리장에서의 수처리 효율 조사 ····· 84
가) 하수처리 공법별 수처리 효율 ····· 84
(1) 호기성조 통풍방법에 따른 수처리 효율 ····· 84
(2) 혐기성조 깊이에 따른 수처리 효율 ····· 84
나) 하수 부하량에 따른 수처리 효율 ····· 84
다) 수처리 공법개선에 따른 수처리 효율 ····· 85
(1) 호기성조의 혐기성화에 따른 수처리 효율 ····· 85
(2) 하수원수의 혐기성조 주입에 따른 수처리 효율 ····· 85
(3) 방류수의 호기성조 재처리에 따른 수처리 효율 ····· 85
(4) 하수처리시스템 병합방법에 따른 수처리 효율 ····· 85
라) 계절별 수처리 효율 ····· 86
마) 이상기후에서의 수처리 효율 ····· 86
바) 하수처리 경과시기에 따른 수처리 효율 ····· 86
사) 현장 하수처리장에 사용한 하수중의 미생물상 조사 ····· 86
3) 현장 하수처리장에 이식한 수초의 생육상황, 무기성분 함량 및 흡수량 조사 ····· 88
가) 생육상황 ····· 88
나) 무기성분함량 ····· 88

다) 무기성분흡수량 ····· 88
4) 현장 하수처리장에 사용한 여재의 이화학적 특성 조사 ····· 88
5) 현장하수처리장에서의 미생물상 조사 ····· 89
가) 현장 하수처리장에 사용한 여재표면의 미생물상 조사 ····· 89
나) 여재 및 수초의 생물막 부착상태 조사 ····· 89
6) 현장 하수처리장에서 오염물질의 수지 ····· 89
가) 하수처리장의 하수유입량, 유출량 및 증발산량 ····· 89
나) 오염물질의 총 부하량 및 오염물질 수지 ····· 89
(1) BOD 수지 ····· 91
(2) COD 수지 ····· 91
(3) SS 수지 ····· 91
(4) 총 질소 수지 ····· 91
(5) 총 인 수지 ····· 92
다. 분석방법 ····· 92
제 3 절 연구내용 및 연구결과 ····· 95
1. 환경친화형 농촌하수처리시스템 개발을 위한 기초 실험 ····· 95
가. 소형 하수처리장치에서의 수처리 효율 ····· 95
1) 여재 입경별 수처리 효율 ····· 95
2) 수처리 공법개선에 따른 수처리 효율 ····· 111
가) 혐기성조의 하수흐름에 따른 수처리 효율 ····· 111
나) 방류수의 호기성조 재처리에 따른 수처리 효율 ····· 111
다) 호기성조의 혐기성화에 따른 수처리 효율 ····· 113
라) 혐기성조의 미생물 처리유무에 따른 수처리 효율 ····· 113
마) 혐기성조의 깊이에 따른 수처리 효율 ····· 115
바) 여재에 굴패각 혼합유무에 따른 수처리 효율 ····· 116
사) 투수속도 ····· 118
3) 소형 하수처리장치에서 하수중의 미생물상 변화 ····· 119
나. 소형 하수처리장치에 이식한 수초의 생육상황 ····· 123
다. 소형 하수처리장치에 사용한 여재의 이화학적 특성 ····· 126
라. 소형 하수처리장치에서의 미생물상 변화 ····· 131

1) 소형 하수처리장치에 사용한 여재표면의 미생물상 ····· 131
2) 여재 및 수초의 생물막 부착상태 ····· 136
2. 환경친화형 현장 농촌하수처리시스템 개발 ····· 138
가. 현장 하수처리장에서의 수처리 효율 ····· 138
1) 하수처리 공법별 수처리 효율 ····· 138
가) 호기성조 통풍방법에 따른 수처리 효율 ····· 138
나) 혐기성조 깊이에 따른 수처리 효율 ····· 148
2) 하수 부하량에 따른 수처리 효율 ····· 156
3) 수처리 공법개선에 따른 수처리 효율 ····· 164
가) 호기성조의 혐기성화에 따른 수처리 효율 ····· 165
나) 하수원수의 혐기성조 주입에 따른 수처리 효율 ····· 166
다) 방류수의 호기성조 재처리에 따른 수처리 효율 ····· 167
라) 하수처리시스템 병합방법에 따른 수처리 효율 ····· 168
4) 계절별 수처리 효율 ····· 172
5) 이상기후에서의 수처리 효율 ····· 176
6) 하수처리 경과시기에 따른 수처리 효율 ····· 179
7) 현장 하수처리장에서 하수중의 미생물상 변화 ····· 182
나. 현장하수처리장에 이식한 수초의 생육상황, 무기성분 함량 및 흡수량 ····· 190
1) 생육상황 ····· 190
2) 무기성분 함량 ····· 197
3) 무기성분 흡수량 ····· 203
다. 현장 하수처리장에 사용한 여재의 이화학적 특성 ····· 211
1) 현장 하수처리장에 사용한 여재의 물리적 특성 ····· 211
2) 현장 하수처리장에 사용한 여재의 화학적 특성 ····· 215
라. 현장 하수처리장에서의 미생물상 변화 ····· 235
1) 현장 하수처리장에 사용한 여재표면의 미생물상 ····· 235
2) 여재 및 수초의 생물막 부착상태 ····· 245
마. 현장 하수처리장에서의 오염물질의 수지 ····· 248
1) 현장 하수처리장의 하수유입량, 유출량 및 증발산량 ····· 248
2) 오염물질의 총 부하량 및 오염물질 수지 ····· 249

가) BOD 수지 ····· 250
나) COD 수지 ····· 251
다) SS 수지 ····· 251
라) 총 질소 수지 ····· 252
마) 총 인 수지 ····· 254
제 4 절 요 약 ····· 256
제 4 장 목표달성도 및 관련분야에의 기여도 ····· 264
제 1 절 연구개발목표 달성도 및 관련분야에의 기여도 ····· 264
제 2 절 평가 착안점 ····· 267
제 5 장 연구개발결과의 활용계획 ····· 268
제 1 절 기대효과 ····· 268
제 2 절 활용방안 ····· 269
제 3 절 추가연구의 필요성 ····· 269
제 4 절 타연구에의 응용 및 기업화 추진방안 ····· 270
제 6 장 연구개발과정에서 수집한 해외과학기술정보 ····· 271
제 7 장 참고문헌 ····· 272

제 1 장 연구개발과제의 개요

세계적으로 환경문제에 대한 관심이 높아지고 있는 가운데 우리나라에서도 환경을 보전해야 한다는 전국민적인 공감대가 형성되었으나 인구증가 및 산업의 발달로 생활용수 및 공업용수의 수요량은 날로 증가하고 있고 이로 인한 수질 오염이 점차 심화되고 있어 하천수질 보전대책이 절실히 요구되는 실정이다[1-4].

생활하수는 수질오염의 주된 원인이며 우리나라 현재인구 약 46,878천명이 배출하는 생활하수 발생량은 1일 약 16,273천톤에 이르고 있다.

현재 도시 지역에서 발생하는 하수는 주로 활성슬러지법을 이용한 기계식 공법으로 하수종말처리장에서 처리되어 하천으로 방류되고 있으나, 농어촌 등에서는 하수관거가 설치되어 있지 않거나 하수처리시설이 설치되어 있지 않아 대부분의 하수가 처리되지 않고 하천이나 바다로 방류되고 있는 실정이다. 현행 국내 하수발생량은 1일 약 1500만 톤으로서 매년 증가되고 있고, 농어촌의 소규모로 발생하는 하수는 하수 총발생량의 약 10%정도이며, 하수 발생량이 1일 40톤 이하인 마을이 약 89%를 차지하고 있다[5,6]. 하수처리를 위한 하수처리장 시설 및 유지관리비로 연간 약 2조원을 투자하고 있으며, 그 중 마을 단위 소규모 하수처리장 건설을 위하여 연간 약 2천억원을 투자하고, 유지관리비도 수십억원이 소요되고 있다.

현행 대규모 하수 처리방법에는 생물학적 처리방법인 활성슬러지법, 살수여상법 및 RBC법과 물리·화학적 처리방법 그리고 액상부식법 등의 기계식 처리방법이 있으나 이들 기계식 처리공법은 유기물질의 처리 효율이 높은 장점이 있으나 건설비용이 높고, 하수처리 전문인력의 높은 인건비 및 에너지사용 등 유지관리비용이 매우 높을 뿐만 아니라 하천수질의 부영양화의 주요인자인 질소 및 인의 처리효율이 낮은 등 여러 가지로 많은 문제점을 안고 있다.

현행 농촌의 소규모로 발생하는 하수처리를 위한 공법은 도시생활하수의 처리공법인 활성슬러지법, 장기폭기법, 산화구법, 고도합병정화시스템, 토양피복형접촉산화공법, 고효율오수정화법 및 혐기호기접촉순환법 등 40여 종류의 기계식 처리공법들이 보급되고 있으나, 이들 기계식 공법들을 유지관리하기 위해서는 전문기술인력이 필요하고, 시설비 및 전력소비가 과다할 뿐만 아니라 기계고장시 악취가 발생되는 등 여러 가지로 많은 문제점을 안고 있다.

농촌 지역의 하수처리공법은 지역의 특성상 환경친화형 자연정화공법으로 처리하는 것이 바람직하며, 따라서 정부에서는 10여년 전에 자연정화공법의 일종인 모관침윤트랜치공법을 보급하였으나 사용후 불과 몇 년도 경과되지 않아 모관이 폐쇄되어 하수가 제대로 처리되지 않을 뿐만 아니라, 방류수가 지하로 침투되어 토양 및 지하수의 오염이 우려되므로 이 공법의 보급을 중단시켰다.

농어촌 환경의 특성을 감안하여 농어촌의 소규모로 발생하는 하수를 처리하기 위하여는 시설비 및 유지관리비용이 저렴하고 지역의 환경에 잘 적응하며, 공정이 간단하고, 계획된 방류수질을 충족시킬 수 있는 하수처리공법의 개발 보급이 절실히 요구되고 있다[3,6,7,8].

현재까지 알려져 있는 환경친화형 자연정화공법으로는 토양처리방법, 산화지법, 식물을 이용한 처리법, 습지처리법, 휴경지를 이용한 처리 및 삼림토양침투에 의한 처리 등이 있으나[9,10], 이러한 자연정화공법은 하수처리 과정 중 악취가 발생되거나 공극이 폐쇄되어 투수속도가 저하되며 과다한 부지면적이 소요되고, 또한 농어촌 지역의 특성상 오수 유입량의 큰 변동으로 처리효율이 저하되는 등 여러 가지 문제점이 있는 것으로 알려져 있다[6,11,12].

농어촌 지역과 같은 소규모 하수처리는 지역 특성에 맞게 하수의 발생지점인 각 가정이나 마을단위로 하수를 처리해야하며, 하수처리공법을 선정하기 위해서는 하수처리시설비, 부지면적, 유지관리비 등 경제성과 유지관리의 용이성, 슬러지 처리의 간편성, 유입하수량 및 수질변화에 대한 대응성, 고도처리의 가능성 및 증축의 용이성, 동절기 처리효율의 안정성 등을 감안하여 선정해야 할 것으로 본다[8,13,14].

따라서 본 연구는 현행 생물학적 공법과 기계식 공법에 비하여 시설비용이 저렴하고, 간단하게 설치 유지할 수 있으며, 고급 기술관리인력을 요구하지 않아 유지관리비가 거의 소요되지 않고 슬러지 등 부산물을 발생하지 않으며 한번 설치로 반영구적으로 사용할 수 있고 주변환경과 조화를 이룰 수 있는 우리 나라 실정에 맞는 수초 모래 자갈을 이용한 환경친화형 자연정화공법에 의한 농촌하수처리시스템을 개발코자한다.

수초 모래 자갈을 이용한 환경친화형 농촌하수처리시스템 개발을 위해 소형 하수처리장치를 설계 및 시공하여 여러 조건에서의 하수처리 효율, 수초 생육상황, 여재 이화학적 특성 및 여재부착 미생물상을 조사하여 환경친화형 농촌하수처리시스템의 최적조건을 구명하였고, 이 결과를 토대로 현장 하수처리장을 설계 및 시공하여 각

조건별 하수처리 효율, 이식한 수초의 생육상황, 수초의 무기성분 흡수량, 여재의 이화학적 특성 및 여재 부착 미생물상 등을 조사하였다. 그리고 하수처리장에 유입된 하수중 BOD, COD, SS, 총 질소 및 총 인등 오염물질의 수지를 조사하였다.

또한 하수처리장의 장기간 사용을 위해 하수처리장의 설계 및 시공을 규격화하고 관리운영 지침을 제시하고자 하였으며, 구체적인 연구개발의 내용 및 범위는 다음과 같다.

1. 환경친화형 농촌하수처리시스템 개발을 위한 기초 실험
 가. 소형 하수처리장치에서의 수처리 효율
  1) 여재 입경별 수처리 효율
  2) 수처리 공법개선에 따른 수처리 효율
   가) 혐기성조의 하수흐름에 따른 수처리 효율
   나) 방류수의 호기성조 재처리에 따른 수처리 효율
   다) 호기성조의 혐기성화에 따른 수처리 효율
   라) 혐기성조의 미생물 처리유무에 따른 수처리 효율
   마) 혐기성조의 깊이에 따른 수처리 효율
   바) 여재에 굴패각 혼합유무에 따른 수처리 효율
   사) 투수속도
  3) 소형 하수처리장치에서 하수중의 미생물상 변화
 나. 소형 하수처리장치에 이식한 수초의 생육상황
 다. 소형 하수처리장치에 사용한 여재의 이화학적 특성
 라. 소형 하수처리장치에서의 미생물상 변화
  1) 소형 하수처리장치에 사용한 여재표면의 미생물상
  2) 여재 및 수초의 생물막 부착상태

2. 환경친화형 현장 농촌하수처리시스템 개발
 가. 현장 하수처리장에서의 수처리 효율
  1) 하수처리 공법별 수처리 효율
   가) 호기성조 통풍방법에 따른 수처리 효율
   나) 혐기성조 깊이에 따른 수처리 효율

2) 하수 부하량에 따른 수처리 효율
3) 수처리 공법개선에 따른 수처리 효율
가) 호기성조의 혐기성화에 따른 수처리 효율
나) 하수원수의 혐기성조 주입에 따른 수처리 효율
다) 방류수의 호기성조 재처리에 따른 수처리 효율
라) 하수처리시스템 병합방법에 따른 수처리 효율
4) 계절별 수처리 효율
5) 이상기후에서의 수처리 효율
6) 하수처리 경과시기에 따른 수처리 효율
7) 현장 하수처리장에서 하수중의 미생물상 변화
나. 현장 하수처리장에 이식한 수초의 생육상황, 무기성분 함량 및 흡수량
1) 생육상황
2) 무기성분 함량
3) 무기성분 흡수량
다. 현장 하수처리장에 사용한 여재의 이화학적 특성
라. 현장 하수처리장에서의 미생물상 변화
1) 현장 하수처리장에 사용한 여재표면의 미생물상
2) 여재 및 수초의 생물막 부착상태
마. 현장 하수처리장에서의 오염물질의 수지
1) 현장 하수처리장의 하수유입량, 유출량 및 증발산량
2) 오염물질의 부하량 및 오염물질 수지
가) BOD 수지
나) COD 수지
다) SS 수지
라) 총 질소 수지
마) 총 인 수지

제 2 장 국내외 기술개발 현황

제 1 절 국내의 기술개발 현황

현재 도시 지역에서 발생하는 하수는 주로 활성슬러지법을 이용한 기계식 공법으로 하수종말처리장에서 처리되어 하천으로 방류되고 있으나, 농어촌 등에서는 하수관거가 설치되어 있지 않거나 하수처리시설이 설치되어 있지 않아 대부분의 하수가 처리되지 않고 하천이나 바다로 방류되고 있는 실정이다. 농어촌의 소규모로 발생하는 하수는 하수 총발생량의 약 10%정도이며, 하수 발생량이 1일 50톤 이하인 마을이 약 89%를 차지하고 있다[5,6].

행정자치부에서는 농어촌 마을 하수처리장을 1991년부터 2000년까지 약 1000여개 건설하였고, 투자액은 약 2천억원 이상이며, 농림부에서는 100여개 마을에 약 400억원이상 투자하여 마을 하수처리장을 건설하고 있다.

현행 농촌의 소규모로 발생하는 하수처리를 위한 공법은 도시생활하수의 처리공법인 활성슬러지법, 장기폭기법, 산화구법, 고도합병정화시스템, 토양피복형접촉산화공법, 고효율오수정화법 및 혐기호기접촉순환법 등 40여 종류의 기계식 처리공법들이 보급되고 있다. 이와 같이 하수처리공법이 난립하고 있는 것은 그만큼 농촌 하수처리가 어렵다는 것을 미루어 짐작할 수 있다.

정부에서는 10여년 전인 1994년에 자연정화공법의 일종인 모관침윤트랜치공법을 보급하였으나 사용후 불과 몇 년도 경과되지 않아 모관이 폐쇄되어 하수가 제대로 처리되지 않을 뿐만 아니라, 방류수가 지하로 침투되어 토양 및 지하수의 오염이 우려되어 이 공법의 보급을 중단시켰다. 그 이후 여러 가지 마을 하수처리공법이 도입 또는 개발되고 있다. 그 중에서도 토양피복접촉산화공법, 접촉포기법, LC-정화공법 등도 상당히 보급되고 있는 실정이다.

그러나 이러한 기계식 공법들은 유입하수량 및 수질변화에 대한 대응성, 시설유지 관리면에서 많은 문제점을 야기 시키고 있다.

또한 소규모 마을 하수처리장은 정부에서 지원하여 시설하고 있으나 하수처리장의 관리비 및 운영비는 지방자치단체나 주민들이 부담하도록 권장하고 있으나 지방

자치단체의 예산부족과 주민들의 자발적인 관리운영이 어려워 현행 기계식 공법들은 여러 가지 많은 문제점을 안고 있다.

따라서 농촌 환경의 특성을 감안하여 농촌의 중소규모로 발생하는 하수를 처리하기 위하여 시설비 및 유지관리비용이 저렴하고 지역의 환경에 잘 적응하며, 공정이 간단하고, 계획된 방류수질을 충족시킬 수 있는 하수처리공법의 개발 보급이 절실히 요구되고 있다[3,6,7,8].

따라서 이와 같은 기계식 공법의 문제점을 보완하고 농촌 지역의 특성에 맞는 하수처리공법으로 자연정화공법이 대두되었으며, 이러한 자연정화공법으로는 토양처리방법, 산화지법, 식물을 이용한 처리법, 습지처리법 등이 있으나[9,10], 이러한 자연정화공법은 하수처리 과정 중 악취가 발생되거나 공극이 폐쇄되어 투수속도가 저하되며 과다한 부지면적이 소요되고, 또한 농촌 지역의 특성상 오수 유입량의 큰 변동으로 처리효율이 저하되는 등 여러 가지 문제점이 있는 것으로 알려져 있다[6,11,12].

하수가 아닌 오염된 하천수를 정수식물이나 수생식물 등을 이용하여 수질을 개선하는 연구가 다수 수행된 적이 있다[15].

우리나라 일부 군부대에서 환경친화형 자연정화공법을 설치하여 운영하고 있으나 이도 포기시설과 콘크리트 셀로 구분된 기계적 시설이며 현재 공극폐쇄가 일어나며 처리효율이 낮은 상태로 파악되고 있다.

제 2 절 국외의 기술개발 현황

자연정화공법에 의한 하수처리는 독일을 중심으로 중앙유럽에서 활발히 연구가 진행되고 있다. 독일의 농촌 전역에 보급되어 사용하고 있는 하수처리장은 연못형과 그리고 연못형에 포기시설 혹은 살수여상이나 미생물접촉판(RBC)을 설치하여 하수처리 효율을 높이기도 한다. 최근에는 1970년대부터 연구 개발된 자연정화공법인 수초하수처리장을 사용하고 있으며, 이 공법이 가장 효율적인 공법중의 하나로 판단되고 있다. 따라서 현재 독일에서는 1998년부터 수초하수처리장에서 탈질, 인제거, 골재오염과 폐쇄, 토양여과의 생태, 미생물분석을 중심으로 하여 학문적, 기술적 문제를 종합적으로 연구하고 있다.

미국에서도 최근 들어 유럽의 자연정화공법을 많이 연구하는 것으로 알려지고 있으며, 일본은 이 분야에 상당히 활발한 연구가 진행되어 실제 자연정화공법을 이용

하고 있다. 모관침윤트렌치공법은 우리나라가 일본으로부터 도입한 사례이며 이 공법은 모관의 폐쇄로 인해 보급이 이미 중단되었다.

농촌의 소규모로 발생하는 하수를 처리하기 위해서 기계식 공법인 영국의 활성슬러지법과 자연정화공법인 독일의 수초하수처리장, 일본의 모관침윤트렌치공법 등을 제시하고 있으나, 자연정화공법인 수초하수처리장을 제외한 대부분의 공법이 국내의 농촌 환경특성에 적합하지 못하여 하수 처리시 많은 문제점이 발생되고 있고, 특히 이들 공법으로는 2004년부터 4대강 지역에, 2008년부터 전 지역에 강화될 방류수 수질기준을 만족시키기 어려운 실정이다. 또한 자연정화공법인 수초하수처리장도 질소와 인의 처리효율이 다소 낮아 처리효율 향상을 위한 연구가 필요한 실정이다.

제 3 장 연구개발수행 내용 및 결과

제 1 절 이론적 접근방법

인류가 처음 자신들이 필요한 물을 관리하기 시작한 것은 정착생활을 시작한 신석기 시대라고 추정하고 있다. 인류는 맑은 물을 쉽게 구할 수 있는 곳에 정착하여 자신들이 필요로 하는 생활용수를 관리하였으며 농경에 필요한 용수를 확보하기 위하여 저수지를 만든 것으로 알려지고 있다. 또한 북미 대륙의 인디언들이 자신들의 생활용수를 얻는 호수 수질을 정화하기 위하여 조개껍질을 사용한 것으로 알려져 있다. 오늘날과 같은 과학적인 수질관리기술은 19세기 이후에 와서 개발되기 시작하였다[16,17].

1889년 영국에서 처음으로 생활하수와 부유물을 침전 처리하는 1차 처리방법을 개발하여 사용했으며 1893년에는 오늘날 우리가 사용하는 살수여상법이 개발되었다. 그후 1914년에는 영국의 Arden과 Lockett에 의해 활성슬러지법이 개발되어 사용되기 시작하였다[17]. 습지식물의 정화효과는 1950년대 독일의 Max-plank 연구소의 Kaethe Seidel에 의해 최초로 세상에 알려졌으며, 수생식물에 의한 수처리기술은 1960년대에 미국의 NASA와 독일의 Max-plank 연구소에 의해 주로 유기물처리를 목적으로 개발되기 시작되었다[6,18-25].

NASA에 의한 일련의 연구는 폐쇄 생태학적 생명부양계 프로젝트(Closed Ecological Life Support Systems)를 통하여 위성의 수질과 대기질의 개선을 위한 부수식물처리시스템을 고안하면서 시작되었으며, 그 이후에는 토양과 정수식물 근계의 여과처리 기능을 극대화한 토양-정수식물 여과처리시스템으로 연구가 이루어졌다[6,18-25].

독일 Max-plank 연구소의 Kaethe Seidel은 1960년대에 식물정화조를 고안하였고, 그 이후 독일인 Kickuth가 골재층에 수초를 식재하여 하수를 골재 층으로 흐르게 하여 처리하는 방법을 연구하여, 갈대의 근권을 이용한 폐수정화방법을 고안하였다. 이들 연구결과는 오랫동안 빛을 보지 못하다가 1980년대 들어서면서 환경친화적 수질개선방안으로, 특히 수자원 분야에서 관심을 모으기 시작하면서 오수 및

폐수를 정화하기 위한 여러가지 모델의 식물정화조들이 개발되었다[6,18-25].

1970년대 이후 미국을 중심으로 서구 선진국에서 인공습지를 이용한 수질을 정화하는 기술을 개발해오고 있다. 이들 선진국에서는 인공습지를 점원 오염물질 처리뿐만 아니라 비점원 오염물질을 처리하는데도 이용하고 있다. 미국과 캐나다 등 북미에서는 하·폐수를 연못이나 전통적 2차 처리장에서 처리한 후 고도로 처리하기 위해 자유수면 인공습지를 주로 사용하고 있으며, 유럽은 하·폐수를 2차 처리수준으로 처리하기 위해 토양여과 인공습지를 일반적으로 사용하고 있다[26-35].

국내에서 수생식물을 이용한 수처리 연구는 1980년대 이후 시작되었으며, 주로 중남미 원산의 부레옥잠(*Eichhornia crassipes* Solm.-Laub)이 연구되어 왔다. 부레옥잠을 이용한 수처리 연구는 축산폐수와 군부대 생활하수의 유기물, 영양염류 및 중금속처리 실험이 수행되었으나 소형장치나 중·소규모 모형실험이 주를 이루고 있다. 부레옥잠 이외에는 생이가래(*Salvinia Natans*)에 의한 하수내 질소와 인의 처리, 미나리(*Oenanthe Javenica*)에 의한 영양염류처리 및 카드뮴과 납의 처리, 물옥잠(*Monochoria korsakowi* Regel et Maack), 줄(*Zizania latifolia* Turcz), 부들(*Typha orientalis* Presl), 꽃창포(*Iris ensata var. spontanea* Nakai), 토란(*Colocasia antiquorum* Schott)에 의한 축산폐수처리, 애기부들(*Typha angustata* Bory et Chaub), 꽃창포(*Iris ensata var. spontanea* Nakai), 미나리(*Oenanthe Javenica*)에 의한 하수처리 연구가 수행된 바 있으나 이들 연구는 아직 현장적용규모의 실용화 연구가 미흡한 상태이다[24,36].

현재 유럽에는 15년 이상 된 식물정화조가 약 200개소에서 가동운영되고 있는 것으로 알려져 있다[37]. 국내에서도 최근 들어 이 분야에 대한 연구가 진행되고 있으나 식물정화조의 실용화는 아직 활발하게 이루어지고 있지 못한 실정이다[9]. 국내의 대규모 인공습지 조성은 담수호인 시화호 수질개선을 위해 반월천과 동화천의 시화호 유입부에 인공습지를 조성하여 오염 하천수를 정화하기 위한 공사가 현재 진행중에 있다[10].

점원 및 비점원 오염물을 환경친화형으로 자연적으로 정화하는 공법으로는 연못시스템, 인공습지, 연못-습지 시스템 등이 있다[10].

연못시스템은 자연상태에서 태양에너지와 생태계의 작용에 의해 각종 하폐수를 효율적이며 경제적으로 처리할 수 있는 공법으로 생활하수, 공장폐수, 축산폐수 등

점오염원뿐만 아니라, 강우 유출수 등 비점오염원을 처리하기 위해 열대에서 한대에 걸쳐 전 세계적으로 도시나 마을에서 이용되고 있다[38]. 연못속의 폐수처리는 침전, 유기산생성, 메탄발효, 호기성산화, 광합성산소배출, 황 및 질소 변형, 질소 및 인 처리, 중금속 처리, 기생충 알 및 병원균 제거 등 수많은 생물학적, 화학적 및 물리적 반응에 의해서 이루어진다[39].

인공습지는 수문학적 특성에 따라 자유수면 시스템, 토양여과 시스템, 부유식물 시스템으로 크게 분류한다[40,41].

자유수면 시스템은 유입수가 저류하는 장소, 유입수가 흐르는 수로, 유입수의 침출을 막는 제방으로 이루어지며, 정수식물이 자라는 수심 0.2~0.6m 정도의 식재구간과 수심이 다소 깊어 정수식물이 자라지 않는 1~1.2m의 개방구간으로 설계한다. 자유수면 시스템의 수질정화는 0.2~0.6m의 수심과 정수식물 및 습지 식물이 자라는 토양이 중요한 역할을 한다[9].

토양여과 시스템은 지면이 물에 잠기지 않으며 땅속에 트렌치나 바닥을 설치하여 자갈이나 굵은 골재 속으로 유입수가 침투되어 정화되며 표토에 습지식물을 심는다. 토양여과 시스템은 BOD 부하량에 따라 2~3개 습지를 직렬 또는 병렬로 구성한다[9].

부유식물 시스템은 부레옥잠이나 개구리밥 같은 부유식물을 이용하는 시스템으로 우리나라와 같은 온대권에서는 겨울철에 부유식물이 죽기 때문에 거의 이용하지 않는다[9].

연못-습지시스템은 연못시스템과 인공습지의 수질정화 장점을 결합한 시스템으로 몇 개의 연못과 몇 개의 습지를 직렬과 병렬로 연결하여 구성한다. 연못-습지 시스템은 다른 시스템에 비해 질소와 인의 처리율이 월등히 높은 것으로 알려져 있다[42].

습지는 동식물 부양체제와 환경의 기능을 유지하는데 광범위한 역할을 수행하여 왔으며[43], 수자원의 조절, 토양침식방지 및 각종 오염물질 흡수 그리고 조류와 어패류의 서식처로서 역할을 하고 여가 활동의 주된 장소이며[44-46], 심한 폭풍우를 막아주고[47,48], 육지로부터 유입되는 각종 오염물질을 정화하는 기능을 갖는다[49].

습지에 의한 부유물질 처리는 침전과 여과, BOD 및 COD성 오염물질 처리는 미생물에 의한 분해 및 침전, 병원균은 침전 및 여과에 의한 자연 사멸과 식물의 항생물질 분비에 의한 사멸, 질소처리는 질산화작용, 탈질작용, 식물과 미생물 흡수

및 암모니아태로의 휘산, 인산처리는 침전, 토양흡착, 식물과 미생물 흡수 등으로 처리되는 것으로 알려져 있다[50]

이러한 습지에서의 오염물질에 대한 주요 처리기작은 Table 3-1에서와 같으며, 습지에서 처리되는 오염물질은 유기물, 부유고형물, 영양염류, 그리고 병원성 미생물과 중금속까지도 포함된다[51].

습지에서의 오염물질 처리는 물리적, 화학적 및 생물학적 기작에 의하여 이루어지는 것으로 알려져 있다.

물리적 처리기작은 오염물질의 침전, 여과 및 흡착이며, 이는 식생이 유발시키는 수문학적 과정과 밀접한 관계를 가지고 있다. 식물은 광합성을 함으로써 잎을 생산하며, 그에 따라 엽면적지수(leaf area index)를 증가시킴으로써 강우의 포착량과 증발산량을 증가시킨다.

또한 식물은 토양 유기물 함량을 증가시킴으로서 오염물질 처리효율을 증가시킨다[54]. 즉, 식물에 의한 토양 유기물 함량 증가로 토양 입단 형성이 촉진되고, 그에 따라 증가되는 토양의 공극률은 침투량 증가에 공헌하며, 결과적으로 지표 유출수량과 유속 에너지를 감소시킴으로써 입자상 오염물질의 퇴적을 증가시키게 된다[52,53].

그리고 화학적 처리기작은 질산화, 탈질 작용 및 암모니아 휘산 등이 있고 일부 토양흡착은 물리적인 과정뿐만 아니라 화학적 과정에 의해서 이루어진다[54].

또한 생물학적 처리기작은 미생물의 분해, 식물의 항생물질 분비, 질산화 및 탈질작용, 영양물질의 흡수 및 암모니아의 휘산 등이며, 대부분의 식물과 미생물은 영양소를 기반으로 대사활동을 하기 때문에 질소나 인을 흡수하여 보유함으로써 물의 부영양화 감소에 공헌한다[54]. 그러나 많은 양의 질소는 습한 상태에서 미생물에 의한 탈질작용으로 처리된다[55,56].

질소와는 달리, 인은 기체상태로의 처리 기작이 없다. 따라서, 식물 및 미생물에 의한 흡수와 토양에 의한 흡착이 주요 처리 과정이다. 어느 기작이 주요한지는 생태계의 종류에 따라 다르게 나타나고, 한 생태계에서도 인 공급이 계속됨에 따라 시간적으로 다르게 나타난다[57]. 이때 토양에 의한 인 흡착에는 토질, 유기물함량, 산화환원전위, pH 등과 같은 화학적 특성들이 많은 영향을 미치게 된다[54].

Table 3-1. Mechanism of water purification in constructed wetland[51].

Mechanism		Settleable Solids	Colloidal Solids	BOD	N	P	Heavy Metals	Refractory Organics	Bacteria & Virus
Physi-cal	Sedimentation	P	S	I	I	I	I	I	I
		Gravitational settling of solids (and constituent contaminants) in pond/marsh settings.							
	Filtration	S	S						
		Particulates filtered mechanically as water passes through substrate, root masses, or fish.							
	Adsorption		S						
		Inter-particle attractive force (van der Waals force).							
Chem-ical	Precipitation				P	P			
		Formation of or co-precipitation with insoluble compounds.							
	Adsorption				P	P	S		
		Adsorption on substrate and plant surfaces.							
	Decomposition						P		P
		Decomposition or alteration of less stable compounds by phenomena such as UV irradiation, oxidation, and reduction.							
Biolo-gical	Bacterial Metabolism[b]		P	P	P			P	
		Removal of colloidal solids and soluble organics by suspended, benthic, and plant-supported bacteria. Bacterial nitrification/denitrification.							
	Plant Metabolism[b]							S	S
		Uptake and metabolism of organics by plants. Root excretions may be toxic to organisms of enteric organic.							
	Plant Adsorption				S	S	S	S	
		Under proper conditions, significant quantities of these contaminants will be taken up by plants.							
	Natural Die-off								P
		Natural decay of organisms in an unfavorable environment.							

P=primary effect

S=secondary effect

I=incremental effect

(effect occurring incidental to removal of another contaminant)

[b]=The term metabolism includes both biosynthesis and catabolic reactions

생물학적 과정의 미생물활동 중 박테리아의 활동은 수질정화에 중요한 역할을 한다. 그 이유는 박테리아는 자연적으로 발생된 모든 유기적 화합물을 분해시키며, 호기적 조건하에서는 CO_2, H_2O 및 무기염으로 분해시키기 때문이다. 분해되기 어려운 물질은 부분적으로 분해되기 쉬운 물질로 전환시킨다. 박테리아의 종류는 Hofmann[58]의 실험결과에 의하면 갈대를 이용한 식물정화조내에서 특히 *Pseudomonas, Flavobacterium, Coryneforme, Cytophage*의 종들이 많다고 하였다. 박테리아의 서식밀도가 가장 높은 곳은 미세한 뿌리부분으로 그 형태는 그물형이며 산소는 특히 표피의 칸막이 사이로 나가게 되며, 이것은 수질정화의 성패를 좌우하는 중요한 작용을 하는 것으로 알려져 있다[59].

인공습지에 의한 하수처리 초기에는 BOD, COD 및 SS를 90%이상 처리할 수 있는 경우가 많으며 질소와 인의 처리효율은 지역에 따라 약간의 차이는 있으나 약 50% 정도 되는 것으로 알려져 있고 수처리 효율은 유입되는 폐수의 형태, 부하율, 수리학적 기후적 특성, 사용되는 식물과 저질의 형태 및 운영에 필요한 관리 방법 등에 의해 크게 다른 것으로 알려져 있다[60,61].

물의 pH는 산성 또는 염기성을 나타내는 중요한 지표로서 일반적으로 하천수, 호소수 및 지하수의 pH를 지배하는 것은 주로 탄산염이다[37,57,62]. 그 외에도 조류의 광합성 또는 호흡에 의해서 나타나는 생물학적 요인, 공업 및 광업 등에 의해 발생되는 각종 폐수 또는 산성비에 의한 영향, 암석이나 토양에 의해 영향을 받는 지질학적 요인 등이 있다[37].

산화환원전위란 저니토내의 환원물에 대한 산화물의 비를 나타내는 것으로, 값이 크면 산화물의 비가 높다는 것을 의미하며, 저니토가 산화상태임을 나타낸다. 정수식물에 의하여 생산된 다량의 식물체가 고사하여 물속에 가라앉으면 미생물에 의하여 분해되는 과정에 산소가 소비되어 환원되므로 산화환원전위가 낮게 된다. 한편, 경엽부로부터 뿌리로 이동한 산소의 일부는 뿌리 주변에 방출되어 산화환원전위를 높히는 역할을 한다[63,64]. 이러한 저니토의 산화와 환원은 생태학적으로 중요한 의미를 갖는다. 즉, 산화과정에서 유해한 H_2S, CH_4, Fe^{2-} 등의 환원물질을 산화시키고[65,66], 무기이온의 존재 형태에 영향을 주어 영양소의 이용효율을 변화시키며[65,67], 유기물의 분해를 촉진시키고[68,69], 환원과정에서 그 역의 반응이 일어난다. 저니토에서의 pH와 산화환원전위는 유기물 분해에 관여하는 미생물의 종류, 수 및 활성도에

영향을 주기 때문에 오염물질처리에 중요한 요인이다[70].

용존산소는 방류수 수질기준 항목에는 포함되지 않지만 일반적으로 지표수에서 물고기의 서식에 지장이 없는 용존산소 기준치를 5㎎/ℓ 이상으로 규정하고 있다[71]. 수질에서 가장 일반적인 것은 유기물이 수중 미생물에 의해 분해될 때 용존산소가 소비되는 것이다. 오염되지 않은 물에서는 용존산소는 거의 그 온도에서의 포화값에 달하며 온도가 높아질수록 수중 산소용해도는 감소한다. 습지에서 유입수와 유출수의 용존산소를 비교해 봄으로써 수초가 수중에 산소를 공급한다는 사실을 알 수 있으며, 습지의 불포화층에서는 통기성이 좋아 자연적으로 산소가 원활히 공급되어지며, 포화층에서는 표면을 통한 자연적인 산소공급이 불포화층에 비하여 원활하지는 않다. 그러나 수초에 의한 탄소 동화작용으로 생겨난 산소를 뿌리로 보내어 가는 뿌리털 주위에 산소수막을 형성하며, 이 산소는 호기성미생물이 오염물질을 분해할 때 소모되는 것으로 알려져 있다[71-74].

BOD는 오수내 생분해가 가능한 유기물질의 농도를 나타내는 지표로서 방류수 수질기준을 정하여 규제하고 있다[73,75]. 인공습지 등 담수환경에서 수초의 성장은 지상부식물의 내부통기 조직과 연결된 뿌리에서 근권으로 산소 방출을 한다고 하며, 갈대의 경우 어린뿌리가 가장 중요한 산소 공급원이라고 하였다[23,76,77]. 이와 같은 산소공급의 결과 뿌리주변에 호기층과 혐기층의 공존이 배출수의 질산화작용과 탈질작용을 촉진시키는 것으로 알려져 있으며, 또한 혐기층에서 폐수중 유기물을 이산화탄소와 메탄으로 분해시킨 결과 BOD가 낮아지는 것이라 하였다[23,76,77].

Fig. 3-1는 뿌리공간 1㎡에 갈대 뿌리로 가득 찬 뿌리공간에 하수가 포화상태로 하루에 50*l* 유입될 때 처리되는 과정을 도시화 한 것이다[78].

하수가 그림과 같이 수평으로 이동하는 과정에서 하수의 여러 가지 영양요소가 수초뿌리의 흡수와 탄소동화작용으로 공기 중으로 발산 또는 토양과 결합되기도 한다. 뿌리공간에 서식하는 여러 가지 미생물에 의하여 분해되어 처리되기도 하지만 물리-화학적인 과정을 거쳐 처리되기도 한다. 갈대줄기 주변으로 가득 찬 뿌리는 하수가 흐르는데 결정적인 역할을 하게 된다. 앞서 기술한 바와 같이 수초의 성장기에는 입과 줄기를 통하여 상당한 수분을 공기 중으로 발산하기 때문에 유출량에 영향을 미친다. 하수가 처리되는 과정에서 수초 그 자체가 주로 하수를 직접처리한다고 말하지 않는다[79].

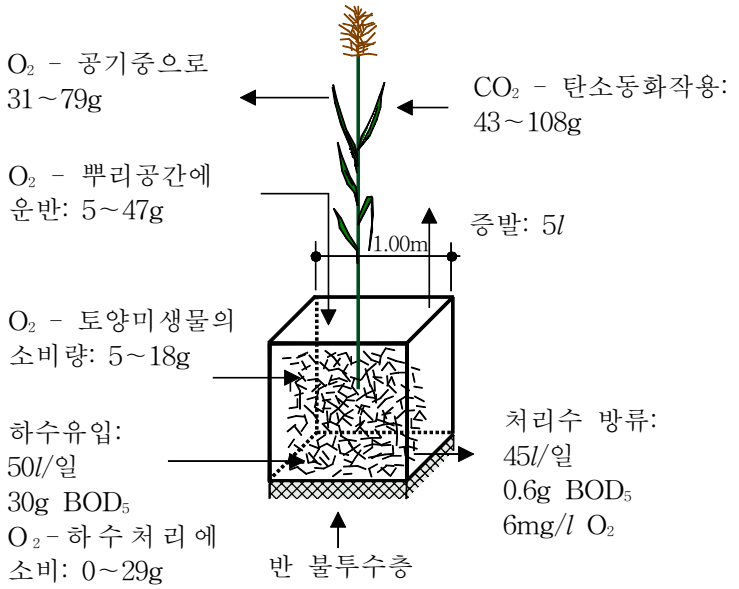


Fig. 3-1. Treatment capacity of 1m^2 root space for one day[23].

질소는 인과 함께 식물생장에 필수요소이며 유기태 질소와 무기태 질소의 형태로 자연계에 존재한다[73].

하수중에 포함된 질소화합물은 요소나 단백질의 형태인 유기태 질소와 암모니아태 질소, 아질산태 질소, 질산태 질소 등의 무기태 질소로 구성되며, 암모니아태 질소가 총 질소의 70%이상을 차지하고 있다. 인공습지를 이용한 하수처리장에서 처리되는 질소의 주요 경로는 크게 수초와 여재에 부착한 미생물에 의한 흡수, 암모니아 휘산, 그리고 질산화 및 탈질 등을 들 수 있다[50].

생물학적 탈질을 반응에 따라 구분하면 암모니아의 질산화와 질산 및 아질산의 탈질로 구분된다. 암모니아의 질산화는 아질산화와 질산화로 나뉘어진다[80].

질산화 반응에 관여하는 질산화 미생물의 성장가능 온도는 4~50℃이고, *Nitrosomonas*의 생육적온은 35℃이며, *Nitrobacter*는 35~42℃가 생육적온인 것으로 알려져 있다. 질산화 반응에 관여하는 미생물들의 최적 pH는 7.5~8.6으로 비교적 범위가 좁다. 용존산소량이 질산화에 미치는 영향은 *Nitrosomonas*가 용존산소 1.5~2.0㎎/ℓ이상, *Nitrobacter*는 용존산소 3.0~4.0㎎/ℓ이상에서는 커다란 영향이 없으며, 용존산소 0.5㎎/ℓ에서는 질산화율이 현저하게 감소되어 거의 질산화가 일

어나지 않은 것으로 알려져 있다[81].

아질산균 및 질산균의 우점종인 것은 *Nitrosomonas*와 *Nitrobacter*이다. 대부분의 질산화세균은 독립영양세균이므로 유기물이 없어도 암모니아 또는 아질산의 산화에 의하여 에너지를 얻으며, 탄산가스와 탄산 및 중탄산을 탄소원으로 하여 세포합성을 한다. 즉, 세포 내의 세포 구성물질과 아민산 및 비타민류 등은 모두 무기영양염과 CO_2로부터 합성된다[82].

암모니아의 농도가 높은 경우에는 질산화가 진행됨에 따라 pH가 저하된다. 암모니아태 질소 1㎎/ℓ가 질산화 되면 7㎎/ℓ의 Alkalinity가 감소하게 된다. 탈질을 활발하게 수행하는 세균으로 알려져 있는 것은 *Pseudomonas*, *Achromobacter*, *Bacillus* 및 *Micrococcus* 등이다. 이 중에서 *Pseudomonas*, *Achromobacter*는 일반적으로 토양 중에서 우점종이고, 폐수처리의 탈질에서도 이러한 세균들이 관여하는 것으로 알려져 있다[82].

탈질세균은 일반적으로 임의 혐기성이고, 산소가 존재하는 경우에는 이를 이용하여 호흡한다. 그러나 혐기성 조건에서 질산태 질소가 존재하면 산소 대신에 질산태 질소중에 들어있는 산소를 이용하여 증식할 수 있다. 또한 탈질을 하기 위하여 수소가 필요하고, 수소공여체로서의 유기물이 존재하지 않으면 안된다[83]. 탈질에 이용될 수 있는 유기물들에는 생활하수나 산업폐수의 유기물, 메탄올, 에탄올 및 아세트산 등이 있다[83].

탈질반응의 최적의 pH는 7이며[84], 탈질 박테리아의 생육적정 pH는 6.5~7.5이고, 이 범위를 벗어나면 탈질효율은 급격히 감소한다. 용존산소의 농도는 탈질속도에 영향을 끼치며, 농도가 0.2㎎/ℓ일때는 0㎎/ℓ일때 비하여 약 50% 정도 감소한다[82].

탈질균이 산소 대신 질산태 질소를 이용하도록 하는 조절 메카니즘은 두 단계로 나뉘는데 첫 번째 단계는 탈질에 필요한 효소의 생성이다. 순수배양실험에서 산소는 이런 효소의 생성을 억제하는 것으로 나타났다. 순수배양미생물이 호기성조건에서 무산소조건으로 환경이 바뀌었을 때 이 효소를 만들어내기 위해서는 2~3시간이 걸린다[83]. 그러나 Simpkin 등[85]은 활성슬러지에 관한 연구에서 무산소조건을 갖지 않는 활성슬러지에도 탈질 효소는 존재하며 탈질을 하기 위해 탈질 효소 생성을 위한 기간은 필요하지 않다고 했다.

탈질을 조절하는 또 하나의 메카니즘은 효소의 활성이며, 산소는 탈질 효소의 활성을 억제한다. 순수배양에서 탈질이 멈추는 산소의 농도는 0.2㎎/ℓ로 보고되었으

나, Berdick 등[86]은 활성슬러지에서 그 값이 0.3~1.5㎎/ℓ라고 보고하였다. 그러나 Kornaros 등[87]은 어떤 종류의 미생물들에 의해 호기성조건에서도 속도는 느리지만 탈질은 일어난다고 하였다. Thalasso 등[90]은 메탄올을 탄소원으로 한 탈질실험에서 산소의 분압이 약 46mb가 될 때까지는 탈질 속도가 증가하다가 50mb보다 커지면 급격히 감소한다고 하였다.

인공습지 하수처리장의 뿌리공간에서의 질산화와 탈질은 Fig. 3-2에서 보는 바와 같이 하수 중에 포함되어 있는 질소화합물이 인공습지 하수처리장의 식물뿌리공간에서 질산화와 탈질을 거쳐 처리되며, 뿌리 가까운 부분에 호기성 지역이 형성되며, 뿌리와 떨어진 곳은 혐기성을 나타내게 된다. 이와 같은 뿌리공간에 질소화합물을 함유한 하수가 유입되면 여재표면에 부착되어 있는 호기성 박테리아인 *Nitrosomonas*의 작용으로 암모니아태 질소가 아질산태 질소로 되고, 이 아질산태 질소는 역시 호기성 박테리아인 *Nitrobacter*의 작용으로 질산태 질소로 된다. 이때 생성된 질산태 질소는 식물체에 흡수되어 질소동화 작용을 거쳐 아미노산을 합성하며, 처리되지 않고 많은 양이 하천이나 호소로 유입될 경우 부영양화를 일으킬 수 있다. 뿌리공간에서 질산태 질소 처리공정은 무산소 상태에서 혐기성 박테리아에 의해 질산태 질소를 전자 수용체로 하여 질소기체로 공기 중으로 처리되는 것이다. 뿌리공간에서 호기성과 혐기성의 공존은 계속적인 탈질을 유도하게 되고 따라서 기체 형태로 질소의 처리가 가능하게 된다[83].

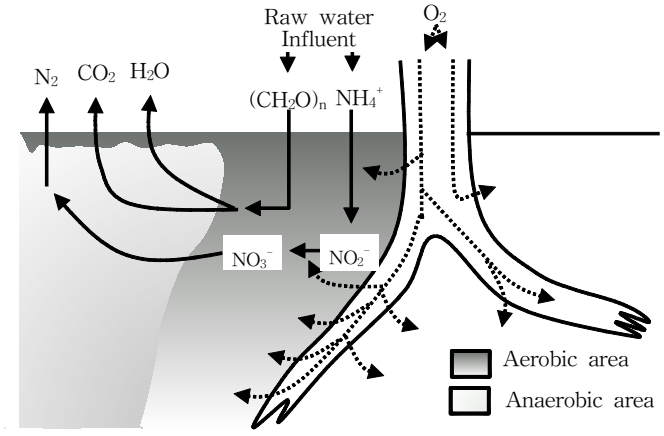


Fig. 3-2. Nitrification and denitrification of root space[84].

인은 식물의 생육에 필수요소로서 자연계에서 주로 인산으로 존재하며 인산성분은 질소성분과는 달리 물에 용해가 잘 안되고 토양에 견고하게 부착되어 광물질이나 유기물질들과 복합화합물의 형태를 이루고 있다. 총 인은 용해상태와 입자상태의 모든 인산성분을 합한 것으로서 일반적으로 하수나 폐수의 방류수 수질기준에서도 인 성분은 총 인으로 규제하고 있다[73].

인은 기체상태로의 처리 기작이 없으므로 식물 및 미생물에 의한 흡수, 토양에의 흡착 및 침전이 주요 처리 과정이다[63]. 토양의 흡착에는 토질, 유기물함량, 산화환원전위 및 pH 등과 같은 화학적 특성들이 많은 영향을 미치게 된다[88].

가정의 생활하수에서 각종 인산염은 Ortho인산(정인산 ; pH에 따라 PO_4^{3-}, HPO_4^{2-}, $H_2PO_4^-$, H_3PO_4), Poly인산($H_3P_3O_{10}$, $H_4P_2O_7$ 등) 및 유기인산화합물로 존재한다.

인의 처리는 화학적, 생물학적 그리고 물리적 방법에 의하여 이루어 질 수 있다.

화학적 처리방법은 철염과 알루미늄 또는 칼슘을 사용하여 침전에 의해 인을 처리한다.

생물학적 처리방법은 미생물에 자극을 주어 정상적인 세포성장에 필요한 양보다 많은 양의 인을 섭취하게 하는 현상을 이용하고 있다. 미생물세포내의 인 함량은 질소 함량의 1/5정도이나 실제 인의 함량은 특정한 환경조건에 따라 질소 값의 1/7에서 1/3까지 변화된다. 생물학적 인 제거의 핵심은 미생물을 혐기성과 호기성 상태에 교대로 노출시키는 것이다. 교대로 노출시키면 미생물에 긴장, 즉 미생물의 대사경로를 전환시키는 환경조건의 극한적인 변화를 주게되어 정상수준 이상으로 인이 흡수된다. 인은 미생물의 유지, 합성 그리고 에너지 전달에 사용될 뿐만 아니라 미생물에 의하여 저장되어 추후 이용되기도 하는 것으로 알려져 있다[89].

생물학적 인 제거의 영향인자로 유기물의 부하와 성분, 용존산소, 질산태 질소, pH 및 온도 등이 있고 이 중에서 혐기-호기 접촉시간, 용존산소, 질산태 질소, 유기물의 성분과 농도 및 pH가 인 제거에 큰 영향을 미치며, 온도는 인 제거에 직접적인 영향을 미친다고 볼 수 없다.

혐기-호기 접촉시간의 결정은 인 처리 미생물의 활동성을 결정함과 동시에 초기 건설비용 및 유지관리비를 결정하는 데 중요한 역할을 한다. 인 처리에 용존산소의 영향은 호기시의 용존산소가 2㎎/ℓ 정도일 때 최고 인 섭취가 이루어진다. 유기물 부하가 낮은 경우에는 용존산소가 0.3㎎/ℓ정도 이하에서 인 방출이 이루어지며, 유

기물 부하가 높은 경우에는 용존산소가 0.1㎎/ℓ이하에서 인 방출이 시작된다[83].

생물학적 인 처리 공정에서 혐기조에 질산태 질소가 유입되는 것은 인 처리효율을 떨어뜨린다. 이는 혐기조에 유입되는 질산태 질소가 인 처리 미생물이 아닌 종속영양미생물의 성장에 전자수용체로 쓰이기 때문에 인 처리 미생물이 이용할 수 있는 유기물의 양이 줄어들고, 대사활동에 영향을 미쳐서 인 처리 능력이 줄어든다[90].

그러나 최근에 많은 연구자들이 혐기조에서 인 처리 미생물이 질산태 질소를 산소 대신 전자수용체로 사용할 수 있음을 확인하고 산소대신 질산태 질소를 이용한 인 처리 공정을 시도하고 있다. 다만 인 처리 미생물은 무산소 상태에서 기질의 유무 내지는 종류에 따라 인의 총 방출 또는 총 섭취를 하는 것으로 보고되고 있다. 그리고 산소가 존재한다면 질산태 질소를 이용한 인 섭취는 하지 않는다[83].

인을 흡수함으로써 수질을 개선시키는 식물들은 수중에서 이들의 생활양상에 따라 갈대와 부들과 같은 정수(挺水)식물과 가래나 마름과 같은 침수(沈水)식물, 부레옥잠이나 개구리밥과 같은 부수(浮水)식물에 이르기까지 다양하다. 대체로 정수식물은 근권의 발달도가 높고 밀생하는 경향이 높아 미생물의 부착매질로서 좋은 조건을 제공하며, 통기조직을 통해 산소를 공급하여 미생물의 유기물 분해와 탈질작용을 유도한다[91].

조류나 박테리아와 같은 미생물은 식물처럼 영양물질을 뿌리로 흡수하는 것이 아니라 세포의 표면으로 흡수하며, 이러한 미생물은 체적에 비하여 표면적이 매우 크기 때문에 영양물질의 흡수와 재순환의 속도가 매우 빠르다[92]. 단위면적당 이들 미생물의 생체량이 클 경우 전체적인 인의 흡수량은 매우 많게된다. 따라서 단위 면적당 인 처리를 위해 미생물을 이용하는 것이 훨씬 큰 효율을 가져올 수 있다[91].

미생물에 의한 인 흡수는 수중의 인 농도와 세포내에 축적된 인의 양에 의해 결정되는 수동적인 흡수이다. 인이 충분히 존재하는 배양조건과 같은 상태에서는 인의 흡수와 세포의 성장이 거의 일치한다[91].

자연생태계에서 인의 농도는 식물이나 조류와 같은 생물체내로 흡수와 성장이 평형상태를 이룰 만큼 높지 않으며 분포도 고르지 않다. 이로 인해 생물체내 세포가 필요로 하는 인의 5~50배정도 잉여분을 흡수하여 생물체내에 축적한다. 이를 잉여흡수라 하는데 수요량을 초과하는 잉여 인은 생물체내에 인이 부족할 때 이용된다[93]. 즉, 일반적으로 생물체내 인의 농도와 세포의 성장은 일치를 이루지 않으며 세포내

에 축적된 인의 양에 따라 달라진다[91].

굴패각을 매개물질로 하여 수중의 인을 처리하기 위한 연구는 1974년 Zoltex가 시초가 되었다. 이 인 처리방법은 슬러지를 발생하지 않는 제거법으로 인광석을 사용해 수중의 인을 Hydroxyapatite로 추출제거하는 기초적인 연구성과를 발표함으로써 시작되었다. 이 Zoltex의 결과에 주목해 슬러지를 발생시키지 않고 인을 더욱 효과적으로 처리할 수 있는 처리기술을 확립하기 위하여 개발을 추진, 실용화한 것이 정석 탈인법이다[94].

수중의 인의 용해도는 매우 낮으므로 대부분 과포화상태에 있거나 입자에 흡착되어진 상태로 존재하며 침전의 기본 과정인 핵 생성, 결정의 성장, 응집과 숙성의 3단계에서 침전 반응속도가 매우 느리므로 결정 형성 및 침전이 어렵게 되는 것이 일반적이다. 따라서 침전물인 Hydroxyapatite [$Ca_5(OH)(PO_4)_3$]와 유사한 성분과 구조를 갖는 고형물을 첨가할 경우 침전·석출 반응속도를 증가시킬 수 있다. 굴패각은 그 성분이 대부분 탄산칼슘으로 이루어져 있으므로 이들을 인이 함유된 물에 일정시간 체류시키면 표면침전반응을 통하여 수중의 인을 처리할 수 있다[94].

정석법을 이용한 인 처리는 수중의 인을 Ca이온과 반응하여 난용성인 Hydroxyapatite [$Ca_5(OH)(PO_4)_3$]로 정석 처리하는 것이다[95,96].

반응식은 다음과 같이 나타낼 수 있다.

$$5Ca^{2+} + 3PO_4^{2-} + OH \rightarrow Ca_5(OH)(PO_4)_3$$

Hydroxyapatite의 용해도는 인 농도와 pH 조건에 따라 안정영역, 준안정영역, 불안정영역으로 나눌 수 있다. Hydroxyapatite는 안정영역에서는 결정이 급속하게 생성되는 영역이다[97].

정석반응은 준안정영역에서 일어나며, 준안정구역에서 Hydroxyapatite와 동일하거나 유사한 결정이 존재하면 그 표면에 Hydroxyapatite가 생성되며, 이것이 핵으로 작용해 결정이 성장하게 되고 응집과 숙성의 과정을 거친다.

그러므로, 핵으로 작용할 탈인재가 존재하여야만 침전이 가능하고, 탈인재를 첨가하지 않은 경우에는 수중에 Ca이온 농도가 거의 감소하지 않는다. 정석 탈인법에 사용되는 탈인재로서 대표적인 것은 인광석을 소재로 한 것과 골탄, 석회석을 모재로 이용해 제조한 인공 탈인재 및 슬래그 등이 사용되고 있으며, 최근에는 폐기물

인 굴패각의 연구가 진행되고 있으며, 사용되는 고형물의 성상, 처리효율, 경제성 등이 탈인재 선정의 중요한 요소라 할 수 있다[97].

탈인재로 사용되는 굴패각의 주성분은 칼슘이 약 37.6% 정도이며 이를 $CaCO_3$로 환산하면 약 94%가 되어 거의 대부분이 칼슘으로 이루어져 있으며 이외에도 Na와 Mg성분을 소량함유하고 있으며 중금속성분은 거의 함유되어 있지 않다. 굴패각은 다공성의 큰 표면적을 가지고 있으며, 분말의 표면적은 5~7㎡/g 정도로 흡착에 아주 좋은 특성을 가지고 있다[98].

정석 탈인 효과에 대한 영향인자는 탈인재 이외에도 pH, Ca이온농도, 공존 이온농도 등이 있다. Ferguson[96]의 연구에 의하면 Hydroxyapatite의 결정화는 pH, Mg 농도, 탄산, 알카리도 및 불소에 의해 크게 영향을 받으며, pH가 높으면 결정생성속도가 증가하지만 Mg와 탄산의 존재는 결정생성을 방해한다고 보고하였다. pH 및 Ca이온농도는 정석반응에 단독으로 영향을 주지만, 원수의 인 농도와 깊은 연관성이 있으므로 이를 고려하여 설정해야 한다[97].

수생식물이란 보통 수초라고 하는 것으로서, 일반적으로 관속이 있는 고등식물이다. 분류학적인 근거를 갖는 식물 군이라고는 볼 수 없으며, 식물들의 습성에 따라 분류된 생활형의 개념에 의하여 파악되어져 왔다. 또한 그 정의와 분류에 있어서도 학자들에 따라 매우 다양하다. 수생식물이란 “정상적으로 물에서 생육하고 있는 것으로서, 물 밖으로 나오는 경우에도 그들의 생활사 중 어느 한 시기를 수중에서 생육하게 되는 종류들”이라고 정의하고, 현재 이용되고 있는 수생식물은 수심에 따라 그 활동범위가 서로 다르기 때문에 각 수생식물의 성장조건에 따라 정수식물, 침수식물, 부수식물의 세 가지로 분류할 수 있다[99-101].

수생식물에 의한 하수처리란 자연 혹은 인공 습지에서 부레옥잠, 피막이풀, 미나리, 개구리밥 등의 수생식물을 활용하여 폐수 중의 오염물질을 처리하는 방법이다. 이 처리방법은 식물과 미생물의 상호공생 및 상승작용을 통해 이루어지며, 미국과 독일의 경우는 하수처리장에서의 수처리가 1960년대 중반에 대형 수생식물에 의한 유기물질의 처리를 목적으로 대두되었으며 수질오염에 대한 완충지대로서 자연 습지의 중요성은 1970년대 초반에 대두되었다[102]. 현재까지 국내에서 이루어지고 있는 수생식물을 이용한 하수처리법은 주로 부수식물이나 침수식물이 이용되었으며 이는 수질오염농도가 높은 하수처리에는 부적합하며, 과밀하게 성장된 경우 수표면에서

공기와의 산소유통을 차단하여 용존산소를 결핍시키며, 내한성이 낮아 생육조건에 제약이 따르고, 수분함량이 높아 운반이 어려운 등 여러 가지 문제점이 노출되었다. 또한 하천, 늪, 호수 등에서 부영양화 된 수질개선에 이용되고 있으며 수생식물이 직접 영양염류를 흡수하는 역할에 대해서 중점적으로 연구되어 왔다.

골재층에 정수식물을 식재하여 오염농도가 높은 생활하수를 그대로 골재층에 수직과 수평으로 흐르게 하여 처리하는 인공습지를 이용한 하수처리 방법에서 정수식물은 부수식물보다 비교적 식물체내의 질소와 인 함량이 낮고 성장속도가 늦어 영양염류의 흡수능력은 미약하나, 근대의 발달도가 높고 밀생하여 미생물에 대한 부착 매질로서 좋은 조건을 제공해 주고 통기조직을 통한 산소의 공급을 통해 유기물의 분해나 탈질을 유도하며, 발달된 뿌리는 골재의 공극을 유지하여 하수의 투수와 흐름이 중단되지 않게 하는 등 여러 가지 장점을 갖고 있다. 또한 번성한 수초는 여름에 그늘이 지게 하여 수온이 상승하는 것을 방지하고 겨울에는 보온역할을 하기 때문에 자연 상태 그대로 두는 것이 일반적이다[72].

습지식물의 특징은 산소가 부족하거나 산소가 없는 환경에 적응하기에 적합한 구조를 가지고 있다. 이들의 잎과 줄기 및 뿌리는 통기조직으로 각각 연결되어 있고, 공기중의 산소는 잎 표면을 통하여 줄기 및 뿌리조직에 이르게 된다. 뿌리조직에 다다른 산소의 일부는 뿌리주변으로 나가게 된다. 여기서 일부의 산소는 뿌리의 호흡에 필요하고 또 일부의 산소는 뿌리부근에 독소, 예를 들면 식물에 유해한 중금속 또는 황화수소를 제거하는 산화작용으로 소모되어진다. 식물의 이와 같은 산소배출은 생존을 위한 중요한 일이며 또한 많은 양의 산소가 필요하다. 따라서 이와 같은 습지식물들은 뿌리조직에 운반된 산소를 가장 적절하고 경제적으로 이용하도록 발달되어 있다.

수초중에서 갈대는 인공습지 하수처리장에서 매우 중요한 역할을 하고 있다. 하수가 골재층으로 잘 스며들게 하여 처리장의 기능을 지속하게 하는 것과, 뿌리공간에서 영양소와 미생물의 상호작용을 돕고 있다. 그리고 생하수는 일반 수초가 견디지 못하는 여러 가지 요소를 가지고 있는데 그 중에도 염분이다. 자연에서 관찰해 보면 담수와 해수의 접점에서 갈대가 잘 서식하는 것도 이 식물이 염분 토양에 대한 적응력이 크기 때문이다. 일반적으로 갈대는 상온(6~9℃)에서 싹트기 시작한다. 그러나 하수처리장에서는 하수가 처리되는 동안에 미열이 발생하므로 기온이 낮은 2월말부터 표층에서 싹트고 있음을 관찰할 수 있다.

자연에서는 땅 밖의 줄기와 땅속의 뿌리 비율은 대개 1:1～1:3 정도이지만 하수처리장에서는 약 1, 3 : 1의 비율로 나타나고 있다. 만약 4톤의 줄기가 생산되었다면 처리장 골재 속에 약 3톤의 뿌리가 연간 생산되는 셈이다. 왜 처리장에서 뿌리가 잎과 줄기보다 적게 발달하는지에 대하여 잘 알려져 있지 않다. 그러나 잎이 무성한 채소에서 땅속의 뿌리 또한 부실한 점을 미루어 볼 때 과다한 질소가 영향을 미칠 것으로 추측할 수 있을 것이다. 처리장에서 가끔 군데군데 갈대가 없는 곳이 발견되기도 한다. 이를 주의 깊게 관찰하게 되면 산소가 부족하거나 표층의 조건이 산소를 공급하는데 적합하지 않을 때에 이런 경우가 나타난다. 관찰에 의하면 산소 공급이 부족한 곳의 갈대는 잎이 넓다. 아마도 탄소동화작용을 원활하게 하기 위한 것이나 뿌리공간에 보다 많은 산소를 공급하기 위한 것으로 추측된다.

수초의 가장 큰 기능은 뿌리공간의 교체현상을 유지시키는 일이다. 여름철에는 왕성한 성장과 함께 뿌리공간의 교체현상(탄소동화작용)이 다른 때 보다 활발하다. 다년생 수초는 뿌리가 겨울에도 살아있어야 다음 해 봄에 싹이 나올 수 있다. 잎이 고사하여도 뿌리는 계속해서 호흡을 하고있어야 한다. 이러한 서식과정에서 뿌리주변에 그 영향을 미치게 된다. 갈대조의 뿌리공간 주변에는 일반적으로 산소가 잘 공급되면서 하수가 산화되는 영역, 즉 호기성 미생물이 서식한다.

수초·골재 하수처리장에서 골재 공극에 자리잡은 수초의 뿌리는 하수의 지속적인 투수를 보장하며, 처리장에 하수가 유입되면 표면과 골재 속에 미생물 막이 형성되며, 하수 속의 부유물질이 표면에 여과되어 쌓이게 되면 투수속도가 낮아진다. 이때 갈대의 줄기가 성장하면서, 혹은 바람에 줄기가 흔들려 표면층을 움직이게 하여 투수가 용이해지는 좋은 작용을 하게 된다. 그리고 굵은 뿌리는 표층을 부풀게 하며, 잔뿌리는 골재의 공극 사이에서 교체현상을 촉진하여 투수가 잘 되도록 하는 역할을 한다.

하수가 유입되어 수초가 자라는 골재층을 수직 혹은 수평으로 흐를 때 증발하는 것을 측정하기는 쉽지 않지만 유입량과 유출량을 장기간 측정하여 차이를 계산해 보면 알 수 있게 된다. 수초는 대개 많은 증발을 하고 있는 것으로 알려져 있다[103]. 처리장에 서식하는 수초는 건조기에는 매우 많은 증발을 하므로 유출총량에 매우 긍정적인 효과를 제공하고 있다. 식물이 자라는 동안 식물을 통하여 증발되는 유량은 5% 미만이다. 그러나 식물 자체보다 식물 주변 표층에서 증발하는 양은 적지 않다.

수초는 여러 가지 하수처리의 기능 외에 처리장의 주변 환경적응성에 크게 기여하게 된다. 일반적으로 하수처리장은 혐오시설로서 주택지역 가까이에 설치되지 못하는 경향이 있다. 그러나 수초가 잘 자라고 있는 하수처리장은 주변과 잘 어우러지는 것은 물론, 사계절 내내 조류, 파충류, 양서류, 곤충 등이 이동하여 서식하는 생태계의 먹이사슬을 제공하는 역할을 함께 하고있다.

갈대의 경우 산소의 배출부위는 특정한 부위, 즉 미세하고 어린 새 뿌리에 가장 많은 것으로 알려져 있다[104]. 습지식물들에 발달되어 있는 통기조직의 산소운반 통로는 갈대의 죽은 줄기에서도 이루어지는 것으로 알려져 있다[37].

제 2 절 실험적 접근방법

1. 환경친화형 농촌하수처리시스템 개발을 위한 기초 실험

가. 공시재료

환경친화형 농촌하수처리시스템 개발을 위한 기초 실험(소형 하수처리장치)에 사용된 공시 하수는 생활하수였으며, 공시 여재는 골재채취장에서 채취한 여재를 사용하였다.

공시 하수 및 여재의 이화학적 특성은 Table 3-2 및 3-3에서 보는 바와 같다.

소형 하수처리장치에 사용한 여재는 자갈, 여재 대(A), 중(B), 소(C) 및 여재 중(B)과 소(C)를 5 : 3의 비율로 혼합한 여재 (D) 등 총 5종류이었으며, 여재의 입도 분포도는 Fig. 3-3에서 보는 바와 같이 자갈은 입경 10～20㎜범위, 여재 대(A)는 입경 4～10㎜가 약 70%이상, 여재 중(B)은 입경 2～4㎜가 약 74%이상, 여재 소(C)는 입경 0.1～2㎜가 약 85%이상 및 여재 (D)는 입경 0.1～4㎜가 약 87%이상이었다.

그리고 소형 하수처리장치에 이식한 수초는 오염물질을 정화하는 것으로 알려진 다년생 수초인 갈대, 달뿌리풀, 물억새, 삿갓사초, 노랑꽃창포 및 골풀 등 6종이었으며, 갈대 및 골풀은 야외노지에서 성장한 수초를 분주하여 이식하였으며, 물억새, 삿갓사초, 노랑꽃창포 및 달뿌리풀은 식물원에서 생육한 것을 구입 이식하였다.

호기성조에는 갈대 및 달뿌리풀을, 혐기성조에는 물억새, 삿갓사초, 노랑꽃창포 및 골풀을 이식하였다. 공시 수초의 일반적인 특성은 Table 3-4에서 보는 바와 같다.

Table 3-2. Chemical characteristics of the sewage used in the small scale sewage treatment apparatus.

	pH	DO	BOD	COD	Turbidity	T-N	NH_4-N	NO_2-N	NO_3-N	T-P
		----	(㎎/ℓ)	----	(NTU)	----------		(㎎/ℓ)		----------
Average	7.0	0.14	278	133	227	56.9	38.2	0.06	0.15	8.70
Range	6.7～8.5	0.07～0.23	218～381	114～169	86.4～1352	42.8～72.3	33.1～41.9	0.06～0.07	0.07～0.30	7.19～15.08

Table 3-3. Characteristics of the pebbles used in the small scale sewage treatment apparatus.

Pebbles	pH	EC	O.M	T-N	T-P	K	Ca	Mg	Na	Fe	Cu	Mn	Zn
	(1:5H_2O)	(dS/m)	(%)	----------				(mg/kg)					
A	7.8	0.04	1.28	7.64	3.26	1,285	690	1,458	55	1,197	6.8	30	5.5
B	7.9	0.05	0.79	8.52	2.06	635	790	215	212	765	4.9	22	2.3
C	6.5	0.03	0.70	18.67	1.66	1,698	13	186	45	1,321	4.6	20	4.1
D	7.3	0.04	1.31	13.07	2.16	1,251	775	210	192	964	4.6	35	4.2

Pebble A : size 4~10㎜, Pebble B : size 2~4㎜, Pebble C : size 0.1~2㎜, Pebble D : size 0.1~4㎜.

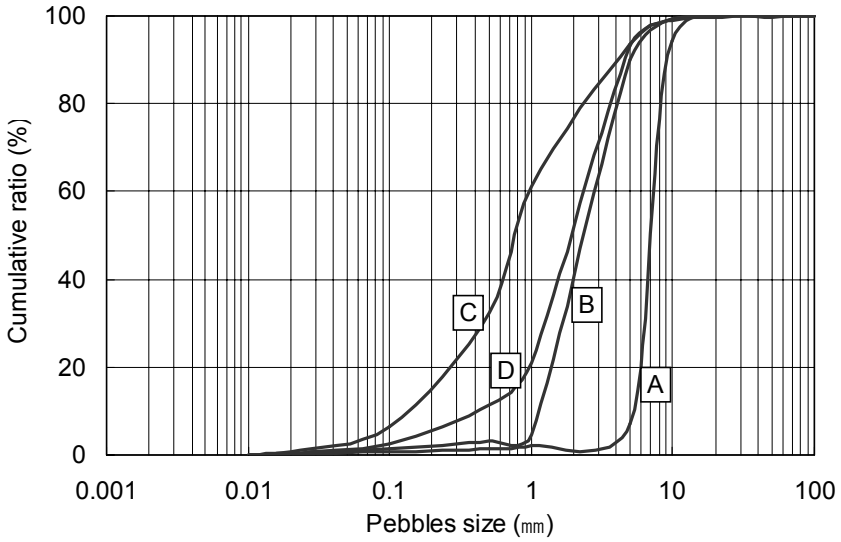


Fig. 3-3. Particle distributions of the pebble used in the small scale sewage treatment apparatus.
A : Pebble A, B : Pebble B, C : Pebble C, D : Pebble D

Table 3-4. Characteristics of the water plants used in the small scale sewage treatment apparatus[105].

Korean name	Scientific name	Code	Vegetative characteristics	Source
갈대	*Phragmites communis* Trin.	P.C.	1~3m height, 1~2㎝ diameter, September blooming	Wetland Riverside
달뿌리풀	*Phragmites japonica* Steud.	P.J.	1~2m height, 0.5~2㎝ diameter, August~September blooming	Riverside
물억새	*Miscanthus sacchariflorus* Benth.	M.S.	1~2.5m height, 0.5~2㎝ diameter, September blooming	Wetland Lake
삿갓사초	*Carex dispalata* Boott.	C.D.	0.4~1m height, 2~5㎝ diameter, May~October blooming	Wetland Lake
노랑꽃창포	*Iris pseudoacorus* L.	I.P.	0.5~1m height, 2~5㎝ diameter, May blooming	Wetland Lake
골풀	*Juncus effusus var. decipiens* Buchen.	J.E.	0.3~1m height, 0.2~0.5㎝ diameter, June~July blooming	Wetland Lake

나. 실험방법

1) 소형 하수처리장치의 설계 및 시공

소형 하수처리장치는 호기성조와 혐기성조로 구분하여 시공한 다음, 여재 입경별 수처리 효율과 수처리 공법개선에 따른 수처리 효율을 조사하였다.

소형 하수처리장치는 호기성조와 혐기성조를 연결하여 1개조로 하여 총 8개조로 제작하였으며, 호기성조와 혐기성조의 크기는 각각 가로 100㎝ × 세로 100㎝ × 깊이 100㎝로서 두께 8㎜의 플라스틱판을 사용하여 용량이 1㎥되게 제작한 시공전경은 Photo. 3-1 및 Photo. 3-2에서 보는바와 같다.

하수처리장에서의 하수의 흐름은 호기성조에 하수원수를 유입시켜 위로부터 아래로의 수직여과방식으로 하수를 처리하여 유출된 호기성조 처리수는 자연유하식으로 혐기성조로 유입되게 하였다. 혐기성조에 유입된 호기성조 처리수는 수평여과방식으로 처리되도록 하였고, 혐기성조에서 하수의 체류시간을 최대화하기 위하여 혐기성조를 4등분하였으며, 4등분된 각 조에서의 하수 흐름은 대각 또는 수직으로 흐르게 하였다. 혐기성조를 통과한 하수를 방류수로 하여 수처리 효율을 조사하였다.

그리고 호기성조의 하수 투수속도 저하 현상(또는 공극폐쇄 현상)을 방지하기 위하여 호기성조를 2등분하여 1주일씩 교대로 하수처리 하였다.

소형 하수처리장치에는 다년생 수초인 갈대, 달뿌리풀, 물억새, 삿갓사초, 노랑꽃창포 및 골풀을 이식하였다. 수초중에 갈대 및 골풀은 야외노지에서 성장한 수초를 분주하였고, 물억새, 삿갓사초, 노랑꽃창포 및 달뿌리풀은 식물원에서 생육한 것을 구입하여 모두 2000년 9월 19일에 이식하였다. 호기성조에는 갈대와 달뿌리풀을 이식하였으며, 혐기성조에는 물억새, 삿갓사초, 노랑꽃창포 및 골풀을 가로방향으로 서로 같은 종류의 수초를 이식하였다. 하수처리장에 이식한 수초는 호기성조에는 재식거리 20×20㎝되게 이식하였으며, 혐기성조에도 호기성조와 동일한 재식거리로 이식하였다.

가) 여재 입경별 소형 하수처리장치의 설계 및 시공

여재 입경별 수처리 효율 조사를 위하여 설계 및 시공한 소형 하수처리장치는 Fig. 3-4과 같이 호기성조와 혐기성조를 연결하여 1개조로 하여 총 3개조로 제작하였으며, 시공조건은 Table 3-5에서 보는 바와 같다.

하수처리장 호기성조의 여재 종류별 주입위치는 여재 표면에서 10㎝까지는 여재 대(A)를 그 하층의 60㎝는 여재의 입경 크기에 따라 여재 대(A), 중(B) 및 소(C)를 각각 주입하였고 맨 하부 20㎝는 자갈을 채워 넣었다. 호기성조에는 통기관을 각조의 바닥과 하부에서 50㎝위치에 설치하여 자연통풍이 되게 하였다. 그리고 3개 하수처리장 모두 혐기성조에서는 여재 표면에서 80㎝까지 여재 중(B)과 소(C)를 5 : 3의 비율로 혼합한 여재 (D)를 사용하였고, 맨 하부 10㎝는 자갈을 채워 넣었다.

나) 수처리 공법개선에 따른 소형 하수처리장치의 설계 및 시공

수처리 공법개선에 따른 소형 하수처리장치의 설계 및 시공한 하수처리장치의 혐기성조는 Fig. 3-5와 같이 총 5개조로 제작하였으며, 시공조건은 Table 3-5에서 보는 바와 같다.

하수처리장의 혐기성조 수처리 흐름, 방류수의 호기성조 재처리, 호기성조의 혐기성화, 혐기성조의 미생물 처리유무, 혐기성조의 깊이 및 여재에 굴패각 혼합유무에 따른 수처리 효율 조사를 위한 하수처리장치 설계 및 시공은 다음과 같이 하였다.

하수처리장의 혐기성조 수처리 흐름, 방류수의 호기성조 재처리, 호기성조의 혐기성화, 혐기성조의 미생물 처리 유무, 혐기성조의 깊이 및 여재에 굴패각 혼합유무에 따른 수처리 효율 조사 모두에서 호기성조의 재질, 크기 및 여재 주입위치는 상기 가)항의 여재 입경별 하수처리장치 설계 및 시공에서의 호기성조와 동일하게 하였고, 여재입경은 2~4㎜인 여재 중(B)을 사용하였다.

혐기성조 수처리 흐름에 따른 수처리 효율 조사에서 혐기성조의 크기 및 주입위치는 상기 가)항의 여재 입경별 하수처리장치 설계 및 시공한 혐기성조와 동일하게 하였으나, 하수흐름을 수직으로 하였다.

방류수의 호기성조 재처리에 따른 수처리 효율 조사에서는 상기 가)항의 여재 입경별 하수처리장치 설계 및 시공방법에 의해 처리된 방류수를 다시 동일 크기의 호기성조에 의해 재처리하였다.

호기성조의 혐기성화에 따른 수처리 효율 조사에서는 상기 가)항의 여재 입경별 하수처리장치 설계 및 시공방법과 동일하게 하였으나 호기성조의 이중통기관을 막고 수위를 높여서 호기성조를 혐기성화 시켰다.

혐기성조의 미생물 처리 유무에 따른 수처리 효율 조사에서는 상기 가)항의 여재 입경별 하수처리장치 설계 및 시공방법과 동일하게 하였으나, 혐기성조에 탈질균인

*Paracoccus denitrificans*와 *Unidenified mixed culture,* 인축적균인 *Acinetobacter calcoaceticus*를 처리하였다.

혐기성조 깊이에 따른 수처리 효율 조사에서 혐기성조의 크기는 가로 82㎝ × 세로 82㎝ × 깊이 150㎝로, 혐기성조 깊이는 150㎝로 하였고 용량은 1㎥으로서 혐기성조 깊이를 100㎝로 하였을 경우와 동일하게 하였다.

호기성조는 상기 가)항의 여재 입경별 하수처리장치 설계 및 시공방법과 동일하게 하였으나 혐기성조의 여재 주입 위치는 여재 표면에서 125㎝까지 여재 중(B)과 소(C)를 5 : 3의 비율로 혼합한 여재입경 0.1~4㎜인 여재 (D)와 여재입경 2~4㎜인 여재 중(B)으로 여재입경을 달리하여 주입하였고, 그 하부 10㎝는 자갈을 깔았다.

여재에 굴패각 혼합 유무에 따른 수처리 효율 조사에서는 상기 가)항의 여재 입경별 하수처리장치 설계 및 시공방법과 동일하게 하였으나, 혐기성조에 주입한 여재에 굴패각을 혼합하여 일정한 깊이에 주입하였다. 여재와 굴패각의 혼합비는 1 : 1로 하였고, 혐기성조 상층에서 55㎝깊이에 20㎝두께로 주입하였다. 이때 사용한 굴패각의 입경은 약 1~25㎜이었다.

Table 3-5. Conditions for construction of small scale sewage treatment apparatus

Num-ber	Aerobic plot					Anaerobic plot					Remark
	Pebble size (㎜)	Depth (㎝)	Swage flow	Mixed oyster with pebble	Water plant	Pebble size (㎜)	Depth (㎝)	Swage flow	Mixed oyster with pebble	Water plant	
1	**4~10**	100	Vertical	×	Transpl-antation	0.1~4	100	Diagonal	×	Transpl-antation	
2	**2~4**	100	Vertical	×	Transpl-antation	0.1~4	100	Diagonal	×	Transpl-antation	
3	**0.1~2**	100	Vertical	×	Transpl-antation	0.1~4	100	Diagonal	×	Transpl-antation	
4	**2~4**	100	Vertical	×	Transpl-antation	0.1~4	**150**	Diagonal	×	Transpl-antation	
5	**2~4**	100	Vertical	×	Transpl-antation	0.1~4	100	**Vertical**	×	Transpl-antation	
6	**2~4**	100	Vertical	×	Transpl-antation	**2~4**	**150**	Diagonal	×	Transpl-antation	
7	**2~4**	100	Vertical	×	Transpl-antation	0.1~4	100	Diagonal	×	Transpl-antation	**Retreatment in aerobic area**
8	**2~4**	100	Vertical	×	Transpl-antation	2~4	150	Diagonal	○	Transpl-antation	

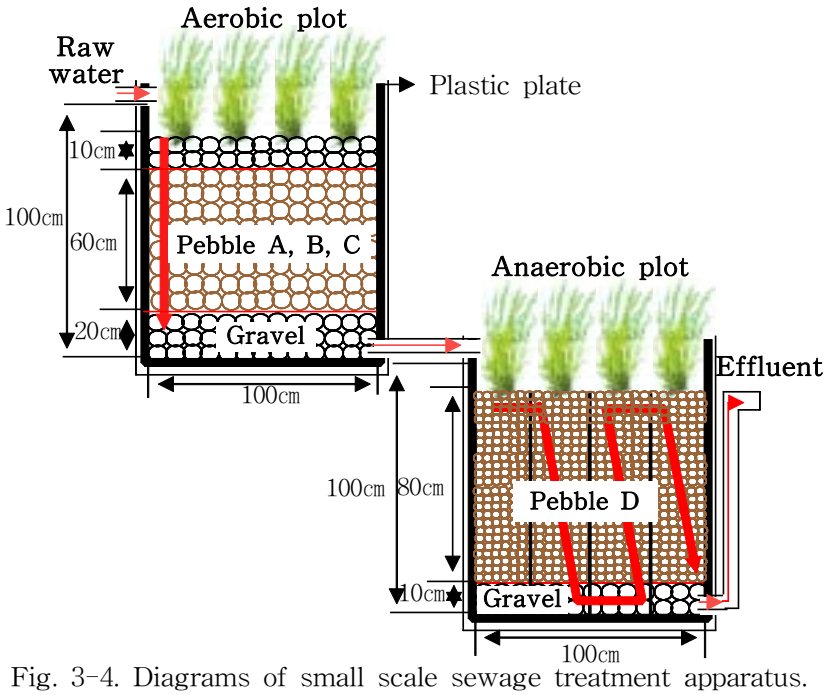


Fig. 3-4. Diagrams of small scale sewage treatment apparatus.
Pebble A : size 4~10㎜, Pebble B : size 2~4㎜,
Pebble C : size 0.1~2㎜, Pebble D : size 0.1~4㎜,
Gravel : size 10~20㎜.

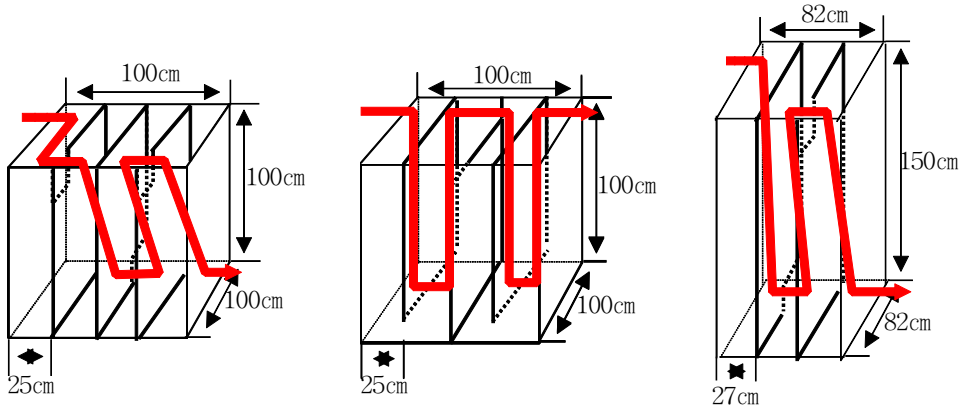
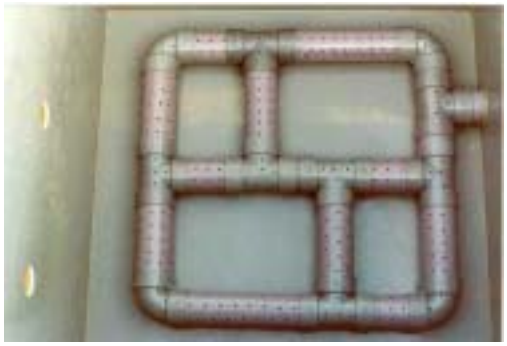


Fig. 3-5. Diagrams of small scale sewage treatment apparatus according to sewage treatment methods in anaerobic plot.
A : Diagonal sewage flow, 100㎝ depth in anaerobic plot
B : Vertical sewage flow, 100㎝ depth in anaerobic plot
C : Diagonal sewage flow, 150㎝ depth in anaerobic plot

소형 하수처리 장치의 시공부지 전경

소형하수처리장의 터파기 공사

호기성조의 상부 통기관 공사



호기성조의 하부 통기관 공사

호기성조 설치공사

호기성조 여재 충진공사

Photo. 3-1. Construction foreground of small scale sewage treatment apparatus.

호기성조 분배관 설치공사

혐기성조 설치공사

혐기성조 여재 충진공사

호기성조 시험가동 전경

혐기성조 시험가동 전경

완성된 소형하수처리장 전경

Photo. 3-2. Construction foreground of small scale sewage treatment apparatus.

2) 소형 하수처리장치에서의 수처리 효율 조사

여재 입경별 및 하수처리 공법별 하수처리 효율 조사는 공시 하수를 호기성조 전체 표면에 일정량씩 골고루 자연유하식으로 유입시켰으며, 호기성조를 2등분하여 1주일씩 교대로 하수처리 함으로써 수처리 효율을 조사하였다.

호기성조 유입수를 하수원수, 호기성조 통과수를 호기성조 처리수 그리고 혐기성조 처리수를 방류수로 하였다.

소형 하수처리장치에서 하수처리 효율 조사시기는 2000년 9월부터 2001년 7월까지 매달 실시하였으며, 하수원수, 호기성조 처리수 및 방류수를 각 조건별로 3주간 실시하였고, 시료채취 시기는 각 조건별로 운전 1주부터 2주까지는 주 1회, 마지막 3주에는 매일 1회씩 총 9회 채취하여 분석한 결과를 평균하여 각 조건별 수처리 효율을 구하였다.

가) 여재 입경별 수처리 효율 조사

여재 입경별 및 하수처리 공법별 하수처리 효율 조사는 하수원수 유입량을 1일 75, 150, 300 및 600ℓ씩 달리하여 수처리 효율을 조사하였다.

나) 수처리 공법개선에 따른 수처리 효율 조사

(1) 혐기성조 수처리 흐름에 따른 수처리 효율

혐기성조의 수처리 흐름을 대각으로 하였을 경우와 수직으로 하였을 경우의 수처리 효율 조사는 하수 유입량을 1일 300ℓ로 하여 수처리 효율을 조사하였다.

(2) 방류수의 호기성조 재처리에 따른 수처리 효율

방류수의 호기성조 재처리에 따른 수처리 효율 조사는 하수 유입량을 1일 300ℓ로 하였고, 호기성조에 재처리된 공법에서는 방류되는 1일 300ℓ의 하수를 모두 호기성조에 재처리하여 수처리 효율을 조사하였다.

(3) 호기성조의 혐기성화에 따른 수처리 효율

호기성조의 혐기성화에 따른 수처리 효율 조사는 하수 유입량을 1일 300ℓ로 하였고, 호기성조의 혐기성화 공법에서는 호기성조의 이중통기관을 막고 수위를 높여

서 호기성조를 혐기성화 하여 수처리 효율을 조사하였다.

(4) 혐기성조의 미생물 처리유무에 따른 수처리 효율

혐기성조의 미생물 처리 유무에 따른 수처리 효율 조사는 하수 유입량을 1일 300 ℓ로 하였고, 혐기성조의 미생물 처리공법에서는 탈질균인 *Paracoccus denitrificans*와 *Unidenified mixed culture,* 인 축적균인 *Acinetobacter calcoaceticus*를 최적환경조건 하에서 배양하여 혐기성조에 주입하여 2주일간 각 균을 혐기성조내에서 우점화 시켜서 수처리 효율을 조사하였다.

(5) 혐기성조의 깊이에 따른 수처리 효율

호기성조의 깊이는 100㎝로 하고 혐기성조의 깊이를 100㎝로 한 기존 처리공법과 혐기성조만 깊이를 150㎝로 한 하수처리장치의 수처리 효율 조사는 하수 유입량을 1일 300 ℓ로 하여 조사하였다.

(6) 여재에 굴패각 혼합유무에 따른 수처리 효율

여재에 굴패각 혼합 유무에 따른 수처리 효율 조사는 하수 유입량을 1일 300 ℓ로 하였고, 여재에 굴패각을 1 : 1로 혼합하여 혐기성조 상층에서 55㎝깊이에 20㎝두께로 채워넣어 수처리 효율을 조사하였다.

(7) 투수속도

소형 하수처리장치에서 투수속도는 수처리 공법개선으로 수처리 효율을 향상시킬 수 있었던 혐기성조 깊이에 따른 공법개선과 여재에 굴패각 혼합에 따른 공법개선 각각을 하수처리 운전 250일 후 1일 하수 600 ℓ로 처리하였을 경우 하수의 투수속도를 조사하였다.

다) 소형 하수처리장치에서 하수중의 미생물상 조사

(1) 여재 입경별 하수중의 미생물상 조사

여재 입경별 및 하수처리 공법별 하수중의 미생물상 조사는 하수원수 유입량은 1일 75, 150, 300 및 600 ℓ씩 달리함으로써 일반세균 및 대장균군을 조사하였다. 일

반세균 및 대장균군의 조사시기는 소형 하수처리장치에서 수처리 효율 조사와 동일한 시기에 조사하였다.

(2) 수처리 공법개선에 따른 하수중의 미생물상 조사

(가) 혐기성조 깊이에 따른 하수중의 미생물상 조사

호기성조의 깊이는 100㎝로 하고 혐기성조의 깊이를 100㎝로한 기존 처리공법과 혐기성조만 깊이를 150㎝한 하수처리장치의 미생물상 조사는 하수 유입량을 1일 300ℓ로 하였다. 일반세균 및 대장균군의 조사시기는 소형 하수처리장치에서 수처리 효율 조사와 동일한 시기에 조사하였다.

(나) 여재에 굴패각 혼합유무에 따른 하수중의 미생물상 조사

여재에 굴패각 혼합 유무에 따른 미생물상 조사는 하수 유입량을 1일 300ℓ로 하였고, 여재에 굴패각을 혼합한 공법에서는 여재에 굴패각을 1 : 1로 혼합하여 혐기성조 상층에서 55㎝깊이에 20㎝두께로 주입하여 일반세균 및 대장균군을 조사하였다. 일반세균 및 대장균군의 조사시기는 소형 하수처리장치에서 수처리 효율 조사와 동일한 시기에 조사하였다.

3) 소형 하수처리장치에 이식한 수초의 생육상황 조사

호기성조에는 갈대와 달뿌리풀을 이식하였고, 혐기성조에는 물억새, 삿갓사초, 노랑꽃창포 및 골풀을 이식하였다.

수초의 생육상황 조사는 1999년 9월 19일 이식한 수초를 2000년 10월 18일(이식 후 1개월), 2001년 3월 24일(이식 후 6개월) 및 2001년 9월 23일(이식 후 12개월)에 각각 실시하였다. 뿌리의 생육상황조사는 2001년 3월 24일(이식 후 6개월)에 호기성조의 갈대의 뿌리를 깊이 30, 50 및 70㎝로 구분하여 조사하였다.

4) 소형 하수처리장치에 사용한 여재의 이화학적 특성 조사

소형 하수처리장치에 채워 넣은 여재의 이화학적 특성 조사는 하수처리장치 시설 직전의 공시여재와 2000년 10월 18일(수초이식 후 1개월), 2001년 3월 24일(수초이식 후 6개월), 2001년 9월 23일(수초이식 후 12개월)에 본 하수처리장치의 여재를

채취하여 조사하였다. 그리고 분석용 여재는 호기성조 및 혐기성조 각각 표면으로부터 10㎝이내(표층), 10~90㎝(심층)로 구분하여 조사하였다.

5) 소형 하수처리장치에서의 미생물상 조사

가) 소형 하수처리장치에 사용한 여재표면의 미생물상 조사

소형 하수처리장치에 사용한 여재의 표면 부착미생물은 총세균, 일반세균, 셀룰로오스분해균, 사상균, 암모니아산화균, 질산환원균, 탈질균 및 아질산산화균 등을 하수처리 시기별로 조사하였다.

소형 하수처리장치에 사용한 여재의 표면 부착미생물은 호기성조는 2000년 10월 18일(수초이식 후 1개월), 2001년 3월 24일(수초이식 후 6개월)에 본 하수처리장의 여재를 채취하여 조사하였다. 그리고 분석용 여재의 호기성조와 혐기성조에서는 표면으로부터 15㎝, 15~30㎝, 30~45㎝, 45㎝이상으로 구분하여 층위별로 조사하였다.

나) 여재 및 수초의 생물막 부착상태 조사

여재 및 수초 뿌리의 생물막 부착 형태는 하수처리 70일 후의 여재와 수초뿌리를 채취하여 전자현미경(SEM)으로 관찰하였다.

다. 분석방법

1) 수질

수질 분석은 수질오염공정시험법 및 APHA의 standard method 준하여 다음과 같이 하였다[106,107].

수질의 pH는 초자전극법, EC는 EC meter(Orion, Model 160, Germany)로서, DO 및 BOD는 윙클러 아지드화나트륨 변법, COD는 산성 $KMnO_4$법, 탁도는 Portable turbidimeter(HACH, Model 2100P, USA)로서, 총 질소는 자외선 흡광광도법, 총 인은 아스코르빈산 환원법, 일반세균 및 대장균군은 평판집락법으로 분석하였다.

2) 식물체

식물체 분석은 농촌진흥청의 토양화학분석법에 준하여 다음과 같이 하였다[108].

식물체의 분석은 시료를 습식분해액($HClO_4$:H_2SO_4 = 1:1)으로 분해시킨 다음 T-N는 Kjeldahl법, T-P는 Vanado molybdate법으로 분석하였다. 그리고 K, Ca, Mg, Na, Fe, Mn, Cu 및 Zn의 분석은 습식분해액으로 분해시킨 여액을 필요에 따라 희석하여 Atomic absorption spectrophotometer(shimadzu AA-680, Japan)로 분석하였다.

3) 여재

여재 분석은 농촌진흥청의 토양화학분석법에 준하여 다음과 같이 하였다[108].

여재의 pH는 초자전극법, EC는 EC meter(Orion, Model 160, Germany)로 분석하였고, 유기물은 Tyurin법, 총 질소는 Kjeldahl법, 총 인은 Vanado molybdate법으로 spectrophotometer(Beckman, DU 650 spectrophotometer, U.S.A.)로 분석하였다. 그리고 K, Ca, Mg, Na, Fe, Mn, Cu 및 Zn의 분석은 습식분해액으로 분해시킨 여액을 필요에 따라 희석하여 Atomic absorption spectrophotometer(Shimadzu AA-680, Japan)로 분석하였다.

4) 미생물

미생물 분석은 농촌진흥청의 토양화학분석법에 준하여 다음과 같이 하였다[108].

소형 하수처리장치에 사용한 여재의 생물막 미생물상을 조사하기 위해 시료를 멸균한 0.9% NaCl 용액에 적당하게 희석한 후 Table 3-6와 같은 각 선택배지를 사용하여 다음과 같이 계수하였다.

총세균은 PCA배지에 희석액을 접종하여 29℃에서 48시간, 사상균은 Rose-bengal agar 배지에 희석액을 접종하여 29℃에서 5일간, 박테리아는 NA 배지에 희석액을 접종하여 29℃에서 48시간 각각 배양하여 형성된 콜로니를 희석평판법으로 측정하였다.

암모니아 산화균은 시험관에 배지를 분주하여 희석액을 접종했고 이때 2~3개의 무접종 시험관과 함께 29℃에서 4일간 배양후 Griess llosvay 시약으로 발색시켜(적색 또는 갈색) 발색유무에 따라 희석정도법으로 계수하였다. 2~3분후에 미발색 시

험관에 소량의 아연분말을 가해서 적색으로 발색되는 것은 일차 생장된 NO_2^-가 공존하는 아질산 산화세균에 의해서 NO_3^-까지 산화된 것으로 판정하고 같이 계수하였다. 아질산산화균(nitrite oxidizing bacteria)은 암모니아 산화균 계수방법에 준하여 Griess llosvay 시약을 떨어뜨려 무발색되는 것을 계수하였다.

셀룰로오스 분해균은 TY-CMC 배지에 희석액을 접종하여 29℃에서 48시간 배양하여 0.2% congo red 용액으로 환모양의 균수를 측정하였다.

탈질균은 도립관을 넣은 GILTAY배지 시험관에 희석액을 접종한 후에 29℃에서 3일간 배양한 후 도립관에 생성된 gas 유무로 판정하여 희석정도법으로 계수하였다.

질산환원균은 탈질균과 동일한 방법으로 배양하여 BTB(Bromothymolblue)의 녹색에서 청색으로 변색되는 유무로 판정하여 희석정도법으로 계수하였다.

소형 하수처리장치에 사용한 여재 및 수초의 생물막 부착상태는 하수처리장 운전 70일 후의 여재와 수초뿌리를 채취하여 멸균증류수로 3회 세척하여 2.5% glutaraldehyde로 실온에서 2시간 전고정시킨 후 1% osmium tetroxide로 24시간 후고정 시켰다. 이때 사용한 모든 시약의 희석은 0.1M 인산 완충용액(pH 7.0)으로 하였으며, 동일한 완충용액으로 세척하였다. 시료를 연속적으로 60, 70, 80, 90 및 100%의 ethanol로 탈수하고, Hexamethyl disilazane로 임계점 건조한 후 gold coating 하여 전자현미경(SEM)으로 관찰하였다.

Table 3-6. Compositions of the media and their compositions using microorganisms count.

Items	Media	Compositions
Total bacteria	Plate Count Agar (PCA)	Digest of Casein 5.0g, Yeast Extract 2.5g, Dextrose 1.0g, Agar 18g, D.W 1ℓ, Final pH 7.0±0.2
Fungi	Rose-bengal agar	KH_2PO_4 1.0g, $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ 0.5g, Glucose 10g, Peptone 5g, Rose-bengal 0.033g, Agar 20g, D.W 1ℓ, Final pH 6.8
General bacteria	NA medium	Nutrient broth 8g, Agar 15g, D.W 1ℓ
Ammonia oxidation bacteria	Ammonia oxidation bacteria count media	$(NH_4)_2SO_4$ 0.5g, NaCl 0.3g, K_2HPO_4 1.0g, $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ 0.3g, $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ 0.03g, $CaCO_3$ 7.5g, D.W 1ℓ
Nitrite bacteria	Nitrite bacteria count media	KNO_2 0.006g, $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ 0.03g, K_2HPO_4 1.0g, $CaCO_3$ 0.3g, NaCl 0.3, $CaCO_3$ 1.0g, $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ 0.1g, D.W 1ℓ
Cellulose decomposing bacteria	TY-CMC media	CMC 5g, trypton 5g, Yeast extract 5g, $CaCl_2$ 1g, Agar 20g, D.W 1ℓ, 0.2%-Congo Red Method
Nitrification bacteria	GILTAY media	a) KNO_3 1.0g, Asparagin 1.0g, 1%BTB 5ml, D.W 0.5ℓ b) Sodium citrate 8.5g, $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ 1.0g, $FeCl_3 \cdot 6H_2O$ 0.05g, H_2PO_4 1.0g, $CaCl_2 \cdot 2H_2O$ 0.2g, D.W 0.5ℓ a)+b) pH 7.0-7.2
Nitrite reduction bacteria	GILTAY media	a) KNO_3 1.0g, Asparagin 1.0g, 1%BTB 5ml, D.W 0.5ℓ b) Sodium citrate 8.5g, $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ 1.0g, $FeCl_3 \cdot 6H_2O$ 0.05g, H_2PO_4 1.0g, $CaCl_2 \cdot 2H_2O$ 0.2g, D.W 0.5ℓ a)+b) Final pH 7.0-7.2
Total coliforms	EMB Agar media	EMB Agar powder 36g, Agar 5g, D.W 1ℓ

2. 환경친화형 현장 농촌하수처리시스템 개발

가. 공시재료

환경친화형 현장 농촌하수처리시스템 개발을 위한 하수처리장의 위치는 경남 진주시 수곡면 효자리의 농촌마을로서 40여 가구에서 발생되는 생활하수를 사용했으며, 공시 골재는 골재 채취장에서 채취한 굴패각이 함유된 여재를 사용하였다. 현장 하수처리자장에 사용한 공시하수 및 여재의 이화학적 특성은 Table 3-7 및 3-8에서 보는 바와 같다.

하수처리장에 사용한 여재는 Table 3-9에서 보는 바와 같이 여재 입경 0.1~4㎜인 여재를 사용하였다.

하수처리장에 이식한 공시수초는 호기성조에는 갈대 및 달뿌리풀을 혐기성조에는 노랑꽃창포, 삿갓사초, 물억새 및 큰고랭이를 이식하였으며, 각 수초는 야외 노지에서 성장한 수초를 분주하여 이식하였다.

Table 3-7. Characteristics of the sewage used in the sewage treatment plant.

	pH	EC	DO	BOD	COD	SS	T-N	T-P
		(dS/m)	---------- (㎎/ℓ) ----------					
Average	7.01	0.5	1.15	114.5	43.7	45.3	35.3	6.3
Range	6.95 ~ 7.06	0.4 ~ 0.7	1.13 ~ 1.60	90.4 ~ 125.3	38.2 ~ 50.1	36.1 ~ 110	20.6 ~ 39.4	3.4 ~ 6.9

Table 3-8. Characteristics of the pebble used in the sewage treatment plant.

pH	EC	O.M	T-N	T-P	K	Ca	Mg	Na	Fe	Mn	Cu	Zn
(1:5H_2O)	(dS/m)	(%)	-(㎎/㎏)-		------(%)------				-----(㎎/㎏)-----			
8.88	0.06	0.37	58.9	160	0.12	0.13	0.09	0.07	1670	189	13.4	8.4

Table 3-9. Particle distributions of the pebble used in the sewage treatment plant.

	Pebble diameter (㎜)						
	>0.1	0.1~0.25	0.25~0.5	0.5~1.0	1.0~20	2.0~4.0	4.0<
Distribution (%)	0.1	0.3	2.8	6.5	20	70	0.3

나. 실험방법

1) 현장 하수처리장의 설계 및 시공

환경친화형 농촌하수처리시스템 개발을 위한 기초 실험(1차 년도) 결과를 토대로 하여 실제 현장 하수처리장을 설계 및 시공하였다. 현장 하수처리장은 경남 진주시 수곡면 효자리에 위치하고 있으며, 하수처리장의 설계도는 Fig. 3-8~3-11에서 보는 바와 같고 시공전경은 Photo. 3-3~3-5에서 보는 바와 같다.

현장 하수처리장은 호기성조와 혐기성조로 구분하여 호기성조는 단일 통풍형 구조와 이중 통풍형 구조로 구분하여 시공하였고, 혐기성조는 깊이 1m조와 1.3m조로 구분하여 시공하였으며, 시공된 현장 하수처리장에서 하수처리 공법별 수처리 효율과 공법개선에 따른 수처리 효율을 조사하였다.

수초는 야외 자연에서 성장한 수초를 분주하여 2002년 2월에 이식하였고, 호기성조에는 갈대 및 달뿌리풀을 혐기성조에는 노랑꽃창포, 삿갓사초, 물억새 및 큰고랭이를 가로방향으로 서로 같은 종류의 수초를 이식하였다.

하수처리장의 호기성조 및 혐기성조에 이식한 수초의 재식거리는 35×35㎝ 되게 하였다.

가) 하수처리 공법별 현장 하수처리장의 설계 및 시공

하수처리 공법별 수처리 효율을 조사하기 위하여 시공한 환경친화형 현장 하수처리장은 Fig. 3-6 및 3-7에서 보는 바와 같이 호기성조와 혐기성조로 구성된 하수처리장을 공법에 따라 2종류로 시공하였으며, 시공조건은 Table 3-10에서 보는 바와 같다.

호기성조의 용량은 가로 7,941㎜ × 세로 8,500㎜ × 깊이 1,000㎜크기로 하여 총

67.5㎥용량으로 동일하게 하되, 통풍방법을 단일 통풍 구조와 이중 통풍 구조로 구분하여 시공하였다.

호기성조 단일 통풍 구조는 호기성조 하부에만 직경 150㎜의 PVC관을 1,600㎜ × 1,600㎜ 면적으로 설치하였고, 곳곳에 공기가 소통되게 굴뚝형태의 PVC관을 세웠다. 그리고 하부의 PVC관에는 작은 구멍을 뚫어 호기성조에서 처리된 하수를 PVC관에 모이게 하여 혐기성조로 유입되게 하였다. 그리고 동시에 PVC관 상단부위에는 공기가 자연적으로 유입되게 하였다.

호기성조 이중 통풍 구조는 호기성조 하층뿐만 아니라 중단부에도 PVC관을 넣어 호기성조에 공기의 유입이 원활하도록 하였다. 즉 호기성조 하단부는 직경 150㎜의 PVC관을 가로 1,200㎜ × 세로 1,200㎜ 면적으로 설치하였고, 이곳의 PVC관에 구멍을 뚫어 처리된 하수가 혐기성조로 유입되게 하였다. 그리고 하수가 혐기성조로 유입되는 동안 PVC관 상층으로 공기가 소통되게 하였고, 호기성조 중단부는 하단부로부터 깊이 500㎜ 지점에서 사용했던 것과 동일한 PVC관을 가로 1200㎜ × 세로 1200㎜ 간격으로 하부의 PVC관과 엇갈리게 하여 공기가 수평으로 소통되게 설치하였다. 그리고 단일 통풍 구조와는 달리 굴뚝형태의 PVC관은 설치하지 않았다.

단일 통풍 구조에서 여재 주입은 표면으로부터 600㎜까지는 입경이 1~4㎜인 여재를 채워 넣었고, 그 하층부터 밑바닥까지는 입경 250㎜인 자갈을 채워 넣었다. 이중 통풍 구조에서는 표면으로부터 300㎜까지는 입경 1~4㎜의 여재를 채워 넣었고, 표층 300~500㎜사이에는 공기 통풍형 PVC관이 있기 때문에 입경 130㎜의 자갈을 채워 넣었으며, 표층으로부터 500~800㎜사이에는 입경 1~4㎜의 여재를 채웠다. 그리고 800㎜이하 층은 처리수의 원활한 유입과 공기의 흐름을 좋게 하기 위하여 입경 250㎜인 자갈을 200㎜ 깊이로 채워 넣었다.

혐기성조는 깊이 1m와 1.3m의 2개조로 구분하여 설계 시공하였으며 혐기성조 깊이 1m조는 가로 12,435㎜ × 세로 6,800㎜ × 깊이 1,000㎜크기로 시공하였고, 혐기성조 깊이 1.3m조는 가로 9,565㎜ × 세로 6,800㎜ × 깊이 1,300㎜크기로 시공하였다. 그리고 각 혐기성조는 총 84.5㎥으로 용량은 동일하게 하였으나, 깊이를 달리하여 시공하였다.

혐기성조 깊이 1m조에서 여재의 주입은 표면에서 600㎜까지는 입경 1~4㎜인 여재를 사용하였고, 그 하층부터 밑바닥까지는 입경 250㎜인 자갈을 채워 넣었다. 혐

기성조 깊이 1.3m조는 표면에서 700㎜까지는 입경 1~4㎜인 여재를 사용하였고, 그 하층부터 밑바닥까지는 입경 250㎜인 자갈을 채워 넣었다.

하수처리장에서 하수의 흐름은 자연 유하식으로 하수처리장의 집수조의 스크린을 거쳐 유량 조정조에 모이게 한 뒤, 유량조정조에서 호기성조의 단일 통풍 구조와 이중 통풍 구조의 2개조에 하수를 각각 유입되게 하였고, 호기성조에 유입된 하수는 호기성조 표면에 골고루 유입되어 위에서 아래로 수직으로 여과되면서 하수가 처리되게 하였으며, 처리된 하수는 각각 혐기성조의 깊이 1m와 1.3m로 시공된 2개조로 유입되게 하였고, 혐기성조에서는 하수의 체류시간을 최대화하기 위하여 혐기성조를 4등분하여 지그재그 방식으로 수평으로 흐르게 하였다. 혐기성조를 통과한 하수를 방류수로 하여 수처리 효율을 조사하였다.

나) 수처리 공법개선에 따른 현장 하수처리장의 설계 및 시공

하수처리 공법개선에 따른 하수처리장의 설계 및 시공은 Fig. 3-12에서 보는 바와 같다.

하수처리장의 공법 개선은 방류수를 호기성조에 재처리하는 방법과 하수원수를 혐기성조에 직접 주입하는 방법으로 공법을 개선하였다.

현장 하수처리장의 방류수를 호기성조에 재처리하는 방법과 하수원수를 혐기성조에 직접 주입하는 방법의 공법 개선은 상기 가)항의 하수처리 공법별 하수처리장 설계 및 시공의 2개의 하수처리 공법 중 호기성조의 이중 통풍형 구조와 혐기성조의 깊이 1.3m의 조건에서와 동일하게 시공하였다.

현장 하수처리장의 방류수를 호기성조에 재처리하는 방법은 하수원수 유입량을 약 222ℓ/㎡·day로 하여 처리된 최종 방류수의 약 10%인 22ℓ/㎡·day 정도를 호기성조에 재 주입 시켰고, 하수원수를 혐기성조에 직접 주입하는 방법은 호기성조에 유입되는 222ℓ/m·day의 하수원수를 호기성조에 약 200ℓ/㎡·day로 주입하고, 하수원수 약 10% 정도인 22ℓ/㎡·day를 호기성조를 거치지 않고 직접 혐기성조에 주입시켰다.

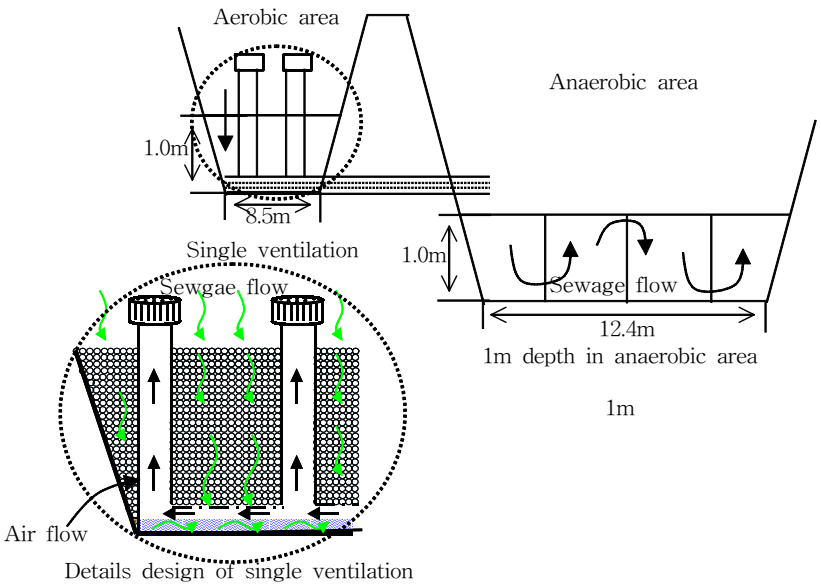


Fig. 3-6. Diagram of a single ventilation in sewage treatment plant.

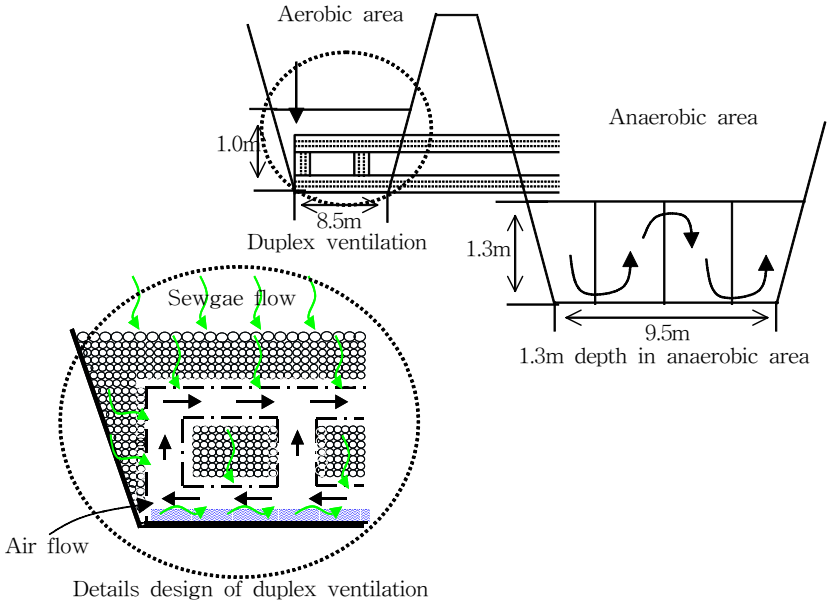
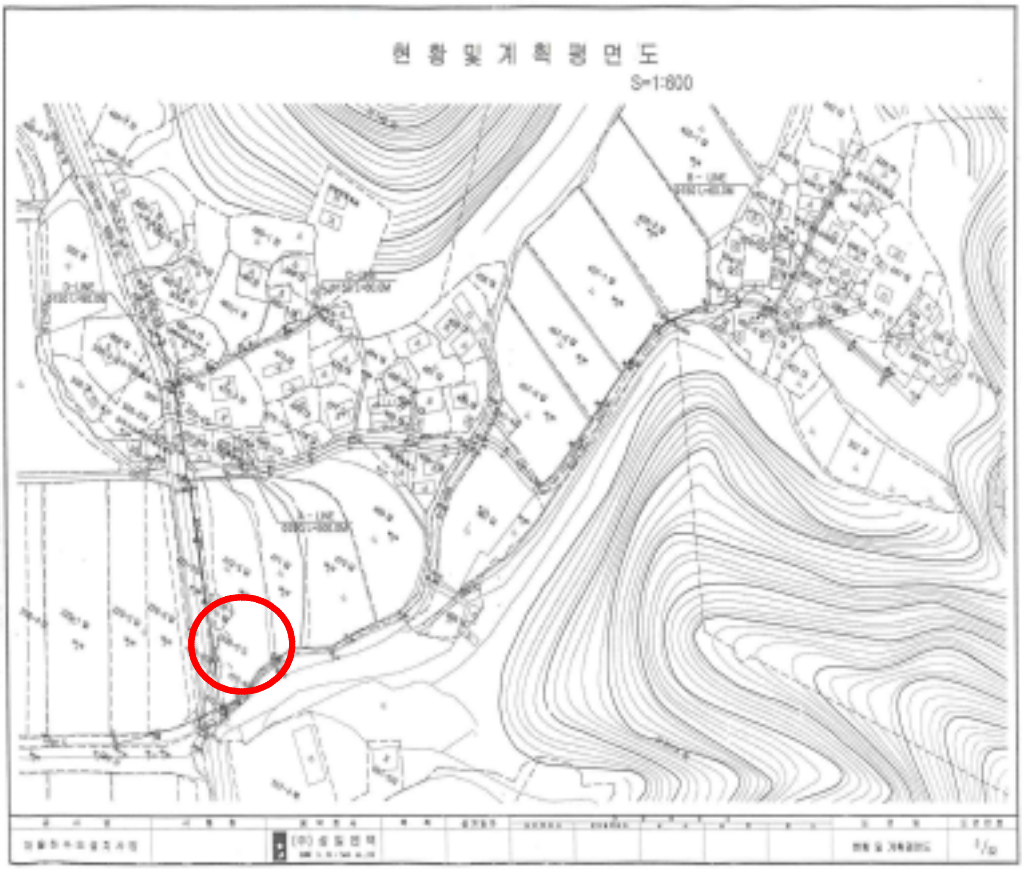


Fig. 3-7. Diagram of a duplex ventilation in sewage treatment plant.



○ : 하수처리장 위치

Fig. 3-8. The present condition and draft in sewage treatment plant.

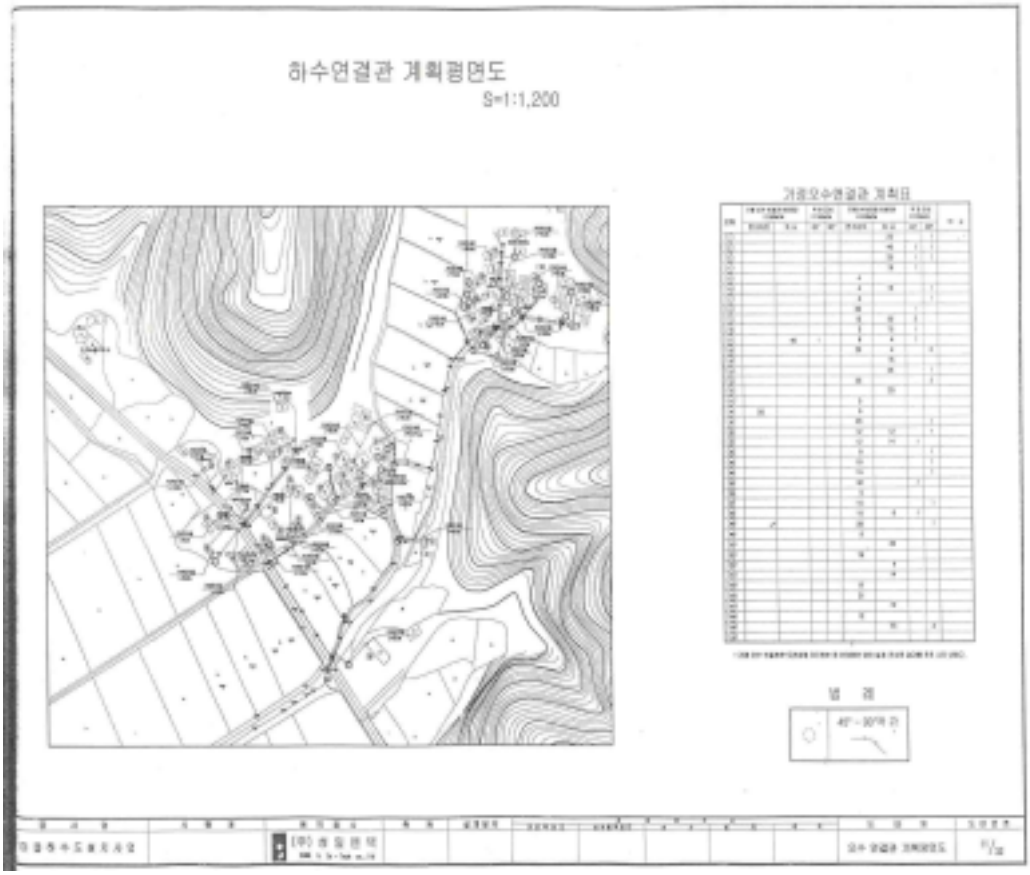


Fig. 3-9. Draft of sewage connection pipe in sewage treatment plant.

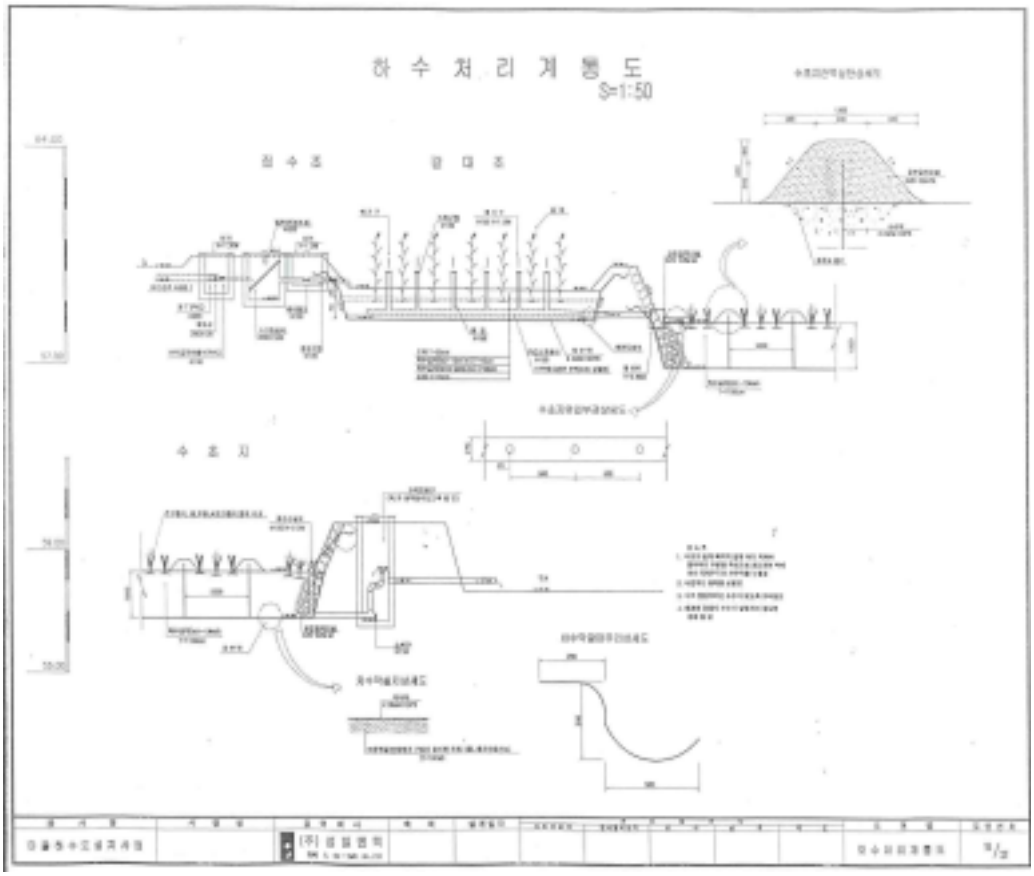


Fig. 3-10. Draft of sewage treatment system in sewage treatment plant.

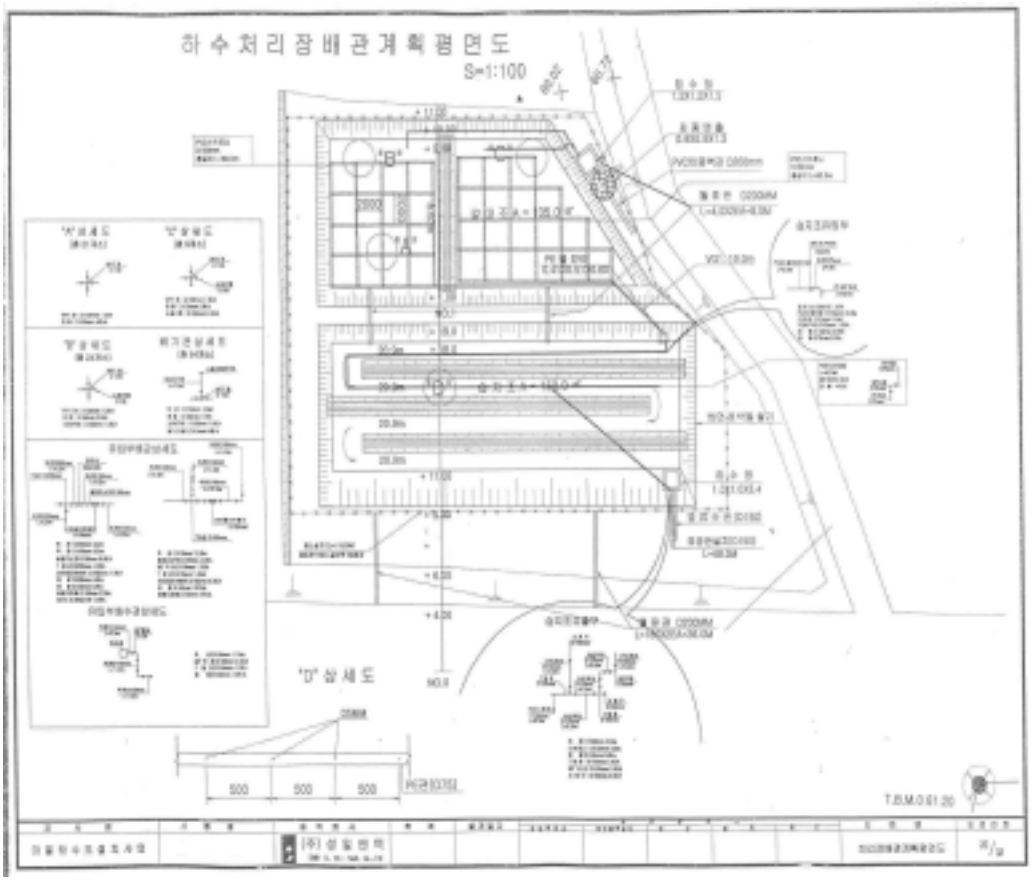


Fig. 3-11. Draft of piping plan in sewage treatment plant.

Table 3-10. Conditions for operation of sewage treatment plant.

Number	Sewage loading (ℓ/㎡·day)	Aerobic area				Anaerobic area			Remark
		Pebble size (㎜)	Depth (m)	Ventilation	Mixed oyster with pebble	Pebble size (㎜)	Depth (m)	Mixed oyster with pebble	
1	222	0.1~4	1	Single	○	0.1~4	1	○	
2	222	0.1~4	1	Duplex	○	0.1~4	1	○	
3	222	0.1~4	1	Duplex	○	0.1~4	1.3	○	
4	444	0.1~4	1	Duplex	○	0.1~4	1.3	○	
5	222	0.1~4	1	Duplex	○	0.1~4	1.3	○	Re-treatment in aerobic area
6	222	0.1~4	1	Duplex	○	0.1~4	1.3	○	Direct injection of raw water in anaerobic area

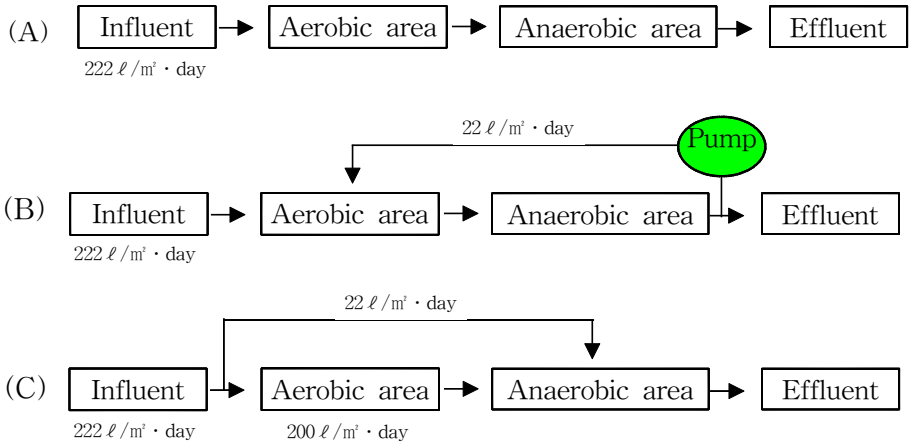


Fig. 3-12. Method improvement of sewage treatment in the sewage treatment plant.

(A) Normal treatment.

(B) Re-treatment of effluent in aerobic area.

(C) Direct injection of raw water in anaerobic area.

호기성조의 기초 터파기 시공전경

혐기성조의 기초 터파기 시공전경

호기성조의 유량조정조 시공전경

혐기성조의 집수조 시공전경

호기성조의 차수막 시공전경

혐기성조의 차수막 시공전경

Photo. 3-3. Construction foreground of sewage treatment plant.

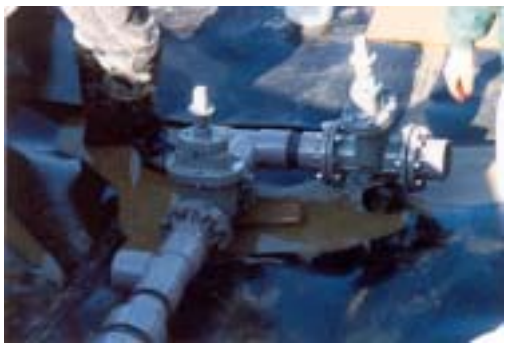
호기성조에 사용된 연결관

호기성조에 사용된 통기관

호기성조의 배관공사 시공전경

호기성조 중간통기관 시공전경

혐기성조의 배관공사 시공전경



혐기성조의 하수조절밸브 시공전경

Photo. 3-4. Construction foreground of sewage treatment plant.

호기성조의 자갈조립 시공전경

호기성조의 여재조립 시공전경

혐기성조의 자갈조립 시공전경

혐기성조의 여재조립 시공전경

호기성조의 완공전경

혐기성조의 완공전경

Photo. 3-5. Construction foreground of sewage treatment plant.

2) 현장 하수처리장에서의 수처리 효율 조사

하수처리장의 운전은 마을하수를 자연유하식으로 호기성조 전체 표면에 골고루 유입시켰으며, 호기성조 유입수를 하수원수, 호기성조 통과수를 호기성조 처리수 그리고 혐기성조 통과수를 방류수로 명명하였다. 현장 하수처리장에서 하수처리 효율 조사는 하수처리공법별 수처리 효율, 하수 부하량에 따른 수처리 효율, 수처리 공법 개선에 따른 수처리 효율, 계절별 수처리 효율, 이상기후에서의 하수처리 효율, 하수처리 경과시기에 따른 수처리 효율을 조사하였다.

현장 하수처리장에서 수처리 효율 조사는 2002년 2월부터 2003년 7월까지 매달 실시하였으며, 하수원수, 호기성조 처리수 및 방류수를 각 조건별로 3주간씩 실험하였고, 시료채취 시기는 각 조건별로 운전 1주부터 2주까지는 주 1회, 마지막 3주에는 매일 1회씩 총 9회 채취하여 분석한 결과를 평균하여 각 조건별 수처리 효율을 구하였다.

가) 하수처리 공법별 수처리 효율

(1) 호기성조 통풍방법에 따른 수처리 효율

호기성조 통풍방법에 따른 수처리 효율 조사는 호기성조의 공기 통풍방법을 단일 통풍구조와 이중통풍구조로 각각 다르게 시공하여 하수원수 유입량을 222ℓ/㎡·day되게 하여 호기성조 통풍방법에 따른 수처리 효율을 3주간씩 조사하였다.

(2) 혐기성조 깊이에 따른 수처리 효율

혐기성조 깊이에 따른 수처리 효율 조사는 이중 통풍형 구조로 된 호기성조하에서 혐기성조를 깊이 1m조와 1.3m조로 달리하되, 혐기성조의 전체 체적은 같도록 설계 시공하여 하수원수 유입량을 222ℓ/㎡·day로 하여 각 조건별로 3주간씩 수처리 효율을 조사하였다.

나) 하수 부하량에 따른 수처리 효율

하수 부하량에 따른 수처리 효율 조사는 하수 부하량을 55, 111, 222 및 444ℓ/㎡·day로 하여 단일 통풍형 공법(호기성조 단일 통풍형 구조 + 혐기성조 1m)과 이중 통풍형 공법(호기성조 이중 통풍형 구조 + 혐기성조 깊이 1.3m) 조건하에서

조사하였다.

다) 수처리 공법개선에 따른 수처리 효율

(1) 호기성조의 혐기성화에 따른 수처리 효율

현장 하수처리장에서 호기성조의 혐기성화에 따른 수처리 효율 조사는 하수원수 유입량을 약 222ℓ/㎡·day로 하였고, 호기성조의 혐기성화 공법에서는 호기성조의 이중통기관을 완전히 밀폐시켰으며, 호기성조로부터 유출되는 호기성조 처리수 유출관의 수위를 높임으로서 호기성조에 자연적으로 유입되는 공기를 차단시켜 혐기성화 시킴으로써 수처리 효율을 조사하였다.

(2) 하수원수의 혐기성조 주입에 따른 수처리 효율

현장 하수처리장에서 하수원수의 혐기성조 직접 주입에 따른 수처리 효율 조사는 하수처리장 호기성조에 유입되는 222ℓ/㎡·day의 하수원수를 호기성조에 약 200ℓ/㎡·day로 주입하고, 하수원수 약 10% 정도인 22ℓ/㎡·day를 호기성조를 거치지 않고 직접 혐기성조에 주입시켜 수처리 효율을 조사하였다.

(3) 방류수의 호기성조 재처리에 따른 수처리 효율

현장 하수처리장에서 방류수의 호기성조 재처리에 따른 수처리 효율 조사는 하수원수 유입량을 약 222ℓ/㎡·day로 하여 처리된 최종 방류수의 약 10%인 22ℓ/㎡·day 정도를 호기성조에 재주입시켜 수처리 효율을 조사하였다.

(4) 하수처리시스템 병합방법에 따른 수처리 효율

현장 하수처리장에서 하수처리 병합방법에 따른 수처리 효율 조사는 하수처리장 호기성조를 단일통풍형 구조를 통과하여 처리되게 한 다음 혐기성조 1m깊이와 1.3m깊이 모두를 통과하게 하여 하수를 처리한 공법과 하수처리장 호기성조를 이중통풍형 구조를 통과하여 처리되게 한 다음 혐기성조 1m깊이와 1.3m깊이 모두를 통과하게 하여 하수를 처리한 공법에서의 수처리 효율을 각각 조사하였다.

라) 계절별 수처리 효율

현장 하수처리장에서 하수처리 경과기간 동안의 계절별 수처리 효율은 봄, 여름, 가을 및 겨울로 구분하였으며, 봄은 3, 4, 5월, 여름은 6, 7, 8월, 가을은 9, 10, 11월 및 겨울은 12, 1, 2월로 각각 구분하여 하수처리 효율을 평균하여 조사하였다.

마) 이상기후에서의 수처리 효율

현장 하수처리장은 외부환경에 그대로 노출되어 있기 때문에 정상적인 환경이 아닌 장마시, 가뭄시 및 혹한기의 이상기후에 처할 경우의 하수처리 효율을 조사하였다. 장마시의 하수 처리효율 조사는 장마가 지속되었던 2002년 7월 6~13일과 2003년 8월 6~16일에 수처리 효율을 조사하였고, 가뭄시의 하수 처리효율 조사는 가뭄이 지속되었던 2002년 8월말에서 10월초까지의 수처리 효율을 조사하였으며, 혹한기의 하수 처리효율 조사는 2002년 12월말부터 2003년 2월초까지 겨울철 평균기온이 0℃이하이었을 때의 수처리 효율을 조사하였다.

바) 하수처리 경과시기에 따른 수처리 효율

현장 하수처리장의 하수처리 경과시기에 따른 하수처리 효율 조사는 본 현장 하수처리장의 운전시작부터 약 2년 동안 분석된 하수처리 효율을 2002년 2월부터 2002년 12월까지를 1년으로, 2003년 1월부터 2003년 7월까지를 2년으로 하여 연 단위로 평균하여 조사하였다.

사) 현장 하수처리장에 사용한 하수중의 미생물상 조사

(1) 하수처리 공법별 하수중의 미생물상

하수처리 공법별 하수중의 미생물상 조사는 단일 통풍형 공법(호기성조 단일 통풍형 구조 + 혐기성조 깊이 1m)과 이중 통풍형 공법(호기성조 이중 통풍형 구조 + 혐기성조 깊이 1.3m) 조건하에서 하수원수 유입량을 222ℓ/㎡·day로 하여 일반세균 및 대장균군을 각각 조사하였다.

(2) 하수 부하량에 따른 하수중의 미생물상

하수 부하량에 따른 미생물상 조사는 하수 부하량을 55, 111, 222 및 444ℓ/㎡·

day로 하여 단일 통풍형 공법(호기성조 단일 통풍형 구조 + 혐기성조 깊이 1m)과 이중 통풍형 공법(호기성조 이중 통풍형 구조 + 혐기성조 깊이 1.3m) 조건하에서 각각 조사하였다.

(3) 수처리 공법개선에 따른 하수중의 미생물상

(가) 호기성조의 혐기성화에 따른 하수중의 미생물상

현장 하수처리장에서 호기성조의 혐기성화에 따른 미생물상 조사는 하수원수 유입량을 약 222ℓ/㎡·day로 하였고, 호기성조의 혐기성화 공법에서는 호기성조의 이중통기관을 완전히 밀폐시켰으며, 호기성조로부터 유출되는 호기성조 처리수 유출관의 수위를 높임으로서 호기성조에 자연적으로 유입되는 공기를 차단시켜 수처리 효율을 조사하였다.

(나) 하수원수의 혐기성조 주입에 따른 하수중의 미생물상

현장 하수처리장에서 하수원수의 혐기성조 직접 주입에 따른 하수중의 미생물상 조사는 하수처리장 호기성조에 유입되는 222ℓ/㎡·day의 하수원수를 호기성조에 약 200ℓ/㎡·day로 주입하고, 하수원수 약 10% 정도인 22ℓ/㎡·day를 호기성조를 거치지 않고 직접 혐기성조에 주입시켜 일반세균 및 대장균군을 조사하였다.

(다) 방류수의 호기성조 재처리에 따른 하수중의 미생물상

현장 하수처리장에서 방류수의 호기성조 재처리에 따른 하수중의 미생물상 조사는 하수원수 유입량을 약 222ℓ/㎡·day로 하여 처리된 최종 방류수의 약 10%인 22ℓ/㎡·day 정도를 호기성조에 재주입시켜 일반세균 및 대장균군을 조사하였다.

(라) 하수처리장 병합방법에 따른 하수중의 미생물상

현장 하수처리장에서 하수처리 병합방법에 따른 하수중의 미생물상 조사는 하수처리장 호기성조를 단일통풍형 구조를 통과하여 처리되게 한 다음 혐기성조 1m깊이와 1.3m깊이 모두를 통과하게 하여 하수를 처리한 공법과 하수처리장 호기성조를 이중통풍형 구조를 통과하여 처리되게 한 다음 혐기성조 1m깊이와 1.3m깊이 모두를 통과하게 하여 하수를 처리한 공법에서 하수원수 유입량을 약 222ℓ/㎡·day

로 하여 일반세균 및 대장균군을 각각 조사하였다.

3) 현장 하수처리장에 이식한 수초의 생육상황, 무기성분 함량 및 흡수량 조사

가) 생육상황

현장 하수처리장에서 이식한 수초의 생육상황 조사는 2002년 2월 19일 이식한 수초를 2002년 4월 20일(이식 후 60일), 2002년 6월 19일(이식 후 120일), 2002년 8월 18일(이식 후 180일), 2002년 10월 17일(이식 후 240일), 2002년 12월 16일(이식 후 300일), 2003년 2월 14일(이식 후 360일) 및 2003년 4월 15일(이식 후 420일)에 각각 실시하였다.

나) 무기성분함량

현장 하수처리장에 이식한 수초의 무기성분 함량 조사는 2002년 2월 19일 이식한 수초를 2002년 4월 20일(이식 후 60일), 2002년 6월 19일(이식 후 120일), 2002년 8월 18일(이식 후 180일), 2002년 10월 17일(이식 후 240일), 2003년 2월 14일(이식 후 360일) 및 2003년 4월 15일(이식 후 420일)에 각각 실시하였다.

다) 무기성분흡수량

현장 하수처리장에 이식한 수초의 무기성분 흡수량은 수초 이식후 60, 120, 180, 240, 360 및 420일의 각 수초의 무기성분 함량에 건물생산량, 호기성조와 혐기성조의 면적 및 재식거리를 고려하여 무기성분 흡수량을 산출하였다.

4) 현장 하수처리장에 사용한 여재의 이화학적 특성 조사

현장 하수처리장에 채워 넣은 여재의 이화학적 특성 조사는 하수처리장 시설직전의 공시여재와 2002년 4월 20일(수초이식 후 60일), 2002년 6월 19일(수초이식 후 120일), 2002년 8월 18일(수초이식 후 180일), 2002년 10월 17일(수초이식 후 240일), 2003년 2월 14일(수초이식 후 360일) 및 2003년 4월 15일(수초이식 후 420일)에 본 하수처리장치의 여재를 채취하여 조사하였다. 그리고 분석용 여재는 호기성조는 표면으로부터 10㎝이내, 10~20㎝, 20~30㎝, 30~40㎝ 및 40㎝이상 층으로 구분하여 조사하였고, 혐기성조는 하수유하거리에 따라 0m, 10m, 20m, 30m 및 40m

로 구분하여 조사하였다.

5) 현장 하수처리장에서의 미생물상 조사

가) 현장 하수처리장에 사용한 여재표면의 미생물상 조사

현장 하수처리장에 사용한 여재의 표면 부착미생물은 총세균, 일반세균, 셀룰로오스분해균, 사상균, 암모니아산화균, 질산환원균, 탈질균 및 아질산산화균 등을 하수처리 시기별로 조사하였다.

현장 하수처리장에서 일반세균 및 대장균군의 조사시기와 채취지점은 현장 하수처리장에서 수처리 효율 조사와 동일한 시기에 하였고, 현장 하수처리장에 사용한 여재의 표면 부착미생물의 조사시기와 채취지점은 여재의 이화학적 특성조사시기와 동일한 시기에 하였다.

나) 여재 및 수초의 생물막 부착상태 조사

현장 하수처리장에서 여재 및 수초 뿌리의 생물막 부착 상태는 하수처리 1개월후의 여재와 수초뿌리를 채취하여 전자현미경(SEM)으로 관찰하였다.

6) 현장 하수처리장에서 오염물질의 수지

가) 하수처리장의 하수유입량, 유출량 및 증발산량

현장 하수처리장에서 하수처리장 운전 2년 동안 매주1회 하수원수, 호기성조 처리수 및 방류수의 유량을 측정하여 그 차이를 평균하여 연간 증발산량을 조사하였다.

나) 오염물질의 총 부하량 및 오염물질 수지

현장 하수처리장에서의 오염물질의 수지는 유입되는 총 하수 부하량, 호기성조 처리량, 혐기성조 처리량 및 총 방류량으로 구분하였으며 호기성조와 혐기성조에서 처리되는 양은 수초에 의한 흡수, 여재에 의한 흡착, 그리고 수초와 여재에 의한 처리을 제외한 침전, 여과 및 미생물 등의 작용으로 나누었다.

실지 농촌 마을 현장 하수처리장 운영 2년 동안 유입된 하수중의 각 오염물질의 연간 총 부하량은 연 평균 유입되는 오염물질 농도(㎎/ℓ)×유입하수량(㎥/year)으로 산출하였다. 각 오염물질의 연간 총 부하량을 토대로 하여 오염물질 수지식을

아래와 같이 작성하였다.

아래 (1)식은 오염물질 수지식으로서 하수처리장에 유입되는 오염물질의 연간 총 유입량이 호기성조와 혐기성조에서 처리되어 방류되는 것으로 나타내었으며 (1)식 중 호기성조의 오염물질 수지를 (2)식과 같이 나타내었고, 혐기성조의 오염물질 수지를 (3)식과 같이 나타내었다.

(1) $\Sigma I_{in} = \Sigma T_a + \Sigma T_{an} + \Sigma E_{ef}$

ΣI_{in} : 오염물질의 연간 총 유입량
ΣT_a : 호기성조에서의 오염물질의 연간 총 처리량
ΣT_{an} : 혐기성조에서의 오염물질의 연간 총 처리량
ΣE_{ef} : 오염물질의 연간 총 방류량

(2) $\Sigma T_a = \Sigma T_{ap} + \Sigma T_{af} + \Sigma T_{ao}$

ΣT_{ap} : 호기성조에서의 수초에 의한 오염물질의 연간 총 흡수량
ΣT_{af} : 호기성조에서의 여재에 의한 오염물질의 연간 총 흡착량
ΣT_{ao} : 호기성조에서의 ΣT_{ap}와 ΣT_{af}를 제외한 오염물질의 연간 총 처리량

(3) $\Sigma T_{an} = \Sigma T_{anp} + \Sigma T_{anf} + \Sigma T_{ano}$

ΣT_{anp} : 혐기성조에서의 수초에 의한 오염물질의 연간 총 흡수량
ΣT_{anf} : 혐기성조에서의 여재에 의한 오염물질의 연간 총 흡착량
ΣT_{ano} : 혐기성조에서의 ΣT_{anp}와 ΣT_{anf}를 제외한 오염물질의 연간 총 처리량

상기 (1)식에서 ΣI_{in}은 하수처리장에 유입되는 연간 오염물질의 총 유입량이며, 이 총 유입량은 유입되는 오염물질 중 호기성조에서 처리되는 ΣT_a와 혐기성조에서 처리되는 ΣT_{an}으로 나누어지고 호기성조와 혐기성조에서 처리되지 못하여 방류되는 오염물질의 총 방류량은 ΣE_{ef}로 나타내었다.

(2)식은 호기성조에서 처리되는 오염물질 수지를 나타낸 식으로 ΣT_a는 호기성조에서 처리되는 오염물질의 연간 총 처리량이며, 호기성조에서 처리되는 오염물질 중 호기성조에 이식한 수초에 흡수되는 오염물질의 연간 총 흡수량인 ΣT_{ap}와 호기성조에 채워진 여재에 의해 흡착되는 오염물질의 연간 총 흡착량인 ΣT_{af}로 나누었

고 호기성조 수초와 여재에 의해 처리되는 부분을 제외한 오염물질의 연간 총 처리량을 ΣT_{ao}로 나타내었다.

(3)식은 혐기성조에서 처리되는 오염물질 수지를 나타낸 식으로 ΣT_{an}는 혐기성조에서 처리되는 오염물질의 연간 총 처리량이며, 혐기성조에서 처리되는 오염물질 중 혐기성조에 이식한 수초에 흡수되는 오염물질의 연간 총 흡수량인 ΣT_{anp}와 혐기성조에 채워진 여재에 의해 흡착되는 오염물질의 연간 총 흡착량인 ΣT_{anf}로 나누었고 혐기성조 수초와 여재에 의해 처리되는 부분을 제외한 오염물질의 연간 총 처리량을 ΣT_{ano}로 나타내었다.

(1) BOD 수지

현장 하수처리장에서 BOD 수지는 오염물질 수지 계산식 (1)에 의해 하수원수, 호기성조 처리수 및 방류수의 연간 농도와 유입량을 고려하여 계산하였다.

(2) COD 수지

현장 하수처리장에서 COD 수지는 오염물질 수지 계산식 (1)에 의해 하수원수, 호기성조 처리수 및 방류수의 연간 농도와 유입량을 고려하여 계산하였다.

(3) SS 수지

현장 하수처리장에서 SS 수지는 오염물질 수지 계산식 (1)에 의해 하수원수, 호기성조 처리수 및 방류수의 연간 농도와 유입량을 고려하여 계산하였다.

(4) 총 질소 수지

현장 하수처리장에서 총 질소 수지는 오염물질 수지 계산식 (1), (2) 및 (3)에 의해 하수원수, 호기성조 처리수 및 방류수의 연간 농도와 유입량을 고려하고, 여기에 수초의 연간 총 질소 흡수량과 여재의 연간 총 질소 증가량을 고려하여 계산하였다.

(5) 총 인 수지

현장 하수처리장에서 총 인 수지는 오염물질 수지 계산식 (1), (2) 및 (3)에 의해 하수원수, 호기성조 처리수 및 방류수의 연간 농도와 유입량을 고려하고, 여기에 수초의 연간 총 인 흡수량과 여재의 연간 총 인 증가량을 고려하여 계산하였다.

다. 분석방법

1) 수질

수질 분석은 수질오염공정시험법 및 APHA의 standard method 준하여 다음과 같이 하였다[106,107].

수질의 pH는 초자전극법, EC는 EC meter(Orion, Model 160, Germany)로, DO 및 BOD는 윙클러 아지드화나트륨 변법, COD는 산성 $KMnO_4$법, SS는 유리섬유여과지법, 총 질소는 자외선 흡광광도법, NH_4-N는 인도페놀법, NO_3-N는 부루신법, 총 인은 아스코르빈산 환원법, 일반세균 및 대장균군은 평판집락법으로 각각 분석하였다.

2) 식물체

식물체 분석은 농촌진흥청의 토양화학분석법에 준하여 다음과 같이 하였다[108].

식물체의 분석은 시료를 습식분해액($HClO_4$:H_2SO_4 = 1:1)으로 분해시킨 다음 T-N는 Kjeldahl법, T-P는 Vanado molybdate법으로 분석하였다. 그리고 K, Ca, Mg, Na, Fe, Mn, Cu 및 Zn의 분석은 습식분해액으로 분해시킨 여액을 필요에 따라 희석하여 Atomic absorption spectrophotometer(shimadzu AA-680, Japan)로 분석하였다.

3) 여재

여재 분석은 농촌진흥청의 토양화학분석법에 준하여 다음과 같이 하였다[108].

여재의 입경분포도는 체를 이용하여 중량법으로 분석하였고, 가비중은 일정한 부피를 갖는 원통형 코어(cylindrical core)를 이용하여 가능한 여재의 자연구조를 유지하여 채취한 후 이를 완전 건조시킨 후의 무게를 측정하였고, 여재의 공극률은 일정한 부피를 갖는 원통형 코어(cylindrical core)에 여재를 수면위까지 채우고 물로 완

전히 포화시킨 후 무게를 재고 이를 완전히 건조시켜서 감소된 중량으로 측정하였고, pH는 초자전극법, EC는 EC meter(Orion, Model 160, Germany)로 분석하였으며, 유기물은 Tyurin법, 총 질소는 Kjeldahl법, NH_4-N와 NO_3-N은 Kjeldahl법, 총 인은 Vanado molybdate법으로 spectrophotometer(Beckman, DU 650 spectrophotometer, U.S.A.)로 분석하였다. 그리고 K, Ca, Mg, Na, Fe, Mn, Cu 및 Zn의 분석은 습식분해액으로 분해시킨 여액을 필요에 따라 희석하여 Atomic absorption spectrophotometer(Shimadzu AA-680, Japan)로 분석하였다.

4) 미생물

미생물 분석은 농촌진흥청의 토양화학분석법에 준하여 다음과 같이 하였다[108].

하수처리장에 사용한 여재의 생물막 미생물상을 조사하기 위해 시료를 멸균한 0.9% NaCl 용액에 적당하게 희석한 후 각각의 선택배지를 사용하여 다음과 같이 계수하였다.

총세균은 PCA배지에 희석액을 접종하여 29℃에서 48시간, 사상균은 Rose-bengal agar 배지에 희석액을 접종하여 29℃에서 5일간, 박테리아는 NA 배지에 희석액을 접종하여 29℃에서 48시간 각각 배양하여 형성된 콜로니를 희석평판법으로 측정하였다.

암모니아 산화균은 시험관에 배지를 분주하여 희석액을 접종했고 이때 2~3개의 무접종 시험관과 함께 29℃에서 4일간 배양후 Griess llosvay 시약으로 발색시켜(적색 또는 갈색) 발색유무에 따라 희석정도법으로 계수하였다. 2~3분후 미발색 시험관에 소량의 아연분말을 가해서 적색으로 발색되는 것은 일차 생장된 NO_2^-가 공존하는 아질산 산화세균에 의해서 NO_3^-까지 산화된 것으로 판정하고 같이 계수하였다. 아질산산화균(nitrite oxidizing bacteria)은 암모니아 산화균 계수방법에 준하여 Griess llosvay 시약을 떨어뜨려 무발색되는 것을 계수하였다.

셀룰로오스 분해균은 TY-CMC 배지에 희석액을 접종하여 29℃에서 48시간 배양하여 0.2% congo red 용액으로 환모양의 균수를 측정하였다.

탈질균은 도립관을 넣은 GILTAY배지 시험관에 희석액을 접종한 후 29℃에서 3일간 배양한 후 도립관에 생성된 gas 유무로 판정하여 희석정도법으로 계수하였다.

질산환원균은 탈질균과 동일한 방법으로 배양하여 BTB(Bromothymolblue)의 녹색에서 청색으로 변색되는 유무로 판정하여 희석정도법으로 계수하였다.

하수처리장에 사용한 여재 및 수초의 생물막 부착상태는 하수처리장 운전 1개월 후의 여재와 수초뿌리를 채취하여 멸균증류수로 3회 세척하여 2.5% glutaraldehyde로 실온에서 2시간 전고정시킨 후 1% osmium tetroxide로 24시간 후고정 시켰다. 이때 사용한 모든 시약의 희석은 0.1M 인산 완충용액(pH 7.0)으로 하였으며, 동일한 완충용액으로 세척하였다. 시료를 연속적으로 60, 70, 80, 90 및 100%의 ethanol로 탈수하고, Hexamethyl disilazane로 임계점 건조한 후 gold coating 하여 전자현미경(SEM)으로 관찰하였다.

제 3 절 연구내용 및 연구결과

1. 환경친화형 농촌하수처리시스템 개발을 위한 기초 실험

가. 소형 하수처리장치에서의 수처리 효율

소형 하수처리장치는 호기성조와 혐기성조로 구분하여 각조의 크기는 공히 가로 100㎝ × 세로 100㎝ × 깊이 100㎝로서 용량이 1㎥되게 두께 8㎜의 플라스틱판을 사용하여 조건별로 총 8개조를 설계 및 시공한 다음, 여재 입경별 수처리 효율과 수처리 공법개선에 따른 수처리 효율을 조사하였으며, 그 결과는 다음과 같다.

1) 여재 입경별 수처리 효율

소형 하수처리장치의 호기성조에는 여재입경 4~10㎜인 여재 대(A), 2~4㎜인 여재 중(B) 및 0.1~2㎜인 여재 소(C) 그리고 혐기성조에 여재입경 0.1~4㎜인 여재(D)를 사용하여 시공한 다음, 하수원수를 유입수, 호기성조를 통과한 하수를 호기성조 처리수, 그리고 혐기성조를 통과한 하수를 방류수로 명명하여 소형 하수처리장치의 수처리 효율을 조사하였다.

가) pH

소형 하수처리장치의 호기성조 및 혐기성조를 통과한 처리수중의 pH를 조사한 결과는 Table 3-11에서 보는 바와 같다.

하수원수의 pH는 약 7.0으로 중성이었으며, 하수처리장치의 호기성조를 통과한 호기성조 처리수의 pH는 여재 대(A) 및 중(B)에서는 약간 증가하였으나 여재 소(C)에서는 하수원수에 비해 약간 감소하였다.

pH는 호기성조를 통과하면서 여재 대(A) 및 중(B)과 다르게 여재 소(C)에서 약간 감소하였는데 이는 입경이 작을수록 많이 여과가 되고 원수 중에 있는 대부분의 유기물이 호기성조의 미생물에 의해 분해되면서 CO_2와 유기산이 증가되었기 때문인 것으로 생각되었다[3,56,57,109].

호기성조에서 처리된 후 혐기성조를 통과한 방류수의 pH는 여재입경에 따라서는 별 차이가 없이 약 7.0~7.8범위이었다. 이와 같이 호기성조와 혐기성조 모두에서

pH에 별 차이가 없는 것은 주로 탄산염의 완충작용 때문이라 사료되었다.[62-64,110].

나) EC

하수처리장치의 호기성조 및 혐기성조를 통과한 처리수중의 EC를 조사한 결과는 Table 3-11에서 보는 바와 같다.

하수원수의 EC는 약 0.77dS/m이었으며 하수처리장치의 호기성조를 통과한 호기성조 처리수의 EC는 여재 대(A) 및 중(B)에서는 별 차이가 없었으나 여재 소(C)에서는 하수원수에 비해 약간 감소하였다.

EC는 물 중에 함유되어 있는 양이온, 음이온의 합계와 관계가 있다. 동일수계의 물에서는 pH 5~9의 범위에서 용해성 물질에 비례하여 전기전도율과 용해성 물질과의 비는 1 : 0.8~1.5의 범위에 있다[106].

호기성조에서 처리된 후 혐기성조를 통과한 방류수의 EC는 여재입경에 따라서는 별 차이가 없이 약 0.66~0.86dS/m범위이었다. 그리고 하수처리량에 따라서 처리수중의 EC는 별 차이가 없었다.

Table 3-11. pH and EC in the water according to pebbles sizes and amount of sewage treatment a day in small scale sewage treatment apparatus.

Pebbles size in aerobic plots	Raw water	Amount of sewage treatment (ℓ/days)							
		75		150		300		600	
		Treated water in aerobic plot	Effluent	Treated water in aerobic plot	Effluent	Treated water in aerobic plot	Effluent	Treated water in aerobic plot	Effluent
					pH				
A	7.0	7.5	7.5	7.1	7.5	7.4	7.6	7.1	7.4
B		7.3	7.6	7.1	7.6	7.1	7.7	7.0	7.2
C		6.1	7.7	5.7	7.7	6.7	7.8	6.1	7.0
					EC (dS/m)				
A	0.77	0.77	0.74	0.70	0.71	0.65	0.76	0.77	0.70
B		0.77	0.80	0.71	0.74	0.65	0.71	0.70	0.86
C		0.71	0.75	0.67	0.68	0.57	0.66	0.73	0.82

Pebble A : size 4~10㎜, Pebble B : size 2~4㎜, Pebble C : size 0.1~2㎜.

다) DO

호기성조 및 혐기성조를 통과한 처리수중의 DO를 조사한 결과는 Fig. 3-13에서 보는 바와 같다.

하수원수의 DO는 평균 약 0.16㎎/ℓ로 매우 낮았고 호기성조 처리수의 DO는 하수원수에 비해 큰 폭으로 증가하였으며 방류수중에는 호기성조 처리수중의 DO에 비하여 감소하였다.

여재 입경별 호기성조 처리수의 DO는 입경이 작을수록 높아지는 경향이었으며 하수처리량에 따른 DO는 별 차이가 없었다. 그리고 방류수중의 DO는 여재 입경 및 하수처리량에 따라서 별 차이가 없이 약 2.4~5.1㎎/ℓ정도이었다.

일반적으로 집수조에 있는 하수는 재폭기가 없이 고여 있는 혐기성상태가 유지되므로 집수조로부터 하수처리장에 유입되는 유입수의 DO는 매우 낮다[73].

호기성조에서 호기성미생물에 의한 생물학적 분해가 일어나면서 다량의 산소가 소모되며[73], 이러한 호기성미생물의 산소소모에도 호기성조 통과시 DO가 증가하는 것은 이중 통기관을 각조의 바닥과 하부에서 50㎝위치에 설치하여 자연통풍이 되게 함으로써 여재층에 원활한 산소의 공급과 수초에 의한 뿌리주위의 산소공급이 왕성하였기 때문인 것으로 생각되었다.

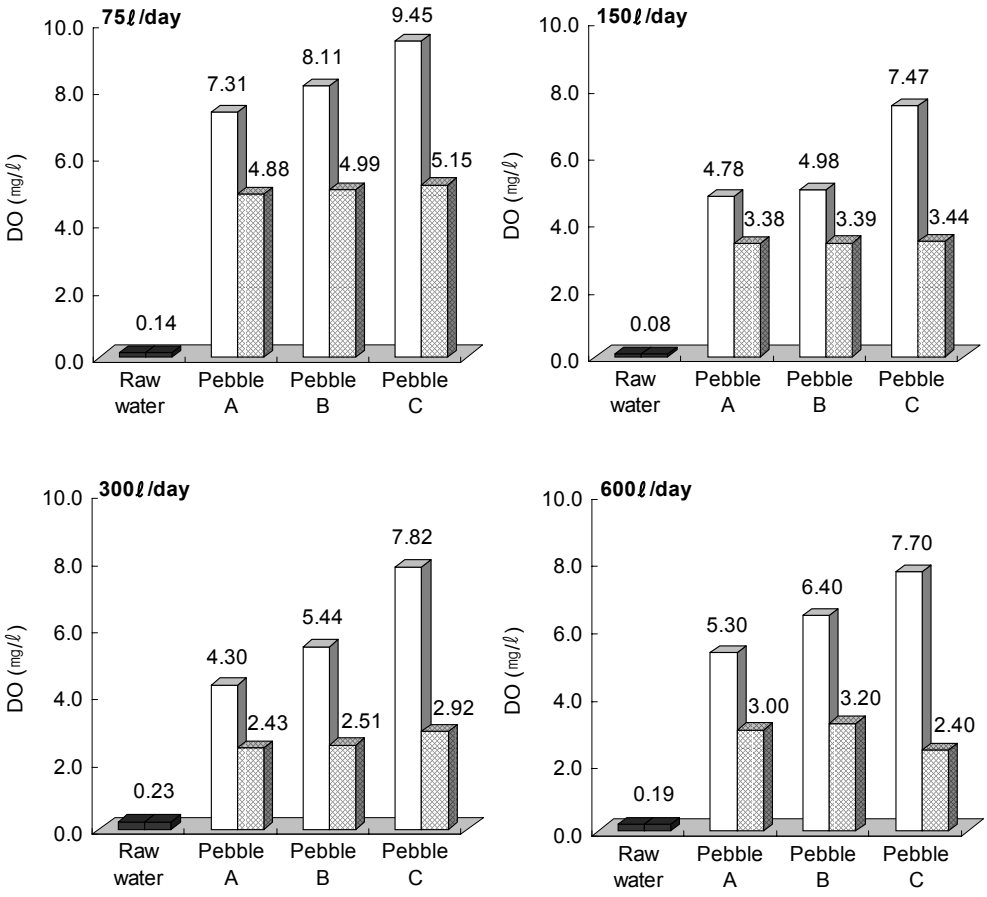


Fig. 3-13. DO in the water according to pebbles sizes and amount of sewage treatment a day in small scale sewage treatment apparatus.

□ : Treated water in aerobic plot ▨ : Effluent

Pebble A : size 4~10㎜, Pebble B : size 2~4㎜, Pebble C : size 0.1~2㎜.

라) BOD

하수처리장치의 호기성조 및 혐기성조를 통과한 처리수중의 BOD 처리율을 조사한 결과는 Fig. 3-14에서 보는 바와 같다.

BOD 처리율을 조사한 결과 하수원수의 BOD는 평균 약 278㎎/ℓ이었으며, 여재 입경별 호기성조 처리수의 BOD 처리율은 모든 조건에서 약 91%이상이었으며, 전반적으로 여재의 입경이 작을수록 BOD 처리율이 약간 증가하는 경향이었으나 수처리량에 따라서는 별 차이가 없었다. 호기성조에서 처리된 후 혐기성조를 통과한 방류수의 BOD 처리율은 호기성조 처리수에 비해 더욱 더 증가하였으며, 모든 조건에서 98%이상 BOD가 처리되어 방류수중의 BOD는 약 1.4~5.1㎎/ℓ정도로서 현행 방류수 수질기준[75,111]인 20㎎/ℓ에 비하여 매우 낮은 수준에 불과하므로 앞으로 방류수 수질기준[75,111]이 10㎎/ℓ으로 강화된다고 하더라도 별 문제가 없을 정도로 매우 잘 처리되었다.

일반적으로 자연정화공법을 이용한 하수처리장에 있어서 BOD의 감소는 수초 뿌리부근의 미생물에 의해 유기물이 표면으로부터 1.5㎝ 깊이 사이에서 주로 분해되는데 그 이유는 이 층에 반응기질과 산소가 풍부하여 박테리아의 생장과 활력이 가장 좋기 때문인 것으로 보고되고있다[23]. 본 소형 하수처리장치는 이중 통기관의 자연통풍과 수초에 의한 뿌리주위의 산소공급으로 인해 호기성조 전체에서 미생물에 충분한 산소를 공급함으로써 일반적인 기계적 공법 등 타 공법에 비해 처리효율이 높은 것으로 사료되었다.

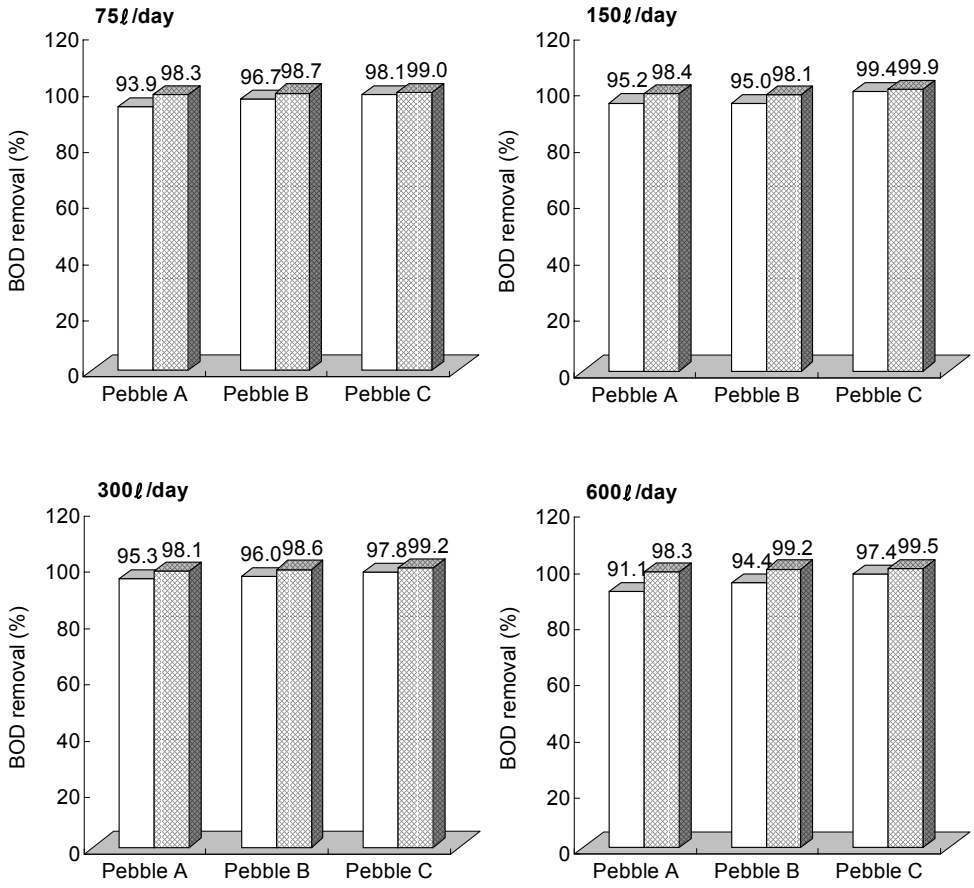


Fig. 3-14. BOD removal in the water according to pebbles sizes and amount of sewage treatment a day in small scale sewage treatment apparatus.

□ : Treated water in aerobic plot ▨ : Effluent

Pebble A : size 4~10㎜, Pebble B : size 2~4㎜, Pebble C : size 0.1~2㎜.

마) COD

하수처리장치의 호기성조 및 혐기성조를 통과한 처리수중의 COD 처리율을 조사한 결과는 Fig. 3-15에서 보는 바와 같다.

COD 처리율을 조사한 결과 하수원수의 COD는 평균 약 133㎎/ℓ이었으며, 여재 입경별 호기성조 처리수의 COD 처리율은 모든 조건에서 약 73%이상이었으며, 전반적으로 여재의 입경이 작을수록 COD 처리율이 약간 높아지는 경향이었고, 하수처리량을 1일 600ℓ처리했을 경우에 75ℓ, 150ℓ 및 300ℓ처리했을 경우보다 호기성조 처리수의 처리율이 조금 감소하였다.

호기성조에서 처리된 후 혐기성조를 통과한 방류수의 COD 처리율은 호기성조 처리수에 비해 더욱더 높아졌으며, 모든 조건에서 91%이상 COD가 처리되어 방류수중의 COD는 약 5.1~11.7㎎/ℓ정도로서 현행 방류수 수질기준[75,111]인 40㎎/ℓ에 비하여 매우 낮은 수준에 불과하므로 별 문제가 없을 정도로 매우 잘 처리되었다.

일반적으로 자연정화공법을 이용한 하수처리장에 있어서 COD의 감소는 수초 뿌리부의 미생물에 의해 유기물이 표면으로부터 1.5㎝ 깊이 사이에서 주로 분해되는데 그 이유는 이 층에 반응기질과 산소가 풍부하여 박테리아의 생장과 활력이 가장 좋기 때문인 것으로 알려져 있다[23].

그리고 방류수중의 COD 처리율이 91%이상으로 BOD 처리율 98%에 비해 약간 낮았지만 유사한 처리경향과 처리효율을 나타내었다. 이와 같은 결과는 유입된 하수가 대부분 생활하수로 미생물에 의해 분해가 용이한 유기물을 많이 포함되어 있기 때문인 것으로 사료되었다[110].

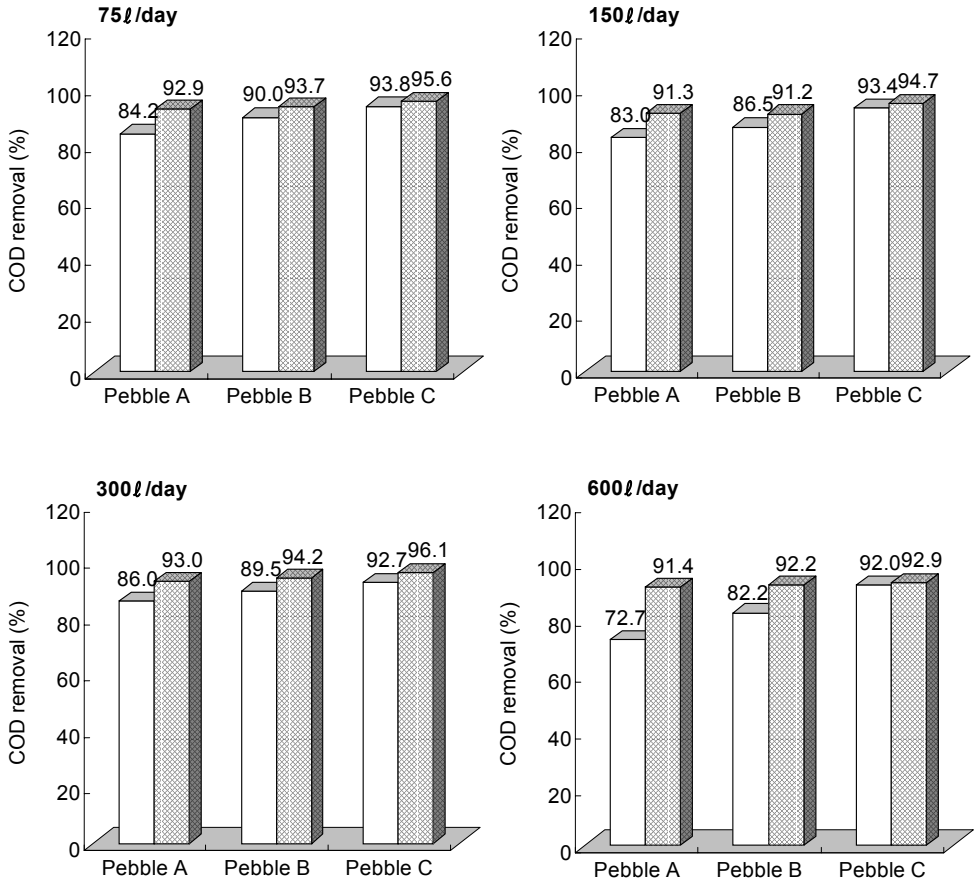


Fig. 3-15. COD removal in the water according to pebbles sizes and amount of sewage treatment a day in small scale sewage treatment apparatus.

□ : Treated water in aerobic plot ▨ : Effluent

Pebble A : size 4~10㎜, Pebble B : size 2~4㎜, Pebble C : size 0.1~2㎜.

바) 탁 도

하수처리장치의 호기성조 및 혐기성조를 통과한 처리수중의 탁도 처리율을 조사한 결과는 Fig. 3-16에서 보는 바와 같다.

탁도 처리율을 조사한 결과 하수원수의 탁도는 평균 약 227㎎/ℓ이었으며, 여재 입경별 호기성조 처리수의 탁도 처리율은 모든 조건에서 약 83%이상이었다. 전반적으로 여재의 입경이 작을수록 탁도 처리율이 약간 높아지는 경향이었고, 여재 대(A)를 사용했을 경우 여재 중(B) 및 소(C)를 사용했을 경우에 비해 약 10%정도 처리율이 낮았으며, 하수처리량에 따라서는 별 차이가 없었다. 호기성조에서 처리된 후 혐기성조를 통과한 방류수의 탁도 처리율은 호기성조 처리수에 비해 더욱더 높아졌으며, 모든 조건에서 98%이상 처리되어 방류수중의 탁도는 약 0.4~4.9㎎/ℓ정도로서 매우 잘 처리되었다.

일반적으로 자연정화공법에 의한 탁도의 처리는 주로 여과기능에 의해 이루어지며, 이러한 여과는 궁극적인 처리가 아니고 물리적인 분리과정이기 때문에 여과된 탁도를 일으키는 현탁물질은 입자상태로 처리조내에 잔류하게 된다. 이렇게 잔류하는 현탁입자들은 대개가 무해하지만 오염성분들은 미생물에 의한 생물학적분해, 용해된 후 식물에 의한 흡수, 기타 화학반응을 거치면서 궁극적으로 처리된다. 그러나 유입되어 잔류하는 현탁입자들의 부하량이 처리조내의 처리율을 초과하게 되면 처리조에 현탁물질이 누적되어 처리조의 전반적인 효율을 감소시킬 수 있다.

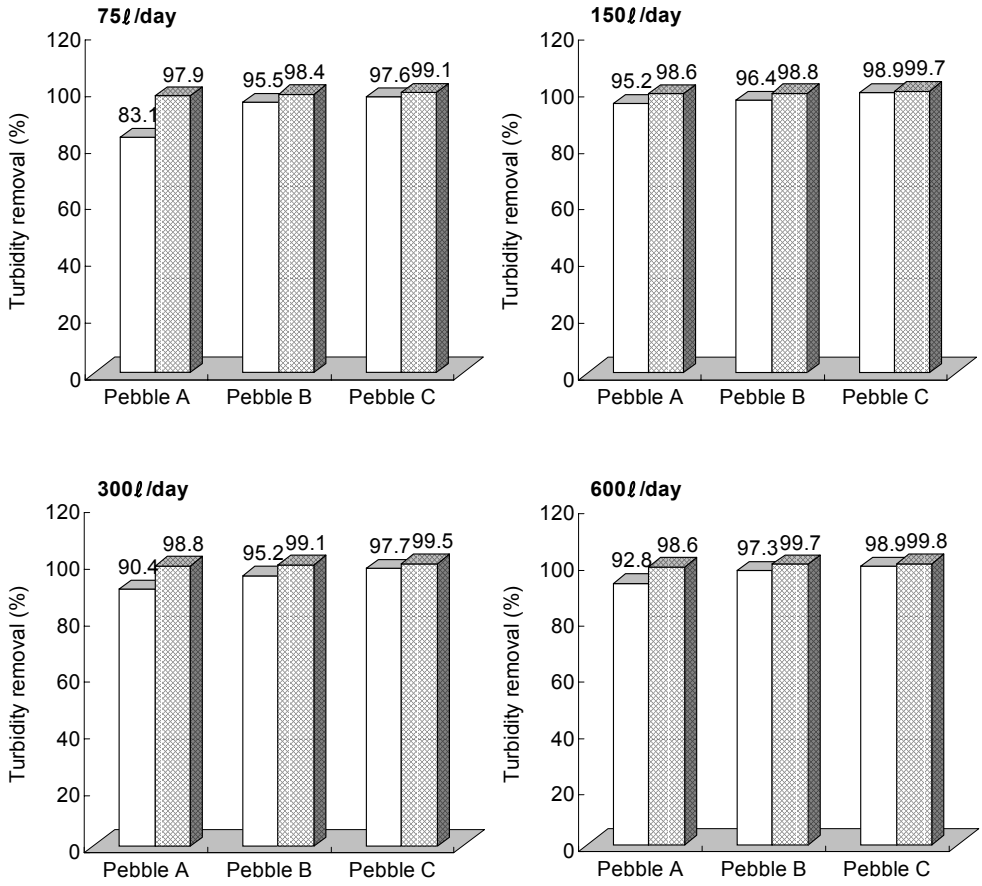


Fig. 3-16. Turbidity removal in the water according to pebbles sizes and amount of sewage treatment a day in small scale sewage treatment apparatus.
□ : Treated water in aerobic plot ▨ : Effluent
Pebble A : size 4~10㎜, Pebble B : size 2~4㎜, Pebble C : size 0.1~2㎜.

사) 총 질소

하수처리장치의 호기성조 및 혐기성조를 통과한 처리수중의 총 질소 처리율을 조사한 결과는 Fig. 3-17에서 보는 바와 같다.

총 질소 처리율은 하수원수중의 총 질소 함량은 약 57㎎/ℓ정도이었으며, 여재입경 및 하수처리량에 따라서는 별 차이가 없었고, 호기성조에 의한 총 질소 처리율은 약 27~42%정도이었으며, 호기성조에서 처리된 후 혐기성조를 통과한 방류수중의 총 질소 처리율은 호기성조 처리수에 비해 약간 증가되었으며, 그 처리율은 약 45~59%정도였고, 방류수중의 총 질소 농도는 약 23~31㎎/ℓ정도로서 현행 방류수 수질기준[75,111]인 60㎎/ℓ의 약 절반수준으로 별 문제가 없었다.

그러나 2002년부터 방류수 수질기준[75,111]이 60㎎/ℓ에서 20㎎/ℓ로 강화되고, 깨끗한 자연환경을 보존 유지하기 위하여 보다 안정적인 처리를 위해서 총 질소 처리효율을 향상할 수 있는 방법의 연구가 필요할 것으로 사료되었다.

현행 타 하수처리공법에 비하여는 질소 처리효율이 다소 높았으며 Huang 등[35]이 인공습지에서 생활하수처리에 관한 실험에서 질소의 처리율이 33~45%범위라고 하였고, 이[112] 등은 식물을 이용한 오수의 고도처리를 위한 실험에서 총 질소 처리효율이 40%라고 하였다. 총 질소의 처리효율이 BOD, COD 및 탁도에 비해 낮은 이유는 혐기성조에서 혐기성화 상태가 충분하지 않아 탈질율이 낮기 때문일 것이다[110].

자연정화공법에 의한 질소의 처리는 호기성 미생물에 의해 유기태 질소 및 NH_4-N가 NO_3-N로 전환되며, 질산화작용으로 생성된 NO_3-N는 혐기성상태인 심토로 확산되어 혐기성 미생물에 의하여 탈질화가 일어나면서 N_2와 N_2O로 전환되어 이들이 대기 중으로 이동하여 질소가 처리되는 것으로 알려져 있다[10].

또한 질소는 수중에서는 어떤 형태의 질소든지 그 농도가 0.6㎎/ℓ 이상이면 수계의 부영양화를 야기시키며 그 중 암모니아나 암모니아 이온은 1㎎ 산화에 산소 4.6㎎이 요구되어 수중 산소농도를 저하시킬 뿐만 아니라 매우 낮은 농도하에서도 다양한 종류의 어류에 치명적인 것으로 알려져 있다. 따라서 폐수 중 질소농도는 정화시설의 규모산정에 매우 중요한 요인인 것으로 알려져 있다[23,71].

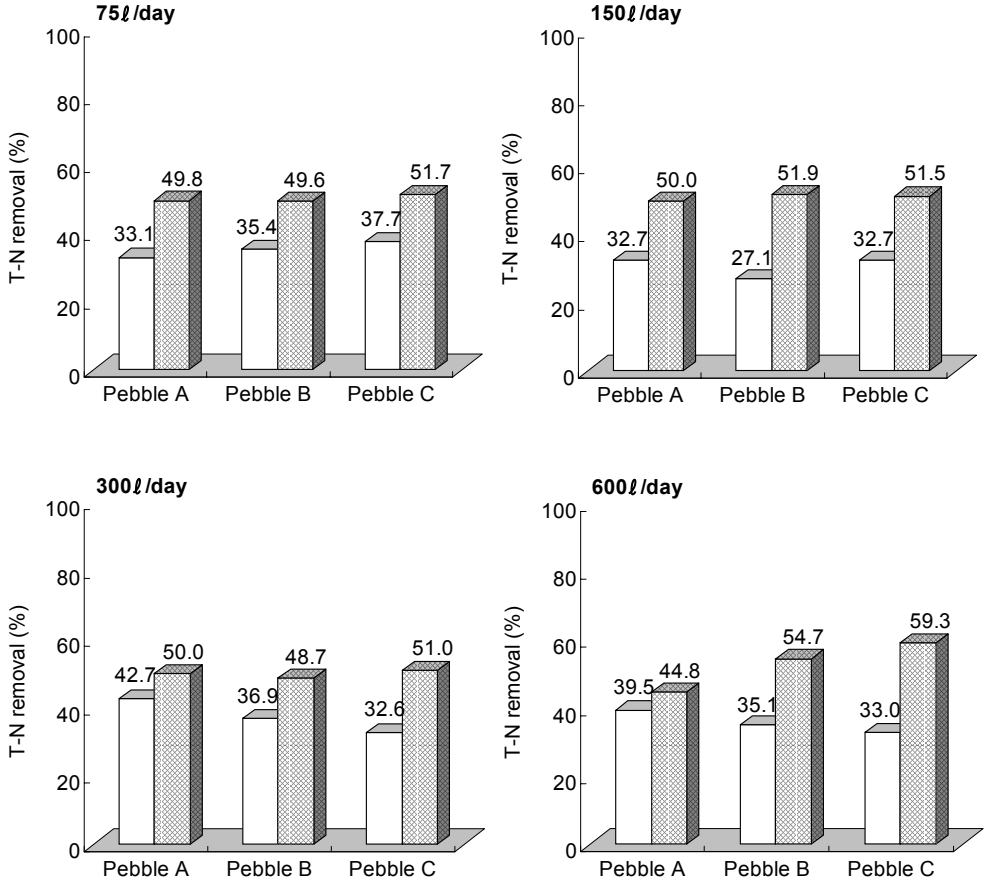


Fig. 3-17. T-N removal in the water according to pebbles sizes and amount of sewage treatment a day in small scale sewage treatment apparatus.

□ : Treated water in aerobic plot ▨ : Effluent

Pebble A : size 4~10㎜, Pebble B : size 2~4㎜, Pebble C : size 0.1~2㎜.

아) 총 인

하수처리장치의 호기성조 및 혐기성조를 통과한 처리수중의 총 인 처리율을 조사한 결과는 Fig. 3-18에서 보는 바와 같다.

총 인 처리율을 조사한 결과 하수원수의 총 인은 평균 약 8.70㎎/ℓ이었으며, 여재 입경별 호기성조 처리수의 총 인 처리율은 모든 조건에서 약 57%이상이었으며, 전반적으로 여재입경이 작을수록 총 인 처리율이 약간 높아지는 경향이었고, 호기성조에서 처리된 후 혐기성조를 통과한 방류수의 총 인 처리율은 호기성조 처리수에 비해 더욱 더 높아졌으며, 하수처리량을 1일 600ℓ처리했을 경우에 75ℓ, 150ℓ 및 300ℓ처리했을 경우에 비하여 방류수의 처리율이 조금 감소하였다. 모든 조건에서 80%이상 총 인이 처리되어 방류수중의 총 인은 약 0.3~1.7㎎/ℓ정도로서 현행 방류수 수질기준[75,111]인 8㎎/ℓ에 비하여 매우 낮은 수준에 불과하므로 별 문제가 없을 정도로 매우 잘 처리되었다.

그러나 2002년부터 방류수 수질기준[75,111]이 8㎎/ℓ에서 2㎎/ℓ로 강화되고, 깨끗한 자연환경을 보존 유지하기 위하여 보다 안정적인 처리를 위해 총 인 처리효율을 향상할 수 있는 방법의 연구가 필요할 것으로 사료되었다.

이 등[112]은 실험실적 오수처리 실험에서 총 인 처리율이 25~30%라고 하였고, 윤 등[71]은 인공습지 하수처리장의 총 인 처리율은 약 63%였는데, 이들 보고에 비하여 본 실험에서의 총 인 처리율은 80%이상으로 매우 높게 처리되었다.

하·폐수처리에 적용 가능한 인 처리 방법은 칼슘, 알루미늄 및 철 등의 금속 염을 투입하고 생성되는 불용성 침전물을 걸러내는 화학적 방법과 여재나 기타 입자에의 흡착과 같은 물리적 처리방법, 그리고 식물에 의한 흡수, 미생물에 의한 분해 등을 이용하는 생물학적 처리방법이 있다. 소형 하수처리장치에서 인 처리의 주요기능은 침전, 여과 및 흡착인데, 하수 부하량이 처리조의 용량을 초과할 경우에 누적되었던 인 성분이 세척에 의해서 또는 용출되어 오히려 유출수의 농도가 높게 나타날 수도 있는 것으로 알려지고 있다[73].

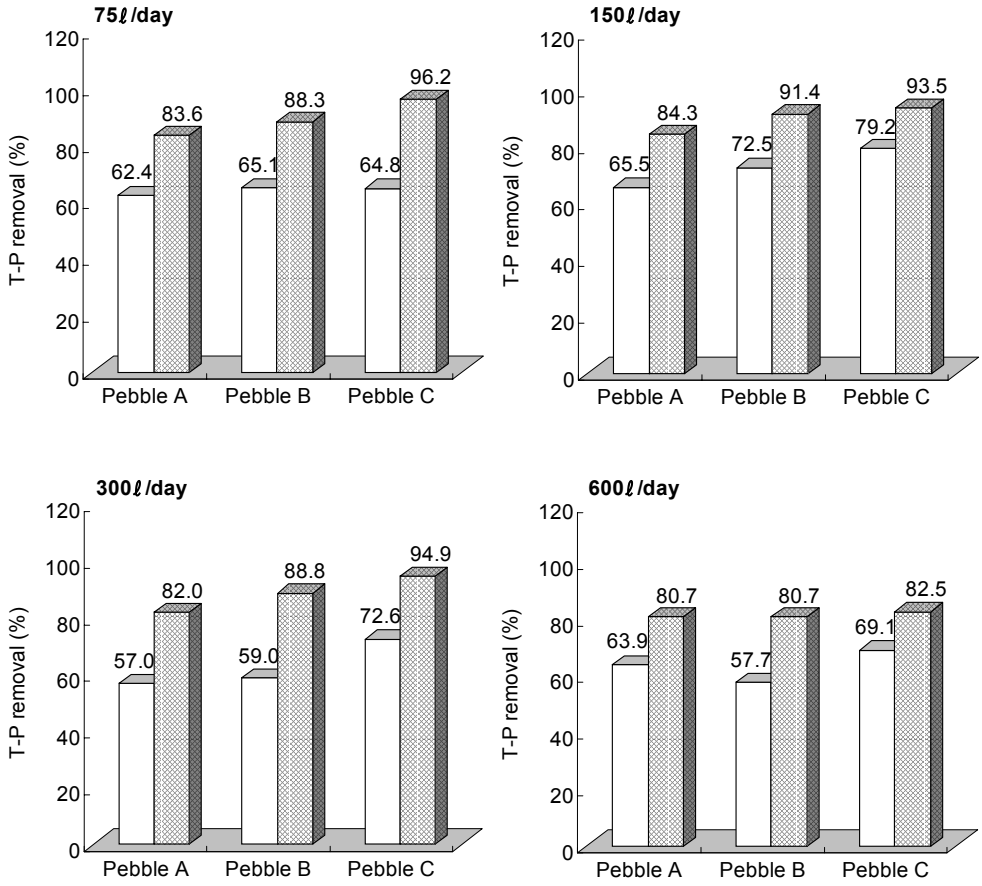


Fig. 3-18. T-P removal in the water according to pebbles sizes and amount of sewage treatment a day in small scale sewage treatment apparatus.
□ : Treated water in aerobic plot ▨ : Effluent
Pebble A : size 4~10㎜, Pebble B : size 2~4㎜, Pebble C : size 0.1~2㎜.

자) 투수속도

하수처리장치의 호기성조는 여재입경 4~10㎜인 여재 대(A), 2~4㎜인 여재 중(B) 및 0.1~2㎜인 여재 소(C), 그리고 혐기성조는 여재입경 0.1~4㎜인 여재 (D)를 사용하여 시공하였으며, 하수처리장 운전 250일 후의 하수처리량을 1일 600ℓ로 하였을 때의 호기성조 및 혐기성조 각각의 투수속도를 조사한 결과는 Table 3-12에서 보는 바와 같다.

먼저 호기성조의 투수속도는 여재 대(A) 및 중(B)을 사용했을 경우에는 호기성조 상층에 하수의 막힘 현상이 없어 투수속도를 측정할 수 없었으며, 여재 소(C)를 사용했을 경우에는 약 1.3×10^{-4}m/sec이었다.

일반적으로 하수처리장 호기성조에 투수속도 저하로 인한 공극폐쇄 현상이 발생하면 하수처리도 되지 않을 뿐만 아니라 냄새나 해충이 발생할 수 있기 때문에 문제가 아닐 수 없다. 본 실험에서 여재 대(A) 및 중(B)을 사용했을 경우 최대 유입량인 1일 600ℓ를 처리하였을 경우에도 전혀 막힘 현상이 없었다. 따라서 하수처리 효율이나 투수속도를 고려해볼 때 하수처리장 호기성조의 여재 입경은 약 2~4㎜인 여재 중(B)정도가 적절한 것으로 판단되었다.

호기성조에서 처리된 하수가 혐기성조를 통과하기 때문에 호기성조의 오염물질 처리능력이 혐기성조의 투수속도나 오염물질 처리능력에 많은 영향을 미치게 된다. 따라서 호기성조에 여재입경 4~10㎜인 여재 대(A), 2~4㎜인 여재 중(B) 및 0.1~2㎜인 여재 소(C)를 사용했을 경우 혐기성조에서의 투수속도를 조사한 결과 호기성조에서 사용한 여재 대(A), 중(B) 및 소(C)에서 각각 약 0.45×10^{-4}, 0.83×10^{-4} 및 2.5×10^{-4}m/sec로서 호기성조에 사용한 여재 입경이 작을수록 혐기성조 투수속도가 빨라지는 경향이었으나 하수처리장 호기성조에 여재 중(B)을 사용하였을 경우에도 혐기성조에 주입한 여재 입경이 0.1~4㎜정도 되어도 외관상으로 관찰한 결과 투수속도저하 현상은 발생하지 않은 것으로 미루어 보아, 본 실험에서의 호기성조에 여재입경 2~4㎜을 사용했을 때 혐기성조에 사용할 여재 입경은 0.1~4㎜이 적절한 것으로 판단되었다.

과거 모관침윤트랜치공법이 여재의 공극폐쇄현상으로 인해 실패하였기 때문에 본 소형 하수처리장치는 이런 문제점을 해결하면서 처리효율을 높이고자 하였다. 호기성조 표면에 지속적으로 하수원수가 유입되면 일반적으로 부유물질 등이 수직여과되고, 여과된 부유물질 등이 공극을 막게되어 결국 공극폐쇄현상이 일어나게

되며, 더불어 유기물에 의해 표층에 미생물 막이 생겨서 투수속도의 저하는 더욱 증가하게 된다. 그러나 호기성조 표면에는 통기조직이 발달한 갈대와 같은 수초들의 뿌리가 표면을 뚫고 있기 때문에 투수속도의 저하를 방지하는 역할을 하는 것으로 알려져 있다[6]. 따라서 호기성조에 공극폐쇄현상을 방지하기 위해서는 수초의 선정도 중요할 것으로 생각되었다.

Table 3-12. Permeability of the water according to pebbles sizes at 250 days after sewage treatment in small scale sewage treatment apparatus.

(Unit : 10^{-4}m/sec)

	Pebbles sizes		
	Pebble A (Size 4~10㎜)	Pebble B (Size 2~4㎜)	Pebble C (Size 0.1~2㎜)
Aerobic plot	-	-	1.3±0.7
Anaerobic plot	0.45±0.2	0.83±0.3	2.5±0.9

2) 수처리 공법개선에 따른 수처리 효율

여재 입경별 소형 하수처리장치의 최적조건은 호기성조에서 여재입경 2~4㎜, 혐기성조에서 여재입경 0.1~4㎜이었다.

BOD, COD 및 탁도의 처리효율은 매우 높았으나 총 질소와 총 인의 처리효율은 앞으로 강화될 방류수의 수질기준을 만족시키면서 안정적인 수처리를 위해서는 처리효율의 향상이 필요할 것으로 사료되었다. 따라서 총 질소와 총 인의 처리효율 향상을 위해 수처리 공법개선에 따른 수처리 효율을 조사하였으며 그 결과는 다음과 같다.

가) 혐기성조의 하수흐름에 따른 수처리 효율

하수처리장치에서 혐기성조의 하수흐름을 대각으로 하였을 경우와 수직으로 하였을 경우 방류수중의 수처리 효율을 조사한 결과는 다음과 같다.

여재 입경별 하수처리장치의 최적조건에서 혐기성조의 수처리 방향은 대각흐름이었으나 수직흐름으로 공법을 개선하였을 경우 수처리 효율을 조사한 결과 Fig. 3-19에서 보는 바와 같이 BOD, COD 및 탁도는 수처리 효율에서 별 차이가 없었으나, 총 질소와 총 인의 경우는 오히려 수처리 효율이 약간 감소하였고, 혐기성조에서 공극폐쇄현상이 발생하여 투수속도가 저하되었다. 따라서 이 공법 개선은 총 질소와 총 인의 처리효율 향상을 기대하기 힘든 공법인 것으로 사료되었다.

나) 방류수의 호기성조 재처리에 따른 수처리 효율

하수처리장치에서 방류수의 호기성조 재처리에 따라 방류수중의 수처리 효율을 조사한 결과는 다음과 같다.

여재 입경별 하수처리장치의 최적조건에서 처리된 방류수를 다시 동일 크기의 호기성조에 재처리 되게 공법을 개선하였을 경우 수처리 효율을 조사한 결과로 Fig. 3-20에서 보는 바와 같이 BOD, COD, 탁도, 총 질소 및 총 인은 그 처리효율이 별 차이가 없었다. 따라서 이 공법 개선은 총 질소와 총 인의 처리효율 향상을 기대하기 힘든 공법인 것으로 사료되었다.

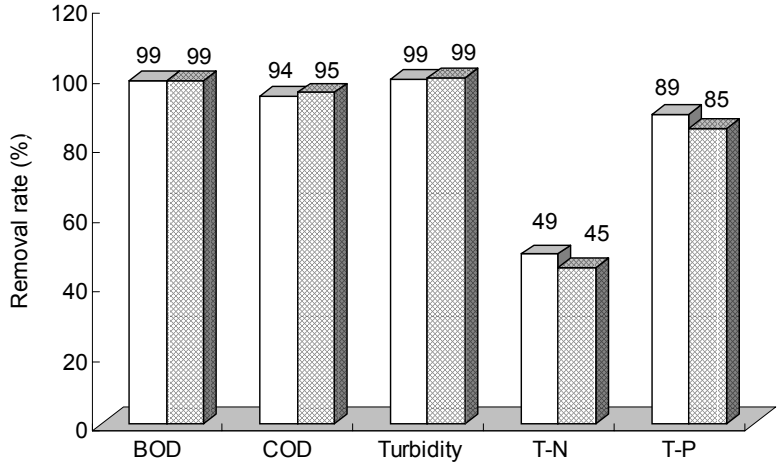


Fig. 3-19. Removal rate of pollutants in effluent according to sewage flow of anaerobic plot in small scale sewage treatment apparatus.
Amount of sewage treatment a day was 300ℓ.
□ : Diagonal sewage flow in anaerobic plot
▨ : Vertical sewage flow in anaerobic plot

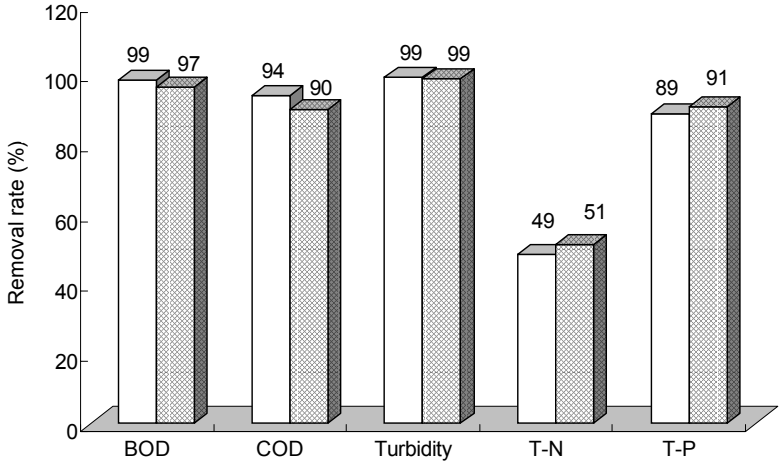


Fig. 3-20. Removal rate of pollutants in effluent according to re-treatment at aerobic plot.
Amount of sewage treatment a day was 300ℓ.
□ : Non re-treatment at aerobic plot
▨ : Re-treatment at aerobic plot

다) 호기성조의 혐기성화에 따른 수처리 효율

하수처리장치에서 호기성조의 혐기성화에 따라 방류수중의 처리효율을 조사한 결과는 다음과 같다.

여재 입경별 하수처리장치의 최적조건에서 호기성조의 이중 통기관을 막고 수위를 높여서 호기성조를 혐기성화 하였을 경우 수처리 효율을 조사한 결과는 Fig. 3-21에서 보는 바와 같이 BOD와 탁도는 수처리 효율에서 별 차이가 없었으나 COD, 총 질소 및 총 인은 혐기성화 하지 않은 공법에 비하여 오히려 COD 약 7%, 총 질소 약 15% 그리고 총 인은 약 20% 정도 수처리 효율이 감소하였다.

따라서 이 공법 개선은 총 질소와 총 인의 처리효율 향상을 기대하기 힘든 공법인 것으로 사료되었다.

라) 혐기성조의 미생물 처리유무에 따른 수처리 효율

하수처리장치에서 혐기성조의 미생물 처리 유무에 따른 방류수중의 처리효율을 조사한 결과는 다음과 같다.

여재 입경별 하수처리장치의 최적조건에서 혐기성조에 탈질균인 *Paracoccus denitrificans*와 *Unidenified mixed culture,* 인 축적균인 *Acinetobacter calcoaceticus*를 처리하여 공법을 개선하였을 경우 수처리 효율을 조사한 결과 Fig. 3-22에서 보는 바와 같이 BOD와 탁도는 수처리 효율에서 별 차이가 없었고, 총 질소는 수처리 효율이 약 7% 증가하였으나 COD와 총 인은 오히려 수처리 효율이 각각 8%와 13% 정도로 감소하였다.

이와 같이 인의 처리효율이 떨어지는 이유는 생물학적 인 처리 공정에서 혐기성조에 질산태 질소가 유입되는 것은 인 처리효율을 떨어뜨리며 이는 혐기성조에 유입되는 질산태 질소가 인 처리 미생물이 아닌 종속영양미생물의 성장에 전자수용체로 쓰이기 때문에 인 처리 미생물이 이용할 수 있는 유기물의 양이 줄어들고, 대사활동에 영향을 미쳐서 인 처리 능력이 줄어들기 때문인 것으로 판단되었다[90].

따라서 이 공법 개선은 총 질소와 총 인의 처리효율 향상을 기대하기 힘든 공법인 것으로 사료되었다.

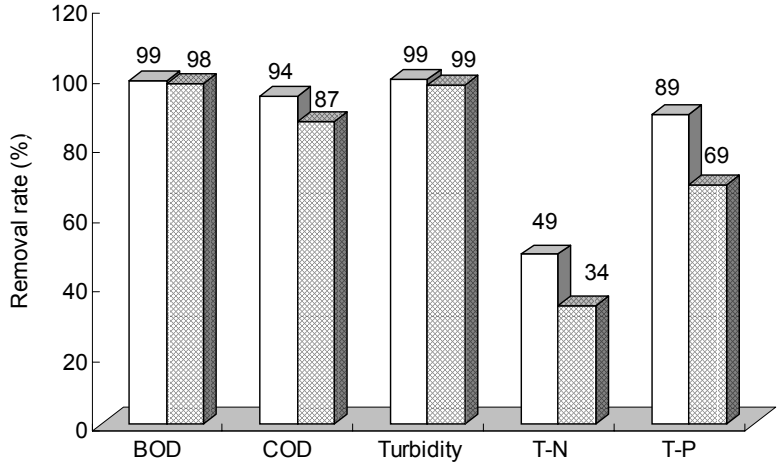


Fig. 3-21. Removal rate of pollutants in effluent according to anaerobic condition of aerobic plot.
Amount of sewage treatment a day was 300ℓ.
□ : Aerobic condition of aerobic plot
▨ : Anaerobic condition of aerobic plot

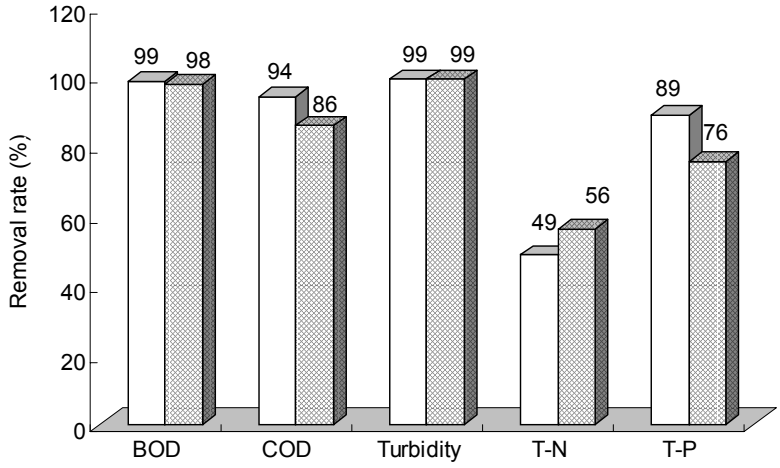


Fig. 3-22. Removal rate of pollutants in effluent according to addition of microbes in anaerobic plot.
Amount of sewage treatment a day was 300ℓ.
□ : Normal sewage treatment plant
▨ : Addition of microbe in anaerobic plot

마) 혐기성조의 깊이에 따른 수처리 효율

하수처리장치에서 호기성조의 깊이는 100㎝로 하고 혐기성조의 깊이를 100㎝한 기존 처리공법과 혐기성만 깊이를 150㎝한 하수처리장치의 방류수중의 수처리 효율을 조사한 결과는 다음과 같다.

여재 입경별 하수처리장치의 최적조건에서 하수처리장 시설시 부지면적을 줄이기 위해 혐기성조 깊이를 150㎝로 하여 면적을 감소시킨 조건하에서 여재 사용량을 동일하게 하여 여재입경 0.1~4㎜일 경우와 여재입경 2~4㎜로 공법을 개선하였을 경우 수처리 효율을 조사한 결과는 Fig. 3-23에서 보는 바와 같이 BOD, COD 및 탁도의 처리효율은 별 차이가 없었다.

혐기성조 깊이를 150㎝로 하고 여재입경을 0.1~4㎜로 한 경우 총 인의 처리율은 별 차이가 없었으나, 총 질소는 혐기성조 깊이를 100㎝로 하고 여재입경을 0.1~4㎜로 하였을 경우에 비하여 처리효율은 약 21%향상되었다.

혐기성조 깊이를 150㎝로 하고 여재입경을 2~4㎜로 한 경우 총 질소와 총 인은 혐기성조 깊이를 100㎝로 하고 여재입경을 0.1~4㎜로 하였을 경우에 비하여 각각 10% 및 6% 정도 향상되었다.

따라서 이 공법 개선은 총 질소와 총 인의 처리효율 향상을 기대할 수 있는 공법인 것으로 사료되었다.

총 질소의 처리효율 향상은 혐기성조 깊이가 150㎝로 50㎝ 더 깊어짐에 따라 혐기화 조건이 나아지게 되고 이로 인한 DO의 감소는 탈질율을 상승시키기 때문인 것으로 생각되었다. 탈질율은 DO 농도가 0.2㎎/ℓ일때는 0㎎/ℓ일때보다 약 50% 정도 감소하는 경향이므로[82] 탈질율을 높이기 위해서는 최대한 혐기성조를 혐기성화 조건으로 만들어야 할 것으로 판단되었다.

총 인의 처리효율 향상은 혐기성조 깊이가 150㎝로 깊어짐에 따라 혐기성화 조건이 좀더 나아지게 되고 이로 인한 NO_3-N의 감소가 인 처리효율을 향상시키기 때문인 것으로 생각되었다. 일반적으로 생물학적 인 처리 공정에서 혐기조에 NO_3-N가 유입되는 것은 유입되는 NO_3-N가 인 처리 미생물이 아닌 종속영양미생물의 성장에 전자수용체로 쓰이기 때문에 대사활동에 영향을 미쳐서 인 처리 능력이 줄어드는 것으로 보고되고 있다[90].

바) 여재에 굴패각 혼합유무에 따른 수처리 효율

하수처리장치에서 여재에 굴패각 혼합 유무에 따라 방류수중의 수처리 효율을 조사한 결과는 다음과 같다.

여재 입경별 하수처리장치의 최적조건 하에서 혐기성조에 주입한 여재에 굴패각을 1 : 1로 혼합하여 혐기성조 상층으로부터 55㎝깊이에 20㎝두께로 주입하였을 경우 수처리 효율을 조사한 결과는 Fig. 3-24에서 보는 바와 같이 BOD, COD 및 탁도는 그 처리 효율이 별 차이가 없었으나, 총 질소 및 총 인은 여재에 굴패각을 주입하지 않은 것에 비하여 총 질소는 14% 그리고 총 인은 7% 처리효율이 향상되었다.

따라서 이 공법 개선은 총 질소와 총 인의 처리효율 향상을 기대할 수 있는 공법인 것으로 사료되었다.

총 질소 처리효율 향상은 굴패각이 다공성의 큰 표면적을 가지고 있으며, 분말의 표면적은 5~7㎡/g 정도로 흡착에 아주 좋은 특성을 가지고 있기 때문에 NH_4-N와 NO_3-N가 일부분 흡착되었기 때문인 것으로 사료된다[98].

총 인의 처리효율 향상은 굴패각의 사용으로 인한 정석탈인 때문일 것으로 사료되었다. 굴패각의 주성분은 칼슘으로 37.6% 정도이며 이를 $CaCO_3$로 환산하면 약 94%가 되어 거의 대부분이 칼슘으로 이루어져 있으므로 이들을 인이 함유된 물에 일정시간 체류시키면 표면침전반응을 통하여 수중의 인을 처리할 수 있는 것으로 보고되고 있다[94]. 정석 탈인법의 영향인자는 탈인재 이외에도 pH, Ca 이온농도, 공존 이온농도 등이 있다. Ferguson[96]의 연구에 의하면 Hydroxyapatite의 결정화는 pH, Mg 농도, 알카리도 및 불소에 의해 크게 영향을 받으며, pH가 높으면 결정생성속도가 증가하지만 Mg와 탄산은 결정생성을 방해한다고 보고하였다. pH 및 Ca 이온농도는 정석반응에 단독으로 영향을 주지만, 인 농도와 깊은 연관성이 있으므로 이를 고려하여 설정해야 한다[97].

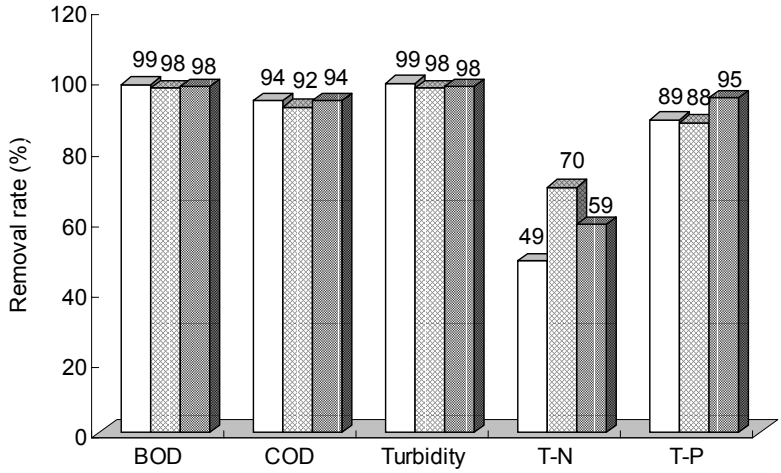


Fig. 3-23. Removal rate of pollutants in effluent according to pebble sizes and depths in anaerobic plot.
Amount of sewage treatment a day was 300ℓ.
□ : Pebble size to 0.1~4㎜ at 1m depth of anaerobic plot
▨ : Pebble size to 0.1~4㎜ at 1.5m depth of anaerobic plot
▩ : Pebble size to 2~4㎜ at 1.5m depth of anaerobic plot

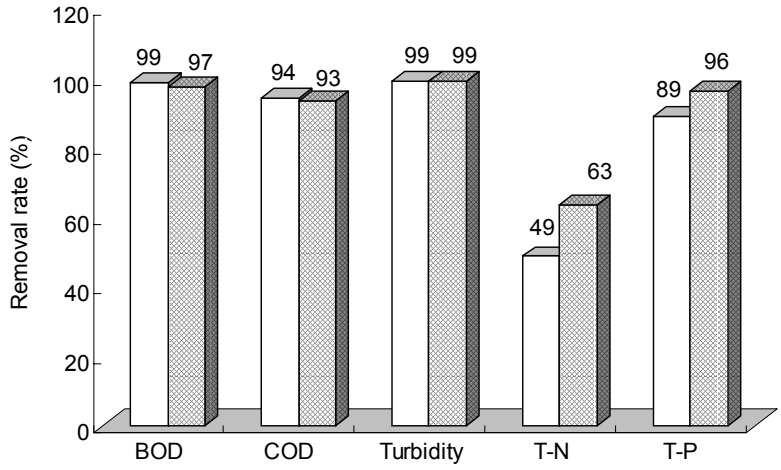


Fig. 3-24. Removal rate of pollutants in effluent according to pebble mixed with or without oyster in anaerobic plot.
Amount of sewage treatment a day was 300ℓ.
□ : Pebble mixed without oyster
▨ : Pebble mixed with oyster

사) 투수속도

하수처리장치의 수처리 효율을 향상시키고 실제하수처리장 시설시 부지면적을 줄이기 위하여 하수처리장의 혐기성조 깊이를 150㎝로 하고 면적을 줄여 여재 사용량을 동일하게 하여 시설한 하수처리장치의 운전 250일 후 하수처리량을 1일 600ℓ로 하였을 때의 혐기성조 여재 입경별 투수속도를 조사한 결과는 Table 3-13에서 보는 바와 같다.

혐기성조 깊이 150㎝에 여재입경을 0.1~4㎜로 하였을 경우 투수속도가 0.1×10^{-4}m/sec로서 매우 낮았다. 외형상 관찰해본 결과, 호기성조 처리수가 혐기성조로 유입한 지역에서는 처리수의 막힘 현상이 관찰되었다.

혐기성조 깊이 150㎝에 여재입경을 2~4㎜로 하였을 경우 투수속도가 0.78×10^{-4}m/sec로서 혐기성조 깊이 100㎝에 여재입경을 0.1~4㎜로 하였을 경우 투수속도 0.83×10^{-4}m/sec과 비슷한 투수속도를 보였으며, 하수처리에서 투수속도저하 현상이 나타나지 않았다.

혐기성조의 하수처리 흐름을 대각 및 수직으로 달리하여 하수처리량에 따른 투수속도를 조사한 결과 Table 3-13에서 보는 바와 같이 하수처리 흐름을 수직으로 하였을 경우 투수속도가 0.37×10^{-4}m/sec로서 하수처리 흐름을 대각으로 하였을 경우의 0.83×10^{-4}m/sec에 비해 큰 폭으로 감소하였다.

외형상으로 관찰해본 결과, 호기성조 처리수가 혐기성조로 유입한 지역에서는 처리수의 막힘 현상이 관찰되었다. 따라서 하수처리 흐름을 수직으로 하는 것은 투수속도의 저하로 부적절한 공법인 것으로 판단되었다.

일반적인 자연정화공법에서 공극폐쇄현상은 원하수가 직접 유입되는 호기성조에서 일어나며 호기성조 표면에 원하수가 유입되면 부유물질등이 수직 여과되어 혐기성조로 유입된다. 이렇게 유입된 하수는 호기성조의 여재입경에 따라 큰 영향을 받게된다.

호기성조에 여재입경이 작을수록 호기성조에서 SS등 오염물질이 많이 여과되므로 혐기성조에서는 공극폐쇄현상으로 인한 투수속도의 저하가 일어나지 않지만, 오히려 호기성조의 표층에서 공극폐쇄현상으로 인한 투수속도의 저하로 결국에는 막힘 현상으로 하수처리가 불가능하게 될 수도 있다.

또한 호기성조에 여재입경이 클수록 호기성조에서 적게 여과되므로 혐기성조에서는 쉽게 공극폐쇄현상으로 인한 투수속도의 저하가 일어날수도 있는 것이다. 이처

럼 혐기성조에 쉽게 공극폐쇄현상으로 인한 투수속도의 저하가 일어나는 것은 혐기성조는 수직여과가 아니라 수평여과 방식으로서 약간의 부하에 의해서 물의 투수속도에 큰 영향을 주기 때문이다.

따라서 여재 입경별 소형 하수처리장치의 최적조건에서 호기성조와 혐기성조 모두 공극폐쇄현상이 일어나지 않는 최적 여재입경을 구해야 할 것이다.

본 하수처리장치는 이러한 여러 조건을 감안하여 하수처리장치에서의 최적 여재입경을 구한 결과 호기성조에서 깊이 100㎝에서 최적 여재입경 약 2~4㎜였고, 혐기성조에서는 깊이 150㎝에서 최적 여재입경이 약 2~4㎜였으며, 깊이 100㎝에서는 최적 여재입경이 약 0.1~4㎜인 것으로 판단되었다.

Table 3-13. Permeability of the water according to the methods of sewage treatment in anaerobic plot at 250 days after sewage treatments.

(Unit : 10^{-4}m/sec)

Methods of sewage treatment in anaerobic plot			
Depth 100㎝ pebble size 0.1~4㎜	Depth 150㎝ pebble size 0.1~4㎜	Depth 150㎝ pebble size 2~4㎜	Horizontal flow
0.83±0.3	0.10±0.07	0.78±0.2	0.37±0.9

3) 소형 하수처리장치에서 하수중의 미생물상 변화

가) 여재 입경별 하수중의 미생물상

소형 하수처리장치의 호기성조 및 혐기성조를 통과한 처리수중의 일반세균을 조사한 결과로 Table 3-14에서 보는 바와 같다.

일반세균을 조사한 결과 하수원수의 일반세균은 평균 약 1,875,200CFU/㎖이었으며, 호기성조 처리수의 일반세균은 하수원수에 비해 큰 폭으로 감소하였으며 방류수중에는 호기성조 처리수중의 일반세균에 비하여 큰 폭으로 감소하였다.

여재 입경별 호기성조 처리수와 방류수의 일반세균은 여재입경 및 하수처리량이

작을수록 일반세균수가 감소하여 그 처리효율이 높았으며, 특히 여재 중(B) 및 소(C)를 사용했을 경우가 여재 대(A)를 사용했을 경우에 비해 방류수중의 일반세균수가 약 1/4정도로 감소하여 일반세균 수는 약 2,800~7,000CFU/㎖이었다.

소형 하수처리장치의 호기성조 및 혐기성조를 통과한 처리수중의 대장균군을 조사한 결과는 Table 3-14에서 보는 바와 같다.

대장균군을 조사한 결과 하수원수의 대장균군은 평균 약 471,800CFU/㎖이었으며, 호기성조 처리수의 대장균군은 하수원수에 비해 큰 폭으로 감소하였으며 방류수중에는 호기성조 처리수중의 대장균군에 비하여 큰 폭으로 감소하였다.

여재 입경별 호기성조 처리수와 방류수의 대장균군은 여재입경이 작을수록 대장균군수가 감소하여 그 처리효율이 높았으며, 특히 여재 중(B) 및 소(C)를 사용했을 경우가 여재 대(A)를 사용했을 경우에 비해 방류수중에 대장균군수가 약 1/3~1/4정도 감소되어 대장균군수는 약 200~400CFU/㎖이었다. 그리고 하수처리량에 따라서 처리수중의 대장균군수는 별 차이가 없었다.

Table 3-14. Mesophilic bacteria and total coliforms in the water according to pebbles sizes and amount of sewage treatment a day in small scale sewage treatment apparatus.

Pebbles size in aerobic plots	Raw water	Amount of sewage treatment (ℓ/days)							
		75		150		300		600	
		Treated water in aerobic plot	Effluent	Treated water in aerobic plot	Effluent	Treated water in aerobic plot	Effluent	Treated water in aerobic plot	Effluent
		Mesophilic bacteria(CFU/㎖)							
A		80,600	12,000	82,000	15,000	90,400	20,000	120,000	28,000
B	1,875,200	55,400	3,000	55,600	3,500	60,200	4,000	70,400	7,000
C		44,600	2,800	45,200	3,400	45,000	4,000	50,000	6,500
		Total coliforms(CFU/㎖)							
A		2,200	600	2,200	700	2,500	600	3,000	1,100
B	471,800	1,000	250	1,200	250	1,300	300	1,300	400
C		800	200	950	250	1,000	250	1,000	300

Pebble A : size 4~10㎜, Pebble B : size 2~4㎜, Pebble C : size 0.1~2㎜.

나) 수처리 공법개선에 따른 하수중의 미생물상

(1) 혐기성조의 깊이에 따른 하수중의 미생물상

소형 하수처리장치에서 수처리 효율을 향상시키고 실제하수처리장에 시설시 부지면적을 감소시키기 위하여 호기성조의 깊이는 100㎝로 하고 혐기성조의 깊이를 100㎝로 한 관행 처리공법과 혐기성조의 깊이를 150㎝로 한 하수처리장치의 방류수중의 일반세균 및 대장균군의 변화는 Table 3-15에서 보는 바와 같다.

혐기성조의 깊이에 따른 방류수중의 일반세균 및 대장균군은 혐기성조 깊이를 150㎝로 하고 여재입경을 0.1~4㎜로 하였을 경우와 혐기성조 깊이를 100㎝로 하고 여재입경을 0.1~4㎜로 하였을 경우는 일반세균 및 대장균군 모두 별 차이 없었으며, 혐기성조 깊이를 150㎝로 하고 여재입경을 2~4㎜로 하였을 경우가 혐기성조 깊이를 100㎝로 하고 여재입경을 0.1~4㎜로 하였을 경우에 비해 방류수중의 일반세균 및 대장균군 모두 약간 증가되어 그 처리효율이 약간 낮았다. 그러나 일반세균 및 대장균군의 처리효율은 모든 공법에서 99%이상으로 높았다. 따라서 혐기성조의 깊이를 150㎝로 하고 여재입경을 2~4㎜로 한 공법과 혐기성조의 깊이를 150㎝로 하고 여재입경을 0.1~4㎜로 한 공법 모두에서 방류수중의 일반세균 및 대장균군의 처리효율은 감소하지 않았다.

Table 3-15. Mesophilic bacteria and total coliforms the water according to depths and pebble size in anaerobic plot.

(Unit : CFU/㎖)

	Raw water	Depth 100㎝ (Pebble size 0.1~4㎜)	Depth 150㎝ (Pebble size 0.1~4㎜)	Depth 150㎝ (Pebble size 2~4㎜)
Mesophilic bacteria	1,875,200	4,000	4,100	4,500
Total coliforms	471,800	300	350	450

Amount of sewage treatment a days was 300ℓ.

(2) 여재에 굴패각 혼합유무에 따른 하수중의 미생물상

소형 하수처리장치에서 질소 및 인의 처리효율을 극대화하기 위하여 혐기성조 여재에 굴패각을 1 : 1로 혼합하여 혐기성조 상층으로부터 55㎝깊이에 20㎝두께로 주입하여 공법을 개선하였을 경우 여재에 굴패각 혼합유무에 따른 방류수중의 일반세균 및 대장균군 변화는 Table 3-16에서 보는 바와 같다.

여재에 굴패각 혼합유무에 따른 방류수중 일반세균은 여재에 굴패각을 혼합한 것이 여재에 굴패각을 혼합하지 않은 것에 비해 방류수중 일반세균과 대장균군 모두 약간 증가하여 그 처리효율이 약간 낮았으나 처리효율은 99%이상이었으며, 대장균군은 여재에 굴패각을 혼합한 것과 여재에 굴패각을 혼합하지 않은 것이 별 차이 없이 약 300CFU/㎖로 나타났다. 이상의 결과는 굴패각을 혼합하더라도 방류수중의 일반세균 및 대장균군 모두 그 처리효율이 감소하지 않았다.

Table 3-16. Mesophilic bacteria and total coliforms the water according to pebble mixed with or without oyster in anaerobic plot.

(Unit : CFU/㎖)

	Raw water	Pebble mixed without oyster	Pebble mixed with oyster
Mesophilic bacteria	1,875,200	4,000	4,700
Total coliforms	471,800	300	320

Amount of sewage treatment a days was 300ℓ.

나. 소형 하수처리장치에 이식한 수초의 생육상황

소형 하수처리장치의 수초는 호기성조 및 혐기성조에서 하수처리 효율을 증가시키고, 하수처리장치 내부에 뿌리가 침투하여 투수속도를 유지하며, 냄새를 방지하고, 주위 환경과 조화를 이룰 수 있는 수초를 사용해야하며, 병충해에도 내성이 강해야 할 것이다.

소형 하수처리장치에서 수초이식 후, 수초생육 6개월 후 및 12개월 후 수초의 생육상황을 조사한 결과는 Photo. 3-6에서 보는 바와 같다.

수초 생육 6개월 후 호기성조에서는 갈대와 달뿌리풀이 전반적으로 골고루 생장하고 있었고, 혐기성조에서는 물억새, 삿갓사초, 노랑꽃창포 및 골풀이 전반적으로 골고루 생육하고 있었으나 골풀의 생장이 약간 저조하였다.

수초 생육 12개월 후 호기성조에서는 갈대와 달뿌리풀이 왕성한 생장을 하고 있었고, 혐기성조에서는 물억새, 삿갓사초, 노랑꽃창포 및 골풀이 전반적으로 왕성하게 생육하고 있었으나 골풀의 생장이 다른 수초에 비해 약간 저조하였다.

본 소형 하수처리장치에서 수초생육 6개월 후 호기성조에서 갈대의 뿌리발육 상태를 조사한 것은 Photo. 3-7에서 보는 바와 같다.

갈대는 줄기가 약간 굵고 굵은뿌리, 중간뿌리 및 잔뿌리가 고루 분포하고 있었으며, 굵은뿌리, 중간뿌리 및 잔뿌리가 약 50㎝정도까지 왕성하게 뻗어 있었다. 지하 70㎝이하에는 굵은뿌리와 중간뿌리는 없었고, 잔뿌리만 왕성하였으며, 90㎝까지도 잔뿌리가 뻗어 있었다.

Aerobic plot　　Anaerobic plot

After transplanting

Aerobic plot　　Anaerobic plot

After 6 months

Aerobic plot　　Anaerobic plot

After 12 months

Photo. 3-6. Growth of water plants at months after transplanting in small scale sewage treatment apparatus.

30㎝ depth of aerobic plot

50㎝ depth of aerobic plot

70㎝ depth of aerobic plot

Photo. 3-7. Root growth of *Phragmites communis* T_{RIN} at 6 months after transplanting in an aerobic plot.

다. 소형 하수처리장치에 사용한 여재의 이화학적 특성

1) pH

소형 하수처리장치에 사용한 여재의 하수처리시기에 따른 pH는 Table 3-17에서 보는 바와 같다.

하수처리 시기별 호기성조에 투입한 원여재의 pH는 약 6.5~7.9정도이었고, 하수처리 1개월 후의 pH는 원여재에 비해 별 차이 없었으나 그후 하수처리 시기가 경과할수록 약간 낮아져 하수처리 12개월 후의 pH는 표층의 경우 약 5.6~6.9정도이었다. 심층에서의 여재중 pH는 하수처리 전기간 동안 표층에 비해 낮았다. 혐기성조에서의 pH는 하수처리시기에 따라 별 차이가 없었다.

이와 같이 하수처리장 호기성조에서 하수처리가 진행됨에 따라 pH가 낮아진 것은 하수중의 유기물이 호기성조를 통과할 때 미생물에 의해 유기물이 분해됨에 따라 발생하는 CO_2나 유기산 등에 의해 pH가 낮아진 것으로 판단되었고[3,56,57,109], 심층의 pH 저하가 표층에 비해 심한 것은 발생된 CO_2 및 유기산들의 휘산이 원활하지 않기 때문인 것으로 판단되었다.

2) EC

소형 하수처리장치에 사용한 여재의 하수처리시기에 따른 EC는 Table 3-17에서 보는 바와 같다.

하수처리 시기별 호기성조에 투입한 원여재의 입경별 EC는 여재 대(A), 중(B) 및 소(C)가 각각 약 0.04, 0.05 및 0.03dS/m이었고, 하수처리 1개월 후의 EC는 여재 대(A), 중(B) 및 소(C)에서 원여재에 비해 별 차이 없었으나 그후 하수처리 시기가 경과할수록 약간 증가되어 하수처리 12개월 후의 EC는 표층의 경우 여재 중(B) 및 소(C)가 각각 약 0.06 및 0.11dS/m으로 증가되었다. 그리고 혐기성조의 pH는 하수처리 시기가 경과함에 따라서 별 차이가 없었다.

3) 유기물

여재의 하수처리시기에 따른 유기물은 Table 3-17에서 보는 바와 같다.

하수처리 시기별 호기성조에 투입한 원여재의 유기물은 여재 대(A), 중(B) 및 소

(C)에서 각각 약 1.28, 0.79 및 0.70㎎/㎏이었고, 하수처리 1개월 후의 유기물은 여재대(A), 중(B) 및 소(C)가 원여재에 비해 별 차이 없었으나 그후 하수처리 시기가 경과할수록 약간 증가되어 하수처리 12개월 후의 유기물은 여재 중(B) 및 소(C)를 사용하였을 경우 표층에서 각각 약 1.20 및 2.45㎎/㎏으로 증가되었다. 혐기성조에 투입한 여재의 유기물은 하수처리 시기에 따라 별 차이가 없었다.

4) 총 질소

여재의 하수처리시기에 따른 총 질소는 Table 3-17에서 보는 바와 같다.

하수처리 시기별 호기성조에 투입한 원여재의 총 질소는 여재 대(A), 중(B) 및 소(C)가 각각 약 7.6, 8.5 및 18.6㎎/㎏이었고, 하수처리 1개월 후의 총 질소는 여재대(A), 중(B) 및 소(C)가 원여재에 비해 별 차이가 없었으나 그후 하수처리 시기가 경과할수록 급격히 증가되어 하수처리 12개월 후의 총 질소는 여재 중(B) 및 소(C)를 사용하였을 경우 표층에서 각각 약 567 및 1,021㎎/㎏으로 증가되었다. 여재 소(C)의 표층의 총 질소는 여재 대(A) 및 중(B)에 비해 그 증가폭이 심하였다.

하수처리 시기별 혐기성조에 투입한 원여재의 총 질소는 여재 D 및 여재중 B가 각각 약 13.0 및 8.5㎎/㎏이었고 그후 혐기성조의 유기물은 하수처리 시기가 경과함에 따라서 약간 증가하는 경향이었다.

호기성조 표층에서 시기가 경과할수록 여재 소(C)의 총 질소가 여재 대(A) 및 중(B)에 비해 증가폭이 큰 것은 입경이 작을수록 하수중의 무기성분이나 유기물이 많이 여과되고 이것의 분해에 의한 것이라 사료되었다.

5) 총 인

여재의 하수처리시기에 따른 총 인은 Table 3-17에서 보는 바와 같다.

하수처리 시기별 호기성조에 투입한 원여재의 총 인은 여재 대(A), 중(B) 및 소(C)가 각각 약 3.26, 2.06 및 1.66㎎/㎏이었고, 하수처리 1개월 후의 총 인은 여재 대(A), 중(B) 및 소(C)가 원여재에 비해 별 차이 없었으나 그후 하수처리 시기가 경과할수록 약간 증가되어 하수처리 12개월 후의 총 인은 여재 중(B) 및 소(C)의 표층에 각각 약 24.1 및 31.1㎎/㎏으로 증가되었다.

하수처리 시기별 혐기성조에 투입한 원여재의 총 인은 여재 D 및 여재중 B가 각

각 약 2.16 및 2.06㎎/㎏이었고 그후 혐기성조의 유기물은 하수처리 시기가 경과함에 따라서 별 차이 없었다.

Table 3-17. Chemical characteristics of pebbles according to pebbles size at months after sewage treatment.

Pebbles	Layer	pH (1:5H_2O)			EC(dS/m)			Organic matter (%)			T-N(㎎/㎏)			T-P(㎎/㎏)		
		At months after sewage treatment														
		1	6	12	1	6	12	1	6	12	1	6	12	1	6	12
Aerobic plot, A	Surface	7.8	7.6	-	0.04	0.05	-	1.28	1.45	-	7.64	490	-	9.1	14.0	-
	Subsurface	7.9	7.4	-	0.03	0.04	-	1.19	1.20	-	7.58	135	-	4.7	5.6	-
Aerobic plot, B	Surface	7.9	7.4	6.9	0.05	0.04	0.06	0.79	1.23	1.20	8.52	478	567	9.2	15.2	24.1
	Subsurface	8.0	7.0	6.2	0.05	0.05	0.04	0.60	0.70	1.10	8.96	167	159	7.6	11.8	10.8
Aerobic plot, C	Surface	6.5	6.3	5.6	0.03	0.07	0.11	0.70	1.32	2.45	18.6	880	1,021	8.8	18.2	31.1
	Subsurface	6.7	6.1	5.1	0.02	0.03	0.03	0.65	0.70	0.77	24.6	280	360	11.5	18.5	15.2
Anaerobic plot, D	Surface	7.3	7.0	7.2	0.04	0.04	0.04	1.31	1.35	1.28	13.7	86	107	16.1	10.1	11.4
	Subsurface	7.5	7.4	7.5	0.04	0.03	0.03	1.09	1.10	1.05	15.2	87	86	15.2	13.4	12.8
Anaerobic plot, B	Surface	-	-	7.8	-	-	0.05	-	-	1.13	-	-	42.6	-	-	19.9
	Subsurface	-	-	7.6	-	-	0.05	-	-	1.26	-	-	21.6	-	-	21.0

A : Pebble size 4~10㎜, B : Pebble size 2~4㎜, C : Pebble size 0.1~2㎜, D : Pebble size 0.1~4㎜.

6) 무기성분

여재의 하수처리시기에 따른 무기성분은 Table 3-18에서 보는 바와 같다.

호기성조에 사용한 여재 대(A), 중(B) 및 소(C)의 무기성분은 하수처리 시기가 경과됨에 따라 표층과 심층이 모두 약간 증가하였고, 표층이 심층에 비해 증가폭이 심하였다. 이와 같은 결과는 호기성조에 유입된 원 하수가 표층으로부터 약 10㎝사이에 대부분의 부유물질, 유기물 및 무기성분이 여과되었기 때문인 것으로 사료되었으며 K, Ca 및 Mg가 Na에 비해서 증가폭이 심하였다.

혐기성조에 사용한 여재 D 및 여재 중 B의 무기성분은 입경 및 층위별에 따라서 별 차이가 없었고, 하수처리시기가 경과할수록 약간 증가하였다.

Table 3-18. Inorganic elements contents in pebbles according to pebbles size at months after sewage treatment.

(Unit : ㎎/㎏)

Pebbles	Layer	K			Ca			Mg			Na		
		Months after sewage treatment											
		1	6	12	1	6	12	1	6	12	1	6	12
Aerobic plot, A	Surface	1,285	1,470	-	690	1,213	-	1,236	1,224	-	55.5	44.7	-
	Subsurface	1,065	1,163	-	677	731	-	1,358	1,358	-	50.4	74.1	-
Aerobic plot, B	Surface	625	735	901	790	950	1,160	215	345	594	212	288	302
	Subsurface	644	581	564	712	795	864	204	202	299	203	315	276
Aerobic plot, C	Surface	1,298	1,867	2,990	13.2	162	573	186	447	618	45.2	67.5	120
	Subsurface	1,024	1,619	1,541	21.4	20.5	14.1	234	114	241	31.1	35.2	104
Anaerobic plot, D	Surface	1,021	851	943	775	790	858	210	233	327	192	202	196
	Subsurface	1,144	747	633	760	731	893	224	170	343	131	236	210
Anaerobic plot, B	Surface	-	-	421	-	-	934	-	-	490	-	-	139
	Subsurface	-	-	421	-	-	921	-	-	361	-	-	160

A : Pebble size 4~10㎜, B : Pebble size 2~4㎜, C : Pebble size 0.1~2㎜, D : Pebble size 0.1~4㎜.

7) 중금속

여재의 하수처리시기에 따른 중금속은 Table 3-19에서 보는 바와 같다.

호기성조에 사용한 여재 대(A), 중(B) 및 소(C)의 중금속은 하수처리 시기가 경과됨에 따라 표층과 심층이 모두 약간 증가하였고, 표층이 심층에 비해 더 많이 증가하였다. 이와 같은 결과는 호기성조에 유입된 하수원수가 표층으로부터 약 10㎝ 사이에 대부분의 부유물질, 유기물 및 무기성분이 여과되었기 때문인 것으로 생각되었으며, Fe가 Mn, Cu 및 Zn에 비해 많이 증가하였다.

혐기성조에 사용한 여재 D 및 여재 중 B의 무기성분은 입경 및 층위별에 따라서별 차이가 없었고, 하수처리시기가 경과할수록 약간 증가하였다.

Table 3-19. Heavy matals contents in the pebble according to pebbles size at months after sewage treatment.

(Unit : ㎎/㎏)

Pebbles size	Layer	Fe			Mn			Cu			Zn		
		At months after sewage treatment											
		1	6	12	1	6	12	1	6	12	1	6	12
Aerobic plot, A	Surface	831	994	-	30.5	66.5	-	6.82	12.6	-	5.56	14.5	-
	Subsurface	809	856	-	28.2	59.1	-	6.81	10.4	-	4.89	6.38	-
Aerobic plot, B	Surface	765	1,031	1,331	22.4	170	280	4.96	8.14	12.3	2.35	18.4	25.6
	Subsurface	745	832	1,099	19.6	12.8	31.2	4.32	5.21	4.85	2.94	4.67	17.3
Aerobic plot, C	Surface	1,321	1,431	2,258	20.7	38.7	301	4.61	8.51	8.12	4.16	21.4	38.1
	Subsurface	1,048	1,134	1,332	24.4	26.1	30.5	3.31	4.71	4.29	3.24	7.61	8.14
Anaerobic plot, D	Surface	964	802	1,151	35.1	120	130	4.65	4.69	5.12	4.28	7.94	5.96
	Subsurface	931	796	930	37.8	81.9	90.5	5.15	5.41	4.36	3.97	4.60	4.60
Anaerobic plot, B	Surface	-	-	1,410	-	-	10.4	-	-	3.58	-	-	3.86
	Subsurface	-	-	1,338	-	-	15.2	-	-	5.74	-	-	5.78

A : Pebble size 4~10㎜, B : Pebble size 2~4㎜, C : Pebble size 0.1~2㎜, D : Pebble size 0.1~4㎜.

라. 소형 하수처리장치에서의 미생물상 변화

1) 소형 하수처리장치에 사용한 여재표면의 미생물상

소형 하수처리장치에서 호기성조 및 혐기성조의 깊이에 따른 여재표면의 미생물상 분포변화는 Table 3-20~3-23에서 보는바와 같다. 전반적인 미생물상의 밀도 분포는 총세균수가 가장 많았고 그 다음으로는 박테리아, 셀룰로오스 분해균, 사상균 순이었다. 질소대사에 관여하는 미생물의 밀도분포는 암모니아산화균이 많았고 탈질균은 비교적 적었으며, 암모니아산화균과 아질산산화균은 환경조건에 따라 변이가 심하였으며 이것은 암모니아산화와 아질산산화에 관여하는 미생물들은 환경에 민감하게 반응하기 때문인 것으로 생각되었다.

여재 입경별 여재 표면 미생물상 분포는 여재 입경이 작을수록 증가되었으며, 이는 입경이 작은 여재일수록 표면적이 넓어져 미생물 생육에 유리한 환경조건이 형성되었기 때문인 것으로 생각되었다. 하수처리 시기에 따른 미생물상 분포는 하수처리후 1개월(2000년 10월 18일)에 비하여 보다 하수처리후 6개월(2001년 3월 24일)이 전반적으로 약간 감소되었으며 이는 시료채취시기가 각각 10월중순과 4월말로서 소형 하수처리장치가 겨울을 지나면서 수초의 생육이 둔화되고 기온 등의 환경요인이 미생물의 생육에 불리한 계절적인 영향 때문인 것으로 생각되었다.

호기성조 및 혐기성조의 깊이에 따른 여재 표면 미생물상은 총세균, 일반세균, 셀룰로오스분해균, 사상균은 깊이에 따라 별 차이 없이 골고루 분포되어 있으나, 암모니아 산화균과 아질산산화균은 호기성조의 표면 표면 0~15㎝의 표층에 많이 분포되어 있고 깊이가 깊어짐에 따라 점점 감소하는 경향으로 이들은 하수원수중의 질소중에서 대부분을 차지하는 암모니아태 질소를 호기성조 표층에서 질산태 질소로 산화시키는 역할을 한다. 또한 혐기성조의 질산환원균과 탈질균은 호기성조에 비해 약간 많이 분포되어 있었고, 표층에 비해 약간 하층인 15~45㎝층에 많이 분포되어 있었다. 질소 대사에 관여하는 미생물들의 분포는 호기성조에서는 암모니아산화균과 아질산산화균이 많이 분포하고 있었으며, 혐기성조에는 질산환원균과 탈질균이 많이 분포하고 있었으며, 이는 질소의 처리와도 깊은 연관이 있는 것으로 생각되었다. 하수원수로 유입된 질소는 대부분이 암모니아태 질소이고 이들은 호기성조에서 여과, 침전, 흡착 및 암모니아 휘산에 의해 일부가 처리되고 대부분은 암모니아산화균과 아질산산화균에 의해 암모니아태 질소가 질산태 질소로 전환되고, 전환된 질

산성질소는 혐기성조에서 질산환원균과 탈질균에의해 탈질이 일어나면서 질소와 아산화질소로 전환되어 이들이 대기중으로 이동하여 질소가 처리되는 것으로 알려져 있다[10]. 따라서 이들 질소대사와 관련된 미생물들의 생육은 질소의 처리효율과 밀접한 관련이 있으므로 질소 처리효율 향상을 위해서는 이들 미생물의 환경조건을 유리하게 유지할 수 있도록 환경조건을 개선하는 것이 좋을 것으로 사료되었다.

Table 3-20. Variation of microorganism on pebble A(size : 4～10㎜) according to depth of aerobic plot at days after sewage treatment.

(Unit : CFU/g)

	Depth of aerobic plot							
	0～15㎝		15～30㎝		30～45㎝		45㎝<	
	At months after sewage treatment							
	1	6	1	6	1	6	1	6
Total bacteria	1.6×10^{7}	1.2×10^{6}	3.1×10^{6}	1.4×10^{6}	3.6×10^{6}	3.3×10^{5}	9.7×10^{5}	1.1×10^{6}
General bacteria	6.7×10^{6}	3.7×10^{6}	1.4×10^{6}	2.8×10^{6}	1.1×10^{6}	2.8×10^{6}	6.8×10^{5}	1.7×10^{6}
Fungi	1.2×10^{5}	7.3×10^{4}	6.7×10^{4}	6.7×10^{3}	4.8×10^{4}	1.3×10^{4}	4.0×10^{4}	1.7×10^{4}
Cellulose decomposing bacteria	3.9×10^{5}	1.3×10^{3}	1.9×10^{5}	6.7×10^{2}	5.9×10^{5}	1.0×10^{3}	5.2×10^{5}	2.0×10^{3}
Ammonia oxidation bacteria	3.4×10^{5}	5.7×10^{3}	4.1×10^{4}	2.4×10^{2}	2.0×10^{4}	2.3×10	1.5×10^{4}	2.3×10
Nitrite bacteria	6.6×10^{4}	2.3×10^{2}	2.7×10^{4}	2.3×10^{2}	1.1×10^{4}	2.3×10	5.5×10^{3}	2.3×10
Nitrification bacteria	1.3×10^{3}	3.6×10	9.2×10^{3}	1.8×10	1.3×10^{3}	2.1×10^{2}	1.1×10^{2}	1.8×10
Nitrate reduction bacteria	3.5×10^{4}	$\geq1.6\times10^{4}$	9.2×10^{3}	$\geq1.6\times10^{4}$	4.3×10^{3}	$\geq1.6\times10^{4}$	4.0×10	$\geq1.6\times10^{4}$

Table 3-21. Variation of microorganism on pebble B(size : 2~4㎜) according to depth of aerobic plot at days after sewage treatment.

(Unit : CFU/g)

	Depth of aerobic plot							
	0~15㎝		15~30㎝		30~45㎝		45㎝<	
	At months after sewage treatment							
	1	6	1	6	1	6	1	6
Total bacteria	5.0×10^{7}	2.6×10^{7}	1.6×10^{7}	6.5×10^{6}	2.5×10^{6}	1.6×10^{6}	1.5×10^{7}	1.9×10^{6}
General bacteria	9.3×10^{6}	6.4×10^{6}	6.6×10^{6}	1.5×10^{7}	6.2×10^{5}	2.0×10^{6}	5.1×10^{6}	7.8×10^{6}
Fungi	1.1×10^{5}	4.3×10^{4}	5.5×10^{4}	1.3×10^{4}	4.8×10^{4}	1.7×10^{4}	6.8×10^{4}	1.3×10^{4}
Cellulose decomposing bacteria	1.9×10^{6}	5.3×10^{3}	1.1×10^{6}	4.0×10^{3}	4.8×10^{5}	2.3×10^{3}	1.3×10^{6}	2.0×10^{3}
Ammonia oxidation bacteria	8.2×10^{5}	5.4×10^{3}	9.4×10^{4}	2.4×10^{2}	2.3×10^{4}	2.4×10^{2}	7.1×10^{5}	2.4×10^{2}
Nitrite bacteria	1.8×10^{6}	7.0×10^{3}	6.8×10^{4}	1.1×10^{2}	2.0×10^{4}	2.3×10	1.3×10^{5}	2.3×10
Nitrification bacteria	4.7×10^{3}	1.2×10^{2}	5.4×10^{3}	2.3×10^{2}	7.6×10^{2}	2.0×10	5.4×10^{3}	2.0×10
Nitrate reduction bacteria	1.6×10^{5}	$\geq1.6\times10^{4}$	3.5×10^{3}	$\geq1.6\times10^{4}$	4.3×10^{2}	$\geq1.6\times10^{4}$	$\geq1.6\times10^{4}$	$\geq1.6\times10^{4}$

Table 3-22. Variation of microorganism on pebble C(pebble size 0.1～2㎜) according to depth of aerobic plot at days after sewage treatment.

(Unit : CFU/g)

	Depth of aerobic plot							
	0～15㎝		15～30㎝		30～45㎝		45㎝<	
	At months after sewage treatment							
	1	6	1	6	1	6	1	6
Total bacteria	4.9×10^{7}	3.9×10^{6}	2.5×10^{6}	1.8×10^{6}	4.0×10^{6}	2.9×10^{6}	8.9×10^{6}	3.5×10^{7}
General bacteria	7.4×10^{6}	2.7×10^{6}	4.0×10^{6}	7.7×10^{6}	8.3×10^{5}	5.7×10^{6}	9.5×10^{5}	2.7×10^{7}
Fungi	1.2×10^{5}	2.0×10^{4}	1.2×10^{5}	2.0×10^{4}	4.3×10^{4}	1.3×10^{4}	3.1×10^{4}	2.0×10^{4}
Cellulose decomposing bacteria	6.7×10^{5}	1.3×10^{4}	6.4×10^{4}	6.3×10^{3}	3.7×10^{5}	3.3×10^{3}	1.4×10^{5}	3.3×10^{3}
Ammonia oxidation bacteria	2.4×10^{7}	2.4×10^{4}	1.6×10^{6}	2.3×10^{3}	5.0×10^{5}	2.4×10^{2}	5.6×10^{5}	2.4×10^{2}
Nitrite bacteria	2.4×10^{6}	3.3×10^{3}	3.8×10^{5}	1.3×10^{3}	3.6×10^{4}	1.1×10^{2}	3.1×10^{4}	1.1×10^{2}
Nitrification bacteria	1.7×10^{3}	5.5×10	4.6×10^{2}	9.3×10	1.2×10^{2}	5.4×10	1.3×10^{3}	1.8×10
Nitrate reduction bacteria	1.7×10^{3}	$\geq1.6\times10^{4}$	$\geq1.6\times10^{4}$	$\geq1.6\times10^{4}$	6.9×10^{2}	$\geq1.6\times10^{4}$	2.4×10^{3}	$\geq1.6\times10^{4}$

Table 3-23. Variation of microorganism pebble D (Pebble size 0.1～4㎜) according to depth of anaerobic plotat days after sewage treatment.

(Unit : CFU/g)

	Depth of aerobic plot							
	0～15㎝		15～30㎝		30～45㎝		45㎝<	
	At months after sewage treatment							
	1	6	1	6	1	6	1	6
Total bacteria	1.8×10^{6}	1.4×10^{7}	5.0×10^{5}	2.5×10^{5}	1.1×10^{6}	4.9×10^{5}	2.2×10^{5}	2.7×10^{5}
General bacteria	1.7×10^{5}	1.4×10^{7}	2.1×10^{5}	1.8×10^{6}	1.6×10^{5}	9.7×10^{5}	4.9×10^{4}	1.9×10^{5}
Fungi	1.0×10^{4}	5.5×10^{4}	7.5×10^{3}	3.7×10^{3}	2.0×10^{3}	1.7×10^{3}	7.0×10^{3}	5.2×10^{3}
Cellulose decomposing bacteria	6.0×10^{4}	4.3×10^{3}	5.0×10^{4}	6.5×10^{3}	8.4×10^{4}	5.8×10^{3}	2.9×10^{4}	3.7×10^{3}
Ammonia oxidation bacteria	4.8×10^{4}	3.9×10^{2}	4.2×10^{4}	2.3×10	2.0×10^{4}	2.3×10	1.8×10^{4}	3.6×10
Nitrite bacteria	1.7×10^{4}	9.2×10^{3}	5.6×10^{3}	1.9×10^{2}	7.0×10^{3}	2.3×10	3.3×10^{3}	2.3×10
Nitrification bacteria	5.5×10^{2}	0.9×10	1.0×10^{2}	1.7×10^{2}	4.8×10^{3}	1.0×10^{2}	1.7×10^{2}	6.5×10^{2}
Nitrite reduction bacteria	4.6×10^{4}	$\geq1.6\times10^{4}$	4.4×10^{2}	$\geq1.6\times10^{4}$	1.3×10^{4}	$\geq1.6\times10^{4}$	5.2×10^{3}	$\geq1.6\times10^{4}$

2) 여재 및 수초의 생물막 부착상태

하수처리 70일 후의 하수처리장치 호기성조 및 혐기성조의 여재 표면과 수초 뿌리 표면의 생물막 점착형태를 전자현미경으로 조사한 결과는 Photo. 3-8 및 3-9에서 보는 바와 같이 원여재에 비하여 하수처리한 여재표면에 미생물들이 많이 분포되어 있었으며, 수초뿌리 표면에도 미생물이 많이 분포되어 있었다.

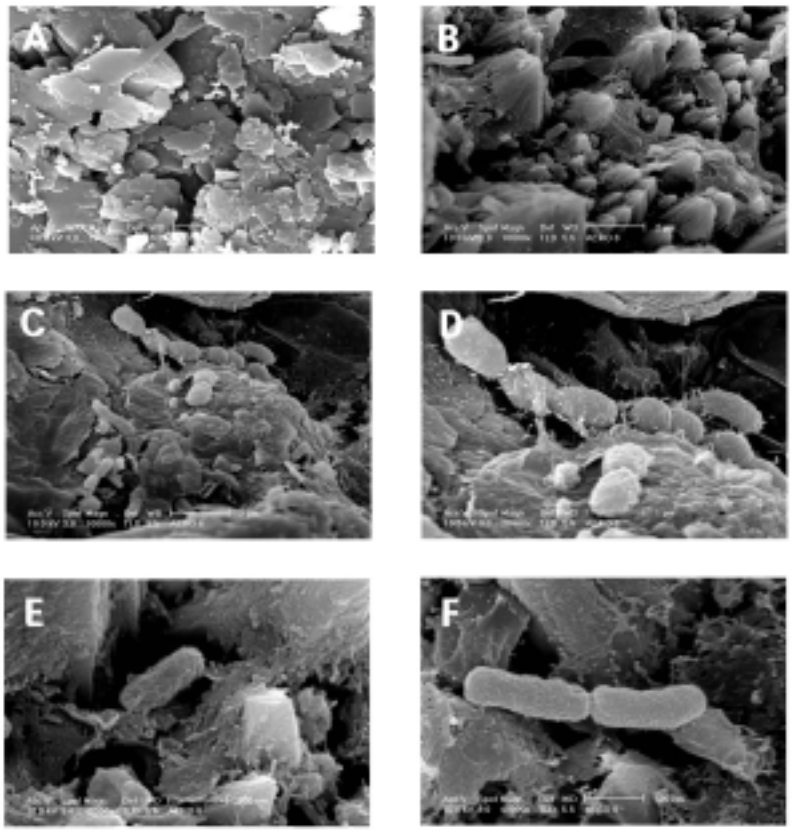


Photo. 3-8. Scanning electron micrograph of microorganism attached to the pebble at 70 days after sewage treatment in small scale sewage treatment apparatus.
A : Raw pebble
B, C, D, E, F : Pebbles at 70 days after sewage treatment

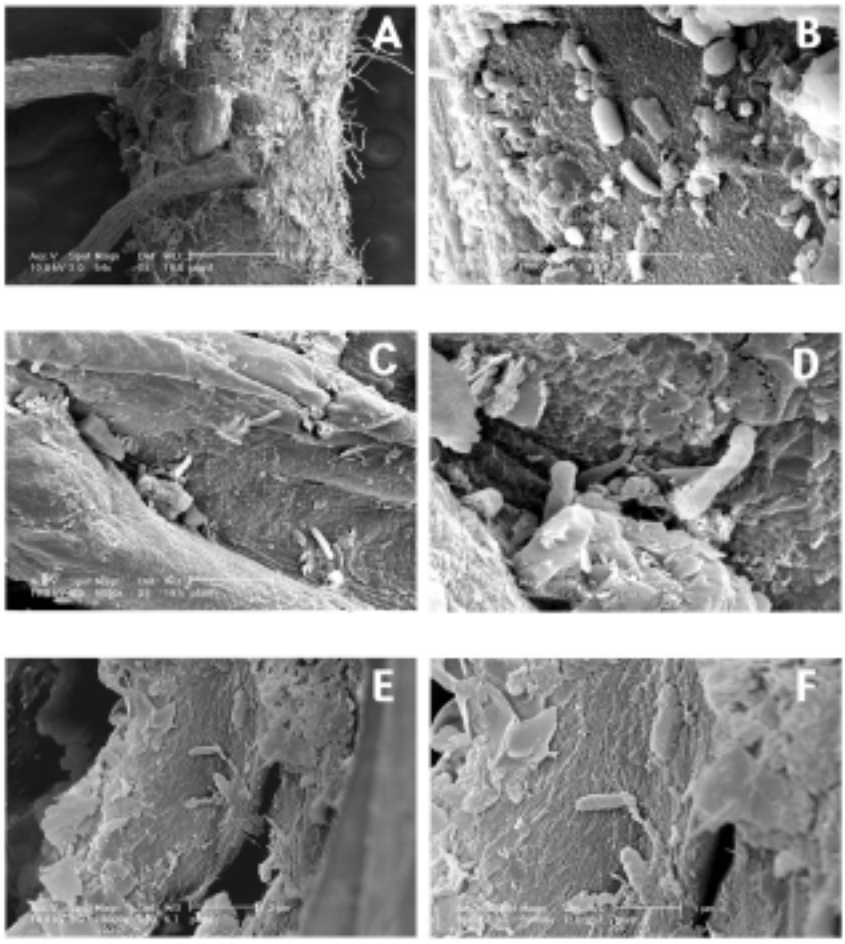


Photo. 3-9. Scanning electron micrograph of microorganism attached to the plant root at 70 days after sewage treatment in small scale sewage treatment apparatus.

A : Raw plant root

B, C, D, E, F : Plant roots at 70 days after sewage treatment

2. 환경친화형 현장 농촌하수처리시스템 개발

가. 현장 하수처리장에서의 수처리 효율

현장 하수처리장은 호기성조와 혐기성조로 구분하여 각각 두 종류 공법으로 구분하여 시공하였다. 호기성조는 공기 통풍방법을 단일 통풍형 구조와 이중 통풍형 구조로 각각 구분하고, 용량이 각각 67.5㎥(가로 7,941㎜ × 세로 8,500㎜ × 깊이 1,000㎜)이 되게 동일하게 시공하였다. 혐기성조는 깊이 1m조와 1.3m조로 각각 구분하고, 혐기성조 깊이 1m조는 가로 12,435㎜ × 세로 6,800㎜ × 깊이 1,000㎜크기로 시공하였고, 혐기성조 깊이 1.3m조는 가로 9,565㎜ × 세로 6,800㎜ × 깊이 1,300㎜로 시공하여 용량이 모두 84.5㎥되게 동일하게 시공하였다.

현장 하수처리장에서의 하수처리 효율은 하수처리 공법별 수처리 효율, 하수 부하량에 따른 수처리 효율, 수처리 공법개선에 따른 수처리 효율, 계절별 수처리 효율, 이상기후에서의 수처리 효율 및 하수처리 경과시기에 따른 수처리 효율을 조사하였으며, 그 결과는 다음과 같다.

1) 하수처리 공법별 수처리 효율

가) 호기성조 통풍방법에 따른 수처리 효율

현장 하수처리장의 호기성조 용량을 67.5㎥(가로 7,941㎜ × 세로 8,500㎜ × 깊이 1,000㎜)되게 동일하게 하되, 공기 통풍방법을 단일 통풍형 구조와 이중 통풍형 구조로 각각 구분하여 시공하였다. 하수원수를 유입수로 명명하고, 단일 통풍형 구조와 이중 통풍형 구조로 시공된 호기성조를 통과한 하수를 호기성조 처리수로 명명하였으며, 하수원수 유입량을 222ℓ/㎡·day되게 하여 호기성조 통풍방법에 따른 수처리 효율을 3주간 조사하였으며, 그 결과는 다음과 같다.

(1) pH

현장 하수처리장에서 호기성조의 통풍방법에 따른 하수중 pH를 조사한 결과는 Fig. 3-25에서 보는 바와 같다. 하수원수의 pH는 약 7.0~7.7이었고, 단일통풍형 구조로 된 호기성조와 이중 통풍형 구조로 된 호기성조 모두 하수원수와 별 차이가 없었으며, pH는 약 7.0~7.8정도이었다.

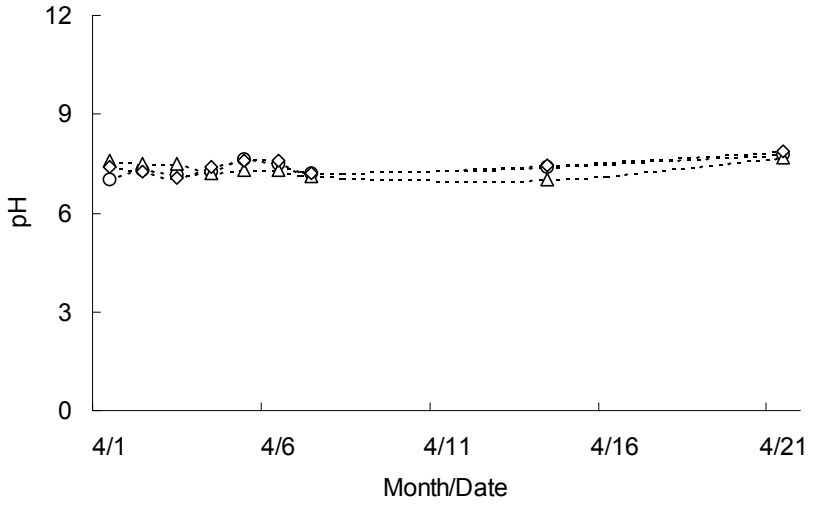


Fig. 3-25. Variation of pH in the water according to the ventilation system in aerobic area.
○ : Raw water
◇ : Single ventilation system
□ : Duplex ventilation system

(2) EC

현장 하수처리장에서 호기성조 통풍방법에 따른 하수중 EC를 조사한 결과는 Fig. 3-26에서 보는 바와 같다. 하수원수의 EC는 0.41~0.7dS/m이었고, 단일통풍형 구조로 된 호기성조와 이중 통풍형 구조로 된 호기성조 모두 하수원수와 별 차이가 없었으며, EC는 약 0.38~0.72dS/m정도이었다.

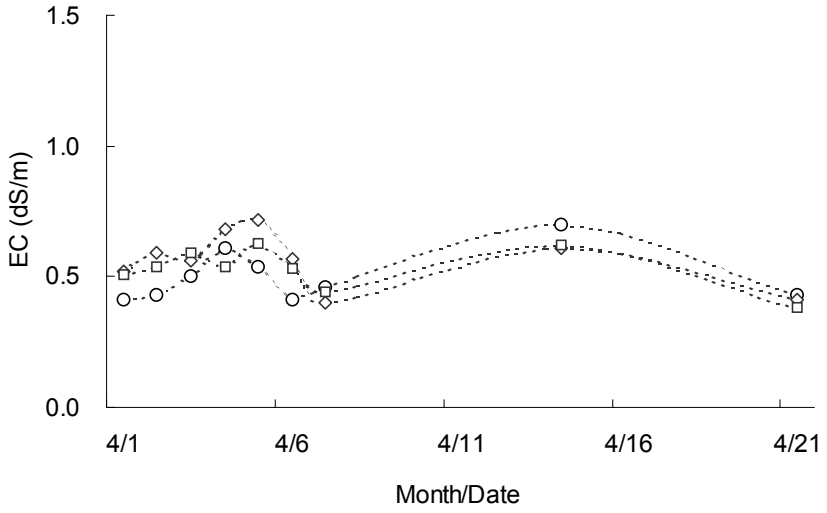


Fig. 3-26. Variation of EC in the water according to the ventilation system in aerobic area.
○ : Raw water
◇ : Single ventilation system
□ : Duplex ventilation system

(3) DO

현장 하수처리장에서 호기성조 통풍방법에 따른 하수중 DO를 조사한 결과는 Fig. 3-27에서 보는 바와 같다. 하수원수의 DO는 약 0.1~1.2㎎/ℓ정도이었고, 단일 통풍형 구조로 된 호기성조 처리수의 DO는 약 3.5~5.0㎎/ℓ정도이었으며, 이중 통풍형 구조로 된 호기성조 처리수의 DO는 약 4.8~5.7㎎/ℓ정도로서 이중 통풍형 구조가 단일 통풍형 구조에 비해 호기성조 처리수 중의 DO 농도가 약간 높았다. 이

와 같이 이중 통풍형 구조에서는 단일 통풍형 구조에 비해 통풍 구조가 이중으로 되어 있어 자연적으로 산소가 보다 원활히 공급되어 호기성조 처리수의 DO 농도가 높은 것으로 사료되었다.

따라서 금후 현장 하수처리장에 적용시킬 경우 호기성조를 현행 단일 통풍형 구조로 하는 것 보다 이중 통풍형 구조로 하는 것이 보다 수처리에 효과적일 것으로 판단되었다.

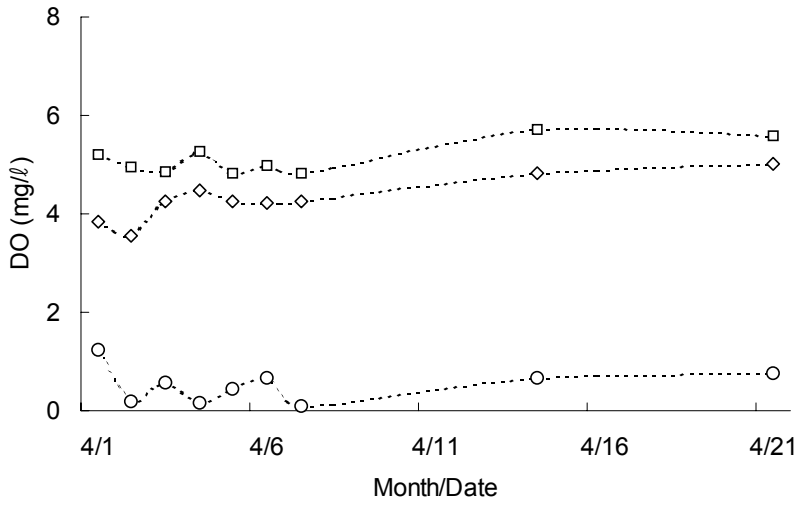


Fig. 3-27. Variation of DO in the water according to the ventilation system in aerobic area.
○ : Raw water
◇ : Single ventilation system
□ : Duplex ventilation system

(4) BOD

현장 하수처리장에서 호기성조 통풍방법에 따른 하수중 BOD를 조사한 결과는 Fig. 3-28에서 보는 바와 같다. 하수원수의 BOD는 약 90~123㎎/ℓ정도이었고, 단일 통풍형 구조로 된 호기성조 처리수의 BOD는 약 27~32㎎/ℓ정도이었으며, 이중 통풍형 구조로 된 호기성조 처리수의 BOD는 약 18~23㎎/ℓ정도로서 이중 통풍형 구조가 단일 통풍형 구조에 비해 호기성조 처리수 중의 BOD 처리 효율이 높았다.

이와 같이 이중 통풍형 구조가 단일 통풍형 구조에 비해 호기성조 처리수중의 BOD 처리율이 높은 것은 이중 통풍형 구조로 인해 공기의 공급이 원활해서 미생물에 의한 BOD 처리가 보다 효과적으로 이루어진 것으로 판단되었다.

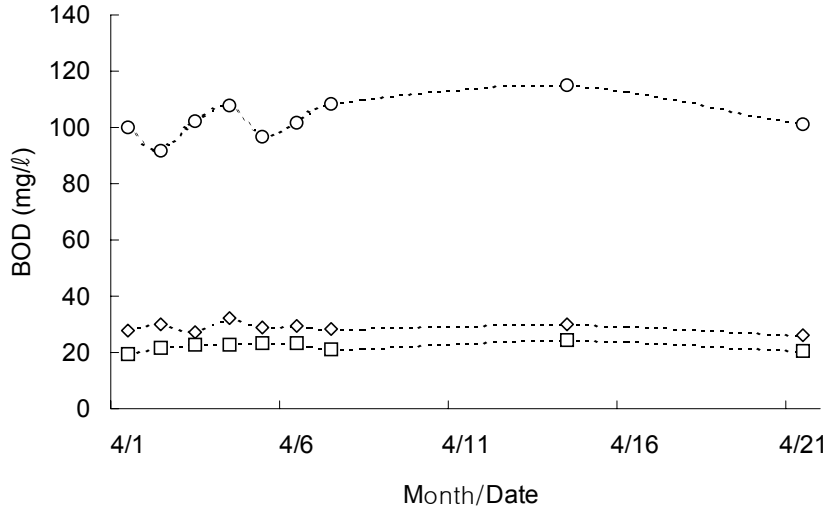


Fig. 3-28. Variation of BOD in the water according to the ventilation system in aerobic area.
○ : Raw water
◇ : Single ventilation system
□ : Duplex ventilation system

(5) COD

현장 하수처리장에서 호기성조 통풍방법에 따른 하수중 COD를 조사한 결과는 Fig. 3-29에서 보는 바와 같다. 하수원수의 COD는 약 28~50㎎/ℓ이었고, 단일 통풍형 구조로 된 호기성조 처리수의 COD는 약 16~19㎎/ℓ정도이었으며, 이중 통풍형 구조로 된 호기성조 처리수의 COD는 약 13~15㎎/ℓ정도로서 이중 통풍형 구조가 단일 통풍형 구조에 비해 호기성조 처리수중의 COD 처리 효율이 약간 높았다. 이와 같이 이중 통풍형 구조가 단일 통풍형 구조에 비해 호기성조 처리수중의 COD 처리 효율이 높은 것은 이중 통풍형 구조로 인해 공기의 공급이 원활해서 미

생물에 의한 COD 처리가 보다 효과적으로 이루어진 것으로 판단되었다.

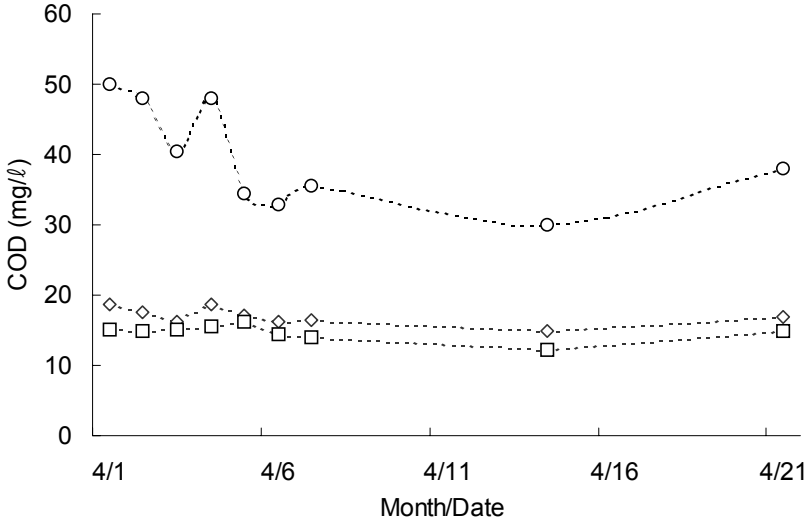


Fig. 3-29. Variation of COD in the water according to the ventilation system in aerobic area.
○ : Raw water
◇ : Single ventilation system
□ : Duplex ventilation system

(6) SS

현장 하수처리장에서 호기성조 통풍방법에 따른 하수중 SS를 조사한 결과는 Fig. 3-30에서 보는 바와 같다. 하수원수의 SS는 37~57㎎/ℓ이었고, 단일통풍형 구조로 된 호기성조와 이중 통풍형 구조로 된 호기성조 모두 별 차이 없이 SS는 약 3.8~9.5㎎/ℓ정도로 하수원수에 비해 급격히 낮아졌다. 이와 같은 결과는 현장 하수처리장에서 SS는 주로 여재에 의한 여과기능에 의해 처리되기 때문인 것으로 판단되었다. 그러나 이러한 여과는 물리적인 분리과정이기 때문에 결국은 미생물에 의한 분해, 분해된 후 식물에 의한 흡수, 기타 화학반응을 거치면서 궁극적으로 처리되게 되는 것이다.

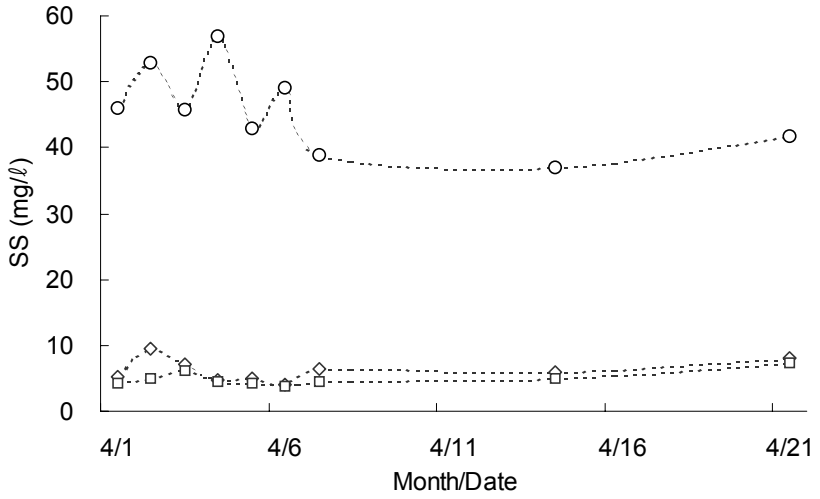


Fig. 3-30. Variation of SS in the water according to the ventilation system in aerobic area.
○ : Raw water
◇ : Single ventilation system
□ : Duplex ventilation system

(7) 총 질소

현장 하수처리장에서 호기성조 통풍방법에 따른 하수중 총 질소 농도를 조사한 결과는 Fig. 3-31에서 보는 바와 같다. 하수원수의 총 질소 농도는 약 23~35㎎/ℓ이고, 두 공법의 호기성조 모두 하수처리 시일이 경과함에 따라서 별 차이 없이 안정적으로 처리되었으며, 단일 통풍형 구조로 된 호기성조 처리수의 총 질소 농도는 약 11~13㎎/ℓ정도이었으며, 이중 통풍형 구조로 된 호기성조 처리수의 총 질소 농도는 약 10~12㎎/ℓ로 단일 통풍형 구조와 별 차이가 없었다. 호기성조에서는 단일 또는 이중 통풍형 구조에 의해 산소가 원활히 공급되고, 그로 인해 호기성 미생물에 의한 질산화 작용으로 유기태 질소 및 NH_4-N가 NO_3-N로 전환된다. 호기성조만으로는 총 질소의 처리효율이 그다지 높지 않은 것은 전환된 NO_3-N가 다시 혐기성 조건하에서 미생물에 의해 탈질화 되어야 하므로 호기성조건만으로는 탈질이 일어나지 못하기 때문인 것으로 생각되었다. 따라서 인공습지 하수처리장에서는

높은 질소 처리 효율을 얻기 위해서 호기성조의 왕성한 질산화 작용으로 유기태 질소 및 NH_4-N가 대부분 NO_3-N으로 전환되어야 혐기성조로 유입시 탈질효율을 높일 수 있는 것이다. 따라서 호기성조의 단일 통풍형 구조보다는 이중 통풍형 구조를 함으로써 보다 신속한 질산화에 의해 결국 혐기성조에서 탈질 효율을 높임으로써 궁극적으로 총 질소의 처리효율을 증가시킬 수 있을 것으로 판단되었다.

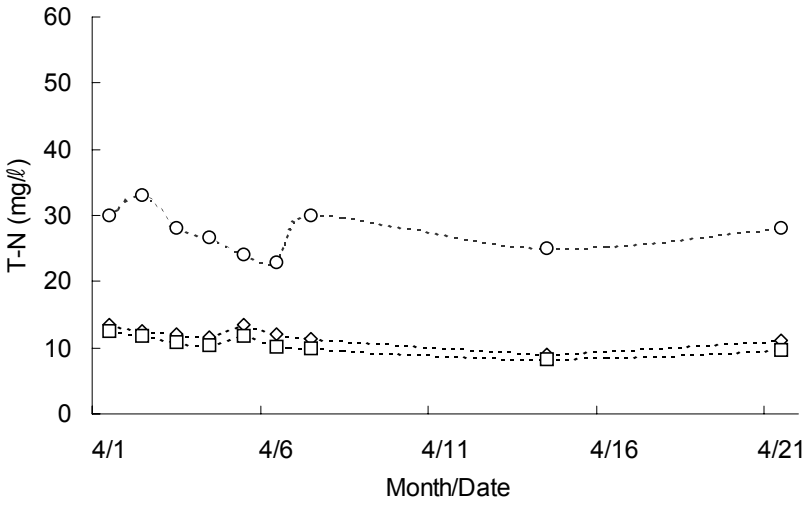


Fig. 3-31. Variation of T-N in the water according to the ventilation system in aerobic area.
○ : Raw water
◇ : Single ventilation system
□ : Duplex ventilation system

(8) NH_4-N

현장 하수처리장에서 호기성조 통풍방법에 따른 하수중 NH_4-N 농도를 조사한 결과는 Fig. 3-32에서 보는 바와 같다. 하수원수의 NH_4-N 농도는 약 20~37㎎/ℓ 이었고, 단일 통풍형 구조로 된 호기성조 처리수의 NH_4-N 농도는 약 1.2~9.5㎎/ℓ 정도이었으며, 이중 통풍형 구조로 된 호기성조 처리수의 NH_4-N 농도는 약 0.1~5.8㎎/ℓ 정도로서 이중 통풍형 구조가 단일 통풍형 구조에 비해 호기성조 처리수중

의 NH_4-N 농도가 약간 낮았다. 이와 같은 결과는 이중 통풍형 구조로 된 호기성조가 단일 통풍형 구조로 된 호기성조에 비해 충분한 산소를 공급하기 때문에 호기성조의 미생물에 의해 NH_4-N가 질산화 과정에 의해 NO_3-N으로 전환되었기 때문인 것으로 판단되었다.

(9) NO_3-N

현장 하수처리장에서 호기성조 통풍방법에 따른 하수중 NO_3-N 농도를 조사한 결과는 Fig. 3-32에서 보는 바와 같다. 하수원수의 NO_3-N 농도는 약 0.1～3.7㎎/ℓ 이었고, 단일 통풍형 구조로 된 호기성조 처리수의 NO_3-N 농도는 약 9～17㎎/ℓ 정도이었으며, 이중 통풍형 구조로 된 호기성조 처리수의 NO_3-N 농도는 약 11～18㎎/ℓ 정도로서 이중 통풍형 구조가 단일 통풍형 구조에 비해 호기성조 처리수중의 NO_3-N 농도가 약간 높았다. 이와 같은 결과는 이중 통풍형 구조로 된 호기성조가 단일 통풍형 구조로 된 호기성조에 비해 충분한 산소를 호기성조에 공급하였기 때문에 호기성조의 미생물에 의해 NH_4-N가 질산화 과정에 의해 NO_3-N으로 전환되었기 때문인 것으로 판단되었다.

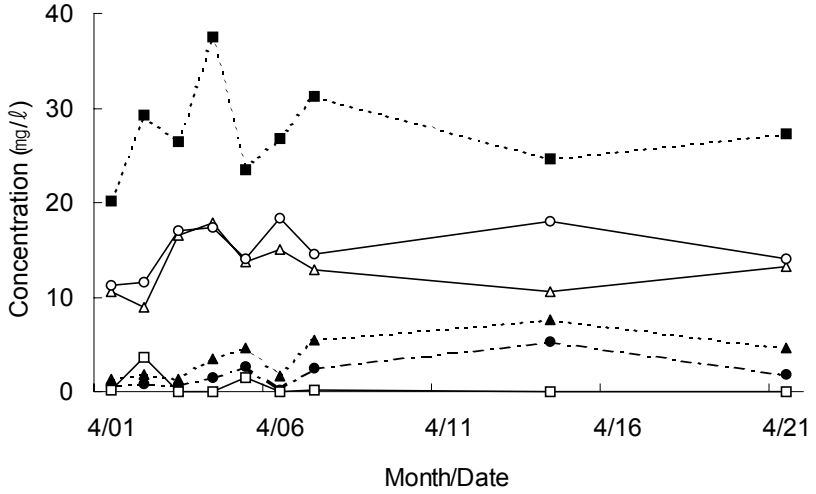


Fig. 3-32. Variation of NH_4-N and NO_3-N in the water according to the ventilation system in aerobic area.

■ : Raw water(NH_4-N)
□ : Raw water(NO_3-N)
▲ : Single ventilation system(NH_4-N)
△ : Single ventilation system(NO_3-N)
● : Duplex ventilation system(NH_4-N)
○ : Duplex ventilation system(NO_3-N)

(10) 총 인

현장 하수처리장에서 호기성조 통풍방법에 따른 하수중 총 인 농도를 조사한 결과는 Fig. 3-33에서 보는 바와 같다. 하수원수의 총 인 농도는 약 3.4~4.6㎎/ℓ이었고, 단일 통풍형 구조로 된 호기성조에서 호기성조 처리수의 총 인 농도는 약 1.0~1.6㎎/ℓ정도이었으며, 이중 통풍형 구조로 된 호기성조에서 호기성조 처리수의 총 인 농도는 약 1.0~1.2㎎/ℓ정도로서 단일 통풍형 구조와 비슷한 처리율을 보였다. 인은 여재에 의한 흡착 및 침전, 수초에 의한 흡수, 미생물에 의한 흡수 및 분해 등이 주된 처리기작이나 하수의 체류시간이 호기성조가 혐기성조에 비해 매우 짧기 때문에 호기성조 통풍방법에 따라서 총 인 처리는 별 차이가 없는 것으로 판단되었다.

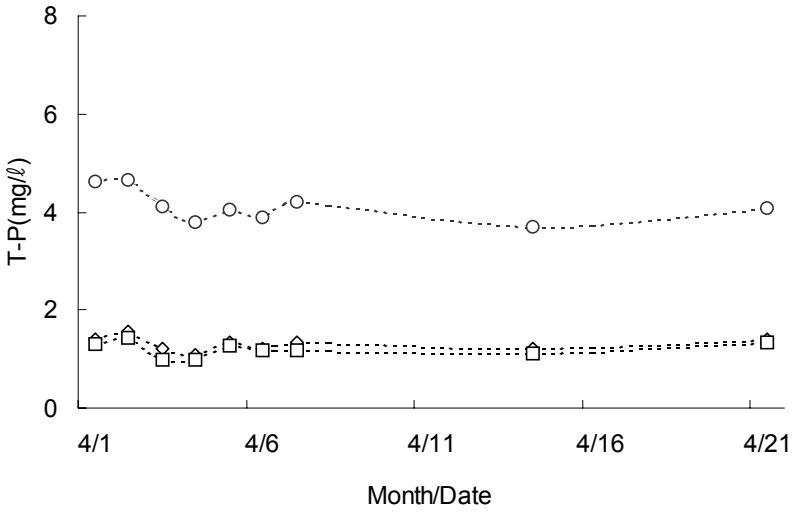


Fig. 3-33. Variation of T-P in the water according to the ventilation system in aerobic area.

○ : Raw water

◇ : Single ventilation system

□ : Duplex ventilation system

나) 혐기성조 깊이에 따른 수처리 효율

하수처리장 호기성조 통풍구조에 따른 하수의 처리 효율을 조사한 결과 이중 통풍형 구조로 된 호기성조가 단일 통풍형 구조로 된 호기성조에 비해 하수처리 효율이 좋았다. 따라서 혐기성조 깊이에 따른 수처리 효율을 조사하기 위해 수처리 효율이 좋은 이중 통풍형 구조로 된 호기성조를 사용하였고, 이 최적조건 하에서 혐기성조를 깊이 1m조와 1.3m조로 달리하되, 전체 체적은 두 조 모두 같도록 설계 시공하였다. 혐기성조 깊이 1m조의 크기는 가로 12,435㎜ × 세로 6,800㎜ × 깊이 1,000㎜되게 하였으며, 혐기성조 깊이 1.3m조의 크기는 가로 9,565㎜ × 세로 6,800㎜ × 깊이 1,300㎜되게 하였고, 각 혐기성조의 용량은 84.5㎥으로 동일하게 시공하였으며, 하수원수 유입량을 222ℓ/㎡·day로 하여 수처리 효율을 조사하였다.

(1) pH

현장 하수처리장에서 혐기성조 깊이에 따른 하수중 pH를 조사한 결과는 Fig. 3-34에서 보는 바와 같다. 하수원수의 pH는 약 7.0이었고, 호기성조 처리수를 혐기성조로 유입시켜, 깊이 1m와 1.3m로 된 혐기성조를 각각 통과한 방류수중의 pH는 서로 별 차이가 없었다.

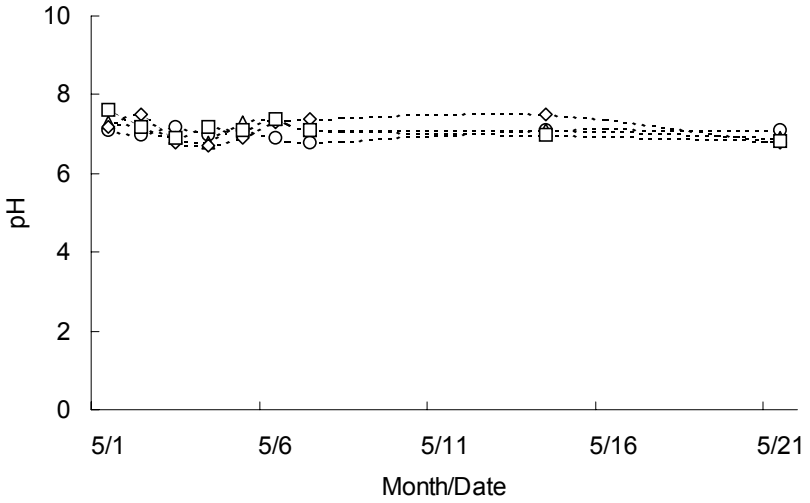


Fig. 3-34. Variation of pH in the water according to the depth in anaerobic area.

○ : Raw water ◇ : Duplex ventilation in aerobic area

△ : 1m depth in anaerobic area □ : 1.3m depth in anaerobic area

(2) EC

현장 하수처리장에서 혐기성조 깊이에 따른 하수중 EC를 조사한 결과는 Fig. 3-35에서 보는 바와 같다. 하수원수의 EC는 약 0.5dS/m이었고, 호기성조 처리수를 혐기성조로 유입시켰을 경우 깊이 1m와 1.3m로 된 혐기성조를 통과한 방류수중의 EC는 모두 별 차이가 없었다.

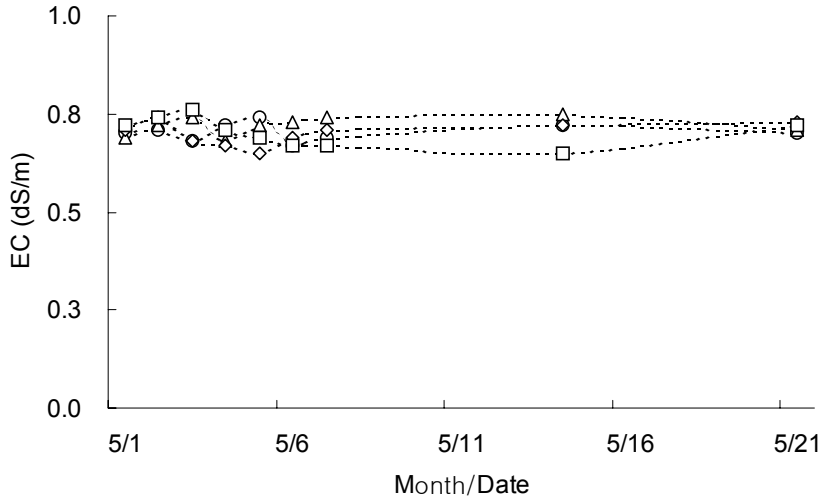


Fig. 3-35. Variation of EC in the water according to the depth in anaerobic area.

○ : Raw water ◇ : Duplex ventilation in aerobic area

△ : 1m depth in anaerobic area □ : 1.3m depth in anaerobic area

(3) DO

현장 하수처리장에서 혐기성조 깊이에 따른 하수중 DO를 조사한 결과는 Fig. 3-36에서 보는 바와 같다. 하수원수의 DO 농도는 약 1.15㎎/ℓ이었고, 이중 통풍형 구조를 통과한 호기성 처리수의 DO는 하수원수에 비해 급격히 증가하여 약 4.8~5.7㎎/ℓ정도이었다. 호기성조 처리수를 혐기성조로 유입시켰을 경우 깊이 1m로 된 혐기성조를 통과한 방류수중의 DO는 호기성조 처리수에 비해 약간 감소하여 약 3.1~3.7㎎/ℓ정도이었으며, 깊이 1.3m로 된 혐기성조를 통과한 방류수중의 DO는 약 3.3~3.9㎎/ℓ정도로 혐기성조 깊이에 따른 방류수 중의 DO는 깊이 1.3m로 된 혐기성조가 깊이 1m로 된 혐기성조에 비해 미미하지만 약간 높은 경향이었다.

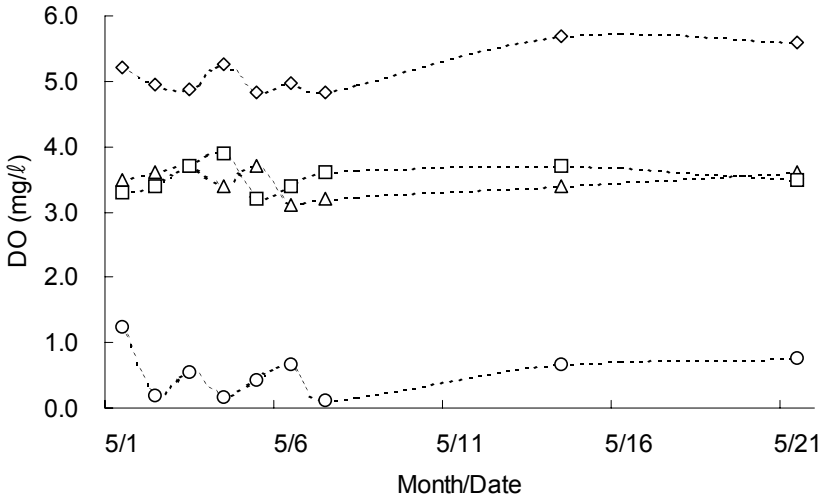


Fig. 3-36. Variation of EC in the water according to the depth in anaerobic area.

○ : Raw water ◇ : Duplex ventilation in aerobic area

△ : 1m depth in anaerobic area □ : 1.3m depth in anaerobic area

(4) BOD

현장 하수처리장에서 혐기성조 깊이에 따른 하수중 BOD를 조사한 결과는 Fig. 3-37에서 보는 바와 같다. 하수원수의 BOD는 약 95~120㎎/ℓ이었고, 이중 통풍형 구조를 통과한 호기성 처리수의 BOD는 약 13~15㎎/ℓ정도이었다. 호기성조 처리수를 혐기성조로 유입시켰을 경우 깊이 1m로 된 혐기성조를 통과한 방류수중의 BOD는 호기성조 처리수에 비해 더욱 더 낮아져서 BOD는 약 7~13㎎/ℓ정도이었으며, 깊이 1.3m로 된 혐기성조를 통과한 방류수중의 BOD는 약 9~11㎎/ℓ정도로 혐기성조 깊이에 따른 방류수 중의 BOD는 별 차이가 없었으며, 혐기성조 깊이 1m와 1.3m 모두 현행 방류수 수질기준[38]인 20㎎/ℓ에 비해 낮았으므로 앞으로 방류수 수질 기준이 10 ㎎/ℓ로 강화되더라도 별 문제가 없을 정도로 잘 처리되었다.

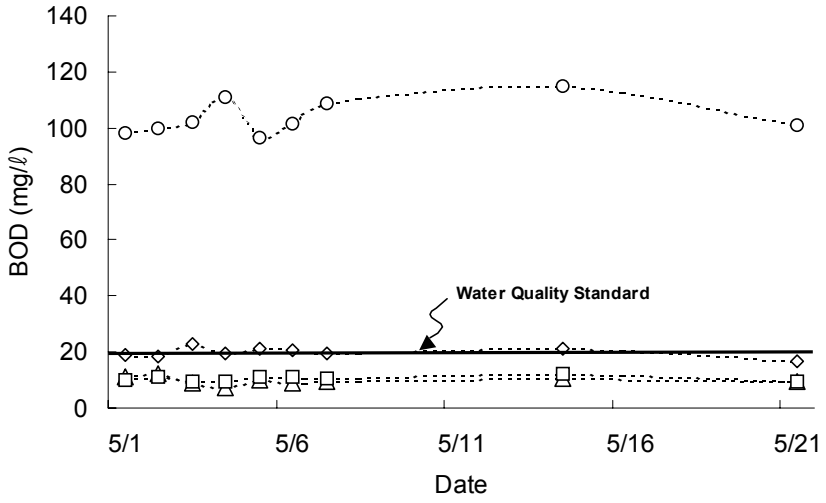


Fig. 3-37. Variation of BOD in the water according to the depth in anaerobic area.

○ : Raw water ◇ : Duplex ventilation in aerobic area

△ : 1m depth in anaerobic area □ : 1.3m depth in anaerobic area

(5) COD

현장 하수처리장에서 혐기성조 깊이에 따른 하수중 COD를 조사한 결과는 Fig. 3-38에서 보는 바와 같다. 하수원수의 COD는 약 30~43㎎/ℓ이었고, 이중 통풍형 구조로 된 혐기성조를 통과한 호기성조 처리수의 COD는 약 12~17㎎/ℓ정도이었다. 호기성조 처리수를 혐기성조로 유입시켰을 경우 깊이 1m로 된 혐기성조를 통과한 방류수중의 COD는 호기성조 처리수에 비해 더욱더 낮아져서 COD는 약 8~10㎎/ℓ정도이었으며, 깊이 1.3m로 된 혐기성조를 통과한 방류수중의 COD는 약 7~9㎎/ℓ정도로 깊이에 따른 방류수 중의 COD는 별 차이가 없었으며, 혐기성조 깊이 1m와 1.3m 모두 현행 방류수 수질기준[38]인 40㎎/ℓ에 비해 훨씬 낮았으므로 앞으로 방류수 수질기준이 20㎎/ℓ로 강화되더라도 별 문제 없을 정도로 매우 잘 처리되었다.

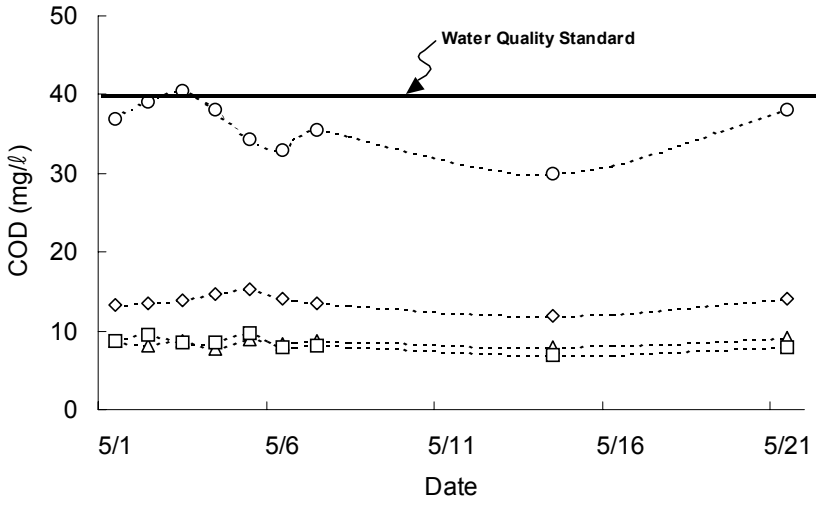


Fig. 3-38. Variation of COD in the water according to the depth in anaerobic area.

○ : Raw water ◇ : Duplex ventilation in aerobic area

△ : 1m depth in anaerobic area □ : 1.3m depth in anaerobic area

(6) SS

현장 하수처리장에서 혐기성조 깊이에 따른 하수중 SS 농도를 조사한 결과는 Fig. 3-39에서 보는 바와 같다. 하수원수의 SS 농도는 약 45㎎/ℓ이었고, 이중 통풍형 구조를 통과한 호기성 처리수의 SS는 하수원수에 비해 급격히 감소하여 약 4.1~8.1㎎/ℓ정도이었다. 혐기성조 깊이에 따른 방류수 중의 SS는 혐기성조 깊이에 따라서 별 차이가 없었고, 호기성조 처리수에 비해 더욱 더 낮아져 약 1.0~4.6㎎/ℓ이었다.

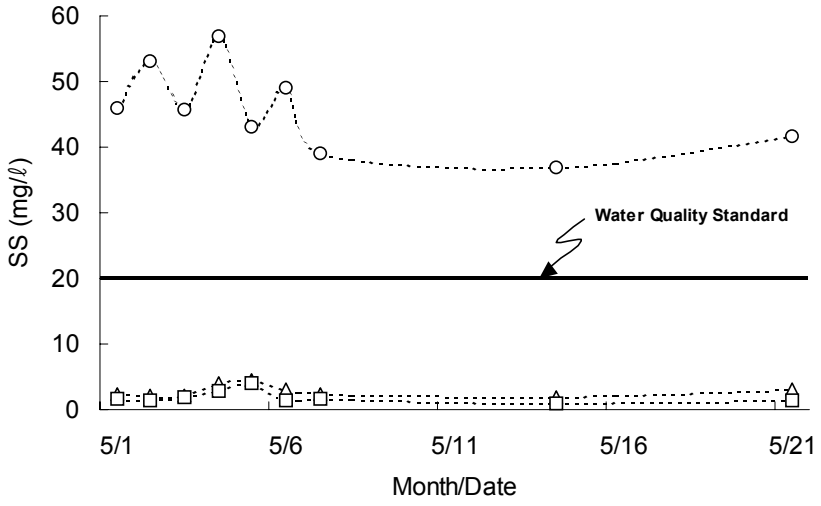


Fig. 3-39. Variation of SS in the water according to the depth in anaerobic area.

○ : Raw water ◇ : Duplex ventilation in aerobic area

△ : 1m depth in anaerobic area □ : 1.3m depth in anaerobic area

(7) 총 질소

현장 하수처리장에서 혐기성조 깊이에 따른 하수중 총 질소 농도를 조사한 결과는 Fig. 3-40에서 보는 바와 같다. 하수원수의 총 질소 농도는 약 28~35㎎/ℓ이었고, 이중 통풍형 구조로 된 호기성조를 통과한 호기성조 처리수의 총 질소 농도는 약 7~12㎎/ℓ정도이었다. 호기성조 처리수를 혐기성조로 유입시켰을 경우, 깊이 1m로 된 혐기성조를 통과한 방류수중의 총 질소 농도는 약 4~6㎎/ℓ정도이었으며, 깊이 1.3m로 된 혐기성조를 통과한 방류수중의 총 질소 농도는 약 4~8㎎/ℓ정도로 혐기성조 깊이에 따른 방류수 중의 총 질소 농도는 별 차이가 없었으며, 혐기성조 깊이 1m와 1.3m 모두 현행 방류수 수질기준[38]인 60㎎/ℓ에 비해 낮았다. 그러나 앞으로 방류수 수질기준이 20㎎/ℓ로 강화될 경우 질소의 안정적인 처리를 위해 처리효율을 향상시킬 수 있는 방안이 필요할 것으로 판단되었다. 혐기성조 깊이에 따른 하수처리 효율이 별 차이 없는 것은 하수원수의 총 질소 농도가 낮고 혐기성조의 DO 농도가 탈질 효율을 높이기에는 약간 높았기 때문인 것으로 판단되었다.

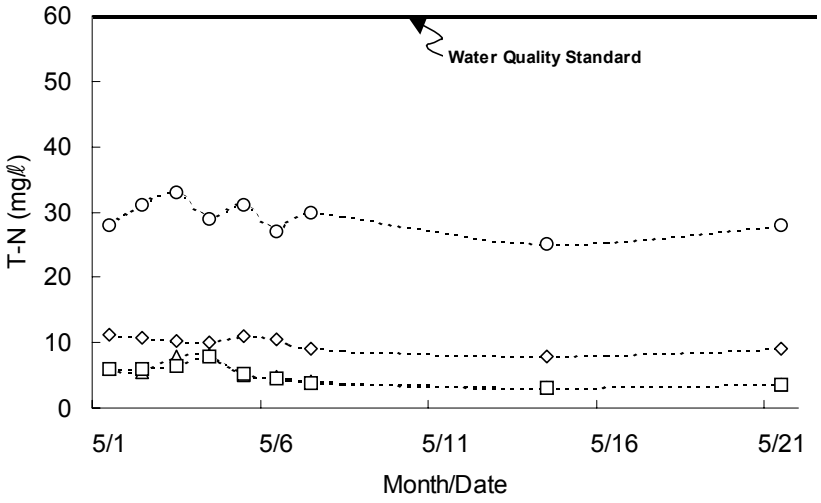


Fig. 3-40. Variation of T-N in the water according to the depth in anaerobic area.

○ : Raw water ◇ : Duplex ventilation in aerobic area

△ : 1m depth in anaerobic area □ : 1.3m depth in anaerobic area

(8) 총 인

현장 하수처리장에서 혐기성조 깊이에 따른 하수중 총 인 농도를 조사한 결과는 Fig. 3-41에서 보는 바와 같다. 하수원수의 총 인 농도는 약 3.7~4.8㎎/ℓ이었고, 이중 통풍형 구조로 된 호기성조를 통과한 호기성조 처리수에서의 총 인 농도는 약 1.0~1.2㎎/ℓ정도이었다. 호기성조 처리수를 혐기성조로 유입시켰을 경우, 깊이 1m로 된 혐기성조를 통과한 방류수 중의 총 인 농도는 약 0.5~1㎎/ℓ정도이었으며, 깊이 1.3m로 된 혐기성조를 통과한 방류수중의 총 인 농도는 약 0.3~1㎎/ℓ정도로, 혐기성조 깊이에 따른 방류수 중의 총 인 농도는 별 다른 차이가 없었으며, 혐기성조 깊이 1m와 1.3m 모두 현행 방류수 수질기준[38]인 8㎎/ℓ에 비해 낮았다. 앞으로 방류수 수질기준이 2㎎/ℓ로 강화되더라도 본 공법과 재료를 적용시킨다면, 인이 안정적으로 잘 처리될 것으로 판단되었다.

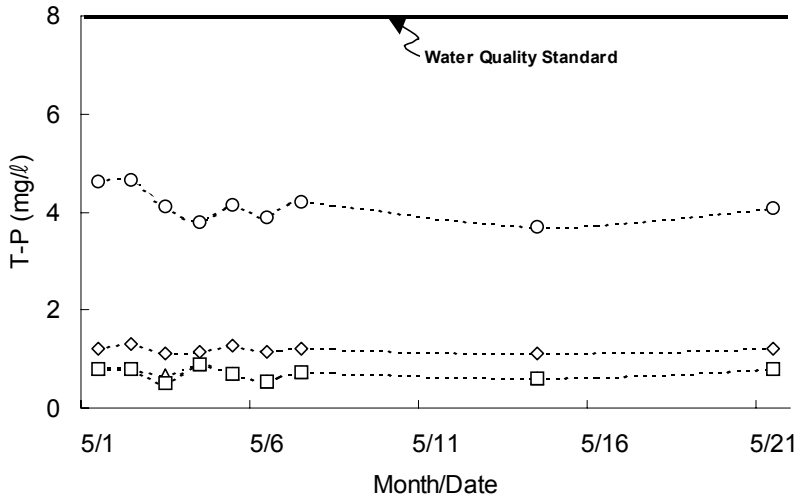


Fig. 3-41. Variation of T-P in the water according to the depth in anaerobic area.

○ : Raw water ◇ : Duplex ventilation in aerobic area

△ : 1m depth in anaerobic area □ : 1.3m depth in anaerobic area

2) 하수 부하량에 따른 수처리 효율

현장 하수처리장에서 전술한 하수처리 공법별 수처리 효율을 조사한 결과 최적 조건은 호기성조 통풍은 이중 통풍형 구조로 하는 것이었으며, 혐기성조는 깊이를 1.3m로 하는 것이었다.

농촌 지역에서 소규모로 발생하는 하수는 부하 변동이 심하기 때문에 일반 기계식공법으로 처리할 경우 하수부하 변동에 대한 적응성 부족으로 심하게는 하수처리가 불가능하게 되는 문제점이 발생되곤 하였다. 따라서 본 현장 하수처리장에서는 하수부하 변동에 대한 적응성을 구명하기 위해 하수 부하량을 55, 111, 222 및 444 ℓ/㎡·day로 하여 하수 부하량에 따른 수처리 효율을 단일 통풍형 공법(호기성조 단일 통풍형 구조 + 혐기성조 깊이 1m)과 이중 통풍형 공법(호기성조 이중 통풍형 구조 + 혐기성조 깊이 1.3m) 조건하에서 각각 조사하였으며, 그 결과는 다음과 같다.

가) pH

현장 하수처리장에서 하수 부하량에 따른 하수중 pH를 조사한 결과는 Fig. 3-42에서 보는 바와 같다. 하수 부하량 및 수처리 공법에 따라 별 차이 없었고, 하수원수의 pH는 약 7.0이었으며, 방류수중의 pH는 하수원수에 비해 별 차이 없이 약 7.3~7.7 정도였다.

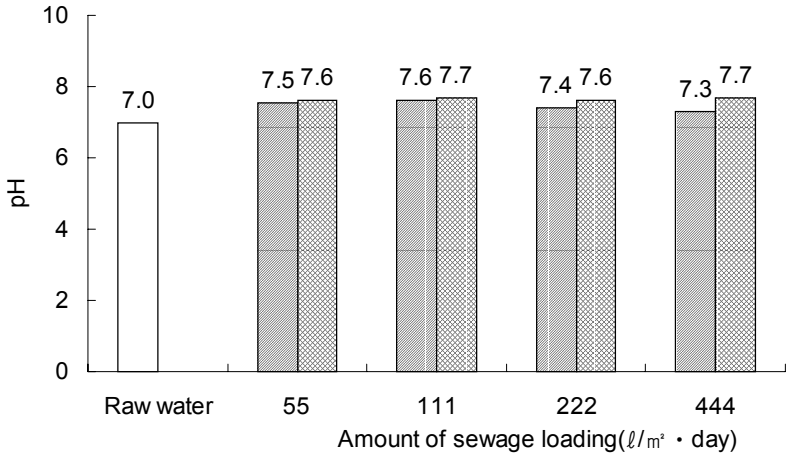


Fig. 3-42. pH in the effluent according to the sewage loading in sewage treatment plant.

□ : Single ventilation (Single ventilation in aerobic area, 1m depth in anaerobic area)

▨ : Duplex ventilation (Duplex ventilation in aerobic area, 1.3m depth in anaerobic area)

나) EC

현장 하수처리장에서 하수 부하량에 따른 하수중 EC를 조사한 결과 Fig. 3-43에서 보는 바와 같다. 하수중 EC는 하수 부하량 및 수처리 공법에 따라 별 차이가 없었고, 하수원수의 EC는 0.5dS/m 이었으며, 방류수중의 EC는 하수원수에 비해 약간 증가하는 경향이었으나, 그 증가폭은 미미하였다. 이와 같은 결과는 하수처리 과정 중 오염물질이 분해되면서 약간의 이온성 물질을 용출하였기 때문인 것으로 사

료되었다.

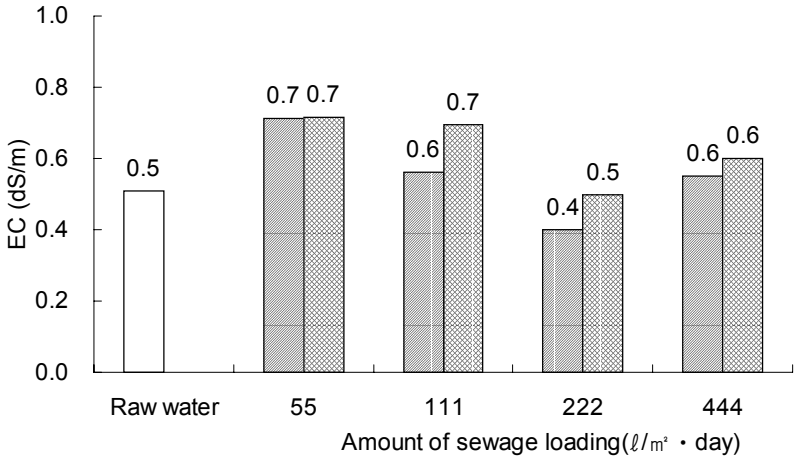


Fig. 3-43. EC in the effluent according to the sewage loading in sewage treatment plant.
□ : Single ventilation (Single ventilation in aerobic area, 1m depth in anaerobic area)
▨ : Duplex ventilation (Duplex ventilation in aerobic area, 1.3m depth in anaerobic area)

다) DO

현장 하수처리장에서 하수 부하량에 따른 하수중 DO 농도를 조사한 결과는 Fig. 3-44에서 보는 바와 같다. 하수원수의 DO 농도는 약 1.15㎎/ℓ 정도이었고, 방류수중의 DO 농도는 하수 부하량이 증가함에 따라 약간 감소되는 경향이었고, 하수 부하량 55 및 110 ℓ/㎡ · day에서는 두 공법간에 별 차이가 없었으나, 하수 부하량이 222 및 444 ℓ/㎡ · day에서는 단일 통풍형 공법에 비해 이중 통풍형 공법이 약간 높은 경향이었다. 이와 같은 결과는 호기성조에서 이중 통풍형 구조가 단일 통풍형 구조에 비해 산소의 공급이 원활하기 때문에 혐기성조에서도 부하량이 많은 222 및 444 ℓ/㎡ · day에서 DO 농도가 약간 높은 것이 아닌가 사료되었다.

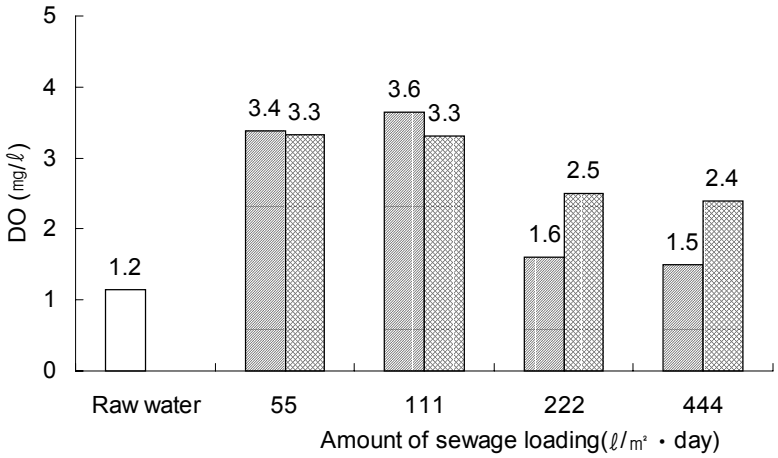


Fig. 3-44. DO in the effluent according to the sewage loading in sewage treatment plant.

□ : Single ventilation (Single ventilation in aerobic area, 1m depth in anaerobic area)

▨ : Duplex ventilation (Duplex ventilation in aerobic area, 1.3m depth in anaerobic area)

라) BOD

현장 하수처리장에서 하수 부하량에 따른 하수중 BOD 처리효율을 조사한 결과는 Fig. 3-45에서 보는 바와 같다. 단일 통풍형 공법에서 방류수중의 BOD 처리효율은 유입하수량을 55, 111 및 222ℓ/㎡·day로 하였을 때 약 95~98%이었으며, 유입하수량을 444ℓ/㎡·day로 하였을 때는 85%로서 유입하수량 55, 111 및 222ℓ/㎡·day일때 BOD 처리효율이 약 10%이상 증가하였다. 이중 통풍형 공법에서는 방류수중의 BOD 처리효율은 유입하수량을 55, 111 및 222ℓ/㎡·day로 하였을 때 약 96~99%이었으며, 유입하수량을 444ℓ/㎡·day로 하였을 때는 약 87%로서 단일 통풍형 공법과 비슷하게 유입하수량 55, 111 및 222ℓ/㎡·day일때 BOD 처리효율이 약 9%이상 높았으며, 모든 조건에서 방류수 수질기준[38]을 만족시켰다. 하수 부하량이 증가할수록 수처리 효율은 감소하였고, 동일한 하수 부하량에서는 이중 통풍형 공법이 단일 통풍형 공법에 비해 처리율이 약 1~2%정도 높았는데, 이는 호

기성조의 이중 통풍형 구조에 의한 왕성한 공기 공급으로 유기물의 분해가 증가하였기 때문인 것으로 판단되었다.

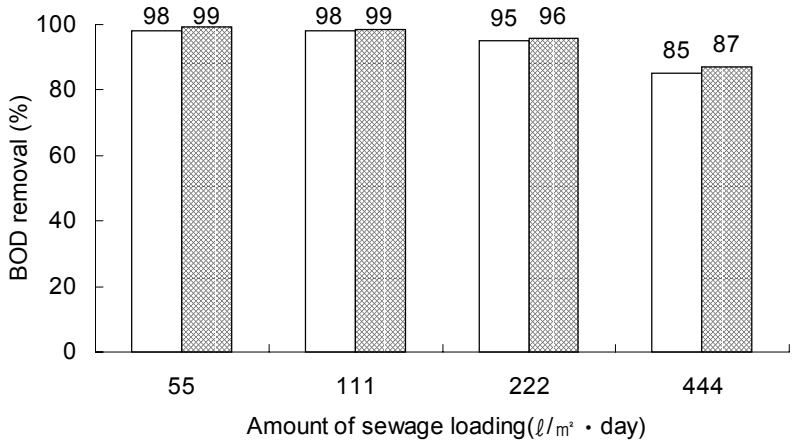


Fig. 3-45. Removal rate of BOD in the effluent according to the sewage loading in sewage treatment plant.
□ : Single ventilation (Single ventilation in aerobic area, 1m Depth in anaerobic area)
▨ : Duplex ventilation (Duplex ventilation in aerobic area, 1.3m Depth in anaerobic area)

마) COD

현장 하수처리장에서 하수 부하량에 따른 하수중 COD 처리효율을 조사한 결과는 Fig. 3-46에서 보는 바와 같다.

단일 통풍형 공법에서 방류수중의 COD 처리효율은 유입하수량을 55 및 111ℓ/㎡·day로 하였을 때 약 87%이었으며, 유입하수량을 222 및 444ℓ/㎡·day로 하였을 때 약 77%로서 유입하수량 55 및 111ℓ/㎡·day일때 COD 처리효율이 약 10% 이상 높았다. 이중 통풍형 공법에서는 방류수중의 COD 처리율은 유입하수량을 55, 111 및 222ℓ/㎡·day로 하였을 때 약 86~89%이었으며, 유입하수량을 444ℓ/㎡·day로 하였을 때 약 81%로서 유입하수량 55, 111 및 222ℓ/㎡·day일때 COD 처리효율이 약 5%이상 높았으며, 모든 조건에서 방류수 수질기준[38]을 만족시켰다. 하수

부하량이 증가할수록 COD 처리효율은 감소하였고, 동일한 하수 부하량에서는 이중 통풍형 공법이 단일 통풍형 공법에 비해 그 처리율이 약 1~9%정도 증가하였는데, 이는 BOD와 비슷한 경향으로 호기성조의 이중 통풍형 구조에 의한 활발한 공기 공급으로 유기물의 분해가 증가되었기 때문인 것으로 판단되었다.

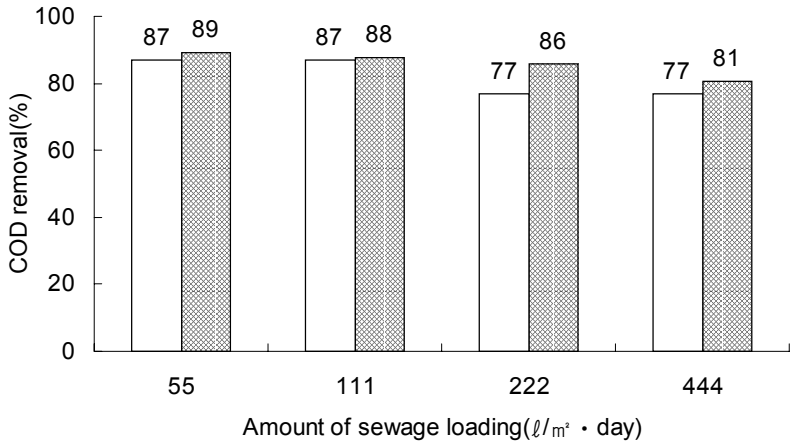


Fig. 3-46. Removal rate of COD in the effluent according to the sewage loading in sewage treatment plant.
□ : Single ventilation (Single ventilation in aerobic area, 1m Depth in anaerobic area)
▨ : Duplex ventilation (Duplex ventilation in aerobic area, 1.3m Depth in anaerobic area)

바) SS

현장 하수처리장에서 하수 부하량에 따른 하수중 SS 처리효율을 조사한 결과는 Fig. 3-47에서 보는 바와 같다. 단일 통풍형 공법에서 방류수중에는 부하량에 따라서는 별 차이 없이 SS처리 효율은 약 96~97%정도이었고, 이중 통풍형 공법에서도 방류수중에는 부하량에 따라서는 별 차이 없이 SS처리율이 약 97~98%정도이었다. 모든 조건에서 방류수 수질기준[38]을 만족하였다. SS는 호기성조에서 대부분 처리되는데, 이는 주로 여재에 의해 여과되어 처리되기 때문이며 이러한 여과는 궁극적인

처리가 아니고 물리적인 분리과정이기 때문에 여과된 SS를 일으키는 현탁물질은 입자상태로 처리조내에 잔류하게 된다. 이렇게 잔류하는 현탁입자들은 대개가 무해하지만 오염성분들은 미생물에 의한 생물학적 분해, 분해된 후 식물에 의한 흡수, 기타 화학반응을 거치면서 궁극적으로 처리된다. 그러나 유입되어 잔류하는 현탁입자들의 부하량이 처리조내의 처리율을 초과하게 되면 처리조에 현탁물질이 누적되어 처리조의 전반적인 효율을 감소시킬 수 있게 된다.

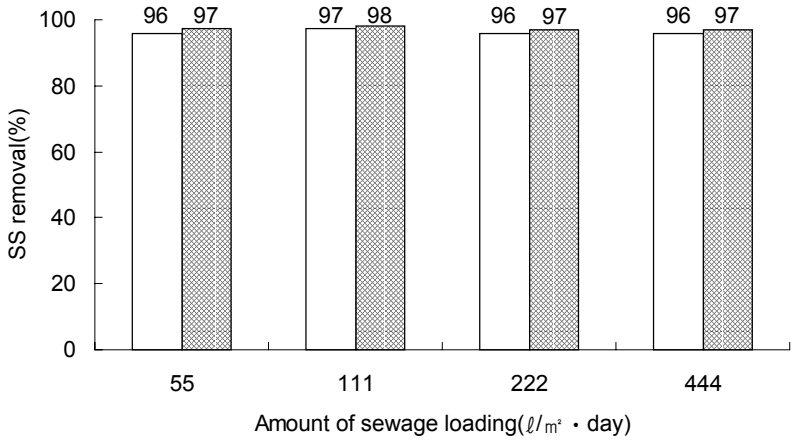


Fig. 3-47. Removal rate of SS in the effluent according to the sewage loading in sewage treatment plant.
□ : Single ventilation (Single ventilation in aerobic area, 1m Depth in anaerobic area)
▨ : Duplex ventilation (Duplex ventilation in aerobic area, 1.3m Depth in anaerobic area)

사) 총 질소

현장 하수처리장에서 하수 부하량에 따른 하수중 총 질소 처리효율을 조사한 결과는 Fig. 3-48에서 보는 바와 같다. 단일 통풍형 공법에서 방류수중의 총 질소 처리효율은 유입하수량을 55ℓ/㎡·day로 하였을 때 약 53%이었으며, 유입하수량을 111, 222 및 444ℓ/㎡·day로 하였을 때 약 45~48%로서 유입하수량이 55ℓ/㎡·day에서 총 질소 처리율이 약간 높았다. 이중 통풍형 공법에서는 방류수중의 총 질

소 처리효율은 유입하수량을 55, 111 및 222ℓ/㎡·day로 하였을 때 약 53~58%이었으며, 유입하수량을 444ℓ/㎡·day로 하였을 때 약 51%로서 유입하수량이 55, 111 및 222ℓ/㎡·day하였을 때 총 질소 처리효율이 약 2%이상 증가되었다.

하수 부하량에 따른 총 질소 처리효율은 별 차이가 없었고, 동일한 하수 부하량에서 방류수의 경우 이중 통풍형 공법이 단일 통풍형 공법에 비해 총 질소 처리효율이 약간 증가되었는데, 이는 호기성조에 공기유입량이 많아 미생물에 의한 질소의 질산화가 활발히 일어났기 때문인 것으로 판단되었다.

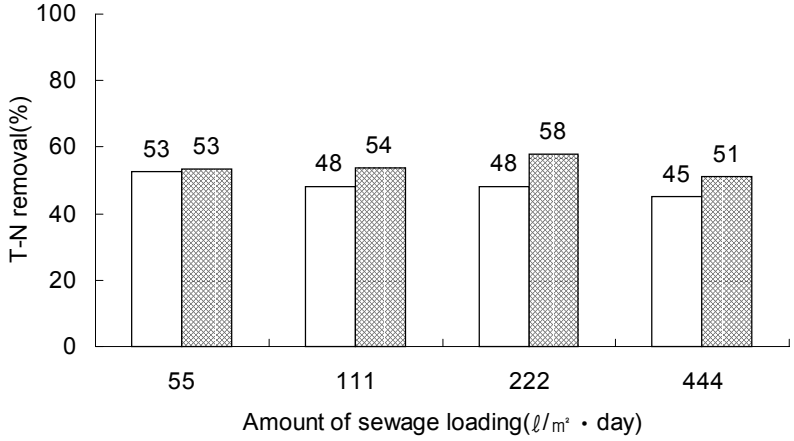


Fig. 3-48. Removal rate of T-N in the effluent according to the sewage loading in sewage treatment plant.
□ : Single ventilation (Single ventilation in aerobic area, 1m Depth in anaerobic area)
▨ : Duplex ventilation (Duplex ventilation in aerobic area, 1.3m Depth in anaerobic area)

아) 총 인

현장 하수처리장에서 하수 부하량에 따른 하수중 총 인 처리효율을 조사한 결과는 Fig. 3-49에서 보는 바와 같다. 단일 통풍형 공법에서 방류수중의 총 인 처리효율은 하수 부하량에 따라 별 차이 없이 약 79~82%이었으며, 이중 통풍형 공법에서는 방류수중의 총 인 처리효율은 유입하수량을 55, 111 및 222ℓ/㎡·day로 하였

을 때 약 87~88%이었으며, 유입하수량을 444ℓ/㎡·day로 하였을 때 약 80%로서 유입하수량이 55, 111, 222ℓ/㎡·day하였을 때 총 인 처리효율이 약 7%이상 높았다. 따라서 하수 부하량에 따른 총 인 처리의 최적 조건은 유입하수량을 222ℓ/㎡·day로 할 때 인 것으로 판단되었다.

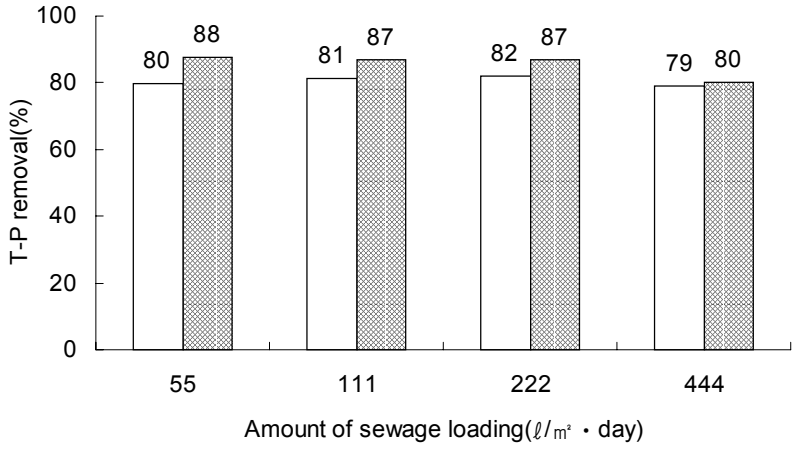


Fig. 3-49. Removal rate of T-P in the effluent according to the sewage loading in sewage treatment plant.

□ : Single ventilation (Single ventilation in aerobic area, 1m depth in anaerobic area)

▨ : Duplex ventilation (Duplex ventilation in aerobic area, 1.3m depth in anaerobic area)

3) 수처리 공법개선에 따른 수처리 효율

전술한 하수처리 공법에 따른 수처리 효율과 하수 부하량에 따른 수처리 효율 조사결과 최적조건은 호기성조는 이중 통풍형 구조로 하는 것이었고, 혐기성조는 깊이 1.3m로 하는 것이었고, 하수 부하량은 222ℓ/㎡·day로 하는 것이었다. 그러나 총 질소와 총 인의 경우 앞으로 방류수 수질기준의 강화에 대비하고 보다 안정적인 수처리를 위해서는 처리효율을 보다 향상시킬 수 있는 방안의 연구가 필요할 것으로 판단하였다. 따라서 앞 실험 결과의 최적 조건하에서 총 질소와 총 인의 처리

효율을 향상시키기 위하여 호기성조의 혐기성화에 따른 수처리 효율, 하수원수의 혐기성조 주입에 따른 수처리 효율, 최종 방류수의 호기성조 재처리에 따른 수처리 효율 및 하수처리장 병합방법에 따른 수처리 효율 등을 조사하였으며, 그 결과는 다음과 같다.

가) 호기성조의 혐기성화에 따른 수처리 효율

현장 하수처리장에서 질소 및 인의 처리효율 극대화 방법을 구명하기 위하여 먼저 하수처리장 호기성조를 혐기성화하여 수처리 효율을 조사하였다.

이중 통풍형 공법에서의 호기성조를 혐기성화한 공법은 이중 통기관을 완전히 밀폐시켰으며, 호기성조에서 유출되는 처리수 유출관의 수위를 높임으로서 호기성조에 자연적으로 유입되는 공기를 차단하여 이중통풍형 공법의 호기성조를 혐기성화시켜 방류수중의 BOD, COD, SS, 총 질소 및 총 인 처리 효율을 조사한 결과는 Fig. 3-50에서 보는 바와 같다.

호기성조의 혐기성화에 따른 방류수중의 BOD, COD 및 SS 처리율은 이중통풍형 공법에 비해 이중통풍형 공법의 호기성조를 혐기성화 시킨 공법이 BOD 처리율은 약 6%, COD 처리율은 약 8% 그리고 SS 처리율은 약 2%정도 감소하였고, 총 질소 및 총 인의 처리효율은 이중통풍형 공법과 이중통풍형 공법의 호기성조를 혐기성화 시킨 공법간에 별 차이 없이 총 질소 처리율은 약 58~60%, 총 인 처리율은 약 87~88%정도이었다. 특히 BOD와 COD는 처리효율이 큰 폭으로 감소하였는데, 이는 호기성조에서 호기성 미생물의 생육에 필요한 공기를 차단시킴으로써 호기성 미생물이 오염물질을 분해하는데 필요한 산소가 충분하지 못하였기 때문이 아닌가 생각되었다. 따라서 하수처리장에서 호기성조의 혐기성화 시키는 공법개선으로는 총 질소와 총 인의 처리효율 향상을 기대하기 힘든 것으로 사료되었다.

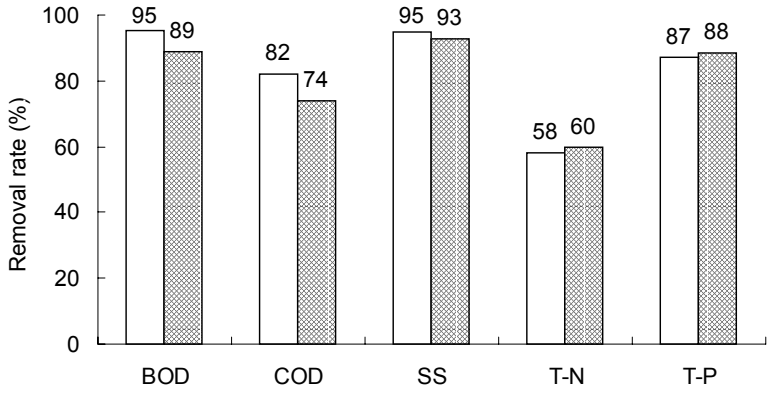


Fig. 3-50. Removal rate of pollutants in the water according to anaerobic condition of aerobic area.
□ : Aerobic condition of aerobic plot
▨ : Anaerobic condition of aerobic plot

나) 하수원수의 혐기성조 주입에 따른 수처리 효율

현장 하수처리장에서 하수원수의 혐기성조 주입에 따른 수처리 효율을 조사하기 위하여 호기성조에 유입되는 222ℓ/㎡·day의 하수원수를 호기성조에 약 200ℓ/㎡·day로 주입하고 하수원수 약 10% 정도인 22ℓ/㎡·day를 호기성조를 거치지 않고 직접 혐기성조에 주입시켰으며, 이리하여 방류수중의 BOD, COD, SS, 총 질소 및 총 인의 처리 효율을 조사한 결과는 Fig. 3-51에서 보는 바와 같다.

하수원수의 혐기성조 직접 주입에 따른 방류수중의 BOD, COD 및 SS 처리율은 이중 통풍형 공법에 하수원수를 혐기성조에 주입하지 않은 경우가 주입한 경우에 비해 별 차이는 없었고, 총 질소는 하수원수를 혐기성조에 주입하였을 경우가 총 질소 처리율이 58~63%로서 주입하지 않은 경우에 비해 방류수중의 처리효율이 약 5%정도 증가되었고, 총 인 처리효율은 하수원수를 혐기성조에 직접 주입하였을 경우가 87~91%로서 주입하지 않은 경우에 비해 방류수중의 총 인 처리율이 약 4% 정도 증가되었다.

따라서 하수원수의 혐기성조 주입에 따른 수처리 효율은 총 질소와 총 인의 처리 효율 향상을 기대할 수 있는 공법인 것으로 사료되었다.

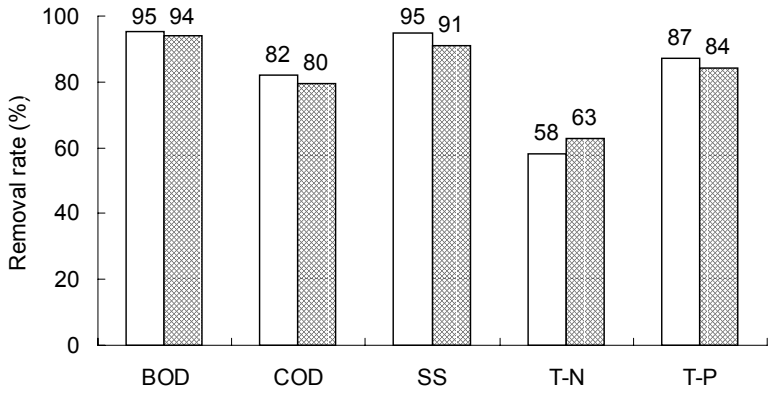


Fig. 3-51. Removal rate of pollutants in the water according to direct injection of raw water in anaerobic area.

□ : Normal treatment

Treated water in aerobic area 222ℓ/㎥

▨ : Direct injection of raw water in anaerobic area

Treated water in aerobic area 200ℓ/㎥ + raw water 22ℓ/㎥ in anaerobic area

다) 방류수의 호기성조 재처리에 따른 수처리 효율

현장 하수처리장에서 방류수의 호기성조 재처리에 따른 수처리 효율을 조사하기 위하여 하수원수 유입량을 약 222ℓ/㎡·day로 하여 처리된 최종 방류수의 약 10%인 22ℓ/㎡·day 정도를 호기성조에 재처리하였고, 호기성조 처리수와 방류수의 BOD, COD, SS, 총 질소 및 총 인의 처리효율을 조사한 결과는 Fig. 3-52에서 보는 바와 같다.

먼저 방류수의 호기성조 재처리에 따른 방류수의 BOD 및 COD 처리효율은 방류수를 호기성조에 재처리하였을 경우가 재처리하지 않았을 경우에 비해 오히려 BOD는 약 18%, COD는 약 7%정도 낮았다. SS, 총 질소 및 총 인 처리효율은 두 공법 모두 별 차이 없이 SS 처리율은 약 95~96%, 총 질소 처리율은 약 56~58% 및 총 인 처리율은 약 87~89% 정도이었다.

따라서 하수처리장에서 방류수의 호기성조 재처리에 따른 수처리 효율은 총 질소와 총 인의 처리효율 향상을 기대하기 힘든 공법인 것으로 사료되었다.

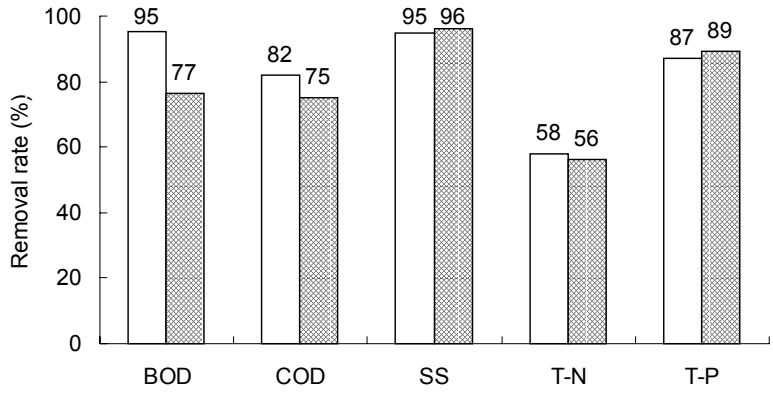


Fig. 3-52. Removal rate of pollutants of treated water in aerobic area and the effluent according to re-treatment in aerobic area.
□ : Normal treatment
Treated water in aerobic area 222ℓ/㎥
▨ : Re-treatment
Treated water in aerobic area 222ℓ/㎥ + re-treatment of effluent in aerobic area 22ℓ/㎥

라) 하수처리시스템 병합방법에 따른 수처리 효율

현장 하수처리시스템의 병합방법에 따른 수처리 효율을 조사하기 위해 하수처리장에 유입하수량을 222ℓ/㎡·day로 하고, 호기성조는 이중 통풍형 구조로 하고 혐기성조는 깊이 1.3m인 최적공법과 병합방법을 달리한 2개 공법의 수처리 효율을 서로 비교 조사하였다. 병합방법을 달리한 2개의 공법중 하나는 하수처리장의 호기성조를 단일 통풍형 공법에 의해 처리되게 한 다음 혐기성조 깊이 1m조와 깊이 1.3m조 모두를 통과하게 한 공법이며, 다른 하나는 호기성조를 이중 통풍형 공법에 의해 처리되게 한 다음 혐기성조 깊이 1m조와 깊이 1.3m조 모두를 통과하게 한 공법이며, 이렇게 하여 하수처리시스템의 병합 방법에 따른 방류수의 BOD, COD, SS, 총 질소 및 총 인의 처리효율을 조사한 결과는 Fig. 3-53에서 보는 바와 같다.

하수처리시스템의 병합방법에 따른 방류수중의 BOD 처리효율은 이중 통풍형 공법이 약 95%이었고, 호기성조를 단일 통풍형 공법에 의해 처리되게 한 다음 혐기성조 깊이 1m조와 깊이 1.3m조 모두를 통과하게 한 공법이 약 98%이었고, 호기성조를 이중 통풍형 공법에 의해 처리되게 한 다음 혐기성조 깊이 1m조와 깊이 1.3m조 모두를 통과하게 한 공법이 약 99%이었다. 방류수중의 BOD 처리효율은 이중 통풍형 공법에 비해 호기성조를 단일 통풍형 공법에 의해 처리되게 한 다음 혐기성조 깊이 1m조와 깊이 1.3m조 모두를 통과하게 한 공법 및 호기성조를 이중 통풍형 공법에 의해 처리되게 한 다음 혐기성조 깊이 1m조와 깊이 1.3m조 모두를 통과하게 한 공법이 약간 증가하였다.

하수처리시스템의 병합방법에 따른 방류수중의 COD 처리효율은 이중 통풍형 공법과 호기성조를 단일 통풍형 공법에 의해 처리되게 한 다음 혐기성조 깊이 1m조와 깊이 1.3m조 모두를 통과하게 한 공법은 약 82~83%, 호기성조를 이중 통풍형 공법에 의해 처리되게 한 다음 혐기성조 깊이 1m조와 깊이 1.3m조 모두를 통과하게 한 공법은 약 89%로서 이중 통풍형 공법과 호기성조를 단일 통풍형 공법에 의해 처리되게 한 다음 혐기성조 깊이 1m조와 깊이 1.3m조 모두를 통과하게 한 공법에 비해 약간 높았다.

하수처리시스템의 병합방법에 따른 방류수중의 SS 처리효율은 이중 통풍형 공법은 약 95%였으며, 호기성조를 단일 통풍형 공법에 의해 처리되게 한 다음 혐기성조 깊이 1m조와 깊이 1.3m조 모두를 통과하게 한 공법은 약 98%였고, 호기성조를 이중 통풍형 공법에 의해 처리되게 한 다음 혐기성조 깊이 1m조와 깊이 1.3m조 모두를 통과하게 한 공법은 약 98%로서 이중 통풍형 공법에 비해 호기성조를 단일 통풍형 공법에 의해 처리되게 한 다음 혐기성조 깊이 1m조와 깊이 1.3m조 모두를 통과하게 한 공법과 호기성조를 이중 통풍형 공법에 의해 처리되게 한 다음 혐기성조 깊이 1m조와 깊이 1.3m조 모두를 통과하게 한 공법의 SS 처리효율이 약간 증가하였다.

하수처리시스템의 병합방법에 따른 방류수중의 총 질소 처리효율은 이중 통풍형 공법이 약 58%이었고, 호기성조를 단일 통풍형 공법에 의해 처리되게 한 다음 혐기성조 깊이 1m조와 깊이 1.3m조 모두를 통과하게 한 공법이 약 62%이었으며, 호기성조를 이중 통풍형 공법에 의해 처리되게 한 다음 깊이 1m조와 깊이 1.3m조 모두를 통과하게 한 공법이 약 76%이었다. 방류수중의 총 질소 처리효율은 이중 통

풍형 공법, 호기성조를 단일 통풍형 공법에 의해 처리되게 한 다음 혐기성조 깊이 1m조와 깊이 1.3m조 모두를 통과하게 한 공법 및 호기성조를 이중 통풍형 공법에 의해 처리되게 한 다음 혐기성조 깊이 1m조와 깊이 1.3m조 모두를 통과하게 한 공법의 순서로 높아지는 경향이었다.

하수처리시스템의 병합방법에 따른 방류수중의 총 인 처리효율은 이중 통풍형은 약 87%였으며, 호기성조를 단일 통풍형 공법에 의해 처리되게 한 다음 혐기성조 깊이 1m조와 깊이 1.3m조 모두를 통과하게 한 공법은 약 96%였고, 호기성조를 이중 통풍형 공법에 의해 처리되게 한 다음 혐기성조 깊이 1m조와 깊이 1.3m조 모두를 통과하게 한 공법은 약 97%로서, 이중 통풍형 공법에 비해 호기성조를 단일 통풍형 공법에 의해 처리되게 한 다음 혐기성조 깊이 1m조와 깊이 1.3m조 모두를 통과하게 한 공법과 호기성조를 이중 통풍형 공법에 의해 처리되게 한 다음 혐기성조 깊이 1m조와 깊이 1.3m조 모두를 통과하게 한 공법의 총 인 처리효율이 약 9~10%정도 증가되었다. 하수처리시스템 병합방법에 따른 수처리 효율은 질소와 인의 처리효율 향상을 기대할 수 있었으나, 병합방법에 따른 수처리 공법개선은 넓은 부지면적이 소요되는 현행 자연정화공법에 비해 더 많은 부지면적을 필요로 하고 따라서 현장적용시 경제적인 면에서 부적합하다.

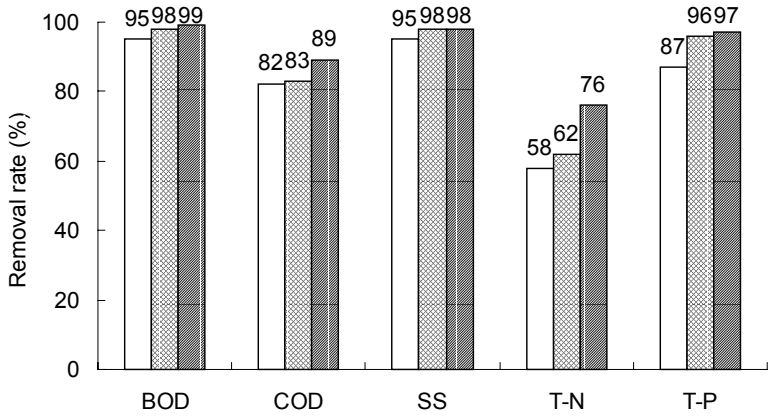


Fig. 3-53. Removal rate of pollutants in sewage treatment system according to combination method of sewage treatment system.

□ : Duplex ventilation in aerobic area + 1.3m depth in anaerobic area.

▩ : Single ventilation in aerobic area + 1m depth in anaerobic area + 1.3m depth in anaerobic area.

▨ : Duplex ventilation in aerobic area + 1m depth in anaerobic area + 1.3m depth in anaerobic area.

4) 계절별 수처리 효율

현장 하수처리장의 하수처리 경과기간동안의 계절별 수처리 효율은 봄, 여름, 가을 및 겨울로 구분하였으며, 봄은 3, 4, 5월, 여름은 6, 7, 8월, 가을은 9, 10, 11월 그리고 겨울은 12, 1, 2월로 각각 구분하여 각 계절별로 하수처리 효율을 평균하여 나타낸 결과는 Fig. 3-54~3-58에서 보는 바와 같다.

방류수의 계절별 BOD처리율은 Fig. 3-54에서 보는 바와 같이 단일통풍형 공법과 이중통풍형 공법간에는 별 차이는 없었으나, 계절별로는 봄과 겨울의 처리효율이 85~93%로 약간 낮았고, 가을의 처리효율이 97~99%로 가장 높았다. 이와 같은 결과는 미생물의 활성과 밀접한 관계가 있기 때문이 아닌가 생각되며, 미생물의 생육환경이 좋지 못한 봄과 겨울철의 처리효율이 상대적으로 약간 낮은 것으로 사료되었다.

방류수의 계절별 COD 처리율은 Fig. 3-55에서 보는 바와 같이 BOD와 비슷한 경향으로서, 공법별로는 별 차이가 없었으며, 계절별로는 봄과 겨울의 처리효율이 75~81%로 약간 낮았고, 가을의 처리효율이 약 92%로 가장 높았다. 그리고 방류수중의 계절별 COD 처리효율이 BOD 처리효율에 비해 약간 낮았으나, 거의 비슷한 경향을 나타내었다. 이와 같은 결과는 유입된 하수가 생활하수로서, 하수중 오염물질 대부분이 미생물에 의해 분해가 용이한 오염물질로 구성되어 있기 때문인 것으로 생각되었다.[110].

방류수의 계절별 SS 처리율은 Fig. 3-56에서 보는 바와 같이 공법별 및 계절별로 별 차이가 없이 방류수중의 SS처리율은 약 93~98%로 전반적으로 처리효율이 매우 높았다. 이와 같은 결과는 현장 하수처리장이 주로 여과기능에 의해 이루어지기 때문에 계절적인 영향이 적기 때문인 것으로 생각되었다. 그러나 여과는 궁극적인 처리가 아니고 물리적 분리과정이기 때문에 여과된 SS는 처리조 내에 잔류하게 되고, 잔류된 SS는 미생물에 의한 생물학적 분해, 분해된 후 식물에 의한 흡수, 기타 화학반응을 거치면서 궁극적으로 처리된다.

방류수의 계절별 총 질소 처리율은 Fig. 3-57에서 보는 바와 같이 공법별로 봄, 여름 및 겨울에는 별 차이가 없었으나, 가을에는 이중 통풍형 공법이 단일 통풍형 공법에 비해 총 질소 처리효율이 약 12%정도 높았다. 사계절의 총 질소 처리효율은 모두 별 차이 없이 약 47~61%이었으며, 가을의 총 질소 처리효율이 약 61%로 가장 높았고, 여름의 처리효율이 약 47~48%정도로 가장 낮았다.

방류수중의 계절별 총 인 처리율은 Fig. 3-58에서 보는 바와 같이 이중통풍형 공법이 단일통풍형 공법에 비해 약 1~4%정도 높았으며, 계절별로는 봄과 겨울의 처리효율이 58~62%로 약간 낮았고, 여름과 가을의 처리효율이 68~71%로 가장 높았다.

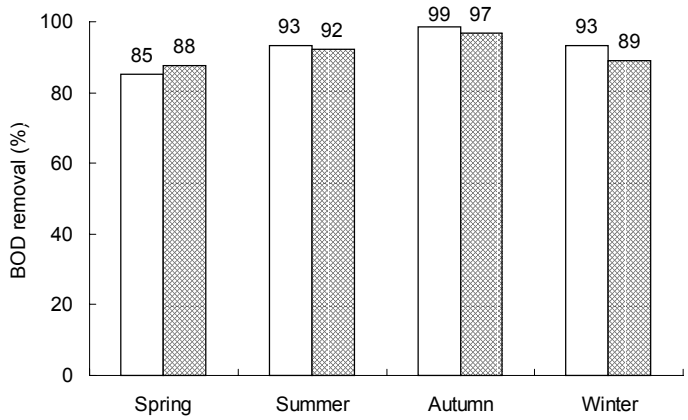


Fig. 3-54. Average removal rate of BOD in sewage treatment plant on seasons.
□ : Single ventilation (Single ventilation in aerobic area, 1m depth in anaerobic area)
⊠ : Duplex ventilation (Duplex ventilation in aerobic area, 1.3m depth in anaerobic area)

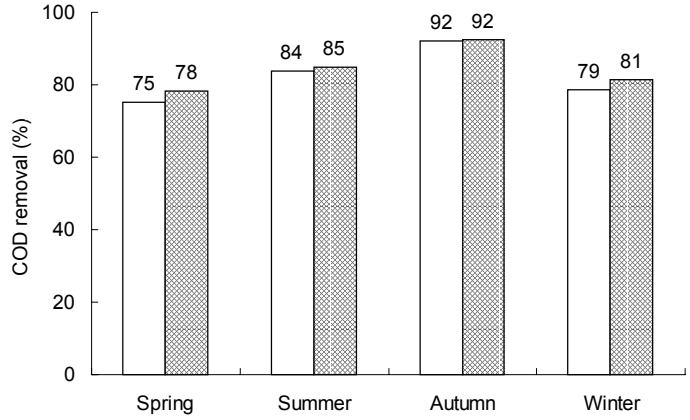


Fig. 3-55. Average removal rate of COD in sewage treatment plant on seasons.
□ : Single ventilation (Single ventilation in aerobic area, 1m depth in anaerobic area)
☒ : Duplex ventilation (Duplex ventilation in aerobic area, 1.3m depth in anaerobic area)

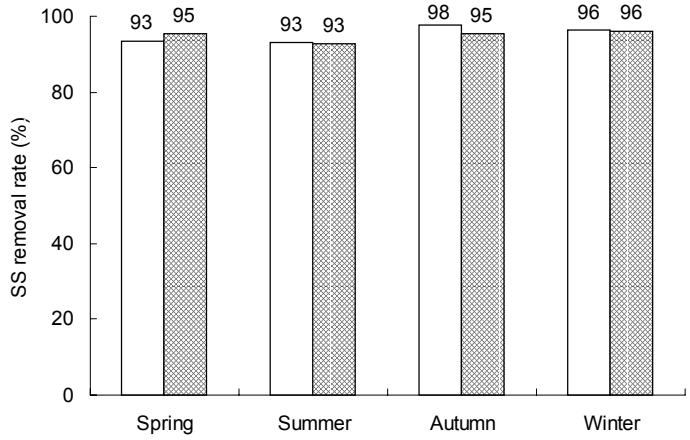


Fig. 3-56. Average removal rate of SS in sewage treatment plant on seasons.
□ : Single ventilation (Single ventilation in aerobic area, 1m depth in anaerobic area)
☒ : Duplex ventilation (Duplex ventilation in aerobic area, 1.3m depth in anaerobic area)

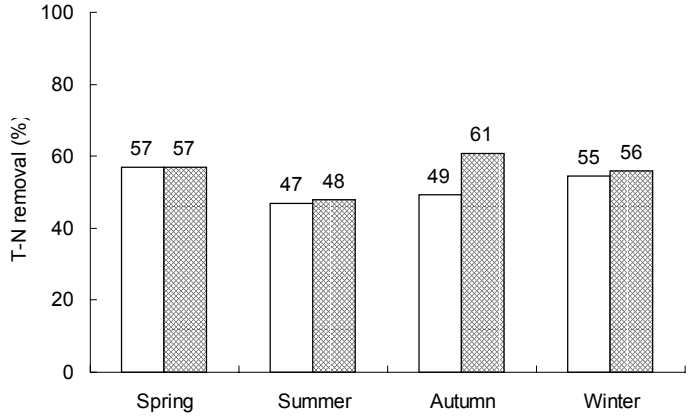


Fig. 3-57. Average removal rate of T-N in sewage treatment plant on seasons.

□ : Single ventilation (Single ventilation in aerobic area, 1m depth in anaerobic area)

▨ : Duplex ventilation (Duplex ventilation in aerobic area, 1.3m depth in anaerobic area)

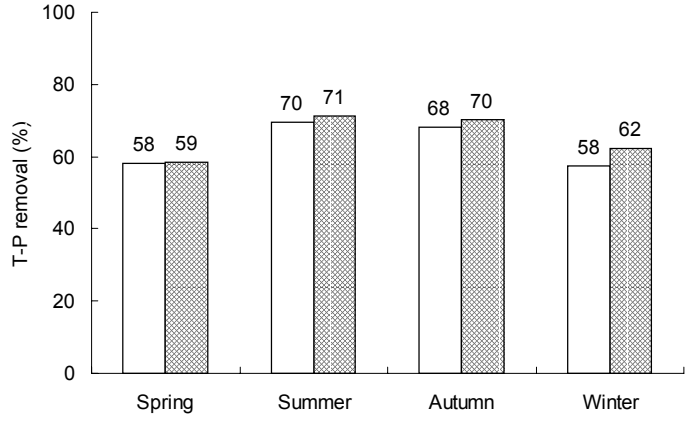


Fig. 3-58. Average removal rate of T-P in sewage treatment plant on seasons.

□ : Single ventilation (Single ventilation in aerobic area, 1m Depth in anaerobic area)

▨ : Duplex ventilation (Duplex ventilation in aerobic area, 1.3m Depth in anaerobic area)

5) 이상기후에서의 수처리 효율

현장 하수처리장은 외부환경에 그대로 노출되어 있기 때문에 정상적인 환경이 아닌 장마기나 가뭄기 또는 혹한기의 이상기후에 처할 경우가 매년 발생되기 쉽다. 따라서 이상기후에서의 수처리 효율을 구명함으로써 환경변화에 대한 적응성을 검토하고 그 대처방안을 마련하기 위하여 본 실험기간동안 발생된 이상기후에서의 수처리 효율을 조사하였으며, 그 결과는 Fig. 3-59에서 보는 바와 같다. 장마기의 하수 처리효율은 장마가 지속되었던 2002년 7월 6~13일과 2003년 8월 6~16일 동안에 조사하였고, 가뭄기의 하수 처리효율은 가뭄이 지속되었던 2002년 8월말에서 10월초 동안에 조사하였으며, 혹한기의 하수 처리효율 조사는 2002년 12월말부터 2003년 2월초까지 겨울철 평균기온이 0℃이하이었을 때의 수처리 효율을 조사하였다.

이상기후에서의 방류수의 BOD 처리효율은 이상기후조건 모두에서 이중 통풍형 공법이 단일 통풍형 공법에 비해 약간 높았으며, 장마기와 혹한기에는 연평균 처리효율에 비해 약간 낮아져 약 86~91%이었고, 가뭄기의 BOD 처리효율은 약 94~96%로 가장 높았다. 혹한기 처리효율이 약간 낮은 것은 미생물의 생육환경이 좋지 못하기 때문일 것으로 생각되었으며, 장마시의 처리효율이 약간 낮은 것은 하수원수가 빗물에 의해 희석되기도 하고 빗물로 인한 하수처리장에 유입된 유량이 너무 많았기 때문인 것으로 생각되었다. 그러나 장마기에도 방류수의 BOD농도는 안정적으로 처리가 잘 되었다.

이상기후에서의 방류수의 COD 처리효율은 이상기후조건 모두에서 이중 통풍형 공법과 단일 통풍형 공법간에 별 차이가 없었으며, 장마기와 혹한기에는 연평균 처리효율에 비해 약간 낮아져 약 79~82%이었고, 가뭄기에는 오히려 연평균 처리 효율에 비해 약 6%정도 높은 90~92%이었다.

이상기후에서의 방류수의 SS 처리효율은 이상기후조건 모두에서 이중 통풍형 공법과 단일 통풍형 공법이 별 차이가 없었으며, 가뭄기와 혹한기는 연평균 처리효율과 별 차이가 없었고, 장마기에는 연평균 처리효율에 비하여 약 9~10% 감소하여 약 81~84%정도이었다.

이상기후에서의 방류수의 총 질소 처리효율은 이중 통풍형 공법이 단일 통풍형 공법에 비해 약간 높았으며, 장마기와 혹한기의 총 질소 처리효율은 연평균 처리효율에 비해 약간 감소하여 장마기는 약 44~46%이었으며, 혹한기는 약 49~56%정

도이었다. 그리고 가뭄기의 총 질소 처리효율은 연평균 처리효율에 비해 약간 증가하여 약 61%정도이었다.

이상기후에서의 방류수의 총 인 처리효율은 이상기후조건 모두에서 이중 통풍형 공법이 단일통풍형 공법에비해 약간 높았으며, 장마기와 혹한기의 처리효율은 연평균 처리 효율에 비해 감소하여 약 59~62%정도이었으며, 가뭄기에는 연평균 처리효율에 비해 약간 증가하였다. 따라서 본 공법으로 하수를 처리할 경우 장마와 가뭄 또는 혹한기 등 극단적인 이상기후가 발생되더라도 하수처리에는 별 문제가 없을 것으로 판단되었다.

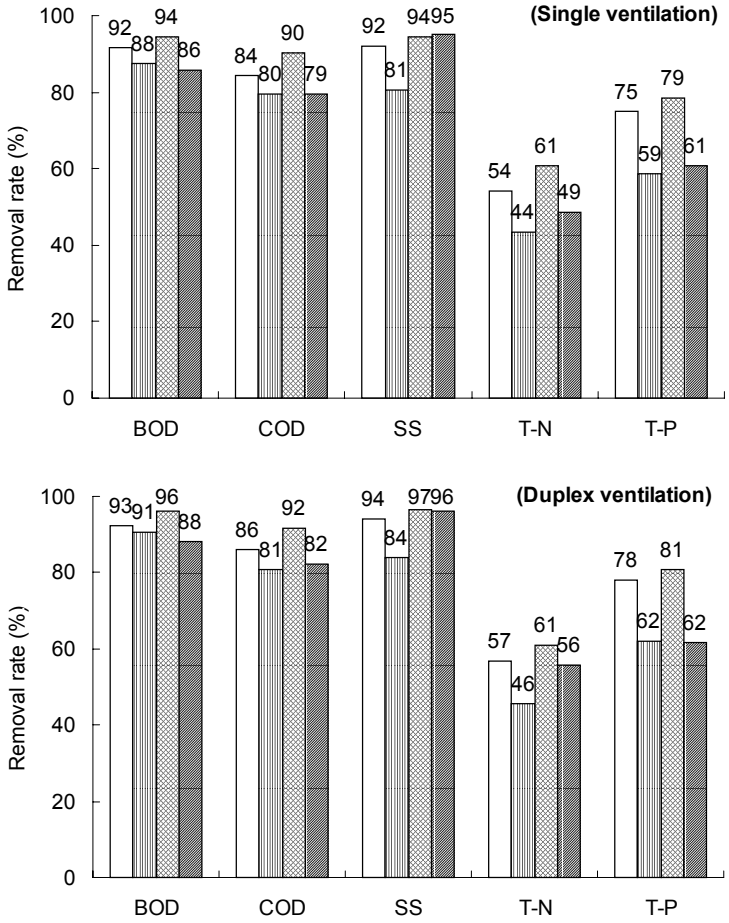


Fig. 3-59. Removal rate of pollutants in sewage treatment plant under the abnormal climate.

□ : Normal

▥ : Rainy season

▩ : Drought season

▨ : Cold season

6) 하수처리 경과시기에 따른 수처리 효율

현장 하수처리장의 하수처리 경과시기에 따른 하수처리 효율은 실지 현장 농촌마을 하수처리장의 운전시작부터 약 2년 동안 분석된 하수처리 효율을 연단위로 평균하여 조사한 결과는 Fig. 3-60~5-64에서 보는 바와 같다.

현장 하수처리장에서 하수처리 경과시기에 따른 방류수중의 BOD 처리효율은 2002년 및 2003년 모두 공법별로는 별 차이 없었고, 2002년의 BOD 처리효율은 약 87~88%, 2003년의 BOD 처리효율은 약 97%로서 2003년이 2002년에 비해 하수처리 효율이 약간 높았다. 이는 현장 하수처리장에 이식한 수초나 미생물들이 성장하여 안정화되었기 때문인 것으로 사료되었다.

하수처리 경과시기에 따른 방류수중의 COD 처리효율은 이중 통풍형 공법이 단일 통풍형 공법에 비해 COD 처리효율이 약간 높았으며, 2002년의 COD 처리효율이 약 78~81%이었고, 2003년의 COD 처리효율이 약 90~91%로서 하수처리 1년 후부터 하수처리 효율이 안정화됨을 알 수 있었다.

하수처리 경과시기에 따른 방류수중의 SS 처리효율은 이중 통풍형 공법과 단일 통풍형 공법이 별 차이 없이 2002년의 SS 처리효율이 약 87~89%이었으며, 2003년의 SS 처리효율이 약 96~98%이었다.

하수처리 경과시기에 따른 방류수중의 총 질소 처리효율은 이중 통풍형 공법이 단일 통풍형 공법에 비해 총 질소 처리효율이 약 1~4%정도 높았고, 2002년의 총 질소 처리효율이 약 49~53%이었으며, 2003년의 총 질소 처리효율이 약 59~60%로서 하수처리 시기가 경과할수록 총 질소 처리효율은 약간 증가하는 경향이었다.

하수처리 경과시기에 따른 방류수중의 총 인 처리효율은 2002년에는 단일 통풍형 공법과 이중 통풍형 공법이 별 차이 없었으나, 2003년에는 이중 통풍형 공법이 단일 통풍형 공법에 비해 약 6%정도 증가하였다. 현장 하수처리장에서 2002년의 총 인 처리효율은 약 69~70%이었으며, 2003년의 총 인 처리효율은 약 81~87%이었다. 이상 하수처리 경과시기에 따른 수처리 효율을 종합해볼 때 BOD와 총 질소 등 오염물질 처리효율이 하수처리 1차년도에 비하여 2차년도가 더 증가하였으며, 이는 하수처리장에 이식한 수초나 미생물들이 성장하는 등 모든 처리시스템이 안정화되었기 때문인 것으로 판단되었다.

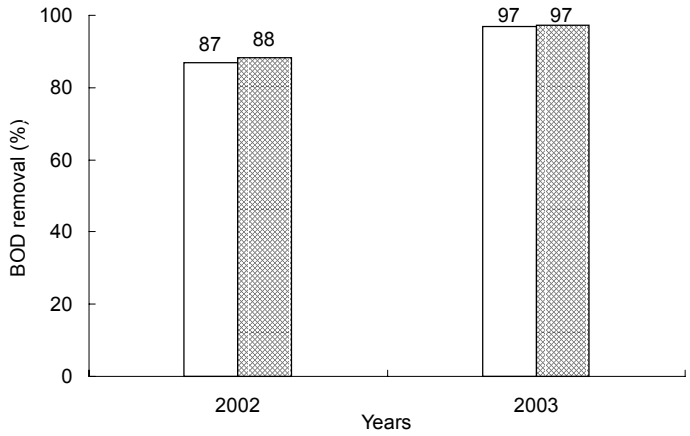


Fig. 3-60. Average removal rate of BOD for 2 years after sewage treatment.

□ : Single ventilation (Single ventilation in aerobic area, 1m Depth in anaerobic area)

▨ : Duplex ventilation (Duplex ventilation in aerobic area, 1.3m Depth in anaerobic area)

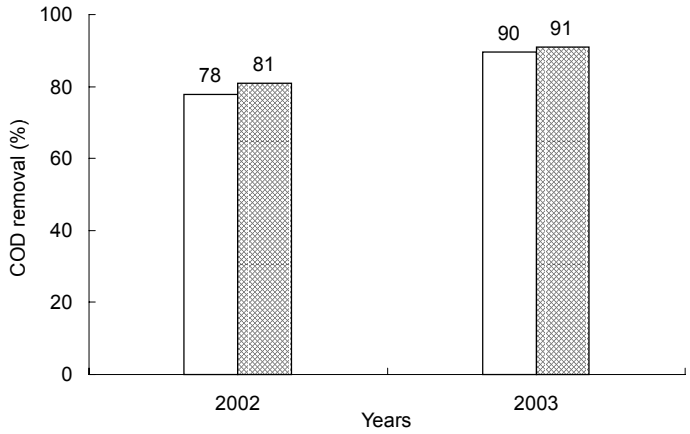


Fig. 3-61. Average removal rate of COD for 2 years after sewage treatment.

□ : Single ventilation (Single ventilation in aerobic area, 1m Depth in anaerobic area)

▨ : Duplex ventilation (Duplex ventilation in aerobic area, 1.3m Depth in anaerobic area)

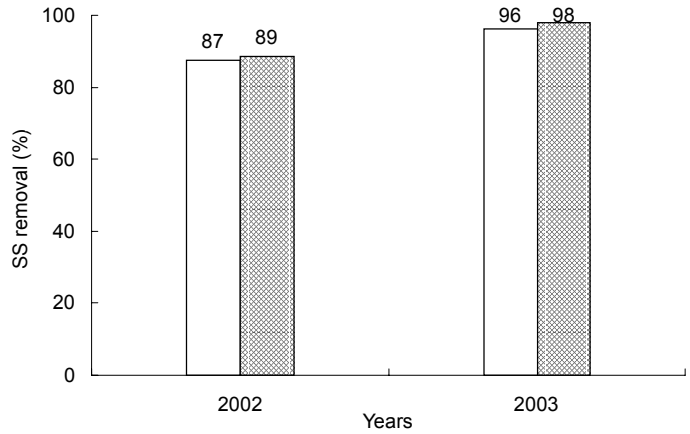


Fig. 3-62. Average removal rate of SS for 2 years after sewage treatment.

□ : Single ventilation (Single ventilation in aerobic area, 1m Depth in anaerobic area)

▨ : Duplex ventilation (Duplex ventilation in aerobic area, 1.3m Depth in anaerobic area)

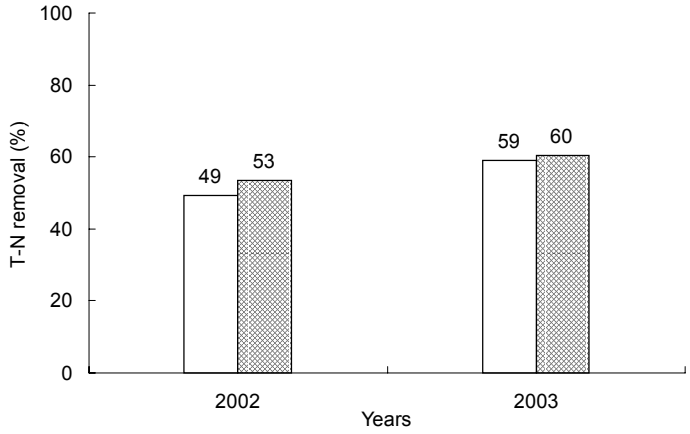


Fig. 3-63. Average removal rate of T-N for 2 years after sewage treatment.

□ : Single ventilation (Single ventilation in aerobic area, 1m Depth in anaerobic area)

▨ : Duplex ventilation (Duplex ventilation in aerobic area, 1.3m Depth in anaerobic area)

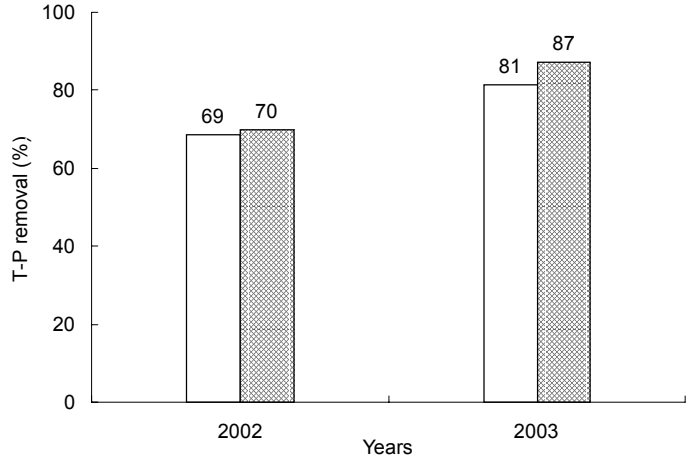


Fig. 3-64. Average removal rate of T-P for 2 years after sewage treatment.

□ : Single ventilation (Single ventilation in aerobic area, 1m Depth in anaerobic area)

▨ : Duplex ventilation (Duplex ventilation in aerobic area, 1.3m Depth in anaerobic area)

7) 현장 하수처리장에서 하수중의 미생물상 변화

현장 하수처리장에서의 하수처리과정중 하수의 미생물상 조사는 현장 하수처리장에서 하수처리 공법별, 하수 부하량별 및 수처리 공법개선에 따른 일반세균 과 대장균군을 조사하였으며, 그 결과는 다음과 같다.

가) 하수처리 공법별 하수중의 미생물상

하수처리장은 호기성조와 혐기성조로 구분하여 공법에 따라 2종류로 각각 시공하였다. 호기성조는 공기 통풍방법을 단일 통풍형 구조와 이중 통풍형 구조로 각각 달리 하였으며, 혐기성조는 깊이 1m조와 1.3m조로 각각 달리 하여 각 용량은 동일하게 시공하였다.

하수처리 공법별 하수중의 일반세균을 조사한 결과는 Table 3-24에서 보는 바와 같다. 하수원수의 일반세균은 약 410,000CFU/㎖이었으며, 단일 통풍형 구조와 이중 통풍형 구조를 통과한 호기성조 처리수의 일반세균은 각각 83,700 및 88,500CFU/㎖

로 별 차이 없었고, 단일통풍형 구조와 이중통풍형 구조를 통과한 방류수중의 일반세균은 두 공법 모두에서 별 차이 없이 4,800~5,100CFU/㎖정도이었다.

현장 하수처리장에서 하수처리 공법별 하수중의 대장균군을 조사한 결과는 Table 3-24에서 보는 바와 같다. 하수원수의 대장균군은 약 1,020CFU/㎖이었으며, 단일 통풍형 구조와 이중 통풍형 구조를 통과한 호기성조 처리수의 대장균군은 각각 60 및 30CFU/㎖로 이중 통풍형 구조를 통과한 호기성조 처리수가 약간 낮았으나, 방류수중의 대장균군은 두 공법 모두에서 별 차이 없이 10~20CFU/㎖정도이었다.

Table 3-24. Variation of mesophilic bacteria and total coliforms in sewage treatment plant according to methods of sewage treatment.

(Unit : CFU/㎖)

	Raw water	Single ventilation		Duplex ventilation	
		Treated water in aerobic area	Effluent	Treated water in aerobic area	Effluent
Mesophilic bacteria	410,000	83,700	4,800	88,500	5,100
Total coliforms	1,020	60	20	30	10

Single ventilation : Single ventilation in aerobic area, 1m depth in anaerobic area
Duplex ventilation : Duplex ventilation in aerobic area, 1.3m depth in anaerobic area

나) 하수 부하량에 따른 하수중의 미생물상

현장 하수처리장에서 하수처리 공법별 수처리 효율을 조사한 결과 최적 조건은 호기성조 통풍은 이중 통풍형 구조로 하고 혐기성조는 깊이 1.3m로 하는 것이었다.

농촌 지역에서 소규모로 발생하는 하수는 부하 변동이 심하기 때문에 현행 일반적인 기계식공법은 하수부하 변동에 대한 적응성 부족으로 심하게는 하수처리가 불가능하게 되는 문제점을 발생시키고 있는 것이 현실이다. 따라서 본 현장 하수처리장에서는 하수부하 변동에 대한 적응성을 검토하기 위해 하수 부하량을 55, 111, 222 및 444ℓ/㎡·day로 달리 함으로서 하수 부하량에 따른 미생물상 변화를 단일 통풍형 공법(호기성조 단일 통풍형 구조 + 혐기성조 깊이 1m)과 이중 통풍형 공법

(호기성조 이중 통풍형 구조 + 혐기성조 깊이 1.3m) 조건하에서 조사하였다.

하수 부하량에 따른 일반세균을 조사한 결과는 Table 3-25에서 보는 바와 같다. 하수원수의 일반세균은 약 410,000CFU/㎖이었으며, 하수 부하량이 증가함에 따라 단일 통풍형 구조와 이중 통풍형 구조를 통과한 호기성조 처리수 모두에서 일반세균이 증가하는 경향이었으며, 방류수중의 일반세균도 호기성조 처리수와 비슷한 경향으로 두 공법 모두에서 하수 부하량이 증가함에 따라 일반세균도 증가하는 경향이었다. 두 공법간에는 하수 부하량에 따라서 별 차이가 없었으나, 하수 부하량이 444ℓ/㎡·day인 방류수중의 일반세균은 이중 통풍형 공법이 7,200CFU/㎖로서 단일 통풍형 공법의 9,800CFU/㎖에 비해 약간 낮았다.

하수 부하량에 따른 하수중의 대장균군을 조사한 결과는 Table 3-25에서 보는 바와 같다. 하수원수의 대장균군은 약 1,020CFU/㎖이었으며, 하수 부하량이 증가함에 따라 단일 통풍형 구조와 이중 통풍형 구조를 통과한 호기성조 처리수 모두에서 대장균군이 각각 약간씩 증가하는 경향이었으며, 그 증가폭은 단일 통풍형 공법이 이중 통풍형 공법에 비해 더 높았다. 방류수중의 일반세균도 호기성조 처리수와 비슷한 경향으로 두 공법 모두에서 하수 부하량이 증가함에 따라 대장균군도 약간 증가하는 경향이었다.

Table 3-25. Variation of Mesophilic bacteria and Total Coliforms according to the sewage loading in sewage treatment plant.

(Unit : CFU/㎖)

Sewage loading (ℓ/㎡·day)	Raw water	Single ventilation		Duplex ventilation	
		Treated water in aerobic area	Effluent	Treated water in aerobic area	Effluent
		Mesophilic bacteria			
55	410,000	7,4600	3,560	7,0000	3,100
111		8,3700	4,800	88,500	5,100
222		9,7800	7,860	96,500	7,640
444		105,000	9,800	110,000	7,200
		Total coliforms			
55	1,020	30	10	20	5
111		60	20	30	10
222		300	20	250	10
444		600	30	100	15

Single ventilation : Single ventilation in aerobic area, 1m depth in anaerobic area
Duplex ventilation : Duplex ventilation in aerobic area, 1.3m depth in anaerobic area

다) 수처리 공법개선에 따른 하수중의 미생물상

하수처리 공법에 따른 수처리 효율과 하수 부하량에 따른 수처리 효율 조사 결과 최적조건은 호기성조는 이중 통풍형 구조로 하는 것이었으며, 혐기성조는 깊이 1.3m로 하는 것이었고, 하수 부하량이 222ℓ/㎡·day일때 가장 높은 처리 효율을 보였다. 총 질소와 총 인은 앞으로 방류수 수질기준이 강화되므로 강화될 수질 기준을 만족시키면서 안정적인 수처리를 위해서는 그 처리효율을 향상시킬 수 있는 방법의 연구가 필요하였다. 따라서 이와 같은 최적 조건하에서 총 질소와 총 인의 처리 효율을 향상시키기 위한 실험으로 호기성조의 혐기성화 공법, 하수원수의 혐기성조 직접 주입 공법, 최종 방류수의 호기성조 재처리 공법, 처리시스템의 병합방법 등 공법을 개선함으로서 미생물상 변화를 조사하였으며, 그 결과는 다음과 같다.

(1) 호기성조의 혐기성화에 따른 하수중의 미생물상

이중 통풍형 공법에서의 호기성조를 혐기성화한 공법은 이중통기관을 완전히 밀폐시켰으며, 호기성조에서 유출되는 처리수 유출관의 수위를 높여 호기성조에 자연적으로 유입되는 공기를 차단하여 이중통풍형 공법의 호기성조를 혐기성화 시킴으로서 호기성조 처리수와 방류수중의 미생물상을 조사한 결과는 Table 3-26에서 보는 바와 같다.

호기성조의 혐기성화에 따른 호기성조 처리수중의 일반세균은 이중통풍형 공법의 호기성조를 혐기성화시킨 공법과 호기성조를 혐기성화시키지 않은 공법이 별 차이 없이 약 88,500~99,000CFU/㎖이었으며, 방류수중의 일반세균은 이중통풍형 공법의 호기성조를 혐기성화시킨 공법이 호기성조를 혐기성화시키지 않은 공법에 비해 약간 증가되었다.

호기성조 처리수와 방류수중의 대장균군은 이중통풍형 공법의 호기성조를 혐기성화시킨 공법이 혐기성화시키지 않은 공법에 비해 약간 높았다.

Table 3-26. Variation of mesophilic bacteria and total coliforms according to anaerobic condition of aerobic area

(Unit : CFU/㎖)

	Raw water	Aerobic condition of Aerobic area		Anaerobic condition of Aerobic area	
		Treated water in aerobic area	Effluent	Treated water in aerobic area	Effluent
Mesophilic bacteria	410,000	88,500	5,100	99,000	8,000
Total coliforms	1,020	30	10	80	30

(2) 하수원수의 혐기성조 주입에 따른 하수중의 미생물상

현장 하수처리장에서 하수원수의 혐기성조 직접 주입에 따른 미생물상을 조사하기 위하여 호기성조에 유입되는 222ℓ/㎡·day의 하수원수를 호기성조에 200ℓ/㎡·day로 주입시키고 하수원수의 10%정도인 22ℓ/㎡·day을 호기성조를 거치지 않고 직접 혐기성조에 주입시킴으로서 호기성조 처리수와 방류수중의 미생물상을

조사한 결과는 Table 3-27에서 보는 바와 같다.

호기성조 처리수중의 일반세균은 이중통풍형 공법에 하수원수를 혐기성조에 직접 주입한 경우가 직접 주입하지 않은 경우에 비해 약간 높았으며, 방류수중의 일반세균도 이중통풍형 공법에 하수원수를 혐기성조에 직접 주입한 경우가 직접 주입하지 않은 경우에 비해 약간 높아 약 15,900CFU/㎖이었다.

호기성조 처리수와 방류수중의 대장균군은 이중통풍형 공법에 하수원수를 혐기성조에 직접 주입한 경우와 직접 주입하지 않은 경우가 별 차이 없었으며, 방류수중의 대장균군은 약 10~30CFU/㎖정도이었다.

따라서 이 공법은 일반세균의 처리효율이 약간 감소하였으나, 수처리 공법개선에 따른 수처리 효율면에서 총 질소와 총 인의 처리효율을 향상시킬 수 있는 공법으로 하수원수의 주입율만 잘 조정하면 일반세균, 총 질소 및 총 인을 동시에 처리할 수 있을 것으로 판단되었다.

Table 3-27. Variation of mesophilic bacteria and total coliforms according to direct injection of raw water in anaerobic area.

(Unit : CFU/㎖)

	Raw water	Aerobic area 222ℓ/㎡·day		Aerobic area 200ℓ/㎡·day + Anaerobic area 22ℓ/㎡·day	
		Treated water in aerobic area	Effluent	Treated water in aerobic area	Effluent
Mesophilic bacteria	410,000	88,500	5,100	191,500	15,900
Total coliforms	1,020	30	10	100	30

(3) 방류수의 호기성조 재처리에 따른 하수중의 미생물상

현장 하수처리장에서 방류수의 호기성조 재처리에 따른 하수중의 미생물상을 조사하기 위하여 하수원수 유입량을 약 222ℓ/㎡·day로 하여 처리된 방류수의 10%인 22ℓ/㎡·day정도를 호기성조에 재처리함으로서, 호기성조 처리수와 방류수중의 미생물상을 조사한 결과는 Table 3-28에서 보는 바와 같다.

방류수의 호기성조 재처리에 따른 호기성조 처리수와 방류수중의 일반세균은 방

류수를 호기성조에 재처리하였을 경우가 재처리하지 않았을 경우에 비해 약간 높았으며, 호기성조 처리수와 방류수중의 대장균군도 일반세균과 비슷한 경향으로 방류수를 호기성조에 재처리하였을 경우가 재처리하지 않았을 경우에 비해 약간 높았다.

Table 3-28. Variation of mesophilic bacteria and total coliforms according to re-treatment of effluent in anaerobic area.

(Unit : CFU/㎖)

	Raw water	Mixed raw water	Aerobic area 222ℓ/㎡·day		Aerobic area 222ℓ/㎡·day + Retreatment 22ℓ/㎡·day	
			Treated water in aerobic area	Effluent	Treated water in aerobic area	Effluent
Mesophilic bacteria	410,000	355,000	88,500	5,100	125,000	8,400
Total coliforms	1,020	300	30	10	50	20

(4) 하수처리시스템 병합방법에 따른 하수중의 미생물상

현장 하수처리시스템의 병합방법에 따른 하수중의 미생물상을 조사하기 위해 하수처리장에 유입하수량을 222ℓ/㎡·day로 하고, 호기성조는 이중 통풍형 구조로 하고, 혐기성조는 깊이 1.3m인 최적공법과 병합방법을 각각 달리한 2개 공법의 수처리 효율을 비교 조사하였다. 병합방법을 달리한 2개의 공법은 하수처리장의 호기성조를 단일 통풍형 공법에 의해 처리되게 한 다음 혐기성조 깊이 1m조와 깊이 1.3m조 모두를 통과하게 한 공법과 호기성조를 이중 통풍형 공법에 의해 처리되게 한 다음 혐기성조 깊이 1m조와 깊이 1.3m조 모두를 통과하게 한 공법이며, 이와 같이 병합 방법에 따른 호기성조 처리수와 방류수중의 미생물상을 조사한 결과는 Table 3-29에서 보는 바와 같다.

하수처리시스템의 병합방법에 따른 호기성조 처리수와 방류수중의 일반세균은 호기성조를 단일 통풍형 공법에 의해 처리되게 한 다음 혐기성조 깊이 1m조와 깊이 1.3m조 모두를 통과하게 한 공법과 호기성조를 이중 통풍형 공법에 의해 처리되게

한 다음 혐기성조 깊이 1m조와 깊이 1.3m조 모두를 통과하게 한 공법이 공법을 병합하지 않은 이중 통풍형 공법에 비해 일반세균이 적었다. 하수처리장의 병합방법에 따른 호기성조 처리수와 방류수중의 대장균군은 공법을 병합한 경우와 병합하지 않은 경우 모두에서 별 차이 없었다. 따라서 병합방법에 따른 하수중의 일반세균 및 대장균군의 처리효율은 향상시킬 수 있는 공법으로 판단된다. 그러나 하수처리시스템의 병합방법은 부지 면적이 많이 소요되는 단점이 있어 부지면적을 줄이면서 그 처리효율을 향상시킬 수 있는 방안이 필요할 것으로 사료되었다.

Table 3-29. Variation of mesophilic bacteria and total coliforms according to combination method of the sewage treatment system.

(Unit : CFU/㎖)

	Raw water	Duplex ventilation in aerobic area, 1.3m depth in anaerobic area		Single ventilation in aerobic area, 1m+1.3m depth in anaerobic area		Duplex ventilation in aerobic area, 1m+1.3m depth in anaerobic area	
		Treated water in aerobic area	Effluent	Treated water in aerobic area	Effluent	Treated water in aerobic area	Effluent
Mesophilic bacteria	410,000	88,500	5,100	91,000	3,600	85,200	3,500
Total coliforms	1,020	30	10	70	15	60	10

나. 현장 하수처리장에 이식한 수초의 생육상황, 무기성분 함량 및 흡수량

환경친화형 자연정화공법에 의한 하수처리장에서 수초의 역할은 여재층의 유기물 함량을 증가시켜 골재표면의 미생물의 생육을 촉진시키며, 여재의 입단형성이 촉진되어 여재중 하수의 투수속도를 증가시킬 뿐만 아니라 오염물질 처리 효율을 증가시키는 것으로 알려져 있으며[11], 또한 하수처리장내에 수초가 생육함에 따라 여재층의 막힘현상을 크게 줄일 수 있고, 수초가 질소, 인 그리고 무기성분 등의 오염물질들을 흡수하는 역할을 한다[57]. 따라서 수초의 생육상황은 하수처리장의 수처리 효율과 밀접한 관계를 가지고 있으며, 악취를 줄이고 미관상 혐오감을 크게 줄일 수 있는 등 환경친화형 하수처리장에서 중요한 역할을 한다[12].

수초와 같은 습지식물의 특성은 일반적으로 산소가 부족하거나 산소가 없는 환경에 적응하기에 적합한 특성을 가지고 있고, 이들 수초의 잎과 줄기 및 뿌리는 통기조직으로 서로 잘 연결되어 있고, 공기중의 산소는 잎 표면을 통하여 줄기 및 뿌리조직에 이르게 되며 뿌리조직을 통한 산소의 일부는 뿌리주변으로 나가게 된다[9,34].

본 연구의 현장 하수처리장의 수초는 야외 노지에서 성장한 수초를 분주하여 2002년 2월에 이식하였고, 호기성조에는 갈대 및 달뿌리풀을, 혐기성조에는 노랑꽃창포, 삿갓사초, 물억새 및 큰고랭이를 각각 재식거리가 35×35㎝되게 이식함으로써 이들 각 수초들의 생육시기에 따른 생육상황, 무기성분 함량 및 흡수량을 조사하였으며, 그 결과는 다음과 같다.

1) 생육상황

환경친화형 자연정화 공법에 의한 농촌마을 현장 하수처리장의 호기성조 및 혐기성조 표면에 이식한 수초의 하수처리 시일에 따른 생육상황을 조사한 결과는 Photo. 3-10 ~ 3-17에서 보는 바와 같다.

하수처리장에서 호기성조와 혐기성조 모두 하수처리 시일이 경과할수록 수초의 생육은 이식 후부터 2002년 10월까지는 전반적으로 왕성하게 생육하였으나, 2002년 10월 이후 계절적인 영향에 의해 줄기와 잎은 고사하였으며, 이들 수초는 다시 이듬해 2월부터 성장하기 시작하여 전년도에 비해 뿌리의 활착 및 지상부 생육이 더욱더 왕성하였다.

수초의 생육 60일 후의 호기성조 및 혐기성조내의 수초의 생육상황을 조사한 결과는 Photo. 3-11에서 보는 바와 같이 호기성조내의 갈대와 달뿌리풀은 초기생육이 전반적으로 저조한 편이었고, 혐기성조내의 수초도 호기성조내의 수초와 비슷한 경향으로 삿갓사초, 물억새 및 큰고랭이의 초기생육은 약간 저조한 편이었으나, 노랑꽃창포의 초기생육은 타 수초에 비해 가장 좋았다.

수초의 생육 120일 후의 호기성조 및 혐기성조내의 수초의 생육상황을 조사한 결과는 Photo. 3-12에서 보는 바와 같이 수초의 생육 60일에 비해 왕성하게 성장하였고, 호기성조내의 갈대는 초장이 전반적으로 약 50㎝정도로 성장하였으나, 하수가 잘 흐르지 않은 가장자리의 갈대는 약간 생육이 저조하였다. 달뿌리풀은 갈대에 비해 초기 생육이 저조하였는데, 이는 달뿌리풀이 여재 내에서 뿌리를 완전히 활착하지 못한 것으로 사료되었다. 혐기성조내의 수초도 수초의 생육 60일에 비해 전반적으로 왕성하게 성장하였고, 특히 노랑꽃창포의 경우 초장이 약 80㎝정도로 타 수초에 비해 생육이 좋았으며, 또한 노란꽃을 피워 하수처리장 주위의 경관을 아름답게 하였다. 그러나 물억새는 초장이 약 40㎝정도로 생육이 타 수초에 비해 저조하였다.

수초의 생육 180일 후의 호기성조 및 혐기성조내의 수초의 생육상황을 조사한 결과는 Photo. 3-13에서 보는 바와 같이 호기성조내의 갈대와 달뿌리풀은 가장자리를 제외한 대부분에서는 전반적으로 생육이 좋았으며, 특히 하수가 유입되는 배관 주위에서는 생육이 더욱 왕성하였다. 호기성조내의 갈대는 초장이 약 110㎝로 수초 생육 60일에 비해 약 60㎝정도 더 성장하였고, 달뿌리풀은 갈대에 비해 성장이 약간 저조하였다. 혐기성조내의 수초는 노랑꽃창포, 삿갓사초 및 큰고랭이의 생육이 가장 좋았으며, 상대적으로 물억새의 생육은 약간 저조하였다. 특히 노랑꽃창포와 삿갓사초는 이식한 혐기성조 내에서 완전히 우거져 생태적으로 균형을 이루었다.

수초의 생육 240일 후의 호기성조 및 혐기성조내의 각 수초의 생육상황을 조사한 결과는 Photo. 3-14에서 보는 바와 같이 호기성조내의 갈대와 달뿌리풀은 매우 왕성하게 성장하여 호기성조내에 전면에 완전히 우거졌으며, 특히 그 동안 생육이 비교적 저조하였던 가장자리의 갈대와 달뿌리풀도 생육이 왕성하였다. 호기성조내의 갈대의 근장은 약 100㎝정도로 호기성조내에 굵은 뿌리와 잔뿌리가 깊숙히 뻗어 있었다. 혐기성조내의 물억새와 큰고랭이는 수초 잎의 색이 옅어지고 황백화현상이 일부분 일어나고 있었고, 노랑꽃창포와 삿갓사초는 하수처리장에서 왕성하게 성장하며 잎은 푸른색을 유지하고 있었다.

수초의 생육 300일 후의 호기성조 및 혐기성조내의 각 수초의 생육상황을 조사한 결과는 Photo. 3-15에서 보는 바와 같이 호기성조 및 혐기성조내의 모든 수초는 심하게 고사되었다. 그러나 혐기성조내의 노랑꽃창포는 2002년 12월까지 푸른색을 유지하고 있어 타 수초에 비해 가장 오랫동안 생장하는 다년생 수초이었다.

수초의 생육 360일 후의 호기성조 및 혐기성조내의 각 수초의 생육상황을 조사한 결과는 Photo. 3-16에서 보는 바와 같이 완전히 잎과 줄기가 고사된 수초들의 새싹이 올라오기 시작하였다. 그러나 각 수초들의 생육은 전년도의 같은 시기에 비해 전반적으로 왕성하게 새싹들이 돋아나기 시작하였다. 이는 잎과 줄기가 고사되었지만 뿌리는 전년도에 완전히 활착하였기 때문이라 사료된다.

수초의 생육 420일 후의 호기성조 및 혐기성조내의 각 수초의 생육상황을 조사한 결과는 Photo. 3-17에서 보는 바와 같이 호기성조 및 혐기성조내의 모든 수초가 왕성하게 생육하였고, 전년도의 같은 시기에 비해 생육이 매우 왕성하였다. 특히 혐기성조내의 노랑꽃창포는 노란꽃을 피워 타 수초의 푸른색과 조화를 이루어 농촌마을의 주위경관을 아름답게 조성하였다. 따라서 본 환경 친화형 자연 정화 공법에 의한 하수처리는 현행 기계식공법의 하수처리시설이 주는 혐오감을 완전히 해결하는 것이라 판단되었다.

하수처리장의 호기성조 및 혐기성조에 이식한 수초의 하수처리 시일이 경과함에 따른 건물중을 조사한 결과는 Fig. 3-65에서 보는 바와 같다.

현장 하수처리장 호기성조내의 갈대와 달뿌리풀의 건물중은 수초이식 180일인 8월까지 서서히 증가하다가 수초이식 240일인 10월까지 급격히 증가하였다. 그러나 수초이식 300일인 12월에는 계절적인 영향으로 인해 수초의 잎과 줄기가 고사하여 건물중이 다시 감소하였으며, 수초 이식후 360일인 2월에는 수초가 다시 성장하기 시작하여 건물중이 점점 증가하여 수초이식후 420일인 4월에는 전년도의 같은 시기에 비해 건물중이 급격히 증가하였다. 혐기성조내의 노랑꽃창포, 삿갓사초, 물억새 및 큰고랭이의 건물중은 호기성조의 갈대와 달뿌리풀과 비슷한 경향으로 수초이식 180일인 8월까지 서서히 증가하다가 수초이식 240일인 10월까지 급격히 증가하였다. 특히 노랑꽃창포의 건물중은 타 수초에 비해 월등히 높았다. 그 이후 수초이식 후300일인 12월에는 계절적인 영향으로 인해 건물중이 다시 감소하였으며, 수초 이식후 360일인 2월에 수초가 다시 성장하기 시작하여 건물중이 점점 증가하여 수초

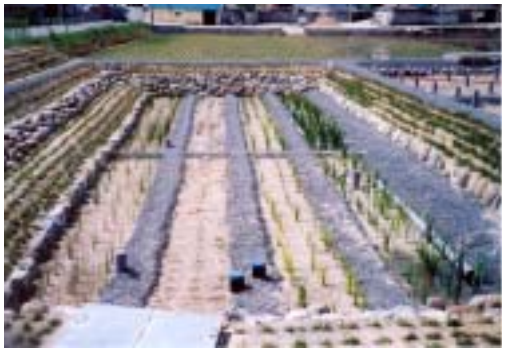
이식 420일인 4월에는 급격히 증가하였다. 현장 하수처리장에서의 건물중은 혐기성조내에 이식한 수초가 호기성조내에 이식한 수초에 비해 증가하였다. 이와 같은 결과는 호기성조는 오염물질 처리보다는 공극폐쇄현상을 막고 지하부로 통풍을 원활하게 하기 위하여 뿌리근 발육이 좋은 수초를 이식하였고, 혐기성조는 영양염류 흡수력이 좋은 수초를 이식하였기 때문인 것으로 판단되었다.

Aerobic area

Anaerobic area

Photo. 3-10. Transplanting foreground of water plants in sewage treatment plant.

Aerobic area



Anaerobic area

Photo. 3-11. Growth of water plants at 60 days(20, April, 2002) after transplanting in sewage treatment plant.

Aerobic area

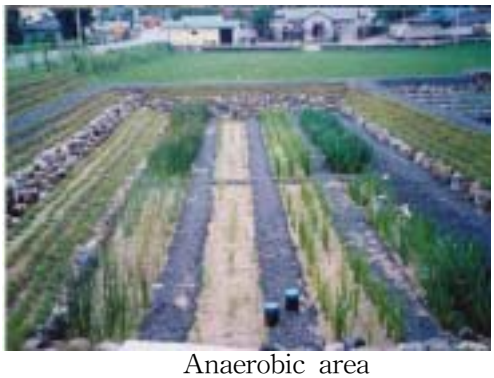

Anaerobic area

Photo. 3-12. Growth of water plants at 120 days(20, June, 2002) after transplanting in sewage treatment plant.

Aerobic area

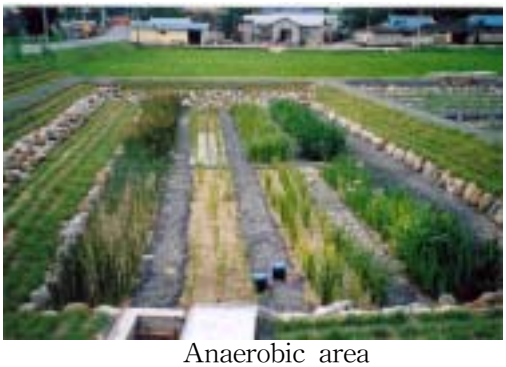
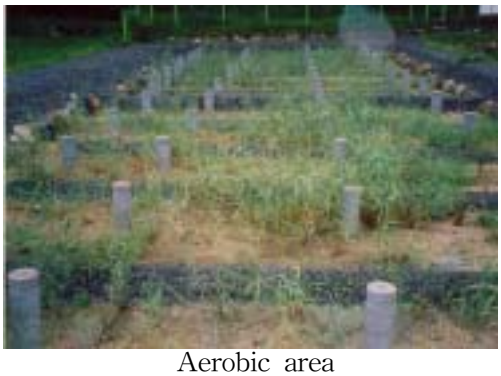

Anaerobic area

Photo. 3-13. Growth of water plants at 180 days(20, August, 2002) after transplanting in sewage treatment plant.


Aerobic area

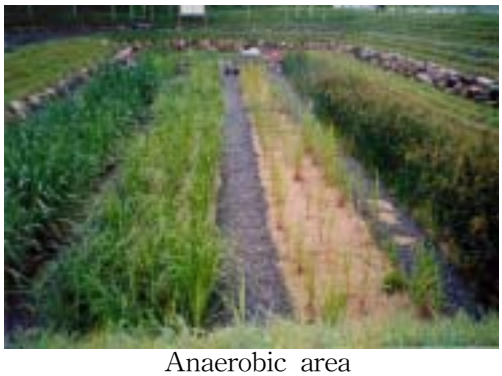

Anaerobic area

Photo. 3-14. Growth of water plants at 240 days(20, October, 2002) after transplanting in sewage treatment plant.

Aerobic area

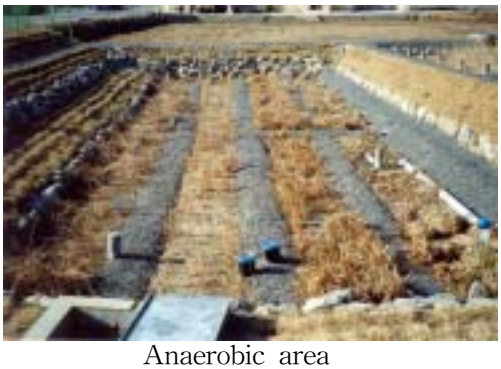

Anaerobic area

Photo. 3-15. Growth of water plants at 300 days(20, December, 2002) after transplanting in sewage treatment plant.

Aerobic area

Anaerobic area

Photo. 3-16. Growth of water plants at 360 days(20, February, 2003) after transplanting in sewage treatment plant

Aerobic area

Anaerobic area

Photo. 3-17. Growth of water plants at 420 days(20, April, 2003) after transplanting in sewage treatment plant

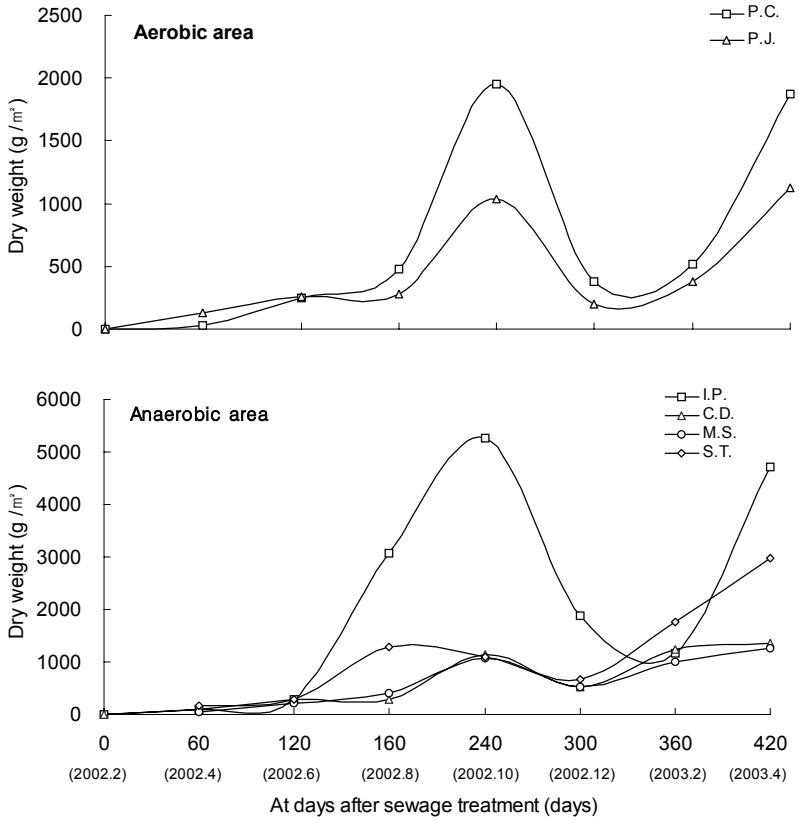


Fig. 3-65. Dry weight of water plants in sewage treatment plant.

P.C : *Phragmites communis* Trin. *C.D* : *Carex dispalata* Boott.
P.J : *Phragmites japonica* Steud. *M.S* : *Miscanthus sacchariflorus* Benth.
I.P : *Iris pseudoacorus* L. *S.T* : *Scirpus tabernaemontani* Gmel.

2) 무기성분 함량

하수처리장의 호기성조 및 혐기성조에 이식한 수초의 생육시일이 경과함에 따른 식물체중 무기성분함량을 조사한 결과는 Table 3-30~3-34에서 보는 바와 같다.

하수처리장의 호기성조와 혐기성조에 이식한 수초의 질소 및 인 함량은 수초 이식후 240일인 10월까지는 하수처리 시일이 경과할수록 약간씩 감소하는 경향을 나타내었으나, 수초 이식후 360일인 2월에는 겨울에 고사하였던 수초의 무기성분함량은 상대적으로 약간씩 증가하였지만 수초의 새싹이 올라오기 시작하면서 점점 무기성분 함량이 감소하는 경향으로 수초이식 420일인 4월까지 비슷한 경향이었다. 하수처리장의 호기성조와 혐기성조에 이식한 수초의 K, Ca, Mg 및 Na도 질소와 인 함량과 비슷한 경향으로 수초가 생육되는 봄부터 가을까지는 시일이 경과할수록 약간씩 감소하였으며, 겨울이 되면서 K, Ca, Mg 및 Na의 함량이 약간씩 증가하였으며 증가량은 매우 미미하였다. 그리고 다시 수초는 이듬해 봄부터 가을까지는 시일이 경과할수록 약간씩 감소하는 경향이었다. 하수처리 시일이 경과할수록 수초내 중금속인 Fe, Cu, Mn 및 Zn 함량도 K, Ca, Mg 및 Na의 함량과 비슷한 경향이었다. 이와 같이 봄부터 가을까지 하수처리 시일이 경과할수록 수초내 무기성분과 중금속 함량이 약간씩 감소하였는데, 이는 수초가 생장함에 따라서 생체중이 급격히 증가하지만 수초내의 무기성분 및 중금속 함량 증가는 상대적으로 작았기 때문으로 생각되었으며, 생체중을 감안하여 그 흡수량을 환산하면 흡수량은 증가할 것으로 사료되었고, 겨울에는 수초내 무기성분과 중금속 함량이 약간씩 증가되었는데, 이는 수초가 고사하면서 생체중이 급격히 감소하여 수초내의 무기성분 및 중금속 함량이 상대적으로 증가되었기 때문으로 생각되었다.

Table 3-30. T-N and T-P contents in the water plants at days after transplanting in sewage treatment plant.

(Unit : %)

	Water plant	At days after transplanting of water plant					
		60 (2002.4)	120 (2002.6)	180 (2002.8)	240 (2002.10)	360 (2003.2)	420 (2003.4)
		T-N					
Aerobic area	P.C.	2.74	2.55	2.45	2.50	2.65	2.59
	P.J.	3.38	2.83	2.71	2.18	2.52	2.09
Anaerobic area	I.P.	3.68	2.58	2.18	2.05	3.21	2.71
	C.D.	3.33	2.82	2.94	2.13	2.66	2.58
	M.S.	2.53	2.30	1.27	1.40	2.12	2.06
	S.T.	3.53	2.95	1.31	1.24	2.58	2.32
		T-P					
Aerobic area	P.C.	0.45	0.34	0.38	0.25	0.34	0.32
	P.J.	0.57	0.39	0.18	0.18	0.25	0.21
Anaerobic area	I.P.	1.07	0.89	0.55	0.48	0.79	0.41
	C.D.	0.60	0.24	0.22	0.23	0.77	0.50
	M.S.	0.57	0.40	0.32	0.40	0.37	0.27
	S.T.	0.63	0.48	0.34	0.25	0.32	0.24

P.C : *Phragmites communis* TRIN. *C.D* : *Carex dispalata* BOOTT.

P.J : *Phragmites japonica* STEUD. *M.S* : *Miscanthus sacchariflorus* BENTH.

I.P : *Iris pseudoacorus* L. *S.T* : *Scirpus tabernaemontani* GMEL.

Table 3-31. K and Ca contents in the water plants at days after transplanting in sewage treatment plant.

(Unit : %)

	Water plant	At days after transplanting of water plant					
		60 (2002.4)	120 (2002.6)	180 (2002.8)	240 (2002.10)	360 (2003.2)	420 (2003.4)
				K			
Aerobic area	P.C.	3.50	3.38	2.96	2.11	3.13	3.01
	P.J.	2.84	2.56	1.73	1.70	2.28	2.10
Anaerobic area	I.P.	2.53	2.35	2.12	2.14	2.34	2.08
	C.D.	3.72	2.71	2.42	2.68	2.72	2.55
	M.S.	2.97	2.52	2.54	2.54	2.78	2.12
	S.T.	2.59	2.58	2.46	1.91	2.85	2.05
				Ca			
Aerobic area	P.C.	0.89	0.71	0.70	0.64	0.60	0.5
	P.J.	0.71	0.66	0.60	0.60	0.80	0.65
Anaerobic area	I.P.	1.94	1.76	1.29	1.12	1.58	1.43
	C.D.	1.29	1.47	1.04	0.68	1.50	1.32
	M.S.	0.98	0.70	0.57	0.59	0.89	0.66
	S.T.	1.46	1.22	1.13	1.01	1.33	1.13

P.C : *Phragmites communis* TRIN. *C.D* : *Carex dispalata* BOOTT.
P.J : *Phragmites japonica* STEUD. *M.S* : *Miscanthus sacchariflorus* BENTH.
I.P : *Iris pseudoacorus* L. *S.T* : *Scirpus tabernaemontani* GMEL.

Table 3-32. Mg and Na contents in the water plants at days after transplanting in sewage treatment plant.

(Unit : %)

	Water plant	At days after transplanting of water plant					
		60 (2002.4)	120 (2002.6)	180 (2002.8)	240 (2002.10)	360 (2003.2)	420 (2003.4)
				Mg			
Aerobic area	P.C.	0.57	0.37	0.14	0.15	0.36	0.26
	P.J.	0.59	0.29	0.15	0.16	0.37	0.28
Anaerobic area	I.P.	0.89	0.42	0.36	0.33	0.52	0.49
	C.D.	0.51	0.41	0.23	0.23	0.46	0.39
	M.S.	0.77	0.67	0.27	0.25	0.36	0.30
	S.T.	0.77	0.41	0.16	0.16	0.23	0.18
				Na			
Aerobic area	P.C.	0.68	0.28	0.06	0.05	0.37	0.28
	P.J.	0.69	0.30	0.03	0.04	0.59	0.44
Anaerobic area	I.P.	2.15	1.07	0.53	0.50	1.43	1.02
	C.D.	1.79	0.42	0.14	0.05	0.69	0.31
	M.S.	0.99	0.43	0.09	0.07	0.42	0.28
	S.T.	1.99	0.88	0.12	0.16	0.41	0.25

P.C : *Phragmites communis* TRIN. *C.D* : *Carex dispalata* BOOTT.
P.J : *Phragmites japonica* STEUD. *M.S* : *Miscanthus sacchariflorus* BENTH.
I.P : *Iris pseudoacorus* L. *S.T* : *Scirpus tabernaemontani* GMEL.

Table 3-33. Fe and Cu contents in the water plants at days after transplanting in sewage treatment plant.

(Unit : ㎎/㎏)

	Water plant	At days after transplanting of water plant					
		60 (2002.4)	120 (2002.6)	180 (2002.8)	240 (2002.10)	360 (2003.2)	420 (2003.4)
				Fe			
Aerobic area	P.C.	1395	1271	933	930	1269	1108
	P.J.	1730	740	853	621	921	803
Anaerobic area	I.P.	1701	1412	1143	894	1728	503
	C.D.	893	673	622	381	756	568
	M.S.	1021	908	895	602	786	768
	S.T.	2881	2311	489	356	976	841
				Cu			
Aerobic area	P.C.	10.5	6.1	5.5	4.1	8.7	5.4
	P.J.	10.0	9.4	7.0	6.1	9.7	8.2
Anaerobic area	I.P.	14.4	12.3	11.8	10.4	11.6	8.0
	C.D.	14.4	10.4	5.8	4.2	13.5	12.3
	M.S.	30.0	13.5	13.0	12.7	25	7.9
	S.T.	10.7	9.6	10.9	6.0	10.4	10.9

P.C : *Phragmites communis* Trin. *C.D* : *Carex dispalata* Boott.
P.J : *Phragmites japonica* Steud. *M.S* : *Miscanthus sacchariflorus* Benth.
I.P : *Iris pseudoacorus* L. *S.T* : *Scirpus tabernaemontani* Gmel.

Table 3-34. Mn and Zn contents in the water plants at days after transplanting in sewage treatment plant.

(Unit : ㎎/㎏)

	Water plant	At days after transplanting of water plant					
		60 (2002.4)	120 (2002.6)	180 (2002.8)	240 (2002.10)	360 (2003.2)	420 (2003.4)
				Mn			
Aerobic area	P.C.	104	113	104	77	187	139
	P.J.	82	81	70	76	191	136
Anaerobic area	I.P.	739	406	324	318	921	552
	C.D.	693	275	252	224	414	342
	M.S.	493	473	422	381	456	368
	S.T.	2508	1203	293	274	2018	1097
				Zn			
Aerobic area	P.C.	73	40	30	29	62	38
	P.J.	110	71	33	29	61	54
Anaerobic area	I.P.	76	62	30	13	78	42
	C.D.	246	28	29	26	23	16
	M.S.	212	101	22	16	22	22
	S.T.	92	40	16	15	21	13

P.C : *Phragmites communis* Trin. *C.D* : *Carex dispalata* Boott.
P.J : *Phragmites japonica* Steud. *M.S* : *Miscanthus sacchariflorus* Benth.
I.P : *Iris pseudoacorus* L. *S.T* : *Scirpus tabernaemontani* Gmel.

3) 무기성분 흡수량

현장 하수처리장의 호기성조 및 혐기성조에 2002년 2월 19일 이식한 수초를 2002년 4월 20일(이식 후 60일), 2002년 6월 19일(이식 후 120일), 2002년 8월 18일(이식 후 180일), 2002년 10월 17일(이식 후 240일), 2003년 2월 14일(이식 후 360일) 및 2003년 4월 15일(이식 후 420일)에 각각 채취하여 식물체중 무기성분 함량을 분석하고 건물생산량, 호기성조와 혐기성조의 면적 및 재식거리를 고려하여 무기성분 흡수량을 산출한 결과는 다음과 같다.

수초 생육시기에 따른 질소 흡수량을 조사한 결과는 Fig. 3-66에서 보는 바와 같다. 질소 흡수량은 호기성조와 혐기성조 모두에서 수초 이식 후 180일까지 점점 증가하였으나 증가폭이 크지 않았고, 수초 이식 후 240일에 수초의 질소 흡수량이 최대가 되었다. 그러나 수초 이식 후 360일인 2월에는 겨울철 수초의 고사로 인해 수초의 잎과 줄기가 고사하여 질소 흡수량이 다시 감소하였다. 그러나 수초 이식 후 360일인 2월부터 새싹이 올라오기 시작하면서 질소 흡수량이 수초이식 후 420일인 4월에는 전년도의 동일한 시기에 비해 급격히 증가하였다. 수초의 질소 흡수량이 전년도에 비해 급격히 증가한 것은 수초들의 뿌리가 1년 동안 생육하면서 여재에 활착하였기 때문으로 사료되었다.

질소 흡수량이 최대인 수초이식후 240일인 10월의 하수처리장 단위면적당 각 수초의 질소 흡수량은 호기성조에 이식한 갈대가 34g/㎡ 및 달뿌리풀이 7.1g/㎡, 혐기성조에 이식한 노랑꽃창포가 85.8g/㎡, 삿갓사초가 30.2g/㎡, 물억새가 6.98g/㎡ 및 큰고랭이가 21g/㎡으로 호기성조에는 갈대> 달뿌리풀 순이었고, 혐기성조에는 노랑꽃창포≫삿갓사초> 큰고랭이> 물억새 순이었다.

질소 흡수량은 수초 이식 후 약 1년 동안의 수초 활착기간 동안에 조사되었기 때문에 실제 현장 하수처리장에서 수초가 완전히 활착된 이후 수초가 왕성하게 성장한 후의 질소 흡수량을 조사하면 수초 이식 후 흡수량이 최대이었던 240일의 결과에 비해 월등히 높을 것으로 사료된다. 이와 같은 결과는 수초 이식 후 이듬해의 흡수량이 전년도의 동일한 시기에 비해 월등히 높았기 때문이다.

하수중의 질소는 대부분 토양입자 중의 점토 입자에 흡착되어 수초에 의해서 흡수되든지 혹은 미생물에 의해 분해됨으로서 제거되는 것으로 알려져 있으며[113], 유기태 질소는 침전과 여과로 제거되며, 이 유기태 질소는 더욱 분해되어 암모니아 이온을 방출하는 용존성 아미노산으로 가수분해되기도 한다. 암모니아는 식물과 미

생물이 섭취하기 용이하고, 호기성 조건에서 생물학적 질산화에 의하여 질산태 질소로 전환되기도 한다. 식물이 이용할 수 있는 질소의 형태는 암모니아태 질소와 질산태 질소로서 식물의 뿌리에 부착된 미생물이 유기태 질소를 분해하여 식물이 이용할 수 있는 형태로 전환시켜 줌으로써 최종적으로 식물이 이를 흡수하게 되는 것으로 알려져 있다[112].

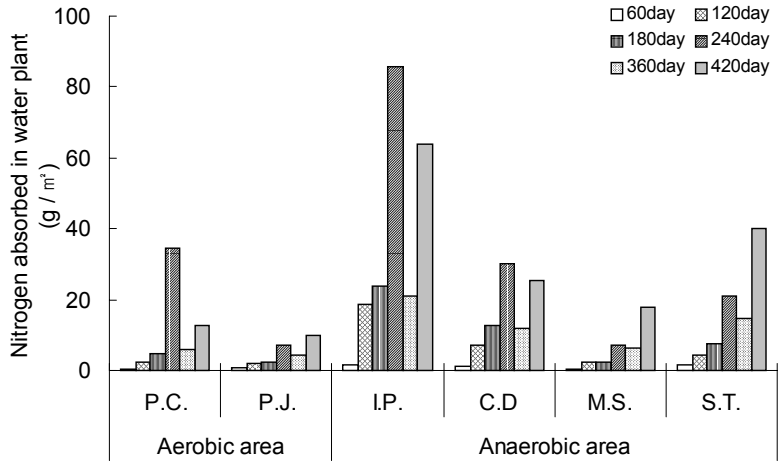


Fig. 3-66. Amount of nitrogen absorbed by water plants in sewage treatment plant.

P.C : *Phragmites communis* TRIN. *C.D* : *Carex dispalata* BOOTT.
P.J : *Phragmites japonica* STEUD. *M.S* : *Miscanthus sacchariflorus* BENTH.
I.P : *Iris pseudoacorus* L. *S.T* : *Scirpus tabernaemontani* GMEL.

수초 생육시기에 따른 인 흡수량을 조사한 결과는 Fig. 3-67에서 보는 바와 같다. 수초 이식후 인 흡수량은 질소의 흡수량과 비슷한 경향으로 호기성조와 혐기성조 모두에서 수초 이식후 180일까지 인 흡수량이 점점 증가하였으나 증가폭이 크지 않았고, 수초 이식후 240일에 수초의 인 흡수량이 최대가 되었다. 그러나 수초 이식후 360일인 2월에는 겨울철 수초의 고사로 인해 수초의 잎과 줄기가 고사하여 인 흡수량이 다시 감소하였다. 그러나 수초 이식후 360일인 2월부터 새싹이 올라오기 시작하면서 인 흡수량이 수초이식후 420일인 4월에는 전년도의 동일한 시기에 비해

급격히 증가하였다.

인 흡수량이 최대인 수초이식후 240일인 10월의 하수처리장 단위면적당 각 수초의 인 흡수량은 호기성조에 이식한 갈대가 1.4g/㎡, 달뿌리풀이 0.7g/㎡였으며, 혐기성조에 이식한 노랑꽃창포가 6.5g/㎡, 삿갓사초가 1.5g/㎡, 물억새가 0.9g/㎡, 큰고랭이가 1.7g/㎡으로 호기성조에는 인 흡수량이 갈대 > 달뿌리풀 순이었고, 혐기성조에는 노랑꽃창포 ≫ 큰고랭이 ≒ 삿갓사초 > 물억새 순이었다.

식물이 흡수할 수 있는 인은 PO_4, HPO_4, H_2PO_4, 의 형태이며 질소의 경우와 마찬가지로 부착미생물이 유기인을 분해함으로써 식물이 흡수할 수 있도록 만들어 준다[112]. 이 등[23]은 인이 갈대 뿌리부의 산화층에서 식물에 의한 흡수가 활발한 반면 환원층에서는 인의 방출이 진행되고, 체류일수가 길어질수록 갈대에 의한 인의 흡수량이 많아져 인의 처리율이 향상되었다고 하였다. 습지식물로 흡수되는 인의 양은 질소에 비하여 매우 적으며, 인이 습지에 연간 5g/㎡이 유입될 경우 약 65~95%가 식물에 의하여 제거되나 10~15g/㎡이 유입될 경우는 식물에 의한 처리율이 30~40%로 낮아지는 경향으로서 인의 흡수량은 습지로 유입되는 인의 농도에 영향을 받는 것으로 보고되고 있다[10].

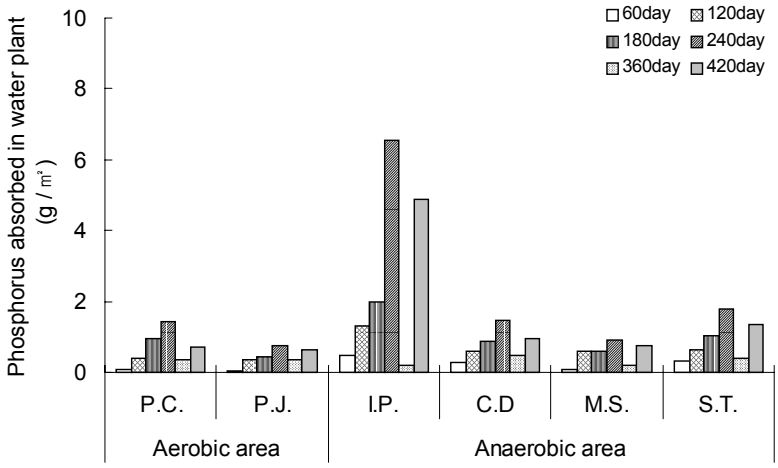


Fig. 3-67. Amount of phosphorus absorbed by water plants in sewage treatment plant.

P.C : *Phragmites communis* TRIN. *C.D* : *Carex dispalata* BOOTT.
P.J : *Phragmites japonica* STEUD. *M.S* : *Miscanthus sacchariflorus* BENTH.
I.P : *Iris pseudoacorus* L. *S.T* : *Scirpus tabernaemontani* GMEL.

수초 생육시기에 따른 K, Ca, Mg 및 Na 흡수량을 조사한 결과는 Table 3-35 및 3-36에서 보는 바와 같다. 호기성조와 혐기성조 모두에서 수초 이식후 하수처리 경과일수가 증가함에 따라 K, Ca, Mg 및 Na흡수량이 점점 증가하였다.

수초 이식후 240일인 10월의 호기성조의 K흡수량은 갈대가 20g/㎡으로 가장 많았고, 혐기성조의 K흡수량은 노랑꽃창포가 214g/㎡으로 가장 많았으며, 노랑꽃창포 > 삿갓사초 ≒ 물억새 > 큰고랭이 순이었다.

수초 이식후 240일인 10월의 호기성조의 Ca흡수량은 갈대가 7.9g/㎡, 달뿌리풀이 5.2g/㎡이었고, 혐기성조의 Ca흡수량은 노랑꽃창포가 78g/㎡으로 타 수초에 비해 월등히 많았고 물억새가 2.8g/㎡으로 가장 적었다.

수초 이식후 240일인 10월의 호기성조의 Mg흡수량은 갈대가 3g/㎡으로 달뿌리풀의 1.2g/㎡에 비해 많았고, 혐기성조의 Mg흡수량은 노랑꽃창포 > 삿갓사초 > 물억새 > 큰고랭이 순이었다.

수초 이식후 240일인 10월의 호기성조의 Na흡수량은 갈대가 달뿌리풀에 비해 약

간 많은 0.5g/㎡이었지만 그 차이는 미미하였고, 혐기성조의 Na흡수량은 노랑꽃창포가 14g/㎡으로 타 수초에 비해 월등히 높았으며, 삿갓사초, 물억새 및 큰고랭이는 별 차이 없이 약 0.2~0.6g/㎡이었다.

Table 3-35. Amount of K and Ca absorbed by water plants in sewage treatment plant.

(Unit : g/㎡)

	Water plant	At days after transplanting of water plant		
		60 (2002.4)	120 (2002.6)	240 (2002.10)
			K	
Aerobic area	P.C.	0.21	3.70	20.99
	P.J.	0.67	3.45	4.22
Anaerobic area	I.P.	2.36	8.69	214.4
	C.D.	1.42	6.26	3.71
	M.S.	0.41	3.12	12.75
	S.T.	1.32	3.73	9.08
			Ca	
Aerobic area	P.C.	0.11	1.09	7.92
	P.J.	0.20	0.79	5.24
Anaerobic area	I.P.	0.83	1.13	78.12
	C.D.	0.98	0.71	4.39
	M.S.	0.03	0.73	2.87
	S.T.	0.16	3.18	5.91

P.C : *Phragmites communis* Trin. *C.D* : *Carex dispalata* Boott.
P.J : *Phragmites japonica* Steud. *M.S* : *Miscanthus sacchariflorus* Benth.
I.P : *Iris pseudoacorus* L. *S.T* : *Scirpus tabernaemontani* Gmel.

Table 3-36. Amount of Mg and Na absorbed by water plants in sewage treatment plant.

(Unit : g/㎡)

	Water plant	At days after transplanting of water plant		
		60 (2002.4)	120 (2002.6)	240 (2002.10)
			Mg	
Aerobic area	P.C.	0.02	0.81	3.15
	P.J.	0.09	0.93	1.19
Anaerobic area	I.P.	0.64	5.29	5.13
	C.D.	0.19	0.64	1.47
	M.S.	0.04	0.81	1.28
	S.T.	0.24	1.02	0.83
			Na	
Aerobic area	P.C.	0.08	0.17	0.54
	P.J.	0.05	0.07	0.12
Anaerobic area	I.P.	0.50	1.45	13.96
	C.D.	0.86	0.53	0.24
	M.S.	0.20	0.44	0.52
	S.T.	0.58	1.26	0.65

P.C : *Phragmites communis* TRIN. *C.D* : *Carex dispalata* BOOTT.
P.J : *Phragmites japonica* STEUD. *M.S* : *Miscanthus sacchariflorus* BENTH.
I.P : *Iris pseudoacorus* L. *S.T* : *Scirpus tabernaemontani* GMEL.

수초 생육시기에 따른 Fe, Cu, Mn 및 Zn 흡수량을 조사한 결과는 Table 3-37 및 3-38에서 보는 바와 같다. 호기성조와 혐기성조 모두에서 수초 이식후 하수처리 경과일수가 증가함에 따라 Fe, Cu, Mn 및 Zn 흡수량이 점점 증가하였다.

수초 이식후 240일인 10월의 호기성조의 Fe 흡수량은 갈대가 1.3g/㎡으로 가장 많았고, 혐기성조의 Fe 흡수량은 노랑꽃창포가 1.9g/㎡으로 가장 많았으며, 삿갓사초, 물억새 및 큰고랭이는 별 차이 없이 약 0.2~0.4g/㎡이었다.

호기성조 및 혐기성조에 이식한 수초의 Cu흡수량은 모든 수초에서 별 차이 없이 0.01~0.02g/㎡이었으며, 수초 이식후 240일의 Mn 흡수량은 호기성조에 이식한 갈대가 0.2g/㎡, 혐기성조에 이식한 노랑꽃창포가 0.9g/㎡으로 타 수초에 비해 많았고,

호기성조 및 혐기성조의 Zn 흡수량은 모든 수초에서 별 차이 없이 0.01～0.03g/㎡ 이었다.

Table 3-37. Amount of Fe and Cu absorbed by water plants in sewage treatment plant.

(Unit : g/㎡)

	Water plant	At days after transplanting of water plant		
		60 (2002.4)	120 (2002.6)	240 (2002.10)
			Fe	
Aerobic area	P.C.	0.03	0.15	1.33
	P.J.	0.09	0.06	0.27
Anaerobic area	I.P.	0.10	0.33	1.97
	C.D.	0.02	0.07	0.22
	M.S.	0.01	0.10	0.41
	S.T.	0.09	0.27	0.34
			Cu	
Aerobic area	P.C.	0.01	0.01	0.02
	P.J.	0.01	0.01	0.02
Anaerobic area	I.P.	0.01	0.01	0.02
	C.D.	0.01	0.01	0.02
	M.S.	0.01	0.01	0.02
	S.T.	0.01	0.01	0.02

P.C : *Phragmites communis* TRIN. *C.D* : *Carex dispalata* BOOTT.
P.J : *Phragmites japonica* STEUD. *M.S* : *Miscanthus sacchariflorus* BENTH.
I.P : *Iris pseudoacorus* L. *S.T* : *Scirpus tabernaemontani* GMEL.

Table 3-38. Amount of Mn and Zn absorbed by water plants in sewage treatment plant.

(Unit : g/㎡)

	Water plant	At days after transplanting of water plant		
		60 (2002.4)	120 (2002.6)	240 (2002.10)
			Mn	
Aerobic area	P.C.	0.01	0.01	0.17
	P.J.	0.01	0.01	0.03
Anaerobic area	I.P.	0.04	0.03	0.95
	C.D.	0.02	0.03	0.11
	M.S.	0.01	0.01	0.12
	S.T.	0.04	0.14	0.12
			Zn	
Aerobic area	P.C.	0.01	0.01	0.02
	P.J.	0.01	0.01	0.01
Anaerobic area	I.P.	0.01	0.01	0.03
	C.D.	0.01	0.01	0.01
	M.S.	0.01	0.01	0.01
	S.T.	0.01	0.01	0.01

P.C : *Phragmites communis* Trin. *C.D* : *Carex dispalata* Boott.
P.J : *Phragmites japonica* Steud. *M.S* : *Miscanthus sacchariflorus* Benth.
I.P : *Iris pseudoacorus* L. *S.T* : *Scirpus tabernaemontani* Gmel.

다. 현장 하수처리장에 사용한 여재의 이화학적 특성

수초, 모래, 자갈을 이용한 환경친화형 농촌 하수처리 시스템 개발을 위해 실제 농촌마을 현장에 하수처리장을 설계 및 시공하였으며, 하수처리장에 사용한 여재의 하수처리경과시기에 따른 이화학적 특성 변화를 하수처리장 호기성조에서는 수직 깊이별로 표층으로부터 10㎝, 10～20㎝, 20～30㎝, 30～40㎝ 및 40㎝이하로 구분하여 조사하였고, 혐기성조에서는 수평 거리별로 0m, 10m, 20m, 30m 및 40m으로 각각 구분하여 조사하였으며, 그 결과는 다음과 같다.

1) 현장 하수처리장에 사용한 여재의 물리적 특성

하수처리장의 호기성조 및 혐기성조에 사용한 여재의 입경분포는 입경 0.10㎜이하가 약 0.1%, 입경 0.10～0.25㎜가 약 0.3%, 입경 0.25～0.50㎜가 약 2.8%, 입경 0.50～1.00㎜가 약 6.5%, 입경 1.0～2.0㎜가 약 20%, 입경 2.0～4.0㎜가 약 70%, 입경 4.0㎜이상이 0.3%로 입경 1.0～4.0㎜가 약 90%를 차지하였다. 원여재의 유효입경(여재를 입경 순으로 나열하였을때 작은 입경으로부터 중량 10%되는 부분의 여재의 입경; d_{10})은 1㎜이었으며, 균등계수(입경 누적분포곡선에서 60%통과 입경과 10%통과 입경과의 비; d_{60}/d_{10})는 약 1.4로서 하수투수에 적합한 균등계수가 5보다 작은 값이므로 이를 만족하였다[114].

하수처리장의 호기성조의 하수처리 경과시기에 따른 입경분포를 조사한 결과는 Fig. 3-68에서 보는 바와 같이 하수처리 경과시기가 증가함에 따라 원여재와 별 차이가 없었으나, 여재 입경 0.1～2㎜의 함량은 미미하지만 약간씩 증가하는 경향이었다. 이는 하수처리 경과 시일이 증가함에 따라 하수원수와 함께 유입되는 부유물질과 미세한 흙이나 모래입자 때문인 것으로 사료된다.

현장 하수처리장의 호기성조에 사용한 원여재의 유효입경(d_{10})은 하수처리 1년 후 약 0.9㎜로 약간 감소하였고, 하수처리 2년 후 약 0.9㎜로서 유효입경은 차이가 없었고, 여재의 균등계수(d_{60}/d_{10})는 원여재의 약 1.4에서 하수처리 경과시기가 증가함에 따라 원여재와 별 차이 없이 약 1.5정도로 하수투수에 적합한 균등계수가 5보다 작은 값이므로 이를 만족하였다.

혐기성조의 하수처리 경과시기에 따른 입경분포를 조사한 결과는 Fig. 3-69에서 보는 바와 같이 하수처리 시기가 경과함에 따라 원여재와 별 차이가 없었다. 혐기성조의 입경분포는 호기성조의 입경분포에 비해 별 차이가 없었으며, 이는 하수원수가 호기성조를 통과하면서 대부분의 부유물질을 제거하기 때문에 혐기성조에는 부유물질이나 미세한 흙이나 모래입자의 유입이 거의 없기 때문인 것으로 사료된다.

혐기성조에 사용한 원여재의 유효입경(d_{10})은 하수처리 1년 후와 2년 후 모두에서 원여재와 별 차이 없이 약 1㎜이었고, 여재의 균등계수(d_{60}/d_{10})도 원여재의 약 1.4와 별 차이 없었다.

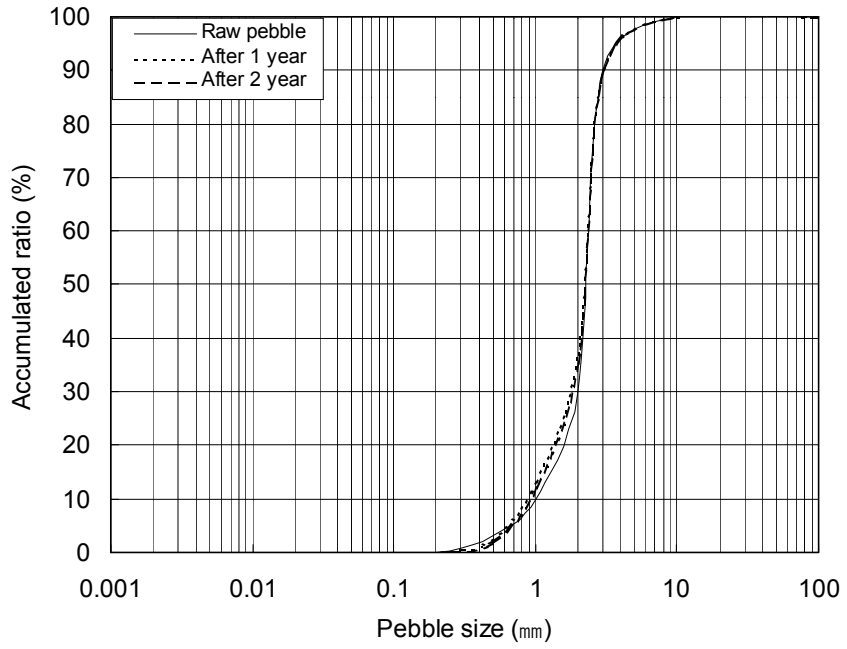


Fig. 3-68. Particle distributions of pebble used in aerobic area of the sewage treatment plant.

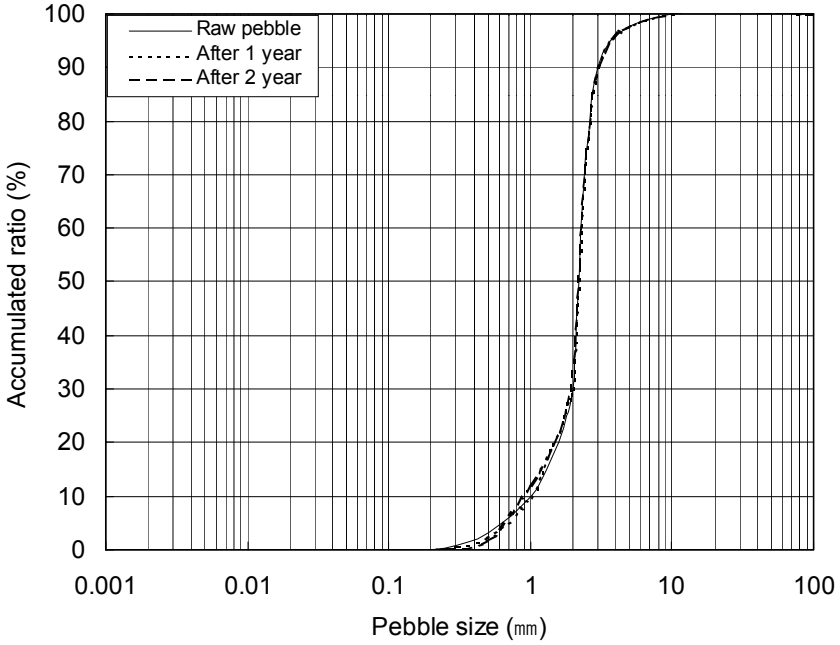


Fig. 3-69. Particle distributions of pebble used in anaerobic area of the sewage treatment plant.

하수처리장의 호기성조 및 혐기성조의 하수처리 경과시기에 따른 여재의 가비중을 조사한 결과는 Table 3-39에서 보는 바와 같다. 현장 하수처리장에 사용한 원여재의 가비중은 1.49g/㎤이었고, 호기성조의 가비중은 하수처리 시기가 경과함에 따라 원여재와 별 차이 없이 약 1.49~1.56g/㎤이었다. 그러나 표층으로부터 깊이 10㎝까지의 비중은 10㎝이상의 비중에 비해 약간 감소하는 경향이었으나, 감소폭은 미미하였다. 이와 같은 결과는 표층에서 약 10㎝까지에는 하수원수에 의한 유기물과 비중이 가벼운 부유물질의 대부분이 표층에 여과 집적되었기 때문으로 사료된다.

혐기성조의 가비중은 호기성조와 비슷한 경향으로 하수처리 경과시기가 증가함에

따라 별 차이가 없이 약 1.39~1.54g/㎤이었으며, 하수 유하거리가 멀어짐에 따라 미미하지만 약간씩 증가하였다. 이는 호기성조에서 여과된 처리수에 의해 혐기성조 여재 입자가 점점 용탈되었기 때문으로 사료된다.

Table 3-39. Bulk density of pebble at years after sewage treatment in sewage treatment plant.

(Unit : g/㎤)

Years after treatment	Depth in aerobic area (㎝)				
	>10	10~20	20~30	30~40	40<
0	1.49	1.49	1.49	1.49	1.49
1	1.49	1.51	1.49	1.56	1.52
2	1.52	1.52	1.50	1.52	1.50
	Flow distance in anaerobic area (m)				
	0	10	20	30	40
0	1.49	1.49	1.49	1.49	1.49
1	1.39	1.43	1.48	1.53	1.34
2	1.48	1.48	1.49	1.54	1.49

하수처리장의 호기성조 및 혐기성조의 하수처리 경과시기에 따른 여재의 공극율을 조사한 결과는 Table 3-40에서 보는 바와 같다. 하수처리장에 사용된 원여재의 공극율은 36.3%이었고, 하수처리 1년 후 호기성조의 공극율은 표층으로부터 깊이 10㎝까지는 원여재에 비해 약간 감소하였으며, 깊이 10㎝이상에서는 오히려 약간 증가하였으고, 하수처리 2년 후 호기성조의 공극율은 표층으로부터 10㎝까지는 전년도에 비해 약간 증가하였으며, 깊이 10㎝이상에서는 약간 감소하였다. 이와 같은 결과는 하수처리 1년 동안은 하수원수에 의해 유입된 유기물질과 부유물질에 의해 표층의 공극이 일시적으로 감소한 것으로 판단되며, 그에 비해 심층은 표층에서 여과된 처리수에 의해 여재표면에 부착된 고형물질이 용탈됨으로서 공극이 증가된 것으로 사료된다. 그리고 하수처리 2년 후 호기성조의 공극율은 표층이 약간 증가되었는데 이는 수초의 왕성한 성장과 미생물에 의한 유기물과 부유물질이 분해되고 하수원수로부터 유입된 유기물과 부유물질이 서서히 심층으로 내려감으로써 공극율이 약간 증가한 것으로 판단되며, 그에 비해 심층은 표층으로부터 점점 용탈된 미

세한 유기물과 부유물질에 의해 공극율이 감소한 것으로 사료된다.

혐기성조에서의 공극율은 혐기성조의 특성상 항상 표면까지 하수로 차여 있어 공극율에는 일정한 경향이 없었고, 그 때의 공극율은 약 36~44%이었다.

Table 3-40. Pore space ratio of pebble at years after sewage treatment in sewage treatment plant.

(Unit : %)

Years after treatment	Depth in aerobic area (㎝)				
	>10	10~20	20~30	30~40	40<
0	36.3	36.3	36.3	36.3	36.3
1	35.6	36.5	39.5	36.5	40.6
2	40.2	36.4	35.3	38.2	38.3
	Flow distance in anaerobic area (m)				
	0	10	20	30	40
0	36.3	36.3	36.3	36.3	36.3
1	41.8	41.3	39.7	37.9	44.0
2	38.5	37.6	37.3	36.8	35.7

2) 현장 하수처리장에 사용한 여재의 화학적 특성

하수처리장의 호기성조 및 혐기성조의 하수처리 경과시기에 따른 여재의 pH를 조사한 결과는 Table 3-41에서 보는 바와 같다. 하수처리장에 사용된 원여재의 pH는 8.8이었고, 호기성조 여재의 pH는 하수처리 시기가 경과함에 따라 점점 낮아지는 경향이었고, 하수처리 360일 후의 표층에서 깊이 10까지의 pH는 약 7.1로 가장 낮았다. 이와 같이 하수처리가 진행됨에 따라 pH가 낮아진 것은 하수중의 유기물질 등 오염물질이 처리되는 과정에서 발생하는 이산화탄소나 유기산, 암모니아의 질산화작용 등에 의한 결과로 판단되었다. 그러나 하수처리 420일인 이듬해 4월에는 360일에 비해 약간 증가하였다. 이는 겨울철 수초의 잎과 줄기가 고사되고 이로 인해 수초의 생육은 일시적으로 중단되어 수초에 의한 유기산 분비가 적어지고, 또한 겨울철 미생물의 생육부진으로 인한 암모니아의 질산화작용의 감소로 인한 것으로 판단된다. 그러나 수초와 미생물의 생육환경이 나아지는 4월 이후부터는 다시

여재의 pH가 낮아질 것으로 추측된다.

혐기성조 여재의 pH는 호기성조와 비슷한 경향이었지만 pH의 감소폭은 호기성조에 비해 낮았다. 그러나 하수유하거리에 따른 pH는 별 차이가 없었는데 이는 혐기성조의 표면까지 하수로 채워져 있기 때문으로 사료된다.

Table 3-41. pH of pebble at days after sewage treatment in sewage treatment plant.

Days after treatment	Depth in aerobic area (㎝)				
	>10	10~20	20~30	30~40	40<
60	8.87	8.85	8.93	8.99	9.02
120	8.44	8.44	8.53	8.57	8.58
180	8.06	8.22	8.35	8.32	8.47
240	7.58	7.62	7.82	7.92	7.96
360	7.09	7.16	7.18	7.32	7.28
420	7.76	8.25	8.35	8.72	8.69
	Flow distance in anaerobic area (m)				
	0	10	20	30	40
60	8.87	8.93	9.07	9.17	8.94
120	8.52	8.09	8.37	8.45	8.65
180	8.94	8.94	9.02	9.1	9.17
240	7.65	7.47	7.55	7.57	7.74
360	7.77	7.93	7.88	8.00	8.06
420	8.38	8.60	8.85	8.85	8.68

하수처리장의 호기성조 및 혐기성조의 하수처리 경과시기에 따른 여재의 EC를 조사한 결과는 Table 3-42에서 보는 바와 같다. 현장 하수처리장에 사용된 원여재의 EC는 0.06dS/m이었고, 호기성조 및 혐기성조에서 여재의 EC는 하수처리 시기가 경과함에 따라서는 뚜렷한 경향이 없었다. 그러나 호기성조의 표층에서 깊이 10㎝까지의 EC는 타 층위에 비해 전반적으로 약간 높았고, 혐기성조 하수유하거리

0m의 EC는 유하거리 10, 20, 30 및 40m에 비해 약간 높았다. 호기성조 표층의 EC가 상대적으로 약간 높은 것은 하수원수의 유입으로 인해 표층에 대부분의 유기물질이 집적되어 있고 이들이 미생물이나 수초에 의해서 분해되어 무기물이 용출되었기 때문이라 사료되었고, 혐기성조에서도 하수유하거리 0m가 상대적으로 약간 높은 것은 호기성조에서 처리되지 못한 유기물질 및 무기물질이 집적되었기 때문인 것으로 판단된다.

Table 3-42. EC of pebble at days after sewage treatment in sewage treatment plant.

(Unit : dS/m)

Days after treatment	Depth in aerobic area (㎝)				
	>10	10~20	20~30	30~40	40<
60	0.06	0.05	0.05	0.05	0.06
120	0.19	0.11	0.09	0.09	0.04
180	0.07	0.04	0.04	0.04	0.04
240	0.02	0.01	0.02	0.02	0.02
360	0.05	0.04	0.05	0.05	0.06
420	0.24	0.12	0.15	0.09	0.08
	Distance in anaerobic area (m)				
	0	10	20	30	40
60	0.05	0.06	0.05	0.06	0.06
120	0.08	0.04	0.05	0.04	0.05
180	0.06	0.04	0.05	0.05	0.06
240	0.03	0.04	0.01	0.02	0.02
360	0.05	0.04	0.05	0.04	0.05
420	0.12	0.07	0.06	0.06	0.08

하수처리장의 호기성조 및 혐기성조의 하수처리 경과시기에 따른 여재의 유기물 함량을 조사한 결과는 Fig. 3-70에서 보는 바와 같다. 현장 하수처리장에 사용된 원여재의 유기물 함량은 0.37%이었고, 호기성조 여재의 유기물함량은 하수처리 시기가 경과함에 따라 점점 높아지는 경향이었다. 특히 표층에서 깊이 10㎝까지는 하수처리 시기가 경과함에 따라 타 층위에 비해 유기물함량이 급격히 증가하여 하수처리 420일 후에는 유기물함량이 약 3.8%이었다.

이와 같이 호기성조 표층에서 유기물의 함량이 높은 것은 하수원수가 호기성조 표면부터 여과되기 때문에 표층에 유기물이 집적되었기 때문으로 사료된다.

혐기성조 여재의 유기물함량은 호기성조와 비슷한 경향으로 하수처리시기가 경과함에 따라 하수유하거리 0m에서는 점점 높아지는 경향이었으나, 그 증가폭은 호기성조에 비해 작았고, 하수유하거리 30m와 40m에서는 원여재의 유기물함량과 별 차이가 없었다. 호기성조에 비해 혐기성조의 유기물 함량이 전반적으로 낮은 것은 하수원수가 호기성조를 거치면서 1차적으로 처리되어 혐기성조로 유입되기 때문으로 사료된다.

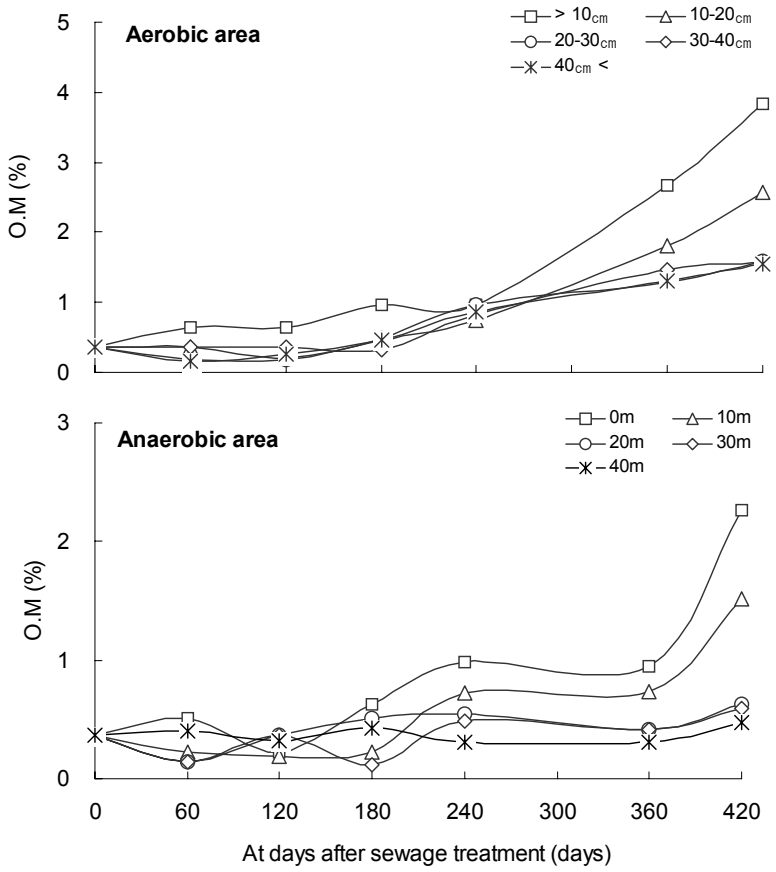


Fig. 3-70. Organic matter content of pebble at days after sewage treatment in the sewage treatment plant.

하수처리장의 호기성조 및 혐기성조의 하수처리 경과시기에 따른 여재의 총 질소 함량을 조사한 결과는 Fig. 3-71에서 보는 바와 같다. 하수처리장에 사용된 원여재의 총 질소 함량은 58.9㎎/㎏이었고, 호기성조 여재의 총 질소 함량은 하수처리시기가 경과함에 따라 전반적으로 증가하는 경향이었고, 하수처리 420일 후의 층위별 총 질소함량은 호기성조 표층에서 10㎝까지가 398㎎/㎏, 10～20㎝가 245㎎/㎏, 20～30㎝가 123㎎/㎏, 30～40㎝가 157㎎/㎏ 그리고 40㎝이상이 135㎎/㎏으로 호기성조의 표층에 총 질소가 집적됨을 알 수 있었다. 그러나 총 질소의 함량은 경과시기에 따라 다소 차이가 있었는데 이는 계절적인 영향으로 장마시에는 약간 감소하였고, 가뭄시에는 약간 증가하는 경향이었다.

혐기성조 여재의 총 질소 함량은 호기성조에 비해 많이 증가되지 않았으며, 하수 유하거리에 따른 총 질소 함량은 다소 차이는 있으나 하수 유하거리 0m가 하수 유하거리 10, 20, 30 및 40m에 비해 약간 높았다. 호기성조에 비해 혐기성조의 총 질소 함량이 적은 것은 하수원수가 호기성조를 거치면서 1차적으로 처리되어 혐기성조로 유입되기 때문으로 사료된다[10,74,112].

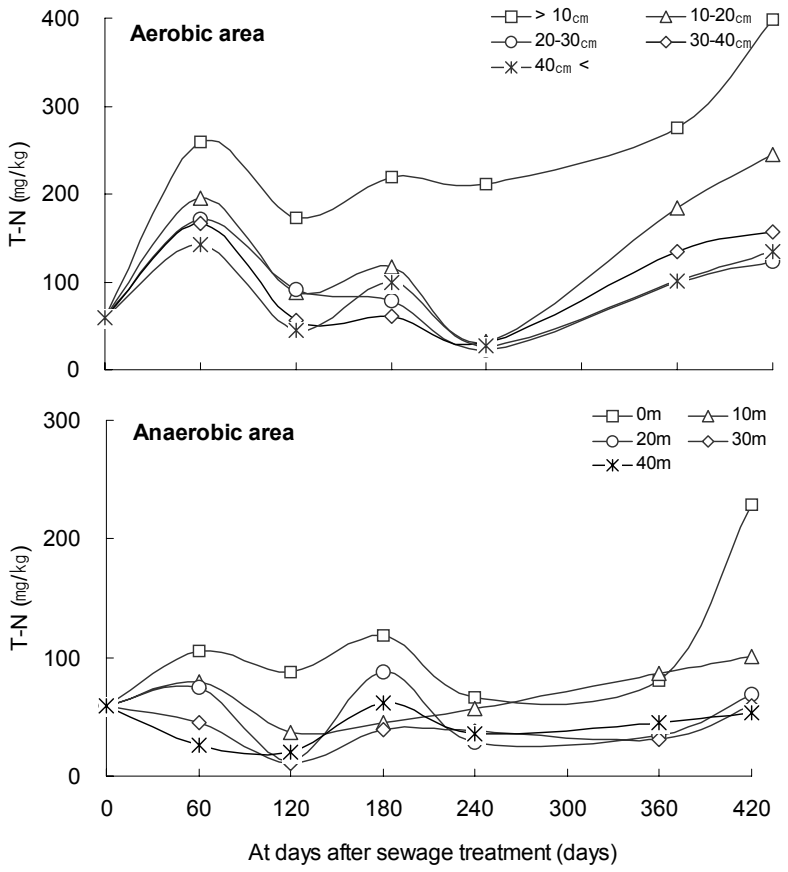


Fig. 3-71. T-N content of pebble at days after sewage treatment in the sewage treatment plant.

하수처리장의 호기성조 및 혐기성조의 하수처리 경과시기에 따른 여재의 NH_4-N 함량을 조사한 결과는 Fig. 3-72에서 보는 바와 같다. 호기성조 여재의 NH_4-N 함량은 하수처리시기가 경과함에 따라 전반적으로 약간 증가하는 경향이었고, 호기성조 표층이 10㎝까지가 10㎝하부 층위에 비해 전반적으로 약간 높았다. 이와 같이 표층의 NH_4-N함량이 높은 것은 호기성조에 유입되는 하수중의 질소형태 대부분이 NH_4-N로 유입되기 때문이며, 심층에서 NH_4-N함량이 낮은 것은 호기성조에서 통풍구조에 의한 원활한 산소공급으로 유기태 질소나 암모니아태 질소 등이 미생물에 의해 질산태 질소로 전환되는 질산화과정이 일어났기 때문인 것으로 생각되었다.

혐기성조 여재의 NH_4-N 함량은 하수처리시기가 경과함에 따라 약간 증가되었지만 증가폭은 미미하였다. 하수 유하거리에 따른 NH_4-N 함량은 다소 차이는 있으나 하수 유하거리가 멀어짐에 따라 감소하는 경향이었다.

혐기성조 여재의 NH_4-N 함량은 호기성조에 비해 다소 낮았는데, 이는 하수원수가 호기성조에서 질소형태의 대부분인 NH_4-N가 질산화과정을 거쳐 질산태 질소로 전환되어 혐기성조에 유입되었기 때문이라 사료된다.

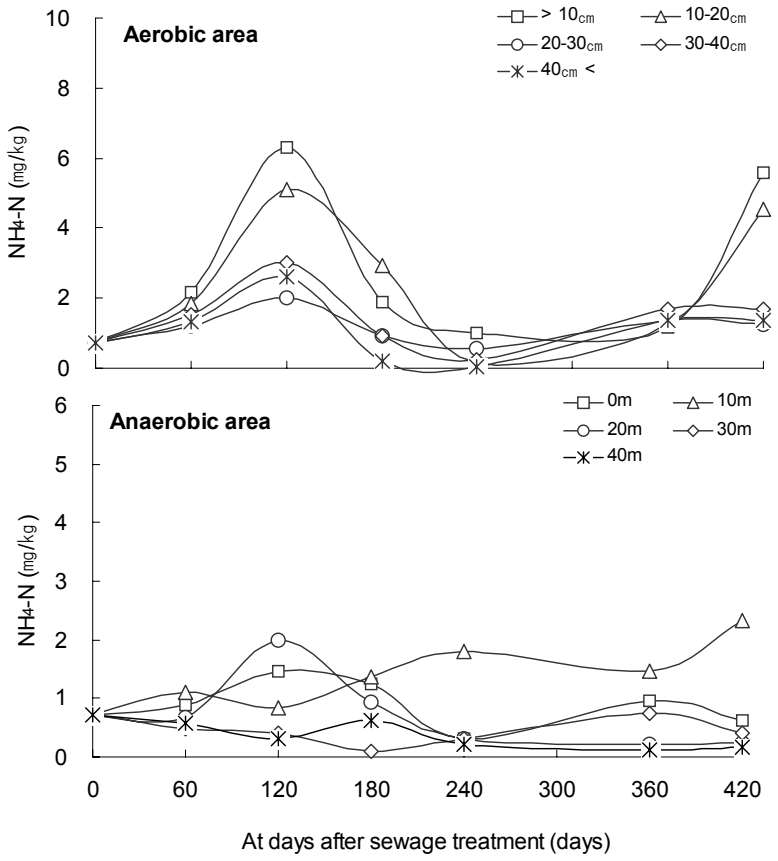


Fig. 3-72. NH_4-N content of pebble at days after sewage treatment in sewage treatment plant.

하수처리장의 호기성조 및 혐기성조의 하수처리 경과시기에 따른 여재의 NO_3-N 함량을 조사한 결과는 Fig. 3-73에서 보는 바와 같다. 호기성조 여재의 NO_3-N 함량은 하수처리시기가 경과함에 따라 전반적으로 약간 증가하는 경향이었으나 뚜렷한 차이는 없었고, 호기성조 표층에서 10㎝까지가 전반적으로 타 층위에 비해 약간 높았다. 이와 같이 호기성조에서 NO_3-N 함량이 뚜렷하게 증가되지 않은 것은 유입된 하수원수의 질산화과정이 호기성조 모든 층위에서 일어나기 때문이라 사료된다.

혐기성조 여재의 NO_3-N 함량은 하수처리시기가 경과함에 따라 약간 증가되었지만 전반적으로 뚜렷한 차이는 없었다. 하수 유하거리에 따른 NO_3-N 함량은 다소

차이는 있으나 하수 유하거리 0m가 다른 유하거리에 비해 약간 높았고, 하수 유하거리 30m에서 NO_3-N 함량은 다른 유하거리에 비해 제일 낮았다.

혐기성조 여재의 NO_3-N 함량은 하수 유하거리 0m에서 약간 높은 것은 호기성조에서 하수중의 질소가 질산화되어 NO_3-N형태로 혐기성조에 유입되기 때문이라 사료되며, 하수 유하거리 30m에서 NO_3-N 함량이 낮은 것은 하수처리 공법상 혐기성조로 시공되어 NO_3-N가 환원되어 탈질이 일어나기 때문이 아닌가 사료된다.

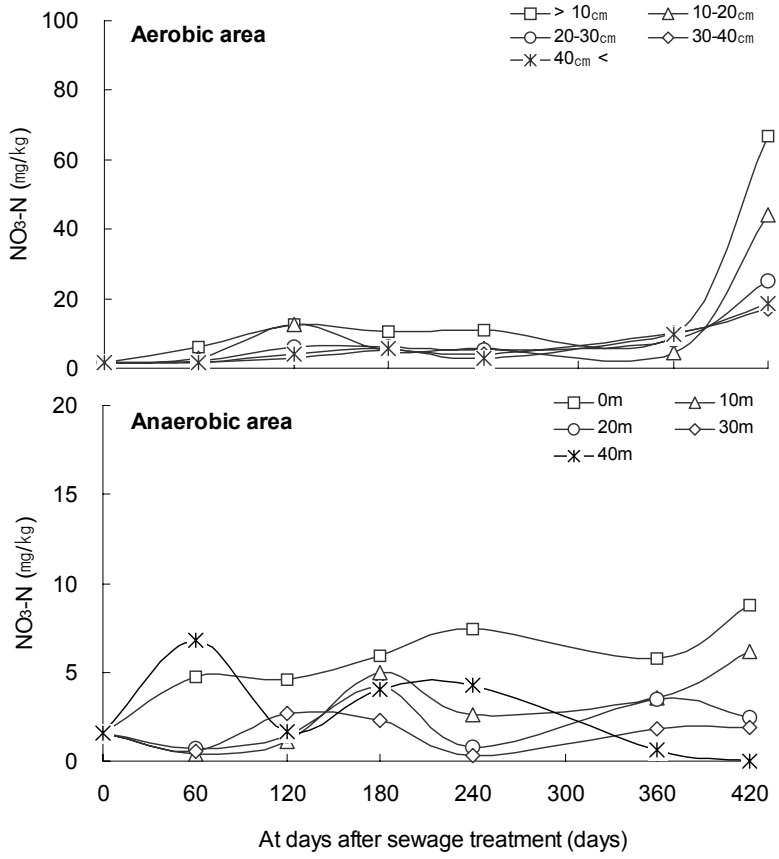


Fig. 3-73. NO_3-N content of pebble at days after sewage treatment in sewage treatment plant.

인은 기체상태로 휘산 처리되는 기작이 없으므로 하수처리장에서 인의 처리는 식물 및 미생물에 의한 흡수, 여재의 여과 및 흡착 그리고 침전 등이 주된 처리기작이다. 여재에 의한 인의 처리는 여과와 흡착이 주된 처리과정이며 인의 부하량이 여재의 흡착능력을 초과할 경우에는 누적되었던 인 성분이 세척이나 용출되어 오히려 유출수의 농도가 높게 나타날 수 있게 된다.[10,115].

하수처리장의 호기성조 및 혐기성조의 하수처리 경과시기에 따른 여재의 총 인 함량을 조사한 결과는 Fig. 3-74에서 보는 바와 같다. 하수처리장에 사용된 원여재의 총 인 함량은 160㎎/㎏이었고, 호기성조 여재의 총 인 함량은 하수처리시기가 경과함에 따라 전반적으로 약간 증가하는 경향이었고, 하수처리 420일 후의 층위별 총 인 함량은 호기성조 표층에서 10㎝까지가 465㎎/㎏, 10～20㎝가 295㎎/㎏, 20～30㎝가 227㎎/㎏, 30～40㎝가 249㎎/㎏, 40㎝이상이 234㎎/㎏로서 호기성조의 표층에 총 인이 집적됨을 알 수 있었다[74,113].

혐기성조 여재의 총 인 함량은 하수 유하거리에 따라 다소 차이는 있으나 하수유하거리 0m가 유하거리 10, 20, 30 및 40m에 비해 약간 높았고, 하수유하거리 40m가 가장 낮았다.

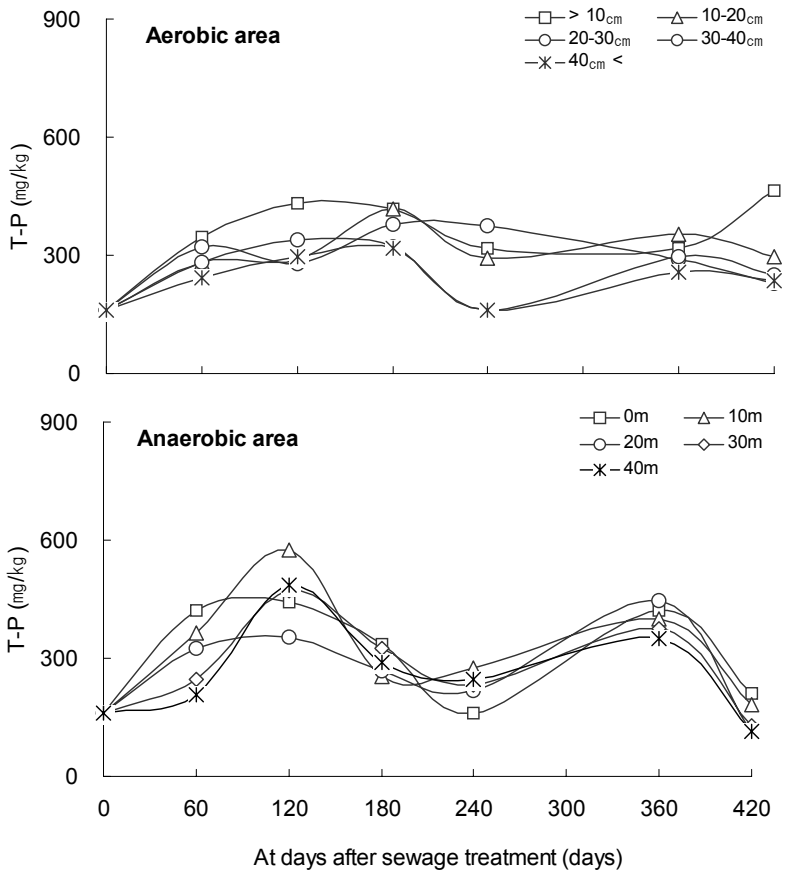


Fig. 3-74. T-P content of pebble at days after sewage treatment in sewage treatment plant.

하수처리장의 호기성조 및 혐기성조의 하수처리 경과시기에 따른 여재의 K, Ca, Mg 및 Na 함량을 조사한 결과는 Table 3-43 ~ 3-46에서 보는 바와 같다. 하수처리장에 사용된 원여재의 K 함량은 0.12%이었고, 호기성조 및 혐기성조 여재의 K 함량은 하수처리시기가 경과함에 따라 다소 차이는 있었지만 전반적으로 점점 증가하는 경향이었고, 호기성조 층위와 혐기성조 유하거리에 따른 K 함량은 뚜렷한 차이가 없었다.

하수처리장에서 사용된 원여재의 Ca 함량은 0.13%이었고, 호기성조 및 혐기성조

여재의 Ca 함량은 하수처리 경과시기에 따라 뚜렷한 경향이 없었다.

하수처리장에서 사용된 원여재의 Mg 함량은 0.09%이었고, 호기성조 및 혐기성조 여재의 Mg 함량은 하수처리 경과시기에 따라 불규칙적이었지만 미미하게 증가하는 경향이었다.

하수처리장에서 사용된 원여재의 Na 함량은 0.07%이었고, 호기성조 및 혐기성조 여재의 Na 함량은 하수처리 경과시기에 따라 불규칙적이었지만 미미하게 감소하는 경향으로 이는 하수에 의해 여재중의 Na 함량이 점점 용출되기 때문이 아닌가 사료된다.

Table 3-43. K content of pebble at days after sewage treatment in sewage treatment plant.

(Unit : %)

Days after treatment	Depth in aerobic area (㎝)				
	>10	10~20	20~30	30~40	40<
60	0.12	0.06	0.07	0.07	0.10
120	0.17	0.11	0.11	0.14	0.15
180	0.13	0.11	0.12	0.11	0.22
240	0.12	0.08	0.07	0.08	0.13
360	0.13	0.11	0.12	0.09	0.10
420	0.46	0.31	0.25	0.36	0.43
	Distance in anaerobic area (m)				
	0	10	20	30	40
60	0.12	0.09	0.09	0.11	0.07
120	0.13	0.14	0.10	0.10	0.16
180	0.13	0.09	0.14	0.10	0.19
240	0.09	0.07	0.05	0.06	0.13
360	0.09	0.06	0.03	0.09	0.19
420	0.31	0.23	0.18	0.20	0.38

Table 3-44. Ca content of pebble at days after sewage treatment in sewage treatment plant.

(Unit : %)

Days after treatment	Depth in aerobic area (㎝)				
	>10	10～20	20～30	30～40	40<
60	0.17	0.17	0.13	0.16	0.17
120	0.02	0.06	0.04	0.05	0.04
180	0.10	0.09	0.09	0.09	0.05
240	0.04	0.13	0.17	0.17	0.10
360	0.23	0.06	0.08	0.08	0.21
420	0.05	0.07	0.08	0.04	0.02
	Distance in anaerobic area (m)				
	0	10	20	30	40
60	0.12	0.18	0.11	0.12	0.15
120	0.03	0.02	0.05	0.05	0.02
180	0.07	0.06	0.03	0.09	0.04
240	0.12	0.16	0.18	0.15	0.09
360	0.15	0.15	0.25	0.11	0.15
420	0.05	0.06	0.07	0.06	0.04

Table 3-45. Mg content of pebble at days after sewage treatment in sewage treatment plant.

(Unit : %)

Days after treatment	Depth in aerobic area (㎝)				
	>10	10~20	20~30	30~40	40<
60	0.07	0.05	0.06	0.06	0.06
120	0.16	0.12	0.14	0.27	0.78
180	0.04	0.06	0.06	0.08	0.14
240	0.07	0.07	0.08	0.08	0.11
360	0.02	0.14	0.09	0.08	0.05
420	0.11	0.11	0.11	0.23	0.28
	Distance in anaerobic area (m)				
	0	10	20	30	40
60	0.08	0.08	0.10	0.09	0.05
120	0.35	0.92	0.36	0.57	0.57
180	0.05	0.05	0.05	0.06	0.05
240	0.08	0.07	0.05	0.04	0.07
360	0.08	0.03	0.01	0.05	0.20
420	0.09	0.12	0.12	0.12	0.11

Table 3-46. Na content of pebble at days after sewage treatment in sewage treatment plant.

(Unit : %)

Days after treatment	Depth in aerobic area (㎝)				
	>10	10~20	20~30	30~40	40<
60	0.04	0.04	0.05	0.07	0.07
120	0.08	0.07	0.07	0.06	0.09
180	0.03	0.03	0.03	0.04	0.03
240	0.04	0.04	0.02	0.04	0.02
360	0.01	0.03	0.04	0.03	0.02
420	0.03	0.06	0.04	0.04	0.04
	Distance in anaerobic area (m)				
	0	10	20	30	40
60	0.05	0.10	0.10	0.13	0.15
120	0.06	0.05	0.05	0.06	0.06
180	0.02	0.02	0.02	0.03	0.02
240	0.03	0.02	0.03	0.02	0.03
360	0.02	0.01	0.02	0.02	0.01
420	0.03	0.08	0.06	0.05	0.03

하수처리장의 호기성조 및 혐기성조의 하수처리 경과시기에 따른 여재의 Fe, Cu, Mn 및 Zn 함량을 조사한 결과는 Table 3-47~3-50에서 보는 바와 같다. 현장 하수처리장에 사용된 원여재의 Fe 함량은 1,670㎎/㎏이었고, 호기성조 및 혐기성조 여재의 Fe 함량은 하수처리시기가 경과함에 따라 다소 차이는 있었지만 전반적으로 점점 증가하는 경향이었고, 호기성조 층위와 혐기성조 유하거리에 따른 Fe 함량은 뚜렷한 차이가 없었다.

현장 하수처리장에서 사용된 원여재의 Cu 함량은 1.34㎎/㎏이었고, 호기성조 및 혐기성조 여재의 Cu 함량은 하수처리 경과시기에 따라 다소 차이는 있었지만 점점 증가하는 경향이었고, 호기성조에서는 표층에서 10㎝까지가 다른 층위에 비해 Cu 함량이 약간 높은 경향이었으며, 혐기성조에서는 하수유하거리 0m가 하수유하거리 10, 20, 30 및 40m에 비해 약간 높은 경향이었다.

하수처리장에서 사용된 원여재의 Mn 함량은 189㎎/㎏이었고, 호기성조 여재의 Mn 함량은 경과시기에 따라 불규칙적이었으며, 혐기성조 여재의 Mn 함량은 하수처리시기가 경과할수록 전반적으로 증가하는 경향이었다. 그리고 여재의 Mn 함량은 혐기성조가 호기성조에 비해 전반적으로 높은 경향이었다.

하수처리장에서 사용된 원여재의 Zn 함량은 8.4㎎/㎏이었고, 호기성조 및 혐기성조 여재의 Zn 함량은 하수처리 경과시기에 따라 다소 차이는 있었지만 시일이 경과할수록 미미하게 증가하는 경향이었고, 호기성조에서는 표층에서 10㎝까지가 다른 층위에 비해 Zn 함량은 약간 높은 경향이었으며, 혐기성조에서는 하수유하거리 0m가 하수유하거리 10, 20, 30 및 40m에 비해 약간 높은 경향이었다.

하수처리장에서 중금속 함량은 표층에서 다소 차이는 있으나, 타 층위에 비해 큰 폭으로 증가하는 경향이었다.

이와 같은 결과는 호기성조의 표층이 하수원수가 유입되는 지점으로서 하수중 부유물질의 여과, 분해, 침전, 기타 무기성분의 여재 흡착, 수초에 의한 영양분의 흡수 및 미생물에 의한 용존성 유기물의 분해 등으로 인하여 하수처리가 가장 활발히 일어나는 지점인 것으로 판단되었다[23,74].

Table 3-47. Fe content of pebble at days after sewage treatment in sewage treatment plant.

(Unit : ㎎/㎏)

Days after treatment	Depth in aerobic area (㎝)				
	>10	10~20	20~30	30~40	40<
60	1,354	1,127	1,285	1,158	1,131
120	3,616	2,913	2,772	3,195	3,269
180	2,671	3,333	2,782	3,550	3,459
240	1,930	1,162	1,315	1,483	1,645
360	1,373	3,748	3,382	2,895	1,993
420	3,828	3,620	3,328	4,632	5,349
	Distance in anaerobic area (m)				
	0	10	20	30	40
60	1,562	1,198	2,141	1,564	838
120	3,914	3,349	3,347	3,659	4,373
180	3,683	2,385	3,030	2,510	3,366
240	1,743	1,383	1,042	712	1,551
360	2,391	2,173	1,768	2,870	2,230
420	3,672	4,282	4,271	4,384	4,320

Table 3-48. Cu content of pebble at days after sewage treatment in sewage treatment plant.

(Unit : ㎎/㎏)

Days after treatment	Depth in aerobic area (㎝)				
	>10	10~20	20~30	30~40	40<
60	3.88	1.26	1.25	1.17	1.07
120	3.73	1.51	1.30	1.43	1.65
180	2.51	2.29	1.89	1.63	5.06
240	1.43	0.45	0.57	0.73	0.79
360	2.54	2.57	1.91	1.55	1.06
420	4.72	2.66	1.84	1.856	2.11
	Distance in anaerobic area (m)				
	0	10	20	30	40
60	1.38	1.15	1.07	1.01	0.53
120	2.72	1.33	1.29	1.20	1.57
180	2.37	1.32	1.83	1.41	1.99
240	0.39	0.37	0.26	0.27	0.73
360	2.11	1.95	1.31	1.67	2.51
420	2.69	1.45	1.35	1.56	1.97

Table 3-49. Mn content of pebble at days after sewage treatment in sewage treatment plant.

(Unit : ㎎/㎏)

Days after treatment	Depth in aerobic area (㎝)				
	>10	10~20	20~30	30~40	40<
60	78.6	60.4	60.2	66.3	70.7
120	176.1	180.5	206.1	172.2	181.8
180	119.1	190.0	168.7	200.2	173.8
240	152.6	113.5	302.0	99.4	119.1
360	33.1	197.1	166.8	214.0	111.0
420	115.3	140.0	177.0	199.2	218.0
	Distance in anaerobic area (m)				
	0	10	20	30	40
60	217.3	139.3	307.7	202.2	148.1
120	567.4	561.1	488.6	568.7	514.4
180	360.5	479.0	159.1	409.5	314.2
240	290.6	239.0	251.3	278.5	306.3
360	376.3	205.4	250.3	486.9	312.0
420	366.8	474.1	529.8	407.5	279.8

Table 3-50. Zn content of pebble at days after sewage treatment in sewage treatment plant.

(Unit : ㎎/㎏)

Days after treatment	Depth in aerobic area (㎝)				
	>10	10~20	20~30	30~40	40<
60	21.8	8.5	8.2	8.6	7.4
120	24.4	9.1	8.7	8.5	8.8
180	20.7	8.5	6.6	7.0	8.1
240	8.3	3.4	2.2	2.8	3.2
360	17.7	3.6	5.5	6.6	7.6
420	19.5	10.6	7.5	9.1	10.4
	Distance in anaerobic area (m)				
	0	10	20	30	40
60	9.5	6.5	7.9	7.0	4.1
120	11.5	8.4	6.7	6.6	9.2
180	6.4	4.6	5.7	4.2	5.2
240	3.3	5.4	2.2	2.2	5.8
360	11.5	6.3	6.6	5.4	7.8
420	10.4	7.0	5.3	6.9	7.9

라. 현장 하수처리장에서의 미생물상 변화

1) 현장 하수처리장에 사용한 여재표면의 미생물상

현장 하수처리장에 사용한 여재표면의 미생물상 조사는 2002년 4월 20일(수초이식 후 60일), 2002년 6월 19일(수초이식 후 120일), 2002년 8월 18일(수초이식 후 180일), 2002년 10월 17일(수초이식 후 240일), 2003년 2월 14일(수초이식 후 360일) 및 2003년 4월 15일(수초이식 후 420일)에 본 하수처리장치의 여재를 채취하여 조사하였다. 그리고 분석용 여재는 호기성조는 표면으로부터 10㎝이내, 10~20㎝, 20~30㎝, 30~40㎝ 및 40㎝이하 층으로 구분하여 조사하였고, 혐기성조는 하수유하거리에 따라 0m, 10m, 20m, 30m 및 40m로 구분하여 조사하였으며, 그 결과는 다음과 같다.

하수처리장의 전반적인 미생물상의 밀도 분포는 총세균수가 가장 많았고 그 다음으로 일반세균, 셀룰로오스 분해균, 사상균 순이었다. 질소대사에 관여하는 미생물의 밀도분포는 암모니아산화균이 많았고 탈질균은 비교적 적었으며, 암모니아산화균과 아질산산화균은 환경조건에 따라 변이가 심하였으며 이것은 암모니아산화와 아질산산화에 관여하는 미생물들은 환경에 민감하게 반응하기 때문이 아닌가 생각되었다.

하수처리장의 하수처리 경과시기에 따른 총세균은 Table 3-51에서 보는 바와 같다. 호기성조의 총세균은 하수처리시기가 경과함에 따라 다소 차이는 있었지만 전반적으로 약간씩 증가하는 경향이었으며, 호기성조 깊이에 따른 총세균은 표층에서 10㎝까지가 타 층위에 비해 많았다. 혐기성조의 총세균은 하수처리시기가 경과함에 따라 불규칙적이지만 미미하게 증가하는 경향이었고, 혐기성조 유하거리에 따른 총세균은 유하거리 0m가 다른 유하거리에 비해 많았다.

하수처리장의 하수처리 경과시기에 따른 일반세균은 Table 3-52에서 보는 바와 같다. 호기성조의 일반세균은 총세균과 비슷한 경향으로 하수처리경과시기에 따라 다소 차이는 있으나 점점 증가하는 경향이었으며, 호기성조 깊이에 따른 일반세균도 총세균과 비슷한 경향으로 표층에서 10㎝까지가 타 층위에 비해 많았다. 혐기성조의 일반세균도 총세균과 비슷한 경향이었다.

하수처리장의 하수처리 경과시기에 따른 셀룰로오스 분해균 및 사상균은 Table 3-53 및 3-54에서 보는 바와 같다. 호기성조 및 혐기성조의 셀룰로오스 분해균 및

사상균은 총세균과 비슷한 경향으로 하수처리경과시기에 따라 다소 차이는 있으나 점점 증가하는 경향이었으며, 호기성조의 표층에서 10㎝까지와 혐기성조의 하수유하거리 0m가 각조에서 타 층위 및 유하거리에 비해 각각 많았다.

총세균, 일반세균, 셀룰로오스 분해균 및 사상균은 전반적으로 호기성조의 표층에서 10㎝까지와 혐기성조의 하수유하거리 0m가 각조에서 타 층위 및 유하거리에 비해 각각 많았는데 이는 미생물이 생육할 수 있는 영양원, 온도, 산소 등의 생육조건이 좋았기 때문인 것으로 사료된다.

하수원수로 유입된 질소는 대부분이 암모니아태 질소이고 이들은 호기성조에서 여과, 침전, 흡착 및 암모니아 휘산에 의해 일부가 처리되고 대부분은 암모니아산화균과 아질산산화균에 의해 암모니아태 질소가 질산태 질소로 전환되고, 전환된 질산태 질소는 혐기성조에서 질산환원균과 탈질균에의해 탈질이 일어나면서 질소와 아산화질소로 전환되어 이들이 대기중으로 이동하여 질소가 처리되는 것으로 알려져 있다[10].

하수처리장의 하수처리 경과시기에 따른 암모니아산화균은 Fig. 3-75에서 보는 바와 같다. 호기성조의 암모니아산화균은 하수처리시기가 경과함에 따라 점점 증가하는 경향이었고, 호기성조 표층에서 가장 많았고, 깊이가 깊어짐에 따라 전반적으로 적어지는 경향이었다. 그러나 암모니아산화균은 혐기성조에 비해 호기성조 모든 층위에서 상당히 많았다. 이와 같은 결과는 호기성조 표층은 대기중의 산소의 공급이 가장 용이하고 이용가능한 암모니아태 질소가 하수로 직접 유입되기 때문인 것으로 사료되며, 또한 호기성조의 심층은 중간과 하부에 자연통풍관이 연결되어 있어 산소의 공급이 원활하기 때문인 것으로 생각된다.

혐기성조의 암모니아산화균은 하수처리시기가 경과함에 따라 전반적으로 미미하게 증가하는 경향이었으나, 하수유하거리 0m의 경우 다른 하수유하거리에 비해 월등히 많았다. 이는 호기성조에서 질산화되지 못한 암모니아태 질소가 혐기성조의 하수유하거리 0m에 직접 유입되기 때문이다.

하수처리장의 하수처리 경과시기에 따른 아질산산화균은 Fig. 3-76에서 보는 바와 같다. 호기성조의 아질산산화균은 하수처리 시기가 경과함에 따라 전반적으로 증가하는 경향이었고, 호기성조 깊이에 따라서는 뚜렷한 차이가 없이 불규칙적이었다. 혐기성조의 아질산산화균은 하수처리 시기가 경과함에 따라 전반적으로 증가하는 경향이었으며, 혐기성조 하수유하거리 0m가 다른 유하거리에 비해 약간 많았다.

하수처리장의 하수처리 경과시기에 따른 질산환원균은 Fig. 3-77에서 보는 바와 같다. 호기성조의 하수처리 180일까지의 질산환원균은 전반적으로 미미하게 증가하는 경향이었고, 하수처리 240일부터 질산환원균이 급격히 증가하였다. 또한 층위별 질산환원균은 호기성조 깊이 30～40㎝와 40㎝이상이 타 층위에 비해 많았다.

혐기성조에서는 하수처리시기가 경과함에 따른 질산환원균은 전반적으로 증가하는 경향이었고, 혐기성조의 하수 유하거리 20 및 30m에서 전반적으로 높았다.

하수처리장의 하수처리 경과시기에 따른 탈질균은 Fig. 3-78에서 보는 바와 같다. 호기성조의 탈질균은 하수처리시기가 경과함에 따라 다소 차이는 있었지만 전반적으로 미미하게 증가하였고, 호기성조 깊이 30～40㎝에서 탈질균이 가장 많았다. 혐기성조의 탈질균은 하수처리시기가 경과함에 따라 뚜렷한 차이는 없었으며, 혐기성조의 하수유하거리 40m에서 다른 유하거리에 비해 많았다.

Table 3-51. Variation of Total bacteria of pebble at days after sewage treatment in sewage treatment plant.

(Unit : CFU/g)

Days after treatment	Depth in aerobic area (㎝)				
	>10	10～20	20～30	30～40	40<
60	4.8×10^5	4.0×10^5	2.0×10^5	1.8×10^5	4.5×10^5
120	4.1×10^6	3.7×10^6	3.0×10^6	2.3×10^7	1.8×10^6
180	4.6×10^6	2.8×10^6	1.1×10^6	1.1×10^6	1.2×10^6
240	2.3×10^6	1.5×10^6	1.4×10^6	1.4×10^6	1.4×10^6
360	5.3×10^6	6.4×10^6	2.7×10^6	2.6×10^6	2.3×10^6
420	4.5×10^6	1.4×10^6	1.2×10^6	1.5×10^6	6.2×10^6
	Distance in anaerobic area (m)				
	0	10	20	30	40
60	2.2×10^6	3.0×10^5	1.2×10^5	8.0×10^4	3.0×10^4
120	3.2×10^6	2.7×10^6	2.2×10^6	1.4×10^6	1.1×10^6
180	1.3×10^6	1.5×10^6	1.2×10^6	4.3×10^5	1.3×10^6
240	1.9×10^6	5.8×10^6	2.0×10^5	1.7×10^5	5.6×10^5
360	9.4×10^5	2.1×10^5	1.7×10^5	4.6×10^6	1.0×10^5
420	3.6×10^5	4.9×10^5	1.6×10^5	1.4×10^5	4.3×10^5

Table 3-52. Variation of General bacteria of pebble at days after sewage treatment in sewage treatment plant.

(Unit : CFU/g)

Days after treatment	Depth in aerobic area (㎝)				
	>10	10～20	20～30	30～40	40<
60	3.5×10^5	2.0×10^5	1.5×10^5	1.3×10^5	8.0×10^4
120	3.8×10^6	3.3×10^6	2.6×10^6	2.0×10^6	1.7×10^6
180	2.1×10^6	1.6×10^6	2.2×10^6	8.3×10^5	7.6×10^5
240	3.1×10^6	1.7×10^6	1.2×10^6	1.1×10^6	2.2×10^6
360	4.4×10^6	7.2×10^6	‘4.1×10^6	3.6×10^6	2.8×10^6
420	4.3106	1.2106	1.1×10^6	1.7×10^6	4.9×10^6
	Distance in anaerobic area (m)				
	0	10	20	30	40
60	8.0×10^4	8.0×10^4	4.0×10^4	3.0×10^4	1.0×10^4
120	2.2×10^6	1.6×10^6	1.5×10^6	9.9×10^5	7.0×10^5
180	2.2×10^6	1.3×10^6	1.3×10^6	2.0×10^6	1.2×10^6
240	1.7×10^6	4.8×10^6	4.7×10^5	1.8×10^5	6.2×10^5
360	3.3×10^5	4.5×10^5	2.3×10^5	4.6×10^5	4.3×10^6
420	2.9×10^5	5.0×10^5	2.4×10^5	2.0×10^5	4.0×10^5

Table 3-53. Variation of cellulose decomposing bacteria of pebble at days after sewage treatment in sewage treatment plant.

(Unit : CFU/g)

Days after treatment	Depth in aerobic area (㎝)				
	>10	10～20	20～30	30～40	40<
60	4.0×10^4	5.0×10^4	3.0×10^4	1.0×10^4	1.0×10^4
120	8.4×10^5	7.6×10^5	6.8×10^5	4.3×10^5	1.6×10^5
180	2.8×10^4	2.4×10^4	2.1×10^4	2.0×10^4	1.4×10^4
240	6.8×10^4	7.0×10^4	5.0×10^4	4.7×10^4	3.8×10^4
360	6.1×10^4	6.9×10^4	3.0×10^4	3.7×10^4	8.0×10^4
420	6.3×10^4	9.1×10^4	1.0×10^5	8.9×10^4	1.3×10^5
	Distance in anaerobic area (m)				
	0	10	20	30	40
60	3.0×10^4	2.0×10^4	2.0×10^4	1.0×10^4	1.0×10^4
120	2.8×10^5	2.3×10^5	1.4×10^5	8.0×10^3	3.5×10^4
180	1.1×10^4	8.0×10^3	9.5×10^3	7.5×10^3	4.5×10^3
240	6.0×10^4	4.8×10^4	4.5×10^4	2.0×10^4	2.0×10^4
360	4.7×10^4	4.3×10^4	5.5×10^4	1.2×10^5	1.9×10^4
420	2.0×10^3	7.5×10^4	4.4×10^4	2.6×10^4	6.4×10^4

Table 3-54. Variation of Fungi of pebble at days after sewage treatment in sewage treatment plant.

(Unit : CFU/g)

Days after treatment	Depth in aerobic area (㎝)				
	>10	10～20	20～30	30～40	40<
60	1.0×10^4	1.0×10^4	3.0×10^4	1.0×10^4	1.0×10^4
120	2.0×10^4	1.0×10^6	2.0×10^4	5.0×10^3	5.0×10^3
180	7.2×10^4	1.8×10^4	6.0×10^3	5.1×10^4	8.5×10^3
240	1.7×10^5	1.2×10^5	6.5×10^4	4.0×10^4	5.0×10^4
360	1.4×10^5	1.1×10^5	6.1×10^4	5.8×10^4	6.0×10^4
420	1.2×10^5	5.5×10^3	2.6×10^5	1.9×10^5	2.5×10^5
	Distance in anaerobic area (m)				
	0	10	20	30	40
60	1.0×10^4	1.0×10^4	1.0×10^4	2.0×10^4	1.0×10^4
120	1.0×10^4	8.0×10^3	1.0×10^3	2.0×10^3	1.0×10^3
180	9.0×10^3	4.5×10^3	7.5×10^3	1.0×10^3	5.0×10^3
240	1.2×10^5	8.0×10^3	7.0×10^3	2.1×10^3	1.0×10^4
360	9.3×10^4	1.6×10^4	1.8×10^4	6.9×10^3	1.2×10^4
420	5.0×10^2	2.3×10^4	7.5×10^3	5.0×10^2	7.0×10^3

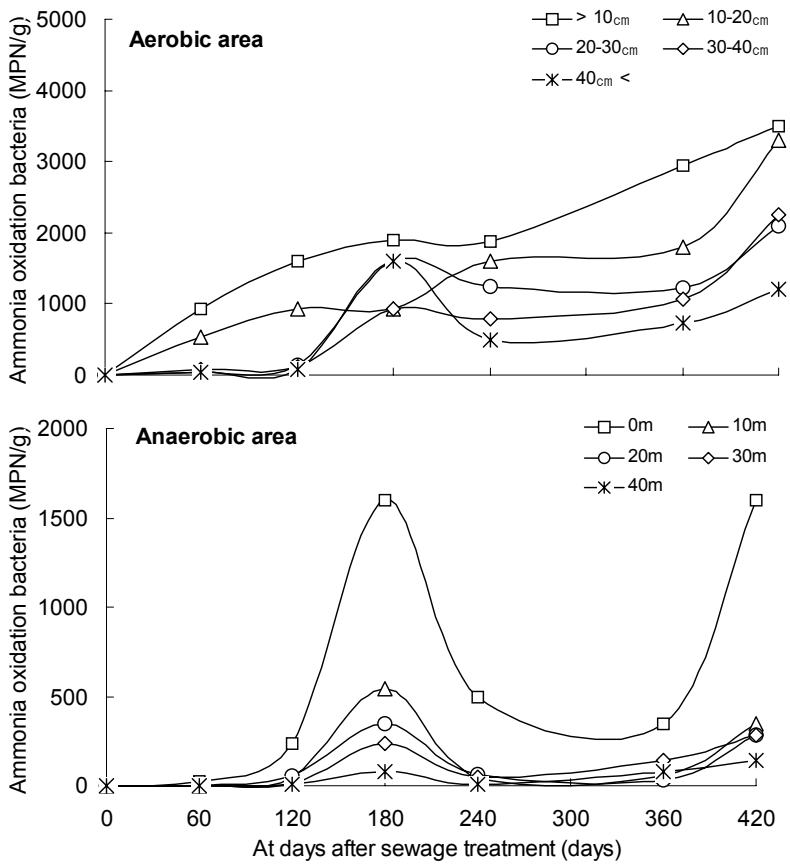


Fig. 3-75. Variation of Ammonia oxidation bacteria of pebble at days after sewage treatment in sewage treatment plant.

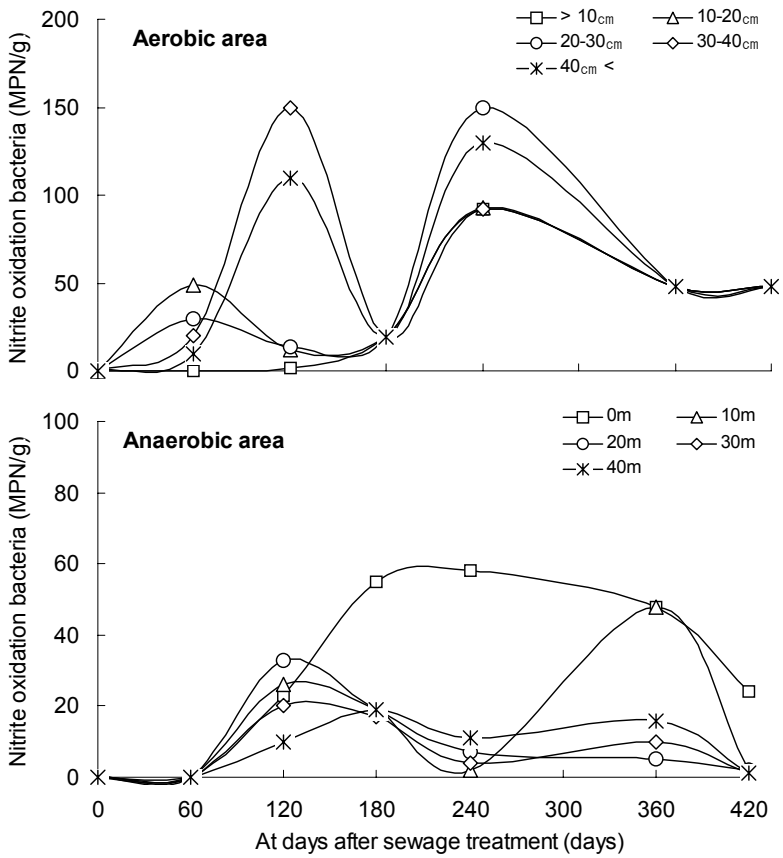


Fig. 3-76. Variation of Nitrite oxidation bacteria of pebble at days after sewage treatment in sewage treatment plant.

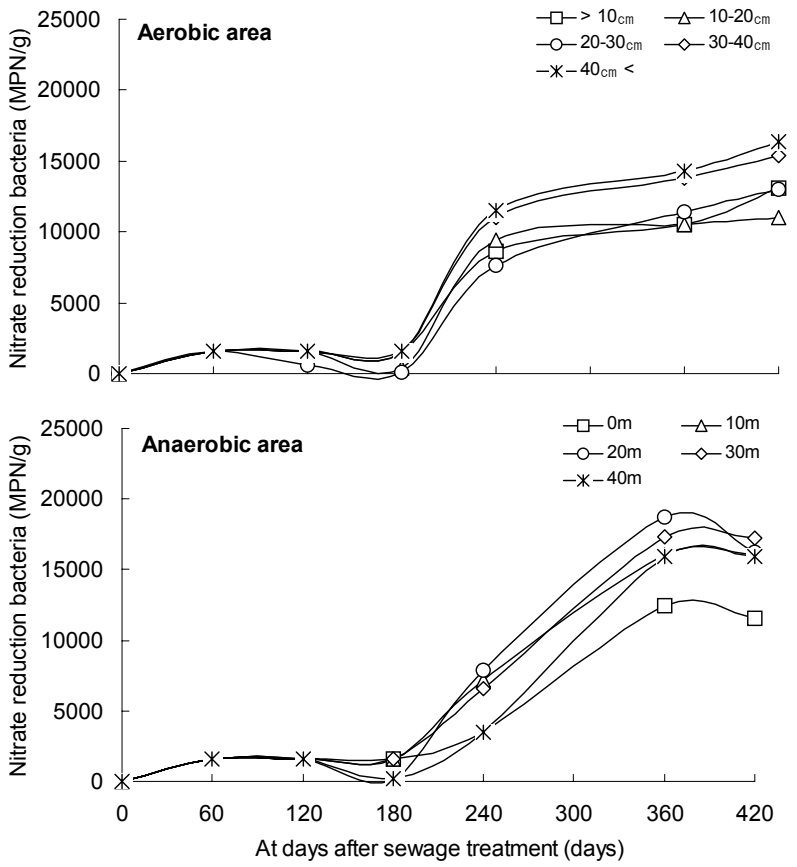


Fig. 3-77. Variation of Nitrate reduction bacteria of pebble at days after sewage treatment in sewage treatment plant.

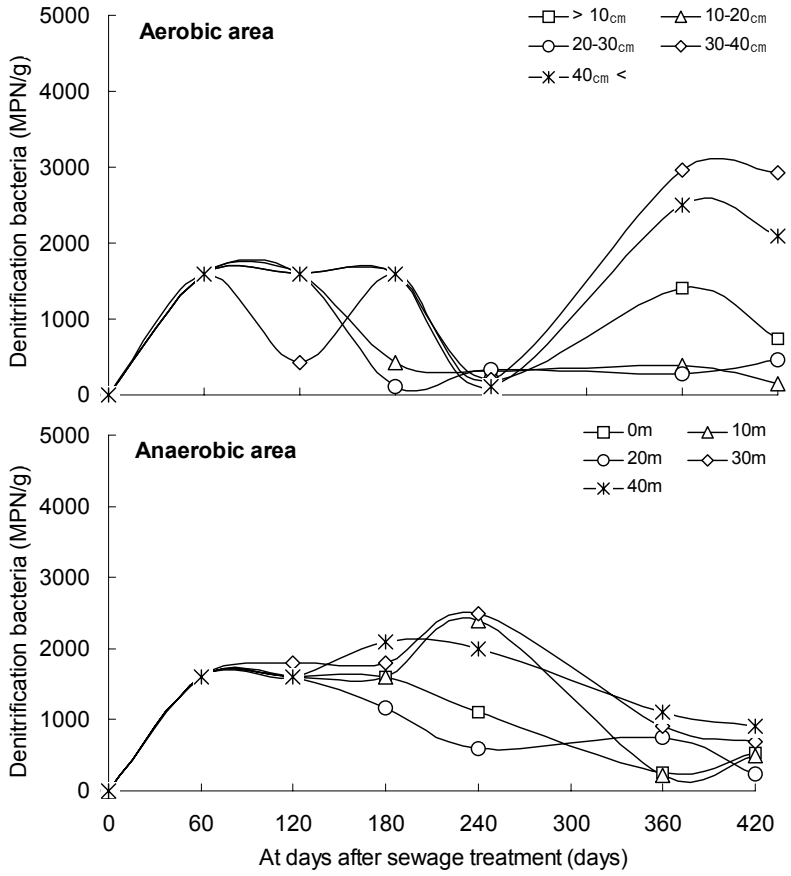
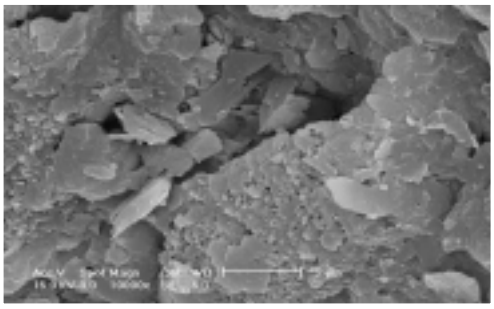


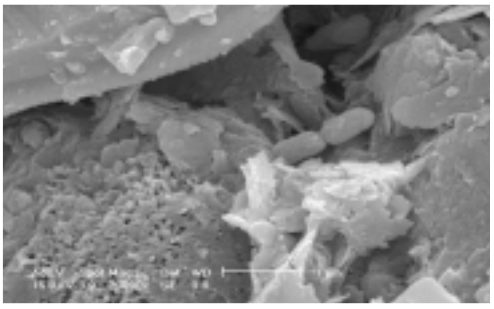
Fig. 3-78. Variation of Denitrification bacteria of pebble at days after sewage treatment in sewage treatment plant.

2) 여재 및 수초의 생물막 부착상태

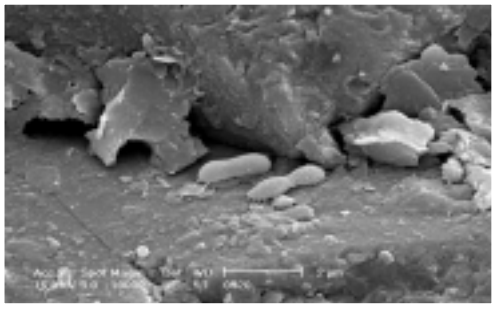
현장 하수처리장에서 하수처리 30일 후의 호기성조 및 혐기성조의 여재 표면과 수초 뿌리 표면의 생물막 부착형태를 전자현미경으로 조사한 결과는 각각 Photo. 3-18 및 3-19에서 보는 바와 같다. 원여재에 비하여 하수처리 30일 후의 여재표면에 미생물들이 많이 부착되어 있었으며, 수초뿌리 표면에도 미생물이 많이 부착되어 있었다.



Raw pebble

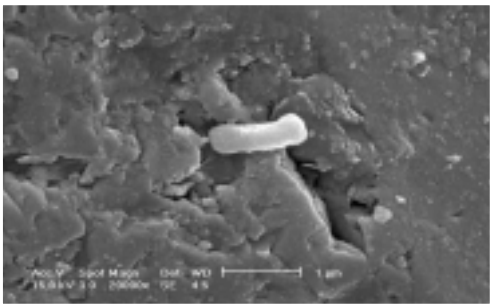


Aerobic area

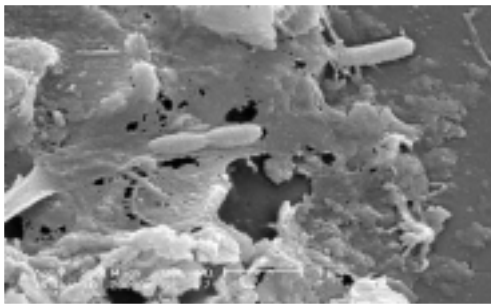


Anaerobic area

Single ventilation Method



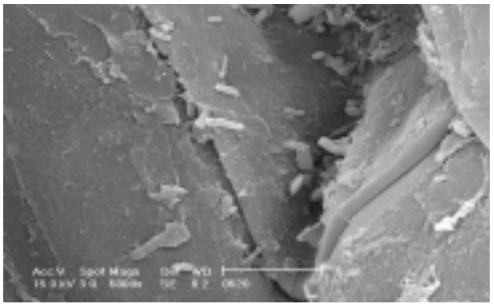
Aerobic area



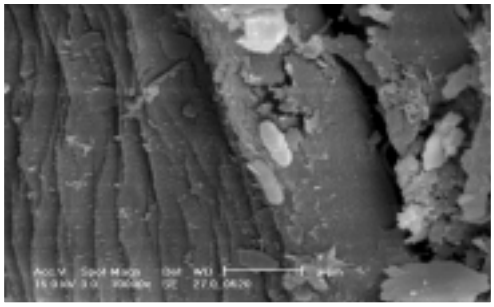
Anaerobic area

Duplex ventilation Method

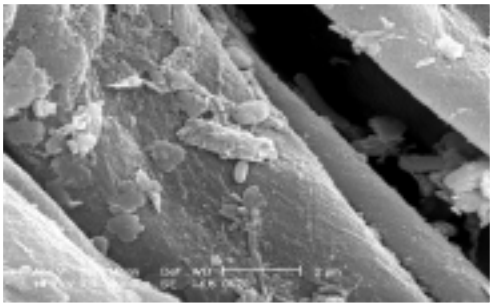
Photo. 3-18. Scanning electron micrograph of microorganism attached to the pebble at 1 month after sewage treatment in sewage treatment plant.



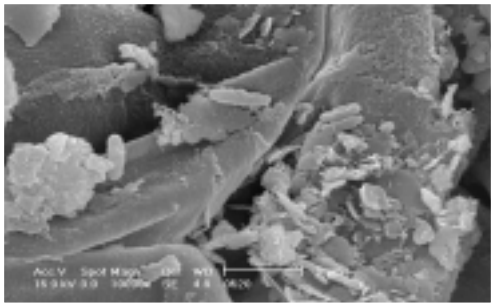
(*Phragmites japonica* STEUD.)



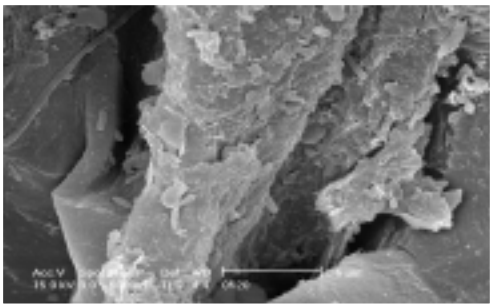
(*Phragmites communis* TRIN.)



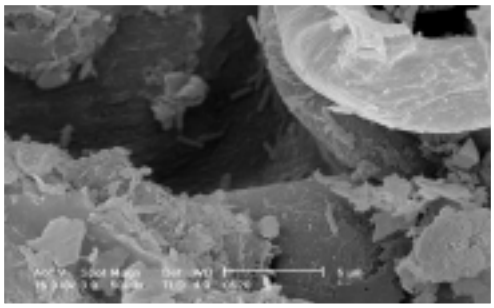
(*Iris pseudoacorus* L.)



(*Carex dispalata* BOOTT.)



(*Miscanthus sacchariflorus* BENTH.)



(*Scirpus tabernaemontani* GMEL.)

Photo. 3-19. Scanning electron micrograph of microorganism attached to the plant roots at 1 month after sewage treatment in sewage treatment plant.

마. 현장 하수처리장에서의 오염물질의 수지

본 연구의 농촌마을 현장 하수처리장은 환경친화형 자연정화공법에 의한 하수처리장으로서 자연환경인 강우량, 증발산량 등이 하수처리율에 영향을 미칠 것으로 판단되어 하수처리장 운전 2년 동안 하수처리장의 하수유입량, 유출량 및 증발산량을 조사하였다. 그리고 유입되는 하수중의 BOD, COD, 부유물질, 총 질소 및 총 인의 총 부하량과 총 유출량을 알아보고 각 오염물질이 호기성조와 혐기성조를 거치면서 수초에 의한 흡수와 여재에 의한 흡착 또는 다른 요인들에 의해 얼마만큼 처리되는지 조사하였으며 그 결과는 다음과 같다.

1) 현장 하수처리장의 하수유입량, 유출량 및 증발산량

하수처리장에서 운전 2년 동안 하수유입량과 유출량 및 증발산량을 조사한 결과는 Fig. 3-79에서 보는 바와 같다.

하수처리장 운전 2년 동안 하수의 유입량은 평균 약 10~11㎥/day정도였으며, 호기성조와 혐기성조를 통과하면서 총 유입량의 약 14~19%정도인 1.4~2㎥/day정도가 증발산되어 최종 방류되는 하수는 평균 약 8.5~8.9㎥/day정도였다.

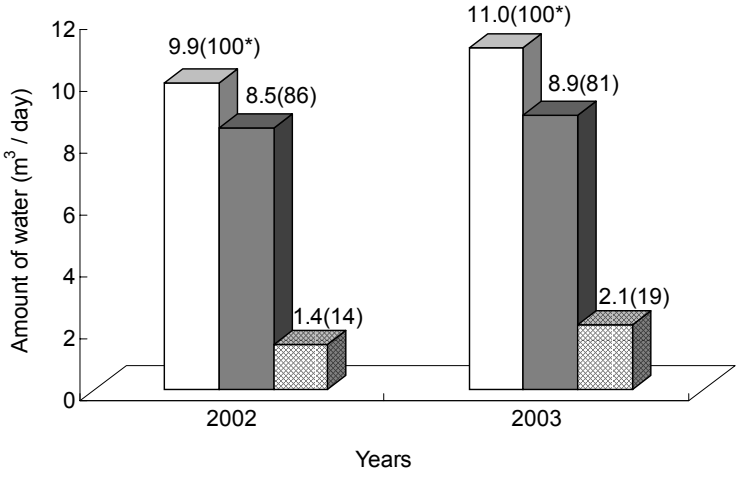


Fig. 3-79. Amount of influent, effluent and evapotranspiration in sewage treatment plant.
□ : Influent, ■ : Effluent, ▩ : Evapotranspiration
(*) : Index

2) 오염물질의 총 부하량 및 오염물질 수지

현장 하수처리장에서의 오염물질의 수지는 유입되는 오염물질의 부하량, 호기성조 처리량, 혐기성조 처리량 및 방류량으로 구분 조사하였으며 호기성조와 혐기성조에서 처리되는 오염물질의 양은 수초에 의한 흡수, 여재에 의한 흡착, 그리고 수초와 여재에 의한 작용을 제외한 침전, 여과 및 미생물 등의 작용으로 나누었다.

현장 하수처리장의 운영 2년 동안 유입된 하수중의 각 오염물질의 연간 총 부하량은 연 평균 유입되는 오염물질 농도(㎎/ℓ)×유입하수량(㎥/year)으로 산출하였다. 각 오염물질의 연간 총 부하량을 토대로 하여 오염물질 수지식을 아래와 같이 작성하였다.

(1)식은 오염물질 수지식으로서 하수처리장에 유입되는 오염물질의 연간 총 유입량이 호기성조와 혐기성조에서 처리되어 방류되는 것으로 나타내었으며 (1)식 중 호기성조의 오염물질 수지를 (2)식과 같이 나타내었고, 혐기성조의 오염물질 수지를 (3)식과 같이 나타내었다.

(1) $\Sigma I_{in} = \Sigma T_a + \Sigma T_{an} + \Sigma E_{ef}$

ΣI_{in} : 오염물질의 연간 총 유입량
ΣT_a : 호기성조에서의 오염물질의 연간 총 처리량
ΣT_{an} : 혐기성조에서의 오염물질의 연간 총 처리량
ΣE_{ef} : 오염물질의 연간 총 방류량

(2) $\Sigma T_a = \Sigma T_{ap} + \Sigma T_{af} + \Sigma T_{ao}$

ΣT_{ap} : 호기성조에서의 수초에 의한 오염물질의 연간 총 흡수량
ΣT_{af} : 호기성조에서의 여재에 의한 오염물질의 연간 총 흡착량
ΣT_{ao} : 호기성조에서의 ΣT_{ap}와 ΣT_{af}를 제외한 오염물질의 연간 총 처리량

(3) $\Sigma T_{an} = \Sigma T_{anp} + \Sigma T_{anf} + \Sigma T_{ano}$

ΣT_{anp} : 혐기성조에서의 수초에 의한 오염물질의 연간 총 흡수량
ΣT_{anf} : 혐기성조에서의 여재에 의한 오염물질의 연간 총 흡착량
ΣT_{ano} : 혐기성조에서의 ΣT_{anp}와 ΣT_{anf}를 제외한 오염물질의 연간 총 처리량

(1)식에서 $\sum I_{in}$은 하수처리장에 유입되는 연간 오염물질의 총 유입량이며, 이 총 유입량은 호기성조에서 처리되는 $\sum T_a$와 혐기성조에서 처리되는 $\sum T_{an}$으로 나누어지고 호기성조와 혐기성조에서 처리되지 못하여 방류되는 오염물질의 총 방류량은 $\sum E_{ef}$로 나타내었다.

(2)식은 호기성조에서 처리되는 오염물질 수지를 나타낸 식으로서 $\sum T_a$는 호기성조에서 처리되는 오염물질의 연간 총 처리량이며, 호기성조에서 처리되는 오염물질 중 호기성조에 이식한 수초에 흡수되는 오염물질의 연간 총 흡수량인 $\sum T_{ap}$와 호기성조에 채워진 여재에 의해 흡착되는 오염물질의 연간 총 흡착량인 $\sum T_{af}$로 나누었고 호기성조 수초와 여재에 의해 처리되는 부분을 제외한 오염물질의 연간 총 처리량을 $\sum T_{ao}$로 나타내었다.

(3)식은 혐기성조에서 처리되는 오염물질 수지를 나타낸 식으로서 $\sum T_{an}$는 혐기성조에서 처리되는 오염물질의 연간 총 처리량이며, 혐기성조에서 처리되는 오염물질 중 혐기성조에 이식한 수초에 흡수되는 오염물질의 연간 총 흡수량인 $\sum T_{anp}$와 혐기성조에 채워진 여재에 의해 흡착되는 오염물질의 연간 총 흡착량인 $\sum T_{anf}$로 나누었고 혐기성조 수초와 여재에 의해 처리되는 부분을 제외한 오염물질의 연간 총 처리량을 $\sum T_{ano}$로 나타내었다.

이상과 같이 계산한 하수처리장에서의 오염물질의 총부하량 및 오염물질수지는 다음과 같다.

가) BOD 수지

현장 하수처리장 운전 2년 동안 유입된 하수의 BOD의 총 부하량, 호기성조 처리량, 혐기성조 처리량 및 총 방류량 등 BOD 수지를 계산한 결과는 Table 3-55에서 보는 바와 같다.

현장 하수처리장에 유입된 하수중 BOD 총 부하량은 연간 약 355~433㎏정도였으며, 호기성조에서의 BOD 처리량은 연간 약 326~398㎏정도로서 BOD 총 부하량의 약 91%이상이었으며, 혐기성조에서의 BOD 처리량은 연간 약 20~26㎏정도로서 BOD 총 부하량의 약 5%이상이었고, BOD 총 방류량은 연간 약 7.6~8.8㎏으로서 BOD 총 부하량의 약 2.5%이하였다.

BOD는 오수내 생물적 분해가 가능한 유기물질의 농도를 나타내는 지표이며, 자연정화공법에서의 BOD 처리는 유입수에 함유되어 있는 유기물이 바닥으로 침전되

어 바닥층의 미생물에 의하여 분해되거나 토양에 흡수되어 처리된다. 수중의 수초(수생식물) 줄기나 잎, 잔재물에 호기성 미생물이 부착되어 형성된 엷은 미생물막(microbial film)과 유기성물질이 반응하여 BOD가 처리되는 것으로 알려져 있다[69].

본 실험결과 2년간 하수처리장에 유입된 BOD 총 부하량의 97.5%가 처리되어 본 하수처리장은 매우 우수한 처리효율을 나타내었다.

나) COD 수지

현장 하수처리장 운전 2년 동안 유입된 하수의 COD의 총 부하량, 호기성조 처리량, 혐기성조 처리량 및 총 방류량 등 COD 수지를 계산한 결과는 Table 3-55에서 보는 바와 같다.

현장 하수처리장에 유입된 하수중 COD 총 부하량은 연간 약 161~249㎏정도였으며, 호기성조에서의 COD 처리량은 연간 약 115~223㎏정도로서 COD 총 부하량의 약 72%이상이었으며, 혐기성조에서의 COD 처리량은 연간 약 9~23㎏정도로서 COD 총 부하량의 약 4~12%이상이었고, COD 총 방류량은 연간 약 16~22㎏으로서 COD 총 부하량의 약 14%이하였다.

본 하수처리장에서 처리된 COD는 BOD와 마찬가지로 대부분이 호기성조에서 처리가 되었으며 방류되는 COD의 양이 하수처리시기가 경과될수록 꾸준히 감소하였다. 이는 호기성조 미생물이 시간이 지나면서 토착화되고 활성이 증가하였기 때문이라 생각된다. 그리고 유입되는 하수가 대부분 생활하수로서 미생물에 의해 분해가 용이한 유기물이 많이 포함되어 있기 때문으로 판단된다[80].

다) SS 수지

현장 하수처리장 운전 2년 동안 유입된 하수의 SS의 총 부하량, 호기성조 처리량, 혐기성조 처리량 및 총 방류량 등 SS수지를 계산한 결과는 Table 3-55에서 보는 바와 같다.

현장 하수처리장에서 SS 총 부하량은 연간 약 139~188㎏정도로서 호기성조에서의 SS 처리량은 연간 약 125~182㎏정도로서 SS 총 부하량의 약 90%이상이었으며, 혐기성조에서의 SS 처리량은 연간 약 2~8㎏정도로서 SS 총 부하량의 약 1~5%이상이었고, SS 총 방류량은 연간 약 3~5㎏으로 SS 총 부하량의 약 4%이하였다.

SS도 BOD 및 COD와 마찬가지로 대부분이 호기성조에서 처리되었으며, 따라서 대부분의 처리가 일차적으로 물리적인 여과 및 침전에 의해 처리된 것이라 생각된다.

자연정화공법에 의한 SS의 처리는 주로 여과기능에 의해 이루어지는데, 이러한 여과는 궁극적인 처리가 아니고 물리적인 분리과정이기 때문에 여과된 SS은 입자상태로 처리조내에 잔류하게 된다. 이렇게 잔류하는 고형물질 중에서 오염성분들은 미생물에 의한 생물학적분해, 용해된 후 식물에 의한 흡수, 기타 화학반응 등을 거치면서 궁극적으로 처리된다[65].

Table 3-55. BOD, COD and SS balance in sewage treatment plant for 2 years.

(Unit : kg/year)

	Year	2002		2003	
BOD	Influent	355.86	(100*)	433.18	(100*)
	Aerobic area	326.47	(91.7)	398.57	(92.0)
	Anaerobic area	20.61	(5.8)	26.95	(6.2)
	Effluent	8.78	(2.5)	7.66	(1.8)
COD	Influent	161.58	(100*)	249.84	(100*)
	Aerobic area	115.34	(71.4)	223.97	(89.6)
	Anaerobic area	23.42	(14.5)	9.20	(3.7)
	Effluent	22.82	(14.1)	16.67	(6.7)
SS	Influent	139.16	(100*)	188.10	(100*)
	Aerobic area	125.67	(90.3)	182.94	(97.2)
	Anaerobic area	8.07	(5.8)	2.22	(1.2)
	Effluent	5.42	(3.9)	2.94	(1.6)

(*) : Index

라) 총 질소 수지

현장 하수처리장 운전 2년 동안 유입된 하수의 총 질소의 총 부하량, 호기성조 처리량, 혐기성조 처리량 및 총 방류량 등 총 질소 수지를 계산한 결과는 Table 3-56에서 보는 바와 같다.

현장 하수처리장 운전 2년 동안 유입된 총 질소의 총 부하량은 연간 약 109~199 kg정도였으며, 호기성조에서의 총 질소 처리량은 연간 약 38~73kg정도로서 총 질소 총 부하량의 35.6%이상이었으며, 혐기성조에서의 총 질소 처리량은 연간 약 2

6~61㎏정도로서 총 질소 총 부하량의 24.1%이상이었으며, 총 질소 총 방류량은 연간 약 43~64㎏으로서 총 질소 총 부하량의 40.3%이하였다.

호기성조에서의 수초의 총 질소 흡수량은 연간 약 1.5~13.2㎏으로서 총 질소 총 부하량의 약 1.5%이상이었으며, 여재에 의한 총 질소 흡착량은 연간 약 6.5~12.6㎏으로서 총 질소 총 부하량의 약 6.0%이상이었고, 수초와 여재에 의한 처리 외의 부분이 약 23.9%이상이었다.

혐기성조에서의 수초의 총 질소 흡수량은 연간 약 3.5~9.9㎏으로서 총 질소 총 부하량의 약 3%이상이었으며, 여재에 의한 총 질소 흡착량은 연간 약 6~10㎏으로서 총 질소 총 부하량의 약 5.4%이상이었고, 수초와 여재에 의한 처리 외의 부분이 총 질소 총 부하량의 약 15.3%이상이었다.

수초에 의해 흡수된 총 질소의 양은 호기성조와 혐기성조에 수초 이식 후 1년 동안 매우 적었으나, 그 후 수초의 분얼수와 건물중이 증가하여 수초에 의한 총 질소 흡수량도 증가하였다. 여재에 흡착된 총 질소의 양은 호기성조와 혐기성조에서 하수처리시일이 경과할수록 꾸준히 증가하는 경향을 나타내었다.

현장 하수처리장에서의 질소의 처리는 식물에 의한 흡수보다 질산화와 탈질화가 중요한 역할을 하는 것으로 알려져 있다. 유입수의 유기태 질소가 호기성 미생물에 의한 질산화 작용(nitrification)으로 질산태 질소로 전환되며, 질산태 질소는 혐기상태인 혐기성조의 여재층으로 확산되어 혐기성 미생물에 의하여 탈질작용(denitrification)이 일어나면서 질소(N_2)와 아산화질소(N_2O)로 전환되어 이들이 대기중으로 이동하여 질소가 처리된다[71]. 수초의 근권도 질소처리에 상당한 역할을 하는 것으로 알려지고 있다. 수생식물은 대기중의 산소를 잎으로부터 흡수하여 줄기를 통하여 뿌리로 전달하고, 여재층에서 발생하는 질소와 아산화질소를 대기중으로 이동시키는 통기조직이 잘 발달되어 있다. 산소가 뿌리로 전달되며, 뿌리주변에 엷은 호기상태의 근권이 형성된다. 근권에서는 암모니아화와 질산화가 일어나며, 근권을 둘러싸고 있는 혐기상태의 심층에서는 탈질화로 질소와 아산화질소가 발생하여, 수초의 통기조직을 통하여 대기중으로 이동하는 것으로 보고되고 있다[70].

Table 3-56. T-N balance in sewage treatment plant for 2 years.

(Unit : kg/year)

Year		2002		2003	
Influent		109.05	(100*)	199.83	(100*)
Aerobic area	Water plant	1.59	(1.5)	13.25	(6.6)
	Filter media	6.57	(6.0)	12.66	(6.3)
	Others	30.62	(28.1)	47.71	(23.9)
	Subtotal	38.78	(35.6)	73.62	(36.8)
Anaerobic area	Water plant	3.48	(3.2)	9.92	(5.0)
	Filter media	6.19	(5.6)	10.71	(5.4)
	Others	16.68	(15.3)	40.78	(20.4)
	Subtotal	26.35	(24.1)	61.41	(30.8)
Effluent		43.92	(40.3)	64.80	(32.4)

(*) : Index

마) 총 인 수지

현장 하수처리장 운전 2년 동안 유입된 하수의 총 인의 총 부하량, 호기성조 처리량, 혐기성조 처리량 및 총 방류량 등 총 인 수지를 계산한 결과는 Table 3-57에서 보는 바와 같다.

현장 하수처리장 운전 2년 동안 유입된 총 인의 총 부하량은 연간 약 9.2~14.5kg 정도이며, 호기성조에서의 총 인 처리량은 연간 약 3.8~5.3kg정도로서 총 인 총 부하량의 약 37%이상이었으며, 혐기성조에서의 총 인 처리량은 연간 약 2.8~3.9kg정도로서 총 인 총 부하량의 약 30%이상이었고, 총 인 총 방류량은 연간 약 2.5~4.2 kg으로서 총 인 총 부하량의 약 28.9%이하였다.

호기성조에서의 총 인 처리량 중 수초의 총 인 흡수량은 연간 약 0.3~1.6kg으로서 총 인 총 부하량의 약 3.8%이상이었으며, 여재에 의한 총 인 흡착량은 연간 약 0.8~1.5kg으로서 총 인 총 부하량의 약 8.8%이상이었고, 수초와 여재에 의한 처리 외의 부분이 총 인 총 부하량의 약 15.3%이상이었다.

혐기성조에서의 총 인 처리량 중 수초의 총 인 흡수량은 연간 약 0.7~1.6kg으로서 총 인 총 부하량의 약 8.1%이상이었으며, 여재에 의한 총 인 흡착량은 연간 약 0.7~1.5kg으로서 총 인 총 부하량의 약 7.8%이상이었고, 수초와 여재에 의한 처리 외의 부분이 총 인 총 부하량의 약 12.7%이상이었다.

수초에 의해 흡수된 총 인의 양은 호기성조와 혐기성조에서 수초 이식 후 1년 동안 매우 적었으나, 그 후 수초의 분얼수와 건물중이 증가함으로서 수초에 의한 총 인 흡수량도 증가하였다. 여재에 흡착된 총 인의 양은 호기성조와 혐기성조 모두 하수처리 경과시기에 따라 꾸준히 증가하는 경향을 나타내었다.

호기성조와 혐기성조에서 수초와 여재에 의한 처리 이외의 부분은 식물 표면에 흡착, 불용성 화합물과의 결합, 침전 또는 미생물의 작용 등에 의해 처리된 것으로 생각된다.

하수처리장에서 인은 이온과 결합한 인산염(Ca-P, Fe-P, Al-P)의 상태로 침전되며, 수초에 의해 일부는 흡수된다[75]. 자연정화공법에 의한 하수처리장에서의 인은 유기물의 침전과 죽은 수초의 잔재물이 침전되어 형성된 습지바닥의 침전-잔재물층(sediment-litter layer)에 흡착되어 95%이상 존재하는 것으로도 보고되고 있다[74]. Nichols[76]에 의하면 인은 흡착과 침전에 의해 주로 처리되며, 습지 바닥에의 흡착을 통해서도 처리된다고 하였다. Corbitt과 Browen[77]에 의하면 습지에서 인의 처리는 인산염의 침전, 기질에의 흡착, 수생식물에 의한 흡수, 조류와 세균에 의한 흡수 등이며, 이중 식물흡수에 의한 처리가 전체의 5~10% 정도에 불과하다고 하였다.

Table 3-57. T-P balance in sewage treatment plant for 2 years

(Unit : kg/year)

Year		2002		2003	
Influent		9.24	(100*)	14.55	(100*)
Aerobic area	Water plant	0.35	(3.8)	1.64	(11.3)
	Filter media	0.81	(8.8)	1.52	(10.4)
	Others	2.70	(29.2)	2.22	(15.3)
	Subtotal	3.86	(41.8)	5.38	(37.0)
Anaerobic area	Water plant	0.75	(8.1)	1.59	(10.9)
	Filter media	0.72	(7.8)	1.53	(10.5)
	Others	1.38	(14.9)	1.85	(12.7)
	Subtotal	2.85	(30.8)	4.97	(34.1)
Effluent		2.53	(27.4)	4.20	(28.9)

(*) : Index

제 4 절 요 약

본 연구의 환경친화형 자연정화공법에 의한 농촌하수처리시스템은 현행 일반적인 생물학적공법과 기계식 공법에 비하여 시설비용이 저렴하고, 간단하게 설치 유지할 수 있으며, 운영상 고급 기술관리인력을 요구하지 않아 유지관리비가 거의 소요되지 않고, 슬러지 등 부산물을 발생하지 않으며, 한번 설치로 반영구적으로 사용할 수 있고, 주변 환경과 조화를 잘 이룰 수 있는 우리 나라 실정에 맞는 농촌 마을단위 하수처리공법을 개발코자 하였다.

따라서 본 수초 모래 자갈을 이용한 환경친화형 농촌하수처리시스템 개발을 위해 소형 하수처리장치를 설계 및 시공하여 여러 조건에서의 하수처리 효율, 수초의 생육상황, 여재의 이화학적 특성 및 여재부착 미생물상을 조사함으로서 환경친화형 농촌하수처리시스템의 최적조건을 구명하였고, 이 결과를 토대로 하여 농촌마을 현장에 하수처리장을 설계 및 시공하여 각 조건별 하수처리 효율, 이식한 수초에 생육상황, 수초의 무기성분 흡수량, 여재의 이화학적 특성 및 여재 부착 미생물상 등을 조사하였다. 이 결과를 이용하여 하수중 BOD, COD, SS, 총 질소 및 총 인 등 오염물질의 수지를 조사하였다.

수초 모래 자갈을 이용한 환경친화형 농촌하수처리시스템 개발을 위한 기초실험은 호기성조 및 혐기성조로 구분하여 시공한 소형하수처리장치에서 여재 입경별 하수처리량에 따른 수처리 효율을 조사하여 최적 여재를 선정하였다. 또한 수처리 공법을 개선하여 질소 및 인의 처리효율을 극대화하기 위하여 혐기성조의 수처리 흐름, 방류수의 호기성조에의 재처리, 호기성조의 혐기성화, 혐기성조의 미생물 처리유무, 혐기성조 깊이 및 여재에 굴패각 혼합유무에 따른 수처리 효율 등을 조사하였다. 그리고 소형 하수처리장치에 이식한 수초의 생육상황과 사용한 여재의 이화학적 특성 및 소형 하수처리장치에서의 미생물상을 조사하였다.

소형 하수처리장치의 여재 입경별 수처리 효율을 조사한 결과 호기성조 처리수 및 방류수중의 pH 및 EC는 여재 입경에 따라서 별 차이가 없었고, DO는 호기성조를 통과한 호기성조 처리수는 큰 폭으로 증가하였으나, 혐기성조를 통과한 방류수는 호기성조 처리수에 비해 약간 감소하여 여재 입경 및 하수처리량에 따라서 별

차이가 없이 약 2.4~5.1㎎/ℓ 정도이었다. BOD, COD 및 탁도 처리율은 여재 대를 사용했을 경우 호기성조 처리수에서 BOD 처리율은 약 91%이상, COD 처리율은 73%이상, 탁도 처리율은 83%이상이었으며, 이들 처리율은 여재입경이 작을수록 증가하였고, 모든 조건에서 방류수중의 BOD 처리율은 98%이상, COD 처리율은 91%이상, 탁도 처리율은 98%이상이었다. 총 질소 및 총 인 처리율은 여재입경이 작을수록 약간 증가하였고, 모든 조건에서 총 질소 처리율은 약 45~59%, 총 인 처리율은 약 80~96% 정도이었다.

하수 처리율 및 투수속도를 고려할 때 하수처리장 호기성조의 최적입경은 2~4㎜ 정도, 혐기성조의 최적입경은 0.1~4㎜정도가 적절한 것으로 판단되었다.

질소 및 인 등 오염물질 처리 효율 극대화를 위한 실험으로 수처리 공법을 혐기성조 흐름을 수직으로 하는 공법, 방류수를 호기성조에 재처리 하는 공법, 호기성조를 혐기성화 시키는 공법, 혐기성조에 미생물을 처리하는 공법으로 처리하였을 경우 수처리 효율은 증가되지 않았으며, 혐기성조 깊이를 150㎝로 깊게 하는 공법과 혐기성조에 굴패각을 처리하는 공법으로 처리했을 경우에는 BOD 및 COD 처리효율은 별 차이가 없었으나, 총 질소 처리율은 각각 약 10 및 14%증가하였으며, 총 인 처리율은 각각 약 6 및 7% 증가되었다.

따라서 질소 및 인 등 오염물질의 처리효율을 극대화시킬 수 있는 수처리 공법은 두 가지의 공법으로서, 혐기성조 깊이를 150㎝로 하고 여재 입경을 2~4㎜로 하였을 경우와 혐기성조에 굴패각을 사용하였을 경우이었다.

혐기성조의 깊이를 150㎝로 하고 여재 입경을 2~4㎜로 하였을 경우는 질소 및 인 등 오염물질의 처리효율을 향상시킬 뿐만 아니라 현장 하수처리장의 부지면적을 감소시킬 수 있으므로 자연정화공법의 단점을 보완할 수 있을 것으로 판단되었다.

소형 하수처리장치에서 여재 입경별 호기성조 처리수와 방류수의 일반세균 및 대장균군수는 여재입경이 작을수록 감소하여 그 처리효율이 높았으며, 혐기성조 깊이 및 여재에 굴패각 혼합 등 수처리 공법을 개선함에 따른 미생물상은 전반적으로 별 차이가 없었다.

소형 하수처리장치에 이식한 수초의 생육상황을 조사한 결과 호기성조에서는 갈대와 달뿌리풀은 왕성한 생장을 하고 있었고, 혐기성조에서는 물억새, 삿갓사초 및 노랑꽃창포는 전반적으로 왕성하게 생육하였으나 골풀은 다른 수초에 비해 생육이 약간 저조하였다.

하수처리장치에 사용한 여재의 이화학적 특성을 조사한 결과 하수처리 시기별 여재의 pH는 여재 입경 및 층위에 따라서 약간의 차이는 있었으나 하수처리 12개월 후의 pH는 약 5.1~7.8정도이었고, EC는 약 0.03~0.11dS/m범위이었다. 여재의 유기물, 총 질소 및 총 인 함량은 하수처리 시일이 경과할수록 약간 증가되었고, 그 증가 정도는 표층이 심층에 비해 심하였다.

소형 하수처리장치에서의 여재 입경별 여재표면 미생물상 분포는 여재 입경이 작을수록 증가되었으며, 호기성조 및 혐기성조의 깊이에 따른 여재표면 미생물상은 총세균, 일반세균, 셀룰로오스분해균, 사상균은 깊이에 따라 별 차이 없이 골고루 분포되어 있었으나, 암모니아 산화균과 아질산산화균은 호기성조의 0~15㎝층의 표층에 많이 분포되어 있고, 깊이가 깊어질수록 점점 감소하였다.

환경친화형 농촌하수처리시스템 개발을 위한 기초 실험을 한 결과를 요약하면 최적 여재 입경은 호기성조에서는 2~4㎜였으며, 혐기성조에서는 0.1~4㎜이었고, 하수처리장 깊이는 호기성조 1m와 혐기성조 1.5m로 하는 것이었고, 여재에 굴패각을 혼합하는 것이 질소와 인의 처리효율을 향상시킬 수 있었다. 따라서 이상의 1차년도 연구결과를 토대로 하여 실제 농촌마을 현장에 하수처리장을 설계 및 시공하였다.

농촌마을의 현장 하수처리장은 호기성조와 혐기성조로 구분하여 공법에 따라 2종류로 시공하였다. 호기성조는 공기 통풍방법을 단일 통풍형 구조와 이중 통풍형 구조로 각각 달리 하고, 혐기성조는 깊이 1m조와 1.3m조로 각각 달리 하여 시공하였다. 현장 하수처리장의 하수처리 효율 조사는 하수처리 공법별 수처리 효율, 하수부하량에 따른 수처리 효율, 수처리 공법개선에 따른 수처리 효율, 계절별 수처리 효율, 이상기후에서의 수처리 효율 그리고 하수처리 경과시기에 따른 수처리 효율 등을 조사하였고, 하수중의 미생물상을 조사하였다.

그리고 하수처리장에 이식한 수초의 생육상황, 식물체중 무기성분 함량 및 흡수량을 조사하였고, 하수처리장에 사용한 여재의 이화학적 특성을 조사하였으며, 미생물상을 조사하였다. 이상의 결과를 토대로 하여 하수의 BOD, COD, SS, 총 질소 및 총 인 등 오염물질의 수지를 조사하였다.

현장 하수처리장의 공법에 따른 수처리 효율을 조사하기 위해 호기성조 통풍방법

및 혐기성조의 깊이에 따른 수처리 효율을 조사하였다.

호기성조 통풍 방법에 따른 수처리 효율을 조사한 결과 pH 및 EC는 호기성조 통풍 방법에 따라 별 차이가 없었으며, DO는 이중 통풍형 구조가 단일 통풍형 구조에 비해 호기성조 처리수 중의 DO가 전반적으로 약간 증가하였다. 호기성조 통풍방법에 따른 BOD는 호기성조 처리수는 단일 통풍형 구조로 된 호기성조 처리수의 BOD가 약 27~32㎎/ℓ이었고, 이중 통풍형 구조로 된 호기성조 처리수의 BOD가 약 18~23㎎/ℓ로서 이중 통풍형 구조가 단일통풍형 구조에 비해 낮았으며, COD도 BOD와 비슷한 경향으로서 이중 통풍형 구조로 된 호기성조 처리수의 COD가 낮았고, 호기성조의 통풍방법에 따른 SS, 총 질소 및 총 인 농도는 호기성조 처리수의 공법간에 별 차이가 없었다. NH_4-N 농도는 이중통풍형 구조가 단일 통풍형 구조에 비해 약간 낮은 반면 NO_3-N 농도는 이중 통풍형 구조가 단일 통풍형 구조에 비해 약간 높았다.

혐기성조 깊이에 따른 수처리 효율을 조사한 결과 pH, EC, DO, BOD, COD, SS, 총 질소 및 총 인은 혐기성조 깊이 1m조와 1.3m조가 별 차이가 없었다. 따라서 본 자연정화 공법에 의한 하수처리장의 시공시 부지면적을 감소시킬 수 있을 것으로 판단되었으며, 혐기성조 깊이를 1.3m로 하는 것이 경제성면에서 바람직할 것으로 생각되었다.

농촌 지역에서 소규모로 발생하는 하수의 부하 변동에 대한 대응성을 구명하기 위하여 하수 부하량에 따른 수처리 효율을 조사하였다.

pH와 EC는 하수 부하량에 따라서 별 차이가 없었으며, 방류수중의 DO 농도는 하수 부하량이 증가함에 따라 약간 감소하는 경향이었고, 하수 부하량이 55 및 110 ℓ/㎡·day일 경우에는 공법간에 별 차이가 없었으나, 하수 부하량이 222 및 444 ℓ/㎡·day일 경우에는 단일 통풍형 공법에 비해 이중 통풍형 공법이 약간 높은 경향이었다.

방류수중의 BOD는 하수 부하량이 증가할수록 수처리 효율은 감소하였고, 동일한 하수 부하량에서는 이중 통풍형 공법이 단일 통풍형 공법에 비해 BOD 처리율이 약간 높았으며, 방류수중의 COD는 BOD와 비슷한 경향으로 하수 부하량이 증가할수록 수처리 효율이 감소하였다. SS는 하수 부하량 및 공법에 따라서 별 차이가 없이 SS처리율이 96%이상이었다. 총 질소 및 총 인 처리효율은 하수 부하량에 따라

별 차이 없었고 동일한 부하량에서는 이중 통풍형 공법이 단일 통풍형 공법에 비해 처리율이 약간 높았다.

하수처리 효율과 경제성 및 유지 관리비등을 고려할 때 하수처리장 호기성조는 이중 통풍형 구조를 하는 것이, 그리고 혐기성조는 깊이를 1.3m로 하는 것이 적절한 것으로 판단되었다.

최적 조건하에서도 질소 와 인 등의 오염물질의 처리 효율을 높이고 안정적인 처리방법을 구명하기 위해 호기성조의 혐기성화에 따른 수처리 효율, 하수원수의 혐기성조 주입에 따른 수처리 효율, 방류수의 호기성조 재처리에 따른 수처리 효율 및 하수처리장 병합방법에 따른 수처리 효율 등을 조사하였다.

하수처리장에서 호기성조의 혐기성화에 따른 수처리 효율 조사, 방류수의 호기성조 재주입에 따른 수처리 효율을 조사한 결과 질소 및 인 등 오염물질 처리효율 향상을 기대할 수 없었고, 하수원수의 혐기성조 직접주입에 따른 수처리 효율을 조사한 결과 BOD, COD 및 SS처리율은 별 차이가 없었고, 하수원수를 혐기성조에 직접 주입했을 경우, 방류수 처리율이 총 질소는 약 5%, 총 인은 약 4%정도 향상되었다. 따라서 자연정화공법에 의한 하수처리장에서 하수원수의 혐기성조 주입에 따른 수처리 효율은 총 질소와 총 인의 처리효율 향상을 기대할 수 있을 것으로 사료되었다.

현장 하수처리장에서 방류수중의 계절별 BOD처리율은 단일통풍형 공법과 이중통풍형 공법간에는 별 차이는 없었으나, 계절별로는 봄과 겨울의 처리효율이 85~93%로 약간 낮았고, 가을의 처리효율이 97~99%로 가장 높았으며, COD 처리효율도 BOD와 비슷한 경향이었다. SS 처리율은 공법별 및 계절별로 별 차이가 없이 약 93~98%로서 전반적으로 처리효율이 매우 높았다. 계절별 총 질소 처리율은 봄, 여름 및 겨울에는 별 차이가 없었으나, 사계절중 가을의 총 질소 처리효율이 약 61%로서 가장 높았다. 계절별 총 인 처리율은 봄과 겨울의 처리효율이 58~62%로 약간 낮았고, 여름과 가을의 처리효율이 68~71%로서 가장 높았다.

이상기후 하에서의 방류수중의 BOD 처리효율은 이중 통풍형 공법이 단일 통풍형 공법에 비해 약간 높았으며, 장마기와 혹한기에는 연평균 처리 효율에 비해 약간 낮아져 약 86~91%이었고, 가뭄시의 BOD 처리효율은 약 94~96%로 가장 높았으며, COD 처리효율도 BOD와 비슷한 경향이었다. 이상기후 하에서 방류수중의

SS 처리효율은 가뭄기와 혹한기는 연평균 처리 효율과 별 차이가 없었으며, 장마기에는 SS 처리효율이 약 9~10% 감소하여 약 81~84%정도이었다. 이상기후 하에서 방류수중의 총 질소와 총 인 처리효율은 장마기와 혹한기에서는 연평균 하수처리 효율에 비해 약간 감소하였으며, 가뭄기의 총 질소 처리효율은 연평균 하수처리 효율에 비해 약간 증가하였다.

현장 하수처리장에서 하수처리 경과시기에 따른 방류수중의 BOD 처리효율은 1차년도(2002년)는 약 87~88%, 2차년도(2003년)는 약 97%로서 2차년도가 1차년도에 비해 약간 증가되었고, COD 및 SS 처리효율도 비슷한 경향이었다. 하수처리 경과시기에 따른 방류수중의 총 질소 처리효율은 1차년도(2002년)가 약 49~53%이었으며, 2차년도(2003년)는 약 59~60%로서 2차년도가 1차년도에 비해 약간 증가되었으며, 총 인 처리효율도 총 질소와 비슷한 경향이었다.

현장 하수처리장에서의 하수중의 일반세균은 하수원수가 약 410,000CFU/㎖이었으며, 방류수중에는 4,800~5,100CFU/㎖정도이었고, 대장균군은 하수원수가 약 1,020CFU/㎖이었으며, 방류수중에는 10~20CFU/㎖정도이었다.

현장 하수처리장에서의 하수 부하량에 따른 일반세균 및 대장균은 하수 부하량이 증가함에 따라 단일 통풍형 구조와 이중 통풍형 구조를 통과한 호기성조 처리수와 방류수 모두에서 약간 증가하는 경향이었며, 동일한 하수 부하량에서는 이중 통풍형 공법이 단일 통풍형 공법에 비해 일반세균 및 대장균이 적었고, 호기성조의 혐기성화, 하수원수의 혐기성조 주입, 방류수의 호기성조 재처리 및 하수처리장 병합방법으로 수처리 공법을 개선함에 따른 일반세균 및 대장균은 전반적으로 별 차이가 없었다.

현장 하수처리장에 이식한 수초의 생육상황을 조사한 결과 호기성조와 혐기성조에서의 수초는 하수처리 시일이 경과할수록 전반적으로 왕성하게 성장하였으며, 겨울철에는 모든 수초가 고사하였다가 이듬해에는 전년도에 비해 더욱 왕성하게 성장하였고, 무기성분 함량은 하수처리 시일이 경과할수록 비슷하거나 약간씩 감소하는 경향을 나타내었지만 감소량은 매우 미미하였다.

수초 생육시기에 따른 질소 흡수량은 호기성조와 혐기성조 모두에서 수초 이식 후 시일이 경과함에 따라 점점 증가하였고, 질소 흡수량이 최대인 수초이식후 240일인 10월의 하수처리장 단위면적당 각 수초의 질소 흡수량은 호기성조에 이식한 갈대가 34g/㎡, 달뿌리풀이 7.1g/㎡, 혐기성조에 이식한 노랑꽃창포가 85.8g/㎡, 삿

갓사초가 30.2g/㎡, 물억새가 6.98g/㎡ 그리고 큰고랭이가 21g/㎡으로서 호기성조에는 갈대> 달뿌리풀 순이었고, 혐기성조에는 노랑꽃창포≫삿갓사초> 큰고랭이> 물억새 순이었다.

수초 생육시기에 따른 인 흡수량도 질소흡수량과 비슷한 경향으로, 인 흡수량이 최대인 수초이식 후 240일인 10월의 하수처리장 단위면적당 각 수초의 인 흡수량은 호기성조에 이식한 갈대가 1.4g/㎡, 달뿌리풀이 0.7g/㎡, 혐기성조에 이식한 노랑꽃창포가 6.5g/㎡, 삿갓사초가 1.5g/㎡, 물억새가 0.9g/㎡ 그리고 큰고랭이가 1.7g/㎡으로 호기성조에는 갈대> 달뿌리풀 순이었고, 혐기성조에는 노랑꽃창포≫ 큰고랭이≒ 삿갓사초 > 물억새 순이었다.

호기성조와 혐기성조 모두에서 무기성분 흡수량은 수초 이식 후 하수처리 시일이 경과함에 따라 점점 증가하였다.

현장 하수처리장에 사용한 여재의 이화학적 특성을 조사한 결과는 다음과 같다.

여재의 물리적 특성 중 입경분포도는 하수처리시기가 경과함에 따라 호기성조와 혐기성조 모두에서 원여재와 별 차이가 없었고, 가비중은 하수처리시기가 경과함에 따라 원여재와 별 차이 없이 약 1.49~1.56g/㎤이었으며, 공극율은 하수처리시기가 경과함에 따라 호기성조와 혐기성조 모두에서 다소 차이는 있었으나 그 차이는 미미하였다.

여재의 화학적 특성중 pH, EC, 유기물, 총 질소, NH_4-N, NO_3-N, 총 인 및 기타 무기성분 함량은 하수처리 시일이 경과하여도 별 차이가 없었으며, 유기물 및 총 질소함량은 하수처리장 호기성조 표층이 다른 층위에 비해 높았고, 혐기성조의 유하거리 0m가 다른 유하거리에 비해 높았다.

하수처리장의 하수처리 시일에 따른 여재 표면의 생물막은 호기성조와 혐기성조 모두에서 총세균수가 가장 많았고, 모든 미생물은 전반적으로 호기성조가 혐기성조보다 많이 분포하였고, 모든 미생물상은 하수처리 시일이 경과할수록 점차 증가하였다.

현장 하수처리장에서의 오염물질의 수지는 유입되는 하수중의 총 오염물질 부하량, 호기성조 처리량, 혐기성조 처리량 및 오염물질 총 방류량으로 구분하였으며, 호기성조와 혐기성조 처리량은 각각 수초에 의한 흡수, 여재에 의한 흡착, 그리고 수초와 여재에 의한 처리를 제외한 기타 침전, 여과 및 미생물 등의 작용에 의한

처리로 나누었다.

현장 하수처리장 운전 2년 동안 하수의 유입량은 평균 약 10~11㎥/day정도였으며, 호기성조와 혐기성조를 통과하면서 총 유입량의 약 14~18%정도인 1.4~2㎥/day정도가 증발산되어 최종 방류되는 하수는 약 8.5~9㎥/day정도였다.

현장 하수처리장에서의 BOD 총 부하량은 연간 약 355~433㎏정도였으며, 호기성조에서 BOD 총 부하량의 약 91%이상 처리되었으며, 혐기성조에서 BOD 총 부하량의 약 5%이상 처리되어 총 BOD 방류량은 BOD 총 부하량의 약 2.5%이하로 방류되었다. COD 총 부하량은 연간 약 161~249㎏정도였으며, 호기성조에서 COD 총 부하량의 약 72%이상 처리되었으며, 혐기성조에서 COD 총 부하량의 약 4~12%이상 처리되어 총 COD 방류량은 COD 총 부하량의 약 14%이하로 방류되었다. SS 총 부하량은 연간 약 139~188㎏정도였으며, 호기성조에서 SS 총 부하량의 약 90%이상 처리되었으며, 혐기성조에서 SS 총 부하량의 약 1~5%이상 처리되어 총 SS 방류량은 SS 총 부하량의 약 4%이하로 방류되었다.

총 질소는 호기성조에서 총 질소 총 부하량의 약 35.6%이상 처리되었고, 혐기성조에서 총 질소 총 부하량의 약 24.1%이상 처리되었다. 총 질소 처리량 중 호기성조 처리량은 수초의 흡수량이 총 질소 총 부하량의 약 1.5%이상이었으며, 여재의 흡착량이 총 질소 총 부하량의 약 6.0%이상이었고, 수초와 여재에 의한 처리 외의 기타 처리가 총 질소 총 부하량의 약 23.9%이상이었다. 총 질소 처리량 중 혐기성조 처리량은 수초의 흡수량이 총 질소 총 부하량의 약 3%이상이었으며, 여재의 흡착량이 총 질소 총 부하량의 약 5.4%이상이었고, 수초와 여재에 의한 처리 외의 기타 처리가 총 질소 총 부하량의 약 15.3%이상이었다.

총 인은 호기성조에서 총 인 총 부하량의 약 37%이상 처리되었고, 혐기성조에서 총 인 총 부하량의 약 30%이상 처리되었다. 총 인 처리량 중 호기성조 처리량은 수초의 흡수량이 총 인 총 부하량의 약 3.8%이상이었으며, 여재의 흡착량이 총 인 총 부하량의 약 8.8%이상이었고, 수초와 여재에 의한 처리 외의 기타 처리가 총 인 총 부하량의 약 15.3%이상이 되었다. 총 인 처리량 중 혐기성조 처리량은 수초의 흡수량이 총 인 총 부하량의 약 8.1%이상이었으며, 여재에 흡착량이 총 인 총 부하량의 약 7.8%이상이었고, 수초와 여재에 의한 처리 외의 기타 처리가 총 인 총 부하량의 약 12.7%이상이었다.

제 4 장 목표달성도 및 관련분야에의 기여도

제 1 절 연구개발목표 달성도 및 관련분야에의 기여도

수초 모래 자갈을 이용한 환경친화형 자연정화공법에 의한 농촌하수처리시스템 개발을 위해 소형 하수처리장치를 설계 및 시공하여 여러 조건에서의 하수처리 효율, 수초의 생육상황, 여재의 이화학적 특성 및 여재부착 미생물상을 조사하여 환경친화형 자연정화공법에 의한 농촌하수처리시스템의 최적조건을 구명하였고, 이 결과를 토대로 하여 농촌마을의 실지 현장 하수처리장을 설계 및 시공하여 각 조건별 하수처리 효율, 수초의 생육상황, 무기성분 함량 및 흡수량, 여재의 이화학적 특성 및 여재 부착 미생물상 등을 조사하였다. 그리고 현장하수처리장에서의 BOD, COD, SS, 총 질소 및 총 인 등의 오염물질의 수지를 조사하였고, 또한 하수처리장의 장기간 사용을 위해 하수처리장의 설계변수 및 시공을 규격화하고 관리운영 지침서를 제시하여 Table 4-1에서 보는 바와 같이 계획된 연구목표를 달성하여 관련분야에 기여하였다.

Table 4-1. Accomplishment and major contribution.

구 분	연구개발 목표달성도		관련분야에의 기여도
	연구개발목표	달성도 (%)	
1차년도 (2000.7.24 ~ 2001.7.23)	**환경친화형 농촌하수처리시스템 개발을 위한 기초실험** o. 소형 하수처리장치 설계, 제작 및 시운전 o. 여재 입경별 수처리 효율 o. 수처리 공법개선에 따른 수처리 효율 o. 수초의 생육상황 o. 여재의 이화학적 특성 o. 미생물상 변화	100 100 100 100 100 100	o. 자연정화공법에 사용되는 최적 여재입경을 선정하여 국내환경에 적합한 여재를 선정하여 자연정화공법에 의한 하수처리 기술의 기초확립. o. 소형 하수처리장치에서 질소와 인의 처리효율을 극대화시킬 수 있는 방안을 연구하여 금후 방류수 수질기준의 강화에 따른 대책을 마련함.

(Continue)

구 분	연구개발 목표달성도		관련분야의 기여도
	연구개발목표	달성도 (%)	
2차년도 (2001.7.24 ~ 2002.7.23)	**환경친화형 현장 농촌하수처리시스템 개발** o. 현장 하수처리장 설계 및 시공 o. 하수처리 공법별 수처리 효율 o. 하수 부하량에 따른 수처리 효율 o. 수처리 공법개선에 따른 수처리 효율 o. 수초의 생육상황 및 무기성분 흡수량 o. 여재의 이화학적 특성 o. 미생물상 변화	100 100 100 100 100 100 100	o. 소형 하수처리장치에서 최적조건을 토대로 실제 농촌마을 현장의 하수처리장에 실용화하였음. o. 단일통풍형공법과 이중통풍형공법을 동시에 연구함으로서 공법간의 비교연구결과를 확보함. o. 하수 부하량에 따른 효율 조사로 농촌의 하수부하 변동에 대한 적응을 위한 기초자료를 확보함. o. 소형 하수처리장치에서 확립된 질소와 인의 처리효율 향상기술을 현장하수처리장에 적용함.
3차년도 (2002.7.24 ~ 2003.7.23)	o. 계절별 수처리 효율 o. 이상기후에서의 수처리 효율 o. 하수처리 경과시기에 따른 수처리 효율 o. 수초의 생육상황 및 무기성분 흡수량 o. 여재의 이화학적 특성 o. 미생물상 변화 o. 오염물질의 물질수지	100 100 100 100 100 100 100	o. 계절별, 이상기후별 및 하수처리 경과시기별 수처리 효율을 구명함으로서 자연환경변화에 대한 대응성 및 적합성 여부를 확인함. o. 오염물질의 물질수지를 구명함으로서 하수처리장의 효율적 설계 및 시공을 가능하게 하는 기초자료를 제공함. o. 농촌의 주변 환경과 조화를 잘 이루면서 유지관리비가 소요되지 않고, 한번설치로 반영구적으로 사용할 수 있는 마을단위 하수처리 시스템을 개발함.

(Continue)

구 분	연구개발 목표달성도		관련분야의 기여도
	연구개발목표	달성도 (%)	
종 합	o. 연구계획대 진행 여부 o. 결과도출의 타당성 o. 연구목적 달성 여부 o. 사회 기여도	100 100 100 100	o. 현행 일반적인 생물학적 공법과 기계식 공법에 비하여 시설비용이 저렴하고, 간단하게 설치 유지할 수 있으며, 고급 기술관리인력을 요구하지 않아 유지관리비가 거의 소요되지 않고 슬러지 등 부산물을 발생하지 않으며 한번 설치로 반영구적으로 사용할 수 있으며, 주변환경과 조화를 잘 이룰 수 있는 우리 나라 실정에 맞는 환경친화형 자연정화공법에 의한 농촌하수처리시스템을 개발함.

제 2 절 평가 착안점

농촌의 소규모로 발생하는 하수처리를 위한 현행 일반적인 공법은 도시생활하수의 처리공법인 활성슬러지법, 장기폭기법, 산화구법, 고도합병정화시스템 및 고효율 오수정화법 등 40여 종류의 기계식 처리공법들이 보급되고 있다. 이와 같이 하수처리공법이 난립하고 있는 것은 그 만큼 농촌하수처리가 어렵다는 것을 미루어 짐작할 수 있다.

따라서 농촌의 마을단위 하수처리장은 현행 생물학적 공법과 기계식 공법에 비하여 시설비용이 저렴하고, 간단하게 설치 유지할 수 있으며, 고급 기술관리인력을 요구하지 않아 유지관리비가 거의 소요되지 않고, 슬러지 등 부산물을 발생하지 않으며, 한번 설치로 반영구적으로 사용할 수 있고, 주변환경과 조화를 잘 이룰 수 있는 공법이라야 하므로 Table 4-2와 같은 평가착안점에 따라 평가하였다.

본 과제에 의해 개발된 환경친화형 자연정화공법에 의한 농촌마을단위 하수처리시스템은 농촌 마을단위 하수처리에 가장 적합한 공법으로 판단된다.

Table 4-2. Indicator of evaluation.

평가의 착안사항	척 도 (점수)				평가
	A	B	C	D	
농촌 마을단위 하수처리장에서 하수처리 효율	10	8	6	4	10
계절에 따른 하수처리 효율의 안정성	10	8	6	4	10
하수처리장의 하수 부하량에 대한 대응성	10	8	6	4	10
가뭄시 하수처리 효율의 안정성	5	4	3	2	5
장마시 하수처리 효율의 안정성	5	4	3	2	5
혹한기 하수처리 효율의 안정성	5	4	3	2	5
이상기후로 인한 하수처리장의 안전성	5	4	3	2	5
2차 오염원 발생유무	5	4	3	2	5
하수처리장의 시설비	5	4	3	2	5
하수처리장의 유지관리비	5	4	3	2	5
하수처리장의 수명	10	8	6	4	10
농촌 마을의 자체적인 운영관리 가능여부	5	4	3	2	5
고급기술관리 인력 소요유무	5	4	3	2	5
마을단위하수처리장의 실용화여부	10	8	6	4	10
주변환경과의 조화	5	4	3	2	5
평가 총점	100				100

제 5 장　연구개발결과의 활용계획

제 1 절 기대효과

본 연구과제의 수초 모래 자갈을 이용한 환경친화형 자연정화공법에 의한 농촌하수처리시스템개발 결과 하수처리 효율면이나, 시설 및 유지관리비 등 경제적인면에서 타 공법에 비해 매우 우수한 환경친화형 하수처리공법으로서 금후 농촌의 마을단위 하수처리에 보급되어 농촌 하수처리 문제를 해결할 수 있을 것으로 기대된다.

1. 기술적 측면

o. 현행 일반적인 하수처리장에서 발생하는 침전물이 본 공법에는 없으므로 하수처리장의 침전지가 불필요함.
o. 농어촌의 불규칙적인 하수 발생량의 변화에 쉽게 적응할 수 있을 뿐만 아니라 고농도의 유기물질에도 쉽게 적응할 수 있을 것임.
o. 하수처리장 운전시 고급기술인력을 요하지 않음.
o. 하수처리과정 중 악취를 유발하지 않음.
o. COD 및 BOD성 오염물질 뿐만 아니라 질소 및 인을 효과적으로 처리할 수 있음.
o. 본 자연정화공법에 의한 하수처리장은 고장이 없고 한번 설치로 반영구적으로 사용할 수 있을 것임.

2. 경제·산업적 측면

o. 자연정화방식으로 하수를 처리하므로 유지관리비용이 소요되지 않으며, 화학약품이 사용되지 않고, 슬러지의 발생이 없어 2차 환경오염물질이 발생되지 않음.
o. 기존 처리장은 설치비용이 1인당 100여 만원 정도이나 본 자연정화공법에 의한 하수처리장은 1인당 40~60만원 정도가 투자될 것으로 예상되어 초기 투자비용이

매우 저렴함.

o. 본 자연정화공법에 의한 하수처리시스템은 농촌뿐만 아니라 하수처리 발생량이 적은 산악지대의 군부대 및 외딴 호텔 등의 점오염원을 처리하는 공법으로도 좋을 것으로 사료 됨.

o. 마을, 산 및 하천 둔치 등에 설치 할 수 있으므로 주변환경과 잘 부합되어 처리장 주변에 조류, 곤충의 서식지로 이용되어 생태계복원에 기여할 것임.

제 2 절 활용방안

o. 농촌마을 단위의 하수처리에 직접 활용.

o. 전원주택단지

o. 전원 요식업체 및 호텔

o. 각종연수원, 관광단지, 휴양지

o. 산중의 사찰

o. 산간벽지 군부대.

o. 오염하천의 정화

제 3 절 추가연구의 필요성

본 과제에 의해 개발된 환경친화형 자연정화공법에 의한 농촌하수처리시스템은 농촌 마을단위 하수처리에 가장 적합한 공법으로 판단되며, 현행 방류수 수질기준인 질소 60㎎/ℓ과 인 8㎎/ℓ은 충분히 만족시키고 있다. 그러나 한강수계중 특별대책 지역은 2002년부터 이미 시행되고 있으며, 한강수계중 상류지역과 낙동강, 금강, 영산강 수계지역은 2004년부터 적용할 계획으로 되어 있고, 기타 전 지역은 2008년부터 강화될 방류수 수질기준인 질소 20㎎/ℓ과 인 2㎎/ℓ은 장기적으로 항상 충분히 만족시킨다고 단정 지우기는 어렵다. 따라서 장기적으로 볼 때 농촌 마을단위의 생활하수 처리시 금후 강화될 수질기준을 여유 있게 만족시키면서 보다 안정적이고 효과적인 질소 및 인의 체계적인 처리기술개발이 요구된다.

제 4 절 타연구에의 응용 및 기업화 추진방안

본 환경친화형 농촌하수처리시스템은 현재까지 연구된 기술로도 타 공법과 비교하여 기술적인 경쟁력을 충분히 갖고 있다. 현재까지 개발된 유기성 오염물질의 처리기술은 고농도의 오·폐수의 처리에도 적용이 가능할 것으로 판단되나 오·폐수 처리에 적용을 하기 위해서는 질소와 인의 처리기술등 기술의 개선 및 보완이 필요할 것으로 사료된다.

본 연구과제에 의해 개발된 환경친화형 농촌하수처리시스템은 현장에 직접 적용시켜 개발되었기 때문에 기업체와 함께 산업화하여 농촌의 마을단위 하수처리장에 보급되어 농촌 하수처리 문제를 해결할 수 있을 것이다.

제 6 장 연구개발과정에서 수집한 해외과학기술정보

본 환경친화형 농촌하수처리시스템 연구와 관련하여 최근 자연정화공법에 관한 기초적인 연구가 전세계적으로 수행되고 있고, 특히 중앙유럽의 여러 나라에서 연구가 활발히 진행되고 있다.

이들 중 자연정화공법의 연구에 가장 앞서 있는 독일은 학문적, 기술적인 문제를 종합적으로 연구하기 위해 독일환경연방재단에서 여러 연구기관과 공동으로 연구를 수행하고 있는 중으로 핵심 연구내용은 탈질, 인처리, 여재의 오염과 공극폐쇄, 토양여과의 생태, 미생물상 변화 등이다.

또한 전세계적으로 인공습지에서 질소와 인의 처리기술을 개발하기 위한 기초연구가 진행되고 있다. 인공습지에서 질소에 관한 연구로는 소형 장치에서 탈질을 이용하여 질소처리효율을 향상시키는 연구가 수행중에 있으며, 이 외에도 여러 조건하에서 질소처리를 위한 연구가 수행중에 있고, 인에 관한 연구로는 인의 여재종류에 따른 인 흡착능 연구가 몇몇 연구자에 의해 진행되고 있으며, 또한 electric arc furnace(EAF) steel slag 등과 같은 여러 종류의 여재를 사용하여 인 흡착능 향상을 위한 연구가 기초연구수준에서 꾸준히 연구되고 있으며, 이를 토대로 하수처리장에서 인의 포화로 인한 하수처리장의 수명예측을 위한 연구를 수행할 계획에 있다.

그러나 본 과제와 유사한 하수처리장에서의 질소와 인의 처리와 관련된 구체적인 연구는 많치 않다. 특히, 국내에서 질소와 인은 앞으로 방류수 수질기준이 강화됨에 따라 질소와 인 처리기술 개발에 관한 구체적이고 체계적인 연구가 필요하며, 해외에서의 질소와 인 처리기술과 관련된 연구는 국내의 환경에 적합하지 않아 국내 환경에 적합한 질소와 인 처리기술의 체계적인 연구가 추후 필요할 것이다.

제 7 장 참고문헌

1. 김형중, 김선주, 윤춘경, 1997, 오염부하량 및 유하거리가 인공습지에 의한 폐수처리 효율에 미치는 영향, 한국농공학회지, 39(5) : 97~108.
2. 안원식, 1996, 하천계획의 현황과 문제점, 한국수자원학회지, 29(2) : 17~20.
3. 권순국, 윤춘경, 1999, 흡수성 Biofilter를 이용한 농촌 소규모 오수처리 시설의 성능, 한국환경농학회지, 18(4) : 310~315.
4. Johannes Laber, Raimend Haberl and Roshan Shresthsa, 1999, Two-stage constructed wetlands for treatment hospital wastewater in Nepal, *Wet. Sci. Tech.*, 40(3) : 317~324.
5. 환경부, 2000, 환경백서, 환경부, 357~486.
6. 정동양, 1999, 자연친화형 농어촌 하수처리장 모델개발, 한국환경복원녹화기술학회지, 2(1) : 10~20.
7. 장병일, 2001, 인공습지하수처리장에서 수초 및 골재의 특성, 경상대학교 석사학위논문.
8. 최진식, 2001, 농어촌 하수처리장의 수처리 효율 비교, 경상대학교 석사학위논문.
9. 김혜주, 1999, 자연형 하천 조성을 통한 하천의 자정능력향상-식물의 수질정화작용을 중심으로, 한국수자원학회지, 32(5) : 148~152.
10. 양홍모, 1999, 수자원보전을 위한 점원 및 비점원 오염물의 자연생태적 친환경적 처리 인공습지 및 연못-습지 시스템, 한국수자원학회지, 32(5) : 111~123.
11. 이도원, 송동하, 임경수, 박은진, 강호정, 1999, 식생을 이용한 수질 관리 - 생태구, 경관, 유역 규모에서 생태학적 접근, 한국수자원학회지, 32(5) : 134~147.
12. 윤석만, 1998, 수초·골재 하수처리 모형을 통한 자정력 분석, 한국교원대학교 석사학위논문.
13. 한국수도협회, 1998, 한국부제정 상수도시설기준, 9~12.
14. 환경부, 1996, 마을 하수도 시설기준 및 효율적 관리방안 연구, 2~10.
15. 공동수 외, 호소내 오염하천 유입부의 식물에 의한 정화처리 연구(Ⅱ). 국립환경연구원, NIER No. 96-17-488, pp.247

16. 박석순, 1996, 정체수계에 위치한 혼합수역의 수질전산 모델 개발, 한국과학재단 연구보고서, 과제번호 : 931-1300-006-2, 77.
17. 이두호, 박석순, 1994, 지구촌 환경재난, 도서출판 따님, 250.
18. Seidel. K., 1966, Die verwendung der flechtbinse fuer die trinkwasser-versorgung, Wasserwirtschaft in Nordrhein Westfalen, Muenchen.
19. Seidel. K., 1965, Phenolabbau im wasser durch scirpus lacustris L. waehrend einer versuchsdauer von 31 monaten, *Naturwissenschaften* 552, S. 398.
20. 김복영, 김규식, 박영대, 1998, 畜産廢水의 오염물질제거를 위한 수초선발이용 연구, 한국환경농학회지, 7(2) : 111～116.
21. 김규식, 조일환, 우기대, 1986, 축산폐수오염의 생물학적 제거방법연구, 농업기술연구소보고서(화학부편), 26～31.
22. Kickuth, 1970, Ökochemische Leistungen höherer Pflanzen, *Die Naturwissenschaften*, 57, S. 55～61.
23. 이덕배, 김종구, 강종국, 김선보, 소재숙, 이경주, 1994, 갈대 사상여과법을 이용한 축산폐수정화, 한국환경농학회지, 13(2) : 231～239.
24. 이광식, 장정렬, 김영경, 박병흔, 1999, 저수지 수질개선을 위한 인공식물섬 조성에 관한 연구, 한국환경농학회지, 18(1) : 77～82.
25. 공동수, 1997, 대형수생생물을 이용한 수질개선기법의 현황과 전망, 과학재단 학연산연구교류회, 198 : 1～50.
26. George. M. Huddleston., W. Barry. Gillespie. and John. H. Rodgers., 2000, Using Constructed Wetlands to Treat Biochemical Oxygen Demand and Ammonia Associated with a Refinery Effluent, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 45 : 188～193.
27. W. Bradley. Hawkins., John. H. Rodgers. Jr., W. B. Gillespie. Jr., A. W. Dunn., P. B. Dorn. and M. L. Cano., 1997, Design and Construction of Wetlands for Aqueous Transfers and Transformations of Selected Metals, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 36 : 238～248.
28. Dani Vrhovsek, Vlasta Kukanja and Tjasa Bula, 1996, Constructed Wetland(CW) for industrial waste water treatment, *Wat. Res.*, 30(10) :

2287～2292.

29. Srinivasan Neralla, Richard. W. Weaver., Bruce. J. Lesikar. and Russell. A. Persyn., 2000, Improvement of domestic wastewater quality by subsurface flow constructed wetlands, *Bioresource Technology*, 75(2000) : 19～25.
30. Chris. C. Tanner., John. S. Clayton. and Martin. P. Upsdell., 1995, Effect of loading rate and planting on treatment of dairy farm wastewaters in constructed wetlands-Ⅱ. Removal of nitrogen and phosphorus, *Wat. Res.*, 29(1) : 27～34.
31. Shuh Ren Jing, Yin Feng Lin, Der Yuan Lee and Tze Wen Wang, 2000, Nutrient removal from polluted river water by using constructed wetlands, *Bioresource Technology*, 75(2001) : 131～135.
32. C. C. Tanner., J. P. S. Sukias. and M. P. Upsdell., 1999, Substratum phosphorus accumulation during maturation of Gravel-Bed constructed wetlands, *Wet. Sci. Tech.*, 40(3) : 147～154.
33. P. Griffin., P. Jennings. and E. Bowman., 1999, Advanced nitrogen removal by rotating biological contactors, recycle and constructed wetlands, *Wet. Sci. Tech.*, 40(4～5) : 383～390.
34. James. J. Sartoris., Joan. S. Thullen., Larry. B. Barber. and David. E. Salas., 1998, Investigation of nitrogen transformations in a southern California constructed wastewater treatment wetland, *Ecological Engineering*, 14(2000) : 49～65.
35. J. Huang., R. B. Reneau. Jr. and C. Hagedorn., 2000, Nitrogen removal in constructed wetlands employed to treat domestic wastewater, *Wat. Res.*, 34(9) : 2582～2588.
36. 최인선, 1998, 수생식물을 이용한 수질정화기술, 현대(8월호), 40～41.
37. Geller. G., 1997, Juengere Erfahrungen mit Pflanzenklaeranlagen. Wasser Abwasser Praxis(=WAP), 5 : 27～32.
38. 양홍모, 1995, 하수처리 및 재활용 연못시스템의 국내응용, 대한상하수도학회, 9(2) : 108～117.
39. Oswald. W. J., 1988, Micro-Algae and Wastewater Treatment, in

Micro-Algae Biotechnology, M. A. Borowitzka and L. J. Borowitzka. (Eds), Cambridge University Press, 357～414.

40. Corbitt. R. A. and Bowen. P. T., 1994, Constructed wetlands for wastewater treatment, in Applied Wetlands science and technology, Kent, D. M. (ed.), Publishers Lewis, 221～241.
41. EPA(U.S. Environment Protection Agency), 1988, Constructed wetlands and aquatic plant systems for municipal wastewater treatment, EPA/625/1-88/022, Cincinnati Ohio, 241.
42. Schueler. T. R., 1992, Design of Stormwater wetland System : guidelines for creating diverse and effective stormwater wetlands in the mid-atlantic Region, Metropolitan Washington Council of Governments, Washington, DC.
43. Adamus. P. R. and Stockwell. L. T., 1983, A method for wetland functional assessment : Vol. I. Critical review and evaluation concepts US Dept. Transportation, Federal highway administration, Report FHWA IP : 82～83. Washington, DC., 176.
44. Delgado. J., 1986, Perspectivas economicas de los parques nacionales Venezolanos, 60～65 In : E. Cardich(ed.). conservando el patrimonio natural de la region meotropical, IUCN, Gland, Switzerland, 142.
45. Heyman. A. M., 1988, Self-Financed Resource : A direct approach to maintaining marine biological diversity. Paper presented at workshop on economics, IUCN General assembly, 4-5 february 1988, Costa Rica, 234～235.
46. Coley. R., 1985, Submission to the inquiry on federal water policy, Ottawa. Ontario. Unpublished, 12.
47. Lahmann. E., 1989, Formulacion de un proyecto de conservacion de los recursos naturales Para la Zona de manglaves de Estero Real, Nicaragua. Mineographeol report, IUCN, San Joes, Costa Rich, 25.
48. Saenger. P., E. J. Hegerl. and J. P. S. Pavie.(eds.), 1983, Global status of Mangrove ecosystems. IUCN Commission on ecology papers No. 3. Gland, Switzerland, The environment list 3, Supplement No. 3. 100.

49. 김명화, 1996, 수종 습지식물에 의한 질소와 인의 제거능에 관한 연구, 목포대학교 석사학위논문.
50. Brix. H., 1993, Wastewater treatment in constructed wetlands : system design, removal processes, and treatment performance, 9~22 In : Moshiri. G. A.(ed.), Constructed Wetlands for Water Quality Improvement. Lewis publishers, Boca Raton, FL.
51. 김건중, 2000, 갈대습지를 이용한 군부대 오수정화 효율의 향상, 대전대학교 석사학위논문
51. Brooks. K. N., P. F. Folliott., H. M. Gregersen., and J. L. Thames., 1991, Hydrology and the management of watersheds, Iowa State University Press, Ames, IW.
52. Lee. D., Lee. K., Kang. S., and Kim. S., 1998, Effect of landscape surface characteristics on material redistribution and environmental management perspectives, A paper presented at the first Joint Symposium of Hokkaido University and Seoul National University, Sapporo, Japan, August, 11~12.
53. Lee. D., Kang. S., and D. S. Ojima., 1999, Retention of leaf litter, soil particles and nutrients by undergrowth and woody debris in a forested and an agricultural area(manuscript).
54. 이도원, 1997, 떠도는 생태학, 범양사출판사. 서울.
55. Lowrance. R., G. Vellids., and R. K. Hubbard., 1995, Denitrification in a restored riparian forest wetland, *Journal of Environment Quality*, 24 : 808~815.
56. Martin. T., N. K. Kaushik., J. T. Trevors. and H. R. Whieley., 1999, Review : Denitrification in temperate riparian zones, *Water, Air and Soil Pollution*, 109 : 171~186.
57. Richardson. C. J., and Marshall. P. E., 1986, Processes controlling movement, storage, and export of phosphorus in a fen peatland, *Ecological Monographs*, 56 : 279~302.
58. Hofmann. K., 1992, Entwaesserung und Veredung von Klaershlamm in Schilfbeeten, Diss, Uni. Tuebingen.

59. Wissing. F., 1995, Wasserreinigung mit Pflanzen, Stuttgart.
60. Verhoeven. J. T. A., and A. F. M. Meuleman., 1999, Wetlands for wastewater treatment : Opportunities and limitations, *Ecological Engineering*, 12 : 5~12.
61. Kern. J., and C. Idler., 1999, Treatment of domestic and agricultural wastewater by reed bed system, *Ecological Engineering*, 12 : 13~25.
62. 전해권, 1994, 미호천의 수질 및 식물중의 중금속 함량 조사, 공주대학교 석사 학위논문.
63. Geisler. G., 1965, The morphogenetic effect of oxygen on root, *Plant Physiol*, 40 : 85~88.
64. Teal. J. M. and J. Kanwisher., 1966, Gas transport in the marsh grass, Spartina alterniflora. *J. Exp. Bot*, 17 : 355~361.
65. Howes. B. L., R. W. Howarth., J. M. Teal. and I. Valiela., 1981, Oxidation-reduction potentials in a salt marsh : Spatial patterns and interactions with primary production, *Limnol. Oceanogr*, 28 : 350~360.
66. Penhale. P. A. and P. G. Wetzel., 1983, Structural and functional adaptations of eelgrass(*Zostera Marina* L.) to the anaerobic sediment environment, *Can. J. Bot*, 61 : 1421~1428.
67. Bradley. P. M. and J. T. Morris., 1990, Influence of oxygen and sulfide concentration on nitrogen uptake kinetics in Spartina alterniflora, *Ecology*, 71 : 282~287.
68. Hook. D. D. and R. M. M. crawford., 1978, Plant life in anaerobic environments, Ann Arbor Science. Michigan, 564.
69. Tate. R. L., 1979, Effect of flooding on microbial activities in organic Soil : Carbon metabolism, *Soil Science*, 128 : 267~272.
70. Delaune. R. D., C. N. Reddy. and W. H. Patrick. Jr., 1981, Organic matter decomposition in soil as influenced by and redox conditions, *Soil Biol, Biochem*, 13 : 533~534.
71. 윤춘경, 임융호, 김형중, 1997, 인공습지에 의한 농공단지 폐수처리, 한국환경농학회지, 16(2) : 170~174.

72. 조홍규, 2000, 수초·골재 하수처리장에서 정수식물의 생육 상태 조사, 한국교원대학교 석사학위논문.
73. 윤춘경, 권순국, 권태영, 1998, 인공습지의 농촌지역 오수정화시설에 적용가능성 연구, 한국농공학회지, 40(3) : 83~93.
74. 심우섭, 한인섭, 1998, 울산지역에 자생하는 갈대, 부들, 갈풀을 이용한 Reed-Bed의 생활하수 정화능력 연구, 한국환경과학회지, 7(2) : 117~121.
75. 정우용 외, 1999, 환경관계법규, (주)동화기술.
76. Armstrong. W., 1979, Aeration in higher plants, *Advances in Botanical Research*, 7 : 290~332.
77. Krasovskil. L. I. and V. A. Chaschchukhin, 1974, Oxygen regime of the rootstocks of common reed, *Soviet plant physiology*, 21(2) : 255~259.
78. Kickuth, R., 1970, Okochemiche Leistungen hoherer, Pflanzen Die Naturwissenschaft, 57.
79. Ronsch, B., 1985, Wurzelraumklaranlagen nach Kickuth, Mit Beitragen von Margarita Winter, Spenge-Wallenbruck, 2. Aufl.
80. 정재춘, 정영륜, 1994, 환경미생물학, 자유아카데미, 490~495.
81. 한국수자원공사, 1996, 기존 하수처리장에서 유기물 및 영양염류의 효율적처리기법 연구(1차년도), 수자원연구소, 28~36.
82. 오병권, 1999, 수초·골재 하수처리장에서 질산화와 탈질 과정에 관한 연구, 한국교원대학교 석사학위논문.
83. 안신환, 1998, 탈질 기능이 있는 인제거 미생물을 이용한 하수의 질소 및 인제거, 서울대학교 석사학위논문.
84. E. Geuenich., 1989, Untersuchungen über die umsetzung und Entfernung von Stickstoffverbindungen in der "Wurzelraumkäranlage Bünde", Diplomarbeit im Fachbereich Chemie, 4~22.
85. Simpkin. T. J. and Boyle. W. C., 1988, The lack of repression by oxgen of the denitrifying enxymes in actvated sludge, *Water Res.,* 22 : 1~206.
86. Berdick. C. R., Refling. D. R. and Stensel. H. D., 1982, Advanced biological treatment to achieve nutrient removal, *J. WPCF.,* 54 : 1078~1086.
87. Kornaros. M. and Lyberatos, G., 1997, Kinetics of aerobic growth of a

denitrifying bacterium, Pseudomonas denitrificans, in the presence of nitrate and/or nitrite, *Wat. Res.,* 31(3) : 479~488.

88. 윤춘경, 정재춘, 1996, 축조된 습지(wetland)를 이용한 폐수처리의 설계기준에 관한 연구, 유기성폐기물자원화학회지, 4(1) : 61~72.
89. 최근준, 1997, 패각을 이용한 수중의 인 제거 연구, 충남대학교 석사학위논문.
90. Henze. M., Harremoes. P., Jansen. J. la C. and Arvin. E., 1995, Wastewater treatment-biological and chemical process, Springer Verlag.
91. 황순진, 공동수, 1999, 습지의 인 Sink 기능에 영향을 미치는 생물학적 요인들, Korean J. Limnol, 32(2) : 79~91.
92. Smith. R. E., and J. Kalff., 1982, Size-dependent phosphorus uptake kinetics and cell quota in phytoplankton, *J. Phycol.,* 18 : 275~284.
93. Stevenson. R. J. and E. F. Stoermer., 1982, Luxuary consumption of phosphorus by five *Cladophora* epiphytes in Lake Huron, *Trans. Am. Microsc*, 101 : 151~161.
94. 첨단환경기술, 1996, 정석법에 의한 하·폐수중의 인제거, 첨단환경기술.
95. Momberg. G. A. and Oellermann. R. A., 1992, The removal of Phosphate by Hydroxyapatite and struvite crystallization in south Africa, *Wet. Sci.* Tech., 26(5~6) : 987~996.
96. Ferguson. J. F. and King, T., 1977, A model for aluminum phosphate precipitation, *J. Water control Pollt. Fed.*, 49(4) : 646~658.
97. 최근준, 왕창근, 1999, 패각을 이용한 수중의 인제거 기술 개발, Res. Rep. Env. Sci. Tech, Chungnam Nat'l Univ. Korea, 17 : 37~49.
98. 김문평, 한종대, 1997, 굴껍질을 복토제로 활용하기 위한 중금속과 유기물의 흡착능에 관한 연구, *J. of KSEE.,* 19(1) : 97~110.
99. 김하송, 영산강 집수역에서 삼림과 수생식물의 분포 및 하천 수질과의 관계, 목포대학교 박사학위논문
100. 최홍근, 1985, 한국산 수생관속식물지, 서울대학교 박사학위논문.
101. 신현철, 김영식, 조강현, 최홍근, 1997, 아산시 일대 수생식물 분포와 수환경의 관계-침수식물을 중심으로, 한국육수학회지, 30(4) : 423~429.
102. 정진숙, 1997, 수생식물을 이용한 농어촌 취락배수처리에 관한 연구, 동아대학

교 대학원 석사학위논문.

103. ATV H262, Behandlung von häuslichem Abwasser in Pflanzenbeeten, 1989

104. Hofmann, K., Kersch, D., Pawlowsky, Ch-M., 1981, Mitteilung : Verbesserung der chemischen bakteriologischen Wasserguete Durch natuerliche Wasserpflanenaufwuchs. zbl. Bakt. Hyg. 174 : 530～555

105. 이창복, 1979, 대한식물도감, 향문사, 68～230.

106. 김종택, 문경환, 김진우, 2001, 수질오염공정시험방법해설(하・폐수, 하천수, 호소), 신광출판사.

107. 정우용 외, 1998, 수질오염, 폐기물, 토양오염 공정시험방법, (주)동화기술.

108. 김동수 외, 1998, 토양화학분석법-토양, 식물체, 토양미생물, 농촌진흥청 농업기술연구소.

109. Kang. H., C. Freeman., Lee. D. and W. J. Mitsch., 1998, Enzyme activities on constructed wetland : Implication for water quality amelioration, *Hydrobiologia*, 368 : 231～235.

110. 윤춘경, 권순국, 우선호, 권태영, 1999, 농촌지역 수질개선을 위한 인공습지실험시설의 3년간 실험결과 검토, 한국물환경학회지, 15(4) : 581～589.

111. 홍문관법연구, 2001, 환경관계법규(Ⅱ) 수질편, 130.

112. 이용두, 김현희, 1999, 식물을 이용한 오수의 고도처리에 관한 연구, 한국환경과학회지, 8(1) : 75～81.

113. 박종화, 조용현, 1996, 자연형 하천계획의 하천생태학적 기초, 한국수자원학회지, 29(2) : 21～26.

114. 김수성, 신철 역, 1993, Imhoff 하수도・폐수처리 핸드북, 서울, 도서출판 동화기술, p. 132.

115. 내무부, 농어촌 간이오수 처리시설 사업추진 실무지침서, 1995

주 의

1. 이 보고서는 농림부에서 시행한 농림기술개발사업의 연구보고서입니다.

2. 이 보고서 내용을 발표할 때에는 반드시 농림부에서 시행한 농림기술개발사업의 연구결과임을 밝혀야 합니다.

3. 국가과학기술 기밀유지에 필요한 내용은 대외적으로 발표 또는 공개하여서는 아니됩니다.